

Article

아산만해역 어류체내와 퇴적물중의 PCB와 유기염소계농약 분포

최진영^{1,2} · 이성규² · 방재현² · 양동범^{2*} · 홍기훈² · 신경훈¹

¹한양대학교 과학기술학부 해양환경과학과
(426-791) 경기도 안산시 상록구 사3동 1271
²한국해양연구원 특정해역보전관리연구센터
(425-600) 경기도 안산시 상록구 해안로 787

On the Distribution of PCBs and Organochlorine Pesticides in Fish and Sediment of the Asan Bay

Jin Young Choi^{1,2}, Sung-Gyu Lee², Jae Hyun Bang², Dong Beom Yang^{2*},
Gi Hoon Hong², and Kyoung Hoon Shin¹

¹Department of Environmental Marine Sciences, Division of Science and Technology
Hanyang University, Ansan 426-791, Korea
²Concerned Marine Areas Management Center, KORDI
Ansan P.O. Box 29, Seoul 425-600, Korea

Abstract : Distribution of Polychlorinated biphenyls (PCBs) and organochlorine pesticides in sediments, seawater and fish tissues were examined. Concentrations of Σ PCBs and Σ DDTs in the intertidal sediments of Asan Bay ranged from 1.90~3.27 ng g⁻¹ dw (dry weight) and 0.51~1.26 ng g⁻¹ dw, respectively. Σ PCBs concentrations in the tissue of greenling (*Hexagrammos otakii*), olive flounder (*Paralichthys olivaceus*) and finespotted flounder (*Pleuronichthys cornutus*) were 1.27±0.55, 1.30±0.71 and 1.19±0.43 ng g⁻¹ ww (wet weight), respectively. The profile of PCBs in the sediments and the 3 species of fish differed as witnessed by the dominance of tetra- to penta-chlorinated congeners in sediments while penta- to hexa-chlorinated congeners dominated in fish. Σ DDTs concentrations were 0.67±0.52, 0.79±0.61, 1.58±1.05 ng g⁻¹ ww respectively in the tissue of greenling, olive flounder and finespotted flounder. The p,p'-DDE appeared to be the most important metabolite of DDT in studied fishes. The concentrations of PCBs and organochlorine pesticides measured in this study for fish were generally lower than those of previous studies. Compared to the pollutant concentration quality guidelines in marine fish, the environment of Asan Bay appears to be in a healthy state.

Key words : Asan Bay, PCB, organochlorine pesticides, greenling, olive flounder, finespotted flounder

1. 서 론

유기염소계농약과 PCB(폴리클로리네이티드비페닐)는 소수성 물질로 자연계에 널리 퍼져 있으며 오랫동안 잔류

하므로 해양환경에서 주목받고 있는 물질이다(Tolosa et al. 1996). PCB는 물리, 화학적 안정성 때문에 여러 제품과 제조과정에 널리 사용되어 왔는데 강한 독성과 잔류성, 난분해성 때문에 그 분포와 생태계영향에 대해 많은 연구가 이루어졌다(Tanabe et al. 1987; Kannan et al. 1995). PCB는 1970년대 초반에 대부분의 선진국에서 사

*Corresponding author. E-mail : dbyang@kordi.re.kr

용 및 생산이 중지되거나 제한되었으나 아직까지 자연계에서 순환되고 있다. 유기염소계농약은 잘 알려진 지속성 유기오염물질로 1970년대에 생산이 중지되었으나 PCB와 마찬가지로 자연계에 잔류하여 계속 순환되고 있다(Jones and Voogt 1999). 2001년 지속성유기오염물질에 관한 스톡홀름협약에 의해 PCB와 유기염소계농약(DDT, aldrin, dieldrin, HCB, heptachlor, toxaphene) 등 지속성유기오염물질들이 전 지구적인 문제로 인식되게 되었다.

연안해양에 유입된 PCB와 유기염소계농약은 생물에 흡수되어 상위먹이그물로 이동하거나 부유입자에 흡착되어 퇴적된 후 저서생물체내에 축적되기도 한다(Carvalho et al. 2009). PCB와 유기염소계농약은 생물체의 지방에 잘 축적되는 특성을 보이는데, 그 안정성으로 인해 쉽게 분해되지 않고 먹이그물을 통해 고등생물로 농축, 이전된다(Hutchinson et al. 2003). 또한 PCB는 생물의 생식계와 면역계에 이상을 가져오는 것으로 알려져 있다(Muir et al. 2003). 어류, 패류체내의 오염물질축적은 수질, 오염된 퇴적물의 중요한 지표이기 때문에 여러 나라에서 해양환경 모니터링에 어패류중 오염물질 농도조사를 포함시킨다. 대표적인 것으로 Oslo and Paris Commission의 모니터링 프로그램(Roose and Brinkman 2005)과 미국 National Status & Trends Program(O'Connor 1996)의 예를 들 수 있다.

이러한 모니터링은 해역의 환경상태를 파악할 수 있게 하고 위험하다고 생각되는 경우 해당지역의 해당 어패류 채취를 금지시키는 등 필요한 조치를 하게 할 수 있다. 해수, 퇴적물중의 유해오염물질이 인체에 미치는 영향을 알기 위해서는 이들이 수산식품에 축적되는 양을 예상해야 하기 때문에 어류체내의 오염물질축적량 조사는 위해성 평가를 위해 꼭 필요한 요소이기도 하다. 아산만의 주수로에는 조밀집 퇴적물이 분포하고 내만에는 넓은 조간대가 발달되어 있다. 아산만은 평택항의 개발로 선박의 입출항이 잦으며 부곡공업단지 등 주요 산업시설들이 위치하고 있어 육상으로 부터의 오염물질 유입가능성이 많은 곳이다. 또한 아산만 해역은 안성평야와 예당평야로 둘러싸여 있으며, 대규모의 담수호인 평택호와 삼교호가 자리잡고 있다. 따라서 과거에 사용되어 아직 자연계에 순환되는 유기염소계농약이 아산만해수로 유입될 수 있는 가능성이 있는 지역이다. 본 연구의 목적은 아산만 해역에서 퇴적물, 어류체내의 PCB, 유기염소계농약의 분포특성을 파악하는 것이다. 이러한 연구는 환경위해성평가, 환경모니터링 계획 수립 등에 필수적인 자료로 활용될 수 있을 것이다.

2. 재료 및 방법

시료채취

아산만해역의 시료채취지점은 Fig. 1에 표시하였다. 시

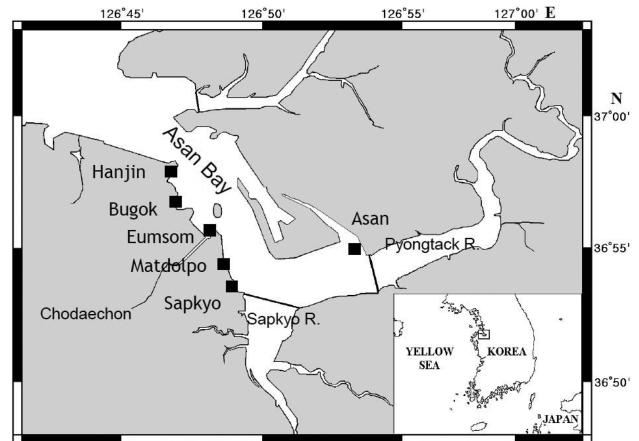


Fig. 1. Sampling sites in the Asan Bay.

료채취는 2005년 7월 20일에서 8월 4일에 걸쳐 이루어 졌다. 조간대 퇴적물 시료채취는 아산, 삼교, 땃돌포, 음섬, 부곡, 한진 등 6개 지역에서 간조시에 이루어졌으며 해수 시료는 음섬과 한진에서 간조시 조간대 끝에서 채취하였다. 조간대 퇴적물은 스텐레스 스푼으로 채취하였으며 냉동하여 실험실로 옮긴 후 Labconco Freezone 6를 사용하여 건조하고 패각을 제거하였으며 200 mesh를 통과하도록 Agate mortar로 분쇄하였다. 해수는 41 들이 갈색유리 병으로 채취하여 201 들이 철제용기에 넣은 후 실험실로 운반하여 바로 처리하였다. 유리섬유여과지(GF/F)를 통과한 약 40 l의 해수시료를 XAD-2(Sigma-Aldrich, USA) 컬럼에 통과시켜 유기오염물질을 흡착시켰다.

어류는 한진항에서 어선으로부터 채취한 것을 바로 구입하였다. 채취한 어류시료는 3종이었다. 쥐노래미(greenling, *Hexagrammos otakii*)는 체장 21~24 cm의 개체 7마리의 조직내 PCB 및 유기염소계농약의 농도를 조사하였다. 쥐노래미는 썸뱅이목 쥐노래미과에 속하는 어류로 바닥이 모래나 진흙으로 된 곳이나 암초가 있는 연안 등에 서식하며 보통 활동이 활발하지 않고, 배 부분을 바위나 돌에 닿은 채 생활한다. 어릴 때에는 표층을 헤엄쳐 다니며, 플랑크톤을 먹으며 자라면서 바다 밑바닥으로 내려가, 바다 밑바닥에 사는 게, 새우, 갯지렁이, 어류 등을 잡아먹는다(Kwak et al. 2005). 넙치(olive flounder, *Paralichthys olivaceus*)는 체장 28~33 cm의 개체 7마리의 조직내 농도를 조사하였다. 넙치는 가자미목 넙치과의 저서성 어류로 모래 바닥에 주로 서식한다. 먹이는 치어때 요각류, 젓새우류 등의 소형 갑각류를 먹고, 성장하면서 작은 어류, 갑각류를 먹는 포식성의 어류가 된다. 도다리(finespotted flounder, *Pleuronichthys cornutus*)는 19~23 cm의 개체 7마리를 채취하여 분석하였다. 도다리는 가자미목 가지미과의 저서성 어류로 바닥이 모래와 진흙으로 된 연안지역에 서식한다. 우리나라 서해안의 경우 가을에서 겨울철에 남

쪽으로 이동하여 제주도 근처에서 겨울을 나고, 봄이 되면 북쪽으로 떼를 지어 이동하는 것으로 생각된다. 봄에서 여름에는 바다 밑바닥에 사는 갯지렁이류, 조개류, 새우류 등을 주로 먹으며, 겨울에는 동물성 플랑크톤을 먹는다.

어류 시료는 채집 즉시 미리 세척한 알루미늄 호일로 두 번 싸고 폴리에틸렌 백에 넣은 후에 아이스박스에 넣고 드라이아이스로 냉동 보관하였다. 시료는 상온에서 해동한 후 어류 중앙부의 등지느러미 아래쪽에서 조직(근육)을 취하였다. 채취된 어류조직은 조직분쇄기로 균질하게 갈았으며 습기를 제거하기 위해 어류조직 20 g을 무수 황산 나트륨 50 g과 혼합하였다.

퇴적물과 해수

실험에 사용되는 모든 초자기구는 세척 후 muffle furnace에서 400°C로 4시간 이상 가열하여 오염물질을 제거하였고 사용하기 직전에 methylene chloride로 세척하였다. 실험에 사용된 모든 용매는 AR 또는 HPLC급(grade) 시약으로 유리 분별증류장치에서 정제한 후 약 300배 농축하여 GC로 용매의 순도를 확인한 후에 사용하였다. 퇴적물로 부터의 PCB와 유기염소계농약의 추출과 분석은 Laurestein and Cantillo (1993)의 방법에 따랐다. 건조된 퇴적물시료 10 g에 surrogate standards (PCB-103, PCB-198, DBOFB <4,4'-dibromooctafluorobiphenyl>)를 첨가하고 속실텟장치에서 18시간 동안 100 ml의 헥산:아세톤 (1:1)으로 추출하였다. 추출액은 35~40°C로 유지된 회전식증발기를 이용하여 2~3 ml까지 농축시킨 후 활성화된 구리(20~30 mesh, J. T. Baker Co., USA) 함께 하룻밤 방치하여 황을 제거하였다. 추출액은 정제를 위해 5%-비활성 알루미늄(~150 mesh, Aldrich Chemical Co., USA) 3 g을 채운 컬럼에 넣고 60 ml hexane:acetone(1:1)으로 용리시켰다. 용매를 헥산으로 치환하였으며 1 ml까지 줄인 후 추가적인 정제를 위해 비활성 Florisil(60~100 mesh, J. T. Baker Co., USA) 5 g을 사용한 컬럼크로마토그래피를 행하였다. 해수시료의 경우 PCB 및 유기염소계농약이 흡착된 XAD-2 컬럼을 속실텟장치에서 18시간 동안 100 ml의 헥산:아세톤(1:1)으로 추출하였다. 35~40°C로 유지된 회전식증발기를 이용하여 2~3 ml까지 추출액을 농축시켰으며 나머지 처리과정은 퇴적물의 경우와 같다.

어류

어류시료는 속실텟장치에서 100 ml의 헥산:아세톤(1:1) 용액으로 18시간 동안 추출하였다. 추출액은 정제를 위해 5%-비활성 알루미늄(~150 mesh, Aldrich Chemical Co., USA) 3 g을 채운 컬럼에서 60 ml 헥산:아세톤(1:1)으로 용리시켰다. 추출액은 비활성 Florisil(60~100 mesh, J. T. Baker Co., USA)을 사용한 컬럼크로마토그래피로 추가적

인 정제를 행하였다.

화학분석

PCB와 유기염소계 농약은 ⁶³Ni 전자포획검출기를 장착한 가스크로마토그래프(GC-ECD, Shimadzu GC 2010, Japan)로 분석하였다. 사용한 GC 컬럼은 DB-5(J&W Scientific Co. Ltd., USA, 0.25 μm bonded phase)였다. 컬럼온도의 온도는 처음 100°C(1 min hold)에서 시작하여 140°C(1 min hold)까지 5°C min⁻¹ 비율로 올렸고 250°C(1 min hold)까지 1.5°C min⁻¹로 올렸으며 300°C(5 min hold)까지 10°C min⁻¹의 비율로 올렸다. 시료주입기의 온도는 275°C, 검출기 온도는 300°C로 유지하였다.

퇴적물중 유기탄소와 어류체내 지방함량

퇴적물중 유기탄소의 농도는 Hedges and Stern (1984)의 방법에 따라 마쇄된 퇴적물시료에 10% (v/v) HCl을 가하여 무기탄소를 제거하고 50°C에서 건조한 후 Carlo Erba CNS elemental analyzer 1106를 사용하여 측정하였다. 지방성분은 Qian et al. (1998)의 방법을 따라 생물조직추출물의 20 ml를 1.0 ml로 줄이고 이중 100 μl를 건조하여 그 중량을 지방성분 계산에 사용하였다.

QA/QC

퇴적물 분석의 경우 회수율은 75.4~116.2%였고 해수의 경우는 52.5~103.2%였으며 어류분석의 회수율은 65.6~123.3%였다. 방법검출한계(MDL)는 퇴적물의 경우 0.03~0.10 ng g⁻¹ dw(dry weight)였고 해수의 경우 0.02~0.11 ng l⁻¹였으며 생물체의 경우 0.12~0.32 ng g⁻¹ ww(wet weight)였다. 분석방법의 평균 반복성(1σ)은 10% 이내였다. PCB는 22개 동위체(PCB-8, -18, -28, -29, -44, -52, -66, -87, -101, -105, -110, -118, -128, -138, -153, -170, -180, -187, -195, -200, -206, -209)를 분석하였고 농도 합계를 ΣPCBs로 표시하였다. DDT 화합물의 경우 o,p'-DDD, p,p'-DDD, o,p'-DDE, p,p'-DDE, o,p'-DDT, p,p'-DDT의 농도합계를 ΣDDTs로 표시하였다. HCH의 경우 α-HCH, β-HCH, γ-HCH, δ-HCH의 합계를 ΣHCHs로 표시하였다. 검교정을 위해 표준물질을 동시에 분석하였는데 퇴적물은 NIST 1941b를 사용하였고 어류의 경우 mussel tissue homogenate IAEA-142의 분석결과를 사용하였다. 표준물질의 제시농도에 대해 실제 측정된 농도는 퇴적물의 경우 81.3~136.1%, 생물시료의 경우 72.5~153.2%를 보였다.

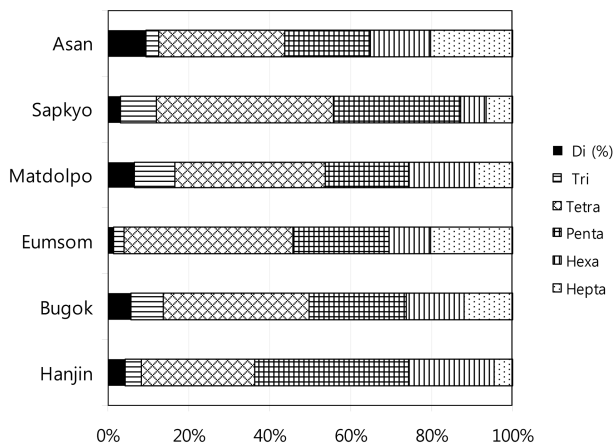
3. 결과 및 토의

조간대퇴적물, 해수중의 유기염소계화합물

아산만해역에는 모래갯벌이 넓게 발달하고 있어 조간대

Table 1. Concentrations of PCBs and organochlorine pesticides in the intertidal sediments of the Asan Bay

Site	Asan	Sapkyo	Matdolpo	Eumsom	Bugok	Hanjin
ΣPCBs (ng g ⁻¹ dw)	2.24	2.02	1.90	3.27	1.93	2.44
o,p'-DDD (ng g ⁻¹ dw)	0.16	0.04	0.04	0.07	0.03	0.09
o,p'-DDE (ng g ⁻¹ dw)	0.17	0.14	0.14	0.16	0.14	0.22
o,p'-DDT (ng g ⁻¹ dw)	0.16	0.02	0.04	0.09	0.05	0.09
p,p'-DDD (ng g ⁻¹ dw)	0.28	0.16	0.15	0.12	0.08	0.10
p,p'-DDE (ng g ⁻¹ dw)	0.43	0.019	0.10	0.10	0.31	0.13
p,p'-DDT (ng g ⁻¹ dw)	0.39	0.09	0.07	0.19	0.08	0.21
ΣDDTs (ng g ⁻¹ dw)	1.59	0.53	0.53	0.95	0.51	1.05
α-HCH (ng g ⁻¹ dw)	0.22	0.14	0.06	0.24	0.10	0.15
β-HCH (ng g ⁻¹ dw)	0.62	0.35	0.35	0.28	0.44	0.28
γ-HCH (ng g ⁻¹ dw)	0.16	0.09	0.12	0.08	0.20	0.09
δ-HCH (ng g ⁻¹ dw)	0.15	0.12	0.13	0.13	0.11	0.13
ΣHCHs (ng g ⁻¹ dw)	1.14	0.70	0.66	0.74	0.86	0.66
Organic C (%)	0.55	1.01	0.43	0.62	0.50	0.65

**Fig. 2. The percentage of chlorine-based classes of PCBs in the intertidal sediments of the Asan Bay**

퇴적물의 유기탄소 농도는 0.43~1.01% 에 머물렀다 (Table 1). 퇴적물중 ΣPCBs 농도는 맷돌포에서 가장 낮아 1.90 ng g⁻¹ dw였고 음섬에서 가장 높아 3.27 ng g⁻¹ dw 였다. 음섬지역은 초대천으로 부터의 오염물질 유입영향을 받는 듯하다. Fig. 2에 각 지역 퇴적물별로 염소수에 기반한 PCB 그룹의 비율을 정리하였다. 염소수가 4개인 tetra-CB(PCB-44, -52, -66)가 28.0~43.9%로 가장 중요하였으며 염소수가 5개인 penta-CB(PCB-87, -101, -105, -110, -118)는 20.5~38.1%로 그 다음을 차지하였다. Choi et al. (2010)은 본 조사지역과 가까우며 모래갯벌이 주로 분포하는 충남지역 조간대의 퇴적물에서 ΣPCBs 농도가 0.52~3.07 ng g⁻¹ dw라고 보고한 바 있는데 본 조사에서의 퇴적물중 농도는 이와 비슷한 값이다. 본 조사에서의 퇴적물중 PCB 농도는 산업화된 다른 해역에 비하면 아주

낮은 것으로 Hong et al. (2005)은 경기만과 부산연안해역의 퇴적물에서 ΣPCBs가 각각 0.55~16.0, 5.71~199 ng g⁻¹ dw의 농도를 보인다고 보고한 바 있다. Marchand et al. (1990)은 오염되지 않은 퇴적물에서는 ΣPCBs 농도가 5 ng g⁻¹ dw 이하라고 하였는데 본 조사에서의 농도는 전부 그 이하였다. Long et al. (1995)은 생물에 나쁜 영향을 나타내기 시작하는 ERL(Effect-Range-Low)을 ΣPCBs에 대해 22.7 ng g⁻¹ dw로 제시하였는데 본 조사에서의 농도는 이 보다 훨씬 낮은 것이다.

조사해역의 조간대 퇴적물에서 ΣDDTs 농도는 0.51~1.59 ng g⁻¹ dw로 부곡에서 가장 낮았으며 하천의 유입영향을 받는 음섬지역에서 가장 높게 나타났다. DDT 대사산물중에는 p,p'-DDE의 농도가 가장 높아 ΣDDTs의 20.1~33.5%를 차지했다. 아산만 인근의 충남지역 조간대 퇴적물에서는 ΣDDTs 농도가 0.35~1.18 ng g⁻¹ dw로 보고된 바 있는데(Choi et al. 2010) 본 조사에서의 퇴적물중 농도는 이와 비슷한 값이다. 산업화된 다른 지역의 퇴적물에서는 이 보다 훨씬 높은 값이 보고되었다. Hong et al. (2003)에 의하면 마산만에서 DDT, DDD, DDE의 농도는 nd~39.6, 0.1~28.4, 0.14~42.4 ng g⁻¹ dw의 범위였다. 조간대 퇴적물중 ΣHCHs(Hexachlorocyclohexanes)의 농도는 0.66~1.14 ng g⁻¹ dw의 범위를 보였는데 아산에서 가장 높았고 맷돌포, 한진에서 0.66 ng g⁻¹ dw였다. 충남지역 조간대 퇴적물에서 조사된 ΣHCHs 농도는 0.10~0.75 ng g⁻¹ dw로 본 조사치와 비슷하였다(Choi et al. 2010).

해수중 PCB와 유기염소계농약의 농도는 음섬, 한진 등 2곳에서만 측정되었는데 ΣPCBs의 농도는 각각 0.42, 0.36 ng l⁻¹였고 ΣHCHs 농도는 각각 0.19, 0.07 ng l⁻¹이었으며 ΣDDTs 농도는 0.11, 0.09 ng l⁻¹였다. 경기만의 영흥도, 용

유도해역에서는 해수중 ΣPCBs 농도가 각각 0.76, 1.10 ng l⁻¹로 보고된 바 있는데 본 조사에서의 농도보다 높은 값이다(한국해양연구원 2005). 멕시코만의 Laguna de Terminos에서는 ΣPCBs의 해수중 농도가 평균 1.17 ng l⁻¹로 보고되었다(Carvalho 2009). 육상으로부터 멀리 떨어진 외해역에서는 해수중 ΣPCBs의 농도가 낮다고 알려져 있는데 Schulz-Bull et al. (1995)에 의하면 발트해에서의 ΣPCBs의 해수중 농도는 0.03~0.08 ng l⁻¹ 정도였다.

해수중의 PCB의 농도가 퇴적물로부터의 분배에만 의존한다면 평형상태를 가정할 경우 퇴적물중 농도로부터 해수중의 농도를 추산할 수 있다(DiToro et al. 1991). PCB의 경우 log Koc(유기탄소-물 분배계수) 값으로 6.19를 적용하면 음식, 한진외의 해수중 ΣPCBs 농도가 각각 0.34, 0.24 ng l⁻¹라고 추산할 수 있다. 이는 실제 측정된 농도보다는 약간 낮은 값이다. DDT의 경우 log Koc 값으로 6.42를 적용하면 해수중의 ΣDDTs 농도는 음식, 한진에서 모두 0.06 ng l⁻¹ 정도로 추산할 수 있으며 이는 실제보다 약간 낮은 값이다. 이러한 추산방법은 해수중의 PCB 농도를 직접측정하기 어려울 경우 사용될 수 있는데 본 조사의 경우 실제 측정된 값과 차이가 적어 아산만의 해양환경은 해수와 퇴적물 사이에 충분한 평형이 도달된 안정된 환경이라고 생각할 수 있다.

어류조직중의 PCB와 유기염소계농약 분포

어류 조직중의 ΣPCBs 농도는 쥐노래미, 넙치, 도다리 체내에서 각각 1.27±0.55, 1.30±0.71, 1.19±0.43 ng g⁻¹ ww였다(Table 2). 염소수에 기반한 PCB의 그룹별 분포를

보면 쥐노래미 체내에서는 염소수가 4개인 tetra-CB가 16.7%인 반면 penta-CB, hexa-CB(PCB-128, -138, -153)는 각각 33.6, 32.0%를 차지하여 퇴적물과는 다르게 나타났다(Fig. 3). 넙치의 경우 tetra-CB가 18.7%인데 비해 penta-CB, hexa-CB는 각각 39.4, 33.0%였고 도다리의 경우 tetra-CB가 10.7%인데 비해 penta-CB, hexa-CB는 각각 38.8, 41.8%였다. 이 같은 PCB 그룹별 분포양상은 어류체내의 PCB 동위체를 조사한 다른 연구자들에게서도 공통적으로 나타난다(Roots 2001; Burreau et al. 2006). 특히 hexa-CB인 PCB-138, PCB-153 등은 어류체내에서 거의 대사작용을 받지 않고 지속성이 강해 많이 축적되고 알려져 있다(Falandysz et al. 2004). Moon et al. (2009)은 국내의 넙치(*Paralichthys olivaceus*)와 물가자미(*Eopsetta grigorjewi*) 조직에서 ΣPCBs의 농도가 각각

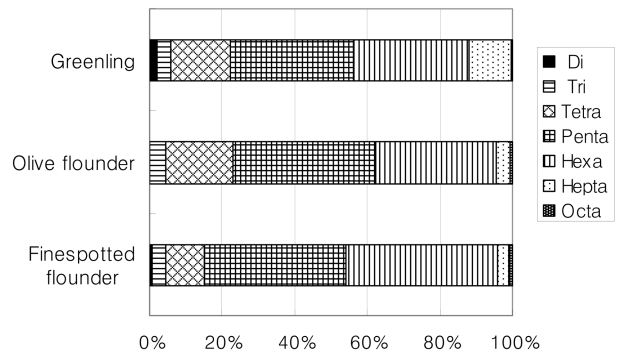


Fig. 3. The percentage of chlorine-based classes of PCBs in fish collected in the Asan Bay

Table 2. Concentrations of PCBs and organochlorine pesticides in tissue of fishes caught at Asan Bay, Korea

Fish species	Greenling (<i>Hexagrammos otakii</i>)	Olive flounder (<i>Paralichthys olivaceus</i>)	Finespotted flounder (<i>Pleuronichthys cornutus</i>)
Length (cm)	22.4±1.4	30.1±2.0	20.8±1.2
Weight (g)	187.5±34.9	535.1±132.2	240.9±31.7
Lipid (%)	0.92±0.02	0.77±0.04	1.88±0.05
ΣPCBs (ng g ⁻¹ ww)	1.27±0.55	1.30±0.71	1.19±0.43
o,p'-DDD (ng g ⁻¹ ww)	0.05±0.02	0.02±0.01	0.02±0.06
o,p'-DDE (ng g ⁻¹ ww)	0.07±0.05	0.10±0.03	0.05±0.01
o,p'-DDT (ng g ⁻¹ ww)	0.09±0.05	0.13±0.09	0.38±0.53
p,p'-DDD (ng g ⁻¹ ww)	0.12±0.11	0.18±0.27	0.42±0.61
p,p'-DDE (ng g ⁻¹ ww)	0.32±0.31	0.26±0.19	0.56±0.47
p,p'-DDT (ng g ⁻¹ ww)	0.03±0.03	0.11±0.07	0.11±0.01
ΣDDTs (ng g ⁻¹ ww)	0.67±0.52	0.79±0.61	1.58±1.19
α-HCH (ng g ⁻¹ ww)	0.03±0.02	0.04±0.03	0.04±0.04
β-HCH (ng g ⁻¹ ww)	0.07±0.07	0.04±0.03	0.05±0.06
γ-HCH (ng g ⁻¹ ww)	0.02±0.01	0.02±0.02	0.02±0.01
δ-HCH (ng g ⁻¹ ww)	<0.01	0.02±0.03	0.02±0.02
ΣHCHs (ng g ⁻¹ ww)	0.13±0.19	0.12±0.08	0.13±0.20

1.89±1.41, 3.53±4.40 ng g⁻¹ ww라고 보고한 바 있다. 이들은 국내 수산물의 PCBs 조성을 보면 hexa-CB, penta-CB, hepta-CB가 높은 비율을 보여 전체의 90% 정도였다고 한다. 국외의 경우 Green and Knutzen (2003)에 의하면 노르웨이 해안에서 포획된 가자미류인 *Limanda limanda*에서 조직내 PCB₇(PCB-28, 52, 101, 118, 138, 153 and 180 등 7가지 동위체농도의 합계)의 농도가 2.25 ng g⁻¹ ww였다. 발트해의 유럽넙치(*Platichthys flesus*) 조직에서는 PCB₇ 농도가 3.3~5.9 ng g⁻¹ ww로 보고되었다(Szylinder-Richert et al. 2009). Ray et al. (1998)에 의하면 뉴파운들랜드 북동해안에서 채취한 노란꼬리 각시가자미(*Pleuronectes ferruginea*)의 경우 ΣPCBs 평균농도가 4.64 ng g⁻¹ ww였고 PCB 조성에서는 penta-CB, hexa-CB, hepta-CB 등이 많았다고 한다.

본 조사에서 어류 조직중의 ΣDDTs 농도는 쥐노래미, 넙치, 도다리 체내에서 각각 0.67±0.52, 0.79±0.61, 1.58±1.05 ng g⁻¹ ww로 도다리 체내에서 비교적 높게 나타났다(Table 2). DDT 화합물중에는 p,p'-DDE의 농도 비율이 가장 높아 쥐노래미, 넙치, 도다리 체내에서 각각 48.2, 32.6, 35.4%였고 p,p'-DDD의 농도 비율이 그 다음으로 높아 각각 17.6, 22.9, 26.5%였다. 어류체내에 축적되는 DDT 화합물의 조성은 그 생물이 서식하는 지역의 퇴적물 중 DDT 조성과 밀접한 관련이 있다고 알려져 있다(Pereira et al. 1994; Stehr et al. 1997). 퇴적물중에서는 DDT 화합물중 p,p'-DDE의 농도 비율이 조사된 6개 조사 지점에서 17.44~32.58%로 어류체내의 p,p'-DDE의 농도 비율에 비해 약간 낮은 정도였다. Moon et al. (2009)은 국내의 넙치(*Paralichthys olivaceus*), 물가자미(*Eopsetta grigorjewi*) 조직에서 ΣDDTs의 농도가 각각 1.21±0.87, 1.30±0.79 ng g⁻¹ ww라고 보고한 바 있다. 이들은 국내수산물중 유기염소계농약의 경우 p,p'-DDE(55±21%), HCB(16±21%), p,p'-DDT(10±12%)와 p,p'-DDD(6.8±7.8%) 등이 전체의 87%에 달한다고 하였다. 국외의 경우 중국 동부의 Qiangtang River에서는 어류체내 p,p'-DDE, p,p'-DDD의 농도가 ΣDDTs의 50-70%를 차지하였다(Zhou et al. 2007). 중국 남부 Daya Bay와 Pearl River estuary의 어류체내에서는 DDT 대사산물중 p,p'-DDE가 가장 많아 각각 40, 36%를 차지하였고 다음으로 많은 것이 p,p'-DDT였다고 한다(Guo et al. 2008). Green and Knutzen (2003)에 의하면 노르웨이 해안에서 포획된 가자미류인 *Limanda limanda*에서 조직내 p,p'-DDE, p,p'-DDD의 농도는 각각 0.83, 0.14 ng g⁻¹ ww였다.

본 조사에서 어류조직중의 ΣHCHs 농도는 0.12~0.13 ng g⁻¹ ww로 낮은 편이었다(Table 2). 어류조직중의 HCH 이성질체는 β-HCH가 가장 많았으며 쥐노래미, 넙치, 도다리 체내에서 각각 0.07±0.07, 0.04±0.03, 0.05±

0.06 ng g⁻¹ ww였고, β-HCH/ΣHCHs 비율은 각각 0.59, 0.33, 0.39였다. HCH는 대부분의 국가에서 사용이 중지되었고 잔류된 물질은 분해과정을 거쳤기 때문에 제조당시의 화합물조성 비율(대략 65%의 α-HCH, 10%의 β-HCH, 15%의 γ-HCH 및 10%의 기타 이성질체)이 자연계에 그대로 나타나지 않는다. HCH는 β-HCH > γ-HCH > α-HCH의 순서로 지속성이 강하다고 알려져 있다(Kouras et al. 1998). β-HCH는 용존성이 낮지만 안정되고 미생물분해에 강하며 지속성이 강하다고 하며(Simonich and Hites 1995) 오랜 시간이 경과하면 α-HCH, γ-HCH는 β-HCH로 변형될 수 있다고 한다(Willett et al. 1998; Walker 1999). 중국 남부의 Pearl River estuary, Daya Bay에서는 어류, 갑각류체내의 γ-HCH 농도가 ΣHCHs의 43, 40%를 차지하였으며 중국 동부의 Qiangtang River에서는 어류체내 γ-HCH/ΣHCHs 비율이 0.5를 넘는다고 하는데 이는 lindane(γ-HCH)이 이 지역에서 비교적 근래까지 사용되어 잔류량이 많기 때문이라고 한다(Guo et al. 2008; Zhou et al. 2007). 본 조사해역에서는 γ-HCH의 잔류량이 적어 이 물질이 농약으로 근래까지 사용되지 않았던 것으로 보인다. Yim et al. (2005)은 국내에 서식하는 어류의 조직중 ΣHCHs 농도가 0.38-5.6 ng/g ww라고 보고한 바 있으며 Moon et al. (2009)에 의하면 국내의 넙치(*Paralichthys olivaceus*) 조직에서 ΣHCHs의 농도는 0.03±0.03 ng g⁻¹ ww였다. 열대아시아와 오세아니아지역의 어류체내 ΣHCHs 농도는 9.54 ng/g ww(Kannan et al. 1995)으로 비교적 높은 값이 보고되었다. Ray et al. (1998)에 의하면 뉴파운들랜드 북동해안에서 채취한 노란꼬리 각시가자미(*Pleuronectes ferruginea*)의 경우 ΣHCHs 평균농도는 0.38 ng g⁻¹ ww였다.

본 조사에서 나타난 어류체내의 PCB와 유기염소계농약의 농도는 위에 언급한 다른 조사에서의 농도보다 다소 낮는데 이는 서식환경에 따른 차이로 볼 수 있으며 아산만 해역이 비교적 덜 오염되었다는 것을 뜻하기도 한다. 어류보다 먹이그물 앞 단계의 생물들은 퇴적물, 해수중 유기염소계화합물의 농도가 낮으면 필연적으로 체내 축적량이 적어지게 되며 어류체내의 농도 역시 낮아지게 된다. 이처럼 연안환경의 오염물질을 잘 반영하는 어류는 모니터링 수단으로서도 유용하다.

PCB와 유기염소계농약은 친지성 물질로 지방성분이 높은 생물에 많이 축적되는 것으로 알려져 있어(Swackhamer and Hites 1988) 향후 이러한 내용을 모니터링 계획을 세울 때 감안하여야 할 것이다. HCH의 이성질체들은 물-옥타놀 분배계수(Kow)가 3~6 정도로 비교적 낮기 때문에 어류체내에 축적정도가 낮았다고 생각할 수 있다. 그러나 PCB의 경우 지방함량에 따른 차이가 나타나지 않은 것에 대해서는 다른 원인을 찾아야 한다. 이는 조사된 어

종들의 서식환경, 섭이습성 등 다른 요인이 체내 축적에 영향을 주기 때문일 수도 있으며 향후 더 구체적인 조사를 필요로 한다.

본 조사에서의 해수중의 PCB와 유기염소계농약 농도로부터 어류의 생물농축계수(Bioconcentration Factor, BCF)를 계산해 보았다. 체내 지방에 따른 차이를 제거하기 위해 어류체내 농도를 지방함량에 따라 환산하고($\text{ng g}^{-1} \text{ lipid}$) 해수중의 농도(ng l^{-1})에 대해 계산한 $\log\text{BCF}$ 값은 ΣDDTs 의 경우 쥐노래미, 넙치, 도다리에 대해 각각 2.86, 3.01, 2.92였으며 ΣPCBs 의 경우 각각 2.55, 2.64, 2.21였다. 제한된 현장자료로부터 어종에 따른 BCF를 구하는 것은 매우 어려운 일인데 시간과 공간에 따라 해수중의 유기염소계화합물 농도가 심하게 차이를 보일 수 있고 어류도 그 지역에만 머무는 것이 아니라 다른 지역으로의 이동성을 가지기 때문이다. 또한 자연계에서 해수와 어류체내 오염물질 농도의 평형상태 달성에는 많은 불확실성이 존재한다. 따라서 위의 BCF 값은 일정 시점에 어느 장소에서 채취된 어류종의 농축계수로 보아야 한다. 본 조사에서의 ΣDDTs 에 대한 $\log\text{BCF}$ 값은 중국 남부 Deep Bay 어류의 4.2(Qiu et al. 2009)에 비하면 낮은 값이다. 중국 동부 Qiangtang River의 어류에서는 DDT 화합물들이 5~6 정도의 $\log\text{BCF}$ 값을 보였다고 한다(Zhou et al. 2008). 어류는 해수중의 유기오염물질을 아가미, 피부를 통해 흡수하기도 하며 먹이중의 유기오염물질이 축적되기도 한다. 따라서 섭이습성, 행태, 영양단계에서의 위치 등이 오염물질축적에 영향을 준다(Fisher 1995).

어종에 따른 차이

Zhou et al. (2007)은 넙치류가 다른 어류에 비해 유기오염물질을 더 잘 축적할 수 있다고 하였다. 유기오염물질은 입자에 흡착되어 저층퇴적물에 침강되는데 저서성 어류는 섭이과정에서 퇴적물을 교란하고 이때 재부유되는 물질들이 많아지므로 체내에 축적되는 양이 많아지기 때문이라고 한다.

어류체내의 오염물질농도에 의한 퇴적물의 오염평가

퇴적물의 오염상태를 평가하기 위해서는 여러 가지 방법이 사용된다. 퇴적물중 유해화학물질의 농도를 일정한 기준과 비교하는 방법은 사용의 편의성 때문에 가장 많이 사용되고 있다(Long et al. 1995).

그 외에도 오염퇴적물을 평가할 때는 그 지역에서 잡힌 어류체내의 오염물질농도가 기준에 적합한지를 비교하는 경우가 있다. 그 지역에서 성장하며 퇴적물, 해수로부터 오염물질을 축적한 어류를 지역주민들이 섭취할 때 얼마나 위해성이 있는가를 평가하면 보다 실질적으로 환경중 오염물질의 영향을 판단할 수 있다. 미국 EPA에서는 오염

물질을 축적한 어류의 섭취량에 따라 인체건강에 어떠한 영향을 미치는가에 대한 연구를 기반으로 인체건강에 영향을 주는 어류체내 농도범위를 오염물질별로 제시하고 있다(USEPA 2000). 이 기준은 발암위험과 비발암위험을 평가하는데 주민들의 어류섭취량에 따라 다른 농도범위를 기준으로 제시하고 있다. 어류를 많이 섭취하는 경우 인체에 축적되는 양이 많아지기 때문에 퇴적물중 농도가 비교적 낮더라도 위해성을 나타내기 때문이다. 이 기준은 한번에 227 g(8 onze)의 어류를 한 달에 몇 회 정도 섭취하는가에 따라 다른 기준치를 제시하고 있다. 한국인의 경우 평균적으로 섭취하는 어류는 1일 57 g 정도로 한 달에 1700 g을 섭취한다고 한다(황 2008). 따라서 미국 EPA의 기준과 국내 퇴적물의 오염상태를 비교할 때는 한번에 227 g씩 한 달에 8회 어류를 섭취하는 경우를 참고하는 것이 좋다. 이 경우 미국 EPA는 어류체내 PCB 농도가 $16\sim 23 \text{ ng g}^{-1} \text{ ww}$ 이면 비발암위험, $3.9\sim 5.9 \text{ ng g}^{-1} \text{ ww}$ 이면 발암위험이 있다고 한다. 어류체내 DDT 농도의 경우에는 $39\sim 59 \text{ ng g}^{-1} \text{ ww}$ 이면 비발암위험, $23\sim 35 \text{ ng g}^{-1} \text{ ww}$ 이면 발암위험이 있다고 한다. 이 기준의 상한선을 초과하는 농도가 오염물질 한가지 이상에서 발견되면 그 지역의 환경상태가 열악한 것으로 판단하고 상한선과 하한선 사이의 농도가 오염물질 한가지 이상에서 발견되면 보통의 환경상태로 판단한다. 본 조사에서 어류조직의 PCB, DDT의 농도는 모두 기준의 하한선 보다 훨씬 낮아 아산만의 퇴적물환경이 나쁘지 않다는 것을 의미한다.

4. 결 론

아산만해역 주변에는 산업시설, 대규모항만 등이 위치하고 있으나 PCB와 유기염소계농약의 농도는 낮은 편이었다. 모래갯벌이 넓게 발달하고 있어 퇴적물에 축적하여 잔류되는 양이 적었기 때문으로 보인다. 본 조사에서의 PCB와 유기염소계농약의 농도는 조사지역과 가까우며 모래갯벌이 주로 분포하는 충남지역 조간대의 퇴적물에서와 비슷한 값이었고 산업화된 다른 해역에 비하면 아주 낮은 것이었다. 염소수에 기반한 PCB 그룹의 비율을 보면 tetra-CB, penta-CB가 중요하였다. 조사해역의 조간대 퇴적물에서 ΣDDTs 농도 역시 다른 충남지역 조간대 퇴적물에서의 농도와 비슷하였고 산업화된 다른 지역의 퇴적물에서는 이 보다 훨씬 높은 값이 보고되었다. 아산만해역 두곳의 해수중 ΣPCBs 농도는 0.4 ng l^{-1} 내외였고 ΣDDTs 농도는 0.10 ng l^{-1} 정도였다. 어류 조직중의 PCB 그룹별 분포를 보면 쥐노래미, 넙치, 도다리체내에서 염소수가 4개인 tetra-CB가 적고 penta-CB, hexa-CB가 높은 비율을 차지하여 퇴적물과는 다르게 나타났다. PCB와 유기염소계농약 개별성분의 어류체내 축적을 체계적으로 이해하기

위해서는 어류의 성장환경에 대한 조사를 포함하여 먹이 그물 앞 단계인 플랑크톤, 갑각류, 패류, 소형어류 등에서의 축적이 보다 상세히 조사되어야 할 것이다. 그리고 어류체내에의 유기오염물질 흡수량, 물질대사에 의한 변화량, 체내조직중의 분포량 등이 체계적으로 연구되어야 할 것이다.

사 사

이 연구는 한국해양연구원의 기본연구사업인 연안역의 육지와 해양상호작용(PE98103)의 지원으로 이루어졌다.

참고문헌

- 한국해양연구원 (2005) 황해연안오염저감대책 한국해양연구원보고서 BSPM 29600-1723-4, 406 p
- 황윤재 (2008) 2007년도 식품수급표. 한국농촌경제연구원, 287 p
- Bureau S, Zebuhr Y, Broman D, Ishaq R (2006) Biomagnification of PBDEs and PCBs in food webs from the Baltic Sea and the northern Atlantic Ocean. *Sci Total Environ* **366**(3):659-672
- Carvalho FP, Villeneuve JP, Cattini C, Rendon J, Oliveira M (2009) Pesticide and PCB residues in the aquatic ecosystems of Laguna de Terminos, a protected area of the coast of Campeche, Mexico. *Chemosphere* **74**(7): 988-995
- Choi JY, Yang DB, Hong GH (2010) Bioaccumulation of Polychlorinated Biphenyls (PCBs) and Organochlorine Pesticides in Manila Clams (*Ruditapes philippinarum*) Collected from the Mid-western Coast of Korea. *Ocean and Polar Res* **32**(3):237-245
- Di Toro DM, Zarba CS, Hansen DJ, Berry WJ, Swartz RC, Cowan CE, Pavlou SP, Allen HE, Thomas NA, Paquin PR (1991) Technical basis for establishing sediment quality criteria for nonionic organic chemicals using equilibrium partitioning. *Environ Toxicol Chem* **10**(12): 1541-1583
- Falandysz J, Wyrzykowska B, Warzocha J, Barska I, Garbaci-Wesołowska A, Szefer P (2004) Organochlorine pesticides and PCBs in perch *Perca fluviatilis* from the Odra/Oder river estuary, Baltic Sea. *Food Chem* **87**(1): 17-23
- Fisher SW (1995) Mechanisms of bioaccumulation in aquatic systems. *Rev Environ Contam Toxicol* **142**(1):87-118
- Green NW, Knutzen J (2003) Organohalogen and metals in marine fish and mussels and some relationships to biological variables at reference localities in Norway. *Mar Pollut Bull* **46**(3):362-377
- Guo L, Qiu Y, Zhang G, Zheng GJ, Lam PKS, Li X (2008) Levels and bioaccumulation of organochlorine pesticides (OCPs) and polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in fishes from the Pearl River estuary and Daya Bay, South China. *Environ Pollut* **152**(3):604-611
- Hedges JI, Stern JH (1984) Carbon and nitrogen determinations of carbonate-containing solids. *Limnol Oceanogr* **29**(3):657-663
- Hong SH, Yim UH, Shim WJ, Oh JR (2005) Congener-specific survey for polychlorinated biphenyls in sediments of industrialized bays in Korea: regional characteristics and pollution sources. *Environ Sci Technol* **39**(19):7380-7388
- Hong SH, Yim UH, Shim WJ, Oh JR, Lee IS (2003) Horizontal and vertical distribution of PCBs and chlorinated pesticides from Masan Bay, Korea. *Mar Pollut Bull* **46**(2):244-253
- Hutchinson TH, Field MDR, Manning MJ (2003) Evaluation of non-specific immune functions in dab, *Limanda limanda* L., following short-term exposure to sediments contaminated with polyaromatic hydrocarbons and/or polychlorinated biphenyls. *Mar Environ Res* **55**(3):193-202
- Jones KC, de Voogt P (1999) Persistent organic pollutants (POPs): state of the science. *Environ Pollut* **100**(1):209-221
- Kannan N, Reusch TBH, Schulz-Bull DE, Petrick G, Duinker IC (1995) Chlorobiphenyls: model compounds for metabolism in food chain organisms and their potential use as ecotoxicological stress indicators. *Environ Sci Technol* **29**(7):1851-1859
- Kouras A, Zouboulis A, Samara C, Kouimtzi T (1998) Removal of pesticides from aqueous solution by combined physicochemical processes-the behavior of lindane. *Environ Pollut* **103**(1):193-202
- Kwak SN, Baeck GW, Klump DW (2005) Comparative feeding ecology of two sympatric greenling species, *Hexagrammos otakii* and *Hexagrammos agrammus* in eelgrass *Zostera marina* beds. *Environ Biol Fish* **74**(1):129-140
- Laurestein GG, Cantillo AY (1993) Sampling and analytical methods of the national status and trends program, national benthic surveillance and mussel watch projects 1984-1992. NOAA Technical Memorandum NOS ORCA 71, 182 p
- Long ER, MacDonald DD, Smith SL, Calder FD (1995) Incidence of adverse biological effects within ranges of

- chemical concentrations in marine and estuarine sediments. *Environ Manage* **19**(1):81-97
- Marchand M, Abarnou A, Marcaillou-Lebaut C (1990) Les polychlorobiphényles (PCB) en milieu marin: biogéochimie et écotoxicologie. Plouzané Ifremer, 162 p
- Moon HB, Ok G (2006) Dietary intake of PCDDs, PCDFs and dioxin-like PCBs, due to the consumption of various marine organisms from Korea. *Chemosphere* **62**(7):1142-1152
- Muir D, Savinova T, Savinov V, Alexeeva L, Potelov V, Svetochev V (2003) Bioaccumulation of PCBs and chlorinated pesticides in seals, fishes and invertebrates from the White Sea, Russia. *Sci Total Environ* **306**(1): 111-131
- O'Connor TP (1996) Trends in chemical concentrations in mussels and oysters collected along the U.S. coasts from 1986 to 1993. *Mar Environ Res* **41**(1):183-200
- Pereira WE, Hostettler FD, Cashman JR, Nishioka RS (1994) Occurrence and distribution of organochlorine compounds in sediment and livers of striped bass (*Morone saxatilis*) from the San Francisco Bay-Delta Estuary. *Mar Pollut Bull* **28**(7):434-441
- Qian Y, Serican JL, Wade TL (1998) Determination of Percent Lipid in Tissue. In: Lauenstein GG, Cantillo AA (eds) Sampling and analytical methods of the National Status and Trends Program Mussel Watch Project: 1993-1996 Update. NOAA Technical Memorandum NOS ORCA 130, pp 27-29
- Qiu YW, Zhang G, Guo LL, Cheng HR, Wang WX, Li XD, Wai OWH (2009) Current status and historical trends of organochlorine pesticides in the ecosystem of Deep Bay, South China. *Estuar Coast Shelf Sci* **85**(2):265-272
- Ray S, Bailey M, Paterson G, Metcalf T, Metcalf C (1998) Comparative levels of organochlorine compounds in flounders from the Northeast coast of Newfoundland and an offshore site. *Chemosphere* **36**(10):2201-2210
- Roose P, Brinkman UAT (2005) Monitoring organic microcontaminants in the marine environment: principles, programmes and progress. *Trac-Trend Anal Chem* **24**(11):897-926
- Roots O (2001) Halogenated environmental contaminants in fish from Estonian coastal areas. *Chemosphere* **43**(4): 623-632
- Schulz-Bull DE, Petrick G, Kannan N, Duinker JC (1995) Distribution of individual chlorobiphenyls (PCB) in solution and suspension in the Baltic Sea. *Mar Chem* **48**(3):245-270
- Simonich SL, Hites RA (1995) Global distribution of persistent organochlorine compounds. *Science* **269**:1851-1854
- Stehr CM, Myers MS, Burrows DG, Krahn MM, Meador JP, McCain BB, Varanasi U (1997) Chemical contamination and associated liver diseases in two species of fish from San Francisco Bay and Bodega Bay. *Ecotoxicology* **6**(1): 35-65
- Swackhamer DL, Hites RA (1988) Occurrence and bioaccumulation of organochlorine compounds in fishes from Siskiwit Lake, Isle Royale, Lake Superior. *Environ Sci Technol* **22**(3):543-548
- Szlinder-Richert J, Barska I, Mazerski J, Usyduś Z (2009) PCBs in fish from the southern Baltic Sea: levels, bioaccumulation features, and temporal trends during the period from 1997 to 2006. *Mar Pollut Bull* **58**(1):85-92
- Tanabe S, Tatsukawa P, Phillips DJH (1987) Mussels as bioindicators of PCB pollution: a case study on uptake and release of PCB isomers and congeners in green-lipped mussels (*Perna viridis*) in Hong Kong waters. *Environ Pollut* **47**(1):41-62
- Tolosa I, Bayona IM, Albaiges J (1996) Aliphatic and polycyclic aromatic hydrocarbons and sulfur/oxygen derivatives in Northwestern Mediterranean sediments: spatial and temporal variability, fluxes and budgets. *Environ Sci Technol* **30**(8):2495-2503
- USEPA (2000) Guidance for Assessing Chemical Contaminant Data for Use in Fish Advisories Volume 2 Risk Assessment and Fish Consumption Limits Third Edition, EPA 823-B-00-008, pp 1-383
- Walker K (1999) Factors influencing the distribution of lindane and other hexachlorocyclohexanes in the environment. *Environ Sci Technol* **3**(2):4373-4378
- Willett KL, Ulrich EM, Hites SA (1998) Differential toxicity and environmental fates of hexachlorocyclohexane isomers. *Environ Sci Technol* **32**(15):2197-2207
- Yim UH, Hong SH, Shim WJ, Oh JR (2005) Levels of persistent organochlorine contaminants in fish from Korea and their potential health risk. *Arch Environ Contamin Toxicol* **48**(2):358-366
- Zhou R, Zhu L, Kong Q (2007) Persistent chlorinated pesticides in fish species from Qiantang River in East China. *Chemosphere* **68**(5):838-847
- Zhou R, Zhu L, Kong Q (2008) Concentrations and characteristics of organochlorine pesticides in aquatic biota from Qiantang River in China. *Environ Pollut* **151**(1):190-199

Received Oct. 12, 2010

Revised Jan. 10, 2011

Accepted Feb. 16, 2011