

생물경제학적 모형을 활용한 해사채취의 외부효과 추정

2005. 12

장학봉 · Thomas Grigalunas · 김태균 · 한경남



한국해양수산개발원
KOREA MARITIME INSTITUTE

□ 보고서 집필 내역

◆ 연구책임자

- 장 학 봉 : 제1~6장

◆ 연구진

- Thomas Grigalunas (로드아일랜드대학교 교수) : 제5장
- 김 태 군 (로드아일랜드대학교 박사과정) : 제3장 및 제5장
- 한 경 남 (인하대학교 교수) : 현장자료 제공

□ 산·학·연·정 연구지문위원

◆ 이 재 학 (한국해양연구원)

◆ James J. Opaluch (로드아일랜드대학교 교수)

◆ 전 득 산 (한국수권)

◆ 김 용 태 (해양수산부)

머 리 말

바다모래만큼 개발과 환경보전 간의 갈등을 명료하게 보여 주는 예도 흔치 않다. 해사채취를 통하여 기업을 운영하고 이익을 추구하는 골재채취업자와 해사채취 때문에 자원이 고갈되어 잡을 물고기가 없다고 아우성치는 어민간의 갈등은 바로 생존의 문제로 직결되고 있으며, 골재의 원활한 공급을 책임지고 있는 건설교통부와 해양환경과 해양생태계의 보전을 책임지고 있는 해양수산부의 정책적 갈등도 심각하다.

이러한 갈등적 구조를 이해하고 해소하기 위한 방안은 여러 가지 측면에서 접근할 수 있다. 환경경제학적인 관점에서는 이러한 갈등구조는 ‘해사채취라는 환경재가 발생하는 외부효과(환경비용)’를 적절히 해결해 주지 못하고 있기 때문이라고 보고 있다. 따라서 해사채취가 야기하는 외부효과를 제거하면 이해당사자간의 갈등도 해결될 수 있다고 보는 것이다. 외부효과는 어떤 경제활동과 관련하여 제3자에게 의도하지 않은 혜택이나 손해를 주면서도 이에 대한 댓가를 받지도 지불하지도 않는 것을 말한다. 의도하지 않은 혜택을 제3자에게 주는 것은 문제될 게 없을 것이다. 그러나 다른 사람 때문에 뜻하지 않은 피해를 본다면 이에 대한 적절한 보상이나 조치를 요구하게 될 것이다.

환경문제로 발생하는 외부효과의 해결은 일반적으로 당사자간의 교섭을 통한 해결이나 사법적 해결, 또는 피구세(교정과세)를 부과하는 방법 등이 사용된다. 특히 피구세를 부과하는 방법은 해사채취와 같이 이해당사자의 범위가 광범위할 경우 정부가 개입하여 해결할 수 있는 방안이 될 수 있다.

외부효과의 제거를 위해서는 그 해결방법이 무엇이든 간에 외부효과의 크기를 측정하는 것이 우선되어야 할 것이다. 즉 해사채취로 인하여 해양환경 및 해양생태계가 받게 되는 피해를 정량화하고 나아가 이를 화폐단위로 파악하는 것이 중요하다.

본 연구는 이러한 맥락에서 해사채취의 외부효과를 추정하기 위한 노력의 일환으로 수행되었다. 해사채취가 야기하는 외부효과는 수산자원에 미치는 피해와 해안침식에 따른 피해로 크게 구분할 수 있는데, 본 연구에서는 우선적으로 해사채취에 따른 수산자원의 피해에 국한하여 생물경제학적(bio-economic) 모형을 활용하여 해사채취에 따른 수산자원의 피해를 추정하였다. 본 연구는 해사채취에 따른 여러 가지의 잠재적 피해 중 수산자원에 한정하여 이루어 졌지만 앞으로 여타 분야로 확장되고 발전되면 해사채취의 피해를 계량화하는 작업에 크게 기여할 것으로 기대된다. 이 연구의 결과는 정책적으로도 활용가치가 크며 학문적으로도 관련 분야에 크게 기여할 수 있을 것으로 기대되기 때문에 앞으로 본 연구를 바탕으로 지속적이고 활발한 토의가 이루어지기를 바라며, 이 연구의 후속연구가 많이 이어지기를 바라는 바이다.

마지막으로 이 연구의 집필에 참여한 연구자 특히 공동연구로 참여하면서 모형개발에 크게 기여한 미국의 로드아일랜드 대학의 Thomas Grigalunas 교수와 James Opaluch 교수, 현장자료를 정리하고 제공해 준 인하대학교의 한경남 교수 등에게 깊이 감사드리며 본 연구가 완성되기 까지 도움을 준 자문위원과 심의위원들에게 심심한 감사를 표하는 바이다.

이 연구의 내용은 전적으로 연구자 개인의 소견이며, 한국해양수산개발원의 공식적인 견해가 아님을 밝혀 둔다.

2005년 12월

韓國海洋水産開發院
院長 李 正 煥

목 차

ABSTRACT	i
----------	---

요 약	v
-----	---

제1장 서 론	1
---------	---

1. 연구의 배경 및 목적	1
2. 연구의 범위	3
1) 해사채취의 잠재적 영향 / 4	
2) 수산자원예의 영향 / 5	
3. 연구의 방법	7

제2장 바다모래의 수급 실태 및 전망	8
----------------------	---

1. 골재 및 바다모래의 수급 현황	8
1) 골재 수급 현황 / 8	
2) 바다모래 채취 현황 / 10	
2. 골재 및 바다모래의 수급 전망	12
1) 우리나라의 바다모래 부존량 / 12	
2) 골재자원의 수급전망 / 14	
3) 개발론자와 환경론자의 정책적 갈등 / 15	

제3장 해사채취의 환경영향조사 분석	19
---------------------	----

1. 국내 조사 사례	19
-------------	----

2. 외국의 사례	20
1) 일본 : 세토나이카이 (瀬戸内海) 에서의 해사채취가 환경에 미치는 영향 조사 / 20	
2) 미국의 해사관리 정책 / 24	
3) 샌프란시스코만과 새크라멘토 - 샌조아킨 하구 조사 / 32	
4) 미국 델라웨어/매릴랜드 주의 해사채취 영향 조사 / 36	
5) SANDPIT Project / 37	
6) 영국 / 38	
7) 프랑스 / 40	
8) 스페인 / 43	
3. 외국 사례의 시사점	44

제4장 생물경제학적 모형의 정립 47

1. 생물경제학적 모형의 개요	47
1) 기본 개념 / 47	
2) 생물학적(생태학적) 모형에 관한 기존 연구 / 48	
2. 수산자원 피해의 개념화	52
1) 흡입(entrainment)에 의한 직접적인 영향 / 52	
2) 해저교란에 의한 피해 / 52	
3) 배출잉여수(plume)의 영향 / 53	
3. 모형의 정립	59
1) 모형의 절차 / 59	
2) 생물학적 모형 / 61	
3) 경제학적 모형 / 69	

제5장 해사채취의 외부효과 추정 71

1. 자료의 구성	71
-----------------	----

1) 지역의 범위 / 71	
2) 단기적 피해에 관한 자료 / 74	
3) 장기적 피해에 관한 자료 / 81	
2. 분석의 결과	85
1) 분석의 결과 / 85	
2) 해사채취의 외부효과 추정과 향후 연구방향 / 89	
제6장 결론 및 정책 건의	92
1. 외부효과 추정을 통한 환경개선부담금 근거자료의 확보	92
2. 해사채취 환경문제의 체계적 조사 방향 제시	93
3. 해사채취 허가시의 지침 마련	94
4. 해사채취 환경문제의 설명자료로 활용	95
1) 모니터링 제도의 도입 / 96	
2) 채취허가는 주요 서식지와 산란시기를 피하여 가급적 소량으로 나누어서 시행 / 96	
3) 골재공급 부처 및 골재업자의 환경문제에 대한 인식 전환과 환경투자 촉진 / 97	
4) 해역이용협의제도의 강화	98
5) 연구개발의 촉진	98
참고문헌	99
부록 1 정태적 및 동태적 생물경제학적 균형모형	109
부록 2 서식환경에 따른 해양 생물군의 분류	110
부록 3 문헌상의 주요 생물검정시험의 결과	111
부록 4 해사채취의 외부효과 발생에 관한 이론적 고찰	113

표목차

<표 1-1>	2004년도 연구 및 2005년도 연구의 비교	3
<표 2-1>	골재원별 점유비	9
<표 2-2>	바다골재 매장량 및 골재의 종류 종합	13
<표 2-3>	골재수급기본계획상의 연도별 골재수요 전망	14
<표 2-4>	우리나라 골재 개발 가능량	16
<표 2-5>	각국의 1인당 골재 및 시멘트 소비량	18
<표 3-1>	미국 연방 OCS해역에서의 해사채취 실적 (2005. 8월 현재) ..	27
<표 3-2>	미국 MMS의 해양광물관련 환경연구 현황 (2005. 4월 현재) ..	27
<표 3-3>	MMS의 해사채취 지침서	29
<표 3-4>	해사채취 환경영향에 관련된 연구 분야	31
<표 3-5>	영국 환경영향평가의 주요 항목	42
<표 4-1>	기존 연구의 개요	51
<표 4-2>	피해유형별 내용	59
<표 5-1>	웅진군 바다골재 채취 허가 현황	73
<표 5-2>	태안군 해사채취 현황	74
<표 5-3>	경인 지역 연안통발 어획량 (2000년~2002년)	77
<표 5-4>	단기적 피해의 Target 어종	77
<표 5-5>	어종별 생활사(Life History)에 대한 자료	78
<표 5-6>	대상어종의 생물량 자료 (2001년 현장조사 자료)	80
<표 5-7>	대상어종의 생물량 추정 자료 (1993년 기준)	80
<표 5-8>	주요 어장의 어가	81
<표 5-9>	plume에 영향받는 어종(1993년 개체수)	83
<표 5-10>	plume에 영향 받는 어종의 생활사	84

<표 5-11> plume에 영향 받는 어종의 가격	84
<표 5-12> 단기 어획손실	85
<표 5-13> 어종별, 연령별 단기피해액 (2004년 가격)	86
<표 5-14> 연령별 피해	86
<표 5-15> 연령별 피해	87
<표 5-16> 어종별 간접 피해액 (2004년 가격)	87
<표 5-17> 어종별 피해액 (2004년 가격)	87
<표 5-18> 해사채취로 인한 5년간의 단기, 장기 및 간접 피해액 (2004년 가격)	88
<표 5-19> 해사채취로 인한 10년간의 단기, 장기 및 간접 피해액 (2004년 가격)	88
<표 5-20> 민감도 분석 (2004년 가격)	89
<표 5-21> 20개 광구에서의 해사채취로 인한 환경비용(외부효과)의 추정	91

그림목차

<그림 2-1> 바다골재의 점유비 변화(1992년 대 2003년)	9
<그림 2-2> 연도별 바다모래 채취실적 및 점유비	11
<그림 3-1> OCS 모래채취를 위해 MMS와 협의한 주	26
<그림 3-2> 해사채취가 어류 등에 미치는 잠재적 영향	31
<그림 3-3> 프랑스 해사채취 행정절차	43
<그림 4-1> 해사채취 피해 발생의 모식도	54
<그림 4-2> 해사채취로 인한 수산자원 피해의 범주	55
<그림 4-3> 채취지역의 종의 다양성 회복 및 생물량 회복	58
<그림 4-4> 해사채취 영향 추정 모델의 묘사와 한 생물종의 회복모형 ·	58
<그림 4-5> 해사채취로 인한 수산자원관련 외부효과 추정의 절차	61
<그림 4-6> 시간별 유생의 자원량	67
<그림 5-1> 1998-2000년 해사채취 수역	72
<그림 5-2> 조사 정점도	79

ABSTRACT

영문제목을 알려주세요

The mining of marine sand is of a major and growing importance for the Korean construction industry. However, it poses several environmental risks, including the loss of the commercial fisheries catch and shoreline erosion. Policies to address these environmental concerns are under consideration, but the environmental cost of mining involves complex issues that have not been well understood.

The purpose of this study is to assess the potential external cost to commercial fisheries because of marine sand mining. Using the bio-economic framework and data described below, we will estimate the present value of potential direct and indirect catch loss because of marine sand mining. The present value of catch loss through the time to recovery represents the change in the asset value of Korean commercial fisheries because of marine mining.

Providing estimates of fishery losses requires considerable information on the mortality to fisheries and the bio-economic information for life history and economic parameters. However, only recently has Korea started to study the adverse impact of marine sand mining, and as a result it is hard to get Korea-specific data to estimate the damages to fisheries from marine mining. Therefore, as a step toward understanding the impact of sand mining on marine fisheries, we will use insights from overseas literatures to improve

the information input for a simulation model of Korea.

The potential losses to fisheries from sand mining will include: (1) the mortality of entrained benthic and demersal species such as crabs and shellfish that likely all die when sucked into hydraulic pipes, (2) losses to fisheries(eggs and larvae) from the exposure to elevated concentrations of suspended sediment and turbidity associated with overflow and bottom plumes.

We estimate three categories of economic losses to commercial fisheries attributable to marine sand mining 1) Short-term effects that represent catch loss of commercial-sized fish during dredging and recovery of excavated seabed habitats, 2) Long-term effects that represent subsequent catch loss through time-to-recovery for all harmed species, and 3) Indirect (ecosystem) effects that represent loss of prey and subsequent catch loss for all species. These losses are measured over time, meaning all of the affected resources have recover to their pre-mining equilibrium condition. Because the recovery time depends on the life span of the affected species, and the time needed to restore the bottom habitat, years may be required for complete recovery to occur.

The Beverton-Holt age-class model was used to address the above issues. Adaptations of this model have been used in several related studies. This model estimates individual members of each affected species in terms of their annual growth, recruitment to the fishery, natural and fishing mortality, and the maximum life for each species given the life history parameters of each affected species. We focused on vulnerable bottom species, including the blue crab, a dominant fishery in the study area. Biological data is adapted from the results of a recent sampling of the study area. From this sample, we observed the average value for abundance. Within a season,

each species is assumed to be distributed uniformly across the study area, but abundance of a species varies between seasons. Life history parameters are adopted from the literature. For economic data, we used the Ongjin area-specific weighted average of the landed price for each species over the 5 year period from 1999 - 2004.

Estimates are made for the lost value of catch for in surveyed areas. Cumulative losses also are estimated for mining over a multi-year period (for illustration, we used 5 and 10 years). We also extended the model to estimate damages from excess mortality to larvae, because the sediment plume from mining barges or because of the mining itself. Cumulative losses for recurring mining over a 10 year period, leads to losses that are \$ 23.8 million for 20 sites.

The findings of the report will be of substantial value to understand the environmental issues of marine sand mining for policy-oriented readers. Particularly, the external cost of sand mining will be used as a baseline to impose environmental charges for sand miners. Additionally, the conceptual framework for the adverse effect of sand mining to the biological resources will provide insights for policy making to reduce environmental stress caused by sand mining.

Future research will use additional available data, as well as recent but as yet unavailable biological data gathered from the study area. Better data will improve the results presented in this report and might allow for estimates of spatial or temporal differentiation of damages.

제1장 서 론

1. 연구의 배경 및 목적

- 바다모래를 둘러싼 이해집단간의 갈등이 심각한 수준에 있어 사회계층간의 갈등과 자원의 비효율적 이용이 대두되고 있음
 - － 연안 주민, 환경단체 등의 반대로 연안 시군이 연안해역에서의 바다모래 채취허가를 중단하면서 2004년도 초부터 골재과동이 야기되었음.
 - － 2004년 5월 국무총리실 주관으로 ‘골재수급안정대책’을 마련하였으나 환경보전과 골재공급 간의 충돌은 여전히 잠재되어 있음
 - － 해사채취문제는 개발과 환경보존간의 갈등 구조를 보여주는 대표적인 사례로서 이러한 갈등을 해소하지 못하면 공공자원의 비효율적 이용이 발생하게 됨
- 환경정책측면에서 보면 이러한 갈등구조는 해사채취가 야기하는 외부효과(환경비용)를 적절히 해결해 주지 못하고 있기 때문에 발생하는 것으로 보며 따라서 외부효과를 내부화(internalization)할 수 있는 정책이 필요함.
 - － 외부효과를 해결하기 위해서는 우선 외부효과가 어떻게 하여 발생하며, 외부효과가 어느 정도 인지를 파악하는 것이 우선되어야 함
- 따라서 본 보고서는 해사채취가 해양환경 및 해양생태계에 미치는 영향 즉 해사채취의 외부효과를 추정하는데 그 목적이 있음
 - － 해사채취의 외부효과는 크게 해사채취가 수산자원에 미치는 영향과

해사채취로 인한 해안침식으로 구분되는데, 본 연구는 생물경제학적 모형(bio-economic model)을 사용하여 해사채취가 수산자원에 미치는 영향의 피해를 정량화하는 것임

- 생물경제학적 모형은 생물량과 같은 생물학적 요소와 어가, 어업비용과 같은 경제학적 요소를 결합한 모형임
- 생물경제학적모형은 해사채취가 해양환경에 미치는 영향을 직접 파악할 수 있음
- 생물경제학적 모형은 정책결정자의 의사결정에 보다 많은 도움을 줄 수 있음. 해사채취가 수산자원에 미치는 외부효과를 정량적으로 파악할 수 있게 되면 피구세(환경세) 또는 환경비용을 반영하는 해사채취 단위당 세금, 즉 환경개선부담금 등을 부과하는 기준 등에 사용될 수 있음

2. 연구의 방법

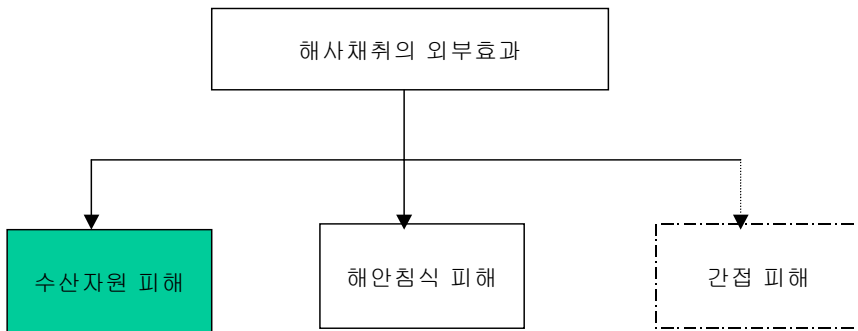
- 본 연구는 한국해양수산개발원과 한미공동연구센터를 운영하고 있는 미국의 로드아일랜드대학(Univ. of Rhode Islands)과 공동으로 수행하였으며, 인하대학교에서는 모형의 적용에 필요한 현장조사 자료를 제공하였음
- 본 연구는 2004년도에 이어 후속적으로 이루어진 연구로서 2004년도에서는 본 모형의 개발과 적용 가능성 등을 검증하였으며, 2005년도는 기본 모형에 해사채취의 잉여배출수(plume)효과 추정에 관한 부분을 추가함과 동시에, 현실적인 서식지 회복 기간 반영, 피해이전의 생물량 자료 추정 등을 통하여 모형과 모형 적용 측면에서의 개선을 도모하였고, 최종적으로 현장에서 수집된 자료를 활용하여 해사채취로 인한 수산자원의 피해(외부효과)를 추정하였음

〈요약 표-1〉 2004년도 연구 및 2005년도 연구의 비교

구분	'04	'05
1) 주요 목표	- 모형 개발 및 모형의 적용 가능성 파악	- 모형 적용을 통한 해사채취의 외부효과 (환경비용) 평가
2) 주요 내용	- 해사채취의 잠재적 영향 - 생물경제학 모형에 대한 기존 문헌 조사 - 모형의 정립 - 외국의 해사채취관리제도 및 환경문제	- 외국의 해사채취영향에 대한 사례 조사 - 입력자료 확보 : 현장조사 자료 적용을 통한 외부비용 추정 - 모형의 확장(plume영향 포함) - 현실적인 서식지 회복 기간 적용 - 사전적 생물량 자료 사용

3. 연구의 범위

- 본 연구에서는 해사채취의 여러 가지 잠재적 영향중 해사채취가 수산자원에 미치는 영향에 대하여 국한하여 분석함



- 바다에서의 모래채취로 인하여 해양환경과 해양생태계에 미칠 수 있는 영향은 1차적으로 해사채취해역의 퇴적환경변화와 물리환경변화, 저서생물의 서식처 파괴를 들 수 있으며 2차적으로 해사채취로부터 발생하는 수질과 저질 환경의 변화, 채취해역의 소음의 증가와 채취선으로부터 발생하는 오염물질의 증가 등으로부터 유발되는 환경의 악화에 기인된 주변 서식생물의 서식조건의 악화 등임
- 본 연구는 본문 6장과 부록으로 구성되어 있음

- 제1장 : 서론(연구의 배경 및 목적, 범위, 방법)
- 제2장 : 바다모래의 수급실태 및 전망
- 제3장 : 해사채취의 환경영향분석
- 제4장 : 생물경제학적 모형의 정립
- 제5장 : 해사채취의 외부효과 추정
- 제6장 : 결론 및 정책 건의
- 부록

제2장 바다모래의 수급 실태 및 전망

1. 골재 및 바다모래의 수급 현황

- 해사채취업은 골재채취업의 여러 종류 중 바다골재의 채취업자와 선별 세척업자를 의미하지만 일반적으로 골재채취업자들은 바다, 하천, 육상 및 산립골재 등을 같이 겸업하는 경우가 많음
- 골재는 건설산업의 기초자재로서 건설업과 직결되며 골재수요는 건설 수요의 파생수요라고 할 수 있는데 건설업 매출액의 약 5.4%를 골재업 이 차지하는 것으로 추정되고 있음. 따라서 우리나라 골재시장의 규모 는 2001년도 건설계약액(추계)을 기준으로 하면 3조 2,500억 정도로 추정되고 이 중 바다골재의 시장규모는 약 5,000억원 정도일 것으로 추 산되고 있으며 현재 약 1,600개 업체가 등록되어 있음
- 바다모래의 채취량은 1992년도 이후 계속 증가추세를 보이면서 1996 년도에는 30,591천³m로 최고조에 달하였으나 IMF 이후 크게 감소하였 다가 2002년도에는 다시 33,024천³m로 회복하는 추세에 있음

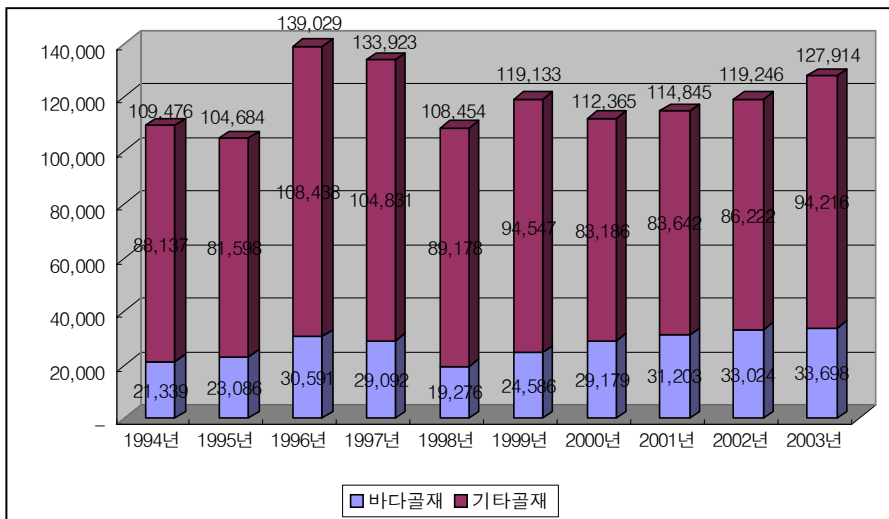
2. 골재 및 바다모래의 수급 전망

- 건설교통부는 5년 마다 골재수급기본계획을 통하여 장기골재수급전망

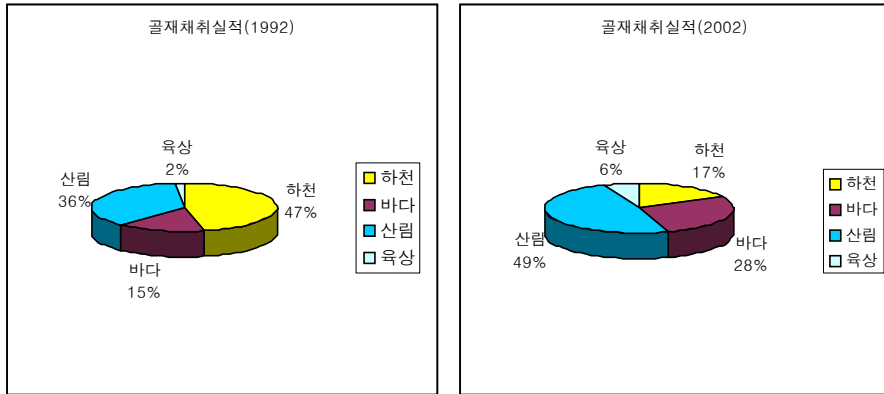
을 하고 있고 또한 매년 골재수급계획을 작성하고 있음. 현재의 골재수급계획은 2004년부터 2008년까지의 5년간에 걸친 계획인데 골재의 수요가 계속 증가하여 2005년에 최고조에 이를 것으로 전망되고 그 이후로는 안정적인 추세를 보일 것으로 전망되고 있음

- 최근 환경의 중요성에 대한 국민들의 인식이 확대됨에 따라 바다모래의 주변 해양환경 및 생태계에 대한 악영향을 우려하여 환경관련규제를 강화하게 되었고 따라서 바다모래의 채취허가가 크게 제한되고 있음
- 바다모래의 환경문제는 비단 우리나라뿐만이 아니며 바다에서 골재를 채취하는 많은 국가들이 인식하고 있어 바다모래의 환경규제는 세계적인 추세임을 감안할 때 환경규제까지 완화하며 바다모래의 공급을 확대하려는 정책은 바람직하지 못하다고 하여야 할 것임

〈요약 그림-1〉 연도별 바다모래 채취실적 및 점유비



〈요약 그림-2〉 바다골재의 점유비 변화(1992년 대 2002년)



제3장 해사채취의 환경영향조사 분석

1. 국내 조사 사례

- 2001년도 한국골재협회인천지회 경기만 일대 조사
- 2004년 부산신항만건설 골재 공급원인 남해 EEZ 지역의 조사
- 2004년도부터 해양수산부에서 5개년 사업으로 ‘해사채취의 친환경적 관리방안 연구’ 수행중임 (한국해양수산개발원 등 산학연 협동연구로 5개 기관)

2. 외국의 사례

- 일본 세포나이카이 : '94년부터 2000년 까지 7년간 환경조사 수행
－ 까나리자원의 감소 확인 등 해사채취의 환경문제 확인
- 미국 Mineral Management Services에서 OCS(외연대륙붕)에서의 해사 채취(23백만 입방야드)

- 환경조사에도 130억원 정도 투자
- 해사채취 지침서 개발 및 모니터링 수행
- 미국 샌프란시스코만 주변
 - 2002년부터 2004년 까지 환경영향조사 수행
 - 문헌조사로 예비조사하고 현장조사 및 현장데이터 필요한 사항을 확인
- EU의 SANDPIT Project
 - 2002년 부터 2005년 까지 수행
 - 북해 주변 연안국의 해안침식 문제 조사 (천만톤 급은 연안침식문제)

3. 외국 사례의 시사점

- 해사채취의 환경문제를 중요한 이슈로 인식하고, 해사채취의 환경문제에 대한 조사와 연구를 정부 차원에서 체계적으로 수행하고 있으며 인접국가간에는 국가간 공동연구가 수행되고 있음 (미국, 일본 EU 등)
- 골재자원의 공급문제를 담당하는 부처가 환경영향이 적은 지역에서의 골재를 공급하기 위하여 환경조사를 스스로 수행하고 있는 추세이며, (미국 등) 골재개발업체에서도 스스로 환경문제를 극복하기 위한 노력을 기울이고 있음

제4장 생물경제학적 모형의 정립과 적용

1. 생물경제학적 모형의 개요

1) 기본 개념

- 본 연구는 생물경제학적 모형을 이용하여, 해사채취로 인해 발생하는 수산 자원의 단기, 장기 그리고 간접적인 피해를 추정함으로써, 해사채취 행위가 해양환경에 미치는 외부효과를 산정하는 것임

2) 수산자원 피해의 개념화

- 수산자원의 피해를 직접적인 피해와 간접적인 피해로 구분하고, 직접적인 피해는 단기적인 피해와 장기적인 피해로 구분하였음

〈요약 그림-3〉 해사채취 피해유형의 분류



① 단기적 피해 (직접적인 피해)

- 단기적 피해는 해사채취로 인하여 해저에 정착하는 해양생물이 입는 피해를 의미하며 이때 해양생물의 피해는 ‘상업적 가치가 있는 종의 성어(어획대상이 되는 정도의 크기)’의 피해
 - 피해율은 100%로 간주함

② 장기적 피해

- 장기적 피해에는 두 가지로 구분하여 설명
 - 직접적이고 단기적인 피해에 노출되는 어종들의 어란, 유생, 치어 단계에서의 피해
 - 해사채취 작업 중 채취 부선 주변에 발생하는 표층 부유물질의 확산으로 인하여 수산생물이 입게 되는 피해
- 유생, 치어 단계에서의 피해
 - 해사채취현장에서는 성어는 물론 이들 어종의 어란, 유생, 치자어도

모두 사망함. 이들 유생이나 치어는 당장은 상업적 가치가 없으나 성장하여 상업성이 있는 성어로 자랄 수 있는 개체들의 사망으로 해사채취 이전의 균형상태의 개체군(equilibrium populations)으로 회복될 때까지 어획하지 못하는 피해가 발생함

- 부유물질의 확산(flume)으로 인하여 수산생물이 입게 되는 피해
 - 해사를 채취할 때 해수면에서는 채취 바지선으로 부터 흘러 넘치는 유출수에 의해 민감한 생태단계에 있는 부유성 어란 및 유생은 거의 사망할 정도의 치명적인 영향을 입음

③ 간접적 (먹이사슬) 피해

- 해양생물은 해양생태계 내에서 다른 생물(종)과의 관계에서 먹이망(Food Web)을 이루게 되는데, 해사채취에 의하여 직접적으로 영향을 받는 종이 피해를 받아 자원이 감소하게 되면 이를 먹이로 하는 다른 생물의 감소를 야기

3) 모형의 구성

① 생물학적 모형

- 해사채취 지역의 회복기간 동안 입게 되는 유생 및 치어의 피해(장기적 피해)의 모형화에서는 Beverton-Holt, 또는 cohort-, 또는 age-class model (Ricker, 1975)를 이용함. 이 모형을 통하여 개체의 각 연령별 수와 무게를 추정할 수 있음. age-class model은 치어나 나이 어린 생체의 사망으로 인하여, 수년 동안 인지하지 못할 수 있는 수산자원(어획량)의 피해를 설명할 수 있음
 - 개체가 길이로 측정되어 있는 경우에는 Von Bertalanffy 방정식(Ricker, 1975)을 도입하여 각 연령별 개체의 성장을 모델링함으로써 무게로 환산
 - 전체 수산자원의 스톡은 각 연령별 스톡의 합으로 나타낼 수 있으며, 총 어획량은 스톡에 어획 사망률을 적산하여 얻을 수 있음

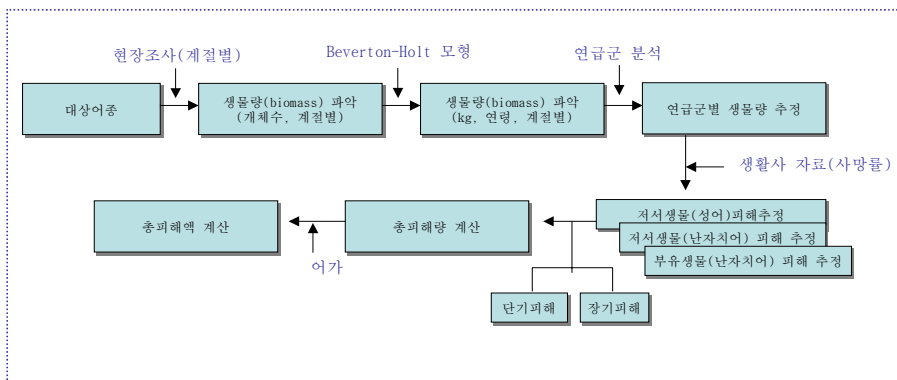
- 해사채취로 인한 상업적 어획량의 손실은 어획 사망률에 스톱의 변화를 곱함

② 경제학적 모형

- 판매가격은 5년 가중평균가격 적용
- 2004년도 현재가치로 환산하기 위한 할인율 적용(6.3%)

2. 외부효과 추정 절차

〈요약 그림-4〉 해사채취로 인한 수산자원관련 외부효과 추정의 절차



3. 자료의 구성

1) 단기적 피해

(1) 대상어종(Target 어종)의 선택

- (성어단계에서) 모래층에 서식·분포하는 어종
- 정착성 어종(benthic 및 demersal fishes),
- 경기만 일대의 연안에서 서식하거나 회유하는 어종
- 상업적 가치가 큰 어종이라는 조건을 동시에 만족하는 어종

〈요약 표-2〉 단기적 피해의 Target 어종

Target 어종의 요건	Target 어종
1) (성어단계에서) 모래층에 서식분포하는 어종, 2) 정착성 어종(benthic 및 demersal fishes), 3) 경기만 일대의 연안, 4) 상업적 가치가 큰 어종	꽃게, 기타게, 기타 새우류 (갑각류), 조피볼락, 소라고둥

(2) 생물량

- 생물량은 단위면적당 개체수 또는 중량이나 단위부피당 개체수 또는 중량으로 표현

2) 장기적 피해

(1) 대상 어종

- 표층부유사의 영향을 받는 부유성 어란 및 자치어의 경우, 한국골재협회 인천지회에서 연구한 용역보고서(2002)를 토대로 선정
 - 어종은 서대류(어란), 쥐노래미와 볼락(자치어)임

(2) 생활사(life history) 자료

- 생태사에 대한 data는 대상 어종에 대한 성장식, 어장가입 연령, 체장-체중관계식, 최대 수명, 자연 사망률, 어획 사망률 등

제5장 해사채취의 외부효과 추정

1. 현장조사 자료 확보

- 자료 수집
 - 생물량(biomass) : 경기만 일대 덕적도 인근 해역('01년도)

－ 생활사 자료

〈요약 표-3〉 어종별 생활사(Life History)에 대한 자료 (예)

종 명	Mortality (사망률)		Length vs Age (체중-체장관계식)			Weight vs Length		t_R	Life
	F	M	L_∞ (cm)	K	t_0	a	b	Age	Span
꽃게	56.0%	41.0%	17.8	0.78	-0.622	0.154	2.877	0.3	3
기타게	56.0%	41.0%	17.8	0.78	-0.622	0.154	2.877	0.3	3

(주) F : 어획 사망률, M : 자연 사망률, L_∞ (cm) : 최대 성장 길이, K : 연간 Brody 성장계수, t_0 : 체장이 0 mm 가 될 때의 연령, t_R : 어장가입 연령, a, b : 체장-체중 관계식의 상수, Life Span : 최대 수명

2. 분석 결과

1) 분석 결과

- 해사채취지역(1개광구) 에서의 단기적으로 발생하는 수산자원의 피해를 연급군별로 구성하여 파악하면 다음과 같음

〈요약 표-4〉 단기¹⁾어획손실

(단위 : kg)

연령군(년)	꽃게	기타게	새우류	소라고둥	조피볼락	기타 ²⁾	합계
0.3	285.0	10.0	－	－	－	－	295.0
0.4	－	－	1.2	－	－	－	1.2
0.5	－	－	1.2	－	－	－	1.2
1	137.7	4.9	0.8	－	－	－	143.4
2	35.8	1.3	－	4.8	5.7	2.9	50.4
3	9.3	0.3	－	0.8	6.2	3.1	19.8
4	－	－	－	0.6	5	4.6	10.2
5	－	－	－	0.4	3.3	4.4	8.1
10	－	－	－	0.5	4.4	15.7	20.5
20	－	－	－	－	－	2.5	2.5
25	－	－	－	－	－	－	－
합계	467.8	16.5	3.2	7.1	24.5	33.2	552.3

1) 단기영향은 1년간의 해사채취기간동안의 어획손실임.

2) 기타어종은 가자미, 광어 등임.

- 위에서 살펴본 상업적 어종별 피해를 20개의 해사채취지역에서 10년 동안 해사채취가 이루어지거나 피해가 발생한다고 가정하고, 20개의 해사채취지역에서 발생하는 상업적 어종의 피해를 단기, 장기, 간접 피해로 구분하여 살펴본 결과, 단기적 피해가 약 80억원, 장기적 피해가 12억원, 간접피해가 약 40억원 정도인 것으로 나타나고 있음

〈요약 표-5〉 해사채취로 인한 10년간의 단기, 장기 및 간접 피해액 (2004년 가격)

(단위 : 백만원, %)

지역	단기적 피해	장기적 피해	간접피해	합계
현재가치	7,967	1,160	3,984	13,111
구성비	61	9	30	100

- 기본가정의 변화에 따른 민감도 분석을 실시한 결과는 다음과 같음. 민감도 분석에서는 해사채취지역의 회복기간을 3년으로 보는 경우, 그리고 간접영향을 단기피해의 100%로 보는 경우로 하여 분석한 결과, 10년간의 해사채취는 적어도 238억원 정도의 피해를 가져올 수 있는 것으로 추정됨

〈요약 표-6〉 민감도 분석 (2004년 가격)

(단위 : 백만원)

구분	기본가정	기본가정과 서식지회복기간 (3년)	기본가정과 100%의 간접 영향	서식지회복 +100%의 간접 영향
20개의 지역에서 1년간의 해사채취	408	1,063	494	1,376
5년간의 해사채취	4,226	7,124	5,412	9,314
10년간의 해사채취	13,111	18,125	17,094	23,847

- 본 연구를 통하여 추정한 해사채취의 외부효과는 수산자원의 피해에 국한한 것이며 이 또한 수산자원 피해를 전부 반영하고 있지는 못함. 따

라서 앞으로 수산자원의 피해와 함께 연안침식에 따른 피해, 간접적인 피해 등을 모두 반영한 해사채취의 외부효과에 대한 추정이 필요할 것임

〈요약 표-7〉 20개 광구에서의 해사채취로 인한 환경비용(외부효과)의 추정

피해의 구분	본 연구에서의 추정치	추정에 미치는 요인
1. 수산자원 피해(기본모형)	131억원	
2. 수산자원피해(추가모형)	107억원 + α	생태계의 회복기간 소수어종 피해 먹이사슬 피해 양식장 피해 여부
3. 연안침식피해	미반영	해수욕장 피해 및 연안정비사업비 증가
4. 간접 피해	미반영	2차적 피해
합계 (외부효과)	수백 억원 ~	

제6장 결론 및 정책 건의

1. 정책적 활용

- 외부비용을 추정함으로서 환경세, 환경개선부담금 도입시 논리적 타당성 제시 또는 징수액 설정의 근거 자료로 활용
 - － 현재는 점·사용료를 인상하여 시행하고 있으나 이는 재원조달의 원칙(오염자 부담 원칙 또는 수익자 부담원칙)에 부적합하므로 근본적으로는 해양환경개선부담금의 형태로 시행하여야 할 것임
- 본 연구를 통하여 개발된 자원경제학적 모형은 해사채취 환경문제의 체계적 조사 방향을 제시함
 - － 생물경제학적 모형은 입력자료가 충분하면 단시간에 광범위한 지역의

자원관리에 필요한 결과를 제공할 수 있기 때문에 앞으로 활용도가 매우 높을 것임. 그러나 우리나라의 경우 이에 적용할 자료가 매우 빈약하므로 이에 필요한 자료들이 체계적으로 조사될 수 있도록 조사계획 등이 수립되어야 할 것임

- 해사채취 허가시 또는 해역이용협의시 지침에의 반영
 - 본 연구의 수행과정에서 나타난 의미있는 조사방법 등이 현재 해양수산부 환경보전과 및 환경발전팀에서 개발중인 해역이용협의지침에 활용될 수 있을 것임. 예를 들어 저층의 기질(substrate)이 파괴되지 않도록 채취허가를 위한 해역이용협의시 일정한 저층이 보존될 수 있도록 하는 것 등임
- 해사채취 환경문제의 설명 자료로 활용
 - 본 연구를 통하여 정립된 해사채취가 수산자원에 미치는 영향의 개념적 틀(Framework)은 해사채취에 관련된 이해당사자들의 이해도를 제고하는데 유용하게 활용될 수 있을 것이며 이를 통하여 해사채취의 환경문제에 대한 전반적인 인식을 제고하는데 기여할 수 있을 것임

2. 정책 건의

- 환경 모니터링 제도의 확보
 - 해사자원의 부존량 및 분포상황을 정확히 파악하고 환경에 미치는 영향을 모니터링하도록 현재 입법중인 해양환경관리법제(안)에 반영하도록 하여야 할 것임. 최신 기장비를 통하여, 부존량, 해저지형변화, 어류와 저서생물의 상황 등을 사전에 조사함과 동시에 채취중은 물론 채취 후에도 모니터링 하도록 하여 환경에 미치는 영향을 확인하도록 하여야 할 것임
- 기초 자료의 체계적 조사
 - 생물경제학적 모형에는 어종별로 연급군별 자연사망률 및 어획사망률, 성장계수, 자원가입연령, 체장별 연령, 최대수명, 최대최장 등의

현장자료 및 분석 자료가 필요함. 이런 자료들이 국립수산물과학원 등에서 꾸준히 수집되거나 생산되어야 할 것으로 보이며, 무엇보다 이런 자료들이 체계적으로 정리되어 이를 필요로 하는 end-user 들이 자유롭게 이용할 수 있도록 되어야 할 것임

- 채취허가시 채취량은 가급적 소량으로 하여야 하며 환경영향을 최소화 할 수 있도록 채취방법 등을 제한
 - 해사채취로 인한 생물자원への 영향을 최소화하고 채취지역의 재서식지화(recolonization)를 촉진하기 위해서는 기질(substrate)이 되는 생물의 완전 멸종은 피해야 함. 따라서 해저면의 교란을 최소화하기 위해서 해사채취의 속도를 가급적 줄이고, 채취장비가 해저면에 접촉하는 범위를 최대한 작게 하는 등, 해저면의 공간이 해양생물의 서식지 역할을 할 수 있도록 하여야 할 것임
- 골재공급 부처 및 골재업자의 환경문제에 대한 인식전환과 환경투자의 촉진
 - 외국의 경우, 해사채취의 환경문제를 스스로 인식하고 환경문제의 반발을 스스로 무마하기 위해 해사채취의 환경조사를 수행하고 있음. 우리나라의 경우도 건설교통부 등이 전향적으로 환경문제를 해소하면서 바다골재의 공급을 도모하려는 인식으로의 전환이 요구됨
- 연구개발의 촉진
 - 환경에 영향을 적게 미치는 채취공법 등에 대한 연구개발, 채취구역의 신속한 회복을 강구할 수 있는 대책 기술이 요구되며, 또한 천연골재를 대신할 대체재 개발을 위한 연구개발의 촉진이 요구됨

제1장

서론

1. 연구의 배경 및 목적

해사(바다모래) 채취를 둘러싼 개발론자와 환경론자 간의 논쟁이 끊이지 않고 있다. 2004년 2월 골재파동이후 국무총리실을 비롯하여 건설교통부, 환경부, 해양수산부 등 관계부처, 환경단체, 지역주민, 지방자치단체 등이 참여하는 골재채취관계기관 협의회가 구성되었고 이 협의회를 통하여 2004년 5월 ‘골재수급안정종합대책’이 마련되었지만 아직 바다에서의 골재채취를 둘러싼 개발과 환경보전 사이의 충돌은 여전히 계속되고 있다.

해사채취에 대한 논쟁은 지난 몇 년 사이 해사채취량이 급격히 증가하면서 불이 붙었다. 해사의 전국채취량이 1992년의 1,550만^m에서 2002년 3,300만^m으로 급증하였고, 전체 골재자원에서 차지하는 점유율도 1992년도의 15.3%에서 2002년도에는 27.7%로 크게 높아졌다. 이러한 해사에 대한 수요는 우리나라의 건설자재 공급패턴에 큰 변화가 없는 한 앞으로도 상당한 기간동안 지속될 것으로 보인다. 특히 해사의 수요증대가 육상모래자원의 고갈에 크게 기인하고 있어 해사 채취에 대한 요구도 계속될 것으로 보인다.

해사채취문제만큼 개발과 환경보전 간의 갈등 구조를 명료하게 보여주는 예는 흔치 않다. 해사채취를 통하여 기업을 운영하고 이익을 추구하는 골재업자와 해사채취 영향 때문에 자원이 고갈되어 잡을 물고기가 없다고 아우성치는 어민 간의 갈등은 바로 생존의 문제로 직결되고 있으며, 골재의 원활한 공급을

도모해야 하는 건설교통부와 해사채취가 야기하는 환경문제를 관리해야 하는 해양수산부 간의 부처간 정책적 갈등도 엄연히 존재하고 있는 실정이다. 이렇듯 평행선을 달리는 양측의 갈등이 해소되지 못한다면 자원이용의 비효율성이 야기되고 자원의 지속가능한 이용은 기대하기 어려울 것이다. 나아가 자원이용에 따른 이해당사자들의 충돌과 갈등은 사회 전체의 지속적 발전을 저해하고 엄청난 사회적 비용을 발생하게 될 것이다.

이러한 갈등구조를 환경경제학적인 관점에서는 ‘해사채취가 발생하는 외부효과(환경비용)를 적절히 해결해 주지 못하고 있기 때문이라고 보고 있다. 어떤 경제 활동과 관련하여 다른 사람(제3)에게 의도하지 않은 혜택이나 손해를 주면서도 이에 대한 대가를 받지도 지불하지도 않는 상태를 외부효과¹⁾(externality)라고 하는데, 이러한 외부효과를 제거하면 이해당사간의 갈등도 해결될 수 있다고 보는 것이다. 따라서 이러한 외부효과를 정량화할 수 있을 것인가 그리고 나아가 이를 화폐단위로 나타낼 수 있을 것인가에 대한 관심은 매우 크다. 이에 대한 해답은 정부가 해사채취에 관한 정책을 수립하는데 크게 기여할 수 있기 때문이다. 예를 들어 해사채취의 점·사용료 요율 문제, 해사채취에 관한 환경세 도입문제, 대어민 지원문제, 해사채취의 피해에 대한 보상 문제 등은 외부효과와 크기와 연관되기 때문이다.

따라서 본 연구는 해사채취의 외부효과를 추정하기 위한 연구이다. 해사채취의 외부효과는 크게 두 가지로 구분하여 측정이 가능할 것으로 보인다. 하나는 해사채취로 인하여 수산자원에 미치는 영향이고 또 다른 하나는 해사채취로 인하여 야기되는 해안침식과 관련된 영향들이다. 본 연구에서는 해사채취가 수산자원에 미치는 영향에 한정하여 외부효과를 추정하고자 하였다. 본 연구는 2004년도에 이어 2차 연도사업으로 수행되었는데, 2004년도에는 해사채취의

1) 외부효과 (externality)중 제 3자에게 이로운 효과를 줄 때 외부경제, 해로운 영향을 미칠 때 외부불경제라 한다. 환경오염과 공해는 외부불경제의 대표적인 예이다. 보다 자세한 내용은 부록에서 설명하였다.

수산자원에 미치는 영향을 계량화하기 위한 생물경제학적인 모형을 구축하고²⁾ 모형을 검증하기 위하여 우선적으로 수집이 가능했던 일련의 자료(data)를 사용하여 모형의 적용 가능성을 타진하였다. 금년도에는 지난 해에 정립된 모형에서 해사채취의 잉여배출수(plume)효과 추정에 관한 부분을 추가함과 동시에, 현실적인 서식지 회복 기간 반영, 피해이전의 생물량 자료 추정 등을 통하여 모형과 모형 적용 측면에서의 개선을 도모하였고, 최종적으로 현장에서 수집된 자료를 활용하여 해사채취로 인한 수산자원의 피해(외부효과)를 추정하였다.

〈표 1-1〉 2004년도 연구 및 2005년도 연구의 비교

구분	'04	'05
1) 주요 목표	- 모형 개발 및 모형의 적용 가능성 파악	- 모형 적용을 통한 해사채취의 외부효과(환경비용) 평가
2) 주요 내용	<ul style="list-style-type: none"> - 해사채취의 잠재적 영향 - 생물경제학 모형에 대한 기존 문헌 조사 - 모형의 정립 - 외국의 해사채취관리제도 및 환경문제 	<ul style="list-style-type: none"> - 외국의 해사채취영향에 대한 사례 조사 - 입력자료 확보 : 현장조사 자료 적용을 통한 외부비용 추정 - 모형의 확장(plume영향 포함) - 현실적인 서식지 회복 기간 적용 - 사전적 생물량 자료 사용

2. 연구의 범위

해사채취는 해양환경 및 해양생태계에 광범위한 영향을 미치는 것으로 알려져 있다. 이러한 영향은 궁극적으로 수산자원 피해와 해안침식에 따른 피해로

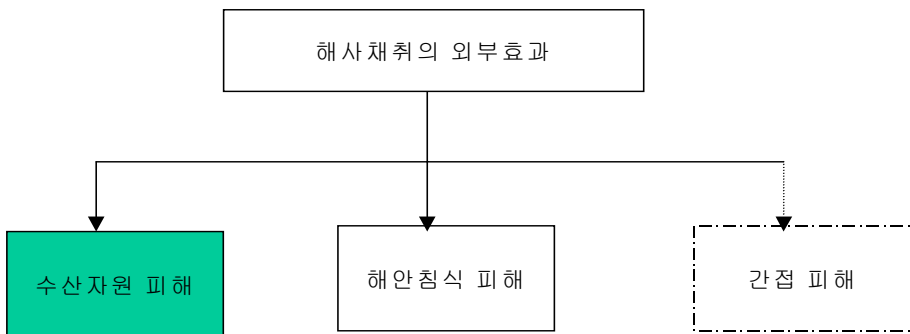
2) 해사채취와 같은 어떤 행위가 환경자원에 미치는 영향을 파악하는 것은 여러 면에서 어려움이 따른다. 특히 해양생물자원과 같이 끊임없이 변동하며 많은 요인에 의해 영향을 받는 경우에는 더욱 그러하다. 모형으로 개념화하는 것도 어렵지만 그 모형에 사용될 수 있는 자료를 구성하고 획득하는 것은 더 어렵기 때문이다.

나타나는 외부효과(환경비용)를 유발하게 된다. 본 보고서에서는 해사채취가 유발하는 외부효과 중 수산자원피해만을 대상으로 하였다.

이하에서는 이해를 돕기 위하여 해사채취가 전반적으로 야기할 수 있는 잠재적 영향과 수산자원이 입는 피해에 대하여 설명한다.

1) 해사채취의 잠재적 영향

바다에서의 모래채취로 인하여 해양환경과 해양생태계에 미칠 수 있는 영향은 1차적으로 해사채취해역의 퇴적환경변화와 물리환경변화, 저서생물의 서식처 파괴를 들 수 있으며 2차적으로 해사채취로부터 발생하는 수질과 저질 환경의 변화, 채취해역의 소음의 증가와 채취선으로부터 발생하는 오염물질의 증가 등으로부터 유발되는 환경의 악화와 주변 서식생물의 서식조건의 악화를 들 수 있다. 이 중 가장 큰 영향을 받는 것은 해사채취로 인해 퇴적물 자체가 소실되는 퇴적환경변화와 서식지 전체가 파괴됨으로 제거되는 저서생물 군집의 소실이라 할 수 있다. 이러한 이유로 연안에서의 해사채취활동은 어떠한 경우이든 생태계에 악영향을 미치는 것으로 오랫동안 인식되어 왔다.³⁾



이 외에 해사채취는 수질환경에 영향을 미친다. 해사채취가 수질 환경에 뚜

3) 조동오·장학봉, 2003. 12, p. 41.

몇한 영향을 줄 수 있는 것은 해사채취시 펌핑으로 선상에 올라온 해저 퇴적물로부터 방출되는 해저 퇴적물 공극수에 농축되어 있던 영양염 물질, 중금속 물질, 유기물 등과 해저 퇴적물과 함께 올라온 부유물질의 방출이다.

해사채취는 또한 해저 퇴적물의 입자 분포와 구성에 영향을 줄 수 있다. 최근의 해사채취는 대부분 펌핑으로 채취를 하기 때문에 해저 퇴적물의 입자 교란이나 해저 퇴적물의 조성 교란은 상대적으로 작으나 해저 퇴적물의 소실 그 자체는 큰 문제가 될 수 있다. 한 지역에서 지속적인 해사채취시 과도한 해저 퇴적물의 굴착으로 해저 웅덩이가 형성되어 해수의 소통이 원활치 못할 경우 용존 산소의 감소 등으로 빈산소층이 형성될 수도 있다.

그리고 해저 퇴적물 내 공극수의 분포는 해사채취시 수층의 해수질에 영향을 주기 때문에 해사채취 해역내 공극수의 저질 환경은 해양생태계의 중요한 영양 요인이 될 수 있다. 해사채취시 발생하는 공극수의 영양염 유출은 유광대에서 식물플랑크톤 성장률을 증가시킬 수 있으나 동시에 발생하는 부유물질은 유광대의 깊이를 감소시켜 일차 생산력의 감소를 야기시킬 수 있다. 특히 동계와 같이 북서 계절풍이 발달하여 해수의 수직 혼합이 활발한 구역에서는 해수의 부유물질 농도가 증가하게 된다.

2) 수산자원에의 영향

본 연구에서는 앞에서 살펴 본 해사채취의 여러 가지 잠재적 영향 중 해사채취가 수산자원에 미치는 영향에 국한하여 분석한다. 해양환경 및 해양생태계의 영향을 정확하게 파악하기 위해서는 해사채취해역의 환경특성을 이해하여야 하며, 모래로 이루어진 퇴적환경에서의 저서생물 생태와 그 주변에 서식하는 어류, 플랑크톤 등의 생태를 이해할 수 있는 많은 자료가 우선적으로 필요할 뿐만 아니라 해저퇴적환경의 변화, 해수유동의 변화 등 해양물리화학적 자료 등도 동시에 요구된다. 그러나 본 연구는 연구기간의 한계 등으로 인하여 해양생물자원분야 이외의 자료는 외생적으로 주어지는 것으로 간주하고 분석

본 연구는 전체 6장으로 구성되는데 제1장에서는 서론으로서 연구의 배경 및 범위와 방법에 대하여 설명하였고, 제2장에서는 우리나라 해사채취의 동향에 대하여 간략히 설명하였다. 해사채취의 실태를 조명함으로써 바다모래가 골채공급원으로서의 중요성과 함께 막대한 양의 해사 수급동향에 대한 이해를 돕기 위함이다. 제3장에서는 해사채취의 환경피해 및 수산자원 피해에 관한 외국의 사례를 조사하여 발췌하였다. 우리나라는 해사채취의 환경피해에 대한 조사가 진행 중이어서 정리된 자료를 소개하기가 어렵기 때문에 외국의 사례와 동향을 조사하여 소개함으로써 해사채취의 피해를 보다 구체적으로 인지하도록 하고자 하였다. 제4장에서는 해사채취의 수산자원 피해를 추정하기 위한 생물경제학적 모형을 정립하였고, 제5장에서는 모형을 적용하여 해사채취의 수산자원 감소로 나타나는 외부효과를 추정하였다. 그리고 제6장에서는 결론과 정책 건의를 수록하였다.



3. 연구의 방법

해사채취에 의한 수산자원 피해를 추정하는 방법은 여러 가지 방법이 있을 수 있다. 일반적으로 생물학적 조사 등에 의한 직접적인 방법과 모형 이용이나 어업통계를 이용한 간접 추정방법이 있다. 직접 추정 방법은 직접적인 현장 관찰이나 조사에 의한 방법이므로 가장 현장감이 있고 정확할 수 있다는 장점이 있으나 광범위한 지역을 대상으로 할 경우 엄청난 비용과 시간이 소요된다는 단점이 있다. 반면, 통계에 의한 방법은 시간과 비용을 절감할 수 있는 장점은 있으나 수산자원 피해의 인과관계 (causal and effect)를 명쾌하게 밝히기 어려운 단점이 있다. 이들에 비하여 본 연구에서 적용하고 있는 생물경제학적 모형을 이용한 추정 방법은 현장자료를 이용하기 때문에 해사채취에 의한 영향을 직접적으로 관찰함과 동시에 모형을 이용하기 때문에 광범위한 지역을 확대할 수 있는 장점을 지니고 있다. 이러한 이유로 미국 등 어업자원관리가 선진화된 국가에서는 생물경제학적 모형을 이용한 연구들이 많이 이루어지고 있다.

본 연구는 크게 문헌 연구, 생물경제학적 모형 정립에 관한 부분, 모형의 적용과 외부효과의 추정에 관한 부분으로 구성된다.

문헌연구는 외국의 보고서, 연구논문 등을 조사하거나 인터넷을 탐색하여 조사하였으며 모형의 정립은 국내외 관련 전문가의 많은 도움을 받았다. 특히 모형의 개념화는 한국해양수산개발원과 로드아일랜드 대학간의 한미해양공동 연구 프로그램을 수행하고 있는 미국 로드아일랜드 대학의 Thomas Grigalunas 교수와 Opaluch 교수의 도움을 받았다.

본 모형을 실행하기 위해서는 여러 가지 생물 및 생태에 관한 자료가 요구되었다. 생체량(biomass) 또는 자원량, 그리고 주요 생물종들의 생태적 특성(life history parameters)에 관한 자료 등이다. 이들 자료는 주로 현장조사를 통해서 획득되는데, 본 과제의 특성상 다른 사업이나 프로그램을 통해서 획득된 자료를 활용하였다. 필요한 생물자료를 구하기 위하여 국립수산물연구원, 한국해양연구원 등의 문헌과 인하대학교 한경남 교수의 조사팀이 경기만 일부에서 수집한 자료를 활용하였다.

제2장

바다모래의 수급 실태 및 전망

1. 골재 및 바다모래의 수급 현황

1) 골재 수급 현황

바다모래(해사)는 쇄석, 자갈 등과 함께 중요한 골재자원이다. 골재는 채취 장소에 따라 하천골재, 바다골재, 산림골재, 육상골재로 구분되고, 크기에 따라 굵은 골재(자갈), 잔골재(모래)로 구분하기도 한다. 골재의 산업규모는 연간 약 2조원이고 골재의 공사원가 비중은 약 4% 정도이다.⁴⁾ 우리나라는 2억 4,217 만m³ (2003년 기준)의 골재수요를 나타내고 있는데, 이 중 자갈이 56%, 모래가 44%를 차지하고 있으며, 모래 중에서는 바다모래가 약 30.6%를 차지하고 있다. 모래는 크게 건설용으로 사용되는 경우와 산업용으로 사용되는 경우로 구분되는데⁵⁾ 모래의 대부분이 건설용으로 사용되고 산업용으로 사용되는 모래는 전체의 10% 정도이다. 건설용 골재는 대부분(약 73%)이 레미콘형태로 소비되고 있으며 그 외에 일반콘크리트(15%), 건축기초(9%), 아스콘(3%) 등의 형태로 소비되고 있다.

건설교통부의 연도별 골재채취실적자료에 의하면 2003년도의 경우 112,365 천m³를 채취한 것으로 나타나고 있고 1992년도 이후의 추세를 보면 1996년,

4) 친환경적 골재채취를 위한 골재채취법 개정, 공청회 자료, 2004.10.

5) 미국의 Mineral Industry Surveys에서도 건설용(construction sand)과 산업용(industrial sand and gravel)으로 구분하고 있으며 대부분의 국가에서도 마찬가지임.

1997년도를 정점으로 하여 약 1억 1천만^{m³} 정도 채취하고 있는 것으로 나타나고 있다.

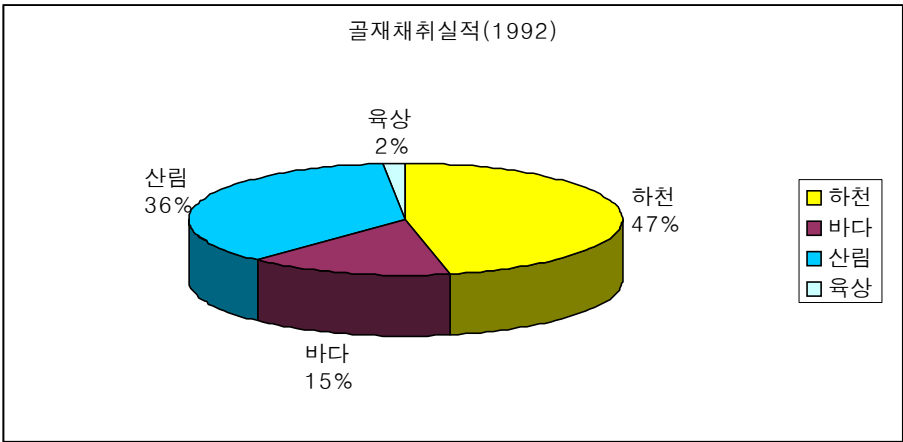
골재원별 추세를 보면 산림골재의 점유비는 1992년도의 36.4%에서 2002년도에 48.9%로 높아졌으며, 하천골재의 점유비는 46.7%에서 17.3%로 크게 낮아졌고, 바다골재의 점유비는 15.3%에서 27.7%로 크게 높아졌다. 이러한 지난 10년간의 추세를 보면 하천골재의 점유비는 급격히 감소한 반면 산림골재와 바다골재의 채취는 크게 증가하였는데, 특히 바다골재의 증가는 크게 두드러진다.

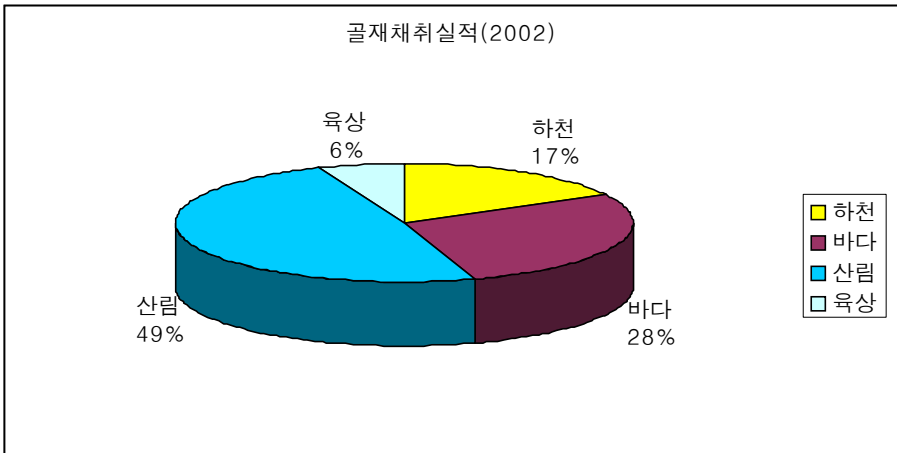
〈표 2-1〉 골재원별 점유비

구분	'92	'93	'94	'95	'96	'97	'98	'99	'00	'01	'02
육상골재	1.7	3.8	6.8	10.0	6.9	6.3	6.5	5.6	5.5	5.6	6.0
산림골재	36.4	37.2	33.8	34.1	35.5	48.4	55.6	49.6	44.7	50.0	48.9
바다골재	15.3	17.1	20.5	22.1	22.0	21.7	17.8	21.5	26.0	27.2	27.7
하천골재	46.7	41.9	38.8	33.8	35.6	23.5	20.1	23.3	23.8	17.2	17.3

자료 : 건설교통부 자료(2003년도까지), 건설기술연구원(2001~2002년).

〈그림 2-1〉 바다골재의 점유비 변화(1992년 대 2003년)





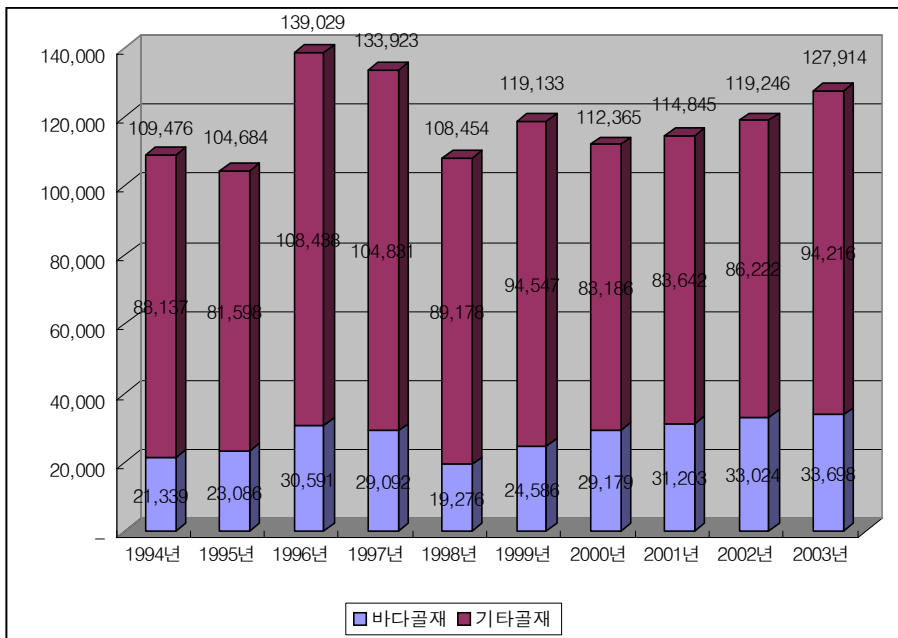
2) 바다모래 채취 현황

바다에서의 골재채취에 대한 외국의 사례를 보면 모래는 물론 굵은 골재도 채취하지만 우리나라에서는 현재 암석이나 자갈은 채취하지 않고 모래만 채취하고 있어 바다에서 채취되는 골재자원의 전부가 바다모래라고 할 수 있다. 바다골재(해사)는 파도나 바람, 조석 등의 동적인 작용을 많이 받아 형상은 하천 골재에 비하여 둥근편이며, 철근 콘크리트 구조물에 유해한 염분이 함유되어 있어서 이를 담수로 세척해야 된다는 단점이 있으나 콘크리트용 골재로서의 품질은 상당히 우수한 것으로 평가되고 있다. 바다모래의 채취는 두 가지 방식의 허가형태가 있다. 즉 ‘광업법’에 의하여 광물(규사) 채취형태로 허가되거나 ‘골재채취법’에 의거하여 골재채취 형태로 허가되고 있다. ‘광물(규사)’로서의 바다모래와 ‘골재’로서의 바다모래의 차이는 규사의 함량에 따라 결정되는데, 광업법에서의 모래는 규사함량을 90% 이상으로 규정하고 있지만 실제로는 양자(규사형태와 골재형태)에 차이가 없다.⁶⁾

6) 바다모래채취가 어떤 법에 의하여 이루어지는가에 따라 공유수면관리법의 점·사용료가 달라진다. 동일한 바다모래를 채취하면서도 광업법에 의하여 채취하는 경우 점·사용료를 훨씬 적게 낼 수 있어 업자간에 갈등의 문제가 초래되고 있다.

바다모래의 채취실적을 보면 1992년도 이후 계속 증가추세를 보이면서 1996년도에는 30,591천m³로 최고조에 달하였으나 IMF 이후 크게 감소하였다가 2002년도에는 다시 33,024천m³로 회복되는 추세에 있다. 전체골재에서 차지하는 바다모래의 비율을 살펴보면 연도별로 약간의 기복은 있지만 계속 증가하는 추세에 있다. 일반적으로 전체골재에서 잔골재(모래)의 비율이 40% 정도를 차지하는데 우리나라의 경우 바다골재가 모두 모래임을 감안한다면 우리나라 모래 공급의 70% 정도가 바다에서 공급되고 있음을 알 수 있다.

〈그림 2-2〉 연도별 바다모래 채취실적 및 점유비



자료 : 건설교통부 자료를 재구성함.

우리나라에서 바다모래의 주요 채취지역은 인천 옹진군, 충남 태안군, 당진군, 전남 신안군, 진도군 등이나 최근에는 각 시군이 해양환경에의 영향을 감안하여 채취허가에 매우 신중을 기하고 있다. 참고로 강모래의 경우 1992년도

에는 모래수급의 70.7%를 차지하였으나 2002년도에는 32.2%를 차지하고 있다. 강모래는 바다모래에 비하여 품질이 우수하고 수송 여건도 유리하여 소비자들에게 선호되고 있으나 강모래 또한 환경문제가 제기되고 있다.

이처럼 바다모래의 채취가 급증세를 지속하고 있는 것은 육상에서 채취할 수 있는 골재자원이 점차 고갈되고 있는 데다 각종 환경규제의 강화로 육상골재의 채취여건이 악화되었기 때문이다. 이에 반해 바다모래는 종합관리대책이 제대로 수립되지 못한 가운데 채취료가 상대적으로 저렴하고, 산림골재와는 달리 원상복구 예치금도 부과되지 않는 데다 행정단속도 느슨하여 무분별한 채취를 부추기고 있다.

2. 골재 및 바다모래의 수급 전망

1) 우리나라의 바다모래 부존량

우리나라에서 바다모래의 부존량 조사는 1990년대 초 수도권 신도시개발 등 급속한 건설사업의 증대로 골재과동을 겪은 후 골재자원의 안정적 확보와 수급에 대한 중요성이 크게 부각됨에 따라 수행된 골재자원 조사의 일환으로 수행되었다. 한국지질자원연구원은 1993년도부터 산업자원부의 지원으로 전국에 분포하는 하천, 산림 및 바다 골재자원의 부존 현황을 체계적으로 조사하기 시작하였다.

우리나라에 발달하고 있는 바다골재 부존 지역은 조류성 사퇴 (tidal sand ridge)가 발달하고 있는 해역이다. 이러한 사퇴들의 발달상태는 한국지질자원 연구원에서 실시한 대륙붕 해저지질도 작성을 위한 사업의 연구결과로 밝혀졌으며, 특히 육상 하천 골재자원의 고갈에 대비한 바다골재의 개발을 위하여 경기만 자월도 남쪽 바다에 발달하고 있는 사퇴를 모델지역으로 한 천해저 쇄설

성 광물자원의 정밀탐사 기술개발연구가 수행되었다.

현재 바다골재는 국내 전체 잔골재 (모래) 수요의 약 20%이상을 공급하고 있는 것으로 추정되고 있으며, 경기만 및 아산만에서 공급하는 잔골재의 양은 국내 전체 바다골재 공급량의 약 80%이상을 차지하고 있다.

한국지질연구원에서 1993년부터 현재까지 수행된 경기만 및 아산만의 바다골재 부존조사 결과에 의한 바다골재 매장량은 <표 2-2>와 같다. 가채매장량은 부유물질의 확산을 고려하여 보존지역 조건에 따라 추정매장량에서 뺄/모래 경계층의 상부 2m 내지 5m의 모래층을 제한 값이다.

물리탐사자료와 시추코어시료의 분석결과에 의하면 사퇴의 모래층 층후는 경기만 및 아산만이 약 4~18m를 보이고 있다. 이러한 차이는 인근 하천으로부터의 사질 퇴적물 공급량과 조류의 세기가 밀접한 관련이 있는 것으로 사료된다. 즉 경기만과 목포서부해역은 과거 해수면이 현재보다 낮은 시기 동안 막대한 양의 사질 퇴적물이 한강으로부터 유입된 것으로 후기 현세에 들어 강한 조류의 선별 작용에 의하여 두터운 모래층의 사퇴가 발달한 것이며, 이에 반하여 군산서부해역은 사질 퇴적물의 유입이 미약하고 조류의 세기도 약하여 모래층의 발달이 미흡한 것으로 알려져 있다.

<표 2-2> 바다골재 매장량 및 골재의 종류 종합

조사해역	최대층후 (m)	추정매장량 (m)	가채매장량 (m)	가채율 (%)
경기만 북부	6-18	481,950,000	120,487,500	25
경기만 남부	11-15	1,989,485,100	535,865,600	27
용유도 서부	11	73,015,000	36,444,000	50
아산만	4-18	117,987,500	72,035,500	61
서어벌주변해역	10-16	601,187,000	351,500,000	50
합 계		3,263,624,600	1,116,332,600	
최 대	18	1,989,485,600	535,856,600	61
최 소	4	73,015,000	36,444,000	25

자료 : 한국지질자원연구원 제공

현재까지 추정된 골재매장량은 경기만이 약 32.6억^{m³} (가채매장량 약 11.1억 ^{m³})이며, 2003년 바다골재 채취허가량 (경기만 약 3.6천만 ^{m³}/년)으로 계산하면, 가채매장량 기준으로, 경기만은 향후 약 30년을 공급할 수 있는 양을 부존하고 있다.

골재품질조사 (입도, 물성, 화학성분 등) 결과에 의하면 바다골재는 대부분 세립사 내지 중립사로서 한국공업규격협회의 콘크리트용 잔골재로서의 표준 입도(조립율) 범위보다 세립질이다. 이 외의 품질평가요소인 비중 및 흡수율, 폐각편 함량, 유기물 함량 등은 표준품질요건을 충족시키고 있어 골재로서 상당히 양호한 것이라고 할 수 있다.

2) 골재자원의 수급전망

건설교통부는 5년 마다 골재수급기본계획을 통하여 장기골재수급전망을 하고 있고 또한 매년 골재수급계획을 작성하고 있다. 현재의 골재수급계획은 2004년부터 2008년까지의 5년간에 걸친 제3차 계획인데, 골재의 수요는 3차 수급기간 중 증가폭이 둔화되어 2005년도에 정점(peak)에 도달하고 2006년도 부터는 하락세로 전환될 것으로 전망되고 있다. 주택보급률은 오는 2007년 이후 100%에 도달할 것으로 전망되고 있으나 핵가족화가 진행되면서 세대수가 계속 늘고, 재개발, 재건축의 수요가 있기 때문에 골재 수요량은 연간 2억 5천 만^{m³} 이상의 수요가 지속적으로 발생할 것으로 예상하고 있다.

〈표 2-3〉 골재수급기본계획상의 연도별 골재수요 전망

(단위 : 천^{m³})

구분	2004년	2005년	2006년	2007년	2008년
합계	257,044	260,429	260,429	257,822	257,834
모래	111,557	113,026	113,026	111,895	111,900
자갈	145,487	147,403	147,403	145,927	145,934

자료 : 건설교통부, 「골재수급기본계획」, 2004.

동조사의 결과를 보면, 골재 자원의 수급실태에 관해서 대부분의 지역에서 골재의 확보에 어려움이 있는 것으로 나타났으며 특히 잔골재(모래) 확보의 어려움은 더 클 것으로 조사되고 있다. 그 주된 이유는 바다골재채취의 해양환경 문제로 공급환경이 어려워지기 때문인 것으로 분석되고 있다.

3) 개발론자와 환경론자의 정책적 갈등

골재자원의 수급안정을 1차적 정책목표로 하고 있는 건설업계 입장에서 골재수급과 관련하여 거론하고 있는 문제점은 다음과 같다.

첫째, 우리나라는 앞으로 약 30년 후에 부존자원의 한계에 도달할 것이며 따라서 특별한 공급대책이 수립되어야 한다는 것이다.⁷⁾ <표 2-3>은 한국지질자원연구원이 조사한 우리나라 골재 부존량 및 이용가능량을 조사한 결과인데 우리나라의 골재부존량은 102억³m, 개발가능량은 55억³m 정도로 보고 현재의 골재수요량을 연간 1억 8천³m로 가정할 때 약 30년 정도의 공급물량이라고 추정하고 있다. 그러나 자료를 재구성하여 2000년도의 연간 골재원별 채취량과 개발가능량을 비교하여 보면 채취가능연수가 약 50년 정도로서 앞의 30년과는 차이가 있다. 골재채취량과 수요량에 차이가 많은 것은 건설현장에서 재활용되는 골재의 양이 최근 상당히 많기 때문이다. 자료의 차이가 있지만 건설업계나 골재개발론자의 주장은 골재자원이 언젠가는 고갈될 것이며 따라서 바다모래 등 신규자원을 계속 발굴해야 되고 환경규제를 과도하게 하면 골재수급에 지장이 있다는 것이다.

둘째, 골재는 자연채취물이기 때문에 채취원이 확보되지 않으면 공급량을 늘리기 어려운 특성이 있는데, 현재로서는 아직 뚜렷한 대체재가 없으며 외국으로부터 수입을 하는 것도 운송비 등의 문제로 여의치 않다는 것이다.

7) 한국건설산업연구원, 「골재의 수급안정 및 환경친화적 개발방안 세미나」, 2003. 4. p.7.

〈표 2-4〉 우리나라 골재 개발 가능량

구분	부존량(A)	개발가능량(B)	2000년도 연간채취량(C)	채취가능년수(B/C)
총계	10,217,497	5,537,976	112,365	49
하천골재	2,014,660	1,006,260	26,770	38
바다골재	3,245,440	1,173,346	29,179	40
산림골재	4,957,397	3,358,370	56,416	60

자료 : 부존량 및 개발가능량은 한국건설산업연구원(2003) 자료에서 인용.

셋째, 환경규제의 과다로 골재의 확보에 어려움이 있다. 특히 바다골재의 경우 최근 환경영향평가 대상 기준이 강화되었고 그 외 주민들의 민원, 환경단체의 민원 등으로 바다골재의 허가가 매우 제한되고 있다. 전에는 바다모래 채취허가 건별로 100만^m 이상일 경우 환경영향평가를 받아야 했으나, 2001년 1월에 개정된 ‘환경·교통·재해영향평가법’ 시행령에서는 ‘광업법’에 의한 광구의 단위 구역당 바다모래 채취량이 합산하여 50만^m 이상일 경우 환경영향평가를 받도록 기준이 강화되었다. 또 해양수산부에서는 바다모래의 무분별한 채취를 방지하기 위한 종합적인 대책을 강구 중에 있으며 우선은 해역이용협의 제도를 활용하여 허가를 규제하고 있다. 해양오염방지법에 의하여 지방자치단체는 바다모래 채취허가시 지방해양수산청과 해역이용협의를 하여야 하는데 해양수산부(지방해양수산청)는 해역이용협의시 환경에 위해가 우려되는 경우 바다모래채취를 실제적으로 규제할 수 있는 것이다. 최근 채취허가권을 가진 시·군·구는 이러한 제도적 규제 외에도 주민이나 환경단체의 환경관련 민원 때문에 채취허가에 매우 신중한 태도를 보이고 있다. 따라서 바다모래 개발 입장에서는 이러한 환경규제가 바다모래의 안정적 공급에 어려움을 주고 있다는 것이다.

이러한 전망하에 골재자원의 안정적 수급을 위해서 환경규제 완화 및 배타적경제수역(EEZ)에서의 바다모래 채취, 새로운 골재원 및 재생골재의 활성화, 골재채취단지 지정을 통한 집중개발방식의 도입, 골재수입의 검토 등과 같은 정책이 검토되고 있고 일부는 이미 시행되고 있다. 2003년도 7월부터 건설교

통부장관의 허가를 받아 배타적경제수역(EEZ)에서 바다모래를 채취할 수 있게 되었으며 또한 「골재채취법 시행령 및 시행규칙」을 개정하여 하천구역과 공유수면(인근바다가)을 대상으로 건교부장관 또는 시장·군수·구청장의 신청으로 골재채취단지를 지정할 수 있도록 하였다. 건교부는 환경부의 사전환경성검토 절차 등을 거쳐 골재채취단지를 지정하게 되는데 골재채취단지 내에서는 해당 지역의 자치단체장이 골재채취 허가를 내주게 된다.

이상에서 살펴 본 것은 골재의 안정적 수급을 정책 목표로 하는 입장에서의 견해이다. 그러나 바다모래채취가 해양환경에 미칠 영향을 우려하여 바다모래를 채취하더라도 친환경적으로 채취해야 한다는 ‘지속개발론자’의 입장에서는 다른 전망을 하고 있다.

첫째, 바다모래의 채취가 해양환경에 미치는 영향에 대해서 국내에서는 충분한 연구가 이루어지지 않았지만 환경에 영향을 미치지 않는 범위에서 바다모래채취가 허용되는 외국의 추세를 고려할 때 바다모래 채취의 환경규제는 더 강화될 것으로 보인다. 미국은 아직 바다모래를 건설자재용으로 채취하지 않고 있으며, 일본은 환경문제로 최근 세토나이카이에서는 바다모래채취를 금지하고 있어 바다모래의 공급실적이 크게 감소하고 있는 추세이다. 영국 등 유럽에서는 환경규제가 더욱 강화되고 업계에서는 스스로 환경문제를 극복하기 위한 투자와 노력을 하고 있다.

둘째, 골재자원이 재생불가능한 자원이기 때문에 대체자원의 개발 또는 자원의 소비를 줄여 나가야 할 것으로 보인다. 우리나라의 경우 특히 골재자원의 소비가 다른 나라에 비해 많으며 폐골재의 재활용도가 낮은 것으로 나타나고 있다. 골재의 연간 1인당 소비량을 보면 미국 4.0톤, 영국 2.4톤, 일본 5.8톤인데 비하여 우리나라는 8.5톤으로서 다른 나라에 비하여 매우 높음을 알 수 있다(골재는 굵은골재와 잔골재의 구성비에 따라서 부피(m³)를 중량(톤) 기준으로 환산할 경우 약간씩 차이가 있는데 여기서는 골재 1m³ = 2톤으로 환산). 또한 골재와 함께 중요한 건설 기초자재로 사용되고 있는 시멘트의 경우를 분석해 본 결과도 우리나라가 여타 국가에 비해 1인당 소비량이 매우 높은 것으로

나타나고 있다. 이는 우리나라의 골재소비가 매우 비효율적임을 보여주고 있기 때문에 골재소비문화를 개선한다면 천연골재의 소비량을 크게 줄일 수 있고 공급문제도 훨씬 개선될 수 있을 것이다.

셋째, 바다모래의 수입도 고려할 수 있다. 2003년도 이후 해사채취의 환경문제가 제기되면서 바다모래의 수입에 대한 움직임이 활발히 전개되고 있다. 그러나 아직은 국내가격과 차이가 있고, 수입에 따른 전용부두 확보문제 등 해결되어야 할 과제들도 있어 해사자원공급에 도움이 될 정도는 아니다. 그러나 우리나라의 해사지원의 수급상황을 미루어보면, 바다모래의 수입을 적극 도모하여야 할 것이며 특히 북한에서의 반입을 적극 추진해야 할 것이다.

〈표 2-5〉 각국의 1인당 골재 및 시멘트 소비량

구분 국가	2001년도 골재소비량 (백만톤)	2001년도 인구 (천명)	1인당 골재소비량 (톤/인)	1인당 시멘트소비량 (톤/인)
한국	400	47,069	8.5	1.14
일본	746	127,335	5.8	0.54
미국	1,130	285,926	4.0	0.40
영국	140	59,542	2.4	0.22

자료 : 조동오·장학봉(2003).

제3장

해사채취의 환경영향조사 분석

1. 국내 조사 사례

우리나라에서는 해사채취가 1980년도 이후 이루어졌고 1993년도 이후 본격화되기 시작하였지만 환경문제가 대두되기 시작한 것은 2000년도 이후의 일이라고 할 수 있다. 그 전까지는 해사채취의 환경문제에 관심을 가진 사람이 거의 없었다고 할 수 있다. 1990년도 초 매년 200만호 주택건설 계획에 따라 모래의 공급이 문제가 되면서 해사의 탈염문제가 이슈화된 적은 있었지만 바다에서의 모래채취가 해양생태계나 해양환경에 미치는 영향을 언급하지는 않았다. 1990년대 후반 교통·재해·환경영향법에 의하여 해사채취를 포함하는 바다에서의 골재채취가 면적으로는 25만 m², 채취량으로는 50만 m³ 이상인 경우 환경영향평가를 받도록 되어 있지만 지금까지 아직 해사채취에 대한 환경영향평가가 이루어진 바가 없었다. 해사채취업자들이 환경영향평가를 받지 않기 위하여 채취면적이나 물량을 쪼개어 허가 신청을 하였고 이러한 허술한 법망을 업자들이 잘 피해왔기 때문이다. 이러한 연고로 해사채취의 환경문제가 제대로 다루어진적이 없었고 그 만큼 해사채취의 환경문제에 대한 자료도 매우 미미한 수준에 있다.

우리나라가 정부 차원에서 해사채취의 환경문제를 조사한 것은 2004년도 해양수산부에 의한 조사가 최초라 할 수 있다. 해양수산부의 '해사채취의 친환경적 해사관리 방안 연구'를 통한 해양환경에 대한 조사는 5개년을 목표로 추진

되고 있으며 2004년도에 1차 사업을 수행하였고 2005년도에 2차 연도 사업이 진행되고 있다.

1차 연도 조사사업에서 해사채취가 해양생태계에 미치는 영향, 해사채취에 따른 해안해저지형 변화 분석, 해사채취에 따른 해저토사이동 및 해안선 침식 예측 연구 등 해사채취가 해양환경 및 해양생태계에 미치는 영향 등이 조사되었지만 1차 연도인 관계로 아직 뚜렷한 연구결과를 얻지 못하고 있다.

이외 민간차원에서 연구조사가 수행된 바 있다. 하나는 2000년도 이후 한국 골재협회인천지회에서 경기만을 중심으로 수행한 것이고 또 다른 하나는 남해의 욱지도 부근해역에서 조사한 보고서이다. 그리고 2004년도 이후에는 골재채취업체가 채취허가를 받기 위하여 대행기관을 통하여 작성하는 해역이용협의서에 일부 환경문제에의 영향을 언급하고 있으나 제대로 작성된 보고서가 많지 않다. 한국골재협회인천지회에서 경기만을 중심으로 수행한 보고서에서 해사채취의 수산자원 피해에 대하여 수산통계를 바탕으로 추정한 결과가 있으나 해사채취의 영향만을 별도로 설명하지 못하고 있다는 지적을 받고 있다.

이와 같이 우리나라의 경우 아직 해사채취에 따른 해양생태 및 해양환경에 미치는 영향에 대한 조사나 연구가 초기 단계에 있어 뚜렷한 결과를 보여줄 수 없는 실정이다.

2. 외국의 사례

1) 일본 : 세토나이카이 (瀬戸内海) 에서의 해사채취가 환경에 미치는 영향 조사

(1) 조사 목적과 개요

세토나이카이에서는 고도성장기 이후 산과 강의 골재 공급 부족에 대응하여

비산세토, 미하라세토, 이요나다를 중심으로 예전에는 전국 골재 생산의 50%를 초과하는 수준으로 골재가 매년 채취되어 수질, 해저지질, 해저지형, 생태계 등에 미치는 영향을 염려해 왔다.

이 때문에 일본 환경성에서는 1994년도부터 2000년까지 7년 동안 세토나йка이에서의 골재 채취가 환경에 미치는 영향에 관한 조사를 실시하였으며 최근 그 결과를 최종적으로 발표하였다. 또한, 1998년 6월의 중간발표 이후 저서생물(底棲生物) 및 까나리에 미치는 영향조사를 중심으로 진행되어 ①비산세토에서는 실험적으로 표층 골재를 채취(약 1,600m³, 수심변화는 수십 cm에서 최대 1.7m)하고, 채취 전후의 저서생물의 시간적 변화 등을 조사(이하 비산세토 저서생물조사라고 한다.), ②히우치나다에서는 과거부터 현재까지의 골재 채취 구역과 채취한 이력이 없는 해역의 저서생물 현황 등을 조사(이하 히우치나다 저서생물 조사라고 한다.), 또, ③세토나йка이의 다핵성 어류의 대표적인 종류인 까나리에 관해서 골재 채취해역(비산세토)과 비채취해역(하리마나다와 오사카만)을 비교·검토하였다.

본 조사에서는 ① 잉여배출수(plume) 발생에 따른 수질 변화, ② 해저지형 및 해저지질의 변화, ③ 저서생물(macro benthos)에 미치는 영향 ④ 까나리에 미치는 영향에 대해서 중점적으로 조사하였다.

(2) 조사 결과

① 혼탁발생 등 수질 변화

골재 채취선에서 배출되는 잉여배출수(plume)의 SS(부유물질, 浮游物質) 농도는 650mg/l (해저지질의 진흙성분 6.4 ~ 9.6%)에서 37mg/l (저질의 진흙성분 0.3 ~ 0.6%)이며 해저지질의 진흙 함유율에 따라 그 농도가 크게 변하는 것을 밝혔다.

잉여배출수(plume)가 주변해역으로 확산되는 것에 관해서는 항공사진에서 분석한 표층의 SS농도 분포에 따라 해면 수평방향으로 퍼지는 확산범위를 확

인하였는데, 그 범위는 소조(小潮)때는 대조(大潮)때에 비하여 상당히 좁아지는 등 조류의 강약과 해저지질의 진흙 함유율, 채취선의 운전 상황에 따라 상당한 차이가 발생하였다. 또, 같은 시기에 잉여배출수(plume)가 연직방향(鉛直方向)으로 확산한다는 조사 결과 등을 고려하면, 혼탁은 비교적 좁은 범위에서 발생하는 것으로 생각할 수 있다. 또한, 항공기에서 촬영한 사진 관찰에서는 대조 때 조류에 의해 해저지질이 흩어지는 것 등이 원인이라고 생각했던 혼탁이 골재 채취 해역에서 상당히 떨어진 곳에서 확인되었다.

② 해저지형, 해저지질의 변화

비산세토(겐바시마 남동쪽해역)의 골재 채취 구역에서는 대부분의 구역이 골재 채취 전의 수심에서 -20m 정도 수심이 깊어진 것이 확인되었다.

미하라세토(오쿠노시마 동쪽해역)의 골재 채취 구역에서는 채취 전에 있던 -3m~-20m의 사퇴(砂堆)가 소멸되었고, 대부분이 -40m을 넘는 수심이 되어 해저지질이 확실하게 역화(礫化, 입자가 굵어지고 자갈이 많아지는 현상) 되어 있는 구역이 확인되었다. 역화의 원인으로서 골재 채취에 따라 불필요하게 배출된 역분(礫分, 작은 돌과 조개껍질 등)이 조류에 의해서도 흘러가지 않고 채취구역 내와 그 주변에 퇴적되었기 때문인 것으로 보고 있다.

또한 비산세토의 저서생물을 조사하면서 동시에 조사한 해저지형 변화에서는, 채취 1년 후에도 해저지형에 큰 변화는 없고, 울퉁불퉁한 지형이 다시 메워지거나 평평하게 되지 않는다는 것이 확인되었다. 또, 히우치나다의 저서생물 조사에서 해저지형 및 해저지질에 관하여 1926년의 데이터와 비교한 결과, 수심이 깊어지면 울퉁불퉁한 지형은 과거 모래가 퇴적되었던 범위의 거의 전역에 미치고 해저지질은 사분(砂分, 모래성분) 주체에서 사역분(砂礫分, 모래와 조약돌 성분)으로 주체가 바뀌고 있다는 것이 확인되었다.

③ 저서생물(macro benthos)에 미치는 영향

비산세토의 저서생물 조사에서는 실험적으로 소규모 (1,600 m²)의 표층 골재

를 채취하고, 채취 전후의 저서생물의 시간적 변화를 조사하였다.

히우치나다(오미시마 남쪽 해역)의 저서생물 조사에서는 조사지점을 현재의 골재 채취 허가구역, 과거의 골재 채취 허가구역 및 채취한 적이 없는 구역으로 구분하고 저서생물의 종류수, 개체수 등을 비교한 결과 현재 허가구역을 중심으로 한 범위에서 확실히 적게 나타나고 있어, 골재 채취에 의한 영향이 확인되었다. 한편, 과거의 허가구역에서는 허가한 적이 없는 구역과 큰 차이를 볼 수 없었고 시간이 오랫동안 경과하면 회복하고 있다는 것을 알 수 있었다.

이상의 결과로 보면, 저서생물에 미치는 영향은 채취의 규모와 방법 등에 따라 차이가 있음을 알 수 있었고, 저서환경의 회복을 돕기 위해서는 채취해역에서도 일정한 두께의 모래층은 남겨두어야 한다는 점을 강조하였다.

④ 까나리에 미치는 영향

까나리는 모래층을 좋아하는 다핵성 어류이기 때문에 까나리를 대표 어종으로 하여 골재 채취가 까나리 자원에 어떠한 영향을 미치는 지를 파악하였다.

비산세토 해역에서 실시한 까나리 난치자 조사(1998년~2001년)와 과거의 오카야마현 조사 결과(1966년~1989년)를 종합하면, 까나리 발생량은 1970년대 중반에 크게 감소하여 현재까지 낮은 수준을 유지하는 것으로 확인되었다.

까나리 난치자 조사에서는 예망을 사용하여 조사하였는데, 1예망 당 채취 수로 보면, 비산세토 해역에서 1965~1974 년 사이에는 채취 수가 많은 경우 약 500개체, 작은 경우 약 100개체로 비교적 큰 주기성을 지닌 변동을 보였지만, 1975~1984년에는 많은 경우가 200개체 정도까지 감소했고, 1985~1988 사이에는 주기도 불명확해지고 많아도 100개체 정도로 감소하였다. 1990년부터 1997년까지의 상황은 알 수 없지만, 1985년부터 1989년까지의 연직에 조사 결과가 수평예(水平曳) 조사 결과와 비교적 비슷한 추이를 보이는 것으로 보아, 그 시기에도 대부분의 년도에서 100개체 전후였을 것으로 보인다.

최근의 추이를 보면 1998년 100개체, 1999년 45개체, 2000년 122개체,

2001년 149개체인 것으로 보아, 1975년 이후의 까나리 채취 수(발생량)는 크게 낮은 수준을 보이고 있음을 알 수 있다.

반면, 비산세토 옆에 위치하고 있는 하리마나다와 오사카만에도 까나리의 서식장과 산란장이 있는데, 여기에서는 과거 30년 이상 골재 채취를 하지 않았다. 효고현의 조사(1966년~2001년)에 의하면 비산세토에서는 까나리의 발생량이 크게 감소하였지만 하리마나다와 오사카만에서는 까나리 발생량이 감소하지 않았고, 1985년경 이후에는 오히려 크게 증가하였다.

까나리 발생량이 줄어드는 요인으로서는 어획(또는 남획)에 의한 까나리(성어)자원의 감소, 수질 악화, 서식·산란장으로 역할하는 해저지질 등의 변화에 의한 번식환경의 악화 등의 요인을 생각할 수 있다. 따라서 본 조사에서는 이들 요인이 까나리 치지어에 미치는 영향을 검토한 결과 까나리 발생량의 감소는 어획이나 수질 변화, 주변 연안의 매립, 해수온도의 상승 등의 요인에 의한 것이 아니라⁸⁾ 대량의 골재 채취에 의하여 서식장 및 산란장을 빼앗긴 것이 가장 큰 영향을 미쳤다고 결론을 제시하고 있다.

그리고 어식성 어종의 먹이가 되는 까나리 자원의 감소는 주변 해역의 생태계에도 영향을 미치고 있다고 하였다.

2) 미국의 해사관리 정책

(1) 미국의 해사채취 배경 및 역사

미국에서의 상업적인 해사채취가 처음으로 이루어진 것은 중앙 샌프란시스코만과 서부 델타에서 1930년대에 이루어졌다. 델타지역에서 채취한 모래는 주로 해안지역의 양빈(養濱)용으로 사용되었고 샌프란시스코만 부근에서의 모래는 고속도로, 업무용 빌딩, 다리건설과 지진보강 등을 위해 사용된 것으로 알려지고 있다. 최근 해수욕장의 모래를 보충하기 위해 바다모래에 대한 수요

8) 이에 대한 자세한 자료는 일본 환경성에서 발표한 자료 참조.

가 급격히 증가하고 있으나 근거리 해사 자원이 고갈됨에 따라 다른 공급원을 필요로 하게 되었다.

1989년 내무성의 광물관리청(Mineral Management Services)은 연방정부의 외연대륙붕(OCS: Outer Continental Shelf)⁹⁾에서의 해양광물자원(모래 및 자갈, 티타늄, 인삼염 등)을 관할하고 있는데, 최근에는 연방정부의 외연대륙붕에서 가장 먼 지역에 위치한 해역의 모래자원에 대하여 상당한 관심을 보이고 있다.

1993년 연방 의회는 OCS에서의 모래자원 이용의 이익을 깨닫고 입법을 제정하여 주정부와 지방정부의 연방정부 모래자원 이용에 걸림돌이 되는 방해물을 손질하게 되었다. 의회는 1994년 10월에 공공법 103-426을 제정하여 Outer Continental Shelf Lands Act(OCSLA)법령중 모래채취에 방해가 되는 임차조항을 개정하도록 하였다.

그 이후 MMS는 골재업자들의 모래채취를 허가하여 16개의 해안지역 프로젝트에 필요한 2천3백만 평방 야드 이상의 OCS모래를 채취하였다(표 3-1). 대부분의 채취는 미국동부해안과 멕시코 만에서 이루어진다. MMS에 의하면 해안지역의 프로젝트를 통하여 90마일 이상이 되는 해안선을 복구시켰고 중요한 군사시설 및 국립공원과 기반시설들을 보호하게 되었다.

(2) 해양모래 채취의 관리상태

MMS는 OCS에서의 해양모래 채취를 허가하기 전에 해양 및 해안환경에 미치는 영향과 피해를 최소화하기 위한 노력을 하였다. 우선 MMS는 OCS모래 채취에 따른 환경적인 영향에 대한 고려를 면밀하게 하였다. 이해관계자가 되는 주정부나 지방정부, 사회단체 등과의 협의를 용이하게 하기 위해서 MMS는 Alabama 등(그림 3-1)을 포함한 14개 해안이 있는 주정부와 협의를 하였

9) 미국의 Outer Continental Shelf Lands Act (1953년 8월7일 제정) 에 의하면 'outer Continental Shelf' 는 'all submerged lands lying seaward and outside of the area of lands beneath navigable waters as defined in section 2 of the Submerged Lands Act) and of which the subsoil and seabed appertain to the United States and are subject to its jurisdiction and control.

다. 이러한 협의를 하기 전에 주정부는 지리적 조사를 통하여 해변용 또는 습지 보호용에 적합한 모래의 부존지역을 확인하였다.

그 다음으로, MMS는 MMS환경연구프로그램(MMS Environmental Studies Program, ESP)을 통하여 환경연구에 필요한 다양한 자금을 지원하였다. 1992년 이후 MMS가 ESP에 사용한 자금은 10.8백만불(약 120억원)에 이르며 MMS는 ESP 자금을 포함하여 전체 약 14백만불(150억원)을 확보하였다.¹⁰⁾

〈그림 3-1〉 OCS 모래채취를 위해 MMS와 협의한 주



Jerome *et al*(2004)은 해안지형 형성에 미치는 영향을 연구하였다(수파의 전이, Maryland와 Delaware의 생물학적 해안상승). 그리고 Diaz *et al*(2004)는 Maryland와 Delaware해안지역에서 많은 양의 모래채취에 대한 생물학적 영향을 연구하였다.

10) U.S. Geological Survey-Biological Resources Division (USGS/BRD), Louisiana State University Coastal Marine Institute (LSU-CMI) Matching Funds, Louisiana Department of Natural Resources (LDNR), Marine Mineral Program Funds.

〈표 3-1〉 미국 연방 OCS해역에서의 해사채취 실적 (2005. 8월 현재)

주	위치	채취량 (cubic yards)
FLORIDA	Jacksonville (Duval County)	1,240,000
SOUTH CAROLINA	Myrtle Beach (Surfside)	150,000
VIRGINIA	Dam Neck Naval Facility	808,000
VIRGINIA	Dam Neck Naval Facility	700,000
VIRGINIA	Sandbridge Beach	1,100,000
VIRGINIA	Sandbridge Beach	2,000,000
MARYLAND	Assateague National Seashore	134,000
MARYLAND	Assateague National Seashore	2,000,000
MARYLAND	Assateague State Park	100,000
FLORIDA	Brevard County - North	4,500,000
FLORIDA	Brevard County - South	2,800,000
FLORIDA	Patrick Air Force Base	600,000
LOUISIANA	Holly Beach	4,200,000
FLORIDA	Brevard County	2,000,000
FLORIDA	Patrick Air Force Base	350,000
FLORIDA	Jacksonville (Duval County)	1,500,000

자료 : <http://www.mms.gov/sandandgravel>.

〈표 3-2〉 미국 MMS의 해양광물관련 환경연구 현황 (2005. 4월 현재)

번호	연구분야	연구비(\$)
1	Generic Studies(총괄적인 연구)	2,081,069
2	Site-Specific Studies(특정지역 연구)	4,692,043
3	Aggregate Dredging Effects Studies(굴채취영향 연구)	560,000
4	기타 진행중인 연구	1,149,849
5	Cooperative and Inter-Agency Agreements (MMS \$ Only) 진행 중인 협력 및 기관간 협의	1,294,821
6	MMS/LSU Coastal Marine Institute (MMS \$ Only) 진행 중인 연구-MMS/LSU 연안해양연구소	990,950
	Sub-Total MMS ESP spent (소계)	10,768,732
7	Additional Ongoing Studies (Non-ESP) (진행 중인 연구)	109,912
8	Marine Mineral Environmental Study Efforts Being Conducted by USGS Biological Resource Division (USGS-BRD) (USGS 생물자원부에 의해 진행중인 해양광물 환경연구)	1,770,000
	Total Spent for Studies (총계)	12,648,644

Source : <http://www.mms.gov/sandandgravel>.

마지막으로 MMS는 생물학적 및 물리학적 프로그램을 개발하여 OCS 해사채취로 인한 장기간의 영향 평가를 하여 이러한 자원들의 장기 및 지속적인 이용과 관련된 환경훼손을 줄이게 되었다. 이 프로그램의 목표는 첫째로 채취장소에서 모래채취의 물리적 및 생태학적 영향을 보다 잘 이해하기 위한 것이고 둘째는 자원관리에 필요한 유용한 가치나 정보를 알기 위한 것이었다. 이 프로그램은 우선적으로 해사채취로부터 야기되는 물리적, 생물학적 악영향을 파악하는 것이었고, 물리적 과정과 생물학적 과정 사이의 관계를 파악하는 것이었다.

물리적 및 생물학적 변수(parameters)들간의 관계에 대한 문헌연구와 평가에 근거하여, 모니터링 프로그램이 다음의 6가지 요소를 포함하여 설계되었다. 즉 수심 및 해저층 조사, 퇴적물 샘플링 및 분석, 파랑 모니터링과 모델링, 해안선 모니터링과 모델링, 저서생물군과 어류와의 관계, 그리고 해양포유동물(mammals)과 야생동물 등이다. 이러한 연구들간의 연구방법의 일관성을 확보하기 위해 지침안(protocol)을 개발하였다(Nairn et al. 2004).

연구와 모니터링 프로그램을 통해 MMS는 해저 및 원양의 군집생물 특징을 파악하고 평가할 수 있었고 채취지역에서 지형, 퇴적물의 구성성분 및 해양학적인 상황과 같은 물리적 변화를 예측 할 수 있었다. 그 결과 MMS는 해사채취 작업에 의한 물리적 및 생물학적 악영향을 인식하게 되었고, 이러한 잠재적 영향을 채취허가의 기준으로 사용하고 있다.

미국에서는 환경을 보호하기 위한 여러 가지 지침이 있다. 예를 들어, OCS Lands Act, National Environmental Policy Act, Endangered Species Act, Marine Mammal Protection Act 및 기타 다른 법 들이 있다. MMS는 해양에서의 모래채취에 따른 악영향을 최소화하기 위한 임무를 부여받았고 이를 위해 연방 OCS와 자원을 관리하기 위한 지침서를 만들었다.

MMS의 연구에 의하면 많은 경우의 모래채취의 환경적인 영향은 모든 지역에서 유사하게 나타난다. 어떤 특정의 해사채취 작업방법이 물리적, 화학적 및 생물학적 특성에 미치는 영향을 파악하기 위해서는 총체적인 연구 (generic study)가 필요함을 밝혔다. MMS는 환경의 부작용을 최소화하기 위해서는 적절한 환경영향 저감방안, 실험적 모델링 또는 모니터링 기술들을 권장하였다.

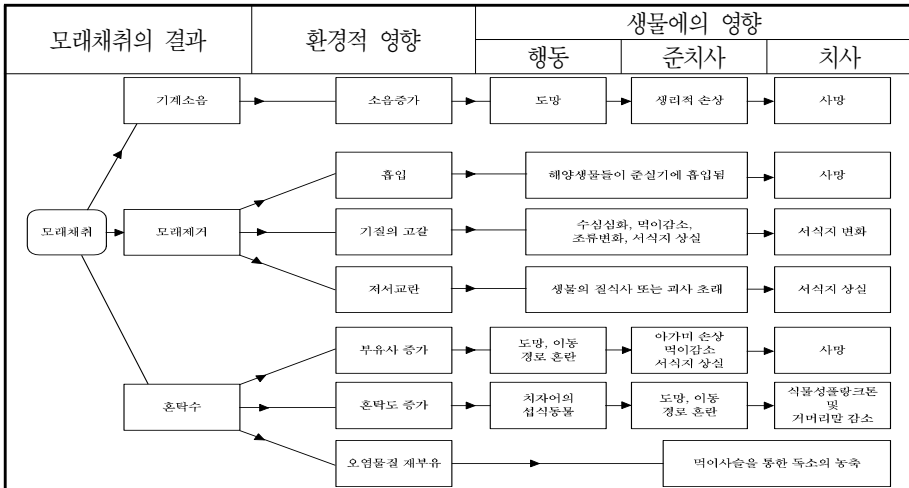
〈표 3-3〉 MMS의 해사채취 지침서

분야	잠재적 영향	목표	필수요건	
			모니터링	모델링
수심측정 및 해저층 조사	채취지역과 주변지역의 기저층의 특성(특히 사퇴 및 사주) 및 형태변화 그리고 물리적(파고와 해안선변화) 및 생물학적 영향	1. 채취 위치와 채취된 모래의 양을 파악하고 채취로 인한 수심변화를 판단하기 위함 2. 채취지역의 인근에서 수심의 지속적인 변화치를 측정하기 위함 3. 채취지역의 변화량을 측정하기 위함	1. 측량조사(단일 빔 음향)와 측면 스캔 수중탐지 2. 멀티 빔 기술에 의한 측량조사 3. 지침(protocol)의 상세내용과 필수요건을 달성할 수 있는 LIDAR/SOALS 또는 기타방법.	
퇴적물	퇴적물의 구조와 전체 유기물 내용의 변화 및 지속적인 생물학적 영향	1. 채취, 퇴적, 및 간접침식/퇴적과정으로 인한 구조의 변화를 규정하기 위함 2. 잠재적 변화는 채취지역의 형태변화 평가에 도움 (사퇴와 사주) 3. 저서생물군에의 영향평가를 위한 TOC의 수정을 결정함	저서생물의 샘플링 위치에서 모래샘플을 수집하고 입자크기와 분포 파악 그리고 고온연소에 입각한 TOC방법을 테스트함	
파랑	영향가능성: 해안선 변화의 궁극적인 영향과 함께 채취 지역에서 파형의 형태에 대한 변화	1. 최초 접근 채취에서부터 시작하여 지속적인 수파형태를 지속적으로 기록하기 위함 2. 수심에 대한 최초변화의 영향을 평가하기 위함 3. 수심측정에 대한 지속적인(직접적 및 간접적인) 영향을 평가하기 위함	측정한 방향성 데이터와 비방향성 데이터 그리고 일기에측 가능한 데이터의 결합을 통한 심해(또는 채취의 직접적으로 앞바다에 있는)파도의 데이터	채취(필요하면) 그리고 해안으로 심해파도를 전달하는 완전한 해안근처의 파도변형(해안선 변경모델 정보제공을 위해)
해안선	채취지역의 해사채취로 직접적으로 원인이 되는 해안선 침식	1. 실제적인 해안선 변화를 기록하기 위함(원인에 관계없이) 2. 채취에서 해사채취의 영향을 평가하기 위함	1. 매 300m 마다 년간 해안과 주변지역의 개요조사 2. 지형 항공사진 및 매년 두 번의 디지털화된 해안선	해사채취가 시작되기 전 및 시작된 후 프로젝트가 있을 시와 없을 시 해사수송과 관련 해안선변화를 평가할 수 있는 GENESIS모델을 이용한다

〈표 3-3〉 계속

분야	잠재적 영향	목표	필수사항	
			모니터링	모델링
저서생물과 어류, 영양전달	<ol style="list-style-type: none"> 부존량이 많고 다양성이 풍부하며 생물량을 갖지만 다양한 종류의 구성과 군집구조를 갖는 군집에서 1-5년에 발생되는 해저 유기물에 의한 재 군집화와 함께 채도 지역에서 해양 저서동물의 전체적인 소멸 각각의 크기와 무게에 영향을 미치는 합성효과를 갖는 변화된 수렵채집 효능 어류 먹이 기저의 변경된 구성, 먹이사슬에 미치는 변경된 생산성과 에너지 전이효과 	<p>해저생물군에서 어류에 이르기까지의 에너지 전이와 해저생물군에 미치는 해사채취활동의 영향을 결정하기 위한. 해저 유기물의 전반적인 풍부함은 해사채취 후 1-2년 내에 일부 몇몇 경우에 아전 해사채취 수준으로 되돌아 가능현상을 나타냈지만 종류의 구성성분은 다양하고 먹이감을 위해 그러한 변화된 군집형태를 이용할 수 있는 능력은 불확실함</p>	<ol style="list-style-type: none"> 해사채취 전 및 해사채취 1, 3, 5, 7년 후에 영향 입은 위치에 서 2개의 0.1m 저서동물 샘플을 수집. 복구가 증명될 때 모니터링은 중단될 수 있음. 해사채취 전 및 해사채취 1, 3, 5, 7년 후에 영향 입은 위치에 서 다층적으로 수적으로 많은 그리고 흥미롭게 중요한 종의 생물로부터 위를 수집함 	<ol style="list-style-type: none"> 어류 내장 내용 비교와 2차적인 번식성 가치를 결정하기 위한 저서생물 2차적인 번식성 가치를 측정하기 위한 생물량 측정 어류를 위한 해저 먹이감 탄소 및 질소 안정된 동위체 저서생물 분류와 비교를 위한 어류내장 분석 2b. 어류 근육 조직의 탄소 및 질소 안정된 동위체
해양포유동물 및 야생생물	<p>동물의 상해나 죽음; 방향감각상실 가능성</p>	<ol style="list-style-type: none"> OCS 해사채취작업이 있는 동안 특정위치의 해상관찰과 거동 데이터를 얻기 위한. 이 정보는 부과된 해양 포유동물과 야생생물보호의 경감필요성을 평가할 때 주 및 연방정부의 규정기관들에 도움이 될 것이고 미래의 경감 필요성에 대한 필요한 변경에 도움을 줄 것임 OCS 해사채취작업 동안 좌초된 동물과 관찰된 동물의 관련가능성을 위한 해상야생생물의 최초 데이터를 얻어 평가하기 위한. 이 정보는 OCS 해사채취작업동안과 해사채취작업 후 해양 야생생물 사이에 명백한 관계가 존재하는지를 평가할 때 주정부 및 연방규정 기관들에 도움이 될 것임. 해사채취작업 동안 해양 포유동물과 보호 야생생물의 위험 상호작용 가능성을 최소화하기 위한 환경 경감 필수사항을 이행할 수 있는 수단을 제공함(이것은 OCS와 해사채취 프로토콜에 포함된 유일한 “조작통제” 모니터링 프로그램요소임) 	<ol style="list-style-type: none"> OCS 해사채취작업동안 해양포유동물과 야생생물에 대해 해사채취용기에 내장하여 관찰 및 동태 데이터를 수집함 해사채취작업 후 60일 동안 해양 포유동물 및 야생생물 최초 데이터를 수집 해양 야생생물과 해사채취장비 사이에 해로운 상호관계나 충돌을 최소화하기 위해 부과된 환경영향 저감 필수사항을 이행 	<ol style="list-style-type: none"> 해사채취기간 동안 좌초된 동물데이터와 관찰 데이터를 비교하고 해양 야생생물의 동태를 살핌 비해사채취작업기간 동안에 비교할 만한 시간동안 기록되는 데이터뿐만 아니라 해사채취작업기간 동안 수집되는 관찰 데이터와 야생생물 데이터를 비교함

〈그림 3-2〉 해사채취가 어류 등에 미치는 잠재적 영향



Source: Charles H. Hanson, John Coil , Barry Keller, Jennifer Johnson, Justin Taplin, and Jud Monroe, 2004, “Assessment & Evaluation Of The Effects Of Sand Mining On Aquatic Habitat And Fishery Populations Of Central San Francisco Bay And The Sacramento-San Joaquin Estuary”, HANSON ENVIRONMENTAL, INC.

이러한 연구문헌을 정리하면, 해사채취 작업의 악영향을 파악하기 위해서는 다음과 같은 요소들을 고려해야 하는 것으로 나타나고 있다.

〈표 3-4〉 해사채취 환경영향에 관련된 연구 분야

분야	연구 분야
물리적 요소	<ul style="list-style-type: none"> - 하층토 제거로 인한 구덩이의 발생 - 수심의 변화 - 해저지형의 변화 - 조류패턴(current pattern)의 변화 - 해안선 변화 - 잉여배출수(plume)에 있어서 퇴적물의 침전과 퇴적으로 인한 입자의 변화
생물학적 요소	<ul style="list-style-type: none"> - 흡입에 의한 생물의 변화(entrainment) - 저서환경의 교란 (benthic disturbance) - 서식지 감소나 소실 - 증가된 부유퇴적물 (농도 및 탁도)에의 노출 - (중금속 등)오염에의 노출 - 생물군집의 재군집화(re-colonization) - 어류의 이동 또는 이동 패턴의 변화
경제적 요소	<ul style="list-style-type: none"> - 어업자의 회피행동(어업비용의 증가결과)

3) 샌프란시스코만과 새크라멘토 - 샌조아킨 하구 조사

Hanson Aggregates Mid-Pacific 등 3개 골재채취회사¹¹⁾가 연구비를 지원하여 현재 해사채취가 상업적으로 이루어지고 있는 중앙 샌프란시스코만과 내크라멘토-샌조아킨 하구를 대상지역으로 하여 해사채취가 야기하는 물리적 환경변화와 생태적 환경변화에 대한 조사를 시행하였고 그 최종 보고서가 2004년 10월 발간되었다(연구사업명 : Assessment and Evaluation of the Effects of Sand Mining on Aquatic Habitat and Fishery Populations of Central San Francisco Bay and The Sacramento-San Joaquin Estuary).

동 조사는 Hanson Environmental, Inc 이 2002년 1월부터 수행하였고, 본 조사에는 여러 기관이 워킹그룹(Interagency Working Group)을 구성하여 본 조사에 참여하였는데, 여기에는 California Department of Fish and Game, national marine Fisheries Service(NOAA Fisheries), U.S. Fish and Wildlife Service(USFWS), U.S. Army Corps of Engineers(ACOE), State Lands Commission(SLC), San Francisco Bay Regional Water Quality Control Board, California State Mining and Geology Board Office of Mine Reclamation 그리고 The Bay Conservation and Development Commission 등 해사채취와 관련하여 개발과 관련된 기관과 환경보존 및 수산자원관리에 관련된 기관이 함께 포함되어 있다.

샌프란시스코만 삼각주 하구(San Francisco Bay-Delta estuary) 내의 수중서식지(subtidal habitat)는 다양한 종류의 어류와 새우, 게 등 여러 갑각류(무척추동물)의 생활 단계에서 중요한 역할을 하고 있다. 이들 어종들은 센트럴만과(Central Bay) 수위썸만(Suisun Bay)¹²⁾에 형성되어 있는 모래 서식지에서 먹이도 취하고, 산란도 하며, 새끼를 양육하기도 하고, 이동경로로 이용하기도 한

11) Hanson Aggregates Mid-Pacific, Inc, RMC Pacific Materials, Inc 와 Jerico Products, Inc/Moris Tug and Barge 등 3개 회사가 현재 상기의 대상지역에서 해사채취를 하고 있으며, 2002년 3월부터 2003년 2월 까지 약 1,647,184 cubic yard를 채취하고 있는 것으로 나타남. 참조 Hanson ES:4.

12) Hanson Environmental, INC. 2004. (7:1)

다. 이러한 이유로 동 지역은 NOAA Fisheries에 의하여 Magnussen Stevens Act 에 의한 Essential Fish Habitat(EFH)로 지정되어 있으며, California 주정부와 연방정부의 Endangered Species Acts(ESA)에 의하여 연어류(Chinook salmon)과 빙어류(delta smelt)의 중요한 서식지(critical habitat)로 지정되어 있기도 하다. 따라서 모래채취를 하게 되면 수심 변화, 기질의 특성 변화, 물의 흐름 및 수질 변화 등이 초래되어 궁극적으로 이들과 같은 중요한 어류나, 새우, 게 등이 이용하는 서식지로서의 역할에 영향을 끼칠 수 있으며, 또한 그런 서식지의 특성이나 유용성에도 영향을 끼칠 수 있다.

따라서 본 조사는 해사채취가 생태계의 변화 특히 1) Endangered Species Acts(ESA)에 의하여 보호 종으로 지정된 연어류(Chinook salmon)과 빙어류(delta smelt)에 미치는 영향, 2) 특별하게 관리가 필요한 종, 3) 중요한 서식지(critical habitat)로 지정된 지역에 미치는 영향 등을 밝히기 위한 것이며, 또한 다른 한편으로는 개발업자들의 수요, 즉 새로운 채취지역을 찾아 내고 보다 더 많이 채취할 수 있는 가능성을 찾아내기 위한 목적도 동시에 갖고 수행되었다.

본 조사는 현장조사로 수행된 것이 아니고 지금까지 대상지역과 그 주변에서 이루어진 여러 가지 기존의 조사와 논문 등 기존 문헌을 탐색하고 분석하여 1) 해사채취의 악영향을 분석하고 평가하는데 충분한 자료나 정보가 있는 지역, 2) 충분한 자료가 없어서 향후 추가로 조사나 분석이 분석한 지역, 3) 그리고 기존의 문헌을 종합하여 향후 해사채취의 허가나 평가지침 등에 사용할 수 있는 정보를 제공하는 것이 주목적이다.

본 보고서에는 Morton(1977) 등이 모래채취가 야기하는 다양한 물리적 환경 변화로부터 초래된 영향, 해사채취가 하구의 생물종 및 해양 생물종(Marine species)의 서식지에 끼치는 생태학적인 영향, 해사채취가 조류(潮流)의 순환형태 변화, 부유토사, 수질학적인 변화 및 특성, 서식지 파괴, 등에 미치는 영향, 해사채취가 어류 및 무척추동물에 끼치는 영향에 대해서 조사했다. Allen (1980), Johnston(1981)은 하구의 준설 작업 및 메꾸기 작업이 하구의 어류자원 및 서식환경에 끼치는 영향에 대해서 조사했다.

본 보고서에서는 생물학적인 반응에 대하여 해사채취가 생물에 미치는 영향을 치사 영향(Lethal effects), 준치사 영향(Sublethal effects), 행위적 영향(Behavioral effects)으로 구분하여 설명하고 있다.

- 치사영향(Lethal effects) ; 생물 개체들의 죽음을 초래하고 개체수의 감소를 야기하거나 여러 다양한 생물 종들의 서식지 범위와 기능에 해를 끼치는 영향
- 준치사영향(Sublethal effects) ; 성장률을 감소시키고, 생리적인 스트레스를 유발하고, 조직 구조를 손상시키고, 서식지의 질을 하락시키고, 개체들의 건강 및 상태를 악화시키는 결과를 초래하는 영향
- 행동에 미치는 영향들(Behavioral effects) ; 귀소 및 이주에 해로운 영향을 끼치고 먹이섭취 확률을 감소시키고, 장애반응을 야기하고, 다른 서식지를 포기하게 만드는 영향

본 보고서에서는 바다모래 채취가 해양생물 즉 어류와 무척추동물에 미치는 영향에 대한 연구를 수록하고 있다. 태평양 청어(Pacific herring), 망상어(Shiner perch), 멸치의 경우를 살펴보면, 다른 비교 어종들(서대기, 아귀과 물고기, 줄무늬 농어) 보다 상대적으로 훨씬 더 심한 행동장애를 보여주었으며, 또한 높은 농도의 부유토사(Suspended sediments)에 노출되었을 때 한층 더 심각한 준치사적인 반응을 보이는 것으로 나타났다.

모래채취 과정에서 발생하는 부유토사(Suspended sediments)의 농도 변화 및 부유토사에의 지속적인 노출, 그리고 모래 입자의 크기, 조류(潮流)의 속도 등의 여러 원인들이 다양한 어종에 있어서의 행동적 반응 및 스트레스 반응에 영향을 미치는 것으로 나타났다.

만-삼각주 하구(Bay-Delta estuary)의 수중서식지에 살고 있는 성장기의 던저네스 게(Dungeness crab)와 돌게(Rock crab)를 포함해서 만(Bay)에 서식하는 새우와 여러 다양한 종류의 갑각류들은 모래채취 작업에 의해서 해로운 영향을 받는 것으로 조사되었다. 여러 문헌에서 새우와 게는 특히, 부유토사의 잉여배출수(Suspended sediment plumes)에 노출되었을 때, 기질이 변했을 때,

해저 수심이 변했을 때, 소음 발생 및 서식지 붕괴가 일어났을 때, 성장기와 성숙기 단계에서 채취기에 흡입(entrainment) 되었을 때, 그리고 그 외의 다른 요인들에 의해서 직간접적으로 영양을 받을 수 있다는 것을 보여주고 있다.

비록 모래채취 작업이 만-삼각주 하구(Bay-Delta estuary)에 서식하고 있는 새우, 게에 미치는 영향을 수치로 나타내기는 어렵지만, 모래채취는 서식지의 특성 및 이용가능성에 직간접적으로 영향을 끼칠 수 있으며, 또한 이런 종들의 치사율을 높이는 데 기여하는 것은 분명한 사실인 것으로 기술하고 있다.

본 보고서에서는 샌프란시스코만과 삼각주를 대상으로 CDFG에서 1980년부터 2001년 까지의 21년 동안 트롤 등의 어법으로 어획한 어업조사통계를 분석한 결과 동 지역은 어류와 무척추 동물의 자원량이 매우 풍부한 지역이며 산란과 서식지로서 매우 중요하고 특히 Northern anchovy, Dungeness crab, Bay shrimp, California halibut, Pacific herring, Striped bass, Chinook salmon 등이 풍부한 지역인 것으로 확인하였다.

본 보고서는 결론적으로 앞으로 추가적으로 현장 조사가 수행이 되면 보다 더 잘 이해하고 해결책을 제시할 수 있는 환경상의 현안들을 파악하고 제시하였다. 추가적인 조사가 필요한 연구 분야로는 다음과 같다.

- 해사채취 활동의 모니터링
- 퇴적 또는 침식을 모니터링 하기 위한 수심 조사
- 퇴적 유동성 및 퇴적 수지 (sediment budget)
- 대조 지역 설정 (reference site)
- 방출 잉여배출수(overflow plume)의 특성
- Plume에 노출된 어류의 행동
- Plume을 줄이기 위한 기술의 평가
- 채취작업중의 소음
- 어류, 게 등의 흡입(entrainment)에 따른 연구
- 생태적으로 민감한 서식지의 파악
- 저서생태계의 교란과 재서식화

또한 본 보고서에서는 이러한 조사를 하기 위해서는 1) 특정지역에서의 자료 수집, 2) 편기(bias)가 없는 자료 수집 방법의 확보, 3)정밀도와 정확도가 높은 자료수집 방법, 4) 채취해역과 대조해역에서의 자료 수집과 비교, 5) 채취작업 기간 등이 미치는 영향에 대한 자료의 수집, 6) 채취 전과 채취 후의 일정 기간 동안 시간대별 자료의 수집 등이 중요함을 언급하였다.

4) 미국 델라웨어/매릴랜드 주의 해사채취 영향 조사

미국의 델라웨어주와 매릴랜드주는 MMS(Minerals Management Services)와 함께 5개의 관심지역(Regions of Interest)를 정하여 해사채취가 해양생태계 및 해양환경에 미치는 영향에 대하여 조사하였다. 양 주에서는 최근 해수욕장의 양빈을 위한 해사의 수요가 크게 급증하고 있고 앞으로 그 수요가 더욱 커질 것으로 전망하면서 해사채취의 영향을 파악하기 위한 것이었다.

본 조사는 크게 두 분야로 나누어지는데, 하나는 해양생물, 즉 저서동물과 어류 및 무척추동물에 미치는 영향에 대한 조사이고 다른 하나는 해사채취가 해안에 미치는 영향을 조사한 것이다.

해양생태계에 대한 조사는 1998년과 1999년 2차례의 조사를 통해 이루어졌는데 저서생물의 생물량(biomass)를 파악하기 위해서 트롤어구, 그랩 샘플러, sediment profile camera 등을 사용하였다. 5개의 관심지역은 향후 해사채취가 이루어 질 수 있는 해역으로서 해안에서 8km~10km 정도 떨어진 사주(shoal) 지역을 선택하였으며 수백만^m 내지 수천만^m의 해사채취가 있을 것으로 가정하고 조사한 것이었다.

본 조사결과 해사채취가 채취지역 주변의 7.7 km² 범위에서 해양생물에 심각한 영향을 미친다고 평가하였으며 그 결과 어류의 영양원으로 사용되는 약 1억5천만개의 해양생물개체가 파괴된다고 보고하였다.¹³⁾

13) R.J. Diaz, G.R. Cutter, Jr. and G.H. Hobbs, III, 2004.

동 조사에서는 또한 해사채취 지역에서는 이동성 어류의 경우 그 종(species)이 변한다고 보고 있으며 이동성 어류들은 서식지로 이용하던 지역이 해사채취로 파괴되면 다른 서식지를 찾는 것으로 보고하였다.

본 조사결과 채취지역의 저층(substrate)은 저서생물의 재서식화에 미치는 영향이 크기 때문에 모래층의 바닥까지 파괴하는 것은 피해야 하며 또한 광범위한 지역을 채취하는 경우 어류나 해양생물들이 피난지(refuge patch)로 사용할 수 있도록 일부지역을 남겨두어야 한다고 권고하고 있다. 또한 해사채취의 시기와 채취공법 등이 해양생물에 미치는 영향이 크기 때문에 이를 고려하여야 한다고 하였다. 따라서 채취예정지에 서식하는 중요한 어류의 생태적 특성(life history traits)¹⁴⁾에 대한 자료가 필요하다고 하였다.

해사채취가 해안 및 해양물리적 요소에 미치는 영향을 조사하기 위해서는 해양물리적 모형을 사용하여 2백만 m³의 해사채취가 해안에 미치는 영향과 천만 m³ 단위의 해사채취가 해안에 미치는 영향과 해사채취로 인한 수심변화가 파랑과 조류에 미치는 영향을 조사하였다. 대체적으로 1회성의 2백만 m³의 해사채취의 영향은 크지 않지만 10-20년에 걸쳐 2천4백만 m³의 해사채취는 해안 침식과 해안선 후퇴에 미치는 영향이 있는 것으로 나타나고 있다.¹⁵⁾

5) SANDPIT Project

SANDPIT Project는 북해(North Sea)에서의 해사채취에 관련된 연구사업으로서 주 목적은 북해에서의 해사채취가 북해 주변 연안국의 해안에 어떤 영향을 미치는 지를 파악하는 것이다. SANDPIT project는 주로 해사채취에 따른 지형변화 및 침식문제를 다루고 있다는데 그 특징이 있다. 생태적 영향에 대해서도 다루고 있지만 전체적으로는 해안선 침식문제가 우선적인 과제이다.

14) 주요한 특성으로, 선호하는 기질(preferred substrate), 섭식 방법(feeding mode), 이동성(mobility), 연간 산란회수(spawns/year), 어란의 행태(larval mode), 산란 시기(spawning times), 수명(lifespan) 등이다.

15) Jerome P.Y.(2004)

본 사업은 유럽연합(EU)이 410만 유로를 지원하여 수행되는 사업으로 2002년 4월부터 수행되어 2005년 중반에 완료된 사업으로 현재 최종보고서가 작성되고 있는 것으로 알려져 있다.

EU에서는 향후 해안선 침식문제, 매립토사, 건설사업 등과 관련하여 바다모래의 수요가 크게 증가할 것으로 보고 해사채취의 지침을 개발하는데 그 궁극적인 목적이 있다.

본 사업은 17개의 연구기관 및 대학이 컨소시엄으로 참여하고 있으며, 참여하는 국가로는 덴마크, 프랑스, 이태리, 홀랜드, 노르웨이, 포르투갈 등이다. SANDPIT Project는 목적 달성을 위해 대규모의 채취웅덩이(Pit)을 대상으로 하여 채취방법에 따라 해안선에 미치는 영향, 채취 웅덩이의 회복 등을 모니터링 하게 된다. 이러한 조사를 통하여 해사채취가 해안에 미치는 영향을 예측하게 된다.

본 사업은 4개의 Workpackage(WP)로 구성되어 있는데, 2차 년도의 경우, WP1은 프로젝트 관리 및 결과의 확산 및 홍보를 담당하고 있고, WP2는 데이터수집, 토사 이동 및 지형변화를 담당하고 있으며, WP3은 예측기술의 개발 적용 분야를 담당하고 있다.

2004년 5월에 작성된 보고서(Scientific Report of Sandpit Project)는 각 분야의 연구내용을 보여주고 있는데, 해사채취의 생태적 영향에 관한 기존 문헌을 정리한 자료에서 웅덩이의 생태적 구조가 회복하는데는 2-3년 걸린다고 하고 있다.

6) 영국¹⁶⁾

영국은 2001년 기준 연간 2,280만 톤의 해사를 채취하여 이중 1,400만 톤을 영국 내에서 이용하고 700만 톤을 유럽으로, 나머지 160만 톤을 영국의 해변

16) EUMARSAND (<http://szelit.im.gda.pl/eumarsand/>_2004.11.19) 참조

보충용 모래로 사용하고 있다. 이중 영국에서 사용된 모래의 대부분은 인구와 산업이 밀집해 있는 런던과 영국 동남부 지역에서 주로 소비되고 있다.

영국에서는 해사채취업자가 해사채취 허가를 얻기 위해서는 다소 복잡한 과정을 거치게 된다.¹⁷⁾ 우선 환경부(DEFRA, Department of Environment, Food and Rural Affairs)와의 협의를 거쳐 환경적으로 가능하다는 판단을 얻고 이를 바탕으로 부총리로부터 정부의견(Government View, GV)를 얻은 이후, GV를 바탕으로 정부의 공공재산을 관리하는 기업인 Crown Estate로부터 해저 광물을 채취할 수 있는 허가를 받게 된다. 이 과정에서 채취업자는 환경보고서(Environmental Statement)를 제출하도록 하고 있다.

환경보고서는 연안영향연구(Coastal Impact Study)와 환경영향평가서로 구성되는데 해사채취 희망업자가 택한 전문 대행기관이 작성하고 여기에는 준설로 인한 해류, 파도, 퇴적물 이동 변화에 관한 모델링 결과를 제시하여야 한다. 해사채취로 인해 예상되는 해양환경의 변화에 따라 채취허가 여부가 판단되는데, 해양환경의 변화에는 앞서 물리적인 해양환경 변화뿐만 아니라 탁도 증가와 동식물상에 미치는 영향, 어업에 미치는 영향 등 생태적인 고려 또한 포함되어야 한다.

영국의 환경영향평가서에는 1) 사업내용, 2) 해역 환경상태, 3) 채취로 인한 잠재적 영향, 4) 환경에 미치는 영향의 모니터링 방법을 제시하도록 하고 있다 (표 3-4 참조).

영국은 벨기에와 같이 해사채취(준설)과 관련된 채취수심, 거리, 위치, 채취량, 채취 깊이 등을 법적으로 정하지 않고 환경부나 이해관계자 등과 협의 과정에서 결정하도록 하고 있다. 이를 통해 허용 가능한 채취지역의 수심은 지점별로 다르게 평가되나 일반적으로 15m 이하의 수심은 해당되지 않으며 준설장비의 종류도 엄격히 제한하고 있다. 또한 채취 이후 모니터링을 통해 채취대상 저층의 본래 기질을 적어도 50cm 이상 남기도록 한다. 해사채취 이후 채취

17) 자세한 내용은 조동오·장학봉(2003) 참조

지역에 식생이 다시 부착될 수 있는 지를 확인하고, 산호초와 같은 보호가 필요한 대상에 대해서는 악영향이 미치지 않는 지 여부를 조사하도록 한다.

특히 해안선 조사를 통해 악영향이 발생하는 지 여부와 채취지역과 채취시간이 처음의 허가 조건에 적합하게 운영되는 지 여부도 모니터링하고 있다. 영국은 전자모니터링시스템(Electronic Monitoring System, EMS)을 도입하여 채취가 이루어지는 일시, 위치 등을 파악하며 이 자료는 준설 면허를 허가한 정부에서 관리하며, 준설면허의 최종 발급자인 Crown Estate는 준설허가지역 관련 정보를 지리정보시스템 상에 구축하여 관리하도록 하고 있다.

지리정보시스템에 구축되는 정보는 면허관련 속성정보, 해군 관련 시설, 해저층의 지질학적 정보, 유망 조사지역, 기타 해저 이용 활동 등에 관한 정보들이 해당된다.¹⁸⁾

영국에서 골재자원의 관리는 부총리(Office of the Deputy Prime Minister)실에서 총괄하고 있는데, 2004년 6월 ODPM에서는 ‘A Development Plan for Marine Aggregate Extraction in England’를 발간하여 바다골재의 장기공급을 위한 계획을 발표한 바 있다.¹⁹⁾

7) 프랑스²⁰⁾

프랑스의 해사채취는 탐사와 채굴을 규제하는 광업법(Mining Code, 1976)에 근거하며 해사를 채취하기 위해서는 광업허가, 국유지 점사용 허가, 준설개시 허가와의 같은 3단계의 행정절차를 거치도록 되어 있다. 해사채취 관련 허가

18) Golder, J., 2003. GIS and seabed management (The UK Crown Estate's experience). European Marine Sand and Gravel - shaping the future, EMSAGG Conference, 20-21/02/2003, Delft University, The Netherlands.

19) 본 보고서는 Postford Haskoning, David Tyldesley and Associates, CEFAS 와 Hydraulics Research가 작성한 것임.

20) Le Neveu R., 2001, Analyse critique des méthodes appliquées pour la connaissance du milieu marin en vue de l'extraction de granulats, exemple de la Manche orientale, dissertation of DESS Marine and Continental Water-Ground Environment.

와 검토는 산업부를 주무부서로 지방정부와 항만당국이 밀접하게 참여하고 있으며 채취허가는 5년 단위로 2번의 재허가가 가능하여 최장 15년까지 가능하다. 허가를 얻기 위해서 걸리는 시간은 이론적으로 약 17개월이지만 일반적으로 28개월에서 3년까지 소요되기도 한다.

해사채취의 환경영향평가는 채취업자가 지정하는 대행기관이 실시하나 대행기관은 이미 공공성이 강한 국·공립 연구소를 정부가 지정해 놓고 있다. 해사채취 환경영향평가가 가능한 국공립 연구소로는 IFREMER(French Research Institute for Exploitation of the Sea), DDE(Local Direction of Public Works), DDAM(Local Direction of the Maritime Affairs), DIREN(Regional Department of the Environment) 등의 4개 업체가 수행하고 있다.

환경영향에 대한 검토는 모든 이해관계자와 영향을 받는 대상을 총망라(산란지, 서식지 및 먹이사슬까지 고려, 문화재 등)하며 특히 생태계 변화에 대한 세심한 고려를 하도록 하고 있다. 채취를 제한하는 수심 등의 명문화된 규제조항은 없으나 중앙부처, 지방정부와 협의과정에서 채취 깊이, 채취방법 등을 결정하도록 하고 있고 이 과정에서 엄격한 채취조건이 합의된다.

프랑스에서 해사채취로 발생하는 환경영향을 조사한 결과에 따르면 크게 퇴적물과 저서대형생물에서 가장 큰 영향이 나타나는 것으로 연구되었는데, 퇴적물의 경우 퇴적물의 입도를 분석한 결과 해수의 흐름 방향에 위치한 조사 정점에서 세립질의 퇴적물이 우세하고 주변 정점에서도 유사한 경향의 환경변화가 나타나고 있다.²¹⁾ 저서대형생물의 경우 해사채취지역의 해수 흐름 방향에 있는 정점들에서 종풍부도와 생물량이 크게 감소하는 현상이 나타나는 것으로 조사되었다.

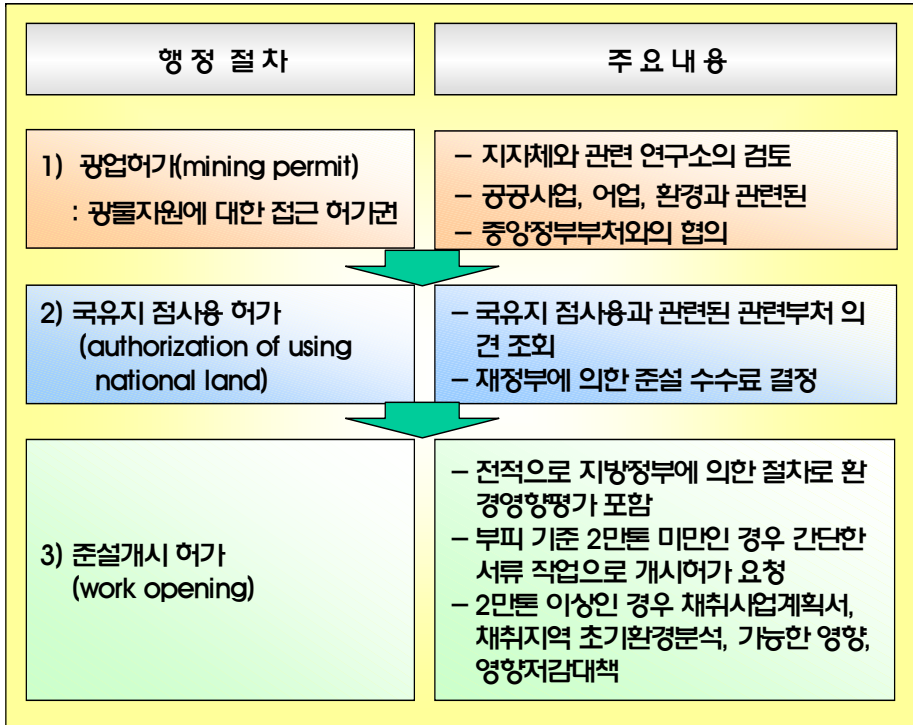
21) ICES(International Council for the Exploration of the Sea), 2000, Working Group on the Effects of Extraction of Marine Sediments on the Marine Ecosystem, Gdansk, Poland.

〈표 3-5〉 영국 환경영향평가의 주요 항목

주요 항목		내 용
현황	채취 내용과 해역	- 사업위치(지도), 채취량, 채취깊이, 채취대상물질, 채취방법, 채취 속도, 채취작업 운영방식, 하역장소 등
	물리적 환경	- 지질, 지형(해안선 포함), 수심측량, 조석, 조류 방향 및 세기(실 측, 모델링), 채취물질의 지질학적 특징, 채취 사업 전 수질
	생물학적 환경	- 조사방법, 종수, 저서군집의 특징, 특정종의 출현(보호종), 저서생 태계를 중심으로 하는 생태적 연결성, 생물자원(산란지, 양육지, 중요종) - 수산업 현황(어선세력, 조업방식, 어획고, 어종)
	기타	- 인근 채취지역, 폐기물 투기해역, 석유시추활동, 군사지역, 레저 휴양현황, 파이프라인, 케이블, 보호구역
영향 예측	물리적 영향	- 부유물질 흐름, 연안 및 해저 지형물 침식영향
	생물학적 영향	- 저서생태계의 시공간적 변화, 회복 속도 - 바다새, 해양포유류, 상어 등에 미치는 영향 - 수산업 영향(자원량 변화, 산란지·양육지 파괴 등)
	기타 관련 활동	- 항로, 파이프라인, 케이블 - 어부, 레저활동, 다이빙
	고고학적 보존지역	- 역사·문화재, 전쟁 유적
저감 방안	완화방안	- 채취깊이의 조정 - 해운, 어업 등 이해관계자와 채취지역 협의 - 지구설정을 통한 민감지역 보호 - 채취 방법과 시간대 조정을 통한 영향완화 - 금어기 등에 대한 고려 - 중요 해저시설 지역 주변에 대한 완충지대 설정
	전문가 자문	- 바다새, 해양포유류 등
	생태적 고려	- 보호종의 섭식지역 파악
모니 터링	모니터링 프로그램	- 해양과 연안환경 영향, 수산업과 기타 해양이용 행위 영향 - 모니터링 횟수, 공간적 범위 결정, 모니터링 결과 보고
	생태적 활력	- 참고지역과 채취지역의 생물적, 물리적 환경 비교 평가

자료 : 해양수산부(2004)에서 재인용

〈그림 3-3〉 프랑스 해사채취 행정절차



주 : 준설개시 허가의 2만톤 이상의 경우 가능한 환경영향에는 장/단기, 식생, 토양, 수질, 대기, 생태적 균형, 고고학적 문화재, 위생, 건강, 진동, 소음, 빛공해 등
 자료 : 해양수산부(2004)

8) 스페인²²⁾

연안법(1988)에 근거하는 스페인의 해사채취는 원칙적으로 모든 해사채취 사업에 대해 의무적으로 환경영향평가를 실시하도록 하고 있다. 스페인은 다른 국가와 달리 건설자재 공급을 위한 해사채취는 원천적으로 불허하고 있으며 다만 훼손된 해변을 양생하기 위한 목적으로만 해사채취를 허용하고 있다. 상업적인 목적의 채취가 없기 때문에 채취기간이나 채취 깊이, 방법 등이 법률이

22) <http://szelit.im.gda.pl/eumarsand/>

나 관련 규정에 정해져 있지는 않으며 다만 환경에 미치는 영향에 대한 충분한 고려를 하도록 하여 해사채취지역 뿐 아니라 해사 적하지역에 미치는 환경 영향까지도 고려하도록 하고 있는 특징을 가지고 있다.

스페인에서는 채취규모에 따라 환경영향과 관련된 자료 제출을 구분하고 있는데, 연간 채취량이 300만³⁾m³ 미만의 경우 환경영향에 대한 추측보고서를 수산업과 환경 관련 중앙부처에 제출하고, 연간 채취량이 300만³⁾m³ 이상의 경우에는 법에서 정한 환경영향평가서를 반드시 작성하여 제출²³⁾하도록 한다.

다른 나라에서 해사채취에 따른 별도의 수수료를 정부에 납부하는 것과는 다르게 스페인에서 해사채취는 영리목적이 아닌 관계로 별도의 수수료를 납부하지 않는다. 그러나 불법적인 해사채취가 하구역에서 발생하고 있으며 여기서 채취된 모래가 상업적인 목적의 건설용 자재로 판매·유통되고 있고 때로는 람사사이트로 지정된 해역에서도 해사채취가 불법적으로 이루어지고 있는 등의 문제가 최근 보고되고 있다.

3. 외국 사례의 시사점

미국, 일본, 유럽연합(EU) 등 외국에서의 해사채취 동향 및 해사채취가 해양 환경 및 해양생물자원에 미치는 영향을 살펴 본 결과 몇 가지 우리에게 주는 시사점을 발견할 수 있다.

- 1) 주요 선진국에서는 해사채취가 골재자원 공급상 필요한 경우에도 어민이나 환경 단체, 환경 및 생물자원에 관련되는 정부 부처와의 협의가 없으면 해사채취가 이루어지지 않음을 알 수 있다. 예를 들어 영국의 경우 우리나라와 마찬가지로 해사자원의 공급이 매우 필요한 상황이지만 GV(Government View) 라는 제도를 통하여 채취허가에 따른 협의대상

23) 스페인 환경부(<http://www.mma.es/>)

기관이 수십개에 이르더라도 채취신청자는 모든 제기된 의견에 대해 대응해야 하며 상대방을 설득하도록 하고 있다. 또한 채취활동 중에도 지속적인 환경감시가 이루어지고 있어 해사채취의 환경문제를 상시 감시하고 있다.

- 2) 해사채취의 환경영향에 대한 연구가 최근 정부 차원에서 체계적으로 수행되고 있다는 점이다. 유럽연합(EU)은 북해(North Sea)에서의 해사채취가 연안에 미치는 영향을 파악하기 위하여 2002년도부터 2005년도 까지 수년간 410만 유로를 투입하여 조사하고 있으며, 미국의 광물관리청(MMS)도 MMS환경연구프로그램을 통하여 환경연구에 필요한 사업을 수행하거나 지원하고 있다. 일본도 환경성이 1994년부터 2000년도 까지 7년간에 걸쳐 환경영향조사를 수행하였고 2002년 최종보고서를 발간하였다.
- 3) 최근에는 골재공급을 담당하는 정부 부처가 해사채취의 영향이 적은 해역을 찾기 위하여 스스로 투자하고 있다. 미국 MMS의 MMS환경연구프로그램이나, EU의 SANDPIT 사업이 이러한 유형에 속하며, 영국의 해사채취업자들은 환경피해를 최소로 하고 있다는 것을 스스로 입증하기 위한 노력을 기울이고 있다. 특히 영국은 정부차원의 환경기준도 엄격하지만 업계 스스로 환경영향을 최소화하고 다른 이해관계자와의 관계를 원활히 하기 위한 노력을 적극적으로 하고 있다. 예를 들어 채취시 어민, 운송업자, 스포츠낚시업자 등 여타 해역이용자와의 공존을 위하여 'Codes of Practice (실무지침)'를 업계 스스로 개발하여 운용하고 있는 것이다.
- 4) 골재자원의 안정적 공급을 이유로 하여 환경문제를 소홀히 하는 경우 더 큰 국가적 손실을 초래할 수 있다. 일본이 대표적인 예로서 1960년대 후반부터 1980년대 까지 환경문제에 큰 관심 없이 해사를 채취하여 왔으나 해사채취의 환경문제가 심각해지면서 해사채취의 공급량이 크게 줄어들었으며 특히 해사채취의 주요 해역이었던 세토나йка이에서는 지금은 해

사채취가 거의 이루어지지 않고 있다.

이러한 외국의 사례는 해사채취의 환경문제에 관하여 국가적 차원에서 최근 접근하고 있는 우리나라에 매우 유익한 교훈으로 활용되어야 할 것이다.

제4장

생물경제학적 모형의 정립

1. 생물경제학적 모형의 개요

1) 기본 개념

본 연구의 목적은 생물경제학적 모형을 이용하여 해사채취로 인해 발생하는 수산 자원의 피해를 추정함으로써, 해사채취 행위가 해양환경에 미치는 외부효과를 산정하는데 있다.

수산생물은 생태학적으로 복잡하다. 생태학적으로 어업자원은 산란을 하여 치어가 어획대상자원으로 가입하게 되고 성장을 하여 총자원량 수준은 증가하게 된다. 그러나 자연사망에 의해 자원량(또는 생물량)은 감소하고 여기에 더하여 어업자들의 어획에 의하여 자원량은 더욱 감소하게 된다. 따라서 수많은 어종을 대상으로 복잡한 어종의 생활사와 생태계의 변화를 모두 관찰하는 것은 매우 어렵고 고비용의 작업이 될 것이다.

이러한 복잡한 과정과 현상을 보다 짧은 시간에 가능케 하는 것이 생물경제학적 모형(bio-economic model)이다. 생물경제학적 모형은 생물학적 모형과 경제학적 모형의 통합모형으로서, 생물학적 모형은 자원의 가입과 사망에 따라 자원량 또는 어획량이 어떻게 변화하는 것을 설명하며, 경제학적 모형은 이러한 변화를 화폐단위로 표현하고 이러한 변화의 경제적 효과를 추정하는 것이라고 할 수 있다.

모형을 통한 연구는 무엇보다 복잡한 것을 단순한 것으로 표현할 수 있게 해주며 시간과 비용을 크게 절감할 수 있다는데 있다. 물론 모형연구가 지니는 한계가 없는 것은 아니지만 무엇보다 체계적이고 합리적으로 그리고 시스템적으로 설명하기 때문에 실제적인 세상에서는 표현하거나 관찰하기 어려운 여러 가지 2차적 또는 3차적인 분석을 가능케 한다. 예를 들어 ‘금어기’라는 제도를 도입하여 어획일수를 줄였을 때 최대지속적 생산량이 어떻게 변하는가를 살펴볼 수 있는 것이다. 따라서 본 연구에서는 앞에서 설명한 여러 가지의 해사채취에 따른 어업자원의 피해를 추정하기 위한 모형을 설정하였다. 모형은 크게 생물학적 모형과 경제학적 모형으로 구분된다. 경제학적 모형에서는 생물학적 모형의 결과가 입력자료로 사용된다.

2) 생물학적(생태학적) 모형에 관한 기존 연구

광의로 보면 생물학적 또는 생태학적 모형에 관한 연구는 1980년대 중반 이후 시작된 것으로 볼 수 있지만 본격적으로 활성화된 것은 외국에서는 1990년대 중반부터 우리나라의 경우는 2000년도 이후라고 할 수 있다. 최근 한국수산학회지 등 국내의 유수 학회지에서도 2000년도 이후에 생물학적 모형을 적용한 연구가 게재되고 있으나 흔치 않은 실정이다.

유신재(1993)는 생태계 모델링에 의한 생태계 동태를 파악하는 방법론을 개발하고 실제로 적용시키기 위한 노력을 기울였다. 세부적인 연구로서, 생태계 모델링을 위한 생물생산력 추정 방법론을 검토하고, 생물생산력의 현장조사를 실시하였으며, 기존 생태계 모델의 검토와 아울러 문제점을 파악하였다. 또한 생태계 모델과 해황 예측 모델의 연계를 위한 기본 개념을 정립하였으며 생태계 모델의 설계에 착수하였다. 아울러 생태학적 방법, 자원역학적 방법에 의한 3차 생산(어류생산) 추정 방법과 생태학적 효율추정법, 자원량과 생산량 관계를 검토하였다.

표희동·장학봉(2000)은 생물경제학적 모형을 사용하여 지속가능한 어획수준을 결정하는 과정을 요약하여 설명해 주고 있다.²⁴⁾ 생물경제학적모형은 균

형모형(equilibrium model)과 동태적 모형(dynamic model)으로 구분할 수 있다. 균형모형은 어획량과 어자원의 자연증가량이 수렴할 때 어자원량(fish population)은 동일한 수준, 즉 균형을 유지할 수 있다는 점에서 착안된 것으로서, 주어진 어획노력수준에서 어획량과 경제적 이익의 장기적인 수준을 제시한다. 만약 모델링 작업의 목적이 생산이나 이익의 지속가능한 수준을 결정하는 것이라면 균형모형이 동태적 모형보다 더 적합하다. 동태적 모형은 어획수준에 대한 노력의 변화와 경제적 이익의 단기적 변화효과를 제시한다. 만약 모델링의 목적이 비용과 편익의 변화를 측정하는 것이라면 동태적 모형이 더 많은 정보를 제공할 수 있다. 왜냐 하면, 미래의 편익과 비용의 흐름이 서로 다르게 발생한다면, 사회적 시간선호성(social time preference)이 반영되는 것이 보다 합리적이기 때문이다. 균형모형의 가장 보편적인 형태인 잉여생산모형은 주어진 어획노력수준에서 장기적인 지속가능한 생산량을 제시한다. 잉여생산모형은 자원량의 성장함수의 가정에 따라 다르게 형성되는데, 잉여생산모형의 근간이 되는 어자원량의 성장모형은 Schaefer(1954, 1957)에 의해 개발된 전통적인 로지스틱 성장모형(logistic growth model)과 Fox(1970)에 의해 개발된 지수성장모형(exponential growth model)으로 구분된다.

박주석 외(2003)는 간척 매립 등 대규모 토목사업시 발생하는 부니에 의하여 입게 되는 인근 어장의 피해(어업생산량 감소)를 추정하는 방법에 있어서 현제도상의 어업손실평가는 일반적으로 조사시점에 분포하는 우점 연령의 3개 연급군(cohort)의 연평형어획량을 산정하는 결과이므로 이 방법은 어업피해를 과소평가하는 결과임을 보여주고 있다. 천해어장에 존재하는 수산생물은 여러 연급군이 존재하므로 부니피해의 경우 공사기간동안에만 피해를 입는 것이 아니고 공사가 끝난 후에도 그 피해가 잔존한다는 것을 설명하고, 경기도 화성군 간척사업의 어업피해조사시 조사된 현장조사자료를 활용하여 마지막 1개 어종에 대한 피해추정방법을 제시하고 있다. 본 연구는 개체군에 대한 역학적인 접근방법을 시도하였다는 점에서 의의가 있다고 할 수 있다.

강용주·장창익(2003)은 유류유출사고로 인하여 피해를 입게 되는 저서생태계의 생산량 감소를 추정하는 모형을 제시하고 있다. 본 연구는 인천광역시 옹진군 대청면에서 2001년 1월 쾌속여객선이 항해 중 화재발생으로 선박이 침몰하면서 발생한 전복어장의 피해를 추정하였다. 전복은 암반에 착생하여 성장하는데 선박의 침몰로 발생하는 전복의 피해를 개체군 역학모형을 통하여 추정하였다.

김도훈(2004)²⁵⁾은 어업자원회복을 위한 어업관리정책 개발과 관련하여 생물경제학적 모형을 이용하였다. 그는 연구에서 남획상태에 있는 미국 멕시코만의 red grouper²⁶⁾자원을 목표 자원량 수준으로 회복시키는 자원회복계획에 포함된 어업관리수단들의 효과를 분석하였다. 본 모형에서는 베벌톤-홀트 함수식(Beverton-Holt recruitment function)을 이용하여 친어자원량과 가입량과의 관계식을 도출하고 자원동태분석을 통한 주요어종의 선정과 이들 어종의 연령별 어획량을 구하였다. 본 연구는 생물학적모형과 어업수익, 어업비용으로 나타나는 경제학적모형을 결합하여 어업관리수단의 효과를 분석한 연구이다.²⁷⁾

유신재·신경순(1996)²⁸⁾은 생태학적 모형에 의하여 유류(병커C유 및 원유)가 황해와 남해에 유출되었을 경우를 가정하여 지역별 계절별 피해량을 추정하였다. 본 연구에서는 미국의 NOAA에서 개발한 전산모델(NRDAM/CME)을 우리나라 환경에 맞추어 적용하였다. 본 모형은 유출된 유류의 대기 증발, 해면에서의 확산, 수중에서의 혼합과정을 예측하는 물리모델, 오염에 의한 생물자원의 피해정도를 추정하는 생물모델, 피해정도를 경제적 가치로 환산하는 경제모델로 구성되어 있다. 생물모델에서는 급성독성실험데이터를 이용하여 피해량을 추정하였고, 성체의 피해는 물론, 먹이망을 통한 파급효과와 유생 및

25) 김도훈, 「복수어업에 있어서의 어업관리수단평가를 위한 생물경제학적 연구」, 수산경영론집, 2004.6.

26) 우리나라의 참돔과 유사한 어종이며, 멕시코 만에서 어획되는 전체 grouper류 어획량의 60% 이상을 차지하는 중요한 어종임.

27) 자원회복기간 동안 목표 자원량 수준을 달성할 수 있을 것으로 기대되어 어업관리위원회에 의해서 제시된 어업관리수단은 총허용어획량(TAC) 정책, 5개월간 금어기 정책, 1800 파운드 출어당 허용 어획량 정책, 그리고 50페덱 이내에서의 연승어선 조업금지 정책으로, 각 관리수단에 대한 생물학적·경제학적 효과를 분석하여 가장 합리적인 수단을 선택하고자 하였다.

28) 유신재·신경순, 생태학적모형을 이용한 유류유출사고에 의한 자연수산자원 피해의 추정, 한국수산학회지 29(2), 1996.

치어 손실에 의한 가입량의 피해도 고려하였다. 본 모델을 이용한 실험결과 유류의 유출량이 증가할 경우 생물자원의 피해량은 유출량의 증가율보다 더 높은 증가율로 증가한다는 점과 생물량의 손실은 가입손실에 의한 장기적 피해가 성어 폐사의 단기적 피해보다 훨씬 크다는 점을 지적하였다.

Grigalunas 등(2003)²⁹⁾은 미국 로드아일랜드 주의 Providence 항의 항로 준설에 따른 준설토 투기로 발생하는 수산자원예의 피해를 생물경제학적 모형을 사용하여 추정하였다. 이 연구에서는 어업예의 피해를 준설토 투기시 발생하는 단기적이고 직접적인 피해(short-term and direct effects), 자원회복기간에 발생하는 장기적 피해 (long-term effects), 그리고 생태계의 먹이망(food web)에 따른 간접적 효과(indirect effects)로 구분하여 추정하였다. 본 연구의 결과를 보면 장기적 피해가 직접적 피해보다 크게 나타나기 때문에 연급군 자료(cohort-type)와 같은 생물자원의 생태자료가 중요하며, 상업적어업의 피해 이상으로 유어업예에도 피해가 발생하는 것으로 조사되었다.³⁰⁾

〈표 4-1〉 기존 연구의 개요

저자	주요 내용	범위/대상
유신재(1993)	생태계모델링에 의한 생태계 동태파악	포괄적인 개념 정리
표희동 · 장학봉 (2000)	생물경제학적모형에 의한 지속가능한 어획수준 결정	포괄적인 과정 설명
박주석 등(2003)	부니예 의한 인근어장 피해 추정	바지락
강용주 · 장창익 (2003)	유류유출사고의 저서생태계 피해	전복어장
유신재 · 신경순 (1996)	유류유출의 수산자원피해추정	피해 어종
김도훈(2004)	생물경제학적모형에 의한 어업자원 회복효과 추정	멕시코만의 red groper 등 주요 어종
Grigalunas 등 (2003)	항만준설토예 의한 수산자원피해 추정	상업적 어업 및 유어업 포함

29) Thomas Grigalunas, James J. Opaluch and Meifung Luo, The Costs to Fisheries from Marine Sediment Disposal : Case Study of Providence RI, USA. 2003.

30) 미국 로드아일랜드 주의 Narra-Gansett Bay와 Rhode Island Sound는 유어업이 매우 성행하는 지역임.

2. 수산자원 피해의 개념화

해사채취로 인하여 발생될 수 있는 수산자원의 피해는 다음과 같이 분류하여 설명할 수 있다. 즉 흡입(entrainment)에 의하여 발생하는 피해, 저층에서의 해저교란(benthic disturbance)에 의한 피해, 그리고 잉여배출수(plumes)에 의한 피해 등으로 구분한다.

1) 흡입(entrainment)에 의한 직접적인 영향

바다의 저층은 어류, 갑각류, 무척추 동물 등 다양한 어종에게 중요한 장소로 역할을 하고 있다. 많은 해사채취지역은 어류의 이동경로, 산란장소, 부화장소, 난자치어의 성장 장소로 이용되고 있다.

해사채취선박의 채취 파이프는 해사채취 작업시 모래와 물 뿐만 아니라 해저에서 서식하고 있는 생물(저서어류, 게, 대합조개, 난자치어 등) 등도 흡입하게 된다. 따라서 파이프를 통해 흡입되는 게, 갑각류, 어류 등은 모두 죽는다고 볼 수 있다. 물론 유영성과 이동성이 뛰어난 일부의 어류는 피신할 수 있겠지만 거의 대부분이 죽는다고 볼 수 있을 것이다. 본 연구에서는 모두 죽는 것으로 간주하였다.

2) 해저교란에 의한 피해

채취지역의 해저층에는 많은 유기생물들이 살고 있다. 해사채취는 저서 생물군과 해저 서식지의 소멸로 인하여 유기생물에게 직접적으로 영향을 준다. 연구문헌에 따르면 바닥 서식지의 준설은 생물 종의 수 (diversity)를 30-70% 정도 감소시키고 개체의 수는 40-95% 감소시키며, 생물량(biomass)도 비슷한 감소를 초래한다고 한다.³¹⁾ 또한 생물종의 다양성, 자원의 생물량의 갑작스런

감소는 군집구조의 변화 등을 초래하기도 한다.

3) 배출잉여수(plume)의 영향

채취작업 동안 모래와 다른 물질은 채취선박(보통 바지선)으로 올라오게 되는데 이 때 해수와 가벼운 침전물들은 선박의 측면으로 흘러넘쳐 배출잉여수(plume)를 형성하게 된다. DHI & TOXICON(2000)연구에 의하면 침전물의 유출량은 평균적으로 채취된 모래의 2.8%정도인 것으로 나타났다.

배출잉여수에 의한 탁도 증가는 생태계의 다양한 기능에 영향을 준다. 영향 가능성은 물고기의 1차 생식, 여과섭식, 이동 물고기의 유충과 알의 생존 그리고 어류와 같은 섭식자(predator)의 공격 등이 포함된다. 예를 들면 배출잉여수(plume)에 의한 농도 증가는 식물플랑크톤의 1차 생산력을 감소시킬 것이고 감소된 1차 생산량은 감소된 먹이의 비율만큼 상업적 어류의 어획 감소를 가져오게 할 것이다.

배출잉여수(plume)가 어업에 미치는 영향은 치명적인 것으로서 알의 부화, 난자치어와 성어의 성장에도 영향을 미친다. Hanson et al.(2004)은 대구 알의 가라앉는 속도가 plume에 의하여 증가하며, 사망률과 부유물의 농도사이의 관련성을 밝혀냈으며 농도가 200mg/l 이 될 때 사망률이 크게 증가하는 것을 밝혔다. 또한 Hanson et al.(2004)는 생존단계별로 침전물 노출에 대한 여러 종류의 생물학적 반응을 요약하였다.

이러한 분류는 수산자원 피해를 개념화하는데 도움이 된다. 수산자원 피해를 직접 피해와 간접 피해로 구분하여 볼 수 있으며 직접 피해에는 흡입(entrainment)에 의한 저서생물의 사망(성어) 피해와 저서에 서식하는 유생 및 난자치어 피해 그리고 잉여배출수(plume)에 의한 표층의 유생 및 난자치어 피해를 포함한다. 간접피해는 저서생태계의 1차 및 2차 생산력 감소에 따른 먹이

31) Thomas Grigalunas 등 (2005).

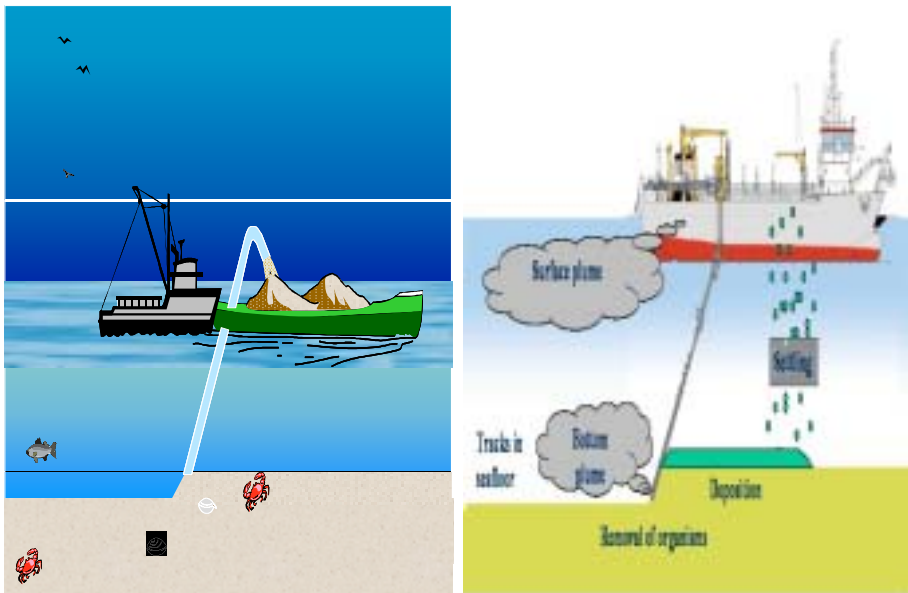
자원이 감소하여 이를 섭식하는 수산자원의 감소를 의미한다.

또한 이들 피해는 단기피해와 장기피해로 구분하여 볼 수 있는데 단기피해는 해사채취의 행위에 의하여 발생하는 피해를 의미하고 장기피해는 그로 인하여 장기적으로 영향을 미치는 피해를 의미한다. 이러한 단계적 추정은 피해의 유형을 개념화함으로써 모형을 정립하는데 도움이 되고 차후 의사결정자의 정책적 대안을 도출하고 분석하는데 유용하기 때문이다.

(1) 단기적 피해(직접적인 피해)

단기적 피해는 해사채취시 흡입(entrainment)에 의하여 해저에 정착하는 해양생물과 저서(benthic) 생물이 입는 피해를 의미하며 이때 해양생물의 피해는 ‘상업적 가치가 있는 종의 성어’(adults : 어획대상이 되는 정도의 크기)로 제한한다.

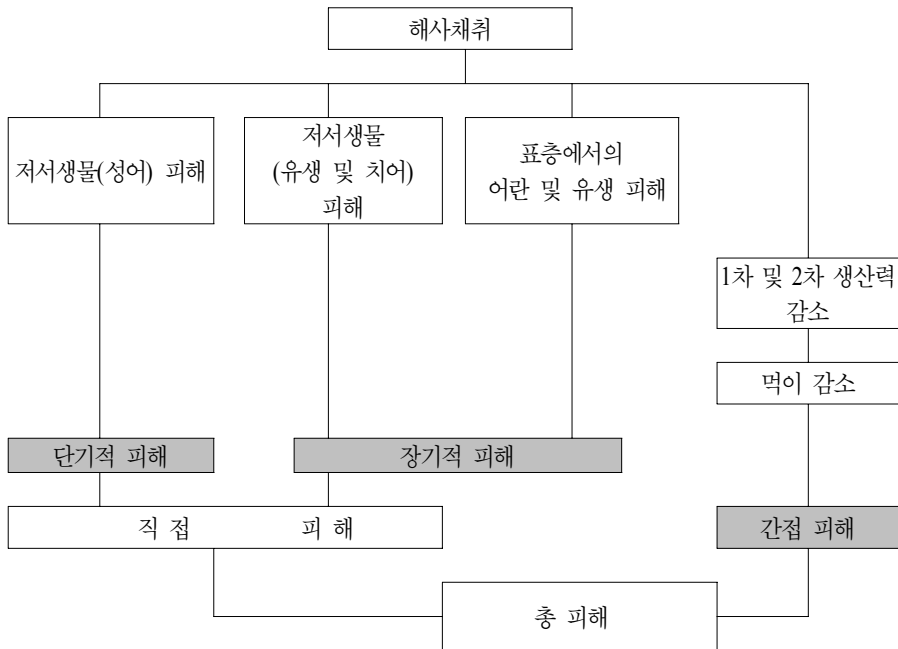
〈그림 4-1〉 해사채취 피해 발생의 모식도



자료 : Grigalunas(2005)

해사채취는 예인선에 연결된 채취 부선이 서서히 예인되면서 해저로부터 모래를 흡입하여 부선 위로 끌어올리는바, 이때 모래와 함께 흡입되는 저서생물들(어류, 연체동물, 갑각류 등)은 직접적으로 모두 사망하게 된다. 또한 부유물을 섭식하는 저서동물들은 채취 중 발생하는 저층 부유물질이 아가미에 점착됨으로써 굶어 죽거나 질식사해서 사망하게 될 것이다. 따라서 해류나 조류 등의 흐름에 관계없이 스스로의 힘으로 물 속을 이동할 수 있어 해사채취 작업의 피해로부터 도망갈 수 있는 유영동물³²⁾을 제외 한 저서동물은 해사채취에 따른 직접적인 피해를 입게 될 것이다. 이때 저서생물들 (benthos and demersal species)은 거의 모두 사망한다고 볼 수 있다. 본 연구에서는 100% 사망한다고 가정하였다(Grigalunas 등, 2000).

〈그림 4-2〉 해사채취로 인한 수산자원 피해의 범주



32) 국립수산물과학원 홈페이지, <http://www.nfrda.re.kr>.

(2) 2단계의 장기적 피해

장기적 피해에는 두 가지로 구분하여 설명할 수 있다. 하나는 직접적이고 단기적인 피해에 노출되는 어종들의 어란, 유생, 치어 단계에서의 피해이다. 해사 채취가 이루어지면 앞에서 언급하였듯이 정착성 어종의 성어가 직접 피해를 받게 되고, 이를 ‘단기적’ 피해로 분류하였다. 이들 어종은 성어가 죽는 피해를 받는 만큼, 이들 어종의 어란, 유생, 치자어도 모두 죽는다고 볼 수 있다. 이들 유생이나 치자어는 당장은 상업적 가치가 없으나 성장하여 상업성이 있는 성어로 자랄 수 있는 개체들의 사망으로 인한 개체군의 감소가 해사채취 이전의 균형상태의 개체군(equilibrium populations)으로 회복될 때까지 어획하지 못하는 피해가 발생하는데 이를 장기적 피해라 할 수 있다.³³⁾³⁴⁾ 이러한 저서생태계의 파괴로 인한 수산생물 피해는 모든 수산생물들의 적정 개체군으로 완전히 회복될 때까지 계속 될 것이며, 회복기간은 어종에 따라 다르지만 어떤 어종은 수년이 걸릴 수도 있다.³⁵⁾

웅덩이가 채워지는 시간은 해저생물군의 재군집화(recolonization)와 시간을 반영한 경제적 손실을 평가할 때 매우 중요하다. 서식지 복구는 짧게는 수 개월 내에 이루어질 수도 있다.³⁶⁾ 그러나 생물량의 복구는 몇 년이 걸린다. <그림 4-3>은 채취(준설)종료 후 해저 서식지에 대한 일반적인 회복과정을 나타내고 있다. 서식지 및 해저생물군의 정확한 회복은 웅덩이가 채워지는 시간보다 더 걸릴 것이다.

33) 유신재 · 신경순, 「생경제적 모델을 이용한 유류유출 사고에 의한 자연 수산자원 피해의 추정」, 한국수산학회지, 29(2), 1996. 3.

34) Thomas Grigalunas, James J. Opaluch, Meifung Luo, “The economic costs to fisheries from marine sediment disposal: case study of Providence, RI, USA”, Ecological Economics 38, 2001., pp. 47-58.

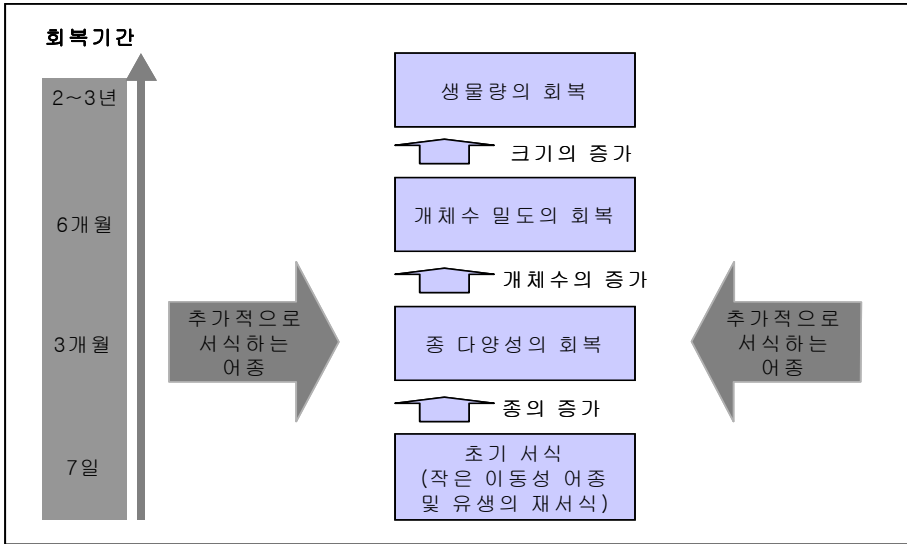
35) 해사채취는 해저 지형에 물리적 변화를 초래하며, 채취 이후에는 깊은 웅덩이(sand pit)가 생기게 된다. 웅덩이의 깊이는 사용되는 채취방법과 위치조건에 의존한다. 깊은 웅덩이가 채워지는 속도와 시간은 아주 다양하며 지역의 수리학적 역학과 모래 이동에 따라 짧게는 1년, 길면 15년 이상 걸릴 수도 있다. 많은 연구에 따르면 웅덩이가 채워지는 회복시간은 보통 2-3년이 걸린다.

36) Newell et al(2004). 그러나 이 연구는 생물군의 샘플링이 준설 웅덩이의 중심을 고려하지 않았으므로 부정확하다는 지적을 받고 있다. 서식지의 회복은 채취종료 후가 아니라 웅덩이의 복구 후에 발생될 것이기 때문이다.

이러한 회복기간에 대한 피해를 개념적으로 설명하면 다음과 <그림 4-4>와 같이 설명할 수 있다. 어느 특정 종의 성어의 인구는 균형 수준인 P0를 유지한다. 해사채취가 Td의 시점에서 이루어진다면, 해사채취 지역의 모든 개체들은 사망하게 된다. 그리고 해사채취가 끝나는 T0의 시점부터 첫 번째 단계(first class) 생물군의 회복이 시작되는 것이다. 그러나 Tre recruit 전까지는 어장가입연령 이하의 생물들이 회복되기 때문에, 아직 어획이 가능한 시점까지 회복된 것이 아니다. 해사채취 이후에 산란한 첫 번째 생물군이 어장가입연령에 진입하게 되면 (그림 4-4에서 '1'로 표시된 박스) 어획의 회복이 시작되는 것이다.

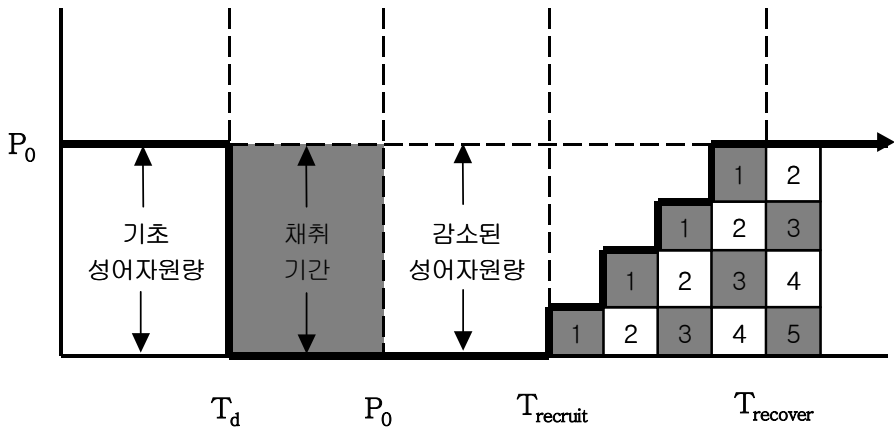
<그림 4-4>의 경우, 어장가입연령 이후 최대 수명은 4년이므로, 해사채취 이전의 성어 인구 수준까지 회복되기 위해서는 Trecover 시점까지 회복이 진행되어야 하는 것이다. 또 다른 하나의 장기적인 피해는, 해사채취 작업 중 채취 부선 주변에 발생하는 표층 부유물질의 확산으로 인하여 수산생물이 입게 되는 피해이다. 해사를 채취할 때 해수면에서는 채취 바지선으로부터 흘러넘치는 유출수에 의해 300~500 mg/l 의 높은 탁류가 발생하여 해류와 파랑에 의해 인접 해역으로 퍼져 나간다. 이때 자연 조건에서 적응하고 있는 해양 생태계는 높은 탁도와 햇빛 차단 등의 환경 장애 요소에 의해 건강성을 유지하기가 곤란하게 되고 피해를 입게 된다. 특히 민감한 생태단계에 있는 부유성 어란 및 유생은 거의 사망할 정도의 치명적인 영향을 입게 된다. 부유하는 어란 및 유생은 부유물질로부터 도피하지 못하기 때문에 특히 산란기에 그 피해는 매우 크다. 이들 어란 및 유생의 피해 정도는 채취시기, 해역의 위치, 부유물질의 확산범위와 농도, 수심, 해류, 조류 등의 해양물리환경적 요인, 채취지속시간 등의 여러 요소에 의해 영향을 받게 된다. 만약 채취해역이 연안에서 발생하면 주위의 해조류 양식장 등도 심각한 영향을 받을 수 있다. 이와 같이 채취바지선으로부터 넘쳐흐르는 유출수로부터 입게 되는 표층의 어란이나 유생의 피해를 장기적인 피해로 볼 수 있다.

〈그림 4-3〉 채취지역의 종의 다양성 회복 및 생물량 회복



Source : Newell et.al (2004)

〈그림 4-4〉 해사채취 영향 추정 모델의 묘사와 한 생물종의 회복모형³⁷⁾



37) James J. Opaluch, Thomas A. Grigalunas, Meifung Luo, and Gina Shamshak, "The Economic Cost to Fisheries from Marine Disposal of Dredged Sediments at Two Potential Sites in Rhode Island Sound", October, 2003.

(3) 간접적 (먹이사슬) 피해

해양생물은 해양생태계 내에서 다른 생물(종)과의 관계에서 먹이망(Food Web)을 이루게 되는데, 해사채취에 의하여 직접적으로 영향을 받는 종이 피해를 받아 자원이 감소하게 되면 이를 먹이로 하는 다른 생물의 감소를 야기한다. 이러한 피해를 간접 피해로 구분할 수 있을 것이다. 이러한 간접적 피해는 해사채취가 이루어지고 있는 기간동안 지속적으로 일어난다. 간접적 피해의 추정을 위해서 비례 법칙(proportionality rule)을 이용할 것이다. 즉 포식 종들의 피해량은 해사채취로 인한 피식 종들의 감소량과 일치한다는 것이다.³⁸⁾ 본 모델에서 고려된 수산자원 피해의 범주는 <표 4-2>와 같다.

〈표 4-2〉 피해유형별 내용

피해의 분류	내용
1. 단기 피해	채취구역내의 상업적 저서어종의 성어가 입는 피해
2. 장기피해	채취구역내의 상업적 저서어종의 유생·치어가 받는 피해
	부유사확산에 의한 표층의 어란·유생이 받는 피해
3. 간접적 피해	먹이망에 관계된 다른 어종의 피해

3. 모형의 정립

1) 모형의 절차

먼저 본 연구에서 해사채취에 따른 수산자원의 피해(환경비용)을 추정하기

38) Applied Science Associates, Inc., A.T. Kearney, Inc. and HBRS, Inc., 1994. The CERCLA Type A Natural Resource Damage Assessment Model for Coastal and Marine Environments. Technical Document Submitted to U.S. Department of the Interior.

위한 절차는 다음과 같다.

① 대상 어종 (target species)의 선정이다.

매우 다양한 생물종 들이 영향을 받겠지만 모든 종을 대상으로 할 수 없다. 중요한 어종을 대상으로 하며, 중요한 어종의 의미는 생태학적으로 또는 경제적인 의미에서 중요도가 큰 어종을 의미한다. 또한 대상어종은 앞에서 언급한 피해의 형태에 따라 달라지게 된다.

② 생물량(개체 단위)의 파악이다. 생물량은 현장조사를 통하여 구하여 지는데 일반적으로 생물량은 단위면적 당 개체수로 파악된다. 그리고 생물량은 계절별 조사로 이루어진다. 현장조사의 자료는 2001- 2002년 기간동안 인하대학교가 조사한 현장자료를 인용하였다.

③ 생물량을 무게단위로 환산한다. 개체단위로 얻어진 생물량을 Berverton - Holt 모형을 사용하여 중량단위로 환산한다.

④ 생물량을 연급군(cohort)별로 파악한다. 즉 중량단위로 나타난 생물량을 대상 어종의 생활사 자료(체장, 최대 수명 등)를 이용하여 연급군으로 구분한다. 이 때 사용되는 생물학적 모형이 연급군 분석이다.

⑤ 피해의 형태별로 피해량을 추정한다. 피해의 형태는 단기피해, 장기 피해 등으로 구분된다. 장기 피해는 채취지역 웅덩이의 회복기간 등을 반영하게 된다.

⑥ 총피해량을 산출한다. 본 연구에서는 현장조사의 생물량이 해사채취 이후의 자료이기 때문에 해사채취 이전의 생물량으로 변환한다.

⑦ 대상어종의 어가를 산출한다. 어가는 해양수산부가 공시하는 어업통계를 활용하여 재산출한다.

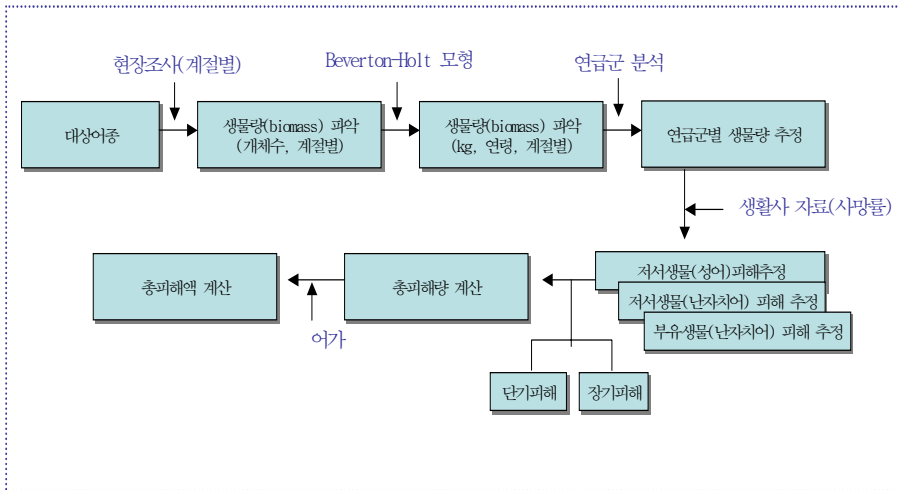
⑧ 총피해량과 어가를 사용하여 총피해액을 산출한다.

⑨ 장기적인 피해에 대해서는 장기피해액을 산출한다. 이때 할인율(discounted rate)을 사용하여 평가시점의 금액으로 재평가한다. 이때 사용되는 할인율은 한국개발연구원(KDI)이 공공사업의 타당성 평가시 사

용하는 할인율 6.3%를 사용한다.

- ⑩ 이렇게 구하여진 피해액은 일정면적(1광구 : 경도, 위도 각 1분)에 대한 피해액이다. 그러나 이 피해액은 ‘소량으로 생산되는 어종(minor fishes)에 대한 피해와 ’간접피해’를 반영하지 않았기 때문에 과소평가된 어종이라 할 수 있다.

〈그림 4-5〉 해사채취로 인한 수산자원관련 외부효과 추정절차



2) 생물학적 모형

해사채취가 수산자원에 미치는 영향은 단기적으로 채취기간중 법적으로 수확가능한 저서생물 또는 수확가능한 수산자원의 수확에 영향을 주며, 장기적으로 유생의 사망률 증가 및 피해를 입은 유생의 수적 증가에 영향을 주게 된다. 수산자원의 피해는 해사채취 지역 내 뿐만 아니라 장소를 이동하는 수산자원(finfish) 또는 바다모래를 산란장 및 서식지로 이용하는 수산자원의 경우 해사채취지역 밖에서도 영향을 받게 된다. 그러나 이동성이 있는 수산자원의 손해에 관한 경우, 그 지역이 넓어 현장 조사를 통해 분석하기가 실질적으로 불가능하므로 이 경우는 시뮬레이션에 의거 추정할 수 밖에 없다(Grigalunas 등,

2000).

앞에서 언급한 바와 같이 해사채취가 수산자원에 미치는 피해는 네가지 원천으로부터 발생시킨다. 첫째, 해사흡입 파이프에 흡입된 생물의 사망이며. 둘째, 해저교란에 의한 피해, 셋째는 민감한 생태단계에 있는 산란된 알 및 유생은 잉여배출수(plume)의 부유물질에 의거 사망할 정도의 피해를 입게 된다. 그리고 마지막으로 이들의 피해에 의하여 2차적으로 나타나는 먹이 감소에 의한 다른 자원들의 감소이다. 일반적으로 피해의 정도는 다음과 같은 요소에 의해 영향을 받을 것이다.

- 채취량 및 채취면적
- 채취기간
- 부유물질의 확산정도
- 파이프에 흡입되는 생물종의 수
- 해사채취 기간 중 유생의 수
- 부유물질에 의하여 영향을 받는 생물종의 위치

1차적으로, 저서생태계의 교란 및 흡입에 의한 피해(직접적 단기피해)의 모형화는 비교적 단순하다.

(1) Beverton-Holt 모형

단기적 피해의 생물학적 모형은 다음과 같이 설명할 수 있다. 어종 i 의 성어³⁹⁾가 입는 단기적 피해, 즉 해사채취시 사망하는 성어의 생물량(biomass)을 추정하기 위해서는 성어의 연령과 중량 사이의 관계를 파악해야 한다. 일반적으로 어류를 샘플링할 때 개체의 수를 파악하게 되는데, 개체의 변화나 자원의 변동을 분석하기 위해서는 개체의 연령과 중량을 파악하여야 한다. 개체의 연령과 중량사이의 관계를 추정하는데 사용되는 일반적인 모형이 Ricker(1975)

39) 여기서 성어(adults)에 대한 정의는 어장가입 평균연령(tr)과 최대 연령(maximum age) 사이의 연령에 있는 생물을 의미한다. 즉 어장가입평균연령 이상을 성어라 하고, 평균연령 이하를 치어(juvenile)라 한다.

에 의해 사용된 Beverton-Holt 방법이다. Beverton-Holt 모형의 기본 방정식은 다음과 같다.

연령 t (대체적으로 1년 단위)에서의 개체를 $N(t)$ 라 하면 $N(t)$ 는 연령 0에서의 개체수, $N(0)$ 의 함수가 된다.

$$N(t) = N(0)e^{-Zt} \quad \text{for } t \leq t_R \quad (1)$$

여기에서 $Z = M + F$ 이다. Z 는 순간전사망계수이며, 순간전사망계수는 순간자연사망계수(M)와 순간어획사망계수(F)로 나뉘어 진다. 자연사망은 어획 이외의 요인에 의한 사망을 의미한다.

그리고 개체의 성장은 von Bertalanffy (Brody 성장계수의 변형) 방정식을 따르는 것으로 하였다.

$$L_t = L_\infty (1 - e^{-K(t-t_0)}) \quad (2)$$

단, L_t : 연령 t 에서의 길이

L_∞ : 개체의 최대길이

k : 연간 Brody 성장계수

t_0 : 상수 (길이가 0이 될 때의 연령)⁴⁰⁾

L_t 는 연급(연령)군 t 에서의 길이, L_∞ 는 개체의 최대 길이이며, k 는 연간 Brody 성장계수이고, t_0 는 길이가 0이 될 때 연령으로서 상수이다.

개체가 길이로 측정되어 있는 경우에는 다음 (3)식에 의하여 무게로 환산할 수 있다. 각 연령별 개체의 길이는 최대 길이가 될 때까지 점차적으로 성장하는 것으로 가정하였다.

40) U.S. Department of the Interior, "Measuring Damages To Coastal And Marine Natural Resources: Concepts and Data Relevant for CERCLA Type A Damage Assessments Volume II", CERCLA 301 Project, January, 1987.

$$W_t = aL_t^b \quad (3)$$

단, W_t : 연령 t 에서의 무게(g)

a 및 b : 각 종별 상수

W_t 는 연령 t 에서의 중량(습중량)이며 a 와 b 는 상수이다. 상기의 식 (1), (2) 그리고 (3)을 결합하고, $b=3^{41)}$ 을 전제로 하면, 각 연급군에서의 생물량(무게 단위)이 구해지며, 식 (4)와 같이 C_k 가 구해진다.

균형상태에서 C_k 는 평생 중 한해 동안의 어획량이 된다. 어획량은 성어의 생물량을 모두 합한 것에 어획사망계수(F)를 곱한 값이 된다. 따라서 해사채취에 의한 어획량 감소는 식 (5)와 같이 각 연급군의 어획량 감소를 모두 합한 값이 된다.

$$C_k = \int_{t_k}^{t_{\max}} FN(0) W_t e^{-Mt - F(t - t_R)} dt \quad \text{for } k > R \quad (4)$$

단, C_k : 연급군 k 에서의 생물량

W_t : 연령 t 에서의 개체의 무게

$$C = \sum_{k=1}^{t_{\max}} C_k \quad (5)$$

(2) 장기적 피해 요인 및 잉여배출수(plume)의 영향

장기적 피해는 앞서 설명한 바와 같이 해사채취지역의 정착성 유생 및 치어 피해와 해수면 표층의 유생피해의 두가지로 구분하여 살펴보아야 할 것이다.

우선, 정착성 유생 및 치어 피해의 생물학적 모형은 단기적 피해의 모형과

41) 적분하면 3이 됨.

유사하다.

이하는 유생의 피해를 추정하는 모형에 대한 설명이다.

표면의 부유물질은 유생 특히 부유하는 유생에 치명적인 영향을 준다. 부유하는 유생은 부유물질로부터 피하지 못하기 때문에 특히 산란기에 그 피해가 크다. 이들 유생에서 발생하는 피해의 증가는 해사채취량, 중요한 시기(계절), 장소, 기타 선박의 속력, 조류, 조석 등과 복잡한 함수관계에 있다. 그러나 유생이 부유물질과 접촉하여 사망하게 되는 평균적인 지역을 가정할 수 있으며, 해사채취로 인한 부유물질의 확산의 정도와 산란된 알 및 유생의 확산의 정도를 모델링함으로써 영향을 받는 수산자원의 초과사망률을 추정할 수 있다.

<그림 4-6>은 시간에 따른 유생의 수를 표시하고 있다. 산란기간 중 상이한 기간에 해사채취가 이루어지면 그 효과도 다르게 나타난다. 예를 들어, t_0 에서 $t_0 + L$ 에서는 해사채취가 유생의 출현초기에 이루어지기 때문에 그 당시의 유생에만 피해를 주고 그 이후에 출현하는 유생에게는 피해를 주지 않는다, 반대로 $T-L$ 에서는 해사채취가 유생의 출현하는 마지막 단계에서 이루어지기 때문에 그 이전의 유생에게는 피해를 주지 않는다. 문제는 $t_0 + L$ 에서 $T-L$ 로서 이 단계에서는 유생의 출현 중간단계에서 해사채취가 이루어지기 때문에 피해를 입는 유생의 수가 많게 됨을 알 수 있다.

잉여배출수(plume)의 과다로 인한 피해는 어류에 대한 해사채취의 영향에 있어 중요한 요인이다. 잉여배출수(plume)의 영향에 대한 잠재적 중요성을 설명하는데 있어 사망률은 노출시간과 농도의 선형함수라는 것을 추정할 수 있다. 피해를 위한 보수적인 측정을 위해 두개의 가장 낮고 가장 높은 점을 선택하여 선형방정식을 만들었다

$$Mortality = \alpha \times Tss + \beta \times Hours \quad \alpha = -4.5710^{-5}, \beta = 0.02175$$

여기에서 Tss는 농도, H는 노출시간, α 와 β 는 추정값임.

2001년도의 조사 결과에⁴²⁾ 결과에 따르면 바지선 인근의 잉여배출수(plume)의 과다농도는 100~300mg/l 었으며, 바지선과 멀리 떨어진 곳에서는(off the barge) 1,700m³의 해사를 채취한 경우 20~90mg/l 었다. 잉여배출수(plume)의 농도는 해사채취가 활발히 이루어지는 동안과 해사채취가 끝난 후 잔여 잉여배출수(plume)가 발생하는 일정기간 동안에 나타났다(Hanson et. al., 2004). 보통 하나의 바지에서 1,700m³를 채취하는 시간은 2.5~3시간정도이고, 잉여배출수(plume) 발생의 초기 농도는 한국의 경우 12시간 내에 10%로 감소하였다. 잉여배출수(plume) 과다로 인한 최악의 경우는 해사를 채취하는 3시간과 최고의 잉여배출수(plume) 농도수준을 유지하는 6시간으로 총 9시간이 될 것이다. 그러므로 어란과 유충이 잉여배출수(plume) 과다로 인해 영향을 받는 최대 지속시간은 9시간정도 될 것으로 판단된다. 이 경우에 유충(larvae)에 대한 사망률은 18.2%가 될 것이다. 웅진지역에 대한 Han(2002)의 연구를 바탕으로 잉여배출수(plume)로 인한 어업 피해는 추정될 수 있다. 즉 20,000m³의 채취로 발생하는 퇴적물(sediments plume)에 어란과 유충이 노출됨으로 인한 추가사망률 때문에 나타나는 상업적 어류의 손해를 측정할 수 있다.

어란과 유충은 조류 및 바람에 의해 영향을 받는다. 이는 어란과 유충이 두 배의 사망률을 나타냄을 의미한다. 즉, 어란과 유충에 대한 사망률은 일단 잉여배출수가 발생할 때 그 현장에 있는 어란과 유충의 피해가 발생하고, 또한 조류로 인해 다른 지역에 있던 어류와 유충이 잉여배출수 농도가 높은 지역으로 이동됨에 따라 발생한다.

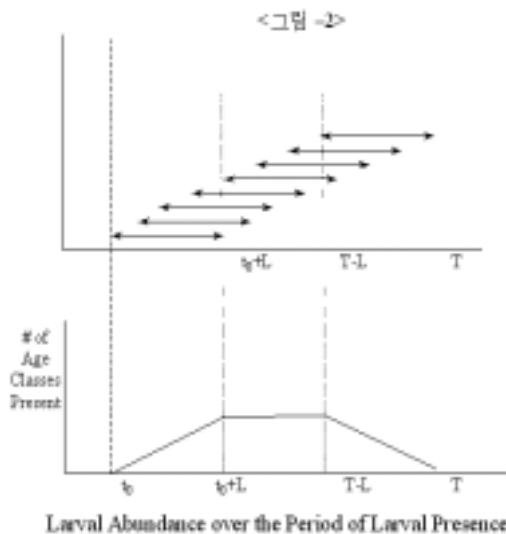
피해는 초과사망률에 밀접한 관계를 가지고 있으며 따라서 어종은 특정지역이나 그렇지 않은 지역에서 plume 과다의 농도에 의해 영향을 받을 수 있다. 그러므로 더 정확한 데이터를 통해 더 정확한 피해를 산출할 수 있다.

본 연구에서 해사채취 지역의 회복기간 동안 입게 되는 유생 및 치어의 피해(장기적 피해)의 모형화에서는 Beverton-Holt, 또는 cohort-, 또는 age-class

42) 한국골재협회인천지부(2002)

model (Ricker, 1975)을 이용하였다. 이 모형을 통하여 개체의 각 연령별 수와 무게를 추정할 수 있다. age-class model은 치어나 나이 어린 성체의 사망으로 인하여 수년 동안 인지하지 못할 수 있는 수산자원(어획량)의 피해를 설명할 수 있다. 이 모형을 사용하면 해사채취 기간동안 어획 가능한 법적 크기보다 작은 생물의 사망으로 기인한 어획량 피해 (lost catch)를 추정할 수 있게 된다 (Grigalunas 등, 2001).

〈그림 4-6〉 시간별 유생의 자원량⁴³⁾



어장가입연령(어획가능한 연령) 이전 단계 생물군의 개체수는 자연 사망률에 의하여 감소하고, 어장가입연령 이후에는 자연 사망률과 어획 사망률에 의해 감소하게 된다. 따라서 각 연령별(t) 개체의 수는 다음 식(6)과 같다.

43) 자료 : 한국해양수산개발원(2004).

$$N(t) = N(0)e^{-Mt} \quad \text{for } t < t_R \quad (6)$$

단, $N(0)$; 초기 개체수
 M ; 순간 자연사망률
 t_R ; 어장가입연령

$t > t_R$ 인 경우, 즉 어장가입연령 이후 일정기간이 경과한 후의 개체의 수는 다음 식(7)과 같다.

$$N(t) = N(t_R)e^{-(M+F)(t-t_R)} = N(0)e^{-(M+F)t + Ft_R} \quad \text{for } t > t_R \quad (7)$$

단, F ; 어획사망률

개체가 길이로 측정되어 있는 경우에는 앞서와 마찬가지로 식(8)에 의하여 무게로 환산할 수 있다. 즉 Von Bertalanffy 방정식(Ricker, 1975)을 도입하여 각 연령별 개체의 성장을 모델링하였다. 각 연령별 개체의 길이는 최대 길이가 될 때까지 점차적으로 성장하는 것으로 가정하였으며, 개체의 무게는 길이 함수 관계에 의해 계산되어 진다.

$$L_t = L_\infty (1 - e^{-K(t-t_0)}) \quad (8)$$

단, L_t : 연령 t 에서의 길이
 L_∞ : 개체의 최대길이
 k : 연간 Brody 성장계수
 t_0 : 상수 (길이가 0이 될 때의 연령)⁴⁴⁾

44) U.S. Department of the Interior, "Measuring Damages To Coastal And Marine Natural Resources: Concepts and Data Relevant for CERCLA Type A Damage Assessments Volume II", CERCLA 301 Project, January, 1987.

L_t 가 연급(연령)군 t 에서의 길이, L_∞ 는 개체의 최대길이이며, k 는 연간 Brody 성장계수이고, t_0 는 길이가 0이 될 때 연령의 상수라고 하면, 개체의 무게는 식(9)에 의하여 도출된다.

$$W_t = aL_t^b \quad (9)$$

단, W_t : 연령 t 에서의 무게(g)

a 및 b : 각 종별 상수

그리고 전체 수산자원의 스톡은 다음 식(10) 및 식(11)에 의하여 각 연령별 스톡의 합으로 나타낼 수 있으며, 총 어획량은 스톡에 어획 사망률을 곱산하여 얻을 수 있다(식12).

$$C_k = \int_{t_k}^{t_{\max}} FN(0) W_t e^{-Mt - F(t - t_R)} dt \quad \text{for } k > R \quad (10)$$

단, W_t : 시간 t 에서의 개체의 무게

$$C_k = \int_{t_R}^{t_{\max}} FN(0) W_t e^{-Mt + F(t - t_R)} dt \quad \text{for } k < R \quad (11)$$

$$C = \sum_{k=1}^{t_{\max}} C_k \quad (12)$$

3) 경제학적 모형

본 연구의 궁극적인 문제는 어떻게 이러한 영향을 평가하고, 적절한 경제적

가치를 부여하느냐에 있다. 본 연구를 통하여 해사채취로 인하여 발생하는 상업적 어획량의 감소에 대하여 수년간의 사용 가치의 손실로 측정할 수 있다. 어획량의 상업적 가치는 상업적으로 어획된 수산생물의 판매 가격으로 나타난다. 이러한 시장 가격은 궁극적으로 실제 소비자의 수요를 반영하는 것이다.

손실된 어획량의 피해를 추정하기 위하여 본 연구에서는 어획 노력량의 변화는 없으며 따라서 어획 비용의 변화도 없다고 가정한다. 본 연구의 경우, 한 해사채취 지역은 어획이 가능한 전체 지역에 비하여 매우 작은 지역이며, 전체 어획량과 비교하여 상대적으로 적은 양이기 때문에 이 가정을 합당하다고 본다. 따라서 일반적으로 어획량의 변동은 존재하나, 어민들은 해사채취로 인한 어획량의 손실을 쉽게 인지하지 못할 것이며, 해사채취가 없는 경우와 같이 어획할 것이다.

본 연구에서는 위판 가격을 사용할 것이며, 어획 노력량과 비용에 변화가 없다고 가정할 것이다. 따라서 이러한 가정을 함으로써 감소한 어획량으로 발생한 가치 손실은 단순히 감소된 어획량에 현재의 상업적 어종⁴⁵⁾들의 위판 가격을 곱하여 얻을 수 있다.

그러므로 피해를 입은 수산자원의 외부비용은 식(13)과 같다.

$$PV = \sum P \Delta C(t)/(1+r)^t \quad (13)$$

단, PV : 손실된 어획가능량의 현재가치

r : 할인율

p : 어가 (상업적 또는 레크리에이션)

45) 우리나라의 경우도 상업적 어종 이외의 유어업(recreational fishery)에 의한 어획량도 점차 증가하고 있어 유어업에 의한 어획량도 포함되어야 할 것이나, 불행히도 우리나라는 아직 유어업에 관한 통계가 거의 없다고 할 정도이므로 본 연구에서는 유어업은 고려하지 않았음.

제5장

해사채취의 외부효과 추정

1. 자료의 구성

본 장에서는 제4장에서 정립된 생물경제학적 모형에 자료를 적용하여 해사채취에 따른 수산자원의 피해를 추정한다. 수산자원의 피해는 특정의 지역을 표본으로 하여 추정되는데, 이를 해사채취의 채취량과 연계하면 해사채취의 외부효과(환경비용)이 구하여질 것이다.

제4장에서 설명된 모형(bio-economic model)을 적용하기 위해서는 생물학적 그리고 경제학적 자료가 필요하다. 생물학적으로 요구되는 자료는 각 생물종별 생물량 (gwwt), 길이와 무게 함수 등에 사용되어질 성장 함수계수가 필요하며, 경제학적 자료로는 영향을 받는 종들의 어가, 현재가치 계산에 필요한 할인율 등의 자료가 요구된다.

우선 피해유형별로 요구되는 자료와 이들 자료의 구성 방법을 설명하면 다음과 같다.

1) 지역의 범위

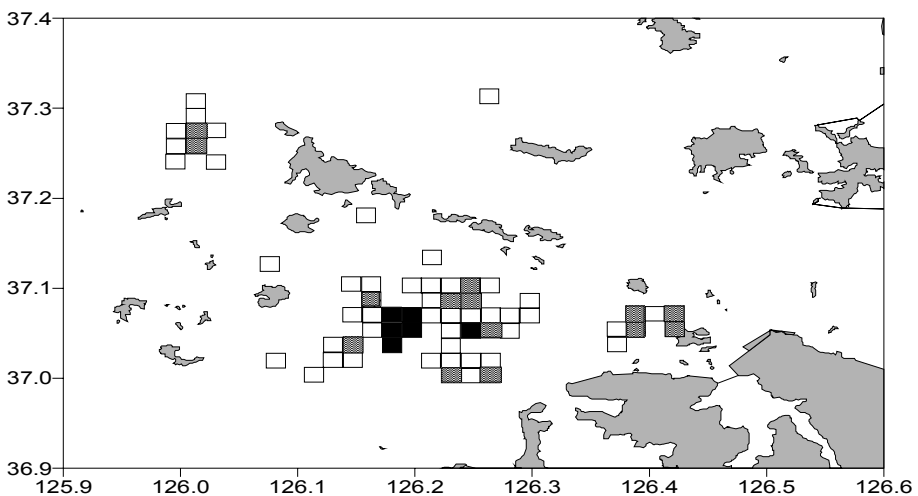
자료는 경기만 지역을 중심으로 수집되었다. 그 이유는 첫째 경기만 지역은 우리나라에서 해사채취가 많이 이루어진 지역으로 수도권 해사공급의 80% 정도를 감당하고 있으며, 둘째는 우리나라의 경우 해사채취에 대한 환경조사가

제대로 이루어진 해역이 별로 없지만 경기만 일대에서는 다소 현장자료가 있었기 때문이다.

경기만은 인천(옹진), 경기도, 충청남도에 접한 해역으로 지금까지 옹진군과 태안군에 의하여 해사채취 허가가 많이 이루어졌다. 경기만중 옹진군에서 허가한 해사 채취는 공식적으로는 1984년도 부터 이루어졌다. 1984~1988년도에는 2백만 m^3 수준이었으나, 1989~1990년도에는 5백만 m^3 수준으로 증가하였다. 그러나 1990년도에 이르러 기하급수적으로 허가량이 증가하여 1991년도에 8백만 m^3 수준으로 1992년도에는 1천만 m^3 수준으로 그리고 2003년도에 약 2천만 m^3 수준으로 증가하였다 (표 5-1). 그리하여 공식적으로 허가한 해사채취 허가량은 총 약 22천만 m^3 수준에 이른다. 그러나 실질적으로 채취된 바다골재 양은 이보다 많을 것으로 보인다.

옹진군에서 허가한 바다골재 채취 허가구역은 주로 선감도 주변해역, 풍도 주변해역 그리고 소이작도 북쪽해역이었던 것으로 보인다.

〈그림 5-1〉 1998-2000년 해사채취 수역



자료 : 인하대학교 서해연안환경연구센터, 해사채취가 해양환경 및 해양생태계에 미치는 영향 Workshop, 2004.6.29.

한편 충남 태안군은 아산만 및 경기만의 해사채취를 1989년부터 허가한 것으로 알려져 있다. 1989 ~1990년도에는 약 30만 m³수준을 보이던 것이 1991 ~1992년도에는 약 60만m³ 수준으로, 1993~1995년도에 급격히 증가하여 1995년도에는 3백만 m³수준에 이른다. 그리고 1996~1999년에는 다소 감소하여 약 2.5백만 m³수준에 이르고 2000년도부터 다시 증가하여 4.5백만m³ 수준에, 2002년도에는 다시 급격히 증가하여 16.5백만 m³수준에 이르고 있으며, 2003년까지 총 56백만 m³의 해사가 채취되었다(표 5-2).

태안군이 허가한 지역은 아산만 일대의 사퇴와 장안퇴의 외해역에서 주로 집중되어 있다.

〈표 5-1〉 웅진군 바다골재 채취 허가 현황

년도	허가업체수	허가량(천m ³)	허가건수	비고
1984	10	2,202		
1985	14	2,715		
1986	12	2,612		
1987	14	2,652		
1988	13	2,652		
1989	13	5,026		
1990	13	5,236	32	
1991	13	9,314	38	
1992	14	10,540	35	
1993	18	13,280	38	
1994	17	14,638	47	
1995	19	14,406	55	
1996	19	17,180	65	
1997	17	19,480	59	
1998	17	13,320	49	
1999	17	15,650	90	
2000	16	17,274	96	
2001	15	16,575	120	
2002	17	19,143	137	
2003	17	18,950	148	
계		221,845		

자료 : 인하대학교, 해사채취가 해양환경 및 해양생태계에 미치는 영향 workshop, 2004.

〈표 5-2〉 태안군 해사채취 현황

년 도	허가건수	채취량 (m)	비 고
1989	4	291,575	
1990	3	269,760	
1991	9	574,588	
1992	7	598,587	
1993	7	830,000	
1994	11	1,130,000	
1995	12	3,000,000	
1996	17	2,350,000	
1997	17	2,500,000	
1998	20	2,930,000	
1999	15	2,250,000	
2000	41	4,800,000	
2001	35	4,600,000	
2002	122	16,500,000	
2003	149	14,000,000	
계		56,624,510	

자료 : 인하대학교(2004).

2) 단기적 피해에 관한 자료

단기적 피해는 해사채취에 의하여 직접적으로 피해를 입는 저서생물의 성어가 입는 피해를 의미한다. 따라서 이를 정량화하기 위해서는 직접피해를 입는 정착성 생물의 종류, 그리고 이들 어종(생물)의 생물량(biomass) 자료 등이 필요하다.

(1) 대상어종(Target 어종)의 선택

Bio-economic 모델을 이용하여 수산자원의 피해를 명확히 추정하기 위해

서는 해사채취로 영향을 받는 모든 생물에 대한 자료가 필요하다. 그러나 현실적으로 모든 해양생물의 자료를 구하는 것은 어려우며, 또한 모든 해양생물들이 상업적 가치를 가지는 것은 아니기 때문에, 어느 정도 단순화하여 피해를 추정하는 것이 불가피하다. 따라서 해사채취로부터 영향을 받는 종들 중에서 상업적으로 가치가 높은 종들을 선택하여 피해 정도를 추정하고자 한다.

해저의 지형은 보통 니질, 사질, 골재, 니사질 등으로 구분하는데, 이러한 해저의 토양에 따라 정착하는 어종도 달리 나타난다고 할 수 있다.⁴⁶⁾ 해사채취가 이루어지는 해역은 해저가 사질로 구성된 해역이라고 보아야 할 것이다. 일부의 경우 모래층 상부가 얇은 니질로 되어 있더라도 이를 벗겨내고 그 아래의 모래를 채취하는 경우도 있겠지만 이런 경우는 흔치 않을 것이므로, 대상어종은 첫째, 모래층에서 정착하는 어종(성어)가 되어야 할 것이다. 둘째, 상업적으로 가치있는 어종만을 대상으로 한다. 상업적(경제적)으로 가치있는 어종이 아니면 어민 소득 등에 직접적인 영향은 주지 않기 때문이다. 물론 상업적 어종이 아닌 경우에는 먹이망(food web)의 관계에서 다른 생물의 먹이와 관계되기 때문에 2차적으로 다른 상업적인 어종의 자원량 감소를 야기한다고 볼 수 있지만 이러한 피해는 직접적이고 단기적인 피해에 포함되지 않고 간접적인 피해에 포함되어 고려될 것이다.

경기만 일대의 모래로 된 해저층에 서식하는 정착성 어종을 파악하기 위해서 기존의 여러 문헌과 1999년도 및 2001년도 인하대학교 등에서 수행된 현장조사사업의 결과를 참조하였다. 경기만 해역에서 서식 분포하는 어종은 대개 인천수협공판장 등 인천지역 부근의 위판장에서 거래되는 어종이라고 간주하면 큰 무리가 없으며, 이들 어종 중 모래층에 서식하는 어종을 파악하기 위해서 국립수산물과학원, 한국해양연구원, 서울대학교 등이 발간하는 문헌, 보고서, 논문 등을 참조로 하였다. 그리고 정착성 어종을 구분하기 위해서 연안통발에

46) 부록 2 <서식환경에 따른 해양생물군의 분류> 참조.

의하여 어획되는 어종을 대상으로 하였다. 여러 가지의 어업 방법 중 해저표면에 서식 분포하는 생물을 포획하는 종류는 연안에서는 연안통발 정도로 보아야 하기 때문이다. 만약 연구 해역이 근해라면 근해기선저인망에서 어획되는 어종을 고려하여야 할 것이나 연구 해역이 연안이기 때문에 연안통발에 의하여 어획되는 대상을 고려하였다. 그리고 앞서 언급한 조건 등에 해당된다고 해서 모든 어종을 포함하면 너무 번잡해 지기 때문에 경제적 가치가 큰 주요 어종, 즉 생산량이나 어획고(금액) 면에서 어느 정도 상당한 비중을 차지하는 어종만을 분석대상으로 하였다. 즉, Target 어종은 1) (성어단계에서) 모래층에 서식분포하는 어종, 2) 정착성 어종(benthic 및 demersal fishes), 3) 경기만 일대의 연안, 4) 상업적 가치가 큰 어종이라는 조건을 동시에 만족하는 어종이라고 할 수 있다. 즉 인천수협공판장에서 연안통발로 어획되며 어획량이나 어획고에서 다소 비중이 높은 어종을 선정한 결과 꽃게, 기타 게, 기타 새우류 (갑각류), 조피볼락, 소라고둥이다.

<표 5-3>은 2000년부터 2002년도 3년간의 연안통발의 어획량 및 어획고 통계이다. 연안통발에 의하여 약 30개 어종이 어획되고 있는 것으로 나타나는데, 이중 모래층에서 서식하는 어종 중 꽃게, 기타게, 기타 새우류 (갑각류), 조피볼락, 소라고둥이 어획량이나 어획고 측면에서 중요한 어종으로 나타났다. 이들 대상(target) 어종이 전체 통발어업에 의한 어획에서 차지하는 비중은 금액 기준으로 보면 약 80% 이다. 서해안에서 모래로 된 저층에 갯지렁이가 많이 분포하고 상당한 양이 어획되고 있어 갯지렁이 자원도 상당한 피해를 받을 것으로 짐작할 수 있으나 주로 유어업(recreational fishing)⁴⁷⁾의 미끼로 사용되고 있어 정확한 추정이 이루어지고 있지 않다. 일본에서 조사된 까나리의 경우 우리나라에서도 피해가 예상되고 있지만 생물량이나 생활사에 대한 자료가 충분하지 못하여 본 연구의 추정에 반영하기 어려운 실정이다.

47) 갯지렁이 이외에도 유어업의 생산량도 점차 증가하고 있어 금액으로 환산하면 상당할 것으로 추정하고 있으나 유어업에 관한 통계가 거의 전무하여 본 연구에서는 포함되지 않음.

〈표 5-3〉 경인 지역 연안통발 어획량 (2000년~2002년)

단위 : MT/천원

어종	2000년				2001년				2002년			
	계 통		비계통		계 통		비계통		계 통		비계통	
	생산량	생산금액	생산량	생산금액	생산량	생산금액	생산량	생산금액	생산량	생산금액	생산량	생산금액
가오리류	-	3,194	-	-	-	-	-	-	-	1,456	-	-
가자미류	-	621	-	-	-	26	-	-	-	403	-	-
갈 치	-	-	-	-	-	-	-	-	-	8,506	-	-
넙 치 류	-	1,850	-	-	-	177	-	-	-	977	-	-
농 어	-	1,894	-	-	-	65	-	-	-	2,337	-	-
망 등 어	-	272	-	-	-	10	-	-	-	542	-	-
민 어	-	916	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
병 어 류	6	18,528	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
복 어 류	-	961	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
조피볼락	3	24,817	-	-	1	13,957	4	47,250	-	5,237	-	-
기타볼락	7	76,288	4	78,559	-	9,220	-	-	-	6,858	-	-
삼 치 류	-	605	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
상 어 류	-	44	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
서 대 류	-	274	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
송 어 류	-	-	-	-	-	-	-	-	-	219	-	-
아 귀	-	396	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
양 태	2	5,461	-	-	-	467	-	-	-	623	-	-
붕 장 어	-	647	-	-	-	2,707	1	9,900	-	2,552	-	-
홍 어	-	2,154	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
기타어류	6	13,392	-	5,500	1	4,347	2	10,463	-	3,853	-	-
꽃 게	338	3,212,877	-	-	442	4,169,003	-	-	733	6,301,271	-	1,365
붉은대게	-	18	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
기 타 게	430	1,976,238	7	38,945	313	1,737,583	5	28,013	246	1,224,289	-	-
대 하	-	256	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
기타갑각류	56	218,321	-	-	60	332,602	-	-	66	319,405	-	-
소라고둥	366	725,811	7	21,738	381	777,682	-	-	231	547,208	-	1,492
꼴뚜기	-	-	-	-	-	-	-	-	-	20	-	-
낙 지	-	20,356	8	69,900	11	98,341	11	76,163	13	132,269	-	-
쭈꾸미	9	50,419	-	-	3	20,905	-	-	7	50,571	-	-
기타연체동물	-	-	-	-	1	3,431	-	-	-	-	-	-

자료 : 해양수산부, 어업생산량통계, 2004.

〈표 5-4〉 단기적 피해의 Target 어종

Target 어종의 요건	Target 어종
1) (성어단계에서) 모래층에 서식분포하는 어종, 2) 정착성 어종(benthic 및 demersal fishes), 3) 경기만 일대의 연안, 4) 상업적 가치가 큰 어종	꽃게, 기타게, 기타 새우류 (갑각류), 조피볼락, 소라고둥 등

(2) 어종별 생활사(life history parameter) 자료

어종별 생활사에 대한 자료를 통하여 자원량(생물량)을 개체 단위에서 중량 단위로 환산할 수 있으며, 이를 토대로 저서어종 및 정착성 갑각류의 피해를 산출할 수 있다. 생활사(life history)에 대한 자료는 대상 어종에 대한 성장식, 어장가입 연령, 체장-체중관계식, 최대 수명, 자연 사망률, 어획 사망률 등을 포함한다. 소라고동의 경우 국내에는 자료가 없어 미국의 NRDAM/CME databases를 이용하였다.⁴⁸⁾

〈표 5-5〉 어종별 생활사(Life History)에 대한 자료

종 명	Mortality (사망률)		Length vs Age (체중-체장관계식)			Weight vs Length		tR	Life
	F	M	L _∞ (cm)	K	t ₀	a	b	Age	Span
꽃게 ¹⁾	56.0%	41.0%	17.8	0.78	-0.622	0.154	2.877	0.3	3
기타게 ¹⁾	56.0%	41.0%	17.8	0.78	-0.622	0.154	2.877	0.3	3
새우류	13.9%	84.1%	20.13	0.018	0.068	0.0116	3.002	0.4	1
소라고동 ²⁾	45.1%	9.5%	8.6	0.356	-0.337	0.11	2.82	2	10
조피볼락 ³⁾	39.3%	18.1%	50.62	0.31	-0.05	0.015	3.015	2	10
가자미	22.1%	10.4%	49.3	0.182	-0.222	0.0092	3.055	4	10
광어	22.1%	10.4%	187.3	0.0599	-1.0204	0.0118	3	3	13
굴 ²⁾	25.9%	39.3%	13.7	0.551	-0.365	0.087	2.21	2	25

<설명> F : 어획 사망률, M : 자연 사망률, L_∞ (cm) : 최대 성장 길이, K : 연간 Brody 성장계수, t₀ : 최장이 0 mm 가 될때의 나이, a, b : 체장-체중 관계식의 상수, Life Span : 최대 수명

<자료 : 해양수산부 국립수산물진흥원, 「배타적경제수역(EEZ) 주요 어업자원의 생태와 어장」, 2000. 9에서 재구성.

<주석> 1) National Fisheries Research and Development Institute, 2004, Stock Assessment and Fishery Evaluation Report of Year 2005 TAC-based Fisheries Management in the Adjacent Korean Waters.

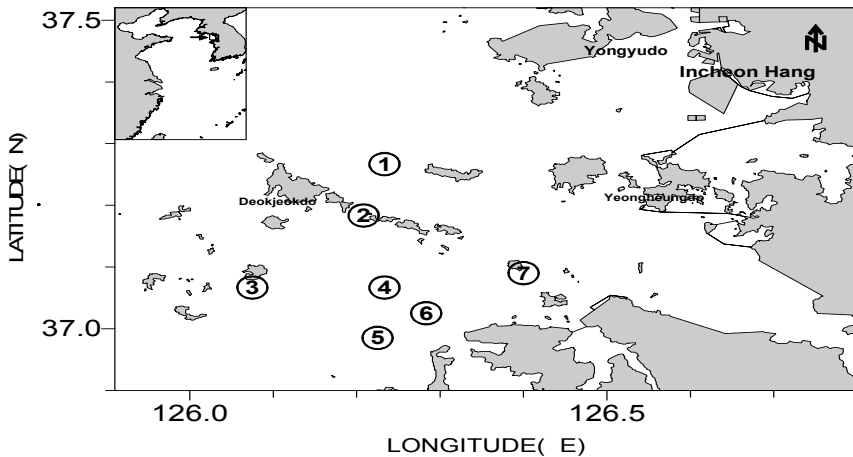
2) James J. Opaluch, Thomas A. Grigalunas, Meigeng Luo, and Gina Shamshak, 2003, The Economic Cost to Fisheries from Marine Disposal of Dredged Sediments at Two Potential Sites in Rhode Island Sound (Oct.).

3) Yangjae Im and Sundo Hwang, 2004, Age and growth of *Sebastes schlegeli* in Yellow sea, Korean J. of Ichthyology, vol 4.

48) 미국의 자료를 인용한다고 해서 본 연구의 신뢰성을 크게 훼손하지는 않을 것으로 보인다. 같은 어종이기 때문에 생육환경이 다르다 할지라도 터무니없이 다르지는 않을 것이기 때문이다.

본 조사시의 조사정점은 <그림 5-2>와 같다.

〈그림 5-2〉 조사 정점도



(3) 생물량(Biomass)

생물량의 단위는 단위면적당 개체수 또는 중량이나 단위부피당 개체수 또는 중량으로 표시된다. 생물량은 계절별로 자료를 구성하였으며 자원 피해로 환산할 경우 생물량이 가장 큰 계절의 자료를 사용한다. 여기에서는 상기 대상(target) 어종들의 생물량 중에서 성어의 생물량을 파악하여 여기에 단위 kg 당 면적을 적산하게 되면 단위면적당 피해를 정량화할 수 있다.

본 연구에서의 각 종별 생물량에 대한 자료는 한국골재협회 인천지회에서 연구한 용역보고서(2002)의 생물학적 실험결과를 사용하였다. 동 자료를 재구성하여 대상(target) 어종의 계절별 생물량(자원량) 자료는 <표 5-6>와 같다. 그런데 동 생물량 자료는 해사채취가 이루어진 후에 조사된 자료이다. 즉 이 자료는 해사채취에 의한 영향이 나타난 이후의 자료이기 때문에 해사채취의 영향에 의하여 자원이 감소된 이후의 자료이다. 즉 해사채취의 영향을 파악하기 위해서는 해사채취가 본격화되기 이전인 1993년도 이전의 자료가 필요한

것이다. 그러나 우리나라의 경우 동일한 지역에서 1990년대 초반에 조사가 진행된 적이 없어 이를 사후적으로 구하는 것은 불가능 하였다. 따라서 해사채취 이후 조사된 자료를 바탕으로 이를 보전하여 사용하는 방법을 택하였다. 본 보고서에서는 해사채취가 본격화된 시점 이전의 어획량과 그 이후의 어획량 자료를 비교하여 이것으로부터 얻은 값을 간접적으로 사용할 수 밖에 없었다. 즉 한경남(2002)의 자료에 의하면 해사채취와 관련된 어종이 해사채취 이후가 채취이전에 비하여 38% 정도 감소한 것으로 나타나 이를 반영하였다. 이를 반영하여 새로이 구한 생물량 자료는 <표 5-7>과 같다.

〈표 5-6〉 대상어종의 생물량 자료 (2001년 현장조사 자료)

어종	생물량(kg/km)			
	겨울	봄	여름	가을
꽃게	6.9	10.4	0.0	208.8
기타게	0.1	0.2	0.0	7.4
새우류	0.2	0.2	5.7	3.2
소라고둥	0.0	3.9	0.0	1.8
조피볼락	4.0	10.5	0.0	15.6
가자미	0.0	1.3	0.0	13.2
광어	5.8	0.0	0.0	17.0
굴	6.2	1.6	0.0	0.0

자료 : 인하대학교 제공

〈표 5-7〉 대상어종의 생물량 추정 자료 (1993년 기준)

어종	생물량(kg/km)			
	겨울	봄	여름	가을
꽃게	11.0	16.7	0.0	334.1
기타게	0.2	0.4	0.0	11.8
새우류	0.4	0.4	9.2	5.1
소라고둥	0.0	6.3	0.0	2.9
조피볼락	6.5	16.8	0.0	25.0
가자미	0.0	2.0	0.0	21.1
광어	9.2	0.0	0.0	27.2
굴	10.0	2.5	0.0	0.0

(4) 가격

개별 어종별 어가(魚價) 자료는 경제적 모형에 있어서 핵심적인 자료가 된다. 우리나라는 모든 상업적 어종의 가격이 수협이 수협의 공판장이나 위판장에서 거래되는 가격을 기준으로 계산될 수 있다.

어를 결정함에 있어서 중요한 점은 어느 시점의 가격을 선택하느냐의 문제이다. 어가는 연도별로 계절별로 그리고 거래 시점마다 달리 나타난다. 어떤 어종은 변동이 작게 나타나기도 하지만 어떤 어종은 변동 폭이 크게 나타난다. 연도별 어가는 주로 수요 공급에 의하여 결정되는 것으로 자원이 풍부하여 어획량(공급)이 많은 시점에는 가격이 상대적으로 떨어지고, 어획량이 적은 시점에서 어가는 상대적으로 높게 결정된다. 그리고 계절별로 보면 제철에 어획되는 경우 어가가 높이 형성되고 제철이 아니면 어가가 낮게 형성된다.

따라서 본 연구에서는 <표 5-8>과 같이 2000~2004년도 5년간의 연도별 평균가격의 평균을 사용하였다. 일반적으로 꽃게, 새우류 등과 같은 품종은 계절에 따라 가격차이가 매우 크기 때문에⁴⁹⁾ 평균가격(weighted average price)을 사용하는 것이 합리적이라고 할 수 있을 것이다.

〈표 5-8〉 주요 어종의 어가

(단위 : 원)

어종	꽃게	기타게	새우류	소라고둥	조피불락	가자미	광어	굴
단가	17,431	6,924	26,916	2,924	8,375	10,301	14,311	1,664

자료 : 웅진군수협, 웅진군수협계통판매통계, 2000 ~ 2004.

3) 장기적 피해에 관한 자료

장기적 피해는 앞에서 언급하였듯이 두 가지로 구분하여 산출하여야 한다. 하나는 해저면에 정착하는 유생이나 어란, 자치어 등이 입는 피해로 해역의 생

49) 예를 들어 꽃게의 경우 성수기인 겨울철의 가격은 비수기인 여름철의 가격의 3배 이상이 된다.

태계 피해이전의 균형상태로 회복되기까지의 피해이며 다른 하나는 바지선에 서 넘쳐흐르는 부유물질의 확산으로 바지선 주변의 표층에 분포하는 어란이나 유생이 입는 피해이다.

(1) 대상 어종

우리나라에서는 보통 직경 26인치(약 80cm) 정도의 샌드파이프를 모래층에 박아서 펌핑하기 때문에 예인하는 채취선보다 해저 표면을 교란하는 정도는 작으나⁵⁰⁾ 파이프를 많은 양을 펌핑하는 경우 주변이 함몰하게 되어 직경 100m 내지 200m, 심한 경우에는 직경 수백 m 의 구덩이가 형성되어 해저면의 교란이 발생하게 되며 해저면에 정착 서식하는 유생이나 어란, 자치어 등이 몰사하거나 피해를 받을 수 있다. 이에 해당하는 어종은 직접적인 단기피해에 서와 동일한 어종이다.

또 하나의 장기적 피해는 부선(바지선)으로부터 넘쳐흐르는 부유물질에 의하여 피해를 받는 표층의 어란이나 유생에 대한 피해이다. 자체 유영능력을 갖춘 성어나 자치어는 부유물질로부터 피할 수 있기 때문에 피해가 없다고 전제 하며, 부유물질의 확산 범위내에 속한다 하더라도 중층이나 저층의 어란이나 유생도 피해가 없는 것으로 간주하였다. 기존 문헌이나 전문가의 의견에 따르면, 부유사의 농도는 저층으로 내려갈수록 부유물질이 희석되어 농도가 낮아지

50) 일반적으로 trailer suction hopper dredge(트레일러 흡입식 채취선)에 의한 채취방법이 전 세계적으로 널리 사용되고 있다. TSHD에는 운항기능이 자체적으로 부착되어 있으며, 채취된 해사를 부두에서 하역할 수 있는 기능을 갖춘 것도 있다. 운항속도를 2~3knots로 유지하면서 넓은 지역을 움직이며 약 10~30cm의 표면 해사를 채취하며, 수심이 32m 정도 넘을 경우 채취펌프를 해저면의 파이프까지 내려서 사용할 수 있다. TSHD의 장점은 tug boat를 별도로 필요로 하지 않아 운항에 편리함이 있으며, 30,000톤 이상의 대량채취가 가능하다. 단점으로는 해저면 표면층을 넓은 범위로 교란하게 되어, 최근에는 해저생태계 파괴에 대한 높은 우려를 낳는 방법으로 알려져 있다. 한편 우리나라에서 널리 사용되고 있는 정박식(anchored) tug barge시스템은 주로 중소형(1,000~10,000 m³)채취에 사용되며, 한 곳에서 정박하여 채취를 하게 되어 해저바닥에 내려진 흡입 파이프의 유동 그리고 채취 barge의 정박 중 유동에 따른 수심~수백 미터 반경의 웅덩이가 생성된다. 이때 주변 해저면으로부터의 수심변화는 약 50cm에서 최대 10m 이상까지 일어날 수 있다. 일반적인 채취수심은 약 30m이내이지만, 흡입펌프의 재원에 따라 최근에는 최대 120m 수심에서도 채취가 가능하다.

며 따라서 부유물질의 영향이 점차 사라진다는 것이다. 부유물질의 확산범위는 부유물질의 양, 부유퇴적물의 특성, 채취방법, 주변 해수의 물리학적 특성 등에 의해 달라지는데, 수백 m에서 수십 km, 수 시간으로부터 수 일간 부유현탁물이 바다물 중에 떠다니게 된다.⁵¹⁾ 그리고 부유현탁물의 농도는 일반적으로 수 천 mg/l 에 이르기기도 한다.⁵²⁾

표층 부유사의 영향을 받는 부유성 어란 및 자치어의 경우, 한국골재협회 인천지회에서 연구한 용역보고서(2002)⁵³⁾를 토대로 해사채취지역에서 채집된 부유성 어란 및 자치어 중 상업적으로 가치를 가지는 어종을 선정하였다. 이에 해당되는 어종은 농어, 볼락, 쥐놀래미이다(<표 5-9> 참조).

〈표 5-9〉 plume에 영향받는 어종(1993년 개체수)

어종	개체수/1000 m ³			
	겨울	봄	여름	가을
농어	1,018	0	0	55,138
볼락	0	83,520	0	0
쥐놀래미	0	0	190,646	0

자료 : 한경남 (2002)

(2) 생활사(life history) 자료

장기적 피해를 모델에 적용하기 위해서는 대상어종들에 대한 생활사 자료가 필요함은 단기적 피해를 산출하는 경우와 마찬가지로이다. 생활사에 대한 자료는 대상 어종에 대한 성장식, 어장가입 연령, 체장-체중관계식, 최대 수명, 자연 사망률, 어획 사망률 등을 포함한다. 생활사에 대한 자료는 <표 5-10>과 같다.

표층의 어란과 유생에 대한 자료는 2001년 인하대학교에서 조사한 자료를

51) 조동오 · 장학봉, 2003, P.73.

52) 조동오 · 장학봉, 2003, p.73.

53) 한국골재협회 인천지회, 「경기만내 해사부존량 추정 및 해사채취에 따른 환경영향연구」, 2002.6.

사용하였다. 본 조사시 조사정점은 <그림 5-2>와 같다.

〈표 5-10〉 plume에 영향 받는 어종의 생활사

어종	Mortality		Length vs Age			Weight vs Length		Age	Life Span
	F	M	L_{∞} (cm)	K	t_0	A	b		
농어 ¹⁾	25.9%	18.1%	106.3	0.2	0.529	0.0149	2.96	4	18
볼락 ²⁾	39.3%	18.1%	50.62	0.31	-0.05	0.015	3.015	2	10
참서대 ³⁾	-	45%	29.1	0.19	-0.9	0.0014	3.39	0.5	4

자료 : 1) James J. Opaluch, Thomas A. Grigalunas, Meigeng Luo, and Gina Shamshak, 2003.

2) The Economic Cost to Fisheries from Marine Disposal of Dredged Sediments at Two Potential Sites in Rhode Island Sound (Oct).

3) <http://fishbase.com>

(3) 가격 자료

장기적 피해를 산출하기 위한 어가 자료도 앞에서 언급한 단기적 피해의 자료와 유사하다. 위 모델의 적용에 필요한 경제학적 데이터는 영향을 받는 어종들의 상업적 가격이다.

〈표 5-11〉 plume에 영향 받는 어종의 가격

어종	농어	소라고동	취놀래미
가격	16,556	8,375	5,784

자료 : 웅진군수협, 웅진군수협계통관매통계, 2000~2004.

(4) 할인율(discount rate)의 적용

장기적 피해의 추정을 위해 미래의 연간 손실을 현재의 가치로 환산하기 위하여 6.3%의 할인율을 적용하였다. 이 할인율은 현재 한국개발원(KDI)이 공공투자의 타당성 조사시 적용하고 있는 할인율이다.

2. 분석의 결과

1) 분석의 결과

앞에서 설명한 모형, 자료 그리고 전제된 가정을 이용하여, 해사채취 지역에 대한 상업적으로 가치 있는 수산자원의 계절별 피해를 추정하였다. 아래에 보여진 결과들은 기본적인 경우의 결과로써, 다음의 표에 잘 나타나 있다. 표에서 보여주는 모든 경제적 값들은 2004년의 현재 가격으로 할인된 것이다.

앞에서 사용된 자료들을 사용하여 도출된 결과를 요약하면 다음과 같다.

단일해사채취지역에서 1년 동안의 해사채취가 이루어졌을 경우, 어종별 단기적 피해를 살펴보면 아래와 같다. 어종별로 보면, 꽃게, 기타게, 새우류의 경우 연령이 0.3년~2년생에서 피해가 두드러졌으며 특히, 꽃게의 경우 0.3년생에서 피해의 정도가 285 kg으로 가장 심했다.

〈표 5-12〉 단기¹⁾어획손실

단위 : kg

연령군(년)	꽃게	기타게	새우류	소라고둥	조피볼락	기타 ²⁾	합계
0.3	285.0	10.0	-	-	-	-	295.0
0.4	-	-	1.2	-	-	-	1.2
0.5	-	-	1.2	-	-	-	1.2
1	137.7	4.9	0.8	-	-	-	143.4
2	35.8	1.3	-	4.8	5.7	2.9	50.4
3	9.3	0.3	-	0.8	6.2	3.1	19.8
4	-	-	-	0.6	5	4.6	10.2
5	-	-	-	0.4	3.3	4.4	8.1
10	-	-	-	0.5	4.4	15.7	20.5
20	-	-	-	-	-	2.5	2.5
25	-	-	-	-	-	-	-
합계	467.8	16.5	3.2	7.1	24.5	33.2	552.3

1) 단기영향은 1년간의 해사채취기간 동안의 어획손실임.

2) 기타어종은 가자미, 광어 등임.

단일해사채취지역에서 1년 동안의 해사채취가 이루어졌을 경우, 단위 해사 채취지역에서 발생하는 어종별, 연령별 단기피해액은 금액으로 환산하면 약 8,567천원 정도이다.

〈표 5-13〉 어종별, 연령별 단기피해액 (2004년 가격)

단위 : 천원

연령군(년)	꽃게	기타게	새우류	소라고둥	조피볼락	기타	합계
0.3	4,767	67	-	-	-	-	4,835
0.4	-	-	30	-	-	-	30
0.5	-	-	32	-	-	-	32
1	2,305	32	21	-	-	-	2,357
2	598	9	-	13	45	4	670
3	155	2	-	2	50	21	231
4	-	-	-	2	40	44	86
5	-	-	-	1	26	46	75
10	-	-	-	1	35	182	218
20	-	-	-	-	-	34	34
25	-	-	-	-	-	0	0
합계	7,825	110	83	20	197	332	8,567

단일해사채취지역에서 1년 동안의 해사채취가 이루어졌을 경우, 단위 해사 채취 지역의 장기피해액은 7,570천원 정도로 나타난다.

〈표 5-14〉 연령별 피해

단위 : 천원

어종	꽃게	기타게	새우류	소라고둥	조피볼락	기타 ²⁾	합계
현재가치	5,038	28	46	48	653	1,757	7,570

단일해사채취지역에서 1년 동안의 해사채취가 이루어졌을 경우, 단위 해사 채취 지역에서 어획되는 어종의 연령별 피해는 다음의 표와 같다.

〈표 5-15〉 연령별 피해

단위 :년, kg

연령군별 어획손실	0.3	0.4	0.5	1	2	3	4	5	10	20
합계	552.3	257.3	256.1	254.9	111.5	61.1	41.3	31.1	23	2.5

단일해사채취지역에서 1년 동안의 해사채취가 이루어졌을 경우, 단위 해사채취 지역에서 발생하는 어류의 연령별 회복기간 동안의 장기피해액을 살펴본 결과, 연령이 0.3년에서 1년 사이에서 어획손실 피해가 집중되는 것으로 나타나고 있다.

또한, 단일해사채취지역에서 1년 동안의 해사채취가 이루어졌을 경우, 단위 해사채취 지역에서 발생하는 간접 영향의 피해액은 약 4,283천원 정도라고 할 수 있다. 어종별로 살펴보면, 꽃게의 피해가 3,913천원으로 가장 많은 피해가 발생하였음을 알 수 있다.

〈표 5-16〉 어종별 간접 피해액 (2004년 가격)

단위 :천원, %

어종	꽃게	기타게	새우류	소라고둥	조피볼락	기타	합계
현재가치	3,913	55	42	10	99	166	4,283
구성비	91.3%	1.3%	1.0%	0.2%	2.3%	3.9%	100.0%

정리하여 보면, 해사채취지역에서 발생하는 수산자원의 피해액을 어종별로 구분하여 살펴본 결과, 총 피해액은 20,420천원 정도였다. 이를 어종별로 살펴보면, 꽃게가 16,776천원으로 전체의 82.0%를 차지하여 가장 많은 피해를 입는 것으로 나타났다.

〈표 5-17〉 어종별 피해액 (2004년 가격)

단위 :천원, %

어종	꽃게	기타게	새우류	소라고둥	조피볼락	기타	합계
현재가치	16,776	193	171	78	948	2,255	20,420
구성비	82.2	0.9	0.8	0.4	4.6	11.0	100.0

예를 들어, 20개의 해사채취지역에서 해사채취가 이루어지고 5년 동안 수산생물의 회복을 기대하기 어려운 경우, 발생이 예상되는 상업적 어종의 피해를 단기, 장기, 간접 피해로 구분하여 살펴보면 약 42억원의 피해가 예상된다고 할 수 있다.

〈표 5-18〉 해사채취로 인한 5년간의 단기, 장기 및 간접 피해액 (2004년 가격)

단위 : 백만원, %

구분	단기적 피해	장기적 피해	간접피해	합계
현재가치	2,371	670	1,185	4,226
구성비	56	16	28	100

확장하여, 20개의 해사채취지역에서 10년 동안 해사채취가 이루어지거나 피해가 발생한다고 가정하고, 20개의 해사채취지역에서 발생하는 상업적 어종의 피해를 단기, 장기, 간접 피해로 구분하여 살펴본 결과, 단기적 피해가 약 80억원, 장기적 피해가 12억원, 간접피해가 약 40억원, 전체 약 131억원 정도인 것으로 나타나고 있다.

〈표 5-19〉 해사채취로 인한 10년간의 단기, 장기 및 간접 피해액 (2004년 가격)

단위 : 백만원, %

지역	단기적 피해	장기적 피해	간접피해	합계
현재가치	7,967	1,160	3,984	13,111
구성비	61	9	30	100

다음으로 분석에 있어 기본가정의 변화에 따른 민감도 분석을 실시한 결과는 다음과 같다. 민감도 분석에서는 해사채취지역의 회복기간을 3년으로 보는 경우, 그리고 간접영향을 단기피해의 100%로 보는 경우로 하여 분석한 결과, 10년간의 해사채취는 적어도 170억원 정도의 피해를 가져올 수 있는 것으로 추정되었다.

〈표 5-20〉 민감도 분석 (2004년 가격)

단위 : 백만원

구분	기본가정	기본가정과 서식지회복기간 (3년)	기본가정과 100%의 간접 영향	서식지회복 +100%의 간접 영향
20개의 지역에서 1년간의 해사채취	408	1,063	494	1,376
5년간의 해사채취	4,226	7,124	5,412	9,314
10년간의 해사채취	13,111	18,125	17,094	23,847

위에서 보여주는 결과는 단지 해사채취 지역 내의 주요 어종을 대상으로 한 결과이며, 나머지 모든 영향을 받는 어종들을 모두 고려하였을 경우에는 해사채취로 인한 수산자원의 피해액은 훨씬 많음을 예상할 수 있다. 그리고 위의 결과는 또한 단위 해사채취지역의 피해액을 예시로 보여준 것이다. 해사채취가 동시에 집중적으로 이루어진다면 해사채취에 따른 수산자원의 피해는 훨씬 클 것으로 예상된다.

2) 해사채취의 외부효과 추정과 향후 연구방향

본 분석을 통하여 해사채취가 수산자원에 미치는 영향을 분석하였다. 즉 해사채취가 수산자원에 미치는 영향으로 발생하는 환경비용을 추정한 것이다. 그러나 본 모형에서는 자료의 한계 등으로 제대로 반영하지 못한 부분들이 많이 존재한다.

예를 들면, 입력된 자료의 한계로 상당한 피해가 예상되나 본 모형에서 취급하지 못한 어종들이다. 갯지렁이, 까나리 자원 등이 여기에 속한다. 갯지렁이는 모래층에 서식하는 대표종인 자원으로서 많은 상업어종의 먹이가 되기도 하며 또한 그 자체가 유어업의 낚시밥 등으로 사용되나 이에 대한 통계가 거의 없어 추정에 포함하지 못하였다. 까나리 자원 또한 대표적으로 모래층에 서식하

는 것으로 알려졌으나 2001년도 현장조사에서는 나타나지 않고 있어 조사자들이 의아하게 여기는 부분이다. 앞으로 조사가 필요한 부분이라고 할 수 있다. 일본에서는 까나리 자원의 수십년간의 변동조사를 통하여 해사채취의 영향을 분석하였다.⁵⁴⁾ 그 외에 흰베도라치(성어가 되면 뱀어포로 불린다) 자원도 여기에 해당된다고 볼 수 있다.

또 다른 예로는 저서생물에 속하면서도 많이 잡히지 않기 때문에 본 추정에서 제외된 어종들이다. 앞에서 살펴보았듯이 어업통계에 잡히는 어종만 30여종이 되었지만 본 연구에서는 주요 어종만 포함하였기 때문에 본 연구의 추정에서 제외된 어종들의 가치도 모두 합치면 작지 않을 것이다.

무엇보다도 해사채취에 의한 생태계 파괴로 1차 및 2차 생산력이 감소되고, 이로 인한 먹이 감소가 야기하는 자원의 감소는 현재의 자료로서는 계산하기 어렵다. 특히 광범위한 지역에 걸쳐서 해저가 교란되면 이로 인한 생태계의 파괴는 지금까지 계산된 피해보다 더 클지도 모른다.

본 연구에서는 앞에서 가진 한계를 가지고 해사채취가 수산자원에 미치는 피해를 추정한 것이다. 서론에서 설명하였듯이 해사채취의 외부효과는 크게 수산자원에 미치는 피해, 그리고 연안침식에 미치는 피해로 구분되며 보다 광범위하게 보면 직접피해에 따라 부가적으로 나타나는 간접피해까지도 포함되어야 할 것이다. 따라서 본 연구에서 나타난 피해는 단지 전체 피해의 일부분에 지나지 않을 것이다. 이해를 돕기 위하여 이를 표로 표현하면 <표 5-21>과 같다. 이 표에서 나타나는 추정 값은 매우 변동적이다. 실제로 채취하는 해역의 지형지세, 채취 속도, 채취지역간의 거리, 채취장비, 해안선에서의 이격 거리 등에 의하여 이것 보다 작게 발생할 수도 있고 더 많이 발생할 수도 있다. 특히 해안선에서의 이격 거리가 가깝고 부근에 양식장이 존재한다면 그 피해는 매우 클 것이다. 이 표가 보여주는 목적은 분석하는 틀(Framework)을 이해하는데 도움을 주기 위한 것으로서 해사채취의 피해가 다양하게 나타나며 해사

54) 세토나йка이에서의 해사채취와 환경에의 영향, pp 49-72.

채취의 외부효과 추정 때는 이러한 요소들이 고려되어야 함을 보여주고 있다. 따라서 향후 이러한 미지의 부분에 대한 연구가 이루어져야 해사채취가 야기하는 진정한 환경비용의 규모를 산정할 수 있을 것이다. 또한 이러한 접근 방법은 전체적으로 해사채취의 정책 방향과 조사 방향을 설정하는 데에도 도움이 될 것이다.

〈표 5-21〉 20개 광구에서의 해사채취로 인한 환경비용(외부효과)의 추정

피해의 구분	본 연구에서의 추정치	추정에 미치는 요인
1. 수산자원 피해(기본모형)	131억원	
2. 수산자원피해(추가모형)	107억원 + α	생태계의 회복기간 소수어종 피해 먹이사슬 피해 양식장 피해 여부
3. 연안침식피해	미반영	해수욕장 피해 및 연안정비사업비 증가
4. 간접 피해	미반영	2차적 피해
합계(외부효과)	수백 억원 ~ 천 억원대	해사채취수익 ⁵⁵⁾

본 연구는 앞에서 언급한 제약 때문에 계산된 외부비용 또한 시험적 추정이라 할 수 있다. 그러나 앞으로 현장 자료가 제대로 확보되면 상당한 수준까지 신뢰성을 확보할 수 있을 것으로 보인다. 향후 해양수산부의 사업에 의하여 우리나라 주변 바다에서 해사채취에 따른 환경문제를 조사하게 되므로 본 사업을 통하여 획득되는 자료가 본 연구의 발전에도 크게 기여할 수 있을 것으로 보인다.

55) 1개 광구에서 1년에 50만 m³ 씩 10년간 채취한다고 전제하고 (3년의 회복기간 포함하면 실제채취 기간은 7년), 해사 1m³의 가격을 10,000원으로 가정하면 20개 광구에서 10년간 7,000억원의 채취 수익을 올린다고 가정할 수 있음.

제6장

결론 및 정책 건의

본 연구는 생물경제학적 모형을 사용하여 해사채취가 수산자원에 미치는 영향을 정량화하였다. 해사채취와 같이 어떤 행위가 제3자에게 음이나 양의 효과를 미칠 때 이를 외부효과 또는 외부 비용이라 하는데, 외부효과는 시장의 실패를 야기하기 때문에 별도의 관리가 필요하게 된다.

해양수산부는 해사채취의 환경문제를 적정하게 관리하기 위한 정책개발에 심혈을 기울이고 있다. 법제 정비를 통한 해사채취에 따른 환경관리, 해사채취 허가에 따른 해역이용협의서 지침 개발, 해사환경관리의 재원 확충을 위한 환경개선부담금 도입 검토 등이다. 그러나 이러한 정책 개발 과정에서 자료의 부재와 빈곤 때문에 어려움을 겪고 있다. 특히 해사채취가 야기하는 피해를 구체적으로 입증하고 이를 정량화한 자료는 거의 없는 실정이어서 많은 어려움을 겪고 있다.

해사채취가 수산자원에 미치는 영향을 정량화 하고 나아가 경제적 가치로의 환산을 시도한 본 연구의 결과는 다음과 같은 정책적 활용을 기대할 수 있다.

1. 외부효과 추정을 통한 환경개선부담금 근거자료의 확보

해사채취가 수산자원에 미치는 외부비용을 정량적으로 파악함으로써 향후 환경세의 도입이나 환경개선부담금 도입 시 아주 유용한 근거 자료로 활용될

수 있을 것이다. 해사채취의 외부효과가 크게 수산자원에 미치는 악영향과 해안침식에 따른 악영향으로 구성되는데 그 중의 한 부분을 설명하는데 크게 기여할 수 있을 것이다. 해양수산부(해양보전과)는 2004년도에 해사채취에 따른 환경개선부담금을 신설하기 위한 노력을 하였으나, 2004년도 9월 해사채취에 따른 점사용료를 이전의 ‘도매가격 10%’에서 ‘도매가격의 30%’ 또는 20%(EEZ의 경우)로 인상함에 따라 환경개선부담금의 도입은 일단 유보한 바 있다. 그러나 점사용료의 인상을 통한 환경비용의 재원 조달은 임시방편적으로는 가능한 조치이나 재원조달의 원칙이나 조세제도의 운영측면에서 적절한 방향이 아니기 때문에 궁극적으로 보면 환경세(환경개선부담금 포함)의 도입이 필요할 것으로 보이며, 동 연구와 이를 바탕으로 한 후속 연구의 결과들은 환경세의 크기를 결정하고 이를 징수하는데 크게 기여할 수 있을 것이다.

2. 해사채취 환경문제의 체계적 조사 방향 제시

본 연구에서 사용한 생물경제학적 모형은 앞으로 더욱 활용빈도가 높아질 것으로 전망된다. 입력자료가 충분하면 단시간에 매우 넓은 지역에 대한 자원 관리에 필요한 결과를 제공하기 때문이다. 이러한 이유 때문에 미국 등 외국에서는 생물경제학적 모형을 이용한 생물자원관리 등이 시도되고 있다. 그러나 본 연구를 수행하는 과정에서 우리나라의 경우 본 모형을 사용될 수 있는 자료가 매우 빈약함을 알 수 있었다. 본 모형을 적용하기 위해서는 어떤 어종의 생활사(life history)에 관한 정보들(parameters), 즉 어종별 자연사망률, 어획사망률, 성장계수, 자원가입연령, 수명, 최대 체장 등의 자료가 필요한데, 이러한 자료로 조사된 어종은 매우 빈약하였다. 예를 들어 까나리 같은 경우 모래층에서 서식하는 것으로 확인되고 있으며, 다른 어류의 먹이로서 유용한 종이나 자료의 빈곤으로 분석에 포함되지 못하였다. 따라서 이러한 자료를 체계적으로 생산하기 위한 국가적 노력과 투자가 절대적으로 필요할 것이다. 이러한 자료는

본 연구를 포함하여 보다 선진화된 자원관리에 필요한 연구⁵⁶⁾를 활성화하는데 기여할 것이다.

미국의 경우 유류오염이나, 해양준설로 인한 수산자원의 피해를 추정하기 위하여 오래 전부터 데이터 베이스(NRDAM/CME)와 모델을 구축하고 있으며 (Applied Science Associates et al 1994), 이는 NOAA (National Oceanographic and Atmospheric Administration)를 비롯한 수많은 정부기관 및 연구에서 환경영향 평가(Natural Resource Damage Assessment, NRDA)를 위해 널리 사용되고 있다. NRDAM/CME은 본토를 7개 해구(provinces), 알래스카를 2개 해구, 하와이를 1개 해구 등 미국 전역을 10개 해구(province 또는 eco-region)로 구분하여 자원량(abundance)을 파악하고 있다. 자원량은 계절별(season), 저질별(bottom type), 해역별(marine vs estuarine), 조간대별(tidal vs subtidal)로 구분되어 파악되고 있다.⁵⁷⁾

앞에서 살펴본 미국의 델라웨어/매릴랜드 해역에서의 자원에 대한 정보는 매우 상세하게 수집되고 정리되어 있으며 또한 샌프란시스코만의 경우 이미 그 지역에 서식하고 있거나 이동 경로로 사용하는 어종들에 대하여 생물량(biomass)을 기준으로 한 等生物量 지도를 작성하여 활용하고 있다.

3. 해사채취 허가시의 지침 마련

외국의 연구결과를 보면, 해사채취가 저서생물(benthic biota)에 미치는 영향은 직접적이고 파괴적이라는 것을 알 수 있다. 그리고 모래 퇴적층의 기질은 저서생물상의 변화를 초래하는 것으로 나타난다. 따라서 해사채취로 인한 생물

56) 미국 등에서는 이런 모형을 사용한 피해추정, 자원변동 추정, 최대지속적생산량(MSY, MEY 포함) 등의 계산이 확대되고 있음.

57) Cowardin, L.M., V. Carter, F.C. Golet, and E.T. LaRoe, 1979, Classification of wetlands and deepwater habitats of United States, Washinton, DC : Fish and Wildlife Service, U.S. Dept. of Interior. Marine Pollution, p.345.

자원의 영향을 최소화하고 채취지역의 재서식지화(recolonization)를 촉진하기 위해서는 채취대상 저층의 본래 기질(substrate)은 파괴되지 않도록 하여야 한다. 따라서 해저면의 교란을 최소화하기 위해서 해사채취의 속도를 가급적 줄이고, 채취장비가 해저면에 접촉하는 범위를 최대한 작게 하여야 하며, 펌핑위치 간의 간격을 넓혀서 이러한 해저면의 공간이 해양생물의 서식지역할을 할 수 있도록 하여야 할 것이다. 해양수산부(해양환경발전팀, 해양보전과)는 현재 해사채취의 허가와 관련하여 해양오염방지법에 의한 해역이용협의 지침서를 만드는 중에 있는데, 이러한 사항들은 지침에 반영되도록 하여야 할 것이다.

4. 해사채취 환경문제의 설명자료로 활용

본 과제는 해사채취가 수산자원에 미치는 영향에 대하여 개념적 틀(Framework)을 마련하였다. 지금까지도 여러 문헌에서 해사채취의 잠재적 환경문제를 설명하여 왔지만 본 연구에서는 이를 개념화하여 설명하기 편하고 이해하기 쉽도록 하였다. 이러한 개념적 정립을 통하여 해사채취에 관련된 이해당사자들(정부, 국회, 어업인, 해사채취업자, 환경단체)에게 해사채취가 미치는 영향을 명쾌하게 설명하거나 설득하는데 유용하게 활용될 수 있을 것이다.

한편 우리나라에서는 아직 해사채취에 대한 체계적 연구가 일천하여 일부 개발론자들이 해사채취의 환경피해를 입증하라는 반론을 제기하면서 해사채취의 환경문제를 가볍게 보려는 측면이 있었는데, 본 연구에서 조사된 외국의 사례들은 해사채취의 환경문제를 설명하는 소중한 자료로 활용될 수 있을 것이다.

본 연구는 해사채취의 외부 비용 중 해사채취가 수산자원에 미치는 영향과 관련된 외부비용만을 평가하였다. 본 연구에 포함되지 않은 해사채취의 외부비용, 즉 해사채취가 해양지형 변화와 해안침식을 야기함에 따른 외부 비용에 대해서는 앞으로 연구되어야 할 과제이다. 특히 해사채취의 해안침식에 대한 연

구는 EU의 SANDPIT 연구에서 집중적으로 다루어지고 있어서 많은 도움이 될 것으로 기대된다.

본 연구의 결과를 바탕으로 한 정책 건의는 다음과 같다.

1) 모니터링 제도의 도입

해사자원의 부존량 및 분포상황을 정확히 파악하고 환경에 미치는 영향을 모니터링 해야 할 것이다.

바다에서의 골재채취를 당장 피할 수 없는 경우라면 채취해역 및 주변해역의 환경 등에 미치는 영향을 최소화 할 필요가 있다. 그러기 위해서는 골재 자원의 분포상황과 부존량에 관해 최신 측정기기를 사용하여 가능한 한 정확하게 파악함과 동시에 해저지형, 해저지질, 어류와 저서생물 등의 상황에 관해 조사하고 그들에게 미치는 영향을 충분히 검토할 필요가 있다. 또, 채취 후에는 모니터링을 하여 환경에 미치는 영향을 확인함과 동시에 그 결과가 차후의 채취계획에 반영되도록 법제화 하여야 할 것이다. 현재 해양수산부가 작업 중에 있는 ‘해양환경관리법’에서 채취후의 모니터링제도가 반드시 포함되도록 되어야 할 것이다.

2) 채취허가는 주요 서식지와 산란시기를 피하여 가급적 소량으로 나누어서 시행

해사의 채취량을 가급적 최소화하여야 할 것이다. 골재의 수요동향과 대체재의 공급 상황 등을 충분히 검토하여 골재 채취량을 최소한으로 줄임과 동시에 계획적인 감소방안을 검토하는 것이 필요하다. 우리나라의 경우 2004년 골재과동이 있는 후 건설교통부에서는 해사의 안정적 공급을 위하여 골재채취단지를 법제화⁵⁸⁾하여 대량골재 공급과 골재의 공영개발을 위한 제도적 장치를 마련하였다. 이러한 동향은 세계적 추세와는 거리가 먼 정책이라 할 수 있다.

따라서 해사채취는 불가피한 경우에는 가급적 소량을 허가하여 환경의 피해를 최소화하도록 하여야 할 것이다.

또한 채취허가시 주요한 어종의 산란시기와 주요 서식지에 대해서는 충분히 고려하여야 한다. 본 연구에서의 모형이 설명하듯 수산자원의 피해는 계절적 생물량에 크게 의존하기 때문에 주요 서식지나 산란시기를 피하여 채취하도록 하여야 할 것이다.

3) 골재공급 부처 및 골재업자의 환경문제에 대한 인식 전환과 환경투자 촉진

미국의 경우를 보면 골재공급을 담당하는 정부 부처(MMS)가 스스로 막대한 재원을 투입하여 환경문제를 검토하고 있으며 유럽의 경우도 환경문제를 최소화하기 위하여 개발업자 또는 골재공급 관련 부처가 환경조사를 수행 중에 있다.

우리나라의 경우 지금까지 건설교통부나 산업자원부 같은 경우 골재의 부족량 조사 등 골재의 안정적 공급을 위한 사업에 투자하여 왔으나 이제는 스스로 환경문제를 극복하기 위한 환경사업에도 투자를 하여야 할 것이다.

2004년 12월 골재채취법 개정⁵⁸⁾에 따라 해사채취의 공영개발제도가 도입되고 어떤 측면에서 해사채취의 안정적 공급을 할 수 있는 길이 트였다고 할 수 있다. 우리나라의 경제적 여건상 골재의 안정 공급이 중요하여 그러한 제도가 도입되었으나 개발업자나 건설교통부 등은 오히려 전향적으로 환경문제를 스스로 해소해 가면서 골재의 안정적 공급을 도모하려는 사고의 인식이 필요할 것으로 보인다.

58) 2004년 12월에 개정된 골재채취법 제34조.

4) 해역이용협의제도의 강화

해양오염방지법에 근거하여 시행하고 있는 해역이용협의제도가 사실 해사채취의 환경문제를 점검할 수 있는 중요한 역할을 수행하고 있다. 이러한 해역이용협의제도를 통하여 채취로 인해 해당 주변 해역의 환경 등에 미치는 영향을 최소화할 수 있는 지침들이 적용되어야 할 것이다.

그러나 현재의 해역이용협의제도는 단순한 협의에 지나지 않기 때문에 강제 이행력 등의 측면에서 문제를 안고 있다. 따라서 현재 추진하고 있는 ‘해양환경관리법제’에 해역이용협의제도가 실효성 있는 제도로 도입될 수 있도록 하여야 할 것이다.

5) 연구개발의 촉진

환경에 미치는 영향을 보다 낮추는 채취방법 등의 개발이 촉진되어야 할 것이다. 해저지질 등 환경에 미치는 영향을 보다 낮추기 위한 채취방법과 채취구역에서의 저서생물 등의 번식환경 회복을 위한 대책기술의 개발을 촉진할 필요가 있다.

또한 골재 대체재의 개발을 위한 연구개발 촉진이 필요하다. 천연골재를 대신할 인공골재, 또는 쇄사 등 대체재의 개발과 그 품질을 향상시키기 위한 연구개발을 촉진하는 것이 중요하다. 일본의 경우 이미 쇄사 등 대체재가 해사수요의 상당 부분을 담당하고 있다. 이러한 노력의 결과로 일본은 2000년 이후 해사의 공급량이 크게 줄어들었다.

참고문헌

- 건설교통부, 골재수급기본계획, 2004.
- 건설교통부, 친환경적 골재채취를 위한 골재채취법 개정, 공청회 자료, 2004.10.
- 국립수산과학원 홈페이지, <http://www.nfrda.re.kr>.
- 국립수산진흥원, 배타적경제수역 주요 어업자원의 생태와 어장, 2000.9.
- 김도훈, 「복수어업에 있어서의 어업관리수단 평가를 위한 생물경제학적 연구: 미국 멕시코만의 red grouper와 yellowedge grouper 복수어업을 사례로」, 수산경영론집, 2004.6.
- 김수암 · 김창익, 어류 생태학, 1994.
- 박주석 · 강용주 · 장창익, 「천해어장에서 인위적 환경훼손에 의한 어업생산 감소량 추정방법」, 한국수산학회지, 36(4), 2003.
- 스페인 환경부(<http://www.mma.es/>)
- 연인자, 「한국서해 및 동중국해의 꽃게, *Portunus trituberculatus* (Miers)의 자원생물학적 연구」, 1997.
- 웅진군수협, 웅진군수협계통판매통계, 2004.
- 유신재 외, 「생태계 모델링에 의한 해양 생태계 동태 연구(1차년도)」, 1993.
- 유신재 · 신경순, 「생태학적모델을 이용한 유류유출사고에 의한 자연수산자원 피해의 추정」, 한국수산학회지 29(2), 1996.
- 인하대학교 서해연안환경연구센터, 해사채취가 해양환경 및 해양생태계에 미치는 영향 Workshop, 2004.6.29.
- 일본 환경성수환경부폐쇄성해역대책실, 세토나йка이해에서의 해사채취와 환경에의 영향, 2002.3.

- 임양재 · 황선도, 「서해 연안 조피볼락, *Sebastes schlegeli*의 연령과 성장」, 한국어류학회지, 4, 2004.
- 임재수, 「서남해 연안역에서 부유퇴적물 거동특성에 관한 연구」, 2003.
- 임정빈, 「경기만과 아산만 부유성 난자치어의 분포와 계절 변동」, 2003.
- 장창익, 수산자원 생태학, 1994.
- 장학봉 · Thomas Grigalunas · 한경남, 「바닷모래 채취의 경제 · 환경적 통합 평가모형에 관한 연구(II)」, 한국해양수산개발원, 2004..
- 조동오, Thomas A. Grigalunas(URI), Gina Shamshak(URI), 「해사채취의 재정경제환경적 영향에 관한 연구(I)」, 한국해양수산개발원, 2003.
- 조동오 · 장학봉, 「바다모래 수급실태 및 관리방안 연구」, 한국해양수산개발원, 2003.
- 표희동 · 장학봉, 「수산부문의 지속 가능한 지표개발에 관한 연구」, 한국해양수산개발원, 2000.
- 한국건설산업연구원, 골재의 수급안정 및 환경친화적 개발방안 세미나, 2003.
- 4.
- 한국골재협회 인천지회, 「경기만내 해사부존량 추정 및 해사채취에 따른 환경 영향연구」, 2002. 6.
- 한국수산회, 「연근해 어선감척사업 투자효과 분석」. 2003.
- 한국해양수산개발원, 해사채취의 재정 · 경제 · 환경적 영향에 관한 연구(1), 2004.
- 한창훈, 「인천 연근해 난자치어의 분포」, 2000.
- 해양수산부, 대체습지조성 중장기계획 수립용역(I), 2004.
- 해양수산부, 어업생산량통계, 2004.
- 해양수산부, 해사채취의 친환경적 관리방안연구(1), 2004

_____, 2001b. Damages to Fisheries from Sediment Plumes from Dredging in Providence Harbor. Final Environmental Impact Statement. U.S. Army, Corps of Engineers, New England Division.

- Applied Science Associates, Inc., A.T. Kearney, Inc. and HBRS, Inc., 1994.
The CERCLA Type A Natural Resource Damage Assessment Model
for Coastal and Marine Environments. Technical Document Submitted
to U.S. Department of the Interior.
- Baumol W.J. and W.E. Oates, 1988. The Theory of Environmental Policy,
2nd ed., Cambridge, Cambridge University Press.
- Birklund, J. and Wijsman, J.W.M., 2005. Aggregate extraction: a review on
the effect on ecological functions. WL | Delft Hydraulics Report
Z3297.10.
- Byrnes Mark R., Richard M. Hammer, Tim D. Thibaut, and David B.
Snyder, 2004. Effects of Sand Mining on Physical Processes and
Biological Communities Offshore New Jersey, U.S.A., *Journal of
Coastal Research*, vol. 20-1.
- Chang, Hak-Bong, Thomas. A. Grigalunas, and Kyung-nam Han, 2004.
“Bio-Economic Modeling for Estimating Externality Caused by
Marine Sand Mining in Korean Waters”. Research Project Report,
Korea Maritime Institute.
- Charles H. Hanson, John Coil , Barry Keller, Jennifer Johnson, Justin
Taplin, and Jud Monroe, 2004, “Assessment & Evaluation Of The
Effects Of Sand Mining On Aquatic Habitat And Fishery Populations
Of Central San Francisco Bay And The Sacramento-San Joaquin
Estuary”, HANSON ENVIRONMENTAL, INC.
- Chio, Min-su, 2004. The short/long term stabilizing supply plan of Marine
sand, Construction and Economy Research Institute in Korea.
- Cho, Dong Oh, 2004. “Marine Mining in Korea: Background and Issues”.
Proceedings, Annual Korea-America Joint Policy Research Center.
Kingston, R.I.: University of Rhode Island.
- Cho, Dong-Oh and Hak-Bong Chang, 2003. “A Study on the Status of

- Supply and Demand of Marine Sand and Management System”, *Research Project Report*, Korea Maritime Institute.
- Coastline surveys Limited and Marine Ecological surveys Ltd., 2000. Integrated Report on the Impact of Marine Aggregate Dredging on Physical and Biological Resources of the Seabed, US Department of the Interior, Minerals Management Service, MMS-OCS Study number 2000-0054.
- Coastline Surveys Limited, 1999. Marine Aggregated Mining Benthic & Surface Plume Study, US Department of the Interior, Minerals Management Service, MMS-OCS Study Number 99-0029.
- Cowardin, L.M., V. Carter, F.C. Golet, and E.T. LaRoe, 1979, Classification of wetlands and deepwater habitats of United States, Washinton, DC : Fish and Wildlife Service, U.S. Dept. of Interior. Marine Pollution. 345.
- DHI Water & Environment and TOXICON, 2000. Sand extraction at Kriegers Flak in 1996-98 and impact on the benthic fauna. Document No. 00/489/1E.
- Diaz R. J., G. R. Cutter Jr., and C. H. Hobbs III, 2004. Potential Impacts of Sand Mining Offshore of Maryland and Delaware: Part 2— Biological Considerations, *Journal of Coastal Research*, vol. 20-1.
- Diaz R.J., G.R. Cutter,Jr. and G.H. Hobbs,III, 2004, Potential Impacts of Sand Mining Offshore of Maryland and Delaware : Part 2 - Biological Considerations, *Journal of Coastal Research*, 20(1), 61-69, West Palm Beach (Florida), ISSN 0749-0208.
- Diaz, R.J., G.R. Cutter. Jr. and C. H. Hobbs,III 2003, “Potential Impacts of Sand Moning Offshore of Maryland and Delaware : Part II - Biological Considerations”, *Journal of Coastal Research*, 20(1).
- Drucker Barry S. William Wasces, and Mark R. Byrnes, 2004. The U.S.

- Minerals Management Service Outer Continental Shelf Sand and Gravel Program: Environmental Studies to Assess the Potential Effects of Offshore Dredging Operations in Federal Waters, *Journal of Coastal Research*, vol. 20-1.
- EUMARSAND (http://szelit.im.gda.pl/eumarsand/_2004.11.19)
- Fox, W. W., Jr. 1970. An Exponential Surplus Yield Model for Optimizing Exploited Fish Populations, *Trans. Amer. Fish. Soc.* 90.
- Freeman, A. Myrick III, 2003. Valuing Environmental and Natural Resource Services: Theory and Measurement. Washington, D.C.: Resources for the Future.
- Golder, J., 2003. GIS and seabed management (The UK Crown Estate's experience). European Marine Sand and Gravel – shaping the future, EMSAGG Conference, 20-21/02/2003, Delft University, The Netherlands.
- Grigalunas, Thomas, 2005. “Estimates of the Economic Cost to Commercial Fisheries in Ongjin, Korea Because of Marine Sand Mining, Korea -U.S. Marine Policy Workshop, Seoul, Korea.
- Grigalunas, Thomas, Gina Shamshak, and Dong Oh Cho, 2004. “Financial-Economic-Environmental Framework For Assessing Marine Sand and Gravel Mining in Korea's EEZ: *Phase I Report*”. *Proceedings*, Annual Korea-America Joint Policy Research Center. Kingston, R.I.: University of Rhode Island.
- Grigalunas, Thomas, James J. Opaluch, 2001a. “The Economic Costs to Fisheries from Marine Sediment Disposal: Case Study of Providence, RI, USA”. *Ecological Economics* 38: 47-58.
- Grigalunas, Thomas, James J. Opaluch, 2001b. Damages to Fisheries from Sediment Plumes from Dredging in Providence Harbor. Final Environmental Impact Statement. U.S. Army, Corps of Engineers,

New England Division.

- Grigalunas, Thomas, James J. Opaluch, and M. Luo, 2003. "Economic Issues in Dredging Windows: Framework, Model and Examples". *WEDA Journal of Dredging Engineering*.
- Grigalunas, Thomas, James J. Opaluch, and Tae-goun Kim, 2005. "The Economic Costs to Fisheries Because of Marine Sand Mining in Ongjin Korea: Concepts, Methods and Illustrative Results". Proceedings, Annual Korea-America Joint Policy Research Center. Kingston, R.I.: University of Rhode Island.
- Grigalunas, Thomas, James J. Opaluch, Maefeng Luo, 2001, "The economic costs to fisheries from marine sediment disposal: case study of Providence, RI, USA", *Ecological Economics*, 38.
- Grigalunas, Thomas. A., James J. Opaluch, Deborah French, and Mark Reed, 1988. "Measuring Damages to Marine Natural Resources from Pollution Incidents Under CERCLA: Application of an Integrated Economics/Ocean Systems Model". *Marine Resource Econ.* (5): 1-32.
- Han, Kyung-nam and Park, Syung-hung, 2002. "Eggs and Larvae" in Korea Aggregates Association. *A Study on Environmental Impact of Marine Sand Mining in Gyeonggi Province Bay and Assessment of Quantity of Resources*.
- Handbook of Fish Biology and Fisheries (Vol. 2. Fisheries).
- Handbook of Fish Biology and Fisheries (Vol.1. Fish Biology).
- Hanson, Charles H., 2004, Assessment & Evaluation of the Effects of Sand Mining on Aquatic Habitat and Fishery Populations of Central San Francisco Bay and The Sacramento-San Joaquin Estuary.
- Hanson, Charles H., John Coil , Barry Keller, Jennifer Johnson, Justin Taplin, and Jud Monroe, 2004, "Assessment & Evaluation Of The Effects Of Sand Mining On Aquatic Habitat And Fishery Populations

- Of Central San Francisco Bay And The Sacramento-San Joaquin Estuary”, HANSON ENVIRONMENTAL, INC.
- ICES(International Council for the Exploration of the Sea), 2000, Working Group on the Effects of Extraction of Marine Sediments on the Marine Ecosystem, Gdansk, Poland.
- Im, Yangjae and Sundo Hwang, 2004. Age and growth of *Sebastes schlegeli* in Yellow sea, Korean Journal of Ichthyology, vol 4.
- Jerome P., Y. Maa, Carl H. Hobbs III, S.C. Kim, and Eugene Wei,2004. Potential Impacts of Sand Mining Offshore of Maryland and Delaware: Part 1—Impacts on Physical Oceanographic Processes, *Journal of Coastal Research*, vol. 20-1.
- Jerome P.Y. Maa et al, 2004, Potential Impacts of Sand Mining Offshore of Maryland and Delaware : Part 1 - Impacts on Physical Oceanographic Processes, *Journal of Coastal Research*, 20(1), 44-60, West Palm Beach (Florida), ISSN 0749-0208.
- KENNY, A.J. and REES, H.L., 1994. The effects of marine gravel extraction on the macrobenthos: Early post-dredging recolonisation, *Marine Pollution Bulletin*, 28 (7), 442-447.
- KENNY, A.J. and REES, H.L., 1996. The effects of marine gravel extraction on the macrobenthos: results 2 years post-dredging. *Marine Pollution Bulletin*, 32 (8/9), 615-622.
- KENNY, A.J.; REES, H.L.; GREENING, J., and CAMPBELL, S., 1998. The effects of gravel extraction on the macrobenthos at an experimental dredge site off north Norfolk. UK. (Results 3 years postdredging). *ICES CM 1998/V*: 14, 1-8.
- Korea Aggregates Association, 2002. *A Study on Environmental Impact of Marine Sand Mining in Gyeonggi Province Bay and Assessment of Quantity of Resources*.

- Le Neveu R., 2001, Analyse critique des méthodes appliquées pour la connaissance du milieu marin en vue de l'extraction de granulats, exemple de la Manche orientale, dissertation of DESS Marine and Continental Water-Ground Environment.
- Measuring Damages to Coastal and Marine Natural Resources (Concepts and Data Relevant for CERCLA Type A Damage Assessments Volume I). 1987.
- Measuring Damages to Coastal and Marine Natural Resources (Concepts and Data Relevant for CERCLA Type A Damage Assessments Volume II), 1987.
- Nairn Rob et al., 2004. A Biological and Physical Monitoring Program to Evaluate Long-term Impacts from Sand Dredging Operations in the United States Outer Continental Shelf, *J. of Coastal Research*, vol. 20-1.
- Nairn Rob, Jay A. Johnson, Dane Hardin, and Jacqueline Michel, 2004. A Biological and Physical Monitoring Program to Evaluate Long-term Impacts from Sand Dredging Operations in the United States Outer Continental Shelf, *J. of Coastal Research*, vol. 20-1.
- National Fisheries Research and Development Institute, 2000. *The Ecology and fishing grounds of main fisheries resource in Exclusive Economic Zone (EEZ) (Sept.)*.
- National Fisheries Research and Development Institute, 2004. *Stock Assessment and Fishery Evaluation Report of Year 2005 TAC-based Fisheries Management in the Adjacent Korean Waters*.
- Newell R.C., L.J. Seiderer, N.M. Simpson, and J.E. Robinson, 2004. Impacts of Marine Aggregate Dredging on Benthic Macrofauna off the South Coast of the United Kingdom, *Journal of Coastal Research*, vol. 20-1.

- Oakwood Environmental Ltd, 1999. Strategic Cumulative Effects of marine Aggregates Dredging (SCEMAD), US Department of the Interior, Minerals Management Service, MMS-OCS Study number 99-0029.
- Ongjin Fisheries Cooperative, A Statistical Data of market price in Ongjin Fisheries Cooperative, 1999~2003.
- Opaluch, James J., Thomas A. Grigalunas, Meigeng Luo, and Gina Shamshak, 2003. *The Economic Cost to Fisheries from Marine Disposal of Dredged Sediments at Two Potential Sites in Rhode Island Sound*, (October).
- Resources and Environment in Asia's Marine Sector.
- Ricker, W.E., 1975. "Computation and Interpretation of Biological Statistics of Fisheries Populations". *Bull. of Fish, Res. Board of Canada*. 191, 382.
- Schaefer, M.B., 1954, Some aspects of dynamics of populations important to the management of commercial marine fisheries. *Int. Amer. Trop. Tuna Comm. Bull.* 1 : 25-26.
- Schaefer, M.B., 1957, A Study of the dynamics of the fishery for yellowfin tuna in the eastern tropical Pacific Ocean. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm. Bull* 2 : 247-268.
- Terrance J. Quinn II and Richard B. Deriso, 1999, *Quantitative Fish Dynamics*.
- U.S. Department of the Interior, 1987, 「Measuring Damages To Coastal And Marine Natural Resources: Concepts and Data Relevant for CERCLA Type A Damage Assessments Volume II」, CERCLA 301 Project, January.
- U.S. Geological Survey-Biological Resources Division (USGS/BRD), Louisiana State University Coastal Marine Institute (LSU-CMI) Matching Funds, Louisiana Department of Natural Resources

(LDNR), Marine Mineral Program Funds.

US Department of the Interior, Minerals Management Service, MMS-OCS
Study number 99-0029.

Yeon, In Ja, Young Joo Kang and Chang Ik Zhang, 1998. Growth and
Mortality of Blue Crab *portunus trituberculatus* in the East China
Sea, Journal of the Korean Fisheries Society.

<http://www.mms.gov/sandandgravel>

<http://www.moct.go.kr/>

<http://www.mms.gov/sandandgravel>.

부록 1

정태적 및 동태적 생물경제학적 균형모형

Level	Parameter	Logistic 성장모형	Exponential 성장모형
Catch	Equation	$qkE(1-qE/r)$	$qkE \exp(-(q/r)E)$
MSY	Effort(Emsy)	$r/2q$	r/q
	Catch(Cmsy)	$kr/4$	$qkEmsy \exp(-(q/r)Emsy)$
	Biomass(Bmsy)	$k(1-qEmsy/r)$	$k \exp(-(q/r)Emsy)$
	net rent(π_{msy})	$pCmsy-vEmsy$	$pCmsy-vEmsy$
MEY	E_{mey1}	$r(1-v/(pqk))/(2q)$	$r/q[1-(v/pqk)\exp((q/r)E_{mey})]$
	C_{mey}	$kr[1-(v/(pqk))^2]$	$qkE_{mey}/\exp(E_{mey} q/r)$
	B_{mey}	$C_{mey}/(qE_{mey})$	$C_{mey}/(qE_{mey})$
	π_{mey}	$pC_{mey} - vE_{mey}$	$p C_{mey} - v E_{mey}$
DMEY1)	$Bd_{mey}(B^*)$	$(k/4)[1+(v/(pqk))-r]^+ \text{SQR}([1+(v/(pqk))-r]^2 + [8v/(rpqk)])$	$LN(k/B^*)=(1+r)[1-(v/pq)/B^*]$
	Cd_{mey}	$rB^*(1-B^*/k)$	$rB^* LN(k/B^*)$
	Ed_{mey}	$Cd_{mey}/(qBd_{mey})$	$Cd_{mey}/(qBd_{mey})$
	π_{dmey}	$pCd_{mey} - vEd_{mey}$	$pCd_{mey} - vEd_{mey}$
OAE	E_{oae}	$r(1-v/(pqk))/q$	$r/q[LN(pqk)-LN(v)]$
	Co_{ae}	$qkE_{oae}(1-E_{oae}/r)$	$qkE_{oae} \exp(-(q/r)E_{oae})$
	Bo_{ae}	$k \exp(-(q/r)E_{oae})$	$k(1-qE_{oae}/r)$
	π_{oae}	$p Co_{ae} - vE_{oae}$	$p Co_{ae} - vE_{oae}$

부록 2

서식환경에 따른 해양 생물군의 분류

Class No.	Category	Habitat	Includes
1	Anadromous fish	Upper water column	Salmon, alewives, shad
2	Planktivorous fish	Upper water column	Menhaden, herring, anchovy, butter fish, mackerel, Pollock
3	Piscivorous fish	Upper water column	Bluefish, striped bass, monkfish, angler fishes, seatrout, weakfish
4	Top carnivores	Entire water column	Tuna, bonito, billfish, sharks
5	Semi-demersal fish(eat both benthos and fish)	Entire water column	Gadoids (cod, hake, whiting, haddock), scup, tilefish, croacker, sea bass, groupers, rockfish, sablefish, drums, snappers
6	Squid	Entire water column	Squid, cuttlefish, octopus, other octopus
7	Demersal fish	Lower water column	Flat fishes (flounder, halibut, turbot, sole, sand lance(= lingcod))
8	Mollusks	Sediments	Bivalves(clam), gastropods(oysters, top shell)
9	Decapods	Sediments	Shrimps, lobsters, crabs
10	Echinoderm	Sediments	Sea cucumber

자료 : U.S. Department of the Interior, 「Measuring Damages To Coastal And Marine Natural Resources: Concepts and Data Relevant for CERCLA Type A Damage Assessments Volume I」, CERCLA 301 Project, January 1987.

부록 3

문헌상의 주요 생물검정시험의 결과

번	참고 문헌	조사 항목	농도 (mg/TSS)	실험시간 (hours)	주요 결과
1	Schubel and Wang 1973	Bass (striped) eggs	100	24	Delayed hatching
2	Morgan et al. 1983	Bass (striped) eggs	800	24	Development rate slowed significantly
3	Auld and Schubel 1978	Bass (striped) eggs	1,000	168	Reduced hatching success
4	Auld and Schubel 1978 (ns)	Bass (striped) eggs	1,000	168	Reduced hatching success
5	Clarke and Wilber 2000	Striped bass eggs	100	24	Delayed hatching
6	Wilber and Clarke 2001	Striped bass eggs	800	24	Development slowed
7	Wilber and Clarke 2001	Striped bass eggs	1,000	168	Reduced hatching success
8	Lunz 1987	Striped bass eggs	50	Not reported	Not reported
9	Lunz 1988	Striped bass eggs	500	Not reported	Not reported
10	Lunz 1989	Striped bass eggs	2,300	Not reported	Not reported
11	Morgan et al. 1983 (ns)	Striped bass eggs	800	24	Development slowed
12	Breitburg 1988	Bass (striped) larvae	200	0.42	Reduced feeding rate(0% mortality)
13	Morgan et al. 1974	Bass (striped) larvae	485	24	50% mortality
14	Auld and Schubel 1978	Bass (striped) larvae	500	72	42% mortality rate (controls, 17%)
15	Auld and Schubel 1978	Bass (striped) larvae	1,000	68	34% mortality rate (controls, 5%)
16	Wilber and Clarke 2001	Striped bass larvae	485	24	50% mortality
17	Wilber and Clarke 2001	Striped bass larvae	500	12	Reduced feeding rate(0% mortality)
18	Wilber and Clarke 2001	Striped bass larvae	1,200	240	10% mortality
19	Breitburg 1988 (k) e	Striped bass larvae	200	24	Reduced feeding rate(0% mortality)

(계속)

번	참고 문헌	조사 항목	농도 (mg/TSS)	실험시간 (hours)	주요 결과
20	Morgan et al. 1973	Striped bass larvae	485	24	50% mortality
21	Breitburg 1988 (k)	Striped bass larvae	500	24	Reduced feeding rate(0% mortality)
22	Wakeman et al. 1975 (b)	Striped bass larvae	1,200	240	10% mortality
23	Wilber and Clarke 2001	Striped bass larvae	500	72	Increased mortality
24	Wilber and Clarke 2001	Striped bass larvae	1,000	72	Increased mortality
25	Lunz 1987	Striped bass larvae	1,557	72	Not reported
26	Auld and Schubel 1978 (ns)	Striped bass larvae	500	24	Increased mortality
27	Auld and Schubel 1978 (ns)	Striped bass larvae	1,000	72	Increased mortality
28	Lunz 1987	Striped bass subadult	4,000	504	Not reported
29	Buck 1956	Bass (largemouth) adult	144	720	Growth retarded
31	Buck 1957	Bass (largemouth) adult	62	720	weight gain reduced -50%
32	Clarke and Wilber 2000	Striped bass adult	1,000	24	10% mortality
33	Wilber and Clarke 2001	Striped bass adult	600	264	No effect level
34	Wilber and Clarke 2001	Striped bass adult	1,500	336	Increased hematocrit levels
35	Sherk et al. 1974 (fe)	Striped bass adult	600	264	No effect
36	Sherk et al. 1974 (fe)	Striped bass adult	1,500	336	Hematocrit increased
37	Sherk et al. 1975	Striped bass adult	1,500	336	Hematocrit increased(FE)
38	Sherk et al. 1975	Striped bass adult	1,500	336	Plasma osmolality increased(FE)

Source: Charles H. Hanson, John Coil , Barry Keller, Jennifer Johnson, Justin Taplin, and Jud Monroe, 2004, "Assessment & Evaluation Of The Effects Of Sand Mining On Aquatic Habitat And Fishery Populations Of Central San Francisco Bay And The Sacramento-San Joaquin Estuary", HANSON ENVIRONMENTAL, INC.

부록 4

해사채취의 외부효과 발생에 관한 이론적 고찰

1. 개방자원으로서의 비효율성

바다에 부존하는 모래는 개방자원(open-access resources)이라고도 할 수 있고 공유자원(common-property resources)이라고도 할 수 있다.

일반적으로 개방자원 또는 공유자원은 소유권 자체가 아예 설정되어 있지 않거나 소유권이 개인이 아니라 집단(마을, 어촌계, 국가)에 있는 경우를 말하는데, 이러한 개방자원, 공유자원은 자원의 남용이 발생하고 시장실패를 야기하게 되어 이들 자원에 대한 적절한 관리가 필요하게 된다.⁵⁹⁾ 즉 자원의 이용이 누구에게나 허용되는 개방자원의 경우 자원의 남용이 발생하게 되어, 정부와 같은 외부의 권력이 간섭하지 않을 경우 시장이 효율적인 자원배분을 달성할 수 없게 된다. 개방자원시장에서 발생하는 이러한 시장의 실패는 정부나 국제기구 등이 시장에 개입하여야 하는 당위성을 제공하게 된다. 어업자원의 경우 정부가 면허나 허가권을 사용한다거나, 국제포경위원회가 고래포획금지를 합의하는 국제협약을 체결하는 것이 그 예라고 할 수 있다. 공유자원의 경우도 자원의 소유권이 집단에 있지만 그 구성원은 원칙적으로 그 자원을 마음대로 이용할 수 있기 때문에 개방자원과 마찬가지로 자원 이용의 비효율성을 야기하게 된다.

이하에서는 이러한 개방자원의 비효율성이 어떻게 발생하는가를 <부록그림 4-1>을 통하여 설명할 수 있다.

59) 개방자원의 대표적인 예가 어족자원이며, 공유자원의 대표적인 예로 마을양식어장을 들 수 있다.

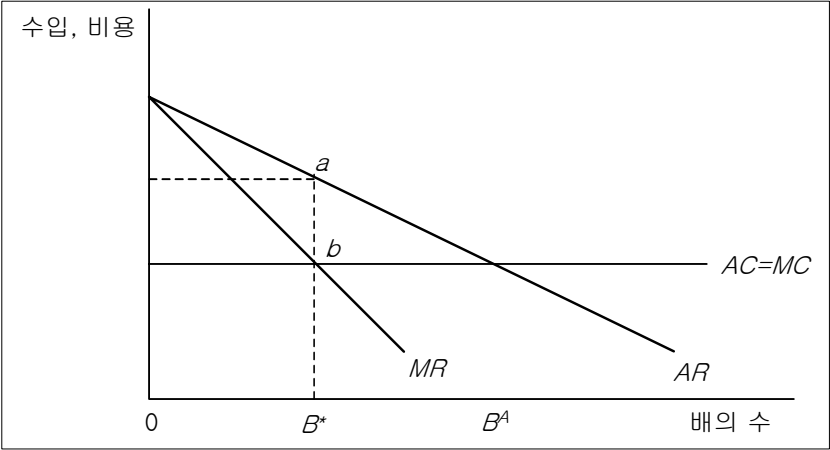
지구상의 공해(open sea)에서 고래잡이를 하는 경우를 생각해 보자. <부록그림 4-1>에서 가로축은 전세계 바다에서 고래잡이를 하는 배(어선)의 수이고, 세로축은 고래잡이를 위해 배 1척당 지불해야 하는 비용 등을 화폐로 나타낸 것이다. 논의의 편의상, 모든 배의 크기나 형태는 동일하다고 가정하고, 배 1척을 운영하는 데 소요되는 비용은 일정하여 배 1척당 운영비인 평균비용은 AC곡선과 같이 수평선으로 나타난다고 가정하자. 또한 평균비용이 일정하기 때문에 추가로 고래잡이에 투입되는 배가 지불해야 할 한계비용(MC)곡선 역시 평균비용곡선과 동일한 수평선이다.

그림에서 AR곡선은 배 1척이 고래잡이로 인해 벌어들이는 수입을 나타내는 평균수입곡선이다. 평균수입은 고래잡이를 하는 배의 수가 늘수록 감소한다. 왜냐하면, 고래잡이 배가 많아질수록 고래의 수가 줄어들고, 따라서 고래잡이가 점점 힘들어지기 때문이다. <부록 그림 4-1>의 MR곡선은 배 1척이 추가로 고래잡이에 나설 경우 이 배가 얻는 수입을 나타내는 한계수입곡선이다. AR곡선이 우하향할 경우 MR곡선 역시 우하향하고, AR곡선보다 아래쪽에 위치하게 된다. 평균수입은 조업으로 인해 얻은 전세계의 총수입을 지금까지 조업하던 모든 배의 수로 나누어 구하게 되고, 한계수입은 현 수준에서 추가로 투입되는 1척이 얻는 수입이다. 따라서 평균수입이 배의 수가 늘어나면서 하락할 경우 한계수입은 평균수입보다 더 적다.

고래잡이로 인해 얻는 전세계의 총이윤을 극대화하는 배의 수는 그림에서 B^* 가 된다. B^* 에서는 배 1척이 추가로 투입되면서 추가로 지불하는 한계비용과 이 배가 얻는 한계수입이 동일하므로 전세계 고래고기시장의 총이윤이 극대화가 되는 것이다. 그러나 고래잡이가 누구에게나 허용될 경우 효율적인 배의 수인 B^* 보다도 더 많은 수의 배가 조업을 하게 된다. 이를 확인하기 위해 현재 전세계에 B^* 만큼의 고래잡이 배가 있다고 가정하자. 고래고기 시장의 효율성을 위해서는 더 이상의 배가 투입되어서는 안 된다. 그러나 문제는 B^* 에서는 평균수입이 평균비용보다 더 높다는 데 있다. B^* 만큼의 배가 조업할 경우 평균수입이 평균비용보다 높기 때문에 배 1척당 ab 만큼의 이윤이 발생한다. 포경업

에서 양의 이윤이 발생하고 있기 때문에 현재 포경업을 하지 않고 있는 사람도 이 이윤을 얻기 위해 추가로 포경업에 뛰어들려고 할 것이고, 기존의 포경업자도 이윤이 발생하는 한 계속해서 배의 수를 늘려 갈 것이다. 따라서 평균 수입이 평균 비용과 같아지는 B^A 수준까지 배의 수가 늘어나게 되고, 개방자원인 고래의 지나친 남획이 발생하게 된다.

〈부록 그림 4-1〉 개방자원시장의 비효율성



2. 환경오염 유발에 따른 외부효과 발생

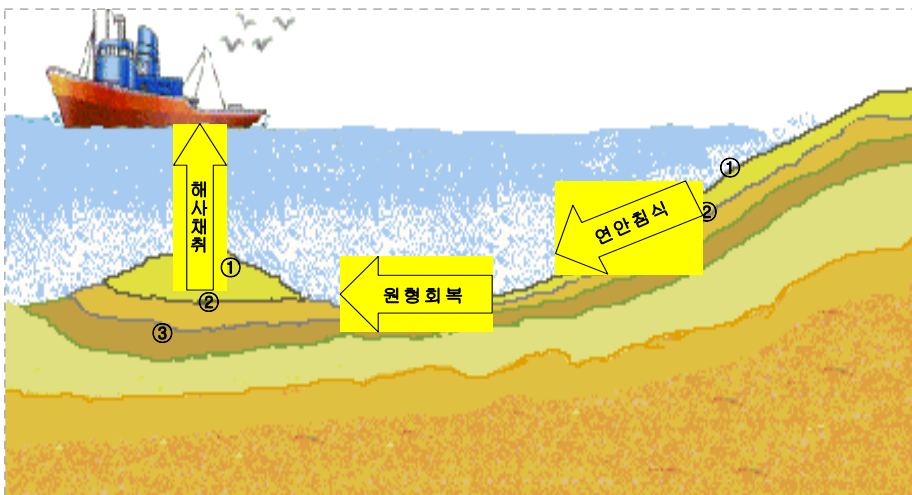
해사채취는 해양생태계 및 해양환경에 영향을 미침으로서 환경비용을 초래한다. 이와 같이 어떤 행위가 제3자에게 음이나 양의 효과를 미칠 때 이를 외부효과 또는 외부 비용이라 하는데, 외부효과 또한 시장의 실패를 야기하기 때문에 별도의 자원관리가 필요하게 된다.

이하에서는 해사채취의 외부효과에 대하여 설명한다.

1) 해사채취가 해양환경 및 생태계에 미치는 (잠재적)영향

바다에서의 모래채취로 인하여 해양환경과 해양생태계에 미칠 수 있는 영향은 1차적으로 해사채취해역의 퇴적환경변화와 물리환경변화, 저서생물의 서식처 파괴를 들 수 있으며, 2차적으로 해사채취로부터 발생하는 수질과 저질 환경의 변화, 채취해역의 소음의 증가와 채취선으로부터 발생하는 오염물질의 증가 등으로부터 유발되는 환경의 악화에 기인된 주변 서식생물의 서식조건의 악화를 들 수 있다. 이 중 가장 큰 영향을 받는 것은 해사채취로 인한 퇴적물 자체가 소실되는 퇴적환경변화와 서식지 전체가 파괴됨으로 제거되는 저서생물 군집의 소실이라 할 수 있다. 이러한 이유로 연안에서의 해사채취활동은 어떠한 경우이든 생태계에 악영향을 미치는 것으로 오랫동안 인식되어 왔다.⁶⁰⁾

〈부록 그림 4-2〉 해사채취의 퇴적환경변화 및 연안침식 과정 모식도



이 외에 해사채취는 수질환경에 영향을 미친다. 해사채취가 수질 환경에 뚜렷한 영향을 줄 수 있는 것은 해사채취시 펌핑으로 선상에 올라온 해저 퇴적

60) 조동오, 장학봉 p.41.

물로부터 방출되는 해저 퇴적물 공극수에 농축되어 있던 영양염 물질, 중금속 물질, 유기물 등과 해저 퇴적물과 함께 올라온 부유물질의 방출이다.

또한 해사채취는 해저 퇴적물의 입자 분포와 구성에 영향을 줄 수 있다. 최근의 해사채취는 대부분 펌핑으로 채취를 하기 때문에 해저 퇴적물의 입자 교란이나 해저 퇴적물의 조성 교란은 상대적으로 작으나 해저 퇴적물의 소실 그 자체는 큰 문제가 될 수 있다. 한 지역에서 지속적인 해사채취의 경우 과도한 해저 퇴적물의 굴착으로 해저 웅덩이가 형성되어 해수의 소통이 원활치 못할 경우 용존 산소의 감소 등으로 빈산소층이 형성될 수도 있다.

그리고 해저 퇴적물 내 공극수의 분포는 해사채취시 수층의 해수질에 영향을 주기 때문에 해사채취 해역의 공극수의 저질 환경은 중요한 영향 요인이 될 수 있다. 해사채취시 발생하는 공극수의 영양염 유출은 유광대에서 식물플랑크톤 성장률을 증가시킬 수 있으나 동시에 발생하는 부유물질은 유광대의 깊이를 감소시켜 일차 생산력의 감소를 야기시킬 수 있다. 특히 동계와 같이 북서 계절풍이 발달하여 해수의 수직 혼합이 활발한 구역에서는 해수의 부유물질의 농도가 증가하게 된다.

2) 외부효과의 발생

외부효과에 관한 구체적인 정의는 매우 다양하다. 그러나 가장 일반적인 것은 보몰과 오우츠(Baumol and Oates, 1988)에 의해 내려진 정의이다. 이들에 의하면, 외부효과는 어떤 개인 A의 후생수준이 다른 사람 B의 의사결정에 의해 직접적으로 영향을 받고, B가 의사결정을 할 때 자신의 행위로 인해 발생하는 A의 후생변화를 고려하지 않을 경우 발생한다. 여기서 한 가지 주의하여야 할 점은 B의 행동으로 인해 A의 후생이 물리적인 관계를 통해 직접 영향을 받을 경우에만 외부효과가 발생하는 것이지 B의 행동이 시장을 거쳐 화폐나 금융적으로 A에 미치는 영향을 외부효과라고 하지는 않는다는 점이다. 예를 들어 인근 공장에서 발생하는 폐수로 인해 양어장이 피해를 보았다면 이것은

공장이 양어장의 생산성에 물리적으로 영향을 미쳐 발생한 후생변화이므로 분명히 외부효과이다. 그러나 우리나라가 자동차를 미국에 수출하면서 미국의 자동차 노동자들의 실업이 늘어나고, 이로 인해 미국 노동자의 후생이 감소하였다면, 이것은 노동시장에서의 수급의 변화로 발생한 후생변화이지 외부효과의 결과는 아닌 것이다.

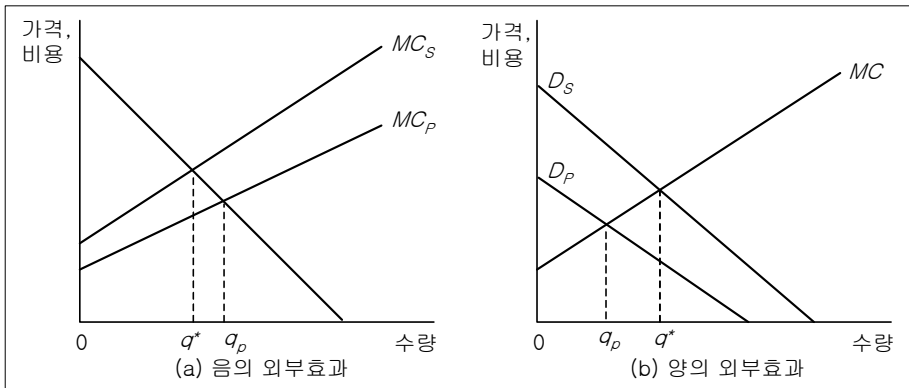
외부효과가 있을 경우 각 개인은 자신의 행위로 인해 발생한 편익을 자신이 전부 누릴 수가 없고, 또한 행위의 결과로 인해 발생한 편익을 자신이 전부 누릴 수가 없고, 또한 행위의 결과로 인해 발생한 비용의 전부를 자신이 책임지지 않기 때문에 시장의 실패가 발생한다. 이는 <부록 그림 4-3>를 통해 살펴볼 수 있다. 먼저 <부록 그림 4-3 (a)>는 음의 외부효과가 발생하는 경우이다. 강변에 위치한 어떤 피혁공장으로부터 배출되는 폐수로 인해 인근 양어장이 피해를 보고 있다고 가정하자. 이 그림은 공장의 한계비용곡선 MC_p 과 공장 생산물에 대한 수요곡선 D 를 보여주고 있다. 이 공장의 경영주는 정부의 규제가 없을 경우 공장의 폐수로 인해 양어장이 피해를 입는 것에 대해서는 전혀 관심이 없다. 따라서 자신의 한계비용과 수요가 일치하는 q_p 만큼의 생산을 할 것이다.

그러나 외부효과가 있을 경우 공장의 사적인 한계비용곡선 MC_p 는 이 공장의 가동으로 인해 발생한 사회 전체의 비용곡선과는 일치하지 않는다. 공장 가동으로 인해 폐수가 발생하고, 이로 인해 양어장이 피해를 입으므로 사회적인 한계비용곡선은 사적 한계비용곡선보다도 더 높은 곳에 위치한 MC_s 가 되어야 할 것이다. 따라서 사회 전체의 입장에서 보아 바람직한 공장의 생산량은 q_p 가 아니라 MC_s 와 D 가 만나는 q^* 가 되어야 한다. 이렇게 오염과 같은 음의 외부효과를 초래하는 생산자는 정부규제가 없을 경우 지나치게 많은 양의 생산을 행하며, 이로 인해 지나치게 많은 오염물질이 배출된다.

<부록그림 4-3(b)>는 양의 외부효과가 발생하는 경우를 보여 주고 있다. 예를 들어 사과 과수원이 있다고 가정하자. 이 과수원은 사과를 생산하지만 사과 꽃이 필 경우 이웃 양봉업자의 벌꿀 생산량을 늘리는 데 큰 도움을 주고 있다.

즉 과수원 주인은 자신의 생산행위로 인해 자신이 의도하지 않더라도 양봉업자에게 이익을 주고 있는 것이다. 과수원 주인이 직면하는 사과에 대한 수요는 D_p 이고 수요와 한계비용이 일치하는 q_p 만큼의 사과가 과수원에서 생산된다. 그러나 사과 생산으로 인해 양봉업자가 이익을 보고 있기 때문에 사과에 대한 사회적인 수요는 D_p 가 아니라 그보다 더 높은 D_s 가 되어야 하고, 사회적으로 최적인 사과 생산량도 q^* 가 되어야 한다. 따라서 양의 외부효과를 유발하는 생산자의 경우 사회적으로 보아 바람직한 수준보다도 더 적은 양을 생산하는 시장의 실패를 초래하게 된다.

〈부록 그림 4-3〉 외부효과



3. 외부효과의 제거 방법

환경재는 그 소유권 설정이 완전하지 못하여 각 개인에게 환경재의 자유로운 이용을 허용할 경우 필연적으로 시장의 실패가 발생한다. 그렇다면 이러한 시장의 실패는 어떤 방법으로 제거할 수가 있는가? 이하에서는 이러한 방법들을 크게 세 가지로 분류하여 간단히 논의하기로 한다.

1) 사적 교섭을 통한 해결

외부효과, 특히 부(-)의 외부효과가 존재할 경우 가해자와 피해자가 있게 마련이다. 예를 들어 강으로 폐수를 방류하는 피혁공장이 가해자이고, 양어장을 운영하는 사람이 피해자이다. 만약 이러한 외부효과에 관련된 가해자와 피해자의 수가 적고, 누가 가해자이며 누가 피해자인지를 확실히 알 수 있다면, 가해자와 피해자간의 사적 교섭(private negotiation)을 통해 외부효과문제가 해결될 수 있다.

앞서 예를 든 공장과 양어장간의 외부효과문제를 <부록그림 4-4>과 같이 다시 나타내어 보자. 그림에서 가로축은 공장이 배출하는 폐수의 양을 나타낸다. 공장이 폐수를 배출하는 것은 생산행위를 위해 필요한 과정이다. 따라서 공장은 폐수에 대해 일종의 수요를 가진다고 볼 수 있다. 공장이 폐수에 대해 가지는 그러한 수요를 곡선 D로 나타내자. 곡선 D는 공장의 입장에서 폐수의 한계가치를 나타낸다고 볼 수 있다. 한편 배출된 폐수는 양어장에 피해를 입혀 양어장의 생산성을 떨어뜨리게 되고, 배출된 폐수가 늘어날수록 양어장이 입는 피해가 커지게 된다. 추가로 배출된 폐수 한 단위로 인해 양어장이 입는 한계피해를 나타내는 곡선을 MD라 하자.

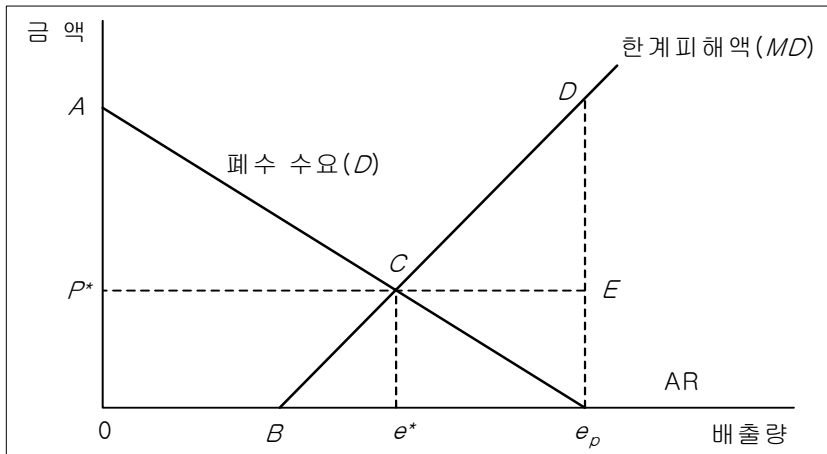
만약 오염에 대한 규제가 전혀 없고, 가해자와 피해자간의 교섭도 없다면, 공장은 폐수의 한계가치가 0으로 되는 e_p 까지 폐수를 배출할 것이다. 그러나 가해자와 피해자의 후생을 모두 고려할 경우 폐수의 한계가치와 폐수의 한계비용(혹은 한계피해액)이 일치하는 사회적 최적인 e^* 의 폐수만이 배출되어야 하기 때문에 이 경우 시장의 실패가 발생한다.

이러한 상황에서 사적 교섭에 의해 어떻게 외부효과가 제거될 수 있겠는가? 양어장 주인이 공장주에게 폐수 배출량을 한 단위 줄일 때마다 e^* 에서의 폐수의 한계가치와 동일한 p^* 를 공장주에게 지불하겠다고 제의한다고 가정해 보자. 이 제의를 받아들일 경우 공장주는 폐수 배출량을 폐수의 한계가치와 폐수 배출을 포기하면서 피해자로부터 받는 금액이 일치하는 e^* 수준으로 줄일 것이고, 이로 인해 입게 되는 손실은 폐수의 한계가치곡선하의 면적인 면적

Ce^*e_p 가 된다. 반면 공장주는 폐수 배출량을 줄이는 대가로 면적 Ce^*e_pE 만큼의 금액을 양어장 주인으로부터 받게 된다. 따라서 이 제의를 받아들일 경우 공장주는 면적 Ce_pE 만큼의 이득을 보게 되고, 이 제의를 받아들리게 된다.

그러면 양어장 주인은 왜 이런 제의를 하는가? 양어장 주인은 이 제의를 함으로써 면적 Ce^*e_pE 만큼을 공장주에게 지불하여야 한다. 그러나 공장주가 폐수 배출량을 e^* 로 줄일 경우 자신이 폐수로 인해 입는 피해를 줄일 수 있게 되고, 그 피해액의 감소분을 금액으로 환산하면 면적 Ce^*e_pD 가 된다. 따라서 양어장 주인 역시 이 교섭이 이루어질 경우 면적 CED 만큼의 이득을 보게 된다. 따라서 위의 교섭이 성사될 경우 가해자와 피해자 모두가 교섭이 없을 경우에 비해 이득을 보게 되고, 사회 전체로 보아 효율적인 수준의 폐수만이 배출되게 되며, 외부효과의 문제가 해결된다.

〈부록 그림 4-4〉 사적 교섭을 통한 시장의 실패의 제거



여기서 한 가지 언급할 것은 양어장 주인이 줄여든 폐수 한 단위에 대해 지불하고자 하는 금액은 정확히 p^* 이지 그 이하도 그 이상도 아니라는 것이다. 그 이유는 피해자가 제시하는 금액이 p^* 와 다를 경우 가해자의 폐수에 대한 수요와 피해자의 한계피해액이 서로 다른 수준에서 배출량이 결정되고, 따라서

추가적인 거래를 통해 양측이 다시 후생을 증대시킬 수 있기 때문이다.

위에서 본 바와 같이 피해자가 가해자에게 외부효과를 유발하는 행위를 줄이는 대가로 특정 금액을 제시할 경우 이러한 교섭을 통해 외부효과의 문제가 해결되고 사회 전체의 효율성이 달성될 수 있다. 그러나 우리는 여기서 두 가지 의문을 가질 수 있는데, 첫 번째는 왜 피해자가 가해자에게 보상을 하여야만 하느냐이다. 두 번째 의문은 만약 어떤 이유로 인해 사적 협상을 하는 것이 불가능하다면 어떤 방법을 통해 시장의 실패가 제거될 수 있느냐 하는 것이다. 이 두 가지 의문에 대해서는 이하에서 설명하기로 한다.

2) 사법적 해결

사적 협상에서 살펴본 대로 외부효과가 존재할 때 이를 해결하기 위해 피해자는 가해자에게 보상을 전제로 외부효과 유발행위를 줄여 줄 것을 제의할 수 있다. 그러나 경우에 따라서는 피해자는 가해자의 외부효과 유발행위 자체가 있어서는 안 될 행위라고 생각할 수가 있고, 따라서 자신의 피해를 줄이기 위해 자신이 가해자에게 대가를 지불하여야 한다는 사실을 용납하지 않으려 할 것이다. 이 경우 피해자가 취할 수 있는 행위는 가해자를 법정에 고소하는 것이다. 실제로 유조선의 좌초나 간척사업으로 인해 망가진 어장의 피해를 보상받기 위해 어민들이 가해자를 상대로 소송을 거는 예 등을 많이 볼 수 있다. 외부효과를 해결하기 위해 법원이 하는 역할은 크게 두 가지이다. 하나는 외부효과를 유발하는 행위를 할 권리와 외부효과로 인한 피해를 입지 않을 권리 가운데 어느 권리가 우선하는지를 판단하는 것이고, 두 번째는 법원이 판결을 통해 가해자가 피해자에게 입힌 피해에 대해서 피해자에게 보상할 것을 명령하는 것이다.

앞서 예를 든 공장주와 양어장의 경우를 보면 공장주는 자유롭게 폐수를 방출하면서 조업하기를 원하겠지만, 양어장 주인은 자신은 공장주에게 피해를 입히지 않음에도 불구하고 공장주가 자신에게 피해를 입히는 것은 부당하다고

생각할 것이다. 이 상황에서 정부나 법원이 이 문제에 개입하지 않는다면 가해자인 공장주는 c_p 수준의 폐수를 방류하면서 계속 공장을 가동할 것이고, 사적 협상이 이루어질 수 있는 유일한 경우는 앞에서 살펴 본 바와 같이 양어장 주인이 폐수 감소를 전제로 특정 금액을 공장주에게 지급하는 것이다. 그러나 양어장 주인은 이러한 상황이 매우 불합리하다고 생각할 것이고, 따라서 공장주를 상대로 소송을 제기할 수 있다.

법원이 공장주의 권리를 인정해준다면 양어장 주인은 이를 수용하고 앞에서 본 바와 같이 사적 협상을 통해 자신의 편익을 증대시키고 시장의 실패를 제거할 수 있다. 반대로 만약 법원이 양어장 주인의 권리를 먼저 인정해 준다면 이번에는 공장주가 먼저 사적 협상을 시작하여야 한다. 즉 공장주는 폐수를 배출하여 양어장 주인에게 피해를 입힐 권리가 없으므로 공장을 폐쇄하거나, 아니면 자신이 배출하는 폐수단위당 특정 금액을 피해자에게 지불하고 폐수를 배출할 수 있는 권리를 피해자로부터 구입하여야만 한다.

그렇다면 법원은 어느 쪽의 권리를 인정해 주어야 하는가? 이 질문에 대한 고전적 대답이 바로 유명한 코즈정리(Coase theorem; Coase, 1960)이다. 코즈정리에 따르면 사적 교섭에 관계된 사람의 수가 적고, 교섭에 소요되는 비용이 매우 적을 경우 가해자와 피해자 누구에게 권리를 인정해 주어도 협상을 통하여 사회적으로 효율적인 자원배분이 달성될 수가 있으며, 법원의 결정에 따라 달라지는 것은 가해자와 피해자 사이에 편익이 어느 쪽으로 더 많이 돌아가느냐일 뿐이다. 따라서 코즈정리는 외부효과로 인한 시장의 실패가 발생하더라도 사적 교섭이 가능한 상황이라면, 정부는 여러 가지 규제수단을 동원하여 시장에 개입하지 말고 단지 사법기능을 통해 권리가 가해자와 피해자 가운데 누구에게 부여되는지만을 결정하여야 한다고 주장한다.

코즈정리가 의미하는 바를 <부록 그림 4-4>을 통해 확인해 보자. 먼저 앞에서 권리가 공장주에게 부여될 경우 사적 협상에 의해 효율적인 자원배분이 달성된다는 사실을 확인하였다. 반대로 권리가 피해자에게 부여된다면, 가해자인 공장주는 공장을 운영하기 위해서는 배출되는 폐수에 대해 얼마간의 금액을

피해자에게 지불하여야 한다. 공장주가 배출되는 폐수 한 단위당 p^* 의 금액을 양어장 주인에게 지불할 것을 제한한다고 가정하자. 이 경우 피해자는 폐수로 인해 자신이 입는 한계피해액과 배출되는 폐수 한 단위에 대해 자신이 수취하는 금액이 일치하는 e^* 수준까지의 배출을 허용할 것이다.

이러한 교섭의 결과 가해자는 면적 p^*0e^*C 에 해당되는 금액을 피해자에게 지불하고, 대신 e^* 의 폐수를 배출하여 면적 $A0e^*C$ 만큼의 편익을 얻게 된다. 따라서 가해자는 공장을 폐쇄하기보다는 이러한 교섭을 성사시키려 한다. 반면 피해자는 e^* 의 배출을 허용하여 면적 Be^*C 의 피해를 입지만, 그대로 p^*0e^*C 의 금액을 지불받아 역시 교섭으로 인해 득을 보게 된다. 따라서 이러한 교섭은 성사가 되며, 그 결과 사회적으로 보아 효율적인 수준의 배출량인 e^* 가 달성되게 된다.

이상에서 본 바와 같이 코즈정리는 가해자와 피해자의 권리 가운데 어느 누구의 권리를 인정해 주어도 똑같이 효율적인 자원배분을 달성할 수 있으며, 권리의 주체를 누구로 정하느냐에 따라 달라지는 것은 교섭으로 인한 편익이 가해자와 피해자에게 배분되는 정도일 뿐이라고 주장한다. 그러나 코즈정리의 이러한 주장에 대한 강한 반론도 존재한다. 우선 교섭에 관계된 사람 수가 많을 경우 교섭 자체가 불가능하거나 교섭의 비용이 너무 많이 소요될 것이고, 이 경우에는 사적 교섭을 통해 효율적인 자원배분을 달성할 수 있다는 코즈정리가 적용되지 않는다.

또한 코즈정리는 소위 소득효과를 인정하지 않는 문제를 가진다. 가해자와 피해자 가운데 누구의 권리를 법정이 인정하느냐에 따라 가해자와 피해자의 소득이나 이윤이 달라지게 되고, 가해자의 오염 배출에 대한 수요곡선이나 피해자의 한계피해곡선은 이들의 소득수준에 의해서도 영향을 받는 것이 일반적이다. 따라서 어느 쪽의 권리를 인정하느냐에 따라 수요곡선이나 한계피해곡선의 위치가 달라지기 때문에 법원의 판결이 달라지면서 사적 교섭을 통해 달성되는 오염물질 배출량 역시 달라지게 된다. 즉 소득효과를 고려할 경우 코즈정리의 대청성이 무너지는 것이다.

마지막으로 현실적인 측면에서 볼 때도 코즈정리는 문제점을 가지고 있다. 코즈정리의 결론대로 만약 법원이 가해자의 권리를 인정해 주어도 사회적인 효율성을 달성하는 데 전혀 문제가 없으므로 실제로 법원이 가해자의 권리를 인정해 준다고 가정하자. 이 경우 오염물질을 많이 배출하는 업소는 오염물질을 배출하는 행위 자체를 하나의 수익성이 높은 사업으로 인식하게 된다. 따라서 다른 업소나 주거지로부터 멀리 떨어진 곳에서 사업을 하기보다는 오히려 이들 피해자 가까이에서 사업을 한 뒤, 교섭을 통해 배출량을 줄이는 대가로 추가적인 편익을 취하고자 할 것이다. 이러한 상황은 분명히 사회적인 효율성을 달성하는 상황은 아니다.

법원이 판결을 통해 자원의 왜곡된 분배를 막는 또 다른 방법은 외부효과로 인해 피해보상을 명령하는 것이다. 피해자가 자신이 입은 피해에 대해서 소송을 하고, 법원은 피해자의 주장이 정당하다고 판단될 경우 가해자로 하여금 피해자가 입은 피해액만큼을 정확히 피해자에게 보상할 것을 명령한다. <부록그림 4-5>에서 아무런 규제가 없을 경우 공장주인은 e_p 의 폐수를 배출한다. 이 경우 피해자는 이로 인해 면적 Be_pD 만큼의 피해를 입고 있으므로 가해자는 법원의 판결에 의해 피해자에게 이 금액을 지불하여야 한다.

이러한 사법제도하에서 가해자는 어느 정도의 오염물질을 배출할 것인가? 우선 B수준까지의 폐수배출로 인해서는 피해자가 피해를 입지 않으므로 가해자의 배상의무도 없다. 따라서 가해자는 당연히 B수준까지는 폐수를 배출할 것이다. 그러나 가해자는 이 수준에서 멈추지는 않을 것이다. 폐수 배출량이 B와 e^* 사이의 어떤 수준에 있을 경우 한 단위 폐수를 더 배출함으로써 인해 가해자가 피해자에게 보상해야 되는 금액인 피해자의 한계피해금액은 폐수배출로 인해 가해자가 얻는 한계편익보다도 더 작다. 따라서 가해자는 피해자에 대해서 보상을 하는 한이 있더라도 e^* 수준까지는 배출량을 늘리고자 할 것이다. 그러나 가해자는 e^* 보다 더 많은 양의 폐수를 배출하지는 않을 것이다. 그 이유는 이 경우 폐수 배출로 인한 한계편익보다도 한계비용이 더 크기 때문이다. 따라서 이 두 번째 사법적 조치를 통해서도 사회적 관점에서 효율적인 배출량

인 e^* 가 달성될 수 있다. 이 제도에 관해서는 본서의 제11장에서 다시 논의하기로 한다.

3) 피구세(교정과세)의 부과

외부비용이 존재할 때 이를 해결할 수 있는 또 다른 방안은 피구세를 부과하는 것이다. 하나는 피구세의 부과를 통해 외부비용을 가격에 내재시키는 것이고 다른 하나는 외부효과를 일반적인 시장재화로 간주하여 해당시장에서 거래가 이루어지도록 하는 것이다. 후자를 흔히 ‘Arrow scheme’이라 하는데 이때의 문제는 만들어진 시장의 참여자가 극히 작아 완전 경쟁 시장이 되지 않는다는 것이다. 이런 이유 때문에 외부효과가 존재할 때 이를 해결 할 수 있는 방안으로 가장 많이 사용되고 있는 것이 피구세이다.

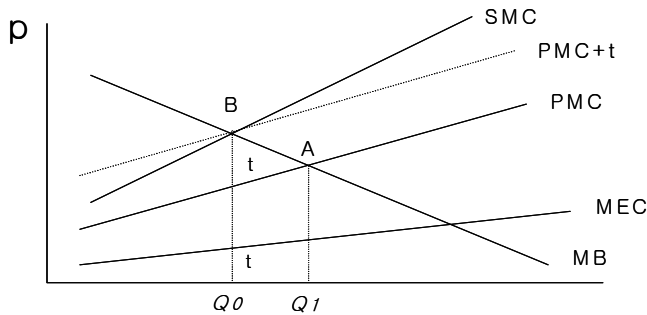
피구세는 한계편익과 사회적 한계비용이 만나는 점에서 발생하는 한계외부비용만큼을 세금으로 부과하는 것이다. 이는 <부록 그림 4-5>을 통해 설명될 수 있다. 외부효과가 존재할 때 정부의 개입 없이 시장에만 맡겨두면 MB(한계편익)와 PMC(사적한계비용)가 만나는 점 A에서 생산 및 소비가 이루어진다. 그러나 사회적으로 최적인 생산량은 MB와 SMC(=PMC+MEC, 사회적한계비용)가 만나는 점 B에서 이루어지기 때문에 시장에만 맡겨두면 사회적으로 최적인 양보다 많은 양이 생산된다. 외부비용이 존재할 때 사회적으로 최적인 양이 생산되도록 하게 하기 위해서 피구세를 부과한다면 피구세의 크기는 MB와 SMC가 만나는 점에서의 외부비용의 크기와 같음으로 <부록 그림 4-5>에서 처럼 t 가 된다. t 만큼의 피구세를 부과하면 사적한계비용은 t 만큼 상향 이동하게 되고 따라서 시장에 맡겨두더라도 균형은 SMC와 $PMC+t$ 가 만나는 점에서 발생하는바 사회적으로 최적인 Q 가 생산된다.

일반적인 조세는 정액세를 제외하고는 어떤 형태로든 조세왜곡이 존재해서 사회적 후생을 감소시킨다. 이에 반해 피구세는 앞서 보았듯이 사회적으로 최적인 양이 생산하도록 함으로써 오히려 사회적 후생을 증가시키는 역할을 한

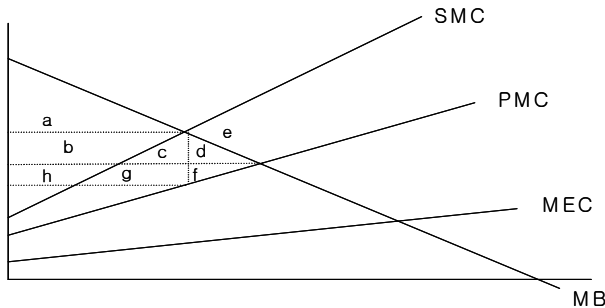
다. 그 이유는 피구세는 외부비용을 가격에 내재화시킴으로써 왜곡되어 있는 가격구조를 교정하는 역할을 하기 때문이다. 이런 성격 때문에 흔히 피구세를 교정과세(correction tax)라 부르기도 한다.

피구세 부과시 사회적 후생이 어떻게 증가하는 지는 <부록 그림 4-6>을 통해 설명할 수 있다. 외부비용이 존재함에도 불구하고 피구세가 부과되지 않을 경우 소비자 잉여는 $(a+b+c+d-c-d-e-f-g-j)$ 가 되고 생산자 잉여는 $(h+g+f+i+j)$ 가 되어 사회 전체의 후생수준은 $(a+b+h+i-e)$ 가 된다. 피구세가 부과될 때는 소비자 잉여는 $(a-c-g-j)$, 생산자 잉여는 $(i+j)$ 정부의 조세수입은 $(b+c+h+g)$ 가 되어 사회전체의 후생 수준은 $(a+b+h+i)$ 가 된다. 피구세가 부과되지 않을 때와 비교하면 사회전체의 후생이 e 만큼 증가했음을 알 수 있다.

〈부록 그림 4-5〉 피구세의 작동원리



〈부록 그림 4-6〉 피구세 도입에 따른 사회후생의 변화



〈부록 표 4-1〉 피구세 도입 유무에 따른 사회후생의 비교

	피구세가 없을 때	피구세 도입시
소비자잉여(A)	$(a+b+c+d) - (c+d+e+f+g+j)$	$a - (c + g + j)$
생산자잉여(B)	$h+g+f+i+j$	$i + j$
정부 조세수입(C)		$b + c + h + g$
사회전체의 후생(A+B+C)	$a + b + h + i - e$	$a + b + h + i$

해사채취가 어업에 미치는 경제적 비용 추정

Estimates of the Economic Cost to Commercial Fisheries in Ongjin, Korea Because of Marine Sand Mining

2005. 12

Thomas A. Grigalunas, URI and Tae-goun Kim, URI
Korea-American Joint Marine Policy Research Center
Hak-bong Chang and Dong Oh Cho
Korea Maritime Institute



한국해양수산개발원
KOREA MARITIME INSTITUTE

목 차

I . Introduction and Background	139
I.A. Trend in Demand and Supply for Aggregate	139
I.B. Marine Sand and Related Environmental Issues	141
I.C. Purpose and Scope	146
I.D. Major Differences between This Study and the Year Three Results	147
II . Potential Adverse Impacts from Marine Sand Mining	149
II.A. Experience with Marine Sand Mining in U.S.A.	149
II.B. Management Status of Marine Sand Mining	151
II.C. Review of Studies of Potential Impacts from Marine Sand Mining	159
II.C.1. Direct Effects on Fishery by Entrainment	163
II.C.2. Habitat Disturbance	164
II.C.3 Recovery time of the bottom habitat and community structure	165
II.C.4. Barge Overflow Plume Effects	167
III . Bio-Economic Theory, Model, and Assumptions	171
IV . Assessment of the Potential Damages to Fisheries	175
IV.A. Biological and Economic Data	175
IV.B. Recovery Begins Once Mining Stops Versus Delayed Recovery	177
IV.C. Plume Effects	186

IV.D. What is the Appropriate without-Mining Fishery Population to Use for Damage Assessment?	192
V. Summary and Conclusions	195
References	197
Appendix	202

표목차

Table 1.	Value of Orders Received in Korea Construction Industry ..	140
Table 2.	Aggregate Demand and Supply in Korea, 1992~2003	141
Table 3.	Annual Thousand Cubic Meters of Korea Aggregate Mined by Sources, 1992~2004	142
Table 4.	Cubic Yards of Federal OCS Sand Conveyed as of 2005. ..	150
Table 5.	Status of Marine Minerals Environmental Studies as of April 4, 2005	153
Table 6.	Summary of Requirements of the Physical and Biological Monitoring Protocols in U.S.	155
Table 7.	Biological Response of Striped-bass to Suspended Sediment Exposure	169
Table 7.	Biological Response of Striped-bass to Suspended Sediment Exposure	170
Table 8.	Seasonal Fisheries Abundance Data in Ongjin District (kg wet weight per km ²)	175
Table 9.	Life History Parameters by Species	176
Table 10.	Commercial Weighted Prices by Species (in Year 2004 ₩ and \$) ..	177
Table 11.	No Delay Case Illustrative Estimates of the Present Value (@6.3%) of Losses to Commercial Fisheries with 2001 Population Level from One Year of Hypothetical Marine Sand Mining in Ongjin, Korea (in 2004 \$)	178
Table 12.	No Delay Case Illustrative Estimates of the Present Value (@ 6.3%) of Short-term, Long-term and Food Web Commercial	

Fishery Losses with 2001 Population Level from One Year of Hypothetical Marine Sand Mining in Ongjin, Korea (in 2004 \$)	178
Table 13. Base Case (3 years delay) Illustrative Estimates of the Present Value (@6.3%) of Losses to Commercial Fisheries with 2001 Population Level from, One Year of Hypothetical Marine Sand Mining in Ongjin, Korea (in 2004 \$)	179
Table 14. Base Case (3 Year Delay) Illustrative Estimates of the Present Value (@ 6.3%) of Short-term, Long-term and Food Web Commercial Fishery Losses with 2001 Population Level from One Year of Hypothetical Marine Sand Mining in Ongjin, Korea (in 2004 \$)	179
Table 15. Preliminary Estimate of the Short-term Lost Catch in Weight (kg) Because of One Year Hypothetical Marine Sand Mining at a Single Site(4 km ²) in Ongjin, Korea	180
Table 16. Preliminary Base Case Estimates of the Present Value (@6.3%) of Short-term Effect of Hypothetical Marine Sand Mining for One Year at a Single Site in Ongjin, Korea (in 2004 \$)	180
Table 17. Preliminary Estimate of the Lost Annual Catch in Weight (kg) during Recovery per Age Class Because of Hypothetical Marine Sand Mining at a Single Site in Ongjin, Korea	181
Table 18. Preliminary Estimate of the Lost Catch of Blue Crab in Weight (kg) during Recovery per Age Class Because of Hypothetical Marine Sand Mining at a Single Site in Ongjin, Korea	182
Table 19. Preliminary Estimates of the Present Value (@6.3%) of Long-term Effect on Blue Crab of Hypothetical Marine Sand Mining for One Year at a Single Site in Ongjin, Korea (in 2004	

\$)	182
Table 20. Preliminary Estimates of the Present Value (@6.3%) of Long-term Effect of Mining at a Hypothetical Single Marine Sand Mining Site in Ongjin, Korea (in 2004 \$)	182
Table 21. Preliminary Estimates of the Present Value (@6.3%) of Food Web Effect of Mining at a Hypothetical Single Marine Sand Mining Site in Ongjin, Korea (in 2004 \$)	183
Table 22. Preliminary Estimates of the Present Value (@6.3%) of Losses to Commercial Fisheries from One Year of Hypothetical Marine Sand Mining at 20 Sites in Ongjin, Korea (in 2004 \$) ...	183
Table 23. Preliminary Estimates of the Present Value (@ 6.3%) of Short-term, Long-term and Food Web Commercial Fishery Losses from One Year of Hypothetical Marine Sand Mining at 20 Sites in Ongjin, Korea (in 2004 \$)	184
Table 24. Present Value (@6.3%) of Short-term, Long-term and Food Web Effects from 5 Years of Mining (in 2004 \$)	185
Table 25. Present Value (@6.3%) Short-term, Long-term and Food Web Effects from 10 Years of Mining (in 2004 \$)	185
Table 26. Sensitive Analyses for Illustrative Present Value to Commercial Fisheries from Hypothetical Marine Sand Mining (4km ²) in Ongjin, Korea (in 2004 \$)	185
Table 27. Plume Effect Illustrative Estimates of the Present Value (@6.3%) of Losses to Commercial Fisheries with 2001 Population Level with Base Case 3 Years Delay time from One Year of Hypothetical Marine Sand Mining in Ongjin, Korea (in 2004 \$)	191
Table 28. Year 1993 Seasonal Fisheries Abundance Data in Ongjin (kg wet	

weight per km ²)	193
Table 29. Sensitive Analyses for Use of Alternative without-Mining Baselines - Illustrative Present Value to Commercial Fisheries from Hypothetical Marine Sand Mining (4km2) with 3 Years Recovery Delay in Ongjin, Korea (in 2004 \$)	194
Table 30. Plume Effect Illustrative Estimates of the Present Value (@6.3%) of Losses to Commercial Fisheries with 1993 Population Level from, One Year of Hypothetical Marine Sand Mining in Ongjin, Korea (in 2004 \$)	194

그림목차

Figure 1. Percentage Shares of Sand by Type of Source	143
Figure 2. Annual Mean Catch of Ongjin County Before and After Marine Sand Mining	145
Figure 3. MMS-State Sand Resource/Environmental Study Areas	152
Figure 4. Interactions between Physical and Biological Parameters (Nairn et al. 2004).	159
Figure 5. Possible Effects of Sand Mining on Fish and Macro Invertebrates and Their Sub tidal Habitats	161
Figure 6. Possible Effects of Sand Mining on Fish and Macro Invertebrates and Their Sub tidal Habitats	161
Figure 7. Links between Potential Physical and Biological Effects of Marine Sand Mining	163
Figure 8. Benthic Fauna Living in Typical North Sea Sediment (Birklund and Wijsman, 2005)	164
Figure 9. Generalized Flow Diagram Showing the Sequence of Recovery of the Macrofauna in Coastal Marine Deposits in a High Energy Disturbed Area Following Cessation of Dredging.	166
Figure 10. Shading Effect on Seagrass and Macroalgae from the Sediment Plume (Birklund and Wijsman, 2005)	167
Figure 11. Larval Abundance over the Period of Larval Presence (Grigalunas, Thomas, Gina Shamshak, and Dong Oh Cho, 2004.)	188

I

Introduction and Background

I.A. Trend in Demand and Supply for Aggregate

Since the 1970s, Korea has been under continuous pressure to build infrastructure, such as roads, dams, residential, and commercial construction in order to support international competitiveness, cope with a rapidly developing economy, and increase the public's quality of life. For example, the Ministry of Construction and Transportation (MOCT) has made long-term plans to construct or expand:

- An optimal road network railroad network
- A high-speed rail system
- Incheon International Airport and other airports
- Multi-purpose dams and water supply systems
- Housing supply
- Regional development.

To provide some perspective, in 2002 some \$14.5 billion was budgeted for infrastructure, a 5.3% increase over 2001 spending. About 50% of this budget was for roads (MOCT).

Sand is a critical input for aggregate used to make concrete, and the enormous planned investments in infrastructure makes the availability and

cost of sand a major concern. Thus, the aggregate industry, of which sand is a major part, directly underpins the construction industry. The basic materials and aggregate industry accounts for 5.4% (about \$3.25 billion in 2001) of the amount of construction contracts (Cho and Chang, 2003). In 2004, the scale of the aggregate industry amounted to about \$4 billion (Table 1).

The average quantity of aggregate demanded is estimated at 210 million m³ from 1992 to 2003 (Table 2), and aggregate demand is anticipated to gradually increase to a steady-state demand of 200 million m³ per year because of current infrastructure and policy (Chio, 2004). In sum, ensuring an efficient supply of aggregate is a major concern in Korea. Reflecting concerns with the aggregate market, the government has a long-term plan to supply aggregate from different sources, as is explained next.

Table 1. Value of Orders Received in Korea Construction Industry

(Unit: billion dollars)

Year	Value of orders received				
	Construction Orders received	Public	Private	Foreign Org. in Korea	Private Capital Inducement Project
1992	26.5	12.8	13.7	0.0	0.0
1993	31.7	12.1	19.5	0.0	0.0
1994	37.5	14.2	23.3	0.0	0.0
1995	46.7	16.2	30.2	0.0	0.2
1996	56.7	23.5	32.9	0.0	0.3
1997	59.7	25.3	31.0	0.1	3.4
1998	34.3	19.8	13.1	0.1	1.2
1999	34.6	13.7	19.9	0.1	0.8
2000	39.8	12.5	24.7	0.1	2.5
2001	48.6	18.7	27.3	0.1	2.5
2002	64.6	18.5	43.5	0.2	2.4
2003	77.0	18.6	55.5	0.1	2.8
2004	72.9	21.1	48.0	0.1	3.7

Source : Ministry of Construction & Transportation, An Annual Report.

Table 2. Aggregate Demand and Supply in Korea, 1992~2003

(Unit: Million m³)

	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003
Demand quantity (A)	187	187	211	234	249	259	179	179	194	200	217	225
Supply quantity (with permission) (B)	102	106	111	105	139	134	108	120	112	115	119	-
B/A (%)	54.6	56.8	52.6	44.7	55.8	51.7	60.6	67.1	57.9	57.4	54.9	-
Supply quantity (without permission)	85	81	100	129	110	125	70	59	82	85	98	-

Source : Chio Min-su, 2004. The short/long term stabilizing supply plan of marine sand, Construction and Economy Research Institute in Korea.

I.B. Marine Sand and Related Environmental Issues

The aggregate sector can be classified by types, by sources, and by sizes. The types of aggregate include river aggregate, ocean sand, land aggregate, mountain aggregate, crushed stone, recycled aggregate, and blast furnace slag. Sources of aggregate fall into large two groups, ocean and land-based aggregate, the latter of which includes river, mountain, and land. Finally, as for sizes, aggregate can be divided into coarse aggregate ($\geq 4.76\text{mm}$) and fine aggregate ($\geq 0.074\text{mm}$). Most ocean aggregate is fine aggregate-sand- and is called “ocean sand” instead of ocean aggregate.

In 2003, the demand for coarse aggregate was 122 million m³, 22% greater than the demand of fine aggregate of 100.5 million m³ (Chio, 2004). The supply of aggregate in the same year was 127.9 million m³ (56.8% of

supply); and if sand was also supplied in the same proportion, the quantities might be 57.1 million m³ (Table 4). Therefore, ocean sand mined in 2003 was some 33.7 million m³ or about 60% of amount of sand supplied. While this number is only an estimate, it is clear that marine sand is a very important resource for the Korean construction industry and the economy.

In the beginning of the 1990's, rivers were a major source of sand for construction. However, river sand has been depleted not only because of heavy mining for sand for construction but also because many dams and dikes have been installed, which blocked sand flows into river systems. As a result of scarce terrestrial supplies, marine sand mining began at Ongjin gun, Korea in 1992, largely replacing river sand supplies. Since then, the demand for marine sand has continuously increased while sand from land sources has diminished.

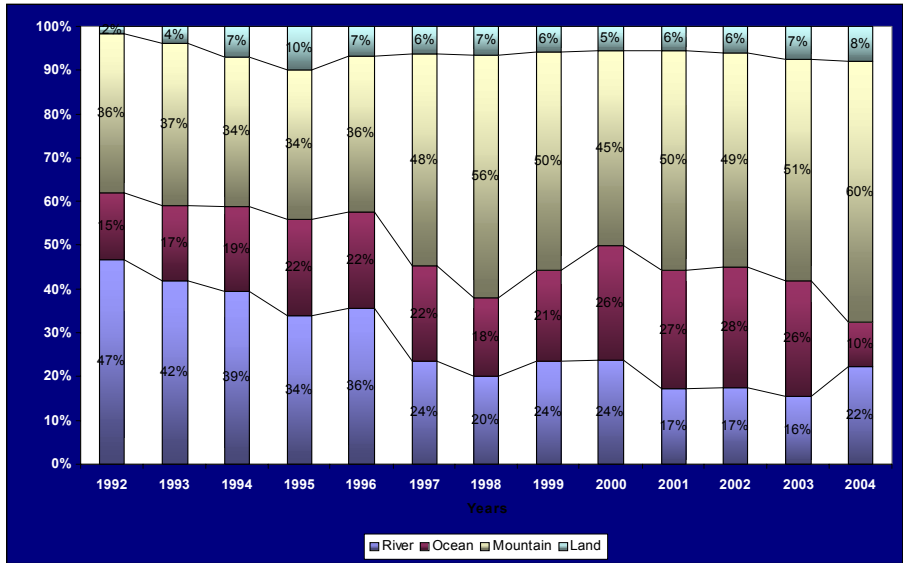
Between 1992 and 2003, marine sand mining more than doubled to 33.7 m³(Table 3). In contrast, the total quantity of sand mined over the period increased by only 20% to 27.9 million m³ over the same period. Over this period, the quantity of sand mined from river sources decreased by over 50%. Figure 1 depicts the same sources in terms of percent shares of sand by type of source. While marine sand mining sources accounted for only 15.3 percent in 1992, by 2003 this figure had reached 26 percent of supply.

Table 3. Annual Thousand Cubic Meters of Korea Aggregate Mined by Sources, 1992~2004

Year	River	Ocean	Mountain	Land	Total
1992	47,517	15,546	37,072	1,691	101,826
	47%	15%	36%	2%	100%
1993	44,405	18,122	39,474	4,012	106,013
	42%	17%	37%	4%	100%
1994	43,084	21,339	37,483	7,570	109,476
	39%	19%	34%	7%	100%

Year	River	Ocean	Mountain	Land	Total
1995	35,393	23,086	35,717	10,488	104,684
	34%	22%	34%	10%	100%
1996	49,437	30,591	49,416	9,585	139,029
	36%	22%	36%	7%	100%
1997	31,501	29,092	64,843	8,487	133,923
	24%	22%	48%	6%	100%
1998	21,848	19,276	60,252	7,078	108,454
	20%	18%	56%	7%	100%
1999	28,069	24,586	59,688	6,790	119,133
	24%	21%	50%	6%	100%
2000	26,770	29,179	50,283	6,133	112,365
	24%	26%	45%	5%	100%
2001	19,781	31,203	57,418	6,443	114,845
	17%	27%	50%	6%	100%
2002	20,676	33,024	58,351	7,195	119,246
	17%	28%	49%	6%	100%
2003	19,935	33,698	64,781	9,483	127,897
	16%	26%	51%	7%	100%

Figure 1. Percentage Shares of Sand by Type of Source



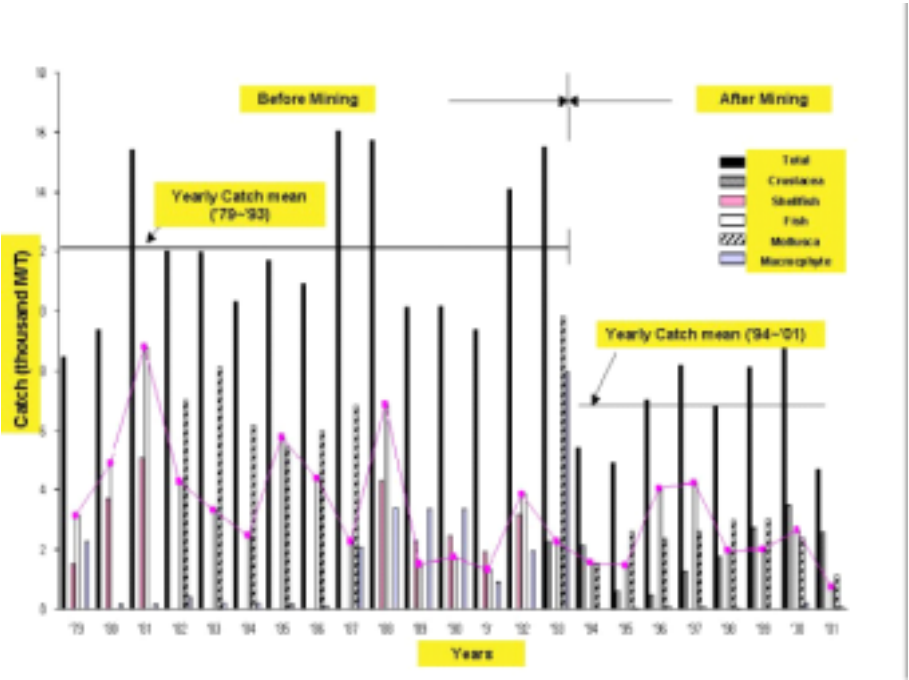
During this period of significant increases in marine sand mining, the average catch of fish was drastically decreasing in the Ongjin area. In the period 1979-1994 the average annual catch was approximately 12,000 metric tons. In the period 1994-2001 the average catch was approximately 7,500 metric tons or a decrease of almost 38% over the period (Figure 2).

As a result, the conflict between the Non-Governmental Organizations (NGOs), local fishermen, and the Construction and Aggregate industry has become more severe in Korea. The former argues that the marine sand mining adversely affected and continues to affect the marine environment and the fish catch. The latter complains that it is necessary to mine marine sand for a stable aggregate supply to construction business and there is no scientific evidence of the adverse effects from sand mining. Owing to this conflict, in February 2004, Ongjin County stopped granting a permission of marine sand mining, and it caused an aggregate supply crisis in Korea. As shown in Table 3, the quantity of marine sand dramatically decreased from 33,698 thousand m³ in 2003 to 10,773 thousand m³ in 2004.

As a result of concerns with the potential environmental consequences of marine mining on marine resources, in May 2004, the Ministry of Maritime Affairs and Fisheries (MOMAF) developed comprehensive countermeasures to stabilize aggregate supply and address issues. Because environmental damages from marine mining are not well understood in Korea, the resulting Ministry approach favored a development-oriented policy. The Korean government enacted a partial amendment of an “Enforcement Ordinance of Public Water Management Act” in September 2004. As part of this Act, the occupancy and use of public water fees have been increased from 10% to 30% of the sales amount of sand. This amount will go to local government and will be used for supporting fishery restoration and

beach restoration.

Figure 2. Annual Mean Catch of Ongjin County Before and After Marine Sand Mining



Nevertheless, the new comprehensive countermeasures still favor construction. This is because the countermeasures suggest in detail the solution for a stable supply of aggregate, but cannot solve in detail environmental issues since they are not yet well understood (Chang, Grigalunas and Han, 2004.) Further, the increased fee on occupancy and use of public water is a temporary measure because at the present time, nobody knows if the increased fee can adequately cover the current environmental external costs of marine sand mining. The current approach to marine sand mining necessarily reflects a lack of understanding of marine

sand mining damages to the environment. To date, no definitive study proves a direct cause-and-effect relationship between marine sand mining and adverse effects to the marine environment and ecosystem in Korea (Chang, Grigalunas, and Han, 2004).

Consequently, to help resolve the marine sand mining argument between environmental preservation and development, scientific and economic studies are needed to estimate the environmental impacts of sand mining on fisheries. Once such studies are completed, better informed alternative environmental policies for marine sand mining in Korea could be developed.

I.C. Purpose and Scope

The purpose of this study is to assess the potential external costs to commercial fisheries because of marine sand mining. Using a bio-economic framework and data described below, we estimate the present value of potential lost direct and indirect catch because of marine sand mining. The present value of lost catch through the time to recovery represents the change in the asset value (Freeman, 2003) of Korean commercial fisheries because of marine mining.

Providing estimates of fishery losses requires considerable information on the mortality to fisheries and bio-economic information for life history and economic parameters. However, only recently has Korea started to study the adverse impacts of marine sand mining, and as a result, Korea-specific data and to estimate the damages to fisheries from marine mining is not always available. Therefore, as a step toward understanding the impacts of sand mining on marine fisheries, it is useful at this point to examine the

literature in other countries. Priority is given to USA studies of mining-fishery issues because research began in the 1970's in the U.S., and substantial studies have been done. We use insights from this literature to improve the inputs used in the simulation model for Korea presented in succeeding sections.

I.D. Major Differences between This Study and the Year Three Results

This report improves upon our last year's analysis (Grigalunas, et al., 2005) in several ways. First, we improve the simulation model by using an extended recovery period for bottom borrow sites to better capture the importance of this issue, as suggested in the recent literature. This is important because delayed recovery of habitat implies higher present valued damages. Second, fishery life history parameters now include more Korean-specific values rather than values adopted from foreign fisheries. Third, the available fisheries abundance data, by species, is aggregated into more accurate seasonal groupings rather than using three month calendar periods. This could be important if, for example, seasonal regulations or other temporal policies were to be considered. Fourth, fishery price data are updated to 2004. Fifth, we address the important (and difficult) issue of: What is the appropriate baseline against which to estimate damages? Use of current abundance data will understate damages, if the appropriate biomass to be used should be the substantially higher, pre-mining abundance of fish stocks rather than current lower levels of biomass. Lastly, a

preliminary, illustrative assessment of plume effects on eggs and larvae is provided by extending the original bio-economic model to incorporate excess mortality to eggs and larvae because of the sediment plume generated by mining.

II

Potential Adverse Impacts from Marine Sand Mining

II .A. Experience with Marine Sand Mining in U.S.A.

The earliest commercial marine sand mining probably occurred within Central San Francisco Bay and the western delta (Bay-Delta estuary) in the 1930s. The mined sand within the greater San Francisco Bay area was used, for example, in the construction of freeway systems, commercial buildings, and for the construction and seismic retrofitting of bay bridges (Hanson, et. al, 2004). Sand from near-shore coastal marine deposits also has been frequently used to replenish beaches in many coastal areas of the United States. Recently, the demand of marine sand for replenishing beaches has rapidly increased, and local and Federal agencies have relied on sand deposits in the territorial seas to prevent further erosion (Nairn et al. 2004).

However, as these near-shore marine sand sources became depleted, other sand sources were needed. In 1989, the U.S. Department of the Interior, Minerals Management Service (MMS), which has the jurisdiction of the Federal Outer Continental Shelf (OCS) resources, such as titanium and phosphate, as well as sand and gravel, detected a trend toward greater interest in offshore sand resources located farther offshore on the OCS.⁶¹⁾ In

1993, Congress recognized the potential benefits of using the OCS sand resources and crafted legislation to remedy what was considered an impediment to State and local government access to Federal sand resources (Drucker, Waskes, and Byrnes, 2004). Finally, Congress enacted Public Law 103-426 in October 1994. This law amended the competitive leasing provision of the Outer Continental Shelf Lands Act (OCSLA) to reduce impediments to sand mining.

Table 4. Cubic Yards of Federal OCS Sand Conveyed as of 2005.

State	Locality	Sand (cubic yards)
FLORIDA	Jacksonville (Duval County)	1,240,000
SOUTH CAROLINA	Myrtle Beach (Surfside)	150,000
VIRGINIA	Dam Neck Naval Facility	808,000
VIRGINIA	Dam Neck Naval Facility	700,000
VIRGINIA	Sandbridge Beach	1,100,000
VIRGINIA	Sandbridge Beach	2,000,000
MARYLAND	Assateague National Seashore	134,000
MARYLAND	Assateague National Seashore	2,000,000
MARYLAND	Assateague State Park	100,000
FLORIDA	Brevard County – North	4,500,000
FLORIDA	Brevard County – South	2,800,000
FLORIDA	Patrick Air Force Base	600,000
LOUISIANA	Holly Beach	4,200,000
FLORIDA	Brevard County	2,000,000
FLORIDA	Patrick Air Force Base	350,000
FLORIDA	Jacksonville (Duval County)	1,500,000

Source : <http://www.mms.gov/sandandgravel>.

- 61) The OCS is defined as the submerged lands, subsoil, and seabed, lying between the seaward extent of State jurisdiction and the seaward extent of Federal jurisdiction. For most states, offshore Federal lands begin 3 nautical miles (approximately 3.3 statute miles) seaward of the baseline from which the breadth of the territorial sea is measured.

Since Public Law 103-426 was enacted, the demand for OCS sand has dramatically increased because leases for approved public works projects can be issued on a non-competitive basis. Over 23 million cubic yards of sand has been mined in 16 coastal projects (Table 4). Most of this mining is on the US East Coast and Gulf of Mexico. According to the MMS, “These projects restored over 90 miles of the Nation’s coastline, protecting critical military installations, National parkland, and billions of dollars of infrastructure.” (<http://www.mms.gov/sandandgravel>).

II.B. Management Status of Marine Sand Mining

Before allowing marine sand mining on the OCS, MMS considered the environmental effects on marine and coastal environments and made great efforts to minimize the damages and manage sand resources effectively. The first substantial effort is that Federal Government, coastal states, and local communities closely coordinated their consideration of environmentally effects from the use of OCS sand. To facilitate cooperation, the MMS has developed cooperative agreements with 14 coastal states (Figure 3). These Cooperative Agreements rely primarily on State Geological Surveys to identify OCS sand deposits suitable for beach nourishment and wetlands protection projects.

The second effort is that the MMS Environmental Studies Program (ESP) funded a variety of environmental studies. The results of many were presented in the Journal of Coastal Research(JCR) Special Issue, which provides biological, physical, and other pertinent information for decisions regarding leasing and use of marine sand resources.

oceanographic processes including wave transformation, tidal currents, and storm surge offshore of Maryland and Delaware. And Diaz et al. (2004) reviewed the biological consequences of the large quantities of sand mining offshore of Maryland and Delaware.

Table 5. Status of Marine Minerals Environmental Studies as of April 4, 2005

No.	Study Fields awarded	Awarded Amount
1	Completed Generic Studies	\$2,081,069
2	Completed Site-Specific Studies	\$4,692,043
3	Completed Aggregate Dredging Effects Studies	\$560,000
4	Ongoing Studies (Contracted)	\$1,149,849
5	Ongoing Cooperative and Inter-Agency Agreements (MMS \$ Only)	\$1,294,821
6	Ongoing Studies - MMS/LSU Coastal Marine Institute (MMS \$ Only)	\$990,950
	Sub-Total MMS ESP \$ spent	\$10,768,732
7	Additional Ongoing Studies (Non-ESP)	\$109,912
8	Ongoing Marine Mineral Environmental Study Efforts Being Conducted by USGS Biological Resource Division (USGS-BRD)	\$1,770,000
	Total Spent for Studies	\$12,648,644

Source : <http://www.mms.gov/sandandgravel>

Finally, the MMS developed “A Biological and Physical Monitoring Program to Evaluate Long-term Impacts from Marine Sand Mining in OCS” to reduce environmental damage associated with continual and prolonged use of these resources. The goals of the program are to (1) better understand the physical and ecological effects of sand dredging at the dredge site and (2) obtain valuable data and information for resource management decisions. A comprehensive literature review of multiple sand mining studies was done first to identify the potential adverse physical and biological impacts from offshore sand mining and to determine the inter-relationships between biological and physical processes.

Based on the literature review and assessment of the relationship between physical and biological parameters, a monitoring program was designed to include the following six elements: bathymetric and substrate surveys, sediment sampling and analysis, wave monitoring and modeling, shoreline monitoring and modeling, benthic communities and their trophic relationships to fish, marine mammals, and wildlife. Protocols were developed for these elements to ensure the consistency of methods among studies (Table 6) (Nairn et al. 2004).

Through its studies and monitoring program, the MMS has been able to characterize and evaluate benthic and pelagic communities and predict the physical changes in environment such as seabed composition and oceanographic conditions within/off borrow sites. As a result, the MMS has recognized the physical and biological adverse impacts of marine sand mining operations and has used the possible effects of marine sand mining information as a permission standard for proposed dredging operations, as required under current environmental laws and legislation.

In the United States, many useful guidelines exist for protecting the environment under a variety of laws. These include the OCS Lands Act, the National Environmental Policy Act, the Endangered Species Act, the Marine Mammal Protection Act, among others. The MMS has been entrusted with a mission to minimize potential environmental impacts of offshore sand mining and has developed the appropriate guidelines to manage Federal OCS and resources.

Table 6. Summary of Requirements of the Physical and Biological Monitoring Protocols in U.S.

Protocol	Potential Impact	Objectives	Requirements	
			Monitoring	Modeling
Bathymetry and Substrate	Changes to the morphology and substrate characteristics of the borrow deposit and surrounding area (particularly for ridges and shoals) and potential physical (waves and shoreline change) and biological impacts.	<ol style="list-style-type: none"> 1. Determine the location and quantity of sand removed and change to bathymetry caused by dredging operations. 2. Quantify subsequent changes to bathymetry in the immediate vicinity of the borrow area. 3. Quantify potential changes to the overall borrow deposit feature (e.g. ridge or shoal if one exists) 	<ol style="list-style-type: none"> 1. Hydrographic Survey (single beam acoustic) plus Side Scan Sonar: or, 2. Hydrographic Survey with Multibeam technique; or, 3. LIDAR/SHOALS or other methods that are ble to achieve specifications and requirements of the Protocol. Limitations of LIDAR/SHOALS for this application are detailed in Michel et al. (2001). 	
Sediment	Changes in sediment texture and total organic content and subsequent biological impacts.	<ol style="list-style-type: none"> 1. Define changes to texture caused by removal, sedimentation and indirect erosion/deposition processes. 2. Potential changes may serve the assessment of changes to morphology of features at the borrow deposit (e.g. ridges and shoals). 3. Determine changes in TOC to assess potential impact to benthic communities. 	Collect sand samples at the location of benthic samples and test for grain size distribution (both sieve and hydrometer test or equivalent) and TOC method based on high temperature combustion.	
Waves	Change to wave transformation patterns over the dredged area with possible ultimate impact of shoreline change	<ol style="list-style-type: none"> 1. Develop a continuous record of wave conditions starting from first access of borrow deposit. 2. Assess influence of initial changes to bathymetry. 3. Assess influence of subsequent (direct and indirect) changes to bathymetry. 	Deepwater (or preferably directly offshore of the borrow site) wave data through combination of measured directional data and nondirectional data and available hindcast data.	Complete nearshore wave transformation modeling to transfer deepwater waves to the borrow deposit (if necessary), over the borrow deposit and into shore (ultimately for input to the shoreline change model).

Table 6. Continue???

Protocol	Potential Impact	Objectives	Requirements	
			Monitoring	Modeling
Shoreline	Shoreline erosion directly attributable to dredging at the borrow deposit.	<ol style="list-style-type: none"> 1. Document actual shoreline change (regardless of cause). 2. Assess the impact of dredging at the borrow deposit. 	<ol style="list-style-type: none"> 1. Beach and Nearshore Pro-file Surveys twice per year every 300 m. 2. Georegistered aerial photographs and digitalized shoreline twice per year. 	Apply GENESIS model or equivalent to assess longshore sand transport and related shoreline change with and without project prior to and after dredging commences (comparing to measured change in latter case).
Benthos and Fishes; Trophic Transfer	1. Total removal/loss of infauna and epifauna at borrow site with recolonization by benthic organisms occurring within 1-5 years (possibly longer) to a community with comparable pre-disturbance abundance, diversity and biomass but different species composition and community structure	1. To determine the effects of dredging activities on benthic communities and the transfer of energy from benthic communities to fishes. While overall abundances of benthic organisms have been shown to return to pre-dredging levels in some cases within year or two after dredging, species composition may be different and the ability of fishes to utilize such altered assemblages for prey is uncertain	1. Collect 0.10 m ² benthic fauna samples from multiple strata at both impact and reference locations prior to dredging and in years 1, 3, 5 and 7 following dredging. Monitoring may cease when recovery has been documented	1.a. Infauna taxonomy for comparison with fish gut contents analysis and for determining secondary productivity values.

Table 6. Continue???

Protocol	Potential Impact	Objectives	Requirements	
			Monitoring	Modeling
Benthos and Fishes; Trophic Transfer	2. Altered foraging efficiency with resultant effects on individual size and weight. 3. Altered species composition of fish prey base; altered productivity and energy transfer effects on the food chain		2. Collect stomachs from numerically dominant or recreationally important species from multiple strata both impact and reference locations prior to dredging and in years 1, 3, 5 and 6 following dredging.	1.b. Biomass measurements for determining secondary productivity values. 1.c. Carbon and nitrogen stable isotope measurements of key benthic prey species for fish. 2.a. Fish gut analysis for comparison with infauna taxonomy. 2.b. Carbon and nitrogen stable isotope measurements of fish muscle tissue.
Marine Mammals & Wildlife	Injury or death of animal; potential disorientation	1. To obtain site-specific marine wildlife observation and behavior data during OCS dredging events. This information will assist state and federal regulatory agencies in assessing the appropriateness of imposed marine mammal and wildlife protection mitigation requirements and guide any necessary revisions of future mitigation requirements.	1. Collect observation and behavior data onboard the dredging vessel for marine mammals and wildlife during CS dredging events.	1. Compare observation data with stranded animal data and document marine wildlife behavior during dredging events.

Table 6. Continue???

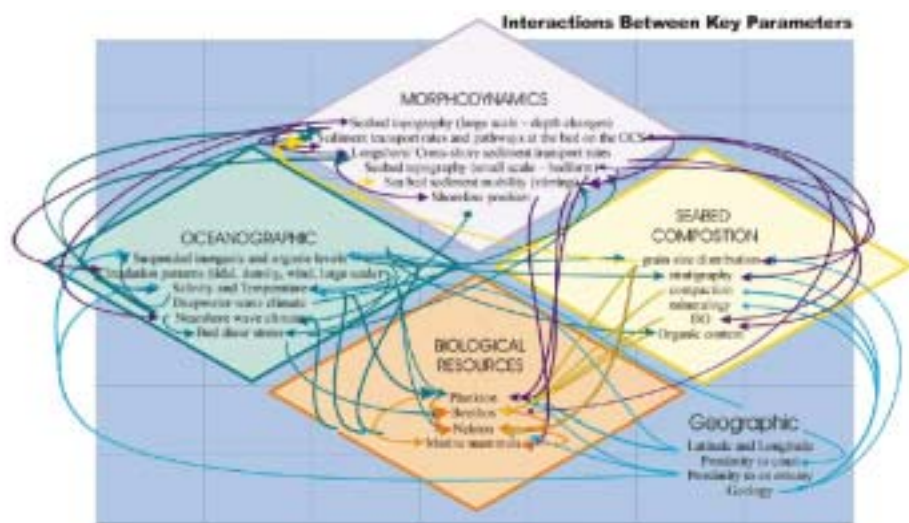
Protocol	Potential Impact	Objectives	Requirements	
			Monitoring	Modeling
Marine Mammals & Wildlife	Injury or death of animal; potential disorientation	<p>2. To obtain and assess marine wildlife stranding data for potential relationships between stranded animals and animals observed during OCS dredging. This information will assist state and federal regulatory agencies in assessing whether there exist any obvious relationships between post-dredging marine wildlife strandings and the OCS dredging event</p> <p>3. To provide a means for implementing environmental mitigation requirements designed to minimize potential hazardous interactions with marine mammals and protected wildlife during dredging events. (This is the only “operational control” monitoring program element included in the OCS and dredging protocols.)</p>	<p>2. Collect marine mammal and wildlife stranding data for a 60-day period following dredging operation.</p> <p>3. Implement imposed environmental mitigation requirements designed to minimize collisions or harmful interactions between marine wildlife and dredging equipment.</p>	<p>2. Compare marine wildlife data with observation data collected during the dredging event as well as with stranding data recorded for comparable time periods during nondredging years.</p>

Source : Nairn Rob et al., 2004. A Biological and Physical Monitoring Program to Evaluate Long-term Impacts from Sand Dredging Operations in the United States Outer Continental Shelf, *J. of Coastal Research*, vol. 20-1.

II.C. Review of Studies of Potential Impacts from Marine Sand Mining

A number of studies have been performed throughout the world on the environmental effects of marine sand mining operations. The literature reviews find that: marine sand mining has adversely affected fishery resources, caused coastline/beach erosion, and altered marine environments physically and biologically through direct and indirect means. The physical and biological processes have complex interrelationships (figure 4). Therefore, the results of these studies perhaps can provide a foundation in assessing potential adverse impacts from marine sand mining in Korea.

Figure 4. Interactions between Physical and Biological Parameters (Nairn et al. 2004).



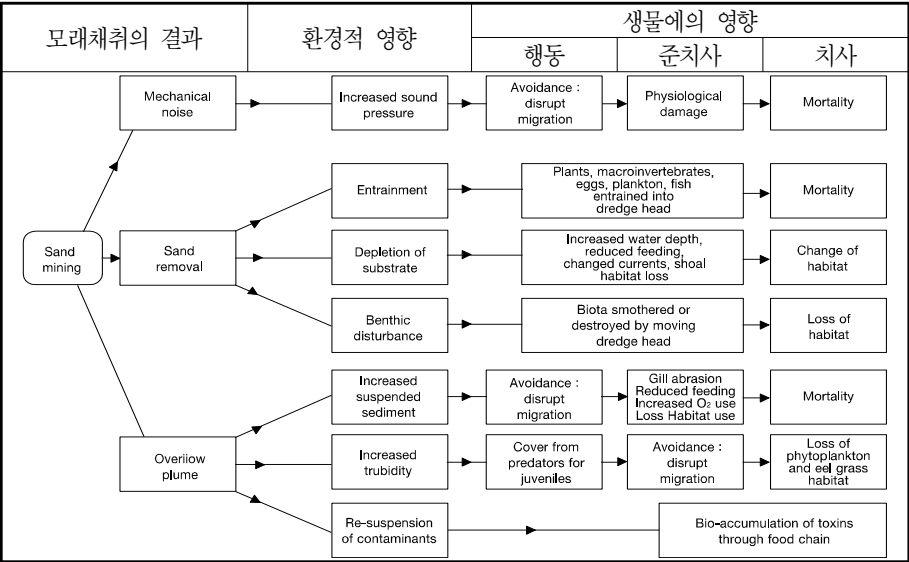
For instance, the MMS studies found that the environmental effects of sand mining operations in many cases are similar in all areas. MMS has

supported generic-type studies to inspect the effects of particular types of mining operations on physical, chemical, and biological characteristics. The MMS has recommended appropriate mitigation, laboratory modeling, or monitoring techniques to minimize adverse environmental impacts (Drucker, Waskes, and Byrnes, 2004). Since Korea has just started studying the environmental effects from sand mining, at this time it is difficult to collect crucial information to assess the potential impacts. Hence, the results of US studies perhaps can be used to provide information to recognize and to address the marine sand mining problem in Korea.

Several excellent models recognize the potential effects of sand mining on fisheries. One is the “Sand Report of Central San Francisco Bay and the Sacramento-San Joaquin Estuary” by Hanson et al. (2004). This study investigated sand mining effects worldwide and summarized the possible biological effects on fishery and biological aspects of bottom habitat (Figure 5). Nairn et al. (2004) summarized the potential physical and biological effects of OCS sand mining by investigating two groups of parameters. The first consisted of physical parameters including morpho-dynamics, seabed composition, and oceanography. The second defined biological parameters including plankton, benthos, nekton, and marine mammals and wildlife.

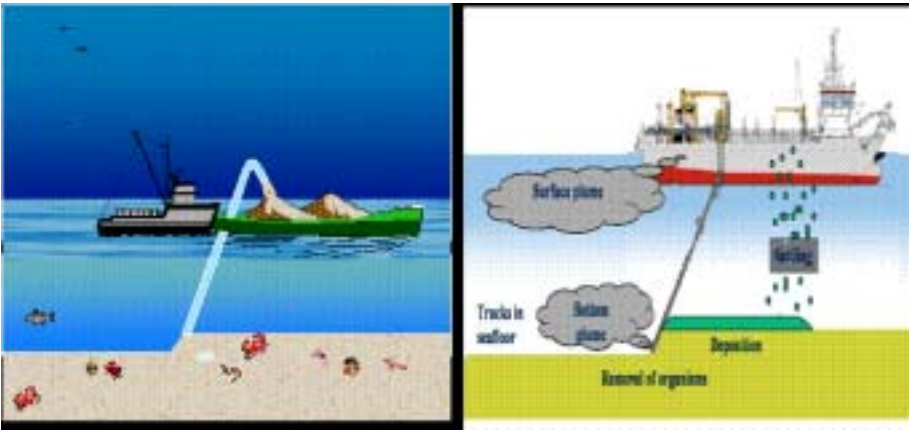
Another valuable study is the 2005 report of European Union (EU) in project SANDPIT (Birklund and Wijsman, 2005). They described the physical/chemical and ecological effects of dredging and aggregate extraction by reviewing a large number of recent EU countries’ studies. Their report refined the physical and ecological effects of sediment spills, sediment plumes, and deposition, including shading effect on phytoplankton and macrophytes, effects on filter feeders of polychaete, migration of fish, and the like.

Figure 5. Possible Effects of Sand Mining on Fish and Macro Invertebrates and Their Sub tidal Habitats



Source : Charles H. Hanson, John Coil , Barry Keller, Jennifer Johnson, Justin Taplin, and Jud Monroe, 2004, “Assessment & Evaluation Of The Effects Of Sand Mining On Aquatic Habitat And Fishery Populations Of Central San Francisco Bay And The Sacramento-San Joaquin Estuary”, HANSON ENVIRONMENTAL, INC.

Figure 6. Possible Effects of Sand Mining on Fish and Macro Invertebrates and Their Sub tidal Habitats

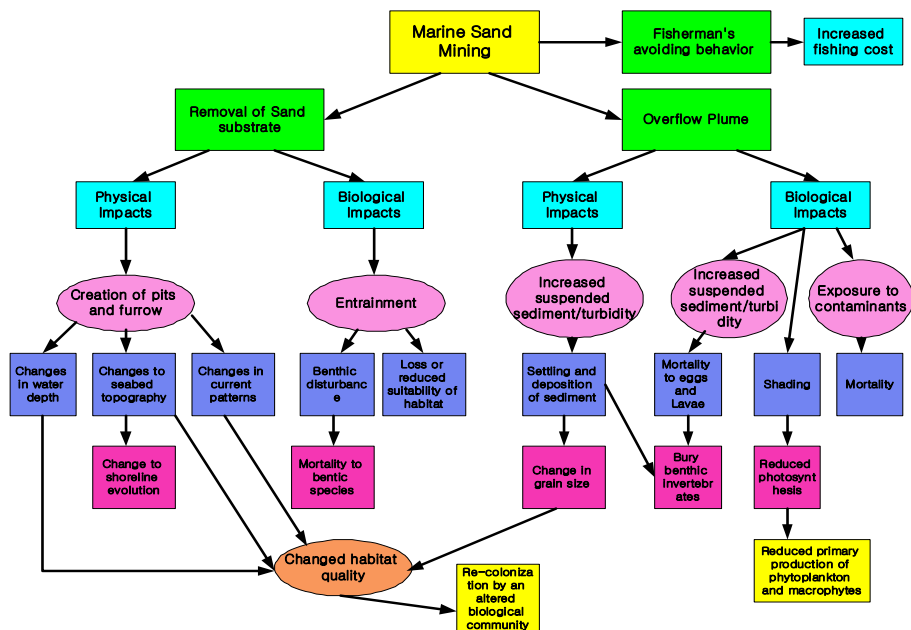


Through a review of these literatures it was concluded marine sand mining operations must consider several factors in minimizing the potential impacts (Figure 6), including:

- Physical factors
 - Creation of pits from removal of substrate
 - Changes in water depth
 - Changes to seabed topography
 - Changes in current patterns
 - Change to shoreline evolution
 - Change in grain size due to settling and deposition of sediment in overspill plume
- Biological factors
 - Entrainment
 - Benthic disturbance
 - Loss or reduced suitability of habitat
 - Exposure to increased suspended sediment concentrations and turbidity
 - Exposure to contaminants
 - Re-colonization by an altered biological community
 - Changes in fish movement or migration patterns
- Economic factor
 - Fisherman's avoidance behavior (results in increase of fishing cost)

A conceptual model of the potential cause-and-effect links from physical to biological effects to economic damages from marine sand mining operations is given below (Figure 7). According to the model, the available results from a large number of studies to assess the potential effects are summarized below.

Figure 7. Links between Potential Physical and Biological Effects of Marine Sand Mining



II.C.1. Direct Effects on Fishery by Entrainment

The borrow areas of sand in offshore and near shore areas serve as an important functions for a variety of species and life-stages of fish, crustaceans, and macro-invertebrates. In many cases, the sand habitat area is used by fish as migration corridors, spawning ground, egg incubation, larval and juvenile development, and juvenile nursery areas (Drucker, Waskes, and Byrnes, 2004; Hanson et al. 2004).

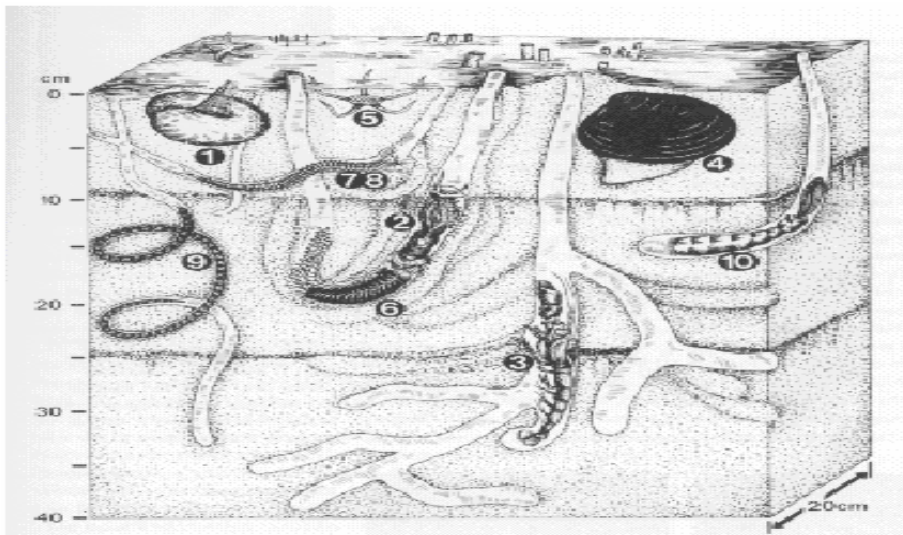
Sand mining operations with a hydraulic dredging pipe carries water, sand, and benthic biota (e.g., crabs, clams, bottom larvae, and possibly finfish) to the surface on the barge. Mortality to species mined with the sand will occur. Crabs, shellfish and perhaps finfish (or their eggs/larvae), which are

sucked into the hydraulic pipe will likely all die. (Grigalunas et al., 2004)

II.C.2. Habitat Disturbance

Within an extraction area, many organisms live on top of the seafloor (Birklund and Wijsman, 2005) (Figure 8). Sand extraction directly affects the sedentary benthic communities and organisms from the removal of the seabed habitat. According to the literature, the dredging on the bottom habitat can result in a 30-70% reduction in species variety, a 40-95% reduction in the number of individuals and a similar reduction in biomass in the dredged area (Newell et al., 1998). Thus, the immediate loss in species richness, abundance and biomass and changes in community structure depends on the spatial dredging intensity expressed as the percentage of seabed habitat actually removed during dredging (Birklund and Wijsman, 2005).

Figure 8. Benthic Fauna Living in Typical North Sea Sediment (Birklund and Wijsman, 2005)



II.C.3 Recovery time of the bottom habitat and community structure

The extraction of marine sand has physical effects on seabed morphology. After the dredging, pits and furrows (possibly >1 meter) are created at the borrow sites. The range of depth depends primarily on the dredging methods used and on site-specific conditions. For example, extraction of 1 million m³ by static dredging will affect a much smaller area but create 5-10 m or even deeper pits, while extraction of a similar amount of sand using trailer dredging will make a shallower pit of 0.2-0.5m or more over a wider area (2-5 km²) of seabed (Birklund and Wijsman, 2005).

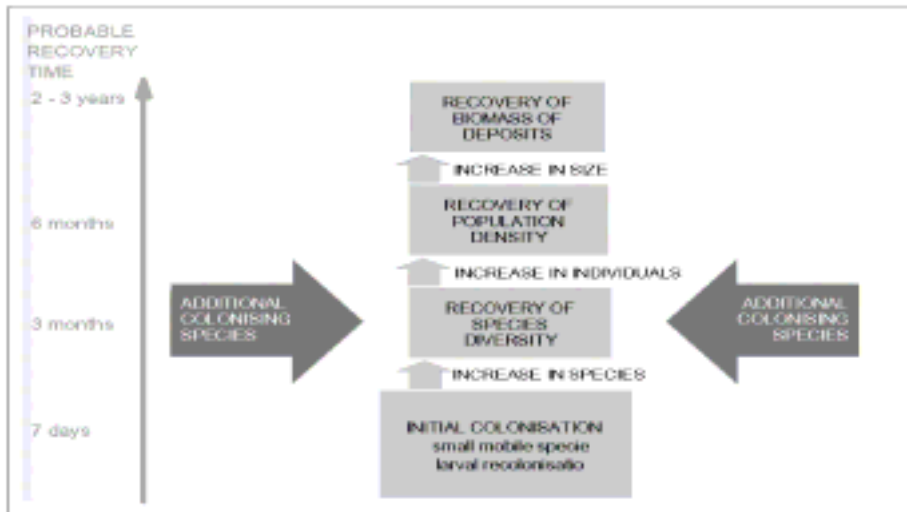
The rate and time of infilling deep pits are highly variable and may last from one year to more than 15 years, depending on local hydrodynamics and transport of sand (Birklund and Wijsman, 2005). According to many studies, the recovery time of infilling deep pits takes at least one year and usually 2~4 years (Coastline Surveys Limited, 1999; Oakwood Environmental Ltd, 1999; Coastline surveys Limited and Marine Ecological surveys Ltd., 2000; Birklund and Wijsman, 2005).

The infilling time of deep pits is a very important factor when assessing the re-colonization time of the benthic community and, hence, economic damages over time. Off the coast of Norfolk, UK, habitat recovery occurred within months of the cessation of dredging, but the restoration of biomass took several years (KENNY and REES, 1994 and 1996; KENNY et al., 1998). A study by Newell et al. (2004) shows the nature and rate of the re-colonization processes in marine deposits following cessation of dredging. They found that recovery of species diversity to within 70-80% generally takes 100 days; recovery of population density takes 175 days; but recovery of biomass takes 18 months after cessation of dredging. Figure 9 shows the

general recovery process of benthic habitat after dredging operations stop, according to Newell (2004).

However, the recovery of the habitat and benthic community will take a longer time because of the infilling time of deep pits. During the infilling of borrow pits, the initial organisms recovered after cessation may be buried by the mobile sediments. Therefore, the recovery of habitat will occur after restoration of borrow-pits, not after the cessation of dredging (Birklund and Wijsman, 2005). In addition, since the borrow pits, which have more than 10 cm depth, causes the anaerobic sediments, which can also cause delays in the re-colonization time (Diaz, et al., 2004). Thus, it emphasizes that the recovery of bottom habitat highly depends on the time of the infilling borrow pits.

Figure 9. Generalized Flow Diagram Showing the Sequence of Recovery of the Macrofauna in Coastal Marine Deposits in a High Energy Disturbed Area Following Cessation of Dredging.



Source : Newell R.C., L.J. Seiderer, N.M. Simpson, and J.E. Robinson, 2004. Impacts of Marine Aggregate Dredging on Benthic Macrofauna off the South Coast of the United Kingdom, *Journal of Coastal Research*, vol. 20-1.

II.C.4. Barge Overflow Plume Effects

During dredging operations, sand and other material are deposited in the barge, and as the barge fills, water and some lighter sediment flow over the side of the barge, creating a plume behind the vessel. The study of DHI & TOXICON (2000) found the average sediment spill was 2.8% of the total amount of sand extracted.

“Elevated concentrations of particulate suspended matter and increased turbidity of the water in a sediment plume may effect different functional levels of the ecosystem. The potential effects include primary production, filter feeding, migrations and/or movements of fish, survival of pelagic egg and larvae of fish and forage opportunities of visual predators like fish, seabird and mammals” (Birklund and Wijsman, 2005).

For example, the shading of light due to the sediment plumes will reduce the production of phytoplankton. In turn, the reduced primary production will cause loss of commercial fish catch because of a reduced feeding rate (figure 10).

Figure 10. Shading Effect on Seagrass and Macroalgae from the Sediment Plume (Birklund and Wijsman, 2005)



Adverse effects to fisheries are lethal and sub-lethal effects on buoyancy of pelagic egg and development of egg and larvae or adults. In the case of cod, experiments by Westerberg et al., (1996) showed a linear relationship between the sinking rates of cod eggs and the rate increased with the concentration of silt. Since this response will be similar on pelagic eggs of other species, a faster sinking rate of pelagic eggs may increase the mortality if the eggs hit the bottom before the pelagic phase of the development is completed. Their study also identified the relationship between the mortality rate and the concentration of suspended sediments; the mortality increased significantly when the concentrations reached 200 mg/l. And they recognized the larvae were more significantly affected from the plume than the eggs.

Especially interesting work is that by Hanson et al. (2004) who summarized the biological response of many species to sediment exposure by their life stages. Table 8 depicts the response of Striped-bass from a large number of survey reviews. Striped bass was selected in this report because the cited study conveniently presents pertinent information; also sea bass is a Korean species potentially affected by marine mining in the Ongjin area (see table below).

Table 7. Biological Response of Striped-bass to Suspended Sediment Exposure

No.	Primary Reference	Life Stage	Concentr-ation(mg/TSS)	Test Duration(hours)	Response
1	Schubel and Wang 1973	Bass (striped) eggs	100	24	Delayed hatching
2	Morgan et al. 1983	Bass (striped) eggs	800	24	Development rate slowed significantly
3	Auld and Schubel 1978	Bass (striped) eggs	1,000	168	Reduced hatching success
4	Auld and Schubel 1978 (ns)	Bass (striped) eggs	1,000	168	Reduced hatching success
5	Clarke and Wilber 2000	Striped bass eggs	100	24	Delayed hatching
6	Wilber and Clarke 2001	Striped bass eggs	800	24	Development slowed
7	Wilber and Clarke 2001	Striped bass eggs	1,000	168	Reduced hatching success
8	Lunz 1987	Striped bass eggs	50	Not reported	Not reported
9	Lunz 1988	Striped bass eggs	500	Not reported	Not reported
10	Lunz 1989	Striped bass eggs	2,300	Not reported	Not reported
11	Morgan et al. 1983 (ns)	Striped bass eggs	800	24	Development slowed
12	Breitburg 1988	Bass (striped) larvae	200	0.42	Reduced feeding rate(0% mortality)
13	Morgan et al. 1974	Bass (striped) larvae	485	24	50% mortality
14	Auld and Schubel 1978	Bass (striped) larvae	500	72	42% mortality rate (controls, 17%)
15	Auld and Schubel 1978	Bass (striped) larvae	1,000	68	34% mortality rate (controls, 5%)
16	Wilber and Clarke 2001	Striped bass larvae	485	24	50% mortality
17	Wilber and Clarke 2001	Striped bass larvae	500	12	Reduced feeding rate(0% mortality)
18	Wilber and Clarke 2001	Striped bass larvae	1,200	240	10% mortality
19	Breitburg 1988 (k) e	Striped bass larvae	200	24	Reduced feeding rate(0% mortality)
20	Morgan et al. 1973	Striped bass larvae	485	24	50% mortality
21	Breitburg 1988 (k)	Striped bass larvae	500	24	Reduced feeding rate(0% mortality)
22	Wakeman et al. 1975 (b)	Striped bass larvae	1,200	240	10% mortality
23	Wilber and Clarke 2001	Striped bass larvae	500	72	Increased mortality
24	Wilber and Clarke 2001	Striped bass larvae	1,000	72	Increased mortality

Table 7. Biological Response of Striped-bass to Suspended Sediment Exposure

No.	Primary Reference	Life Stage	Concentr-ation(mg/TSS)	Test Duration(hours)	Response
25	Lunz 1987	Striped bass larvae	1,557	72	Not reported
26	Auld and Schubel 1978 (ns)	Striped bass larvae	500	24	Increased mortality
27	Auld and Schubel 1978 (ns)	Striped bass larvae	1,000	72	Increased mortality
28	Lunz 1987	Striped bass subadult	4,000	504	Not reported
29	Buck 1956	Bass (largemouth) adult	144	720	Growth retarded
30	Buck 1957	Bass (largemouth) adult	144	720	Fish unable to reproduce
31	Buck 1957	Bass (largemouth) adult	62	720	weight gain reduced -50%
32	Clarke and Wilber 2000	Striped bass adult	1,000	24	10% mortality
33	Wilber and Clarke 2001	Striped bass adult	600	264	No effect level
34	Wilber and Clarke 2001	Striped bass adult	1,500	336	Increased hematocrit levels
35	Sherk et al. 1974 (fe)	Striped bass adult	600	264	No effect
36	Sherk et al. 1974 (fe)	Striped bass adult	1,500	336	Hematocrit increased
37	Sherk et al. 1975	Striped bass adult	1,500	336	Hematocrit increased(FE)
38	Sherk et al. 1975	Striped bass adult	1,500	336	Plasma osmolality increased(FE)

Source : Charles H. Hanson, John Coil , Barry Keller, Jennifer Johnson, Justin Taplin, and Jud Monroe, 2004, "Assessment & Evaluation Of The Effects Of Sand Mining On Aquatic Habitat And Fishery Populations Of Central San Francisco Bay And The Sacramento-San Joaquin Estuary", HANSON ENVIRONMENTAL, INC.

III

Bio-Economic Theory, Model, and Assumptions

This section provides concepts, a methodology, and estimates of illustrative results of the external cost to commercial fisheries from marine sand mining. A bio-economic model is developed in order to estimate potential external costs to fisheries in the Ongjin area. In order to capture the potential impacts of marine sand mining, the process of mining operation using a hydraulic dredge on a tug-assisted barge must be known. The detail of operation is taken from the Korea Aggregates Association and its report (Korea Aggregates Association, 2002).

According to this information, the potential losses to fisheries from sand mining will include: (1) the mortality of entrained benthic and demersal species such as crabs and shellfish which are sucked into the hydraulic pipe and likely all die, (2) losses to fisheries (eggs and larvae) from the exposure to elevated suspended sediment concentration and turbidity associated with the overflow and bottom plumes.

Below we estimate three categories of economic losses to commercial fisheries attributable to marine sand mining:

- Short-term effect: Lost catch of legal-sized fish during dredging and recovery of excavated seabed habitat
- Long-term effect: Subsequent lost catch through time to recovery for all harmed species

- Indirect (ecosystem) effect⁶²⁾ : Loss of prey and subsequent loss of catch for all species

These losses are measured over time until all of the affected resources recover to their pre-mining equilibrium condition (Grigalunas, Opaluch and Kim, 2005). Because the recovery time depends on the life span of the affected species and the delaytime for natural restoration of the bottom habitat (as the literature summarized above shows), complete recovery may take years to occur.

The Beverton-Holt age-class model Ricker (1975) is used to address the above issues. Adaptations of this model have been used in several related studies (e.g., Grigalunas, Opaluch and Kim, 2005). This model estimates individual members of each affected species in terms of their annual growth, recruitment to the fishery, natural and fishing mortality, and the maximum life for each species with given the life history parameters for each affected species (Grigalunas, Shamshak, and Cho, 2004). The lost catch at year k following mining is the sum of biomass for all affected adult (post recruitment) age classes.

$$LC_k = \sum_{t=k}^{t_{\max}} F_t N(t_R) W_t \prod_{\tau=t_R}^t (1-F_{\tau})(1-M_{\tau}) \quad \text{for } (t_{\max} \geq k \geq t_R)$$

where LC_k is the lost annual catch at k years after mining, $N(t_R)$ is the number of fish of recruitment age, F and M are fishing and natural mortality respectively, and W_t is the weight at age t.

Once the lost catch is estimated, the present value of lost catch for a species is estimated as:

62) Mortality to food resources may reduce biomass off sites.

$$PV = \sum_{t=1}^{t_{\max}} p * LC_t (1+r)^{-t}$$

where p is the price (assumed to be constant in real terms) and r is the discount rate (6.3% for Korea). Total damages involve assessing the value of lost catch over time for all affected species.

Application of the bio-economic model requires substantial biological and economic data. Biological data needed includes the abundance and the life history parameters of each potentially affected species. For abundance, Han and Park in Inha University, Korea provide the best sampling biological data of Ongjin area. They sampled for benthic (fish residing in bottom sediments) and demersal (bottom feeding) species in the currently mined areas. They will also provide important information from an experiment by a KORDI (Korea Ocean Research and Development Institute) and KMI (Korea Maritime Institute) research team that is estimating the concentration of overflowed plumes around mining operation areas, which is basic information of the dredging plume effects. As the results of this experiment, they can estimate the recovery time of the bottom pit as well as bottom habitat.

Korean biologists (e.g. Yeon, Kang and Zhang, et al.) and the National Fisheries Research and Development Institute will primarily provide the life history parameters of the affected species. For some parameters, however, data are not available. For these cases, we will use estimates for the same or very similar species in other countries.

Second, economic data, such as the landed price in kilograms of fish needed to value the lost catch of the affected species, is readily available from the Korea National Statistical Office and Ongjin Fisheries Cooperative.

To reflect the lost catch that is expected to occur throughout the year, a weighted average of prices for the most recent five years period will be used.

In light of many sources of uncertainty faced, we adopt an overstated-cost approach used in earlier research by the Grigalunas⁶³⁾ and colleagues (Grigalunas, Opaluch and Luo, 2001a, 2003; Opaluch, Grigalunas and Luo, 2004; Grigalunas, Opaluch and Kim, 2005). For example, we assume 100% mortality to all organisms entrained in the sand-water mining slurry, which overstates the costs to fisheries due to mining because some potentially harmed fish might avoid entrainment. Several sensitivity analyses also are conducted.

Given the above information on abundance, life history parameters, and prices, and assuming 100% mortality to exposed fisheries and recovery to without mining conditions after an area is dredged, the discounted value of damages due to dredging can be estimated for each species for the affected mining areas. This external cost of mining is estimated, assuming that recovery begins once mining stops.

The time to recovery is implicit in the model. The value of this external cost per unit of sand mined (e.g., per cubic meter or 100 cubic meters) is the external cost of Mining ("ECM"). Many sensitivity analyses will be used to provide some insight into how the results would change if input values or key assumptions differ from those used in the Base Case.

63) Professor Thomas A. Grigalunas, Department of Environmental and Natural Resource Economics, University of Rhode Island Kingston, RI 02881

IV

Assessment of the Potential Damages to Fisheries

IV.A. Biological and Economic Data

For this report, the fisheries abundance data by species used in the bio-economic model is aggregated into seasonal groupings based on biological factors rather than using three-month calendar period (Table 8). This could be important, for example, if seasonal regulations or other temporal policies were to be considered for reducing external effects. The estimate of abundance is from Han and Park's (2002) sampling data; abundance may be underestimated owing to the sampling methods and frequency (Grigalunas, Opaluch, and Kim, 2005) For the studyarea, fishery abundance clearly is higher in the fall season, and crab by far is the most abundant commercial species.

Table 8. Seasonal Fisheries Abundance Data in Ongjin District (kg wet weight per km²)

Species Name	Biomass (kg wet weight/km ²)			
	Winter	Spring	Summer	Fall
Blue Crab	6.9	10.4	0.0	208.8
Other Crab	0.1	0.2	0.0	7.4
Shrimp	0.2	0.2	5.7	3.2
Trump Shell	0.0	3.9	0.0	1.8
Jacopever	4.0	10.5	0.0	15.6
Flounder	0.00	1.27	0.00	13.20
Flatfish	5.75	0.00	0.00	17.01
Oyster	6.23	1.55	0.00	0.00

Source : Han (2002)

Life history parameters of blue crab and other crab (Table 9) are based on Korean data. In our previous study, these parameters were adopted from USA data because Korean data were not available. It is also essential how the correct data are collected to estimate environmental damages. Therefore, the corrected seasonal abundance and life history parameters allow us to do the more accurate assessment of fishery damages from sand mining than in our previous results.

Table 9. Life History Parameters by Species

Species	Mortality		Length vs Age			Weight vs Length		Life	
	F	M	L_{∞} (cm)	K	t0	A	b	Age	Span
Blue crab ¹⁾	56.0%	41.0%	17.8	0.78	-0.622	0.154	2.877	0.3	3
Other Crab ¹⁾	56.0%	41.0%	17.8	0.78	-0.622	0.154	2.877	0.3	3
Shrimp	13.9%	84.1%	20.13	0.018	0.068	0.0116	3.002	0.4	1
Trump shell ²⁾	45.1%	9.5%	8.6	0.356	-0.337	0.11	2.82	2	10
Jacopever ³⁾	39.3%	18.1%	50.62	0.31	-0.05	0.015	3.015	2	10
Flounder	22.1%	10.4%	49.3	0.182	-0.222	0.0092	3.055	4	10
Flatfish	22.1%	10.4%	187.3	0.0599	-1.0204	0.0118	3	3	13
Oyster ²⁾	25.9%	39.3%	13.7	0.551	-0.365	0.087	2.21	2	25

Source : National Fisheries Research and Development Institute, The Ecology and Fishing Grounds of Main Fisheries Resource in Exclusive Economic Zone (EEZ), 2000. 9.

Notes : 1) National Fisheries Research and Development Institute, Stock Assessment and Fishery Evaluation Report of Year 2005 TAC-based Fisheries Management in the Adjacent Korean Waters, December 2004. 2) James J. Opaluch, Thomas A. Grigalunas, Meigeng Luo, and Gina Shamshak, 2003. The Economic Cost to Fisheries from Marine Disposal of Dredged Sediments at Two Potential Sites in Rhode Island Sound (Oct.). 3) Yangjae Im and Sundo Hwang, Age and Growth of *Sebastes Schlegeli* in Yellow sea, Korean J. of Ichthyology, vol 4. 2004.

The fishery price data are updated to 2004 (Table 10). For this purpose, we use the Ongjin Fisheries Cooperative weighted landing data for the five-year period, 2000 to 2004. Use of a weighted average price for a

five-year period reflects the fact that the lost catch would be expected to be experienced throughout the period. And it is appropriate because of the variation of annual prices between years, recognizing that long-term effects on catch could occur over many years.

Table 10. Commercial Weighted Prices by Species (in Year 2004 ₩ and \$)

Species		Blue crab	Other Crab	Shrimp	Trump shell	Jacopever	Flounder	Flatfish	Oyster
Price	Won	17,431	6,924	26,916	2,924	8,375	10,301	14,311	1,664
	Dollar	16	6	24	3	8	9	13	2

Source : Ongjin Fisheries Cooperative, Statistical Data of Market Price in Ongjin Fisheries Cooperative, 1999 ~ 2004.
 Korea National Statistical Office, Fishery Price Index, 1999 ~ 2004.

IV.B. Recovery Begins Once Mining Stops Versus Delayed Recovery

Our Year Three Report used as a base case the assumption that the borrow pit area would fill in 4 months, and bottom habitat recovery would begin to be restored at that time. However, our review of the latest literature strongly suggests that recovery could take several years. We use 3 years in our Base Case.. As we show below, this will lead to larger damages than in the Year Three Report. Results are given for one year of mining and later, for recurring mining over a 25 - year period.

In order to examine how a longer period to recovery for the borrow pit would affect damages; the model was revised to estimate the delay effects by species (Tables 11) and by type of effect (Table 12). For these estimates,

we first show an extreme case of no delay—recovery begins once mining stops. For this case, we show damages for each fish species and by type (short- and long-run, and indirect effects).

Table 11. No Delay Case Illustrative Estimates of the Present Value (@6,3%) of Losses to Commercial Fisheries with 2001 Population Level from One Year of Hypothetical Marine Sand Mining in Ongjin, Korea (in 2004 \$)

Area	Blue crab	Other Crab	Shrimp	Trump shell	Jacopever	Others ¹⁾	Total
One Mining Site (4km ²)	15,251	175	155	71	862	2,050	18,564

1) Flatfish, Flounder, and Oyster

Table 12. No Delay Case Illustrative Estimates of the Present Value (@ 6,3%) of Short-term, Long-term and Food Web Commercial Fishery Losses with 2001 Population Level from One Year of Hypothetical Marine Sand Mining in Ongjin, Korea (in 2004 \$)

Area	Short-term	Long-term	Food web	Total
One Mining Site (4km ²)	7,788	6,882	3,894	18,564

Then, we show results for a 3-year borrow pit recovery, our “base case”, based on general results given in the literature. The results show considerably higher damages when there is a delay of three years (\$48,319) as compared with the no delay case (\$18,564) for one site. Longer delays lead to larger damages (Table 13 and Table 14).

Table 13. Base Case (3 years delay) Illustrative Estimates of the Present Value (@6.3%) of Losses to Commercial Fisheries with 2001 Population Level from, One Year of Hypothetical Marine Sand Mining in Ongjin, Korea (in 2004 \$)

Delay time	Blue crab	Other Crab	Shrimp	Trump shell	Jacopever	Others ¹⁾	Total
One Mining Site (4km ²)	42,695	597	446	135	1,471	2,974	48,319

1) Flatfish, Flounder, and Oyster

Table 14. Base Case (3 Year Delay) Illustrative Estimates of the Present Value (@ 6.3%) of Short-term, Long-term and Food Web Commercial Fishery Losses with 2001 Population Level from One Year of Hypothetical Marine Sand Mining in Ongjin, Korea (in 2004 \$)

Area	Short-term	Long-term	Food web	Total
One Mining Site (4km ²)	7,788	26,325	14,206	48,319

The followings are the estimated results show base case damages broken down into short-term, long-term and food web effects that provide the readers the more details to understand the damages estimating procedures. For a one-year mining period, the estimated lost catch in weight (kg) is 552.3 kg over a 25-year period (Table 15). Of this amount, blue crab accounts for about 85% of this lost catch, and so the value of lost catch of crustacean (blue crab, other crab, and shrimp) is most important in Ongjin area (about 88%). Note that the subsequent loss of catch occurring throughout the estimated time period to recovery illustrates the importance of using a age-class model which can track lost catch over time.

Table 15. Preliminary Estimate of the Short-term Lost Catch in Weight (kg) Because of One Year Hypothetical Marine Sand Mining at a Single Site(4 km²) in Ongjin, Korea

Age Class(Year)	Blue crab	Other Crab	Shrimp	Trump shell	Jacopever	Other ^{b)}	TotalLoss
0.3	285.0	10.1	0.0	0.0	0.0	0.0	295.0
0.4	0.0	0.0	1.2	0.0	0.0	0.0	1.2
0.5	0.0	0.0	1.2	0.0	0.0	0.0	1.2
1	137.7	4.9	0.8	0.0	0.0	0.0	143.4
2	35.8	1.3	0.0	4.8	5.7	2.9	50.4
3	9.3	0.3	0.0	0.8	6.2	3.1	19.8
4	0.0	0.0	0.0	0.6	5.0	4.6	10.2
5	0.0	0.0	0.0	0.4	3.3	4.4	8.1
10	0.0	0.0	0.0	0.5	4.4	15.7	20.5
20	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.5	2.5
25	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Total Loss	467.8	16.5	3.2	7.1	24.5	33.2	552.3

a Short-term effects are lost catch during one-year mining period.

b Others: Flatfish, Flounder, and Oyster

By species, the largest value of the short-term lost catch for one year of mining is for blue crab. This species alone accounts for about 91% of total losses (Table 16).

Table 16. Preliminary Base Case Estimates of the Present Value (@6.3%) of Short-term Effect of Hypothetical Marine Sand Mining for One Year at a Single Site in Ongjin, Korea (in 2004 \$)

Age Class (Year)	Blue crab	Other Crab	Shrimp	Trump shell	Jacopever	Other ¹⁾	Total Loss
0.3	4,334	61	-	-	-	-	4,395
0.4	-	-	27	-	-	-	27
0.5	-	-	29	-	-	-	29
1	2,095	29	19	-	-	-	2,143
2	544	8	-	12	41	4	609
3	141	2	-	2	45	19	210
4	-	-	-	2	36	40	78
5	-	-	-	1	24	42	68
10	-	-	-	1	32	165	198
20	-	-	-	-	-	31	31
25	-	-	-	-	-	0	0
Total Loss	7,114	100	75	18	179	302	7,788

a Short-term effects includes lost catch during one-year of mining.

Long-term effects make up about 54% of total losses (Table 14). The importance of lost catch over an extended period illustrates the importance of a habitat and initial population level recovery after stopping the mining. For the habitat recovery, the year-class model can capture mortality to juvenile members of affected species. Table 17 shows the foregone catch each year-to-year class for all species until fully recovery (25 years).

Table 17. Preliminary Estimate of the Lost Annual Catch in Weight (kg) during Recovery per Age Class Because of Hypothetical Marine Sand Mining at a Single Site in Ongjin, Korea

Lost Catch (kg) per Age Class (Year)	0.3	0.4	0.5	1	2	3	4	5	10	20	25
0.3	295.0										
0.4	1.2	1.2									
0.5	1.2	1.2	1.2								
1	143.4	143.4	143.4	143.4							
2	50.4	50.4	50.4	50.4	50.4						
3	19.8	19.8	19.8	19.8	19.8	19.8					
4	10.2	10.2	10.2	10.2	10.2	10.2	10.2				
5	8.1	8.1	8.1	8.1	8.1	8.1	8.1	8.1			
10	20.5	20.5	20.5	20.5	20.5	20.5	20.5	20.5	20.5		
20	2.5	2.5	2.5	2.5	2.5	2.5	2.5	2.5	2.5	2.5	
25	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Total Loss	552.3	257.3	256.1	254.9	111.5	61.1	41.3	31.1	23.0	2.5	0.0

It is impractical to show the estimated lost catch during by each age class each recovery period for all species. Instead, we show the annual estimated of the lost catch of Blue Crab for the Base Case is used to illustrate the time pattern of lost catch (crab is by far the most abundant species studied). Annual lost catch for this species are given in Tables 18 and 19.

Table 18. Preliminary Estimate of the Lost Catch of Blue Crab in Weight (kg) during Recovery per Age Class Because of Hypothetical Marine Sand Mining at a Single Site in Ongjin, Korea

Lost Catch (kg) per Age Class (Year)	0.3	1	2	3	Total Loss
0.3	285				285.0
1	138	138			275.5
2	36	36	36		107.3
3	9	9	9	9	37.1
Total Loss	468	183	45	9	704.9

Table 19. Preliminary Estimates of the Present Value (@6.3%) of Long-term Effect on Blue Crab of Hypothetical Marine Sand Mining for One Year at a Single Site in Ongjin, Korea (in 2004 \$)

Age Class (Year)	0.3	1	2	3	Total Loss
0.3	1,248				1,248
1	603	1,364			1,967
2	157	354	480		990
3	41	92	125	117	374
Total Loss	2,049	1,810	604	117	4,580

Table 20 shows the estimates of the present value of long-term effects by species. These results are derived by applying the estimating procedures explained in Table 18 and 19 to all species.

Table 20. Preliminary Estimates of the Present Value (@6.3%) of Long-term Effect of Mining at a Hypothetical Single Marine Sand Mining Site in Ongjin, Korea (in 2004 \$)

Species	Blue crab	Other Crab	Shrimp	Trump shell	Jacopever	Other ¹⁾	Total Loss
Present Value (\$/4km ²)	22,614	305	234	84	966	2,122	26,325

Assuming a 50% net loss of food resources because of mining, offsite food web effects are estimated by using proportionality rule (Grigalunas, Opaluch and Kim, 2005). The loss of harvested species is assumed to be proportionate to the loss of prey (Table 21) (Grigalunas, Opaluch and Kim, 2005).

Table 21. Preliminary Estimates of the Present Value (@6.3%) of Food Web Effect of Mining at a Hypothetical Single Marine Sand Mining Site in Ongjin, Korea (in 2004 \$)

Species	Blue crab	Other Crab	Shrimp	Trump shell	Jacopever	Other ¹⁾	Total Loss
Present Value (\$/4km ²)	12,967	192	137	33	327	550	14,206

Now, estimates of damages because of mining at multiple sites – 20 sites are used for illustration - are described. This is a simple multiple of the results for one site. If the sand mining occurred on 20 sites for one year in Ongjin area, the total damages of the aggregated across 20 sites is about \$966.4 thousand (Tables 22 and 23). Hence, damages from mining at many (20) sites results in reasonably substantial estimated losses in commercial catch.

Table 22. Preliminary Estimates of the Present Value (@6.3%) of Losses to Commercial Fisheries from One Year of Hypothetical Marine Sand Mining at 20 Sites in Ongjin, Korea (in 2004 \$)

Area	Blue crab	Other Crab	Shrimp	Trump shell	Jacopever	Others	Total
20 Mining sites	853,903	11,938	8,930	2,704	29,427	59,477	966,379

Table 23. Preliminary Estimates of the Present Value (@ 6.3%) of Short-term, Long-term and Food Web Commercial Fishery Losses from One Year of Hypothetical Marine Sand Mining at 20 Sites in Ongjin, Korea (in 2004 \$)

Area	Short-term	Long-term	Food web	Total
20 Mining sites	155,758	526,493	284,128	966,379

Next we illustrate cumulative damages to fisheries due to recurring sand mining at the same site over a consecutive, multi-year period. This scenario is interesting because recurring mining at the same site might not allow the borrow pit and hence the productivity to recover, potentially causing substantial damages. In fact, marine sand mining activities have been ongoing since 1993 in Korea and sand mining may have occurred at the same site for many years, with potential resource damages.

To illustrate the effects of recurring mining, we show hypothetical results for a five-year and ten-year periods of recurring mining periods are estimated. Again, recurring mining delays bottom habitat recovery; it will lead to higher losses to commercial fisheries than the same mining at different sites.

The estimated cumulative damages for 5 years and 10 years of mining are \$6.4 million and \$16.4 million, respectively (Tables 24 and 25). Not surprisingly, the results are many times higher than the estimated damages for mining for a one-year period. Although we consider only two options here, these results indirectly emphasize the importance of a simulating a range of policy options.

Table 24. Present Value (@6.3%) of Short-term, Long-term and Food Web Effects from 5 Years of Mining (in 2004 \$)

Area	Short-term	Long-term	Food web	Total
20 Mining sites	2,155,111	2,330,762	1,990,610	6,476,483

Table 25. Present Value (@6.3%) Short-term, Long-term and Food Web Effects from 10 Years of Mining (in 2004 \$)

Area	Short-term	Long-term	Food web	Total
20 Mining sites	7,242,852	4,033,128	5,201,367	16,477,348

Finally, damages from other bottom habitat delay possibilities are illustrated (Table 26). This result implies that the different value of estimates of damages depend highly on the recovery time. Hence, scientific research on bottom habitat recovery time is very important for estimating fishery damages from marine sand mining.

Table 26. Sensitive Analyses for Illustrative Present Value to Commercial Fisheries from Hypothetical Marine Sand Mining (4km²) in Ongjin, Korea (in 2004 \$)

Delay time	Blue crab	Other Crab	Shrimp	Trump shell	Jacopever	Others ¹⁾	Total
No delay	15,251	175	155	71	862	2,050	18,564
4 months	18,567	222	190	79	936	2,162	22,155
3 years delay	42,695	447	446	135	1,471	2,974	48,169
6 years delay	65,196	870	686	188	1,970	3,729	72,639
9 years delay	83,416	1,293	879	231	2,373	4,337	92,528

IV.C. Plume Effects

The effects of sediment plumes on commercial fisheries have been raised as a concern with marine mining, but such effects are extremely difficult to estimate. To do so requires that a series of links be established between the discharge of sediment slurry, sediment concentration in the water column, exposure of eggs and larvae to the sediment plume, excess mortality, and finally, lost commercial catch over time. In this section, we explain the data and assumptions used in order to provide illustrative results of the plume effect.

The science studies summarized earlier in this report examine mortality to eggs and larvae because of exposure to sediments plumes from sand-water slurry overflows. In order to estimate the effect on commercial fishing catch from excess mortality to eggs and larvae because of plume-related effects from mining, it is necessary to know the volume of water with sediment concentration exceeding thresholds for exposed commercial biota, the time of exposure, and the abundance of eggs and larvae. Given the estimates of excess mortality, life history parameters and fish prices, lost catch and lost earning can be estimated (Grigalunas, Opaluch, and Luo, 2002).

Unfortunately, estimates of excess mortality from sediment plumes in Korea currently are unavailable. However, ongoing research by D. Kim at KORDI should provide the concentration of the average area of a plume and the time of each level of concentrations. Then, Korean biologists will also make available excess mortality estimates. When available, we can include this information in the damage assessment model presented above. How the excess mortality data should be used depends upon whether the eggs and larvae at a site can be viewed as supporting the population of fish

at the site or instead, supports the fish population in other nearby areas. In the former case, plume effects should not be included because doing so would double count losses. In the latter case, the excess mortality should be included for eggs and larvae killed on site and for eggs and larvae that would drift or be carried on site from a nearby area. Hence, the egg-larvae losses from plumes range from \$0 to twice the lost catch from excess egg and larvae mortality at a site.

Overflow plume effects have two important elements which must be considered when estimating the external costs due to incremental losses of larvae. One is the spatial element. It may be possible to estimate a spatial fraction of unit mining area (2km by 2km) in which larvae would be killed by contact with the plume.

The other element concerns seasonal factors. In the case of larvae, mining which occurs during different periods of the spawning process can have substantially different effects. The importance of timing, which shows the steady state larval abundance in an area over the period of larval presence, can be divided into three cases such as $t_0 \sim T_0 + L$, $T_0 + L \sim T - L$, and $T - L \sim T$ (Figure 11) (Grigalunas et al., 2004). For example, mining occurred during the middle of period has the most harmful to eggs and larvae and for potential damages. Other cases are less harmful, as shown in Figure 11.

Since the losses of larvae by the plumes will depend on the occurrence of mining operations, it may also be possible to estimate a seasonal fraction of the affected unit area (2km by 2km). Then, given estimates of number of larvae contacted, natural mortality to larvae, and the excess mortality due to the plume, the lost catch after the time of recruitment, t_R can be estimated through the life span of species.

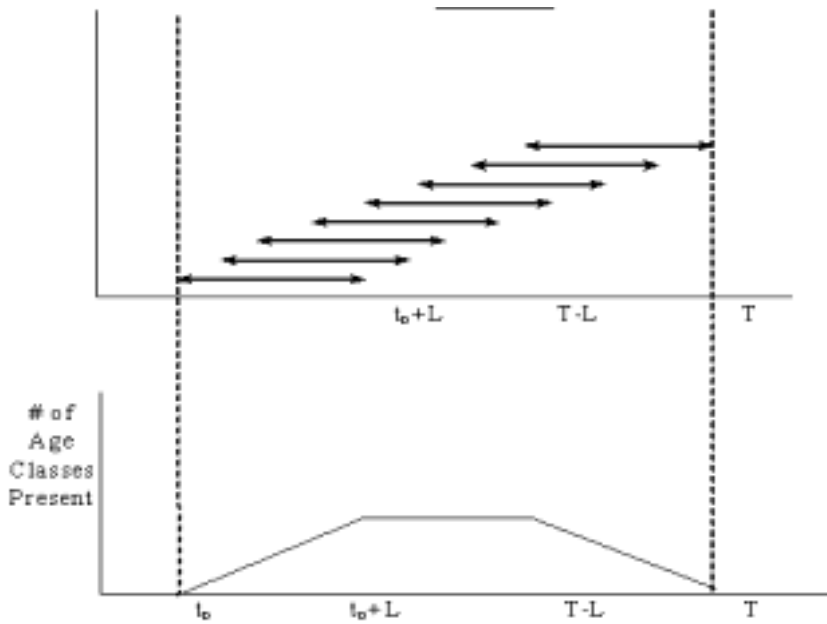
The lost number of individuals at the age of recruitment by overflow

plumes is:

$$LN(t_R) = N_0 \times (M^P - M_\tau)$$

Where $LN(t_R)$ is the lost number of individuals in the age class at the time of recruitment, N_0 is the number of larvae affected by the plume, M_τ is the annual natural mortality rate at time τ , and M^P is the plume mortality rate.

Figure 11. Larval Abundance over the Period of Larval Presence (Grigalunas, Thomas, Gina Shamshak, and Dong Oh Cho, 2004.)



After recruitment, the lost number declines due to both natural mortality and fishing mortality. Thus, the lost catch in some cohort t is:

$$LC(t) = LN(t_R) \prod_{\tau=1}^{t-1} (1 - F_{\tau})(1 - M_{\tau}) \text{ for } t_{\max} > t_R$$

where $LC(t)$ is lost catch in time period t for t more than t_R years after mining, F_{τ} is the fishing mortality at time τ , and is the maximum life span of each affected species.

Therefore, the lost catch in a unit mining area is the spatial and seasonal fraction of total lost catch.

$$FLC(t) = \alpha \times \beta \times LC(t)$$

where $FLC(t)$ is a fraction of lost catch in time period t_R after t_R years, α is the spatial percentage loss in larvae and β is the seasonal percentage loss in larvae due to plume.

Because data on excess mortality due to plume effects is not available now in Korea, the estimate of excess mortality employed in our illustrative results uses the results from studies in other countries. To do this, the biological response data summarized in Table 8, were used in a Meta-analysis.⁶⁴⁾ A pseudo “mortality function” was estimated with mortality expressed as a function of the sediment concentration and hours to exposure: Mortality Rate = $f(\text{Tss}, \text{Hours})$ where Tss is concentration (mg/l), and Hours is time of exposure in the study in hours.

Since the number of observations (in a Meta analysis, study results) is small, and many variables affect the mortality rate such as currents, temperature, and salinity for a specified area, it is impossible to provide the

64) Meta-analysis is a statistical procedure that uses statistical methods to integrate the results of several independent studies considered to be combinable. The results of each study become an observation in the meta analysis.

statistically significant relationships with the given data. The damages from overflowed plumes, however, may be a very important factor in marine sand mining effects on fisheries.

To illustrate the potential importance of the plume effect on damages, we assume that mortality is a linear function of the concentration and hours of exposure. To show a conservative estimate for damages, we choose the two lowest and highest value points and make the linear equation:

$$Mortality = \alpha \times Tss + \beta \times Hours, \text{ with } \alpha = -4.5710 \times 10^{-5}, \beta = 0.02175$$

where Tss is a concentration, H is hours of exposure, and α and β are estimated parameters.

To apply the above relationship, we adopt the results of Dr. Kim from KORDI. According to Dr. Kim's 2002 report, the concentration of overflow plumes near the barge was 100~300 mg/l within 100~ 200 m ranges and off the barge, was 20~90mg/l in case of 1,700 m³ sand mining. The concentration of the overflow plume is present for the duration of active mining and for a period of time after a mining operation has been completed and the residual overflow plume dissipates (Hanson et. al., 2004). Normally the dredging time for one barge with 1700m³ capacity takes 2.5~ 3 hours, and the density of initial concentration of plume dissipate or decrease to 10% within 12 hours in Korea case (Korea Aggregates Association, 2002). The worst case will be 3 hours operation with assumption of 6 hours of continuing highest concentration level (300mg/l). Therefore, the maximum effective duration of exposure to an overflow plume to eggs-larvae would be 9 hours. In this case, the mortality rate will

be 18.2% for larvae. With an estimate of the number of larvae per volume in Ongjin District by Han (2002), the fishery damages from plume can be estimated.

In sum, we illustrate estimated damages to commercial fisheries because of added mortality of eggs and larvae from a sediments plume for an area of 100m×200m×1m or 20,000 cubic meters. We assume that eggs and larvae stay in the area affected area by the overflow plume, so we count mortality of eggs and larvae one time. Even though the plume effects of onsite species are included, these estimates are not double counting unless the affected species also are counted as the entrainment damages.

The results show that including the plume effects causes a significant increase damages (\$10,985) to fisheries in that estimated Base Case damages (\$48,319) for one site (Table 27). Jacopever is also affected by the overflow plume, but its damage is not included in the estimates of plume effect to avoid double counting. Again, these results are illustrative in order to shed some light on how important the plume effects might be. The estimated damages highly depend on the excess mortality, so the species will be affected by the concentration of overflow plume in a specified area. Obviously, more accurate data could lead to more accurate damage estimates.

Table 27. Plume Effect Illustrative Estimates of the Present Value (@6,3%) of Losses to Commercial Fisheries with 2001 Population Level with Base Case 3 Years Delay time from One Year of Hypothetical Marine Sand Mining in Ongjin, Korea (in 2004 \$)

Area	Sea bass	Tongue sole	Jacopever	Total
0.25 % of One Mining Site (100m×100m)	10,985	-		10,985
0.25 % of 20 Mining Sites (100m×100m)	219,702	-		219,702

IV.D. What is the Appropriate without-Mining Fishery Population to Use for Damage Assessment?

An important consideration in assessing the fishery damages from marine sand mining is determining the initial (“without-mining”) population level for the affected area. The information on abundance we have employed in prior reports and thus far in the present report is the biomass data sampled over the period January 2001 to April 2002 gathered by Professor Han and his study group for the Ongjin area. This 2001–2002 population level, however, may reflect harmful effects from prior sand mining in the area since 1993. If previous mining in fact reduced the population, then the 2001 – 2002 abundance estimates we use to estimate damages are lower than they would have been had no mining occurred because the fisheries population exposed to mining in 2004 presumably would have been larger. Following this reasoning, an estimate of damages using existing fish abundance levels may understate damages attributable to mining.

Han (2002) examined the Ongjin-gun marine products’ statistical data and compared data between pre-sand mining and post-sand mining periods. As shown in Figure 2, before mining, the 12,000 M/T yearly mean marine products in Ongjin decreased by 7,500 M/T after mining, a 38% reduction in total fish products between with and without mining periods. In other words, the fisheries abundance in 1993 would be 138% greater than the abundance in 2001 (Table 28).

To estimate fishery damages using the estimated 1993 abundance, an issue arises about what are the appropriate prices to be used to assess damages? Higher biomass would seem to imply greater supply and lower

2004 prices than we use. However, fishery markets are complicated and many factors may have changed between 1993 and 2004. Here, we use constant 2004 weighted average prices.

Table 28. Year 1993 Seasonal Fisheries Abundance Data in Ongjin (kg wet weight per km²)

Species Name	Biomass (kg wet weight/km ²)			
	Winter	Spring	Summer	Fall
Blue Crab	11.0	16.7	0.0	334.1
Other Crab	0.2	0.4	0.0	11.8
Shrimp	0.4	0.4	9.2	5.1
Trump Shell	0.0	6.3	0.0	2.9
Jacopever	6.5	16.8	0.0	25.0
Flounder	0.0	2.0	0.0	21.1
Flatfish	9.2	0.0	0.0	27.2
Oyster	10.0	2.5	0.0	0.0

Source : Han (2002)

Tables 29 shows estimated damages to fisheries assuming that the without-mining case uses the abundance levels prior to initiation of mining with 3 years Base Case habitat recovery delay. No crab data are available from Professor Han’s work for the pre-mining period. To reflect this data gap, two cases are considered. One case includes the high without-mining values for crab, the other shows damages assuming crabs are at their 2001 - 2002 sample abundance levels.

The results show that use of the pre-mining estimates of abundance substantially increase damage estimates. The estimated results of plume effects also show that the fishery damages with year 1993 population level have significantly larger damages than the damages with the population in

2001 (Table 30).

Table 29. Sensitive Analyses for Use of Alternative without-Mining Baselines - Illustrative Present Value to Commercial Fisheries from Hypothetical Marine Sand Mining (4km²) with 3 Years Recovery Delay in Ongjin, Korea (in 2004 \$)

Population Level	Blue crab	Other Crab	Shrimp	Trump shell	Jacopever	Others ¹⁾	Total
2001 Pop. Level	42,695	447	446	135	1,471	2,974	48,169
1993 Pop. Level without Crustaceans	42,695	447	446	216	2,354	4,758	50,918
1993 Pop. Level with Crustaceans ¹⁾	68,312	707	714	216	2,354	4,758	77,063

1) Crustaceans: Blue crab, Other crab, and Shrimp

Table 30. Plume Effect Illustrative Estimates of the Present Value (@6.3%) of Losses to Commercial Fisheries with 1993 Population Level from, One Year of Hypothetical Marine Sand Mining in Ongjin, Korea (in 2004 \$)

Population Level	Sea bass	Tongue sole	Jacopever	Total
0.25 % of One Mining Site (100m×100m) with 2001 Pop. Level	17,576	-	-	17,576
0.25 % of One Mining Site (100m×100m) with 1993 Pop. Level	351,523	-	-	351,523

V

Summary and Conclusions

Sand is critical for construction in Korea and increasingly has come from marine sources. Marine mining poses risks to fisheries and as a result, is an important - and controversial - issue in Korea and, indeed, in other countries which mine or seek to mine marine deposits. Research is needed to improve quantitative estimates of environmental effects and contribute to policy for jointly managing mining and fishery activities. However, as this report makes clear, modeling of damages is extremely difficult and requires close cooperation between marine biologists, other scientists and economists.

This report provides preliminary results for our 2005 study of the damages to commercial fisheries from marine mining. We review economic concepts, methods, and data needed for assessing lost damages. We also explain the many data problems faced and our use of data from several sources, including data from other countries when data for Korea is unavailable. Reflecting the many uncertainties involved in assessing damages to fisheries, sensitivity analyses are used. We also use a conservative (i.e., overstated) cost approach. Changes from our last year study include different and longer recovery periods for borrow pit sites and use of alternative baseline estimates of seasonal abundance for vulnerable species. Price indices were updated to 2004. Korea-specific, life history parameters for crab are used, whereas in prior research, parameters from

similar US species were employed. We also estimate damages assuming that fishery resource stocks –and hence damages - would have been higher had pre-mining (1993) fishery abundance data been used in the model, rather than abundance data from 2002. Finally, plume effects were described and illustrative results presented. To do this, we conducted a meta analysis, drawing upon a rich literature summarized in recent reports. Expanded results will be included at a later point, when data from ongoing research in Korea become available.

Estimated damages to fisheries include short-run losses, long-run effects, and ecosystem (food web) effects. In addition, illustrative estimates of losses from plume effects were introduced. The new results suggest damages to fisheries may be higher than those in our earlier report, for the reasons given in the section immediately above.

Improved data on seasonable abundance of vulnerable species would allow for better estimation of damages by season and perhaps by subarea. Additional modeling of plume effects and their temporal and spatial intersection with larvae would provide a firmer basis for estimation of plume effects. Collectively, improved data would allow for more accurate estimates of marginal external costs of marine sand mining to fisheries.

References

- Birklund, J. and Wijsman, J.W.M., 2005. Aggregate extraction: a review on the effect on ecological functions. WL | Delft Hydraulics report Z3297.10.
- Byrnes Mark R., Richard M. Hammer, Tim D. Thibaut, and David B. Snyder, 2004. Effects of Sand Mining on Physical Processes and Biological Communities Offshore New Jersey, U.S.A., *Journal of Coastal Research*, vol. 20-1.
- Chang, Hak-Bong, Thomas. A. Grigalunas, and Kyung-nam Han, 2004. “Bio-Economic Modeling for Estimating Externality Caused by Marine Sand Mining in Korean Waters”. *Research Project Report*, Korea Maritime Institute.
- Charles H. Hanson, John Coil , Barry Keller, Jennifer Johnson, Justin Taplin, and Jud Monroe, 2004, “Assessment & Evaluation Of The Effects Of Sand Mining On Aquatic Habitat And Fishery Populations Of Central San Francisco Bay And The Sacramento–San Joaquin Estuary”, HANSON ENVIRONMENTAL, INC.
- Chio, min-su, 2004. The short/long term stabilizing supply plan of Marine sand, Construction and Economy Research Institute in Korea.
- Cho, Dong-Oh and Hak-Bong Chang, 2003. “A Study on the Status of Supply and Demand of Marine Sand and Management System”, *Research Project Report*, Korea Maritime Institute.
- Coastline surveys Limited and Marine Ecological surveys Ltd., 2000.

- Integrated Report on the Impact of Marine Aggregate Dredging on Physical and Biological Resources of the Seabed, US Department of the Interior, Minerals Management Service, MMS-OCS Study number 2000-0054.
- Coastline surveys Limited, 1999. Marine Aggregated Mining Benthic & Surface Plume Study, US Department of the Interior, Minerals Management Service, MMS-OCS Study number 99-0029.
- DHI Water & Environment and TOXICON, 2000. Sand extraction at Kriegers Flak in 1996-98 and impact on the benthic fauna. Document No. 00/489/1E.
- Diaz R. J., G. R. Cutter Jr., and C. H. Hobbs III, 2004. Potential Impacts of Sand Mining Offshore of Maryland and Delaware: Part 2—Biological Considerations, *Journal of Coastal Research*, vol. 20-1.
- Drucker Barry S. William Waskes, and Mark R. Byrnes, 2004. The U.S. Minerals Management Service Outer Continental Shelf Sand and Gravel Program: Environmental Studies to Assess the Potential Effects of Offshore Dredging Operations in Federal Waters, *Journal of Coastal Research*, vol. 20-1.
- Freeman, A. Myrick III, 2003. Valuing Environmental and Natural Resource Services: Theory and Measurement. Washington, D.C.: Resources for the Future.
- Grigalunas, Thomas, James J. Opaluch, 2001a. "The Economic Costs to Fisheries from Marine Sediment Disposal: Case Study of Providence, RI, USA". *Ecological Economics* 38: 47-58.
- Grigalunas, Thomas. A., James J. Opaluch, Deborah French, and Mark Reed, 1988. "Measuring Damages to Marine Natural Resources from Pollution Incidents Under CERCLA: Application of an Integrated Economics/Ocean Systems Model". *Marine Resource Econ.* (5): 1-32.

- _____, 2001b. Damages to Fisheries from Sediment Plumes from Dredging in Providence Harbor. Final Environmental Impact Statement. U.S. Army, Corps of Engineers, New England Division.
- Grigalunas, Thomas, James J. Opaluch, and M. Luo, 2003. "Economic Issues in Dredging Windows: Framework, Model and Examples". *WEDA Journal of Dredging Engineering*.
- Grigalunas, Thomas, Gina Shamshak, and Dong Oh Cho, 2004. "Financial-Economic-Environmental Framework For Assessing Marine Sand and Gravel Mining in Korea's EEZ: *Phase I Report*". *Proceedings*, Annual Korea-America Joint Policy Research Center. Kingston, R.I.: University of Rhode Island.
- Grigalunas, Thomas, James J. Opaluch, and Tae-goun Kim, 2005. "The Economic Costs to Fisheries Because of Marine Sand Mining in Ongjin Korea: Concepts, Methods and Illustrative Results". *Proceedings*, Annual Korea-America Joint Policy Research Center. Kingston, R.I.: University of Rhode Island.
- Han, Kyung-nam and Park, Syung-hung, 2002. "Eggs and Larvae" in Korea Aggregates Association. *A Study on Environmental Impact of Marine Sand Mining in Gyeonggi Province Bay and Assessment of Quantity of Resources*.
- Hanson, Charles H., John Coil, Barry Keller, Jennifer Johnson, Justin Taplin, and Jud Monroe, 2004, "Assessment & Evaluation Of The Effects Of Sand Mining On Aquatic Habitat And Fishery Populations Of Central San Francisco Bay And The Sacramento-San Joaquin Estuary", HANSON ENVIRONMENTAL, INC.
- Im, Yangjae and Sundo Hwang, 2004. Age and growth of *Sebastes schlegelii* in Yellow sea, Korean Journal of Ichthyology, vol 4.
- Jerome P., Y. Maa, Carl H. Hobbs III, S.C. Kim, and Eugene Wei, 2004.

- Potential Impacts of Sand Mining Offshore of Maryland and Delaware: Part 1—Impacts on Physical Oceanographic Processes, *Journal of Coastal Research*, vol. 20-1.
- KENNY, A.J. and REES, H.L., 1994. The effects of marine gravel extraction on the macrobenthos: Early post-dredging recolonisation, *Marine Pollution Bulletin*, 28 (7), 442-447.
- KENNY, A.J. and REES, H.L., 1996. The effects of marine gravel extraction on the macrobenthos: results 2 years post-dredging. *Marine Pollution Bulletin*, 32 (8/9), 615-622.
- KENNY, A.J.; REES, H.L.; GREENING, J., and CAMPBELL, S., 1998. The effects of gravel extraction on the macrobenthos at an experimental dredge site off north Norfolk. UK. (Results 3 years postdredging). *ICES CM 1998/V*: 14, 1-8.
- Korea Aggregates Association, 2002. *A Study on Environmental Impact of Marine Sand Mining in Gyeonggi Province Bay and Assessment of Quantity of Resources*.
- Ministry of Construction & Transportation, An Annual Report.
- Nairn Rob, Jay A. Johnson, Dane Hardin, and Jacqueline Michel, 2004. A Biological and Physical Monitoring Program to Evaluate Long-term Impacts from Sand Dredging Operations in the United States Outer Continental Shelf, *J. of Coastal Research*, vol. 20-1.
- National Fisheries Research and Development Institute, 2000. *The Ecology and fishing grounds of main fisheries resource in Exclusive Economic Zone (EEZ)* (Sept.).
- National Fisheries Research and Development Institute, 2004. *Stock Assessment and Fishery Evaluation Report of Year 2005 TAC-based Fisheries Management in the Adjacent Korean Waters*.
- Newell R.C., L.J. Seiderer, N.M. Simpson, and J.E. Robinson, 2004.

- Impacts of Marine Aggregate Dredging on Benthic Macrofauna off the South Coast of the United Kingdom, *Journal of Coastal Research*, vol. 20-1.
- Oakwood Environmental Ltd, 1999. Strategic Cumulative Effects of marine Aggregates Dredging (SCEMAD), US Department of the Interior, Minerals Management Service, MMS-OCS Study number 99-0029.
- Ongjin Fisheries Cooperative, A Statistical Data of market price in OngGin Fisheries Cooperative, 1999 ~ 2003.
- Opaluch, James J., Thomas A. Grigalunas, Meigeng Luo, and Gina Shamshak, 2003. *The Economic Cost to Fisheries from Marine Disposal of Dredged Sediments at Two Potential Sites in Rhode Island Sound*, (October).
- Republic of Korea, Ministry of Construction and Transportation.
<http://www.moct.go.kr/>
- Ricker, W.E., 1975. "Computation and Interpretation of Biological Statistics of Fisheries Populations". *Bull. of Fish, Res. Board of Canada*. 191, 382.
- United States. Department of the Interior, Minerals Management Service.
<http://www.mms.gov/sandandgravel>

Appendix

Table A.1. The Number of Larvae Exposed to Plume in Ongjin

Species Name	NO. /1000m ³ , with 1m depth			
	Winter	Spring	Summer	Fall
Sea Bass	636	0	0	34,462
Jacopever	0	52,200	0	0
Tongue Sole	0	0	119,154	0

Source : Han (2002)

Table A.2. Life History Parameters by Species for Plume Effects

Species	Mortality		Length vs Age			Weight vs Length		Life	
	F	M	L _∞ (cm)	K	t ₀	A	b	Age	Span
Sea bass ¹⁾	25.9%	18.1%	106.3	0.2	0.529	0.0149	2.96	4	18
Jacopever ²⁾	39.3%	18.1%	50.62	0.31	-0.05	0.015	3.015	2	10
Tongue sole ³⁾		45%	29.1	0.19	-0.9	0.0014	3.39	0.5	4

Source : 1) James J. Opaluch, Thomas A. Grigalunas, Meigeng Luo, and Gina Shamshak, 2003. The Economic Cost to Fisheries from Marine Disposal of Dredged Sediments at Two Potential Sites in Rhode Island Sound (Oct.). 3) <http://fishbase.com>

Table A.3. Commercial Weighted Prices by Species for Plume Effects (in Year 2004 ₩ and \$)

Species		Sea bass	Jacopever	Tongue sole
Price	Won	16,556	8,375	5,784
	Dollar	15	8	5

Source : Ongjin Fisheries Cooperative, Statistical Data of Market Price in Ongjin Fisheries Cooperative, 1999 ~ 2004.

Korea National Statistical Office, Fishery Price Index, 1999 ~ 2004.

Table A.4. Year 1993 Number of Larvae Affected Exposed to Plume in Ongjin

Species Name	No. /1000m ³ , with 1m depth			
	Winter	Spring	Summer	Fall
Sea Bass	1,018	0	0	55,138
Jaco pever	0	83,520	0	0
Tongue Sole	0	0	190,646	0

Source : Han (2002)

생물경제학적 모형을 활용한 해사채취의 외부효과 추정

2005年 12月 28日 印刷

2005年 12月 30日 發行

編輯兼 李 正 煥
發行人

發行處 韓國海洋水產開發院
서울특별시 서초구 방배3동 1027-4
수암빌딩

전 화 2105-2700 FAX : 2105-2800

등 록 1984년 8월 6일 제16-80호

組版・印刷/서울기획문화사 2272-1533 정가 15,000원

판매 및 보급 : 정부간행물판매센터

Tel : 394-0337, 734-6818