

유등천에서의 생태학적 건강도 평가 및 수질양상

안 광 국* · 이 재 연 · 장 하 나

(충남대학교 생명과학부)

Ecological Health Assessments and Water Quality Patterns in Youdeung Stream. An, Kwang-Guk*, Jae-Yon Lee and Ha-Na Jang (School of Bioscience and Biotechnology, Chungnam National University, Daejeon 305-764, Korea)

Ecological stream health, based on the index of biological integrity (IBI), was evaluated at five sampling locations of Youdeung Stream during August-October 2004. For the study, we also analyzed spatial and temporal patterns of conventional water quality over the period of 1995~2004, using the water chemistry dataset, obtained from the Ministry of Environment, Korea. The water quality parameters used here were conductivity, total suspended solids (TSS), biochemical oxygen demand (BOD₅), chemical oxygen demand (COD_{mn}), total nitrogen (TN), and total phosphorus (TP). The multi-metric model values averaged 27.8 in the stream and ranged 24~32. The health condition was judged as “Fair” to “Poor” conditions, according to the stream health criteria of US EPA (1993). Longitudinal variation occurred from the upstream to downstream reach; largest differences in all water quality variables occurred between Site 5 and the other sites. This was mainly attributed to the impacts of wastewater treatment plants near the locations. Also, relative proportions of tolerance and omnivore species increased in downstream reaches. The model values, however, did not match the values, based on water quality parameters. We assume that this may be associated with primarily reduced water volume during dry season in the stream along with modified physical habitat conditions.

Key words : biological integrity, ecological health, water quality, fish

서 론

우리나라에서 하천 수환경 평가에 가장 널리 사용되는 지표는 유기물오염지표인 용존산소량(DO), 생물화학적 산소요구량(BOD₅), 화학적 산소요구량(COD_{mn}) 및 부영양화 지표인 총인(Total phosphorus) 및 총질소(Total nitrogen)와 같은 일반 수질항목으로서 전국 하천 수질 모니터링에 포괄적으로 이용되어왔다. 최근 국내외적인 수환경 모니터링 연구 결과에 따르면 이런 이화학적 수

질자료는 시공간적 변이가 커서 얻은 실측치에 대한 확실성이 높기 때문에(김 등, 2004), 자료결과에 대한 하천의 본질적 특성에 대한 신뢰도 검증 및 수질 대표성에 대한 문제가 종종 거론되어왔다(공, 2002). 이런 문제점은 많은 연구에서 지적된 바와 같이, 하천의 경우 강우일수 및 강우강도에 큰 영향을 받으며(이 등, 2002), 측정시간과 측정위치의 변화에 따른 변동 폭이 매우 크게 나타날 수 있기 때문에 파악되어 왔다(이 등, 1996).

최근에는 이런 수체의 특성에 대한 이화학적 변이를 감소시키며, 수환경내 수체 특성을 잘 반영할 수 있는 수

* Corresponding author: Tel: 042) 821-6408, Fax: 042) 822-9690, E-mail: kgan@cnu.ac.kr

생생물의 특정 분류군의 다양한 생태 지표종 (Ecological indicator) 속성 분석 (공, 2002), 생물지표의 독성평가를 통한 생태위해성평가 (Ecological risk assessment), 다변수 메트릭 속성을 이용한 생태건강도 평가 (Ecological Health assessment)를 통해 (Karr, 1981; Karr and Dionne, 1991; Barbour *et al.*, 1999) 생물학적 수환경 특성을 규명하는 작업이 활발히 진행되고 있다 (안 등, 2001; An *et al.*, 2002). 지표생물군을 이용한 다변수 모니터링 기법 (Multimetric monitoring approach)은 북미 및 유럽 등지에서 환경정책에 이미 반영하고 있다 (공, 2002). 각 국가 및 지역의 고유 생물종 및 군집 특성을 이용하여 하천의 생태건강도를 평가하려는 시도는 1980년대 초반에 Karr (1981)의 생물보전지수 (Index of Biological Integrity, IBI) 모델 제시로부터 시작되었고, 2003년에는 미국 환경부 (U.S. EPA)에 의해 신속한 생물정량조사 (Rapid bioassessment protocol, RBP)로 그 기법이 개발되어 현재는 “RBP 생태계평가모델”로 확립되어 있다. 이런 평가 모델은 미국 중서부지역을 비롯한 34개 지역 (Davis and Simson, 1995)과 캐나다 (Kovacs, 2002), 프랑스 (Oberdorff and Hughes, 1992), 일본 (Koizumi and Matsumiya, 1997), 인도 (Ganasan and Hughes, 1998) 및 호주 (Harris, 1995)에 이르기까지 전 세계적으로 폭넓게 사용되어지고 있다. 이에 반해, 우리나라에서는 수서곤충 (김 등, 1995), 부착조류 (김 등, 1995; 조 등, 1995; 정 등, 1996), 식물플랑크톤 (최 등, 1994)의 단일 분류군별 특성을 이용하여 하천생태계 건강성 평가가 시도된 바 있으나, 이들은 단일 분류군내 여러 변수를 이용하지 않고, 한 두 항목의 지표특성을 이용하여 평가하고 있는 실정에 있다. 이런 단점을 보완하기 위해 최근에는 우리나라에서도 안 등 (2001) 및 안 (2001)에 의해 국내실정에 맞는 생물학적 다변수 평가모델이 개발되었고, 이를 이용하여 하천평가 및 생태진단 (염 등, 2000)이 시도되고 있다.

본 연구대상 수체인 유등천은 금강 지류중의 하나이며, 대전시의 중요한 도심하천이다. 본 하천에 대한 이전 문헌조사에 따르면, 일부 유등천에 관한 이화학적수질평가 (김 등, 1994; 이, 1994), 어류의 분포조사 (최, 1987; 홍, 1994; 이, 2001) 및 이 하천과 연결되는 금강 하류역 어류상 조사 (최와 박, 1979; 최 등, 1985, 황 등, 1992)가 전부로서, 생물학적 혹은 생태학적 수질평가 및 총체적 수생태계 건강성 진단 평가가 극히 미비한 실정이다.

본 연구의 목적은 생물학적 다변수 평가모델을 본 수계 특성에 맞게 수정 보완하여 생태 건강도를 평가하고, 이화학적인 수질자료와의 상관관계를 분석하여, 하천생태계 특성을 총체적으로 파악하는데 있다.

연구방법 및 내용

1. 조사기간 및 조사지점

본 연구에서는 유등천 수계 4개 지점 및 유등천과 갑천이 합류하는 1개를 포함하여 총 5개 지점을 선정하여 2004년 8월 16~17일의 홍수기 1차 어류조사 및 2004년 10월 1~2일의 평수기 2차 어류조사를 실시하였다. 최상류의 1지점 (S1)은 평균수심이 갈수기 40 cm에서 풍수기 90 cm로서 Horton (1945)과 Strahle (1957)에 의한 하천차수 (Stream order)기준에 의하면 3차 하천이며, 도심 외 각 지역에 위치해있고, 인근주변은 산림으로 둘러싸여 있다. 2지점 (S2), 3지점 (S3), 4지점 (S4)은 모두 3차 하천으로 평균수심이 갈수기 20~40 cm, 풍수기 50~60 cm이며, 인근은 대규모 아파트 단지 및 주택가가 형성되어 있다. 5지점 (S5)은 갑천과 합류되는 곳으로서, 4차 하천으로 평균수심이 갈수기 40~50 cm, 풍수기 60~80 cm이며, 인근에 위치한 대전 1, 2 공단의 배출수에 직접적으로 영향 받고 있다.

조사지점 (S)은 다음과 같다 (Fig. 1).

- S1: 대전광역시 중구 산성동 산성취수장 (3차하천)
- S2: 대전광역시 중구 유천동 유등교 (3차하천)
- S3: 대전광역시 중구 용문동 수침교 (3차하천)
- S4: 대전광역시 서구 삼천동 삼천교 (3차하천)

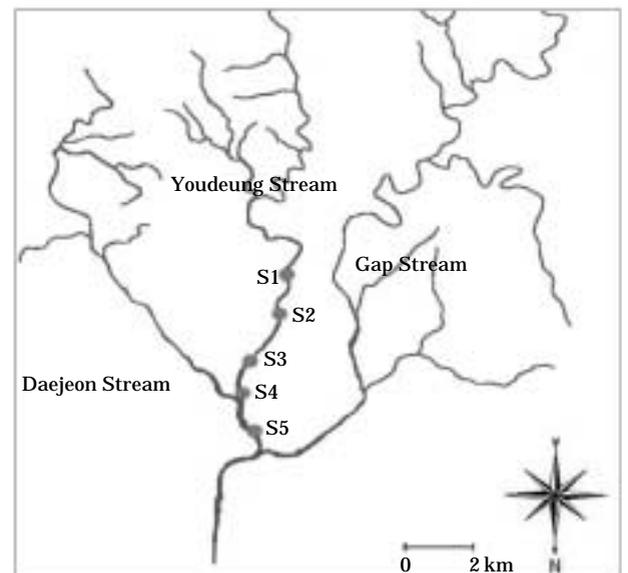


Fig. 1. The sampling sites for ecological health assessments, based on fish assemblages, and the evaluations of water quality.

S5: 대전광역시 대덕구 대화동 대전공단 2 (4차하천)

2. 조사방법 및 분석법

각 조사 지점에서 어류 조사방법은 US EPA (1993)의 Wading method에 의거하였다. 하천현장에서 투망(망목 8×8 mm), 족대(망목 4×4 mm) 및 어류채집 전기충격기(12 Volt, 24A)를 이용하였다. 각 지점에서 채집된 어류는 현장에서 분류 동정이 가능한 종은 연구에 필요한 생태트로픽 길드 및 특성파악 후 방류하였고, 일부 동정이 불확실하거나 정밀 분석이 필요한 종은 10% 포르말린 용액에 고정한 후 실험실로 옮겨 동정 분석(정, 1977; 김, 1997)한 후 Nelson (1994)의 분류체계를 따랐으며, 종 목록의 순서는 본 연구의 생태 지표종 특성 분석을 위해 재조정하였다.

본 수계의 군집 특성분석을 위해 아래와 같이 군집 우점도 지수(Simpson's dominance Index, λ), 종 풍부도 지수(Margalef's species richness index, d), 종 다양도 지수(Shannon-Weaver diversity index, H') 및 종 균등도 지수(Pielou's evenness index, J')를 산정하였다.

i) 군집우점도지수(λ)

$$\lambda = \sum \frac{N_i^2 - N}{N(N-1)}$$

[N = 총 출현 개체수, N_i = i 종의 개체수,
S = 총 출현 종수]

ii) 종풍부도지수(d)

$$d = \frac{(S-1)}{\ln(N)}$$

iii) 종다양도지수(H')

$$H' = -\sum P_i \log_{10} P_i$$

[P_i = N_i/N]

iv) 종균등도지수(J')

$$J' = \frac{H}{\log_e S}$$

3. 생태건강도 다변수 모델 및 메트릭 속성 분석

본 연구에서는 Karr (1981) 및 Barbour *et al.* (1999)가 제시한 12개 메트릭 모델을 수정 보완하여 우리나라의

지역 및 생태학적 특성에 맞게 수정한 10개 평가 메트릭 모델(IBM 모델)을 확립하였다. 본 기법의 세부 메트릭 모델 구성은 우리나라에 최초로 모델을 도입하고 우리나라 생태특성에 맞게 모델을 제시한 안(2001)의 기법에 의거하였다. 원래 안(2001)의 초기연구에 따르면, 총 11개 메트릭을 사용하였으나, 본 연구대상 하천은 수심이 깊지 않음을 고려하여 중층 서식종수(Number of water column species)의 항목은 제외하고 적용하였다. 생태건강도 평가 모델값은 총 본토종수(Number of native species), 여울성 저서종수(Riffle-benthic species), 민감성 지표종수(Number of sensitive species), 내성 지표종수(Proportion of tolerant species), 잡식성종의 개체빈도(Proportion as a number of omnivore species), 육식성종의 개체빈도(Proportion as a number of carnivore species), 충식성종의 개체빈도(Proportion as a number of insectivore species), 총 개체수(Total number of individual), 외래종 빈도(Proportion as a number of exotic species), 개체 비정상도(Proportion as a number of abnormal individual)의 10개 메트릭에 대해 각각 “5”, “3”, “1”의 점수를 부여한 뒤 최종값을 산정하여 그 등급을 분류하였다. 생물학적 등급은 10개 메트릭 적용에 맞는 점수대를 부여하여 최적상태에서 최악상태의 5개 등급으로 대별하였다.

4. 이화학적 자료 분석

유등천의 이화학적 수질환경 분석을 위해 1995년에서 2004년까지 측정된 10년간의 환경부 수질자료를 환경부 홈페이지(www.me.go.kr)에서 획득하였고, 여러 일반 수질 항목 중 총부유물(Total suspended solids, TSS), 전기전도도(Specific conductivity 20°C), 생물화학적 산소요구량(Biochemical oxygen demand, BOD₅), 화학적 산소요구량(Chemical oxygen demand, COD_{mn}), 총질소(Total nitrogen, TN), 총인(Total phosphorus, TP)의 총 6개 항목을 채택하여 각 값의 시간별, 공간별 변화양상을 분석하였다.

결과 및 고찰

1. 하천 생태계 건강도

유등천 1~2차 어류 조사에 따르면, 총 22종 1,079개체가 채집되었고, 최상류지점인 1지점을 제외하고는 지점들 간에 큰 공간적 이질성을 보이지 않았다. 다변수 모델을 이용한 생태건강도 지수의 평균값은 27.8로서, US

Table 1. Biological Stream Health Assessments, based on the 10 metric model of the IBI, using fish assemblages. The criteria for the IBI values are categorized as five ranks of excellent (EX), good (G), fair (F), poor (P), and very poor (VP). In the table, "R-B species indicates riffle benthic species as a habitat guilds.

Sampling site	Characteristics of ecological indicators				Trophic structure			Species richness and individual health			IBI score (Criteria)	
	Total species	R-B species	Sensitives species	Tolerant species	Omni-vore	Insecti-vore	Carni-vore	Total number of individuals	Exotics	Anomalies		
1st Survey	S1	5 (3)	3 (3)	2 (1)	20 (1)	84 (1)	16 (1)	0 (1)	25 (1)	0 (5)	0 (5)	24 (P)
	S2	10 (5)	3 (3)	3 (3)	72 (1)	72 (1)	26 (3)	3 (3)	39 (1)	20 (1)	0 (5)	26 (F)
	S3	9 (5)	2 (3)	2 (1)	90 (1)	85 (1)	4 (1)	1 (3)	99 (3)	0 (5)	0 (5)	28 (F)
	S4	10 (5)	2 (3)	6 (5)	68 (1)	71 (1)	21 (3)	6 (5)	34 (1)	0 (5)	14.7 (1)	30 (F)
	S5	9 (3)	0 (1)	4 (3)	70 (1)	53 (1)	20 (1)	9 (5)	107 (1)	0 (5)	0 (5)	26 (F)
2nd Survey	S1	6 (3)	1 (1)	3 (3)	31 (1)	38 (3)	56 (5)	6 (5)	48 (1)	0 (5)	0 (5)	32 (F)
	S2	8 (3)	3 (3)	3 (3)	44 (1)	64 (1)	35 (3)	0 (1)	285 (5)	0 (5)	0 (5)	30 (F)
	S3	10 (5)	4 (5)	4 (3)	84 (1)	86 (1)	12 (1)	2 (3)	222 (5)	10 (1)	0 (5)	30 (F)
	S4	6 (3)	1 (1)	3 (3)	84 (1)	84 (1)	4 (1)	10 (5)	112 (3)	0 (5)	0 (5)	28 (F)
	S5	7 (3)	1 (1)	1 (1)	90 (1)	83 (1)	9 (1)	8 (5)	109 (1)	0 (5)	0 (5)	24 (P)

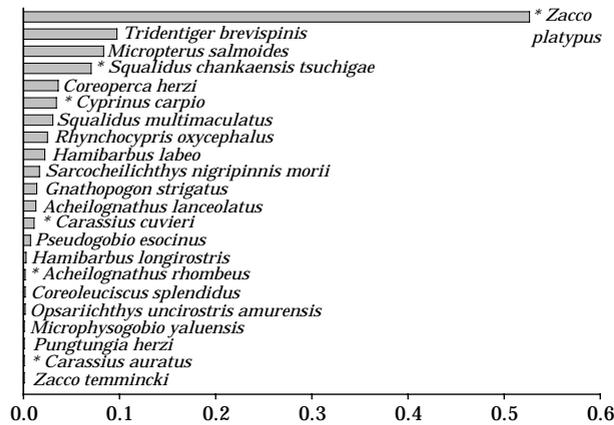


Fig. 2. The relative abundance of fish species sampled from the stream during May–October 2004. The symbol of "*" indicates tolerant species.

EPA (1993) 및 Barbour *et al.* (1999)의 평가기준에 의거할 때 하천 건강도는 “보통상태 (Fair condition)”로 평가되었다 (Table 1). 상·하류간의 공간별 하천 생태 건강도는 상류부터 하류에 이르기까지 모델값은 최고 32에서 최저 24까지 변화를 보였다. 1차 및 2차 현장 조사에 의거한 각 지점에 대한 평균 건강성평가 지수는 1, 2지점에서는 28, 3, 4지점에서는 29, 5지점에서는 25로서 1~4지점에서 생태 건강도는 “보통상태” (Fair)를 보인 반면, 최하류지점인 5지점에서는 타 지점들과는 달리 “악화상태” (Poor)를 보였다. 최 하류에서의 이런 특성은 인접한 공단 및 분뇨처리시설에서 유입되는 오염물질의 영향으로 사료되었으며, 이런 특성은 현장 내 하상의 높은 유기물

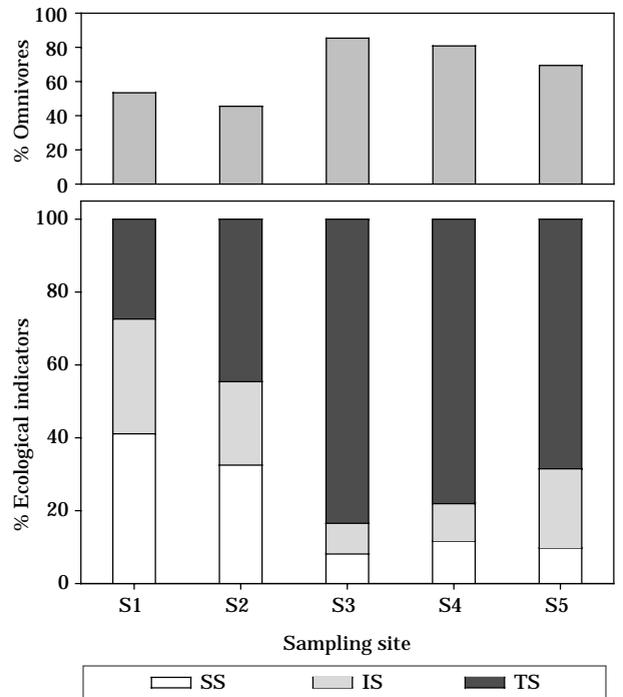


Fig. 3. Spatial comparisons of ecological indicator species such as sensitive species (SS), intermediate species (IS), tolerant species (TS), and the relative proportion of omnivore species in the sampling sites.

축적 및 악취발생으로 나타났다.

2. 생태 지표 특성

유등천에서 수질오염 및 수환경 교란에 대해 잘 견디

Table 2. Spatial distribution of ecological indicator species in the stream sites. The species list was arranged by a sequence of the sensitive species (S), intermediate species (I), and tolerant species (T). The symbol of “-” indicates an exotic species. The values before and within the parenthesis indicate the number of individual sampled and the relative abundance, respectively.

Species	Types of sensitivity	S1	S2	S3	S4	S5	Relative abundance
<i>Coreoleuciscus splendidus</i>	S	4 (5.5)	18 (5.6)	11 (3.4)	4 (2.7)		3.4
<i>Pungtungia herzi</i>	S	2 (2.7)	79 (24.5)	7 (2.2)	2 (1.4)		8.3
<i>Hamibarbus longirostris</i>	S	21 (28.8)		4 (1.2)	1 (0.7)	1 (0.5)	2.5
<i>Acheilognathus lanceolatus</i>	S		7 (2.2)	2 (0.6)	4 (2.7)	2 (0.9)	1.4
<i>Hamibarbus labeo</i>	S				2 (1.4)	6 (2.8)	0.7
<i>Gnathopogon strigatus</i>	S				2 (1.4)	12 (5.6)	1.3
<i>Rhynchocypris oxycephalus</i>	S	3 (4.1)					0.3
<i>Zacco temminckii</i>	S		1 (0.3)				0.1
<i>Squalidus multimaculatus</i>	S			2 (0.6)			0.2
<i>Coreoperca herzi</i>	S				2 (1.4)		0.2
<i>Pseudogobio esocinus</i>	I	4 (5.5)	11 (3.4)	4 (1.2)	1 (0.7)	4 (1.9)	2.2
<i>Opsariichthys uncirostris amurensis</i>	I	3 (4.1)		6 (1.9)	11 (7.5)	19 (8.8)	3.6
<i>Microphysogobio yaluensis</i>	I	16 (21.9)	57 (17.6)	3 (0.9)			0.7
<i>Sarcocheilichthys nigripinnis morii</i>	I			7 (2.2)		5 (2.3)	1.1
<i>Tridentiger brevispinis</i>	I		1 (0.3)				0.1
<i>Zacco platypus</i>	T	20 (27.4)	128 (39.6)	264 (82.2)	112 (76.7)	44 (20.4)	52.6
<i>Acheilognathus rhombeus</i>	T		5 (1.5)	6 (1.9)	3 (2.1)	19 (8.8)	3.1
<i>Carassius auratus</i>	T		11 (3.4)	1 (0.3)	2 (1.4)	91 (42.1)	9.7
<i>Carassius cuvieri</i>	T		4 (1.2)	3 (0.9)		11 (5.1)	1.7
<i>Squalidus chankaensis tsuchigae</i>	T			1 (0.3)			0.1
<i>Cyprinus carpio</i>	T					2 (0.9)	0.2
<i>Micropterus salmoides</i>	-		1 (0.3)				0.1

는 내성종 (Tolerant species), 쉽게 사라지는 민감종 (Sensitive species), 특성이 뚜렷하지 않은 중간종 (Intermediate species)에 대한 수환경의 생태지표종 특성분석에 따르면 (Fig. 2), 내성종인 피라미 (*Zacco platypus*)가 전체의 52.6%를 차지하여 가장 우점하는 것으로 나타났으며, 또한 지점별 출현빈도 측면에서 가장 높은 상대빈도를 보였다 (Fig. 2). 한편, 수환경에 대해 뚜렷한 특성을 보이지 않는 중간종은 14.1%, 민감종은 18.4%로 나타났다. 유등천에서의 이런 내성종 우점현상은 다른 도심 하천들처럼 주변으로 부터의 오염물 유입에 의한 영향(환경부, 2004) 뿐만 아니라 및 하천 정비사업 등으로 인한 물리적 서식지 교란(환경부, 2004) 등의 복합적 영향으로 사료되었다.

내성종의 지표특성에 대한 공간별 분포 특성에 따르면, 상류에서 하류로 갈수록 내성종의 개체수가 증가하는 반면 민감종의 개체수가 줄어들고 있다 (Table 2). 3지점의 경우 타 지점보다도 내성종의 상대빈도 및 잡식성 어류 (Omnivore species)의 상대빈도가 높게 나타났으며 (Fig. 3) 이런 특성은 생태계건강도 모델값으로 반영되어 나타났다. 이전의 많은 문헌들에서 제시된 바와 같이(안, 2001, 안 등 2001), 하류에서 내성종의 뚜렷한 증가는 생

태계 건강도에 대한 지표(김과 강, 1993; 최 등, 2002)로서 유등천 수환경의 악화 현상으로 생태계 교란 존재를 시사하였다.

3. 군집구조

군집구조분석 결과에 따르면 (Fig. 4), 3지점에서 종다양도 지수 (Species diversity index)는 0.89로서 다른 지점들에 비해 그 수치가 가장 낮고, 군집 우점도 (Dominance index)는 0.68로 가장 높았다. 이는 서식하는 종의 단순화 및 내성종 우점으로 나타났다. 3지점의 군집분석 결과와는 달리 생물보전지수 (IBI)는 1~4지점에서 큰 차이를 보이지 않았는데, 이는 군집분석과는 달리 생물보전지수는 하천차수를 반영하기 때문인 것으로 사료된다. 2지점의 경우 12종 323개체가 채집되었으나 균등도는 0.67로 비교적 높은 수치를 나타내고 있는 반면, 14종 321개체가 잡힌 3지점은 균등도가 0.34로 5개 지점 중에서 가장 낮은 수치를 보였다. 이와 같이 3지점의 경우 특이적으로 하류지역 보다도 악화된 경향을 보이고 있는데, 이러한 현상은 인접한 시설물의 영향 및 물리적인 서식지의 교란으로 나타나는 것으로 사료되었다. 이런 추론은 현장조

사 시 하상구조 측면에서 모래가 전체 하상의 70~80% 이상을 덮고 있어 서식지 단순화현상이 분명했으며, 다른 유사 하천차수에 비해 여울성 저서종 비율이 현저히 낮은 것으로 나타나 물리적 서식지 교란이 군집구조변화에

영향을 준 것으로 사료되었다.

4. 이화학적 수질특성

유등천에서 화학적 산소요구량(COD_{mn})은 상류지점(S1)의 2.2 mg L⁻¹로부터 하류의 4지점으로 갈수록 증가하여 상류로부터의 거리에 따른 1차 함수관계를 보였다(Fig. 5). 특히, 최하류 지점인 5지점(S5)에서는 생물화학적 산소요구량(BOD₅) 값이 30 mg L⁻¹ 이상을 상회하여 우리나라 하천의 일반수질등급 판정기준(환경부)에 의거할 때 5등급으로서 급격한 수질악화 현상을 보였다(Fig. 5). 총부유물(TSS)의 평균농도는 유등천에서 12.5 mg L⁻¹(범위 : 31~44 mg L⁻¹)로서, 1~4지점에서는 5.0 mg L⁻¹로 조사 지점들 간에 큰 차이를 보이지 않은 반면, 5지점에서는 40 mg L⁻¹ 이상의 급격한 부유물 증가를 보였다.

부영양화의 지표로 빈번히 이용되는 총질소(TN)의 경우, 배경농도가 모든 지점에서 2 mg L⁻¹ 이상을 보여 수체내 1차생산자 성장에 대한 질소 제한효과(Nitrogen limitation)는 미비할 것으로 사료 되었으며, 5지점에서는 총질소의 평균값이 10 mg L⁻¹ 이상으로서 BOD₅ 및 TSS와 유사한 패턴을 보였다(Fig. 5). 총인(TP)의 경우 1~4지점에서 0.05 mg L⁻¹로 나타나고 있는 반면, 5지점에서

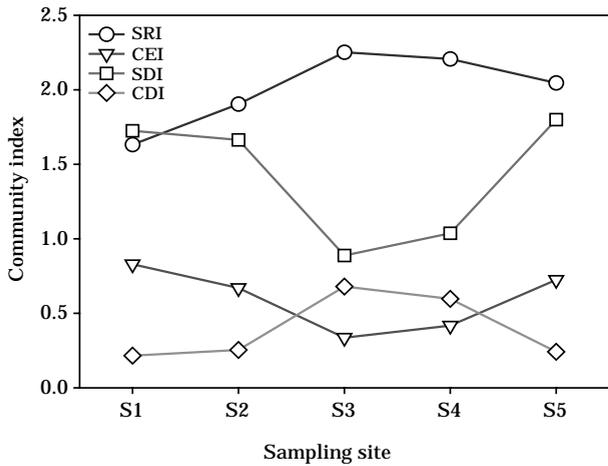


Fig. 4. Community analyses, based on the species richness index (SRI), community evenness index (CEI), species diversity index (SDI), and community dominance Index (CDI) in the sampling sites.

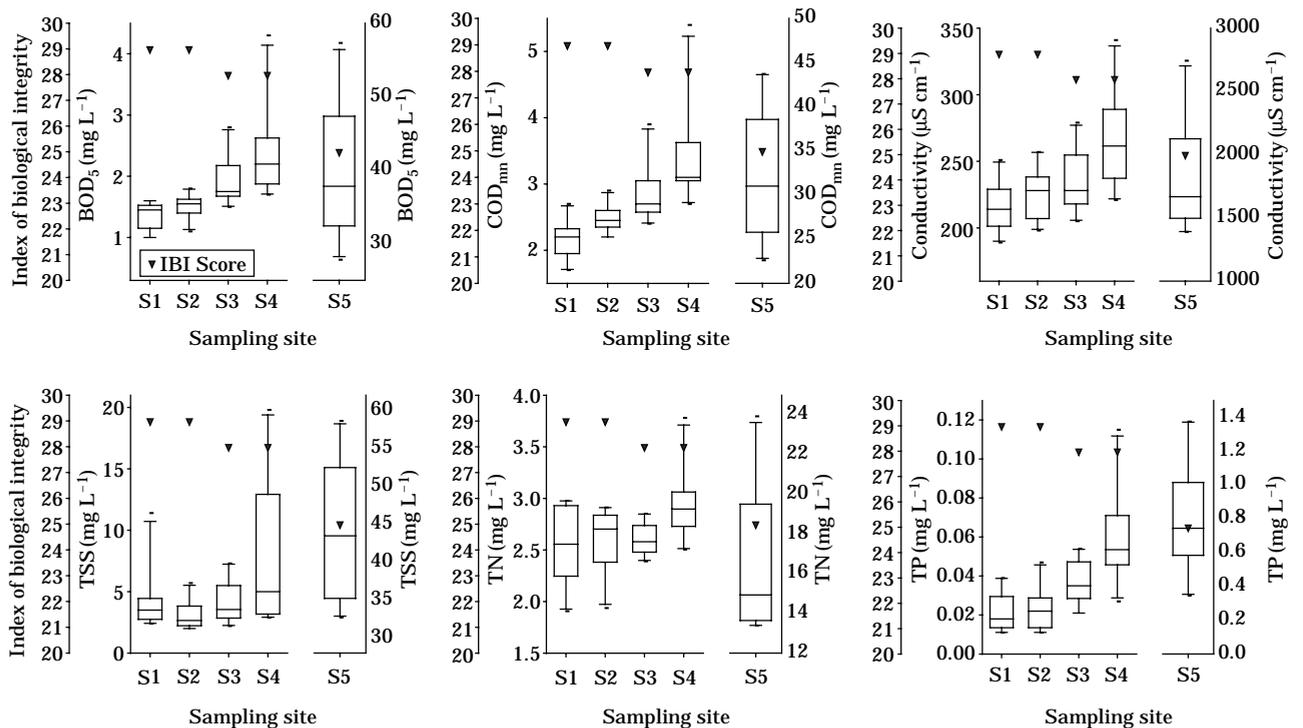


Fig. 5. Ecological stream health, based on the index of biological index using fish assemblage, and the water quality in each sampling site, based on the average of 1995~2004.

는 0.8 mg L^{-1} 로 1~4지점보다 16배 이상이 높게 나타났다. 이는 5지점에서 심한 부영양화 현상이 일어나고 있으며, 1차 생산자의 성장에 대한 인 제한효과(Phosphorus limitation)가 클 것이라고 예상되는 결과라 할 수 있다. 이처럼 5지점에서 총인의 수치가 높은 현상은 인근에서 유입되는 생활하수 및 분뇨처리 시설의 영향이 크리라 사료된다. 전기전도도(Conductivity)는 5지점은 1에서 4지점의 평균 $220 \sim 260 \mu\text{S cm}^{-1}$ 의 수치보다도 무려 8배 이상 높은 $1800 \mu\text{S cm}^{-1}$ 나타내고 있으며, 이 결과는 유기물 및 화학적 오염원이 복합적으로 작용하여 나타났다고 사료된다(Fig. 5).

5. 생물학적 건강성 및 수질변수간의 상호관계

환경부의 이화학적 하천수질기준 등급과 생태건강도 지수값(IBM)으로 산정한 등급을 비교해 보면, 1~3지점들은 이화학적인 수질등급이 2~3등급으로 생물화학적 지수값으로 산정한 등급인 3~4등급 보다 높게 나타났으며, 4지점 및 5지점은 이화학적인 수질등급이 3~4등급 이었고, 생물학적 지수값으로 산정한 등급이 4지점에서 3등급, 5지점에서 4등급으로 각각 나타났다. 이는 1지점에서 4지점은 이화학적인 수질 상태는 “양호” 수준을 나타내고 있는 반면, 생물학적인 건강도는 “보통” 수준이라고 할 수 있다. 즉, 본 평가에서 생물학적 수질건강도는 이화학적 수질 등급에 의해 평가된 결과와 비교해 볼 때 일부 낮게 나타나, 이화학적 수질상태가 생태학적 건강도를 대표할 수 없는 것으로 나타났다. 특히, 5지점은 이화학적인 수질 상태는 1에서 4지점과 유의한 수준으로 “보통”을 나타내었으나 생물학적인 건강도는 “악화”수준을 나타내고 있다. 반면 환경부 하천수질환경기준으로 나타나는 등급과는 달리 5지점의 경우 본 연구에 이용된 이화학적인 척도의 평가로는 “매우 불량”한 상태를 나타내고 있다. 이는 환경부 하천수질환경기준에는 유기물오염(총질소, 총인)과 화학적오염(화학적 산소요구량)에 대한 항목을 제외하고 산정한 등급을 부여하고 있어 본 연구에서 평가하고자 하는 이화학적 수질상태와는 상이한 결과를 나타내고 있다고 할 수 있다. 본 연구에서 사용한 전기전도도, 생물화학적 산소요구량(BOD_5), 화학적 산소요구량(COD_{mn}), 총질소(TN), 총인(TP), 총부유물(TSS)의 6개 항목으로 분석한 제 5지점의 수질상태는 “매우 악화” 상태로 나타나고 있다.

한편, 생태계 건강도지수 값으로 산정한 수환경상태가 이화학적 수질 값과 상이한 차이를 나타내는 이유는 인위적인 제방공사로 인한 서식지 파괴 및 단순화 현상

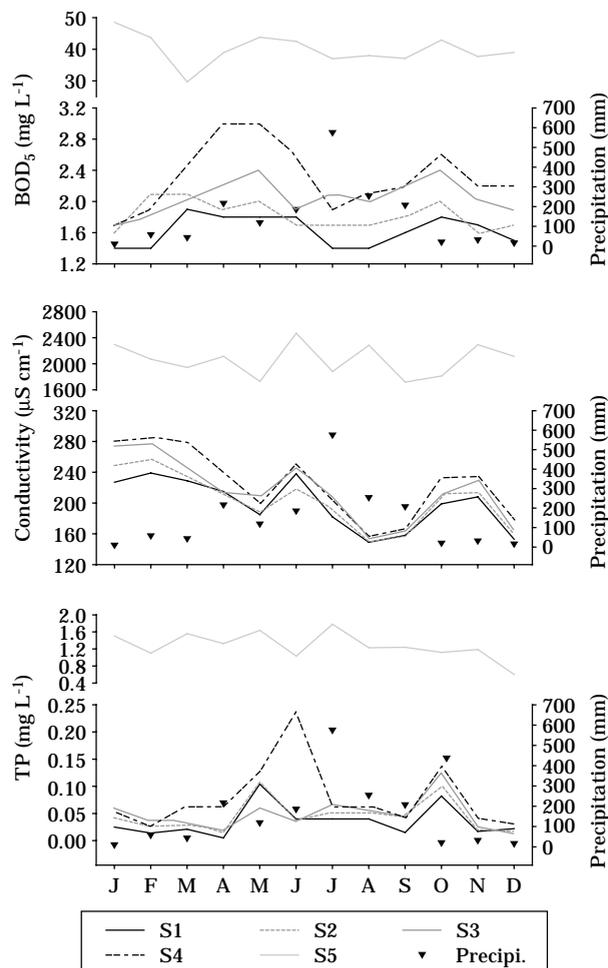


Fig. 6. Dynamics of chemical parameters such as biochemical oxygen demand (BOD_5), conductivity, and total phosphorus (TP) in relation to monthly precipitation.

에서 기인한다고 볼 수 있으며, 이런 특성은 현장의 서식지평가 조사에서 하상구조가 80% 이상이 모래로 구성되어 서식지 단순화현상에 대한 가설을 뒷받침해 주었다. 5지점의 경우, 1지점에서 4지점과는 달리 생태건강도 지수 값이 상대적으로 이화학적인 수질상태보다 양호하게 나타나는데 이는 물리적 서식지의 교란보다 인접한 점오염원에서 배출되는 오염물질의 영향이 더 크게 작용하여 나타나는 현상이라고 할 수 있다(임 등, 2000). 이런 결과는 이화학적인 측정값으로 나타나는 수질은 생물학적인 수질 값으로 나타나는 결과와 상이하기 때문에 이화학적 수질상태가 생물환경을 대변할 수 없음을 제시하였다. 이런 결과는 최근 공(2002)이 제시한 바와 같이 이화학적인 지표특성 만으로는 하천평가의 총체성을 나타낼 수

Table 3. Pearson's correlation coefficients (r) and its probability (p , $n = 5$) of the index of biological integrity (IBI), community index, and chemical parameters. The abbreviations are as follows: d = species richness index, E = species evenness index, H' = species diversity index, λ = community dominance index, O = % omnivore, and T = % tolerance.

IBI	r	1.000															
	p	-															
d	r	.199	1.000														
	p	.748	-														
E	r	-.598	-.899*	1.000													
	p	.287	.038	-													
H'	r	-.733	-.774	.964**	1.000												
	p	.159	.125	.008	-												
λ	r	.650	.832	-.977**	-.993**	1.000											
	p	.235	.080	.004	.001	-											
O	r	.220	.849	-.811	-.804	.860	1.000										
	p	.722	.069	.096	.101	.062	-										
T	r	-.017	.966**	-.784	-.653	.733	.884*	1.000									
	p	.978	.007	.116	.232	.159	.046	-									
BOD ₅	r	-.946*	.104	.326	.478	-.374	.100	.329	1.000								
	p	.015	.868	.593	.416	.535	.873	.589	-								
COD _{mn}	r	-.943*	.114	.317	.470	-.366	.108	.338	0.998**	1.000							
	p	.016	.856	.603	.424	.544	.863	.578	.000	-							
Cond.	r	-.946*	.105	.326	.478	-.375	.100	.329	0.998**	0.998**	1.000						
	p	.015	.867	.593	.416	.534	.873	.589	.000	.000	-						
TN	r	-.947*	.098	.332	.483	-.380	.095	.323	0.998**	0.998**	0.998**	1.000					
	p	.014	.875	.586	.410	.528	.880	.596	.000	.000	.000	-					
TP	r	-.940*	.117	.313	.465	-.361	.115	.342	0.998**	0.998**	0.998**	0.998**	1.000				
	p	.017	.851	.608	.430	.551	.853	.573	.000	.000	.000	.000	-				
TSS	r	-.926*	.133	.297	.443	-.338	.146	.359	.996**	.997**	.996**	.996**	.998**	1.000			
	p	.024	.831	.627	.455	.577	.815	.552	.000	.000	.000	.000	.000	-			
		IBI	d	E	H'	λ	O	T	BOD ₅	COD _{mn}	Cond.	TN	TP	TSS			

*: significant at the 0.05 level, **: significant at the 0.01 level

없음을 입증하였다. 또한, 이화학적인 수치는 Fig. 6에서 보여주는 바와 같이 우리나라의 계절성 강우의 특징인 몬순강우로 인해 강우가 집중되는 시기와 그 전후 시기의 차이가 매우 커서(이 등, 2002; 안 등, 2005), 이화학적 분석에 대한 높은 변이를 가져오기 때문에 이화학적 수질에 의거한 수환경 평가 이외에도 부가적으로 생물학적 수질특성분석이 요구되는 것으로 사료되었다.

6. 변수들간의 상관도 분석

각 지점에서의 항목별 상관도에서 생태 건강도지수 (IBI값), 군집풍부도 지수, 종균등도 지수, 종다양도 지수 및 우점도 지수와의 관계를 분석한 결과에 따르면, 생태 건강도 지수는 나머지 항목에 대한 유의수준이 0.05 이상으로 나와 IBI값에 대한 각 항목들의 영향은 그리 크

지 않은 것으로 사료되었다 (Table 3). 한편, BOD₅, COD, TN, TP의 수질변수들 간의 관계는 상관도가 아주 높은 것으로 나타났다 ($r > 0.95$, $p < 0.0001$). 일반적으로 군집지수의 수식에서 제시된 바와 같이, 종풍부도와 균등도 관계 ($r = -0.899$, $p < 0.05$), 종다양도 지수와 우점도지수간의 관계 ($r = -0.993$, $p < 0.01$) 사이에는 역상관 관계가 나타났다. 특히, 풍부도 지수와 와 종균등도가 역상관 관계는 피라미 (*Zacco platypus*) 한 종이 집중적으로 우점하는 결과가 직접적으로 균등도 지수에 영향을 미친 것으로 판단되며, 풍부도와 내성종의 상관관계가 유의 수준 0.01 이하로 나타나고 있는 것이 이를 뒷받침하고 있다.

한편, 이전 결과에서 생물학적 건강도 등급은 이화학적 수질등급에 비해 과대평가 되었지만 두 변수간의 관계분석에서는 여전히 역상관관계가 분명했다. 생태건강도 지수값 (IBI)에 대한 이화학적 변수와의 상관도 분석에 따

르면, IBI값은 전기전도도, 생물화학적 산소요구량 (BOD₅), 화학적 산소요구량 (COD_{mn}), 총질소 (TN), 총인 (TP), 총부유물 (TSS)과 상관계수 값이 -0.92 이상으로서 신뢰구간 95% 수준에서 모두 유의한 것으로 나타났다. 즉, 이는 각각의 이화학적 수질악화는 생물건강도 악화 및 생태 민감종 지표종 감소에 영향을 끼치는 것으로 사료되었다. 따라서, 총체적 하천 생태계 건강성평가는 이화학적 수질평가방법 뿐만 아니라 동시에 생물학적 평가를 상호 연계할 때 적절한 수환경 평가가 될 것으로 사료된다.

결 론

본 연구에서 나타난 결과를 종합해 보면 이화학적 수질 측정값만을 이용한 수환경 평가는 나름대로의 장점을 가지고 있으나, 총체적 하천 건강도를 체계적으로 평가하고 진단하기에는 부족하다. 이화학적 수질 측정값만을 이용하는 경우에는 물리적 환경에 영향을 덜 받는 반면, 계절과 강우에 따라 변동 폭이 심하며, 측정 위치와 시간에 따라서도 변동폭이 심하게 나타날 수 있는 단점이 있다. 본 연구 결과에서 제시한 바와 같이, 이화학적인 수질 측정값은 강우 전, 중, 후에 변화의 폭이 심하게 나타나고 있다. 따라서, 본 연구에서 개발된 10 메트릭 속성에 기반을 둔 생태건강도 평가모델은 이화학적 수질값에서 나타나는 계절과 강우에 대해 비교적 덜 영향을 받는 장점이 있으며, 장기적 측면의 수질특성 뿐만 아니라 생물학적인 측면에서의 생태적 특성을 잘 반영하기 때문에 총체적 수환경 평가를 위해서는 이런 생태 건강도 평가모델이 개발되어야 한다고 사료된다. 일반적으로 하천의 수환경 내 존재하는 대표 생물 분류군은 본 연구에서 이용된 중간 혹은 최종 소비자인 어류 이외에도 1차 생산자인 부착조류 (Periphyton) 및 1차 소비자인 대형무척추동물 (Macroinvertebrate) 이 있다. 따라서 이런 수체내의 어류 이외의 다른 분류군을 이용한 생태 건강도 평가기법 개발이 절실한데, 다행히도 현재 우리나라 환경부에서는 생물학적 수질환경평가기준 마련을 위한 예비연구가 진행 중에 있다. 이러 연구결과가 종합될 때 총체적인 생태 건강도평가가 이루어 질것으로 사료되는 바이다.

적 요

본 연구는 2004년 8월 (8월 16~17일)부터 10월 (10월

1~2일)까지 금강 지류중의 하나인 유등천의 5개의 지점을 선정하여 어류군을 이용한 다변수 모델 적용 및 평가를 실시하였다. 본 연구에서 얻어진 생물학적 건강성평가 모델값은 유등천의 지점별 수질변수 값 (1995~2004년: 환경부 자료)과 비교 평가하였다. 이용된 수질변수는 전기전도도 (Conductivity), 생물화학적 산소요구량 (BOD₅), 화학적 산소요구량 (COD_{mn}), 총인 (Total phosphorus), 총질소 (Total nitrogen) 및 총부유물 (Total suspended solids)의 6개 항목으로서 조사지점별, 계절별, 연별로 농도 변이가 큰 것으로 나타났다. 본 연구에서는 안 등 (2003)에 의해 국내 특성에 맞게 개발된 다변수 메트릭 모델을 이용하였으며, 이는 최근 미국 환경부 (US EPA) 의 Barbour *et al.* (1999)에 의한 RBP 모델을 기반으로 얻어졌다. 총체적인 건강성평가에 따르면, EPA (1993) 및 Barbour *et al.* (1999)의 기준에 따르면, 2차례 조사에 걸친 유등천의 생물학적 건강도는 27.8 (n=10)로서, 수환경 등급은 "보통상태" (Fair condition)로 나타났다. 8~10월까지 지점별 개별적인 어류평가 모델 값은 24~32 범위로 나타났으며, 5지점에서 모델 값은 25 (Poor condition)로서 가장 낮은 것으로 나타났다. 1~4지점까지 모델 값은 고도 구배에 대해 큰 차이를 보이지 않았다. 한편, 이 화학 분석 자료에 따르면, 상류에서 하류로 갈수록 수질이 악화되는 경향을 보이고 있었으며, 특히 5지점 (S5)은 나머지 4개 지점 (S1~S4)의 수질에 비해 뚜렷한 수질악화를 보였는데, 이는 제 5지점 부근의 공단과 분뇨처리시설로부터 유입된 폐수에 의한 점 오염원의 효과로 사료되었다. 어류의 지표종 특성에 따르면, 버들치 (*Rhynchocypris oxycephalus*), 갈겨니 (*Zacco temminckii*)와 같은 수질에 대해 민감한 어종은 상류 (S1~S2)에서의 출현빈도가 하류지점에서의 출현빈도에 비해 뚜렷하게 높게 나타나 수질 특성을 반영하는 것으로 나타났으며, 트로픽 구조 측면에서 내성종 (Tolerant species) 및 잡식성종 (Omnivore species)이 하류로 갈수록 증가하는 경향을 보였다.

사 사

본 연구는 한국과학재단 목적기초연구 (과제번호: R08-2003-000-10535-0-2004)지원으로 수행되었음.

인 용 문 헌

공동수. 2002. 생물학적 수질기준 설정 필요성 및 접근방안. 환

- 경생물학회지 **20**: 28-49.
- 김선경, 서동일. 1994. 대전천의 수질 오염 실태와 개선방안에 관한 연구. 대한상하수도 학회 학술발표회 및 세미나. pp. 23-28.
- 김익수, 강종연. 1993. 원색 한국 어류도감. 아카데미서적.
- 김익수, 박종영. 2002. 원색도감 한국의 민물고기. 교학사.
- 김익수. 1997. 한국동식물도감 제3권 동물편 (담수어류). 교육부.
- 김중선, 함순아, 나철호. 1995. 수서곤충을 이용한 탐진강 수계의 수질평가. 환경생물학회지 **13**(2): 225-231.
- 김현아, 이나나, 유춘만, 위성욱, 주현수, 이종빈, 위인선. 1995. 동북호 유입하천의 조류증식능에 관한 연구. 환경생물학회지 **13**(1): 71-82.
- 김호섭, 황순진. 2004. 얇은 부영양 저수지의 육수학적 특성-계절에 따른 수질변화. 한국육수학회지 **37**(2): 180-192.
- 안광국, 신인철. 2005. 산간 계류성 하천의 계절적 수질변동에 대한 문순강우의 영향. 한국육수학회지 **38**(1): 54-62.
- 안광국, 염동혁, 이성규, 김용화. 2003. 어류군 다변수 접근 방식에 의거한 생물보존지수 산정에 의한 생태학적 하천 건강성 평가. 대한환경공학회 2003 춘계학술연구발표회 논문집 pp. 548-552.
- 안광국, 염동혁, 이성규. 2001. 생물보존지수의 신속한 생물평가 기법을 이용한 갑천 수계의 평가. 한국환경생물학회지 **18**(2): 261-269.
- 안광국, 정승현, 최신석. 2001. 생물보존지수 및 서식지 평가지수를 이용한 평창강의 수환경 평가. 한국육수학회지 **34**(3): 153-165.
- 염동혁, 안광국, 홍영표, 이성규. 2000. 어류군집을 이용한 금호강의 생물보존지수(Index of Biological Integrity, IBI) 평가. 환경생물학회지 **18**(2): 215-226.
- 이은형, 서동일. 1994. 대전직할시 유등천의 수질현황과 개선 방향에 관한 연구. 대한상하수도학회지 pp. 85-89.
- 이충렬. 2001. 갑천수계의 어류상과 어류군집. 환경생물학회지 **19**(4): 292-301.
- 이태관, 박태규. 1996. 금호강 수질환경의 계절적 변동과 관리. 환경과학논집 **1**(1): 155-170.
- 이혜원, 안광국, 박석순. 2002. 소양호 수질의 시·공간적 경향 분석. 대한상하수도학회 2002년도 공동추계 학술발표회 논문집 pp. 69-72.
- 임창수, 신재기, 조경제. 2000. 금강 중·하류에서 오염양상과 수질평가. 한국육수학회지 **33**: 51-60.
- 정연태, 최민규, 김백호, 위인선, 이종빈. 1996. 수질오염 관정을 위한 기법 개발 (I) 부착조류 군체화에 미치는 기질특이성 연구. 환경생물학회지 **14**(1): 95-111.
- 조현실, 김도한, 부성민. 1998. 유등천의 수환경과 부착조류의 종류상. 환경생물학회지 **16**(3): 273-280.
- 최기철, 김익수, 손영목. 1985. 금강하류의 담수어자원에 관하여. 자연보존연구보고서 **7**: 51-64.
- 최기철, 전상린, 김익수, 손영목. 2002. 원색 한국 담수어 도감 (개정). 향문사.
- 최기철. 1987. 충남의자연 담수어편. 한국과학기술진흥재단.
- 최기철. 1999. 우리 민물고기 백가지. 현암사.
- 최민규, 김백호. 1994. 상수원의 오염에 대한 식물플랑크톤의 오수생물학적 연구-만경강 상류 하천 및 저수지를 중심으로-. 환경생물학회지 **12**(2): 141-174.
- 최신석, 박종성. 1979. 금강하류 수역의 수질오염과 보호어류 및 특산어류 조사. 자연보존연구보고서 **1**: 241-256.
- 홍영표. 1994. 자연환경기본계획: 담수어류. 대전직할시.
- 환경부. 2004. 물환경종합평가방법 개발조사연구(I). pp. 516.
- 황금화, 전상린, 김미옥, 황중서. 1992. 금강 하류역의 어류상에 관하여. 기초과학연구 **6**: 53-74.
- An, K-G., S.S. Park and J-Y. Shim. 2002. An evaluation of a river health the index of biological integrity along with relations to chemical and habitat conditions. *Environment International* **28**: 411-420.
- Barbour, M.T., J. Gerritsen, B.D. Snyder and J.B. Stribling. 1999. Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish, Second Edition. EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency; Office of Water; Washington, D.C.
- Ganasan, V. and R.M. Hughes. 1998. Application of index of biological integrity (IBI) to fish assemblages of the river Khan and Kshipra (Madhya Pradesh), India. *Freshwater Biology* **40**(2): 55-59.
- Harris, J.H. 1995. The use of fish in ecological assessment. *Australian Journal of Ecology* **20**: 65-80.
- Horton, R.E. 1945. Erosional development of streams and their drainage basins: hydrophysical approach to quantitative morphology. *Geological Society of America Bulletin* **56**: 275-370
- Karr, J.R. 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries* **6**: 21-27.
- Karr, J.R. and M. Dionne. 1991. Designing surveys to assess biological integrity in lakes and reservoirs, in biological criteria; Research and Regulation-Proceedings of a symposium. p. 62-72. U.S. EPA, Office of Waters, Washington, D.C., EPA-440/5-91-005, U.S.A.
- Koizumi, N. and Y. Matsumiya. 1997. Assessment of stream fish habitat based on Index of Biotic Integrity. *Bull. Jap. Soc. Oceanogr.* **61**: 144-156.
- Kovacs, T.G., P.H. Martel and R.H. Voss. 2002. Assessing the biological status of fish in a river receiving pulp and paper mill effluents. *Environmental Pollution* **118**: 123-140.
- Margalef, R. 1958. Information theory in ecology. *Gen. Syst.* **3**: 36-71.
- Nelson, J.S. 1994. Fishes of the world (3th ed.). John Wiley

- and Sons.
- Oberdorff, T. and R.M. Hughes. 1992. Modification of an index of biotic integrity based on fish assemblages to characterize rivers of the Seine Basin, France. *Hydrobiologia* **228**: 117-130.
- Pielou, E.C. 1975. Ecological diversity. Wiley. New York. p. 165.
- Shannon, C.E. and W. Weaver. 1949. The mathematical theory of communication. University of Illinois Press, Urbana.
- Simposon, E.H. 1949. Measurement of diversity. *Nature* **163**: 688.
- Strahler, A.N. 1957. Quantitative analysis of watershed geomorphology. *American Geophysical Union Transactions* **38**: 913-920
- U.S. EPA. 1993. Fish field and laboratory methods for evaluating the biological integrity of surface waters. EPA 600-R-92-111. Environmental monitoring systems laboratory-Cincinnati office of modeling, monitoring systems, and quality assurance Office of Research Development, U.S. EPA, Cincinnati, Ohio 45268.
- Wayne, S.D. and T.P. Simson. 1995. Biological assessment and criteria: tools for water resource planning and decision making. CRC press, Inc.
- (Manuscript received 11 July 2005,
Revision accepted 12 September 2005)