

연구논문

도심하천 생태계의 수환경 평가를 위한 생지표 바이오마커 및 바이오인디케이터 메트릭 속성 및 다변수 생태 모형

강한일 · 강남이 · 안광국

충남대학교 생명시스템과학대학 생명과학과
(2013년 9월 13일 접수, 2013년 10월 17일 승인)

Multiple-biometric Attributes of Biomarkers and Bioindicators for Evaluations of Aquatic Environment in an Urban Stream Ecosystem and the Multimetric Eco-Model

Han-il Kang · Nami Kang · Kwang-Guk An

Department of Biological Sciences, Chungnam National University, Daejeon 305-764, Korea
(Manuscript received 13 september 2013; accepted 17 November 2013)

Abstract

The objectives of the study were to evaluate the aquatic environment of an urban stream using various ecological parameters of biological biomarkers, physical habitat quality and chemical water quality and to develop a "Multimetric Eco-Model" (M_m -E Model) for the ecosystem evaluations. For the applications of the M_m -E model, three zones including the control zone (C_z) of headwaters, transition zone (T_z) of mid-stream and the impacted zone (I_z) of downstream were designated and analyzed the seasonal variations of the model values. The biomarkers of DNA, based on the comet assay approach of single-cell gel electrophoresis (SCGE), were analyzed using the blood samples of *Zacco platypus* as a target species, and the parameters were used tail moment, tail DNA(%) and tail length (μm) in the bioassay. The damages of DNA were evident in the impacted zone, but not in the control zone. The condition factor (C_f) as key indicators of the population evaluation indicator was analyzed along with the weight-length relation and individual abnormality. The four metrics of Qualitative Habitat Evaluation Index (QHEI) were added for the evaluations of physical habitat. In addition, the parameters of chemical water quality were used as eutrophic indicators of nitrogen (N) and phosphorus (P), chemical oxygen demand (COD) and conductivity. Overall, our results suggested that attributes of biomarkers and bioindicators in the impacted zone (I_z) had sensitive response largely to the chemical stress (eutrophic indicators) and also partially to physical habitat quality, compared to the those in the control zone.

Key words : Eco-model, metric attribute, biomarker, water chemistry, bioindicator

I. 서론

최근, 우리나라에서 생태계 평가 개념은 기존의 이·화학적 수질평가로부터 수생물 지표를 이용한 평가로 패러다임이 변하면서 새로운 생물(생태)평가 모형이 개발되고, 이를 이용한 생태계 모니터링 및 평가가 이루어지고 있다. 우리나라에서는 최초로 안광국 등(2001)이 생물보전지수 모형(IBM)을 개발하였는데, 이 모형의 특성은 군집수준(Community Level)의 평가모형으로서 개체건강도, 수질 민감성, 먹이연쇄의 영양단계 등의 메트릭 속성을 반영하는 다변수 평가 접근방식(Multi-metric Approach)이다. 이들 연구(Karr, 1981; Karr *et al.*, 1986; Karr & Dionne, 1991)에 의하면, 생물보전지수 모형은 수생태계의 물리적 서식지 특성 및 화학적 변화에 민감하게 반응하고, 생물군 간의 역동적 특성을 직접 반영한다는 장점을 가지기 때문에 수생태계의 종합적 생물평가모델로서 전 세계적으로 폭넓게 적용되어 왔다.

기존의 생물지표를 이용한 개념은 시간과 비용 측면에서 비효율적인 것으로 빈번하게 US EPA(1985) 및 Loftis *et al.*(1983)에 의해 제시된 반면, Ohio EPA(1987)에 의한 최근의 군집수준의 다변수 평가 모형은 조사비용 절감 효과 및 기존 모니터링의 문제점을 보완시킨 것으로 보고되고 있다. 이런 이유로 다변수 평가 모형은 유럽(Didier *et al.*, 1996)에서 널리 적용되고 있으며, 특히 프랑스(Oberdorff & Hughes, 1992; Oberdorff & Porcher, 1994)에서 폭넓게 생태모형으로 이용되고 있다. 그 외에 호주(Harris, 1995), 인도(Ganasan & Hughes, 1998), 캐나다(Lyons *et al.*, 1995) 등에서도 수환경 평가 모형으로 널리 적용되고 있다.

한편, Attrill *et al.*(1997)에 의하면 군집수준의 평가모형은 다양한 생태계 진단의 장점으로 국제적으로 널리 이용되고 있음에도 불구하고, 국부적으로 제한점이 있는 것으로 보고되고 있다. 첫째, 군집 수준의 분석은 생태계 건강 악화를 확인할 수 있을 만큼 민감하지 않다. 둘째, 현장의 세부적인 모니터링과 평

가에도 불구하고 분자(Molecular) 혹은 세포생리학적 수준(Cellular/Physiological level)의 건강도에 대한 문제점을 파악할 수 없다. 따라서 생태계 문제에 대한 예보 혹은 경고(Pre-alarm system)가 불가능하다. 셋째, 이들 연구(Gibbons and Munkittrick, 1994; Munkittrick, 1992)에 의하면 개체군 지표로서 지표 메트릭이 주로 종다양도/풍부도, 먹이연쇄 및 내성도 특성에 주안점을 두고 있어서 개체의 크기, 성장, 생식능력, 생리학적 활성 및 DNA 이상 등에 대한 정보의 결여를 가져올 수 있다.

최근 전 세계적으로 이용되는 수환경 평가 생태모형 분석에 따르면, 군집수준의 생태모형에서 발생하는 다각적이며 제한적인 문제들을 보완하기 위해서는 환경 스트레스에 대한 생태지표 특성을 잘 반영하는 지표종(Sentinel species)을 선정하고, 선정된 지표종의 개체군 성장, DNA 변형, 물리적 서식지의 속성 등에 대한 추가적 정보가 필요한 것으로 보고되고 있다. 1990년대 중반의 이들 연구(Plafkin *et al.*, 1989; Bartell, 1990; DeAngelis *et al.*, 1990; Edwards *et al.*, 1990; Fausch *et al.*, 1990; Shuter, 1990)에 의하면 개체 성장도, 비만도 및 개체군 지표를 이용한 생태계 평가는 많은 과학자들에 의해 상당한 주목을 받았고, Munkittrick & Dixon(1989)과 특히 Munkittrick(1992)은 어류 개체군의 행동 변화에 관련된 스트레스 요인을 확인하려는 개체군 모형을 개발하여 환경 모니터링 체계를 확립하였다. 이들 연구(McFarlane *et al.*, 1978; Trippel *et al.*, 1987a, b; Munkittrick and Dixon, 1988)에서는 어류 개체군 혹은 생태 지표종(Sentinel species)이 환경에 노출 되었을 때 나타나는 반응의 변이를 통해서 생태 건강도를 비교 평가하였고, 스트레스에 대한 어류 개체군의 반응과 관련된 요인을 분석하여 생태계 스트레스를 분석하는 것이 핵심인 것으로 그 중요성을 Munkittrick and Dixon(1989)은 강조하고 있다.

본 연구에서는 기존의 군집수준의 모형을 이용한 바이오인디케이터(Bioindicator) 및 분자수준의 바이오마커(Biomarker)를 동시에 활용하는 생태평가

모형을 개발하였다. 어류 개체군의 생지표 특성 분석을 위한 대상종은 이들 연구(김익수, 1997; 전상린, 1980, 1982; Mori, 1936)에 따르면 상, 하류에 널리 분포하며 오염도에 따라 폭넓은 분포를 보이는 피라미(*Zacco platypus*)로 선정되었다. 또한 이들 연구(김익수 · 김환기, 1975; 전상린, 1980; 김익수, 1997; 최재석 · 김재구, 2004; 최준길 등, 2005; Kim *et al.*, 2010)에 따르면, 특히 본 대상종은 내성종으로서 식지 교란 및 수질오염에도 잘 견디는 것으로 널리 알려져 있으며, 정체성 수역과 여울성 수역 등 광범위한 서식지를 점유하고, 환경이 좋은 자갈이나 모래 서식지에서는 하상의 수서곤충 및 부착조류를 섭식하나, 환경이 악화된 곳에서는 하상의 유기물을 섭식하는 잡식종으로 보고되었다. 또한 수질오염, 보설치, 골재채취, 댐의 구축 등 인위적인 환경 변화에 따라 개체수가 증가하는 어종으로 알려져 있어 오염수계에 대한 영향 평가를 위한 대상종으로서 가장 좋은 종으로 사료되었다. 또한, 개체군 동태학을 이용한 어류의 체장-체중 관계 또는 비만도와 같은 지표를 이용하여 개체군의 성장도, 비만도, 건강도를 측정하여 궁극적으로 하천 생태계의 개체군 건강도를 평가하였다. 추가적으로 본 연구에서는 군집수준(Community level)의 생태계 건강도 평가지표 모형(IBM)을 적용하여 생태계의 군집수준에서의 건강도를 비교평가 하였다. 최종적으로, 본 연구에서는 다양한 수준의 바이오인디케이터 및 바이오마커 지표, 이·화학적 수질지표 및 물리적 서식지 평가지표를 이용한 다변수 생태평가 통합모형(M_m-E Model)을 통해 하천 생태계를 평가하고, 진단하고자 하였다.

II. 재료 및 방법

1. 연구대상 지점 및 기간

본 연구를 위해 조사 지점은 금강 지류인 갑천의 상류에서부터 하류까지 3개 지점을 점오염원의 위치와 Horton(1945)과 Strahler(1957)에 의한 하천차수(Stream order) 기준을 고려하여 선정하였다. 지점 1(S1)은 평균 수심이 0.2m이고, 인위적 교란이 상

대적으로 적어 유량과 수질이 자연 상태로 유지된 전형적인 자연하천의 형태를 보였다. 즉, 이 지점은 조사지점 특성을 감안할 때 하류역에 비해 대조군 구역(Control zone, C_z)이라 사료된다. 지점 2(S2)는 평균 수심이 0.4m이고, 도심지에 위치하여 가정 생활 하수와 인근에 위치한 병원 및 산업장의 오염원 유입이 예상되는 지점으로서 지점 1과 지점 3의 전이대(Transition zone, T_z)로 평가되었다. 지점 3(S3)은 평균 수심이 0.5m이며 하수종말처리장 방류수, 생활 하수, 공단 폐수에 의한 대규모 오염물 유입의 영향을 받는 지점으로서 오염대(Impacted zone, I_z) 구역으로 사료되었다. 상기 세부 조사지점의 위치 및 하천차수(Stream order)는 다음과 같다(Fig. 1).

- C_z: 대전광역시 서구 봉곡동 봉곡2교(3차 하천)
- T_z: 대전광역시 서구 월평동 만년교 상류(4차 하천)
- I_z: 대전광역시 대덕구 전민동 갑천교(5차 하천)

본 연구는 상기의 조사지점에서 문순강우 전기 및

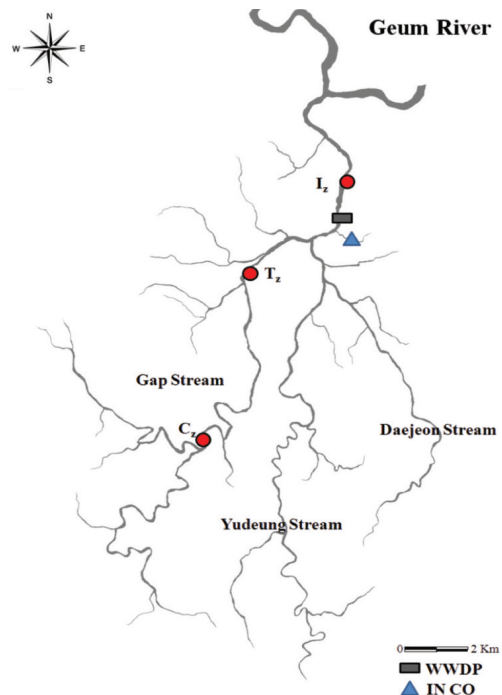


Fig. 1. Three sampling zones in the Gap Stream; C_z = control zone(headwater region), T_z = transition zone(mid-stream region), I_z = impacted zone(downstream region), WWDP = waste water disposal plants, IN CO = Industrial complex.

문순강우 후기로 대별하여 2008년, 2회에 걸쳐 실시하였다. 우리나라의 경우 아시아 문순이 주로 7~8월에 분포되는 것을 감안하여, 수체 안정기 혹은 갈수기인 장마전기(5~6월)와 장마후기(9~10월)로 구분하여 현장 조사를 실시하였다.

2. 조사 및 분석 방법

본 연구에서는 Barbour *et al.* (1999)의 방법에 의거해 조사 지점 내의 여울(Riffle), 소(Pool), 흐림이 느린 곳(Run)을 포함하여 각 지점으로부터 상, 하류 100m를 조사 범위로 선정하였다. 조사도구는 환경부의 표준 조사법(Standard sampling method)에서 이용하는 투망(망목 7×7 mm)과 족대(망목 4×4 mm)를 이용하여 채집을 실시하였다. 채집거리(Distance sampled) 및 소요시간은 Wading method (Ohio EPA, 1989)에서 제시된 기법에 의거하였고, Ohio EPA(1989)에 따라 조사 소요시간은 60분으로 한정하였다. 채집된 어류는 Nelson(1994), Kim and Park(2002)에 의거하여 동정 및 분류한 후 피라미를 제외하고 전량 하천에 방류하였고, 연구대상 지표종은 혈액 채취(Blood sampling)를 현장에서 하였고, 해부를 위해 얼음에 보관하여 실험실로 옮긴 후 분석하였다. US EPA(1993)의 방법에 의거하여 어류 개체의 건강도를 평가하였고, 개체별 외형이상종류 및 증상을 세분화하여 비정상 분석(Abnormality analysis)을 실시하였다.

3. DNA 변형 생지표 분석

생지표의 혈액 샘플은 상류(C_2), 중류(T_2), 하류(L_2)에서 채집된 피라미 중 혈액 채취가 용이하도록 평균 체장과 체중이 10.8cm, 9.3g인 비교적 크기가 큰 3개체를 선별하여 꼬리의 미병부(Caudal peduncle)를 해부용 칼로 절개하고, 미동맥(Caudal artery)으로부터 흐르는 혈액을 헤파린 처리가 되어있는 모세관(Capillary tube)을 이용하여 각각 약 40 μ 를 채혈하였다. 채혈된 어류 혈액 40 μ 는 HBSS(Hank's Balanced Salt Solution) 460 μ 로 희석하여 실험관에 옮겨 3,000rpm에서 5분간 원심 분리하여 상등액을 제거한

후 혈구 세포를 얻었다.

본 연구에 이용된 DNA 손상 분석법은 단세포 전기영동법인 Comet assay(Alkaline single-cell gel electrophoresis: SCGE)로서, Singh *et al.* (1988)의 기법에 의거하여 수행하였다. 슬라이드글라스에 1% NMA(Normal-Melting Agarose) 50 μ 를 도포하여 냉장응고 시킨 후 70 μ 의 1% NMA를 도포하여 완전히 응고되면 0.65% LMA(Low-Melting Agarose) 75 μ 에 1 μ 의 피라미 혈액을 재 부유시켜 도포한다. 마지막으로 0.65% LMA를 도포하여 커버글라스를 덮고 냉장응고 시킨다. 모든 실험 과정은 도포 과정 중 Agarose gel이 쉽게 건조 되는 것을 막기 위하여 온도 20 $^{\circ}$ C, 습도 40% 이상인 조건에서 이루어졌으며, 빛을 완전히 차단한 암실에서 실험이 이루어졌다.

어류 혈구세포의 Cell lysis 및 Unwinding을 위해 커버글라스를 제거한 슬라이드 글라스를 Lysis buffer solution(2.5M NaCl, 100mM $Na_2 \cdot EDTA$, 10mM Tris, 1% Triton X-100, 10% DMSO)에 담가 60분간 암실에서 냉장 보관 후 Lysis가 끝난 슬라이드는 Unwinding buffer(300mM NaOH, 10mM $Na_2 \cdot EDTA$)에 40분간 담가 Unwinding한 후 전기영동분석을 실시하였다.

전기영동 젤 탱크 주변을 아이스 팩으로 채워 완충용액의 온도를 유지시키고 전압이 일정하게 유지되도록 전기영동 완충용액의 양을 적절히 조절하면서 25V, 300mA 조건에서 20분간 전기영동을 실시하였다. 전기영동한 슬라이드 글라스를 중성화(Neutralization)시키기 위해 0.4M Tris 완충용액(pH 7.4)으로 5분간 3회 냉장 상태에서 세척하고, 에탄올(Ethanol)에 5분간 Dehydration 시킨 후 실온에서 슬라이드를 비스듬히 세워 30분 동안 건조시켰다. 건조된 슬라이드는 하루 동안 냉장보관 한 후 염색하여 관찰하였다.

분석된 재료는 건조된 슬라이드 글라스 위에 Ethidium bromide(EtBr) 용액(20 μ g/ml)으로 핵을 염색하였다. 커버글라스로 덮은 뒤 슬라이드글라스의 1/3 지점부터 지그재그로 방향을 바꾸며 한 개의 슬라이드 글라스에서 총 50개의 세포핵을 선택하여 측정하였다. 형광현미경(Leica, Germany)으로 세포수를 측정하고 Komet 4.0 CIAS(Comet image analyzing

system; Kinetic Imaging, UK)를 이용하여 분석하였다. 각 샘플의 DNA 손상정도는 핵으로부터 이동한 DNA fragment의 거리(Tail length, TL), Tail DNA (%) 또는 Tail moment(산정법: Tail length(μm) \times Tail 내에 함유된 DNA의 비율(%)) / 100)를 통해 측정하였다. 실험결과는 SPSS(Window version 12.0)를 이용하여 통계 처리하였으며, 결과는 평균 \pm 표준오차(S.E.)로 표시하였다. 각 지점 간의 차이는 일원배치 분산분석법(ANOVA 분석법)을 이용하여 유의성 ($p < 0.05$)을 분석하였다.

4. 개체군 지표 특성 분석

개체군 지표여류의 전장과 체중을 이용한 생체 개체군(Zacco platypus)의 비만도 평가에 이용된 식은 다음과 같다.

$$T_w = a \cdot T_L^b$$

$$\text{Log}(T_w) = \text{Log}a + b \cdot \text{Log}(T_L)$$

[T_w : total weight, T_L : total length(a, b: parameters)]

위의 전장-체중 관계식을 이용하여 피라미 개체군의 전장 별 성장도 및 비만도를 평가하였다. 이들 연구(Anderson & Gutreuter, 1983; Busacker *et al.*, 1990; Ney, 1993)에 의하면 어류의 성장도 및 비만도 분석은 주어진 환경에서 개체군의 건강 상태나 생식능력의 정도를 파악할 수 있을 뿐만 아니라 서식환경의 서식지 등급, 수질 및 피식자 이용능력 등의 다양한 정보를 제공하는 지표로서 좋은 특성을 보여 본 연구에서 개체군 지표로 이용되었다.

5. 비만도 지수(C_F) 분석

어류의 건강성을 평가하는 방법의 또 다른 하나는 비만도 지수(Condition factor, C_F)로 어류의 먹이 섭취 상태를 반영하는 지수이다. 또한 서진원(2005)에 의하면, 비만도 지수(C_F)값의 증감에 따라서 어류 개체군의 에너지 축적 상태를 설명할 수 있다. Fulton-type의 비만도 지수(C_F)와 상대적 비만도 지수(Relative condition factor, C_{Fn})는 전장-체중 관계에서의 매개변수 a, b 보다 쉽게 설명되는데 그 식은 다음과 같다.

$$C_F = T_w / T_L^3 \times 10^6$$

(분석법: Anderson & Neumann, 1996)

$$C_{Fn} = T_w / a \cdot T_L^b$$

(분석법: LeCren, 1951)

6. 물리적 서식지 평가 지표(Physical habitat indicator) 분석

갑천의 물리적 서식지를 평가하기 위해 Plafkin *et al.*(1989)이 제정한 정성적 서식지 평가지수(Qualitative Habitat Evaluation Index, QHEI)를 안광국·김자현(2005)에 의해 우리나라 환경에 맞게 수정된 모델을 이용하였다. 변수의 선정은 하천 평가에 널리 인용되어온 US EPA(1983), Hamilton & Bergersen(1984), Lafferty(1987), Bartholow(1989) 등의 방법에 의거하였으며, 전체 11개 항목 중에서 하천 환경에 적용 가능하면서 대상종에 유의한 4개 항목을 선택하여 적용하였다. 서식지 건강도 평가(QHEI) 모델의 등급은 “최적상태”(182~220, Excellent), “양호상태”(168~124, Good), “보통상태”(66~110, Fair), “악화상태”(8~52, Poor)로 구분하여 평가하였다. 서식지 평가는 4개 변수로부터 얻어진 합을 이용하여 하천의 물리적 서식지의 건강상태를 평가하였다.

7. 화학적 수질 지표 분석

조사 대상인 갑천의 이·화학적 수질 특성을 분석하기 위하여 현장 조사 시 다항목 수질측정기기(YSI-6600모델, USA)를 이용하였다. 또한 장기적인 수질 변화양상을 분석하기 위해 2004년부터 2008년까지 총 5년간의 환경부 “물환경정보시스템”의 수질자료를 획득하여 시공간 분석을 실시하였다. 자료 분석에 이용된 수질 항목은 부영양화 지표로서 총인(Total phosphorus, TP), 총질소(Total nitrogen, TN), 화학적 산소요구량(Chemical oxygen demand, COD) 및 전기전도도(Conductivity)의 4개 변수를 이용하여 각 지점별 화학적 수질 상태를 분석하였다.

III. 결과 및 고찰

1. 어류의 DNA 손상 지표(Comet assay) 특성

본 연구 대상 하천에서 생지표 어류의 혈액샘플(Blood

sample) 분석은 Single-cell gel electrophoresis(SCGE) 기법에 의거하였고, 이를 이용한 혈구세포의 DNA 손상도 분석 결과는 Fig. 2와 같다. SCGE의 분석 결과, 핵(Nucleus)의 형태별 특성은 지점별로 차이를 보여 각 지점별 DNA의 손상도가 다르게 나타났다(Fig. 2). 대조군(Cz)인 S1의 경우 Comet assay의 결과, 대다수 핵의 형태는 DNA 손상을 거의 받지 않은 구형(Circular form)으로 관찰되었으며, 전이대(Tz)의

S2 및 오염지역(Iz)의 S3에서는 손상된 DNA 조각이 전기영동 과정에서 (+)극 쪽으로 이동하여 꼬리를 길게 형성한 혜성 형태로 관찰되는 세포수가 많았다. 이 현상은 오염지역인 S3에서 더욱 뚜렷하게 분석되었다(Fig. 2). 따라서, 상류에서는 비교적 정상적 형태의 핵을 관찰할 수 있었고 중류를 거쳐 하류로 갈수록 꼬리가 길어진 형태의 핵의 빈도가 높음을 알 수 있었다. 기존의 Comet Assay 분석 문헌에 따르면(Erismis *et al.*, 2013), 하천에서 오염물의 유입은 오염물의 농도가 높을수록, 오염물에 노출되는 시간이 길수록 어류의 DNA 손상을 가져오고, DNA의 꼬리전장(Tail length)이 길어진 결과로 보아 오염지역(Iz) 어류의

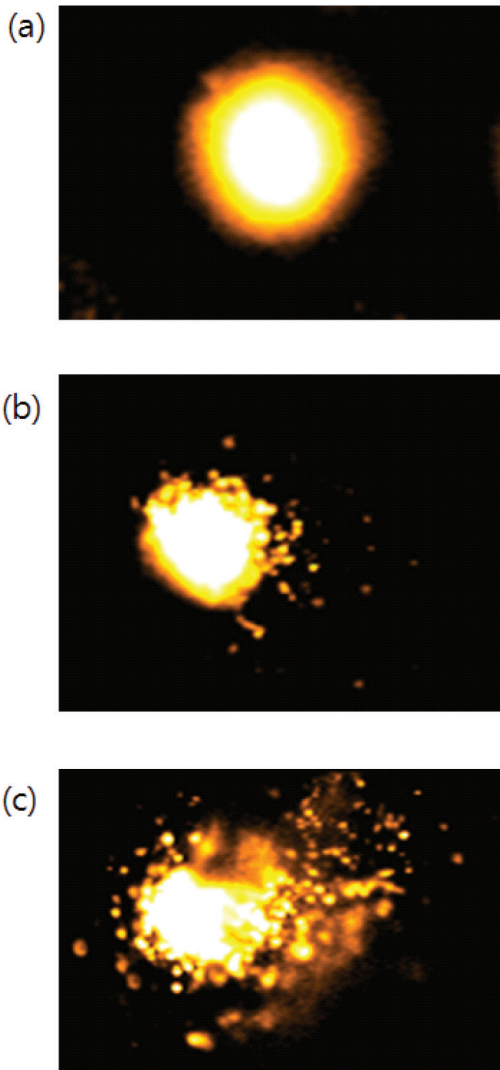


Fig. 2. Image analysis after running the single-cell gel electrophoresis(SCGE, comet assay). (a) Cell with no DNA fragmentation, (b) cell with minor DNA fragmentation, (c) cell with major DNA fragmentation.

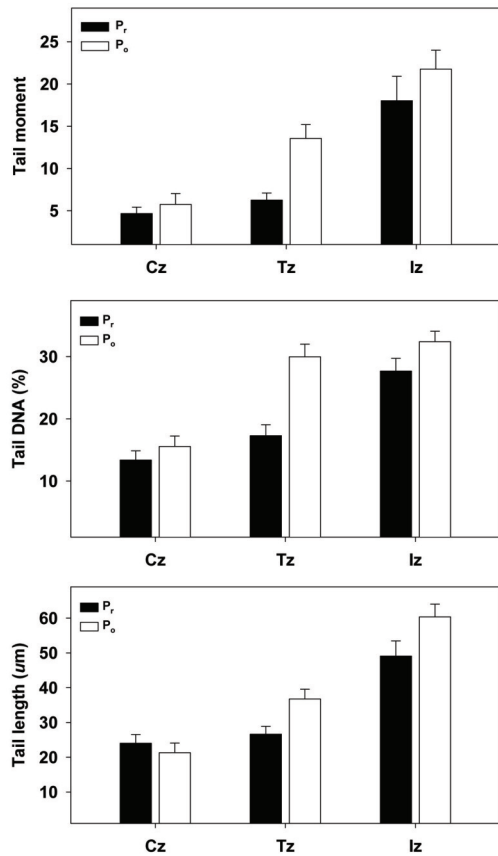


Fig. 3. Tail moment, tail DNA(%) and tail length(um) analysis using the approach of single-cell gel electrophoresis (comet assay). (Pr = premonsoon, Po = postmonsoon, Cz = control zone, Tz = transition zone, Iz = impacted zone)

DNA 손상이 분명하며, 이는 하류 지점에 화학적 오염물이 영향을 준 것으로 사료되었다.

DNA 손상 정도의 정량 분석을 위해 Tail moment (Tail length × Tail % DNA / 100), Tail DNA(%) 및 Tail length(μm)의 지표분석 결과는 Fig. 3과 같다. 일반적으로, DNA 손상이 많아 단일 가닥 조각들이 증가할 경우, 핵의 꼬리는 길어져 Tail moment, Tail DNA(%) 및 Tail length(μm)의 값이 증가하는 것으로 보고되고 있다. 본 실험 분석에서 Tail moment, Tail DNA(%) 및 Tail length(μm) 값의 평균을 시기별로 장마전기(Premonsoon)와 장마후기(Postmonsoon)로 대별하여 분석한 결과는 Fig. 3과 같다. Tail moment 평균값은 대조군 구역(C_z)이 5.20, 중류의 전이대(T_z)가 9.90, 최 하류의 오염대(I_z)가 19.89였다. Tail DNA(%) 평균값은 대조군(C_z)이 14.47, 전이대(T_z)가 23.64, 하류의 오염대(I_z)가 30.04로 나타났다. 이와 유사하게, Tail length(μm) 평균값은 대조군 구역(C_z)이 22.65, 전이대(T_z)가 31.67, 하류의 오염지역(I_z)이 54.72로 나타났다.

상기 SCGE의 분석결과를 종합해 보면, Tail moment, Tail DNA(%) 및 Tail length(μm) 값은 대조군 구역(C_z)과 오염대(I_z) 구역 간에 유의한 통계학적 차이($p < 0.05$)를 보였다. 본 연구에서 DNA 손상도 값이 특히 하류부에서 크게 증가한 것은 하류 지점의 하수종말처리장 및 공단폐수의 점오염원(Point source)들의 영향에 의한 것으로 사료된다. 또한, Comet Assay에 의한 DNA의 손상도는 장마전기 보다 장마후기에 더 크게 영향을 주는 것으로 나타나 하절기 장마는 하상의 오염물을 상층부로 올리는 역할을 하며, 오염 배출수의 대량 유입에 의한 물리·화학적 영향으로 사료된다.

2. 개체군의 성장특성 지표분석

개체군의 성장도 특성 지표로서 비만도 지수(Condition Factor, C_F) 분석에 따르면, C_F 값은 최소 0.444, 최대 1.835 범위의 결과 값을 얻었으며, Fig. 4의 시기별·지점별로 나눈 전체 6개의 평균 C_F 값들은 최소 0.732, 최대 1.111의 범위를 보여 차이가 있

음을 확인하였다. 장마전기의 각 지점별 평균 C_F 값은 대조군 지점인 C_z 는 0.956, 전이대의 T_z 는 1.111, 오염대(I_z) 구역에서는 1.082로 분석되었다. 한편, 장마후기에 대조군 구역(C_z)의 C_F 값은 0.775, 전이대(T_z)는 0.732, 오염대(I_z) 구역은 0.816로 분석되어 하천의 하류역으로 갈수록 C_F 값들은 증가하는 경향을 보였다. C_F 값의 자료를 지점별로만 대별할 경우 하류로 갈수록 C_F 값은 증가하는 경향을 보였다(대조군(C_z) 지역 = 0.865, 전이대(T_z) = 0.922, 오염대(I_z) = 0.949).

최 하류역에서의 C_F 값의 증가는 주변 점오염원로부터의 총인(TP) 및 총질소(TN)와 같은 영양염류의 유입으로 인한 부영양화 현상과 밀접한 것으로 평가되었다. 즉, Fig. 7에서 제시하는 바와 같이, TP와 TN의 값은 하류역으로 갈수록 농도 증가가 뚜렷하게 나타났으며, 이런 부영양화 된 수환경은 어류 개체군의 C_F 값 증가에 직접적으로 기여한 것으로 평가되었다. 이런 영향에 대한 특성을 조사시기별로 대별해 보면, 장마전기에 C_F 평균값은 1.050 이었고, 장마후기에 C_F 평균값은 0.774로 값이 감소하였는데, 이는 두 시기 사이 장마로 인한 강우 및 유입수에 의해 영양물질들이 희석되어 상대적으로 부영양화 현상이 감소된 것으로 사료되었다.

3. 지표 개체군의 크기 분포도(Size distribution) 분석

Shin Young-Eun *et al.* (2009)에 의한 피라미대 상종의 상대적 연령 분포도 분석에 따라 체장을 이용해 연령 구간을 구분하였다. 연령 구간은 I~XV, 체장 단위는 mm로 연령 간격은 다음과 같다.

I: 21~30, II: 31~40, III: 41~50, IV: 51~60, V: 61~70, VI: 71~80, VII: 81~90, VIII: 91~100, IX: 101~110, X: 111~120, XI: 121~130, XII: 131~140, ~XIII: 141~150, XIV: 151~160, XV: 161~170

생체 대상종(*Zacco platypus*)의 체장을 구간 별로 대별한 결과는 Fig. 5와 같으며, 상대 분포 현황은 지점별, 시기별로 대별하여 분포 특성을 분석하였다. 모든 분석 자료를 통합한 자료(All, $n = 287$)에 따르면, XI~XV의 체장구간의 어류 개체수가 적어, 정상 분포를 하지 않는 것으로 나타났다. 체장분포는 VII

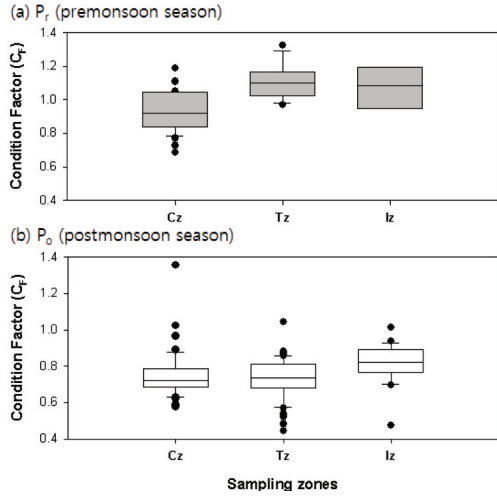


Fig. 4. Condition factor(C_F) of target species, *Zacco platypus* in the three stream zones during the premonsoon(P_r) and postmonsoon(P_o). (C_z = control zone, T_z = transition zone, I_z = impacted zone)

구간에서 최댓값으로 약 16.4%를 보였고, 양 끝 구간에서는 최솟값을 보였다. 3차 하천인 대조군 지점(C_z)에서 채집된 개체수의 최대 상대 풍부도 값은 III 구간에서 29.5%로 나타났다. 즉, 개체군 분포형은

Skewed Distribution을 하는 것으로 평가 되어 개체군의 성장에 문제가 있는 것으로 나타났다. 전이대 지점(T_z)에서는 대조군(C_z) 지점보다 개체수가 증가한 것으로 나타났고, 최고 상대 풍부도 값이 대조군(C_z) 지점 보다 중앙부에 나타났지만, 상대 풍부도 곡선이 정상 분포도에 비해 약간 퍼진 형태로 나타났다(최대치는 VII구간에서 19.9%). 하류부의 오염대(I_z)에서는 대조군(C_z) 및 전이대(T_z)에 비해 개체수 빈도가 급격히 감소되는 것으로 나타났고, I~V 구간 체장을 갖는 개체는 출현하지 않아 Population Recruitment에 크게 문제가 되는 것으로 나타났다. 이는 오염대(I_z) 구간에서 소형 개체의 생존율이 극히 낮으며, 반대로 사망률은 높아 개체군 성장에 큰 영향을 주는 것으로 나타났다. Fig. 5에서 공통적으로 나타난 특성은 I, II, XV 구간의 체장을 갖는 개체군이 출현하지 않은 것으로서 오염대(I_z)에서 개체군의 급격한 감소는 하수처리장으로부터의 처리수 및 공장폐수의 직·간접적인 폐수 배출에 의한 것으로 사료되었다. 이와 같은 추론은 Fig. 7의 전기전도도(EC) 값을 보면 하류부에서 급격하게 증가하였고, 이는 배대열·

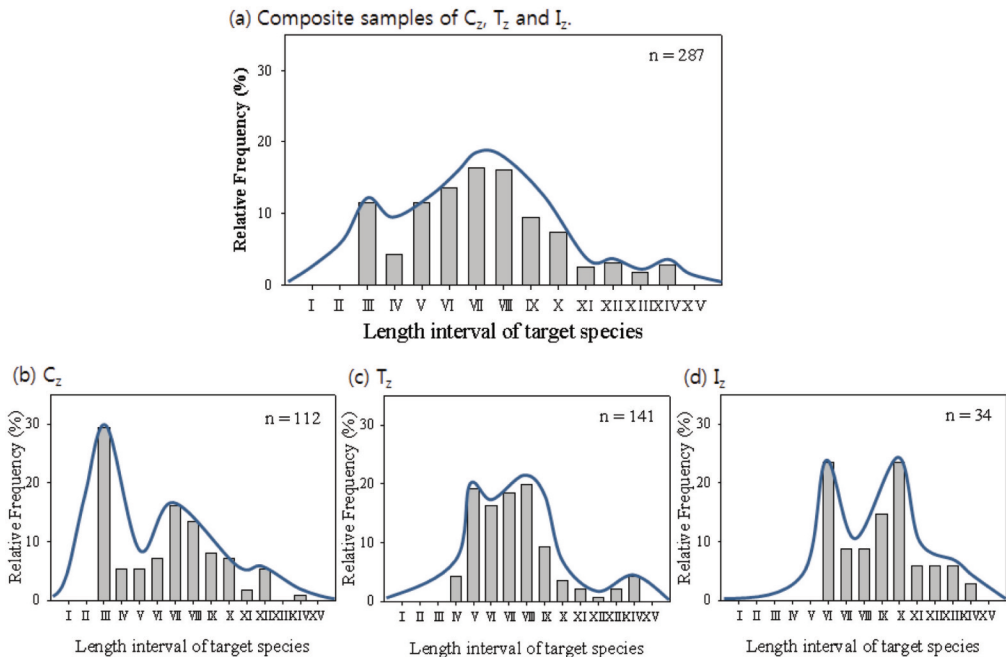


Fig. 5. Frequency of the size-distribution of target species by sampling zones. (C_z = control zone, T_z = transition zone, I_z = impacted zone)

안광국(2006)에 의하면 오염물질과 유기물질 등의 많은 이온(ion)들이 유입되어 증가한 것으로 평가되었다.

생체 지표의 시기별 분포특성 분석에 따르면, 장마 전기에 대조군(C_z) 지점에서는 41~50mm 체장의 개체가 47.7%로 나타나 최댓값을 보였다. 나머지 구간들은 모두 10% 미만의 값으로 나타났다. 개체 분포도는 왼쪽으로 심하게 치우쳐(Skewed distribution) 정상 분포에서 많이 벗어난 것으로 나타났다. 동일시기 전이대(T_z)에서는 VII 구간에서 33.3%로 최댓값을 보였고, I~VI 구간의 체장을 가지는 개체군은 출현하지 않았다.

151~160mm 체장분포를 갖는 XIV구간은 11.1%로 나타나 정상 분포 곡선을 약간 벗어난 것으로 나타

났다. 장마전기의 최 하류부인 오염대(I_z)에서는 총 개체수가 7개체만이 출현하여 Population Recruitment에 큰 영향을 주는 것으로 분석되었다. 따라서 IX, X, XIII, XIV 구간을 제외하고는 개체가 출현하지 않아 개체군 성장에 크게 문제가 되는 것으로 분석되었다. 전체 분포곡선은 정상 분포도에 비해 오른쪽으로 크게 치우친 Skewed distribution을 하는 것으로 나타나, 하류수역의 오염에 의한 영향으로 사료되었다.

장마후기에 대조군(C_z) 지점의 개체군은 VII 구간에서 최댓값 25.5%를 보였고, 중간크기의 개체군에서 V구간을 제외하고는 대부분 구간에서 출현하여 가장 정상적인 분포도 특성을 보였다. 동일시기 전이대(T_z) 구간은 중간 크기(Mid-size)를 제외하고는 거의 채집되지 않아 빈약한 상태로 나타났고 V구간에

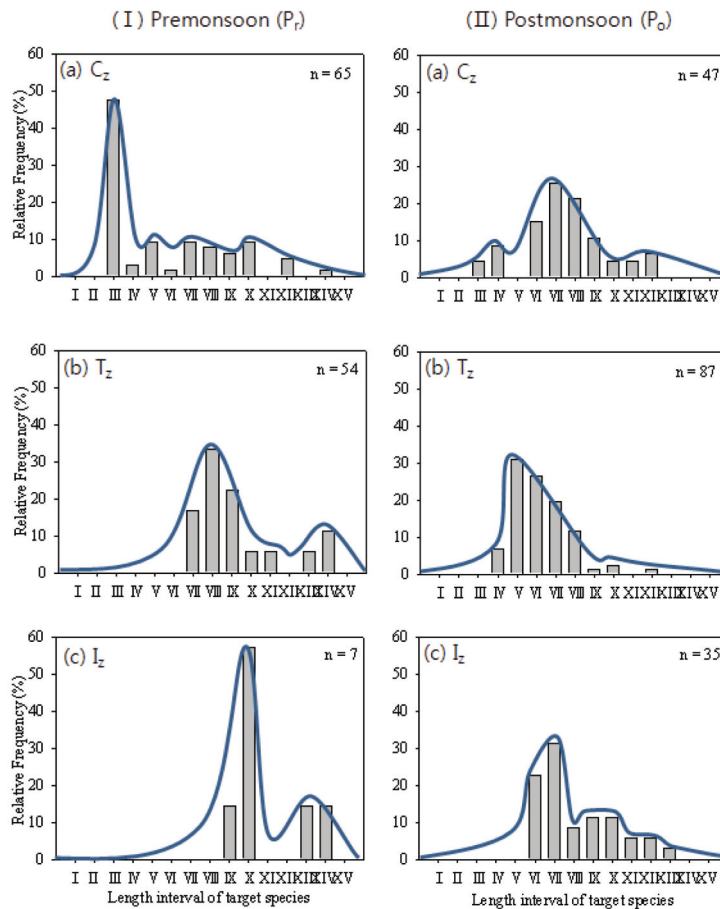
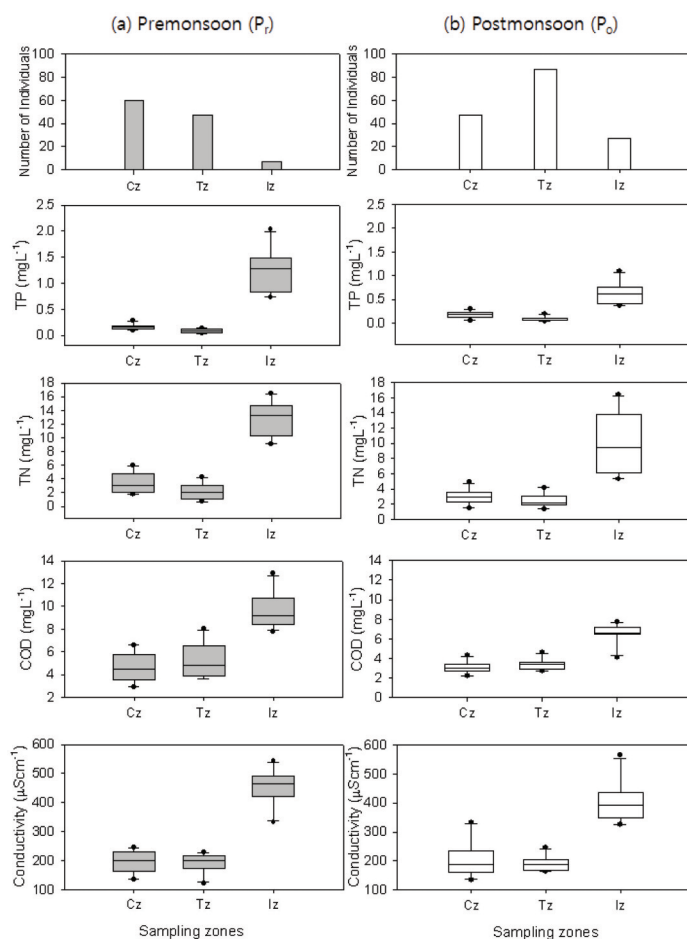


Fig. 6. Frequency of the size-distribution of target species by sampling zones during the premonsoon(P) and postmonsoon (Po). (C_z = control zone, T_z = transition zone, I_z = impacted zone)

Table 1. Qualitative habitat evaluation index(QHEI) based on 11 metric attributes in Gap Stream. (C_z = control zone, T_z = transition zone, I_z = impacted zone, G = Good, F = Fair)

Physical habitat parameter		C _z	T _z	I _z
M ₁	Epifaunal substrate / available cover	16	13	11
M ₂	Embeddness	16	15	11
M ₃	Velocity / Depth combination	15	16	13
M ₄	Sediment deposition	15	11	11
M ₅	Channel flow status	10	11	10
M ₆	Channel alteration	13	11	6
M ₇	Frequency of riffles or bends	15	6	5
M ₈	Bank stability	20	17	10
M ₉	Bank vegetative protection	20	20	13
M ₁₀	Riparian vegetative zone width	11	11	5
M ₁₁	Dam construction effect	11	10	11
Model values of QHEI		162	141	106
Health condition (Criteria)		G	G	F

Fig. 7. The total number of individuals and the chemical water quality in the three sampling zones. (C_z = control zone, T_z = transition zone, I_z = impacted zone)

서 최댓값 31%로 약간 왼쪽으로 기울어진 분포도를 보였다. 장마후기에 오염대(L₂)에서는 VII구간에서 최댓값 31.4%를 보였고 I~V구간에서 출현하지 않아 문순전기와 동일한 양상을 보였다.

4. 물리적 서식지 평가 모델(QHEI) 적용 및 지표 분석

물리적 서식지 모델(Qualitative Habitat Evaluation Index, QHEI)의 적용평가에 따르면, 상류에서 하류로 갈수록 점차적으로 서식지의 물리적 환경의 질은 낮아지는 것으로 평가되었다. 대조군(C₂) 지역의 QHEI 평균값은 162로 나타났고, US EPA(1993)의 기준에 의거했을 때 “양호상태”(Good)로 나타났다. 전이대(T₂)의 QHEI 모델값은 141로 대조군(C₂) 구역과 차이가 존재하지만 등급은 동일하게 “양호상태”(G)로 평가되었다. 한편, 오염대(L) 지역에서 QHEI 모델값은 106으로 “보통상태”(Fair)로 나타나, 서식지는 생물에게 부분적으로만 지지되는 것으로 나타났다(Partial supporting). 각각의 모델 메트릭 분석에 따르면, 대부분의 메트릭은 대조군(C₂) 지역에서 전이대(T₂)를 거쳐 하류역인 오염대(L₂)로 갈수록 서식지 건강도 값(QHEI)은 감소하는 것으로 나타났다(Table 1). 특히, QHEI 모델 메트릭 중에 Frequency of riffles or bends 메트릭에서 대조군(C₂) 지역은 서식지의 다양성과 높은 여울 빈도를 보였지만, 전이대(T₂) 및 하류의 오염대(L₂)에서는 그렇지 않아 큰 차이를 보였다(Table 1).

5. 화학적 수질(Water Quality) 지표평가

수체에서 생물에 직간접적으로 영향을 주는 화학적 수질특성은 대조군(C₂) 구역, 전이대(T₂) 및 하류의 오염대(L₂)를 거치며 급격하게 악화되는 것으로 나타나 생태학적 건강도에 직접적으로 영향을 주는 것으로 나타났다. 부영양화의 가장 널리 이용되는 지표인 총인(TP)과 총질소(TN)의 농도는 대조군(C₂) 지역과 전이대(T₂)에서 크게 높지 않았고, 두 구간 사이에 큰 차이를 보이지 않았지만, 최 하류부의 오염대(L₂)에서는 확연하게 악화되는 것으로 나타났다. 이런

결과는 본 연구결과에서 이미 제시한 최 하류부에서의 Comet Assay 분석에 의한 DNA손상도 증가, 비만도 지수인 C_F값의 증가, 개체군 분포에서의 Skewed Distribution에서 제시한 바와 동일하게 일치하는 결과로서 하류역에 위치한 하수종말처리장 및 공단폐수에 의한 영향 때문으로 분석되었다.

계절별 인(P) 과 질소(N)의 부영양화 지표 특성 분석에 따르면, 장마전기(Premonsoon)의 대조군(C₂) 지역 평균TP는 0.17mg/L, 전이대(T₂)에서는 0.09 mg/L, 오염대(L₂)에서는 1.23mg/L로 나타났다. 장마후기(Postmonsoon)에는 대조군(C₂) 지역에서 TP 평균농도는 0.17mg/L, 전이대(T₂)에서는 0.08mg/L, 최 하류역의 오염대(L₂)에서는 0.63mg/L로 나타났다. 장마전기 기간 동안 대조군(C₂)지점과 폐수처리장 근처의 오염대(L₂) 지점 간에 TP는 약 7배, 장마후기에는 4배 차이를 보여 계절별로 큰 차이를 보였다. 그러나 여전히 하류부에서는 대조군(C₂) 지점보다 영양염류의 농도가 뚜렷하게 높았다. TN 평균값은 장마후기에 대조군(C₂) 지점 3.4mg/L, 전이대(T₂) 지역은 2.2mg/L, 최하류부의 오염대(L₂)는 12.8mg/L로 나타났고, 장마후기에 각각의 지점들에서는 3.0 mg/L, 2.47mg/L, 10.1mg/L로 나타났다.

화학적 산소요구량(COD) 값에 따른 유기물 오염도 특성은 TP 및 TN과 아주 유사한 패턴을 보여주었다. 그러나 대조군(C₂) 지역과 최 하류역과의 차이는 TP와 TN에서의 차이보다는 더 크게 나타났다. 평균 COD 값은 장마전기에 대조군(C₂) 구간에서는 4.65 mg/L, 전이대(T₂)에서는 5.16mg/L였고, 최 하류역 구간에서는 9.55mg/L로 나타났고, 장마후기에는 각각의 지점들에서 3.1mg/L, 3.39mg/L, 6.63mg/L로 나타나, 계절에 상관없이 모두 대조군(C₂) 구역에서 하류역으로 갈수록 유기물 오염도는 증가하는 것으로 나타났다. 전기전도도(EC) 값도 TP, TN, BOD 지표와 마찬가지로 대조군(C₂) 지역에서는 낮고, 하류역에서는 높게 나타났는데, 이는 이들 연구(배대열 · 안광국, 2006; Shin Young-Eun *et al.*, 2009)에 의하면 타 수질 변수와 마찬가지로 하수종말처리장 및 공단에 의한 배출수의 영향으로 분석되었다.

Table 2. Multi-metric Ecosystem Health Assessment Model using target species, *Zacco platypus* population based on the biological, physical, chemical metrics and Score at premonsoon and postmonsoon in Gap Stream. (P_r = premonsoon, P_o = postmonsoon, C_z = control zone, T_z = transition zone, I_z = impacted zone, D_{br} = distance between riffles, R_w = river width, G = Good, F = Fair, P = Poor, V = Very poor)

Metric	Parameter	Score Criteria			P _r			P _o		
		5	3	1	C _z	T _z	I _z	C _z	T _z	I _z
Biological	M ₁ Tail length of DNA (T _D , Comet assay, μm)	< 18.2	18.2 ~35.4	> 35.4	24.0(3)	26.6(3)	49.1(1)	21.3(3)	36.7(1)	60.4(1)
	M ₂ Condition factor(C _F)	> 1.05	0.67 ~1.05	> 0.67	0.96(3)	1.11(5)	1.08(5)	0.77(1)	0.73(1)	0.82(1)
	M ₃ Frequency of size distribution (F _{SD} , %)	> 66.6	33.4 ~66.6	< 33.4	33.3(1)	66.6(3)	33.3(1)	99.9(5)	66.6(3)	33.3(3)
	M ₄ % Abnormality of target species (Ab)	0	0~1	> 1	0.83(1)	0(5)	0(5)	0(5)	0(5)	0(5)
Physical Habitat	M ₅ Embeddedness(%)	< 30	30~80	> 80	20(5)	80(3)	60(3)	20(5)	80(3)	60(3)
	M ₆ Velocity/depth combination (regime number)	4	3	> 3	3(3)	4(5)	3(3)	3(3)	4(5)	3(3)
	M ₇ Frequency of riffles or bends(D _{br} /R _w)	< 5	5~20	> 20	5(3)	20(3)	21(1)	5(3)	20(3)	21(1)
	M ₈ Bank stability(%)	< 5	5~60	< 60	0(5)	4(5)	30(3)	0(5)	4(5)	30(3)
Chemical	M ₉ Total phosphorus(TP, mgL ⁻¹)	< 0.1	0.1~0.3	> 0.3	0.17(3)	0.09(5)	1.23(1)	0.17(3)	0.08(5)	0.63(1)
	M ₁₀ Total nitrogen(TN, mgL ⁻¹)	< 1.3	1.3~3.0	> 3.0	3.4(1)	2.2(3)	12.8(1)	3.0(3)	2.5(3)	10.1(1)
	M ₁₁ Chemical oxygen demand (COD, mgL ⁻¹)	< 5	5~9	> 9	4.7(5)	5.2(3)	9.6(1)	3.1(5)	3.4(5)	6.6(3)
	M ₁₂ Conductivity(μScm ⁻¹)	< 185	185~218	> 218	195.5(3)	190.8(3)	453.1(1)	204.7(3)	190.6(3)	404.3(1)
Model values					36	46	26	44	42	26
Health condition(Criteria)					F-P	G-F	P-V	F	F	P

6. 다변수 개체군 건강도 평가 모델

본 연구에서는 Table 2와 같이 개체군 대상종을 이용한 분자바이오마커(Biomarker) 지표, 물리적 서식지 지표, 화학적 수질지표를 종합하여 다변수 평가 모형을 제시하였다(Table 2). 생태 모형의 메트릭 M₁~M₄는 생물 지표평가로서 어류 지표가 포함되었다. M₁은 분자 수준의 평가 단계로 DNA 손상도를 측정하여 독성물질 또는 오염물질에 대한 노출 여부 지표로 이용하였다. M₂는 개체군의 비만도(C_F) 지수를 평가하여 영양 섭취도를 측정하였다. M₃는 개체군의 체장 분포도를 살펴본 것으로 성장도, 생식 등의 생리적 건강성을 평가하는 항목으로 이용하였다. M₄는 생물보전지수 지표(IBI) 중 개체의 변형, 깃무름, 곱팡이, 피부 손상, 기생충 감염, 검은 반점, 종양 등의 질병 여부를 판단하는 지표특성을 이용하였다.

메트릭 M₅~M₈는 생물 서식지의 물리적 특성을

반영한 물리적 지표 항목으로 기존의 물리적 서식처 평가 모델인 QHEI를 기반으로 구성되었다(Table 2). M₅는 서식지의 자갈과 모래 비율을 측정하는 항목으로 서식지의 하상재료를 판단한다. M₆는 유속과 수심을 측정하여 흐름유형을 반영하는 항목이며, M₇은 여울 빈도를 통해 서식처의 다양성을 평가하는 항목을 이용하여 물리적 특성을 잘 반영하였다. M₅~M₇은 QHEI의 모형 지표를 추출하여 분석하였다(Table 2).

메트릭 M₉~M₁₂는 수체의 화학적 수질특성을 반영한 지표 항목으로서 현재 부영양화도 평가에 가장 널리 이용되고 있는 수질 평가 항목들을 선정하였고, 이는 환경기준 제 2조 관련 하천 및 호소의 생활환경 기준을 바탕으로 설정하였다(Table 2). M₉는 총인(TP)의 농도, M₁₀은 총질소(TN)의 농도를 측정하여 영양염류의 오염도를 평가하는 지표로 이용하였다. M₁₁은 화학적 산소요구량(COD)을 측정하여 유기

Table 3. Index of Biological Integrity(IBM) of 8-metric community model during the premonsoon(P_r) and postmonsoon(P_o). (P_r = premonsoon, P_o = Postmonsoon, C_z = control zone, T_z = transition zone, I_z = impacted zone, G = Good, F = Fair, P = Poor)

Index of Biological Integrity			P_r			P_o		
			C_z	T_z	I_z	C_z	T_z	I_z
Metrics	M_1	Total number of native fish species	14(5)	18(5)	5(1)	19(5)	17(5)	11(3)
	M_2	Number of riffle benthic species	1(1)	5(5)	0(1)	5(5)	4(3)	1(1)
	M_3	Number of sensitive species	3(3)	3(1)	0(1)	4(3)	2(1)	0(1)
	M_4	Proportion of individuals as tolerant species	54.6(1)	39.0(1)	97.8(1)	36.7(1)	33.8(1)	42.1(1)
	M_5	Proportion of individuals as omnivore	64.5(1)	44.8(3)	32.6(3)	56.0(1)	67.6(1)	41.7(3)
	M_6	Proportion of individuals as native insectivore	19.8(1)	45.5(5)	67.4(5)	34.0(3)	26.3(3)	53.3(5)
	M_7	Total number of individuals	121(3)	148(3)	46(1)	150(3)	343(5)	240(3)
	M_8	Proportion of individuals with anomalies	0.83(3)	1.30(1)	2.17(1)	0.00(5)	0.00(5)	0.00(5)
Model values of IBI			18	24	14	26	24	22
Health condition(Criteria)			F	F	P	G	F	F

물 등의 오염물질 정도를 판단하는 지표로 이용하였다. M_{12} 는 전기전도도를 측정하는 항목으로 용존 염류 농도를 잘 나타내는 수질지표로서 이용되었다(Table 2).

생태평가 모형 분석 결과에 따르면, 장마전기에 대조군(C_z) 지점의 모델값은 36점으로 “보통-악화상태”(F-P)로 나타났고, 전이대(T_z)에서 모델값은 46으로서 “보통-양호상태”(G-F)로 나타났다. 한편, 최 하류부의 오염대(I_z)에서 모델값은 26으로서 “악화-매우악화상태”(P-V)로 나타났다. 한편, 장마후기에 대조군(C_z) 지점의 모델값은 44로서 “보통상태”(F)로 분석되었고, 전이대(T_z)에서 모델값은 42로서 “보통상태”(F)로 나타났으며, 최 하류부의 오염대(I_z)에서 모델값은 30으로서 “악화상태”(P)로 나타났다.

계절별 변이 분석에 따르면, 장마후기에는 장마전기에 비해 더 높은 모델값 및 더 좋은 건강도 등급을 보였는데 이는 집중적인 강우로 수량이 증가하여 오염물질의 농도가 희석되어 영향을 덜 미친 것으로 사료되었다.

본 연구에서 분석된 다변수 개체군 메트릭 평가 모형(Population model, P_m)이 적합한지 비교분석하기 위하여 2008년도 자료를 이용하여 8개 메트릭으로 구성된 군집평가모형(Community model, C_m)과 비교 분석한 결과는 Table 3와 같다. Adams *et al.*(1999)에 의하면, P_m 은 모델 메트릭에 이용되는

속성이 바이오인디케이터(bio-indicator) 뿐만 아니라, 바이오마커(biomarker)를 사용하기 때문에 생태계가 교란받기 이전의 DNA 수준, 생리생화학적 수준의 문제점을 진단할 수 있기 때문에 생태계 영향에 대한 조기경보시스템(Pre-Alarm system)을 제공하는 장점을 가진 반면, C_m 의 평가는 이미 영향받은 생태계에 대한 건강성 진단으로서 사전진단의 개념이라기보다는 ‘사후진단’의 개념을 포함하기에 P_m 의 장점이 부각될 수 있다. 장마전기에 대조군(C_z) 지점의 모델값은 18로서 “보통상태”(F)로 나타났고, 전이대(T_z)에서 모델값은 26으로서 “보통상태”(F)로 나타났고, 최 하류부의 오염대(I_z)에서는 14로서 “악화상태”(P)로 평가되었다. 한편, Community model에 의한 장마후기의 분석에 따르면, 대조군(C_z) 지점의 모델값은 26으로서 “양호상태”(G)로 나타났고, 전이대(T_z)에서 모델값은 24로서 “보통상태”(F), 최 하류부의 오염대(I_z)에서는 22로서 “보통상태”(F)로 평가되었다. 개체군 모델과 군집모델의 비교평가에 따르면, 장마전기에는 등급이 비슷하게 나왔지만, 장마후기에는 군집평가 모형이 개체군 평가모형에 비해 등급이 더 높은 것으로 나와 시기별 특성을 더 잘 반영하는 것으로 분석되었다. 향후 본 개체군 평가모형을 하천 생태계에 적용하여 건강도 상태를 진단하고 이를 군집평가모형과 비교할 때, 생태계의 특성별(Organization level) 평가와 군집평가에서 나오는 차

이를 보정 및 설명하는 것이 가능할 것으로 사료된다.

IV. 적 요

본 연구에서는 생물학적 바이오마커, 물리적 서식지 지표 및 화학적 수질지표를 종합하여 12-메트릭 생태평가 모형을 확립하였고, 도심하천에 적용하여 수생태계 평가를 실시하였다. 생태모형 적용을 위해 도심하천의 상류역의 대조군 지역(C_z), 중류의 전이대(T_z) 및 하류역의 오염지역(I_z)을 선정한 후, 모델 값에 대한 계절별 변이특성을 분석하였다. DNA 손상도 분석은 혈액을 이용한 단세포 전기영동법(Single-cell gel electrophoresis, SCGE)인 Comet assay 지표에 의거한 생지표 메트릭으로 이용되었고, Tail moment, Tail DNA(%) 및 Tail length(μm) 값이 분석되었다. DNA의 손상은 하류역의 오염지역(I_z)에서 분명하게 나타났지만, 대조군(C_z) 지역에서는 그렇지 않았다. 개체군 지표로서 비만도 지수인 C_F 값 분석, 체장빈도 분포 지표 및 개체 이상도(Abnormality) 지표가 생물지표로서 이용되었다. 물리적 서식지 지표는 QHEI 모델을 이용하였고, 4개 메트릭이 분석되었다. 화학적 수질지표는 부영양화 지표인 인(P)/질소(N), 화학적 산소요구량 및 전기전도도 지표가 이용되었다. 본 연구를 종합해보면, 12-메트릭 생태모형의 생지표 속성은 대조군(C_z) 지역에 비해 오염지역(I_z)에서 화학적 스트레스 지표(부영양화 지표)에 아주 민감하게 반응 하는 것으로 나타났으며, 또한 이들은 부분적으로 서식지 평가지표에 의해 영향 받는 것으로 분석되었다.

사 사

본 연구는 2013년도 정부(교육부)의 재원으로 한국연구재단에서 시행한 기초연구사업(과제번호: 2013R1A1A4A01012939)의 지원에 의해 수행되었습니다.

참고문헌

- 김익수, 박종영, 2002, 한국의 민물고기, 교학사, 1-

465.

- 김익수, 1997, 한국동식물도감, 교육부, 37, 133-520.
 김익수, 김환기, 1975, 전주천의 수질오염과 어류군집의 변화에 관한 연구, 육수지, 8, 7-14.
 배대열, 안광국, 2006, 생물학적 다변수 모델 적용 및 수화학 분석에 의거한 갑천생태계 평가, 한국하천호수학회지, 39(2), 198-208.
 서진원, 2005, 갑천 중·상류역의 어류상과 갈겨니(*Zacco temminckii*) 개체군의 생태학적 특징, 육수지 38(2), 196-206.
 안광국, 김자현, 2005, 물리적 서식지평가기법 및 어류 다변수 평가모델에 의거한 대전천의 생태학적 건강도 진단, 한국하천호수학회지, 38(3), 367-371.
 안광국, 염동혁, 이성규, 2001, 생물보전지수(Index of Biological Integrity)의 신속한 생물평가 기법을 이용한 갑천 수계의 평가, 한국환경생물학회지, 19(4), 261-269.
 전상린, 1982, 동해로 유입되는 소하천의 어류상에 관하여, 자연보전연구보고서, 4, 230-248.
 전상린, 1980, 한국산 담수어의 분포에 관하여, 중앙대학교 대학원 박사학위 청구논문, 18-45.
 최준길, 최재석, 신현선, 박승철, 2005, 횡성호 일대의 어류군집 동태, 한국하천호수학회지, 38(2), 188-195.
 최재석, 김재구, 2004, 홍천강의 어류상 및 어류군집, 한국환경생물학회지, 22(3), 446-455.
 Adams, S.M., M.S. Bevelhimer, M.S. Greeley, Jr. D.A. Levine., S.J. TEH., 1999, Ecological risk assessment in a large river-reservoir: 6. Bioindicators of fish population health, Environmental Toxicology and Chemistry, 18(4), 628-640.
 Anderson, R.O., S.J. Gutreuter., 1983, Length weight and associated structural indices, Fisheries Techniques(Johnson, L.A. ed.) American Fisheries Society, Maryland, USA. 283-300.
 Attrill, M.J, M.H. Depledge., 1997, Community

- and population indicators of ecosystem health: targeting links between levels of biological organization. *Aquatic Toxicology* 38, 183-197.
- Bartholow, J.M., 1989, Stream temperature investigations: fish and analytical methods, Fish and Wildlife Services, U.S. Department of the Interior, Washington, D.C., U.S.A. Instream flow information paper13, Biological Report 89(17).
- Barbour, M.T., J. Gerritsen, B.D. Synder, J.B. Stribling., 1999, Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streamsand Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish, Second Edition, EPA 841-B-99-002, U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water, Wahington, D.C.
- Bartell, S.M., 1990, Ecosystem context for estimating stress-induced reductions in fish populations, American Fisheries Society Symposium 8, 167-182.
- Busacker, G.P., L.A. Adelman, E.M. Goolish., 1990, Growth. Methods for Fish Biology(Schreck, C.B. and P.B. Moyle eds.). American Fisheries Society, Maryland, USA, 363-377.
- DeAngelis, D.L., L.W. Lawrence, W. Van Winkle, R.G. Otto., 1990, A critical appraisal of population approaches in assessing fish community health. *Journal of Great Lakes Research* 16, 576-590.
- Didier, J., D. Kestemont, J.D. Micha, 1996, IndiceBiotique d'Integrite Piscicole pour Evaluer la Qualite Ecologique des Ecosystemes Aquatiques, Unite de Recherche en biologie des Organismes, Facultes Universitaires N.D.la Paix, Namur, Belgium report(n 3) to the Ministere de la Region wallonne(MRW-DGTRE).
- Edwards, C.J., R.A. Ryder, T.R. Marshall., 1990, Using lake trout as a surrogate of ecosystem health for oligotrophic waters of the Great Lakes, *Journal of Great Lakes Research* 16, 591-608.
- Erismis, U.C., İ.H. Cığerci, M. Konuk., 2013, Evaluation of dDNA Damage in Eurasian Marsh Frogs(Pelophylax ridibundus) by Comet Assay for Determination of Possible Pollution in the Different Lakes in Central Anatolia, Turkey, *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 90, 660-665.
- Faush, K.D., J. Lyons, J.R. Karr, P.L. Angermeier, 1990, Fish communities as indicators of environmental degradation, *American Fisheries Society Symposium* 8, 123-144.
- Ganasan, V., R.M. Hughes, 1998, Application of index of biological integrity(IBM) to fish assemblages of the rivers Khan and Kshipra(Madhya Pradesh), *Freshwater Biology* 40(2).
- Gibbons, W.N., K.R. Munkittrick., 1994, A sentinel monitoring framework for identifying fish population responses to industrial discharges, *Journal of the Aquatic Ecosystem Health and Management Society* 3, 227-237.
- Hamilton, K., E.P. Bergersen., 1984, Methods to estimate aquatic habitat variables, Environmental evaluation project N.DPTS-35-9, Bureau of Reclamation, denver Federal Center, Denver, CO. U.S.A. 1-30.
- Harris, J.H., 1995, The use of fish in ecological assessments, *Australian Journal of Ecology* 20, 65-80.
- 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.
- Karr, J.R., K.D. Fausch, P.L. Angermeier, P.R. Yant, I.J. Schlosser., 1986, Assessing Biological Integrity in Running Waters: A Methods and Its Rationale, Illinois Natural History Survey Special Publication 5, 1-28.
- Karr, J.R., M. Dionne., 1991, Designing surveys to assess biological integrity in lakes and reservoirs, in biological criteria; Research and Regulation-Proceedings of a symposium, U.S. EPA, Office of Waters, Washington, D.C. 62-72.
- Kim, J.K., J.H. Han, K.G. An., 2010, Articles: Tolerance range analysis of fish on chemical water quality in aquatic ecosystems, Korean Journal of Limnology 43(4), 459-470.
- Lafferty. B., 1987, A procedure for evaluating buffer strips for stream temperature protection under the Forest Practices Act, Managing Oregon's riparian zone for timber, fish and wildlife, Technical Bulletin No. 514, National Council for Air and Stream Improvement, New York, N.Y., U.S.A, 70-77.
- Loftis, J.C., R.C. Ward, G.M. Smillie., 1983, Statistical models for water quality refulation, Journal of the Water Polution Control Federation 55, 1098-1104.
- Lyons, J.S., P.A. Navaro-Perrez, E. Cochran, C. Santana, M. Huzman-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.
- McFarlane, G.A., W.G. Franzin., 1978, Elevated heavy metals: a stress on a population of white sucker, *Catostomus commersoni*, in Hamell Lake, Saskatchewan, Journal of the Fisheries Research Board of Canada 25, 963-970.
- Mori, T., 1936, Studies on the geographical distribution of freshwater fishes in Eastern Asia, Published by the author, 1-87.
- Munkittrick, K.R., D.G. Dixon., 1988, Growth, fecundity and energy stroes of white sucker(*Catostomus commersoni*) from lakes containing elevated levels of copper and zinc, Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 45, 1355-1365.
- Munkittrick, K.R., D.G. Dixon., 1989, An holistic approach to ecosystem health assessment using fish population characteristics, In: M. Munawar, G. Dixon, C.I. Mayfield, T. Reynoldson and M.H. Sadar(eds), Environmental Bioassay Techniques and Their Application, Hydrobiologia 188-189, 122-135.
- Munkittrick, K.R., 1992, A review and evaluation of study design considerations for site-specifically assessing the health of fish populations. Journal of the Aquatic Ecosystem Health and Management Society 1, 283-293.
- Ney, J.J., 1993, Practical use of biological statistics, Inland Fisheries Management of North America(Kohler, C.C and W.A. Hubert eds.) American Fisheries Society, Maryland, USA. 137-158.
- Nelson, J.S., 1994, Fishes of the world(3th ed.), John Wiley & Sons, New York.
- Oberdorff, T., 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.
- Oberdorff, T., J.P. Porcher., 1994, An index of biotic integrity to assess biological impacts of salmonid farm effluents on receiving waters, *Aquaculture* 119, 219-235.
- Ohio EPA, 1987, Biological criteria for the protection of aquatic life, Division of Water Quality Monitoring and Assessment, Surface Water Section Vol.II
- 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, USA.
- Plafkin, J.L., M.T. Barbour, K.D. Porter, S.K. Gross, R.M. Hughes., 1989, Rapid assessment protocols for use in streams and rivers: benthic macroinvertebrates and fish, EPA/444/4-89-001, Office of Water Regulations and Standards, U.S. EPA, Washington, D.C.. U.S.A.
- Shin, Y.E., J.W. Choi, K.G. An., 2009, Population Dynamics of Zacco Platypus in Gap-Stream and Its Relation with Water Quality, *Korean Journal of Limnology* 42(4), 422-431.
- Shuter, B.J., 1990, Population-level indicators of stress, *American Fisheries Society Symposium* 8, 156-166.
- Singh, N.P., M.T. McCoy, R.R. Tice, E.L. Schneider., 1988, A simple technic for quantitation of low levels of DNA damage in individual cells, *Journal of Experimental Cell Research* 175, 184-191.
- Strahler, A.N., 1957, Quantitative analysis of watershed geomorphology, *American Geophysical Union Transactions* 38, 913-920.
- Trippel, E.A., H.H. Harvey., 1989a, Abundance, growth and food supply of white sucker (*Catostomus commersoni*) in relation to lake morphometry and pH, *Canadian Journal of Zoology* 65, 558-564.
- Trippel, E.A., H.H. Harvey., 1989b, Reproductive responses of five white sucker(*Catostomus commersoni*) populations in relation to lake acidity, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 44, 1018-1023.
- U.S. EPA, 1983, Technical support manual: waterbody surveys and assessment for conducting use attainability analyses, Office of Water Regulations and Standard, U.S. EPA, Washington, D.C., USA.
- U.S. EPA, 1985, Technical support document for water quality-based toxic control, Office of Water Enforcement and Permits, Office of Regulation and Standards, U.S. EPA, Washington, D.C., USA.
- U.S. EPA, 1993, Fish field and laboratory methods for evaluating the biological integrity of surface waters. Environmental Monitoring systems Laboratory-cincinnati office of Modeling, Monitoring systems, and quality assurance Office of Research Development, U.S. EPA 600-R-92-111.