

## 초강의 통합적 생태건강성 평가

안 광 국\* · 최 지 웅

(충남대학교 생명과학부)

Intergrated Ecological Health Assessments in Cho River. *An, Kwang-Guk\* and Ji-Woong Choi (School of Bioscience and Biotechnology, Chungnam National University, Daejeon 305-764, Korea)*

An integrated health of a lotic ecosystem, Cho River, was evaluated by various approaches such as conventional water quality analysis, physical assessments of Qualitative Habitat Evaluation Index (QHEI), and the bioassay of Index of Biological Integrity (IBI) during August~September 2005. The IBI model used in the study was based on original multivariate metric model and then modified the metric attributes of the model for the regional application. Physical habitat health, based on the QHEI, was estimated using eleven metrics. During the study, values of IBI model averaged 36, which was judged as "fair" to "good" conditions. Spatial variations in the model values were evident: the headwater site (S1) was estimated as 48, indicating an "excellent" condition, and the other sites were estimated 32~38, "good" condition. Values of the QHEI in the all sites averaged 148, which is judged as a good condition. The QHEI values varied from 120 (fair condition) to 199 (excellent condition) depending on the location of the stream. Site 5 (S5) was estimated as "fair~good" condition, while Site 7 (S7) was estimated as "excellent" condition. The biological health, based on the IBI, reflected the habitat health. However, chemical conditions in terms of pH, turbidity, electric conductivity, dissolved oxygen (DO) did not make a difference in the biological health because of minor chemical differences among the locations.

**Key words :** water quality, biological health, fish assemblage, habitat health

### 서 론

급속한 산업화와 도시화에 따른 수질오염이 심화되면서 최근 건강한 수환경의 보전 및 복원을 위한 지속적인 생물모니터링 (Biomonitoring) 기법 개발 및 생태계 관리 기법이 도입·제시되고 있다 (US EPA, 1993; 공, 2002). 기존의 일반적인 하천평가는 주로 이화학적 기법을 적용하여 평가되고 있으나, 이런 기법은 수환경내 생물서식 특성 및 생태 건강성에 대한 정보 부재로 인하여 하천

내 수질상태와 생물을 통합적으로 연구하는 수자원 평가법이 절실히 요구되고 있다.

최근 수환경 평가에 대한 국제적인 연구동향에 따르면, 하천생태계에서 생물학적 모니터링을 위해 부착조류 (Periphyton), 수서무척추동물 (Macroinvertebrate), 어류 (Fish) 등의 생물군이 주요한 지표로 활용되는 추세이다 (Rosenberg, 1993; US EPA, 1993; Schmitt, 2002). 우리나라에서는 인공기질을 이용한 부착조류의 수질평가 (최 등, 2004), 부착규조 군집의 변화 및 유기오탁지수 (DAIpo)에 의한 수질평가 (박 등, 2004)의 선행 연구사례

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

가 있다. 또한 수생태계에서 1차 소비자인 수서곤충을 이용한 생태학적 평가(이, 1994) 및 생물학적 수질평가(김 등, 1995), 저서성 대형무척추동물에 의한 생물학적 수질평가가 수행된 바 있다(배 등, 2002). 양 등(1994), 성 등(1997) 및 다양한 연구자들은 수체 내 최상위 분류군인 어류를 이용하여 수환경 평가를 실시해왔으나, 이런 부류의 선행연구는 주로 어류상, 분포특성 및 군집구조 분석을 다루고 있는 것이 현실이다. 어류는 수환경내에서 생물학적 특성과 수질 변화에 민감한 가장 좋은 지표종 중 하나로 알려져 있어 수생태계 건강성 지표로 널리 이용되고 있다(Fausch *et al.*, 1990; Angermeier *et al.*, 1991). 그러나 기존 연구들은 상기 각 분류군 내에서 1~2개의 단편적인 생물 지표 특성만을 이용하기 때문에 총체적인 수환경 평가가 어려웠던 것이 사실이다.

최근 미 환경부(US EPA, 1993)에서는 다각적 요인들을 종합한 생물통합지수(Index of Biological Integrity, IBI) 모델을 개발하여 기존의 단편적인 문제점을 보완하여 수환경 평가에 이용하고 있다. 이런 모델은 어류를 이용한 수환경 평가 기법으로서 하천에 서식하는 생물의 건강도, 수질에 대한 내성도 및 영양구조 특성(trophic structure) 등의 개념을 반영하는 기법이다. 현재, 우리나라에서는 어류군의 다변수 메트릭 모델을 통한 생물평가 기법 개발(안 등, 2001a) 및 계류형 하천에 모델 적용(안 등, 2001b)을 통해 예비적 연구들이 활발히 시작되고 있어 이에 대한 다각적인 적용 및 평가가 필요하다.

본 연구의 목적은 생물학적 건강도 지수를 활용한 수질평가 기법 적용 및 물리적 서식지 평가지수(QHEI)를 하천에 적용하여 수생태계의 건강성을 진단하는 것이다. 이를 위해 최근 미 환경부의 Barbour *et al.* (1999)이 제시하고 있는 RBP 평가 기법(Rapid Bioassessment Protocol)을 국내의 생태학적 특성에 맞게 메트릭을 적용하고 이를 수정·보완하여 수계 건강도를 평가하였고, 물리적 서식지를 평가하기 위하여 Plafkin *et al.* (1989)의 정성적 서식지 평가 기법(Qualitative Habitat Evaluation Index: QHEI)의 도입을 통하여 하천의 종합적인 건강도를 진단·평가하였다.

**재료 및 방법**

**1. 조사기간 및 조사지점 선정**

본 연구에서는 충북 영동군 초강, 어촌천의 7개 지점을 선정하여 2005년 8월에서 9월까지 2회에 걸쳐 생물학적 건강도 평가, 일반수질항목 분석 및 물리적 서식지 분석

을 실시하였다. 최상류 지점인 지점 1(S1)은 Horton(1945)과 Strahler(1957)의 하천차수(Stream order)기준에 의거할 때 3차 하천으로서 하천의 폭이 넓고 하천 바닥의 자갈의 비율이 높으며, 인공제방과 보가 형성되어 있다. 지점 2(S2)와 지점 3(S3)은 4차 하천으로 하천 폭이 비교적 넓고, 유량이 풍부하며 인공제방이 형성되어 있다. 지점 4(S4)는 초강과 어촌천의 합수부로 4차 하천이고 어도를 포함한 인공제방이 형성되어 있다. 지점 5(S5)는 2차 하천으로 하천 폭이 좁고, 유량이 적으며 인공적인 제방과 보가 형성되어 있다. 지점 6(S6)은 저수지방류부로 하천 폭이 좁고, 인공제방이 형성되어 있으며 식생이 다른 지점에 비해 잘 발달되어 있다. 지점 7(S7)은 5차 하천으로 하천 폭이 넓고 유량이 풍부하며 인공적인 조형물이 존재하지 않았다. 또한 식생이 잘 발달하여 좋은 서식처를 가지고 있고, 자연제방이 형성되어 있어 전 지점 중 가장 좋은 물리적 서식환경을 가지고 있다. 세부 조사 지점은 다음과 같다(Fig. 1).

- S1 : 충북 영동군 상촌면 하도대리 하도대교 (초강, 3차 하천)
- S2 : 충북 영동군 상촌면 돈대리 돈대교 (초강, 4차 하천)
- S3 : 충북 영동군 매곡면 수원리 수원교 (초강, 4차 하천)

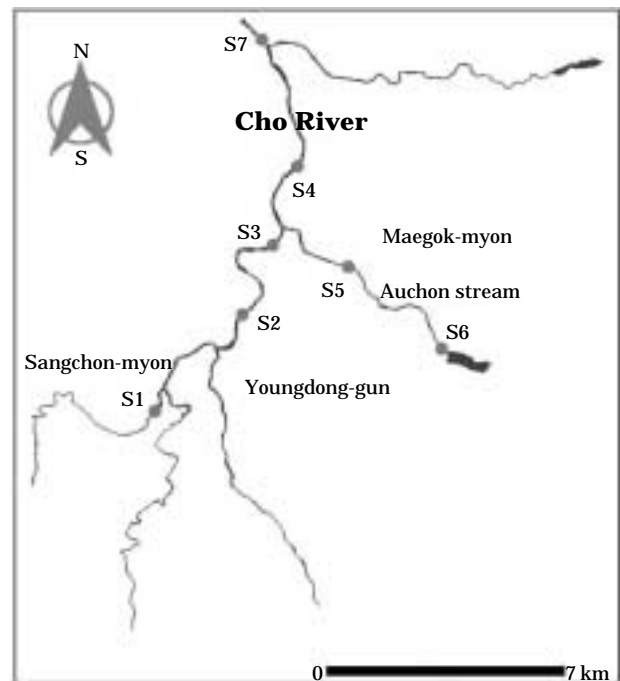


Fig. 1. The map of Cho River showing sampling sites.

- S4 : 충북 영동군 매곡면 노천리 어촌천 합수점 하류  
(초강, 4차 하천)
- S5 : 충북 영동군 매곡면 곤덕리 해평교  
(어촌천, 2차 하천)
- S6 : 충북 영동군 매곡면 강진리 강진저수지 방류부  
(어촌천, 1차 하천)
- S7 : 충북 영동군 매곡면 노천리 옥전교  
(초강, 5차 하천)

## 2. 일반 수질 항목 분석

상기 7개 지점에서 수온 (Temperature, °C), 용존산소량 (Dissolved oxygen: DO) 및 전기전도도 (Electric conductivity: EC, 25°C에서 보정), 염분도 (Salinity)는 YSI-85를 이용하여 측정하였다. 수소이온농도 (pH)는 Multi-Analyzer 815PDC로 현장에서 측정하였으며, 탁도 (Turbidity)는 샘플을 실험실로 운반하여 HACH turbidimeter 2100A로 분석하였다.

## 3. 어류 현장 조사 및 분석

본 조사에서 어류 채집은 생태계 건강성 평가를 위해 개발된 Ohio EPA (1989)의 채집기법 (Wading method)을 변경하여 현장 적용하였으며, 물리적 서식지 특성 차이에 따른 채집 변이를 감소시키기 위해 조사지점 내의 여울 (Riffle), 소 (Pool), 흐름이 느린 곳 (Run) 등을 최대한 포함하여 조사를 실시하였다. 각 지점의 조사 범위는 Ohio EPA (1989)에 의거하여 정점으로부터 상·하류의 150~200 m로 설정하였고, 조사에 소요된 시간은 50분으로 한정하였다. 채집도구는 투망 (망목 8×8 mm), 족대 (망목 4×4 mm)를 사용하였다. 각 지점에서 채집된 어류는 Nelson (1994)의 분류체계를 따랐고, 김 (1997), 김과 강 (1993), 김과 박 (2002)에 의거해 동정하였으며 동정 후 바로 놓아주었다. 일부 동정이 불확실한 종은 10% 포르말린 용액으로 고정하여 실험실에서 동정하였다. 또한 비정상어종의 외형적 감별은 US EPA (1993)에 따라 기형 (Deformity), 부식 (Erosion), 조직병리 (Lesion) 및 종양 (Tumors) 등으로 구분하여 분석하였다.

## 4. 생태건강도 다변수 모델 및 메트릭 속성 분석

본 조사에서는 어류에 의거한 생물통합지수를 기반으로 한 하천 건강도 평가모델을 적용하였다. 하천 건강도 평가모델은 북미에서 최초 개발된 어류의 다변수 IBI 모델에 기반을 두고 있으며 (Karr, 1981) 최근에는 Barbour

*et al.* (1999)에 의해 수정·보완된 모델을 기초로 하였다. 또한, 현재 우리나라에서 안 등 (2001a, b)은 북미의 메트릭 속성, 트로픽 길드 및 서식지길드를 우리나라 생태특성에 맞게 수정, 개발된 모델을 제시한 바 있어 이를 기반으로 하였다. 본 연구에서 이용된 메트릭 속성 및 모델의 세부적 특성은 안 등 (2001a)의 연구에서 자세히 기술되었다. 모델 분석에 이용된 메트릭은 M<sub>1</sub> 총 본토종수 (Number of native species), M<sub>2</sub> 여울성 저서종수 (Riffle-benthic species), M<sub>3</sub> 민감성 생태 지표종수 (Number of sensitive species), M<sub>4</sub> 내성 지표종의 개체수빈도 (Proportion of tolerant species), M<sub>5</sub> 잡식성종의 상대빈도 (Proportion as a number of omnivore species), M<sub>6</sub> 본토 충식성 종의 상대빈도 (Proportion as a number of insectivore species), M<sub>7</sub> 본토 육식종의 상대빈도 (Proportion as a number of carnivore species), M<sub>8</sub> 총개체수 (Total number of individual), M<sub>9</sub> 외래종 빈도 (Proportion as a number of exotic species), M<sub>10</sub> 개체의 비정상도 빈도 (Proportion as a number of abnormal individual)의 총 10개 메트릭 시스템이다. 생물학적 건강도 평가 값은 10개 메트릭에 대해 Barbour *et al.* (1999)에 의해 제시된 바와 같이 각각 “5”, “3”, “1”의 모델값을 부여한 뒤 최종값을 산정하여 최적상태 (Excellent, 50~46), 양호상태 (Good, 40~36), 보통상태 (Fair, 30~26), 악화상태 (Poor, 20~16), 최악상태 (Very Poor, ≤10)의 5개 등급으로 대별하여 평가하였다.

## 5. 물리적 서식지 평가

본 연구에 적용된 서식지 평가 모델은 Plafkin *et al.* (1989)에 의해 도입된 서식지평가 정성지수 및 이를 수정한 Barbour *et al.* (1999)의 서식지평가지수를 바탕으로 국내실정에 맞추어 모델보정을 거친 후 적용하였다. 물리적 서식지 평가를 위한 메트릭 모델은 M<sub>1</sub> 하상구조/서식처 피복도 (Substrate/Instream cover), M<sub>2</sub> 하상매몰도 (Embeddedness), M<sub>3</sub> 유속/수심 조합 (Flow velocity/depth combination), M<sub>4</sub> 하상유실 및 토사축적도 (Bottom scouring & sediment deposition), M<sub>5</sub> 유량 상태 (Channel flow status), M<sub>6</sub> 수로 변경도 (Channel alteration), M<sub>7</sub> 여울 빈도 및 하천굴곡도 (Frequency of riffles or bends), M<sub>8</sub> 제방 안정도 (Bank stability), M<sub>9</sub> 제방식생 보호도 (Bank vegetative protection), M<sub>10</sub> 천변 식생대의 폭 (Riparian vegetative zone width) 및 M<sub>11</sub> 소규모 댐의 존재유무 (Dam construction impact)의 11개 메트릭으로 구성되었다. 각 변수값의 등급구분은 US EPA (1993)의

기준에 의거하여 Excellent (220~182), Good (168~124), Fair (110~66), Poor (52~8)의 4개 등급으로 구분하였다.

6. 군집 분석법

본 수계에서 어류 군집 구조분석을 위해 아래와 같이 군집 우점도 지수 (Simpson, 1949), 종 풍부도 지수 (Margalef, 1958), 종 다양도 지수 (Shannon and Weaver, 1949) 및 종 균등도 지수 (Pielou, 1975)를 산정하였다.

i) 군집 우점도 지수 (Simpson's Dominance Index,  $\lambda$ )

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

[N=총 출현개체수,  $N_i$ =i 종의 개체수, S=총 출현종수]

ii) 종 풍부도 지수 (Margalef's species richness index,  $d$ )

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

iii) 종 다양도 지수 (Shannon-Weaver diversity index,  $H$ )

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

$[P_i = N_i/N]$

iv) 종 균등도 지수 (Pielou's evenness index,  $J$ )

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

결 과

1. 종 구성 및 트로픽 길드 분석

초강에서 1, 2차 어류조사 결과에 따르면 채집된 어류는 총 19종 2,155개체로서 지점별 특성에 따라 4종으로부터 11종까지 다양하게 채집되었다 (Fig. 2). 어류의 상대풍부도 (Relative abundance) 분석에 따르면, 갈겨니 (*Zacco temmincki*) 48.6%, 피라미 (*Zacco platypus*) 21.0%, 쉬리 (*Coreoleuciscus splendidus*) 11.1% 순으로 나타나 민감성 어종이 우점하는 것으로 나타났다 (Table 1).

최상류 지점인 지점 1 (S1)에서는 1, 2차 조사 결과 12종 462개체로 가장 풍부한 종 구성을 보였고 민감성 어종인 갈겨니, 돌고기 (*Pungtungia herzi*), 쉬리 및 참마자

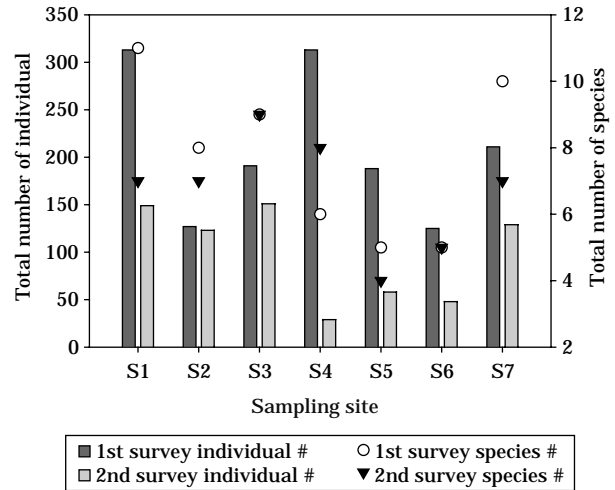


Fig. 2. Total number of individuals and species collected at seven sites of Cho River.

(*Hemibarbus longirostris*)가 개체수와 종수 면에서 우점 현상을 보여 산간 계류형 어류 종 구성을 보였다. 2차 조사 기간에는 지점 4 (S4)와 7 (S7)에서 대규모 어류 폐사 현상을 보였는데, 이에 대한 원인은 규명되지 않았다.

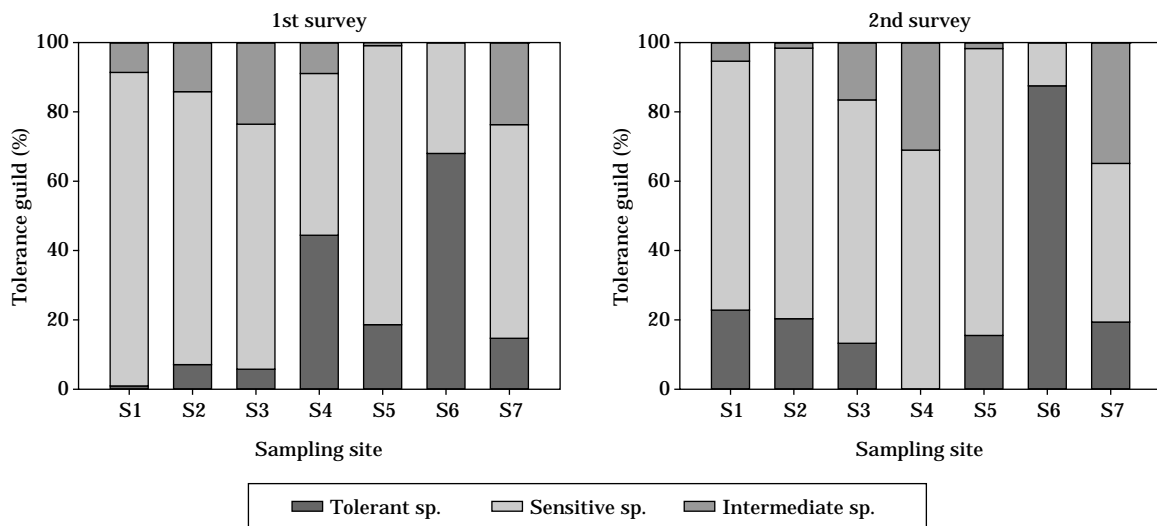
어류의 내성도 길드 (Tolerance guild) 분석에 따르면, 총 2,155개체 중 오염 및 생태계 교란에 의해 쉽게 사라지는 민감종 (Sensitive species)은 66.3% (1,428개체), 중간종 (Intermediate species)은 12.0% (259개체), 내성종 (Tolerant species)은 21.7% (467개체)로 나타났다. 거의 모든 지점에서 민감성 어종의 개체빈도가 높게 나타났고, 종수 면에서도 민감종 우점현상을 보였다 (Fig. 3). 지점 4 (S4)에서는 1차 조사 결과 6종 313개체의 종 구성을 보였고, 내성종인 피라미의 상대빈도 (Relative abundance)가 44%로서 가장 높게 나타났다. 지점 4 (S4)에서의 2차 조사 결과에 따르면 어류는 8종 29개체로서 1차 조사와는 종 구성도 및 개체수 면에서 뚜렷한 차이를 보였다. 이는 강우에 의한 비점오염원의 유입으로 인한 것으로 사료되었다.

트로픽 길드 (Trophic guild)의 분석에 따르면, 충식종 (Insectivore species)은 1,436개체로 66.7%, 육식종 (Carnivore species)은 25개체로 1.2%, 잡식종 (Omnivore species)은 694개체로 32.2%를 차지하였다. 지점별 충식종의 상대빈도 분석에 따르면, 거의 모든 지점에서 70~90% 까지 수서곤충을 섭식하는 종이 우점하여 육식종 및 잡식종에 비해 월등하게 우점하는 것으로 나타났다 (Fig. 4). 이와 같은 결과는 US EPA (1993)의 보고에 의거할 때 트로픽 길드 입장에서 하천 건강도는 잘 유지되

**Table 1.** Fish fauna and the various guilds of trophic level, tolerance and habitats in Cho River.

Species	Tolerance guild	Trophic guild	Habitat guild	1st survey							2nd survey						
				S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7
<b>Cyprinidae</b>																	
<i>Coreoleuciscus splendidus</i>	SS	I	RB	59	27	19	33			17	27	25	30	3			
<i>Hemibarbus longirostris</i>	SS	I		15	2		8			5			2	1		1	
<i>Pseudopungtungia nigra</i>	SS	I	RB				1					1					
<i>Pungtungia herzi</i>	SS	I	RB	7		9	16			7	1	1	2			7	
<i>Rhynchocypris oxycephalus</i>	SS	O		4				7	7					1	2		
<i>Zacco temmincki</i>	SS	I		193	66	102	89	141	33	99	77	67	68	14	47	2	50
<i>Microphysogobio yaluensis</i>	IS	O	RB	16	14	38	28			35	8	1	18	7			40
<i>Pseudogobio esocinus</i>	IS	I		4		5				10		1	5				5
<i>Hemiculter eigenmanni</i>	TS	O															8
<i>Squalidus gracilis majimae</i>	TS	I							1								
<i>Squalidus japonicus coreanus</i>	TS	O							6								
<i>Zacco platypus</i>	TS	O		3	9	11	139	35	78	31	34	25	20		9	34	25
<b>Cobitidae</b>																	
<i>Iksookimia koreensis</i>	SS	I	RB	5	5	4		4		1	1	3	4			2	1
<b>Bagridae</b>																	
<i>Pseudobagrus koreanus</i>	IS	C	RB	2	1										1		
<b>Amblycipitidae</b>																	
<i>Liobagrus mediadiposalis</i>	SS	I	RB												1		
<b>Centropomidae</b>																	
<i>Coreoperca herzi</i>	SS	C	RB							1				1			
<b>Odontobutidae</b>																	
<i>Odontobutis interrupta</i>	IS	C	RB					1					2				
<i>Odontobutis platycephala</i>	IS	C	RB	5	3	2				5				1			
<b>Gobiidae</b>																	
<i>Rhinogobius brunneus</i>	IS	I	RB														1
Total number of species				11	8	9	6	5	5	10	7	7	9	8	4	5	7
Total number of individual				313	127	191	313	188	125	211	149	123	151	29	58	48	129

SS=Sensitive species, IS=Intermediate species, TS=Tolerant species, O=Omnivore, I=Insectivore, C=Carnivore, H=Herbivore, RB=Riffle-benthic species



**Fig. 3.** Changes of tolerance guilds in the 1st survey and the 2nd survey.

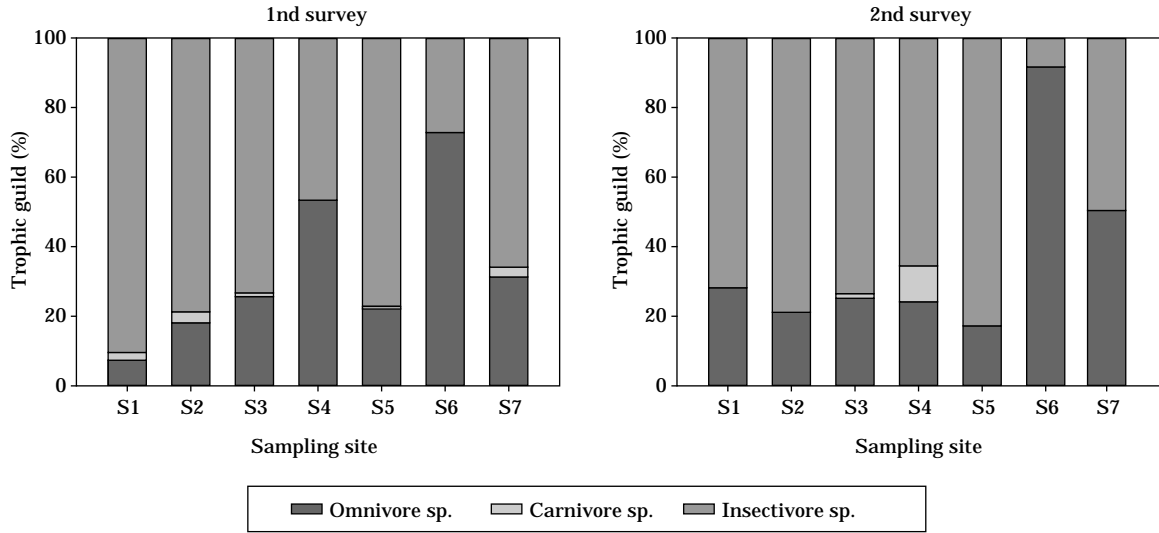


Fig. 4. Changes of trophic guilds in the 1st survey and the 2nd survey.

고 있음을 나타내었다. Karr (1981)와 US EPA (1993)의 보고에 따르면, 내성종과 잡식종의 풍부도는 유기물 오염, 서식지 파괴 등의 서식지의 물리·화학적 질적 하강에 따라 어종의 풍부도가 증가하는 경향을 보인다. 그러나 초강의 경우, 내성종과 잡식종의 상대풍부도가 각각 21.7, 32.2%에 불과한 것으로 나타났다. 이전에 연구된 대전천과 같은 도심하천(안과 김, 2005)의 경우 내성종과 잡식종의 상대풍부도가 각각 70.8, 87.7%로 나타난 것으로 볼 때 초강은 이·화학적 수질변화나 물리적 서식지 교란이 적게 일어난 것을 시사하였다.

2. 하천 생태 건강도 모델 평가

어류를 이용한 생물학적 건강도 지수 (Index of Biological Integrity, IBI)는 1차 조사 결과 평균 37 (n=7)로 양호상태 (Good)를 보였고, 2차 조사 결과는 평균 33 (n=7)으로 보통~양호상태 (Fair~Good)로 나타났다 (Fig. 5). 1차 조사 결과 지점 1 (S1)의 생물학적 건강도 지수는 48로 최적상태 (Excellent)를 보여 수환경의 교란이 전혀 없고 보전이 잘 된 지점임을 확인하였으나, 2차 조사에서는 36으로 양호상태 (Good)를 나타내어 큰 차이를 보였다 (Table 2). 이는 몬순 강우기 (풍수기)에 많은 유량과 빠른 유속이 상류에 서식하던 개체들을 하류로 이동시키고, 인공보의 영향으로 다시 상류로 이동하지 못한 개체들로 인해 생물학적 건강도 지수에 차이를 보인 것으로 사료되었다. 어류 폐사가 목격된 지점 4 (S4)의 생물학적 건강도 지수는 1차 조사 결과 32, 2차 조사 결과 40으로

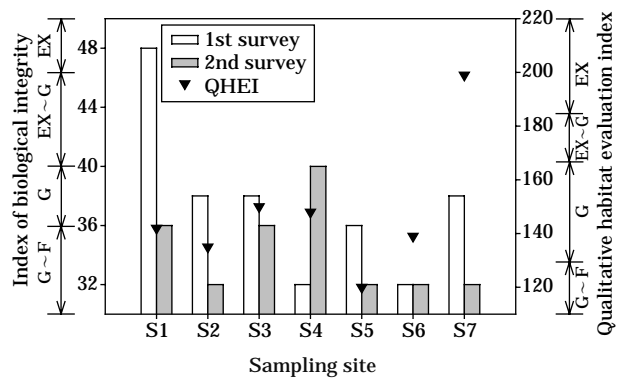


Fig. 5. The Index of biological integrity (IBI) and Qualitative Habitat Evaluation Index (QHEI) in Cho River.

양호상태 (Good)를 보였다. 어류 폐사로 인해 채집된 개체수가 1차 조사시 313개체에서 2차 조사시 29개체로 큰 감소를 보였지만, 29개체 중 충식성과 육식성의 비율이 높고, 잡식성의 비율이 낮아 생물학적 건강도 지수가 높게 나타난 것으로 사료되었다.

지점 7 (S7)의 경우 높은 종 풍부도와 종 다양도, 최적의 물리적 서식지 특성을 보이지만, 하천 건강도 지수는 다른 지점과 큰 차이를 보이지 않았다. 이는 민감종 및 육식성 어종의 비율이 낮고 잡식성 어종의 비율이 높게 나타나 낮은 점수를 얻은 것으로 사료되었다.

3. 물리적 서식지 평가

초강에서 다변수를 이용한 정성적 서식지 평가(Qua-

**Table 2.** The metric assessments, based on the 10 metric models after Karr (1981) and Barbour *et al.* (1999) in Cho River.

Sampling	Location	TNS	RBS	SS	TS	OS	IS	CS	TNI	XT	AI (Criteria)	IBI
1st survey	S1	11 (5)	6 (5)	6 (5)	0.96 (5)	7.35 (5)	90.42 (5)	2.24 (3)	313 (5)	0.00 (5)	0.00 (5)	48 (I)
	S2	8 (3)	5 (3)	4 (3)	7.09 (3)	18.11 (5)	78.74 (5)	3.15 (3)	127 (3)	0.00 (5)	0.00 (5)	38 (II)
	S3	9 (3)	6 (5)	5 (3)	5.76 (3)	25.65 (3)	73.30 (5)	1.05 (3)	191 (3)	0.00 (5)	0.00 (5)	38 (II)
	S4	6 (3)	3 (3)	4 (3)	44.41 (1)	53.35 (1)	46.65 (5)	0.00 (1)	313 (5)	0.00 (5)	0.00 (5)	32 (II~III)
	S5	5 (3)	2 (3)	3 (3)	18.62 (3)	22.34 (3)	77.13 (5)	0.53 (1)	188 (5)	0.00 (5)	0.00 (5)	36 (II)
	S6	5 (5)	0 (1)	2 (5)	67.20 (1)	72.80 (1)	27.20 (3)	0.00 (1)	125 (5)	0.00 (5)	0.00 (5)	32 (II~III)
	S7	10 (3)	6 (5)	6 (3)	14.69 (3)	31.28 (3)	65.88 (5)	2.84 (3)	211 (3)	0.00 (5)	0.00 (5)	38 (II)
2nd survey	S1	7 (3)	5 (5)	5 (5)	22.82 (1)	28.19 (3)	71.81 (5)	0.00 (1)	149 (3)	0.00 (5)	0.00 (5)	36 (II)
	S2	7 (3)	4 (3)	4 (3)	20.33 (1)	21.14 (3)	78.86 (5)	0.00 (1)	123 (3)	0.00 (5)	0.00 (5)	32 (II~III)
	S3	9 (3)	5 (3)	5 (3)	13.25 (3)	25.17 (3)	73.51 (5)	1.32 (3)	151 (3)	0.00 (5)	0.00 (5)	36 (II~III)
	S4	8 (3)	6 (5)	5 (3)	0.00 (5)	24.14 (3)	65.52 (5)	10.34 (5)	29 (1)	0.00 (5)	0.00 (5)	40 (II)
	S5	4 (3)	1 (1)	2 (3)	15.52 (3)	17.24 (5)	82.76 (5)	0.00 (1)	58 (1)	0.00 (5)	0.00 (5)	32 (II~III)
	S6	5 (5)	1 (3)	3 (5)	87.50 (1)	91.67 (1)	8.33 (1)	0.00 (1)	48 (5)	0.00 (5)	0.00 (5)	32 (II~III)
	S7	7 (3)	3 (3)	4 (3)	19.38 (3)	50.39 (1)	49.61 (5)	0.00 (1)	129 (3)	0.00 (5)	0.00 (5)	32 (III)

TNS=Total # of native species, RBS=# of riffle benthic species, SS=# of sensitive species, TS=% individuals as tolerant species, OS=% individuals as omnivores, IS=% individuals as native insectivores, CS=% individuals as native carnivores, TNI=Total # of individual, XT=% individuals as exotics, and AI=% individuals with anomalies

**Table 3.** Qualitative Habitat Evaluation Index (QHEI) at seven sampling locations in Cho River.

Habitat parameters	Sampling locations						
	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7
M <sub>1</sub> Substrate/Instream cover	18	16	16	16	13	15	18
M <sub>2</sub> Embeddedness	20	20	20	18	15	13	20
M <sub>3</sub> Flow velocity/Depth combination	20	18	18	16	16	16	20
M <sub>4</sub> Bottom scouring & Sediment deposition	16	18	18	15	16	16	18
M <sub>5</sub> Channel flow status	13	10	11	15	15	13	18
M <sub>6</sub> Channel alteration	13	11	13	13	10	10	18
M <sub>7</sub> Frequency of riffles or bends	18	18	16	15	16	16	20
M <sub>8</sub> Bank stability	4	4	10	10	4	4	16
M <sub>9</sub> Bank vegetative protection	6	6	6	8	6	8	20
M <sub>10</sub> Riparian vegetative zone width	6	6	11	14	6	15	16
M <sub>11</sub> Dam construction impact	8	8	11	8	3	13	15
Total score	142	135	150	148	120	139	199

Qualitative Habitat Evaluation Index, QHEI)에 따르면, 조사기간 동안 QHEI의 평균값은 148로서 지점에 따라 적게는 120에서 크게는 199의 변이를 보였다. QHEI 모델 값은 조사지점 및 이용된 변수의 특성에 따라 일부 변이를 보였으나, 대체적으로 높은 QHEI 값을 보였다 (Table 3). 각 지점의 서식지 특성 분석에 따르면, 지점 1 (S1)의 QHEI 값은 142이고 직강화 하천인 인위적 서식지로서, 연속적으로 어류 이동에 부적합한 보를 형성하여 어류의 상·하류간의 이동에 영향을 줄 것으로 사료되었다. 지점 3 (S3)은 궁촌천 (3차)이 합쳐져 4차 하천의 특성을 지니고, 직강화된 인위적 서식지로 구성되어 있으며 식생이 하천 주변에 존재하지 않던 지점 1 (S1)에 비해 넓은 구

간을 차지하고 있어 서식지 측면에서 지점 1 (S1)보다 양호하였다. 또, 군부대에서 흘러나오는 유입수에 의한 오염이 예상되었지만, 군부대와 하천 사이를 연결하는 수로 유량은 극히 적어 큰 영향을 미치지 않는 것으로 사료되었다. 지점 4 (S4) 역시 직강화된 인위적 서식지가 형성되어 있고, 연속적으로 어류 이동에 부적합한 보를 형성하여 어류의 상·하류간의 이동에 영향을 줄 것으로 사료되었다. 지점 5 (S5)의 QHEI는 120으로서 하상구조 및 하천내 피식특성, 수로특성에서는 다른 지점과 큰 차이를 보이지 않았으나, 제방 특성 및 제방 구조측면에서 낮은 값을 보여 최저치를 보였다. 지점 7 (S7)은 다른 지점과 달리 인위적인 개입이 비교적 없었고 S자형 하천을 형성

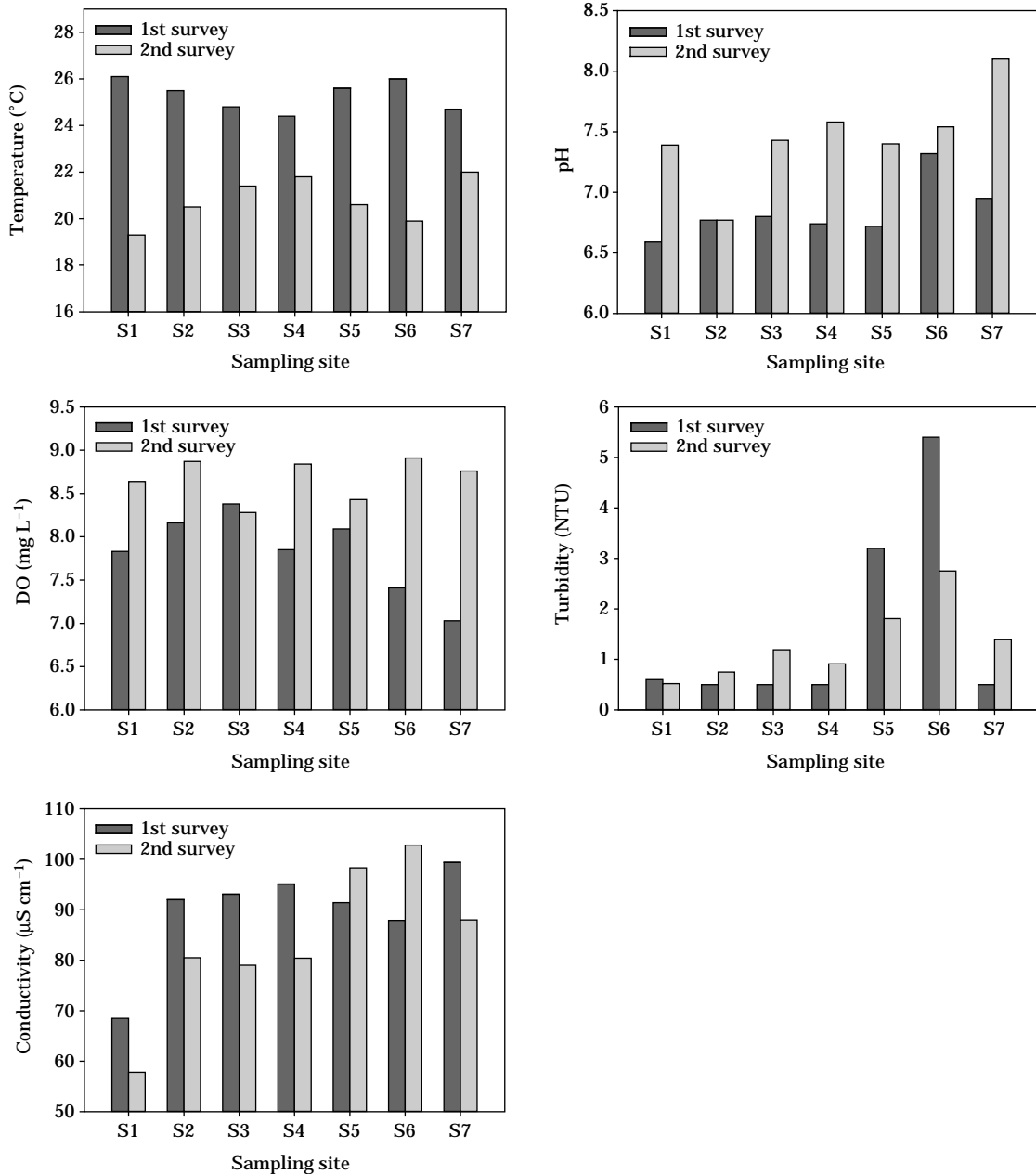


Fig. 6. Water quality conditions in Cho River.

하고 있었으며, 제방식생이 넓은 구간을 차지하고 있어 서식지 측면에서는 최적의 상태를 유지하고 있다.

#### 4. 수화학 특성

상류부터 하류까지의 조사지점에 대한 수온, 수소이온 농도, 용존산소량, 탁도 및 전기전도도 (25°C에서 보정)는 Fig. 6과 같다. 수온은 1차 조사에서 24.4~26.1°C의 분

포를 보였고, 2차 조사에서 19.3~22°C의 분포를 보여 각 지점별로 큰 차이를 보이지 않았다. 그러나 1차 조사와 2차 조사 간에 볼 수 있는 온도차는 일조량, 하천의 유량 및 집중 강우에 의한 것으로 사료되었다. 탁도는 0.5~5.4 NTU의 분포를 보였는데 특히 어촌천의 지점 5 (S5) 및 지점 6 (S6)에서 큰 변화를 볼 수 있었다. 이는 저수지 방류수와 하천 제방에 쌓여 있던 퇴적물의 영향으로 사료되었다. 초강과 어촌천의 합류부에서부터 하류로



**Table 4.** Community analysis, based on the species richness index, community evenness index, species diversity index, and community dominance index in the sampling sites.

Sampling site	S	N	d	J	H	Lambda'	
1st survey	S1	11	313	1.740	0.549	1.316	0.422
	S2	8	127	1.445	0.683	1.419	0.335
	S3	9	191	1.523	0.658	1.446	0.342
	S4	6	313	0.870	0.791	1.417	0.301
	S5	5	188	0.764	0.473	0.761	0.599
	S6	5	125	0.828	0.616	0.992	0.465
	S7	10	211	1.682	0.705	1.623	0.280
2nd survey	S1	7	149	1.199	0.640	1.246	0.355
	S2	7	123	1.247	0.610	1.187	0.380
	S3	9	151	1.595	0.720	1.582	0.276
	S4	8	29	2.079	0.726	1.510	0.308
	S5	4	58	0.739	0.432	0.600	0.681
	S6	5	48	1.033	0.584	0.940	0.535
	S7	7	129	1.235	0.724	1.408	0.289

S=Total number of native species, N=Total number of individual, d=Margalef's species richness index, J'=Pielou's evenness index, H' (log)=Shannon-Weaver diversity index, and Lambda'=Simpson's Dominance Index

갈수록 희석에 의해 정상수치를 나타냈다. 수소이온농도는 1차 조사 결과 6.6~7.3의 분포를 보였고, 2차 조사 결과 6.8~8.1로서 중성을 보였으며, 2차례의 조사 결과 큰 차이를 보이지 않았다. 전기전도도는 평균 63~95  $\mu\text{S cm}^{-1}$ 의 분포를 보여 전 지점에서 오염원의 유입이 거의 없는 하천임을 나타냈다.

### 5. 어류의 군집분석

어류의 군집분석 결과에 따르면, 1차 조사에서 군집 우점도 지수는 대부분의 지점에서 비슷한 수치를 보였고, 지점 5 (S5)에서 0.599로 최고치를 보였다 (Table 4). 지점 5 (S5)의 경우 2차 조사에서도 군집 우점도 지수가 0.681로 최고치를 보였으나 종 다양도 지수와 종 균등도 지수가 각각 0.600과 0.432로 가장 낮게 나타났다. 종 다양도 지수는 초강에 속하는 지점 1, 2, 3, 4, 7은 비슷한 수치를 보였으나, 어촌천에 속하는 지점 5, 6은 다른 지점에 비해 낮은 수치를 보였다. 종 다양도 지수는 1차 조사결과 지점 7 (S7)에서 1.623, 2차 조사결과 지점 3 (S3)에서 1.582로 가장 높게 나타났다. 지점 1 (S1)의 경우 11종 313개체로 가장 많은 종과 개체수를 나타냈으며 종 풍부도 지수는 1.740로 가장 높게 나타났으며 종 다양도 지수 역시 1.316으로 높게 나타났다. 또한 조사 지점별 종 풍부도지수는 종 다양도 지수와 유사한 양상을 보였다.

### 고 찰

초강의 종합적인 하천 건강도를 평가하기 위하여 어류를 이용한 생물학적 건강도 지수 (Index of Biological Integrity: IBI), 이화학적 수질 분석 및 물리적 서식지 평가를 실시하였다. 어류를 이용한 생물학적 건강도 지수는 1차 조사 결과 평균 37 (n=7)로 양호상태 (Good)를 보였고, 2차 조사는 평균 33 (n=7)로 보통~양호상태 (Fair~Good)를 보였다. 지점별로는 최상류 지점 (S1)이 48로 최적상태 (Excellent)를 보였고, 나머지 지점들에서는 32~40로 보통~양호상태 (Fair~Good)를 보였다. 물리적 서식지 평가는 평균 147로 양호 (Good)상태를 나타냈고, 지점에 따라 적게는 120에서 크게는 199의 변이를 보였다. 또한, 용존산소량 (DO), 전기전도도 (Electric conductivity), 혼탁도 (Turbidity), 수소이온농도 (pH) 등의 지점별 분석에 따르면, 지점별 큰 차이를 보이지 않아 생물학적 건강도 지수에는 큰 영향을 주지 않는 것으로 사료되었다. 본 연구 결과를 종합해 볼 때, 초강은 세 가지 평가항목에서 모두 양호한 상태를 보여 생태적인 측면에서 높은 건강도를 보였으며, 비교적 잘 보존된 산간계류형 하천으로 판단되었다.

### 적 요

본 연구에서는 충북 영동군 초강, 어촌천의 7개 지점을

선정하여 2005년 8월에서 9월까지 2회에 걸쳐 생물학적 건강도 지수 (Index of Biological Integrity, IBI), 정성적 서식지평가지수 (Qualitative Habitat Evaluation Index: QHEI) 분석 및 이화학적 수질분석을 통해 통합적 하천 생태계 건강성 평가를 실시하였다. 생태 건강도 평가를 위한 생물통합지수 모델은 국내 특성에 맞게 수정·보완된 10개 다변수 메트릭 모델 (Multimetric model)을 이용하였고, 물리적 서식지 지수인 QHEI는 국내 하천 특성에 맞게 변형한 11개의 다변수 메트릭 모델을 적용하였다. 2차례 조사에 걸친 초강의 생물학적 건강도 지수 (IBI)는 36 (n=14)로서, 수환경 등급은 양호상태 (Good)로 나타났다. 최상류 지점 (S1)의 IBI 모델값은 48로서 최적상태 (Excellent)를 보였고, 나머지 지점들에서는 32~40로 보통~양호상태 (Fair~Good)를 보였다. 합류점인 지점 4는 내성종인 피라미 (*Zacco platypus*)의 현저한 증가로 가장 낮은 모델값 (32)을 나타냈고, 저수지 방류수인 지점 6에서도 유사한 양상을 보였다. 물리적 서식지평가 지수인 QHEI의 전 지점에 대한 평균값은 148로서 양호상태 (Good)를 보였다. 지점 5 (S5)는 120로서 보통~양호상태 (Fair~Good), 지점 7 (S7)은 199로서 최적상태 (Excellent)로 나타났으며, 그 외의 지점들 (S1, S2, S3, S4, S6)은 135~150으로 양호상태 (Good)를 보였다. 최적상태로 나타난 지점 7 (S7)의 경우 타 지점들과는 달리 하상 및 하천구조에 인위적인 영향이 거의 없는 사행천으로 소와 여울을 적절히 형성하고 있었으며, 수변 식피율이 높아 서식지 측면에서 최적상태를 보였다. 또한, 용존산소량 (DO), 전기전도도 (Electric conductivity), 탁도 (Turbidity), 수소이온농도 (pH) 등의 지점별 분석에 따르면, 지점별 큰 차이를 보이지 않아 생물학적 건강도 지수에는 큰 영향을 주지 않는 것으로 사료되었다.

## 사 사

본 연구는 환경부의 “물환경 종합평가방법 개발연구”에 의해 부분적으로 지원되었음.

## 인 용 문 헌

공동수. 2002. 생물학적 수질기준 설정 필요성 및 접근방안, 환경생물 **20**(1): 38-49.  
 김익수. 1997. 한국동식물도감. 제37권 동물편 (담수어류).  
 김익수, 강종언. 1993. 원색 한국 어류도감. 아카데미서적.

김익수, 박종영. 2002. 한국의 민물고기, 교학사, pp465.  
 김종선, 함순아, 나철호. 1995. 수서곤충을 이용한 탐진강 수계의 수질평가. 한국환경학회지 **13**(2): 225-231.  
 박정원, 최재신, 김미경. 2004. 낙동강 중류 지역의 부착규조 군집의 변화와 유기오탁지수에 의한 수질평가. 육수지 **37**(1): 70-77.  
 배경석, 유승성, 원두희, 김민영, 신재영. 2002. 한강 상류수계 (가평)의 저서성 대형 무척추동물 군집분석 및 생물학적 수질평가. 한국환경위생학회지 **28**(2): 149-160.  
 성치남, 백근식, 최지혁, 조현욱, 김종홍. 1997. 주암호 지천의 수질과 어류군집. 육수지 **30**(2): 107-118.  
 안광국, 김자현. 2005 물리적 서식지평가기법 및 어류 다변수 평가모델에 의거한 대전천의 생태학적 건강도 진단. 육수지 **38**(3): 361-371.  
 안광국, 엄동혁, 이성규. 2001a. 생물보전지수 (Index of Biological Integrity)의 신속한 생물평가 기법을 이용한 갑천 수계의 평가. 환경생물 **19**(4): 261-269.  
 안광국, 정승현, 최신석. 2001b. 생물보전지수 (Index of Biological Integrity) 및 서식지 평가지수 (Qualitative Habitat Evaluation Index)를 이용한 평창강의 수환경 평가. 육수지 **34**(3): 153-165.  
 양홍준, 채병수. 1994. 대도시 주변 하천수계의 수질환경과 육수생물학적 연구-금호강수계의 어류상과 어류군집구조 (II). 육수지 **27**(2): 177-188.  
 이동규. 1994. 낙동강 하구의 수서곤충 군집에 관한 생태학적 연구. 육수지 **27**(2): 109-126.  
 최철만, 박연규, 문성기. 2004. 인공기질 부착조류에 의한 대전의 수질평가. 환경생물 **22**(1): 242-245.  
 Angermeier, P.L., R.J. Neves and L.A. Nielsen. 1991. Assessing stream values: Perspectives of aquatic resource professionals. *North American Journal of Fisheries Management* **11**(1): 1-10.  
 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, 2nd ed. EPA 841-B-99-002.  
 Fausch, K.D., J. Lyons, J.R. Karr and P.L. Angermeier. 1990. Fish communities as indicators of environmental degradation. In: Adams, S.M. (eds). *Biological indicators of stress fish. American Fisheries Society.* p. 123-144.  
 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.  
 Margalef, R. 1958. Information theory in ecology. *Gen. Syst.* **3**: 36-71.

- Nelson, J.S. 1994. Fishes of the world (3th ed.). John Wiley & Sons, New York.
- Ohio EPA. 1989. Biological criteria for the protection of aquatic life. Vol.III, Standardized biological field sampling and laboratory method for assessing fish and macroinvertebrate communities.
- Pielou, E.C. 1975. Ecological diversity. Wiley. New York. p.165.
- Plafkin, J.L., M.T. Barbour, K.D. Porter, Gross, S.K. and R.M. Hughes. 1989. Rapid bioassessment protocols for use in streams and rivers: benthic macroinvertebrate and fish. EPA/444/4-89-001. Office of water regulations and standards. US EPA. Washington. DC, USA.
- Rosenberg, D.M. and Resh, V.H. 1993. Freshwater bio-monitoring and benthic macroinvertebrates, Chapman & Hall, New York.
- Schmitt, C.J. 2002. Biomonitoring of environmental status and trends (BEST) program: Environmental contaminants and their effects on fish in the Mississippi River basin: U.S. Geological Survey, Biological Science Report 2002-0004, 241 p.
- Shannon, C.E. and W. Weaver. 1949. The mathematical theory of communication. University of Illinois Press, Urbana.
- Simpson, 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.
- US. 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, US. EPA, Cincinnati, Ohio 45268, USA.

(Manuscript received 26 May 2006,  
Revision accepted 28 July 2006)