

폐기물 해양배출에 대한 해양환경적 고찰

박용철 · 최중기
인하대학교 해양학과

Oceanographical Consideration on waste disposal in the Marine Environment

YOUNG CHUL PARK, AND JEONG-KI CHOI
Dept. of Oceanography, Inha University, Incheon, Korea

해양에 투기된 폐기물의 시공간적인 분포와 변화과정은 해양 물리학적 확산과 이동, 생물학적 흡수 및 변환과정, 화학적 반응 및 상태변화 등 여러 과정이 복합적으로 작용하여 일어난다. 이러한 폐기물의 해양투기가 해양생태계 및 환경보전에 미치는 여러가지 영향은 이에 대한 규제 및 적절한 운용을 통하여 원활한 해양생태 및 환경을 유지할 수 있도록 최소화되어야 한다. 해양투기의 최적화를 위하여서는 첫째, 생태학적 배제원칙(biological exclusion)이 최우선적으로 고려되어야 하고 둘째, 생태계 및 수산자원 보존을 위하여 원활한 해수교환 및 물질확산이 극대화된 투기장소의 입지 선정(hydrographic option)이 매우 중요하다. 세째로는 적법한 투기행위 및 적절한 투기장 운용을 위한 감독 및 감시체계의 확립이 필요하다. 현재 우리나라의 해양 폐기물 투기는 초기의 단계에 있으나 최근 점차 요구되는 인접 해양국가 간의 지역환경 협의체 구성 및 국가간 환경 부담 비용을 고려할 때 공해상의 해양투기는 더 이상 국내적 문제가 아니므로 보다 신중한 해양투기 활동 및 타당성의 검토가 필요하다. 황해에 위치한 투기장의 경우 현재까지의 관련자료를 검토할 때 적정 투기 규모 및 투기장 입지 선정, 그리고 불법 폐기물 투기가능성의 미비점에 대한 보완책이 필요한 것으로 사료된다.

I. 폐기물 해양투기의 역사적 고찰

인류의 문명과 산업구조의 발달이 하역 및 연안역을 그 정착 근거지로 집중되기 시작한 이래 인간의 폐기물 배출 행위가 자연적으로 해양에 까지 연결된 것은 역사가 상당히 오래될 것이다. 하지만 폐기물의 해양투기가 해양환경에 미치는 악영향 정도가 지나쳐 이에 대한 성문화된 법적 규제가 취하여진 것은 구미의 경우 대략 17세기 무렵부터이다(Park and O'Connor, 1981). 초기의 해양투기에 대한 법적 제제는 주로 항만역과 하구역 등을 관찰하는 소규모 지방자치 단체의 조례에 의하여 국지적으로 행하여졌다. 점차 폐기물 양이 증가되고 이에 따른 환경 변화 문제가 대두되자 20세기에 들어 대부분의 국가는 국가체계의 관할하에 해양투기 및 허가 그리고 이에 대한 법적인 제제 등의 정책을 수립하고 있으며

투기해역은 자국의 이익을 보호하기 위해 영해를 벗어난 공해에 지정하고 있다. 1960년대까지만 하더라도 대부분의 연안국가에서는 폐기물 해양투기를 국내적인 문제로만 인식하고 있었고 급증하는 폐기물 양과 이에 막대한 처리비용 문제를 해결해 줄 수 있는 한가지 방안으로서 해양 공간이 활용되어져 왔다. 영국의 경우 1969년 이전에는 이렇다할 국가 차원의 해양투기 규제가 없었으나 1970년부터 영국 정부 차원에서 여러 부처에 의해 해양오염 전반을 분산 규제하기 시작했고, 북해지역 환경협의체 조약인 Oslo convention에 준한 해양투기법(Dumping at Sea Act)이 1974년에 발효되었다. 영국정부는 그 후로부터 해양투기에 관한 모든 사항을 통합하여 농수산식량부(Ministry of Agriculture, Fisheries and Food)로 하여금 해양투기 허가, 등록 및 검사 행정을 수행하도록 하고 있다. 미국의 경우도 1970

년에 들어서야 비로서 환경청(EPA)을 설립하였고 1972년부터 해양투기법(Oceanic dumping Act)을 발효하여 해양투기에 대한 허가, 감독을 시행하고 있다. 하지만 영국의 단일화된 집행과는 달리 미국 EPA는 미공병단(준설토 투기의 경우) 및 연안수비대(투기감시 및 단속)와의 공동 협조체제를 갖고 있다(Moore, 1976; Johnston, 1981).

점차 해양 투기 폐기물의 종류가 다양해지고 그 양의 규모가 증대됨에 따라 해양 생태계 및 수산자원 보호의 문제가 1970년 무렵 대두되기 시작하였으며 특히 공해상의 투기장소에 인접한 연안국가들 사이에서는 투기 폐기물의 투기량에 대한 지역 국가간의 규제가 절실히 필요하게 되었다. 이에 따라 지정학적으로 여러 연안국가들의 환경보존 및 수산자원 보호의 이익이 침해하게 존재하는 유럽의 북해, 지중해 그리고 발틱해 등의 해양환경에서 지역 국가간의 협의체 차원의 국제적인 해양투기 규제협약의 Oslo 협약(Convention for the Prevention of Marine Pollution by Dumping from Ships and Aircraft, 1972년 채택, 1974년 발효)이 효시가 된 후 연이어 발틱협약(1974)과 지중해 해양투기 협약(1976) 등이 시행되기 시작하였다. 전 세계적인 차원(global level)에서는 첫 시도에 있어서 1926년까지 거슬러 올라갈 수도 있으나 실질적으로는 방사능 물질의 투기의 경우 1958년의 국제 해양법, 그리고 인류환경에 대한 UN회의 권장에 기인한 전반적인 폐기물의 해양 투기 규제의 경우 런던협약(1972)에 따른 국제적 해양투기 규제가 1975년부터 시행되어 왔다. 상기에 언급된 바와 같이 해양투기 규제의 역사적 단계는 산업활동 및 인구증대 그리고 생활양식 변화에 의한 폐기물의 증가에 따라 지방자치단위에서 점차 국가단위, 지역국가 협의체 단위 그리고 종국적으로 해양투기 전반에 관한 전세계적 단위의 규제 형태로 발전해 왔음을 볼 수 있다.

1975년 런던 해양투기협약(LDC)발효 이후 가입 국가는 계속 증가하여 1982년에는 47개국으로 증가하였고 우리나라도 조만간 곧 가입할 예정으로 보인다. 최근 탈냉전이후 국제체의 이념적 군사적 갈등이 해소되자 지금까지 간과되어 왔던 환경문제가 악화된 지구환경하의 생존권 문제로 그 심각성을 드러내며 신세계 질서의 가장 중요한 현안으로 대치되어 등장하였다. 이에 따라 대기오염과 함께 해

양투기에 의한 해양오염은 더 이상 연안국 자체의 국내적인 문제가 아니라 인접 연안국가들간의 지역 갈등 내지 전세계적인 문제로 인식되어 온 점을 유념할 필요가 있다. 현재 UN은 이러한 국제적 환경문제 현안이 냉전체제 갈등의 대치하여 연안국가들간에 새로운 강등으로 나타나는 문제를 직시하여 지역에 따른 해당 연안국가들간의 지역환경 협의체 구성을 권장하고 있다. 앞으로 연안국가들의 지역 협의체는 해양투기를 가급적 억제하고 해양투기로 인한 해양환경 악화 및 보호를 위하여 투기행위에 과다에 따라 지역 분담금을 부과할 것으로 예상된다. 현재 우리나라의 경우 낭면한 문제는 근시안적인 해양투기 정책이 가져오는 수산자원 감소 및 해양환경의 악화에 의한 국내적 이익손실은 차치하더라도 국제적 지역환경 분담금의 부담이 가져오는 경제적 손실과 국가 환경정책의 정치외교적 위상 손실에 대비하여 만전을 기하여야 할 것으로 보인다.

II. 폐기물 해양투기의 동향

해양에 투기될 수 있는 폐기물의 종류 및 성상 등에 대한 규정은 LDC 협약 및 IMCO(1975)의 부속서에 잘 나타나 있다(앞서의 논문 참조바람). IMCO에 보고된 자료들에 의하면 전세계적으로 LDC 조약국가들에 의한 해양투기는 1975년 발효 이후 1979년까지는 증가되었으나 그 이후는 준설토 및 하수오니 투기를 제외한 산업 폐기물의 투기규제 및 양적 감소로 전체적으로 감소되는 추세에 있다(Duedall et al., 1982). 미국의 경우 EPA의 자료에 의하면 US EPA 허가 지역 III의 해양 투기장들의 경우 모두 그 양에 있어서 70년 중반 이후 급속히 감소하여(Muir, 1982) 현재 미동부 연안의 투기장은 모두 폐쇄된 상태이다. 미국의 경우 해양투기 폐기물의 총량은 표 1에 나타난 바와 같이 1974년의 최고로 8천4백만톤에서 계속 감소하여 1979년의 경우 4천7백만톤에 이른다(Manheim, 1982). 우리나라의 경우는 1987년 투기 총량 약 60만톤 규모에서 시작하여 1991년에는 약 139만톤이 투기되었으며 환경처의 계획으로 총량을 해마다 점차 확대할 예정으로 알려져 있다. 총량 대비로 보면 미국, 프랑스 및 벨기에 등의 국가들이 1980년 경의 자료를 대비할 때 우리나라보다 20-30배씩 더 많이 해양투기

표 1. 미국의 1973년부터 1978년까지 해양투기의 내용(EPA 및 비공영단 자료: Manheim, 1982).

Year	Industrial Wastes	Sewage Wastes	Demolition Constructio	Dredged Material	Incineration at Sea	Sum
	(10 ⁶ tons)				(10 ⁴ tons)	(10 ⁶ tons)
1973	5.0	4.9	0.88	51	9.8	61.79
1974	4.1	4.5	0.70	75	13.3	84.31
1975	3.1	4.5	0.36	66	5.6	73.97
1976	2.4	4.8	0.28	50	7.9	57.49
1977	1.6	4.6	0.35	31	13.6	37.56
1978	2.2	5.0	0.22	40	16.2	47.44
Avg.	3.1	4.7	0.47	52	10.0	60.43
1973	8.1%	7.9%	1.4%	82.5%	0.0%	100.0%
1974	4.9%	5.3%	0.8%	89.0%	0.0%	100.0%
1975	4.2%	6.1%	0.5%	89.2%	0.0%	100.0%
1976	4.2%	8.3%	0.5%	87.0%	0.0%	100.0%
1977	4.3%	12.2%	0.9%	82.5%	0.0%	100.0%
1978	4.6%	10.5%	0.5%	84.3%	0.0%	100.0%
Avg.	5.0%	8.4%	0.8%	85.8%	0.0%	100.0%

를 하는 것으로 나타났다(환경처 근거자료). 따라서 우리나라의 경우 해양투기의 총량면에 있어서 더욱 많이 투기해도 무방한 근거의 하나로 제시되기도 한다. 하지만 이러한 단순 논리를 전문적인 환경정책 자문 및 입안의 근거로 보기에는 너무 중요한 점이 간과되어 있다. 그점은 외국의 경우 대비자료의 시기보다 현재 그 양들이 매우 감소되어 있는 점은 차치하고 투기된 폐기물의 종류별 양적 규모에 있다. 우리나라의 경우 1986년 이후 전기간에 걸쳐 투기된 폐기물 총량의 95% 정도가 식음료산업에서 배출된 폐수와 산업 폐산폐알칼리로서 거의 대부분이 산업 폐기물로 구성되어 있다. 반면 대비자료로 사용된 미국의 자료 경우 표 1에 나타난 바와 같이 대부분의 투기된 물질은 항만 및 수로 유지를 위한 준설토가 86%를 차지하는데 비하여 산업폐기물은 투기총량의 5% 이하로 1978년의 경우 220만톤으로서 국내의 1991년의 산업 폐기물 해양투기량 110만톤에 비교하여 볼 때 약 2배 정도의 차이 밖에 없음을 알 수 있다. 1980년의 경우는 더욱 감소하여 미국의 실질 산업 폐기물 투기량은 투기총량의 0.9%인 60만톤에 지나지 않아 1991년의 우리나라 산업 폐기물 투기량 110만톤보다 적다. 또한 대비된 벨기에와 프랑스의 산업 폐기물의 점유율은 더욱더 미미하여 우리나라의 산업 폐기물 투기량보다 오히려 적게 나타난다. 벨기에의 경우 투기총량 4천5백만톤중 준설토가 96%를 차지하며 프랑스의 경우는 투기총량 2천만톤

중 준설토가 85% 그리고 하수오니가 14%에 해당 되어 미국의 경우와 마찬가지로 투기 총량중 해양 생태계 및 환경에 영향을 줄 수 있는 산업 폐기물의 실질 투기량은 매우 작다는 것이다. 아마도 1990년 대에 들어서 비교된 대상국의 산업 폐기물 해양 투기량은 더욱 감소하였을 것으로 보인다. 더구나 대비된 국가의 현재 산업활동 규모면을 우리나라와 비교할 때 단순히 투기총량 비교를 우리나라 해양 투기량 결정의 주요 요인의 하나로 근거한다는 것은 너무 안타까운 환경정책의 오도로 여기지 않을 수 없다. 현실적으로 우리나라의 폐기물 발생량은 그 처리규모(약 35%)에 비하여 과도한 것은 주지의 사실이다. 따라서 이에 대한 한 방편으로 제한적인 해양투기의 필요성도 부분적으로 인정될 수 있다. 하지만 이면에는 분해가능한 산업폐기물의 육상처리 시설을 증설하지 않고 단순히 처리비용의 절감만을 고려하여 임기응변적으로 해양투기에 의존한다면, 이는 국가전체의 폐기물 처리 환경정책이 근시안적이며 장기적인 국가발전 및 국익차원에서 볼 때 무책임한 면이 있지 않은가 하는 점이 있다. 미국의 경우 동부연안 해양투기장을 모두 폐쇄한 후 육상 처리 시설을 확보하여 장기적으로 운용한 결과 상당한 경우 그 비용이 해양투기보다 경제적으로 저렴하게 드러난 예가 보고된 바 있다(Muir, 1982). 해양투기는 단순히 처리 비용의 절감면에서만 대변될 수는 없는데 그 이유는 해양환경 생태계의 손실과

수산자원의 경제적 손실이 반드시 전문적으로 평가 개발되어야 하기 때문이다. 따라서 육상처리 시설의 확보계획과 해양투기의 경제성이 면밀히 재고된 후에 연차적인 폐기물 해양투기량에 따른 해양투기장의 운용계획이 검토되어야 하며 무엇보다도 가장 중요한 것은 입지 선정의 적합성이다. 이러한 입지 선정은 투기물질 배출이 해양환경에 미치는 영향들이 면밀히 검토된 후 결정되어야 하며 차후 해양투기에 따른 환경변화에 따라 투기량이 억제(Feedback control)되어 보다 긍정적이고 생산적인 해양환경이 유지되도록 해양보존 및 활용대책이 수립되어야 한다.

III. 해양투기의 해양 환경적 고찰

폐기물 해양투기장 결정에 있어서 가장 중요한 해양학적 고려사항은 첫째 생물학적 선택(biological option)이고 두번째로는 물리학적 선택(hydrographic option)이다. 해양에 투기된 폐기물질의 해양 환경내에서의 동태는 매우 복잡적이고 생태환경과 물리적 배경에 따라 그 변이성이 매우 다양하다. 생물학적 선택은 배타(exclusion) 원칙으로서 해양 생태계와 수산자원에 영향을 크게 줄 수 있는 곳은 최우선적으로 배제되어야 한다. 그 이외의 해역을 대상으로 다음 단계에는 투기물질이 이류(advection)과 와류 확산(diffusion)의 초기 정도에 따라 가장 빨리 배경농도로 희석될 수 있는 물리적 해양환경을 선정하여야 한다. 이점에 있어서 생물학적 배제 해역을 제외한 해양 투기장의 적지선정은 전적으로 전문적인 해양 물리학적 결정에 좌우된다 하여도 과언이 아니다. 물론 advection과 diffusion 이외에도 폐기물 분해에 관계되는 생화학적인 흡수 및 분해율도 물질확산 수치모형에 도입되어야 한다. 일반적으로 해양에 투기된 물질의 해수내에서의 동태는 다음과 같은 요인으로 나누어 볼 수 있다.

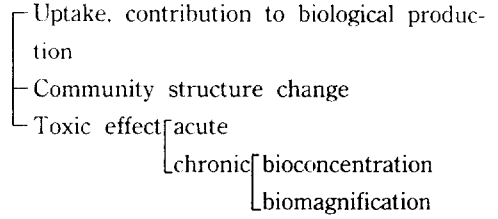
- 1) Physical dispersion: advection, turbulent diffusion
- 2) Physical separation, fractionation, evaporation
- 3) Chemical neutralization
- 4) Chemical reactivity: redox, complexation, flo-

cculation, precipitation

5) Chemical transformation

6) 저질에서의 농축, 퇴적

7) Biological responses



8) Balance with ecological carrying capacity

폐기물 해양투기의 바람직한 결과는 1차적으로 물리적 분산이 원활하여 생태계 및 수산자원에 미치는 영향을 최소화되며 궁극적으로 생화학적으로 분해내지 제거되는 길이다. 이러한 구도하에서는 폐기물의 물리적 분산이 고려된 폐기물 투기량이 해양환경의 assimilation capacity 이내에서 조절되어야 바람직한 해양투기가 운용될 수 있다. 하지만 투기해역내의 폐기물 투기량이 assimilation rate보다 크게 될 경우 생태구조가 교란되기 시작하고 연이어 먹이망이 교란되어 결과적으로 자연의 물질순환 공장의 역학을 하는 생태계의 처리능력(carrying capacity)마저 감소된다. 이 경우에 투기해역에는 폐기물 및 난분해성 성분 그리고 분해산물이 축적되고 불규칙적인 생태계의 진동의 결과로 적조현상이 빈발하게 나타나게 됨을 예측할 수 있다. 따라서 해양투기는 생태계의 assimilation capacity의 여유가 있고 해수유동 및 확산에 의하여 물질순환이 양호한 해양환경에서 이루어져야 한다.

1. 생물학적 환경

폐기물 투기의 생물학적 영향은 크게 세가지로 나누어 질 수 있다.

- 1) 분해 및 흡수 이용
- 2) 생태학적 군집구조 변화 유발
- 3) 개체군집에 대한 독성 효과

대체로 해양 생태계내의 각 군집에 따라 폐기물에 대한 생물학적 반응의 time scale은 수시간에서 수년까지 다양하게 나타난다. 가장 신속한 반응을 나타내는 것은 미생물군으로서 대체로 일차적인 반응은 미생물의 heterotrophic activity의 변화이다. 이

차적으로는 군집구조 변화로서 대체로 gram-positive 종이 많이 출현하며 정상환경에서 유점종인 Pseudomonads는 급격히 감소되고 Vibrio/Aeromonas의 우점이 보고된 바 있다(Singleton et al., 1982). 폐기물 종류에 따라 다르지만 주로 표층의 plume 내의 종조성이 waste-specific species로 바뀌는 형상을 보인다. 경우에 따라 미생물의 substrate-specificity와 short generation time 등의 특성을 이용 폐기물의 영향을 가장 먼저 파악할 수 있는 monitor species로 이용할 수 있다. 한편 그 반응이 신속한 만큼 폐기물의 완전한 확산 후 recovery 또한 빠르다. 악품 폐기물이 유입되었을 때는 군집구조의 변화가 크게 나타나게 되며 회복속도도 매우 느리며 유기물 분해속도가 감소되어 유기성 폐기물의 축적이 유발될 수 있다.

해양부유생물은 해양생물 생산력에 가장 중요한 기초적인 군집으로서 해양 전체 생태계의 안정을 좌우한다. 또한 식물성부유생물은 유기성 폐기물 분해로부터 재생산된 영양염류를 흡수하기 때문에 이들의 안정된 생태구조 유지는 부영양화 방지 및 흡수능력의 최대 이용을 위하여서도 매우 중요하다. 일반적으로 식물성부유생물은 폐기물의 유입량의 증가에 따라,

- 1) assimilation capacity 내에서 흡수를 하며
- 2) 과도한 input이 있을 경우 선택적인 생리적 활성도의 변화가 일어나 군집구조의 변화가 시작되고
- 3) 군집구조의 변화에 따라 food web 구조가 변화되고
- 4) pery-predator의 구조변화로 우점종의 출현이 발생된다.
- 5) 결과적으로 적조 발생 및 종다양성지수의 감소가 일어난다.

대체로 연안종들은 다양한 환경 stress에 적응되어 있어서 외양종보다는 그 내성이 강한 편이다. 해양 부유생물 군집의 구조변화를 통하여 비교적 short term (수개월 정도)의 오염효과를 예측할 수 있을 것으로 보인다. 하지만 온대 연안해역에서는 계절변화에 따른 환경 stress가 비교적 크기 때문에 장기간(years)의 예측은 어렵다(Murphy et al., 1982).

최근 전세계의 연안해역에서 영양염의 external

source(외부로부터 공급되는 영양염: advection, waste dumping 등)와 internal source(자체순환 영양염류: rapid recycling, benthic flux)가 정상적인 해양 기초생산력에 미치는 영향을 조사한 결과 기초생산력이 150-300 gC/m²/y에 해당되는 연안 해역에서는 실질적으로 internal source에 의해 균형되어 있고 수계 생태계의 carrying capacity(생태계의 최대 assimilation rate)인 400 gC/m²/y ($K_s=144 \text{ gNm}^2/\text{y}$)에 상당히 근접되어 있기 때문에 실질적인 흡수 제거 효율과 기초생산력 증진에 큰 기여가 되지 못함이 밝혀졌다(Kelly and Levin, 1986). 더구나 황해와 같이 혼탁도가 큰 해역에서는 그 효과가 크지 않다. 최근 황해에서 실험된 고농도 영양염류 첨가 후 측정된 기초생산력의 측정결과(정과 박, 발표예정)에 의하면 첨가전의 것과 P-I curve 상의 최대 assimilation capacity에 있어서 큰 차이를 보이지 않는데 이는 현재의 서해의 기초생산력이 이미 거의 포화 수준에 가까워진 것을 알 수 있다. 실제로 실험된 결과에 의하면 external input이 NRP(영양염 요구량)의 1,000배가 증가되어도 연안 환경에서의 연평균 기초생산력은 비례적으로 증가될 수 없을 보여준다(Kelly and Levin, 1986).

따라서 황해의 경우 부패성 폐기물이 해수 중에서 분해되어 영양염류의 공급원으로서 투기장의 생물 생산력을 양호하게 증진시킬 수 있다는 막연한 논리는 그 근거가 빈약한 것으로 사료된다. 하지만 연안해역이 아닌 (동해와 유사한 환경) 해역에서는 기초생산력 증진효과가 어느 정도 있을 것으로 사료된다. 이는 생물학적 흡수기작이 substrate input에 따라 무한히 linear하지 않고 hyperbolic한 nonlinear의 특성을 갖기 때문이다. 이러한 생물학적 처리능력의 포화를 의미하는 ecological carrying capacity는 현재 지구상에서의 모든 오염활동과 연관되어 매우 중요한 개념으로 부각되고 있다.

수산생물은 대부분 유영능력이 있기 때문에 오염된 투기장소 부근의 해역을 회피할 수 있다. 경우에 따라 해양투기 장소에서 부유생물의 이상번식이 발생할 수 있는데 이들의 생체량은 매우 크기 때문에 그 먹이로서의 효율가치는 거의 없다. 일례로 부유 식물 또는 투기된 유기성 물질을 포식하는 noctiluca의 대번식의 경우 어류 등의 상위 포식자는 noctiluca의 점액질 성분 때문에 먹이의 선택성에서 제

외된다. 한편 투기가 일어난 직후, 수심분간은 투기된 후미에 고농도의 waste plume이 형성되는데 이에 entrain된 치자어 등은 매우 치명적인 영향을 받을 수 있다(Lee, 1982). 해양투기에 따른 국지적 해양환경 변화는 어류의 회유경로를 방해하고 산란장 및 숙성장으로서 잠재적 해양의 가치를 감소시킬 수 있다. 실제에 있어서 어류에 대한 장기간의 영향은 평가하는데 있어서 큰 어려움이 있는 것도 사실이다. 하지만 황해의 경우는 환경특성상 수산자원의 잠재력이 상당히 큰 곳이기 때문에 특별한 수산자원학적 해양환경 관리가 요구된다.

저서환경은 투기장소에서의 투기량과 수중에서의 영향이 최종적으로 그림자와 같이 반영되는 곳으로 이에 대한 환경적 조사는 매우 중요하다. 일반적으로 저서환경의 변화 정도를 파악하기 위해서는 control로서의 reference site 선정과 이의 환경대비가 필수적이다. 미국 동부연안의 경우 dump site의 해저 퇴적물내의 유기물 함량은 매우 높고 중금속의 농도(Pb; 7 ppm, Cu; 3 ppm)와 fine sediment fraction(silt and clay)이 특히 크다(DWD-106). 대체로 dump site 저서생물은 군집구조 변화를 갖는데 오염에 예민한 amphipod류는 소멸되고 오염내성을 갖는 *Capitella capitata* 종들이 우점되는 것이 일반적인 현상이다(Lear and O'Malley, 1982). 저서환경은 비교적 계절변화의 차이가 그리 크지 않기 때문에 해양투기의 장기간에 걸친 환경변화 양상을 파악하는데 매우 적합하다. 경우에 따라 저서생태의 보존을 위하여 임시 투기장의 설치 및 투기장 안식년 제도도 고려할 만하다.

이상과 같이 해양투기가 해양환경에 미칠 수 있는 여러 요인을 고찰하였는데 결론적으로 가장 중요한 것은 다음과 같다.

- 1) 생물학적 배타원칙의 준수
- 2) 폐기물의 확산이 용이하고 해수교환이 원활한 투기장소의 활용
- 3) 지속적인 monitoring에 근거한 투기량의 적절한 규모의 억제(feedback control) 결정
- 4) 규정의 폐기물의 투기에 대한 감시 감독의 철저가 매우 중요하다.

2. 지질 및 화학환경

부패된 폐기물은 상당부분 유기물로 되어 있고

이들은 해수와 혼합시 중화와 ion interaction에 의해 flocculation을 형성, 표층에 부유되는 부분과 입자 포획에 의해 밀도가 증가되어 침강한다. 부패성 폐기물에는 대체로 COD가 수천 ppm~수만 ppm까지의 범위를 보이고 대체로 고농도의 NH_4^+ 가 존재하는데 그 비율은 국내의 부패성 폐수의 경우 COD/ NH_4^+ (ppm)이 약 3-10의 비율을 갖는다. 유기물 중 상당부분은 회석된 후 분해가 될 수 있으며 밀도약층에서 계속 분해될 경우 용존산소의 감소가 일어난다. 만일 부패성 폐기물의 input rate가 assimilation 능력을 초과하지 않는 경우 부유식물에 의해 흡수될 수 있다. 일부분 유기물은 해수내에서 축합반응 과정을 통하여 난분해성 humic substance로 바뀐다. 특히 방향족 화합물 또는 약품 폐기물의 경우는 오랜동안 해수 중에 체류하여 생물에 축적되는 장기적인 영향을 줄 수 있다.

저층에 퇴적된 일부의 유기물과 오니 등은 고농도로 축적되어 간극수내에서 reduced environment를 만들며 이에 따른 metal의 mobility의 증가, 영양염류의 benthic flux유발, 퇴적물내의 diagenesis 영향 등 지화학적 변화를 유발한다. 대체로 해양투기장소의 저층 퇴적물내에는 유기물 함량이 매우 높고 환원환경이고 퇴적물 입도분포가 주로 silt나 clay size에 의해 우점된다.

해양투기 대상 폐기물 중 산폐수 또는 유기성 폐수에는 높은 농도의 유기성 용액과 금속이온 및 미세입자가 포함되어 있다. 이들은 해수와 혼합된 초기에 화학적으로 중화되고 유기물의 경우 ionic strength 및 ion interaction에 의해 solubility가 감소된다. 이들은 곧 제2차 과정인 flocculation에 의해 일부분은 particle로 바뀌게 된다. 금속이온의 경우 redox 변화와 pH 변화에 따라 철의 경우 대부분 hydrous ferric oxide로 전환되어 침전물을 형성하고 Cd과 Cu도 부분적으로 포획되어 제거된다(Mukherji and Kester, 1982). 오니의 경우 상당한 경우 투기 후 곧 액상과 입자상으로 분리되어 확산되거나 침강한다. 이들의 수직적인 분포와 밀도약층 투과 정도를 파악하기 위해서는 high frequency acoustic backscattering 기기를 사용하여 실측하는 경우가 많은데 이로부터 즉시 밝혀진 수직구조에 따라 생물 및 화학의 hydrocasting이 가장 바람직하다(Orr and Baxter, 1982). 지금은 폐쇄된 New York Bight의

DWD 106의 경우 실측결과 계절에 따른 성층정도의 변화에 따라 수직분포가 달라지나 대체로 표층에 존재하는 부유 particle층과 밀도약층 상부에 밀집되어 있는 형태를 보여 입자형의 폐기물이 그 크기와 화학적 변화정도에 따라 여름철과 봄철에는 isopycnal을 따라 널리 분포되며 겨울철에는 대부분 그대로 침강되어 좁은 분포를 보인다.

3. 투기물의 분산 및 유동에 대한 해양물리학적 고찰

투기된 폐기물의 해수내에서의 물리적 동태는 다음과 같이 고찰할 수 있다(Csanady, 1981).

1. Wake dispersion:

Continuous release: 10^3 , 수십분~1시간내
Bulk release : $10^2 \sim 5 + 10^2$

2. Oceanic dispersion: $10 \sim 10^2$ times, hours~several days

- (1) Advection--turbulent diffusion에 비해 배경농도와 유사수준에 이르게 됨.
- (2) 전 투기해역 체적의 실질적 해수교환 : months~10 years

3. Penetration

4. Fractionation (Chemical flocculation, size fractionation)

5. Pycnocline→layered structure-side spreading of fine sewage particles

해양 생태계내에서의 영향을 최소화하기 위해서는 dilution을 크게하고 advection에 의해 해수가 교환되는 것이 가장 중요하며 초기 단계에서의 큰 dilution이 매우 중요하며 또한 해양생물에 미치는 시간을 최소화하여야 한다.

해양투기장의 해양물리적 환경은 다음과 같다.

Physical model	}	source:
		① dumping rate (continous release bulk releae
		② dumping vessel의 speed
		③ plume (behind ship)의 dimension (width)
		해양물리환경: ① advection

- 2 dispersion coefficient (physical decay)
- ③ turbulent energy source (tide, wind, shear)
- ④ density stratification
- ⑤ scale of dumping ground (boundary condition)

Biological model

- ① growth rate, uptake rate, degradation rate
- ② death rate at changing waste conc.
- ③ biological feed back (non-linear term)

K_z (dispersion parameter)의 결정요인은 wind speed, stratification 그리고 horizontal shear current의 수직분포에 의해 좌우된다(Kullenburg, 1982).

$$K_z = Rf_i C_d \frac{P_{air}}{P_{sw}} \cdot \frac{W^2}{N^2} \left| \frac{du}{dz} \right|$$

- Rf_i : flux Richardson number
- C_d : drag coefficient
- W : wind speed
- N : stratification parameter
- u : horizontal shear current

표층 혼합수에서의 dilution factor는

$$D = \frac{C_o}{C_m} = \frac{\sqrt{2\pi} \cdot P \cdot t}{B_o} + 1 \text{로 나타난다.}$$

- C_o : dumping전의 폐기물 초기농도
- C_m : dumping 후 해수중의 폐기물 최대농도
- B_o : plume의 width (typically 10~50 m)
- P : diffusion velocity

P 는 대체로 실측에 따르면 advection current의 약 1%의 order로 측정되었다(Kullenburg, 1982). Plume의 width가 20 m 이내이고 $P=0.5$ cm/sec로 하였을 때 D 는 10시간 후에 약 20 정도가 된다. 경우에 따라 폐기물의 농도가 해수보다 큰 경우는 점차적으로 sinking 되어 저층까지 이른다. 그러나 현장 실질관측과 model 예측 모두 대부분의 경우

기율을 제외한 모든 계절동안 액상 폐기물은 surface layer 내에서 확산되며 수평적으로 고농도의 micro-layer 구조를 보이며 이동한다. 결과적으로 일반적인 해양환경에서의 ocean dumping 현장 관측 결과, 실질적인 확산은 대체로 wake dispersion에 의해 10^3 배 그리고 oceanic dispersion에 의해 $10 \sim 100$ 배의 dilution을 보이고 총 희석배율은 24시간 후 $10^4 \sim 10^5$ 배 정도가 된다. 그리고 폐기물의 수직분포는 밀도에 따라 50 cm ~ 1 m 정도의 좁은 폭을 가진 microlayer 구조를 표층혼합층에서 보이며 특히 투기 후 표층과 밀도약층 상부에 이러한 구조를 나타내는 경우가 흔하다.

해양환경에 투기된 폐기물의 농도와 분해능력과 관계는 nonlinear hyperbolic 관계를 갖는데 일단 asymptote에 이른 생태계는 곧 생태군집 구조의 변화를 일으켜 불안정하게 되며 전체적인 생물 생산력은 진동(oscillation)을 하게 되고 빈번한 적조현상 또는 생태계의 불규칙한 변화를 일으킨다. 전체적으로는 생물에 의한 분해 수용능력을 저하시켜 가속적인 폐기물의 축적과 함께 생태계의 파괴를 일으킨다. 물리, 생물 model의 적용결과 [$q = (1 + 8E) \cdot (1 - E)^{1/3.5}$], Flierl(1982)에 의하면 circulation과 dispersion이 작은 해역에서의 투기는 특히 고농도의 폐기물 농도가 계속 유지되며 결과적으로 투기장에서의 생물군집이 파괴되는 것으로 나타났다. Nondimensional dumping rate (q)의 증가에 따른 오염 효과(pollution effect: E)를 보면 생태파괴 catastrophe는 갑자기 일어나게 되며 이에 대한 생태학적 경고신호의 여유는 극히 작다. Advection이 클 경우에는 투기속도를 증가시킬 수 있는데 모든 경우에 있어서 생태 불안정은 일정 threshold q 를 넘게 되면 급격하게 일어난다(Flierl, 1982).

결론적으로 ocean dumping site는 반드시 dispersion parameter가 크고 효율적인 해수의 교환이 큰 해역에 위치하여야 한다. Semi-enclosed된 해역은 특히 해수의 체류시간(residence time)이 가장 중요한데 residence time이 크고 assimilation rate가 상대적으로 작을 경우 투기로부터 분해산물의 축적이 일어나며 생태계의 catastrophe가 residence time내에서 발생한다. 따라서 폐기물의 input rate는 반드시 해역의 maximum assimilation capacity보다 작은 범위내에서 이루어져야 한다. 연안의 성층 발달

기간 동안에는 고농도의 waste가 1 m 정도의 두께로 internal microlayer 상태로 오랜동안 존재할 수 있다. New York bight slope water와 같이 advection과 diffusion이 크게 개발된 해역에서는 Casnady (1981, 1982)에 따르면 물리적 확산에 의한 flushing time은 1.5×10^7 sec의 정도로 (약 5개월) 추정된다.

IV. 우리나라의 해양투기장 환경

현재 운용되고 있는 투기장은 크게 3개의 장소로 대분되는데 이중 부산과 포항의 외해에 위치하고 있는 투기장은 그 해양 물리환경적 특성에 비추어 비교적 원활한 해수유동과 확산에 따라 부패성 폐기물의 악영향은 황해보다는 상대적으로 크지 않은 것으로 보인다. 그러나 최근 밝혀진 구조선에 의한 핵물질 투기활동은 매우 심각한 것으로 차후 동해의 해류순환에 대한 많은 연구가 강화되어야 할 것으로 보인다. 반면 황해의 군산 앞바다 공해상에 위치한 투기장은 biological option과 hydrographic option을 고려할 때 부적절한 것으로 보인다.

그 이유로 첫째, hydrographic option에 있어서 황해의 해수교환에 필요한 추정시간은 최대 약 10년 정도로서 폐기물 투기장소로서의 해수유동 및 확산이 그리 원활하지 않다. 황해의 물리적 해양환경에 대한 일차적 고찰은 Seung and Park(1990)에 의해 잘 나타나 있다. 황해의 중심해역은 매년 동계기간 동안 수직적으로 혼합되며 하계와 추계의 성층이 지속되는 동안 영양염류의 축적이 되는 순환을 반복하고 있다(Son et al., 1989). 하지만 수직혼합과 외해와의 수평적인 해수교환(volume exchange)과는 개념적으로 상당한 time scale의 차이가 있다. 황해의 해수 교환시기는 해양물리학적으로는 확실하게 밝혀지지 않았지만 해수내의 몇몇 parameter를 단순 box 모델에 사용하여 추정될 수 있다. 방사능 핵종 tracer를 이용하여 황해 해수의 residence time을 추정할 경우 직접적인 time scale을 얻어낼 수 있으나 황해 중심해역을 대상으로 측정된 연구는 없고, 생물친화 성분의 경우에는 황해의 영양염류 box model의 steady state kinetic rate term 중 가장 중요한 regeneration rate가 밝혀지지 않은 상태에서 막연한 추정변수를 이용하여 황해의 해수 volume exchange를 임의로 추정하기에는 부리가 크다. 이에

우선 많은 자료가 축적되어 있고 검증이 비교적 객관적인 salt balance box model을 이용하면 대략적인 volume exchange 및 해수교환 시기를 추정하여 볼 수 있다. 다음의 parameter들을 이용하여 황해의 연평균 해수교환량과 평균 해수교환 시간을 추정하여 보면,

V: Volume of Yellow Sea ($2.2 \times 10^{13} \text{ m}^3$)

A: Area of Yellow Sea ($4.6 \times 10^{11} \text{ m}^2$)

R: Annual riverine discharge volume ($1.2 \times 10^{11} \text{ m}^3/\text{year}$)

P: Precipitation rate ($1,180 \text{ mm} \times A/\text{year}$: 군산 측후소 자료)

E: Evaporation rate ($1,140 \text{ mm} \times A/\text{year}$: 군산측 후소 자료)

F: Annual volume exchange rate

\bar{S} : mean salinity of Yellow Sea (해역 평균 32.5‰)

$\bar{S} + \Delta S$: Oceanic end member salinity (Branch of Kuroshio current: 34.5‰)

$$F \cdot (\bar{S} + \Delta S) = (F + R + P - E) \cdot \bar{S}$$

$$F \cdot \Delta S = (R + P - E) \cdot \bar{S}$$

$$F = \frac{\bar{S}}{\Delta S} (R + P - E)$$

$$R + P - E = 1.38 \times 10^{11} \text{ (m}^3/\text{year)}$$

$$F = 1.38 \times 10^{11} \cdot \frac{\bar{S}}{\Delta S}$$

$$\text{황해의 평균 체류시간: } T(\text{year}) = \frac{V}{F}$$

만일 황해의 평균 체류시간이 1년 이라면 F는 $2.2 \times 10^{13} \text{ m}^3/\text{year}$ 가 된다.

1) 그렇다면 황해로 유입되는 유입되는 oceanic end member의 salinity($S + \Delta S$)가 34.5‰(남해와 제주사이의 Kuroshio지류 50~70 m)이므로 황해의 중심의 평균 salinity(S)는:

$$S = 34.5 \cdot \frac{F}{(1.38 \times 10^{11} + F)}$$

$$= 34.28\%$$

로서 현재 황해의 중심 평균 염분된 32.5‰ 부근의

값과는 너무 현격한 차이가 난다.

(2) 한편 서해의 흑산도 부근의 지형적인 골(폭: 220 km)을 따라 저층(두께 507m)으로 외양수가 유입될 때 단면적을 통과하는 연평균 유속은 다음과 같을 것이다.

$$\bar{U} = \frac{2.2 \times 10^{13} (\text{m}^3/\text{year})}{1.7 \times 10^7 (\text{m}^2)}$$

$$= 2.2 \times 10^6 (\text{m}^3/\text{year})$$

$$= 0.25 \text{ km/h}$$

$$= 7 \text{ cm/sec}$$

하지만 황해 저층의 염분도 분포를 보면 주로 동계에 고염의 난류수가 유입되는 것으로 보인다. 그렇다면 동계의 유속은 약 28 cm/sec 혹은 1 km/hour로서 동지점에서 model이 결과 나타난 tidal current보다 크게 계산되는데 이는 너무 과도한 값으로 보인다. 따라서 황해의 타당한 해수 교환량(F)은 연 $2.24 \times 10^{12} \text{ m}^3$ 정도이고 평균 체류시간 (T)은 적어도 5년 이상 약 10년 정도로 사료된다.

둘째, biological option에 있어서 투기장내에서 ecological carrying capacity를 초과하여 생태계가 교란됨으로서 나타나고 해양투기장에서 1992년 4월과 10월에 관측된 적조현상이 과도한 폐기물 유입에 따른 인과관계의 결과로 나타났다. 안타까운 사실은 이러한 Noctiluca에 의한 적조가 1993년 6월 현재에도 황해투기장 부근에서 관측되고 있어 적조현상이 일시적현상이 아닌 부적합한 투기환경 및 과도한 투기에 따른 해양환경의 악화현상으로 지속되어 있다는 점이다. 현재 황해의 투기장에서 투기활동에 따른 생태계의 악영향이 4년만에 나타났는데 해수의 교환시기가 1년 정도라면 저층에 축적되어 나타나는 연평균 영양염류 축적현상(그림 1)과 적조현상 등은 황해에 발생되어서는 아니된다. 따라서 황해 해수의 체류시간과 현재 waste input stress가 나타나는데 걸린 시간 그리고 안정된 생태계 유지하의 생물학적 제거능력을 고려할 때 군산 앞바다 투기장의 적정 폐기물 투기량은 현재의 약 1/5 정도로 감소시켜야 한다. 만일 현재와 같은 투기량이 계속 유입될 경우 투기장의 해양환경은 계속 불안정한 생태계로 진동(계절적 oscillation)과 투기장 내의 적조 빈발내지 그 범위가 확산될 가능성이 크며 이에 따른 assimilation capacity 감소로 폐기물 분해 흡수능력의 저

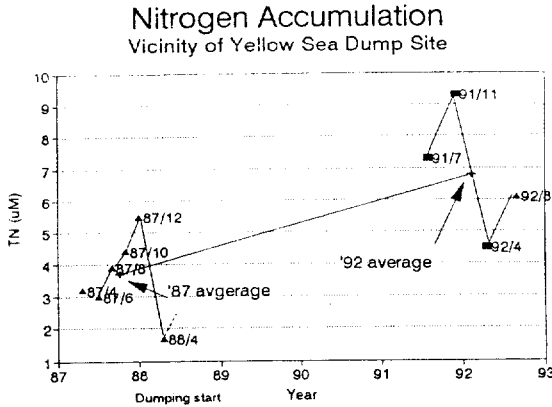


그림 1. 해양투기해역부근(수진원 조사정점 308-08, 10, 309-08, 10 기준) 동일정점에서의 저층(50-60 m) 무기질소(NH₄⁺ + NO₂⁻ + NO₃⁻)의 평균농도 축적 변화.
 ▲: Son et al., 1989(87년 4월-88년 4월); Yoon, 1993(92년 8월)
 ■: 서울대, KORDI, 1991(91년 7월-11월); KORDI, 1992(92년 4월)

하와 폐기물의 지속적인 축적이 있을 것으로 사료된다.

한편 현재 황해의 경우 해양투기장 운용상의 문제점 중 가장 심각한 사실은 행정기구의 감시감독에도 불구하고 일부의 투기 폐기물중에 상당량의 중금속이 포함된 상태로 투기되고 있는 개연성이 크다는 점이다. 그 내용은 다음과 같다. 황해에 투기되는 생물분해 가능 유기성 폐기물의 COD는 96,000 ppm으로 보고되어 있고 황해 투기장의 B5의 표층 COD 증가농도(COD)는 약 4 ppm이므로 투기 해역에서 현장 희석비율(D)은 약 2.4×10⁴ 정도로 나타났다. 이는 wake dilution 10³과 현장 희석(oceanic dilution) 10-100의 비율로부터 결과되는 최종 추정 희석비율 10⁴~10⁵과 잘 일치된다. B5에서 표층해수의 중금속류(Cu, Cd, Zn, Pb)의 spike concentration(heavy metal)은 다음과 같다(표 2). 표 2에 나타난 바와 같이 1992년 4월 조사(KORDI)의 경우 Cu, Cd, Zn, Pb의 경우 투기행위 선박체적에 해당되는 지점(KORDI 정점 B5)에서 상당히 높은 양이 배출된 것으로 보인다. 이는 물론 간헐적으로 행하여지는 바람직하지 못한 행위로 보이나 이들 중 금속 중 Cd의 경우는 런던협약 및 IMCO 투기 규정에도 절대로 투기되어서는 안되는 항목이다. 따라서 투

표 2. 황해 해양투기장 KORDI 정점 B5(1992. 4)에서의 중금속 농도차 및 폐기물내의 추정 원단위 농도.

(1) Δmetal(ppb) (현장농도-배경농도)	(2) D×Δmetal(ppm) (dumping vessel factor×(2)(ppm)	(3) unknown mixing factor×(2)(ppm)
ΔCu: 0.50	12.0	120
ΔCd: 0.10	2.4	24
ΔZn: 1.25	30.0	300
ΔPb: 0.16	3.8	38

자료원 (KORDI, 1992) (추정 원단위 농도)

비교: 분해성 유기폐기물: 2,700 ton/척
 미상양의 산업중금속 폐기물: 300 ton(?)/척
 미상의 혼합 비율: 10

기해역에 불법적인 규정 외 폐기물(중금속 함유)의 투기행위에 대한 원천적인 감독과 철저한 관리가 시급한 것으로 보인다.

한편 보다 중요한 것은 황해의 공해상의 폐기물 투기는 가까운 장래에 인접 해양국가들간의 지역-국가간의 환경협회의 agenda로 부상될 수 있기 때문에 장래의 환경 부담금 및 환경외교적인 측면을 고려할 때 신중한 투기장 운용이 필요한 것으로 사료된다.

외국의 경우는 이미 상당한 시행착오와 노력의 결과로 해양투기 관계의 많은 연구결과가 보고되었는데 실질적으로 미국의 경우는 해양 폐기물 투기에 관계된 연방산하의 기구들로부터 1978년부터 1980년까지 해마다 약 1억 7천만불의 연구비가 해양투기의 공공 연구비로 투자된 바 있다(Manheim 1982). 현실적으로 국내의 여건상 해양에 관계된 대부분의 환경관계 연구 사업들은 제도적으로 또는 연구지원의 비정상적 체계면에서 볼 때 어려운 점이 많이 있는 것은 부정할 수 없는 사실이다. 하지만 해양 과학 및 수산과학이 해양에서의 제반 해양현상 및 생물자원의 보존, 관리를 떠맡은 중추적인 조직관위로서 실제적이고 구체화되어 있는 해양현상의 하나인 특정 점원(point source)에서 발생하는 해양현상 문제조차 규명이 잘 안되고 있는 현실에서는 전문인력의 보다 많은 관심과 능력발현의 노력을 기대해 볼 수 밖에 없다. 현재 우리의 해양학 전문인력은 이러한 기본적인 생태학적, 수산자원면의 고려사항과 물리적 parameter 및 고려사항에 대하여

충분히 발휘할 수 있는 사회가 기대하는 고급적 연구능력을 갖고 있음에 비추어, 지금까지도 해양 및 수산과학 분야의 제구성원이 해양부기에 대한 검토와 검증분야에 비교적 무관심했고 더 나아가 해양 환경 보존 및 공간 활용분야의 올바른 정책 자문 분야의 오도를 방관한 점이 있다면 우리나라 해양투기 현실의 값 비싼 교훈에 대하여 우리 모든 구성원 서로서로의 자성과 앞으로 지대한 관심이 필요하다고 사료된다.

참고문헌

- Csanady, G. T., 1981. An analysis of dumpsite diffusion experiments. In: *Ocean Dumping of Industrial Wastes*, Ketchum, B. H., D. R. Kester, P. K. Park (Eds.), Plenum press, New York, 109-130.
- Csanady, G. T., 1982. Long-term mixing processes in slowwater. In: *Wastes in the Ocean*, Duedall, I. W., P. K. Park, and D. R. Kester (Eds.), John Wiley & Sons, New York, 103-116.
- Duedall, I. W., B. H. Ketchum, P. K. Park, and D. R. Kester, 1982. Global inputs, characteristics, and fates of ocean-dumped. In: *Wastes in the Ocean*, Duedall, I. W., P. K. Park, and D. R. Kester (Eds.), John Wiley & Sons, New York, 3-46.
- Duedall, I. W., B. H. Ketchum, P. K. Park, and D. R. Kester, 1982. Scientific strategy for industrial and sewage wastes disposal in the ocean. In: *Wastes in the Ocean*, Duedall, I. W., P. K. Park, and D. R. Kester (Eds.), John Wiley & Sons, New York, 399-414.
- Flierl, G. R., 1982. Simple models of wastes disposal in a gyre circulation. In: *Wastes in the Ocean*, Duedall, I. W., P. K. Park, and D. R. Kester (Eds.), John Wiley & Sons, New York, 69-86.
- Johnston, R., 1981. Ocean dumping: history, control, and biological impact. In: *Ocean Dumping of Industrial Wastes*, Ketchum, B. H., D. R. Kester, P. K. Park (Eds.), Plenum press, New York, 39-52.
- Kelly, J. R., and S. A. Levin, 1986. A comparison of aquatic and terrestrial nutrient cycling and production processes in natural ecosystem, with reference to ecological concepts of relevance to some waste disposal issue. In: *The Role of the Oceans as a Wastes Disposal Option*, Kullenberg, G. (Eds.), D. Reidel Publishing Company, Holland, 165-204.
- Lear, D. W., and M. L. O'Malley, 1982. Effects of sewage sludge dumping on continental shelf benthos. In: *Wastes in the Ocean*, Duedall, I. W., P. K. Park, and D. R. Kester (Eds.), John Wiley & Sons, New York, 293-312.
- Lee, W. Y., 1982. Copepods and Ichthyoplankton: Laboratory studies of pharmaceutical wastes toxicity. In: *Wastes in the Ocean*, Duedall, I. W., P. K. Park, and D. R. Kester (Eds.), John Wiley & Sons, New York, 235-250.
- Manheim, F. T., 1982. Who is doing what in marine dumping. In: *Wastes in the Ocean*, Duedall, I. W., P. K. Park, and D. R. Kester (Eds.), John Wiley & Sons, New York, 47-68.
- Moore, G., 1976. Legal aspects of marine pollution control. In: *Marine pollution*, Johnston, R. (Ed.), Academic Press, London, 589-697.
- Muir, W. C., 1982. History of ocean disposal in the mid-Atlantic bight. In: *Wastes in the Ocean*, Duedall, I. W., P. K. Park, and D. R. Kester (Eds.), John Wiley & Sons, New York, 273-292.
- Mukherji, P., and D. R. Kester, 1982. Acid-iron disposal experiments in summer and winter at deepwater dumpsite-106. In: *Wastes in the Ocean*, Duedall, I. W., P. K. Park, and D. R. Kester (Eds.), John Wiley & Sons, New York, 141-156.
- Murphy, L. S., E. M. Haugen, and J. F. Brown, 1982. Phytoplankton: Comparison of laboratory bioassay and field measurements. In: *Wastes in the Ocean*, Duedall, I. W., P. K. Park, and D. R. Kester (Eds.), John Wiley & Sons, New York, 219-234.
- Orr, M. H., and L. Baxter, Jr., 1982. Dispersal of particles after disposal of industrial and sewage wastes. In: *Wastes in the Ocean*, Duedall, I. W.
- Park, P. K., and T. P. O'Connor, 1981. Historical and international development. In: *Ocean Dumping of Industrial Wastes*, Ketchum, B. H., D. R. Kester, and P. K. Park (Eds.), Plenum Press, New York, 3-23.
- Seung, Y. H., and Y. C. Park, 1990. Physical and environmental character of the Yellow Sea. In: *The Regime of the Yellow Sea*, Park, C. H., D. H. Kim, and S. H. Lee (Eds.), Institute of East and West Studies, Seoul, 9-38.
- Singleton, F. L., J. W. Deming, E. r. Peele, B. Cavari, B. Gunn, and R. R. Colwell, 1982. Microbial communities in surface waters at the Puerto Rico dumpsite. In: *Wastes in the Ocean*, Duedall, I. W., P. K. Park, and D. R. Kester (Eds.), John Wiley & Sons, New York, 201-218.
- Son, S. K., K. H. Chung, J. S. Jo, and Y. C. Park, 1989. Seasonal variation of nutrients, total dissolved free amino acids and bacterial biomass in the Yellow Sea. *Yellow Sea Res.* 2: 1-12.
- Yoon, C. H., 1993. Distributive Characterization of Dissolved Amino Acids in the Yellow Sea. Master. thesis. Inha University, 71pp.
- 한국해양연구소, 서울대학교 해양연구소, 1992. 미원통상(주) 지정배출해역에 대한 해양환경영향평가보고서 - 폐기물 해양배출('89-91)에 따른 해양환경변화에 대한 조사평가연구, 374pp.
- 한국해양연구소, 1992. 한반도 주변해역의 화학물질 수치 및 순환연구(서남해역) 제2차년도 년차보고서. BSPG-159-489-4, 231