

## 용담댐 건설후 하류부 하천 생태계의 탁수영향 평가

김자현 · 서진원<sup>1</sup> · 나영언<sup>2</sup> · 안광국\*

(충남대학교 생명과학부, <sup>1</sup>한국수자원공사 수자원연구원, <sup>2</sup>충남대학교 생물공학연구소)

**Ecological Health Assessments on Turbidwater in the Downstream After a Construction of Yongdam Dam. Kim, Ja-Hyun, Jinwon Seo<sup>1</sup>, Young-Eun Na<sup>2</sup> and Kwang-Guk An\* (School of Bioscience and Biotechnology, Chungnam National University, Daejeon 305-764, Korea; <sup>1</sup>Water Resources and Environmental Research Center, KIWE, Daejeon 305-730, Korea; <sup>2</sup>Research Institutes of Life Sciences, Chungnam National University, Daejeon 305-764, Korea)**

This study was to examine impacts of turbid water on fish community in the downstream of Yongdam Dam during the period from June to October 2006. For the research, we selected six sampling sites in the field: two sites were controls with no influences of turbid water from the dam and other remaining four sites were the stations for an assessment of potential turbid effects. We evaluated integrative health conditions throughout applications of various models such as necropsy-based fish health assessment model (FHA), Index of Biological Integrity (IBI) using fish assemblages, and Qualitative Habitat Evaluation Index (QHEI). Laboratory tests on fish exposure under 400 NTU were performed to find out impact of turbid water using scanning electron microscope (SEM). Results showed that fine solid particles were clogging in the gill in the treatments, while particles were not found in the control. This results indicate that when inorganic turbidity increases abruptly, fish may have a mechanical abrasion or respiratory blocking. The stream health condition, based on the IBI values, ranged between 38 and 48 (average: 42), indicating a "excellent" or "good" condition after the criteria of US EPA (1993). In the mean time, physical habitat condition, based on the QHEI, ranged 97 to 187 (average 154), indicating a "suboptimal condition". These biological outcomes were compared with chemical dataset: IBI values were more correlated ( $r=0.526$ ,  $p<0.05$ ,  $n=18$ ) with QHEI rather than chemical water quality, based on turbidity ( $r=0.260$ ,  $p>0.05$ ,  $n=18$ ). Analysis of the FHA showed that the individual health indicated "excellent condition", while QHEI showed no habitat disturbances (especially bottom substrate and embeddeness), food-web, and spawning place. Consequently, we concluded that the ecological health in downstream of Yongdam Dam was not impacted by the turbid water.

**Key words : turbid water, Yongdam Dam, health assessment, fish, ecological health**

### 서 론

우리나라의 대형인공호는 대부분 강의 중상류부에 건

설되기 때문에 호소 내 또는 하류부 하천에서의 수질오염 문제 및 생태계 교란에 대한 다각적 영향이 검토되고 있다. 우선 인공호의 내부에서는 상류로부터 유입되는 탁수영향에 의한 정수처리 문제(박 등, 2005), 인(P)과 질

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

소(N)의 유입으로 인한 부영양화 발생 (Bloesch *et al.*, 1977; OECD, 1982; 허 등, 1998; An and Kim, 2003), 수 체류시간의 증가에 따른 심층부의 저산소 상태 (hypoxia) 발생 (Stroud and Martin, 1973), 기존 여울성 어류에서 정수성 어류로의 종 구성 변화 (김과 양, 2001)에 대한 종 다양성 감소 및 수생태계의 교란 문제가 보고되고 있다. 특히 우리나라의 인공호는 여름철에 강우가 집중되는 몬순기후의 영향으로 제발침식에 의한 토사유입 등 자연적 원인과 인간의 개발활동에 의한 인위적 토사유입 등으로 고농도의 탁수가 발생되고 있다 (An and Jones, 2000). 또한 다목적 댐의 이수 및 치수의 건설 목적에 따라 집중 강우기 전에 수위조절을 통하여 충분한 저수 공간을 확보하기 때문에 이 기간에 높은 탁도의 유입수가 호소내로 흘러들어 가면 탁수가 장기간 체류하게 되고 선택취수시에 하류로 방류된다 (Horne and Goldman, 1994; Kim *et al.*, 1997). 이러한 고농도의 탁수 유입은 수계내의 빛의 투과량 감소, 호소내의 용존산소 결핍, 추가적 정수처리, 수생태계의 교란 등의 문제를 일으킨다 (Vanous *et al.*, 1982; Akan and Houghtalen, 2003; 박 등, 2005).

댐 건설로 야기되는 하류부 생태계의 영향에 관한 Macan (1963)의 연구에 따르면, 1차적인 영향으로 Sediment의 침적에 영향을 주어 하류 하천에 에너지와 물질을 운송하는데 영향을 미치게 되고 유속이 느려지며, 수질과 플랑크톤의 생장에 영향을 준다. 2차적인 영향은 1차 영향의 결과로 하상구조가 교란되고 대형수생식물과 부착조류가 영향을 받게 되며, 이로 인해 1차 생산력에 영향을 미친다. 3차적인 영향으로는 1, 2차 영향에 의해 무척추동물 및 어류의 군집과 개체의 건강도에 영향을 미치게 된다. 또한 Hellowell (1986)의 연구에 따르면 댐으로부터 탁수가 방류될 경우 하류부 하천에서 서식하는 생물들의 서식지를 교란시키고, 물을 걸러 영양분을 섭취하는 무척추동물 (Filter-feeding invertebrates)들의 섭식 활동을 방해하며, 어류의 경우 아가미의 기계적 마모 또는 아가미의 표면적을 감소시켜 생태계에 영향을 일으킨다고 보고하였다.

이러한 댐 하류부의 다양한 오염 및 교란현상을 파악하기 위해 최근에는 다양한 하천생태계 건강성 평가 모델이 소개되고 있다. 최근 미국에서는 하천생태계 건강성 평가 기법으로서 Barbour 등 (1999)의 RBP (Rapid Bioassessment Protocol) 모델이 널리 사용되고 있다 (U.S. EPA, 2002). RBP 모델은 Karr (1981)가 제시한 IBI 모델을 체계화하여 개발한 건강성평가 모델로써 부착조류, 대형무척추동물, 어류 등의 지표생물을 이용한 생물학적 건강성 평가와 서식지 평가를 통해 하천건강성을 평가하는

모델이다. 지표생물을 이용한 생태계 건강성 평가 모델은 미국 외에도 캐나다 (Lyons *et al.*, 1995), 영국 (Oberdorff and Hughes, 1992), 독일 (Hugueny *et al.*, 1996), 프랑스 (Didier *et al.*, 1996), 호주 (Harris, 1995), 일본 (Koizumi and Matsumiya, 1997)과 같은 환경 선진국 뿐만 아니라 아프리카 (Hocutt *et al.*, 1994), 인도 (Ganasan and Hughes, 1998), 남미 (Gutierrez, 1994) 등에서도 연구되어 사용하고 있고, 수질평가, 생태계 모니터링 및 복원사업 등에 중요한 자료로 활용되고 있다 (공, 2002; 황 등, 2006).

우리나라에서는 최근 생태계 복원 사업이 전국적으로 시행되고 (우, 2004; 환경부, 2004), 국민들의 환경의식이 높아짐에 따라 생태계 건강성 평가 모델 개발 및 각 수계에 대한 생태모니터링이 활발하게 이루어지고 있다 (염 등, 2000; 안 등, 2001; 안과 김, 2005; 안과 이, 2005; 환경부, 2005; 해양수산부, 2005; 배와 안, 2006). 우리나라에서 지표생물을 이용한 생태계 건강성 평가 모델은 안 등 (2001)에 의해 도입되어 우리나라 4대강 건강성 평가에 사용되었고 (환경부, 2005; 해양수산부, 2005), 현재 생태계 건강성 평가의 정책적 활용을 위해 다양한 방안이 논의되고 있다 (황 등, 2006).

본 연구의 목적은 용담댐 건설 후 하류부 하천 생태계에서 탁수영향에 대한 다각적 수생태계의 영향을 분석하는 것이다. 이를 위해 첫째, 실험실 내 인위적 탁수 노출 실험을 통한 어류 영향분석, 둘째, 용담댐 하부 수계에서 물리적 서식지평가 및 어류군을 이용한 생태계 건강성 평가 모델을 적용하여 생태계 건강도를 산정하고, 셋째, 본 연구 결과를 바탕으로 댐 방류수의 영향을 받는 하천생태계의 특성을 파악하고 향후 적절한 모니터링 방안을 제시하고자 한다.

## 재료 및 방법

### 1. 조사지점 선정

본 연구에서는 용담댐 하류의 건강성을 평가하기 위하여 총 6개 지점을 선정하였다. 선정된 지점은 용담댐 방류 영향이 없는 2개의 대조군 지점 (Reference site), 즉 용담댐 상류부 지점 (C1) 및 금강의 유입 하천인 무주 남대천 지점 (C2)을 선정하였다. 또한 방류수가 직접적으로 흐르는 용담댐 하류부의 4개 지점을 선정하였다. 본 연구를 위해 선정된 조사지점은 Horton (1945)과 Strahler (1957)의 하천 규모에 따른 분류 (Stream order) 기준에 의거하여 3차 하천 1개 지점, 4차 하천 2개 지점, 5차 하천 3개 지점이었으며, 세부 지점 현황은 다음과 같다 (Fig. 1).

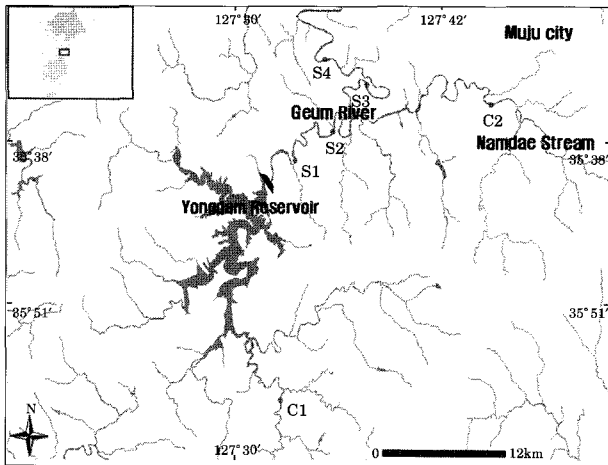


Fig. 1. The map showing sampling sites in the watershed of Geum River.

#### 1) 대조군 지점 (Reference site)

- C1: 전라북도 진안군 연평리 쌍암  
C2: 충청북도 영동군 설천면 소천리 과적점문소 앞

#### 2) 댐하류부의 조사지점

- S1: 전라북도 무주군 부남면 덩덜교  
S2: 전라북도 무주군 무주읍 용포리 굴암교  
S3: 전라북도 무주군 무주읍 앞섬다리  
S4: 충청남도 금산군 부리면 수통리 적벽교

### 2. 조사 시기

본 연구에서 건강성 평가를 위한 어류 조사는 몬순기 후를 고려하여 장마 전후인 2006년 6월과 10월에 각각 1회씩 총 2회 실시하였고, 어류조사 현장에서 물리적 서식지평가, 일반 수질항목 측정을 동시에 실시하였다. 본 연구 기간은 Karr (1981)가 제시한 최대 일주기 대기온도(Maximum daily air temperature, 19°C)를 바탕으로 선정하였고, 수리·수문학적으로 서식환경이 안정된 시기와 여름철 강우에 의한 탁수 방류수의 영향이 예상되는 시기를 고려하여 선정하였다.

### 3. 어류 조사 방법 및 도구

어류 정량 조사는 Wading method (Catch per unit of effort, Ohio EPA, 1989)에 따랐다. 조사지점에서 물리적 서식지 특성에 따른 차이를 줄이기 위해 여울(Riffle), 소(Pool), 흐름이 느린 곳(Run) 등 조사지점에 포함된 모든 서식지를 조사하였고, 조사거리는 정점을 중심으로 200 m로 제한하였다. 조사시간은 최대 종풍부도곡선(Maxi-

mum species richness line)을 분석하고 최대 종 출현 시간을 적용하여 50~60분으로 한정하였다. 조사에 사용한 채집도구는 투망(망목 5×5 mm), 족대(망목 4×4 mm) 및 채집용 전기충격기(24 A, 12 V)를 사용하였다. 채집한 어류는 현장에서 동정하여 바로 풀어주었고, 채집 개체의 체장이 20 mm 이하인 개체는 총 개체수에 포함시키지 않았다(Barbour *et al.*, 1999). 현장에서 동정이 모호한 종은 10% 포르말린 용액으로 고정하여 실험실로 옮긴 후 Nelson (1994)의 분류체계를 따라 분류하였고, 김과 강(1993), 김(1997), 김과 박(2002)에 의해 동정하였다.

### 4. 탁수 영향 평가 실험

본 연구에서는 탁수로 인한 어류의 아가미 이상을 관찰하기 위하여 다음과 같은 실험을 실시하였다. 실험 대상종은 오염에 대한 내성이 강하고, 개체의 크기가 비교적 크기 때문에 관찰이 용이하며, 우리나라 전역에서 서식하고 있어 주변에서 쉽게 구할 수 있는 붕어(*Carassius auratus*)를 사용하였다. 실험을 위한 수조는 대조군과 실험군 1, 실험군 2로 총 3개를 설치하여 각각의 수조에 붕어 3개체씩 투입하였다. 탁수의 농도는 수자원연구원에서 2005년 용담호의 탁수 분석 결과를 바탕으로 현장에서 발생 가능한 농도로서 대조군이 4 NTU, 실험군 1은 200 NTU, 실험군 2는 400 NTU로 조절하고, 노출 시간은 강우시 탁수의 최고농도가 2~7일 동안 지속되는 것을 감안하여 48시간으로 제한하였다. 탁수에 노출시킨 개체는 안동대학교의 주사전자현미경(Scanning electron microscope, SEM)을 이용하여 관찰하였다.

### 5. 수질 항목 조사

본 연구에서는 조사 지점의 이화학적 수질상태를 측정하기 위해 현장에서 즉시 측정할 수 있는 일반 수질항목으로 제한하였다. 수질측정은 어류 조사와 동시에 실시하였고, 측정된 수질항목은 용존산소량(Dissolved Oxygen), 전기전도도(Conductivity), pH, 탁도(Turbidity), 염도(Salinity), 엽록소 a (Chlorophyll-a) 등 총 6개 항목이었다. 수질측정을 위해 YSI 6600 다항목 수질 측정기 모델을 이용하였다.

### 6. 생태계 건강성 평가 모델

#### 1) 생태계 건강성 평가 모델

##### (Index of biological integrity, IBI)

본 연구에서는 생태계 건강성 평가를 위해 IBI 모델을 적용하였다. 본 연구에서 적용한 생태계 건강성 평가 모

델은 1981년 Karr에 의해 개발된 모델로서 Barbour 등 (1999)에 의해 RBP (Rapid bioassessment protocol) 모델로 체계화되어 현재 U.S. EPA에서 생태계 건강성 평가 모델로 채택되어 사용되고 있다. 본 연구에서 적용한 생태 건강도 평가 모델은 우리나라에서 안 등(2001)에 의해 국내 서식환경에 맞게 수정·보완된 10메트릭 모델로서 세부 메트릭은 다음과 같다. 본 연구에서 이용된 메트릭은 M<sub>1</sub>: 총 본토종수(Total number of native species), M<sub>2</sub>: 여울성 저서종수(Number of riffle-bentic species), M<sub>3</sub>: 민감종수(Number of sensitive species), M<sub>4</sub>: 내성 지표종의 개체수 비율(Proportion of tolerance species), M<sub>5</sub>: 잡식성종의 상대비율(Proportion as a number of omnivore species), M<sub>6</sub>: 본토 충식성 종의 상대비율(Proportion as a number of insectivore species), M<sub>7</sub>: 본토 육식종(어식종)의 상대비율(Proportion as a number of carnivore (Fishvore) 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 메트릭으로 구성되어 있다. 생태 건강도 평가 모델의 등급 산정은 U.S. EPA (1993)의 등급 기준에 의거하여 산정된 값을 최적상태 (Excellent, 50~46), 양호상태 (Good, 40~36), 보통상태 (Fair, 30~26), 악화상태 (Poor, 20~16) 그리고 최악상태 (Very poor, ≤10) 등 총 5등급으로 대별하였다.

2) 물리적 서식지 평가 모델

(Qualitative Habitat Evaluation Index, QHEI)

서식지 평가 모델은 1989년 Plafkin 등에 의해 서식지 평가 정성지수(QHEI)로 개발되었고 Barbour 등(1999)에 의해 체계화되어 U.S. EPA에서 RBP모델로서 생태계 서식지 평가를 위해 사용되고 있다. 본 연구에서 적용한 서식지 평가 모델은 우리나라 서식환경에 맞게 안과 김(2005)에 의해 수정된 11메트릭 모델을 사용하였다. 물리적 서식지 평가 모델의 세부 메트릭은 다음과 같다. 적용된 메트릭은 M<sub>1</sub>: 하상구조/서식처 피복도(Substrate/Instream cover), M<sub>2</sub>: 하상매몰도 (Embeddedness), M<sub>3</sub>: 유속/수심(Flow velocity/depth combination), M<sub>4</sub>: 하상유실 및 토사축적도(Bottom scouring & sediment deposition), M<sub>5</sub>: 하천 흐름 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 영향유무(Dam construc-

tion impact) 이며, 서식지 평가 등급은 U.S. EPA (1993)의 기준을 적용하여 Excellent (220~182), Good (168~124), Fair (110~66), Poor (52~8)의 4개 등급으로 대별하였다.

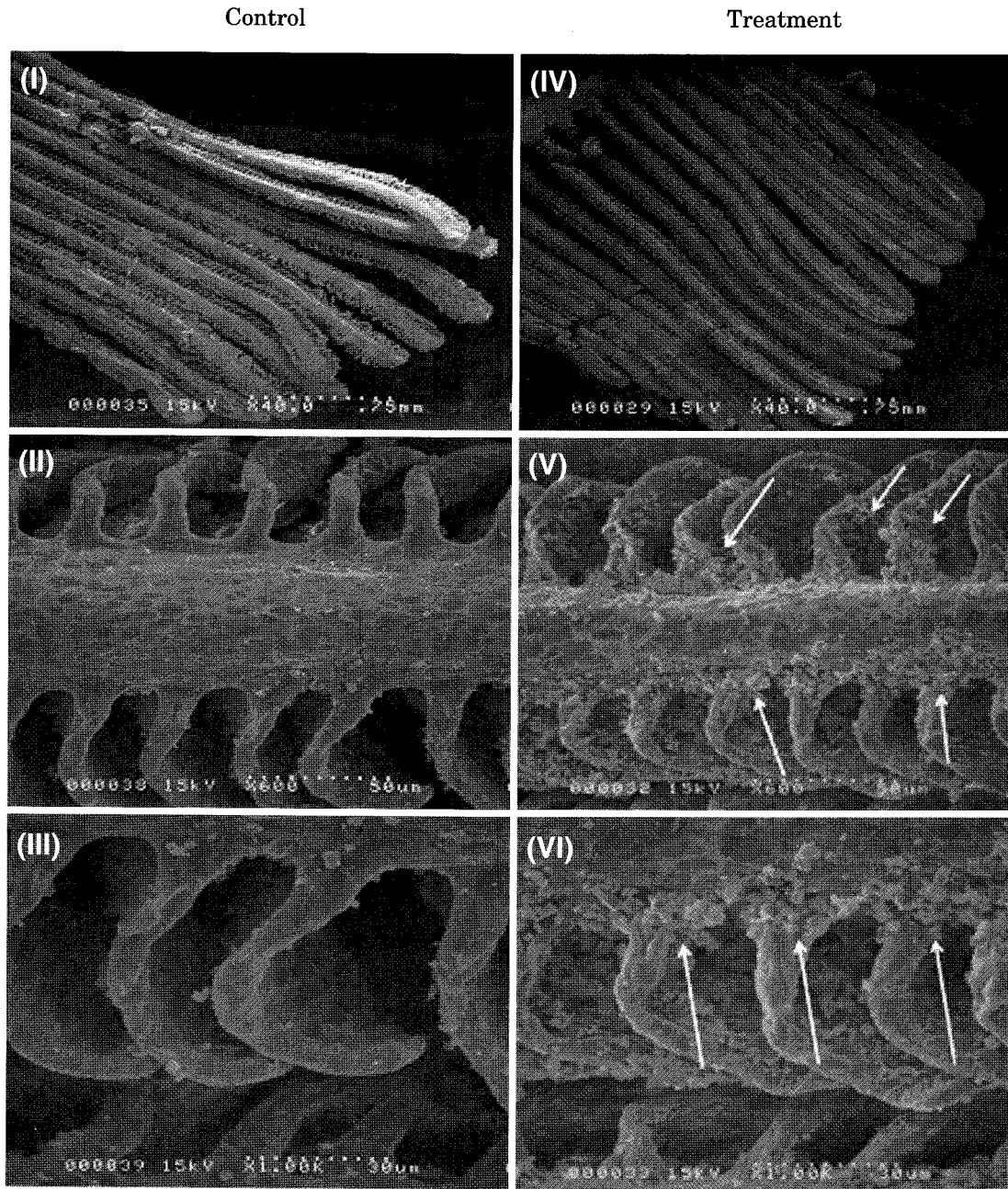
3) 해부학적 건강성 평가 모델 (Necropsy-based Health Assessment Index, HAI)

본 연구에 적용한 해부학적 건강성 평가 모델은 Adams 등(1993)과 Blazer (2000)에 의해 개발된 HAI 모델을 기반으로 하였다. HAI 모델은 개체의 외부 기관과 내부 장기 기관의 이상 유무를 관찰하여 건강성을 평가하는 방법으로 총 14개 매트릭 중 조사 현장에서 육안 식별이 어렵고, 현미경으로 관찰이 어려운 기생충, 적혈구용적률, 백혈구, 혈장 단백질 등의 4개 항목을 제외한 피부(Skin, M<sub>1</sub>), 지느러미(Fins, M<sub>2</sub>), 흉선(Thymus, M<sub>3</sub>), 지라(Spleen, M<sub>4</sub>), 후장(Hindgut, M<sub>5</sub>), 신장(Kidney, M<sub>6</sub>), 간(Liver, M<sub>7</sub>), 눈(Eyes, M<sub>8</sub>), 아가미(Gill, M<sub>9</sub>), 헛아가미(Pseudobranch, M<sub>10</sub>)의 총 10개 메트릭을 선정하여 적용하였다. 각 메트릭의 점수 산정은 Adams 등(1993)의 기준에 의거하여 0~30점을 부여하였고, 정상상태(normal)는 0, 비정상상태(abnormal)는 상태의 심각성에 따라 10, 30을 부여하였다. 각 메트릭 점수는 최종 합산하여 5개 등급인 최적상태 (Excellent, EX), 양호상태 (Good, G), 보통상태 (Fair, F), 악화상태 (Poor, P) 및 최악상태 (Very Poor, VP)로 평가하였다.

결과 및 고찰

1. 탁수 영향 평가 실험 결과

어류에 대한 탁수의 영향을 확인하기 위해 실시한 실험 결과에 따르면 48시간 동안 탁수에 노출된 붕어의 아가미 주름에 탁수의 미세입자들이 대량으로 침적되어 아가미 주름의 표면적을 감소시켰고(Fig. 2), 장기간에 걸친 영향 시 어류의 호흡에 지장을 초래할 것으로 판단된다. 우리나라에서 일반적으로 탁수가 발생하는 시기는 집중강우기인 7~8월로서 이 시기에 발생한 탁수는 호소 내 중층으로 유입되어 장기간 탁수층을 형성하게 되고(Horne and Goldman, 1994; 박 등, 2005), 갈수기 방류수와 함께 하류 하천으로 유입된다. Wiedenfeld (1980)에 따르면 탁수에 포함되어 있는 유기물질이 분해되면서 많은 양의 산소를 소비하게 되는데, 이 때문에 일부 하천에서는 탁수로 인한 DO 감소로 인해 집단 어류폐사가 발생하기도 한다(Hellawell, 1986; 이 등, 2006a, b). 본 연구에서 실



**Fig. 2.** Scanning electron micrographs of gill in the control (I~III) and treatments (IV~VI). In the treatments, fine particle were clogged in the gill (Resolutions of the SEM: I, IV= × 40, II, V= × 600, III, VI= × 1,000).

시한 실험결과와 기존의 탁수 연구 사례에 따르면, 탁수는 하천의 용존산소를 감소시키고, 어류 아가미에서 미세 입자 침적을 일으켜 산소부족으로 호흡을 저해하고 집단 폐사를 유발할 수 있는 것으로 판단된다. 본 실험은 인위적으로 탁도를 높게 조절하여 나타난 결과이지만 장기적 혹은 주기적으로 부유물 혹은 토사증가가 수계에 일어날 경우 건강성에 대한 탁수의 영향 가능성이 있는 것으로

사료된다. 그러나 실제 용담호 및 용담댐 하류하천의 현장조사에 따르면 탁도는 10 NTU 미만으로 나타났으며, 일부 장마기간에 증가한다고 해도 200 NTU를 넘지 않는 점을 감안한다면 탁도의 영향은 극히 미미 할 것으로 사료되었다. 그러나, 용담댐으로부터 계속된 탁수가 장기간에 걸쳐 발생할 경우 이에 대한 현장조사 및 탁수 증가에 따른 어류의 만성효과가 지속적으로 조사되어야 할

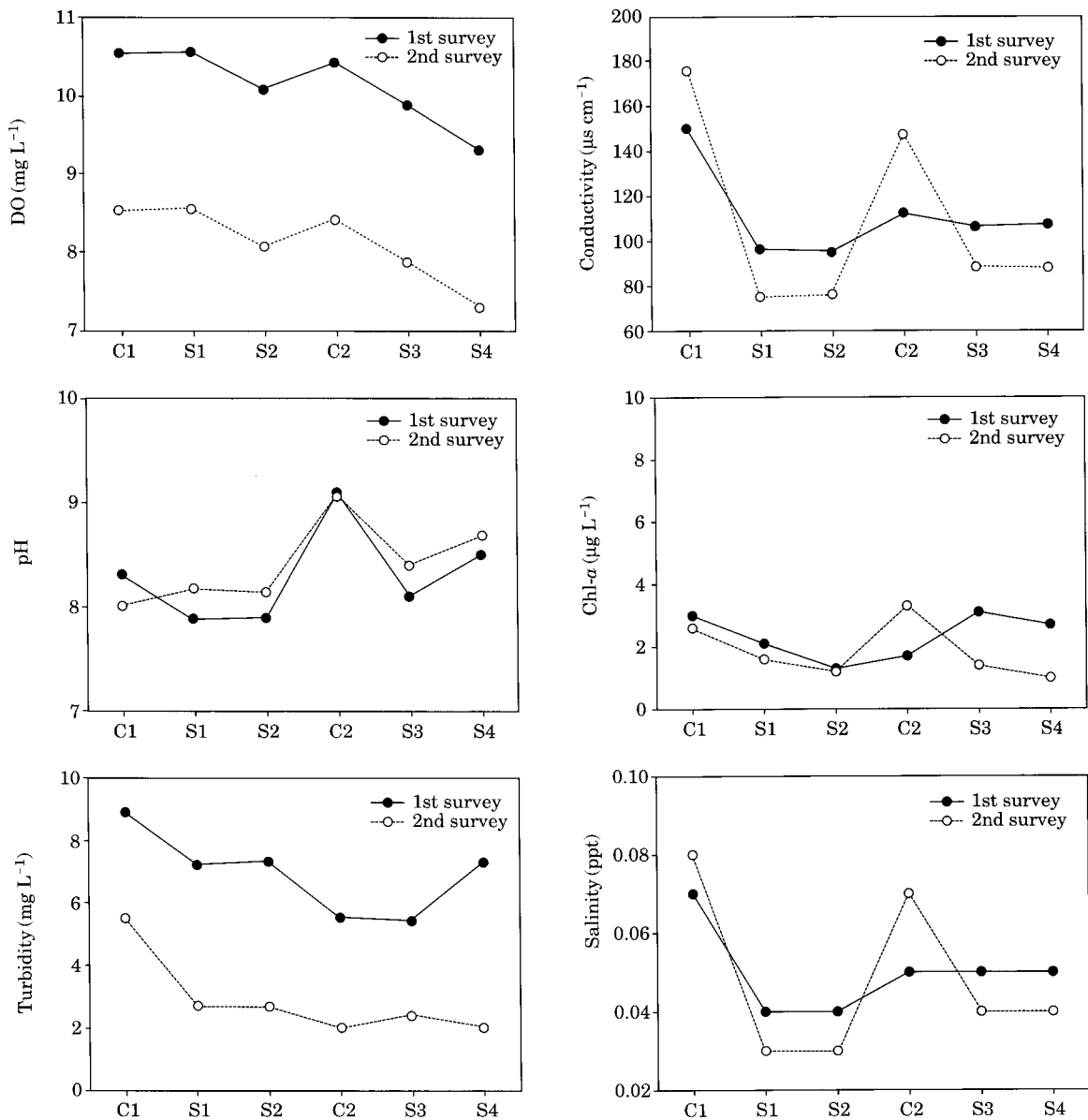


Fig. 3. Spatial variation of water quality parameters.

것으로 사료된다.

## 2. 이화학적 수질특성

본 연구에서는 조사지점의 일반적인 수질 상태를 측정하기 위해 어류 채집 기간과 동일한 시기에 측정하였다. 수질 측정 결과에 따르면 용존산소량은 1차 조사(범위: 9.3~10.6 mg L<sup>-1</sup>)에 비해 2차 조사가 낮게 나타났고(범위: 7.3~8.6 mg L<sup>-1</sup>), 상류 C1부터 S4까지 큰 변이 폭을 보이지 않았다(Fig. 3-a). 전기전도도는 C1과 C2에서 높

게 나타났고(평균: 147 μs cm<sup>-1</sup>, 범위: 112~176 μs cm<sup>-1</sup>, n=4), S1~S4는 평균 91 μs cm<sup>-1</sup>(범위: 75~107 μs cm<sup>-1</sup>, n=8)으로 비교적 낮게 나타났다(Fig. 3-b). 이와 같은 이유는 S1~S4에 비해 측사나 인근 농경지의 빈도가 높은 C1과 C2에서 주변으로부터 유입되는 오염물의 양이 많기 때문인 것으로 판단된다. pH는 C2를 제외한 나머지 지점에서 큰 변이 폭을 보이지 않았다(범위: 8.0~8.6). 한편, C2는 9.1로 다른 지점에 비해 높게 나타났는데 이는 다른 지점에 비해 하상침전물의 양이 많고 무기·유기물질의 유입이 많아, 이로 인한 조류의 다량 번식으로

1차 생산력이 증가했기 때문으로 사료된다 (Fig. 3-c, Miller *et al.*, 1974; Kotai *et al.*, 1978; Goldman, 1978; Thomas and David, 1983; 신과 조, 1998; 박 등, 2006). Chl-*a*는 C1과 C2가 각각  $2.8 \mu\text{g L}^{-1}$ ,  $3.2 \mu\text{g L}^{-1}$ 로 다른 지점에 비해 높게 나타났고, S1~S4는 평균  $1.6 \mu\text{g L}^{-1}$  (범위:  $1.3 \sim 1.9 \mu\text{g L}^{-1}$ )로 나타나 C2에서 pH가 다른 지점보다 높게 나타난 결과를 뒷받침해준다 (Fig. 3-d). 탁도는 전 지점에서 10 NTU 미만 (평균: 5 NTU, 범위: 3.8~7.2 NTU,  $n=12$ )의 낮은 수치를 보였고 (Fig. 3-e), 염도 또한 평균 0.05 ppt (범위: 0.04~0.08 ppt)로 낮게 나타나 (Fig. 3-f) 탁도와 염도에 의한 수질 영향은 거의 없는 것

으로 판단되었다.

### 3. 종 분포특성 및 섭식특성 분석

본 연구의 1차, 2차 조사 결과에 따르면 전체 지점에서 채집된 어류는 총 7과 31종 2,772개체로 나타났고, 1차 조사에서 29종 1,595개체, 2차 조사에서 22종 1,177개체가 채집되어 2차조사보다 1차 조사에서 종다양도와 개체 풍부도가 더 높게 나타났다 (Table 1). 본 연구에서 출현한 한국고유종은 총 14종이었고, 멸종위기종은 감돌고기 (*Pseudopungtungia nigra*), 돌상어 (*Gobiobotia brevibar-*

**Table 1.** Comparisons of fish fauna in the controls (C1, C2) and the monitoring sites along with tolerance guilds (TOL) and trophic guilds (TRO).

No.	Species	TOL	TRO	1st survey						2nd survey						Total	
				C1	S1	S2	C2	S3	S4	C1	S1	S2	C2	S3	S4		
1	<i>Acheilognathus lanceolatus</i>	S	O	1	2	-	-	8	-	-	-	-	-	-	-	11	
2	<i>Acheilognathus majusculus</i>	S	I	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	1	
3	<i>Acheilognathus yamatsutae*</i>	S	O	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	36	15	52	
4	<i>Coreoleuciscus splendidus*</i>	S	I	8	19	38	70	38	-	7	14	11	21	17	-	243	
5	<i>Coreoperca herzi*</i>	S	C	-	11	15	2	23	13	-	5	6	6	8	11	100	
6	<i>Gnathopogon strigatus</i>	S	I	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5	
7	<i>Gobiobotia brevibarba*</i>	S	I	-	-	1	9	6	-	-	-	1	2	-	-	19	
8	<i>Hemibarbus labeo</i>	S	I	6	-	-	-	3	-	-	-	-	-	-	-	9	
9	<i>Hemibarbus longirostris</i>	S	I	18	-	-	5	26	-	19	2	-	4	10	-	84	
10	<i>Iksookimia koreensis*</i>	S	I	2	3	30	4	69	10	12	4	5	6	10	6	161	
11	<i>Liobagrus mediadiposalis*</i>	S	I	-	-	4	4	5	-	-	-	-	1	-	-	14	
12	<i>Pseudopungtungia nigra*</i>	S	I	-	10	3	32	30	33	-	2	7	22	7	16	162	
13	<i>Pungtungia herzi</i>	S	I	18	9	11	3	7	11	28	15	7	17	24	33	183	
14	<i>Sarcocheilichthys vari. wakiyae*</i>	S	I	-	1	-	-	44	4	-	11	5	-	5	-	70	
15	<i>Siniperca scherzeri</i>	S	C	-	-	1	-	1	-	-	-	1	-	-	2	5	
16	<i>Zacco temmincki</i>	S	I	66	65	41	256	97	23	53	44	22	84	17	23	791	
17	<i>Abbotina springeri</i>	I	O	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	
18	<i>Acheilognathus koreensis*</i>	I	O	19	22	5	-	12	7	-	25	25	-	35	9	159	
19	<i>Gobiobotia brevibarba</i>	I	I	-	-	-	-	-	-	25	-	-	-	-	-	25	
20	<i>Microphysogobio jeoni*</i>	I	I	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	
21	<i>Microphysogobio yaluensis*</i>	I	O	10	-	-	7	3	-	22	-	-	55	17	-	114	
22	<i>Odontobutis interrupta*</i>	I	C	-	-	3	-	1	2	-	-	-	-	-	-	6	
23	<i>Odontobutis platycephala*</i>	I	C	1	11	17	1	7	3	2	16	5	4	7	6	80	
24	<i>Opsariichthys uncirostris amurensis</i>	I	C	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	3	
25	<i>Pseudobagrus koreanus</i>	I	C	9	10	3	1	7	2	2	2	3	3	5	10	57	
26	<i>Pseudogobio esocinus</i>	I	I	20	-	-	4	4	1	10	-	-	23	7	-	69	
27	<i>Carassius auratus</i>	T	O	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	
28	<i>Misgurnus mizolepis</i>	T	H	1	1	-	-	-	3	2	-	-	-	-	-	7	
29	<i>Rhodeus notatus</i>	T	O	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	
30	<i>Squalidus japonicus coreanus*</i>	T	O	-	3	-	-	-	-	8	2	-	-	-	3	16	
31	<i>Zacco platypus</i>	T	O	61	13	2	50	32	6	87	7	2	22	33	7	322	
Total # of Species				19	15	14	14	20	14	13	14	13	14	15	13		
Total # of Individual				250	181	174	448	423	119	277	150	100	270	238	142	2,772	

The species list was rearranged by the degree of the tolerance. S: Sensitive species, I: Intermediate species, T: Tolerant species, O: Omnivore species, I: Insectivore species, C: Carnivore species, H: Herbivore species, \*: Endemic species

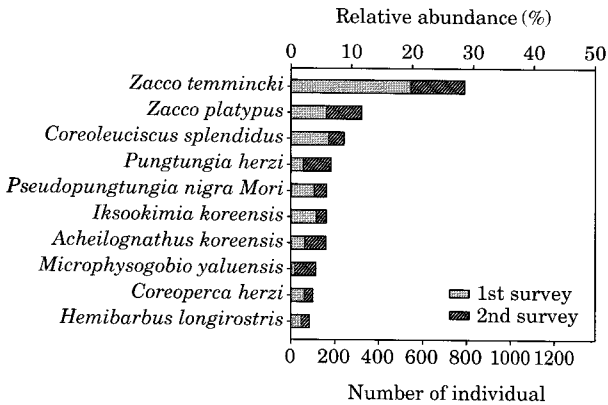


Fig. 4. Relative fish abundance on the entire sampling sites.

ba)로 총 2종이 출현하였다. 한편, 금강수계에 널리 분포하는 것으로 알려진 배스(*Micropterus salmoides*), 블루길(*Lepomis macrochirus*), 떡붕어(*Carassius cuvieri*) 등의 외래종은 출현하지 않았다(Table 1). 1차 조사에서 주요 우점종은 갈겨니(*Zacco temmincki*, 34.4%), 쉬리(*Coreoleuciscus splendidus*, 10.8%), 피라미(*Zacco platypus*, 10.3%) 순으로 나타났고, 2차조사에서 주요 우점종은 갈겨니(*Zacco temmincki*, 20.6%), 피라미(*Zacco platypus*, 13.4%), 돌고기(*Pungtungia herzi*, 10.5%)로 나타나 본 연구 지점에서 우점종은 갈겨니(*Zacco temmincki*, 28.5%)인 것으로 확인되었다(Fig. 4).

생태계의 물질 순환 관계를 나타내는 섭식특성분석에 따르면, 충식종(Insectivore)은 전체 채집된 개체의 평균 65%를 차지하여(범위: 57~79%), 잡식종(Omnivore), 육식종(Fishvore)에 비해 우점하고 있는 것으로 나타났다(Fig. 5). U.S. EPA(1993) 및 Barbour 등(1999)에 따르면 수생태계에 유입되는 유기오염물질이 증가할수록 잡식종의 상대풍부도가 높아지는 반면 충식종과 육식종의 상대풍부도는 낮아져 섭식 특성이 사라지고, 생태계의 섭식구조가 교란된다고 지적한 바 있다. 한편, 건강성이 높은 것으로 평가되었던 다른 하천(안 등, 2001; 안과 최, 2006)과 비교해 보았을 때 본 연구 결과와 유사한 섭식구조를 보이고 있어, 섭식특성 측면에서 연구 지점의 건강도는 양호한 것으로 사료되었다.

#### 4. 생태계 건강성 평가

1, 2차 조사 결과 전체 생태계 건강성 평가 지수는 평균 42를 나타내 “최적(Excellent)~양호(Good)상태”를 보였다. 가장 낮은 건강성 평가 지수를 기록한 C2와 S4

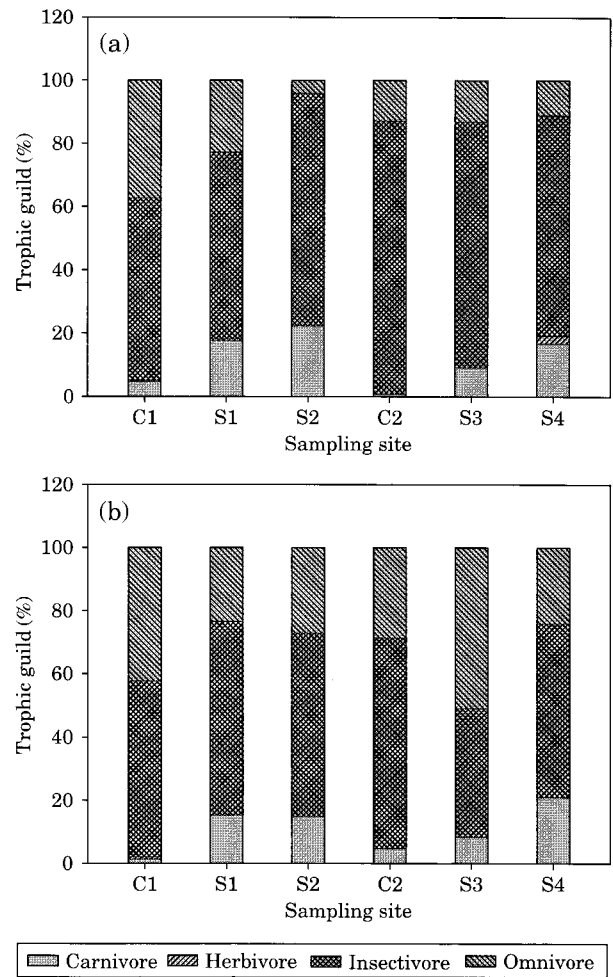


Fig. 5. Relative proportions of omnivore, carnivore, herbivore, and insectivore species.

도 각각 평균 40, 39를 기록하여 “양호(Good)상태”로서 본 조사지점의 건강성은 양호한 상태로 사료되었다(Table 2). 장마의 영향이 없는 1차 조사와 2차 조사는 각각 평균 43.7, 40.3을 기록하여 1차 조사의 건강도 지수가 약간 더 높게 나타났다(Table 2). 이러한 결과는 유량이 풍부하지 못한 본 연구지점에서 조사시기에 따른 유량 차이로 어류의 서식환경이 달라진 것과, 둘째 10월 중순에 실시된 2차 조사 시 수온의 하락으로 어류의 활동이 제한됨에 따른 것으로 사료된다. 실제로 2차 조사의 총 채집 개체수 메트릭 값은 평균 2.7을 기록하여 평균 4.0을 기록한 1차 조사에 비하여 낮게 나타났다(Table 2).

생태계 건강성 평가 결과 용담댐으로부터 탁수 영향을 받을 것이라 예상되었던 S1~S4(43, n=8) 지점이 오히려 C1, C2(40, n=4)보다 양호하게 나타나 탁수의 영향은 생태계 건강도 평가에서는 찾아 볼 수 없었다. 본 조사결



**Table 2.** The model metric score and stream health assessments, based on 10 metric IBI model.

Sampling site	TNS	RBS	SS	TS	OS	IS	CS	TNI	XT	AI	IBI (Criteria)	
1st survey	C1	19 (5)	6 (5)	8 (5)	25 (1)	37 (3)	58 (5)	5 (3)	250 (5)	0 (5)	0.8 (3)	40 (II)
	S1	15 (5)	8 (5)	8 (5)	10 (3)	23 (3)	59 (5)	18 (5)	181 (3)	0 (5)	0 (5)	44 (I~II)
	S2	14 (5)	11 (5)	9 (5)	1 (5)	4 (5)	74 (5)	22 (5)	174 (3)	0 (5)	0 (5)	48 (I)
	C2	14 (3)	10 (5)	9 (5)	11 (3)	13 (5)	86 (5)	1 (1)	448 (5)	0 (5)	0 (5)	42 (I~II)
	S3	20 (5)	13 (5)	13 (5)	8 (3)	13 (5)	78 (5)	9 (5)	423 (5)	0 (5)	0 (5)	48 (I)
S4	14 (3)	9 (5)	7 (3)	8 (3)	11 (5)	70 (5)	16 (5)	119 (1)	0 (5)	0 (5)	40 (II)	
2nd survey	C1	13 (5)	7 (5)	5 (3)	35 (1)	42 (3)	56 (5)	1 (3)	277 (5)	0 (5)	0 (5)	40 (II)
	S1	14 (5)	8 (5)	9 (5)	6 (3)	23 (3)	61 (5)	15 (5)	150 (3)	0 (5)	0.7 (3)	42 (I~II)
	S2	13 (5)	10 (5)	9 (5)	2 (5)	27 (3)	58 (5)	15 (5)	100 (1)	0 (5)	0 (5)	44 (I~II)
	C2	14 (3)	10 (5)	9 (5)	8 (3)	28 (3)	67 (5)	5 (3)	270 (3)	0 (5)	0.7 (3)	38 (II)
	S3	15 (5)	9 (5)	9 (5)	14 (3)	51 (1)	41 (3)	8 (5)	238 (3)	0 (5)	0 (5)	40 (II)
S4	13 (3)	7 (5)	7 (3)	7 (3)	24 (3)	55 (5)	21 (5)	142 (1)	0 (5)	0 (5)	38 (II)	

TNS: Total number of species, RBS: Number of riffle-benthic species, SS: Number of sensitive species, TS: Proportion individuals as tolerant species, OS: Proportion individuals as omnivore species, IS: Proportion individuals as insectivore species, CS: Proportion individuals as Carnivore species, TNI: Total number of individual, XT: Proportion individuals as exotic species, AI: Proportion individuals with abnormal species

**Table 3.** Qualitative Habitat Evaluation Index (QHEI) in sampling sites.

Habitat parameters	1st survey						2nd survey					
	C1	S1	S2	C2	S3	S4	C1	S1	S2	C2	S3	S4
M <sub>1</sub> Substrate/Instream cover	15	20	18	16	20	11	15	18	16	14	18	10
M <sub>2</sub> Embeddedness	13	18	18	15	18	11	15	18	18	14	16	11
M <sub>3</sub> Flow velocity/Depth combination	18	20	20	18	18	10	16	20	18	18	18	10
M <sub>4</sub> Bottom scouring & Sediment deposition	13	18	18	11	13	11	13	13	16	8	8	10
M <sub>5</sub> Channel flow status	15	18	15	10	11	11	10	10	10	6	10	10
M <sub>6</sub> Channel alteration	10	18	10	6	11	11	10	18	11	6	18	15
M <sub>7</sub> Frequency of riffles or bends	8	15	10	10	10	15	16	18	16	6	18	8
M <sub>8</sub> Bank stability	10	16	13	9	9	12	11	16	10	6	16	8
M <sub>9</sub> Bank vegetative protection	18	20	15	0	12	14	14	18	16	6	14	14
M <sub>10</sub> Riparian vegetative zone width	12	18	13	4	12	10	8	16	11	8	14	12
M <sub>11</sub> Dam construction impact	10	15	13	5	5	13	6	13	12	5	3	13
Total score	142 (II)	196 (I)	163 (II)	104 (III)	139 (II)	129 (II)	134 (II)	178 (I~II)	154 (II)	97 (III)	153 (II)	121 (II~III)

과 생태계 건강도 평가 지수가 “양호(Good)상태” 이하인 지점은 단 한 곳도 없었으며, 특히 1차 조사에서의 S2와 S4는 48을 기록하여 “최적(Excellent)상태”로 평가되었고 생태계가 건전하게 유지되고 있음을 확인할 수 있었다(Table 2).

메트릭별 분석 결과에 따르면 여울성 저서어종수와 외래어종의 상대풍부도 메트릭이 모두 5점을 기록하였다. 이와 같은 결과는 하상이 바뀌나 자갈로 구성되어 있는 곳에서 출현빈도가 높은 여울성 저서어종의 출현으로 용담법에 의한 탁수의 영향, 즉 토사나 침전물에 의한 하상 서식지 교란이 미미하다는 것을 입증하며, 또한 하류인 대청호에서 크게 문제시되고 있는 외래어종인 배스와 불

루길 등의 교란은 본 연구에서 확인할 수 없었다. 가장 취약한 메트릭은 내성종의 상대 풍부도 항목으로 나타났으며 평균 3점을 보였다. 내성종의 상대풍부도는 전체 내성종의 88.3%를 차지하는 피라미(*Zacco platypus*)가 주도하고 있었으며, 피라미(*Zacco platypus*)는 민감종인 갈겨니(*Zacco temmincki*)와 개체수 측면에서 반비례관계를 보이는 종으로 향후 오염이 진행된다면 상대풍부도가 더욱 증가할 것으로 예상된다.

### 5. 물리적 서식지 평가(QHEI)

본 연구의 물리적 서식지 평가 결과 1차, 2차 조사의 평균 서식지 평가 값은 142.5로 양호상태(Good)로 나타

났다(Table 3). 1차 조사의 물리적 서식지 평가값은 평균 145.5(범위: 104~196, n=5)로 양호상태(Good)를 보였고, 2차 조사의 물리적 서식지 평가값은 139.5(범위: 97~178, n=5)로 역시 양호상태(Good)인 것으로 나타나 1차 조사에 비해 2차 조사에서 서식지 상태가 저하된 것으로 나타났다(Table 3). 이와 같은 이유는 1차 조사에 비해 상대적으로 유량이 감소하면서 유량상태 메트릭( $M_6$ )이 악화되었고, 수심이 얕아지면서 하천 바닥이 드러나 하상유실 및 토사축적도 메트릭( $M_4$ ) 값이 감소하였기 때문이다. 한편, 연구에 적용된 11개 메트릭 중 소규모댐의 영향을 평가하는 메트릭( $M_{11}$ )과 유량상태를 평가하는 메트릭( $M_6$ )이 평균 10점 미만으로 평가되어 하천의 유량과 인공 조형물 또는 인공 보에 의한 교란이 다른 평가 항목에 비해 서식지 건강도에 크게 작용하고 있는 것으로 나타났다(Table 3).

지점별 서식지 건강 상태는 용담댐으로부터 탁수의 영향을 받지 않는 지점(C1, C2: 평균 119, 보통~양호 상태)보다 탁수의 영향을 받는 용담댐 하부 지점(S1~S4; 평균 154, 양호상태)이 높은 것으로 나타났다(Table 3). 한편 물리적 서식지 건강상태가 가장 높은 지점은 S1(187, 최적상태)으로 나타났고, 가장 낮은 지점은 C2(101, 보통상태)로 나타나 6개 지점 중 S1이 어류가 서식하기에 가장 좋은 지점으로 평가되었다. C2는 조사지점 내에 인공 보가 2개 설치되어 있어 물의 흐름을 차단하고 보와 보 사이는 유속이 급격하게 줄어들어 여울이 감소하고, 하상 구조가 대부분 모래로 구성되어 있어 서식지가 단순화되어 있다. 또한 하천이 직선화되어 있고, 양쪽제방은 콘크리트로 만든 인공제방으로 구성되어 서식지 건강도가 낮게 평가 되었으며, 추후 하천복원시 고려해야할 메트릭으로 판단되었다.

## 6. 해부학적 건강성 평가(HAI)

본 연구에서는 탁수가 어류에 미치는 영향을 알아보기 위해 개체수준에서의 건강성 평가 모델(HAI)을 적용하였다. 해부학적 건강성 평가를 위해 선별된 종은 각 지점의 우점종으로 갈겨니(*Zacco temmincki*), 피라미(*Zacco platypus*), 쉬리(*Coreoleuciscus splendidus*), 칼납자루(*Acheilognathus koreensis*), 돌고기(*Pungtungia herzi*) 등 5종이었고, 해부학적 건강도 평가 결과는 최적상태로 나타났다. 각 메트릭의 분석에 따르면, 피부( $M_1$ ) 메트릭은 다음과 같이 평가된다. 손상이 없는 경우는 0, 미약한 손상이 발견될 경우는 10, 보통손상은 20, 심각한 손상은 30으로 평가하였다. 본 연구에서 해부한 개체는 모

두 피부 손상이 관찰되지 않아 HAI 값은 0으로 나타났다. 지느러미(Fin,  $M_2$ )의 메트릭은 지느러미의 짓무름(Erosion) 또는 출혈(Hemorrhage)의 상태에 따라 10~30을 부여하였으며, 각 지점의 표본을 분석한 결과 모든 개체에서 정상으로 나타났다. 이전 문헌에 따르면 오염에 장기간 노출 될 경우 붉은 반점 및 짓무름 현상이 증가한다(Shin *et al.*, 2004; 안 등, 2006). 한편, 흉선(Thymus,  $M_3$ ) 메트릭에서는 골격 기형등의 비정상 개체가 발견되지 않았다. 지라(Spleen,  $M_4$ ) 메트릭은 오염물질에 의해 장기의 색 및 형태가 변하는 특성을 이용한 것으로서, Adams 등(1993)의 연구에 따르면, 정상적인 지라(Spleen,  $M_3$ )의 형태는 진홍색 또는 홍색을 띠는 반면, 비정상 개체의 지라는 크림색이나 진한 갈색을 띠고, 과립상의 알갱이가 관찰된다. 본 연구에서 관찰한 결과 모든 개체의 지라는 선명한 진홍색을 띠고 있어 HAI 값이 0으로 나타났다. 후장(Hindgut,  $M_5$ ) 메트릭은 특별한 이상증상이 나타나지 않았고, 신장(Kidney,  $M_6$ ) 역시 맑은 선홍색을 띠어 건강한 상태로 나타났다. 일반적으로 수질오염이 가중화될 때 다른 기관에 비해 민감하게 반응하는 간(Liver)은 오염에 노출될 경우 탈색현상 및 정상에 비해 크게 확장된다. 반면 본 연구에서는 특별한 이상이 관찰되지 않았다. 눈(Eyes,  $M_8$ ) 메트릭은 모든 개체에서 정상 형태인 맑고 투명한 모습을 보였다. 아가미(Gills,  $M_9$ )는 오염에 노출 되었을 때 탈색 및 검붉은 반점이 생기며, 아가미 가장자리의 경계가 사라진다. 본 연구 결과 아가미와 헛아가미(Pseudobranch,  $M_{10}$ )는 모두 정상적으로 나타났다(Adams *et al.*, 1993).

## 7. 수질특성, 물리적 서식지지수와 생태계 건강성 평가지수의 비교

기존의 연구에 따르면, 생태계 건강성 평가지수는 이·화학적 수질 및 물리적 서식지의 상태에 영향을 받는 것으로 제시된 바 있는데(Plafkin *et al.*, 1989; 염 등, 2000; 안과 신, 2005), 본 연구에서는 이·화학적 수질 상태보다 물리적 서식지 상태가 생태계 건강성 평가지수에 영향을 미치는 것으로 나타났다(Fig. 6). 이·화학적 수질 항목 중 탁도 및 물리적 서식지지수와 생태계 건강성 평가지수의 상관관계 분석 결과에 따르면 생태계 건강성은 탁도( $r=0.260$ ,  $p>0.05$ ,  $n=18$ )보다 물리적 서식지 상태( $r=0.526$ ,  $p<0.05$ ,  $n=18$ )와 상관관계가 높은 것으로 나타났다. 또한 물리적 서식지 평가의 11개 메트릭중  $M_1$ : 하상구조/서식처 피복도( $r=0.728$ ,  $p<0.01$ ),  $M_2$ : 하상매물도( $r=0.796$ ,  $p<0.01$ ),  $M_3$ : 유속/수심 조합( $r=0.554$ ,  $p<$

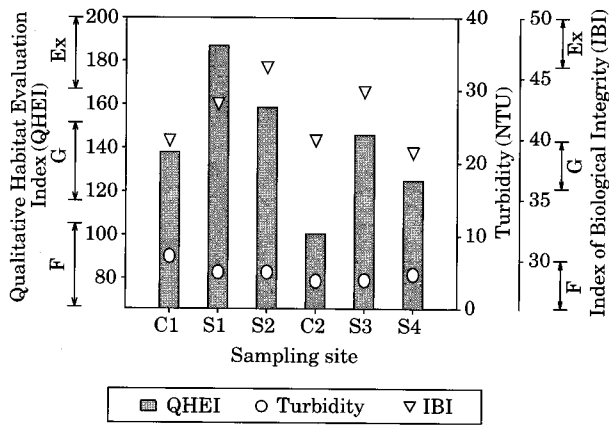


Fig. 6. Integrative health assessments, based on the Index of biological integrity (IBI) and Qualitative Habitat Evaluation Index (QHEI) and their relations with turbidity.

0.05),  $M_4$ : 하상유실 및 토사축적도( $r=0.712, p<0.01$ )와 높은 상관관계를 보여 서식지의 하상구조와 하상구성물질 등의 영향이 크게 작용한 것으로 사료된다.

적 요

본 연구에서는 용담댐의 탁수 방류로 인한 하류 하천의 영향을 알아보기 위하여 생태계·건강성 평가 모델, 물리적 서식지 평가 모델, 해부학적 건강성 평가 모델을 적용하였다. 건강성 평가 결과 S1~S4의 생태계 건강도는 평균 43으로 최적~양호 상태였고, 물리적 서식지 건강도는 평균 154로 양호상태로 나타나 건강도가 양호하게 유지되고 있는 것으로 나타났다. 한편 개체의 건강도를 평가하는 해부학적 건강도 평가 결과 10개 메트릭에서 이상증상이 나타나지 않아 어류 건강성에 대한 영향은 없는 것으로 판단되었다. 한편, 부유물의 증가에 따른 어류 아가미의 전자현미경적 영향 분석을 위해 탁도 처리군 및 대조군의 비교분석 결과에 따르면, 어류 아가미에서 많은 부유물 미세 입자가 관찰되어 고탁도에 장기간 노출될 경우 건강성에 영향을 미칠 가능성이 있을 것으로 사료되었다. 또한, 탁도 증가에 따른 부유사 이동에 의한 어류의 물리적 서식지 영향 분석(특히, 하상 매물도 및 하상특성 분석)을 위해 서식지 건강성 평가모델을 적용 평가한 결과에 따르면, 대상 조사지역(S1~S4)이 대조군 지역(C1, C2)보다 더 좋은 것으로 나타났다. 즉, 부유사의 증가는 현재의 결과로는 서식지 건강도에 영향을 주지 않는 것으로 나타나 어류의 먹이사슬, 산란장 및 서

식처에 대한 부정적 영향은 없는 것으로 사료되었다. 한편, 이런 결과는 단기간 연구 결과에 의한 현재 상태의 건강도 평가의 결과이지만 향후 탁수가 지속될 경우 수환경이 어떻게 변할 것인가에 대해서는 사후 지속적인 모니터링이 이루어져야 하며, 향후 3~5년 후의 지속적인 모니터링을 실시할 경우 용담댐 건설에 의한 생태 건강도가 어떻게 변할 것인지에 대한 정보를 제공하기 때문에 지속적인 모니터링이 요구된다.

사 사

본 연구는 한국수자원공사 수자원연구원과 함께 용담댐 탁수저감 대책(수자원관리처-659)의 일환으로 하류 하천 수서생태조사를 위해 수행되었음. 현장에서 도움을 주신 박현순 차장님과 예산지원을 해 주신 수자원관리처에 감사사를 표하며, 어류의 SEM 사진 및 실험에 도움을 주신 안동대학교 서울원 교수님께도 감사드립니다.

인 용 문 헌

공동수. 2002. 생물학적 수질기준 설정 필요성 및 접근방안, 환경생물 20: 38-49.  
 김범철, 김윤희. 2004. 아시아 몬순지역의 대형댐(소양호)에서의 인순환과 2차원모델의 적용, 육수지 37(2): 205-212.  
 김익수. 1997. 한국동식물도감 동물편(담수어류). 교육부.  
 김익수, 강종언. 1993. 원색한국어류도감. 아카데미서적.  
 김익수, 박종영. 2002. 원색도감 한국의 민물고기. 교학사.  
 김익수, 양 현. 2001. 전북 부안댐 어류군집의 변화. 한국생태학회지 24(1): 45-50.  
 박구성, 황순진, 김호섭, 공동수, 신재기. 2006. 하수처리수를 이용한 인공수로에서 사상성 부착조류의 성장에 영향을 미치는 요인들, 육수지 39(1): 100-109.  
 박재충, 박정원, 신재기, 이희무. 2005. 인공호에서 몬순과 태풍강우에 의한 고탁수층의 이동과 소멸특성, 육수지 38(1): 105-117.  
 배대열, 안광국. 2006. 생물학적 다변수 모델 적용 및 수화학 분석에 의거한 갑천생태계 평가, 육수지 39(2): 198-208.  
 신재기, 조경재. 1998. 대청천에서 부착조류의 1차 생산성, 육수지 31: 294-302.  
 안광국, 김자현. 2005. 물리적 서식지평가기법 및 어류 다변수 평가모델에 의거한 대전천의 생태학적 건강도 진단, 육수지 33(3): 361-371.  
 안광국, 김자현, 배대열, 이재연. 2006. 생태 지표종을 이용한 해부학적 건강성 평가지수(HAI) 적용을 위한 예비실험, 육수지 39(1): 62-72.

- 안광국, 신인철. 2005. 산간 계류성 하천의 계절적 수질변동에 대한 문순강우의 영향, *육수지* **38**(1): 54-62.
- 안광국, 이재연. 2005. 유등천에서의 생태학적 건강도 평가 및 수질 양상, *육수지* **38**(3): 341-451.
- 안광국, 정승현, 최신석. 2001. 생물보전지수(Index of Biological Integrity) 및 서식지평가지수(Qualitative Habitat Evaluation Index)를 이용한 평창강의 수환경평가, *육수지* **34**: 153-165.
- 안광국, 최지웅. 2006. 초강의 통합적 생태건강성 평가, *육수지* **39**(3): 320-330.
- 염동혁, 안광국, 홍영표, 이성규. 2000. 어류군집을 이용한 금호강의 생물보전지수(Index of Biological Integrity, IBI) 평가, *환경생물* **18**(2): 215-226.
- 우효섭. 2004. 국내하천사업의 진화와 전망-청계천 사업의 좌표, *한국수자원학회지* **37**(1): 41-46.
- 이은형, 서동일, 황현동, 윤진혁, 최재훈. 2006a. 도시하천에서의 어류 폐사 원인 분석 I-일반조사 및 실험, *상하수도학회지* **20**(4): 573-584.
- 이은형, 서동일, 황현동, 윤진혁, 최재훈. 2006b. 도시하천에서의 어류 폐사 원인 분석 II-자동수질측정장치 및 수질모델의 사용, *상하수도학회지* **20**(4): 585-594.
- 환경부. 2004. 자연형 하천 정화사업 추진사례 보고서.
- 환경부. 2005. 불환경종합평가방법 개발 조사연구(I) 보고서.
- 황순진, 김난형, 원두희, 안광국, 이재관, 김창수, 신재기. 2006. 우리나라 생물학적 불환경평가의 현황과 미래, *한국물환경학회지* **22**(5): 757-767.
- 해양수산부. 2005. 내수면 잠재력 조사 및 발전 방안 연구 보고서.
- 허우명, 김범철, 김윤희, 최광순. 1998. 소양호 유역에서 비점오염원의 홍수유출과 오염수피의 호수내 이동, *육수지* **31**(1): 1-8.
- 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.
- Akan, A.O. and R.J. Houghtalen. 2003. Urban hydrology, hydraulics and stormwater quality. Hoboken (NJ)7 Wiley. p. 373.
- An, K.G. and D.S. Kim. 2003. Response of lake water quality to nutrient inputs from various streams and in-lake fishfarms. *Water, Air, and Soil Pollution* **149**(1-4): 27-49.
- An, K.G. and J.R. Jones. 2000. Temporal and spatial patterns in ionic salinity and suspended solids in a reservoir influenced by the Asian monsoon. *Hydrobiologia* **436**: 179-189.
- 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.
- Blazer, V.S. 2000. The necropsy-based fish health assessment. Information and technology report USGS/BRD/ITR 2000-0005. p. 18-22.
- Bloesch, J.P., P. Stadelman and H. Buhner. 1977. Primary production and sedimentation in the euphotic zone of two Swiss lakes. *Limnol. Oceanogr.* **22**: 511-526.
- Didier, J., D. Kestemont and J.C. Micha. 1996. Indice-Biotique d'Integrite piscicole pour evaluer la qualite ecologique des ecosystemes aquatiques. la Paix, Namur, Belgium.
- Ganasan, V. and R.M. Hughes. 1998. Application of index of biological integrity (IBI) to fish assemblages of the rivers Khan and Kshipra (Madhya Pradesh), India. *Freshwater Biology* **40**(2): 55-59.
- Goldman, C.R. 1978. The use of natural phytoplankton populations in bioassay. *Mitt. Internat. Verein. Limnol.* **21**: 364-371.
- Gutierrez, M.A.R. 1994. Utilizacion de la ictiofauna como indicadora de la integridad biotica de los rios guachey Guanare, Estado Portuguesa, Venezuela., M.S. thesis, Universidad Nacional Experimental de los Llanos.
- Harris, J.H. 1995. The use of fish in ecological assessments. *Australian Journal of Ecology* **20**: 65-80.
- Hellawell, J.M. 1986. Biological Indicator of Freshwater Pollution and Environmental Management. Elsevier Applied Science Publishers LTD. p. 78-79.
- Hocutt, C.H., P.N. Johnson, C. Hay and B.J. VanZyl. 1994. Biological basis of water quality assessment: the Kavango River, Namibia. *Reviews Hydrobiologie Tropical* **27**: 361-384.
- 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.
- Horne, A.J. and C.R. Goldman. 1994. Limnology, 2nd ed. McGraw-Hill, Inc. p. 576.
- Hugueny, B, S. Camara, B. Samoura and M. Magassouba. 1996. Applying an index of biotic integrity based on communities in a west african river. *Hydrobiologia* **331**: 71-78.
- Karr, J.R. 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries* **6**: 21-27.
- Kim, B., J.H. Park, G. Hwang and K. Choi. 1997. Eutrophication of Large Freshwater Ecosystem in Korea. *Korean. J. Limnol.* **30**: 512-517.
- Koizumi, N. and Y. Matsumiya. 1997. Assessment of stream

- fish habitat based on Index of Biotic Integrity. *Bull. Japan. Soc. Oceanogr.* **61**: 144-156.
- Kotai, J., T. Krogh and O.M. Skullberg. 1978. The fertility of some Norwegian inland waters assayed by algal cultures. *Mitt. Internat. Verein. Limnol.* **21**: 413-436.
- Lyons, J.S., P.A. Navarro-Perez, E. Cochran, C. Santana, and M. Guzman-Arroyo. 1995. Index of biotic integrity based on fish assemblages for the conservation of streams and rivers in west-central Mexico. *Conservation Biology* **9**: 569-584.
- Macan, T.T. 1963. *Freshwater Ecology*. Longmans, London, England, UK & John Wiley, New York, USA. p. 338.
- Miller, W.E., T.E. Maloney and J.C. Greene. 1974. Algal productivity in 49 lake waters as determined by algal assays. *Wat. Res.* **8**: 667-679.
- Nelson, J.S. 1994. *Fishes of the world* (3th ed.). John Wiley & Sons, New York.
- Oberdorff, T. and R.M. Hughes. 1992. Modification of an index of biotic integrity based on fish assemblages to characterize rivers of the Seine Basin, France. *Hydrobiologia* **228**: 117-130.
- OECD. 1982. *Eutrophication of Waters: Monitoring, Assessment and Control*. OECD, Paris.
- 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.
- 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.
- Strahler, A.N. 1957. Quantitative analysis of watershed geomorphology. *American Geophysical Union Transactions* **38**: 913-920.
- Stroud, R.H. and R.G. Martin. 1973. Influence of reservoir discharge location on the water quality, biology, and sport fisheries of reservoirs and tail waters. p. 540-548 in Ackerman, W.C., G.F. White and E.B. Worthington eds: *Man-made lakes: Their problems and environmental effects*. Geophys. Mono. 17. Am. Geophys. Union, Washington, DC.
- Thomas, D.F. and G.N. David. 1983. Characteristics of epiphyte communities on natural and artificial submersed lotic plants: Substrate effects. *Arch. Hydrobiol.* **3**: 293-301.
- 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.
- 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.
- Vanous, R.D., P.E. Larson and C.C. Hach. 1982. The theory and measurement of turbidity and residue. In: *Mineral RA, Keith LHWater analysis*. New York Academic Press. p. 163-234.
- Wiefenfeld, R.C. 1980. *The limnology of Canyon Reservoir during years of contrasting flows*. M.S. Thesis, Southwest Texas State University, San Marcos, TX. p. 58.

(Manuscript received 29 January 2007,  
Revision accepted 9 February 2007)