

原著論文

河川に繁茂した糸状緑藻シオグサ (*Cladophora crispata* KÜTZING)  
群落内の溶存酸素濃度の日変化：  
犬上川河口域（滋賀県彦根市）の事例

野崎健太郎<sup>1)</sup>

**Diurnal changes in dissolved oxygen concentrations in the filamentous green alga,  
*Cladophora crispata* KÜTZING community, propagating in river:  
A case in the river-mouth area of River Inukami, Hikone, Shiga Prefecture, Japan**

Kentaro NOZAKI<sup>1)</sup>

**Abstract**

To evaluate the effect of the development of a community of the filamentous green alga, *Cladophora crispata* KÜTZING, in river water environments, diurnal changes of dissolved oxygen (DO) concentrations were investigated in the river-mouth area of the River Inukami-gawa from 6 June to 8 June 2000. Three sampling stations were arranged in variable environments, with Stas. 1 and 2 located in the center and by the riverside of the main channel, respectively, and Sta. 3 in a pool connected with the main channel. *C. crispata* community developed well at each station. Chlorophyll-*a* amounts were 120-240 mg m<sup>-2</sup>, and cell numbers of *C. crispata* were 8000-10000 cells cm<sup>-2</sup>. The maximum concentrations of DO in Stas. 1, 2 and 3 were 14.2, 20.6 and 18.6 mg L<sup>-1</sup>, respectively, at noon. Relative DO concentrations at each station were remarkably supersaturated to 170-280% when the maximum concentrations were observed. The minimum concentrations were 5.4, 4.8 and 1.0 mg L<sup>-1</sup> at night-time. Night-time DO saturation at Sta. 3 declined to 10%, but remained at 50-60% at Stas. 1 and 2. Clear diurnal changes of DO were not observed from 28 May to 30 May 2008 when the *C. crispata* community was still underdeveloped.

**Key words:** *Cladophora crispata* KÜTZING, dissolved oxygen, diurnal change, filamentous green algae, river

**摘 要**

糸状緑藻ウキシオグサ (*Cladophora crispata* KÜTZING) 群落の発達が河川環境に及ぼす影響を評価するために、犬上川河口域で2000年6月6日～8日に溶存酸素濃度の日変化を調べた。調査地点は、本流の流心 (Sta. 1)、本流の岸辺 (Sta. 2) および、“わんど” (Sta. 3) に設定した。いずれの地点もウキシオグサ群落が発達し、クロロフィル *a* 量は 120 ～ 240 mg m<sup>-2</sup>、細胞数は 8000 ～ 10000 細胞 cm<sup>-2</sup> であった。溶存酸素濃度の最大値は、南中時に観察され、Sta. 1 で 14.2, Sta. 2 で 20.6, Sta. 3 で 18.6 mg L<sup>-1</sup> であった。飽和度は 170 ～ 280 % に達し、著しい過飽和であった。最小値は夜間に観察され、Sta. 1 で 5.4, Sta. 2 で 4.8, Sta. 3 で 1.0 mg L<sup>-1</sup> であった。飽和度は Sta. 3 で 10 % まで低下したが、St. 2, 3 では 50 ～ 60 % であった。ウキシオグサ群落が発達しなかった 2008 年 5 月 28 日～30 日の調査では、明確な溶存酸素濃度の日変化は観察されなかった。

キーワード：糸状緑藻，ウキシオグサ，河川，日変化，溶存酸素

(2010 年 8 月 27 日受付；2010 年 10 月 24 日受理)

<sup>1)</sup> 〒464-8662 愛知県名古屋市中種区星ヶ丘元町 17 番 3 号 椋山女学園大学教育学部  
School of Education, Sugiyama Jogakuen University, 17-13 Hoshigaoka Moto-machi, Chikusa-ku, Nagoya, 464-8662, Japan  
(E-mail: ken@sugiyama-u.ac.jp)

## 研究の背景と目的

底生の大型糸状緑藻であるシオグサ (*Cladophora* 属) は、小～中規模の河川や湖沼沿岸帯でしばしば大増殖を示すことが報告されている。近年では、ドイツの Ilm 川 (Ensminger et al., 2000)、英国の Windermere 湖 (Parker and Maberly, 2000)、日本の多摩川 (Okada and Watanabe, 2002)、日本の矢作川 (内田ほか, 2004; 野崎, 2004) の観察例がある。大増殖したシオグサは、群体の長さが 20～30 cm に達し、河床や湖底を覆い尽くす。そして玉石など付着基質から剥離し、川岸や波打ち際に堆積、腐敗し、景観の悪化や悪臭の発生を引き起こすとされている (Dodds and Gudder, 1992)。そのため「迷惑な藻類 (nuisance algae)」と呼ばれている。

シオグサが大増殖する原因は、湖沼では、人為的な影響による栄養塩類、特にリン負荷量の増大であることが報告されている (Parker and Maberly, 2000)。一方、河川では、底生藻群落の発達には、出水に代表される物理的なかく乱が大きく作用するため (Biggs, 2000)、栄養塩濃度の増加のみでは、シオグサの大増殖は説明困難であり (野崎, 2005)、ダム建設や取水、あるいは気象条件による河川流量の低下と安定化が大きく影響していると考えられている (Power, 1992; 谷田・竹門, 1999; 三橋・野崎, 1999; 野崎, 2004; 福嶋・皆川, 2008)。

このようにシオグサが大増殖をする原因の解明は進められてきているが、繁茂したシオグサが周囲の場に及ぼす影響については研究が限られている。これまでに報告された主な事例は、小型の藻類、水生無脊椎動物が、シオグサ群落を生息場所として用いていることである (Power, 1990; Dodds, 1991; Schonborn, 1996)。私は、これ以外に、シオグサの光合成と呼吸によって、溶存酸素濃度の大きな日変化が生じると考えた。琵琶湖北湖の沿岸帯では、湖底の石面上に形成された大型糸状緑藻アオミドロ (*Spirogyra* 属) の群落内部で、溶存酸素濃度が夜間に  $2 \text{ mg L}^{-1}$  (飽和度 30 %) 近くまで低下する現象が報告されている (野崎ほか, 1998)。同様の現象は、人為的に酸性化され、沿岸帯に大型糸状緑藻が繁茂したカナダの湖沼でも観察されている (Turner et al., 1995)。河川でも、シオグサ群落内で溶存酸素濃度の日変化が生じると考えられるが、実際に測定した報告は見当たらない。

日本では、シオグサが大増殖した事例は、河川でのみ報告されており、それが場に及ぼす影響を解明していくことは、大増殖の原因を探ることと同様に重要な研究課題であると私は考える。そこで、本研究では、シオグサの大増殖が引き起こすであろう影響の 1 つとして、溶存酸素濃度の大きな日変化を取り上げ、それを記載することを目的とした。

## 方 法

### 調査地

調査は、琵琶湖北湖東岸に流入する犬上川河口域 (滋賀県彦根市) で行った。調査地は、犬上川で最も下流に架かる犬上川橋から 500 m 上流の北緯  $35^{\circ}15'43''$ 、東経  $136^{\circ}13'25''$  に設定した。調査地一帯の河床材料は、長径 3～10 cm の礫であった。溶存酸素の日変化測定は、シオグサ群落が発達していた 2000 年 6 月 6 日～8 日と、発達がわずかであった 2008 年 5 月 28 日～30 日に行った (Fig. 1)。

2000 年の調査では溶存酸素の測定地点として Stas. 1～3 を設けた。Sta. 1 は流心、Sta. 2 は川岸、Sta. 3 は下流で河川とつながった入り江状のわんどである (Fig. 2a-b)。河床は、どの調査地点でも大型糸状緑藻の群落で覆われ、群落の上部は、水面に浮上していた。調査地の 20～30 m 上流には流れ込みがあり、その地点より上流には大型糸状緑藻の群落は繁茂していなかった。群落の繁茂状態と藻体の顕微鏡観察から、この大型糸状緑藻は、ウキシオグサ (*Cladophora crispata* KÜTZING) と同定した (秋山ほか, 1977)。測定は、Sta. 1, 2 では、6 月 6 日 14 時から 6 月 8 日 4 時にかけて 12 回、Sta. 3 では 6 月 7 日 4 時から 6 月 8 日 4 時にかけて 8 回、それぞれ実施した。調査期間中に降雨はなかった。

2008 年の調査では、調査地の地形が大きく変化し、わんど (Sta. 3) が消失していたため、岸辺から流心に向かって 0.2 m, 3 m, 5 m に位置する Stas. A～C を設けた (Fig. 2d)。各地点の底には黄色いナイロン布を結わえた金属ペグを打ち込み、見失わないように配慮した。Sta. A は、ツルヨシやタデの群落に囲まれ、茶褐色に変色した糸状緑藻群落が集積した止水に近い場であったため、2000 年の Sta. 3 (わんど) に相当する地点と考えた。溶存酸素の測定は、5 月 28 日 14 時から 5 月 30 日 14 時にかけて 10 回実施した。測定期間中、28 日 21 時から 29 日 10 時にかけては雨天であった。

### 調査方法

溶存酸素を測定する試水は、各調査地点でポリカップ (1 L) を用いて表面水を静かに採取し、気泡を立てないように 2 本のガラス製の酸素びん (100 mL) に分注した。水中の溶存酸素は現場で固定し、5 時間以内に Winkler アジ化ナトリウム法で定量した (日本分析化学会北海道支部, 1994)。

現場の流速は流速計 (コスモ理研, CR-7, 測定限界  $5 \text{ cm s}^{-1}$ )、水温は水銀棒温度計、pH は比色 (ADVANTEC 社) でそれぞれ測定した。pH は、最初に指示薬 PR で測定し、8.4 を超えた場合、指示薬 TB に切り替えて測定した。光強度の日変化は滋賀県立大学湖沼環境実験施設前の空き地で光量子計 (Biospherical Instrument, QSL-100) を用いて測定した。

各調査地点の底生藻群落は、2000 年では溶存酸素の測定が終了した 6 月 8 日 10 時に、2008 年では、増水による流出



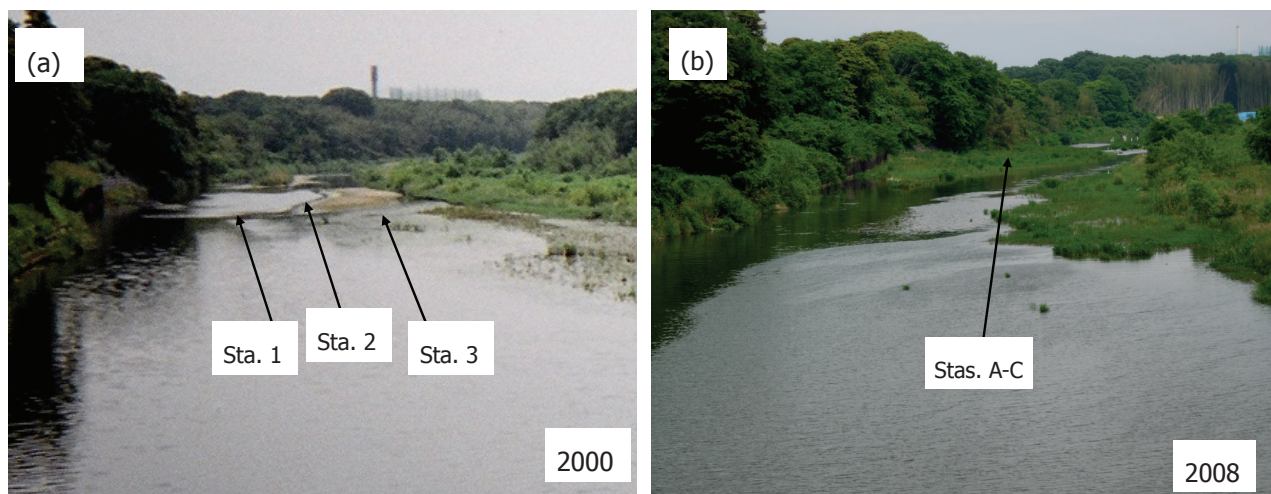


Fig. 1. Location of this study site in 2000 (a) and 2008 (b)

図 1. 本研究の調査地点。(a) 2000 年, (b) 2008 年。

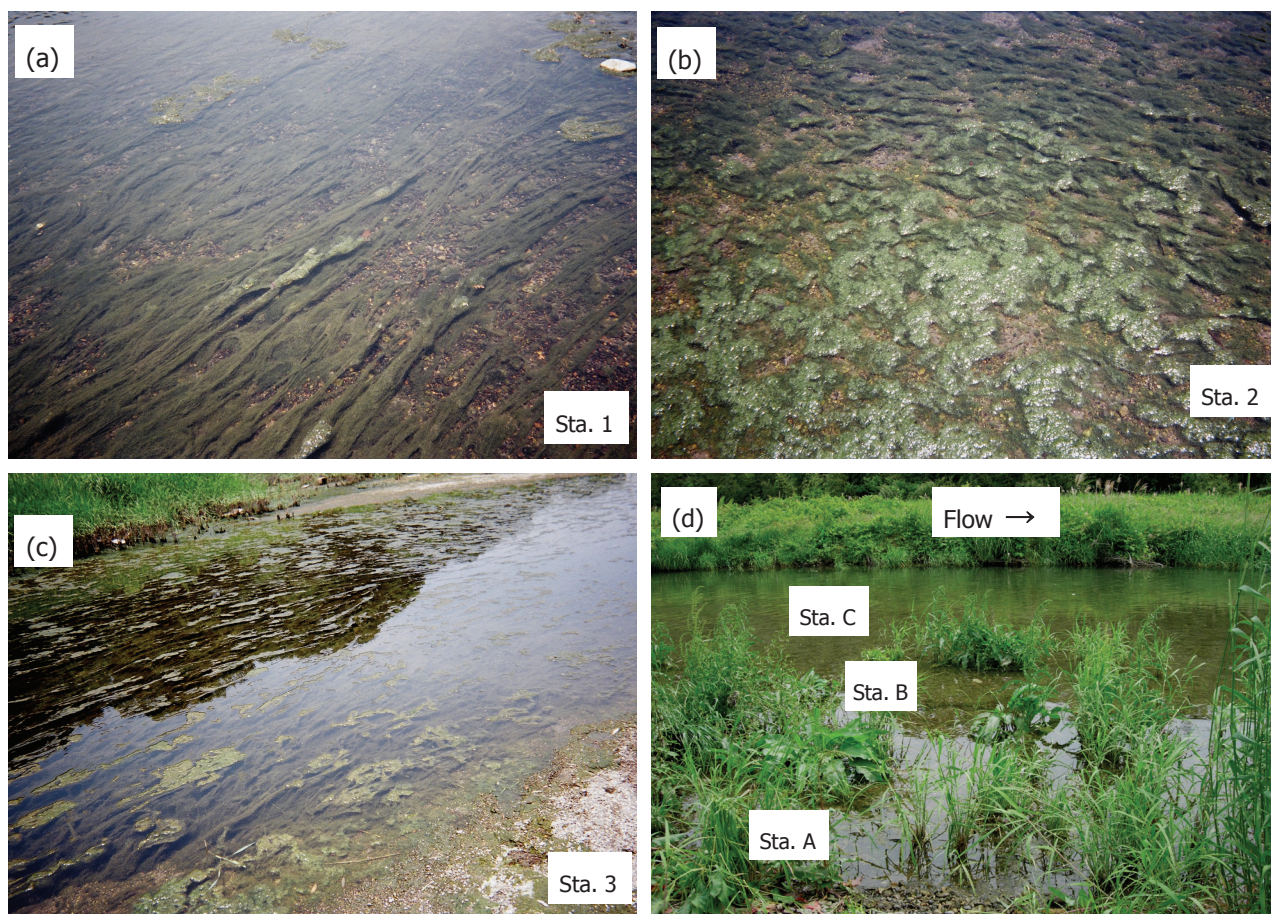


Fig. 2a-d. Photographs of the study site and sampling stations.

図 2a-d. 調査地と調査地点の写真。

を考え、降雨が始まった直後の 5 月 28 日 21 時 30 分に Stas. A ~ C で、そして 2008 年には、増水による影響を確認するために、測定が終了した 5 月 30 日 15 時に、降水開始時に

最も底生藻の現存量が多かった Sta. A で、再度、定量採集を行った。2000 年と 2008 年の 5 月 30 日は、溶存酸素の測定地点で採集を行ったが、2008 年の 5 月 28 日は、かく乱を避



けるために、測定地点から半径 1 m 外側で採集を行った。採集方法は次の通りである。各地点の河床に 25 cm×25 cm の方形枠を置き、枠の内部に入った糸状緑藻群落を全て取り上げた。礫の表面の付着物は、金属ブラシで剥ぎ落とした。採集は 1 地点で 3 回行った。試料の一部は蒸留水に懸濁させ持ち帰った

試料は、ガラス繊維ろ紙 (ADVANTEC 社, GA-100, 47 mm) を用いて水と分離し、ろ紙上に捕集された懸濁物は、

クロロフィル *a* 量の分析に用いた。クロロフィル *a* 量は、試料に 90 % アセトンを加え乳鉢ですりつぶすことで抽出し、Lorenzen 法で定量した (日本分析化学会北海道支部, 1994)。残った試料は、プランクトン計数板 (Matsunami 社, ます目 1 mm×1 mm, 容量 1 mL) に分注し、生物顕微鏡 (Olympus 社 BX-51) 下で群落を構成するシオグサおよび他の糸状緑藻 (サヤツナギ *Oedogonium*, アオミドロ *Spirogyra*) の細胞数を計数した。計数は同一試料で 5 回繰り返した。

## 結 果

### 2000 年 6 月 7 日～8 日の結果

調査期間中の天候は曇り～晴れであった。水深、流速および、底生藻群落の現存量の指標であるクロロフィル *a* 量、糸状緑藻の細胞数の測定結果は Table 1 にまとめた。各調査地点は、平均水深がいずれも 10 cm 以下の浅い水域であった。流速は Stas. 2, 3 で流速計の検出限界 ( $< 5 \text{ cm s}^{-1}$ ) 以下であった。クロロフィル *a* 量は、Sta. 1 と Sta. 3 がほぼ同じ値を示し、Sta. 2 は、両地点のおよそ半分の値であった。糸状緑藻群落はウキシオグサのみで構成されていた。ウキシオグサの細胞数は、Sta. 3 でやや低い値を示した。Stas. 1, 2 のウキシオグサ群落は緑色で、特に Sta. 2 の群落は鮮やかであった (Fig. 2a,b)。一方、Sta. 3 の群落は茶褐色を呈し (Fig. 2c)、藻体の表面に多くの珪藻や微生物群集が付着していた (野崎, 2005)。ただし、細胞質は緑色であった。

光量子、水温、pH、溶存酸素濃度の日変化は、Fig. 3 に示した。水温は、Sta. 1 で 17.0 (7 日 4 時)～25.5℃ (6 日 14 時)、Sta. 2 で 16.3 (7 日および 8 日 4 時)～32.2℃ (6 日 14 時)、Sta. 3 で 16.5 (7 日 4 時)～25.4℃ (7 日 12 時) の幅でそれぞれ変動した。昼間には Sta. 2 で Stas. 1, 3 に比べて高い水温を示したが、夜間は地点間の差はほとんど見られなくなった。pH は、Sta. 1 で 7.1 (6 日 21 時, 7 日 4 時, 8 日 4 時)～9.0 (7 日 14 時)、Sta. 2 で 7.1 (6 日 21 時, 7 日 4 時, 8 日 4 時)～9.9 (7 日 14 時)、Sta. 3 で 7.1 (7 日 4 時, 20 時, 8 日 4 時)～9.5 (7 日 12 時) の幅でそれぞれ変動した。昼間は地点間で差が見られたが、夜間～早朝は、全ての地点で同じ値を示していた。溶存酸素濃度は、Sta. 1 で、5.4 (6 日 21 時)～14.2  $\text{mg L}^{-1}$  (7 日 12 時)、Sta. 2 で、4.8 (7 日 20 時)～20.6  $\text{mg L}^{-1}$  (7

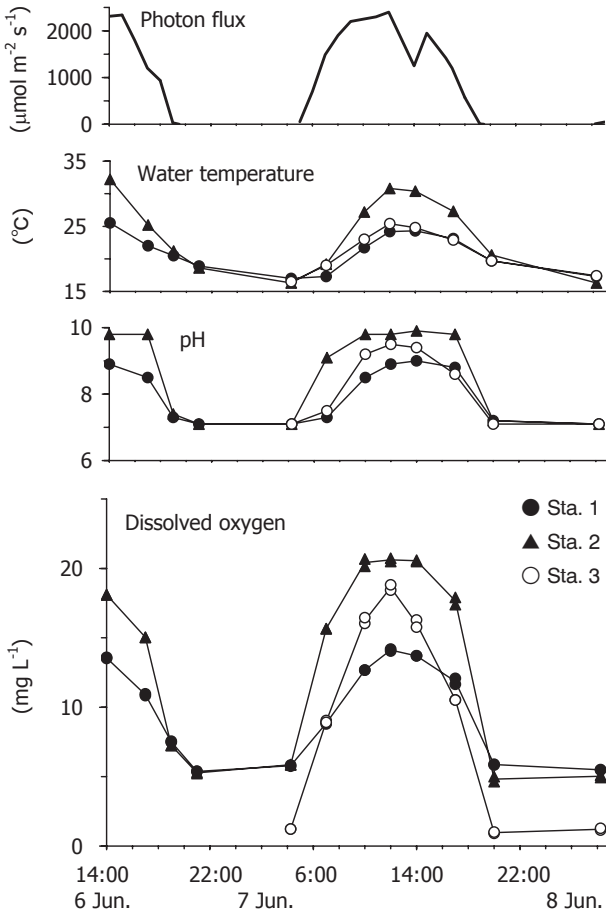


Fig. 3. Diurnal changes in photon flux density, water temperature, pH and dissolved oxygen concentrations at each sampling station in June 6-8, 2000.

図 3. 各調査地点における光量子密度、水温、pH および溶存酸素濃度の日変化 (2000 年 6 月 6 日～8 日)。

表 1. 2000 年 6 月 8 日 5 時の各調査地点の水深、流速、クロロフィル *a* 量およびウキシオグサ細胞数。  
(平均値±標準偏差, 試料数=3)

Table 1. Water depth, flow speed, chlorophyll-*a* amounts and *Cladophora crispata* cell numbers at each sampling station at 5:00 on 8 June, 2000. (mean ± SD, n=3)

Station	Location	Depth (cm)	Flow ( $\text{cm s}^{-1}$ )	Chlorophyll- <i>a</i> (mean ± SD $\text{mg m}^{-2}$ )	<i>Cladophora</i> (mean ± SD cells $\text{cm}^{-2}$ )
1	channel center	9	11.0 ± 0.6	240 ± 97	9400 ± 5800
2	riverside	5	< 5.0	116 ± 31	10700 ± 6000
3	pool	10	< 5.0	227 ± 29	7700 ± 3100

河川に繁茂した糸状緑藻シオグサ (*Cladophora crispata* KÜTZING) 群落内の溶存酸素濃度の日変化

日 12 時), Sta. 3 で,  $1.0$  (7 日 20 時)  $\sim 18.6 \text{ mg L}^{-1}$  (7 日 12 時) の幅でそれぞれ変動した。最大値は Stas. 2, 3 で Sta. 1 より大きくなり, 最小値は Sta. 3 で顕著に低い値を示した。

# 2008 年 5 月 28 日 $\sim$ 30 日の結果

調査期間中の天候は, 5 月 28 日が曇り $\sim$ 雨, 29 日が雨 $\sim$ 曇り, 30 日が曇り $\sim$ 晴れであった。水深, 流速および, 底生藻群落の現存量の指標であるクロロフィル *a* 量, 糸状緑藻の細胞数の測定結果は Table 2 にまとめた。28 日 21 時 30 分の時点までは, 降雨による増水はなく, 流速は, どの地点も検出限界 ( $< 5 \sim 6 \text{ cm s}^{-1}$ ) 程度であった。クロロフィル *a* 量, 糸状緑藻の細胞数は, Sta. B で Stas. A, C より低い値を示した。Sta. A の糸状緑藻群落は, 細胞質が茶褐色になったウキシオグサ, サヤツナギ, アオミドロが混生していた。Sta. C の群落は, ほとんどがウキシオグサで, 細胞質は緑色であった。30 日 15 時では, 降雨によって各地点の水深は 28 日に比べて 2  $\sim$  3 倍になっていた。流速は, Stas. B, C で上昇したが, St. A では 28 日と同じく検出限界以下であった。Sta. A のクロロフィル *a* 量は半減し, 糸状緑藻の細胞数はウキシオグサ, サヤツナギでは 10 分の 1, アオミドロでは 5 分の 1 程度に激減した。

光量子, 水深, 水温, pH, 溶存酸素濃度の日変化は, Fig. 4 に示した。水深は 28 日 14 時には Sta. A で 5 cm, Sta. B で 15 cm, Sta. C で 23 cm であったが, 降雨が始まってから上昇し, 29 日 15 時には, Sta. A で 34 cm, Sta. B で 44 cm, Sta. C で 55 cm に達した。30 日には緩やかに水深は低下した。水温は Sta. A で  $14.3$  (30 日 4 時)  $\sim 23.1^{\circ}\text{C}$  (28 日 14 時), Sta. B で  $14.3$  (30 日 4 時)  $\sim 23.2^{\circ}\text{C}$  (28 日 14 時), Sta. C で  $14.3$  (30 日 4 時)  $\sim 23^{\circ}\text{C}$  (28 日 14 時) の幅で変動し, 地点間の差はほとんど見られなかった。pH は, 28 日 21 時に Sta. A で 7.0, Sta. 2 で 7.2, Sta. 3 で 7.6 を示し, 地点間に差が見られたが, 他の時刻では,  $7.0 \sim 7.4$  の幅で変動し, 地点間の差はほとんど見られなかった。溶存酸素濃度は, Sta. A で,  $1.9$  (28 日 21 時)  $\sim 8.7 \text{ mg L}^{-1}$  (29 日 15 時), Sta. B で,  $4.7$

(28 日 17 時)  $\sim 8.7 \text{ mg L}^{-1}$  (29 日 15 時), Sta. C で,  $5.7$  (28 日 14 時)  $\sim 8.8 \text{ mg L}^{-1}$  (30 日 14 時) の幅でそれぞれ変動した。28 日は経時変化と地点間の差が明確に見られたが, 29 日以降は, 見られなくなった。

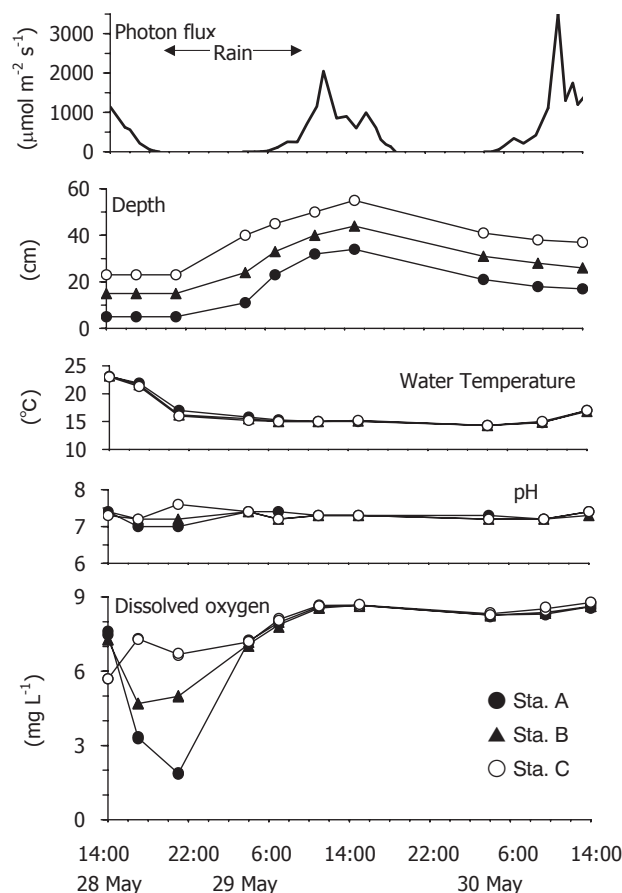


Fig. 4. Diurnal changes in photon flux density, depth, water temperature, pH and dissolved oxygen concentrations at each sampling station in May 28-30, 2008.

図 4. 各調査地点における光量子密度, 水深, 水温, pH および溶存酸素濃度の日変化 (2008 年 5 月 28 日  $\sim$  30 日)。

表 2. 2008 年 5 月 28 日 21 時 30 分と 5 月 30 日 15 時の各調査地点の水深, 流速, クロロフィル *a* 量および糸状緑藻の細胞数。  
(平均値  $\pm$  標準偏差, 試料数 = 3)

Table 2. Water depth, flow speed, chlorophyll-*a* amounts and cell numbers of filamentous green algae at each sampling station at 21:30 on 28 May and at 15:00 on May 30, 2008. (mean  $\pm$  SD, *n*=3)

Station	Depth (cm)	Flow (cm s <sup>-1</sup> )	Chlorophyll- <i>a</i> (mean $\pm$ SD mg m <sup>-2</sup> )	<i>Cladophora</i> (mean $\pm$ SD cells cm <sup>-2</sup> )	<i>Oedogonium</i> (mean $\pm$ SD cells cm <sup>-2</sup> )	<i>Spirogyra</i> (mean $\pm$ SD cells cm <sup>-2</sup> )
<b>21:30 on 28 May</b>						
A	5	$< 5.0$	$79 \pm 53$	$1100 \pm 1000$	$3000 \pm 2700$	$1300 \pm 1300$
B	15	$5.1 \pm 0.1$	$26 \pm 13$	$40 \pm 30$	$60 \pm 70$	$60 \pm 50$
C	23	$6.4 \pm 0.5$	$59 \pm 19$	$610 \pm 500$	$12 \pm 2$	$19 \pm 20$
<b>15:00 on 30 May</b>						
A	17	$< 5.0$	$30 \pm 9$	$100 \pm 80$	$240 \pm 160$	$290 \pm 400$
B	26	$17.7 \pm 1.5$	no data	no data	no data	no data
C	37	$38.6 \pm 3.1$	no data	no data	no data	no data

## 考 察

ウキシオグサ群落が発達した2000年では、夜明け時から南中時に向かって、全ての地点の溶存酸素濃度が急激に増加する傾向を示した。水温から予測した飽和度は、南中時に170～280%の著しい過飽和状態に達した。植物の光合成による炭酸の取り込みを反映するpHは、夜明け時の7から南中時には10近くまで上昇した。良く発達したウキシオグサ群落が存在しなかった2008年では、降雨が始まる前の5月28日14時ですら飽和度は全ての調査地点で100%以下であった。そして、調査期間中のpHは常に7前後で8まで上昇することはなかった。降雨が終わった5月30日は晴天になったが、止水に近いSta. Aでも溶存酸素が過飽和になることはなかった。したがって、2008年に観測された溶存酸素濃度の上昇は、ウキシオグサ群落の光合成によって引き起こされたことがわかった。

2000年では、夜間(20時)から夜明け時(4時)にかけて、わんどであるSta. 3で溶存酸素濃度 $1\text{ mg L}^{-1}$ 、飽和度10%に低下した。ところが同じように止水に近いSta. 2では、溶存酸素が流心のSta. 1とほぼ同じ濃度までしか低下せず、飽和度の低下も50～60%であった。また、2008年のSta. Aでは、ウキシオグサ群落の発達が小さいにもかかわらず、5月28日21時に溶存酸素濃度が $1.9\text{ mg L}^{-1}$ 、飽和度20%まで低下した。Sta. 3のウキシオグサ群落、Sta. Aの糸状緑藻群落は、いずれも目視では茶褐色を呈しており、顕微鏡で観察すると藻体の表面には多くの微細藻や従属栄養微生物が付着し

ていた。ただし異なる点があり、Sta. 3のウキシオグサの細胞質は緑色であったが、Sta. Aの糸状緑藻の細胞質は茶褐色であった。一方、Sta. 2の群体は鮮やかな緑色であり、Sta. 3の群体に比べて、微生物群集の付着は少なかった。つまり、Stas. 3とAでは藻類自体の呼吸に加え、微生物群集の呼吸があり、その結果、溶存酸素濃度が低下した可能性が推測された。そこで、Stas. 2, 3の2000年6月7日14時～20時、Sta. Aの2008年5月28日14時～21時の溶存酸素濃度の減少傾向を直線回帰し比較してみた(Fig. 5)。その結果、ウキシオグサの細胞質が緑色であったStas. 2と3の減少速度はほぼ同じ値を示し、Sta. Aの減少速度はStas. 2, 3の3分の1であった。これは、ウキシオグサ群落が発達した場所では、そうでない場所に比べて溶存酸素の減少が急速であることを示している。

一方、溶存酸素濃度の最小値は、ウキシオグサ群落の多寡ではなく、各場所の特性や基礎生産者の状態によって決定されると考えられる。Sta. 2の溶存酸素濃度の最小値がSta. 3に比べて高いのは、この地点は水深が浅く、かつ本流に向かって開放的な場所に位置しているので、大気や溶存酸素濃度が高い流心からの酸素供給が、閉鎖的な場であるSta. 3に比べて大きいためであろう。そしてSta. Aは、周囲が抽水植物に覆われ、水の交換が悪いうえに、糸状緑藻はSta. 3とは異なり細胞質自体が茶褐色であったので、呼吸に比べ酸素を放出する光合成活性が低く、溶存酸素濃度が低下しやすい環境になっていたと推測される。

水草が密生した河川では、その光合成と呼吸により、溶存酸素濃度の大きな日変化が観察される。沈水直物であるバイカモ(*Ranunculus fluitans*)とフサモ(*Myriophyllum spicatum*)が密生したスイスの小川(年平均流量 $0.51 \pm 0.21\text{ m}^3\text{ s}^{-1}$ ; 年平均水深 $0.75 \pm 0.15\text{ m}$ )では、5月後半(水温 $13 \sim 15^\circ\text{C}$ 程度)に溶存酸素濃度が $8 \sim 16\text{ mg L}^{-1}$ の範囲で日変化を生じる(Kaenel et al., 2000)。この日変化の大きさは、本調査における流心の地点であるSta. 1(2000年)のそれとほぼ同様である。水深の違い、ウキシオグサと水草の大きさの違いがあるため単純に比較はできないが、ウキシオグサ群落が密生した河川では、沈水植物群落と同様に溶存酸素の大きな生産と消費が起きていると考えて良いだろう。浮葉植物群落では、Goodwin et al. (2008)は、ヒシ(*Trapa natans*)が密生したハドソン川(Hudson River 米国)のわんどでは、昼間でも1ヶ月以上に亘り溶存酸素濃度が $4\text{ mg L}^{-1}$ 以下になることを明らかにした。この理由は、浮葉植物は葉の光合成で生産した酸素を大気中に放出すること、そして浮葉が密生すると大気とのガス交換が妨げられるためであると考察された。本調査では、わんどであるSta. 3の溶存酸素濃度は、昼間には200%を超える著しい過飽和を示し、貧酸素状態は出現しなかった。ウキシオグサ群落は、それぞれが光合成を行う細胞が樹状に連なった群体で構成され、群落のどの場所でも光合成が

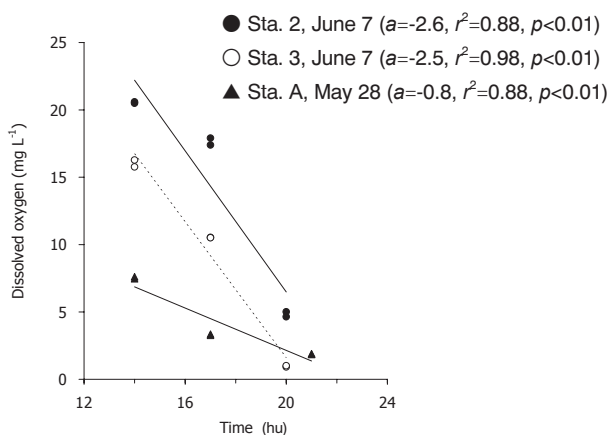


Fig. 5. Temporal changes of dissolved oxygen concentration at Stas. 1, 2 (*Cladophora crispata* developed in 2000) and A (*C. crispata* was underdeveloped in 2008) from daytime to nighttime. Straight and/or dotted lines show the simple linear regression.  $a$  values in parentheses are slope of the regression lines.

図5. Stas. 2, 3 (2000年:ウキシオグサ群落が発達)およびA (2008年:ウキシオグサ群落が未発達)における昼間から夜間にかけての溶存酸素濃度の経時変化。直線と点線は一次回帰直線を示す。カッコ内の $a$ の値は回帰直線の傾きである。

可能である。よってウキシオグサ群落における溶存酸素濃度の日変化は、沈水植物群落のそれに近い状況であると結論できる。

本調査の結果、良く発達したウキシオグサ群落は、1日の溶存酸素濃度の最大と最小の差が  $9 \sim 18 \text{ mg L}^{-1}$  にも達する場を形成することが明らかになった。この大きな日変化は、他の水生生物の生活に影響を及ぼしていることが推測される。特に、夜間の溶存酸素濃度の低下が、生息環境の悪化を引き起こすことが懸念される。Maruyama et al. (2008) は、琵琶湖水系の河川型ヨシノボリの卵に及ぼす溶存酸素濃度の影響を調べた。卵は雄の世話が無い状態では  $7 \text{ mg L}^{-1}$  以下の濃度で全て死滅し、雄の世話がある状態でも  $4.5 \sim 5.0 \text{ mg L}^{-1}$  の濃度では生残率は 20% に達しなかった。

鈴木・神先 (1974) は、水温  $15 \sim 16^\circ\text{C}$  で体重  $140 \sim 150 \text{ g}$  のゲンゴロウブナとヒワラ (ギンブナ) に及ぼす溶存酸素濃度の影響を調べ、ゲンゴロウブナは濃度が  $0.5 \text{ ml L}^{-1}$  (およそ  $0.71 \text{ mg L}^{-1}$ ) に低下すると呼吸に大きな乱れが生じ、ヒワラでは、それが観察されなかったことを報告した。Yamanaka et al. (2007) は、ニゴロブナとブラックバスの稚魚を用いて  $30^\circ\text{C}$  における  $P_c$  値 (呼吸が正常に保てなくなる溶存酸素濃度の閾値) が、それぞれ、1.32 および  $1.93 \text{ mg L}^{-1}$  であることを示した。これら先行研究の結果からウキシオグサ群落の発達は、ヨシノボリの産卵環境を悪化させるが、コイ科魚類、ブラックバスはそれに適応しており、生息や再生産には影響は少ないと判断される。

## 謝 辞

現地調査の遂行に便宜を図っていただいた滋賀県立大学湖沼環境実験施設の安佛かおり博士 (現在、名古屋大学工学研究科)、紀平征希博士 (現在、三重大学伊賀研究拠点)、赤塚徹志博士に感謝いたします。

## 文 献

秋山優・廣瀬弘幸・山岸高旺・平野實 (1977): シオグサ目, 日本淡水藻図鑑, 廣瀬弘幸・山岸高旺 (編), 328-333. 内田老鶴圃, 東京.

Biggs, B. J. F. (2000): Eutrophication of streams and rivers: dissolved nutrient-chlorophyll relationships for benthic algae. *Journal of the North American Benthological Society*, 19: 17-31.

Dodds, W. K. (1991): Micro-environmental characteristics of filamentous algal communities in flowing freshwaters. *Freshwater Biology*, 25: 199-209.

Dodds, W. K. and D. A. Gudder (1992): The Ecology of *Cladophora*. *Journal of Phycology*, 28: 415-427.

Ensminger, I., C. Hagen and W. Braune (2000): Strategies

providing success in a variable habitat: 1. Relationships of environmental factors and dominance of *Cladophora glomerata*. *Plant, Cell and Environment*, 23: 1119-1128.

福岡悟・皆川朋子 (2008): 大気曝露による河川の不快感糸状緑藻類コントロール. *応用生態工学*, 11: 123-132.

Goodwin, K., N. Caraco and J. Cole (2008): Temporal dynamics of dissolved oxygen in a floating-leaved macrophyte bed. *Freshwater Biology*, 53: 1632-1641.

Kaenel, B., H. Buehrer and U. Uehlinger (2000): Effect of aquatic plant management on stream metabolism and oxygen balance in streams. *Freshwater Biology*, 45: 85-95.

三橋弘宗・野崎健太郎 (1999): 三重県宮川における糸状緑藻 *Spirogyra* sp. の大発生. *陸水生物学報*, 14: 9-15.

Maruyama, A., Y. Onoda and M. Yuma (2008): Variation in behavioural response to oxygen stress by egg-tending males of parapatric fluvial and lacustrine populations of a landlocked goby. *Journal of Fish Biology*, 72: 681-692.

日本分析化学会北海道支部 編 (1994): 水の分析 (第4版). 化学同人, 京都.

野崎健太郎・三橋弘宗・辻彰洋 (1998): 琵琶湖北湖沿岸帯における糸状緑藻群落内の溶存酸素濃度の日変化. *陸水学雑誌*, 59: 207-213.

野崎健太郎 (2004): 矢作川中流域における大型糸状緑藻群落の発達. *河川技術論文集*, 10: 49-52.

野崎健太郎 (2005): 第6章 自然的攪乱・人為的インパクトに対する河川水質と基礎生産者の応答. 自然的攪乱・人為的インパクトと河川生態系, 小倉紀雄・山本晃一 (編): 231-257. 技報堂出版, 東京.

Okada, H. and Y. Watanabe (2002): Effect of physical factors on the distribution of filamentous green algae in the Tama River. *Limnology*, 3: 121-126.

Parker, J. E. and S. C. Maberly (2000): Biological response to lake remediation by phosphate stripping: control of *Cladophora*. *Freshwater Biology*, 44: 303-309.

Power, M. E. (1990): Benthic turfs vs floating mats of algae in river food webs. *Oikos*, 58: 67-79.

Power, M. E. (1992): Hydrologic and trophic controls of seasonal algal blooms in northern California rivers. *Archiv für Hydrobiologie*, 125: 385-410.

Schonborn, W. (1996): Algal aufwuchs on stones, with particular reference to the *Cladophora*-Dynamics in a small stream (Ilm, Thuringia, Germany): production, decomposition and ecosystem reorganizer. *Limnologica*, 26: 375-383.

鈴木紀雄・神先和子 (1974): 生息場所のことなるフナへの低酸素に対する呼吸反応. *日本水産学会誌*, 40: 57-62.

谷田一三・竹門康弘 (1999): ダムが河川の底生動物へ与える影響. *応用生態工学*, 2: 153-164.

Turner, M. A., G. G. C. Robinson, B. E. Townsend, B. J. Hann, and J. A. Amaral (1995): Ecological effects of blooms of filamentous green algae in the littoral zone of an acid lake. *Canadian Journal of the Fisheries and Aquatic Sciences*, 52: 2264-2275.

内田朝子・近藤和弘・竹内康之・永田直人(2004): 矢作川, 豊川, 長良川における大型糸状緑藻の発生状況. 矢作川研究, 8: 89-98.

Yamanaka, H., Y. Kohmatsu and M. Yuma (2007): Difference in the hypoxia tolerance of the round crucian carp and largemouth bass: implications for physiological refugia in the macrophyte zone. *Ichthyological Research*, 54: 308-312.

(担当編集員: 村上哲生, 名古屋女子大学)