

생태 지표종을 이용한 해부학적 건강성 평가지수(HAI) 적용을 위한 예비실험

안광국* · 김자현 · 배대열 · 이재연

(충남대학교 생명과학부)

Preliminary Studies on the Necropsy-Based Health Assessment Index (HAI) Using an Ecological Indicator Species. *An, Kwang-Guk*, Ja-Hyun Kim, Dae-Yeul Bae and Jae-Yon Lee (School of Bioscience and Biotechnology, Chungnam National University, Daejeon 305-764, Korea)*

Biological health in aquatic environments has been assessed by several approaches using various bio-taxa. Especially, fish has been identified as one of the best ecological indicators for an integrative health assessments in aquatic environments. In this preliminary study, the necropsy-based approach using the Health Assessment Index (Adams *et al.*, 1993; HAI, Blazer, 2000), was employed for the assessments of aquatic environments influenced by effluent water from wastewater disposal plants (WDP) near a urban stream (i.e., Gap-Stream). For the impact analysis from the effluents, we developed 10 metric necropsy-based model including M₁ skin, M₂ fin, M₃ thymus, M₄ spleen, M₅ hindgut, M₆ kidney, M₇ liver, M₈ eyes, M₉ gill, and M₁₀ pseudobranch. We set up duplicate controls (natural upstream water plus 5 fishes in each control tank) and duplicate treatments (effluent water from the WDP plus 5 fishes in each treatment tank) in the laboratory. Preliminary results showed that HAI values in the controls were zero, indicating an excellent condition by the criteria of HAI, while the HAI values in the treatments ranged between 40 and 150, indicating a poor condition. Also, various health conditions, based on the index of biological integrity (IBI), species richness, tolerance guilds, and trophic guilds supported the HAI approach. The HAI approach, not applied in Korea, not may be used as an surrogate for ecological health assessment in lotic ecosystems

Key words : health assessment index, necropsy, treatment, fish organ, pollution

서 론

우리나라 중하류에 위치한 도심하천은 공장폐수나 생활하수 등 다양한 점오염원에 빈번히 노출되어 있으며, 경제성장과 도시 확장으로 오염물농도 증가 및 이에 따른 수생태계 교란이 대두 되고 있다(안 등, 2001a; An *et al.*, 2004; 김 등, 2004). 특히 공단 배출수는 하천의 생태

계에 지대한 영향을 미치는 독성물질을 다량 함유하고 있어, 독성물질이 수체 및 생물에 지속적으로 농축되는 현상을 보이고 있다(하 등, 1995; Bitton *et al.*, 1996; 한 과 김, 2004; 조 등, 2004). 이런 영향으로 분자수준의 유전자 변이(이 등, 1991; 이 등, 2004)로부터 개체수준의 조직 및 기관의 이상(박 등, 1996), 그리고 군집수준의 하천 생태계 교란(안 등, 2001b)까지 다양하게 나타나고 있다. 또한, 생활하수로부터 유입된 유기물 증가 및 영양

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

염류 증가는 하천 생태 건강도를 악화시키는 중요한 요인으로 작용하고 있다 (염 등, 2000; 안 등, 2003; An *et al.*, 2004).

최근 수환경에 대한 관심이 높아지면서 하천의 건강성을 평가해 보려는 시도가 많이 이루어지고 있다. 1970~1990년대 초반까지는 이화학적인 평가가 주류를 이루었다면, 현재는 다변수를 이용한 생물학적인 평가기법을 도입하여 다양한 생물종을 통한 하천의 건강성 평가가 시도되고 있다. 우리나라에서 생물을 이용한 건강성 평가는 생물지표 (Biomarker)를 이용한 분자수준에서의 평가 (윤 등, 2003), 다양한 생물 지표종을 이용한 개체 및 개체군 수준에서의 평가 (최와 김, 1994; 이 등, 2004), 풍부도, 균등도, 다양도, 우점도 등의 생물군집분석을 통한 군집 수준에서의 평가 (최와 박, 1979; 최와 김, 1994; 조 등, 1998) 등 다양한 방법이 시도되고 있다. 2000년 이후에는 우리나라의 다양한 하천에서 어류의 다변수 모델 (multi-metric model)을 이용한 수생태계 평가가 현장에 적용되었고 (안 등, 2001a, b; 안 등, 2003), 지표종의 독성물질 검출을 통한 건강성 평가 방법의 중요성이 강조되고 있다 (공, 2002; 박 등, 2004). 생물 지표종은 수계내 존재하는 독성물질 및 생태계 교란에 민감한 반응을 보이는 생물종으로서, 동물성 플랑크톤 (이와 이, 1991), 수서곤충 (하 등, 1995), 조류 (나 등, 2003), 어류 (이 등, 1991; 박 등, 1996; 이 등, 1996) 등이 이용되고 있다. 이들 생물지표 분류군 중 어류는 하천생태계의 최종소비자로서 독성물질 축적의 최종단계이며, 그로 인한 영향을 판단하기 좋은 지표종으로 주목 받고 있다 (조 등, 2004). 특히, 어류는 타 수생물종에 비해 그 개체의 크기가 큰 장점이 있어, 해부학적 접근을 통하여 독성물질의 영향을 세밀하게 평가할 수 있는 장점이 있다 (Ronald and Bruce, 1990; Alberto *et al.*, 2005). 이런 해부학적 접근방식에 의거한 수체 건강도 평가는 외국에서 이미 널리 적용된 바 있으나 우리나라에서는 전무한 실정이다.

본 연구에서는 수체내의 어류 개체 및 개체군을 이용한 접근 방법의 하나로 독성물질로 인한 지표생물의 영향 분석을 통하여 하천의 생태 건강도를 평가하기 위해 예비적 실험을 통해 적용 평가하였다. Adams *et al.* (1993)는 어류 개체의 각 기관 (organ)에 대한 건강도를 14개의 메트릭으로 구분하여 각 항목별 점수를 부여하고 최종 산정된 점수를 통해 개체 건강성 및 하천 생태계 건강도 평가를 시도하였으며, Blazer (2000)는 8개의 메트릭을 이용하여 해부학적 건강도 평가를 시도하였다. 본 연구에 이용된 기법은 환경 선진국들에서 사용되고 있는 방법으로 Adams *et al.* (1993)와 Blazer (2000)에 의해 개

발된 HAI (Necropsy-based Health Assessment Index) 모델을 기반으로 하였으며, 본 연구에서는 우리나라 생태 지표종인 버들치 (*Rhynchocypris oxycephalus*)를 적용하여 모델을 수정 변형하여 평가하였다.

본 연구에서는 Adams *et al.* (1993)에 의해 제시된 메트릭을 기준으로 하여 해부 현미경하에서 식별이 가능한 총 10개 메트릭을 사용하였으며, 합산하여 나온 최종 모델값을 산정하여 5개 등급으로 해부학적 건강도를 평가하였다. 본 연구는 어류를 이용한 해부학적인 접근방법을 통해 폐수의 체내 축적으로 인한 개체 및 개체기관에 대한 비정상성을 분석하는 예비실험으로서, 이를 이용한 수생태계 교란 및 신속한 수체 건강성 평가를 하기 위한 일환으로 수행되었다.

재료 및 방법

1. 조사 시기 및 조사 지점

본 연구는 2004년 8월~2005년 5월까지 금강의 지류들 중의 하나인 갑천에서 수행되었으며, 해부학적 건강도 분석을 위한 갑천 하류부의 하수처리장 유출수는 2005년 2월 24일에 채취하여 실험실의 실험군에 투입되었다. 또한, 이로부터 얻은 결과의 비교평가를 위한 군집수준의

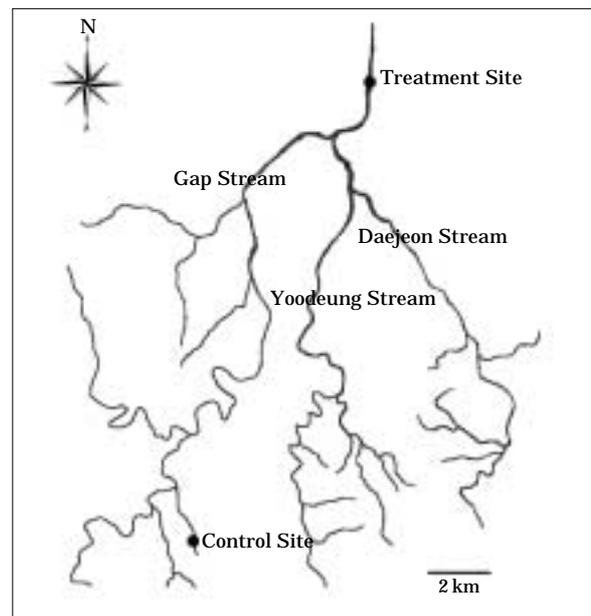


Fig. 1. The Sampling sites (the control and treatment sites) in Gap stream for the analysis of necropsy-based health index.

생태건강성 평가기법인 생물학적 통합지수 (Index of Biological Integrity, IBI)의 산정을 위해 2004년 8월 ~ 2005년 5월까지 갑천의 상류지점 및 갑천의 오염에 의해 영향 받는 하수처리장 지점의 현장조사를 실시하였으며 세부지점은 아래와 같다 (Fig. 1).

조사지점:

대조군 지점 (Control site): 대전광역시 서구 용촌동 정방리

처리군 지점 (Treatment site): 대전광역시 대덕구 원촌동 하수처리장 하부

2. 실험군에 이용된 생태 지표종

본 실험에 이용된 생물 지표종은 수체의 건강성 악화와 독성물질에 민감한 종으로 선정하였으며, 해부학적 접근이 용이한 어류를 이용하였다. 실험에 사용된 어류는 본 연구 대상 하천의 상류역 Reference (1~2차 하천)에서 우점종으로 분포하는 버들치 (*Rhynchocypris oxycephalus*)로서, 실험에 이용된 개체의 전장 (Total length)은 4.5~5.0 cm의 성체였다. 본 종은 우리나라의 최상류역에서 가장 널리 분포하며, 냉수성종이고, 오염에 민감한 1급수 지표로 널리 알려진 종이다. 실험군은 2개 처리군 (Treatment)에 각각 5개체, 2개 대조군 (Control)에 각각 5개체를 투여하는 총 4개 실험군으로 구성되었으며, 이에 대해 해부학적특성을 분석하였다.

3. 처리군 및 대조군의 실험 특성

2개의 처리군 (Treatments)에 이용된 물은 대전광역시 갑천 하류에 위치한 하수종말처리장의 폐수처리 방출수를 사용하였고, 대조군 (Control)에 이용된 물은 오염이 없는 자연수를 사용하였으며, 4개의 수조에는 각각 20 L의 물을 공급하였다. 하수처리장에 유입되는 유입수의 화학적 산소요구량 (COD_{mn})은 102 mg L⁻¹, 생물학적 산소요구량 (BOD₅)은 78.2 mg L⁻¹, 총부유물 농도 (TSS)는 142.1 mg L⁻¹였고, 본 실험에 이용된 방류수의 화학적 산소요구량 (COD_{mn}) 농도는 11.4 mg L⁻¹, 생물학적 산소요

구량 (BOD₅) 농도는 9.6 mg L⁻¹, 총부유물 (TSS) 농도는 7.7 mg L⁻¹였다. 각각의 수조에는 산소공급기 (DH-10000, 12 V)를 설치하여 실험기간 동안 용존 산소 (DO)는 8 mg L⁻¹ 이상을 유지하였으며, 먹이로는 미립자 사료를 1일 1회 투여하였다.

4. 해부학적 기관 분석

각 수조에 투여된 어류개체는 수시 관찰을 통해 외형적 상태를 관찰하였고, 처리군의 실험군에서 이상개체의 해부학적 분석을 실시하였으며, 비교평가를 위하여 대조군 (Control)의 개체도 함께 분석을 실시하였다. 각 해부과정 및 이상 유무 판별은 육안관찰, 해부 현미경 (모델, Olympus SZH10)에 의한 분석 및 디지털 카메라 (모델, SONY DSC-W5)에 의한 사진촬영을 통해 수행되었다.

5. 해부학적 건강도 지수산정 (Necropsy-based Health Assessment Index, HAI) 산정

HAI값 산정은 Adams *et al.* (1993)에 의하여 제시된 14개 매트릭 중 흉선 (Thymus), 지느러미 (Fins), 지라 (Spleen), 후장 (Hindgut), 신장 (Kidney), 피부 (Skin), 간 (Liver), 눈 (Eyes), 아가미 (Gill), 헛아가미 (Pseudobranch)의 총 10개 매트릭을 채택하여 분석하였으며, Adams *et al.* (1993)의 평가 분류에 의거하여 0~30의 산정치를 부여하였다. 본 연구에서 산정치의 원래 기준치는 Goede & Barton (1990)의 해부학적 분류기준에 의거하였으며, 0은 정상상태 (normal)를 의미하며, 30은 비정상상태 (abnormal)를 나타낸다. 최종 합산된 점수는 5개 등급인 최적상태 (Excellent, EX), 양호상태 (Good, G), 보통상태 (Fair, F), 악화상태 (Poor, P) 및 최악상태 (Very Poor, VP)로 평가하였다 (Table 1).

6. 어류 채집 및 IBI 모델을 이용한 하천 건강도 산정

해부학적 건강도 지수와의 비교평가를 위해 IBI 모델 평가가 수행되었고, 이를 위해 오염원이 없는 갑천의 상류 1개 지점과 폐수의 영향을 받는 갑천 하수처리장 부

Table 1. The criteria of necropsy-based Health Assessment Index (HAI), the values and the fish conditions.

Criteria of HAI	Values of HAI	Fish conditions
Excellent (EX)	0	Normal : no apparent aberrations, no pollutant
Good (G)	10	Slight : Apparent one aberrations at fins or skin.
Fair (F)	20~30	Moderate : Increase pollutant, below three aberrations
Poor (P)	40~180	Severe : Observed many aberrations
Very poor (VP)	190~300	Very severe : Observed aberrations at most variable (organ)

근의 1개 지점을 선정하여 어류를 채집하였다. 본 연구에서 IBI모델 지수는 개체 해부를 통한 HAI 지수와 건강도 등급 비교를 위한 보조수단으로 사용되었다. 채집은 Ohio EPA (1989)의 Wading method에 의거하였으며, 상하류의 100 m 범위의 여울 (Riffle), 소 (Pool), 흐름이 느린 곳 (Run)을 포함하여 60분 동안 조사하였다. 채집도구는 투망(망목 8×8 mm)과 족대(망목 5×5 mm)를 사용하였다. 채집한 어류는 김과 박(2002)에 의해 동정하였고, 일부 동정이 불확실한 종은 10% 포르말린 용액으로 고정하여 실험실에서 동정하고 나머지 어류는 동정 후 곧바로 놓아주었다. 생태 건강도 산정은 Karr (1981)의 생물통합지수 (Index of Biological Integrity, IBI) 모델을 우리나라 수환경의 특성에 맞게 수정·보완한 모델 (안 등, 2001a, 2003; An & Choi, 2003)을 적용하였다. IBI모델 평가는 총 10개 메트릭을 적용하였고, 각 메트릭 점수의 총합은 하천차수를 고려하였으며, HAI 지수와 동일하게 최적상태 (Excellent), 양호상태 (Good), 보통상태 (Fair), 악화상태 (Poor) 및 최악상태 (Very Poor)의 5등급으로 구분하여 평가하였다.

결과 및 고찰

1. 대조군 및 처리군의 해부학적 HAI (Health Assessment Index) 분석

본 연구에서는 HAI 분석을 위해 Adams *et al.* (1993)의 14 메트릭 모델을 변형한 10 메트릭 모델이 사용되었고, 이용된 변수는 M₁: 피부 (Skin), M₂: 지느러미 (Fin), M₃: 흉선 (Thymus), M₄: 지라 (Spleen), M₅: 후장 (Hindgut), M₆: 신장 (Kidney), M₇: 간 (Liver), M₈: 안구 (Eyes), M₉: 아가미 (Gill) 및 M₁₀: 헛아가미 (Pseudobranch)로 Table 1과 같다.

어류 피부 (Skin, M₁) 메트릭은 Table 2에서와 같이, 손상이 없는 경우는 0, 미약한 손상은 10, 보통손상 및 심한손상은 각각 20, 30으로 분류하였다. 갑천의 대조군 (Fig. 2-a1)의 5개 표본에서는 피부 손상이 전혀 관찰되지 않아 피부 메트릭의 HAI 값은 0으로 나타났다. 반면, 처리군 (Fig. 2-a2) 5개 중 처리군3 (T₃), 처리군4 (T₄), 처리군5 (T₅)에서는 피부에 다수의 붉은 반점이 발견되었으며, 이는 전체 체 표면의 약 1~2%를 차지하였고 (Table 2), 처리군4, 5의 경우는 출혈 (bleeding)을 동반한 붉은 반점이 나타났다. 한편, 처리군1, 2에서는 손상이 없는 것으로 나타났다. 따라서 대조군에서 피부에 대한 이상 징후 빈

도는 0%였고, 처리군에서 비정상성 출현빈도는 60%로서 높게 나타났으며, 처리군의 피부 메트릭 평균 HAI 값은 10으로 나타났다. 갑천에서의 이런 출현빈도 및 HAI 값은 Adams *et al.* (1993)의 TVA 인공호에서의 나타난 0.13%의 출현빈도보다 피부손상 빈도가 월등히 높게 나타나 갑천 하류부의 점오염원 지역에서의 오염수에 의한 어류 개체의 피부 비정상성에 영향을 주는 것으로 나타났다. 또한, 지느러미 (Fin, M₂)의 메트릭 분석에 따르면, 처리군3, 4, 5는 피부 메트릭에서와 마찬가지로 지느러미 깃무름 (Fin erosion) 및 지느러미 출혈 (Hemorrhage)을 보여, 각각의 처리군에서 HAI 값은 10, 20, 20으로 산정되었고, 나머지 처리군 2개는 정상으로 나타났다. 이와 같은 처리군에서의 붉은 반점의 형성 및 지느러미 깃무름 현상은 이전의 오염된 도심하천에서 비정상도 평가 (Shin *et al.*, 2004; 안과 김, 2005; 안과 이, 2005)와 유사하게 나타난 점을 고려한다면, 오펜수는 어류의 피부 및 지느러미 깃무름에 영향을 끼치며, 오염에 장시간 노출될 때 비정상 빈도는 증가할 것으로 사료된다. 한편, 흉선 (Thymus, M₃)의 메트릭 분석에 따르면, 대조군과 처리군 모두에서 비정상적 출혈특성이 발견되지 않았으며, 골격에서의 기형 역시 대조군과 처리군 모두 발견되지 않았다 (Fig. 2-a).

본 연구대상 변수인 지라 (Spleen, M₄)의 메트릭은 독성물질과 같은 오염에 의해 장기의 색이 변하는 특성을 이용한 것으로서, Adams *et al.* (1993)의 연구에 따르면, 일반적으로 정상개체의 지라 (Spleen, M₃)는 검정과 진홍색 또는 홍색을 나타내는 반면, 비정상 개체의 경우 황색을 띠고, 과립상의 형태나 혹을 포함하며, 정상보다 현저히 확대된 크기를 보이는 것으로 알려져 있다. 본 연구에서 분석 결과에 따르면, 대조군 (Fig. 2-b1)의 지라는 5개 모두 진홍색을 띠고 있었고, 이상적 징후를 보이지 않아 5개의 HAI 값은 모두 0으로 나타났다. 반면 처리군3 (T₃) (Fig. 2-b2)은 위의 정상 개체의 특징과는 다소 다르게 나타났으며, 정상적인 개체에 해당하는 특징을 벗어난 밝은 황색계열의 색으로 나타났다 (Table 2). Adams *et al.* (1993)의 연구에서는 정상개체의 특징을 벗어난 형태를 나타내는 항목의 경우 HAI값 30점을 부여하였으며, 이에 의거하여 본 실험에서 사용된 처리군3 (T₃)의 HAI값 역시 30점을 부여하였다. 황색계열의 지라는 본 처리군의 유출수의 화학적 산소요구량 (COD_{mn}) 농도가 11.4 mg L⁻¹ 및 생물학적 산소요구량 (BOD₅)이 9.6 mg L⁻¹였고, Blazer (2000)의 연구에서의 중금속 혹은 독성물질과 같은 독성물질의 증가시 황색으로 변형되는 점을 감안할 때, 본 실험의 처리군에서 지라의 비정상적인 색은 버들치 노출평

Table 2. Metric evaluations for necropsy - based health assessment index (HAI) in the controls (C₁-C₅) and treatments (T₁-T₅).

Metric #	Metric attributes	Metric symptoms	Substituted value for the HAI	Control (C)					Treatment (T)				
				C ₁	C ₂	C ₃	C ₄	C ₅	T ₁	T ₂	T ₃	T ₄	T ₅
M ₁	Skin	Normal: no aberrations	0										
		Mild skin aberrations	10										
		Moderate skin aberrations	20	0	0	0	0	0	0	0	10	20	20
		Severe skin aberrations	30										
M ₂	Fins	No active fin erosion	0										
		Light active erosion	10										
		Moderate active erosion with some hemorrhage on the fin	20	0	0	0	0	0	0	0	10	20	20
		Severe active erosion with some hemorrhage	30										
M ₃	Thymus	No hemorrhage	0										
		Mild hemorrhage	10										
		Moderate hemorrhage	20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		Severe hemorrhage	30										
M ₄	Spleen	Normal black, very dark red, or red	0										
		Normal granular, rough appearance of spleen	0										
		Nodular: containing fistulas or nodules of varying size	30	0	0	0	0	0	0	0	30	0	0
		Enlarged: noticeably enlarged	30										
		Other: gross aberrations not fitting above categories	30										
M ₅	Hindgut	Normal: no inflammation or reddening	0										
		Slight inflammation or reddening	10										
		Moderate inflammation or reddening	20	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0
		Severe inflammation or reddening	30										
M ₆	Kidney	Normal: firm dark red color, lying relatively flat along the length of the vertebral column	0										
		Swollen: enlarged or swollen wholly or in part	30										
		Mottled: gray discoloration	30										
		Granular: granular appearance and texture	30	0	0	0	0	0	30	0	30	0	0
		Urolithiasis or nephrocalcinosis; white or cream-colored mineral material in kidney tubules	30										
		Other: any aberrations not fitting previous categories	30										
M ₇	Liver	Normal: solid red or light red color	0										
		"Fatty" liver, "coffee whit cream" color	30										
		Nodules in the liver cysts or nodules	30										
		Focal discoloration: distinct localized color changes	30	0	0	0	0	0	30	0	30	0	0
		General discoloration: color change in whole liver	30										
		Other: deviation in liver not fitting other categories	30										
M ₈	Eyes	No aberrations: good "clear" eye	0										
		Generally, an opaque eye (one or both)	30										
		Swollen, protruding eye (one or both)	30										
		Hemorrhaging or bleeding in the eye (one or both)	30	0	0	0	0	0	30	0	0	30	0
		Missing one or both eyes	30										
		Other: any manifestation not fitting the above	30										

Table 2. To be continued.

Metric #	Metric attributes	Metric symptoms	Substitued value for the HAI	Control (C)					Treatment (T)				
				C ₁	C ₂	C ₃	C ₄	C ₅	T ₁	T ₂	T ₃	T ₄	T ₅
M ₉	Gill	Normal: no apparent aberrations	0										
		Frayed: erosion of tips of gill lamellae resulting in "ragged" gills	30										
		Cludded: swelling of the tips of the gill lamellae	30	0	0	0	0	0	30	0	0	30	0
		Marginate: gills with light, discolored margin along tips of the lamellae	30										
		Pale: very light in color	30										
		Other: any observation not fitting above	30										
M ₁₀	Pseudo branch	Normal: flat, containing no aberrations	0										
		Swollen: convex in aspect	30										
		Lithic: mineral deposits, white, somewhat amorphous spots	30	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		Swollen and lithic	30										
		Inlamed: redness, hemorrhage, or other	30										
		Other: any condition not covered above	30										
Total			300	0	0	0	0	0	120	0	150	100	40
				(EX)	(EX)	(EX)	(EX)	(EX)	(P)	(EX)	(P)	(P)	(P)

가에서 독성물질 함유에 의한 영향으로 사료되었다. 실제, 갑천의 하수처리수의 영향을 받는 지점에서 화학물질의 피크 수는 상류에 비해 뚜렷하게 높은 것으로 나타났다. 한편, 후장 (Hindgut, M₅) 분석결과에 따르면, 대조군과 처리군에서 차이를 보이지 않았다.

신장 (Kidney, M₆)의 메트릭 분석에 따르면, 대조군 (Fig. 2-c1)의 신장은 밝은 홍색을 나타내고 있었으며, 오염된 지역의 어류 신장에서 빈번히 보이는 표면 염증, 얼룩 및 부스럼 현상은 전혀 나타나지 않았다. 반면에, 처리군1 (T₁)과 처리군3 (T₃) (Fig. 2-c2)의 신장은 탈색되어 색이 밝게 변했으며, 표면에는 회색빛의 얼룩이 발견되었고, 처리군1 (T₁)과 처리군3 (T₃)의 HAI 값은 각각 30을 보여, 평균 HAI 값은 12로 비정상도 출현빈도는 40%로 높게 나타났다. 이런 결과는 Adams *et al.* (1993)와 Goede & Barton (1990)의 연구에서 나타난 것과 같이 30%의 비정상개체 출현빈도와 비교해볼 때, 지라는 수체가 오염될 때 직접적으로 영향을 받는 장기로 사료되었다.

대조군 (Fig. 2-d1)에서 간 (Liver, M₇)은 신장 (Kidney) 메트릭과 마찬가지로 밝은 홍색을 띄고 있었으며, 염증 및 부스럼이 전혀 발견되지 않았다. 처리군1 (T₁), 처리군3 (T₃) (Fig. 2-d2)의 간은 정상 개체의 밝은 홍색과는 달리 전체적으로 크림 커피와 같은 밝은 갈색을 띄어 HAI 값은 각각 30으로 나타났다. 그러나 신장 메트릭과는 달리 염증 및 얼룩, 부스럼 현상은 나타나지 않았다. 일반적으로 수질오염이 가중화될 때, 여러 메트릭 중 간 (Liver)은

가장 민감한 지표로 알려져 있으며, 생지표의 메트릭으로 가장 널리 이용된다는 점을 감안할 때 처리군에서는 하수처리장의 유출수가 하천생태계 건강도에 직접적 영향을 주는 것으로 사료되었다.

대조군 (Fig. 2-e1)에서 개체의 안구 (Eyes, M₈)는 Adams *et al.* (1993)와 Goede & Barton (1990)의 연구에서 보고된 정상개체에서 보이는 형태인 맑고 투명한 모습을 보였다. 반면 처리군1 (T₁)과 처리군4 (T₄) (Fig. 2-e2)에서의 눈은 각막이 변형되어 전체적으로 불투명한 모습을 보이고 있다. 또한 T₁ 및 T₄에서 검은자위는 대조군보다 1/2 가량의 크기로 축소되어 있는 것이 관찰되었으며, 눈의 초점이 사라져 있는 것이 관찰되었다. Adams *et al.* (1993)의 기준에 의거할 때, 눈 (Eye)에 대한 처리군의 평균 HAI 값은 14이며, 비정상 안구의 출현빈도는 40%로 나타났다.

아가미 (Gills, M₉) 메트릭의 경우, 대조군의 5개 분석에 따르면, 아가미는 양 가장자리의 경계선이 뚜렷하였으며, 아가미 표면 중앙에 위치한 아치선 모양의 줄무늬 또한 뚜렷하였다 (Fig. 2-f1). 전체적인 아가미의 색은 연한 홍색이었으며, 표면에 염증, 부스럼 및 반점은 보이지 않았다. 반면, 처리군1 (T₁)과 처리군4 (T₄) (Fig. 2-f2)에서의 아가미는 가장자리 경계부위에 아가미 전체의 5% 정도의 변색부위가 발견되었으며, 변색 부위가 아가미 기부를 둘러싸고 있었다. Adams *et al.* (1993)와 Goede & Barton (1990)의 연구에서 보고된 비정상적인 아가미는 깃무름

과 아가미의 팽창, 가장 자리부위의 변색으로, 처리군1과 4에서도 이와 같은 현상을 보였다. 본 연구에서 아가미 분석에 의거한 처리군1과 처리군4의 HAI값은 각각 30으로 나타났다. 한편 각 처리군의 아가미 표면은 대조군과 큰 차이를 보이지는 않았으며, 헛아가미 (Pseudobranch, M₁₀)의 경우는 대조군과 처리군에서 모두 정상적으로 나타났다고, 차이를 보이지 않았다.

대조군과 처리군의 등급 비교분석 결과에 따르면, 대조군 (C₁~C₅)의 경우 HAI 산정값은 모두 0으로 5등급을 기준으로 할 때, 해부학적 건강도 (Necropsy-based Health Assessment Index)는 최적상태 (Excellent condition)를 보였다 (Table 1). 반면, 처리군의 경우 T₁~T₅ 중 T₂의 HAI 값은 모든 매트릭에서 0으로 나타나 정상으로 나타났다. 그 외에 T₁의 HAI 값은 120, T₃는 150, T₄는 100, T₅는 40으로서 4개의 처리군에서는 HAI 값이 40~150으로 나타나 해부학적 건강도는 등급분류기준 (Table 1)에 의거할 때 모두 악화상태 (Poor condition)로 나타났다 (Table 2; Fig. 3-a). 이는 민감성 어종인 버들치가 대조군과는 달리 처리군의 오염물에 노출되면서 피부 및 각 기관에 손상을 가져와 개체의 건강성이 심하게 손상된 것으로 사료된다.

2. HAI (Health Assessment Index)와 IBI 평가 값의 비교분석

상기 얻어진 해부학적 분석에 의거한 HAI 값이 기존의 연구기법과 양립하는지의 여부를 평가하기 위해 다변수 IBI (Index of Biological Integrity) 매트릭 모델값을 현장 조사를 통해 산정하였고, HAI 값과 비교평가 하였다. 여기서 산정된 IBI 평가기법에 대한 세부적인 모델구축, 매트릭속성, 등급산정법에 대한 방법론은 최근 안 등 (2000), 안 등 (2001a), An and Choi (2003), Shin *et al.* (2004) 등에서 자세히 연구되어 세부적 기술을 피했고, 본 연구에서는 좀더 HAI 값을 IBI 모델값과 비교평가하는 과정에 중점을 두었다. 갑천에서 IBI 건강도 평가 결과에 따르면, 대조군 지점 (Control site)인 상류역에서의 IBI 모델값은 44.7로서, Ohio EPA (1989)의 변형된 분류기준에 의하면, 양호상태-최적상태 (Good-Excellent)로 판명되었고, 하수 처리장에 의해 영향받는 하류지점에서 IBI 모델값은 24.3로서, 군집에 의거한 생태 건강도는 최악상태 (Very poor)로 나타났다 (Fig. 3-b).

3. 대조군지점과 처리군지점의 어류 군집 풍부도 평가

두 지점 간에 Wading methods (Ohio EPA, 1989)에 의

거한 CPUE (Catch Per Unit Effort) 당 출현한 어종수 및 개체수의 비교평가에 따르면, 대조군 지점인 상류 (3차 하천)에서 채집된 어류는 총 26종 356개체고, 생활하수와 공단폐수의 영향을 받는 하류지점 (4차하천)에서는 총 5종 30개체가 채집되어 두 지점 간에 뚜렷한 종 풍부도의 차이를 보였다 (Fig. 3-c). 일반적으로 Ohio EPA (1989)에 따르면 Reference 하천에서 하천차수가 증가함에 따라 종수와 개체수가 증가한다고 연구된 바 있으나, 본 하류 지점에서는 오히려 종수 및 개체수가 급감하여 오염물이 하류부의 생태건강도에 크게 악영향으로 작용함이 입증되었다. 이런 하류부의 화학적 오염영향은 이전의 안 등 (2001a)의 연구에서도 잘 나타나 있다.

4. 대조군지점과 처리군지점의 생태길드 특성 평가

조사지점 간의 민감종, 내성종 및 트로픽길드의 비교분석에 따르면, HAI에서 얻어진 값의 특성을 잘 반영하는 것으로 나타났다. 수질오염에 민감하게 반응하는 민감종 (Sensitive species)은 상류지점에서 9종이 출현한 반면, 하류지점에서는 2종이 채집되었다. 또한, 상류지점에서는 총 26종 중 내성종 (Tolerant species)은 5종으로 19%만을 차지하고 있는 반면, 하류지점에서는 총 5종 중 내성종 (Tolerant species)이 2종으로 40%를 차지하고 있어 상류지점보다 20%가량 높게 나타났으며, 유기물 등에 의한 영향으로 수생태계가 교란된 것을 확인할 수 있었다 (Fig. 3-d). 트로픽길드 분석에 따르면, 대조군의 상류지점은 잡식성 4%, 충식성 61%로 잡식성 어종의 비율이 낮고 충식성 어종의 비율이 높은 반면, 하류지점은 잡식성 50% 충식성 49%로 잡식성 어종의 비율이 급격하게 증가하였다 (Fig. 3-e). 이런 결과는 Barbour *et al.* (1999)이 제시한 바와 같이 수생태계의 유기물 오염 및 독성물질의 유입증가는 섭식 특이성이 단순화되어 잡식종 우점 현상을 보이고 종수 및 개체수 감소를 가져와 수계 건강도를 악화시킨다는 연구를 지지한다.

5. 대조군지점과 처리군지점에서의 총체적 건강도 평가

상기 연구결과를 기반으로 처리군과 대조군의 비교는 뚜렷한 건강도의 차이를 보였다. 즉, 처리군인 하류지점에서의 실험적 결과인 HAI 값의 급격한 증가, IBI 모델값의 감소, 종 풍부도의 감소, 내성종 증가 및 민감종 감소의 현저한 지표종 구성의 차이 및 잡식종의 트로픽길드의 우점으로 나타나 하류의 처리군 지역은 다각적인 오염물 영향을 받았음을 시사하였다. 실제 이전에 환경부에

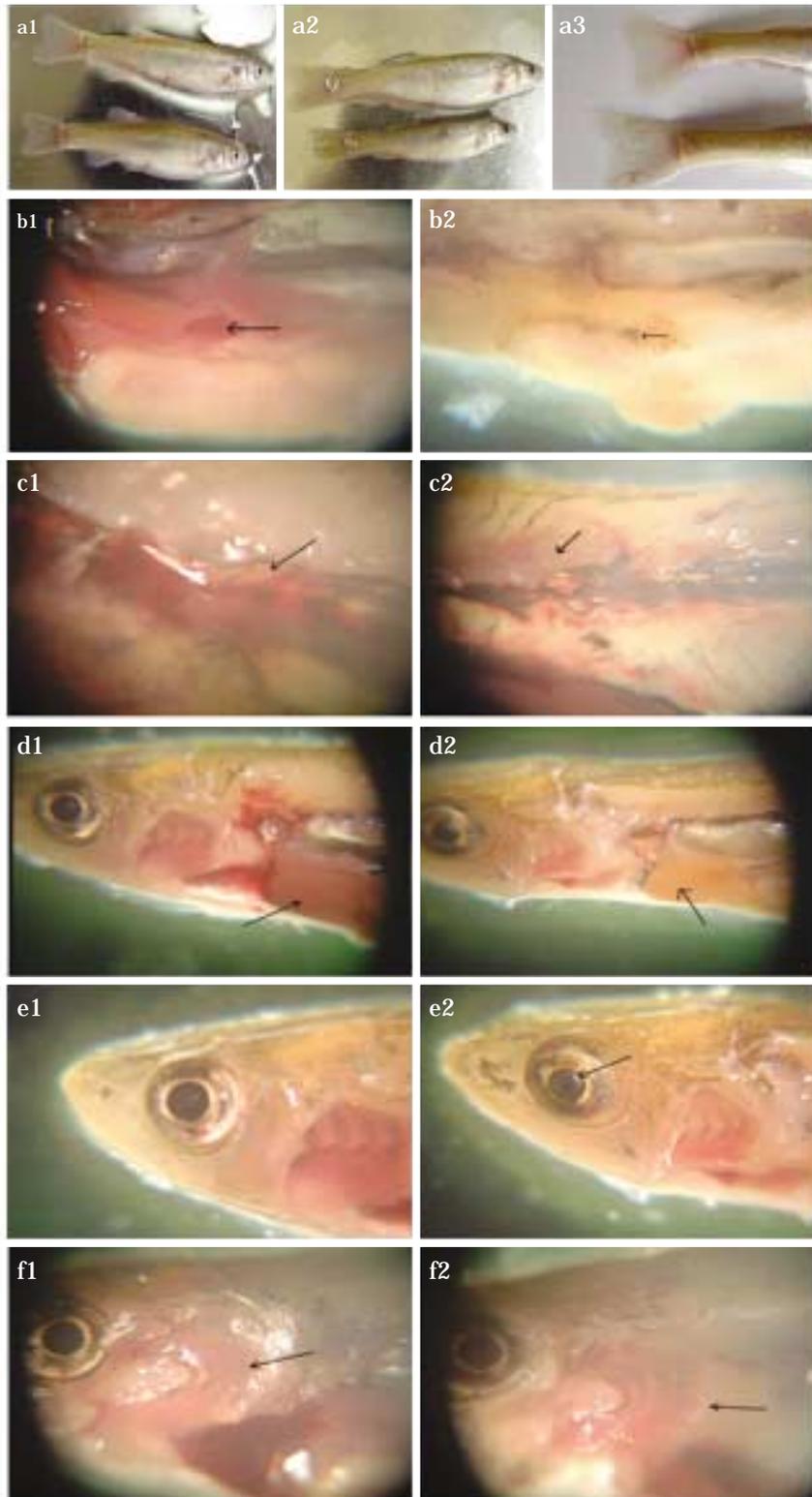


Fig. 2. The analysis of necropsy-based metrics using *Rhynchocypris oxycephalus*: (a1) the control in skin, (a2) the treatment in skin, (a3) the control and treatment fins, (b1) the control in spleen, (b2) the treatment in spleen, (c1) the control in kidney, (c2) the treatment in kidney, (d1) the control in liver, (d2) the treatment in liver, (e1) the control in eyes, (e2) the treatment in eyes, (f1) the control in gills, (f2) the treatment in gills.

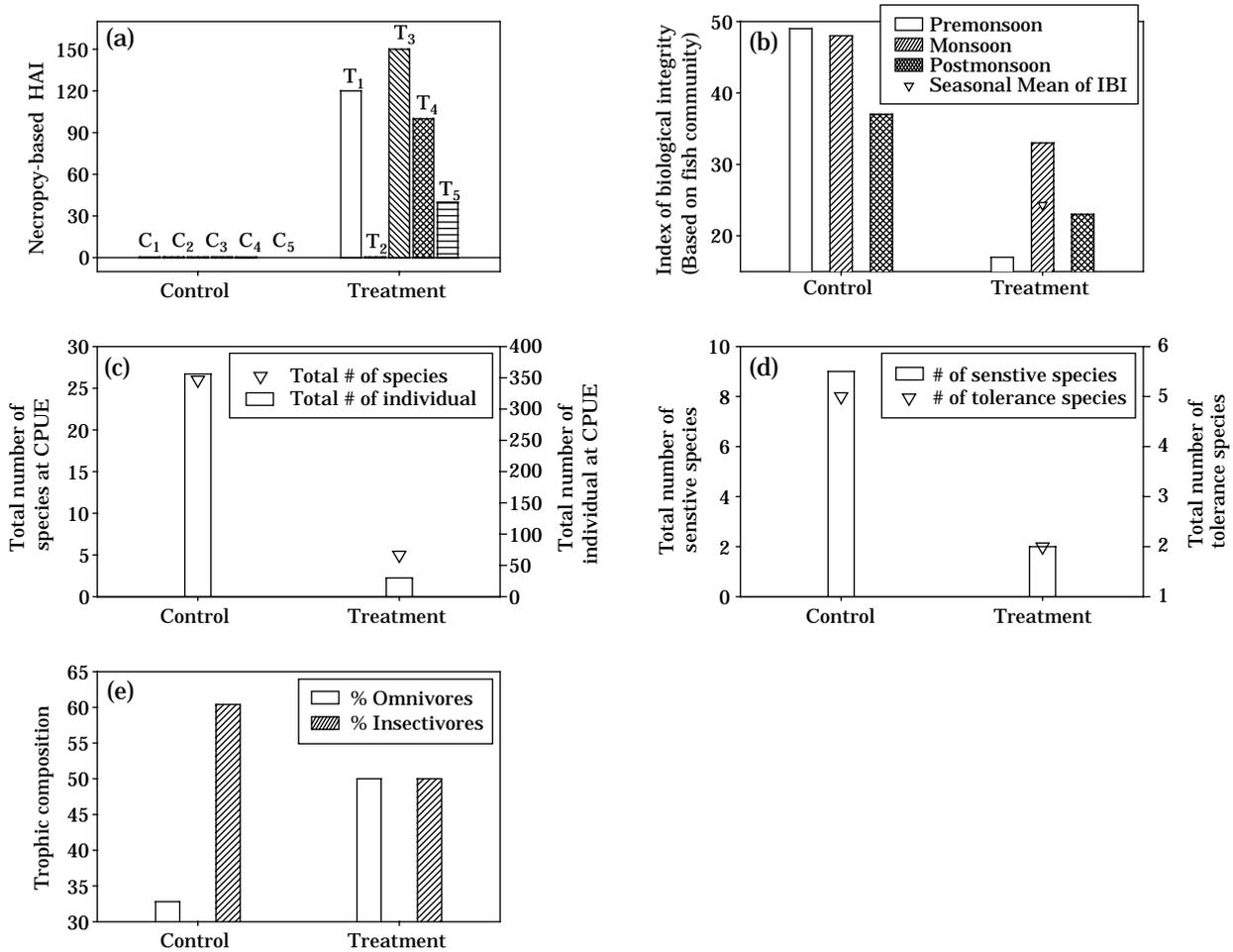


Fig. 3. The Comparisons between the controls and the treatments in the necropsy-based health assessment index (HAI) (a), index of biological integrity (b), total number of species and number of individual at CPUE (c), tolerance guilds (d), and trophic composition (e) [C₁~C₅: controls, T₁~T₅: treatments].

서 측정된 총인 (Total phosphorus) 및 총질소 (Total nitrogen)의 자료분석에 따르면 (안 등, 2001a; An *et al.*, 2004), 상류역 (대조군 지점)보다 하류역 (하수처리장 주변)에서는 5~10 이상의 영양염류 농도가 높게 나타나 상기 대조군과 처리군에서의 HAI 값, IBI 모델값, 종 풍부도, 내성종 구성성분 및 잡식종의 트로픽길드의 변수에서 뚜렷한 차이는 다양한 오염물의 영향으로 사료되었다. 현재 어류를 이용한 대부분의 하천건강성 평가는 주로 개체군 이상의 수준에서 이루어지고 있으며, 특히 전 세계적으로 활발히 이용되는 생물통합지수 (Index of Biological Integrity, IBI) 역시 개체군 이상을 기준으로 하여 그 지수를 산정하여 하천의 건강성을 평가하고 있다 (Barbour *et al.*, 1999). 본 연구에서 사용한 해부학적 건강도 방법은 1990년 대 이후 북미에서 창안된 방법

(Adams *et al.*, 1993; Blazer, 2000)으로, 현재 국내에서는 이 방법을 이용한 하천 건강성평가는 수행된 바 없어 향후 현장에서 신속하게 건강성을 평가해 볼 수 있고, 기존 생물통합지수 (IBI)를 이용한 평가의 상호보완적 지수로서의 활용도 가능할 것으로 판단된다.

적 요

수환경의 생물학적 건강도는 다양한 생물상을 이용하여 평가가 이루어져 왔으며 특히, 어류는 수환경의 건강성 평가를 위한 가장 좋은 생물종 중의 하나이다. 해부학적 기초에 의한 건강성 평가방법을 시도한 이번 예비실험의 목적은 대전시 감천에 위치한 하수종말처리장의 방

류수가 수환경의 건강성에 어떤 영향을 미치는지 평가해 보는 것이다. 이러한 영향을 분석하기 위해 어류의 흉선 (Thymus), 지느러미 (Fins), 지라 (Spleen), 후장 (Hindgut), 신장 (Kidney), 피부 (Skin), 간 (Liver), 눈 (Eyes), 아가미 (Gill), 및 헛아가미 (Pseudobranch)의 해부학적인 10개 메트릭을 이용하였다. 각각 2개의 대조군 (control)과 처리군 (Treatment)으로 실험용 수조를 분리하여, 처리군에는 하수종말처리장의 방류수를 사용하였고 대조군에는 자연수를 사용하였으며, 각각의 수조에 버들치 (*Rhynchocypris oxycephalus*)를 5개체 씩 투여하였다. 투여한 버들치는 해부학적 측면의 관찰을 실시하였고, 이후 처리군의 죽은 버들치와 대조군의 개체를 각각 해부하고 10개 기관부위를 분석하여 HAI 건강도지수를 산정하였다. 해부학적 분석결과에 따르면, 3개의 대조군의 HAI 지수는 0으로 나타나 최적상태로 판명되었고, 4 대조군은 40~150점으로서 모두 악화상태로 나타났다. 또한, 생물통합지수 분석, 종풍부도분석, 내성도 및 트로픽길드 분석에 의거한 다양한 건강도 분석은 HAI 분석결과를 지지하였다. 본 HAI 기법은 현재 국내에서는 적용 평가된 바 없어, 기존의 우수생태계의 건강도 평가에 상호보완적 지수로의 활용도 가능할 것으로 사료된다.

사 사

본 연구는 한국과학재단 목적 기초연구(과제번호: R08-2003-000-10535-0-2004) 지원으로 수행되었습니다.

인 용 문 헌

공동수. 2002. 생물학적 수질기준 설정 필요성 및 접근방안. 환경생물학회지 20: 28-49.
 김익수, 박종영. 2002. 원색도감 한국의 민물고기. 교학사.
 김형철, 윤춘경, 정광욱, 장재호. 2004. 하구담수호에 유입되는 하천에서 수질오염물질간의 상관관계 분석, 한국물환경학회 2004 학술발표회 논문집, pp. 62-71.
 나진성, 임진희, 김상돈, 한상국. 2003. 전남지역 10개 하수처리장 및 농공단지 방류수의 통합 독성평가. 대한환경공학회 2003 춘계학술연구발표회 논문집, pp. 561-564.
 박배경, 박석순, 캐런 어스트펠드, 키이스 쿠어퍼. 1996. 송사리 알의 초기 발생과정을 이용한 매립지 침출수 독성도 평가. 한국환경생물학회지 14(1): 55-61.
 박종호, 이상일, 조영욱. 2004. *Ceriodaphnia dubia*의 먹이섭생 기작과 온도조절에 근거한 급성독성조사법의 비교. 한국환경학회지 20(1): 48-54.

안광국, 김자현. 2005. 물리적 서식지평가기법 및 어류 다변수 평가모델에 의거한 대전천의 생태학적 건강도 진단. 한국육수학회지 38(3): 361-371.
 안광국, 염동혁, 이성규, 김용화. 2003. 어류군의 다변수 접근 방식에 의거한 생물보존지수 산정에 의한 생태학적 하천 건강성 평가. 대한환경공학회 2003 춘계학술발표회 논문집, pp. 548-552.
 안광국, 염동혁, 이성규. 2001a. 생물보존지수의 신속한 생물평가 기법을 이용한 갑천 수계의 평가. 한국육수학회지 19(4): 261-270.
 안광국, 이재연. 2005. 유등천에서의 생태학적 건강도 평가 및 수질 향상. 한국육수학회지 38(3): 341-451.
 안광국, 정승현, 최신석. 2001b. 생물보존지수 및 서식지 평가 지수를 이용한 평창강의 수환경 평가. 한국육수학회지 34(3): 153-165.
 염동혁, 안광국, 홍영표, 이성규. 2000. 어류군집을 이용한 금호강의 생물보존지수 평가. 한국환경생물학회지 18(2): 215-226.
 윤석주, 김일찬, 윤용달, 이재성. 2003. 어류를 이용한 내분비계 장애물질 검출 및 Biomarker로서 Vitellogenin의 이용. 한국육수학회지 36(2): 97-107.
 이성규, 심점순, 김용화, 노정구. 1991. 어류, *Daphnia* 및 조류와 Ames Test를 이용한 산업폐수의 환경독성 및 유전독성 평가. 한국물환경학회지 7(2): 100-109.
 이승은, 이성규. 1996. 잉어의 호흡 및 움직임의 변화를 이용한 유해화학물질의 환경독성 평가. 한국수질보전학회지 12(2): 119-126.
 이정식, 강주찬, 신윤경, 진영국, 박정준. 2004. 넙치 (*Paralichthys olivaceus*)의 기관계 구조에 미치는 bis (Tri-n-butyltin) Oxide (TBTO) 독성. 한국환경생물학회지 22(1): 133-140.
 조규석, 박종호, 강주찬. 2004. 수은, 납 및 구리에 대한 붕어와 돌고기 자어의 급성독성. 한국물환경학회. 20(3): 265-268.
 조현실, 김도한, 부성민. 1998. 유등천의 수환경과 부차조류의 종류상. 환경생물학회지 16(3): 273-280.
 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.
 하현중, 김성태, 최종욱, 민선홍, 장태연, 김건홍. 1995. 물벼룩과 형광성 박테리아를 이용한 중금속의 급성독성평가. 한국육수학회지 28(3): 369-376.
 한국화, 김상돈. 2004. 방류수 내 잔류 의약품의 위해성 평가: 수생생물에 의한 독성평가와 GC/MS를 이용한 수질시료 분석. 대한환경공학회 2004 춘계학술연구발표회 논문집, pp. 389-393.
 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.
- Alberto, A., F.M.C. Antonio and R.V. José. 2005. *Styanax fasciatus* from a sewage-contaminated river. *Ecotoxicology and Environmental Safety* **61**: 247-255.
- An, K-G. and S.S. Choi. 2003. An assessment of aquatic ecosystem health in a temperate watershed using the index of biological integrity. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*. **38**(6): 1115-1130.
- An, K-G., D-S. Kim, D.S. Kong and S-D. Kim. 2004. Integrative Assessments of a Temperate Stream Based on a Multimetric Determination of Biological Integrity, Physical Habitat Evaluations, and Toxicity Tests. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, **73**(3): 471-478.
- 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. US EPA Office of Water, Washington, D.C., USA.
- Bitton, G., K. Rhodes and B. Koopman. 1996. An acute toxicity test based *ceriodaphnia dubia* feeding behavior. *Environ. Toxicol. Chem.* **15**: 123-131.
- Blazer, V.S. 2000. The necropsy-based fish health assessment. Information and technology report USGS/BRD/ITR 2000-0005. pp.18-22.
- Goede, R.W. and B.A. Barton. 1990. Organic indices and an autopsy-based assessment as indicators of health and condition of fish. *American Fisheries Society Symposium* **8**: 93-108.
- Karr, J.R. 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries* **6**: 21-27.
- 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
- Ronald, W.G. and A.B. Bruce. 1990. Organismic indices and an autopsy-based assessment as indicators of health and condition of fish. *American Fisheries Society Symposium* **8**: 93-108.
- Shin, J.Y., K-G. An and S.S. Park. 2004. Removal of nitrogen and phosphorus using dominant riparian plants in a hydroponic culture system. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*. **39**(3): 821-834.

(Manuscript received 10 September 2005,

Revision accepted 10 February 2006)

