

폐수처리 시설의 영향에 따른 영산강 수계의 생물학적 수질 평가

안 광 국* · 김 강 일 · 김 자 현

(충남대학교 생명과학부)

Biological Water Quality Assessments in Wastewater-impacted and Non-impacted Streams.
An, Kwang-Guk, Kang-Il Kim and Ja-hyun Kim (School of Bioscience and Biotechnology,
Chungnam National University, Daejeon 305-764, Korea)*

In 2003, we evaluated biological water quality at twelve sites of Youngsan River using community analysis, fish compositions, and the Index of Biological Integrity (IBI). Of the twelve, four sites were the controls, which have no point sources in the upstream and the remaining eight sites were the impacted sites, which are influenced by wastewater treatment plant (WTP) and agro-industrial complex. Model values of the IBI, based on 12 sites data, averaged 28 ($n=12$, range: 18~44), indicating fair~poor condition according to the criteria of US EPA (1993). In the mean time, mean IBI in the control sites (S3, S5, S6, S11) was 42 ($n=4$, range: 38~44), indicating a good condition, whereas mean IBI in the impacted sites was 21, indicating a poor condition. Mean IBI value in the control, thus, was greater by 2 fold than that in the WTP sites. The spatial pattern of IBI values was similar to the patterns of species diversity index and species richness index, except for Site 11, which was 1st order stream. Similarity analysis indicated that three groups were divided at the similarity level of 80%. One group was the streams influenced by wastewater and the other two groups were the pristine streams as the control, indicating that the stream health conditions are directly influenced by presence or absence of the point sources. Also, Pearson's correlation analysis showed that IBI values had negative correlation ($r=-0.899$, $p<0.001$) with relative abundance of tolerance species, and had positive relation ($r=0.890$, $p<0.001$) with sensitive species. Overall, outcomes suggest that the point sources of the WTP might impact the species composition and ecological health, resulting in degradation of biological water quality.

Key words : biological water quality, wastewater, index of biological integrity, fish

서 론

우리나라에서 수환경 평가를 위해 가장 빈번히 이용되는 평가항목들은 생물화학적 산소요구량(BOD), 화학적 산소요구량(COD), 혹은 총인(TP), 총질소(TN)와 같은

부영양화지표로서, 현재에도 전국의 수계에서 화학적 접근방식을 이용한 지속적인 모니터링이 이루어지고 있다. 최근 국내외적인 수환경 모니터링 연구결과에 따르면, 이런 이화학적 수질자료는 시공간적 측정 변이가 커서 측정된 자료에 대한 시공간적 대표성이 제약되기 때문에 자료결과에 대한 지점의 본질적 특성에 대한 신뢰도 검

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

정 및 수질 대표성에 대한 문제가 종종 거론되어 왔다 (공, 2002).

이런 이화학적 접근방식의 단점을 보완하기 위해 최근에는 수환경의 수체 특성을 잘 반영할 수 있는 수생생물의 다양한 분류군을 이용하여 생물학적 혹은 생태학적 건강도를 평가하려는 시도가 이루어지고 있다. 이들 중에는 다양한 생태 지표종(Ecological indicator)의 속성분석(공, 2002), 부착조류(Periphyton)의 군집특성(최 등, 2004) 및 유기오탁지수(DAIpo)에 의한 수질평가(박 등, 2004), 수서곤충 및 저서성 대형무척추동물을 이용한 수질평가(이, 1994; 김 등, 1995; 배 등, 2002), 어류군집 분석에 의거한 수환경 평가(양과 채, 1994; 성 등, 1997) 등 많은 연구가 수행된 바 있다. 이런 기존 연구들의 본질적 제약사항 중의 하나는 각 분류군 내에서의 단일 생물지표만을 이용한다는 점이고, 이런 경우 종합적인 수환경 평가가 어렵다는 사실이 제시되고 있다.

최근 미국 환경부(U.S. EPA)에서는 단일 생물지표 특성을 이용하는 단점을 보완하기 위해 다변수 메트릭 산정법(Multi-metric assessment, Barbour *et al.*, 1999)을 확립하였다. 특히 어류를 이용한 다변수평가 기법은 이미 1981년에 미국 중서부에서 개발된 Karr(1981)의 생물학적 건강성 지수(Index of biological integrity) 모델을 기반으로 하고 있다. 이런 어류를 이용한 다변수 모델(U.S. EPA, 1993; Barbour *et al.*, 1999)은 하천의 생태 건강성 평가에 이용되고 있으며, 현재 미국 41개 생태권역(Ecoregion)에서 수환경 정책반영에 이용되고 있다(U.S. EPA, 2002). 또한 미국 외에도 캐나다, 유럽, 아프리카, 인도, 호주, 일본 등 세계 여러 나라에서 각국의 환경에 맞게 변형시켜 하천평가에 사용하고 있다(Harris, 1995; Ganagan and Hughes, 1998).

현재 우리나라에서 생태 건강성 지수를 이용한 평가기법 개발은 안 등(2001)에 의해 수행되었고, 어류군집을 이용한 산간 계류형 하천(안 등, 2001) 및 유등천, 갑천, 대전천 등의 도심하천(염 등, 2000; 안 등, 2003; 안과 김, 2005)에 각각 적용 평가되었다. 또한, 생태 건강성 지수 및 서식지 평가지수(Qualitative habitat evaluation index)를 이용한 복합적 수환경 평가 기법(안 등, 2001)이 수행되고 있으나 여전히 국부적 조사에 한정되어 있어 포괄적인 연구가 필요한 실정이다.

본 연구 대상인 영산강은 전남 담양군 용면 용연리 용추봉에서 발원하여 주요 지류인 광주천·황룡강·지석천·고막원천·함평천 등이 유입하는 총 유역면적 3,371.4 km²을 갖는 우리나라 4대강 중 하나이다. 특히, 하천 유로연장이 짧고, 유역면적이 좁기 때문에 유지유량이 절대적으로

부족하고, 광주시의 생활하수·공단폐수가 유입되는 주요 오염지천인 광주천의 유입으로 인해 오염 부하량이 증가하여 국내 4대강 중 수질오염도가 가장 높게 나타나 이에 대한 모니터링 및 대책이 시급하다. 영산강 수계에 수환경 평가에 대한 선행연구는 토지 이용도 및 강우특성에 의한 비점오염원 수질분석(차 등, 1999), 하상 퇴적물의 중금속 함량 분석(조와 김, 1998; 김 등, 1999), 방류수의 유기화합물 오염도 분석(박과 한, 2003), 식물플랑크톤 군집동태 분석(김, 2003) 등이 있다. 이런 기존의 선행 연구에도 불구하고 생물 분류군의 다변수 모델 개발을 통한 생태 건강성 평가는 전무한 실정이다. 본 연구 목적은 우리나라의 하천 생태특성을 고려하여 개발한 안 등(2003)의 모델을 기반으로 영산강 수계에 적용·분석하여 폐수의 영향을 받는 지점과 폐수의 영향이 적은 지점의 생태 건강성 평가를 실시하고자 한다.

재료 및 방법

1. 조사 지점 및 조사시기

어류조사는 영산강 수계 내 광주시 하수종말처리장 배출구 하부 300 m 지점(S1, 광주광역시 서구 치평동 극락강), 광주시 송대 하수종말처리장 배출구 하부 300 m 지점(S2, 전라남도 나주시 본덕동 영산강 본류), 나주 하수종말처리장 상류(S3, 전라남도 나주시 남내동 영산강 본류), 나주 하수종말처리장 배출구 하부 300 m 지점(S4, 전라남도 나주시 안창동 영산강 본류), 장성군 하수종말처리장 상류(S5, 전라남도 장성군 안평리 황룡강), 장성군 하수종말처리장 상류(S6, 전라남도 장성군 황룡면 기산리), 장성군 하수종말처리장 배출구 하부 300 m 지점(S7, 광주광역시 광산구 광산동 황룡강), 화순군 하수종말처리장 배출구 하부 300 m 지점(S8, 전라남도 화순군 도곡면 죽청리 지석천), 광주 소촌 농공단지 오폐수처리장 배출구 하부 300 m 지점(S9, 광주광역시 광산구 장록동 황룡강), 영암군 신북농공단지 폐수 배출구 하부 300 m 지점(S10, 전라남도 영암군 덕진면 장선리 영암천), 담양군 금성농공단지 폐수 배출구 상류(S11, 전라남도 담양군 월산면 월계리 용천), 담양군 금성농공단지폐수 배출구 하부 300 m 지점(S12, 전라남도 담양군 수북면 개동리 금성천)로서 총 12개 지점을 대상으로 하였다(Fig. 1). 각 조사 지점은 폐수처리장 배출수의 영향이 예상되는 하부 300 m 지점(Impacted site)과 대조군 지점(Control site)으로 구분하여 비교 하였다. 폐수처리장 방류수의 영향이 예상되는 지점은 S1, S2, S4, S7, S8, S9, S10, S12

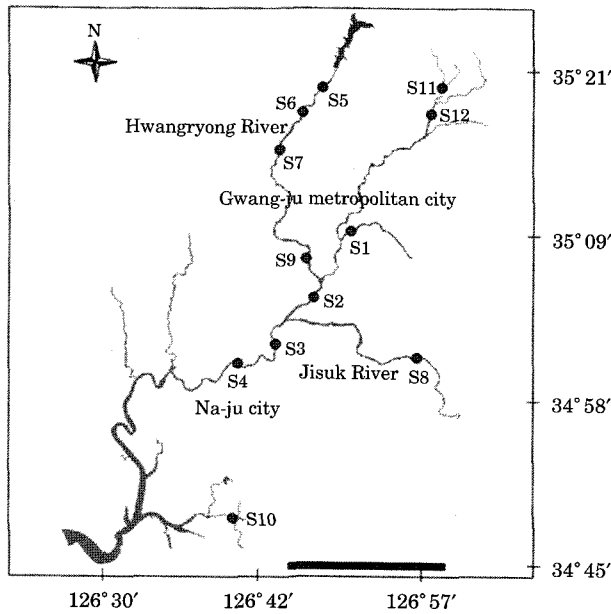


Fig. 1. The map showing the sampling sites in Youngsagan River.

이고 대조군 지점은 S3, S5, S6, S11로서 상류수계에 특별한 점오염원이 없고 주로 산림으로 구성된 지역 또는 상류의 점오염원이 있다 하더라도 영향이 미치지 않는 지점을 선정하였다. 어류 조사는 장마가 완전히 종료된 시기인 2003년 10월 18~29일까지 실시하였다. 따라서, 본 시기는 물리적, 수리수문학적 수환경이 안정 시기로 사료되었으며, 오폐수 방류수의 화학적 오염에 의한 생물 지표 특성을 분석하는데 적기로 사료되었다.

2. 조사방법 및 도구

어류를 이용한 생물지표 평가는 Ohio EPA (1987)의 Wading method에 기반을 두어 어류 채집을 실시하였다. 채집은 정량화된 Catch per unit of effort (CPUE)를 위해 채집거리 (Distance sampled)는 200 m로서 조사구획 내 가능한 한 여울 (Riffle), 소 (Pool) 및 미약한 흐름이 있는 곳 (Run)을 포함하였으며 (Barbour et al., 1999), 채집 소요시간은 60분으로 한정하였다 (Ohio EPA, 1987). 채집도구는 비교적 규모가 작은 한국의 하천 상황을 고려하여 투망 (망목: 5 × 5 mm 이하), 족대 (망목: 4 × 4 mm 이하) 및 어류채집용 전기충격기 (12 V, 24 A)를 이용하였다. 채집된 어류는 가능한 현장에서 동정 분류 및 개체수 산정을 한 후 포획된 어류는 풀어주되, 분류감별이 모호한 종의 경우 10% Formalin에 고정된 후 실험실로 운반하여 분류하였다 (최 등, 1990; 김과 강, 1993; 최, 1994; 교육부,

1997; 김, 1998). 또한 비정상어종 (Anormality)의 외형적 감별은 U.S. EPA (1993)의 방법에 따라 기형 (Deformity), 손상 (Erosion), 조직병리 (Lesion) 및 종양 (Tumors)의 4 부류로 구분하여 분석하였다.

3. 군집분석

어류 군집은 Shannon-Weaver (1949)의 종다양도지수, Margalef (1958)의 종풍부도지수 및 Pielou (1975)의 종균등도지수, Simpson (1949)의 군집우점도지수를 산정하여 군집구조를 파악하였다. 지수값은 아래와 같이 공식을 이용하였고, 지점별로 비교 분석하였다.

- 1) 종다양도지수 (Shannon-Weaver diversity index)

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

$$(P_i = N_i / N)$$

- 2) 종풍부도지수 (Margalef's species richness index)

$$d = (S - 1) / \log_e N$$

- 3) 종균등도지수 (Pielou's evenness index)

$$J' = H' / \log_e S$$

(N = 총 출현 개체수, N_i = I 종의 개체수,

S = 총 출현 종수)

- 4) 군집우점도지수 (Simpson's species dominance index)

$$1 - \lambda = 1 - \sum N_i (N_i - 1) / (N(N - 1))$$

4. 생태 건강성 지수 산정

본래 U.S. EPA (1993)에서는 어류군을 이용한 12개 메트릭 모델을 개발하였으나, 본 연구에서는 장수하는 종 (Long-lived species)의 특성을 반영한 흡반류 (Species of long-lived fish)의 메트릭 및 상류 소의 중층에 서식하는 종 (Water column species at pools of headwaters)의 2개 메트릭은 제외한 10 메트릭 모델을 이용하였다 (Table 1). 또한, 북미의 기존 문헌에서 제시한 총 종수 (Total number of fish species), Darter 종수 (Number of darter species), 개복치과 어종수 (Number of sunfish species), 식충종의 상대 개체수 빈도 (Proportion of individuals as insectivore), 육식종의 개체수 빈도 (Proportion of individuals as carnivore)의 5개 메트릭은 우리나라 특성을 반영한 안 등 (2003)의 모델에 기반을 두어 다음과 같이 수정·보완하였다. 수정 보완된 메트릭은 총 본토종수 (Total number of native fish species), 저서성 여울종수 (Number of riffle-benthic species), 식충성 본토종의 개체수 빈도 (Proportion of individuals as native insectivore)

Table 1. The multimetric model of the index of biological integrity (IBI) used for the assessment of biological stream health.

Category	Metric component
Species composition	M ₁ . Total number of native species
	M ₂ . The number of riffle benthic species
	M ₃ . The number of sensitive species
	M ₄ . % individuals as tolerant species
Trophic composition	M ₅ . % of individuals as omnivores
	M ₆ . % of individuals as native insectivores
	M ₇ . % of individuals as carnivores
Fish abundance & Health condition	M ₈ . Total number of individual
	M ₉ . % individuals as exotic species
	M ₁₀ . % individuals with anomalies

및 육식성 본토종의 개체수 빈도(Proportion of individuals as native carnivore)이다(Table 1).

결과 및 고찰

1. 분포특성 분석

본 어류조사를 위한 대조들은 하천차수(Stream order) 면에서 1~5차 하천에 분포했으며, 본 연구 기간 동안 어류 분포 현황은 다음과 같이 요약된다. 뱀장어과 1종, 잉어과 23종, 미꾸리과 3종, 동자개과 1종, 메기과 1종, 빙어과 1종, 송사리과 1종, 꺾지과 1종, 검정우럭과 2종, 동사리과 1종, 망둑어과 1종, 가물치과 1종으로서 총 12과 37종 2033개체가 채집되었다(Table 2). 이런 종 특성은 기존의 한강, 낙동강 및 금강 수계에서 조사되었던 일반적인 중수 및 개체수에 비해 낮게 나타났는데 이는 본 연구의 조사대조가 주로 농공 폐수에 의해 영향받는 위치에 있기 때문인 것으로 사료되었다.

조사대조에 대한 중수분포를 살펴보면, 12개 대조에 대한 평균 종수는 10종으로서 특히 농공폐수의 영향을 받는 지점들(S1, S2, S4, S7, S12)에서는 평균(10종) 이하의 뚜렷한 종 감소현상을 보였다(Table 2). 각 채집 지역에 따른 결과를 보면 S4는 대조군인 S3에 비해 중수의 뚜렷한 감소를 보였고, 특히 S7, S12는 대조군의 지점들(S5, S6, S11)에 비해 2배 이상의 뚜렷한 종 감소 현상을 보였다. 대조군 지점인 S11에서 출현 종수는 5종으로서(Table 2) 종수가 타 지점에 비하여 비교적 적은 것은 오염원의 영향이 아니고, 조사지점이 최상류의 1차 하천인 특성을 감안해 본다면 상대적 종풍부도는 높은 것으로

평가되었다. CPUE의 정량 채집법에 의한 어류의 개체수 분포에 따르면, 100개체 이하로서 군집 내 개체수의 뚜렷한 감소를 보인 지점들은 5개 지점(S1, S4, S8, S10, S12)으로서, 강과 안(2006)에 따르면 영산강의 이화학적 수질은 주변도시의 하수 유입과 농공폐수 및 하수처리 시설의 배출수의 영향을 받으며, 계절적으로는 본 연구조사가 실시된 갈수기에 악화된다. 또한 U.S. EPA(1993)의 연구에 따르면 일반적인 생물상의 감소는 수질의 악화에 기인된다고 보고한바 있고, 안 등(2005)의 수질오염 지역에서의 중수 및 개체수 감소와 일치하는 내용으로서 수질악화로 인한 개체수 감소로 사료되었다. 특히, S10에서 채집된 79개체 중 97%는 피부종양, 척추 휜, 피부 짓무름 등의 이상개체로 확인되었고 S11의 소규모 1차 하천을 제외하면, 대조군 지점인 S3, S5, S6의 개체수는 200개체 이상으로서 뚜렷하게 높았으며, 특히 S6에서는 500개체 이상으로서 오폐수 및 농공폐수 방류수의 영향이 예상되는 지점과는 확연한 차이를 보였다.

출현종 성분 분석에 따르면, 폐수처리장의 영향을 받는 지점들에서 떡붕어(*Carassius cuvieri*), 블루길(*Lepomis macrochirus*), 큰입베스(*Micropterus salmoides*)와 같은 외래종 출현빈도가 높은 것으로 나타났다(Table 2). 이들 중 유기물 오염에 대한 내성이 특히 강한 종으로 알려진 떡붕어의 경우는 대조군 조사지점(S3, S5, S6, S11)에서는 전혀 출현하지 않았으나, 오폐수 및 농공폐수가 배출되는 지점들에서 대부분이 출현하였다(Table 2). 이러한 내성이 강한 외래어종의 출현은 수질악화에 의한 생태계 교란 특성을 보여주는 대표적인 예 중의 하나이며, 내성종의 우점 현상은 오염물 유입에 의한 영향으로 사료되었다. 특히, 조사기간 중 영암군 신북면 농공단지폐수 배출구의 영향을 받는 지점인 S10에서는 20 cm 이상의 붕어(*Carassius auratus*), 잉어(*Cyprinus carpio*), 메기(*Silurus asotus*) 등을 포함하여 1,000여 마리 이상의 어류 대량폐사 현상이 목격되었으며, 채집된 어류 중 3%만이 미약하게 생존해 있었고 나머지는 채집 즉시 사망하였다. 본 연구 수역에서 전체 채집어종 중 상대풍부도가 가장 높은 종은 피라미(*Zacco platypus*), 갈겨니(*Zacco temmincki*), 납자루(*Acheilognathus lanceolatus*) 및 돌마자(*Microphysogobio yaluensis*) 순으로 나타났다(Fig. 2).

2. 생태 건강성 평가 (Ecological Health Assessment)

10-메트릭 생태 건강성 평가 모델에 의거한 지점별 생태건강도 지수는 지점별 오염원의 유무에 의해 확연한

Table 2. Fish fauna and the distribution in the sampling sites. The values of parenthesis indicate a relative abundance based on the individual number, in each site. The list of the species based on the sensitivity of the fish. EI= ecological indicator, S=sensitive, I=intermediate, T=tolerant.

Sampling sites		EI	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8	S9	S10	S11	S12
No.	Species/Stream order		3	5	5	5	3	4	4	4	4	3	1	3
# of species			5	9	15	9	20	16	9	11	11	10	5	2
1	<i>Acheilognathus lanceolatus</i>	S			14 (5.1)		6 (2.5)	159 (28.7)	2 (0.9)					
2	<i>Acheilognathus yamatutae</i>	S				1 (0.4)	6 (1.1)	4 (1.7)						
3	<i>Hemibarbus labeo</i>	S				9 (1.0)	35 (14.6)	61 (11)	4 (1.7)		2 (1.3)	2 (2.5)		
4	<i>Hemibarbus longirostris</i>	S		2 (1.5)										
5	<i>Hypomesus nipponensis</i>	S		4 (3.0)	17 (6.2)		18 (7.5)	3 (0.5)			6 (3.9)			
6	<i>Iksookimia koreensis</i>	S					2 (0.8)						17 (28.8)	
7	<i>Pungtungia herzi</i>	S			122 (44.7)		62 (25.8)	79 (14.3)					23 (39.0)	
8	<i>Rhynchocypris oxycephalus</i>	S												
9	<i>Siniperca scherzeri</i>	S						28 (5.1)						
10	<i>Zacco temmincki</i>	S			2 (0.7)					1 (1.5)				
11	<i>Abbottina rivularis</i>	I			3 (1.1)		3 (1.3)	5 (0.9)			4 (2.6)	5 (6.3)		
12	<i>Abbottina springeri</i>	I					3 (1.3)	34 (6.1)						
13	<i>Acheilognathus macropterus</i>	I						3 (0.5)						
14	<i>Anguilla japonica</i>	I			1 (0.4)									
15	<i>Cobitis lutheri</i>	I			9 (3.3)		2 (0.8)						11 (18.6)	
16	<i>Microphysogobio yaluensis</i>	I			60 (22.0)		8 (3.3)	50 (9.0)	18 (7.9)	21 (22.1)		5 (6.3)		
17	<i>Odontobutis platycephala</i>	I					8 (3.3)			1 (1.5)				
18	<i>Opsariichthys uncirostris amurensis</i>	I	16 (21.9)	8 (6.1)		4 (4.4)					20 (12.9)			
19	<i>Orizias latipes</i>	I			2 (0.7)									
20	<i>Pseudobagrus fuloidraco</i>	I			3 (1.1)		11 (4.6)	2 (0.4)						
21	<i>Pseudogobio esocinus</i>	I			17 (6.2)	4 (4.4)	17 (7.1)	21 (3.8)	1 (0.4)	16 (16.8)	2 (1.3)			
22	<i>Rhinogobius brunneus</i>	I			5 (1.8)		12 (5.0)	9 (1.6)						7 (11.9)
23	<i>Sarcocheilichthys nigrispinnis morri</i>	I				3 (3.3)	4 (1.7)							
24	<i>Carassius auratus</i>	T	9 (12.3)	18 (13.6)		25 (27.8)	1 (0.4)		35 (15.3)	12 (12.6)	8 (5.2)	42 (53.2)		4 (7.4)
25	<i>Carassius cuvieri</i>	T	1 (1.4)	2 (1.5)		13 (14.4)				2 (2.1)	6 (3.9)	12 (15.2)		
26	<i>Channa argus</i>	T								1 (1.1)				
27	<i>Cyprinus carpio</i>	T	2 (2.7)	9 (6.8)		4 (4.4)	1 (0.4)	1 (0.2)	1 (0.4)	4 (4.2)		5 (6.3)		
28	<i>Hemiculter eigenmanni</i>	T		11 (8.3)		16 (17.8)	2 (0.4)				19 (12.3)	3 (3.8)		
29	<i>Lepomis macrochirus</i>	T				12 (13.3)				5 (5.3)				
30	<i>Micropterus salmoides</i>	T								5 (5.3)				
31	<i>Misgurnus anguillicaudatus</i>	T			1 (0.4)		1 (0.4)							1 (1.7)
32	<i>Pseudorasbora parva</i>	T							7 (3.1)			2 (2.5)		
33	<i>Rhodeus uyekii</i>	T					9 (3.8)	10 (1.8)			3 (1.9)			
34	<i>Silurus asotus</i>	T			1 (0.4)									
35	<i>Zacco platypus</i>	T	45 (61.6)	63 (47.7)	16 (5.9)		36 (15.0)	65 (11.7)	157 (68.6)	27 (28.4)	80 (51.6)	2 (2.5)		50 (92.6)
36	<i>Rhodeus notatus</i>	-					3 (0.5)							
37	<i>Squalidus gracilis majimae</i>	-					13 (2.3)						1 (1.3)	

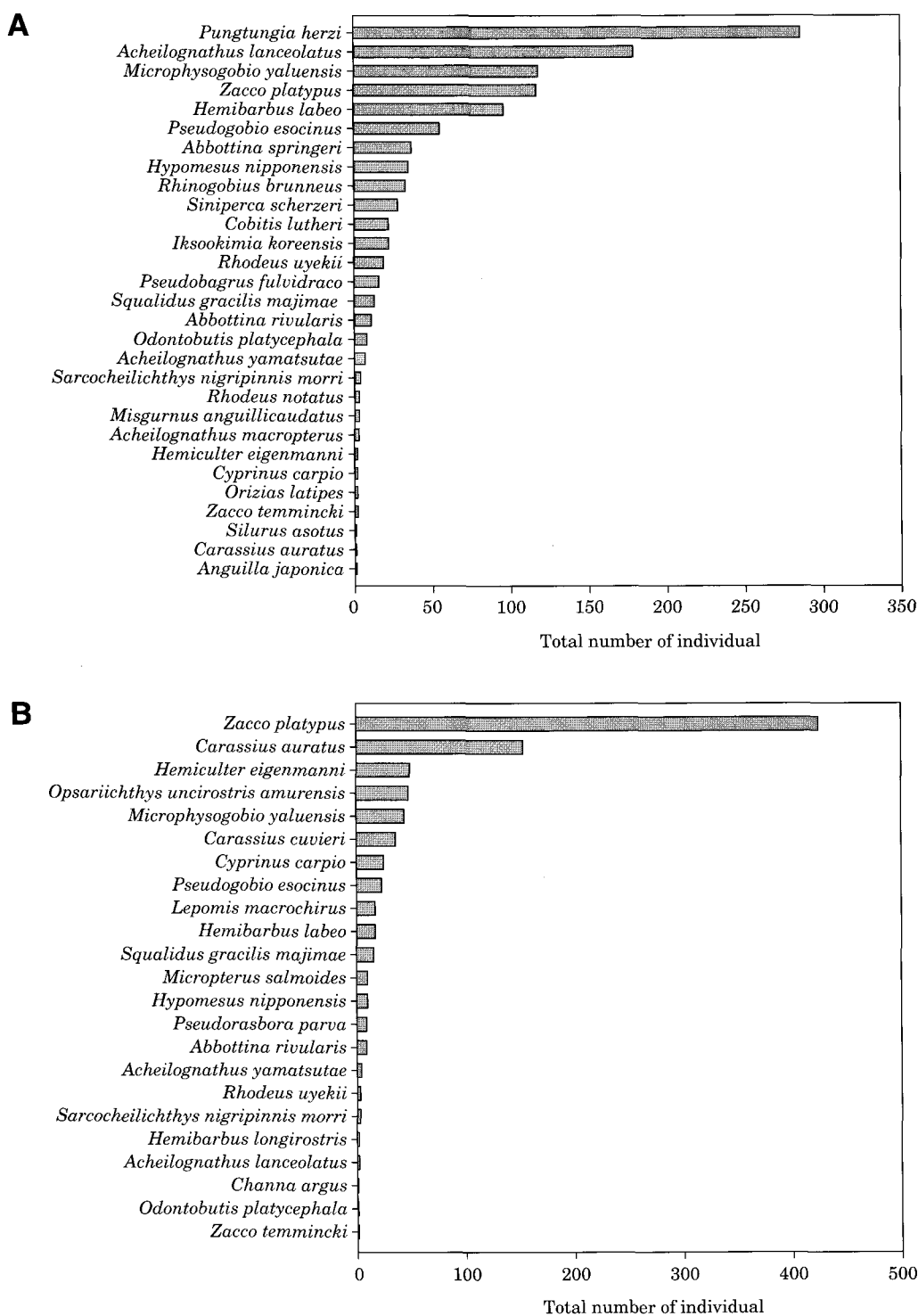


Fig. 2. The relative abundance of fish, based on the number of individual, in the watershed. Graph A indicate the control sites and graph B indicate the impacted sites.

차이를 보였다(Fig. 3). 본 조사수역 12개 지점에서 평균 생태 건강성 지수(IBM)는 28 (n=12, 범위: 18~44)로서

U.S. EPA (1993)의 기준에 의거할 때 악화~보통상태 (Fair~Poor)를 보였다. 한편, 대조군 지점(S3, S5, S6,

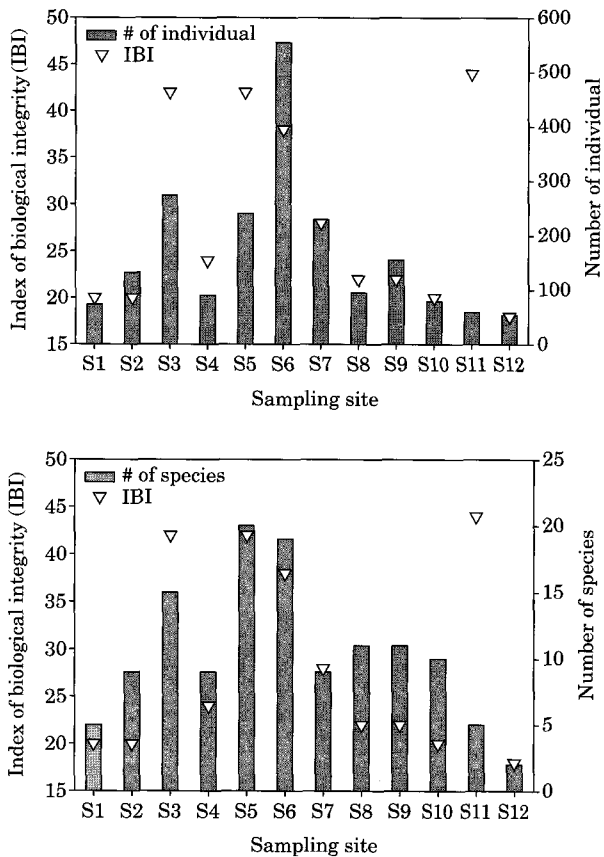


Fig. 3. The index of biological integrity and its relations to the number of individual and species at each sampling site.

S11)의 평균 생태건강도 지수는 42 ($n=4$)로서 양호상태 (Good)를 보였고, 지점별 변이는 38~44로 나타났다. 또한, 방류수의 영향을 받는 나머지 8개 지점들에서 평균값은 21로서 악화상태 (Poor)를 보였고, 모델값은 18~24의 범위의 변이를 보였다. 즉, 대조군 지점은 방류수 영향 지점들보다 2배 이상 높은 건강도 지수 값을 보여 수계내 점 오염원에 의거한 건강도 악화현상을 뚜렷하게 나타냈다. 또한, 이런 특성은 지점별 종수 및 개체수의 비교에서 유사한 패턴을 보여 하천의 종수 및 개체수 감소는 생태 건강도 악화와 직접 영향을 미치는 것으로 나타났다 (Fig. 3).

3. 군집 분석 (Community Analysis) 및 생태 건강성 (IBI)의 비교평가

종풍부도지수 (Species richness index) 분석에 따르면, 대조군 지점인 S3, S5, S6에서는 종 풍부도 지수가 2.0 이상으로 나타났고, S5에서는 최대치 ($d=3.467$)를 보였다

며, S12에서는 최소치 ($d=0.251$)를 보였다. 이런 특성은 1차하천인 S11 지점을 제외하고는 하천의 생태 건강성의 변이와 유사한 특성을 보였다. S11에서의 이런 뚜렷한 차이는 군집분석의 경우 하천차수 (Stream order)를 고려하지 않기 때문인데, 1차하천인 경우 최상류 지점은 생태계가 아주 건강해도 종풍부도값 (종수 및 개체수)이 일반적으로 낮기 때문에 현장의 실제상태보다 과소평가되는 것으로 나타났다. 따라서, 단순한 군집분석에 의거한 생태계 평가시 이런 점을 반드시 고려해야 하며, 본 연구에서 처럼 하천차수를 고려한 건강성 평가기법 (IBI)이 이용될 때 좀 더 과학적인 평가가 될 것으로 사료된다 (Fig. 4).

종균등도지수 (Species evenness index)는 S7 및 S12의 경우 뚜렷한 감소를 보였는데, 이는 S7 및 S12에서는 피라미 (*Zacco platypus*)가 각각 군집 내 69%, 93%로 단일 종이 우세하게 나타나 균등도 지수가 낮게 나타났다. 이런 특성은 오염에 내성이 강한 피라미와 같은 내성종이 우점하였기 때문으로 사료되었다. 그 외의 대조군 지점들 및 타 조사 지점들에서는 균등도 지수가 0.6 이상으로서 지점별로 개체군이 균등하게 분포하는 것으로 나타났다. 이런 균등도 지수는 일부 지점에서 생태 건강성 지수 (IBI)와 일반적으로 역상관적으로 변하는 것으로 나타났다.

종다양도지수 (Species diversity index)는 S1, S7, S12에서 1.5 이하로 나타나 군집내 다양성이 극히 감소된 것으로 나타났다. 특히, S7는 이에 대한 대조군인 S5 및 S6과 비교해 볼 때 2배 이상의 감소현상을 보였으며, S12의 종다양도는 이에 대한 대조군인 S11과 비교해 볼 때 5배 이상의 차이를 보여 방류수 배출에 의한 이화학적 수질 악화의 영향을 단적으로 보여 주었다. 이런 특성들은 종풍부도지수와 유사한 경향을 보였다 (Fig. 4). 한편 S4는 대조군 지점인 S3과 비교해 볼 때 유의한 차이를 보이지 않았다. 또한 우점도지수 (Dominance index)는 대조군 지점인 S3, S5, S6, S11과 다른 폐수 영향 지점들 서로 비교평가 하였을 때 큰 차이를 보이지 않았으며, S12는 붕어 (*Carassius auratus*)와 피라미 (*Zacco platypus*)만이 채집되어 종우점도지수가 가장 낮게 산출되었다.

4. 종 구성 분석 (Species composition)

본 조사수역에서 우점한 내성종 (Tolerant species)은 모두 잡식성 어류로서 유기물 오염 및 각종 화학적 오염에 잘 견디는 종으로 판명되었다 (Judy et al., 1984; Karr et al., 1986). 오폐수 방류수의 영향을 받는 S1, S2, S4, S7, S8, S9, S10, S12의 8개 지점에서 내성 지표종은 각 군집 개체수 빈도에 의거할 때 50% 이상을 보였으며, 특히 S7, S10 및 S12에서는 80% 이상의 내성종 우점도를

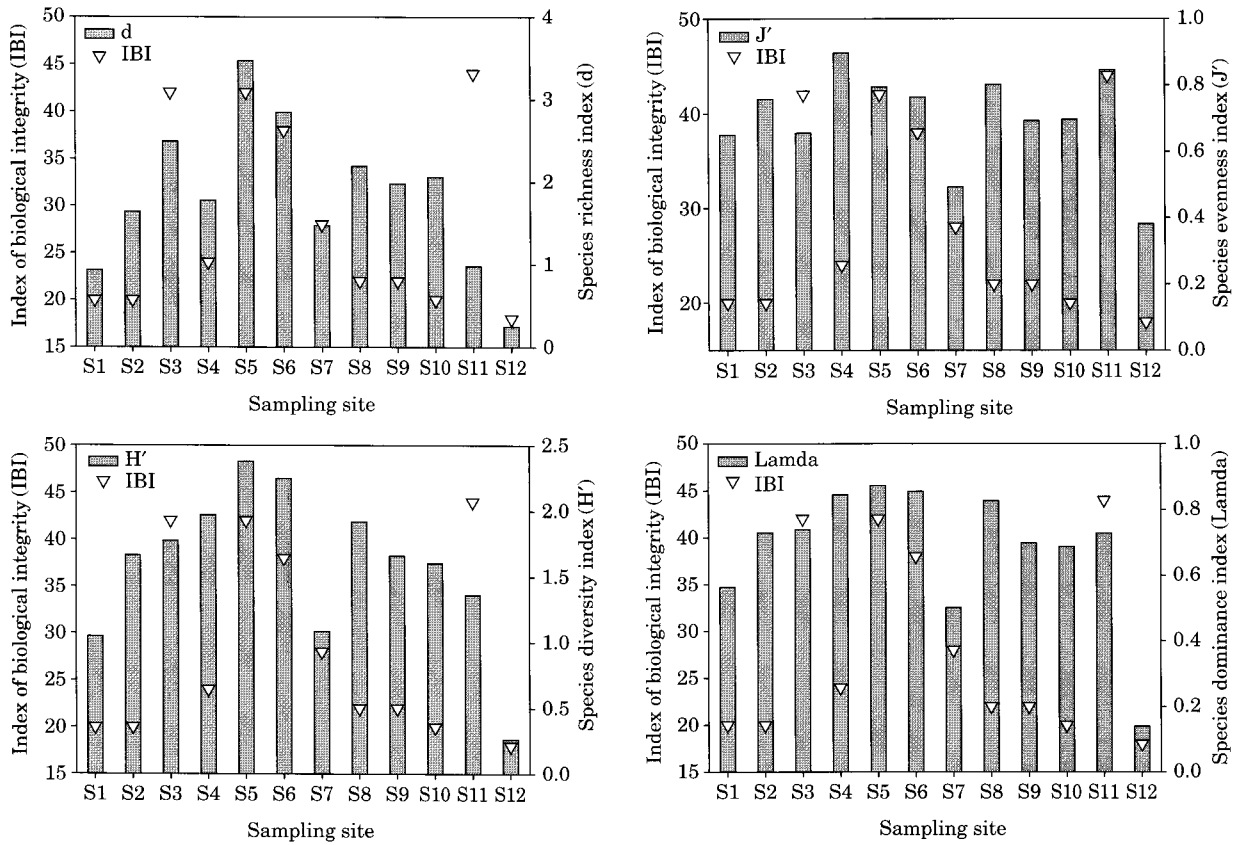


Fig. 4. The index of biological integrity and its relations to various indices of community analysis.

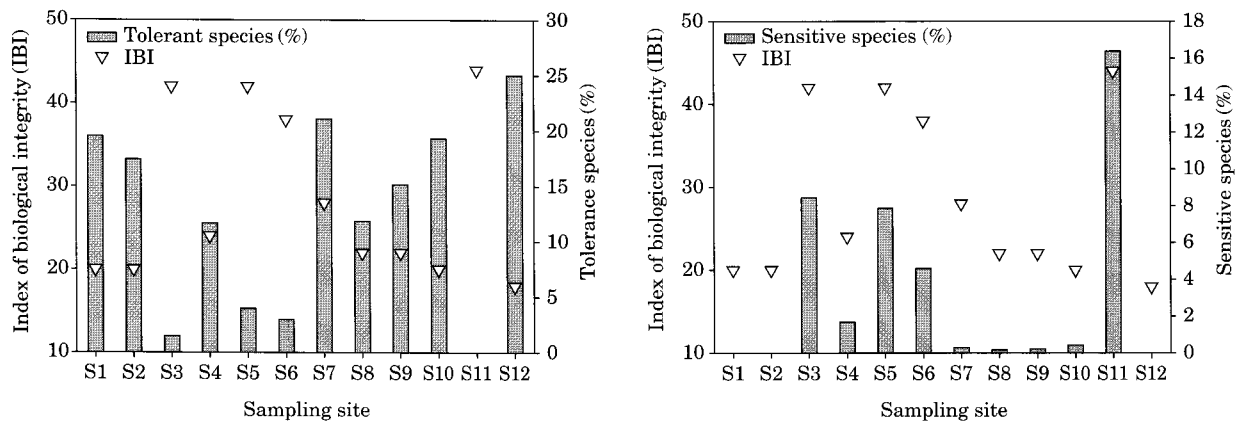


Fig. 5. The index of biological integrity in relation to the relative proportion of tolerant species (based on the sum of *Carassius auratus*, *Cyprinus carpio*, *Carassius cuvieri* and *Zacco platypus*), and sensitive species (based on the relative individual number of *Zacco temmincki*, *Rhynchoypris oxycephalus*, *Siniperca scherzeri*, and *Pungtungia herzi*).

나타내어 이화학적 수질 악화에 의한 내성종의 변성과 민감종의 감소로 사료되었다(Fig. 5). 한편, 대조군 지점(S3, S5, S6, S11)에서는 내성종의 상대풍부도가 낮게 나

타나 오염지점들과 큰 차이를 보였다. 내성종의 상대 빈도를 비교해볼 때, S3과 S4, S5, S6과 S7, S11과 S12 사이에서 각각 확연한 차이를 보여주어 점오염원에 의한

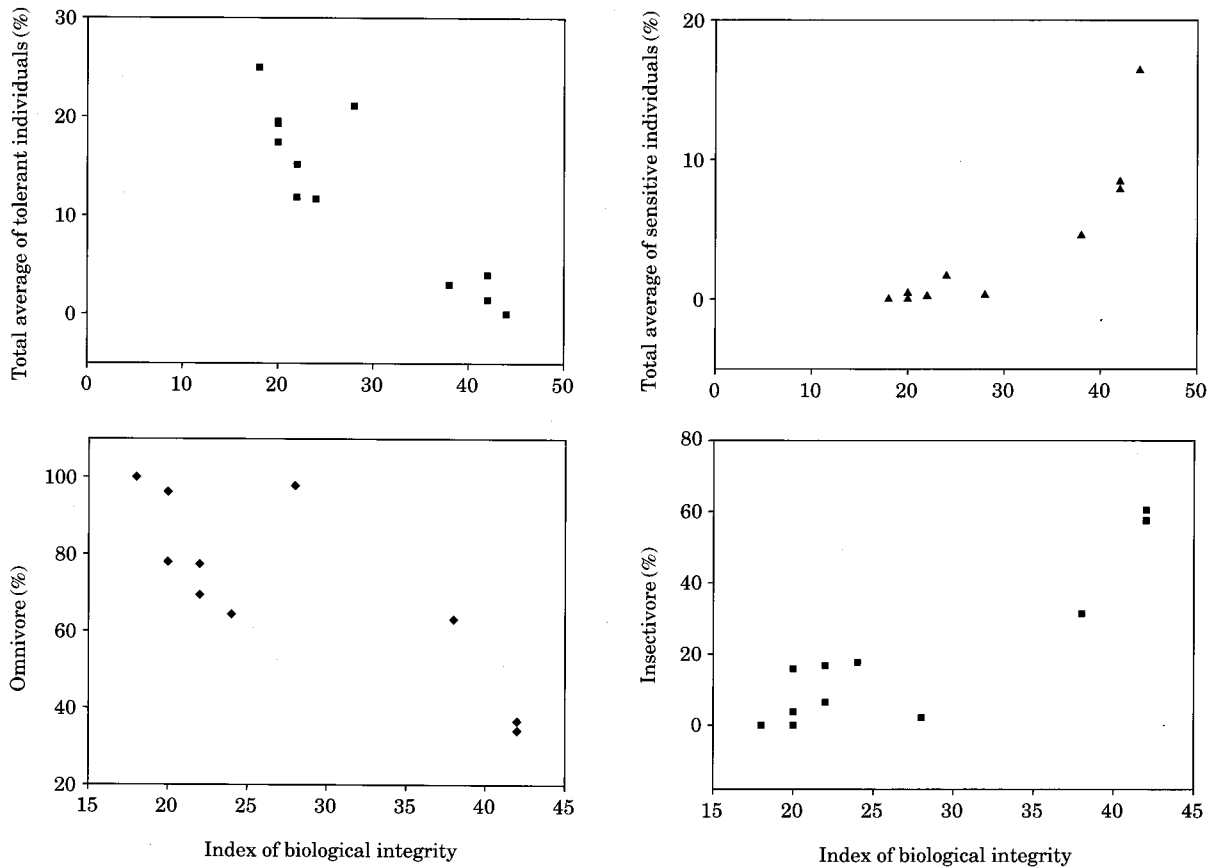


Fig. 6. The index of biological integrity relations to the proportion of total average in tolerant individuals, sensitive individuals, % omnivore and % insectivore species.

생태계 영향을 잘 나타내고 있고(Fig. 5), 이런 내성종의 지점별 상대빈도 값은 생태 건강성 지수(IBM)와 역상관 관계로 나타났다(Fig. 6). 이같이 폐수에 의해 영향받는 지점들에서 내성종의 뚜렷한 증가는 생태 건강성에 대한 지표(김과 강, 1993)로서 생태계 교란을 시사하였다.

내성종의 상대빈도는 S12에서 최대를 보였고, S5, S1, S10, S9, S8, S4 등의 순서로 나타났다(Fig. 5). 민감성 생태 지표종의 상대 풍부도에 대한 지점별 특성을 보면 어류의 민감성 지표종은 갈겨니(*Zacco temmincki*), 돌고기(*Pungtungia herzi*), 버들치(*Rhynchocypris oxycephalus*), 쏘가리(*Siniperca scherzeri*)로 나타났으며, 이들 4종에 대한 상대풍부도 값은 대조군 지점과 조사대상 지점 사이에 뚜렷한 차이를 보였다. 이러한 결과는 폐수의 유입으로 인한 이화학적 수질오염 및 이에 수반된 서식 환경의 변형으로 민감성 어종이 사라지기 때문이다.

각종 화학물질 및 서식지 변화에 의해 민감하게 반응하는 민감종의 상대풍부도는 S3, S5, S6, S11에서 타 조사 지점들에 비해 상대 분포가 높은 것으로 나타났다. 특

히, S3, S5, S11에서 민감종의 개체수에 대한 상대 풍부도는 6% 이상을 상회하여 군집 건강성이 양호한 것으로 평가되었다. 반면, 타 지점들에서는 0.5% 미만의 풍부도를 보여 민감성 어종이 분포하지 않는 것으로 평가되었으며, 대조군 지점의 민감종 상대풍부도의 평균값은 타 지점들에 비해 약 13배 높게 나타났다. 대조군 지점들에서 상대풍부도가 높은 민감종은 대개 상류의 맑은 여울 및 소에서 거주하는 종으로서 충식종(Insectivores) 및 어식종(Carnivores)으로 구성되어 있어, 타 지점들(S1, S2, S4, S7, S8, S9, S10, S12)에서의 낮은 상대풍부도 값은 생태지표종의 건강성 측면에서 악화된 것으로 사료되었다. Fig. 6에서 보여주는 바와 같이, 내성종의 비율과 잡식종의 비율이 낮아질수록 생태 건강성 지수 값(IBM)이 높아지는 역상관 관계를 보였으며, 민감종 비율과 충식종의 비율이 높아질수록 생태 건강성 지수가 높아지는 정상관 관계를 보였다. 이런 특성은 U.S. EPA(1993)에서 제시한 결과를 뒷받침하였다.

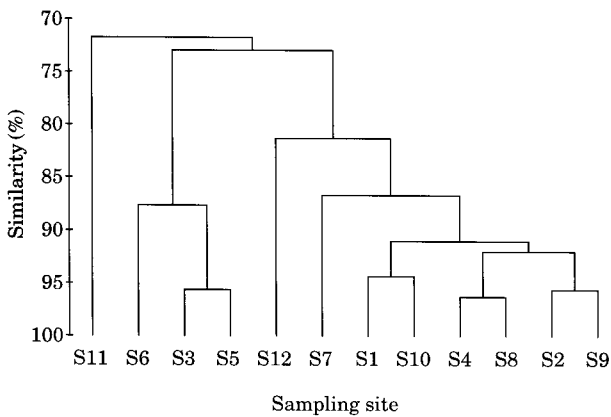


Fig. 7. Dendrogram, based on the similarity analysis of sampling sites.

5. 유사도 분석 (Similarity Analysis)

각 조사지점 별 Dendrogram에 의한 유사도 분석 (Similarity analysis) 결과에 따르면, 유의도 80% 수준 ($p < 0.05$)에서 3개 그룹으로 대별되었다 (Fig. 7). 첫번째 그룹은 S11의 1개 지점으로서 하천차수가 1차로서 대조군 지점으로 나타났고, 두번째 그룹은 S3, S5, S6의 3개 지점으로서 3~4차 하천이고 방류수의 영향이 없거나 거의 없는 대조군 지점으로서 나타났다. 세 번째 그룹은 나머지 지점들로서 총 8개 지점 (S1, S2, S4, S7, S8, S9, S10, S12)으로서 하수종말 처리장 및 농공 오폐수 처리장의 영향을 받는 지점들로 구성되었다. 즉, 유사도 분석 결과 3개 그룹은 대조군 및 방류수 영향에 대한 특성을 반영 하였다. 분석된 결과를 유사도 85% 수준으로 상향 조정 하는 경우에도, 대조군 지점들과 하수종말 처리장, 농공 오폐수 처리장의 영향을 받는 지점들과는 완전히 분리되는 것으로 나타났다. 이런 대조군과 다른 영향 지점들 간의 유사도에 있어서 뚜렷한 분리는 폐수영향 지점의 경우 유기물 및 독성물질들이 포함될 수 있기 때문에 수생태계 교란이 일어나 폐수의 영향을 받지 않는 지점들과는 수생태계 상태가 확연한 차이를 보이고 있는 것으로 사료되었다.

적 요

본 연구는 2003년 영산강 수계내 12개 조사지점에서 어류 군집분석, 개체 특성분석 및 생태 건강성 지수 (IBI) 산정을 통해 하천의 생물학적 수질을 비교분석하였다. 12개 조사지점 중 4개 지점은 오염의 영향이 없는 대조군 지점이었다고, 나머지 8개 지점은 농공폐수 및 하수처리장

배출수의 영향을 받는 지점이었다. 본 조사수역 12개 지점에서 산정된 평균 생태 건강성 지수 (IBI)는 28 ($n=12$, 범위: 18~44)로서 U.S. EPA (1993)의 기준에 의거할 때 악화~보통상태 (Fair~Poor)를 보였다. 한편, 대조군 지점 (S3, S5, S6, S11)의 평균 생태 건강성 지수는 42 ($n=4$, 범위: 38~44)로서 양호상태 (Good)를 보인 반면, 농공 폐수 및 하수처리장 배출수의 영향을 받는 나머지 8개 지점에서 평균 건강성 지수는 21 ($n=8$, 18~24)로서 악화상태 (Poor)를 보여 2배 정도의 뚜렷한 차이를 보였다. 이런 건강도 지수의 지점별 변이는 중 풍부도 지수 및 중 다양도 지수와 거의 일치하였으나, 1차 하천인 S11은 불일치하였다. 즉, 하천차수가 낮은 상류의 1차 하천은 중 다양도 혹은 군집 풍부도 지수에 의해 생태건강도가 평가될 경우 하천의 크기를 고려하지 않아 상대적으로 과소평가 되는 것으로 나타났다. 군집 유사도 분석 결과에 따르면, 유사도 수준 80% ($p < 0.05$)에서 지점은 3개 그룹으로 대별되었다. 하나의 그룹은 폐수에 의해 영향을 받는 지점이었다고, 나머지 2개의 그룹은 오염에 의해 영향 받지 않는 2개 대조군 그룹으로 대별되었다. 상관도 분석에 따르면, 생물학적 건강성 지수는 내성종의 상대빈도와 역상관 관계 ($r = -0.899, p < 0.001$)를 보였으며, 민감종과는 정상관 관계 ($r = 0.890, p < 0.001$)를 보였다. 이런 결과는 본 수역에서 농공폐수 및 하수처리장 배출수 방류는 하천의 생물학적 수질 악화에 직접적인 영향을 주며, 수자원의 보호를 위해서는 이러한 배출수와 같은 오염원의 관리를 강화해야 한다는 것을 제시한다.

사 사

본 연구는 부분적으로 “영산강·섬진강 수계 환경기초 조사사업”에 의해 지원되었음.

인 용 문 헌

강선아, 안광국. 2006. 영산강 수계의 이화학적 수질에 관한 시공간적 변이 분석, *육수지* **39**: 73-84.
 공동수. 2002. 생물학적 수질기준 설정 필요성 및 접근방안, *환경생물* **20**: 38-49.
 교육부. 1997. 한국동식물도감. 제37권 동물편 (담수어류). p 629.
 김용재. 2003. 영산강의 식물플랑크톤 군집 동태, *Algae* **18**: 207-215.
 김익수. 1998. 자연속의 인간-어류편. 은빛어울에는 쉬리가 산다. p. 505. 중앙일보, 출판법인 중앙 M & B.

- 김익수, 강종연. 1993. 원색 한국 어류도감. 아카데미서적, p 352.
- 김종선, 함순아, 나철호. 1995. 수서곤충을 이용한 탐진강 수계의 수질평가, 한국환경학회지 **13**: 225-231.
- 김주용, 정철환, 오강호, 고영구, 문정준, 유경아. 1999. 광주부근 영산강과 광주천의 하상퇴적물의 중금속 오염, 한국지구과학회지 **20**: 96-100.
- 박미옥, 한상국. 2003. 영산강 방류수중의 유기화합물 분석. 대한환경공학회지 2003 춘계학술연구발표회 논문집. p. 1264-1268.
- 박정원, 최재신, 김미경. 2004. 낙동강 중류 지역의 부착규조 군집의 변화와 유기오탁지수에 의한 수질평가, 육수지 **37**: 70-77.
- 배경석, 유승성, 원두희, 김민영, 신재영. 2002. 한강 상류수계(가평)의 저서성 대형 무척추동물 군집분석 및 생물학적 수질평가, 한국환경위생학회지 **28**: 149-160.
- 성치남, 백근식, 최지혁, 조현욱, 김종홍. 1997. 주암호 지천의 수질과 어류군집, 육수지 **30**: 107-118.
- 안광국, 김자현. 2005. 물리적 서식지 평가법 및 어류 다변수 평가모델에 의거한 대전천의 생태학적 건강도 진단, 육수지 **38**: 361-371.
- 안광국, 염동혁, 이성규, 김용화. 2003. 어류군 다변수 접근 방식에 의거한 생물보존지수 산정에 의한 생태학적 하천 건강성 평가. 대한환경공학회 2003 춘계학술연구발표회 논문집. p. 548-552.
- 안광국, 이재연, 장하나. 2005. 유등천에서의 생태학적 건강도 평가 및 수질양상, 육수지 **38**: 341-351.
- 안광국, 정승현, 최신석. 2001. 생물보존지수 및 서식지 평가지수를 이용한 평창강의 수환경 평가, 육수지 **34**: 153-165.
- 양홍준, 채병수. 1994. 대도시 주변 하천수계의 수질환경과 육수생물학적 연구-금호강수계의 어류상과 어류군집구조(II), 육수지 **27**: 177-188.
- 염동혁, 안광국, 홍영표, 이성규. 2000. 어류군집을 이용한 금호강의 생물보존지수(Index of Biological Integrity, IBI) 평가, 환경생물 **18**: 215-226.
- 이동규. 1994. 낙동강 하구의 수서곤충 군집에 관한 생태학적 연구, 육수지 **27**: 109-126.
- 조영길, 김주용. 1998. 영산강 하상퇴적물의 중금속 함량, 한국환경과학회지 **7**: 281-290.
- 차진명, 신성의, 차규석. 1999. 영산강 수계의 비점오염원에 관한 연구-토지이용 및 강우를 중심으로-, 한국환경영향평가학회지 **8**: 41-49.
- 최기철. 1994. 우리민물고기 백가지. 현암사, p. 532.
- 최기철, 전상린, 김익수, 손영복. 1990. 원색 한국 담수어 도감. 향문사, p. 277.
- 최철만, 박연규, 문성기. 2004. 인공기질 부착조류에 의한 대천의 수질평가, 환경생물 **22**: 242-245.
- 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**: 55-59.
- Harris, J.H. 1995. The use of fish in ecological assessments. *Australian Journal of Ecology* **20**: 65-80.
- Judy, R.D. Jr., P.N. Seeley, T.M. Murray, S.C. Svirsky, M.R. Whitworth and L.S. Ischinger. 1984. National Fisheries Survey. Volume 1. Technical Report: initial findings. United States Fish and Wildlife Service. FWS/OBS-84/06.
- Karr, J.R. 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries* **6**: 21-27.
- Karr, J.R., K.D. Fausch, P.L. Angermeier, P.R. Yant and I.J. Schlosser. 1986. Assessing biological integrity in running water: A method and its rationale. p. 28, Illinois national History Survey, Special Publication 5, Champaign, IL.
- Margalef, R. 1958. Temporal succession and spatial heterogeneity in natural phytoplankton. In perspectives in marine biology. Univ. of California Press, p. 323-349.
- Ohio EPA. 1987. Biological criteria for the protection of aquatic life. Vol. II, Users manual for biological field assessment of Ohio surface waters. Division of Water Quality Monitoring and Assessment, Surface Water Section, Columbus. OH.
- 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.
- Simpson, E.H. 1949. Measurement of diversity. *Nature* **163**: 688.
- 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.
- U.S. EPA. 2002. Summary of biological assessment programs and biocriteria development for states, tribes, territories, and interstate commissions: streams and wadable rivers. EPA-822-R-02-048. U.S. EPA, USA.

(Manuscript received 16 September 2006,
Revision accepted 10 November 2006)