

## 포천천 수질개선을 위한 패류의 이용 하천형 유기물 제어 (S-CROM) 기술의 적용

김백호 · 이주환 · 김용재<sup>1</sup> · 황수옥<sup>2</sup> · 황순진\*

(건국대 환경과학과, <sup>1</sup>대진대 생물학과, <sup>2</sup>한국수자원공사 팔당권관리사무소)

Water Quality Improvement of Pocheon Stream Using Freshwater Bivalves: Development and Operation of Continuous Removal of Organic Matter in Streams (S-CROM). Kim, Baik-Ho, Ju-Hwan Lee, Yong-Jae Kim<sup>1</sup>, Su-Ok Hwang<sup>2</sup> and Soon-Jin Hwang\* (Department of Environmental Science, Kon-kuk University, Seoul 143-701, Korea; <sup>1</sup>Department of Biology, Daejin University, Pocheon 520-714, Korea; <sup>2</sup>Paldang Dam Office, Korea Water Resources Corporation, Gyeonggi, Korea)

To diminish the levels of organic matters, a novel S-CROM (continuous removal of organic matters in the stream system using freshwater bivalve), was developed and applied to the polluted stream discharging from the wastewater treatment plant, Pocheon stream, Pocheon city (Korea). Major pollutants of the stream were human population and industrial wastewaters. The study was conducted at a small dam constructed within the stream, often called 'bo', and designed with four tanks; no mussels and no sediment (negative control), no mussels and sediment (positive control), 30 mussels and sediment (D1), and 60 mussels and sediment (D2). Physicochemical and biological parameters were measured at 12 hours interval (day and night) after mussel stocking. Results indicated that *Anodonta woodiana* Lea (D2) clearly removed approximately 72% of chl-*a* and 57% of suspended solids on second day, however, there were no differences in removal activities between animal densities ( $P > 0.5$ ). Unlike a laboratory CROM system, which previously developed, there were no huge release of nutrient ( $\text{NH}_3\text{-N}$  and SRP), due perhaps to the higher flow rate and the lower animal density. Therefore, we may suggest that if we can determine the relevant current and the animal density considering the stream state, an S-CROM system has a strong potential to water quality improvement of eutrophic streams. Some characteristics on both CROM and S-CROM were compared.

Key words : Pocheon stream, S-CROM, water quality improvement, freshwater bivalve, *Anodonta woodiana*

### 서 론

최근 여과성 저서생물을 이용한 수질개선에 대한 연구가 국외 (Mellina *et al.*, 1995; Dame, 1996; Caracco *et al.*,

1997; Dionisio Pires *et al.*, 2005)는 물론 국내 (이 등, 2008a, b; 김 등, 2008; Hwang *et al.*, 인채중)에서도 활발하며 오염된 연못의 수질개선을 위한 패류적용은 이미 잘 알려진 사실이다 (Kehde, 1972; Osenberg, 1989; Weber and Lodge, 1990). 그러나 미국이나 유럽에서 침

\* Corresponding author: Tel: 02) 450-3748, Fax: 02) 452-3749, E-mail: sjhwang@konkuk.ac.kr

입중 얼룩말 조개 *Dreissena polymorpha*에 의한 투명도 증가 및 조류발생 억제 (Reeder and Vaate, 1992; Smit *et al.*, 1993; Holland, 1993; Nicholls and Hopkins, 1993; Caracco *et al.*, 1997) 등은 부착기질에 집괴 (mass)를 형성하고 여러 가지 부작용을 발생시켰으며 최근에는 사라졌던 조류가 다시 회복되는 등 ([http://www.glerl.noaa.gov/res/Task\\_rpts/1991/nsvander10-1.html](http://www.glerl.noaa.gov/res/Task_rpts/1991/nsvander10-1.html)) 생물에 의한 수질개선에 대한 논란이 계속되고 있다. 특히 생물조질 (Shapiro, 1990; Haper, 1992; Mason, 1996) 기술은 물리적, 화학적 기술보다 효율이 낮고 반응속도도 느리며, 적용 이후 새로운 생태계 교란 가능성이 제기되면서 대부분의 연구가 아직도 실험실이나 메조코즘 수준이다 (김 등, 2005; 김 등, 2009). 따라서 지금까지 수질개선훈이 알려진 생물들-바이러스, 박테리아, 곰팡이, 원생동물, 조류, 동물플랑크톤, 어류, 수생식물 등 (Officer *et al.*, 1982; Carpenters *et al.*, 1985; Moss, 1992; Smith *et al.*, 1998; Wu *et al.*, 1998; Sigee *et al.*, 1999; Talling, 2003; Mayali and Azam, 2004) 역시 현장에 적용하기 위해서는 대상저수지에 적합한 생물의 선정, 처리밀도, 적용방법 등 다양한 조건을 충족하여야 한다.

본 연구팀은 부영양 저수지의 수질개선을 위한 물리화학적, 생물학적 연구를 실험실 및 저수지 현장 등에서 다양한 규모로 실시하여 왔다 (Hwang *et al.*, 2004; Choi *et al.*, 2005; Kim *et al.*, 2007; Kim *et al.*, 2008; 이 등, 2008a, b; 황 등, 2008; 이 등, 2009). 그러나 살조세균의 경우 (Choi *et al.*, 2005; Kim *et al.*, 2008) 현장 mesocosm에 처리 이후 환경차이로 인한 급격한 밀도감소로 새로운 살조세균의 추가 또는 배지의 첨가가 요구되었으며, 초식성 어류의 경우 (김 등, 2000; Fukushima *et al.*, 2001) 적용 초기에는 일시적인 투명도 증가를 보였으나 곧바로 수중 내 급격한 암모니아 증가 및 DO 감소로 인하여 어류사망율이 증가하였고, 실험후기로 갈수록 포식압을 피한 크기가 작은 소형플랑크톤의 증가로 인하여 수중 내 Chl-*a* 농도가 실험초기와 유사하게 변화하였다. 뿐만 아니라 최근 여과성 패류실험에서도 처리시간에 따른 사망률 증가 및 현장 적용시 생물관리 등의 문제가 제기되고 있다 (김 등, 2009; Hwang *et al.*, 인체중).

이처럼 생물학적 수질개선에 있어서 직면하게 되는 문제들을 해결하기 위하여 김 등 (2009)은 패류를 이용한 수질개선 기술 (예, McIvor, 2004)을 응용한 흐름형 유기물 제어 (CROM) 기법을 개발하였다. 이들은 부영양 저수지의 표층수를 직접 실내로 유입하여 처리한 다음 다시 원래 저수지로 환원시키며 생성된 배설물은 분리, 건조하여 토양으로 환원하였다. 그러나 장기간 운영결과, 많은

전력 소비 및 패류 사망률이 증가하였고, 고온기 패류 사망률을 감소하기 위하여 처리 원수를 냉각시켜야 하는 단점 등이 나타났다 (준비중).

패류를 이용한 수질개선의 대상은 저수지보다는 하천에서 일반적이다 (Cohen *et al.*, 1984; Lauritsen, 1986; Phelps, 1994; Fanslow *et al.*, 1995; Strayer *et al.*, 1999; Budd *et al.*, 2001; Newell, 2004). 대부분의 연구들은 자연적 또는 인위적으로 분포하는 패류들의 수질개선 (예, 투명도 증가) 기능에 대한 조사 연구이며, 실제 현장 하천을 대상으로 패류를 도입하여 사례는 극히 빈약하고 성공한 예는 보고된 바 없다. 그 주된 원인은 패류의 대량화 및 배양기술의 낙후성으로서 최근의 연구들은 패류를 이용한 수질개선에 있어서 매우 중요한 패류 대량화, 특히 패류유생에 관한 연구에 집중되어 있다 (McIvor, 2004; Barclay, 2007; <http://www.ourearth.co.uk/annamcivor/thesis.html>). 뿐만 아니라 하천에 패류의 대량 도입은 새로운 생태계 교란을 야기할 수 있으며, 실내실험에서 높은 밀도의 패류적용이 결국 수체내 용존성 유기물의 증가를 가져오는 것으로 보고되고 있다 (이 등, 2008a, b; 이 등, 인체중). 따라서 패류를 이용한 하천의 수질개선은 단순한 패류밀도 증가 또는 대량화보다는 하천의 특성을 고려한 최적 패류밀도 및 섭식환경 등을 위한 연구가 추가되어야 할 것이다.

본 연구는 오염된 하천수의 수질개선을 위하여 패류를 이용한 하천형 유기물 제어기법인 하천형 CROM (또는 S-CROM)을 개발하고 1) 하천의 유속을 그대로 이용하며, 2) 패류가 직사광선을 받지 않도록 퇴적물을 첨가하고, 3) 생성된 배설물은 현장에 그대로 하행시키며, 4) 실험도중 사망하거나 실험종료 후 패류수확이 가능하도록 설계하는 등 기존 CROM 방법과 차별화 하였다.

## 재료 및 방법

### 1. 패류채집 및 관리

실험에 이용된 패류는 우리나라 대표적인 담수산 이매패 (freshwater bivalve)인 석패과 필조개 (*Anodonta woodiana* Lea)로서 수심이 낮고 유기물이 풍부하며 필이 잘 발달된 옥산 지역의 농수로에서 채집하였다 (Table 1). 채집한 패류는 현장수로 가볍게 불순물을 세척하고 물을 넣지 않은 채 아이스박스에 넣어 실험실로 운반하여 탈염수로 2~3회 세척하여 임의로 제작한 패류 관리조에 넣고 순응시켰다. 실내에서 순응중인 패류 중 개폐운동이

**Table 1.** Numerical characteristics of freshwater bivalves and the experimental condition of the S-CROM study in the Pocheon stream, flowing after merged with discharge of the Wastewater Treatment Plant and small stream originated from the Gomo-2-ri reservoir in Pocheon-city, Korea.

Mussels used in this study	Scientific name	<i>Anodonta woodiana</i> Lea
	Collection stream	Oksan, Chollabukdo
	Water sources of stream	Agriculture and domestic animal wastewaters
	Water depth	< 70 cm
	Mussels	<i>Corbicula</i> spp., <i>Unio</i> spp., <i>Cipangopaludina</i> spp.
	Plants	Attached algae and macrophytes
	Fish	<i>Carassius auratus</i> , <i>Acheilognathus rhombeus</i>
	Bottom of stream	Silt and mud (20 : 80)
	ww	80.3 ± 45.8 g
	sw	5.7 ± 1.3 cm
	sl	9.3 ± 1.9 cm
AFDW	1.6 ± 0.4 mg	
Experimental conditions	Name of stream	<i>Pocheon-cheon</i> , Pocheon city, Gyeonggi-do, Korea
	Sources of stream	WTT discharge and one small tributary
	Width of stream	Agricultural, industrial and domestic wastewaters
	Water depth	80 m
	Location of study	0.5 m
	Power of S-CROM	<i>Bo</i> , a small cross dam constructed by concrete material
	No. individuals	Natural current (70 cm sec <sup>-1</sup> )
	Study aquarium	30 indiv. (D1) and 60 indiv. (D2)
	Sediments	PVC material, 45 × 60 × 15 cm in dimension
	Replication	Washed sediment with stream water
	Sampling interval	Duplicate
Periods of study	12 hours (AM 08:00 and PM 18:00)	
Rainfall	AM 10:00 April 18 to PM 19:00 April 21, 2009	
		Below 5 mm on the second day

ww, mean wet weight of mussels; sl, mean shell length of mussels; sw, mean shell width of mussels; AFDW, mean ash-free dry-weight of mussels; WTT, Wastewater Treatment Plant of Pocheon-city, Gyeonggi-do, Korea; S-CROM, continuous removal of organic matters in the stream system using freshwater bivalves

뚜렷하지 않고 이동성이 거의 없는 패류는 사망한 것으로 판단하여 관리소에서 제거하였다. 실험에 사용되었던 모든 패류는 실험 3일 전부터 관리소에서 꺼내 탈염수돗물에 넣고 먹이공급을 중단하였다.

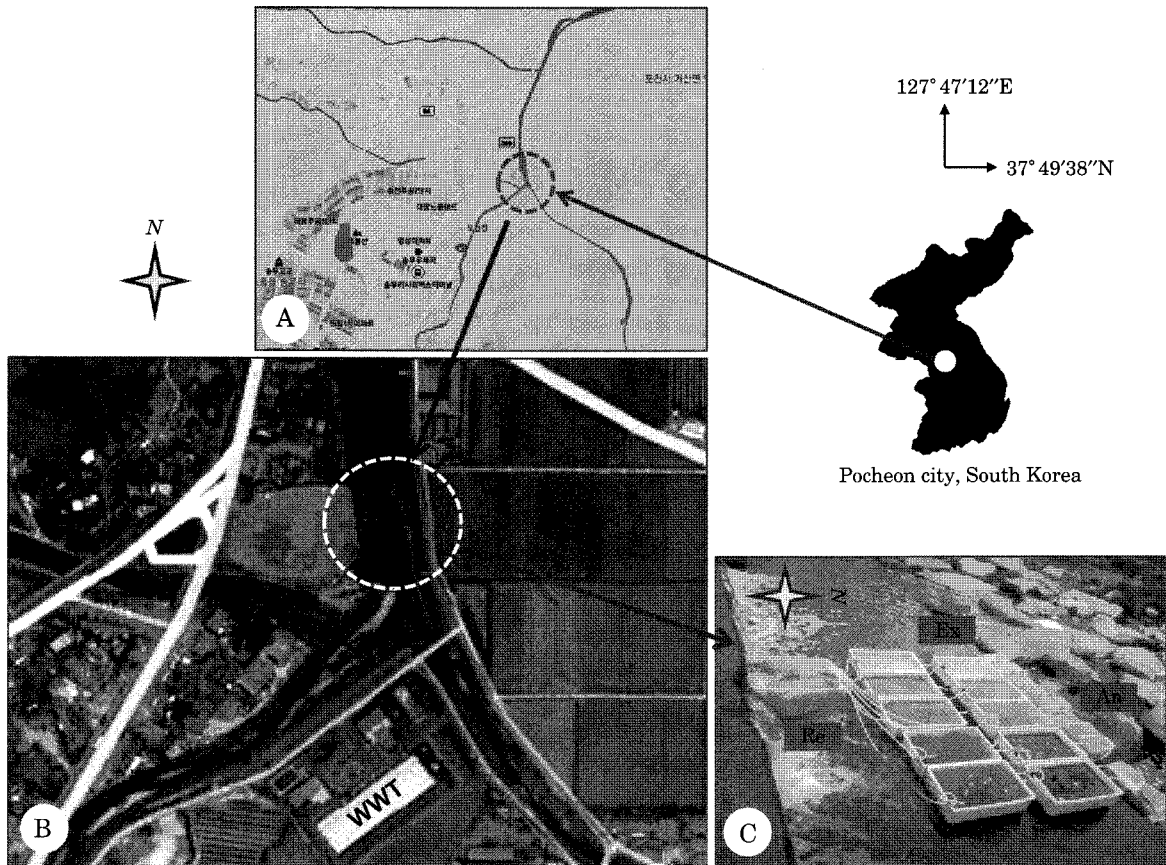
## 2. 실험하천

실험하천인 포천천은 한강수계와 임진강 수계를 경계하는 축석령의 북부와 천보산맥의 동부사면에서 발원하여 북동부로 흐르면서 포천시를 지나 영중면 면소재지 북동부에서 영평천과 합류되며 (Fig. 1A, B), 포천시의 공업 및 농업용수 등으로 이용되고 있으며 소흘읍 송우리를 중심으로 주민 57,000명, 축산단지 및 염색공장 등 배출시설 790 업체와 하수처리장 (15,000 ton d<sup>-1</sup>) 이 위치하여 수질오염이 심하다 (김, 2007). 실험은 포천천 (축석령에서 발원되는 본류), 하수처리장 방류수 유입부 (송우리), 소형하천 (고모2리 저수지에서 발원한) 등 3개 지류가 합류되는 지점으로부터 50 m 하류에 건설된 소형 보 (길이

= 40~50 m, 폭 = 5~6 m 콘크리트) 에서 실시하였다 (Table 1, Fig. 1C). 보의 중앙에 5 m 간격으로 2개의 낙차공 (폭 = 50 cm) 이 형성되어 있으며 낙차공에서의 유속은 약 70 cm sec<sup>-1</sup> 이었다. 보는 수심 30~50 cm 이며 주로 짙은 갈색 모래와 펄로 구성되어 있다.

## 3. 실험디자인

먼저 낙차공의 인접부에 조정조 (PVC재질, 45 × 60 × 30 cm) 를 설치하고 보 저류지의 표층수를 Nylon net (500 μm) 로 거른 다음 지속적으로 유입시켰다. 유입수는 다시 Falcon tube (직경 8 mm) 을 이용하여 8개의 실험조 (PVC재질, 45 × 60 × 15 cm) 로 동일하게 (유속 = 450 mL min<sup>-1</sup>) 유입시켰다 (Fig. 1C). 각 단계별 물의 이동은 물의 위치에 따라 생성된 자연유속을 이용하였으며 조정조 (Re), 실험조 (Ex) 와 분석조 (An) 간의 위치 차이는 각각 17 cm, 14 cm 이다. 실험조를 통과한 물은 다시 분석조 (PVC재질, 15 × 10 × 25 cm) 로 이동시켜 12시간 간격으로 채수하여 수



**Fig. 1.** A map (A) and satellite picture (B) of the study stream and the structure of S-CROM study (C) in the Pocheon stream flowing after merged with discharge of the Wastewater Treatment Plant (WWT in B) and small stream originated from the Gomo-2-ri reservoir in Pocheon-city. In figure C, Re, reservoir; Ex, experimental aquaria; An, analysis aquaria.

질 및 생물요인을 분석하였다.

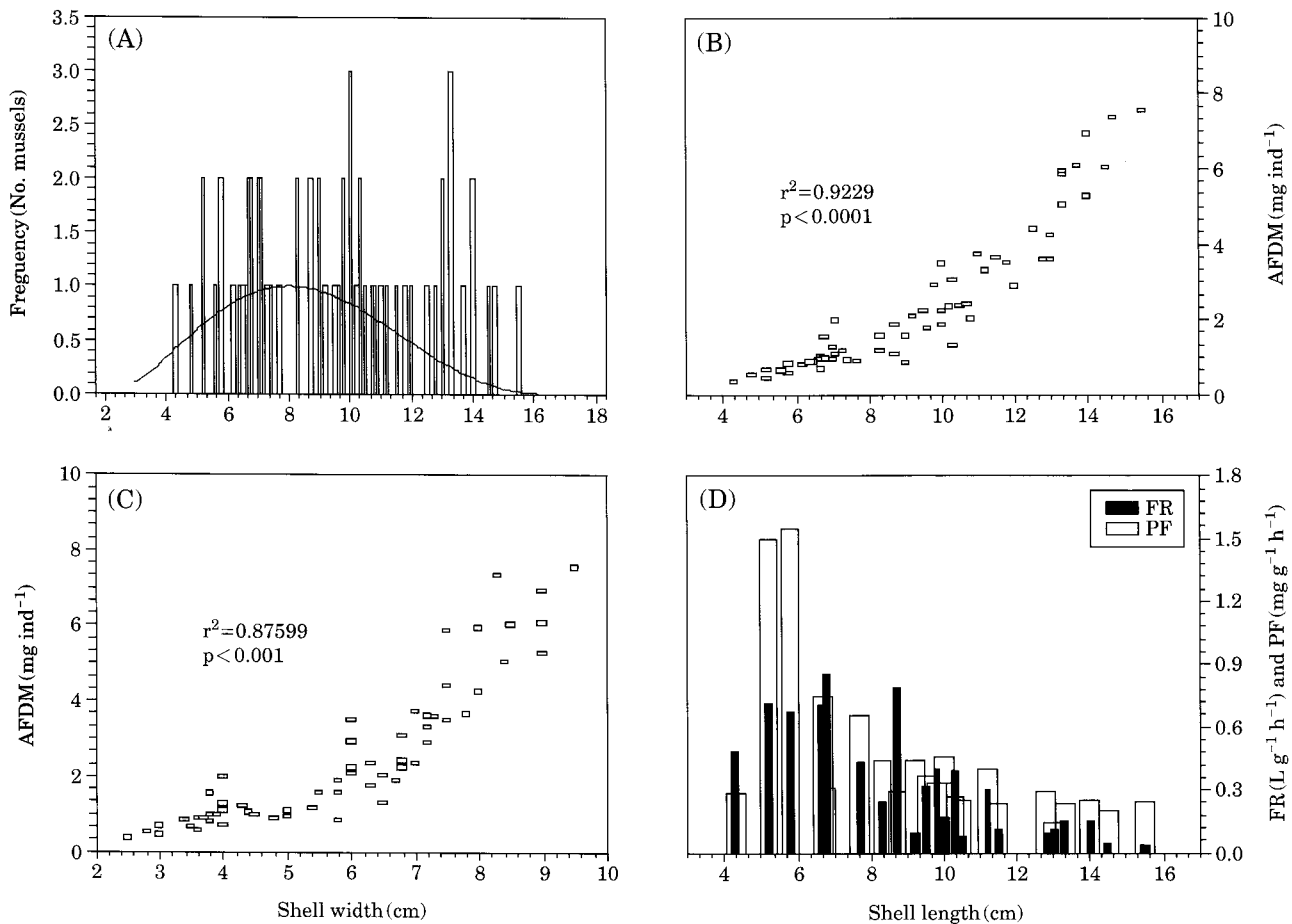
실험구성은 보 저류지의 표층수만 들어있는 NC (음대조군), 표층수와 저류지 퇴적물을 동시에 넣은 PC (양대조군), PC와 동일한 조건에 패류 30개체를 처리한 D1, PC와 동일한 조건에 패류 60개체를 처리한 D2 등 4종류로 구성하고 각각 2회씩 반복 실시하였다. 실험조에 넣은 퇴적물은 실험 당일 저류지에서 직접 채취하여 현장수로 3~4회 세척하고 바닥에 3~4 cm 두께로 넣었다 (Fig. 1C). 패류의 섭식효과는 크게 밤과 낮으로 구분하여 조사하였는데 전체 실험 72시간 동안 야간의 섭식효과는 익일 오전 08:00에, 낮 동안의 섭식효과는 당일 오후 20:00에 각각 채수하여 분석하였다.

현재 실내에서 순응중인 패류는 총 499개체로서 패각의 길이, 폭, 무게 (젖은) 등을 측정하였으며, 각 개체의 유기물량은 대표군 실측값으로부터 추정하였다. 패류의 유기물량은 채집된 패류중 패각길이가 다양한 개체를 선별

하고 김 등 (2009)의 방법에 따라 실측하였다. 실험에 사용된 패류의 유기물량은 실측한 유기물량과 패각길이, 무게, 폭 등과의 상관성이 가장 높은 특성을 이용하여 추정하였고 (Hwang *et al.*, 2004), 여과율과 배설물 생산량은 Coughlan (1969)와 김 등 (2009)의 방법에 따라 측정하였다. 패류의 식물플랑크톤 제어능 (removal activity)은 3일 동안 12시간 간격으로 채수된 분석조 내의 식물플랑크톤 현존량 (Chl-*a*)의 변화를 근거로 계산하였으며 처리시간 동안 대조군에 대한 처리군의 상대적 Chl-*a*량으로 밤과 낮으로 구분하여 계산하였다. 계산식은 다음과 같다.  $RA (\%) = (1 - T/C) \times 100$ . C, T는 각각 패류가 없는 대조군과 패류처리군의 Chl-*a*량이다.

#### 4. 환경 및 생물요인 분석

실험조의 수온, pH, 전기전도도, 용존산소 (DO), 탁도



**Fig. 2.** Frequency of freshwater bivalve *Anodonta woodiana* in Oksan stream (A, n=499), relationship between AFDM and shell length (B, n=53), and AFDM and shell width (C, n=53) and filtering rates (FR) and its production of feces- and pseudo-feces (PF) of mussels with shell length (D, n=29).

(NTU) 등은 Portable multi-parameter (YSI 600QS-O-M, YSI inc., USA)를 이용하여 12시간 간격으로 측정하였고, 식물플랑크톤, Chl-*a*, 부유물질(SS) 및 영양염 분석을 위하여 전과 동일한 시간에 분석조로부터 조심스럽게 채수하였다. Chl-*a*는 아세톤 추출법, 부유물질은 GF/C-filter를 이용하였으며, NO<sub>2</sub>-N, NH<sub>3</sub>-N는 phenate, Colorimetric 법, NO<sub>3</sub>-N과 TN은 cadmium reduction법, PO<sub>4</sub>-P은 ascorbic acid법, TP은 persulfate 분해 후 용존무기인 측정법으로 각각 측정하였다(APHA 1995). 식물플랑크톤은 10mL씩 채취하여 Lugol's 액으로 고정하고 균일하게 혼합시키고 12시간 이상 정치시킨 다음 Sedgwick-Rafter chamber를 이용하여 광학현미경(Axiostar plus, ZEISS, Germany)하에서 계수하였으며 동정은 속 또는 종 수준까지 실시하였다. 실험기간 동안 수온과 광량을 모니터링하기 위해 실험분석조 바닥에 HOBO Pendant Tempera-

ture/Light Data Logger(UA-002-08)을 설치하고(2009년 4월 18일 AM 08:00) 실험 시작부터 종료까지 10분 간격으로 측정하였다. Data Logger의 측정범위는 수온의 경우, -20°C~50°C(표준오차±0.47°C), 광량은 0~320,000 lux(900 nm에서 최고치)이다. 특히 광도는 수중에 탁도성 물질(Chl-*a* 또는 SS)의 간접지표로 패류에 의한 유기물의 변화를 추적하는 데 이용하였다.

### 5. 자료분석

패류 처리군과 비처리군간의 식물플랑크톤 및 수질을 비교하기 위하여 Turkey's THD test와 ANOVA를 실시하였고, 유의수준은  $P < 0.05$ 으로 하였다. 통계분석은 SPSS package(ver. 12.0.1, SPSS inc., 2004 release)를 이용하였다.

결 과

1. 패류크기와 여과능

육산천에서 채집한 패류는 총 499개체로서 패각길이 4.3~15.5 cm, 폭 2.5~9.5 cm 범위였으며, 패각길이는 약 8.0 cm를 기준으로 크게 두 그룹으로 구분되었으며 6~11 cm 크기에서 가장 높은 밀도를 나타냈다(Fig. 2A). 패류의 유기물량은 패각의 폭( $r^2=0.8760$ ,  $n=43$ ,  $P<0.0001$ ) 보다 패각길이( $r^2=0.9229$ ,  $n=43$ ,  $P<0.0001$ )에 대해 높은 상관성을 보였다(Fig. 2B, C). 펄조개의 여과율(최고치  $0.9 \text{ L g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ , 패각길이=6.6 cm)과 배설물 생산량(최고치  $1.57 \text{ mg g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ , 패각길이=5.8 cm)은 패각길이가 5~10 cm범위에서 공통적으로 높게 나타났다(Fig. 2D).

2. 수질변화

수온은 대조군이나 저밀도 패류처리군(D1)보다 고밀도 패류처리군(D2)에서 가장 높았다(Fig. 3A). 광도는 실험 1일째 D1에서  $4951.1 \mu\text{mol}$ 로 최고치를 보였으나 실험 2일째 강우에 의해 감소하였으며, 3일째 다시 증가하였다. 실험 3일째에는 대조군이 가장 높았고 D1과 D2는 비슷한 수준을 나타냈다(Fig. 3B). 용존산소, 탁도, 부유물질 등은 강우에 의해 일시적인 영향은 받았으나 패류처리밀도에 의존하여 뚜렷하게 감소하였다. 용존산소( $F=14.662$ ,  $P<0.0001$ )와 Chl- $\alpha$  ( $F=5.863$ ,  $P=0.005$ )를 제외한 모든 항목들은 통계적으로 유의하지 않았고 D1의 경

우 용존산소 역시 대조군과 비슷한 수준이었다(Table 2, Fig. 4).

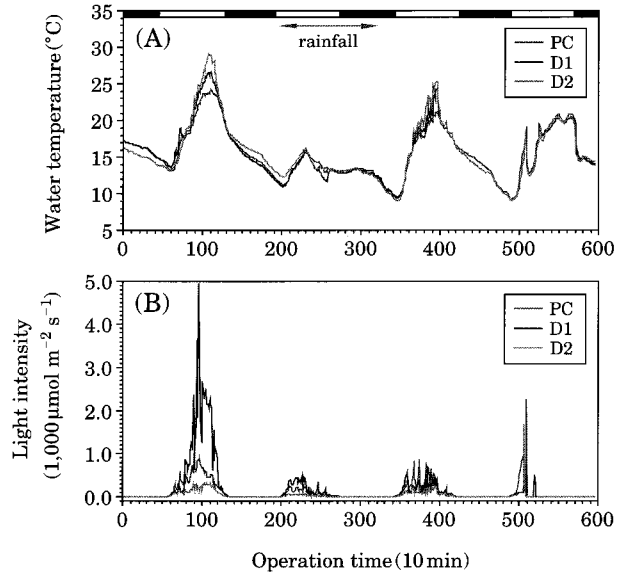
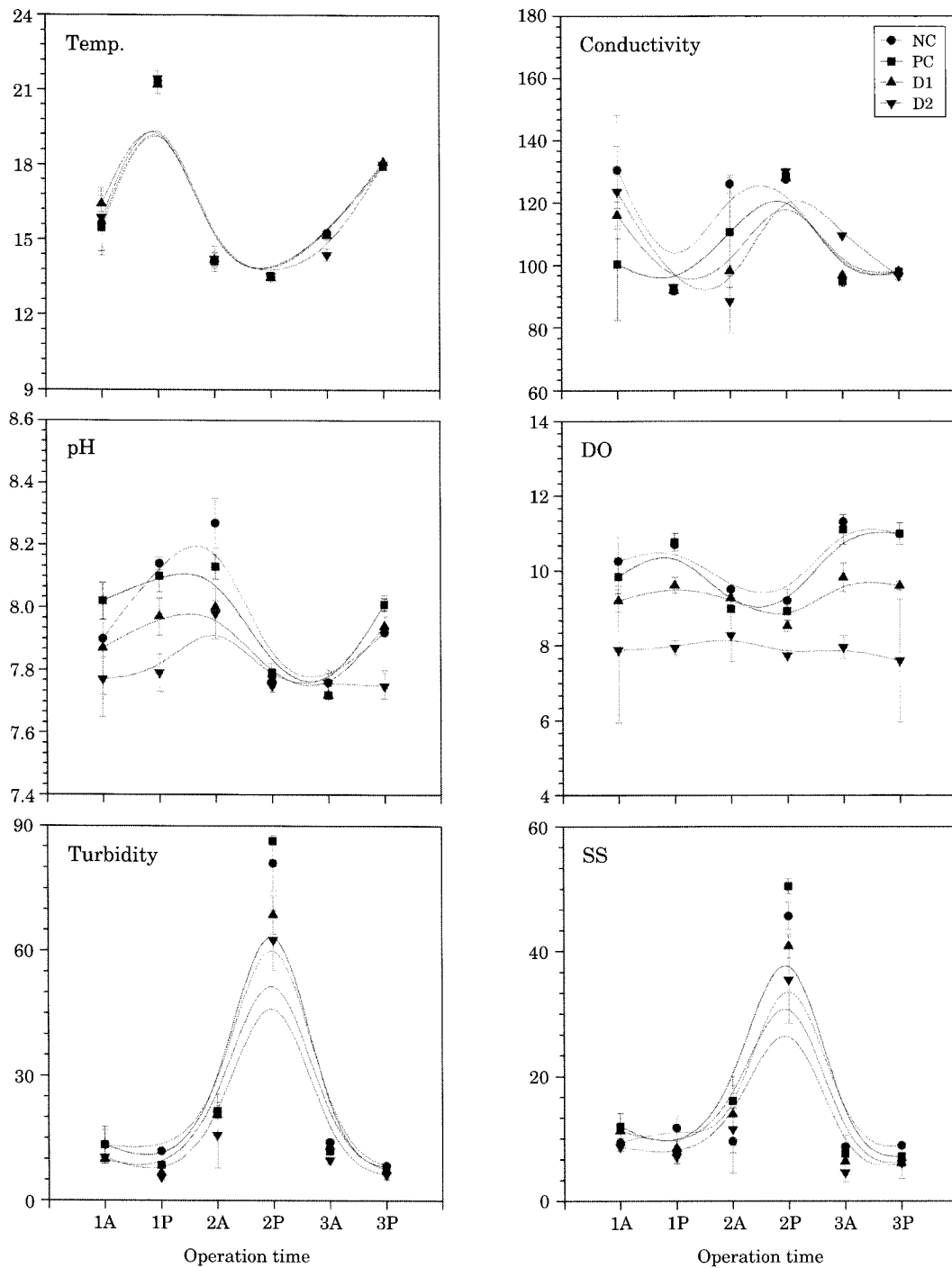


Fig. 3. Water temperatures (A) and light intensities (B) for 3 days in the Pocheon stream, flowing after merged with discharge of the Wastewater Treatment Plant and small stream originated from the Gomo-2-ri reservoir in Pocheon-city. Black and white boxes are night (12 hrs) and day (12 hrs), respectively. Approximately 5 mm of precipitation between arrows was recorded during the study. PC, the stream water without mussels, D1 and D2, 30 and 60 individuals of *Anodonta woodiana* were added to each aquarium, respectively.

Table 2. ANOVA results on the daily variations in water quality following the mussel introduction in the S-CROM study in the Pocheon stream, flowing after merged with discharge of the Wastewater Treatment Plant and small stream originated from the Gomo-2-ri reservoir in Pocheon-city, Korea

Parameters	Unit	NC	PC	D1	D2	F	P
Temperature	°C	16.258±1.180	16.308±1.190	16.418±1.168	16.238±1.225	0.005	1.000
pH		7.959±0.083	7.958±0.068	7.876±0.046	7.797±0.036	1.614	0.218
DO	mg L <sup>-1</sup>	10.323±0.340 <sup>a</sup>	10.092±0.407 <sup>a</sup>	9.335±0.189 <sup>a</sup>	7.898±0.094 <sup>b</sup>	14.662	0.000
Conductivity	μS cm <sup>-1</sup>	112.308±7.814	103.992±5.548	108.950±6.271	106.833±6.970	0.274	0.844
Turbidity	NTU	24.983±11.334	24.917±12.457	21.025±9.748	18.342±8.967	0.091	0.964
NO <sub>2</sub> -N	μg L <sup>-1</sup>	42.448±3.306	40.203±3.115	39.295±3.599	41.710±3.138	0.188	0.904
NO <sub>3</sub> -N	μg L <sup>-1</sup>	5.802±0.337	5.517±0.486	5.463±0.608	5.583±0.364	0.104	0.957
NH <sub>4</sub> -N	mg L <sup>-1</sup>	5.758±1.601	5.659±2.068	5.971±1.957	4.310±0.695	0.204	0.892
TN	mg L <sup>-1</sup>	19.017±1.926	18.613±2.026	19.442±2.295	17.583±1.039	0.179	0.909
PO <sub>4</sub> -P	μg L <sup>-1</sup>	74.477±4.467	71.320±4.536	73.060±4.974	74.350±4.454	0.101	0.958
TP	mg L <sup>-1</sup>	202.772±4.764	194.963±5.877	198.933±7.175	193.430±6.632	0.461	0.712
Chl- $\alpha$	mg L <sup>-1</sup>	14.865±3.420 <sup>a</sup>	16.630±4.091 <sup>a</sup>	2.713±1.961 <sup>b</sup>	2.938±2.460 <sup>b</sup>	5.863	0.005
SS	mg L <sup>-1</sup>	15.653±6.016	16.848±6.862	14.492±5.417	12.247±4.737	0.114	0.951

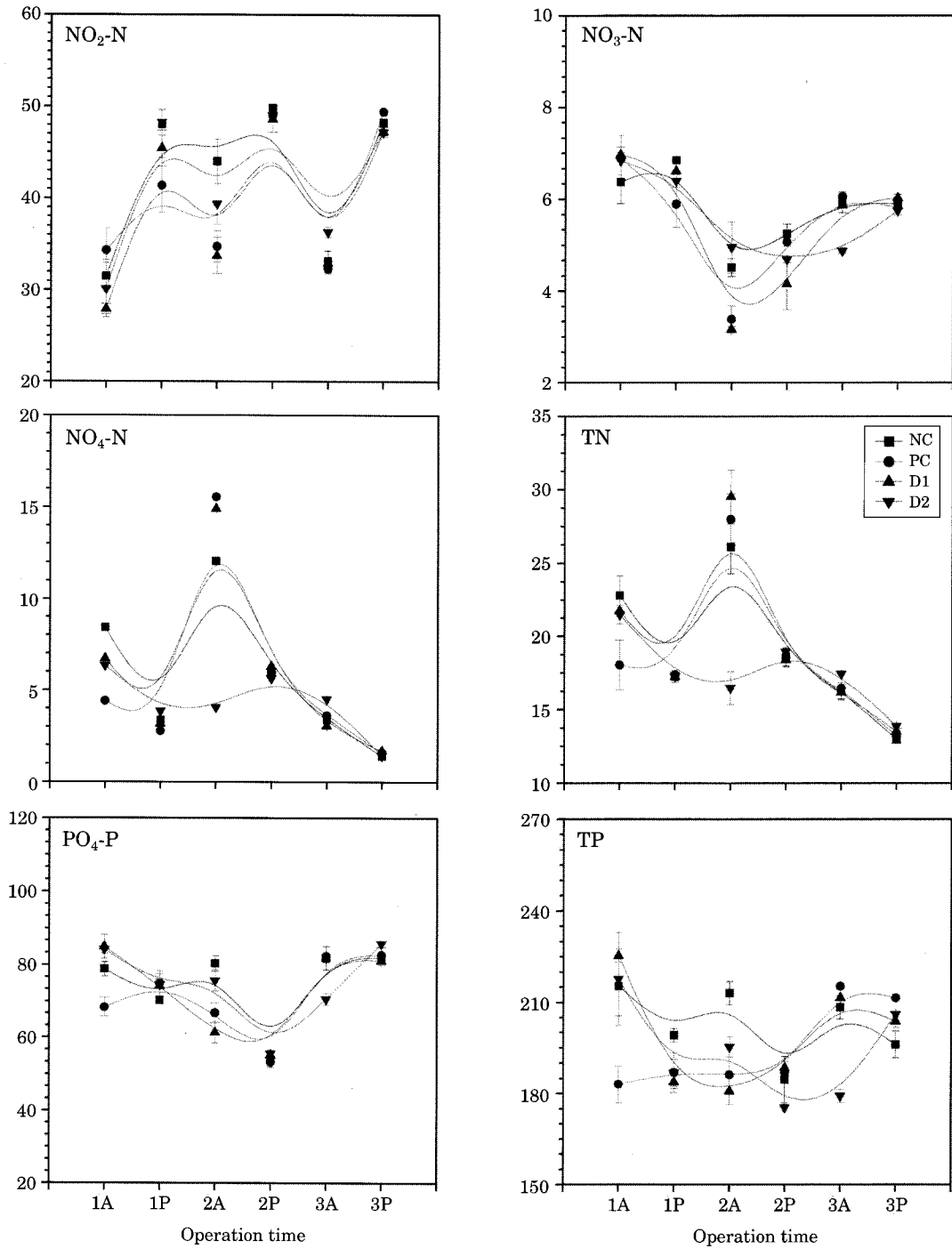
DO, dissolved oxygen; Conductivity, Electric conductivity; TN, total nitrogen; TP, total phosphorus; Chl- $\alpha$ , chlorophyll- $\alpha$ ; SS, suspended solids; NC, the stream water without mussels; PC, the stream water and sediment without mussels; D1 and D2, 30 and 60 individuals of *Anodonta woodiana* were added to each aquarium, respectively



**Fig. 4.** Daily variations of physicochemical parameters following the mussel introduction for 3 days in the *Pocheon stream*, flowing after merged with discharge of the Wastewater Treatment Plant and small stream originated from the Gomo-2-ri reservoir in Pocheon-city. Samplings of 1A, 2A and 3A were performed at am 08:00, whereas those of 1P, 2P and 3P were at pm 18:00. Temp, water temperature; DO, dissolved oxygen; SS, suspended solids. PC, the stream water and sediment without mussels, D1 and D2, 30 and 60 individuals of *Anodonta woodiana* were added to each aquarium, respectively.

영양염은 패류 적용에 따른 유의한 변화는 보이지 않았다(Table 2, Fig. 5). 질산 및 아질산은 패류적용에 따른

영향이 뚜렷하지 않으며, 암모니아와 총질소는 서로 유사한 패턴을 보였고, 특히 D2에서 실험 2일째(강우) 각각



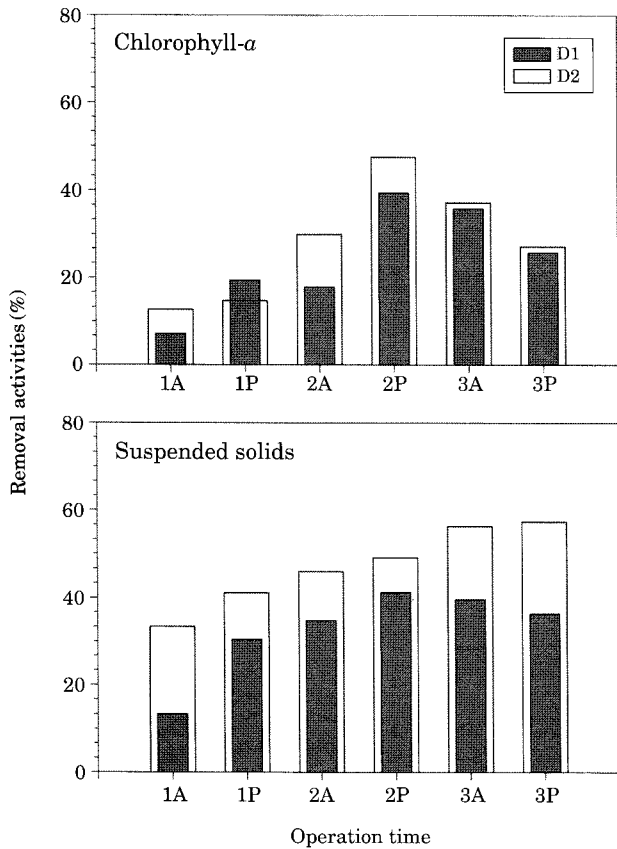
**Fig. 5.** Daily variations of concentrations of nutrients following the mussel introduction for 3 days in the *Pocheon stream*, flowing after merged with discharge of the Wastewater Treatment Plant and small stream originated from the Gomo-2-ri reservoir in Pocheon-city. Samplings of 1A, 2A and 3A were performed at am 08:00, whereas those of 1P, 2P and 3P were at pm 18:00. TN, total nitrogen; TP, total phosphorus, PC, the stream water and sediment without mussels, D1 and D2, 30 and 60 individuals of *Anodonta woodiana* were added to each aquarium, respectively.

4 mg L<sup>-1</sup>, 16 mg L<sup>-1</sup>로 가장 낮은 값을 보였다. 인산과 총인 역시 패류적용에 의한 유의한 변화는 보이지 않았으며 총인에서만 D2에서 실험후기에 낮은 수준을 나타냈다.

### 3. 식물플랑크톤 제어율

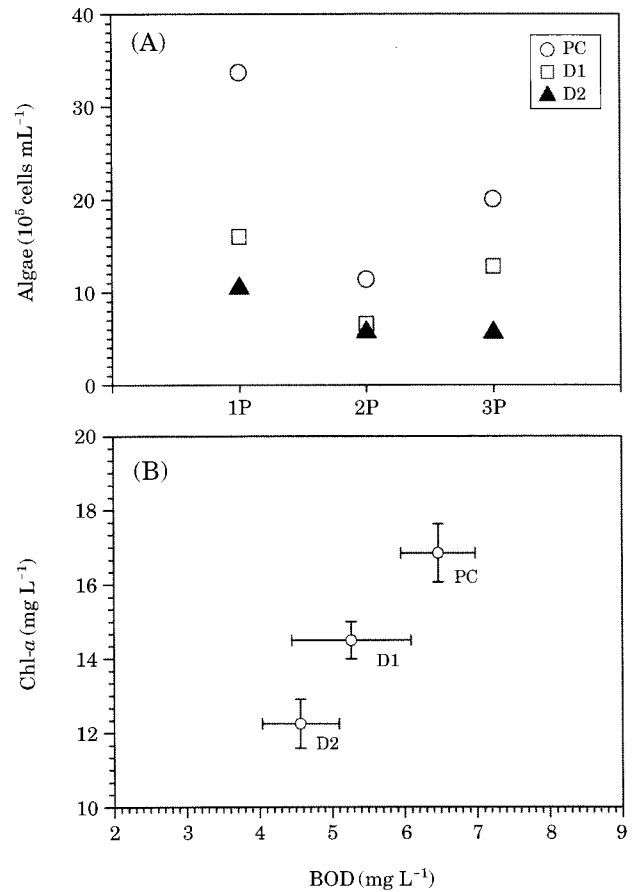
필조개의 제어율은 실험중반까지 서서히 증가하다가





**Fig. 6.** Daily variations of removal activities (%) of *Anodonta woodiana* on the chlorophyll-a and suspended solids for 3 days in the Pocheon stream, flowing after merged with discharge of the Wastewater Treatment Plant and small stream originated from the Gomo-2-ri reservoir in Pocheon-city. Samplings of 1A, 2A and 3A were performed at am 08:00, whereas those of 1P, 2P and 3P were at pm 18:00. D1 and D2, 30 and 60 individuals of *A. woodiana* were added to each aquarium, respectively. Removal activity=(1-T/C)\*100, C, aquaria without mussels; T, aquaria with mussels.

2P를 경계로 다시 서서히 감소하였다(Fig. 6). 강우에 의하여 수온이 감소하였던 2P에서 최고치를 보였는데 D1 (39.5%), D2 (47.5%)로서 고밀도 처리군에서 상대적으로 높은 제어능을 보였다. 이에 비해, 부유물질은 D1의 경우 2P에서 최고치(41.3%)를 보였으며, D2는 3P에서 최고치(57.3%)를 나타냈다(Fig. 6). 이는 펄조개의 유기물에 대한 제어능이 처리밀도와 시간에 따라 변동됨을 시사해 주었다. 패류처리 이후 매일 오후 20:00에 채수한 식물플랑크톤은 패류밀도가 높을수록 보다 뚜렷하게 감소하였다(Fig. 7A). 실험 2일째 강우에 의한 간섭이 있었으나 처리군 모두에서 섭식능을 보였으며, 특히 D2군에서 강



**Fig. 7.** Daily variations of total phytoplankton density (A) and relationship (B) between biochemical oxygen demand (BOD) and chlorophyll-a (Chl-a) in the presence of *Anodonta woodiana* for 3 days in the Pocheon stream, flowing after merged with discharge of the Wastewater Treatment Plant and small stream originated from the Gomo-2-ri reservoir in Pocheon-city. Samplings of 1P, 2P and 3P were performed at pm 18:00. PC, the stream water and sediment without mussels, D1 and D2, 30 and 60 individuals of *A. woodiana* were added to each aquarium, respectively.

우의 영향을 받지 않았던 1일과 3일째는 각각 69%, 72% 등의 높은 제어능을 나타냈다. 실험기간 동안 식물플랑크톤과 동일한 시간에 분석한 수중 내 BOD 농도는 Chl-a와 거의 유사한 변화를 보였는데( $r=0.94237$ ,  $P<0.05$ ), 패류밀도가 높을수록 BOD가 더 뚜렷하게 감소하는 특성을 나타냈다(Fig. 7B).

**4. 식물플랑크톤 군집의 변화**

패류적용 이후 식물플랑크톤 중 조성 및 생물량의 변

**Table 3.** Daily variations of phytoplankton biomass (cells mL<sup>-1</sup>) following the mussel introduction into the S-CROM study in the Pocheon stream, flowing after merged with discharge of the Wastewater Treatment Plant and small stream originated from the Gomo-2-ri reservoir in Pocheon-city, Korea.

Phytoplankton species	PC			D1			D2		
	1P	2P	3P	1P	2P	3P	1P	2P	3P
<i>Achnanthes lanceolata</i>								100	
<i>Achnanthes minutissima</i>					200				
<i>Amphora montana</i>	100				100				
<i>Aulacoseira granulata</i>		300							
<i>Chamydomonas angulosa</i>	100								
<i>Cocconeis placentula</i>				100					
<i>Cyclotella meneghiniana</i>	100								
<i>Euglena viridis</i>		100			100			100	
<i>Fragilaria delicatissima</i>		100						100	
<i>Gomphonema lagenula</i>	200								
<i>Gomphonema pseudoaugur</i>	500	1,400	100		600	400	100	300	100
<i>Kirchneriella lunaris</i>				100					
<i>Microcystis incerta</i> (10 <sup>3</sup> )	3,360	1,120	2,000	1,600	640	1,280	1,040	560	560
<i>Monoraphidium arcuatum</i>								100	
<i>Navicula accomoda</i>								100	
<i>Navicula cryptocephala</i>			100		100	100		300	100
<i>Navicula cryptotenella</i>					100				
<i>Navicula gregaria</i>							100		
<i>Navicula minima</i>	800	300	200	300	200	200	200		
<i>Navicula pupula</i>	100		100	100	400	200		100	
<i>Navicula spp.</i>		200							
<i>Navicula subminuscula</i>	300	100			100				
<i>Nitzschia fonticola</i>	100								
<i>Nitzschia gracilis</i>		100							
<i>Nitzschia palea</i>	3,300	13,700	3,000	700	8,700	1,400	800	6,600	600
<i>Nitzschia umbonata</i>								100	
<i>Oocystis borgei</i>							100		
<i>Phormidium spp.</i>		2,000			4,000				
<i>Pinnularia appendiculata</i>		100							
<i>Scenedesmus acuminatus</i>			1,600		3,200				
<i>Spirogyra spp.</i>		1,200							
<i>Surirella minuta</i>					100				
<i>Surirella ovata</i>			100						
<i>Synedra ulna</i>		300							

PC, the stream water and sediment without mussels; D1 and D2, 30 and 60 individuals of *Anodonta woodiana* were added to each aquarium, respectively; 1P, 2P and 3P, phytoplankton and water samplings were performed at pm 18:00 on each day

화는 Table 3과 같다. 포천천에서 우점한 분류군으로는 *Microcystis incerta*, *Nitzschia palea*, *Gomphonema pseudoaugur*, *Navicula minima* 등의 순이었으며, *Navicula cryptocephala*, *Navicula pupula* 등도 비교적 높은 생물량을 나타냈다. 특히 *Microcystis incerta*는 보 저류지에서 우점하였으며, *Nitzschia palea*, *Gomphonema pseudoaugur*, *Navicula cryptocephala* 등도 비교적 높은 생물량을 보였다. 펄조개 적용 이후 식물플랑크톤 군집은 크게 뚜렷한 생물량 감소 및 새로운 분류군의 출현현상을 나

타냈다. 패류적용 이후(D1, D2에서) 생물량이 거의 관찰되지 않았던 분류군으로는 *Aulacoseira granulata*, *Chamydomonas angulosa*, *Cyclotella meneghiniana*, *Navicula spp.*, *Nitzschia fonticola*, *Nitzschia gracilis*, *Spirogyra spp.*, *Surirella ovata*, *Synedra ulna* 등 10 분류군이었다. 한편, 패류적용 이후 새롭게 출현한 분류군은 *Achnanthes lanceolata*, *Achnanthes minutissima*, *Cocconeis placentula*, *Monoraphidium arcuatum*, *Navicula accomoda*, *Navicula cryptotenella*, *Navicula gregaria*, *Nitzschia umbon-*

ata, *Oocystis borgei* 등 9 분류군이였다. 그러나 패류의 처리시간에 따른 생물량 및 출현종 수의 변화는 유의하지 않았다.

## 고 찰

본 연구는 CROM(김 등, 2009)의 기술과 기본적으로 동일하지만 처리공간이나 전기시설이 없는 하천을 대상으로 현장에 직접 적용할 수 있도록 'S-CROM (Continuous removal of organic matters in the stream system using freshwater bivalves)'을 개발하여 현장에 직접 적용하였다. 앞에서 언급한 바와 같이 S-CROM은 원수 유입에 있어 전기펌프 대신 하천수 유속을 그대로 이용하며, 처리된 물 역시 그대로 하행시켰고, 패류의 섭식활동과 강한 햇빛을 피할 수 있도록 퇴적물을 도입했다는 점에서 차별화된다. 다만 CROM에서 처럼 패류에 의해 생성된 배설물을 현장에서 직접 분리하여 처리하기 어렵고 자연유속에 따라 처리효율이 좌우되며, 포식동물이나 독성물질을 차단하여야 하는 단점이 있다.

필조개를 이용한 S-CROM의 유기물 제어능은 Chl-a, 부유물질, 조류밀도 모두 서로 비슷한 패턴을 나타냈으며, 패류밀도와 처리시간에 따라 다소 차이를 보였다. 최대효과는 운영 2일째, 낮 동안, 고밀도 처리군에서 각각 나타났으며, 특히 고밀도(D2)에서는 부유물질 57%, 조류 72%의 제어효과를 보였다. 이는 공통적으로 두 항목에 대하여 90% 이상의 효과를 보였던 CROM에 비해 그 효율은 낮았으나(김 등, 2009; 이 등, 2009), CROM보다 2배 이상 빠른 유속, 낮은 패류 밀도, 강우 등의 영향으로 판단된다. 따라서 효율이 좋은 CROM의 처리수 통과량이 1일 약 0.5t 미만인 것과 비교한다면 이는 S-CROM의 1/4 이하 수준으로서 추후 적절한 유속 및 유량을 조절한다면 높은 수질개선 효과를 기대할 수 있을 것으로 사료되었다.

한편 S-CROM에 의한 수질(용존산소, 탁도, 영양염) 변화는 뚜렷하지 않았으며, 패류의 밀도효과 역시 유의한 차이를 보이지 않았으나 이는 1차적으로 현장의 유속조건이 CROM보다 빠르고 처리밀도 역시 낮았기 때문으로 판단된다. 다만 고밀도 처리군(D2)에서 용존산소 및 chl-a의 유의한 감소( $P < 0.001$ )에도 불구하고 영양염(특히 TN, TP)이나 부유물질(탁도, SS) 등의 증가 또는 감소가 유의하지 않은 이유는 본 연구로는 설명하기 어렵다. 다만 이러한 결과들은 CROM 운영조건-낮은 유속 및 고밀도 패류적용에 의한 높은 용존물질(특히 암모니아, 인산)

의 배출 및 많은 배설물 생성으로 인한 재처리 문제는 발생하지 않았다. 특히 암모니아의 경우 적용패류의 사망률 증가(Hwang et al., 인쇄중)를 유도하기 때문에 S-CROM이 갖는 장점이기도 하다.

패류적용이후 하천수의 식물플랑크톤 생물량은 분류군에 상관없이 전체적으로 D2에서 뚜렷한 감소를 보였으나 강우가 있었던 2일째(2P)에는 *Gomphonema pseudo-augur*와 *Nitzschia palea*는 오히려 생물량이 증가하였다. 이들은 실험기간 동안 우점종으로서 패류적용에 따른 효과가 강우에 의해 간섭을 받은 것으로서 해석된다. 흥미롭게도 보에서 가장 높은 밀도를 보였던 *Microcystis incerta*는 대조군과 D1에서는 오히려 시간이 경과할수록(3P) 생물량이 증가하였는데 이는 D2에서 지속적으로 억제되는 것과 비교되는 것으로 추후 패류의 처리밀도를 적절하게 조절한다면 보다 효과적인 제어를 기대할 수 있을 것으로 판단되었다.

암모니아와 총질소가 강우이후 저밀도 처리군에서 급격하게 증가하였는데 이는 포천천 하천수(처리장 배출수나 유입하천수)의 농도변화와 비슷한 패턴으로서 실제 패류적용에 따른 용존성 또는 입자성 유기물의 변화가 크지 않은 것으로 판단된다. 한편 고밀도 처리의 경우, 강우에 상관없이 비교적 낮은 암모니아 및 총질소를 유지하고 있어 지금까지 연구결과(Hwang et al., 2004; 이 등, 2008a, b; 황 등, 2008; 이 등, 2009)와는 반대현상으로 강우가 없는 시기에 운영한다면 오염하천의 유기물 제어에 패류 밀도가 미치는 영향 정도를 알 수 있으리라 사료된다. 특히 필조개는 독성물질이 없는 유기물 오염수역에서 생존율이 높고(김 등, 2009), 국내 대부분의 하천에 분포하며(길, 1976; 권 등, 1985), 특히 비강우기에 채집이 용이하다는 점에서 S-CROM 운영이 편리하다는 장점을 갖고 있다.

또한 실험기간 중 S-CROM 운영 2일째 강우가 내렸음에도 불구하고 용존산소와 Chl-a 등은 이와 상관없이 유의한 감소를 보인 반면 다른 항목들의 변화는 유의하지 않았다. 강우량은 비록 적었으나(15mm 이하) 유량 변동이 심한 소형 하천에서 수질변화는 심하게 나타났다. 특히 강우에 의한 일시적인 수온감소가 식물플랑크톤이나 Chl-a 변동에 큰 영향을 주지 않을 것으로 판단되지만 강우와 함께 유입되는 탁도성 물질(NTU, SS)의 증가는 패류 여과율에 부정적으로 작용할 가능성이 높다고 판단된다. 따라서 S-CROM를 유속이나 부유물질 농도가 다양한 하천에 적용하려면 적절한 유속, 패류밀도, 배설물의 처리 등에 대한 추가적인 연구가 필요하다고 사료되었다.

## 적 요

패류를 이용한 오염하천의 수질개선 가능성을 확인하고자 CROM기술을 응용한 S-CROM기법을 개발하고 현장에 직접 적용하였다. 실험은 하천에 형성된 소형 보에서 실시하고 자연유속을 그대로 이용하였으며, 패류의 섭식활동을 위해 현장의 퇴적물을 첨가하였다. 실험은 처리조를 현장수(대조군), 현장수+퇴적물(대조군), 현장수+퇴적물+패류 30개체 (D1), 현장수+퇴적물+패류 60개체 (D2) 등 4가지로 구성하고, 유속은  $450 \text{ mL min}^{-1}$ , 시료채취는 12시간(주, 야) 간격으로 실시하였다. 환경요인으로는 현장에서 직접 수온, pH, DO, 전기전도도, 탁도 등을 측정하였고 시료를 채취하여 Chl- $\alpha$ , SS, TN, TP,  $\text{NO}_2\text{-N}$ ,  $\text{NO}_3\text{-N}$ ,  $\text{NH}_4\text{-N}$ ,  $\text{PO}_4\text{-P}$ , BOD, 식물플랑크톤 등을 분석하였다. 실험결과 유기물 제어능은 패류밀도와 처리시간에 따라 차이를 보였는데, 최대효과는 운영 2일째, 낮 동안 그리고 고밀도 처리군에서 나타났으며, 부유물질(57%)과 조류(72%)의 감소를 보였다. 고농도의 암모니아와 인산을 배출하였던 CROM(김 등, 2009)보다 뚜렷하게 낮은 수준을 보였으며, 패류의 밀도효과는 유의하지 않았다. 비록 S-CROM이 CROM에 비하여 낮은 제어율을 보였으나 이는 상대적으로 낮은 패류밀도 및 빠른 유속 등이 원인으로 판단되었다. 따라서 S-CROM를 이용한 하천의 유기물 제어는 하천환경과 패류밀도를 적절하게 조합한다면 높은 수질개선 효과를 기대할 수 있을 것으로 사료되었다.

## 사 사

본 연구는 학술진흥재단 기초연구과제(KRF-2008-313-D00587)에 의하여 수행되었으며 실험을 도와주신 배수련과 박지연 님에게 감사드립니다.

## 인 용 문 헌

권오길, 조동현, 박만갑, 이준상. 1985. 북한강 담수산 패류의 분포상에 관한 연구. 한국패류학회지 1: 1-4.  
 길봉섭. 1976. 담수산 이매패에 관한 생태학적 연구-분포와 형태변이. 한국육수학회지 9: 29-38.  
 김백호, 최민규, 황수옥, 고촌전자. 2000. 부영양호의 enclosure 내에서 어류의 밀도조절이 수질 및 플랑크톤 군집에 미치는 영향. 한국육수학회지 33: 358-365.

김백호, 정승원, 서종근, 서미연, 한명수. 2005. 살조세균 적용이 식물플랑크톤 군집과 조류독소 분포에 미치는 영향. 한국육수학회지 38: 261-270.  
 김백호, 백순기, 황수옥, 황순진. 2009. 담수산 이매패 필조개를 이용한 흐름형 유기물 제어(CROM) 운영-퇴적물의 영향. 하천호수학회지 42: 161-171.  
 김용재. 2007. 도시화 정도에 따른 포천천과 영평천의 돌 부착구조 군집 변화. 한국육수학회지 40: 468-480.  
 이송희, 황순진, 김백호. 2008a. 저온기 부영양 수계의 구조발생에 대한 말조개의 섭식특성. 하천호수학회지 41: 237-246.  
 이송희, 황순진, 김백호. 2008b. 저온기 구조발생 억제를 위한 패류의 혼합적용. 하천호수학회지 41: 402-411.  
 이송희, 백순기, 황순진, 김백호. 2009. 부영양호수의 저온기와 고온기 식물플랑크톤에 대한 말조개의 섭식능 비교. 하천호수학회지 42: 115-123.  
 이주환, 황순진, 박선구, 황수옥, 유춘만, 김백호. 2009. CROM를 이용한 부영양 저수지의 유기물 제어: 이매패의 중 특이성에 대하여. 하천호수학회지 42: 350-363.  
 황순진, 전미진, 김난영, 김백호. 2008. 한국산 눈우렁이의 유해조류 섭식 및 배설물 생산. 하천호수학회지 41: 77-85.  
 APHA. 1995. Standards methods for the examination of water and wastewater (19th ed). American Public Health Association, Washington, D.C.  
 Barclay, H. 2007. Propagation of the Chinese giant mussel, *Anodonta woodiana*, for conservation and biomanipulation. Molluscan Forum 2007. 13<sup>th</sup> Nov. 2007, London.  
 Budd, J.W., T.D. Drummer, T.F. Nalepa and G.L. Fahnenstiel. 2001. Remote sensing of biotic effects: Zebra mussels (*Dreissena polymorpha*) influence on water clarity in Saginaw Bay, Lake Huron, Michigan. *Limnol. Oceanogr.* 46: 213-223  
 Caracco, N.F., J.J. Cole, P.A. Raymond, D.L. Strayer, M.L. Pace, S.E.G. Findlay and D.T. Fischer. 1997. Zebra mussel invasion in a large, turbid river: phytoplankton response to increased grazing. *Ecology* 78: 588-602.  
 Carpenters, S.R., J.F. Kitchell and J.R. Hodgson. 1985. Cascading trophic interactions and lake productivity. *Bioscience* 35: 634-639.  
 Choi, H.J., B.H. Kim, J.D. Kim and M.S. Han. 2005. *Streptomyces neyagawaensis* as a control for the hazardous biomass of *Microcystis aeruginosa* (Cyanobacteria) in eutrophic freshwater. *Biol. Control.* 33: 335-343.  
 Cohen, R.R.H., P.V. Dresler, E.J.P. Phillips and R.L. Cory. 1984. The effect of the Asiatic clam, *Corbicula fluminea*, on the phytoplankton of the Potomac River, Maryland. *Limnol. Oceanogr.* 29: 170-180.  
 Coughlan, J. 1969. The estimation of filtration rates from the clearance of suspensions. *Mar. Biol.* 2: 256-258.  
 Dame, R.F. 1996. Ecology of marine bivalves: An ecosystem

- approach. CRC Press, Boca Raton, 254.
- Dionisio Pires, L.M., B.M. Bontes, E. Van Donk and B.W. Ibelings. 2005. Grazing on colonial and filamentous, toxic and non-toxic cyanobacteria by the zebra mussel *Dreissena polymorpha*. *J. Plankton Res.* **27**: 331-339.
- Fanslow, D., T.F. Nalepa and G.A. Lang. 1995. Filtration rate of the zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) on natural seston from Saginaw Bay, Lake Huron. *J. Great Lakes Res.* **21**: 517-528.
- Fukushima, M., N. Takamura, B.H. Kim, M. Nakagawa, L. Sun and Y. Zheng. 2001. The responses of an aquatic ecosystem to the manipulation of the filter-feeding silver carp (*Hypophthalmichthys molitrix*) *Verh. Internat. Verein. Limnol.* **27**: 1-7.
- Harper, D. 1992. Eutrophication of freshwater: principles, problems and restoration. London: Chapman and Hall.
- Holland, R.E. 1993. Changes in plankton diatoms and water transparency in Hatchery Bay, Bass Island area, western Lake Erie since the establishment of the zebra mussel. *J. Great Lakes Res.* **19**: 617-624.
- Hwang, S.J., H.S. Kim, J.K. Shin, J.M. Oh and D.S. Kong. 2004. Grazing effects of a freshwater bivalve (*Corbicula leana* Prime) and large zooplankton on phytoplankton communities in two Korean lakes. *Hydrobiologia* **515**: 161-179.
- Hwang, S.J., H.S. Kim, J.H. Park and B.H. Kim. 2009. Effects of cyanobacterium *Microcystis aeruginosa* on the filtration rates and mortality of the freshwater bivalve *Corbicula leana* Prime. *J. Environ. Biol.* In press.
- Kehde, P.M. and J.L. Wilhm. 1972. The effects of grazing by snails on community structure of periphyton in laboratory streams. *Am. Naturalist* **87**: 8-24.
- Kim, B.H., S.J. Hwang, Y.O. Kim, S.O. Hwang, N. Takamura and M.S. Han. 2007. Effects of biological control agents on nuisance cyanobacterial and diatom blooms in freshwater system. *Microbes. Environ.* **22**: 52-58.
- Kim, B.H., M. Sang, S.J. Hwang and M.S. Han. 2008. *In situ* bacterial mitigation of the toxic cyanobacterium *Microcystis aeruginosa*: implications for biological bloom control. *Limnol. Oceanogr. : Methods* **6**: 513-522.
- Lauritsen, D.D. 1986. Filter-feeding in *Corbicula fluminea* and its effect on seston removal. *J. N. Am. Benth. Soc.* **5**: 165-172.
- Mason, C.F. 1996. Biology of freshwater pollution. Harlow, Essex: Longman.
- Mayali, X. and F. Azam. 2004. Algicidal bacteria in the sea and their impact on algal blooms. *J. Eukaryot. Microbiol.* **51**: 139-144.
- McIvor, A.L. 2004. Freshwater mussels as biofilters. Ph.D. thesis. Pembroke College. 157.
- Mellina, E., J.B. Rasmussen and E.L. Mills. 1995. Impact of mussel (*Dreissena polymorpha*) on phosphorus cycling and chlorophyll in lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **52**: 2553-2573.
- Moss, B. 1992. The scope for biomanipulation in improving water quality, p. 73-81. In: Eutrophication: research and application to water supply (Sutcliffe, D.W. and J.G. Jones, eds.). Far Sawry, Cumbria, UK: Freshwater Biological Association.
- Newell, R. 2004. Ecosystem influences of natural and cultivated populations of suspension-feeding bivalve molluscs: A review. *J. Shell. Res.* **23**: 51-61.
- Nicholls, K.H. and G.J. Hopkins. 1993. Recent changes in Lake Erie (north shore) phytoplankton: cumulative impacts of phosphorus loading reductions and the zebra mussel introduction. *J. Great Lakes Res.* **19**: 637-647.
- Officer, C.B., T.J. Smayda and R. Mann. 1982. Benthic filter feeding: a natural eutrophication control. *Mar. Ecol. Prog.* **9**: 203-210.
- Osenberg, C.W. 1989. Resource limitation, competition, and the influence of life history in a freshwater snail community. *Oceanogia* **79**: 512-519.
- Phelps, H.L. 1994. The Asiatic clam (*Corbicula fluminea*) invasion and system level ecological change in the Potomac River estuary near Washington, DC. *Estuaries* **17**: 614-621.
- Reeders, H.H. and A. Bij de Vaate. 1992. Bioprocessing of polluted suspended matter from the water column by the zebra mussel (*Dreissena polymorpha* Pallas). *Hydrobiologia* **239**: 53-63.
- Shapiro, J. 1990. Biomanipulation: the next phase-making it stable. *Hydrobiologia* **200/201**: 13-27.
- Sigeo, D.C., R. Glenn, M.J. Andrews, E.G. Bellinger, R.D. Butler, H.A.S. Epton and R.D. Hendry. 1999. Biological control of cyanobacteria: principles and possibilities. *Hydrobiologia* **395/396**: 161-172.
- Smit, H.A., E.H. Bij de Vaate, van Nes and R.H. Noordhuis. 1993. Colonization, ecology and positive aspects of zebra mussels (*Dreissena polymorpha*) in The Netherlands, p. 55-77. In: Zebra Mussels: Biology, impact, and control (Nalepa, T.F. and D.W. Schloesser, eds.). Lewis Publishers, Boca Raton, FL.
- Smith, T.E., R.J. Stevenson, N.F. Caracco and J.J. Cole. 1998. Changes in phytoplankton community structure during the zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) invasion of the Hudson River (New York). *J. Plankton Res.* **20**: 1567-1579.
- Strayer, D.L., N.F. Caraco and J.J. Cole. 1999. Transforma-

- tion of freshwater ecosystems by bivalves, a case study of zebra mussels in the Hudson River. *Bioscience* **49**: 19-27.
- Talling, J.F. 2003. Phytoplankton-zooplankton seasonal timing and the 'clear-water phase' in some English lake. *Freshwater Biol.* **48**: 39-52.
- Weber, L.M. and D.M. Lodge. 1990. Periphytic food and predatory crayfish: relative roles in determining snail distribution. *Oecologia* **82**: 33-39.
- Wu, J.T., L.L. Kuo-Huang and J. Lee. 1998. Algicidal effect of *Peridinium bipes* on *Microcystis aeruginosa*. *Current Microbiol.* **37**: 257-261.
- (Manuscript received 25 July 2009,  
Revision accepted 12 September 2009)