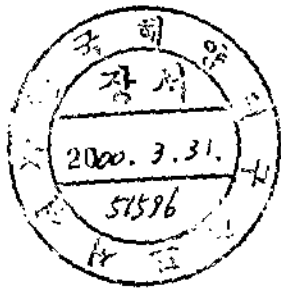


BSPE 99765-00-1251-3

폐쇄생태계를 이용한 유기오염물질의 이동연구

Mesocosm Study on the Fate of Organic Pollutants

한국해양연구소



제 출 문

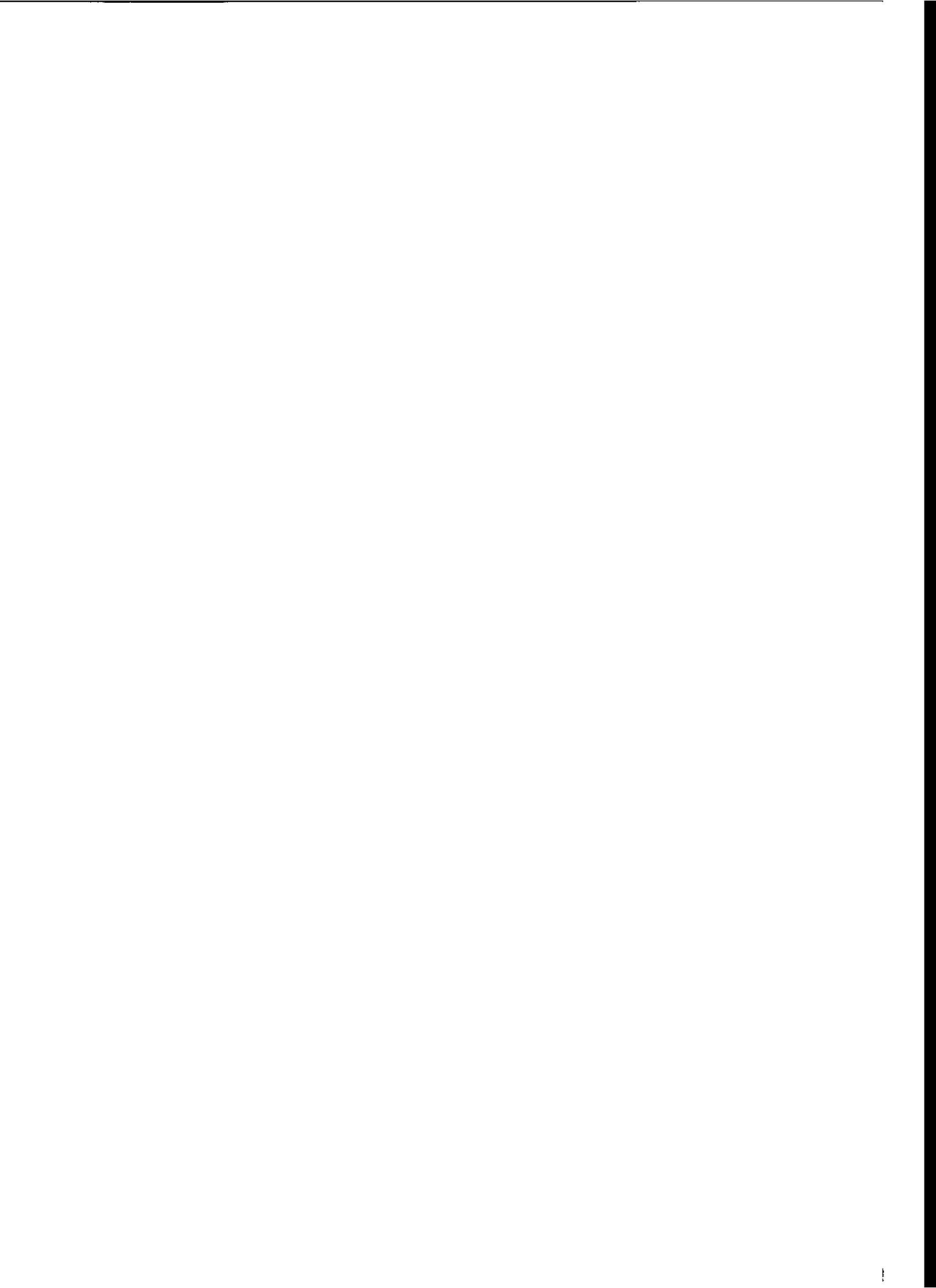
한국해양연구소장 귀하

본 보고서를 “폐쇄생태계를 이용한 유기오염물질의 이동 연구” 과제 (정책지원)의 최종보고서로 제출합니다.

2000. 2. 28

총괄연구책임자 : 김 응 서

참 여 연 구 원 : 최 진 우
: 오 재 룡
: 유 재 명
: 강 정 훈
: 이 우 진
: 임 운 혁
: 이 종 수
: 홍 상 희
: 김 남 숙
: 정 해 진 (군산대)
: 김 재 성 (군산대)



요 약 문

I. 제 목 : 폐쇄생태계를 이용한 유기오염물질의 이동연구 (정책지원과제)

II. 연구개발의 목적 및 필요성

폐쇄생태계(Enclosed Experimental Ecosystem)는 자연생태계로부터 격리시킨 인위적인 생태계를 말하며 연구자가 환경 요인을 조사목적에 맞게 조절하여 생태계의 변화를 모니터링 할 수 있는 장점이 있어 기초 학문적인 연구뿐만 아니라 독성실험 및 환경오염에 대한 생태계의 변화실험 등 응용 분야에서도 활용도가 높다.

특히 중형 폐쇄생태계(mesocosm)는 직접 해양 환경에 설치하여 실험실 안의 인위적인 환경에서 소형 폐쇄생태계(microcosm)를 이용한 실험보다 자연에 가까운 환경 조건에서 실험을 할 수 있어, 신뢰성 있는 결과를 얻을 수 있다는 장점이 있다. 그렇기 때문에 미국 EPA 등에서는 환경문제 해결을 위해 현장에 설치한 중형 폐쇄생태계를 이용한 실험을 통해 얻은 결과를 환경 정책 결정에 활용하고 있다.

우리 연구소는 현재 거제도 장목에 분소와 통영에 가두리 양식장을 운영하고 있고 향후 서해의 선갑도와 동해에 분소가 설치되면 현장에서의 실험이 활발해질 전망이다. 이에 대비하여 폐쇄생태계를 제작하여 현장에 설치하고 예비 실험 등을 통해 폐쇄생태계 활용 기술에 대한 know-how를 축적하는 것이 필요할 것이다.

본 과제의 목표는 활용성이 큰 중형 폐쇄생태계를 설계하고 제작하여 현장에 설치하고, 중형 폐쇄생태계의 특성 파악을 위한 기초 실험 및 유기오

염물질의 이동 등 생태계의 기능을 파악할 수 있는 기반 실험을 실시하며, 향후 폐쇄생태계를 활용한 과제를 발굴하는 것이다.

III. 연구개발의 내용 및 범위

본 과제를 통해 한정된 예산 범위 내에서 가장 효율적인 중형 폐쇄생태계를 설계하여 제작하였다. 그리고 이를 현장에 설치하고 폐쇄생태계의 특성을 파악하기 위해 주변 해수와 폐쇄생태계 사이의 환경 비교, 동·식물플랑크톤 군집 비교를 하였다. 폐쇄생태계를 활용한 응용 연구로 유기오염물질의 이동 및 농축, 피식자-포식자의 관계에 관한 실험을 하였다. 이러한 실험을 통해 폐쇄생태계를 운영할 때의 기술을 습득하였으며, 문제점을 파악하여 향후 장목 분소 등에 규모가 큰 폐쇄생태계를 설치하여 활발한 과제가 수행될 수 있는 기반을 구축하였다.

IV. 연구 개발 결과

제작한 반폐쇄형 폐쇄생태계는 5 μ m의 망목(규격 PA-5/1)을 가진 Nybolt 스크린(원사는 *monofilament nylon fabric*, 원사의 원료는 polyamide 6, polyamide 66, polyamide 12)으로 만들었고, 폐쇄형 폐쇄생태계는 완전히 밀폐가 된 polyethylene 으로 만들었다. 실험 용기부분의 규격은 직경이 120cm, 높이가 320cm의 원통형 모양이며, 용량은 3.6m³이다. 상부 20cm는 해수면 위로 올라와 부유 상판에 부착되어 있어 파도에 의해 외부 해수가 폐쇄생태계 안으로 들어가는 것을 방지하도록 설계하였다. 원통형 부분은 모양을 유지하기 위하여 바닥과 바닥에서 150cm 떨어진 곳에 스테인레스 스틸로 된 고리를 넣어 보강을 하였으며, 윗 부분은 원형의 부유 상판에 고정하여 전체적으로 원통형 모양을 유지시켰다. 5 μ m 망목의 스크린으로 된 폐쇄생태계는

강도를 유지하기 위하여 캔버스(canvas) 천으로 양쪽 옆면을 따라 바닥에서 윗 부분까지 보강을 하였다. 그리고 폴리에틸렌으로 된 폐쇄생태계는 실험 후 육상으로 들어올릴 때 내부의 물 무게를 줄이기 위해 바닥과 옆면에 각각 해수 배출구를 만들어 수압에 의해 배수가 가능하도록 설계하였다. 폐쇄생태계의 바닥 네 곳에는 납으로 된 추를 매달아 해수의 유동이나 와류 때문에 형태가 변형되는 것을 방지하였다. 부유 상판은 유리섬유강화 플라스틱(FRP; fiberglass reinforced plastic)으로 만들었으며, 승합차로 운반할 수 있게 두 부분으로 분리되도록 설계하였다. 이 과제를 통해 제작된 중형폐쇄생태계는 KOMES(KORDI Mesocosm)라 명명하였다.

반폐쇄형 폐쇄생태계 2기(KOMES I, II)와 완전 밀폐형 폐쇄생태계 1기(KOMES III)를 장목분소의 부두에 설치하여 폐쇄생태계의 특성 파악을 위한 실험을 하였다. 폐쇄생태계 안의 해수와 주변의 자연상태 해수의 물리·화학환경을 비교하면 수온 차이는 0.1~0.8°C로 거의 차이가 없었다. 그러나 염분은 5 μ m 망목으로 된 KOMES I과 II의 경우 초기에는 주변 해수의 염분과 차이가 없었으나, 설치 후 시간이 흐를수록 폐쇄생태계의 벽면에 부착생물이 달라붙어 해수 교환이 잘 안되면서 강우량의 영향으로 폐쇄생태계 안의 염분이 주변 해수보다 낮아지는 경향을 나타내었다. 이러한 차이는 완전 밀폐된 KOMES III의 경우 더욱 뚜렷하였다. 따라서 향후 폐쇄생태계의 입구 쪽에 빗물의 유입을 막을 수 있는 판의 설치가 필요하다. 한편 KOMES III에는 염분 약층이 형성되어 향후 교반 시설의 추가 설치도 필요하다. 용존산소량은 폐쇄생태계 안의 식물플랑크톤에 의한 광합성 결과로 폐쇄생태계 안이 주변 해수보다 일반적으로 높게 나타났다.

식물플랑크톤 군집을 비교하면 주변 생태계에 비해 폐쇄생태계 안의 식물플랑크톤은 주로 저서생활을 하는 종류가 많이 출현하였다. 이는 폐쇄생태계의 내벽이 이들에게 서식지를 제공해주기 때문으로 향후 실험 결과를 분석할 때는 이들에 의한 영향을 고려하여야 한다. 또한 실험 초기의 조건이 배양시간이 지남에 따라 점차 큰 변화를 유발하므로 초기 조건을 되도록 동일하게 해주는 것이 바람직하다. 실험을 통해 초기 세포수의 차이에 따라 폐쇄생태계 내부에서 인위적으로 와편모조류의 적조가 발생하는 것을 확인하였다. 동물플랑크톤의 경우 주변 해수와 폐쇄생태계 안의 군집사이에 큰 차

이가 있는 것이 관찰되었다. 그러므로 폐쇄생태계를 이용하여 실험할 경우 주변 해수의 동물플랑크톤을 대조군으로 정할 뿐만 아니라 실험 조건을 부여하지 않은 폐쇄생태계도 또 다른 대조군으로 설정하여 상호 비교하여 실험결과를 분석하는 것이 필요하다. 한편 시기에 따라 실험에 사용될 동물플랑크톤의 개체수가 낮은 때가 있으므로 실험 시기 선택이 중요하다.

이상과 같이 폐쇄생태계의 특성을 파악하기 위한 실험을 통해 향후 이를 이용한 실험에서 주의를 해야할 여러 가지 문제점, 그리고 폐쇄생태계를 구조적으로 개선해야 할 점 등이 파악되었다. 응용 연구로는 유기오염물질의 이동 연구와 피식자-포식자 실험이 실시되었다. 유기오염물질의 이동 연구는 실험 기간 중 집중폭우로 인한 저염분 해수로 실험 생물이 실험 도중 사망하여 3주간의 실험 결과 밖에는 얻지 못하였다. 해수 중에 투입된 유기오염물질 TBT는 배양기간이 지나면서 점차 줄어들었고, 바지락에서는 체내 농축된 TBT의 양이 증가하는 것을 관찰하였다. 한편 향후 오염물질에 관한 실험을 할 경우 실험 방법 및 장비의 개선해야 할 점을 파악하여 기술하였다.

V. 연구개발 결과의 활용계획

우리 연구소는 경상남도 거제도 장목에 장목 분소와 통영에 가두리 양식장을 운영하고 있으므로, 이곳에 폐쇄생태계를 설치하여 활용하는 것이 바람직 할 것이다. 올해부터 기관고유 사업의 일환으로 폐쇄생태계를 이용한 연구가 시작되어 장목 분소에 대규모의 중형 폐쇄생태계를 설치하여 활발한 연구가 시작될 전망이다. 장목 분소의 경우는 해양생태계의 구조와 기능에 관한 기초 조사, 먹이망 연구, 오염물질이 해양생물에 미치는 영향, 적조의 발생기작, 부착생물의 부착 기작 및 부착 억제기술 개발 등에 폐쇄생태계를 활용할 수 있을 것이다. 한편 통영 가두리 양식장의 경우 해양목장화 연구를 위해 활용할 수 있다.

폐쇄생태계를 활용하여 우리 연구소에서 향후 수행할 수 있는 구체적인 연구과제는 다음과 같다. 첫째는 폐쇄생태계를 이용한 생태계의 구조 및

기능에 관한 연구이다. 최근까지 국내에서 발표되는 해양생태학 연구의 결과는 거의 군집의 구조에 관한 것이었다. 이러한 연구는 많은 인력과 시간을 투입하고도 결과는 학계의 주목을 받지 못했다. 해양생태학의 세계적인 연구 추세는 생태계의 기능을 파악하는 방향으로 가고 있으며 폐쇄생태계는 생태계의 기능 파악을 위한 훌륭한 도구가 된다. 예를 들어 미생물에 의한 물질의 흡수 및 분해, 식물플랑크톤 군집의 천이, 영양염류에 의한 식물플랑크톤의 성장, 각종 오염물질에 대한 미소 동물플랑크톤의 반응, 중형 동물플랑크톤에 의한 2차생산, 동물플랑크톤에 의한 1차 생산의 소비, 대형 동물플랑크톤에 의한 포식작용 연구 등에 폐쇄생태계가 이용될 수 있다.

둘째는 생물부착(biofouling)에 관한 연구이다. 폐쇄생태계의 설치 후 부착생물에 의한 착생이 불가피하므로 이들의 제거 및 부착생물의 천이기작에 관하여 부수적인 연구를 할 수 있다. 특히 부착생물의 부착에 관한 연구는 경제성이 높고 방오도료(anti-fouling paint)의 개발 등 산업적으로 유용한 연구이다.

셋째는 각종 오염물질에 대한 부유생태계의 변화 모니터링 과제이다. 오염물질이 부유생물에 미치는 영향에 관한 대부분의 연구는 용량이 적은 소형 폐쇄생태계를 사용하여 실험실에서 진행되어 용기효과로 인해 현장에 적용하는데 한계가 있다. 현장에 설치한 폐쇄생태계를 이용하면 이러한 단점을 보완한 실험결과를 얻을 수 있다. 최근 중국에서는 현장에 설치한 중형 폐쇄생태계를 이용하여 유류 유출에 의한 생태계 변화를 연구하고 있어 공동연구의 가능성이 있다.

넷째는 독성에 관한 연구이다. 그동안 독성실험은 주로 실험실에서 대상이 되는 생물 한 종에 대하여 수행되었다. 이런 류의 독성실험에 의한 개체생태학적 평가는 실제 생태계에서 환경 및 다른 생물들과 상호작용을 하면서 살아가는 생물들에게 적용을 하기에는 많은 문제점이 있을 것이다. 또한 대부분 실험실에서 행하여지는 실험이 높은 농도의 독성물질에 단기간 노출되었을 때의 영향을 주로 조사하므로 장기간에 걸친 독성물질의 효과에 대해서는 많은 정보를 얻을 수 없는 단점이 있다. 특히 이러한 단점은 크기가 크고 생활사가 긴 생물의 경우에 더 문제가 된다.

다섯째는 적조의 발생 및 소멸 기작에 관한 연구이다. 최근 천적생물을 이용한 적조의 방제가 시도된 바 있다. 천적생물을 발굴하고 이들의 섭식률

을 측정된 후 대량 배양과정을 거쳐 현장에서 사용하기 전에 폐쇄생태계를 이용한 검증과정이 필요하다. 또한 폐쇄생태계를 이용하여 특정 환경요인을 조절하여 적조를 인위적으로 유발시키면서 적조의 발생 기작을 연구할 수 있으며 포식자의 조절로 적조생물의 소멸 기작을 연구할 수 있다.

여섯째는 해양목장 개발을 위한 연구이다. 폐쇄생태계를 이용하면 동·식물플랑크톤, 치자어 등 생태계의 구성원 사이에 이루어지는 복잡한 현상을 한정된 공간에 유지하면서 시간에 따른 변화를 볼 수 있다는 장점이 있다. 특히 폐쇄생태계에서는 포식자의 수와 종류를 인위적으로 조절할 수 있으므로 그 이용가치가 높다. 유용 어류자원의 치자어는 생태계내의 하위 영양단계의 생산량에 의존하며, 자연상태에서 포식자에 의한 사망률이 가장 높은 시기이므로 폐쇄생태계를 이용하여 영양역학적 연구를 하면 현장 조사에서 얻기 힘든 많은 자료를 얻을 수 있다.

목 차

제 1 장 서 론	17
1절 폐쇄생태계의 정의	19
2절 규모에 따른 폐쇄생태계의 분류	20
3절 폐쇄생태계의 활용	21
4절 연구의 목적 및 필요성	23
제 2 장 국내외 기술개발 현황	25
1절 해양폐쇄생태계	27
1. Kiel Plankton Tower	27
2. Hamburg 폐쇄생태계	28
3. Den Helder 폐쇄생태계	28
4. Loch Ewe 폐쇄생태계	30
5. MERL 탱크	31
6. CEPEX 폐쇄생태계	32
7. 북해 폐쇄생태계	33
8. 교반시설이 있는 폐쇄생태계	34
9. 표류식 폐쇄생태계	35
10. 폐쇄생태계를 이용한 프로젝트	36
11. 폐쇄생태계를 주제로 한 심포지움	40
2절 Biosphere 2 폐쇄생태계	41
3절 플로리다 만에서의 폐쇄생태계 실험	46
4절 MEERC에서의 연구	48
1. 폐쇄생태계 안의 물리적인 과정	50
2. 폐쇄생태계의 규모에 따른 생태계의 반응	50
3. 요각류의 개체수, 연령 구조와 섭식률	51
4. 폐쇄생태계 안의 어류가 플랑크톤 군집에 미치는 하향조절	52
5. 폐쇄생태계 안의 젤라틴질 플랑크톤의 행동과 생존율	53
6. 폐쇄생태계 안의 유·무기 질소의 변화	53
7. 폐쇄생태계 안의 영양염의 생지화학	54
8. 생태계 과정 중 benthic-pelagic coupling의 물리학적, 생물학적 규모	54
9. 용존유기물질(DOM)의 기원과 변화	55
10. 폐쇄생태계 안의 플랑크톤이 오염물질에 노출되었을 때 받는 영향	55

11. 폐쇄생태계 수치모형의 민감성, 불확실성, 복잡성	56
12. Cybernetic Experiment	57
5절 유기물질의 영향	57
1. PCBs	57
2. TBT	59
제 3 장 연구개발 수행 내용 및 결과	61
1절 폐쇄생태계(mesocosm)의 설계 및 제작	63
2절 폐쇄생태계 특성 파악을 위한 실험	67
3절 실험 결과 및 고찰	68
1. 물리·화학 환경 비교	68
2. 식물플랑크톤 군집의 비교	73
3. 동물플랑크톤 군집의 비교	78
4. 유기독성물질 실험	83
가. 실험과정	83
나. 실험 결과	87
다. 향후 폐쇄생태계 실험에 사용될 benthic cages 설계안	89
(1) core 준비	89
(2) core 설치 및 수거	90
라. 폐쇄생태계에 투입될 대형저서동물의 선정과 관리	90
5. 피식자-포식자 실험	91
제 4 장 연구개발 목표달성도 및 대외기여도	95
제 5 장 향후 폐쇄생태계의 활용	99
제 6 장 참고 문헌	107
[부 록]	123

표 목차

표 3-1. 실험기간 중 KOMES I, II 와 주변 해수의 수온(℃), 염분(‰), 용존산소량(mg · l ⁻¹)	70
표 3-2 . KOMES III에서의 수온(℃), 염분(‰) 및 용존산소량(mg · l ⁻¹)	72
표 3-3. KOMES I, II 와 주변 해수(III)에서 출현한 식물플랑크톤의 종조성과 세포수, 미세동물플랑크톤의 개체수	74
표 3-4. KOMES I, II 와 주변 해수에서의 엽록소 a 농도	77
표 3-5. KOMES I 에서의 동물플랑크톤 개체수 (* : < 0.1%)	78
표 3-6. KOMES II에서의 동물플랑크톤 개체수 (* : < 0.1%)	79
표 3-7. 주변 해수에서의 동물플랑크톤 개체수 (* : < 0.1%)	80
표 3-8. 해수, 퇴적물, KOMES III에서 배양한 생물체 안의 유기주석 농도	88
표 3-9. 배양시간에 따른 폐쇄생태계 안의 포식자와 피식자 수의 변화	92



그림 목차

그림 1-1. 자연 생태계와 인공 폐쇄생태계 사이의 관계 (Lalli, 1990)	19
그림 1-2. 해양생물의 크기와 생활사에 따른 폐쇄생태계의 적절한 용량 및 배양기간 (Parsons, 1982)	21
그림 2-1. Kiel 플랑크톤 타워	27
그림 2-2. Hamburg 폐쇄생태계	28
그림 2-3. Den Helder 폐쇄생태계	29
그림 2-4. Loch Ewe 폐쇄생태계	30
그림 2-5. MERL 탱크	31
그림 2-6. CEPEX 폐쇄생태계	32
그림 2-7. 북해에서 플랑크톤 연구에 사용된 폐쇄생태계(A: 폐쇄생태계의 상부 구조, B: 플라스틱 튜브를 frame에 부착시킨 모습)	33
그림 2-8. 식물플랑크톤과 DOM과의 관계를 밝히기 위해 사용된 폐쇄생태계.	34
그림 2-9. 표류식 폐쇄생태계	35
그림 2-10. MEEE prgram에서 사용된 폐쇄생태계.	37
그림 2-11. MEEE program에서 사용되었던 폐쇄생태계.	38
그림 2-12. MEEE program에 사용되었던 폐쇄생태계와 고리의 연결부분	39
그림 2-13. "Biosphere 2" 폐쇄생태계(mesocosm)의 구조	41
그림 2-14. Biosphere 2" 폐쇄생태계 내의 공기 흐름도, 미량 기체의 채집, 이산화탄소 유입 과정	43
그림 2-15. 폐쇄생태계내의 물의 순환	44
그림 3-1. 폐쇄생태계의 기본 구조 및 규격	64
그림 3-2. 폐쇄생태계의 부유 상판의 구조.	65
그림 3-3. 폐쇄생태계의 부유 상판에 부이를 부착한 모습	66
그림 3-4. 실험기간 중 KOMES I, II와 주변 해수의 수온(°C), 염분(‰), 용존산소량($\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$)	71
그림 3-5. 실험기간 중 거제도의 강수량 일별 변화	72
그림 3-6. KOMES I, II과 주변 해수에서의 미세조류의 세포수(위 그림; 좌편 모조류를 KOMES II에 첨가하였을 경우, 아래 그림; 규조류 세포수의 변화)	75
그림 3-7. KOMES I, II와 주변 해수에서의 엽록소 a 농도	76
그림 3-8. KOMES I, II와 주변 해수에서 동물플랑크톤 개체수 변화	82
그림 3-9. 실험에 사용된 퇴적물 및 생물 채집장소	84

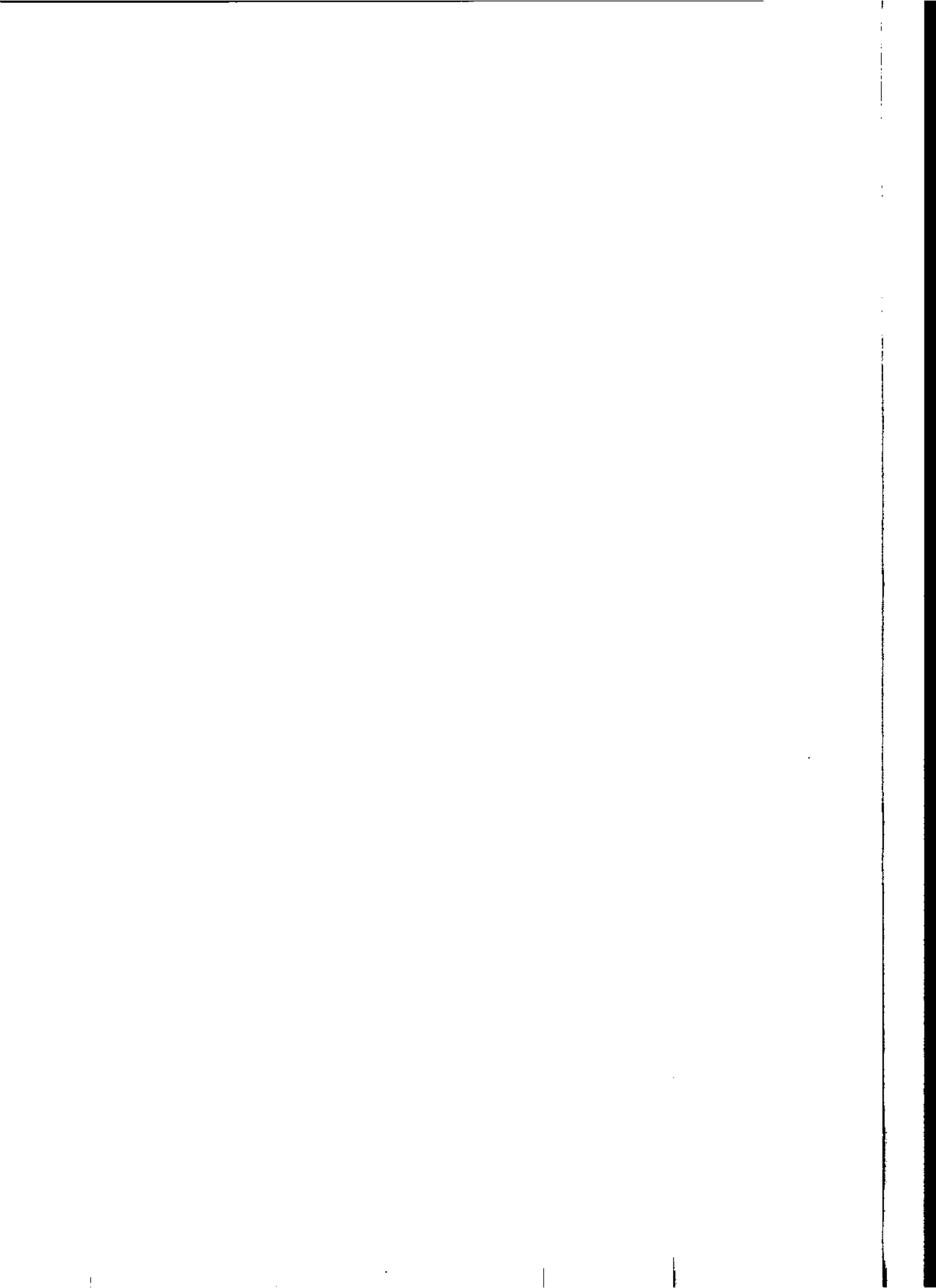
그림 3-10. 폐쇄생태계 안의 실험용 바구니. a)위에서 본 그림; b)옆에서 본 그림.	85
그림 3-11. 실험용 바구니의 구조(a)와 실험생물의 배치도(b).	86
그림 3-12. 대조군과 실험 폐쇄생태계 안에서 <i>Prorocentrum minimum</i> 의 농도변화	93
그림 5-1. 폐쇄생태계를 들어올릴 수 있는 시설이 있는 구조물 설계도	102
그림 5-2. 폴리에틸렌 파이프를 이용한 가두리.	103

부록그림 목차

그림 I. KOMES I, II의 반 폐쇄형 5 μ m 망목 원통형 네트	125
그림 II. KOMES III의 폐쇄형 polyethylene 원통네트와 상판부분	125
그림 III. KOMES 의 FRP 재질 상판부분의 조립과정	127
그림 IV. KOMES 의 FRP 재질 상판부분의 조립과정	127
그림 V. 원통형 네트의 전체형태	129
그림 VI. KOMES의 상판부분에 부이가 조립된 형태	129
그림 VII, VIII. KOMES의 상판부분과 원통형 네트의 조립과정	131
그림 IX. KOMES의 조립 및 설치가 완료된 형태	133
그림 X. KOMES의 조립 및 설치가 완료된 형태	133



제 1 장 서 론



1절 폐쇄생태계의 정의

폐쇄생태계(Enclosed Experimental Ecosystem)는 자연생태계로부터 격리시킨 인위적인 생태계를 말하며 연구자가 환경요인을 조사목적에 맞게 조절하여 생태계의 변화를 모니터링 할 수 있는 장점이 있어 기초 학문적인 연구뿐만 아니라 독성 실험 및 환경오염에 대한 생태계의 변화실험 등 응용분야에서도 활용도가 높다.

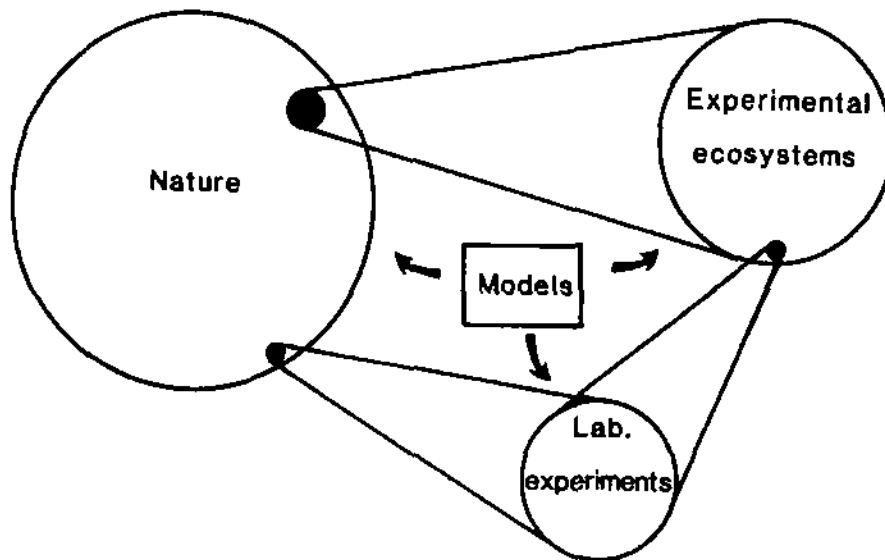


그림 1-1. 자연 생태계와 인공 폐쇄생태계 사이의 관계 (Lalli, 1990)

실험에 사용되는 폐쇄생태계는 다음과 같은 조건을 만족시켜야한다. 우선 물리적으로 주변환경과 분리가 되어야하며, 폐쇄생태계 자체적으로 그 안의 생태계가 유지되며, 일차생산자와 소비자를 비롯한 여러 단계의 영양단계가 공존하여야 하며, 실험 중에 여러 가지 항목을 측정하기 위해 시료 채취를 하여도 폐쇄 실험생태계의

구조나 동태 역학에 영향을 주지 않아야 한다(Lalli, 1990).

그림 1-1에서 보듯이 규모 면에서는 현장 실험에 사용되는 중형 폐쇄생태계는 자연 생태계의 일부가 되며, 자연에서 수행하기 힘든 실험을 인공적인 폐쇄생태계를 이용하여 연구하고 수치모형을 통해 자연에서 일어나는 현상을 추론할 수 있기 때문에 해양과 같이 큰 규모의 생태계를 연구할 경우 많이 이용된다. 한편 현장에 서 주로 사용하는 중형 폐쇄생태계(mesocosm)은 실험실에서 사용하는 소형 폐쇄생태계보다 규모가 커서 훨씬 자연 상태에 가까운 환경을 simulation 할 수 있다.

2절 규모에 따른 폐쇄생태계의 분류

폐쇄생태계의 용량은 실험실에서 사용하는 플라스크에서 현장에 설치한 대용량의 실험용기에 이르기까지 다양하며, 용기의 규모에 따라 소형 폐쇄생태계(microcosm), 중형 폐쇄생태계(mesocosm), 대형 폐쇄생태계(macrocsm) 등으로 구분한다. 학자마다 차이는 있으나 일반적으로 1m^3 보다 작은 것을 소형 폐쇄생태계, 1m^3 에서 $1,000\text{m}^3$ 까지를 중형 폐쇄생태계, $1,000\text{m}^3$ 보다 큰 것을 대형 폐쇄생태계라 한다(Lalli, 1990). 소형 폐쇄생태계는 주로 실험실의 시험관, 플라스크, 수조 등 각종 실험용기가 해당되며, 중형 폐쇄생태계는 현장에 설치한 대형 실험용기가 해당되고, 대형 폐쇄생태계는 작은 연못이나 호수 등과 같은 자연 생태계가 해당된다(Grice and Reeve, 1982). 소형 폐쇄생태계는 규모가 작아 적은 비용으로 설치하여 실험할 수 있는 장점이 있으며, 소형 폐쇄생태계보다 규모가 큰 중형 폐쇄생태계나 대형 폐쇄생태계는 설치비용이 많이 드나 배양시 용기효과(container effect)를 줄일 수 있다는 장점이 있다.

폐쇄생태계 실험에 이용되는 해양생물은 크기와 생활사에 따라 폐쇄생태계의 규모와 배양기간이 달라지게 된다(그림 1-2). 예를 들어 박테리아의 경우는 시험관 정도 크기의 폐쇄생태계이면 충분하고 배양기간도 수 일정도면 족하나, 동물플랑크톤의 경우는 최소 1ℓ 정도에서 $1,000\text{m}^3$ 정도 용량의 폐쇄생태계가 필요하고 배양기간도 최대 몇 달 정도의 배양기간을 필요로 하게된다. 그러므로 실험대상 생태계의 구성원에 따라 폐쇄생태계의 크기 및 배양기간을 정하는 것이 필요하다.

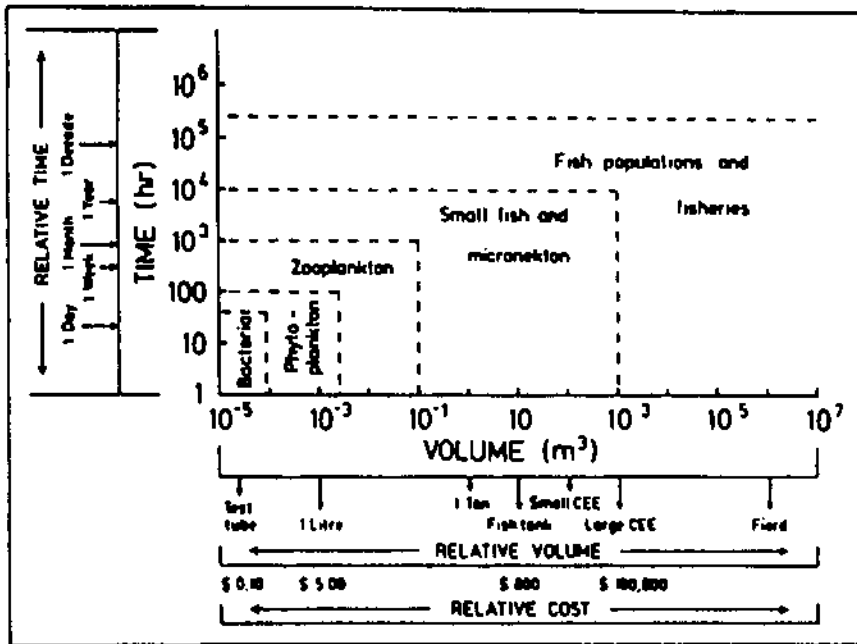


그림 1-2. 해양생물의 크기와 생활사에 따른 폐쇄생태계의 적절한 용량 및 배양기간 (Parsons, 1982)

3절 폐쇄생태계의 활용

인공 폐쇄생태계는 다양한 연구에 활용될 수 있다. 첫째 일반적인 생물해양학 연구에 이용되어 해양에서 일어나는 생물학적 과정이나 물질 플럭스를 이해하는데 중요한 도구가 된다. 구체적으로 개체군의 동태 역학 연구에 활용되면 종의 천이, 군집의 구조, 새로운 개체의 가입 등을 파악할 수 있고, 이 외에도 유기 탄소, 질소, 인의 흡수나 무기화과정의 경로 및 플럭스, 용존유기물질(DOM)이나 입자성유기물질(POM)의 역할 및 생물학적 중요성, 생태계의 되돌림(feedback)작용과 조절작용의 이해 및 수치모형 개발, 생물에 의한 교란(bioturbation), 대기와 해수면의 경계면에서의 물질 플럭스, 저층-표층 연계(benthic-pelagic coupling), 수층의 수직 구조, 해양생물의 행동연구 등 그 활용 분야는 아주 넓다.

둘째, 자원의 관리나 이용에 인공 폐쇄생태계가 활용될 수 있다. 즉 어류와 같은



등이 필요하다.

부착된 해양생물의 제거, 강한 바람이나 파도에 의한 훼손이 있을 경우 보수작업 등이 제거될 수 있다는 단점도 있다. 실험 기간동안 폐쇄생태계의 약한 부분이나 틈라질 수 있다. 폐쇄생태계는 그 규모의 한계 때문에 유영생물이나 큰 동물플랑크톤, 동물플랑크톤의 경우 수 개월, 어류의 경우 수 년이 지나면 그 차이는 확연히 환경과는 차이가 점차 커질 수 있다. 예를 들어 식물플랑크톤의 경우 수 입에서 수 개 생길 수도 있다. 한편 폐쇄생태계는 시간이 경과함에 따라 주변의 자연생태계에 의해 폐쇄생태계의 변인이 새로운 서식지를 제공하므로 자연상태의 생태계와 차이로 자연 상태와 똑같은 상태를 재현할 때 문제점이 발생할 수도 있다. 부착생물을

반면에 폐쇄생태계의 변인이 해수의 유동이나 파도의 영향을 차단할 수 있으므로 견증할 때 통제처리를 통해 결과에 대한 신뢰도를 높일 수 있다. 복적으로 하거나, 또는 여러 개의 폐쇄생태계를 이용하여 실험을 함으로써 가시성을 높이고 하므로, 폐쇄생태계의 활용은 더욱 가치가 있다. 한편 관은 종류의 실험을 판 규모가 크고 개방되어 있는 경우에는 자연상태 하에서 이러한 실험이 실험적으로 요인에 의한 생태계의 변화를 파악할 수 있는 장점이 있다. 그러나 해양생태계처럼 목적에 맞도록 특정 요인을 조절하고 그 이외의 요인은 자연상태로 유지하여, 특정 폐쇄생태계를 이용하여 실험을 할 때의 장·단점은 다음과 같다. 실험자가 실험

을 보인다는 것이 폐쇄생태계를 이용한 실험에서 확인되었다. 자의 밀도가 낮으면 조식동물의 숫자가 늘어나고, 작은 편모조류가 증가하는 양상 조식동물의 개체군들이 감소하고 비교적 크기가 큰 규조류가 번성하고, 상위 포식 유용한 실험도구가 된다. 예를 들어 부유생태계에서 상위 포식자의 밀도가 높으면 생물량을 조절하였을 때 생태계의 구조가 어떻게 변화해 가는지 등을 연구할 때도 (top-down control)의 상대적 중요성을 파악하고, 각 영양단계에 속하는 구성원의 다. 생태계 내의 각 영양단계 사이에 상향조절(bottom-up control)과 하향조절

נית, 생물조작법(biomnipulation)을 이용해 생태계의 기능을 파악하는데 사용된 한 실험으로 파악할 수 있다. 실험이 생태계에 미치는 만성적인 영향이 어떠한지 등을 인공 폐쇄생태계를 활용 지, 각종 오염물질이 생태계 내에서 먹이망을 통해 어떻게 이동하며 축적되는지, 또 과도한 유입으로 부영양화가 되었을 때 식물플랑크톤의 대량생이 어떻게 일어나는 셋째, 오염물질의 영향 및 이동경로 등을 파악하는데 사용될 수 있다. 영양영의

에도 사용될 수 있다. 의한 사망률 등을 측정하는데 사용되며, 이러한 자원을 양식하는 기술을 개발하는 유용수산자원 치어의 섭취를, 성장률, 종 사이의 상호작용, 포식이나 독성 조류에

4절 연구의 목적 및 필요성

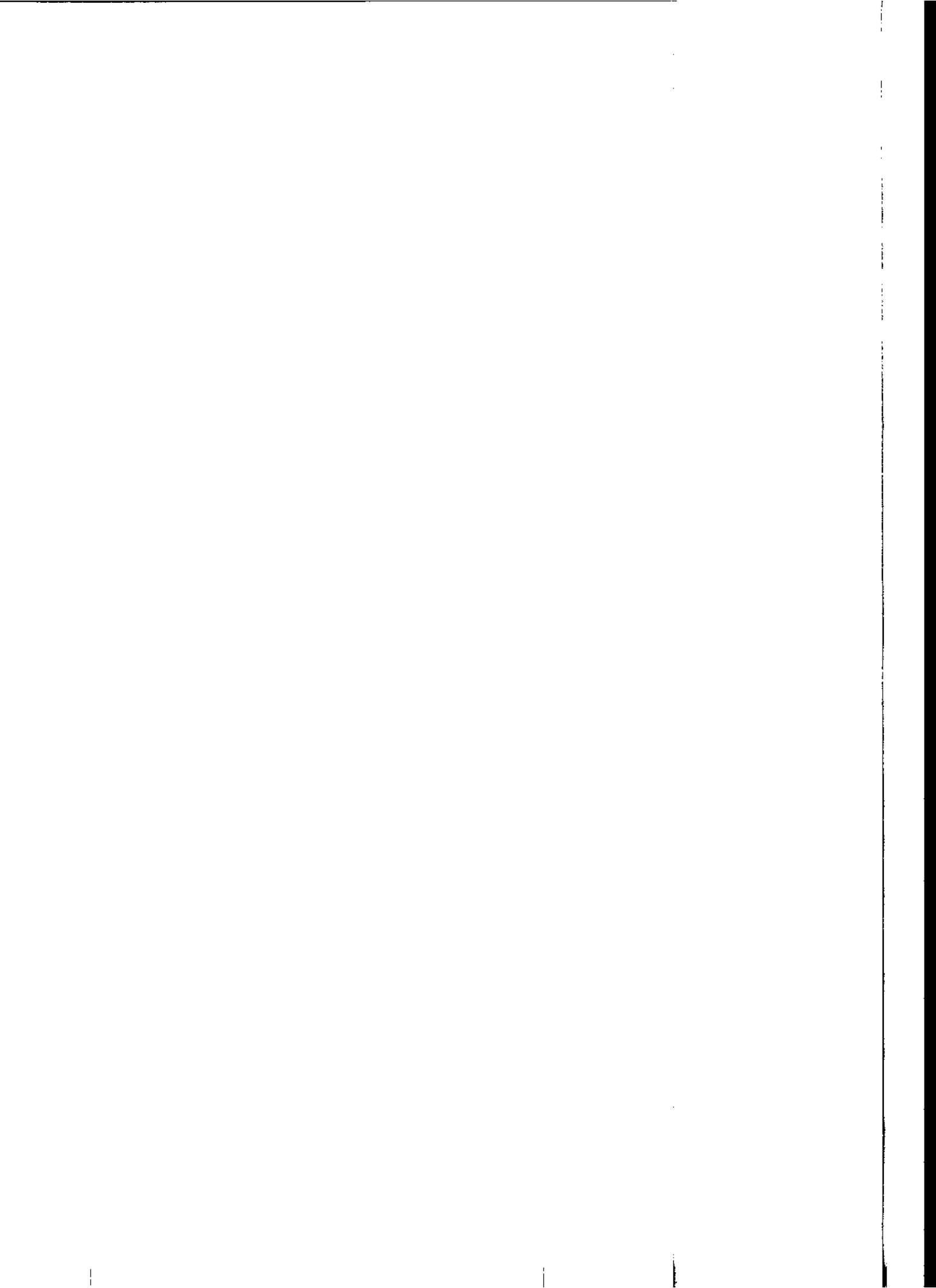
폐쇄생태계는 앞서 언급한 대로 연구자가 다양한 환경 요인을 조사 목적에 맞게 조절하여 생태계의 변화를 모니터링 할 수 있는 장점이 있어 기초 학문적인 연구뿐만 아니라 독성실험 및 환경오염에 대한 생태계의 변화실험 등 응용분야에서도 활용도가 높다. 특히 현장에 해양 폐쇄생태계를 설치하기 때문에 실험실에서의 실험보다 자연에 가까운 조건에서 실험을 할 수 있어, 신뢰성 있는 실험 결과를 얻을 수 있다는 장점이 있다. 그렇기 때문에 미국 EPA 등에서는 환경문제 해결을 위해 폐쇄생태계를 이용한 실험을 통해 얻은 결과를 환경정책 결정에 활용하고 있다.

우리 연구소는 현재 거제도 장목에 분소와 통영에 가두리 양식장을 운영하고 있고 향후 서해와 동해에 분소가 설치되면 현장에서의 실험이 활발해질 전망이다. 이에 대비하여 폐쇄생태계를 제작하여 현장에 설치하고 예비 실험 등을 통해 폐쇄생태계 활용 기술에 대한 know-how를 축적하는 것이 필요할 것이다. 본 과제에서는 폐쇄생태계를 설계, 제작하여 현장에 설치하고 유기오염물질의 농축 등 폐쇄생태계의 특성을 파악할 수 있는 실험을 실시하는 것을 목적으로 하였다.



제 2 장

국내외 기술개발 현황



1절 해양폐쇄생태계

현재까지 많은 연구 결과를 생산한 해양 폐쇄생태계는 Kiel Plankton Tower, Hamburg Enclosures, Den Helder Enclosures, Loch Ewe Enclosures, MERL Tank, CEPEX Enclosures, MEEE enclosures 등이 있다.

1. Kiel Plankton Tower

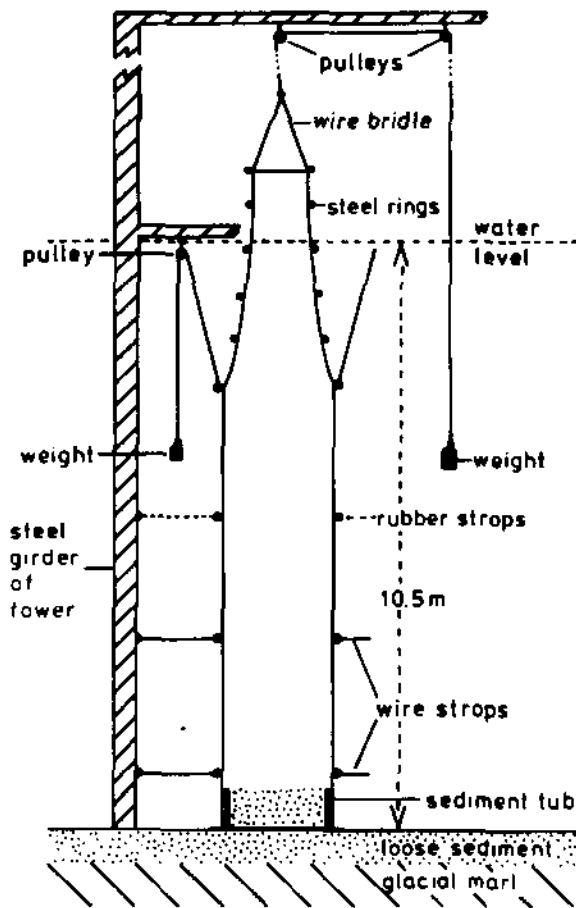


그림 2-1. Kiel 플랑크톤 타워

킬 플랑크톤 타워(Kiel Plankton Tower)는 플랑크톤과 퇴적물의 상호작용을 조사하기 위해 발틱해 서부의 Kiel Bight에 설치한 것이다(von Bodungen *et al.*, 1976). 규모는 가로 10m, 세로 10m, 높이 16.5m의 강철 구조물에 직경 2m의 나일론을 코팅한 폴리에틸렌(polyethylene)으로 만든 주머니 4개로 이루어져 있고 길이는 11~12m이고 용량은 약 30m^3 가 된다(그림 2-1).

2. Hamburg 폐쇄생태계

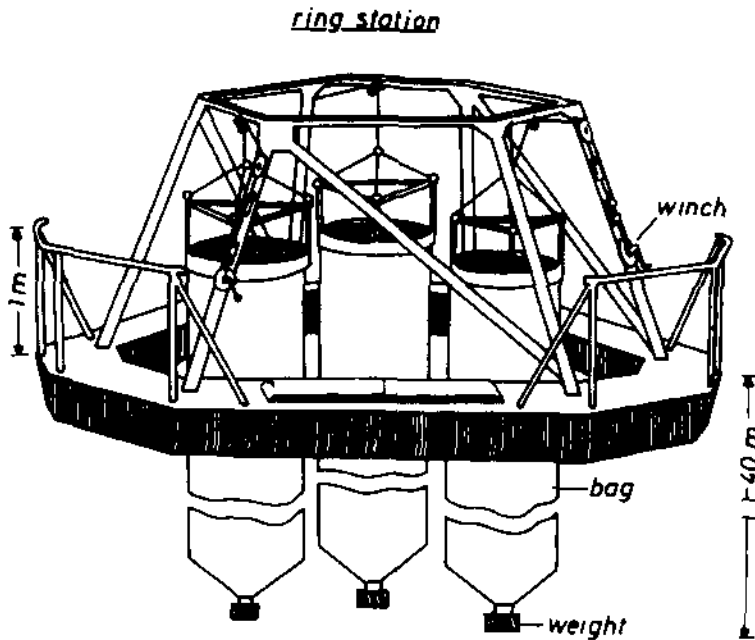


그림 2-2. Hamburg 폐쇄생태계

함부르크 폐쇄생태계(Hamburg Enclosures)는 용존물질과 플랑크톤의 관계를 규명하기 위한 노르웨이의 POSER(Plankton Observations with Simultaneous Enclosures in Rosfjorden) 프로젝트를 수행하기 위해 설치한 것으로 직경이 6m이고 높이가 2m인 알루미늄 구조물(그림 2-2의 ring station)에 직경 1m에 높이 40m인 플라스틱용기를 부착하여 만들었다(Brockman *et al.*, 1974). 용량은 약 30m³이고 플라스틱 용기는 두겹으로 되어있으며, 안쪽은 100 μ m 망목의 폴리에틸렌으로 되어있으며 바깥쪽은 30 μ m 망목의 폴리아미드로(polyamide) 되어있다.

3. Den Helder 폐쇄생태계

Den Helder 폐쇄생태계(Den Helder Enclosures)는 오염물질이 플랑크톤에 미치

는 영향을 조사하기 위하여 네덜란드의 Den Helder항구에 설치한 것이다(Kuiper, 1977). 크기는 두 종류로 작은 것은 직경 0.75m, 깊이 3.5m, 용량이 1.5m³ 이고, 큰 것은 직경 0.75m, 깊이 20m, 용량이 16m³이다. 주머니는 부이가 달린 알루미늄 구조물에 부착되어 있다(그림 2-3). 이 폐쇄생태계는 Brockmann *et al.*, (1974) 이 제작하였던 Hamburg 폐쇄생태계와 같은 재질로 만들어졌다. 폐쇄생태계 안에 해수는 펌프를 이용하여 채운다.

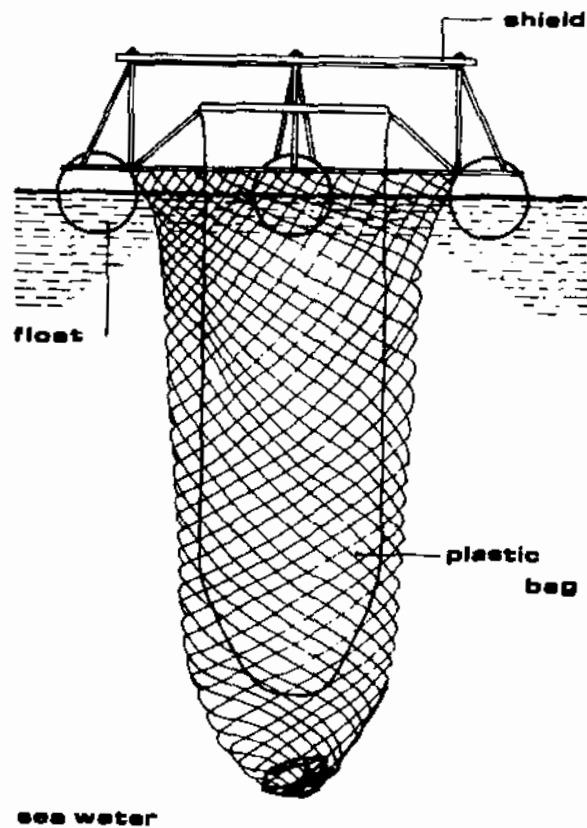


그림 2-3. Den Helder 폐쇄생태계

4. Loch Ewe 폐쇄생태계

Loch Ewe 폐쇄생태계(Loch Ewe Enclosures)는 스코틀랜드의 북서부 해안에 있는 Loch Ewe에 오염실험을 위해 설치한 것이다(Davies and Gamble, 1979). 주머니는 망목이 0.52mm인 폴리에스터(polyester) 천에 비닐(vinyl)로 강화한 재질이고 폴리스타이렌(polystyrene) 부이에 의해 떠있으며 바닥에 고정되었다. 주머니는 직경이 3 또는 4.7m이고 길이는 17m, 용량은 각각 100m³와 300m³의 두 종류가 있다(그림 2-4).

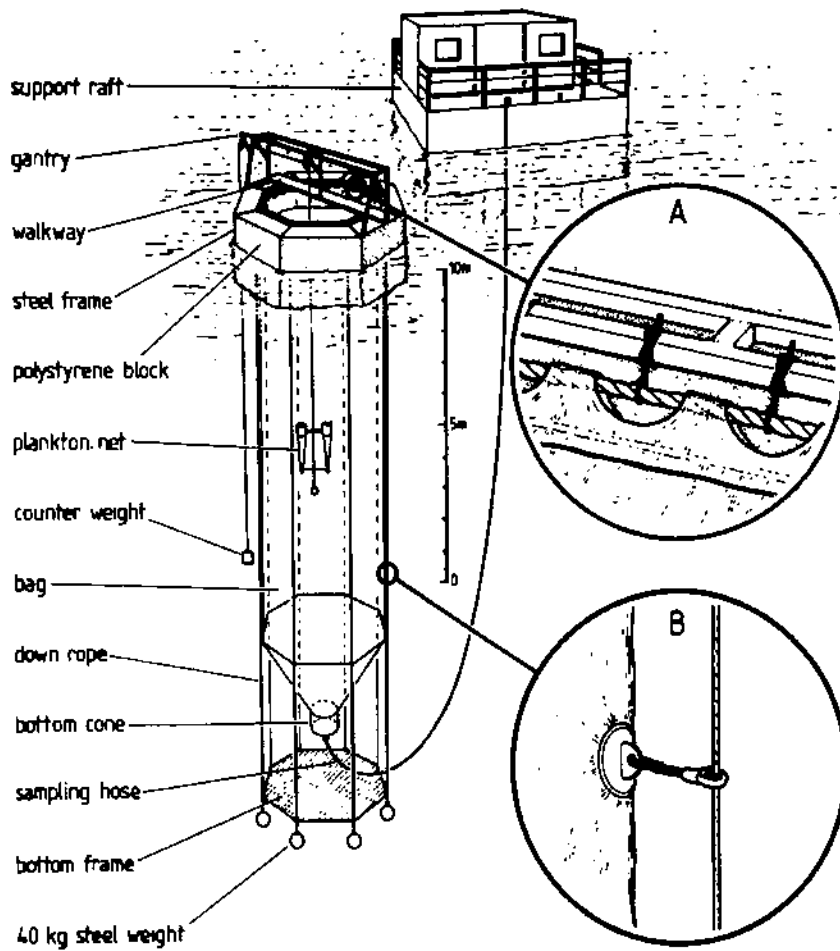


그림 2-4. Loch Ewe 폐쇄생태계

5. MERL 탱크

MERL 탱크(MERL Tank)는 미국 Narragansett Bay에 위치한 MERL (Marine Ecosystems Research Laboratory) 주변 육상에 설치된 실험용 폐쇄생태계이다 (Nixon *et al.*, 1980). 모두 14개의 탱크(높이 5.4m, 직경 1.8m, 용량 13m³)에 0.3m 두께의 퇴적물을 깔아 자연상태와 유사한 환경을 만들었으며, 탱크 속에는 교반시설(stirrer)을 갖춰 퇴적물이 부유할 수 있도록 하여 실험에 사용되었다(그림 2-5). 해양생태계가 유류나 희귀금속에 노출되었을 때 어떻게 반응하는지 조사하기 위한 많은 실험이 이 인공 해양생태계를 이용하여 수행되었다.

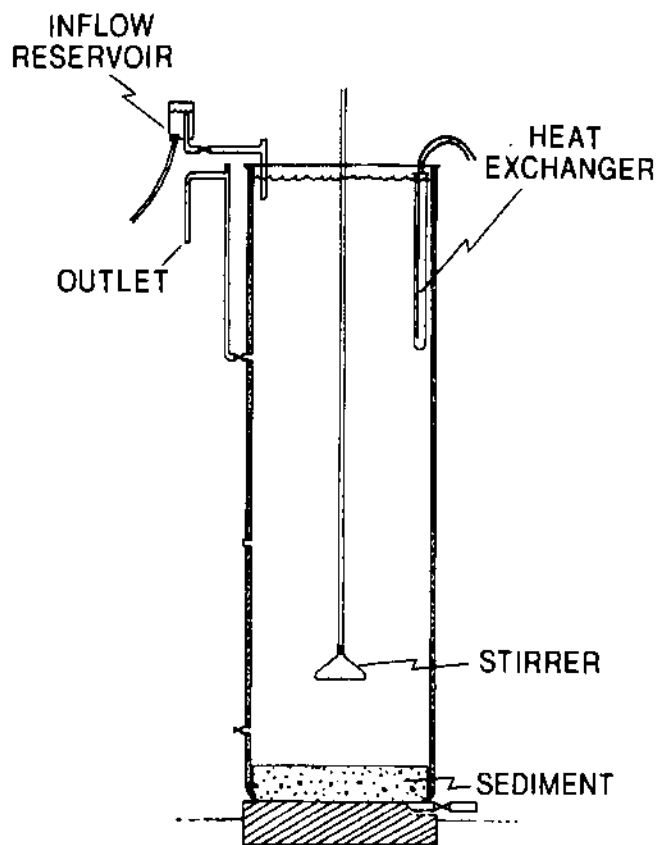


그림 2-5. MERL 탱크

6. CEPEX 폐쇄생태계

CEPEX(Controlled Ecosystem Populations Experiment) 폐쇄생태계(CEPEX Enclosures)는 오염물질이 플랑크톤 군집에 미치는 영향과 영양역학 관계를 조사하기 위해 캐나다 브리티쉬 콜럼비아에 나일론으로 강화한 폴리에틸렌 실험 용기를 설치한 것이다(Menzel and Case, 1977; Grice *et al.*, 1980). 크기는 두 가지로 작은 것은 직경이 2.4m, 길이 16.1m, 용량이 68m³, 큰 것은 직경 9.5m, 길이 23.5m, 용량이 1,300m³이며, 실험 목적에 따라 선택할 수 있다(그림 2-6). 이와 같은 폐쇄생태계는 각종 연구 프로젝트에 사용되어 생태계의 기능 및 오염물질에 대한 생태계의 반응 등을 이해하는데 큰 역할을 하였다.

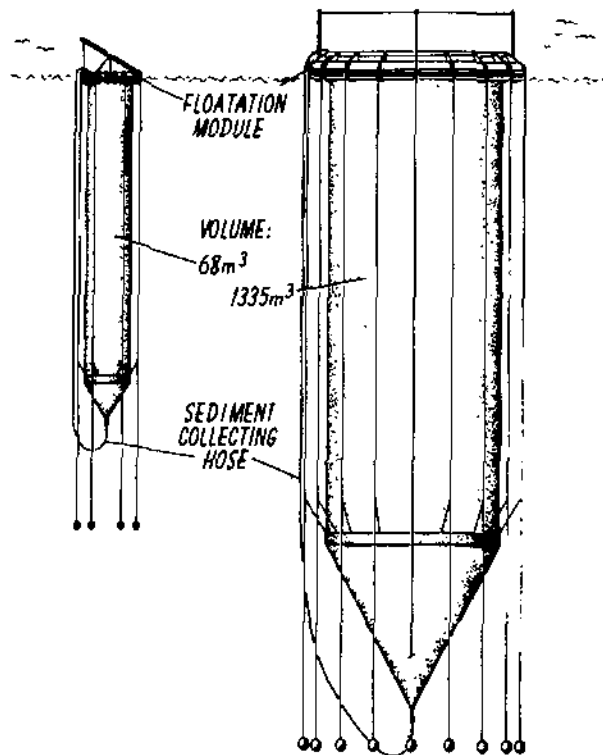


그림 2-6. CEPEX 폐쇄생태계

7. 북해 폐쇄생태계

북해에서 플랑크톤 연구에 사용된 폐쇄생태계는 직경이 1m 인 바닥이 막힌 플라스틱 튜브를 알루미늄 고리에 고정시키고 여기에 부이를 부착하여 물표면에 띄우거나, platform에 고정시켜 설치되었다(그림 2-7). 플라스틱 튜브 부분은 2겹의 층으로 되어있는데, 안쪽은 망목 100 μ m의 폴리에틸렌(polyethylene) 재질로 되어있고, 바깥쪽은 망목 30 μ m의 폴리아마이드(polyamide) 재질로 되어있다(Brockmann *et al.*, 1983). 이러한 재질은 실험 대상생물들의 생리활동에 영향을 미치지 않으며, 주변 해수와 열교환이 잘 일어나며, 색이 없는 재질의 경우 빛 투과율이 좋고(주변해수에 서의 약 90% 정도), 연성재질이라 조작하기가 쉬우며, 가격이 비교적 저렴하다는 장점이 있다.

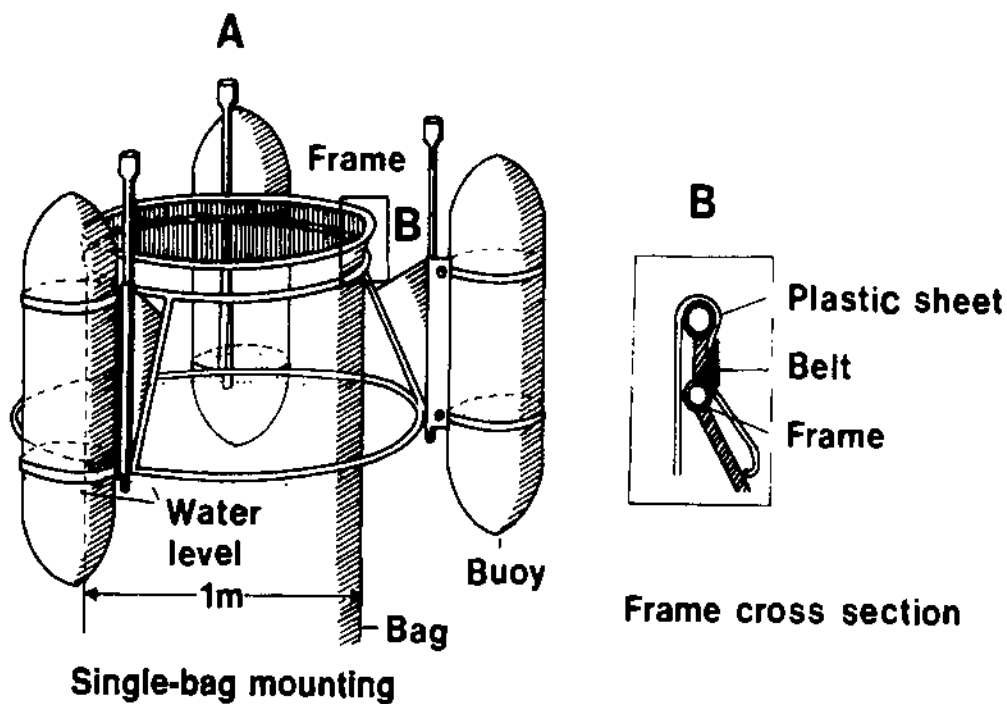


그림 2-7. 북해에서 플랑크톤 연구에 사용된 폐쇄생태계(A: 폐쇄생태계의 상부 구조, B: 플라스틱 튜브를 frame에 부착시킨 모습)

8. 교반시설이 있는 폐쇄생태계

다음 그림 2-8은 용존유기물질(DOM)과 식물플랑크톤 군집의 관계를 연구하기 위하여 규조류 *Thalassiosira* 한 종을 monoculture하여 실험할 때 사용된 폐쇄생태계이다(Brockmann *et al.*, 1974). 특징은 교반시설이 갖추어져 폐쇄생태계 안의 해수가 인위적으로 잘 섞이도록 되어있고, 폐쇄생태계의 상부에 커버가 있어 외부로부터 오염물질이나 영양물질이 들어가지 않도록 설계된 것이다. 커버는 바닷새들이 폐쇄생태계 안에 배설물을 떨어뜨리는 것을 방지하는데 필요하다.

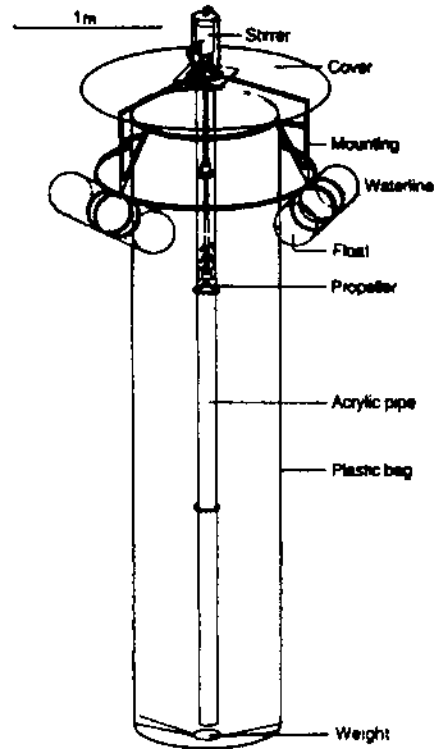


그림 2-8. 식물플랑크톤과 DOM과의 관계를 밝히기 위해 사용된 폐쇄생태계.

9. 표류식 폐쇄생태계

대부분의 폐쇄생태계는 한 장소에 고정된 형태로 설치되지만, 실험 목적에 따라 표류식 폐쇄생태계를 이용하기도 한다. 북해에서는 자연상태의 식물플랑크톤 군집과 폐쇄생태계 안의 식물플랑크톤 군집을 비교하기 위해, 해류에 따라 폐쇄생태계가 표류하도록 한 실험이 수행되었다(Brockman, 1992). 3개의 폐쇄생태계는 fiberglass로 된 부이에 의해 물위에 뜨고 2m 높이의 알루미늄으로 된 frame이 설치되어 있다(그림 2-9). 폐쇄생태계의 위치 파악을 위해 radar reflector와 strobe light가 장착된 것이 특징이다.

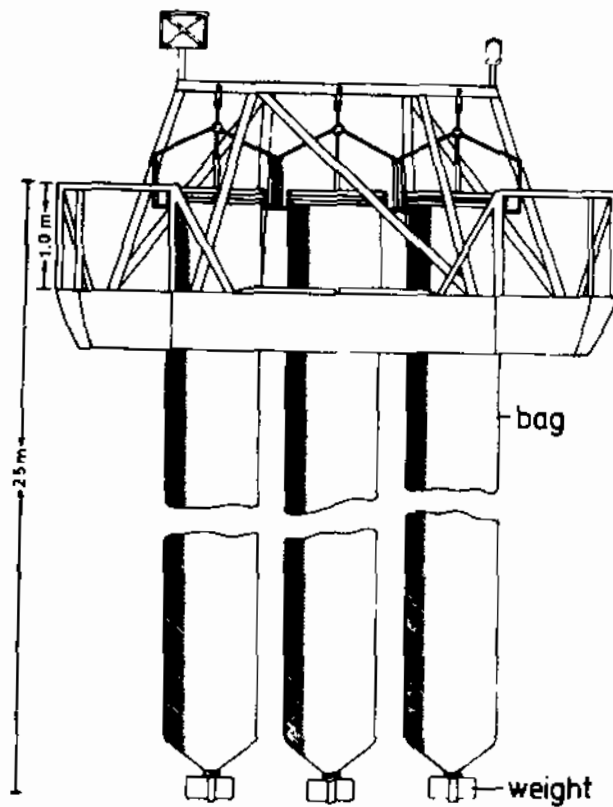


그림 2-9. 표류식 폐쇄생태계

10. 폐쇄생태계를 이용한 프로젝트

이러한 폐쇄생태계를 이용한 유명한 프로젝트는 다음과 같다. CEPEX (Controlled Ecosystem Population Experiments) 프로젝트는 미국 NSF(United States National Science Foundation)의 지원하에 캐나다 브리티쉬 콜럼비아(British Columbia)의 Saanich Inlet에서 6년간 수행되었으며 마지막 해인 1980년에 해양 폐쇄생태계를 주제로 심포지움을 개최하여 그동안의 연구 결과를 책으로 발간하였다. MERL(Marine Ecosystems Research Laboratory) 프로젝트는 해양생태계가 유류나 퇴적물속에 노출되었을 때 어떻게 반응하는지 조사하기 위해 미국 나라간셋만(Narragansett Bay)근처에서 실시되었다. POSER (Plankton Observations with Simultaneous Enclosures in Rosfjorden) 프로젝트는 노르웨이에서 행하여진 용존물질과 플랑크톤의 관계를 규명하기 위해 수행되었다.

MEEE (Marine Ecosystem Enclosed Experiments) 프로젝트는 캐나다와 중국이 1983년부터 1987년까지 5년간에 걸쳐 공동으로 수행하였다(Wong and Harrison, 1992). 연구비는 캐나다의 IDRC(International Development Research Center)와 중국의 SOA(State Oceanic Administration)가 공동으로 지원하였다. MEEE의 목적은 폐쇄 해양생태계를 이용하여 (그림 2-10, 그림 2-11, 그림 2-12; Wong *et al.*, 1992) 해양환경에서 독성 화학물질이 어떠한 경로를 통해서 이동되며 소멸되는지를 이해하고, 그 화학물질의 화학적, 생물학적 영향을 평가하는 것이었다. 1983년에는 폴리에틸렌으로 만든 3개의 실험 폐쇄생태계(직경 2.5m, 깊이 16m)를 캐나다의 Saanich Inlet에 설치하여 원유 유출에 따른 영향을 실험하였다. 1984년에는 중금속이 유출되었을 때의 영향을 실험하였으며, 1985년에는 중국의 Xiamen Bay 인근 육상에다 화강암으로 된 탱크(20m x 10m x 5m 깊이)를 설치하고 해수를 채워 실험을 하였다. 한편 폴리에틸렌으로 된 실험용기(직경 2m, 깊이 4m) 9개를 나무로 만든 지지대에 부착·설치하여 수면에 띄워놓고 실험을 하였다. 이 중 7개의 실험 폐쇄생태계에 항구에서 채취한 퇴적물이나, 다양한 농도의 금속을 첨가하였다. IOS에서는 5개의 유리섬유(fiberglass)로 된 운반이 가능한 실험용기(직경 1m, 깊이 2m)를 IOS의 부두에 고정시켜 놓고 퇴적물에서 유출되는 금속의 플럭스를 측정하였다. 1986년에는 4개의 폐쇄생태계(직경 2m, 깊이 6m)를 중국의 Xiamen Bay에 설치하고 원유가 생태계에 미치는 영향을 조사하였다.

폐쇄생태계를 활용하여 연구하는 기술은 저서생태계의 연구에도 활용되어, 네덜란드의 갯벌에서는 MOTIFs(Model Tidal Flats) 프로젝트가 수행되었다(Harrison, 1992). 이 프로젝트에서는 크고 작은 인위적인 유류유출 사고를 일으켜 그 영향을

파악하고, 유처리제의 영향 등을 조사하였다. 구체적으로 유류에 의한 급성 효과(대형 및 중형 저서동물, 동물플랑크톤 등의 사망률이나 행동의 이상, 일차생산력의 증대나 미생물의 활동성 증가) 및 만성 효과(저서생물 유생의 착생이나 생태계 회복의 지연)가 조사되었다.

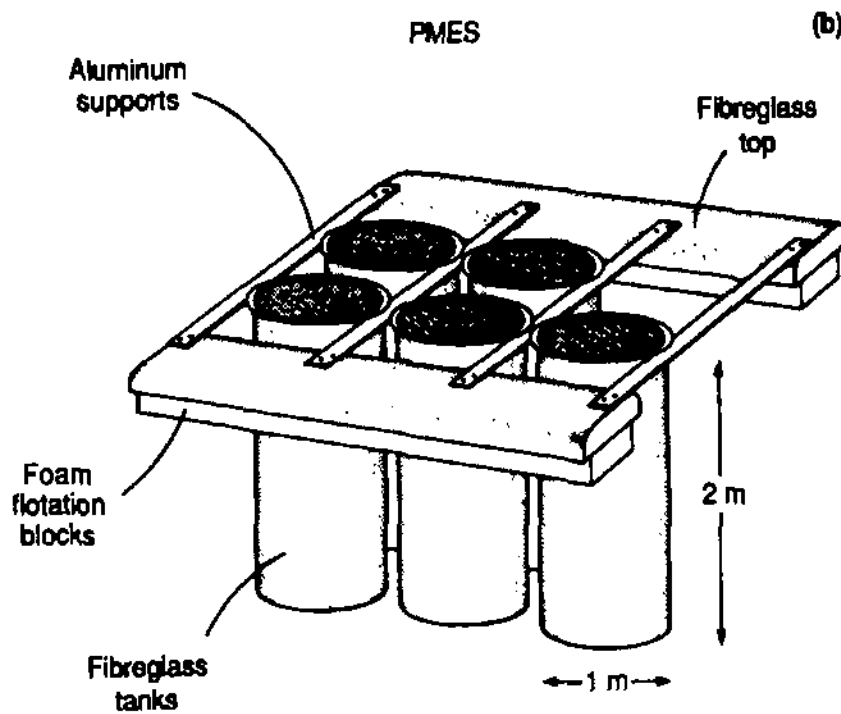


그림 2-10. MEEE prgram에서 사용된 폐쇄생태계. 조립식으로 운반이 가능하며 여러 개의 폐쇄생태계를 설치할 수 있는 장점이 있다. 가벼운 재질로 된 부유 barge에 fiberglass로 된 탱크를 6개까지 설치할 수 있다. PMES (portable multiple-enclosure system)라 명명하였다. 이와 같은 폐쇄생태계의 형태는 향후 장목분소에 확대 설치될 폐쇄생태계의 기본적인 구조가 될 것이다.

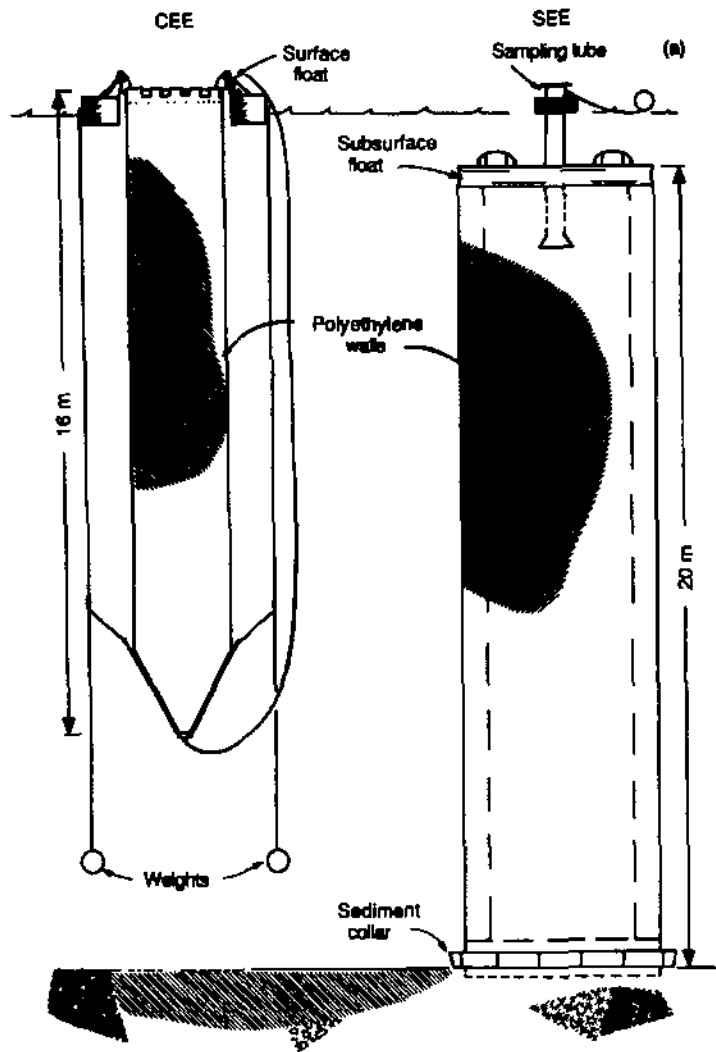


그림 2-11. MEEE program에서 사용되었던 폐쇄생태계. CEPEX를 모델로 다시 디자인 하였고 왼쪽은 CEE (controlled ecosystem enclosure), 오른쪽은 SEE (sediment seawater enclosure)라 명명하였다.

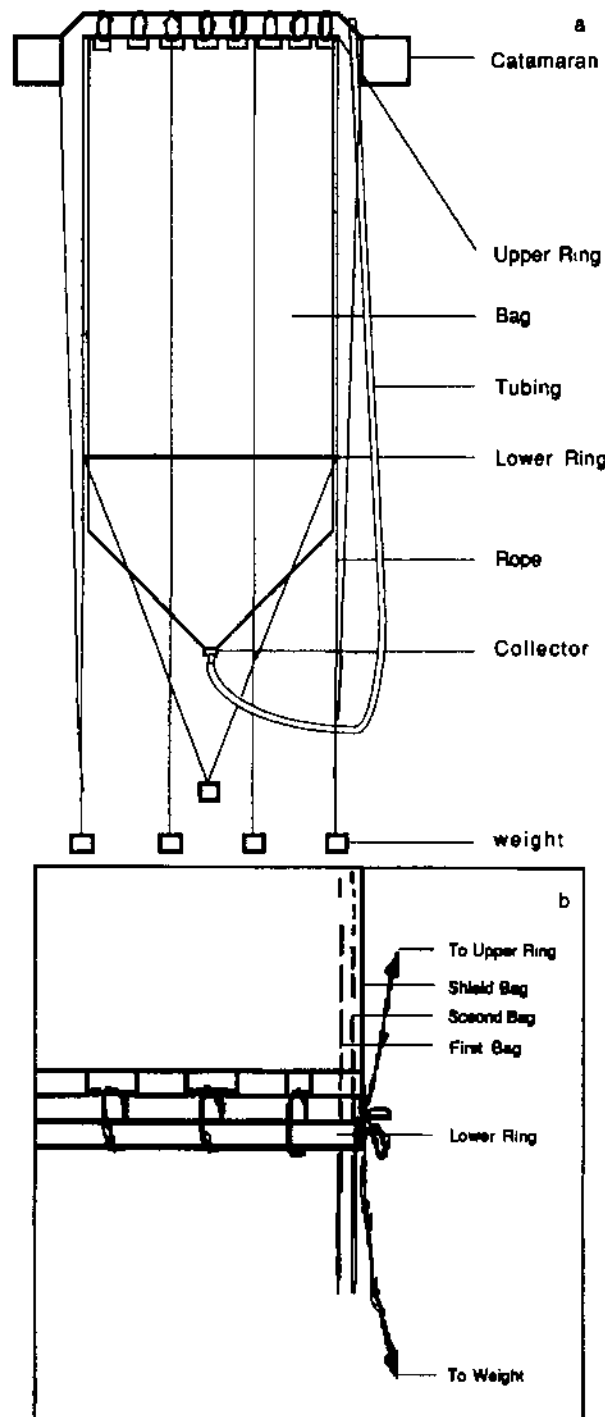


그림 2-12. MEEE program에 사용되었던 폐쇄생태계와 고리의 연결부분

11. 폐쇄생태계를 주제로 한 심포지움

폐쇄생태계를 이용한 연구는 1970년대부터 활발하게 수행되어 꾸준한 발전을 해 오고 있다. 해양 폐쇄생태계에 대한 첫 번째 심포지움은 1977년 스코틀랜드의 Edinburgh에서 개최되었으며, 이 심포지움에서는 주로 폐쇄생태계(mesocosm)의 설계에 관한 정보교환이 주목적이었다(Parsons, 1978). 두 번째 심포지움은 3년 후인 1980년 캐나다 브리티쉬 콜럼비아의 Sidney에 있는 IOS (Institute of Ocean Sciences)에서 열렸으며, 주로 부유생태계를 대상으로 한 폐쇄생태계 실험결과에 대한 정보교환이 이루어졌다(Grice and Reeve, 1982). 1985년에는 해양에서 폐쇄생태계를 활용한 연구를 개발하기 위하여 SCOR(Scientific Committee on Ocean Research)에 WG(working group)이 만들어졌으며(Lalli, 1990), 여기서 Manual of Marine Experimental Ecosystems 라는 책자를 만들었다(Rokeby, 1991). 세 번째 심포지움은 1987년 중국의 북경에서 개최되었으며, 폐쇄생태계를 이용한 부유생태계 연구뿐만 아니라 저서생태계 연구의 결과도 발표되었다(Wong and Harrison, 1992). 저서생태계에 관한 연구 결과는 조간대에 설치한 폐쇄생태계에서 얻은 것이었다.

이러한 연구의 수행으로 미생물에 의한 물질의 흡수 및 분해, 식물플랑크톤 군집의 천이, 영양염류에 의한 식물플랑크톤의 성장, 각종 오염물질에 대한 미소동물 플랑크톤의 반응, 중형동물플랑크톤에 의한 2차 생산, 동물플랑크톤에 의한 1차 생산의 소비, 대형플랑크톤에 의한 포식작용 등을 비롯한 해양생태계의 구조와 기능에 관한 많은 정보를 축적하였다. 기초 과학적인 연구에 이용될 뿐만 아니라, 최근에는 미국 EPA 등에서는 폐쇄생태계를 이용하여 환경오염이 해양생태계에 미치는 영향을 파악하고 그 피해를 최소화하려는 연구가 활발히 진행되고 있다.

2절 Biosphere 2 폐쇄생태계

실험에 사용된 폐쇄생태계 중에서 현재까지 가장 규모가 크고, 지구에 존재하는 다양한 생태계를 포함한 것은 미국의 콜럼비아대학(Columbia University)에서 운영하는 “Biosphere 2” 이다.

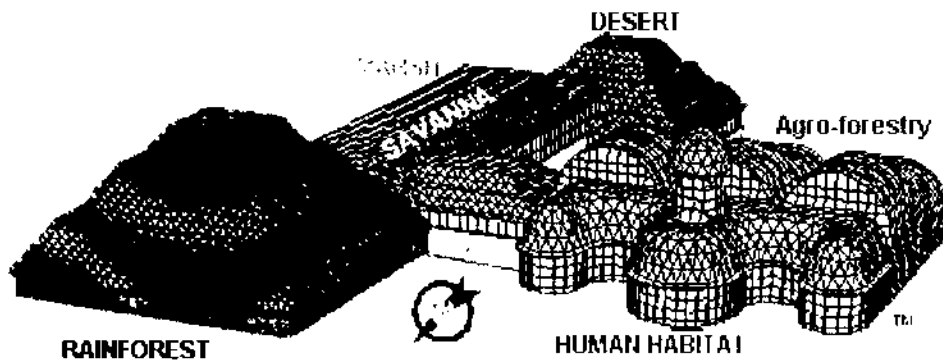


그림 2-13. “Biosphere 2” 폐쇄생태계(mesocosm)의 구조 (<http://www.bio2.edu>)

Biosphere 2는 철 골격에 유리로 밀폐한 구조물로 마치 온실처럼 생겼다. 내부 용적은 204,000m³에 달하며, 그 안에는 해양생태계, 습지생태계, 초원생태계, 사막생태계, 열대우림생태계, 농경지-숲생태계, 인간의 거주지 등 7개의 생태계를 포함하고 있어 마치 지구를 축소시켜 놓은 듯하다(그림 2-13). 이 인공생태계에는 750개에 달하는 각종 센서들이 설치되어 온도, 빛, 습도, 이산화탄소 등을 연속적으로 측정하고 있다. 한편 실험을 위해 인공적으로 온도를 높이거나 낮출 수 있고, 인위적인 폭우를 내리게 하여 습도를 조절할 수도 있어, 다양한 조건에서 생태계의 반응을 실험할 수 있다. 이러한 폐쇄생태계는 지구온난화 문제를 해결하기 위해 대기 중에 일산화탄소가 증가함에 따라 생태계가 어떻게 바뀌어 갈지 등을 예측하는데 유용하게 이용된다(http://www.bio2.edu/visitor/home_ent.htm).

Biosphere 2 폐쇄생태계는 환류계(flow-through system)와 폐쇄계(closed system)의 2가지 방법으로 실험을 할 수 있다. 폐쇄계 방법으로 실험을 할 때는 폐

쇄생태계 내의 공기가 하루에 약 1.5% 만이 교환된다. 반면 환류계 방법으로 실험을 할 때는 외부의 공기가 사막생태계로 유입된 후 다시 열대우림생태계로 분당 280m³로 보내지거나 폐쇄생태계의 밖으로 나가게 된다(그림 2-14). 이 폐쇄생태계 안에는 약 170,000m³의 대기, 1,500,000 l의 담수, 3,800,000 l의 해수, 17,000m³의 토양이 있다.

이 폐쇄생태계는 아리조나(Arizona)주의 위도 32.5° N 상에 위치하고 있으며, 해발 1,200m의 고지에 설치되어 있다. 폐쇄생태계 안의 물은 내부에서 순환을 함으로써 보전된다. 즉 증발이 일어나면 냉각 코일에서 다시 응축되어 인공강우가 되거나 스프링클러 시스템을 통해 분무가 된다(그림 2-15). 이 폐쇄생태계의 문제점은 유리가 필터의 역할을 해서 입사광의 자외선 대부분을 사실상 흡수하고, 광합성에 이용되는 광(PAR: photosynthetically-active radiation)의 약 55%를 차단한다는 것이다. 이러한 단점에도 불구하고 전 지구적인 환경을 인위적으로 조절하면서 실험결과를 낼 수 있기 때문에, 많은 연구자들이 관심을 가지고 있다.

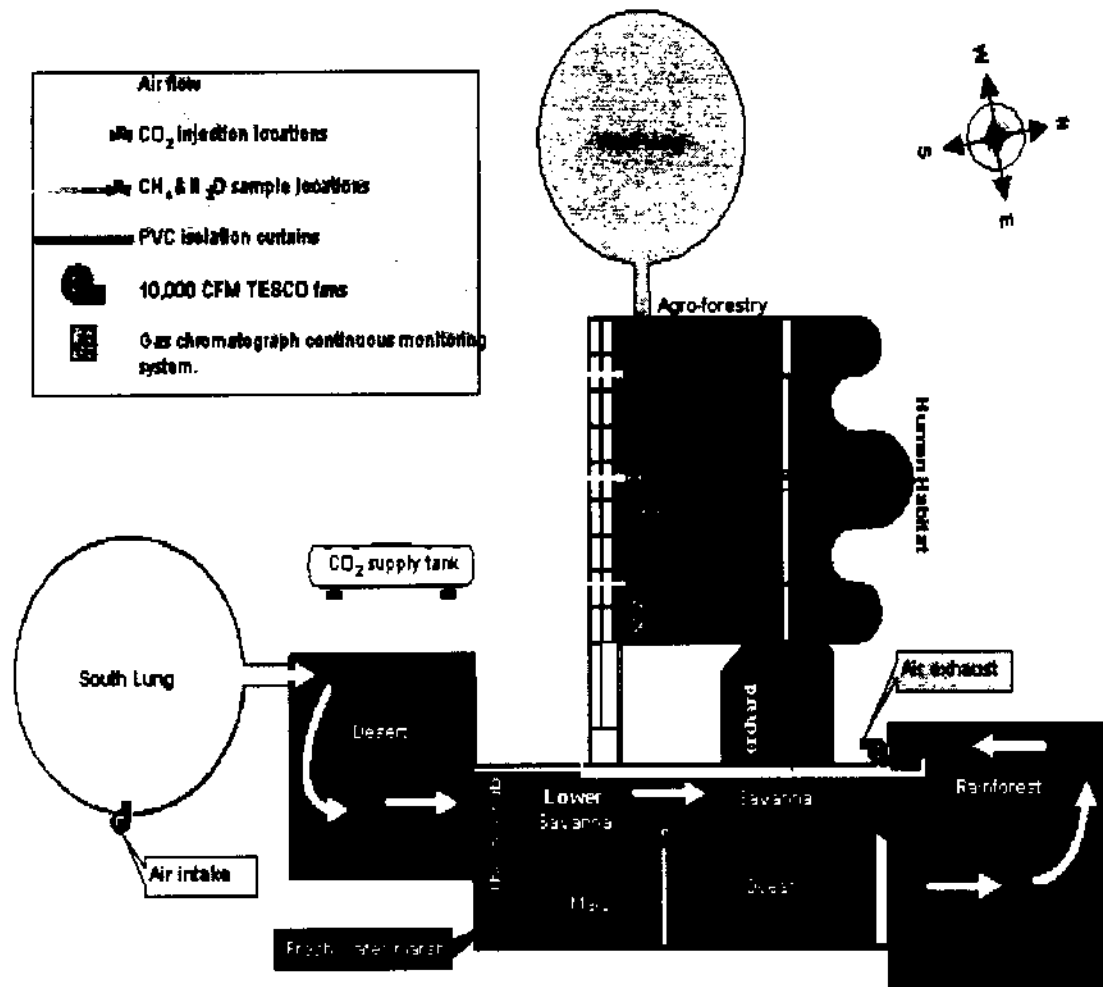


그림 2-14. “Biosphere 2” 폐쇄생태계 내의 공기 흐름도, 미량 기체의 채집, 이산화탄소 유입 과정 (<http://www.bio2.edu>)

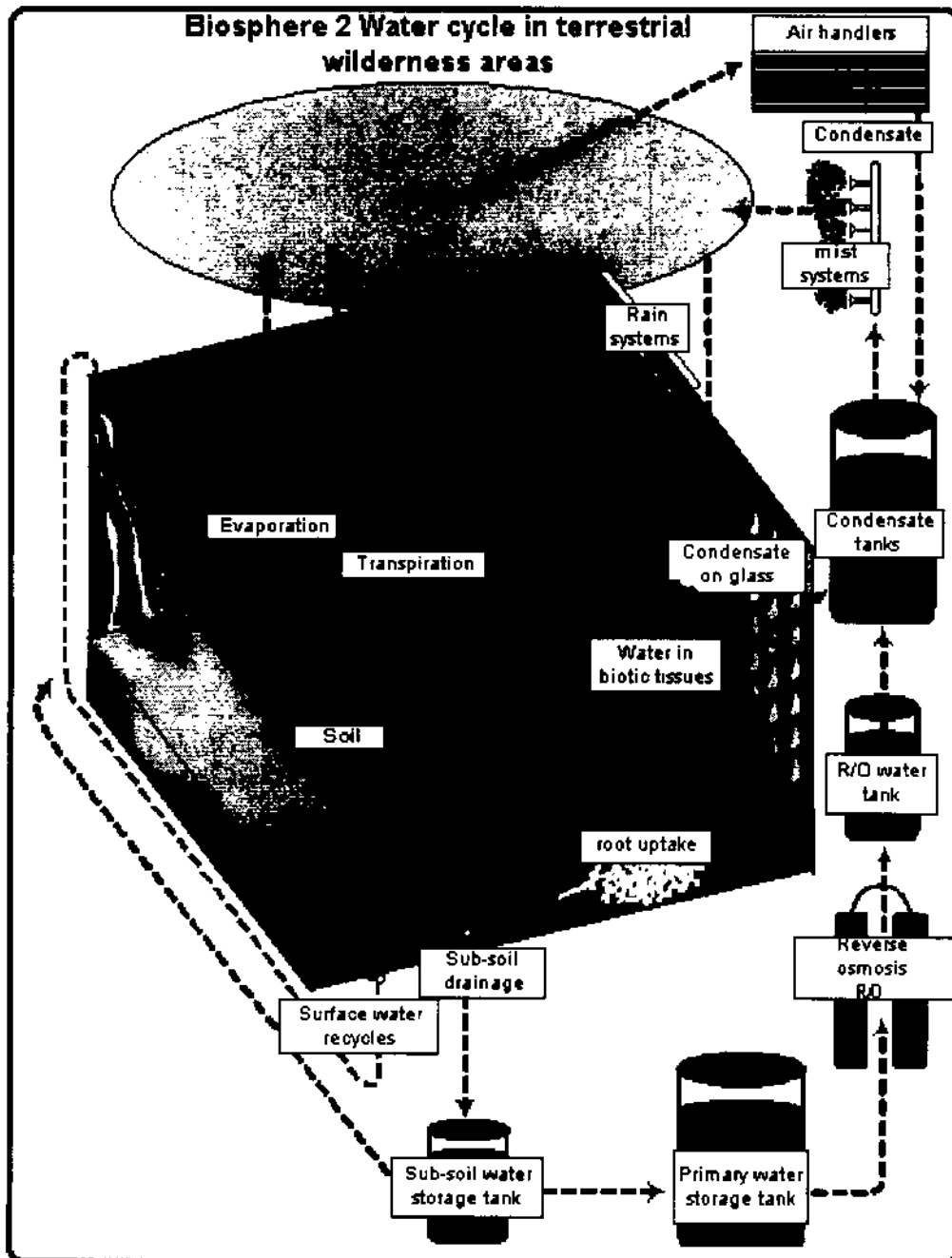


그림 2-15. 폐쇄생태계내의 물의 순환

Biosphere 2의 해양생태계에 인공적으로 설치된 산호초 생태계는 이곳에서 일어나는 화학적, 생물학적 변화의 모델을 검증하기에 이상적인 시스템이다. 이 인공생태계의 특징은 규모가 크고 생물학적 복잡성이 잘 묘사되었다는 점이다. 자연상태에서는 거의 불가능한 실험을 이렇듯 자연생태계와 가까운 환경에서 생태계에 영향을 미치는 요인을 인위적으로 조작하는 실험(해수의 혼합, 기체의 교환, 영양염의 농도, 이산화탄소의 분압 등을 조절)을 통해 생태계가 변화하는 것을 감시하고 있다.

Biosphere 2의 해양생태계는 카리브해의 산호초를 시뮬레이션한 크기 35m x 20m의 커다란 탱크로 가장 수심이 깊은 곳은 7m이고 점차 수심이 낮아지는 형태이다. 이 폐쇄생태계는 부식에 내성이 강한 스테인레스 스틸로 만들어졌다. 만들 때 부식을 방지하고 금속이 용출되는 것을 막기 위해 표면에 epoxy resin을 함유한 페인트칠을 하였다. 용량 260만 ℓ의 용기에는 35종의 경성산호, 25종의 어류, 30종의 해조, 100종이 넘는 무척추동물이 들어있다. 이 인공 생태계는 완전히 폐쇄되었으며, 수족관과는 달리 생물들에게 먹이를 주지 않고 생태계 내의 일차생산자의 광합성에 의존한 먹이망을 통해 해결하도록 하였다. 인공산호초 생태계가 받는 광량은 이 폐쇄생태계가 위치하고 있는 위도가 32.5° N으로 산호초가 자연상태에서 서식하는 위도보다 고위도이고, 폐쇄생태계를 덮고 있는 유리외 지지구조물에 의해서 자연 상태의 광량보다 낮았지만, 측정된 일차생산력과 영양염 흡수율은 자연상태에서의 값과 큰 차이가 나지 않았다는 실험 결과가 나왔다. 이 인공 폐쇄생태계에서 수백 종의 해양생물들이 십 년이 넘도록 살고 있다는 것은 이 폐쇄생태계가 자체의 먹이망에 의해 유지되고 있다는 증거이다. 과도 발생기와 같은 기계적 장치가 폐쇄생태계 내에서 해수를 순환시켜 자연상태와 유사한 환경을 만들고 있다. 두 개의 열교환장치는 해수의 수온을 조절하는데 사용된다. 처음에는 여과장치를 설치하였으나, 폐쇄생태계 내에서 영양염의 재순환이 잘 일어나 기계적인 여과장치가 더 이상 필요하지 않게 되었다. 영양염의 농도는 열대 산호초 해역에서 볼 수 있는 아주 낮은 농도를 유지하였다.

이 인공 산호초생태계는 CaCO_3 의 포화가 산호초 형성에 어떠한 영향을 미치는지 파악하는데 이용된다. 만약 대기 중의 이산화탄소의 농도가 1년에 1% 씩 증가한다고 하면, CaCO_3 의 포화 수준이 20% 만큼 감소하고 산호초의 형성은 2040년이 되면 40% 정도 감소할 것으로 예측하였다. 초기의 연구에서는 산호초 형성이 수온에 의해 영향을 받는다고 결론을 내렸으나, 1995년부터 수행한 실험결과를 보면 탄산염의 포화농도가 산호초 형성에 중요한 요인이 되므로, 대기 중의 이산화탄소의 증가도 산호초 형성에 중대한 영향을 미칠 것이라는 결론에 도달하였다.

(<http://www.bio2.edu/Research/facilities.htm>). 이와 같은 실험은 지구온난화처럼 최근 관심의 대상이 되고 있는 전지구적 환경문제를 해결하는데 폐쇄생태계가 활용되고 있는 좋은 예가 된다.

3절 플로리다 만에서의 폐쇄생태계 실험

플로리다만의 생물상은 주변 지역개발로 인해 지난 10여 년 동안 급격하게 변해왔다. 염분의 증가 및 부영양화가 이러한 변화의 원인이라고 지목되었지만, 실제로 염분과 영양염의 변화가 이 해역의 플랑크톤 군집에 어떠한 영향을 미치는지에 관해 알려진 자료는 극히 부족하였다. 그러므로 이러한 변화의 기작을 이해하고 향후 생태계의 변화를 예측하기 위해 폐쇄생태계를 이용한 실험과 장기 모니터링 프로젝트를 수행하였다. 이 실험의 중요한 목적은 염분과 영양염의 변화가 플로리다만에 서식하는 동·식물플랑크톤의 종조성 및 개체수에 어떠한 영향을 미치는지 실험적으로 파악하는 것이었다. 한편 요각류(*Acartia tonsa*와 *Paracalanus crassirostris*)와 송어 치어의 섭식률과 성장률도 아울러 측정을 하였다. 실험을 위해 용량이 2.3m³인 폴리에틸렌 폐쇄생태계 여러 개를 뗏목에 부착하여 현장에 설치하였다. 폐쇄생태계는 직경이 1m, 깊이가 4m인 실린더 모양이었다.

염분 농도가 동·식물플랑크톤의 종조성과 수도에 미치는 영향을 파악하기 위해 염분 23ppt, 주변 해수와 동일한 염분 농도, 42ppt 등 3가지의 염분 농도 조건하에서 실험을 하였다. 실험을 시작할 당시 각종 플랑크톤을 자연 상태의 수도와 함께 폐쇄생태계 안에 넣었으며, 염분은 증류수를 첨가하거나, 주변 해수보다 더 염분이 높은 물을 첨가하여 조절하였다. 플랑크톤이 갑작스런 염분 변화에 대한 스트레스를 줄이기 위해 펌프로 주변 해수를 수 시간에 걸쳐 천천히 퍼올려 폐쇄생태계를 채웠다(Clarke and Bollens; <http://www.aoml.noaa.gov/ocd/sferpm/clarke/clarke.html>).

한편 각각의 폐쇄생태계에 질산염과 인산염을 첨가하여 영양염의 농도변화에 따른 영향을 조사하였다. 3월초에서 3월 중순까지의 실험기간 중에는 매일 동물플랑크톤과 엽록소를 측정하였고, 환경요인으로는 염분, 영양염, 수온을 측정하였다. 실험종료 시에는 직경 50cm, 망목 110 μ m의 동물플랑크톤 네트를 반복 예망하여 폐쇄생태계 안의 모든 치자어와 동물플랑크톤을 채집하였으며, 성장상태를 파악하기 위해 보관을 하였다. 이 프로젝트는 현재 분석이 진행중이며, 예비분석 결과에 따르면 치자어는 염분이 가장 높은 폐쇄생태계에서 생존율이 가장 높았으며, 원생동물플랑

크톤이 어류의 중요한 먹이원으로 밝혀졌다. 우점종 요각류 동물플랑크톤은 *Oithona* spp., *Parvocalanus* (*Paracalanus*) *crassirostris*, *Acartia tonsa*, *Eutrepina acutifrons* 이었다. 염분 조절 실험의 처음 5일 동안 모든 조건하에서 *Parvocalanus*의 수도는 증가한 반면 *Oithona*는 감소하였다. 폐쇄생태계 안의 염록소는 조건에 따라 유의성 있는 차이를 보였다(Clarke and Bollens; <http://www.aoml.noaa.gov/ocd/sferpm/clarke/clarke98.html>).

폐쇄생태계를 이용하여 플랑크톤 군집이 영양염에 의해 어떤 영향을 받는지 알기 위한 실험은 북유럽에서도 활발히 진행되었다. 자연 상태의 식물플랑크톤 군집을 포함한 폐쇄생태계에 질산염과 인산염을 3가지 다른 비율(16:5, 16:1, 16:0.2)로 넣었을 때 인편모조류(coccolithophorid)에 속하는 *Emiliana huxleyi*가 어떻게 대발생을 하는지 조사한 결과가 있다(Egge and Heimdal, 1994). 4월 22일부터 5월 29일까지 수행된 실험기간 중 영양염을 첨가한 폐쇄생태계에서 식물플랑크톤 군집의 천이는 와편모조류-규조류-인편모조류의 순으로 일어났으나 상대적인 세포수는 N:P 비율에 따라 다르게 나타났다. 규조류는 영양염을 첨가한 폐쇄생태계 안의 N:P 비가 증가할 때 감소하였다. 초기에 세포수가 $0.09 \times 10^9 \text{ cells} \cdot \text{m}^{-3}$ 이던 *E. huxleyi*가 N:P의 비가 각각 16:1 과 16:0.2 일 때 $20 \times 10^9 \text{ cells} \cdot \text{m}^{-3}$ 와 $37 \times 10^9 \text{ cells} \cdot \text{m}^{-3}$ 로 증가하였다. 성장률은 이외에도 수온, 배양 기간, 광량 등에 의해서도 영향을 받았다. N:P의 비가 16:5 일 경우 *E. huxleyi*는 최대 $5 \times 10^9 \text{ cells} \cdot \text{m}^{-3}$ 까지 증가하였다. *Phaeocystis* sp.의 최대 세포수는 N:P 비가 낮을 때 관찰되었다. 이 결과로 *E. huxleyi*는 인산염의 농도가 낮을 때 성장이 활발하고, 만약 수온이 10°C 이상이고 표층 광량이 $20 \text{ mol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ 이상 일 때는 *Phaeocystis* sp. 보다 경쟁에서 유리하다는 것이 밝혀졌다. 반면 *Phaeocystis* sp. 는 인산염의 농도가 높은 곳을 선호하였다.

한편 폐쇄생태계에 질산염과 인산염을 첨가한 실험 기간 중에 *E. huxleyi*가 대발생을 하였고, 이 때 요각류 *Calanus finmarchicus*를 실험용기에 넣어 이들에 의한 섭식률과 먹이 선택을 알기 위한 실험을 하였다(Nejstgaard, 1994). 생물량은 규조류와 크기 $35\mu\text{m}$ 이상 되는 와편모조류가 많았지만 최대 $10 \times 10^3 \text{ cells} \cdot \text{ml}^{-1}$ 의 세포수를 보인 *E. huxleyi*가 수적으로는 가장 우점하였다. 크기 $35\mu\text{m}$ 이상 되는 와편모조류는 세포수가 $39 \text{ cells} \cdot \text{ml}^{-1}$ 미만으로 적었다. 폐쇄생태계 내의 섬모충류는 배양 초기에는 $3.8 \text{ indivs} \cdot \text{ml}^{-1}$ 로 낮았으며, 식물플랑크톤의 대발생 중에는 계속 감소하였다. 요각류 *C. finmarchicus*는 섬모충류와 $35 \mu\text{m}$ 이상 되는 와편모조류를 선택적으로 먹었으며, 이것이 폐쇄생태계 안의 섬모충류 감소를 초래하였던 것으로 판단되었다. 그렇지만 규조류가 생물량이 가장 많았기 때문에 요각류 먹이의 가장

많은 부분을 차지하였다. *E. huxleyi*와 *Phaeocystis cf. pouchetii*는 요각류가 좋아하는 먹이가 아니었으나, 대발생의 후기에 *Phaeocystis*가 많았을 때는 이들도 먹이원으로 중요하였다.

4절 MEERC에서의 연구

1992년 미국 EPA(Environmental Protection Agency)에 의해 설립된 MEERC (Multiscale Experimental Ecosystem Research Center)에서는 인간에 의한 지구환경 변화를 연구하고 있는데, 특히 인구 증가가 두드러진 연안역에서 산업, 농축산 폐수의 유입에 의해 해수의 수질이 악화됨으로써 파생되는 각종 오염문제를 방지하기 위한 노력을 기울이고 있다. 또한 바다와 육지가 만나는 조간대 생태계에서부터 연안의 표층 및 저서 생태계에 이르기까지 생태계 모델을 이용하여 인간의 영향에 의한 생태계 변화를 예측하고 있다.

이 센터의 주된 연구 목표는 폐쇄생태계와 같은 실험 생태계를 활용하여 각종 오염원에 대한 생태계의 반응을 모의 실험하고 그 결과를 자연 생태계에 적용하는 것이다. 이러한 목적을 위해 군집 수준의 대사작용과 생산성, 그리고 개체군 수준의 동태 역학 등을 측정한다. 한편 시·공간적으로 자연생태계보다 규모가 적고, 복잡성(영양단계의 수, 영양단계 내의 종 수, 영양염 재순환의 경로, 서식지 다양성)면에서도 자연 생태계보다 축소된 폐쇄생태계에서의 측정 결과를 자연 생태계에 적용하기 위해서는 규모의 축소에 따른 영향을 잘 보정하여야 하므로 이것에 관한 연구도 아울러 수행하고 있다.

연안역 생태계 연구가 이 센터의 주된 사업이 된 것은, 해안에 인접한 곳의 인구가 급격히 늘어나고 있으며, 연안역 생태계가 인간활동에 의해서 민감하게 영향을 받으며, 이 센터가 설치되어 있는 메릴랜드주의 체사피크 만(Chesapeake Bay)이 주변 대도시로부터 폐수가 유입되는 지형적인 특성을 가지고 있으며, 기존의 연안역 환경감시사업으로 인해 많은 자료가 축적되어 있고, 인근 메릴랜드 대학(University of Maryland)의 CEES(Center for Ecosystem and Estuarine Studies)에 충분한 연구 인력이 있기 때문이다.

이곳이 보유하고 있는 폐쇄생태계는 자연 생태계에서 일어나고 있는 모든 생물학적, 물리·화학적 과정을 반영하기에는 규모가 작다. 그렇지만 폐쇄생태계를 활용하는 목적이 자연의 특정 생태계를 그대로 재현하는 것이 아니라, 이를 활용해서 외부에서 가해진 다양한 요인에 의해 생태계가 어떻게 변화하는지를 파악하고, 자

연 생태계에 어떠한 변화가 올지 예측하는 도구로 사용하는 것이기 때문에, 규모를 축소한 영향에 대한 자료가 축적되면 폐쇄생태계의 활용도는 한층 높아질 수 있다. 축소로 인한 영향을 파악하기 위해서는 폐쇄생태계가 자연을 모사한 인공생태계이고, 각각의 폐쇄생태계는 초기조건, 즉 실험을 위해 폐쇄생태계를 설치하였을 당시의 환경 특성에 의해 제한을 받을 수 있다는 점과 공간적인 제한, 그리고 자연생태계보다 복잡성이 떨어지고 실험을 위한 인위적인 환경변화 등에 따라 영향을 받을 수 있다는 것을 이해하는 것이 중요하다.

MEERC는 1992년 설립된 후 1996년까지 초창기 5년 동안은 폐쇄생태계의 설계, 제작 및 시험운영, 폐쇄생태계의 축소된 규모로 인한 영향 파악, 폐쇄생태계를 이용하여 수행할 실험계획, 폐쇄생태계의 실험결과를 이용한 생태계모델 개발에 주안점을 두었다. 그 다음 단계로 1997년부터 1998년까지는 생태계의 복잡성이 외부 환경요인이 변할 때 시간에 따라 생태계에 어떠한 영향을 미치는지, 또한 실제로 인간의 영향이 생태계에 어떠한 영향을 미치는지에 초점을 맞추어 사업을 추진하였다. 이러한 일정은 우리 연구소에서 폐쇄생태계를 이용한 연구를 활성화할 때 참고할 만한 사항이 될 것이다.

생태독성학적 연구의 일환으로 유기독성 물질이 폐쇄생태계 안에서 어떻게 변화해 가는지 조사하기 위해서 MEERC 프로그램에서는 모델을 개발하였다. 가장 간단한 모델은 해수 중에 용존되어 있는 유기독성 물질이 박테리아, 동·식물플랑크톤과 같은 생물체, 그리고 퇴적물이나 폐쇄생태계의 벽과 같이 무생물체에 있는 것과 평형상태를 유지하고 있다는 상황 설정에서 수립되었다. 이 모델은 폐쇄생태계 내의 탄소 풀(carbon pool)의 변화에 비해 유기독성물질의 변화가 빠르다는 가정 하에 수립되었다. 모델 개발의 목적은 폐쇄생태계 내의 군집이 오염물질에 노출되었을 때 어떻게 변화할지 예측하는 것이었다. 이 과정은 현재 진행중이며 오염이 심하게 된 Potapso 강하구로 연구 범위를 확대하였으며, 상위 영양단계에서 일어나는 저층생태계-표층생태계의 연계(benthic-pelagic coupling) 까지를 연구 대상에 포함하였다.

MEERC에서 폐쇄생태계를 이용하여 실험하는 동안 측정하는 기본 항목으로는 광도, 수온, 염분, 용존산소, 영양염 농도, 엽록소 농도 등이고 특별한 목적의 실험에서는 영양염 흡수율, 생산력 등을 측정한다. 현장에서 측정되는 기본자료는 자동적으로 그래프로 그려져 실험기간동안 MEERC의 자료 website에 올리므로 실험에 참여하는 모든 연구원은 실시간 자료를 이용할 수 있고, 프로젝트의 책임자는 자료를 검토하여 문제점을 발견하거나, 실험의 추이를 감시할 수 있다. 또한 자료는 인터넷 상에 올려 일반인들도 볼 수 있다(<http://kibir.cbl.cees.edu/MEERC>). 이러한

연구과제의 운영방법을 도입하여 활용하면 우리도 앞으로 효율적으로 연구관리를 할 수 있을 것이다.

MEERC에서는 폐쇄생태계를 이용하여 6차례에 걸쳐 여러 분야의 전문가들이 다양한 실험을 하였으며, 향후 폐쇄생태계를 이용한 실험을 계획할 때 도움이 되도록 이곳에서 수행하였던 실험을 소개한다. 6차례의 실험은 1994년 4월 21일 ~ 5월 25일 (BP01), 1994년 7월 6일 ~ 8월 25일 (BP02), 1994년 10월 19일 ~ 12월 2일 (BP03), 1995년 7월 24일 ~ 8월 22일 (BP05), 1996년 1월 31일 ~ 3월 15일 (BP06), 1996년 8월 4일 ~ 9월 15일(BP07)에 진행되었다.

1. 폐쇄생태계 안의 물리적인 과정

폐쇄생태계를 이용한 실험의 첫 번째 주제는 “폐쇄생태계 안의 물리적인 과정”에 대한 것이다. 목표는 와류와 와류에 의한 수층의 혼합은 열교환, 입자의 부유와 확산, 식물플랑크톤의 성장, 종조성의 천이, 피식자-포식자의 관계, 대기과 해수면 사이의 기체 교환, 수층과 저층의 퇴적물 사이의 영양염 수치 등과 같은 생태학적 제반 과정에 영향을 미치므로, 와류의 강도와 규모를 측정하고 수치모형을 만드는 것이다.

2. 폐쇄생태계의 규모에 따른 생태계의 반응

두 번째 주제는 “폐쇄생태계의 규모에 따른 생태계의 반응”이다. 주요 실험 목표는 광량의 변화에 따른 영향, 서로 다른 규모의 폐쇄생태계 벽에서 부착생물을 제거하였을 때의 영향과 포식자 조절 정도가 플랑크톤 군집에 미치는 영향을 파악하는 것이며, 폐쇄생태계 규모에서 얻어진 결과를 자연 생태계에 적용시키는 방법을 찾아내고자 하였다.

폐쇄생태계의 벽에 부착하는 생물은 폐쇄생태계 안의 영양염과 에너지 수지에 큰 영향을 미치는 것으로 나타났다. BP06 실험기간 동안에는 광량에 대한 효과를 보기 위해 5개의 광도 조건에서 실험을 하였다. 실험의 목적은 PI 곡선(production vs. irradiance)의 특징을 파악하고, 시간이 경과하면서 PI 곡선이 어떻게 바뀔지 파악하고, 이로 인해 군집의 구조가 어떻게 변화하는지, 또한 영양염의 농도가 다를 때 생태계가 광량 변화에 어떻게 적응하는지를 조사하는 것이었다.

폐쇄생태계의 벽에 부착한 생물의 영향을 보기 위해서 일주일에 두 번씩 벽을 청소한 폐쇄생태계와 벽에 부착생물 군집이 발달하도록 방치한 폐쇄생태계 각각 3

개를 비교하였다. 하계의 포식 실험에서는 서식지가 넓을수록 포식자를 피할 수 있는 숨을 곳이 많아지는지, 서식지가 좁으면 포식효과가 더 커지는지를 확인하였다. 이 실험은 7월 하순부터 6주간에 걸쳐 이루어졌으며, 플랑크톤 식자인 멸치를 배양 2주 후부터 밀도를 달리하여 폐쇄생태계에 투입하여, 멸치가 없는 폐쇄생태계와의 비교를 통해 포식자의 영향을 파악하였다. 수온, 염분, PAR(photo-synthetically active radiation), 엽록소 a , 그리고 동물플랑크톤을 2일 간격으로 측정하였다. 그리고 박테리아성 플랑크톤 및 원생동물플랑크톤은 3일 간격으로, 영양염의 농도는 7일 간격으로 측정하였다. 광량 실험 결과 예측할 수 있듯이 폐쇄생태계 안의 일차생산은 광량이 증가하면서 증가하였다.

폐쇄생태계의 내벽에 부착된 생물을 제거한 경우와 제거하지 않았을 경우 일차생산, 일차생산과 호흡의 비(NPP/R), 수층에서의 영양염 농도에서 큰 차이를 보이지 않았다. 그렇지만 엽록소 a , 동물플랑크톤의 개체수, 종조성 등은 폐쇄생태계의 내벽에 부착한 생물을 제거하였을 때 뚜렷한 차이를 보였다. 예비 분석결과이기는 하나 비록 플랑크톤 군집의 구조는 영향을 받더라도 폐쇄생태계 전체를 볼 때 일차생산이나 영양염 재순환 등과 같은 생태학적 과정은 폐쇄생태계의 내벽에 부착한 생물군집에 의해 큰 영향을 받지 않는다고 보인다. 포식이 플랑크톤 군집에 미치는 영향은 분석중이다.

3. 요각류의 개체수, 연령 구조와 섭식률

세 번째 주제는 “요각류의 개체수, 연령 구조와 섭식률”이다. 이 세부과제의 목표는 폐쇄생태계 안의 요각류 개체수, 연령 구조와 섭식률의 변화를 파악하고 자연상태와 비교하며, 폐쇄생태계의 크기나 모양에 의해 어떻게 영향을 받는지 밝히는 것이다.

요각류는 폐쇄생태계 실험에서 중요한 소비자이고, 원생동물이나 식물플랑크톤과 같은 작은 플랑크톤과 유영생물 사이의 먹이망을 연결해주는 역할을 하고 있다. 서로 다른 크기 및 모양의 폐쇄생태계에서 이들의 행동(예를 들어 주야수직이동, 주야에 따른 섭식과 생식 활동, 먹이를 찾거나 포식자로부터 회피하는 행동 등)을 조사하였다. 행동의 변화는 하위영양단계와 상위영양단계 모두에 영향을 미치는 것으로 나타났다. 시간에 따른 요각류의 개체수와 크기 구조의 변화는 OPC(optical plankton counter)를 사용하여 파악하였고, 이 자료는 성장률과 사망률 계산에 사용되었다. 배양 후 1주까지는 요각류의 개체수가 증가하였다. 어류를 첨가하였을 때 당장 포식으로 인한 요각류의 감소는 없었다. 그러나 어류의 첨가로 인한 영향을

파악하는 실험 중 문제점으로 발생한 것은 폐쇄생태계 내부에 젤라틴질 플랑크톤이 밀생하여 요각류 개체수의 변동을 파악하기 힘들었으며, 실험 중에 폐쇄생태계 내부에 많은 수의 다모류 부유성 유생이 출현하여 식물플랑크톤이나 원생동물, 또는 요각류의 노플리우스 유생을 포식한 것이었다.

이러한 예측하지 못한 변수를 최소화하기 위해 부유생태계를 대상으로 실험을 할 때는 폐쇄생태계 내부에 퇴적물을 넣지 않고, 대형 젤라틴질 플랑크톤을 제거한 후 실험을 하는 것이 바람직 할 것이다. 이러한 유형의 실험에서는 무척추동물 포식자의 숫자가 폐쇄생태계마다 차이가 날 수 있으므로 폐쇄생태계를 중복(replicate)으로 설치하여 실험하기가 힘들 수 있다.

4. 폐쇄생태계 안의 어류가 플랑크톤 군집에 미치는 하향조절

네 번째 주제는 “폐쇄생태계 안의 어류가 플랑크톤 군집에 미치는 하향조절”이다. 이 세부과제의 목표는 어류의 포식이 해양이나 강하구의 플랑크톤이나 저서생물 군집에 어떠한 영향을 미치는지 평가하는 것이다. 1단계에서는 생물에너지학(bioenergetics) 모델을 이용하여 어떤 크기의 어류를 어떤 밀도로 폐쇄생태계 안에 넣을 것인지 결정하는 것이 목표였고, 2단계에서 역점을 둔 것은 폐쇄생태계의 크기, 포식자의 크기 및 숫자, 그리고 종류 등이었다.

1단계에서 멸치 종류(*Anchoa mitchilli*)에 대해 개발된 생물에너지학 모델을 이용하여 실험에 사용될 멸치의 크기와 숫자를 결정하였다. 이 실험에서는 폐쇄생태계로부터 대형 포식자를 제거하거나 첨가한 후의 생태계 변화를 조사하였다. 흔히 하향조절(top-down control)이나 trophic cascade 가설을 검증하기 위해서는 자연생태계를 축소한 폐쇄생태계를 이용하는데, 이 때 대형 포식자를 비교적 작은 생태계에 넣으면 여러 가지 실험 오류가 발생할 수 있다. 이러한 오류를 최소화하도록 하기 위해 다른 크기, 그리고 다른 밀도의 어류 포식자가 폐쇄생태계 안의 동물플랑크톤 군집에 어떻게 영향을 미칠지 예측할 수 있는 생물에너지학 모델을 개발하였고, 다양한 형태와 모양의 폐쇄생태계를 이용하여 어류 포식자의 성장률과 사망률을 측정하였다. 멸치를 이용한 실험에서는 각각 용량이 61, 442, 675 ℓ 인 같은 모양의(직경 대 높이의 비가 같음) 폐쇄생태계를 이용하였다. 동물플랑크톤은 각각의 폐쇄생태계에서 1 ℓ 씩 펌프를 이용하여 물을 여과시켜 실험기간동안 매일 채집하였고, 동정 및 계수를 하였다. 엽록소 a 는 이틀에 한번씩 측정하였고, 총 용존질소와 암모니아는 각각의 실험 초기와 말기에 측정하였다.

5. 폐쇄생태계 안의 젤라틴질 플랑크톤의 행동과 생존율

다섯 번째 주제는 “폐쇄생태계 안의 젤라틴질 플랑크톤의 행동과 생존율”이다. 이 세부과제의 목표는 폐쇄생태계를 이용한 실험에서 폐쇄생태계의 크기와 복잡성과 연관시켜 젤라틴질 동물플랑크톤을 효율적으로 이용하는 방법을 개발하는 것이었다. 예비실험에서는 폐쇄생태계의 크기, 포식자의 크기와 개체수, 종류와 포식률 등에 초점을 맞추었다. 젤라틴질 플랑크톤은 계절적으로 연안생태계에 대량 출현하며, 이곳 생태계의 에너지흐름에서 하향조절을 통해 생태계에 큰 영향을 미칠 수 있다. 그동안 폐쇄생태계를 사용한 실험에 젤라틴질 동물플랑크톤이 이용되었지만, 폐쇄생태계 안에서 젤라틴질 동물플랑크톤의 행동 및 역할에 대한 것은 잘 알려져 있지 않다.

이 프로젝트에서는 폐쇄생태계 안에서 이들의 유영능력, 행동, 포식율, 생존율 등을 측정하였다. 물을 교란시켜 주는 장치가 부착된 100 l 용량의 폐쇄생태계 안에 들어있던 직경 약 4cm 정도 되는 해파리 *C. quinquecirrha*의 촉수가 48시간 내에 심하게 피해를 입은 것이 관찰되었으나, 작은 해파리의 경우에는 크게 영향을 받지 않았다. 빛살해파리(Ctenophores)의 경우에도 교란장치에 의해 영향을 받지 않았다. 빛살해파리 *Mnemiopsis leidyi*가 번성할 때는 이들의 요각류에 대한 포식율을 측정하였다. 요각류의 개체수는 빛살해파리를 폐쇄생태계에 넣기 바로 전과, 72시간 동안의 실험기간동안, 그리고 빛살해파리를 폐쇄생태계에서 제거하고 난 후 까지 매일 채집하여 측정되었다.

6. 폐쇄생태계 안의 유·무기 질소의 변화

여섯 번째 주제는 “폐쇄생태계 안의 유·무기 질소의 변화”이다. 질소 성분의 영양염류와 식물플랑크톤의 일차생산과의 관계는 영양염류가 생태계에 유입되었을 때 생태계가 어떻게 반응하는지 파악하는데 가장 기본이 된다. 그러므로 이 세부과제의 주요 목표는 서식지의 크기와 영양단계의 복잡성이 플랑크톤 군집에 의한 질소의 흡수와 순환에 미치는 영향, 유·무기 질소에 따른 식물플랑크톤의 흡수율 차이 등을 파악하는 것이다.

이를 위해 식물플랑크톤에 의한 흡수율 실험, 식물플랑크톤의 mass balance 실험, 질소 기질의 성질 실험 등 세 가지의 실험이 진행되었다. 식물플랑크톤에 의한 무기 질소와 유기질소의 흡수율을 측정하기 위해 ^{15}N 추적자법을 이용하였다. 한편 식물플랑크톤과 박테리아에 의한 유기 질소의 산화율을 측정하기 위해 새로 개발된

형광 프로브(fluorescent probe)를 사용하였다.

이 실험과 병행하여 동물플랑크톤에 의한 암모늄과 우레아(urea)의 재생산율도 측정하였다. ^{15}N 로 표지한 암모늄을 첨가하고 2주일 동안 두 종류의 식물플랑크톤 크기 군집, 동물플랑크톤, 용존 암모늄, 질산염, 용존 유기질소 풀(pool) 등을 조사하였다. 이러한 실험은 폐쇄생태계의 크기와 모양에 따라 어떠한 차이가 있는지를 알아보기 위해 크기와 모양이 다른 폐쇄생태계에서 실행되었다. 서로 다른 형태의 질소가 결국 생물량에 영향을 미칠 것은 확실하나, 많은 실험에서 무시되었다. 이 실험에서는 암모늄, 우레아, 아미노산과 같은 다양한 질소원이 첨가되었고, 플랑크톤의 영양상태, 군집의 종조성, 재생산율 등이 12일 동안 측정되었다.

7. 폐쇄생태계 안의 영양염의 생지화학

일곱 번째 주제는 “폐쇄생태계 안의 영양염의 생지화학”이다. 저서환경에서 재생되는 영양염과 미세 저서생물에 의한 일차생산은 자연상태의 강하구 생태계의 영양염과 에너지 수지에서 중요한 역할을 한다. 그러므로 세부과제의 목표는 폐쇄생태계 안의 영양염 플럭스와 미세 저서생물에 의한 일차생산, 저서환경에서의 산소 플럭스를 측정하는 방법을 개발하고, 이러한 항목이 수층의 깊이, 폐쇄생태계의 바닥 면적 대 물 용량의 비의 함수로써 전체 생태계의 생산력에 미치는 영향을 평가하는 것이다. 이를 위해 저층에서의 영양염(NO_3 , NH_4 , PO_4) 플럭스와 광합성을 측정하였다.

8. 생태계 과정 중 benthic-pelagic coupling의 물리학적, 생물학적 규모

여덟 번째 주제는 “생태계 과정 중 benthic-pelagic coupling의 물리학적, 생물학적 규모”이다. 현탁물식자인 이매패류는 수심이 얇은 연안생태계에서 benthic-pelagic coupling에 지대한 영향을 미친다. 이들은 수층에 있는 입자(seston)나 오염물질을 저서생물에게 운반해주며, 영양염 재생산 과정에 영향을 미친다. 물의 흐름도 이매패류에게 입자를 운반해 주거나 표층과 저층간의 영양염 플럭스에 영향을 미친다. 연안역에서 현탁물식자인 이매패류가 없어지면 탁도가 증가하고 소형 저서식물 개체수가 줄어들고, 빈산소상태(hypoxia)로 말미암아 암모늄 재생산이 촉진되는 결과가 발생하고, 군집 구조가 바뀌게 될 것이다. 그러므로 세부과제의 목표는 현탁물식자인 이매패류를 바닥 경계층(BBL; benthic boundary layer)에 넣고 이들이 식물플랑크톤의 생산력과 영양염 순환에 미치는 영향을 파악하는

것이다.

구체적으로는 다양한 바닥 경계층 조건에 따른 이매패류의 섭식을 비교하고, 폐쇄생태계의 모양과 크기가 이매패류가 benthic-pelagic coupling에 미치는 효과에 미치는 영향을 파악하고, 물의 흐름과 생물퇴적(biodeposition)이 영양염의 재생산에 미치는 영향을 파악하며, 이매패류가 benthic-pelagic coupling을 촉진시킴으로써 플랑크톤 군집의 구조와 영양역학적 관계에 미치는 역할을 평가하는 것이다.

이매패류의 생태학적인 기능에 관한 기존의 연구는 환경을 조절하기 쉬운 실험실 실험을 통해 수행되었다. 그러나 되돌림 고리(feedback loop)가 있는 자연 생태계와는 거리가 먼, 작은 비이커 같은 실험용기에서 수행된 실험의 결과를 자연 상태의 생태계에 적용시키기에는 많은 문제점이 따른다. 그렇기 때문에 물의 흐름을 유발할 수 있는 장치가 있는 용기나 규모가 큰 폐쇄생태계에서 실험을 수행해야 한다. 바닥 경계층에서 영양염이나 입자의 플럭스를 되도록 자연상태와 가깝게 하기 위해 특별한 폐쇄생태계(mesocosm-flume system)를 만들어 실험을 하였다.

9. 용존유기물질(DOM)의 기원과 변화

아홉 번째 주제는 "용존유기물질(DOM)의 기원과 변화"이다. 해양에 존재하는 대부분의 DOM은 기원이나 분자의 특성, POM과의 관계를 파악하기 어렵다. 세부 과제의 주요 목표는 강하구나 연안 생태계에 존재하는 DOM의 화학적 특성을 밝히는 것이다. 구체적으로는 강물의 유입이나 탁도, 식물플랑크톤의 생물량이나 생산력 등과 같은 물리학적, 생태학적 요인들의 변화에 의해서 DOM의 조성이나 시·공간적으로 어떻게 바뀌어 가는지 조사하고, 식물플랑크톤이 성장하고, 대발생이 진행되었다 소멸되는 과정에 이들에 의해 분비된 DOM의 성분이 무엇인지, 또한 미생물 고리(microbial loop)를 통해 계절적으로 DOM의 성분이나 양이 어느 정도까지 변하는지, 강하구나 연안 생태계에 존재하는 DOM의 어느 정도가 육상에서 유래한 것인지 등을 조사하는 것이다.

10. 폐쇄생태계 안의 플랑크톤이 오염물질에 노출되었을 때 받는 영향

열 번째 주제는 "폐쇄생태계 안의 플랑크톤이 오염물질에 노출되었을 때 받는 영향"이다. 오염물질이 생태계에 어떤 영향을 미치는지 파악하기 위해서는 폐쇄생태계를 이용한 실험결과를 자연 생태계에 확대 적용해야 한다. 그러므로 세부과제의 목표는 오염물질에 부유생물이 노출되었을 때 폐쇄생태계의 크기와 영양단계의 복

잡성에 따라 어떠한 영향을 받는지, 또한 실험실에서의 실험을 통해 소수성 유기 오염물질(HOCs; hydrophobic organic contaminants)이 시간에 따라, 그리고 생물량에 따라 플랑크톤에 의해 어떻게 흡수되고, 먹이망을 통해 생물농축 되는지 조사를 하는 것이다. 이를 위해 구리와 PCBs를 사용해 실험을 하였다.

기존의 연구에 따르면 식물플랑크톤에 의한 소수성 유기 오염물질의 흡수는 생물량에 의해 영향을 받으며, 식물플랑크톤의 세포수가 많을 때는 이들이 분비하는 용존유기물질(dissolved organic compounds)과 관계가 있다. 이런 결과는 만약 부영화가 진행되면 상위영양단계의 생물체내에 소수성 유기 오염물질이 더 많이 농축될 수 있는 가능성을 보여준다. 실험에는 강하구에 서식하는 식물플랑크톤 *Isochrysis galbana*의 밀도를 달리해 사용하였다. 실험의 결과는 기존 결과와는 다르게 나왔으며 그 원인을 분석하고 있다.

소수성 유기 오염물질 중 폐쇄생태계를 이용한 실험에 사용된 PCBs(polychlorinated biphenyls)는 수분 안에 미세조류 *I. galbana*에 의해 10~90%가 흡수되었으며, 수 시간 안에 추가적으로 흡수되었다. 식물플랑크톤 세포 안에 들어있는 PCBs의 농도는 노출 24~48시간 후에는 거의 변화하지 않아, 평형상태에 도달하였다. 이 조류 세포는 비록 같은 농도에서 같은 시간동안 노출되어 있었지만 낮은 밀도에서 더 많은 PCB를 농축하고 있었다. 즉 식물플랑크톤에 PCBs가 농축되는 것은 같은 농도에 노출되었을 때 식물플랑크톤의 생물량과 반비례하는 것으로 나타났고, 생물농축 모델에 따르면 부영양화가 심한 곳에서 동물플랑크톤과 어류가 더 적은 양의 PCBs를 농축하는 것으로 예측되었다.

11. 폐쇄생태계 수치모형의 민감성, 불확실성, 복잡성

열 한 번째의 주제는 “폐쇄생태계 수치모형의 민감성, 불확실성, 복잡성”이다. 수치모델의 결과를 폐쇄생태계를 이용한 실험에서 얻은 자료와 비교·검증하는 것은 중요하다. 그러므로 세부과제의 목표는 기 개발된 표층/저층(Pelagic/Benthic) 수치모델에 폐쇄생태계의 크기에 따른 효과를 첨가하고, 폐쇄생태계의 서로 다른 물리, 생물학적 환경에서 이 수치모델의 민감성을 평가하는 것이다. 표층/저층 수치모델의 민감성과 불확실성은 일반적으로 모델의 민감성과 불확실성을 평가할 수 있는 프로그램인 PRISM과 연계하여 평가되었다. 구체적으로 중복 폐쇄생태계에서 얻은 자료로부터 모델의 매개변수의 불확실성을 평가하고, 폐쇄생태계를 이용하여 얻은 결과를 자연상태에 외삽하여 적용하기 위한 효율적인 방법을 개발하는 것이 중요한 목표였다.

12. Cybernetic Experiment

열 두 번째의 주제는 "Cybernetic Experiment"이다. 생태계는 자체적으로 조절할 수 있는 능력이 있다. 부유생태계에서도 이런 되돌림 기작은 뚜렷하게 나타나게 된다. 예를 들어 양의 되돌림(positive feedback) 기작은 식물플랑크톤의 성장을 촉진하고, 초식자의 섭식이나 영양염의 고갈 등은 음의 되돌림(negative feedback) 기작으로 작용한다. 이러한 되돌림 기작은 생태계를 형성하는데 중요한 역할을 하게 된다. 그러므로 이 세부과제의 목표는 인위적인 되돌림 고리(feedback loop)를 생태계에 도입하였을 때 이 기작에 의해 생태계가 받는 영향을 조사하는 것에 초점이 맞추어져 있다.

되돌림 기작을 연구하기 위해서 두 가지 접근방법이 사용되었다. 첫 번째는 폐쇄생태계 안의 중요한 구성원을 제거함으로써, 생태계 안에 변화가 일어나면 이로부터 그들의 역할을 평가하는 것이고, 두 번째는 전에는 존재하지 않았던 새로운 구성원을 첨가하여 생태계가 변화하는 것을 평가하는 것이다. 실험에는 50ℓ 용량의 실린더 모양의 폐쇄생태계가 사용되었다. 이 폐쇄생태계는 실험실에 설치되었으며 온도와 광량 조절이 가능하고, 용기의 바닥에는 교반시설이 되어있어 현장에서의 와류를 모사하였다. 현재까지 살펴본 바와 같이 미국 EPA에서 추진하고 있는 방대한 폐쇄생태계 실험은 향후 우리에게도 많은 도움이 될 것으로 생각된다.

5절 유기물질의 영향

1. PCBs

해양으로 유입되는 오염물질 중에서 PCBs(Polychlorinated Biphenyls)와 같은 지속성 유기오염물질(Persistent Organic Pollutants: POPs)은 독성이 매우 높고 분해가 잘 되지 않기 때문에 해양환경에 유입되면 수 십 년 동안 잔류하게 되며 생물농축계수가 수천 내지 수십만에 이르기 때문에 극히 미량일지라도 하등 동·식물의 생체 안에 축적되어 결국은 먹이망을 통해 인간에게까지 해를 미치게 된다. 이미 생산과 사용이 금지된 PCBs는 오염도가 점차 감소하고는 있지만 아직 잔류하는 PCBs에 의해 생태계가 영향을 받고 있다. 그러나 국내에서는 아직 이 지속성 유기오염물질이 해양생태계내에서 먹이망을 통해 어떻게 이동되는지 거의 알려진 것이 없는 실정이다.

1988년 북유럽 물개의 60%에 달하는 20,000마리의 물개(harbour seal)가 북해에서 사망한 사건이 발생한 것을 필두로, 캘리포니아의 바다사자에게서 높은 발암율이 발생하였고, 지중해의 줄무늬돌고래(striped dolphin)는 1990~1992년간 최소한 1,000마리가 사망을 하였으며, 세인트 로렌스강 하구의 흰돌고래(beluga whale)도 매년 15~20 마리가 사망하였다. 또한 미국 대서양 연안의 병코돌고래(bottlenose dolphin)도 1987~1988년간 최소한 750 마리가 사망하는 등 세계 곳곳에서 일어난 야생동물의 피해는 먹이망을 통해 농축된 PCBs 등과 같은 지속성 유기오염물질이 이들 생물의 면역체계를 약화시켜 일어난 현상으로 추정되어 네델란드, 북유럽 국가들, 캐나다, 미국 등에서는 이와 관련된 연구가 활발히 진행되고 있다. 그러나 국내에서는 유기오염물질에 대한 생물농축에 대한 연구가 매우 빈약한 실정이다.

1992년 6월 리우회의에서 채택된 의제 21(Agenda 21)의 제19장 '유해화학물질의 환경적으로 건전한 관리'의 구체적인 이행계획 수립을 위하여 유엔환경계획(UNEP; United Nations Environmental Program) 주도하에 육상오염원에 의한 해양오염 방지를 위한 범지구적 실천계획(Global Programme of Action)이 1995년 11월 미국의 워싱턴 D.C.에서 열린 정부간 회의에서 채택되었다. 동 실천계획에는 여러 육상기인 해양 오염원중에서 우선적으로 지속성 유기오염물질에 대하여 2005년까지 전세계적으로 이를 포함하는 제품과 제조공정의 전면 대체를 통한 규제가 포함되어 있다. 동 실천계획의 규제 시한이 2005년으로 최종 결정될 경우 소각로, 자동차, 공장배기가스는 물론 지속성 유기오염물질의 모든 발생원에 대한 규제가 실시되어 경제활동 전반에 막대한 타격이 우려되고 있는데, 유엔환경계획이 최우선적으로 규제하고자 하는 지속성 유기오염물질은 DDT, 알드린(Aldrin), 디엘드린(Dieldrin), 엔드린(Endrin), 클로르단(Chlordane), 헵타클로(Heptachlor), 헥사클로로벤젠(Hexachlorobenzene), 미렉스(Mirex), 독사펜(Toxaphene), 폴리클로리네이티드 비페닐(Polychlorinated Biphenyls), 다이옥신(Dioxins), 퓨란(Furans) 등 유기염소계 화합물들이다.

UNEP와 IFCS(Intergovernmental Forum on Chemical Safety)는 두 기관 공동으로 1998년부터 비정부간협상위원회(Intergovernmental Negotiation Committee, INC)를 구성하여 POPs에 대한 법적구속력이 있는 제도를 마련키로 결정했다. 또한 UNEP/IFCS는 '97년 7월 각국의 IFCS National Focal Point와 UNEP POPs Focal Point에 지속성 유기오염물질의 항목 추가를 위한 공문 "Persistent Organic Pollutants: Criteria and Procedure for Identifying Further Candidates for International Action"을 발송하여 자료수집을 완료하고 검토단계에 있다.

2. TBT

TBT(tributyltin)를 비롯한 유기 주석화합물은 선박에 사용되는 부착생물 방지용 페인트(antifouling paint), 살충·살균제, PVC 안정제, 플라스틱 첨가제, 산업용 촉매, 목재 보존제 등으로 널리 이용되고 있다. 예전에는 부착생물 방지용 페인트에 산화제1구리(아산화동)가 부착방지제로 주로 쓰였으나, 1970년대부터는 뛰어난 부착방지 효과 때문에 TBT가 많이 사용되어 왔다. TBT는 선박뿐만 아니라 해양구조물이나 어망, 어구 등에 부착생물이 달라붙지 못하도록 사용되어 왔으나 그 독성 때문에 많은 국가들은 현재 사용을 금지하고 있다. 유기주석화합물의 독성은 유기 그룹(organic group)의 개수 및 성질과 관계가 크다. 특히 유기그룹이 세 개(triorganotin)일 때 독성이 크며 그 중에서도 TBT (tributyltin)가 가장 독성이 강하다. 성계에 대한 유기주석 화합물의 독성실험에서도 TBT가 독성이 가장 큰 것으로 나타난 바 있다(한국해양연구소, 1997).

선박의 밑면에 부착생물들이 붙게 되면 선체 표면이 거칠어지며, 선체 표면이 0.01 mm 거칠어질 때마다 연료소모는 0.3~1%씩 증가하게 된다. 대형선박의 경우 연료비가 선박운영비의 거의 50%까지 차지하므로 선박 밑면의 부착생물 문제는 여간 심각한 것이 아니다. TBT를 함유하고 있는 부착생물 방지용 페인트를 칠할 경우 부착생물 제거의 번거로움을 덜 수 있고, 연료비를 절약할 수 있는 장점이 있어 유조선이나 화물선과 같은 대형선박들은 TBT 사용을 선호하는 경향이 있었다.

부착생물 방지용 페인트에는 TBT의 효과를 증대시키기 위해 TPhT(triphenyltin)이 함께 사용된다. 부착방지제로 사용되는 TBT는 페인트에 화학적으로 결합되어 있다가 수화에 의해 서서히 용출되면서 부착생물들이 선박의 표면에 부착하는 것을 억제한다. 페인트에서 분리되어 나오는 TBT는 부착생물 뿐만 아니라 확산을 통해 근처에 있는 비표적생물(non-targeting organism)에 나쁜 영향을 미치게 되어 생물부착 억제효과 이외에도 생태계에 인위적인 변화를 초래하게 된다. 예를 들어 굴양식장의 생산량 감소는 채묘 부진에서 비롯되는데, 그 이유가 연안해역의 TBT 오염 때문인 것으로 알려져 있다. 조사 결과 우리 나라 남해안과 항구, 어항, 조선소 주변 등에서도 이와 같은 TBT 오염이 나타나고 있다(농림수산부, 1996).

TBT로 인한 생태계 교란현상은 1980년대 초 영국과 프랑스에서 참굴(*Crassostrea gigas*)의 패각 기형과 개체군의 감소를 통해 처음 보고되었다. 프랑스의 아카송만에서는 연간 15,000 톤의 굴 생산량이 감소하는 원인을 추적한 끝에 요트 정박지 및 조선소에서 유입되는 TBT가 그 원인임이 밝혀지기도 했다. 프랑스는

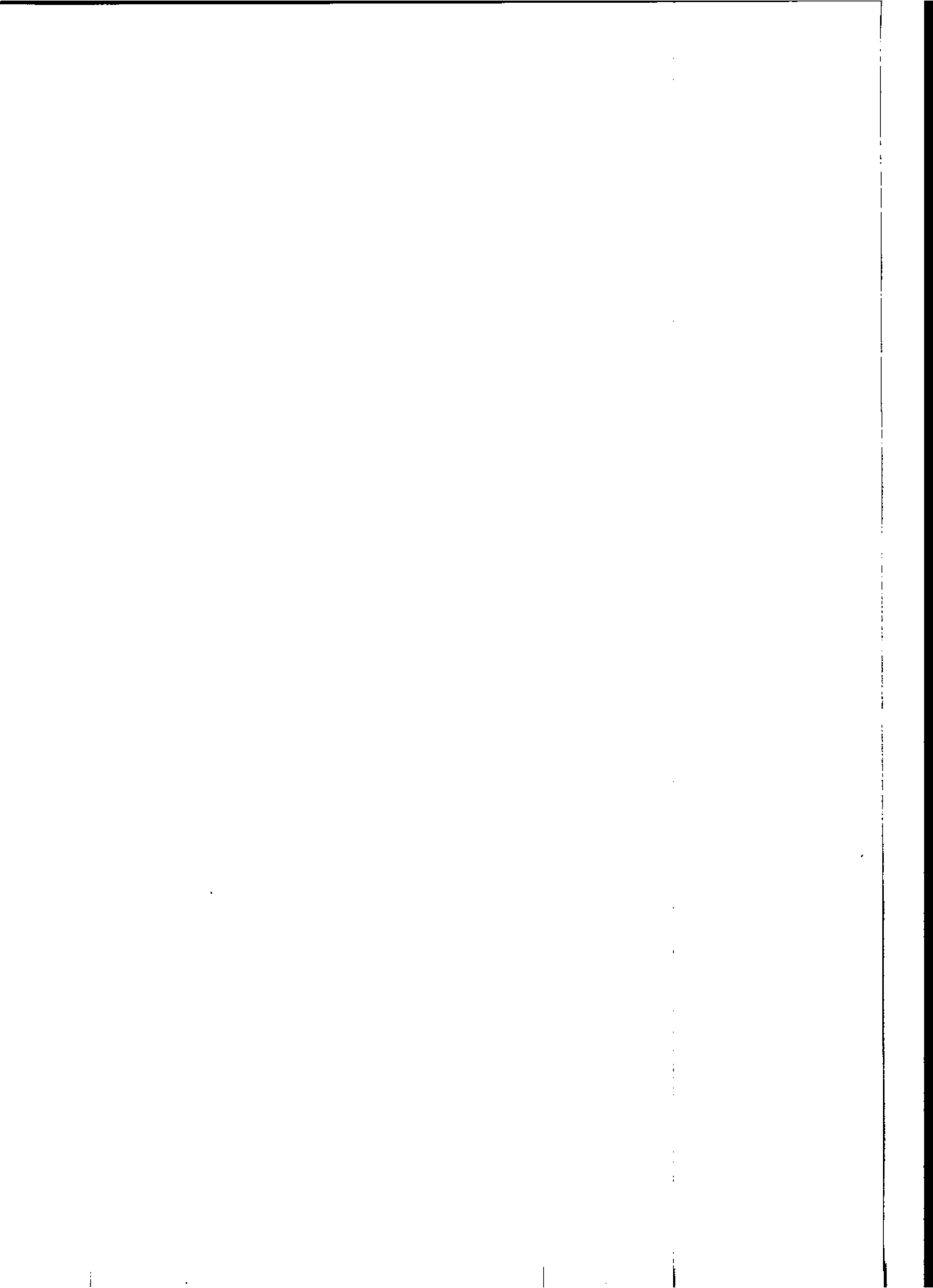
곧바로 1982년부터 선체길이 25m이하의 소형선박에 대한 TBT 사용을 규제한 결과 수 년 내에 아카송만의 TBT 농도가 감소하였으며 굴 생산량도 회복되었다. 연어은 독성실험을 통해서 TBT가 굴의 성장억제와 패각기형을 일으키고(Stephenson, 1991), 치패의 성장에도 영향을 미치며(Lawler and Aldrich, 1987), 홍합의 성장속도를 감소시키고(Stephenson *et al.*, 1986), 홍합 유생의 높은 사망률을 유도한다는 것이 밝혀졌다(Beaumont and Budd, 1984). 또한 복족류에 임포섹스를 일으키는 것이 밝혀지면서 임포섹스는 TBT 오염의 유용한 생물지표로서 활용되고 있다.

임포섹스(imposex)란 복족류의 암컷에 수컷 생식기가 생겨나는 현상을 말한다. 임포섹스는 1969년 영국의 Plymouth에 서식하는 고둥 dogwhelk(*Nucella lapillus*) 암컷에서 처음 발견되었다. 항구와 같이 선박활동이 활발한 지역에서 임포섹스가 증가하며, 이곳으로부터 거리가 멀어질수록 발현율이 감소한다는 사실이 밝혀진 이후, 많은 학자들이 선박활동이 많은 곳에서 임포섹스의 발현율이 높다는 보고가 있었다(Bryan *et al.*, 1986; Horiguchi *et al.*, 1994; Ten Hallers-Tjabbes, 1994). 유기주석 화합물을 생체내에 먹이나 물을 통해 주입한 경우, TBT가 가장 임포섹스를 잘 유발함을 보였고(Bryan *et al.*, 1988) 해수 안에 $1 \text{ ng} \cdot \ell^{-1}$ 이하의 TBT 농도에서 임포섹스가 유발되었다(Bryan *et al.*, 1986). 임포섹스 발달의 조직학적 연구에 따르면 수컷 생식기 페니스의 형성과 함께 수정관(vas deferens)이 형성되고 완전히 형성된 후에도 과대 성장하여 결국 음문(vulva)을 막아 알의 방출이 억제됨으로써 암컷에 불임이 유발되어 개체군이 감소하게 된다(Gibbs and Bryan, 1986). 현장 모니터링에 따르면 선박의 부착생물 방지용 페인트에 의해 오염된 지역에서 불임 암컷이 많이 관찰되었고(Bailey and Davies, 1989), TBT의 부착방지제로서 사용이 규제된 후 개체군의 회복이 보고되었다 (Evan *et al.*, 1991). TBT가 굴의 유생에 미치는 영향은 매우 커서 해수중의 농도가 0.05 ppb만 되어도 역이 섭취에 이상이 생겨 10일 후면 치사가 일어나고 1 ppb에서는 변형된 유생이 형성되면서 8일 안에 모두 치사하는 것으로 알려져 있다.

이렇듯 유기오염물질은 해양생태계에 여러 가지 영향을 미치기 때문에, 폐쇄생태계를 이용하여 부유생태계의 먹이망 구조를 파악하고 오염물질이 이동하는 경로와 농축률을 파악하는 연구의 활성화가 필요하다.

제 3 장

연구개발 수행 내용 및 결과



1절 폐쇄생태계(mesocosm)의 설계 및 제작

해양에서 사용되는 폐쇄생태계는 실험의 목적에 따라 완전히 밀폐된 구조를 가진 폐쇄생태계와 일정한 양분을 가져 주변 해수의 출입이 가능한 반폐쇄 구조를 가진 폐쇄생태계가 있다. 전자는 해양생태계가 특정 오염물질에 노출되었을 때 받는 영향이나, 영양염을 평가하였을 때 식물플랑크톤에 의한 일차생산을 평가하기 위한 조사 등에 주로 사용되고, 후자는 주변 해수로부터 영양염 공급 및 용존 기체의 교환 등이 원활하게 일어나 자연 상태의 생태계와 유사한 환경에서 플랑크톤 군집의 역학 등을 연구할 때 주로 사용된다. 이 과제의 목표 가운데 하나가 폐쇄생태계를 개발하여 향후 이를 활용한 연구과제를 개발하는데 있으므로 두 종류의 폐쇄생태계를 모두 제작하여 예비 실험에 사용하였다.

반폐쇄형 폐쇄생태계는 5mm의 망목(규격 PA-5/1)을 가진 Nybolt 스크린(원사는 monofilament nylon fabric, 원사의 원표는 polyamide 6, polyamide 66, polyamide 12)으로 만들었고, 폐쇄형 폐쇄생태계는 완전히 밀폐가 된 polyethylene 으로 만들었다. 실험 용기부문의 규격은 그림 3-1에서 보듯이 직경이 120cm, 높이가 320cm의 원통형 모양이며, 용량은 3.6m³이다. 상부 20cm는 해수면 위로 올라와 부유 상판에 부착되어 있어 파도에 의해 외부 해수가 폐쇄생태계 안으로 들어가는 것을 방지하도록 설계하였다. 원통형 부분은 모양을 유지하기 위하여 바닥과 바닥에서 150cm 떨어진 곳에 스테인레스 스틸로 된 고리를 넣어 보강을 하였으며, 뒷 부분은 스크린으로 된 폐쇄생태계는 강도를 유지하기 위하여 캔버스(canvas) 천으로 양쪽 평면을 따라 바닥에서 뒷 부분까지 보강을 하였다. 그리고 플리에틸렌으로 된 폐쇄생태계는 실험 후 용상으로 들어올릴 때 내부의 물 무게를 줄이기 위해 바닥과 옆면에 각각 해수 배출구를 만들어 수압에 의해 배수가 가능하도록 설계하였다. 폐쇄생태계의 바닥 네 귀퉁이에는 턴으로 된 수를 매달아 해수의 유동이나 와류 때문에 탕 탕이 변형되는 것을 방지하였다. 부유 상판은 유리섬유강화 플라스틱(FRP; fiberglass reinforced plastic)으로 만들었으며, 승합차로 운반할 수 있게 두 부분으로 분리되도록 설계하였다.

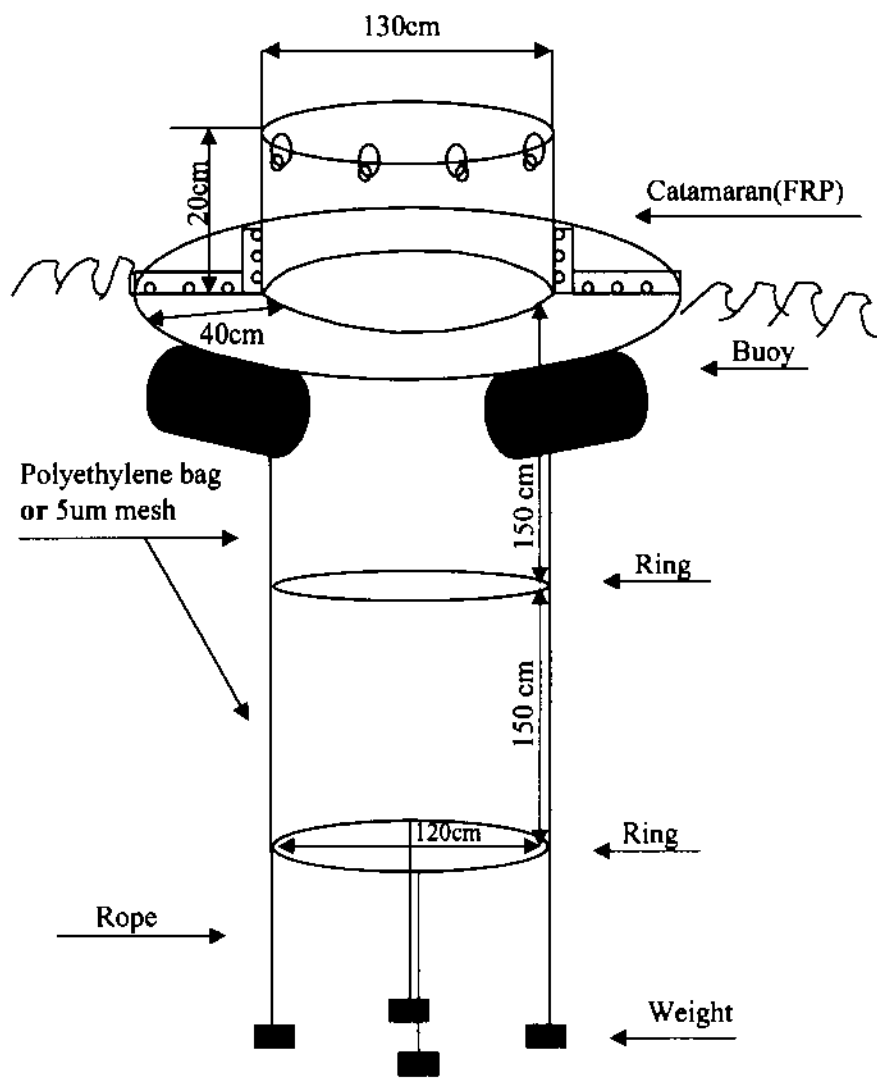


그림 3-1. 폐쇄생태계의 기본 구조 및 규격

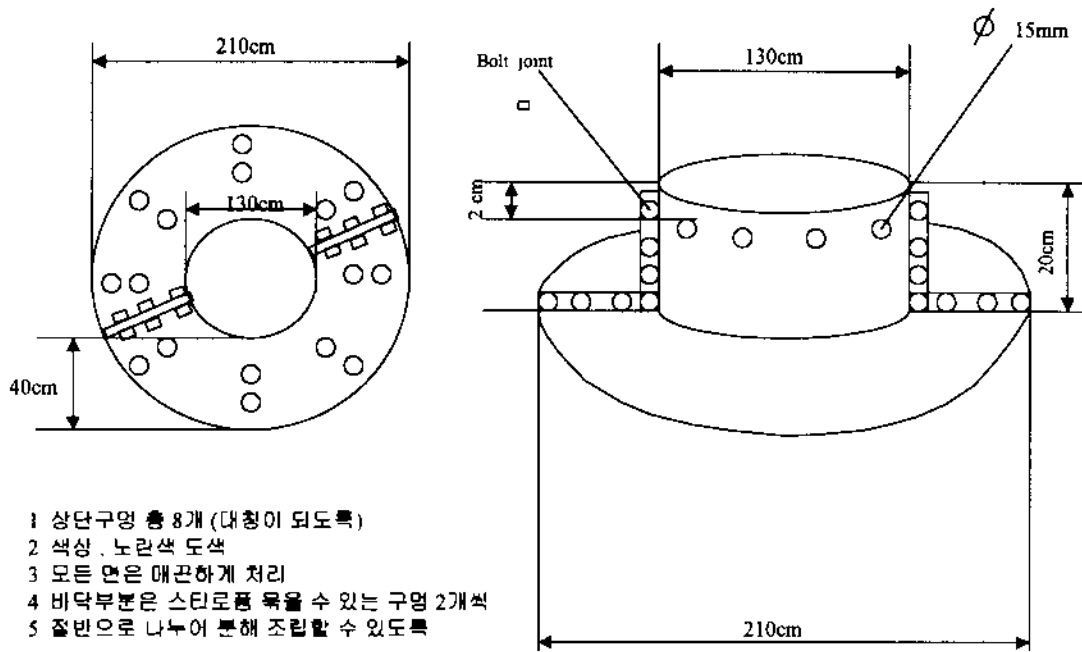


그림 3-2. 폐쇄생태계의 부유 상판의 구조. 상판은 FRP로 제작되었으며, 운반이 용이하도록 2개의 부분으로 분리되어 있다. 각각의 부분은 스테인레스 재질의 볼트와 너트로 고정시켜 조립할 수 있다.

Mesocosm buoy

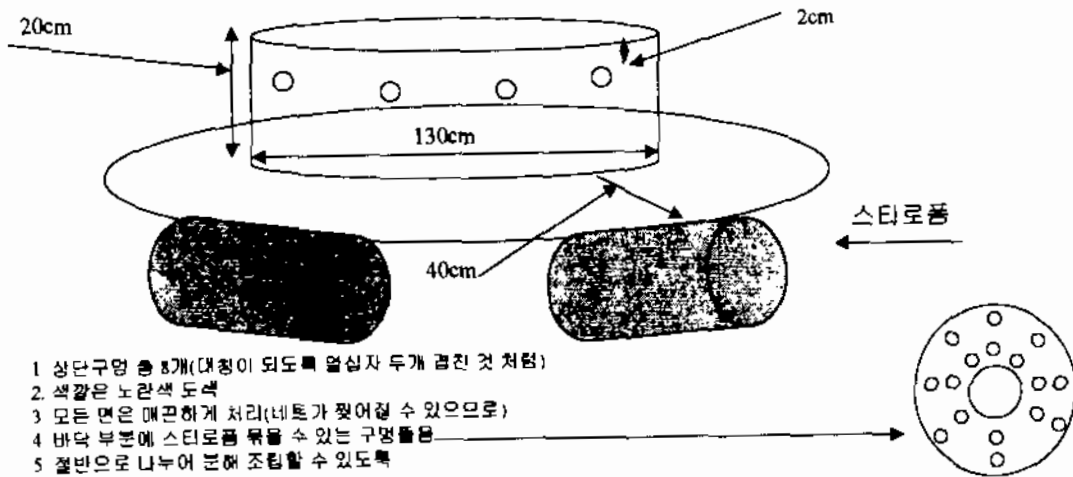


그림 3-3. 폐쇄생태계의 부유 상판에 부이를 부착한 모습

2개의 분리된 판은 나사를 이용하여 쉽게 조립할 수 있으며, 조립이 된 후의 모양은 그림 3-2에서 보듯이 모자 형태를 하고 있다. 높이 20cm 인 세로 면은 과도로 인해 해수가 유입되는 것을 방지하며, 폐쇄생태계를 로프나 걸쇠(shackle)를 이용하여 부착할 수 있도록 상단으로부터 2cm 하부에 지름 15mm의 구멍을 뚫어놓았다, 길이 40cm 인 가로 면은 실험에 사용할 기구를 올려놓거나 실험자가 올라가서 작업을 할 수 있도록 제작하였다. 이 부유 상판은 내경이 130cm 이고, 외경이 210cm 이다. 그림 3-3에서 보듯이 부유 상판에는 용량 180ℓ의 스티로폼 부이 4개를 달아 부력을 조절하였다. 부이는 부유 상판의 아래 쪽에 위치하며, 로프를 이용하여 부착하였다.

제작한 폐쇄생태계는 KOMES(KORDI Mesocosm의 약자)라 명명하였고, 3개의 부유 상판은 노란색 페인트를 칠하였고, 각각 KOMES I, KOMES II, KOMES III로 명기하였다. 이 폐쇄생태계는 일반적으로 실험에 사용되는 적은 용량의 폐쇄생

태계에서 과생할 수도 있는 실험 오차를 최대한 줄일 수 있는 용량을 가지고 있어, 실험 결과의 신뢰성을 높일 수 있다. 한편 오염사고 현장이나 적조 현장 등 긴급한 상황에 신속히 대처하여, 현장 조사가 필요한 곳에서 조립·설치를 하여 실험을 할 수 있다는 장점을 지니고 있다.

2절 폐쇄생태계 특성 파악을 위한 실험

폐쇄생태계(KOMES I, II, III)는 1999년 7월 28일에서 30일까지 사흘에 걸쳐 장목 분소에 조립 및 설치되었다. 설치된 후 KOMES I 과 II의 환경변화를 비교하기 위하여 식물플랑크톤 및 동물플랑크톤을 일 주일 마다 채집하였고, 수온과 염분 그리고 용존산소를 측정하였다. 동시에 주변 해수에서도 동물플랑크톤을 채집하고, 수온, 염분, 용존산소를 측정하였다. 채집날짜는 8월 13일, 8월 21일, 9월 2일, 9월 9일 그리고 9월 16일로, 총 다섯 번에 걸쳐 수행되었다. 식물플랑크톤의 엽록소 농도는 8월 13일부터 총 5회에 걸쳐 측정되었고, 정량분석을 위한 시료는 8월 21일부터 채집 및 측정되었다. 그리고 수온과 염분은 8월 21일부터 9월 16일까지 총 4회에 걸쳐 duplicates로 측정되었다. 용존산소는 8월 21일부터 9월 9일까지 총 3회에 걸쳐 duplicates로 측정하였다.

수온과 염분 그리고 용존산소는 휴대용 측정기(Multiline P4, WTW, Germany)를 이용하여 측정하였다. 식물플랑크톤의 엽록소 a 측정을 위해 KOMES I 과 II의 해수를 47mm GF/F 여과지에 걸러낸 뒤 드라이아이스에 냉동 보관하여 실험실로 운반하였다. 실험실에서 여과지를 20ml glass vials에 넣고 13ml의 90% acetone을 넣어 4℃의 냉장상태로 24시간동안 추출하였다. 추출한 시료는 0.2 μ m syringe filter를 이용하여 걸러 입자를 제거한 뒤, Turner fluorometer (Turner designs model 10)로 측정하였다. 형광측정법을 이용하여 엽록소 a 를 얻기 위해 산성화시키기 전과 후 시료의 형광값을 얻었다. 5% (v/v) HCl 2방울을 시료에 주입하여 시료를 산성화하였으며, 주입한 뒤 약 10초 뒤에 값을 읽었다. 이 값을 Fluorometric 방법 (Parsons *et al.*, 1984)을 이용한 계산을 통하여 엽록소 a 로 정량화하였다.

식물플랑크톤의 정량분석은 해수 500ml를 채수하여 폴리에틸렌 병에 담고 포르말린으로 고정하였다. 실험실에서 침전시켜 농축시킨 다음 농축된 시료를 100회 이상 흔들어 균일한 분포를 만든 후, 1ml을 Sedgewick-Rafter counting chamber에 넣어 100-200배의 배율로 광학현미경(Zeiss light microscope)으로 계수하였다.

동물플랑크톤은 각 폐쇄생태계(KOMES I, II) 안에서 망구 직경 45 cm, 망목

300 μm 인 표준네트를 이용하여 바닥에서부터 표층까지 총 2.7m를 예인하여 채집되었다. 주변 해수에서도 폐쇄생태계 안에서 채집한 것과 동일한 방법으로 채집하였다. 채집 속도는 $0.8 \sim 1 \text{ m} \cdot \text{sec}^{-1}$ 정도를 유지하여 동물플랑크톤의 도피행동에 의한 오차를 줄이도록 하였고, 채집한 뒤 네트와 버킷을 주의 깊게 세척하여 시료병에 옮겨 담은 후, 현장에서 즉시 최종농도가 4%가 되도록 중성 포르말린으로 고정하였다. 채집된 시료는 해부현미경(Olympus Zoom Stereomicroscope)을 이용하여 분류군 별로 동물플랑크톤의 개체수를 측정하였다.

유기오염물질 TBT의 생물체 내의 농축을 알아보기 위한 실험은 완전 밀폐된 KOMES III에 저서생물을 담은 cage를 넣고, TBT를 $144 \text{ ng} \cdot \ell^{-1}$ 이 되게 한 후 수행되었다. 대상생물은 바지락으로 하였으며, TBT에 노출된 후 약 1주일 간격으로 해수, cage 안의 퇴적물과 저서동물 체내의 TBT 농도를 측정하였다. 자세한 실험과정은 3절의 4. 유기독성물질 실험에 기술하였다. 한편 적조를 유발하는 와편모조류(*Prorocentrum minimum*)에 대한 섬모충류(*Strombidinopsis* sp.)의 섭식에 관한 실험도 수행되었다(3절의 5. 피식자-포식자 실험 참조).

3절 실험 결과 및 고찰

1. 물리·화학 환경 비교

실험 기간 중의 해수 수온은 8월 21일 28.4°C , 9월 2일 25.8°C , 9월 9일 27.7°C , 9월 16일 23.7°C 였다(그림 3-4). 짧은 기간에 평균 수온이 4.7°C 정도 차이가 생긴 것은 실험 장소가 만의 오부이고 수심이 낮아 해수의 표층 수온이 대기의 온도에 의해 영향을 받았기 때문인 것으로 생각된다. 참고적으로 기상청 자료(기상월보 8월 및 9월)에 의하면 8월 21일 거제의 평균 기온은 24.4°C (최고 26.8°C , 최저 22.5°C), 9월 2일의 평균 기온은 22.5°C (최고 26.8°C , 최저 18.5°C), 9월 9일의 평균 기온은 24.7°C (최고 28.7°C , 최저 20.4°C), 9월 16일의 평균기온은 24.1°C (최고 26.6°C , 최저 21.7°C)로 9월 2일의 비교적 낮았던 해수 온도는 낮았던 기온에 기인하는 것으로 판단된다.

주변 해수의 수온과 현장에 설치한 각 폐쇄생태계 안의 수온 차이는 $0.1 \sim 0.8^{\circ}\text{C}$ 범위로 차이가 거의 없었다(표 3-1). 한편 $5\mu\text{m}$ 망목으로 제작한 폐쇄생태계 사이(KOMES I과 II)의 수온 차이는 더욱 적어 $0.1 \sim 0.6^{\circ}\text{C}$ 차이 밖에는 나지 않았다. 완전히 밀폐되어 있는 KOMES III의 경우도 8월 21일 수온이 28.6°C 로(표 3-2)

KOMES I, II와 수온의 차이는 없었다. 따라서 폐쇄생태계를 현장에 설치하여 실험할 경우 수온 차이에 의한 생태계 변화는 무시하여도 될 것이다.

염분의 경우 실험 기간 중 주변 해수의 염분은 8월 21일에는 25.0 ‰, 9월 2일에는 25.1 ‰, 9월 9일에는 23.7 ‰, 9월 16일에는 26.8 ‰로 비교적 낮았다. 이는 93년 조사한 장목분소 주변 염분의 계절적인 변화를 보면 3, 6, 12월에는 대체로 32~33 ‰의 비교적 높은 수준을 보이거나 하계 강우기가 지난 9월에는 25 ‰ 정도의 낮은 염분 분포를 보인 것(한국해양연구소, 1994)과 유사한 값을 보였다. 특히 폐쇄생태계를 설치하였던 7월말에는 29일에 강우량이 387.5mm, 30일에는 248.0mm 등 많은 비가 내렸고 실험기간 중인 8월에도 2일 41.5mm, 3일 177.0mm, 21일 64.0mm, 26일 69.0mm, 30일 77.0mm, 31일 133.0mm 등 폭우가 이어졌고, 9월에도 5일 109.5mm, 7일 35.5mm, 10일 26.5mm 등 많은 비가 내렸다(그림 3-5; 기상청, 1999). 주변 해수와 폐쇄생태계 안의 염분을 비교하면, 5 μ m 망목으로 된 KOMES I과 II의 염분은 초기에는 주변 염분과 거의 차이가 없었다. 예를 들어 8월 21일에는 주변 해수와 0.1~0.2 ‰ 차이가 낮고, 9월 2일에는 0.1~1.4 ‰, 9월 9일에는 0.1~0.5 ‰ 차이가 낮다. 그러나 9월 16일에는 폐쇄생태계 안의 염분이 주변 해수의 염분보다 1.9~3.2 ‰ 정도 낮게 나타났다(그림 3-4). 이는 폐쇄생태계를 설치하고 시간이 흐를수록 폐쇄생태계의 벽면에 오손생물이 부착하므로, 외부와 해수 교환이 잘 이루어지지 않고, 비가 올 때 폐쇄생태계 안으로 담수가 들어간 것이 원인으로 생각된다. 이러한 차이는 완전히 밀폐된 폴리에틸렌 용기로 된 KOMES III의 경우 더욱 뚜렷했다. 예를 들어 8월 21일 KOMES III의 염분은 16.4로 주변 해수보다 8.6 ‰ 낮게 나타났다. 강수량이 많을 때에는 KOMES III의 표층에 밀도가 낮은 담수의 층이 형성되었다.

그러므로 향후 폐쇄생태계를 이용한 시험을 할 경우 망목이 있는 스크린으로 된 폐쇄생태계는 단기간의 실험에 활용을 하고, 장기간의 실험일 경우 실험 중에 부착생물을 제거하는 방법을 고안하여야 할 것이다. 한편 폐쇄생태계의 입구에 비를 막을 수 있는 장치를 설치하여 폭우가 올 때 빗물이 폐쇄생태계 안으로 유입되지 않도록 하는 것이 필요하다. 이를 위해 흔히 빛이 통과하는 아크릴을 이용하여 폐쇄생태계를 덮는 방법을 사용하나, 이 때 폐쇄생태계와의 사이에 충분한 공간을 유지하는 것이 필요하다. 한편 영양염의 영향을 파악하는 실험을 할 경우, 이러한 덮개는 해조(海鳥)의 분비물에 의해 폐쇄생태계 안의 해수의 영양염 농도가 높아지는 것을 방지하는 효과도 있다.

표 3-1. 실험기간 중 KOMES I,II 와 주변 해수의 수온(℃), 염분(‰), 용존산소량 (mg · l⁻¹)

			First	Second	Third	AVG.
8월 21일	KOMES I	Temp.	28.6	28.6		28.60
		Sal.	25.2	25.2		25.20
		D.O.	6.9	6.9		6.90
	KOMES II	Temp.	28.4	28.5		28.45
		Sal.	25.2	25.1		25.15
		D.O.	7.3	6.6		7.00
	Environment	Temp.	28.4	28.4		28.40
		Sal.	25.0	25.0		25.00
		D.O.	5.9	5.8		5.85
			First	Second	Third	AVG.
9월 2일	KOMES I	Temp.	26.3	25.6	25.7	25.86
		Sal.	23.7	23.7	23.7	23.70
		D.O.	8.3	8.6	8.8	8.56
	KOMES II	Temp.	25.7	25.4	25.7	25.60
		Sal.	24.9	25.0	25.1	25.00
		D.O.	9.8	9.8	9.5	9.70
	Environment	Temp.	25.8	25.7	25.8	25.76
		Sal.	25.2	25.1	25.1	25.13
		D.O.	5.9	6.1	6.0	6.00
			First	Second	Third	AVG.
9월 9일	KOMES I	Temp.	26.9	26.9		26.90
		Sal.	23.8	23.8		23.80
		D.O.	9.2	9.2		9.20
	KOMES II	Temp.	27.0	26.7		26.85
		Sal.	24.2	24.2		24.20
		D.O.	11.0	10.5		10.75
	Environment	Temp.	28.0	27.3		27.65
		Sal.	23.5	23.8		23.65
		D.O.	9.8	9.8		9.80
			First	Second	Third	AVG.
9월 16일	KOMES I	Temp.	24.2	24.5		24.35
		Sal.	23.6	23.6		23.60
		D.O.				
	KOMES II	Temp.	23.8	23.7		23.75
		Sal.	24.4	24.9		24.65
		D.O.				
	Environment	Temp.	23.7	23.6		23.65
		Sal.	26.5	27.0		26.75
		D.O.				

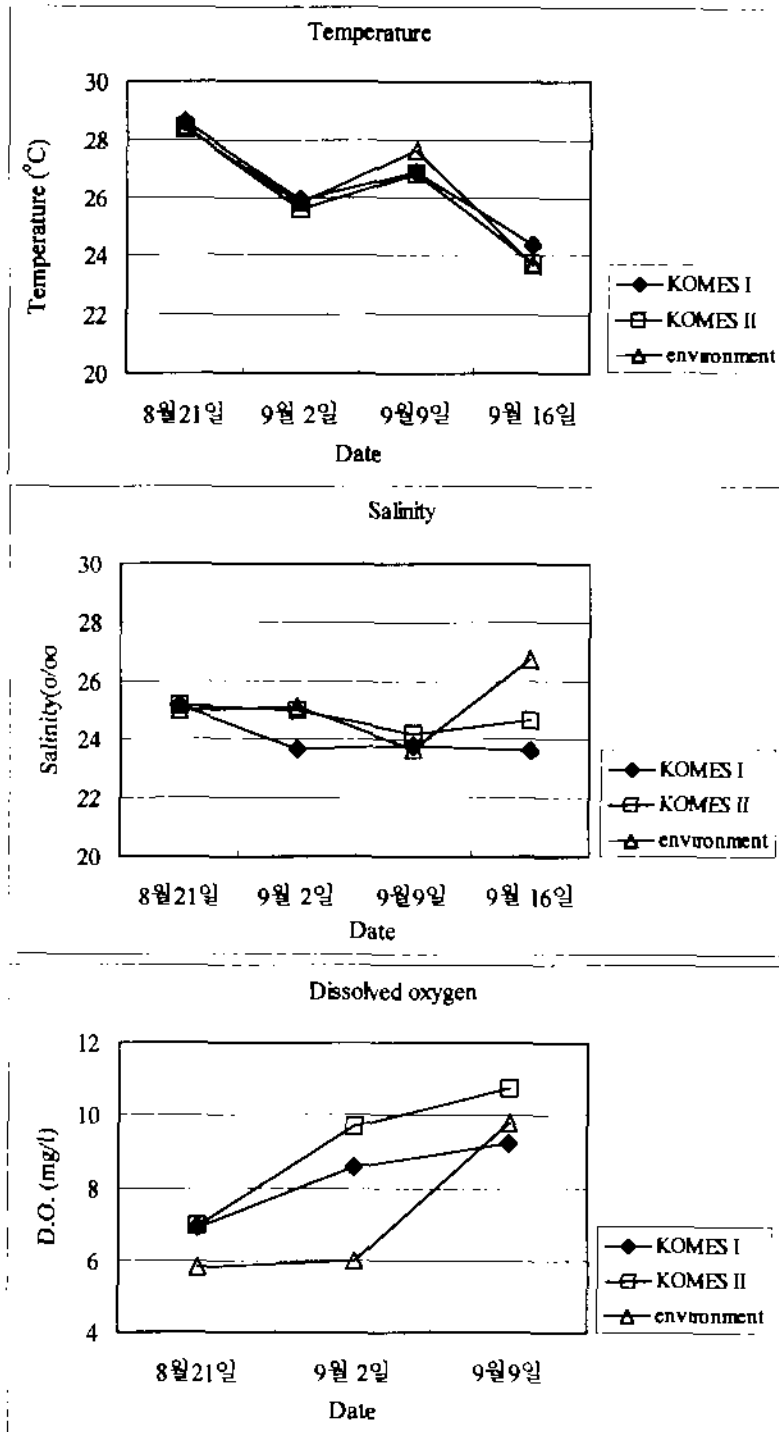


그림 3-4. 실험기간 중 KOMES I, II와 주변 해수의 수온(°C), 염분(‰), 용존산소량(mg · l⁻¹)

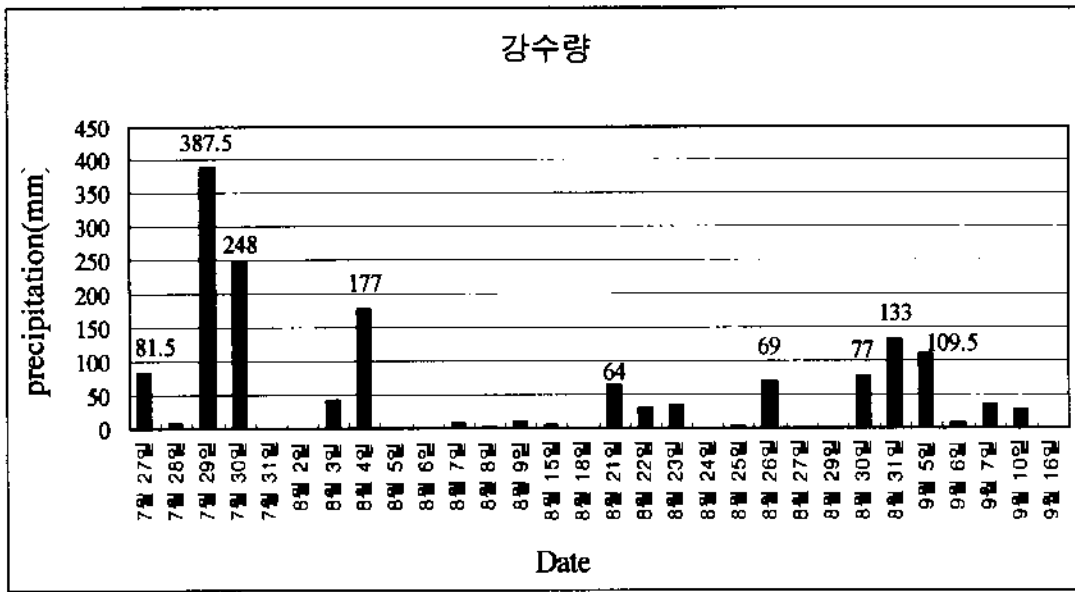


그림 3-5. 실험기간 중 거제도의 강수량 일별 변화(기상청, 1999 자료에 의거하여 작성)

표 3-2. KOMES III에서의 수온(℃), 염분(‰) 및 용존산소량(mg · l⁻¹)

Date	Temp(℃)	Sal(‰)	Dissolved Oxygen(mg · l ⁻¹)			
			depth	first	second	saturation(%)
8월 21일	28.6	16.4				
			0m	6.4	6.5	83.6
			2.7m	5.1	5.8	73.8

실험기간 중 폐쇄생태계를 설치하였던 장목분소 주변 해수의 용존산소량은 8월 21일 5.9 mg · l⁻¹, 9월 2일 6.0 mg · l⁻¹, 9월 9일 9.8 mg · l⁻¹ 이었다. 장목분소 주변에서 92년 9월 측정된 값은 6.4 mg · l⁻¹, 93년 9월에는 7.1 mg · l⁻¹이었으며, 다른 계절에 비하면 (예를 들어 3월에는 10.1 mg · l⁻¹, 6월에는 9.9 mg · l⁻¹, 12월에는 12.4 mg · l⁻¹) 실험기간인 9월에는 비교적 낮은 값을 보였다(한국해양연구소, 1994). 실험기간 중 주변 해수의 용존산소량 변화를 보면 8월 21일에서 9월 9일로 가면서 증가하는 경향을 보였다(그림 3-4). 폐쇄생태계 안의 용존산소량과 주변 해수의 용존산소량을 비교하면 대체로 폐쇄생태계 안의 용존산소량이 높은 것으로 나타났다. 8월

21일에는 폐쇄생태계 안에서의 용존산소량이 주변 해수의 용존산소량보다 $1.0 \sim 1.1 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 정도 높았고, 9월 2일에는 $2.6 \sim 3.7 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$, 9월 9일에는 KOMES I은 $0.6 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 가 낮았던 반면 KOMES II는 $1.0 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 가 높았다. 9월 9일 KOMES II에서 용존산소량이 높게 나타난 것은 이 폐쇄생태계에 인위적으로 와편모조류를 첨가하여 이들의 세포수가 높았고, 이들의 광합성으로 인한 산소발생이 원인이었던 것으로 판단된다.

완전 밀폐된 KOMES III의 경우 폐쇄생태계 안의 수층 깊이에 따른 용존산소량의 분포는 표층에서 $6.5 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$, 수심 2.7m에서 평균 $5.5 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 를 나타냈다(표 3-2). 1993년 장목 주변에서 수행한 계절별 해양환경조사 결과(한국해양연구소, 1994)에 따르면 수층의 혼합이 활발한 3, 6, 12월에는 표층과 저층 사이의 용존산소량에 큰 차이가 없었으나, 성층이 형성되는 9월에는 표층과 저층 사이의 용존산소량에 큰 차이를 보였다.

조사기간이 성층이 형성되는 시기였기 때문에 주변 해수의 용존산소량 수심별 분포와 큰 차이가 없었을 것으로 생각되지만, 수층 사이에 혼합이 잘 이루어지는 계절에 실험을 할 경우에는 완전히 밀폐된 폐쇄생태계 안의 성층 형성을 방지할 수 있는 교반시설 등의 설치가 필요할 것이다.

2. 식물플랑크톤 군집의 비교

8월말에서 9월초까지 폐쇄생태계를 설치하였던 장목분소의 부두에는 다양한 규조류와 와편모조류가 출현하였다. 출현한 규조류의 속은 *Chaetoceros*, *Coscinodiscus*, *Cylindrotheca*, *Dictyocha*, *Gyrosigma*, *Licmophora*, *Synedra*, *Navicula*, *Nitzschia* 등 이었으며, 이 가운데 *Navicula*속과 *Cylindrotheca*속의 규조류가 가장 우점하였다. 이 규조류들은 폐쇄생태계 안은 물론 주변 해수에서도 실험 기간동안 출현하였으나, 8월말에서 9월초로 가면서 *Navicula*는 세포수가 감소하는 경향을 보였다(표 3-3). 출현하였던 *Cylindrotheca closterium*은 우리 나라 전 해역에서 출현하며, 진흙 조건대에서도 종종 출현하는 것으로 알려져 있다(심, 1994). 폐쇄생태계 안에서는 주로 저서생활을 하는 *Navicula*, *Gyrosigma*, *Licmophora* 등과 같은 규조류가 출현하여, 폐쇄생태계의 내벽이 이들 부착성 규조류의 새로운 서식지를 제공해 주는 것으로 나타났다. 그러므로 향후 영양염 농도나 영양염 종류 사이의 비율을 변화시켜 식물플랑크톤 군집의 변화 등을 파악하는 실험을 할 경우 폐쇄생태계의 내벽에 부착되어 있는 이들 저서성 규조류가 영양염 수지에 미치는

영향을 고려하여야 할 것이다.

폐쇄생태계를 설치하고 약 3주가 지난 후 replicate 인 KOMES I과 II에서의 미세 조류의 종류나 세포수가 거의 차이가 나지 않았다(표 3-3). 그러나 8월 21일 외편모조류 *Prorocentrum minimum*을 KOMES II에만 첨가한 후 9월 2일에는 KOMES I에서는 외편모조류가 48 cells · ml⁻¹ 인데 반하여, 외편모조류를 첨가한 KOMES II에서는 9월 2일에 1,082 cells · ml⁻¹, 9월 9일에는 1,700 cells · ml⁻¹으로 최고값을 보이다가 9월 16일에는 1,043 cells · ml⁻¹으로 다소 감소하였다. 외편모조류를 한 쪽의 폐쇄생태계에만 첨가한 이후 각 폐쇄생태계 사이에 커다란 차이가 나타난 것은, 실험 초기의 조건이 배양시간에 따라 점차 큰 변화를 유발하므로, replicate로 사용되는 폐쇄생태계는 실험 초기 조건을 되도록 동일하게 해 줄 필요가 있음을 보여준다.

표 3-3. KOMES I, II 와 주변 해수(III)에서 출현한 식물플랑크톤의 종조성과 세포수, 미세동물플랑크톤의 개체수

Species name	8월 21일			9월 2일			9월 9일			9월 16일		
	I	II	III	I	II	III	I	II	III	I	II	III
<i>Chaetoceros sp.</i>	2								2	2		9
<i>Coscinodiscus sp.</i>						2						
<i>Cylindrotheca closterium</i>	606	458	7	105	8	10	5		48			9
<i>Dictyocha fibula</i>	4	2										
<i>Gyrosigma sp.</i>	2	4										
<i>Licmophora sp.</i>	7	2										
<i>Synedra sp.</i>	2											
<i>Navicula spp.</i>	314	312	38	85	28	25	46	13	13	7	5	7
<i>Nitzschia sp.</i>				2	2		2	2				
Dinophyceae	17	23	38	48	1,082	4	55	1,700	78	16	1,043	46
SUM(cells/ml)	991	820	86	239	1,120	40	108	1,715	141	25	1,049	70
Zooplankton												
<i>Noctiluca scintillans</i>	24	13										
Tintinnids	15	6	2									

7월 28일 배양을 시작하여 9월 2일까지는 폐쇄생태계 안의 미세 조류의 세포수가 많았지만, 그 이후에는 와편모조류를 첨가한 폐쇄생태계를 제외하고 KOMES I 내부의 미세 조류 숫자가 오히려 적었다. 이는 일반적으로 배양 초기에 폐쇄생태계 내부의 식물플랑크톤이 증가한다는 기존의 결과와 일치하였다. 그러나 배양 시간이 길어짐에 따라 세포수가 줄어들었다. 이는 배양시간이 길어지면서 폐쇄생태계의 벽에 부착한 생물들로 인하여 외부 해수와와의 교환이 잘 안되고, 영양염이 고갈된 것이 원인으로 판단된다.

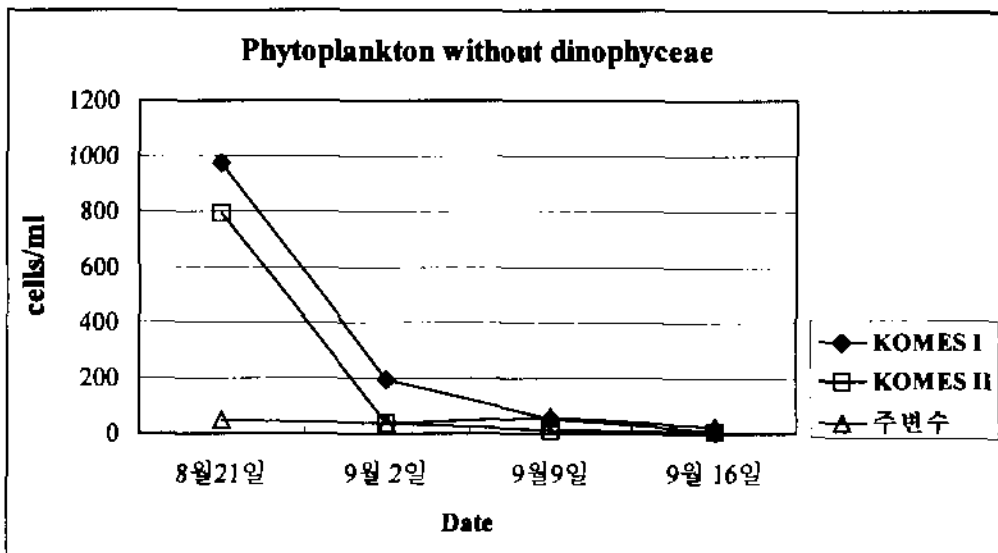
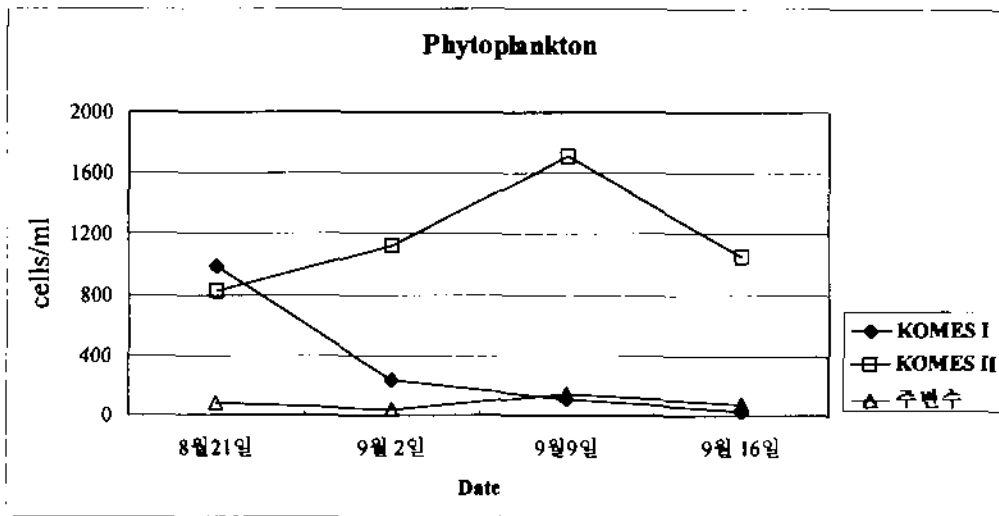


그림 3-6. KOMES I, II과 주변 해수에서의 미세조류의 세포수(위 그림; 와편모조류를 KOMES II에 첨가하였을 경우, 아래 그림; 규조류 세포수의 변화)

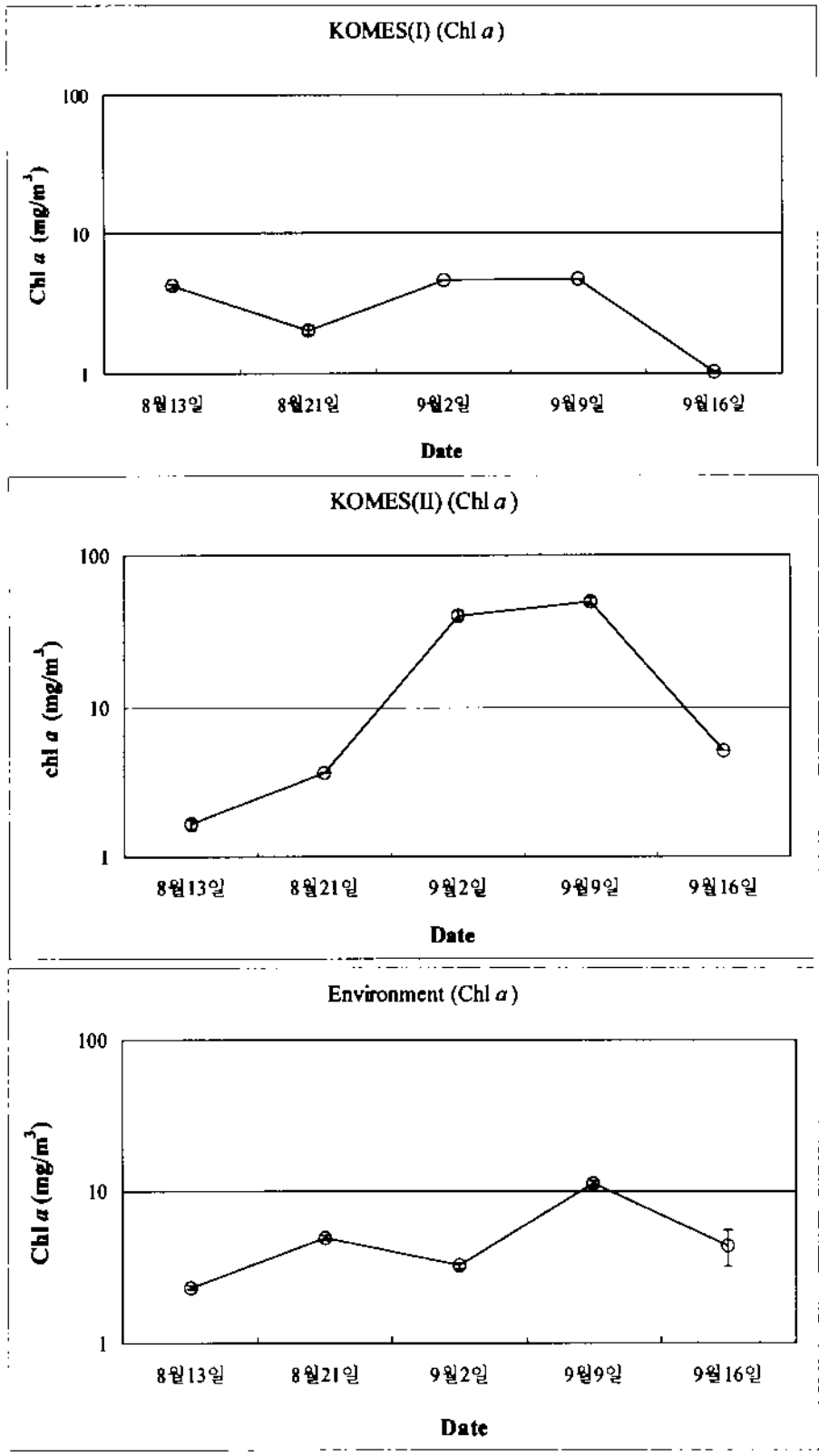


그림 3-7. KOMES I, II와 주변 해수에서의 엽록소 *a* 농도

표 3-4. KOMES I, II 와 주변 해수에서의 엽록소 a 농도

Date	KOMES I		KOMES II		Surrounding water	
	Chl-a (mg · m ⁻³)	mean	Chl-a (mg · m ⁻³)	mean	Chl-a (mg · m ⁻³)	mean
8/13	4.36	4.22	1.56	1.65	2.29	2.34
	4.08		1.74		2.39	
8/21	1.88	2.04	3.67	3.67	5.05	4.89
	2.20		3.67		4.73	
9/2	4.63	4.66	37.58	40.09	3.35	3.23
	4.68		42.61		3.12	
9/9	4.73	4.70	47.75	49.78	10.65	11.05
	4.68		51.82		11.46	
9/16	1.04	1.02	5.05	5.07	3.53	4.34
	0.99		5.09		5.14	

실험기간 중 폐쇄생태계 KOMES 1에서의 엽록소 a 농도는 1.02~4.70 mg · m³의 범위였고, KOMES II에서의 엽록소 a 농도는 1.65~49.78 mg · m³의 범위로 와편모조류를 첨가한 후 인위적인 식물플랑크톤 대발생이 일어났던 9월 2일~9월 9일 사이에 특히 높았으며, 자연 소멸된 후 엽록소 a의 농도는 주변 해수와 비슷한 수준인 5.07 mg · m³으로 낮아졌다. 주변 해수에서의 엽록소 a의 농도는 2.34~11.05 mg · m⁻³의 범위로 9월 9일을 제외하고는 변화 폭이 크지 않았다(표 3-4). 엽록소 a의 변화도 세포수와 마찬가지로 와편모조류를 첨가하였던 KOMES II에서 식물플랑크톤 대발생이 있었을 때 최고값을 나타내었다(그림 3-7). 와편모조류의 첨가 실험으로 주변 환경이 같더라도 초기의 와편모조류의 농도에 따라 인위적인 적조가 발생할 수도 있음을 확인하였다.

3. 동물플랑크톤 군집의 비교

실험기간 중 출현한 동물플랑크톤의 개체수는 KOMES I의 경우 9월 16일에 52 개체·m⁻³에서 8월 21일의 30,274 개체·m⁻³까지 큰 폭으로 변화하였다. 그러나 이러한 변화는 일부 기회종의 급격한 개체수 변화 때문에 나타난 현상이다. 예를 들어 실험용 폐쇄생태계를 현장에 설치하였던 7월말은 집중호우로 인하여 하천으로부터 많은 양의 담수가 유입되었던 시기이므로 담수산 지각류 *Daphnia* sp.가 폐쇄생태계에 주변 해수를 채울 때 들어갔다가, 주변 해수의 염분이 비교적 낮았기 때문에 9월 2일 경까지 생존하였기 때문에 동물플랑크톤의 개체수가 높았다. 한편 8월 13일과 21일에는 야광충 (*Noctiluca scintillans*)의 높은 개체수도 전체 동물플랑크톤의 높은 개체수에 큰 기여를 하였다(표 3-5).

표 3-5. KOMES I에서의 동물플랑크톤 개체수 (* : < 0.1%)

분류군/날짜	8/13	8/21	9/2	9/9	9/16	합계	출현빈도
<i>Noctiluca scintillans</i>	2,245	14,128			6	16,379	48.4
Siphonophora		32				32	0.1
hydrozoa	3					3	*
Chaetognatha			30		6	36	0.1
Ophiopluteus							
<i>Evadne nordmanni</i>							
<i>Paracalanus indicus</i>				5		5	*
<i>Labidocera euchaeta</i>							
<i>Daphnia</i>	87	16,114	1,015			17,216	50.9
Zoea							
Copepodite				10		10	*
barnacle cypris							
barnacle nauplius	6			63	29	98	0.3
Harpacticoida					6	6	*
amphipoda							
Appendicularia	4				6	10	*
moulted exoskeleton of barnacle			8	21		29	0.1
Polychaeta larvae							
Total (indvs./m ³)	2,345	30,274	1,053	100	52	33,824	100

표 3-6. KOMES II에서의 동물플랑크톤 개체수 (* : < 0.1%)

분류군/날짜	8/13	8/21	9/2	9/9	9/16	합계	출현빈도
<i>Noctiluca scintillans</i>	3,745	3,723		14		7482	56.4
Siphonophora		67				67	0.5
hydrozoa	4					4	*
Chaetognatha	6	22	10		35	74	0.6
Ophiopluteus					5	5	*
<i>Evadne nordmanni</i>							
<i>Paracalanus indicus</i>			21			21	0.2
<i>Labidocera euchaeta</i>							
<i>Daphnia</i>	309	4,732	330			5371	40.5
Zoea					5	5	*
Copepodite of Copepoda							
Cypris larvae of barnacle							
Nauplius of barnacle	35			14	10	59	0.4
Harpacticoida				7	10	17	0.1
amphipoda					5	5	*
Appendicularia	2				15	17	0.1
moulted exoskeleton of barnacle		90	31		5	126	1.0
Polychaeta larvae	2					2	*
Total (indvs./m ³)	4,103	8,634	393	35	89	13254	100

KOMES II에서의 동물플랑크톤 개체수는 KOMES I에서의 개체수 변화와 유사 하였으며(그림 3-8), 9월 9일의 35 개체 · m³에서 8월 21일의 8,634 개체 · m³의 변화 폭을 보였다(표 3-6). KOMES I과 마찬가지로 실험의 전반부에는 전체 출현 동물플랑크톤 개체수 중에서 야광충의 개체수와 지각류 *Daphnia*의 개체수가 96.9%를 차지하여, 가장 우점한 플랑크톤이었다. 배양시간이 길어짐에 따라 폐쇄생태계에 부착한 따개비의 산란에 의한 것으로 추정되는 따개비의 노플리우스 유생이 출현하였고, 이들의 변태과정 중에 탈피된 외피 등도 관찰되었다. 출현한 동물플랑크톤의 종류나 개체수의 측면에서 KOMES I과 KOMES II는 큰 차이를 보이지 않았다.

표 3-7. 주변 해수에서의 동물플랑크톤 개체수 (* : < 0.1%)

분류군/날짜	8/13	8/21	9/2	9/9	9/16	합계	출현빈도
<i>Noctiluca scintillans</i>	2,614		98	141	2,076	4928	76.1
Siphonophora							
hydrozoa		10	5			14	0.2
Chaetognatha	2	10	9	7		28	0.4
Ophiopluteus			9			9	0.1
<i>Evadne nordmanni</i>			23			23	0.4
<i>Paracalanus indicus</i>	1		75	33	203	312	4.8
<i>Labidocera euchaeta</i>		10				10	0.1
<i>Corycaeus</i> sp.			14			14	0.2
<i>Daphnia</i>	331	192	377	47	105	1052	16.3
Zoea		10	14		7	31	0.5
Copepodite of Copepoda			5			5	0.1
Cypris larvae of barnacle	4					4	0.1
Nauplius of barnacle	44		121	127	140	432	6.7
Harpacticoida				20	21	41	0.6
amphipoda		10	5			14	0.2
Appendicularia			5	47	133	184	2.8
moulted exoskeleton of barnacle	9	336	47			392	6.1
Polychaeta larvae			5			5	0.1
Total (indvs./m ³)	3,005	577	811	294	1,789	6475	100

그러나 주변해수에서의 동물플랑크톤 개체수는 KOMES I과 KOMES II와는 다른 양상을 보였다. 폐쇄생태계 안에서 동물플랑크톤의 개체수가 배양기간이 길어지면서 감소하는 추세를 보인 반면, 주변해수의 동물플랑크톤은 시기에 따라 변화의 양상이 일정하지 않았다. 이는 주변 해수의 흐름에 따라 군집의 형태가 바뀔 수 있는 플랑크톤의 특성에서 비롯된 것으로 생각된다.

주변 해수에서의 동물플랑크톤 개체수는 9월 9일 294 개체 · m³에서 8월 13일의 3,005 개체 · m³까지 변화하였고(표 3-7), 변화의 폭은 폐쇄생태계 안의 동물플랑크톤 군집보다 적었다(그림 3-8). 주변해수에 우점하는 동물플랑크톤은 야광충과

각각 *Daphnia*였다. 폐쇄생태계 안의 지각류는 개체수가 급증했다가 소멸하는 양상을 보인 반면, 주변 해수에서는 실험기간 동안 개체수 변화는 있었으나 연속적으로 출현하였다. 이는 실험기간 중 많은 개체수를 보인 것은 비로(그림 3-5) 담수산 지각류가 유입된 것으로 생각된다.

주변 해수와 폐쇄생태계 안의 차이점 중 하나는 폐쇄생태계 안의 요각류가 주변 해수에 비해 아주 적었다는 것이다. 이는 폐쇄생태계 안에 해수를 채우던 시기가 폭우가 내린 때였기 때문에 요각류의 수가 극히 적었던 것으로 판단된다. 그리고 주변 해수에는 파개비의 유생이 폐쇄생태계 안보다 많았는데, 이는 폐쇄생태계를 설치한 곳이 강물분소의 부두였기 때문에 부두의 구조물에 부착한 파개비의 산란에 기인한 것이다.

주변 해수와 폐쇄생태계 안의 동물플랑크톤 군집을 비교해 보면 큰 차이가 있을 수 있다. 따라서 향후 실험을 할 때는 동물플랑크톤 군집을 미리 조사하여 폐쇄생태계 안에 해수를 채울 시기를 결정하여야 할 것이다. 예를 들어 요각류의 경우 계절적인 개체수 변화가 심한데, 만약 요각류의 성숙과정을 보기 위한 실험을 한다면 이들의 개체수가 높은 시기를 선택하여, 폐쇄생태계 안에 되도록 많은 수의 요각류가 들어있도록 해야 할 것이다. 또한 폐쇄생태계를 이용하여 실험을 할 경우 주변 해수의 동물플랑크톤을 대조군으로 정할 뿐만 아니라 실험 조건을 부여하지 않은 폐쇄생태계도 대조군으로 선정해야 실험결과를 해석할 때 신뢰성 있는 결과를 얻게 될 것이다.

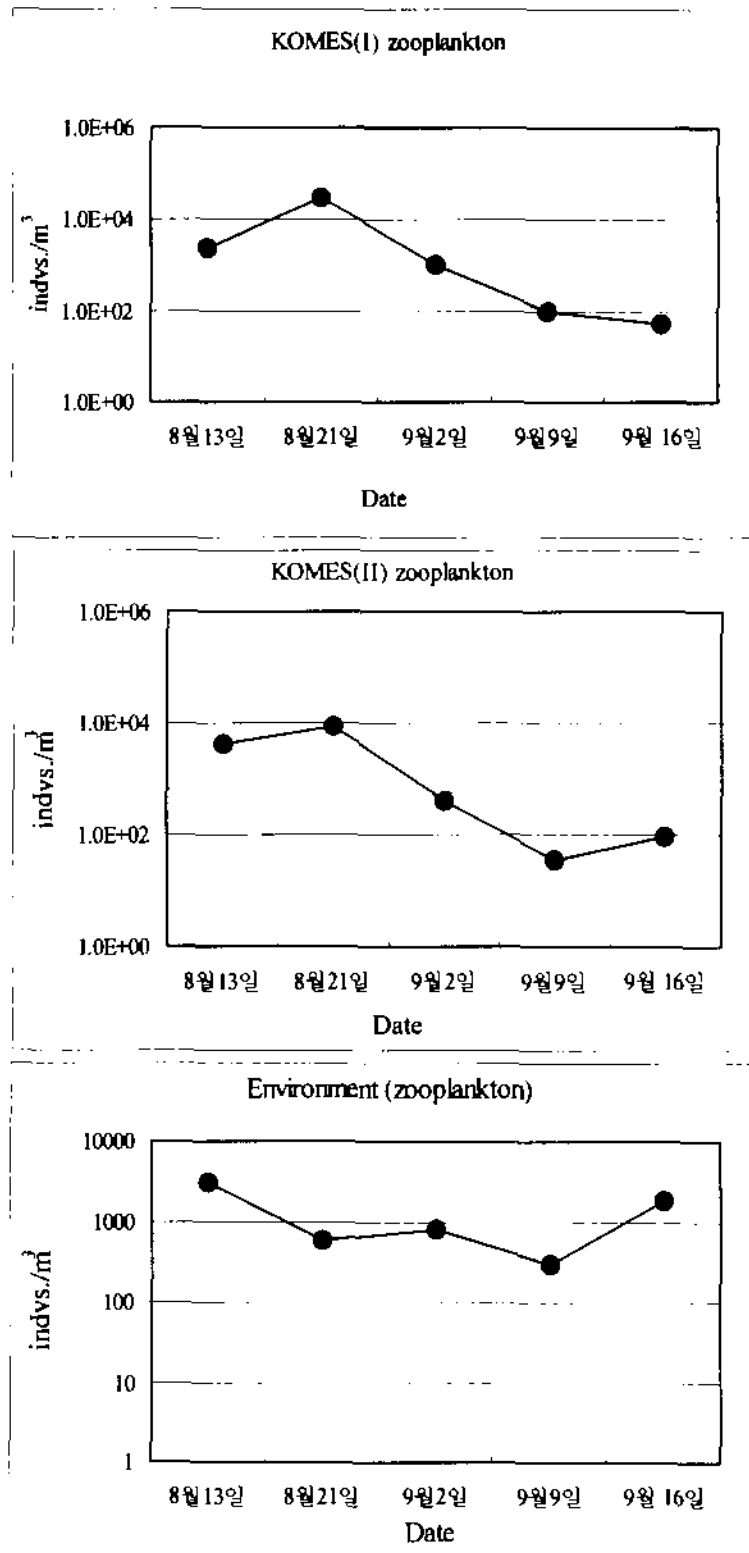


그림 3-8. KOMES I, II와 주변 해수에서 동물플랑크톤 개체수 변화

4. 유기독성물질 실험

해양생태계 안에서 유기독성물질이 어떠한 경로로 얼마만큼이나 전달, 확산되고 생체에 축적되는가를 보기 위해서는 폐쇄생태계를 만들어 인위적으로 생태계 구성원을 넣고서 유기독성물질을 투입하여 시간 경과에 따른 각 생태계 구성원들의 농도를 측정하는 방식을 많이 사용한다. 본 연구에서 사용된 폐쇄생태계의 구성원으로는 해수 중의 일차생산자, 퇴적물내의 미생물을 포함한 유기물, 퇴적물에 서식하는 저서동물 등으로 단순화시켰으며, 저서동물은 여과식자와 표층퇴적물식자로 구성되게 하였다. 따라서 폐쇄생태계 안에서의 기본적인 유기독성물질의 흐름은 해수 중의 용존태에서 일부는 일차생산자에게 이용되어 고형태로 바뀌고, 이것이 저층으로 침전되어 저서동물에게 이용되어 저서생태계로 전달되는 것이다. 퇴적물에 흡착된 유기독성물질은 퇴적물식자에게 이용되고, 침전 중인 고형태는 여과식자에게 이용된다. 본 연구에서는 폐쇄생태계에 첨가할 유기독성물질을 유기주석 (tributyltin, TBT)으로 선정하였다. 이는 장목항이 연구소 조사선의 정박으로 이용되고 있을 뿐만 아니라 많은 어선이 이용하는 어항이 있어서 선박도료에서 유출될 TBT가 상당한 양으로 존재하고 있을 것으로 예상되며, 또한 옥포만과 신현만에 거대한 조선소가 위치하고 있어서 해양생태계에 TBT가 미치는 영향을 파악하려는 의도에서 본 연구에서의 유기독성물질로 선정되었다. 항만에서의 유기독성물질인 TBT와 수층 및 퇴적물, 저서생물에 대한 농도 조사와 독성에 대한 조사는 많이 있었지만 (Langston *et al.*, 1987; Krone *et al.*, 1996; Castro *et al.*, 1996; Ide *et al.*, 1997), 폐쇄생태계를 이용한 해양생태계에서의 유기독성물질, 특히 TBT에 대한 국내 연구는 아직 없으며, 외국의 경우에는 대표적인 예가 미국에서 약 10개월에 걸친 수층과 저서생물에서의 TBT 전달에 관한 연구가 있었다 (Adelman *et al.*, 1990).

가. 실험과정

유기독성물질 농축 연구에 사용된 완전 폐쇄형 생태계(KOMES III)는 그 규모가 직경이 1.2m이고 깊이가 2.5m에 달하는 원통형의 폐쇄생태계로서 전체 부피는 약 3.6m³였다. 이러한 폐쇄생태계에 저서생물을 넣기 위해서 바구니를 개조하여 cage를 만들었으며, 두 개의 바구니를 한 조로 하였다. 바구니의 크기는 21 cm (W) x 29 cm (L) x 9 cm (H)였고, 바닥에는 5 cm 깊이로 퇴적물을 넣었다. 바구니에 들어갈 퇴적물 채집을 위해서 장목항에서 다소 떨어져 장목항의 직접적인 영향을 받지 않아 오염이 상대적으로 심하지 않으리라 생각되는 곳을 선정하였으며 (그림

3-9), 그곳의 갯벌에서 폐쇄생태계에 투입되는 저서동물이 실제로 살고 있는 곳의 퇴적물을 이용하였다.

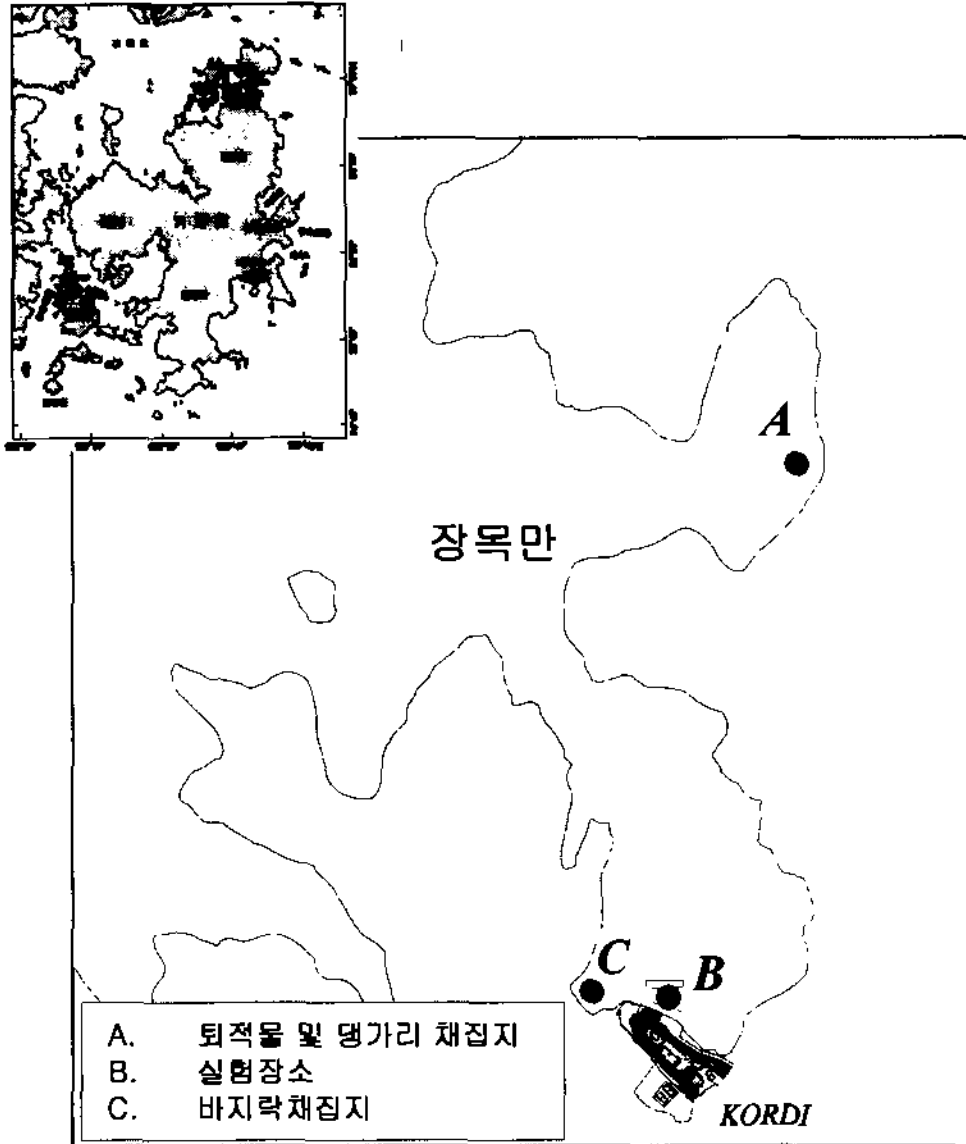


그림 3-9. 실험에 사용된 퇴적물 및 생물 채집장소

퇴적물을 넣은 바구니에 1세 군과 3세 군으로 뚜렷하게 구분되는 바지락을 각 연령별로 5개체씩 전체 10개체씩을 수용하였고, 고등류를 10개체씩 임의 분포를 하도록 수용하였다. 두 개의 바구니를 타이밴드로 묶어서 하나로 만들었고, 바구니의 주기적인 확인과 회수를 위해서 스테인레스 철사로 고리를 부착하여 끝에 나일론 줄을 묶었다. 이렇게 완성된 퇴적물과 생물이 수용된 바구니를 바닥에 안치시켰다 (그림 3-10).

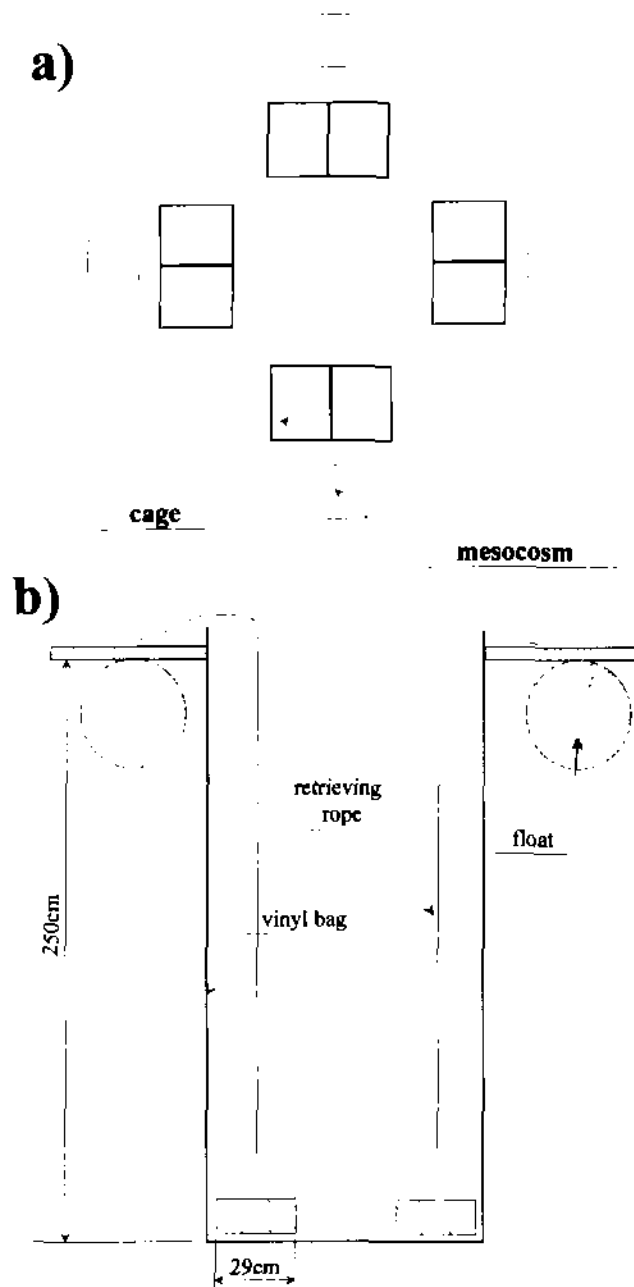


그림 3-10. 폐쇄생태계 안의 실험용 바구니. a)위에서 본 그림; b)옆에서 본 그림.

실험기간을 약 4주일로 예정하였기 때문에 대조구를 포함하여 총 6개조를 준비하였다. 한 개조는 폐쇄생태계 밖에 매달아 대조구의 시료로 사용하고자 하였다. 실험개시와 동시에 한 개조의 생물과 퇴적물 시료를 취하였고, 실제 폐쇄생태계 안에 투입된 cage 는 4개조였으며, 폐쇄생태계 안에서의 배열은 사방에 한 조씩을 두었다 (그림 3-11).

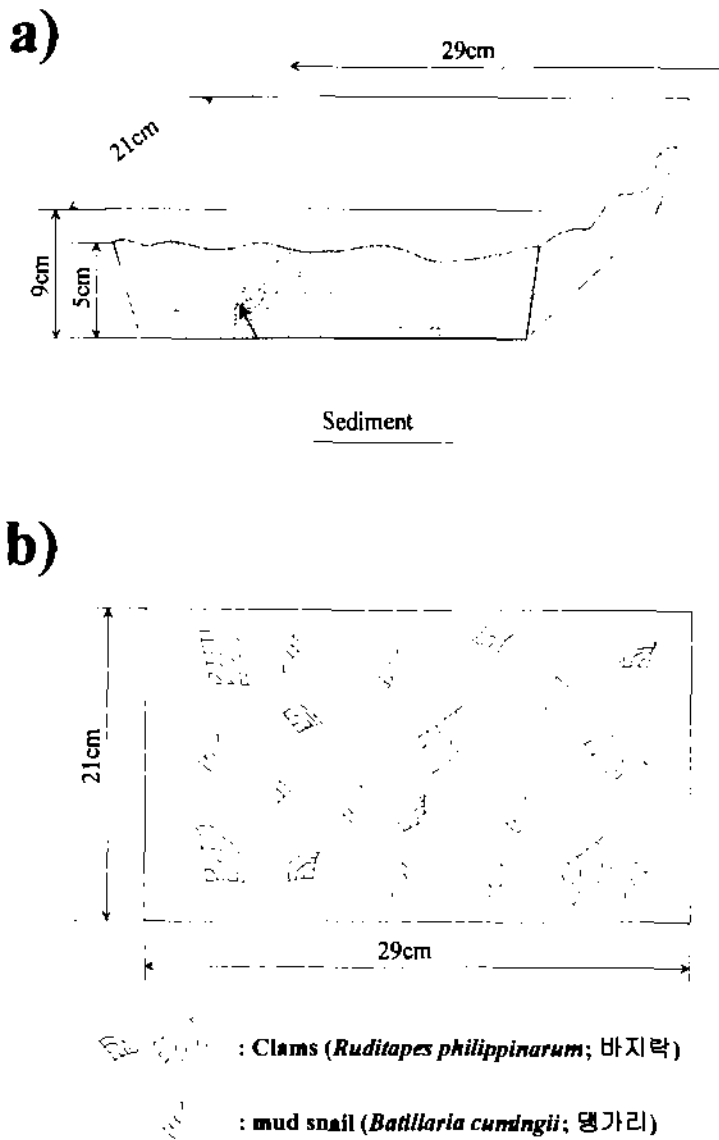


그림 3-11. 실험용 바구니의 구조(a)와 실험생물의 배치도(b).

본 연구에서는 폐쇄생태계에 투여할 유기주석의 농도를 Langston *et al.* (1987)이 조사한 Poole Harbor의 해수 중 최고 농도 ($139 \text{ ng} \cdot \text{l}^{-1}$)에 해당하지만 항만지역의 농도 ($234 - 646 \text{ ng} \cdot \text{l}^{-1}$)에는 못 미치는 $144 \text{ ng} \cdot \text{l}^{-1}$ 으로 정하였다. 이를 위해서 본 연구에 사용된 부피가 약 4 m^3 인 폐쇄생태계에는 $1.07 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 의 stock solution 500 ml를 준비하였다. 이는 실험에 사용된 폐쇄생태계에 약 0.5 mg의 TBT를 투입한 것에 해당된다. 투입 전에 원액을 해수로 채운 20 l 용량의 용기에 붓고서 잘 섞은 후에 폐쇄생태계 안으로 소량씩 흘려 넣었다. 주입이 끝난 후에는 폐쇄생태계의 표층해수를 저어서 고루 희석되게 하였다.

폐쇄생태계에서 채집할 시료는 크게 해수, cage 내의 퇴적물과 저서동물이며, 각 시료의 채집과 전처리 과정은 다음과 같다.

각 시료의 채집 간격은 TBT 투입 후 1주일 간격으로 채수와 퇴적물 및 저서동물 채집을 하였다. TBT 투입은 1999년 8월 2일 13:00에 이루어졌으며, TBT 투입 전인 7월 29일에 해수와 한 개조의 cage에서 퇴적물과 저서동물을 채집하였다. TBT 투입 후 첫 번째 채집은 8월 9일과 10일에 있었다. 두 번째 및 세 번째의 채집은 각각 8월 16일과 8월 24일에 있었고, 마지막은 8월 31일에 예정되었으나 실제로 채집은 이루어지지 않았다.

해수는 채수기를 사용하여 약 1 l 정도를 준비된 Nalgene bottle에 채우고 냉동고에 분석 전까지 보관하였다. 퇴적물 시료는 cage를 올려 준비된 유리병에 넣고 마개를 잘 막은 후 절연 테이프로 완전히 밀폐한 후에 냉동 보관하였으며, 저서동물은 cage내의 모든 생존 동물을 1 mm 체에 걸러 준비된 바닐봉지에 넣고 냉동 보관하였다.

나. 실험 결과

폐쇄생태계에 유기오염물질인 유기주석 (TBT)을 투입하기 전에 채집한 해수와 퇴적물 및 저서동물에서의 유기주석 농도를 보면 해수에서는 $12 \text{ ng Sn} \cdot \text{l}^{-1}$ 였고, 퇴적물에서는 전혀 검출되지 않았으나, 저서동물인 바지락에서는 $411 \text{ ng Sn} \cdot \text{g dw}^{-1}$ 의 높은 체내 함량을 보였다 (표 3-8). 1주일 후의 시료를 보면 해수에서는 감소하는 경향을 보였고, 퇴적물과 저서동물에서는 변화가 없었다. 2주일 후에는 해수에서는 TBT는 검출되지 않았고, 단지 MBT에서만 처음과 큰 변동없이 $35 \text{ ng Sn} \cdot \text{l}^{-1}$ 정도의 농도를 유지하였다. 퇴적물에서는 MBT에서 $52 \text{ ng Sn} \cdot \text{g dw}^{-1}$ 로 증가하였으며, TBT에서도 $17 \text{ ng Sn} \cdot \text{g dw}^{-1}$ 정도의 낮은 농도이지만 검출되었다. 저서동물인 바지락과 멍가리는 모두 사망하여 더 이상 채집이 없었다.

표 3-8. 해수, 퇴적물, KOMES III에서 배양한 생물체 안의 유기주석 농도

(a) sea water

(unit: ng Sn · l⁻¹)

Species / Dates	T0	T1	T2	T3
MBT	34	37	23	32
DBT	10	9	0	0
TBT	12	7	0	0
MPHT	-	-	-	-
DPHT	-	-	-	-
TPHT	-	-	-	-

(b) sediments

(unit: ng Sn · g dw⁻¹)

Species / Dates	T0	T1	T2	T3
MBT	0	0	52	-
DBT	0	0	0	-
TBT	0	0	17	-
MPHT	0	0	0	-
DPHT	0	36	0	-
TPHT	0	0	0	-

(c) clams (*Ruditapes philippinarum*)

(unit: ng Sn · g dw⁻¹)

Species / Dates	T0	T1	T2	T3
MBT	192	330	-	-
DBT	108	165	-	-
TBT	411	434	-	-
MPHT	400	244	-	-
DPHT	0	671	-	-
TPHT	294	331	-	-

(T0: Aug. 2 ; T1: Aug. 9; T2: Aug. 16; T3: Aug.24, '99)

본 연구지역에서 1999년 7월과 8월의 여름철에 집중적인 호우가 내렸고, 최고

600mm에 달하였다. 집중 강우 후에 폐쇄생태계 안의 염분은 보통 때의 30%에서 16.4%까지 감소하였고(표 2-2), 용존산소량도 2.5m 아래의 저층수는 60% 이하의 포화도를 보였는데 이는 폐쇄생태계 안의 저서동물들이 많은 환경저해를 받고 있음을 알 수 있었다. 이러한 문제점을 해결하기 위해서는 주기적인 수질 점검과 더불어 cage 설치 깊이를 지금의 바닥에서 수질이 양호한 수층으로 옮길 필요가 있는 것으로 생각되었다. 또 다른 문제점은 설치장소가 항내지역이므로 태풍이 올 경우 인근지역의 많은 선박들이 장목항으로 피항하여 매우 혼잡하였고, 폐쇄생태계를 옮기는 경우가 많았고 그 와중에 cage가 교란되어 퇴적물과 저서동물이 유출되어 결국 시료의 채집이 안 되는 경우도 발생하였다. cage의 교란 방지를 위해서는 원통형의 cage가 유리할 것이며, 실험 규모에 따라 그 크기를 결정하면 될 것으로 생각된다.

이상과 같은 연구결과로 다음과 같은 실험 경험을 얻었을 수 있었고 미흡했거나 미처 고려하지 못했던 점들에 대한 보완사항에 대한 정보를 얻을 수 있었다. 이러한 정보들은 향후 실험에서는 충분히 반영되어야 될 것으로 생각된다.

궁극적으로 해양생태계 내에서 오염물질의 전달과정 모델을 개발하기 위해서는 해수 중 용존상태의 오염물질 농도를 측정하고, 해수 중의 일차생산자에게 흡수되고 다시 동물플랑크톤에게 전달되는 양을 정량적으로 파악하는 것이 필요하다. 이 과정에서 조사 해역 생태계의 먹이망 구조와 기능에 관한 자료가 있어야 한다. 한편 해수 중의 오염물질이 저층의 퇴적물과 저서생물에게 전달, 흡수되는 양을 측정한다. 그리고 생태계의 각 구성원별로 체내 오염물질의 잔존량을 계산하여 전달속도를 추정하고, 오염물질의 생물축적 (bioconcentration)을 평가하는 것이 필요할 것이다.

다. 향후 폐쇄생태계 실험에 사용될 benthic cages 설계안

(1) core 준비

폐쇄생태계가 파도에 의해 흔들리는 경우에도 cage내의 퇴적물과 생물이 유출되지 않도록 하기 위해서는 원통형의 core를 사용하는 것이 안전할 것이다. 규모는 내경이 15 cm, 길이가 25 cm 인 PVC pipe (면적 =0.018m²)로 제작을 하고 (사용할 오염물질에 따라 재질이 달라질 수 있음), core 밑은 두꺼운 천을 깔고 tie-band로 고정한다. 위쪽에는 매달 고리를 달고, 망목이 1 mm인 망을 덮어 대상생물이 core 밖으로 도망가는 것을 방지한다. core 안의 퇴적물 부피는 3,532 cm³가 되고 비중이

2.7일 경우 총무게는 9,537 g이 되며, 부력을 3,532 g 정도 받아 폐쇄생태계 안에 미치는 부하량은 약 6 kg이 될 것이다.

core 안에 퇴적물을 넣는 방법은 현장에서 직접 퇴적물에 core를 박아서 채집하는 방법을 사용하고 이 때 infauna도 포함이 될 것이다. core에 수용할 생물로는 바지락, 쪽불이, 개조개, 게류, 고등류, 갯지렁이, 굴, 홍합, 멍게 등이다. 수용 밀도는 개체의 크기를 고려하여 결정하되 분석에 필요한 양이 확보되도록 한다. 예를 들어 바지락은 10개체, 쪽불이는 2개체, 고등은 10개체, 갯지렁이는 4개체 등이다.

(2) core 설치 및 수거

폐쇄생태계 안에 core를 넣는 깊이는 성층의 형성 여부나 깊이를 고려하여 결정하여야 한다. 특히 여름철 집중 강우나 수온 상승으로 약층이 생기면 넣는 깊이를 줄여서 저서생물의 생존율을 높일 필요가 있다. 본 과제의 실험에서 폐쇄생태계 안에서 수온약층이 형성되어 실험대상 생물들에게 큰 영향을 미친 것이 관찰되었기 때문이다.

하나의 폐쇄생태계 안에 대략 10개의 PVC core를 수용하여 일주일 간격으로 2개의 core를 수거하여 분석을 하고, 이러한 실험은 5주간에 걸쳐 수행한다($T_0 - T_6$). 또 다른 2개의 core는 대조군으로 폐쇄생태계 밖에 설치한 후 실험 종료시에 수거하여 분석한다. 아울러 이는 장목항의 현 오염수준과 그 영향정도를 파악하는데 필요한 자료로도 활용될 수 있을 것이다. 수거된 core는 1 mm 체로 걸러 생존 개체수를 확인, 기록한 후 즉시 냉동 보관하였다가 오염물질을 분석한다.

라. 폐쇄생태계에 투입될 대형저서동물의 선정과 관리

(1) 장목분소의 시험어장 주변에 많이 분포하고 있으며, 쉽게 확보할 수 있는 바지락 (*Ruditapes philippinarum*)과 쪽불이 (*Calianassa* sp.)를 대상종으로 선정한다. 바지락은 부유물을 먹이로 취하는 여과식자 (filter-feeder)이고, 쪽불이는 퇴적물을 먹어가면서 갯도를 만들고, 먹어 치운 모래를 갯도 밖으로 내보는 종으로 표층하 퇴적물식자 (subsurface deposit-feeder)에 속한다.

(2) 실험수조에 넣기 전에 실험생물을 채집하여 2주간 적응시키는 기간이 필요하고, 수용밀도와 수용개체의 크기를 결정해야 한다. 또한 실험수조에 수용할 때에는 여러 개의 소형 수조를 넣어서, 실험기간 중 반복 실험의 효과를 얻어야 통계적인 처리를 할 수 있다. 이 때 반복시료의 개수를 결정한다.

(3) 유기독성물질이 각각의 영양단계를 거쳐 생물체내에 축적되는 과정이 알기 쉬운 모델로 작성될 수 있어야 한다. 즉, pelagic-benthic coupling에서 일어나는 과정이 대체로 단순 명료해야 해석에 어려움이 적어진다. 먼저 영양단계간의 전이과정에 대한 모델이 설정되고 이에 대한 예측도 가능하여야 하며, 현장 실험은 이러한 예측을 검증하는 선에서 수행되어야 한다.

(4) 대조구 실험이 병행되어야 한다. 따라서 실험조작에 따른 순수한 영향력을 보정, 제거해 주어야 한다. 이것에는 container에 의한 영향, enclosed system에 의한 영향 등을 보정해 주어야 한다. 또한 현장과의 연계성을 위해 현장 시료를 제 2의 대조구로 이용할 필요가 있다.

(5) benthic component의 실험구에는 현장의 퇴적물을 core를 이용하여 되도록 손상시키지 않는 상태에서 투입하는 방법과 완전히 인위적인 퇴적상을 만들어 투입하는 방법이 있으나, 전자의 경우가 현장감이 더 있으며, 실험결과를 현장에 적용할 경우에 더 유리하다.

(6) 시간에 따른 독성물질의 전이정도와 대상생물의 생활사에 따른 독성물질의 전이정도를 파악하는 것이 필요하다. 통상 연령에 따라 독성물질에 대한 반응과 영향이 달라지는 것으로 알려져 있다. 특히 저서동물의 경우 알, 유생, 변태직후의 치패나 치충(juveniles), 성체로 나누어 독성물질의 전이정도를 조사할 필요가 있으며, 어느 단계에서 가장 민감하게, 가장 많은 영향을 받게 되는지를 파악해야 한다. 시간에 따른 시료 채집은 어떻게 이루어질 것인가? 전체 실험기간 중에 몇 번의 시료 채집이 필요하며, 어떠한 시간 간격으로 함이 적절한가? 이 때 실험에 영향을 주는 요인은 없는지를 검토해야 한다.

(7) 중규모 실험수조를 제작하는데 어떤 제약이나 필요한 추가사항을 없는지를 검토해야 한다. 빛이 충분히 투과되어야 하고, 외부충격에도 견디어야 하고, 다루기가 쉬워야 하는 등 많은 실제적이고 구체적인 점에서 검토가 필요하다.

5. 피식자-포식자 실험

폐쇄생태계를 이용하여 독립영양성 와편모조류 *Prorocentrum minimum*에 대한 섬모충류 *Strombidinopsis* sp.의 현장에서의 포식압을 측정하기 위하여 1999년 9월 9일부터 한국해양연구소 장목분소 앞 부두에서 실험을 실시하였다. 실험에 사용된 섬모충류 *Strombidinopsis* sp.는 1999년 6월 경남 진해에서 순수 분리하여 20℃, dim light 하에서 *Prorocentrum minimum*을 먹이로 제공하여 배양하였고, *P.*

*minimum*은 20℃, 광도 100 $\mu\text{E} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ 하에서 Si가 없는 f/2 media로 배양하였다.

실험에 사용된 폐쇄생태계는 망목 크기 5 μm 의 스크린으로 만들어진 용량 약 20 l의 원통형으로 장치 상부에 4개의 부이를 부착하여 장치의 상부가 해수면보다 약간 높게 유지되도록 하였다. 먼저 스크린 부분을 통하여 현장의 해수가 자연스럽게 반쯤 채워지게 한 후에 먼저 일정량의 먹이종인 *Prorocentrum minimum*을 조심스럽게 투입하고, 그 다음 *Strombidinopsis* sp.를 투입하였다. 초기에 투입된 *Prorocentrum minimum*의 농도는 약 30,000 cells $\cdot \text{ml}^{-1}$ 이었고 *Strombidinopsis* sp.는 약 30 개체 $\cdot \text{ml}^{-1}$ 이었다.

먹이 종과 포식자를 함께 투입한 실험 폐쇄생태계와 먹이 종만을 투입한 대조군 폐쇄생태계(control microcosm)를 각 3개씩 총 6개의 폐쇄생태계를 해수의 유동과 파도가 비교적 적은 부두의 안쪽에 긴 로프를 이용하여 고정하였다. subsample은 각 종을 투입한 직후(t=0)로부터 2시간, 20시간이 지난 후 100ml씩 채수하여 Lugol's 용액으로 고정하고 광학 현미경하에서 계수하였다.

표 3-9. 배양시간에 따른 폐쇄생태계 안의 포식자와 피식자 수의 변화

Time(h)	<i>Strombidinopsis</i> sp.				<i>Prorocentrum minimum</i>				<i>Prorocentrum minimum</i>			
	Exp.1	Exp.2	Exp.3	avg.	Exp.1	Exp.2	Exp.3	avg.	Cont.1	Cont.2	Cont.3	avg.
0	25	21	46	31								
2	24	19	24	22	14750	16250	14250	15083	28000	24000	24750	25583
20	11	6	16	11	14250	16250	14000	14833	36250	24750	8500	23167

그 결과 초기(t=0)에 폐쇄생태계(20 l) 안에 *Prorocentrum minimum*의 농도는 30,000 cells $\cdot \text{ml}^{-1}$ 이었으며, *Strombidinopsis* sp.의 농도는 30 개체 $\cdot \text{ml}^{-1}$ 이었다(표 3-9). 투입한지 2시간이 경과한 뒤에 대조군에서의 *Prorocentrum minimum*의 농도는 25,583 \pm 792 cells $\cdot \text{ml}^{-1}$ 이었으며, 20시간이 경과한 뒤에는 23,167 \pm 13,943 cell s $\cdot \text{ml}^{-1}$ 로 나타났다. 대조구에서는 투입된 지 2시간이 경과한 뒤에 15,083 \pm 1,005 cells $\cdot \text{ml}^{-1}$ 이었고, 20시간이 경과한 뒤에는 14,833 \pm 1,233 cells $\cdot \text{ml}^{-1}$ 이었다(그림 3-12).

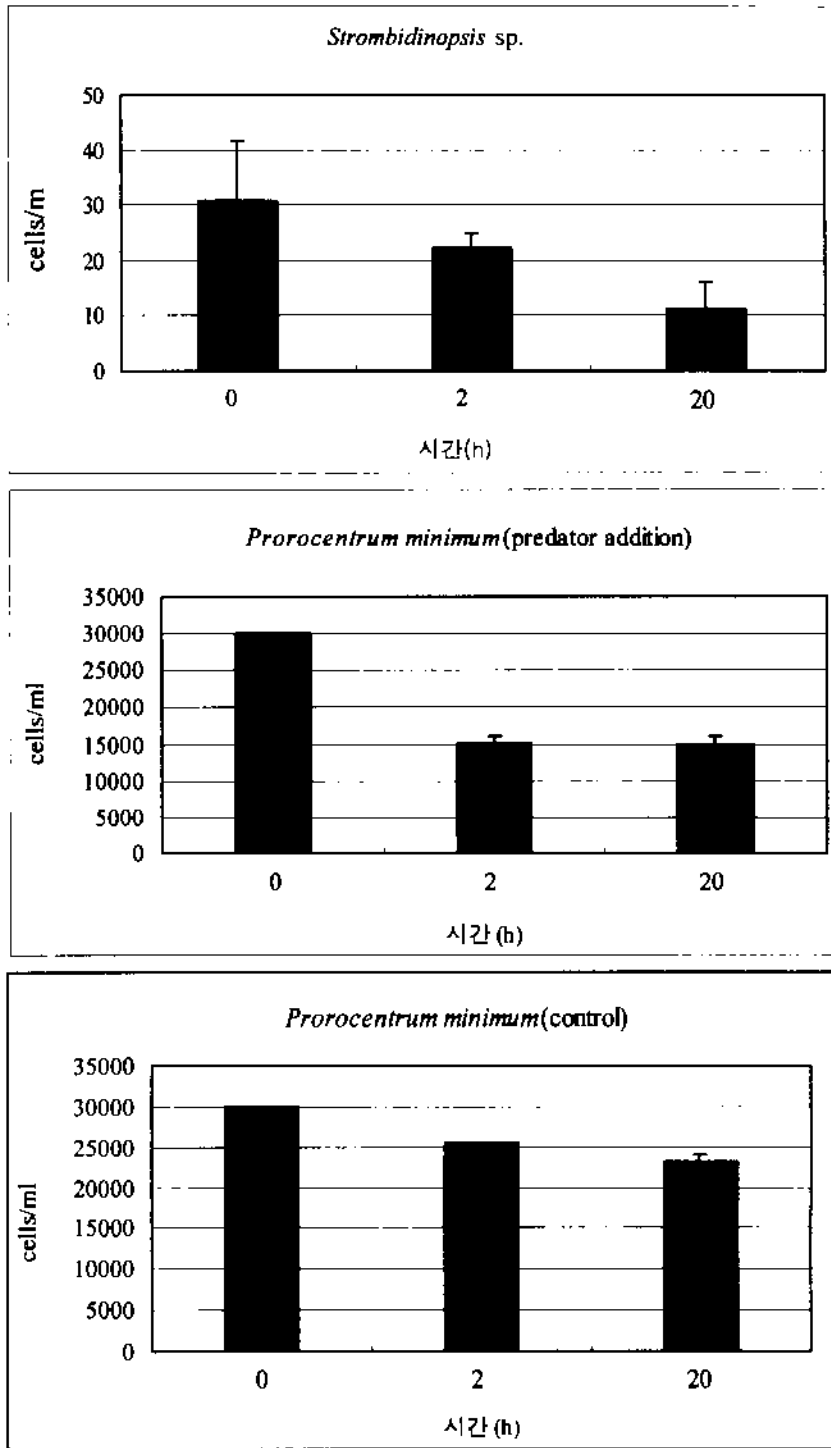


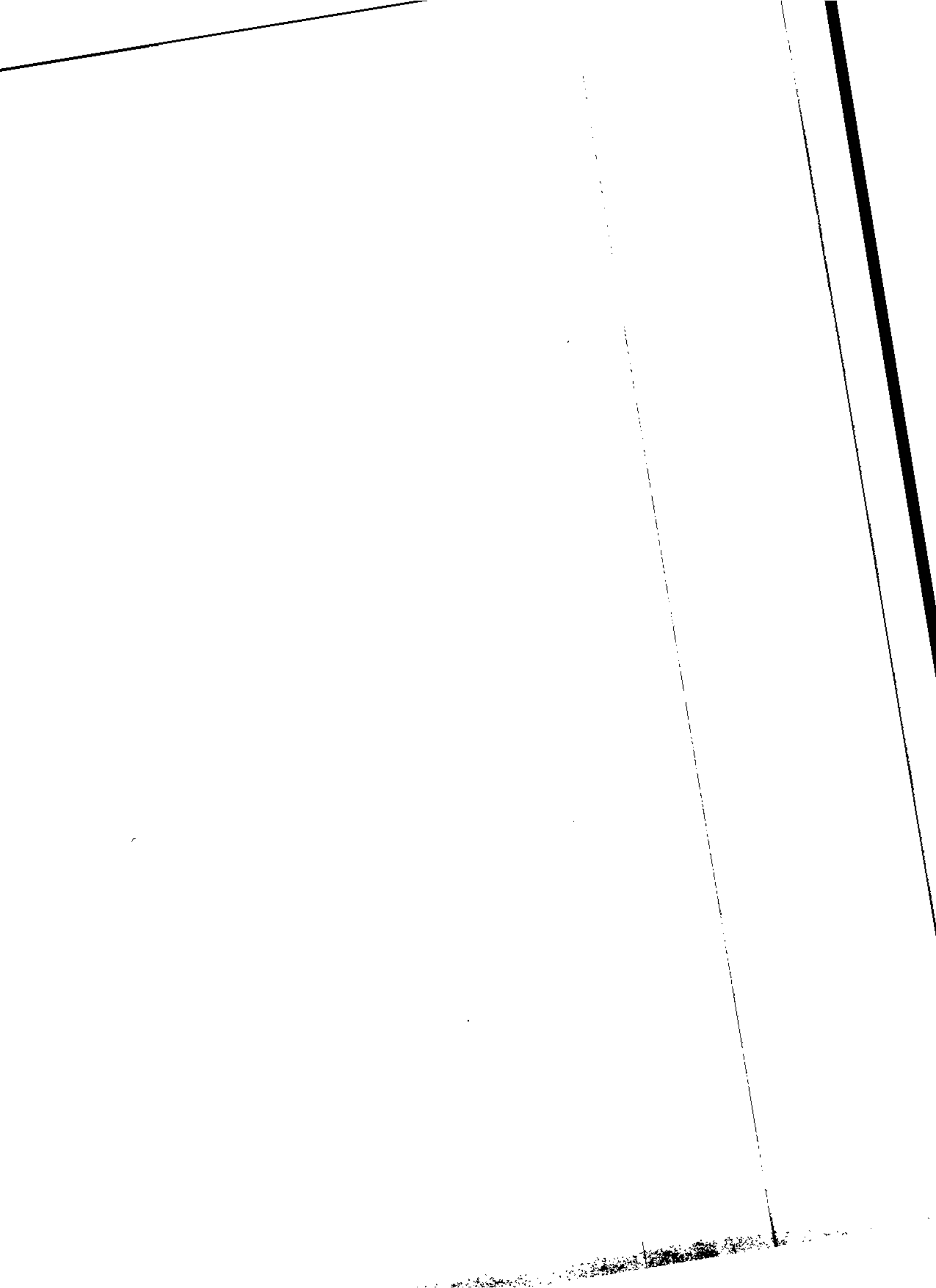
그림 3-12. 대조군과 실험 폐쇄생태계 안에서 *Prorocentrum minimum* 의 농도변화

2시간이 경과한 뒤 나타난 비교구의 *Prorocentrum minimum* 의 농도는 초기의 농도에 비해 절반정도로 감소하였으며, 평균치로 보면 2시간이 경과한 대조군에 비해 $10,500 \text{ cells} \cdot \text{ml}^{-1}$ 개체가 감소한 결과였다. 비교구에서 20시간이 경과한 뒤의 결과는 대조구의 20시간이 경과한 뒤의 결과에 비해 평균값으로 $8,334 \text{ cells} \cdot \text{ml}^{-1}$ 가 적게 나타났다. 비교구에서 20시간이 경과한 뒤에 나타난 결과는 2시간이 경과한 뒤에 나타난 것과 큰 차이가 없었는데, 이는 *Strombidinopsis* sp.의 개체수가 전체적으로 감소한 것에 기인한 것으로 보인다. 배양을 시작하고 2시간이 경과하였을 때의 *Strombidinopsis* sp.의 개체수는 초기에 비해 평균적으로 9 개체 $\cdot \text{ml}^{-1}$ 가 감소하였으며, 20시간이 경과하였을 때에는 초기에 비해 $\frac{1}{3}$ 정도의 개체수로 크게 감소하였다(그림 3-12).

Strombidinopsis sp.가 투입된 폐쇄생태계 안에서 직조 원인종인 *Prorocentrum minimum*의 농도 감소 정도가 대조구에 비해 확연하게 나타난 것을 보아, *Strombidinopsis* sp.의 포식압이 효과적인 것으로 보였다. 그러나 20시간이 경과하였을 때에 초기 개체수에 비해 $\frac{1}{3}$ 수준으로 감소한 것을 감안하면, 섬모충류 *Strombidinopsis* sp.의 포식압이 줄었음을 알 수 있다. 그러나 이는 실험기간 당시 폭우로 인해 염분이 낮아, 낮은 염분에 오랜 시간 노출되었던 생물에 의한 영향이 클 것으로 생각되어 향후 재실험을 통한 확인작업이 필요하다.

제 4 장

연구개발 목표달성도 및 대외기여도



이 과제의 연구개발 목표는 1) 폐쇄생태계를 설계, 제작하고, 2) 현장에 설치하여 이를 활용한 실험 방법에 대한 기술을 습득하며, 3) 향후 폐쇄생태계를 이용한 과제를 개발하고, 4) 먹이망을 통해 유기오염물질이 이동하는 것을 파악하는 것이었다.

폐쇄생태계를 설계, 제작하기 위하여 외국에서 개발된 기존 폐쇄생태계의 구조와 기능에 대한 자료 조사를 통해 기본적인 구조를 결정하였다. 폐쇄생태계를 이용한 실험 특성상 최소한 2개의 폐쇄생태계가 필요하기 때문에 당초 계획에는 용량 5m³의 폐쇄생태계를 2개 제작하도록 되어있었으나, 다양한 형태의 폐쇄생태계에 대한 기술 습득을 위하여 완전 밀폐형과 반폐쇄형의 2가지 종류를 만들었다. 그러나 제작비용이 총 600만원(직접경비의 30%)으로 부족하였던 관계로 기존 계획을 수정하여 대신 규모를 줄여 용량 3.6m³의 폐쇄생태계 3개를 제작하였다. 3개의 폐쇄생태계 중에 2개는 부유생태계 실험에 사용되었던 망목 5 μ m인 반폐쇄형 폐쇄생태계였고, 1개는 오염물질 농축 실험에 사용된 완전 밀폐형 폐쇄생태계였다.

이번에 제작한 폐쇄생태계는 적은 예산에 맞추어서 제작하였기 때문에 실험도중 사용하기에 불편한 점이 나타났으나, 조립식으로 설계되었고 부유상판이 비교적 가볍고 견고한 유리섬유강화 플라스틱(FRP)으로 되었기 때문에 승합차로 운반이 가능하다. 따라서 오염사고의 현장이나 적조발생 현장, 환경영향조사 현장 등 현장에서 실험이 필요할 때 장소를 옮겨 실험할 수 있다. 비교적 대용량인 폐쇄생태계를 원하는 장소로 쉽게 옮겨 활용할 수 있는 것이 이번 과제에서 개발된 폐쇄생태계의 큰 장점이라 평가할 수 있다.

개발된 폐쇄생태계는 KOMES(KORDI Mesocosm)라 명명하였고 3기의 폐쇄생태계는 KOMES I, II, III로 표기하였다. 부유상판의 경우는 영구적인 활용이 가능하고, 5 μ m 망목의 스크린과 폴리에틸렌 재질의 실험용기는 사용하면서 마모 및 부착생물의 훼손에 의해 새로 만들어야 한다. 제작된 폐쇄생태계는 장목분소의 부두에 설치되어 폐쇄생태계 안에서의 부유생태계의 변화, 유기오염물질의 농축, 피식자와 포식자의 관계 등 여러 가지 실험에 활용되었다. 실험을 할 때 폭우로 인한 저염의 해수에 의한 영향으로 실험생물들이 스트레스를 받거나, 군집 구조에 큰 영향을 받아 결과에 대한 해석이 어려운 문제점이 있었으나, 향후 폐쇄생태계의 개선 및 실험 설계에 귀중한 경험을 얻게 되었다.

이 과제를 통해 폐쇄생태계의 설계 및 제작에 관한 기술 및 이를 활용한 실험에 대한 기술을 습득할 수 있었다. 이러한 know-how는 새로 시작되는 기관고유사업 중 남해에서 수행되는 “연안역에서의 육지와 해양 상호작용 연구 (1) 남해 동부연안역의 영양물질 유입과 생물생산력 개발 환경조성기반 기술” 과제와 연결되어 기존 KOMES의 단점을 개선한 새로운 형태의 폐쇄생태계를 제작하고, 향후 2, 3 차

년도에 이를 활용하여 환경변화에 대한 플랑크톤의 적응 및 생산력 변동 연구를 하고 인공 폐쇄생태계 안에서의 1, 2차 생산 및 고차생산 구조 연구, 생태계와 외부 환경변화의 상호작용 연구 등에 활용될 것이다. 이번 과제의 홍보(해양연소식 195호)로 인하여 폐쇄생태계를 활용한 연구에 대한 관심이 높아졌고, 해양환경 및 생태계의 변화를 모니터링하고 예측하는데 폐쇄생태계의 활용성 등이 부각되었다(해양수산부, 1999). 한편 향후 캐나다의 IOS와 공동연구를 추진하고 있으나 연구비 미확보로 구체적인 추진은 이루어지지 않고 있다.

개발 목표	연구 결과	달성도
폐쇄생태계의 설계 및 제작	폐쇄생태계 3기 설계 및 제작 완료 (KOMES I, II, III)	100%
현장설치 및 활용기술 습득	장목분소에 폐쇄생태계 3기 설치하고 부유생태계 변화, 유기오염물질 이동, 피식자(와편모조류)와 포식자(섬모충류) 관계에 관한 실험 실시	100%
폐쇄생태계를 이용한 향후 과제발굴	기관고유사업에서 폐쇄생태계를 활용한 연구과제가 시작되었고, 외부의 연구비를 받기위한 PD 활동 중	100%
먹이망을 통한 유기오염 물질의 이동 파악	TBT를 가지고 예비실험을 하였으나, 실험 중 해황악화로 결과에 미진한 점이 있음	90%

제 5 장

향후 폐쇄생태계의 활용



우리 연구소는 경상남도 거제도 장목에 장목분소와 통영에 가두리 양식장을 운영하고 있으므로, 이곳에 폐쇄생태계를 설치하여 활용하는 것이 바람직 할 것이다. 장목분소의 경우는 해양생태계의 구조와 기능에 관한 기초 조사, 먹이망 연구, 오염물질이 해양생물에 미치는 영향, 적조의 발생기작, 부착생물의 부착기작 및 부착 억제기술 개발 등에 폐쇄생태계를 활용할 수 있을 것이다. 한편 통영 가두리 양식장의 경우 해양목장화 연구를 위해 활용할 수 있다.

장목분소의 경우 폐쇄생태계를 이용한 실험의 활성화를 위해서는 시설물의 장기적인 설치 계획이 필요할 것이다. 이 계획의 일환으로 실험용 pier를 실험어장이 있는 곳으로 약 20~30m 되도록 설치하고, 그 끝에 해수를 공급할 수 있는 소규모의 실험실을 건설한다(그림 5-1). 실험실에는 해양환경 모니터링에 사용되는 각종 측정장치(수온, 염분, 용존산소량, 영양염, 엽록소 등)를 설치하고, 연속적으로 자료를 기록할 수 있는 computer system을 갖춘다. 폐쇄생태계는 pier의 기둥에 고정시켜 놓고, 이를 끌어올릴 수 있는 lift system을 설치한다. 실험용 pier는 단순히 해양생물학적 연구만을 위한 것이 아니라 해양학 전반에 걸친 연구를 수행할 때 선박을 사용하지 않고도 편리하게 실험을 할 수 있어 그 이용가치가 높다. 특히 오랜 기간동안 수행되는 장기 모니터링 프로젝트 및 해양생태계의 변화 파악에는 필수적이다. 미국에는 스크립스 해양연구소(SIO)에서 이것을 설치하여 활용하고 있다. 국내에서는 그 설치비용 때문에 대학이나 소규모 연구소에서는 설치하기가 힘들고 한국해양연구소가 가장 적합한 기관이라 생각된다. 이 시설은 각 대학이나 연구기관의 하계 연구 프로그램 개발시 공동으로 활용될 수 있을 것이다.

그러나 이러한 시설은 설치비용이 많이 들기 때문에 장기적인 계획을 세워 설치를 하여야 할 것이고, 단기적으로는 상대적으로 설치비용이 적게 드는 가두리 형태의 폐쇄생태계를 설치하여 실험에 사용할 수 있을 것이다. 이를 위해서는 최근 폴리에틸렌 소재로 된 파이프를 이용하여 별도의 스타이로폼(styrofoam) 부이가 필요하지 않은 가두리를 제작하는 기술(그림 5-2)이 개발되었으므로, 이를 활용하여 폐쇄생태계를 설치하는 것이 바람직할 것이다.

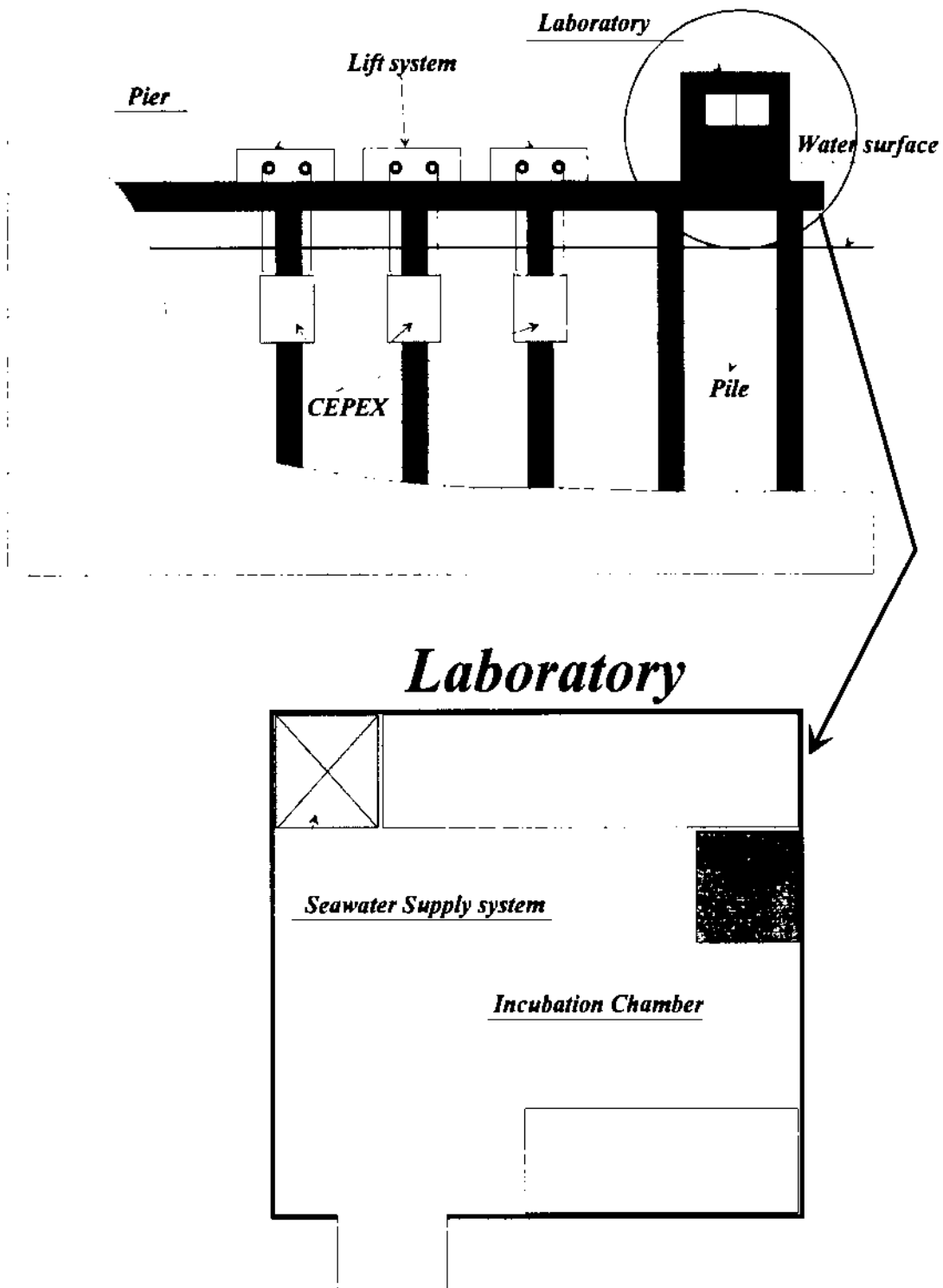
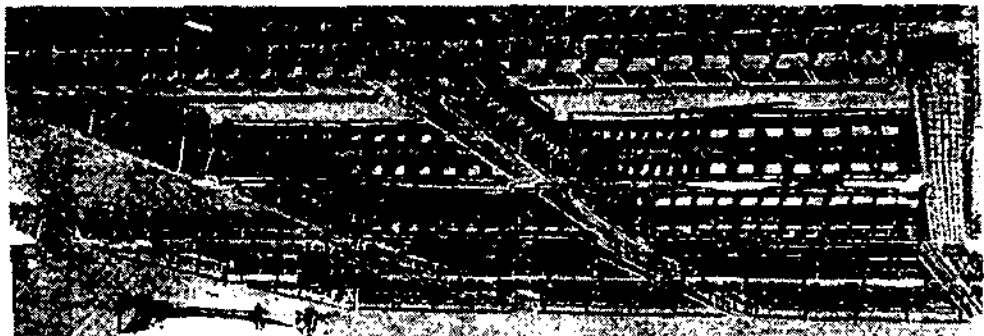


그림 5-1. 폐쇄생태계를 들어올릴 수 있는 시설이 있는 구조물 설계도

셋째는 독성에 관한 연구이다. 그동안 독성실험은 주로 실험실에서 대상이 되는
 의한 생태계 변화를 연구하고 있어 공동연구의 가능성이 있다.
 수 있다. 최근 중국에서는 현장에 설치한 중형 폐쇄생태계를 이용하여 유류 유출에
 다. 현장에 설치한 폐쇄생태계를 이용하면 이러한 단점을 보완한 실험결과를 얻을
 를 사용하여 실험실에서 진행되어 용기효과로 인해 현장에 적용하는데 한계가 있
 이 부유생물에 미치는 영향에 관한 대부분의 연구는 용량이 적은 소형 폐쇄생태계
 셋째는 각종 오염물질에 대한 부유생태계의 변화 모니터링 과제이다. 오염물질
 (anti-fouling paint)의 개발 등 산업적으로 유용한 연구이다.

연구를 할 수 있다. 특히 부작생물의 부착에 관한 연구는 경제성이 높고 방오도르
 한 착생이 불가피하므로 이들의 제거 및 부작생물의 권이기작에 관하여 부수적인
 둘째는 생물부착(biofouling)에 관한 연구이다. CEPPEX의 설치 후 부작생물에 의
 대형 동물플랑크톤에 의한 포식작용 연구 등에 폐쇄생태계가 이용될 수 있다.
 관용, 중형 동물플랑크톤에 의한 2차 생산, 동물플랑크톤에 의한 1차 생산의 소비,
 양염류에 의한 식물플랑크톤의 성장, 각종 오염물질에 대한 미소 동물플랑크톤의
 다. 예를 들어 미생물에 의한 물질의 흡수 및 분해, 식물플랑크톤 군집의 권이, 영
 방향으로 가고 있으며 폐쇄생태계는 생태계의 기능 파악을 위한 훌륭한 도구가 된
 주목을 받지 못했다. 해양생태학의 세계적인 연구추세는 생태계의 기능을 파악하는
 에 관한 것이었다. 이러한 연구는 많은 인력과 시간을 투입하고도 결과는 학계의
 구이다. 최근까지 국내에서 발표되는 해양생태학 연구의 결과는 거의 군집의 구조
 계는 다음과 같다. 첫째는 폐쇄생태계를 이용한 생태계의 구조 및 기능에 관한 연
 폐쇄생태계를 이용하여 우리 연구소에서 향후 수행할 수 있는 구체적인 연구과

그림 5-2. 플리에틸렌 파이프를 이용한 가두리.



생물 한 종에 대하여 수행되었다. 이런 류의 독성실험에 의한 개체생태학적 평가는 실제 생태계에서 환경 및 다른 생물들과 상호작용을 하면서 살아가는 생물들에게 적용을 하기에는 많은 문제점이 있을 것이다. 또한 대부분 실험실에서 행하여지는 실험이 높은 농도의 독성물질에 단기간 노출되었을 때의 영향을 주로 조사하므로 장기간에 걸친 독성물질의 효과에 대해서는 많은 정보를 얻을 수 없는 단점이 있다. 특히 이러한 단점은 크기가 크고 생활사가 긴 생물의 경우에 더 문제가 된다.

다섯째는 적조의 발생 및 소멸 기작에 관한 연구이다. 최근 천적생물을 이용한 적조의 방제가 시도된 바 있다. 천적생물을 발굴하고 이들의 섭식률을 측정 한 후 대량 배양과정을 거쳐 현장에서 사용하기 전에 폐쇄생태계를 이용한 검증과정이 필요하다. 또한 폐쇄생태계를 이용하여 특정 환경요인을 조절하여 적조를 인위적으로 유발시키면서 적조의 발생기작을 연구할 수 있으며 포식자의 조절로 적조생물의 소멸기작을 연구할 수 있다.

여섯째는 해양목장 개발을 위한 연구이다. 폐쇄생태계를 이용하면 동·식물플랑크톤, 치자어 등 생태계의 구성원 사이에 이루어지는 복잡한 현상을 한정된 공간에 유지하면서 시간에 따른 변화를 볼 수 있다는 장점이 있다. 특히 폐쇄생태계에서는 포식자의 수와 종류를 인위적으로 조절할 수 있으므로 그 이용가치가 높다. 유용 어류자원의 치자어는 생태계내의 하위 영양단계의 생산량에 의존하며, 자연상태에서 포식자에 의한 사망률이 가장 높은 시기이므로 폐쇄생태계를 이용하여 영양역학적 연구를 하면 현장 조사에서 얻기 힘든 많은 자료를 얻을 수 있다(해양수산부, 1998).

현재까지 폐쇄생태계를 이용한 수산자원에 대한 연구는 유럽(주로 노르웨이와 스코틀랜드)과 캐나다에서 수행되었으며, 연구 대상 어류는 청어류(*Clupea harengus*), 대구류(*Gadus morhus*), 열빙어류(*Mallotus villosus*), 도다리류(*Pleuronectes platessa*), 도다리류(*Pleuronectes flessus*), 서대류(*Solea solea*), 넙치류(*Hippoglossus hippoglossus*), 참가자미류(*Pseudopleuronectes americanus*) 등이다. 실험의 내용은 치자어의 섭식 습성 및 먹이의 종류 파악, 성장률과 생존률 측정, 동종 또는 이종 간의 경쟁 등을 이해하기 위한 것이었으며, 궁극적으로 생태계의 환경 수용능력(carrying capacity)을 평가하는데 활용되었다(Øiestad *et al.*, 1976; Øiestad, 1982).

치자어의 먹이 습성을 파악하기 위해 폐쇄생태계에 먹이가 되는 동물플랑크톤을 첨가하고 치자어의 성장단계별 먹이선택지수(electivity index)를 측정하는 연구(Houde and Berkeley, 1979)가 수행되었다. 또한 동물플랑크톤 군집에 대한 치자어의 포식효과가 어느 정도 되는지에 대한 연구도 이루어졌다(Jones, 1973). 치자어의

성장률은 먹이 조건과 밀접한 관계가 있으며, 자원관리 측면에서 성장률에 대한 자료는 필요하다. 대부분의 치자어 성장률은 실험실 조건에서 측정되었고, 자연조건을 충분히 반영하지 못했다는 단점이 있었으나(Houde, 1978), 이러한 단점은 현장에 설치한 폐쇄생태계를 이용함으로써 줄일 수 있다. 예를 들어 실험실에서 얻은 결과로는 치자어의 높은 성장률과 생존률을 위해서는 먹이의 양이 많아야 된다고 알려져 있었으나, 현장에서 폐쇄생태계를 이용한 실험에 따르면 실험실에서 처럼 높은 먹이생물 농도가 필요하지 않다는 결과가 도출되었다 (Moffatt, 1981). 이러한 것은 자연상태하에서 대체 먹이가 풍부하고 또한 바람에 의한 난류가 형성되어 치자들이 먹이생물을 만날 확률이 커지는 데서 기인할 수도 있다(Rothschild and Osborn, 1988)

또한 먹이의 종류 및 조건에 따라 성장률이 어떻게 달라지는지 조사가 수행되었다(Moksness and Øiestad, 1979). 치자어의 성장률뿐만 아니라 난바다곤쟁이류, 해파리류와 빗해파리류, 단각류와 같은 육식성 동물플랑크톤 포식자에 의한 각종 어류자원의 치자어 사망률에 대한 연구도 활발하게 이루어졌다. 폐쇄생태계를 이용하여 치자어의 나이를 측정하고 길이, 건중량, 각 기관의 발달상태를 점검함으로써 치자어의 건강상태를 파악하는 기준을 만들 수 있다. 같은 나이의 다른 종류의 치자어를 같은 조건에 함께 배양을 하면서 먹이 선호도, 분포, 성장률과 생존률 등을 조사하면 이종간의 관계를 파악할 수 있다.

Houde and Berkeley (1982)는 CEPEX CEE(Controlled Experimental Ecosystem; 직경 10m, 높이 23.5m)에 청어류(*Clupea harengus pallasii*)의 치어를 넣고 1개월동안 배양하면서 성장률, 먹이 선호도, 소화율, 성장 효율 등을 조사하였다. 이 실험으로 CEPEX 크기 정도의 폐쇄생태계는 무리를 짓는 표층성 어류의 생산을 연구하는데 좋은 도구가 될 수 있다는 것이 입증되었다.

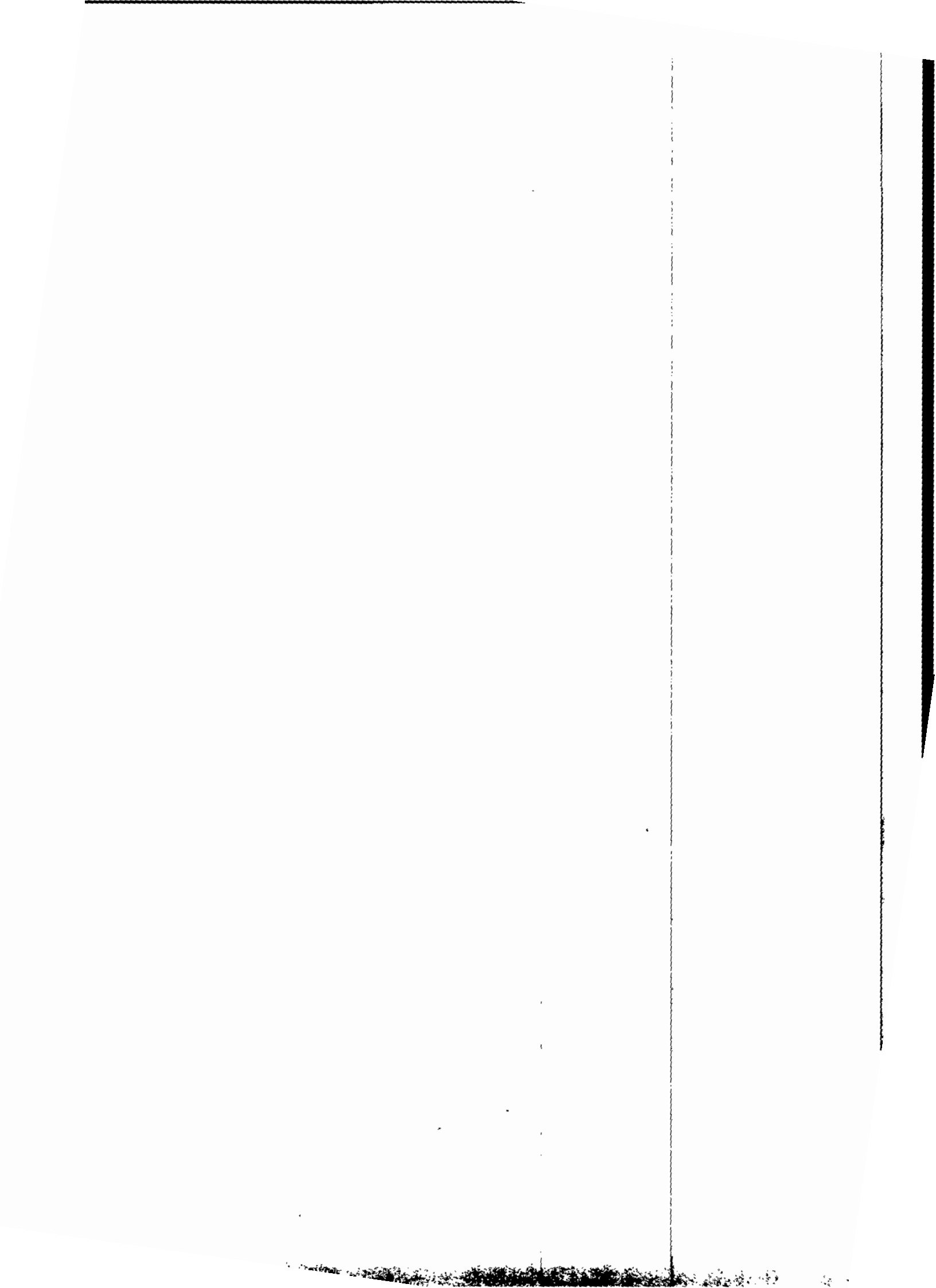
이상과 같이 폐쇄생태계를 이용하여 치자어의 섭식률, 성장률, 포식자에 의한 사망률, 독성 조류에 의한 사망, 종간의 경쟁 등을 측정하면 치자어의 가입 기작을 밝힐 수 있어 자원관리에 유용할 것이다.

아직 우리 나라에서는 폐쇄생태계를 이용한 실험이 초기단계에 있기 때문에 기술축적이 잘 이루어진 외국과의 공동연구를 통해 기술수준 차이를 극복하는 것이 필요할 것이다. 우리 연구소와 교류가 있는 캐나다의 IOS(Institute of Ocean Science)는 그중 CEPEX Enclosures를 설치하여 이미 70년대 중반부터 폐쇄생태계를 이용한 실험에 많은 know-how를 가지고 있는 연구 기관이다. 또한 IOS는 각종 오염물질을 분석할 수 있는 인력과 장비 및 오랜 기간동안 CEPEX를 이용한 실험을 통해 이 분야 연구의 전문가들을 확보하고 있으며, 오염물질이 생태계에 미치는

영향과 생태계내의 영양역학 관계에 관한 많은 연구 결과를 확보하고 있다. 우리 연구소도 장목분소를 비롯하여 추후 건설될 임해연구소에 폐쇄생태계를 설치하여 현장 연구를 할 수 있는 여건이 조성될 수 있으므로, 향후 그 활용도가 커질 것이다.

제 6 장

참고 문헌



과학기술처. 1996. 해양목장화를 위한 기반연구. BSPN 00318-969-3.

기상청, 1999. 기상월보

농림수산부, 1996. TBT 오염실태 조사 및 대책 수립연구. 121pp.

심재형, 1994. 한국동식물도감 제34권 해양식물플랑크톤. 487pp. 교육부

한국해양연구소, 1994. 장목리 남해기지 건설사업에 따른 환경영향평가서. 424pp.

한국해양연구소, 1997. 유류 및 유독물질 오염이 수산자원에 미치는 영향에 관한 연구(III), BSPE 97609-00-1077-4. 411pp.

한국해양연구소, 1997. 해양목장화를 위한 기반연구. BSPE 97602-00-1073 -3.

해양수산부, 1998. '98 통영해역의 바다목장화 연구개발용역사업 보고서. BSPM 98005-01-1116-3.

해양수산부, 1999. 해양환경보전 국가기본전략 연구. BSPM 99041-00-1200-2. 853pp.

Abreu, P. C., E. Graneli, C. Odebrecht, D. Kitzmann, L. A. Proenca, and C. Resgalla, Jr. 1994. Effect of fish and mesozooplankton manipulation on the phytoplankton community in the Patos Lagoon estuary, Southern Brazil. *Estuaries* 17:575-584.

Adelman, D., K.R. Hinga, M.E.Q. Pilson, 1990. Biogeochemistry of butyltins in an enclosed marine ecosystem. *Environ. Sci. Technol.*, 24(7): 1027-1032.

Andersen, T., K. L. Schartau, and E. Paasche. 1991. Quantifying external and internal nitrogen and phosphorus pools, as well as nitrogen and phosphorus supplied through remineralization, in coastal marine plankton by means of a dilution technique. *Limnol. Oceanogr.* 69: 67-80.

Bailey, S. K. and I. M. Davies, 1989. The effects of tributyl on dog-whelks (*Nucella lapillus*) from Scottish coastal waters. *J. Mar. Bio. Ass. U.K.* 69:335-354.

Beyers, R. J. and H. T. Odum. 1993. *Ecological Microcosms*. Springer-Verlag: New York. 557 pp.

Boynton, W. R., Kemp, W. M. and C. W. Keefe. 1982. A comparative analysis of nutrients and other factors influencing estuarine phytoplankton production. pp. 69-90. In: Kennedy, V. S. (ed.). *Estuarine Comparisons*, Academic Press, New York.

Bricelj, and E. J. Carpenter. (eds). *Novel Phytoplankton Blooms. Coastal and Estuarine Studies*. No. 35, Springer-Verlag, New York.

Brockman, U. H., K. Eberlein, H. D. Junge, M. Trageser, and K. J. Trahms. 1974. Einfach folien-tanks zur Planktonuntersuchung in situ. *Mar. Biol.* 24:163-166.

Brockmann, U. H., E. Dahl, J. Kuiper and G. Kattner, 1983. The concept of POSER(Plankton Observation with Simultaneous Enclosures in Rosfjorden). *Mar. Eco. Pro. Ser.* 14:1-8.

Brockmann, U. H. 1992. Enclosed plankton ecosystems in harbours, fjords, and the North Sea - release and uptake of dissolved organic substances. In: *Marine Ecosystem Enclosed Experiments*. C. S. Wong and P. J. Harrison (eds). IDRC. Ottawa. pp.66-86.

Brussaard, C. P. D., R. Riegman, A. A. M. Noordeloos, G. C. Cadée, H. Witte, A. J. Kop, G. Nieuwland, F. C. Van duyl, and R. P. M. Bak. 1995. Effects of grazing, sedimentation and phytoplankton cell lysis on the structure of a coastal pelagic food web. *Mar. Eco. Pro. Ser.* 123: 259-271.

Bryan, G. W., P. E. Gibbs and G. R. Burt, 1988. A comparison of the effectiveness of tri-n-butyltin chloride and five other organotin compounds in promoting the development of imposex in the dog-whelk, *Nucella lapillus*. J. Mar. Biol. Ass U.K. 68: 733-744.

Bryan, G. W., P. E. Gibbs, L. G. Hummerstone and G. R. Burt, 1986. The decline of the gastropod *Nucella lapillus* around south-west England: evidence for the effect of tributyltin from antifouling paints. J. Mar. Biol. Ass. U.K. 66: 611-640.

Bryant, A.L. 1995. Effects of ecosystem dimension on the factors regulating heterotrophic bacterioplankton dynamics. University of Maryland College Park. (MS)

Carpenter, S. R., J. K. Kitchell, and J. R. Hodgson. 1985. Cascading trophic interactions and lake productivity. BioScience 35:634-639.

Castro, N.F., E. His, C. Cantin, 1996. Assessment of tributyltin (TBT) contamination in the Bay of Arcachon by means of a biological indicator: Imposex in *Ocenebra erinacea*. Preliminary data. Copenhagen-Denmark ICES 6 pp.

Cederwell, H. and R. Elmgren. 1980. Biomass increase of benthic macrofauna demonstrates eutrophication of the Baltic Sea. Ophelia 1: 287-304.

Cosper, E. W. Dennison, E. Carpenter, M. Bricelj, J. Mitchell, S. Kuenstner, D. Coleflesh, and M. Dewey. 1987. Recurrent and persistent "brown tide" blooms perturb coastal marine ecosystem. Estuaries 10: 284-290.

Costanza, R., M. Kemp, and W. Boynton. 1993. Predictability, scale, and biodiversity in coastal and estuarine ecosystems: implications for management. Ambio, 22: 88-96.

Cullen, J. J., X. Yang and H. L. MacIntyre. 1992. Nutrient limitation of marine photosynthesis. pp. 69-88. In: P. G. Falkowski and A. D. Woodhead (eds.), *Primary productivity and biogeochemical cycles in the sea*. Plenum Press, New York. 550 pp.

Davies, J. M., and J. C. Gamble. 1979. Experiments with large enclosed ecosystems. *Philos. Trans. R. Soc. Lond. B Biol. Sci.* 286:523-544.

Droop, M. R. 1974. The nutrient status of algal cells in continuous culture. *J. Mar. Biol. Assoc. U. K.* 54: 825-855.

Ederington, M.C., McManus, G.B. and Harvey H.R. 1995. Trophic transfer of fatty acids, sterols, and a triterpenoid alcohol between bacteria, a ciliate and the copepod *Acartia tonsa*. *Limnol. Oceanogr.* 40: 860-867.

Egge, J. K. and B. R. Heimdal, 1994. Blooms of *Emiliania huxleyi* (Haptophyta) in mesocosm experiments: effects of nutrient supply in different N : P ratios. *Sarsia* 79:333-348.

Elser, J. J. and D. L. Frees. 1995. Microconsumer grazing and sources of limiting nutrients for phytoplankton growth: application and complications of a nutrient-deletion/dilution-gradient technique. *Limnol. Oceanogr.* 40: 1-16.

Evan, S. M., A. Hutton, M. A. Kendall and A. M. Samosir, 1991. Recovery in populations of dog-whelks *Nucella lapillus* (L.) suffering from imposex. *Mar. Poll. Bull.* 22(7): 331-333.

Gibbs, P. E. and G. W. Bryan, 1986. Reproductive failure in populations of the dog-welk, *Nucella lapillus*, caused by imposex induced by tributyltin from antifouling paints. *J. Mar. Biol. Ass. U.K.* 66: 767-777.

Gifford, D. J. and M. J. Dagg. 1991. The microzooplankton -mesozooplankton link: consumption of planktonic protozoa by the calanoid copepods *Acartia*

tonsa Dana and *Neocalanus plumchrus* Murukawa. Mar. Micro. Food Webs. 5:161-177.

Grice, G. D., R. P. Harris, M. R. Reeve, J. F. Heinbokel and C. O. Davis. 1980. Large scale enclosed water column ecosystem. An overview of foodweb I, the final CEPEX experiment. J. Mar. Biol. Assoc. U.K. 60:401-414.

Grice, G. D. and M. R. Reeve, 1982. Marine Mesocosm. Biological and Chemical Research in Experimental Ecosystems. New York, Springer-Verlag. 430pp.

Grice, G. D., and M. R. Reeve. 1982. Introduction and description of experimental ecosystems. pp.1-9. In: Marine Mesocosm. Biological and Chemical Research in Experimental Ecosystems. Grice, G. D., and M. R. Reeve. (eds). New York. Springer-Verlag.

Harrison, P. J., F. A. Whitney, W. Jingping, T. R. Parsons, and C. S. Wong, 1992. Introduction to the MEEE project. pp.2-6. In: Marine Ecosystem Enclosed Experiments. Wong, C. S. and P. J. Harrison (eds). IDRC Canada.

Horiguchi, T., H. Shiraishi, M. Shimizu, S. Yamazaki and M. Morita, 1994. Imposex and organotin compounds in *Thais clavigera* and *T. bronni* in Japan. J. Mar. Biol. Ass. U.K. 74:651-669.

Houde, E. D. and S. A. Berkeley, 1979. Juvenile Pacific herring *Clupea harengus pallasi*: Feeding in CEPEX enclosures. Int. Coun. Explor. See CM 1979/L: 23

Houde, E. D. and S. A. Berkeley, 1982. Food and growth of juvenile herring *Clupea harengus pallasi*, in CEPEX enclosures. pp.239-250. In: Marine Mesocosms. Biological and Chemical Research in Experimental Ecosystems. Grice, G. D. and M. R. Reeve (eds). New York. Springer-Verlag.

Houde, E. D., 1978. Critical food concentrations for larvae of three species of

subtropical marine fishes. Bull. Mar. Sci. 28:395-411.

Ide, I., E.P. Witten, J. Fisher, W. Kalbfus, A. Zellner, E. Stroben, B. Watermann, 1997. Accumulation of organotin compounds in the common whelk *Buccinum undatum* and the red whelk *Neptunea antiqua* in association with imposex. Mar. Ecol. Prog. Ser., 152(1/3): 197-203.

Jones, R. 1973. Density dependent regulation of the numbers of cod and haddock. Rapp. P. V. Reun. Cons. Perm. Int. Explor. Mer. 164:156-173.

Krone, C.A., J.E. Stein, U. Varanasi, 1996. Butyltin contamination of sediments and benthic fish from the East, Gulf and Pacific coasts of the United States. Environ. Monit. Assess., 40(1): 75-89.

Kuiper, J. 1977. Development of North Sea coastal plankton communities in separate plastic bags under identical conditions. Mar. Biol. 37:97-107.

Lalli, C. M. 1990. Enclosed Experimental Marine Ecosystems: A Review and Recommendations--A contribution of the scientific committee on oceanic research working group 85. Coastal and Estuarine Studies. Springer-Verlag, New York. 218 pp.

Lalli, C. M. 1990. Introduction. In: Enclosed Experimental Marine Ecosystems: A Review and Recommendations. Lalli (ed.). pp. 1-6. New York. Springer-Verlag.

Langston, W.J., G.R. Burt, M.J. Zhou, 1987. Tin and organotin in water, sediments, and benthic organisms of Poole Harbour. Mar. Pollut. Bull., 18(12): 634-639.

Lawler, I. A. and J. C. Aldrech. 1987. Sub-lethal effects of bis(tri-n-butyltin) oxide on *Crassostrea gigas* spat. Mar. Poll. Bull. 18(6):274-278.

Lonsdale, D. J., D. R. Heinle and C. Siegfried, 1979. Carnivorous feeding

behavior of the adult calanoid copepod *Acartia tonsa* Dana. J. exp. mar. Biol. Ecol., 36:235-248.

Maestrini, S. Y., D. J. Bonin and M. R. Droop. 1984. Phytoplankton as indicators of seawater quality: bioassay approach and protocols. pp. 71-132. In: L. E. Shubert (ed.), *Algae as Ecological Indicators*. Academic Press, New York, NY.

Magnusen, J.J. 1990. Long-term ecological research and the invisible present. *BioScience* 40(7):495-501

Mallin, M. A. 1994. Phytoplankton ecology of North Carolina estuaries. *Estuaries* 17: 561-574.

Malone, T. C., D. J. Conley, T. R. Fisher, P. M. Glibert, L. W. Harding and K. G. Sellner. 1996. Scales of nutrient-limited phytoplankton Productivity in Chesapeake Bay. *Estuaries* 19 (2B):371-385.

McCarthy, J. J., W. R. Taylor and J. L. Taft. 1977. Nitrogenous nutrition of the plankton in the Chesapeake Bay. I. Nutrient availability and phytoplankton preferences. *Limnol. Oceanogr.* 22: 996-1011.

Menzel, D. W. and J. Case. 1977. *Concept and design: Controlled Ecosystem pollution experiment*. *Bull. Mar. Sci.* 27:1-7.

Merrell, J. R. 1996. *Effects of Spatial Scaling and Predation by Copepods on Microzooplankton Population Dynamics*. University of Maryland College Park. (MS)

Moffatt, N. M. 1981. Survival and growth of northern anchovy larvae on low zooplankton densities as affected by the presence of a *Chlorella* bloom. *Rapp. P.-V. Reun. Cons. Perm. Int. Explor. Mer* 178:475-480.

Moksness, E. and V. Øiestad, 1979. Growth and survival experiment with capelin

larvae(*Mallotus villosus*) in a basin and in plastic bags. Int. Coun. Explor. Sea
CM 1979/F:53

Nejstgaard, J. C., H. J. Witte, P. Van Der Wal and A. Jacobsen, 1994.
Zooplankton grazing during a mesocosm study of an *Emiliania huxleyi*
(Prymnesiophyceae) bloom. *Sarsia* 79:369-377.

Nixon, S. W., D. Alonso, M. E. Q. Pilson, and B. A. Buckley. 1980. Turbulent
mixing in aquatic microcosms. In: *Microcosm in Ecological Research*. DOE
Symposium Series 52, CONF-781101. J. P. Giesy, Jr., (ed). National Technical
Information Service, Springfield, Va. pp.818-849.

Nixon, S. W., M. E. Q. Pilson, C. A. Oviatt and others. 1984. Eutrophication of a
coastal marine ecosystem- an experimental study using the MERL microcosms.
pp. 105-135. In: M. J. R. Fasham (ed.). *Flows of energy and materials in marine
ecosystems: theory and practice*. Plenum, New York.

Nixon, S. W., C. A. Oviatt, J. Frithsen, and B. Sullivan. 1986. Nutrients and
productivity of estuarine and coastal marine ecosystems. *J. Limnol. Soc. S. Afr.*,
12: 43-71.

Nixon, S. W. 1995. Coastal marine eutrophication: A definition, social causes, and
future concerns. *Ophelia* 41: 199-219.

Øiestad, V., B. Ellerton, P. Solemdal and T. Tilseth. 1976. Rearing of different
species of marine fish fry in a constructed basin. 10th European symposium on
marine biology. Ostend, Belgium, Sept. 17-23. 1975. 1:303-329.

Øiestad, V., 1982. Application of enclosures to studies on the early life history of
fishes. pp.49-62. In: *Marine Mesocosms. Biological and Chemical Research in
Experimental Ecosystems*. Grice, G. D. and M. R. Reeve (eds). New York.
Springer-Verlag.

Øiestad, V., 1990. Specific application of meso- and macrocosms for solving problems in fisheries research. pp.136-154. In: *Enclosed Experimental Marine Ecosystems: A Review and Recommendations*. Lalli (ed.). New York. Springer-Verlag.

Oviatt, C. A., P. H. Doering, B. L. Nowicki and A. Zoppini. 1993. Net system production in coastal waters as a function of eutrophication, seasonality and benthic macrofaunal abundance. *Estuaries* 16: 247-254.

Paasche, E. and S. Kristiansen, 1982. Nitrogen nutrition of the phytoplankton in the Oslofjord. *Est. Coast. Shelf Sci.* 14: 237-249.

Paasche, E. and S. R. Erga, 1988. Phosphorus and nitrogen limitation of phytoplankton in the Inner Oslofjord (Norway). *Sarsia* 73: 229-243.

Parsons, T. R. 1982. The future of controlled ecosystem enclosure experiments. In: Grice, G. D. and M. R. Reeve (eds). *Marine Mesocosm. Biological and Chemical Research in Experimental Ecosystems*. New York. Springer Verlag. pp. 411-418.

Parsons, T. R., 1980. Zooplanktonic production. pp.46-66. In: *Fundamentals of Aquatic Ecosystems*. Barnes, R. S. K. and K. H. Mann. (eds). Oxford. Blackwell Scientific Publ.

Parsons, T. R., 1978. Controlled ecosystem experiments: introduction. *Rapports et Proces-Verbaux des Reunions, Conseil International pour l'Exploration de la Mer*, 173. 5-6.

Pennock, J. R. 1987. Temporal and spatial variability in phytoplankton ammonium and nitrate uptake in the Delaware Estuary. *Est. Coast. Shelf Sci.* 24: 841-857.

Pennock, J. R. and J. H. Sharp, 1994. Temporal alteration between light- and nutrient limitation of phytoplankton production in a coastal plain estuary. *Mar.*

Ecol. Prog. Ser. 111: 275-288.

Raymont, J. E. G., 1983. Plankton and Productivity in the Oceans. Volume 2. Zooplankton. Oxford. Pergamon Press. 824pp.

Riebesell, V., D. A. Wolf-Gladrow and V. Smetacek. 1993. Carbon dioxide limitation of marine phytoplankton growth rates. *Nature* 361: 249-251.

Rokeby, B. E., 1991. Manual on marine experimental ecosystems. Scientific Committee on Ocean Research, UN Educational, Scientific and Cultural Organization, Paris, France. 178pp.

Rothschild, B. J., and T. R. Osborn, 1988. Small-scale turbulence and plankton contact rates. *J. Plankton Res.* 10:465-474.

Sanders, J. G., S.J. Cibik, C. F. D'Elia and W. R. Boynton. 1987. Nutrient enrichment studies in a coastal plain estuary: changes in phytoplankton species composition. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 44: 83-90.

Schelske, C. L. 1984. In Situ and natural phytoplankton assemblages bioassays. p. 15-47. In: L. E. Shubert (ed.), *Algae as Ecological Indicators*. Academic Press, New York, NY.

Shiah, Fuh-Kwo. 1993. Scales of variability in Chesapeake Bay microheterotrophs. University of Maryland College Park. (Ph.D.)

Short, F. T., D. M. Burdick and J. E. Kaldy III. 1995. Mesocosm experiments quantify the effects of eutrophication on eelgrass, *Zostera marina*. *Limnol. Oceanogr.* 40: 740-749.

Smayda, T. J. 1989. Primary production and the global epidemic of phytoplankton blooms in the sea: a linkage? p. 449-483. In: Coper, E. M., V. M.

Smayda, T. J. 1990. Novel and nuisance phytoplankton blooms in the sea. p. 29-40. In: Graneli, E., B. Sundstrom, R. Edler, and D. M. Anderson (eds.). *Toxic Marine Phytoplankton*. Elsevier Science, New York.

Smith, D. E., M. Leffler and G. Mackiernan (eds.). 1992. *Oxygen dynamics in the Chesapeake Bay--A synthesis of recent research*. Maryland Sea Grant Book, College Park, MD. 234 pp.

Stephenson, M. D. 1991. *A field bioassay approach to determining tributyltin toxicity to oysters in California*. *Mar. Environ. Res.* 32: 51-59.

Strickland, J. D. H., 1960. Measuring the production of marine plankton. *Bull. Fish. Res. Bd. Can.*, 122. 172pp.

Sturgis, B. 1996. *Seasonal Eutrophication Responses of a Submersed Plant Community in Estuarine Mesocosms: Effects of Nutrient Form and Frequency of Delivery*. University of Maryland College Park. (MS)

Summers, J. K. and V. D. Engle. 1993. Evaluation of sampling strategies to characterize dissolved oxygen conditions in northern Gulf of Mexico Estuaries. *Environ. Monitoring and Assessment* 24: 219-229.

Summers, J. K. J. F. Paul and A. Robertson. 1995. Monitoring the ecological condition of estuaries in the United States. *Toxicol. Environ. Chem.* 49: 93-108.

Suttle, C. A. and P. J. Harrison, 1988. Ammonium and phosphate uptake rates, N:P supply ratios, and evidence for N and P limitation in some oligotrophic lakes. *Limnol. Oceanogr.*, 33: 186-202.

Taylor, D. I., S. W. Nixon, S. L. Granger, B. A. Buckley, J. P. McMahon, and H-J. Lin. 1995. *Responses of coastal lagoon plant communities to different forms of nutrient enrichment--a mesocosm experiment*. *Aquatic Botany* 52: 19-34.

Ten Hallers-Tjabbes, C., J. F. Kemp and J. P. Boon, 1994. Imposex in whelks(*Buccinum undatum*) from the Open North Sea :Relation to shipping traffic intensities. Mar. Poll. Bull. 28(5): 311-313.

Turner, K. A. 1996. The influence of Algal Biomass on Copper Speciation and Exposure in Benthic-Planktonic Mesocosms. University of Maryland College Park. (MS)

Turner, R. E. and N. N. Rabalais. 1991. Changes in Mississippi River water quality this century-implications for coastal food webs. BioScience 41:140-147.

Uno, S. and S. Ueno, 1981. Diurnal periodicity of the marine diatom *Chaetoceros debilis* in turbidometric continuous culture. II. Chlorophyll *a*, carbon and adenosine triphosphate in the cell. Bull. Plankton Soc. Japan 28:103-109.

Valiela, I., K. Foreman, M. LaMontagne, D. Hersh, J. Costa, P. Peckol, B. DeMeo-Anderson, C. D'Avanzo, M. Babione, C.-H. Sham, J. Brawley, and K. Lajtha. 1992. Couplings of watersheds and coastal waters: sources and consequences of nutrient enrichment in Waquoit Bay, Massachusetts. Estuaries 15: 443-457.

Viner, A. B. 1973. Responses of a mixed phytoplankton population to nutrient enrichments of ammonia and phosphate, and some associated ecological implications. Proc. R. Soc. Lond. B. 183: 351-370.

von Bodungen, B., K. von Brockel, V. Smetacek, and B. Zeitzschel. 1976. The plankton tower. I. A structure to study water/sediment interactions in enclosed water columns. Mar. Biol. 34:369-372.

Watras, C. J., V. C. Garcon, R. J. Olson, S. W. Chisholm and D. M. Anderson, 1985. The effect of zooplankton grazing on estuarine blooms of the toxic dinoflagellate *Gonyaulax tamarensis*. J. Plankton Res., 7(6):891-908.

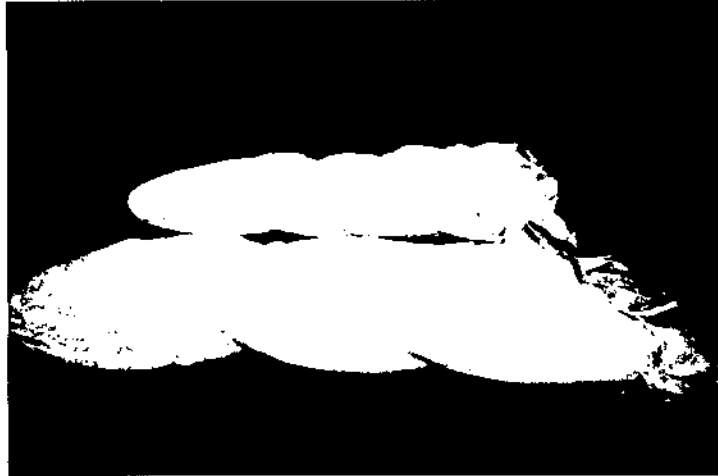
Wong, C. S., F. A. Whitney and W. K. Johnson. 1992. Application of different types of marine experimental enclosures to study the pathways and fate of chemical pollutants. In: Marine Ecosystem Enclosed Experiments. C. S. Wong and P. J. Harrison (eds). IDRC. Ottawa. pp.174-185.

Wong, C. S. and P. J. Harrison, 1992. Marine Ecosystem Enclosed Experiments. IDRC. Ottawa, Canada. 439pp.



[부 록]

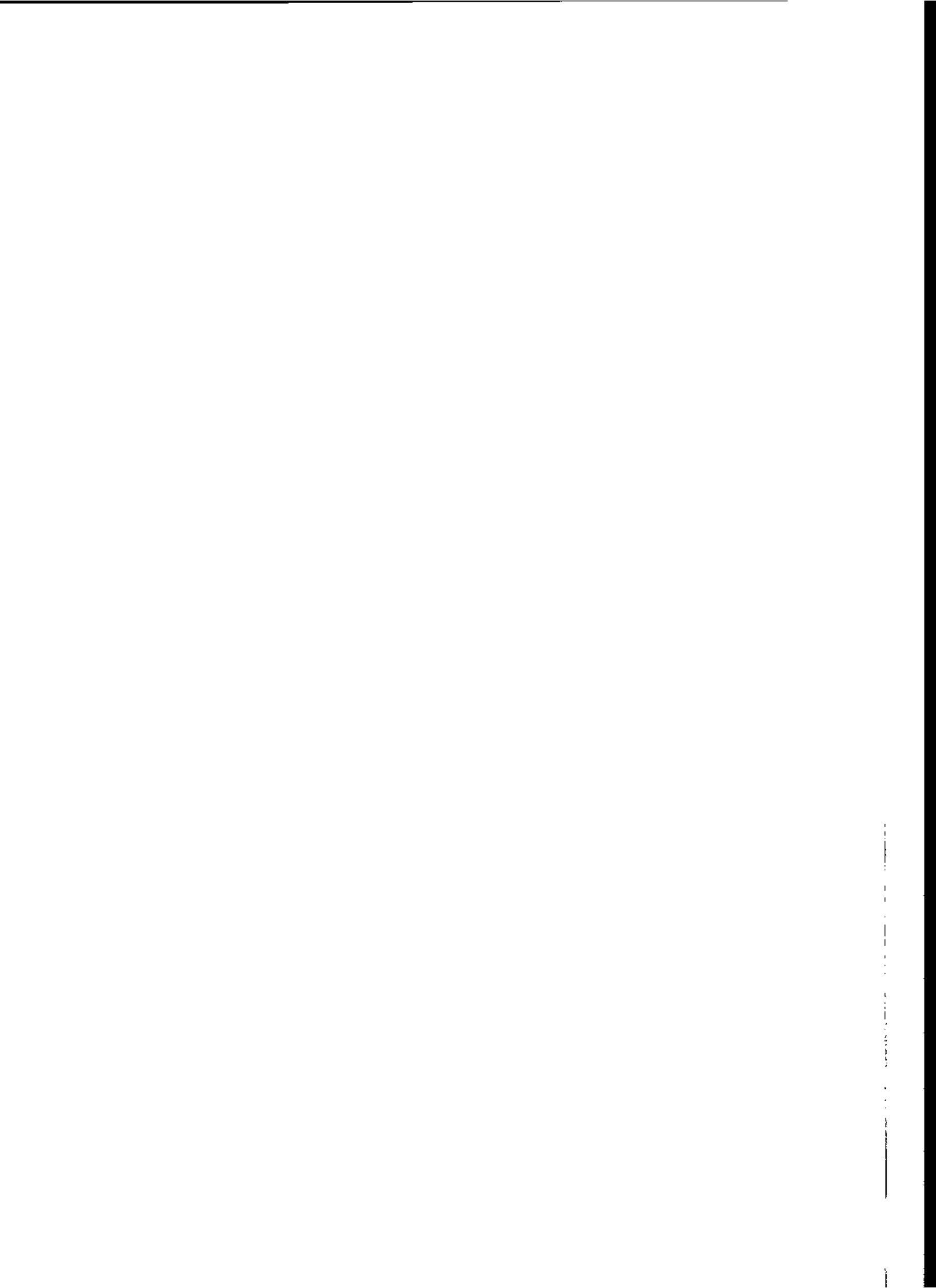




부록그림 I. KOMES I, II의 반 폐쇄형 5mm 망목
원통형 네트



부록그림 II. KOMES III의 폐쇄형 polyethylene
원통네트와 상판부분



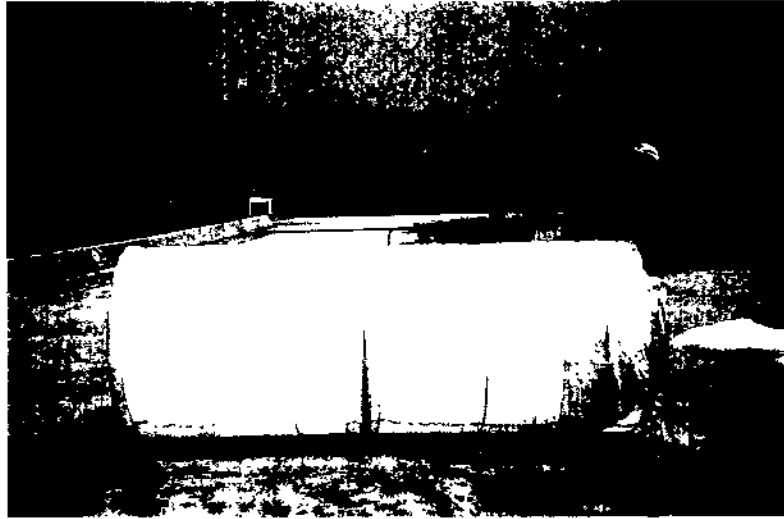


부록그림 III. KOMES의 FRP 재질
상판부분의 조립과정



부록그림 IV. KOMES의 FRP 재질 상판부분의 조립
과정

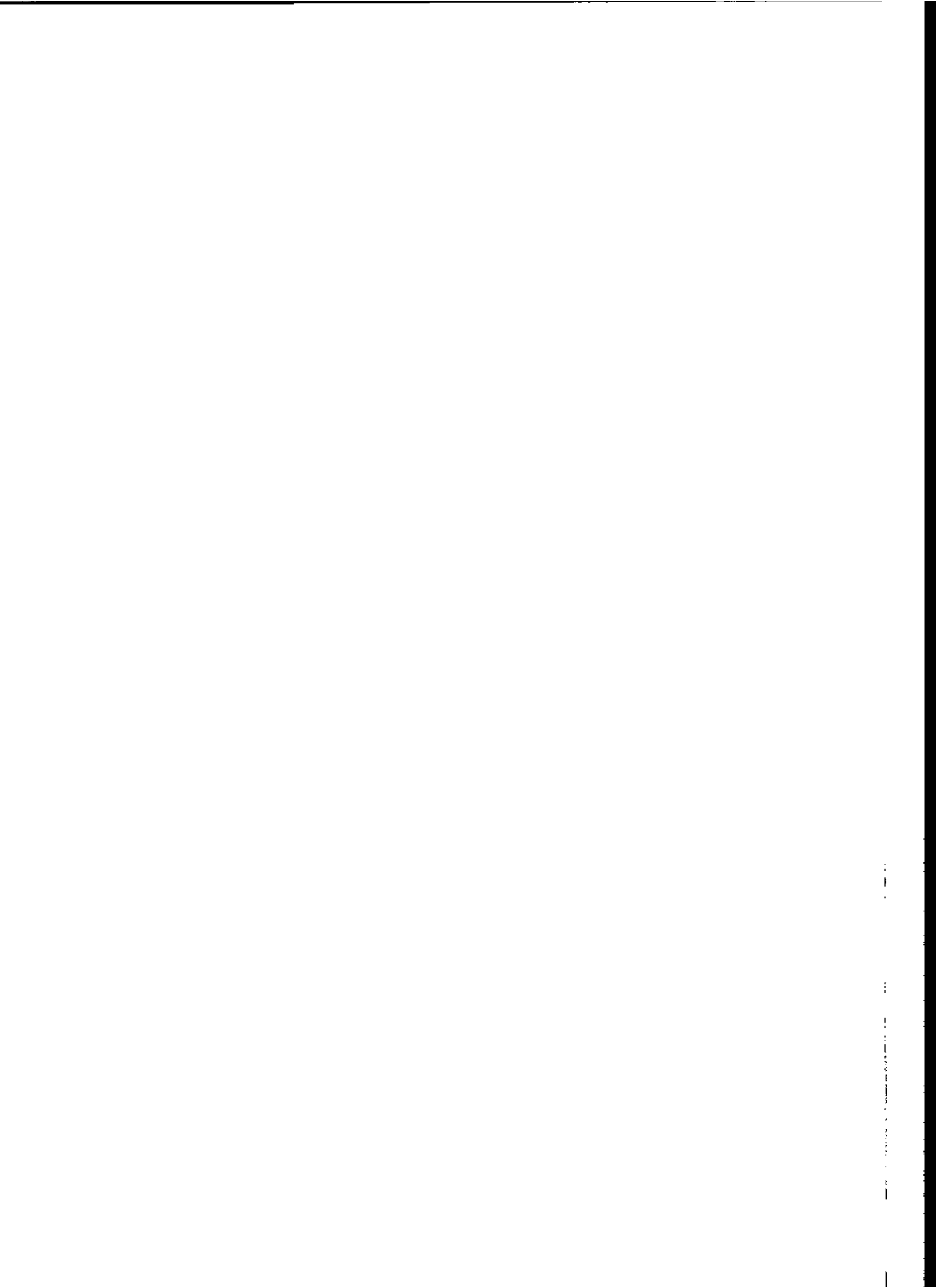


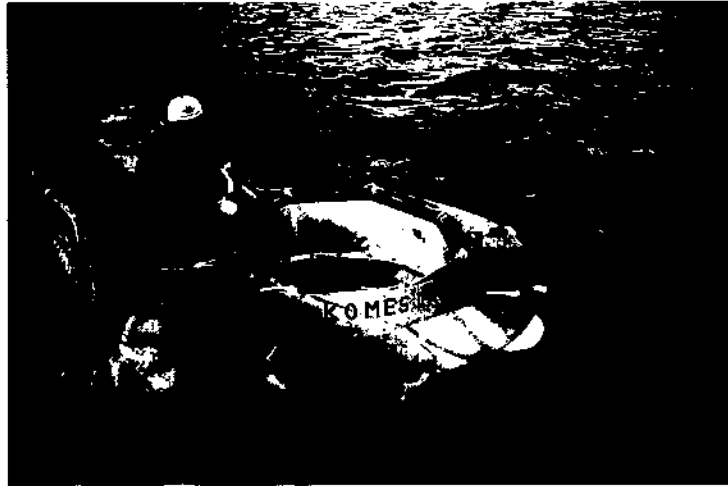


부록그림 V. 원통형 네트의 전체형태



부록그림 VI. KOMES의 상관부분에 부이가 조립된 형태

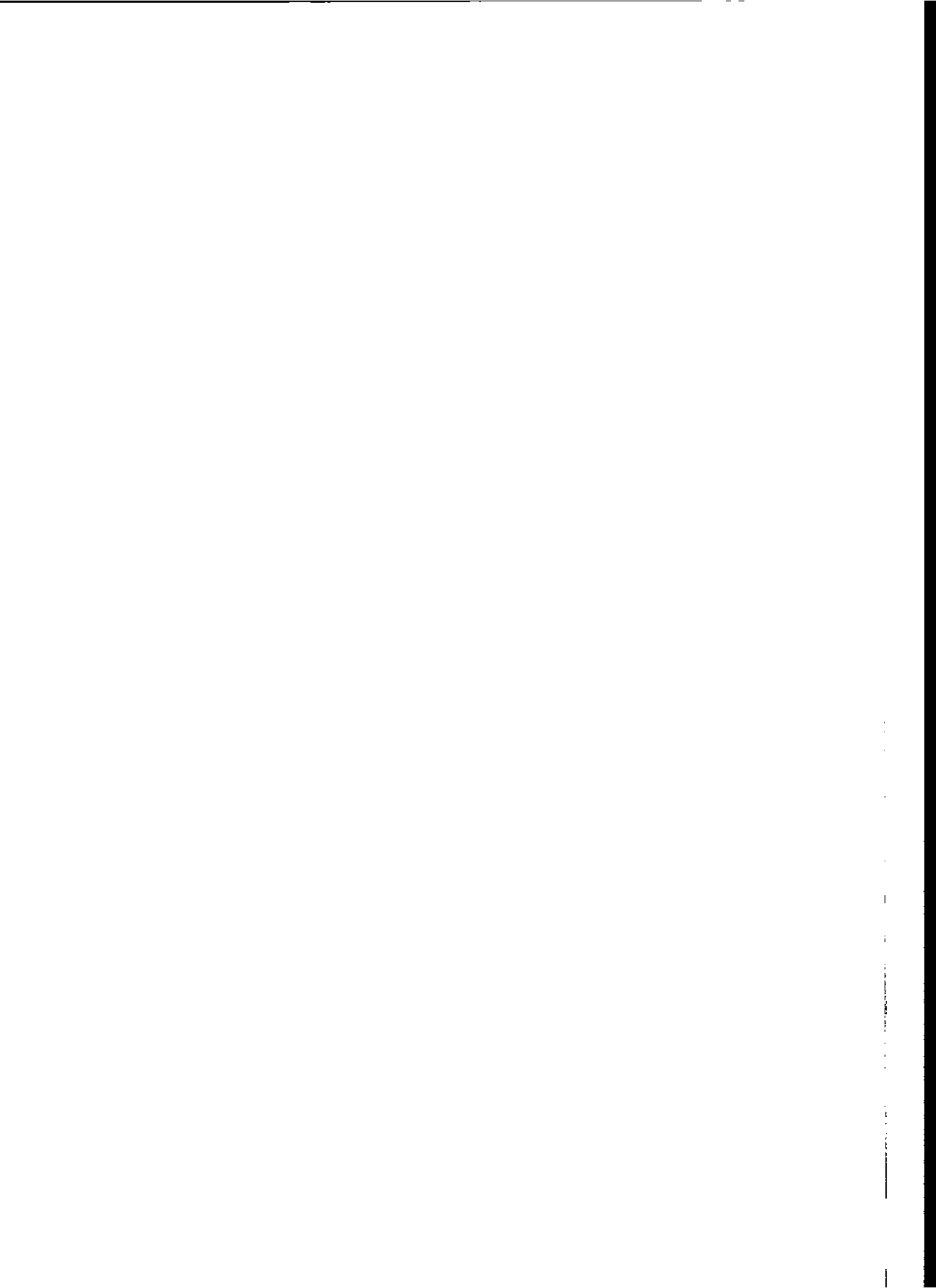


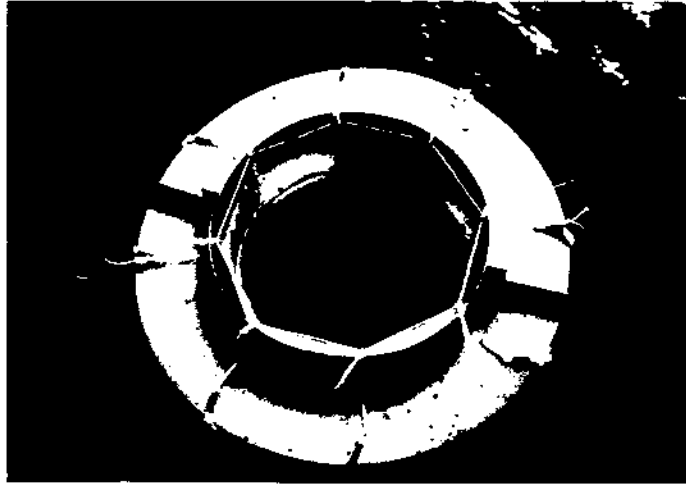


부록그림 VII. KOMES의 상판부분과 원통형 네트의
조립 과정



부록그림 VIII. KOMES의 상판부분과 원통형 네트의
조립과정





부록그림 IX. KOMES의 조립 및 설치가 완료된
형태



부록그림 X. KOMES의 조립 및 설치가
완료된 형태

