

GOVP1200414111

BSPM 230-00-1591-4

황해 연안오염 저감대책

Pollution Reducing Strategies for
the coastal Yellow Sea

2004. 3

연구기관 / 한국해양연구원



해양수산부
MINISTRY OF MARITIME AFFAIRS & FISHERIES



제 출 문

해양수산부 장관 귀하

본 보고서를 “황해 연안오염 저감대책” 과제의 5차년도 연차보고서로 제출합니다

2004년 3월 20일

주관연구기관명 : 한국해양연구원
주관연구책임자 : 양 동 범
연 구 원 : 김경태 김완수 정창수
 홍기훈 김석현 김영일
 주호정 복태훈 갈종구
 최진영

요 약 문

I. 제목

황해 연안오염 저감대책 연구

II. 연구개발의 목적 및 필요성

중국의 개방화와 급속한 산업화는 우리에게 황해라는 양국이 공유하고 있는 바다가 심각한 환경압력을 받을 것이라는 우려를 갖게 했다. 이는 60년대부터 본격화된 우리의 경제개발기간 동안 환경보전은 경제가치에 밀려 외면되었고 그 결과 우리 주변의 많은 연안해역에서 수산자원 및 해양자원의 생산성이 저하되고 우리 삶의 근본적인 질이 저하될 수 있는 것을 실감했기 때문이다. 황해라는 반 폐쇄성의 얇은 바다에 대해 중국의 새로운 거대 산업시설들과 우리의 고도화된 산업시설들이 초래할 환경압력은 심각할 것이다. 황해 외해역의 오염물질은 대부분 육상으로부터 기인하기 때문에 연안해역에서의 철저한 환경평가는 현재의 오염정도와 생물영향을 효과적으로 파악할 수 있고 장래 환경변화에 대한 예측을 가능하게 한다.

중국은 2002년부터 해양퇴적물의 환경기준, 해양생물의 환경기준까지 자국의 연안해역 관리에 적용하게 되었다. 각종 해양환경조사를 위한 기술규정도 평가대상 연안해역의 특성에 따라 육상오염유입구 인근해역 측정기술규정, 하천유입구 오염물질총량 및 하구환경오염 측정기술규정, 해양폐기물배출해역 측정기술규정, 해수욕장환경 측정기술규정, 해수증양식구 측정기술규정, 해양자연보호구 측정기술규정 등이 별도로 작성되어있다. 이처럼 관리하려는 연안해역의 자연특성, 해역의 용도 등에 따라 별도의 기술규정들을 운용함으로써 설정된

환경보전 목표달성을 위해 노력하고 있다. 또한 환경평가의 대상에 따라 해양 생물체오염 측정기술규정, 해양생태환경 측정기술규정, 해양대기 측정기술규정, 건설의 해양환경영향 측정기술규정 등이 제시되어 있다.

국제사회의 사회적 여건은 해양의 환경문제를 다루는데 있어 국가적 공조와 성실한 참여를 바탕으로 하고 있다. 여러 국제기구들은 지역해의 환경사안 해결을 위해 인접국들의 공조를 강화하도록 유도하고 있다. 북대서양의 OSPAR 협약국들은 지역해의 국제공동 해양환경조사를 실시하고 있으며 해수, 생물체, 퇴적물중 오염물질 농도 권장치를 적용하고 있다. 황해는 오염이 우려되는 지역해로써 공동의 환경평가, 환경보전대책수립 필요성이 다른 해역들보다 우선적으로 제기될 수 있다. 따라서 우리도 지속적인 연구와 기술확충에 의해 이러한 국제적인 해양환경평가 경향에 대비하여야 할 것이다.

오염물질에 의한 궁극적인 해양생태계의 가시적인 피해는 유용생물자원의 집단폐사, 생태계 군집파괴, 생물종 다양성감소 등 가시적인 현상으로 나타나는데 이러한 현상이 발견되었을 때에는 환경회복을 위한 조치를 취하기엔 너무 늦게 되어 환경보전대책의 수립이 무의미해지는 경우가 많다. 이러한 단점을 극복하기 위해 근래에는 해양오염의 조기경보지표 사용이 광범위하게 추진되고 있는데 이는 환경이 파괴되기 시작하는 시점에서 위험성을 미리 평가할 수 있기 때문에 사전대책을 세워 환경을 개선하는데 중요한 역할을 한다. 이러한 조기오염경보지표는 선진국과 국제기구에서 널리 채택되는 등 세계적인 추세로 자리잡고 있다.

본 연구에서는 중국과 공동으로 황해의 해양환경을 적절히 평가할 수 있도록 퇴적물, 생물체중의 오염물질 축적 파악에 의한 환경평가기술을 개발하려 한다. 그리고 연안해역의 많은 생물, 퇴적물시료들을 효율적으로 분석하기 위한 해양오염 분석기술 공동연구를 수행한다. 또한 조기오염경보지표의 사용에 의해 환경이 파괴되기 전에 미리 오염예측을 행하여 환경개선책을 수립할 수 있

도록 필수적인 기술을 개발하려 한다. 이러한 환경평가기술을 한국과 중국이 공동으로 적용하여 생태계에 영향을 주는 오염원을 관리할 수 있게 되면 황해의 연안해역오염을 저감시킬 수 있는 효과적인 대책수립이 가능해질 것이다.

III. 연구개발의 내용 및 범위

본 연구에서는 황해 연안해역에 한국과 중국이 공동으로 적용할 수 있는 환경평가기술을 개발하고 적절한 환경관리방안 도출에 기여하기 위한 연구를 수행하였다. 이를 위해서는 한국과 중국의 오염분석방법에 호환성이 있어야 하므로 부유물질중 유독성 유기오염물질 (다환방향족 탄화수소, PCB, 유기염소계 잔류농약 등)의 분석방법을 공동으로 연구하고 표준시료에 의한 상호검교정을 행하였다. 황해 연안해역의 정밀한 환경평가 기술개발을 위해 퇴적물, 생물체중 오염물질 농도의 정밀한 측정이 필요하므로 서해안 조간대에서 해수, 부유입자, 갯벌, 바지락 체내의 PCB, 유기염소계 화합물, 방향족탄화수소 (PAH)의 개별성분 분석을 계속하였다. 분석된 오염수치를 기초로 하여 해수-퇴적물-생물체간 오염물질의 개별성분별 이동 및 축적특성을 파악하고 환경평가기술에의 활용방안을 연구하였다. 생물체내에 축적된 오염물질 농도를 환경평가지표로 사용하기 위한 정밀기준설정을 위해 패류 크기에 따른 오염물질 축적정도를 조사하였다. 그리고 홍합, 굴, 불가사리에 대한 오염축적 연구를 통해 보완적인 환경평가지표의 가능성을 검토하였다.

황해 연안해역에 공동으로 적용할 수 있는 조기오염경보지표연구는 낮은 오염농도에도 민감하고 측정방법이 용이하며 재현성이 우수한 것을 대상으로 하였는데 당해 연도에는 바지락 소화관내의 AHH, EROD 활동도를 평가지표로 이용하기 위한 기반연구를 수행하였다. 이들 조기오염경보지표는 시료채취 및 보관, 실험조건 등 측정방법상의 문제도 같이 검토하였다. 중국의 현행 환경평가표준, 평가에 적용되는 기술규정 등에 대한 검토를 수행하여 지역해의 공

동환경평가에 대비하기 위한 연구를 수행하였다. 또한 환경평가의 국제적 추세와 황해의 종합적 환경평가방안에 대해 검토하였다.

IV. 연구개발결과

황해 연안해역의 정밀한 환경평가기술 개발을 위해 퇴적물, 생물체중 오염물질 농도의 정확한 측정이 필요하므로 서해안 조간대에서 해수, 부유입자, 갯벌, 바지락 체내의 PCB, 유기염소계 화합물, 방향족탄화수소 (PAH)의 개별성분 분석을 계속하였다. 2003년도에 조사한 서해 연안 갯벌의 tPCB농도는 안흥에서 3.29ng/g dw로 가장 높았고 전체적으로는 5ng/g dw 이하로 오염되지 않은 해역의 농도를 보였다. PCB의 각 개별 동위체별 조성비율은 tetra-chloro CB (PCB-44, PCB-52, PCB-66)가 우세하여 대호지역 갯벌의 경우 전체 PCB의 48.3%를 차지하였다. 2003년 조사된 서해연안갯벌의 HCH중 중요한 이성질체는 β -HCH 였다. tHCH는 채석포에서 0.75ng/g dw 였으며 Hexachlorobenzene은 무창포의 갯벌에서 0.31ng/g dw가 검출되었다. p,p'-DDT는 p,p'-DDE와의 비율이 높지 않아 DDT가 근래 사용한 것이 아님을 알 수 있다. 서해안에서 채취한 바지락체내의 tPCB 농도는 간월도에서 채취한 바지락에서 가장 높아 6.88ng/g dw 였으며 PCB-138은 0.14-1.06ng/g dw의 범위로 멧돌포의 바지락에서 가장 높았다. PCB-153/PCB-138 비율은 0.36-1.64의 범위를 보였다. 바지락체내에 축적된 각 PCB 동위체의 비율을 보면 penta-chloro CB (PCB-87 ~ PCB-118)가 전체 PCB의 10~45%였고 Tetra-chloro CB (PCB-44, PCB-52, PCB-66)는 11~26% 였다. 서해 연안 갯벌에서 채취한 바지락체내의 p,p'-DDE는 채석포와 독곶의 바지락체내에서 비교적 높았다. 바지락 체내의 유기염소계 잔류농약 농도가 이처럼 퇴적물중의 농도와 비례하지 않는 것은 bioavailable fraction에 반영되는 개별성분에 차이가 있기 때문이다. 2003년에 조사한 조간대 갯벌 퇴적물중의 tPAHs 농도는 안흥항에서 171.2ng/g dw로 가장 높았고 MW202는 전체 PAH의 13.3~46.4%

의 범위였으며 MW252는 전체의 4.7~41.9% 였다. 조사해역의 퇴적물중 PAH는 대부분 연소기원으로 보인다. 서해안 조간대 조사지역에서 채취한 바지락체내 tPAH 농도는 안흥항에서 가장 높아 312.9ng/g dw 였고 phenanthrene의 농도는 독곶에서 가장 높아 35.9ng/g dw 였다.

생물시료의 크기별로 오염물질의 축적을 조사하여 환경평가시에 어떤 생물, 어느 정도 크기의 개체를 조사해야하는 가를 연구하였다. 2003년 7월 천수만의 구매항에서 채취한 홍합을 각장별로 6개 그룹으로 나누어 오염물질의 축적을 조사한 바에 의하면 PCB 축적은 전반적으로 50-60mm 개체에서 약간 높은 편이었으나 개체 크기에 따른 생물축적량의 일정한 변화양상이 없었다. β -HCH, γ -HCH는 작은 크기의 홍합 체내에 더 잘 축적되었다. 바지락의 크기별 오염물질 축적을 비교한 결과 PCB-138은 작은 개체에서 약간 높게 나타나는 경향을 보였다. β -HCH와 Heptachlor는 홍합의 경우와 같이 작은 바지락 개체에서 다소 높게 나타나는 경향을 보였다. 자연산 굴은 바지락보다 2배 정도 더 PCB-138, PCB-153, PCB-180 등 동위체를 축적하는 것으로 나타났다. 구매항에서 채취한 바지락을 각장별로 나누어 PAH의 축적을 조사한 결과 MW178, MW228은 각장에 따른 변화가 크지 않았으며 MW202는 35-40mm 개체에서 높았고 MW252는 30-35mm 개체에서 비교적 높았다. 죽도에 서식하는 홍합을 크기에 따라 6개의 군으로 분류하여 중금속 축적을 조사한 결과 수은, 카드뮴은 60~70 mm에서 가장 높은 함량이 나타났으며 구리를 제외하면 개체 크기의 증가에 따라 중금속 함량이 증가하는 경향을 보였다.

본 연구에서는 바지락체내의 AHH, EROD 활동도를 황해 연안해역의 조기 오염경보지표로 사용하기 위한 실험을 수행하였다. 2003년도에 측정된 바지락 소화관의 EROD 활동도는 선재도에서 8.43 ± 0.81 pmol/min/mgP로 가장 낮게 나타났다. 송도와 안면도의 바지락에서는 이보다 1.5배 높은 활동도가 측정되었다. 남당리에서 채취한 바지락과 굴 시료의 소화관내 EROD 활동도는 각각

17.44±1.15, 13.68±0.95 pmol/min/mgP 로 바지락의 경우가 약간 높았다. 벌말에서 채취한 굴의 소화관내 EROD 활동도는 12.26±1.32 pmol/min/mgP로 같은 곳에서 채취한 별불가사리 체내의 활동도보다 약간 높았다. 바지락은 다른 무척추동물에 비해 EROD 활동도가 비교적 높아 조기오염경보지표로의 현장적용성이 크다고 볼 수 있다. AHH 활동도는 오이도의 바지락에서 가장 높아 5.98±0.07 pmol/min/mgP 였고 선재도의 바지락에서는 가장 낮은 1.77±0.1 pmol/min/mgP 로 나타났다.

본 연구는 중국 국가해양국 해양환경보호연구소와 한국해양연구원과의 공동 연구로 한국측에서는 한국해양연구원이 수행하고 중국측에서는 국가해양국 산하 해양환경보호연구소(대련소재)가 수행하고 있다. 2003년에는 중국측에서 제공한 분석 표준물질중 굴, 홍합, 퇴적물 시료의 PCBs와 유기염소계 잔류농약의 상호검교정을 실시하였다. 오염물질 분석기술은 부유물질중의 유기오염물질 추출과 분리에 대한 연구를 수행하였다. 2004년 1월 7일에는 중국측 5명과 한국측 25명이 참석한 가운데 공동연구 워크샵 (Korea-China Joint Workshop on the Pollution Reducing Strategies for the coastal Yellow Sea) 을 개최하였다. 황해의 환경평가에 대한 연구는 장래 중국과 한국이 황해의 환경보전을 목적으로 공동 오염모니터링을 할 경우 조사자료의 분석과 평가를 위해 활용되어야 한다. 국제적인 공동 해양환경평가 경향에 대비하여 중국의 환경평가규정들을 검토하였고 중국의 2002년, 2003년 해양환경상황보고서를 요약하였으며 황해 연안해역의 환경평가를 위한 다른 기술적 측면들도 검토하였다.

V. 연구개발결과의 활용계획

본 연구에서 개발된 결과는 황해의 환경을 보호하기 위한 정책결정과 연구사업에서 바로 활용될 수 있도록 준비할 것이다. 국제기구 또는 정부간의 해

양환경 공동조사가 실시되거나 공동의 황해연안해역 오염감시망이 수립될 경우 본 연구에서 개발된 환경평가기술들이 우선적으로 적용될 수 있을 것이다. 개발된 환경평가기술은 가능하다면 한국과 중국의 일상적인 해양오염감시망에 포함되어 정기적으로 자료가 축적될 수 있게 하여야 할 것이다. 본 연구에서 개발된 기술들은 육상의 여러 환경분야연구 등 인접분야에 많은 기술과급효과를 가져 올 수 있으며 남해 및 동해의 연안해역 환경연구에 직접 활용될 것이다.

마지막 체내의 오염물질 축적에 의한 환경평가기술은 시료채취가 용이하고 넓은 해역에 분포하기 때문에 향후 한국과 중국의 연안환경보전연구에 중요한 수단이 될 것으로 본다. 또한 연구단계에서 연안해수, 퇴적물, 생물체내의 독성오염물질 자료를 상당량 축적하였기 때문에 환경정책결정 및 타 연구사업에 많은 도움을 줄 것이다. 조기오염경보지표의 적용은 유독물질의 생태계 영향을 미리 예측해줌으로써 오염이 더 악화되기 전에 환경회복책을 적용시킬 수 있게 할 것이다. 패류체내의 AChE 활동도 측정기술은 황해연안해역에서 유기인계 농약, 유기염소화합물에 의해 영향을 받기 시작하는 해역을 선별해냄으로써 육상기인 오염물질 허용량 조절 등 적절한 환경관리책을 실행할 수 있도록 활용될 것이다. 패류체내의 EROD 활동도 측정기술은 다환방향족탄화수소, PCB, 다이옥신, 퓨란 등의 영향을 받기 시작하는 해역을 찾아내 적시에 환경관리에 임할 수 있게 할 것이다.

본 연구는 국제적인 환경의 무역장벽화 동향에 대처하는데 크게 활용될 수 있을 것이다. 예로써 폐기물투기와 관련된 런던협약에서는 해양환경중의 유독물질 분포와 생물영향 등에 대한 광범위한 자료와 조사계획의 제출을 요구하고 있다. 또한 UNEP의 육상기인 오염물질 규제안(GPA-LBA, 1995)에 대비한 환경기술 축적으로 국가의 산업활동이 위축을 받지 않도록 하는데 활용될 것이다. 본 과제에서 개발된 기술은 UNEP/NOWPAP, NEAR-HOTO, APEC-MRC, PICES 등 여러 국제기구들이 추진하는 지역해 환경보전 연구에

그대로 적용될 수 있다. 또한 연안해역의 효율적 관리, 개발과 해양환경 보전을 위한 연안역 통합관리의 연구에도 본 과제에서 수행된 연구내용들이 사용될 수 있을 것이다.

SUMMARY

I. Title

Pollution Reducing Strategies for the coastal Yellow Sea.

II. Necessity and objectives of the study

Since the declaration of Exclusive Economic Zone (EEZ) in the Yellow Sea in 1996 by Korea and China more public concern on the sustainable development of the Yellow Sea is being paid. Relevant socio-economic situation in the international society also urges upon the importance of environmental protection of regional seas shared by coastal countries.

Recently environmental situation of the Yellow Sea became a concern because of possible adverse impacts of pollutants on marine ecosystem. The rim of the Yellow Sea is one of the fastest developing zone in the world. The possible impact of significant increase in industrialization in the coastal zone of China and Korea is increasingly anticipated. Situated between China and Korea, the Yellow Sea is semi-enclosed, shelf-type shallow basin with reduced water exchange with the open ocean. The purpose of this study is to develop marine pollution reducing strategies to better address anticipating environmental issues occurring from input, accumulation and fate of contaminants. Improved knowledge on the environmental status of the Yellow Sea could provide proper management scheme and mitigation measures for decision makers.

III. General scope of the study

Korea Ocean Research and Development Institute and Chinese Institute of Marine Environmental Research are jointly studying pollution reducing strategies for the coastal Yellow Sea. By intercalibration exercise of chemical variables of concern, appropriate analytical methods will be established to jointly understand the present environmental status of the coastal areas of the Yellow Sea. Environmental assessment method using chemical contaminant contents in sediments are elaborated to acquire better knowledge on the fate and bioeffects of contaminants. Bioaccumulation of pollutants are studied to improve environmental monitoring method using pollutants content in biota. Biochemical indicators of distress are jointly studied for early warning of habitat damage in the Yellow Sea.

IV. Results

Environmental assessment methods for the coastal Yellow Sea were studied through the analysis of heavy metals, PAHs, PCBs and OCPs in surface water, sediments and biota. In the intertidal sediments tPCB concentrations was the highest at Anheung with 3.29ng/g dw. tPCB concentrations in the intertidal sediments were generally below 5ng/g which is an indication of non-polluted site. Tetra-chloro CB (PCB-44, 52, 66) appeared to be the most important congener of PCBs found in the intertidal sediments. β -HCH appeared to be the most important isomer of HCH. tPCB concentrations in Manila clams was the highest at Kanwoldo with 6.88ng/g dw. PCB-153/PCB-138 ratio varied from 0.36 to 1.64 in the

tissue of Manila clams collected in the study area. Penta-chloro CB (PCB-87, 101, 105, 110, 118) accounted for 10-45% of total PCBs found in Manila clams. *p,p'*-DDE concentrations were relatively high in Manila clams collected at Chaesokpo and Dokgot. tPAH concentrations in the intertidal sediments was the highest at Anheung(171.2ng/g dw). MW202 accounted for 13.3~46.4% of tPAHs found in the intertidal sediments. Accumulation of β -HCH, γ -HCH decreased with increasing shell length of Mussel. Accumulation of β -HCH and Heptachlor decreased with increasing shell length of Manila clams. It is known that PCB-153 tends to be well accumulated in marine organisms while less chlorinated chlorobiphenyls could be easily metabolized. Naturally grown oysters accumulated PCB-138, PCB-153 and PCB-180 twice more than in Manila clams.

The reason for the different accumulation pattern of organic pollutants in Manila clams and mussels might be the habitat difference. Mussels are usually grown in the water column while Manila clams dwells on sediment surface. Organic pollutants of high log Kow values tend to be adsorbed on small particles. Thus mussels may have more chance to uptake organic pollutants having relatively high log Kow values.

Early warning distress signal of marine environmental degradation was studied using biochemical markers. EROD(7-ethoxyresorufin *O*-deethylase) activities in the digestive gland of Manila clams collected at Sonjae-do was 8.43 ± 0.81 pmol/min/mg. EROD activities in the digestive gland of Manila clams were significantly higher than that in mussel.

EROD activities in the digestive gland of Manila clam and oyster collected

at Namdang were 17.44 ± 1.15 , 13.68 ± 0.95 pmol/min/mgP respectively. EROD activities in the digestive gland of oyster collected at Beolmal was higher than that in soft tissue of starfish. AHH activity in Manila clam was the highest at Oi-do (5.98 ± 0.07 pmol/min/mgP) and the lowest at Sonjae-do (1.77 ± 0.1 pmol/min/mgP).

Analytical method for PCBs, OCPs and PAHs in suspended solids has been jointly studied by Korea and China through experts exchange and intercalibration exercise. Chinese scientists reported that the extracts of organic pollutants would be better suited for analysis if separated into PCB fraction and OCP fraction. Research on analytical methods for contaminants was focused on reliable and cost-effective analytical methods.

Comprehensive environmental assessment technologies together with integrated pollutants load control could better address environmental issues in the Yellow Sea.

V. Plan for the application of the results

The results of this study will be used for proper environmental assessment and evaluation of the impacts of rapid industrialization of the region. Improved environmental assessment plan could be established from intensive study on accumulation of pollutants in sediment and biota. When international joint environmental assessment of the Yellow Sea takes place as is the case for Oslo convention region assessment techniques developed during this study could be extensively employed. These assessment techniques could be extended to neighboring field of

environmental research. Biomonitoring using Manila clams has advantage over other organisms in that it is wide-spread and could be easily collected on the intertidal sediments. Use of early warning distress signals could better detect damages to biota in an early stage of degradation. Joint research between Korea and China is indispensable since investigation by both parties are largely required to understand the impact of pollution to the environment of the Yellow Sea. Proper mitigation measures based on sound monitoring and assessment strategies could better improve the marine environment of the Yellow Sea.

여 백

Contents

Chapter 1. Introduction	25
Chapter 2. Research Status	31
Chapter 3. Results of the study	45
3-1. Materials and methods	45
3-2. Environmental assessment using pollutants level in sediments and in biota	62
3-3. Bioaccumulation of organic pollutants	126
3-4. Biochemical indicators of distress	145
3-5. Korea-China joint study on reducing strategies for the coastal Yellow Sea ..	161
3-6. Marine environmental management in China	176
3-7. Environmental assessment methods of the coastal Yellow Sea	206
3-8. Conclusion	215
Chapter 4. Achievement of the study goal and external contributions	221
Chapter 5. Application plan of the research outputs	225
Chapter 6. References	229

여 백

목 차

요 약	1
제 1 장 서론	25
제 2 장 국내외 기술개발 현황	31
제1절 황해의 오염감시, 오염분석 및 공동연구	31
제2절 퇴적물 및 생물체중 오염물질에 의한 환경평가	35
제3절 생화학적 지표에 의한 환경평가	39
제4절 종합적인 환경평가 기술	43
제 3 장 연구개발 수행내용 및 결과	45
제1절 연구방법	45
1. 현장조사	45
2. 사료처리방법	48
3. 분석방법	49
제2절 황해연안해역 오염축적의 지리적 분포와 환경평가	62
1. 해수, 부유입자중의 PCBs 및 유기염소계농약 분포	62
2. 갯벌의 PCBs 분포	65
3. 갯벌의 유기염소계농약 분포	73
4. 바지락 체내의 PCBs 분포	85
5. 바지락 체내의 유기염소계 농약 분포	95
6. 갯벌의 다환방향족탄화수소 (PAHs) 분포	105
7. 바지락 체내의 다환방향족탄화수소 (PAHs) 분포	111
8. 해수중의 중금속 분포	118
9. 퇴적물 중의 중금속 분포	122

제3절	오염물질의 생물축적 및 환경평가	126
1.	홍합 크기에 따른 유기오염물질 축적 변화	128
2.	바지락 크기에 따른 유기오염물질 축적 변화	131
3.	생물에 따른 유기오염물질 축적 변화	134
4.	진주 담치 중의 중금속 함량	139
제4절	생화학적 오염지표에 의한 환경평가 기술 개발	145
1.	패류체내 AHH 활동도의 조기오염경보지표 활용	147
2.	패류체내 EROD 활동도의 조기오염경보지표 활용	150
3.	AChE 활동도의 현장적용	156
제5절	한·중 공동 황해 연안오염 저감대책 연구	161
1.	중국과의 공동연구 범위 및 내용	161
2.	전문가 교류 및 워크숍 개최	170
제6절	중국의 해양환경관리	176
1.	중국의 해양환경시료 분석방법과 관련기준	176
2.	중국의 해양환경평가 기술규정	179
3.	중국의 해양환경 - 각 성별 2002년 해양환경질량공보	197
4.	중국의 해양환경 - 2003년 해양환경질량공보	201
제7절	황해의 환경평가 기술 적용방안 연구	206
제8절	결론	215
제 4 장	연구개발목표 달성도 및 대외기여도	221
제 5 장	연구개발결과의 활용계획	225
제 6 장	참고문헌	229

List of Figures

Fig. 1-1.	Sampling stations for seawater, intertidal sediments and Manila clams in 2003.	47
Fig. 1-2.	Extraction and analysis of organic contaminants.	54
Fig. 2-1.	Distribution of organochlorines in seawater at the intertidal waterfront of the western coast of Korea.	63
Fig. 2-2.	Distribution of organochlorines in suspended materials at the intertidal waterfront of the western coast of Korea.	64
Fig. 2-3.	Distribution of PCBs in the intertidal sediments of the western coast of Korea. (a) tPCBs (b) PCB-180	70
Fig. 2-4.	Congener-specific PCB distribution in the intertidal sediments collected on the western coast of Korea.	72
Fig. 2-5.	Distribution of organochlorine pesticides in the intertidal sediments of the western coast of Korea. (a) β -HCH (b) tHCHs (c) Hexachlorobenzene (d) p,p'-DDE (e) tDDT	79
Fig. 2-6.	Distribution of PCBs in Manila clams collected at intertidal flats of the western coast of Korea. (a) tPCBs (b) PCB-138 (c) PCB-153	89
Fig. 2-7.	Congener-specific PCB distribution in clams collected at intertidal flats of the western coast of Korea	92
Fig. 2-8.	Distribution of organochlorine pesticides in Manila clams collected at intertidal flats of the western coast of Korea (a) β -HCH (b) tHCH (c) p,p'-DDE (d) tDDT (e) Hexachlorobenzene (f) Heptachlor	99
Fig. 2-9.	Composition of PAHs according to their molecular weight in the intertidal sediments of the western coast of Korea in 2003.	108

Fig. 2-10. Distribution of tPAHs in clams collected at intertidal flats on the western coast of Korea in 2003.	113
Fig. 2-11. Composition of PAHs according to their molecular weight in clams collected at intertidal flats on the western coast of Korea in 2003.	114
Fig. 3-1. PCB accumulation in the tissue of mussel with a different shell length.	129
Fig. 3-2. HCH accumulation in the tissue of mussel with a different shell length.	129
Fig. 3-3. p,p'-DDE accumulation in the tissue of mussel with a different shell length.	130
Fig. 3-4. Accumulation of organochlorine pesticides in the tissue of mussel with a different shell length.	130
Fig. 3-5. Accumulation PCBs in the tissue of Manila clam with a different shell length.	131
Fig. 3-6. Accumulation of organochlorine pesticides in the tissue of Manila clam with a different shell length.	132
Fig. 3-7. Accumulation of organochlorine pesticides in the tissue of Manila clam with a different shell length.	133
Fig. 3-8. Accumulation of PAHs in the tissue of Manila clam with a different shell length. (Manila clam taken at Kumae in July 2003)	134
Fig. 3-9. Accumulation of PCBs and organochlorine pesticides in the tissues of Manila clam and oyster collected at Daeho area.	135
Fig. 3-10. Accumulation of PCBs and organochlorine pesticides in the tissues of Manila clam and oyster collected at Dokgot area.	136
Fig. 3-11. Accumulation of PCBs and organochlorine pesticides in diverse bivalves collected at Kanwol-do.	136
Fig. 3-12. Accumulation of PCBs and organochlorine pesticides in the tissues of starfish (<i>Asterina pectinifera</i>) collected at Chuk-do.	137

Fig. 3-13. Heavy metal accumulation vs. length of mussels collected at Chukdo.	141
Fig. 4-1. Fluorescence spectra of 3-hydroxybenzo[a]pyrene.	148
Fig. 4-2. AHH activities in the digestive gland of Manila clams collected on the western coast of Korea in 2003.	149
Fig. 4-3. EROD activities in the digestive gland of Manila clams collected on the western coast of Korea in 2003.	151
Fig. 4-4. EROD activities in the digestive gland of Manila clams and oysters collected at Namdang.	152
Fig. 4-5. EROD activities in the digestive gland of oysters and in pyrolic circa of starfish (<i>Asterina pectinifera</i>) collected at Beolmal.	152
Fig. 4-6. AChE activities in the adductor muscle of Manila clams collected on the western coast of Korea.	159
Fig. 6-1. Coastal environmental status in Hebei Province in 2002.	197
Fig. 6-2. Cd concentration in the tissues of bivalves in Jiangsu Province in 2002.	199
Fig. 6-3. Coastal environmental status in Liaoning Province in 2002.	200
Fig. 6-4. Pollution factors of major pollutants in the coastal sediments of Tianjin City.	200
Fig. 6-5. Marine environmental status in China (2003).	202
Fig. 6-6. Marine environmental status around Chanjiang estuary (2003).	204
Fig. 6-7. Marine environmental status in Bohai Sea (2003).	204

여 백

List of Tables

Table 2-1. Distribution of PCBs in the intertidal sediments of the western coast of Korea.	68
Table 2-2. Distribution of organochlorine pesticides in the intertidal sediments of the western coast of Korea.	78
Table 2-3. Distribution of PCBs in clams collected at intertidal flats of the western coast of Korea.	88
Table 2-4. Distribution of organochlorine pesticides clams collected at intertidal flats of the western coast of Korea.	98
Table 2-5. Distribution of PAHs in the intertidal sediments of the western coast of Korea in 2002.	107
Table 2-6. Distribution of PAHs in clams collected at intertidal flats of the western coast of Korea in 2003(ng/g dw).	112
Table 3-1. Biological data of mussels collected at Chukdo(Mean±1SD).	140
Table 3-2. Contents of trace elements in mussels collected at Chukdo in 2002.	140
Table 3-3. Accumulation factors of trace metals in the mussels of Chukdo and Korean coastal areas.	144
Table 5-1. Analytical result of Standard Reference Material for organochlorine pesticides in oyster samples provided by NMEMC.	163
Table 5-2. Analytical result of Standard Reference Material for organochlorine pesticides in mussel samples provided by NMEMC.	164
Table 5-3. Analytical result of Standard Reference Material for organochlorine pesticides in sediment provided by NMEMC.	165
Table 5-4. Analytical result of Marine sediment Reference Material 1944 for determination of PCB and DDT in sediments.	168

Table 6-1. Quality guideline for the marine sediment of China.	176
Table 6-2. Quality guideline for the marine organisms of China.	178
Table 6-3. Regulations for the environmental assessment in China.	180
Table 6-4. Parameters to be measured for marine environmental assessment regulations of China.	181
Table 6-5. Analytical methods of seawater required for the environmental assessment of areas receiving land-based pollutants.	183
Table 6-6. Analytical methods of sediments required for the environmental assessment of areas receiving land-based pollutants.	184
Table 6-7. Analytical methods of chemical variables used for the biomonitoring, China.	188
Table 6-8. Parameters to be assessed for the marine ecological monitoring.	190
Table 6-9. Quality objectives of marine organisms applicable for the marine ecological assessment in China.	191
Table 6-10. Marine environmental status in China (2003).	202
Table 6-11. Pollutants load from major chinese tributaries (2003).	205
Table 7-1. Overview of ecotoxicological assessment criteria for trace metals, PCBs, PAHs, TBT and some organochlorines pesticides by OSPAR.	208

제 1 장 서 론

연안해역은 육상에서 유입되어온 물질들이 체류하며 화학적으로 변화하고 생물에 축적되며 물리적으로 확산 또는 침강하는 곳이다. 해양의 오염은 과거에는 주요 연안해역의 생활하수 및 공장폐수에 의한 가시적인 피해라는 좁은 범위에서 다루어져왔다. 그러나 환경정책이 전반적인 삶의 질 향상과 지속적인 개발을 위한 환경관리에 기반을 두게되면서 해양오염에 대한 인식은 크게 달라지고 있다. 비록 가시적이지 않더라도 연안 생태계의 군집파괴, 생물종 다양성감소, 생물생산력 감소 등은 장기적으로 연안환경의 생물-지권간 균형을 파괴하고 지속적인 인간의 자연이용을 저해하게된다.

황해의 환경문제를 고려함에 있어 연안해역 연구는 여러 가지 면에서 중요성을 갖는다. 최근 우리는 중국의 급속한 공업화에 따른 황해의 오염에 우려를 가지기 시작했다. 중국은 많은 인구와 자원으로 무한한 경제적 잠재력을 갖고 있으며 외국투자유치, 시장경제 도입에 의해 공업화가 가속될 경우 파급되는 환경파괴도 큰 규모가 될 것이기 때문이다. 황해는 반폐쇄성 해역으로 연안국들에서 발생한 해양오염은 곧 전체해역으로 확산될 수 있다. 황해를 둘러싼 한국, 중국의 긴 환황해권 연안해역에서는 다양한 오염원 유입과 복합적인 오염물질 변화과정이 일어나며 이는 황해전체로 확산되어 얕은 대륙붕해역인 황해의 환경을 위협하게 된다. 유입되는 다양한 중금속, 미량유기오염물질(잔류농약, PAH) 등은 연안해역에서 다양한 화학종 형태로 용존되어 있거나 무기 또는 유기질의 부유물질에 흡착되고 해저면에 퇴적되기도 하며 외해역으로 확산되기도 한다. 연안해역은 많은 생물의 산란장, 치어성육지로서 생물자원의 요람 역할을 한다. 따라서 연안해역의 정확한 환경평가와 적절한 환경관리는 환황해권의 지속적인 성장을 이루어내기 위한 선결요건이다.

해양오염은 전지구적인 규모의 우려사항으로 부각되고 있다. 이는 하나뿐인 지구를 지키기 위해 다각도로 기울여야할 노력 중에 육상기인 오염물질의 최종정착지인 해양에 대해 특별한 관심을 기울여야 한다는 데에 공통된 인식이 확산되고 있기 때문이다.

세계의 환경보호론자들은 지역해의 오염이 문제가 되는 곳으로 발트해, 북해 등과 함께 황해를 포함시키는데 황해는 특히 중금속과 유류오염이 심한 해역으로 간주되고 있다. 근래 우리는 중국의 급속한 공업화에 따른 황해의 오염을 주시하고 있다. 중국의 공업벨트는 황해연안을 따라 형성되고 있기 때문에 대기, 해수를 통한 많은 오염물질의 유입이 우려되고 있다. 황해는 반폐쇄성 해역으로 연안국들에서 발생한 해양오염은 곧 전체해역으로 확산될 수 있다. 중국에서는 연간 약 87 억톤의 각종 하수 및 147만톤의 배출오염물질이 황해로 유입된다고 보고되어 있다.

중국은 12해리 영해권 내의 해역 면적이 약 37,000Km² 달하고, 유엔 해양법협약에 따라 300만Km²에 달하는 광활한 대륙붕해와 전관경제수역에 대하여 주권과 관할권을 행사하는 연안 개발도상국이자 해양강국이다. 중국은 국민경제의 지속적 발전을 위해서는 필히 해양의 개발과 보호를 장기적 전략으로 채택할 수밖에 없다.

1992년 유엔환경협약(리우선언) 이후 전세계는 인간의 쾌적한 생활과 자연의 지속가능한 이용에 대해 크게 관심을 갖고 있다. 본 협약 의제 21의 해양관련부분(17장)에서는 각국의 연안오염, 지역해 오염, 전지구적 오염 등 규모에 따른 세 가지 오염유형별로 환경과피에 대한 대비책을 세우며 환경감시의 정기적인 모니터링 자료를 국제기구에 보고하도록 권장하고 있다. 이에 따라 각국에서는 해양환경보전을 위한 실천방안을 수립하여 자국의 환경문제를 해결하고 인접국과의 협력체제를 유지하며 환경의 무역장벽화에 대처할 수 있는 능력을 계속 확충하고 있다.

해양의 오염문제가 점차 국제화 되어감에 따라 지역해의 오염문제를 해결하기 위해 인접국가간의 협력으로 오염정도를 공동 감시하고 자연에의 영향을 최소화시키려는 노력이 경주되고 있다. UNEP(유엔환경계획)의 지역해 프로그램은 전세계의 지역해에 대한 해양환경보전을 목적으로 운영되어 왔으며 동북아해역에 대해서도 1994년 9월 NOWPAP(Northwest Pacific Action Plan)으로 실천계획이 채택되어 동북아해역을 대상으로 4개국 공동으로 연구가 수행되고 있다. NOWPAP의 제3번 사업은 해양환경모니터링 체제를 수립하는 것으로 기초적인 항목부터 조사연구가 수행되고 있다. UNEP에서는 육상오염원으로부터 해양환경보호를 위한 범 지구적 실천계획(Global Programme of Action) 채택을 위한 정부간 회의를 95년 10월에 개최하고 이의 실천을 위해 노력하고 있는바 이에는 주요 육상오염원에 대한 규제 및 잔류성 유기오염물질 일부품목에 대한 규제내용이 포함되어 환경은 인간의 생존권뿐 아니라 무역 등 국제경제에 무기로도 작용하는 현실을 직시하여야 할 것이다.

중국은 해수의 수질기준 뿐 아니라 2002년부터 해양퇴적물의 환경기준, 해양생물의 환경기준까지 자국의 연안해역 관리에 적용하게 되었다. 각종 해양환경조사를 위한 기술규정도 평가대상 연안해역의 특성에 따라 육상오염유입구 인근해역 측정기술규정, 하천유입구 오염물질총량 및 하구환경오염 측정기술규정, 해양폐기물배출해역 측정기술규정, 해수욕장환경 측정기술규정, 해수증양식구 측정기술규정, 해양자연보호구 측정기술규정 등이 별도로 작성되어있다. 이처럼 관리하려는 연안해역의 자연특성, 해역의 용도 등에 따라 별도의 기술규정들을 운용함으로써 설정된 환경보전 목표달성을 위해 노력하고 있다. 또한 환경평가의 대상에 따라 해양생물체오염 측정기술규정, 해양생태환경 측정기술규정, 해양대기 측정기술규정 등이 제시되고 있으며 건설의 해양환경영향 측정기술규정도 제정되어있다.

여러 국제기구들은 지역해의 환경사안 해결을 위해 인접국들의 공조를 강화

하도록 유도하고 있으며 북대서양의 OSPAR 협약국들은 공동 해양환경평가를 실시하고 있다. 황해는 오염이 우려되는 지역해로써 공동의 환경평가, 환경보전 필요성이 다른 해역들보다 우선적으로 제기될 수 있다. 따라서 우리도 계속적인 연구에 의해 이러한 국제적인 해양환경평가에 대비하여야 할 것이다.

해양환경은 오염물질의 유입에 의해 서서히 파괴되는데 이는 해양으로 유입되는 오염물질의 양이나 해수중의 현존농도만으로는 평가하기 힘들다. 따라서 오염물질이 환경에 미치는 영향을 구체적으로 조사하기 위해 여러 가지 방법이 사용되었다. 해저퇴적물에는 외해역으로 확산되지 못한 오염물질이 축적되므로 중요한 조사대상으로 여겨진다. 환경내에 오염물질이 얼마나 존재하는가에 대한 조사는 필요한 연구이기는 하나 충분한 연구는 아니다. 이러한 오염물질들이 실제로 생물과 어떠한 상호작용을 하며 영향을 미치는가를 연구하기 위해서는 얼마나 생물체내에 흡수되는가 (bioavailability) 그리고 그 물질들이 대사과정을 거쳐 다른 화합물로 변하는가 (biotransformation) 그리고 그 물질들이 체내조직 등에 어떻게 분포하는가 (body burden and excretion) 등이 자세히 연구되어야 한다.

오염물질에 의한 궁극적인 해양생태계의 피해는 유용생물자원의 집단폐사, 생태계 군집파괴, 발생학적·생리학적문제, 생물종 다양성감소 등 가시적인 현상으로 나타난다. 이러한 피해는 오염물질에 장기적으로 노출되거나 높은 농도의 오염물질에 의해 나타나기 때문에 이러한 현상이 발견되었을 때에는 환경회복을 위한 조치를 취하기엔 너무 늦게 되어 보전대책의 수립이 무의미해지는 경우가 많다. 이러한 단점을 극복하기 위해 근래에는 해양오염의 조기경보지표 (Early warning distress signal)의 사용이 광범위하게 추진되고 있다. 이는 환경이 파괴되기 시작하는 시점에서 위험성을 미리 평가할 수 있기 때문에 사전대책을 세워 환경을 개선하는데 중요한 역할을 한다. 세포, 효소 등에서 감지할 수 있는 이러한 조기오염경보지표(Early Warning Distress Signal)에 대한 연구는 미국, 캐나다, 영국, 프랑스, 일본 등에서 활발히 수행되

었다. 이러한 조기경보가 가능한 환경평가지표의 개발은 UNESCO/IOC, UNEP 등 국제기구의 해양환경평가에도 채택될 만큼 보편화되었다.

따라서 본 연구에서는 중국과 공동으로 황해의 해양환경을 적절히 평가할 수 있는 퇴적물, 생물체중의 오염물질 농도 측정에 의한 환경평가 기술을 개발하고 조기오염경보지표의 사용에 의해 신속한 해양환경평가가 이루어지도록 하려한다. 이러한 환경평가기술을 공동으로 적용하여 생태계에 영향을 주는 오염원을 관리하고 황해의 연안해역 오염저감대책을 수립할 수 있게 한다.

다가오는 21세기는 인류가 해양을 개발하고 이용하는 해양의 세기이다. 유엔 해양법 협약을 준수하여 해양환경의 보호, 해양자원의 지속적 이용과 해상 안전은 인류가 공동으로 준수하여야 하는 사명이 되었다. 세계적으로 다양한 경제협력체제가 형성된 가운데 한국, 중국 및 일본의 경제활동을 위한 무역통로로서의 황해의 역할이 점차 증대하고 있으며, 최근 환황해경제권의 이름으로 사회적인 관심이 증대되고 있다. 그러나 이러한 이용의 대가는 황해의 환경 파괴라는 결과를 초래할 우려가 있으며, 황해가 경제활동의 대상으로서 지속성을 유지하기 위해서는 황해의 건강 상태를 항상 적절히 평가하고 유지시킬 수 있는 시스템 개발이 필요하며 본 연구는 이를 위한 한 단계로서 필수적인 과정이다.

연안해역은 육상의 인간활동에 의해 다양한 오염원이 유입되는 곳이며 인위적인 환경변화에 따른 여러 가지 스트레스를 받는 곳이다. 연안해역은 여러 오염요인을 흡수하여 외해역에 전달하지 않는 완충지역의 역할을 하기도 한다. 중금속과 지속성 유기오염물질은 육상에서 인간의 활동에 의해 방출되어 담수, 해양, 토양, 대기 등 광범위한 경로를 거치며 서식하는 생물에는 물론 인체에까지 영향을 미친다. 본 연구에서는 중금속, 다환방향족 탄화수소, PCBs, 유기염소계 잔류농약에 대해 서해연안해역에서의 분포를 파악하고 연안해역 환경평가를 위한 기술 구축에 응용하려 한다.

여 백

제 2 장 국내외 기술개발 현황

제 1 절 황해의 오염감시, 오염분석 및 공동연구

지금까지 황해의 해양오염에 직접, 간접으로 관련된 많은 산발적인 조사가 수행되어 왔으나 오염물질의 축적, 변화 및 생물영향에 대해서는 연구가 미흡했다. 오염물질의 잔류시간이 상대적으로 긴 남해의 반폐쇄성 해역에 대해서는 중금속, TBT 등을 중심으로 연구가 진행되었으나 황해에 대해서는 이러한 연구가 미진하였다.

지금까지 황해의 해양과학연구는 황해 외해역에 대해서는 상당한 자료와 기술의 축적을 이루었다. 한국해양연구소의 한국해역 종합 해양자원도 작성연구-황해(1982-1986), 황해물질수지 연구(1990-1993)등은 과학적인 조사가 부족하였던 황해연구에 필수적인 자료와 연구결과를 제공하였다.

1995-1998년간 수행된 “황해오염감시 및 개선기술”에서는 황해외해역의 오염물질 분포, 오염물질의 확산범위 및 환경용량 산정기술 등에 대하여 집중적으로 연구하였다. 국립해양조사원과 국립수산진흥원의 정기적인 조사에 의해서도 많은 량의 일반해양학적 조사 자료가 축적되었다.

“황해물질균형 및 생지화학적 순환 연구”(1995-1998)는 한국해양연구소와 중국 국가해양국 제1해양연구소간의 공동연구로 수행되었으며 C, N, P 등 친생물원소의 황해내 순환과 물질수지에 대해 연구하였다. 이 연구에서는 또한 영양염, DO 등 일반 조사항목의 표준화 분석을 한국해양연구소와 중국 국가해양국 제1해양연구소(청도 소재)가 공동으로 수행한바 있다.

“황해오염특성연구” (1998-2001)는 과학기술부의 “황해종합조사연구” 2단계 사업의 세부과제로 황해외해역의 오염물질 순환연구를 수행하였는데 하천유입 각종 오염원, 대기 경로 오염원, 오염물질의 해수-부유물질-퇴적물간 작용과 이동, 황해 외해역에서의 전체적 오염물질 수지 모델 등을 체계적으로 연구하였다.

국외의 경우 해역별 적정수질 달성목표를 설정하여 관리하기 위한 많은 연구를 수행하였다. 해양의 오염모니터링이 갖추어야 할 요건으로는 장기적으로 계속되어야 하고 시료채취 및 측정의 지점과 빈도는 합리적으로 선정되어야 하며 자료의 질이 충분히 검증되어야 한다는 것이다. 또한 측정에 소요되는 경비가 저렴하여야 하며 일상적으로 수행될 수 있어야하고 많은 측정, 분석시간이 소요되어서는 안된다는 것이다.

지금까지 선진국에서의 해양환경조사 및 평가에서 가장 큰 문제로 지적된 것은 해양에서 오염물질의 이동, 변화 및 그 오염영향에 대한 연구자료가 충분하지 못하여 오염에 의한 해양환경변화를 정확히 측정해내지 못했다는 점이다. 많은 모니터링 및 평가 프로그램에서는 측정 방법이 매우 다양했고 비효율적인 측면이 많았다.

황해 같은 지역해의 환경보전은 연안국가들의 공조하에 공통된 연구기술의 적용으로써 일관성 있는 측정자료와 적절한 환경평가가 이루어져야 하는데 중국과의 협력은 근래부터야 가능해져 이러한 사업을 수행할 여유가 없었다.

유럽국가의 경우 사회경제적 필요성에 의해 일찍부터 다국적 연구팀 구성 또는 국가간 과학기술 협력의 형태로 이루어 졌다. 북대서양의 OSPAR Commission은 1972년 체결된 선박기인 오염물질로부터의 해양환경보호 협약(OSLO 협약)과 육상기인 오염물질을 대상으로 1974년 체결된 PARIS협약을

바탕으로 1992년 재구성된 것이다. 현재 오염물질의 국가간 이동이나 북해 등 대륙붕해역의 환경보전에 대한 활발한 연구를 수행하고 있다. 북해연구사업(North Sea Project)에서는 각종 오염물질의 퇴적물내, 생물체내 농도를 일상적으로 측정하여 환경을 평가하며 생화학적 오염지표중 EROD 활동도를 오염영향의 조기경보를 위해 일상적으로 측정항목에 포함시키고 있다.

발트해에 대해서는 1974년에 Helsinki Commission(HELCOM)이 공식기구로 출발하여 발트해로의 육상기인 및 대기경로 오염물질유입, 오염물질의 변화과정 및 축적 등의 연구를 지원하고 있다. HELCOM은 자체적인 오염분석지침도 출간하였으며 오염모니터링 계획의 공동수립 등 활발한 연구를 수행하고 있다.

황해의 해양환경을 보호하기 위해 한국과 중국의 협력에 의해 공통적인 기술로 오염원을 관리하고 환경을 평가하여 자원보고인 황해를 보호해야한다는 인식은 90년대 초반부터 확고히 자리잡았다. 중국은 개방화와 함께 연안역의 집중적인 산업단지 형성을 지원하였고 이에 수반될 해양오염문제에 대해 인접 당사국인 우리 나라와 협력할 필요가 있었기 때문이다.

중국은 National Marine Environment Monitoring Network를 통해 1984년부터 해양오염에 대한 조사 평가를 하며 매년 중국 해양상황에 대한 평가를 하고 있다. 자료의 질에 대한 통계적 검증도 철저히 이루어지고 있으며 화학분석을 위한 표준물질도 생산, 이용하고 있다. 이처럼 체계적인 연구의 바탕위에 해양오염을 진단, 평가하고 환경보전 대책을 수립하는데 만전을 기하고 있다. 중국 국가해양국(SOA)은 해양환경을 평가하기 위한 각종 기술규정을 제시하고 있다(www.soa.gov.cn). 이들 기술규정은 평가대상의 특성에 따라 육상오염유입구 인근해역 측정기술규정, 하천유입구 오염물질총량 및 하구환경오염 측정기술규정, 해양폐기물배출해역 측정기술규정, 해수욕장환경 측정기술규정, 해수증양식구 측정기술규정, 해양자연보호구 측정기술규정, 해양대기 측정

기술규정, 해양생물체오염 측정기술규정, 해양생태환경 측정기술규정 등이 별도로 작성되어있다. 이 기술규정들은 환경조사의 원칙, 조사지점 설정, 조사시기 및 빈도, 시료채취방법, 시료보존 및 운송방법, 시료전처리 기술, 적용해야할 분석방법, 평가에 필요한 계산식 및 지수 등 구체적이고 광범위한 정보를 포함하고 있다. 중국은 해양퇴적물의 환경평가기준(1, 2, 3급)을 보유하고 있으며 해양생물체 오염물질 농도를 이용한 환경평가기준(1, 2, 3급)도 보유하고 있다.

제 2 절 퇴적물 및 생물체중 오염물질 농도에 의한 환경평가

지금까지 오랜 동안 해양오염 모니터링은 해수를 중심으로 이루어 졌다. 그러나 연안해역에서는 해수의 유동성이 강해 조사시점에서 실제 오염물질의 분포와 생태계영향을 파악할 수 없다는 단점이 있다. 실제로 우리나라 내만해역에서는 조석에 따라 표층해수가 수 km를 왕복하기 때문에 어느 시점에 오염 분석용 해수를 채취하느냐에 따라 분석수치는 크게 변하여 환경보전 정책수립에 혼선을 줄 수 있다. 따라서 오염물질의 분포, 축적이 상대적으로 안정된 퇴적물중 오염물질의 농도가 중요시되었고 그 해역에 고착되어 생활하는 생물체내에 축적된 오염물질농도가 역시 중요성을 갖게 되었다.

국내의 경우 지금까지 지역적으로 해양오염의 정도를 파악하는 연구는 많이 수행되었다. 그러나 오염물질의 분포와 영향을 구체적인 오염물질 농도기준 및 지표에 의해 평가하는 연구는 부족하였다. 특히 오염물질의 축적과 변화과정 및 생물에 영향을 주는 단계에 이르기까지의 체계적인 조사가 미흡한 편이었다.

해양환경의 파괴는 유입되는 오염물질의 양이나 해수중의 현존농도만으로는 평가하기 힘들다. 그러나 아직 우리 나라에서는 제한된 환경항목에 대해서만 정기적인 조사를 하고 있기 때문에 이에 의존해 환경을 평가할 수밖에 없지만 여러 가지 사항을 감안해볼 때 어려움이 따른다. 오염물질의 현존농도를 파악하는 기술수준마저도 국내에서는 환경평가 항목 및 조사방법이 전문화되어 있지 못하며 종합적 환경평가 기술이 확립되어 있지 못하다. 지금까지 황해의 해양오염에 관련된 연구는 오염물질의 축적, 변화 및 생물영향에 대해서는 연구가 극히 미흡했다. 오염물질의 농도가 높고 잔류시간이 상대적으로 긴 남해의 반폐쇄성 해역에 대해서는 일부 오염항목에 대해 연구가 진행되었으나 지

역해인 황해에 대해서는 이러한 연구가 아주 미진하였다.

오염이 심한 대표적인 해역인 남해안의 마산·진해만에 대해서는 퇴적물중의 중금속농도와 패류중 중금속축적에 대해서 상당히 구체적인 조사가 이루어졌다. 이러한 조사는 대상해역의 오염정도를 파악하는데 중점을 두었고 퇴적물 및 생물체내의 오염물질 축적정도가 환경평가 기준으로 사용될 수 있을 정도로 자료의 축적이나 기술적 검토는 이루어지지 않았다. 황해에 대해서는 퇴적물 및 생물체에 대한 이러한 연구가 미흡한 편으로 80년대 후반 한국해양연구소에 의해 홍합에 대한 중금속축적 조사가 Mussel Watch사업의 일환으로 수행된바 있다.

연안의 모니터링 사업으로 미국의 예를 보면 NS & T(National Status and Trends Program)는 연방연구계획으로 1984년에 시작하였으며 시간 공간적인 오염실태변화 파악을 위해 화학 오염물질의 농도뿐 아니라 잠재적 생물영향의 지표까지 포함하여 국가의 연안, 하구역 환경을 조사하였다. 1990년대 들어 미국의 연안해역 환경연구는 더욱 전문화되고 세분화 되었다(Long et al. 1996). 미국 EPA가 주관하는 EMAP (Environmental Monitoring and Assessment Program -estuaries)에서는 퇴적물 독성의 공간적 분포를 연구하는데 상당히 넓은 해역을 다루고 있고 NOAA는 그 중 도시의 영향을 받는 하구역 내만 등을 담당하고 있다. 22개의 하구역에서 1991-1995년간의 조사에서 하구역의 크기는 0.3km²에서 550km² 까지 다양하며 Boston 항, Hudson/Raritan estuary 등을 포함한다. 각 하구역마다 시험된 퇴적물 시료수는 2~165 개이며 하구역의 크기와 복잡성에 따라 결정된다. 시료채취는 하구역의 환경조건에 따라 면밀히 검토후 지정하였다.

미국의 해양환경모니터링에도 자체 평가 결과 많은 문제점이 지적되어 이의 개선을 위해 노력하고 있다. 부각된 문제점으로는 모니터링이 잘 계획되지 못하고 기술이 잘못 적용된 경우가 많았고, 자료가 일반인들이 이해하기 어려운

형태로 제시되어 정책결정자들이 쉽게 이용하지 못했던 점, 그리고 생물, 물리, 화학의 여러 측면이 상호작용 하는데 대해 자연과학적인 이해가 부족했던 점 등이다. 광역 해양오염 모니터링에서 환경의 평가는 1) 퇴적물, 생물체내의 오염물질 농도 2) 서식하는 생물의 오염영향 3) 치사효과 (실험실의 독성실험 등) 등으로 이루어지는 것이 가장 이상적으로 여겨져 오고 있다.

퇴적물중의 오염물질 농도는 환경에 존재하는 농도를 알려주나 생물체에 흡수 가능한 량을 뜻하지는 않는다. 따라서 패류처럼 일정지역에 서식하는 생물중의 PAH농도를 측정하여 환경중에서 이들이 유입되고 순환되는 경로를 살피려는 연구가 활발하였다. 패류중에는 농도가 높아 분석이 용이하고 bioavailability를 파악할 수 있어 좋은 관측수단이기는 하나 패류가 서식하는 곳에서만 채취, 분석할 수 있다는 단점이 있다. 이를 극복하기 위해 다른 곳에서 잡힌 패류를 일정기간 동안 조사해역에 두고 오염물질 축적량을 조사하는 caging 방법이 쓰이며 PAH의 환경내 행태에 대해 많은 정보를 제공하였다.

많은 연구에서는 어류가 서식하는 곳의 해수, 퇴적물 등에서의 PAH농도측정을 행하여 왔으나 어류는 이동성이 강해 보다 합리적인 조사 방법이 필요하게 되었다. 근래에는 어류체내에서의 PAH대사 경로 연구에 따라 어류의 PAH에 대한 노출을 직접 연구할 수 있는 수단이 연구되었다. 대사과정을 받지 않은 PAH는 조직 속에 축적되지 않는데 이는 PAH가 극성 대사산물로 활발히 생물변환되어 담즙에 축적되어 배출을 기다리기 때문이다. 따라서 PAHs의 오염정도를 파악하기 위해 담즙 내에서의 형광유기물질 (FACs)측정이 활발해졌는데 이는 PAHs의 많은 형광성 대사산물이 담즙에 모여지기 때문이다(Varanasi et al. 1986).

유기염소계 농약은 PCBs처럼 많은 나라에서 생산이 중지되었지만 그간 육상에 축적된 물질로부터 아직까지 해양에 유입되고 있기 때문에 모니터링 항목으로 채택되고 있으며 합성유기물등 염소를 포함한 많은 물질들이 감시의

대상이 되고 있다. 유기인계 농약은 해양에서 잔류성이 적지만 급성독성을 나타내기 때문에 연안해역의 환경평가에서는 매우 중요하게 취급되며 그 생물영향에 대해서도 많은 관심이 기울여지고 있다.

어류, 패류의 오염물질축적 모니터링은 수질, 오염된 퇴적물의 중요한 지표이기 때문에 미국내 많은 주에서는 수질 모니터링에 어패류중 오염물질을 포함시킨다 (Cunningham and Whitaker 1989). 이러한 모니터링은 인체에 대한 위해성 평가를 가능하게 해주고 위험하다고 생각되는 경우 해당지역의 해당 어패류 채취를 금지시키는 등 필요한 조치를 하게할 수 있다. 1989년에 American Fisheries Society (AFS)는 미국 EPA의 요청에 의해 어패류의 오염물질 모니터링을 전국규모에서 수행하기 위한 워킹그룹을 조직 하였는데 이 그룹은 U.S. Food and Drug Administration(FDA), U.S. Fish and Wildlife Service(FWS), Ohio River Valley Water Sanitation Commission (ORSANCO), NOAA, Tennessee Valley Authority(TVA), U.S. Geological Survey (USGS), 26개주의 대표 등으로 구성되었다.

이들은 어패류의 환경 모니터링 전략을 종합적으로 수립하였는데 수산물의 인체에 대한 발암위해성을 고려한 스크리닝 값 (screening values [SVs]), 조사대상 어패류 종, 오염물질 분석항목, 현장시료 채취방법, 경제적이며 효과적인 분석방법, 자료분석 관리체계, 자료의 질관리 (QA/QC) 등에 대해 구체적인 전략을 제시하였다.

제 3 절 생화학적 지표에 의한 환경평가

해양오염은 여러 가지 생태계에 대한 영향으로 나타나기 때문에 생물학적 변화가 오염의 정도를 파악하는 지표로 사용된다. 이러한 지표는 오염의 초기에 신속히 나타날 수 있는 것이어야 한다. 오염이 심각히 진행된 후에 나타나는 현상으로는 해양오염의 경보를 하는 것이 무의미하다. 이러한 해역은 환경개선을 포기하거나 대대적인 환경회복 공정을 필요로 하기 때문이다. 오염의 초기에 그 영향을 경보할 수 있으면 적절한 환경관리책을 수립하여 환경의 악화를 사전에 예방할 수 있기 때문에 가장 바람직한 정책결정이 가능해진다.

오염의 초기단계에 영향을 예측할 수 있고 세포, 효소 등에서 감지되는 이러한 조기오염경보지표(Early Warning Distress Signal)에 대한 연구는 미국, 캐나다, 영국, 프랑스, 일본 등에서 활발히 수행되었다. 이러한 조기경보가 가능한 환경평가지표의 개발은 IOC등 국제기구의 해양환경평가에도 채택될 만큼 보편화되었다. 국제기구중 IOC의 GOOS 사업중 한 모듈인 HOTO (Health of the Ocean)는 해양의 건강을 위한 환경평가에 대해 구체적인 전략을 수립하고 있는데 해양환경평가에 있어서 생물체구성요소의 각 단계에서 나타나는 변화를 동시에 모니터링 함으로써 변화의 연관성을 살피려고 한다. 선진국의 경우 생물환경지표는 모니터링 항목으로서 genotoxicity (oxidative adducts, hydrophobic adducts, micronuclei)등과 효소 (metal-binding proteins, stress proteins, oncoproteins, cytochromes P450) 및 콜리네스테라아즈변화 등에 중점을 두고 연구되고 있다. Collier et al.(1995)는 AHH, EROD, CYP를 세 종류의 저서성 어류에 대해 실험하였는데 Puget Sound에서 년 6회 어류시료를 채취하였다. 어류 성체는 회유경향이 있어 유생을 채취하였는데 그 이점은 생식순환이 CYP1A에 주는 영향을 최소화할 수 있다는 것이다.

근래에 해양에서 생물지표의 유용성이 각광받고 있는 것은 보통 측정비용이

저렴하기 때문에 일상적으로 쉽게 실험할 수 있고 스크리닝 목적으로 사용할 수 있기 때문이기도 하다. 폐기물투기와 관련한 런던협약 등에서는 다이옥신 분석을 모든 대상시료에서 수행하는 대신 P450 RGS 등 적절한 생화학지표를 사용하는 것을 고려하고 있다.

국내에서는 생물지표에 대해 최근 여러 발생학적, 생리학적 지표의 사용이 실험되고 있고 오염물질에 특히 민감한 성계의 발생학적 문제, 굴의 imposex, 생리적 호흡량변화 등이 생물영향평가에 실효성이 있는 것으로 파악되었다. 조기오염경보지표로서는 유기인계 농약 및 기타 유기오염물질의 영향을 파악하기 위한 조사가 남해에서 가자미류의 뇌와 조직, 홍합의 adductor muscle 등에서 AChE, SOD(Superoxide dismutase), MDA, Hemoglobin level, EROD 등을 중심으로 수행되었다. 이러한 기초적인 연구결과 우리 나라 해역에서도 유사한 생물지표가 적용될 수 있는 것으로 파악되었다.

오염물질에 의한 생화학적, 생리학적, 어병학적 평가기술의 유용성은 몇 가지 원칙에 따르며 제한적으로 사용되는 생물지표는 효용성이 적을 수밖에 없다. 어떤 생물지표는 아주 낮은 오염물질 농도에서 반응한다. 그리고 아주 넓은 범위의 오염물질 농도에 반응하는 것도 있다. 생물지표로 선정될 수 있는 기준으로는 첫째, 오염물질의 노출과 관련 있는 것이어야 하며 둘째, 오염물질의 농도, 노출시간에 따른 반응의 민감성 정도가 충분히 실험실에서 입증되어야 하며 셋째, 잘 알려진 생물종에 대해 현장실험이 이루어져야 한다는 것이다.

장기적인 독성효과가 생태계와 인체에 미치는 영향중 cytochrome p-450 monooxygenase와 연관된 것이 많은데 이 효소들은 독성물질을 활성이 있는 독성 중간산물로 바꾸며 가끔 체내균형을 방해한다고 한다(Collier et al. 1995). 실제로 몇 종류의 유기염소계 화합물은 P-450 효소시스템에 작용하여 독성효과를 나타낸다. CYP 1A는 PAH와 일부 Polychlorinated biphenyls

(PCBs), chlorinated dibenzo-p-dioxins(다이옥신), dibenzofurans(퓨란) 등을 포함한다.

국내 연안해역에서의 생화학적 오염지표 적용은 외국의 기술을 그대로 따를 수 없다는 문제점이 있다. 저서성 어류 및 패류 등 해양생물은 외국과 그 서식하는 종이 다르므로 동일한 오염지표의 적용이 불가능하다. 그래서 나라마다 실험실, 현장에서의 충분한 검증이 있어야만 환경을 평가하는 생물지표로 인정받을 수 있다. 프랑스의 RNO에서는 1979년부터 오염물질의 영향평가를 생물에 대해서 하고 지금은 영향연구에 열중하고 있다. 또한 몇 가지 지표는 정기오염관측을 실시하여 연안해역 환경평가 자료로 사용하고 있다.

국제기구, 선진국들의 모니터링에서는 해양환경평가에 있어서 여러 생물체구성요소의 여러 단계에서 나타나는 변화를 동시에 모니터링 함으로써 각 단계에서 일어나는 변화의 연관성을 살피려고 한다. 이는 환경관리기술의 효율성을 평가하는데 도움이 되고 오염저감기술을 평가하는데 기여한다. 이러한 생물지표는 현재 오염물질에 얼마나 노출되었는가를 진단할 뿐 아니라 그 개체가 생태계에서 앞으로 어떤 변화를 받게될지를 예측하는 것까지 가능하게 한다.

Haasch et al.(1989) 등은 실험실내의 실험에서 유기오염물질에 노출되었을 때 cytochrome P-450 1A1 그리고 EROD 활동도가 변하는 것 사이의 관련성을 밝힌바 있다. 현장에서의 조사에서도 P450과 EROD는 상당한 관련성을 보인다고 밝혀져 있다(Addison and Edwards 1988 ; Van Veld et al. 1990 ; Goksoyr et al. 1991 ; Renton and Addison 1992). 어류의 경우에는 AHH (Aryl hydrocarbon-hydroxylase)와 EROD 가 많이 연구되었다. P4501A과 이에 관련된 AHH, 그리고 EROD는 여러 종류의 유기오염물질 들에 의해 쉽게 변화가 나타나는 것이다. FACs, DNA adducts와 마찬가지로 EROD는 오염물질의 농도에 따라 반응이 변하기 때문에 유기오염물질에 노출되었을 때 조기

에 환경영향을 평가할 수 있는 지표로 사용될 수 있다. Collier et al.(1995)는 AHH, EROD, CYP를 세종류의 저서성 어류에 대해 실험하였는데 Puget Sound에서 년 6회 어류시료를 채취하였다. 어류 성체는 회유경향이 있어 유생을 채취하였는데 그 이점은 생식순환이 CYP1A에 주는 영향을 최소화할 수 있다는 것이다.

본 과제에서의 연구결과는 국내 해역에서의 이러한 연구기술 적용성을 검증할 수 있는 계기가 되었다. 생화학적 오염지표는 여러 종류의 오염물질이 복합적으로 작용하는 해역의 경우 한가지 지표로는 곤란하고 여러 지표들을 사용하여 효과를 측정해야 하는데 본 과제에서의 연구결과는 이러한 기술개발의 전 단계가 될 것이다.

오염물질에 민감한 환경지표를 사용하여 오염물질의 영향범위와 정도를 빠른 시간내에 추정하려면 몇 가지 기술적으로 해결해야할 점이 있다. 이는 1) 오염된 그 지역에 서식하는 생물에 대해 실험할 수 있어야 하며, 2) 여러 종류의 오염물질이 복합적으로 작용하는 해역에서는 한가지 생물지표로는 곤란하고 여러 생물지표를 사용하여 이들의 효과를 측정해야 하며, 3) 조기오염경보지표로서 생물의 오염영향을 사전에 경보할 수 있게 되어야 한다. 생물지표는 발생학적, 생태학적, 생리학적지표 등 아주 다양하나 이러한 지표 중에는 반응이 늦거나 낮은 농도의 오염물질에 민감하지 않은 것이 많고 또 아직 실험단계에 있는 것도 많아 어떤 것을 적용할 것인가의 선택이 중요하다. 현재 이에 대한 연구는 국내에서 아주 취약한 실정으로 오염심화 지역에서의 환경평가지 오염물질의 영향조사예측에 장애가 되고 있다. 국제사업중 NEAR-HOTO (Northeast Asia Regional - Health of the Ocean)등이 동북아해역의 오염문제를 다루고 있어 한국과 중국의 연구협력은 국제기구로부터 많은 기술적 지원을 받을 수 있을 것이다. 또한 UNESCO/IOC (International Oceanographic Commission)의 서태평양 지역 프로그램인 WESTPAC도 해양환경의 조기오염경보지표에 대한 국가간 협력을 위해 워싱턴개최를 계획하고 있다.

제 4 절 종합적인 환경평가기술

국외의 경우 해역별 적정수질 달성목표를 설정하여 관리하기 위한 많은 연구를 수행하였다. 과거에는 해양의 오염조사가 해수를 중심으로 이루어 졌으나 연안해역에서 해수의 유동성이 강해 조사시점에서 실제 생물에 주는 오염영향이 얼마인지 알 수 없다는 단점이 있다. 따라서 상대적으로 안정된 퇴적물 중에 축적된 오염물질의 농도가 중요시 되었고 생물체내의 오염물질농도가 역시 중요성을 갖게 되었다.

국외의 경우 퇴적물의 오염물질 농도에 의한 환경평가는 분석기술의 표준화에 의해 오염모니터링시 실제 사용되는 등 유입된 오염물질의 영향파악과 대책수립에 널리 활용되고 있다. 또한 조기오염평가지표에 의한 환경평가는 연구대상 해역의 오염물질 영향파악의 수단으로 사용되며 오염 범위 파악 및 오염영향의 사전 예측 등의 연구에 적용되고 있다.

국내의 경우 지금까지 황해의 해양오염에 직접, 간접으로 관련된 산발적인 조사가 수행되어 왔으나 오염의 정도를 파악하는데 그치고 오염물질의 분포와 영향을 구체적인 오염물질 농도기준 및 지표에 의해 평가하는 기술이 부족하였다. 특히 오염물질의 축적과 변화과정 및 생물에 영향을 주는 단계에 이르기까지의 체계적인 조사가 미흡한 편이었다. 그러나 세계적으로 오염모니터링이 퇴적물 생물체내의 축적정도는 물론 오염초기의 생물영향을 감지하는 조기오염평가지표도 널리 활용되고 있어 국내에서도 이를 위한 연구에 많은 관심이 모아지고 있다.

지금까지의 해양환경모니터링에서 가장 큰 문제로 지적된 것은 해양에서의 오염물질의 동태 특히 그 오염영향에 대한 연구자료가 충분하지 못하여 오염물질에 의한 해양환경변화를 정확히 측정해내지 못했다는 점이다. 해양환경에 대한 오염물질의 영향이 정확히 규정되고 있지 않은 이유는 오염물질의 존재,

특히 그 영향에 대해 조사가 부족하기 때문이다.

국내에서는 환경평가 항목 및 조사방법이 전문화되어 있지 못하며 종합적 환경평가 기술이 확립되어 있지 못하다. 우리 나라의 경우 여러 항목에 대한 장기적인 자료축적과 국내생태계에의 장단기적 오염영향 예측을 거쳐 평가를 위한 기준이 제시되어야 할 것으로 보이나 이러한 과정은 많은 시간을 요구한다. 외국의 평가 기준치를 준용하는 방법이 있으나 이 경우 유입오염원의 종류, 해수-퇴적물간 상호작용, 서식하는 생물체와의 작용 등이 외국의 해역과 큰 차이를 보일 수 있는 단점이 있다.

제 3 장 연구개발 수행내용 및 결과

제 1 절 연구방법

1. 현장조사

황해 연안해역에 대한 현장조사를 통해 해수, 퇴적물, 생물체중의 오염물질 분포경향을 파악하고 해양환경평가지표의 적용을 위한 기반자료를 확보하였다.

서해안 갯벌에 대한 현장조사의 일부는 한중 공동 오염물질 생물축적 연구의 일환이었다. 현장조사는 2003년 5월~12월에 걸쳐 갯벌의 퇴적물, 바지락, 조간대 해수에 대해 이루어 졌다(Fig. 1-1). 시료채취 지점은 경기만 및 충남 서해안을 중심으로 하였는데 갯벌이 비교적 넓고 육상활동의 영향을 받을 것으로 예상되는 중요 지점으로 하였다. 바지락체내의 오염물질 축적을 조사하기 위한 정점에서는 해수, 퇴적물 시료를 같이 채취하여 환경내의 오염물질 이동 축적 현상을 연구하였다. 바지락을 채취한 정점은 가로림만의 독곶 (5월 29일), 안면도의 구매항 (2003년 7월 30일), 아산만의 맏돌포 (2003년 8월 1일), 안흥항 (8월 8일), 채석포(8월 8일), 삼길포(8월 13일), 대호방조제 (8월 13일), 죽도 (8월 13일), 무창포 (8월 14일), 간월도 (8월 8일) 등이었다.

홍합의 개체크기별 오염물질 축적 실험은 안면도의 구매항에서 6월 11일, 7월 30일에 채취한 홍합에 대해 각각 실험하였다. 홍합, 굴 시료는 각장에 따라 3~6개 그룹으로 나누었다. 생물시료는 3번의 실험결과를 평균하였다. 연안해역에서의 자연산 굴 (참굴, *Crassostrea gigas*)은 가로림만의 독곶에서 2003년 5월 29일, 대호방조제에서 2003년 8월 13일, 삼길포에서 2003년 12월 15일 직접 채취하였고 서식지 주변의 퇴적물도 같이 채취하였다.

별불가사리 시료는 8월 13일 천수만에서, 2003년 12월 15일 벌말 (오지리-가로림만)에서 채취하였다. 그 외의 생물로는 2003년 8월 8일 간월도에서 모시조개 (가무락 Chinese cyclina, *Cyclina cyclina*), 맛(Constricted tagelus, *Sinonovacula constricta*) 시료를 채취하였다.

EROD 활동도 조사를 위해서는 송도, 오이도 등에서 당일 채취한 바지락 시료를 구입하였다.

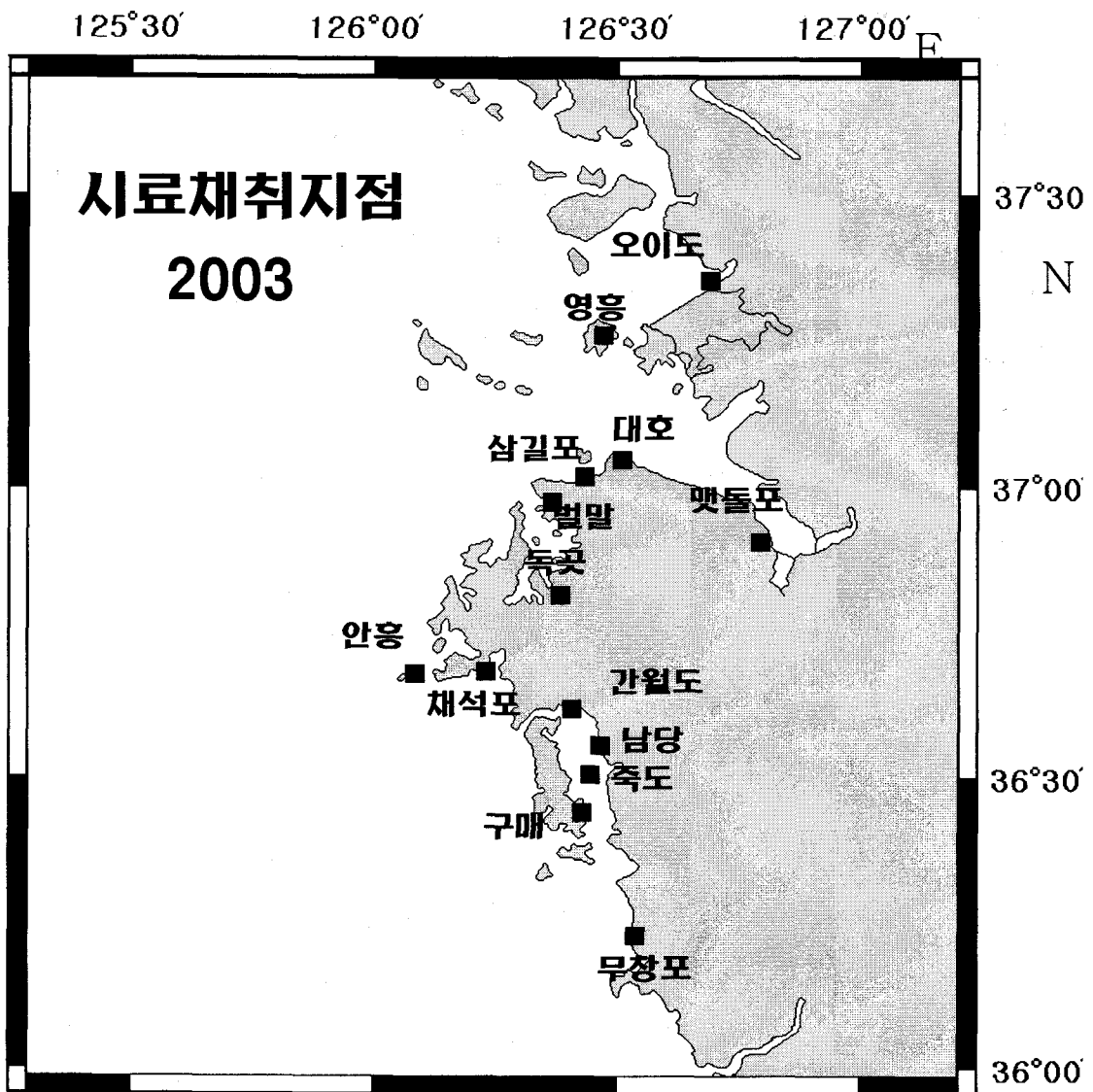


Fig. 1-1. Sampling stations for seawater, intertidal sediments and Manila clams in 2003.

2. 시료처리 방법

갯벌에서의 시료채취는 표면으로 부터 2cm 밑의 층을 취하였다. 유기오염물질 분석을 위한 시료는 금속제 스푼으로 시료를 취하였고 중금속 분석을 위한 시료채취는 테플론 스푼을 사용하였다. 시료는 드라이아이스로 냉동하여 실험실로 옮긴 후 분석할 때까지 냉동고에 보관하였다. 중금속 분석용 조건대 해수 채취는 시료병을 직접 해수에 넣어 취하였다. 유기오염물질 분석을 위한 해수는 20리터 용기에 넣어 이동하였다. 바지락 시료는 현장에서 채취중인 것을 구입하거나 직접 채취하였으며 드라이아이스로 냉동하여 실험실로 옮기고 분석전까지 냉동고에서 보관하였다.

황해연안 해수, 퇴적물, 바지락 등 중금속 분석용 시료의 채취 및 보관방법은 아래와 같다.

(1) 해수

조건대의 바지락 채취 정점의 표층 해수는 미리 산으로 세척한 병을 Tygon tubing을 사용하여 폴리카보네이트 홀드에 고정하고 이 홀드에 나일론 줄을 매달아 채취하거나 손에 비닐 장갑을 끼고 시료병을 해수면 아래로 넣어 채취하였으며, 채취된 시료병은 폴리에틸렌 필름으로 포장하였다(Boyle et al. 1981). 시료 용기는 용존성 중금속 분석용의 경우 1ℓ 폴리에틸렌병, 수은은 300ml 유리병을 사용하였다.

폴리에틸렌병에 채취된 시료는 용존성 중금속 분석을 위하여 조사선 실험실로 옮겨 Class 100의 Clean bench 안에서 미리 산으로 세척한 pore size 0.4μm (직경 47 mm)인 폴리카보네이트 막여과지로 여과하여 용액과 부유물질을 분리하였으며, 여과액에는 Teflon distilled HCl을 가하여 pH 2이하로 처리하여 분석 때까지 보관하였다. 수은 시료는 여과하지 않은 채로 정제된 HNO₃ 3ml를 가하여 분석 때까지 보관하였다.

(2) 퇴적물

바지락 채취 정점은 조간대 지역으로 간조시 노출된 퇴적물의 표층부를 플라스틱 스푼으로 취하여 플라스틱 용기에 넣고 냉동 보관하였다. 냉동된 시료는 실험실에서 동결건조기(Labconco Freezone 6)를 이용하여 건조한 후 Agate mortar로 분쇄하여 분석 때까지 상온에서 보관하였다.

(3) 바지락 - 조간대에서 간조시 채취한 바지락은 체내외의 이물질을 제거하기 위하여 다음과 같이 처리하여 분석에 이용하였다. 바지락 채취 지점에서 채취한 해수를 이용하여 바지락 표면의 이물질을 깨끗하게 씻은 다음 산세척된 플라스틱 용기에 바지락과 부유물질을 제거한 현장 해수를 넣는다. 해수는 4-8시간마다 교환하면서 24시간동안 청장(depuration)시켰는데 필요할 경우 청장 시간을 늘렸으며, 청장이 끝난 바지락은 급속냉동하여 실험실로 옮겼다. 각 지역별로 비슷한 크기의 개체 20마리를 골라 해동한 다음 폴리카보네이트 칼로 제각하여 산 세척된 폴리에틸렌 병에 넣고 블렌더로 균질화하였다. 균질화된 시료 일부를 취하여 동결 건조기에서 건조하여 수분량을 구하였다. 한편 개체별로 각장(shell length), 각고(shell height), 각폭(shell breadth), 총 중량(shell weight) 및 생체 중량(meat weight)을 기록하였다.

3. 분석 방법

가. 일반수질지수

(1) 부유물질 - 유리섬유 여과지법으로 총부유물질(TSS)을 측정하고 550℃에 회화한 후의 감량으로 휘발성 부유물질(VSS) 농도를 측정하였다.

(2) 퇴적물중의 유기탄소

퇴적물중의 유기탄소는 동결건조한 퇴적물 시료에서 무기탄소를 제거한후 CNS 분석기를 사용하여 측정하였다.

나. 중금속

(1) 해수

해수중의 용존성 중금속(Cd, Cu, Pb, Zn)은 Class 100 수준의 Clean bench에서 APDC-DDTC-Freon 용매추출법으로 추출하여 비불꽃 원자흡광분광기(Perkin Elmer 1100B with HGA700 & AS70)를 이용하여 측정하였다(Danielsson et al. 1978).

해수중의 비소는 Continuous-Flow Hydride Generation에 의하여 증기화하여 ICP-OES(Perkin Elmer Optima 3000)로 측정하였다. 수은은 실험실에서 제작된 자동 수은증기 발생장치와 금포집장치에 농축 후 원자형광분광기(Tekran 2500) 또는 원자흡수분광기(Perkin Elmer 1100B)를 이용한 CVAFS 또는 CVAAS법으로 측정하였다. 분석 과정은 300 ml BOD 병에 시료 200 ml를 취하고 20% 염화제1주석 0.5 ml를 가한 후, 질소를 1 l/min의 속도로 5분 동안 흘려주어 발생된 수은 증기를 석영관내에 충전된 금박막에 포집한 후 금 트랩내의 세라믹 히터에 600℃이상의 고열을 가하여 금으로부터 분리된 수은 증기를 원자형광 또는 원자흡수 검출기로 측정하였으며(김 등 1998), 그 결과는 산가용성 형태의 농도이다. 한편 용존성 중금속 분석자료의 정확도를 검증하기 위하여 연안해수 표준물질인 NRC의 CASS-3도 함께 분석하였으며, 회수율은 97.6~103%의 범위였다.

(2) 퇴적물

퇴적물의 총 중금속 분석은 분쇄된 시료를 oven에서 100℃로 1일간 건조시킨 다음 약 0.2 g을 테프론 비이커에 넣고 HF 6 ml, HNO₃ 3 ml를 가하여 Teflon watch glass를 덮은 후 12시간 이상 실온에서 방치시켰다. 여기에 HClO₄ 2 ml를 가하여 Hot plate 위에서 180℃ 정도로 가열하여 증발건고시켰다. 그리고 1% HNO₃를 가하여 비이커내의 잔사를 녹여서 10 ml로 맞춘 다음 적절히 희석하여 ICP-MS(VG PQ II⁺)를 이용하여 측정하였다.

Hg은 분쇄 및 건조된 퇴적물 약 0.2 g을 60 ml Teflon digestion bomb(Savillex #561R2)에 넣고 정제된 HNO₃과 HCl을 각각 2.5 ml씩 가한 후 Hot plate 위에서 170~180℃로 2시간동안 가열하였다(Smith 1993). 이것은 냉각 및 정치하여 용액 일정량을 취하여 해수 측정과 같이 냉증기 원자흡수분광법으로 측정하였다. 퇴적물의 중금속 분석 정확도는 NRC의 MESS-2를 이용하여 검증하였으며, 회수율은 93.6~106%의 범위였다.

(3) 바지락

바지락의 중금속 분석은 Teflon digestion vessel에 습시료 약 1 g을 취하여 이온교환수 2 ml와 재증류한 진한 질산 5 ml를 가한 다음 CO₂ 개스를 제거하기 위해서 실온에서 1시간이상 두면서 가볍게 흔들어 주었다. 뚜껑을 닫고 Microwave Digestor(Model : MDS-2000, CEM Corp.)를 이용하여 분해하여 냉각한 다음 다시 H₂O₂를 가하여 Microwave Digestor로 분해하였다(Mccarthy and Ellis 1991). 분해된 시료는 냉각하여 산세척된 20 ml 폴리에틸렌병에 옮기고, 이온교환수를 가하여 전체 용량을 20ml로 맞추었다. 측정은 ICP-MS(VG PQ II+)와 불꽃 원자흡광분광기(Perkin Elmer AAnalyst 300)를 이용하였으며, 측정된 자료는 수분 함량을 이용하여 건중량 중금속 농도로 환산하였다. 한편 중금속 분석의 정확도를 검증하기 위하여 NOAA의 패류 표준물질인 CRM 2976도 함께 처리하여 측정하였으며 각 중금속의 회수율은 99.2~108%의 범위로 만족스러운 결과였다.

다. 퇴적물중의 유기독성물질 분석

(1) 분석준비

실험에 사용되는 모든 초자기구는 세척 후 muffle furnace에서 400℃로 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. 알루미늄, 실리카겔은 고온에서 건조시켜 보관하였다.

(2) 해수중의 유기오염물질 측정

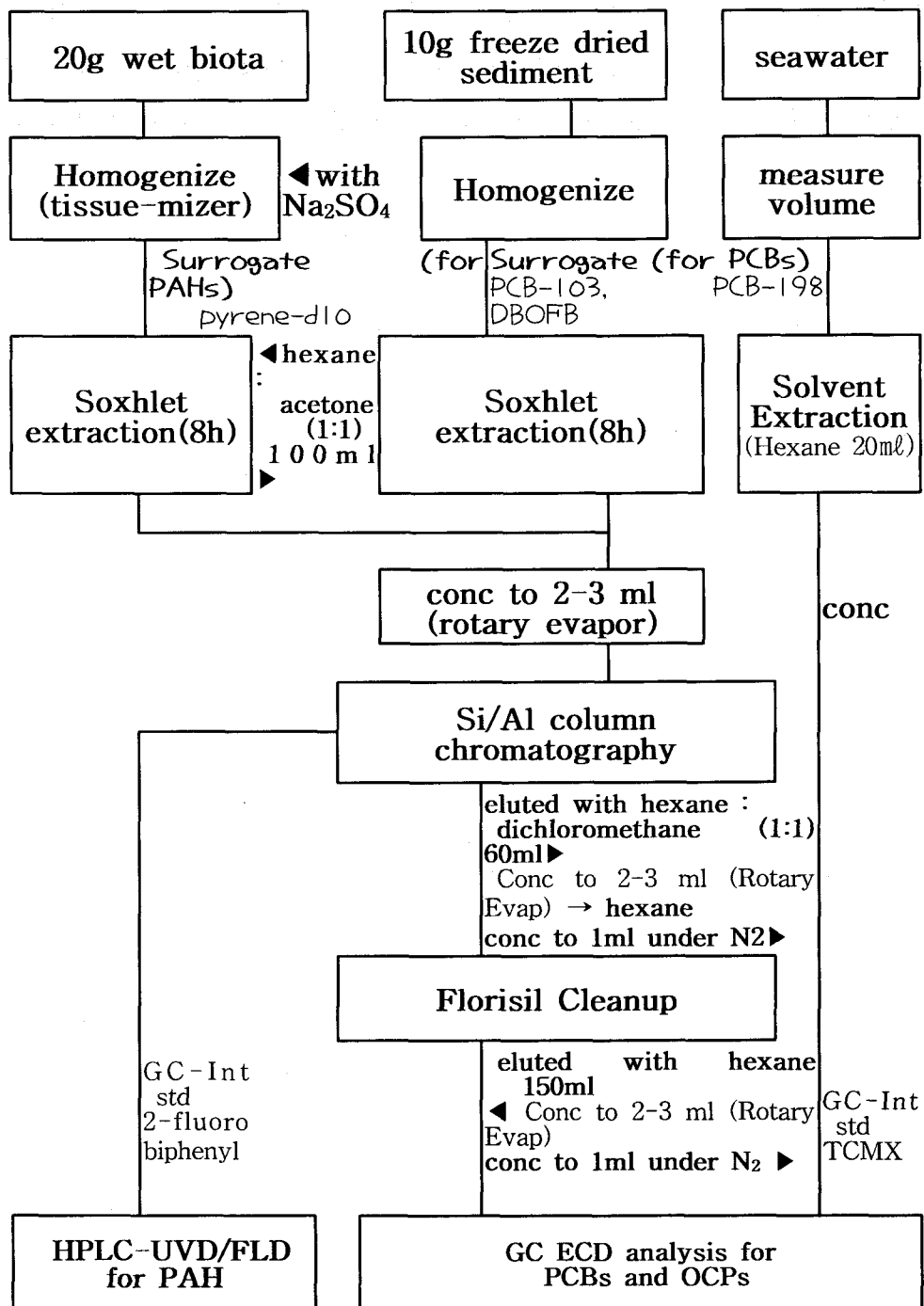
현장에서 해수시료 40 l를 취하여 XAD-2 컬럼을 통과시켜 유기물을 흡착시키고 속실렛으로 추출하였다. 추출액을 모아 1ml로 농축하여 측정하였다. 분석방법은 퇴적물의 경우와 같다.

(3) 퇴적물중의 PAH, PCB, OCP 측정

퇴적물중 유기오염물질의 추출과 분석과정은 Fig. 1-2에 도시하였다. 퇴적물을 동결 건조기(Labconco Freezone 6)를 이용하여 건조시킨 후 패각을 제거하고 200mesh 체를 통과하도록 막자사발로 Agate mortar로 갈아 분말로 만들었다. 분쇄된 시료 10g을 thimble에 넣고 PAH, PCB, OCP surrogate standard를 첨가한 후 100ml의 hexane: acetone(1:1)을 넣은 250ml 둥근 플라스크에서 8시간동안 추출하였다. 추출전 시료에 첨가된 Surrogate standard는 PAH를 위해 perylene d-10을 사용하였고, PCBs와 유기염소계 잔류농약 분석을 위해 PCB-103, PCB-198, DBOFB (4,4'-dibromooctafluorobiphenyl)를 사용하였다.

주출 후 40~45℃로 유지된 회전식 증발기(rotary evaporator)를 이용하여 유기상에 포함된 유기용매를 3~5ml로 농축시켰다. 다음 Sulphur를 제거하기 위하여 HCl로 활성화된 copper(20-30 mesh, J. T. Baker Co.)를 넣고 하룻밤을 방치한 후 test tube에서 1ml까지 농축하였다(Laurenstein and Cantillo 1993, 1998).

PAH, OCP, PCB analysis diagram



DBOFB : 4,4'-dibromooctafluorobiphenyl

TCMX : Tetrachloro-m-ethylene

Fig. 1-2. Extraction and analysis of organic contaminants.

PAH(다환방향족탄화수소)를 다른 방해물질로부터 분리하기 위해 Silica/Alumina Column을 사용하였다. Silica, alumina (~150 mesh, Aldrich Chemical Co.), sodium sulfate(anhydrous granular, Caledon Laboratories LTD), glass wool은 450℃에서 5시간 동안 건조시켰다. 건조후 alumina, sodium sulfate는 각각 170℃, 120℃에서 보관하였다.

Si/Al 칼럼은 정제·분리 작업전에 바로 준비하였는데 Silica와 Alumina를 Si/Al는 사용직전에 상온으로 식히고 각각 5%, 2%의 물을 첨가한 후에 섞어서 사용하였다. 농축된 시료를 칼럼에 넣고 stop cock를 열어 초기 용출액을 흘려보내고 hexane : dichloromethane (1:1) 60ml를 넣어 PAH fraction을 용출시켰다. 용출된 용액은 2-3ml로 농축시키고 hexane 10ml를 넣어 hexane 으로 치환시킨후 회전식 증발기를 이용하여 다시 1ml로 농축하였다.

Sephadex cleanup

Sephadex LH-20 Column은 19mm ID 컬럼에 sand 1 ml를 추가하고, sephadex gel을 채운후 안정되도록 하루동안 방치하여 설치하였다. packing의 높이가 26.5cm가 되도록 조정하였고 꼭대기에 평평한 층을 형성하기 위해 packing 위로 sand를 추가한후 기포를 점검하였다. 컬럼은 PAH 표준물질 100ppb 용액 1ml를 사용하여 교정하였다. 컬럼을 흔들어 용액을 균등하게 하고 packing을 흐트러뜨리지 않도록 천천히 컬럼 아래쪽으로 표준용액을 흘려보내 UV로 모니터한 결과로 교정하였다.

컬럼에 6:4:3 solvent의 10ml를 첨가하여 packing top까지 흘려버리고 CH₂Cl₂ 2ml로 컬럼 위 부분을 씻고 추출한 샘플을 피펫으로 조심스럽게 넣었다. 6:4:3 solvent를 흘려보내 25ml가 모이면 이 부분을 버리고 다음 50~55 ml를 모아 농축하였다.

농축된 시료를 사용하여 HPLC-UVD 와 FLD로 PAH의 개별화합물을 측정하였다. PAHs 측정시 GC-Internal standard는 2-fluorobiphenyl를 사용하였다. PAH의 농도계산시 GC-Internal standard를 고려하여 보정하였으며 QA/QC에 surrogate standard에 의한 회수율을 감안하였다.

PAH 분석은 HPLC-UV를 사용하였다. 사용된 컬럼은 Rexchrom S5-100-ODS column (5 micron 100Å, 250mm 4.6mm I.D.) 이었고 HPLC (SpectraSYSTEM P-2000) UV 검출기(254nm)를 사용하였다.

구체적인 분석조건은 다음과 같다.

<u>HPLC 분석조건</u>		
Spectrasystem P2000 HPLC UV 254nm		
Rexchrom S5-100-ODS column (5 micron 100Å, 250mm 4.6mm I.D.)		
Flow rate = 1ml/min		
	Water(%)	Acetonitrile(%)
0min	30	70
10min	30	70
22min	0	100
26min	0	100
30min	30	70
35min	30	70

PCB 및 유기염소계 농약 분석을 위해 PAH 분석후 남은 시료 용액을 Florisil(60~100 mesh, Ridel Co) Column을 사용하여 분리하였다. 5% deactivated Florisil 5g이 이용되었으며 용출용액은 hexane 150ml를 사용하였다. 정제된 시료는 회전식 증발기를 이용하여 1ml로 농축시켰으며 농축된 시

료를 사용하여 GC/ECD로 분석하였다. GC-Internal standard는 TCMX (Tetrachloro-m-ethylene)를 사용하였다. 사용된 기종은 Hewlett-Packard 5890 Series II GC/ECD였다.

PCB 및 유기염소계 농약 분석에 사용된 Gas Chromatograph 조건

Instrument	Hewlett-packard 5890 series II Gas chromatograph
Feature	split/splitless capillary inlet system
Inlet	splitless(splitter closing time: 0.5min)
Detector	Electron Capture Detector
Column	0.25 mm I.D. × 30 m DB-5 fused silica capillary column
Gases	
Carrier	Helium (isostatic pressure: 28psi)
Make-up	Argon/methane(95/5): 40ml/min
Temperature	
Injection port	275°C
Detector	300°C
Oven Program	100°C for min.; then 5°C/min. to 140°C hold 1 min.; 1.5°C/min to 250°C, hold 1 min; 10°C/min to 300°C, hold 5 min
Others	Automatic Liquid sampler(Injection vol.: 2 μ l)
Calibration	Three-point calibration

분석방법의 신뢰성

유기염소계의 화합물 분석방법의 신뢰도를 확인하기 위하여 4가지 절차를 수행하였다. 첫째, 한 세트의 시료(시료 15개)마다 1의 blank test(바탕시험)를 하여 각 성분별로 검출한계 3배 이상의 농도가 검출되었을 경우 시료 분석과정에서 오염된 것으로 간주하고 재실험을 하였다. 둘째, 한 세트의 시료마다 대상 시료에 surrogate standard를 일정량 첨가하여 분석하였다. 분석결과 surrogate standard의 회수율이 60-120% 이내에 들어오지 않을 경우 재분석을 하였다. 셋째, MDL(method detection limit)은 바탕용액을 7개 분석하여 농도의 표준편차를 구한 후 3.14를 곱한 값으로 얻었다. 퇴적물과 바지락에서의 각 성분의 MDL은 tPCBs의 경우 0.1ng/g dry wt 이하였으며 tDDTs, tHCHs는 0.01ng/g dry wt 이하였다. 넷째, SRM과 생물 표준물질(certified reference material, CRM)은 분석의 정확성을 확인하는데 이용된다.

본 연구에 사용된 퇴적물 중 유기염소계 화합물 분석방법의 신뢰도를 확인하기 위하여 미국 NIST의 표준물질인 1944를 이용 분석하였으며 분석결과는 Table 2-2에 나타내었다. 퇴적물의 표준물질인 NIST 1944의 회수율은 DDT 화합물의 경우, p,p'-DDE의 73.5%에서 p,p'-DDE의 100.2%의 범위 내에 있었으며 PCB 화합물에서는 71%이상의 회수율을 보였다. 인증된 표준시료의 경우에는 인증값(certified value)의 50%~125%에 포함되어 있어야 신뢰성이 있다고 본다. 따라서 본 연구의 분석방법은 신뢰도가 있음을 알 수 있었다.

(4) 생물체중 PAH, PCB 및 유기염소계 농약 분석

바지락 시료는 채집 즉시 미리 세척한 알루미늄 호일로 두 번 싸고 폴리에틸렌 백에 넣은 후에 아이스박스에 넣고 드라이아이스로 냉동 보관하였다. 바지락 시료(20개체 이상)는 상온에서 해동한 후 무게 및 길이를 측정하고 다음 패각을 제거하고 200ml 용량의 유리병에 모아 조직분쇄기로 균질하게 갈아주었다. 시료 20g을 Mortar에 넣은 다음 습기를 제거하기 위해 무수 황산 나트

를 50g을 넣고 갈았다. PAH 분석의 다음 과정들은 퇴적물 시료의 처리과정과 동일하다. 단지 황을 제거하기 위한 HCl로 활성화된 copper 처리 과정은 생략되었다. PCB 및 OCP 분석을 위한 바지락 시료는 PAH의 경우와 마찬가지로 Si/AL 컬럼을 통과시켰고 이를 다시 Florisil 컬럼을 통과시켜 농축하였다.

라. 효소 활동도 측정

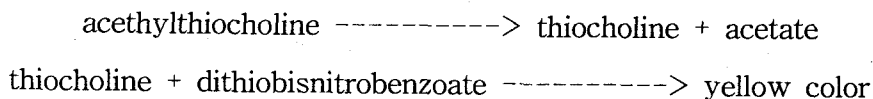
1) 단백질 함량의 측정

단백질 함량은 BSA(표준 혈청알부민)를 사용한 Lowry et al.(1951)의 방법으로 측정하였다. 혈청 20 μ l를 취하고 여기에 1.0% SDS 용액 12 μ l를 혼합하고, 증류수로써 120 μ l가 되도록 희석(6배)하였다. 이 희석액을 각각 15 μ l 및 20 μ l씩 취하고 여기에 증류수 85 μ l 및 80 μ l 씩을 넣고 100 μ l가 되도록 희석시켰다. 여기에 반응시약(0.5% copper sulfate solution : 1.0% sodium tartrate solution : 2.0% sodium carbonate solution=0.5:0.5:49, v/v)을 각각 1.0ml씩 첨가하여 vortex에서 약 10초간 혼합하여 실온에서 20분간 방치하였다. 그리고 발색시약으로서 1N Fohlin시약을 0.1ml씩 첨가하여 혼합하고 실온에서 30분간 방치한 다음, 분광광도계를 사용하여 525nm에서 흡광도를 측정하여 표준 검량선에 의하여 단백질의 함량을 정량하였다.

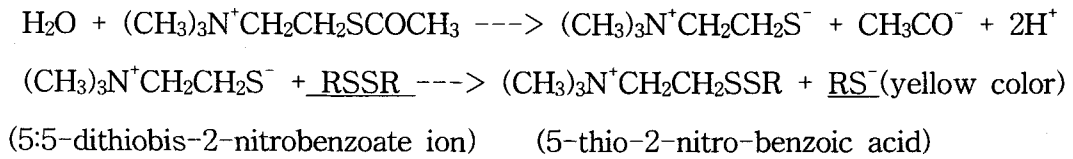
2) AChE 측정원리

acetylthiocholine(기질로서 이용)의 효소에 의한 가수분해율을 microplate readers를 이용해서 측정하였다.

(enzyme)



(enzyme)



위와 같은 반응을 기본원리로 하여 thiocholine의 생성으로 인한 yellow color 의 증가량을 측정하였다. 이 방법은 매우 감도가 높고 조직(시료)의 양이 적은 경우나 효소의 농도가 낮은 경우도 적용 가능하다.

3) AChE 활성 측정

아세틸콜린에스테라즈(acetylcholinesterase, AChE)의 활성 측정은 Galgani(1992)의 방법에 따라 측정하였다. 각 microplate well에 0.1M Tris buffer (Trizma HCl+Trizma base, pH 8.0)을 300 μ l, 0.01M dithionitrobenzoic acid(DTNB) 20 μ l, enzyme suspension(상등액) 10 μ l을 연속적으로 첨가하였다. 흡광도 측정직전에 기질시약인 0.1M acetylthiocholine chloride 10 μ l를 첨가하였으며 Microplate reader (ELISA reader)를 이용하여 405nm에서 흡광도 변화를 3분 동안 측정하여 다음 식에 따라 아세틸콜린에스테라즈 활성을 측정하였다.

$$\text{AChE activity}(\text{unit}/\text{min}/\text{mg protein}) = (\text{Final Abs} - \text{Initial Abs}) \times 2^* \times 1000^{**}$$

*Enzyme suspension(상등액)의 희석배수 **1 unit = 0.001 Abs

4) EROD 측정

실내배양실험후 패류의 소화관 (digestive gland)를 10,000g에서 20분간 원심 분리한 후 상등액을 취하여 (S9 fraction) 실험하였다. EROD (Ethoxyresorufin-O-deethylase)의 측정을 위해 상등액 50 μ l와 5 mM NADP 175 μ l, 50 mM G6P 17.5 μ l, 250 unit/ml G6P dehydrogenase 175 μ l, K-Phosphate Buffer 100 μ l, 증류수로 Incubation mixture를 만들었다. 여기

에 EROD 기질 5 μ l를 첨가한 후 37 $^{\circ}$ C에서 shaking water bath를 사용하여 15분간 배양하였다. 배양후 Methanol 2 ml를 첨가하여 반응을 정지시키고 상온 (20 $^{\circ}$ C)에서 2500 rpm으로 5분간 원심분리한후 상등액을 취하여 Spectrofluorometer로 Ex 550 nm, Em 585 nm에서 형광을 측정하였다.

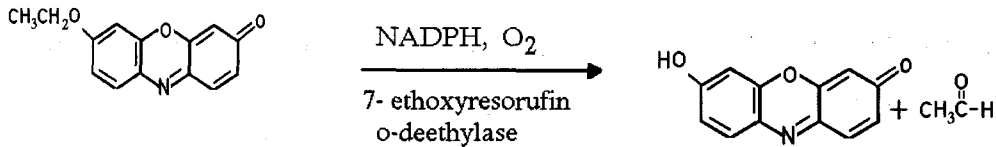
주 : 계산

$$\text{EROD Activity} = \frac{[\text{Sample-blank}] \times \text{STD load (nmol)}}{[\text{STD}] \times 5 \text{ min} \times \text{Protein mg}}$$

unit : nmol/min/mg P

STD = 형광측정치

EROD 실험의 반응식



5) AHH 활동도 측정

Incubation Mixture는 Microsome 50 μ l에 0.5 mM NADPH 25 μ l, 5M G6P 25 μ l, 1 unit/ml G6P dehydrogenase 2.5 μ l, 100mM K-Phosphate Buffer 100 μ l, 증류수 등을 가하여 1ml가 되도록 하였다. Blank는 microsome을 빼고 0.5 mM NADPH, 5 M G6P, 1 unit/ml G6P dehydrogenase 등을 가하였다. 시료는 37 $^{\circ}$ C에서 15분간 배양후 1ml 아세톤으로 반응을 정지시키고 5분간 원심분리 (2500rpm)하였다. 생성된 3-Hydroxybenzo[a]pyrene은 spectrofluorometer로 측정하였다.

제 2 절 황해연안해역 오염축적의 지리적 분포와 환경평가

1. 해수, 부유입자중의 PCBs 및 유기염소계농약 분포

PCB는 다른 유기염소계 농약들과 물리, 화학적 성격, 독성 면에서 유사하고 자연환경에 널리 분포한다는 점도 비슷하다(Nimmo 1985). 다른 유기염소계 화합물과 달리 PCB는 자연계에 그대로 방류되는 것이 아니라 산업제품에 사용되며 극히 잔류성이 강하고 먹이사슬을 따라 농축된다 (Eisler 1986 ; Worthing 1991).

2003년도 조사에서 해수중 용존된 tPCB의 분포는 1.24~1.31ng/ℓ였으며 PCB-44는 안흥, 구매, 죽도의 조간대에서 각각 0.26, 0.23, 0.25ng/ℓ였다(Fig. 2-1). β-HCH는 안흥, 구매, 죽도의 조간대 해수중에서 각각 0.36, 0.68, 0.69ng/ℓ로 다른 유기염소계 화합물보다 높은 농도를 보였고 Hexachlorobenzene은 0.19~0.23ng/ℓ의 분포를 보였다.

해수중에는 염소수가 적은 PCB가 많이 분포한다고 알려져 있다. 본 조사에서 PCB-28은 조간대 해수에서 0.05~0.06ng/ℓ의 낮은 농도를 보였다.

한국해양연구원(2003)에 의하면 서해 조간대의 2002년도 조사에서 해수중 용존된 tPCB의 분포는 1.65~3.92ng/ℓ였다. PCB-44는 영흥도의 해수에서 1.07ng/ℓ이었으며 오이도의 해수에서 0.51ng/ℓ이었다. PCB-153은 영흥도, 오이도, 선재도의 해수에서 각각 1ng/ℓ 이상이었으며 천수만과 대천의 해수에서도 각각 0.81, 0.90ng/ℓ를 나타냈다. PCB-180은 영흥도의 해수에서 0.41ng/ℓ였고 다른 해역에서도 0.19~0.26ng/ℓ의 분포를 보였다.

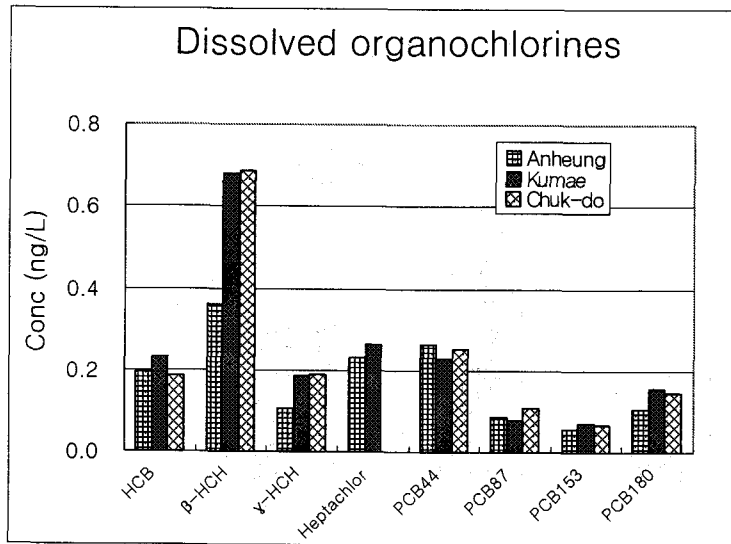


Fig. 2-1. Distribution of organochlorines in seawater at the intertidal waterfront of the western coast of Korea.

조사해역 해수의 부유입자중 PCBs 및 유기염소계농약의 농도는 Fig. 2-2에 정리하였다. PCB-44는 안흥, 구매, 죽도의 조간대에서 각각 0.15, 0.06, 0.07ng/ℓ로 나타났다. 한국해양연구원(2003)에 의하면 서해조간대의 2003년도 조사에서 부유입자중 tPCB의 농도는 <math><0.01\sim 1.13\text{ng}/\ell</math>였으며 대천S3에서 가장 높았다.

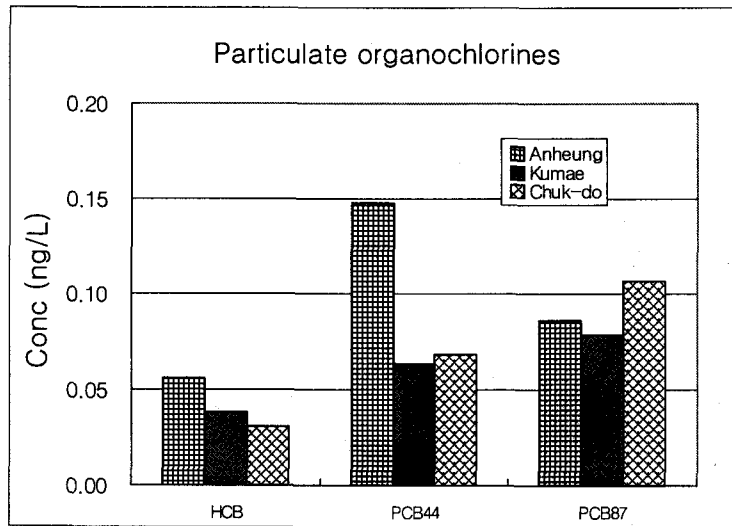


Fig. 2-2. Distribution of organochlorines in suspended materials at the intertidal waterfront of the western coast of Korea.

2. 갯벌의 PCBs 분포

합성유기물질의 생산이나 사용은 많은 선진국에서 중지되었지만 PCB 등은 과거에 생산된 전기제품 등에서 계속 환경내로 유출된다(Tanabe *et al.* 1987). PCB의 안정성은 산업활용도를 높여 주었지만 환경내에서 분해되기 어려워 지속성인 오염물질로 주의의 대상이 되었다. PCB는 다른 유기염소계 농약들과 물리, 화학적 성격, 독성 면에서 유사하고 자연환경에 널리 분포한다는 점도 비슷하다(Nimmo 1985). 다른 유기염소계 화합물과 달리 PCB는 자연계에 그대로 방류되는 것이 아니라 산업제품에 사용되며 극히 잔류성이 강하고 먹이사슬을 따라 농축된다 (Eisler 1986 ; Worthing 1991).

PCB의 유입원은 점오염원의 경우 도시하수로부터의 유입도 있으나 공장의 폐수, 폐기물로부터의 용출 등 비점오염원도 상당한 부분을 차지한다. 해양환경내에서는 해수의 흐름이나 대기에 의해 전파되는데 대기에 의한 이동이 전지구적 분포에 중요한 역할을 한다고 한다. PCB의 급성독성은 다른 염소계 탄화수소에 비해 상대적으로 낮은 것으로 알려졌지만 209개의 PCB중 몇 종은 다이옥신보다 발암성이 강하다고 하며 환경내 농도도 상당히 높다고 한다.

PCB 독성의 많은 부분은 호르몬 기능의 이상으로부터 온다는 증거가 명확해지고 있는데 선진국에서도 PCB 개개의 동위체에 대해서는 충분한 독성자료가 없기 때문에 일반적으로 전체 PCB를 발암물질로 규정하고 있다. PCB 같은 화합물은 생물에 의해 대사과정이 진행되지 않아 이들 오염물질이 많은 해역에서 잡힌 어류의 조직에 많이 분포한다. 따라서 이들 화합물은 생물체 축적에 의한 오염정도 파악 및 환경평가가 비교적 잘 이루어진다.

2003년도에 조사한 서해 연안 갯벌의 PCB 농도는 Table 2-1에 정리하였다. 갯벌의 tPCB농도는 안흥에서 3.29ng/g dw로 가장 높았고 채석포와 땃들포에서 각각 1.40, 1.16ng/g dw를 나타냈다(Fig. 2-3a). 그 외의 지점에서는 모두 1ng/g dw 이하였다. 갯벌의 tPCB 농도는 5ng/g dw 이하로 오염되지 않은

해역의 농도로 볼 수 있다. 안흥에서는 PCB-138, PCB-153이 각각 0.57, 0.44ng/g dw를 나타냈다. PCB-87은 채석포의 갯벌에서 0.50ng/g dw를 보였고 PCB-66은 독곶과 채석포에서 0.37ng/g dw 였다. PCB-180은 안흥에서 0.49ng/g dw, 멧돌포에서 0.22ng/g dw의 분포를 보였다(Fig. 2-3b).

PCB의 각 개별 동위체별 조성비율은 Fig. 2-4와 같다. 전반적으로 tetra-chloro CB (PCB-44, PCB-52, PCB-66)가 우세하여 대호지역 갯벌의 경우 전체 PCB의 48.3%를 차지하였다. 죽도, 무창포에서는 penta-chloro CB가 전체 PCB의 50% 내외였다.

한국해양연구원(2003)에 의하면 2002년도에 조사한 서해연안의 정점에서 갯벌의 tPCB농도는 영흥도에서 2.18ng/g dw로 가장 높았고 송도에서 1.25ng/g dw를 나타냈다. PCB-87은 오이도에서 가장 높은 1.14ng/g dw를 보였고 PCB 동위체별 조성비율은 전반적으로 tetra-chloro CB(PCB-44, PCB-52, PCB-66)가 우세하여 전체 PCB의 50%를 차지하였고 그 중 PCB-52가 32%, PCB-66이 18%를 나타내었다(한국해양연구원 2003).

한국해양연구원(2002)에 의하면 2001년도에 조사한 서해연안의 정점에서 tPCB가 선도리의 갯벌에서 0.53ng/g dw 였고 곰소만 북쪽의 모항, 왕포의 갯벌에서 각각 1.19, 1.17ng/g dw였다. 반월, 동호, 향화도의 갯벌에서는 tPCB 농도가 각각 1.60, 1.65, 1.36ng/g dw로 다른 곳보다 높았고 그 외의 지역은 모두 1ng/g dw 이하였다. 같은 연구에서 경기만의 경우 산업활동의 영향이 많은 지역인 오이도, 만석부두가 각각 12.91, 12.08ng/g dw의 tPCB농도를보였다. tPCB농도는 남동공단의 퇴적물에서 9.3ng/g dw 였고 인천 남항, 선화동에서 각각 4.80, 6.73ng/g dw 였다. 한국해양연구소(2001)에 의하면 2000년도 서해 중부 연안의 경우 tPCB농도는 장고항에서 4.13ng/g dw의 분포를 보였고 왜목, 파도리에서 각각 0.61, 0.99ng/g dw 였다.

이러한 tPCBs 농도는 Long *et al.*(1995)이 제시한 ERL(22.7ng/g dw), ERM(189ng/g dw)와 비교시 매우 낮은 농도를 나타내었다. Pierard *et al* (1990)은 퇴적물의 PCB 농도가 5ng/g dw 이하이면 거의 오염되지 않은 해역 이라고 구분하였는데 경기만의 항만주변 해역에서는 이 값을 넘고 서해중부 및 중남부 해역에서는 이 값보다 훨씬 낮았다.

Table 2-1. Distribution of PCBs in the intertidal sediments of the western coast of Korea(ng/g dw).

	독곶	대호	구매	채석포	맷돌포	삼길포	안흥	죽도	무창포
PCB8	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
PCB18	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
PCB29	0.06	0.03	0.07	0.00	0.11	<0.01	0.01	0.01	0.07
PCB44	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.05	<0.01	0.05	<0.01	0.02
PCB52	0.01	0.02	0.11	0.10	0.38	0.00	0.31	0.01	0.01
PCB66	0.37	0.22	0.04	0.37	<0.01	0.20	<0.01	<0.01	<0.01
PCB87	0.13	0.01	0.15	0.50	0.03	0.12	0.23	0.16	0.17
PCB101	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
PCB105	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
PCB110	0.02	0.03	0.02	<0.01	0.05	0.05	0.29	0.16	0.03
PCB118	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.02	<0.01	0.19	0.07	0.06
PCB128	0.06	0.05	<0.01	0.10	0.04	<0.01	0.31	0.04	0.01
PCB138	0.09	0.02	0.07	0.04	0.02	0.02	0.57	0.03	0.04
PCB153	0.04	0.02	0.05	0.05	0.07	0.03	0.44	0.02	0.01
PCB170	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
PCB180	0.07	0.07	0.09	0.14	0.22	0.04	0.49	0.03	0.03
PCB187	<0.01	<0.01	<0.01	0.09	0.03	<0.01	0.25	0.03	0.01
PCB195	0.11	0.03	0.06	0.02	0.08	0.01	0.10	0.01	0.07
PCB200	<0.01	<0.01	0.01	<0.01	0.06	0.02	0.06	0.03	0.03
PCB206	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
PCB209	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
tPCB	0.96	0.50	0.67	1.40	1.16	0.49	3.29	0.60	0.56

Choi *et al.*(2001)은 한국 남동해역 4개 내만의 퇴적물중 PCB 농도를 조사한바 있다. 이들에 의하면 퇴적물중 tPCB는 진해만에서 nd~8.76ng/g dw, 부산만에서 3.85~46.57ng/g dw, 울산만에서 1.16~138.60ng/g dw, 영일만에서 0.11~11.18ng/g dw의 분포를 보였다. 이들은 Penta - Hexa - Hepta- 가 전체의 74~93%를 차지함을 보고하였다. 물속에는 염소수가 낮은 PCB 들을 포함하는데 근래 유입된 PCB 들이 입자형태로 퇴적물에 흡착하여 유입지점에서 주성분분석으로 통계처리를 할 때 뚜렷이 구별되는 위치가 나타난다고 한다.

Wu *et al.*(1999), Hong *et al.*(1999), Zhou *et al.*(2000) 등도 중국 연안에서 낮은 PCB 농도를 보고한바 있다. PCB는 미국에서는 많이 사용되었지만 중국에서는 극히 제한적으로 사용된데 원인이 있다고 할 수 있다. 미국 NOAA의 1984-1987년간 NS&T 사업에서는 미국내 172개 연안해역의 퇴적물중 평균 tPCBs가 147ng/g dw 였으며 Hudson/Raritan Bay에서 582ng/g dw, San Diego Harbor에서 404ng/g dw가 검출된바 있다(NOAA 1991). US Pacific Coast에서는 tPCB가 0.1~2000ng/g dw(Brown *et al.* 1998)로 보고되었으며 Gulf of Mexico에서는 tPCB 농도가 2~134ng/g dw(Wade *et al.* 1993)로 기록되었다.

중국 발해, 황해의 조간대 퇴적물중 tPCB는 nd~14.9 (평균 3.4ng/g dw)로 낮은 값이 보고되었다(Ma *et al.* 2001). 양자강 하구 퇴적물에서는 tPCB 농도가 3.0~9.5ng/g dw (평균 7.1ng/g dw) 였다(Wu *et al.* 1999). 중국 남부의 Minjiang 하구 퇴적물에서는 tPCB 농도가 4.69~7.27ng/g dw 였으며 Jiulongjiang 하구에서는 1.69~14.29ng/g dw 였고 Zhujiang 하구에서는 2.49ng/g dw 였다(Yuan *et al.* 2001).

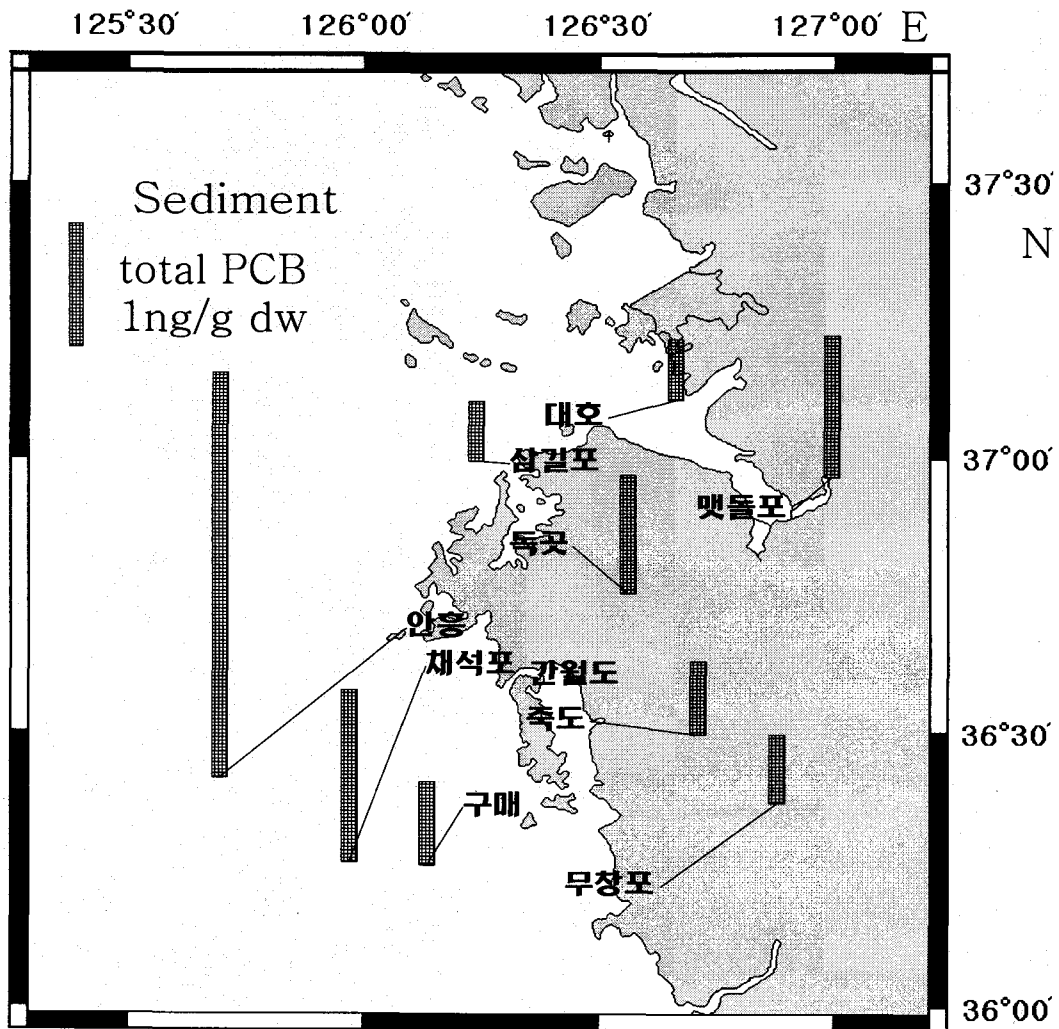


Fig. 2-3. Distribution of PCBs in the intertidal sediments of the western coast of Korea. (a) tPCBs

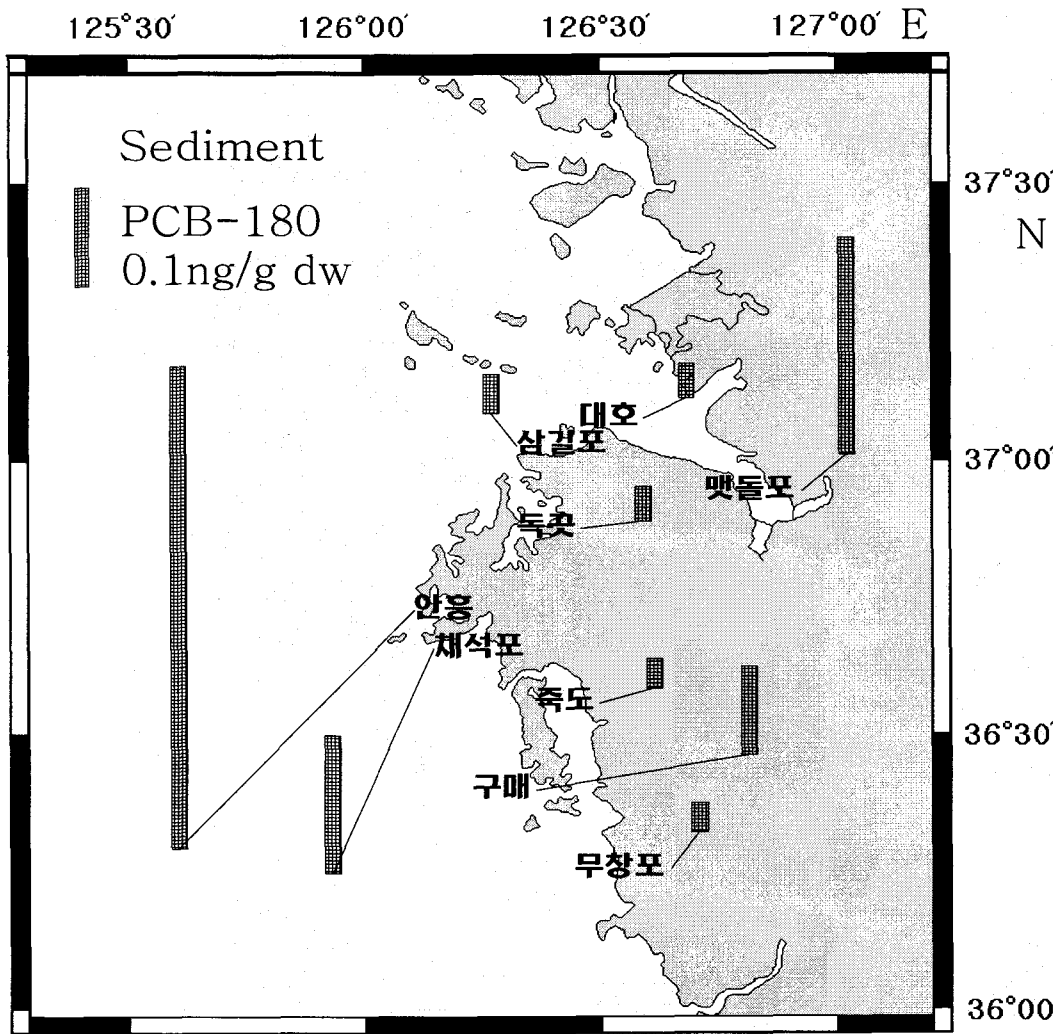


Fig. 2-3. Distribution of PCB-180 in the intertidal sediments of the western coast of Korea. (b) PCB-180

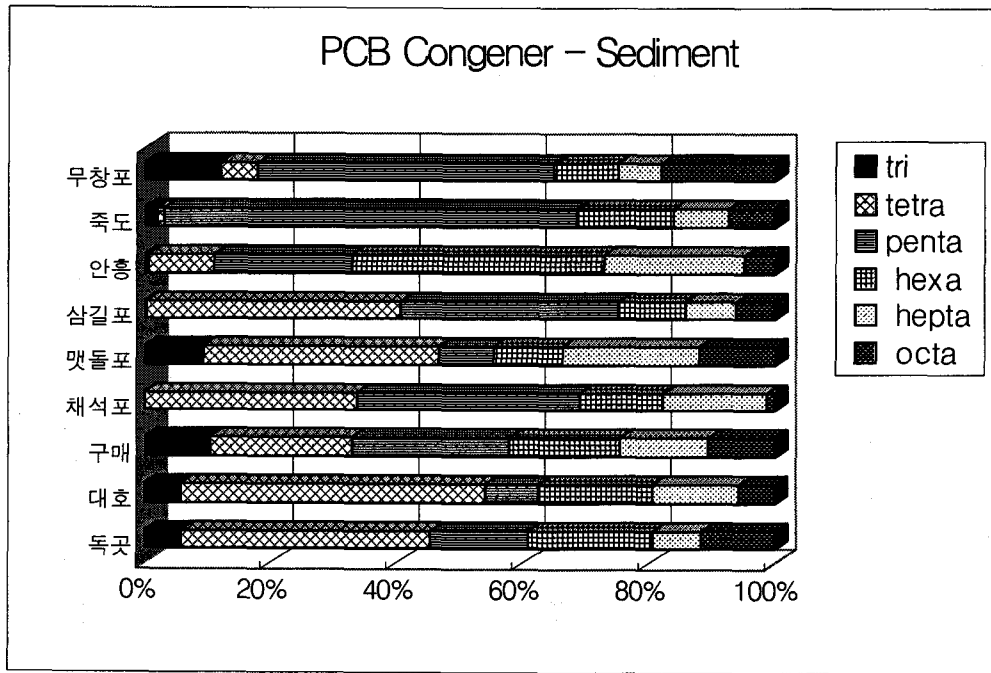


Fig. 2-4. Congener-specific PCB distribution in the intertidal sediments collected on the western coast of Korea.

3. 갯벌의 유기염소계농약 분포

유기염소계 농약은 세계적으로 널리 분포하는데 소수성이라 콜로이드, 부유 입자, 생물체 지방 등에 분포하며(Colombo *et al.* 1990) 강한 지속성을 가진다(Connel and Miller 1984). 유기염소계 농약은 PCB처럼 많은 나라에서 생산이 중지되었지만 그간 육상에 축적된 물질로부터 아직까지 해양에 유입되고 있기 때문에 모니터링 항목으로 채택되고 있다. 유기염소계 화합물은 생물축적과 잔류성 때문에 여러 곳에서 연구되었다(Pavoni *et al.* 1987 ; Oliver *et al.* 1989).

Pereira *et al.*(1996)에 의하면 점 오염원 근처의 높은 DDT 농도에서는 DDT의 호기성 분해가 방해받거나 중지된다고 한다. DDE/DDT 비율의 낮은 값은 농약의 근래사용 가능성을 시사한다고 한다. 더 구체적으로는 p,p'-DDT의 p,p'-DDE p,p'-DDD에 대한 비율이 높으면 근래의 DDT 사용 가능성을 의미한다. DDT, DDD, DDE는 모두 미국 EPA에 의해 발암가능 물질로 분류하고 있다(IRIS 1992). Chlordane은 다목적 살충제로 가정, 농업용으로 사용되며 dieldrin과 화학적구조가 비슷하나 독성은 더 적다. Dieldrin은 chlorinated cyclodiene 으로 미국에서 토양해충 방제에 많이 사용된 농약이다. 이 농약의 독성이 인체건강에 미치는 영향이 확실하여 미국 EPA는 1974년 사용을 중지시켰다. Endosulfan은 chlorinated cyclodiene 으로 널리 사용된 것이며 종자의 처리 토양처리에 사용되는 살충제이다. 미국 EPA에 의하면 endosulfan은 인체 발암 유발가능성 대해 뚜렷한 증거는 없다고 한다(U.S. EPA 1992). 자연계에서의 분포는 농업용수로부터의 유입이 주요 기인 어류, 무척추 동물에 유해하고 퇴적물에 흡착되어 잠재적 오염원으로 작용한다고 한다. Endrin은 chlorinated cyclodiene 으로 농약에 널리 사용되며 인체에 매우 위해성이 높다고 한다. Hexachlorobenzene은 종자의 보호를 위해 널리 사용되었던 농약으로 독성은 높지 않다고 한다.

Hexachlorocyclohexane (HCH)은 65-70%의 α -HCH, 5-6%의 β -HCH, 13%의 γ -HCH, 그리고 6% 정도의 δ -HCH로 이루어진다(Cai *et al.* 1992). Li *et al.*(1998)에 의하면 β -HCH는 과거에 사용되었던 지역에 상대적으로 많이 잔류하고 α -HCH와 β -HCH는 대기중으로 이동되었다고 한다. β -HCH는 가장 지속성이 큰 것으로 생물체에 높은 농도로 축적된다. γ -HCH의 수용성($2.4 * 10^{-2} \text{ mol m}^{-3}$)은 α -HCH의 수용성 보다($6.9 * 10^{-3} \text{ mol m}^{-3}$) 높기 때문에 γ -HCH는 다른 이성질체보다 수생 생태계에서 더 잘 이동한다. Yang *et al.* (2001)에 의하면 황해 외해역에서 β -HCH가 상대적으로 많은 것은 이 지역에서 오래 전에 HCH의 사용이 중지되었다는 것을 시사한다고 한다.

2003년 조사된 서해연안갯벌의 유기염소계 잔류농약 분포를 Table 2-2와 Fig. 2-5에 정리하였다. HCH중 중요한 이성질체는 β -HCH로 채석포에서 0.54ng/g dw로 나타났고 멧돌포와 무창포에서 각각 0.37, 0.34ng/g dw 였다(Fig. 2-5a). γ -HCH도 적은량이지만 모든 정점에서 나타났으며 멧돌포에서 0.15ng/g dw로 가장 높았다. δ -HCH의 농도는 무창포에서 0.16, 채석포에서 0.13ng/g dw 이었다. tHCH는 채석포에서 0.75ng/g dw 였으며 무창포와 멧돌포에서 각각 0.57, 0.56ng/g dw 으로 나타났다(Fig. 2-5b). Hexachlorobenzene은 무창포의 갯벌에서 0.31ng/g dw가 검출되었다. 멧돌포와 안흥의 갯벌에서는 각각 0.25, 0.17ng/g dw의 농도가 나타났다(Fig. 2-5c).

p,p'-DDE의 농도는 안흥에서 0.41, 멧돌포에서 0.20ng/g dw였고(Fig. 2-5d). p,p'-DDD는 안흥에서 0.73ng/g dw 이었다. p,p'-DDT는 안흥에서 0.31로 p,p'-DDE와의 비율이 높지 않아 DDT가 근래 사용한 것이 아님을 알 수 있다. tDDT는 안흥에서 가장 높아 1.78ng/g dw 이었고 멧돌포에서 0.69ng/g dw 였다(Fig. 2-5e). 미국 NOAA의 퇴적물 오염물질 농도 권장치는 tDDTs의 경우 ERL이 1.58ng/g dw, ERM이 46.1ng/g dw으로 제안되어 있다. 조사 지역 퇴적물중 농도는 안흥을 제외하면 대체로 ERL 농도 이하로 NOAA의 권

장치 만으로 볼 때 tDDTs에 의한 생물영향 우려는 매우 적다고 생각된다. Heptachlor도 광범위한 분포를 보였는데 멧돌포에서 0.49ng/g dw로 가장 높았고 그 외의 지역에서는 0.03-0.19ng/g dw의 농도를 보였다(Fig. 2-5f). Dieldrine은 채석포와 멧돌포에서 각각 0.49, 0.34ng/g dw 였다.

한국해양연구원 (2003)이 2002년 조사한 서해연안갯벌의 유기염소계 잔류농약농도는 Hexachlorobenzene이 영흥도와 오이도의 갯벌에서 0.5ng/g dw 이상이었다. p,p'-DDE의 농도는 한진과 천수만A에서 0.14ng/g dw였고. p,p'-DDD는 남동공단에서 0.28ng/g dw 였다. 한국해양연구원(2002)에 의하면 2001년 7-8월 조사한 서해 갯벌중의 tHCH 농도는 해창에서 1.62ng/g dw 였다. 향화도, 월두에서는 tHCH 농도가 각각 1.96, 1.64ng/g dw 였고 범성포, 심포, 계화에서는 각각 0.53, 0.41, 0.39ng/g dw였다. 군산 남쪽에서 함평에 이르는 서해중남부 갯벌의 평균 tHCH 농도는 0.50ng/g dw 였다. 경기만 조간대 퇴적물중 tHCH 농도는 평균 2.29ng/g dw였는데 오이도에서 13.83ng/g dw로 가장 높았다. tDDT 농도는 서해중남부 해역 조간대에서 0.04~0.62ng/g dw (평균 0.30ng/g dw)의 분포범위를 보였다.

서해중부 해역에서 2000년에 조사한 갯벌중의 tHCHs 농도 범위는 nd~13.65ng/g dry wt.이었다(한국해양연구소 2001). 퇴적물중 HCH 이성질체 화합물의 분포 양상을 살펴보면 α -HCH, β -HCH, γ -HCH, δ -HCH가 각각 11.2%, 50.7%, 25.7, 12.4%를 이루고 있으며 전반적으로 β -HCH가 주를 이루고 있음을 알 수 있었다. 이러한 분포양상은 β -HCH가 α -HCH와 γ -HCH와 비교시 낮은 수용성과 적은 헨리 상수 값을 가지고 있고 과거에 사용된 HCH 혼합물 중 5~12%를 차지하였더라도 잔류성이 비교적 높아 현재 환경에 존재하는 HCHs중 중요한 부분을 차지하고 있기 때문이라 보인다. tDDTs는 서해중부 평균이 0.33ng/g dw 였다. DDT는 호기성 환경에서 DDE로 변화하며 혐기성 환경에서 DDD로 변환되어진다고 알려져 있다(Metcalf, 1973). 퇴적물중 tDDTs의 농도와 p,p'-DDT/tDDTs의 비율은 매우 낮아 현재 DDT의 유입

은 거의 없는 것으로 여겨진다. DDT 이성질체의 분포양상을 살펴보면 p,p'-DDE가 61%를 차지하고 있고 그 다음 p,p'-DDE가 14%를 이루는 등 DDT의 분해 산물이 대부분을 이루고 있었다.

Ma *et al.*(2001)에 의하면 중국 발해, 황해의 조간대 퇴적물중 tDDT는 0.37~1417.08ng/g dw(평균 177.52ng/g dw)라고 한다. 이들은 p,p'-DDE의 농도를 nd~48ng/g dw(평균 6.58ng/g dw)로 보고하였다. 이러한 농도는 우리나라 갯벌중 유기염소계 잔류농약의 농도보다 훨씬 높은 값이다. 중국 남부 하구역의 경우 tHCH는 대체로 0.2~0.8ng/g dw로 낮은 편이라고 한다(Yuan *et al.* 2001). Wu *et al.*(1999)은 양자강하구에서 tHCH 농도가 0.4~0.7ng/g dw라고 보고한 바 있다. Xu *et al.*(2000)에 의하면 난징부근 양자강 하천퇴적물의 총HCH 농도는 0.25~1.41ng/g dw 였다. Wu *et al.*(1999)은 양자강하구 퇴적물에서 tDDT 농도가 0.1~0.2ng/g dw 라고 보고한 바 있다. Xu *et al.*(2000)은 난징부근 양자강 하천퇴적물의 tDDT 농도는 0.25~1.41ng/g dw 라고 보고한바있다. 중국 남부 Minjiang Estuary 에서 tDDT 농도는 6~60ng/g dw의 분포를 보인다고 한다(Yuan *et al.* 2001). Wu *et al.*(1999)은 Minjiang 하구 퇴적물의 tDDT 농도가 6.9-13.1ng/g dw (평균 10ng/g dw)라고 보고하였다. Yuan *et al.* (2001)에 의하면 중국 남부 Jiulongjiang Estuary 퇴적물중 tDDT 농도가 8.6~73.7ng/g dw 라고 한다.

Wade *et al.*(1993)은 Gulf of Mexico에서 tDDT의 농도가 nd~24.1ng/g dw (평균 0.27ng/g dw)로 보고하였는데 중국의 하구역에서 보다 높은 값이었다. DDT는 1960, 1970년대에 중국에서 널리 사용된 농약이다. 중국 남부의 하구역에서 dieldrin, endrin, heptachlor, chlordane 등은 검출되지 않는 경우가 많은데 이는 이들 농약이 중국에서 적게 사용되었던 것에 기인한다고 한다.

한국해양연구소 (1999)에 의하면 1999년 7월 경기만 해역에서 퇴적물중 유기염소계 농약의 총량은 인천 북항에서 27.78ng/g dw 였으며 남항에서

21.72ng/g dw였다. tHCHs는 경기만 해역의 퇴적물중에서 N.D.~23.02ng/g dw의 범위였고 tDDTs는 경기만 해역의 퇴적물중에서 N.D.~8.59ng/g dw였다. 서울대학교(1997)에 의하면 tHCHs의 퇴적물중 농도는 경기만, 시화호, 남양만이 각각 <0.15~1.2, 0.53~2.4, <0.15~0.67 ng/g dw 이었다고 한다. tCHLs의 퇴적물중 농도는 경기만, 시화호, 남양만이 각각 <0.065~130, <0.065~0.40, <0.01~0.34 ng/g dw 이라고 한다. tDDTs의 퇴적물중 농도는 경기만, 시화호, 남양만이 각각 <0.048~32, 0.62~2.3, 0.088~0.38ng/g dw이라고 한다.

세계 다른 해역 퇴적물중 유기염소계 농약의 분포를 보면 영국해안에서 1995~1996년 조사에 의하면 HCH가 <0.04~0.56ng/g dw, DDT가 <0.04~2.44ng g⁻¹dw, Dieldrin이 0.14~0.9ng/g dw 였다(Jones and Franklin 1998). Peter the Great Bay의 블라디보스톡 근처에서는 1994-1996년의 조사에서 HCH가 0.28~5.7ng/g dw, DDT가 <0.5~26.10ng/g dw 였다(Tkalin *et al.* 1996, 1997). 유기염소계 농약은 잘 분해되지 않기 때문에 오랫동안 환경에 남아 생물에 흡수된다. 예를 들어 L.A.의 Palos Verdes outfall의 퇴적물중 DDT는 5~7년전에 비해 10배이상 감소하였으나 주변에 서식하는 어류 체내의 DDT는 줄어들지 않았다고 한다(Fowler 1990). 미국 NOAA의 연안해역 환경 측정 프로그램인 NS&T의 측정치에 의하면 DDT (p,p'+o,p'-DDT)는 Palos Verdes가 556ng/g dw, Chotawatchee Bay가 182ng/g dw, Oakland Estuary, CA가 10.1ng/g dw 등이었다. tDDTs는 Palos Verdes가 2936ng/g dw, San Pedro Harbor, CA가 769ng/g dw 등이었다고 한다(NOAA 1991). 인도의 봄베이 Mahim Creek에서는 유기염소계 농약이 퇴적물중에서 높게 검출됨이 보고되었다(Iwata *et al.* 1994). HCH는 α -HCH β -HCH, γ -HCH가 각각 13, 23, 1.7ng/g dw로 Σ HCH가 38ng/g dw이었다. Iwata *et al.*(1994)은 아시아 전역에 걸친 유기염소계 농약의 분포에 대해 연구하였으며 이는 북극해에서 발견되는 유기염소계 농약의 기원이라고 보았다. 이들에 의하면 인도 봄베이 Mahim Creek, Osaka Bay, 호주 Sydney의 Harbour Bridge에서 퇴적물중

PCBs는 각각 1000, 63, 160ng/g dw이었다.

Table 2-2. Distribution of organochlorine pesticides in the intertidal sediments (ng/g dw)

	독곶	대호	구매	채석포	멧돌포	삼길포	안흥	죽도	무창포
pentachlorobenzene	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
Hexachlorobenzene	0.09	0.08	0.08	0.18	0.25	0.09	0.17	0.10	0.31
Pentachloroanisole	0.18	0.21	0.29	0.47	0.84	0.24	0.49	0.32	0.20
α -HCH	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
β -HCH	0.03	0.01	0.07	0.54	0.37	0.11	0.20	0.25	0.34
γ -HCH	0.03	0.06	0.06	0.08	0.15	0.04	0.10	0.04	0.07
δ -HCH	0.08	0.03	0.00	0.13	0.03	0.04	0.06	0.02	0.16
tHCH	0.14	0.10	0.14	0.75	0.56	0.19	0.36	0.31	0.57
Heptachlor	0.05	0.03	0.12	0.07	0.49	0.09	0.19	0.11	0.13
Aldrine	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.03	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
Heptachlor epoxide	<0.01	0.04	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
Oxychlordane	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
γ -chlordane	0.01	<0.01	0.01	<0.01	0.02	0.01	0.04	<0.01	0.02
α -chlordane	0.04	<0.01	0.01	<0.01	<0.01	0.01	<0.01	<0.01	<0.01
trans-nonachlor	0.06	<0.01	0.01	<0.01	0.05	0.01	0.02	0.03	0.07
Dieldrine	0.05	<0.01	0.03	0.49	0.34	0.01	0.12	0.06	0.03
o,p'-DDD	0.02	<0.01	0.04	<0.01	0.04	<0.01	0.17	<0.01	<0.01
p,p'-DDD	0.09	<0.01	0.02	<0.01	0.13	0.06	0.73	0.08	<0.01
o,p'-DDE	0.16	0.09	0.13	0.14	0.22	0.11	0.16	0.08	0.08
p,p'-DDE	0.12	0.03	0.15	0.07	0.20	0.07	0.41	0.03	0.02
o,p'-DDT	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
p,p'-DDT	<0.01	0.03	0.05	0.08	0.10	0.06	0.31	0.08	0.05
tDDT	0.39	0.15	0.38	0.30	0.69	0.29	1.78	0.26	0.16
Endosulfan II	0.15	0.44	0.04	0.04	0.01	<0.01	0.16	0.02	<0.01
cis-nonachlor	<0.01	0.02	<0.01	<0.01	0.04	<0.01	0.13	0.02	<0.01

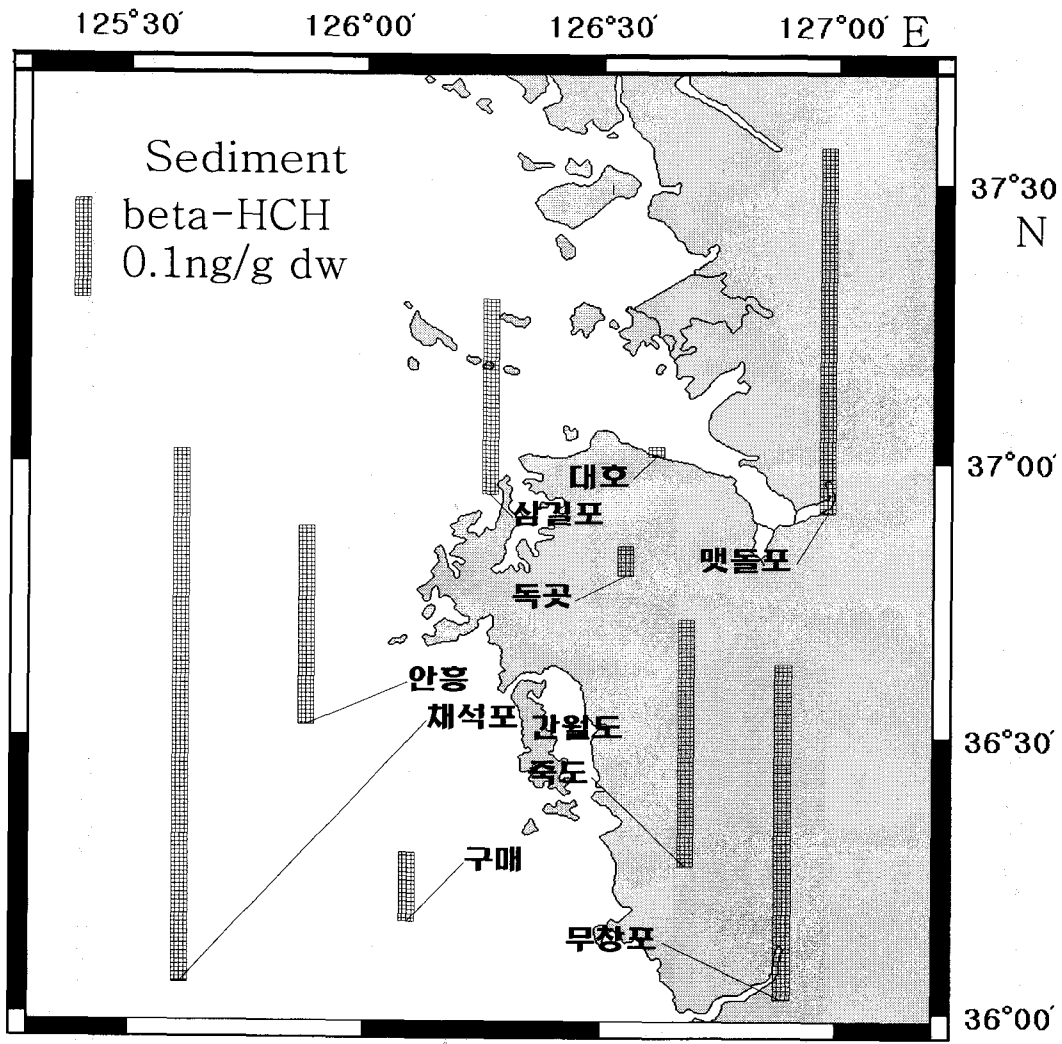


Fig. 2-5. Distribution of organochlorine pesticides in the intertidal sediments of the western coast of Korea. (a) β -HCH

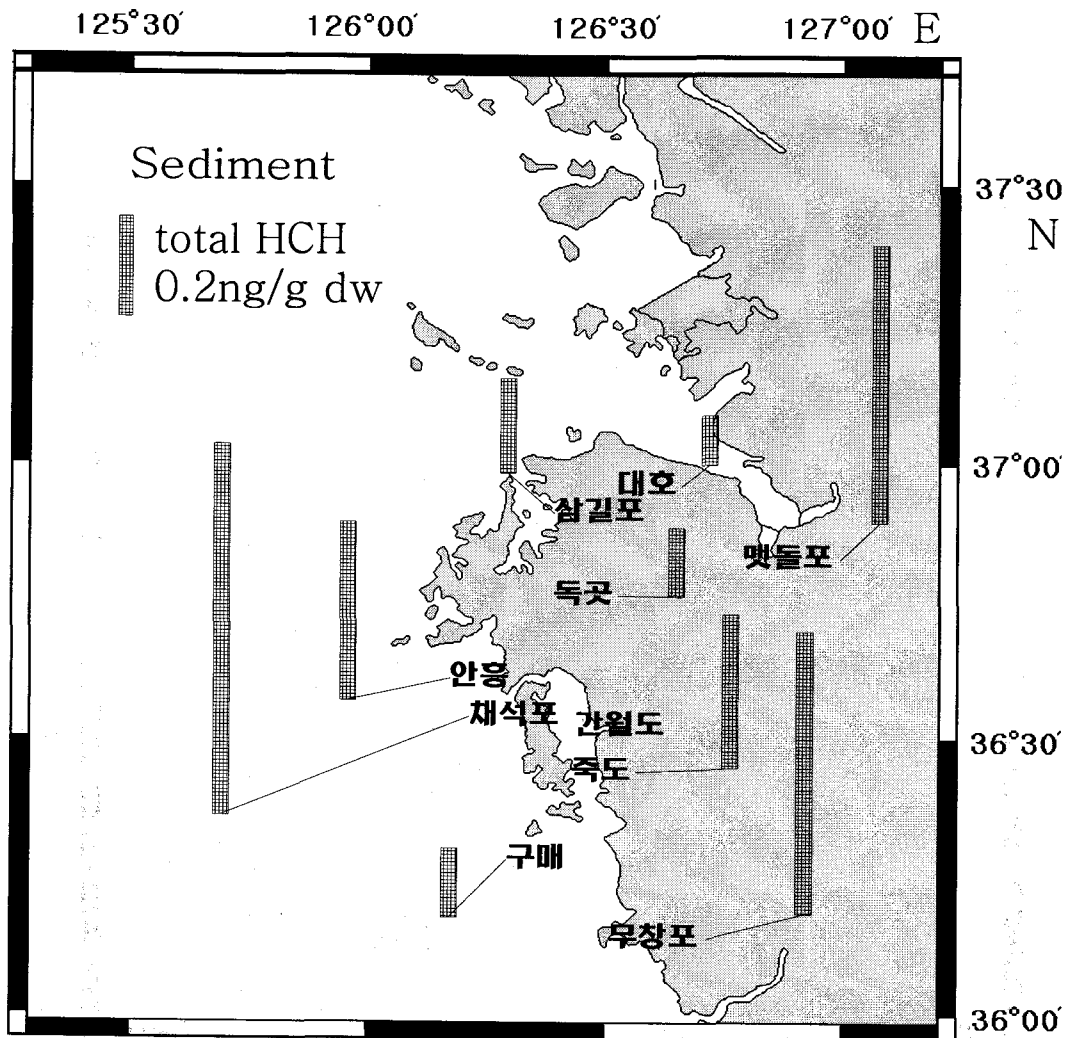


Fig. 2-5. Distribution of organochlorine pesticides in the intertidal sediments of the western coast of Korea. (b) tHCHs

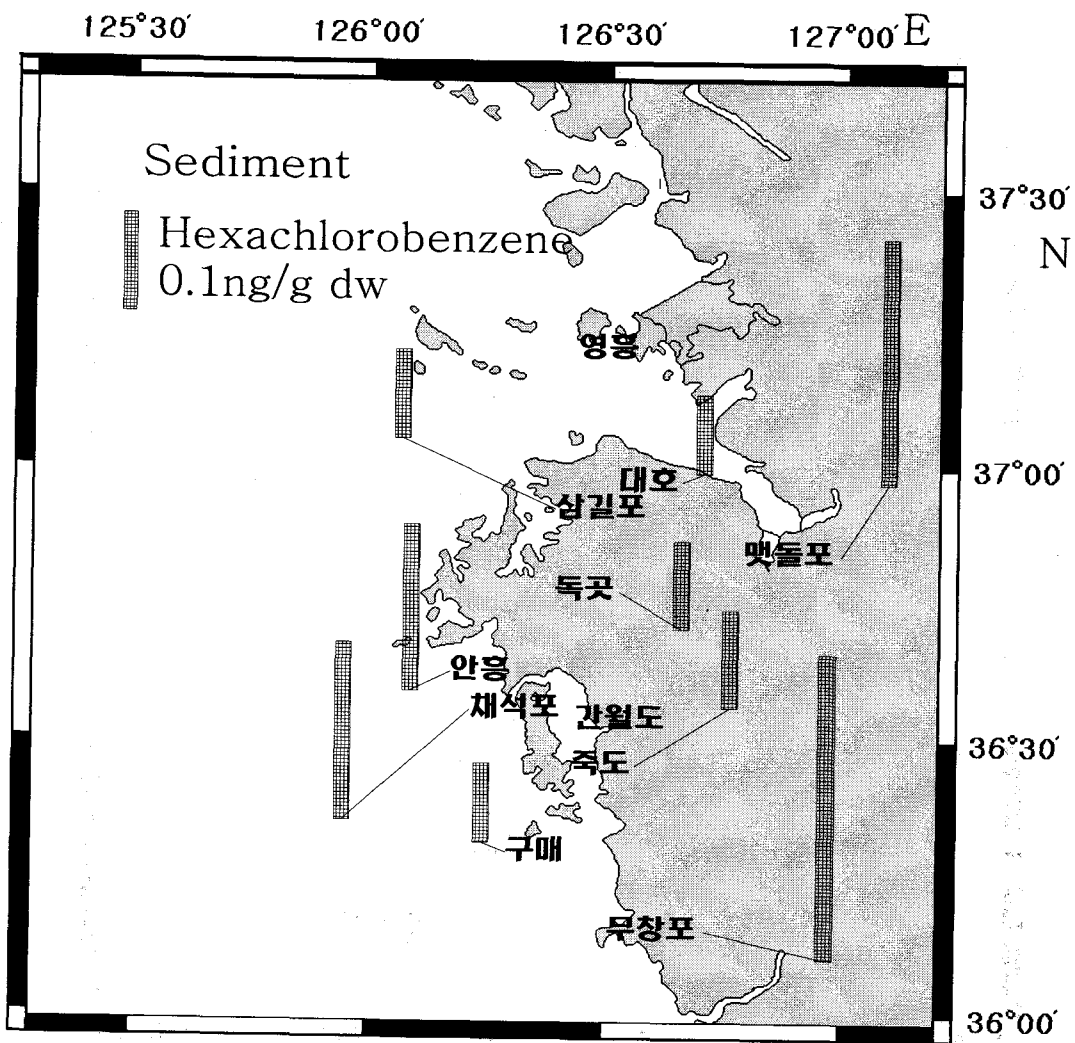


Fig. 2-5. Distribution of organochlorine pesticides in the intertidal sediments of the western coast of Korea. (c) Hexachlorobenzene

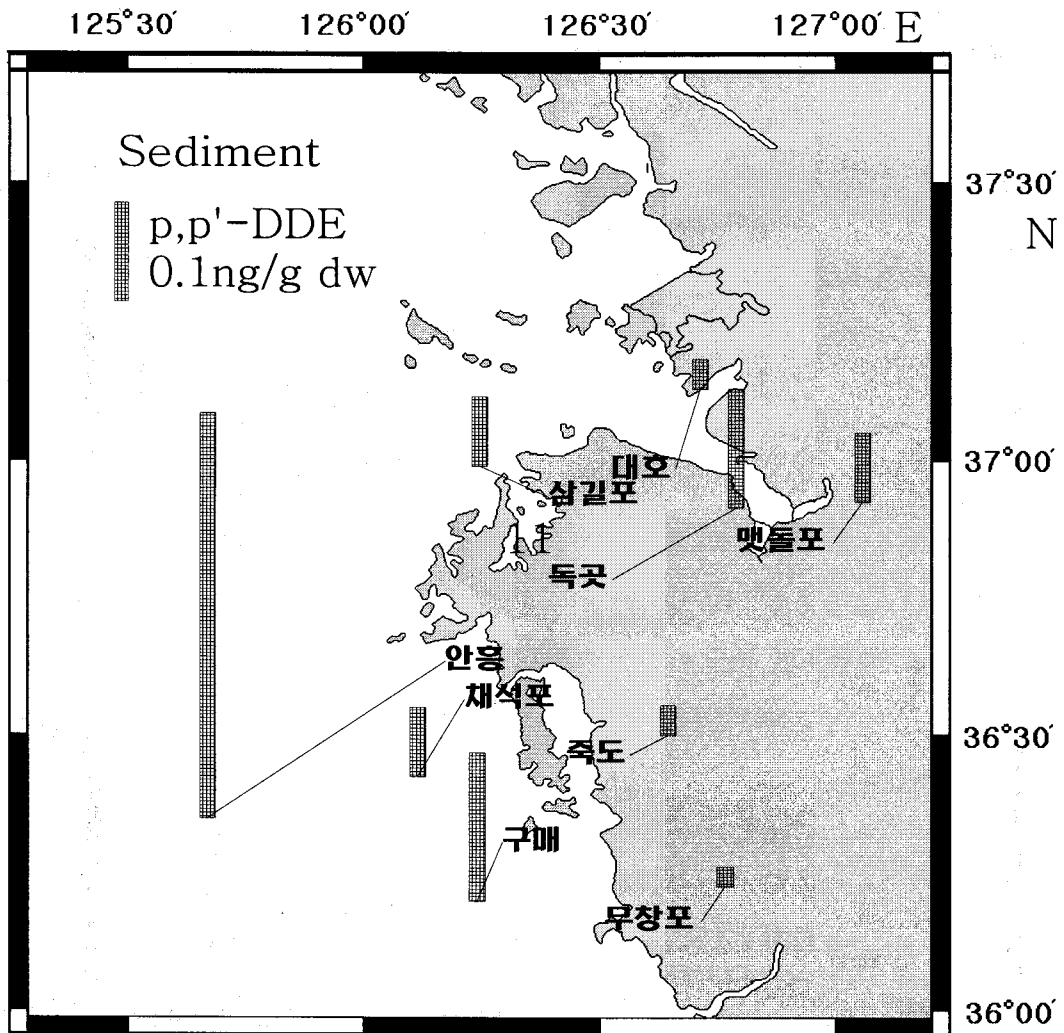


Fig. 2-5. Distribution of organochlorine pesticides in the intertidal sediments of the western coast of Korea. (d) p,p'-DDE

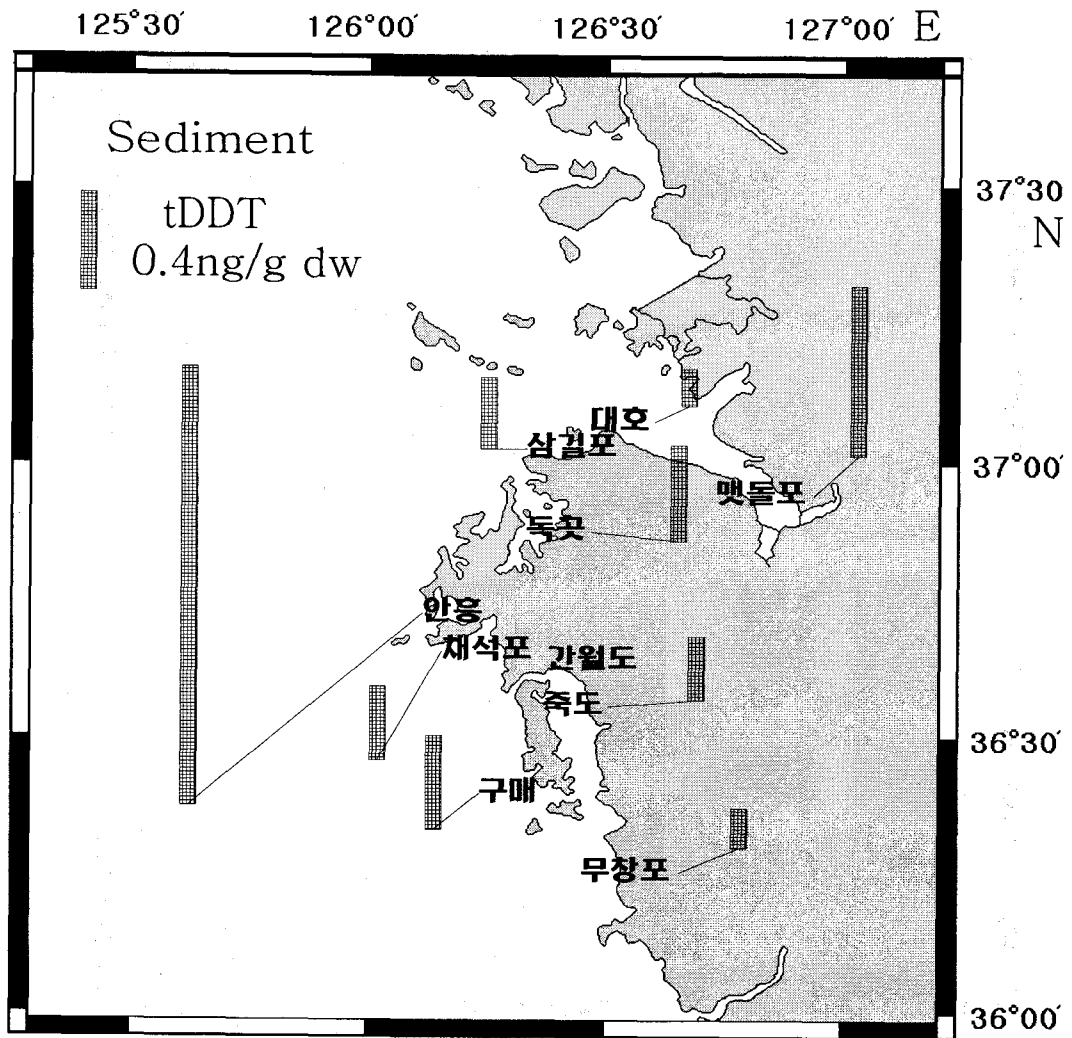


Fig. 2-5. Distribution of organochlorine pesticides in the intertidal sediments of the western coast of Korea. (e) tDDT

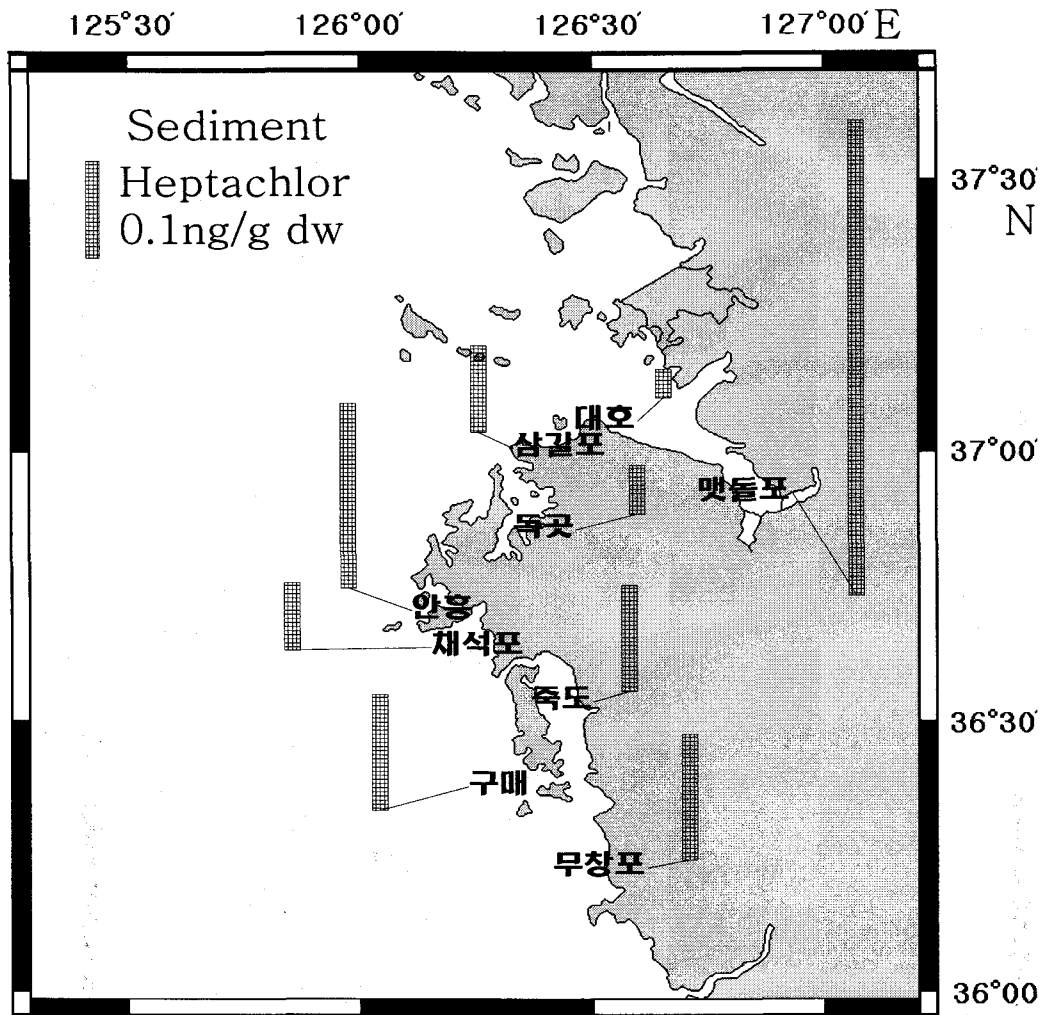


Fig. 2-5. Distribution of tDDT in the intertidal sediments of the western coast of Korea. (f) Heptachlor

4. 바지락 체내의 PCBs 분포

바지락(Manila clam, *Ruditapes philippinarium*)은 세계적으로 분포범위가 넓은 고착성 여과식자로 오염축적을 많이 하며 시료채취가 용이하여 오염모니터링 수단으로 가치가 높다. 이 종은 서식 염분 범위가 16 - 36‰로 주로 조간대의 사니질에서 서식한다. 모니터링에 많이 활용되는 굴, 진주담치에 비해서는 오염물질 축적률이 다소 떨어지나 얇은 퇴적물중에 서식하며 해수를 여과하기 때문에 수층의 오염물질에 노출되는 동시에 퇴적물을 접하게 되어 오염영향을 더욱 포괄적으로 반영하는 장점을 가진다. Gunther et al(1999)는 San Francisco Bay에서 Asiatic clam (*Corbicula fluminea*)을 모니터링한 결과 dieldrin, pyrene 등은 굴, 진주담치에서 보다 더 잘 축적되는 것을 보고하였다.

서해안에서 채취한 바지락체내의 PCB 농도는 건중량으로 표시하여 Table 2-3에 정리하였다. tPCB 농도는 간월도에서 채취한 바지락에서 가장 높았으며 6.88ng/g dw 였고, 독곶, 간월도에서 채취한 바지락 체내에서도 상대적으로 높은 6.43, 5.94ng/g dw의 tPCB가 측정되었다(Fig. 2-6a). 무창포에서 채취한 바지락 체내의 tPCB 농도는 2.53ng/g dw로 가장 낮았다. PCB-52는 0.11 - 0.34ng/g dw 였는데 간월도의 바지락에서 가장 높았고 PCB-138은 0.14-1.06ng/g dw의 범위로 멧돌포에서 가장 높았으며(Fig. 2-6b) PCB-153은 0.11-0.67ng/g dw로 역시 멧돌포에서 가장 높았다(Fig. 2-6c). PCB-153/PCB-138 비율은 0.36-1.64의 범위를 보였다.

바지락체내에 축적된 각 PCB 동위체의 비율은 Fig. 2-7과 같다. penta-chloro CB (PCB-87 ~ PCB-118)는 전체 PCB의 10-45%로 구매항, 무창포의 바지락에서 상대적으로 높았다. Tetra-chloro CB (PCB-44, PCB-52, PCB-66)는 11-26% 안흥, 삼길포에서 높았다.

한국해양연구원(2003)에 의하면 2002년 서해중남부의 조사결과에서 바지락체

내의 tPCB 농도는 오이도에서 채취한 바지락에서 가장 높아 16.76ng/g dw 였으며 송도에서 채취한 바지락체내에서 9.95ng/g dw가 검출되었다. PCB-52는 오이도의 바지락에서 1.18ng/g dw 였고 송도, 선재도, 한진의 바지락에서 0.4ng/g dw 내외였다. 오이도의 바지락에서는 PCB-153, PCB-180이 각각 2.76, 2.06ng/g dw로 상대적으로 높게 축적되었다. 바지락체내에 축적된 각 PCB 동위체 중 가장 폭 넓게 검출된 것은 penta-chloro CB (PCB-87 ~ PCB-118)로 전체의 29.4~58.1%를 차지하였다. Tetra-chloro CB (PCB-44, PCB-52, PCB-66)는 선재도와 영흥도의 바지락에서 각각 43.2, 33.0%로 다른 지역보다 높게 나타났다 (한국해양연구원 2003).

한국해양연구원(2002)에 의하면 2001년 서해중남부의 조사결과에서 바지락체내의 tPCB 농도는 2.05~13.97ng/g dw (평균 4.32ng/g dw) 였다. 안악에서 채취한 바지락체내의 tPCB 농도가 13.97ng/g dw로 가장 높았으며 하제, 범성포에서 채취한 바지락에서 4.83, 4.58ng/g dw의 tPCB 농도가 측정되었다. 충남 서천지역의 선도리에서 채취한 바지락 체내의 tPCB농도는 4.53ng/g dw 였으며 도둔리 두곳의 경우 4.44, 3.12ng/g dw의 분포를 보였다. 서해 중남부 해역에서 tetra-chloro CB는 31~82% (평균 49.9%)를 차지하였다. hexa-chloro CB는 평균 31.2%를 차지하였고 hepta-chloro CB는 평균 18.9%로 많은 편이었다.

한국해양연구소(2001)에 의하면 2000년도의 서해연안 조사결과 바지락 체내의 tPCB 농도는 삼길포에서 가장 높아 13.57ng/g dw 였고 오지리, 장고항에서 각각 6.38, 6.19ng/g dw 였다. PCB-180 농도는 평균 0.43ng/g dw로 전체 PCB의 20.6%를 차지하였다. 한국해양연구소(1998b)에 의하면 1997년의 조사에서 천수만 바지락 체내 (남당, 죽도 등)의 tPCBs는 0.81~4.61ng/g dw 였다. 같은 해역에서 굴 체내 중tPCBs는 0.67~6.35ng/g dw 였고 홍합체내중에는 0.52~2.33ng/g dw 이었다.

한국해양연구소(1999)에 의하면 1999년 경기만 해역에서 채취한 바지락 시료 중의 tPCB는 0.3ng/g dw 이하의 아주 낮은 농도를 보였다. 송도의 바지락 시료에서는 0.29ng/g dw가 검출되었으며 용유도의 시료에서 0.24ng/g dw를 보였다.

Thompson *et al*(1999)에 의하면 Arcachon Bay의 경우 퇴적물에 서식하는 패류에서는 PCB-138, PCB-153, PCB-118 등이 주로 나타나며 굴, 진주담치에서는 PCB-153이 중요하고 PCB-138이 그 다음으로 많이 나타나며 PCB-118은 중요성이 적다고 한다.

미국의 경우 1988년의 조사에 의하면 홍합중의 total PCB는 Southern California Bight에서 평균 0.415ppm dw가 검출되었으며 도서지역에서는 0.017ppm dw가 검출되었다(NOAA 1991). Kannan *et al*(1995)에 의하면 동남아국가에서 어류의 PCB는 대체로 낮아 0.38~110ng/g wet wt. 였으며 이들 개발도상국에서의 PCB오염은 심각하지 않은 것으로 판단된다고 한다. 대용량 변압기 등의 내구 년한을 30년 정도로 볼때 호주의 경우 1980년까지 PCB를 사용했기 때문에 PCB 오염은 앞으로 더 지속될 것이라고 한다.

Table 2-3. Distribution of PCBs in Manila clams collected at intertidal flats of the western coast of Korea(ng/g dw).

	맷돌포	대호	삼길포	독곶	안흥	채석포	간월도	구매	죽도	무창포
PCB18	0.41	0.29	0.08	0.18	0.13	0.11	2.82	0.54	0.06	0.13
PCB29	0.27	0.14	0.15	0.28	0.31	0.15	0.23	1.25	0.23	0.06
PCB44	0.19	0.15	0.36	0.61	0.28	0.19	0.14	0.38	0.18	0.17
PCB52	0.32	0.12	0.26	0.22	0.40	0.33	0.34	0.08	0.24	0.11
PCB66	0.44	0.73	0.60	0.45	0.30	0.47	0.11	0.20	0.35	<0.01
PCB87	0.52	0.83	0.60	0.55	0.41	0.47	0.58	2.63	0.72	0.40
PCB110	0.12	<0.01	<0.01	<0.01	0.25	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.25
PCB118	0.26	0.07	0.21	0.09	0.03	0.11	0.10	0.03	0.06	0.31
PCB128	0.20	0.13	<0.01	0.13	0.01	0.16	<0.01	0.11	<0.01	0.03
PCB138	1.06	0.41	0.52	0.57	0.35	0.42	0.22	0.15	0.50	0.14
PCB153	0.67	0.35	0.29	0.48	0.42	0.34	0.36	0.11	0.18	0.18
PCB170	<0.01	0.55	0.73	1.72	<0.01	0.80	1.08	<0.01	<0.01	<0.01
PCB180	0.16	0.30	0.54	0.48	0.36	0.55	0.58	0.16	0.46	0.26
PCB187	0.25	0.05	0.09	0.17	0.12	0.21	0.11	0.07	0.11	0.03
PCB195	0.90	0.49	0.38	0.33	0.30	0.08	0.09	0.24	0.51	0.31
PCB200	0.17	0.11	0.12	0.16	0.11	0.26	0.13	0.00	0.40	0.16
tPCBs	5.94	4.71	4.95	6.43	3.78	4.67	6.88	5.95	4.00	2.53

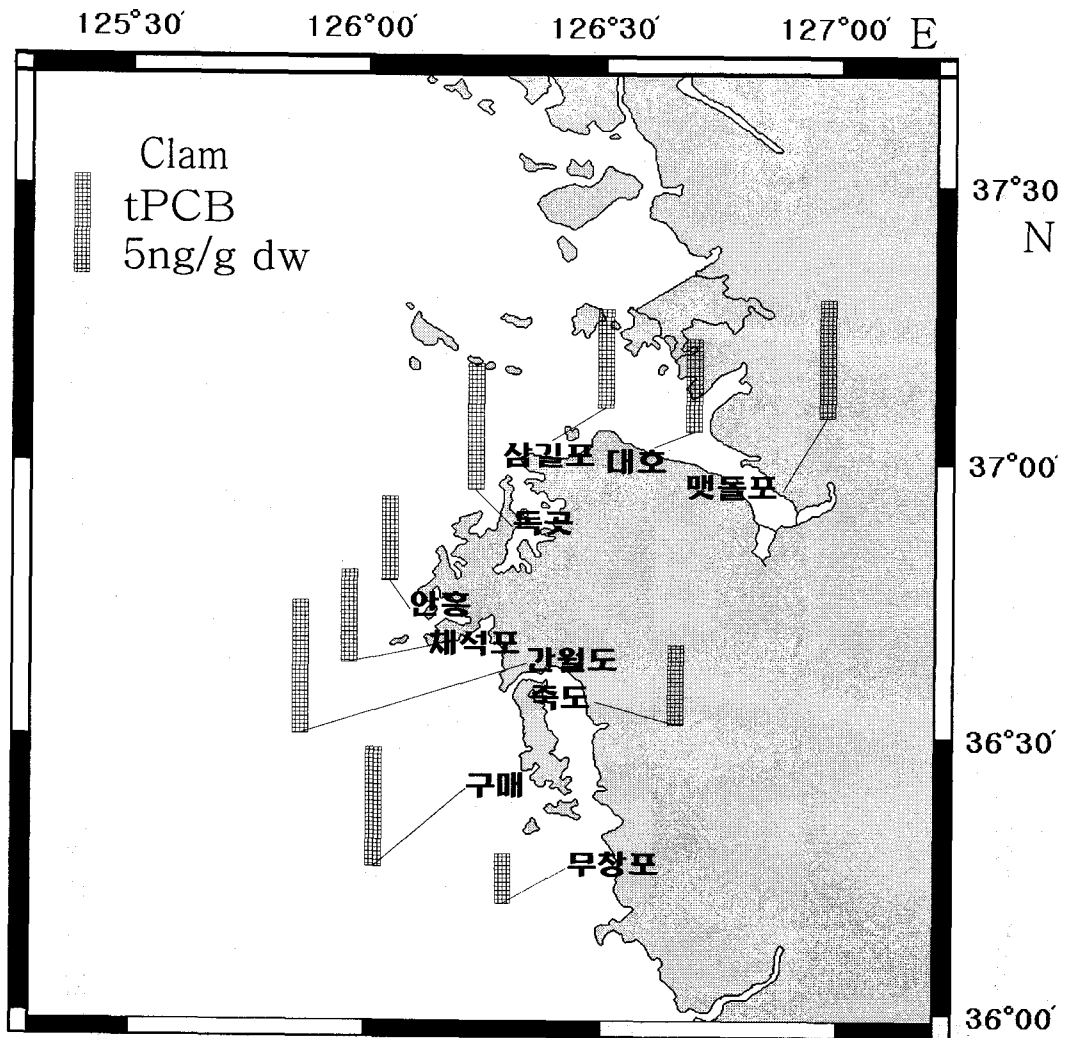


Fig. 2-6. Distribution of PCBs in Manila clams collected at intertidal flats of the western coast of Korea. (a) tPCBs

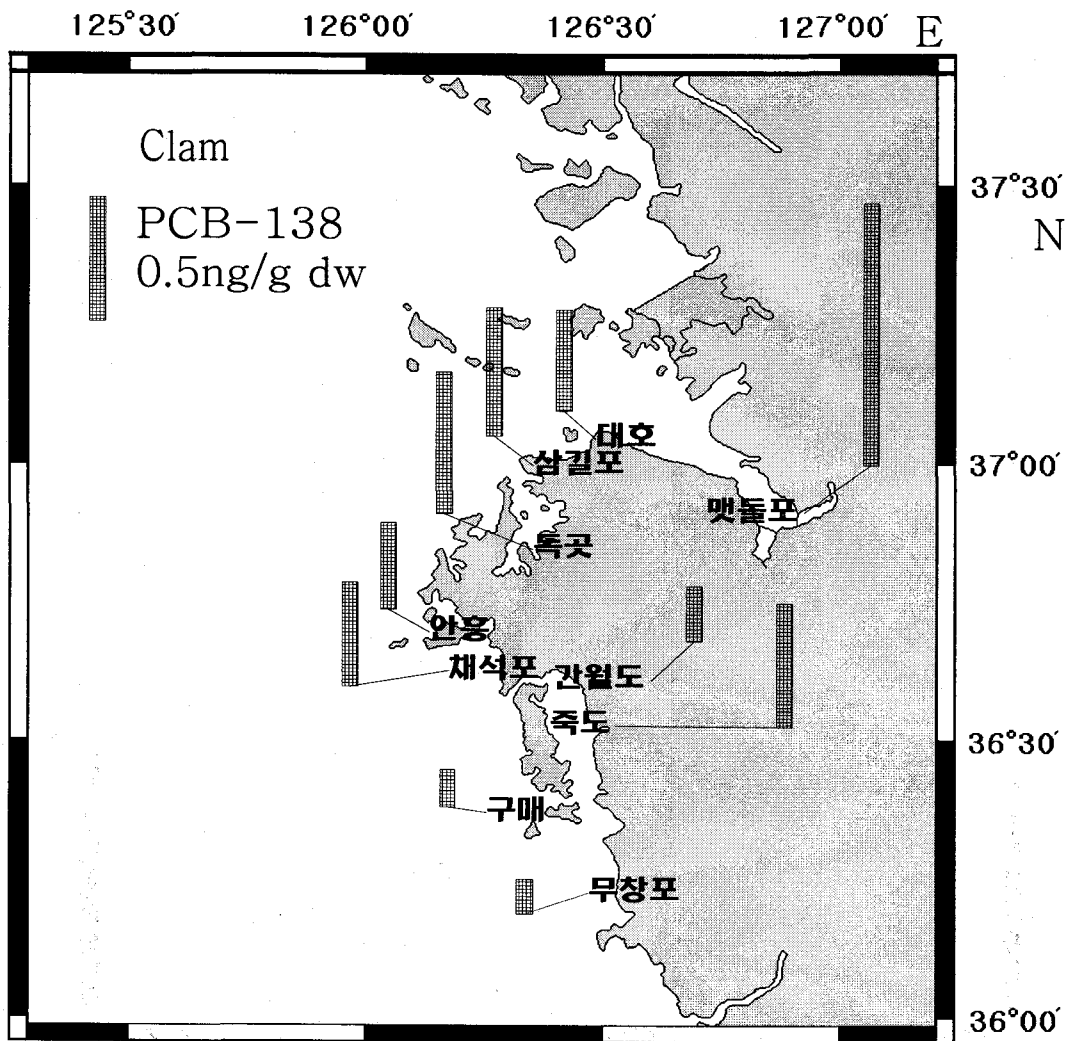


Fig. 2-6. Distribution of PCBs in Manila clams collected at intertidal flats of the western coast of Korea. (b) PCB-138

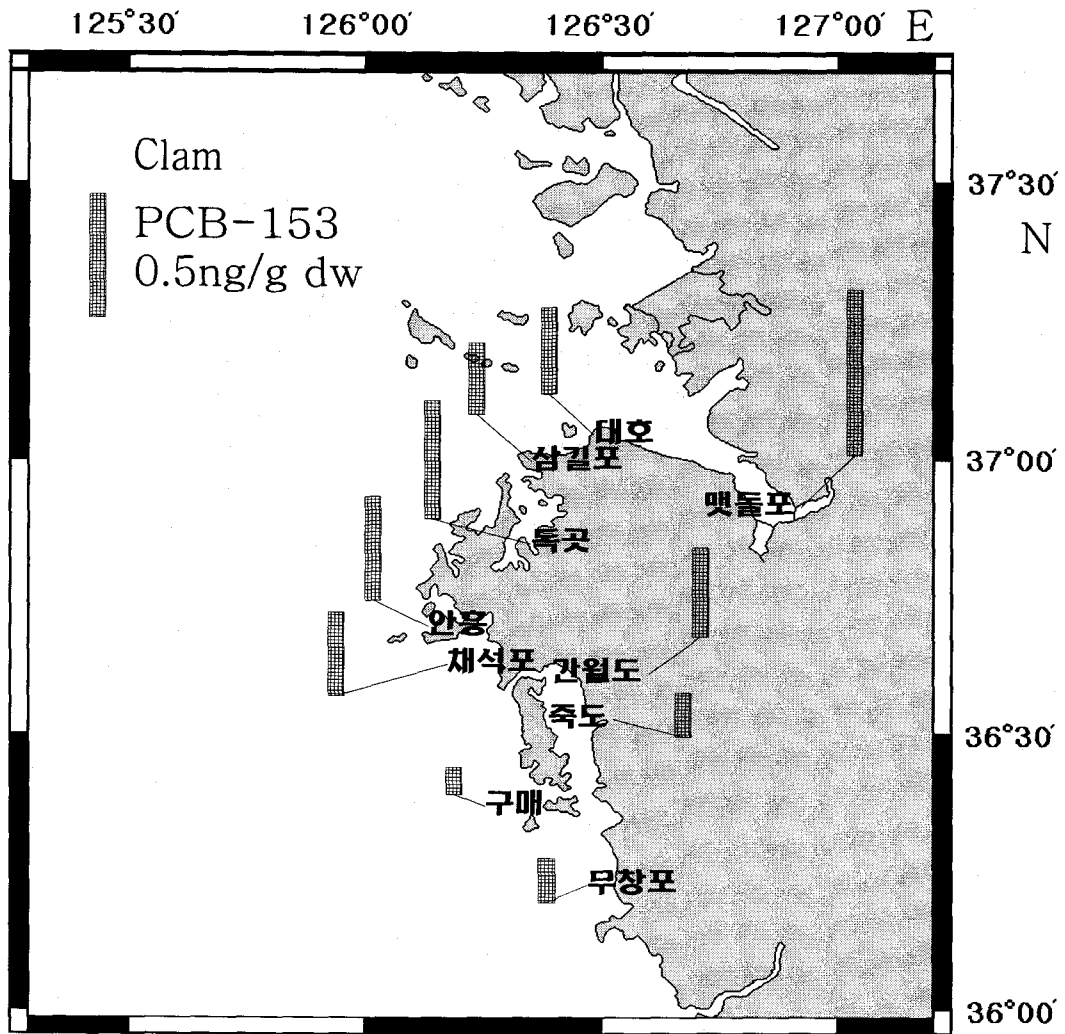


Fig. 2-6. Distribution of PCBs in Manila clams collected at intertidal flats of the western coast of Korea. (c) PCB-153

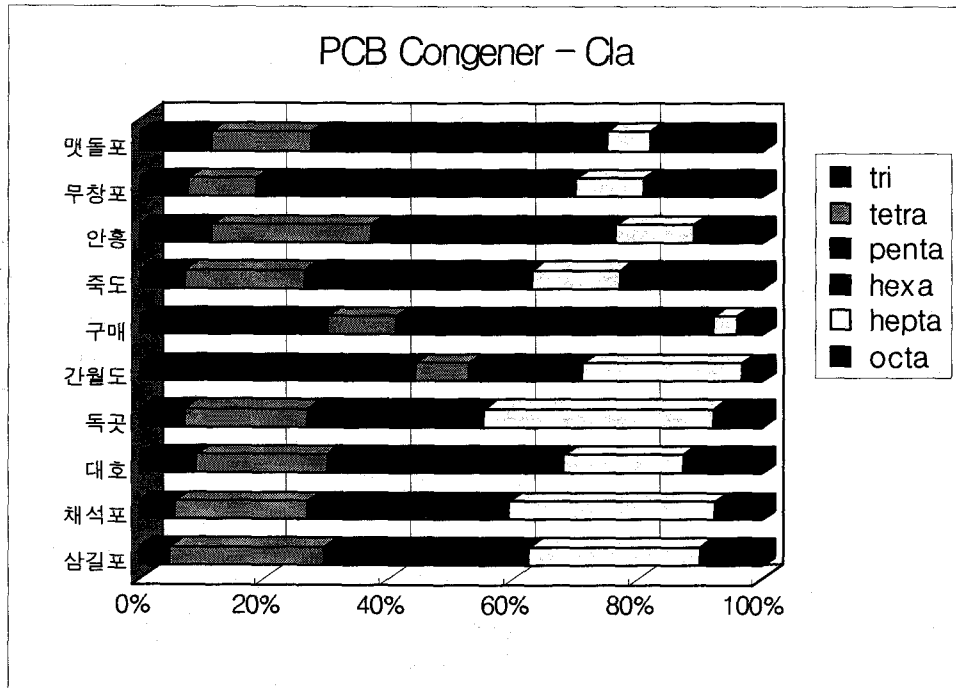


Fig. 2-7. Congener-specific PCB distribution in clams collected at intertidal flats of the western coast of Korea.

홍합은 수층에서 먹이를 취하기 때문에 해수, 해수중의 부유입자들로 부터의 오염물질축적이 주를 이루며 바지락은 물을 여과하며 살지만 바닥에 서식하여 퇴적물에도 노출되므로 해수, 부유물질뿐만아니라 퇴적물중 오염물질의 성분도 반영한다.

Thompson et al(1999)은 프랑스 Arcachon Bay에서 퇴적물중의 PCB 농도와 수층에 접해 서식하는 패류(굴, 진주담치), 퇴적물에 접하는 패류 (바지락, *Ruditapes philippinarium*) 중의 PCB 농도를 비교하였다. 이 지역의 퇴적물 중 tPCB는 1.1ng/g dw 였는데 여기에 서식하는 바지락(*Ruditapes philippinarium*)은 체내의 tPCB가 21.07ng/g dw 였다. 굴과 진주담치 체내에

는 tPCB가 각각 37.82, 33.92ng/g dw로 바지락 체내에서 보다 높았다. Thompson et al(1999)에 의하면 Arcachon Bay의 경우 퇴적물에 서식하는 패류에서는 PCB-138, PCB-153, PCB-118 등이 주로 나타나며 굴, 진주담치에서는 PCB-153이 중요하고 PCB-138이 그 다음으로 많이 나타나고 PCB-118은 중요성이 적다고 한다. 또한 퇴적물에 서식하는 패류는 다른 패류보다 o,p'-DDD를 많이 축적한다고 한다. 지금까지 연구에서는 염소수가 많은 PCB 동위체 특히 PCB-153 등이 생물체에 잘 축적되는 것이 보고되었다 (Boon and Eijgenraam, 1988 ; Colombo et al. 1990, 1995 ; Kammann et al 1992). 이는 염소수가 적은 PCB가 대사작용에 의해 밖으로 배출되어진 결과이며 염소수가 많은 PCB는 가는 입자에 잘 부착하므로 부유 입자에 상대적으로 풍부하고 수층에 접해 사는 패류에 잘 축적 될 수 있기 때문이다(Pierard et al. 1996). Colombo et al(1995)는 라플라타강 하구의 *Corbicula fluminea* 체내 PCB-153/PCB-138의 비율을 2.3~4.6으로 보고하였다.

한국해양연구원 (2003)에 의하면 2002년 갯벌의 퇴적물과 바지락체내 유기오염물질이 동시에 조사된 지역에서 바지락 체내 PCB-44의 BSAF는 0.00877~0.01606gOC/g lipid의 분포를 보였다. 서해안 조간대 바지락의 유기염소계 잔류농약중 p,p'-DDE의 BSAF는 0.057~0.152gOC/g lipid의 BSAF를 보였다. Hexachlorobenzene의 BSAF 값은 0.019~0.046gOC/g lipid 이었다. 바지락체내의 유기염소계 잔류농약 축적은 옥타놀-물 분배계수(log Kow)와 정의 상관관계를 갖지 않았다. 한국해양연구원(2002)에 의하면 서해조간대에서 2001년도에 채취한 바지락의 경우 갯벌의 농도와 비교한 BSAF 값은 PCB-52, 66, 138, 153, 180이 각각 0.182, 0.363, 0.458, 0.684, 0.410gOC/g lipid 이었다. 바지락 체내에는 상대적으로 PCB-153이 많이 축적되어 높은 BSAF 값이 나타나는 것으로 보인다. 2001년도에 채취한 바지락 시료의 경우 염소수가 적은 PCB도 많이 축적되어 굴, 진주담치의 경우와는 오염축적 패턴이 다른 것으로 보인다. 이는 위에서 언급한대로 염소수가 많은 PCB 특히 PCB-153 등이 가는 입자에 잘 부착되어 수층에 서식하는 굴, 진주담치에 많이 축적되는데 비해

바지락은 수층의 부유물질을 흡수하는 기회가 상대적으로 적어 염소수가 적은 것도 중요한 부분을 차지하는 것으로 보인다. 그러나 염소수가 적은 PCB가 절대적으로 많이 바지락에 축적되지는 않는 것이라 보아야 한다. 한국해양연구원(2002)에 의하면 2000년도에 채취한 바지락의 경우 PCB-153/PCB-138의 비율이 2 정도로 La Plata 하구의 자료와 비슷하였다.

5. 바지락체내의 유기염소계 농약 분포

2003년 서해 연안갯벌에서 채취한 바지락체내의 유기염소계 농약 분포는 Table 2-4와 같다. HCH 이성질체중에서는 β -HCH가 대부분을 차지하였는데 독곶에서 1.33ng/g dw, 대호방조제에서 1.06ng/g dw, 삼길포에서 0.79ng/g dw로 나타났다(Fig. 2-8a). tHCH의 농도는 갯벌중의 농도가 채석포, 무창포, 멧돌포에서 상대적으로 높았던 것과는 달리 독곶에서 채취한 바지락에서 1.89ng/g dw로 가장 높았고 삼길포와 구매항에서 채취한 바지락에서 각각 1.45, 1.32ng/g dw 였다(Fig. 2-8b). γ -HCH는 채석포의 바지락에서 0.42ng/g dw, 독곶의 바지락에서 0.35ng/g dw로 나타났다. 이는 HCH 잔류성분이 대기를 통하거나 다른 경로를 통해 전달될 수 있기 때문인 것으로 보인다.

p,p'-DDE는 채석포와 독곶의 바지락체내에서 각각 1.36, 1.28ng/g dw를 나타냈다(Fig. 2-8c). tDDT는 구매항의 바지락에서 가장 높아 4.08ng/g dw 이었고 간월도, 독곶의 바지락에서 각각 3.38, 3.34ng/g dw 였다(Fig. 2-8d). 바지락 체내의 유기염소계 잔류농약 농도가 이처럼 퇴적물중의 농도와 비례하지 않는 것은 bioavailable fraction에 반영되는 개별성분에 차이가 있기 때문이다. Hexachlorobenzene은 독곶의 바지락에서 0.91ng/g dw, 멧돌포의 바지락에서 0.61ng/g dw로 나타났다(Fig. 2-8e). Heptachlor는 삼길포, 간월도에서 채취한 바지락 체내에서 각각 0.35, 0.33ng/g dw 였다(Fig. 2-8f).

PCB와 유기염소계농약 총량의 농도는 산업화의 역사가 긴 유럽, 북미해역에서 비교적 높다. 미국 NS&T의 1986년 조사에 의하면 LA-Long Beach 지역의 홍합중 DDT 농도는 높은 곳에서는 1.08ppm dw 까지 검출되었다(NOAA 1991). Kannan *et al.*(1995)에 의하면 동남아 국가의 DDT는 계속 높아 이의 빈번한 사용을 암시한다고 한다. 특히 말라리아 퇴치를 위한 살포 등이 큰 비중을 차지하였을 것이라고 한다. 한국과 일본은 70년대에 DDT의 사용을 중지 시켰고 중국에서 DDT 생산은 1983년에 금지되었다. 홍콩에서의

홍합중 DDT는 $2\mu\text{g/g}$ 에 이르고 있으며 이는 대체로 대사 되지 않은 DDT로서 80년경까지 DDT의 사용을 추정해볼 수 있다. 그러나 동남아의 어류중 DDT 농도는 사용이 한창이던 시절 온대지역에서의 어류중 DDT 농도에 비하면 10~100배 낮은 것이라고 한다. 인도를 제외한 다른 국가에서 어류중 HCH의 농도는 낮은 편이었다. 인도네시아, 솔로몬군도 등에서는 γ -HCH가 많아 lindane의 사용이 많았던 듯 하며 HCH의 상대적 농도가 낮은 것은 열대에서의 증발 현상에 기인한 것이라 한다.

한국해양연구원(2003)에 의하면 서해중부 해역에서 2002년에 조사한 결과 바지락 체내의 HCH 이성질체중에서는 β -HCH가 대부분을 차지하였는데 영흥도와 선제도에서 채취한 바지락체내에서 각각 2.64, 2.55ng/g dw가 검출되었다. p,p'-DDE는 오이도와 선제도에서 채취한 바지락체내에서 각각 1.12, 1.19ng/g dw 였고 송도와 영흥도의 바지락에서도 1ng/g dw 정도를 나타냈다.

한국해양연구원(2002)에 의하면 2001년 서해 갯벌 조사시 채취된 바지락 체내의 tHCH농도는 군산이남에서 평균 1.11ng/g dw의 분포를 보였으며 안악에서 3.42ng/g dw로 가장 높았다. tHCH농도는 하전에서 채취한 바지락 체내에서 1.50ng/g dw이었고 심포, 공항, 월두에서 채취한 바지락 체내에서는 1ng/g dw 내외였다. 바지락 체내의 tDDT 농도는 평균 8.01ng/g dw 이었으며 공항, 범성포에서 채취한 바지락체내에서는 tHCH농도가 18.63, 15.71ng/g dw의 비교적 높은 값이 나타났다. 서해중남부 해역에서 바지락 체내의 HCB 평균 농도는 1.03ng/g dw로 안악에서 2.76ng/g dw로 가장 높았다.

한국해양연구원(2002)에 의하면 서해안 조간대에서 채취한 바지락 체내의 유기염소계 잔류농약중 p,p'-DDE는 0.352gOC/g lipid의 BSAF를 보였다. p,p'-DDD는 바지락 체내에 대한 BSAF가 0.271gOC/g lipid 이었고 β -HCH는 0.178gOC/g lipid 이었다. 바지락체내의 유기염소계 잔류농약 축적은 옥타놀-물 분배계수(log Kow)와 정의 상관관계를 갖지 않았다. 한국해양연구소(2001)에 의하면 서해중부 해역에서 2000년에 조사한 결과 바지락 체내의 tDDTs 농

도가 평균 3.68ng/g dw 였으며 오지리에서 12.05, 안흥에서 7.79ng/g dw이였다. HCH 이성질체 화합물의 분포 경향을 살펴보면 β -HCH는 평균 75.3%를 차지하였고 α -HCH, γ -HCH는 각각 16, 8.7%를 차지하였다. β -HCH는 가장 잔류성이 강하다고 알려졌으며 생물체에 농축되는 경향이 있다고 한다. 황해에서 β -HCH가 상대적으로 많은 것은 이 지역에서 오래 전에 HCH가 사용 중지되었다는 것을 뜻한다. 바지락 체내의 tDDT 농도는 1.26~7.79ng/g dry wt. 범위였다. o,p'-DDE, p,p'-DDE는 평균농도가 각각 1.9, 1.2ng/g dw 로 전체 DDT의 41, 25%를 차지하였다.

세계 다른 지역의 경우 패류체내의 PCB와 유기염소계농약 총량의 농도는 라플라타강 하구의 *Corbicula fluminea*에서 각각 43~1300, 7~315ng/g dw 였다. Granby and Splid(1995)는 덴마크 연안에서 *Mytilus edulis* L 중 PCB가 3~ng/g wet wt, tDDT가 0.3~3.1 ng/g wet/wt 라고 보고하였다.

Thompson *et al.*(1999)에 의하면 Arcachon Bay의 경우 퇴적물에 서식하는 패류에서는 PCB-138, PCB-153, PCB-118 등이 주로 나타나며 굴 진주담치에서는 PCB-153이 중요하고 PCB-138이 그 다음으로 많이 나타나며 PCB0118은 중요성이 적다고 한다. 또한 퇴적물에 서식하는 패류는 다른 패류보다 o,p'-DDD를 많이 축적한다고 한다. 지금까지 연구에서는 염소수가 많은 PCB 동위체 특히 PCB-153 등이 생물체에 잘 축적되는 것이 보고되었다(Boon and Eijgenraam, 1988 ; Colombo *et al.* 1995, 1997 : Kammann *et al.* 1992). 이는 염소수가 적은 PCB가 대사작용에 의해 밖으로 배출되어진 결과이며 염소수가 많은 PCB는 가는 입자에 잘 부착하므로 부유 입자에 상대적으로 풍부하고 이 는 수층에 접해 사는 패류에 잘 축적 될 수 있다고 한다(Pierard *et al.* 1996).

Table 2-4. Distribution of organochlorine pesticides in Manila clams collected at intertidal flats of the western coast of Korea(ng/g dw).

	맷돌포	대호	삼길포	독곶	안흥	채석포	간월도	구매	죽도	무창포
Hexachlorobenzene	0.61	0.40	0.38	0.91	0.36	0.56	0.52	0.38	0.47	0.46
Pentachloroanisole	0.78	0.52	0.48	1.23	0.75	0.52	0.60	0.54	0.62	0.70
α -HCH	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
β -HCH	0.65	1.06	0.79	1.33	0.45	0.30	0.60	0.29	0.28	0.20
γ -HCH	0.46	0.25	0.25	0.35	0.08	0.42	0.11	0.21	0.19	0.06
δ -HCH	<0.01	<0.01	0.41	0.21	0.58	<0.01	<0.01	0.83	<0.01	0.09
Heptachlor	0.09	0.13	0.35	0.12	<0.01	0.20	0.33	0.19	0.32	<0.01
Aldrine	0.73	0.76	1.15	1.34	0.92	0.90	0.62	0.97	<0.01	<0.01
Heptachlor epoxide	0.30	0.23	0.07	0.09	0.08	0.18	0.12	0.30	0.15	0.16
o,p'-DDE	<0.01	0.78	0.72	0.13	<0.01	0.93	1.73	0.25	0.18	<0.01
p,p'-DDE	1.23	0.53	0.49	1.28	0.46	1.36	0.85	0.78	0.45	0.14
o,p'-DDD	0.40	0.49	0.28	1.08	0.42	0.27	0.33	1.08	0.66	0.45
p,p'-DDD	0.35	0.22	0.32	0.69	0.08	0.49	0.40	0.61	0.24	0.07
o,p'-DDT	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
p,p'-DDT	0.33	0.25	0.13	0.15	0.12	0.13	0.08	1.36	0.37	0.14
Oxychlordane	0.03	<0.01	<0.01	<0.01	0.02	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
α -chlordane	<0.01	0.13	<0.01	0.17	<0.01	0.06	0.06	<0.01	0.05	0.07
γ -chlordane	0.11	0.27	0.20	0.08	0.05	0.09	0.04	0.06	<0.01	0.02
trans-nonachlor	0.00	0.18	0.11	0.16	<0.01	0.06	0.07	0.04	<0.01	<0.01
Dieldrine	0.03	0.22	1.00	0.14	0.02	0.04	0.01	<0.01	0.09	0.09
Endrin	0.18	0.50	<0.01	0.56	0.21	0.24	<0.01	0.27	0.47	0.64
Endosulfan II	0.11	0.01	0.03	0.24	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
cis-nonachlor	0.09	0.03	<0.01	0.05	0.06	0.03	0.08	0.06	0.11	0.12

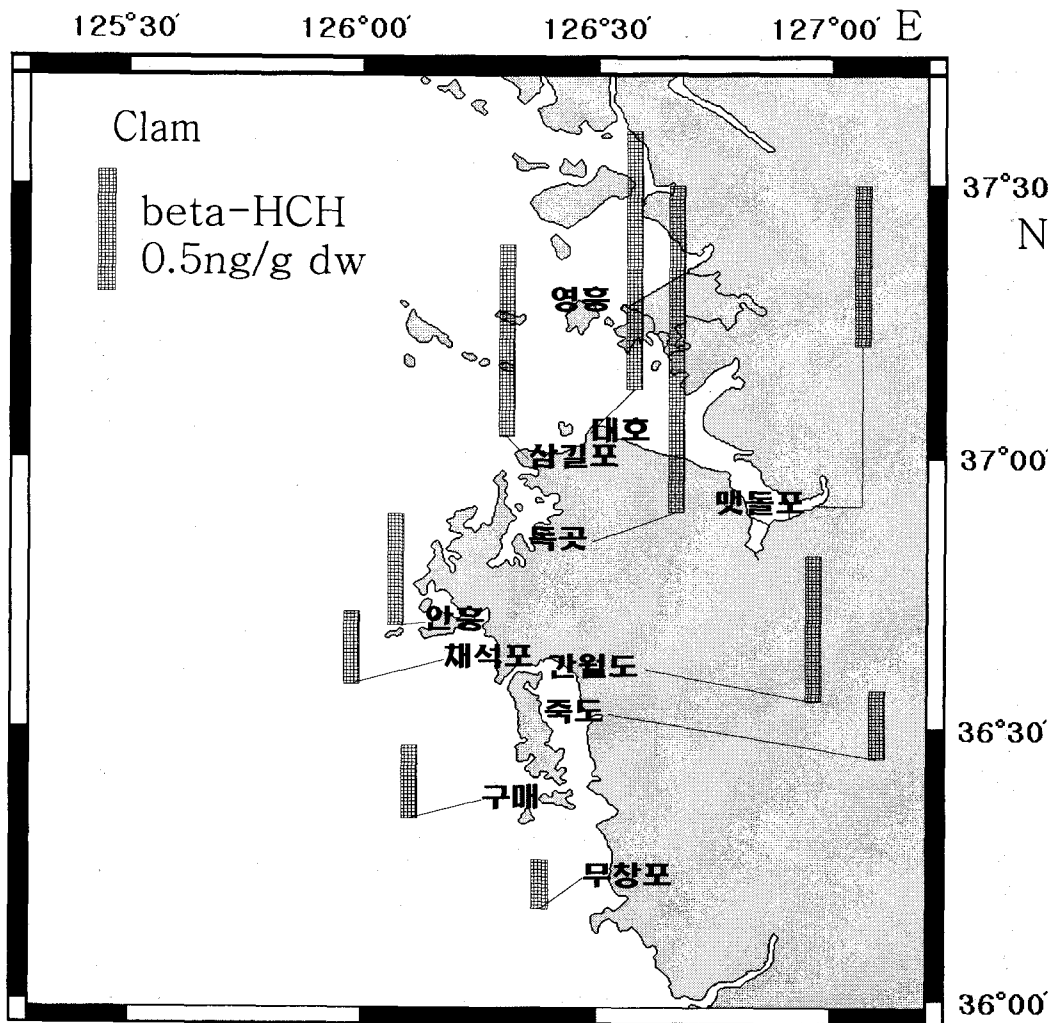


Fig. 2-8. Distribution of organochlorine pesticides in Manila clams collected at intertidal flats of the western coast of Korea.
 (a) β -HCH

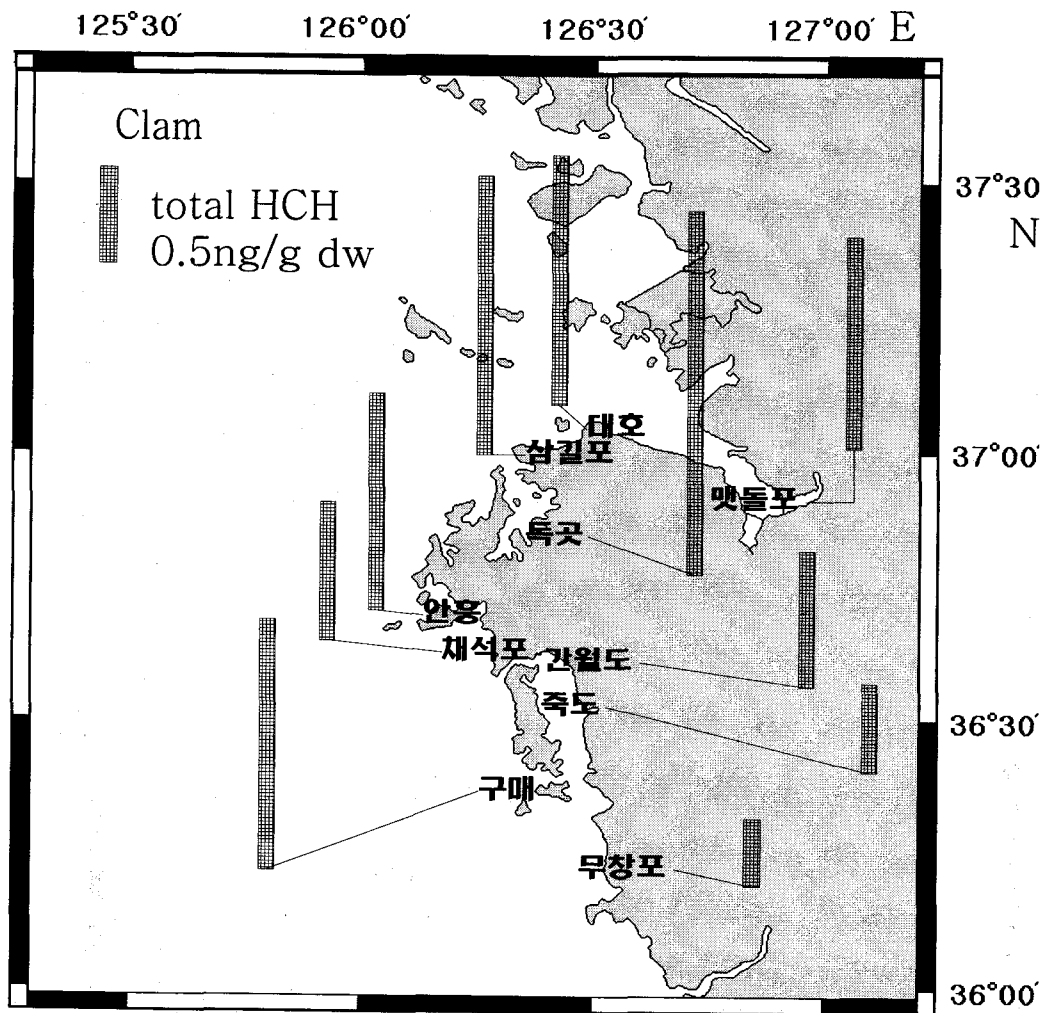


Fig. 2-8. Distribution of organochlorine pesticides in Manila clams collected at intertidal flats of the western coast of Korea.
 (b) tHCH

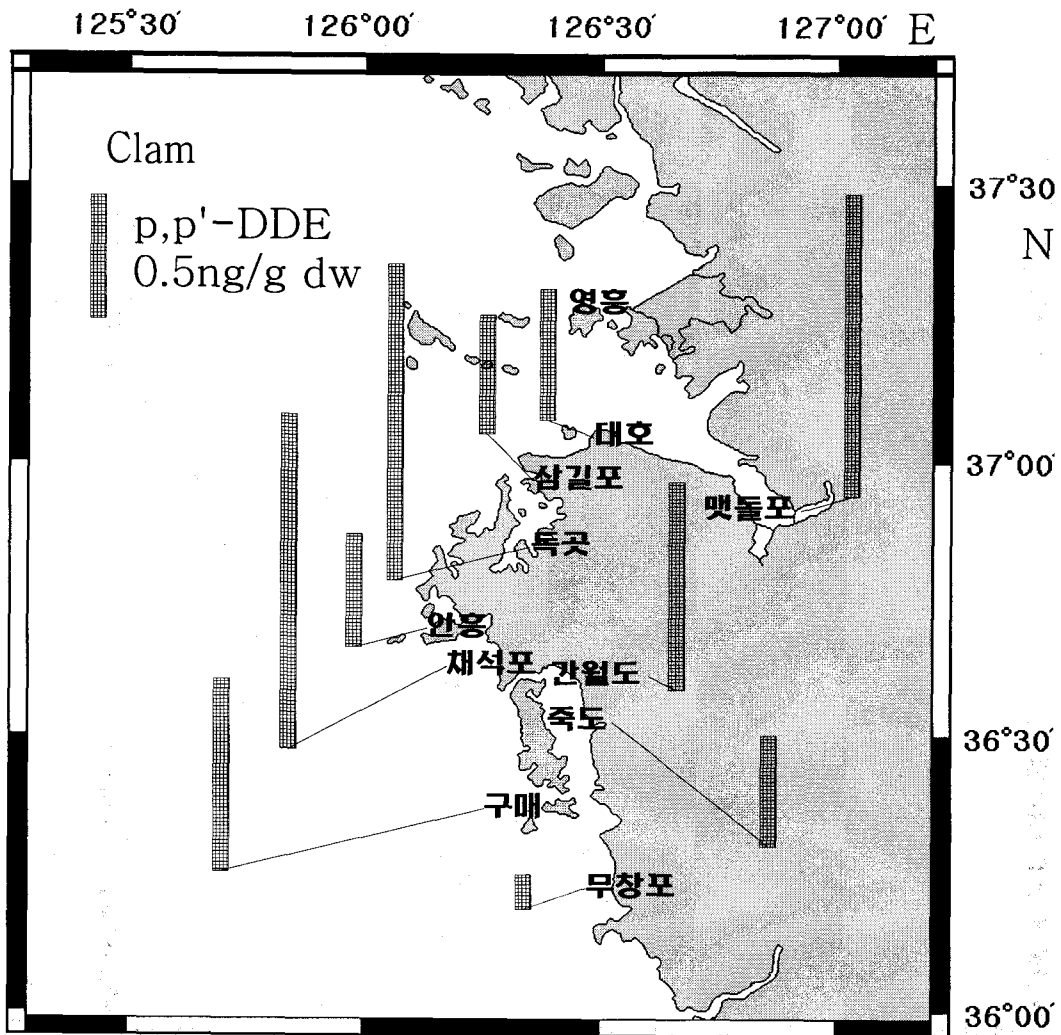


Fig. 2-8. Distribution of organochlorine pesticides in Manila clams collected at intertidal flats of the western coast of Korea.
(c) p,p'-DDE

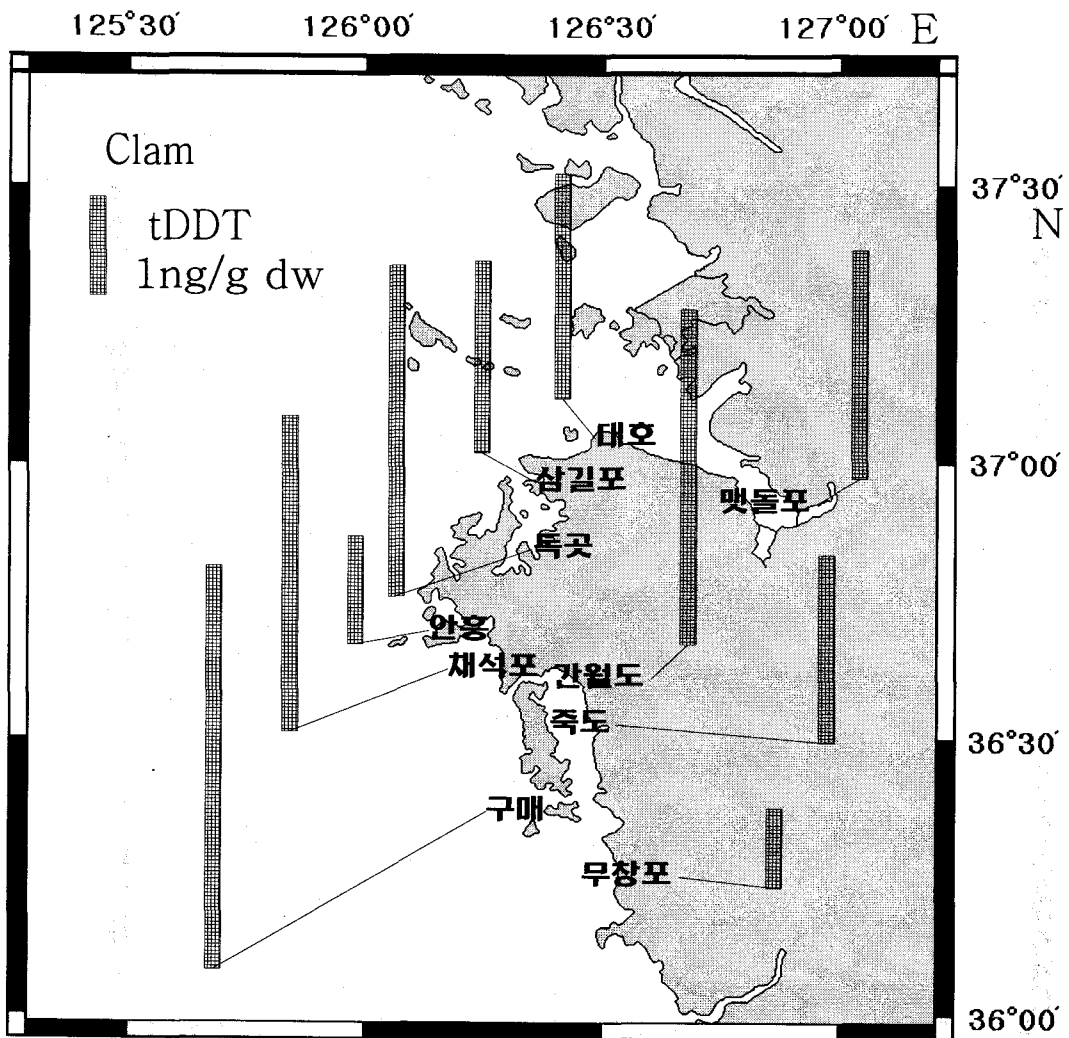


Fig. 2-8. Distribution of organochlorine pesticides in Manila clams collected at intertidal flats of the western coast of Korea.
(d) tDDT

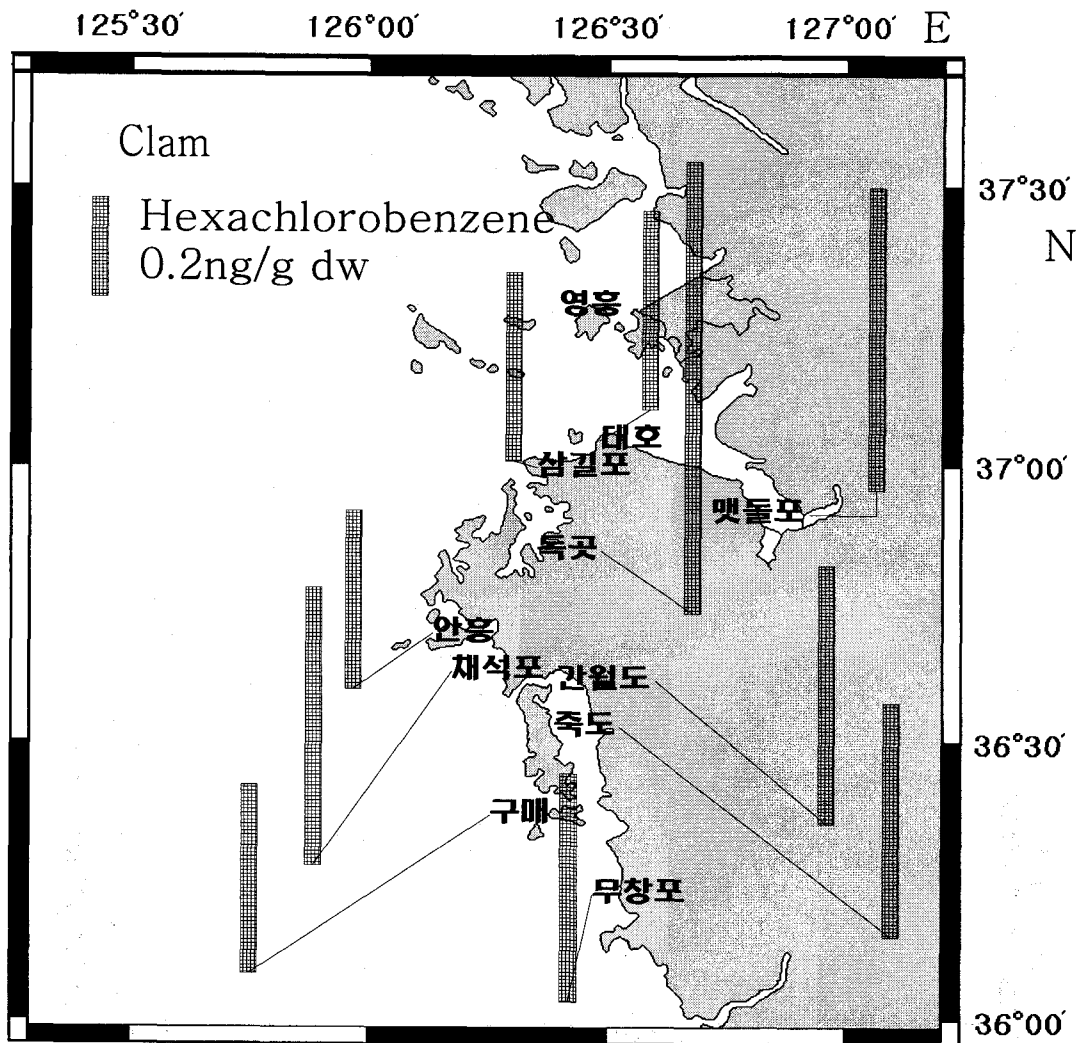


Fig. 2-8. Distribution of organochlorine pesticides in Manila clams collected at intertidal flats of the western coast of Korea.
(e) Hexachlorobenzene

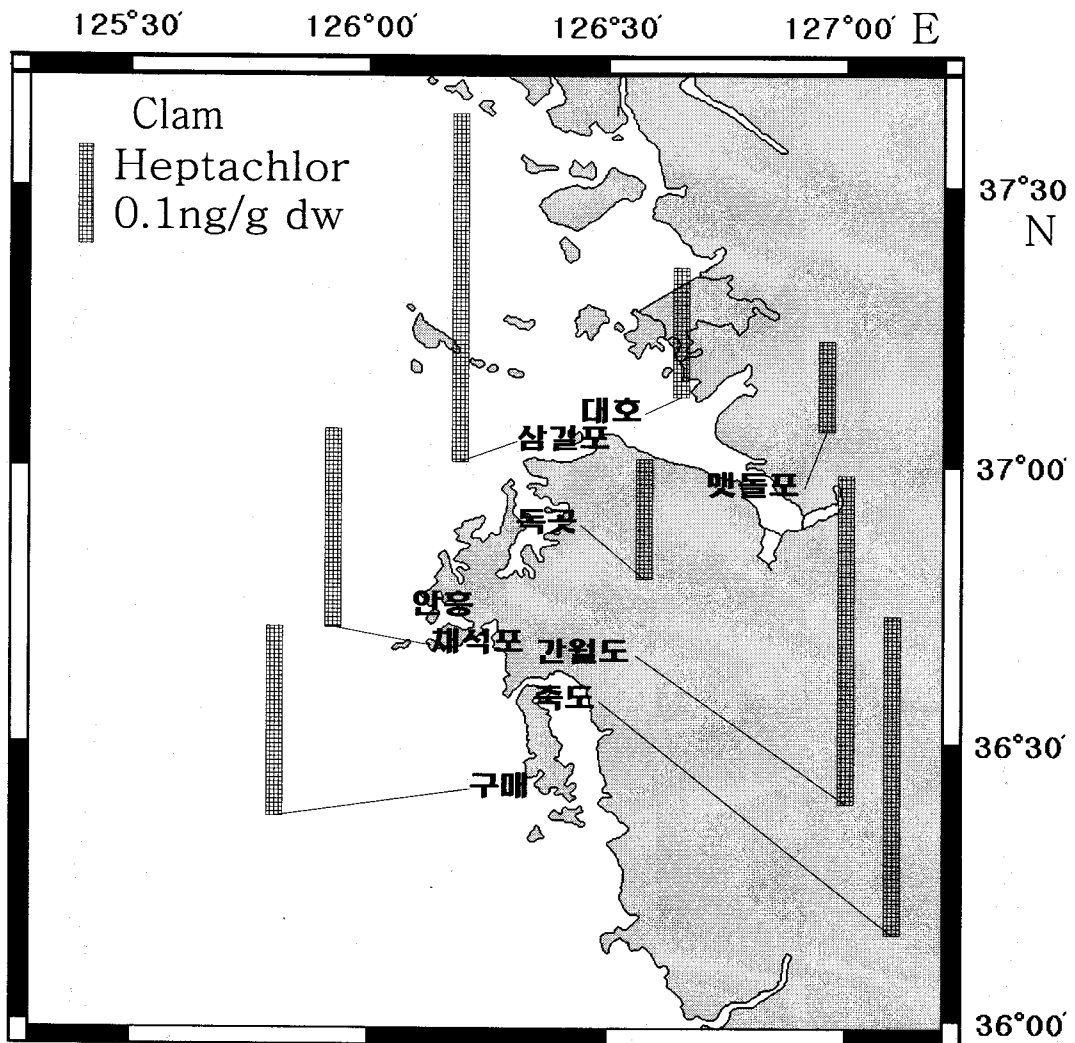


Fig. 2-8. Distribution of organochlorine pesticides in clams collected at intertidal flats of the western coast of Korea.

(f) Heptachlor

6. 개별의 다환방향족탄화수소 (PAHs) 분포

다환방향족탄화수소(PAHs)는 해양내에 널리 분포되어 있으며 발암물질이거나 돌연변이를 유발하므로 해양환경에서 매우 유해한 물질이다(Lipiatou and Saliot 1991 ; White 1986). PAHs는 또한 내분비계 교란물질(endocrine disrupting chemical)의 하나로 동물이나 사람의 몸에 들어가서 호르몬의 작용을 방해하거나 교란시킨다(Spies *et al.* 1989 ; Collier *et al.* 1986 ; Mattison *et al.* 1983). 도시지역의 유입수에서는 PAH를 많이 발견할 수 있는데 이는 아스팔트로부터의 유리, 타이어 마모, 자동차배기가스로 부터의 침전 등에 의해 이루어진다(MacKenzie and Hunter 1979).

PAHs는 부유물질에 쉽게 흡착되어 바닥에 퇴적된다. 해양퇴적물중의 대부분의 PAHs는 소수성과 잔류성 때문에 퇴적물중에 높은 농도로 축적될 수 있다고 한다(Hites *et al.* 1977 ; Neff 1979). 퇴적물중의 PAHs는 유기물질과 결합되어있는 경우가 많으며 퇴적물중의 PAH농도와 퇴적물중 유기탄소(organic carbon)의 상관관계는 Larsen *et al.*(1986)등 여러 보고가 있다. 흡착공간이 큰 세립질 퇴적물에 PAH가 많이 분포하는 것은 다른 지역에서도 보고되고 있다(Landrum and Robbins 1990 ; Colombo *et al.* 1989).

PAHs는 특성과 분자량에 의해 두 가지로 구분되는데 2~3개의 벤젠핵을 가진 naphthalene에서 anthracene까지와 4~6개의 벤젠핵을 가진 fluoranthene에서 indeno(1,2,3-c,d)pyrene에 이르기까지이다. 분자량이 적은 2, 3개 핵의 PAHs는 급성독성이 높으며 분자량이 큰 방향족 중의 어떤 것들은 발암성이 매우 높다고 알려져 있다(Neff 1979 ; Varanasi *et al.* 1989). PAH의 개별성분들의 분자량에 따른 분포를 MW178 (anthracene + phenanthrene) MW202 (pyrene + fluoranthene), MW228 (benzoanthracene + chrysene), MW252 (benzofluoranthenes + benzopyrenes), MW276 (indeno 1,2,3-cd pyrene + benzo(ghi)perylene) 등으로 구분하여 해석하기도 한다. 이는 연소기원과 석

유기원을 구분하기 위한 것으로 tetra, penta-cyclic compounds (MW202와 MW252)가 많은 것은 근래 퇴적된 해양 퇴적물의 특징으로 연소 기원임을 나타낸다고 한다(Wakeham *et al.*, 1980; Lipiatou and Saliot, 1991; Tolosa *et al.*, 1996).

2003년에 조사한 조간대 갯벌 중의 tPAHs 농도는 안흥항에서 171.2 ng/g dw로 가장 높았다(Table 2-9). 대신, 구매항에서는 갯벌중의 tPAHs 농도가 아주 낮아 35.9, 47.7ng/g dw 정도 였다. 갯벌중의 Fluoranthene 농도범위는 4.3~19.8ng/g dw 였다. 2003년도 조사에서 서해중부 갯벌의 MW202는 전체 PAH의 13.3~46.4%의 범위를 보였다(Fig. 2-9). MW252는 전체 PAH의 4.7~41.9% 였다.

Table 2-5. Distribution of PAHs in the intertidal sediments of the western coast of Korea in 2003 (ng/g dw).

	대산	독곶	삼길포	안흥항	구매항
Naphthalene	0.4	1.0	1.1	0.8	0.9
Acenaphtylene	2.3	2.2	1.4	1.0	1.7
Fluorene	0.5	1.1	3.0	2.9	1.9
Phenanthrene	3.4	5.3	3.4	24.4	4.6
Anthracene	0.4	0.5	0.3	1.9	0.6
Fluoranthene	11.3	11.8	11.3	19.8	4.3
Pyrene	5.7	6.7	33.4	26.6	9.0
Benzo[a]anthracene	1.9	1.3	1.0	5.6	1.7
Chrysene	2.5	2.0	1.3	6.7	1.4
Benzo[b]fluoranthene	1.9	7.4	2.5	13.1	8.0
Benzo[k]fluoranthene	2.0	2.3	3.0	19.4	3.3
Benzo[a]pyrene	0.8	23.4	2.1	9.5	4.7
Dibenzo[a,h]anthracene	1.6	5.7	5.1	16.3	2.7
Benzo[g,h,i]perylene	0.4	2.5	1.0	14.6	1.3
Indeno[1,2,3-c,d]pyrene	0.8	4.4	3.4	8.7	1.7
tPAHs	35.9	77.7	73.3	171.2	47.7

해저퇴적물중의 석유기원(petrogenic) 생물기원(biogenic), 연소기원(pyrogenic)의 PAHs를 연구하기 위하여 여러 지표들이 사용되는데 주로 탄화수소화합물중 개별 방향족 탄화수소의 농도비율을 적용하여 계산한다. 그 중 P/A (Phenanthrene versus anthracene ratio) 비율 10이하는 유기물의 불완전한 연소를 뜻하며 25이상은 석유기원의 유류임을 시사한다(Soclo 1986). 2003년도 조사에서 P/A 비율은 대체로 낮아 PAH가 주로 불완전한 연소에 기원함을 알 수 있었다.

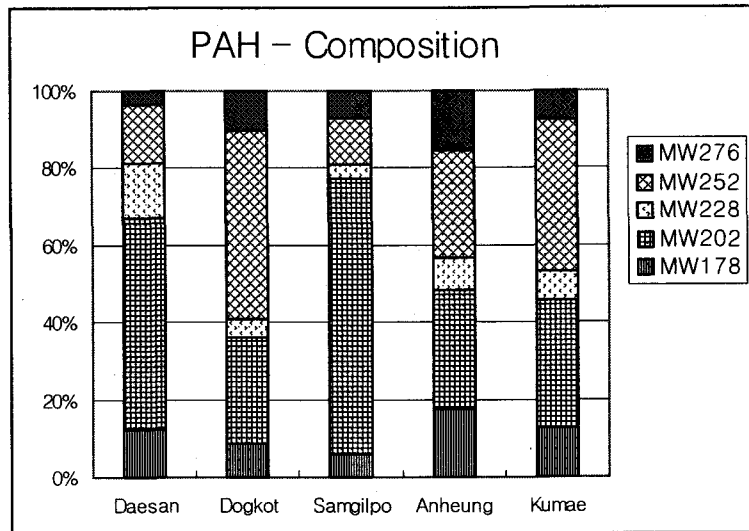


Fig. 2-9. Composition of PAHs according to their molecular weight in the intertidal sediments of the western coast of Korea in 2003.

한국해양연구원(2003)에 의하면 2002년에 조사한 조간대 갯벌 퇴적물중의 tPAH농도는 오이도에서 244.1ng/g dw로 가장 높았다. 분자량의 크기에 따른 PAH의 분포는 MW202가 13.0~86.1ng/g dw, MW228이 24.4~57.0ng/g dw 였다. 전체 PAH중 분자량에 따른 조성비율을 보면 MW202와 MW228이 영흥도의 퇴적물에서 각각 27.9, 36.4% 였으며 삼길포의 퇴적물에서 각각 41.2, 23.6%로 중요하게 나타났다. 한국해양연구원(2002)에 의하면 서해 중남부해역의 갯벌에서 tPAH농도는 68.0~203.8ng/g dw 였다 (평균 136.1ng/g dw). tPAH 농도는 경기만의 경우 남동공단에서 1207.9ng/g dw의 높은 값이 나타났고 선화동, 인천 만석부두 부근의 갯벌에서 각각 4025.7, 2607.4 ng/gdw 이었다. 소래포구, 남항에서는 tPAH 농도가 547.2, 883.5ng/g dw 였고 선감도, 탄도의 갯벌에서는 각각 279.7, 172.2ng/g dw 이었다. 2000년에 조사한 황해연안해역 갯벌 중의 PAHs 농도는 29.6~453.5ng/g dw (평균 110.3ng/g dw)의 분포를 보였다(한국해양연구소 2001). tPAH 농도는 충남의 북부해안(장고

항-정산포)에서 125.7~185.6ng/g dw 였고 대천- 장항 주변의 갯벌에서는 50.4~85.1ng/g dw의 비교적 낮은 농도를 보였다. LMW/HMW 비율은 남전에서 3.2, 간월도에서 2.3, 대천에서 4.4 등을 나타냈다. Phe/Ant 비율은 남전을 제외하면 모두 5 이하로 연소기원이 주 공급원임을 시사한다.

지역해 외해역의 농도를 보면 phenanthrene 농도는 황해 외해역에서 <0.5~16.3ng/g dw이었고 anthracene은 <0.5~9.7ng/g dw 이었으며 총 PAH 농도는 1.0~320.5ng/g dw 이었다(한국해양연구소, 1998). 북해에서는 phenanthrene농도가 1~1500ng/g dw, naphthalene 농도가 1~55ng/g dw 정도로 보고되었다.

한국해양연구소(1999)에 의하면 1999년 7월 경기만 해역에서 퇴적물중 방향족 탄화수소의 총량 (tPAHs)은 인천북항 안쪽에서 564.05ng/g dw로 높은 농도를 보였으며 남동공단 바깥쪽에서 114.88ng/g dw였다. 인천 남항내에서는 242.39ng/g dw로 북항에 비해 낮은 tPAHs 농도를 보였다. 인천 북항 안쪽에서 Naphthalene은 28.30ng/g dw 였고 Acenaphthene은 11.30ng/g dw 였으며 다른 정점들에서는 0.5ng/g dw 이하였다. Fluorene은 인천 북항에서 16.40, 6.30ng/g dw로 비교적 높았고 다른 정점들에서는 0.02~3.60ng/g dw의 범위를 보였으며 Phenanthrene은 북항 안쪽에서 73.10ng/g dw였다. 한국해양연구소(1999)에 의하면 1999년 7월 아산만 해역에서 퇴적물중 방향족 탄화수소의 총량 (tPAHs)은 152.76~192.24ng/g dw의 범위를 보였고 삼교방조제 앞에서는 phenanthrene, acenaphthene, fluoranthene이 각각 16.43, 3.27, 24.18ng/g dw로 다른 곳보다 높았다고 한다. 서울대(1997)의 조사에 의하면 인천해역의 PAHs는 9.1~1400ng/g dw 이었고 한강 하구역에서는 29~230ng/g dw 이었으며 외해역은 9.1~170ng/g dw이었다.

발해, 황해의 조간대 갯벌에서 tPAH 농도는 20~5734ng/g dw(평균 877ng/g dw) 라고 보고되었다(Ma *et al.* 2001). 이 중에는 Tianjin 근처의 약

1600ng/g dw인 지점과 2400ng/g dw인 지점이 포함되어 있다. 중국 남부의 Minjiang 하구역에서는 퇴적물중 tPAH 농도가 316~1260ng/g dw의 분포를 보인다고 하며 Jiulongjiang 하구역에서는 425~1522ng/g dw, Zhujiang 하구역에서는 736ng/g dw로 보고되었다(Yuan *et al.* 2001). 퇴적물중 tPAH 농도는 중국에 비해 한국이 매우 낮은 편이었다. 미국 NOAA의 NS&T사업 조사에서 퇴적물중의 PAH 농도가 높았던 곳은 Hudson/Raritan Estuary의 한 조사점에서 anthracene이 1983.3ng/g dw, fluoranthene이 4616.7ng/g dw, pyrene이 6096.7ng/g dw 등으로 높은 값을 보였다(NOAA, 1991). Xu *et al.*(2000)은 양자강의 난징부근 하천퇴적물에서 765.28ng/g dw의 총 PAH를 측정하였다. 발트해에서는 연안의 니질 퇴적물에서 tPAHs가 800~1900ng/g dw로 보고된 바있다(Witt 1995). 프랑스 Arcachon Bay에서 퇴적물중의 tPAHs는 32~4120ng/g dw 였다(Baumard *et al.* 1998). Lippiatou and Saliot(1991)에 의하면 지중해에서는 tPAHs가 179~3182ng/g dw로 론느강 델타 등이 높다고 한다.

7. 바지락 체내의 다환방향족탄화수소 (PAHs) 분포

퇴적물중의 PAH 분석은 현존농도를 말해주나 생물체에 흡수 가능한 부분을 뜻하지는 않는다. 용존된 PAH는 생물에 바로 흡수될 수 있으나 그 낮은 용존성 때문에 분석은 매우 힘들다. 따라서 패류처럼 일정지역에 서식하는 생물중의 PAH농도를 측정하여 환경중에서 이들이 유입되고 순환되는 경로를 살피려는 연구가 활발하였다. PAHs는 낮은 용존성과 소수성 때문에 무기, 유기 입자에 잘 흡착되며 전 생태계로 전파된다. 해양환경에서 생물체에 잘 축적되는 것은 분자량이 낮은 것이다(Djomo et al. 1996).

PAH는 부유물질에 흡착되어 저층으로 퇴적되나 퇴적물중의 PAHs 농도는 환경에 존재하는 농도를 알려줄 뿐 생물체에 흡수가능한 량을 뜻하지는 않는다. 따라서 패류처럼 일정지역에 서식하는 생물중의 PAH농도를 측정하여 환경중에서 이들이 유입되고 순환되는 경로를 살피려는 연구가 활발하였다. 부유입자가 많은 연안해역에서 홍합내에 축적된 PAH의 각 개별성분별 분포경향은 부유입자에서의 경향이 반영됨이 알려졌다.

서해 중부 조간대에서 채취한 바지락 체내의 PAH 농도는 Table 2-6, Fig. 2-10에 정리하였다. 2003년 서해안 조간대 조사지역에서 채취한 바지락체내 tPAH 농도는 안흥항에서 가장 높아 312.9ng/g dw 였고 독곶에서 239.0ng/g dw 였다. Phenanthrene의 농도는 독곶에서 채취한 바지락 체내에서 가장 높아 35.9ng/g dw 였고 fluoranthene은 안흥에서 채취한 바지락 체내에서 58.7ng/g dw 였다.

Table 2-6. Distribution of PAHs in clams collected at intertidal flats of the western coast of Korea in 2003(ng/g dw).

	맷돌포	독곶	안흥	채석포	구매	죽도	무창포
Naphthalene	13.2	11.3	2.8	4.5	1.7	1.3	2.0
Acenaphthylene	5.4	14.0	9.3	15.9	2.3	1.1	5.8
Fluorene	0.9	9.5	12.3	4.9	5.9	5.3	3.5
Phenanthrene	10.4	35.9	18.5	11.3	5.7	8.6	14.0
Anthracene	2.5	9.3	1.9	3.8	2.7	0.8	1.3
Fluoranthene	55.9	20.0	58.7	4.1	6.0	6.0	42.8
Pyrene	24.9	58.2	19.2	18.6	8.4	28.9	21.1
Chrysene	5.5	27.2	25.5	12.9	7.9	8.0	5.4
Benzo[b]fluoranthene	0.6	16.9	24.8	12.2	7.5	1.5	0.5
Benzo[k]fluoranthene	3.4	9.5	60.8	-	24.5	2.5	5.0
Benzo[a]pyrene	4.2	13.3	69.0	35.0	12.5	16.7	14.9
Dibenzo[a,h]anthracene	16.7	9.1	10.4	43.1	9.1	0.0	18.2
Benzo[g,h,i]perylene	-	2.6	-	10.0	4.4	-	-
Indeno[1,2,3-c,d]pyrene	-	2.4	-	2.2	2.0	-	-
tPAHs	143.7	239.0	312.9	178.5	100.5	80.8	134.3

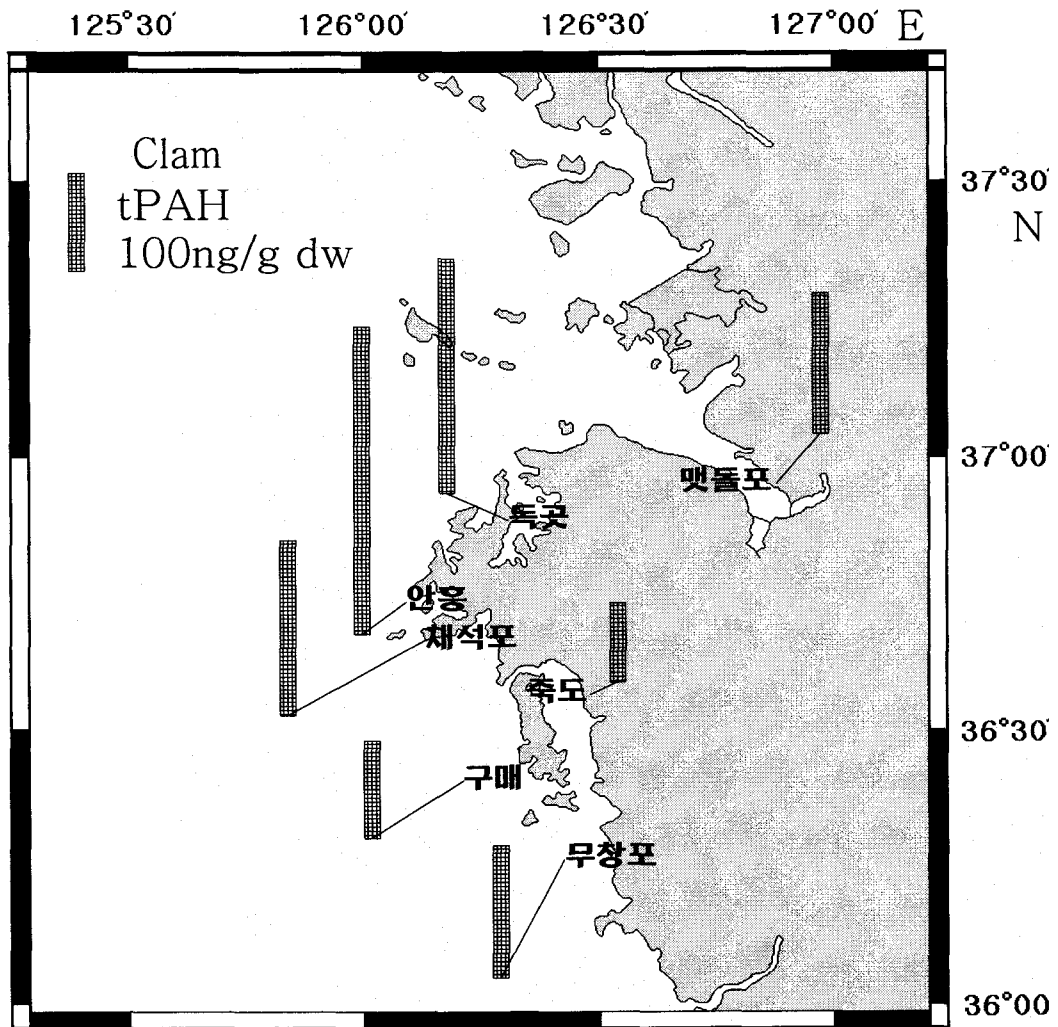


Fig. 2-10. Distribution of tPAHs in clams collected at intertidal flats on the western coast of Korea in 2003.

바지락체내 PAH의 분자량 조성분포는 Fig. 2-11과 같다. MW202는 전체

PAH의 12.8~56.2%를 차지하였고 MW252는 5.7~49.4%로 중요한 부분을 차지하였다.

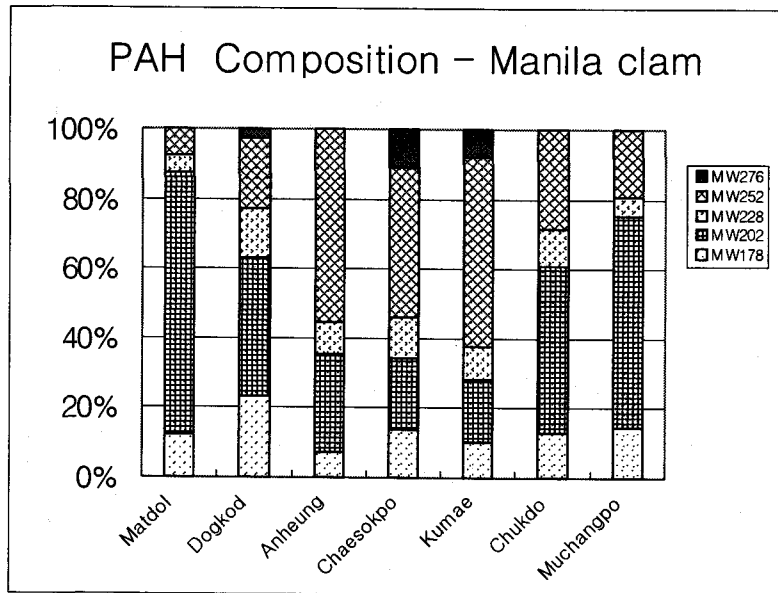


Fig. 2-11. Composition of PAHs according to their molecular weight in clams collected at intertidal flats on the western coast of Korea in 2003.

미국 NS&T사업의 조사에 의하면 미국 연안해역 177개소에서 1986-1988 기간동안 분자량이 낮은 PAHs (LMW)의 패류(굴, 홍합)내 농도는 평균이 364 ppb dw였다(NOAA 1991). 패류중 분자량이 높은 PAH (HMW) 농도는 미국 177개 연안해역의 평균이 648 ppb dw 였고 New York Bight에서 2910ppb dw등 높은 값이 나타났다고 한다(NOAA 1991).

생물체에 의한 오염축적에 의해 환경을 평가하는 것은 매우 유용한 수단이다. 그러나 오염물질이 생물에 축적되는 비율이 지역마다 다르다면 환경평가지표로의 효용성이 적어진다. 따라서 본 연구에서는 지역에 따라 퇴적물중 각 개별성분의 PAH가 얼마나 어떻게 바지락체내에 축적되는 가를 조사하여 바지락체내 오염물질 농도로 연안해역의 환경상태, 계절적 변동 및 향후 오염추세를 평가하는데 필수적인 자료를 제공하여 한다. 생물체는 해수, 퇴적물, 먹이로부터 PAH를 축적할 수 있다. Varanasi *et al.* (1985)은 benzo[a]pyrene 이 어류, amphipod, 새우, 게에 축적된다고 하였는데 생물체조직-퇴적물의 PAH 축적 비율은 amphipods 경우 0.6~1.2, 바지락은 0.1, 어류, 새우는 0.05 정도라고 한다. 일반적으로 PAH의 생물축적은 분자량이 높을수록 크다고 알려져 있는데 어류 갑각류에서의 축적계수 BCF 값은 100~2,000 이라고 한다 (Eisler 1987). PAH 같은 소수성 물질은 입자에 잘 흡착된다 (Neff 1979; Landrum and Robbins, 1990). 소수성물질의 용존-입자성간 분배는 용해도에 따라 좌우되므로 PAH 개별화합물들의 용존성-입자성 분배는 각각 다르다. PAH개별 성분의 용해도는 옥타놀-물 분배계수(Kow)가 증가할수록 감소한다 (Porte and Albaigeus, 1993; Djomo *et al.*, 1996). 이러한 특징 때문에 PAH 중 분자량이 작은 화합물들은 용해되어 있는 경향이 비교적 크고 분자량이 큰 화합물들은 입자에 흡착 경향이 비교적 크다. 결과적으로 오염물질의 흡수는 bioavailability 에 의해 지배되며 생물체는 분자량이 작은 것을 축적하는 경우가 많다 (Landrum & Robbins, 1990; Porte and Albaiges, 1993; Djomo *et al.*, 1996; Baumard *et al.*, 1998).

Baumard *et al.*(1998)에 의하면 프랑스의 Arcachon Bay에서 퇴적물의 PAH 농도가 3000ng/g dw 이하일 때 홍합체내의 PAH 농도가 300~500ng/g dw 정도로 균일하다고 한다. 이는 섭취와 정화과정 사이의 평형으로 baseline level 인 350ng/g dw 정도가 형성된다고 하는데 이는 낮은 PAH 농도에서는 홍합이 섭취하는 것과 같은 비율로 정화를 할 수 있기 때문이라고 한다. 홍합은 낮은 농도의 오염물질에 노출되었을 때에 이를 흡수하는 것과 같은 비율로 이를 정화시킨다. 오염물질의 농도가 높을 때는 체내로의 축적이 주로 일어나기 때문에 퇴적물중의 오염농도가 낮은 범위에서는 축적된 오염물질과 환경내 농도가 상관하지 않을 수 있다. PAH 농도가 아주 높을 시에는 부유입자에 PAH가 흡착되는 것이 포화되어 상호작용이 약해지므로 bioavailability가 증가한다고 한다.

Biota Sediment Accumulation Factor (BSAF)는 평형분배 이론을 생물축적에 적용하여 생물조직 속의 오염물질 잔류량을 생물체의 지방질과 퇴적물의 유기탄소량 사이의 분배로부터 추정하는 것이다. 이를 위해서는 생물체가 접한 오염물질은 퇴적물중에 기록되고 퇴적물과 수층의 열역학적 평형이 이루어지는 것을 전제로 한다. 비극성 유기물질들의 분포는 그들의 용해도에 상관되는데 퇴적물중에서도 유기물질과 연관되어 분포하고 생물체에서는 지방에 분포한다(Bierman, 1990 ; Geyer *et al.*, 1982 ; Mackay, 1982). 한국해양연구원(2003)에 의하면 2002년 갯벌의 퇴적물과 바지락체내 유기오염물질이 동시에 조사된 지역에서 Phenanthrene의 바지락에 대한 BSAF는 0.058~0.379gOC/g lipid의 값을 보였다. Fluoranthene의 BSAF 값은 0.003~0.092gOC/g lipid 였으며 Pyrene의 BSAF 값은 0.020~0.126gOC/g lipid이었다. 한국해양연구원(2002)에 의하면 2001년도에 황해 중남부 조간대에서 채취한 바지락 체내에서 phenanthrene의 BSAF는 0.206gOC/g lipid 이었다. Fluoranthene과 pyrene은 각각 0.159, 0.21gOC/g lipid로 상대적으로 낮은 편이었고 Chrysene은 0.265gOC/g lipid 였다. Benzo[b]fluoranthene, Benzo[k]fluoranthene, Benzo[a]pyrene의 BSAF는 각각 0.238, 0.3, 0.203gOC/g lipid 이었다.

고리수가 많은 PAH는 세립질 퇴적물에서 많으며 강한 조류가 있을 시에는 세립질 퇴적물이 재부유되어 해수중으로 가게 되어 생물체가 잘 흡수할 수 있게 된다. 따라서 부유물질이 많은 해역에서는 홍합체내에 고리수가 많은 PAH가 많이 발견된다. PAH의 생물체내축적은 기원에 따라서도 다르다고 알려졌는데 유류기원의 PAH는 연소기원의 PAH보다 생물에 더 잘 축적된다고 한다(McElroy *et al.* 1989). 연소기원의 PAH가 상대적으로 적은 것은 고온 연소시에 매연, 입자형성 등의 영향으로 입자상태가 많기 때문일 것으로 생각된다고 한다. 자연계의 물에 용존되어 있는 PAH는 농도가 낮으며(Pruell *et al.*, 1987; Murray *et al.*, 1991; Law *et al.*, 1997) 분자량이 적은 것이 많다고 한다(Readman *et al.*, 1984). 탁도가 낮은 곳에서는 여과식자들이 수용성이 비교적 있는 소수성 물질들에 노출된다(Foster *et al.*, 1987). 탁도의 증가도 퇴적물에 흡착된 오염물질의 생물축적에 영향을 준다(Pruell *et al.*, 1987; Foster *et al.*, 1987; Naes *et al.* 1995). 이처럼 환경중의 상태(용존, 부유, 퇴적물)는 생물체내에 축적 분포되어 지는 오염물질 개별성분의 분포에 중요한 역할을 한다. 퇴적물 입자 크기에 따라 다른 개별성분의 축적도 연구되었는데 Pierard *et al.*(1996)는 대부분의 유기염소계 화합물과 무거운 PCB 들이 입자의 가장 작은 부분과 연관되어 있다고 한다. Raoux and Garrigues (1993)는 분자량이 큰 penta- and hexa-aromatic hydrocarbons 이 퇴적물 입자크기가 작아질수록 증가하는 경향이 크다고 하였다. Baumard *et al.*(1999)에 의하면 해수 표층의 탁도가 낮은 깨끗한 물의 홍합은 PAH 중 분자량이 적고 수용성이 높은 것을 축적한다고 한다. 그리고 바닥에 가깝고 탁한 해수에서는 홍합이 PAH 중 분자량이 큰 것을 잘 축적하여 부유입자중의 PAH 성분을 체내에 잘 반영한다고 한다. Pierard *et al.*(1996)에 의하면 크기가 작은 입자에는 상대적으로 큰 분자량의 PAH 개별성분이 많다고 한다. 퇴적물이 재부유될 때 이러한 작은 입자가 저층 퇴적물에 가까운 수층에 떠다닐 것이고 바지락이 이를 취했다면 PAH 중 분자량이 큰 것은 상대적으로 더 높은 축적률을 보일 것이다. 이는 바지락이 홍합과 달리 수층, 퇴적물의 오염물질에 같이 노출되는 패류로써 퇴적물의 PAH 성분에도 많이 영향을 받는다는 것을 뜻한다.

8. 해수중의 중금속 분포

2003년 7월에 진주 담치의 서식지에서 해수중의 중금속 농도를 보면 산 가용성 Hg은 5.05 ng/l 이었으며, 그 외의 용존성 중금속은 Cd $0.031 \text{ } \mu\text{g/l}$, Pb $0.011 \text{ } \mu\text{g/l}$, As $1.28 \text{ } \mu\text{g/l}$, Cu $0.66 \text{ } \mu\text{g/l}$, 그리고 Zn은 $0.13 \text{ } \mu\text{g/l}$ 이었다. 참고로 2002년의 조사에서 나타난 해수중의 산 가용성 수은은 $0.6 \sim 4.0 \text{ ng/l}$ (평균 1.9 ng/l)의 범위로 대천 S3에서 가장 높았으며, 오이도에서도 3.7 ng/l 으로 다른 정점보다 비교적 높은 농도를 나타내었다(한국해양연구원 2003). 2000~2001년의 서해 조간대 해역 해수중의 수은의 분포 범위는 $0.3 \sim 10.1 \text{ ng/l}$ 의 범위였는데 남당과 마량리에서는 5 ng/l 이상이었고, 장포에서는 10.1 ng/l 의 높은 농도였으며, 대부분의 정점에서 3 ng/l 내외의 농도였다(한국해양연구원 2002). 수은은 비중이 크고 대기압하에서 은백색의 액체로 존재하며, 독특한 물리·화학적 특성을 가진 중금속으로 형광등, 온도계, 전지, 페인트, 화장품, 살충제, 용제, 의약품, 보존제나 산업공정에서 촉매로 사용되고 있다(Klein and Goldberg 1970; Goldwater 1971). 자연계에서는 다양한 형태의 무기와 유기 수은으로 존재하지만 해수에서는 무기 수은이 대부분을 차지하고 있다(Beckvar et al. 1996). 해수 중에 수은은 ng/l 수준의 매우 낮은 농도로 존재하는데 직접적인 오염원이 없는 강, 호수, 해양 등의 자연수에는 그 농도가 5 ng/l 이하인 것으로 알려져 있다(Bloom 1995). 생태계에 대한 영향의 측면에서는 수중 환경에서 +2가의 무기수은이 미생물에 의해 변환되어 생성되는 메틸수은이 더욱 중요하게 인식되고 있다(Berman & Bartha 1986; Lee et al. 1998). 메틸수은은 환경중에서 매우 낮은 농도로 존재하지만 독성이 높고, 생물체에 쉽게 농축될 수 있어 생물농축계수가 $10^6 \sim 10^9$ 에 이르는 것으로 보고되고 있다(Julshamn et al. 1982; Bloom. 1992; Mason et al. 1995a; Mason et al. 1995b). 보건상의 피해는 일본의 미나마따만에서 발생한 중독 사고가 대표적이지만 일반적인 환경에서는 우려하지 않아도 될 것이다.

한편 국내의 해역 수질환경기준에서 수은은 사람의 건강보호를 위하여

0.0005 mg/l (500 ng/l)로 정해져 있다. 한편 미국의 경우 무기수은에 대한 급성 독성영향을 고려한 수질기준(acute ambient water quality criteria : acute AWQC)은 담수와 해수에서 각각 2.4 μ g/l 와 2.1 μ g/l 이며, 만성적 영향을 고려한 수질기준(chronic AWQC)은 담수와 해수에서 각각 0.012 μ g/l 와 0.025 μ g/l 으로 본 연구 자료는 이보다 매우 낮다.

참고로 조간대 지역이 아닌 우리 나라 연안 해역 표층수의 수은 농도를 보면 영광해역의 경우 연평균은 14ng/l (한진, 1992), 강릉은 연평균 2.2 ng/l 였으며(한국해양연구소 1994a), 진해만의 칠천수로에서는 0.7~13.2 ng/l 의 범위(한국해양연구소 1994b)였으며, 우리 나라 연안에서 얻어진 제한적인 자료에 의하면 수은은 0.3~17 ng/l 의 범위로 시화 연안에서 높은 농도인 것으로 나타났다.

서해 조간대에서의 용존성 카드뮴 농도는 2000년에 0.015~0.067 μ g/l (평균 0.035 μ g/l), 2001년에 0.017~0.044 μ g/l (평균 0.030 μ g/l), 2002년의 조사에서는 0.019~0.051 μ g/l (평균 0.041 μ g/l)의 범위로 영흥도, 오이도, 선재도에 서는 0.050 μ g/l 이상의 농도를 나타내었으며, 천수만의 토끼섬에서 가장 낮은 농도를 나타낸 바 있다(한국해양연구원 2002; 2003). 본 조사 정점의 농도는 2001년의 평균 농도와 비슷한 수준이다. 우리 나라와 일본의 카드뮴에 대한 해역 수질 기준은 10 μ g/l, USEPA의 용존성 카드뮴에 대한 MCC(Marine Chronic Criteria)는 9.3 μ g/l 이다.

용존성 납의 경우 2000년과 2001년의 서해안 조간대 해역에서 각각 0.014~0.127 μ g/l (평균 0.038 μ g/l), 0.010~0.055 μ g/l (평균 0.023 μ g/l)였으며(한국해양연구원 2002), 2002년에는 0.013~0.064 μ g/l (평균 0.027 μ g/l)의 범위로 지점간 차이가 크게 나타났지만 가장 높은 농도를 나타낸 오이도를 제외하면 대부분 낮은 농도로 차이가 크지 않았다(한국해양연구원 2003). 본 조사 정점의 농도인 0.011 μ g/l 는 앞에 언급한 농도와 비교해도 낮은 수준이다. 참고로 우리 나라 서해안 아산 해역의 용존성 납 농도는 0.011~0.169 μ g/l (평균 0.034 μ g/l)였다(한국해양연구소 1993). 우리 나라와 일본의 납에 대한 해역

수질 기준은 각각 $50 \mu\text{g}/\ell$ 와 $10 \mu\text{g}/\ell$ 이며, USEPA의 용존성 카드뮴에 대한 기준은 $8.1 \mu\text{g}/\ell$ 로 우리 나라의 기준보다 훨씬 낮다.

용존성 비소는 2000~2001년에 서해 조간대 해역에서 각각 $1.16\sim 2.93 \mu\text{g}/\ell$ (평균 $1.74 \mu\text{g}/\ell$), $1.23\sim 2.83 \mu\text{g}/\ell$ (평균 $1.94 \mu\text{g}/\ell$)로 $2 \mu\text{g}/\ell$ 를 초과하는 경우도 있었다(한국해양연구원 2002). 그러나 2002년의 용존성 비소는 $1.15\sim 1.58 \mu\text{g}/\ell$ (평균 $1.45 \mu\text{g}/\ell$)의 범위로 지점간의 차이가 다른 중금속보다 크지 않은 고른 분포를 보였으며, 본 조사 정점의 비소 농도는 2002년의 조사와 비슷하였다. 일반적으로 용존성 비소는 담수보다는 해수에서 높은 것으로 알려져 있다. 광양 해역에서는 $0.98\sim 1.29 \mu\text{g}/\ell$ (평균 $1.14 \mu\text{g}/\ell$), 비교적 오염이 안된 해역인 강릉 연안에서 용존성 비소 농도는 $1.07\sim 1.38 \mu\text{g}/\ell$ (평균 $1.24 \mu\text{g}/\ell$)(윤과 김 2000)로 본 연구 자료는 이보다 약간 높은 수준이다.

서해 조간대에서의 용존성 구리는 2000년에 $0.51\sim 2.57 \mu\text{g}/\ell$ (평균 $1.09 \mu\text{g}/\ell$)의 범위로 오지리와 대천에서 $2 \mu\text{g}/\ell$ 이상을 나타내기도 하였으며, 2001년에는 $0.19\sim 3.04 \mu\text{g}/\ell$ (평균 $0.95 \mu\text{g}/\ell$) 최저 농도를 나타낸 안악과 최고 농도를 나타낸 도리포를 제외하면 $0.8 \mu\text{g}/\ell$ 내외의 고른 농도였다(한국해양연구원 2002). 2002년 조사에서는 $0.62\sim 1.27 \mu\text{g}/\ell$ (평균 $0.82 \mu\text{g}/\ell$)의 범위로 분포하였으며, 오이도의 높은 농도는 아마도 주변 지역의 인위적인 영향을 받고 있기 때문이다(한국해양연구원 2002). 우리 나라 서해 연안 해역의 자료를 보면 아산만에서 $0.23\sim 1.15 \mu\text{g}/\ell$ (평균 $0.61 \mu\text{g}/\ell$)(한국해양연구소 1993), 태안에서 $0.42\sim 0.73 \mu\text{g}/\ell$ (평균 $0.52 \mu\text{g}/\ell$)(한국해양연구소 1995)였다. 구리는 전기, 합금, 선박 도료, 목재 산업 등 다양한 배출원을 가지고 있으며, 용존 형태는 퇴적물과 하천수의 영향을 받는 곳에서 높게 나타나기도 한다.

용존성 아연의 경우 서해안 조간대에서 2000년에는 $0.11\sim 1.45 \mu\text{g}/\ell$ (평균 $0.35 \mu\text{g}/\ell$)로 월호에서 가장 높았으며, 2001년에는 $0.29\sim 1.76 \mu\text{g}/\ell$ (평균 $0.55 \mu\text{g}/\ell$)의 범위로 도리포에서 높게 나타난 바 있다(한국해양연구원 2002). 2002년에는 $0.14\sim 2.64 \mu\text{g}/\ell$ (평균 $0.60 \mu\text{g}/\ell$)의 범위였는데 오이도의 높은 농도를

제외하면 대부분 지점이 $0.3 \mu\text{g}/\ell$ 내외의 낮은 농도였다. 다른 중금속에 비하여 지점간의 차이가 크게 나타나서 지역 환경적 영향이 큰 것으로 판단된다. 참고로 소래 포구와 시화 방조제 주변 해역의 아연 농도는 평균 $1.71 \mu\text{g}/\ell$ 를 나타내었으며, 오염원 주변에서 높은 농도를 나타낸 바 있다(한국수자원공사 2001). 그러나 본 조사 정점은 매우 낮은 농도로 주변에 뚜렷한 오염원이 없는 것으로 보인다.

9. 퇴적물 중의 중금속

연안해역은 산업화, 도시화로 환경의 변화가 많으며, 이에 따라 퇴적물로 오염물질의 유입이 증가하고 있다. 해양의 퇴적물은 물질의 이동에서 매체로도 중요한 역할을 하지만 잠재적인 오염원으로도 작용하고 있다. 연안 환경의 경우 육상 기원 오염물질이 해양으로 유입되는 주요한 경로에 위치하고 있다. 그 역할 중에서 하구역은 해양으로 유입하는 오염물질 제거로 그 중요성이 높으며(Schubel and Kennedy 1984), 조간대 역시 육상과 해양의 경계면에 있으며 오염물질의 제거에 그 역할이 매우 강조되고 있다. 퇴적물은 물질 순환에 있어 물질의 저장고로서 역할이 중요하게 인식되고 있지만 퇴적물에 축적된 오염물질은 저서생태계에 영향을 미칠 뿐 아니라 수층으로 재이동되어 부유생태계에도 영향을 미칠 수 있다.

중금속의 생물 축적 정도를 파악하기 위하여 실시한 서해안의 진주 담치 서식지 퇴적물에 대한 중금속 함량은 수은 8.9 ng/g, 카드뮴 0.08 $\mu\text{g/g}$, 납 22.8 $\mu\text{g/g}$, 비소 4.8 $\mu\text{g/g}$, 구리 10.3 $\mu\text{g/g}$, 그리고 아연 54.4 $\mu\text{g/g}$ 였다. 참고로 서해안 조간대 퇴적물의 수은 함량은 2000년과 2001년의 서해 연안 조간대 조사에서는 각각 1.3~24.1 ng/g(평균 8.9 ng/g), 5.3~15.7 ng/g(평균 8.0 ng/g)였다(한국해양연구원 2002). 2003년에는 7.2~22.5 ng/g(평균 14.1 ng/g)의 범위였는데 토끼섬에서 가장 높았으며, 영흥도에서도 20 ng/g 이상으로 높은 편이다(한국해양연구원 2003). 그러나 본 조사 정점의 수은 함량은 2000년과 2001년의 평균 함량과 비슷한 수준이었다.

카드뮴 함량은 2000년과 2001년에 각각 0.004~0.21 $\mu\text{g/g}$ (평균 0.09 $\mu\text{g/g}$), 0.06~0.16 $\mu\text{g/g}$ (평균 0.10 $\mu\text{g/g}$)을 나타내었으며(한국해양연구원 2002), 2002년에는 0.03~0.09 $\mu\text{g/g}$ (평균 0.06 $\mu\text{g/g}$) 범위였다(한국해양연구원 2003). 진주 담치 서식 정점에서 채취한 퇴적물의 카드뮴 함량은 2003년의 평균 함량보다는 높지만 2002년의 평균 함량과 비슷하였다.

과거의 서해 연안 퇴적물의 중금속을 보면 2000년에 서해 중부 조간대에서 납은 11.9~41.6 $\mu\text{g/g}$ (평균 23.0 $\mu\text{g/g}$), 비소는 1.5~12.3 $\mu\text{g/g}$ (평균 5.2 $\mu\text{g/g}$), 구리는 3.3~29.8 $\mu\text{g/g}$ (평균 13.9 $\mu\text{g/g}$), 그리고 아연은 8.6~95.2 $\mu\text{g/g}$ (평균 46.9 $\mu\text{g/g}$)의 범위였으며, 2001년 서해 중남부 조간대에서 납은 18.6~26.3 $\mu\text{g/g}$ (평균 22.6 $\mu\text{g/g}$), 비소는 4.2~7.6 $\mu\text{g/g}$ (평균 5.8 $\mu\text{g/g}$), 구리는 6.4~16.5 $\mu\text{g/g}$ (평균 9.3 $\mu\text{g/g}$), 그리고 아연은 34.8~86.9 $\mu\text{g/g}$ (평균 59.0 $\mu\text{g/g}$)의 범위였다(한국해양연구원 2002). 2002년 서해 중부 조간대에서 납은 20.89~28.5 $\mu\text{g/g}$ (평균 23.7 $\mu\text{g/g}$), 비소는 4.2~7.0 $\mu\text{g/g}$ (평균 6.1 $\mu\text{g/g}$), 구리는 8.1~17.1 $\mu\text{g/g}$ (평균 11.9 $\mu\text{g/g}$), 그리고 아연은 37.3~77.2 $\mu\text{g/g}$ (평균 53.3 $\mu\text{g/g}$)의 범위를 보인 바 있다. 한편 납과 비소는 전체적으로 지점간의 차이가 다른 중금속에 비해 크지 않았다.

2003년에 바지락 채취지점 퇴적물에 대하여 Al과 각 중금속간의 상관성(R)에 의하면 Cd이 0.530으로 가장 낮았으나 조사된 모든 원소가 대체로 양호한 상관성을 나타내었다. 즉 Al 함량이 높아질수록 중금속 함량이 증가하는 경향으로 세립퇴적물에서 중금속이 높다고 볼 수 있는데 이것은 입도의 증가에 따른 넓은 표면적과 그에 따른 흡착 및 이온교환량의 증가 때문이다(조 등 1994; Horowitz 1991). 2001년에는 퇴적물중의 Al이 다른 중금속과 함께 분석되었는데, Al과 각 중금속과의 상관성(R)을 구한 결과 납과 비소의 경우 각각 0.316, 0.270으로 나타났으며, 그 외에는 0.507(Hg)~0.892(Zn)로 비교적 높았다. 그러나 2000년의 조사에서 입도와 각 중금속간의 상관성을 미약한 것으로 나타났다(한국해양연구원 2002). 조 등(2001)의 서해 중부 새만금 연안 퇴적물에 대한 연구와 Kim et al.(2000)의 황해 퇴적물에 대한 연구에서 납은 다른 중금속과 기원이 다른 것으로 나타났으며, 광물격자 부분이 총량에 미치는 영향이 큰데 그 기원은 사질 퇴적물에 포함된 장석 및 운모에 의한 것이라고 추정하였다.

본 조사 정점의 Al 함량 6.61%였는데 Metal(수은 ng/g, 기타 $\mu\text{g/g}$)/Al(%)의 비를 구한 결과 수은 1.35, 카드뮴 0.012, 납 3.45, 비소 0.73, 구리 1.56, 그리고

아연 8.22로 하여 2002년의 금속 자료로 구한 비와 비슷하거나 약간 낮게 나타났다.

한편 연안환경의 퇴적물은 그 지역 수계의 자연 또는 인위적인 요인을 반영한 생지화학적 과정을 거치기 때문에 중금속 오염 파악에 활용되지만 본 연구와 같은 총량 분석에 의하여 퇴적물의 정확한 오염 수준과 거동을 파악하는데는 한계가 있을 수 있다. 중금속은 입자의 표면 흡착, 유기물질과 결합, 황화물을 형성할 수 있으며, matrix-bound, 공극수로의 용해, 철 망간 산화물과 반응하는 등 다양한 과정을 거치게 된다. 이러한 물질들은 bioavailability에 영향을 주게 되는데 퇴적물내의 중금속 총량 농도로는 생물영향 예측이 어려우며, DiToro(1988)는 공극수중의 중금속이 생물의 축적에 영향을 많이 미친다고 하였다. 본 연구에서는 퇴적물중의 중금속이 생물에 미치는 영향을 세부적으로 접근하지 못하였으나 아래와 같이 외국에서 제시된 자료에 근거하여 간접적으로 비교하였다.

저서생물에게 영향을 줄 수 있는 퇴적물 중 수은의 ER-L값은 $0.15 \mu\text{g/g}$ 로 본 조사 뿐 아니라 2000~2002년간의 조사 자료는 이보다 훨씬 낮았다. 미국의 1984-1989년 조사에서 카드뮴은 미국전체의 연안해역 평균이 $0.398 \mu\text{g/g}$ 으로 이는 자연상태의 농도와 비슷하였다. 납의 경우 NOAA의 ER-L은 $46.7 \mu\text{g/g}$ 으로 2000~2003년의 대부분 정점이 기준 이하였다. 구리의 경우 Malueg et al.(1984)가 Keweenaw Waterway에서 조사한 바에 의하면 독성이 항상 일어나는 최소 농도 (AET와 같음)는 $480 \mu\text{g/g}$ 이라 하였으며, 1988년 Puget Sound AET 조사에서는 굴 유생(*C. gigas*)이 영향을 받는 농도가 $390 \mu\text{g/g}$ 이었고, 저서생물 조성변화를 일으키는 농도가 $530 \mu\text{g/g}$ 이었다. NOAA가 제시한 구리의 ER-L과 ER-M은 각각 $34 \mu\text{g/g}$, $270 \mu\text{g/g}$ 이지만, 최대 $8000 \mu\text{g/g}$ 에서 영향을 받는다고 주장하는 경우도 있는데(Allen 1993) 2000~2002년 사이에 이루어진 조사에서의 퇴적물은 모두 ER-L 이하의 값이었다. 비소의 경우 ER-L과 ER-M은 각각 $8.2 \mu\text{g/g}$, $70 \mu\text{g/g}$ 이며, 아연은 각각 $150 \mu\text{g/g}$, $410 \mu\text{g/g}$ 인데 200

0~2002년 사이의 자료 모두 위에서 제시된 ER-L값보다 낮았다.

김(2001)은 우리 나라 연안의 퇴적물 약 800여 개에 대한 중금속 분석에서 잔차의 1.96 SD를 벗어나는 경우를 오염 퇴적물로 분류하였다. 총 중금속 함량으로 납은 $50 \mu\text{g/g}$, 구리 $105 \mu\text{g/g}$, 그리고 아연 $240 \mu\text{g/g}$ 이었으며, 208개의 서해 연안의 퇴적물에 대하여 구한 평균값과 1SD는 납 $31.6 \pm 32.7 \mu\text{g/g}$, 구리 $27.5 \pm 36.1 \mu\text{g/g}$, 아연 $100 \pm 74.4 \mu\text{g/g}$ 으로 다른 해역의 평균 및 표준편차와 뚜렷한 차이가 없는 것으로 보고하였었다.

제 3 절 오염물질의 생물축적 및 환경평가

생물체중 오염물질에 대한 모니터링이 중요한 이유는 수층이 오염물질의 역사를 기록하지 못하는 반면 생물체는 오염물질을 축적하여 그 농도 및 구성성분의 분포에 따라 해당지역의 오염역사를 평가할 수 있게 하기 때문이다. 퇴적물중의 오염물질 농도가 낮아 모니터링이 어려울 때 생물체중에 축적된 오염물질 농도는 오염현황과 추세변화를 파악할 수 있는 중요한 환경평가 수단이 된다. 그리고 오염물질들이 분포할 때 어떤 물질이 얼마만큼 생물에 축적되는가의 bioavailability 는 오염물질들이 실제 생물에 줄 수 있는 영향을 파악하는데 중요한 자료이다. 퇴적물중 많은 양이 분포하는 오염물질이라도 생물에 축적되지 않고 생물영향을 주지 않는 것이 있는 반면 미량으로 존재하는 오염물질이라도 생물에 중요한 영향을 줄 수 있기 때문이다.

프랑스의 Reseau National d'Observation (RNO)은 연안역과 에스취리에서 오염물질의 시간 공간적 추세를 모니터링하기 위해 굴, 홍합, 기타 패류를 대상생물로 사용한다. 북대서양 지역의 OSPAR (Oslo Paris Commission), 발틱해의 HELCOM (Helsinki Commission)도 생물체에 축적된 오염물질의 양을 환경추세변화 파악의 중요한 수단으로 사용한다. 미국 NOAA에서는 1984년부터 National Status and Trends Program을 통해 굴, 홍합체내에 잔류하는 오염물질의 농도를 광범위하게 조사하였다(Claisse *et al.* 1992; O'Connor, 1996).

오염물질의 생물축적과 bioavailability 연구를 위해 지금까지 여러 모델이 제시되었다. 단순한 생물축적은 Bioaccumulation Factor (BAF=생물체중 오염물질 농도/퇴적물중 오염물질 농도)로 계산되어진다. 평형분배 이론을 생물축적에 적용할 경우 생물조직 속의 오염물질 잔류량을 생물체의 지방질과 퇴적물의 유기탄소량 사이의 분배로부터 추정할 수 있게 된다. 이는 Biota Sediment Accumulation Factor (BSAF; Di Toro *et al.*, 1991)로 불리며 생물체가 접한

오염물질은 퇴적물중에 기록되고 퇴적물과 수층의 열역학적 평형이 이루어지는 것을 전제로 하는데 실제로 자연환경에서 이루어지기는 어려운 것이다.

본 연구에서는 주로 바지락(*Ruditapes philippinarum*)을 이용하여 중금속, PCB, 유기염소계 잔류농약 및 PAH의 생물축적에 대해 조사하였다. 바지락을 조사 대상생물로 선택한 이유는 홍합의 채취가 어려워 한국과 중국의 황해 전체 연안해역에 걸친 모니터링 및 환경평가 수단으로서의 적용이 어렵기 때문이다. 바지락은 서해안 어디에서나 쉽게 발견되며 갯벌에 서식하여 채취가 용이한 점 등 환경평가를 위한 생물체 중의 오염물질 농도 측정을 위해 매우 유리하다고 본다. 중국측 연구소와도 같은 연구를 하기로 하여 바지락 체내에서의 중금속 및 유기오염물질 축적연구는 앞으로도 계속될 것이다.

바지락은 우리 나라의 전 해안에 분포하고 있으나 서해안에 특히 많다. 분포는 간석지의 지반이 비교적 높은 곳에서부터 수심이 약 5m되는 곳까지 살고 있다. 바지락속에는 바지락과 가는줄바지락(*Tapes variegata*)이 있는데 바지락은 가는줄바지락에 비해 다소 대형인 편이고, 껍데기 바깥쪽이나 안쪽의 색채도 약간 다르다. 바지락의 발생은 수온 22℃인 경우 수정한 다음 5시간만에 섬모가 생겨 회전 운동을 시작하고 22시간 되면 패각이 완성된 D상 자패로 된다. 저서생활로 들어가면 가느다란 족사로써 모래나 다른 고형물에 부착한다. 해수의 유동이 심한 곳일수록 대형 개체가 되더라도 족사로써 부착 생활을 하나 해수의 유동이 적은 곳이면 각장 9mm 정도의 크기일 때부터 그 기능이 없어진다.

본 연구에서는 그 외에도 보조적인 생물축적지표를 위해 홍합, 굴, 기타 패류 및 불가사리에 대한 연구를 수행하였다.

1. 홍합 크기에 따른 유기오염물질 축적 변화

홍합의 개체크기에 따른 오염물질 축적 변화를 조사하는 것은 생물 모니터링시 어느 크기의 개체를 선택할 것인가에 대한 정보를 준다. 2003년 7월 천수만의 구매항에서 채취한 홍합을 각장별로 20-30mm, 30-40mm, 40-50mm, 50-60mm, 60-70mm, 70-80mm 등 6개 그룹으로 나누어 오염물질의 축적을 조사하였다. 홍합체내의 PCB 축적은 전반적으로 50-60mm 개체에서 약간 높은 편이었으나 개체 크기에 따른 생물축적량의 일정한 변화양상이 없었다(Fig. 3-1). PCB-52는 50-60mm 개체에서 13.60ng/g/lipid 였으며 70-80mm 개체에서 12.24ng/g lipid로 나타났다. PCB-87은 개체 크기에 따라 축적된 농도차이가 비교적 크게 나타났는데 50-60mm, 60-70mm 개체에서 각각 22.75, 20.40ng/g lipid 였고 20-30, 70-80mm 개체에서는 10ng/g lipid 이하였다. PCB-138은 50-60mm 개체에서 44.49ng/g lipid 로 가장 높았으나 20-30mm 개체에서도 42.29ng/g lipid 가 나타났다. β -HCH의 홍합크기별 체내 축적경향은 PCB와 다소 차이가 있어 20-30mm 개체에서 가장 높아 35.58ng/g lipid 로 40-50, 50-60mm 개체에서 보다 높았다(Fig. 3-2). γ -HCH는 20-30mm 개체에서 61.49ng/g lipid 로 다른 크기의 개체보다 5배 이상 높은 값을 나타냈다. p,p'-DDE는 50-60mm 개체에서 174.92ng/g lipid로 가장 높았고 Hexachlorobenzene은 20-30mm 개체에서 다소 높은 13.69ng/g lipid로 나타났다(Fig. 3-3).

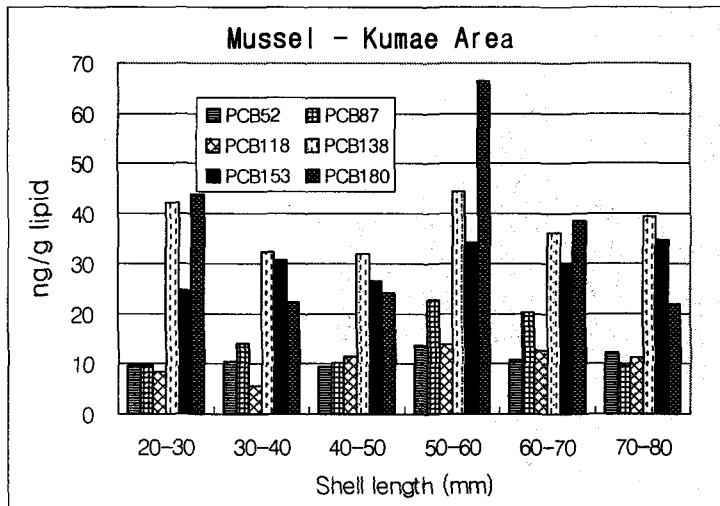


Fig. 3-1. PCB accumulation in the tissue of mussel with a different shell length. (Mussel collected at Kumae in July 2003)

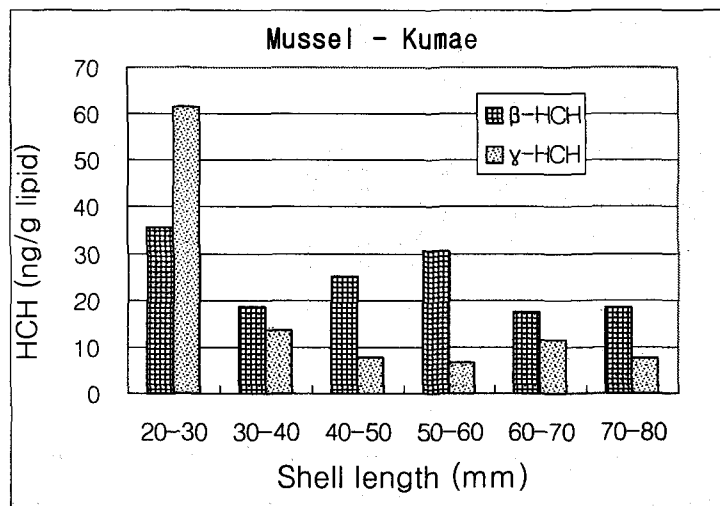


Fig. 3-2. HCH accumulation in the tissue of mussel with a different shell length. (Mussel taken at Kumae in July 2003)

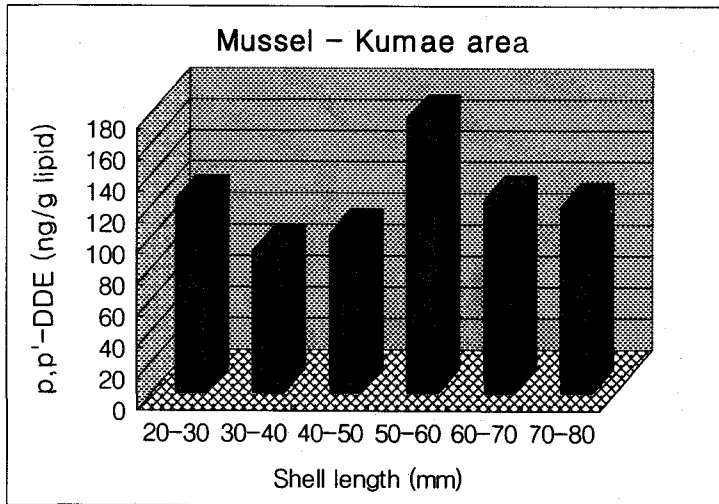


Fig. 3-3. p,p'-DDE accumulation in the tissue of mussel with a different shell length. (Mussel collected at Kumae in July 2003)

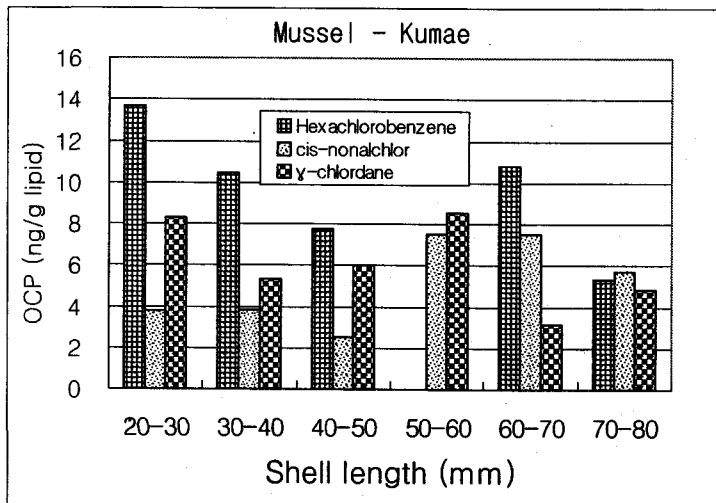


Fig. 3-4. Accumulation of organochlorine pesticides in the tissue of mussel with a different shell length. (Mussel taken at Kumae in July 2003)

한국해양연구원 (2003)에 의하면 천수만의 2002년 5월 시료에서 홍합에서는 PCB-138, PCB-153이 많이 축적되었는데 특히 40-50mm 개체에서 축적이 많았다. PCB-44, PCB-52는 상대적으로 적어 바지락과 대조적이었다. 유기염소계 농약은 40-50mm 개체에서 축적이 많았으나 PCB 처럼 크기에 따라 심한 차이를 보이지 않았다. 홍합에서는 β -HCH가 높게 축적되는 특징이 있었고 p,p'-DDE는 30-40mm 개체에서 가장 높았다(한국해양연구원, 2003).

2. 바지락 크기에 따른 유기오염물질 축적 변화

천수만의 구매항에서 채취한 바지락은 각장별로 25-30mm, 30-35mm, 35-40mm 로 나누어 오염물질의 축적을 조사하였다. PCB-138은 작은 바지락 개체에서 약간 높게 나타나는 경향을 보였으나 다른 PCB 동위체에서는 크기에 따른 체내 축적량 변화가 뚜렷하지 않았다(Fig. 3-5). β -HCH와 Heptachlor는 홍합의 경우와 같이 작은 바지락 개체에서 다소 높게 나타나는 경향을 보였다(Fig. 3-6).

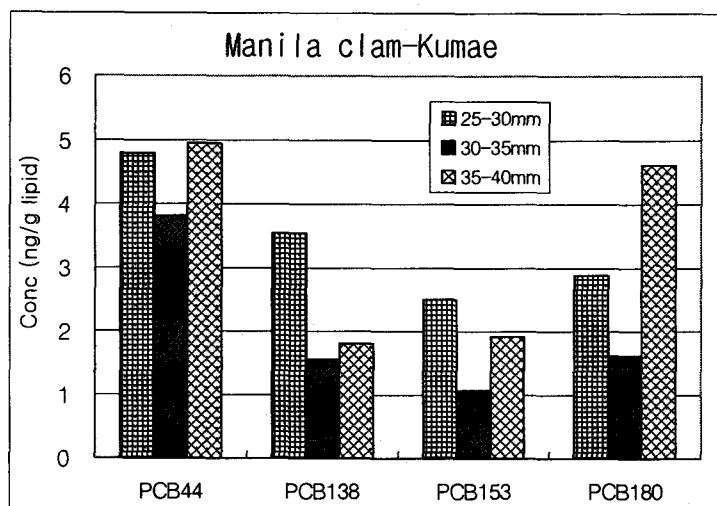


Fig. 3-5. Accumulation PCBs in the tissue of Manila clam with a different shell length.
(Manila clam collected at Kumae in July 2003)

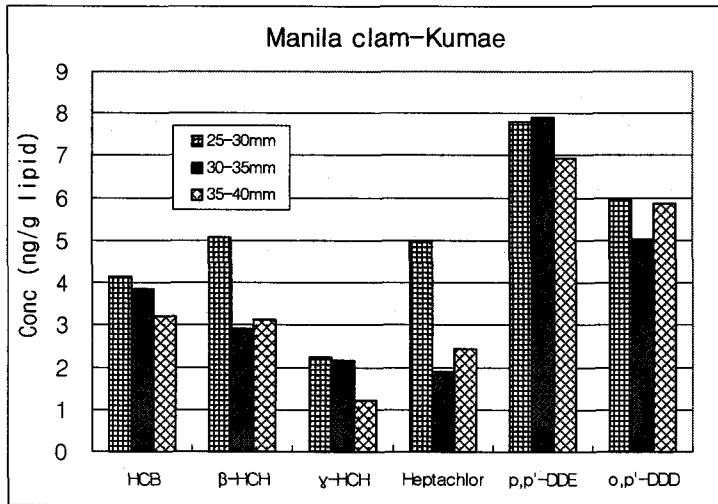


Fig. 3-6. Accumulation of organochlorine pesticides in the tissue of Manila clam with a different shell length. (Manila clam taken at Kumae in July 2003)

죽도에서 채취한 바지락은 각장별로 30-35mm, 35-40mm, 40-45mm로 나누어 오염물질의 축적을 조사하였다. Fig. 3-7에서 볼 수 있는바와 같이 β -HCH는 30-35mm 개체에서 약간 높은 경향을 보였다. 그러나 PCB-87, PCB-153, PCB-180 등 PCB 동위체들은 개체 크기에 따른 축적량 변화가 크지 않았다.

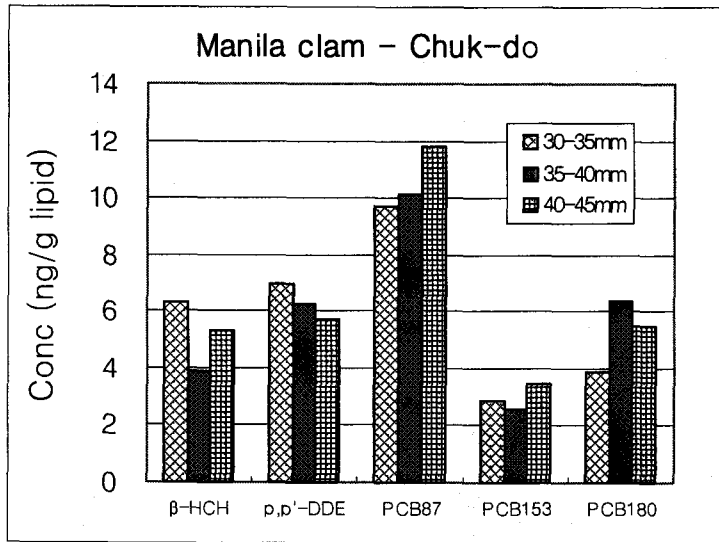


Fig. 3-7. Accumulation of organochlorine pesticides in the tissue of Manila clam with a different shell length.
(Manila clam collected at Chuk-do in July 2003)

한국해양연구원 (2003)에 의하면 천수만의 2002년 5월 시료에서 유기염소계 화합물의 경우 PCB-44는 30mm이하의 바지락 개체에서 상대적으로 높게 나타났다. PCB-153과 PCB-138의 비율은 아주 낮아 30mm 이하개체에서 1.28이었고 35-40mm의 바지락 개체에서 1.63이었다. 바지락체내에는 염소수가 적은 PCB도 많이 축적되어 굴, 진주담치의 경우와는 오염축적 패턴이 다른 것으로 보인다. 생물체내에는 PCB-153이 많이 축적되고 염소수가 작은 것이 대사작용에 의해 밖으로 빠져나간다고 알려져 있다. 바지락의 경우 작은 개체에서 축적률이 높은 것은 대사작용의 정도가 다르기 때문이라 볼 수 있다. 한국해양연구원 (2003)에 의하면 2002년 6월 대천항에서 채취한 바지락은 30-35mm, 35-40mm, 40-45mm 개체등 3개의 그룹으로 나누어 오염축적을 조사하였는데 중간크기에서 PCB138, PCB153의 농도가 상대적으로 높았다.

구마항에서 채취한 바지락을 각장별로 25-30mm, 30-35mm, 35-40mm 로 나누어 PAH의 축적을 조사한 결과는 Fig. 3-8에 정리하였다. MW178, MW228은 각장에 따른 변화가 크지 않았으며 MW202는 35-40mm 개체에서 높았고 MW252는 30-35mm 개체에서 비교적 높았다.

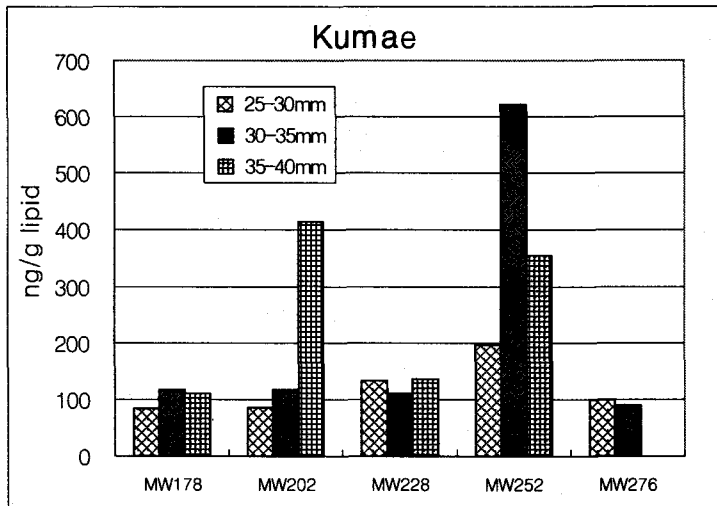


Fig. 3-8. Accumulation of PAHs in the tissue of Manila clam with a different shell length. (Manila clam taken at Kumae in July 2003)

3. 생물에 따른 유기오염물질 축적 변화

전년에 이어 바지락과 다른 생물과의 유기오염물질 축적량을 비교하여 환경평가시 어떤 생물을 어떤 조건에서 채취할 것인가를 조사하였다. 먼저 지락과 자연산 굴을 비교하였는데 자연산굴은 바닥에 서식하며 바위에 부착하는 경우가 많아 바지락처럼 퇴적물과 직접 접촉하는 경우는 적다.

대호방조제에서 채취한 바지락의과 굴의 경우 비교 그림을 Fig. 3-9에 표시하였다. Hexachlorobenzene은 바지락에서 6.28ng/g lipid, 굴에서 4.15ng/g lipid

로 바지락체내에서 약간 많았다. 그러나 p,p'-DDE는 바지락에서 8.29ng/g lipid였으나 굴에서는 28.24ng/g lipid로 굴에서 더 높은 값을 나타냈다. PCB-138은 바지락에서 6.39ng/g lipid 굴에서 12.84ng/g lipid 였으며 PCB-153은 각각 5.48, 12.08ng/g lipid 였고 PCB-180은 각각 4.72, 11.81ng/g lipid로 자연산 굴이 바지락보다 2배정도 더 PCB 동위체를 축적하는 것으로 나타났다.

가로림만의 독곳에서 채취한 바지락과 자연산 굴의 경우 비교 그림을 Fig. 3-10에 표시하였다. Hexachlorobenzene은 바지락에서 16.19ng/g lipid, 굴에서 5.20ng/g lipid로 바지락이 약간 더 축적하는 경향을 보였다. β -HCH는 바지락에서 23.63ng/g lipid, 굴에서 19.88ng/g lipid로 큰 차이가 없었다. p,p'-DDE는 바지락에서 22.86ng/g lipid였으나 굴에서는 70.77ng/g lipid로 3배 정도 높은 값을 나타냈다. PCB-52의 축적은 바지락과 굴에서 각각 3.96, 3.69ng/g lipid로 차이가 없었으나 PCB-138은 바지락에서 10.17ng/g lipid, 굴에서 19.92ng/g lipid 였으며 PCB-153은 각각 8.49, 27.72ng/g lipid 였고 PCB-180은 각각 8.51, 23.89ng/g lipid로 굴이 바지락보다 더 잘 축적하는 것으로 나타났다.

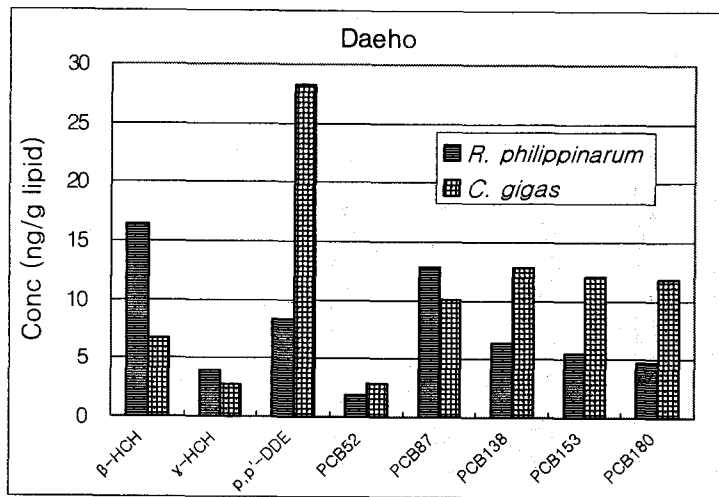


Fig. 3-9. Accumulation of PCBs and organochlorine pesticides in the tissues of Manila clam and oyster collected at Daeho area.

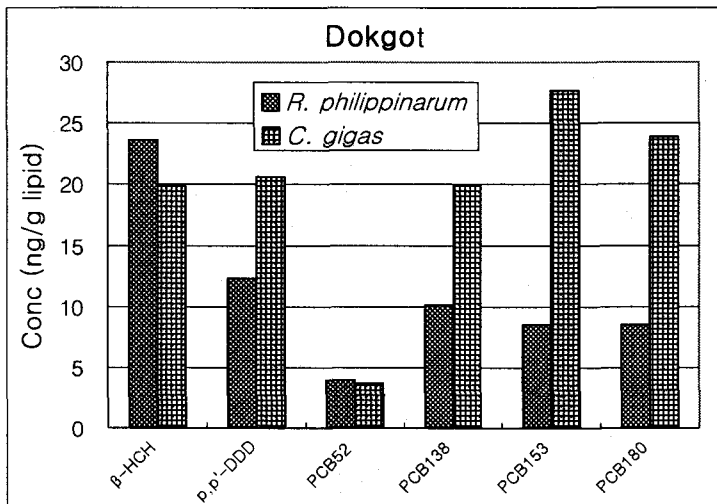


Fig. 3-10. Accumulation of PCBs and organochlorine pesticides in the tissues of Manila clam and oyster collected at Dokgot area.

간월도에서 채취한 바지락, 맛, 가무락의 경우 Fig. 3-11에 PCB 축적차이를 비교하였다. 전반적으로 맛에서 바지락, 가무락경우 보다 높은 PCB 동위체의 축적률을 나타냈다.

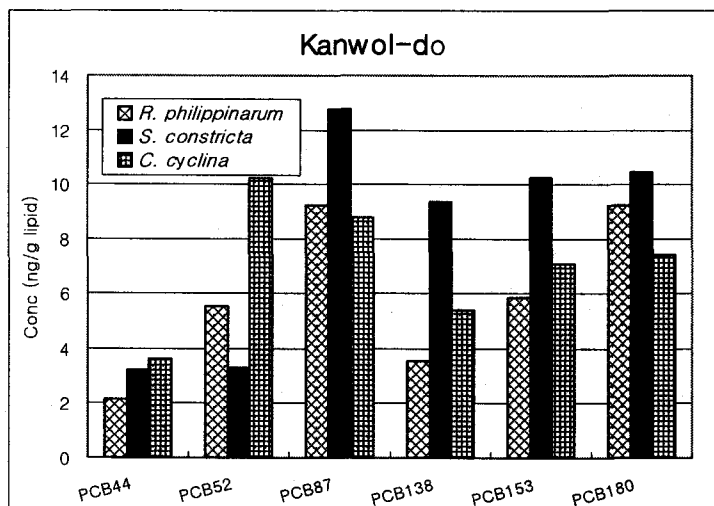


Fig. 3-11. Accumulation of PCBs and organochlorine pesticides in diverse bivalves collected at Kanwol-do. .

죽도에서 채취한 별불가사리 (*Asterina pectinifera*)의 경우 PCB153, p,p'-DDT 등 log Kow 값이 큰 오염물질들도 잘 축적되는 것으로 나타났다 (Fig. 3-12).

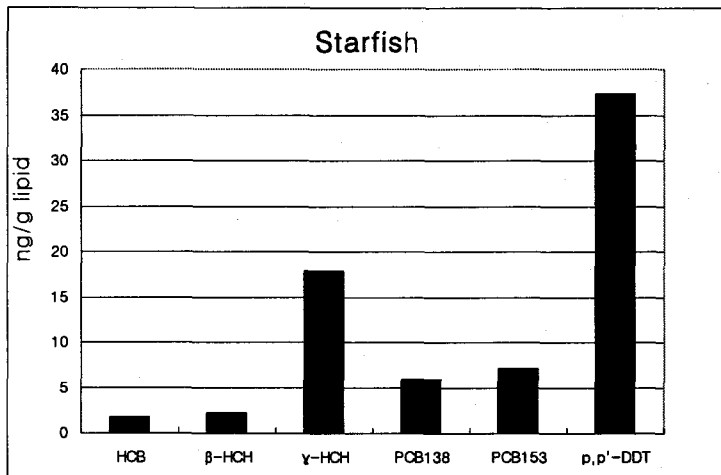


Fig. 3-12. Accumulation of PCBs and organochlorine pesticides in the tissues of starfish (*Asterina pectinifera*) collected at Chuk-do.

한국해양연구원 (2003)에 의하면 2002년 7월 창리에서 바지락, 굴, 홍합, 별불가사리, 아무르불가사리를 채취하여 같은 지역에 서식하는 여러 종류의 생물이 유기오염물질을 어떻게 축적하는가를 비교하였는데 바지락은 PCB-44, PCB-52를 다른 생물보다 높게 축적하였다. PCB-153은 아무르불가사리에서 0.72ng/g lipid로 상대적으로 높게 축적되었다. 바지락은 염소수가 낮은 PCB도 잘 축적하며 아무르불가사리의 경우 염소수가 많은 PCB를 잘 축적하는 것으로 보인다. 창리에서 채취한 생물시료중 β-HCH는 바지락에서 1.10ng/g lipid로 다른 생물보다 높게 축적되었다. p,p'-DDE는 별불가사리에서 높게 축적되어 3.16ng/g lipid이었다. 굴, 홍합에서도 체내 p,p'-DDE 농도가 각각 1.12, 1.00ng/g lipid로 바지락 보다 높게 축적되었다.

바지락은 β -HCH처럼 log Kow가 낮은 것을 상대적으로 잘 축적하였고 불가사리는 p,p'-DDE처럼 log Kow가 HCH보다 높은 것을 잘 축적하였다. PCB의 경우에도 바지락이 상대적으로 log Kow가 낮은 것을 상당량 축적하여 생물체에 따른 축적특성으로 보아야 한다. 이러한 차이는 바지락이 해수와 퇴적물에 동시에 노출되기 때문인 것으로 보인다. 가는 입자에 잘 부착하는 유기염소계 화합물은 홍합, 굴 등 수층에 서식하는 생물에 풍부할 것이다. Thompson *et al*(1999)에 의하면 Arcachon Bay의 경우 퇴적물에 서식하는 패류에서는 PCB-138, PCB-153, PCB-118 등이 주로 나타나며 굴, 진주담치에서는 PCB-153이 중요하고 PCB-138이 그 다음으로 많이 나타나며 PCB-118은 중요성이 적다고 한다.

오염물질의 흡수는 bioavailability에 의해 지배되며 일반적으로 생물체는 분자량이 작은 것을 축적하는 경우가 많다고 알려져 있다(Landrum and Robbins, 1990; Porte and Albaiges, 1993). Baumard *et al*(1999)에 의하면 탁도가 높은 해역에서 입자중의 PAHs에 노출된 홍합그룹에서는 BAF와 log Kow는 상관성이 없고 분자량이 큰 것이 작은 것보다 약간 더 잘 축적되는 경향도 보였다고 한다.

4. 진주 담치 중의 중금속 함량

해역에 대한 오염도 측정에 있어 해수나 퇴적물을 이용한 방법 외에도 오염물질을 체내에 높은 수준으로 축적하는 생물을 이용하고 있으며, 이에 이용되는 생물을 지표생물이라고 한다. 패류 등의 해양생물들은 활동범위가 제한적인 고착성 생물로 장기간 생존이 가능하며, 중금속, 유기화합물과 같은 지속성 오염물질을 체내에 축적하기 때문에 Bioindicator로 이용되고 있으며, 국가간 또는 한 지역의 장기간의 환경 변화를 파악하기 위하여 널리 분포하고 있는 담치류 등의 이매패류(bivalves), 굴 또는 대합과 같은 종을 이용하여 오염도 측정을 하고 있으며, 이와 같은 오염감시를 "Mussel Watch"라 한다(Goldberg et al. 1983).

오염물질의 생물 축적량과 그 변화를 파악하기 위하여 죽도에 서식하는 진주 담치를 채취하였으며, 이들은 크기에 따라 6개의 군으로 분류하였다. 즉 각고(Shell Height)를 기준으로 하여 20~30 mm, 30~40 mm, 40~50 mm, 50~60 mm, 60~70 mm, 70~80 mm로 분류하였으며, 각 그룹의 수분 함량은 78.7~81.5%의 범위였다. 그 외에 진주 담치의 외형에 대한 통계 자료는 Table 3-1에 나타낸 바와 같다.

조사 대상 개체 전체에 대한 외형 자료의 상관관계(R)를 보면 각고-각장은 0.954, 각고-각폭은 0.957, 각장-각폭은 0.946로 직선적으로 높은 상관성을 나타내었다. 각고-Shell Wt.는 0.976, 각고-Meat Wt.는 0.957로 누승 형태의 높은 상관성을 보였다.

Table 3-1. Biological data of mussels collected at Chukdo(Mean±1SD).

Group	Shell Length (mm)	Shell Height (mm)	Shell Breath (mm)	Shell Wt. (g)	Meat Wt. (g)	N
20~30 mm	15.1 ± 1.5	26.9 ± 2.8	7.9 ± 0.7	2.67 ± 0.38	1.09 ± 0.27	20
30~40 mm	20.6 ± 2.2	36.3 ± 2.1	12.1 ± 1.2	5.33 ± 1.06	2.55 ± 0.83	20
40~50 mm	25.5 ± 2.1	47.0 ± 2.2	15.5 ± 1.9	9.05 ± 1.55	4.45 ± 0.99	20
50~60 mm	28.6 ± 1.7	56.1 ± 2.5	19.0 ± 1.7	13.16 ± 2.26	6.29 ± 1.38	20
60~70 mm	30.9 ± 2.2	63.7 ± 2.3	21.2 ± 2.0	16.62 ± 2.41	8.25 ± 1.29	20
70~80 mm	35.5 ± 0.7	76.0 ± 1.4	25.0 ± 0.0	25.13 ± 1.56	12.00 ± 0.61	2

Table 3-2. Contents of trace elements in mussels collected at Chukdo in 2002.

Group	20~30 mm	30~40 mm	40~50 mm	50~60 mm	60~70 mm	70~80 mm
Hg (ng/g)	14.4	15.1	15.8	15.3	20.0	15.2
Cd (μg/g)	1.84	2.01	1.72	2.02	2.23	1.92
Pb (μg/g)	0.34	0.32	0.34	0.38	0.47	0.43
As (μg/g)	8.48	8.63	8.95	9.06	9.85	9.37
Cu (μg/g)	4.78	4.27	4.55	4.43	5.06	3.81
Zn (μg/g)	58.0	63.8	60.8	63.4	67.9	47.0

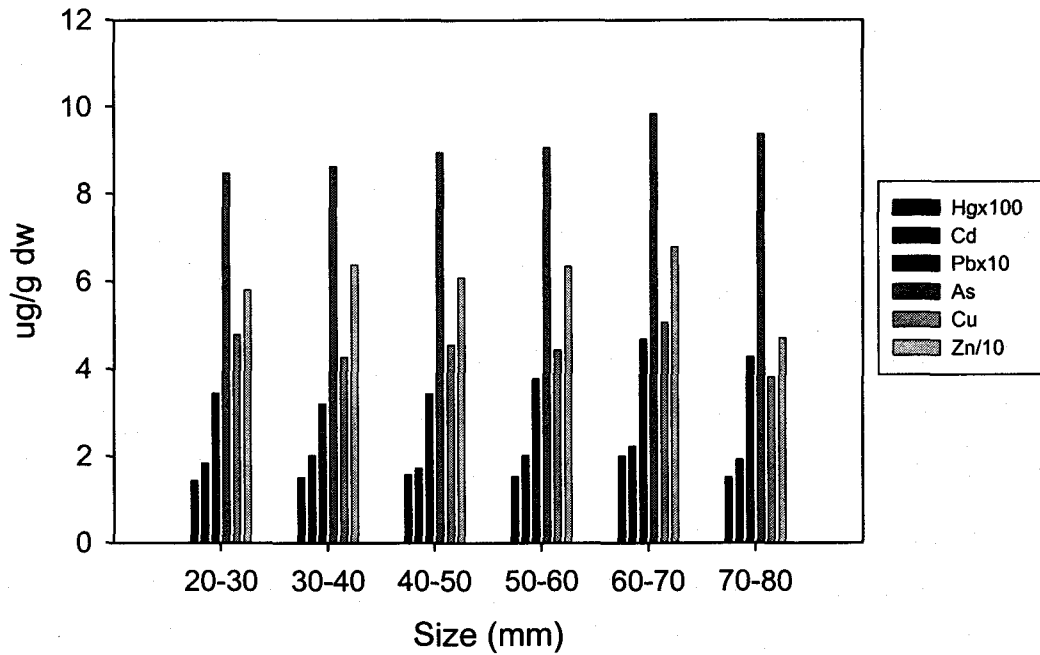


Fig. 3-13. Heavy metal accumulation vs. length of mussels collected at Chukdo.

진주 담치의 크기별 그룹에 대한 원소별 함량은 Table 3-2과 Fig. 3-13에 나타내었다. 수은은 20~30 mm 그룹에서 가장 낮은 함량을 나타내었으며, 60~70 mm에서 가장 높은 20.0 ng/g을 나타내었는데 그 이외의 그룹에서는 20~30 mm 그룹보다 약간 높은 15.5 ng/g 내외의 균일한 함량을 보였다. 카드뮴은 40~50 mm 개체에서 1.72 $\mu\text{g/g}$ 으로 가장 낮았는데 수은과 마찬가지로 60~70 mm 그룹에서 가장 높았다. 그 외의 중금속도 60~70mm 그룹에서 가장 높은 함량을 나타내었으며, 최저 함량을 나타낸 그룹은 납 30~40 mm, 비소 20~30 mm였으며, 구리와 납은 70~80 mm였다. 70~80 mm에서 감소하는 경우가 있는 등 다소 불규칙적이지만 구리를 제외하면 개체 크기의 증가에 따라 중금속 함량은 상승하는 경향이였다.

구성된 자료의 수에 적지만 각 그룹에 대한 중금속의 상관관계에 의하면 구리와 아연에 대해서는 카드뮴, 납, 비소는 0.6 이하의 낮은 상관관계수(R)를 나타내었지만 그 외에는 0.7이상을 나타내는 경우가 많았으며, 특히 납-비소는 0.946의 높은 상관계수를 나타내었다. 참고로 2002년 서해안 조간대 바지락의 개체 크기에 따른 중금속 함량 조사에서 구리를 제외한 나머지 중금속들은 크기가 가장 작은 각장 25~30 mm 그룹에서 가장 낮았으며, 개체가 커질수록 다소 증가하는 경향을 나타낸 바 있다. 그리고 2003년에 서해안 조간대에 서식하는 바지락에 대한 조사에서 수은은 0.027~0.067 ng/g(평균 0.040 ng/g), 카드뮴 0.56~1.02 $\mu\text{g/g}$ (평균 0.85 $\mu\text{g/g}$)이었으며, 납은 0.16~0.79 $\mu\text{g/g}$ (평균 0.31 $\mu\text{g/g}$), 비소는 9.2~20.9 $\mu\text{g/g}$ (평균 13.2 $\mu\text{g/g}$), 구리는 6.62~11.7 $\mu\text{g/g}$ (평균 8.02 $\mu\text{g/g}$), 그리고 아연은 67.3~114 $\mu\text{g/g}$ (평균 84.6 $\mu\text{g/g}$)의 범위였다(한국해양연구원 2003). 본 조사의 진주 담치 자료는 이상의 바지락의 자료와 비교하면 카드뮴은 약 2배, 납의 경우는 1.2배 높았지만 그 외의 중금속은 바지락이 높게 나타났다.

환경 모니터링을 위한 연구에서 생물을 이용하려는 연구가 국내외에서 이루어져 왔다(NAS 1980; NOAA 1987; Choi 1992). 하지만 많은 연구는 홍합, 진주담치, 굴 등을 이용하고 있는데 세계적으로 널리 분포하는 *Mytilus* 종이 가장 대표적이라 할 수 있다. 우리 나라에서 1980년대부터 수행된 한국해양연구소(1988)의 연구에 의하면 서해안에는 홍합(*M. coruscus*)이 서식하며, 남해안에는 진주 담치(*M. edulis*), 동해안에는 홍합과 진주 담치 두가지 종 모두가 서식하는 것으로 밝혀진 바 있다. 참고적인 자료로 *Mytilus* 종의 중금속 농도를 제시하면 1990년 동해안 속초에서 채취된 홍합은 아연 107 $\mu\text{g/g}$, 구리 5.8 $\mu\text{g/g}$, 비소 27.1 $\mu\text{g/g}$, 카드뮴 1.18 $\mu\text{g/g}$, 납 1.69 $\mu\text{g/g}$, 수은이 0.076 $\mu\text{g/g}$ 이었다(한국해양연구소 1990). 이(1994)는 서해안 홍합의 중금속 평균 농도는 구리 5.9 $\mu\text{g/g}$, 아연 77 $\mu\text{g/g}$, 비소 4.7 $\mu\text{g/g}$, 카드뮴 2.57 $\mu\text{g/g}$, 납 0.60 $\mu\text{g/g}$ 이었다.

우리 나라의 대표적인 오염해역인 마산과 진해만에서는 오염정도를 반영한 듯 만의 안쪽에서 입구방향으로 가면서 중금속 농도가 감소하는 경향이였다. 지역에 따른 차이가 다소 있으나 평균적으로 보면 서해안 바지락은 서해안 홍합에 비해 비소와 구리는 높으며, 그 외의 중금속은 비슷하거나 낮은 수준이다. 한편 외국의 경우, 포르투갈 연안에서 채취된 홍합(*Mytilus galloprovincialis*)에서는 아연 186~398 $\mu\text{g/g}$, 구리 4.8~7.0 $\mu\text{g/g}$, 카드뮴은 1.3~3.1 $\mu\text{g/g}$ 였다(Bebianno and Machado 1997). NS&T 조사에 의하면 홍합 *M. edulis*종의 Pb 농도는 1986년 San Diego항에서 4.4 $\mu\text{g/g}$ 이었고, Santa Barbara항 주변에서 7.6 $\mu\text{g/g}$ 으로 보고되었다(NOAA 1991). Cu는 1986년 San Diego항과 그 주변도서에서 *M. edulis* 생체에서 6.2~20.0 $\mu\text{g/g}$ 의 범위였다. 한편 최근에 오염원이 없는 독도의 홍합에 대한 조사(Kim *et al.* 2002)에서 카드뮴은 30.5 $\mu\text{g/g}$, 납은 2.65 $\mu\text{g/g}$, 구리는 5.28 $\mu\text{g/g}$, 그리고 아연은 97.1 $\mu\text{g/g}$ 으로 1990년 속초의 자료와 비교하면 구리와 아연은 서로 비슷하였으나 납은 약 1.5배, 카드뮴은 25배 이상 높았다. 독도에서 채취된 시료는 일반적으로 모니터링에 이용되는 개체의 길이인 5 cm내외보다 큰 10 cm이상이어서 성장의 정체와 지속성 오염물질의 축적이 계속 이루어졌을 수 있다.

생물은 서식 환경으로부터 오염물질의 축적이 이루어지고 있으며, 해양 동물은 먹이 및 호흡, 세포를 통한 직접유입 등에 의해서 오염물질을 체내에 축적하게 된다. 그러나 자연환경에서 생물의 생활사에 대한 모든 요소를 고려한 축적을 파악하는 것은 어렵기 때문에 일반적으로 서식 환경의 물 또는 퇴적물 중의 오염물질 농도와 생물내의 중금속 함량의 비를 오염 평가에 이용하고 있다. 이러한 오염물질의 농도 비를 Accumulation Factor(AF = 생물중의 중금속 함량/해수중의 중금속 농도)라고 한다. Table M-3에는 본 조사 및 국내 연안에 대한 다른 연구자들(Lee *et al.* 1998; Kim *et al.* 2002)이 제시한 생물 중의 중금속 함량과 서식 환경의 중금속 농도와 비로 구한 Accumulation factor(AFs)를 나타내었다. 본 연구에서 나타난 평균 AFs는 수은이 3.1×10^3 로 가장 낮고, 아연이 4.6×10^5 로 가장 높았으며, 그 값은 $\text{Zn} > \text{Cd} > \text{Pb} > \text{Cu}$

Hg의 순이었다. 과거 서해안에서의 값과 비교하면 아연은 1.5배, 카드뮴은 4.8배, 납은 2.7배 높았으나 구리는 1/2 수준이었다. 하지만 본 연구는 독도에 비해 매우 낮았는데 그 이유는 독도의 해수가 절대적으로 낮은 중금속 농도를 가지고 있고, 개체의 크기가 10cm 이상으로 매우 커서 성장이 정체되면서 오염물질의 지속적인 축적 계속 이루어지고 있음에 의한 것으로 보인다.

Table 3-3. Accumulation factors of trace metals in the mussels of Chukdo and Korean coastal areas.

Element	East*	South*	West*	Dok-do**	This study: Chukdo
Hg	-	-	-	-	3.1×10^5
Cd	1.5×10^4	4.0×10^4	1.3×10^5	3.4×10^5	6.3×10^4
Pb	1.2×10^4	1.1×10^4	1.3×10^4	7.8×10^4	3.5×10^4
As	-	-	-	-	7.1×10^3
Cu	8.8×10^3	1.0×10^4	1.4×10^4	3.1×10^4	6.8×10^3
Zn	3.5×10^4	8.9×10^4	3.1×10^5	4.5×10^5	4.6×10^5

* : Lee et al.(1998), ** : Kim et al.(1998),

제 4 절 생화학적 오염지표에 의한 환경평가기술 개발

해양환경을 관리하는 입장에서 가장 먼저 파악해야하는 것은 대상해역이 얼마나 오염에 노출되어 영향을 받고 있는가에 대한 것이다. 생물자원의 집단폐사처럼 극단적으로 가시적인 피해나 생태계 군집파괴, 발생학적, 생리학적 문제, 생물종 다양성감소 등 우리가 쉽게 감지할 수 있는 환경피해는 오염물질에 장기적으로 노출되거나 높은 농도의 오염물질에 의해 나타난다. 이러한 현상이 발견되었을 때는 오염이 상당히 진행된 후이며 환경회복을 위한 조치를 내리기에는 너무 늦은 시점이다. 이러한 경우에는 환경복원이나 환경보전대책의 수립이 무의미해지게 될 수 있다.

따라서 많은 환경관리자들은 오염의 영향이 초기일 때 빨리 진단할 수 있는 방법을 찾게 되었다. 해양오염의 조기경보지표 (Early warning distress signal)의 사용이 광범위하게 추진되고 있는 것은 이러한 이유에서이다. 조기오염경보지표(Early Warning Distress Signal)에 대한 연구는 미국, 캐나다, 영국, 프랑스, 일본 등에서 활발히 수행되었다. 조기오염 경보지표는 지역해의 연구를 위한 국제공동 프로그램에도 자주 적용되는 것으로 UNESCO/IOC의 HOTO(Health of the Ocean)가 이를 채택하고 있으며 북해 연구팀인 North Sea Task Force의 Monitoring Master Plan에 포함되었다(Lange *et al.* 1992). 외국에서 생물지표로 널리 연구되는 것은 genotoxicity (oxidative adducts, hydrophobic adducts, micronuclei) 등과 효소 (metal-binding proteins, stress proteins, oncoproteins, cytochromes P450) 및 콜리네스테라아즈 등이며 그중 CYP 1A와 EROD (Ethoxyresorufin-O-deethylase), AChE (Acetylcholinesterase), PROD (Pentoxyresorufin-O-de-ethylase), AHH (Aryl hydrocarbon hydroxylase), metal-binding proteins 등은 실제 조기오염 평가지표로 사용되고 있다.

MFO 반응은 많은 척추동물에서 생물변환의 중요한 기능으로 많은 유독성 방향족탄화수소에 작용하여 하여 해독과정에 관여한다. 이는 PCBs, dioxins, PAHs에 작용하므로 이들 오염물질의 생물지표로 사용된다. MFO (Mixed Function Oxygenase) system은 O₂, NADPH 와 co-binding protein 역할로 구성되며 가장 중요한 역할은 Cytochrome P450 isozyme이다. P450 1A subfamily 에는 포유류의 경우 P450 1A1과 P450 1A2가 있으나 어류의 경우 P450 1A1만 오염물질에 의해 증가한다. MFO induction은 1) 환경내에 오염물질 출현, 2) 오염물질 흡수 및 간으로의 운반, 3) Ah receptor와 반응, 4) CYP4501A1 mRNA표현, 5) CYP4501A1 합성, 6) CYP4501A1의 촉매작용 (EROD, AHH) 등의 단계를 거친다. 이 효소 시스템은 오염물질에 노출되었을 때 빠른 반응을 보이며 또한 낮은 오염물질의 농도에도 민감하여 오염영향을 초기에 파악하는 오염경보지표로 매우 적절하다. MFO는 오염물질이 많을 시에 증가하여 분해를 가속시키는데 어류의 간에서의 EROD의 측정은 PAH 오염연구에 중요하다.

어류의 P-450_{1A1} isozyme은 PAH, polychlorinated dibenzodioxins(TCDD), 일부 PCB에 의해 영향을 받는다. CYP 1A 는 포유류에서 많이 연구되었는데 이는 발암물질인 여러 방향족화합물의 생물변환에 관여하기 때문이다(Payne *et al.* 1987). 이들 물질은 PAH와 일부 Polychlorinated biphenyls(PCBs), chlorinated dibenzo-p-dioxins(다이옥신), dibenzofurans(퓨란) 등을 포함한다. CYP 1A의 효소들은 오염물질이 많을 시에 증가하여 분해를 가속시키는데 어류의 간에서의 EROD(7-ethoxyresorufin O-deethylase)의 측정은 PAH 오염연구에 중요하다. 그리고 연안해역의 환경평가지 한가지 생물지표보다는 AHH, EROD, FACs GSH등 그 해역에서 의심되는 여러 가지 지표를 같이 사용하여 각 측정치들의 조합으로서 판단하는 것이 더 효과적이라는 연구결과가 있다(Varanasi *et al.* 1987, 1989). CYP 1A의 활동도 측정은 Aromatic Hydrocarbon hydroxylase(AHH) 또는 ethoxyresorufin O-deethylase (EROD)로 측정한다(Payne *et al.* 1987).

P450 1A1은 PAH, PCB, dioxin, furan 등의 planar molecules 에 의해 유발된다. MFO 효소에 대해서는 70년대부터 연구가 시도되었다 그래서 환경과 관련된 연구들이 하수배출, 폐수배출구, 펄프공장, 석유개발지역, 농약 사용지역에 대해서 있어 왔다. CYP 1A의 과거 연구에 대해서는 Addison and Payne(1986)이 과거의 연구자료를 취합한바 있고 Sulaiman *et al.*(1991), Stegeman *et al.*(1986, 1990) 등이 전체적인 연구자료를 정리하였다.

P4501A과 이에 관련된 AHH, 그리고 EROD는 여러 종류의 유기오염물질들에 의해 쉽게 변화가 나타난다. 현장에서의 조사에서도 P450과 EROD는 상당한 관련성을 보인다고 밝혀져 있다(Addison and Edwards 1988 ; Van Veld *et al.* 1990 ; Goksoyr *et al.* 1992 ; Renton and Addison 1992). 어류의 경우에는 AHH (Aryl hydrocarbon hydroxylase)와 EROD가 많이 연구되었다. FACs, DNA adducts와 마찬가지로 AHH는 오염물질의 농도에 따라 반응이 변하기 때문에 유기오염물질에 노출되었을 때 조기에 환경영향을 평가할 수 있는 지표로 사용될 수 있다.

1. 패류체내 AHH 활동도의 조기오염경보지표 활용

본 연구에서는 패류체내의 AHH(Aryl Hydrocarbon Hydroxylase) 활동도를 황해 연안해역의 조기오염경보지표로 사용하기 위한 연구를 수행하였다. 이들 활동도는 외국의 경우 저서성 어류에 대해 잘 연구되어 있다. 그러나 저서성 어류는 자연상태에서 충분한 개체수를 채집하기 어려워 오염경보지표로의 활용성이 떨어진다. 어민들의 경우에도 어족자원을 보호하기 위한 각종 조치 때문에 저서성 어류를 같은 지역에서 같은 크기로 10마리 이상 채집하는 것이 매우 힘든 일이다. 따라서 본 연구에서는 쉽게 충분한량을 채집할 수 있는 패류에 대해 효소활동도를 측정하고 이를 조기오염경보지표로 활용하기 위한

연구를 수행하였다.

실험에 사용한 바지락은 각장 30-40mm의 개체로 채취한 직후 소화관 (digestive gland)을 분리하여 액체질소에 급속냉동하여 보관하였다. 바지락의 소화관은 해동후 buffer 용액과 함께 homogenizer로 균질화시키고 원심분리하여 S9 fraction을 준비하였다.

AHH의 활동도 측정을 위해서는 Ultracentrifuge를 사용하여 100,000g에서 microsome을 분리하였다. 준비한 바지락의 microsome 50 μ l에 0.5 mM NADPH 25 μ l, 5M G6P 25 μ l, 1 unit/ml G6P dehydrogenase 2.5 μ l, 100mM K-Phosphate Buffer 100 μ l, 증류수 등을 가하여 1ml로 배양하였다. 37 $^{\circ}$ C에서 20분간 배양후 1ml 메타놀로 반응을 정지시키고 5분간 원심분리 (2500rpm)하였다. 반응에 의해 생성된 3-Hydroxybenzo[a]pyrene의 형광은 spectrofluorometer로 측정하였다(Fig. 4-1).

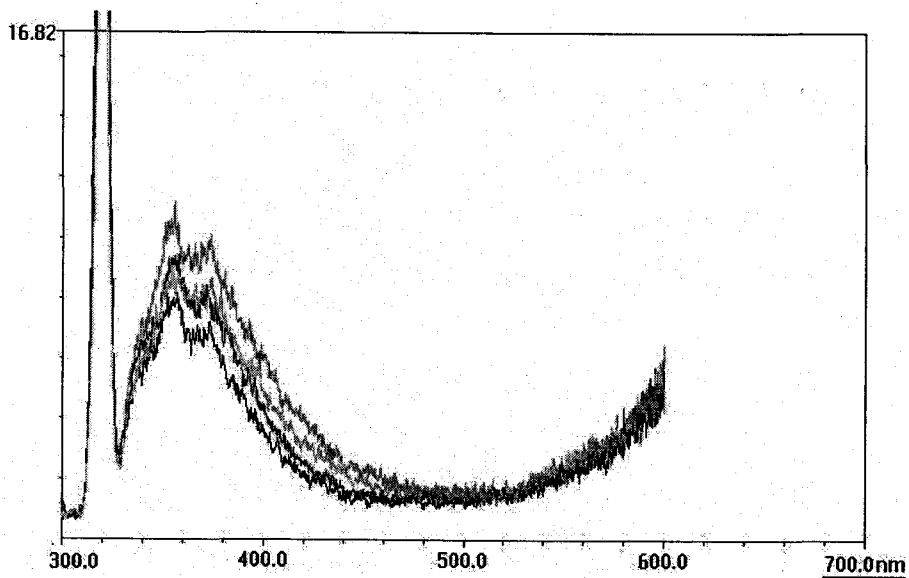


Fig. 4-1. Fluorescence spectra of 3-hydroxybenzo[a]pyrene.

서해안 4개지역에서 채취한 바지락 소화관내의 AHH(Aryl Hydrocarbon Hydroxylase) 활동도 실험결과를 Fig. 4-2와 같다. 각장 35-40mm 정도의 바지락 8개체를 실험하고 평균치를 구하였다.

AHH 활동도는 오이도의 바지락에서 가장 높아 $5.98 \pm 0.07 \text{ pmol/min/mgP}$ 였다. 제부도와 대부도의 바지락에서는 AHH 활동도가 각각 $3.87 \pm 0.81 \text{ pmol/min/mgP}$, $4.75 \pm 1.20 \text{ pmol/min/mgP}$ 로 나타났다. 선재도의 바지락에서는 AHH 활동도가 비교적 낮아 $1.77 \pm 0.1 \text{ pmol/min/mgP}$ 를 보였다. 바지락 체내의 AHH 활동도는 충분한 지리적 차이를 보여 향후 좋은 연구대상이 될 수 있음을 보여준다.

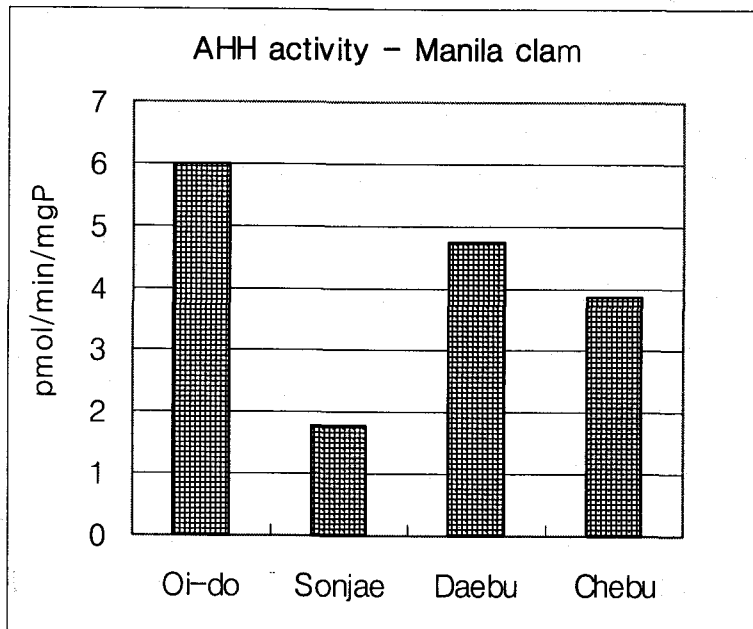


Fig. 4-2. AHH activities in the digestive gland of Manila clams collected on the western coast of Korea in 2003.

2. 패류체내 EROD 활동도의 조기오염경보지표 활용

실험에 사용한 바지락은 각장 30-40mm의 개체로 채취한 직후 소화관(digestive gland)을 분리하여 액체질소에 급속냉동하여 보관하였다. 바지락의 소화관은 해동후 buffer 용액과 함께 homogenizer로 균질화시키고 원심분리하여 S9 fraction을 준비하였다. EROD(7-ethoxyresorufin O-deethylase)의 측정을 위해 S9 fraction 상등액 50 μ l에 NADP, G6P, G6P dehydrogenase, K-Phosphate Buffer, 증류수, EROD 기질 5 μ l를 첨가한 후 37 $^{\circ}$ C에서 shaking water bath를 사용하여 15분간 배양하였다. 이를 원심분리후 상등액을 취하여 Spectrofluorometer로 Ex 550 nm, Em 585 nm에서 형광을 측정하였다.

2003년도에 측정된 바지락 소화관의 EROD 활동도는 Fig. 4-3에 정리하였다. EROD 활동도는 선재도의 바지락에서 8.43 ± 0.81 pmol/min/mgP로 가장 낮게 나타났다. 아직 자료가 충분하지 않아 바지락 체내의 바탕 EROD 활동도를 알 수 없으나 가장 낮은 값인 선재도의 값에 비해 인천 송도 바지락의 13.60 ± 2.28 pmol/min/mgP은 1.5배 정도 높은 값이다. 안면도의 바지락에서도 13.80 ± 2.85 pmol/min/mgP의 활동도가 측정되었다. 제부도, 영흥도, 구매(천수만)의 바지락에서는 소화관내의 EROD 활동도가 각각 10.11 ± 1.79 , 10.92 ± 1.45 , 11.10 ± 0.41 pmol/min/mgP로 측정되었다.

패류체내의 EROD 활동도는 일반적으로 낮다고 알려져 있다. Galgani(1993)는 홍합 소화관의 EROD 활동도를 약 2-3 pmol/min/mgP로 측정하였으며 Kusui (2003 - personal communication)는 일본 도야마 항내 홍합 소화관에서 1 pmol/min/mgP 전후의 EROD 활동도를 측정한다. 바지락 체내에서의 본 조사값은 이들보다 5-10배 정도 높은 값으로 바지락이 홍합에 비해 EROD 활동도 측정이 유리함을 시사한다.

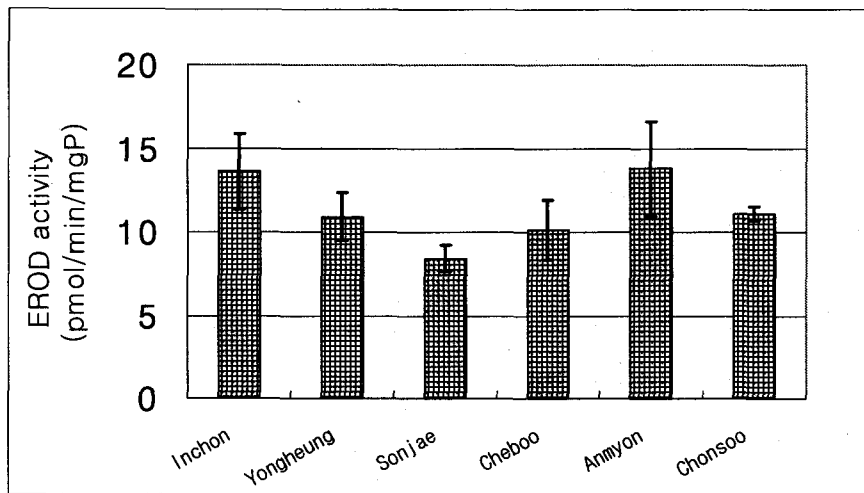


Fig. 4-3. EROD activities in the digestive gland of Manila clams collected on the western coast of Korea in 2003.

패류 종류에 따른 EROD 활동도 차이를 비교하기 위해 남당리에서 채취한 바지락과 굴 시료의 소화관내 EROD 활동도를 비교하였다(Fig. 4-4). 바지락의 소화관내 EROD 활동도는 $17.44 \pm 1.15 \text{ pmol/min/mgP}$ ($n=8$) 이었으며 굴의 소화관내 EROD 활동도는 $13.68 \pm 0.95 \text{ pmol/min/mgP}$ ($n=8$)로 바지락의 경우가 다소 높은 반응을 보였다.

벌말에서 채취한 굴의 소화관과 별불가사리(*Asterina pectinifera*) 체내의 EROD 활동도를 비교하여 같은 정도의 오염물질 노출에 대한 MFO 반응을 살펴보았다. 벌말에서 채취한 굴의 소화관내 EROD 활동도는 $12.26 \pm 1.32 \text{ pmol/min/mgP}$ ($n=9$)로 남당리에서 채취한 굴의 소화관내 활동도와 비슷하였다. 별불가사리 체내의 EROD 활동도는 $9.27 \pm 1.05 \text{ pmol/min/mgP}$ ($n=9$)로 굴보다 약간 낮은 활동도를 보였다.

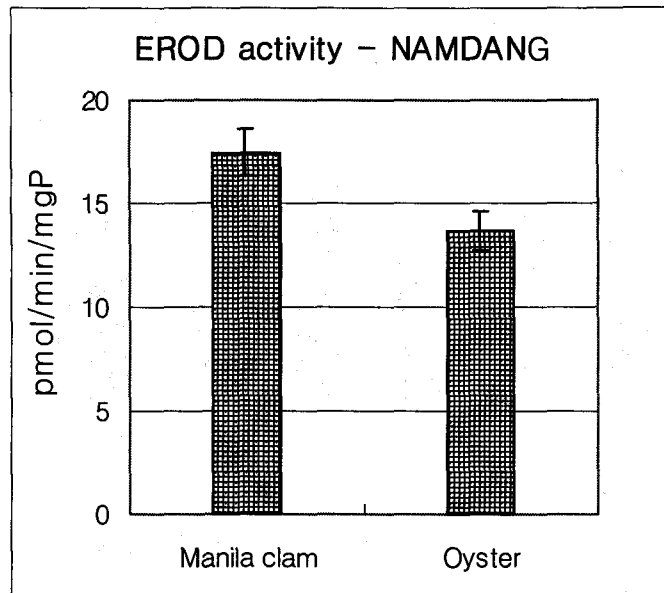


Fig. 4-4. EROD activities in the digestive gland of Manila clams and oysters collected at Namdang.

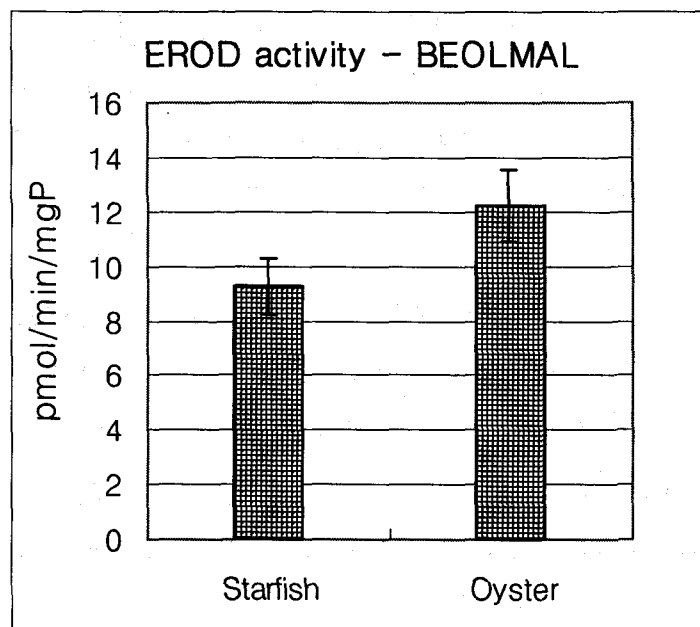


Fig. 4-5. EROD activities in the digestive gland of oysters and in pyrolic circa of starfish (*Asterina pectinifera*) collected at Beolmal.

Collier *et al.*(1993)은 버지니아의 Elizabeth R.에서 저서어류인 Oyster Toadfish로 실험한바 있는데 P450 1A에 의한 MFO 변화는 PAH나 다른 유기 오염물질에 의해 어류에 일어나는 중요한 변화라고 하였다. 이 하천에서 퇴적물중의 PAH농도는 적게는 10ppb에서 100ppm에 이르기 까지 인데 CYP 1A와 관련된 MFO 활동도는 검출한계 가까이 었으며 지역에 따른 차이가 적었다. 이는 FACs나 DNA adducts가 오염정도에 따라 큰 차이를 보이는 것과는 대조적이었다. Collier *et al.*(1995)은 Puget Sound에서 세 종류의 어류 Rock sole, Starry Flounder, English sole에 대해 AHH, EROD, P450 (immunoquantitated CYP1A)를 측정하였는데 English Sole의 EROD활동도는 계절변화를 보여 여름의 개체에서 높은 경향이 있다고 한다. Stein *et al.*(1993)은 Puget Sound에서 EROD 활동도는 지역별 차이가 있다고 하였는데 English sole의 경우 35~510 pmol/min/mg microsomal protein 이었고 Rock sole과 Starry flounder는 각각 270~930, 58~210 pmol/min/mg microsomal protein 이었다.

현장시료에 의한 EROD 실험결과를 살펴보면 Sleiderink and Boon(1995)은 네델란드해안 및 주변 북해에서 60g내외의 가자미 *Limanda limanda*를 대상으로 실험한 결과 EROD 활동도는 19~99 pmol/min/mgP였으며 CYP 1A 단백질과 좋은 상관관계를 나타낸다고 보고하였다. Addison *et al.*(1994)은 캐나다 노바스코티아의 Sydney Harbor에서 PAH의 퇴적물 농도와 EROD 활동도의 상관관계가 나타남을 보고하였다. 이들의 1989년 조사에서 PMS protein은 1g당 71.9~108 mg/g liver 였고 EROD 활동도는 $185 \pm 89.7 \sim 504 \pm 130$ pmol 이었다고 한다.

퇴적물의 PAHs, PCBs 등 유기오염물질은 퇴적물에 가까이 사는 해양생물의 지방이 풍부한 조직에 잘 흡수된다(Stein *et al.* 1993). North Sea Task Force(1993)에서는 조기오염경보지표로서의 EROD 활동도를 일상적으로 조사하기 위한 대상생물을 가자미 *Limanda limanda*로 하고 있어 이에 대해 집중

적으로 연구가 진행되었다. Edwards *et al.*(1988)은 winter flounder (*Pseudo pleuronectes americanus*)를 이용하여 MFO의 계절 변동성을 관찰한바 있다. EROD 활동도를 1년간 매달 측정된 결과 산란기 또는 그 직후에 증가하는 경향이 있음을 알아냈는데 년 평균치는 암컷이 380 pmol/mg microsomal protein/min 였고 수컷은 577 pmol/mg microsomal protein/min 였다. 노르웨이의 Langesundfjord에서 Addison and Edwards (1988)가 측정한 바에 의하면 EROD 활동도는 오염정도에 따른 변화를 보여준다고 한다. 실험에는 flounder(*Platichthys flesus*)를 사용하였고 500g 정도 크기의 성체에서 EROD 활동도는 91~1206 pmol/microsomal protein/min의 분포를 보였다. 이들의 실험에서 어류 간중의 total PCB는 0.51~3.55 $\mu\text{g/g}$ wet wt. 이었고 HCB는 0.23~1.37 $\mu\text{g/g}$ wet wt., octachlorostyrene은 0.06~0.71 $\mu\text{g/g}$ wet wt.으로 오염된 정도에 따라 EROD 활동도의 현저한 증가세를 보였다고 한다.

어떤 종류의 어류 간에서 EROD 활동도가 방향족탄화수소 등 유기오염물질에 의해 영향을 받는가를 밝혀내기 위해 유기오염물질과 유사한 물질을 어류 체내에 주사하여 일정기간 배양하는 실험은 조기오염경보지표로서 그 어류를 선택할 수 있는 가를 확인하기 위해 필수적이다. Goksøyr *et al.*(1996)은 유럽에 널리 분포된 종인 Flounder (*Platichthys flesus*)로 실험하였는데 노르웨이 해안에서 넙치를 채취하여 BaP, PCB-156, Cd 등을 넙치 체내에 주사하고 효소반응을 관찰하였다. 이들이 사용한 자연상태의 넙치는 약 50 pmol/min/mgP의 EROD활동도를 갖고 있으며 1 mg/kg BaP 주입실험시 BaP는 빠른 반응을 보여 2일째에 가장 높은 EROD활동도인 500 pmol/min/mgP 정도를 보였으며 16일째에 자연상태의 EROD 활동도를 회복했다. Cd를 BaP와 같이 주었을 때는 반응이 늦어지지만 완전히 저지하지는 못하였으며 PCB-156을 2.5mg/kg 주입할 시에는 8일째에 600 pmol/min/mgP 정도로 EROD 활동도가 증가하였다고 한다. Taysse *et al.*(1998)은 *Cyprinus carpio* (carp)에 3-MC를 40mg/Kg 주사했을때 대조구가 7.10 pmol/min/mgP의 EROD를 보인것에 비해 실험구가 43.13 pmol/min/mgP로 증가하는 것을 보고

하였다.

현장시료에 의한 EROD 실험결과를 살펴보면 Sleiderink and Boon(1995)은 네델란드해안 및 주변 북해에서 60g내외의 가자미 *Limanda limanda*를 대상으로 실험한 결과 EROD 활동도는 19~99 pmol/min/mgP였으며 CYP 1A 단백질과 좋은 상관관계를 나타낸다고 보고하였다. Addison *et al.*(1994)은 캐나다 노바스코티아의 Sydney Harbor에서 PAH의 퇴적물 농도와 EROD 활동도의 상관관계가 나타남을 보고하였다. 이들의 1989년 조사에서 PMS protein은 1g당 71.9~108 mg/g liver 였고 EROD 활동도는 $185 \pm 89.7 \sim 504 \pm 130$ pmol 이었다고 한다.

Galgani *et al.*(1992)은 프랑스 해안에서 EROD를 측정하였는데 20~30 cm의 가자미를 사용하여 실험하였다. 프랑스 해안에서 겨울철에는 가자미중의 EROD가 0.1~0.25 nmol/min/mg protein으로 아주 낮았고 여름으로 가며 점차 증가하며 조사정점간에 0.29~0.50 nmol/min/mgP의 차이를 보여준다고 하였다. 그리고 이들 시료의 간에서 PCB, PAH 농도와 EROD 활동도의 상관성을 보여준바 있다. Payne *et al.*(1996)에 의하면 뉴펀들랜드에서 brown trout 간중의 EROD 활동도는 대조구에서 수컷이 100 pmol/min/mgP 내외였고 암컷이 20 pmol/min/mgP 정도 였으며 Virginia River의 시료에서 300 pmol/min/mgP 정도였다. 북해의 EROD활동도는 German Bight 안쪽의 시료에서 2.16 nmol/min/mgP 등 높은 값을 보였고 북해의 중앙부에서도 높은 값을 보였으며 도저뱅크에서는 0.59 nmol/min/mgP로 낮은 값을 보였다(Lange *et al.* 1992). 이들의 실험에서 간의 cytochrome P450 농도와 EROD 활동도는 좋은 상관관계를 보였고 German Bight 안쪽의 높은 EROD활동도는 PAH, PCB의 영향일 것으로 생각되었다. 카드뮴 농도가 높은 곳에서 EROD 활동도와 P450이 낮아진다는 연구가 있는데 중금속오염이 심한 북해의 니질 퇴적물해역에서 EROD 활동도가 낮게 측정되었다.

Edwards *et al.*(1988)은 winter flounder (*Pseudo pleuronectes americanus*)를 이용하여 MFO의 계절 변동성을 관찰한바 있다. EROD 활동도를 1년간 매달 측정된 결과 산란기 또는 그 직후에 증가하는 경향이 있음을 알아냈는데 년 평균치는 암컷이 380 pmol/mg microsomal protein/min 였고 수컷은 577 pmol/mg microsomal protein/min 였다. 노르웨이의 Langesundfjord에서 Addison and Edwards (1988)가 측정한 바에 의하면 EROD 활동도는 오염정도에 따른 변화를 보여준다고 한다. 실험에는 flounder(*Platichthys flesus*)를 사용하였고 500g 정도 크기의 성체에서 EROD 활동도는 91~1206 pmol/microsomal protein/min의 분포를 보였다. 이들의 실험에서 어류 간중의 total PCB는 0.51~3.55 $\mu\text{g/g}$ wet wt. 이었고 HCB는 0.23~1.37 $\mu\text{g/g}$ wet wt., octachlorostyrene은 0.06~0.71 $\mu\text{g/g}$ wet wt.으로 오염된 정도에 따라 EROD 활동도의 현저한 증가세를 보였다고 한다.

3. AChE 활동도

AChE활동도는 생물지표로서의 효용성이 널리 인정되어 실제 환경을 평가하기 위한 다각도의 연구가 수행되고 있다. AChE는 생물의 신경전달물질로 유기인계 농약이 비교적 낮은 농도일 때도 빠르고 민감하게 반응하므로 그 후에 다가올 생태계 파괴를 미리 진단, 예보할 수 있어 조기오염경보지표 (Early Warning Distress Signal)로서의 활용성이 아주 크다. 따라서 이제껏 국외에서 많은 연구에 의해 그 활용성이 인정받아 왔다.

유기인계 및 카바마이트계 농약에 의해 어류의 조직, 뇌중의 AChE 활동도가 저해된다는 것은 여러 어종 및 갑각류에 대해 실험되었다. 생체내의 아세틸콜린에스테라아제(acetylcholinesterase; AChE)나 부틸콜린에스테라아제(butyrylcholinesterase; BChE)는 해양오염의 지표로 널리 사용되고 있다 (Bocquéné *et al.* 1990 ; De Brujin and Hermens 1993 ; Habig *et al.* 1988).

AChE는 생화학적으로 가장 중요한 신경전달물질인 아세틸콜린(acetylcholine)을 가수분해하는 효소이다. 어류의 AChE는 생화학적 특성연구(Day and Scott 1990 ; Zinkl *et al.* 1987; Habig *et al.* 1988) 또는 독성실험(Coppage and Matthews 1974 ; Van der Wel and Welling 1989 ; Bocquéné and Galgani 1991 ; Galgani *et al.* 1992)에 응용되어 왔는데 이들의 활동도는 오염물질의 영향이 많은 연안해역에서 크게 위축되어 나타난다. 가자미류의 뇌와 조직중 AChE (Acetylcholinesterase) 활동도는 유기인계 및 카바마이트계 농약의 영향으로 저하되기 때문에 이들 오염물질의 해양생태계에의 영향을 조기에 탐지하는 지표로 사용된다. 이 효소의 활성은 원해보다는 근해에서 더욱 활성의 억제현상이 나타나고 있고 참새우, 고등어, 가자미, 홍합 등에서 현저히 억제한다는 사실이 *in vivo* 실험에 의해서 증명되고 있다(Olson and Christensen 1980 ; WHO 1986 ; Galgani and Bocquéné 1990 ; Galgani, 1992). Galgani *et al.*(1992)은 북해에서 잡힌 가자미 시료로 체내 부위별 AChE 활동도 분포를 실험하였는데 뇌에서 가장 높아 7449 units/mg protein 였고 근육에서는 2654 units/mg protein을 보였다. 북해에서는 근육의 AChE가 중앙부에서 6392 ± 852 units/mg protein 이었으며 연안쪽으로 갈수록 감소하여 2296 ± 743 units/mg protein 정도의 낮은 값까지 나타나 엘베강하구 등의 육상기인 오염물질의 영향을 조사하는데 크게 도움이 되었다(Galgani *et al.* 1992). Najimi *et al.*(1997)은 홍합 두 종류에서 AChE 활동도와 오염물질의 농도를 연구하였다.

지금까지 AChE 활동도 조사는 가자미류, 새우 등 고가의 수산생물에 대해 실험이 행해져 왔기 때문에 AChE 측정을 연안오염의 일상적 감시를 위한 조사항목에 넣기에는 문제가 많다. Galgani(1992)는 AChE 활동도의 변화를 홍합의 adductor muscle에 대해서 실험하였는데 프랑스의 연안역 사용이 집약적인 곳에서 홍합중 AChE 활동도가 낮은 것을 발견하였다. 홍합은 고착성 생물로 오염지역을 벗어나지 못하며 체내에 환경중의 오염물질을 축적하기 때문에 생물체중의 오염물질 농도를 이용한 환경평가지표로서 사용되어왔다. 홍합

은 전세계적으로 분포하며 특히 *Mytilus edulis* 같은 종은 세계적으로 흔히 발견되기 때문에 그 조사결과를 다른 나라들과 비교할 수 있어 오염지표의 연구에서는 중요한 실험대상으로 꼽힌다. 그러나 홍합도 잠수작업을 필요로 하는 경우가 많아 채취에 어려움이 따른다.

바지락(*Manila clam, Ruditapes philippinarum*)은 황해해안에 널리 분포하며 갯벌에 서식하기 때문에 간조시에 누구나 쉽게 손으로 채취할 수 있는 패류이다. 그러므로 바지락에서 유기오염물질에 대해 빠른 생화학적 반응을 보이는 지표를 찾는다면 널리 활용될 수 있을 것이다. 바지락은 우리나라 서해안에서 쉽게 채취할 수 있는 것은 물론 중국의 발해연안, 황해연안에 까지 널리 분포한다. 본 사업에서는 황해의 연안 오염을 사전에 정확하고 쉽게 파악할 수 있는 조기오염경보지표를 개발하는 것이 연구목표의 하나이기 때문에 바지락을 대상생물로 택하였다. 황해를 둘러싼 중국, 한국에서의 바지락중 오염지표의 상호비교는 황해를 공동으로 보전하기 위해 환경평가를 계속해야하는 양국의 조사활동에 크게 도움이 될 것이다.

2001년도 서해연안에서 바지락을 채취하여 AChE 활동도를 분석한 결과를 표준물질의 재 측정에 의해 U/mgP 로 다시 계산하여 정리하였다. Unit 단위로 다시 계산한 결과는 Fig. 4-6에 표시하였다. 바지락 체내의 AChE 활동도는 상전, 선도리에서 각각 1330 ± 88 , 1228 ± 61 U/mgP로 비교적 높았다. AChE 활동도는 하제에서 1122 ± 62 U/mgP 였고 법성포에서 가장 낮은 908 ± 76 U/mgP를 나타냈다.

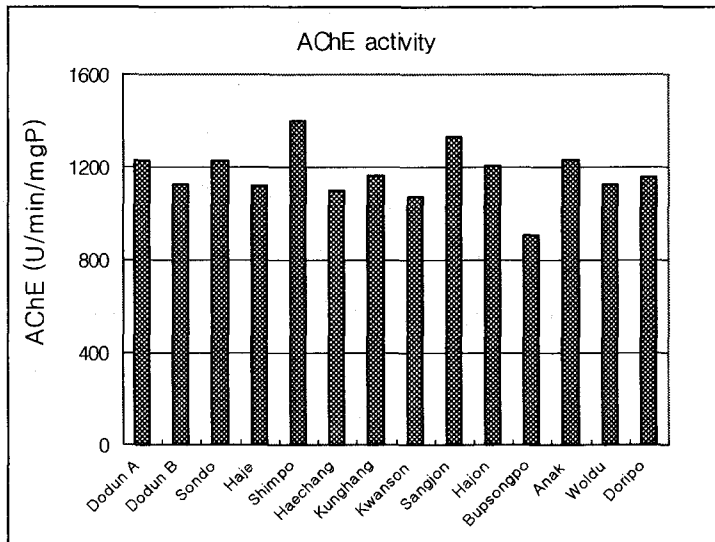


Fig. 4-6. AChE activities in the adductor muscle of Manila clams collected on the western coast of Korea.

Choi *et al.*(1999)는 홍합의 adductor muscle에서 AChE 활동도를 조사하였는데 포항의 대조군이 540.23 ± 11.83 unit/mg protein/min 인데 비해 다른 해역에서는 모두 이보다 낮은 값을 나타냈다. 여수는 320.65 ± 6.01 unit/mg protein/min로 가장 낮았고 사천, 진해, 충무가 각각 390.23 ± 8.34 , 392.03 ± 32.37 , 434.75 ± 17.61 unit/mg protein/min로 모두 포항보다 현저히 낮은 값을 보였다. Choi *et al.*(1997)은 넙치, 가자미 조직중 AChE 활동도의 해역간 차이를 연구한바 있는데 천수만해역 가자미류 (*Pleuronichthys cornutus*) 조직의 경우 AChE의 활동도가 $1,924 \pm 225$ U/mg protein 이었으며 군산해역에서 채취된 가자미류 조직의 경우 $2,031 \pm 241$ U/mg protein 이었다. 같은 기간 포항의 대조군에서 실험한 결과에서는 $2,157.92 \pm 215.94$ U/mg protein 으로 나타났다.

AChE 활동도는 유기인계 농약 이외에도 다른 발암성 유기오염물질에 의해서도 영향을 받는다고 알려져 있다. Galgani *et al.*(1992)은 북해의 ICES

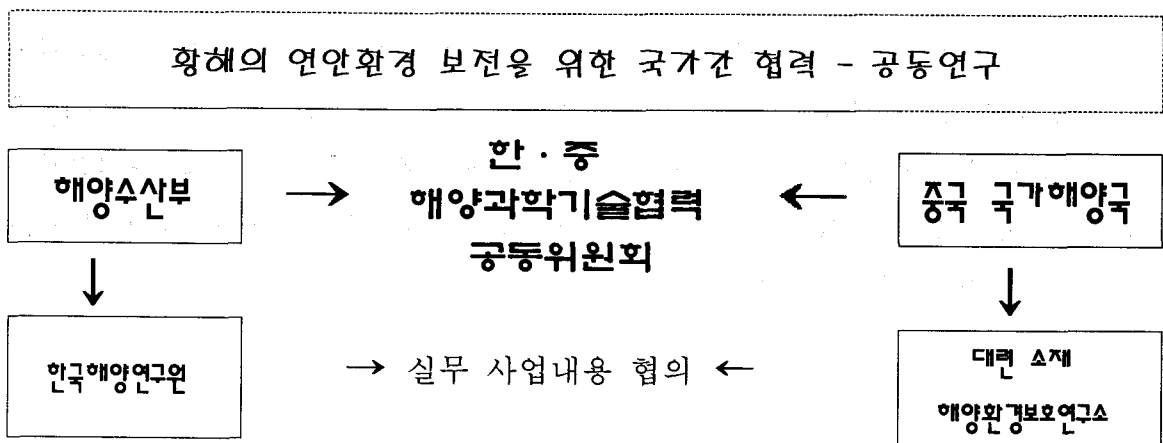
Workshop 현장조사과정에서 오염농도 차이에 따른 가자미류 조직의 AChE활동도 변화를 관찰하였으며 이러한 결과는 AChE가 PAH나 PCB 등 다른 오염물질에 의해 영향을 받는 것을 시사한다고 하였다. Payne *et al.*(1996)은 뉴펀들랜드에서 가자미류 간의 MFO 상승효과와 함께 AChE 활동도의 저해 효과를 조사한바 있는데 이 곳은 유기인계 농약의 사용이 극히 미미한 곳으로 PAHs나 기타 유기오염물질들에 의해 오염되었을 가능성이 크다고 하였다.

제 5 절 한·중 공동 황해 연안오염 저감대책 연구

1. 중국과의 공동연구 범위 및 내용

“황해 연안오염저감대책”은 중국 국가해양국 해양환경보호연구소와 한국해양연구원과의 공동연구로 1997년 제1차 한중 해양과학기술 협력 공동위원회에서 추진이 합의되었으며 1999년부터 공동연구를 시작하였다. “황해 연안오염저감대책” 연구는 한국측에서는 한국해양연구원이 수행하고 중국측에서는 국가해양국 산하 해양환경보호연구소(대련소재)가 수행하고 있다. 양국 연구진은 1999년 4월 대련에서 구체적인 1단계 연구계획서를 공동으로 작성하였다.

본 연구는 한국과 중국이 황해 연안해역에 공동으로 적용할 수 있는 환경평가기술을 개발하고 환경평가방안을 수립하는 것이 목적이다. 지금까지 연안해역의 환경평가를 기본 수질항목 조사에서 탈피하여 퇴적물·생물체에 축적된 유해오염물질 농도, 오염경보지표 등을 고려하여 정확히 판단하는 것을 주요 내용으로 하고 있다.



한국과 중국의 공동 해양오염 분석기술 연구는 연안해역의 주요 유독물질 오염원에 대해 시료채취, 시료전처리, 측정기술 등 전반에 걸친 연구이다.

본 사업에서 다루고 있는 오염물질 분석기술연구는 황해 전체 연안해역이라는 넓고 복잡한 해역의 많은 시료들을 가장 효율적으로 분석하기 위한 것이다. 항만, 하구, 갯벌, 도서지역 등 여러 다른 환경의 많은 생물체, 퇴적물 및 부유물질 등 분석해야할 시료가 상당량에 이르면 이를 효과적으로 분석하기 위한 전략이 필요하다. 오염분석치는 환경내의 물질 순환, 생물체에의 영향 등을 해석하기에 충분히 정확한 것이어야 하고 오염물질 농도의 시간에 따른 추세 변화를 파악하기에 적합해야 한다. 이 경우 효과적인 시료채취 방법, 시간과 비용을 절감할 수 있는 능률적인 시료 전처리 방법, 정확한 측정기술 등이 필요하게 된다.

효율적인 분석기술에 의해 향후 황해의 각 지역에서 조사된 해양오염 분석치가 일관성 있고 서로 비교되어질 수 있어야만 황해의 환경관리책을 제시할 수 있을 것이다. 분석방법의 공동연구는 문제가 있는 오염분석기술을 바로 정립하여 한국과 중국의 환경을 조사하는 기술이 일관성 있고 신뢰성 있게 하기 위한 것이다.

2003년도의 상호검교정은 중국측이 표준물질을 제공하여 이를 한국해양연구원에서 분석하였다. 표준물질은 퇴적물, 굴, 홍합의 건조된 시료이며 PCB 등 위체 및 유기염소계 잔류농약에 대해 분석이 이루어졌다. 한국측 분석결과는 Table 5-1에 굴 표준물질, Table 5-2에 홍합표준물질, Table 5-3에 퇴적물 표준물질에 대해 정리하였다.

Table 5-1. Analytical result of Standard Reference Material for organochlorine pesticides in oyster samples provided by NMEMC.

Oyster-SRM	Mean (ng/g dw)
Hexachlorobenzene	14.53
β -HCH	22.73
γ -HCH	0.69
Heptachlor	11.25
γ -chlordane	0.56
o,p'-DDE	3.93
p,p'-DDE	34.32
o,p'-DDD	7.69
Endosulfan II	0.61
cis-nonachlor	0.27
p,p'-DDD	14.80
p,p'-DDT	0.89
PCB44	0.48
PCB52	0.72
PCB87	1.60
PCB128	0.22
PCB138	1.65
PCB153	1.40
PCB180	0.80
PCB187	0.31

Table 5-2. Analytical result of Standard Reference Material for organochlorine pesticides in mussel samples provided by NMEMC.

Mussel	Mean (ng/g dw)
Hexachlorobenzene	2.09
β -HCH	3.73
γ -HCH	1.16
Heptachlor	6.13
Aldrine	3.90
Heptachlor epoxide	0.48
γ -chlordane	0.92
o,p'-DDE	3.06
p,p'-DDE	38.96
o,p'-DDD	13.38
Endrin	2.26
Endosulfan II	1.18
p,p'-DDD	46.22
p,p'-DDT	0.69
PCB28	7.06
PCB44	2.23
PCB52	1.52
PCB66	2.30
PCB87	1.87
PCB110	0.69
PCB118	1.51
PCB128	0.40
PCB138	2.62
PCB153	2.95
PCB180	0.83
PCB187	0.79

Table 5-3. Analytical result of Standard Reference Material for organochlorine pesticides in sediment provided by NMEMC.

SED-SRM	Mean (ng/g dw)
Hexachlorobenzene	8.59
β -HCH	4.47
γ -chlordane	0.82
p,p'-DDE	5.80
o,p'-DDD	4.52
p,p'-DDD	15.76
SED-SRM	Mean (ng/g dw)
PCB29	3.06
PCB28	5.15
PCB44	29.65
PCB66	29.45
PCB87	2.10
PCB110	5.17
PCB128	1.38
PCB138	1.99
PCB153	1.60
PCB180	6.93

중국은 일찍부터 오염분석의 표준화를 중요하게 생각하여 왔다. 중국은 넓은 해역의 해양오염을 감시하여야 하므로 각 해역의 여러 실험실에서 해양오염의 분석을 행하여야 한다. 만약 이들 기관들이 서로 다른 실험방법을 적용하고 분석의 숙련도에 차이가 나며 믿을 수 없는 오염자료를 발표할 경우 큰 문제가 발생하게 된다. 중국 전체 해역의 오염상황을 파악할 수 없는 것은 물론이고 적절한 환경정책을 세울 수 없어 커다란 혼란이 올 수 있다. 따라서 중국은 오랫동안의 노력에 의해 신뢰성 있는 오염자료가 중국 전역에서 보고될 수 있게 되었다. 이러한 오염분석의 정확도 관리는 잘 정비된 조직과 체계에 의해 이루어지고 있는데 핵심역할을 하는 곳은 해양환경감측센터의 중심실험실이다. 한국측과 중국측은 그간 굴, 홍합 등 생물과 퇴적물의 표준시료로 상호검교정을 행하여 오고 있다.

부유물질중 유기오염물질 분석을 위해 한국측은 glass fiber filter (GF/C)를 사용하였고 continuous filtering system을 제작하였다. 해수시료는 채취후 실험실로 운반하여 보관 과정 없이 바로 여과하였다. 사용된 해수는 40리터 정도이며 여과후 filter paper는 -20℃로 냉동하였다. Filter paper는 soxhlet에서 8시간 동안 추출한 후 Si/Al cleanup 과정을 거쳤다 (제3장 1절 분석방법 참조).

중국의 해양오염분석기술은 상당히 발달되어 있다. 중국 국가해양국 해양환경보호연구소에서는 중금속 분석을 위해 청정실험실을 운용하며 100급 실험실에서 청정상태로 중금속 분석용 시료를 전처리하고 있다. 유기오염물질의 분석은 목적에 따라 사용하는 기기를 선택하는데 GC-MS, HPLC, GC-FID, GC-ECD를 사용한다. 중국측은 PAH 분석에 HPLC를 사용하기도 하는데 16개 주요 개별화합물에 대해서는 분석에 문제가 없다고 한다. 검출기는 UVD(Ultraviolet Detector)와 FLD(형광검출기, Fluorescence Detector)를 동시에 사용하여 피크의 인식에 상호 보완적이 되도록 한다. 중국측은 형광측정 과정에서 297/425nm의 고정 파장을 사용하였다. 중국측은 GC-FID를 사용한

분석방법 연구도 병행하였는데 chrysene 앞에 나오는 피크까지의 분석치만 믿을 수 있었고 alkyl hydrocarbon을 정제과정에서 제거하여야 한다고 하였다.

PCB와 OCP 분석방법의 정확성을 검증하기 위해 한국측이 퇴적물중 유기염소계 화합물의 표준물질인 Marine sediment Reference Material 1944를 측정
한 결과는 Table 5-4와 같다.

Table 5-4. Analytical result of Marine sediment Reference Material 1944 for determination of PCB and DDT in sediments.

	Certified value($\mu\text{g/g}$)	This study	
		Concentration found($\mu\text{g/g}$)	Recovery(%)
o,p'-DDE	19 ± 3	15.35 ± 2.24	80.8
p,p'-DDE	86 ± 12	63.18 ± 4.13	73.5
o,p'-DDD	38 ± 8	38.08 ± 4.35	100.2
p,p'-DDD	108 ± 16	88.09 ± 7.67	81.6
p,p'-DDT	119 ± 11	119.29 ± 7.91	100.2
PCB8	22.3 ± 2.3	22.18 ± 1.75	99.4
PCB18	51.0 ± 2.6	47.85 ± 3.89	93.8
PCB52	79.4 ± 2.0	66.11 ± 5.60	83.3
PCB44	61.2 ± 2.0	53.76 ± 3.55	89.3
PCB66	71.9 ± 4.3	80.89 ± 4.05	112.5
PCB101	73.4 ± 2.5	54.73 ± 5.46	74.6
PCB87	29.9 ± 4.3	25.25 ± 2.43	84.4
PCB110	63.5 ± 4.7	63.48 ± 3.62	100.0
PCB118	58.0 ± 4.3	55.39 ± 3.49	95.5
PCB153	74.0 ± 2.9	76.21 ± 3.95	103.0
PCB138	62.1 ± 3.0	49.17 ± 4.45	79.2
PCB187	25.1 ± 1.0	19.45 ± 1.97	77.5
PCB128	8.47 ± 0.28	10.01 ± 1.12	118.2
PCB180	44.3 ± 1.2	31.57 ± 2.86	71.3
PCB170	22.6 ± 1.4	19.25 ± 2.06	85.2
PCB206	9.21 ± 0.51	7.69 ± 0.65	83.5
PCB209	6.81 ± 0.33	6.96 ± 0.51	102.1

생물체내 오염물질 농도를 이용한 환경평가는 넓은 해역에 걸친 환경연구에서 아주 중요한 수단이다. 이러한 환경평가에서는 주변 해수, 퇴적물, 대기 등의 오염상태를 잘 반영할 수 있는 생물종의 선택이 무엇보다 중요하다. 한국과 중국의 생물체내 오염물질 축적 공동연구는 황해 연안해역에서 환경평가를 할 때 유용한 수단이 될 생물체내 오염물질 농도를 이용한 환경평가를 위해 필요한 것이다.

연안해역에서 생물시료의 효소활동도 등 조기오염경보지표를 이용할 경우 많은 어려움과 부정확성이 따를 수 있다. 이에 따라 실험을 수행하는 각 연구자마다 측정치에 큰 차이를 보이게 되어 전체해역에 대한 비교가 불가능한 경우가 많다. 한국과 중국 연구진간에 생물체내 효소활동도 수치의 차이가 나게 되면 같은 생물로 같은 오염지표항목을 측정하더라도 분석치를 상호비교 할 수 없게 되며 황해 각 연안해역에서 측정된 값이 환경평가에 사용되지 못하게 된다. 따라서 국제기구 등에서 지역해 환경보전사업을 위해 권장하는 이러한 지표가 환경평가항목으로서의 중요성을 잃게 될 수 있다.

중국측은 1단계 연구기간에 EROD 실험방법을 정립하는데 한국측과 같은 대상생물인 넙치 (*Paralichthys olivaceus*)를 사용하였다. 2003년에는 주로 쥐노래미 (*Hexagrammos otakii*)를 사용하였다. 쥐노래미는 우리나라 동.서.남해 전 연안에도 서식하고 있는데 연안 정착성 어류로 바닥이 암초지대, 해조류가 무성한곳, 모래와 펄이 섞인 암초지대 등에 서식하고 있다. 산란기는 10-1월로 부화후 만 1년이면 체장 11-13 cm로 자라며 식성은 게류, 새우류, 갯지렁이류, 해조류, 작은 어류 등 잡식성이다. 대련인근 해역의 쥐노래미 조직중의 EROD 활동도는 10-20 pmol/min/mgP 정도로 낮았다. 대련 인근의 퇴적물중 PCB 농도가 높은 곳에서는 쥐노래미 조직중의 EROD 활동도가 70-80pmol/min/mgP 정도로 높아 오염물질에 의한 EROD 활동도 증가가 뚜렷하게 나타났다.

이러한 연구는 더욱이 조사비용이 엄청나게 사용되는 오염물질 분석 및 파악 연구에 활용되어 오염이 우려되는 지점들을 스크리닝 하는데 결정적인 역할을 할 것이다. 다이옥신, 퓨란같은 물질에 오염된 해역에 대해서는 EROD 활동도 측정에 의해 생물영향이 우려되는 곳을 스크리닝 할 수 있어 환경분석 및 환경평가 예산을 절감할 수 있게 될 것이다. 앞으로 오염물질 농도와 EROD 활동도 사이의 정량적 변화관계 파악으로 이러한 환경평가는 더욱 활성화 될 것이다.

2. 전문가 교류 및 워샵개최

워샵개최 결과

1. 워샵명칭 : 한·중 공동 황해연안 오염저감대책 연구결과 발표회

(Korea-China Joint Workshop on the Pollution Reducing Strategies for the Coastal Yellow Sea)

2. 워샵개최 일자 및 장소

2004년 1월 7일 한국해양연구원 국제회의실

3. 워샵성격

공동연구로 수행중인 “황해 연안오염 저감대책 연구”의 연구결과를 발표하고 중간 연구성과를 점검하며 향후 추진방향을 설정함.

4. 참석자 : 중국 측 5인

중국 국가해양국 해양환경보호연구소

Wen Quan (溫泉), Xu Hengzhen (徐恒振), Liu Xianming (劉現明),
Ma Minghui (馬明輝)

중국 국가해양국 국제합작사 쌍변사무처 Wang Antao (王安濤)

웍샵 주요발표내용 요약

1) 개회식

해양수산부 해양환경과의 환영사, 중국 국가해양국 국제합작사의 답사, 한국해양연구원의 환영사, 중국측 해양환경보호연구소장의 축하편지낭독, 양측 연구책임자의 간략한 사업소개

2) 연구발표 - 제1세션 - 서론 및 연안환경 오염물질 분석방법

<Introductory remarks and analytical methods for the coastal contaminants (K.T. Kim ; Chair)>

총5편의 논문이 발표되었음. 황해 연안환경의 개선을 위한 모니터링 적용기술, 수계망, 해양을 포함한 포괄적인 오염원 관리, 환경관리조치의 설정과 실효성 검증, 기타 연안환경 평가체계를 구축하기 위한 제도적 접근방법에 대해 한국과 중국의 발표와 토론이 있었음. 유기오염물질로 지속성이 강하며 근래 크게 문제가 되고 있는 PCBs와 유기염소계 잔류농약의 분석방법에 대해 발표가 있었으며 특히 생물체 시료 분석시의 문제점과 분리조건 개선 등에 대해 토의가 있었음. 황해연안 해역의 일관성 있는 오염물질 분석자료 확보를 위해 표준물질에 의한 상호검교정을 행한 결과에 대해 토론함.

3) 연구발표 - 제2세션 - 생물체 오염축적 및 조기오염경보지표

<Bioaccumulation of contaminants and biomarkers as an early warning distress signal in the coastal environment (Q. Wen ; Chair)>

총 4편의 논문이 발표되었음. 공동연구의 일부로 수행한 연안해역의 퇴적물, 생물체, 해수의 분석을 통한 중금속, 지속성유기오염물질의 생물축적 과정에 대한 논문들이 발표되었는데 오염물질 각 개별성분들의 생물체내 선택적 축적특성에 대해 많은 토론이 있었음. 이들 연구결과를 바탕으로 연안해역의 오염평가를 위한 방법론 정립에 대해 토론하였음. 연안오염 “조기오염경보기술” 공동연구결과에 대해서는 한국측에서 패류체내의 AChE, AHH 활동도

변화와 환경요인에 대해 발표하였으며 중국측은 지역에 따른 패류체내의 EROD 활동도 변화에 대해 발표하였음.

3) 토론 - 제3세션 - 전체토론 및 향후 연구방향

향후 공동연구의 연구내용, 연구방법, 요소기술개발 등 세부 추진사항에 대해 토론하였음. 2004년에는 중국측 2인 방문, 한국측 2인 방문 등 상호 전문가 교류를 행하기로 함. 향후 부유물질의 오염물질 분석기술, 상호검교정, 생물체 내 오염물질 축적 (해조류, 패류), 오염경보기술 현장적용연구 등을 공동 수행하기로 함. 또한 연구결과의 영문보고서 공동작성 및 발간에 대한 세부사항을 협의하였음.

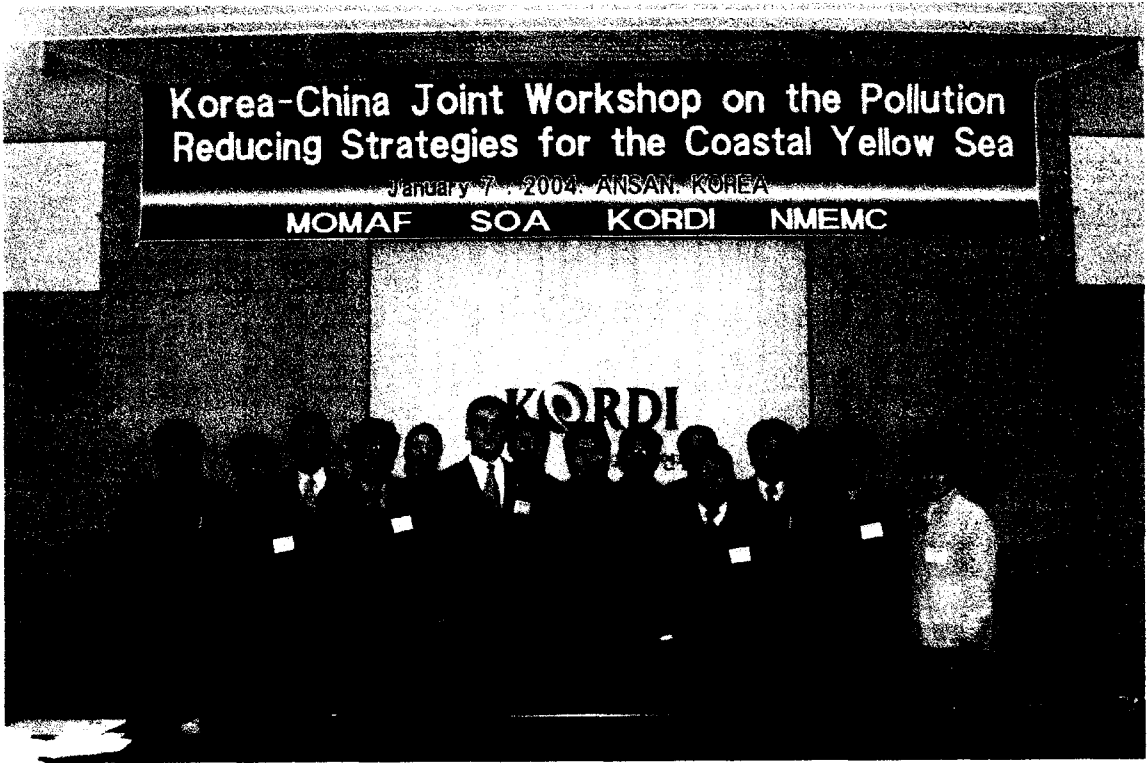
**Korea-China Joint Workshop on the Pollution Reducing
Strategies for the Coastal Yellow Sea**

January 7, 2004, Ansan, Korea

Workshop Program

9:30 - 10:00	Opening Remarks (MOMAF, SOA, NMEMC, KORDI))
10:00 - 10:20	coffee break
	<i>Introductory remarks and analytical methods for the coastal Contaminants (K.T. Kim ; Chair)</i>
10:20 - 10:40	Q. Wen (NMEMC) - Pollution reducing strategies for the Coastal Yellow Sea - present status and perspectives China.
10:40 - 11:00	D. B. Yang (KORDI) - Pollution reducing strategies for the Coastal Yellow Sea - present status and perspectives Korea.
11:00 - 11:20	H. Z. Xu (NMEMC) - Analysis of PCBs and organochlorine pesticides in intertidal sediments and in biota.
11:20 - 11:40	H.J. Ju (KORDI) - Quality control of pollutants analysis Korean experience.
11:40 - 12:00	X.M. Liu (NMEMC) - Intercalibration exercise - Chinese Experience
12:00 -	Lunch

- Bioaccumulation of contaminants and Biomarkers as an early warning distress signal in the coastal environment (Q. Wen ; Chair)*
- 14:00 - 14:20 K.T. Kim (KORDI) - Accumulation of trace elements in Manila clams (*Ruditapes philippinarum*)
Collected on the western coast of Korea.
- 14:20 - 14:40 M.H. Ma (NMEMC) - Study on the relationships between Contaminant contents in Manila clam (*Ruditapes Philippinarum*) and in environment
- 14:40 - 15:00 J. Yu (KORDI) Accumulation of PCBs and organochlorine Pesticides in Manila clams (*Ruditapes philippinarum*)
Collected on the western coast of Korea.
- 15:00 - 15:20 D.B. Yang (KORDI) - Inhibition of acetylcholinesterase in the adductor muscle of Manila clams (*Ruditapes Philippinarum*) by organophosphorous pesticides.
- 15:20 - 15:40 Coffee break
- General discussion on the joint research
(D.B. Yang, Q. Wen ; Chair)*
- 15:40 - 16:30 General Discussion
- 16:30 - 17:30 Future research items



한·중 공동 황해연안 오염저감대책 연구결과 발표회

(Korea-China Joint Workshop on the Pollution Reducing Strategies for the
Coastal Yellow Sea)

제 6 절 중국의 해양환경관리

중국의 해양환경관리기술에 대하여는 2003년 연구보고서에 일부 수록되었으며 본 보고서에는 이를 보완하였다.

1. 중국의 해양환경시료 분석방법과 관련기준

중국은 해양퇴적물의 환경평가기준(GB 18668-2002)을 보유하고 있다(2002년 3월10일 발표, 2002년 10월 1일부터 실시). 이 기준중 중요 화학물질 농도에 대한 것을 Table 6-1에 정리하였다. 퇴적물 기준 1급은 인체, 해양자연보호구, 어업수역, 회귀생물, 멸종위기생물 자연보호구, 해수양식구, 해수욕장, 퇴적물이 직접 접촉하는 스포츠 및 오락, 공업용수중 식품과 관련 있는 곳 등에 적합한 퇴적물의 환경상태이다. 2급은 일반공업용수, 풍치지구 등에 적합한 퇴적물의 환경상태이다. 3급은 항구수역, 특수용도의 해양개발작업구 등에 적합한 것이다. 화학물질의 단위는 건중량 기준으로 설정되어있다.

Table 6-1. Quality guideline for the marine sediment of China.

항목	단위	1급	2급	3급
Hg	10 ⁻⁶	0.2	0.5	1.0
Cd	10 ⁻⁶	0.5	1.5	5.0
Pb	10 ⁻⁶	60.0	130.0	250.0
Zn	10 ⁻⁶	150.0	350.0	600.0
Cu	10 ⁻⁶	35.0	100.0	200.0
Cr	10 ⁻⁶	80	150	270
As	10 ⁻⁶	20.0	65.0	93.0
유기탄소	10 ⁻²	2.0	3.0	4.0
황화물	10 ⁻⁶	300.0	500.0	600.0
석유	10 ⁻⁶	500.0	1000.0	1500.0
HCHs	10 ⁻⁶	0.5	1.0	1.5
DDTs	10 ⁻⁶	0.02	0.05	0.10
PCBs	10 ⁻⁶	0.02	0.20	0.60

HCHs, DDTs, PCBs의 경우 시료의 분석방법은 GC로 분석표준(GB 17378.5-1998)에 의해 실시하며 분석 검출한계는 각각 15pg, 39pg, 59pg 으로 되어있다.

중국은 해양환경의 정밀평가를 위해 해양생물체 오염물질 농도를 이용한 환경평가기준도 보유하고 있다. 이 기준은 2001년 8월 28일에 발표되고 2002년 3월1일부터 실시된 것이다. 이 중 1급은 해양어업수역, 해수양식구, 해양자연보호구, 공업용수중 식품과 관련 있는 곳 등에 적합한 생물의 환경상태이다. 2급은 일반공업용수, 풍치지구 등에 적합한 생물의 환경상태이다. 3급은 항구수역, 해양개발작업구 등에 적합한 것이다.

이 기준 중 중요 화학물질 농도에 대한 것을 Table 6-2에 정리하였다. Cd는 1, 2, 3급이 각각 0.2, 2.0, 5.0mg/kg wet wt.로 설정되어 있고 Cu는 0.1, 2.0, 6.0mg/kg wet wt.로 되어있다. 유기염소계 농약인 HCH는 α , β , γ , δ 네 개 이성질체의 농도의 합계로 평가하는데 1, 2, 3급이 각각 0.02, 0.15, 0.50mg/kg wet wt.이다. DDT는 네 개 이성질체의 합으로 평가하는데 1, 2, 3급이 각각 0.01, 0.10, 0.50mg/kg wet wt.로 되어있다.

Table 6-2. Quality guideline for the marine organisms of China.

(mg/kg wet wt.)

항목	1급	2급	3급	인용표준
석유	15	50	80	GB 18421-2001
총 수은	0.05	0.10	0.30	GB 18421-2001
Cd	0.2	2.0	5.0	GB 18421-2001
Cu	0.1	2.0	6.0	GB 18421-2001
As	1.0	5.0	8.0	GB 18421-2001
HCHs	0.02	0.15	0.50	GB 18421-2001
DDTs	0.01	0.10	0.50	GB 18421-2001
PCBs	0.1			International Joint Commission Aquatic Life Guideline
DSP	200			해양적조감측기술규정
PSP	0.8			GB 18421-2001
주 :	i. 패류는 패각부분을 제외한 중량. ii. HCHs 농도는 4종류의 이성질체 합계 iii. DDT 4종류의 이성질체 합계			

시료의 분석방법은 HCHs의 경우 GC에 의해야 하며 분석표준은 GB 17378.6-1998이다. 분석의 검출한계는 α -HCH가 5pg, β -HCH가 3pg, γ -HCH가 7pg, δ -HCH가 9pg 이어야 한다. DDTs의 경우도 GC에 의하며 분석표준은 GB 17378.6-1998을 따라야 하고 분석의 검출한계는 p,p'-DDE가 5pg, o,p'-DDT가 17pg, p,p'-DDD가 8pg, p,p'-DDT가 10pg 이어야 한다.

2. 중국의 해양환경평가 기술규정

중국 국가해양국(SOA)은 해양환경을 평가하기 위한 각종 기술규정을 제시하고 있다(www.soa.gov.cn). Table 6-3에 정리된 이들 기술규정은 평가대상 연안해역의 특성에 따라 육상오염유입구 인근해역 측정기술규정, 하천유입구 오염물질총량 및 하구환경오염 측정기술규정, 해양폐기물배출해역 측정기술규정, 해수욕장환경 측정기술규정, 해수증양식구 측정기술규정, 해양자연보호구 측정기술규정 등이 별도로 작성되어있다. 이처럼 관리하려는 연안해역의 자연 특성, 해역의 용도 등에 따라 별도의 기술규정들을 운용함으로써 설정된 환경보전 목표달성을 위해 노력하고 있다.

또한 환경평가의 대상에 따라 해양대기 측정기술규정, 해양생물체오염 측정기술규정, 해양생태환경 측정기술규정 등이 제시되고 있으며 건설의 해양환경영향 측정기술규정도 제정되어있다. 다른 국가의 기술규정들이 해수, 퇴적물, 생물체에 대해서만 조사·분석방법을 권장하고 있는데 비해 중국은 해양대기, 생태환경 등 세부적인 사항까지 구체화하고 있다. 특히 생태환경분야에서는 전지구적인 환경연구 개념이 잘 반영되어 있어 국제기구의 환경보전방향에 대응하고 있다.

이 기술규정들은 환경조사의 원칙, 조사지점 설정, 조사시기 및 빈도, 시료채취방법, 시료보존 및 운송방법, 시료전처리 기술, 적용해야할 분석방법, 평가에 필요한 계산식 및 지수 등 구체적이고 광범위한 정보를 포함하고 있다.

Table 6-3. Regulations for the environmental assessment in China.

중국의 기술규정	원 문
해양생물체오염 측정기술규정	海洋生物質量監測技術規程
해양생태환경 측정기술규정	海洋生態環境監測技術規程
육상오염유입구 인근해역 측정기술규정	陸源排污口鄰近海域監測 技術規程
하천유입구 오염물질총량 및 하구환경 오염 측정기술규정	江河入海污染物總量及河口區 環境質量監測技術規程
해양폐기물배출해역 측정기술규정	海洋傾倒區監測技術規程
해수욕장환경 측정기술규정	海水浴場環境監測技術規程
해수증양식구 측정기술규정	海水增養殖區監測技術規程
해양자연보호구 측정기술규정	海洋自然保護區監測技術規程
건설의 해양환경영향 측정기술규정	建設項目海洋環境影響跟蹤監測技術規 程
해양대기 측정기술규정	海洋大氣監測技術規程

각 기술규정들에는 조사하여야 할 항목과 관측빈도에 대해서도 명시되어 있는데 필수측정, 선택측정 별로 구분하여 제시하고 있다. Table 6-4에는 각 기술규정에 제시된 환경측정항목을 정리하였다.

Table 6-4. Parameters to be measured for marine environmental assessment regulations of China.

측정성격	빈도	수질	퇴적물, 생물
일반감측	퇴:1회 생:1회		생물필수항목 : 석유, Hg, Cd, Pb, As, HCHs, DDTs, PCBs, 대장균
육상오염원 배출구 인근 (陸源排污口鄰近海域)	수질-년4회 (3, 5, 8, 10월) 퇴-년1회(8월) 생-년1회(8월)	배출구특정물질+pH, COD, S, PO ₄ , NO ₂ , NO ₃ , NH ₄ , Pb, Cu, As, Zn, Cd, Hg, 황화물유류, SS, Chlorophyll-a	퇴적물 - Hg, Pb, Cd, Cu, As, 석유류, 황화물, DDTs, PCBs 생물 - 석유, 총Hg, Cd, Cu, As, HCHs, DDTs, PCBs.
하천 유입구 (江河入海汚染物總量)	풍수기, 평수기, 갈수기 각1회 필요에 따라 추가	필수 : 유류, COD, NO ₂ , NO ₃ , 암모니아, TP, Pb, Cu, As, Zn, Cd, Hg, 황화물등 선택 : BOD ₅ , TN, SS, 유기인계농약, - 유입되는 오염물 상황에 따라 추가함	
하구역 환경 (河口區環境質量)	풍수기, 평수기, 갈수기 각1회 필요에 따라 추가	필수 : T, S, SS, pH, COD, NO ₂ , NO ₃ , 암모니아, PO ₄ , Pb, Cu, As, Zn, Cd, Hg, 황화물, 유류, Chlorophyll-a. 선택: TN, SS, 부유식물, 부유동물, 오염상황에 따라 항목추가	
해양폐기물 배출해역 (海洋傾倒區)	상시측정 수질:매년1회 퇴:격년 1회	필수: 수색, 투명도, 클로로필a, DIN, pH, 영양염, SS, COD, BOD ₅ , Cu, Zn, Pb, Hg, Cd, As, 유류, 황화물 등 - 필요에 따라 추가	퇴적물 필수: 입도, 유형, Eh, pH, 유기물질, Cu, Zn, Pb, Hg, Cd, As. 퇴적물 선택: Al, B, Ba, Be, Co, Fe, Li, Mn, Mo, Ni, Se, Sn, PAHs, PCBs, 유기인계농약, TBT, TN, TP 생물체오염-대표적 저서생물 2-3종 채집 Zn, Cd, Pb, Cr, Hg, As 가능할시 생물영향 측정
증양식구 (海水增養殖區監測技術規程)	상시측정 (수질 월 1회 퇴적물 매계절) 응급측정	필수 : T, Tr, COD, pH, DO, S, DIN, PO ₄ , 유류, Chl-a 선택: TN, TP, Hg, Cd, Pb, Cu, As, Si, 세균, 부유식물 등	퇴적물 필수 : 총수은, Cd, Pb, Cu, As, Oil, DDT, PCBs, 황화물, 유기물질, 대장균 퇴적물 선택 : TP, TN, 저서생물
해수욕장 (海水浴場環境監測技術規程)	개장15일전 및 개장중	대장균, T, pH, S, DO, SS. 기타 선택항목.	
해양생태환경 (海洋生態環境監測技術規程)	기반조사 : 1년내 (4회이상, 4계절포함) 상시조사 : 년 2회 (생물의 성숙기와 비성숙기)	부영양화지표 : DO, TN, TP, COD	생물 - Hg, Cd, Pb, As, Cu, DDT, PCB, 석유, 미생물, 입도, 서식지범위, 어업포획, 일차생산, 생물다양성
해양자연보호구 (海洋自然保護區監測技術規程)	상시측정-년2회 (5, 11월)	T, S, DO, P, NH ₄ , NO ₃ , NO ₂ , Hg, Cd, Pb, As, Cu, Zn, 탄화수소.	생물 - Hg, Cd, Pb, As, Cu, Zn, 석유, PCBs, PAHs

가. 육상오염원 유입구 인근해역 감측기술규정

(중국국가해양국 2002년4월)

육상배출오염물의 영향범위내 해역을 대상으로 정점을 선정하며 배출구에서 부채꼴 모양으로 조사정점을 배치한다. 수질조사는 일반적으로 매년4차례 3월, 5월, 8월, 10월에 실시한다. 퇴적물은 8월에 1회 조사하며 생물측정도 8월에 1회 실시한다. 수질은 필수적으로 관측하며 퇴적물 생물의 항목은 선택적으로 관측한다. 일반해황조사는 풍향, 풍속, 기온, 기압, 기상현상, 수온, 수색, 수심, 투명도, 해황 등을 조사한다. 수질항목은 그 지역에 주로 배출되는 오염물질에 중점을 두며 필수측정항목으로 pH, COD, 염분, 활성인산염, 아질산염, 질산염, 암모니아, Cu, Pb, As, Cd, Hg, Oil, SS, Chl-a 등을 조사한다. 퇴적물의 필수측정항목은 Hg, Cu, Pb, As, Cd, oil, 유화물, DDT, PCB 등이다. 선택항목인 생물측정은 Oil, Hg, Cd, Pb, As, HCH, DDT, PCB 등에 대해 실시한다.

수질환경상태평가 계산공식 $P_i = M_i / S_i$

P—i : 오염물 오염지수

M—i : 오염물농도 (mg/l) ;

S—i : 오염물 해수수질표준 (mg/l)

퇴적물 환경 상태 평가 계산공식 $P_i = M_i / S_i$

P—i : 오염물 오염지수

M—i : 오염물농도 (mg/l) ;

S—i : 오염물 해수수질표준 (mg/l)

M—i : 오염물 농도 (10^{-6}) ;

S—i : 오염물 환경표준 (10^{-6}) .

생물질량평가 계산공식 : $P_i = M_i / S_i$

P—i오염물 오염지수 ;

M—i 오염물농도 (mg/kg) ;

S—i오염물 생물질량표준 (mg/kg) .

이 규정의 규범성 부록인 부록 B에는 분석방법을 명시하고 있는데 수문기상 부분에서 수온, 수색, 수심, 투명도, 해황, 풍속, 풍향, 기온, 기압, 천기현상에 대해서도 관측방법을 제시하고 있다. 수질분석방법은 Table 6-5를 따른다.

Table 6-5. Analytical methods of seawater required for the environmental assessment of areas receiving land-based pollutants.

조사항목	분석방법	인용 표준
pH	pH meter	GB 17378.4—1998
염분	Salinometer	GB 17378.4—1998
COD	KMnO ₄	GB 17378.4—1998
활성인산염	Phosphomolybdate, Spectrophotometer	GB 17378.4—1998
아질산염	분광광도법	GB 17378.4—1998
질산염	Zn-Cd 환원법, Cd 컬럼환원법	GB 17378.4—1998
암모니아	분광광도법	GB 17378.4—1998
Hg	원자형광법	GB 17378.4
Cu	Flameless AA	GB 17378.4—1998
Cd	Flameless AA	GB 17378.4—1998
Cu	Flameless AA	GB 17378.4—1998
As	Atomic Fluorescence	GB 17378.4
유류	자의 분광광도법	GB 17378.4—1998
황화물	분광광도법	GB 17378.4—1998
클로로필a	형광분광광도법 또는 분광광도법	GB 17378.7—1998
SS	중량법	GB 17378.4—1998

이 기술규정에서 퇴적물 및 생물체 분석은 Table 6-6의 방법을 따른다.

Table 6-6. Analytical methods of sediments required for the environmental assessment of areas receiving land-based pollutants.

퇴적물 오염측정		
조사항목	분석방법	인 용 표 준
Hg	원자형광법	GB 17378.5
Pb	Flameless AA	GB 17378.6—1998
Cd	Flameless AA	GB 17378.5—1998
Cu	Flameless AA	GB 17378.5—1998
As	원자형광법	GB 17378.5
Oil	자외분광광도법	GB 17378.5—1998
유화물	Ion Selective Electrode	GB 17378.5—1998
DDT	GC	GB 17378.5—1998
PAH	GC	GB 17378.5—1998
생물체 오염측정		
조사항목	분석방법	인 용 표 준
Oil	형광분광광도법	GB 17378.6—1998
총 수은	원자형광분광광도법	GB 17378.6
Cd	Flameless AA	GB 17378.6—1998
Cu	Flameless AA	GB 17378.6—1998
As	AA	GB 17378.6
HCH	GC	GB 17378.6—1998
DDT	GC	GB 17378.6—1998
PAH	GC	GB 17378.6—1998

나. 하천유입 오염물질 총량 및 하구환경 감측기술규정

(중국국가해양국 2002년4월)

이 기술규정은 하천으로부터 해양에 유입되는 오염물질의 총량과 하구의 환경상태를 조사하기 위해 필요한 기술과 방법에 대해 다루고 있다. 이 기술규정에 인용된 규정은 GB3097 (해수수질표준), GB3838-88 (지면수환경질량표준), GB12763.2~3 (해양조사규범), GB17378.1~4(해양감측규범), SL219-98 (수환경감측규범), GB50179-93 (하류유량측정규범) 등이다.

관측지점 선정원칙은 조사해역을 대표할 수 있는 곳으로 하며 강 하구의 관측지점 선정은 그 해역의 해수순환을 고려하여야 한다. 하구환경관측은 종횡 단면 혹은 부채꼴 모양으로 하고 여건이 허락할 경우 해당하는 지역외의 곳에 대조구를 설정한다.

하천유입 오염물질 총량조사를 위한 정점은 수직선상으로 설정하는데 폭이 50m 이하인 하천의 경우 수직선 하나, 하천의 폭이 50-100m인 경우 좌, 중, 우로 3개 수직선, 폭이 100-1000m인 경우는 5개 수직선, 폭이 1000m이상인 경우 7개 수직선으로 한다. 수심이 5m 이하이면 수면하 0.5m에서 채수하고 수심이 5-10m 이면 수면하 0.5m와 하저위의 0.5m에서 채수한다. 수심이 10m 이상인 경우 수면하 0.5m, 1/2 수심, 하저위의 0.5m에서 채수한다.

강하구의 환경상태 조사를 위한 정점은 하류중축선과 양쪽에 평행하게 한 세트르 한다. 수심이 10m 미만인 경우 0.5 m층에서 채수하고 수심이 10m 이상의 경우 표층, 저층(하저0.5m) 에서 채수한다. 관측빈도는 풍수기, 평수기, 갈수기에 각 1회 실시하며 별도의 수요가 있을 때 관측빈도를 증가시킨다.

조사항목은 하천유입 오염물질 총량조사의 경우 필수항목으로 유류, COD, NO₂, NO₃, NH₄, TP, Cu, Pb, As, Zn, Cd, Hg, 황화물 등을 조사해야하며 선택항목에는 BOD₅, TN, SS, 유기인계농약 등이 있다. 조사항목은 각 조사구

역에 유입되는 오염물질의 특성을 감안하여 적당히 증가시킬수 있다. 하구 환경질량감측의 경우 필수항목으로 수온, 염분, 탁도, pH, COD, Chl-a, 유류, COD, NO₂, NO₃, NH₄, PO₄, Cu, Pb, As, Zn, Cd, Hg, 황화물 등을 조사하여야 하며 선택항목에는 DO, SS, BOD₅, 식물성플랑크톤 동물성플랑크톤 등이 있다. 하천에 의해 유입되는 오염물질에 따라 적당히 항목을 증가시킬 수 있다.

유입 오염물총량계산은 다음 식을 따른다.

하천유입 오염물총량 계산기본공식

계산공식 $W = \sum Mi \times Qi$

W : 하천유입 오염물총량
 Mi : 각종 유입오염물농도 ;
 Qi : 유량.

하구구 환경질량 평가표준 및 평가방법

계산공식 $Pi = Mi / Si$

Pi : 물질의 오염지수
 Mi : 오염물 농도 (mg/liter) ;
 Si : 오염물 해수수질표준 (mg/liter) .

다. 해양생물질량감측 기술규정

(중국국가해양국 2002년4월)

이 규정은 해양생물의 오염상태 관측에 필요한 기술과 방법을 다룬 것이다. 여기에 인용된 문건은 GB 3097 (해수수질표준), GB 17378.2 (해양감측규범 수거처리와 분석질량공제), GB 17378.3 (해양감측규범 시료채취 보존 및 운반), GB 17378.6 (해양감측규범 생물체분석), GB 17378.7 (해양감측규범 근해오염생태조사와 생물감측), GB 18421 (해양생물환경상태표준) 등이다.

해양생물중 오염물질감시는 패류위주로 하며 어류, 새우류, 해조류는 필요에

따라 감시한다. 관측지점은 그 해역을 대표할 수 있도록 해야한다. 시료채취는 조간대, 조하대, 외해역에서 행하며 생물채취 지점과 퇴적물 채취지점이 일치하도록 한다. 채취지역은 가능하다면 오염원의 유입이 직접 이루어지는 곳을 피하고 관측해역의 해수순환역학과 해역의 기능을 고려하여야 한다. 반폐쇄성, 폐쇄성 해역에서는 시료채취지점을 추가하고 외해로 열린 지역에서는 채취지점수를 적당히 감소시킨다. 정점위치 선정은 전해역이 포함되며 정점들의 대표성이 있도록 방사선형, 우물정자형, 매화형, 망격자형 등으로 한다. 감시빈도와 시기는 각지의 상황에 따르는데 생물성숙기 (8月-10月) 에 진행한다. 필수측정항목은 석유류, Hg, Cd, Pb, As, HCHs, DDTs, PCBs, 대장균 등이다.

시료채취는 생물잔류독성조사의 경우 조간대에서 패류, 연안 조하대와 외해역에서는 패류, 어류, 새우, 조류 시료를 채취한다. 시료채취시 생물개체가 손상되지 않도록 하며 크기가 다른 개체로 1.5Kg을 스테인레스칼로 채취하고 부착생물을 제거한다. 현장의 해수를 이용하여 충분히 시료를 세척한후 폴리에틸렌백에 넣어 냉동보관한다 (-10℃~-20℃). 조류 시료는 대형 조류시료 100g 정도를 채취하고 현장의 해수를 이용하여 세척하고 냉동보존한다(-10℃~-20℃). 새우, 어류 등은 1.5kg을 채취하는데 시료의 대표성, 분석용량을 감안해야 한다. 역시 현장의 해수로 세척하여 냉동보존한다 (-10℃~-20℃). 생물채취시에는 시료채취기구 선택, 전처리 시약 선택에 주의하여야 하며 채취시 주변환경을 정확히 기록하여야 한다. 현장에서 생물채취시 관찰기록은 생물개체의 색, 개체크기, 사망수량, 기계손상 또는 기타 이상개체, 생물개체생활환경 등이며 생물명은 학명과 통상명칭을 모두 기록한다.

패류 시료의 전처리는 시료해동후, 증류수 또는 청결해수를 이용하여 매 개체를 세척하며 체장, 중량 등을 기록한다. 시료가 Oil, HCHs, DDTs, PCBs, 분대장균군, 이양균총수량, DSP, PSP 등의 분석에 사용될 경우 스테인레스칼을 이용하여 패각을 절개하고 체내잡물을 제거하여야 한다. 연한 조직을 채취하고 생체내액을 유실하지 않도록 하여야 하며 여러 개체를 모아 입구가 넓

은 유리병에 넣고 밀봉하여 냉동 보존한다. 시료가 T-Hg, Cd, Pb, As 분석을 위한 것일 경우 대나무 칼로 연한 조직을 취하고 여러 개체를 합하여 밀봉하고 냉동 보존한다. 시료의 화학적 분석은 Table 6-7의 방법을 따른다. 시료분석후 환경평가방법은 $I_i = C_i / S_{ij}$ (I_i : 항목의 평가치, C_i : 농도 또는 표준치, S_{ij} : 항목의 j 생물질량표준치)를 따른다.

해양생물의 평가는 환경평가대상해역의 주요기능에 따른다. 이는 해양생물질량》의 선택평가표준(GB18421)을 참조하여야 한다. 평가시 한가지 오염물질의 지수가 0.5 이하이면 그 오염물질이 생물체에 도달하지 않은 것으로 보며 지수가 0.5~1.0 이면 생물체가 그 오염물질의 영향을 받기 시작한 것으로 보고 1.0 이상이면 그 물질에 오염된 것으로 본다.

Table 6-7. Analytical methods of chemical variables used for the biomonitoring, China.

	분석항목	측정방법	인용표준
1	Oil	UV spectro	GB 17378.6 해양감측규범, 생물체분석
2	T Hg	원자형광법	GB 17378 해양감측규범
3	Cd	Flameless AA	GB 17378.6 해양감측규범, 생물체분석
4	Pb	Flameless AA	GB 17378.6 해양감측규범, 생물체분석
5	As	원자형광법	GB 17378 해양감측규범
6	HCHs	GC	GB 17378.6 해양감측규범, 생물체분석
7	DDTs	GC	GB 17378.6 해양감측규범, 생물체분석
8	PCBs	GC	GB 17378.6 해양감측규범, 생물체분석

라. 해양생태환경 감측기술규정

(중국국가해양국 2002년4월)

이 기술규정의 목적은 해양생태환경을 감시, 측정하는데 유효성과 학술적 근거를 확보하기 위한 것이다. 이를 위해 시료채취방법, 오염물질 분석조건과 실험기기, 관찰된 시료의 수치처리방법을 제시하였다.

이 규정에 인용된 문건은 해양감측규범(GB 17378), 해양조사규범(GB 12763), 해수수질표준(GB 3097), 해양생물질량(GB 18421), 어업수질표준(GB 11607-89), 해빈관측규범(GB/T 14914-1994) 등이다. 해양생태환경의 감시, 측정에 종사하는 자는 자료의 표준화와 검증과정을 전체 환경감시 과정중에 걸쳐 필히 수행하여야 한다. 사용되는 분석 측정기기, 계량기, 설비 등은 실험과정의 표준화 유효기간 내에 있어야 한다. 그리고 감시 측정인원은 자격증을 소지하여야 한다. 감시, 측정지점은 매 15km² 마다 1-2개를 설정한다. 지형, 수심, 측정목표상 필요한 경우를 제외하고는 측정지점의 거리가 균등하도록 한다. 측정지점들의 설정은 격자형, 단면 등으로 하며 측정시마다 위치가 변동되지 않도록 주의하여야 한다.

평가대상해역의 전체적인 배경 환경을 파악하기 위해서는 초기에 좀 더 구체적인 조사를 필요로 한다. 그 해역의 생태환경 현황과 압력인자 등을 파악하여 향후 상시 관측을 행 할시의 환경지표체계 및 환경평가를 위한 바탕 값(background value)들을 파악한다. 이러한 바탕조사는 착수 1년내에 종료하여야 한다. 이 기간동안 최소 4회의 조사가 있어야 하며 춘, 하, 추,冬の 계절 조사가 포함되어야 한다. 상시 관측의 경우 1년에 2회를 실시하며 생물의 성숙기와 비성숙기에 행한다.

상시 관측의 감시 지표와 항목은 Table 6-8과 같다. 이중 생태압력 지표는 감시 목적에 따라 적당히 가감한다.

Table 6-8. Parameters to be assessed for the marine ecological monitoring.

관측 지표	항 목
<p>생태압력지표</p> <p>오염지표</p> <p> 생물잔류 독성물질</p> <p> 생물체 미생물</p> <p>부영양화지표</p> <p> 용존산소 (DO)</p> <p> 총질소 (T-N)</p> <p> 총인 (T-P)</p> <p> 화학적 산소요구량 (COD)</p> <p>생태환경 변화지표</p> <p> 퇴적물 입도</p> <p> 서식지범위</p> <p>기타압력지표</p> <p> 어업포획</p> <p> 육상유입오염원</p> <p> 양식압력 (종류, 밀도 등)</p>	<p>Hg, Cd, Pb, As, Cu, DDT, PCB, Oil</p> <p>분대장균, 세균총수</p>
<p>생태효응지표</p> <p> 기초생산력</p> <p> 엽록소a</p> <p> 일차생산력 (C¹⁴)</p> <p> 생물다양성</p> <p> 종류다양성</p> <p> 생물다양성지수</p> <p> 군집</p> <p>종조성(우점종/상시발견종/민감종 등)</p> <p> 생물량</p> <p> 밀도</p> <p> 관상종</p>	<p>부유생물, 저서생물, 조간대생물</p> <p>저서생물, 조간대생물, 부유생물</p> <p>부유생물, 저서생물, 조간대생물</p> <p>부유동물, 저서생물, 조간대생물</p> <p>부유생물, 저서생물, 조간대생물</p> <p>산호, 홍수림 등의 밀도, 생물량 등</p>

생물체중 오염물질 농도 측정을 위한 시료는 패류 또는 어류로 하며 그 해역에서 상시 발견되는 종으로 한다. 측정시마다 생물종은 같은 것이어야 하며 규격도 동일한 것으로 한다. 생물시료 채취와 기타 시료 채취는 동시에 행하여야 한다. 어선으로부터 구입하는 경우에는 그 생물종이 평가대상해역에서 채취된 것인지를 확실히 한다. 시료는 먼저 조사해역의 해수로 세척한다. 살아있는 생물시료의 경우 실험실 운반도중 신선도를 유지하여야 한다. 기타 시료는 냉장상태로 운반한다. 실험실 운반후 채장, 체중을 측정한다. 시험시까지 -20°C 에서 보관한다. 시험시에는 냉동시료를 실온에서 해동시킨다. 패류의 경우 유연조직, 어류는 근육조직을 시료로 취한다. 이를 homogenizer 로 균질하게 하고 입구가 넓은 150ml 병에 넣어 다시 -20°C 에서 보관한다. 각 오염물 함량분석 기술은 생물체분석표준방법 (GB17378.6-1998)을 참조한다. 미생물 측정은 분대장균의 경우 발효법을 사용하고 총세균수는 평판계수법을 사용한다. 해양생태환경의 관측은 생물 환경 권장치가 나와있으므로 이에 따르는 것이 많다(Table 6-9).

Table 6-9. Quality objectives of marine organisms applicable for the marine ecological assessment in China.

오염물종류	평가표준
석유류	20.0×10^{-6} wet wt
Hg \leq	0.3×10^{-6} wet wt
Cd (패류) \leq	2.0×10^{-6} wet wt
Cd (어류) \leq	1.0×10^{-6} wet wt
Cu \leq	10×10^{-6} wet wt
Pb \leq	1.0×10^{-6} wet wt
As \leq	1.0×10^{-6} wet wt
HCH \leq	0.02×10^{-6} wet wt
DDT \leq	0.1×10^{-6} wet wt
PCB \leq	0.1×10^{-6} wet wt
분대장균 $<$	300개/100g wet wt

평가방법중 생물질량지수법은 공식 $P_i = C_i / C_{si}$ 에 따른다. 여기서 $P_i = I$ 오염물의 생물환경, $C_i = I$ 오염물의 실측치, $C_{si} = I$ 오염물의 표준치이다. $P_i \leq 1.0$ 인 경우는 표준에 부합되는 것이고 $P_i > 1.0$ 인 경우는 표준을 초과하는 것이다.

영양상태질량지수 계산공식은

$QI = C_{COD} / C'_{COD} + C_{T-N} / C'_{T-N} + C_{T-P} / C'_{T-P}$ 로 주어진다.

C_{COD} , C_{T-N} , C_{T-P} 는 수중의 COD, TN, TP 의 측정농도

C'_{COD} , C'_{T-N} , C'_{T-P} 는 평가표준 ($C'_{COD}=3.0\text{mg/L}$, $C'_{T-N}=0.6\text{mg/L}$, $C'_{T-P}=0.03\text{mg/L}$)

영양기준 판단표준은 $NQI > 3$ 이면 부영양상태이고 $NQI = 2 \sim 3$ 일 경우 중간영양, $NQI < 2$ 일때 빈영양 이라고 본다. 생태압력 평가는 오염지표, 부영양화지표, 생태환경변화지표와 과도포획, 육상유입오염원, 양식장폐기물 등 생태압력지표의 현황과 변화추세로 평가한다.

마. 해양 자연보호구 감측기술 규정

(중국국가해양국 2002년4월)

이 규정에서 자연보호구 (Sanctuary)는 대표적 자연생태계통, 희귀동식물천연분포구, 중요한 자연풍경구 및 기타 수요에 의한 보호 지역을 말한다. 핵심구(Sanctuary protection areas, SARs)는 자연보호구에 속한 대표적 지역으로 자연생태계 조성의 핵심이 되는 곳을 뜻한다. 완충구 (Multiple-use control site, C)는 핵심구역 주변이며 실험구(Research only areas, ROAs)는 완충구 주변으로 환경보호 및 자연자원의 합리적 개발이용의 시범이 된다.

환경요소 관측지점의 수는 20km^2 에 1개로 하며 보호구역내에 균등하게 분포되어야 한다. 보호대상관측은 핵심구내에는 20km^2 에 4개로 하며 완충구는 20km^2 에 2개, 실험구는 20km^2 에 1개로 한다. 바탕조사의 경우 보호구 지정전에 완성해야 한다. 그러나 자료가 충분하지 못하거나 조사자료가 5-10년을 초과한 것이라면 바탕조사를 실시해야 한다. 조사는 1개월 또는 계절에 1회로

한다. 일상관측은 매년 2회 실시하며 5월과 11월로 한다.

환경요소 관측에서 주요 항목은 수온, 염분, 용존산소, 무기인, 암모니아, 아질신염, 질산염, Hg, Cd, Pb, As, Cu, Zn, Oil 등을 포함하여야 한다. 생물체 중 오염물 함량은 Hg, Cd, Pb, As, Cu, Zn, Oil, PCBs, PAHs 등을 포함하여야 한다. 자연보호구는 그 유형이 다양하기 때문에 보호대상의 관측과 평가지표에는 차이가 많다. 주요 유형별 해양자연보호구 보호대상의 관측원칙은 다음과 같다. 하구 및 연안 생태계통의 주요 관측목표는 부유생물, 저서동물군집구조 등이며 조간대 생태계통의 주요 관측목표는 조간대동물, 식물의 종다양성, 군집구조이다. 해초상 생태계통 관측의 주요지표는 식물의 밀도, 종류, 저서동물 종다양성, 군집구조 등이고 산호초 생태계통은 종류, 밀도, 발병율, 사망률 및 보충상황, 조류 및 어류 분포 등이다. 자료의 표준화를 위해 해양자연보호구의 관측을 실시하는 기관은 필히 QA/QC에 임할 준비가 되어 있어야 하고 관측의 전과정을 통해 이를 실시한다. 사용하는 계량검측기, 설비와 계량기기는 유효한 검정기간 내에 있어야 한다.

자연보호구내의 수심 10m 이내의 지점에서는 표층에 한해 해수중 각 환경요소 지표를 측정한다. 수심이 10m 이상인 경우에는 표층과 저층에서 각 환경요소 지표를 측정한다. 질량지수에 의한 환경평가는 해수환경의 부유물, 영양염, 중금속, Oil 등에 사용하며 계산공식은 $P_i = C_i / C_{si}$ 에 의한다. 여기서 P_i 는 오염물질의 질량지수, C_i 는 오염물질의 실측치, C_{si} 는 I 오염물의 표준치이다. C_{si} 는 GB3097 로 정해져 있는 《해수수질표준》의 각 항목중 1급수 수치이다. P_i 가 1 이하이면 자연보호구의 수질이 표준에 부합되는 것이고 1 이상이면 표준을 초과하는 것으로 발표한다. 표준상태평가법은 수온, 염분 등 물리요소 평가에 사용된다. 각 계절의 참고치나 표준치를 전문가의 의견을 들어 정하고 실제 측정치와의 차이를 평가한다.

관측보고서에는 서론, 보호구 개황(지리적 위치, 보호대상, 주요인간활동 영

향 및 취하고 있는 보호조치), 관측시간과 지점, 관측항목, 관측기술, 평가방법을 포함하여야 한다. 관측결과 및 평가에는 보호구 환경상황(수온, 염분, DO, 영양염, 중금속, 유류, 기타요소) 및 평가, 추세분석이 포함되어야 한다. 환경재해란에는 적조발생 및 피해액, 오염사고(유류 유출, 화학약품 유출) 병해 등이 기술되어야 한다. 그리고 보호조치와 건의 등이 포함된다. 부록에는 자원자에 의한 관측 내용이 포함되어 있다.

바. 해수증양식구 감측기술규정

(중국국가해양국 2002년4월)

해수증양식구의 환경을 평가하는데 적용되는 수질평가의 인용 표준치는 수질표준 2등급을 적용한다. 이 규정에는 별도로 유기오염평가지수가 제시되어 있다. 그리고 총인, 총질소의 개념은 유기질소 유기인 등을 모두 포함하는 것이 특징이다. 관측지점선정은 50km² 이하의 중점감시 증양식구에서는 6개 정점 이하를 설정하고 면적이 50km², 같거나 큰 중점감시 증양식구에서는 12개 이상을 설정한다. 설정방법은 중점감시 증양식구 중심으로 단면을 설정하고 매 단면마다 3개 이상의 조사점을 설정한다. 관측빈도는 정기관측의 경우 수질관측 매월1회, 퇴적물 관측 매 계절 1회로 한다. 증양식구에서 응급감측(Emergency monitoring)은 해당 증양식구에서 유독 유해물질오염이 발생했을 때, 대규모 폐사가 일어났을 때 또는 적조 등 재해시에 빠른 현장관측이 필요할 때이다. 채취 수층은 수심이 5m이내인 지역에서는 표층만 채수하고 5m이상인 지역에서는 표층, 저층수를 채취한다. 단 유류분석용 시료는 1m 층에서 채수한다.

수질감시의 필수측정항목은 T, SS, COD, pH, DO, 염분, 무기질소(암모니아, 질산염, 아질산염), PO₄, 유류, Chl-a 등이며 선택측정항목은 총질소, 총인, Hg, Cd, Pb, Cu, As, Si(OH)₄ 등이다. 퇴적물관측의 필수측정항목에는 T-Hg, Cd, Cu, Pb, As, Oil, DDT, PCBs, Sulfides, 유기물, fecal coliform 이 있다. 선택

측정항목은 TP, TN, 저서생물을 포함한다. 평가표준은 GB3097 로 정해져 있는 수질표준의 2급수 기준을 사용한다. 인용표준치는 DO 5mg/L, COD 3mg/L, Hg 0.0002mg/L, Cd 0.005mg/L, Pb 0.005mg/L, Cu 0.01mg/L, As 0.03mg/L 등이다.

중양식구 환경의 평가방법은 다음과 같다.

단인자평가모식

여기서

$$P_i = \frac{C_i}{C_{io}}$$

P_i —오염인자 오염지수 즉 단인자 오염지수 ;
 C_i —오염인자의 실측농도,
 C_{io} —모오염인자 평가표준

DO 의 경우

여기서

$$P_i = \frac{C_{im} - C_i}{C_{im} - C_{io}}$$

P_i —DO 오염지수, C_i —DO 실측치,
 C_{io} —DO 평가표준
 C_{im} —이번 조사의 DO 최대치

pH의 경우

$$SpH = \frac{|pH - pHsm|}{DS} \quad pHsm = \frac{pHsu + pHsd}{2} \quad DS = \frac{pHsu - pHsd}{2}$$

여기서 pH—이번 조사에서의 pH 실측치
 pHsu—해수 pH 표준 상한치 pHsd—해수 pH 표준 하한치

생물다양성지수 (H') (Shannon-Weaver 종다양성지수)

여기서

$$H' = -\sum_{i=1}^S P_i \log_2 P_i$$

H' - 부유식물 종류다양성지수
 S - 유식물종류수 ;
 P_i - i 종 세포갯수와 총세포수 비교치

영양지수 (E) 법

영양지수 $E = \text{COD} \times \text{Inorg N} \times \text{Inorg P} \times 10^9 / 4500$
 단위는 mg/dm^3 로 표시 .

유기오염평가지수 (A) 법

유기오염평가지수 (A) 는 다음식으로 주어진다.

$$A = \text{COD}/\text{COD}_0 + \text{DIN}/\text{DIN}_0 - \text{DO}/\text{DO}_0$$

- COD——해수중 실측농도
- DIN——Dissolved Inorganic Nitrogen 실측농도
- DIP——실측농도
- DO——실측농도

$\text{COD}_0, \text{DIN}_0, \text{DIP}_0, \text{DO}_0 =$ 상술한 각항목 지표의 평가표준
 ($\text{COD}_0=3.0\text{mg/L}, \text{DIN}_0=0.10\text{mg/L}, \text{DIP}_0=0.015\text{mg/L}, \text{DO}_0=5.0\text{mg/L}$)

영양상태질량지수(NQI)

영양상태질량지수(NQI)는

$$\text{NQI} = C_{\text{COD}}/C'_{\text{COD}} + C_{\text{T-N}}/C'_{\text{T-N}} + C_{\text{T-P}}/C'_{\text{T-P}} \dots\dots\dots$$

- C_{COD} — 해수중 COD 실측농도 ;
- $C_{\text{T-N}}$ — TN 농도 ;
- $C_{\text{T-P}}$ — TP 농도 ;
- $C'_{\text{COD}}, C'_{\text{T-N}}, C'_{\text{T-P}}$ 는 수중 COD TN TP의 평가표준

($C'_{\text{COD}}=3.0\text{mg/L}, C'_{\text{T-N}}=0.6\text{mg/L}, C'_{\text{T-P}}=0.03\text{mg/L}$)

3. 중국의 해양환경 - 각 성별 2002년 해양환경질량공보

본 절의 내용은 중국 국가해양국이 <http://www.soa.gov.cn>에 발표한 2002년도 중국연안해역의 각 성별 환경상황중 황해와 관련된 부분을 요약한 것이다. 중국 전체 연안에 대한 상황은 전년도 보고서에 요약하였다. 중국의 해수수질 등급은 4단계로 되어있고 연안해역을 관리함에 있어 청결해역, 비교적 청결해역, 약한 오염해역, 중간 오염해역, 심한 오염해역으로 구분한다.

허베이성 (河北省)

2002년도 허베이성의 해양환경은 대체로 양호하여 청결해역과 비교적 청결한 해역의 기준에 부합한다고 한다. 2001년과 비교하여 오염수준이 낮아진 상태이며 청결해역이 아닌 곳의 면적은 2120km² 이었다(Fig. 6-1). 비교적 청결한 해역이 1720km²로 전년에 비해 1320km²가 감소하였다. 약한 오염해역은 418km²로 전년에 비해 188km²가 증가하였다고 한다. 중간오염과 심한 오염해역은 약 2km² 정도로 전년에 비해 148km²가 감소하였다고 한다.

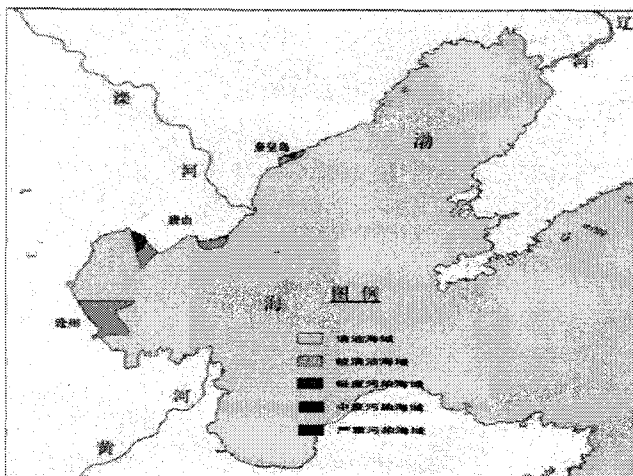


Fig. 6-1. Coastal environmental status in Hebei Province in 2002.

해양생물내 오염물질 축적 조사는 8개 정점에서 4종의 경제성 있는 패류로 실시하였는데 Hg, Oil은 기준보다 낮고 양호한 상태였다고 한다. 적조패독(PSP, DSP)은 검출되지 않았으며 부분적으로 패류중 As, Cd, Pb, DDT 등의 오염물질이 분포하였다고 한다.

지양수성(江蘇省)

지양수성에서는 86개 지점에서 수질환경을 감시한다. 2002년도 지양수성 연안해역의 해수수질환경은 대부분 청결, 비교적 청결해역에 속하였으며 그 중 청결해역에 속하는 연안해역의 면적은 전체의 약 38% 이었다. 주요 오염물질은 무기질소, 인산염, Cu, Pb, Zn, Hg 등이었다. 중점 증양식 구역은 비교적 청결한 해역에 속하였으며 부분적으로 Pb, Cu, Hg 등 중금속 오염이 중간오염해역의 기준에 달하기도 하였다. 패류체내의 오염물질 축적량은 대체로 낮은 편이었으며 항목에 따라 부분적으로 기준을 약간 초과하는 경우가 있었다. 중요한 육상오염유입구인 灌河口에서는 pH, DO, COD, Oil, Zn, Cd, Cr 등이 청결해역, 비교적 청결해역의 기준치와 부합하였다. 무기질소, 인산염, Zn은 약한 오염해역의 기준과 부합하였고 Cu, Pb, Hg는 중간오염해역의 농도에 해당되었다.

4개 중점 증양식 구역의 경우 비교적 청결한 해역의 기준에 부합하였다. 해수중 무기질소의 농도는 0.126-0.257 mg/l 이었고 인산염의 농도는 0.013-0.032 mg/l 이었다. 해수중 Cu 농도는 0.007-0.126 mg/l로 청결해역의 기준보다 높았고 지역에 따라 심한 오염해역에 속하는 경우도 있었다. Zn의 해수중 농도는 0.044-0.055 mg/l, Pb의 해수중 농도는 0.006-0.013 mg/l로 최고 값도 중간오염해역의 기준보다 낮았다. 지양수성의 경우 패류체내 잔류 유독오염물질의 농도를 《무공해 식품수산물 중 유독유해물질 기준》 NY5073-2001)과 비교하였다(Fig. 6-2). 대부분의 패류체내에서 Cu, Zn, Pb, Cr, Hg 농도가 무공해 식품표준보다 낮았다고 한다.

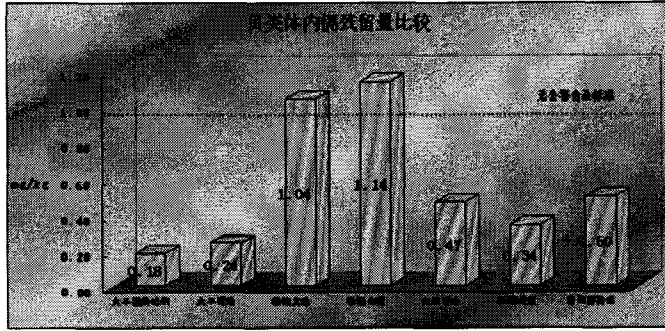


Fig. 6-2. Cd concentration in the tissues of bivalves in Jiangsu Province in 2002.

랴오닝성 (遼寧省)

2002년도에 랴오닝성은 대부분의 해역이 청결, 비교적 청결한 해역이었고 여기에 이르지 못한 해역의 면적은 2010km²였다(Fig. 6-3). 그 중 약한 오염해역, 중간 오염해역, 심한 오염해역의 면적은 각각 580km², 420km², 1010km²였다. 전반적인 오염현황은 전년에 비해 감소하였으며 심한 오염해역의 면적은 전년보다 1580km² 감소하였다고 한다. 오염이 문제가 되는 곳은 雙台子河口, 大蓮灣, 錦州灣, 랴오똥만 북부해역, 압록강하구 등이라고 한다.

주요 오염물질은 무기질소, 무기인, Pb 등이며 이중 무기질소와 무기인은 전년에 비해 오염이 감소하였다고 한다. 진조우만의 해수중 Cd 함량은 수질표준 3급을 넘었고 압록강하구, 링커우 연안, 진조우만의 총수는 함량은 수질표준 1급을 초과하였다고 한다.

해양생물의 상태는 비교적 양호하다고 한다. 일부 저서패류중의 As 함량은 생물표준 3급에 달한다고 하며 Cd 함량은 1급표준을 초과한다고 한다. 그 외

의 오염물질은 생물표준 1급에 부합한다고 한다.

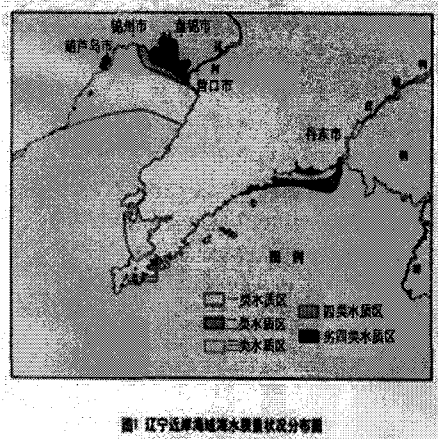


Fig. 6-3. Coastal environmental status in Liaoning Province in 2002.

톈진시 (天津市)

톈진시 연안해역의 대부분은 비교적 청결한 해역이었다. 약한 오염해역의 면적은 약 948km², 중간 오염해역의 면적은 약 31km² 였고 주요 오염물질은 무기질소, 유류와 Pb 였다. 톈진항 남쪽 지역이 Hg, Pb 등으로 약한 오염해역에 속한다고 한다. 퇴적물중 중금속 농도와 퇴적물표준과의 비율(F)은 Fig. 6-4와 같다.

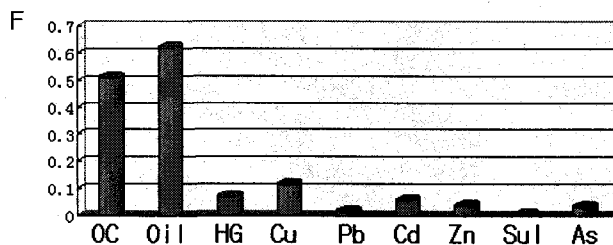


Fig. 6-4. Pollution factors of major pollutants in the coastal sediments of Tianjin City.

4. 중국의 해양환경 - 2003년 해양환경질량공보

중국 국가해양국이 발표한 2003년도 중국 연안해역의 환경상황은 다음과 같다(2003년 중국 해양환경질량공보, www.soa.gov.cn).

중국 전체 해역중 청결해역의 기준에 미달한 곳의 면적은 142,080km²로 전년에 비해 32,000km² 감소하였다고 한다(Table 6-10). 그중 비교적 청결한 해역의 면적은 80,480 km²로 전년에 비해 31,000km² 감소하였다. 약한 오염해역의 면적은 22,010 km²로 전년에 비해 3,000km² 증가하였고 중간오염해역은 14,910 km²로 3,000km² 감소하였다고 한다. 심한 오염해역의 면적은 약 24680 km²로 1000km² 정도 감소하였다. Fig. 6-5, 6-6, 6-7에는 중국 전해역, 양자강 하구, 발해만의 해역등급별 분포를 나타내었다. 근해 대부분 해역은 청결해역의 수질표준에 부합하였으며 주요 오염물질은 무기질소, 활성인산염과 Pb 였다고 한다. 오염이 심한 해역은 압록강 하구, 랴오둥만, 발해만, 양자강 하구, 항주만, 珠江하구와 일부 도시 주변 해역들이었다.

각 해역별로 환경상황을 보면 발해는 청결해역의 수질표준에 미달하는 곳의 면적이 2002년에 31,830km² 였던 것이 21,340km²로 감소하였다. 이는 전체 발해면적의 27.3%에 달한다. 오염범위가 감소한 주요해역은 萊州灣, 랴오둥만이다. 주요오염물질은 무기질소, 활성인산염, Pb 였다. 황해의 경우 전년에 비해 오염범위가 감소하였다. 청결해역의 표준에 미달하는 곳의 면적은 26,860km² 정도로 그 중 가벼운 오염해역의 면적이 5,700km² 였고 중간오염과 심한 오염해역의 면적은 각각 3,520km², 3,200km² 였다. 이들 지역은 주로 압록강하구, 海州灣, 따리엔만 해역이며 주요 오염물질은 무기질소, 활성인산염과 Pb 였다. 동지나해의 경우 청결해역의 표준에 미달하는 곳의 면적은 63,530km²로 전년에 비해 26,000km² 감소하였다고 한다.

Table 6-10. Marine environmental status in China (2003) (km²).

해역구분	비교적 청결	가벼운 오염	중간오염	심한 오염	2003년 합계	2002년 합계
발해	15,250	3,770	850	1,470	21,340	31,830
황해	14,440	5,700	3,520	3,200	26,860	27,670
동해	32,370	5,440	8,550	17,170	63,530	90,330
남해	18,420	7,100	1,990	2,840	30,350	24,560
합계	80,480	22,010	14,910	24,680	142080	174390

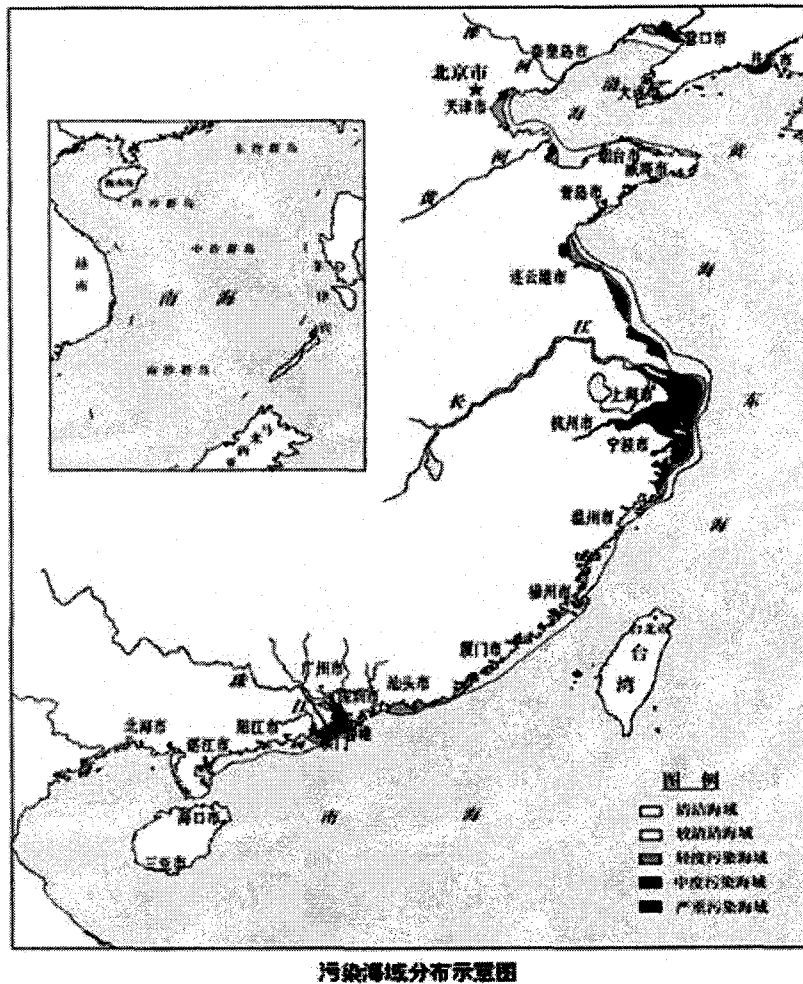


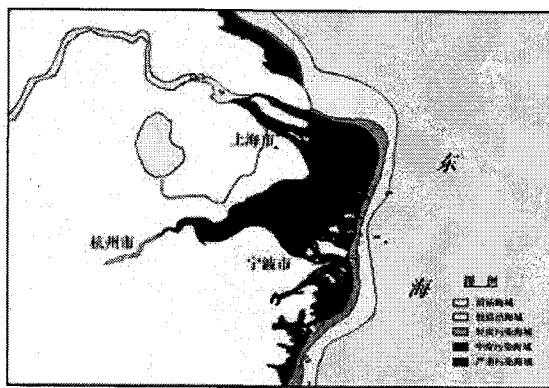
Fig. 6-5. Marine environmental status in China (2003).

각 성별 연안해역의 환경상태를 보면 라오닝(遼寧)성 연안해역의 경우 전년에 비해 오염범위가 감소하였다. 중간오염, 심한 오염해역이 나타나는 곳은 雙台子河口에서 遼河口까지, 압록강하구와 파리엔만 해역이다. 주요오염물질은 무기질소, 황성인산염, Pb 였다. 허베이(河北)성 연안해역의 대부분은 청결해역이었다. 가벼운 오염해역은 秦皇島와 텐진에 가까운 해역이었다. 주요오염물질은 무기질소와 Pb 였다. 텐진(天津)시 연안해역 중 중간 오염, 심한 오염해역이 나타나는 곳은 北塘 연안이고 가벼운 오염해역이 나타나는 곳은 발해만 연근이며 주요오염물질은 무기질소와 Pb 였다. 산둥(山東)성의 경우 중간오염, 심한오염해역의 대부분은 萊州灣과 膠州灣 일부해역에서 나타난다. 주요 오염물질은 무기질소, Pb와 Oil 이었다. 지양수(江蘇)성의 오염해역은 주로 海州灣、射陽河口에서 斗龍港까지에 분포한다. 주요 오염물질은 무기질소, 황성인산염 이었다. 상하이(上海)시의 경우 전년에 비해 중간오염, 심한 오염해역의 면적이 감소하였으며 주요 오염물질은 무기질소, Pb와 Oil 이었다.

2003年 해양퇴적물 관측 결과에 의하면 중국의 연안해역, 외해역 퇴적물의 환경상태는 대체로 양호하다고 한다. 파리엔만(大連灣), 진조우만(錦州灣), 珠江 하구해역의 퇴적물 오염이 비교적 심하다고 한다. 파리엔만의 퇴적물은 Cd, 황화물, 유기물의 함량이 비교적 높는데 측정지점의 60% 정도는 Cd농도가 해양퇴적물 환경기준 1급을 초과하였고 40%는 황화물 농도가 해양퇴적물 환경기준 1급을 초과하였다고 한다. 진조우만 퇴적물은 유류, Cd, As의 오염이 상대적으로 크며 일부 측정지점의 유류 농도는 해양퇴적물 환경기준 2급을 초과한다고 한다. 또한 Cd와 As의 농도는 해양퇴적물 환경기준 1급을 초과한다고 한다. 오염배출구 근처의 해역의 오염이 비교적 심한 편이며 Zn, Cd, Pb 유류의 함량이 해양퇴적물 환경기준 3급을 초과하는 경우도 있다고 한다.

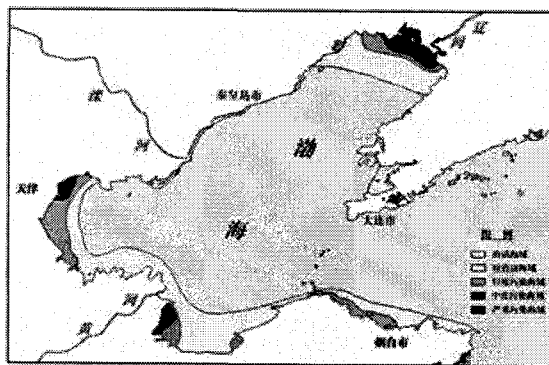
2003년도 해양생물의 환경상태를 보면 일부 관측지점의 개별 패류체내 잔류 Pb, Cd, Cu As 등의 농도가 해양생물 환경기준 1급을 초과하였다고 한다. 소수 관측점에서 패류체내 HCH와 DDT의 잔류가 나타났다고 한다. 遼寧興城,

王家窩鋪, 三道溝 등 관측지점의 개별패류체내 As 농도가 해양생물 환경기준 2급을 초과하였다고 한다. 河北新開河口, 山東虎頭崖, 廣東下川 등 관측지점의 개별패류체내 Cd 농도는 해양생물 환경기준 1급을 초과하였다고 한다. 廣東海門灣, 汕頭, 白浦 등 관측지점의 개별패류체내 Pb 함량은 해양생물 환경기준 2급을 초과하였다고 한다.



长江口污染海域分布示意图

Fig. 6-6. Marine environmental status around Chanjiang estuary (2003).



渤海污染海域分布示意图

Fig. 6-7. Marine environmental status in Bohai Sea (2003).

2003년도 주요 하천에 의해 해양으로 유입되는 오염물질의 양은 Table 6-11과 같다.

Table 6-11. Pollutants load from major chinese tributaries (2003) (ton).

하천	COD	인산염	암모니아	중금속	As	Oil	total
灤河	5,780	50	230	120	10	220	6,410
黃河	872,140	220	18,410	200	60	1,610	892,640
長江	2,719,470	70,030	30,290	36,340	3,340	69,890	2,929,360
閩江	172,340	1,160	19,810	2,530	160	7,760	203,760
九龍江	232,960	2,020	6,930	370	30	420	242,730
珠江	1,764,030	24,140	70,790	9,170	2,680	47,120	1,917,930
합계	5,766,720	97,620	146,460	48,730	6,280	127,020	6,192,830

2003년 중국의 주요 육상오염원 유입구는 867개이며 그중 공업폐수 직접 유입구가 448개, 도시 생활하수 직접 유입구가 244개, 하천유입구는 175개이다. 그 중 對葫蘆島, 大連, 山海關, 龍口, 靑島, 鹽城, 上海, 鎮海, 椒江, 寧德, 廈門, 汕頭, 深圳, 珠海, 湛江, 北海和澄邁 등지의 20개 중점 육상오염원 유입구의 해양환경상태를 관측한 결과 이들 유입구의 오수유입량은 하루 240여만톤에 달하며 주요 오염물 유입은 3500톤 정도이다. 일부 육상오염원 유입구에서는 기준을 초과한 배출도 있는데 주로 COD, BOD₅, 부유물질, Oil, 인산염 등이 해당된다고 한다. 대부분의 육상오염원 유입구 인근의 환경은 심하게 오염된 편으로 수질등급은 4급 또는 그 이하여서 주변 증양식구나 관광구에 영향을 미칠 수 있다고 한다. 해양퇴적물의 오염도 심하여 육상오염원 유입구 인근 해역의 40%가 해양퇴적물 환경기준 3급보다 못하다고 한다.

제 7 절 황해의 환경평가 기술 적용방안 연구

국제적인 지구환경 보호 움직임은 필연적으로 육상, 해상의 산업활동에 대한 제약을 요구하게 된다. 그 중 지역해에 대한 환경보전은 인접국들이 지역의 지속가능한 발전을 위하여 공동으로 실천해야할 과제이다. 따라서 각국은 고유의 산업활동 형태가 지역해에 어떠한 영향을 미칠 것인가에 대해 충분한 자료를 확보하려고 한다. 각국의 지역해에 대한 환경압력의 파악은 먼저 그 해역의 환경을 정확히 평가하는 것에서부터 시작된다.

황해의 환경평가에 대한 연구는 장래 중국과 한국이 황해의 환경보전을 목적으로 공동 오염모니터링을 할 경우 조사자료의 분석과 평가를 위해 필수적이다. 6절에서 언급한대로 중국은 해양퇴적물의 환경평가기준을 보유하고 있다. 또한 중국은 해양환경의 정밀평가를 위해 해양생물체 오염물질 농도를 이용한 환경평가기준도 보유하고 있다. 중국 국가해양국(SOA)은 해양환경을 평가하기 위한 각종 기술규정을 제시하고 있는데 평가대상 연안해역의 특성에 따라 육상오염유입구 인근해역 측정기술규정, 하천유입구 오염물질총량 및 하구환경오염 측정기술규정, 해양폐기물배출해역 측정기술규정, 해수욕장환경 측정기술규정, 해수증양식구 측정기술규정, 해양자연보호구 측정기술규정 등이 별도로 작성되어있다. 또한 환경평가의 대상에 따라 해양대기 측정기술규정, 해양생물체오염 측정기술규정, 해양생태환경 측정기술규정 등이 제시되고 있으며 건설의 해양환경영향 측정기술규정도 제정되어있다. 특히 생태환경분야에서는 전지구적인 환경연구 개념이 잘 반영되어 있어 국제기구의 환경보전방향에 대응하고 있다. 이 기술규정들은 환경조사의 원칙, 조사지점 설정, 조사시기 및 빈도, 시료채취방법, 시료보존 및 운송방법, 시료전처리 기술, 적용해야 할 분석방법, 평가에 필요한 계산식 및 지수 등 구체적이고 광범위한 정보를 포함하고 있다.

해양의 환경평가기술은 황해의 종합적인 해양보전책 수립에 절대적인 요소이다. 미국의 경우 해양환경의 평가를 위해 1) 모니터링 디자인, 2) 생태학적 지표의 발굴, 3) 주변경관, 4) 측정자료 표준화 평가, 5) 현장시료채취 지원 체계, 6) 자료관리, 7) 종합평가 등의 단계를 거치도록 하며 평가의 정확성을 기하기 위한 노력을 계속하고 있고 상당한 실효를 거두고 있다. 종합적인 환경평가는 인간활동에 의한 오염물질의 유입이라는 스트레스를 물리적, 화학적, 생물학적 요소에 대한 사항을 고려하여 궁극적인 환경의 목표설정과 관리방안이 정책결정과 연계될 수 있어야 한다. 해저퇴적물에 의한 환경평가는 모니터링 항목으로서의 지표개발 및 활용계획수립이 필요하며 오염물질의 생물축적에 의한 평가는 생물의 대사능력을 감안한 모니터링 체제가 수립되어야 한다.

해양환경에 대한 정책결정은 환경의 상태가 어느 수준에 와있는가를 정량적으로 판단하기 위한 각종 오염물질 농도 권장치를 적용함으로써 용이해질 수 있다. 해양환경을 지속적으로 모니터링하는 목적은 현재의 환경상태를 파악하고 장기적인 환경의 변화추세로 보아 향후 환경의 질을 예측하며 필요한 경우 환경의 개선책을 제시하는 것이다. 환경을 모니터링할 때는 환경항목을 조사, 측정하고 정성적, 정량적인 자료를 제시하게 된다. 환경에 대한 정책결정은 환경의 상태가 어느 수준에 와있는가를 정량적으로 판단하기 위한 각종 환경기준치를 적용함으로써 용이해질 수 있다.

유럽의 해양환경을 보호하기 위한 조직인 OSPAR Commission에서는 지역해 공동의 평가항목별 기준치를 가지고 있으며 정기적인 공동 해양환경 조사를 실시하고 있다(Table 7-1). 향후 한국과 중국이 황해 연안해역에 대해 공동으로 적용할 평가 지침은 이러한 형식을 참고할 수 있을 것이다.

Table 7-1. Overview of ecotoxicological assessment criteria for trace metals, PCBs, PAHs, TBT and some organochlorines pesticides by OSPAR.

	Water ($\mu\text{g/l}$)	Sediment (mg/kg dw)	Fish (mg/kg fw)	Mussel (mg/kg dw)
Cd	0.01-0.1	0.1-1	fc	fc
Cu	0.005-0.05	5-50	fc	fc
Hg	0.005-0.05	0.05-0.5	fc	fc
Pb	0.5-5	5-50	fc	fc
Zn	0.5-5	50-500	nr	nr
DDE	nr	0.0005-0.005	0.005-0.05	0.005-0.05
Dieldrin	nr	0.0005-0.005	0.005-0.05	0.005-0.05
Lindane	0.0005-0.005	nr	0.0005-0.005	nr
Naphthalene	5-50	0.05-0.5	nr	0.5- 5
Phenanthrene	0.5-5	0.1-1	nr	5-50
Anthracene	0.001-0.01	0.05-0.5	Nr	0.005-0.05
Fluoranthene	0.01-0.1	0.5-5	Nr	1-10
Pyrene	0.05-0.5	0.05-0.5	Nr	1- 10
Benz[a]anthracene	nd	0.1-1	Nr	nd
Chrysene	nd	0.1-1	Nr	nd
Benzo[a]pyrene	0.01-1	0.1-1	Nr	5-50
tPCB 7	nr	0.001-0.01	0.001-0.01	0.005-0.058
TBT	0.00001-0.0001	0.000005-0.00005	nr	0.001-0.01

많은 경우 해양의 환경기준은 해수에 대해 이루어진다. 그러나 해수는 유동성이 강해 그 해역에 존재하는 오염물질의 양을 정량적으로 설명하지 못하는 단점이 있다. 오염물질은 용존되거나 입자성으로 해양환경에 유입되며 상당량이 바닥에 퇴적되므로 퇴적물 재부유나 다른 교란효과가 없는 곳에서 퇴적물은 오염의 기록이 된다. 퇴적물의 질을 평가하는 보편적인 방법은 화학성분을 분석하고 독성검사를 하며 서식하는 저서생물이 어떠한 변화를 보이는가를 조

사하는 것이다. 그러나 이는 퇴적물중 오염물질의 독성학적 중요성을 직접 측정하지는 못한다. 화학적인 분석은 퇴적물중 이들 물질의 존재, 그리고 독성을 나타낼 가능성만을 제시할 뿐 실제로 주는 영향을 나타내지 않으며 영향의 잠재력 추정치도 되지 못한다. 오염된 퇴적물과 그 잠재적인 독성은 연안 생태계에서 중요한 문제이다. 현재 퇴적물중의 오염물질이 그 주변 생태계에 당장 독성을 미치지 않더라도 문제가 되는데 장기적인 생태계에의 영향, 다른 오염물질과의 복합독성 등이 문제가 되기 때문이다. 생태계에 영향을 미치는 오염물질의 농도 수준은 생물의 생활사, 생물종 등에 관계되므로 한 지역에서 어느 수준의 오염물질이 주변 생물에 어느 정도 영향을 줄지 파악하는 것은 쉽지 않다.

현재 퇴적물오염 권장치 개발은 두 가지 개념적 접근으로 (Chapman et al. 1999) 이루어지는데 하나는 경험적인 것으로 이에는 화학적 오염자료와 생물영향 자료를 결부시켜 독성과 기타 생물영향을 나타내는 오염농도를 결정하는 것이다(Long et al. 1995, Smith et al. 1996). 주로 사용된 방법은 화학물질 농도의 비교와 오염의 생물영향 자료에 대한 통계학적 분석으로부터이다 (U.S. E.P.A. 1992, 1993, 1994 ; Chapman 1989). 다른 하나는 평형분배 이론에 근거한 것이다 (Di Toro et al. 1991, Ankley et al. 1996 ; U.S. E.P.A. 1992, 1994 ; Swartz et al. 1995). 미국 EPA (1995, 1996) 등은 적절하게 두 가지 방법을 다 사용할 것을 권장하였지만 많은 경우 두 가지 중 한가지 방법으로 퇴적물오염 권장치 개발되고 있다 (예: MacDonald et al. 1996). 이는 어느 농도 이하의 오염물질에는 생물영향이 일어나지 않는다면, 어느 농도 이상에서는 급성독성 같은 오염영향이 일어난다는 사실에 기초를 두고 있다.

생물영향과의 상관관계에 의해 화학물질의 오염기준을 작성할 경우에는 어느 지역의 화학물질 농도와 생물영향자료가 같이 있어야 한다. 이러한 자료를 사용하면 생물영향이 나타날 확률을 판단할 수 있으나 한 지역의 생물은 한가지 화학물질에 의해서만 영향을 받는 것이 아니라 여러 물질에 의해 영향을

받기 때문에 단순한 상관관계 도출은 무의미할 수 있다. 따라서 이러한 접근 방법은 직접적인 원인-결과 관계를 나타내지는 않는다.

생물체내 오염물질 농도를 이용한 환경평가는 넓은 해역에 걸친 환경연구에서 아주 중요한 수단이다. 이러한 환경평가에서는 주변 해수, 퇴적물, 대기 등의 오염상태를 잘 반영할 수 있는 생물종의 선택이 무엇보다 중요하다. 한국과 중국의 생물체내 오염물질 축적 공동연구는 황해 연안해역에서 환경평가를 할 때 유용한 수단이 될 생물체내 오염물질 농도를 이용한 환경평가를 위해 필요한 것이다. 연구대상생물 중 하나로 바지락(*Manila clam*, *Ruditapes philippinarum*)을 권장할 수 있다. 바지락은 황해 연안해역에 걸쳐 널리 분포하며 간조시에 쉽게 손으로 채취할 수 있는 패류이다. 바지락은 우리나라 서해안에서 쉽게 채취할 수 있는 것은 물론 중국의 발해연안, 황해연안에 까지 널리 분포한다. 또한 양식하는 홍합이 해수중에만 노출되어 해수중의 오염물질 농도에만 영향을 받는 것에 비해 바지락은 해수, 퇴적물에 같이 노출되어 더 포괄적으로 해양오염을 반영한다는 장점이 있다. 생물 모니터링을 위해서는 구체적인 시료채취 및 분석지침이 마련되어야 할 것이나 본 연구에서 얻어진 결과로 보면 30-40mm 크기의 바지락 개체 전체를 분석에 사용하고 분석방법은 많은 시험 분석기관에서 공통적으로 적용할 수 있고 많은 경비가 소요되지 않는 화학분석법을 채택하면 될 것이다.

퇴적물의 오염물질 농도 및 생물체 축적 오염물질 농도에 의한 환경평가는 분석기술의 표준화를 거쳐 오염모니터링시 환경평가 기준으로 실제 사용되어야 한다. 그리고 이에 의해 유입된 오염물질의 영향과악과 환경보전 대책수립에 활용되어야 한다. 외국에서 지금까지 연구된 퇴적물중의 오염물질 농도, 생물체중의 오염물질 농도를 이용한 환경기준과 환경평가는 황해 연안해역에 그대로 적용할 수 없는 문제가 있다. 해역의 환경에 따라 유입되는 오염물질의 기원이 다르며 해수, 퇴적물, 생물체로의 분배특성 및 순환특성이 다르기 때문에 환경을 평가하기 위한 조사계획은 그 해역의 조건에 맞추어 수립되어

저야만 한다. 우리 나라의 경우 여러 항목에 대한 장기적인 자료축적과 국내 생태계에의 장단기적 오염영향 예측을 거쳐 평가를 위한 기준이 제시되어야 할 것으로 보이나 이러한 과정은 다소의 시간을 요구한다. 지금 바로 환경평가 권장치를 적용해야 할 경우에는 황해의 여건으로 보아 중금속의 경우 background값에 125%를 곱하는 방안을 생각할 수 있다. 합성 유기오염물질은 자연계의 농도를 말 할 수 없어 같은 권장치 추진이 어렵다. 유기오염물질의 경우 외국의 예, 특히 호주의 선택방법 및 기준을 준용하는 것도 좋을 것이라 생각된다. 호주의 경우도 미국의 기준을 많이 준용하는데 자국의 환경에 맞게 적절히 권장치를 선택하고 있다. 더 자세히 권장치를 제시하려면 국내 환경에 대해 평형분배 접근방법에 의해 $SQC = Kp \times FCV$ 또는 $SQALoc (\mu g/g \text{ oc}) = [FCV(\mu g/liter)] \times Koc(l/kg)$ 가 고려되어야 한다. 이에 는 유기탄소/물 분배계수, 공극수와 퇴적물유기탄소 사이의 화학물질 분배 상수 등이 고려되어 본 연구의 현장조사 결과와 같이 해석되고 준비되어야 한다. ER-L, ER-M, TEL, PEL 등 경험적 방법에 의한 접근방법도 국내의 독성 및 생태계 영향 자료 등과 같이 고려하여 권장치 설정에 감안되어야 한다. 연안해역 퇴적물의 오염물질 농도 권장치는 더욱 정밀한 조사를 해야할 지점을 선별하기 위한 것으로 마련되어야 하고 일단 어느 지점이 권장치 이상의 농도를 보이면 구체적인 해양생태계 조사 및 환경회복책을 적용해야 한다.

근래 해양오염의 조기경보지표 (Early warning distress signal) 사용이 활발한 것은 환경의 영향이 시작하는 시점에서 위험성을 미리 평가할 수 있기 때문에 사전대책을 세워 환경을 개선하는데 중요한 역할을 하기 때문이다. 오염물질에 의한 궁극적인 해양생태계의 피해는 유용생물자원의 집단폐사, 생태계 군집파괴 등 가시적인 현상으로 나타난다. 이러한 피해는 오염물질에 장기적으로 노출되거나 높은 농도의 오염물질에 의해 나타나기 때문에 이러한 현상이 발견되었을 때에는 환경회복을 위한 조치를 취하기엔 너무 늦게 되어 보전대책의 수립이 무의미해지는 경우가 많다.

오염물질에 의한 생화학적, 생리학적, 어병학적 평가기술의 유용성은 몇 가지 원칙에 따르며 제한적으로 사용되는 생물지표는 효용성이 적을 수밖에 없다. 생물지표로 선정될 수 있는 기준으로는 첫째, 오염물질의 노출과 관련 있는 것이어야 하며 둘째, 오염물질의 농도, 노출시간에 따른 반응의 민감성 정도가 충분히 실험실에서 입증되어야 하며 셋째, 잘 알려진 생물종에 대해 현장실험이 이루어져야 한다는 것이다. 조기오염경보지표의 적용은 외국의 기술을 그대로 따를 수 없다는 단점이 있다. 저서성 어류 및 패류 등은 외국과 그 서식종이 다르므로 실험실, 현장에서의 충분한 검증이 있어야만 환경을 평가하는 생물지표로 인정받을 수 있다. 오염지표는 여러 종류의 오염물질이 복합적으로 작용하는 해역의 경우 한가지 지표로는 곤란하고 여러 지표들을 사용하여 효과를 측정해야 하는데 본 과제에서의 연구결과는 이러한 기술개발의 전 단계가 될 것이다. 국제기구인 IOC/GOOS의 Health of the Ocean사업에서도 생물지표를 이용한 환경평가에서는 그 지역에 서식하는 생물에 대한 철저한 실내실험 및 현장실험의 과정을 거치도록 권고하고 있다.

조기오염경보지표에 의한 환경평가는 퇴적물, 생물체 중의 오염물질 농도를 이용한 환경평가에 실제 생태계에서 초기에 감지되는 오염영향을 추가하게 되어 종합적인 환경평가를 가능하게 한다. 본 연구에서 바지락 체내의 EROD, AChE 활동도는 실험에 의해 조기오염경보지표로 활용성이 크다는 것을 보여주었다. 바지락 체내의 AChE 활동도는 황해 연안해역의 환경평가에서 바로 적용될 수 있을 것이다. 조기오염경보지표로서 적용되려면 구체적인 분석지침이 마련되어야 할 것이나 본 연구에서 얻어진 결과로 보면 30-40mm 개체의 바지락에서 adductor muscle을 취하여 급속냉동시키고 5개 이상의 개체에서 적절한 온도조건, pH 조건으로 실험하는 것이 좋을 것이다. 폐기물의 투기에 앞선 조사에서 생물영향 조사가 필요하다면 오염퇴적물과 함께 바지락을 24시간 배양하여 AChE 활동도의 저해 정도를 보는 것도 좋은 방법이다. 패류의 EROD, AHH 활동도에 대해서도 어류의 종류, 채취방법, 실험조건 등이 더욱 상세히 제시되어야 조기오염경보지표로서의 적용성이 커지는데 본 연구에서의

실험방법을 그대로 적용하는 것도 좋은 방법이다.

정기적으로 관측된 환경자료는 기준치와 단순 비교를 하게되는 경우가 많은데 오염 변화추세의 모델을 적용할 수도 있다. 오염 변화추세의 모델은 통계적 방법으로 계절에 따른 변이를 감안하며 시간에 따른 장기적인 증감현상을 해석하기 위한 것이다. 통계적방법은 계절적 변화와 시간변화를 동시에 감안해야한다. 계절변이는 1년을 주기로 작성되며 패류중 오염축적 변화, 번식기의 생리변화 등이 고려 대상이다. 프랑스의 R.N.O.에서는 오염물질의 증감을 다중회귀 모델에 의해 구성했다. 통계적 처리에 앞서 자료수치의 로그변환이 필요한 경우가 있었는데 오염이 심한 해역과 약한 해역사이의 수치변화가 통계적방법에 방해를 적게 주기 위한 것이다. 어느 오염물질의 농도를 어느 장소에서 어느달 (j), 어느날(i)에 측정 한 값은 다음식으로 주어진다.

$$Y_{ij} = \mu + \alpha_1 t_i^2 + \alpha_2 t_i^2 + \alpha_3 t_i^2 + \beta_1 \sin[(2\pi/12)j] + \beta_2 \cos[(2\pi/12)j] + \epsilon_{ij}$$

μ = 어느 오염물질의 평균농도

$\alpha_1 t_i^2 + \alpha_2 t_i^2 + \alpha_3 t_i^2$ = 일자 i 에서의 시간에 따른 변화경향

$\beta_1 \sin[(2\pi/12)j] + \beta_2 \cos[(2\pi/12)j]$ = j 달에서의 계절변화 요소

ϵ_{ij} = 잔차

오염추세 변화의 이러한 통계적 처리는 어느 시점에서 해당 오염물질이 생태계에 미칠 영향을 예측하게 하며 계절별 요소를 감안하여 어느 시기에 적절히 환경관리대책 및 환경회복책을 적용시킬 것인가를 결정할 수 있게 한다. 현재 국내의 유독 오염물질에 대해서는 아직 충분한 자료축적이 이루어지지 않아 이러한 추세변화 모델을 적용시키기에는 이른 감이 있다. 그러나 이러한 평가 및 예측 수단을 계속 개발하여 축적되는 자료와 함께 환경영향 평가 및 해석에 응용한다면 환경관리에 크게 도움이 될 전망이다.

황해 연안해역의 환경평가방안은 종합적인 해양보전책 수립에 절대적인 요소이다. 환경평가 방안은 연안역의 이용현황, 수산자원의 생산추세등을 감안하여 적절한 환경 기준치의 설정과 각 해역에 따라 다른 평가기준의 적용필요성을 강조하여 작성되어야한다. 종합적인 환경평가 방안은 인간활동에 의한 오염물질의 유입이라는 스트레스를 물리적, 화학적, 생물학적 요소에 대한 사항을 고려하여 궁극적인 환경의 목표설정과 관리방안이 정책결정과 연계될 것이다. 황해의 환경보전대책에는 여러 가지 관점이 합리적으로 연계성 있게 고려되어야 하는데 신빙성 있는 자료의 축적을 바탕으로 환경의 오염물질 영향예측, 환경용량산정 등을 거쳐 오염부하량의 조절에 임해야 한다.

제 8 절 결 론

본 연구의 목적은 황해의 해양환경 보전을 위해 연안해역의 환경을 적절히 평가할 수 있도록 중국과 공동으로 퇴적물, 생물체중의 오염물질 추적 파악에 의한 환경평가 기술, 조기오염 경보기술을 개발하는 것이다. 이러한 환경평가 기술을 한국과 중국이 공동으로 적용하여 생태계에 영향을 주는 오염원을 관리할 수 있게 되면 황해의 연안해역오염을 저감시킬 수 있는 효과적인 대책수립이 가능할 것이다.

퇴적물, 생물체중의 오염물질농도를 이용한 환경평가기술을 개발하기 위하여 연안해역의 현장조사를 통해 해수, 퇴적물, 생물체 중의 오염물질 분포변화를 측정하고 환경평가지 적용성을 검토하였다. 이는 중국과의 공동연구로 황해의 환경을 정확히 진단하기 위한 환경평가방안 수립과 환경자료 축적을 위한 것이다. 2003년도에 조사한 서해 연안 갯벌의 tPCB농도는 안흥에서 3.29ng/g dw로 가장 높았고 전체적으로는 5ng/g dw 이하로 오염되지 않은 해역의 농도를 보였다. PCB-87은 채석포의 갯벌에서 0.50ng/g dw를 보였고 PCB-180은 안흥에서 0.49ng/g dw, 멧돌포에서 0.22ng/g dw의 분포를 나타냈다. PCB의 각 개별 동위체별 조성비율은 tetra-chloro CB (PCB-44, PCB-52, PCB-66)가 우세하여 대호지역 갯벌의 경우 전체 PCB의 48.3%를 차지하였다. 죽도, 무창포에서는 penta-chloro CB가 전체 PCB의 50% 내외였다. 2003년 조사된 서해연안갯벌의 HCH중 중요한 이성질체는 β -HCH였다. tHCH는 채석포에서 0.75ng/g dw 였으며 Hexachlorobenzene은 무창포의 갯벌에서 0.31ng/g dw가 검출되었다. Heptachlor도 광범위한 분포를 보였는데 0.03~0.19ng/g dw의 범위였고 Dieldrine은 채석포와 멧돌포의 갯벌에서 각각 0.49, 0.34ng/g dw 였다. p,p'-DDE의 농도는 안흥에서 0.41, 멧돌포에서 0.20ng/g dw였고 p,p'-DDT와 p,p'-DDE의 비율이 높지 않아 DDT가 근래 사용한 것이 아님을 알 수 있다.

서해안에서 채취한 바지락체내의 tPCB 농도는 간월도에서 채취한 바지락에서 가장 높아 6.88ng/g dw 였다. PCB-52는 간월도의 바지락에서 가장 높았고 PCB-138은 0.14~1.06ng/g dw의 범위로 멧돌포의 바지락에서 가장 높았다. PCB-153/PCB-138 비율은 0.36~1.64의 범위를 보였다. 바지락체내에 축적된 각 PCB 동위체의 비율을 보면 penta-chloro CB (PCB-87 ~ PCB-118)가 전체 PCB의 10~45%였고 tetra-chloro CB (PCB-44, PCB-52, PCB-66)는 11~26% 였다. 서해 연안갯벌에서 채취한 바지락체내의 HCH 이성질체중에서는 β -HCH가 대부분을 차지하였는데 독곳에서 1.33ng/g dw, 대호방조제에서 1.06ng/g dw로 나타났다. p,p'-DDE는 채석포와 독곳의 바지락체내에서 각각 1.36, 1.28ng/g dw를 나타냈고 tDDT는 구매항의 바지락에서 가장 높았다. 바지락 체내의 유기염소계 잔류농약 농도가 이처럼 퇴적물중의 농도와 비례하지 않는 것은 bioavailable fraction에 반영되는 개별성분에 차이가 있기 때문이다.

2003년에 조사한 조간대 퇴적물중의 tPAHs 농도는 안흥항에서 171.2ng/g dw로 가장 높았고 대신, 구매항에서는 농도가 아주 낮아 35.9, 47.7ng/g dw 였다. 서해중부 조간대에서 MW202는 전체 PAH의 13.3~46.4%의 범위를 보였고 MW252는 전체의 4.7~41.9% 였다. 조사해역의 퇴적물중 PAH는 대부분 연소기원으로 보인다. 서해안 조간대 조사지역에서 채취한 바지락체내 tPAH 농도는 안흥항에서 가장 높아 312.9ng/g dw 였고 phenanthrene의 농도는 독곳에서 가장 높아 35.9ng/g dw 였다.

생물시료의 크기별로 오염물질의 축적을 조사하여 환경평가시에 어떤 생물, 어느 정도 크기의 개체를 조사해야하는 가를 연구하였다. 2003년 7월 천수만의 구매항에서 채취한 홍합을 각장별로 6개 그룹으로 나누어 오염물질의 축적을 조사한 바에 의하면 PCB 축적은 전반적으로 50-60mm 개체에서 약간 높은 편이었으나 개체 크기에 따른 생물축적량의 일정한 변화양상이 없었다. β -HCH는 20-30mm 홍합 개체에서 가장 높았다. γ -HCH는 20-30mm 개체에

서 다른 크기의 개체보다 5배 이상 높은 값을 나타냈다. 천수만의 구매항에서 채취한 바지락은 각장별로 3개 그룹으로 나누어 오염물질의 축적을 조사하였다. PCB-138은 작은 바지락 개체에서 약간 높게 나타나는 경향을 보였으나 다른 PCB 동위체에서는 크기에 따른 체내 축적량 변화가 뚜렷하지 않았다. β -HCH와 Heptachlor는 혼합의 경우와 같이 작은 바지락 개체에서 다소 높게 나타나는 경향을 보였다. 직접 채취한 바지락과 자연산 굴의 오염축적을 비교한 결과 Hexachlorobenzene은 바지락체내에서 약간 많았으나 p,p'-DDE는 굴에서 더 높은 값을 나타냈다. 자연산 굴은 바지락보다 2배정도 더 PCB-138, PCB-153, PCB-180 등 동위체를 축적하는 것으로 나타났다. 구매항에서 채취한 바지락을 각장별로 나누어 PAH의 축적을 조사한 결과 MW178, MW228은 각장에 따른 변화가 크지 않았으며 MW202는 35-40mm 개체에서 높았고 MW252는 30-35mm 개체에서 비교적 높았다. 죽도에 서식하는 혼합을 크기에 따라 6개의 군으로 분류하여 중금속 축적을 조사한 결과 수은, 카드뮴은 60~70 mm에서 가장 높은 함량이 나타났으며 구리를 제외하면 개체 크기의 증가에 따라 중금속 함량이 증가하는 경향을 보였다.

본 연구에서는 바지락체내의 AHH, EROD 활동도를 황해 연안해역의 조기 오염경보지표로 사용하기 위한 실험을 수행하였다. 2003년도에 측정된 바지락 소화관의 EROD 활동도는 선재도에서 8.43 ± 0.81 pmol/min/mgP로 가장 낮게 나타났다. 송도와 안면도의 바지락에서는 이보다 1.5배 높은 활동도가 측정되었다. 남당리에서 채취한 바지락과 굴 시료의 소화관내 EROD 활동도는 각각 17.44 ± 1.15 , 13.68 ± 0.95 pmol/min/mgP로 바지락의 경우가 약간 높았다. 벌말에서 채취한 굴의 소화관내 EROD 활동도는 12.26 ± 1.32 pmol/min/mgP로 같은 곳에서 채취한 별불가사리 체내의 활동도보다 약간 높았다. 바지락은 혼합에 비해 EROD 활동도가 비교적 높아 조기오염경보지표로의 현장적용성이 크다고 볼 수 있다.

본 연구는 중국 국가해양국 해양환경보호연구소와 한국해양연구원과의 공동

연구로 한국측에서는 한국해양연구원이 수행하고 중국측에서는 국가해양국 산하 해양환경보호연구소(대련소재)가 수행하고 있다. 2003년에는 중국측에서 제공한 분석 표준물질중 굴, 홍합, 퇴적물 시료의 PCBs와 유기염소계 잔류농약의 상호검교정을 실시하였다. 오염물질 분석기술은 부유물질중의 유기오염물질 추출과 분리에 대한 연구를 수행하였다. 2004년 1월 7일에는 중국측 5명과 한국측 25명이 참석한 가운데 공동연구 워크숍을 개최하였다. 황해의 환경평가에 대한 연구는 장래 중국과 한국이 황해의 환경보전을 목적으로 공동 오염 모니터링을 할 경우 조사자료의 분석과 평가를 위해 활용되어야 한다. 중국은 2002년부터 해양퇴적물의 환경기준, 해양생물의 환경기준까지 자국의 연안해양 관리에 적용하게 되었다. 각종 해양환경조사를 위한 기술규정도 평가대상 연안해역의 특성에 따라 육상오염유입구 인근해역 측정기술규정, 하천유입구 오염물질총량 및 하구환경오염 측정기술규정, 해양폐기물배출해역 측정기술규정, 해수욕장환경 측정기술규정, 해수중양식구 측정기술규정, 해양자연보호구 측정기술규정 등이 별도로 작성되어있다. 이처럼 관리하려는 연안해역의 자연특성, 해역의 용도 등에 따라 별도의 기술규정들을 운용함으로써 설정된 환경보전 목표달성을 위해 노력하고 있다. 또한 환경평가의 대상에 따라 해양생물체 오염 측정기술규정, 해양생태환경 측정기술규정, 해양대기 측정기술규정, 건설의 해양환경영향 측정기술규정 등이 제시되어 있다.

종합적인 환경평가 방안은 인간활동에 의한 오염물질의 유입이라는 스트레스를 물리적, 화학적, 생물학적 요소에 대한 사항을 고려하여 궁극적인 환경의 목표설정과 관리방안이 정책결정과 연계될 것이다. 황해의 환경보전대책에는 여러 가지 관점이 합리적으로 연계성 있게 고려되어야 하는데 신빙성 있는 자료의 축적을 바탕으로 환경의 오염물질 영향예측, 환경용량산정 등을 거쳐 오염부하량의 조절에 임해야 한다. 황해의 해양환경평가는 관련국가들의 연안역 이용현황, 수산자원의 생산추세 등을 감안하여 적절한 환경 기준치의 설정과 각 해역에 따른 개별적인 평가기준의 적용 등을 강조하여 작성되어야 한다. 여기에는 오염물질의 부하, 오염물질의 해수내 잔류 및 확산, 생태계 및 기타

자원에의 영향, 경제적 효과 등 모든 측면이 상호작용 한다는 관점에서 검토되고 평가되어야 한다.

황해의 환경보전연구는 오염물질의 유입에 따른 외해역의 환경변화를 예측하고 이에 따라 적절한 환경관리기술 및 정책대안을 제시할 수 있어야 한다. 해양오염의 모니터링, 오염물질의 하천, 지하수, 대기, 해상활동에 의한 유입량의 정확한 산출, 오염물질의 하구역내 및 외해역 변화과정, 오염의 실제적인 생태계 영향 등이 모두 이에 포함되어 종합적인 환경평가 방법이 적용되어야 할 것이다. 여기에는 오염물질의 거동 및 자원에의 영향, 경제적 효과 등 모든 측면이 상호작용한다는 관점에서 검토되고 평가되어야 할 것이다. 황해의 환경보전대책에는 여러 가지 관점이 합리적으로 연계성 있게 고려되어야 한다. 환경보전을 위해 신빙성 있는 자료의 축적을 바탕으로 경제구조변화에 따른 오염물질 유입량 변화예측, 오염물질의 변화과정 예측, 환경의 오염물질 영향예측, 환경용량산정 등을 거쳐 오염 부하량의 조절에 임해야 한다.

황해연안 해역의 환경보전을 위한 종합적인 대책수립을 위해서는 무엇보다 먼저 연안해역, 육상에 대한 통합 오염원관리가 이루어져야 한다. 먼저 오염물질이 황해경계(대기, 하천, 해저, 해양 경계)에서 얼마나 유입되고 유출되는지에 대한 수치적 자료, 오염물질이 연안해역에서 어떠한 과정을 통하여 재분배되는지에 대한 과정, 그리고 적절한 수치모델기법의 획득이 필수적이다.

본 연구는 국제적인 환경의 무역장벽화 동향에 대처하는데 크게 활용될 수 있을 것이다. 예로써 폐기물투기와 관련된 런던협약에서는 해양환경중의 유독물질 분포와 생물영향 등에 대한 광범위한 자료와 조사계획의 제출을 요구하고 있다. 또한 UNEP의 육상기인 오염물질 규제안(GPA-LBA, 1995)에 대비한 환경기술 축적으로 국가의 산업활동이 위축을 받지 않도록 하는데 활용될 것이다. 본 과제에서 개발된 기술은 또한 UNEP/NOWPAP, NEAR-HOTO, APEC-MRC, PICES 등 여러 국제기구들이 추진하는 지역해 환경보전 연구에

그대로 적용될 수 있다. 또한 연안해역의 효율적 관리, 개발과 해양환경 보전을 위한 연안역 통합관리의 연구에도 본 과제에서 수행된 연구내용들이 사용될 수 있을 것이다.

제 4 장 연구개발목표 달성도 및 대외기여도

본 연구는 1단계(1999-2001)연구를 거쳐 2단계(2002-2004)의 연구를 수행중이며 2단계의 주요 연구내용은 다음과 같다.

- 한·중 공동 오염물질 분석기술 연구 (부유물질, 생물체중의 오염물질 분석)
- 퇴적물, 생물체(해조류, 패류, 극피동물)의 오염물질 농도를 이용한 환경평가 기술 연구
- 조기오염경보지표(패류, 극피동물의 AHH, P450, 등)에 의한 해양오염 초기 단계 평가
- 환황해권의 연안환경보전을 위한 환경평가방안 수립 등이다.

당해연도(2003년)의 주요연구내용은 다음과 같다.

- 부유물질중 오염물질 분석기술연구
- 생물체내 오염물질농도를 이용한 환경평가기술 연구
- 조기오염경보지표(AHH, P450 등) 현장적용연구
- 환경평가기술 공동적용방안 연구

• 부유물질중 오염물질 분석기술연구

연안 부유물질중의 오염물질 분석은 많은 량의 시료를 어떻게 처리하고 측정하는가에 초점을 맞추었고 중국과의 전문가 교류에 의해 연구를 수행하였다. 표준물질에 의한 분석기술 상호검교정을 통해 양국이 황해 연안해역의 오염물질을 분석한 결과가 신빙성이 있고 상호 비교될 수 있도록 하였다. 이러한 분석기술은 연안해역의 환경평가에 적용되어 황해의 환경보전을 위한 양국의 공동 오염저감대책 수립에 기반이 될 것이다. 앞으로 남해, 동해 등의 국제적 연구에도 본 연구에서 개발한 기술이 적용되어 지역해의 환경보전에 임할 수

있을 것이며 주변국과의 환경외교시에 우리의 위상을 높일 수 있을 것이다.

• 생물체내 오염물질농도를 이용한 환경평가기술 연구

한국과 중국이 공동으로 퇴적물중의 오염물질에 의한 환경평가 방법을 개선하고 적용하기 위해 조사하였다. 서해안 갯벌에 서식하는 바지락을 채취하여 이들 오염물질의 생물축적 및 개별화합물별 축적특성을 연구하였다. 조사된 항목은 중금속, 다환방향족 탄화수소(PAHs), PCBs, 유기염소계 화합물 등이었다. 바지락 체내에 축적된 오염물질 농도를 환경평가지표로 사용하기 위한 정밀기준설정을 위해 생물축적의 지리적 차이와 패류의 크기에 따른 변화를 검토하였다. 그리고 다른 생물 및 불가사리에 대한 오염축적 연구를 통해 보완적인 환경평가지표의 가능성을 검토하였다. 바지락은 홍합, 굴과 달리 해수와 퇴적물에 동시 노출되기 때문에 오염현황을 파악하기에 매우 효율적인 것으로 나타났으며 채취가 용이하고 널리 분포하므로 환경평가의 좋은 지표로 활용될 것이다. 또한 서해안 갯벌의 중금속, PAH, PCB, 유기염소계 잔류농약, 유기인계 잔류농약의 전반적인 분포 등 오염현황자료를 제시하였기 때문에 갯벌의 합리적인 이용과 보전에 크게 기여할 것이다. 연구의 초기부터 서해 전체 넓은 해역에 대해 조사를 수행하고 있어 이러한 자료는 해양환경보전 정책수립에 바로 활용될 수 있는 기반자료가 될 것이다.

이러한 연구는 향후 중국과 황해 연안해역 전체에 대한 환경평가시에 유용한 자료로 활용될 것이다. 이 연구는 타 지역해의 해양환경평가에 바로 활용될 수 있을 것이며 서해안 갯벌 생태계의 오염현황 파악에도 기여할 것이다.

• 조기오염경보지표(AHH, P450 등) 현장적용연구

서해안의 갯벌에서 쉽게 채취할 수 있는 바지락을 대상으로 EROD, AHH 활동도 측정의 현장적용성 실험을 수행하였다. EROD 활동도는 중국측과의 역할 분담연구에 의해 오염된 해역의 조기오염경보지표로써 전망이 밝은 것으

로 파악되었다. 이러한 연구는 오염이 시작되는 단계에 미리 영향을 감지함으로써 장래 환경악화를 예측할 수 있도록 하기 때문에 적절한 시기에 환경회복책 적용을 할 수 있게 하는 등 환경관리 정책을 더욱 효과적으로 수행할 수 있게 한다. 이러한 기술은 남해 등 인간활동에 의한 생태계영향이 심한 해역에 적용될 수 있을 것이다.

· 환경평가기술 공동적용방안 연구

중국의 주요 환경평가관련 기술규정을 세부적으로 검토하였다. 그리고 지역해의 공동 환경평가지 한국과 중국이 공동으로 적용할 수 있는 평가기술에 대해 살펴보았다. 연안해역의 정확한 환경평가를 위하여 갖추어야 할 요소기술들을 파악하였고 연안오염의 추세변화를 파악하기 위해 필요한 제반기술들에 대한 검토를 수행하였다.

여 백

제 5 장 연구개발결과의 활용계획

본 연구에서 개발된 결과는 황해의 환경을 보호하기 위한 정책결정과 연구사업에서 바로 활용될 수 있도록 하는 것이 목적이다.

개발된 환경평가기술은 가능하다면 정기적으로 자료가 축적될 수 있게 하여야 할 것이다. 환 황해권 전체 연안해역에서 한국과 중국이 공통적인 방법으로 평가한 환경의 현재 상태와 장래예측 전망은 황해의 환경보호와 연안역의 지속적인 이용, 개발에 절대적인 정책자료로 활용될 전망이다.

한국과 중국간에 공동의 황해 연안해역 오염감시망이 정식기구나 프로그램의 형태로 수립될 수 있다면 본 연구에서 개발된 환경평가 기술들을 우선적으로 적용하여 황해의 오염물질 농도변화와 환경영향을 파악에 임하여야한다. 이러한 프로그램에는 북한의 참여가 필수적이므로 아직 실현가능성이 큰 것은 아니며 단계적으로 협력을 강화해 나갈 필요가 있다. 향후 북대서양의 OSPAR 참여국들 처럼 황해에 대한 국제적 공동 환경평가가 정기적으로 실시되면 한국측은 본 연구에서 확보한 연구능력과 평가기술로 환경외교상 유리한 입장을 고수할 수 있을 것이다. 본 연구를 통해 축적된 환경자료들은 환경분쟁이 발생할시 유용한 기반자료로 사용될 것이다.

본 연구는 국제적인 환경의 무역장벽화 동향에 대처하는데 크게 활용될 수 있을 것이다. 예로써 폐기물투기와 관련된 런던협약에서는 해양환경중의 유독물질 분포와 생물영향 등에 대한 광범위한 자료와 조사계획의 제출을 요구하고 있다. 또한 UNEP의 육상기인 오염물질 규제안(GPA-LBA, 1995)에 대비하여 국가의 산업활동이 위축을 받지 않도록 정책적으로 대응하는데 활용될 것이다.

연구기간 동안 한국과 중국이 공동으로 개발한 오염물질 분석방법, 오염분석 상호검교정 방법 등은 황해 전체 연안해역에 적용될 수 있어 신뢰성 있고 일관성 있는 자료에 의한 환경평가가 가능해 질 것이다. 퇴적물, 생물체 중의 오염물질 농도에 의한 환경평가기술은 연안해역 퇴적물중에 잔류하는 중금속, 다환방향족탄화수소(PAH), PCB, 유기염소계 화합물의 농도측정을 통해 해수 중의 오염물질 농도에 의존하는 환경평가보다 훨씬 신뢰성 있는 평가와 판단을 가능하게 할 것이다. 그리고 오염물질의 퇴적물, 생물체내 축적정도가 허용될 수 있는 수준인지, 아니면 정책적으로 환경관리책을 적용해야 하는 수준인지를 판단할 수 있는 척도로써 활용될 것이다.

생화학적 오염지표에 의한 조기오염경보 기술은 생태계에의 영향을 미리 예측해줌으로써 오염이 더 악화되기 전에 환경회복책을 적용시킬 수 있게 할 것이다. 패류의 AHH, EROD 활동도 측정기술은 다환방향족탄화수소, PCB, 다이옥신 등의 영향을 받기 시작하는 해역을 찾아내 적시에 환경관리에 임할 수 있게 할 것이다. 패류의 AChE 활동도 측정기술은 황해연안해역에서 유기인계 농약, 유기염소계 화합물에 의해 영향을 받기 시작하는 해역을 선별해냄으로써 육상기인 오염물질 허용량 조절 등 적절한 환경관리책을 실행할 수 있게 활용될 것이다.

또한 생화학적 오염지표는 다이옥신, 퓨란 처럼 엄청난 분석비용이 소요되는 오염물질을 많은 시료에 대해 분석하는 노력을 줄일 수 있게 할 것이다. 먼저 이들 물질에 의해 오염이 우려되는 해역에 대해 EROD 활동도 측정을 행하고 오염의 조기영향이 있는 곳에 대해서만 시료의 화학적 분석을 행하게 함으로써 오염감사의 효율성을 높이는데 활용될 것이다.

앞으로 환경악화, 생태계파괴의 우려가 있는 해역에 대해서는 한국과 중국이 공동으로 이들 해역을 조사하여 오염의 진행을 예측, 진단하고 공동으로 환경관리 방안을 수립할 수 있게 할 것이다. 황해의 환경보전연구는 더욱 고도의

전략을 필요로 하며 황해의 오염상태 및 영향을 진단하고 예측하기 위해 효과적인 해양환경평가기술이 확립되어야하며 지역해의 합리적인 관리기술제시로 정책결정자가 황해의 해양오염 저감을 위한 대책수립에 효율적으로 임할 수 있게 하여야 한다.

현재 환황해권의 해양오염저감에 대한 연구여건은 한국과 중국이 모두 문제의 심각성을 인정하고 있고 이에 대한 연구투자를 활성화하려는 시점이어서 중국측 연구진과의 협력은 매우 활발해질 수 있을 것으로 보인다. 중국은 그간 국가간의 환경연구에 소극적인 경향을 보여왔지만 WTO 가입 등으로 연안해역 이용과 관리 등에서도 개방적인 자세를 취하게 될 것으로 전망된다.

본 연구에서 개발된 기술들은 여러 인접분야에 많은 기술파급효과를 가져올 수 있는데 특히 남해 및 동해의 연안해역 연구기술에 직접적으로 활용될 것이다. 먼저 퇴적물 및 생물체중에 분포하는 오염물질의 농도를 정밀히 분석해 내는데 한국과 중국이 공동으로 개발한 오염물질 분석방법이 크게 응용될 것이다. 그리고 퇴적물, 생물체 중의 오염물질 농도를 이용한 환경평가에 직접 적용될 수 있을 것이다. 또한 생화학적 오염지표의 적용에 의해 남해, 동해 연안해역의 생태계 영향을 고려한 환경평가 연구 및 전국의 해양오염감시망 확충에 도움이 될 것이다.

본 과제에서 개발된 기술은 또한 여러 국제기구들이 추진하는 지역해 환경보전 연구에 그대로 적용될 수 있다. UNEP/NOWPAP, NEAR-HOTO, APEC-MRC, PICES 등 국제기구들의 지역해 환경연구는 퇴적물, 생물체내 오염물질 추적 및 생화학적 지표에 의한 오염의 조기경보 등을 포함한 모니터링 방법으로 환경변화를 파악하는데 중점을 두고 있으며 본 과제에서 연구된 기술들이 바로 적용될 수 있을 것이다. 그래서 우리의 환경전략이 글로벌 환경전략에 비해 손색이 없는 것을 국제사회에 알릴 수 있게 될 것이다.

또한 연안해역의 효율적 관리, 개발과 해양환경 보전을 위한 연안역 통합관리의 연구에도 본 과제에서 수행된 연구내용들이 사용될 수 있을 것이다. 그리고 이러한 연구는 전지구적 환경오염에 대한 연구능력을 확충시켜 지구환경 변화 연구에도 활용 될 전망이다.

제 6 장 참 고 문 헌

김경태, 조성록, 이수형, 강성현, 이건영. 1998. 금 포집 장치와 냉증기 원자흡수분광법을 이용한 수은 측정 전처리 시스템의 자동화. 해양연구 20, 251-260.

김범수, 2001. 한반도 주변 연안 표층퇴적물의 중금속 오염 평가. 서울대학교 박사학위 논문.

서울대학교. 1997. 연안저서환경 건강평가기술. 환경부 보고서 9-4-1.

윤이용, 김경태. 2000. 강릉 남대천 수계 비소(As) 농도 분포 및 거동특성 연구. 대한환경공학회지 22, 149-157.

이수형. 1994. 이매패류를 지표종으로 이용한 해양환경오염 연구. 한국패류학회지 10, 24-40.1

조영길, 이창복, 최만식, 1994. 남해 대륙붕 표층 퇴적물 중 중금속 중금속의 분포 특성. 한국해양학회지 29(4): 338-356.

조영길, 류상욱, 구영경, 김주용, 2001. 새만금 조간대 표층퇴적물의 성분원소 함량과 지화학적 특성. 한국해양학회지 「바다」 6(1): 27-34.

한국수자원공사. 2001. 시화호 장기 외해 연안 환경영향조사.

한국전력공사. 1992. 영광원자력발전소 주변 해양환경조사보고서. 한국전력공사.

한국해양연구소. 1988. 연안환경 보전기술 개발연구. 한국해양연구소 보고서 BSPG 00057-184-4.

한국해양연구소. 1990. 연안환경 보전기술 개발연구. 한국해양연구소 보고서 BSPG 00112-315-4.

한국해양연구소. 1993. 화옹지구 간척매립에 따른 어업피해 조사연구. 한국해양연구소 보고서 BSPI 00140-523-7.

한국해양연구소. 1994a. 영동화력발전소 인근 어촌계 공동어장 조사. 한국해양연구소 보고서 BSPI 00181-679-2.

한국해양연구소. 1994b. 장목리 남해기지 건설사업에 따른 환경영향평가서. 한국해양연구소 보고서.

한국해양연구소. 1995. 태안화력발전소 건설에 따른 피해영향범위 조사와 피해어업권 및 어선손실보상액 산출. 한국해양연구소 보고서 BSPI 00198-847-3.

한국해양연구소. 1998a. 황해 오염감시 및 개선기술 - 2단계 3차년도 보고서 한국해양연구소보고서 9-4-1.

한국해양연구소. 1998b. 천수만지역 어장환경 조사-최종보고서. 충청남도 BSPG 96256-00-1063-3.

한국해양연구소. 1999. 황해 연안오염 저감대책. 한국해양연구소 보고서 CRPM 99023-00-1205-4.

한국해양연구소. 2000. 황해 연안오염 저감대책. 한국해양연구소 보고서 BSPM 00060-00-1181-4.

한국해양연구원. 2002. 황해 연안오염 저감대책. 한국해양연구원 보고서
BSPM 120-00-1413-4

한국해양연구원. 2003. 황해 연안오염 저감대책. 한국해양연구소 보고서 CRPM
165-00-1523-4.

Addison, R.F. and A.J. Edwards. 1988. Hepatic microsomal mono-oxygenase activity in flounder *Platichthys flesus* from polluted sites in Langesundfjord and from mesocosms experimentally dosed with diesel oil and copper. Mar. Ecol. Prog. Ser. 46, 51-54.

Addison, R.F. and J.F. Payne. 1986. Assessment of hepatic mixed function oxidase induction in winter flounder (*Pseudopleuronectes americanus*) as a marine petroleum pollution monitoring technique with an appendix describing practical field measurements of MFO activity. Can. tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 1505, 51 pp.

Addison, R.F., D.E. Willis and M.E. Zinck. 1994. Liver microsomal monooxygenase induction in winter flounder (*Pseudopleuronectes americanus*) from a gradient of sediment PAH concentrations at Sydney Harbor, Nova Scotia. Marine Environmental Research 37, 283-296.

Allen, H.E. 1996. Standards for metals should not be based on total concentration. SETAC News. 16, 18-19.

Ankley, G. T., Berry, W. J., Di Toro, D. M., Hansen, D. J., Hoke, R. A., Mount, D. R., Reiley, M. C., Swartz, R. C. and Zarba, C. S. 1996. Use of equilibrium partitioning to establish sediment quality criteria for nonionic

- chemicals: a reply to Iannuzzi et al. *Environmental Toxicology and Chemistry* 15, 1019-1024.
- Baumard, P., H. Budzinski and P. Garrigues. 1998. Determination of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in sediments and mussels of the Western Mediterranean sea. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 17, 765-776.
- Baumard, P., H. Budzinski and P. Garrigues, J.F. Narbonne, T. Burgeot, X. Michel and J. Bellocq. 1999. Polycyclic aromatic hydrocarbon burden of mussels in different marine environments in relation with sediment PAH contamination, and bioavailability. *Marine Environmental Research* 47, 415-439.
- Bebiano, M.J. and L.M. Machado. 1997. Concentration of metals and metallothioneins in *Mytilus galloprovincialis* along the south coast of Portugal. *Mar. Pollut. Bull.* 34, 666-671.
- Beckvar, N., J. Field, S. Salazar and R. Hoff. 1996. Contaminants in Aquatic Habitats at Hazardous Waste Sites: Mercury. NOAA Technical Memorandum NOSORCA 100. HAZMAT/NOAA. 74pp.
- Berman, M. and R. Bartha. 1986. Levels of chemical versus biological methylation of mercury in sediments. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 36, 401-404.
- Bidleman, T.F. and C.E. Olney. 1974. Chlorinated hydrocarbons in the Sargasso sea atmosphere and surface water *Science* 183, 516-518.

- Bloom, N.S. 1992. On the chemical form of mercury in edible fish and marine invertebrate tissue. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 46, 1131-1140.
- Bloom, N.S. 1995. Can mercury be routinely monitored at the part per trillion(ng/l) levels? *In* proceeding of the 17th Annual EPA Conference on Analysis of Pollutants in the Environment. May 3-5, 1994. EPA 821-R-95-008. P376-394.
- Bocquéné G. and F. Galgani. 1991. Acetylcholinesterase activity in the common prawn (*Palaemon serratus*) contaminated by carbarly and phosalone : choice of a method for detection of effects. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 22, 337-345.
- Bocquéné, G., F. Galgani and P. Truquet. 1990. Characterisation and assay conditions for use of AChE activity from several marine species in pollution monitoring. *Marine Environ. Res.* 30, 75-89.
- Boon, J.P. and F. Eijgenraam. 1988. The possible role of metabolism in determining patterns of PCB congeners in species from the Dutch Wadden sea. *Marine Environmental Research* 24, 3-8
- Boyle, E.A., S.S. Husted and S.P. Jones. 1981. On the distribution of copper, nickel, and cadmium in the surface waters of the North Atlantic and North Pacific Ocean. *J. Geophys. Res.* 86, 8048-8066.
- Brown, A.P., J. Olivero-Verbel, W.L. Holdan and P.L. Ganey. 1998. Neutrophil activation by polychlorinated biphenyls : structure-activity relationship. *Toxicol. Sci* 46, 308-316.

- Chapman, P.M. 1989. Current approaches to developing sediment quality criteria. *Environ. Toxicol. Chem.* 8, 589-599.
- Chapman, P.M., P.J. Allard and G.A. Vigers. 1999. Development of sediment quality values for Hong Kong Special Administrative Region: A Possible Model for Other Jurisdictions *Marine Pollution Bulletin* 38, 161-169.
- Choi, H.G., S.S. Kim, H.B. Moom and P.Y. Lee. 2001. Horizontal and vertical profiles of PCBs in sediments from the southeastern coastal areas of Korea. *J. Korean Soc. Oceanogr.* 36, 93-101.
- Choi, J.H., D.W. Kim, C.K. Park and D.B. Yang. 1997. Study on biochemical pollutant markers for diagnosis of marine pollution. VI. Changes in cholinesterase activity of flounder (*Pleuronichthys cornutus*) in the Yellow Sea. *J. Korean Fish. Soc.* 30, 614-619.
- Choi, J.H., D.I. Kim, S.H. Park, D.W. Kim, C.K. Park and D.B. Yang. 1999. Study on Biochemical Pollutant Markers for Diagnosis of Marine Pollution. XI. Changes in cholinesterase activity of the mussel (*Mytilus corsucus*) in the South Sea. *Korean J. Life Science* 9, 282-288.
- Choi, H.G., J.S. Park, and P.Y. Lee. 1992. Study on the heavy metal concentration in mussels and oysters from the Korean coastal waters. *Bull. Korean Fish. Soc.* 25(6), 485-494.
- Claisse, D., M. Joanny, and J.Y. Quintin, 1992. Le reseau national d'observation de la qualite du milieu marin (RNO). *Analisis*, 20, M19-M22.

- Collier, T.K., J.E. Stein, R.J. Wallace and U. Varanasi. 1986. Xenobiotic metabolizing enzymes in spawning English sole (*Parophrys vetulus*) exposed to organic-solvent extracts of marine sediments from contaminated and reference areas. *Comp Biochem Physiol* 84C, 291-298.
- Collier, T.K., B.F. Anulacion, J.E. Stein, A. Goksoyr and U. Varanasi. 1995. A field evaluation of cytochrome P450 1A as a biomarker of contaminant exposure in three species of flatfish. *Environmental Toxicology and Chemistry* 14, 143-152.
- Colombo, J.C., C. Bilos, M. Campanaro, M.J. Presa and J.A. Catoggo. 1995. Bioaccumulation of polychlorinated biphenyls and chlorinated pesticides by the Asia Clam *Corbicula fluminea*; its use as a sentinel organism in the Rio de la Plata Estuary, Argentina. *Environmental Science Technology* 31, 3551-3557
- Colombo, J.C., E. Pelletier, C. Brochu and M. Khalil. 1989. Determination of hydrocarbon sources using n-alkane and polyaromatic hydrocarbon distribution indexes. Case Study: Rio de La Plata estuary, Argentina. *Environmental Science and Technology* 23, 888-894.
- Colombo, J.C., M.F. Khalil, M. Arnac and A.C. Horth. 1990. Distribution of chlorinated pesticides and individual polychlorinated byphenyls in biotic and abiotic compartments of the Rio de La Plata, Argentina. *Environmental Science and Technology* 24, 498-505.
- Connel, D.W. and G.J. Miller. 1984. *Chemistry and Ecotoxicology of Pollution*. Wiley Interscience. Pub. New York. 444p.

- Coppage, D.L. and E. Matthews. 1974. Short-term effects of organophosphate insecticides on cholinesterases of estuarine fishes and pink shrimp. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 11, 483-488.
- Cunningham, P.A. and C.O. Whitaker. 1989. A Survey of the Status of Biomonitoring in State NPDES and Nonpoint Source Monitoring Programs. Prepared for the Office of Policy, Planning, and Evaluation, U.S. Environmental Protection Agency. Research Triangle Institute, Research Triangle Park, NC.
- Danielsson, L.G., B. Magnusson and S. Westerlund. 1978. An improved metal extraction procedure for the determination of trace metals in sea water by atomic absorption spectrometry with electrothermal atomization. *Anal. Chim. Acta* 98, 47-57.
- Day, K.E. and I.M. Scott. 1990. Use of acetylcholinesterase activity to detect sublethal toxicity in stream invertebrates exposed to low concentrations organophosphate pesticides. *Aquatic Toxicology* 18, 101-114.
- De Bruijn, J. and J. Hermens, 1993. Inhibition of acetylcholinesterase and acute toxicity of organophosphorus compounds to fish : A preliminary structure-activity analysis. *Aquatic Toxicology* 24, 257-274.
- DiToro, D.M. 1988. Briefing Report to the Science Advisory Board equilibrium partitioning approach for generating sediment criteria. United States Environmental Protection Agency.

- DiToro, D.M., C.S. Zarba, D.J. Hansen, W.J. Berry, R.C. Swartz, C.E. Cowan, S.P. Pavlou, H.E. Allen, N.A. Thomas and P.R. Paquin. 1991. Technical basis for establishing sediment quality criteria for nonionic organic chemicals using equilibrium partitioning. *Environmental Toxicology and Chemistry* 10, 1541-1583.
- Djomo, J.E., P. Garrigues and J.F. Narbonne. 1996. Uptake and depuration of polycyclic aromatic hydrocarbons from sediment by the zebrafish (*Brachydanio rerio*). *Environmental Toxicology and Chemistry*, 15, 1177-1181.
- Edwards, A.J., R.F. Addison, D.E. Willis and K.W. Renton. 1988. Seasonal variation of mixed function oxidases in the liver of winter flounder (*Pseudopleuronectes americanus*). *Mar. Environ. Res.* 26, 299-309.
- Eisler, R. 1986. Polychlorinated Biphenyl Hazards to Fish, Wildlife and Invertebrates: A Synoptic Review. U.S. Fish and Wildlife Services Biol. Rep. 85(1.7). Patuxent Wildlife Research Center, Laurel, MD. 72 pp.
- Eisler, R. 1987. Polycyclic Aromatic Hydrocarbon Hazards to Fish, Wildlife and Invertebrates: A Synoptic Review. U.S. Fish and Wildlife Services Biol. Rep. 85(1.14). Patuxent Wildlife Research Center, Laurel MD. 134 pp.
- Foster, G. D., S.M. Baski and J.C. Means. 1987. Bioaccumulation of trace organic contaminants from sediment by Batic clams (*Macoma balthica*) and soft-shell clams (*Mya arenaria*). *Environmental Toxicology and Chemistry*, 6, 969-976.
- Fowler, S. (1990) Critical review of selected heavy metal and chlorinated

- hydrocarbon concentrations in the marine environment. *Mar. Environ. Res.* 29, 1-64.
- Galgani F. and G. Bocquéné. 1990. In vitro inhibition of acetylcholinesterase from four marine species by organophosphates and carbamates. *Bull. Environ. Contamin. Toxicol.* 45, 243-249.
- Galgani, F. and G. Bocquéné. 1991. Semi-automated colorimetric and enzymatic assays for aquatic organisms using plate readers. *Water Res.* 25 : 147-150
- Galgani F., G. Bocquéné and Y. Cadiou. 1992. Evidence of variation of cholinesterase activity in fishes along a pollution gradient in the north sea. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 91, 77-82.
- Galgani. F. 1992. Monitoring of pollutant biochemical effects on marine organisms of the french coasts. *Oceanologica Acta* 15, 355-364.
- Geyer, H., P. Sheehan, D. Kotzias, D. Freitas and F. Korte. 1982. Prediction of ecotoxicological behavior of chemicals; relationship between physicochemical properties and bioaccumulation of organic chemicals in the mussel. *Chemosphere* 11, 1121-1134.
- Goksoyr, A., Husoy, A. -M., Larsen, H. E., Klungsoyr, J., Wilhelmsen, S., Maage, A., Brevik, E. M., Andersson, T., Celander, M., Pesonen, M. & Forlin, L. (1991). Environmental contaminants and biochemical responses in flatfish from the Halver Archipelago in Norway. *Arch. Contam. Toxicol.*, 21, 486-96.

- Goksoyr, A., H.E. Larsen, S. Blom and L. Forlin. 1992. Detection of cytochrome P450 1A1 in North Sea dab liver and kidney. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 91, 83-88.
- Goldberg, E.D., M. Koide, V. Hodge, A.R. Flegal and J. Martin, 1983. Mussel Watch U.S.: 1977-1978 results on trace metals and radionuclides. *Estuar. Coastal Shelf Sci.* 16, 69-93.
- Goldwater, L.J. 1971. Mercury in the environment. *Scientific American* 224(5), 15-21.
- Granby, K. and N. H. Splid. 1995. Hydrocarbons and organochlorines in common mussels from the Kattegat and the Belts and their relation to condition indices. *Marine Pollution Bulletin* 30, 74-82.
- Gunther, A.J., J.A. Davis, D.D. Hardin, J. Gold, D. Bell, J.R. Crick, G.M. Scelfo, J. Sericano and M. Stephenson. 1999. Long-term Bioaccumulation Monitoring with Transplanted Bivalves in the San Francisco Estuary, *Marine Pollution Bulletin*, 38, 170-181
- Haasch, M.L., P.J. Wejksnora, J.J. Stegeman and J.J. Lech. 1989. Cloned rainbow trout liver P1 450. Complementary DNA as a potential environmental monitor. *Toxicol. Appl. Pharmacol.* 98, 362-368.
- Habig C., R.T. Digiulio and M.B. Abou-Donia. 1988. Comparative properties of Channel catfish (*Ictalurus punctatus*) and Blue Crab (*Callinectes sapidus*) acetylcholinesterases. *Comp. Biochem. Physiol.*, 91 C, 2, 293-300.

- Hites, R.A., LaFlamme, R.E., Windsor, J.G., 1980. Polycyclic aromatic hydrocarbons in anoxic sediment core from the Pettaquamscutt River (Rhode Island, USA). *Geochimica et Cosmochimica Acta* 44, 873-878.
- Hong, G.H., S.H. Kim, C.S. Chung, J.H. Lim, D.B. Yang, K.T. Kim, S.H. Lee and S.K. Park. 1999. Atmospheric input of pollutants to the northeast Asian marginal seas. Proceedings of MARPOLSER 98, Metocean Services for Marine Pollution Emergency Response Operations. (Townsville, Australia 13-17 July 1998) Marine Meteorology and Related Oceanographic Activities Report No. 44 W.M.O. pp 113-155.
- Horowitz, A.J. 1991. A primer on Sediment-Trace Element Chemistry. Lewis pub., USA,
- IOC/GOOS 1996. A strategic plan for the assessment and prediction of the Health of the Ocean : A module of the Global Ocean Observing System.
- IRIS (Integrated Risk Information System). 1992. U.S. Environmental Protection Agency, Duluth, MN.
- Iwata, H., S. Tanabe, N. Sakai, A. Nishimura and R. Tasukawa. 1994. Geographical distribution of persistent organochlorines in air, water, and sediments from Asia and Oceania, and their implications for global redistribution from lower latitudes. *Environmental Pollution* 85, 15-33.
- Jones, J. and A. Franklin. 1998. Monitoring and surveillance of non-radioactive contaminants in the aquatic environment and activities regulation the disposal of wastes at sea, 1995 and 1996. Science Series, Environment

- Monitoring Report. CEFAS, Lowestoft(51), 116p.
- Julshamn, K., O. Ringdal, and O.R. Braekkan. 1982. Mercury concentration in liver and muscle of Cod (*Gadus morhua*) as an evidence of migration between waters with different levels of mercury. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 29, 544-549.
- Kammann, U., O. Landgraff and H. Steinhart. 1992. Cyclic organochlorines in benthic organisms from the North Sea and the German Bight. Analisis Magazine 20, 70-73.
- Kannan, K., S. Tanabe and R. Tatsukawa. 1995. Geographical distribution and accumulation features of organochlorine residues in fish in Tropical Asia and Oceania. Environ. Sci. Technol. 29, 2673-2683.
- Kim, K.T., H.S. Shin, C.R. Lim, Y.G. Cho, G.H. Hong, S.H. Kim, D.B. Yang and M.S. Choi. 2000. Geochemistry of Pb in surface sediments of the Yellow Sea: contents and speciation. J. Korea Soc. Oceanogr. 35, 179-191.
- Kim, K.T., E.S. Kim, S.H. Lee and S.R. Cho. 2002. Trace metals in the surface seawaters and mussels around the Dokdo, Korea. Ocean and Polar Research 24, 399-406.
- Klein, D.H. and E.D. Goldberg. 1970. Mercury in the marine environment. Environ. Sci. Technol. 4, 765-768.
- Landrum, P.F. and J.A. Robbins. 1990. Bioavailability of sediment-associated contaminants to benthic invertebrates. p. 237-263, In Sediments ;

Chemistry and Toxicity of In-place pollutants, ed. by R. Baudo, J.P. Giesy and H. Muntau, Lewis Publishers, Michigan.

Lange, D., J. Jedamski-Grymlas, D. Siebers and L. Karbe. 1992. EthoxuresorufinO-deethylase and cytochrome P450 in the liver of dab (*Limanda limanda* (L.)) from the central and southern North Sea. Marine Pollution Bulletin 24, 446-451.

Larsen, P.F., D.F. Gadbois and A.C. Johnson. 1986. Polycyclic aromatic hydrocarbons in Gulf of Maine sediments : Distribution and mode of transport. Mar. Environ. Res. 18, 231-244.

Laurenstein, G.G. and A.Y. Cantillo, 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, 182p.

Laurenstein, G.G. and A.Y. Cantillo, 1998. Sampling and analytical methods of the national status and trends program, national benthic surveillance and mussel watch project : 193-1996 update, NOAA Technical Memorandum NOS ORCA 130, 233pp.

Law, R.J., V.J. Dawes, R.J. Woodhead and P. Matthiessen. 1997. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) in seawater around England and Wales. Marine Pollution Bulletin, 34, 306-322.

Lee, K.T., K. Kannan, W.J. Shim and C. H. Koh. 1998. Distribution of Methyl Mercury in Sediments from Kyeonggi Bay, Namyang Bay, Chinhae Bay,

- and Lake Shihwa, Korea. *J. Korea Soc. Oceanogr.* 33, 178-184.
- Lee, K.W., H.S. Kang and S.H. Lee. 1998. Trace elements in the Korean coastal environment. *Sci. Tot. Environ.* 214, 11-19.
- Li, Y.F., D.J. Cai and S. Singh. 1998. Technical hexachlorocyclohexane use trends in China and their impact on the environment. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 35, 688-697.
- Lipiatou, E. and A. Saliot. 1991. Fluxes and transport of anthropogenic and natural polycyclic aromatic hydrocarbons in the western Mediterranean Sea. *Marine Chemistry* 32, 51-71.
- Long, E.R. and D.D. MacDonald. 1998. Recommended uses of empirically derived, sediment quality guidelines for marine and estuarine ecosystems. *Human and Ecological Risk Assessment* 4, 1019-1039.
- Long, E.R., A. Robertson, D.A. Wolfe, J. Hameedi and G.M. Sloane. 1996. Estimates of the spatial extent of sediment toxicity in major U.S. estuaries. *Environ. Sci. Technol.* 30, 3585-3592.
- Long, E.R., D.D. MacDonald, S.L. Smith and F.D. Calder. 1995. Incidence of adverse biological effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments. *Environmental Managements* 19, 81-97.
- Ma, M., Z. Feng, C. Guan, Y. Ma, H. Xu and H. Li. 2001. DDT, PAH and PCB in sediments from the intertidal zone of the Bohai Sea and the Yellow Sea. *Marine Pollution Bulletin* 42, 132-136.

- MacDonald, D., E. Long, J. Field, C. Ingersoll, S. Carr, P. Haverland, J. Dwyer, N. Kemble, F. Calder, G. Sloane, T. Seal, S. Smith, K. Keenleyside, C. Gaudet, M. Wong and R. Fox. 1996. Application of ERLs and ERMs for assessing contaminated sediments: Response to Sampson, Pastorok and Ginn. SETAC News 16, 31-34.
- Malueg, K.W., G.S. Schuytema, J.H. Gakstatter and D.F. Krawczyk. 1984. Toxicity of sediments from the metal-contaminated areas. Environmental Toxicology and Chemistry 3, 279-291.
- Mason, R.P., K.R. Rolffhus and W.F. Fitzgerald. 1995a. Methylated and elemental mercury cycling in surface and deep ocean waters of the North Atlantic. Water, Air, and Soil Pollution 80, 665-677.
- Mason, R.P., J.R. Reinfelder and M.M. Morel. 1995b. Bioaccumulation of mercury and methylmercury. Water, Air, and Soil Pollution 80, 915-921.
- Mattison, D.R., M.S. Nightingale and K. Shiromizu 1983. Effects of toxic substances on female reproduction. Environ. Hlth. Perspect 48, 43-52.
- Mccarthy, H.T. and P.C. Ellis. 1991. Comparison of Microwave Digestion with Conventional Wet Ashing and Dry Ashing Digestion for Analysis of Pb, Cd, Cr, Co and Zn in Shellfish by Flame AAS. J. Assoc. Off. Anal. Chem. 74, 566-569.
- McElroy, A.E., J.W. Farrington and J.M. Teal. 1989. Bioavailability of polycyclic aromatic hydrocarbons in the aquatic environment. In U.

- Varanasi (Ed.), Metabolism of polycyclic aromatic hydrocarbons in the aquatic environment (pp. 1-40). Boca Raton, FL: CRC press.
- Metcalf, R.L., 1973. A century of DDT. *Journal of Agriculture and Food Chemistry* 21, 511-519.
- Murray, A.P., B.J. Richardson and C.F. Gibbs. 1991. Bioconcentration factors for petroleum hydrocarbons, PAHs, LABs and biogenic hydrocarbons in the blue mussel. *Marine Pollution Bulletin*, 22, 595-603.
- Naes, K., T. Bakket, and R. Konieczny. 1995. Mobilization of PAH from polluted seabed and uptake in the blue mussel (*Mytilus edulis* L.). *Marine Freshwater Results*, 46, 275-287.
- NAS. 1980. The International Mussel Watch. National Academy of Sciences, Washington, D.C., 248 p.
- Najimi, S., A. Bouhaimi, M. Daubeze, A. Zekhnini, J. Pellerin, J. F. Narbonne, A. Moukriml. 1997. Use of Acetylcholinesterase in *Perna perna* and *Mytilus galloprovincialis* as a Biomarker of Pollution in Agadir Marine Bay (South of Morocco) *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 58, 901-908.
- N.A.S. 1980. The International Mussel Watch. National Academy of Sciences, Washington, D.C., 248 p.
- North Sea Task Force 1993. North Sea Quality Status Report 1993. Oslo and Paris Commission, London.
- N.O.A.A. 1987. National status & trends program for marine environmental

quality. Progress Report. A summary of selected data on chemical contaminants in tissues collected during 1984, 1985 and 1986. NOAA Technical Memorandum NOS OMA 38, NOAA, USA.

N.O.A.A. 1991. Contaminant trends the southern California Bight: Inventory and Assessment. NOAA Technical Memorandum NOS ORCA 62.

Neff, J.M. 1979. Polycyclic aromatic hydrocarbons in the aquatic environment. Sources, fates and biological effects. Applied Science Publishers, Barking, U.K. 262pp.

Nimmo, D.R. 1985. Pesticides. In: Fundamentals of Aquatic Toxicology, G.M. Rand and S.R. Petrocelli (eds.). Hemisphere Publishing Corporation, Washington, DC.

O'Connor, T.P. 1996. Trends in chemical concentrations in mussels and oysters collected along the U.S. coasts from 1986 to 1993. Marine Environmental Research, 41, 183-200.

Oliver, B.G., M.N. Charlton and R.W. Durham. 1989. Distribution, redistribution and geochronology of polychlorinated biphenyl congeners and other chlorinated hydrocarbons in Lake Ontario sediments. Environmental Science and Technology 23, 200-208.

Olson, D.L and G. M. Christensen. 1980. Effects of water pollutants and other chemicals on fish acetylcholinesterase in vitro. Environ. Res. 21, 327-335.

Pavoni, B., A. Sfriso and A. Marcomini. 1987. Concentration and flux profiles

- of PCBs and PAHs in a dated sediment core from the lagoon of Venice. *Marine Chemistry* 21, 25-35.
- Payne J.F., L.L. Fancey, A.D. Rahimtula and E.L. Porter. 1987. Review and perspective on the use of mixed-function oxygenase enzymes in biological monitoring. *Comp. Biochem. Physiol.* 86C, 233-245.
- Payne, J.F., A. Mathieu, W. Melvin and L.L. Fancey. 1996. Acetylcholinesterase, an old biomarker with a new future? Field trials in association with two urban rivers and a paper mill in new Foundland. *Marine Pollution Bulletin* 32, 225-231.
- Pereira, W.E., F.D. Hostettler and J.B. Rapp. 1996. Distributions and fate of chlorinated pesticides, biomarkers and polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments along a contamination gradient from a point-source in San Francisco Bay, California. *Marine Environmental Research* 41(3), 299-314.
- Pierard, C. and P. Garrigues. 1996. Grain-size distribution of polychlorobiphenyls in coastal sediments. *Environmental Science Technology* 31, 3551-3557
- Porte, C. and J. Albaigés. 1993. Bioaccumulation patterns of hydrocarbons and polychlorinated biphenyls in bivalves, crustacean and fishes. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 26, 273-281.
- Pruell, R.J., J.G. Quinn, J. L. Lake and W.R. Davis. 1987. Availability of PCBs and PAHs to *Mytilus edulis* from artificially resuspended sediments. In J. M. Capuzzo, & D. R. Kester (Eds.), *Oceanic processes in Marine pollution*

- in biological processes and wastes in the ocean (pp. 97-108). Malabar, FL: Krieger.
- Raoux, C. Y. and P. Garrigues. 1993. Mechanism model of polycyclic aromatic hydrocarbons contamination of marine coastal sediments from the Mediterranean Sea. In P. Garrigues, & M. Lamotte (Eds.), Proceedings of the 13th international symposium on polynuclear aromatic hydrocarbons; Bordeaux, France 1-4 October, 1991 (pp. 443-450). Langhorn, PA: Gordon & Breach publishers.
- Readman, J.W., R.F.C. Mantoura and M.M. Rhead, 1984. The physico-chemical speciation of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) in aquatic system. *Fresenius Journal of Analytical Chemistry*, 319, 126-131.
- Renton, K.W. and R.F. Addison, 1992. Hepatic microsomal mono-oxygenase activity and P450 1A mRNA in North Sea dab (*Limanda limanda*) from contaminated sites. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 91, 65-69.
- Schubel, J.R. and V.C. Kennedy. 1984. The estuary as a filter: An introduction. In *The estuary as a filter*, eds. by V. C. Kennedy. Academic Press, Orland. p1-11.
- Smith, R.G. 1993. Determination of mercury in environmental samples by isotope dilution/ICPMS. *Anal. Chem.* 65, 2485-2488.
- Smith, R.G. 1993. Determination of mercury in environmental samples by isotope dilution/ICPMS. *Anal. Chem.* 65, 2485-2488.

- Smith, S.L., D.D. MacDonald, K.A. Keenleyside and C.I. Gaudet. 1996. The development and implementation of Canadian Sediment Quality Guidelines. In *Development and Progress in Sediment Quality Assessment: Rationale, Challenges, Techniques and Strategies*, eds. M. Munawar and G. Dave, pp. 233-249. SPB Academic Publishing, Amsterdam, Netherlands.
- Soclo, H. 1986. Etude de la distribution des hydrocarbures aromatiques polycycliques dans les sediments marins recents. identifications des sources. Ph. D. Thesis no. 50. University Bordeaux, France 158pp.
- Spies R.B., D.W. Rice and J.F. Felton, 1989. Effects of organic contaminants on reproduction of the starry flounder *Platichthys stellatus* in San Francisco Bay. I. Hepatic contamination and mixed function oxidase (MFO) activity during the reproductive season. *Mar. Biol.* 98, 181-189.
- Stegeman, J.J., P.J. Kloepper-Sams and J.W. Farrington. 1986. Monooxygenase induction and chlorobiphenyls in the deep-sea fish *Coryphaenoides armatus*. *Science*, Vol. 231, pp. 1287-1289
- Stegeman, J.J., K.W. Renton, B.R. Woodin, Y.S. Zhang, R.F. Addison. 1990. Experimental and environmental induction of cytochrome P-450E in fish from Bermuda waters. *J. exp. Mar. Biol. Ecol.* 138, 49-67
- Stein, J.E., T.K. Collier, W.L. Reichert, E. Casillas, T. Horn and U. Varanasi, 1993. Bioindicators of Contaminant Exposure and Sublethal Effects in Benthic Fish from Puget Sound, Washington. *Mar. Env. Res.* 35, 95-100.
- Stoker, H.S. and S.L. Seager. 1976. *Environmental chemistry of air and water*

- pollution (2nd edition) Foresman and Company, Dallas, 157-175.
- Sulaiman, N., George, S., Burk, M. D. 1991. Assessment of sublethal pollutant impact on flounders in an industrialised estuary using hepatic biochemical indices. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 68 : 207-212
- Swartz, R.C. D.W. Schultz, R.J. Ozretich, J.O. Lamberson, F.A. Cole, T.H. Dewitt, M.S. Redmond and S.P. Ferraro. 1995. PAH : a model to predict the toxicity of polynuclear aromatic hydrocarbon mixtures in field collected sediments. *Environ. Toxicol. Chem.* 14:1977-1987.
- Tanabe, S., P. Tatsukawa and D.J.H. Phillips, 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. *Environmental Pollution* 47, 41-62.
- Thompson, S., H. Budzinski, P. Garrigues and J.F. Narbonne, 1999. Comparison of PCB and DDT Distribution between Water-column and Sediment-dwelling Bivalves in Arcachon Bay, France, *Marine Pollution Bulletin*, 38, 655-662
- Tkalin, A.V. 1996. Chlorinated hydrocarbons in coastal bottom sediments of the Japan Sea. *Environmental Pollution* 91, 183-185.
- Tkalin, A.V., T.S. Lishavskaya and J.W. Hill. 1997. Organochlorine pesticides in mussels and bottom sediments from Peter the Great Bay near Vladivostok. *Ocean Research* 19, 115-119.

- Tolosa, I., J.M. Bayona and J. Albaiges. 1996. Aliphatic and poly-cyclic aromatic hydrocarbons and sulfur/oxygen derivatives in northwestern Mediterranean sediments: spatial and temporal variability, fluxes and budgets. *Environ. Sci. Technol.* 30, 2495-2503.
- U.S.E.P.A. 1992. Sediment classification methods compendium. EPA 823-R-92-006. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington, DC.
- U.S.E.P.A. 1993. Technical basis for establishing sediment quality criteria for nonionic organic contaminants for the protection of benthic organisms by using equilibrium partitioning. Draft. EPA 822-R-93-011. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Science and Technology, Health and Ecological Criteria Division, Washington, DC.
- U.S.E.P.A. 1994. Methods for measuring the toxicity and bioaccumulation of sediment-associated contaminants with estuarine and marine amphipods. EPA 600/R-94/025. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Washington, DC.
- U.S. E.P.A. 1995. An SAB report: Review of the agency's approach for developing sediment criteria for the metals. EPA-SAB-EPEC-95-020. US Environmental Protection Agency, Science Advisory Board, Washington, DC.
- U.S. E.P.A. 1996. Ecotox thresholds. ECO Update, Intermittent Bulletin 3(2). EPA 540/F-96-038. US Environmental Protection Agency, Office of Emergency and Remedial Response, Washington, DC.

- Van der Wel, H. and W. Welling. 1989. Inhibition of acetylcholinesterase in guppies (*Poecilia reticulata*) by Chlorpyrifos at sublethal concentrations : methodological aspects. *Ecotoxicol. Environ. Safety* 17, 205-219.
- Van Veld, P.A., D.J. Westbrook, B.R. Woodin, R.C. Hale, C.L. Smith, R.J. Hugget and J.J. Stegeman. 1990. Induced cytochrome P450 in intestine and liver of spot (*Leiostomus xanthurus*) from a polycyclic aromatic hydrocarbon contaminated environment. *Aquat. Toxicol.*, 17, 119-132.
- Varanasi, U., W.L. Reichert, J.E. Stein, D.W. Brown and H.R. Sanborn. 1985. Bioavailability and biotransformation of aromatic hydrocarbons in benthic organisms exposed to sediment from an urban estuary. *Environmental Science and Technology* 19:836-841.
- Varanasi, U., J.E. Stein, M. Nishimoto, W.L. Reichert and T.K. Collier. 1987. Chemical carcinogenesis in feral fish: Uptake, activation, and detoxication of organic xenobiotics. *Environ Health Perspec* 71, 155-170.
- Varanasi, U., J. E. Stein and M. Nishimoto. 1989. Biotransformation and disposition of PAH in fish. In: Varanasi U. (ed) *Metabolism of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the Aquatic Environment*, CRC Uniscience Series, CRC Press Inc, Boca Raton, FL, p 93-150.
- Varanasi, U., T.K. Collier, D.E. Williams and D.R. Buhler. 1986. Hepatic cytochrome P-450 isozymes and aryl hydrocarbon hydroxylase in English sole (*Parophrys vetulus*). *Biochem Pharmacol* 35, 2697-2971.
- Wade, T.L., T.J. Jackson, T.J. McDonald, D.J. Wilson and J.M. Brooks. 1993. Oysters as a biomonitors of the APEX Bartge oil spill, *International Oil*

Spill Conference, 29 March - 1 April, Tempe, USA.

Wakeham, S.G., Schaffer, C., Giger, W., 1980. Polycyclic aromatic hydrocarbons in recent lake sediments..II. Compounds derived from biogenic precursors during early diagenesis. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 44, 415-429.

White, K.L. 1986. An overview of immunotoxicology and carcinogenic polycyclic aromatic hydrocarbons. *Environ. Carcin. Rev.* 2, 163-202.

Windom, H.L., S.J. Schropp, F.D. Calder, J.D. Ryan, R.G. Smith, Jr., L.C. Burney, F.G. Lewis and C.H. Rawlinson. 1989. Natural trace metal concentrations in estuarine and coastal marine sediment of the southeastern United States. *Environ. Sci. Technol.* 23, 314-320.

W.H.O. 1986. IPCS International Programme on Chemical Safety. Organophosphorus insecticides : a general introduction. *Environmental Health Criteria* 63. OMS, Genève, 1986

Witt, G. 1995. Polycyclic aromatic hydrocarbons in water and sediment of the Baltic Sea. *Marine Pollution Bulletin* 31, 237-248.

Worthing, C.R. 1979. *The Pesticide Manual. A World Compendium*, 6th ed. The British Crop Protection Council.

Worthing, C.R. 1991. *The Pesticide Manual: A World Compendium*. 9th edition. British Crop Protection Council, Croydon, England.

Wu, Y., J. Zhang and Q. Zhou. 1999. Persistent organochlorine residues in

- sediments from Chinese river/estuary systems. *Environmental Pollution* 105, 143-150.
- Xu, K.C. 1992 Environmental quality survey and marine pollution monitoring in Chinese Coastal areas. *Marine Environmental Science* 7 (in Chinese).
- Xu, S., X. Jiang, Y. Dong, C. Sun, J. Feng, L. Wang, D. Martens and B.M. Gawlik. 2000. Polychlorinated organic compounds in Yangtse River sediments. *Chemosphere* 41, 1897-1903.
- Yang, D.B., G.H. Hong, J.R. Oh, K.T. Kim and C.S. Chung. 1999. PAH and other POPs in the Yellow Sea. p191-219, In *Biogeochemical Processes and fates of Nutrients and Biomarkers in the Bohai and Yellow Sea. Proceedings of the International Yellow Sea Science Workshop held on 4-6 November 1999 at Ansan, Korea.*
- Yuan, D., D. Yang, T.L. Wade and Y. Qian. 2001. Status of persistent organic pollutants in the sediments from several estuaries in China. *Environmental Pollution* 114, 101-111.
- Zhou, J.L. K. Maskaoui, Y.W. Qiu, H.S. Hong and Z.D. Wang. 2001. Polychlorinated biphenyl congeners and organochlorine insecticides in the water column and sediments of Daya Bay, China. *Environmental Pollution* 113, 373-384.
- Zinkl, G.J., P.J. Shea, R.J. Nakamoto and J. Callman. 1987. Brain cholinesterase activity of rainbow trout poisoned by carbaryl. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 38, 29-35.