

탄소 및 질소 안정동위원소비를 이용한 탐진강 수생태계 먹이망 연구

갈종구 · 김민섭 · 이연정 · 서진원¹ · 신경훈*

(한양대학교 해양환경과학과,

¹Department of Biological & Agricultural Engineering, University of Idaho)

Foodweb of Aquatic Ecosystem within the Tamjin River through the Determination of Carbon and Nitrogen Stable Isotope Ratios. Gal, Jong-Ku, Min-Seob Kim, Yeon-Jung Lee, Jinwon Seo¹ and Kyung-Hoon Shin* (Department of Environmental Marine Sciences, Hanyang University, Ansan 425-791, Korea; ¹Department of Biological & Agricultural Engineering, University of Idaho, Boise, ID 83702, USA)

To investigate foodweb of aquatic ecosystem in the Tamjin River, carbon and nitrogen stable isotopes ratios of aquatic organisms, as well as environmental indicators based on the water, were determined in this study. Various organisms such as fishes (*Coreoperca kawamebari*, *Zacco platypus*, *Cobitis lutheri*, and *Pungtungia herzi*) and periphyton (epilithon and epiphyte), and particulate- and coarse particulate organic matters (POM and CPOM) were collected in upper (Tamjin River, Yuchi Stream, and Omcheon Stream) and lower (TJ-1~TJ-5) reaches of Jangheung Dam. The nitrate concentration and $\delta^{15}\text{N}$ signature of POM and organisms (invertebrates and fish) were found to be more enriched toward the downstream section of the river. It was determined that allochthonous matter occurring from a tributary alters the chemical character of water, as well as the isotopic signature of organisms contained therein. Attached algae (epilithon) were identified as a base component of the benthic foodchain further downstream.

Key words : stable isotope, food web, epilithon, epiphyte

서 론

하천 생태계에서 부착조류는 수층의 식물플랑크톤과 함께 수생태계 내의 중요한 일차생산자이다 (Ertl and Tomajka, 1973; Kitting *et al.*, 1984). 수심이 얕은 하천의 경우 수층의 빠른 순환에 의해 식물플랑크톤보다 부착조

류의 생산력이 더 높게 나타날 수 있다고 보고된 바 있다 (Flipo *et al.*, 2007). 즉 환경에 따라 부착조류가 수생태계에서 에너지원으로서 기여도가 식물플랑크톤에 비해 높게 나타날 수 있음을 말한다. 부착조류는 기질에 부착하여 성장하는 과정에서 박테리아와 균류 등 미생물과 복합체를 이루는 생체막 (biofilm)을 형성하게 되는데 이는 수서곤충이나 저서성대형무척추동물에게 섭식되어 상

* Corresponding author: Tel: 031) 400-5536, Fax: 031) 416-6173, E-mail: shinkh@hanyang.ac.kr

위영양단계로의 먹이사슬을 구성하게 된다 (Lock and Ford, 1985). 또한 수심이 얇고 유속이 빠른 하천의 경우 식물플랑크톤은 환경변화의 지표로 사용하기 어려운 반면 부착조류는 수환경변화에 빠르게 반응하며 기질에 부착하여 성장하기 때문에 식물플랑크톤에 비해 좋은 지표로 활용될 수 있다 (Gaiser, 2009).

수자원 활용을 위한 목적으로 준공되는 다목적 댐과 보는 하천의 환경을 변화시키고 일차 생산자의 생산력에 영향을 미치게 되며 먹이 사슬을 통해 상위 섭식자와의 상호작용으로 먹이망구조의 변동이 발생하게 된다 (Hillebrand, 2008). 이는 결국 생태계 먹이망의 변동을 야기한다. 생물체내 안정동위원소비는 장기간 섭식하여 체내에 축적된 결과를 반영하기 때문에 기존 연구방법인 해부학적인 방법의 단점을 보완하는 방법으로 먹이망 구조의 연구에서 안정동위원소를 활용하고 있다 (Fry, 1991; McCutchan *et al.*, 2003; Herbert *et al.*, 2006; Fukumori *et al.*, 2008). 탄소 안정동위원소비의 경우 먹이원과 섭식자 간의 분별작용 (fractionation)이 적어 유기물의 추적자로 이용된다 (Peterson, 1999; Fry, 2006). 그리고 질소 안정동위원소비의 경우 평균 2.5~3.4‰의 분별작용을 나타내기 때문에 생태계 내 영양단계 (trophic level)의 지표로 활용되고 있다 (Minagawa and Wada, 1984; Post *et al.*, 2000; Post, 2002) 그러나 국내에서는 하구 및 연안 생태계의 먹이망 연구에 안정동위원소비가 활용된 몇몇 사례는 있으나 (Kang *et al.*, 2003; 윤 등, 2006; Yang and Shin, 2009) 하천 및 호소 생태계 내에서 활용된 사례는 매우 드물다.

본 연구에서는 국내의 하천 중 최근에 댐이 건설된 탐진강에서 상류와 하류의 먹이망 구조를 파악하고, 또한 하천에서 지표로 활용할 수 있는 부착조류의 안정동위원소비를 통해 수환경 변동 특성을 규명하고자 하였다. 나아가 상위 섭식자인 어류의 먹이원 변동 특성을 파악하여 부착조류의 먹이원으로서 기여도를 파악하였다.

재료 및 방법

1. 조사지점 및 수질환경 분석

본 연구에서 시료의 채집은 2008년 6월에 실시되었으며, 수리구조물의 영향을 확인하기 위해 채집 정점은 탐진강 내에 어도가 설치된 5개의 보 (TJ-1: 심천보, TJ-2: 무장보, TJ-3: 잣두보, TJ-4: 독실보, TJ-5: 강진상수원보)와 장흥댐으로 유입되는 주된 하천 3 정점 (탐진강 본류

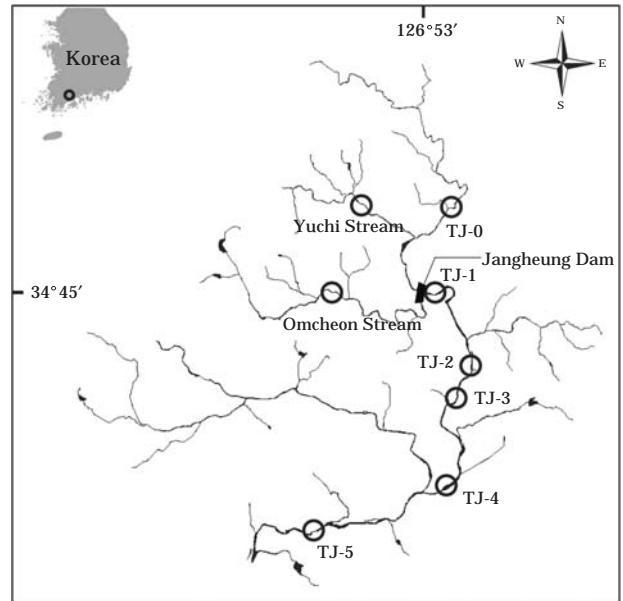


Fig. 1. Map showing sampling sites within the Tamjin River basin.

(TJ-0), 유치천 (YC), 움천천 (OC))을 선정하였다 (Fig. 1). 본 연구에서 선정된 정점 중 TJ-2, TJ-4, TJ-5 정점의 상류에는 각각 부산천, 부동천, 금강천이 유입이 된다. 이 중 금강천과 부산천, 부동천의 순으로 넓은 유역면적을 가지고 있으며 이들 지류의 합류가 이루어지는 수역의 유역면적은 증가를 하는 특성을 보인다. 하천 주변으로는 대부분 논경지로 사용되고 있으며 TJ-3 정점과 TJ-4 정점 사이에 시가지가 위치하고 있다.

채집된 시료는 수질환경 분석 및 안정동위원소비 분석에 사용되었다. 수질자료는 표층수를 대상으로 측정하였으며 SS (Suspended solid), TPOM (Total particulate organic matter), PIM (Particulate inorganic matter) 분석을 위해 GF/F 여과지를 이용하여 여과한 후 동결하여 강열감량법을 이용하여 분석하였다. 하천 내의 영양염 농도의 측정을 위해서 아질산염은 colorimetric법, 질산염은 cadmium reduction법, 암모늄이온은 phenate법, 인산염은 ascorbic acid법으로 각각 분석하였다 (APHA, 2005).

Chl *a*의 분석을 위해 적정량의 시료를 GF/F 여과지로 여과한 후 산화방지를 위해 1% 탄산마그네슘 (MgCO₃)을 3~5방울 첨가하였다. 여과지는 빛을 차단하여 드라이아이스로 냉동 (-80°C) 보관하였다. 실험실로 운반된 여과지는 90% 아세톤 (CH₃COCH₃)으로 24시간 동안 암냉소 (4°C)에서 추출하여 spectrophotometer (Varian Cary 50, Australia)로 750, 665, 645, 630 nm에서 흡광도를 측정

하여 계산하였다 (APHA, 2005).

총 유기탄소와 무기탄소, 총 질소의 측정을 위해 40 mL 유리병에 시료를 담은 후 미생물의 유기물 분해를 막기 위해 포화된 HgCl_2 용액을 0.4 mL를 첨가하여 냉장 보관하였다. 보관된 시료는 TOC Analyzer (TOC-VCPH SHIMADZU, Japan)를 사용하였으며 여과된 시료를 통해 용존 유기탄소와 무기탄소를 측정하였다.

2. 탄소 및 질소 안정동위원소 측정

탄소 및 질소 안정동위원소 측정을 위해 각 정점에서 채집된 어류, 저서성대형무척추동물, 입자성 유기물, 부착조류를 채집하였다. 어류의 경우 지점별로 투망(망목 7×7 mm)을 활용하거나 어도에서는 Trap (가로 \times 세로 \times 높이 $1 \times 1 \times 0.5$ m) 설치 후 표본을 채집하였다. 저서성무척추동물은 1 mm 망을 이용하여 채집하였으며, 암석에 붙은 저서성무척추동물은 핀셋을 이용하여 채집하였다. 입자성 유기물 중 $100 \mu\text{m}$ 이상의 입자 (Coarse particulate organic matter: CPOM)는 따로 분류하여 채집하였고 부착조류의 경우 기질의 종류에 따라 암반에 부착된 것 (epilithon)과 정수식물에 부착된 것 (epiphytes on macrophyte)을 채집하였다. 지름 10~20 cm 크기의 표면이 평평한 돌 (호박돌 혹은 자갈형태)과 정수식물의 잎을 각각 3~4개를 채집하여 일정 면적을 칫솔로 긁은 후 유리병에 담아 동결하였다. 채집된 시료는 동결건조하였고 시료분쇄기 (FRITSCH-planetary mono mill, Pulverisette 6, Germany)를 이용하여 완전히 분쇄하여 보관하였다. 어류는 근육부위만을 취하여 동결건조하였다.

어류 및 저서성대형무척추동물의 탄소 안정동위원소비 분석을 위하여 1 N HCl을 사용하여 무기탄소를 제거한 후 측정을 실시하였으며, POM과 CPOM은 훈증을 통해 무기탄소를 제거하였다. 그러나 산 처리 과정은 질소 안정동위원소비에 영향을 미칠 수 있으므로 질소 안정동위원소비 측정을 위한 시료는 아무 처리를 하지 않았다. 탄소와 질소 안정동위원소비 측정은 한양대학교의 원소-질량분석기 (EuroEA-Isoprime irms, GV instruments, UK)로 측정하였다. 안정동위원소비 값은 질량분석기를 이용하여 분석된 표준시료와 분석시료 간의 동위원소비 차이를 δ 값으로 정의하여 ‰로 나타낸다. 표준물질로 탄소는 vPDB, 질소는 대기에서의 질소가스를 사용하였다. 2차 표준물질로는 UREA (EuroVector Reference std. Material for C, N; (mean \pm SD) $\delta^{13}\text{C} = -41.00 \pm 0.25\text{‰}$; $\delta^{15}\text{N} = -0.98 \pm 0.28\text{‰}$)를 사용하여 분석 오차를 측정하였다.

측정된 안정동위원소비는 다음과 같이 'δ'로 정의하여 ‰로 나타낸다.

$$\delta(\text{‰}) = \left(\frac{R_{\text{시료}}}{R_{\text{표준물질}}} - 1 \right) \times 1000$$

여기서 R은 상대적으로 무거운 동위원소 (^{13}C , ^{15}N)와 가벼운 동위원소 (^{12}C , ^{14}N)의 비를 나타낸다.

결 과

1. 하천의 이화학적 수질

장흥댐으로 유입되는 탐진강과 유치천, 움천천의 수층 내 입자성 부유물 (Suspended solid: SS) (평균 2.71 mg L^{-1})은 장흥댐 하류 (평균 5.80 mg L^{-1})에 비해 낮은 농도를 보였다. 그리고 TPOM의 농도는 탐진강 상류에서 하류로 이동하면서 증가하는 경향을 보였다 (Fig. 2). 입자성 무기입자 역시 상류의 하천에 비해 하류의 하천에서 높은 농도를 나타내었다. TOC와 TIC의 농도 역시 하류로 이동할수록 증가하였다 (Fig. 2). 연구지역에서 총 질소는 $0.59 \sim 1.58 \text{ mg L}^{-1}$ 의 범위를 보였으며 유입하천과 TJ-1 정점에서 비교적 낮은 농도를 나타냈으며 탐진강 본류를 따라 하류로 이동할수록 점차 증가하는 경향을 보였다. 이러한 경향은 무기 질소계 영양염에서도 나타났다. 암모늄이온의 경우 3곳의 유입하천에서 모두 검출되지 않았으며 TJ-4 정점에서 가장 높은 값을 나타내었다. 질산염의

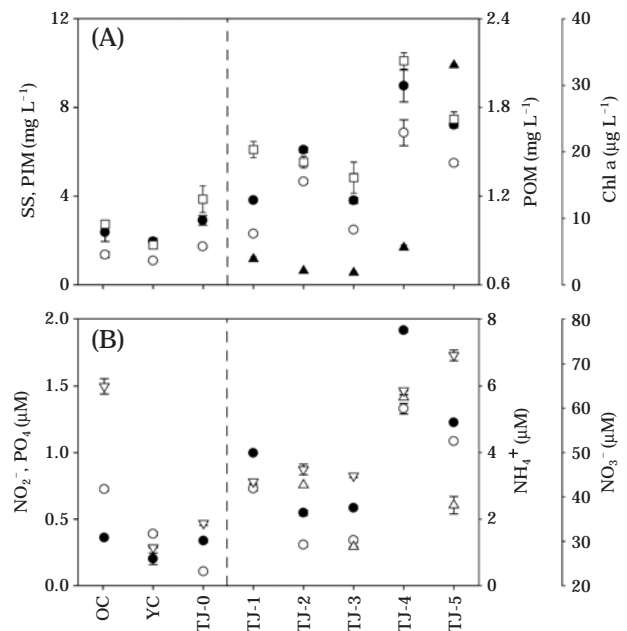


Fig. 2. Water quality in the study area. (A) ●: SS, ○: PIM, □: POM, ▲: Chl a. (B) ○: PO_4 , ●: NO_2^- , ▲: NH_4^+ , ▽: NO_3^- , (C) ●: TOC, ○: TIC.

경우 최소 28.57 μM 에서 최대 71.92 μM 의 농도를 보였으며 하류(TJ-4, 5)에서 높게 나타났다. 인산염과 암모늄 이온은 지역적으로 유사한 경향을 보였으며 TJ-1에서 가장 낮은 농도를 보였다. Chl *a* 농도는 대체적으로 낮은 농도를 나타냈으며 TJ-3에서 가장 낮은 Chl *a* 농도(1.85 \pm 0.21 $\mu\text{g L}^{-1}$)를 보였고 TJ-5에서 33.02 \pm 0.24 $\mu\text{g L}^{-1}$ 로 가장 높은 농도를 나타냈다.

2. 안정동위원소비

POM의 $\delta^{13}\text{C}$ 값은 TJ-4에서 가장 가벼운 값(-26.14‰)을 나타냈으며 평균 -24.85 \pm 0.72‰의 값을 보였다. 그리고 탐진강 내 정점에서 하류로 갈수록 가벼워지는 경향을 나타냈다(Table 1). 댐으로 유입되는 세 개 하천의 유입부에서 채집된 POM의 탄소 안정동위원소비는 -24.90 ~ -24.17‰의 범위를 보였으며 댐 하류 탐진강 본류에서는 -26.14 ~ -24.14‰로 나타났다(Table 2). POM의 $\delta^{15}\text{N}$ 의 경우 유입하천에서 -2.13‰에서 9.05‰의 넓은 범위의 값을 보였으며 TJ-1 정점에서 1.47‰이었으며 하류로 이동하면서 7.65‰까지 증가하는 경향을 나타냈다. CPOM의 $\delta^{13}\text{C}$ 값은 TJ-0 정점(-20.83‰)을 제외한 정점에서 모두 평균 -23.82 \pm 1.10‰ 정도의 값을 나타냈으며 POM의 변동과 유사한 특성을 보였다. CPOM의 질소 안정동위원소비는 TJ-0, OC, TJ-1 정점에서 POM에 비해 5.55 ~ 8.60‰ 이상 무거운 값을 보였으며, TJ-2 ~ TJ-5 정점에서는 1‰ 내외의 차이를 보였다.

부착조류의 $\delta^{13}\text{C}$ 값의 경우 기질(암석, 정수식물)에 따라

값의 차이를 보였다. 암석을 기질로 사용하는 부착조류의 탄소 안정동위원소비는 -21.02‰에서 -15.20‰의 값을 보였으며, 갈대 부착조류는 -24.04‰에서 -21.96‰의 값을 보여 암석 부착조류에 비해 약 5‰ 정도 가벼운 값을 나타냈다. $\delta^{15}\text{N}$ 값은 갈대 부착조류에 비해 암석 부착조류에서 평균 3‰ 정도 무거웠다. 하지만 TJ-0의 경우 암석(6.36‰)과 갈대 부착조류(6.77‰)에서 비슷한 결과를 보였다. 부착조류의 $\delta^{15}\text{N}$ 값(평균 9.71 \pm 2.83‰)은 입자성유기물(POM, CPOM; 평균 4.91 \pm 3.19‰)에 비해 높게 나타났다.

저서성대형무척추동물의 탄소 안정동위원소비는 -26.86‰에서 -14.23‰(평균 -21.20 \pm 3.58‰)로 넓은 범위를 나타냈으며, 질소 안정동위원소비 또한 5.36‰에서 12.58‰(평균 10.57 \pm 1.76‰)의 값을 보였다. Pelecy-poda(부족류)와 Gastropoda(복족류)의 $\delta^{13}\text{C}$ 와 $\delta^{15}\text{N}$ 값은 각각 평균 -21.68 \pm 3.84‰, 11.33 \pm 1.46‰이었으며 Chironomidae(갈따구과)는 각각 -21.27 \pm 3.82‰, 7.99 \pm 2.33‰로 나타났다. Hirudinea(거머리강)의 질소 안정동위원소비는 평균 12.26 \pm 12.48‰을 보여 어류에 가까운 값을 보였다.

어류의 $\delta^{13}\text{C}$ 값은 최소 -24.75‰에서 최대 -17.17‰로 나타났으며 *P. herzi*의 탄소 안정동위원소비가 가장 무거운 값(평균 -19.29 \pm 1.17‰)을 보였다. *C. kawamebari*와 *Z. platypus*, *C. lutheri*는 각각 평균 -21.06 \pm 1.23‰, -20.62 \pm 1.92‰, -21.27 \pm 1.95‰의 값을 보였다. 어류의 $\delta^{15}\text{N}$ 값은 무척추동물과 마찬가지로 9.02‰에서 17.85‰까지의 넓은 범위의 분포를 나타냈으며 *C. kawamebari*

Table 1. $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ signatures of organisms in the Tamjin River.

	TJ-1		TJ-2		TJ-3		TJ-4		TJ-5	
	$\delta^{13}\text{C}$ (‰)	$\delta^{15}\text{N}$ (‰)	$\delta^{13}\text{C}$ (‰)	$\delta^{15}\text{N}$ (‰)	$\delta^{13}\text{C}$ (‰)	$\delta^{15}\text{N}$ (‰)	$\delta^{13}\text{C}$ (‰)	$\delta^{15}\text{N}$ (‰)	$\delta^{13}\text{C}$ (‰)	$\delta^{15}\text{N}$ (‰)
<i>Pungtungia herzi</i>	-18.72	11.89	-19.09	11.44	-17.17	11.61	n.s.	n.s.	-19.88	14.08
<i>Zacco platypus</i>	-23.30	12.05	-21.22	13.04	-19.70	12.28	-17.86	13.11	-18.46	17.02
<i>Cobitis lutheri</i>	n.s.	n.s.	-21.86	13.04	-21.35	12.97	-19.36	13.78	n.s.	n.s.
<i>Coreoperca kawamebari</i>	-21.37	15.00	-21.22	14.01	-20.34	14.30	-19.94	16.47	-19.55	17.85
Pelecy-poda	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	-26.86	10.51	n.s.	n.s.	-26.48	12.03
Gastropoda	-22.59	12.58	-20.83	12.34	-21.92	8.93	-18.59	11.63	-19.54	12.36
Chironomidae	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	-23.01	9.79	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
Ephemeroptera	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	-20.79	10.03	-17.95	10.79
Heteroptera	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	-18.75	11.74	n.s.	n.s.
Psephenidae	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	-14.23	10.60
Trichoptera	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	-22.26	8.70	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
Epilithon	-18.22	11.66	-18.23	14.35	-21.02	n.d.	-18.61	n.d.	-19.94	n.d.
Epiphyte	-23.99	8.40	-23.75	7.07	-23.72	n.d.	-23.65	9.49	-24.04	n.d.
CPOM	-23.55	7.22	-23.38	5.66	-23.99	5.81	-23.96	6.70	-24.18	7.55
POM	-24.67	1.47	-24.14	4.41	-24.23	4.94	-26.14	7.65	-25.62	6.70

n.d.: not detected, n.s.: not sampled

Table 2. $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ signatures of organisms in the upper stream of Jangheung Dam.

	TJ-0		YC		OC	
	$\delta^{13}\text{C}$ (‰)	$\delta^{15}\text{N}$ (‰)	$\delta^{13}\text{C}$ (‰)	$\delta^{15}\text{N}$ (‰)	$\delta^{13}\text{C}$ (‰)	$\delta^{15}\text{N}$ (‰)
<i>Pungtungia herzi</i>	-20.85	9.02	-19.33	11.13	-20.03	12.11
<i>Zacco platypus</i>	-20.54	10.73	-21.05	10.37	-22.83	12.33
<i>Cobitis lutheri</i>	-20.54	10.57	-24.75	9.82	-19.74	10.60
<i>Coreoperca kawamebari</i>	n.s	n.s	-23.09	13.87	-21.91	14.82
Chironomidae	-16.89	5.36	-23.92	8.84	n.s	n.s
Hirudinea	n.s	n.s	-21.07	12.48	n.s	n.s
Ephemeroptera	n.s	n.s	-24.04	10.21	n.s	n.s
Psephenidae	n.s	n.s	-17.82	9.02	n.s	n.s
Trichoptera	n.s	n.s	-26.07	11.44	n.s	n.s
Plecoptera	n.s	n.s	-24.08	9.33	n.s	n.s
Epilithon	-15.20	6.36	-17.43	12.81	-19.24	10.48
Epiphyte	-21.96	6.77	n.s	n.s	n.s	n.s
CPOM	-20.83	3.42	-23.61	3.64	-24.08	7.56
POM	-24.17	-2.13	-24.89	9.05	-24.90	-1.04

n.s.: not sampled

중에서 가장 무거운 $\delta^{15}\text{N}$ 값 ($15.19 \pm 1.46\text{‰}$)을 보였다.

고찰

1. 이화학적 수질과 질소 안정동위원소비 변동

탐진강에서 인산염과 질소계 영양염 간의 높은 상관관계를 보였으며 이들의 기원이 같을 수 있음을 시사한다 (Table 3). 연구지역으로 유입되는 지류 중 가장 큰 유역 면적을 가진 금강천의 유입의 영향을 받는 TJ-5 정점과 시가지가 위치한 TJ-4 정점에서 높은 농도의 영양염과 Chl *a*가 관측되었다. 이러한 환경요인의 변동은 지류의 유입뿐만 아니라 인간활동에 의한 영향 또한 하나의 요인으로 작용할 수 있다 (Caraco and Cole, 1999; Turner *et al.*, 2003). TJ-4 정점에서 가장 높은 인산염과 아질산염, 암모늄 이온의 농도가 관측된 것은 탐진강 하류로 유입되는 폐수나 하수의 영향이 매우 크게 작용하고 있음을 시사한다.

외부로부터 유입된 DIN의 $\delta^{15}\text{N}$ 값은 탈질산화 (Lund *et al.* 2000; Clement *et al.*, 2003)와 경작지에서 사용되는 비료 (McClelland and Valiela, 1997) 혹은 인간이나 동물의 배설물 (Fogg *et al.*, 1998) 등에 의해 무거운 질 수 있다. 다양한 기원으로부터 유입된 무거운 DIN은 결국 먹이사슬을 통하여 상위 섭식자로 전달되며 이로 인해 섭식자의 질소 안정동위원소비 또한 무거워지게 된다 (Watanabe *et al.*, 2009). 장흥댐 상류 유입하천들과 하류 탐진강 본류에서 채집된 어류와 저서성대형무척추동물의 질소 안정동위원소비는 수중의 질소계 영양염과 양의 상

관관계를 보이며 하류로 갈수록 조금씩 무거워지는 경향을 나타냈다 (Fig. 3). 결론적으로 외래기원 질소원의 유입이 하천의 유역에 따라 질소 안정동위원소비를 다르게 나타나게 한 것으로 판단할 수 있으며 탐진강의 이화학적 수질 변동이 지류의 유입에 의해 영향을 받는다는 것 과도 잘 일치한다 (Chesseman *et al.*, 2009). 또한 POM의 질소 안정동위원소비가 상류에서 하류로 갈수록 무거워지는 것도 이와 같은 이유에 의한 것으로 사료된다. 그러나 이러한 외래기원 물질의 유입은 강우 등의 변동에 의해 계절에 따라 다르게 나타나며 수층 POM의 안정동위원소비 또한 시기에 따른 변동을 보인다 (Kendall *et al.*, 2001; Doi *et al.*, 2003; Hoffman and Bronk, 2006). 따라서 하천의 환경인자에 대한 정확한 판단을 위해서는 수질 변동에 관한 장기간의 연구가 수행되어야 한다.

2. 일차생산자의 안정동위원소비 변동

France (1995)는 대형조류에서 저서조류와 부유성 조류 사이에서 탄소 안정동위원소비의 차이를 확인했으며 저서조류에서 더 무거운 $\delta^{13}\text{C}$ 값을 가진다고 보고하였다. 그리고 안정동위원소비의 차이는 대형조류에 의한 유속의 변동에 의한 것으로 보고하였다. 부착조류의 경우 유속의 차이에 따라 분별작용이 다르게 나타나며 빠른 유속의 환경에서 부착조류의 안정동위원소비는 느린 유속의 환경에 비해 가벼운 값을 보인다 (Singer *et al.*, 2005). 즉 본 연구에서 부착조류의 탄소 안정동위원소비가 지역에 따라 차이를 보이는 것은 이러한 유속의 변동에 따른 영향 또한 고려해야 할 것으로 사료된다. 암석 부착조류

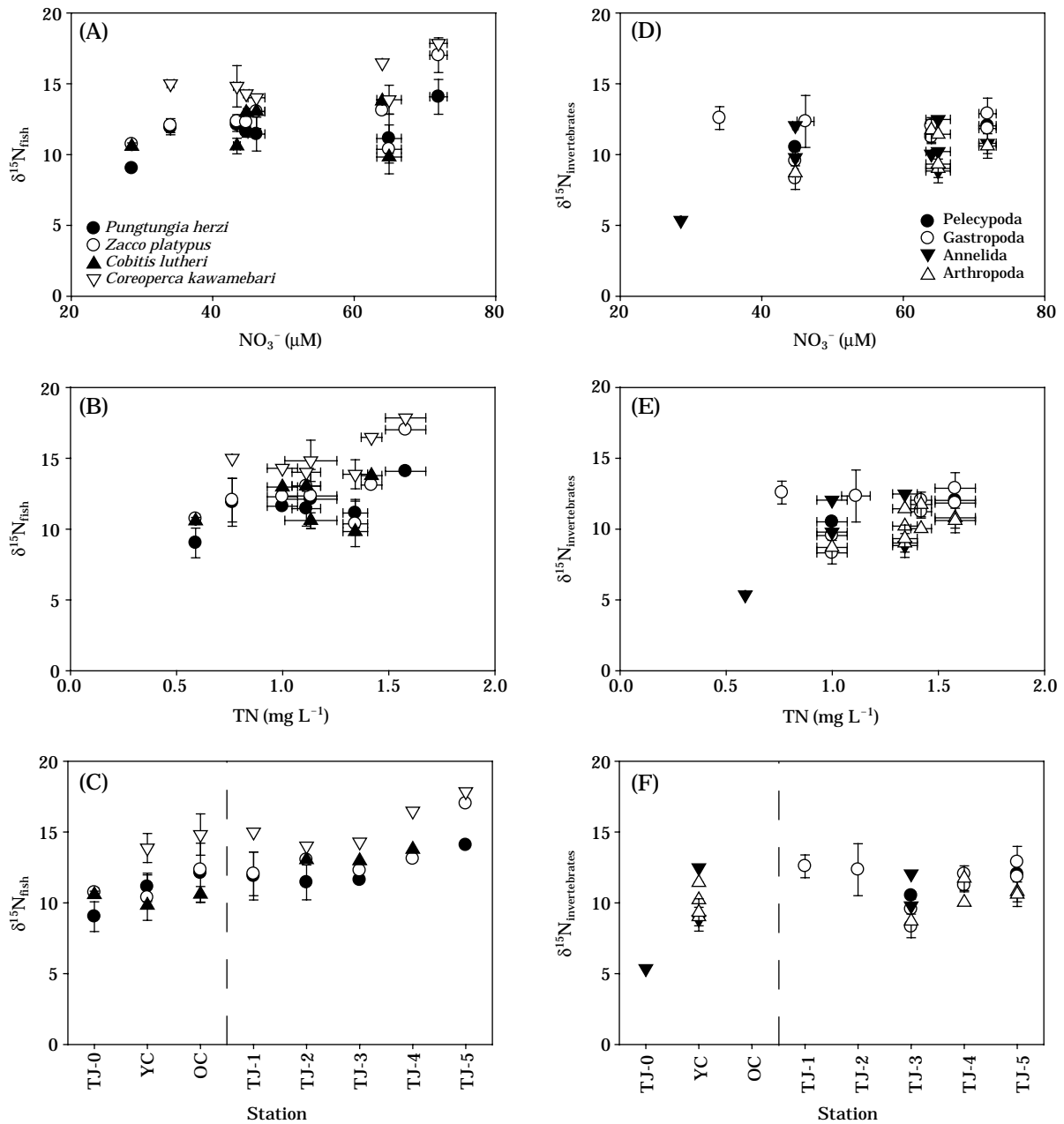


Fig. 3. Relationship between; (A) $\delta^{15}\text{N}_{\text{fish}}$ and nitrate; (B) $\delta^{15}\text{N}_{\text{fish}}$ and total nitrogen; (C) $\delta^{15}\text{N}_{\text{fish}}$ and station; (D) $\delta^{15}\text{N}_{\text{invertebrate}}$ and nitrate; (E) $\delta^{15}\text{N}_{\text{invertebrate}}$ and total nitrogen; (F) $\delta^{15}\text{N}_{\text{invertebrate}}$ and station.

와 갈대부착조류의 탄소 안정동위원소비는 2.70~6.76‰의 차이로 암석 부착조류의 값이 더 무겁게 나타났다. 일차생산자의 안정동위원소비는 일차생산의 속도에 영향을 주는 빛 조건과 영양염 등에 영향을 받으며, 빠른 성장 조건에서 많은 ^{13}C 를 동화시킨다 (Fry and Wainright, 1991). 부착조류의 일차생산력은 서식 수심에 따른 광조건의 차이와 기질에 따른 종 조성의 차이로 인해 달라질

수 있으며, 이로 인해 암석 부착조류와 갈대 부착조류의 안정동위원소비의 값 또한 차이를 나타낸 것으로 사료된다. 그리고 $\delta^{13}\text{C}$ 값에 영향을 줄 수 있는 다른 요인으로 탄소원의 차이가 있다. 대기 중 이산화탄소 (CO_2 (g))의 $\delta^{13}\text{C}$ 값은 수층의 탄산 (CO_3^{2-})에 비해 약 7~8‰ 정도 가벼운 값을 보인다 (Lesniak and Sakai, 1989). 또 대기 중의 이산화탄소 (CO_2 (g))가 수층으로 용존 이산화탄소

(CO₂ (aq))로 녹아 드는 과정에서의 분별작용은 약 1% 정도로 적게 발생한다 (Szaran, 1998). 암석 부착조류와 갈대 부착조류의 δ¹³C 값의 차이가 약 5% 정도로 크게 나타난 점은 이러한 탄소원의 차이 또한 하나의 원인으로 작용했을 수도 있음을 말해준다.

부착조류는 미생물 (microbes)과 함께 군집을 이루어 성장한다. 이러한 얇은 막 내의 군집은 enclosed biofilm을 형성하여 질소 순환에 중요한 역할을 한다 (Costerton

et al., 1995; Palmer and White, 1997; Eriksson, 2001). 왜냐하면 biofilm 구조상의 이유로 영양염은 biofilm 내에서 재사용하게 되고 그 결과 biofilm 내부의 질소는 ¹⁵N이 풍부해진다. 연구지역에서 부착조류의 δ¹⁵N 값이 POM에 비해 무거운 값을 보인 것은 biofilm 내에서 영양염의 재순환에 의한 영향으로 사료된다. 반면 암석 부착조류에 비해 갈대 부착조류의 δ¹⁵N 값이 더 가벼운 값을 나타냈는데 이는 두 부착조류 biofilm의 두께 및 구조의 차이에 의한 것으로 보인다. 하천의 수리학적 조건은 biofilm의 두께와 구조에 영향을 미치며 이에 따라 물질순환에 변동이 발생한다 (Battin *et al.*, 2003). Biofilm 군집의 생물량의 증가는 biofilm을 두껍게 하며 군집의 두께와 밀도가 증가할수록 δ¹⁵N_{DIN}은 무거워지며 이를 이용하는 부착조류의 δ¹⁵N 값 또한 증가하게 된다. 부착조류의 채집시 갈대 부착조류에 비해 암석 부착조류의 두께가 두꺼웠으며 탄소 함량 또한 더 높게 나타났다 (data not shown). 또한 biofilm system은 암조건 내에서 산소가 풍부한 환경에서도 탈질산화를 일으킬 수도 있으며 (Eriksson, 2001), 이러한 탈질산화 과정은 분별작용으로 δ¹⁵N_{DIN} 값을 증가시키게 된다. 결과적으로 biofilm 내의 물질순환이 부착조류의 δ¹⁵N 값에 영향을 준 것으로 예상할 수 있다.

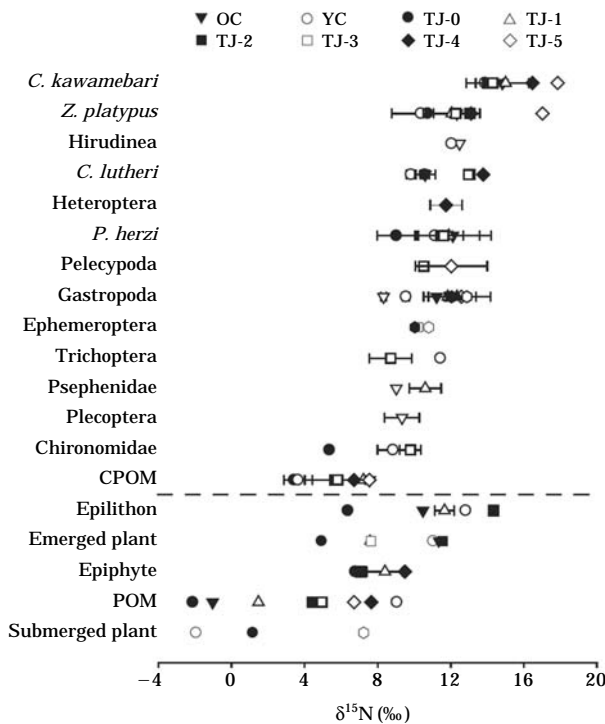


Fig. 4. Nitrogen stable isotope ratios of aquatic organisms; CPOM: Coarse Particulate Organic matter; POM: Particulate Organic matter).

3. 먹이망 구조

본 연구에서 어류의 δ¹³C 값은 상류에서 하류로 이동할수록 무거워지는 경향을 보였으며 저서성대형무척추동물에서도 동일한 경향을 나타냈다. 암석 부착조류에서는 -20% 이상의 무거운 탄소 안정동위원소비가 측정된 반면 수층의 기초 에너지원 (base of pelagic foodweb)으로 여겨지는 POM의 δ¹³C 값은 -24% 이하의 매우 가벼운 값을 보였으며 또 다른 일차생산자인 갈대 부착조류 또한 -21% 이하의 탄소 안정동위원소비를 나타냈다. 이는

Table 3. Correlation between station and water quality.

	Station	SS	TPOM	PIM	TOC	TIC	TN	PO ₄	NH ₄ ⁺	NO ₂ ⁻	NO ₃ ⁻
Station	1.000	0.842**	-0.861**	0.837**	0.351	0.305	0.621*	0.481	0.574*	0.703**	0.588*
SS		1.000	-0.930**	0.998**	0.214	0.249	0.684**	0.707**	0.636**	0.880**	0.622*
TPOM			1.000	-0.943**	-0.178	-0.030	-0.622*	-0.490	-0.484	-0.682**	-0.561*
PIM				1.000	0.194	0.217	0.677**	0.691**	0.624**	0.855**	0.622*
TOC					1.000	0.713**	0.632**	0.312	0.156	0.233	0.490
TIC						1.000	0.438	0.455	0.339	0.432	0.365
TN							1.000	0.795**	0.514*	0.686**	0.943**
PO ₄								1.000	0.665**	0.872**	0.800**
NH ₄ ⁺									1.000	0.733**	0.514*
NO ₂ ⁻										1.000	0.622*
NO ₃ ⁻											1.000

**P < 0.01, *P < 0.05

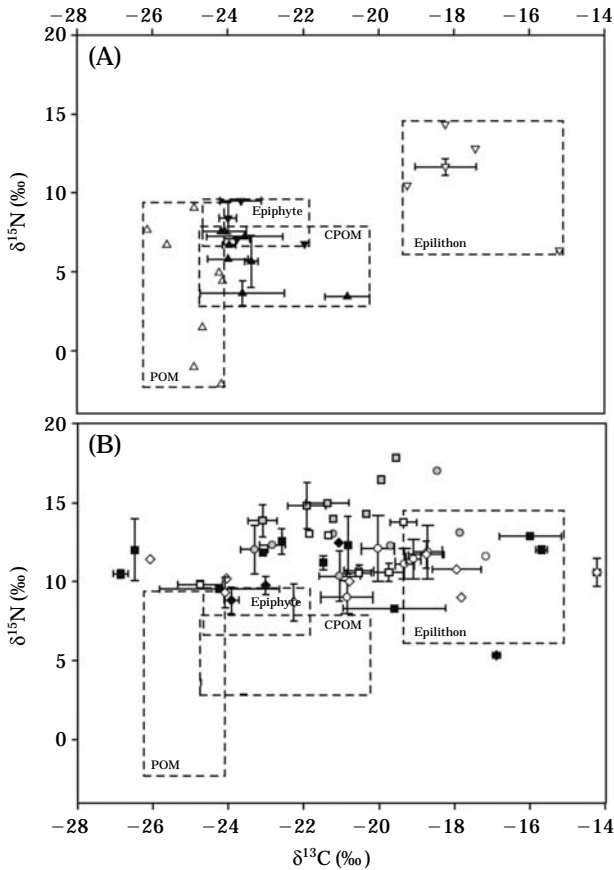


Fig. 5. Carbon and nitrogen stable isotope ratios; (A) Base of foodweb; (B) Consumers in the study area; Open circle: *Pungtungia herzi*, Gray circle: *Zacco platypus*, open square: *Cobitis lutheri*, gray square: *Coreoperca kawamebari*, closed square: Pelecypoda & Gastropoda, closed diamond: Chironomidae & Hirudinea, open diamond: aquatic insects (Tables 1, 2).

아마도 암석 부착조류를 통한 먹이사슬의 기여도의 변화에 의해 어류의 안정동위원소비의 변동이 나타난 것으로 사료된다 (Table 1; Fig. 5). 부착조류는 하천의 먹이사슬에서 중요한 에너지원으로 작용하며, 부착조류 군집은 성장함에 따라 두꺼워지고 자체 무게가 증가하게 되어 물리적으로 기질로부터 이탈하게 되며 다시 성장을 하는 과정을 반복한다 (Ertl and Tomajka, 1973). 이를 통해 기질로부터 이탈한 부착조류는 부유성 유기물의 역할 또한 가능하다 (Flipo et al., 2007). 아마도 이러한 기작을 통해 암석 부착조류의 기여도가 증가할 수도 있을 것이다. 특히 *P. herzi*의 경우 다른 어종에 비해 무거운 탄소 안정동위원소비 ($-19.29 \pm 1.17\text{‰}$)를 보였으며 저서성대형무척추동물 중 수서곤충의 탄소 값 ($-20.67 \pm 3.80\text{‰}$)과 작은 차이를 나타내어 *P. herzi*의 먹이원으로 수서곤충의

기여도가 높을 수 있음을 말해 준다. 이는 아마도 암석에 서식하는 작은 곤충을 섭식하는 특성으로 인해 무거운 안정동위원소비를 보였던 암석 부착조류가 기초 에너지원으로 기여했기 때문인 것으로 여겨진다. 반면 *C. kawamebari*의 경우 다른 어류에 비해 가장 무거운 질소 안정동위원소비를 나타냈는데 이는 작은 어류 등을 잡아 먹는 섭식특성에 따른 결과로 사료된다 (Fig. 4).

수생태계 내의 저서성대형무척추동물의 안정동위원소비는 지역과 종에 따라 매우 넓은 범위를 보이며 섭식형태의 차이에 따라서 각기 다른 안정동위원소비를 보이게 된다 (Fig. 4; Peterson, 1999). 상위섭식자인 어류 또한 마찬가지로 섭식형태에 따라 안정동위원소비의 차이를 나타낸다. 하지만 수환경변화에 따라 먹이원의 변동이 발생할 수 있으며 먹이원의 안정동위원소비의 변동은 상위섭식자인 어류의 안정동위원소비에 반영된다 (Suzuki et al., 2008). 이러한 이유로 어류의 체내의 안정동위원소비는 서식처의 지역적 특성을 반영할 수 있다 (Hansson et al., 1997; Doi et al., 2005). 결론적으로 탐진강의 경우 하류수역으로 이동하면서 암석 부착조류가 먹이원으로서 기여도가 증가하면서 상위섭식자의 안정동위원소비 변동에 영향을 준 것으로 사료된다.

적 요

본 연구는 탄소 및 질소 안정동위원소비를 이용하여 하천에서 환경변화의 지표로 활용할 수 있는 부착조류의 먹이원으로서 기여도를 파악하고자 하였다. 연구지역인 탐진강은 지류를 통해 유입되는 외래기원물질의 영향으로 상류에서 하류로 갈수록 높은 영양염의 농도를 나타냈으며 이와 더불어 상위섭식자인 어류의 질소 안정동위원소비의 증가가 관찰되었다. 또한 탐진강에서 채집된 저서성대형무척추동물과 어류의 $\delta^{13}\text{C}$ 값이 상류에서 하류로 이동하면서 무거워지는 경향을 나타내었다. 이는 탐진강 하류 수역에서 무거운 $\delta^{13}\text{C}$ 값을 보였던 암석 부착조류가 먹이원으로서의 기여도가 높아진 결과로 판단된다.

사 사

본 연구는 환경부 Eco-STAR project (수생태 복원사업단)의 지원으로 수행되었으며, 저자 중 갈중구는 2008년 한양대학교의 [과학기술장학생] 지원을 받아 연구를 수행하였습니다.

인 용 문 헌

- APHA. 2005. Standard methods for the examination of water and waste water. American Public Health Association, New York.
- Battin, T.J., L.A. Kaplan, J.D. Newbold and C.M.E. Hansen. 2003. Contributions of microbial biofilms to ecosystem processes in stream mesocosms. *Nature* **426**: 439-442.
- Caraco, N.F. and J.J. Cole. 1999. Human impact on nitrate export: an analysis using major world rivers. *Ambio. A Journal of the Human Environment* **28**: 167-170.
- Chessman, B.C., D.P. Westhorpe, S.M. Mitrovic and L. Hardwick. 2009. Trophic linkages between periphyton and grazing macroinvertebrates in rivers with different levels of catchment development. *Hydrobiologia* **625**: 135-150.
- Clement, J.C., R.M. Holnes, B.J. Peterson and G. Pinay. 2003. Isotopic investigation of denitrification in a riparian ecosystem in western France. *Journal of Applied Ecology* **40**: 1035-1048.
- Costerton, J.W., Z. Lewandowski, D.E. Caldwell, D.R. Korber and H.M. Lappin-Scott. 1995. Microbial biofilms. *Annual Review Microbiology* **49**: 711-745.
- Doi, H., E. Kikuchi, S. Hino, T. Itoh, S. Takagi and S. Shikano. 2003. Seasonal dynamics of carbon stable isotope ratios of particulate organic matter and benthic diatoms in strongly acidic Lake Katanuma. *Aquatic Microbial Ecology* **33**: 87-94.
- Doi, H., M. Matsumasa, T. Toya, N. Satoh, C. Mizota, Y. Maki and E. Kikuchi. 2005. Spatial shifts in food sources for macrozoobenthos in an estuarine ecosystem: Carbon and nitrogen stable isotope analyses. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **64**: 316-322.
- Eriksson, P.G. 2001. Interaction effects of flow velocity and oxygen metabolism on nitrification and denitrification in biofilms on submersed macrophytes. *Biogeochemistry* **55**: 29-44.
- Ertl, M. and J. Tomajka. 1973. Primary production of the periphyton in the littoral of the Danube. *Hydrobiologia* **42**(4): 429-444.
- Flipo, N., C. Rabouille, M. Poulin, S. Even, M.T. Vuillemin and M. Lalande. 2007. Primary production in headwater streams of the Seine basin: The Grand Morin river case study. *Science of the Total Environment* **375**: 98-109.
- Fogg, G.E., D.E. Rolston, D.L. Decker, D.T. Louie and M.E. Grismer. 1998. Spatial variation in nitrogen isotope values beneath nitrate contamination sources. *Ground Water* **36**(3): 418-426.
- Fry, B. 1991. Stable isotope diagrams of freshwater food webs. *Ecology* **72**(6): 2293-2297.
- Fry, B. and S.C. Wainright. 1991. Diatom sources of ^{13}C -rich carbon in marine food webs. *Marine Ecology Progress Series* **76**: 149-157.
- Fukumori, K., M. Oi, H. Doi, D. Takahashi, N. Okuda, T.W. Miller, M. Kuwae, H. Miyasaka, M.G. Kato, Y. Koizumi and K. Omori, H. Takeoka. 2008. Bivalve tissue as a carbon and nitrogen isotope baseline indicator in coastal ecosystems. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **79**: 45-50.
- Gaiser, E. 2009. Periphyton as an indicator of restoration in the Florida Everglades. *Ecological Indicators* **9**: 37-45.
- Hansson, S., J.E. Hobbie, R. Elmgren, U. Larsson, B. Fry and S. Johansson. 1997. The stable nitrogen isotope ratio as a marker of food-web interaction and fish migration. *Ecology* **78**(7): 2249-2257.
- Hebert, C.E., M.T. Arts and D.V. Chip Weseloh. 2006. Ecological tracers can quantify food Web structure and change. *Environmental Science* **40**(18): 5618-5623.
- Hillebrand, H. 2008. Grazing regulates the spatial variability of periphyton biomass. *Ecology* **89**(1): 165-173.
- Hoffman, J.C. and D.A. Bronk. 2006. Interannual variation in stable carbon and nitrogen isotope biogeochemistry of the Mattaponi River, Virginia. *Limnology and Oceanography* **51**(5): 2319-2332.
- Kang, C.K., J.B. Kim, K.S. Lee, J.B. Kim, P.Y. Lee and J.S. Hong. 2003. Trophic importance of benthic microalgae to macrozoobenthos in coastal bay systems in Korea: dual stable C and N isotope analyses. *Marine Ecology Progress Series* **259**: 79-92.
- Kendall, C., S.R. Silva and V.J. Kelly. 2001. Carbon and nitrogen isotopic compositions of particulate organic matter in four large river systems across the United States. *Hydrological Processes* **15**: 1301-1346.
- Kitting, C.L., B. Fry and M.D. Morgan. 1984. Detection of inconspicuous epiphytic algae supporting food webs in seagrass meadows. *Oecologia* **62**: 145-149.
- Lesniak, P.M. and H. Sakai. 1989. Carbon isotope fractionation between dissolved carbonate (CO_3^{2-}) and CO_2 (g) at 25°C and 40°C. *Earth and Planetary Science Letters* **95**: 297-301.
- Lock, M.A. and T.E. Ford. 1985. Microcalorimetric approach to determine relationships between energy supply and metabolism in river epilithon. *Applied and Environmental Microbiology* **49**(2): 408-412.
- Lund, L.J., A.J. Horne and A.E. Williams. 2000. Estimating denitrification in a large constructed wetland using sta-

- ble nitrogen isotope ratios. *Ecological Engineering* **14**: 67-76.
- McClelland, J.W. and I. Valiela. 1997. Nitrogen-stable isotope signatures in estuarine food webs: A record of increasing urbanization in coastal watersheds. *Limnology and Oceanography* **42**(5): 930-937.
- McCutchan, J.H. Jr, W.M. Lewis Jr, C. Kendall and C.C. McGrath. 2003. Variation in trophic shift for stable isotope ratios of carbon, nitrogen, and sulfur. *Oikos* **102**: 378-390.
- Minagawa, M. and E. Wada. 1984. Stepwise enrichment of ^{15}N along food chains: Further evidence and the relation between $\delta^{15}\text{N}$ and animal age. *Geochimica et Cosmochimica Acta* **48**: 1135-1140.
- Palmer, R.J. Jr and D.C. White. 1997. Developmental biology of biofilms: implications for treatment and control. *Trends in Microbiology* **5**(11): 435-440.
- Peterson, B.J. 1999. Stable isotopes as tracers of organic matter input and transfer in benthic food webs: A review. *Acta Oecologica* **20**(4): 497-487.
- Post, D.M. 2002. Using stable isotopes to estimate trophic position: models, methods, and assumptions. *Ecology* **83**(3): 703-718.
- Post, D.M., M.L. Pace and N.G. Halrston. 2000. Ecosystem size determines food-chain length in lake. *Nature* **45**(29): 1047-1049.
- Singer, G.A., M. Panzenbock, G. Weigelhofer, C. Marchesani, J. Waringer, W. Wanek and T.J. Battin. 2005. Flow history explains temporal and spatial variation of carbon fractionation in stream periphyton. *Limnology and Oceanography* **50**(2): 706-712.
- Suzuki, K.W., A. Kasail, T. Ohta, K. Nakayama and M. Tanaka. 2008. Migration of Japanese temperate bass *Lateolabrax japonicus* juveniles within the Chikugo River estuary revealed by $\delta^{13}\text{C}$ analysis. *Marine Ecology Progress Series* **358**: 245-256.
- Szaran, J. 1998. Carbon isotope fractionation between dissolved and gaseous carbon dioxide. *Chemical Geology* **150**: 331-337.
- Turner, R.E., N.N. Rabalais, D. Justic and Q. Dortch. 2003. Global patterns of dissolved N, P and Si in large rivers. *Biogeochemistry* **64**: 297-317.
- Watanabe, S., M. Kodama and M. Fukuda. 2009. Nitrogen stable isotope ratio in the manila clam, *Ruditapes philippinarum*, reflects eutrophication levels in tidal flats. *Marine Pollution Bulletin* **85**: 1447-1453.
- Yang, J.Y. and K.H. Shin. 2009. Identification of the food sources-metabolism of the pacific oyster *Crassostrea gigas* using carbon and nitrogen stable isotopic ratios. *Korean Journal of Environmental Biology* **27**(3): 279-284.
- Yun, S.G., B.S. Yoon, D.G. Paik and C.K. Kang. 2006. The origin of organic matters utilized by soft bottom macrozoobenthos in Tongyeong. *Journal of Korea Fishery Society* **39**(Special Issue): 189-197.

(Manuscript received 9 May 2012,
Revised 8 June 2012
Revision accepted 12 June 2012)