

낙동강 하류 수계에서 저질퇴적층의 SOD와 영양염 용출

정 하 영 · 조 경 제*

(인제대학교 환경시스템학부)

SOD and Inorganic Nutrient Fluxes from Sediment in the Downstream of the Nagdong River. Jung, Ha-Young and Kyung-Je Cho* (School of Environmental Science and Engineering, Inje University, Gimhae 621-749, Korea)

Nutrient fluxes and sediment oxygen demands (SOD) were measured with intact sediment cores collected from three stations in the downstream of Nagdong River. The sediments were subjected to controlled oxic and hypoxic conditions and temperature gradients (from 10°C to 30°C) of the overlying waters in laboratory batch system. The effect of temperature and labile layer thickness of the sediment on SOD were examined. PO₄³⁻ and NH₄⁺ fluxes were elevated above 20°C and large mobilities were observed when they were coupled with a hypoxic and high-temperature condition. In the well oxygenated conditions, PO₄³⁻ fluxes were negative or negligible but NH₄⁺ fluxes ranged from 1.3 mg N m⁻² hr⁻¹ to 2.3 mg N m⁻² hr⁻¹. Temperature quotients (Q₁₀) of PO₄³⁻ fluxes were 3.7~7.3 ranges to have the most high values. PO₄³⁻ and NH₄⁺ fluxes had the logarithmic increase with temperature, while NO₃⁻ was negatively absorbed to the sediment and linearly correlated with the temperature. SiO₂ fluxes showed no difference among oxic and hypoxic conditions and sediment texture. The nutrient fluxes would be closely correlated with pore water chemistry of sediments and activated by the top sediment layer composition such as labile organic matters or algal detritus. The ecological implications of the nutrient fluxes were discussed in terms of sources and sinks of nutrients coupled to algal productions in the Nagdong River.

Key words : sediment, SOD, nutrient fluxes, oxic or anoxic condition, Nagdong River

서 론

담수 수계에서 퇴적층(sediment)은 영양염의 순환에서 중요한 역할을 하며 저질-수층 사이 무기 영양염의 이동 양상은 호수에서 영양염의 농도나 생산성을 변화시키고 수체의 영양단계에 영향을 미치는 요인이 된다(Boström *et al.*, 1982). 저질에서 용존 또는 입자 상태의 일부 영양물질은 유기물과 점토입자, Ca 및 Fe 등과 같은 무기물에 흡착되어 있으며 수질이 부영양화 될수록 영양염 순환 과정에서 저질의 역할은 한층 복잡해진다

(Golterman, 1977). 대개 저질에서 수층으로 용출 이동되는 양은 수층에서 저질로 흡수 또는 침강 이동되는 것보다 많으며 오염된 수계에서는 이같은 내부 부하량이 과다할 경우 수질 개선을 어렵게 하는 요인이 되고 있다.

담수에서는 다른 영양염보다 P가 상대적으로 결핍되고 수중식물의 성장을 제한하는 인자로 작용하기 때문에 P의 순환과 저질 내에서 P의 거동은 중점적으로 취급되어 왔다. 1930년대에 이미 독일의 Einsele와 Ohle, 1940년대초 영국의 Mortimer는 저질-수층 경계면에서 호기조건(oxic)에서는 P가 착염상태로 침강되고 빈산소

* Corresponding author: Tel: 055) 320-3216, Fax: 055) 334-7092, E-mail: kjcho@inje.ac.kr

조건 (hypoxic)에서는 Fe-P 상태로 용출되는 P의 거동을 밝혀냈다 (Jansson *et al.*, 1988). 초기 연구 이후 몇 십년이 지나면서 수질 부영양화 (eutrophication)가 사회적인 문제로 대두되면서, 저질 퇴적층의 수질 부영양화에 대한 기여도가 부각되었다. 빈산소 뿐 아니라 다양한 조건에서 P가 활발히 용출될 수 있다는 것이 밝혀지면서 저질에서 영양염의 이동에 관한 물리적, 화학적 및 생물학적 특성 연구가 활발히 전개되었다 (Boström *et al.*, 1982). 담수에서 부영양화를 제한하는 1차 요인이 P로서 호수 내 물질대사 또는 P 순환을 이해하기 위해서는 저질 내 P의 거동이 파악되어야 한다. 저질의 P에 관한 초기 연구에서는 저질 내에서 P의 화학적 존재 형태에 따른 분획 (fraction)을 정량화하는데 Peterson and Corey (1966) 및 Williams 등 (1967)의 방법이 광범위하게 사용되었고, 그 후 영양염의 용출량 (flux)에 관한 연구가 전개되었다.

국내에서는 80년대 후반부터 저질 퇴적층에서 영양염 용출량을 조사하거나 P의 존재 형태에 대한 연구가 이루어져 왔다. 그러나 담수에서 수질오염이 증가하면서 저질 연구에 있어서는 부영양화 요소보다 중금속 오염도에 더 치중하였다. 김 등 (1992)은 부산 경남지역의 댐 호수를 대상으로 P 용출량을 측정할 바 있고, 양 (1990)과 윤 등 (1999)은 낙동강 하구호에서 P의 용출량을 측정하였다. 정 등 (1999)과 임 (1991)은 팔당호와 소양호에서 각각 P의 교환과 P의 존재 형태별 분석을 수행하였다. 김과 임 (1997)은 금강 하구호에서 반연속식 (semi-continuous culture)으로 물질 용출 특성을 조사하였다. 최근에는 심 등 (1997)이 남해안 통영의 가두리 양식장 현장에서 영양염 용출량을 현장에서 측정하고 부영양화 기여도를 평가하였다. 전 (1988, 1990)은 소양호 등 한강 수계의 저질에서 P 존재 형태별 분석을 통하여 P의 용출 잠재력을 평가하였다. 국내에서 저질 영양염 용출 실험은 주로 1~2회 단발성 자료로서 저질의 기능이 매우 복합적인 것에 비추어 부족한 점이 많다.

낙동강 수계는 담수조류가 대발생하는 전형적인 부영양화 상태에 있으며 특히 서낙동강 지역은 환경부 TN, TP 모니터링 자료를 근거로 할 때 국내에서 가장 오염도가 높은 곳이다. 하류지역은 유역에서 발생하여 유입되는 오염물질과 저질 퇴적층에서 발생하는 오염물질에 의해 과영양 상태가 만성적으로 지속되고 있다. 그러나 낙동강 하류 지역에서 저질 퇴적층에서 영양염 용출 또는 저질-수계면이나 저층의 산소수지 등에 관한 연구는 아직까지 크게 미진한 편이다. 특히 낙동강 하구와 서낙동강 하류에는 하구둑과 수문으로 호수화 되면서 수질

이 악화되고 저질 퇴적층이 발달하므로 향후 수질관리에 있어서 저질이 매우 중요한 대상으로 부각될 것으로 예상된다.

본 연구의 주요 목적은 낙동강 하류 지역에서 저질로부터 용출되는 무기 영양염과 저질의 산소소모량을 정량적으로 측정하여 용출 특성을 밝히는 동시에 저질의 내부부하 기여도를 평가하고자 하였다.

재료 및 방법

1. 저질의 채취

저질의 산소소모율 및 영양염 용출 측정용 시료는 낙동강 본류 구포교 (GUP), 서낙동강의 김해교 (GIM) 및 조만강의 조만교 (JOM) 3개 지점에서 채취하였다. 조사 대상 지점은 정과 조 (2003)가 낙동강 하류 지역에서 저질 퇴적층의 오염도를 측정조사한 지점과 같다.

SOD와 용출 측정용 저질은 대형 Petersen식 sediment sampler로 표토 저질을 채취하고 교란되지 않은 부분에서 내경 5.0 cm 높이 5.5 cm 아크릴 원통으로 소형 core 형태로 채집하였다. Core를 비닐백에 넣고 질소 가스를 충전하여 냉암상태로 실험실로 운반하여 곧바로 측정하였다. Core를 SOD chamber (내경 14.0 cm, 높이 15.0 cm)에 넣고 직상수를 기포가 생기지 않도록 주입하고, 온도 조절은 냉동수조 (모델 RM 20, Brinkmann)의 물을 chamber 외곽 용기에 순환시켜 항온을 유지하였다. 현장의 하천수를 GF/C로 여과하여 직상수로 사용하였으며 20 l 용기에 보관해 두었다가 적정 용존산소 농도를 유지하였다. 측정하고자 하는 온도에서 1~2시간 동안 안정시킨 후 시작하였다.

2. SOD

저질의 산소소모량 (SOD, sediment oxygen demand)은 GUP 지점에서는 2000년 7월 3~5일에 측정하였고, GIM 지점은 6월 30일~7월 2일에 측정하였으며, JOM 지점은 5월 17~25일에 측정하였다. SOD를 측정할 장치는 Fig. 1과 같다. 아크릴 재질인 SOD chamber에 소형 저질 core (내경 5.0 cm, 높이 5.5 cm) 4개를 넣고 용존산소로 포화시킨 여과 하천수를 주입하였다. Chamber 내 DO는 소형 DC motor를 이용하여 core이 저질이 교란되지 않도록 회전시켰다. Chamber 내 물을 연속적으로 순환시키면서 DO는 oxygen monitor (YSI 5300)로 측정하였고, 모니터의 DO 포화도는 기록계 (Yokogawa 3057 recorder)

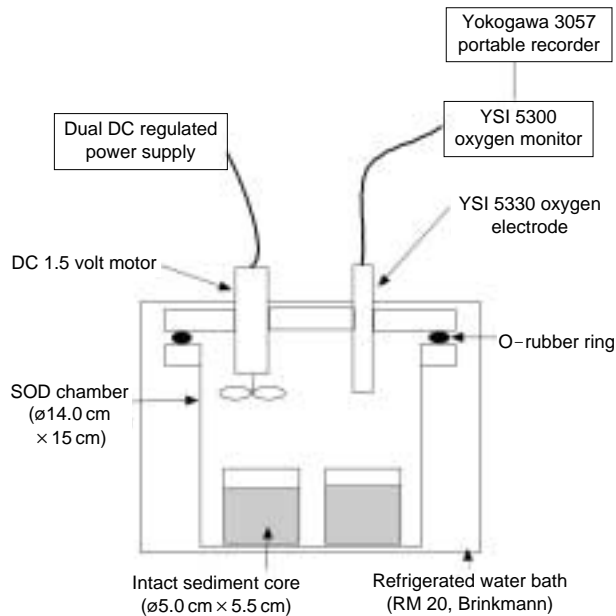


Fig. 1. The batch system to determine sediment oxygen demand (SOD) and to control the chamber conditions in laboratory. SOD chamber had four sediment-cores which were collected in three stations of the Nagdong River Downstream with undisturbed condition. The chamber to determine the nutrient flux from sediment was similar to the SOD chamber.

를 이용하여 기록하였다. SOD는 단위 면적 및 시간 당 DO가 감소되는 기울기를 이용하여 구하였다. 1개 시료에 대하여 3시간 이상 기록하였다. SOD 측정시 광은 검정비닐로 완전히 차단시켰으며 10, 15, 20, 25, 30°C 온도에서 각각 측정하였다.

C-SOD (Chemical-SOD)는 1차 SOD 측정 후에 NaN_3 을 최종 농도가 1.5 g/l 되게 하여 chamber 내에 넣고 2시간 후에 재폭기 시켜 SOD를 다시 측정하여 구하였다. NaN_3 은 저질 내 생물 또는 미생물의 대사를 정지 시킴으로써 SOD를 생물학적인 요소(B-SOD, Biological SOD)와 화학적 요소(C-SOD)로 구분할 때 활용되고 있다(Sommaruga, 1991). 1차 SOD값에서 C-SOD를 제하면 B-SOD가 된다.

3. 영양염 용출 실험

저질의 영양염 용출 실험은 GUP, GIM 및 JOM의 세 지점을 대상으로 하였다. 일반적으로 저질에서 영양염 용출량을 측정하는 방법은 회분식(batch)과 연속식(continuous)으로 구별되고 현장에서 측정하거나 실험실 조

건에서 측정하며, 때로는 물질 수지 방정식(mass balance)을 이용하여 산정하기도 한다(Boström *et al.*, 1982). 본 실험에서는 현장 조건을 모의한 실험실 조건에서 회분식으로 측정하였다.

전술한 바와 같이 교란되지 않은 저질 core를 질소가스로 충전하여 냉암 상태로 실험실로 운반하였고, 주입된 직상수의 양은 약 750 ml이었다. 영양염 용출은 소형 저질 core(표면적 $19.6 \text{ cm}^2 \times$ 높이 5.5 cm)가 1개 들어있는 아크릴 chamber(직경 8.0 cm \times 길이 17.0 cm)를 이용하여 측정하였다.

Core내 직상수의 용존산소를 $1.0 \text{ mg O}_2/\text{l}$ 이하 빈산소 상태로 유지하기 위하여 질소가스를 12~18분 동안 주입시켰고, 또 다른 core는 호기조건을 유지하기 위하여 계속 포기시켜 포화농도($8 \text{ mg O}_2/\text{l}$ 이상)를 유지하였다. 24시간 이상 배양하였으며, chamber내 직상수의 초기 영양염의 농도와 24시간 후의 최종 농도 차로써 용출량을 정량하였다(Seitzinger, 1993). 배양 후 chamber내 직상수를 GF/C로 여과하여 NH_4^+ , NO_3^- (Cd 칼럼법), PO_4^{3-} , SiO_2 농도는 APHA (1995) 표준방법에 따라 분석하였다. 용출 실험에 있어서 배양 시간을 결정하기 위하여 2000년 2월 GUP 지점의 저질을 채취하여 20°C 빈산소 조건에서 총 48시간 동안 직상수 내 영양염의 농도는 선형에 가깝게 증가곡선을 그렸다. 직상수 내 NH_4^+ 와 PO_4^{3-} 농도는 배양 6시간 이후부터 그 증가율이 일정하게 유지하였다. 용출실험기간은 예비실험을 통하여 24~48시간으로 결정하였다. 온도에 대한 SOD 또는 영양염 용출량은 온도 10°C 상승할 때 그 증가율(Q_{10})로 산출하였다.

결 과

1. SOD

세 지점에서 저질의 산소 소모량은 온도가 증가함에 따라 직선적으로 증가하였다(Fig. 2). 온도에 따른 SOD의 증가율을 Q_{10} 으로 비교하면 GUP, GIM 및 JOM 지점에서 각각 1.5, 1.1 및 1.2로서 GUP 지점에서 가장 높았다. 그러나 SOD를 20°C를 기준으로 하였을 때 GUP, GIM 및 JOM 지점에서 각각 $79.6 \text{ mg O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ hr}^{-1}$, $131.7 \text{ mg O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ hr}^{-1}$, $134.9 \text{ mg O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ hr}^{-1}$ 였다. C-SOD는 $60 \text{ mg O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ hr}^{-1}$ 였고, 총 SOD의 75%를 차지하였다(Fig. 2). 생물학적인 SOD(B-SOD) 비율은 비교적 낮았다. 한편 GIM 지점에서 저질을 완전 교란시킨 것과 교란시키지 않는 것을 구분하여 SOD를 각각 측정하였다(Fig. 3).

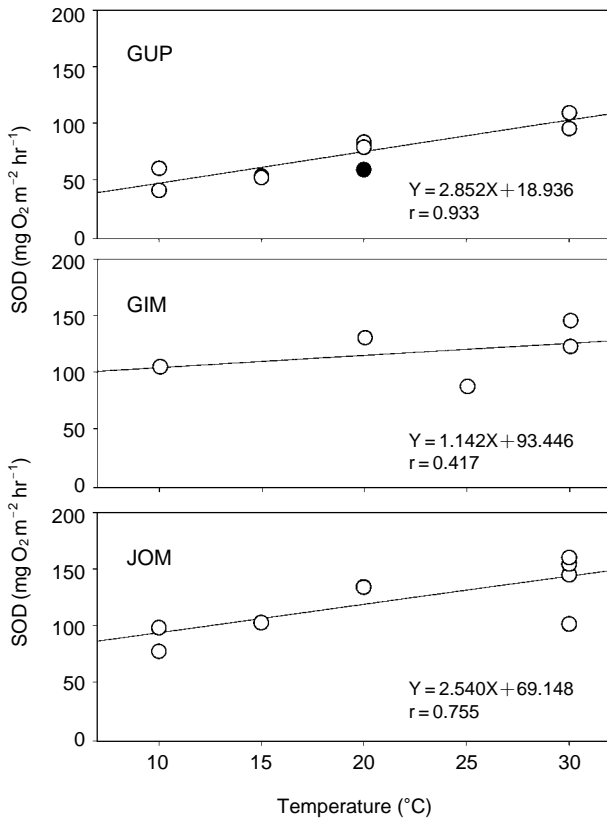


Fig. 2. SOD from 10°C to 30°C temperature gradients at three samplings stations. ●: C-SOD

20°C에서 교란 및 비교란 저질 SOD를 비교하면 각각 65.1 mg O₂ m⁻² hr⁻¹, 131.7 mg O₂ m⁻² hr⁻¹였다. 한편 30°C에서 교란 및 비교란 저질 SOD를 비교하면 107.0 mg O₂ m⁻² hr⁻¹, 136.2 mg O₂ m⁻² hr⁻¹였다. 이를 볼 때 저질의 산소 소모는 주로 표면에서 일어남을 알 수 있었다.

2. PO₄³⁻ 용출

GUP, GIM 및 JOM 지점을 대상으로 core로 저질을 교란되지 않게 채취하여 실험실로 즉시 운반하여 용출 실험을 하였다. GUP 지점의 저질은 표층이 황토색인 니질, 저층은 사질이었다. GIM 지점의 저질은 상 하층이 검은 색깔을 띤 환원상태였으며 시료 채취 시에 많은 악취가 났다. JOM 지점의 저질은 표층은 니질이고 저층은 사질과 니질이 섞인 것과 니질인 두 가지였다.

10~30°C의 온도 범위에서 저질의 영양염 용출량을 측정한 결과는 Fig. 4 및 5와 같다. 저질 실험구의 직상수는 두가지 조건-빈산소 및 호기 조건-에서 용출량을 구하였다. 저질에서 영양염의 용출량은 영양염의 종류,

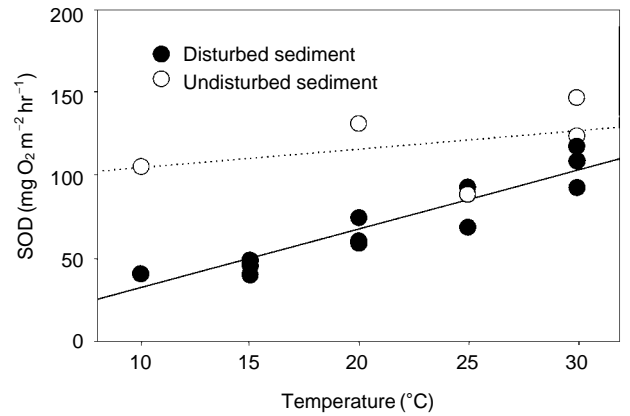


Fig. 3. Oxygen demand of disturbed and undisturbed sediment, which were sampled at GIM station, from 10°C to 30°C temperature gradients.

조사 지점, 산소 조건에 따라 변화가 컸고, 온도에 따른 용출 양상도 다양하였다. PO₄³⁻ 용출은 온도가 상승함에 따라 지수적으로 증가하였고, 이러한 경향성은 두 산소 조건에서 동일하였다(Fig. 4). 빈산소 조건에서 PO₄³⁻는 10°C 이상일 때 용출되기 시작하여 온도에 대하여 기하급수적으로 증가하였다. 조사 지점 별로 비교해도 PO₄³⁻의 용출량은 차이가 컸다. 20°C에서 GUP, GIM 및 JOM 지점에서 PO₄³⁻ 용출량은 각각 0.1 mg P m⁻² hr⁻¹, 0.2 mg P m⁻² hr⁻¹, 0.3 mg P m⁻² hr⁻¹였고, 30°C에서는 각각 0.2 mg P m⁻² hr⁻¹, 0.4 mg P m⁻² hr⁻¹, 1.1 mg P m⁻² hr⁻¹로서 JOM 지점에서 가장 높았다. 이를 Q₁₀으로 비교하면 GUP, GIM 및 JOM 지점에서 각각 4.5, 3.4, 7.3였다. GIM과 JOM 지점에서 PO₄³⁻ 용출은 10~20°C 범위에서 거의 같았으나 20~30°C에서는 JOM 지점의 PO₄³⁻ 용출량이 급증하였다.

호기 조건에서는 chamber내 PO₄³⁻ 농도가 감소하였다. 산소 조건에서 20°C의 경우 PO₄³⁻ 감소율은 GUP, GIM 및 JOM 지점에서 각각 -0.19 mg P m⁻² hr⁻¹, 0.17 mg P m⁻² hr⁻¹, -0.03 mg P m⁻² hr⁻¹였다. 다만 30°C에서 GIM 및 JOM 지점에서 PO₄³⁻ 농도가 다소 증가하였다.

3. NH₄⁺ 용출

빈산소 및 호기 두 조건에서 NH₄⁺는 저질로부터 용출되었고 조사 지점 별로 차이가 컸다(Fig. 4). PO₄³⁻와 마찬가지로 NH₄⁺ 용출은 온도에 대하여 지수 함수를 띠었다. 빈산소 조건에서 NH₄⁺ 용출량을 보면 20°C에서 GUP, GIM 및 JOM 지점에서 각각 1.61 mg N m⁻² hr⁻¹, 2.72 mg N m⁻² hr⁻¹, 2.03 mg N m⁻² hr⁻¹였고, 30°C를 기준

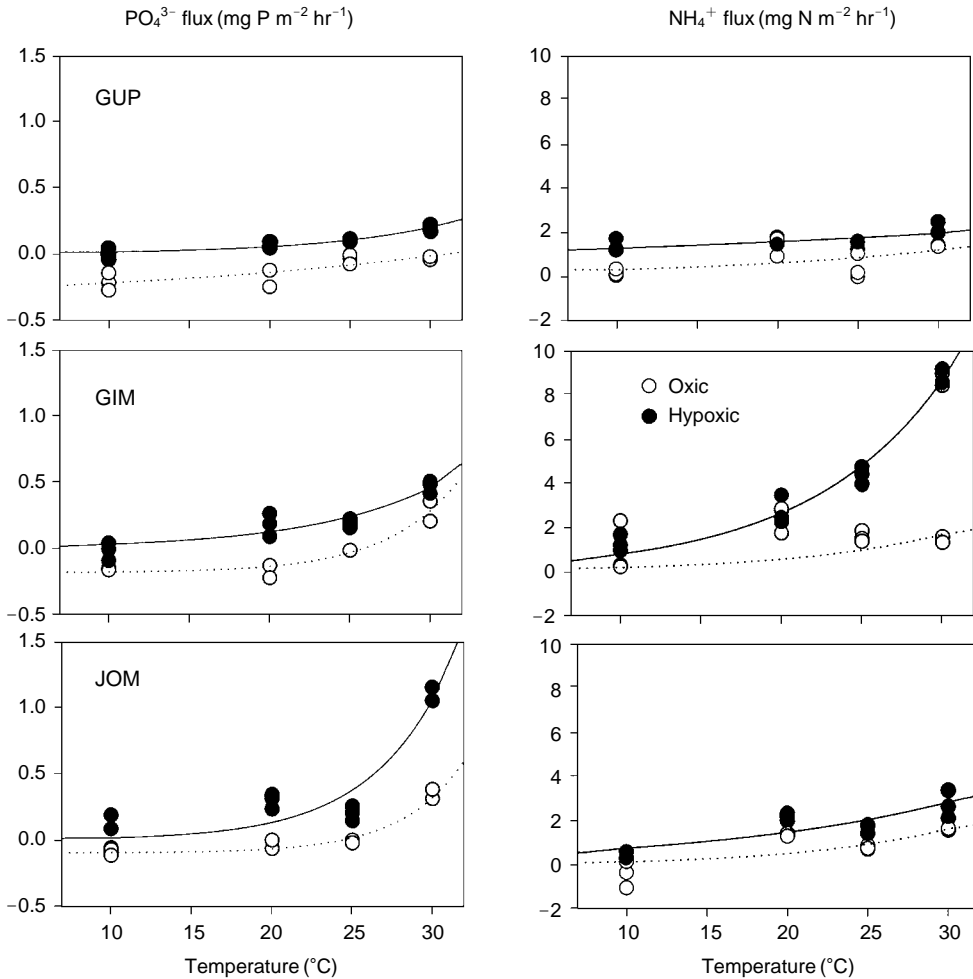


Fig. 4. Phosphate and ammonium fluxes from sediment at oxic and hypoxic conditions at three samplings stations in the downstream of the Nagdong River.

하면 각각 $2.15\ mg\ N\ m^{-2}\ hr^{-1}$, $8.75\ mg\ N\ m^{-2}\ hr^{-1}$, $2.91\ mg\ N\ m^{-2}\ hr^{-1}$ 로서 세 지점 별 차이가 컸다. 빈산소 조건에서 $10^{\circ}C$ 상승할 때마다 NH_4^+ 용출량의 증가율 즉 Q_{10} 을 산출하면 세 지점에서 각각 1.2, 3.3 및 1.9였다. 한편, 호기 조건에서 NH_4^+ 용출 양상은 빈산소 조건과 유사 하였으나 용출량은 적었다. 호기 조건에서 NH_4^+ 용출량을 보면 $20^{\circ}C$ 의 경우 GUP, GIM 및 JOM 지점에서 각각 $1.30\ mg\ N\ m^{-2}\ hr^{-1}$, $2.28\ mg\ N\ m^{-2}\ hr^{-1}$, $1.35\ mg\ N\ m^{-2}\ hr^{-1}$ 로서 빈산소 조건과 비교하면 각각 81, 84, 67% 정도였다. $30^{\circ}C$ 를 기준으로 하면 각각 $1.39\ mg\ N\ m^{-2}\ hr^{-1}$, $1.44\ mg\ N\ m^{-2}\ hr^{-1}$, $1.66\ mg\ N\ m^{-2}\ hr^{-1}$ 였다. 특히 GIM 지점에서 빈산소 및 호기 조건에서 NH_4^+ 용출량은 차이가 컸으며, 온도가 높을수록 더 컸다. GIM 지점에서 호기 조건에서도 많은 용출량을 보였던 이유는 실험시 사

용된 저질의 환원상태가 매우 강력했기 때문으로 보인다.

4. NO_3^- 용출

NO_3^- 은 호기 및 빈산소 조건에서 온도가 증가함에 따라 수층에서 NO_3^- 농도가 감소하여 PO_4^{3-} 와 NH_4^+ 용출과는 다른 양상을 띠었다. 빈산소 조건에서 NO_3^- 의 흡수율 기울기 (Fig. 5)는 GUP, GIM 및 JOM 지점에서 각각 -0.30 , -0.54 , -0.41 로서 GIM 지점에서 가장 컸다. 빈산소 조건 $20^{\circ}C$ 에서 NO_3^- 흡수량은 세 지점에서 각각 $-2.72\ mg\ N\ m^{-2}\ hr^{-1}$, $-3.29\ mg\ N\ m^{-2}\ hr^{-1}$, $-6.52\ mg\ N\ m^{-2}\ hr^{-1}$ 이었다. 호기 조건에서의 NO_3^- 흡수량은 세 지점에서 각각 $-9.41\ mg\ N\ m^{-2}\ hr^{-1}$, $-8.60\ mg\ N\ m^{-2}\ hr^{-1}$, $-7.44\ mg\ N\ m^{-2}\ hr^{-1}$ 로서 조사 지점 간 차이가 크지 않았다. 빈산소와 호기 조건에서 NO_3^- 흡수율 차이를

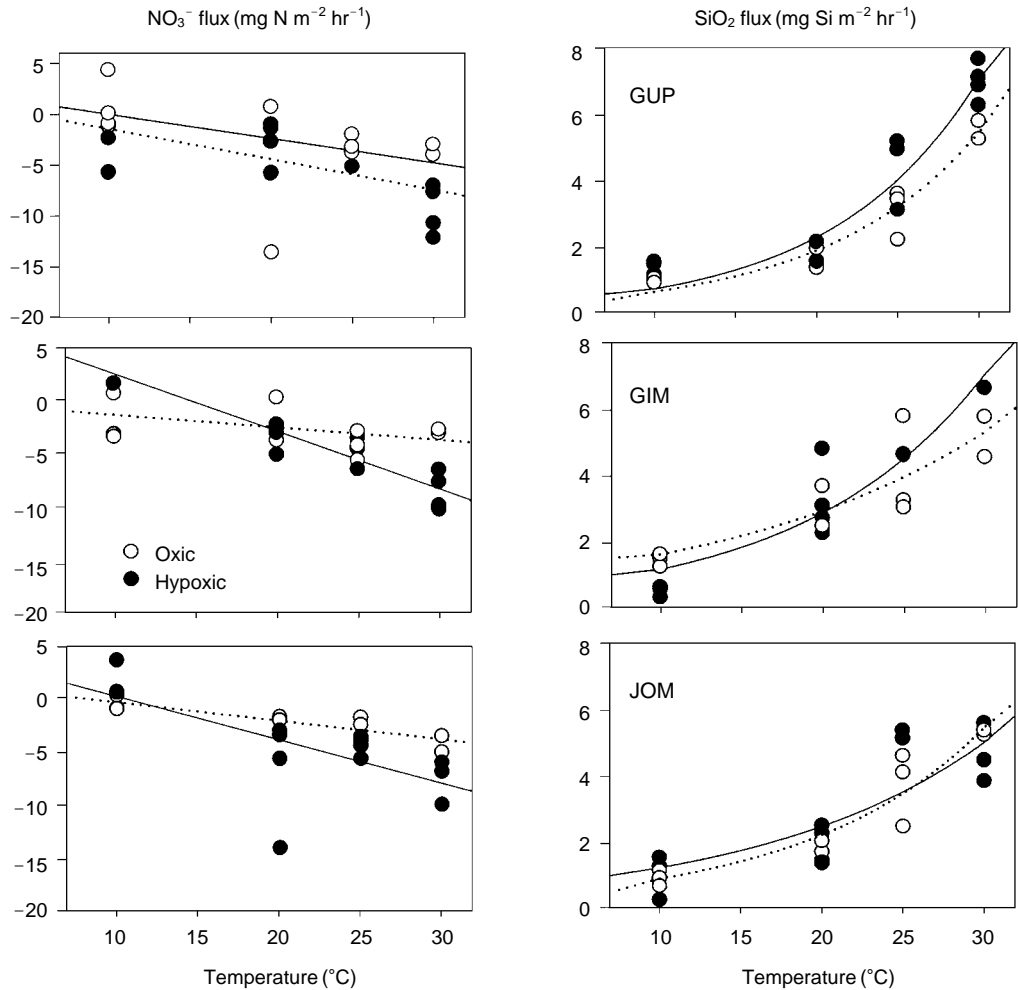


Fig. 5. Nitrate and silica fluxes from sediment at oxic and hypoxic conditions at three samplings stations in the downstream of the Nagdong River.

PO_4^{3-} 와 NH_4^+ 용출율과 비교하면 차이가 미미하였다.

5. SiO_2 용출

SiO_2 용출량은 온도가 증가함에 따라 지수적으로 증가하는 양상을 띠었고, 호기 조건이나 빈산소 조건에서 조사 지점별로도 유의한 차이가 없었다 (Fig. 5). 호기 조건 20°C에서 GUP, GIM 및 JOM 지점에서 각각 $1.69 \text{ mg Si m}^{-2} \text{ hr}^{-1}$, $2.73 \text{ mg Si m}^{-2} \text{ hr}^{-1}$, $1.89 \text{ mg Si m}^{-2} \text{ hr}^{-1}$ 였고, 세 지점에서 Q_{10} 은 각각 약 2.9, 1.8 및 2.5이었다.

고 찰

1. 저질의 산소소모

낙동강 하류의 저질 SOD를 측정된 결과 10~30°C

범위에서 온도가 증가함에 따라 SOD는 직선적으로 증가하는 양상을 띠었다 (Fig. 2). Seiki 등 (1994)의 실험 결과에서도 SOD에 대한 온도 영향이 가장 컸으며 10°C 이하 온도에서는 SOD가 거의 일정하였다.

또한, 저질의 산소소모량은 저질-수계 경계면의 DO 농도에 영향을 받는다. DO 농도가 높을 경우에는 문제가 없지만, 낮을 경우에는 영향이 클 것이다. 성층화가 형성되어 DO 농도가 매우 낮을 경우에는 SOD는 매우 낮게 평가될 것이며 이 시기에는 C-SOD가 차지하는 비율이 매우 높을 것이다 (Sommaruga, 1991).

탄소 및 TKN 함량이 다른 곳보다 현저히 높았던 GIM 지점에서 (정과 조, 2003) SOD가 다른 조사 지점보다 특별히 높지 않았던 것으로 볼 때 저질의 유기물 함량이 SOD에 미치는 영향이 크지 않은 것으로 추정된다. Hiroshima 해안과 Nuldernauw 호수에서 저질 SOD

측정에서도 유기물의 두께와 유기물 함량은 상관성이 높지 않았다 (Seiki *et al.*, 1994; VanLuijn *et al.*, 1999). 그러나, GIM 지점에서 교란시킨 저질 SOD를 측정된 결과 교란되지 않은 저질 SOD는 온도 구배에 따라 최고 62%, 최소 5%가 감소하였다 (Fig. 3).

GUP 지점에서 C-SOD는 $60 \text{ mg O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ hr}^{-1}$ 로서 SOD의 75%를 차지하여 C-SOD 비율이 높게 나타났다. GUP 지점은 저질이 사질 (sandy)로서 산소소모에 대한 화학적 요인이 크게 나타났으나 GIM과 JOM 지점과 같이 점토질과 유기물질이 많은 지역에는 산소소모에 대한 생물학적 요인이 더 클 것으로 추정된다. 실제 유기질이 풍부한 니질 저토에서는 C-SOD가 총 SOD에서 차지하는 비율이 10~30% (Hargrave, 1972) 또는 30~50% (Seiki *et al.*, 1994) 범위인가 하면, 사질이 많은 곳에서는 80% 이상인 경우도 보고되었다 (Wang, 1980; Barcelona, 1983).

C-SOD 중에서도 NH_4^+ 와 CH_4 의 산화에 의한 산소소모율이 매우 높게 나타나기도 하는데, 질소 산화에 의한 산소 소비는 총 SOD의 7~12% (Sweerts, 1990), 20~33% (VanLuijn *et al.*, 1999) 및 30% (Zimmerman and Benner, 1994) 정도 차지하는 것으로 보고되고 있다. 그러나, CH_4 산화는 저질 입도에 따라 차이가 커서 니질에서는 11~32%, 사질에서는 2% 이하로 보고되었다 (Van Luijn *et al.*, 1999).

전술한 바와 같이 유기물의 분해 즉 무기화 (mineralization) 과정, 혐기성 저질에서 발생하는 NH_4^+ 또는 CH_4 가 산화 될 때 수중의 용존산소가 소비된다. 저질

표면 위의 미세조류도 SOD에 많은 영향을 미칠 것이다. 수심이 깊지 않을 경우 조류의 광합성 작용으로 저질의 산소 소모량은 상당히 억제될 것이다. 사질 함량이 높은 GUP 지점의 SOD가 니질인 GIM과 JOM 지점보다 낮은 점으로 볼 때 입도 조성도 저질의 산소소모율에 영향을 미치는 인자로 평가된다. 입도 조성에 따른 유기물질의 함량 차이는 어느 정도 SOD에 영향을 미치는 것으로 보인다.

전술한 바와 같이 온도, DO 농도, 유기물 (유기물 층의 두께, 유기물 함량) 및 저질 내 환원성 물질 등이 저질의 산소 소모량에 영향을 미치는 요인이 되며 이러한 것들은 산소 소모량 뿐만 아니라 무기 영양염의 용출에도 직간접으로 영향을 미치게 된다. 본 실험 결과에서도 무기 영양염의 용출량과 SOD는 서로 높은 상관성을 나타냈다 (Fig. 8). 저질 또는 저질-수중 경계면은 용존산소 자체와 용출량 뿐만 아니라 질소 화합물의 변환- NH_4^+ 와 NO_3^- 의 비율, 질화 작용 (nitrification)과 탈질화 (denitrification) 등-을 조절하는 중요한 요인이 될 것이다.

각 지역의 저질 SOD 결과를 요약하면 Table 1과 같다. 담수 저질에서는 $0.03 \sim 6.82 \text{ g O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ 범위였고, 해양 저질에서는 $0.10 \sim 1.25 \text{ g O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ 범위로서 담수 저질의 SOD가 훨씬 높았다. Veenstra and Nolen (1991)은 다양한 오염 단계의 호수를 대상으로 저질 SOD를 측정된 결과 $0.26 \sim 7.42 \text{ g O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ 범위임을 보고하였다. 담수에서 SOD는 $1.5 \text{ g O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ 이상을 오염된 곳으로 보았을 때, 낙동강 하류 저질 SOD는 $1.22 \sim 3.40 \text{ g O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ 범위로서 매우 높게 나타났다.

Table 1. Sediment oxygen demand (SOD) in the various localities.

(Unit: $\text{g O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ day}^{-1}$)

Division	Site	Experiment condition	SOD ($\text{g O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ day}^{-1}$)	Reference
Freshwater	Seognam Stream	<i>In situ</i> (batch)	2.48~5.33	Go and Jung (1993)
	Gachang Lake	Laboratory (batch)	0.03~0.45	Yee <i>et al.</i> (1995)
	Paldang Lake	<i>In situ</i> (batch)	0.04~0.30	Gang and Song (2000)
	Catfish Pond	<i>In situ</i>	1.91~6.82	Berthelson <i>et al.</i> (1996)
	Onondaga Lake	Laboratory	0.82~2.24	Gelda <i>et al.</i> (1995)
	Ton-Ton Lake	Laboratory	1.24 (mean)	Sommaruga (1991)
	Nulderneauw Lake	Laboratory (batch)	0.90~3.60	Van Luijn <i>et al.</i> (1999)
	Nagdong River	Laboratory (batch)	1.22~3.40	This study
Ocean	Namhae Coast	Laboratory (batch)	0.42~1.23	Yee <i>et al.</i> (1995)
	Hiroshima Bay	<i>In situ</i>	0.22~0.37	Seiki <i>et al.</i> (1994)
	Louisiana Continental Shelf	<i>In situ</i> (batch)	0.20	Miller-Way <i>et al.</i> (1994)
	Oyster Bay	Laboratory (chemostat)	0.98~1.05	Tina and Robert (1996)
		Laboratory (batch)	0.79~1.05	
	Carenro Bay	Laboratory (chemostat)	0.45~0.74	Tina and Robert (1996)
		Laboratory (batch)	0.67~1.01	
	Mobile Bay	Laboratory (batch)	0.54~0.64	Jean <i>et al.</i> (1996)
Laboratory (batch)		0.10~1.25		

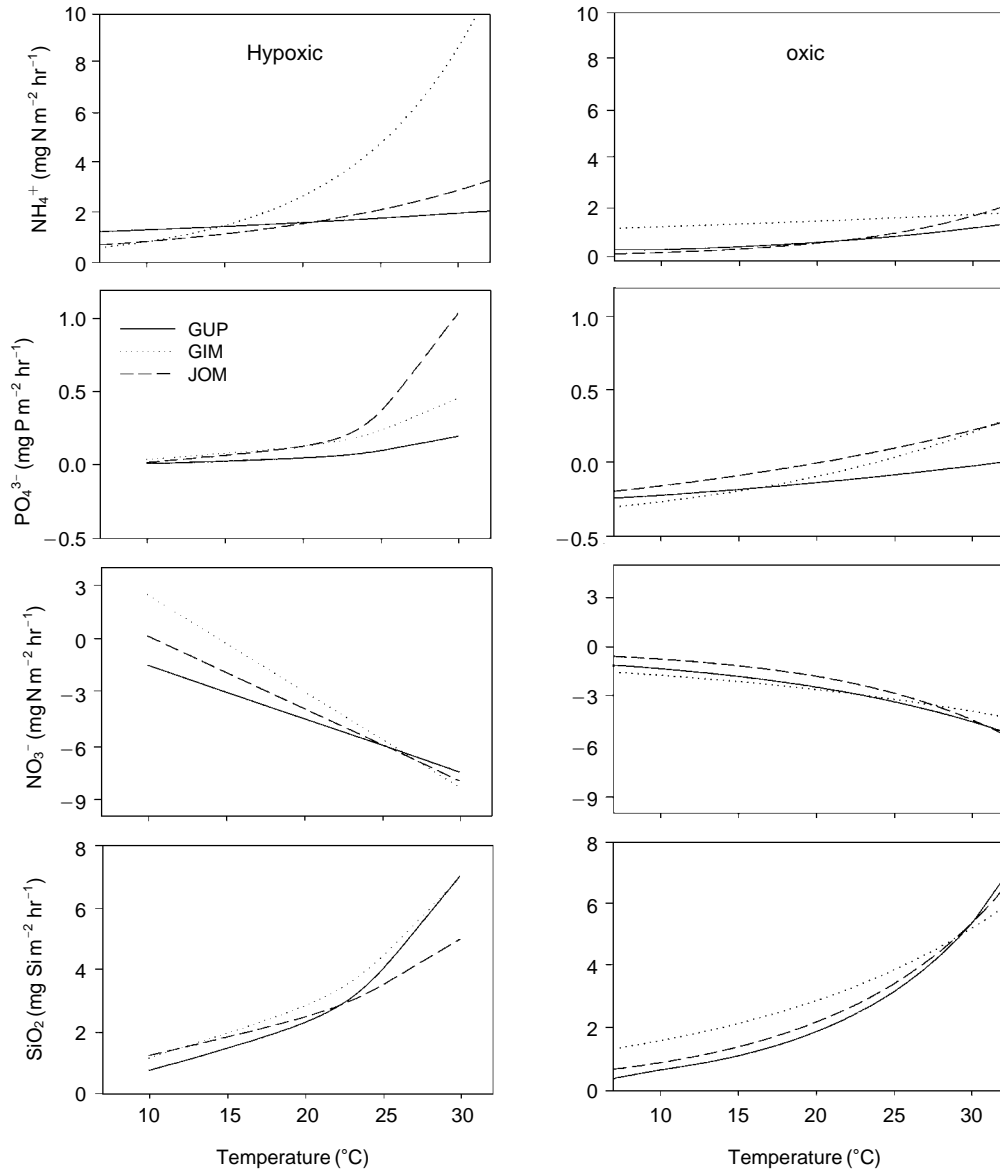


Fig. 6. Nutrient flux comparison with oxygen conditions (oxic and hypoxic), four nutrient kinds and three localities in the downstreams of the Nagdong River.

2. 저질에서 무기 영양염의 용출

이상의 결과에서 단위면적 당 영양염 용출량(양 또는 음)을 조사지점 별로 요약하면 Fig. 6과 같다. PO_4^{3-} , NH_4^+ 및 SiO_2 용출은 온도에 대하여 지수 함수로 증가한 반면, NO_3^- 는 직선적으로 감소하였다. NH_4^+ 와 PO_4^{3-} 용출량은 조사지점 별로 차이가 컸으나 NO_3^- 와 SiO_2 용출량은 조사지점 간 차이가 미미하였다.

NH_4^+ 용출량과 NO_3^- 용출량은 역 상관 관계를 가졌다(Fig. 7). 저질에서 용출되는 NH_4^+ 양이 많을수록

NO_3^- 은 감소하는 경향성을 띠었다. 온도가 높을수록 NH_4^+ 용출량과 NO_3^- 감소량은 증가하였는데, 온도의 증가로 저질 표면 내 질화 세균 등 미생물의 활동이 왕성하였기 때문으로 추정된다. GIM 지점에서 NH_4^+ 용출량이 많았고 동시에 NO_3^- 감소량이 가장 높았는데 이는 GIM 지점 저질의 색깔이 진한 검정색으로서 낮은 산화 환원전위(-232 mV)도 하나의 요인이 되었을 것이다. 한편, SOD와 산소 조건에서 각 영양염 용출과의 상관 관계를 보면 Fig. 8과 같다. 저질의 산소 소모량이 많을수록 PO_4^{3-} , NH_4^+ 및 SiO_2 영양염 용출량은 증가하였으나

NO₃⁻는 감소하였다. 여기서 영양염 용출량의 증가는 온도 상승에 따른 결과로서 온도가 증가하면 저질 내 생물학적 및 화학적 산소 소모량은 증가하게 될 것이다. 반면 전술한 바와 같이 온도가 상승할수록 질화세균 등의 활성이 증가하고 수층의 NO₃⁻ 농도를 감소시키는 요인으로 작용할 것이다.

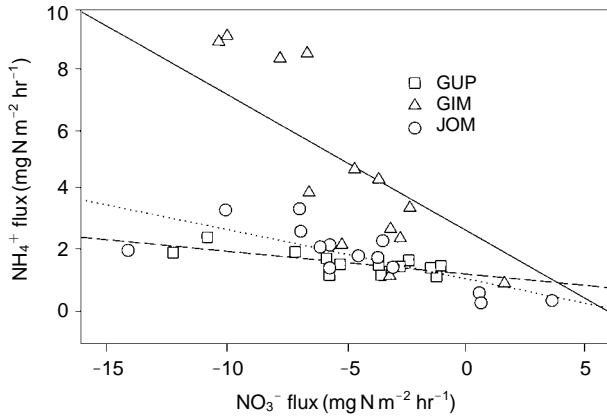


Fig. 7. Relationship between ammonium and nitrate fluxes from sediment.

각 지역에서 측정된 단위 면적 당 무기 영양염의 용출량을 종합하면 Table 2-4와 같다. NH₄⁺는 0.3~360 mg N m⁻² day⁻¹, NO₃⁻는 -58~44 mg N m⁻² day⁻¹, PO₄³⁻는 -2~44.2 mg P m⁻² day⁻¹ 범위였다. Boström 등 (1982)이 담수 저질에서 PO₄³⁻ 용출량을 종합한 결과를 보면 -2.0~5.3 mg P m⁻² day⁻¹였다. 낙동강 하류 지역의 저질에서 NH₄⁺, NO₃⁻ 및 PO₄³⁻의 용출량은 각각 -8.5~104.5 mg N m⁻² day⁻¹, -156.4~62.1 mg N m⁻² day⁻¹ 및 -5.0~4.8 mg P m⁻² day⁻¹ 범위로서 Table 2-4의 다른 지역과 비교해 볼 때 PO₄³⁻는 그렇지 않으나 NH₄⁺와 NO₃⁻는 그 용출량이 특히 높은 편이었다. 한편 해양 저질에서 NH₄⁺, NO₃⁻ 및 PO₄³⁻의 용출량 범위 값을 보면, NH₄⁺, NO₃⁻ 및 PO₄³⁻는 각각 -20~227 mg N m⁻² day⁻¹, -7.1~22.5 mg N m⁻² day⁻¹ 및 -9.4~77.5 mg P m⁻² day⁻¹였다. 그러나 심 등 (1997)이 남해안 가두리 양식장에서 NH₄⁺와 PO₄³⁻ 용출량은 42~227 mg N m⁻² day⁻¹ 및 6.2~77.5 mg P m⁻² day⁻¹로서 다른 해역보다 최대 4.3배 및 2.5배 높았다.

저질-수층 경계면에서 발생하는 무기 영양염은 식물 플랑크톤으로 이동하여 그 발생량을 증가시키고 수체 내 유기물 증가에 따른 산소 수지를 악화시키기도 한다.

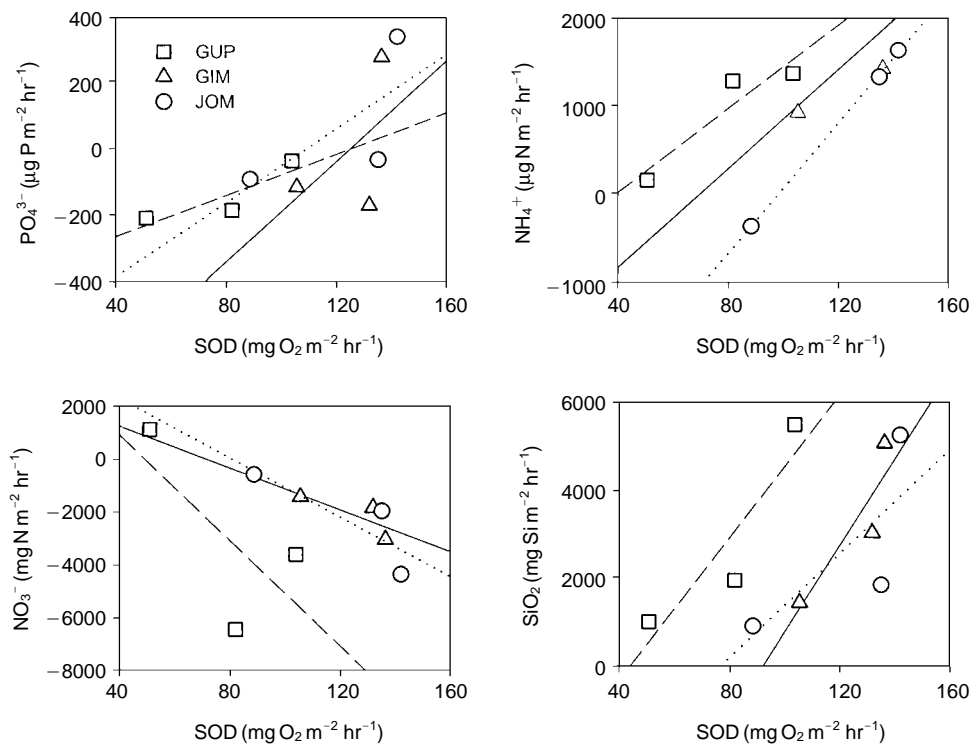


Fig. 8. Relationship between nutrient fluxes from sediment and SOD in three sampling stations in the downstreams of the Nagdong River. Nutrient fluxes were measured in the oxic conditions.

Table 2. Phosphate fluxes from sediment in the various localities.(Unit: $-mg P m^{-2} day^{-1}$)

Division	Site	Experiment condition	PO ₄ ³⁻ flux (mg P m ⁻² day ⁻¹)	Reference
Freshwater	Nagdong River	Laboratory (chemostat)	8.1	Yoon <i>et al.</i> (1999)
	Nam River	Laboratory (batch)	anoxic, 20°C, 6.5	Kim <i>et al.</i> (1992)
	Hoeya Reservoir		9.4	
	Hoedong Reservoir		15.5	
	Geum River	Laboratory (batch)	oxic, 25°C-5.1 anoxic, 25°C-10.0	Kim and Lim (1997)
	Nagdong River	Laboratory (batch)	-5.0~26.3	This study
Ocean	Deukryang Bay	Laboratory (batch)	-4.8~18	Kim and Park (1998)
	Marine Fish Cage	<i>In situ</i> (batch)	6.2~77.5	Shim <i>et al.</i> (1997)
	Mobile Bay	Laboratory (batch)	-0.7~14.9	Jean <i>et al.</i> (1996)
	Oyster Bay	Laboratory (chemostat)	-0.2~1.5	Tina and Robert (1996)
		Laboratory (batch)	-9.4~-2.6	
	Carencro Bay	Laboratory (chemostat)	-1.8~-1.2	Tina and Robert (1996)
		Laboratory (batch)	-4.8~1.3	

Table 3. Ammonium fluxes from sediment in the various localities.(Unit: $-mg N m^{-2} day^{-1}$)

Division	Site	Experiment condition	NH ₄ ⁺ flux (mg N m ⁻² day ⁻¹)	Reference
Freshwater	Nagdong River	Laboratory (chemostat)	20.4	Yoon <i>et al.</i> (1999)
	Nagdong River	Laboratory (batch)	-8.5~210	This study
Ocean	Deukryang Bay	Laboratory (batch)	11~20	Kim and Park (1998)
	Marine Fish Cage	<i>In situ</i> (batch)	42~227	Shim <i>et al.</i> (1997)
	Mobile Bay	Laboratory (batch)	-7.4~61	Jean <i>et al.</i> (1996)
	Oyster Bay	Laboratory (chemostat)	36~61	Tina and Robert (1996)
		Laboratory (batch)	9~12	
	Carencro Bay	Laboratory (chemostat)	4~21	Tina and Robert (1996)
		Laboratory (batch)	-20~15	

담수에서 N, P 또는 Si의 영양염 순환에서 저질이 매우 중요한 요인이 되고 있으며 저질은 수층보다 영양염의 함량이 수천 배 이르는 저장고로서 sink 역할을 하며 저질에서 수층으로 확산에 의해 이동하고 수층으로 용출하게 된다. 저질 퇴적층에서 용출되는 영양염을 내부 부하(internal loading)라 하며 부영양화 될수록 외부에서 유입되는 오염 물질의 양을 증가하는 경우가 많다(Jansson *et al.*, 1988).

저질에서 무기 영양염의 용출에 영향을 미치는 요인은 다양하며 온도, pH, 산화환원전위 또는 혐기성 정도, 유기물 함량, 미생물이나 저서동물과 같은 생물 요인, 저질내 무기물의 화학적 특성 등에 따라 크게 변화하게 된다(Jansson *et al.*, 1988). 유기물 인자로서 저질에 침강되는 식물플랑크톤 등은 분해되기 쉬운 연질 유기물로서 저질에서 영양염을 용출시키는 원인이 되며 식물플랑크톤 대발생기 이후에 NH₄⁺ 용출량이 급격히 증가

하는 것이 그 예이다(Jensen *et al.*, 1990). 저질에서 조류의 함량이 많을수록 N, P 및 Si의 용출량이 점진적으로 증가한다(Cowen *et al.*, 1996; Cowen and Boynton, 1996). pH가 높을수록 P 용출량은 증가하며 pH와 alkalinity가 동시에 높은 조건이라면 Fe-P 결합력이 약하게 되어 P 용출량이 크게 증가하게 된다(Boer, 1991). 빈산소 또는 무산소 상태에서 저질에서 P 용출이 많이 일어나게 되며 무산소 상태가 장기화되면 용출율은 한층 증가하게 된다(Fernandez, 1995; Penn *et al.*, 2000).

낙동강 하류 지역에서 저질을 측정된 결과, 빈산소 및 호기 조건에 관계없이 NH₄⁺와 SiO₂는 용출되었으나 PO₄³⁻는 빈산소 조건에서만 용출되었다(Figs. 4, 5). 호기 조건에서부터 빈산소 조건에 이를 때까지 단위 면적 당 P 용출량의 범위를 보면 여름(25°C 기준)에는 GUP에서는 -1.9~2.6 mg P m⁻² day⁻¹, GIM과 JOM 지점에서는 각각 -0.2~5.4 mg P m⁻² day⁻¹ 및 -0.5~6.1 mg P m⁻²

Table 4. Nitrate and silica fluxes from sediment in the various localities.(Unit: $-mg N$ or $Si m^{-2} day^{-1}$)

Item	Site	Experiment condition	Flux ($mg N$ or $Si m^{-2} day^{-1}$)	Reference
NO_3^-	Deukryang Bay	Laboratory (batch)	-4.0~15.4	Kim and Park (1998)
	Mobile Bay	Laboratory (batch)	-4.7~22.5	Jean <i>et al.</i> (1996)
	Oyster Bay	Laboratory (chemostat)	8.5~14.1	Tina and Robert (1996)
		Laboratory (batch)	-7.1~9.1	
	Carencro Bay	Laboratory (chemostat)	3.9~5.8	Tina and Robert (1996)
		Laboratory (batch)	3.4~8.6	
	Nagdong River	Laboratory (batch)	-225.9~62.1	This study
SiO_2	Marine Fish Cage	<i>In situ</i> (batch)	28~515	Shim <i>et al.</i> (1997)
	Mobile Bay	Laboratory (batch)	-10~230	Jean <i>et al.</i> (1996)
	Oyster Bay	Laboratory (chemostat)	108~152	Tina and Robert (1996)
		Laboratory (batch)	-3.9~91.6	
	Carencro Bay	Laboratory (chemostat)	156.3~163.2	Tina and Robert (1996)
		Laboratory (batch)	35.2~58.2	
	Nagdong River	Laboratory (batch)	12.3~166.8	This study

day^{-1} 였으며, 겨울 ($10^{\circ}C$ 기준)에는 GUP에서는 $-6.5 \sim 1.0 mg P m^{-2} day^{-1}$, GIM과 JOM 지점에서는 각각 $-3.8 \sim 1.0 mg P m^{-2} day^{-1}$ 및 $-2.8 \sim 4.5 mg P m^{-2} day^{-1}$ 로 추정되었다. 호기 조건에서 P 용출량은 최저값으로, 빈산소 조건에서 용출량은 최대값으로 볼 수 있을 것이다.

3. 저질 무기영양염 P의 생물학적 이용

담수에서 P는 조류 성장이나 부영양화에 있어서 제한 요소로 작용하는 경우가 많기 때문에, 저질의 P 또는 저질에서 용출된 P는 실제 조류나 수생식물이 어느 정도 이용하고 부영양화에 기여하는가 하는 문제가 중요하다.

낙동강 하류 지역은 상류에서 유입되는 부하량이 크고 수심이 얇은 관계로 저질이 수질에 미치는 영향이 크고, 식물플랑크톤의 발생량과 밀접한 관련이 있는 것으로 추정 된다. 특히, 여름에 저층 NH_4^+ 와 PO_4^{3-} 의 농도가 급증하고 *Microcystis* 조류 성장 잠재력 (AGP)이 저층으로 갈수록 증가하는 것은 저질 P의 용출과 관계가 있을 것이며 남조류 대발생에 기여도가 높음을 시사한다(신과 조, 1999). 저층에 무기 N과 P의 농도가 급증하는 현상은 서낙동강 수계에서는 겨울에도 나타남으로써 저수온기에도 저질의 영향을 배제할 수가 없을 것이다(조와 신, 1998).

저질에서 용출된 영양염이 식물플랑크톤의 N과 P의 요구도 또는 생산성에 대한 기여도를 정량적으로 추정할 수가 있을 것이다(Cowen *et al.*, 1996). 낙동강과 서낙동강에서 $25^{\circ}C$ 기준 빈산소 조건으로부터 산정된 NH_4^+ 와 PO_4^{3-} 의 용출량을 각각 $-8.5 \sim 104.5 mg N m^{-2} day^{-1}$

와 $-5.0 \sim 4.8 mg P m^{-2} day^{-1}$ 로 기준 한다면 식물플랑크톤의 유기물질 생산성에 대한 저질 용출량의 기여도를 평가할 수 있을 것이다. GUP, GIM 및 JOM 지점에서 식물플랑크톤의 단위면적 당 평균 1차생산성을 각각 $1,490 mg C m^{-2} day^{-1}$, $2,990 mg C m^{-2} day^{-1}$ 및 $2,800 mg C m^{-2} day^{-1}$ 라 하면(신, 1995), 식물플랑크톤의 C:N:P에 대한 Redfield의 비율 106:16:1을 이용하여 그 기여도를 추정할 수가 있다. 낙동강과 서낙동강의 저질에서 용출되는 NH_4^+ 는 식물플랑크톤의 흡수 요구하는 양의 9~23%이었고, PO_4^{3-} 는 각각 11~22%를 차지하였다. 그러나 식물플랑크톤의 생산성에 대한 저질 용출 영양염의 기여도는 장소와 계절에 따라 변동이 매우 크고 추정된 기여도는 고수온기에 나타나는 최대값으로 볼 수 있을 것이다.

4. 저질의 준설과 수질 개선

국내 하천 또는 강의 부영양화는 이미 전국적인 현상으로서 질소와 인에 대한 고도처리가 시급한 상황이고 한편으로는 저질 퇴적층 준설에 대한 관심이 고조되고 있는 편이다. 그러나 국내에서는 수체 단위를 대상으로 수질 개선을 목적으로 저질을 준설한 예는 없으나 특정 지역 수계의 일부 구간에서 준설이 이루어진 사례는 있다. 한강 하류 일부 구간에서 저질 제거 공사가 이루어진 바 있고(한기공, 1994), 서낙동강 하류 지역과 같이 일부 지방 자치단체에서 건축 재료인 모래를 채취하기 위한 목적으로 호수나 하천 일부 지역에서 저질을 준설한 예는 있을 것으로 추정된다. 1994년 한강 팔당호에서

수질개선과 골재 채취 목적으로 저질 퇴적물의 준설 여부에 대한 논란이 있었으나 시민 환경단체와 학계의 반대로 계획이 취소된 바 있다.

특히 서낙동강과 조만강 수계는 평균 수심이 2 m 이하이며 바닥에 저질이 10~60 cm 범위의 두꺼운 퇴적층을 이루고 있으며 갈수기에는 물의 체류시간이 길어 저질 퇴적층이 수질에 미치는 영향이 매우 큰 곳이다. 실내 배양실험 결과에서 보듯이 서낙동강 수계의 저질에서 무기 N과 P의 용출량은 매우 높은 수준이어서 궁극적으로 서낙동강의 수질을 개선시키기 위해서는 저질 퇴적층 제거가 필수적인 과제가 될 것이다. 서낙동강 유역에서 발생하는 하오수는 대부분 김해 하수처리장에서 처리되고 있으나 N과 P의 제거가 효율적이지 못할 뿐 아니라 하수처리장에서 분뇨를 합병 처리(약 0.1%)함으로써 N과 P의 부하량을 증가시키는 요인이 되고 있다. 서낙동강과 조만강은 단일 규모의 자연형 호수가 아니라 하천형 호수이고 유역 내 인구 밀집 지역이 많고 김해 평야의 배수 수계로서 오염물질의 부하원이 다양하기 때문에 향후 수질관리가 매우 어려운 과제가 될 것이다.

적 요

낙동강 하류 지역에서 저질의 환경, 산소 소모량(SOD), 무기 영양염(PO_4^{3-} , NH_4^+ , NO_3^- , SiO_2)의 용출량을 측정하여 용출 특성과 저질에 의한 내부 부하량을 추정하고자 하였다.

저질의 SOD는 10~30°C 범위에서 온도에 따라 직선적으로 증가하였으며 Q_{10} 값은 1.1~1.6이었고, 20°C 기준 SOD는 76~120 $mg O_2 m^{-2} hr^{-1}$ 범위였다. 저질에서 영양염 용출은 호기/빈산소 조건, 온도, 저질의 유기물 함량 등의 영향을 크게 받았다. NH_4^+ 와 SiO_2 는 호기조건 및 빈산소 조건에서 용출이 활발하여 용존산소 농도에 관계없이 저질에서 수층으로 이동하였으나 PO_4^{3-} 는 빈산소 조건에서 용출량이 높은 반면 호기 조건에서는 미미하였으며 25°C 이상 조건에서 크게 증가하는 양상을 띠었다. NH_4^+ , SiO_2 및 PO_4^{3-} 의 용출량은 온도 증가에 대해 지수적으로 증가하였으며 온도에 대한 Q_{10} 은 PO_4^{3-} 가 3.7~7.3으로 가장 높았다. 저질에서 PO_4^{3-} 와 NH_4^+ 의 용출량은 지역적으로 차이가 컸으나, SiO_2 용출량은 지역적 차이가 미미하였다. 반면 호기 및 빈산소 조건에서 NO_3^- 은 수층에서 저질로 흡수되었으며 그 흡수량은 온도에 따라 직선적으로 증가하였다. 온도에 따른 흡수율 증가는 호기성보다 빈산소 조건에서 더 컸다.

낙동강 하류 지역의 저질 호기조건/빈산소 조건에서 NH_4^+ , NO_3^- , PO_4^{3-} 및 SiO_2 의 용출량 범위는 각각 -9~105 $mg N m^{-2} day^{-1}$, -156~62 $mg N m^{-2} day^{-1}$, -5~5 $mg P m^{-2} day^{-1}$, 및 12~117 $mg Si m^{-2} day^{-1}$ 였다. 낙동강과 서낙동강에서 식물플랑크톤의 1차 생산성과 조체의 C:N:P의 Redfield 비율 106:16:1을 이용하여 추정된 결과 저질에서 용출되는 NH_4^+ 는 식물플랑크톤의 요구량의 9~23%이었고, PO_4^{3-} 는 11~22%를 차지하였다.

인 용 문 헌

- 강양미, 송홍규. 2000. 팔당호 수변부 퇴적물이 수층의 산소소모에 미치는 영향, 한국육수학회지 **33**: 23-30.
- 고광백, 정연구. 1993. 퇴적된 저질토의 산소요구량(SOD)을 효율적으로 산정하기 위한 새로운 추정방법의 개발, 대한토목학회논문집 **13**: 287-293.
- 김대웅, 임봉수. 1997. 금강 하구호 sediment로부터 수질 오염 물질 용출 특성에 관한 연구, 한국수질보전학회지 **13**: 245-253.
- 김도희, 박정길. 1998. 득량만 퇴적물로부터 영양염 용출 평가, 한국과학회지 **7**: 425-431.
- 김동운, 이상봉, 황덕홍. 1992. 부산, 경남지역의 댐 저지로부터 인 용출에 관한 연구, 한국수질보전학회지 **8**: 59-66.
- 신재기, 조경제. 1999. 낙동강에서 AGP에 의한 수질평가, 한국육수학회지 **32**: 349-357.
- 신재기. 1995. 도시 근교 하천(조만강)의 부영양화와 1차 생산성, 인제대학교 석사학위논문 pp. 61-63.
- 심정희, 강영철, 최진우. 1997. 남해안 통영지역 가두리 양식장 해수-퇴적물 경계면에서의 chemical fluxes, 한국해양학회지(바다) **2**: 151-158.
- 양진우. 1990. 낙동강 하구호에서 인의 침강 및 용출 특성, 부산수산대학교 석사학위논문, 62pp.
- 윤인길, 김영진, 김성한, 김준현, 권오섭. 1999. 서낙동강 저층의 영양염 용출과 환경요인의 영향, 한국육수학회지 **32**: 1-7.
- 이순화, 이철희, 강미아. 1995. 인공 저수지에서의 용존산소 변화에 관한 연구, 한국환경공학학회지 **17**: 481-488.
- 임홍탁. 1991. 호수의 퇴적물에 함유된 인의 존재형태와 용출에 관한 연구. 소양호의 적조 수역을 중심으로, 서울대학교 환경대학원, 59pp.
- 전상호. 1988. 춘천지역의 인공호 퇴적지에 함유된 인의 존재형태에 따른 수질오염의 가능성에 대하여, 한국수질보전학회지 **4**: 49-57.
- 전상호. 1990. 한강 퇴적물에 함유된 오염물질의 존재형태와 이동성에 관한 연구. 팔당호 퇴적물의 인과 중금속을 중심으로, 한국육수학회지 **23**: 31-42.
- 정창수, 김석현, 강동진, 박용철, 윤철호, 홍기훈. 1999. 해저퇴

- 적물의 광합성 색소유도체 함량분포에 의한 마산만 부영양화 진행과정 추정, 한국해양학회지(바다) **4**: 101-106.
- 정하영, 조경제. 2003. 낙동강 하류 수계에서 저층수 및 저질 퇴적층의 환경, 한국육수학회지 **36**(3): 311-321.
- 조경제, 신재기. 1998. 낙동강 하류에서 동·하계 무기 N, P 영양염류와 식물플랑크톤의 동태, 한국육수학회지 **31**: 67-75.
- 한기공(한국종합기술개발공사). 1994. 한강 왜토 제거공사 수질 및 저질조사 분석 보고서. 연구기관-고려대학교 생산기술연구소. 27pp.
- APHA. 1995. Standard methods for the examination of water and wastewater. 19th ed. American Public Health Association, Washington, DC.
- Barcelona, M.J. 1983. Sediment oxygen demand fraction, kinetics and reduced chemical substance. *Wat. Res.* **17**: 1081-1093.
- Berthelson, C.P., T.P. Cathcart and J.W. Poet. 1996. *In situ* measurement of sediment oxygen demand in catfish ponds. *Aquac. Eng.* **15**: 261-171.
- Boers, P.C.M. 1991. The influence of pH on phosphate release from lake sediments. *Wat. Res.* **25**: 309-311.
- Boström, B., M. Jansson and C. Forsberg. 1982. Phosphorus release from lake sediments. *Arch. Hydrobiol. Beih. (Ergebn. Limnol.)* **18**: 5-59.
- Cowen, J.L. and R.B. Boynton. 1996. Sediment-water oxygen and nutrient exchanges along the longitudinal axis of Chesapeake Bay: seasonal patterns, controlling factors and ecological significance, *Estuaries* **19**: 562-580.
- Cowen, J.L.W., J.R. Pennock and W.R. Boynton. 1996. Seasonal and interannual patterns of sediment-water nutrient and oxygen fluxes in Mobile Bay, Alabama (USA): regulating factors and ecological significance. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **141**: 229-245.
- Fernandez, F. 1995. Nitrogen and phosphorus fluxes across the sediment-water interface during summer oxic and hypoxic/anoxic periods in Mobile Bay. M.S. thesis. University of South Alabama, Mobile, AL. 64pp.
- Gelda, R.K., M.T. Auer and S.W. Effler. 1995. Determination of sediment oxygen demand by direct measurement and by inference from reduced species accumulation. *Mar. Freshwater Res.* **46**: 81-88.
- Golterman, H.L. 1977. Sediments as a source of algal growth. In: Interaction between Sediments and Freshwater (H.L. Golterman, ed.).-Junk, The Hague and Pudoc, Wagenin-gen, pp. 286-293.
- Hargrave, B.T. 1972. Oxidation-reduction potentials, oxygen concentration and oxygen uptake of profundal sediments in eutrophic lake. *Oikos* **23**: 167-177.
- Jansson, M., M. Enell, S. Fleischer, R. Gächter, P. Kelderling, S. Löfgren, G. Nürnberg, A. Provini and A. Sinke. 1988. Phosphorus release from sediments. *Arch. Hydrobiol. Beih. (Ergebn. Limnol.)* **30**: 90-93.
- Jean, L.W., J.R. Pennock and W.R. Boynton. 1996. Seasonal and interannual patterns of sediment-water nutrient and oxygen fluxes in Mobile Bay, Alabama (USA): regulating factors and ecological significance. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **141**: 229-245.
- Jensen, M.M., E. Lomstein and J. Sørensen. 1990. Benthic NH_4^+ and NO_3^- flux following sedimentation of a spring phytoplankton bloom in Aarhus Bight, Denmark. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **61**: 87-96.
- Miller-Way, T., G.S. Boland and R.R. Twilley. 1994. Sediment oxygen consumption and benthic nutrient fluxes on the Louisiana continental shelf: A methodological comparison. *Estuaries* **17**: 809-815.
- Penn, M.R., M.J. Auer, S.M. Doerr, C.T. Driscoll, C.M. Brooks and S.W. Effler. 2000. Seasonality in phosphorus release rates from the sediments of a hypereutrophic lake under a matrix of pH and redox conditions. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **57**: 1033-1041.
- Peterson, G.W. and R.B. Corey. 1966. A modified Chang and Jackson procedure to routine fractionation of inorganic soil phosphates. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* **30**: 563-565.
- Seiki, T., E.D. Izawa and H. Sunahara. 1994. Sediment oxygen demand in Hiroshima Bay. *Wat. Res.* **28**: 385-393.
- Seitzinger, S.P. 1993. Denitrification and nitrification rates in aquatic sediments. *In: Handbook of Methods in Aquatic Micrology*. Lewis Publisher, Boca Raton, Florida. Ecol. pp. 633-641.
- Sommaruga, R. 1991. Sediment oxygen demand in man-made lake Ton-Ton (Uruguay). *Hydrobiologia* **215**: 215-221.
- Sweerts, J.P.R.A. 1990. Oxygen consumption processes, mineralization and nitrogen cycling at the sediment-water interface of north temperature lakes. Ph. D.M.S., University of Groningen.
- Van Luijn, F., P.C.M. Boers., L. Lijklema and J.-P.R.A. Sweerts. 1999. Nitrogen fluxes and process in sandy and muddy sediments from a shallow eutrophic lake. *Wat. Res.* **33**: 32-42.
- Veenstra, J.N. and S.L. Nolen. 1991. *In-Situ* sediment oxygen demand in five southwestern U. S. lakes. *Wat. Res.* **25**: 351-354.
- Wang, W. 1980. Fraction of sediment oxygen demand. *Wat. Res.* **14**: 603-613.
- Williams, J.D.H., J.K. Syers and T.W. Walker. 1967. Frac-

tionation of soil inorganic phosphate by modification of Chang and Jackson's procedure. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* **31**: 736-739.

Zimmermann, A.R. and R. Benner. 1994. Denitrification, nutrient regeneration and carbon mineralization in

sediments of Galveston Bay, Texas, USA. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **114**: 275-288.

(Manuscript received 10 July 2003,
Revision accepted 27 August 2003)