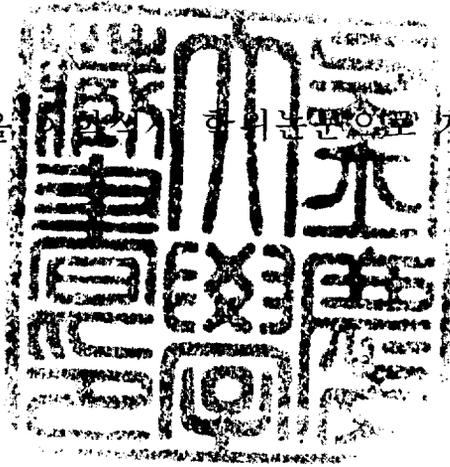


이학석사 학위논문

넙치, *Paralichthys olivaceus*의 각종  
장기에 있어서 농도 구배에 따른  
카드뮴의 축적과 배출

지도교수 강 주 찬

이 논문을 학위논문으로 제출함



2002년 2월

부경대학교대학원

어병학과

장석우

# 장석우의 이학석사 학위논문을 인준함

2001년 12월 26일

주 심 약 학 박 사 정 준 기



위 원 농 학 박 사 허 민 도



위 원 이 학 박 사 강 주 찬



## 목 차

목차 .....	i
Abstract .....	iii
I. 서 론 .....	1
II. 재료 및 방법 .....	4
1. 실험어 .....	4
2. 실험조건 .....	4
3. 생태학적인 분석 .....	5
4. 카드뮴과 구리의 분석 .....	6
5. 통계처리 .....	7
III. 결 과 .....	8
1. 생태학적 변화 .....	8
2. 기관에 따른 카드뮴의 축적 .....	11
1) 아가미 .....	11
2) 신장 .....	11
3) 간 .....	13
4) 창자 .....	13

5) 근육 .....	15
3. 기관에 따른 카드뮴의 배출 .....	17
1) 아가미 .....	17
2) 신장 .....	17
3) 간 .....	19
4) 창자 .....	19
5) 근육 .....	21
4. 농도에 따른 카드뮴의 평균 축적 .....	22
5. 농도에 따른 카드뮴의 평균 배출 .....	24
6. 카드뮴 노출에 따른 구리 농도의 변화 .....	25
IV. 고찰 .....	28
V. 요약 .....	37
VI. 감사의 글 .....	39
VI. 참고문헌 .....	40

# Accumulation and elimination of cadmium in organs of olive flounder,

## *Paralichthys olivaceus*

Suck-Woo Jang

*Department of Fish pathology, Graduate School,*

*Pukyong National University*

### Abstract

Accumulation of cadmium were investigated in organs (gill, liver, kidney, intestine, muscle) of olive flounder (*Paralichthys olivaceus*) exposed at sub-lethal (5, 10, 50, 100  $\mu\text{g/L}$ ) cadmium concentration for 30 days. After 30 days, elimination of cadmium were investigated in organs of olive flounder in normal seawater for 20 days. It was understood variance of Cu concentration relationship between Cu and Cd in the liver of olive flounder.

Condition Factor, Liver Somatic Index were not significant against control. Accumulation in gill Cd average amount was 20.65  $\mu\text{g/g}$  at 100  $\mu\text{g/L}$  concentration for 30 days whereas Cd average amount was 2.58  $\mu\text{g/g}$  at control for 30 days. Accumulation in intestine Cd average amount was 23.7  $\mu\text{g/g}$  at 100  $\mu\text{g/L}$  concentration for 30 days, control Cd average amount was 5.68  $\mu\text{g/g}$  for 30 days. Accumulation in liver Cd average amount was 20.94  $\mu\text{g/g}$  at 100  $\mu\text{g/L}$  concentration for 30 days, control Cd average amount was 3.13  $\mu\text{g/g}$  for 30 days. Significantly accumulation were appeared over 50  $\mu\text{g/L}$  Cd concentration in gill, intestine, liver compared control. Significantly accumulation were appeared over Cd 5  $\mu\text{g/L}$  concentration in kidney but no significantly Cd all concentration in muscle against control. Elimination significantly were appeared over Cd 50  $\mu\text{g/L}$  concentration in gill, intestine, liver for 20 days against control.

Elimination in kidney were appeared whole Cd concentration for 20 days. No significantly elimination in muscle for 20 days. Cd elimination by organ was in the order of intestine> liver> gill> kidney> muscle. Cd accumulation by organ was in the order of gill> intestine> liver> kidney> muscle. Higher level of Cd exposure was raised higher copper concentration in liver of olive flounder. Cd excretion faster than copper excretion in liver of olive flounder.

Accumulation and elimination significantly in gill, liver, intestine were over 50  $\mu\text{g/L}$  Cd concentration except kidney, muscle of olive flounder. Over Cd 50  $\mu\text{g/L}$  concentration were investigated in seawater was considered used culture-water and effects in fish will research. It was considered many effects relationship between every variety heavy-metal like Cu and Cd in liver of olive flounder.

## I. 서론

지각에는 도처에 카드뮴 (Cadmium: Cd)이 함유되어 있으며 카드뮴은 아연 제련 과정의 부산물로 생산되고 있다. 카드뮴의 주 사용 용도는 플라스틱 제조시 색소 발현과 안정제로, 도금 그리고 상당량이 납땀, 합금 및 건전지 제조에도 사용되고 있다. 상기 사용 제품 중 카드뮴의 10%는 수거되어 재활용되고 있으나 나머지 90%는 자연 환경에 방출되는 것으로 알려져 있다. 전 세계적으로 해양에 유입되는 총 카드뮴의 양은 8,000 톤/년에 달하는 것으로 추정되는데 이 중 절반은 인간 활동에 의한 인위적인 기원이며 나머지는 자연 현상에 의한 유입이다. 이러한 카드뮴의 해수 중의 평균함량은 약 0.05ppb 정도이다 (Johnstone, 1976).

수중 생태계에서 카드뮴의 의한 오염은 전 세계적인 환경문제로 부각되고 있으며 (Nriagu et al., 1998; Silva et al., 1999), 해양생물이 카드뮴에 노출시에는 간과 생식기를 비롯한 뇌, 신경조직, 신장, 비장, 골수에 병리적인 문제를 일으킨다 (Friedman and Gesek, 1994; Provias et al., 1994; Shen and Sangiah, 1995; Yamano et al., 1998; Novell et al., 1999). 카드뮴은 생태계내 생물에게 필수 요소가 아니며 수중 생태계의 주요 오염원이자 과도한 양이 존재시 수중생물들에게 축적이 되어 심각한 독성을 미치고 있다 (Sorensen, 1991). 또한, 이러한 카드뮴이 어류에서는 성장의 방해를 비롯한 아가미에서의 칼슘 흡수 억제, 간 기능 저하 뿐만 아니라 생식이나 대사작용을 방해하기도 한다 (Verbost et al., 1987; Sorensen, 1991; Lemaire and Lemaire, 1992; Soengas et al., 1996).

카드뮴의 축적 기작으로 아가미에서의 카드뮴 흡수의 감소는 저장 능력의 증가와 카드뮴의 해독력이나 금속에 대한 아가미 기작에서의 저항성에 있다 (McDonald and Wood, 1993). Kumada et. al. (1980)과 Davies et. al.. (1993)은 카드뮴 농도 4  $\mu\text{g/L}$ 의 70~100일 동안 노출된 무지개송어 자어의 성장에 영향이 없는 것으로 실험하였고, Giles (1988)의 카드뮴 농도 3.6 $\mu\text{g/L}$ 와 6.4  $\mu\text{g/L}$ 의 178일 동안의 무지개송어 성어의 실험에서 유사하게 나타났다. Eaton

(1974)은 블루길의 성장과 생식 능력에서 카드뮴 농도  $31\mu\text{g/L}$ 의 열 한 달의 노출에서 영향이 없는 것으로 밝힌 바 있다. 첫 세대의 brook 송어의 카드뮴 농도  $3.4\mu\text{g/L}$ 의 노출에서 성장에 영향이 없는 것으로 나타났지만, 2, 3 세대에서는 치어들이 유의적으로 감소된 바가 있다 (Benoit et al. 1976). 만성적인 카드뮴 노출실험에서 임의의 행동, 산소 공급, 심장 박동수, hematocrit의 증가를 초래한다고 밝히고 있다 (Benoit et al., 1976; Ellgard et al., 1978; Majewski and Giles, 1981). 하지만 이러한 기작은 명백하게 밝혀지고 있지 않다.

일반적으로 해양생물에 있어서 주로 신장 (kidney), 간 (liver), 아가미 (gill) 및 소화기관 (digestion duct)이나 창자 (intestine)등에 주로 축적이 되며, 카드뮴의 독성에 가장 민감한 기관은 신장으로 알려져 있다 (Woo et al., 1993). 어류의 카드뮴축적이나 독성에 대한 기관별 연구로는 주로 간을 중심으로 연구가 되고 있는데, 이는 간이 기본적인 대사작용을 관장할 뿐 아니라, 카드뮴의 독성을 감소시키는 glutathione과 metallothionein등이 발현되는 주요 기관이기 때문이다 (Braunbeck et al., 1998). 하지만, 해양생물에 있어서 중금속을 축적하는데 해양생물에 따른 개체변이가 크며, 특히 해양생물종이나 먹이 섭식 방식, 서식환경 및 수온이나 염분과 같은 해양환경 등에 따라 중금속의 축적정도나 기관별 축적, 배출이 차이가 난다 (Spacie and Hamelink. 1985).

해양에서 서식하는 어류가 해양오염으로 인한 중금속에 노출 시에는 어느 한가지 중금속만이 아닌 여러 가지 중금속이 복합적으로 노출이 될 수가 있다. 그 대표적인 연구로 카드뮴에 노출된 어류 (Largemouth bass)에서 구리의 양이 간과 혈청에서 농도가 증가되었고 (Weber et al., 1992), 수온이 축적될 때 수중에 셀레늄이 존재하면 축적되는 정도가 높아지며 상호간에 강한 상관관계를 가진다 (Schmitz, 1996). 또한, 카드뮴은 중금속인 아연과 축적시 역 상관관계를 가지며, 카드뮴에 노출된 어류가 구리의 아치사 농도에 노출을 시키면 구리의 독성이 감소된다 (Willuhn et al., 1996). 하지만, 생물축적과 관련하여 카드뮴과 구리의 상호작용이나 다른 중금속과의 상호작용 및 영향에 대한 연구는 부족한 실정이다.

우리나라에서 해양생물에 대한 카드뮴의 영향과 축적에 대한 연구는 1973년 원이 어·패류에서 카드뮴의 축적을, 그리고 Park and Kim (1979)이 빙어와 들돔의 급성독성에 대해서 연구한 이래로 진주담치 (*Mytilus edulis*), 반지락 (*Tapes japonica*), 칠게 (*Macrophthalmus japonicus*), 전복 (*Haliotis discus*), 꼬막 (*Anadara broughtoni*), 우렁쉥이 (*Halocybthia roretzi*) 등의 주로 저서동물과 조류나 대형 수생식물 등을 중심으로 연구하고 있다 (김, 1972; 김 과 원, 1974; Park *et al.*, 1977; Lee and Lee, 1984; 황 등, 1984; Choi *et al.*, 1992 김 등, 2000). 그러나, 우리나라의 연구는 주로 중금속의 지표종이라고 할 수 있는 저서동물을 주로 연구하거나, 생물분야의 연구보다 화학분야에서 연구를 주도해왔기 때문에 해양생물에 미치는 영향을 연구한 것이라기 보다는 주로 현장조사 보고서로 오염물질의 자체 분석대상으로 사용하는 경향이 강한 실정이다.

넙치 (*Paralichthys olivaceus*)는 우리나라 연안의 양식장에서 가장 많이 양식되고 있는 어종으로 저서성인 어류이다. 이러한 저서성 어류는 현재 중금속오염에 대한 지표종 (indicator)으로 많은 연구가 되고 있는 패류 (shellfish)나 갑각류 (crustacean)와 비슷하게 환경 지표종으로 이용될 가능성이 있으며, 이동범위가 다른 어류에 비하여 좁기 때문에 연안지역에서 카드뮴의 오염이나 양식용수의 이용과정에서 카드뮴이 존재할 경우, 그 피해정도가 심할 것으로 생각된다. 또한, 양식산 넙치를 대상으로 카드뮴의 아치사 농도하에서 넙치의 각 기관별 축적과 배출을 연구하는 것은 연안의 카드뮴이 어느 정도로 존재하는지에 대한 생물 지표종으로 활용될 수 있고, 해수중의 카드뮴 제거시 각 기관에서 얼마만큼 배출되는지 알아볼 수 있다.

따라서, 본 연구는 연안지역의 환경오염 및 양식용수의 이용과정에 파생될 수 있는 카드뮴의 오염에 따른 해양생물의 영향과 기관별 축적 및 배출정도를 파악하기 위해 저서성 어류인 넙치를 대상 어종으로 카드뮴의 아치사 농도에서 만성독성실험을 실시하였다. 또한, 카드뮴에 노출시킨 넙치가 카드뮴에 축적될 때 중금속에 대한 해독작용이 발생하는 간에서 구리의 농도변화를 파악하여 카드뮴 노출시 구리와 의 상관관계를 검토하였다.

## II. 재료 및 방법

### 1. 실험어

실험에 사용한 넙치 치어는 육상수조식 양어장에서 분양을 받아 실험실로 운반한 후, 300L의 순환 여과식 수조에서 한달 이상 순치시킨 개체를 이용하였다. 이와 같은 조건에서 순치시킨 넙치 중에 외관상 질병의 증세가 나타나지 않고, 먹이 붙임이 좋은 건강한 넙치 (전장  $17.10 \pm 0.11$ cm, 체중  $52.50 \pm 0.90$ g)를 선택하여 본 실험에 이용하였다.

### 2. 실험 조건

실험방식은 반지수식 (semi-static test)으로 PVC수조 ( $52 \times 36 \times 30$ cm)를 사용하였으며, 환수는 3일을 기준으로 하였으나 수질측정을 통하여 수시로 교환하였다. 카드뮴의 표준원액은  $\text{CdCl}_2$  (aldrich CO.)를 이용하였으며, 카드뮴 노출농도구간은 넙치의 카드뮴에 대한 급성독성실험을 통하여 아치사 농도인 5, 10, 50,  $100 \mu\text{g/L}$ 로 하였다 (table 1). 실험기간은 총 50일이었으며, 실험시작 후 30일간은 카드뮴에 노출을 시키고, 이렇게 노출시킨 넙치는 깨끗한 해수로 옮겨 20일 동안 카드뮴의 배출실험을 실시하였다. 실험 환경은 공급해수의 수온이  $18 \pm 0.2^\circ\text{C}$ 로 항온조건에서 광주기를 12시간 (light: 12 hour, dark: 12 hour)으로 조절하였다 (Table 2). 사료의 공급은 상업용 넙치 사료를 하루에 두 번 어체중 (습중량)의 3%를 2회로 나누어 공급하였으며, 공급해수의 수질 및 영양염류에 대한 조사는 시료의 채취시기인 매 10일마다 실시하였다 (Parsons et al., 1985).

Table 1. Environmental material and period

Item	Value
Experiment fish	<i>Paralichthys olivaceus</i>
Total length	17.10 ± 0.11cm
Weight	52.50 ± 0.91g
Test method	semi-static test (change water per 3day)
Stock solution	Cd added CdCl <sub>2</sub> (aldrich CO.)
Exposure concentration	5, 10, 50, 100 Cd µg/L
Total experimental period	50day
Accumulation determination	30day
Depuration determination	20day after 30day exposure
Sampling period	every 10day

Table 2. Environmental conditions

Item	Value
Temperature(℃)	18.0±0.2
Light period (hr)	12hr
Food	3% per fish wet weight (2times)
Ammonia (µg/L)	88.07±28.94
Nitrite (µg/L)	1.37±0.28
Nitrate (µg/L)	25.21±5.76
Phosphate (µg/L)	5.05±0.96
Dissolved oxygen (mg/L)	6.74±0.84

### 3. 생태학적인 분석

카드뮴 노출에 따른 넙치의 생태학적인 변화를 파악하기 위해서 비만도 (Condition Factor : CF)를 측정하였으며 (McGeer et al., 2000), 간에 미치는 카드뮴의 영향을 파악

하기 위하여 간중량지수 (Liver Somatic Index)를 계산하였으며 그 식은 다음과 같다.

$$\text{Condition Factor (CF)} = \frac{\text{body weight (g)}}{\text{body length (cm)}^3} \times 100$$

$$\text{Liver Somatic Index (LSI)} = \frac{\text{liver weight (g)}}{\text{total body weight (g)}} \times 100$$

#### 4. 카드뮴과 구리의 분석

중금속 분석을 위한 각 기관별 시료의 채취는 50일간의 실험기간중 매 10일마다 실시하였고, 각 노출 농도구간과 대조군 당 4미씩의 넙치를 해부하였다. 각 기관별 카드뮴의 축적을 파악하기 위하여 간, 신장, 아가미, 창자, 근육 (muscle)의 총 5개의 기관을 선택하였으며, 해부한 각 기관을 3차 증류수로 세척한 후 60°C의 건조기에서 건조시키고 건중량을 측정하였다. 이러한 건중량을 바탕으로 시료 분해는 wet digestion method로서 1:1 HNO<sub>3</sub>를 사용하여 120°C의 hot plate에서 가운 시키면서 분해하여 유기물이 완전히 없어져 맑은 색깔이 될 때까지 위 과정을 반복하였다 (APHA, 1995). 이렇게 분해시킨 시료는 1% HNO<sub>3</sub> 20mL를 0.45µm membran filter (Whatman. Ltd)에 통과시키고, Furnace Atomic Absorption Spectrophotometer를 사용하여 카드뮴의 농도를 측정하였다. 카드뮴의 농도는 건중량 (µg/g)으로 환산하였다.

또한, 넙치의 간에서의 카드뮴 노출에 따른 구리의 함량의 변화를 파악하기 위해서 상기방법에 따라 분해하였으며, 분해시킨 시료는 1% HNO<sub>3</sub> 20mL을 넣어서 Flame Atomic Absorption Spectrophotometer를 사용하여 구리의 농도 (µg/g at dry wt.)를 측정하였다.

## 5. 통계처리

각 기관별 카드뮴 농도의 유의성 검정은 대조구와 노출 농도 구간간의 차이를 ANOVA를 이용하여 실시하였고, 다중비교는 최소 유의차 검정으로 평균간의 차이를 검정하였다 (Zar, 1996). 또한, 각 기관별 유의성의 검정과 넙치 간에서의 카드뮴의 축적과 구리농도 함량의 변화는 ANOVA를 실시하였으며, 넙치 간에서의 카드뮴과 구리의 분석은 상관관계 분석을 실시하였다.

### Ⅲ. 결 과

#### 1. 생태학적 변화

카드뮴의 노출에 따른 전체 LSI의 변화는 대조군에서 전 실험기간동안 1.22~1.23의 각 노출농도 구배별로 커다란 변화가 없었으며, 노출기간동안 50 $\mu\text{g/L}$ 과 100 $\mu\text{g/L}$ 에서는 대조군에 비하여 0.12~0.15정도 높은 값을 나타내었다. 하지만, 노출전과 노출후에 LSI의 변동은 노출농도구간별로 유의한 차이가 나타나지 않았다. 비만도는 대조군과 노출농도 구간에 따라 0.93~0.98의 범위로 커다란 차이가 없이 나타났다. LSI와 비만도는 농도 구배에 따른 유의성있는 차이는 나타내지 않았다.

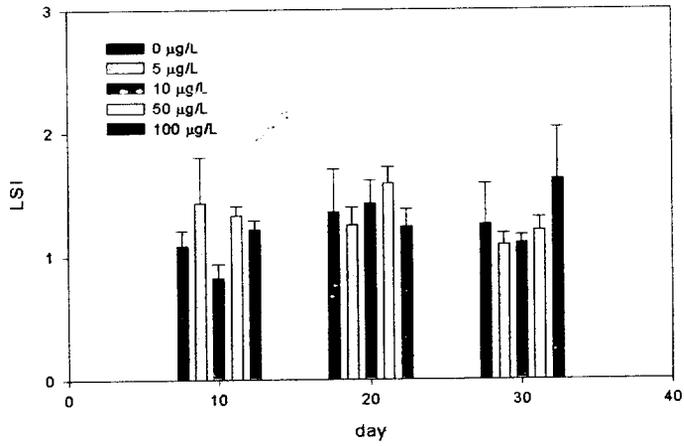


Fig. 1. Daily variation of LSI of *Paralichthys olivaceus* at during 30 days. Vertical bars indicate standard error.

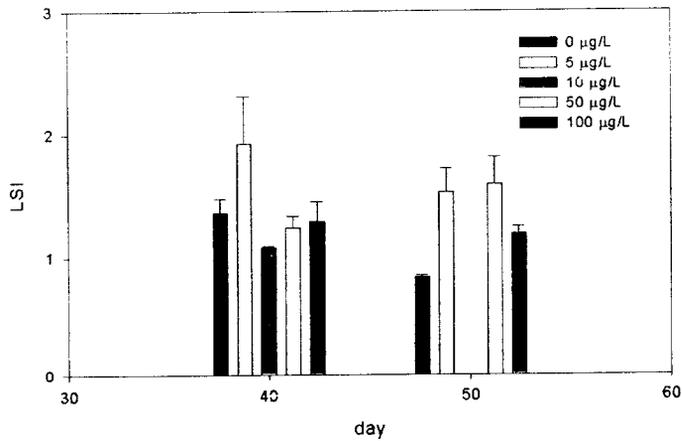


Fig. 2. Daily variation of LSI of *Paralichthys olivaceus* at during 20 days. Vertical bars indicate standard error. Not detect depuration 50 day cadmium 10 µg/L concentration.

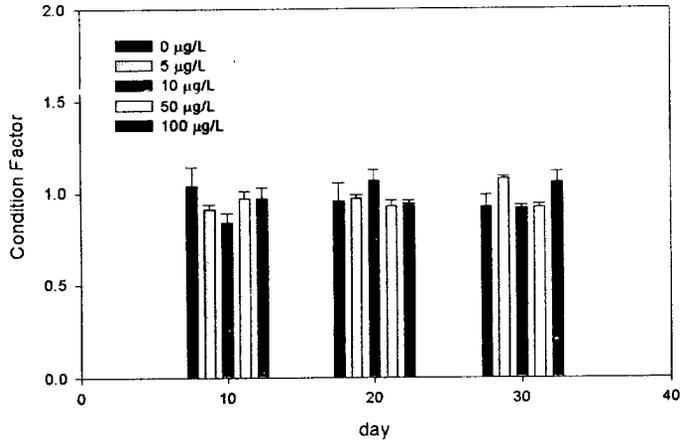


Fig. 3. Daily variation of CF of *Paralichthys olivaceus* at during 30 days. Vertical bars indicate standard error.

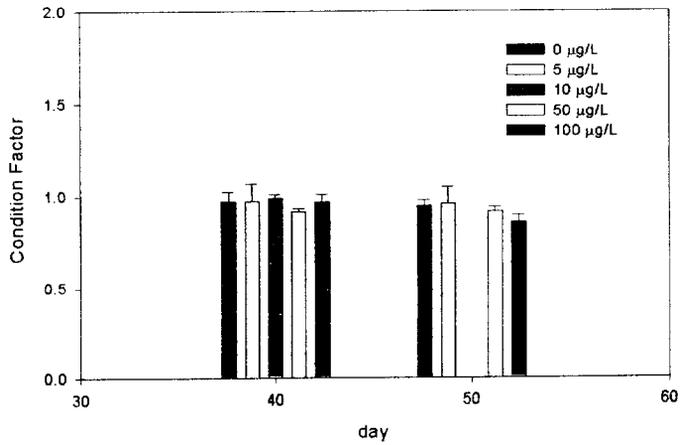


Fig. 4. Daily variation of CF of *Paralichthys olivaceus* at during 20 days. Vertical bars indicate standard error. Not detect depuration 50 day cadmium 10 µg/L concentration.

## 2. 기관별에 따른 카드뮴의 축적

### 1) 아가미

아가미에서 30일째 대조군 평균값 2.58  $\mu\text{g/g}$ 인 반면에 농도구 100  $\mu\text{g/L}$ 에서는 평균값 20.65  $\mu\text{g/g}$ 으로 가장 높게 측정되었다. 30일동안의 축적 실험에서 농도구 5, 10  $\mu\text{g/L}$ 에서 약간의 변동상태가 나타나지만 대조군과 유의적인 차이가 없었고, 농도구 50  $\mu\text{g/L}$ 에서 대조군과 비교했을 때 20일째부터, 농도구 100  $\mu\text{g/L}$ 에서는 10일째부터 유의성이 나타나기 시작한다 (Fig. 5).

농도구 100  $\mu\text{g/L}$ 에서는 노출 20일까지 축적의 양이 증가하다가 노출 20일 이 후에는 완만한 축적 상태가 나타난다. 농도구 50  $\mu\text{g/L}$ 와 비슷한 축적 상태를 가지고 노출 10일째부터 다른 농도구와 유의적인 차이를 보인다. 농도구 50  $\mu\text{g/L}$ 에서는 농도구 10  $\mu\text{g/L}$  이하와 비교하였을 때, 노출 10일째에는 유의적인 차이가 나타나지 않고 노출 20일부터 유의적인 차이가 나타난다. 그리고 노출 10일과 20일 사이에서 축적이 많이 이루어진다. 농도구 5, 10  $\mu\text{g/L}$ 에서는 대조군과 비교하여 유의적인 차이가 나타나지 않고 있다. 아가미에서 노출 농도 50  $\mu\text{g/L}$ 이상일 때 대조군과 유의성있게 축적됨을 알 수 있다. ( $P < 0.05$ ).

### 2) 신장

신장에서는 대조군 평균값 1.75  $\mu\text{g/g}$  일 때 농도구 100  $\mu\text{g/L}$ 에서의 가장 높은 평균값 6.69  $\mu\text{g/g}$ 으로 나타난다. 대조군과 비교하였을 때 노출 농도 5  $\mu\text{g/L}$  이상에서 유의적인 차이가 나타난다 (Fig. 6).

농도구 100  $\mu\text{g/L}$ 에서는 노출 10일까지 축적량이 많이 이루어지다가 노출 20일까지 완만한 상태가 나타난다. 그리고 노출 20일 이후로 30일까지 축적이 약간 변동이 있으나 유지된다. 대조군과 다른 농도구와 비교하여 유의적인 차이를 보여주고 있다. 농도구 5,

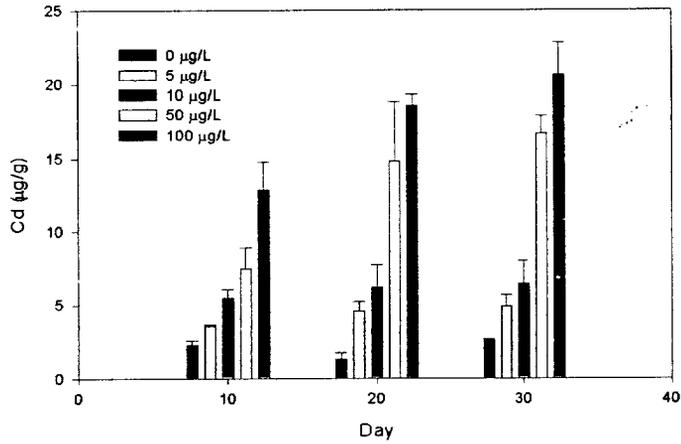


Fig. 5. Daily variation of cadmium concentration in gill of *Paralichthys olivaceus* at sub-lethal cadmium exposed for 30 days.

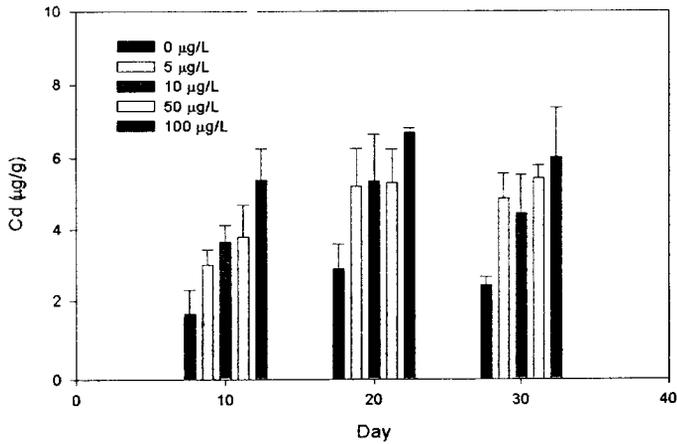


Fig. 6. Daily variation of cadmium concentration in kidney of *Paralichthys olivaceus* at sub-lethal cadmium exposed for 30 days.

10, 50  $\mu\text{g/L}$ 는 축적이 비슷하게 나타나고 노출 20일까지 축적이 급격히 이루어진다. 그리고 30일에는 완만하거나 농도구 10  $\mu\text{g/L}$ 에서는 축적이 감소한다. 이러한 노출 농도에서는 대조군과 비교하여 노출 10일부터 유의적인 차이를 보인다. 신장에서는 농도구 5  $\mu\text{g/L}$ 이상에서 대조군과 유의성있게 축적되고 있다.

### 3) 간

간에서는 대조군 평균값 3.13  $\mu\text{g/g}$ 일 때 30일째 농도구 100  $\mu\text{g/L}$ 에서의 평균값 20.94  $\mu\text{g/L}$ 으로 가장 높게 나타난다. 농도구 50  $\mu\text{g/L}$ 에서는 30일째 평균값이 10.09  $\mu\text{g/L}$ 로써 농도구 100  $\mu\text{g/L}$ 에 비해 약 절반에 해당된다. 농도구 5, 10  $\mu\text{g/L}$ 은 30일째 그 평균값이 각각 2.85, 4.73  $\mu\text{g/g}$ 으로 나타나 대조군과 유의적인 차이가 나타나지 않았다 (Fig. 7).

농도구 100  $\mu\text{g/L}$ 에서 노출 10일까지는 축적의 유의성이 발견되지 않다가 노출 20일부터 다른 노출 농도와 유의적인 차이를 보이고 있다. 노출 10일에서 20일까지 축적이 급격히 이루어지고 30일까지는 완만하게 축적되고 있다. 농도구 50  $\mu\text{g/L}$ 에서는 노출 20일째부터 노출 농도 5, 10  $\mu\text{g/L}$ 과 유의적인 차이가 나타나지만 축적은 20일부터 30일 사이에서 가장 많이 이루어진다. 그러나 농도구 100  $\mu\text{g/L}$ 보다는 축적의 상태가 완만하다. 농도구 5, 10  $\mu\text{g/L}$ 는 비슷한 축적 양상을 나타내고 있지만 대조군과 유의적인 차이가 나타나지 않는다. 간에서는 노출 농도 50  $\mu\text{g/L}$ 이상일 때 노출 20일부터 축적이 대조군과 다른 노출 농도와 비교하여 유의성있게 축적된다.

### 4) 창자

창자에서는 노출 30일째 대조군 평균값 4.90  $\mu\text{g/g}$  일 때 농도구 100  $\mu\text{g/L}$ 에서는 그 평균값이 23.7  $\mu\text{g/g}$ 으로 가장 높게 나타난다. 농도구 5, 10, 50  $\mu\text{g/L}$ 에서 노출 30일째 평균값은 각각 3.81, 4.85, 16.56  $\mu\text{g/g}$ 으로 나타나고, 대조군과 비교하여 농도구 5, 10  $\mu\text{g/L}$

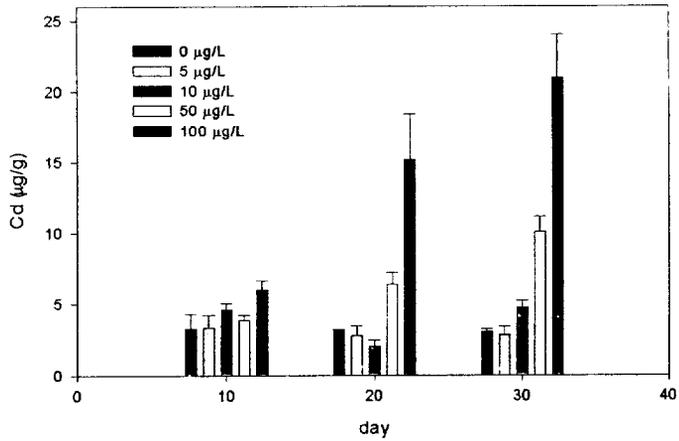


Fig. 7. Daily variation of cadmium concentration in liver of *Paralichthys olivaceus* at sub-lethal cadmium exposed for 30 days.

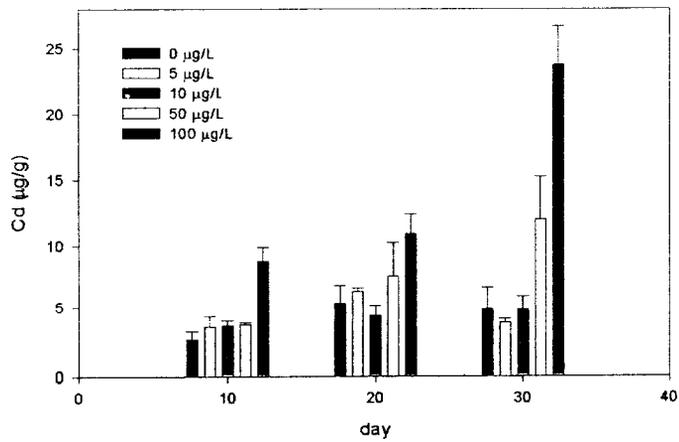


Fig. 8. Daily variation of cadmium concentration in intestine of *Paralichthys olivaceus* at sub-lethal cadmium exposed for 30 days.

에서는 유의적인 차이가 나타나지 않았고, 노출 농도 50  $\mu\text{g/L}$  이상에서 유의적인 차이가 나타나고 있다 (Fig. 8).

농도구 100  $\mu\text{g/L}$ 에서 노출 10일부터 대조군과 다른 노출 농도와 유의적인 차이가 나타난다. 노출 10일까지는 축적량이 높고 10일과 20일 사이는 완만한 상태가 나타나다가 20일과 30일사이에서 급격한 축적을 보인다. 농도구 50  $\mu\text{g/L}$ 는 노출 20일까지는 대조군과 유의적인 차이가 없다가 20일 이후로 급격한 축적을 보인다. 농도구 5, 10  $\mu\text{g/L}$ 에는 대조군과 비교하여 유의적인 차이가 나타나지 않는다. 창자에서는 노출 10일부터 농도구 100  $\mu\text{g/L}$ 에서 유의적인 차이를 보이고 농도구 50  $\mu\text{g/L}$ 에서는 노출 20일 이후로 유의적인 차이를 보이고 있다.

#### 5) 근육

근육에서 노출 30일째 대조군 평균값 0.38  $\mu\text{g/g}$ 일 때 농도구 5, 10, 50, 100  $\mu\text{g/L}$ 에서는 그 평균값이 각각 0.37, 0.43, 0.56, 0.54  $\mu\text{g/g}$ 으로 나타난다. 대조군과 비교하여 그 값의 변동이 있으나 농도구 100  $\mu\text{g/L}$ 에서만 약간의 변동이 나타난다. 그러나 근육에서 노출 20일째에는 대조군 평균값이 0.34  $\mu\text{g/g}$ 인 반면에 농도구에 따라 그 평균값이 각각 0.435, 0.54, 0.641, 0.98  $\mu\text{g/g}$ 으로 비교적 유의적으로 나타나고 있다 (Fig. 9).

각 노출 농도에서의 카드뮴의 축적 변화는 대조군과 비교하여 유의적인 차이가 없지만, 각 농도구에서 노출 20일 째 가장 많이 축적되면서 유의성을 나타낸다. 그리고 농도구 100  $\mu\text{g/L}$ 에서 다른 농도구와 비교하여 볼 때 유의적인 차이가 나타난다. 각 농도구의 축적 양상은 비슷한 경향을 나타내면서 노출 20일 이후 변동되기 시작한다. 농도구 100  $\mu\text{g/L}$ 에서는 노출 10일 이후로 축적되는 양상이 다른 농도구와 유의적인 차이가 나타난다. 노출 30일째에서는 모든 농도구에서 대조군과 유의적인 차이가 나타나지 않는다. 근육에서는 노출 20일째 가장 많이 축적되지만 대조군과 비교하여 유의적인 차이가 없었다.

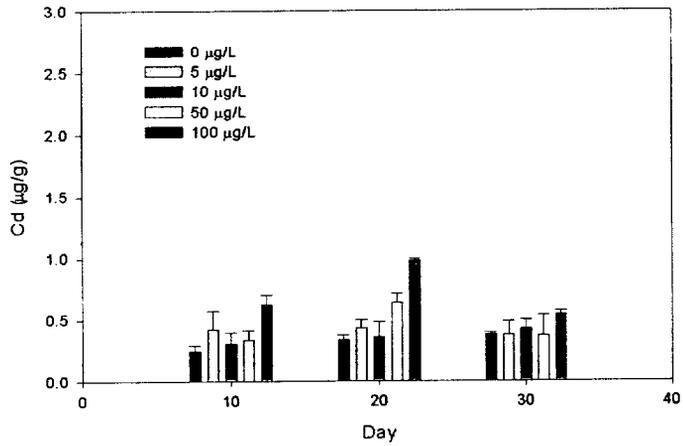


Fig. 9. Daily variation of cadmium concentration in muscle of *Paralichthys olivaceus* at sub-lethal cadmium exposed for 30 days.

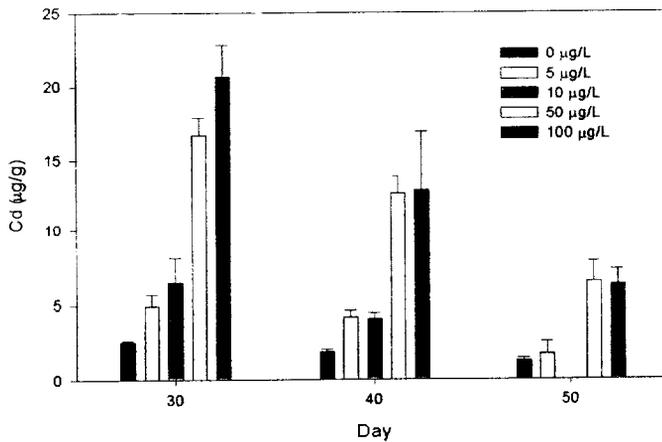


Fig. 10. Daily variation of cadmium concentration in gill of *Paralichthys olivaceus* at sub-lethal cadmium unexposed for 20 days. Not detect depuration 50 day cadmium 10 µg/L concentration.

### 3. 기관에 따른 카드뮴의 배출

#### 1) 아가미

아가미에서의 카드뮴의 배출은 노출 30일의 축적 이후로 감소되는 경향을 나타내고 있다. 대조구의 50일째 평균값이  $1.30 \mu\text{g/g}$ 으로 나타날 때 농도구  $100 \mu\text{g/L}$ 에서는  $6.29 \mu\text{g/g}$ 으로 나타난다. 이것은 노출 30일째의 농도구  $100 \mu\text{g/L}$ 에서  $20.65 \mu\text{g/g}$ 의 축적량에서 감소됨을 알 수 있다 (Fig. 10). 노출 30일째 카드뮴 함량을 기준으로 농도구  $100 \mu\text{g/L}$ 에서 40일에는 카드뮴이 32%, 50일에는 70%가 배출된 것으로 나타난다.

30일과 40일 사이에서 농도구  $100 \mu\text{g/L}$ 에서는 완만한 형태로 배출되다가 40일과 50일 사이에서는 급격한 배출이 이루어진다. 농도구  $50 \mu\text{g/L}$ 에서는 배출이 서서히 이루어지고 있다. 배출 50일에서는 농도구  $50, 100 \mu\text{g/L}$ 에서 각각  $6.45, 6.298 \mu\text{g/g}$ 으로써 그 평균값이 비슷해진다. 40일째의 배출된 카드뮴의 축적량은 노출 30일째와 비교하여 볼 때 노출 농도  $50 \mu\text{g/L}$ 이상에서 배출되는 유의적인 차이가 나타나지만 그 이하의 노출 농도에서는 대조군과 비교하여 볼 때 유의적인 차이가 나타나지 않는다.

#### 2) 신장

신장에서는 배출 50일에는 농도구  $100 \mu\text{g/L}$ 에서 배출된 카드뮴의 평균값이  $5.57 \mu\text{g/g}$ 으로 노출 30일의 카드뮴의 축적 평균값  $6.02 \mu\text{g/g}$ 에서 감소됨을 알 수 있다. 농도구  $50 \mu\text{g/L}$ 에서도 노출 30일의  $5.44 \mu\text{g/g}$ 의 평균값에서 40일의  $5.28 \mu\text{g/g}$ 으로 감소됨을 알 수 있다.  $10 \mu\text{g/L}$ 이하의 노출 농도에서도 노출 30일 이후로 배출된다 (Fig. 11). 노출 30일을 기준으로 농도구  $100 \mu\text{g/L}$ 에서 40일에는 7%, 50일에는 21.6%로 배출된다.

농도구  $100 \mu\text{g/L}$ 에서 배출은 서서히 이루어지고 있고 50일에는 농도구  $50 \mu\text{g/L}$ 보다 더 많이 배출된 상태로 나타난다. 농도구  $50 \mu\text{g/L}$ 도 농도구  $100 \mu\text{g/L}$ 와 마찬가지로 배출이 서서히 이루어지고 있다. 대조군과 비교하여 농도구  $5 \mu\text{g/L}$ 에서 가장 유의적으로 배

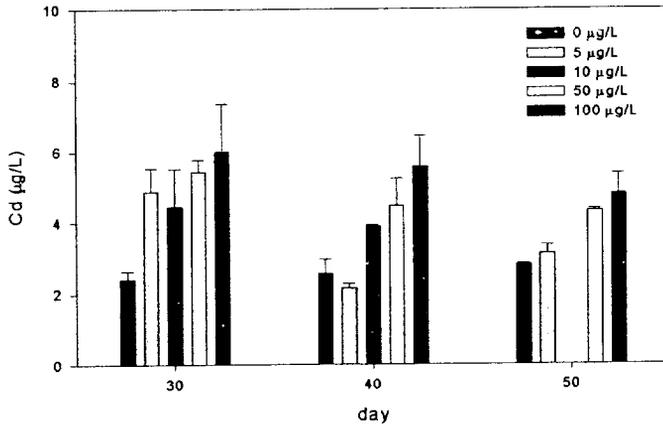


Fig. 11. Daily variation of cadmium concentration in kidney of *Paralichthys olivaceus* at sub-lethal cadmium unexposed for 20 days. Not detect depuration 50 day cadmium 10 µg/L concentration.

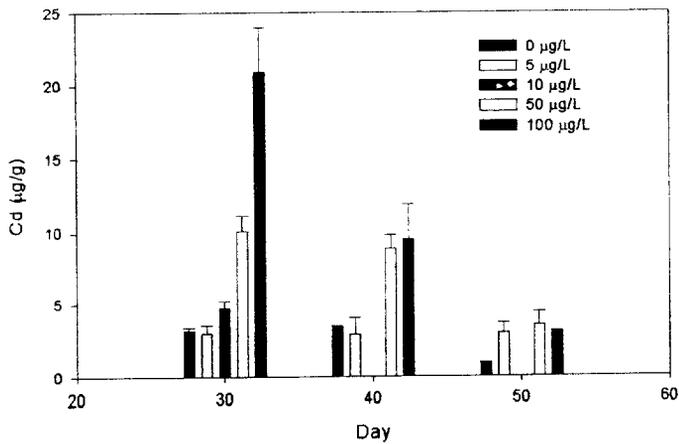


Fig. 12. Daily variation of cadmium concentration in liver of *Paralichthys olivaceus* at sub-lethal cadmium unexposed for 20 days. Not detect depuration 40, 50 day cadmium 10 µg/L concentration.

출되며 40일째에서 가장 낮은 카드뮴 평균값을 나타낸다. 그리고 40일 이후로는 약간 축적되고 있다. 노출 농도 10  $\mu\text{g/L}$  이상에서 농도구 5  $\mu\text{g/L}$ 와 비교하여 유의적인 배출이 되지 않고 있으며, 농도구 50  $\mu\text{g/L}$ 와 100  $\mu\text{g/L}$ 에서 비슷한 배출 양상을 보여준다. 신장에서는 모든 농도 구간에서 배출되는 경향이 있음을 알 수 있다.

### 3) 간

간에서 30일째 노출이후 40일째에는 농도구 100  $\mu\text{g/L}$ 에서 9.54  $\mu\text{g/g}$ 으로 감소되고 있다. 농도구 50  $\mu\text{g/L}$ 에서는 40일째 8.89  $\mu\text{g/g}$ 으로 감소되어 나타나고 50일째에는 3.41  $\mu\text{g/g}$ 으로 농도구 100  $\mu\text{g/L}$ 의 50일째 2.885  $\mu\text{g/g}$ 과 유사한 평균값이 나타난다. 농도구 5, 10  $\mu\text{g/L}$ 는 대조군과 비교하여 유의적인 차이가 나타나지 않는다 (Fig. 12). 노출 30일을 기준으로 농도구 100  $\mu\text{g/L}$ 에서 40일에는 54.4%, 50일에는 86%가 배출된다.

농도구 100  $\mu\text{g/L}$ 에서 30일 이후 급격한 배출이 40일까지 진행되고 있고 50일까지는 다소 완만한 배출 상태가 나타난다. 농도구 50  $\mu\text{g/L}$ 에서도 대조군과 비교하여 유의적인 배출이 보여지고 있으나 완만한 상태이고 50일째에는 대조군의 평균값과 비슷한 카드뮴의 함량을 볼 수 있다. 농도구 5, 10  $\mu\text{g/L}$ 에서는 대조군과의 유의적인 차이가 나타나지 않는다. 간에서는 노출 농도 50  $\mu\text{g/L}$  이상에서 대조군과 비교하여 유의적인 배출 상태를 나타내고 있다.

### 4) 창자

창자에서는 배출 40일에 농도구 100  $\mu\text{g/L}$ 에서 5.68  $\mu\text{g/g}$ 으로 나타나 노출 30일의 23.7  $\mu\text{g/g}$ 의 평균값에서 많이 감소된 것으로 나타난다. 농도구 50  $\mu\text{g/L}$ 에서도 노출 30일의 16.56  $\mu\text{g/g}$ 에서 40일의 6.73  $\mu\text{g/g}$ 으로 나타나서 유의적으로 배출됨을 알 수 있다. 농도구 5, 10  $\mu\text{g/L}$ 에서는 대조군과 비교하여 유의한 배출이 나타나지 않았다 (Fig. 13). 노출 30

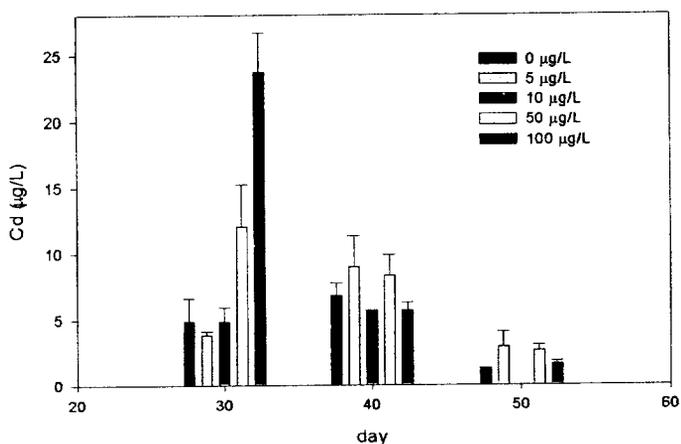


Fig. 13. Daily variation of cadmium concentration in intestine of *Paralichthys olivaceus* at sub-lethal cadmium unexposed for 20 days. Not detect depuration 50 day cadmium 10 µg/L concentration.

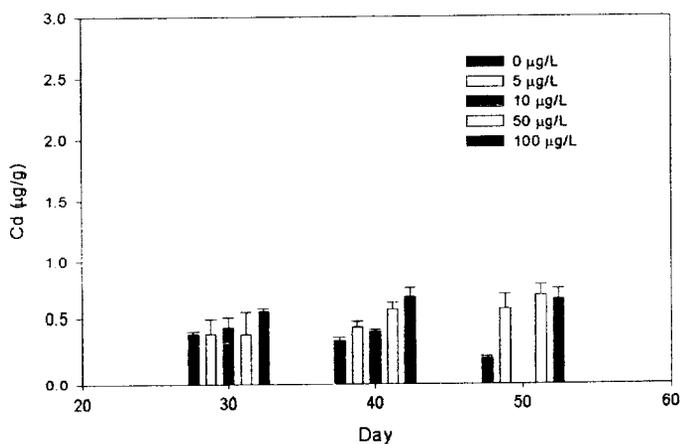


Fig. 14. Daily variation of cadmium concentration in muscle of *Paralichthys olivaceus* at sub-lethal cadmium unexposed for 20 days. Not detect depuration 50 day cadmium 10 µg/L concentration.

일을 기준으로 농도구 100  $\mu\text{g/L}$ 에서 40일에는 76%, 50일에는 91.5%로 배출된다.

농도구 100  $\mu\text{g/L}$ 에서 30일과 40일 사이에 급격한 배출이 나타나며 이후로 완만한 배출이 이루어지고 있다. 40일 이후로 대조군과 다른 농도구와의 유의적인 차이가 나타나지 않는다. 농도구 50  $\mu\text{g/L}$ 이상에서 노출 30일 이후 지속적인 배출 상태가 나타나고 40일에서 유의적인 차이가 나타나지 않고 있다. 노출 농도 10  $\mu\text{g/L}$ 이하에서는 대조군과 유의적인 차이가 나타나지 않았다. 창자에서는 노출 농도 50  $\mu\text{g/L}$ 이상에서 배출되는 유의성이 나타난다.

#### 5) 근육

근육에서는 모든 농도구에서 노출 30일 이후 대조군과 비교하여 유의적인 차이가 나타나지 않았다. 농도구 50  $\mu\text{g/L}$ 이상에서 약간씩 변동되는 상태를 나타내고 있고 노출 농도 10  $\mu\text{g/L}$ 이하에서는 대조군과 유의적인 차이가 나타나지 않는다. 전체적인 근육의 배출은 대조군과 유의성이 없기에 노출 30일 이후에 배출되는 상태를 가지지 못하고 있다 (Fig. 14). 근육에서는 노출 20일을 기준으로 농도구 100  $\mu\text{g/L}$ 에서 40일에는 30%, 50일에는 32.7%로 배출된다. 농도구 100  $\mu\text{g/L}$ 에서는 노출 30일의 축적에서 배출되는 상태는 대조군과 비교하여 가지지 못하고 있고 도리어 조금 축적되는 상태이다. 농도구 50  $\mu\text{g/L}$ 에서도 노출 30일의 축적 후에 배출되지 않고 약간 축적된다. 노출 농도 10  $\mu\text{g/L}$  이하에서 대조군과 비교하여 배출되는 유의적인 차이가 나타나지 않는다.

#### 4. 농도에 따른 카드뮴의 평균 축적

각 노출 농도에서 가장 많이 축적되는 기관은 아가미와 창자로 나타난다. 농도구 5  $\mu\text{g/L}$ 에서 30일 동안 아가미의 평균 축적량이 4.40  $\mu\text{g/g}$ 으로 나타나면서 지속적인 증가에 의해 농도구 100  $\mu\text{g/L}$ 에서는 평균 축적량이 17.36  $\mu\text{g/g}$ 로 나타난다. 창자에서는 농도구 5  $\mu\text{g/L}$ 에서 30일 동안 4.55  $\mu\text{g/g}$ 의 평균 축적량이 나타난다. 아가미와 마찬가지로 지속적인 증가에 의해 농도구 100  $\mu\text{g/L}$ 에서는 평균 축적량이 14.48  $\mu\text{g/g}$ 으로 나타난다. 간에서는 아가미와 창자보다는 적게 축적되는 경향을 보여주고, 농도구 5  $\mu\text{g/L}$ 에서 평균 축적량이 30일 동안 2.99  $\mu\text{g/g}$ , 농도구 100  $\mu\text{g/L}$ 에서는 평균 축적량이 14.04  $\mu\text{g/g}$ 으로 나타나 농도 구배에 따른 지속적인 증가를 보여준다. 신장에서도 평균 축적량이 지속적인 증가를 가져와 농도구 5  $\mu\text{g/L}$ 에서는 30일 동안 4.31  $\mu\text{g/g}$ , 농도구 100  $\mu\text{g/L}$ 에서는 6.01  $\mu\text{g/g}$ 으로 평균 축적됨을 알 수 있다. 그러나 그 축적되는 양상은 아가미, 창자, 간보다는 적게 나타난다. 근육에서는 다른 기관과는 유의적인 차이가 나타나고 농도구 5  $\mu\text{g/L}$ 에서의 30일 동안 평균 축적량 0.40  $\mu\text{g/g}$ , 농도구 100  $\mu\text{g/L}$ 에서는 0.72  $\mu\text{g/g}$ 의 평균 축적량이 나타나서 그 변동량이 크지 않다 (Fig. 15).

농도구 5  $\mu\text{g/L}$ 에서는 창자가 가장 많이 축적됨을 알 수 있고 아가미와 신장, 간의 순서로 축적된다. 농도구 10, 50, 100  $\mu\text{g/L}$ 에서는 아가미가 가장 많이 축적되고 창자, 간, 신장의 순서로 축적된다. 각 농도구에서 근육을 제외한 다른 기관과의 유의성은 발견되지 않았고 근육과의 유의적인 차이가 나타나고 있다. 전체적인 평균 축적의 순서는 아가미 > 창 > 간 > 신장 > 근육으로 나타난다.

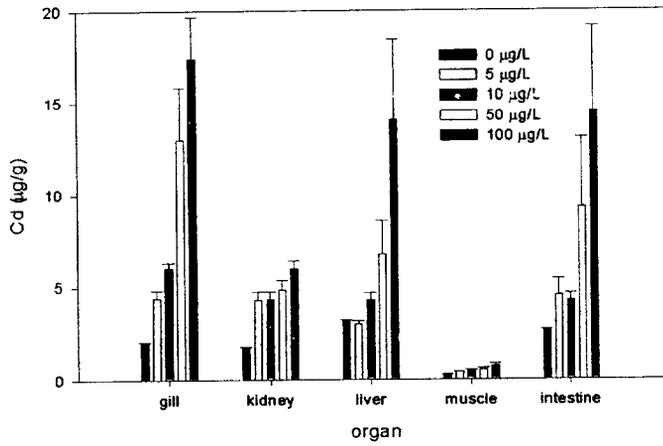


Fig. 15. Accumulation of cadmium in five organs of *Paralichthys olivaceus* during 30 days. Vertical bars indicate standard error.

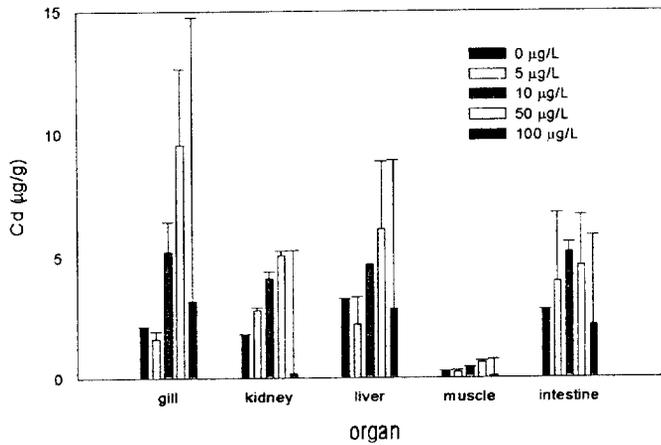


Fig. 16. Depuration of cadmium in five organs of *Paralichthys olivaceus* during 20 days. Vertical bars indicate standard error.

## 5. 농도에 따른 카드뮴 평균 배출

20일 동안 가장 많이 배출되는 기관은 창자로써 30일 동안 농도구 100  $\mu\text{g/L}$ 의 평균 축적 23.7  $\mu\text{g/g}$ 에서 40일에는 5.68  $\mu\text{g/g}$ , 50일에는 2.02  $\mu\text{g/g}$ 으로 나타난다. 각각 76, 92% 정도의 배출을 나타내고 있다. 다음으로는 간으로써, 농도구 100  $\mu\text{g/L}$ , 30일 노출 기간동안 평균 축적이 20.94  $\mu\text{g/g}$ 인 반면에 40일의 배출 기간에서는 9.54  $\mu\text{g/g}$ , 50일의 배출 기간에서는 2.885  $\mu\text{g/g}$ 으로 나타나 각각 46, 86.2%를 나타내고 있다. 아가미에서는 농도구 100  $\mu\text{g/L}$ 에서 30일 노출 기간의 평균 축적 20.65  $\mu\text{g/g}$ 에서 40일에는 17.0  $\mu\text{g/g}$ , 50일에는 6.298  $\mu\text{g/g}$ 으로 나타나, 18, 70%의 배출 상태를 나타내고 있다. 신장과 근육은 노출 20일에 가장 높은 카드뮴 함량을 나타내고 있는데, 신장에서 20일의 노출 기간동안 농도구 100  $\mu\text{g/L}$ 에서의 평균 축적량이 6.69  $\mu\text{g/g}$ 에서 배출되는 40일에는 5.57  $\mu\text{g/g}$ , 50일에는 4.66  $\mu\text{g/g}$ 으로 각각 배출되는 정도가 17, 30.3%를 나타내고 있다. 근육은 농도구 100  $\mu\text{g/L}$ 에서 노출 20일의 평균 축적량이 0.98  $\mu\text{g/g}$ 에서 배출되는 40일에는 0.68  $\mu\text{g/g}$ , 50일에는 0.66  $\mu\text{g/g}$ 으로 각각 배출되는 정도가 31, 33%로 나타난다. 하지만 근육에서는 대조군과의 배출되는 유의적 차이를 나타내지 못하고 있다 (Fig. 16).

노출 30일 후 배출되는 20일 동안 가장 많이 배출되는 기관의 순서는 창자> 간> 아가미> 신장> 근육의 순으로 나타난다. 창자와 간은 배출되는 50일에서 대조군의 카드뮴 함량보다 더 낮아지고 있고, 아가미와 신장은 계속적인 배출 상태가 나타나고 있다. 근육은 다른 기관과의 유의적인 차이를 나타내며 배출되는 유의적 차이가 나타나고 있지 않다.

## 6. 카드뮴 노출에 따른 구리 농도의 변화

넙치의 간에서 카드뮴 노출에 따른 구리 농도의 변화는 카드뮴 노출 30일째에 노출농도 100 $\mu\text{g/L}$ 에서 42.6 $\mu\text{g/g}$ 으로 가장 높은 농도를 나타내었다 (Fig. 7). 대조군은 21.9~23.4  $\mu\text{g/g}$ 의 범위로 가장 낮게 나타났으며, 전체적으로 카드뮴의 노출농도와 기간이 높아짐에 따라 구리의 농도가 높아지는 결과를 나타내었다. 전체적인 양상은 카드뮴의 축적과 거의 비슷한 양상을 띠고 있지만, 노출 20일째에는 그 양이 약간 감소하는 경향을 나타내고 있다. 노출 30일째에는 카드뮴의 농도 구배에 따라 구리의 축적양상이 달라졌음을 알 수가 있다.

카드뮴 노출 후 20일간의 변화는 간에서 나타나는 카드뮴의 배출과는 비슷한 양상으로 감소를 하지만, 배출 10일째 (실험 40일째)에 급격하게 감소를 나타내 대조군과 비슷한 농도를 나타내는 카드뮴과는 달리 구리는 노출농도 50 $\mu\text{g/L}$ 과 100 $\mu\text{g/L}$ 에서도 배출 20일째에도 대조군보다 높은 27.9~28.0 $\mu\text{g/g}$ 으로 나타났다 (Fig. 17). 각 카드뮴 노출농도 구배에 따라서는 노출농도 100 $\mu\text{g/L}$ 에서 배출 10일째 급격한 감소를 나타내어 노출농도 50 $\mu\text{g/L}$ 보다 낮은 값을 나타내었으며, 배출 20일째에는 50 $\mu\text{g/L}$ 과 100 $\mu\text{g/L}$ 에서 비슷한 값을 나타내었다.

카드뮴 노출에 따른 구리 농도변화의 상관관계에서는 상관계수 ( $r$ )가 0.8620으로 매우 높은 양의 상관관계를 나타내었으며, 관계식은  $\text{Cu} = 1.4102\text{Cd} + 21.3053$  이었다 (Fig. 18). 또한, 각 노출 농도 구배에 따른 상관관계값이 0.7928, 0.7969, 0.8501, 0.8701로 나타나 카드뮴의 노출농도가 증가하면 증가할수록 카드뮴의 축적과 구리의 축적과는 높은 유의성 ( $P < 0.01$ )을 나타냈다 (Fig. 19).

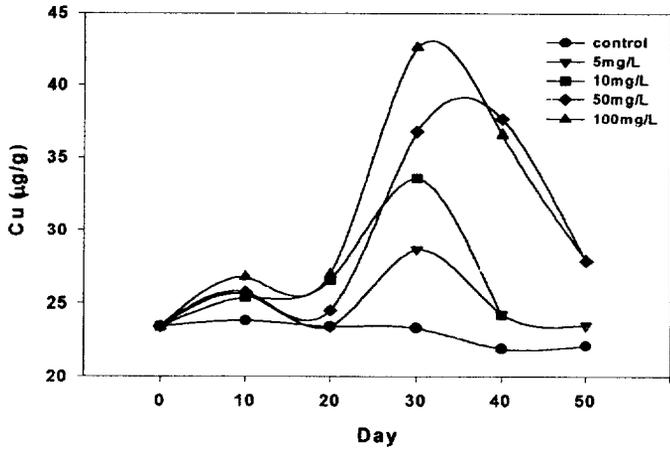


Fig. 17. Daily variation of Cu concentration in liver of *Paralichthys olivaceus* at sub-lethal cadmium exposure.

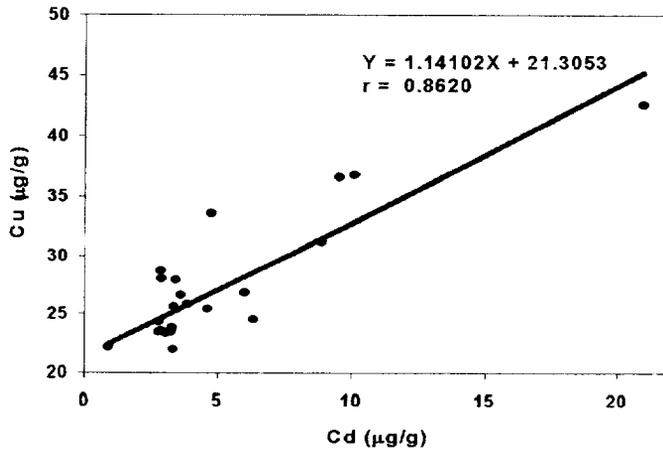


Fig. 18. Relationship between Cd and Cu concentration in liver of *Paralichthys olivaceus* reflecting significant ( $p < 0.01$ ).

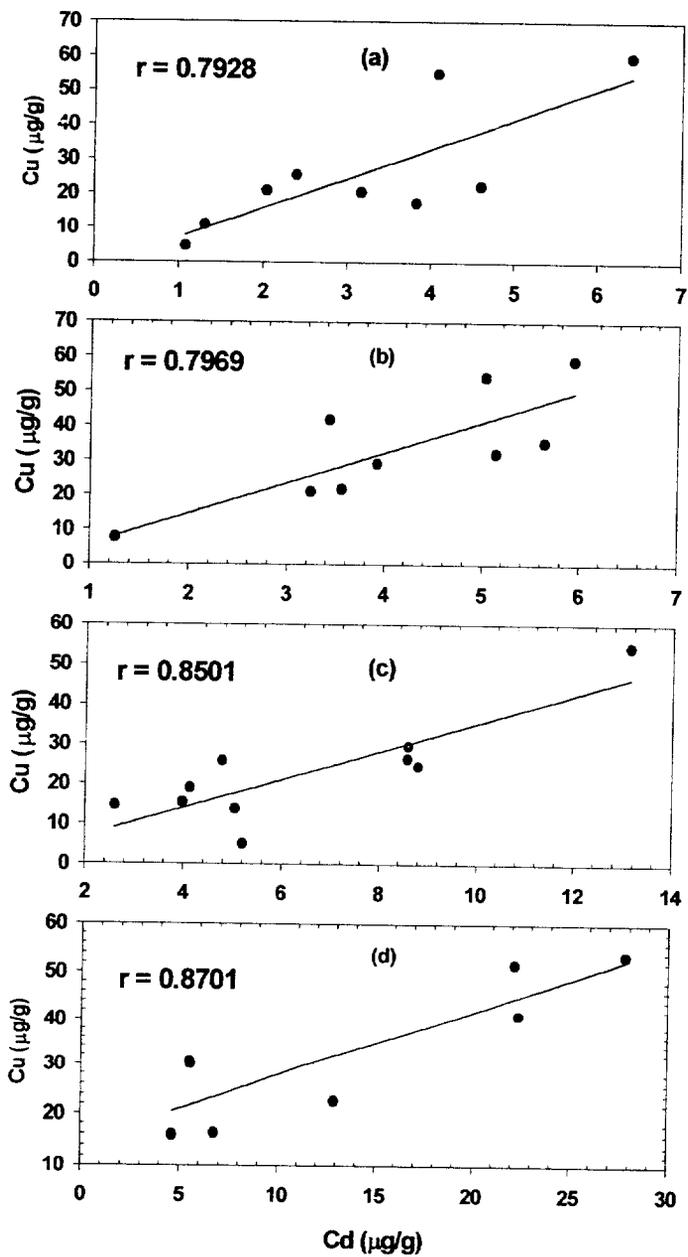


Fig. 19. Relationship between Cd and Cu concentration at exposed level in liver of *Paralichthys olivaceus* reflecting significant ( $p < 0.01$ ). (a: 5  $\mu\text{g/L}$ , b: 10  $\mu\text{g/L}$ , c: 50  $\mu\text{g/L}$ , d: 100  $\mu\text{g/L}$ )

## IV. 고 찰

### 1. 넙치에서의 카드뮴 축적

어류 조직에서의 중금속 축적은 온도, 어류 연령, 다른 금속과의 관계, 수중의 화학성분과 어류의 대사 활성과 같은 다른 요인과 마찬가지로 노출된 양과 시간에 의존하게 된다 (Pagenkopf, 1983; Heath, 1987; Goyer, 1991). 일반적으로 수중 생물체에서의 금속 흡수는 두 가지 경로를 가진다. 용존 상태에서의 아가미 흡수, 먹이나 저니와 같은 물질을 소화시키는 것을 포함하는 경우이다 (Leland and Kuwabara, 1985).

본 실험에서 아가미의 축적은 노출 30일째 대조군이  $2.58 \mu\text{g/g}$ 으로 나타났었고, 농도구  $100 \mu\text{g/L}$ 에서 가장 높은  $20.65 \mu\text{g/g}$ 로 나타나 시간과 농도에 따라 축적됨을 알 수 있었다. Shu et al. (2000)에 의한 실험에서도 금붕어 (*Carassius auratus*)에 카드뮴을 노출시키면 아가미에 축적되는 카드뮴이 노출 10일 동안 농도구 0 에서  $3.281 \mu\text{mol/L}$  사이에서 축적이 증가됨으로써 시간과 농도에 따라서 축적되는 것과 부합되고 있었다. 이는 아가미가 외부 환경과의 직접적인 접촉을 가지고 있으며 어류에서의 아가미가 물 속에 용존된 카드뮴과 결합할 가능성이 가장 높기 때문이라고 여겨진다. 카드뮴 흡수는 아가미에서 갈습 통로를 통한 수동성 확산의 결과로써 이루어진다고 보고하고 있다 (Verbost et al., 1989). 아가미에서의 카드뮴 농도는 흡수 경로에 따라 달라지는데, 해수에 노출된 카드뮴 노출이 먹이에 노출된 것보다 더 높게 나타난다 (Kumada et al., 1980; Harrison and Klaverkamp, 1989; Handy, 1992 a, b). 즉 아가미에서의 먹이를 통한 카드뮴 축적은  $2.2 \text{ mg/kg}$ , 물에 노출된 카드뮴 축적은  $75 \text{ mg/kg}$ 으로 나타난 Kraal et al. (1995) 등의 잉어 축적 실험에서 알 수 있다. 이러한 사실로부터 본 실험에서의 아가미에 대한 카드뮴의 축적은 다른 기관보다 더 빨리 흡수, 축적된다고 판단되고, 본 연구에서의 노출 농도가  $50 \mu\text{g/L}$ 이상일 때 축적이 이루어진다고 여겨진다.

신장에서 카드뮴 축적은 본 실험에서 대조군에서 노출 20일째 1.75  $\mu\text{g/g}$ , 농도구 100  $\mu\text{g/L}$ 에서 6.69  $\mu\text{g/g}$ 으로 나타났었고, 노출 30일째에는 카드뮴의 양이 약간 변동되고 있었지만 축적의 양상을 띄고 있었다. Yang and Chen (1996)의 실험에서 일본산 뱀장어 (*Anguilla japonica*)에서는 카드뮴 노출 28일 동안 지속적인 증가를 보여주고 있었고, Kraal et al. (1995)의 실험에서도 잉어의 신장에서도 카드뮴 농도와 시간에 따라서 계속 증가 추세를 나타내고 있었다. 본 실험에서 신장은 가장 낮은 노출 농도인 5  $\mu\text{g/L}$ 에서부터 축적이 이루어지기 때문에 카드뮴에 있어서 가장 민감한 기관이라고 생각되고, 카드뮴에 대해서 변동량이 많다고 여겨진다.

간에서는 노출 30일째 대조군에서 3.13  $\mu\text{g/g}$ , 농도구 100  $\mu\text{g/L}$ 에서 20.94  $\mu\text{g/g}$ 으로 나타났고, 노출 기간동안 농도구 50  $\mu\text{g/L}$ 에서 지속적인 축적이 이루어지고 있었다. Hawkins et al. (1980)에 의해서 해수 어종에서는 주로 간에서 축적이 이루어진다고 보고하고 있었고, 본 실험에서도 간에서 축적 상태가 잘 이루어지고 있었다. Kraal et al. (1995)의 실험에서는 담수 어종인 잉어에서 간의 카드뮴 축적이 다른 기관보다는 덜 축적되는 것으로 보고하고 있었지만, 본 실험에서는 간의 축적이 아가미와 더불어 축적이 많은 것으로 나타난다. 이는 해수중의 카드뮴이 아가미를 통해서 어체에 들어올 때 해독 기능을 가지고 있는 간에서 많은 양으로 축적되는 것을 보았을 때 간 효소들의 영향을 연구할 필요가 있을 것이다. 간도 아가미와 더불어 노출 농도 50  $\mu\text{g/L}$ 이상에서 축적이 이루어진다고 판단된다.

창자에서는 대조군이 노출 30일째 카드뮴 농도 4.90  $\mu\text{g/g}$ , 농도구 100  $\mu\text{g/L}$ 에서 23.7  $\mu\text{g/g}$ 으로 나타났었고 노출 20일 이후로 급격한 축적을 보여주고 있다. 잉어를 카드뮴에 오염된 물에 노출시키면 장에서 가장 높은 축적을 가진다 (Kraal et al. 1995). 이것은 잉어에서 장의 기능이 카드뮴을 침착시키거나 장에서 담즙에 의해 배출될 수 있다고 밝히고 있었다. 본 실험에서도 장에서 다른 기관과 비교하여 볼 때 노출 30일에 가장 높은 카드

몸 농도를 나타내고 있었고, 축적되는 양상도 매우 빠른 편으로 나타나, 해수 중의 카드뮴이 아가미에서의 호흡의 의한 흡수뿐만 아니라 창자로의 직접적인 흡수가 있을 것으로 판단된다. 그리고 창자에서의 카드뮴 침착이 노출 기간동안에는 배출되지 않고 지속적인 축적이 이루어지고 있음을 알 수 있다. 창자도 아가미, 간과 같이 노출 농도 50  $\mu\text{g/L}$  이상에서 축적이 이루어진다고 판단된다.

근육에서는 대조군과 비교하여 그 양은 많지 않더라도 농도구 100  $\mu\text{g/L}$ 에서 약간의 차이를 보이고 있었고, 다른 노출 농도에서는 유의적 차이가 나타나지 않았다. 신장과 마찬가지로 노출 20일에 가장 높은 카드뮴 함량을 보이고 있었지만, 노출 30일에는 변동되는 양상으로 나타나고 있었다. 이는 Kraal et al. (1995)의 보고에서 잉어 근육에서의 카드뮴 축적이 지속적으로 이루어지고 있다는 것과 일치하지 않고 있었다. Yang and Chen (1996)의 보고는 노출 농도 50  $\mu\text{g/L}$ 에서 28일 동안 뱀장어의 근육에서 카드뮴 축적이 일정한 양으로 지속적으로 나타나고 있음을 보여주고 있었고, Kargin and Cogun (1999)의 보고에서는 노출 10일 동안 카드뮴 농도 100, 1000  $\mu\text{g/L}$ 에서 근육에 축적이 증가한다고 보고하고 있었다. 본 실험에서 가장 높은 농도구 100  $\mu\text{g/L}$ 에서의 축적되는 양상은 담수 어종에서의 근육의 축적과 비슷한 결과를 나타냈기 때문에 해수 중의 카드뮴 농도가 100  $\mu\text{g/L}$  이상이 존재할 때는 양식산 넙치에서의 피해를 고려해보아야 할 것이다. 그러나 본 실험에서의 모든 농도구에 대한 축적의 양상은 변화를 보이지 않고 있었다.

## 2. 넙치에서의 각 기관별 카드뮴 축적 비교

본 실험에서의 넙치에 있어서 각 기관별 축적 순서는 아가미 > 창자 > 간 > 신장 > 근육의 순으로 나타났다. 무기 카드뮴은 간에서 주로 축적이 이루어지는 경향이 있지만 티올(thiol)기와 복합체를 형성하는 카드뮴은 신장에서 주로 더 많이 축적된다 (Hammond and Foulkes, 1986). 그러므로 신장, 간, 아가미는 카드뮴 오염의 지표기관으로써 이용되는 카

드름 축적의 중요한 기관이다 (Thomas et al., 1985). Kargin and Cogun (1999)의 실험에서 담수 어종인 틸라피아 (*Tilapia nilotica*)에 카드뮴 농도 100  $\mu\text{g/L}$ 와 1000  $\mu\text{g/L}$ 의 두 농도로 10일 동안 축적시키고 20일 동안 배출시킨 결과에서 간은 100  $\mu\text{g/L}$ 의 농도에서  $17.69 \pm 1.15 \mu\text{g/g}$ , 아가미에서  $14.46 \pm 1.00 \mu\text{g/g}$ , 근육에서  $4.37 \pm 0.25 \mu\text{g/g}$ 의 카드뮴이 축적됨을 알 수 있다. 1000  $\mu\text{g/L}$ 에서는 간이  $32.89 \pm 1.72 \mu\text{g/g}$ , 아가미에서  $25.35 \pm 1.22 \mu\text{g/g}$ , 근육에서  $6.94 \pm 0.32 \mu\text{g/g}$ 으로 축적된다. Yang, et al. (1996)의 실험에서 50  $\mu\text{g/L}$ 의 카드뮴 농도에서 일본산 뱀장어 (*Anguilla japonica*)의 축적 순서는 신장>간>아가미>장>근육과 골격으로 나타났다. 본 실험과 비교해서 아가미보다는 신장, 간에서 더 많이 축적됨을 알 수 있다. 구피(guppies)를 이용한 실험에서는 신장과 간에서 유사한 카드뮴 농도가 나타난다 (Hatakeyama and Yasuno, 1987). 반면에 white perch, stickelback을 이용한 실험에서는 주로 간에서 축적된다 (Edgren and Notter, 1980; Woodworth and Pascoe, 1983). Christine et al. (1997)의 실험에서 카드뮴에 140일 노출시킨 잉어에서 신장은 간보다 4배, 근육보다 30배의 축적을 보였다. 잉어에서의 카드뮴 축적은 간보다 10배정도 신장에서 축적되는데 이와 유사한 것으로 먹이를 카드뮴에 오염시킨 실험의 무지개 송어와 lake whitefish에서 결과가 도출된다 (Kumada et al., 1980; Harrison and Klaverkamp, 1989; Handy, 1992 a). 이러한 결과는 5.5  $\mu\text{g/L}$ 의 카드뮴 농도에서의 무지개 송어, 60일 노출시킨 카드뮴 농도 130  $\mu\text{g/L}$ 에서의 뱀장어, 1.4  $\mu\text{g/L}$  농도에서의 잉어에서도 부합되는 것이다 (Brown et al., 1994; Gill et al., 1992; Kraal et al., 1995). 담수 경골 어류는 아가미에서 카드뮴을 흡수하여 주로 신장에서 축적시키지만 해수 경골 어류는 해수에서 카드뮴을 흡수하여 주로 간에서 축적시킨다. 본 실험에서의 아가미와 간의 축적과 배출의 경향을 미루어 볼 때 담수 어종과 해수 어종의 차이에 의한 것이라고 볼 수 있다. 본 실험에서는 아가미에서 가장 많이 축적이 가장 잘 이루어지고 있었고, 장과 간에서는 유사한 축적의 경향을 가진다. 신장에서의 축적은 아가미와 간, 신장에 비해 유의성이 나타나지는 않고

있지만 어느 정도 축적을 농도와 시간에 따라 변화됨을 알 수 있었다. 본 실험에서도 아가미와 간, 신장, 장에서 주로 카드뮴이 축적됨을 볼 수 있는데, 이러한 실험 결과로부터 아치사 농도의 카드뮴이라고 할지라도 축적의 양상이 나타난다고 볼 수 있다. 위에서 언급한 것처럼 어종에 따라서 카드뮴의 축적의 주요 기관은 다양하게 나타난다. 본 실험에서는 아가미에서 주로 축적됨을 알 수 있고 해수 중의 카드뮴이 가장 먼저 접할 수 있는 기관이 아가미를 통해 간이나 장으로 이동되어 축적된다고 볼 수 있다. 담수 어종에서의 연구 결과에서 본 실험의 해수 어종과의 연관성을 고려하기 어렵더라도 어느 정도 각 기관에 따른 축적의 양상은 서로 다르게 나타난다고 볼 수 있다.

### 3. 넙치에서의 카드뮴 배출

수중 생물의 조직에서의 중금속의 배출에 미치는 요인은 시간, 온도, 내적활동력, 어류 연령, 어류의 대사 활성과 중금속의 반감기를 포함한 것이다 (Larson et al., 1985; Heath, 1987; Rao et al., 1988; Douben, 1989; Woo et al., 1993; Kargin, 1996; Nielsen and Andersen, 1996). 어류에서의 중금속의 배출 경로는 일반적으로 아가미, 담즙, 배설물, 피부와 점액을 거쳐서 이루어진다 (Varanasi and Markey, 1978; Heath, 1987).

아가미에서의 배출 상태를 살펴보면, 축적 30일을 기준으로 볼 때 배출 10일째 (실험 40일째)에서의 배출은 농도구 100  $\mu\text{g/L}$ 에서 37.4%, 농도구 50  $\mu\text{g/L}$ 에서는 24.1%로 카드뮴 함량이 줄어들고 있었다. 배출 20일째에서 농도구 100  $\mu\text{g/L}$ 에서 69.5%, 농도구 50  $\mu\text{g/L}$ 에서 61.3%로 카드뮴이 배출됨을 알 수 있었다. Kargin and Cogun (1999)에 의한 실험에서도 배출되는 20일동안 담수 어종인 틸라피아 아가미에서 가장 많이 배출되고 있었다. 본 실험에서 높은 농도구일수록 배출되는 카드뮴 양이 많음을 알 수 있었고, 배출 기간에 의해서도 영향을 받고 있었다.

신장에서는 축적 30일을 기준으로 농도구 100  $\mu\text{g/L}$ 에서 배출 10일째 7.3%, 배출 20일째

에는 19.9%로 카드뮴 양이 줄어들고 있었고, 농도구 50  $\mu\text{g/L}$ 에서도 배출 10일째 17.8%, 배출 20일째에서는 20.5%로 카드뮴이 배출되고 있음을 알 수 있었다. 그러나 Yang and Chen (1996)의 실험에서 일본산 뱀장어에 카드뮴 농도구 10, 50, 100  $\mu\text{g/L}$ 에 노출시킨 28일 이후 카드뮴이 없는 깨끗한 물에서의 14일 동안에는 도리어 카드뮴의 양이 증가되고 있었다. 이것은 배출 기간동안 간에서의 카드뮴 농도가 증가된 것에 기인하여 신장으로의 이동에 의해서 축적이 계속 이루어진다고 밝히고 있었다. 본 실험에서는 신장에서 시간과 농도에 따라서 배출됨을 알 수 있었고, 해산어와 담수어와의 차이에 의해서 나타난 현상이라고 판단된다.

간에서는 축적되는 30일을 기준으로 농도구 100  $\mu\text{g/L}$ 에서 배출 10일째 54.4%, 배출 20일째 86.2%로 카드뮴 양이 배출되고 있었고, 농도구 50  $\mu\text{g/L}$ 에서도 배출 10일째 11.9%, 배출 20일째 66.2%로 카드뮴 양이 줄어들고 있음을 알 수 있었다. Kargin and Cogun (1999)의 실험에서 담수 어종인 털라피아에서 카드뮴 농도구 100, 1000  $\mu\text{g/L}$ 에 노출시킨 10일 이후에 배출 20일 동안에는 간에서의 카드뮴 배출이 아가미에 비해서 비교적 낮은 상태로 나타나고 있었고, 이는 간이 중금속의 저장과 해독의 기관이기에 이러한 현상이 나타난다고 추정하고 있었다. 그리고 Kuroshima(1987)는 *Girella Punctata*의 간에서 카드뮴이 한 번 축적되면 노출 후 카드뮴이 없는 해수에서도 계속 증가한다고 밝히고 있고, 조직들 사이에서의 재분배 없이 거의 제거되지 않는다고 제시한다. 그러나 본 실험에서는 아가미와 마찬가지로 시간과 농도에 따라서 배출이 급격히 이루어지고 있었고, 이는 간에서 중금속의 저장과 해독의 기능을 하더라도 해수 어종인 넙치에서는 카드뮴 배출이 급격히 이루어진다고 여겨진다.

창자에서는 축적되는 30일을 기준으로 배출 10일째 농도구 100  $\mu\text{g/L}$ 에서는 76.0%, 배출 20일째에는 93.2%로 카드뮴 양이 현격히 줄어들고 있었고, 농도구 50  $\mu\text{g/L}$ 에서 배출 10일째 30.6%, 배출 20일째에는 78.2%로 농도구 100  $\mu\text{g/L}$ 와 마찬가지로 카드뮴의 양이 많이

배출되고 있음을 알 수 있었다.

근육에서는 축적의 양상을 보이지 않고 있는 것과 마찬가지로 배출되는 20일 동안 카드뮴의 양이 유의성 있게 변화되지 않고 있음을 알 수 있었다. Kargin and Cogun (1999)의 실험에서 틸라피아를 카드뮴 농도 100  $\mu\text{g/L}$ , 1000  $\mu\text{g/L}$ 에 노출시킨 10일 이후 배출 20일 동안 근육에서 배출되지 않고 있었다. 본 실험에서도 근육의 배출은 약간의 변동은 있으나 배출되는 양상을 띄지 못하고 있다고 판단된다.

#### 4. 넙치에서의 각 기관별 카드뮴 배출 비교

그리고 각 기관별 배출 순서는 창자> 간> 아가미> 신장> 근육의 순으로 나타났다. 근육에서는 카드뮴의 축적이 대조군에 비해 유의적이지는 않지만 한 번 축적된 양이 배출되지 않고 있다고 추정할 수 있다. 본 실험에서 근육을 제외하고 모든 기관에서 노출 30일 이후로 배출되고 있었다. 특히 창자에서는 배출되는 40일에서는 급격한 배출이 나타났었고, 아가미는 배출되는 50일에서 급격한 배출이 나타났다. 간은 지속적인 배출을 나타내고 있었지만, 신장에서는 그 배출 상태가 느린 편이다. 근육은 대조군과 비교하여 배출되고 있음을 알 수 없었다. Kargin et al. (1999)의 보고에서 뱀장어에 카드뮴을 노출시켰을 때, 노출 10일 이후 20일 동안의 배출 기간동안 아가미에서는 배출 상태를 나타내고 있었지만 간과 근육에서는 배출이 이루어지고 있지 않았다. 이러한 실험 결과는 아가미가 외부 환경과 직접 맞닿아 있어서 배출이 쉽게 이루어진다고 추정되고, 간에서는 중금속의 저장과 해독 기능으로 배출이 이루어지지 않는다고 밝히고 있다. 중금속의 배출 경로는 흡수 경로보다도 더 많이 있지만 중금속 축적은 중금속의 배출보다 더 빨리 이루어지고 조직에서 단백질과 결합할 수 있기 때문에 축적의 영향이 더 크다고 볼 수 있다. 본 실험에서의 아가미, 창자, 간에서는 노출 농도 50  $\mu\text{g/L}$ 이상에서 배출이 더 급격하게 나타나고 신장은 5  $\mu\text{g/L}$ 이상에서 배출이 급격히 나타난다고 판단된다. 근육은 배출의 경향이 대

조균과 비교하여 유의적인 차이가 나타나지 않고 축적된 양이 지속적으로 남아 있을 것이라고 여겨진다. 이러한 근육의 카드뮴 축적은 양식산 넙치에서 근육이 일반 소비자로 흡수될 수 있는 직접적인 부분이기때문에 아치사 농도의 카드뮴이라고 할지라도 배출의 유의성이 미비하기에 조금 생각해야할 부분이라고 여겨진다. 그러나 이러한 배출 실험에 대한 보고는 축적에 대한 보고에 비해서 아직까지 미비한 실정이고, 어체내의 조직 축적에 보완되는 실험으로 이용할 가치가 있다고 여겨진다. 배출의 실험에서 어류의 중금속에 대한 어체의 자정 능력을 엿 볼 수 있다. 즉 축적 이후에 어체가 어떤 형태로 회복되는지에 대한 척도로 생각된다. 카드뮴이 어체에 축적되는 것은 환경성 질병과 연계해서 1차적인 원인으로 여겨지고 본 실험을 바탕으로 축적된 금속의 생체내 금속과의 반응과 여러 효소들의 활성화에 대해 연구해보아야 할 필요가 있다. 그리고 더 나아가 연안에 존재할 수 있는 카드뮴의 추출과 제거는 양식되는 어종에 필수적인 것이다.

##### 5. Cd 노출에 따른 Cu 농도의 변화

본 실험에서는 넙치의 간에서 노출 30일째에 노출농도  $100\mu\text{g/L}$ 에서 카드뮴이  $20.94\mu\text{g/g}$ 으로, 구리가  $42.6\mu\text{g/g}$ 으로 가장 높은 농도를 나타내었으며, 전체적으로 카드뮴의 노출농도와 기간이 높아짐에 따라 카드뮴과 구리의 축적은 농도가 높아지는 결과를 나타내었다. 또한, 카드뮴과 구리의 축적과 배출이 양상이 매우 비슷한 양상을 띠고 있었다 (Fig. 7, 17). 이는 어류 (*Micropterus salmoides*)에게 먹이를 통한 카드뮴을 공급하였을 때, 간에서 구리의 양이 증가하는 양상을 나타내고 있으며 이는 먹이를 통한 카드뮴이 구리와 결합하는 단백질의 양을 변화 시켰다는 Weber et al. (1992)의 보고와 일치하고 있다. 또한, Willuhm et al. (1996)은  $0.1\text{ mg/L}$ 의 카드뮴에 2일동안 노출시간 지렁이 (*Enchytraeus buchholzi*)를 다시 구리에 노출을 시켰을 때, 구리의 독성이 감소하였다고 하였다. 이는 생물이 카드뮴에 노출되었을 때는 간 등의 주요기관에서 구리와 길항작용이 나타나는 것으로 추측이 된다. 또한, 본 실험에서

카드뮴 노출에 따른 구리 농도변화의 상관관계에서는 상관계수 (r)가 0.8620으로 매우 높은 양의 상관관계를 나타내는 것으로 비추어 볼 때 카드뮴과 구리는 매우 높은 상호작용의 특징을 가지고 있는 것으로 생각된다. 이러한 상호작용은 노출되는 카드뮴의 농도와 매우 깊은 연관성을 지니고 있으며, 카드뮴의 노출농도가 증가하면 증가할수록 카드뮴의 축적과 구리의 축적과는 높은 유의성을 가지는 것으로 판단된다.

## V. 요약

양식산 넙치 (*Paralichthys olivaceus*)를 카드뮴 아치사 농도 5, 10, 50, 100  $\mu\text{g/L}$ 의 구간에 노출시켜 30일 동안 아가미, 간, 신장, 창자, 근육의 기관에서 축적 실험을 한 후, 20일 동안 일반 해수에서 카드뮴 배출 실험을 하였다. 그리고 카드뮴 노출 농도에 따라서 간에서의 구리의 농도 변화를 파악하여 두 금속과의 상관관계를 검토하였다.

이러한 실험 결과로써 간 중량지수, 비만도는 대조군과 비교하여 유의적인 차이가 나타나지 않았다. 축적에서 아가미에서는 30일째 대조구가 2.58  $\mu\text{g/g}$ 의 카드뮴 평균 함량으로 나타날 때, 농도구 100  $\mu\text{g/L}$ 에서 카드뮴 평균 함량 20.65  $\mu\text{g/g}$ 으로 측정되었다. 농도구 50  $\mu\text{g/L}$  이상에서 아가미는 대조군과 유의적인 차이가 나타났다. 창자에서는 30일째 5.68  $\mu\text{g/g}$ 의 대조군 카드뮴 평균 함량을 가질 때 농도구 100  $\mu\text{g/L}$ 에서는 23.7  $\mu\text{g/g}$ 의 카드뮴 평균 함량이 측정되었다. 창자도 아가미와 마찬가지로 노출 농도 50  $\mu\text{g/L}$  이상에서 대조군과 비교하여 유의적으로 축적된다. 간에서는 30일째 대조군 평균 함량 3.13  $\mu\text{g/g}$  일 때, 농도구 100  $\mu\text{g/L}$ 에서는 20.94  $\mu\text{g/g}$ 으로 측정된다. 간도 노출 농도 50  $\mu\text{g/L}$  이상에서 대조군과 비교하여 유의적으로 축적된다. 신장에서는 농도구 5  $\mu\text{g/L}$  이상에서 대조군과 비교하여 유의적으로 축적된다. 근육에서는 모든 농도구에서 대조군과 비교하여 유의적으로 차이가 나타나지 않는다. 배출 상태를 살펴보면, 아가미, 장, 간에서는 농도구 50  $\mu\text{g/L}$  이상에서 대조군과 비교하여 유의적으로 배출된다. 신장에서는 모든 농도구간에서 배출되는 경향을 나타내고, 근육에서는 대조구와 비교하여 배출되는 유의적인 차이를 가지지 못하고 있다. 배출되는 순서를 보면, 창자 > 간 > 아가미 > 신장 > 근육의 순서로 배출되고 있다. 농도 구간에 따른 각 기관별 평균 축적량을 살펴보면, 아가미 > 창자 > 간 > 신장 > 근육의 순서로 축적되고 있다. 카드뮴 노출농도에 따른 간에서의 구리 함량은 카드뮴 농도

가 올라갈수록 구리의 함량도 올라감을 알 수 있다. 그리고 배출 기간에서는 카드뮴 농도가 대조군의 값으로 떨어지더라도 구리의 양은 조금씩 배출됨을 알 수 있다.

아치사 농도의 카드뮴 농도에서 50  $\mu\text{g/L}$  농도 이상에서 근육, 신장을 제외한 넙치의 아가미, 간, 창자에서 축적되고 배출되는 경향을 보인다. 해수중의 카드뮴 농도를 측정하였을 때 50  $\mu\text{g/L}$  이상으로 나오면 양식 용수로의 사용을 고려해보아야 할 것이고 이러한 농도 이상일 때 어체에 미치는 영향도 연구해 보아야 할 것이다. 그리고 간에서 카드뮴 농도에 따른 구리 함량의 변화를 보았을 때 각 금속에 대한 상관관계에 따라 많은 영향이 있을 것이라고 여겨지므로 카드뮴과 구리 뿐만 아니라 다른 금속과의 상관관계를 연구하고 어류에 적용할 필요를 느낀다.

## VI. 감사의 글

항상 사랑과 관심으로 저를 이끌어주시고 지도교수님으로 학문의 뜻을 전해주시는 강주찬 선생님께 먼저 감사 드립니다. 그리고 부족한 제 논문이 나오기까지 심사하시고 도와주신 정준기, 허민도 선생님과 인생과 학업에서의 가르침을 주신 박수일, 정현도, 김기홍 선생님께 감사 드립니다.

저의 이 논문이 나오기까지 항상 곁에서 도와준 수권환경학 실험실 연구원들에게 감사하다는 말씀을 올리겠습니다. 4년 동안 항상 옆에서 조언을 아끼지 않으신 구자근, 지정훈, 조규석 선배님, 저의 학문의 길을 이끌어주시는 성길 선배, 친구로 묵묵히 옆에서 격려해준 근의, 든든히 저의 뒤를 밀어준 상규, 서로의 공부를 도와준 은영, 실험할 때 질산도 마다하지 않고 세척해준 은정, 부지런한 문규와 승엽, 그리고 선배로서 잘 챙겨주지는 못했지만 저를 믿고 따른 성필, 영주, 도원과 실험실에서 항상 웃음을 안겨다 준 채영, 민경, 유화, 미옥 그리고 실험실 막내로서 굳은 일을 마다하지 않고 해준 병욱과 선미에게도 고맙다는 말밖엔 할 수 없으며, 마음속 깊이 고마움을 간직하겠습니다.

학교에서의 생활을 함께 해온 친구인 정수, 형길, 승호, 맹이, 수미, 경미, 경진과 제주도에서 고생하는 석형, 서울에서 학업생활을 하는 경택, 가덕도의 재현 그리고 모든 우리 '93' 동기에게 다시 한번 고맙다는 말을 전하고 싶습니다. 고등학교 때부터 대학교까지 변함없는 우정을 보여준 광덕, 용우, 대찬, 일형과 꾸준히 친구로서 격려해준 김은영, 최영은, 손은영에게 감사드립니다.

마지막으로 저를 항상 믿고 격려해주신 사랑하는 아버지, 어머니 그리고 저를 아껴주시고 도와준 형과 누나, 매형에게 이 논문을 바칩니다.

## VII. 참고 문헌

- APHA-AWWA-WEF. 1992. Standard methods for the examination of water and wastewater. 18th. Ed. APHA. Washington, D. C. 1286pp
- Benoit. D. A., E. N. Leonard, G. M. Christensen and J. T. Fiandt, 1976. Toxic effects of cadmium on three generation of brook trout (*Salvelinus fontinalis*). Trans. Am. Fish. Soc., 105, 550~560.
- Braunbeck, T. 1998. Cytological alterations in fish hepatocytes following in vivo and in vitro sublethal exposure to xenobiotics - structural biomarkers of environmental contamination. In: Fish ecotoxicology. Braunbeck, T., D. E. Hinton and B. Streit. (eds.). Birkhäuser Verlag. Basel., 61~140.
- Brown. V., D. Shurben, W. Miller and M. Crane, 1994. Cadmium toxicity to rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss Walbaum*) and brown trout (*Salmo trutta L.*) over extended exposure periods. Ecotoxicol. Environ. Saf., 29, 38~46.
- Choi, H. G., J. S. Park and P. Y. Lee. 1992. Study on the heavy metal concentration in mussel and oyster from the Korean coastal water. Bul. Korean Fish. Soc., 25, 485~494.
- Christine, de C. C., M. Petit-Ramel. R. Faure and D. Garin, 1997. Cadmium Bioaccumulation in Carp (*Cyprinus carpio*) Tissues during Long-Term High Exposure: Analysis by Inductively Coupled Plasma-Mass Spectrometry. Ecotoxicol. Environ. Saf., 38, 137~143.
- Davies, P. H., W. C. Gorman, C. A. Carlson and S. R. Brinkman, 1993. Effects of hardness on bioavailability and toxicity of cadmium to rainbow trout. Chem. Sp. Bioavail., 5, 67~77.
- Douben, P. E. T., 1989. Metabolic rate and uptake and loss of cadmium from food by the fish, stone loach (*Noemacheilus barbatulus L.*). Environ. Pollut., 59, 177~202.
- Eaton. J. G., 1974. Chronic cadmium toxicity to the bluegill (*Lepomis macrochirus Rafinesque*). Trans. Am. Fish. Soc., 103. 729~735.

- Edgren, M. and M. Notter, 1980. Cadmium uptake by fingerlings of perch (*Perca fluviatilis*) studied by Cd-115m at two different temperatures. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 24, 647~651.
- Friedman, P. A. and F. A. Gesek, 1994. Cadmium uptake by kidney distal convoluted tubule cells. Toxicol. App. Pharm., 128, 257~263.
- Giles, M. A., 1988. Accumulation of cadmium by rainbow trout, *Salmo gairdneri*, during extended exposure. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 45, 1045~1053.
- Gill, T. S., C. P. Bianchi and A. Epple, 1992. Trace metal (Cu and Zn) adaptation of organ system of the American eel (*Anguilla rostrata*) to external concentrations of cadmium. Comp. Biochem. Physiol., C 102, 361~371.
- Goyer, R. A., 1991. Toxic effects of metals in Casarett and Doull's Toxicology : Basic Science of Poisons 4th Edition 1033pp. Pergamon Press, Oxford.
- Hammond, P. B. and E. C. Foulkes, 1986. Metal ion toxicity in man and animals. In: Sigel H (ed) Metal Ions in Biological Systems. Marcel Dekker., New York, p 157~200.
- Handy, R. D., 1992 a. The assessment of episodic metal pollution. II. The effects of cadmium and copper enriched diets on tissue contaminant analysis in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). Arch. Environ. Contam. Toxicol., 22, 82~87.
- Handy, R. D., 1992 b. The assessment of episodic metal pollution. I. Uses and limitations of tissue contaminants analysis in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) and short waterbone exposure to cadmium or copper. Arch. Environ. contam. Toxicol., 22, 74~81.
- Harrison, S. E. and J. F. Klaverkamp, 1989. Uptake, elimination and tissue distribution of dietary and aqueous cadmium by rainbow trout (*Salmo gairdneri* Richardson) and lake whitefish (*Coregonus clupeaformis* Mitchill). Environ. Toxicol. Chem., 8, 87~97.
- Hatakeyama, S. and M. Yasuno, 1987. Chronic effects of Cd on the reproduction of the Guppy (*Poecilia reticulata*) through Cd-accumulated midge larva (*Chironomus yoshimatsui*). Ecotoxicol. Environ. Safe., 14, 191~207.

- Hawkins, W. E., L. G. Tate and T. G. Sarphie, 1980. Acute effects of cadmium on the spot *Leiostomus xanthurus* (Teleostei): tissue distribution of renal ultrastructure. J. Toxicol Environ. Health., 6, 283~295
- Heath, A. G., 1987. Water Pollution and Fish Physiology. CRC press. Florida USA. 245pp
- Johnston, R. 1976. Marine pollution. Academic Press. New York. 729pp.
- Kargin, F. and H. Y. Cogun, 1999. Metal interactions during accumulation and elimination of zinc and cadmium in tissues of the freshwater fish, *Tilapia nilotica*. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 63, 511~519
- Kraal, M. H., M. H. S. Kraal, C. J. de Groot and C. Davids, 1995. Uptake and tissue distribution of dietary and aqueous cadmium by carp (*Cyprinus carpio*). Ecotoxicol. Environ. Saf., 31, 179~183.
- Kumada, H., S. Kimura and M. Yokote, 1980. Accumulation and biological effects of cadmium in rainbow trout. Bull. Jap. Soc. Sci. Fish., 46. 97~103.
- Kuroshima, R., 1987. Cadmium accumulation and its effect on calcium metabolism in the *Girella punctata* during a long-term exposure. Bull. Jap. Soc. Sci. Fish., 53, 445~450.
- Larson, A., C. Haux, M. Sjobeck, 1985. Fish physiology and metal pollution: Results and experiences from laboratory and field studies. Ecotoxicol. Environ. Safety., 9, 250~281.
- Lee, S. H. and K. W. Lee, 1984. Heavy Metals in Mussels in the Korean Coastal Waters. J. Oceanol. Soc. Korea., 19, 111~117.
- Leland, H. V. and J. S. Kuwabara, 1985. Trace metals. In: Rand, G. M., S. R. Petrocelli, (eds) Fundamentals of Aquatic Toxicology. Hemisphere Publishing Corporation, New York, pp. 374~415.
- Lemaire, G. S. and P. Lemaire, 1992. Interactive effects of cadmium and benzo(a)pyrene

- on cellular structure and biotransformation enzymes of the liver of the European eel. *Aquat. Toxicol.*, 22, 145~160.
- Nielsen, J. B., O. Andersen, 1996. Elimination of recently absorbed methyl mercury depends on age and gender. *Pharmacol Toxicol.*, 79, 60~64.
- Novelli, E. L. B., A. M. Lopes, A. S. E. Rodrigues, F. Novelli, J. L. V. B., B. O. Ribas, 1999. Superoxide redical and nephrotoxic effect of cadmium exposure. *International Journal Environmental Health Research.*, 9, 109~116.
- Nriagu, J. O., H. K. T. Wong, G. Lawson, P. Daniel, 1998. Saturation of ecosystems with toxic metals in Sudbury basin, Ontario, Canada. *Sci. Total Environ.*, 233, 99~117
- McDonald, D. G. and C. M. Wood, 1993. Branchial mechanisms of acclimation to metals in freshwater fish. In: *Fish Ecophysiology*. Rankin, J. C. and F. B. Jensen (eds.), Chapman and Hall. London., pp. 297~321.
- McGeer, J. C., C. Szebedinszky, D. G. McDonald and C. M. Wood, 2000. Effects of chronic sublethal exposure to waterborne Cu, Cd or Zn in rainbow trout. I: Iono-regulatory disturbance and metabolic costs. *Aquat. Toxicol.*, 50, 231~243.
- Pagenkopf, G. M., 1983. Gill surface interaction model for trace-metal toxicity to fishes : role of complexation, pH and water hardness. *Environ Sci. Technol.*, 17, 342~347.
- Park, C. K., K. R. Yang and I. K. Lee, 1977. Trace metals in several edible marine algae of Korea. *J. Oceanol. Soc. Korea.*, 12, 41~47.
- Park, J. S. and G. H. Kim, 1979. Bioassays on marine organisms III. Acute toxicity test of mercury, copper, cadmium and to Yellowtail, *seriola Quinqueradiata* and Rock Bream, *Oplegnathus Fasciatus*. *Bull. Korean Fish. Soc.*, 12(2), 119~123
- Parsons, T. R., Y. Maita and C. M. Lalli, 1984. A manual of chemical and biological methods for seawater analysis. Pergamon press., New York., 173pp
- Rao, Y. P., V. U. Devi, D. G. V. P. Rao, 1988. Influence of temperature on copper acumulation and depuration in a tropical cerithiid Cerithidea (cerithideopsil I

- cingulat  $\alpha$ ). Water Air Soil pollut., 37, 365~374.
- Shen, Y. M. and S. Sangiah, 1995. Na<sup>+</sup>, K<sup>+</sup>, ATPase, glutathione and hydroxyl free radicals in cadmium chloride induced testicular toxicity in mice. Arch. Environ. Contamin. Toxicol., 29, 174~179.
- Shu, T., L. Changfa, R. Dawson, L. Aiming and X. Fuliu, 2000. Uptake of cadmium adsorbed on particulates by gills of goldfish. Ecotoxicol. Environ. Saf., 47, 306~313.
- Silva, A. M. M., E. L. B. Novelli, M. L. Fascineli, J. A. Almeida, 1999. Impact of an environmentally realistic intake of water contaminants and superoxide formation on tissues of rats. Environmental Pollution., 105, 243~249.
- Soengas, J. L., M. J. Agra-Lago, B. Carballo, M. D. Andres and J. A. R. Vieira, 1996. Effect of an acute exposure to sublethal concentrations of cadmium on liver carbohydrate metabolism of Atlantic Salmon (*Salmon salar*). Bull. Environ. Contamin. Toxicol., 57, 625~631.
- Sorensen, E. M., 1991. Metal poisoning in fish, ch. VI. Cadmium. CRC Press, Boca Raton, FL, pp. 175~234.
- Spacie, A. and J. L. Hamelink, 1985. Bioaccumulation. In: Fundamentals of aquatic toxicology. Rand, G. M. and S. R. Petrocelli. (eds.). Hemisphere Publishing Co., London, 495~525.
- Thomas, D. G., M. W. Brown, D. Shurben, J. F. del G. Solbe, A. Cryer and J. Kay, 1985. A comparison of the sequestration of cadmium and zinc in the tissue of rainbow trout (*Salmo gairdneri*) following exposure to the metals singly or in combination. Comp. Biochem. Physiol., 82C(1), 55~62.
- Varanasi, U., D. Markey, 1978. Uptake and release of lead and cadmium in skin and mucus of coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*). Comp. Biochem. Physiol., 60, 187~191.
- Verboost, P. M., J. V. Roij, G. Flik, R. A. C. Lock and S. E. Wendelaar Bonga., 1987. The movement of cadmium through freshwater trout branchial epithelium and its interference with calcium transport. J. Exp. Biol., 145, 185~197.
- Weber, D. N., E. Sara, E. S. Richard and H. P. David, 1992. Metal redistribution in largemouth bass (*Micropterus salmoides*) in response to restraint stress and

- dietary cadmium: metal-binding proteins. *Comp. Biochem. Physiol.*, 101, 255~262.
- Willuhn, J., O. Andreas, K. Heike and W. Frank, 1996. Subtoxic cadmium concentrations reduce copper toxicity in the earthworm (*Enchytraeus buchholzi*). *Chemosphere.*, 32, 2205~2210.
- Woo, P. T. K., Y. M. Sun and M. K. Wong, 1993. The effects of short-term acute cadmium exposure on blue tilapia, *Oreochromis aureus*. *Environ. Biol. Fishes.*, 37, 67~74
- Woodworth, J. and D. Pascoe, 1983. Cadmium uptake and distribution in sticklebacks related to the concentration and method of exposure. *Ecotoxicol. Environ. Safety.*, 7, 525~530.
- Yamano, T., M. Shimizu and T. Noda, 1998. Comparative effects of repeated administration of cadmium on kidney, spleen, thymus, and bone marrow in 2, 4 and 8 month old male Wistar rats. *Toxicol. Sci.*, 46, 393~402
- Yang, H. N. and H. C. Chen, 1996. Uptake and elimination of cadmium by japanese eel, *Anguilla japonica*, at various temperatures. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 56, 670~676.
- Zar, J. H., 1996. *Biostatistical analysis*. Prentice Hall. USA. 662pp.
- 김성길, 박희상, 최청일, 강주찬. 2000. 우렁쟁이 (*Halocynthia roretzi*)에 의한 중금속 축적. *한수지* 34, 125~130.
- 김장량, 원중훈. 1974. 수영만 양식 미역, 모자반 및 환경해수의 수은, 카드뮴, 납, 구리의 축적에 대하여. *한수지*. 7(3): 169-178.
- 김장량. 1972. 한국산 주요 식용 해조종의 수은, 카드뮴, 납 및 구리의 함량. *한수지*. 5(3): 88-96.
- 원중훈. 1973. 한국산어패류의 수은, 카드뮴, 납, 구리의 함량. *한수지*. 6, 1~19.
- 황규철, 김성준, 이용호. 1984. 한산·거제만 굴, 진주담치 및 해수의 중금속함량. *부경대연보*, 24, 121~128.