

# 奄美大島のリュウキュウアユ (*Plecoglossus altivelis ryukyuensis*) 生息河川における付着藻類植生および一次生産力

阿部信一郎<sup>1</sup>・井口恵一朗<sup>1</sup>・米沢俊彦<sup>2</sup>・四宮明彦<sup>3</sup>

<sup>1</sup> 水産総合研究センター中央水産研究所 (〒 386-0031 長野県上田市小牧 1088)

<sup>2</sup> 鹿児島県環境技術協会 (〒 891-0132 鹿児島県鹿児島市七ツ島 1-1-10)

<sup>3</sup> 鹿児島大学水産学部 (〒 890-8580 鹿児島県鹿児島市郡元 1-21-24)

Shin-ichiro Abe<sup>1</sup>, Kei'ichiro Iguchi<sup>2</sup> Toshihiko Yonezawa and Akihiko Shinomiya<sup>3</sup>: Flora and primary productivity of stream periphyton in habitats of *Plecoglossus altivelis ryukyuensis* in Amami-Oshima Island, Japan. Jpn. J. Phycol. (Sorui) 56: 9–16, March 10, 2008

Stream periphyton provides the basic energetic resource for the grazing fish, *Plecoglossus altivelis ryukyuensis* Nishida, which is indigenous to the Amami-Oshima Island, Japan, and is in danger of extinction. To assess the growth conditions of this endangered grazing fish, we investigated the periphyton biomass, taxonomic composition and primary productivity in three large (3rd to 4th order) and two small (2nd order) streams inhabited by the fish. In all streams filamentous cyanobacteria were most abundant, although filamentous green algae were more abundant in the small streams than the large ones. Gross primary productivity (GP) and daily community respiration (CR) were estimated from diel oxygen curves using the single station method. The rate of GP (1.85 to 7.11 g O<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> day<sup>-1</sup>) to CR (3.95 to 24.83 g O<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> day<sup>-1</sup>) ranged from 0.07 to 0.55 and indicated that the habitats of the grazing fish were in heterotrophic state.

**Key Index Words:** Amami-Oshima Island, daily community respiration, diel oxygen change, gross primary productivity, *Plecoglossus altivelis ryukyuensis*, stream periphyton

<sup>1</sup>National Research Institute of Fisheries Science, Fisheries Research Agency, Komaki 1088, Ueda, Nagano, 386-0031 Japan

<sup>2</sup>The Foundation of Kagoshima Environmental Research and Service, Nanatsushima 1-1-10, Kagoshima, Kagoshima, 891-0132 Japan

<sup>3</sup>Faculty of Fisheries, Kagoshima University, Khorimoto 1-21-24, Kagoshima, Kagoshima, 890-8580 Japan

## 緒言

付着藻類は、河川生態系の主要な一次生産者であり、陸上から供給される有機物と共に河川生物群集を支える基礎的な食物エネルギーを供給している。付着藻類を主な食物とする藻食性動物は原生動物から魚類まで多岐に亘っており、それら藻食性動物の餌環境は付着藻類の現存量のほかに、その種類組成および一次生産力に強く依存している。例えば、付着藻類の種類により藻食性魚類の食べ易さが異なるほか (Abe *et al.* 2006)、藻食性貝類では、付着藻類の種類によって同化・吸収効率が異なり (Lamberti *et al.* 1989)、成長・繁殖にも影響を及ぼす事例が報告されている (Gregory 1983)。また、藻食性魚類の生息場所利用に関する調査では、付着藻類の現存量の多い場所ではなく、一次生産力の高い場所に多くの個体の集まることが報告されている (Power 1984, Abe *et al.* 2003)。

河川付着藻類の一次生産力は、現存量の増加量 (Stevenson 1990, 西村・安東 1991) および光合成量の測定により求められる。光合成量は、藻類の付着した基質を収容した容器内の溶存酸素濃度の変化あるいは添加した同位体炭素の吸収量から求める方法のほかに、河川水の溶存酸素濃度の日周変化より求める方法が考案されている (Bott 1996)。一次生産力の評価は測定方法によっても異なり、現存量の増加量から求める方法では純一次生産力が測定され、同位体炭素を用いた

光合成量の測定では総一次生産力と純一次生産力の間の値となることが知られている。一方、溶存酸素濃度の変化から求める方法では、総一次生産力のほかに、群集呼吸速度を求めることが出来る。なお、測定容器を用いた方法では、特定の基質に付着した藻類の光合成量を測定するため、局所的な一次生産力が求まるのに対し、河川水の溶存酸素濃度の日周変化から求める方法では、広範囲の一次生産力を測定することができる。しかし、再曝気の著しい急流やミズゴケおよび抽水植物群落などの発達している河川では、溶存酸素濃度の日周変化より付着藻類の一次生産力を求める場合、その値の解釈に注意が必要である。溶存酸素濃度の日周変化より一次生産力を求める方法は、Odum (1956) により考案され、海外の幾つかの河川において測定が試みられている (Meyer & Edward 1990, Wiley *et al.* 1990, Young & Huryn 1996)。しかし、日本の河川において測定した事例は極めて少ない (小椋ら 1976)。

奄美大島には、大陸島として形成された地史的な経緯から、多くの固有種および固有亜種が生息している。河川には固有亜種であるリュウキュウアユ (*Plecoglossus altivelis ryukyuensis* Nishida) が生息しており、現在、絶滅の危惧される魚類として個体群および生息環境の保全が求められている (環境省自然環境局野生生物課 2003)。奄美大島におけるリュウキュウアユの生息は、現在、住用地区を流れる川内川、

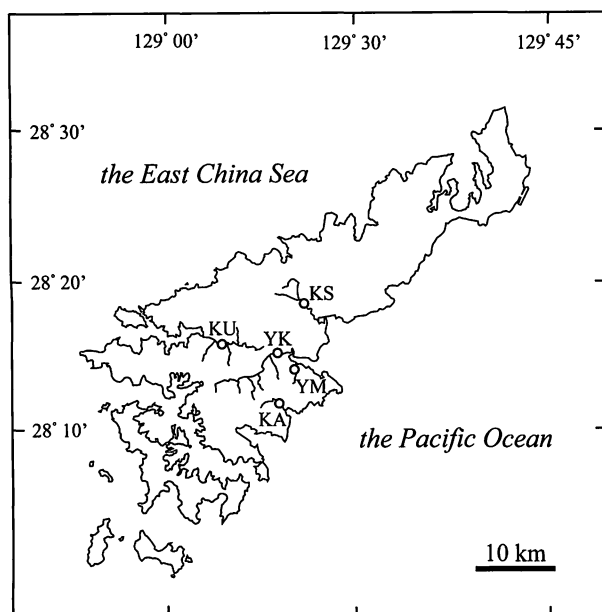


Fig. 1. Study sites in the three large streams, Kawachi River flowing in the Sumiyo area (KS), Yakugachi River (YK) and Kawachi River flowing in Uken area (KU), and two small streams, Yanma River (YM) and Katoku River (KA), in the Amami-Oshima Island, Japan.

住用川、役勝川および宇検地区を流れる河内川などの大きな河川のほかに、山間川、嘉徳川および大和川などの小河川において認められている。しかし、これまで、それらの河川において、リュウキュウアユの餌環境に関する調査は行われていない。

本研究では、リュウキュウアユの生息する主な河川において付着藻類の現存量、種類組成を調査するとともに、河川水の溶存酸素濃度の日周変化より一次生産力を測定し、餌環境の面からリュウキュウアユの生息環境について考察したので報告する。

## 方法

調査は、2006年7月23～25日、奄美大島を流れる5河川（川内川、役勝川、河内川、山間川、嘉徳川）にて行った（Fig. 1）。Strahler (1963) は、河川の大きさを、合流する支流の数および合流の仕方によって分類する方法を提案している。本研究では、Strahler (1963) の方法に従い、川内川、役勝川および河内川を多くの支流を持つ大きな河川（3rd～4th order streams）、山間川および嘉徳川を支流の少ない小河川（2nd order streams）とした。各河川の調査地点は、潜水調査を行い、リュウキュウアユの多く生息していた場所を選定した。また、調査地点の周辺には、ミズゴケおよび抽水植物の群落は認められなかった。

各調査地点において、流量を求めるため、川幅および横断面に沿った10箇所の流速および水深を測定した。流量は、川幅と横断面の平均流速および平均水深の積により算出した。また、流心に沿って無作為に選んだ6箇所において水深および流速を測定し、流心部における平均水深および平均流速

を算出した。なお、流速は、プロペラ式流速計（コスモ理研CR-7型）を用いて測定した。さらに、流心に沿って無作為に選んだ6箇所において、魚眼レンズ（オリンパス FCON-02）付きデジタルカメラ（オリンパス C-900 Zoom）を用いて全天写真を撮影した。全天写真において空が見える部分の面積比率を、コンピューターソフト（CanopOn 2 ver. 2.01, <http://takenaka-akio.cool.ne.jp/etc/canopon2/>）を用いて算出し、光環境の指標として開空率を求めた。水質は、1日に3回採水した河川水サンプル（250 ml）について測定した。河川水サンプルは、採水後、pHを測定した後、冷蔵にて実験室に持ち帰った。全窒素および全リン濃度は、河川水サンプルにアルカリペルオキシ二硫酸ナトリウム溶液およびペルオキシ二硫酸ナトリウム溶液をそれぞれ添加し、加熱分解した後、オートアナライザー（ブラン・ルーベ TRAACS 800）を使って測定した。

付着藻類は、各地点において、環境要因を測定した付近より無作為に選んだ6個の石の上に置いた方形枠内（5×5 cm）からナイロンブラシと洗ビンを使って採集した。各地点で採集された付着藻類の懸濁液は、一定の量（40 ml）に調整した後、2つに小分けし、1つは現存量の測定に使用した。残りは、地点毎にまとめ、直ちにホルマリン（5%）を加えて種類組成同定用の試料とした。現存量測定用の試料は、ガラス繊維ろ紙（Whatman GF/C）を使ってろ過し、残渣を80℃で24時間乾燥させ乾燥重量を求めた後、500℃で24時間燃焼させ灰分重量を測定した。付着藻類の現存量は、乾燥重量から灰分重量を引いて求めた強熱減量により表した。固定した付着藻類試料は、細胞計数板を用いて光学顕微鏡（×40）5視野内における珪藻細胞数を計数し、さらに、緑藻および藍藻を同定した後、それらの被度を算出した。その後、試料を南雲(1995)の方法を用いて洗浄し、ブルーラックスに封入後、光学顕微鏡（×100）を用いて珪藻を同定した。この際、出現種ごとに被殻数を計数し、同定した全被殻数（400被殻以上）に対する各種の被殻数の割合から出現頻度を求めた。また、顕微鏡写真から、各珪藻種の殻面面積を算出した。各珪藻種の被度は、光学顕微鏡5視野内の珪藻細胞数に、出現頻度および殻面面積を掛け、求めた。試料中に占める各種の割合は、出現した全種類の被度の合計に対する各種の被度の割合によって求め、相対被度によって表した。なお、試料の中には、原形質のない死んだ珪藻細胞も含まれていた。しかし、珪藻類の同定には洗浄した被殻を用いるため、死細胞と生細胞を分けて同定することが出来なかった。そのため、本研究では、珪藻類の出現頻度および被度を求める際に死細胞は除外しなかった。

日間総一次生産量（GPP）および日間群集呼吸量（CR）は、Bott (1996) の方法（the single station method）を用いて、1地点における溶存酸素濃度の日周変化を測定し、算出した。河川水の溶存酸素濃度、水温および酸素飽和率は、データロガー付き溶存酸素・温度計（デルタオーム HD2109.2）を用いて、0時から23時までの間、1時間毎に測定した。溶存酸

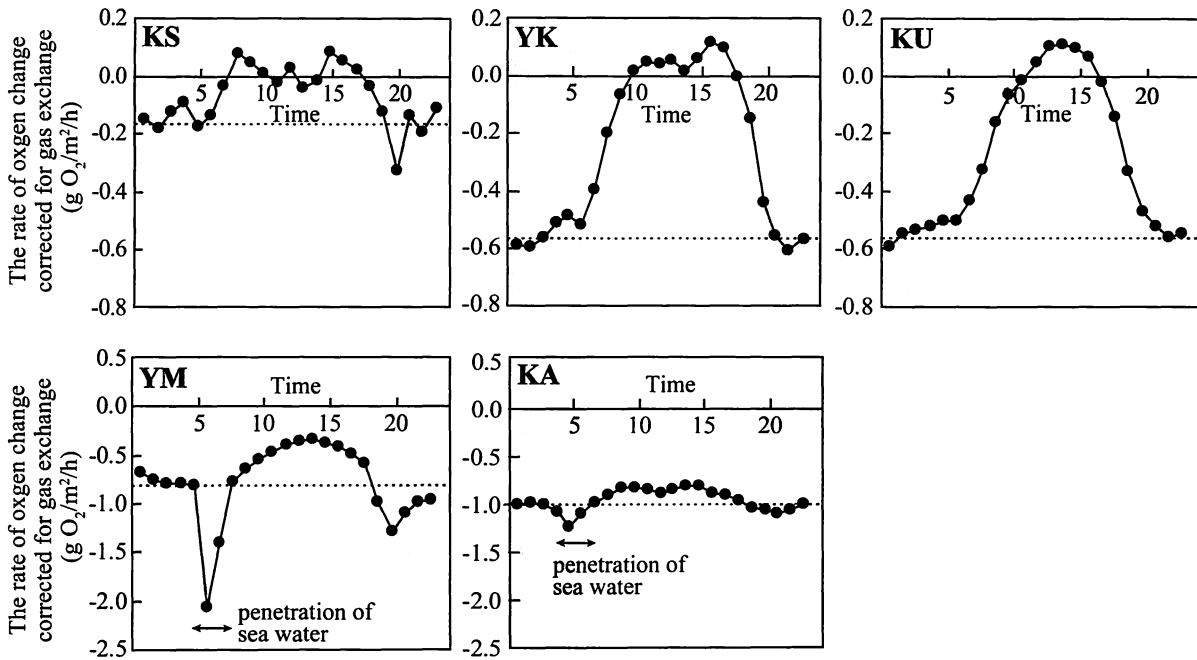


Fig. 2. Time course of the rate of oxygen change corrected for gas exchange in the three large streams, Kawachi River (KS), Yakugachi River (YK) and Kawachi River (KU), and two small streamas, Yanma River (YM) and Katoku River (KA). Dotted lines and gray area indicate community respiration rate and the nighttime, respectively.

素濃度の測定は、河内川および嘉徳川では7月23日に、川内川では7月24日に、役勝川および山間川では7月25日にそれぞれ行った。電極は、河床の石の上に置き、河床から5 cm 程度離れた位置に設置した。なお、水深によって溶存酸素濃度に大きな違いは認められなかった。

溶存酸素濃度の変化速度 ( $Q$ ) は、光合成速度 ( $P$ )、群集呼吸速度 ( $R$ ) および大気との酸素ガスの交換速度 ( $E$ ) の間に式1の関係がある。

$$Q = P - R \pm E \quad (\text{式1})$$

酸素ガスは、溶存酸素が未飽和の場合は大気から河川水へ、過飽和の場合は河川水から大気へ、それぞれ拡散する。また、大気との酸素ガスの交換速度は、その時の酸素飽和濃度と溶存酸素濃度の差に比例する。そのため、光合成および呼吸に起因する溶存酸素濃度の変化を求めるためには、実測した溶存酸素濃度の変化に大気との酸素ガス交換を加算（過飽和の場合）あるいは減じて（未飽和の場合）補正する必要がある。本研究では、溶存酸素濃度の測定データから、Owens *et al.* (1964) の再曝気係数 ( $f$ ,  $\text{m h}^{-1}$ ) を用いて、式2より時刻  $t$  の酸素ガス交換速度 ( $E_t$ ,  $\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ ) を算出した。

$$E_t = \frac{(S_t - DO_t) f}{24} \quad (\text{式2})$$

ここで、 $S_t$  および  $DO_t$  はそれぞれ時刻  $t$  の飽和酸素濃度 ( $\text{mg O}_2 \text{ l}^{-1}$ ) および溶存酸素濃度 ( $\text{mg O}_2 \text{ l}^{-1}$ ) を表す。

なお、時刻  $t$  の  $f$  は式3を用いて算出した。

$$f = 50.8 V^{0.67} H^{-0.85} \times 1.024^{(T-20)} \quad (\text{式3})$$

ここで、 $T$  は時刻  $t$  の水温 ( $^{\circ}\text{C}$ )、 $V$  および  $H$  はそれぞれ流心部の平均流速 ( $\text{cm s}^{-1}$ ) および平均水深 ( $\text{cm}$ ) を表す。なお、式3は流速  $3 \sim 150 \text{ cm s}^{-1}$  および水深  $12 \sim 335 \text{ cm}$  の河川において適用可能である (Bott 1996)。

さらに、測定データから、式4を用いて時刻  $t$  の溶存酸素濃度の変化速度 ( $Q_t$ ,  $\text{g O}_2 \text{ m}^{-2} \text{h}^{-1}$ ) を算出した。

$$Q_t = (DO_{t+1} - DO_t) H - \frac{E_{t+1} + E_t}{2} \quad (\text{式4})$$

時刻  $t$  と時刻  $t+1$  の中間の時刻に対して  $Q_t$  をプロットし、大気との酸素ガス交換を補正した溶存酸素濃度の変化速度の時間変化曲線を作成した (Fig. 2)。CR は、暗期 (0:30 ~ 5:30 および 19:30 ~ 22:30) における溶存酸素濃度の変化速度の平均値 (群集呼吸速度) を24倍して算出した。GPP は、明期 (5:30 ~ 19:30) における溶存酸素濃度の変化速度の時間変化曲線と群集呼吸速度との間の面積を算出して求めた。なお、山間川および嘉徳川では、4:00 ~ 7:00 の間に水温の急な上昇と溶存酸素濃度の大きな低下が観測され、海水の侵入が認められた。そのため、山間川および嘉徳川では、その間の値を除いて解析した。

河川の大きさによる環境要因および付着藻類の現存量、種類組成および一次生産力の違いは、 $t$  検定 (両側検定, 有意水準5%) を用いて解析した。なお、比率データである開空率および付着藻類の相対被度は、正規性および等分散性を高

Table 1. Summary of environmental characteristics in the three large streams, Kawachi River flowing in the Sumiyo area (KS), Yakugachi River (YK), Kawachi River flowing in the Uken area (KU), and two small streams, Yanma River (YM) and Katoku River (KT). Depth, water velocity, sky openness, temperature, pH and concentration of total nitrogen (TN) and total phosphorus (TP) are represented as mean  $\pm$  standard error. The number of replications is also indicated (as  $n$ ).

|                                          | $n$ | Large streams     |                   |                   | Small streams     |                   |
|------------------------------------------|-----|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|
|                                          |     | KS                | YK                | KU                | YM                | KT                |
| Discharge ( $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ ) | 1   | 0.37              | 0.54              | 0.40              | 0.09              | 0.07              |
| Wetted width (m)                         | 1   | 9.7               | 12.6              | 8.6               | 6.0               | 3.0               |
| Depth (cm)                               | 6   | $42.7 \pm 4.1$    | $20.3 \pm 2.0$    | $29.8 \pm 1.5$    | $12.5 \pm 0.6$    | $22.3 \pm 1.4$    |
| Water velocity ( $\text{cm s}^{-1}$ )    | 6   | $20.0 \pm 2.1$    | $63.3 \pm 19.5$   | $55.8 \pm 4.4$    | $28.9 \pm 2.9$    | $14.2 \pm 1.1$    |
| Sky Openness (%)                         | 6   | $54.5 \pm 1.0$    | $50.0 \pm 2.6$    | $52.2 \pm 0.6$    | $42.0 \pm 1.1$    | $42.9 \pm 0.4$    |
| Temperature ( $^{\circ}\text{C}$ )       | 24  | $26.5 \pm 0.2$    | $26.1 \pm 0.2$    | $25.9 \pm 0.2$    | $25.7 \pm 0.2$    | $24.4 \pm 0.2$    |
| pH                                       | 3   | $7.1 \pm 0.2$     | $7.3 \pm 0.1$     | $7.3 \pm 0.1$     | $7.3 \pm 0.1$     | $7.3 \pm 0.0$     |
| TN ( $\text{mg l}^{-1}$ )                | 3   | $0.181 \pm 0.025$ | $0.095 \pm 0.005$ | $0.112 \pm 0.005$ | $0.133 \pm 0.014$ | $0.194 \pm 0.011$ |
| TP ( $\text{mg l}^{-1}$ )                | 3   | $0.014 \pm 0.009$ | $0.004 \pm 0.000$ | $0.007 \pm 0.000$ | $0.009 \pm 0.000$ | $0.004 \pm 0.000$ |
| Saprobic Index                           | 1   | 1.14              | 1.15              | 1.38              | 1.72              | 1.51              |

めるため、逆正弦平方根変換した値を用いて解析した。また、各調査地点の水質を判定するため、Kobayasi & Mayama (1989) の方法を用いて、出現した珪藻の種類と出現頻度から汚濁指数 (Saprobic Index) を算出した。なお、海水の浸入が認められた山間川および嘉徳川の調査地点の汚濁指数は、汽水域での汚濁階級指数を用いて算出した。さらに、珪藻の種類組成を比較するため、出現頻度を用いて、交互平均法 (RA) により各河川の調査地点における珪藻群落を座標づけした。さらに、ジョイントプロット法を用いて、RA により計算され

た第 1 および 2 軸の座標と決定係数 0.5 以上で相関する珪藻優占種の出現頻度との関係を矢印によって表示した。ジョイントプロット法により座標空間中に表示された矢印の角度と長さは、それぞれ正に相関する方向とその強さを表す。また、座標づけの精度は、出現した珪藻の種類を成分とする多次元空間における調査地点間の距離と計算された第 1 および 2 軸の座標によって表される調査地点間の距離との適合性を示す決定係数により評価した。なお、 $t$  検定および RA は、それぞれ統計解析ソフト StatView (SAS Institute Inc., Version 5.0) および PC-ORD (MjM Software Design, Version 4.20) を用いて行った。

## 結果

各河川の調査地点における環境要因を Table 1 に記した。測定した環境要因のうち流量 ( $t = 5.242$ ,  $p = 0.0135$ ) および開空率 ( $t = 9.367$ ,  $p = 0.0026$ ) は、支流の多い大きな河川で大きかった。なお、その他の環境要因については、河川の大きさによる違いは認められなかった。出現した珪藻の種類組成から水質判定した結果、川内川、役勝川および河内川では、汚濁指数が 1.14 ~ 1.38 の範囲にあり、貧腐水性の水質と評価された。また、山間川および嘉徳川では、汚濁指数が 1.5 以上あり、 $\beta$ -中腐水性の水質と評価された。

本研究では、58 種類 (藍藻 4 種類、珪藻 53 種類、緑藻 1 種類) の付着藻類を同定した。全ての河川において糸状藍藻が優占し、珪藻の相対被度は 1 ~ 24 % の範囲にあった (Fig. 3)。糸状藍藻のうち、嘉徳川では匍匐型の糸状藍藻 *Phormidium* sp. のほかに直立型の糸状藍藻 *Calothrix* sp. (Fig. 4) および *Homoeothrix janthina* (Bornet & Flahault) Starmach (Fig. 5) が優占していた。一方、川内川、役勝川、河内川および山間川では *H. janthina* が優占していた。また、

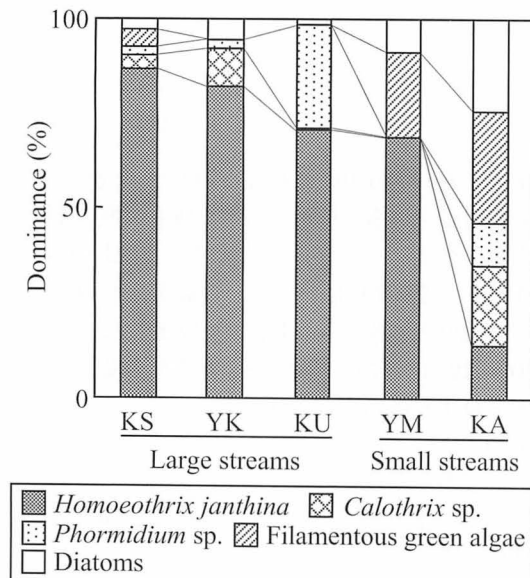
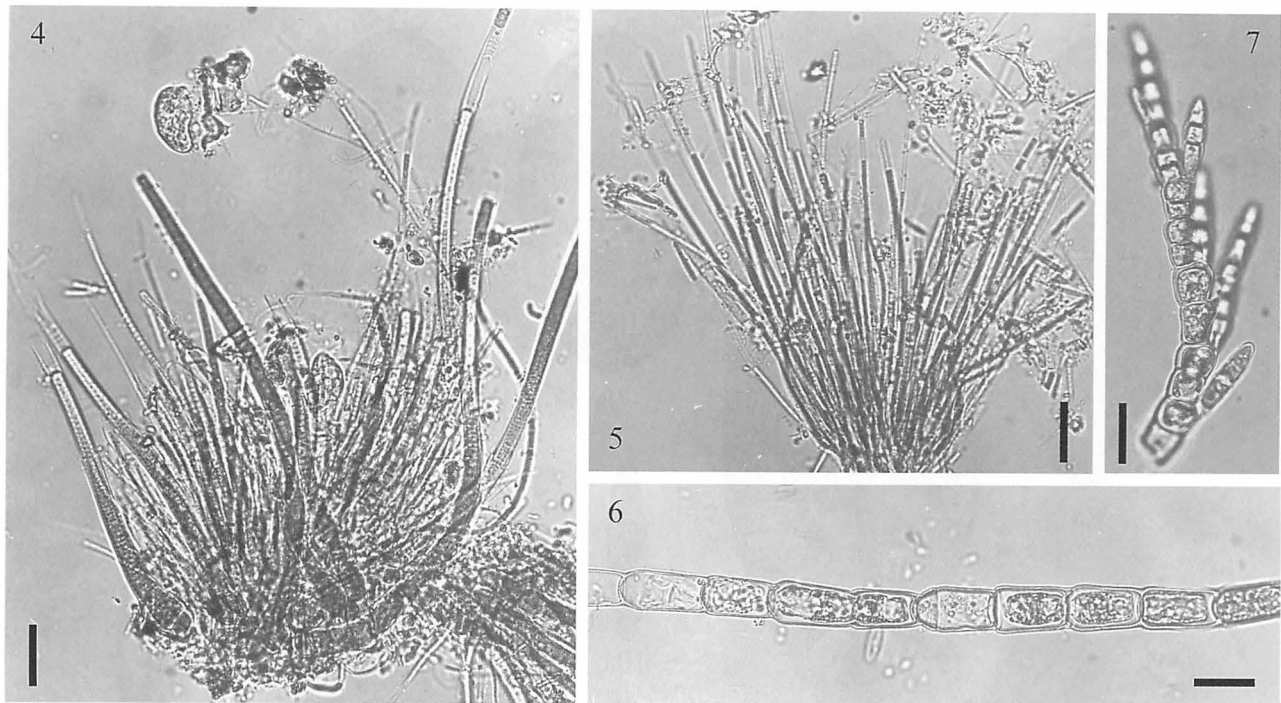


Fig. 3. Taxonomic composition of stream periphyton in the three large streams, Kawachi River (KS), Yakugachi River (YK) and Kawachi River (KU), and two small streams, Yanma River (YM) and Katoku River (KA).



Figs. 4–7. 4. *Calothrix* sp. 5. *Homoeothrix janthina*. 6. *Oedogonium* sp. 7. Filamentous green alga. All bars indicate 20  $\mu\text{m}$ .

糸状緑藻 (Figs. 6, 7) の相対被度は、小河川で大きかった ( $t = 5.096$ ,  $p = 0.0146$ )。なお、試料の中には *Oedogonium* sp. (Fig. 6) が僅かに認められたほか、糸状緑藻の断片 (Fig. 7) が数多く含まれており、その多くが同定困難な状態にあった。そのため本研究では、一括して糸状緑藻として扱った。

珪藻では、*Achnanthes brevipes* C. Agardh var. *intermedia* (Kützing) Cleve (Figs. 8a, b), *Cocconeis placentula* var. *lineate* (Ehrenberg) Van Heurck (Figs. 9a, b), *Achnanthidium minutissimum* (Kützing) Czarnecki (Figs. 10a, b), *Gomphonema biceps* Meister (Figs. 11, 12), *Gomphonema parvulum* (Kützing) Kützing (Figs. 13, 14), *Navicula cryptotenella* Lange-Bertalot (Figs. 15, 16), *Cymbella trugidula* Grunow (Fig. 17) および *Synedra ulna* (Nitzsch) Ehrenberg (Fig. 18) が優占 (相対被度 > 3%) していた。RA およびジョイントプロット法による座標づけの結果、川内川、役勝川および河内川の珪藻群落は座標空間内で近接しており、それらの河川では *G. biceps* の優占する類似した群落が形成されていた (Fig. 19)。一方、山間川および嘉徳川の調査地点の珪藻群落は、他の河川と大きく異なり、山間川では *N. cryptotenella* が、嘉徳川では *A. brevipes* var. *intermedia*, *A. minutissimum* および *G. parvulum* がそれぞれ優占していた。なお、RA により計算された第1および2軸の座標空間における2調査地点間の距離のばらつきは、出現した珪藻の種類を成分とする多次元空間における2調査地点間の距離のばらつきの95.2%を説明した。

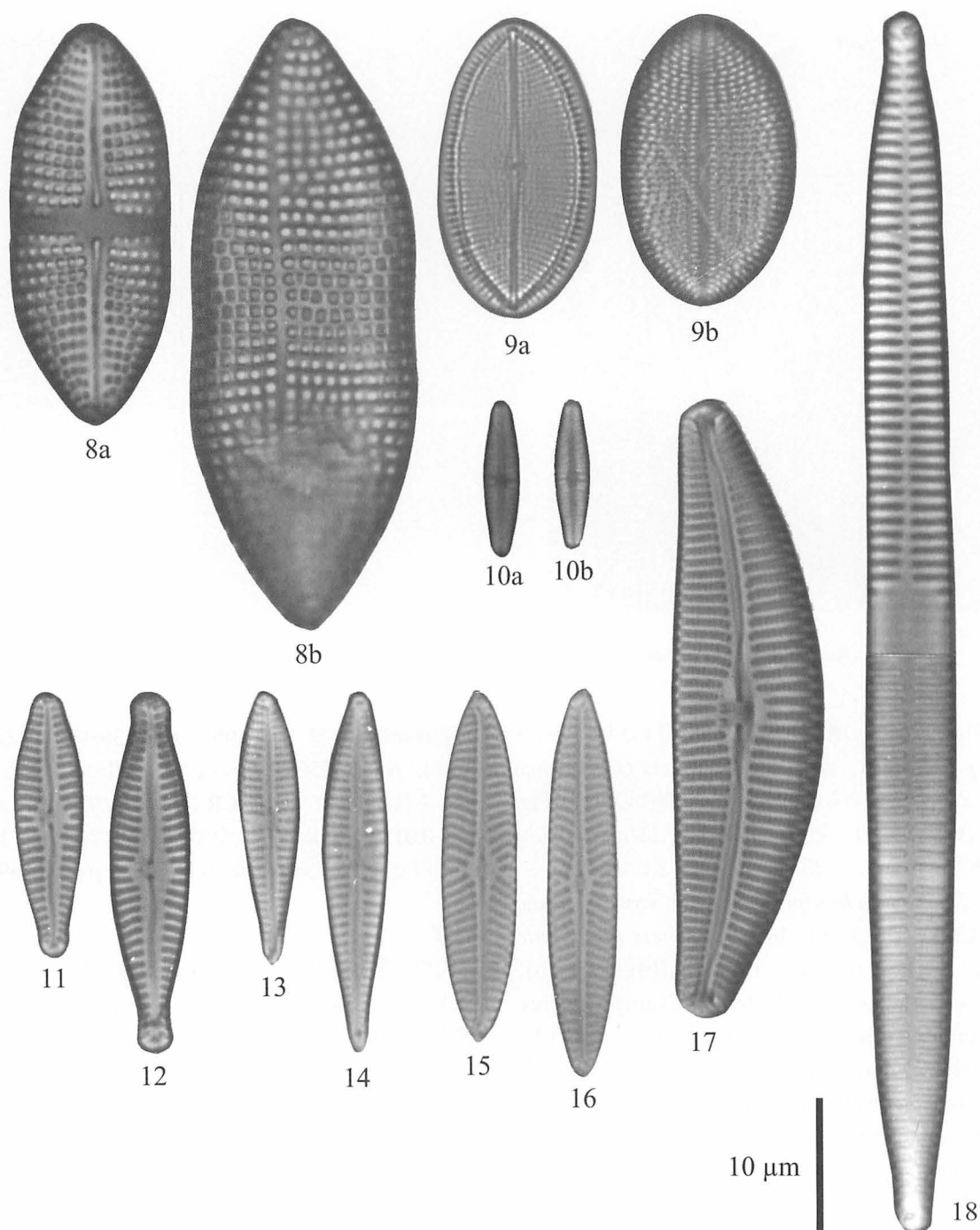
各河川の調査地点における付着藻類現存量、GPP、CR および CR に対する GPP の比 (P/R 比) を Table 2 に記した。

付着藻類の現存量 ( $t = 1.055$ ,  $p = 0.3689$ ) および GPP ( $t = 1.174$ ,  $p = 0.3250$ ) については、河川の大きさによる違いは認められなかった。一方、CR は小河川で高かった ( $t = 4.940$ ,  $p = 0.0159$ )。P/R 比は、全ての河川において1より小さく、小河川で小さな値となった ( $t = 7.482$ ,  $p = 0.0049$ )。

## 考察

河川一次生産力は、光、水温、栄養塩および動物の採食など、様々な要因により制限されている。例えば、河畔林により日射を遮られた河川の GPP は  $0.1 \sim 1.9 \text{ g O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ day}^{-1}$  の範囲にあり、草原を流れる日当たりの良い河川の  $0.3 \sim 9.6 \text{ g O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ day}^{-1}$  に比べ低い値となることが報告されている (Young & Huryn 1996)。本研究において調査した河川の GPP は、 $1.9 \sim 7.1 \text{ g O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ day}^{-1}$  の範囲にあり、日陰の河川より高い値であった。また、本研究では、河川の大きさによって開空率に差が見られたが、GPP には有意な差は認められなかった。これらの結果は、リュウキュウアユの生息する河川の一次生産力が、光により制限されていなかったことを示すものと考えられる。

一方、本研究において調査した河川の GPP は、汚濁した河川である多摩川の  $0.53 \sim 19 \text{ g O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ day}^{-1}$  (Aizaki 1978) および農地化された草原を流れる河川の値である  $50 \text{ g O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ day}^{-1}$  以上 (Wiley *et al.* 1990) に比べ低かった。付着藻類群落の現存量はリン濃度  $0.025 \sim 0.050 \text{ mg l}^{-1}$  の範囲で最大となるほか (Bothwell 1989)、硝酸態窒素濃度  $0.1 \text{ mg l}^{-1}$  では窒素制限状態にあること (Lohman *et al.* 1991) が報告されている。調査河川の全リンおよび全窒素濃度の平均値はそれぞれ  $0.004 \sim 0.014 \text{ mg l}^{-1}$  および  $0.095 \sim 0.194 \text{ mg l}^{-1}$  範囲



Figs. 8–18. 8. *Achnanthes brevipes* var. *intermedia*. a. Raphe valve. b. Rapheless valve. 9. *Cocconeis placentula* var. *lineate*. a. Raphe valve. b. Rapheless valve. 10. *Achnanthidium minutissimum*. a. Raphe valve. b. Rapheless valve. 11, 12. *Gomphonema biceps*. 13, 14. *Gomphonema parvulum*. 15, 16. *Navicula cryptotenella*. 17. *Cymbella trugidulla*. 18. *Synedra ulna*.

にあり、リン濃度は飽和濃度に達せず、窒素濃度も  $0.1 \text{ mg l}^{-1}$  に近い値であり、共に付着藻類の増殖を制限する濃度範囲にあった。

付着藻類の一次生産力は現存量によって変化し、藻食性魚類の摂餌は、現存量を減らし、単位面積当たりの生産力を低下させる (Stewart 1987, Gelwick *et al.* 1997)。調査した奄

美大島の河川には、リュウキュウアユのほか、藻食性のボウズハゼ (*Sicyopterus japonicus* (Tanaka)) が多数生息しており、付着藻類群落は藻食性魚類の強い採食圧を受けていたものと考えられる。実際、全ての河川には藻食性魚類の強い採食圧の下で繁茂する直立型糸状藍藻 (Abe *et al.* 2006) が優占していた。リュウキュウアユの生息する河川の一次生産力は、



Table 2. Summary of periphyton biomass (mean  $\pm$  standard error,  $n = 6$ ), gross primary productivity (GPP), daily community respiration (CR) and rate of GPP to CR (P/R ratio) in the three large streams, Kawachi River (KS), Yakugachi River (YK), Kawachi River (KU), and two small streams, Yanma River (YM) and Katoku River (KT).

|                                                        | Large streams   |                 |                 | Small streams   |                 |
|--------------------------------------------------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|
|                                                        | KS              | YK              | KU              | YM              | KT              |
| Algal biomass ( $\text{g m}^{-2}$ )                    | $0.88 \pm 0.11$ | $1.34 \pm 0.21$ | $2.14 \pm 0.30$ | $2.88 \pm 0.65$ | $1.51 \pm 0.12$ |
| GPP ( $\text{g O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ ) | 2.18            | 7.11            | 5.97            | 3.56            | 1.85            |
| CR ( $\text{g O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ )  | 3.95            | 13.14           | 12.80           | 19.73           | 24.83           |
| P/R ratio                                              | 0.55            | 0.54            | 0.47            | 0.18            | 0.07            |

藻食性魚類の強い採食圧によって制限されていた可能性も考えられる。

本研究の調査では、各河川の付着藻類群落到に占める珪藻の割合は小さかったが、大河川と小河川の調査地点の間でその種類組成に違いが認められた。小河川の調査地点では、海水の浸入が観察されており、特に、嘉徳川では、汽水域に出現する *A. brevipes* var. *intermedia* が認められた。調査した小河川のリュウキュウアユ生息場所は感潮域にあったため、淡水域にある大河川の生息場所とは異なる珪藻群落が形成さ

れていたものと考えられる。また、糸状緑藻の相対被度は、小河川において大きくなる傾向が認められた。内田 (2002) は、*Cladophora glomerata* Kützinger, *Cloniophora plumosa* (Kützinger) Bourrelly, *Oedogonium* sp. および *Spirogyra* sp. などの糸状緑藻がアユにとって消化し難い藻類であることを報告している。流量の小さい小河川において糸状緑藻の繁茂する原因は明らかにされていないが、糸状緑藻の繁茂はリュウキュウアユの餌環境を劣化させていたものと考えられる。

Odum (1956) は、P/R 比を指標に、河川生物群集を従属栄養的 (P/R 比  $< 1$ ) あるいは独立栄養的状态 (P/R 比  $> 1$ ) に分類することを提案している。本研究において調査した河川の P/R 比は全て 1 より小さく、リュウキュウアユの生息する河川の生物群集は従属栄養的状态にあったと示唆された。従属栄養的状态は、有機物の分解により高い CR を擁する汚濁した河川で認められ (Odum 1956), 汚濁の進んだ多摩川では CR が  $1.4 \sim 7.3 \text{ g O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ day}^{-1}$  の範囲にあることが報告されている (Aizaki 1978)。本研究において調査した河川の CR は  $4.0 \sim 24.8 \text{ g O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ day}^{-1}$  の範囲にあり、汚濁した多摩川に匹敵するあるいはそれ以上の高い値を示した。本研究では、汚濁の指標となる生物学的酸素要求量を測定していない。しかし、大河川および小河川共に、各調査地点の河川水の透明度は高く、溶存態有機物を含む全窒素および全リン濃度も低かった。また、珪藻を用いた水質判定では、大河川の水質は貧腐水性と評価された。これらのことから、大河川の高い CR は、陸域の生態系から供給される植物の破片など難分解性の外来性有機物の分解によるものと考えられる。一方、小河川の調査地点では、特に CR が高く、珪藻による水質判定では  $\beta$ -中腐水性と評価された。これは、小河川の調査地点が感潮域にあったことから、陸域から供給された有機物ばかりでなく、河川で内部生産された有機物や海域で生産された有機物が蓄積されていたためと考えられる。

餌となる付着藻類の生産力は、河川におけるリュウキュウアユの環境容量を決める要因のひとつである。本研究の結果、河川の大きさによって単位面積当たりの生産力である GPP に有意な差は認められなかった。本研究で調査した小河川のリュ

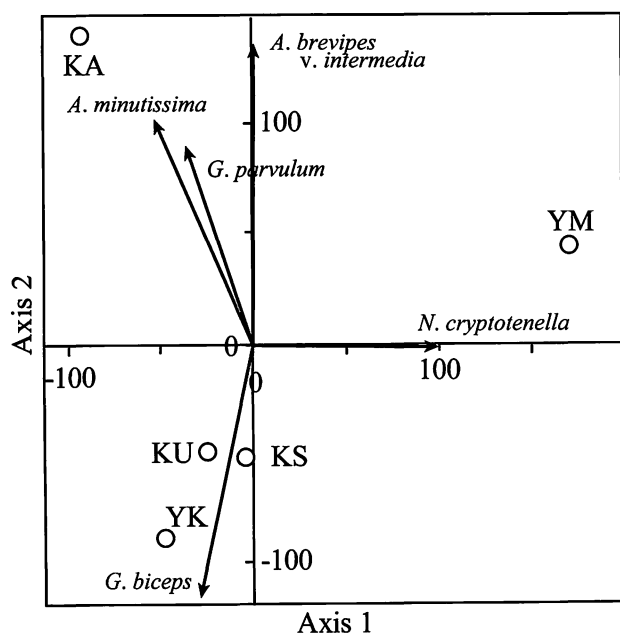


Fig. 19. Sample ordinations by a reciprocal averaging to compare the diatom composition of Kawachi River (KS), Yakugachi River (YK), Kawachi River (KU), Yanma River (YM) and Katoku River (KA). Relationships between the relative frustule number of five dominant diatoms, *Achnanthes brevipes* var. *intermedia*, *Achnanthes minutissima*, *Gomphonema biceps*, *Gomphonema parvulum*, *Navicula cryptotenella* and ordination scores were showed by radiating lines using a joint plot. The angle and length of the line indicate the direction and strength of the relationship, respectively.

ウキウアユ生息場所は感潮域にあったため、測定した生産力が必ずしも上流の淡水域にある生息場所の生産力と同じとは限らない。しかし、小河川の調査地点上流部では階段状の瀬と淵が連なる渓流域が迫っており、リュウキュウアユの生息できる淡水域はそれほど広くないと考えられる。そのため、リュウキュウアユの環境容量は、生息域の広い川内川、役勝川および河内川などの大河川で高いものと考えられる。また、大河川のリュウキュウアユ生息場所では、陸域生態系から供給される難分解性の外来性有機物に依存する従属栄養的な生物群集の形成が示唆された。よって、大河川においてリュウキュウアユの生息環境を保全するに当たっては、陸域から河川に向う有機物質の動態を解明すると共に、陸域と河川生態系の繋がりを保持していくことが重要と考えられる。

## 引用文献

- Abe, S., Iguchi, K., Ito, S., Uchida, Y., Ohnishi, H. & Ohmori, K. 2003. Habitat use of the grazing fish (*Sicyopterus japonicus*) in response to spatial heterogeneity in riparian shade. *J. Fresh. Ecol.* 18: 161–167.
- Abe, S., Kiso, K., Katano, O., Yamamoto, S., Nagumo, T. & Tanaka, J. 2006. Impacts of differential consumption by the grazing fish, *Plecoglossus altivelis*, on the benthic algal composition in the Chikuma River, Japan. *Phycol. Res.* 54: 94–98.
- Aizaki, M. 1978. Seasonal changes in standing crop and production of periphyton in the Tamagawa River. *Jap. J. Ecol.* 28: 123–134.
- Bothwell, M. L. 1989. Phosphorus-limited growth dynamics of lotic periphyton diatom communities: Areal biomass and cellular growth rate response. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 46: 1293–1301.
- Bott, T. L. 1996. Primary productivity and community respiration. p. 533–556. In: Hauer, F. R. & Lamberti, G. A. (eds) *Methods in stream ecology*. Academic Press. San Diego.
- Gelwick, F. P., Stock, M. S. & Matthews, W. J. 1997. Effect of fish, water depth, and predation risk on patch dynamics in a north-temperate river ecosystem. *Oikos* 80: 382–398.
- Gregory, S. V. 1983. Plant-herbivore interactions in stream systems. p. 157–189. In: Barnes, J. R. & Minshall, G. W. (eds) *Stream ecology. Application and testing of general ecological theory*. Plenum Press. New York.
- 環境省自然環境局野生生物課 2003. 改定・日本の絶滅のおそれのある野生生物. レッドデータブック. 4. 汽水・淡水魚類. p. 30.
- Kobayasi, H. & Mayama, S. 1989. Evaluation of river water quality by diatoms. *Korean J. Phycol.* 4: 121–133.
- Lamberti, G. A., Gregory, S. V., Ashkenas, L. R., Steinman, A. D. & McIntire, C. D. 1989. Productive capacity of periphyton as a determinant of plant-herbivore interactions in streams. *Ecology* 70: 1840–1856.
- Lohman, K., Jones, J. R. & Baysinger-Daniel, C. 1991. Experimental evidence for nitrogen limitation in a northern Ozark stream. *J. North Am. Benthol. Soc.* 19: 14–23.
- Meyer, J. L. & Edwards, R. T. 1990. Ecosystem metabolism and turnover of organic carbon along a blackwater river continuum. *Ecology* 71: 668–677.
- 南雲 保 1995. 簡単で安全な珪藻被殻の洗浄法. *Diatom* 10: 88.
- 西村和紀・安東生雄 1991. 付着藻類の増殖量測定方法とアユによる摂餌状況. *日本水産学会誌* 57: 391–396.
- Odum, H. T. 1956. Primary production in flowing waters. *Limnol. Oceanogr.* 1: 102–117.
- 小椋和子・黒田良隆・塩谷真・浜名 浩・田名部修弘・安孫子春彦・山崎正夫・落合正宏 1976. 夏期多摩川における水質の時間変動ならびにそれによって推定された光合成量および分解量. *用水と排水* 18: 49–58.
- Owens, M. R., Edwards, R. W. & Gibbs, J. W. 1964. Some reaeration studies in streams. *Inter. J. Air Water Poll.* 8: 469–486.
- Power, M. E. 1984. Habitat quality and the distribution of algae-grazing catfish in a Panamanian stream. *J. Anim. Ecol.* 53: 357–374.
- Stevenson, R. J. 1990. Benthic algal community dynamics in a stream during and after a spate. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 9: 277–288.
- Stewart, A. J. 1987. Responses of stream algae to grazing minnows and nutrients: A field test for interactions. *Oecologia* 72: 1–7.
- Straher, A. N. 1963. *The Earth Sciences*. Harper & Roe, New York.
- 内田朝子 2002. 矢作川中流域におけるアユの消化管内容物. *矢作川研究* 6: 5–20.
- Young, R. G. & Huryn, A. D. 1996. Interannual variation in discharge controls ecosystem metabolism along a grassland river continuum. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 53: 2199–2211.
- Wiley, M. J., Osborne, L. L. & Larimore, R. W. 1990. Longitudinal structure of an agricultural prairie river system and its relationship to current stream ecosystem theory. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 47: 373–384.

(Received September 21, 2007; Accepted November 30, 2007)