

## 담수 이매패 말조개가 부영양 하천의 수질 및 부착조류 군집에 미치는 영향

박채홍 · 이주환 · 황순진 · 김백호\*

(건국대학교 생명환경과학대학 환경과학과)

Influences of Freshwater Bivalve *Unio douglasiae* on the Water Quality and Periphyton Community in Artificial Eutrophic Streams. Park, Chae-Hong, Ju-Hwan Lee, Soon-Jin Hwang and Baik-Ho Kim\* (Departments of Environmental Science, Konkuk University, Seoul 143-701, Korea)

Ecological influences of indigenous freshwater bivalve *Unio douglasiae* on the water quality and epilithic diatom community was examined with artificial stream (AST), which constructed in a laboratory daily receiving the eutrophic lake water. For the colonization of new periphyton community, forty commercial slide glasses were deposited as a substrate into the lowest part of each AST. Prior to 1 week, the AST was operated to induce the freely-colonization of the algal community in the absence of mussels. After the mussels was introduced at 435 indiv. m<sup>-2</sup> between step 1 and step 5, the passed water and substrates were daily collected to analysis the change of water quality and lotic and lentic algae abundance for 10 days. Compared to the control, turbidity (60.0% of control), suspended solids (62.5%), and chlorophyll-*a* (72.2%) in mussel-passed waters were decreased significantly, while a strong increase of ammonia (up to 800% of control) was accompanied with the decrease of dissolved oxygen (19.5% of control) and total phosphorus (23.9%), respectively. On average, the concentrations of suspended solids (67.0% of control) and chlorophyll-*a* (89.4%) in mussel-treated substrates were remarkably increased, however algal abundance in its water simultaneously decreased. These results indicate that incidentally or purposely mussel introductions can decrease organic matter of the stream and increase transparency of stream water, however, mussel-mediated nutrient and pseudofeces release may stimulate the adverse growth of periphyton or phytoplankton community in the lower stream or reservoir.

**Key words :** artificial stream, freshwater bivalves, *Unio douglasiae*, nutrient release, periphyton community, immobilized substrate

### 서 론

부착조류는 수중의 영양염 흡수 및 생태계 상위영양단계의 에너지 전달(Kelly *et al.*, 2001; Hill *et al.*, 2003), 박테리아, 곰팡이 등과 함께 기질표면에 생물막 형성(Cal-

low and Callow, 2000; Cushing and Allan, 2001; Yamamoto *et al.*, 2005; Small *et al.*, 2008), 대형무척추동물, 어류, 패류 등의 먹이나 서식처 제공(Caron and Sieburth, 1981; Meenakumari and Nair, 1994; van Dam *et al.*, 2002) 등 수중생태계에서 매우 중요한 역할을 하며, 수환경 변화에 대한 높은 민감성 때문에 지표생물로 이용되고 있다

\* Corresponding author: Tel: 02) 452-3749, Fax: 02) 452-3749, E-mail: oeloel@konkuk.ac.kr

(Kelly and Whitton 1995; McCormick and Stevenson, 1998; Poulicova *et al.*, 2004). 대개 부착조류 군집의 성장에 영향을 주는 주된 요인으로는 빛, 온도, 수질, 수문, 서식처나 먹이망의 역동성 등이 있으며 (Adamus and Stockwell, 1983; Kormas *et al.*, 2001; Nozaki *et al.*, 2002; Luttenton and Lowe, 2006; Larned, 2010), 특히 수위변동, 탁수 및 독성물질 유입, 생물막 반응 (Denys, 2004; Phiri *et al.*, 2007) 등에 의하여 종조성 및 현존량이 결정된다. 그럼에도 불구하고 식물플랑크톤이 적거나 투명도가 높은 하천 및 비영양 저수지에서 형성되는 1차 생산량(primary productivity)의 절대적인 부분을 차지하고 있다 (Biggs, 1990; Biggs and Gerbeaux, 1993).

여과섭식성 이매패는 수중 유기물 입자는 물론 기질이나 바닥층에 존재하는 다양한 종류의 유기물을 섭취하며 (Leach, 1993; Nicholls and Hopkins, 1993; Soto and Mena, 1993; Heath *et al.*, 1995), 섭취한 유기물 중 소화되지 않는 것들은 배설물 형태로 배출하여 바닥에 침강시키고, 함께 배출되는 영양염은 수중 미생물(박테리아, 편모, 섬모충, 식물플랑크톤 등)이나 저서생물의 먹이로 제공한다 (Dame, 1993; Stoeck and Albers, 2000; Norkko *et al.*, 2001). 이처럼 수중 (lotic organism)과 바닥생물 (lentic organism), 그리고 퇴적층과의 영양물질 순환 (nutrient cycling)에 있어서 매우 중요한 역할을 하며 (Newell *et al.*, 1989; Kemp *et al.*, 1990; Vaughan and Hakenkamp, 2001; Vaughan *et al.*, 2008), 다른 생물군과 함께 부착조류 군집의 종조성 및 분포특성을 결정하는 중요한 요인이기도 하다 (Lowe and Pillsbury, 1995).

지금까지 담수산 이매패에 대한 연구는 주로 패류와 수질 (Leach, 1993; Nicholls and Hopkins, 1993; Soto and Mena, 1993; Heath *et al.*, 1995), 패류의 여과능을 이용한 수질개선 등에 집중하여 왔다 (McIvor, 2004; 김 등, 2009b; 이 등, 2010). 또한 부착조류 역시 수질과의 상관성 (Watanabe and Asai, 1992; Kelly and Whitton, 1995), 그리고 이들을 이용한 수중 영양물질 흡수 및 수질판정 등에 관한 연구가 활발하게 진행되어 왔다 (박 등, 2008; 황 등, 2010). 그러나 국내 하천에 넓게 분포하는 한국산 이매패-재첩, 말조개, 펄조개가 하천의 수질이나 다른 생물에게 미치는 영향에 대한 연구는 비교적 드물다. 특히 하천의 자정능은 크게 물리·화학적 반응과 생물학적 반응에 의하여 결정되지만 (이 등, 1994; 홍 등, 2003) 패류를 포함한 다양한 생물군이 하천의 수질 및 먹이관계를 가지고 있는 부착조류 성장에 미치는 영향에 대한 연구는 빈약하다.

본 연구는 실내에서 비교적 관리하기 용이한 국내산 이매패 말조개 (*Unio douglasiae* Griffith et Pidgeon)를 대

상으로 이들이 하천의 수질 및 조류군집에 미치는 생태학적 영향을 파악하기 위하여 임의로 실내에 인공수로를 제작하고 현장 밀도와 동일하게 패류를 처리하고 수질변화 및 수중과 부착기질의 조류군집 변화를 각각 조사하였다.

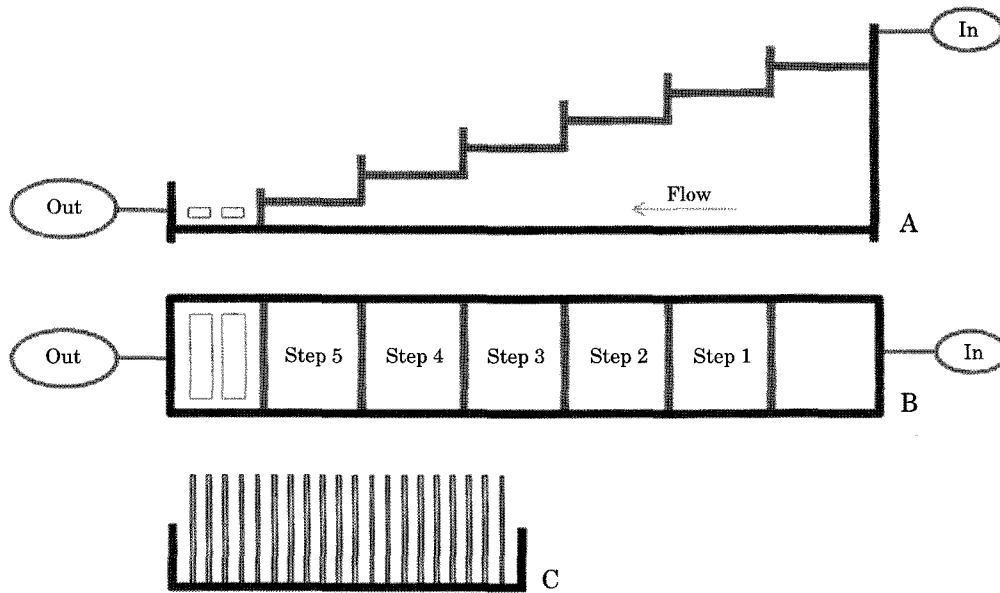
## 재료 및 방법

### 1. 패류채집 및 관리

실험에 사용된 패류는 이매패 말조개 (*Unio douglasiae* Griffith et Pidgeon)로서 전라북도 군산시 및 옥구군 농업지역의 수로에서 성패만 직접 채집하였다. 채집한 패류는 Ice box에 넣고 젖은 수건으로 습기를 유지하여 실험실로 운반하였다. 운반된 패류는 탈염한 수돗물로 2~3회 세척한 다음 플라스틱 재질로 만든 관리조에 넣어 3개월 이상 순응 및 유지하였다. 먹이로는 저수지의 현장수를 직접 공급하였으며, 실험에 사용된 패류는 모두 실험 3일 전부터 관리조에서 분리하여 먹이 공급을 중단하였다.

### 2. 인공수로 및 기질 설치

인공수로는 아크릴 재질로 총 4개 (2개 대조군, 2개 패류처리군)를 제작하였으며, 각 수로 (20 × 200 × 40 cm)는 7개의 동일한 크기의 박스형 계단 (20 × 30 × 10 cm)을 제작하여 유입부에서 배출부까지 약 5도의 기울기를 형성하면서 서로 연결하였다 (Fig. 1A, B). 실험수가 유입되는 첫 계단은 유입수의 균합 및 유량을 조절하는 데 사용하였으며 배출구 앞의 계단은 부착조류 유입을 위한 인공기질 설치를 목적으로 패류를 처리하지 않았다. 패류처리군은 계단 1에서 5까지 각각 동일한 밀도의 패류를 도입하였고, 대조군은 어떤 계단에도 패류를 처리하지 않았다. 패류에 의해 생성된 배설물과 더불어 수중에 배출된 영양염이 기질에 형성된 부착조류 군집에 미치는 영향을 파악하기 위하여 배출구 앞의 계단에 인공기질을 설치하였다. 인공기질은 슬라이드 글라스, 대나무, 세라믹 타일, 점토 타일, 플라스틱 등 다양하며 (Biggs, 1988; Hodoki, 2005; Khatoon *et al.*, 2007), 본 연구에서는 부착률이 높고 정량화가 용이한 슬라이드 글라스 (7.5 × 2.5 cm)를 사용하였다 (Roman and Ekelund, 2001). 아크릴재질의 기질 부착대 (settlement, 8 × 15 × 0.5 cm)에 현미경용 슬라이드 글라스 (7.5 × 2.5 cm)를 각각 20개씩 장착하여 배치하였다. 기질은 부착조류 군집형성을 위하여 패류도입 1주일 전에 대조군과 패류처리군의 계단에 동일하게 물의 흐름과 같은 방향으로 설치하였다 (Fig. 1C).



**Fig. 1.** Artificial streams with the slide glass substrate installed to immobilize the epilithic diatom in laboratory. All control and treatment steps between step 1 and step 5 were stocked without and with mussels, respectively. A; side-view of artificial stream, B; top-view of artificial stream, C; front-view of the slide-glass substrates.

**3. 실험디자인**

실험은 부영양호(일감호, 서울)의 표층수를 실내로 유입하여 인공수로에 연결하고 통과된 물은 저수지로 환원하였으며 인공수로의 통과유속은  $0.08 \text{ cm sec}^{-1}$ , 유량은  $4.32 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$ , 수온은  $13 \pm 1^\circ\text{C}$ 이었다. 실험기간 동안 광도는  $50 \sim 80 \mu\text{mol m}^{-2} \text{ sec}^{-1}$ , 광주기는 24L:0D이었다. 실험기간은 인공기질을 설치한 7일 이후부터 총 10일간(2010년 4월 30일~5월 9일) 진행하였으며, Step 1에서 Step 5까지 모두 동일한 밀도( $435 \text{ indiv. m}^{-2}$ )로 처리하였다. 분석항목은 크게 수중 환경요인 및 식물플랑크톤, 기질의 부착규조 현존량 및 유기물량, 1~5번 계단의 침전물(처리군에서는 패류배설물 포함)을 각각 측정하였다.

**4. 환경요인 분석**

실험기간 동안 수질환경 변화를 측정하기 위하여 Portable multi-parameter(YSI 600QS-O-M, YSI Inc., USA)를 이용하여 수온, pH, 전기전도도(EC), 용존산소(DO), 탁도(Turbidity) 등을 매일 동일한 시간에 측정하였고, 수중 Chl-a, 부유물질(SS), 영양염( $\text{NO}_2\text{-N}$ ,  $\text{NO}_3\text{-N}$ ,  $\text{NH}_4\text{-N}$ , TN,  $\text{PO}_4\text{-P}$ , TP)의 농도 변화는 수로를 통과한 실험수를 채수하여 분석에 이용하였다. Chl-a는 GF/F filter(Whatman Inc., England)로 여과한 후 90% 아세톤을 이용하여 24시간 동안 냉암소에서 추출한 후 20분간 원심분리기

로 분리하여 상등액의 흡광도를 측정하는 아세톤 추출법을 이용하였다. 부유물질(SS)은 시료를 미리 무게를 잰 GF/C filter(Whatman Inc., England)로 filtering 한 후 dry oven에서 24시간 건조한 후 filter paper의 무게 차이를 측정하는 방법을 이용하였다. 영양염의 경우,  $\text{NO}_2\text{-N}$ 는 Colorimetric법,  $\text{NO}_3\text{-N}$ 는 cadmium reduction법,  $\text{NH}_4\text{-N}$ 는 phenate법, TN은 Cadmium reduction법,  $\text{PO}_4\text{-P}$ 는 ascorbic acid법, TP는 persulfate 분해 후 ascorbic acid법으로 용존무기인 농도를 각각 측정하였다(APHA, 1995). 또한 실험기간 동안 수중 조도를 측정하기 위하여 배출구를 통과한 물이 모인 수조에 HOBO Pendant Temperature/Light Data Logger(UA-002-08, Onset computer Corporation, USA)를 설치하고 수온과 광도를 1시간 간격으로 측정하여 투명도의 간접지표로 활용하였다. 각 계단의 침전물은 실험종료 후 모든 패류를 각 계단의 실험수로 세척하고 바닥에 모인 침전물과 합하여 풍건한 다음 건중량을 측정하여 패류처리군과 대조군의 무게 차이를 패류의 배설물량으로 산정하였다. 부착조류의 Chl-a는 시료를 Whatman GF/F(Whatman International Ltd., Maidstone, England)로 여과한 후 APHA(1995)의 방법으로 측정하였다.

**5. 식물플랑크톤 및 부착조류 분석**

수중 식물플랑크톤은 수로를 통과한 실험수 100 mL를

**Table 1.** Paired *t*-test on environmental quality in the presence and absence of indigenous freshwater bivalve *Unio douglasiae* in artificial streams for 10 days.

Parameters	Unit	Control	Treatment	F	<i>p</i>
Temperature	°C	18.60 ± 1.97	18.74 ± 1.93	0.030	0.86548
Conductivity	μS cm <sup>-1</sup>	309.13 ± 11.20	313.83 ± 9.91	0.988	0.33346
DO	mg L <sup>-1</sup>	9.17 ± 0.56	7.41 ± 9.08	27.182	0.00006
pH		8.61 ± 1.99	8.51 ± 1.98	1.234	0.28133
Turbidity	NTU	11.01 ± 1.64	4.36 ± 1.34	98.624	0.00000
NO <sub>2</sub> -N	μg L <sup>-1</sup>	452.11 ± 57.99	515.98 ± 52.20	7.055	0.01608
NO <sub>3</sub> -N	mg L <sup>-1</sup>	2.25 ± 0.89	0.97 ± 0.22	0.110	0.74375
NH <sub>3</sub> -N	μg L <sup>-1</sup>	47.73 ± 16.38	236.22 ± 108.41	29.552	0.00004
TN	mg L <sup>-1</sup>	2.248 ± 0.32	2.19 ± 0.33	0.153	0.70066
PO <sub>4</sub> -P	μg L <sup>-1</sup>	31.10 ± 11.72	33.10 ± 12.65	0.135	0.71774
TP	μg L <sup>-1</sup>	58.40 ± 7.74	44.08 ± 6.59	19.858	0.00031

Control: artificial streams without mussels, Treatment: artificial streams with mussels, DO: dissolved oxygen, TN: total nitrogen, TP: total phosphorus

채취하여 Lugol액으로 고정하고 균일하게 혼합시킨 뒤 12시간 침전시킨 다음 Sedgwick-Rafter chamber를 이용하여 광학현미경(Axiostar plus, ZEISS, Germany)하에서 세포수를 계수하였다. 부착조류는 인공수로에 설치된 기질을 3개씩 조심스럽게 수거하여 부드러운 솔로 긁어 수집하였다. 수집된 시료는 곧바로 촉매제(K<sub>2</sub>Cr<sub>2</sub>O<sub>7</sub>) 조건하에서 산처리(HNO<sub>3</sub>)를 실시하여 유기물을 완전히 제거한 다음 증류수를 이용하여 2~3회씩 원심분리를 거쳐 세척하였다. 세척된 시료는 cover glass에 올려 풍건하고 영구 표본을 만들어 광학현미경(Axiostar plus, ZEISS, Germany)하에서 검경, 동정하였다(Patrick and Reimer, 1966; Krammer and Lange-Bertalot, 1986, 1988, 1991a, b). 부착조류 현존량은 각 시료에서 최소 500 cell 이상을 계수한 다음 각 종의 상대적 출현빈도(relative abundance)를 근거로 각 종의 현존량을 산정하였다.

## 6. 자료분석

인공수로에 말조개를 처리하고 대조군과 패류처리군에서의 수질 및 조류 현존량 차이를 비교하기 위하여 SPSS package(ver. 12.0.1, SPSS Inc., 2004 release)를 이용하여 Paired-*t* test를 실시하였다. 통계학적 유의수준은 *p* < 0.05이다.

## 결 과

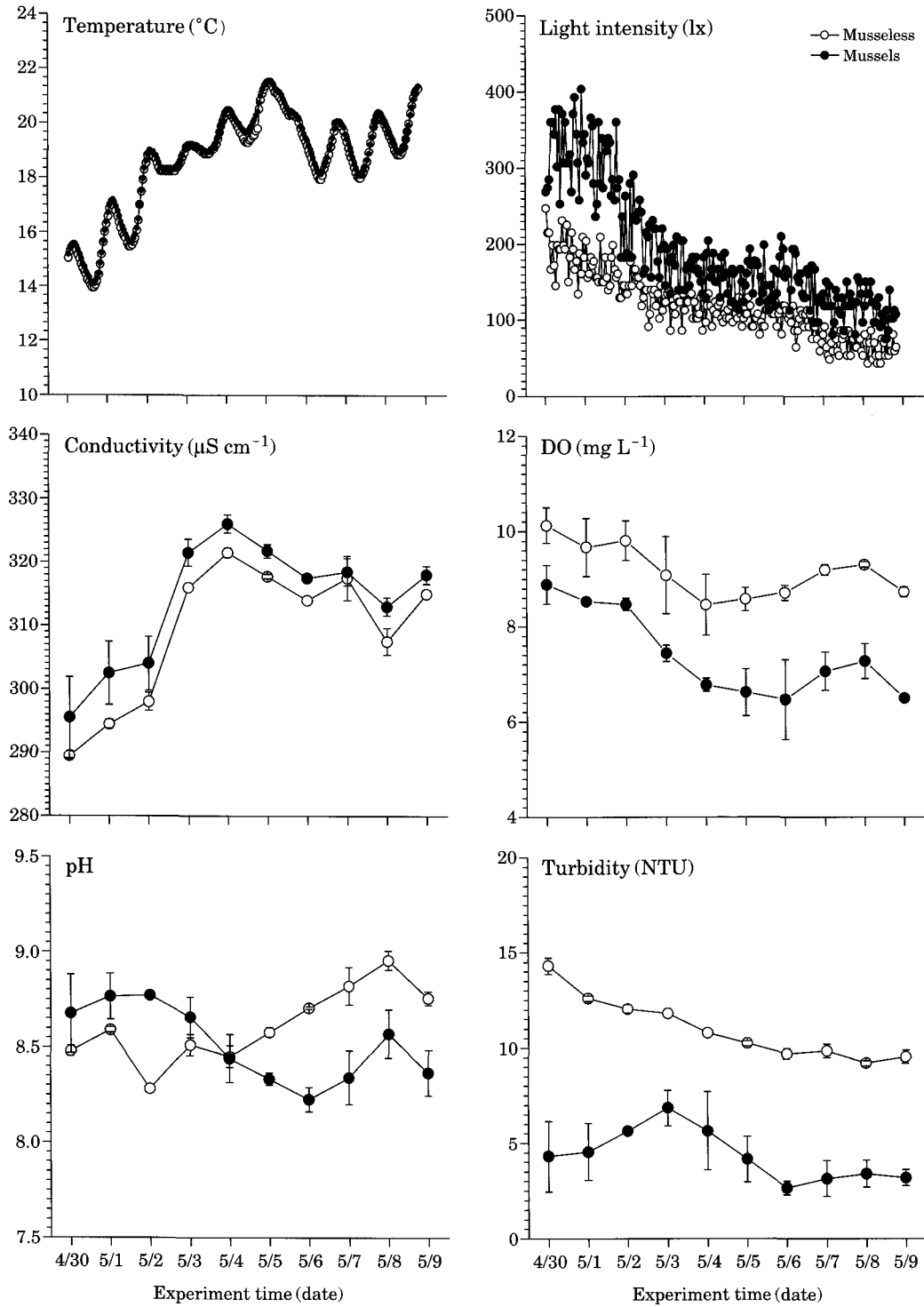
### 1. 환경요인의 변화

실험기간 동안 수온은 시간의 증가에 따라 점차 상승하

였고, 패류처리에 따른 유의한 변화는 보이지 않았으며, 전체적으로 13~22°C의 범위를 나타냈다(Table 1, Fig. 2). 수중 광도는 패류처리에 따라 대조군보다 뚜렷하게 증가하였으나 시간이 갈수록 대조군과 처리군 모두 동일하게 점차적으로 감소하였는데, 이는 측정센서에 수중 유기물이 지속적으로 쌓이는 게 주된 원인으로 판단된다(Table 1, Fig. 2). 전기전도도와 pH는 대조군과 처리군 간의 유의한 차이는 보이지 않았으나 후자는 처리 5일 이후부터 패류처리군에서 다소 낮은 수준을 나타냈다(Table 1, Fig. 2). 한편 용존산소와 탁도는 패류처리에 따라 대조군보다 뚜렷하게 낮은 수준을 나타냈다(Table 1, Fig. 2). 패류를 처리한 수로를 통과한 실험수의 영양염은 항목에 따라 뚜렷한 차이를 나타냈다(Table 1, Fig. 3). NO<sub>3</sub>-N, TN, PO<sub>4</sub>-P 등은 패류처리에 따라 대조군과 유의한 차이를 보이지 않은 반면(*p* > 0.05 for all), NO<sub>2</sub>-N는 대조군과 유의한 차이를 나타냈다(*F* = 7.055, *p* < 0.05). 가장 뚜렷한 변화를 보인 항목은 TP(감소, *F* = 19.858, *p* = 0.00031)와 NH<sub>3</sub>-N(증가, *F* = 29.552, *p* = 0.00004)로서 대조군과 유의한 차이를 보였다. 전자는 전체적으로 대조군보다 1.5~2배 정도의 낮은 농도를 보인 반면, 후자는 실험초기부터 서서히 증가하여 약 5배까지 증가하다가 다시 감소하여 일정하게 유지된 반면, 실험 6일째에는 대조군보다 8배 이상의 높은 농도를 나타냈다.

### 2. 수중 및 부착기질의 Chl-*a*와 SS 변화

패류처리에 따른 수중 Chl-*a* (72.2%)와 SS (62.5%)는 대조군에 비하여 크게 감소하였으며, 각각 통계학적으로 유의한 차이 (*F* = 35.030, *p* < 0.0001; *F* = 124.728, *p* <



**Fig. 2.** Changes in the physicochemical parameters such as water temperature, underwater light intensity, electric conductivity, dissolved oxygen, pH and turbidity of the experimental water passed the artificial stream in the presence and absence of mussels for 10 days.

0.0001)를 나타냈다(Table 2, Fig. 4). 한편, 기질에서는 Chl-a와 SS 모두 실험초기에는 서서히 증가하였는데 전

자는 실험종료일에 초기농도보다 약 5배 정도 높은 수준을 보인 반면, 약 3.5배까지 증가하였다. 결국 패류를 처

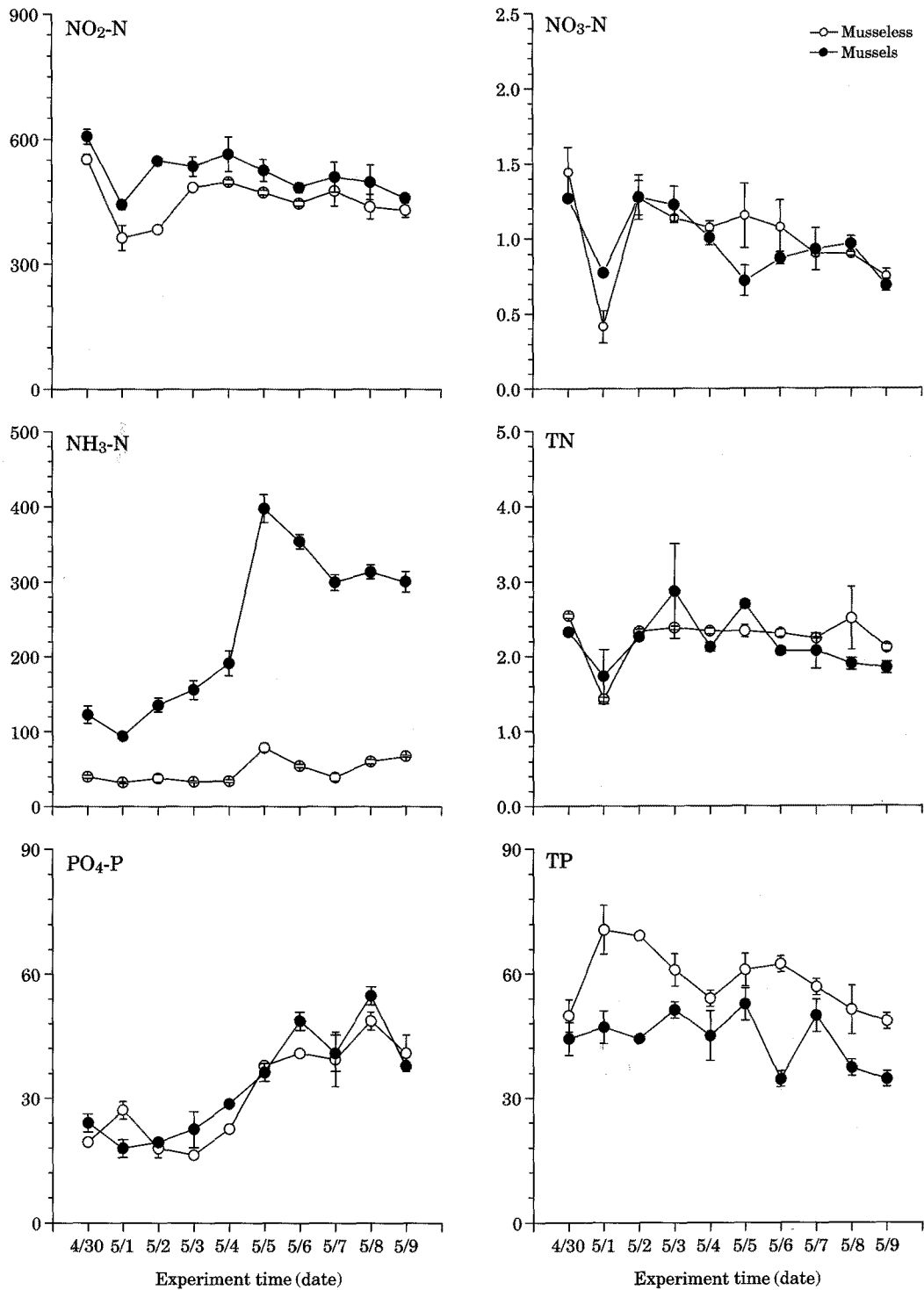


Fig. 3. Changes in the concentrations of nutrients (nitrogen and phosphorus) of the experimental water passed the artificial stream in the presence and absence of mussels for 10 days.

리한 부착기질의 Chl-a (89.4%)와 SS(67%)는 평균적으로 대조군보다 크게 증가하였으며 각각 유의한 차이(F=

5.709,  $p=0.02803$ ;  $F=6.010$ ,  $p=0.02466$ )를 나타냈다 (Table 2, Fig. 4).

**Table 2.** Paired *t*-test on chlorophyll-*a*, suspended solids, dominant species abundance in water substrates of artificial stream with and without indigenous freshwater bivalve *Unio douglasiae* for 10 days.

Parameters		Unit	Control	Treatment	F	<i>p</i>
Water	Chl- <i>a</i>	µg L <sup>-1</sup>	128.67±43.21	37.15±22.90	35.030	0.00001
	SS	mg L <sup>-1</sup>	15.20±2.26	5.60±1.56	124.728	0.00000
	W_TAP	10 <sup>3</sup> cells mL <sup>-1</sup>	82.74±32.04	33.25±14.06	20.010	0.00029
	W_AF	10 <sup>3</sup> cells mL <sup>-1</sup>	40.27±9.47	22.08±12.04	14.113	0.00144
	W_AM	10 <sup>3</sup> cells mL <sup>-1</sup>	40.25±28.14	8.70±3.55	12.369	0.00246
Substrate	Chl- <i>a</i>	µg L <sup>-1</sup>	0.88±0.41	1.71±1.02	5.709	0.02803
	SS	mg L <sup>-1</sup>	0.25±0.06	0.45±0.25	6.010	0.02466
	S_TAD	10 <sup>3</sup> cells cm <sup>-2</sup>	35.25±22.66	90.17±6.36	6.618	0.01918
	S_AM	10 <sup>3</sup> cells cm <sup>-2</sup>	30.98±20.81	82.95±5.99	6.717	0.01842
	S_AA	10 <sup>3</sup> cells cm <sup>-2</sup>	2.68±1.42	3.72±2.08	1.703	0.20829

Control: artificial streams without mussels, Treatment: artificial streams with mussels, SS: suspended solids, Chl-*a*: chlorophyll-*a*, W\_TAP: total abundance of phytoplankton in water, W\_AF: mean abundance of the first dominant species *Aphanizomenon flos-aquae* in water, W\_AM: mean abundance of the second dominant species *Achnanthes minutissima* in water, S\_TAD: total abundance of epilithic diatom in substrate, S\_AM: mean abundance of the first dominant species *Achnanthes minutissima* in substrate, S\_AA: mean abundance of the second dominant species *Aulacoseira ambigua* in substrate

### 3. 수중 및 부착기질의 조류변화

인공수로의 수중에 분포하는 식물플랑크톤은 패류처리에 상관없이 *Aphanizomenon flos-aquae*와 *Achnanthes minutissima* 등이 우점하였으며, 그외에도 *Scenedesmus quadricauda*, *Aulacoseira ambigua*, *Microcystis aeruginosa*, *Cyclotella meneghiniana* 등이 비교적 높은 밀도를 나타냈다(Table 3, Fig. 5). 제1우점종인 *Aphanizomenon flos-aquae*는 대조군에서는 지속적으로 조류밀도가 증가하여 실험 9일째 최고치 8.5×10<sup>4</sup> cells mL<sup>-1</sup>를 보였으며, 패류처리군에서는 실험 6일째부터 8.0×10<sup>3</sup> cells mL<sup>-1</sup> 이하의 낮은 밀도를 보였다. 이에 비해 *Achnanthes minutissima*는 대조군에서 실험 5일째까지 최고치(4.7×10<sup>4</sup> cells mL<sup>-1</sup>)에 도달하다가 서서히 감소하여 실험종료일에는 3.5×10<sup>4</sup> cells mL<sup>-1</sup>를 보였으며, 패류처리군에서는 실험 6일째 급격하게 감소하여 실험종료일에는 최저치(6.7×10<sup>3</sup> cells mL<sup>-1</sup>)를 보였다. 결과적으로 수중 식물플랑크톤 밀도는 패류의 처리에 따라 강하게 억제되는 특성을 보였다.

한편 부착기질에 형성된 부착구조 군집은 *Achnanthes minutissima*와 *Aulacoseira ambigua* 등이 우점하였으며, 그 밖에도 *Aulacoseira granulata*, *Cyclotella meneghiniana*, *Navicula cuspidata*, *Nitzschia dissipata* 등이 비교적 높은 밀도를 보였다(Table 3, Fig. 5). 제1우점종인 *Achnanthes minutissima*는 대조군과 유사하게 서서히 증가하였으나 실험 7일째부터 패류처리군에서 대조군(8.5×10<sup>4</sup> cells mL<sup>-1</sup>)보다 급격하게 증가하여 실험 종료일에 1.7×10<sup>5</sup> cells mL<sup>-1</sup>까지 도달하였다. 제2우점종인

*Aulacoseira ambigua*는 패류처리에 상관없이 대조군(<6.0×10<sup>3</sup> cells mL<sup>-1</sup>)과 패류처리군(<8.1×10<sup>3</sup> cells mL<sup>-1</sup>) 모두 제1우점종의 10% 미만의 낮은 밀도를 보였으며 서로 유의한 차이를 나타내지 않았다.

이상의 결과를 종합하면, 인공수로에 패류가 없을 경우 수중에는 *Aphanizomenon flos-aquae*와 *Achnanthes minutissima* 등이 높은 밀도를 보였으며 기질에는 후자만이 높은 밀도를 유지하였고, 패류가 도입됨에 따라 대부분의 조류는 뚜렷한 억제를 보인 반면, *Achnanthes minutissima*는 시간이 갈수록 더욱 높은 성장을 보였다.

### 4. 패류에 의한 배설물 생산

인공수로에 패류를 처리함에 따라 배설물(biodeposition)의 생산은 점차적으로 증가하여 실험 10일 동안 수확된 총 배설물량은 대조군(7.6±1.1g)과 처리군(40.9±1.3g) 간의 뚜렷한 차이를 보였다. 일일 배설물 생산량 역시 계단에 따라 다소 차이를 보였으나 전체적으로 대조군(1.2±0.4~2.0±0.3g)보다 패류처리군(6.6±0.8~9.4±0.8g)에서 높은 배설물을 생산하였다(Fig. 6). 실험기간 동안 가장 높은 생산량을 보인 계단은 Step 4였으며, 가장 낮은 생물량은 보인 계단은 Step 3이었다.

## 고 찰

패류처리군에서 수중 용존산소, 탁도, 총인 등의 유의한 감소와 아질산성 질소 및 암모니아 등의 유의한 증가가

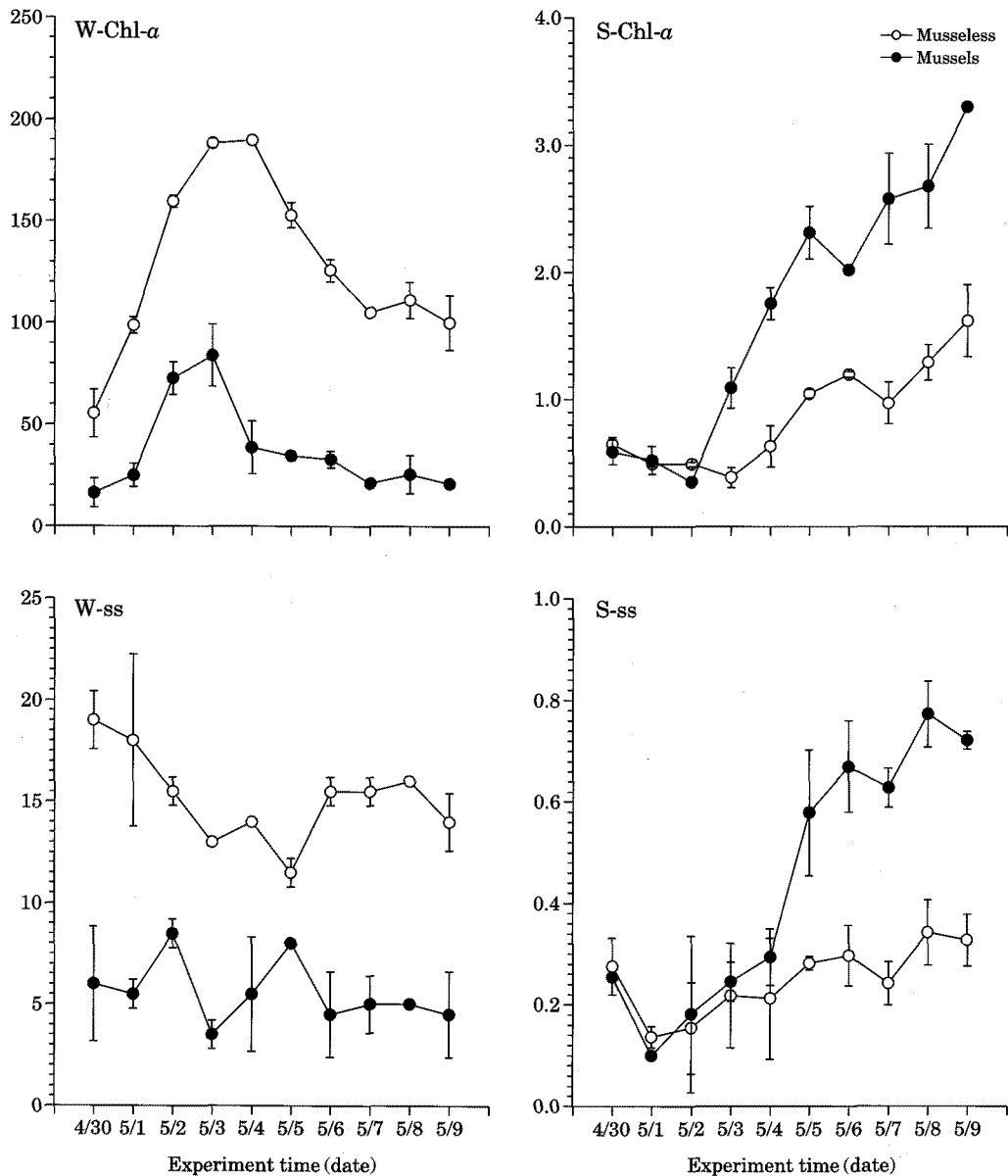


Fig. 4. Changes in the concentrations of chlorophyll-*a* and suspended solids of the experimental water passed the artificial stream and immobilization substrates of the epilithic diatom in the presence and absence of mussels for 10 days.

나타냈다. 일반적으로 이때때의 섭식활동에 의한 수체 내 탁도성 물질의 감소 및 용존성 영양염의 증가는 잘 알려진 사실이며 (Leach, 1993; Nicholls and Hopkins, 1993) 특히 호흡에 의한 용존산소 감소 및 암모니아 증가는 선행 연구들과 일치한 결과이다 (Burton, 1983; Heckey and Kilham, 1988). 또한 수중광도의 경우 패류처리 초기에는 대조군보다 뚜렷하게 높은 광도를 보였으나 시간의 경과에 따라 서서히 감소하였는데 수중 조류현존량 증가에 기여하였을 것으로 판단되었다. 지금까지 비교적 많은

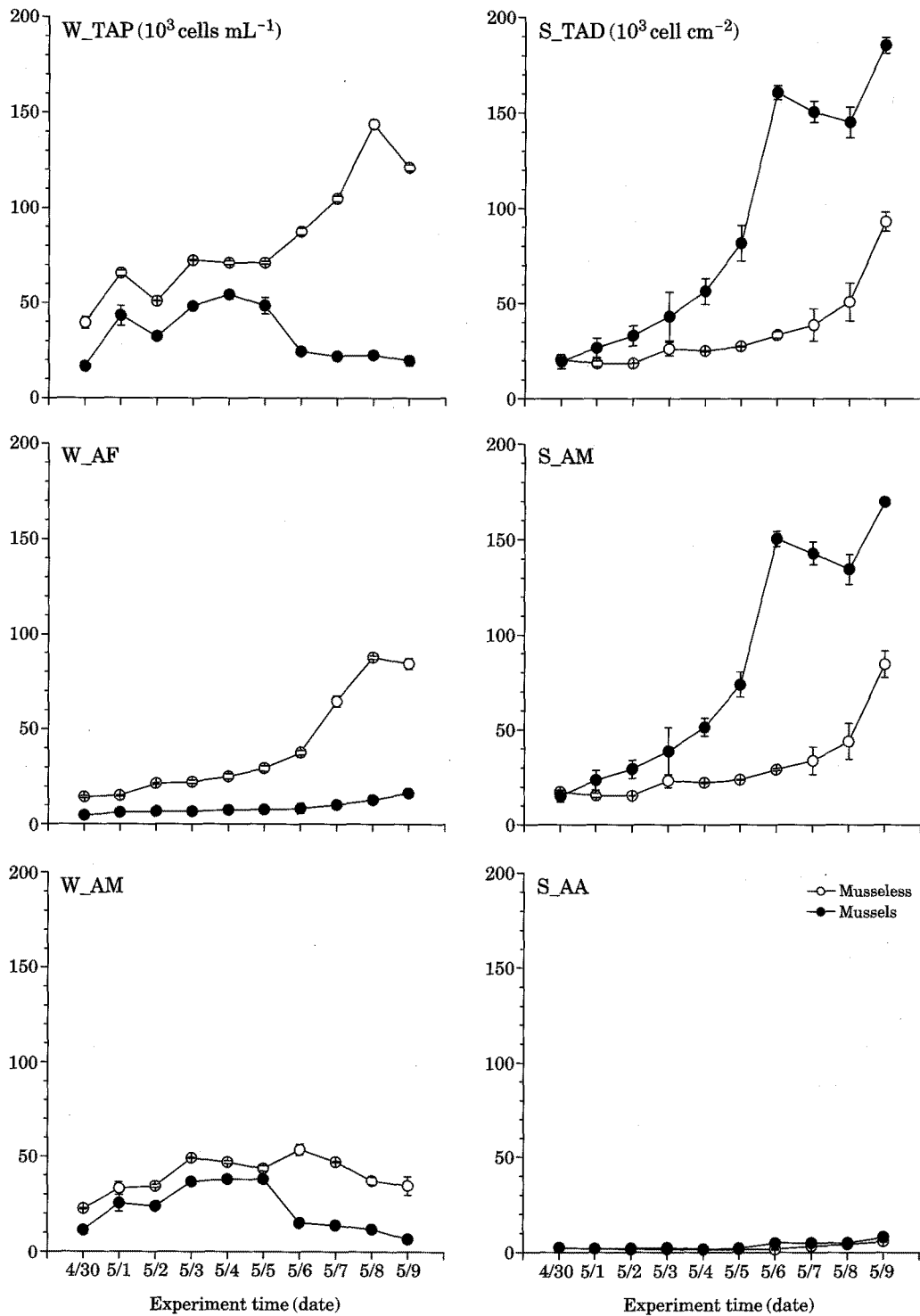
연구가 진행되어온 이때때 *Dreissena polymorpha*의 경우, 활발한 섭식으로 인하여 호수의 투명도가 증가함으로써 저서성 조류의 생물량 증가를 유도한다는 사실은 잘 알려져 왔다 (Lowe and Pillsbury, 1995). 본 연구에서 암모니아 농도는 실험 6일째부터 패류처리군에서 급격하게 증가하기 시작하였는데 기질 Chl-*a*와 부유물질 역시 유사한 패턴을 나타냈다. 이에 비해 아질산성 질소는 패류를 처리한 수로에서 대조군보다 다소 높은 농도를 보였으나 유입되는 실험수의 농도 변화와 거의 유사하게 변화



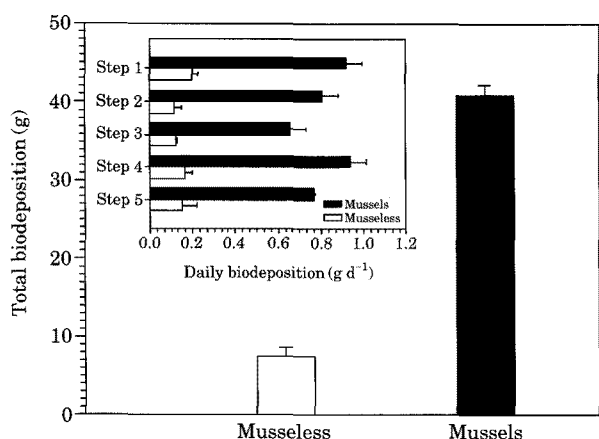
Table 3. Algal abundance in water and substrates of the artificial streams in the absence and presence of mussels for 10 days.

Species	Time (d)										Treatment									
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
<b>In water (cells mL<sup>-1</sup>)</b>																				
<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>	14.4	29.4	15.0	21.4	22.4	25.3	87.7	37.6	64.7	84.5	4.6	16.5	6.7	10.2	12.7	8.3	6.1	7.4	7.8	6.7
<i>Achnanthes minutissima</i>	22.6	33.1	34.4	49.2	46.9	43.7	53.7	47.3	37.2	34.7	11.4	25.4	23.8	36.6	38.1	38.0	15.2	13.8	11.9	6.7
<i>Scenedesmus quadricauda</i>	0.6	1.6	1.1	1.1	1.3	1.0	0.2	0.8	1.0	1.1	0.5	1.0	1.1	1.0	1.6	0.3	0.8	0.6	1.1	2.2
<i>Cyclotella meneghiniana</i>	0.2	0.6	0.2	0.0	0.0	0.2	0.0	0.1	0.1	0.0	0.1	0.3	0.1	0.0	0.1	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Aulacoseira ambigua</i>	0.1	0.6	0.1	0.4	0.4	0.3	0.3	0.2	0.2	0.1	0.0	0.1	0.0	0.5	1.3	0.4	0.4	0.3	0.3	0.2
<i>Microcystis aeruginosa</i>	1.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.4	1.8	1.0	1.5	0.5	0.2	0.0	0.6	0.0	0.6	1.0	0.0	2.2	0.8	3.9
<i>Coronastrum lunatum</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Closterium aciculare</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Closterium tumidulum</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Ankistrodesmus gracilis</i>	0.0	0.4	0.0	0.1	0.0	0.1	0.0	0.0	0.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.2	0.0	0.1	0.1	0.1
<i>Staurastrum asterias</i>	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.1	0.1	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0
<i>Euglena proxima</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Polyedriopsis spinulosa</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Aphanocapsa rivularis</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Pediastrum simplex</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
<b>In substrates (cells cm<sup>-2</sup>)</b>																				
<i>Achnanthes minutissima</i>	17.5	15.5	15.5	23.3	22.3	23.8	29.4	33.9	44.0	84.6	15.3	23.6	29.4	38.9	51.4	73.7	150.3	142.8	134.4	169.7
<i>Aulacoseira ambigua</i>	2.5	2.0	1.9	1.7	1.6	1.7	1.8	3.4	4.4	5.8	2.6	2.0	2.3	2.5	1.9	2.4	5.2	5.0	5.1	8.2
<i>Aulacoseira granulata</i>	0.1	0.4	0.2	0.3	0.0	0.5	0.5	0.4	0.5	0.6	0.6	0.4	0.4	0.5	0.6	0.7	0.2	1.2	0.8	1.6
<i>Cyclotella meneghiniana</i>	0.0	0.1	0.1	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.3	0.1	0.1	0.1	0.1	0.2	0.0	0.2	0.0	1.2	0.5
<i>Cyclotella stelligera</i>	0.0	0.3	0.4	0.3	0.6	0.6	0.8	0.8	0.5	1.2	1.1	0.0	0.2	0.3	0.4	1.8	2.3	1.1	2.1	2.6
<i>Cymbella affinis</i>	0.1	0.0	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.3	0.0	0.2	0.1	0.1	0.1	0.0	0.0	0.3	0.2	0.0	0.2	0.5
<i>Fragilaria capucina</i>	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.1	0.0	0.0	0.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.2	0.2	0.0	0.0	0.0
<i>Melosira varians</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Navicula bacillum</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Navicula cryptocephala</i>	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.1	0.0	0.0	0.2	0.0	0.1	0.0	0.1	0.0	0.2	0.0	0.9	0.1	0.2	0.0
<i>Navicula cuspidata</i>	0.1	0.0	0.0	0.1	0.0	0.1	0.1	0.1	0.0	0.0	0.2	0.1	0.2	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.4	0.3
<i>Navicula decussis</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Nitzschia dissipata</i>	0.0	0.0	0.2	0.1	0.0	0.1	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.4	0.9	0.0	0.0	0.0	0.5
<i>Nitzschia linearis</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.5
<i>Surirella angusta</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Synedra acus</i>	0.2	0.1	0.1	0.1	0.1	0.2	0.4	0.0	0.2	0.3	0.3	0.1	0.1	0.1	0.5	1.8	0.9	0.2	0.6	0.5
<i>Synedra fasciculata</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0

Control: Artificial stream without mussels, Treatment: Artificial stream with mussels



**Fig. 5.** Changes in the abundance of phytoplankton and epilithic diatoms in water and substrates of the artificial stream in the presence and absence of mussels for 10 days. W\_TAP and S\_TAD; total abundance of phytoplankton and epilithic diatom in water and substrate, respectively. W\_AF and S\_AM; abundance of the first dominant species *Aphanizomenon flos-aquae* and *Achnanthes minutissima* in water and substrate, respectively. W\_AM and S\_AA; abundance of the second dominant species *Achnanthes minutissima* and *Aulacoseira ambigua* in water and substrate, respectively.



**Fig. 6.** Comparison of total content of biodeposition (g) in artificial stream in the presence and absence of mussels for 10 days. Small figures showing a variation of biodeposition of each step in all experimental streams.

하였다. 또한 총인 역시 패류처리군에서 실험종료일까지 대조군과 일정한 차이를 보이면서 낮은 수준을 유지하였다. 결국 패류의 활발한 섭식활동에 의하여 수중 총인의 감소 및 암모니아 증가가 수중 식물플랑크톤의 현존량 감소와 기질의 부착조류 군집의 성장을 유도한 것으로 판단되었다. 다만 본 연구에서 패류처리에 따라 총인은 감소한 반면 총질소는 크게 변하지 않았고(TN/TP ratio 증가), 암모니아와 아질산성 질소는 증가한 반면 인산성 인은 대조군과 차이를 보이지 않았는데(DIN/DIP ratio 증가), 하류의 정체수역에서 *Microcystis aeruginosa*와 같은 남조 대발생이 예상되었다([http://www.glerl.noaa.gov/res/Task\\_rpts/1991/nsvander10-1.html](http://www.glerl.noaa.gov/res/Task_rpts/1991/nsvander10-1.html)).

인공수로에 유입된 실험수는 부영양 호수의 표층수로서 겨울철(저온기)에는 규조류와 남조류가 우점하며 늦은 봄부터 늦은 가을까지 남조 *Microcystis aeruginosa*가 각각 우점하는 부영양-과영양 저수지이다(이 등, 2009). 실험은 15°C에서 시작하여 서서히 증가하여 실험종료일에는 21°C였으며 패류의 처리에 따른 유의한 변화는 보이지 않았으나 용존산소는 뚜렷하게 감소하였으며, 전기전도도 역시 다소 증가하였다. 결국 유속(유량)이 강하게 작용하는 하천일지라도 패류 밀도가 높을 경우, 상당한 용존산소의 감소 및 전도도 증가가 일어날 것으로 판단된다. 예를 들어 재첩의 밀도가 매우 높은 섬진강이나 낙동강의 경우(한 등, 2007), 패류에 의한 수체내 유기물량의 감소는 예상되지만 용존산소 감소 및 고농도의 암모니아를 포함하고 있어 바다의 유입부에서 높은 조류(부착조류) 성장과 더불어 이를 먹이로 하는 소비자(동물플랑크

톤나 어류 등)의 높은 밀도가 예상되었다.

수중 식물플랑크톤 현존량은 패류에 의해 뚜렷하게 억제된 반면, 부착기질의 조류 현존량, Chl-*a* 및 유기물량은 반대로 분명하게 증가하였다(Table 2). 전체적으로 수중 Chl-*a*, 부유물질 및 총 식물플랑크톤 현존량은 패류처리에 따라 대조군의 약 60% 이상이 억제된 반면, 기질 Chl-*a*, 유기물량, 총 부착규조 현존량은 대조군의 약 200% 이상 증가하였다. 수중 및 기질 우점조류인 *Achnanthes minutissima*는 수중에서는 패류에 의해 약 80%가 억제된 반면, 부착기질에서는 역으로 270%의 현존량이 증가하였다. 비록 인공수로이지만 패류는 수중 식물플랑크톤의 여과섭식으로 인하여 현존량을 감소시키지만 동시에 배출된 영양염으로 인하여 하류의 부착규조 성장을 유도하는 전형적인 pelagic-benthic coupling 현상을 나타낸 것으로 판단된다(Newell et al., 1989; Kemp et al., 1990). 다만 본 연구가 단일 밀도의 패류를 처리하여 식물플랑크톤과 부착조류의 변화를 추적하였기 때문에 패류의 밀도 변화나 다양한 패류가 혼생하는 자연하천에서의 현상을 정확하게 설명하기는 매우 어렵다. 특히 패류의 서식밀도가 보다 감소한다면 수중 영양염 및 식물플랑크톤 현존량 등의 변화로 인하여 하류의 부착조류 역시 증가 폭이 크지 않을 것으로 사료되었다.

수중 식물플랑크톤 및 부유물질은 패류를 처리한 후 곧바로 뚜렷하게 감소된 반면 기질 부착조류 및 유기물량은 서서히 증가하는 특성을 보였다(Fig. 4). 특히 기질 Chl-*a*량은 실험 2일 이후부터 급격하게 증가한 반면 대조군은 매우 느리게 증가하였다. 또한 기질 유기물량 역시 실험 4일까지는 대조군과 차이를 보이지 않다가 그 이후부터 패류처리군은 급격하게 증가하는 한편, 대조군은 거의 일정한 수준을 나타냈다. 이러한 특성은 10일간의 전체적인 변화를 정리한 Table 2에서도 뚜렷하였다. 패류처리군과 대조군 간의 수중 Chl-*a*와 부유물질의 평균값 차이는 매우 유의성이 높은 반면, 기질 Chl-*a*와 유기물량의 평균값 차이는 수중보다 비교적 낮은 유의성을 보였다. 이는 패류를 처리한 하류의 기질 조류군집은 부착규조의 급격한 성장이 동반되고 이어 일정한 시간을 지난 후(time-lag) 유기물량이 증가하였기 때문으로 판단된다.

한편 패류에 의해 생산된 배설물(biodeposition)과 수중 자연침전물은 모두 수로와 계단에 따라 차이를 보였다. 패류를 처리한 수로에서 생산된 총배설물량은 각각 8g, 8.36g으로 나타났으며, 침전물 역시 1.36g, 1.66g 등으로 차이를 보였다. 뿐만 아니라 각 수로에서도 계단별로 배설물량과 침전물이 서로 차이를 보였는데, 패류를 처리한 수로의 경우, 수로3은 7.1~8.9g, 수로4는 6.0~

9.9g으로 변동폭이 높게 나타났으며, 패류를 처리하지 않은 대조군의 수로1에서는 0.9~2.2g, 수로2에서는 1.0~1.8g으로서 Step에 따라 상당한 차이를 보였다. 특히 패류처리군의 수로3의 경우 Step 3에서 다른 계단에 가장 낮은 값을, Step 4에서 가장 높은 값을 각각 보였으나 이러한 현상은 패류를 처리하지 않은 대조군에서는 나타나지 않았다. 결국 Step 3과 Step 4에서 배설물량의 차이는 처리된 패류의 영향으로 결국 하천에 서식하는 패류의 밀도, 크기나 무게 등의 생물적 요인이 바닥에 퇴적하는 유기물량을 결정하는 데 중요한 역할을 하는 것으로 판단되었다.

결론적으로 국내산 이매패 말조개가 하천 수중의 유기물을 여과 섭식하여 투명도 증가를 유도하고 동시에 높은 질소계열 영양염을 배출하여 하류의 부착조류 및 식물플랑크톤의 높은 성장을 유도함으로써 상위 영양단계로의 풍부한 먹이를 제공하여 궁극적으로 수체내 총생물량(total biomass)은 더욱 증가할 것으로 사료되었다.

## 적 요

국내산 이매패 말조개가 하천의 수질 및 부착조류 성장에 미치는 생태학적 영향을 파악하기 위하여 제작한 인공수로에 부착기질을 설치하고 패류를 도입한 다음 10일 동안 수질 및 조류 현존량 변화를 조사하였다. 인공수로는 아크릴 재질로 유속형성을 위하여 계단식으로 제작하고 부영양호 표층수를 유입하여 일정한 유속으로 통과시켰다. 부착조류 기질로 상용 슬라이드글라스를 패류도입 1주일 전에 각 계단에 40개씩 설치하였다. 패류는 435 ind. m<sup>-2</sup>로 도입하고 10일간 매일 동일한 시간에 수온, pH, 전기전도도, 용존산소, 탁도, 광도, 영양염, 그리고 기질 및 수중의 SS, Chl-a, 조류 현존량 등을 각각 분석하였다. 말조개 처리는 수중 탁도(60%), SS(62.5%), Chl-a(72.2%), TP(23.9%), 용존산소(19.5%) 농도를 감소시킨 반면, 암모니아 농도는 증가시켰다. 패류처리군의 기질 SS(67%)와 Chl-a(89.4%)는 뚜렷하게 증가한 반면 수중의 조류 현존량은 뚜렷하게 감소하였다. 결국 하천의 패류는 수중 유기물의 효과적인 저감을 통하여 투명도 개선을 유도하고 동시에 배출된 영양염 및 배설물은 부착조류 성장을 촉진할 수 있는 것으로 사료되었다.

## 사 사

본 연구는 2009년 교육과학기술부의 재원으로 한국연구재단의 지원을 받아 수행된 연구임(2009-0070746).

## 인 용 문 헌

- 김백호, 이주환, 김용재, 황수옥, 황순진. 2009. 포천천 수질개선을 위한 패류의 이용 하천형 유기물 제어(S-CROM)기술의 적용. 한국하천호수학회지 42: 317-330.
- 박구성, 김백호, 엄한용, 황순진. 2008. 남조류 대발생 환경에서 수심과 용존산소 변화에 따른 담수산 이매패(말조개)의 생존율, 여과율 및 배설물 생산. 한국하천호수학회지 41: 50-60.
- 이승희, 백순기, 황순진, 김백호. 2009. 부영양호수의 저온기와 고온기 식물플랑크톤에 대한 말조개의 섭식능 비교 한국하천호수학회지 42: 115-123.
- 이주환, 황순진, 김백호. 2010. 부영양 저수지의 수질개선을 위한 CROM 운영 및 유속의 영향. 한국물환경학회지 26: 518-524.
- 이현재, 심명필. 1994. 하천 내에서 수질 개선하는 방법에 대한 고찰. 대한토목학회 학술발표회 논문집 2: 287-290.
- 한국보, 차은정, 심보라, 이원재. 2007. 섬진강에서 재첩의 분포 양상. 환경연구 30: 55-65.
- 홍 일, 최이승, 오종민. 2003. 전형적 도시하천의 특성을 가진 오산천의 물질수지 및 자정능력 규명. 한국물환경학회지 19: 339-348.
- 황순진, 박구성, 백순기, 김백호. 2010. 부영양 저수지에서 국내 담수산 패류가 수질에 미치는 영향. 한국물환경학회지 26: 148-155.
- Adamus, P.R. and L.T. Stockwell. 1983. Critical review and evaluation concepts, v. 1 of Method for wetland functional assessment: Washington, D.C., U.S. Department of Transportation, Federal Highway Administration Report no. FHWA-IP-82-23. 176.
- APHA. 1995. Standard methods for the examination of water and wastewater, 18th ed. American Public Health Association. Washington, D.C. USA.
- Biggs, B.J.F. 1988. Artificial substrate exposure times for periphyton biomass estimates in rivers. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 22: 507-515.
- Biggs, B.J.F. 1990. Periphyton communities and their environments in New Zealand rivers. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 24: 367-386.
- Biggs, B.J.F. and P. Gerbeaux. 1993. Periphyton development in relation to macro-scale (geology) and microscale (velocity) limiters in two gravel bed rivers, New Zealand. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 27: 39-53.
- Burton, R.F. 1983. Ionic regulation and water balance, p. 291-352. In: The Mollusca (Saleuddin, A.S.M. and K.M. Wilbur, eds.). Academic Press, New York.

- Callow, M.E. and J.A. Callow. 2000. Substratum location and zoospore behavior in the fouling alga *Enteromorpha*. *Biofouling* **15**: 49-56.
- Caron, D.A. and J. McN. Sieburth. 1981. Response of peritrichous ciliates in fouling communities to seawater-accommodated hydrocarbons. *Transactions of the American Microscopical Society* **100**: 183-203.
- Cushing, C.E. and J.D. Allan. 2001. Streams: their Ecology and Life. Academic Press, Philadelphia.
- Dame, R.F. 1993. The role of bivalve filter feeder material fluxes in estuarine ecosystems, p. 245-269. *In*: Bivalve filter feeders in estuarine and ecosystem processes. Springer, Berlin.
- Denys, L. 2004. Relation of abundance-weighted averages of diatom indicator values to measured environmental conditions in standing freshwaters. *Ecological Indicators* **4**: 255-275.
- Heath, R.T., G.L. Fahnenstiel, W.S. Gardner, J.F. Cavaletto and S.J. Hwang. 1995. Ecosystem-level effects of zebra mussel (*Dreissena polymorpha*): An enclosure experiment in Saginaw bay, Lake Huron. *Journal of Great Lakes Research* **21**: 501-506.
- Heckey, R.E. and P. Kilham. 1988. Nutrient limitation of phytoplankton in freshwater and marine environments: A review of recent evidence on the effects of enrichment. *Limnology and Oceanography* **33**: 796-822.
- Hill, B.H., A.T. Herlihy, P.R. Kaufmann, S.J. DeCelles and M.A.V. Borgh. 2003. Assessment of streams of the eastern United States using a periphyton index of biotic integrity. *Ecological Indicators* **2**: 325-338.
- Hodoki, Y.K. 2005. Bacteria biofilm encourages algal immigration onto substrata in lotic systems. *Hydrobiologia* **539**: 27-34.
- Kelly, M.G. 2001. Use of similarity measures for quality control of benthic diatoms samples. *Water Research* **35**: 2784-2788.
- Kelly, M.G. and B.A. Whitton. 1995. The Trophic Diatom Index: a new index for monitoring eutrophication in rivers. *Journal of Applied Phycology* **7**: 433-444.
- Kemp, P.F., S.Y. Newell and C. Krambeck. 1990. Effects of filter-feeding by the ribbed mussel *Geukensia demissa* on the water column microbiota of a *Spartina alterniflora* saltmarsh. *Marine Ecology Progress Series* **59**: 119-131.
- Khatoun, H., F. Yusoff and S. Banerjee. 2007. Formation of periphyton biofilm and subsequent biofouling on different substrates in nutrient enriched brackishwater shrimp ponds. *Aquaculture* **273**: 470-477.
- Kormas, K.A., A. Nicolaidou and S. Reizopoulou. 2001. Temporal variation of nutrients, chlorophyll a and particulate matter in three coastal lagoon of Amvrakikos gulf Ionian sea, Greece. *Marine Ecology* **22**: 201-213.
- Krammer, K. and H. Lange-Bertalot. 1986. Bacillariophyceae. 1. Teil: Naviculaceae. *In*: Süßwasser flora von Mitteleuropa (Ettl, H., J. Gerloff, H. Heynig and D. Mollenhauer, eds.). Band 2/1 Gustav Fisher, Jena, Germany.
- Krammer, K. and H. Lange-Bertalot. 1988. Bacillariophyceae. 2. Teil: Bacillariaceae, Epithemiaceae, Surirellaceae. *In*: Süßwasserflora von mitteleuropa (Ettl, H., J. Gerloff, H. Heynig and D. Mollenhauer, eds.). Band 2/2 Gustav Fisher, Jena, Germany.
- Krammer, K. and H. Lange-Bertalot. 1991a. Bacillariophyceae 3. Teil: Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae. *In*: Süßwasserflora von mitteleuropa (Ettl, H., J. Gerloff, H. Heynig and D. Mollenhauer, eds.). Band 2/3 Gustav Fisher, Jena, Germany.
- Krammer, K. and H. Lange-Bertalot. 1991b. Bacillariophyceae 4. Teil: Achnantaceae. Kritische Ergänzungen zu Navicula (Lineolatae) und Gomphonema. *In*: Süßwasserflora von mitteleuropa (Ettl, H., J. Gerloff, H. Heynig and D. Mollenhauer, eds.). Band 2/4 Gustav Fisher, Jena, Germany.
- Larned, S.T. 2010. A prospectus for periphyton: recent and future ecological research. *Journal of the North American Benthological Society* **29**: 182-206.
- Leach, J.H. 1993. Impacts of the zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) on water quality and fish spawning reefs in western Lake Erie, p. 381-397. *In*: Zebra Mussels: Biology, Impact, and Control (Nalepa, T.F. and D.W. Schloesser, eds.). Lewis Publishers, Boca Raton, FL.
- Lowe, R.L. and R.W. Pillsbury. 1995. Shifts in benthic algal community structure and function following the appearances of Zebra mussels (*Dreissena polymorpha*) in Saginaw Bay, Lake Huron. *Journal of Great Lakes Research* **21**: 558-566.
- Luttenton, M. and R.L. Lowe. 2006. Response of a lentic periphyton community to nutrient enrichment at low N:P ratios. *Journal of Phycology* **42**: 1007-1015.
- McCormick, P.V. and R.J. Stevenson. 1998. Periphyton as a tool for ecological assessment and management in the florida everglades. *Journal of Phycology* **34**: 726-733.
- McIvor, A.L. 2004. Freshwater mussels as biofilters. Ph.D. thesis. Pembroke College.
- Meenakumari, B. and N.B. Nair. 1994. The effects of slime film on barnacle settlement, p. 3-9. *In*: Recent Developments in Biofouling control (Thomson, M.F., R. Nagabhushnam, R. Sarojini and M. Fingerma, eds.). Oxford and IBH Publishing Co. Pvt. Ltd. New Delhi.

- Newell, C.R., S.E. Shumway, T.L. Cucci and R. Selvin. 1989. The effects of natural seston particle size and type on feeding rates, feeding selectivity and food resource availability for the mussel *Mytilus edulis* Linnaeus, 1758 at bottom culture sites in Marine. *Journal of Great Lakes Research* **19**: 637-647.
- Nicholls, K.H. and G.J. Hopkins. 1993. Recent changes in Lake Eric (north shore) phytoplankton: cumulative impacts of phosphorus loading reductions and the zebra mussel introduction. *Journal of Great Lakes Research* **19**: 637-647.
- Norkko, A., J.E. Hewitt, S.F. Thrush and G.A. Funnel. 2001. Benthic-pelagic coupling and suspension-feeding bivalves: Linking site-specific sediment flux and biodeposition to benthic community structure. *Limnology and Oceanography* **46**: 2067-2072.
- Nozaki, K., H. Mitsunashi, D. Kishi, Y. Miyake, Y. Kawaguchi and Y. Taniguchi. 2002. Water quality of streams in Shiretoko peninsula, Hokkaido island, Japan. *Bulletin of the Shiretoko Museum* **23**: 31-36
- Patrick, R. and C.W. Reimer. 1966. The diatoms of the United States, exclusive of Alaska and Hawaii. Vol. 1: Fragiariaceae, Eunotiaceae, Achnanthaceae, Naviculaceae. Academy of natural sciences of Philadelphia, Philadelphia.
- Phiri, C., J. Day, M. Chimbari and E. Dhlomo. 2007. Epiphytic diatoms associated with a submerged macrophyte, *Vallisneria aethiopica*, in the shallow marginal areas of Sanyati Basin Lake Kariba: a preliminary assessment of their use as biomonitoring tools. *Aquatic Ecology* **41**: 169-181.
- Poulicova, A. and M. Duchoslav, 2004. Littoral diatom assemblages as bioindicator of lake trophic status: A case study from perialpine lakes in Austria. *European Journal of Phycology* **39**: 143-152.
- Roman, A.D. and N.G.A. Ekelund. 2001. Comparison of usefulness of three types of artificial substrata (glass, wood and plastic) when studying settlement patterns of periphyton in lakes of different trophic status. *Journal of Microbiology* **45**: 167-170.
- Small, J.A., A. Bunn, C. McKinstry, A. Peacock and A.L. Miracle. 2008. Investigating freshwater periphyton community response to uranium, with phospholipid fatty acid and denaturing gradient gel electrophoresis analyses. *Journal of Environmental Radioactivity* **99**: 730-738.
- Soto, D. and G. Mena. 1999. Filter feeding by the freshwater mussel, *Diplodon chilensis*, as a biocontrol of salmon farming eutrophication. *Aquaculture* **171**: 65-81.
- Stoeck, T. and B.P. Albers. 2000. Microbial biomass and activity in the vicinity of a mussel bed built up by the blue mussel *Mytilus edulis*. *Helgoland Marine Research* **54**: 39-46.
- Van Dam, A.A., M.C.M. Beveridge, M.E. Azim and M.C.J. Verdegem. 2002. The potential of fish production based on periphyton. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* **12**: 1-31.
- Vaughn, C.C. and C.C. Hakenkamp. 2001. The functional role of burrowing bivalves in freshwater ecosystems. *Freshwater Biology* **46**: 1431-1446.
- Vaughan, C.C., S.J. Nichols and D.E. Spooner. 2008. Community and foodweb ecology of freshwater mussels. *Journal of the North American Benthological Society* **27**: 409-423.
- Watanabe, T. and T. Asai. 1992. Simulation of organic water pollution using highly prevailing diatom taxa (4). Diatom assemblage in which the leading taxon belongs to *Nitzschia*, *Pinnularia*, *Surirella* or *Synedra*. *Diatom* **7**: 37-42
- Yamamoto, M., H. Murai, A. Takeda, S. Okunishi and S. Morisaki. 2005. Bacterial flora of the biofilm formed on the submerged surface of the reed *Phragmites australis*. *Microbes and Environments* **20**: 14-24.

(Manuscript received 20 August 2010,  
Revision accepted 15 September 2010)