

임하댐 주변 유역 (반변천, 길안천 및 낙동강 수역)에서 물리-화학적 서식처와 부착규조류 군집

김 용 재* · 원 두 희¹

대전대학교 생명과학과, ¹(주)생태연구단 두희연구소

Characteristics of Epilithic Diatom Communities and Physico-chemical Habitats in the Lake Imha Basin (Banbyeon Stream, Kilan Stream and Nakdong River)

Yong Jae Kim* and Doo Hee Won¹

Department of Life Science, Daejin University, Gyeonggi 478-711, Korea

¹Doohee Institute of Ecological Research, Korea Ecosystem Service Inc., Seoul 153-768, Korea

Abstract – In this study, We were investigated the interrelationships between epilithic diatom communities and physico-chemical factors at Banbyeon stream, Gilan stream and Nakdong river in the Lake Imha basin from September 2008 to June 2009. Epilithic diatom communities were identified a total 120 taxa which were composed to 2 Orders, 3 Suborders, 7 Families, 22 Genera, 108 species and 12 varieties. The dominant species were 4 taxa, which were *Achnanthes alteragracillima*, *A. convergens*, *A. minutissima* and *Fragilaria construens* var. *venter* during the investigation periods at 8 sites. Correlation coefficients between epilithic diatom communities and physico-chemical factors were from -0.94 to 0.97. Correlation coefficients (r) between turbidity, QHEI and density, species number and indices of diatom communities were from -0.18 to 0.42 which was showed lower values than the values of chemical factors. Correlation coefficients (r) between QHEI and Epilithic diatom communities were showed the low values. Correlation coefficients (r) between TP and diatom indices (DAIpo, TDI) were 0.79 and 0.78, respectively. Therefore, epilithic diatom communities were greatly influenced by TP.

Key words : Banbyeon stream, Gilan stream, Lake Imha, Nakdong river, DAIpo, epilithic diatom, QHEI, TDI

서 론

몬순기후대에 속하는 우리나라는 강우강도의 시기별 차이로 인해 하천의 하상계수가 커서 수자원 이용도가

낮고 수중생태계가 불안정하다. 이에 더하여 최근 국내의 하천은 산림벌채, 산불, 농경지 개간, 습지매립, 댐 건설, 직강화, 골재채취, 준설, 하상정비, 제방건설, 고수부지 개발과 같은 유역 및 하도교란과 아울러 과도한 용수이용, 수중보 및 지상보의 축조에 의해 물리적으로 교란되어 왔다. 또한 하천은 환경용량을 초과한 유기 및 무기 물질의 유입, 토사유입 등에 의해 화학적으로 변화되어

*Corresponding author: Yong Jae Kim, Tel. 031-539-1851, Fax. 031-539-1850, E-mail. yjkim@daejin.ac.kr

왔고, 오염에 따른 생물군집의 변화와 그 반작용, 외래 생물종의 도입과 이식 및 양식, 특정 종의 남획 등으로 인해 생물학적으로 교란되어 왔다.

교란은 생태계 내 군집의 구조와 기능을 결정하는 중요한 요인 중의 하나이다(Sousa 1984; Lugthart and Wallace 1992; Peterson and Stevenson 1992; Townsend *et al.* 1997). 군집은 안정적인 것이 아니라 천이를 하는 동안에 구조적, 기능적으로 변화하게 되므로 교란의 효과는 발달 상태에 따라 다양한 모습을 나타낸다. 교란에 대한 군집의 반응은 공간적으로 매우 다양하게 나타나므로 생태계의 환경 구배는 저항성을 강하게 또는 약하게 하거나 교란 후의 회복 속도와 유형을 변형시키는 방법으로 군집의 구조와 기능에 영향을 미칠 수 있다(Peterson and Stevenson 1992).

하천 생태계에서 교란은 토지이용과 도시화에 따라 연관성이 크며 수문학적, 물리, 화학적 서식지뿐만 아니라 수서 생물상의 구조와 기능에 대해 영향을 미치고 있다(Dunne and Leopold 1978; Stepenuck *et al.* 2002; Roy *et al.* 2003). 특히 농업활동은 영양염과 침전물의 유입을 증가시키고(Harding *et al.* 1999), 주거지와 상업지역은 많은 양의 유기물과 부유물질을 배출시키며(Lobo *et al.* 1995), 공업지역은 무기물과 열 오염원이 되고 있다(Izsak *et al.* 1995). 토지이용 및 도시화에 따른 생물상의 변화에 대한 연구는 하천의 주요 지표생물인 대형무척추동물과 규조류를 이용하고 있다(Paul and Meyer 2001; Sonneman *et al.* 2001). 특히 대형무척추동물은 물리적 서식처의 변화에 대해 분명하게 반응을 나타내는 반면에, 규조류는 수질과 더욱 높은 상관성을 나타낸다(Walsh *et al.* 2001). 규조류 군집에 영향을 미치는 물리적 요인은 독의 안정성, 수로의 크기와 하천 주변의 식피, 흐름 그리고 하상의 기질 조성 등이 포함되어 있다(Biggs 1995; Kutka and Richards 1996; Hill *et al.* 2000). 물리적 요인과 규조류 군집과의 관계에 대한 연구는 화학적 요인과의 관계보다는 많지 않다(Lamb and Lowe 1987). 단순히 물리적 요인과 규조의 군집과의 관계보다는 물리, 화학 및 생물적 요인과의 관계 즉, 수환경의 총체적인 내용을 포함하고 있다. 이와 같은 수환경의 총체적인 연구는 국내 외적으로 많은 연구가 진행되어 왔다(이 1992, 1998; 정 등 1993; 김 2001; Wang 2001; Eloranta and Soininen 2002; Kovacs *et al.* 2006; Walker and Pan 2006).

부착 규조류를 이용한 수질평가는 미국 USEPA의 부착조류를 이용한 기법(Barbour *et al.* 1999), 규조류를 이용한 유럽의 오염내성 지수(Lange-Bertalot 1979) 및 DAIPo(Watanabe *et al.* 1990) 등이 있다. 그러므로 규조류는 환경변화를 모니터링하기 위한 좋은 지표생물로

이용하고 있으며(Stoemer and Smol 1999) 유수 시스템의 생태적 총체성을 평가하고 있다(Whitton and Rott 1996; Kelly 2000). 군집 전체를 이용한 몇 가지 지수들은 규조류의 개체 생태학을 기초로 하여 서식 환경들을 추론하기 위해 유도하는 것이다(Stevenson and Pan 1999). 생물 다양성지수와 개체 생태학 지수(TDI)는 수생태계를 모니터링하기 위해 사용된 적이 있다(Köster and Hubener 2001). 그러나 환경조건에 대한 생물지수의 반응은 항상 예측할 수 없다. 다양성은 오염때문에 감소할 수 있고(Rott and Pfister 2003), 오염때문에 증가할 수도 있으며(van Dam 1982) 또한 변화들은 오염의 종류에 따라 매우 의존적일 수도 있다(Hillebrand and Sommer 2000).

최근에는 토지이용 및 도시화에 따른 많은 오염물질의 배출은 하천 생태계에 큰 영향을 미치고, 그곳에 서식하고 있는 돌 부착조류 역시 영향을 받고 있는 것은 주지의 사실이다. 그러므로 토지이용의 정도와 도시화가 적은 지역인 임하호 주변 하천인 반변천, 길안천 및 낙동강에 8개의 정점을 선정하여 돌 부착 규조류의 종조성 및 우점종의 변화를 조사하고, 각 물리화학적 요인, 생물지표 및 물리적 서식지 평가 지수와의 관계를 분석하였다.

재료 및 방법

1. 조사대상지

본 연구의 대상지인 반변천은 경북 영양군 북쪽에 위치한 일월산에서 발원하여 남류하다가 영양군 북쪽에서 장군천과 합류하고 영양군의 남쪽에서 청기천과 합류하며, 청송군 어천리에서 용전천과 합류하여 임하면에서 임하호로 유입되는 주요 하천이다. 반변천은 낙동강의 제1지류로서 임하댐을 관류한 후 안동시 임하면 신

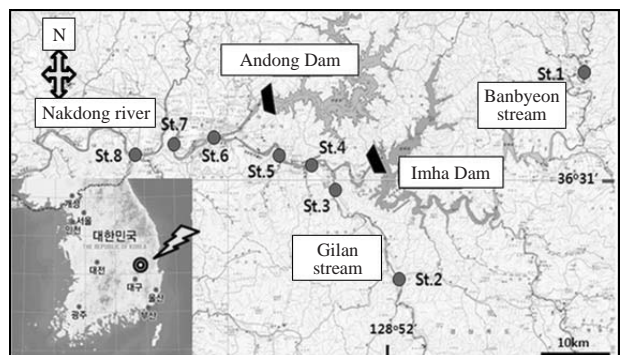


Fig. 1. A map of sampling sites in Lake Imha basin (Banbyeon stream, Gilan stream, Nakdong river).

Table 1. Administrative district and water system of the sampling sites in the surrounding Lake Imha basin

Sites	Administrative district	Water system
St.1	Cheongam bridge, Shinsa-ri, Ipan-myeon, Youngyang-gun, Kyungpook-do	Banbyeon stream
St.2	Cheonji bridge, Cheonji-ri, Gilan-myeon, Andong-si, Kyungpook-do	Gilan stream
St.3	Shindook bridge, Shindook-ri, Imha-myeon, Andong-si, Kyungpook-do	Gilan stream
St.4	Pojin 1 bridge, Songcheon-dong, Andong-si, Kyungpook-do	Banbyeon stream
St.5	Seoneodae, Songcheon-dong, Andong-si, Kyungpook-do	Banbyeon stream
St.6	Youngga bridge, Jeongha-dong, Andong-si, Kyungpook-do	Nakdong river
St.7	Oksoo bridge, Suha-dong, Andong-si, Kyungpook-do	Nakdong river
St.8	Poongsan bridge, Geomam-ri, Namhoo-myeon, Andong-si, Kyungpook-do	Nakdong river

Table 2. Grade criteria and metrics of the habitats assessment model

Metrics of the habitat assessment	Grade criteria			
Substrate structure and vegetation coverage				
M1: Substrate / Instream cover	20~16	15~11	10~6	5~1
M2: Embeddedness	20~16	15~11	10~6	5~1
M3: Flow velocity / depth combination	20~16	15~11	10~6	5~1
M4: Bottom scouring & sediment deposition	20~16	15~11	10~6	5~1
M5: Channel flow status	20~16	15~11	10~6	5~1
Channel characteristics				
M6: Channel alteration	20~16	15~11	10~6	5~1
M7: Frequency of riffles or bends	20~16	15~11	10~6	5~1
M8: Bank stability	20~18	16~12	10~6	4~0
Bank characteristics and structure				
M9: Bank vegetative protection	20~18	16~12	10~6	4~0
M10: Riparian vegetative zone width	20~18	16~12	10~6	4~0
M11: Dam construction impact	20~16	15~11	10~6	5~1
Total score	176<	121<	66<	65>
Grade	A	B	C	D
Environmental state	clear	good	fair	poor

덕리에 있는 보현산에서 발원하는 길안천과 합류하여 서쪽으로 흐르다가 안동시 정하동에서 본류인 낙동강과 합류하는 하천이다. 반변천은 하천연장 33.7 km, 유로연장 109.4 km이며, 유역면적 1,973.1 km²인 국가하천이다. 길안천은 하천연장 72.0 km, 유로연장 75.0 km이며, 유역면적 519.6 km²인 반변천의 제1지류이다. 임하호에서 흘러내리는 반변천과 안동호에서 흘러가는 낙동강은 안동시 정하동에서 합류하여 경상북도와 경상남도를 관류하는 대한민국 제2의 강이다(Naver 백과사전).

본 연구 대상하천에 위와 같이 8개의 조사 정점을 선정하였다(Table 1).

2. 조사방법

물리적 서식처에 대한 부착구조 군집 변화를 조사하기 위한 시료는 반변천(3개 정점), 길안천(2개 정점)과 낙동강(3개 정점)에 총 8개의 정점을 선정하여 2008년 9월, 12월, 2009년 3월과 6월에 채집하였다(Fig. 1). 이화

학적 요인은 Horiba U-22XD를 이용하여 수온, pH, DO, 전기전도도, TDS 및 탁도를 현장에서 직접 측정하였다. 화학적 요인 중에 BOD, TN, TP와 수중 엽록소-a 농도는 환경부 물환경정보 시스템(<http://water.nier.go.kr>)의 자료를 활용하였다.

물리적 서식지 평가는 Plafkin *et al.* (1989)이 제시하고 Barbour *et al.* (1999)이 수정·변경한 QHEI (Qualitative Habitat Evaluation Index) 모델을 응용하여 물환경종합평가방법 개발 조사연구(환경부·국립환경과학원 2004)에서 제시된 평가기법을 이용하였다. 물리적 서식지 평가를 위하여 모델에 이용된 메트릭은 Table 2와 같다.

부착 구조류의 시료는 수심이 10~30 cm 정도이고 유속이 40 cm sec⁻¹의 장소에서 상면이 편평하고 그 면이 수면과 평행한 돌을 선택하여 돌의 상면에 부착하고 있는 시료를 25 cm²의 면적을 솔로 긁어 100 mL로 정량 채집하였다. 채집한 시료는 Lugol's solution으로 고정하고 permanganate method (Handey 1974)에 준해 산 처리한 후 pleurax로 영구표본을 제작하여 광학현미경(Zeiss

Axioscope, $\times 1,600$)하에서 검경하였다. 각 정점별 표본의 돌 부착 규조류를 500개체 이상 계수하여 각 종의 상대빈도를 산출하였고, 우점종은 군집 중에서 중요 집단으로 해석하는 방법(Fukushima *et al.* 1990), 즉 어떤 정점에서 평균 출현율을 구한 후, 전 출현종 가운데 평균 출현율을 상회하는 상대빈도를 가진 종 가운데 최고의 상대빈도를 가진 종을 우점종으로 하였고 10% 이상의 종을 아우점종으로 하였다. 물리적 서식처에 대한 돌 부착 규조류의 군집을 분석하기 위해 각 정점의 출현종의 상대빈도를 기본 자료로 Shannon-Weaver(1963)의 종다양성 지수, Simpson(1949)의 우점도 지수를 산출하였다. 또한 수생태 건강성에 평가에 이용되고 있는 DAIPo(Watanabe *et al.* 1990)와 TDI(Keyll *et al.* 2001)와의 관계를 조사하였다. 물리적 서식처와 돌 부착조류의 군집과의 관계를 조사하였다.

결 과

1. 환경요인

임하호 주변 유역 하천의 이화학적 요인은 다음과 같다(Fig. 2). 임하호 상류의 유입 및 하류의 유출 하천인 반변천의 수온은 $4.3 \sim 30.5^{\circ}\text{C}$ 의 범위이고, 길안천에서는 $5.5 \sim 29.9^{\circ}\text{C}$ 의 범위였으며, 두 하천이 합류된 후의 토사 정점인 낙동강에서 수온은 $6.2 \sim 23.9^{\circ}\text{C}$ 의 범위였다. 수온은 각 하천에 따라 다소 차이가 있었으나 계절적 특성은 뚜렷하게 나타내었다. 수온의 평균은 $13.8 \sim 16.3^{\circ}\text{C}$ 의 범위로 낙동강에서 다소 낮아지는 경향을 나타내었다. pH는 $7.4 \sim 9.7$ 의 범위였으며, 각 정점별 평균은 $8.1 \sim 9.3$ 의 범위로 반변천의 상류에서 높은 반면에 임하호 하류에서 낮아졌고 낙동강에서도 약간 감소하였다. 용존 산소농도는 $5.3 \sim 17.6 \text{ mg L}^{-1}$ 의 범위로 낙동강의 St.6에서 2008년 9월에 가장 낮았으며, 2008년 12월에 반변천인 St.4에서 가장 높았다. 용존산소농도는 수온과는 반대로 겨울철에 높은 반면에 여름에 낮아지는 역 계절성을 나타내었다. 그리고 평균 용존산소 농도는 $8.7 \sim 13.7 \text{ mg L}^{-1}$ 의 범위로 반변천 상류 정점에서 가장 높았으며, 낙동강의 St. 6에서 낮았다. BOD는 $0.4 \sim 2.1 \text{ mg L}^{-1}$ 의 범위로 2008년 12월에 임하호 하류의 St.3에서 가장 낮았으며, St.4에서 가장 높았다. BOD의 평균 농도는 $0.5 \sim 1.9 \text{ mg L}^{-1}$ 의 범위로 각 조사 정점의 평균 농도도 반변천인 St.3에서 가장 낮았고, St.4에서 가장 높았다.

전기전도도는 $136 \sim 337 \mu\text{S cm}^{-1}$ 의 범위로 2009년 6월에 길안천의 St.4에서 가장 높았으며 2008년 9월에 낙동강의 St.7에서 가장 낮았다. 계절적으로 2009년 6월

의 여름철에 모든 조사 정점에서 다른 조사 시기보다 높게 조사되었다. 각 조사 정점에서 평균 전기전도도는 $203 \sim 271 \mu\text{S cm}^{-1}$ 의 범위로서 임하호의 상류 정점과 하류 정점에서 다소 높았으며, 낙동강에서 감소하는 경향을 나타내었다. 탁도는 $2.7 \sim 47.6 \text{ NTU}$ 의 범위로 정점 간의 차이는 작았으나 조사 시기별 차이는 크게 나타났다. 2008년 10월과 2009년 3월에 탁도가 가장 높았으며 여름인 2009년 6월에 모든 정점에서 낮았다. 평균 탁도는 $12.6 \sim 28.1 \text{ NTU}$ 의 범위로 상류 정점보다 하류 정점에서 증가하는 경향을 나타내었다. TDS는 $0.07 \sim 0.22 \text{ mg L}^{-1}$ 의 범위로서 계절적으로 여름-봄-겨울-가을의 조사 역순으로 높게 나타났다. 평균 TDS는 $0.13 \sim 0.18 \text{ mg L}^{-1}$ 의 범위로서 조사 정점 간의 차이는 크지 않았으며, 단지 임하호의 상류와 하류인 반변천의 두 조사 정점에서 높았고 낙동강의 St.8에서 증가하였다.

총질소 농도는 $0.762 \sim 3.560 \text{ mg L}^{-1}$ 의 범위로서 임하호 상류 정점인 반변천에서 가장 낮았으며, 길안천 상류인 St.2에서 가장 높았다. 평균 총질소 농도는 $0.810 \sim 2.827 \text{ mg L}^{-1}$ 의 범위로서 반변천 상류 정점인 St.1에서 가장 낮았으며 길안천의 상류인 St.2에서 가장 높았고 낙동강에서는 상류에서 하류로 갈수록 증가하였다. 총인 농도는 $0.004 \sim 0.046 \text{ mg L}^{-1}$ 의 범위로서 겨울철인 2008년 12월에 St.3에서 가장 낮았으며, 2008년 9월에 St.8에서 가장 높았다. 본 요인은 계절적으로 겨울철에 대부분의 조사 정점에서 낮게 조사되었으며, 봄에 높게 조사되었다. 평균 총인 농도는 각 하천의 상류 정점에서 낮은 반면에 하류로 갈수록 증가하였고, 특히 낙동강의 St.8에서 가장 높았다. 그리고 길안천의 St.3에서 조사 시기별 차이가 큼에 따라 편차가 다른 정점보다 2배 정도 컸다.

수중의 엽록소-a 농도는 $0.4 \sim 9.2 \mu\text{g L}^{-1}$ 의 범위로서 2008년 12월에 St.1에서 가장 낮았으며, 2008년 9월에 St.6에서 가장 높았다. 계절적으로 가을과 봄에 높은 반면에 겨울에 낮은 경향을 나타내었다. 평균 엽록소-a 농도는 $1.6 \sim 5.0 \mu\text{g L}^{-1}$ 의 범위로서 반변천과 길안천의 상류에서 낮은 반면에 하류에서 다소 증가하였으며, 낙동강에서는 상류와 하류 간의 차이는 작았다.

물환경종합평가방법 개발 조사연구(환경부·국립환경과학원 2004)에서 제안된 물리적 서식지 평가방법인 QHEI에 의한 평가결과는 Fig. 3과 같다. QHEI는 $87 \sim 155$ 의 범위로서 반변천의 상류인 St.1에서 가장 높았으며, 낙동강의 St.6에서 가장 낮았다. 조사 시기별 지수는 겨울-봄-가을-여름의 순으로 높았다. 평균 QHEI는 $105.7 \sim 151.0$ 의 범위로 반변천과 길안천의 상류에서 하류로 가면서 감소한 반면에 낙동강의 정점에서는 상류보다

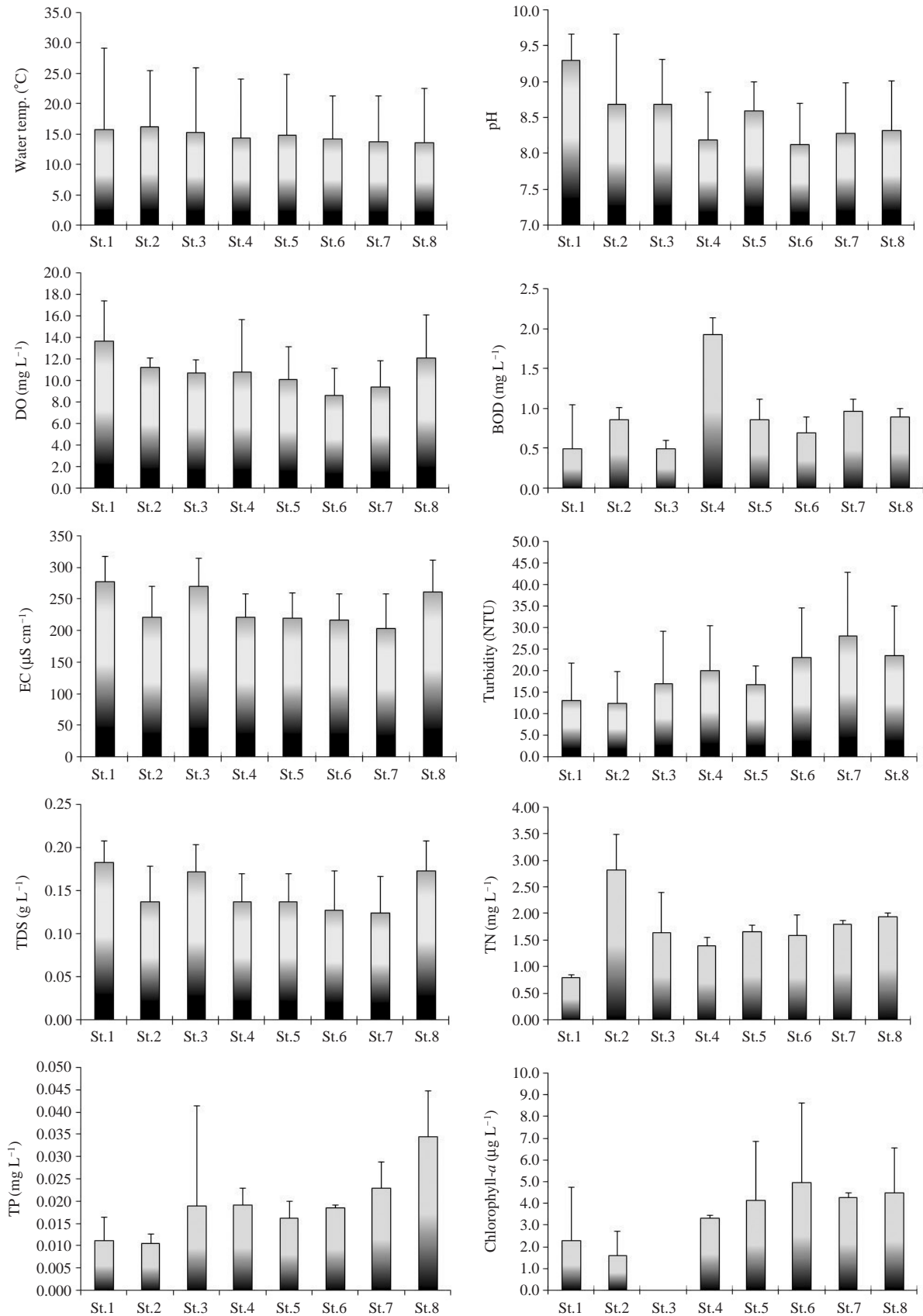


Fig. 2. Mean values of environmental factors at each site in the Lake Imha basin (mean ± s.d. n=4).

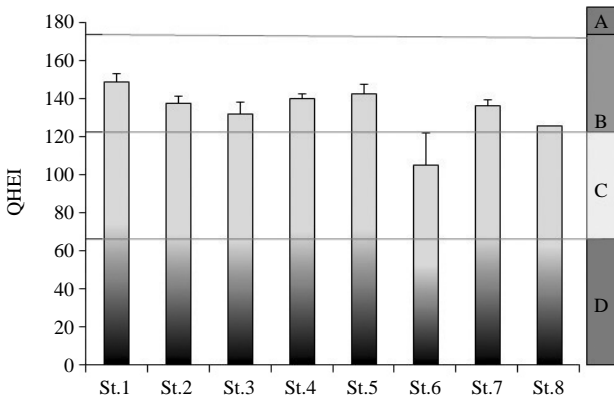


Fig. 3. Changes of QHEI (Qualitative Habitat Evaluation Index) at each site in the Lake Imha basin.

중간 정점에서 다소 높은 경향을 나타내었다. 본 조사 결과 낙동강 일대 각 조사정점에서의 물리적 서식환경은 “B(양호 등급)”의 환경상태로 평가되었는데, 낙동강의 St.6에서만 “C(보통 등급)”의 환경상태로 다소 열악한 것으로 나타났다. 대체로 각 조사시기별 물리적 서식환경의 평가 결과는 큰 차이를 보이지는 않았으나, 각 조사정점은 기후적 요인에 의하여 영향을 받는 유량 및 식생분포와 관련된 항목에서 차이를 보였다. 또한 전체 조사 정점 중에서 안동시내를 관류하며 임하호 및 안동호의 하류에 위치하는 조사 정점에서 하도의 변형이나 인위적인 구조물 설치 등에 의한 자연성 훼손정도가 비교적 높은 것으로 조사되었다.

2. 돌 부착규조 군집

본 조사를 통하여 동정된 부착규조는 총 120종으로서 2목, 3아목, 7과, 22속, 108 및 12변종으로 구성되어 있고, 이들 중 중심규조목(Centrales)은 9종류였으며 익상규조목(Pennales)은 111종류로 조사되었다. 2008년 9월 조사에서 총 73종류, 2008년 12월에 73종류, 2009년 3월에 83종류, 그리고 2009년 6월에 87종류가 조사되었으며, 전체 조사 시기 중 2009년 6월 조사에서 가장 많은 종이 출현하였다(Table 3).

조사정점별 출현종수는 16~47종류의 범위로서 2009년 3월에 St.3에서 가장 적었으며, 2009년 6월에 St.4에서 가장 많이 출현하였다. 각 정점별 평균 출현종수는 21~39종류로서 길안천(St.2)에서 가장 적은 종수가 조사되었고 임하호 하류의 반변천(St.4)에서 가장 많이 출현하였다(Fig. 4).

조사정점별 밀도는 36,125~2,240,000 cell cm⁻²의 범위를 나타내고 있다. 2009년 6월에 반변천의 St.1에서

Table 3. Summary of epilithic diatoms in the Lake Imha basin

Sampling data	Category						Total
	Order	Suborder	Family	Genera	Species	Variety	
'08 Sep.	2	3	6	16	64	9	73
'08 Dec.	2	3	7	18	64	9	73
'09 Mar.	2	3	6	17	76	7	83
'09 Jun.	2	3	6	18	78	9	87
Total	2	3	7	22	108	12	120

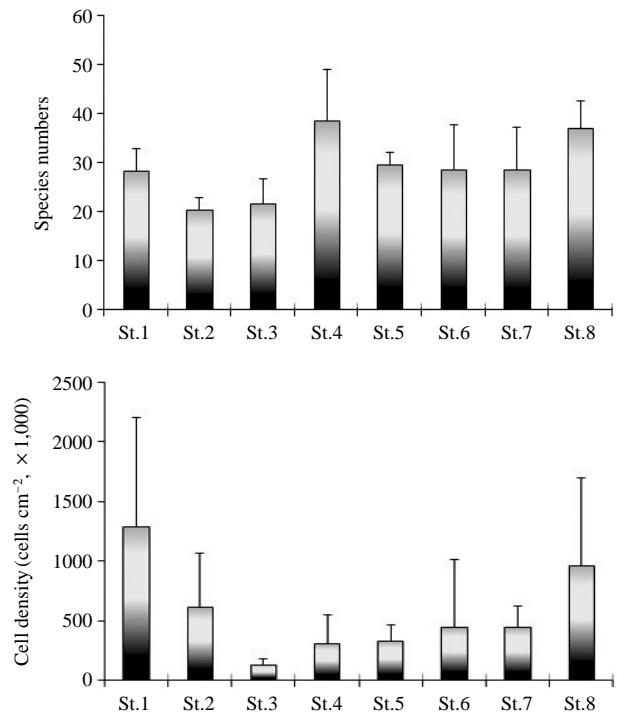


Fig. 4. Average species number and cell density (cell cm⁻²) of epilithic diatoms at each site in the Lake Imha basin (mean ± s.d. n=4).

밀도가 가장 높았으며, 2008년 12월에 St.3에서 가장 낮았다. 조사 정점별 평균 밀도는 반변천의 St.1에서 가장 높았으며 임하호 하류 정점에서는 St.1의 1/4 정도의 밀도를 나타내었다. 길안천의 밀도는 상류에서 더 높았으나 낙동강 정점에서는 하류로 갈수록 증가하는 경향을 나타내었다(Fig. 4).

임하호 주변 유역 수계 각 조사정점의 우점종 및 점유율은 Table 4와 같다. 2008년 9월에 St.2부터 St.5까지의 우점종은 광적응성종인 *Achnanthes minutissima*였고, 아우점종은 호청수종인 *Achnanthes convergens*였다. 한편 낙동강인 St.6과 St.7에서 우점종은 호청수종인 *A. convergens*였으며, 아우점종은 광적응성종인 *A. minutissima*로 나타났다. 2008년 12월에 St.2와 St.4에서 우점종

Table 4. Dominant species and subdominant species at each site in the Lake Imha basin

Site	Diminant species	%	Subdominant species	%	
'08 Sep.	St.1	—	—	—	
	St.2	<i>Achnanthes minutissima</i>	36.4	<i>Achnanthes convergens</i>	10.8
	St.3	<i>Achnanthes minutissima</i>	38.1	<i>Achnanthes convergens</i>	9.8
	St.4	<i>Achnanthes minutissima</i>	24.1	<i>Achnanthes convergens</i>	13.4
	St.5	<i>Achnanthes minutissima</i>	60.6	<i>Achnanthes convergens</i>	14.1
	St.6	<i>Achnanthes convergens</i>	28.1	<i>Achnanthes minutissima</i>	24.7
	St.7	<i>Achnanthes convergens</i>	53.1	<i>Achnanthes minutissima</i>	19.5
'08 Dec.	St.1	<i>Achnanthes minutissima</i>	39.7	<i>Achnanthes alteragricillima</i>	29.2
	St.2	<i>Achnanthes convergens</i>	39.2	<i>Achnanthes alteragricillima</i>	19.4
	St.3	<i>Achnanthes minutissima</i>	50.2	<i>Achnanthes alteragricillima</i>	16.0
	St.4	<i>Achnanthes convergens</i>	50.0	<i>Achnanthes alteragricillima</i>	29.0
	St.5	<i>Achnanthes minutissima</i>	62.6	<i>Achnanthes alteragricillima</i>	15.5
	St.6	<i>Achnanthes minutissima</i>	60.4	<i>Achnanthes minutissima</i>	20.8
	St.7	<i>Achnanthes minutissima</i>	52.7	<i>Achnanthes alteragricillima</i>	16.8
	St.8	<i>Achnanthes minutissima</i>	46.6	<i>Achnanthes convergens</i>	10.3
'09 Mar.	St.1	<i>Achnanthes minutissima</i>	60.0	<i>Achnanthes alteragricillima</i>	24.8
	St.2	<i>Achnanthes alteragricillima</i>	45.6	<i>Achnanthes convergens</i>	12.7
	St.3	<i>Achnanthes alteragricillima</i>	53.7	<i>Achnanthes minutissima</i>	19.3
	St.4	<i>Achnanthes alteragricillima</i>	34.4	<i>Achnanthes minutissima</i>	11.3
	St.5	<i>Achnanthes alteragricillima</i>	35.3	<i>Achnanthes minutissima</i>	23.2
	St.6	<i>Achnanthes convergens</i>	34.8	<i>Achnanthes alteragricillima</i>	34.5
	St.7	<i>Achnanthes minutissima</i>	38.2	<i>Achnanthes alteragricillima</i>	20.9
	St.8	<i>Achnanthes minutissima</i>	27.5	<i>Achnanthes minutissima</i>	27.3
'09 Jun.	St.1	<i>Achnanthes minutissima</i>	25.1	<i>Achnanthes alteragricillima</i>	17.6
	St.2	<i>Achnanthes alteragricillima</i>	26.3	<i>Achnanthes convergens</i>	24.2
	St.3	<i>Achnanthes minutissima</i>	35.0	<i>Achnanthes minutissima</i>	15.7
	St.4	<i>Achnanthes minutissima</i>	20.7	<i>Gomphonema angustum</i>	14.6
	St.5	<i>Achnanthes convergens</i>	41.2	<i>Gomphonema clevei</i>	17.5
	St.6	<i>Achnanthes convergens</i>	38.2	<i>Achnanthes alteragricillima</i>	12.7
	St.7	<i>Achnanthes minutissima</i>	57.6	<i>Achnanthes minutissima</i>	29.9
	St.8	<i>Fragilaria construens</i> var. <i>venter</i>	22.8	<i>Achnanthes minutissima</i>	18.9
			<i>Fragilaria construens</i> var. <i>venter</i>	14.7	

은 *A. convergens*였으며, 나머지 조사정점에서는 *A. minutissima*로 조사되었다. 아우점종은 *Achnanthes*속의 3종류가 각각의 조사 정점에서 10.3~29.2%의 높은 비로 조사되었다. 2009년 3월에 우점종은 St.2부터 St.5까지 2008년 12월에 아우점종으로 출현하였던 *A. alteragricillima*였고, 나머지 정점에서는 *A. convergens*와 *A. minutissima*가 우점종으로 조사되었다. 2009년 6월에 *A. minutissima*가 St.1, St.3, St.4와 St.7에서 우점을 하였고, St.2에서 *A. alteragricillima*가, St.5와 St.6에서 *A. convergens*, 그리고 St.8에서 다른 조사정점과 달리 *Fragilaria construens* var. *venter*가 우점을 하였다. 아우점종은 대부분의 조사 정점에서 *A. alteragricillima*, *A. convergens*와 *A.*

*minutissima*가 교대로 조사되었으나 St.2에서 *A. minutissima*뿐만 아니라 *Gomphonema angustum*와 *Gomphonema clevei* 등으로 구성되어 있으며, St.6에서 *F. construens* var. *venter*가 포함되어 있어 다른 정점과 다소 차이를 나타내었다.

3. 군집지수

각 조사정점별 군집지수는 Fig. 5와 같다. 우점도 지수는 0.08~0.43의 범위였고, 평균 지수는 0.25를 나타내었으며, 거의 모든 정점에서 낮은 값으로 산출되었다. 보편적으로 극단적인 조건의 정점에서는 높은 값을 나타내

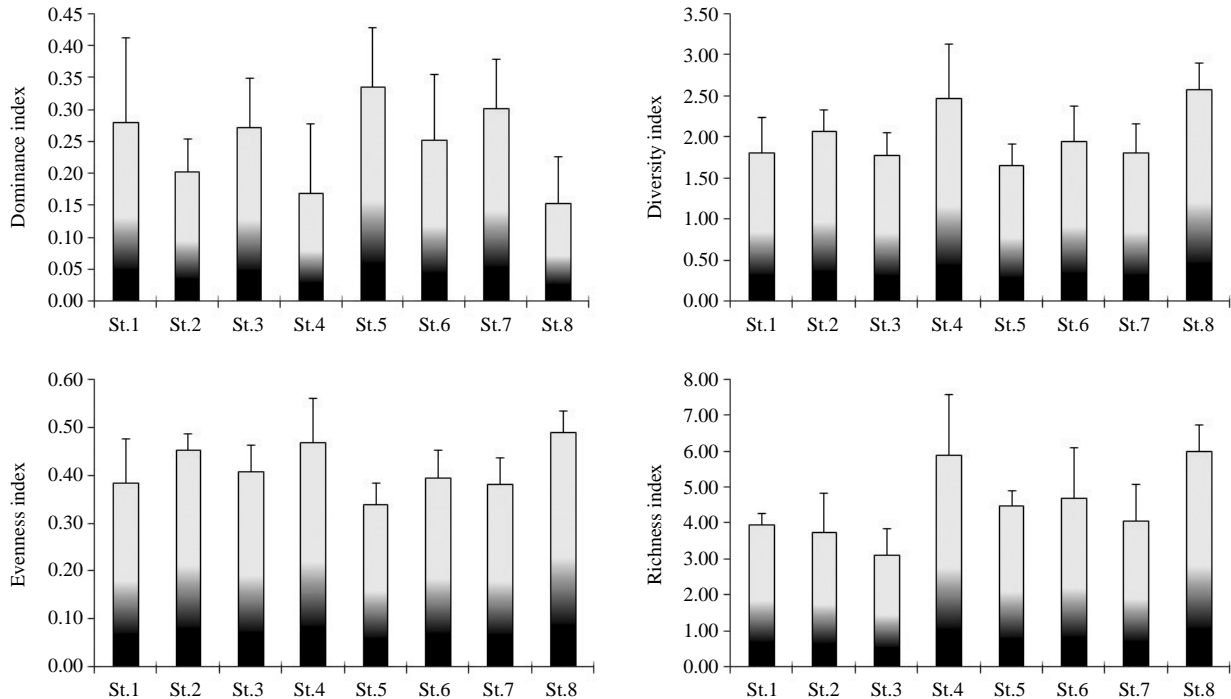


Fig. 5. Average biological indices of epilithic diatoms at each site in the Lake Imha basin (mean \pm s.d. n=4).

지만 본 조사에서는 단지 St.1 (2009년 3월), St.5 (2008년 9월과 2009년 12월)와 St.6 (2008년 12월)에서만 0.40 정도로 나타났다.

다양도 지수는 1.37~3.08의 범위였고, 정점평균 2.01로서 모든 정점에서 높았다. 특히 St.4에서 평균 지수는 2.48로 높았으며 편차는 0.66으로 모든 정점보다 다소 컸다. 이것은 2008년 12월에 지수가 1.60으로 다른 조사 시기보다 다소 낮았다. 또한 St.8에서 지수 평균 2.58로서 가장 높았으며, 편차는 0.32로서 조사 시기별 차이는 크지 않아 물리화학적 환경의 큰 변화가 없었던 것으로 볼 수 있다(Fig. 5).

균등도 지수는 0.25~0.55의 범위로서 2008년 12월에 St.5에서 가장 낮았으며, 2009년 6월에 St.4에서 가장 높았다. 정점평균 0.41로서 군집의 안정도가 다소 낮았다. 평균 균등도 지수는 다양도 지수와 유사하게 St.4와 St.8에서 각각 0.47과 0.49로서 다른 정점들보다 다소 높았다(Fig. 5).

풍부도 지수는 2.33~7.36의 범위로서 2009년 3월에 St.3에서 가장 낮았으며, 2009년 6월에 St.4에서 가장 높았다. 각 정점별 평균 지수는 3.11~6.02의 범위로 다양도 지수 및 균등도 지수의 변화와 유사한 경향을 나타내었다. 특히 St.4와 St.8에서 지수는 각각 5.92와 6.02로서 군집의 높은 풍부성을 나타내었다(Fig. 5).

4. 부착 규조류를 이용한 수생태 건강성 평가

부착 규조류에 의한 수환경 건강성 평가 결과는 Fig. 6과 같다. 유기물지수(DAIpo)는 60.0~93.8의 범위로서 2009년 6월에 St.8에서 가장 낮았고, 2009년 3월에 St.3에서 가장 높아 건강성이 최적으로 평가되었다. 정점 평균 75.2로 양호한 환경상태인 B등급으로 평가되었다. 각 정점별 평균 DAIpo는 63.1~84.8의 범위로서 길안천의 St.2에서 가장 높았으며 최적에 가까운 건강성을 나타내었고 그 하류 정점은 다소 감소하였다. 반변천의 DAIpo는 임하댐 상류 정점인 St.1에서 73.8로서 임하댐 하류의 St.4보다 낮아 임하호를 관류하면서 건강성이 개선된 것으로 나타났다. 낙동강의 St.6에서 St.8로 갈수록 지수는 점차 감소하여 보통에 가까운 지수를 나타내어 하류로 가면서 오히려 오염원에 노출되는 것으로 나타났다. 그러나 전체 조사 기간 동안 유기오탁에 대한 건강성은 양호한 것으로 평가되었다.

영양염지수는 20.1~61.3의 범위로서 2009년 3월에 St.3에서 가장 낮았으며, 2009년 6월에 St.6에서 가장 높았다. 정점별 평균 36.6으로서 건강성은 최적의 환경상태를 지닌 A등급으로 평가되었다. 각 정점별 평균 TDI는 28.1~50.4의 범위로서 길안천의 하류 정점인 St.3에서 가장 낮았으며, 상류보다 하류에서 영양염의 농도가 감소하는 경향을 나타내었다. 반변천의 상류 정점인 St.1

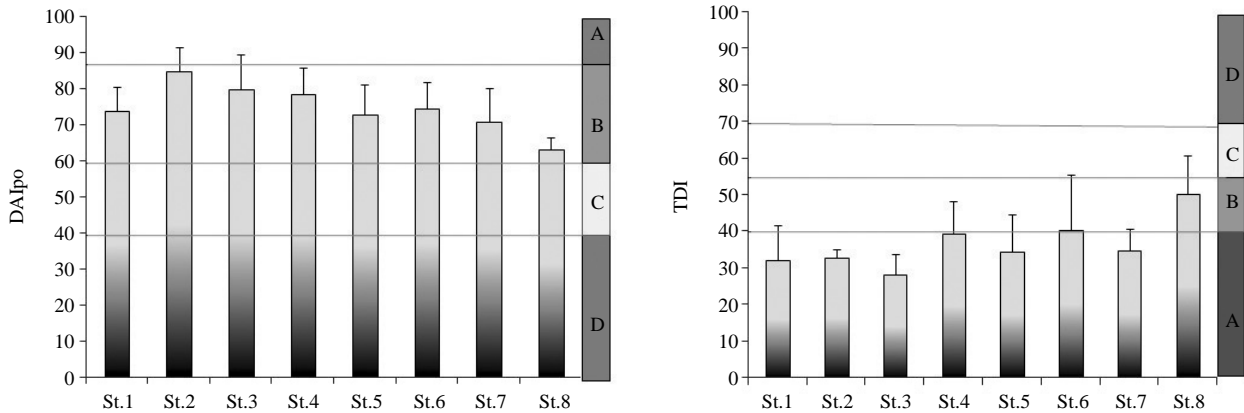


Fig. 6. Average DAIpo and TDI of epilithic diatoms at each site in the Lake Imha basin (mean \pm s.d. n=4).

Table 5. Correlation coefficients (r) between physico-chemical factors and bio-indices of epilithic diatoms in the Lake Imha basin (n=32)

Factors	WT.	pH	DO	BOD	TN	TP	EC	TB	TDS	QHEI	CD	SN	DI	DV	EI	RI	DAIpo	TDI
WT		-0.39	-0.39	0.02	0.02	0.07	0.55	-0.57	-0.16	0.23	-0.11	0.27	-0.43	0.42	0.45	0.29	0.04	0.55
pH	-0.39		0.47	-0.03	0.10	-0.04	0.05	0.15	0.24	0.16	0.66	-0.48	0.29	-0.41	-0.31	-0.48	0.31	-0.50
DO	-0.39	0.47		0.07	-0.02	-0.05	0.16	-0.19	0.33	0.16	0.34	-0.34	0.17	-0.25	-0.18	-0.32	0.06	-0.27
BOD	0.02	-0.03	0.07		-0.23	0.09	-0.22	0.08	-0.17	0.23	0.28	0.42	-0.23	0.31	0.18	0.42	0.08	0.35
TN	0.02	0.10	-0.02	-0.23		0.08	-0.27	-0.04	-0.13	0.21	-0.12	-0.19	-0.13	0.04	0.17	-0.19	0.29	0.07
TP	0.07	-0.04	-0.05	0.09	0.08		-0.09	0.42	-0.07	-0.37	0.14	0.22	-0.06	0.17	0.11	0.22	-0.79	0.78
EC	0.55	0.05	0.16	-0.22	-0.27	-0.09		-0.61	0.95	0.13	-0.05	0.03	-0.35	0.27	0.36	0.05	-0.16	0.36
TB	-0.57	0.15	-0.19	0.08	-0.04	0.42	-0.61		-0.56	-0.31	0.15	0.02	0.18	-0.14	-0.20	-0.01	0.10	-0.25
TDS	-0.16	0.24	0.33	-0.17	-0.13	-0.07	0.95	-0.56		0.12	0.05	-0.07	-0.23	0.14	0.24	-0.04	-0.05	0.29
QHEI	0.23	0.16	0.16	0.23	0.21	-0.37	0.13	-0.31	0.12		0.28	-0.18	0.20	-0.17	0.14	-0.17	0.14	0.42
CD	-0.11	0.66	0.34	0.28	-0.12	0.14	-0.05	0.15	0.05	0.28		-0.06	-0.09	0.03	0.06	-0.05	0.02	0.02
SN	0.27	-0.48	-0.34	0.42	-0.19	0.22	0.03	0.02	-0.07	-0.18	-0.06		-0.60	0.81	0.56	1.00	-0.38	0.74
DI	-0.43	0.29	0.17	-0.23	-0.13	-0.06	-0.35	0.18	-0.23	0.20	-0.09	-0.60		-0.94	-0.97	-0.60	-0.10	-0.64
DV	0.42	-0.41	-0.25	0.31	0.04	0.17	0.27	-0.14	0.14	-0.17	0.03	0.81	-0.94		0.94	0.82	-0.14	0.73
EI	0.45	-0.31	-0.18	0.18	0.17	0.11	0.36	-0.20	0.24	0.14	0.06	0.56	-0.97	0.94		0.56	0.05	0.60
RI	0.29	-0.48	-0.32	0.42	-0.19	0.22	0.05	-0.01	-0.04	-0.17	-0.05	1.00	-0.60	0.82	0.56		-0.39	0.76
DAIpo	0.04	0.31	0.06	0.05	0.36	-0.18	-0.07	0.10	-0.05	0.14	0.02	-0.38	-0.10	-0.14	0.05	-0.39		-0.70
TDI	0.55	-0.50	-0.27	-0.15	0.04	0.19	0.36	-0.25	0.29	-0.42	0.02	0.74	-0.64	0.73	0.60	0.76	-0.70	

CD: Cell density, DI: Dominance Index, DV: Diversity Index, EI: Evenness Index, QHEI: Qualitative Habitat Evaluation Index, RI: Richness Index, SN: Species number, TB: Turbidity, WT: Water temperature

에서 TDI는 임하호를 관류한 후의 정점인 St.4보다 다소 낮아 임하호를 관류하는 동안 영양염의 농도가 증가하는 것으로 나타났다. 낙동강에서 TDI는 DAIpo와는 달리 불규칙한 변화를 나타내었다. 이것은 안동시로부터 유입되는 영양염이 St.6을 지나면서 다소 개선되었으나 St.8로 가면서 주변으로부터 영양염이 유입되는 경향을 나타내고 있다. 임하호 유역의 수계는 전반적으로 영양염의 농도가 낮았으며, 최적인 A등급을 나타내었다(Fig. 6).

5. 부착규조 군집에 대한 물리적 서식처의 영향

물리적 서식지의 조건 즉, 자연적 또는 인위적 교란의 정도에 따라 부착 규조 군집에 미칠 수 있는 영향을 확인하기 위해 물리적 서식지 지수인 QHEI와 군집의 조

건들과의 관계를 조사하였다(Table 5). 생물의 영양에 영향을 미치는 화학적 요인인 pH, BOD, EC, TN, TP 등과 물리적 서식지 지수인 QHEI와의 관계(r)는 $-0.37 \sim 0.23$ 의 범위로서 TP가 -0.37 로서 음의 상관관계를 나타내었으며, 나머지 요인들은 양의 관계를 나타내고 있다. 또한 물리적 요인인 수온, 탁도와 QHEI와의 관계는 각각 0.23과 -0.31 로서 양과 음의 상관성을 나타내었다. 특히 물리적 환경인 탁도와는 음의 높은 상관성을 나타냄으로써 탁도가 물리적 서식지에 대한 영향이 큰 것으로 나타났다.

부착 규조 군집과 화학적 요인인 pH, BOD, EC, TN, TP와의 상관관계(r)에서 $-0.79 \sim 0.79$ 의 범위로 각 요인에 대한 상관성의 범위가 넓었다. 특히 TP와 DAIpo와의 관계는 음의 높은 상관성을 나타내었고, TP와 TDI와 관

계는 높은 양의 관계를 나타내었다. 그러나 다른 요인들은 낮은 음 또는 양의 상관성이 조사되었다. 물리적 요인인 탁도와 부착 구조 군집의 밀도, 중수 및 각 생물 지수 등과의 관계는 $-0.25 \sim 0.18$ 의 범위로서 화학적 요인보다 낮은 음 또는 양의 관계를 나타내었다. 그리고 QHEI와 부착 구조 군집의 각 요인과의 관계는 $-0.18 \sim 0.42$ 의 범위로서 이 요인 역시 화학적 요인보다는 다소 낮은 음 또는 양의 상관성을 나타내었다. 이들 중에 TDI와의 관계가 0.42의 관계를 나타냄으로써 영양염 지수에 어느 정도 영향을 미치는 것으로 조사되었다.

각 생물지수 간의 상관성은 $-0.97 \sim 0.94$ 의 범위로 매우 넓었다. 이들 중에 다양도 지수, 균등도 지수, 풍부도 지수 및 출현종수 등이 매우 높은 상관성을 나타냄으로써 출현종수가 많을수록 군집의 안정성에 영향을 미치는 것으로 조사되었다. 또한 생물 지표종에 의한 건강성 평가지수인 DAIPo와 TDI는 -0.70 으로 높은 음의 상관성을 나타내었다.

고 찰

유수환경의 수로는 광범위하게 연결되어 있는 생물군집의 일련의 소 생활권이며 환경의 구배를 형성하고 있다(Ward 1998). 유역의 많은 개발 등에 따른 교란과 변경은 하류 환경의 변화를 유도한다(김 2007). 반변천과 길안천 상류 정점은 주거지와 토지이용이 적고 산림으로 구성되어 있어 상수원으로 이용되고 있음으로써 다소 교란이 적었다. 그러나 임하호 하류의 반변천과 길안천 중류는 하천 주변에 작은 마을과 농지 및 산으로 구성되어 있어 상류와는 큰 차이를 보이지 않지만 교량공사 등으로 수환경의 물리적 환경에 영향을 미치는 것으로 조사되었다. 또한 낙동강의 3개 조사 정점은 자연상태로 유지되는 곳도 있으나 하도준설과 골재채취를 하여 물리적 교란이 다소 있는 곳도 있다. 그러므로 이들 물리적 교란은 하천의 생물 서식지로서 안정적이지 못하며 생물상을 변화시키는 주요한 영향을 미친다(낙동강 물환경연구소 2005).

대부분의 하천에서 상류부터 하류로 갈수록 생물 종 조성은 하천 바닥의 상태, 경사와 유량, 유속 등 물리적 특성과 자연 및 인간의 활동의 결과로 발생한 비점원 또는 점오염원의 유입에 따른 화학적 특성에 의해 유발되는 것으로 여러 하천의 연구에서 보고되고 있다(김 2007; 김 등 2009; 윤 등 2010). 특히 국내 · 외 하천의 부착 구조 군집 변화에 대한 연구는 물리적 서식지보다는 화학적 특성(BOD, EC, TN, TP)과 같은 요인에 집중

되어 있다. 또한 이와 같은 요인들과 부착 구조의 생물 지수와 높은 상관성이 조사됨으로써 화학적 요인이 부착 구조 군집에 직접적인 영향을 미치는 것으로 보고되고 있다(Watanabe *et al.* 1990; 이 1992, 1998; 정 등 1993; 김 1999, 2001, 2004; Eloranta and Soininen 2002; Kelly 2002; Soininen *et al.* 2004; Salomoni *et al.* 2006; Walker and Pan 2006; 김 등 2009; 윤 등 2010). 본 연구에서 BOD는 $0.5 \sim 2.1 \text{ mg L}^{-1}$ 의 범위로서 환경부 하천생활환경기준상 Ia~Ib등급의 좋음 이상으로 평가될 수 있으며 Watanabe *et al.* (1990)의 유기물 오락도에 따르면 α -빈부수성 이상으로 평가되어 진다. 그러므로 이와 같은 낮은 유기물 오염도에 서식하는 부착 구조류는 *Achnanthes alteragracillima*, *Achnanthes convergens*, *Cymbella affinis*, *Gomphonema clevei* 등의 호청수종과 *Achnanthes minutissima*, *Nitzschia fonticola* 등과 같은 광적응성종이 대표적이다. BOD 2.0 mg L^{-1} 이하에서 호청수종 또는 광적응성종으로 보고되고 있는 국내 하천은 광천(이 1992), 낙동강(이 1998), 달천(김 등 2009), 섬강(윤 등 2010), 영평천(김 2007), 한탄강(김 2004) 등이 있으며 오염원이 적은 상류에서 주로 조사되는 경향이 있다.

구조류의 생장에 수온은 생물의 종조성에 영향을 미친다(Patrick 1977). 하천에서 부착 구조류는 온도에 내성의 범위가 넓지만 세포밀도 등은 온도에 영향을 받는다. 온도가 낮아지거나 올라가면 생물량은 감소하며, 종 다양성도 감소한다(Patrick 1971). 특히 *Nitzschia palea*는 33°C 에서 최대 광합성율에 도달하며, 40°C 에서 감소하는 것으로 알려지고 있다(Barker 1935). *Gomphonema parvulum*은 20°C 에서 분열능력이 증가하지만 34°C 에서 잘 성장하는 특성을 가지고 있다(Wallace 1955). 그러나 *Melosira*속은 20°C 에서 잘 자라지만 20°C 이하의 낮은 온도가 장시간 유지된다면 생장은 감소한다(Rodhe 1948). 이와 같이 여러 온도의 범위에서 각 종의 생장이 다른 구조류 군집은 30°C 정도에서 남조류-구조류의 공동 우점 군집으로 변하며, 34°C 이상 온도가 증가한다면 구조류는 생존율이 감소하고 남조류로 우점 군집이 변화한다(Patrick 1977). 특히 구조류는 $11.9 \sim 20^\circ\text{C}$ 와 높은 광도($22,000 \text{ Lux}$)에서 산소발생량이 증가하며, 세포벽을 형성하는 구조의 이용도도 높은 온도보다 낮은 온도에서 높다. 이와 같이 온도는 구조류의 생식과 대사에 영향을 미치는 것으로 보고되고 있다(Patrick 1977). 임하호 유역에 분포하고 있는 반변천, 길안천 그리고 하류에 속하는 낙동강에서 조사된 각 물리적 요인은 하천의 특성에 따라 다소 차이를 나타내고 있다. 물리적 요인 중에 수온은 동일 조사 시기에 조사 시간에 따라 차이가 있지만 반변천과 길안천보다 낙동강에서 겨울철을 제외

한 시기에 모두 약간씩 낮았다. 이와 같이 상시적으로 수온이 낮음에 따라 규조 군집의 차이를 나타낼 것으로 보이지만 본 연구에서는 수온 단일 요인 때문에 군집이 차이를 나타낸 것으로 볼 수 없다. 그러므로 수온과 군집 간의 상관관계는 음 또는 양의 낮은 상관성을 나타냄으로써 그 유의성이 높다고 볼 수 없다 (Table 5). 수온이 부착 규조상에 어떠한 영향을 미치는지는 더 많은 연구가 필요한 것으로 사료된다.

각 하천에 따라 차이를 나타내며, 생물상에 영향을 미칠 수 있는 물리적 요인은 탁도라고 할 수 있다. 탁도는 물리적 서식지 평가에서도 하상 매몰도, 하상유실 및 토사 축적도 등에 영향을 미치는 요인이라 할 수 있다. 이와 같은 탁도 유발원은 골재 채취, 하천정비 공사 및 교각 설치 등의 인위적인 활동이나 홍수 등의 자연 현상에 의해 발생한다. 인위적 활동에 의해 발생하는 탁수에 의한 생태적 영향과 같은 연구는 많지 않기 때문에 정확한 자료를 비교 검토하기가 매우 어렵다. 그러나 골재 채취 등으로 하상의 교란은 생물의 물리적 서식지에 큰 영향을 미치고 생물상을 변화시키는 주요한 요인이다 (Nelson 1993; Waters 1995). 이와 같은 연구는 국외에서 주로 보고되고 있으며 (Kanehl and Lyons 1992; Brown *et al.* 1998) 국내에서는 대부분이 수서무척추동물과 어류에 한정되고 있다 (배 등 2003; 창녕군 2004; 낙동강물환경연구소 2005; 김 등 2007(1), (2)). 자연현상으로 발생하는 탁수에 의한 생물상의 영향에 대한 연구 중에 수서무척추동물과 어류에 집중되고 있으며 (김 등 2007; 원 등 2007; 한국환경정책평가연구원 2007), 호수를 대상으로 식물플랑크톤과 부착 조류에 대한 연구는 매우 한정되어 있다 (박 등 2005; 박과 강 2006; 윤 2010). 탁도가 5 NTU 증가함에 따라 부착 조류 군집의 생산성은 5~13% 감소한다 (Wetzel 2001). 본 연구에서 탁도와 세포수와의 관계가 $r=0.15$ 의 낮은 상관성을 나타내었다. 그러므로 약간의 탁도가 증가한다고 해서 세포수에 대해 큰 영향을 미치지 않았다. 탁도와 엽록소 농도의 상관성은 $r=0.38$ 로서 세포수보다는 다소 높은 영향을 미치는 것으로 조사되었다. 이와 같은 결과에 따라 탁도가 지속적으로 유발되고, 퇴적물이 부착조류의 착생 기질을 덮을 때 충분히 생산성에 대한 영향은 일시적으로 발생하지만 많은 퇴적물이 기질을 덮지 않는다면 부착조류의 생산성에 큰 영향을 미치지 않았다.

부유물질에 대하여 높은 상관성을 가지는 부착조류나 수서생물을 대상으로 하여 탁도의 변동에 따른 생물지수의 상관성을 보는 것은 매우 의미가 있다. 그러나 현실적으로 임하호 유역 수계의 최근 자료만을 가지고는 매우 부족한 부분이 많다. 대부분의 하천에서는 물리적

인 교란 등의 영향으로 탁도와 관계없는 요인이 우선적으로 작용하고 있는 정점들도 포함되어 명확한 상관성을 나타내고 있지 않다. 여기서 다른 요인이 우선적으로 작용하고 있는 정점을 배제하기 위한 조사정점 선별작업이 우선적으로 선행된다면 탁도와 생물지수와의 상관성을 연결시킬 수 있을 것으로 판단된다.

부착조류 군집은 종조성의 변화로 환경 스트레스에 대해 적응할 수 있다 (Stevenson 1997). 금호강 (정 등 1993), 낙동강 (이 1998), 신천 (김 2001), 원주천 (윤 등 2010), 포천천 (김 2007)의 연구에서와 같이 도시화에 따른 가정하수와 공장 폐수의 많은 방류는 중류와 하류 수역에 소형 또는 중간 크기의 종인 *Navicula saprophila*, *N. subminuscula*, *Nitzschia palea*와 *Gomphonema pseudoaugur*으로 종조성이 유도되었다. 반면에 광천 (이 1992), 영평천과 같이 도시화가 진행되지 않은 상류 수역은 소형종인 *Achnanthes alteragracillima*, *A. convergens*와 *A. minutissima*로 구성되어 있다. 임하호 주변에 분포하는 하천에 부착 규조류 군집은 상류에서 하류로 갈수록 종조성의 변화는 전자의 물리적인 요인뿐만 아니라 화학적 요인인 점원 및 비점원 오염원으로부터 유입되는 오염도의 정도에 따라 결정된다. 이에 따라 본 조사 정점의 군집은 도시화가 심화되어 있는 곳의 부착규조 군집보다는 도시화가 아직 덜 이루어져 오염원의 유입이 적은 지역의 군집과 유사하였다. 본 조사에서 군집의 특성을 나타내는 우점종 및 아우점종은 *A. alteragracillima*, *A. convergens*, *A. minutissima*, *Fragilaria construens* var. *venter*, *Gomphonema angustum*와 *G. clevei* 등 이었으며 이들 중에 *A. alteragracillima*, *A. convergens*와 *A. minutissima*의 3종류가 96.8%의 높은 출현율을 나타내었다.

농촌지역의 하천 수질은 아질산성질소와 질산성질소 그리고 SS 농도가 높고 (Leland and Porter 2000), 반면에 도시 및 공업도시의 하천은 무기인산, 전기전도도, 알칼리도, COD와 온도의 영향이 크다 (Lobo *et al.* 1995). 높은 무기인산의 농도는 농촌지역과 폐수가 방류되는 지역에서 높은 SS와 함께 조사된 것으로 보고하였다 (O'Farrell *et al.* 1996). 특히 농촌 지역의 높은 질산성 질소의 영향을 받는 종은 *Cocconeis placentula* var. *lineata*, *Gomphonema parvulum*, *Navicula viridula* var. *rostellata*, *Nitzschia capitellata*, *Nitzschia frustulum*, *Nitzschia linearis*와 *Suriella angusta* 등으로 보고하였다 (Leland and Porter 2000), 그러나 본 조사 수역은 산지 또는 농촌지역으로서 전자에 기술한 종들의 출현빈도나 상대빈도는 낮았으나 오염도에 내성이 적은 *Achnanthes*속의 *A. alteragracillima*, *A. convergens*와 *A. minutissima* 등 3종류가 모든 정점과 조사 시기에 높은 상대빈도로 조사되었다.

군집의 종 다양성의 감소는 단지 몇 종에 의한 우점을 유도하며, 균등도 역시 감소된다. 또한 높은 총질소와 총인의 농도는 유수환경의 종 다양성을 감소시키는 요인이다 (Schönfelder *et al.* 2001). 부착조류의 종 다양성은 방해요소의 양적 정도와 세기에 따라 결정된다 (Biggs 1996). 특히 점원 또는 비점원 오염원으로부터 유입되는 심한 오타수는 구조군집의 낮은 다양성과 풍부성을 유도하고 반대로 높은 세포 밀도를 유도한다 (Lobo *et al.* 1995). 본 조사에서는 종 다양성은 1.37~3.08의 범위로 전반적으로 높았다. 그러므로 전자의 내용과 같이 방해요소의 양적 또는 세기가 다양성에 큰 영향을 미치지 않은 것으로 나타났다.

도시화가 되어 있는 금호강(정 등 1993), 낙동강(이 1998), 신천(김 2001), 포천천(김 2007) 등에서 낮은 DAIPo값을 유발시켰고, 생물 군집에 대해 심각한 악 영향을 미치고 있다. DAIPo값은 전기전도도, BOD, COD, TN 및 TP와의 관계(r)는 0.8 이상으로 매우 높았다. 이에 따라 오염 지표종은 *Cyclotella meneghiniana*, *G. pseudoaugur*, *Navicula accomoda*, *N. subminuscula*, *N. saphophila*, *N. palea*와 *N. nana* 등 이었다. 이들은 국내의 여러 하천의 강부수성 수역에서 우점종 또는 지표종으로 보고되고 있다(정 등 1993; 이 1998; 김 1999, 2001; 장 등 1999). 본 조사에서 이들의 강부수성 지표종들의 출현빈도와 상대빈도는 매우 낮은 DAIPo와 TDI 등에 대한 영향은 적었다. 또한 점원 오염원의 정도가 적은 광천(이 1992), 밀양강(최 1993), 영평천(김 2007)의 경우 DAIPo값은 높고 TDI값은 낮았으며, 이와 같은 수질에서 서식하는 지표종은 *A. alteragraccillima*와 *A. convergens* 등이었고, *A. minutissima*는 광범위 적응종으로 모든 계절에 출현하였다. 본 조사 수역은 임하호 주변의 산간 및 농촌지역에 위치하므로 아직까지는 도시 등의 점오염원에 노출정도가 적기 때문에 오타도에 내성을 가지는 종들의 출현빈도 및 상대빈도는 낮은 반면에 호청수역에 대한 내성의 범위가 넓은 *A. alteragraccillima*, *A. convergens*, *Cymbella minuta*와 *C. silesiaca* 등이 높은 상대빈도와 출현율을 나타내었다.

적 요

본 연구는 임하호 유역에 위치하는 반변천, 길안천과 낙동강에 총 8개 정점을 선정하여 2008년 9월부터 2009년 6월까지 물리-화학적 요인과 부착구조 군집과의 관계를 조사하였다. 부착 구조조류는 총 120종류로서 2목, 3아목, 7과, 22속, 108종 및 12변종으로 구성되어 있다. 부

착 구조 군집의 우점종은 *Achnanthes alteragraccillima*, *A. convergens*, *A. minutissima*와 *Fragilaria construens* var. *venter* 등 4종류로 구성되어 있다. 부착 구조 군집과 물리-화학적 요인과의 관계(r)는 $-0.94 \sim 0.97$ 의 범위로 각 요인에 대한 상관성의 범위가 넓었다. 물리적 요인인 탁도와 부착 구조 군집의 밀도, 종수 및 각 생물 지수 등과의 관계는 $-0.25 \sim 0.18$ 의 범위로서 화학적 요인보다 낮은 음 또는 양의 관계를 나타내었다. QHEI와 부착 구조 군집의 각 요인과의 관계는 $-0.18 \sim 0.42$ 의 범위로서 이 요인 역시 화학적 요인보다는 다소 낮은 음 또는 양의 상관성을 나타내었다. 물리적 서식지(QHEI)와 부착 구조 군집과의 관계는 낮은 유의성을 나타내었다. TP와 DAIPo, TDI가 높은 상관성($r=0.79, 0.78$)을 나타내므로 총인이 부착 구조군집에 영향을 미친 것으로 나타났다.

사 사

본 논문은 “Eco-River21” 사업지원비에 의거하여 수행되었음.

참 고 문 헌

- 김용재. 1999. 부착구조 군집에 의한 포천천의 수질 평가. 한국육수학회지. 32:135-140.
- 김용재. 2001. 신천의 부착구조 군집을 이용한 유기오타 판정. 한국육수학회지. 34:199-205.
- 김용재. 2004. 한탄강의 돌 부착조류 군집의 시, 공간적 동태. Algae 19:15-22.
- 김용재. 2007. 도시화 정도에 따른 포천천과 영평천의 돌 부착구조 군집 변화. 한국육수학회지. 40:468-480.
- 김용진, 신경애, 이옥민. 2009. 남한강 지류인 북하천과 달천의 부착구조를 이용한 생물학적 평가. 환경생물. 27:414-424.
- 김자현, 서진원, 나영언, 안광국. 2007(1). 용담댐 건설후 하류부 하천 생태계의 탁수영향 평가. 한국육수학회지. 40:130-142.
- 김재구, 최재석, 장영수, 이광열, 김범철. 2007(2). 탁수가 어류군집에 미치는 영향: 대기천 및 봉산천의 사례연구. 한국육수학회지. 40:459-467.
- 낙동강 물환경연구소. 2005. 하상교란(골재채취)이 하천 생태계에 미치는 영향. 낙동강수계 2005년도 환경기초사업 2년차 최종보고서.
- 박정원, 이경락, 최재신, 김한순. 2005. 임하댐의 탁수 형성 후 식물플랑크톤 군집 동태. 한국육수학회지. 38:429-434.
- 박찬갑. 강미아. 2006. 조류성장률에 미치는 점토탁수의 영향 평가. J. of Engineer. Geol. 16:403-409.

- 배연재, 원두희, 이웅재, 승현우. 2003. 하천생태계에 대한 환경평가 기법과 생물다양성 시스템의 개발 및 적용. 환경생물. 21:223-233.
- 양홍준, 채병수. 1994. 대도시 주변 하천수계의 수질환경과 육수생물학적 연구-금호강수계의 어류상과 어류군집구조 (II). 한국육수학회지. 27:177-188.
- 원두희, 이종은, 공동수. 2007. 탁수가 무척추동물 군집에 미치는 영향. 한국자연환경보전협회 자연보존. 139:16-29.
- 윤성애. 2010. 자연 및 인공하천에서 환경교란이 저서성 규조류 군집에 미치는 영향. 건국대학교 대학원 석사논문.
- 윤성애, 김난영, 김백호, 황순진. 2010. 도시하천(원주천) 유입이 섬강하류 부착규조 군집에 미치는 영향. 한국하천호수학회지. 43:232-241.
- 이정호. 1992. 광천(경상북도 울진군)의 부착규조에 대한 분류 및 생태학적 연구. 경북대 박사학위 논문. 279pp.
- 이정호. 1998. 낙동강의 부착규조와 유기오탁지수(DAIpo). 한국육수학회지. 31:38-44.
- 장광현, 김현우, 최상호, 김중근, 주기재. 1999. 도시하천(서울 양재천) 및 산지하천(경기도 사기막천)에서 부착 규조 군집의 동태. 한국육수학회지. 32:229-237.
- 정 준, 최재신, 이정호. 1993. 부착규조 군집의 유기오탁 지수(DAIpo)에 의한 금호강의 수질 평가. 한국육수학회지. 11:43-58.
- 창녕군. 2004. 하천골재채취 예정지(남지 월하지구) 사전 환경성검토서.
- 최재신. 1993. 밀양강의 부착규조에 대한 분류 및 생태학적 연구. 경북대 박사학위 논문. 223pp.
- 한국환경정책평가연구원. 2007. 수생태계 보호를 위한 토사 관리 방안. RE-11, 연구보고서.
- 환경부·국립환경과학원. 2004. 물환경종합평가방법 개발 조사연구(I)-수생태 건강성조사 및 평가체계 연구.
- 환경부 물환경정보 시스템. <http://water.nier.go.kr>.
- Naver 백과사전. <http://100.naver.com/>.
- Barbour MT, J Gerritsen, BD Snyder and JB Stribling. 1999. Rapid Bioassessment Protocols for Use in Stream and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish, Second edition. EPA 841-B-99-002. US Environmental Protection Agency Office of Water, Washington, DC.
- Barker HA. 1935. Photosynthesis in diatoms. Arch. Mikrobiol. 6:141-156.
- Biggs BJB. 1995. The contribution of flood disturbance, catchment geology and land use to the habitat template of periphyton in stream ecosystems. Freshwater Biol. 33:419-438.
- Biggs BJB. 1996. Patterns of benthic algae in streams. In Algal Ecology- Freshwater Benthic Ecosystem (Stevenson RJ, ML Bothwell and RL Lowe eds.). Academic Press. California.
- Brown AV, MM Lyttle and KB Brown. 1998. Impacts of gravel mining on gravel bed streams. Transact. of the Amer. Fisher. Soc. 127:979-994.
- Dunne T and LB Leopold. 1978. Water in Environmental Planning. WH Freeman and Company, San Francisco.
- Eloranta P and J Sojinen. 2002. Ecological status of some Finnish rivers evaluated using benthic diatom communities. J. of Applied Phycol. 14:1-7.
- Fukushima H, T Ko-Bayashi and H Ohtsuka. 1990. Plants from the Shimanto-gawa river, Attached Algae. Bull. Kochi Citizen Libr. pp.103-130.
- Handey HI. 1974. Permanganate method for cleaning freshly gathered diatoms. Microscopy 32:423-426.
- Harding JS, RG Young, JW Hayes, KA Shearer and JD Stark. 1999. Changes in agricultural intensity and river health along a river continuum. Freshwater Biol. 42:345-357.
- Hill BH, AT Herlithy, PR Kaufmann, RJ Stevenson, FH McCormick and CB Johnson. 2000. Use of periphyton assemblage data as an index of biotic integrity. J. of the North Amer. Benthol. Soc. 19:50-67.
- Hillebrand H and U Sommer. 2000. Diversity of benthic microalgae in response to colonization time and eutrophication. Aquat. Bot. 67:221-236.
- Izsak CA, RG Price, JT Hardy and PW Basson. 1995. Biodiversity of periphyton (diatoms) and echinoderms around a refinery effluent and possible associations with stability. Aquat. Ecosyst. Health Manage. 5:61-70.
- Kanehl P and J Lyons. 1992. Impacts of in-stream sand and gravel mining on stream habitat and fish communities, including a survey on the Big Rib River, Marathon County, Wisconsin. Wisconsin Department of Natural Resources Research Report 155, Madison.
- Kelly M. 2000. Identification of common benthic diatoms in rivers. Field Stud. 9:583-700.
- Kelly M. 2002. Role of benthic diatoms in the implementation of the urban wastewater treatment directive in the River Wear, North-East England. J. of Applied Phycol. 14:9-18.
- Keyll MG, C Adams, AC Graves, J Jamieson, J Krokowski, EB Lycett, J Murray-Bligh, S Pritchard and C Wilkins. 2001. The trophic diatom index: A user's manual. (Revised edition). R & D Technical Report E2/TR2. Environment Agency.
- Köster D and T Hubener. 2001. Application of diatom indices in a planted ditch constructed for tertiary sewage treatment in Schwaan, Germany. Int. Rev. Gesamten Hydrobiol. 86: 241-252.
- Kovacs C, M Kahlert and J Padisak. 2006. Benthic diatom communities along pH and TP gradients in Hungarian Swedish streams. J. of Applied Phycol. 18:105-117.
- Kutka FJ and C Richards. 1996. Relating diatom assemblage structure to stream habitat quality. J. of the North Amer. Benthol. Soc. 15:469-480.
- Lamb MA and RL Lowe. 1987. Effects of current velocity on the physical structuring of diatom (Bacillariophyceae) communities. Ohio J. Sci. 87:72-78.

- Lange-Bertalot H. 1979. Pollution tolerance of diatoms as a criterion for water quality estimation. *Nova Hedwig.* 64:285-304.
- Leland HV and SD Porter. 2000. Distribution of benthic algae in the upper Illinois River basin in relation to geology and land use. *Freshwater Biol.* 44:279-301.
- Lobo EA, K Katoh and Y Argua. 1995. Response of epilithic diatom assemblages to water pollution in rivers in the Tokyo Metropolitan area, Japan. *Freshwater Biol.* 34:191-204.
- Lugthart GJ and JB Wallace. 1992. Effects of disturbance on benthic functional structure and production in mountain streams. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 19:138-164.
- Nelson KL. 1993. Instream sand and gravel mining. In *Impacts on Warmwater Streams: Guidelines for Evaluation* (Bryan CF and DA Rutherford eds.). Southern Division, American Fisheries Society, Little Rock, Arkansas.
- O'Farrell I, A Vinocur and I Izaguirre. 1996. Phytoplankton ecology of the lower Parana River (Argentina). *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 115:75-89.
- Patrick R. 1971. The effects of increasing light and temperature on the structure of diatom communities. *Limnol. Oceanogr.* 16:405-421.
- Patrick R. 1977. Ecology of freshwater diatoms and diatom communities. pp.285-332. In *The Biology of Diatom* (Werner D ed.). Univ. California Press.
- Paul MJ and JL Meyer. 2001. Streams in the urban landscape. *Annual Rev. of Ecol. and System.* 32:333-365.
- Peterson CG and RJ Stevenson. 1992. Resistance and resilience of lotic algal communities: importance of disturbance timing and current. *Ecol.* 73:1445-1461.
- Plafkin JL, MT Barbour, KD Porter, SK Gross and RM Hughes. 1989. Rapid bioassessment protocols for use in streams and rivers: benthic macroinvertebrates and fish. EPA/444/4-89-001. U.S. EPA.
- Rodhe W. 1948. Environmental requirements of freshwater plankton algae. *Experimental studies in the ecology of phytoplankton. Symb. bot. upsal.* 10:1-149.
- Rott E and P Pfister. 2003. Diatom methods developed for river quality assessment in Austria and a cross-check against numerical trophical indication methods used in Europe. *Algol. Stud.* 110:91-115.
- Roy AH, AD Rosemond, MJ Paul, DS Leigh and JB Wallace. 2003. Stream macroinvertebrate response to catchment urbanization (Georgia, USA). *Freshwater Biol.* 48:329-346.
- Salomoni SE, O Rocha, VL Callegro and EA Lobo. 2006. Epilithic diatoms as indicators of water quality in the Gravataí river, Rio Grande do Sul, Brazil. *Hydrobiol.* 559:233-246.
- Schönfelder I, J Gelbrecht, J Schönfelder and CEW Steinberg. 2001. Relationship between littoral diatoms and their chemical environment in Northeastern German lakes and rivers. *J. Phycol.* 38:66-82.
- Shannon CE and W Weaver. 1963. *The Mathematical theory of communication.* Illinois Univ. Press, Urbana.
- Simpson EH. 1949. Measurement of diversity. *Nature* 163:1-688.
- Soininen J, R Paavola and T Muotka. 2004. Benthic diatom communities in boreal streams: community structure in relation to environmental and spatial gradients. *Ecograp.* 27:330-342.
- Sonneman JA, CJ Walsh, PF Breen and AK Sharpe. 2001. Effects of urbanization on stream of the Melbourne region, Victoria, Australia. II. Benthic diatom communities. *Freshwater Biol.* 46:553-565.
- Sousa WP. 1984. The role of disturbance in natural communities. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 15:353-391.
- Stepenuck KF, RL Crunkilton and L Wang. 2002. Impacts of urban land use on macroinvertebrate communities in southeastern Wisconsin streams. *J. of the Amer. Water Resour. Assoc.* 38:1041-1051.
- Stevenson RJ. 1997. Scale-dependent causal framework and the consequences of benthic algal heterogeneity. *J. of North Amer. Benthol. Soc.* 16:248-262.
- Stevenson RJ and Y Pan. 1999. Assessing environmental conditions in rivers and streams with diatoms. pp.11-41. In *The Diatoms: Application for the Environmental and Earth Science* (Stoemer E and JP Smol eds.). Cambridge Univ. Press.
- Stoemer E and JP Smol. 1999. *The diatoms: application for the environmental and earth sciences.* Cambridge Univ. Press.
- Townsend CR, MR Scarsbrook and S Doledec. 1997. Quantifying disturbance in streams: alternative measures of disturbance in relation to macroinvertebrate species traits and species richness. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 16:531-544.
- van Dam H. 1982. On the use of measures of structure and diversity in applied diatom ecology. *Nova Hedwig.* 73:97-115.
- Walker CE and Y Pan. 2006. Using diatom assemblages to assess urban stream conditions. *Hydrobiol.* 561:179-189.
- Wallace NC. 1955. The effect of temperature on the growth of some freshwater diatoms. *Not. Nat., Acad. Nat. Sci. Phil. No.* 280, 11pp.
- Walsh CJ, AK Sharpe, PF Breen and JA Sonneman. 2001. Effects of urbanization on streams of the Melbourne region, Victoria, Australia. I. Benthic macroinvertebrate communities. *Freshwater Biol.* 46:535-551.
- Wang X. 2001. Integrating water-quality management and land-use planning in a watershed context. *J. of Environ. Manag.* 61:25-36.
- Ward JV. 1998. Riverine landscapes: biodiversity patterns, disturbance regimes and aquatic conservation. *Biol. Conserv.* 83:269-278.
- Watanabe T, K Asai and A Houki. 1990. Numerical simulation of organic pollution in flowing waters. *Encyclopedia of Environmental control Technology, Vol. 4. Hazard Waste Con-*

- tainment and Treatment. Gulf Publ. Company, Huston, Texas. pp.251-281.
- Waters TF. 1995. Sediment in stream: sources, biological effects and control. American Fisheries Society Monograph 7, Bethesda, Maryland.
- Wetze RG. 2001. Limnology. Lake and River Ecosystems. 3rd. ed. Academic Press, San Diego, California.
- Whitton BA and E Rott. 1996. Proceedings of an international Symposium on Use of Algae for Monitoring Rivers. 17-19 Sept. 1995. Austrian Ministry of Sci. Traffic and Arts, Innsbruck, Austria.

Manuscript Received: July 12, 2011
Revision Accepted: August 9, 2011
Responsible Editor: Hak Young Lee