

낙동강 하구에서 채집한 문절망둑 *Acanthogobius flavimanus*의 간장 약물대사효소계와 성호르몬 농도

이지선 · 정지현¹ · 한창희² · 심원준¹ · 전중균*

강릉대학교, ¹한국해양연구원, ²동의대학교

Responses in Hepatic Xenobiotic Metabolizing Enzymes and Sex Hormones of Yellowfin Goby *Acanthogobius flavimanus* in Nakdong Estuary

Ji-Seon Lee, Jee-Hyun Jeong¹, Chang-Hee Han², Won-Joon Shim¹ and Joong-Kyun Jeon*

Division of Marine Bioscience and Technology/EMBRC, Kangnung National University, Gangneung, Korea

¹KORDI South Sea Institute, Geoje, Korea

²Division of Life Science, Dong-eui University, Busan, Korea

Abstract – To assess effects of contaminants on fish in Nakdong river, feral yellowfin goby *Acanthogobius flavimanus* were caught in two different sites and its hepatic monooxygenase enzyme, including cytochrome P450 (CYP), NADPH-cytochrome P450 reductase (P450R), NADH-cytochrome b5 reductase (b5R), ethoxyresorufin deethylase (EROD), glutathione S-transferase (GST) were quantitatively determined. Gonadosomatic index (GSI), hepatosomatic index (HSI) and three sex steroid hormone (17β-estradiol, E2; testosterone, T; 11-ketotestosterone, 11-KT) levels of the fish were also investigated.

HSI of fish from polluted site (site 1) were significantly higher than that of unpolluted site (site 2), but GSI levels were significantly lower in polluted site. No significant differences in plasma 11-KT and T levels were observed in two sites surveyed. E2 level was, however, significantly (p < 0.05) higher in female fish from site 1 than site 2. In addition, hepatic EROD activity and CYP level of site 1 fish were lower than those of site 2 fish, whereas relatively high levels of P450R, b5R and GST activities were found in site 1. The results imply that yellowfin goby, especially female fish in Nakdong river estuary are affected from contaminants disrupting sex steroid hormone system.

Key words : xenobiotic metabolizing enzyme, *Acanthogobius flavimanus*, HSI, GSI, 17β-estradiol, testosterone, 11-ketotestosterone, Nakdong-river

서 론

본 연구의 대상인 낙동강은 길이가 약 525 km나 되는

우리나라에서 가장 긴 강이며 총 인구 7백만을 헤아리는 대구광역시와 부산광역시의 주요 상수원이고 한편으로는 인근 유역에 위치하는 대형 공업단지의 용수원으로 이용되고 있다. 하지만 이들 도시와 공단에서 배출하는 하수나 오폐수의 양은 매년 증가하고 있어 낙동강의 수질은 크게 낮아지고 있다(박 등 2004). 특히 지난

* Corresponding author: Joong-Kyun Jeon, Tel. 033-640-2412, Fax. 033-647-2410, E-mail. jkjeon@kangnung.ac.kr

1991년에는 낙동강에서의 폐놀유출사고와 1994년에 의수돗물 악취사고가 일어나면서 사회적으로도 큰 문제를 일으킨 적도 있다.

그동안 낙동강을 대상으로는 여러 분야에서 연구가 많았는데, 특히 부영양화에 대한 연구(문 등 2001; 양 등 2001; 서 등 2003), 유기오염물질(김 등 2003; 문 등 2004), 수질의 변이원성 연구(이 등 2000; 윤 등 2001) 등은 이루어졌지만 오염된 낙동강의 수질이 주변 생물 특히 하구에 서식하는 어류에게 어떤 영향을 일으키는지에 관해서는 별로 알려진 바가 없다. 더욱이 낙동강 하구처럼 오염물질이 축적하기 쉬운 곳에 서식하는 생물은 침전물이나 부유물질, 물, 먹이를 통해 오염물질을 체내에 축적하는데(Livingstone 1991, 1998), 수계에서는 오염물질과 오염된 생물들 간에 상호작용이 발생되어 생화학적으로나 번식생리 면에서 상당한 교란이 일어날 수가 있다(Masfarauud *et al.* 1992).

본 연구는 낙동강 수계의 오염물질로 하구역에 서식하는 어류가 어떤 영향을 받는지를 조사하고자 이 해역에서 연중 우점종으로 출현하는 문절망둑 *Acanthogobius flavimanus* (양 등 2001; 박과 허 2003)을 대상으로 하여 간중량지수(hepatosomatic index, HSI), 생식선중량지수(gonadosomatic index, GSI) 및 간장 조직의 해독효소계 및 혈중 호르몬 수준 등을 조사하였다.

재료 및 방법

1. 실험 어류의 채집

조사대상 지역으로는 부산시의 생활하수를 처리하는 장림하수종말처리장의 배출구 앞(site 1)을 오염지역으로 선정하고, 대조지역으로는 다대포 앞바다(site 2)를 선정하여 2003년 11월 20~23일 사이에 문절망둑을 채집하여 실험에 사용하였다(Fig. 1).

2. 시료 처리 및 분석

현장에서 채집한 어류는 우선 중량을 재고, 꼬리부에서 채혈한 다음 개복하여 간장과 생식선을 각각 떼어내어 중량을 재고 간장은 액체질소로 즉시 동결시켜 드라이아이스를 채운 아이스박스에 넣어 실험실로 운반하였으며 실험에 사용하기까지 -80°C 의 초저온냉동고에 보관하였다.

혈액은 원심분리 ($5,000 \times g$, 10분) 후 호르몬 분석에 사용하였으며, 간장은 빙냉한 0.25 M sucrose 용액과 함께 균질화 시키고 원심분리 ($5,000 \times g$, 30분)와 초원심분

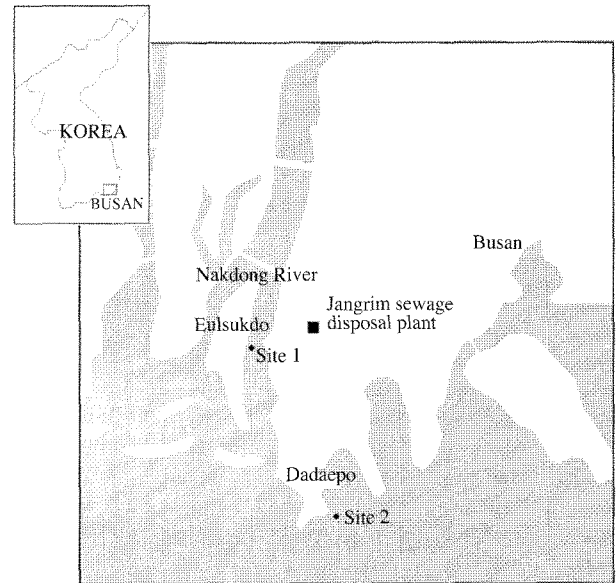


Fig. 1. Sampling sites in Nakdong estuary. Site 1. highly polluted site Site 2. relatively less polluted site

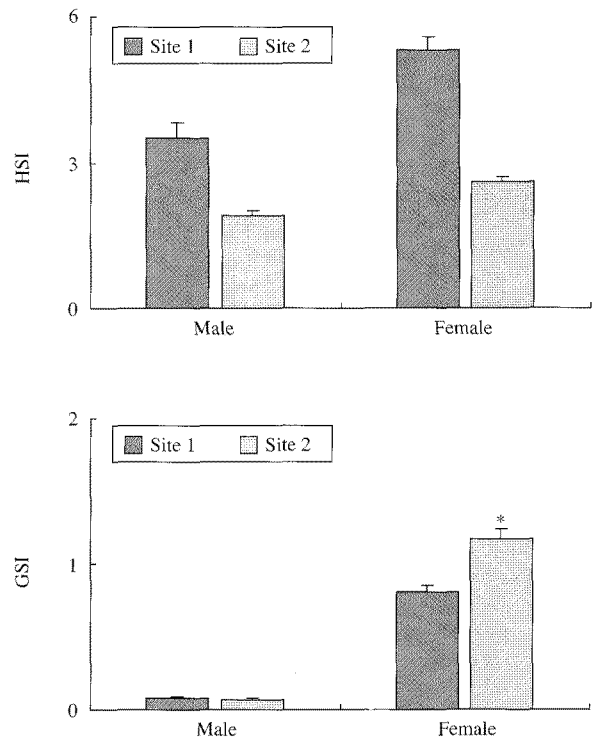


Fig. 2. Responses of gonadosomatic index (GSI) in yellowfin goby *A. flavimanus* collected in Nakdong estuary ($n=30$). Asterisk represent the significant differences ($p < 0.05$) to site 1 (highly polluted area) and site 2 (less polluted area).

리 ($100,000 \times g$, 60분)를 거쳐 마이크로솜과 세포질 획분을 만들어 해독효소계 분석에 사용하였다. 해독효소로는

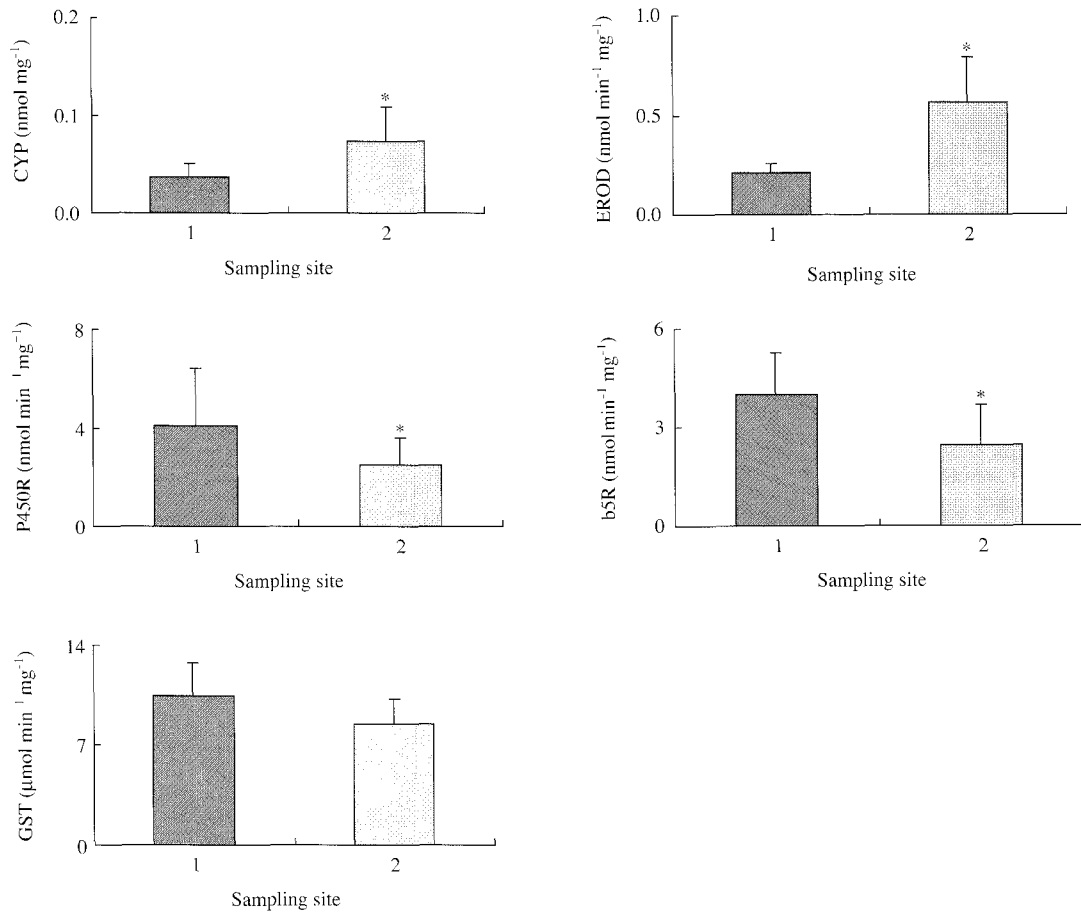


Fig. 3. Responses of hepatic mixed function oxygenase in yellowfin goby *A. flavimanus* collected in Nakdong estuary (n=30). CYP, cytochrome P450; EROD, Ethoxyresorufin deethylase; P450R, NADPH cytochrome P450 reductase; b5R, NADH cytochrome b5 reductase; GST, glutathione S-transferase. Asterisk represent the significant differences ($p < 0.05$) to site 1 (highly polluted area) and site 2 (less polluted area).

cytochrome P450 (CYP; Omura and Sato 1965), cytochrome P450 reductase (P450R; Phillips and Langdon 1962), cytochrome b5 reductase (b5R; Omura and Takesue 1970), ethoxyresorufin deethylase (EROD; Burke and Mayer 1974), glutathione S-transferase (GST; Habig *et al.* 1974)을 분석하였으며, 단백질 농도는 Lowry *et al.* (1951)의 방법으로 분석하였다. 그리고 혈장 중 성 스테로이드 호르몬의 분석은 Aida (1988)의 방법에 따라 측정하였다. 한편, HSI와 GSI는 각각 체중에 대한 간장과 생식선의 무게를 백분율로 나타내었다.

3. 통계처리

모든 측정치는 평균±표준편차로 나타내었으며, SPSS (V. 10.0)를 사용하여 one-way ANOVA test를 실시하였고, Duncan' program으로 95% 신뢰구간에서 유의차 검정을 하였다.

결 과

두 site에서 잡은 문절망둑의 HSI 및 GSI를 비교한 결과는 Fig. 2와 같다. HSI는 site 1에서 암수가 각각 5.3 ± 0.3 및 3.5 ± 0.3 이었고, site 2에서는 각각 2.6 ± 0.1 및 1.9 ± 0.10 이었다. 즉, 암수 모두 오염지역인 site 1에서 잡은 것이 유의적으로 컸다. 그러나 GSI는 site 1에서 암수 각각 0.90 ± 0.05 및 0.08 ± 0.01 이었고, site 2에서는 각각 1.19 ± 0.07 및 0.07 ± 0.01 으로서 수컷은 두 지역에서 차이가 없었지만 암컷은 오염지역의 것이 유의적으로 작았다 ($p < 0.05$).

그리고 간장 중 해독효소의 수준을 비교한 결과는 Fig. 3과 같다. CYP 농도는 site 1의 것이 유의적으로 더 낮았으며 ($p < 0.05$), EROD 활성도 site 1의 것이 site 2에 비해 절반 정도에 불과하였다. 그러나 P450R과 b5R 활성은 site 1의 것이 유의적으로 높았고, II상효소인 GST

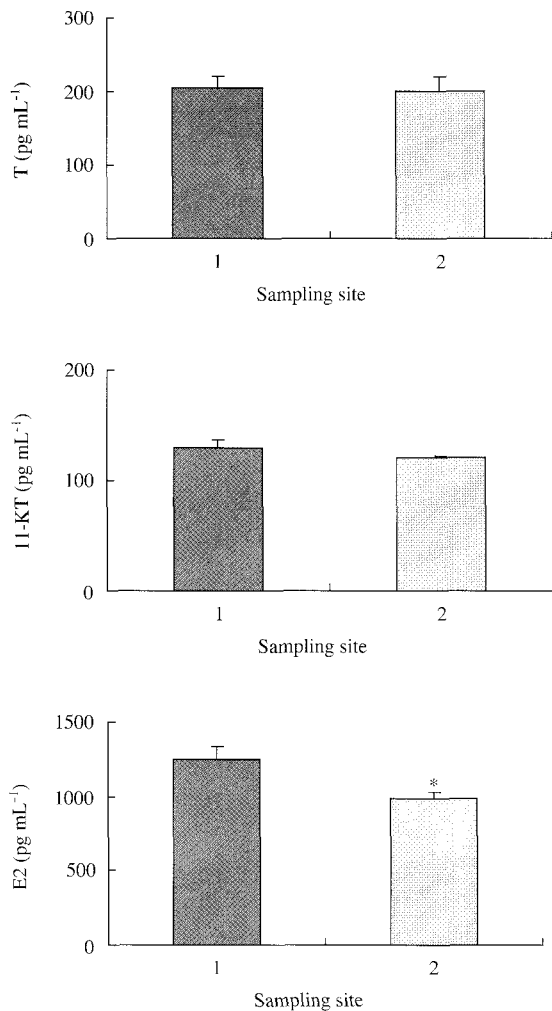


Fig. 4. Responses of plasma steroid hormone in yellowfin goby *A. flavimanus* collected in Nakdong estuary (n=30). T, testosterone; 11-KT, 11-ketotestosterone; E2, 17 β -estradiol. Asterisk represent the significant differences ($p < 0.05$) to site 1 (highly polluted area) and site 2 (less polluted area).

활성도 site 1의 것이 다소 높기는 하였어도 유의적인 차이는 없었다.

한편 혈중 호르몬 농도의 비교는 Fig. 4와 같다. 오염 지역인 site 1에서 잡은 문절망둑의 11-KT와 T는 각각 130 ± 7 및 205 ± 15 pg mL⁻¹였고, site 2에서는 각각 121 ± 1 및 201 ± 20 pg mL⁻¹였으며, 채집지역이나 성별에 따른 차이는 없었다. 하지만 E2 농도는 site 1과 site 2에서 각각 $1,250 \pm 90$ 및 980 ± 50 pg mL⁻¹으로서 site 1에서 유의적으로 높았다 ($p < 0.05$).

고 찰

본 연구에서는 주변의 공단지역과 도시에서 나오는

각종 오폐수가 유입되어 환경이 크게 오염된 낙동강 하구에서 오염 정도가 다른 두 지역을 선정하여 이곳에서 서식하는 문절망둑을 채집하여 이들의 HSI와 GSI를 비롯한 간장 중 해독효소계와 혈중 성 스테로이드 호르몬의 수준을 조사하였다. 시료채집 장소인 site 1은 낙동강 상류로부터 각종 오염물질이 유입되며 또한 부산시 장림하수종말처리장의 배출구가 있는 곳이고, site 2는 다대포 해수욕장 부근으로 오염이 적은 곳이다. 그리고 조사대상인 문절망둑은 이 지역에서는 연중 우점종이고 정착성 어류(양 등 2001a; 광과 허 2003)인데다가, 또한 이들의 성 성숙과 성 호르몬의 월별 변화에 대해서는 앞서 여러 연구자들(박 등 2005)에 의해 조사가 이루어졌기 때문에 이 종을 선택하였다.

오염지역인 site 1에서 잡은 문절망둑의 HSI는 대조지역에 비해 컸으며, 그 차이는 수컷보다 암컷에서 더욱 뚜렷하였다. 이처럼 HSI가 오염도에 따라 차이를 보이는 것은 앞서 다른 연구자들(Adams *et al.* 1990; ven der Oost *et al.* 1996)이 오염 지역에 서식하는 어류의 HSI가 더 높다고 한 보고와도 같은 결과이며, 원인은 유기 오염물질 등에 의한 때문이라 여겨진다.

GSI의 경우도 수컷은 두 지역간에서 차이가 없었지만, 암컷은 오염지역에서 채집한 것의 난소가 비오염지역의 것에 비해 유의적으로 위축되었는데 ($p < 0.05$), 이것도 오염물질에 의한 때문이라 여겨지며, 이런 결과는 오염물질이 문절망둑의 생식선에 미치는 영향이 암수에 따라 차이가 있으며, 성별에 따라 수컷보다는 암컷이 더욱 크게 영향을 받는다는 것을 보여주는 것으로서, 이와 관련해서는 박 등 (2005)은 site 2 부근에서 2002년 7월 ~ 2003년 6월 사이에 잡은 문절망둑의 HSI와 GSI를 조사하였더니 11월의 HSI는 암수가 각각 4 및 2 수준이었고, GSI는 각각 1.5 및 0.1이라 하였는데, 이런 수준은 본 연구 결과와 비슷하였다.

그리고 GSI가 위축되면 정상적인 호르몬 분비가 이루어지지 않을 것인데, 실제로 이들 두 지역에서 잡은 문절망둑의 호르몬 농도는 이와 같은 추정을 뒷받침한다. 즉, 두 지역에서 잡은 문절망둑에서 응성호르몬인 T ($201 \sim 205$ pg mL⁻¹)와 11-KT ($121 \sim 130$ pg mL⁻¹)의 수준은 비슷하였지만, 자성호르몬인 E2는 site 1 ($1,250 \pm 90$ pg mL⁻¹)과 site 2 (980 ± 50 pg mL⁻¹)에서 유의적인 차이를 보였으며, 오염지역에서 잡은 시료의 것이 높았다. 이와 관련하여 박 등 (2005)은 2002년 11월에 채집한 문절망둑에서 T는 $0.20 \sim 0.26$ ng mL⁻¹, 11-KT는 0.15 ng mL⁻¹, E2는 1.5 ng mL⁻¹ 정도라 하였는데, 이들 수준은 본 연구 결과와 유사하였다.

한편, 오염물질은 어류 암컷에게 난소의 형태를 변형

시키고 난모세포 발달을 지연시키거나 스테로이드 호르몬의 합성을 저해시키며 (Kime 1998), 중금속 (Ram and Sathyanesan 1983; Dey and Bhattacharya 1989)이나 유기농약 (Pawar and Katdare 1983; Shukla and Pandey 1985), PAHs (Thomas 1988, 1990) 등은 GSI를 현저히 떨어뜨린다는 것이 보고되었다. 이들 화합물은 낙동강에서 흔히 검출되는 성분들이므로 (정 등 1996; 김 등 2000; 김 등 2003; 문 등 2004), 문절망둑 난소의 위축과 호르몬 분비 저하 등도 이들 오염물질에 의한 영향일 것이라 여겨진다.

그리고 해독효소계의 차이를 살펴보면, CYP와 EROD 수준은 site 2에서 유의적으로 높았지만 ($p < 0.05$), 이와는 달리 P450R과 b5R의 두 환원효소는 site 1에서 유의적으로 높았기에 낙동강 하구에는 해독효소계에 영향을 미치는 화합물이 존재한다는 것을 알 수가 있었다. 최근에는 일부 polychlorinated biphenyls (PCBs)가 EROD 활성을 저해한다는 것이 *in vitro* 실험으로 밝혀진 바 있으며 (Schleizinger *et al.* 2006), 낙동강 유역에 서식하는 붕어나 황소개구리 체내에서도 PCBs (문 등 2004)가 검출되고 있는 것으로 미루어 이들 화합물에 의한 영향이 의심된다. 한편, 이와 관련하여 공단으로 인한 오염이 심각한 경기 시화호에서 풀망둑 (*A. hasta*)을 대상으로 해독효소계의 반응을 조사한 이 등 (2008)의 결과도 금번 결과와 마찬가지로 오염지역에서 EROD 활성은 낮았던 반면에 P450R과 b5R의 두 환원효소와 GST의 활성은 더 높았다는 것이 일치하고 있다.

해독효소계는 각각의 기능이 유기적으로 연관성을 가진 효소복합체이다. 그러나 해독효소계를 유도하거나 저해시키는 요인은 다양하게 보고되고 있는데, 수온, 생식소 발달, 오염물질 등을 예로 들 수 있다. 때때로 오염지역에서 채집된 어류 등이 EROD 활성은 유도되나 P450 함량은 감소된다던지 하는 복잡한 결과를 보이는 것도 오염지역에 분포하고 있는 오염혼합물질들의 상호작용으로부터 기인하는 것으로 보고되고 있고 (Goksøyr *et al.* 1994), 또 다른 요인으로는 어류 종간의 생리적 반응 차이를 들 수 있는데, roach (*Rutilus rutilus*)를 오염된 제지공장 근처 호수에서 채집하여 깨끗한 지역의 roach와 비교하였더니 오염지역의 것에서 EROD와 PROD가 높게 유도되었으나, 같은 지역에서 채집한 white perch (*Perca fluviatilis*)는 두 지역에서 어떠한 차이도 없었다고 한다 (Karels *et al.* 1997).

이상의 연구 결과를 정리하면, 낙동강 하구에 서식하는 문절망둑은 오염물질에 의해 해독효소계는 물론이고 성 스테로이드 호르몬도 비정상적으로 발현하였으며, HSI나 GSI도 오염에 의한 영향을 크게 받지만 성별에

따른 차이가 심하여 특히 암컷이 더욱 심하다는 것을 확인할 수 있었다.

적 요

낙동강 상류로부터 유입되는 각종 오염물질로 심하게 오염된 낙동강 하구역에서 오염정도가 다른 두 지역으로부터 문절망둑 *Acanthogobius flavimanus*을 채집하여 이들의 간중량지수 (HSI), 생식선중량지수 (GSI), 해독효소계 및 성 호르몬 수준을 비교하였다. 해독효소계로는 cytochrome P450 (CYP), NADPH-cytochrome P450 reductase (P450R), NADH-cytochrome b5 reductase (b5R), ethoxyresorufin deethylase (EROD), glutathione S-transferase (GST)를 조사하였고, 성호르몬으로는 자성호르몬인 17 β -estradiol (E2)을 비롯하여 웅성호르몬인 testosterone (TT), 11-ketotestosterone (11-KT)을 측정하였다.

그 결과, HSI는 site 1에서 잡은 것이 암수 모두 유의적으로 컸고, GSI는 site 1의 암컷에서 유의적으로 작았다. 그리고 성호르몬 중 11-KT과 TT 농도는 오염지역에 따라 차이를 보이지 않았지만, E2 농도는 site 1에서 유의적으로 높았다 ($p < 0.05$). 그리고 해독효소계의 수준은 site 1의 것이 CYP와 EROD 수준은 유의적으로 낮았던 반면에 P450R, b5R 및 GST 활성은 site 1에서 높았다.

이들 결과를 정리하면, 낙동강 하구에 서식하는 문절망둑은 성 호르몬 대사를 교란시키는 화합물에 의해 영향을 받고 있으며, 특히 암컷이 더욱 크게 받는다는 것을 확인할 수 있었다.

사 사

본 연구는 해양수산부의 『내분비계장애물질의 해양생태 영향 연구』 프로그램과 산업자원부의 지역혁신센터 사업으로 강릉대학교 해양바이오 RIC (동해안해양생물 자원연구센터)의 지원에 의해 수행되었습니다.

참 고 문 헌

- 곽석남, 허성희. 2003. 낙동강 하구역 어류의 종조성 변화. 한국수산학회지. 36:129-135.
- 김기현, 조진형, 박남준. 2000. 낙동강 하구역 퇴적물 중금속의 분포와 오염의 역사 추정. 한국해양학회지. 5:285-294.
- 김성철, 박정길, 조현서, 이대인. 2003. 낙동강 퇴적물의 Nonyl-

- phenol과 Bisphenol A 오염도 평가. 한국물환경학회지. 19:357-366.
- 문성기, 정종문, 최철만. 2001. 낙동강 중, 하류의 식물플랑크톤 군집구조. 한국환경과학회지. 10:41-45.
- 문지용, 이성인, 송희영, 이경진, 최경희, 정기호. 2004. 낙동강 유역에 서식하는 붕어와 황소개구리 체내의 Polychlorinated biphenyls의 축적도와 분포특성. 분석과학. 17:347-354.
- 박명희, 황인준, 김대중, 이영돈, 김형배, 백혜자. 2005. 문절망둑 (*Acanthogobius flavimanus*)의 생식소 발달과 혈중 성스테로이드호르몬 농도 변화. 한국수산학회지. 38:309-315.
- 박영규, 이철희, 이순화, 김중우. 1996. 낙동강유역 하천수의 농약 유출 특성 : 농경지 및 골프장에서의 농약 유출의 평가. 대한환경과학회지. 18:627-636.
- 서정관, 이재정, 양상용, 정익교. 2003. 낙동강 수계 하,폐수 처리시설의 방류수가 조류 성장 잠재력에 미치는 영향. 한국조류학회. 18:157-167.
- 양성렬, 송환석, 문창호, 권기영, 양한섭. 2001b. 낙동강 하구역의 담수유입에 따른 해양환경 및 일차생산력 변화. Algae. 16:165-177.
- 양홍준, 김구환, 금지은. 2001a. 낙동강하구의 어류상과 댐의 어도에서 어류의 이동. 육수지. 34:251-258.
- 윤명희, 김지혜, 大津隆一, 민병윤. 2001. 낙동강 하구수의 변이원성에 대한 연구. 한국환경과학회지. 10:35-39.
- 이순화, 임혜승, 김지훈, 김재경. 2000. 강독여과수와 낙동강 수질의 변이원성에 의한 평가. 대한환경과학회지. 22:1671-1681.
- 이지선, 정지현, 한창희, 심원준, 전중균. 2008. 시화호에서 채집한 풀망둑 *hastai*의 간장 약물대사효소계 및 항산화계의 반응. 환경생물. 26:94-101.
- 정기호, 김문순, 정중학. 1996. 낙동강 하류 유역의 저니토, 토양, 잡초 및 채소 중의 중금속의 분포와 상관관계. 한국환경과학회지. 5:801-812.
- Adams SM, LR Shugart, GR Southworth and DE Hinton. 1990. Application of biomarker of bioindicators in assessing the health of fish populations experiencing contaminant stress. pp. 333-353. In Biomarkers of Environmental Contamination (McCarthy JF and LR Shugart eds.). Lewis Publishers. Boca Raton.
- Aida K. 1988. A review of plasma hormone changes during ovulation in cyprinid fishes. Aquacult. 74:11-21.
- Burke MD and RT Mayer. 1974. Ethoxyresorufin: direct fluorometric assay of a microsomal O-dealkylation which is preferentially inducible by 3-methylcholanthrene. Drug Metab. Disp. 2:583-588.
- Dey S and S Bhattacharya. 1989. Ovarian damage to *Channa punctatus* after chronic exposure to low concentrations of elsan, mercury, and ammonia. Ecotoxicol. Environ. Saf. 17:247-257.
- Goksøyr A, J Beyer, AM Husoy, HE Larsen, K Westrheim, S Wilhelmesen and J Klungsoyr. 1994. Accumulation and effects of aromatic and chlorinated hydrocarbons in juvenile Atlantic cod (*Gadus morhua*) and rainbow trout (*Salmo gairdneri*). Toxicol. Appl. Pharmacol. 89:347-360.
- Habig WH, MJ Pabst and WB Jakoby. 1974. Glutathione S-transferase, the first enzymatic step in mercapturic acid formation. J. Biol. Chem. 249:7130-7139.
- Karels AE, R Soimasuo, J Lappivaara, H Leppanen, R Santiti and A Oikari. 1997. Effects of ECF bleached kraft mill effluent on reproductive steroids and liver MFO activity in perch and roach. pp. 257. In Proceedings of SETAC-Europe 7th Annual Meeting. Amsterdam.
- Kime DE. 1998. Endocrine Disruption in Fish. Kluwer Academic Publishers, Boston.
- Livingstone DR. 1991 Organic xenobiotic metabolism in marine invertebrates. pp. 45-185. In Advances in Comparative and Environmental Physiology (Gilles R ed.). Springer, Berlin.
- Livingstone DR. 1998. The fate of organic xenobiotics in aquatic ecosystems: quantitative and qualitative differences in biotransformation by invertebrates and fish. Comp. Biochem. Physiol. 120A:43-49.
- Lowry OH, NJ Roseborough, LA Farr and RJ Randall. 1951. Protein measurement with the Folin phenol reagent. J. Biol. Chem. 193:265-275.
- Masfaraud JF, A Devaux, A Pffohl-Leszkowicz, C Malaveille and G Monod. 1992. DNA adduct formation and 7-ethoxyresorufin O-deethylase induction in primary culture of rainbow trout hepatocytes exposed benzo[a]pyrene. Toxic. in Vitro 6:523-531.
- Omura T and R Sato. 1964. The carbon monoxide-binding pigment of liver microsomes. J. Biol. Chem. 239:2370-2378.
- Omura T and S Takesue. 1970. A new method for simultaneous purification of cytochrome b5 and NADPH-cytochrome c reductase from rat liver microsomes. J. Biochem. 67:249-257.
- Pawar KR and M Katdare. 1983. Effect of sumithion on the ovaries of freshwater fish *Garra mullya* (Sykes). Curr. Sci. 16:784-785.
- Philips AH and RG Langdon. 1962. Hepatic triphosphopyridine nucleotide-cytochrome c reductase: isolation, characterization, and kinetic studies. J. Biol. Chem. 237:2652-2660.
- Ram RJ and AG Sathyanesan. 1983. Effect of mercuric chloride on the reproductive cycle of the teleostean fish *Channa punctatus*. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 30:24-27.
- Schleizinger JJ, WDJ Struntz, JV Goldstone and JJ Stegeman. 2006. Uncoupling of cytochrome P450 1A and stimulation

- of reactive oxygen species production by co-planar polychlorinated biphenyl congeners. *Aquat. Toxicol.* 77:422-432.
- Shukla JP and K Pandey. 1985. Ovarian recrudescence in a freshwater teleost, *Saratherodon mossambicus* in DDT treatment and pattern of recoument. *J. Environ. Biol.* 6:195-204.
- Thomas P. 1988. Reproductive endocrine function in female atlantic croaker exposed to pollutants. *Mar. Environ. Res.* 24:179-183.
- Thomas P. 1990. Teleost model for studying the effects of chemicals on female reproductive endocrine function. *J. Exp. Zool. Suppl.* 4:126-128.
- van der Oost A, A Goksøyr, M Celander, H Heida and NPE Vermeulen. 1996. Biomonitoring of aquatic pollution with feral eel (*Anguilla anguilla*) II. Biomarkers: pollution-induced biochemical responses. *Aquat. Toxicol.* 36:189-222.

Manuscript Received: May 30, 2008
Revision Accepted: June 23, 2008
Responsible Editor: Myung Chan Gye