

생태평가모형 (Integrative Star-Plot Area)을 이용한 삽교천 수계 진단

김 자 현^{1,2} · 염 동 혁² · 안 광 국^{1,*}

(¹충남대학교 생명과학과, ²한국화학연구원 부설 안전성평가연구소)

Diagnosis of Sapkyo Stream Watershed Using the Approach of Integrative Star-Plot Area. Kim, Ja-Hyun^{1,2}, Dong-Hyuk Yeom² and Kwang-Guk An^{1,*} (¹Department of Bioscience of Biotechnology, College of Biological Science and Biotechnology, Chungnam National University, Daejeon 305-764, Korea; ²Ecotoxicology Research Team, Korea Institute of Toxicology, Korea Research Institute of Chemical Technology, 100 Jangdong, Yuseong-gu, Daejeon 305-343, Korea)

In this study, we applied approach of integrative star-plot area (SPA), chemical water quality and habitat conditions (QHEI) to diagnose ecological conditions at the eight sampling sites of Sapkyo Stream. These outcomes were compared with biological health based on the Index of Biological Integrity (IBI) using fish assemblage. And then, we evaluated the integrative ecological health condition using the star-plot method. This approach based on the sum of all the star-plot areas over these water and habitat characteristics. It was developed to reflect an integrative assessment of the ecological health in the stream. The biological health, based on the model values of IBI indicating "fair-poor" condition according to the criteria. Physical habitat health, based on the QHEI, averaged 123 indicating a "good-fair" condition. Also, chemical health, based on simply BOD values indicating "poor grade" according to the criteria of the Ministry of Environment Korea (MEK). The SPA indicating that 50% of the all was impaired condition and the most sampling sites were downstream sites influenced by the point and non-point sources. Overall our results suggest that the ecological health impact was a combined effect of eutrophication and habitat degradations in the stream. The approach of SPA can be used as a tool to evaluate the integrative health of stream environment and to identify possible causes of observed effects.

Key words : Sapkyo watershed, integrated health assessment, fish, ecological health

서 론

우리나라는 고도의 경제성장을 통해 산업화와 도시화가 확산됨에 따라 수환경의 질적 저하가 급속도로 진행되면서, 수생태계의 건강성이 악화되어 왔다(Lee and An, 2007; 이와 안, 2010). 따라서 급속도로 악화되는 수생태

계의 건강성을 파악하기 위해 1980년대 이래 최근까지 이화학적 평가 방법이 주요지표로 이용되어 왔고, 현재에도 널리 이용 되고 있다(환경부, 2004). 그러나 이러한 이화학적 평가 방법은 시공간적 변이가 크고, 측정 순간의 수환경 상태를 나타내기 때문에 실측치에 대한 불확실성이 높아 수환경을 대표하기에는 위험성이 내재해 있다(Barbour *et al.*, 1996; Yoder and Rankin, 1998; 공, 2002).

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

1990년대 이후에는 이러한 문제를 해결하기 위해 조류, 무척추동물, 어류 등의 생물을 이용한 평가 방법이 연구되어 왔다. 그러나 이러한 평가 방법은 대부분 단일 지표를 이용한 평가로써 주로 수생태계의 생물상, 풍부도, 종 조성 및 보호종 등에 대하여 기술하는 연구가 대부분이고 이를 이용한 수생태계 평가는 이루어지지 않았다(양과채, 1993; 남 등, 1998; 최 등, 2008; 박 등, 2009).

최근 수환경에 대한 관심이 높아지면서, 다양한 수환경 지표와 생물의 건강성을 평가하는 통합적 수생태계 건강성 평가(integrated health assessment of fresh-water ecology)가 수행되고 있다(Lee *et al.*, 2003; Yeom *et al.*, 2007; 이와 안, 2010) 이에 따라 정부에서는 ‘물환경종합평가 방법 개발을 위한 조사연구’를 실시하여 부착조류(황 등, 2006), 저서성 대형무척추 동물(원 등, 2006), 어류(안 등, 2006a)를 이용한 수생태계 건강성 평가 방법을 정책적으로 도입하였고, 현재 “수생태계 건강성조사 및 평가”의 일환으로 우리나라 4대 강을 비롯하여 도심하천 산간 계류 하천 등 다양한 하천에 적용되고 있다(환경부, 2007). 또한 이화학적 평가, 물리적 서식지 평가, 수리수문학적 평가들을 비교 통합하여 건강성 평가를 실시하고 있다(김 등, 2007a, b). 한편, 생물지표의 특정 반응을 이용한 건강성 평가 방법으로써 군집분석평가(문 등, 2010), 해부학적 건강도 평가(Adams *et al.*, 1993; Blazer, 2000), 개체군 평가(Munkittick and Dixon, 1989; Kim and Yeom, 2009), 개체평가(Yeom *et al.*, 2007), 분자/생리학적평가(Foster *et al.*, 2001)에 이르기까지 평가 목적에 따라 생물학적 조직수준별(level of biological organization) 지표를 적용하는 연구도 수행되고 있다(Adams, 2000; Yeom *et al.*, 2007).

본 연구의 대상 수계인 삼교천 수계는 크게 삼교천(유역면적: 569.9 km²), 무한천(유역면적: 465.2 km²), 곡교천(유역면적: 604.5 km²) 등 3개의 하천으로 이루어진 수계로써 총 유역면적은 1,639.6 km²에 이른다(박 등, 2001). 본류인 삼교천은 홍성군 오서산에서 발원하여 홍성읍과 삼교읍을 거쳐 북쪽으로 흐르고 예산군에서 제1지류인 무한천과 합류하며, 아산시에서 제2지류인 곡교천과 합류하여 삼교호를 거쳐 서해로 흘러 들어간다. 삼교천 수계의 하천은 인근 소도시(홍성읍, 삼교읍, 천안시)와 하천을 따라 위치해 있는 농경지 등 점 오염원 및 비점오염원이 산재해 있다(박 등, 2001). 또한 3개 하천이 합류하여 흘러 들어가는 삼교호는 바다에 인접해 있고, 삼교방조제 건립에 따른 해수의 원활한 유통이 어려워 오염 부하량이 높으며, 해수로 인한 높은 염분 농도가 스트레스로 작용할 가능성도 있다.

이와 같이 삼교천 수계는 3개 하천을 포함하여 유역면

적이 넓고 오염원이 산재해 있지만 삼교천 수계에서 진행된 연구는 어류상 조사(최와 안, 1988), 이화학적 수질 특성분석(최와 김, 1998; 황과 이, 2000; 박 등, 2001; 이, 2009), 수리수문학적 연구(조 등, 2007; 서, 2009; 손, 2009) 등이 연구되어 수계의 규모에 비해 적은 실정이다. 또한 앞서 언급한 바와 같이 과거에 수행된 이러한 연구는 이화학적 수질 및 어류의 분포 현황 특성만을 반영하며, 통합적 수생태계 건강성을 평가하기 어렵다. 통합적 생태계 건강성을 평가하기 위해서는 이화학적 수질 특성 및 점 오염원의 분포, 기후 변화에 따른 영향뿐만 아니라 물리학적 서식지 교란의 영향을 잘 반영하여야 하며, 이에 따른 생물군집 내의 에너지 흐름, 물질순환관계 등 다양한 특성을 반영하여야 한다(강 등, 2000; 안 등, 2001, 2006b). 따라서 본 연구의 목적은 Star-plot 분석법을 통해 통합적 수생태계 건강성을 평가하는 것으로써 사례연구로 삼교천 수계의 3개 하천에 적용하였다. 이를 위해 이화학적 수질, 물리적 서식지 평가(QHEI) 자료와 생물학적 건강성 지수를 비교 분석하고, 3가지 모델값을 이용하여 Star-plot을 통해 삼교천의 통합적 수생태계 건강성을 평가하였다. 본 연구결과는 향후 하천 생태계 복원 및 모니터링 방안을 제시하기 위한 기초 자료로 활용하고자 하였다.

재료 및 방법

1. 조사지점 선정

본 연구에서는 삼교천 수계의 수생태계 건강성 평가를 하기 위하여 총 8개 지점을 선정하였고, 각 지점은 환경부의 수질 자료를 활용하기 위하여 수질 측정망 지점을 바탕으로 선정하였다. 조사지점은 삼교천(S)에서 3개 지점, 무한천(M)에서 2개 지점, 곡교천(G)에서 3개 지점을 각각 선정하였다(Fig. 1). 본 연구를 위해 선정된 조사지점은 Horton(1945)과 Strahler(1957)의 하천 크기에 따른 분류(Stream order) 기준에 따라 3차 하천 4개 지점, 4차 하천 2개 지점, 5차 하천 2개 지점으로 분류되었고, 각 지점의 행정구역명은 다음과 같다(Fig. 1).

1) 삼교천 (S)

- S1: 충청남도 예산군 삼교읍 두리(3차 하천)
- S2: 충청남도 예산군 고덕면 구만리(3차 하천)
- S3: 충청남도 아산시 인주면 문방리(5차 하천)

2) 무한천 (M)

- M1: 충청남도 예산군 광시면 관음리(4차 하천)
- M2: 충청남도 예산군 신암면 계촌리(5차 하천)

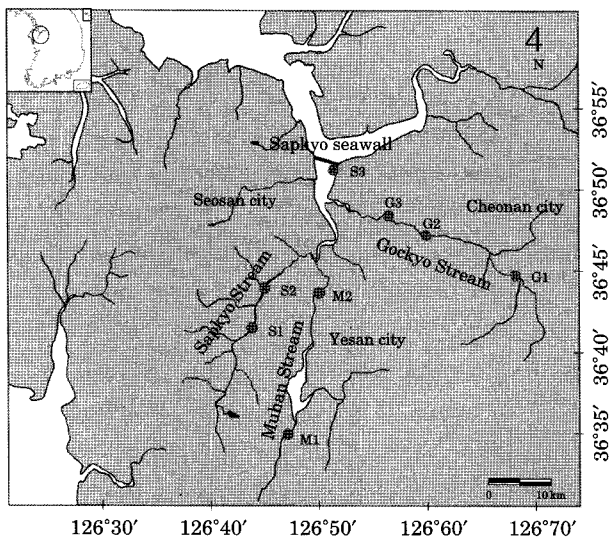


Fig. 1. The map showing sampling sites in the Sapkyo watershed.

3) 곡교천 (G)

G1: 충청남도 천안시 동남구 풍세면 남관리(3차 하천)

G2: 충청남도 아산시 권곡동(3차 하천)

G3: 충청남도 아산시 신창면 가덕리(4차 하천)

각 지점의 오염원 분포는 삼교천에 위치한 3개 지점 중 S1과 S2는 조사지점 주변이 논이나 산지로 둘러싸여 있었고 상류에 소도시(삼교읍)가 점 오염원으로 위치하고 있다. S3는 삼교천 수계의 3개 하천이 합류하는 하류 지역으로 각 하천의 오염에 따른 영향이 예상되는 지점이다. 무한천에 위치한 2개 지점 중 M1은 예당저수지의 상류에 위치한 지점으로, 주변이 논과 산으로 둘러싸여 있으며, 특이한 점 오염원이 존재하지 않았다. 반면, M2는 예당저수지 하류에 위치한 지점으로 상류에 중·소도시(예산군)가 점오염원으로 위치해 있으며, 조사지점 인근에 비닐하우스 및 논이 위치하고 있다. 곡교천은 천안시를 관통하는 천안천과 합류하는 하천으로 천안천의 영향을 받는 하천이다. 곡교천의 G1 지점은 천안천 합류지점의 상류에 위치하고 있으며 주변은 산과 논으로 둘러싸여 있다. G2와 G3은 천안시의 하류에 위치해 있으며, 특히 G2 지점은 천안천의 영향을 직접 받는 지점으로 오염에 따른 영향이 예상되는 지점이다.

2. 조사 시기

본 연구에서 건강성 평가를 위한 어류 조사는 우리나라의 몬순기후 특성을 고려하여 장마 전후의 수체 안정기

인 2009년 5월과 9월에 각각 1회씩 총 2회 실시하였고, 수생태계 건강성 평가를 위하여 어류 조사, 물리적 서식지평가를 실시하였다. 본 연구의 조사 시기는 Karr(1981)가 제시한 최대 일주기 대기온도(Maximum daily air temperature, 19°C)를 근거로 낮기온이 19°C 이상인 맑은 날을 선정하여 실시하였고, 수리·수문학적으로 서식환경이 안정된 것으로 판단된 시기를 고려하여 선정하였다.

3. 어류 조사 방법 및 도구

어류를 이용한 생물학적 평가는 Wading method (Ohio EPA, 1989)에 기반을 두어 실시하였다. 어류 채집은 채집의 정량화를 위하여 Catch per unit of effort (CPUE)를 적용하였고, 이에 따라 물리적 서식지 특성에 따른 변수를 줄이기 위해 조사 기점을 중심으로 200 m 내에서 확인 가능한 여울(Riffle), 소(Pool), 흐름이 느린 곳(Run) 등 조사 지점에 포함된 모든 서식지를 조사하였다. 조사시간은 최대 종풍부도곡선(Maximum species richness line)을 고려하여 50~60분으로 한정하였고, 서식지의 채집 여건에 따라 투망(망목 5×5 mm), 족대(망목 4×4 mm)를 사용하여 채집하였다. 채집한 어류는 체장이 20 mm 이상인 개체를 대상으로 현장에서 동정하였고(Barbour *et al.*, 1999), 외형적 형태이상을 기형(Deformity), 부식(Erosion), 조직병리(Lesion) 및 종양(Tumors)의 4가지 분류 기준에 의거하여 관찰, 기록하였다(US EPA, 1993). 개체의 동정이 모호한 종은 10% 포르말린 용액으로 고정하여 실험실로 옮긴 후 김과 강(1993), 김과 박(2002)에 의해 동정하였으며, 내성도에 따라 기록하였다.

4. 수질 분석

조사 지점의 이화학적 수질상태를 분석하기 위해 환경부 홈페이지(www.me.go.kr)에 공개되어 있는 수질 측정망 자료를 이용하여 분석하였다. 수질분석 항목은 유기오염과 영양염류의 지표로 사용되는 BOD(Biological oxygen demand), COD(Chemical oxygen demand), TN(Total nitrogen), TP(Total phosphorus), Conductivity, Chl-*a* (Chlorophyll-*a*)의 총 6개 항목을 선정하였고, 2009년의 수질 자료를 분석하였다.

5. 수생태계 건강성 평가

1) 군집 분석

어류의 군집 분석은 풍부도, 균등도, 다양도, 우점도의 4항목을 분석하였으며, 각 항목의 분석방법은 아래의 식을 대입하였고, Primer5 (Primer-E Ltd. ver. 5.2.2, 2001) 통계

프로그램을 이용하여 계산하였다.

I) 종 다양도 지수
(Shannon-Weaver diversity index, 1949)

$$H' = -\sum P_i \text{Log}_{10} P_i$$

($P_i = N_i/N$)

II) 종 풍부도 지수
(Margalef's species richness index, 1958)

$$d = (S-1)/\text{Log}_e N$$

III) 종 균등도 지수
(Pielou's evenness index, 1975)

$$J' = H'/\text{Log}_e S$$

(N =총출현개체수, N_i = i 종의 개체수, S =총 출현 종수)

IV) 군집 우점도 지수
(Simpson's species dominance index, 1949)

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

2) 생물학적 건강성 평가 (Index of biological integrity, IBI)

어류를 이용한 생물학적 건강성 평가를 위해 IBI 모델을 적용하였다. 본 연구에서는 총 10개의 메트릭을 적용하여 IBI 지수를 산정하였고, 메트릭은 M₁: 총 국내종수 (Total number of native species), M₂: 여울성 저서종수 (Number of riffle-bentic species), M₃: 민감종수 (Number of sensitive species), M₄: 내성 지표종의 개체수 비율 (Proportion of tolerance species), M₅: 잡식성종의 상대비율 (Proportion as a number of omnivore species), M₆: 국내 충식성 종의 상대비율 (Proportion as a number of insectivore species), M₇: 국내 육식종(어식종)의 상대비율 (Proportion as a number of carnivore (Fishvore) species), M₈: 총개체수 (Total number of individual), M₉: 외래종 빈도 (Proportion as a number of exotic species), M₁₀: 개체의 비정상도 빈도 (Proportion as a number of abnormal individual)의 총 10개 메트릭으로 구성되어 있다. IBI 모델의 건강도 등급은 U.S. EPA (1993)의 기준에 의거하여 최적상태 (Excellent, 50~46), 양호상태 (Good, 40~36), 보통상태 (Fair, 30~26), 악화상태 (Poor, 20~16) 그리고 최악상태 (Very poor, ≤10) 등 총 5등급으로 구분하였다.

3) 물리적 서식지 평가 모델 (Qualitative Habitat Evaluation Index, QHEI)

서식지 평가 모델은 Plafkin *et al.* (1989)에 의해 제안된 서식지평가 정성지수(QHEI)로서 Barbour *et al.* (1999)

에 체계화된 RBP모델을 적용하였다. 본 연구에서 적용한 서식지 평가 모델은 우리나라 서식환경에 맞게 수정된 11메트릭 모델(안과 김, 2005)을 적용하였다. 본 연구에 적용된 메트릭은 M₁: 하상구조/서식처 피복도(Substrate/Instream cover), M₂: 하상매몰도(Embeddedness), M₃: 유속/수심(Flow velocity/depth combination), M₄: 하상유실 및 토사축적도(Bottom scouring & sediment deposition), M₅: 하천 흐름 상태(Channel flow status), M₆: 수로 변경도(Channel alteration), M₇: 여울 빈도 및 하천굴곡도(Frequency of riffles or bends), M₈: 제방 안정도(Bank stability), M₉: 제방식생 보호도(Bank vegetative protection), M₁₀: 천변 식생대의 폭(Riparian vegetative zone width) 및 M₁₁: 소규모 댐의 영향유무(Dam construction impact)이며, 서식지 건강도 등급은 U.S. EPA(1993)의 기준에 따라 Excellent (220~182), Good (168~124), Fair (110~66), Poor (52~8)의 4개 등급으로 구분하였다.

4) 다양한 변수를 적용한 수생태계 건강성 평가

본 연구에서는 생물학적, 물리적, 화학적 건강도를 동시에 나타내어 각 지점 간의 차이를 쉽게 비교할 수 있도록 star plot을 이용하여 각 지점의 종합적인 건강성을 비교 평가하였다. Star plot의 각 항목은 항목의 최고 점수에 근거하여 %로 표준화하였고, 각 항목에 의해 만들어진 면적의 합을 비교하여 지점별 건강도를 비교 평가하였다.

6. 통계 분석

본 연구에서는 생물학적 건강성에 영향을 미치는 물리적 서식지 건강도와 화학적 수질 지표를 비교하여 각 항목 간의 상관분석(correlation analysis)을 실시하였고, PCA(principal component analysis)를 통해 생물학적 건강성에 영향을 미치는 요인을 분석하였다. 각 통계 분석은 SYSTAT 11K(SYSTAT software. Inc. 2004)와 PC-ORD (MjM software. 1999) 통계 프로그램을 이용하여 분석하였다.

결과 및 고찰

1. 어류 분포 및 군집 특성 분석

본 연구에서 조사한 지점은 3~5차 하천으로서 하천의 종류에서 하류에 위치해 있다. 본 연구 기간 동안 채집된 어류의 분포는 잉어과 19종, 시클리과 1종, 미꾸라과 3종, 망둑어과 2종, 검정우럭과 1종, 동사리과 1종, 동자개과 1

Table 1. Fish fauna and their distribution in each sampling site. The value in the parenthesis indicate a relative abundance based on the fish number in each site. The species list was rearranged by the degree of the tolerance. TOL: tolerance guild, TRO: trophic guild, S: sensitive, I: intermediate, T: tolerant, In: insectivore, C: carnivore, O: omnivore, H: herbivore.

No.	Species	TOL	TRO	1st survey (2009. 05)								
				S1	S2	S3	M1	M2	G1	G2	G3	
1	<i>Pungtungia herzi</i>	S	In				9 (0.6)					
2	<i>Gnathopogon strigatus</i>	S	In				3 (0.2)					
3	<i>Hemibarbus longirostris</i>	S	In				11 (0.7)					
4	<i>Opsariichthys uncirostris amurensis</i>	I	C		19 (6.9)			11 (6.4)	26 (29.2)			
5	<i>Microphysogobio yaluensis</i>	I	O		4 (1.5)		105 (7.1)					
6	<i>Pseudogobio esocinus</i>	I	In	19 (11.7)	3 (1.1)		7 (0.5)			3 (3.4)		
7	<i>Rhinogobius brunneus</i>	I	In				25 (1.7)					
8	<i>Abbotina rivularis</i>	I	O				39 (2.6)	19 (11.1)				
9	<i>Odontobutis interrupta</i>	I	C	2 (1.2)			5 (0.3)					
10	<i>Aphyocypris chinensis</i>	I	O								5 (1.8)	
11	<i>Rhodeus ocellatus</i>	I	O	7 (4.3)			250 (16.9)					
12	<i>Squalidus gracilis majimae</i>	T	In				49 (3.3)					
13	<i>Oreochromis niloticus</i>	T	O					1 (0.6)				
14	<i>Rhodeus notatus</i>	T	O	3 (1.9)			192 (13.0)					
15	<i>Carassius cuvieri</i>	T	O			6 (13.0)	4 (0.3)	16 (9.4)				19 (17.3)
16	<i>Misgurnus anguillicaudatus</i>	T	H	3 (1.9)				3 (1.7)	3 (3.4)	21 (7.7)		2 (1.8)
17	<i>Micropterus salmoides</i>	T	C		3 (1.0)	7 (15.2)						
18	<i>Carassius auratus</i>	T	O	11 (6.8)	2 (0.7)	2 (4.3)	2 (0.1)		6 (6.7)	42 (15.5)		5 (4.5)
19	<i>Cyprinus carpio</i>	T	O	2 (1.2)		1 (2.2)						
20	<i>Pseudorasbora parva</i>	T	O			9 (19.6)	21 (1.4)				29 (10.7)	
21	<i>Hemiculter eigenmanni</i>	T	O	32 (19.8)	186 (67.9)	21 (45.7)		98 (57.3)		175 (64.3)		84 (76.4)
22	<i>Zacco platypus</i>	T	O	83 (51.2)	57 (20.8)		758 (51.3)	23 (13.5)	51 (57.3)			
Total number of species				9	7	6 (13.0)	15	7	5	5	4	
Total number of individual				162	274	46	1480	171	89	272	110	

No.	Species	TG	TRG	2nd survey (2009. 09)								
				S1	S2	S3	M1	M2	G1	G2	G3	
1	<i>Pungtungia herzi</i>	S	I				5 (0.5)					
2	<i>Hypomesus nipponensis</i>	S	F				7 (0.7)					
3	<i>Gnathopogon strigatus</i>	S	I				4 (0.4)					
4	<i>Hemibarbus longirostris</i>	S	I					4 (2.8)				
5	<i>Acheilognathus gracilis</i>	I	O		8 (4.6)		18 (1.8)	4 (2.8)				
6	<i>Chaenogobius urotaenia</i>	I	C			1 (3.3)						
7	<i>Opsariichthys uncirostris amurensis</i>	I	C	21 (19.1)	41 (23.6)		41 (4.2)	16 (11.0)	37 (29.6)			
8	<i>Microphysogobio yaluensis</i>	I	O				58 (5.9)					
9	<i>Pseudobagrus fulvidraco</i>	I	C					2 (1.3)			1 (0.3)	
10	<i>Pseudogobio esocinus</i>	I	I	13 (11.8)	38 (21.9)		26 (2.6)	37 (25.5)			31 (10.2)	
11	<i>Rhinogobius brunneus</i>	I	I	6 (5.4)	9 (5.2)		31 (3.1)		3 (2.4)			
12	<i>Abbotina rivularis</i>	I	O				16 (1.6)					
13	<i>Odontobutis interrupta</i>	I	C								1 (0.3)	
14	<i>Abbotina springeri</i>	I	O	5 (4.5)								
15	<i>Cobitis lutheri</i>	I	I				6 (0.6)					
16	<i>Rhodeus ocellatus</i>	I	O				259 (26.4)					
17	<i>Oreochromis niloticus</i>	T	O								26 (8.5)	
18	<i>Rhodeus notatus</i>	T	O				57 (5.8)					
19	<i>Carassius cuvieri</i>	T	O		2 (1.1)	7 (23.3)						63 (20.5)
20	<i>Silurus asotus</i>	T	C								1 (0.3)	
21	<i>Misgurnus mizolepis</i>	T	H								1 (0.3)	
22	<i>Misgurnus anguillicaudatus</i>	T	H	4 (3.6)	2 (1.1)							
23	<i>Micropterus salmoides</i>	T	C		13 (7.5)	3 (10.0)		7 (4.8)			8 (2.6)	2 (0.6)
24	<i>Carassius auratus</i>	T	O	9 (8.2)	4 (2.3)	2 (6.7)	3 (0.3)		19 (15.2)	19 (6.4)	42 (13.7)	
25	<i>Cyprinus carpio</i>	T	O	3 (2.7)					5 (4.0)	3 (1.0)	7 (2.3)	
26	<i>Pseudorasbora parva</i>	T	O	7 (6.4)			8 (0.8)					
27	<i>Hemiculter eigenmanni</i>	T	O		57 (32.7)	17 (56.7)	14 (1.4)	64 (44.2)			165 (54.3)	193 (62.9)
28	<i>Zacco platypus</i>	T	O	42 (38.3)			432 (43.9)	11 (7.6)	61 (48.8)	48 (15.8)		
Total number of species				9	9	5	16	8	5	11	5	
Total number of individual				110	174	30	985	145	125	304	307	

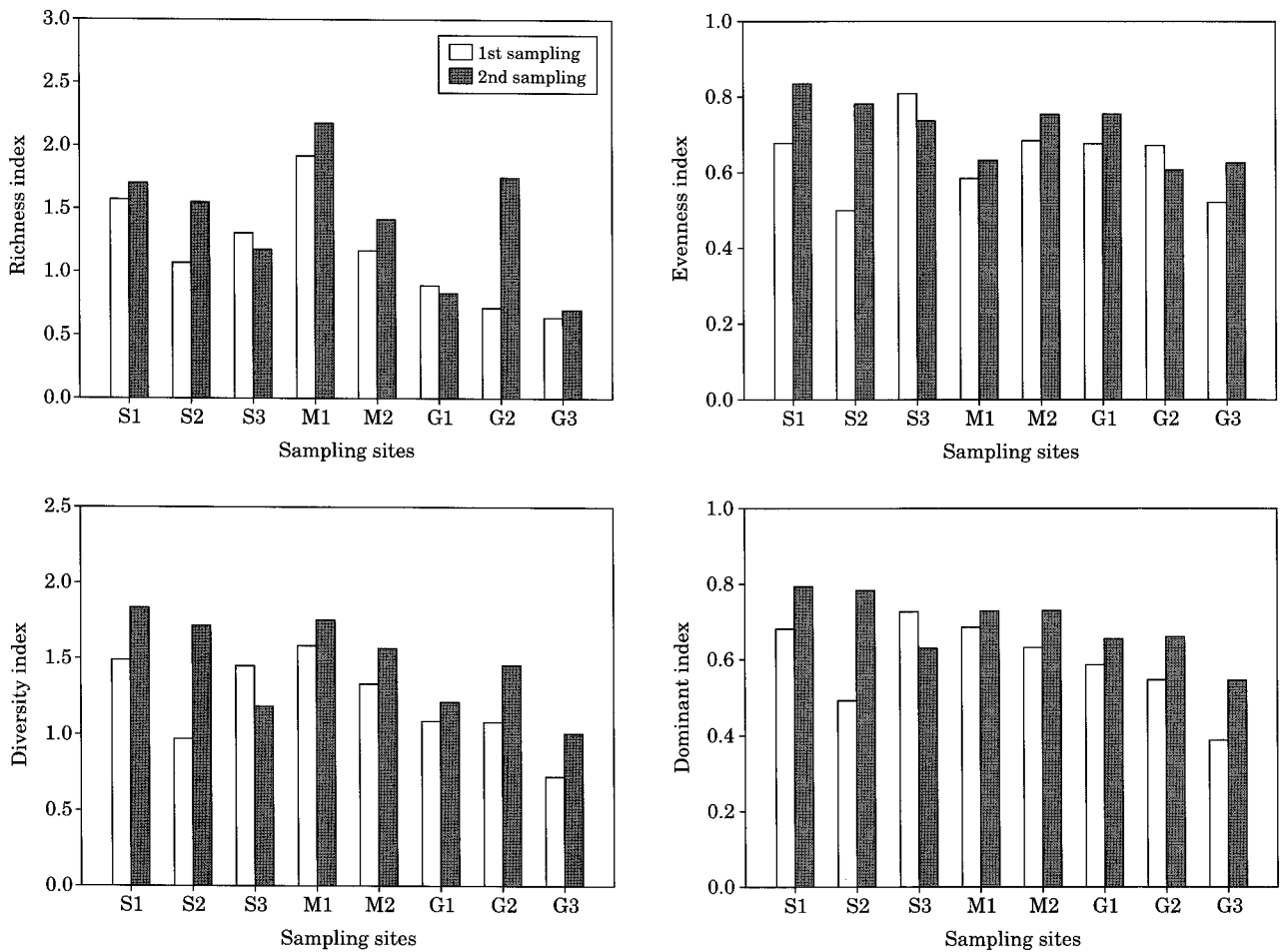


Fig. 2. The community index analysis of each site in the Sapkyo watershed.

중, 메기과 1종, 바다빙어과 1종으로 총 9과 30종 4,784 개체가 채집되었다(Table 1). 시기별 종 특성을 살펴보면 1차 조사를 실시한 5월에 22종 2,604개체가 채집되었고, 2차 조사를 실시한 9월에 28종 2,180개체가 채집되어 9월에 더 많은 종수가 채집된 반면 개체수는 감소하였다. CPUE의 정량 채집법에 의한 어류의 지점별 분포 특성 및 군집 분석에 따르면 총 8개 지점 중 상류에 위치한 M1에서 가장 많은 종수와 개체수가 채집되어 종 풍부도 및 다양도가 높게 나타났고, 하천의 하류부 또는 도시 인근에 위치한 G1, G2, G3, S3 지점에서 적은 종수와 개체수가 채집되어 종 풍부도와 다양도가 낮게 나타났다(Fig. 2). 특히 곡교천에 위치한 3개 지점은 모두 풍부도 지수가 1 미만으로 나타나 삼교천 수계의 3개 하천 중 가장 낮은 풍부도를 보였다(Fig. 2). 이러한 특성은 주로 수질 악화 또는 서식환경의 악화에 의한 생물상 감소로써 주변 도시의 하수 유입과 농공 폐수 등 점 오염원의 영향을 받는

지역에서 나타나는 일반적인 특성으로 알려져 있다(U.S. EPA, 1993; 강과 안, 2006). 한편, G2의 2차 조사에서는 1차 조사와 상이한 종 분포 특성을 보였다. 2차 조사에서 채집된 11종 중 2종을 제외한 9종이 새로 출현한 종으로 군집 구조가 변형되었고, 특히 배스와 나일틸라피아 등 외래종의 서식이 확인되어 G2 지점의 군집 구조가 일부 교란되었을 것으로 판단되었다. 종 균등도와 우점도 지수에 따르면 S1에서 종 균등도가 가장 높은 것으로 나타났고, M1에서 가장 낮게 나타났다. 우점도 지수는 대부분의 지점에서 평균 0.6 이상으로 나타났으며, 주요 우점종으로는 피라미(*Zacco platypus*, 32.3%)와 치리(*Hemiculter eigenmanni*, 23.1%)로 나타났다.

생태 특성 및 섭식 특성 분석에 따르면, 삼교천 수계에서 채집된 어류 중 내성종은 평균 70% 이상(범위: 45~100%)을 차지한 반면, 민감성 어종은 평균 1%(범위: 0~3%)에도 미치지 못하여 내성종이 대부분인 것으로 나타

났다. 생태계의 물질 순환 특성을 나타내는 섭식특성에 따르면 잡식종(Omnivore)은 전체 채집된 개체의 평균 80%를 차지하였고(범위: 40~100%), 충식종(Insectivore)과 육식종(Carnivore)은 모두 평균 10%에도 미치지 못하여 잡식성 어종이 우세한 것으로 나타났다(Table 1). 이러한 내성종 및 잡식성 어종이 우세한 현상은 수질 및 서식 환경의 교란에 따른 대표적인 예로써 선행 연구에 따르면, 수생태계에 유입되는 오염물이나 유기 혹은 무기 염류의 양이 증가할수록 내성종과 잡식종의 비율이 증가하는 반면 충식종과 육식종의 비율은 감소하여 섭식특성이 단순화 되고, 이에 따라 생태계의 섭식 구조가 교란 된다고 보고하고 있다. (U.S. EPA, 1993; Barbour *et al.*, 1999) 이는 우리나라의 선행 연구에서도 유사한 경향을 보였다 (안 등, 2001; 안과 최, 2006).

각 조사 지점의 외래종 분포를 분석한 결과 총 8개 지점 중 5개 지점에서 외래종의 서식이 확인되었고, 확인된 어종은 배스(*Micropterus salmoides*), 떡붕어(*Carassius cuvieri*), 나일틸라피아(*Oreochromis niloticus*)이었다. 배스와 떡붕어는 우리나라 전역에서 출현하는 외래종으로서 특히 배스는 탐식성이 강하고, 환경적응력이 강해 생태교란종으로 보고되어 있으며(환경부, 2009), 나일틸라피아는 삼교천 수계에서의 서식이 본 조사를 통해 처음 확인되어 이 두 종에 의한 생태계 교란 및 대책 마련이 시급한 것으로 판단되었다.

2. 이화학적 수질특성

본 연구에서는 조사지점의 일반적인 화학적 수질 상태를 분석하기 위해 어류 채집을 실시한 해당 년도의 환경부 수질측정망 자료를 이용하였다(www.me.go.kr). BOD는 하천별로 삼교천이 3.9 mg L^{-1} (0.9~11.1), 무한천이 2.9 mg L^{-1} (0.6~5.3), 곡교천이 16.3 mg L^{-1} (0.5~84.0)로 곡교천이 다른 하천에 비해 5배 이상 높은 수치를 보였다(Fig. 3). 지점별 BOD값은 곡교천의 G2 지점에서 38.9 mg L^{-1} 로 가장 높은 것으로 나타났다. COD는 삼교천이 8.9 mg L^{-1} (4.3~15.7), 무한천이 7.3 mg L^{-1} (3~13.1), 곡교천이 14.2 mg L^{-1} (1.8~62.7)로 곡교천에서 다른 하천에 비해 1.5~2배 높은 수치를 보였고, G2 지점에서 24.9 mg L^{-1} 로 가장 높은 수치를 보여 BOD와 유사한 경향을 보였다. 수계의 영양염류의 양을 나타내는 지표인 TN, TP, 전기전도도는 곡교천 수계에서 다른 하천에 비해 1.2~5배 높은 수치를 보였고, G2 지점에서 가장 높은 수치를 보여 BOD와 유사한 경향을 보였다(Fig. 3). 이와 같은 결과는 인구 밀집도가 높고 오염 부하량이 많은 도심 하천에서 나타

나는 특성으로써(안과 김, 2005), 인구밀도가 높은 천안시의 영향을 받는 것으로 판단되었다. 한편, 조류번식과 관련된 Chl-*a* 수질 지표는 3개 하천에서 건강도가 높은 다른 하천에 비하여 부영양화 되어 있는 것으로 나타났다(김 등, 2007a, b). 하천별 Chl-*a*는 삼교천에서 26.6 mg m^{-3} 으로 가장 높은 반면, 곡교천에서는 13.8로 가장 낮은 수치를 보여 다른 수질 지표와 상반된 경향을 보였다. 이러한 현상은 하천 정비를 통해 직강화되어 있는 곡교천에 비해 삼교천의 유속이 느리기 때문에 삼교천이 상대적으로 조류 번식에 유리한 환경인 것으로 판단되었다. 그러나 자세한 원인은 추가 연구가 필요할 것으로 사료된다.

3. 물리적 서식지 평가(QHED)

본 연구의 물리적 서식지 평가 결과 무한천의 서식지 건강도가 평균 144(Good)로 3개 하천 중 가장 높은 것으로 나타났고, 곡교천이 평균 105(Fair)로 서식지 건강도가 가장 낮게 나타났다(Fig. 4). 1차 조사의 물리적 서식지 평가값은 평균 126(범위: 80~153, n=8)으로 양호상태(Good)를 보였고, 2차 조사의 물리적 서식지 평가값은 125(범위: 72~158, n=8)로 양호상태(Good)인 것으로 나타나 조사 시기별 서식지 건강도의 차이는 적은 것으로 나타났다. 지점별 서식지 건강 상태는 삼교천의 S3 지점이 우수역에서 정수역으로 바뀌면서 서식지의 변화가 크게 나타나 가장 낮게 평가되었고, 삼교천의 S2에서 155(Good)로 8개 지점 중 가장 좋은 서식지 상태를 보였다(Fig. 4). 반면, 곡교천의 3개 지점은 하천의 흐름을 방해하는 교각이나 인공보가 곳곳에 설치되어 있고, 하천 제방이 콘크리트 인공제방이고 하천이 직강화되어 있으며, 하상구조가 대부분 모래로 구성되어 있어 서식지가 단순화되어 있다. 이러한 서식지 구조는 추후 하천복원 시 우선순위로 선정해야 할 메트릭으로 판단되었다.

4. 생물학적 건강성 평가

1, 2차 조사 결과 생물학적 건강성 평가 지수는 지점별 오염원의 유무에 따라 뚜렷한 차이를 보였다(Fig. 5). 하천별 1, 2차 조사의 평균 건강성 평가 지수는 삼교천이 22.3(Fair-poor), 무한천이 23.5(Fair-poor), 곡교천이 19.7(Poor)로 나타나 곡교천의 생물학적 건강도가 가장 낮은 것으로 나타났다. 지점별 생물학적 건강도 지수에 따르면, 전체 지점의 생물학적 건강도는 보통(Fair)에서 악화(Poor)의 범위를 보여 삼교천 수계 전반에 걸쳐 생물학적 건강도가 악화되어 있는 것으로 판단되었다. 가장 높은 건

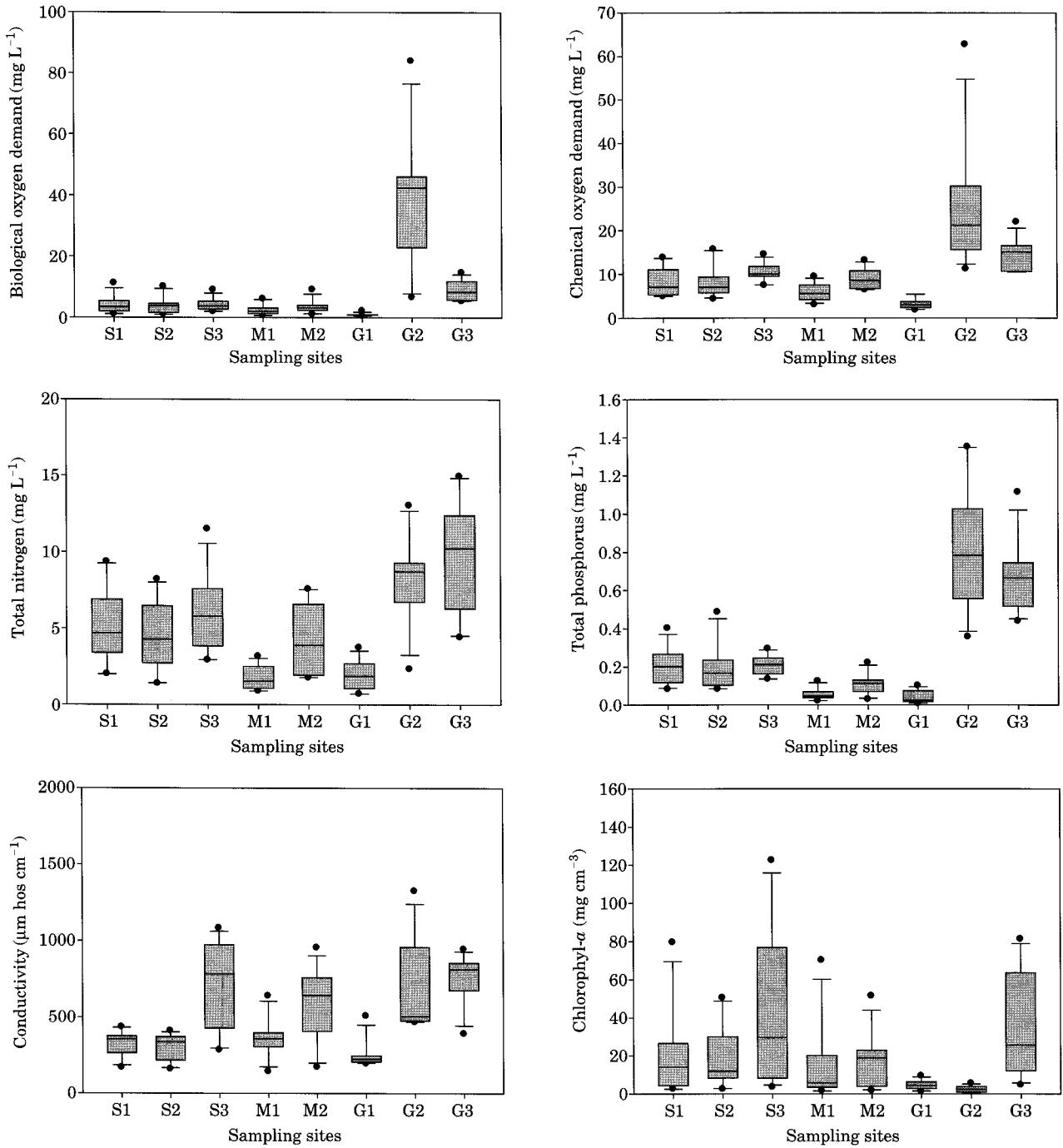


Fig. 3. Spatial variation of water parameters in the Sapkyo watershed.

강성을 보인 지점은 무한천의 M1 지점으로 Fair 상태 (26 ~ 30)를 보였고, 곡교천의 G3 지점에서 Poor-Very poor 상태 (14)를 나타내 생물학적 건강도가 가장 악화된 것으로 나타났다(Fig. 5). 또한 3개 하천의 공통된 특성으로 상류에 위치해 있는 지점에 비해 하류로 갈수록 건강도가 악화되는 경향을 보이는데 이는 수질 특성 및 서식지 특

성을 반영한 결과로서 수질과 서식지 환경이 상류에 비해 악화될수록 생물학적 건강도가 감소하는 선행 연구 결과와 일치하였다(US EPA, 1993; 안과 김, 2005; 배와 안, 2006). 메트릭별 분석 결과에 따르면 삽교천 수계의 전체 지점에서 여울성 저서어종수와 민감성 어종의 수가 모두 현저하게 낮아 서식지 교란에 따른 생태계 교란을

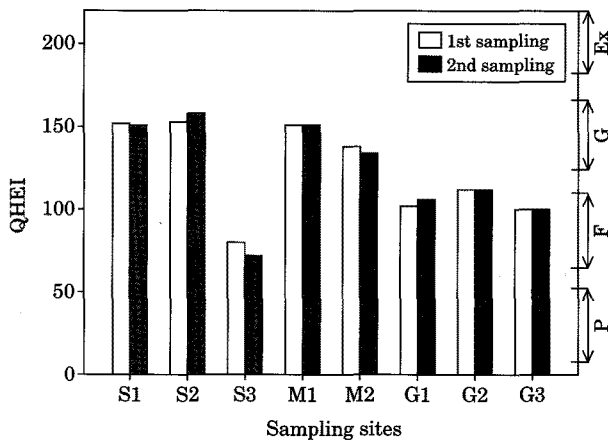


Fig. 4. The comparison of Qualitative Habitat Evaluation Index (QHEI) value in the Sapkyo watershed. Ex: excellent condition, G: good condition, F: fair condition, P: poor condition.

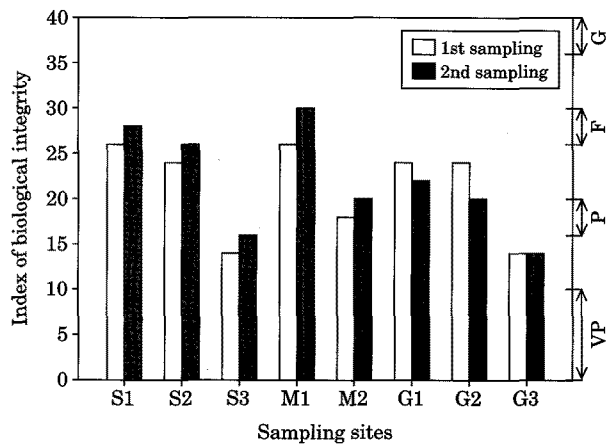


Fig. 5. Spatial variation of biological health using Index of Biological Integrity (IBI). G: good condition, F: fair condition, P: poor condition, VP: very poor condition.

반증하였다. 또한 잡식성 어종의 비율과 내성종의 비율이 하류로 갈수록 크게 증가하고 외래종의 비율과 비정상 개체의 비율이 크게 증가하여 하류로 갈수록 외래종에 의한 생태계 교란과 장기적인 수질 오염 및 서식지의 교란에 따른 것으로 판단되었다(Adams *et al.*, 1993). 그러나 본 연구는 2009년에 실시한 단기 조사로써 좀 더 세밀한 분석을 위해 장기 모니터링이 필요할 것으로 사료된다.

5. 종합적 수생태계 건강성 평가

본 연구에서는 생물학적 건강도, 화학적 수질, 물리학적

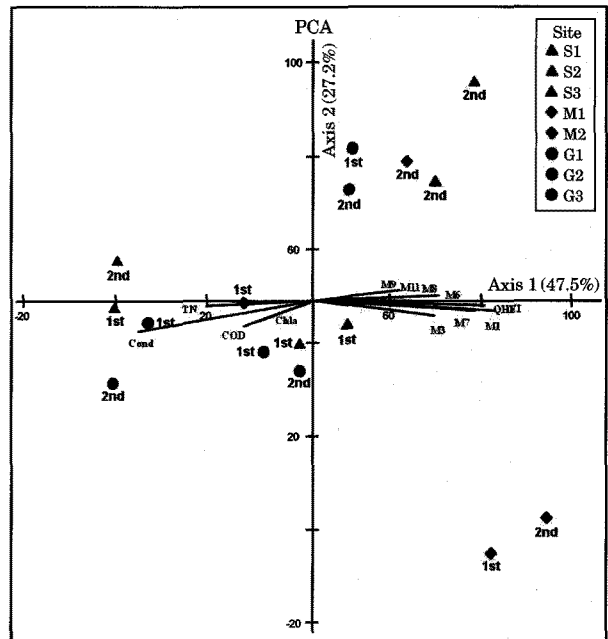


Fig. 6. The principal component analysis of the biological health within environmental factors. Sampling sites were represented by sampling seasons, "1" (sampled at May) or "2" (sampled at September). M1: Instream cover, M3: Flow/velocity/depth combination, M6: Channel alteration, M7: Frequency of riffles or bends, M8: Bank stability, M9: Bank vegetative protection, M11: Dam construction impact.

서식지 건강도를 평가하였고 이를 통하여 종합적인 평가를 하기 위해 주성분 분석(principal component analysis) 및 Star plot을 이용한 평가를 실시하였다. PCA 분석 결과에 따르면, Axis 1(47.5%)과 Axis 2(27.2%)에 의해 주어진 요인의 74.7%를 설명하였다(Fig. 6). 각 지점의 생물학적 건강성 특성은 Axis 1의 양의 방향과 음의 방향으로 뚜렷하게 구분되었으며, (+) 방향에는 주로 상류 지점이 위치해 있고, (-) 방향에는 하류 지점이 위치해 있다. 상류 지점의 생물학적 건강도는 화학적 수질 상태보다는 물리적 서식지의 상태에 따라 영향 받는 것으로 나타났고, 영향을 미치는 주요 요인으로 하상구조 특성(M1, M3) 및 하천의 유량(M6, M8)으로 대별되는 서식지 다양성(M9)과 인공보의 유무(M11)인 것으로 사료되었다. 하류 지점의 생물학적 건강도는 물리적 서식지보다 화학적 수질의 영향을 받는 것으로 나타났고, 영향을 미치는 주요 수질 항목으로는 유기오염 및 영양염류의 지표인 COD, TN, Conductivity, Chl- α 인 것으로 사료되었다. 이러한 결과는 하류에 비해 수질이 비교적 양호한 상류지역에서 서식지

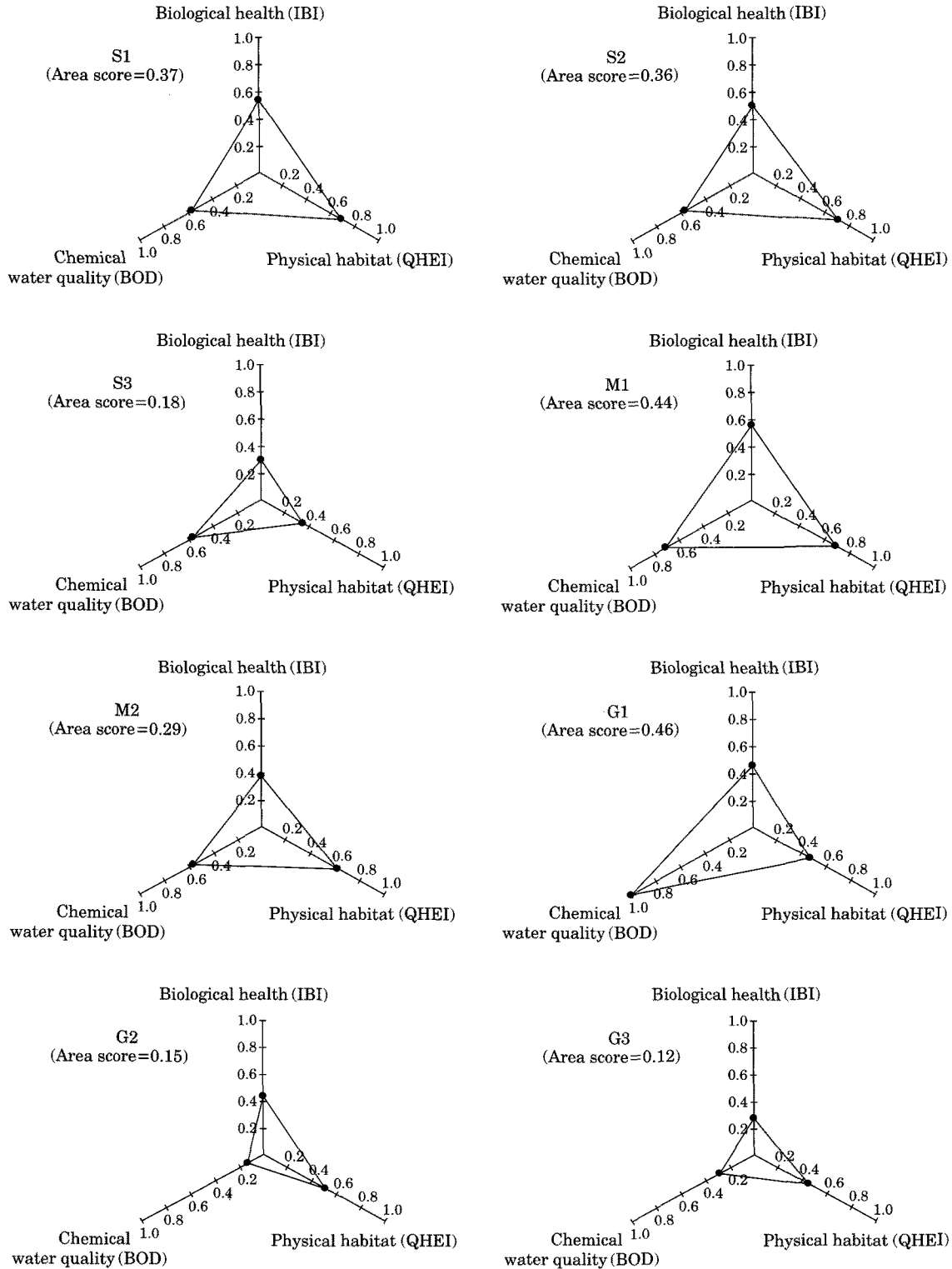


Fig. 7. Ecological health assessment using the Star plot area analysis in the Sapkyo watershed.

의 건강도가 생물학적 건강도를 결정하는 주요 요인인 것으로 판단되며, 반면 서식지와 수질이 상대적으로 악화되

어 있는 하류에서는 어류 군집 특성이 이미 서식지 악화에 따라 교란되었기 때문에 화학적 수질 상태가 생물학적 건

강도를 결정하는 주요 요인으로 작용한 것으로 판단되었다(Plafkin *et al.*, 1989; 엄 등, 2000; 안과 신, 2005).

생물학적 건강성, 물리적 서식지, 이·화학적 수질의 종합적인 영향을 반영하여 수생태계 건강성 평가를 하기 위해 Star plot area (SPA)를 이용하여 분석한 결과는 Fig. 7과 같다. 삼교천의 3개 지점 중 S1과 S2 지점은 물리적 서식지 건강성에 비해 생물학적 건강성 및 수질이 악화되어 있는 것으로 나타났고, S3 지점은 상대적으로 서식지 건강성과 생물학적 건강성이 악화되어 있는 것으로 나타났다. 무한천의 M1과 M2 지점은 3가지 건강성 중 생물학적 건강도가 상대적으로 악화되어 있는 것으로 나타났다. 곡교천의 G1 지점은 생물학적 건강도와 물리적 서식지의 상태가 악화되어 있고, G2와 G3는 3가지 건강도가 모두 악화되었으며 특히 G2 지점에서는 수질 상태가 가장 악화되어 있는 것으로 나타났다. 한편, 삼교천 수계의 종합적인 건강성은 곡교천의 G1 지점이 0.46으로 전체 지점 중 가장 높은 것으로 나타났지만 이화학적 수질 건강성으로 많은 부분 치우쳐져 있기 때문에 0.44인 무한천의 M1 지점이 종합적인 건강성이 8개 지점 중 가장 좋은 것으로 판단되었다. 반면 G3 지점은 0.12로 나타나 종합적인 건강성이 가장 낮은 지점인 것으로 판단되었다(Fig. 7).

이와 같은 결과를 바탕으로 추후 생태 하천 복원 및 하천 모니터링을 통한 서식지 복원시 본 연구결과는 중요한 자료로 사용될 수 있을 것으로 판단되며, 각 지점의 취약한 건강성 항목을 우선적으로 개선한다면 시간적, 경제적인 노력을 줄일 수 있을 것으로 사료된다.

적 요

본 연구는 삼교천 수계의 삼교천, 무한천, 곡교천의 이화학적 수질, 물리적 서식지 건강성, 생물학적 건강성을 평가하였고, 이를 바탕으로 종합적인 수생태계 건강성을 평가하였다. 3가지 건강성 평가 항목은 3개 하천에서 모두 악화된 상태이거나 보통 상태를 유지하고 있는 것으로 나타났고, 곡교천에서 가장 악화되어 있는 것으로 나타났다. 또한 상류에서 하류로 갈수록 건강성이 더 악화되는 경향을 보였다. 6개 항목의 화학적 수질 중 Chl-a를 제외한 5개 수질 항목은 하류로 갈수록 증가하는 경향을 보였고, 곡교천에서 가장 높은 값을 보였다. 물리적 서식지 건강성은 Good에서 Fair 범위를 보였고, 곡교천의 서식지 건강성이 가장 낮은 것으로 나타났다. 생물학적 건강성은 이화학적 수질과 물리적 서식지 건강도를 잘 반영하였으며, 3개 하천의 생물학적 건강도는 상류지점에서 Fair 상

태로 나타났고, 하류 지점에서 Poor 상태를 보였다. 이러한 생물학적 건강성에 영향을 주는 요인을 PCA를 통하여 분석한 결과 상류 지점에서는 물리적 서식지 건강성이 좀 더 영향을 주는 것으로 나타났고, 하류지점에서는 화학적 수질의 영향이 좀 더 큰 것으로 판단되었다. 화학적 수질, 물리적 서식지 건강성, 생물학적 건강성 평가 항목을 바탕으로 종합적인 수생태계 건강성을 평가한 결과 무한천의 M1 지점이 통합적인 건강성이 가장 높은 것으로 나타났으며, 곡교천의 G2와 G3 지점이 가장 건강성이 악화된 것으로 나타났다. 본 연구결과는 수생태계의 건강성을 통합적으로 나타내어 취약한 부분을 쉽게 확인할 수 있는 방법으로써 향후 수생태계 복원 및 장기 모니터링에 중요한 자료로 사용될 수 있을 것으로 사료된다.

인 용 문 헌

- 강신아, 안광국. 2006. 영산강 수계의 이화학적 수질에 관한 시공간적 변이 분석. 한국육수학회지 **39**(1): 73-84.
- 강창민, 이상명, 엄준식, 이정희, 이호원, 홍준표. 2000. 대전시 3대 하천의 수질 및 식물플랑크톤상에 관한 연구. 한국환경과학회지 **9**: 275-284.
- 공동수. 2002. 생물학적 수질기준 설정 필요성 및 접근방안. 환경생물 **20**: 38-49.
- 김익수, 강종언. 1993. 원색한국어류도감. 아카데미서적, 서울.
- 김익수, 박종영. 2002. 원색도감 한국의 민물고기. 교학사, 서울.
- 김자현, 서진원, 나영언, 안광국. 2007a. 용담댐 건설후 하류부 하천 생태계의 탁수영향 평가. 한국육수학회지 **40**(1): 130-142.
- 김자현, 이의행, 안광국. 2007b. 다양한 하천생태모델을 이용한 생태계 진단 및 평가. 한국육수학회지 **40**(3): 370-378.
- 남명모, 강영훈, 채병수, 양홍준. 1998. 청도천의 어류상과 군집구조. 한국육수학회지 **31**(2) 88-92.
- 문운기, 한정호, 안광국. 2010. 흑천수계의 어류상 및 군집분석. 한국하천호수학회지 **43**(1): 69-81.
- 박재영, 오종민, 김영철. 2001. 삼교호 유입하천에서 강우시 주요 오염물질의 유출 특성. 한국육수학회지 **34**(1): 62-69.
- 박종영, 김수환, 고명훈, 오민기, 신진철. 2009. 전주천의 자연형 하천 복원에 따른 어류상 변화 및 군집분석. 한국환경생태학회지 **23**(5): 381-391.
- 배대열, 안광국. 2006. 생물학적 다변수 모델 적용 및 수화학 분석에 의거한 갑천생태계 평가. 한국육수학회지 **39**(2): 198-208.
- 서형덕. 2009. 삼교천의 무한천과 곡교천 출구구간에 대한 수리 특성 분석. 공주대학교 대학원 석사학위논문.
- 손종희. 2009. QUAL2E 및 QUAL2K를 이용한 곡교천의 수질 모델링. 광운대학교 대학원 석사학위논문.

- 안광국, 김자현. 2005. 물리적 서식지평가기법 및 어류 다변수 평가모델에 의거한 대전천의 생태학적 건강도 진단. 한국육수학회지 **38**(3): 361-371.
- 안광국, 김자현, 배대열, 이재연. 2006b. 생태 지표종을 이용한 해부학적 건강성 평가지수(HAI) 적용을 위한 예비실험. 한국육수학회지 **39**(1): 62-72.
- 안광국, 신인철. 2005. 산간 계류성 하천의 계절적 수질변동에 대한 몬순강우의 영향. 한국육수학회지 **38**(1): 54-62.
- 안광국, 이재연, 배대열, 김자현, 황순진, 원두희, 이재관, 김창수. 2006a. 우리나라 주요하천 수계에서 다변수 모델을 이용한 생태학적 수환경 평가. 한국물환경학회지 **22**(5): 796-804.
- 안광국, 정승현, 최신석. 2001. 생물보전지수(Index of Biological Integrity) 및 서식지평가지수(Qualitative Habitat Evaluation Index)를 이용한 평창강의 수환경평가. 한국육수학회지 **34**: 153-165.
- 안광국, 최지웅. 2006. 초강의 통합적 생태건강성 평가. 한국육수학회지 **39**(3): 320-330.
- 양홍준, 채병수. 1993. 금호강수계의 어류상과 어류군집구조(I). 한국육수학회지 **26**(1): 1-10.
- 염동혁, 안광국, 홍영표, 이성규. 2000. 어류군집을 이용한 금호강의 생물보전지수(Index of Biological Integrity, IBI) 평가. 환경생물 **18**(2): 215-226.
- 원두희, 전영철, 권순직, 황순진, 안광국, 이재관. 2006. 저서성 대형무척추동물을 이용한 한국오수생물지수의 개발과 생물학적 하천환경평가 적용. 한국물환경학회지 **22**(5): 768-783.
- 이상은. 2009. 곡교천 수계의 수질오염 현황에 관한 연구. 호서대학교 대학원 석사학위논문.
- 이재훈, 안광국. 2010. 생태 건강성 평가로서 분자지표에서 군집지표 수준까지의 다양한 변수분석. 한국하천호수학회지 **43**(1): 24-34.
- 조용호, 정상만, 한규하, 신광섭. 2007. 유송잡물에 의한 홍수위상승 영향 분석(삼교천의 선우대교를 중심으로). 대한토목학회 정기학술대회 논문집 p. 2664-2667.
- 최성규, 김계현. 1998. GSI를 이용한 삼교천 유역의 오염원 현황 파악. 대한환경공학회 춘계학술대회 논문집 p. 622-623.
- 최신석, 안광국. 1988. 금강과 삼교천의 담수어 군집에 관한 연구. 한국하천호수학회 추계학술대회 논문집 p. 198-199.
- 최준길, 오사무미타무라, 이동준, 신현선. 2008. 동강의 어류상과 생태학적 군집분석. 한국환경생태학회지 **22**(6): 616-624.
- 환경부. 2007. 수생태 건강성 조사계획 수립 및 지침. 수생태 건강성 회복을 위한 하천복원 모델과 기준, 조사계획 수립 연구 최종보고서(III), 334pp.
- 환경부. 2009. 야생동식물보호법 시행규칙(개정). 3조 생태계교란 야생 동, 식물.
- 황병기, 이상호. 2000. 천안/아산권역내 곡교천의 수질분석 및 지리정보체계를 이용한 유역 오염원 관리방안에 관한 연구. 한국환경과학회지 **9**(6): 443-447.
- 황순진, 김난영, 원두희, 안광국, 이재관, 김창수. 2006. 돌말(Epilithic Diatom) 지수를 이용한 국내 주요 하천(금강, 영산강, 섬진강)의 생물학적 수질평가. 한국물환경학회지 **22**(5): 784-795.
- Adams, S.M., A.M. Brown and R.W. Goede. 1993. A quantitative health assessment index for rapid evaluation of fish condition in the field. *Transactions of the American Fisheries Society* **122**: 63-73.
- Adams, S.M. and M.S. Greeley. 2000. Ecotoxicological indicators of water quality: using multi-response indicators to assess the health of aquatic ecosystems. *Water Air Soil Pollution* **123**: 103-115.
- 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.
- Barbour, M.T., J. Gerritsen, G.E. Griffithy, R. Frydenborg, E. McCarron, J.S. White and M.I. Bastian. 1996. A framework for biological criteria for florida streams using benthic macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society* **15**: 185-211.
- Blazer, V.S. 2000. The necropsy-based fish health assessment. Information and technology report USGS/BRD/ITR 2000-0005. pp. 18-22.
- Foster, E.P., M.S. Fitzpatrick, G.W. Feist, C.B. Schreck, J. Yates, J.M. Spitsbergen and J.R. Heidel. 2001. Plasma androgen correlation, EROD induction, reduced condition factor, and the occurrence of organochlorine pollutants in reproductively immature white sturgeon (*Acipenser transmontanus*) from the Columbia River, USA. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* **41**: 182-191.
- 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.
- Kim, J.H. and D.H. Yeom. 2009. Population response of pale chub (*Zacco platypus*) exposed to wastewater effluents in Gap Stream. *Toxicology and Environmental Health Sciences* **1**(3): 169-175.
- Lee, J.H. and K.-G. An. 2007. Seasonal dynamics of fish fauna and compositions in the Gap stream along with conventional water quality. *Korean Journal of Limnology* **40**: 503-510.
- Lee, S.-K., J. Seo, H. Lee, H.-G. Yun and S.-O. Lee. 2003. Ecotoxicological assessment of complex industrial effluents in Korea using whole effluent toxicity (WET) test.

- Asia Pacific SETAC Conference, Christchurch, New Zealand.
- Munkittrick, K.R. and D.G. Dixon. 1989. An holistic approach to ecosystem health assessment using fish population characteristics. *Hydrobiologia* **188/189**: 122-135.
- 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. U.S.A.
- Plafkin, J.L., M.T. Barbour, K.D. Porter, S.K. Gross 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.
- 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, USA.3
- Yeom, D.H., K.H. Chung and Y.H. Kim. 2009. Ecological health and causal assessment of fish communities experiencing multiple stressors in Gap Stream, South Korea. *Toxicology and Environmental Health Sciences* **1(2)**: 97-108.
- Yeom, D.H., S.A. Lee, G.S. Kang, J. Seo and S.K. Lee. 2007. Stressor identification and health assessment of fish exposed to wastewater effluents in Miho Stream, South Korea. *Chemosphere* **67**: 2282-2292.
- Yoder, C.O. and E.T. Rankin. 1998. The role of biological indicators in a state water quality management process. *Environmental Monitoring and Assessment* **51**: 61-88.

(Manuscript received 11 June 2010,
Revision accepted 10 July 2010)