

HCB와 PCBs에 노출된 나일틸라피아, *Oreochromis niloticus*의 혈액성분의 변화

조규석 · 민은영 · 강주찬*
부경대학교 수산생명의학과

Changes of Haematological Constituents in the Nile tilapia, *Oreochromis niloticus* Exposed to HCB and PCBs

Kyu-Seok CHO, Eun-Young MIN and Ju-Chan KANG*
Department of Aquatic Life Medicine, Pukyong National University,
Busan 608-737, Korea

The study was carried out to investigate the changes of haematological constituents induced by dietary exposure of Hexachlorobenzene (HCB) and Polychlorinated biphenyls (PCBs) in Nile tilapia, *Oreochromis niloticus*. The Nile tilapia were fed pellet with 0.05, 0.25 and 0.50 mg/kg body weight/day of HCB and PCBs for 30 days, respectively. HCB (≥ 0.25 mg/kg) induced a significantly decreased red blood cell count at 30 days, and the hemoglobin concentration and hematocrit value were significantly decreased after 20 days to 0.50 mg/kg. The diminution of red blood cell count, hemoglobin concentration and hematocrit value by PCBs was found after 20 days at ≥ 0.25 mg/kg. The concentrations of calcium decreased significantly at 30 days at ≥ 0.25 mg/kg of PCBs-diet. However, magnesium and inorganic phosphorus did not show any noticeable changes in the range of 0.05~0.50 mg/kg of HCB and PCBs compared to control group during the experimental period. The low concentration of total protein was observed at the last day of experiment to 0.50 mg/kg of HCB-diet, while total protein initiated to increase from 20 days at the 0.25 mg/kg of PCBs-diet. The glucose was significantly increased after 20 days at ≥ 0.25 mg/kg of HCB and PCBs. A significant increment GOT and GPT activities was noticed after 20 days at 0.50 mg/kg of HCB and PCBs. These results indicate that hematological and serum biochemical changes in the Nile tilapia by dietary exposure to HCB and PCBs are affected at more than 0.25 mg/kg after 20 days.

Key words: *Oreochromis niloticus*, HCB, PCBs, Haematological constituents

서 론

유기염소계 화합물은 수계에서 안정한 상태로 존재하면서 수생생물에 다양한 형태로 악영향을 미치며 (McKim et al., 1970; Horvath and Stammer, 1979), 이들 가운데 일부는 생물의 신경계, 면역계 및 내분비계 등에 대해 독성을 나타내는 일명 환경호르몬으로 분류되고 있다. Hexachlorobenzene (HCB)은 제초제로 널리 사용되었던 농약으로서 현재는 사용이 금지되고 있으나 다른 유기염소계 화합물의 제조 과정에서 불순물로 발생되고 있으며 (Murray et al., 1992), 물에 대한 용해도가 약 5.0 µg/L로 낮은 반면에 생체 내에 고농도로 축적된다 (Niimi, 1979). 또한, Polychlorinated biphenyls (PCBs)은 열에 안정하며 전기 절연성을 가지고 있어 변압기, 콘덴서, 윤활유 및 도료 등으로 사용되어 왔지만 현재는 강한 독성 때문에 사용이 제한되거나 금지되고 있다.

HCB 및 PCBs 생체내의 축적에 대하여 Niimi (1979)는 미국의 Ontario 호수에 서식하는 어류가 약 20~120 µg/kg의 HCB를 축적하고 있다는 것을 보고하였고, Park and Hwang (1982)은 서호(西湖)에 서식하는 잉어의 체내에서 0.091 ppm의 PCBs가 축적되고 있음을 보고하였다. 이 같이 수계에 잔류하는 HCB와 PCBs는 수생생물의 생체내에 고농도로 검출되고 있기 때문에 먹이사슬을 통한 생물축적이 일어날 가능성이 크며, 수산물의 섭취를 통하여

인간에게도 악영향을 미칠 수 있다. 그러나 현재까지 진행된 연구는 수중노출에 의한 생물축적에 대한 연구가 대부분이며, 수생생물의 독성을 평가하는 생화학적 지표에 관해서는 자료가 미비할 뿐만 아니라 특히 어체 내의 주요 유입경로인 먹이를 통한 영향에 대한 연구도 미비한 실정이다. 오염물질에 대한 어류의 생리적인 영향 수준을 파악하는데 사용되고 있는 생화학적 지표 중에 혈액화학적 변동양상은 유용한 평가 수단으로 활용되고 있다 (McCain et al., 1996).

본 연구는 자연 서식지 및 양식장 등에서 발생할 수 있는 HCB와 PCBs 오염에 대한 어류의 독성을 평가하기 위하여 틸라피아를 대상으로 이들 독성물질의 경구투여를 통해 혈액성상 및 혈액화학적 변동을 검토하였다.

재료 및 방법

실험어는 부경대학교 부속양어장으로부터 분양 받은 체장 15.0~18.6 cm, 체중 133.2~175.9 g인 수컷 틸라피아 (*Oreochromis niloticus*)로서 외관상 질병의 증세가 나타나지 않은 건강한 개체를 사용하였다. 틸라피아는 실험조건에 적응시키기 위하여 수온, pH 및 용존산소가 각각 19.2~20.4°C, 6.8~7.2 및 6.4~6.9 mg/L 조건에서 10일 이상 순치시켰다. 사육수의 수질은 Table 1과 같으며, 먹이는 시판용 넙치분말사료 (제일사료, 2-9호)를 펠렛화하여 1일 2회 충분히 공급하였다 (Table 2).

* Corresponding author: jckang@pknu.ac.kr

Table 1. Water quality used in experiment

Parameter	Value
Temperature (°C)	20.0
pH	7.2
Dissolved oxygen (mg/L)	7.2
NH ₄ ⁺ -N (µg-at N/L)	3.4
NO ₂ ⁻ -N (µg-at N/L)	0.9
NO ₃ ⁻ -N (µg-at N/L)	2.2
PO ₄ ³⁻ -P (µg-at N/L)	0.8
COD (mg/L)	1.0

Table 2. Ingredient of the experimental diet

Ingredient	%
Crude protein	48.0
Crude lipid	5.0
Crude fiber	4.0
Crude ash	15.0
Ca	1.0
P	2.7

실험은 항온실 (20 ± 1°C)에서 340×240×300 mm의 유리수조에 서 환수식방법 (2일마다 환수)으로 실시하였다. HCB (Aldrich Chemical Co.)와 PCBs (Aroclor 1254, Dr. Ehrenstorfer GmbH)는 각각 0.05, 0.25 및 0.50 mg/kg이 함유하도록 hexane (Junsei Chemical Co.)과 corn oil에 녹여 분말사료와 혼합시켜 물을 첨가하여 충분히 섞은 후 압출성형기에서 펠렛화하여 2일 동안 실온 건조시킨 뒤 냉동 보관하면서 투여하였다. 또한 대조구는 hexane 과 corn oil만 첨가시켜 만든 사료를 공급하였다. HCB와 PCBs가 함유된 사료는 모든 개체가 균등하게 섭취시키기 위하여 수조를 구획하여 한 수조당 10마리씩 실험구당 10마리씩 수용하였고, 실험구별 2개의 수조를 사용하여 20마리씩 수용하였다. 실험사료는 매일 오전과 오후로 나누어 어체중당 3%를 30일 동안 투여하였고, 혈액분석은 10일 간격으로 6마리의 표본에 대하여 실시하였다.

혈액채취는 24시간 동안 절식시킨 후에 꼬리혈관 (Caudal vein or artery)에서 heparin-Na (25,000 I.U., 중외제약)을 처리한 1회용 주사기를 사용하여 채혈하였다. 적혈구 (Red Blood Cell)수는 Hendrick's diluting solution으로 혈액을 희석한 후, Hemo-cyto-meter (Improved Neubauer, Germany)를 이용하여 광학 현미경 상에서 계수하였다. Hematocrit치는 hematocrit 모세관으로 혈액을 채혈한 후 Microhematocrit centrifuge (Model; 01501, Hawksley and sons Ltd., England)에서 12,000 rpm으로 5분간 원심 침적시켜 판독판으로 측정하였으며, Hemoglobin 농도는 Clinic Kit (Asan Pharm. Co., Ltd.)를 이용하여 Cyan-methemoglobin법으로 측정하였다. 채취된 혈액은 1시간 동안 실온보관 후 4°C에서 2시간 방치시킨 다음 6,000 rpm에서 5분간 원심분리하여 혈청을 분리하였다. 분리된 혈청은 냉장 보관하면서 8시간 이내에 분석하였다. 혈청 calcium, magesium 및 inorganic phosphorus에 대한 변동을 조사하였다. 혈청 calcium은 o-cresol-phthalein-complexon method, magesium은 xylydyl blue method, inorganic phosphorus는 phosphomolybdenate method에 의하여 clinic kit (Asan Pharm,

Co., Ltd.)를 사용하여 정량하였다. 혈청 total protein과 glucose에 대한 변동을 조사하였다. 혈청 내의 total protein은 biuret method, glucose는 GOD/POD method로 clinic kit (Asan Pharm, Co., Ltd.)를 사용하여 측정하였다. 혈청 효소 활성도는 glutamic oxalate transaminase (GOT)와 glutamic pyruvate transaminase (GPT)에 대한 변동을 조사하였다. GOT와 GPT는 reitman-frankel method로 clinic kit (Asan Pharm. Co., Ltd.)를 사용하여 측정하였다. 결과는 3번의 반복실험을 바탕으로 대조구와 각 실험구 사이의 통계학적 유의성은 SPSS 통계프로그램 (SPSS Inc.)을 이용하여 ANOVA test를 실시한 후 P 값이 0.05 미만일 때 유의성이 있는 것으로 간주하였다.

결 과

HCB 및 PCBs의 경구투여를 통한 틸라피아의 혈액성상 변화를 Table 3에 나타냈다. HCB의 투여에 의한 RBC 수는 20일 이후부터 0.50 mg/kg, 30일째는 0.25 mg/kg의 농도에서, hemoglobin 농도와 hematocrit 치는 20일 이후 0.50 mg/kg 이상의 농도에서 유의한 감소를 나타냈다 (P<0.05). PCBs의 투여에 의한 RBC 수와 hemoglobin 농도는 20일 이후부터 0.25 mg/kg 이상의 농도에서,

Table 3. Hematological changes induced by dietary exposure of HCB and PCBs in the Nile tilapia for 30 days

	Days	Pollutant conc. (mg/kg)	RBC count (×10 ⁴ /mm ³)	Hemoglobin (g/100 mL)	Hematocrit (%)
HCB	10	0.00	142 ± 18	6.2 ± 0.4	23.0 ± 2.4
		0.05	139 ± 21	6.2 ± 0.4	23.1 ± 1.9
		0.25	146 ± 15	6.0 ± 0.7	22.6 ± 1.7
		0.50	144 ± 17	6.1 ± 0.4	22.8 ± 1.5
	20	0.00	143 ± 8	6.1 ± 0.3	22.1 ± 1.4
		0.05	140 ± 15	6.3 ± 0.4	22.0 ± 2.1
		0.25	135 ± 12	5.7 ± 0.4	20.9 ± 1.6
		0.50	125 ± 8*	5.1 ± 0.4*	18.8 ± 1.6*
	30	0.00	142 ± 13	5.8 ± 0.6	22.4 ± 1.9
		0.05	148 ± 15	5.5 ± 0.8	22.2 ± 1.0
		0.25	120 ± 9*	4.9 ± 0.5	21.0 ± 1.2
		0.50	122 ± 10*	3.9 ± 0.7*	17.5 ± 0.6*
PCBs	10	0.00	144 ± 12	5.9 ± 0.4	22.9 ± 1.2
		0.05	141 ± 15	6.0 ± 0.8	22.6 ± 0.8
		0.25	145 ± 15	5.8 ± 1.0	22.9 ± 0.8
		0.50	141 ± 9	5.9 ± 1.1	22.1 ± 0.5
	20	0.00	143 ± 12	6.2 ± 0.2	21.6 ± 1.1
		0.05	141 ± 8	6.1 ± 0.6	21.8 ± 1.5
		0.25	129 ± 9*	5.4 ± 0.5*	18.8 ± 1.4*
		0.50	123 ± 14*	4.9 ± 0.4*	19.2 ± 1.5*
	30	0.00	144 ± 9	5.5 ± 0.5	21.0 ± 1.3
		0.05	149 ± 10	5.6 ± 0.6	21.6 ± 1.2
		0.25	121 ± 7*	4.7 ± 0.3*	20.7 ± 0.8
		0.50	123 ± 10*	4.2 ± 0.5*	18.5 ± 1.8*

*Asterisks indicate significant difference from the control (P<0.05).

hematocrit 치는 20일 이후 0.25 mg/kg 이상의 농도에서 유의한 감소를 나타냈다 (P<0.05).

틸라피아의 혈청 calcium, magnesium 및 inorganic phosphorus 농도 변화를 Table 4에 나타냈다. 혈청 calcium, magnesium 및 inorganic phosphorus 농도는 HCB를 투여한 모든 실험에서 뚜렷한 차이가 인정되지 않았다. 또한, PCBs를 투여한 모든 실험에서도 magnesium과 inorganic phosphorus 농도의 변동은 관찰되지 않았으나, calcium 농도는 20일 이후부터 0.50 mg/kg 농도에서, 30일째는 0.25 mg/kg 이상의 농도에서 유의한 감소를 나타냈다 (P<0.05).

틸라피아의 혈청 total protein, glucose, GOT 및 GPT의 측정 결과를 Table 5에 나타냈다. HCB에 의한 혈청 total protein 농도는 30일째 0.50 mg/kg 농도에서 유의한 감소를 나타냈고, PCBs에서는 20일 이후부터 0.25 mg/kg 이상의 농도에서 유의하게 감소하였다 (P<0.05). HCB에 의한 glucose 농도는 20일째 0.25 mg/kg 농도에서, 30일째는 0.25 mg/kg 이상의 농도에서 유의한 증가가 관찰되었다. 또한 PCBs에 의한 glucose 농도는 20일 이후부터 0.25 mg/kg 이상의 농도에서 유의한 증가가 관찰되었다 (P<0.05). HCB 및 PCBs에 의한 GOT와 GPT 활성은 20일 이후 0.50 mg/kg 농도에서 유의한 증가를 나타냈다 (P<0.05).

Table 4. Hemochemical changes induced by dietary exposure of HCB and PCBs in the Nile tilapia for 30 days

Days	Pollutant conc. (mg/kg)	RBC count (×10 ⁶ /mm ³)	Hemoglobin (g/100 mL)	Hematocrit (%)
10	0.00	10.7 ± 1.16	4.1 ± 0.39	11.3 ± 1.23
	0.05	11.6 ± 1.33	4.2 ± 0.69	10.9 ± 1.21
	0.25	11.8 ± 0.56	4.3 ± 0.44	10.9 ± 1.12
	0.50	10.3 ± 1.23	4.1 ± 0.10	11.6 ± 1.45
HCB 20	0.00	11.8 ± 1.31	4.1 ± 0.36	9.9 ± 0.69
	0.05	11.4 ± 0.67	4.2 ± 0.36	10.8 ± 1.78
	0.25	11.3 ± 1.31	4.1 ± 0.18	9.8 ± 1.59
	0.50	10.9 ± 1.17	4.0 ± 0.64	10.9 ± 1.54
30	0.00	10.3 ± 0.56	3.5 ± 0.68	10.7 ± 1.46
	0.05	11.7 ± 0.97	3.5 ± 0.52	9.7 ± 1.35
	0.25	11.8 ± 0.60	3.9 ± 0.71	9.8 ± 0.68
	0.50	10.2 ± 1.63	3.3 ± 0.56	10.6 ± 0.63
10	0.00	10.5 ± 0.54	4.1 ± 0.59	11.1 ± 0.86
	0.05	10.9 ± 0.55	4.2 ± 0.64	10.7 ± 0.64
	0.25	10.9 ± 1.00	4.2 ± 0.38	10.9 ± 0.93
	0.50	10.3 ± 0.16	4.1 ± 0.46	11.5 ± 1.34
PCBs 20	0.00	11.9 ± 0.48	4.2 ± 0.25	9.9 ± 0.82
	0.05	12.1 ± 0.72	4.0 ± 0.15	10.6 ± 0.61
	0.25	11.3 ± 1.36	4.4 ± 0.52	9.9 ± 0.68
	0.50	9.8 ± 1.18*	3.9 ± 0.33	10.9 ± 1.74
30	0.00	11.2 ± 1.14	3.5 ± 0.57	10.6 ± 0.58
	0.05	11.1 ± 1.71	3.5 ± 0.58	10.4 ± 0.55
	0.25	9.6 ± 1.17*	3.8 ± 0.61	10.2 ± 0.72
	0.50	9.0 ± 1.59*	3.4 ± 0.44	10.8 ± 1.33

*Asterisks indicate significant difference from the control (P<0.05).

Table 4. (Continue)

Days	Pollutant conc. (mg/kg)	Total protein (g/100 mL)	Glucose (mg/100 mL)	GOT (Karmen Units)	GPT (Karmen Units)
10	0.00	2.1 ± 0.21	42.3 ± 4.28	92.4 ± 7.05	40.1 ± 4.14
	0.05	2.3 ± 0.24	43.5 ± 2.72	92.4 ± 9.23	39.7 ± 3.15
	0.25	2.2 ± 0.17	41.9 ± 4.37	96.2 ± 8.02	41.9 ± 4.23
	0.50	2.1 ± 0.27	43.1 ± 4.01	97.9 ± 5.92	41.5 ± 2.68
HCB 20	0.00	2.0 ± 0.19	42.1 ± 1.91	100.7 ± 1.98	32.8 ± 6.04
	0.05	2.1 ± 0.14	40.6 ± 3.05	99.4 ± 9.42	36.7 ± 5.02
	0.25	1.9 ± 0.10	50.4 ± 4.45*	112.2 ± 11.91	40.3 ± 3.78
	0.50	2.0 ± 0.13	41.7 ± 2.29	131.2 ± 10.81*	39.4 ± 5.23*
30	0.00	2.0 ± 0.17	41.8 ± 2.05	101.8 ± 10.38	39.9 ± 6.72
	0.05	2.2 ± 0.18	41.9 ± 2.07	100.2 ± 4.44	42.4 ± 5.04
	0.25	1.8 ± 0.21	49.3 ± 4.23*	121.5 ± 7.82	46.4 ± 3.80
	0.50	1.7 ± 0.13*	47.3 ± 2.96*	128.3 ± 10.59*	66.6 ± 3.72
10	0.00	2.5 ± 0.18	42.1 ± 2.54	94.7 ± 5.89	41.1 ± 7.20
	0.05	2.3 ± 0.24	42.9 ± 2.28	93.4 ± 7.84	40.0 ± 0.21
	0.25	2.2 ± 0.07	40.9 ± 4.70	97.6 ± 5.70	42.3 ± 3.63
	0.50	2.3 ± 0.20	42.1 ± 2.53	97.8 ± 3.25	41.5 ± 1.40
PCBs 20	0.00	2.2 ± 0.15	41.7 ± 0.99	98.8 ± 7.86	37.5 ± 9.57
	0.05	2.2 ± 0.17	42.3 ± 2.44	97.5 ± 5.39	37.4 ± 6.28
	0.25	1.8 ± 0.21*	48.9 ± 4.12*	104.5 ± 4.29	39.4 ± 5.32
	0.50	1.9 ± 0.19*	48.2 ± 4.54*	113.9 ± 7.23*	46.9 ± 3.77*
30	0	2.3 ± 0.14	40.5 ± 2.98	100.2 ± 4.08	40.3 ± 5.82
	0.05	2.2 ± 0.20	42.9 ± 2.34	99.4 ± 1.03	41.7 ± 1.49
	0.25	1.8 ± 0.13*	47.1 ± 4.18*	112.5 ± 12.78	51.5 ± 2.58
	0.50	1.7 ± 0.13*	45.6 ± 4.63*	128.5 ± 5.85*	59.7 ± 1.43*

*Asterisks indicate significant difference from the control (P<0.05).

고 찰

일반적으로 어류가 오염물질에 노출되었을 때 혈액성상이 변하게 되는데 이는 오염에 대한 생리적 변화의 평가수단으로 활용될 수 있다 (Khattak and Hafeez, 1996). 즉, 어류의 혈액성상의 변화는 만성적 노출에 의한 생리적 장애의 정도를 파악할 수 있고, 더 나아가 노출된 화학물질에 대한 정보를 추정할 수 있는 지표로 활용될 수 있다 (Leroy, 1993). 오염물질에 대해 어류는 일반적으로 신장기능의 장애를 일으키며, 이는 조혈기관의 손상을 의미하며 (Witters et al., 1990), hemoglobin 농도와 hematocrit 값의 변동은 혈액의 pH 변동으로 세포의 삼투이동에 영향을 미치기 때문인 것으로 보고되고 있다 (Milligan and Wood, 1982). Clophen A50 (10 µg/g fish weight)을 *Salmo trutta*에 43일 동안 경구 투여는 hemoglobin 농도와 hematocrit 값을 감소시키고, Aroclor 1254를 *Coturnix coturnix japonica*에 투여했을 때도 hemoglobin 농도와 hematocrit 값은 감소하여 (Johansson et al., 1972) 본 연구와 같은 결과를 나타냈다. 그러나, PCP (39 µg/L)와 malathion (4.5 mg/L)을 각각 chinook salmon과 *Ictalurus punctatus*에 노출시켰을 때에 hemoglobin 농도와 hematocrit 값은 증가하여 (Iwama et al., 1986; Areechon and Plumb, 1990), 유기염소계 화합물 가운

데서도 그 종류에 따라 상반된 결과를 나타내고 있다. 이 같은 결과는 오염물질의 호흡 등을 통해 흡수되는 경우와 먹이를 통해 흡수되는 경우의 크게 2가지 경로의 차이점에서도 그 원인이 있을 것으로 생각되나 수온, 실험어의 성, 오염물질의 종류 및 어종에 따른 차이에서도 기인된 것이라 생각된다 (Blaxhall and Daisley, 1973; McLeay, 1973; Denton and Yousef, 1975; Lane, 1979; Tana and Nikunen, 1984). 따라서, HCB 및 PCBs의 경구 투여에 의한 틸라피아의 혈액성상은 변화될 것으로 생각되며, 이들의 변화는 HCB에서는 0.50 mg/kg에서 20일 이후부터, PCBs에서는 0.25 mg/kg 이상의 농도에서 20일 이후부터 나타날 것으로 생각된다.

어류의 혈청 화학성분은 화학물질의 노출에 의한 대사장애의 수준을 판단할 수 있는 주요한 지표로 사용된다. 일반적으로 어류가 오염물질에 노출되었을 때 장관의 흡수장애, 간췌장의 손상 및 세노관의 재흡수 장애로 인하여 혈청 total protein의 농도는 감소하는 경향을 보인다 (Yamawaki et al., 1986; Khattak and Hafeez, 1996; Shen et al., 1997). Gluth and Hanke (1985)는 HCB (100 µg/L)를 72시간 동안 잉어에 노출시켰을 때 혈청 glucose 농도의 증가를 보고하였고, PCBs (230 ng/L)를 무지개송어에 30일 동안 노출시켰을 때 total protein의 농도는 감소하였고 (Mayer et al., 1985), *Salmo trutta*에 PCBs (5 µg/g)를 43일 동안 경구 투여한 결과 glucose의 양이 증가했다 (Johansson et al., 1972). 유기염소계 살충제에 노출시킨 무지개송어와 잉어의 혈청 total protein의 농도는 감소한다 (Grant and Mehrle, 1973; Gluth and Hanke, 1984). 또한 혈청 glucose의 농도는 일반적으로 오염물질에 급성적으로 노출되었을 때 급격한 증가를 보이는데 이는 catecholamines에 의해 근육과 간에 존재하는 glycogen reserves의 방출 과정인 glycogenolysis가 일어나기 때문이고, 만성적인 경우는 cortisol에 의한 단백질 분해작용인 gluconeogenesis에 의한 것으로 알려져 있다 (Leroy, 1993). 또한, cadmium (42 µg/L)에 노출된 잉어의 혈청 calcium 농도는 감소하며 (Yamawaki, et al., 1986), aldrin에 노출된 *Clarias batrachus*의 혈청 calcium 농도도 감소한다 (Bano, 1982). 또한 Malachit green에 의해서도 혈청 calcium 농도는 저하되는데 이것은 신장의 전해질 균형 상실에 의해 유발되었을 것으로 보고되었다. 일반적으로 화학물질에 노출된 어류의 혈청 효소 성분인 GOT와 GPT는 간, 심장 및 근육 등의 조직 손상을 나타내는 지표로 사용된다. 혈청내의 GOT의 경우 pulp effluent (2 mg/L)와 methidathion (2 mg/L)을 각각 무지개송어와 잉어에 노출시켰을 때 유의한 증가를 나타냈다. Paraquat (5 mg/L)를 잉어에 노출시켰을 때 GPT는 증가하였고, CCl₄ (3 mL)를 pinfish (*Lagodon rhomboides*)에 노출시켰을 때도 같은 경향을 보였다 (Asztalos et al., 1990). HCB 및 PCBs의 경구 투여에 의한 틸라피아의 혈청 total protein, glucose 및 calcium 농도는 유의한 변동이 관찰되었고, 상기의 연구들의 감소와 증가 경향과 유사한 결과를 나타냈다. 즉, glucose 농도는 증가하였고, total protein과 calcium 농도는 감소하였다. 한편, HCB 및 PCBs의 경구 투여에 의한 혈액화학적 변동은 PCBs에서는 대부분의 항목에서 20일 이후부터 0.25 mg/kg 이상의 농도에서 변동을 나타내고 있으나, HCB에서는 30일째 0.50 mg/kg 농도에서 유의한 변동을 나타내고 있다. 즉,

HCB에 비해 PCBs의 투여에 의한 변동정도가 10일 정도 빠르게 더 낮은 농도에서 나타나고 있다. 이 같은 결과는 틸라피아에 있어 PCBs가 HCB보다 틸라피아의 혈액화학적 변동을 보다 낮은 농도에서 일찍 일으킨다는 것을 의미한다. 이상의 결과와 논의로부터 HCB 및 PCBs의 경구 투여에 의한 틸라피아의 혈액화학적 변동은 적어도 20일 이후부터 0.25 mg/kg 이상의 농도에서 영향을 받을 것으로 생각된다.

요 약

유용 양식어류인 틸라피아를 대상으로 어체중당 1일 0.05, 0.25 및 0.50 mg/kg의 HCB와 PCBs의 경 구투여에 의해 30일 동안 혈액성상 및 혈액화학적 변동을 조사하였다.

HCB의 투여에 의한 틸라피아의 RBC 수는 20일 이후 0.50 mg/kg, 30일째는 0.25 mg/kg의 농도, hemoglobin 농도와 hematocrit 값은 20일 이후 0.50 mg/kg 농도에서 유의한 감소를 나타냈다. PCBs의 투여에 의한 틸라피아의 RBC 수, hemoglobin 농도 및 hematocrit 값은 20일 이후 0.25 mg/kg 이상의 농도에서 유의한 감소를 나타냈다.

혈청 무기성분인 calcium, magnesium 및 inorganic phosphorus 농도는 HCB를 투여한 모든 실험에서 뚜렷한 차이가 인정되지 않았다. 또한, PCBs를 투여한 모든 실험에서도 magnesium과 inorganic phosphorus 농도의 변동은 관찰되지 않았으나, calcium 농도는 20일 이후 0.50 mg/kg 농도, 30일째는 0.25 mg/kg 이상의 농도에서 유의한 감소를 나타냈다. HCB의 경구투여에 의한 혈청 total protein 농도는 30일째 0.50 mg/kg 농도에서, PCBs의 경구투여에 의해서는 20일 이후 0.25 mg/kg 이상의 농도에서 유의하게 감소하였다. HCB 및 PCBs의 경구투여에 의한 glucose 농도는 20일 이후 0.25 mg/kg 이상의 농도에서 유의한 증가를 나타냈다. HCB 및 PCBs의 경구 투여에 의한 GOT와 GPT 활성은 20일 이후의 0.50 mg/kg에서 유의한 증가를 나타냈다. 결론적으로 HCB 및 PCBs의 경구투여에 의한 틸라피아의 혈액화학적 변동은 0.25 mg/kg 농도 이상에서 적어도 20일 후부터 영향을 받을 것으로 생각된다.

참 고 문 헌

- Areechon, N. and J.A. Plumb. 1990. Sublethal effects of malathion on channel catfish, *Ictalurus punctatus*. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 44, 435~442.
- Asztalos, B., J. Nemcsok, I. Benefeczy, R. Gabriel, A. Szabo and O.J. Refaie. 1990. The effect of pesticides on some biochemical parameters of carp (*Cyprinus carpio* L.). Arch. Environ. Contam. Toxicol., 19, 275~282.
- Bano, Y. 1982. Effect of aldrin on serum and liver constituents of fresh water catfish, *Clarias batrachus* (L.). Proc. Indian Acad. Sci., 91, 27~32.
- Blaxhall, P.C. and K.W. Daisley. 1973. Routine haematological methods for use with fish blood. J. Fish. Biol., 5, 771~781.

- Denton, J.E. and M.K. Yousef. 1975. Seasonal changes in haematology of rainbow trout, *Salmo gairdneri*. Comp. Biochem. Physiol., 51A, 151~153.
- Gluth, G. and W. Hanke. 1984. A comparison of physiological changes in carp, *Cyprinus carpio*, induced by several pollutants at sub-lethal concentration. II. The dependency on the temperature. Comp. Biochem. Physiol., 796, 39~45.
- Gluth, G. and W. Hanke. 1985. A comparison of physiological changes in carp, *Cyprinus carpio*, induced by several pollutants at sublethal concentrations. I. The dependency on exposure time. Ecotoxicol. Environ. Saf., 9, 179~188.
- Grant, B.F. and P.M. Mehrle. 1973. Endrin toxicosis in rainbow trout, *Salmo gairdneri*. J. Fish. Res. Board Can., 30, 31~40.
- Horvath, I. and A. Stammer. 1979. Electron microscopical structure gill lamellas of the *Leuciscus idus* with particular regard to chloride cells and H₂S pollution. Acta. Biol. Szeged., 25, 133~137.
- Iwama, G.K., G.L. Greer and D.J. Randall. 1986. Changes in selected haematological parameters in juvenile chinook salmon subjected to a bacterial challenge and a toxicant. J. Fish Biol., 28, 563~572.
- Johansson, N., A. Larsson and K. Lewander. 1972. Metabolic effects of PCB (polychlorinated biphenyls) on the brown trout, *Salmo trutta*. Comp. Gen. Pharmacol., 3, 310~314.
- Khattak, I.U.D. and M.A. Hafeez. 1996. Effect of malathion on blood parameters of the fish, *Cyprinion watsoni*. Pak. J. Zool., 28, 45~49.
- Lane, H.C. 1979. Progressive changes in hematology and tissue water of sexually mature trout, *Salmo gairdneri* Richardson, during the autumn and winter. J. Fish Biol., 15, 425~436.
- Leroy, C. Folmar. 1993. Effects of chemical contaminants on blood chemistry of teleost fish: A bibliography and synopsis of selected effects. Environ. Toxi. and Chem., 12, 337~375.
- Mayer, K.S., F.L. Mayer and A. Witt. 1985. Waste transformer oil and PCB toxicity to rainbow trout. Trans. Am. fish. Soc., 114, 869~886.
- McCain, B.B., T.K. Collier, D.W. Brown, J.E. Stein, T. Horn, S.L. Can, M.S. Myers, S.M. Pierce and U. Varanas. 1996. Chemical contaminant exposure and effects in four fish species from Tampa Bay, Florida. Estuaries, 19, 86~104.
- McKim, J.M., G.M. Christensen and E.P. Hunt. 1970. Changes in the of brook trout, *Savenilus fontinalis* after short term and long term exposure to copper. J. Fish. Res. Board Can., 27, 18~19.
- McLeay, D.J. 1973. Effects of a 12-hr and 25-day exposure to kraft pulp mill effluent on the blood and tissues of juvenile coho salmon *Oncorhynchus kisutch*. J. Fish. Res. Board Can., 30, 395~400.
- Milligan, L.C. and C.M. Wood. 1982. Disturbances in hematology, fluid volume distribution and circulatory function associated with low environmental pH in the rainbow trout, *Salmo gairdneri*. J. Exp. Biol., 99, 397~415.
- Murray, H.E., C.N. Murphy and G.R. Gaston. 1992. Concentration of HCB in *Callinectes sapidus* from the Calcasieu Estuary, Louisiana. J. Environ. Sci. Health, A27, 1095~1101.
- Niimi, A.J. 1979. Hexachlorobenzene (HCB) levels in Lake Ontario salmonids. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 23, 20~24.
- Park, C.K. and E.C. Hwang. 1982. Evaluation of polychlorinated biphenyls and organochlorine insecticide residues in waters, sediments and crucian carps in Soho Lake. Korean J. Environ. Agric., 2, 105~114.
- Shen, H., Q. Zhang, R. Xu and G. Wang. 1997. Effects of petroleum on the sero-proteins of *Tilapia mossambica*. Mar. Environ. Sci., 16, 1~5.
- Tana, J. and E. Nikunen. 1984. Physiological responses of rainbow trout in a pulp and paper mill recipient during four seasons. Ecotoxicol. Environ. Saf., 12, 22~34.
- Witters, H.E., S. Van Puymbroeck, I. Van Den Sande and O.L.J. Vanderborcht. 1990. Haematological disturbances and osmotic shifts in rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss* (walbaum) under acid and aluminum exposure. J. Comp. Physiol., 160B, 563~571.
- Yamawaki, K., W. Hashimoto, K. Fujii, J. Koyama, Y. Ikeda and H. Ozaki. 1986. Hemochemical changes in carp exposed to low cadmium concentrations. Bull. Jap. Soc. Sci. Fish., 52, 459~466.

2001년 12월 3일 접수

2002년 2월 26일 수리