



저작자표시-비영리-변경금지 2.0 대한민국

이용자는 아래의 조건을 따르는 경우에 한하여 자유롭게

- 이 저작물을 복제, 배포, 전송, 전시, 공연 및 방송할 수 있습니다.

다음과 같은 조건을 따라야 합니다:



저작자표시. 귀하는 원저작자를 표시하여야 합니다.



비영리. 귀하는 이 저작물을 영리 목적으로 이용할 수 없습니다.



변경금지. 귀하는 이 저작물을 개작, 변형 또는 가공할 수 없습니다.

- 귀하는, 이 저작물의 재이용이나 배포의 경우, 이 저작물에 적용된 이용허락조건을 명확하게 나타내어야 합니다.
- 저작권자로부터 별도의 허가를 받으면 이러한 조건들은 적용되지 않습니다.

저작권법에 따른 이용자의 권리는 위의 내용에 의하여 영향을 받지 않습니다.

이것은 [이용허락규약\(Legal Code\)](#)을 이해하기 쉽게 요약한 것입니다.

[Disclaimer](#)

이학박사 학위논문

한국 남해 어장의 생태계 기반  
자원평가 및 관리방안



2011년 2월

부경대학교 대학원

수산해양학연합동과정

서 영 일

이학박사 학위논문

# 한국 남해 어장의 생태계 기반 자원평가 및 관리방안

지도교수 장 창 익

이 논문을 이학박사 학위논문으로 제출함



2011년 2월

부경대학교 대학원

수산해양학연합동과정

서 영 일

# 서영일의 이학박사 학위논문을 인준함

2011년 2월 일



주	심	수산학박사	이	장	욱	인
위	원	경제학박사	이	상	고	인
위	원	수산학박사	신	종	근	인
위	원	이학박사	이	재	봉	인
위	원	이학박사	장	창	익	인

## 목 차

<b>Table of contents</b> .....	i
<b>List of figures</b> .....	iii
<b>List of tables</b> .....	v
<b>Abstract</b> .....	viii
<b>I. 서론</b> .....	1
1. 연구배경 및 목적 .....	1
2. 남해 어장 환경 및 어업 현황 .....	4
2.1. 어장 환경 .....	4
2.2. 어업 현황 .....	5
<b>II. 생태계 위험도 분석에 의한 자원평가</b> .....	12
1. 서론 .....	12
2. 재료 및 방법 .....	14
2.1. 모델 적용 .....	14
2.2. 자료 .....	37
3. 결과 .....	41
3.1. 지표별 위험도 평가 .....	41
3.2. 목표위험도지수 (ORI) 및 중위험도지수 (SRI) .....	80
3.3. 어업위험도지수 (FRI) 및 생태계위험도지수 (ERI) .....	92
4. 고찰 .....	97

Ⅲ. 생태계 기반 자원관리 방안 .....	102
1. 서론 .....	102
2. 생태계 기반 자원관리 현황 .....	104
2.1. 생태계 기반 자원관리 현황 .....	104
2.2. 수산선진국의 생태계 기반 자원관리 .....	105
3. 생태계 기반 자원관리 시스템 .....	107
3.1. 우리나라의 자원관리 현황 .....	107
3.2. 남해 어장의 생태계 기반 자원관리 방안 .....	112
3.3. 생태계 기반 자원관리 시스템 구축 .....	122
4. 생태계 기반 자원관리를 위한 제도 개선방안 .....	126
4.1. 제도 개선 방향 .....	126
4.2. 제도 개선 절차 .....	128
Ⅳ. 종합고찰 .....	133
Ⅴ. 요약 .....	136
Ⅵ. 참고문헌 .....	139
감사의 글 .....	144
<b>Appendix</b> .....	145

## List of figures

- Fig. 1. A map showing the fishing grounds for this study in the southern sea of Korea ..... 6
- Fig. 2. Flowchart for the ecosystem-based resources assessment system by risk analysis ..... 16
- Fig. 3. Flow chart for the risk index estimating system. RS denotes risk score of indicators, ORI, objectives risk index, SRI, species risk index, FRI, fisheries risk index, and ERI, ecosystem risk index ..... 35
- Fig. 4. Risk scores for the ecosystem-based tier 1 fisheries assessment of large purse seine fishery in the southern sea of Korea. Red denotes high risk, medium risk with yellow, and low risk with green ..... 44
- Fig. 5. Risk scores for the ecosystem-based tier 1 fisheries assessment of large pair trawl fishery in the southern sea of Korea. Red denotes high risk, medium risk with yellow, and low risk with green ..... 59
- Fig. 6. Risk scores for the ecosystem-based tier 1 fisheries assessment of anchovy drag net fishery in the southern sea of Korea. Red denotes high risk, medium risk with yellow, and low risk with green ..... 74
- Fig. 7. Diagram showing objectives risk index for large purse seine fishery using the ecosystem-based tier 1 and tier 2 fisheries assessment approaches in (a) 1988 and (b) 2008. A denotes chub mackerel, B, jack mackerel, C, sardine, D, common squid, E, hair tail, F, file fish, G, yellow tail, and I, tunas ..... 85
- Fig. 8. Diagram showing objectives risk index for Korean large pair trawl fishery using the ecosystem-based tier 1 and tier 2

fisheries assessment approaches in (a) 1988 and (b) 2008. A denotes hair tail, B, yellow croaker, C, yellow goose fish, D, croakers, E, Spanish mackerel, F, anchovy, G, chub mackerel, H, common squid, and I, pomfret ..... 88

Fig. 9. Diagram showing objectives risk index for Korean anchovy drag net fishery using the ecosystem-based tier 1 fisheries assessment approach in (a) 1988 and (b) 2008. A denotes anchovy ..... 92

Fig. 10. Diagram showing objectives risk index for Korean inshore trap fishery using the ecosystem-based tier 2 fisheries assessment approach in (a) 1988 and (b) 2008. A denotes common eel, B, octopus, and C, long arm octopus ..... 95

Fig. 11. Current fisheries resources management category of Korea ..... 110

Fig. 12. Flow chart for the ecosystem-based management system from risk analysis. ERI denotes ecosystem risk index, FRI, fishery risk index, SRI, species risk index, ORI, objectives risk index, and RS, risk score of indicators. Red boxes means high risk indices ..... 117

Fig. 13. Flowchart showing a fisheries management framework using in the ecosystem-based fisheries assessment approach ..... 124

Fig. 14. The road map for proceedings of institutional improvement to the ecosystem based fishery management. EBFA and EBFM mean ecosystem-based fisheries assessment and management, respectively. FRMA denotes denote fisheries resources management act and FRM, fisheries resources management, respectively ..... 130

## List of tables

Table 1. Tier 1 and tier 2 assessment systems for level of information ..	17
Table 2. Indicators of tier 1 for the ecosystem-based fisheries resource assessment .....	19
Table 3. Indicators of tier 2 for the ecosystem-based fisheries resource assessment .....	20
Table 4. Reference points for indicators of the sustainability objectives for the ecosystem-based fisheries resource assessment .....	22
Table 5. Reference points for indicators of the biodiversity objectives for the ecosystem-based fisheries resource assessment .....	27
Table 6. Reference points of indicators of for the habitat objectives for the ecosystem-based fisheries resource assessment .....	31
Table 7. Reference points of indicators for the socio-economic benefit objectives for the ecosystem-based fisheries resource assessment .....	33
Table 8. Target fisheries and species by tier 1 and tier 2 assessments .....	40
Table 9. Risk scores for the ecosystem-based fisheries tier 1 assessment of large purse seine fishery in the southern sea of Korea .....	43
Table 10. Risk scores for the ecosystem-based tier 2 fisheries assessment of year 1988 in the large purse seine fishery .....	45
Table 11. Risk scores for the ecosystem-based tier 2 fisheries assessment of year 2008 in the large purse seine fishery .....	46

Table 12. Risk scores for the ecosystem-based fisheries tier 1 assessment of large pair trawl fishery in the southern sea of Korea .....	58
Table 13. Risk scores for the ecosystem-based tier 2 fisheries assessment of year 1988 in the large pair trawl fishery .....	60
Table 14. Risk scores for the ecosystem-based tier 2 fisheries assessment of year 2008 in the large pair trawl fishery .....	61
Table 15. Risk scores for the ecosystem-based tier 1 fisheries assessment of anchovy drag net fishery in the southern sea of Korea .....	73
Table 16. Risk scores for the ecosystem-based tier 2 fisheries assessment of year 1988 in the inshore trap fishery .....	82
Table 17. Risk scores for the ecosystem-based tier 2 fisheries assessment of year 2008 in the inshore trap fishery .....	83
Table 18. Objective risk index (ORI), species risk index (SRI), and management status index (MSI) for the large purse seine fishery in the southern sea of Korea using the ecosystem-based tier 1 and tier 2 fisheries assessments .....	84
Table 19. Objective risk index (ORI), species risk index (SRI), and management status index (MSI) for the large pair trawl fishery in the southern sea using the ecosystem-based tier 1 and tier 2 fisheries assessments .....	87
Table 20. Objective risk index (ORI), species risk index (SRI), and management status index (MSI) for the anchovy drag net fishery in the southern sea using the ecosystem-based tier 1 fisheries assessment .....	91

Table 21. Objective risk index (ORI), species risk index (SRI), and management status index (MSI) for the inshore trap fishery in the southern sea using the ecosystem-based tier 2 fisheries assessment .....	94
Table 22. Fishery risk index (FRI), ecosystem risk index (ERI), and management status index (MSI) for the southern sea of Korea using the ecosystem-based tier 1 and tier 2 fisheries assessments .....	96
Table 23. Current fisheries resources management system and measures of Korea .....	111
Table 24. Comparison of current management system to ecosystem-based management system .....	115
Table 25. Connections between the current management measures and ecosystem management objectives .....	116
Table 26. Management objectives, strategies, and tactics of the large pair trawl fishery in the southern sea of Korea .....	119

# Ecosystem-based stock assessment and fisheries management in the southern sea of Korea

Young Il SEO

*URIP of Fisheries and Oceanography, The Graduate School,  
Pukyong National University*

## **Abstract**

Fisheries scientists have recently recognized the potential of ecosystem-based fisheries management to improve the sustainability of fisheries resources. Under the depressed condition of many fisheries resources in Korea, this recognition has been expanded and more effort has been taken to improve this approach. Therefore, a comprehensive ecosystem-based fisheries management approach would require to holistically consider ecological interactions of target species with other species, the complex interactions between fishes and their habitat, and the effects of fishing on fish stocks and their ecosystem.

Changes in ecosystem risks were evaluated using the ecosystem-based fisheries assessment (EBFA) approach of Zhang et al, (2009) and the comprehensive ecosystem-based fisheries management (EBFM) plan was made for the southern sea of Korea in this study. The risk assessment of the southern sea ecosystem was conducted by establishing ecosystem management objectives and by estimating risk scores (RS) for indicators.

To conduct this analysis a number of indicators and their reference points for assessing these risk scores were developed in this study. The number of indicators in the risk analysis was 28 for the quantitative tier 1 analysis and 30 for the qualitative tier 2 analysis. The objective risk index (ORI), species risk index (SRI), fisheries risk index (FRI), and ecosystem risk index (ERI) were calculated from the risk scores. Comparing the past (1988) and the current (2008) status of fisheries resources, management implications were discussed.

In this study target fisheries in the southern sea of Korea were selected for the risk analysis including large purse seines, large pair trawls, anchovy drag nets, and inshore traps. Main target species were also selected including chub mackerel, jack mackerel, hairtail, yellow croaker, yellow goose fish, and anchovy. The ecosystem risk index (ERI) of the southern sea of Korea decreased substantially from 1.036 in 1988 to 0.851 in 2008, and the management status indices (MSIs) showed that there was an improvement in the management of fisheries operated in the southern sea of Korea.

In order to establish an EBFM system, the approach of EBFA was found out to be an effective assessment tool of fisheries management measures. Based on the EBFA results which detected some indicators with high risks to an ecosystem, it could be possible to establish proper management plan to reduce the high risks. Regarding the indicators with high risks, more specific management strategies and tactics could be developed. In the assessment for the large pair trawl fisheries, some indicators for the sustainability, such as catch per unit effort, length at optimum catch, mature rate, fishing ground size and catch ratios, which had high risks, could be improved by setting specific management tools for them. Also, to reduce risk indices for the habitat quality and

biodiversity, the pollution of spawning grounds and incidental catches could be prevented and the appropriate trophic level must be preserved. In the case of socio-economic benefits, considerations on the enhancement of community-based management system and the government support due to shifted or abandoned fisheries and the unemployment could be made for an economically sustainable development of fisheries.

The current fisheries management in Korea utilizes various measures and tools for different species and fisheries. However, the current management do not includes the concept of ecosystem-based approach. Fisheries management made at the ecosystem level of understanding can prevent significant and potentially irreversible changes in marine ecosystems caused by fishing. This study demonstrated that the EBFA approach for analyzing fisheries in a marine ecosystem has the complexity and usefulness, which was applied to a southern sea ecosystem in Korea. It is necessary for the Korean fisheries seriously consider to take the ecosystem-based approach to fisheries management, since most major fish stocks have been depleted due to many reasons including overfishing and coastal pollution.

# I. 서론

## 1. 연구배경 및 목적

우리나라 대부분의 연근해 어장은 수산자원에 대한 과도한 이용과 어장 축소, 환경오염 등으로 인하여 생산성이 감소하고 있으며, 수산자원관리는 간접방식에 의한 자원관리를 위주로 시행되어 오고 있다. 간접방식에 의한 관리방법에는 어구제한, 어체크기/성별제한, 어장/어기제한, 수산자원 보호구역이나 관리수면의 설정 등이 있다. 그러나 배타적 경제수역이 선포되면서 총허용어획량 (TAC)에 의한 직접적인 어업관리 제도를 채택하고 있으며, 어획강도 감축을 위한 어선감척 사업도 수행 중이다. 또한, 현재 연구중이거나 개발 단계에 있는 바다목장 조성에 의한 자원관리와 자율관리어업의 자원관리, 자원회복사업 등이 있으며, 자원조성을 위한 방안으로서 인공어초시설, 수산종묘방류, 바다 숲 조성 등을 활용하고 있다. 이러한 수산자원관리는 전통적인 단일종 관리의 방식으로서 수산자원의 생태학적인 상호작용을 바탕으로 해양생태계 전체를 종합적으로 고려한 어업관리시스템의 적용이 부족하였으며, 생태계 기반 자원관리로의 패러다임 전환이 대두되었다.

생태계 기반 자원관리는 궁극적으로 생태계를 건강하게 유지하면서 생태계에서 인간이 이용할 수 있는 자원을 지속적으로 이용하려는 목표를 가지고 있다. 즉, 구성 생물종의 유전적 다양성을 보존하면서 서식처 환경도 파괴하지 않고, 자원을 최대 지속적으로 얻기 위하여 생태계에 대한 과학적 지식을 바탕으로 자원을 보존, 관리하는 것이라고 할 수 있다. 이러한 개념의 발달은 전통적인 수산자원관리방식이 실질적 효과가 없다는 인식과 함께 지구환경의 변화가 급격히 진행되면서 가속화되었다.

특히, 2002년의 요하네스버그 회의에서는 해양생태계를 건강하게 유지하기 위하여 어획물 생산의 감소를 위한 노력이 지속적으로 추진되어야 한다

고 결의하였다 (FAO, 2003). 결국 수산업의 지속적인 발전을 위하여 생태계 건전성을 위한 생태계 관리와 인간사회의 복리를 위한 어업관리가 결합되어야 한다는 내용이며, 각국 정부에 대하여 수산자원을 지속적으로 이용하기 위한 생태계 접근 방법에 대한 방침을 2010년까지 수립하라는 권고사항을 만들었다.

생태계 기반 자원관리 방식은 광역생태계 또는 특정 해역의 생태계 내부에서 중간 또는 군집간의 상호작용까지 고려한 포괄적인 연구가 진행되어야 생태계의 변동 원인과 결과를 구체적으로 파악할 수 있고 그를 바탕으로 효과적인 자원관리를 수행하는 것이다. 따라서, 수산자원의 고갈과 해양오염으로 위기감이 갈수록 커지고 있는 우리나라 주변 해역에서는 수산자원의 지속성 유지, 어업의 어획강도, 환경의 영향을 생태계 차원에서 고려한 자원조성과 관리방법이 필요하며, 이를 바탕으로 생태계를 건강하게 유지시키면서 수산업에 지속적으로 이용할 수 있을 것이다.

국외의 수산선진국의 생태계 차원의 자원관리 연구는 1980년대 이후 컴퓨터를 활용한 다양한 생태계 분석 방법론을 개발하여 이론적인 연구에 응용하고 있다. 대표적인 연구결과로는 다중생물자원의 평가를 위해 개발된 MSVPA (Sparre, 1991), 생물의 생리생태학적 분석모델인 bioenergetics models (Kitchell et al., 1996), 생태계를 거시적으로 보고 유사생물군을 합쳐서 영양질량균형 (trophic mass-balance model)을 분석하는 생태계 모델인 Ecopath (Polovina, 1984a, 1984b) 및 Ecopath II (Christensen and Pauly, 1992), 어획강도를 시뮬레이션으로 변환시켜서 이에 따른 생태계 구성 생물군의 시간적인 변동을 추적하는 Ecosim (Walters et al., 1997) 모델, 북태평양 생태계 구성요인간의 에너지 흐름을 파악하는 NEMURO 모델 등 다양한 방법론의 연구결과가 있다.

그 밖에도 생태계 기반 자원평가를 위해 FAO (2007)와 ICES (2005)에서도 다양한 생태계 관리지표들을 개발하여 제시한 바 있으나, 이들을 평가할 기준점을 제시하지 않고 있다는 단점이 있다. 최근 국제해양관리위원회 (MSC)에서 어업대상종의 지속적인 어업가능성의 평가, 어업이 생태계에 미

치는 영향과 관리체제의 구축에 대해 세부적인 기준항목과 수행지표를 설정하여 어업평가모델의 원칙을 세우면서 평가기준점에 의한 평가가 이루어지고 있다 (MSC, 2006).

최근 우리나라에서도 생태계 기반 자원관리 방안에 대한 관심이 높아지고 있으며 소수의 연구가 수행된 바 있다. 미국의 국립해양수산청 (NMFS)에서 정의한 여덟 가지의 생태계 원칙에 근거하여 어업관리에 생태계 개념의 활용정도의 평가에 대한 연구 (Zhang, 2002)와 생태계를 구성하고 있는 생물간의 관계를 영양 역학적으로 해석하는 Ecopath/Ecosim 모델을 적용한 연구가 있다 (Zhang et al., 2003). 최근에는 Zhang et al. (2009, 2010)의 연구에서 과학적인 기초자료에 근거한 위험도 지수 (Risk index, RI) 추정 방법을 도입하여 더 발전된 생태계 기반 자원평가 기법 (Ecosystem based fisheries assessment, EBFA)이 개발되었으며, 분석이 간편하면서도 현실에 근접한 목표 및 한계기준점을 제시하여 실용적인 어업평가 방법으로 발전시켰다.

우리나라와 같이 복잡한 수산자원의 생물상과 다양한 어업구조를 가진 해역에서는 한 어종이 여러 어구에서 어획되거나 또는 여러 어종이 한 어구에서 어획되는 상황을 감안한 다종어업 관리방법도 고려되고 있다. 이러한 방법들도 생태학적인 상호작용을 고려하고 있지 않으므로 합리적인 자원관리에는 한계가 있다. 따라서 이런 문제점들을 해결하기 위해서는 어업에 의한 수산 생물자원의 이용이 생태계의 구조와 기능에 미치는 영향에 대한 연구가 활발히 진행되어야 하며, 생태계를 기반으로 한 자원평가 기법과 자원관리방안에 대한 연구가 절실히 필요하다.

본 연구에서는 우리나라 남해 어장생태계를 대상으로 위험도 분석에 기초한 생태계 기반 자원평가를 통해 현재의 자원관리 방법과 현황을 분석하여 문제점을 파악하고, 생태계 기반 자원관리시스템 구축을 통해 우리나라의 수산자원을 효율적으로 이용할 수 있는 통합적인 자원관리방안을 제시하고자 하였다.

## 2. 남해 어장 환경 및 어업 현황

### 2.1. 어장 환경

우리나라에서 동·서·남해는 국내·외적으로 명확하게 경계가 설정되어진 것은 아직 없다. 일반적으로 남해는 동중국해의 북서부 해역에 위치하고 있으며, 지리적으로는 진도와 제주도를 경계로 황해와 구분되고, 제주도와 일본의 오도열도 (Goto Reto)를 잇는 지선에 의해서 동중국해와 구분되며 대한해협을 통해서 동해와 연결되어 있는 것으로 알려졌다 (국립수산진흥원, 2001).

남해 어장은 동중국해 고온, 고염의 대마난류와 연안전선이 만나 경계역을 이루며 와편모조류와 같은 식물성플랑크톤의 기초생산이 활발하다. 또한, 고등어, 전갱이, 멸치 등 상업적 이용자원이 풍부하여 우리나라 전체 어선세력의 약 70%에 해당하는 57,000여척이 조업 중에 있으며, 대형 어선들은 남해안과 제주해협 사이의 해역뿐만 아니라 동중국해의 북위 27°선까지 출어하여 높은 어획고를 기록하기도 하였다. 하지만, 최근 들어 유엔해양법협약에 의해 연안국은 자국의 배타적 경제수역을 200해리로 선포함에 따라 한반도 인접국간의 해역에 대해서도 국가간의 관할 해역의 영역이 재편되었으며, 우리나라는 일부수역에서 일본 및 중국과 중간수역 또는 잠정조치수역을 설정하여 자원의 공동이용과 관리하고 있는 실정이다. 배타적 경제수역선포와 경쟁적 조업으로 인한 자원감소로 어장의 범위가 축소되었지만, 한·일, 한·중 어업협정 체결로 여전히 조업은 활발히 이루어지고 있다.

우리나라에서 어획되는 수산자원의 경우, 연안 정착성 어류와 회유성 어류가 계절적으로 함께 출현하기도 하며, 서식하는 수괴 및 수층에 따라 온수성과 냉수성이 함께 어획되기도 한다. 대부분의 회유성 어종들은 해양의 변화와 생태적인 특성에 따라 계절적으로 해역을 넘나들며 가장 효율적인 성장과 산란을 위한 회유하고 있다. 이와 같이 해양학적 특징을 반영하여 우리나라에서 많이 어획되는 어류를 중심으로 분류하면, 남해는 대마난류의

온수성 표층어류 생태계로 분류될 수 있다.

생태계 기반 수산자원관리를 위해서는 생태계의 경계설정이 필수적이며, 생태계 기반 수산자원관리의 목적에 맞게 결정할 수 있다 (FAO, 2003). 생태계는 인식할 수 있는 지역으로 나누어진다면 보통 위치적으로 정의할 수 있지만, 해양은 육상과는 달리 해저면은 눈에 보이지 않고, 이용대상이 되는 자원의 경우도 시간에 따라 위치가 변화될 수 있으며, 근접한 생태계간의 물질적인 정보가 교류되고 있어 육지와 비교하여 경계기준점을 설정하기가 쉽지 않은 것이 현실이다.

해양 생태계를 구분하는 방법으로는 배타적 경제수역과 같은 인위적인 요인, 해류의 흐름과 전선(수괴)의 분포 등과 같은 해양학적 요인, 그리고 서식하는 수산생물들의 분포와 같은 생태학적 요인에 의해 구분할 수 있으며, 자원관리를 위해서는 사회경제적인 요인도 포함되어야 한다.

본 연구에서는 남해 어장 생태계의 경계 설정기준으로 위의 3가지 요소 외에 수산자원의 이용과 관리의 주체를 추가하여 경계를 설정하였다. 즉, 연근해에서는 해양학적으로 남해의 특성을 포함하면서 서해 및 동해와의 경계는 행정구역을 기준으로 설정하였고, 근해의 국가간 인접해역에서는 과거의 조업상황과 현재의 어업협정 수역을 고려하여 우리나라가 수산자원의 이용과 관리측면에서 일정부분 주권을 행사할 수 있는 해역인 한·중 잠정조치수역 및 한·일 중간수역 (제주도 남방해역)과 중·일 잠정조치수역의 일부를 포함하여 남해 어장생태계로 정의하였다 (Fig. 1).

## 2.2. 어업 현황

어획량 변동과 어장분포, 균형생산량 자료를 이용하여 남해의 어업현황을 살펴보았다 (Appendix 1~11). 어획량 자료는 1970~2008년간 농수산부, 농림부, 수산청 및 해양수산부에서 매년 공식 통계로 기록되고 있는 농림(해양)수산통계연보 및 어업통계시스템 (KOSIS)을 이용하였고, 행정구역별로는 부산, 경남, 전남, 제주도의 어획량을 이용하였다.

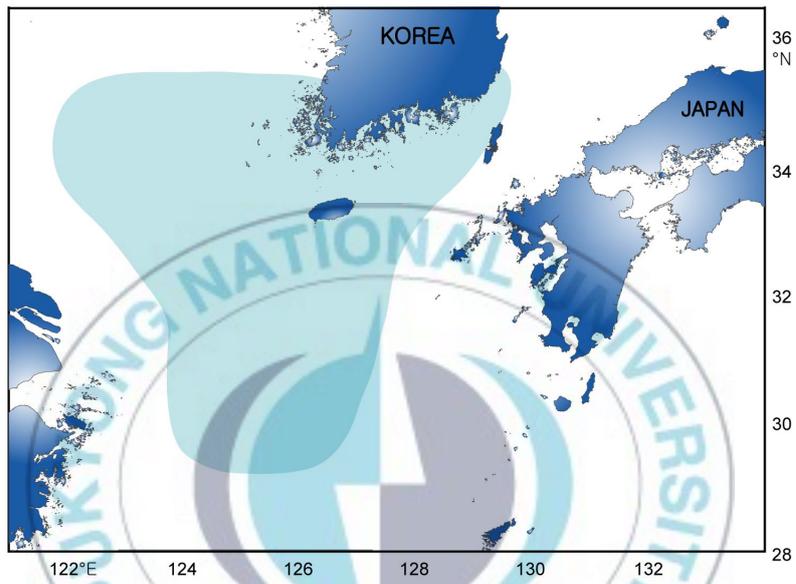


Fig. 1. A map showing the fishing grounds for this study in the southern sea of Korea.

주요 어업에 대해 어장의 변화를 파악하기 위해 국립수산과학원의 1988~2008년 대형선망어업, 대형기선저인망어업, 기선권현망어업의 해구별 (30' Lat.×30' Long.) 어획량 자료 (NFRDI, 1988~2008)를 사용하였고, 중심 어장 이동 및 공동신뢰영역 (ellipse) 이동 분포를 분석하였다 (Sokal and Rohlf, 1981).

연도별 어업별 어종별 단위노력당 어획량 (CPUE)은 국립수산과학원에서 조사한 자료 (NFRDI, 1988~2008)를 이용하였으며, Schaefer (1954) 모델 및 Fox (1970) 모델을 사용하여 균형생산량을 추정하였다.

### 2.2.1. 어획량 변동

우리나라 연근해 전체 어획량은 1986년에 173만톤으로 가장 많았으며, 이후 점차 감소하여 2004년에 108만톤까지 감소하였으나, 최근 어획량이 조금씩 증가하여 2008년에는 129만톤 수준의 어획을 기록하고 있다. 남해 어장의 어획량은 우리나라 연근해 전체 어획량의 약 70%를 차지하고 있으며, 전체 어획량 변동과 마찬가지로 1986년에 최고 135만톤을 기록한 후 점차 감소하다가 2008년에는 93만톤을 어획하였다 (Appendix 1).

남해 어장의 어업별 평균 어획비율 (1970~2008)은 대형선망 (23.6%), 기선권현망 (11.0%), 대형쌍끌이기선저인망 (9.8%), 근해안강망 (9.8%), 대형트롤 (8.0%), 정치망 (3.5%), 연안자망 (2.5%), 근해자망어업 (2.0%) 순으로 나타났다. 1970년대에는 대형선망, 기선권현망, 대형쌍끌이기선저인망, 근해안강망 어업의 비율이 비교적 높았으며, 1980년대 초부터는 대형선망어업과 대형트롤어업의 어획비율이 높아졌다. 반면, 근해안강망어업은 1990년대 후반부터 비율이 줄어들기 시작하였으며, 최근에는 기선권현망어업의 어획비율은 증가한 반면 대형트롤과 대형쌍끌이기선저인망어업의 비율은 감소하였다 (Appendix 2).

어획량이 증가추세에 있는 어업은 기선권현망어업, 연안자망어업, 근해자망어업이었으며, 감소추세에 있는 어업은 대형선망어업, 대형트롤어업, 대형쌍끌이기선저인망어업, 근해안강망어업이었다 (Appendix 3)

남해 어장의 주요 어종의 평균어획량 비율 (1970~2008)은 멸치 (18.2%), 고등어 (13.9%), 갈치 (7.9%), 오징어류 (5.6%), 강달이 (3.2%), 삼치 (1.8%), 참조기 (2.5%), 전갱이 (1.5%) 순이었다. 1970년대에는 멸치, 고등어, 갈치, 참조기가 어획비율이 높았으며 (Appendix 4), 1990년대에 접어들면서 강달이, 삼치와 오징어의 어획량이 높아졌다. 특히, 오징어의 경우, 1990년대부터 최근까지 높은 비율을 기록하고 있다 (Appendix 5).

## 2.2.2. 어장 분포

남해 어장은 연안어업과 근해어업으로 구분하여 조업이 이루어지며, 연안어업의 경우 어장의 변화가 크지 않으므로 대부분 남해 어장 생태계 내에서 어업이 이루어지고 있는 반면, 근해어업은 시대별 어장환경에 따라 어장의 분포 및 면적의 변화가 큰 것으로 나타났다.

대형선망어업의 어장 분포를 10년 주기로 살펴보면, 1988년에는 주로 남해안에 집중적으로 어장이 형성되었지만 서해 및 동해안에서도 조업이 이루어져 어장범위가 넓게 형성되었다. 한·일어업협정이 발효된 1998년에는 제주도를 주변으로 남해와 동해중부, 서해에서 어장이 형성되었으며, 2008년에는 제주도 주변해역에서 어장이 집중적으로 형성되었고, 서해에서도 어장이 형성되었지만 동해안에서는 조업실적이 거의 없어 전체적으로 어장이 축소된 것을 알 수 있다. 어획량 분포에 의한 공동신뢰영역은 1988년과 1998년에는 제주도 동부수역을 중심으로 북위 33~35도, 동경 125~129도 해역에 분포하면서 방향은 동북방향으로 형성되었다. 2008년에는 제주도 북부해역을 중심으로 북위 33~35, 동경 125~128도 해역에서 동서방향으로 축소되었다 (Appendix 6).

대형선망어업은 우리나라 전 해역에서 어장이 형성되고 있으나 남해 어장에서의 어획비율이 평균 99.7%로 높게 나타나 주 어장은 남해에서 형성됨을 알 수 있다. 최근에는 어장이 제주도 주변해역을 중심으로 집중되어 형성되고 있으며, 북위 34도 이북의 서해안에서의 어장분포가 증가하는 경향으로 보아 주 대상어종인 고등어의 분포범위가 기후변화로 인해 과거에

비해 북상하는 것으로 판단된다.

대형트롤어업의 어장분포는 1994년에는 남해중부~동해남부 해역에서 집중적으로 조업이 이루어졌으며, 제주도 남부해역에서도 어장이 형성되었다. 1998년에는 동해 남부해역에서 어장이 집중적으로 분포하였으며, 동해 북해해역과 제주남부~동중국해까지 확대되었다. 2008년에는 동해남부해역에서 어장이 주로 형성되었지만 남해서부 및 제주 남부해역에서는 어장이 축소되는 것을 알 수 있다. 공동신뢰영역은 1994년에는 대마도 동부수역을 중심으로 북위 34~36도, 동경 127~130도 해역에 분포하면서 방향은 동북방향으로 형성되었다. 1998년에는 북위 33~37도, 동경 128~131도 해역으로 길게 형성되었으며, 2008년에는 북위 34~35, 동경 128~130도 해역에서 어장이 축소 분포하였다 (Appendix 7).

1990년대 초부터 오징어의 어획량이 급격히 증가하여 최근 5년간 대형트롤어업에서 차지하는 오징어 평균어획량이 78%를 차지하였다. 남해 어장에서의 어획비율이 높은 것은 오징어의 어획량의 증가에 기인하는 것으로 생각된다.

대형쌍끌이기선저인망어업의 어장분포는 1994년에 남해서부 해역에서 고루 분포하였으나, 1998년에는 제주도 서부해역에서 중점적으로 이루어졌고, 2008년에는 제주서부해역과 남해 중부해역에서 어장이 주로 형성되었다. 공동신뢰영역은 3개년 모두 북위 32~35도 사이에서 형성되었으나, 1994년에 비해 2008년에는 어장의 중심이 동쪽으로 이동하여 형성하고 있는 것으로 나타났다 (Appendix 8). 최근에는 제주도 주변해역에서 주로 어장이 집중적으로 분포하고 있으며, 남해 어장에서 대형쌍끌이기선저인망어업 어획량의 94.5%를 어획하고 있으므로 남해 어장에서의 효율적인 어업관리가 필요할 것으로 생각된다.

근해안강망어업의 연도별 어장분포는 1988년에는 제주도 서부해역에서 집중적으로 형성되었고 동중국해에서도 조업이 활발히 이루어졌으며, 1998년에는 어장이 서해 북부~동중국해까지 넓게 형성되었다. 그러나 2008년에는 남해 서부~제주도 북부해역에서 어장이 형성되는 것으로 나타났다. 공

동진퇴영역은 1988년에는 제주도 서남부 해역을 중심으로 북위 31~34도 범위에서 남북으로 길게 형성되었으며, 1998년에는 어장의 중심이 제주도 북서부 해역으로 이동하면서 북위 32~36도의 범위에서 형성되었다. 2008년에는 제주도 북부해역을 중심으로 북위 33~35도의 범위에서 축소되어 형성되었다 (Appendix 9). 근해안강망어업은 우리나라 남해 및 서해에서 주로 어장을 형성하고 있으며, 남해 어장에서의 어획비율은 약 68%로 나타나 남해 어장을 벗어난 해역에서의 어획비율도 높은 것으로 나타났다.

### 2.2.3. 균형생산량

남해 어장의 어업 대상 자원의 적정 어획량 및 노력량은 잉여생산량 모델을 이용하여 최대지속적생산량 (MSY)을 추정하여 분석하였으며, 적정어획량은 1,077,621톤, 적정노력량은 96.1 (Hp/mt)( $R^2=0.940$ ,  $P<0.001$ )로 추정되었다 (Appendix 10). 2008년의 남해 어획량은 929,002톤으로 적정어획량의 86.2% 수준으로 낮게 나타났고, 어획노력량은 178.2(Hp/mt)로서 적정노력량 대비 185.4% 수준으로 높게 나타났다. 연도별 어획량 및 노력량을 적정어획량 및 노력량과 비교해 보면 1980년대 후반이 자원상태가 가장 높은 수준에 있는 것으로 나타났으며, 1990년대는 비교적 자원상태가 양호하다. 2002~2004년에는 자원상태가 가장 나빴으며, 2000년대 후반에는 어획노력량이 감소하고 어획량은 약간 증가하는 것으로 나타났다.

대형선망어업의 적정어획량은 316,099톤, 적정노력량은 708.0 (Hp/mt) ( $R^2=0.599$ ,  $P<0.001$ )로 나타났다. 남해 어장에서 대형선망어업의 2008년 어획량은 233,209톤으로 적정어획량의 73.8% 수준으로 낮게 나타났고, 어획노력량은 1,261.9 (Hp/mt)로서 적정노력량의 178% 수준으로 높게 나타났다. 연도별로 보면 1980년대 후반이 자원상태가 비교적 양호하며, 1990년도와 1996년도를 제외하면 전체적으로 어획노력량은 높고 어획량은 낮은 수준으로 나타났다 (Appendix 11).

대형쌍끌이기선저인망어업의 적정어획량은 97,815톤, 적정노력량은 668.4 (Hp/mt) ( $R^2=0.935$ ,  $P<0.001$ )로 나타났다. 남해 어장에서 대형쌍끌이기선저

인망어업의 2008년 어획량은 51,531톤으로 적정어획량의 52.7% 수준이었고, 어획노력량은 1,188.4 (Hp/mt)로서 적정노력량의 177% 수준으로 높게 나타났다. 연도별로 보면 1980년대 후반~1990년대 중반까지는 자원상태가 양호한 것으로 나타났으나, 1990년대 후반부터 최근까지 자원상태가 낮은 수준으로 나타났으며, 특히 2006~2008년에는 어획노력량이 이전에 비해 증가한 경향이 뚜렷이 나타났다 (Appendix 11).

기선권현망어업어업의 적정어획량은 121,578톤, 적정노력량은 413.2 (Hp/mt)( $R^2=0.336$ ,  $P<0.01$ )로 나타났다. 남해 어장에서 기선권현망어업의 2008년 어획량은 150,094톤으로 적정어획량의 124% 수준으로 높게 나타났고, 어획노력량은 427.4 (Hp/mt)로서 103% 수준으로 나타났다. 연도별로 보면 2007년과 2008년을 제외한 모든 기간에서 어획노력량은 낮게 나타났으며, 1990년대 중반과 2000년대 중반은 어획량이 높고, 1980년대 후반~1990년대 초반, 2000년대 초반은 자원의 이용이 낮은 수준에 있는 것으로 나타났다 (Appendix 11).

연안통발어업의 적정어획량은 17,580톤, 적정노력량은 96.8 (hp/mt) ( $R^2=0.721$ ,  $P<0.001$ )로 나타났다. 남해 어장에서 연안통발어업의 2008년 어획량은 19,820톤으로 적정어획량의 113% 수준으로 높게 나타났고, 어획노력량은 168.0 (Hp/mt)으로서 적정노력량의 174% 수준으로 나타났다. 연도별로 보면 어획노력량은 1980년대 후반~1990년대 중반까지는 낮은 수준에 있었으며, 1990년대 중반 이후 증가하였다. 어획량은 전반적으로 낮은 수준에 있는 것으로 나타났다 (Appendix 11).

남해 어장의 어획강도는 적정 어획강도보다 약 1.8배가 높은 것으로 나타나 어획강도 조절과 자원관리 노력이 지속적으로 필요할 것으로 생각된다. 1990년대 중반 이후 지속적으로 어선감척 사업과 허가정수 제한 등의 자원관리 노력을 하고 있지만 어획노력량의 증가와 어획량 감소로 인해 1990년대에 비해 2000년대의 자원상태는 더욱 악화된 것으로 분석되었으며, 어획강도를 현재의 수준보다 더 감축하여 적정 어획량 및 어획노력량 관리가 지속적으로 이루어져야 할 필요가 있다.

## II. 생태계 위험도 분석에 의한 자원평가

### 1. 서론

생태계 기반 자원관리를 위해서 선행되어야 할 과제는 생태계 관리 목표 및 목표별 지표를 설정하는 것이다. 이에 대한 연구로는 생태계 기반 자원관리의 목표 설정연구 (Gislason et al., 2000)와 어업관리에 적절한 지표 선택에 관한 연구 (Jake et al., 2005), 지표 접근법을 사용한 생태계 영향 평가에 관한 연구 (Livingston et al., 2005) 등이 있다. 최근 호주에서 생태학적 위험도분석 (Ecosystem risk analysis, ERA) 평가방법을 개발하여 어업이 생태계에 미치는 영향을 평가하였으며, 이를 바탕으로 어업의 지속성을 평가하여 어업관리와 자원관리에 이용하고 있다 (CSIRO, 2005). 또한, 위험도지수와 사회경제적 개념을 추가한 생태계 기반 자원평가 연구 (Zhang et al., 2009; 2010) 등이 활발히 진행 중이다.

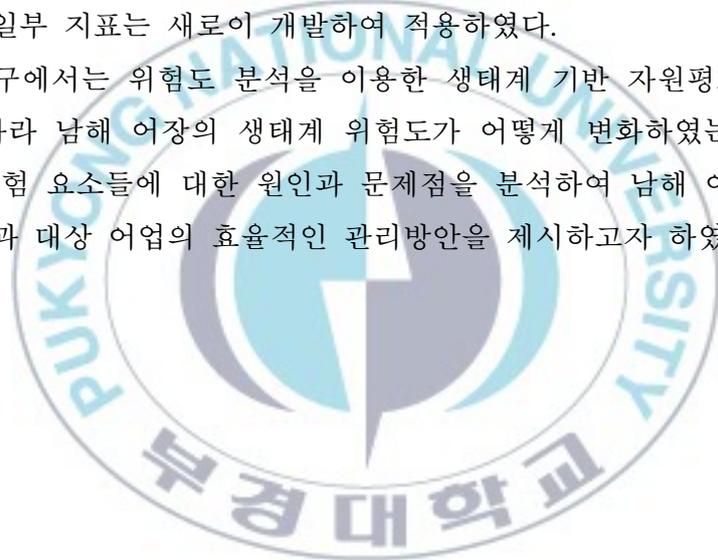
Zhang et al. (2010)은 생태계 기반 자원평가를 위한 지표와 기준점 연구를 통해 생태계 관리목표를 크게 지속성, 생물다양성, 서식처, 사회경제적 편익의 4가지로 설정하였다. 각 목표에 대한 위험도를 분석하기 위해 개발된 지표와 기준점의 현실성을 높였으며, 각 지표간 중복성을 가지지 않으면서 일반적으로 표현 가능한 기준점을 사용하였다. 또한, 분석방법과 자료의 수집에 있어 보다 구하기 쉽고 간편한 분석방법을 개발하였으며, 생태계 기반 수산자원평가에 대해 포괄적으로 검토하고 수산자원에 대한 지속성 유지 및 관련 정책들과 긴밀한 관련이 있는 사회경제적인 편익에 관한 지표를 설정하여 평가결과의 실용성을 높였다.

그러나 생태계 관리 목표 및 지표는 대상 생태계의 특성에 따라 가장 적합한 지표설정이 중요하다. 연안 생태계의 경우 연안어업에 의한 어획량은 적은 반면, 많은 어구의 사용, 산란장의 오염 등으로 서식처의 파괴가 생태계 관리의 주요 문제가 될 수 있으므로 이에 대한 지표의 중요성을 부

각하여 세분화된 지표와 기준점의 개발이 필요하다. 반면, 근해어업의 경우 대형어업의 높은 어획강도와 어획량은 지속성 목표에 큰 위험을 초래할 수 있으므로 이에 대한 중요성과 어업비용 등 경영에 미치는 영향을 고려하여 사회경제적 편익에 대한 목표의 지표와 기준점 개발이 중요할 것이다. 마지막으로 바다목장과 같은 해역에서는 서식처 조성, 종묘방류 등의 사업과 관련된 서식처, 생물다양성 목표에 대한 지표에 중요성이 부각되어야 한다.

본 연구와 같이 남해 어장의 넓은 범위의 광역생태계는 Zhang et al. (2010)이 개발한 바다목장 해역에 적합한 지표와 기준점을 남해 어장 생태계 특성을 반영하여 인접국간의 공동자원의 이용으로 인한 어장의 축소 등과 같은 일부 지표는 새로이 개발하여 적용하였다.

본 연구에서는 위험도 분석을 이용한 생태계 기반 자원평가 방법을 통해 우리나라 남해 어장의 생태계 위험도가 어떻게 변화하였는지를 파악하고, 각 위험 요소들에 대한 원인과 문제점을 분석하여 남해 어장 생태계의 수산자원과 대상 어업의 효율적인 관리방안을 제시하고자 하였다.



## 2. 재료 및 방법

### 2.1 모델 적용

#### 2.1.1. 생태계 기반 자원평가 목표 및 지표 설정

본 연구에서 사용된 생태계 기반 자원평가 모델은 Zhang et al.(2009, 2010)에 의해 개발된 모델을 기본으로 하여 관리 목표를 설정하고 각 목표별 지표와 기준점을 통해 위험도를 추정하는 방법이다.

생태계 기반 자원관리를 위한 목표는 자원의 지속성 유지와 목표자원의 생물 및 물리환경을 고려하여 설정하였다 (Fig. 2). 설정된 목표는 첫째, 지속성 (Sustainability) 유지, 둘째, 생물다양성 (Biodiversity) 유지, 셋째, 서식처 (Habitat)의 보존, 넷째, 사회경제적 편익 (Socio-economic benefit)이다 (Zhang et al., 2010). 대상해역의 생태계 환경과 목표종에 대한 정보수준 따라 2 단계 (Tier 1과 2)로 구분하여 설정하였으며, Tier 1의 정량적 분석 (Quantitative analysis)과 Tier 2의 준정량적 및 정성적 분석 (Semi-quantitative and qualitative analysis) 으로 구분하였다 (Table 1).

각 단계의 목표별 지표와 기준점을 생태계, 어업 및 대상종들에 적용하여, 각 목표별 지표에 따르는 기준점 (Reference points)을 목표기준점 (Target), 한계기준점 (Limit), 그리고 한계초과기준점 (Beyond limit)로 구분하였고, 기준점에 0~2점을 부과하여 평가에 사용하였다. 기준점을 활용하여 평가할 때 평가점수는 지표의 중요도에 따라 가중치를 주었다.

각 지표별 평가 점수가 낮을수록 위험도가 낮거나 혹은 자원 및 생태계 관리가 잘 이루어졌음을 의미하며, 점수가 높은 지표에 대해서는 관리조치와 개선을 통하여 점수를 낮추도록 하는데 목표를 두고 위험도를 평가하였다. 또한, 각 목표별 지표들은 대상종, 어업 및 생태계를 대상으로 평가하여 관리 목표에 가장 접근할 수 있는 지표들을 설정하였다.

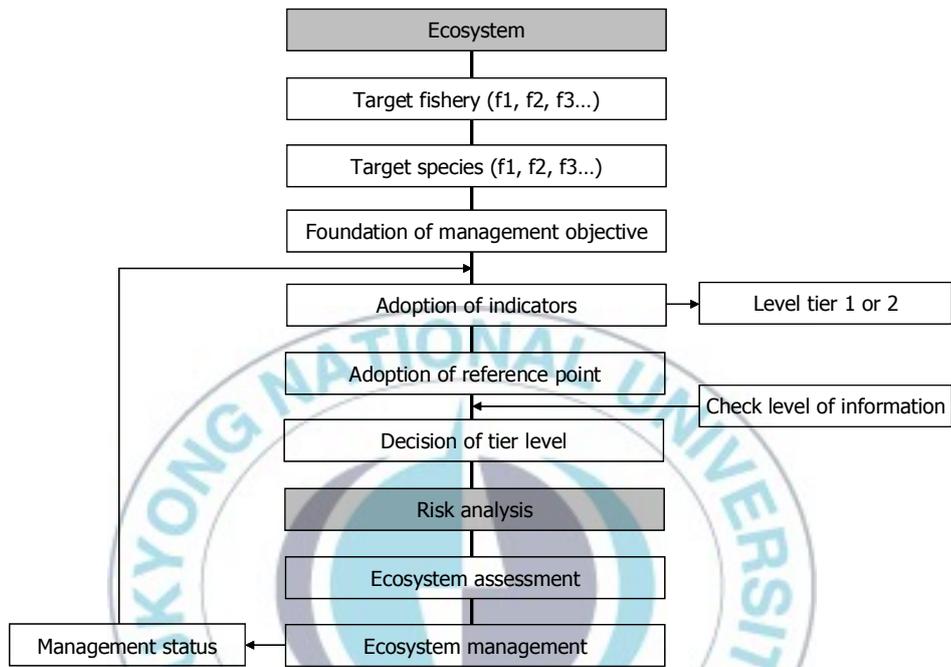


Fig. 2. Flowchart for the ecosystem-based resources assessment system by risk analysis.

Table 1. Tier 1 and tier 2 assessment systems for level of information

Tier	Level of information	No. of indicators	
Tier 1	Quantitative analysis	High	28
Tier 2	Semi-quantitative & qualitative analysis	Low	30



본 연구에서 사용된 지표는 각각의 목표에 대해 Tier 1의 경우 총 28개의 지표를, Tier 2의 경우 30개의 지표를 사용하였으며, 각 지표별 어종, 어업, 생태계 수준으로 구분하여 위험도지수 추정시 중요도에 따른 가중치를 부과하였다 (Table 2). Zhang et al. (2010)의 연구에서 제시된 지표 중 일부는 바다목장 생태계를 대상으로 평가하기 위한 지표로서 남해 어장생태계에 적용하기에 적합하지 못한 지표는 추가로 개발하였다. Tier 1의 지속성 목표에서 서식처 크기는 광역생태계 또는 회유성 어종을 평가하는 지표로는 적합하지 못하여 어장의 크기로 대체하였고, 방류어종과 자연산어의 비율도 인접국간의 어획량비율로 수정하였으며, 과거자료에 대한 평가를 위해 어획 개시연령과 50% 균성숙체장을 대상어업에 맞도록 수정하여 분석하였다. 생물다양성 목표의 평가지표는 부수어획 (Bycatch), 폐기량 (Discard), 어획물의 평균영양단계 (Mean trophic level)는 추정값의 분석방법 또는 목표기준점을 남해 어장생태계에 적합하도록 수정하여 설정하였다. 서식처 목표에서는 남해 EEZ 내에서 이루어지고 있는 해사채취율과 적조발생율에 대한 지표를 새로 추가하였으며, 사회경제적 편익은 수정없이 그대로 사용하였다. Tier 2의 지속성, 생물다양성, 서식처 지표 및 기준점은 Zhang et al. (2009)의 지표 및 기준점을 사용하였고 사회경제적 편익은 본 연구에서 새로이 추가하여 사용하였다 (Table 2 and 3).

### 2.1.2. 지표별 기준점 설정

**Tier 1** : 생태계 기반 자원평가를 위한 기준점 (목표 및 한계기준점)은 MSC (2006, 2009), Zhang et al. (2009, 2010)을 참고하여 적용하였으며, 남해 어장의 광역생태계에 적합한 목표 및 한계기준점을 설정하기 위해 활용할 수 있는 과학적인 자료를 검토하여 적합한 기준점으로 추가 및 보완하였다.

#### 가. 지속성 유지

지속성 유지를 위한 11개 지표의 목표기준점과 한계기준점은 Table 4와 같이 나타내었다.

Table 2. Indicators of tier 1 for the ecosystem-based fisheries resource assessment

Objectives	Attribute	Indicator	Weighted value
Sustainability	Biomass	Biomass (B)	*** s
		or Catch per unit effort (CPUE)	** s
	Fishing intensity	Fishing mortality (F), or catch (C)	** s
	Size at first capture	Age (or length) at first capture ( $t_c$ or $L_{opt}$ )	** s
	Fishing ground size	Fishing ground size (FG) <sup>+</sup>	* s
	Community structure	Mean trophic level in catch ( $TL_m$ )	* f
	Reproductive potential	Rate of mature fish (MR)	* s
	System Productivity	Slope of length (weight) spectra	* f
Resources exploitation	Catch ratio of (Korea/China and Japan) <sup>+</sup>	* s	
Biodiversity	Total bycatch	Bycatch rate (BC/C)	** f
	Total discards	Discards rate (D/C)	** f
	System trophic level	Mean trophic level of the community ( $TL_c$ )	* e
	Diversity	Diversity index (DI)	* e
	Integrity of functional group	Pelagic sp./ Benthic sp. (P/B) in catch	* f
Habitat	Habitat damage	Critical habitat damage rate (DH/H)	** s
		Sea sand collection rate (SC) <sup>+</sup>	* e
		Harmful algal bloom (RT) <sup>+</sup>	* e
		Pollution rate of spawning and nursery ground (PG/G)	* s
	Discarded wastes	Lost fishing gear (FR)	* f
		Discarded wastes (DW)	* f
Socio-economic benefit	Productivity	Maximum economic Yield (MEY)	* s
	Income	Income per person employed (IPPE)	* f
	Profitability	Ratio of profit to sales (RPS)	* f
	Market	Ratio of landing to total supply (RLTS)	* s
	Employment	Employment rate (ER)	* e

Indicators from Zhang et al. (2010)

<sup>+</sup> includes new indicators in this study

<sup>s, f, e</sup> denotes level for Species, fishery and ecosystem

Table 3. Indicators of tier 2 for the ecosystem-based fisheries resource assessment

Objectives	Attribute	No.	Indicator	Weighted value
Sustainability	Biomass	S-1	Catch per unit effort (CPUE)	*** s
		S-2	Restricted access	*** f,s
	Fishing intensity	S-3	Fishery monitoring and sampling	** f,s
		S-4	Fishing method	** f,s
		S-5	Precautionary approach and quality of stock assessment	** s
	Size at first capture	S-6	Size at entry	*** s
	Life history	S-7	Maximum age or age at maturity	** s
		S-8	Adult and juvenile habitat overlap	* s
	Management	S-9	Management plan for fishery	** f,s
		S-10	Management of IUU <sup>1</sup> fishery	* f,s
	Recovery	S-11	Recovery plan and period for depleted stocks	* f,s
	Genetic structure	S-12	Documentation of population structure	* s
Biodiversity	Total bycatch	B-1	Bycatch	** f
	Total discards	B-2	Discards	** f
	Diversity	B-3	No. of species	** s
	Integrity of functional group	B-4	Changes in ratio of functional groups in catch	* e
		B-5	Gear restrictions and avoidance tactics for non-target species	** f
Habitat	Habitat damage	H-1	Influence of fishing gear on benthic habit	*** s
		H-2	Pollution of habitat	** s
		H-3	Lost fishing gear	** f
	Discarded wastes	H-4	Discarded wastes	* f
	Habitat protection	H-5	Gear restrictions or closure	*** f,s
	Habitat recovery	H-6	Recovery of physically damaged habitat	* s
		H-7	Recovery of biologically damaged habitat	* s

Table 3. continued

<b>Objectives</b>	<b>Attribute</b>	<b>No.</b>	<b>Indicator</b>	<b>Weight</b>
Socio-economic benefit	Productivity	E-1	Productivity and income trend	* f
	Income	E-2	Income trend	* f
	Profitability	E-3	Sales trend	* f
	Market	E-4	Imports trend	* f
	Employment	E-5	Employment trend	* f

Indicators from Zhang et al. (2010)

<sup>s, f, e</sup> denotes level for Species, fishery and ecosystem

<sup>1</sup> IUU means illegal, unregulated and unreported fishing



Table 4. Reference points for indicators of the sustainability objectives for the ecosystem-based fisheries resource assessment

Indicator	Indicator status		
	Better than target	Between target and limit	Beyond limit
Biomass (B) or CPUE	$B_{MSY} \leq B$ $CPUE_{MSY} \leq CPUE$	$1/2(B_{MSY}) \leq B < B_{MSY}$ $1/2(CPUE_{MSY}) \leq CPUE < CPUE_{MSY}$	$B < 1/2(B_{MSY})$ $CPUE < 1/2(CPUE_{MSY})$
Fishing mortality (F) or catch (C)	$F \leq F_{MSY}$ $C \leq MSY$	$F_{MSY} < F \leq 2F_{MSY}$ $MSY < C \leq 2MSY$	$2F_{MSY} < F$ $2MSY < C$
Age (or length) at first capture ( $t_c$ or $L_{50}$ ) <sup>+</sup>	$(t_{target} \leq t)$ or $(L_{target} \leq L)$	$(0.9t_{target} \leq t < t_{target})$ or $(0.9L_{target} \leq L < L_{target})$	$(t < 0.9t_{target})$ or $(L < 0.9L_{target})$
Fishing ground size (FG) <sup>+</sup>	$0.9FG_{target} \leq FG$	$0.8FG_{target} \leq FG < 0.9FG_{target}$	$FG < 0.8FG_{target}$
Mean trophic level in catch (TL) <sup>+</sup>	$3.43 \leq (TL)$	$3.33 \leq (TL) < 3.43$	$(TL) < 3.33$
Rate of mature fish (MR)	$MR_{40\%} \leq MR$	$MR_{20\%} \leq MR < MR_{40\%}$	$MR < MR_{20\%}$
Slope of size spectra (P)	$0.10 \leq P$	$0.01 \leq P < 0.10$	$P < 0.01$
Catch ratio of (Korea/China and Japan) <sup>+</sup>	$KC \geq KC_{target}$	$KC_{target} > KC \geq KC_{limit}$	$KC < KC_{limit}$

Indicators from Zhang et al. (2010)

<sup>+</sup> includes new reference points and estimate methods in this study

(1) 자원량 (Biomass, B)

자원량 지표의 목표 및 한계기준점은 식 (1) 및 (2)와 같이 설정하였으며, 목표 및 한계기준점인  $B_{x\%}$  추정을 위해서는 식 (3)을 사용하였다.

$$\text{Target : } B_{\text{MSY}}=B_{40\%} \quad (1)$$

$$\text{Limit : } \frac{1}{2} B_{\text{MSY}}=B_{20\%} \quad (2)$$

$$B_{x\%} = B_{\text{current}} \times \frac{(SB/R)_{F_{x\%}}}{(SB/R)_{F_{\text{current}}}} \quad (3)$$

여기서  $B_{\text{MSY}}$ 는 최대지속적생산량 (MSY)시의 자원량 (B)이며,  $B_{\text{current}}$ 는 현재의 자원량, SB는 산란자원량 (Spawning biomass, SB), R은 가입량 (Recruitment, R),  $F_{\text{current}}$ 는 현재의 어획사망계수이다. 현재의 어획사망계수 일때의 가입당산란자원량 (SB/R)과  $F_{x\%}$  ( $F_{20\%}$  또는  $F_{40\%}$ )일때의 산란자원량의 비를 현재의 자원량에 곱하여  $B_{x\%}$ 를 추정하였다.

목표기준점  $B_{\text{MSY}}$ 를 추정하기 위해  $B_{40\%}$ 를, 한계기준점  $1/2B_{\text{MSY}}$ 를 추정하기 위해  $B_{20\%}$ 를 사용하였다. 자원량의 자료를 사용할 수 없을 경우 단위노력당 어획량 (CPUE) 지표를 사용하여 자원량을 평가하였다. CPUE의 경우 목표기준점은  $CPUE_{\text{MSY}}$ 를, 한계기준점은  $1/2CPUE_{\text{MSY}}$ 로 설정하였다.

(2) 어획량 (Catch, C)

어획량 지표의 목표기준점은 최대지속적생산량 (MSY)을 기준으로 설정하였으며 한계기준점은  $2MSY$  수준으로 설정하였다.

(3) 적정어획개시체장 (Age or length at first capture,  $t_c$  or  $L_{\text{opt}}$ )

적정어획개시체장 지표의 목표기준점은  $t_c$  (or  $L_{\text{opt}}$ ), 한계기준점은  $t_c$  (or  $L_{\text{opt}}$ )의 90% 수준으로 설정하였다. 적정어획개시체장의 추정이 불가능한 경우 50% 균성숙체장 ( $L_{50\%}$ )을 적정어획체장으로 간주하여 분석하였으며, 어획체장은 평균어획체장으로 평가하였다.

(4) 어장 분포 면적 (Fishing ground size, FG)

남해 어장생태계의 범위 및 서식어종의 회유 특성을 고려하여 서식처 지표를 어장분포 면적 지표로 대체하였다. 어장분포 면적 지표에 관한 목표기준점과 한계기준점은 대상종이 어획되어지는 어장분포를 고려하여 타원형면적 계산법 (Sokal and Rohlf, 1994)을 적용하였다. 목표기준점은 최대 분포해의 어장면적의 90%, 한계기준점은 80% 수준으로 설정하였다.

(5) 어획물의 평균 영양단계 (Mean trophic level in catch,  $TL_m$ )

어획물의 평균 영양단계의 변화를 알아보기 위해 각 생물군별 영양단계를 어획량에 대해 가중평균하여 전체 영양단계를 식 (4)와 같이 설정하였다.

$$TL_c = \frac{\sum_{i=1}^n TL_i \cdot C_i}{\sum_{i=1}^n C_i} \quad (4)$$

여기서,  $TL_c$ 는 어획물의 평균영양단계,  $TL_i$ 는 구하고자 하는  $i$  그룹의 영양단계,  $C_i$ 는  $i$  생물군의 어획량을 나타낸다. 목표기준점은 우리나라 동·서·남해의 2000년대 영양단계의 평균값인 3.43으로 변경하여 설정하였고, 한계기준점은 1960년대 이후로 영양단계가 가장 급속하게 감소하고 있는 서해의 2000년대 영양단계 값인 3.33으로 변경하여 설정하였다 (Lee et al., 2007).

(6) 성어 비율 (Rate of mature fish, MR)

성어 자원들이 재생산에 참여할 수 있는 가능성을 나타내는 성어비율 지표에서 성어비율은 식 (5)와 같이 계산하였다.

$$MR_v = \frac{\sum_{t=t_c}^{t_\lambda} m_t \cdot N_t \cdot W_t}{\sum_{t=t_c}^{t_\lambda} N_t \cdot W_t} \quad (5)$$

여기서,  $N_t = N_0 e^{-Mt}$ ,  $W_t = W_\infty (1 - e^{-K(t-t_0)})^3$ ,  $m_t = \frac{1}{1 + e^{a-bt}}$ 이다. 성어비율을 추정하는 기준년도는 처녀자원상태를 기준으로 설정하여, 목표기준점은 성어비율을 40%, 한계기준점은 20%로 설정하였다.

#### (7) 체장 스펙트럼의 기울기 (Slope of length spectra, p)

체장 스펙트럼의 기울기에 관한 목표기준점 및 한계기준점을 설정하기 위해서 현재 생태계의 기울기 A와 기준년도의 기울기 B에 대한 공변량 분석법 (Analysis of covariance, ANCOVA)을 통해 유의수준 ( $\alpha$ )을 추정하였다. 기준년도는 어획이 되지 않은 가장 처녀자원상태를 나타내는 처녀군집 상태로 설정하였다. 목표기준점은 기울기 A와 B가 유의하지 않음을 나타내는 유의수준 P가 0.10보다 클 경우로 설정하였다. A와 B간의 차이가 없기 때문에 현재 생태계가 처녀자원상태와 크게 차이가 없이 유지하고 있다고 볼 수 있다. 한계기준점은 기울기 A와 B가 매우 유의함을 나타내주는 유의수준 P가 0.01보다 작을 경우로 설정하였다.

#### (8) 자원 이용율 (Ratio of Korea catch per total catch, KC)

자원 이용율은 남해 어장의 생태계가 중국 및 일본과 공동으로 이용하는 해역이므로, 3개국의 총 어획량 중 우리나라의 어획량 비율로 나타낸 것이다. 인접국의 자원 이용율이 높을수록 우리나라의 지속성에 영향을 미칠 것으로 간주하여 본 연구에 적용하였다. 목표기준점은 분석기간 (1988~2008) 동안 우리나라 평균 어획비율로 설정하였고, 한계기준점은 목표기준점의 절반 수준으로 설정하여 평가하여 평가하였다.

#### 나. 생물다양성 유지

생물다양성에 대한 기준점은 Table 5와에 나타내었다.

(1) 혼획율 (Bycatch, BC/C)

혼획율 지표의 목표 및 한계기준점 설정시 먼저 혼획의 기준을 설정하여 혼획종을 선정하였다. 혼획의 기준은 우리나라와 같이 어획시기에 따라 주 어획대상어종이 변하는 다종어업의 형태에서는 그 기준을 정의하기가 매우 어렵다. 본 연구에서 혼획의 기준은 어업별 어획량 중에서 목표어종을 포함하여 어획량 순위가 상위 5위까지의 어종을 제외한 나머지 어종을 혼획종으로 정의하였다. 혼획율 지표의 목표 및 한계기준점은 분석기간 중 기준년도를 기준으로 5개년의 평균 혼획율을 한계기준점으로 설정하고 한계기준점의 절반 수준을 목표 기준점으로 설정하였다.

(2) 폐기율 (Discard rate, D/C)

폐기율 지표의 목표 및 한계기준점은 Zhang et al. (2010)에서는 FAO (2005)에 의해 각 어업별 평균 폐기율을 바탕으로 기준점을 설정하였고, 목표기준점은 한계기준점의 절반 수준으로 설정하였다. 그러나 본 연구에서는 폐기율의 기준을 어획통계상 기타 어획물로 분류되는 어획물 중 1%를 폐기량으로 간주하였으며, 한계기준점을 분석기간 중 기준년도를 기준으로 5개년간의 평균값으로 설정하였고, 목표기준점은 한계기준점의 절반 수준으로 설정하였다.

(3) 군집 평균 영양단계 (Mean trophic level of the community, TL<sub>c</sub>)

군집 평균 영양단계의 평가는 종 또는 군집의 생산력을 알아보기 위한 지표로서, 생체량 자료를 사용하여 군집의 생태계 영양단계와 먹이생물 자료를 사용하여 구하였으며 식 (6)과 같다.

Table 5. Reference points for indicators of the biodiversity objectives for the ecosystem-based fisheries resource assessment

Indicator	Indicator status		
	Better than target	Between target and limit	Beyond limit
Bycatch rate (BC/C) <sup>+</sup>	$(BC/C) \leq (BC/C)_{\text{target}}$	$(BC/C)_{\text{target}} < (BC/C) \leq (BC/C)_{\text{limit}}$	$(BC/C) > (BC/C)_{\text{limit}}$
Discards rate (D/C) <sup>+</sup>	$(D/C) \leq (D/C)_{\text{target}}$	$(D/C)_{\text{target}} < (D/C) \leq (D/C)_{\text{limit}}$	$(D/C) > (D/C)_{\text{limit}}$
Mean trophic level of the community (TLc) <sup>+</sup>	$2.75 \geq (TLc)$	$3.25 \geq (TLc) > 2.75$	$(TLc) > 3.25$
Diversity index (DI)	$(DI) \geq DI_{\text{target}}$	$DI_{\text{target}} > DI_{\text{limit}} \geq (DI)$	$(DI) < DI_{\text{limit}}$
Pelagic sp./ Benthic sp. (P/B)	$  (P/B) - (P/B)_{\text{target}}   \leq 0.05(P/B)_{\text{target}}$	$0.05(P/B)_{\text{target}} <   (P/B) - (P/B)_{\text{target}}   \leq 0.1(P/B)_{\text{target}}$	$  (P/B) - (P/B)_{\text{target}}   > 0.1(P/B)_{\text{target}}$

Indicators from Zhang et al. (2010)

<sup>+</sup> includes new reference points and estimate methods in this study

$$TL_i = 1 + \left( \frac{\sum_{j=1}^n TL_j \cdot DC_{ij}}{\sum_{j=1}^n DC_{ij}} \right) \quad (6)$$

여기서,  $TL_i$ 는 구하고자 하는  $i$  그룹의 영양단계를 나타내고,  $TL_j$ 는 먹이가 되는  $j$  그룹의 영양단계를 나타낸다.  $DC_{ij}$ 는  $i$  그룹이 먹는 먹이에서  $j$ 가 차지하는 비율이다. 저차 영양단계일 경우 생산력이 높으므로 (MSC, 2009) 목표기준점은 2.75, 한계기준점은 3.25로 설정하였다.

#### (4) 종다양성 지수 (Diversity index, DI)

종다양성 지수의 경우 Shannon and Wiener (1963)의 종다양도 지수를 아래의 식 (7)을 이용하여 추정하였다.

$$DI = - \sum_{i=1}^N p_i \ln p_i \quad (7)$$

여기서  $N$ 은 어류 총 개체수,  $P_i$ 는  $i$  번째 종의 점유율이다. 종다양도 지수의 목표기준점은 평가기간 안의 최대값과 최소값을 고려하여 식 (8)과 같이 설정하였고, 한계기준점의 경우 식 (9)와 같이 설정하였다.

$$DI_{target} : DI_{first\ year} - 0.1 \times (DI_{max(study\ period)} - DI_{min(study\ period)}) \quad (8)$$

$$DI_{limit} : DI_{first\ year} - 0.2 \times (DI_{max(study\ period)} - DI_{min(study\ period)}) \quad (9)$$

여기서  $DI_{max}$  (study period)는 마지막 년도의 종다양성 지수이며,  $DI_{min}$  (study period)는 시작년도의 종다양성 지수이다.

#### (5) 부어류와 저어류의 비율 (Pelagic sp./Benthic sp., P/B)

부어류와 저어류의 비율에 대한 목표기준점과 한계기준점은 현재 저서성

어종에 대한 표층성 어종의 비와 평균비의 차이값이 평균 비율의 어느 범위에 해당되는지를 통해 기준점을 설정하였다. 목표기준점은 두 값의 차가 평균 비의 0.05 이내인 경우로, 한계기준점은 0.1배 이상인 경우로 설정하였다.

#### 다. 서식처 보존

서식처 보호에 대한 기준점은 Table 6과 같이 나타내었다.

##### (1) 서식처 훼손율 (Critical habitat damage rate, DH/H)

서식처 훼손율 지표는 MSC (2009)의 기준을 통해  $DH/H_{target}$ 는 20%,  $DH/H_{limit}$ 는 40%로 설정하였다. 서식처 훼손율의 경우에는 사용되어지는 어구의 특성을 반영하여 기준점을 설정하였다.

##### (2) 해사채취율 (Sea sand collection rate, SC)

바다 골재채취로 인한 서식처 훼손을 반영하기 위하여 해사채취율에 대한 지표를 설정하였으며, 전체 골재채취량 중 바다 골재가 차지하는 평균비율을 한계기준점으로 설정하였으며, 목표기준점은 한계기준점의 절반 수준으로 설정하였다.

##### (3) 산란장 및 성육장의 오염도 (Pollution rate of spawning and nursery ground, PG/G)

산란장과 성육장의 오염도는 부유물질 농도를 활용하여 기준점을 설정하였다. 대상생태계에서는 산란장과 성육장이 설정되어 있는 경우가 대부분이며, 이 지역에 대한 해양환경조사 결과를 활용하여 평가하였다. 한계기준점은 부유물질 오염기준 ( $10\text{mg}/\ell$ )으로 설정하였으며, 목표기준점은 한계기준점의 절반수준으로 설정하였다.

##### (4) 적조발생량 (Harmful algal bloom, RT)

해양의 부영양화에 의한 적조발생량을 활용하여 산란장과 성숙장의 오염도 기준점을 설정하였다. 분석기간 동안 적조발생량의 평균을 한계기준점으로 설정하였으며, 목표기준점은 한계기준점의 절반 수준으로 설정하였다.

(5) 어구유실 (Lost fishing gear, FR)

어구유실 지표는 대상생태계 내 어업에서 발생하는 유실 어구의 양을 파악하여, FAO (2009a)의 자료를 기준으로 평가하였다. 유실어구의 한계기준점은 FAO에서 제시한 평균 유실어구 비율로 설정하였으며 목표기준점은 한계기준점의 절반 수준으로 설정하였다.

(6) 해양폐기물 (Discard waste, DW)

해양폐기물 지표는 해당생태계에 산재해 있는 해양폐기물의 양을 통해 평가하였다. 한계기준점은 남해 전체 폐기물의 평균값으로 설정하였으며, 목표기준점은 한계기준점의 절반 수준으로 설정하였다.

라. 사회경제적 편익

사회경제적 편익에 대한 기준점은 Table 7과 같이 나타내었다.

(1) 최대경제적생산량 (Maximum economic yield, MEY)

어획량 지표에 대해서는 경제적으로 가장 효율적인 생산 수준인 최대경제적 생산량을 구하여 기준점을 설정하였다. 현재 값은 현재 양륙량과 MEY의 차에 대한 절대값을 계산하고, 목표기준점은 MEY의  $\pm 10\%$  이내의 범위를 기준으로 설정하였으며, 한계기준점은 MEY의  $\pm 20\%$  범위를 설정하였다.

(2) 평균 임금 (Income per person employed, IPPE)

평균 임금의 경우 흔히 어업임금을 도시가구월평균소득 (Urban income per person employed, UIPPE)과 비교하여 평가하는 것이 일반적이므로 목표 기준점은 도시가구월평균소득 (UIPPE)으로 하였다.

Table 6. Reference points of indicators of for the habitat objectives for the ecosystem-based fisheries resource assessment

Indicator	Indicator status		
	Better than target	Between target and limit	Beyond limit
Critical habitat damage rate (DH/H)	$(DH/H) \leq (DH/H)_{\text{target}}$	$(DH/H)_{\text{target}} < (DH/H) \leq (DH/H)_{\text{limit}}$	$(DH/H) > (DH/H)_{\text{limit}}$
Sea sand collection rate (SC) <sup>+</sup>	$SC \leq SC_{\text{target}}$	$SC_{\text{target}} < SC \leq SC_{\text{limit}}$	$SC > SC_{\text{limit}}$
Harmful algal bloom (RT) <sup>+</sup>	$RT \leq RT_{\text{target}}$	$RT_{\text{target}} < RT \leq RT_{\text{limit}}$	$RT > RT_{\text{limit}}$
Pollution rate of spawning and nursery ground (PG/G) <sup>+</sup>	$(PG/G) \leq (PG/G)_{\text{target}}$	$(PG/G)_{\text{target}} < (PG/G) \leq (PG/G)_{\text{limit}}$	$(PG/G) > (PG/G)_{\text{limit}}$
Lost fishing gear (frequency, FR)	$FR \leq FR_{\text{target}}$	$FR_{\text{target}} < FR \leq FR_{\text{limit}}$	$FR > FR_{\text{limit}}$
Discarded wastes (DW)	$DW \leq DW_{\text{target}}$	$DW_{\text{target}} < DW \leq DW_{\text{limit}}$	$DW > DW_{\text{limit}}$

Indicators from Zhang et al. (2010)

<sup>+</sup> includes new reference points and estimate methods in this study

한계기준점은 최저생계비소득 (Lowest income per person employed, LIPPE)을 기준으로 설정하였다.

(3) 판매 이윤비 (Ratio of profit to sales, RPS)

판매이윤비는 전체 수산업에 대한 판매 이윤의 평균값 (URPS)을 목표기준점으로 한계기준점은 0%로 설정하였다.

(4) 식량 자급율 (Ratio of landing to total supply, RLTS)

식량자급율은 [총생산량(국내생산량+수입량)]을 추정하여 전체식량에 대한 평균값을 목표기준점으로 설정하였으며, 목표기준점의 절반 수준을 한계기준점으로 설정하였다.

(5) 고용증가율 (Employment rate, ER)

마지막으로 연평균 고용증가율의 경우 목표기준점은 우리나라 전체 산업의 연평균 고용증가율로 설정하였고 한계기준점은 연평균 고용증가율의 절반수준 이하일 경우로 설정하였다.

**Tier 2** : 정량적 자료가 부족한 경우의 기준점은 이용 가능한 자료를 최대한 활용하여 분석하였으며, Zhang et al. (2009)의 기준점을 인용하였다 (Appendix 12).

### 2.1.3. 위험도 지수 추정

위험도 지수는 각각의 지표와 기준점에 의해 추정된 위험도 점수 (Risk score, RS)를 이용하여 목표, 종, 어업, 생태계에 대해 추정하였다. 각 목표의 위험도 점수의 가중치를 평균한 값으로 목표위험도지수 (Objectives risk index, ORI)를, 목표위험도지수를 이용하여 종에 대한 위험도 지수 (Species risk index, SRI)를 계산하였다.

Table 7. Reference points of indicators for the socio-economic benefit objectives for the ecosystem-based fisheries resource assessment

Indicator	Indicator status		
	Better than target	Between target and limit	Beyond limit
Maximum economic Yield (MEY)	$ L-MEY  \leq 0.1MEY$	$0.1MEY <  L-MEY  \leq 0.2MEY$	$ L-MEY  > 0.2MEY$
Income per person employed (IPPE)	$IPPE \geq UIPPE$	$LIPPE \leq IPPE < UIPPE$	$IPPE < LIPPE$
Ratio of profit to sales (RPS)	$RPS \geq URPS$	$0\% \leq RPS < URPS$	$RPS < 0\%$
Ratio of cost to sales (RCS)	$RCS \leq URCS$	$URCS < RCS \leq 1$	$RCS > 1$
Ratio of landing to total supply (RLTS)	$RLTS \geq URLTS$	$0.5URLTS \leq RLTS < URLTS$	$RLTS < 0.5URLTS$
Employment rate (ER)	$ER \geq UER$	$0.5UER \leq ER < UER$	$ER < 0.5UER$

Indicators from Zhang et al. (2010)

중위험도지수 값을 이용하여 어업위험도지수 (Fishery risk index, FRI)와 생태계 위험도지수 (Ecosystem risk index, ERI)를 추정하였다. 또한, 각 위험도지수에 대한 관리증진도 (Management status index, MSI)를 추정하였다 (Fig. 3).

위험도 점수는 0~2의 범위내에 두고 각 지표별 평가점수가 목표기준점보다 나은 값을 가지면 0을, 한계기준점을 초과하면 2를 부과하며, 목표기준점과 한계기준점 사이에 있을 경우에는 Tier 1에서는 식 (10)을 이용하여 위험도 점수를 나타내었고, Tier 2에서는 1을 부여하였다.

$$RS_i = RS_{\max} \frac{I_{\text{target}} - I_i}{I_{\text{target}} - I_{\text{lim}}} \quad (10)$$

여기서,  $I_i$ 는 지표  $i$ 의 평가점수,  $I_{\text{target}}$ 와  $I_{\text{lim}}$ 은 지표  $i$ 의 목표 기준점과 한계기준점이다.

각 목표에 대한 지표들의 평가점수를 평균하여 구하는 목표별 위험도지수 (ORI)는 각 지표의 위험도 점수 ( $RS_i$ )를 중요도 ( $W_i$ )로 곱해서 더한 값을 각 지표에 대한 중요도를 더한 값으로 나누어서 아래의 식 (11)로 계산하였다.

$$ORI = \frac{\sum_{i=1}^n RS_i W_i}{\sum_{i=1}^n W_i} \quad (11)$$

여기서,  $W_i$ 는 지표  $i$ 의 중요도이며  $n$ 은 지표수이다.

중위험도지수 (SRI)는  $i$ 종의 각 목표에 대한 목표별 위험도지수에 대하여 가중치를 부여하여 나타낸 지수로 식 (12)와 같이 계산할 수 있다.

$$SRI = \lambda_S ORI_S + \lambda_B ORI_B + \lambda_H ORI_H + \lambda_E ORI_E \quad (12)$$

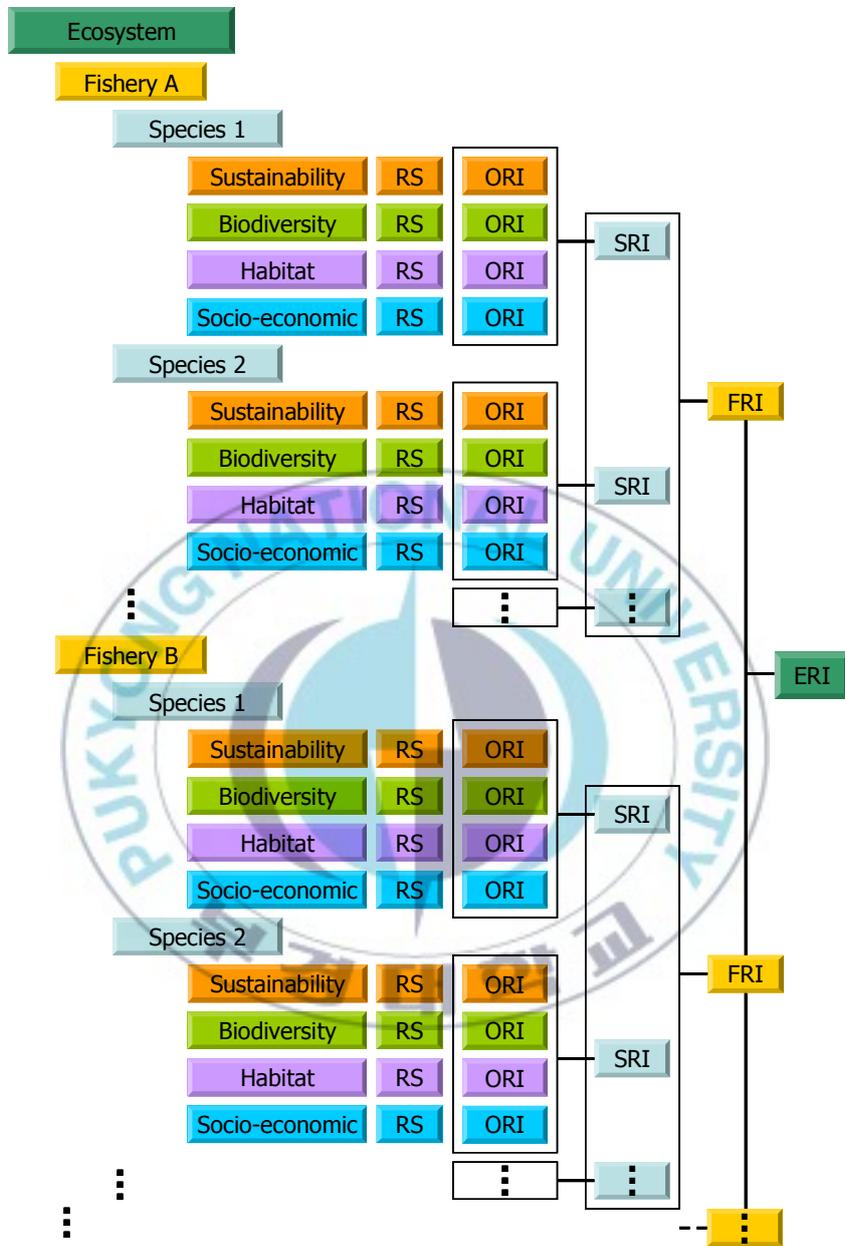


Fig. 3. Flow chart for the risk index estimating system. RS denotes risk score of indicators, ORI, objectives risk index, SRI, species risk index, FRI, fisheries risk index, and ERI, ecosystem risk index.

여기서,  $\lambda_S, \lambda_B, \lambda_H, \lambda_E$ 는 목표별 가중치,  $ORI_S, ORI_B, ORI_H, ORI_E$ 는 각각  $i$ 종의 지속성 위험도지수, 생물다양성 위험도지수, 서식처 위험도지수와 사경제적 편익 위험도지수이다. 본 연구에서 목표별 가중치는 목표별 지표의 중요도인 가중치를 고려하여 (Table 2) 각각  $\lambda_S=0.37, \lambda_B=0.23, \lambda_H=0.23, \lambda_E=0.17$ 로 가중치를 부여하였다.

생태계 내의 대상어업의 주요자원 생물종들에 대한 종위험도지수 (SRI)를 가중 평균한 어업위험도지수 (FRI)는 아래의 식 (13)로 계산하였다.

$$FRI = \frac{\sum B_i SRI_i}{\sum B_i} \quad (13)$$

여기서,  $B_i$ 는  $i$ 종의 생체량 또는 생체량 지수,  $SRI_i$ 는  $i$ 종의 종위험도지수이다.

생태계 내 모든 어업에 대한 어업위험도지수 (FRI)를 가중평균한 생태계 위험도지수 (ERI)는 아래의 식 (14)로 계산하였다.

$$ERI = \frac{\sum C_i FRI_i}{\sum C_i} \quad (14)$$

여기서,  $C_i$ 는  $i$ 어업의 어획량,  $FRI_i$ 는  $i$ 어업의 어업위험도지수이다.

한편, 자원 및 생태계 환경의 효율적인 관리로 인해 목표별 위험도지수 (ORI), 종위험도지수 (SRI), 어업위험도지수 (FRI)와 생태계위험도지수 (ERI)가 감소할 경우, 관리효과를 정량적으로 측정하는 데는 아래의 식 (15)를 사용하여 관리증진도 (MSI)를 구하였다.

$$MSI_O = \frac{ORI_t - ORI_{t+i}}{ORI_t} \times 100 \quad (15a)$$

$$MSI_S = \frac{SRI_t - SRI_{t+i}}{SRI_t} \times 100 \quad (15b)$$

$$MSI_F = \frac{FRI_t - FRI_{t+i}}{FRI_t} \times 100 \quad (15c)$$

$$\text{혹은 } MSI_E = \frac{ERI_t - ERI_{t+i}}{ERI_t} \times 100 \quad (15d)$$

여기서,  $MSI_O$ ,  $MSI_S$ ,  $MSI_F$ ,  $MSI_E$ 는 각각 목표관리증진도, 종관리증진도, 어업관리증진도 및 생태계관리증진도,  $ORI_t$ ,  $ORI_{t+i}$ ,  $SRI_t$ ,  $SRI_{t+i}$ ,  $FRI_t$ ,  $FRI_{t+i}$ ,  $ERI_t$ ,  $ERI_{t+i}$ 는 각각  $t$ ,  $t+i$ 년의 목표별 위험도지수, 종위험도지수, 어업위험도지수 및 생태계위험도지수이다.

각 종에 대한 목표별 위험도지수는 최소 0에서 최대 2의 값을 가지며, 원점 0을 중심으로 네 개의 정사분면으로 나타내었다. 일사분면은 생물다양성과 지속성, 이사분면은 지속성과 서식처, 그리고 삼사분면은 서식처와 생물다양성, 사사분면은 생물다양성과 사회경제적 요인을 나타내는데 이 결과를 사용하여 평가된 종들의 현 상태를 판단할 수 있다. 목표별 위험도지수는 각 사분면의 어느 지점에서든 꼭 같은 확률을 가지고 분포할 수 있다는 가정 하에서 각 사분면을 세 개의 구역으로 균등하게 나누기 위하여 면적의 1/3 및 2/3가 되는 정사각형을 각각 원점으로부터의 거리가 1.155 및 1.633인 작은 정사각형으로 구분하였다. 원점 0에서 1.155까지의 구역은 녹색 구역 (Green zone)으로 정의하여 자원 및 생태계가 안전한 상태를 나타내는 것으로 간주한다. 1.155에서 1.633사이의 구역은 중간정도의 위험도를 나타내는 황색 구역 (Yellow zone)으로 정의하였으며, 이 구역에 속하는 목표에서 높은 점수로 평가된 일부 지표에 대해서는 관리조치에 의한 보완이 필요하다. 그리고 1.633을 넘어서는 구역은 높은 위험도를 나타내는 적색 구역 (Red zone)으로 정의하여 이 구역에 위치한 종들에 대해서는 특별관리가 요구되며, 만약 이 결과가 Tier 2에 의해서 평가된 경우에는 Tier 1에 의한 더 정확하고 심도 있는 평가가 필요하다.

## 2.2. 자료

### 2.2.1. 대상어업 및 어종

남해 어장 생태계의 대상 어업은 어획량 순위를 우선으로 설정하였다. 남해 어장에서 주요 행해지고 있는 어업의 어획량 순위는 대형선망, 기선권현망, 대형트롤, 대형쌍끌이기선저인망, 근해안강망, 정치망, 연안자망, 근해자망, 연안통발 순이다 (Appendix 2). 근해어업 중에서는 대상 생태계내에서 95%이상 조업이 이루어지는 어업인 대형선망, 기선권현망과 대형쌍끌이기선저인망어업을 선정하였으며, 대상어종은 각 어업에서의 어획순위와 상업적 중요도를 고려하여 고등어, 전갱이, 멸치, 갈치, 참조기, 황아귀로 선정하여 Tier 1 의 정량적 분석을 수행하였으며, 부수 어획종은 Tier 2로 분석하였다 (Table 8). 대형트롤어업과 근해안강망어업은 조업해역이 동해와 서해 어장과 중복되는 부분이 많은 점을 고려하여 제외하였다. 위의 3개 어업 6종에 대한 분석을 통해 대상 생태계내 종위험도지수, 어업위험도지수 및 생태계위험도지수를 추정하여 비교 분석하였다.

Tier 2 분석어종 중 기선권현망어업은 97%가 멸치를 대상으로 하기때문에 기타 어획종에 대한 Tier 2 분석은 수행하지 않았다. 연안어업은 정치망어업과 연안자망어업이 어획량 순위가 높으나 주 어획 대상어종이 멸치로서 기선권현망어업과 중복되는 점을 고려하여 연안통발 어업을 선정하여 분석하였으며, 연안어업의 특성상 정량적 분석 자료의 부족으로 Tier 2의 준정량적 및 정성적 분석을 시도하였다.

본 연구에서는 생태계 기반 어업평가를 통해 과거와 현재의 남해 어장 생태계의 상태를 파악하고자 하였으며, 20년 단위로 구분하여 분석하였다. 따라서, 분석 대상 기간은 최근 시점을 2008년으로 설정하였으며, 과거기준은 20년 전인 1988년으로 설정하였다.

### 2.2.2. 목표별 지표의 기준점 (Tier 1)

#### 가. 지속성 유지

분석에 사용된 어획량 자료는 1988~2008년간 농림수산부, 수산청 및 해양수산부에서 매년 공식 통계로 기록되고 있는 농림수산통계연보(해양수산통계연보) 및 어업통계시스템을 이용하였고, 부산, 경남, 전남, 제주도의 어획량을 이용하였다. 연도별 어업별 어종별 단위노력당 어획량 (CPUE)은 1988~2008년 국립수산과학원에서 조사한 자료 (NFRDI, 1988~2008)를 이용하였다.

각 어종의 자원량과 생물학적 특성치는 국립수산과학원의 조사자료 (NFRDA, 1971, 1984, 1986, 1987, 2003)와 최근년도는 2007~2008년 동안 조사된 자료를 토대로 직접 추정하였으며, 자료가 없을 경우에는 기존의 연구 결과를 활용하였다 (Baik, 2001; Baik et al., 2005; Choi, 2003; Choi et al., 2004; NFRDA, 1990, 1993a, 1993b; NFRDI, 2005, 2008; Park, 1999a; Park, 1999b; Zhang et al., 1992a, 1992b; Zhang and Sohn, 1997). 또한, 과거 자료의 경우 1988년의 추정 (통계)자료 또는 연구된 결과가 없을 경우에는 1988년 이전과 이후의 자료 (1985~1994)를 활용하여 분석하였다.

#### 나. 생물다양성 유지

각 어업의 부수어획, 폐기, 생물 다양성 지표는 어획량 자료 (KOSIS, 1988~2008)를 토대로 분석하였다. 평균영양단계 분석에 필요한 먹이조성은 Lee et al. 2007의 보고를 이용하였다. 저서어류와 부어류의 기준은 국립수산과학원 (NFRDI, 2004) 자료를 참고하여 적용하였다.

#### 다. 서식처 보존

서식처와 산란장 오염을 지표인 부유물질 농도, 적조발생량은 국립수산과학원 (NFRDI, 1992~2008)의 자료를 사용하였고, 어구유실은 FAO (2009)의 자료를 기준으로 각 어업에 대해 적용하였다. 해사채취율은 국토해양부 통계자료 (KOSIS, 1988~2008)를 활용하였다.

Table 8. Target fisheries and species by tier 1 and tier 2 assessments

Tier	Fishery	Species
Tier 1	Large purse seine	Chub mackerel, jack mackerel
	Large pair trawl	Hair tail, yellow croaker, yellow goose fish
	Anchovy drag net	Anchovy
	Inshore trap	-
Tier 2	Large purse seine	Pacific sardine, common squid, spanish mackerel, hair tail, file fish, yellow tail, tunas
	Large pair trawl	Croakers, spanish mackerel, anchovy, chub mackerel, common squid, pomfret
	Anchovy drag net	-
	Inshore trap	Common eel, octopus, long arm octopus

- : excluded from analysis

해양폐기물은 쓰레기 유출사고에 의한 해양오염 발생현황은 농림(해양) 수산통계연보 (KOSIS, 1988~2008)의 자료를 활용하였다.

#### 라. 사회경제적 편익

사회경제적 편익 분석에 사용된 최대경제적생산량 (MEY)은 최대지속적 생산량 (MSY)과 연평균 생산금액 (KOSIS, 1988~2008) 및 어업비용 (FEL, 1988~2008)의 관계로부터 총순이익을 추정하고, 이때의 어획노력량을 추정하여 최대경제적생산량을 추정하였으며 (Seo and Zhang, 2001), 평균임금은 도시근로자 가구당 월평균 가계수지 (KOSIS, 1988~2008)를 이용하였으며, 최저생계비는 보건복지부 통계자료 (KOSIS, 1988~2008)를 이용하였다. 판매 이윤비는 어업순이익과 어업비용의 관계로 추정하였으며 (FEL, 1988~2008), 식량 자급율은 수산물 수입실적자료 (KOSIS, 1994~2008)를 활용하였다. 고용증가율은 연령별 경제활동인구 총괄표 (KOSIS, 1988~2008)를 참고하였다.

### 3. 결과

#### 3.1. 지표별 위험도 평가

##### 3.1.1. 대형선망어업

남해 어장 생태계내 대형선망어업에서 어획되는 고등어와 전갱이의 위험도 평가는 Tier 1로 (Table 9 and Fig. 4), 정어리, 오징어, 삼치, 갈치, 쥐치, 방어, 다랑어류는 Tier 2로 하였다 (Table 10 and 11).

##### 가. 지속성 유지

##### (1) 자원량 (B)

대형선망어업에서 어획되는 고등어와 전갱이의 자원량은 국립수산과학원의 TAC 대상어종 평가보고서의 자료를 인용하였으며 (NFRDI, 2008; Appendix, 13), 각 연도별 생물학적 특성치를 이용하여 Beverton and Holt (1957)의 산란자원량 모델에 의해 가입당산란자원량 ( $SB/R_{cur}$ ,  $SB/R_{40\%}$ ,  $SB/R_{20\%}$ )을 추정하였다.

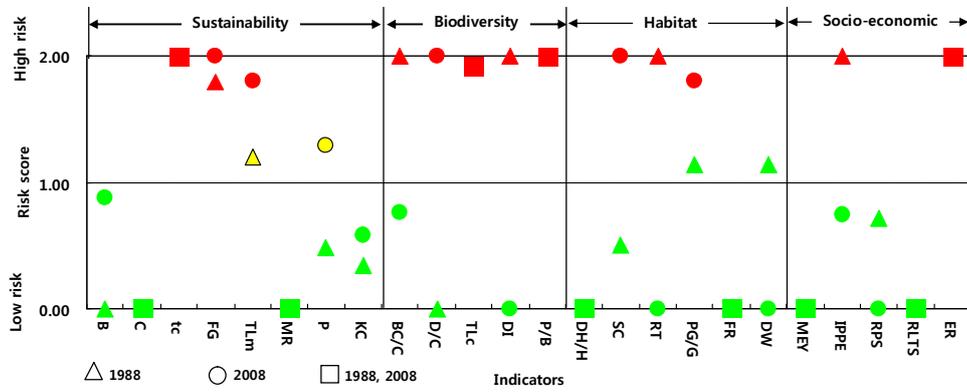
대형선망어업에서 어획되는 고등어의 자원량은 1988년에 601,903톤으로 추정되었다 (NFRDI, 2008).  $SB/R_{cur}$ 은 405.3g,  $SB/R_{40\%}$ 은 380.7g,  $SB/R_{20\%}$ 은 192.0g 으로 계산되었으며, 이에 따른 목표기준점  $B_{40\%}$ 는 565,401톤, 한계기준점  $B_{20\%}$ 는 285,083톤으로 추정되어 위험도 평가점수는 목표기준점, 0으로 평가되었다. 2008년에는 자원량이 785,214톤 (NFRDI, 2008),  $SB/R_{cur}$ 은 206.4g,  $SB/R_{40\%}$ 은 263.9g,  $SB/R_{20\%}$ 은 133.6g 으로 계산되었으며, 이에 따른 목표기준점  $B_{40\%}$ 는 1,003,879톤,  $B_{20\%}$ 는 508,146톤으로 평가점수는 0.88로 계산되었다.

전갱이의 자원량은 1988년에 70,275톤으로 추정되었으며 (NFRDI, 2008),  $SB/R_{cur}$ 은 132.6g,  $SB/R_{40\%}$ 은 174.0g,  $SB/R_{20\%}$ 은 89.6g 으로 계산되었으며,

Table 9. Risk scores for the ecosystem-based fisheries tier 1 assessment of large purse seine fishery in the southern sea of Korea

Objectives	Indicator	Chub mackerel		Jack mackerel	
		1988	2008	1988	2008
Sustainability	B	0.00	0.88	0.98	1.40
	C	0.00	0.00	2.00	0.00
	t <sub>c</sub>	2.00	2.00	2.00	2.00
	FG	1.80	2.00	1.10	2.00
	TL <sub>m</sub>	1.20	1.80	1.20	1.80
	MR	0.00	0.00	2.00	1.71
	P	0.49	1.29	0.00	0.00
	KC	0.34	0.59	0.00	0.00
Biodiversity	BC/C	2.00	0.77	2.00	0.77
	D/C	0.00	2.00	0.00	2.00
	TL <sub>c</sub>	1.92	1.92	1.92	1.92
	DI	2.00	0.00	2.00	0.00
	P/B	2.00	2.00	2.00	2.00
Habitat	DH/H	0.00	0.00	0.00	0.00
	SC	0.51	2.00	0.51	2.00
	RT	2.00	0.00	2.00	0.00
	PG/G	1.14	1.81	1.14	1.81
	FR	0.00	0.00	0.00	0.00
	DW	1.14	0.00	1.14	0.00
Socio-economic benefit	MEY	0.00	0.00	2.00	0.00
	IPPE	2.00	0.74	2.00	0.74
	RPS	0.72	0.00	0.72	0.00
	RLTS	0.00	0.00	0.00	0.00
	ER	2.00	2.00	2.00	2.00

(a) Chub mackerel



(b) Jack mackerel

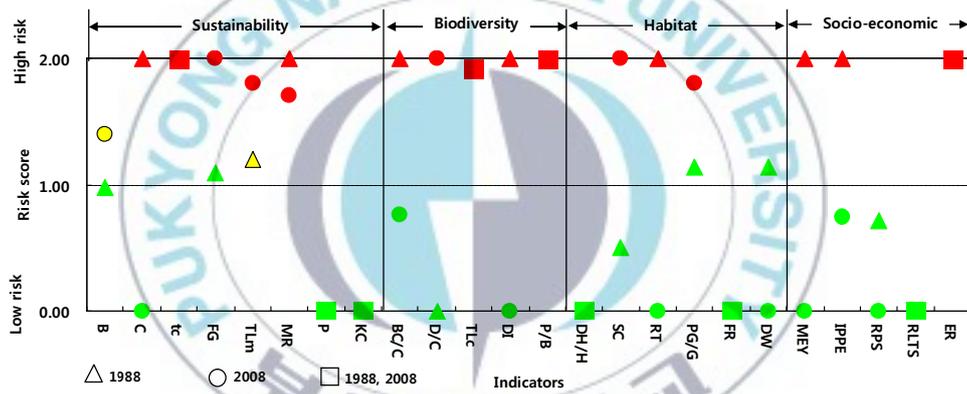


Fig. 4. Risk scores for the ecosystem-based tier 1 fisheries assessment of large purse seine fishery in the southern sea of Korea. Red denotes high risk, medium risk with yellow, and low risk with green.

Table 10. Risk scores for the ecosystem-based tier 2 fisheries assessment of year 1988 in the large purse seine fishery

Objectives	No.	Risk score						
		S <sup>1</sup>	Cs <sup>2</sup>	Sm <sup>3</sup>	Ht <sup>4</sup>	F <sup>5</sup>	Yt <sup>6</sup>	T <sup>7</sup>
Sustainability	S-1	0	0	1	1	0	1	1
	S-2	1	1	1	1	1	1	1
	S-3	1	2	2	2	1	2	1
	S-4	1	1	1	1	1	1	1
	S-5	1	2	2	2	2	2	1
	S-6	2	2	2	2	2	2	2
	S-7	0	0	0	0	0	0	1
	S-8	0	1	1	1	1	0	0
	S-9	2	2	2	2	2	2	2
	S-10	1	1	1	1	1	1	1
	S-11	2	2	2	2	2	2	2
Biodiversity	B-1	2	2	2	2	2	2	2
	B-2	2	2	2	2	2	2	2
	B-3	0	0	0	0	0	0	1
	B-4	1	1	1	1	1	1	2
	B-5	2	2	2	2	2	2	2
Habitat	H-1	0	0	0	0	0	0	0
	H-2	2	2	2	2	2	2	2
	H-3	0	0	0	0	0	0	0
	H-4	1	1	1	1	1	1	1
	H-5	2	2	2	2	2	2	2
	H-6	2	2	2	2	2	2	2
	H-7	1	1	1	1	1	1	1
Socio-economic benefit	E-1	0	0	2	2	0	2	2
	E-2	0	0	0	0	0	0	0
	E-3	0	0	2	2	0	2	2
	E-4	1	1	0	1	0	0	1
	E-5	2	2	2	2	2	2	2

<sup>1</sup> Pacific sardine, <sup>2</sup> Common squid, <sup>3</sup> Spanish mackerel, <sup>4</sup> Hair tail, <sup>5</sup> Filefish,

<sup>6</sup> Yellow tail, <sup>7</sup> Tunas

Table 11. Risk scores for the ecosystem-based tier 2 fisheries assessment of year 2008 in the large purse seine fishery

Objectives	No.	Risk score						
		S <sup>1</sup>	Cs <sup>2</sup>	Sm <sup>3</sup>	Ht <sup>4</sup>	F <sup>5</sup>	Yt <sup>6</sup>	T <sup>7</sup>
Sustainability	S-1	1	1	0	0	1	0	0
	S-2	0	0	0	0	0	0	0
	S-3	0	0	0	0	0	0	0
	S-4	0	0	0	0	0	0	0
	S-5	0	1	1	1	1	1	0
	S-6	2	2	2	2	2	2	2
	S-7	0	0	0	0	0	0	1
	S-8	0	1	1	1	1	0	0
	S-9	1	1	2	2	2	2	1
	S-10	0	0	0	0	0	0	0
	S-11	1	2	2	0	0	2	2
Biodiversity	B-1	2	2	2	2	2	2	2
	B-2	1	1	1	1	1	1	1
	B-3	1	1	1	1	1	1	1
	B-4	1	1	1	1	1	1	1
	B-5	1	1	1	1	1	1	2
Habitat	H-1	0	0	0	0	0	0	0
	H-2	2	2	2	2	2	2	2
	H-3	0	0	0	0	0	0	0
	H-4	1	1	1	1	1	1	1
	H-5	1	1	1	1	1	1	1
	H-6	1	1	1	1	1	1	1
	H-7	2	2	2	2	2	2	2
Socio-economic benefit	E-1	2	2	0	0	1	0	0
	E-2	1	1	1	1	1	1	1
	E-3	2	2	0	0	1	0	0
	E-4	2	1	0	1	1	0	2
	E-5	2	2	2	2	2	2	2

<sup>1</sup> Pacific sardine, <sup>2</sup> Common squid, <sup>3</sup> Spanish mackerel, <sup>4</sup> Hair tail, <sup>5</sup> Filefish,

<sup>6</sup> Yellow tail, <sup>7</sup> Tunas

이에 따른 목표기준점  $B_{40\%}$ 는 92,212톤,  $B_{20\%}$ 는 47,484톤으로 추정되어 평가점수는 0.98로 계산되었다. 2008년에는 자원량이 70,295톤 (NFRDI, 2008),  $SB/R_{cur}$ 은 87.8g,  $SB/R_{40\%}$ 은 135.8g,  $SB/R_{20\%}$ 은 67.3g으로 계산되었으며, 이에 따른 목표기준점  $B_{40\%}$ 는 108,650톤,  $B_{20\%}$ 는 53,825톤으로 평가점수는 1.40으로 계산되었다 (Table 9).

고등어와 전갱이 자원량의 RS는 증가하였다 (Fig. 4).

### (2) 어획량 (C)

대형선망어업 고등어와 전갱이의 어획량은 농림수산통계연보 (KOSIS, 1998~2008)의 자료와 국립수산물과학원의 어업별 CPUE (NFRDI, 1988~2008)를 사용하여 Schaefer (1954) 모델에 의해 추정된 최대지속적생산량 (MSY)을 이용하였다.

고등어의 어획량은 1988년도에 154,948톤으로서, 추정된 MSY는 171,513톤, 한계기준점은 목표기준점의 2배인 343,026톤으로 추정되어 위험도 평가점수는 목표기준점, 0으로 평가되었다. 2008년에는 어획량이 167,359톤으로 나타나 MSY보다 낮으므로 마찬가지로 목표기준점, 0으로 평가되었다.

전갱이의 어획량은 1988년도에 31,740톤이며, 최대지속적생산량 (MSY)은 15,415톤, 한계기준점은 30,831톤으로 추정되어 위험도 평가점수는 한계기준점, 2로 평가되었다. 2008년에는 어획량이 11,533톤으로 나타나 목표기준점, 0으로 평가되었다 (Table 9).

고등어의 RS 값은 변동 없으나 전갱이의 RS는 감소하였다 (Fig. 4).

### (3) 어획개시연령 ( $t_c$ )

고등어와 전갱이의 연도별 어획개시연령은 Choi et al. (2003), 연근해어업자원평가와 관리 (NFRDI, 1993), 국립수산물과학원 TAC 보고서 (NFRDI, 2008) 자료를 활용하였다.

고등어의 어획개시연령에 대한 1988년의 목표기준점 ( $t_{target}$ )은 성숙체장인 28.9cm (Choi et al., 2003)을 기준으로 환산한 2.31세, 한계기준점 ( $t_{limit}$ )

은 0.9t<sub>c</sub> 인 2.08세로 설정하였으며, 1988년의 어획개시연령은 1.18세로 한계 기준점보다 낮으므로 평가점수는 한계기준점, 2로 평가되었다. 2008년의 어획개시연령은 1.01세로 나타났으며 (NFRDI, 2008), 목표기준점은 2.60세로, 한계기준점은 2.34세로 추정되어 평가점수는 한계기준점, 2로 평가되었다.

전갱이의 어획개시연령은 1988년에는 0.6세로 나타났으며 (NFRDI, 1993), 1988년의 목표기준점은 2008년 기준점과 동일하게 설정하여 목표기준점은 2.67세 (NFRDI, 2008)로, 한계기준점은 2.40세로 추정되어 평가점수는 한계기준점, 2로 평가되었다. 2008년의 어획개시연령은 0.63세 (NFRDI, 2008)로 추정되어, 평가점수는 한계기준점, 2로 평가되었다 (Table 9).

고등어와 전갱이의 RS 값은 변동이 없었다 (Fig. 4).

#### (4) 어장분포 면적 (FG)

고등어와 전갱이의 어장분포 면적은 국립수산과학원의 연도별 해구별 분포 자료 (NFRDI, 1988~2008)를 이용하여 분포 해구에 대한 면적을 계산하여 분석하였다.

고등어의 어장분포 면적에 대한 목표기준점 ( $FG_{target}$ )은 2005년도의 면적을 기준으로 90%를 적용한 결과, 219,480km<sup>2</sup>으로 추정되었으며, 한계기준점 ( $FG_{limit}$ )은 195,093km<sup>2</sup>으로 설정하였다. 고등어의 1988년의 어장분포 면적은 197,562km<sup>2</sup>으로 추정되어 평가점수는 1.80으로 평가되었으며, 2008년의 어장분포 면적은 172,867km<sup>2</sup>으로 추정되어 한계기준점, 2로 평가되었다.

전갱이의 어장분포 면적에 대한 목표기준점은 2006년의 면적을 기준으로 197,254km<sup>2</sup>, 한계기준점은 175,337km<sup>2</sup>으로 설정하였다. 전갱이의 1988년의 어장분포 면적은 185,215km<sup>2</sup>으로 추정되어 평가점수는 1.10으로 계산되었으며, 2008년의 어장분포 면적은 163,606km<sup>2</sup>으로 추정되어 한계기준점, 2로 평가되었다 (Table 9).

고등어와 전갱이의 RS 값은 증가하였다 (Fig. 4).

#### (5) 어획물의 평균 영양단계 ( $TL_m$ )

대형선망어업의 연도별 어획물의 평균 영양단계는 Lee et al. (2007)의 먹이조성 자료를 이용하여 추정하였다.

대형선망어업의 어획물 평균 영양단계에 대한 목표기준점 ( $TL_{target}$ )은 동·서·남해의 2000년대 어획물의 평균영양단계인 3.43으로, 한계기준점 ( $TL_{limit}$ )은 어획물의 평균영양단계가 가장 낮은 서해의 2000년대 평균영양단계인 3.33으로 설정하였다. 1988년 대형선망어업의 영양단계는 3.37로 추정되어 평가점수는 1.20으로 평가되었으며, 2008년에는 평균 영양단계가 3.34로 추정되어 평가점수는 1.80으로 평가되었다 (Table 9).

대형선망대상어업 어종의 영양단계에 대한 RS는 증가하였다 (Fig. 4).

#### (6) 성어비율 (MR)

대형선망어업의 고등어와 전갱이의 연도별 성어비율은 국립수산과학원의 조사자료 (1988, 2008)와 생물학적 특성치를 이용하여 분석하였다.

고등어의 성어비율에 대한 1988년의 목표기준점 ( $MR_{target}$ )은  $MR_{40\%}$ 인 27.3%로, 한계기준점 ( $MR_{limit}$ )은  $MR_{20\%}$ 인 13.7%로 추정되었으며, 1988년의 고등어 성어비율은 34.7%로서 목표기준점, 0으로 평가되었다. 2008년의 목표기준점은 25.4%, 한계기준점은 12.7%로 추정되었으며, 2008년의 고등어 성어비율은 51.8%로서 목표기준점, 0으로 평가되었다.

전갱이의 성어비율에 대한 1988년의 목표기준점은 27.8%, 한계기준점은 13.9%로 추정되었으며, 1988년의 전갱이의 성어비율은 4.3%로 한계기준점, 2로 평가되었다. 2008년의 목표기준점은 26.1%, 한계기준점은 13.1%로 추정되었으며, 2008년의 전갱이 성어비율은 15.0%로서 평가점수는 1.71로 계산되었다 (Table 9).

고등어의 RS값은 변동없으나 전갱이는 감소하였다 (Fig. 4).

#### (7) 체장 스펙트럼의 기울기 (P)

대형선망어업 고등어와 전갱이의 연도별 체장은 국립수산과학원의 체장 조성자료 (NFRDA, 1967, 1987; Appendix 15)를 이용하여 추정하였다.

고등어의 체장에 대한 개체수를 나타내는 체장 스펙트럼의 기울기 지표에 대한 통계값의 유의수준 P는 1988년에 0.08로 나타나 평가점수는 0.49로 계산되었으며, 2008년에는 0.04로 추정되어 평가점수는 1.29로 평가되었다.

전갱이는 1988년에 0.29, 2008년에는 0.20을 나타내어 모두 목표기준점, 0으로 평가되었다 (Table 9).

고등어의 RS 값은 증가하였고 전갱이는 변동 없었다 (Fig. 4).

#### (8) 자원 이용율 (KC)

고등어와 전갱이의 인접국간 자원 이용율을 분석하기 위해 한·중·일 3개국의 어획량 중 한국의 어획비율을 추정하였으며, FAO 및 KOSIS DB를 이용하였다 (Appendix 16~17).

고등어의 자원 이용율에 대한 목표기준점은 17.0%, 한계기준점은 8.5%로 추정되었다. 1988년의 우리나라 고등어 어획비율은 15.5%로 평가점수는 0.34로 계산되었으며, 2008년에는 14.5%로 평가점수는 0.59로 계산되었다.

전갱이의 자원 이용율에 대한 목표기준점은 8.5%, 한계기준점은 4.2%로 설정하였다. 1988년과 2008년의 우리나라 전갱이 어획비율은 각각 14.9%와 9.0%로 나타나 모두 목표기준점, 0으로 평가되었다 (Table 9).

고등어의 RS 값은 증가하였고 전갱이는 변동 없었다 (Fig. 4).

#### 나. 생물다양성 유지

##### (1) 혼획율 (BC/C)

대형선망어업의 혼획율은 목표종인 고등어와 전갱이를 제외한 어획량 중 상위 5개 어종을 제외한 종을 혼획종으로 계산하였다. 1988년의 한계기준점 ( $BC/C_{limit}$ )은 시작년도로부터 5개년 (1988~1992)의 평균값인 0.103으로 설정하였고, 목표기준점 ( $BC/C_{target}$ )은 한계기준점의 절반 수준인 0.051로 설정하였다. 1988년의 혼획율은 0.131로서 한계기준점, 2로 평가되었다. 2008년의 한계기준점은 마지막년도로부터 5개년 (2004~2008)의 평균값인 0.127로 설정하였고, 목표기준점은 한계기준점의 절반 수준인 0.063으로 설

정하였다. 2008년의 혼획율은 0.088로서 평가점수는 0.77로 평가되었다 (Table 9).

대형선망어업 혼획율에 대한 RS 값은 감소하였다 (Fig. 4).

#### (2) 폐기율 (D/C)

대형선망어업의 폐기율은 어획통계 자료 중 기타어류로 분류되는 어획량의 1% 수준을 폐기율로 계산하였다. 평가 기준점은 기준년도로부터 5개년의 평균 폐기율을 한계기준점 ( $DC/C_{limit}$ )으로 사용하였으며, 목표기준점 ( $DC/C_{target}$ )은 한계 기준점의 80%수준으로 설정하였다.

1988년의 목표기준점은 0.15%, 한계기준점은 0.18%로 설정되었으며, 1988년의 폐기율은 0.10%로서 목표기준점, 0으로 평가되었다. 2008년의 목표기준점은 0.01%, 한계기준점은 0.02%로 설정되었으며, 2008년의 폐기율은 0.04%로서 한계기준점, 2로 평가되었다 (Table 9). 대형선망어업 폐기율의 RS 값은 증가하였다 (Fig. 4).

#### (3) 군집 평균영양단계 ( $TL_c$ )

고등어와 전갱이의 군집영양단계는 Lee et al. (2007)의 자료를 인용하여 사용하였다. 생산력을 나타내는 군집 평균영양단계는 MSC (2009)의 자료를 기준으로 목표기준점 ( $TL_{Ctarget}$ )은 2.75, 한계기준점 ( $TL_{Climit}$ )은 3.75로 설정하였으며, 고등어와 전갱이 군집의 평균 영양단계는 3.23으로서 1988년과 2008년의 평가점수는 1.92로 평가되었다 (Table 9). 군집 평균영양단계 대한 RS 값은 변동 없었다 (Fig. 4).

#### (4) 종다양성 지수 (DI)

대형선망어업 어획물의 종다양성 지수는 분석기간 중 시작년도와 마지막년도의 5개년을 평균하여 계산하였다. 1988년의 목표기준점 ( $DI_{target}$ )은 1.68, 한계기준점 ( $DI_{limit}$ )은 1.64로 계산되었으며, 1988년의 종다양성 지수는 1.27~1.73의 범위로 평균값은 1.44로 추정되어 한계기준점, 2로 평가되었다. 2008년의 목표기준점은 0.82, 한계기준점은 0.78로 계산되었으며, 2008년의

종다양성 지수는 0.86~1.26의 범위로 평균값은 1.06으로 추정되어 목표기준점, 0으로 평가되었다 (Table 9). 종다양성 지수에 대한 RS 값은 감소하였다 (Fig. 4).

(5) 부어류와 저어류의 비율 (P/B)

대형선망어업의 부어류 (P)/저어류 (B)의 목표기준점 ( $P/B_{target}$ )은 0.5로 설정하였으며,  $0.05P/B_{target} \sim 0.1P/B_{target}$ 의 범위에서 평가하였다. 1988년과 2008년의 P/B는 각각 55.6과 16.7로 계산되어 평가점수는 모두 한계기준점, 2로 평가되었다 (Table 9).

부어류와 저어류 비율에 대한 RS 값은 변동 없었다 (Fig. 4).

다. 서식처

(1) 서식처 훼손율 (DH/H)

남해 어장 생태계에서 대형선망어업의 서식처 훼손율은 대형선망어업이 표층어구이기 때문에 1988년과 2008년 모두 목표기준점, 0으로 평가되었다 (Table 9).

(2) 해사채취율 (SC)

해사채취율은 국토해양부의 골재 종류별 채취현황 자료를 이용하였으며, 해사채취율의 한계기준점 ( $SC_{target}$ )은 분석기간 중 전체 골재채취량 중 해사채취율의 평균비율인 22%로 설정하였으며, 목표기준점 ( $SC_{target}$ )은 절반수준인 11%로 설정하였다. 1988년의 해사채취 비율은 13.8%로 목표기준점, 0으로 평가되었으며, 2008년의 해사채취 비율은 31.4%로 한계기준점, 2로 평가되었다 (Table 9). 해사채취율에 대한 RS 값은 증가하였다 (Fig. 4).

(3) 적조발생량 (RT)

적조발생량은 국립수산과학원의 적조정보시스템의 자료 (1988~2008)를 이용하였다.

적조발생량에 대한 한계기준점 ( $RT_{limit}$ )은 분석기간 중 평균 적조발생량

인  $460(\times 1000 \text{ cell/ml})$ 로 설정하였으며, 목표기준점 ( $RT_{\text{target}}$ )은 절반수준인  $230(\times 1000 \text{ cell/ml})$ 로 설정하였다. 1988년의 적조발생량은  $662(\times 1000 \text{ cell/ml})$ 로 한계기준점, 2로 평가되었으며, 2008년의 적조발생량은  $36(\times 1000 \text{ cell/ml})$ 로 목표기준점, 0으로 평가되었다 (Table 9). 적조발생량의 RS 값은 감소하였다 (Fig. 4).

#### (4) 산란장 및 성육장의 오염도 (PG/G)

산란장 및 성육장의 오염도 변화를 부유물질의 농도를 기준으로 평가하였으며, 국립수산과학원의 국가해양환경측정망 자료 (1992~2008) 중 남해안 12개 정점의 부유물질 자료를 분석하였다. 한계기준점 ( $PG/G_{\text{limit}}$ )은  $10.0\text{mg/L}$ , 목표기준점 ( $PG/G_{\text{target}}$ )은 한계기준점의 절반 수준으로 설정하였다. 1988년의 부유물질 농도는 평균  $7.85\text{mg/L}$ 로 조사되어 평가점수는 1.14로 계산되었으며, 2008년의 부유물질 농도는 평균  $9.5\text{mg/L}$ 로 조사되어 평가점수는 1.81로 평가되었다 (Table 9). 산란장 및 성육장의 오염도에 대한 RS 값은 증가하였다 (Fig. 4).

#### (5) 어구유실 (FR)

대형선망어업의 어구유실은 거의 없으므로 1988년과 2008년 모두 목표기준점, 0으로 평가되었다.

#### (6) 해양폐기물 (DW)

해양폐기물은 사고에 의한 해역별 해양오염 발생현황 자료 (KOSIS, 1990~2008)를 이용하여 분석하였다.

해양폐기물의 한계기준점 ( $DW_{\text{limit}}$ )은 분석기간 중 남해안 평균값인  $1,429.5\text{kl}$ 로 목표기준점 ( $DW_{\text{target}}$ )은  $714.8\text{kl}$ 로 설정하였다. 1988년의 해양폐기물량은  $1,121.2\text{kl}$ 로 평가점수는 1.14점으로 평가되었으며, 2008년에는  $340.6\text{kl}$ 로 목표기준점, 0으로 평가되었다. 해양폐기물의 RS 값은 감소하였다 (Fig. 4).

라. 사회경제적 편익

(1) 최대경제적생산량 (MEY)

생산성의 경우 어획량 지표에 대해서 경제학적인 관념인 최대경제적생산량 (MEY)을 기준점으로 설정하였으며, 최대지속적생산량과 어업비용과의 관계 (Seo and Zhang, 2001)를 이용하여 직접 추정하였다.

대형선망어업 고등어의 경우 MEY는 153,338톤으로 추정되었으며, 목표기준점은 0.1MEY 수준인 15,334톤, 한계기준점은 0.2MEY 수준인 30,668톤으로 설정하였다. 1988년과 2008년의 생산성은 양륙량에서 MEY를 뺀 값으로 각각 1,610톤과 14,021톤으로 평가점수는 모두 목표기준점, 0으로 평가되었다.

전갱이의 경우 최대경제적생산량이 18,317톤으로 추정되었고, 목표기준점은 1,832톤, 한계기준점은 3,663톤으로 설정하였으며, 1988년도의 생산성은 13,423톤으로 한계기준점, 2로 평가되었다. 2008년의 생산성은 6,784톤으로 평가점수는 목표기준점, 0으로 평가되었다 (Table 9).

고등어의 RS 값은 변동 없으나 전갱이는 감소하였다 (Fig. 4).

(2) 평균 임금 (IPPE)

대형선망어업에 종사하는 가구당 평균 임금은 수산경제연구원의 생산성지표 통계 (FEI, 1988~2008)의 종사자 1인당 인건비를 활용하였다 (Appendix 18).

1988년의 목표기준점 ( $IPPE_{target}$ )은 도시근로자 4인가구 월평균 소득인 1,231,600원, 한계기준점 ( $IPPE_{limit}$ )은 최저생계비 573,800원으로 설정하였으며, 1988년의 대형선망어업 종사자의 1인당 평균 임금은 508,417원으로 평가점수는 한계기준점, 2로 평가되었다. 2008년의 목표기준점은 3,905,600원, 한계기준점은 1,265,800원으로 설정하였으며, 2008년의 대형선망어업의 종사자의 1인당 평균 임금은 2,922,500원으로 평가점수는 0.74로 계산되었다 (Table 9). 평균 임금의 RS 값은 감소하였다 (Fig. 4).

(3) 판매 이윤비 (RPS)

대형선망어업의 판매 이윤비는 수협경제연구원 어업수지 통계 (FEL, 1988~2008)의 어업수입과 총비용의 비율로 계산하였다 (Appendix, 19).

대형선망어업의 판매 이윤비의 경우 1988년의 목표기준점 ( $RPS_{target}$ )은 16개 어업의 어업수입과 총비용의 평균비율인 25.4%로 설정하였고, 한계기준점 ( $RPS_{limit}$ )은 판매 이윤비가 전혀 없는 0%로 설정하였다. 1988년의 대형선망어업의 판매 이윤비는 16.3%로서 평가점수는 0.72로 계산되었다. 2008년의 목표기준점은 8.6%, 한계기준점은 0%로 설정하였으며, 2008년의 대형선망어업의 판매 이윤비는 9.8%로서 목표기준점, 0으로 평가되었다 (Table 9). 대형선망어업 판매 이윤비의 RS 값은 감소하였다 (Fig. 4).

#### (4) 식량자급율 (RLTS)

대형선망어업의 식량자급율은 농림수산통계연보의 수산물 수입실적 (KOSIS, 1995~2008)과 국내생산량의 비율로 계산하였다 (Appendix 20).

식량자급율의 경우 1988년의 목표기준점 ( $RLTS_{target}$ )은 1995년의 전체 생산량 대비 총 수입량 비율인 77.4%로 설정하였고, 한계기준점 ( $RLTS_{limit}$ )은 목표기준점의 절반인 38.7%로 설정하였으며, 1995년의 고등어의 수입량은 2,510톤으로 식량자급율은 98.6%로 추정되어 목표기준점, 0으로 평가되었다. 2008년의 목표기준점은 53.0%, 한계기준점은 26.5%로 설정하였으며, 2008년의 고등어의 수입량은 30,219톤으로 식량자급율은 85.3%로 목표기준점, 0으로 평가되었다. 전갱이는 1988년과 2008년 모두 식량자급율이 100%로 목표기준점, 0으로 평가되었다 (Table 9).

고등어와 전갱이의 식량자급율에 대한 RS 값은 변동이 없었다 (Fig. 4).

#### (5) 고용증가율 (ER)

고용증가율은 어선 세력의 증감과 승선인원의 수를 환산하여 고용증가율을 계산하였으며, 우리나라 고용증가율은 연령별 경제활동 인구 총괄 자료 (KOSIS, 1987~2008)를 이용하였다 (Appendix 21).

고용 증가율의 경우 1988년의 목표기준점 ( $ER_{target}$ )은 0.88%, 한계기준점

( $ER_{limit}$ )은 0.44%로 설정하였으며, 1988년의 대형선망어업의 고용증가율은 -1.5%로서 한계기준점, 2로 평가되었다. 2008년의 고용증가율의 목표기준점은 -0.25%, 한계기준점은 -0.50%로 설정하였으며, 2008년의 대형선망어업 고용증가율은 -8.4%로서 한계기준점, 2로 평가되었다 (Table 9). 고용증가율의 RS 값은 변동이 없었다 (Fig. 4).

#### 마. 대형선망어업의 지표별 위험도

Tier 1에 의해 분석된 지표별 위험도는 고등어의 경우 지속성에서는 어획개시연령 ( $t_c$ ), 어장분포 면적 (FG), 어획물의 평균 영양단계 ( $TL_m$ )에서 높은 위험도를 나타냈고, 생물다양성에서는 군집 평균 영양단계 ( $TL_c$ ), 부어류/저어류 비율 (P/B), 서식처에서는 해사채취율 (SC), 산란장 및 성육장 오염도 (PG/G), 사회경제적 편익에서는 고용증가율 (ER)에서 현재 높은 위험도를 나타내고 있다. 전갱이는 지속성에서 어획개시연령, 어장분포 면적, 영양단계, 성어비율에서 높은 위험도를 보였으며, 나머지 목표별 지표에서는 고등어와 동일하게 위험도를 나타냈다 (Fig. 4).

#### 바. 부수어종의 Tier 2에 의한 위험도 점수

Tier 2에 의해 분석한 부수어종의 위험도점수는 1988년의 지속성부분에서는 어구가입체장, 자원평가 및 관리, 자원회복방법에 대한 위험도 평가점수가 높게 나타났으며, CPUE관리와 최고연령 지표에서는 낮은 위험도 점수로 평가되었다. 생물다양성에서는 혼획, 폐기, 비목표종을 위한 어구제한 및 혼획방지전략에서 높은 위험도를 나타냈으며, 어획종수에서는 낮은 위험도를 나타냈다. 서식처 훼손율에서는 서식처 오염, 어구제한 또는 서식처 폐쇄, 서식처 회복 지표에서 높은 위험도를 나타냈으며, 어구가 서식처에 미치는 영향과 어구유실은 낮게 평가되었다. 사회경제적 편익은 고용경향에서 높은 위험도를, 임금의 경향에서는 낮은 위험도를 나타냈다 (Table 10).

2008년의 지속성부분에서는 어획강도와 최고연령 지표에서 낮은 위험도를 나타냈으며, 어구가입체장과 자원회복 방법 지표는 여전히 위험도가 높게 나

타났다. 생물다양성은 혼획종에서 위험도가 높게 나타났으며, 나머지 지표는 대부분 중간점수인 1로 평가되었다. 서식처는 생물학적 서식처의 회복에서는 여전히 위험도가 높게 나타났으며, 나머지 항목은 개선된 점수로 평가되었다. 사회경제적 편익은 고용경향에서 위험도가 높게 추정되었다 (Table 11).

### 3.1.2. 대형쌍끌이기선저인망어업

남해 어장 생태계내 대형쌍끌이기선저인망어업에서 어획되는 갈치, 참조기, 황아귀의 위험도 평가는 Tier 1에 의해 수행하였으며 (Table 12 and Fig. 5), 강달이, 삼치, 멸치, 고등어, 오징어, 병어는 Tier 2에 의해 수행하였다 (Table 13 and 14).

#### 가. 지속성 유지

##### (1) 단위노력당어획량 (CPUE)

단위노력당어획량은 국립수산물과학원의 연도별 해구별 어종별 어획량 및 노력량 자료 (NFRDI, 1988~2008)를 이용하였고 Schaefer (1957) 모델에 의해 최대지속적생산량 (MSY) 및 MSY시의  $CPUE_{MSY}$ 를 추정하였다 (Table 12).

갈치의 MSY는 20,724톤, 이때의 어획노력량은 91,603 (haul)로 추정되어 CPUE (kg/haul)에 대한 목표기준점  $CPUE_{MSY}$ 는 226.2, 한계기준점은 절반수준인 113.1로 추정되었다. 1988년과 2008년의 CPUE는 각각 50.0과 98.8로 나타나 평가점수는 한계기준점, 2로 평가되었다.

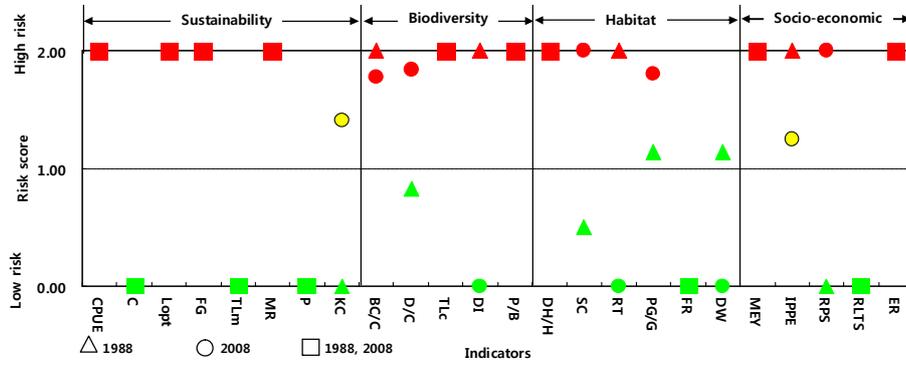
참조기의 MSY는 10,433톤, 이때의 어획노력량은 86,420 (인망횃수)로 추정되어 목표기준점은 120.7, 한계기준점은 69.8로 추정되었다. 1988년의 CPUE는 80.0으로 평가점수는 1.60으로 계산되었으며, 2008년의 CPUE는 95.4로 평가점수는 1.27로 계산되었다.

황아귀의 MSY는 428톤, 이때의 어획노력량은 67,089 (인망횃수)로 추정되어 목표기준점은 6.4, 한계기준점은 3.2로 추정되었다. 1988년의 CPUE는 5.2로 평가점수는 0.73으로 계산되었으며, 2008년의 CPUE는 4.2로 평가점수는 1.39로 계산되었다.

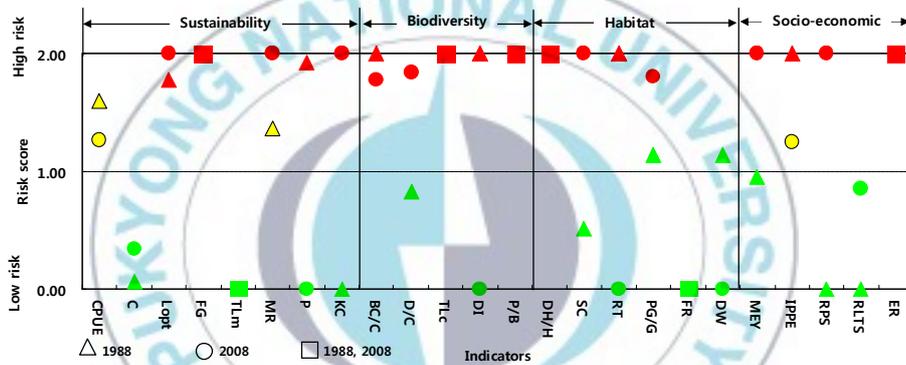
Table 12. Risk scores for the ecosystem-based tier 1 fisheries assessment of large pair trawl fishery in the southern sea of Korea

Objectives	Indicator	Hair tail		Yellow croaker		Yellow goose fish	
		1988	2008	1988	2008	1988	2008
Sustainability	CPUE	2.00	2.00	1.60	1.27	0.70	1.39
	C	0.00	0.00	0.07	0.34	2.00	0.00
	L <sub>opt</sub>	2.00	2.00	1.78	2.00	2.00	2.00
	FG	2.00	2.00	2.00	2.00	0.00	2.00
	TL <sub>m</sub>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	MR	2.00	2.00	1.36	2.00	2.00	0.14
	P	0.00	0.00	1.92	0.00	-	-
	KC	0.00	1.41	0.00	2.00	-	-
Biodiversity	BC/C	2.00	1.78	2.00	1.78	2.00	1.78
	D/C	0.82	1.83	0.82	1.83	0.82	1.83
	TL <sub>c</sub>	2.00	2.00	2.00	2.00	2.00	2.00
	DI	2.00	0.00	2.00	0.00	2.00	0.00
	P/B	2.00	2.00	2.00	2.00	2.00	2.00
Habitat	DH/H	2.00	2.00	2.00	2.00	2.00	2.00
	SC	0.51	2.00	0.51	2.00	0.51	2.00
	RT	2.00	0.00	2.00	0.00	2.00	0.00
	PG/G	1.14	1.81	1.14	1.81	1.14	1.81
	FR	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	DW	1.14	0.00	1.14	0.00	1.14	0.00
Socio-economic benefit	MEY	2.00	2.00	0.95	2.00	2.00	1.11
	IPPE	2.00	1.25	2.00	1.25	2.00	1.25
	RPS	0.00	2.00	0.00	2.00	0.00	2.00
	RLTS	0.00	0.00	0.00	0.85	2.00	1.89
	ER	2.00	2.00	2.00	2.00	2.00	2.00

(a) Hair tail



(b) Yellow croaker



(c) Yellow goose fish

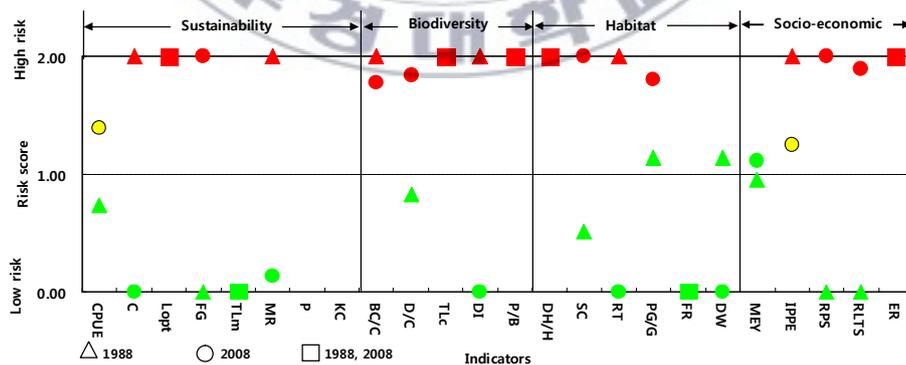


Fig. 5. Risk scores for the ecosystem-based tier 1 fisheries assessment of large pair trawl fishery in the southern sea of Korea. Red denotes high risk, medium risk with yellow, and low risk with green.

Table 13. Risk scores for the ecosystem-based tier 2 fisheries assessment of year 1988 in the large pair trawl fishery

Objectives	No.	Risk score					
		Cr <sup>1</sup>	Sm <sup>2</sup>	An <sup>3</sup>	Cm <sup>4</sup>	Cs <sup>5</sup>	P <sup>6</sup>
Sustainability	S-1	0	1	1	1	1	1
	S-2	1	1	1	1	1	1
	S-3	2	2	2	2	2	2
	S-4	1	1	1	1	1	1
	S-5	2	2	2	1	1	1
	S-6	2	2	0	2	2	2
	S-7	0	0	0	0	0	0
	S-8	1	2	1	2	1	1
	S-9	1	2	2	2	1	1
	S-10	1	1	1	1	1	1
	S-11	2	2	2	2	2	2
Biodiversity	B-1	2	2	2	2	2	2
	B-2	2	2	2	2	2	2
	B-3	2	2	2	2	2	2
	B-4	0	0	0	0	0	0
	B-5	2	2	2	2	2	2
Habitat	H-1	1	1	1	1	1	1
	H-2	1	1	1	1	1	1
	H-3	0	0	0	0	0	0
	H-4	2	2	2	2	2	2
	H-5	2	2	2	2	2	2
	H-6	2	2	2	2	2	2
	H-7	1	1	1	1	1	1
Socio-economic benefit	E-1	0	2	2	2	2	2
	E-2	0	0	0	0	0	0
	E-3	0	1	1	1	1	1
	E-4	0	0	1	1	1	0
	E-5	2	2	2	2	2	2

<sup>1</sup> Croakers, <sup>2</sup> Spanish mackerel, <sup>3</sup> Anchovy, <sup>4</sup> chub mackerel, <sup>5</sup> Common squid,

<sup>6</sup> Pomfret

Table 14. Risk scores for the ecosystem-based tier 2 fisheries assessment of year 2008 in the large pair trawl fishery

Objectives	No.	Risk score					
		Cr <sup>1</sup>	Sm <sup>2</sup>	An <sup>3</sup>	Cm <sup>4</sup>	Cs <sup>5</sup>	P <sup>6</sup>
Sustainability	S-1	1	0	0	1	1	1
	S-2	0	0	0	0	0	0
	S-3	1	1	1	2	2	1
	S-4	1	1	1	1	1	1
	S-5	1	1	1	0	0	1
	S-6	2	2	0	2	2	2
	S-7	0	0	0	0	0	0
	S-8	1	1	2	0	1	1
	S-9	2	2	1	2	1	2
	S-10	0	0	1	0	0	0
	S-11	2	2	2	2	2	2
Biodiversity	B-1	2	2	2	2	2	2
	B-2	1	1	1	1	1	1
	B-3	2	2	2	2	2	2
	B-4	1	1	1	1	1	1
	B-5	1	1	1	1	1	1
Habitat	H-1	1	1	1	1	1	1
	H-2	1	1	1	1	1	1
	H-3	0	0	0	0	0	0
	H-4	1	1	1	1	1	1
	H-5	1	1	1	1	1	1
	H-6	1	1	1	1	1	1
	H-7	2	2	2	2	2	2
Socio-economic benefit	E-1	2	0	0	2	2	2
	E-2	1	1	1	1	1	1
	E-3	1	0	0	1	1	1
	E-4	0	0	1	1	1	0
	E-5	2	2	2	2	2	2

<sup>1</sup> Croakers, <sup>2</sup> Spanish mackerel, <sup>3</sup> Anchovy, <sup>4</sup> chub mackerel, <sup>5</sup> Common squid,

<sup>6</sup> Pomfret

단위노력당 어획량의 RS 값은 갈치는 변동이 없었고 참조기는 감소하였으며 황아귀는 증가하였다 (Fig. 5).

## (2) 어획량 (C)

대형쌍끌이기선저인망어업 갈치의 어획량은 1988년에 6,098톤이며, 최대지속적생산량 (MSY)은 20,724톤으로, 한계기준점은 목표기준점의 2배인 41,447톤으로 추정되어 위험도 평가점수는 목표기준점, 0으로 평가되었다. 2008년의 어획량은 6,913톤으로 나타나 목표기준점, 0으로 평가되었다.

참조기의 경우 최대지속적생산량 (MSY)은 1988년과 2008년을 기준으로 5개년 평균의 0.75를 곱하여 구하였으며, 1988년의 목표기준점은 10,433톤, 한계기준점은 20,865톤으로 추정되었다. 1988년의 어획량은 10,774톤으로 평가점수는 0.07로 계산되었다. 2008년의 목표기준점은 2,074톤, 한계기준점은 4,148톤으로 추정되었으며, 2008년의 참조기 어획량이 2,429톤으로 나타나 평가점수는 0.34로 계산되었다.

황아귀의 어획량은 1988년에 2,973톤이며, 최대지속적생산량 (MSY)은 428톤, 한계기준점은 856톤으로 추정되어 위험도 평가점수는 한계기준점, 2로 평가되었다. 2008년의 어획량은 228톤으로 나타나 목표기준점, 0으로 평가되었다 (Table 12).

어획량 지표의 RS 값은 갈치는 변동이 없었고 참조기는 증가하였으며 황아귀는 감소하였다 (Fig. 5).

## (3) 어획개시체장 ( $L_{opt}$ )

갈치, 참조기, 황아귀의 어획개시체장은 50% 성숙체장을 기준으로 설정하였으며, 과거의 자료는 기존의 연구결과를 인용하였고, 최근년도의 결과는 조사자료를 토대로 직접 추정하였다 (Table 12).

갈치의 적정어획체장 대한 1988년의 목표기준점 ( $L_{target}$ )은 50% 성숙체장은 22.5cm (Park, 1999a)로, 한계기준점 ( $L_{limit}$ )은 20.3cm로 설정하였으며, 1988년의 평균체장은 20.8cm (NFRDA, 1990)로 나타나 한계기준점, 2로

평가되었다. 2008년의 목표기준점은 25.5cm로, 한계기준점은 23.0cm로 설정하였으며, 2008년의 평균체장은 19.9cm로 추정되어 한계기준점, 2로 평가되었다.

참조기의 평균체장은 1988년에는 17.4cm (Baik, 2001)로 추정되었으며, 목표기준점은 50% 성숙체장인 19.1cm (Baik et al., 2005)로, 한계기준점은 17.2cm로 추정되어 위험도 점수는 1.78로 계산되었다. 2008년의 평균체장은 13.7cm로 추정되었으며, 목표기준점은 17.6cm로, 한계기준점은 15.8cm로 추정되어 한계기준점, 2로 평가되었다.

황아귀의 평균체장은 1988년에는 35.1cm로 측정되었으며, 목표기준점은 48.5cm (Park, 1999b)로, 한계기준점은 43.7cm로 추정되어 평가점수는 한계기준점, 2로 평가되었다. 2008년의 평균체장은 42.2cm로 추정되어 마찬가지로 한계기준점, 2로 평가되었다.

어획개시체장의 RS는 갈치와 황아귀는 변동이 없었고 참조기는 증가하였다 (Fig. 5).

#### (4) 어장분포 면적 (FG)

갈치, 참조기, 황아귀의 어장분포 면적은 국립수산과학원의 연도별 해구별 분포 자료 (NFRDI, 1988~2008)를 이용하여 분포 해구에 대한 면적을 계산하여 분석하였다 (Table 12).

갈치의 어장분포 면적에 대한 목표기준점 ( $FG_{target}$ )은 1995년도의 면적을 기준으로 90%를 적용한 결과,  $213,923\text{km}^2$ 으로 추정되었으며, 한계기준점 ( $FG_{limit}$ )은  $190,154\text{km}^2$ 으로 설정하였다. 갈치의 1988년과 2008년의 어장분포 면적은 각각  $182,215\text{km}^2$ 와  $132,737\text{km}^2$ 으로 추정되어 모두 한계기준점, 2로 평가되었다.

참조기의 어장분포 면적에 대한 목표기준점은 1995년의 면적을 기준으로  $197,254\text{km}^2$ , 한계기준점은  $175,337\text{km}^2$ 으로 설정하였다. 참조기의 1988년과 2008년의 어장분포 면적은 각각  $166,693\text{km}^2$ 와  $101,868\text{km}^2$ 으로 추정되어 모두 한계기준점, 2로 평가되었다.

황아귀의 어장분포 면적에 대한 목표기준점은 1994년의 면적을 기준으로

로 175,028km<sup>2</sup>, 한계기준점은 155,580km<sup>2</sup>으로 설정하였다. 황아귀의 1988년의 서식처 범위는 194,476km<sup>2</sup>으로 추정되어 목표기준점, 0으로 평가되었으며, 2008년의 서식처 범위는 138,911km<sup>2</sup>으로 추정되어 한계기준점, 2으로 평가되었다.

어장분포 면적에 대한 RS 값은 갈치와 참조기는 변동이 없었고 황아귀는 증가하였다 (Fig. 5).

#### (5) 어획물의 평균 영양단계 (TL<sub>m</sub>)

대형쌍끌이기선저인망어업의 연도별 어획물의 평균영양단계는 Lee et al. (2007)의 먹이조성 자료를 이용하여 추정하였다 (Table 12).

대형쌍끌이기선저인망어업의 어획물 평균 영양단계에 대한 목표기준점 (TL<sub>target</sub>)은 앞에서 대형선망어업과 마찬가지로 3.43으로 설정하였고, 한계기준점 (TL<sub>limit</sub>)은 3.33으로 설정하였다. 1988년과 2008년의 대형쌍끌이기선저인망어업 어획물의 영양단계는 각각 3.50과 3.70으로 목표기준점, 0으로 평가되었다. 어획물의 평균 영양단계에 대한 RS 값은 변동 없었다 (Fig. 5).

#### (6) 성어비율 (MR)

대형쌍끌이기선저인망어업의 갈치, 참조기, 황아귀의 연도별 성어비율은 국립수산과학원의 조사자료 (1988, 2008)와 생물학적 특성치를 이용하여 분석하였다 (Table 12).

갈치의 성어비율에 대한 목표기준점 (MR<sub>target</sub>)은 MR<sub>40%</sub>인 27.9%로 추정되었으며, 한계기준점 (MR<sub>limit</sub>)은 MR<sub>20%</sub>인 13.9%로 추정되었다. 1988년의 갈치의 성어비율은 3%로 한계기준점, 2로 평가되었으며, 2008년의 목표기준점은 26.7%, 한계기준점은 13.4%로 추정되었다. 2008년의 갈치의 성어비율은 0.4%로서 한계기준점, 2로 평가되었다.

참조기의 1988년의 성어비율에 대한 목표기준점은 28.8%, 한계기준점은 14.4%로 추정되었으며, 1988년의 참조기의 성어비율은 19.0%로 추정되어 평가점수는 1.36으로 계산되었다. 2008년의 목표기준점은 27.4%, 한계기준

점은 13.7%로 추정되었으며, 참조기의 2008년의 성어비율은 13.7%로서 한계기준점, 2로 평가되었다.

황아귀의 성어비율에 대한 목표기준점과 한계기준점은 1988년과 2008년 모두 각각 33.1%, 16.6%로 설정하였다. 1988년의 황아귀의 성어비율은 12.7%로 추정되어 한계기준점, 2로 평가되었으며, 2008년의 성어비율은 32.0%로서 평가점수는 0.14로 계산되었다.

성어비율에 대한 RS 값은 갈치는 변동이 없었고 참조기는 증가하였으며 황아귀는 감소하였다 (Fig. 5).

#### (7) 체장 스펙트럼의 기울기 (P)

대형쌍끌이기선저인망어업 갈치와 참조기의 연도별 체장은 국립수산물학원의 체장조성자료 (NFRDA, 1967, 1987; Appendix 14)를 이용하여 추정하였다 (Table 12).

갈치의 체장에 대한 개체수를 나타내는 체장 스펙트럼의 기울기 지표에 대한 통계값의 유의수준 P는 1988년과 2008년에 각각 0.66과 0.75로 나타나 모두 목표기준점, 0으로 평가되었다.

참조기의 경우 1988년에는 0.014로 추정되어 평가점수는 1.92로 계산되었으며, 2008년에는 0.11로 추정되어 목표기준점, 0으로 평가되었다.

황아귀는 자료의 부족으로 분석지표에서 제외하였다. 갈치의 RS 값은 변동이 없었으나 참조기는 감소하였다 (Fig. 5).

#### (8) 자원 이용율 (KC)

갈치와 참조기의 인접국간 자원 이용율을 분석하기 위해 한·중·일 3개국의 어획량 중 한국의 어획비율을 추정하였으며, FAO 및 KOSIS DB를 이용하였다 (Table 12, Appendix 15~16).

갈치의 자원 이용율에 대한 목표기준점은 8.7%, 한계기준점은 4.4%로 설정하였으며, 1988년의 우리나라 갈치 어획비율은 20.8%로 평가점수는 목표기준점, 0으로 평가되었으며, 2008년에는 5.6%로 평가점수는 1.41로 계산

되었다.

참조기의 자원 이용율에 대한 목표기준점은 18.7%, 한계기준점은 9.4%로 설정하였다. 1988년의 우리나라 참조기 어획비율은 43.8%로 목표기준점, 0으로 평가되었으며, 2008년의 어획비율은 8.6%로서 한계기준점, 2로 평가되었다. 갈치와 참조기의 RS 값은 증가하였다 (Fig. 5).

황아귀는 중국과 일본의 어획량 자료 부족으로 분석지표에서 제외하였다.

#### 나. 생물다양성 유지

##### (1) 혼획율 (BC/C)

대형쌍끌이기선저인망어업의 혼획율은 목표종인 갈치, 참조기, 황아귀를 제외한 어획량 중 어획량 순위가 상위 5위까지의 어종을 제외한 종을 혼획종으로 계산하였다. 1988년의 한계기준점 ( $BC/C_{limit}$ )은 시작 년도로부터 5개년 (1988~1992)의 평균값인 0.361로 설정하였고, 목표기준점 ( $BC/C_{target}$ )은 한계기준점의 절반 수준인 0.181로 설정하였다. 1988년의 혼획율은 0.428로서 한계기준점, 2로 평가되었다. 2008년의 한계기준점은 마지막 년도로부터 5개년 (2004~2008)의 평균값인 0.201로 설정하였고, 목표기준점은 0.100으로 설정하였다. 2008년의 혼획율은 0.189로서 평가점수는 1.78로 계산되었다 (Table 12). 혼획율의 RS 값은 감소하였다 (Fig. 5).

##### (2) 폐기율 (D/C)

대형쌍끌이기선저인망어업의 폐기율은 어획통계 자료 중 기타어류로 분류되는 어획량의 1% 수준을 폐기율로 계산하였다. 평가 기준점은 기준년도로부터 5개년의 평균 폐기율을 한계기준점 ( $DC/C_{target}$ )으로 하였고, 목표기준점 ( $DC/C_{target}$ )은 한계기준점의 80%수준으로 설정하였다.

1988년의 목표기준점 ( $DC/C_{target}$ )은 0.08, 한계기준점 ( $DC/C_{target}$ )은 0.10으로 설정하였고 2008년의 목표기준점은 0.013, 한계기준점은 0.017으로 설정하였다. 1988년의 폐기율은 0.09로서 평가점수는 0.82로 계산되었으며, 2008년의 폐기율은 0.016으로 평가점수는 1.83으로 계산되었다 (Table 12).

폐기율의 RS 값은 증가하였다 (Fig. 5).

### (3) 군집 평균 영양단계 ( $TL_c$ )

갈치, 참조기, 황아귀의 군집 영양단계는 Lee et al. (2007)의 자료를 인용하여 사용하였다. 생산력을 나타내는 군집 평균 영양단계는 MSC (2009)의 자료를 기준으로 목표기준점 ( $TL_{c\text{target}}$ )은 2.75, 한계기준점 ( $TL_{c\text{limit}}$ )은 3.25로 설정하였으며, 갈치와 황아귀 군집의 평균 영양단계는 3.71, 참조기는 3.62로서 1988년과 2008년의 평가점수는 모두 한계기준점, 2로 평가되어 RS 값은 변동이 없었다 (Table 12 and Fig. 5).

### (4) 종다양성 지수 (DI)

대형쌍끌이기선저인망어업 어획물의 종다양성 지수는 분석기간 중 시작년도와 마지막년도의 5개년을 평균하여 계산하였다. 1988년의 목표기준점 ( $DI_{\text{target}}$ )은 2.801, 한계기준점 ( $DI_{\text{limit}}$ )은 2.765로 계산되었으며, 1988년의 종다양성 지수는 2.476~2.837의 범위로 평균값은 2.623으로 추정되어 한계기준점, 2로 평가되었다. 2008년의 목표기준점은 2.156, 한계기준점은 2.139로 계산되었으며, 2008년의 종다양성 지수는 2.120~2.289의 범위로 평균값은 2.178로 추정되어 목표기준점, 0으로 평가되었다 (Table 12). 종다양성 지수의 RS 값은 감소하였다 (Fig. 5).

### (5) 부어류와 저어류의 비율 (P/B)

대형쌍끌이기선저인망어업의 부어류 (P)/저어류 (B)의 목표기준점 ( $P/B_{\text{target}}$ )은 0.5로 설정하였으며,  $0.05P/B_{\text{target}} \sim 0.1P/B_{\text{target}}$ 의 범위에서 평가하였다. 1988년과 2008년의 P/B는 각각 0.387과 1.387로 계산되어 평가점수는 모두 한계기준점, 2로 평가되었으며 RS 값은 변동이 없었다 (Table 12 and Fig. 5).

다. 서식처

### (1) 서식처 훼손율 (DH/H)

남해 어장 생태계에서 대형쌍끌이기선저인망어업의 서식처 훼손율은 대형쌍끌이기선저인망어업이 저층을 끌면서 조업하는 어구이기 때문에 1988년과 2008년 모두 한계기준점, 2로 평가되어 RS 값은 변동이 없었다 (Table 12 and Fig. 5).

## (2) 어구유실 (FR)

대형쌍끌이기선저인망어업의 어구유실은 거의 없으므로 1988년과 2008년 모두 목표기준점, 0으로 평가되었다 (Table 12 and Fig. 5).

해사채취율 (SC), 산란장 및 성육장의 오염도 (PG/G), 적조발생량 (RT), 해양폐기물 (DW)은 남해 어장에서의 생태계 수준에 대한 공통적인 지표이므로 대형선망어업에서의 분석결과와 동일하다.

## 라. 사회경제적 편익

### (1) 최대경제적생산량 (MEY)

대형쌍끌이기선저인망어업 갈치의 MEY는 28,622톤으로 추정되었으며, 목표기준점은 0.1MEY 수준인 2,862톤, 한계기준점은 0.2MEY 수준인 5,724톤으로 설정되었으며, 1988년과 2008년의 생산성은 각각 22,524톤과 21,709톤으로 평가점수는 모두 한계기준점, 2로 평가되었다.

참조기는 1988년의 목표기준점은 939톤, 한계기준점은 1,878톤으로 설정하였으며, 1988년의 생산성은 1,385톤으로 평가점수는 0.95로 계산되었다. 2008년의 목표기준점은 187톤, 한계기준점은 373톤으로 설정하였으며, 2008년의 생산성은 562톤으로 평가점수는 한계기준점, 2로 평가되었다.

황아귀의 경우, 목표기준점은 27톤, 한계기준점은 54톤으로 설정하였으며, 1988년의 생산성은 2,703톤으로 한계기준점, 2로 평가되었으며, 2008년의 생산성은 42톤으로 평가점수는 1.11로 계산되었다 (Table 12).

갈치의 RS 값은 변동이 없었고 참조기는 증가하였으며 황아귀는 감소하였다 (Fig. 5).

## (2) 평균 임금 (IPPE)

대형쌍끌이기선저인망어업에 종사하는 가구당 평균 임금은 수산경제연구원의 생산성 지표 통계 (FEL, 1988~2008)의 종사자 1인당 인건비를 활용하였다 (Table 12, Appendix 18).

대형쌍끌이기선저인망어업에 종사하는 가구당 평균 임금의 경우 1988년의 목표기준점 ( $IPPE_{target}$ )은 도시근로자 4인 가구 월평균 소득인 1,231,600원, 한계기준점 ( $IPPE_{limit}$ )은 최저생계비 573,800원으로 설정하였으며, 1988년의 평균 임금은 441,100원으로 평가점수는 한계기준점, 2로 평가되었다. 2008년의 목표기준점은 3,905,600원, 한계기준점은 1,266,800원으로 설정하였으며, 2008년의 평균 임금은 2,259,300원으로 평가점수는 1.25로 계산되었다. 평균 임금의 RS 값은 감소하였다 (Fig. 5).

## (3) 판매 이윤비 (RPS)

판매 이윤비는 수협경제연구원 어업수지 통계 (FEL, 1988~2008)의 어업수입과 총비용의 비율로 계산하였다 (Table 12, Appendix 19).

대형쌍끌이기선저인망어업의 판매 이윤비의 경우 1988년의 목표기준점 ( $RPS_{target}$ )은 16개 어업의 평균 어업수입과 총비용의 비율인 25.4%, 한계기준점 ( $RPS_{limit}$ )은 0%로 설정하였다. 1988년의 대형쌍끌이기선저인망어업의 판매 이윤비는 27.3%로서 평가점수는 목표기준점, 0으로 평가되었다. 2008년의 목표기준점은 8.6%, 한계기준점은 0%로 설정하였으며, 2008년의 대형쌍끌이기선저인망어업의 판매 이윤비는 -0.8%로서 한계기준점, 2로 평가되었다. 판매 이윤비의 RS 값은 증가하였다 (Fig. 5)

## (4) 식량 자급율 (RLTS)

식량 자급율은 농림수산통계연보의 수산물 수입실적 (KOSIS, 1995~2008)과 국내생산량의 비율로 계산하였다 (Table 12, Appendix 20).

식량 자급율의 경우 1988년의 목표기준점 ( $RLTS_{target}$ )은 1995년의 전체 생산량 대비 총 수입량의 비율인 77.4%, 한계기준점 ( $RLTS_{limit}$ )은 38.7%로 설

정하였으며, 1995년의 갈치의 수입량은 1,280톤으로 식량자급율은 98.5%로 목표기준점, 0으로 평가되었다. 2008년의 목표기준점은 53.0%, 한계기준점은 26.5%로 설정하였으며, 2008년의 갈치의 수입량은 34,110톤으로 식량 자급율은 67.3%로 목표기준점, 0으로 평가되었다.

참조기는 1995년에 수입량이 1,091톤으로 식량 자급율은 95.3%로 목표 기준점, 0으로 평가되었으나, 2008년에는 수입량이 43,068톤으로 식량 자급율이 41.7%로 평가점수는 0.85로 계산되었다.

황아귀는 1995년에 수입량이 5,611톤으로 식량자급률은 29.6%로 한계기준점, 2로 계산되었으며, 2008년에는 수입량이 31,104톤으로 식량 자급율은 27.9%로 평가점수는 1.89로 계산되었다.

식량 자급율의 RS 값은 갈치는 변동이 없었고 참조기는 증가하였으며 황아귀는 감소하였다 (Fig. 5).

#### (5) 고용 증가율 (ER)

고용 증가율은 어선 세력의 증감과 승선인원의 수를 환산하여 고용 증가율을 계산하였으며, 우리나라 고용 증가율은 연령별 경제활동 인구 총괄 자료 (KOSIS, 1987~2008)를 이용하였다 (Table 12, Appendix 21).

대형쌍끌이기선저인망어업의 고용 증가율의 경우 1988년의 목표기준점 ( $ER_{target}$ )은 0.88%, 한계기준점 ( $ER_{limit}$ )은 0.44%로 설정하였으며, 1988년의 대형쌍끌이기선저인망어업의 고용 증가율은 -1.8%로서 한계기준점, 2로 평가되었다. 2008년의 고용 증가율의 목표기준점은 -0.25%, 한계기준점은 -0.50%로 설정하였으며, 2008년의 대형선망어업 고용 증가율은 -9.1%로서 한계기준점, 2로 평가되었다.

고용 증가율의 RS 값은 갈치, 참조기, 황아귀 모두 변동이 없었다 (Fig. 5).

#### 마. 대형쌍끌이기선저인망어업의 지표별 위험도

Tier 1에 의해 분석된 대형쌍끌이기선저인망어업의 갈치, 참조기, 황아귀의 지표별 위험도는 갈치의 경우 지속성에서 단위노력당어획량 (CPUE), 적

정어획체장 ( $L_{opt}$ ), 어장분포 면적 (FG), 성어비율 (MR)의 위험도가 높았으며, 생물다양성에서는 부수어획 (BC/C), 폐기율 (D/C), 군집영양단계 (TLc), 부어류/저어류 비율 (P/B)에서 높은 위험도를 나타냈다. 서식처에서는 서식처 훼손율 (DH/H), 해사채취 (SC), 산란장 및 성육장 오염도 (PG/G)에서 높은 위험도를 나타냈으며, 사회경제적 편익에서는 MEY, 판매 이윤비 (RPS), 고용 증가율 (ER)에서 높은 위험도를 나타냈다 (Fig. 5).

참조기는 지속성에서는 적정어획체장, 어장분포 면적, 성어비율, 자원 이용율 (KC)에서 높은 위험도를 나타냈으며, 생물다양성과 서식처는 갈치와 동일한 위험도를 나타냈다. 사회경제적 편익에서는 MEY와 고용 증가율에서 높은 위험도를 나타냈다 (Fig. 5).

황아귀는 지속성에서 적정어획체장, 어장분포 면적에서 높은 위험도를 나타냈으며, 생물다양성과 서식처는 갈치와 동일하게 나타났다. 사회경제적 편익에서는 판매 이윤비와 식량 자급율 (RLTS), 고용 증가율에서 높은 위험도를 나타냈다 (Fig. 5).

#### 바. 부수어종의 Tier 2에 의한 위험도 점수

Tier 2에 의해 분석한 부수어종의 위험도점수는 1988년의 지속성부분에서는 어구가입체장, 자원평가 및 관리계획, 자원회복방법에 대한 위험도 평가점수가 높게 나타났으며, 최고연령 지표에서는 낮은 위험도 점수로 평가되었다. 생물학적 다양성에서는 기능적 그룹의 구성 지표를 제외한 전 항목에서 위험도점수가 높게 평가되었다. 서식처 훼손율에서는 어업폐기물의 영향, 어구제한 또는 서식처폐쇄, 훼손된 서식처의 물리적 회복 지표에서 높은 위험도를 나타냈으며, 어구유실 지표는 낮게 평가되었다. 사회경제적 편익은 생산량과 평균 임금, 고용경향에서 높은 위험도를 나타냈으며, 임金的 경향에서는 낮은 위험도를 나타냈다 (Table 13).

2008년의 지속성부분에서는 최고연령 지표에서 낮은 위험도를 나타냈으며, 어구가입체장과 자원회복 방법 지표는 여전히 위험도가 높게 나타났다. 생물 다양성은 혼획과 어획종수에서 위험도가 높게 나타났으며, 나머지 지표는 대

부분 중간점수인 1로 평가되었다. 서식처는 생물학적 서식처의 회복에서는 여전히 위험도가 높게 나타났으며, 나머지 항목은 개선된 점수로 평가되었다. 사회경제적 편익은 고용경향에서 위험도가 높게 추정되었다 (Table 14).

### 3.1.3. 기선권현망어업

남해 어장 생태계내 기선권현망어업에서 어획되는 멸치의 위험도 평가는 Tier 1에 의해 수행하였으며 (Table 15 and Fig. 6), 멸치 외 기타 어종의 어획이 거의 없으므로 Tier 2에 의한 분석은 수행하지 않았다.

#### 가. 지속성 유지

##### (1) 단위노력당 어획량 (CPUE)

단위노력당어획량은 국립수산물과학원의 연도별 해구별 어종별 어획량 및 노력량 자료 (NFRDI, 1988~2008)를 이용하였고 Schaefer (1957) 모델에 의해 최대지속적생산량 (MSY) 및 MSY시의  $CPUE_{MSY}$ 를 추정하였다 (Table 15).

기선권현망어업에서 어획되는 멸치의 CPUE (kg/haul)는 1988년에 309로 추정되었으며, 목표기준점 ( $CPUE_{MSY}$ )은 413kg, 한계기준점은 207kg으로 추정되어 위험도 평가점수는 1.00으로 평가되었다. 2008년에는 CPUE가 681kg으로 추정되어 목표기준점, 0으로 평가되었다. 멸치의 CPUE RS 값은 감소하였다 (Fig. 6).

##### (2) 어획량 (C)

멸치의 어획량은 1988년에 72,687톤으로 나타났으며, 최대지속적생산량 (MSY)은 133,171톤, 한계기준점은 266,342톤으로 추정되어 위험도 평가점수는 목표기준점, 0으로 평가되었다. 2008년에는 어획량이 145,402톤으로 나타나 평가점수는 0.18로 계산되었다 (Table 15). 어획량의 RS 값은 증가하였다 (Fig. 6).

Table 15. Risk scores for the ecosystem-based tier 1 fisheries assessment of anchovy drag net fishery in the southern sea of Korea

Objectives	Indicator	Anchovy	
		1988	2008
Sustainability	CPUE	1.00	0.00
	C	0.00	0.18
	L <sub>opt</sub>	2.00	0.00
	FG	2.00	0.00
	TL <sub>m</sub>	2.00	2.00
	MR	2.00	0.00
	P	0.00	1.08
	KC	0.00	0.00
Biodiversity	BC/C	1.41	2.00
	D/C	2.00	2.00
	TL <sub>c</sub>	1.92	1.92
	DI	0.00	0.00
	P/B	2.00	2.00
Habitat	DH/H	0.00	0.00
	SC	0.51	2.00
	RT	2.00	0.00
	PG/G	1.14	1.81
	FR	0.00	0.00
	DW	1.14	0.00
Socio-economic benefit	MEY	2.00	0.31
	IPPE	2.00	1.68
	RPS	1.13	0.00
	RLTS	0.00	0.00
	ER	2.00	0.22

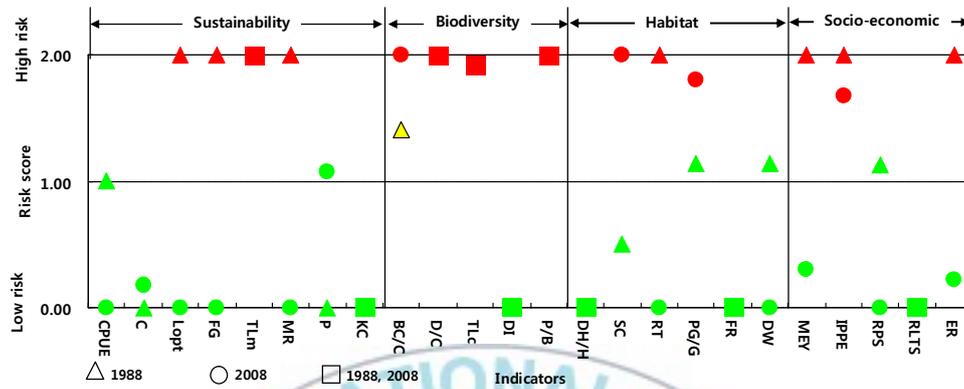


Fig. 6. Risk scores for the ecosystem-based tier 1 fisheries assessment of anchovy drag net fishery in the southern sea of Korea. Red denotes high risk, medium risk with yellow, and low risk with green.

(3) 적정어획체장 ( $L_{opt}$ )

멸치의 적정어획체장에 대한 목표기준점 ( $L_{target}$ )은 50% 성숙체장인 9.0 cm (NFRDI, 2005)로, 한계기준점 ( $L_{limit}$ )은 8.1cm로 설정하였으며, 1988년의 평균체장은 6.5cm (NFRDA, 1987)로 나타나 위험도 점수는 한계기준점, 2로 평가되었다. 2008년의 평균체장은 10.4cm로 추정되어 목표기준점, 0으로 평가되었으며 RS 값은 감소하였다 (Table 15 and Fig. 6).

(4) 어장분포 면적 (FG)

멸치의 어장분포 면적은 국립수산과학원의 연도별 해구별 분포자료 (NFRDI, 1988~2008)를 이용하여 분포 해구에 대한 면적을 계산하였다.

멸치의 어장분포 면적에 대한 목표기준점 ( $FG_{target}$ )은 2008년의 면적을 기준으로 90%를 적용한 결과, 77,790km<sup>2</sup>으로 추정되었으며, 한계기준점 ( $FG_{limit}$ )은 69,147km<sup>2</sup>으로 설정하였다. 갈치의 1988년의 어장분포 면적은 40,130km<sup>2</sup>으로 한계기준점, 2로 평가되었으며, 2008년의 어장분포면적은 86,434km<sup>2</sup>으로 추정되어 목표기준점, 0으로 평가되었다 (Table 15). 어장분포 면적의 RS 값은 감소하였다 (Fig. 6).

(5) 어획물의 평균 영양단계 ( $TL_m$ )

기선권현망어업 어획물의 평균 영양단계는 Lee et al. (2007)의 먹이조성 자료를 이용하여 추정하였다. 목표기준점과 한계기준점은 대형선망어업 및 대형쌍끌이기선저인망어업과 동일하게 설정하였으며, 목표기준점 ( $TL_{target}$ )은 3.43, 한계기준점( $TL_{limit}$ )은 3.33으로 설정하였다. 1988년과 2008년의 기선권현망어업 어획물의 영양단계는 3.23으로서 평가점수는 모두 한계기준점, 2로 평가되었다 (Table 15). 어획물의 평균 영양단계의 RS 값은 변동이 없었다 (Fig. 6)

(6) 성어비율 (MR)

기선권현망어업 멸치의 연도별 성어비율은 국립수산과학원의 조사자료

(1988, 2008)와 생물학적 특성치를 이용하여 분석하였다.

멸치의 성어비율에 대한 목표기준점 ( $MR_{target}$ )은  $MR_{40\%}$ 인 22.4%로 추정되었으며, 한계기준점 ( $MR_{limit}$ )은  $MR_{20\%}$ 인 11.2%로 추정되었다. 1988년의 멸치의 성어비율은 5.2% (NFRDA, 1987)로 한계기준점, 2로 평가되었으며, 2008년의 갈치의 성어비율은 57.0%로서 목표기준점, 0으로 평가되었다 (Table 15). 성어비율의 RS 값은 감소하였다 (Fig. 6).

#### (7) 체장 스펙트럼의 기울기 (P)

기선권현망어업 멸치의 연도별 체장은 국립수산과학원의 체장조성자료 (NFRDA, 1967, 1987; Appendix 15)를 이용하여 추정하였다.

기선권현망어업 멸치의 체장에 대한 개체수를 나타내는 체장 스펙트럼의 기울기 지표에 대한 통계값의 유의수준 P는 1988년에는 0.13으로 추정되어 한계기준점, 2로 평가되었고, 2008년에는 0.05로 추정되어 평가점수는 1.08로 계산되었으며 (Table 15), RS 값은 감소하였다 (Fig. 6).

#### (8) 자원 이용율 (KC)

멸치의 인접국간 자원 이용율을 분석하기 위해 한·중·일 3개국의 어획량 중 한국의 멸치 어획비율을 추정하였으며, FAO 및 KOSIS DB를 이용하였다 (Appendix 16~17).

멸치의 자원 이용율에 대한 목표기준점은 분석기간 동안의 평균인 19.1%, 한계기준점은 절반 수준인 9.6%로 설정하였으며, 1988년과 2008년의 우리나라 멸치 어획비율은 각각 30.3%와 20.7%로 평가점수는 모두 목표기준점, 0으로 평가되었다 (Table 15). 자원 이용율의 RS 값은 변동이 없었다 (Fig. 6).

### 나. 생물다양성 유지

#### (1) 혼획율 (BC/C)

기선권현망어업의 혼획율은 어종별 어획량 중 목표종인 멸치를 제외한 나

머지 종을 혼획종으로 간주하였다. 1988년의 한계기준점 ( $BC/C_{limit}$ )은 시작년도로부터 5개년 (1988~1992)의 평균값인 0.0032로 설정하였고, 목표기준점 ( $BC/C_{target}$ )은 한계기준점의 절반 수준인 0.0016으로 설정하였다. 1988년의 혼획율은 0.0027로서 평가점수는 1.41로 계산되었다. 2008년의 한계기준점은 마지막 년도로부터 5개년 (2004~2008)의 평균값인 0.017로 설정하였고, 목표기준점은 0.009로 설정하였다. 2008년의 혼획율은 0.029로서 한계기준점 2로 평가되었다 (Table 15). 혼획율의 RS 값은 증가하였다 (Fig. 6).

#### (2) 폐기율 (D/C)

기선권현망어업의 폐기율은 어획통계 자료 중 기타어류로 분류되는 어획량의 1% 수준을 폐기율로 계산하였다. 평가 기준점은 기준년도로부터 5개년의 평균 폐기율을 한계기준점 ( $DC/C_{limit}$ )으로 사용하였으며, 목표기준점 ( $DC/C_{target}$ )은 한계기준점의 80% 수준으로 설정하였다. 1988년의 목표기준점은 0.00035%, 한계기준점은 0.00044%로 추정되었고, 1988년의 폐기율은 0.00095%로 한계기준점, 2로 평가되었다. 2008년의 목표기준점은 0.000019%, 한계기준점은 0.000023%로 추정되었으며, 2008년의 폐기율은 0.00012%로 추정되어 한계기준점, 2로 평가되었다 (Table 15). 폐기율의 RS 값은 변동이 없었다 (Fig. 6).

#### (3) 군집 평균 영양단계 ( $TL_c$ )

멸치의 군집 영양단계는 Lee et al. (2007)의 자료를 인용하여 사용하였다. 생산력을 나타내는 군집 평균 영양단계는 MSC (2009)의 자료를 기준으로 목표기준점 ( $TL_{c_{target}}$ )은 2.75, 한계기준점 ( $TL_{c_{limit}}$ )은 3.25로 설정하였으며, 멸치의 평균 영양단계는 3.23으로 평가점수는 1.92로 계산되었다 (Table 15).

#### (4) 종다양성 지수 (DI)

기선권현망어업 어획물의 종다양성 지수는 분석기간 중 시작년도와 마지막년도의 5개년을 평균하여 계산하였다. 1988년의 목표기준점 ( $DI_{target}$ )은

0.026, 한계기준점 ( $DI_{limit}$ )은 0.020으로 계산되었으며, 1988년의 종다양성 지수는 0.010~0.070의 범위로 평균값은 0.028로 추정되어 목표기준점, 0으로 평가되었다. 2008년의 목표기준점은 0.038, 한계기준점은 0.021로 계산되었으며, 2008년의 종다양성 지수는 0.042~0.210의 범위로 평균값은 0.112로 목표기준점, 0으로 평가되었다 (Table 15). 종다양성 지수의 RS 값은 변동이 없었다 (Fig. 6).

(5) 부어류와 저어류의 비율 (Pelagic sp./Benthic sp., P/B)

기선권현망어업의 부어류와 (P)/저어류 (B)의 목표기준점 ( $P/B_{target}$ ) 은 0.5로 설정하였으며,  $0.05P/B_{target} \sim 0.1P/B_{target}$ 의 범위에서 평가하였다. 1988년과 2008년의 P/B는 각각 1,434.4와 46.66으로 계산되어 평가점수는 모두 한계기준점, 2로 평가되었으며 (Table 15), RS 값은 변동이 없었다 (Fig. 6).

다. 서식처

(1) 서식처 훼손율 (DH/H)

남해 어장 생태계에서 기선권현망의 서식처 훼손율은 기선권현망어업이 표층에서 조업하는 어구이기 때문에 1988년과 2008년 모두 목표기준점, 0으로 평가되었다 (Table 15 and Fig. 6).

(2) 어구유실 (FR)

기선권현망어업의 어구유실은 거의 없으므로 1988년과 2008년 모두 목표기준점, 0으로 평가되었다 (Table 15 and Fig. 6).

해사채취율 (SC), 산란장 및 성육장의 오염도 (PG/G), 적조발생량 (RT), 해양폐기물 (DW)은 남해 어장에서의 생태계 수준에 대한 공통적인 지표이므로 대형선망어업에서의 분석결과와 동일하다.

라. 사회경제적 편익

(1) 최대경제적생산량 (MEY)

기선권현망어업 멸치의 MEY는 130,361톤으로 추정되었으며, 목표기준점은 0.1MEY인 13,036톤, 한계기준점은 0.2MEY인 26,072톤으로 설정하였다. 1988년의 생산성은 57,674톤으로 목표기준점, 0으로 평가되었으며, 2008년의 생산성은 15,041톤으로 평가점수는 0.31로 계산되었다 (Table 15). 멸치의 MEY의 RS 값은 증가하였다 (Fig. 6).

#### (2) 평균 임금 (IPPE)

기선권현망어업에 종사하는 가구당 평균 임금은 수산경제연구원의 생산성 지표 통계 (FEI, 1988~2008)의 종사자 1인당 인건비를 활용하였다 (Appendix 18).

1988년의 목표기준점 ( $IPPE_{target}$ )은 도시근로자 4인 가구 월평균 소득인 1,231,600원, 한계기준점 ( $IPPE_{limit}$ )은 최저생계비 573,800원으로 설정하였으며, 1988년의 기선권현망어업 평균 임금은 173,400원으로 평가점수는 한계기준점, 2로 평가되었다. 2008년의 목표기준점은 3,905,600원, 한계기준점은 1,266,000원으로 설정하였으며, 2008년의 평균 임금은 1,691,000원으로 평가점수는 1.68로 계산되었다 (Table 15). 평균 임금의 RS 값은 감소하였다 (Fig. 6)

#### (3) 판매 이윤비 (RPS)

어업수입과 총비용의 비율로 계산된 판매 이윤비의 1988년의 목표기준점 ( $RPS_{target}$ )은 16개 어업의 어업수입과 총비용의 평균 비율인 25.4%, 한계기준점 ( $RPS_{limit}$ )은 0%로 설정하였으며 (Appendix 19), 1988년의 기선권현망어업의 판매 이윤비는 11.1%로서 평가점수는 1.13으로 계산되었다. 2008년의 목표기준점은 8.6%, 한계기준점은 0%로 설정하였으며, 2008년의 기선권현망어업의 판매 이윤비는 10.4%로 목표기준점, 0으로 평가되었다 (Table 15). 판매 이윤비의 RS 값은 감소하였다 (Fig. 6).

#### (4) 식량 자급율 (RLTS)

멸치의 수입실적과 국내생산량의 비를 이용하여 식량 자급율의 목표기

준점 및 한계기준점을 설정하였으며 (Appendix 20), 1988년의 목표기준점 ( $RLTS_{target}$ )은 1995년의 전체 생산량 대비 총 수입량의 비율인 77.4%, 한계기준점 ( $RLTS_{limit}$ )은 절반 수준인 38.7%로 설정되었다. 1988년의 멸치의 수입량은 0으로 나타나 식량 자급율은 100%로서 목표기준점, 0으로 평가되었다. 2008년의 목표기준점은 53.0%, 한계기준점은 26.5%로 설정하였으며, 2008년의 멸치의 식량 자급율은 99.9%로 목표기준점, 0으로 평가되었다 (Table 15). 식량 자급율의 RS 값은 변동이 없었다 (Fig. 6).

#### (5) 고용 증가율 (ER)

고용 증가율의 1988년의 목표기준점 ( $ER_{target}$ )은 우리나라 평균 고용 증가율인 0.88%, 한계기준점 ( $ER_{limit}$ )은 절반 수준인 0.44%로 설정하였으며 (Appendix 21), 1988년의 기선권현망어업의 고용 증가율은 -3.5%로서 한계기준점, 2로 평가되었다. 2008년의 고용 증가율의 목표기준점은 -0.25%, 한계기준점은 -0.50%로 설정하였으며, 2008년의 기선권현망어업 고용 증가율은 -0.22로서 평가점수는 0.22로 계산되었다 (Table 15). 고용 증가율의 RS 값은 감소하였다 (Fig. 6)

#### 마. 기선권현망어업의 지표별 위험도

기선권현망어업 멸치의 지표별 위험도는 지속성에서는 어획물의 평균 영양단계 ( $TL_m$ )을 제외하면 비교적 위험도가 낮게 나타났다. 생물다양성에서는 부수어획 (BC/C), 폐기량 (D/C), 군집의 평균 영양단계 ( $TL_c$ ), 부어류/저어류 비율 (P/B) 등 종다양성 지수 (DI)를 제외하고 전반적으로 위험도가 높게 나타났다. 서식처는 해사채취율 (SC), 산란장 및 성육장의 오염도 (PG/G)에서 위험도가 높게 나타났다. 사회경제적 편익에서는 평균 임금 (IPPE)을 제외하면 위험도가 낮게 추정되었다.

### 3.1.4. 연안통발어업

연안통발어업의 Tier 2에 의한 위험도 평가점수는 1988년의 지속성부분

에서는 최고연령을 제외한 대부분의 지표에서 위험도 평가점수가 높게 나타났으며, 생물학적 다양성에서는 혼획과 폐기 지표에서 위험도점수가 높게 평가되었다. 서식처 훼손율에서는 서식처오염, 어구유실, 어업폐기물의 영향 지표에서 높은 위험도를 나타냈으며, 사회경제적 편익은 수입량에서 높은 위험도를 나타냈으며, 고용 경향에서는 낮은 위험도를 나타냈다 (Table 16). 2008년의 지속성부분에서는 최고연령 지표에서 낮은 위험도를 나타냈으며, 어획강도 지표에서 여전히 높은 위험도를 나타냈다. 생물다양성에서는 혼획 지표가 높은 위험도 점수로 평가되었으며, 서식처는 어구유실과 생물학적 서식처의 회복에서는 여전히 위험도가 높게 나타났다. 사회경제적 편익은 수입량에서 위험도가 높게 평가되었다 (Table 17).

### 3.2. 목표위험도지수 및 종위험도지수

#### 3.2.1. 대형선망어업

대형선망어업의 각 지표의 결과를 이용하여 분석 어종별 목표위험도지수 (ORI) 및 종위험도지수 (SRI)를 Table 18과 Fig. 7에 나타내었다.

고등어의 목표위험도지수는 지속성에서는 1988년에 0.529에 비해 2008년에는 0.938로 평가되어 위험도가 높아졌으며, 관리증진도가 -77.3%로 나타났다. 생물다양성은 1988년에 1.417에서 2008년에는 1.350으로 관리증진도는 4.7%로서 큰 변화가 없었으며, 서식처는 1988년에 0.683에서 0.544로 20.4%의 개선된 결과를 얻었다. 사회경제적 편익에서는 1988년에 1.064로서 비교적 높은 위험도를 나타냈지만 2008년에는 0.549로 평가되어 관리증진도가 41.8%로서 위험도가 매우 개선된 것으로 평가되었다 (Table 18).

2008년에도 마찬가지로 생물다양성은 여전히 황색지역 (Yellow zone)에 위치하여 목표위험도의 개선이 이루어지지 않음을 알 수 있다 (Fig. 7). 고등어의 종위험도지수는 1988년에 0.839에서 2008년에는 0.876으로 관리증진도가 -4.4%로서 종위험도가 과거보다 증가하였다.

Table 16. Risk scores for the ecosystem-based tier 2 fisheries assessment of year 1988 in the inshore trap fishery

Objectives	No.	Risk score		
		Common eel	Octopus	Long-arm octopus
Sustainability	S-1	2	2	1
	S-2	1	1	1
	S-3	2	2	2
	S-4	2	2	2
	S-5	2	2	2
	S-6	2	2	2
	S-7	0	0	0
	S-8	0	1	2
	S-9	2	2	2
	S-10	1	1	1
	S-11	2	2	2
Biodiversity	B-1	2	2	2
	B-2	2	2	2
	B-3	0	2	1
	B-4	1	1	1
	B-5	1	1	1
Habitat	H-1	1	1	1
	H-2	2	2	2
	H-3	2	2	2
	H-4	2	2	2
	H-5	1	1	1
	H-6	1	1	1
	H-7	1	0	0
Socio-economic benefit	E-1	1	1	1
	E-2	1	1	1
	E-3	0	1	1
	E-4	2	2	2
	E-5	0	0	0

Table 17. Risk scores for the ecosystem-based tier 2 fisheries assessment of year 2008 in the inshore trap fishery

Objectives	No.	Risk score		
		Common eel	Octopus	Long-arm octopus
Sustainability	S-1	1	0	0
	S-2	0	0	0
	S-3	1	2	1
	S-4	1	2	1
	S-5	2	1	1
	S-6	2	0	2
	S-7	0	0	0
	S-8	0	1	2
	S-9	2	1	0
	S-10	1	1	1
	S-11	2	2	0
Biodiversity	B-1	2	2	2
	B-2	0	0	0
	B-3	2	1	1
	B-4	2	1	1
	B-5	1	1	1
Habitat	H-1	1	1	1
	H-2	1	1	1
	H-3	2	2	2
	H-4	1	1	1
	H-5	0	0	0
	H-6	1	1	1
	H-7	2	2	2
Socio-economic benefit	E-1	0	0	0
	E-2	1	1	1
	E-3	1	1	1
	E-4	2	2	1
	E-5	0	0	0

Table 18. Objective risk index (ORI), species risk index (SRI), and management status index (MSI) for the large purse seine fishery in the southern sea of Korea using the ecosystem-based tier 1 and tier 2 fisheries assessments

Tier	Species	Objective	ORI		MSI <sub>o</sub>	SRI		MSI <sub>s</sub>
			1988	2008		1988	2008	
1	Chub mackerel	S	0.529	0.938	-77.3	0.839	0.876	-4.4
		B	1.417	1.350	4.7			
		H	0.683	0.544	20.4			
		E	0.943	0.549	41.8			
	Jack mackerel	S	1.204	1.064	11.0	1.157	0.923	20.2
		B	1.417	1.350	4.7			
		H	0.683	0.544	20.4			
		E	1.343	0.549	59.1			
2	Sardine	S	1.000	0.571	42.9	1.030	1.110	-7.8
		B	1.444	1.222	15.4			
		H	1.077	0.846	21.4			
		E	0.600	1.800	-200.0			
	Common squid	S	1.238	0.762	38.4	1.090	1.108	-1.7
		B	1.444	1.222	15.4			
		H	1.077	0.846	21.4			
		E	0.600	1.600	-166.7			
	Spanish mackerel	S	1.381	0.714	48.3	1.276	0.846	33.7
		B	1.444	1.222	15.4			
		H	1.077	0.846	21.4			
		E	1.200	0.600	50.0			
	Hair tail	S	1.381	0.619	55.2	1.326	0.872	34.2
		B	1.444	1.222	15.4			
		H	1.077	0.846	21.4			
		E	1.400	0.800	42.9			
File fish	S	1.143	0.762	33.3	1.016	1.008	0.8	
	B	1.444	1.222	15.4				
	H	1.077	0.846	21.4				
	E	0.400	1.200	-200.0				
Yellow tail	S	1.333	0.667	50.0	1.264	0.834	34.0	
	B	1.444	1.222	15.4				
	H	1.077	0.846	21.4				
	E	1.200	0.600	50.0				
Tunas	S	1.238	0.571	53.9	1.373	0.996	27.5	
	B	1.778	1.444	18.8				
	H	1.077	0.846	21.4				
	E	1.400	1.000	28.6				

S : Sustainability, B : Biodiversity, H : Habitat, E : Socio-economic benefit

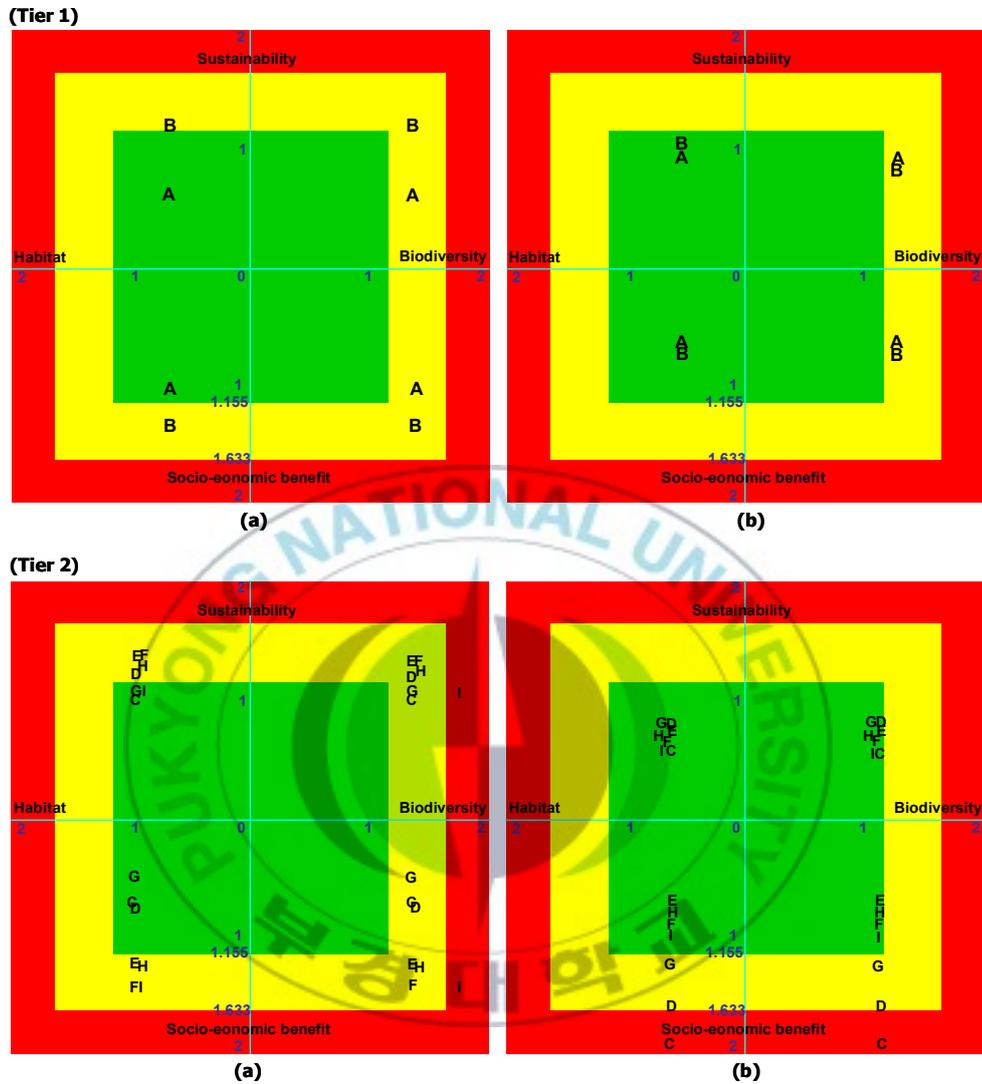


Fig. 7. Diagram showing objectives risk index for large purse seine fishery using the ecosystem-based tier 1 and tier 2 fisheries assessment approaches in (a) 1988 and (b) 2008. A denotes chub mackerel, B, jack mackerel, C, sardine, D, common squid, E, hair tail, F, file fish, G, yellow tail, and I, tunas.

전갱이의 목표위험도지수는 4개의 목표에서 모두 위험도가 개선된 것으로 나타났다. 지속성은 1988년에 1.204에서 2008년에는 1.064로 평가되었으며, 관리증진도는 11.6%로서 목표위험도가 약간 감소하였으며, 서식처와 생물다양성은 지표의 위험도 점수 평가시 고려수준이 어업과 생태계 차원에서 평가되어지므로 고등어의 평가점수와 같았다. 사회경제적 편익은 1988년에 1.343으로 목표위험도지수가 높았지만 2008년에는 0.549로 평가되어 관리증진도가 59.1%로서 위험도가 매우 개선된 것으로 나타났다 (Table 18). 1988년의 목표위험도지수는 생물다양성과 사회경제적 편익이 황색구역 (Yellow zone)으로 위험도를 나타냈으나, 2008년에는 사회경제적 편익은 목표위험도지수가 녹색구역 (Green zone)으로 이동하여 위험도가 개선된 반면, 생물다양성은 여전히 황색구역 (Yellow zone)에 머물러 있어 위험도의 개선이 필요하다. 전갱이의 종위험도지수는 1988년에 1.157에서 2008년에 0.923으로 관리증진도는 20.2%를 나타내어 종위험도가 비교적 개선된 것으로 평가되었다 (Fig. 7).

2단계 평가 어종에서는 정어리와 오징어, 쥐치의 사회경제적 편익의 목표위험도지수가 1988년에 비해 2008년에 높게 추정되었으며, 정어리와 오징어는 종위험도지수도 1988년에 비해 2008년에 더 높아진 것으로 나타났다. 나머지 어종에 대해서는 종위험도지수가 1988년에 비해 2008년에 비교적 낮게 평가되어 종위험도가 감소된 것으로 나타났다 (Table 18 and Fig. 7).

### 3.2.2. 대형쌍끌이기선저인망어업

대형쌍끌이기선저인망어업의 각 지표의 결과를 이용하여 분석 어종별 목표위험도지수 (ORI) 및 종위험도지수 (SRI)를 Table 19와 Fig. 8에 나타내었다.

갈치의 경우 목표위험도지수는 지속성에서는 1988년에 1.000에 비해 2008년에는 1.141로 평가되어 관리증진도가 -14.1%로서 위험도가 높아진 것으로 나타났다.

Table 19. Objective risk index (ORI), species risk index (SRI), and management status index (MSI) for the large pair trawl fishery in the southern sea using the ecosystem-based tier 1 and tier 2 fisheries assessments

Tier	Species	Objective	ORI		MSI <sub>O</sub>	SRI		MSI <sub>S</sub>
			1988	2008		1988	2008	
1	Hair tail	S	1.000	1.141	-14.1			
		B	1.663	1.603	3.6	1.245	1.264	-1.5
		H	1.255	1.115	11.2			
		E	1.200	1.449	-20.8			
	S	1.039	1.122	-8.0				
	Yellow croaker	B	1.663	1.603	3.6	1.224	1.316	-7.5
		H	1.255	1.115	11.2			
		E	0.990	1.620	-63.7			
	Yellow goose fish	S	1.183	0.865	26.9	1.381	1.226	11.2
		B	1.663	1.603	3.6			
		H	1.255	1.115	11.2			
		E	1.600	1.651	-3.2			
2	Croakers	S	1.143	1.048	8.3	1.138	1.126	1.1
		B	1.778	1.333	25.0			
		H	1.231	0.923	25.0			
		E	0.400	1.200	-200.0			
	Spanish mackerel	S	1.429	0.905	36.7	1.359	0.940	30.8
		B	1.778	1.333	25.0			
		H	1.231	0.923	25.0			
		E	1.000	0.600	40.0			
	Anchovy	S	1.095	0.619	43.5	1.326	0.919	30.7
		B	1.778	1.333	25.0			
		H	1.231	0.923	25.0			
		E	1.200	0.800	33.3			
Chub mackerel	S	1.333	1.000	25.0	1.385	1.164	16.0	
	B	1.778	1.333	25.0				
	H	1.231	0.923	25.0				
	E	1.200	1.400	-16.7				
Common squid	S	1.190	0.952	20.0	1.350	1.152	14.7	
	B	1.778	1.333	25.0				
	H	1.231	0.923	25.0				
	E	1.200	1.400	-16.7				
Pomfret	S	1.190	1.048	11.9	1.300	1.126	13.4	
	B	1.778	1.333	25.0				
	H	1.231	0.923	25.0				
	E	1.000	1.200	-20.0				

S : Sustainability, B : Biodiversity, H : Habitat, E : Socio-economic benefit

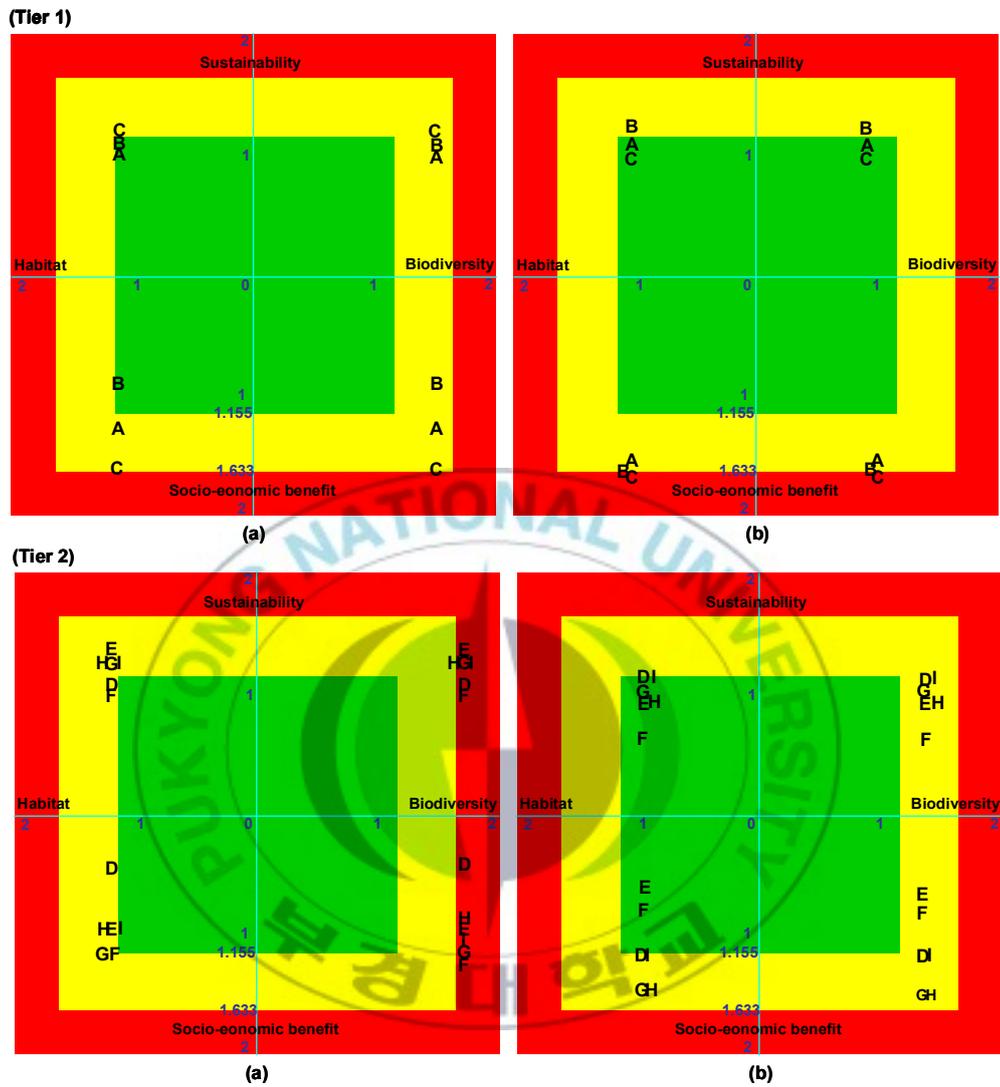


Fig. 8. Diagram showing objectives risk index for Korean large pair trawl fishery using the ecosystem-based tier 1 and tier 2 fisheries assessment approaches in (a) 1988 and (b) 2008. A denotes hair tail, B, yellow croaker, C, yellow goose fish, D, croakers, E, Spanish mackerel, F, anchovy, G, chub mackerel, H, common squid, and I, pomfret.

생물다양성에서는 1988년에 1.663으로 추정되어 높은 위험도를 나타냈고 2008년에도 1.603으로 관리증진도는 3.6%로서 목표위험도의 큰 변화가 없었다. 서식처에 대한 목표위험도지수는 1988년에 1.255에서 2008년에는 1.115로 관리증진도가 11.2%로 나타나 비교적 위험도가 낮아졌다. 사회경제적 편익에서는 1988년의 목표위험도지수가 1.200에서 2008년에는 1.449로 관리증진도는 -20.8%로서 위험도는 더 높게 나타났다 (Table 19).

갈치의 목표위험도지수는 1988년에 전반적으로 황색 구역 (Yellow zone)에 분포하고 있으며, 특히 생물다양성은 적색 구역 (Red zone)으로 높은 위험도를 나타냈으나, 2008년에도 위험도지수의 분포는 큰 변화를 나타내지 않았다. 갈치의 종위험도지수는 1988년에 1.245에서 2008년에는 1.264로서 관리증진도는 -1.5%로 나타나 위험도가 개선되지 않았음을 알 수 있다 (Fig. 8).

참조기의 목표위험도지수는 지속성에서는 1988년에 1.039에 비해 2008년에는 1.122로 평가되어 관리증진도는 -8.0%로서 위험도가 더 높아진 것으로 나타났다으며, 생물다양성과 서식처에 대한 목표위험도지수는 갈치와 평가점수가 같았다. 사회경제적 편익은 1988년에 0.990에서 2008년에는 1.620으로 평가되어 관리증진도는 -63.7%로서 목표위험도가 매우 높게 나타났다 (Table 19).

참조기는 1988년에 사회경제적 편익이 황색구역 (Green zone)에 위치하여 위험도가 낮았으나 2008년에는 황색구역 (Yellow zone)으로 이동하여 위험도가 더 높아졌다. 생물다양성 지표는 1988년에 적색 구역 (Red zone)에서 2008년에는 황색구역 (Yellow zone)에 위치하여 높은 위험도를 나타냈다. 참조기의 종위험도지수는 1988년에 1.224에서 2008년에는 1.1.316으로 관리증진도가 -7.5%로 위험도가 더 높아졌다 (Fig. 8).

황아귀의 목표위험도지수는 지속성에서는 1988년에 1.183에서 2008년에는 0.865로 평가되어 관리증진도는 26.9%로서 위험도가 낮아진 것으로 나타났다으며, 생물다양성과 서식처에 대한 목표위험도지수는 갈치와 평가점수가 같았다. 사회경제적 편익은 1988년에 1.600에서 2008년에는 1.651로 관리증진도는 -3.2%로 나타나 위험도 점수가 높게 평가되었다 (Table 19).

황아귀는 1988년에 4개의 목표의 위험도지수가 모두 황색 구역 (Yellow zone)과 적색 구역 (Red zone)에 위치하여 높은 위험도를 나타냈으며, 2008년에도 지속성을 제외한 나머지 목표에서는 황색 구역 (Yellow zone)과 적색 구역 (Red zone)에 분포하여 위험도가 높았다. 황아귀의 종위험도지수는 1988년에 1.381에서 2008년에는 1.226으로 관리증진도는 11.2%로 나타나 위험도지수가 약간 낮게 평가되었다 (Fig. 8).

2단계 평가어종에서는 강달이, 고등어, 오징어, 병어의 사회경제적 편익의 목표위험도지수가 1988년에 비해 2008년이 높았다. 강달이의 종위험도지수는 1988년과 2008년에 큰 차이가 없었으며, 그 외 어종들은 1988년에 비해 2008년에 종위험도지수가 비교적 낮게 평가되어 위험도가 감소된 것으로 나타났다 (Table 19 and Fig. 8).

### 3.2.3. 기선권현망어업

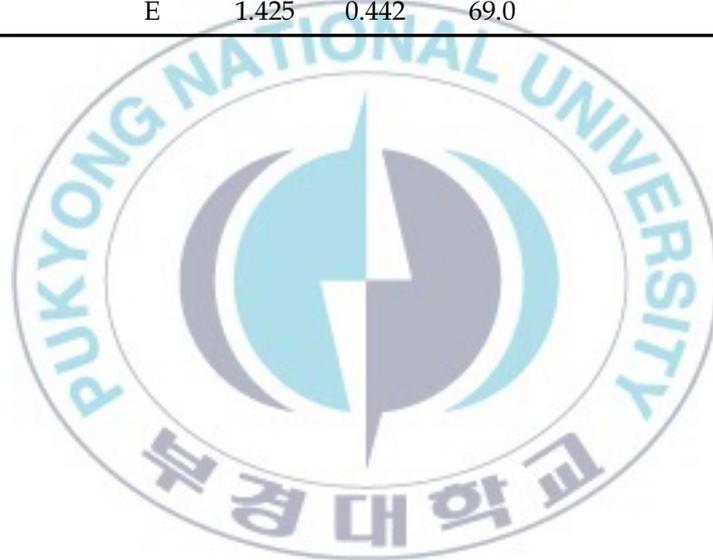
기선권현망어업의 각 지표의 평가 결과를 이용하여, 어종별 목표위험도지수 (ORI) 및 종위험도지수 (SRI)를 Table 20과 Fig. 9에 나타내었다.

멸치의 목표위험도지수는 지속성에서는 1988년에 1.001에서 2008년에는 0.344로 평가되어 관리증진도가 65.6%로 목표위험도가 크게 낮아진 것으로 나타났으며, 생물다양성은 1988년에 1.533에서 2008년에는 1.703으로 관리증진도는 -11.1%로 위험도가 높아진 것으로 평가되었다. 서식처에 대한 목표위험도지수는 1988년에 0.683에서 2008년에 0.544로 관리증진도는 20.4%로서 위험도가 다소 낮게 평가되었다. 사회경제적 편익은 1988년에 1.425에서 2008년에 0.442로 관리증진도는 69.0%로 위험도가 가장 많이 개선되었다 (Table 20).

멸치는 1988년에 생물다양성과 사회경제적 편익의 목표위험도지수가 황색 구역 (Yellow zone)에 위치하고 있었으나 2008년에는 사회경제적 편익이 녹색 구역 (Green zone)으로 이동한 반면, 생물다양성의 목표위험도지수는 적색 구역 (Red zone)에 위치하여 위험도가 높음을 알 수 있다 (Fig. 9). 멸치의 종위험도지수는 1988년에 1.122에서 2008년에는 0.719로 관리증진도는 35.9%로 나타나 위험도가 비교적 개선된 것으로 나타났다.

Table 20. Objective risk index (ORI), species risk index (SRI), and management status index (MSI) for the anchovy drag net fishery in the southern sea using the ecosystem-based tier 1 fisheries assessment

Tier	Species	Objective	ORI		MSI <sub>o</sub>	SRI		MSI <sub>s</sub>
			1988	2008		1988	2008	
1	Anchovy	S	1.001	0.344	65.6	1.122	0.719	35.9
		B	1.533	1.703	-11.1			
		H	0.683	0.544	20.4			
		E	1.425	0.442	69.0			



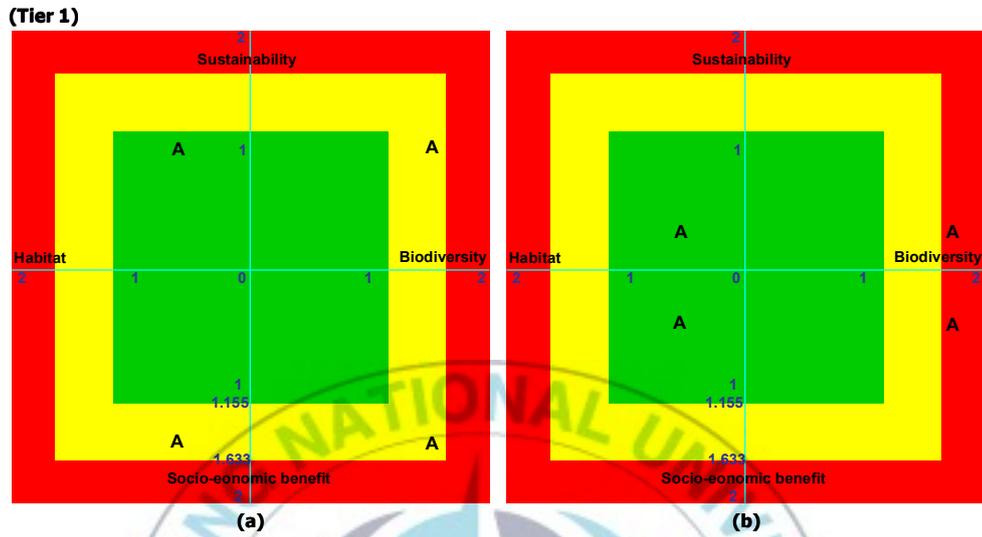


Fig. 9. Diagram showing objectives risk index for Korean anchovy drag net fishery using the ecosystem-based tier 1 fisheries assessment approach in (a) 1988 and (b) 2008. A denotes anchovy.

### 3.2.4. 연안통발어업

연안통발어업의 각 지표의 평가 결과를 이용하여 어종별 목표위험도지수 (ORI) 및 종위험도지수 (SRI)를 Table 21과 Fig. 10에 나타내었다.

붕장어의 목표위험도지수는 지속성과 서식처에서는 1988년에 비해 2008년에 위험도가 낮아진 반면, 생물다양성과 사회경제적 편익은 1988년에 각각 1.222와 0.800에서 2008년에 1.333과 1.000으로 관리증진도는 -9.1%와 -25%를 나타내어 위험도가 높아졌다. 붕장어의 목표위험도지수는 1988년에는 대부분 황색 구역 (Yellow zone)에 위치하였으나 2008년에는 생물다양성을 제외한 나머지 목표는 모두 녹색 구역 (Green zone)으로 이동하여 위험도가 개선된 것으로 나타났다. 붕장어의 종위험도지수는 1988년에 1.245에서 2008년에 1.119로 종위험도가 낮아진 것으로 평가되었다.

문어는 사회경제적 편익을 제외한 모든 목표에서 1988년에 비해 2008년에 위험도가 낮아진 것으로 나타났으며, 1988년에는 목표위험도지수가 대부분 황색 구역 (Yellow zone)과 적색 구역 (Red zone)에 위치하였으나 2008년에는 녹색 구역 (Green zone)으로 이동한 것을 알 수 있다. 종위험도지수도 1.398에서 0.940으로 낮아졌다.

낙지는 전 목표에서 위험도지수가 낮아진 것으로 나타나 2008년에는 모두 녹색 구역 (Green zone)에 위치하였으며, 종위험도지수도 1.319에서 0.879로 33.4%의 관리증진도를 보였다.

### 3.3. 어업위험도지수 및 생태계위험도지수

남해 어장의 주요 4개 어업에 대해 어업별 어업위험도지수 (FRI)와 남해 생태계 위험도지수 (ERI)는 Table 22에 나타내었다.

남해 어장에서 조업하는 주요 4개 어업의 어업위험도지수는 모든 어업에서 1988년에 비해 2008년에 어업위험도가 낮아진 것으로 평가되었다. 대형선망어업의 어업위험도지수는 1988년에 0.972에서 2008년에 0.883으로 관리증진도는 9.1%로 나타나 위험도가 비교적 낮아졌다.

Table 21. Objective risk index (ORI), species risk index (SRI), and management status index (MSI) for the inshore trap fishery in the southern sea using the ecosystem-based tier 2 fisheries assessment

Tier	Species	Objective	ORI		MSI <sub>o</sub>	SRI		MSI <sub>s</sub>
			1988	2008		1988	2008	
2	Common eel	S	1.571	1.143	27.2	1.245	1.119	10.1
		B	1.222	1.333	-9.1			
		H	1.385	1.000	27.8			
		E	0.800	1.000	-25.0			
	Octopus	S	1.619	0.762	52.9	1.398	0.940	32.8
		B	1.667	1.000	40.0			
		H	1.308	1.000	23.5			
		E	1.000	1.000	0.0			
	Long arm octopus	S	1.524	0.714	53.1	1.319	0.879	33.4
		B	1.444	1.000	30.7			
		H	1.308	1.000	23.5			
		E	1.000	0.800	20.0			

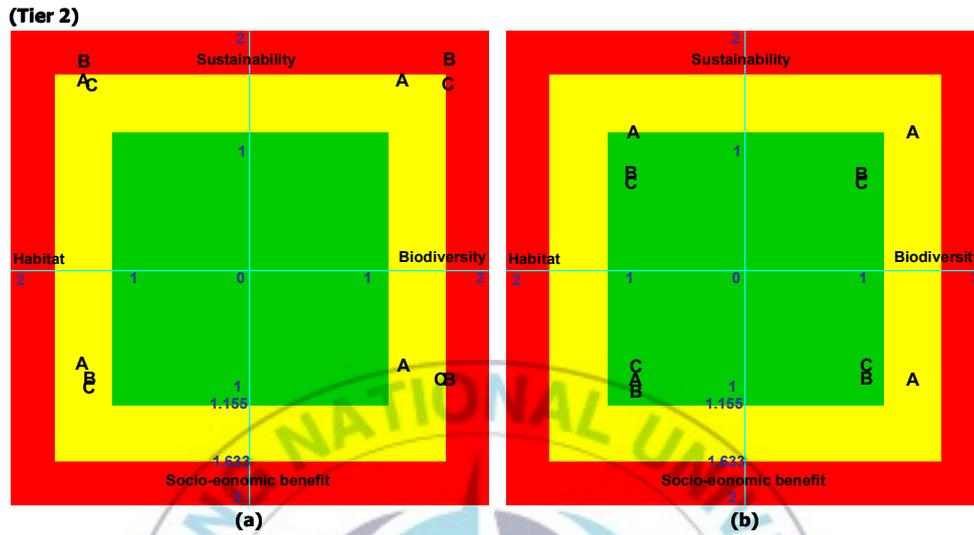


Fig. 10. Diagram showing objectives risk index for Korean inshore trap fishery using the ecosystem based tier 2 fisheries assessment approach in (a) 1988 and (b) 2008. A denotes common eel, B, octopus, and C, long arm octopus.

Table 22. Fishery risk index (FRI), ecosystem risk index (ERI), and management status index (MSI) for the southern sea of Korea using the ecosystem-based tier 1 and tier 2 fisheries assessments

Fishery	FRI		MSI <sub>F</sub>	ERI		MSI <sub>E</sub>
	1988	2008		1988	2008	
Large purse seine	0.972	0.883	9.1			
Large pair trawl	1.205	1.040	13.7	1.036	0.851	17.8
Anchovy drag net	1.122	0.719	35.9			
Inshore Trap	1.299	0.974	25.0			



대형쌍끌이기선저인망어업은 1988년에 1.205에서 2008년에는 1.040으로 관리증진도는 13.7%로 어업위험도가 낮아졌다. 기선권현망어업의 어업위험도지수는 1988년에 1.122에서 2008년에 0.719로 관리증진도가 35.9%로 어업위험도가 가장 개선된 것으로 나타났으며, 연안통발은 1988년에 1.299에서 2008년에 0.974로 관리증진도는 25.0%로 나타났다.

남해 어장의 생태계 위험도지수는 위의 4개 어업의 어업위험도지수와 생산량을 고려하여 분석한 결과, 1988년에는 생태계위험도지수가 1.036에서 2008년에는 0.851로 관리증진도는 17.8%로 나타나 생태계 위험도가 개선된 것으로 분석되었다.



#### 4. 고찰

본 연구에서는 종 및 어업위험도 분석방법을 통해 남해 어장의 생태계 기반 자원평가를 시도하였다. 기존의 연구에서는 바다목장 해역과 같은 소규모 해역에서 단일 어업을 대상으로 분석하였으나, 남해 어장의 광범위한 생태계에 대해 생태계 기반 어업평가 방법을 적용함으로써 우리나라 연근해 자원관리 정책수립에 직접 활용이 가능한 결과들을 도출하고자 하였다.

남해 어장의 생태계 기반 어업자원평가를 위한 지표와 기준점은 기존의 연구와 비교하여 수정·보완하였다. 특히, 남해 어장의 특성상 동중국해를 포함하는 넓은 범위의 광역생태계를 포괄적으로 설명할 수 있도록 적합한 지표와 기준점을 추가하였고, 과거자료와 비교를 위해 보다 더 쉽게 자료를 수집할 수 있는 현실적인 기준점으로 수정하였다.

본 연구에서는 Zhang et al. (2010)의 연구 결과를 바탕으로 생태계 기반 평가목표를 지속성, 생물다양성, 서식처, 사회경제적 편익의 4가지로 설정하여 분석하였다. 또한, 각 목표별 중요도에 대한 가중치를 부과하여 4가지 목표에 대한 특성이 종위험도지수의 추정에 제대로 반영될 수 있도록 조정하였다.

지속성 목표에서 적정어획개시연령 ( $t_c$ )의 자료가 없을 경우, 적정어획체장 ( $L_{opt}$ )을 50% 성숙체장을 기준으로 대체하였으며, 어획물의 평균체장을 이용하여 위험도를 평가하였다. 서식처 면적은 대상어종의 분포 범위가 넓고 계절에 따라 색이 및 산란회유가 이루어지고 있어 처녀자원일때의 분포 범위를 추정하기 어려웠다. 따라서, 서식처 면적에 대한 지표는 어장분포면적을 기준으로 대체하였으며, 어장분포 면적의 확대는 서식 범위가 넓어지는 것을 의미한다. Zhang et al. (2010)에서는 유전학적인 구조를 알아보기 위해 자연산어와 방류어의 비율을 지표로 사용하였으나, 남해 어장 생태계 분석에서는 대상 어종들이 우리나라를 비롯한 중국과 일본에서 공동으로 이용하고 있는 점을 고려하여 3개국의 어획량비를 분석 지표로 대체하였다. 배타적 경제수역 선포 이후 공동이용 자원에 대해서는 인접국의 어획동향

및 자원상태에 따라 적절한 자원관리 정책을 수립하기 위한 평가지표로도 활용이 가능할 것이다.

생물다양성 목표에서는 지표에 대한 기준점을 수정하여 적용하였다. 우리나라와 같이 다중어업 형태의 복잡한 어업현실에서는 부수어획에 대한 정의가 어려우며, 폐기량에 대해서는 통계자료가 집계되지 않는 어려움이 있다. 따라서, 부수어획은 분석 대상종을 제외한 상위 5개종 이외의 어종으로 정의하고, 평가 기준점은 5개년의 평균 자료를 이용함으로써 부수어획에 대한 시대별 변화를 반영하고자 하였다. 폐기량의 정의는 어획통계 중 기타 어류의 1%에 해당하는 어획량을 폐기량으로 정의하여 부수어획과 마찬가지로 5개년간의 평균값을 평가기준점으로 사용하였다. 생물다양성에 있어서 부수어획과 폐기량 지표는 우리나라 어업현실과 자원관리 측면에서 중요도가 매우 높으므로 어떤 기준점을 정하느냐에 따라 생태계 관리 목표에 대한 해석이 달라지므로 신중하게 검토해야 할 필요가 있으며, 관련 기초자료의 수집을 위해 통계수집체계의 제도적 개선이 요구된다.

서식처 목표에서는 서식처의 훼손율에 대한 지표로 1990년대 중반 이후 증가하고 있는 우리나라 EEZ 내 해사채취율을 추가하여 저서생태계에 미치는 영향을 반영하였으며, 서식처 오염에서는 해양의 부영양화에 의한 적조발생량을 오염의 지표로 추가하여 분석함으로써 서식처 목표에 대한 분석지표를 다양화 하였다.

위험도 분석에 있어서 지표와 기준점의 설정은 해당 생태계의 서식어종, 어업, 어장환경 등을 가장 잘 반영할 수 있어야 한다. 남해 어장 생태계와 같은 광범위한 생태계에서는 생태계의 지속성과 사회경제적 목표에 대한 세부적인 지표의 개발이 우선적으로 이루어져야 한다. 특히, 남해 어장과 같이 인접국과 접한 광역생태계는 공동이용 자원에 대한 공동 자원관리를 목표로 하는 자원이용율과 같은 지표는 매우 중요하며, TAC와 같은 어획량 규제는 사회경제적인 편익과 연관지어 경영상태와 생산금액 등을 고려한 효율적인 어획활동이 이루어질 수 있도록 관리목표를 정해야 할 것이다.

남해 어장의 생태계 기반 어업평가를 위해 주요 3개 어업 6개 어종에 대해서는 Tier 1에 의한 정량적 평가를 수행하였으며, 과거와 현재의 위험도를 각각의 위험도지수를 통해 분석하였다.

대형선망어업의 고등어는 종위험도지수가 1988년 0.839에 비해 2008년에는 0.876으로 위험도지수가 약간 증가하였으며, 전갱이는 1988년에 1.157에서 2008년에는 0.923으로 20.2%의 관리증진도를 보였다. 고등어와 전갱이는 TAC를 실시하고 있지만 지속성에서는 위험도의 개선이 크게 이루어지지 않았지만, 평균 임금이나 판매 이윤비의 증가로 인한 어업 경영이 개선되어 종위험도지수가 낮아진 것으로 판단된다.

대형쌍끌이기선저인망어업의 갈치와 참조개의 종위험도지수는 1988년에 각각 1.245와 1.224에서 2008년에 각각 1.264, 1.316으로 약간 증가하였다. 4개의 목표에 대한 목표위험도지수가 거의 개선되지 않아 자원관리에 대한 관심이 필요하다. 황아귀의 종위험도지수는 1.381에서 1.226으로 11.2%의 관리증진도를 보였지만 생물다양성과 사회경제적 편익에서는 높은 위험도를 나타내어 두 가지 목표에 대한 관리방안이 필요하다.

기선권현망어업 멸치의 종위험도지수는 1988년에 1.122에서 2008년에는 0.719로 낮아졌다. 멸치는 CPUE, 어획물 평균체장, 어장분포 면적, 성어비율이 증가하여 지속성 목표위험도가 매우 개선되었으며, 평균 임금과 판매 이윤비의 증가로 사회경제적 편익에서도 과거에 비해 최근에 위험도가 급격히 낮아져 안정적인 상태를 보여 종위험도지수가 가장 낮게 나타났다.

연안통발어업의 붕장어, 문어, 낙지의 종위험도지수는 1988년에 1.245~1.398의 범위로 비교적 높은 값을 나타냈지만 2008년에는 0.879~1.119의 범위로 낮아졌다. 연안어업은 근해어업에 비해 소규모의 지역적 어업형태이므로 어획량 및 노력량 관리가 제대로 이루어지지 않고 있어 자원상태파악을 통한 자원관리 방안 수립이 매우 어려운 실정이다. 따라서, 연안어업에 대한 조업실태 파악, 망목준수 등 어구제한 및 관리, 유통체계 관리 등 연안어업의 체계적인 어업관리가 필요할 것으로 판단되며, 연안어업의 특성에 맞는 지표개발을 통해 생태계 기반 어업평가 방법을 활용할 수 있을 것이다.

주요 어업의 어업위험도지수는 1988년에 비해 2008년에 전반적으로 낮아지는 경향을 나타냈다. 대형선망어업의 어업위험도지수는 1988년에 0.972에서 2008년에는 0.883으로 9.1%의 관리증진도를 나타냈으며, 대형쌍끌이기선저인망어업은 1.205에서 1.040으로 어업위험도지수가 낮아졌다. 기선권현망은 어업위험도지수가 중위험도지수와 동일한 1.122에서 0.719로 낮아졌으며, 연안통발어업의 어업위험도지수도 1.299에서 0.974로 낮아졌다.

남해 어장의 생태계위험도지수는 1988년에 1.036에서 2008년에는 0.851로 17.8%의 관리증진도를 보여 생태계 위험도가 과거에 비해 개선되었다. 위의 결과에서 보듯이 최근의 어업위험도지수와 생태계위험도지수가 감소한 이유는 과거에 비해 최근에 자원관리 정책이 활발히 진행되면서 대형선망어업과 기선권현망어업과 같이 어업위험도가 많이 개선된 것의 영향으로 볼 수 있으며, 사회경제적인 부분의 영향도 포함된다. 그러나 대형선망어업과 기선권현망어업과 같이 지속적인 관리로 인해 위험도가 비교적 낮은 어업을 분석 대상으로 선정함에 따라 연근해 저층트롤어업과 같은 어획강도가 강한 어업의 전체 위험도를 모두 반영하지 못한 부분도 있다. 또한, 정량적 자료의 부족으로 인해 2단계의 준정량적 및 정성적 분석 어종의 평가 결과가 과거에 비해 최근에 위험도가 낮게 평가된 점을 들 수 있다. 마지막으로 연안에서 발생하는 방파제 또는 부두건설로 인한 서식처와 산란장의 훼손, 해양쓰레기, 폐어구 및 이로 인한 유령어업, 해적생물의 번식, 치어의 남획 등 장기적으로 연안생태계의 파괴에 영향을 미쳐 생태계의 위험도를 높일 수 있는 요인들에 대한 내용을 세부적으로 반영하지 못한데서 기인하는 것으로 보인다. 본 연구에서도 서식처에 대한 지표로 어구에 의한 서식처 훼손, 어구유실, 해사채취, 해양폐기물, 부유물질, 적조, 해양폐기물 등 다양한 지표를 설정하였지만, 장기적이고 인위적인 영향의 고려가 부족하므로 향후 지속적인 조사를 통한 자료의 수집과 연구가 진행될 필요가 있다.

생태계 기반 자원관리는 위와 같은 위험도 분석의 결과를 통해 생태계의 위험도, 어업의 위험도, 종의 위험도, 각 지표의 위험도를 토대로 높은 위험도를 가지는 요인을 파악한 후 각각의 위험도를 개선할 수 있는 유기적이고

통합적인 자원관리 방안을 마련하는 것이다. 어장 생태계를 구성하고 있는 어업과 종, 그리고 환경이 어떠한 상황인지, 또는 어떠한 위험요인을 가지고 있는지를 먼저 확인하고 파악하는 것이 생태계 기반 자원평가이며, 이를 활용하여 관리방안을 수립하는 것이 생태계 차원의 자원관리 접근방법이라 할 수 있다.

본 연구에서는 남해 어장에 대한 생태계 기반 자원평가를 수행하여 각 목표와 지표별 위험도를 추정하여 생태계위험도지수를 추정하였다. 생태계 기반 자원관리를 위해서는 생태계에 적합한 목표와 지표설정과 생태계의 현 상태를 가장 잘 나타내주는 과학적이고 객관적인 평가 기준점을 설정하는 것이 무엇보다 중요하며, 지속적인 자원조사와 연구를 통해 생태계 기반 자원평가 및 관리에 필요한 과학적인 데이터의 구축과 보완이 수행되어야 할 것이다. 이를 토대로 남해 어장의 생태계 기반 자원관리는 각 목표에 대한 위험도에 따라 어획량 및 어획노력량 관리, 포획금지체장 및 금지기간 설정, 친환경 어구어법의 개발, 서식처 환경 개선, 자원회복 사업 등 현재의 자원상태에 적합한 자원관리 수단을 투입하여 통합적인 생태계 차원의 자원관리가 이루어야 할 것이다.

또한, 남해 어장의 광범위한 광역생태계를 대상으로 생태계 기반 자원평가를 시도하였으며, 바다목장과 같은 소규모 해역 보다 더 복잡한 광역생태계에 대해 접근하였다는 점에서 향후 우리나라 연근해의 생태계 기반 어업 자원관리에 유용한 자료로 활용될 수 있을 것으로 판단된다.

### Ⅲ. 생태계 기반 자원관리 방안

#### 1. 서론

우리나라 연근해어업은 자원량에 비해 과도한 어획으로 인하여 대상어업 자원이 지속적으로 감소되고 있다. 1990년대 이후 UN 해양법협약의 발표에 따라 한·중·일 어업협정 체결로 근해어업의 조업어장이 축소되고, 수입수산물의 관세율 인하로 인해 생산기반이 약해졌다. 1994년 이후 어선 감척, 허가정수 설정, TAC 제도 시행, 소형기선저인망어업 근절, 자원회복사업 추진, 바다목장, 바다숲 조성사업 등 지속적인 관리 노력을 기울이고 있지만 자원 감소로 인한 어업생산성이 저하되고 있다.

우리나라를 포함하여 적어도 지난 50년 동안 세계적으로 수산업 관리를 위한 패러다임은 양적 제한이나 수산업의 활동을 조절함으로써 이용하고자 하는 목표자원의 유지에 있었으며, 이것은 주로 중, 대형의 상업적 어획에 적용되어져 왔다. 또한, 우리나라 뿐만 아니라 수산 선진국에서도 소규모 다종어업의 활동이 별다른 제재없이 전통적인 관리체계를 바탕으로 실시되고 있다. 이러한 현대의 어업 관리 방법은 우리나라를 비롯한 국제적 문제이며 목표자원에 대한 자원관리도 그 일부라고 할 수 있다 (FAO, 2003).

인간의 어업활동은 부수어획, 서식지의 파괴, 먹이사슬에의 영향, 또는 생물의 다양성을 변화시키는 등 생태계에서 여러 가지 영향을 미칠 수 있으며, 현행의 어업관리의 한계점은 이러한 어업과 생태계간의 상호관계와 자연적 장기변화뿐만 아니라 어업에서 오는 손실과 서식처 오염에 관한 내용을 반영하지 못한다는 것이다. 그러므로 수산업의 지속가능한 발전이라는 측면에서, 책임 있는 어업 관리는 전체 생태계라는 관점에서 수산업을 넓게 고려해야 하며, 목표종 뿐만이 아니라 전체의 생태계를 유지하고 관리하는데 그 목표를 두어야 할 필요성이 있다. 따라서, 최종적으로 수산자원관리 정책을 수립함에 있어서 수산자원간의 상호작용과 생태계간의 중요성에 대

한 인식이 절실히 요구된다.

본 연구에서는 외국의 사례를 분석하고 생태계 기반 자원평가에 기초하여 생태계를 고려한 자원관리 방안과 생태계 기반 자원관리를 위한 제도 개선 방안에 대해 논의하고자 하였다.



## 2. 생태계 기반 자원관리 현황

### 2.1. 생태계 기반 자원관리 현황

우리나라가 포함되어 있는 북서태평양은 어획량이 많기는 하지만, 어획물의 주종을 이루고 있는 것은 수명이 짧은 소형표층어류들이 대부분이다. 이들 소형표층어류들은 기후의 변화에 민감하게 반응하므로, 자원량 및 어획량의 연변화가 매우 심하게 나타나고, 이러한 상황에서 각국 정부의 자원관리 방침은 철저하게 엄격히 관리할 수가 없다. 반면, 동부태평양에서는 수명이 긴 저서어류가 풍부하여, 어획생산량의 변동폭이 크지 않게 유지되었으므로, 수산자원에 대한 관리가 비교적 철저하였다. 하지만, 어느 경우든 수산자원에 기후 및 해양환경이 영향을 미치고 있다는 것을 파악한 태평양 연안 각국은 수산자원관리방침에 생태계의 지식이 결합될 필요성이 있음을 인식하고 생태계 기반 수산자원관리 방침의 실천에 많은 노력을 기울이고 있다.

북태평양의 연안국에서 시행하고 있는 수산자원관리방침을 비교하면 다음과 같은 차이가 있다. 아시아 대륙의 중위도에 위치한 한국, 중국, 일본의 3개국에서는 연안역에 많은 인구가 집중되어, 수산자원의 이용역사도 매우 길다. 그러므로 각국에서 시행하는 생태계 기반 관리방침은 ① 현존하는 영향력을 최소화하며, ② 고갈된 자원을 수궁할 수 있는 수준으로 회복시키고, ③ 연안역에서의 산업 및 도시화로 인한 해양에 대한 영향을 감소시키는데 초점을 맞추고 있다.

반면, 미국, 캐나다, 러시아 3개국은 연안역에 인구가 밀집한 정도나 개발상태가 아시아 삼국에 비하여 상대적으로 낮다. 또한, 연안역에서의 중요한 산업도 어업뿐만이 아니라, 유전 및 천연가스의 개발, 운송 등으로 다양하며, 어업을 포함한 산업 활동이 생태계에 미치는 영향을 중요하게 생각한다. 이들 3개국에는 아직 인간의 영향을 덜 받은 태고의 서식처와 생물집단이 아직 다수 존재하므로, 이곳에서 새로운 경제활동이 발생함에 따라 이들

서식처와 생물종들이 어떻게 유지될 수 있을까 하는 것이 관심사항 중의 하나이다. 특히 미국과 캐나다의 경우, 연안에는 장수어종이 많기 때문에, 한번 남획에 의하여 자원이 고갈되면 회복되는데 많이 기간이 필요하므로 생태계를 기반으로 한 수산자원에 대한 합리적인 관리가 더욱 중요하게 부각되었으며, 현재까지 많은 발전을 이루었다.

따라서, 북태평양 연안국 중 생태계 기반 자원관리시스템이 잘 발달되어 있는 미국과 남태평양의 수산 강국인 호주의 생태계 기반 자원관리 방침을 소개하고, 권위 있는 국제기구의 권고사항에 대해서도 요약하여 생태계 기반 자원관리의 구체적인 진행 현황을 나타내었다.

## **2.2. 수산선진국의 생태계 기반 자원관리**

### **2.2.1. 미국**

생태계 지식을 기반으로 하는 수산자원관리 분야는 미국의 학자들에 의하여 제기되었다. 미국은 1970년대부터 시뮬레이션을 통하여 해양환경의 변동에 의한 수산자원변동을 예측하려고 노력하였으며, 개체군 수준의 수산자원관리방침에서 벗어나, 군집 혹은 생태계 차원에서 환경과 생태계의 상호관계를 파악하고, 생태계 구성요인들의 피식-포식관계를 확인하여 건강할 생태계가 유지되도록 관리지침을 제정하고 있다.

미국 정부는 여러 과학위원회를 결성하여 수산자원을 합리적으로 관리하기 위해서는 생태계의 구조와 기능이 먼저 파악되어야 한다는 전문가들의 의견을 집약시켰으며, 과학적 활동을 법제화함으로써 효율적인 관리지침을 수립할 수 있었다. 미국의 연방수역 내 어종들에 대한 관리는 1976년에 처음 제정된 후 1996년에 개정된 매그너슨 스티븐슨 어업보존관리법 (Magnuson-Stevens Fishery Conservation and Management Act)에 의해 이루어지고 있다. 이 법의 시행을 위해서 국가기준지침이 마련되어 있는데 이 지침에서 최대지속적생산량은 생태학적 및 환경조건을 고려해서 취할 수 있는 생산량이 되어야 한다고 강조하고 있다. 더욱이 부수어종을 보호하

기 위해 '보존과 관리는 가능한 한 혼획을 최소화해야한다'고 명시하였다. 이외에도 생태계를 기반으로 하는 어업관리 관련 내용을 다루고 있으며, 주요 내용으로는 첫째, 해양생태계뿐 만 아니라 수산업의 보호, 회복 및 장기적인 건강성과 안전성을 추구한다. 둘째, 생태계를 기반으로 하는 어업관리를 시행하도록 국가기준을 정한다. 셋째, 어업관리계획이 비목표종 및 서식처에 어떠한 영향을 미치는지에 관한 평가 등 어업관리계획이 생태계에 미치는 영향을 평가한다. 넷째, 비관리대상 어종의 서식처도 고려한다. 마지막으로 어업생태계 계획 또는 어업관리계획을 광범위한 지역생태계 관리계획과 일치 시킨다 등이다.

### 2.2.2. 호주

호주에서는 생태학적 위험도 분석 (Ecological Risk Analysis, ERA) 방법을 개발하여 어업이 생태계에 미치는 영향을 평가하며, 이를 바탕으로 어업의 지속성을 평가하여 어업관리와 자원관리에 이용하고 있다. ERA는 자료의 질적 및 양적수준에 따라 1단계의 정성적 분석 (Qualitative analysis), 2단계의 준정량적 분석 (Semi-quantitative analysis), 3단계의 정량적 분석 (Quantitative analysis) 등 세단계로 구성된다. ERA에서 사용한 1, 2단계의 정성적, 준정량적 분석은 기존의 3단계의 모델에 기초한 정량적 분석 보다 사용되는 자료의 양이 적기 때문에 개략적인 분석이지만 자원관리를 위한 자료수집에 따른 비용적 측면과 분석을 위한 시간적 측면에서 훨씬 용이한 방법이다 (CSIRO, 2005).

### 2.2.3. 국제기구

생태계 기반 자원관리에 대한 관심은 많은 국제기구 및 국제회의에서 일찍부터 이에 대한 논의가 있었으며, 1972년 인류환경세계회의, 1982년 유엔해양법 협약, 1992년 환경개발에 대한 유엔회의 및 이의 아젠다21, 1992년 생물다양성협약, 1995년 유엔어류자원협정, 1995년 책임 있는 수산업을 위한 FAO행동규범, 2002년 지속가능발전 세계정상회의 등을 들 수 있다.

특히, 국제연합 (UN)의 식량농업기구 (FAO), 북태평양해양과학기구 (PICES), 남극해양생물자원보존위원회 (CCAMLR), 국제해양관리위원회 (MSC)에서는 생태계 기반 자원관리를 주도적으로 실천하고 있다.

### 3. 생태계 기반 자원관리 시스템

#### 3.1. 우리나라의 수산자원관리 현황

우리나라에서는 여러 어종과 어업에 대해 다양한 방법의 수산자원관리 정책을 실시하고 있었지만, 주로 간접적인 방식을 채택하고 있다. 간접방식에 의한 관리방법에는 어구제한, 어체크기/성별제한, 어장/어기제한, 보호수면의 설정 등이 있다. 그러나 배타적 경제수역이 선포되면서 총허용어획량 (TAC)에 의한 어업관리 제도를 채택하고 있으며, 특히 최근에는 군집단위의 어업관리시스템인 수산자원 회복 사업을 통해 수산자원관리와 회복을 위해 노력하고 있다. 하지만, 이러한 다각적인 노력에도 불구하고, 우리나라 연근해 어업은 복수어구의 다종어업 형태이므로 자원관리 정책의 수립과 적용에는 많은 제한이 따른다. 또한, 목표종에 대한 관리방식과 간접적 자원관리방식은 각각의 방식이 서로 연계되지 않아 효율적 자원관리방안을 수립할 수 없으며, 자원관리 정책이 극대화 될 수 없는 경우도 발생하게 된다. 예를 들면, 참홍어는 2009년부터 TAC 대상어종에 포함되어 총허용어획량을 규제하고, 포획 금지기간을 설정하고 있으며, 자원회복 사업에서 도출된 자원관리 권고안도 이행중이다. 하지만, 위의 자원관리 대상은 대청도와 흑산도에서 조업하는 일부 어선에만 적용하고 있으며, 대형쌍끌이기선저인망어업과 같은 어업에서는 부수어획물의 관리가 용이하지 않다는 이유로 제외하고 있다. 그 밖에도 정책의 연계성 부족으로 서로 상반된 관리정책을 추진하는 사례도 있다.

우리나라의 현재 수산자원관리 유형과 세부 정책 수단은 수산자원조사

및 평가를 토대로 어획량 및 노력량 규제, 자율관리어업, 조업구역 규제 등 어업관리와 어장관리, 어장조성, 바다목장, 수산자원회복 사업 등 자원관리로 나누어져 있으며 (Fig. 11), 각각의 규제 수단으로는 허가정수, 톤수마력수 규제, 어선감척, TAC, 어선 및 어구제한, 포획금지구역, 체장, 기간 설정, 수산자원보호수면 및 관리수면, 불법어업 단속, 자율관리공동체지원, 어장환경개선사업, 불법 및 침적어구철거, 인공어초 및 해조장, 종묘방류 및 바다목장, 자원회복 사업 등의 세부적인 정책을 수행 중이다 (Table 23). 이 중에서 중요한 몇 가지 수산자원관리 정책의 세부 사항은 다음과 같다.

#### 가. 어구 및 어업제한

수산자원관리법 및 시행령에 의해 이중이상의 자망에 대해서는 동해 왕동초 해역 및 서해안 보리새우 대상어업을 제외하고는 사용을 금지하고 있으며, 20개 어업에 대한 망의 크기를 제한하고 있다. 산란어 및 미성어를 보호하기 위하여 20개 어구에 대해서 산란기 동안에는 산란장에서의 어구 사용을 금하고 있으며, 33종에 대해서는 산란기간에는 어업이 금지된다. 12개의 근해어업어선에 대해서는 연안에서의 조업을 금하고 있다. 또한 21개 근해어업과 12개의 연안어업에 대해 어구의 형태, 규모, 사용량 및 사용방법을 규정하고 있다.

#### 나. 어체크기/성별제한

수산자원관리법 및 시행령에 의해 32종에 대해서는 어체크기를 제한하고 있는데, 이 크기는 50% 성숙크기를 기준으로 하고 있다. 또한, 두 종의 대게에 대해서는 암컷의 어획을 금지하고 있다.

#### 다. 보호수역 (MPA)의 설정

수산자원을 보호하고 조성하기 위하여 산란장과 보육장에서의 어업을 금지시키고 있는데 현재 10개의 하구역과 만 (육지면적 1,289km<sup>2</sup>, 연안면적 2,542km<sup>2</sup>), 그리고 호수부근의 21개 지역이 수산자원보호수역으로 지정되어 어업이 금지되고 있다.

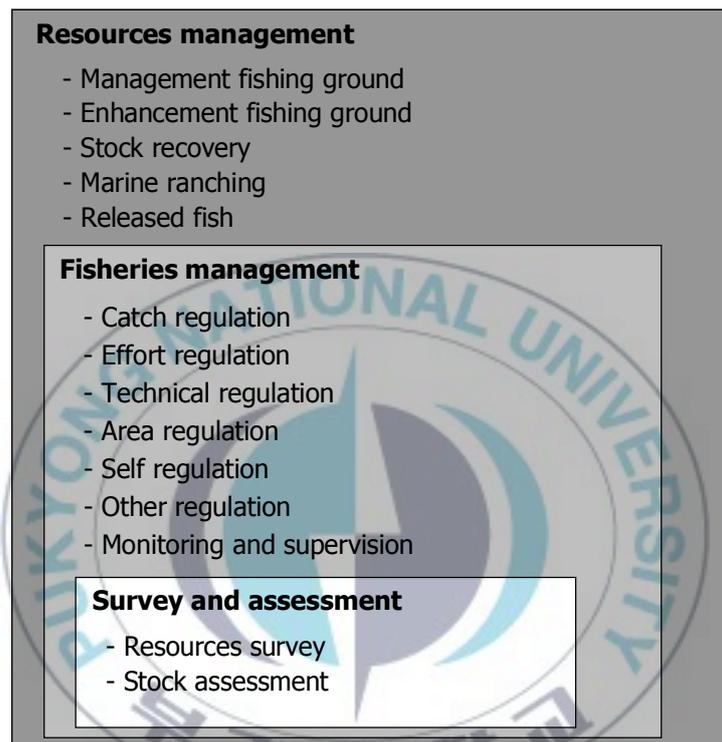


Fig. 11. Current fisheries resources management category of Korea.

Table 23. Current fisheries resources management system and measures of Korea

Management group	Management methods	Detail policy	
Resources management	Resources survey & stock assessment	Resources survey	- Landing port survey - Vessel survey - Report of catch data - Resources monitoring
		Stock assessment	- Stock assessment for target species
	Fisheries Management	Catch regulation	- Total allowable catch (TAC) - Individual quota (IT)* - Individual transferable quota (ITQ)*
		Effort regulation	- Licence limitation - regulation tonnage/horse power - Reducing fishing boat - Total allowable effort (TAE)*
		Technical regulation	- Control fishing boat & gear - Control mesh size - Prohibition capture size, season & area
		Area regulation	- Marine protected area - Fisheries resources management area
		Other regulation	- Prohibition harmful gear - Prohibition sales illegal catch
		Monitoring and supervision	- Control illegal fishery - Prohibition small pair trawl - Observer system
		Self regulation	- Support of self management
	Stock enhancement	Management fishing ground	- Environmental improvement of fishing ground - Removal of harmful organisms - Removal of illegally gear
		Enhancement fishing ground	- Artificial reef & seaweed forest
		Released fish	- Released fish
		Marine ranching	- Marine ranching
	Stock recovery	Stock recovery	- Stock recovery - Recovery habitat and spawning ground

\* is now under consideration

또한, 5개의 섬과 하구역은 생태계보존수역으로 설정되어서 특성별로 안정된 생태계를 유지하도록 보전해야 한다. 서해안의 5개 습지 (83.54km<sup>2</sup>)와 호수, 하구역, 산지 주변의 7개 지역 (44.48km<sup>2</sup>)은 생물다양성을 보전하기 위해서 보호습지로 지정되어 있으며, 남서해안을 따라 9개 지역이 추가로 지정될 예정이다.

#### 라. TAC 관리

배타적 경제수역이 선포되면서 1999년 이후 총허용어획량 (TAC)에 의한 어업관리 제도가 채택되면서 2010년 8개 어업에 11개 어종을 대상으로 실시되고 있다. 수산자원조사원의 증원으로 인한 자료수집 체계 정착과 자원 전용 조사선의 확보, 자원평가 및 조사를 위한 인력의 확보, TAC 결정시스템 보완 등 여러 가지 측면에서 상당한 진전을 이루었다.

#### 마. 바다목장 및 바다숲 조성관리

통영바다목장은 생태계 기반 자원평가와 관리방식을 적용하여 관리 중에 있으며, 전남 바다목장을 비롯한 동·서·제주 해역 및 각 지자체별로 소규모 바다목장사업, 바다숲 조성을 통한 생태계 복원사업도 현재 추진 중이며 아직은 초기단계에 있다. 또한, 바다목장 해역을 비롯하여 정부 및 지자체에서는 자원증대와 어업인 평균 임금향상을 위해 종묘방류 사업을 실시하고 있으며, 매년 종묘 방류량은 증가추세를 보이고 있으나, 종묘방류 효과에 대한 검증을 통해 적정 방류량에 대한 연구도 진행 중이다.

#### 바. 자율관리어업

자율관리어업은 어업인들이 스스로 자체규약을 제정하여 공동으로 불법 어업을 단속하고 수산자원을 조성하고 관리하는 어업이다. 2001년 63개 공동체를 시작으로 2010년 현재 835개 공동체가 참여하고 있으며, 어선어업 149개소, 마을어업 427개소, 양식어업 83개소, 복합어업 136개소, 내수면어업 40개소이다.

이밖에도 현재 정부에서 수립한 제3차 수산진흥종합대책 (2010~2014)에 의하면 2014년까지 연근해 어선척수는 감소시키고, 어업생산량 및 수산자원을 증대시키며, 자원관리공동체수, 연안 바다목장수, 어업지도선척수를 늘린다는 계획을 수립하고 있다. 해역별, 지역별 다양한 어업특성, 기술적 규제 의 한계, 어업비용증가로 인한 경쟁력 약화, 개별 정책간 연계성 미흡 등의 문제점을 인식하고 있으며, 기후변화, 어장환경, 어종 및 어구·어법의 변화를 반영한 어장 및 수산자원관리시스템이 부족하다는 부분도 인정하고 있으며 향후의 대책마련을 고심 중이다. 또한, 수산자원관리법과 수산자원관리 기본계획을 통해 수산자원의 수산자원관리에 대한 법체계를 확립하여 종합적 체계적 수산자원관리체계를 구축하고, 이를 토대로 자원생산성 향상 중심의 수산업 발전에 대한 기반을 마련하고 있다.

이와 같이 우리나라에서는 수산자원을 회복시키기 위해 다각적으로 노력하고 있다. 문제는 이 방법들은 생태학적으로 상호 긴밀하게 연관되어 있는데도 불구하고 생태계 차원의 종합적인 평가가 되지 않은 채 개별적으로 사업들이 수행되고 있다는 것이다. 그리고 각각의 사업들에 대한 생태학적 및 경제적 효과가 검증되어 있지 않다. 이러한 자원조성과 관리를 위한 모든 사업들은 하나의 시스템에 의해서 수행되어야 한다. 즉, 생태계 내 수산생물들의 생태학적 특성과 서식처의 물리환경, 생물 간 상호작용 및 군집구조 등을 이해하고, 생태계에 미치는 기후변화의 영향을 포함하는 거시적인 생태계 기반 자원평가 및 통합관리시스템이 마련되어야 한다.

### **3.2. 남해 어장의 생태계 기반 자원관리 방안**

우리나라의 수산자원관리의 목적은 현재까지는 대상종에 대한 관리와 회복에 목적을 두고 대상종의 지속성에 목표를 두었다면, 생태계 기반 자원관리의 목적은 궁극적으로 생태계와 어업을 관리하고 보호하고 서식종의 지속성과 서식처의 상태, 생물학적 다양성, 사회경제적 편익에 목표를 두고 있다. 생태계 기반 자원관리는 보다 포괄적이지만 유연하고 체계적인 시스템

을 갖추어야 한다. 그러나 생태계 기반 자원관리는 현재의 목표종 지향적인 자원관리 방식과 완전히 다른 방식은 아니며, 현재 수행되고 있는 자원관리 방식을 토대로 생태계와 수산자원의 상호작용이 고려될 수 있도록 과학적인 자료를 바탕으로 이념적, 제도적 변화를 추구하는 것이다 (Table 24).

따라서, 현재의 자원관리 정책 수단 (Fig. 11 and Table 23)을 기반으로 생태계 기반 자원평가를 적용하여 위험도 평가에 의한 목표별 전략 및 전술을 통해 자원관리 방안을 수립한다면 정책의 연계성을 강화하고 생태계 차원의 통합적이고 체계적인 관리방안을 마련할 수 있을 것이다 (Table 25).

위험도 분석에 의한 생태계 기반 자원 평가결과를 자원관리에 적용하는 절차는 다음과 같다. 앞서도 설명하였듯이 생태계 위험도 분석은 각각의 목표에 대한 지표를 설정하고 각 지표의 위험도 점수 (RS)를 통해 목표위험도지수 (ORI), 종위험도지수 (SRI), 어업위험도지수 (FRI), 생태계위험도지수 (ERI)를 순차적으로 추정하는 방식이다 (Fig. 3). 생태계 기반 자원관리는 생태계에 위험을 주는 요인을 역으로 추적하여 그 위험 요인에 대한 관리방안을 수립하는 것이라 할 수 있다. 세부적으로 설명하면, 어떤 대상 생태계의 위험도 분석에서 최종적으로 생태계위험도가 높게 추정되었다면 대상 생태계에 위험을 주고 있는 어업은 어떤 것이 있는지를 어업위험도를 통해 추적하고, 어업위험도에 영향을 주는 종은 어떤 종인지를 종위험도를 통해 확인한다. 해당종의 위험도에 영향을 주는 목표위험도는 무엇이며, 각 목표의 위험도는 어떤 지표에서 높은 위험도를 나타내는지 구체적으로 파악한다. 각 지표의 위험요인을 분석한 후 해당 지표가 종, 어업, 생태계 수준의 지표인지를 파악하고 위험도 요인을 개선하기 위한 현재의 정책 수단의 유무, 효율성, 적합성 등을 파악한다. 마지막으로 어업별, 종별, 목표별, 지표별 위험도를 개선시킬 수 있는 자원관리 전략 및 전술을 수립하여 생태계 기반 자원관리 방안을 수립하고, 향후 위험도 분석 모니터링을 통해 개선효과, 정책의 지속 유무, 생태계 변화 요인을 파악하여 생태계를 관리하는 것이다 (Fig. 12).

Table 24. Comparison of current management system to ecosystem-based management system

Management	Current management system	Ecosystem-based management system
Goal	Recovery and management of species	Conservation and managing fisheries and their ecosystems
Objectives	Sustainability of species itself	Sustainability of species, habitat quality, biodiversity, socio-economic benefit
Information	Scientific research and fishery data	Scientific research and fishery data, and non-scientific knowledge and information from fishers
Bodies	Central and local government	Central and local government and all stakeholders including fishers, by establishing Fishery Management Councils
Flexibility	Restricted	Adaptable
Range of areas	Areas within one nation's EEZ	Areas within and beyond one nation's possibly by establishing the regional Fisheries Management Body
Management period	Short-term	Short-term, mid and long-term

Table 25. Connections between the current management measures and ecosystem management objectives

Current management measures	Ecosystem management objectives
Resources survey	Sustainability, biodiversity, habitat, socio-economic benefit
Stock assessment	Sustainability, biodiversity, habitat, socio-economic benefit
Catch regulation	Sustainability, socio-economic benefit
Effort regulation	Sustainability, socio-economic benefit
Technical regulation	Sustainability, biodiversity, habitat
Area regulation	Sustainability, habitat
Self regulation	Habitat, socio-economic benefit
Other regulation	Sustainability, habitat
Monitoring and supervision	Biodiversity, habitat
Management fishing ground	Sustainability, habitat
Enhancement fishing ground	Sustainability, biodiversity
Released fish	Sustainability, biodiversity
Marine ranching	Sustainability, biodiversity, habitat
Stock recovery	Sustainability, socio-economic benefit

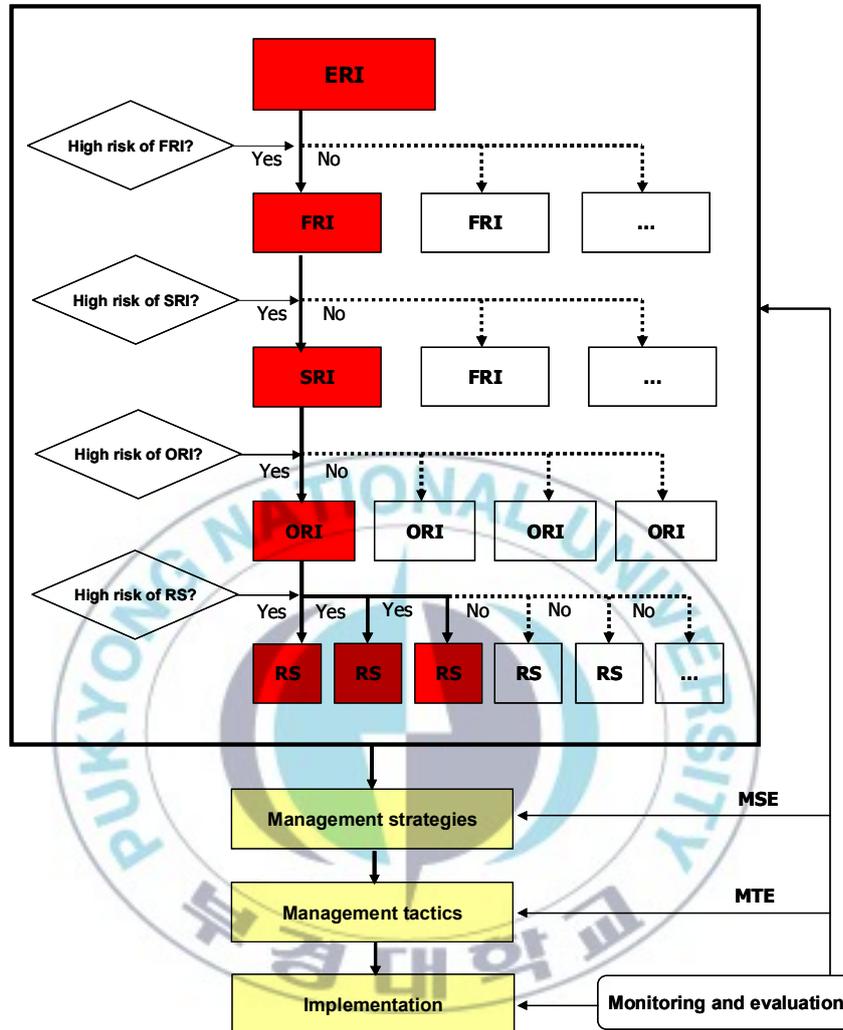


Fig. 12. Flow chart for the ecosystem-based management system from risk analysis. ERI denotes ecosystem risk index, FRI, fishery risk index, SRI, species risk index, ORI, objectives risk index, and RS, risk score of indicators. Red boxes means high risk indices.

남해 어장의 위험도 분석에 의한 생태계 기반 자원평가 결과를 토대로 현재의 자원관리 정책 수단과 연계하여 생태계 기반 자원관리방안에 대해 살펴보았다. II장에서의 위험도 분석 결과를 종합하면, 남해 어장에서는 대형선망어업과 기선권현망어업에 비해 대형쌍끌이기선저인망어업이 위험도가 높게 나타났다. 대형쌍끌이기선저인망어업의 종위험지수는 황아귀가 가장 높았고, 그 다음으로 갈치, 참조기 순으로 위험도가 높았으며, 각 목표의 위험도는 생물다양성과 서식처, 사회경제적 편익, 지속성 순으로 나타났다. 대형쌍끌이기선저인망어업에서 높은 위험도를 나타낸 지표로는 단위노력당 어획량 (CPUE), 적정어획체장 ( $L_{opt}$ ), 어장분포 면적 (FG), 성어비율 (MR), 자원 이용율 (KC), 부수어획 (BC/C), 폐기율 (D/C), 군집의 평균 영양단계 ( $TL_c$ ), 저어류/부어류 비율 (P/B), 서식처 훼손율 (DH/H), 해사채취율 (SC), 산란장 및 성육장 오염도 (PG/G), 최대경제적생산량 (MEY), 판매 이윤비 (RPS), 고용 증가율 (ER) 등이다.

위와 같이 대형쌍끌이기선저인망어업은 다양한 지표에서 위험도를 나타내고 있으며, 지표별 관리전략 및 기술의 수립이 필요하며, 현재의 우리나라 자원관리 정책 수단을 토대로 위험도 분석에 따른 관리 목표별 전략 및 기술을 나타낼 수 있다 (Table 26). 따라서, 본 연구에서 위험도가 다른 어업에 비해 높게 나타난 대형쌍끌이기선저인망어업의 예를 들어 남해 어장의 생태계 기반 자원관리방안을 살펴보면 다음과 같다.

먼저, 지속성에서 높은 위험도를 나타낸 단위노력당 어획량 (CPUE)은 2008년을 기준으로 갈치가 목표수준의 43.6%, 한계수준의 87.3%에 머물고 있으며, 참조기는 목표수준의 68.3%, 한계수준의 136.7%를 나타내고 있고, 황아귀는 목표수준의 65.6%, 한계수준의 131.3%를 나타내고 있다. 대형쌍끌이기선저인망어업에서 어획되는 주요 3개 어종의 단위노력당 어획량은 모두 목표 기준점에 미달되는 수준 (43.6~68.3%)이며, 참조기와 황아귀는 한계기준점을 초과하지 않고 있다. 그러나 현재의 어획강도는 적정어획수준의 약 75~82% 수준이므로 어획량을 늘릴 수 있는 어획량 관리 (TAC) 또는 자원 회복 사업 등의 자원관리 방안이 필요하다.

Table 26. Management objectives, strategies, and tactics of the large pair trawl fishery in the southern sea of Korea

Management Objectives	High risk indicators	Strategies	Tactics
Sustainability	Catch per unit effort	-Increasing CPUE	-Management of catch -Licence limitation -Reducing fishing boat -Total allowable effort
	Length at optimum capture	-Preventing immature fish	-Control mesh size -Prohibition capture size, season & area
	Mature rate		
	Fishing ground size	-Make a fishery agreement with Japan and China	-Joint resources survey and stock assessment and management
Catch ratio of Korea			
Biodiversity	Bycatch	-Preventing incidental catch and discard -Preserving diversity and trophic level	-Improvement fishing gear -Using square mesh deep -Control illegal fishery -Monitoring discard -Using observer system
	Discard		
	Mean trophic level of the community		
	Pelagic sp. /Benthic sp.		
Habitat	Critical habitat damage rate	-Preventing habitat damage -Restricting discarded wasted	-Development fishing gear -Restricting the use of harmful gear
	Sea sand collection		-Restricting the sea sand collection
	Pollution rate of spawning and nursery ground		-Environmental improvement of fishing ground -Marine protected area
Socio-economic benefit	Maximum economic yield	-Increasing the revenues -Maintaining viable production -Supporting employment	-Enhancing community-based management
	Ratio of profit to sales		-Government support due to shifted fisheries
	Employment rate		-Predicting supply and demand of shifted species

적정어획체장은 2008년을 기준으로 갈치가 25.5cm, 참조기가 17.6cm, 황아귀가 48.5cm로서 대형쌍끌이기선저인망어업에서 어획되는 주요 3종의 평균체장은 적정어획체장 미만의 개체가 많으므로 포획금지체장 설정이 필요할 것으로 판단된다.

성어 비율은 2008년을 기준으로 갈치의 목표수준이 0.264, 참조기가 0.274, 황아귀가 0.331로 추정되었다. 2008년의 성어 비율 추정치는 갈치가 0.004, 참조기가 0.137, 황아귀가 0.127로서 목표수준에 미달되었다. 적정어획체장과 마찬가지로 치어의 어획이 많으므로 포획금지체장 설정 또는 망목 크기의 조절이 필요하다.

어장분포면적과 한국의 자원이용율은 최근의 자원감소와 배타적 경제수역 설정 등 인접국간의 어업협정에 따라 위험도가 높아진 것으로 분석된다. 이것은 대형쌍끌이기선저인망어업 뿐만 아니라 다른 근해어업에서도 나타나는 전반적인 어업현실로서 한·중·일 3국의 공동자원조사를 통한 자원평가 및 자원관리를 위해 긴밀한 협조가 필요할 것이다. 특히, 갈치, 참조기, 황아귀는 중국에서의 어획량이 대폭 증가하고 있고, 우리나라 연근해 어장까지 불법적인 조업이 이루어지고 있어 공동자원관리 노력이 시급하다.

생물다양성에서는 부수어획의 비율이 목표수준의 89%를 초과하고 있는 것으로 나타났다. 우리나라 연근해 어업의 특성상 대형쌍끌이기선저인망어업과 같이 다종을 대상으로 어획하는 어업은 부수어획의 비율이 높게 나타나기 마련이다. 다만, 외국과는 달리 부수어획물의 대부분이 치어 또는 비상업성 어종을 감안한다면, 망목크기 확대, 사각망지의 사용, 탈출장치의 개발 등과 같은 어구의 개량과 더불어 주 대상어종의 주어기에 따른 어획시기와 분포해역을 고려한 조업어장의 관리가 병행되어야 할 것이다. 이와 더불어 TAC 대상어종에 대해서는 부수어획의 개념보다는 어획량 보고체계를 거쳐 관리대상 어종에 포함하는 것이 바람직할 것으로 판단된다.

폐기량에 대한 통계는 본 연구에서 기타 어류의 1%로 설정하여 분석하였지만, 우리나라에서는 폐기량에 대한 정확한 통계가 없으므로 우선적으로 폐기량에 대한 모니터링이 필요하다. 다종어업을 대상으로 어획을 하는 어

업일지라도 상업성이 낮은 저차 영양단계의 어획물이 많거나, 또는 해적생물들의 혼획으로 인해 버려지는 폐기량은 우리나라에도 많이 존재할 것이다. 향후 승선옵서버의 활동이 강화된다면 이들을 통해 폐기량에 대한 정보 수집이 가능할 것으로 판단되며, 양륙항 옵서버와 선장 및 어업인 단체의 교육을 통해 자율적 보고 시스템을 갖출 수 있도록 대책이 마련되어야 할 것이다.

서식처 및 산란장 훼손율에서는 대형쌍끌이기선저인망어업이 저층을 끌면서 어획하므로 저서 생태계에 미치는 영향이 클 것으로 판단되어 위험도가 높게 추정되었다. 저층 트롤어구류에 대한 친환경적 어구어법에 대한 연구를 활발히 추진할 필요가 있으며, 향후 개량된 어구의 사용으로 저서 생태계의 훼손을 최소한으로 하여야 할 것으로 판단된다. 특히, 봄철 주 산란기에는 연안측보다는 외해측에서 조업을 할 수 있도록 권고할 필요가 있으며, 시기별 조업어장의 구분하여 산란기에는 조업어장 또는 조업금지구역에 대한 지정이 필요할 것으로 판단된다.

해사채취율은 아파트, 도로, 항만 공사 등 우리나라 건설업의 활성화에 따른 것으로 판단된다. 2000년대 초반 이후 해사채취율이 전체 골재채취량의 약 20%를 초과하였으며, 2008년과 2009년에는 30%를 초과하여 채취량이 계속 증가하고 있어 해사채취가 저서생태계에 미치는 영향에 대한 연구가 지속적으로 이루어져야 한다.

산란장 및 성육장의 오염도는 과거에 비해 약간 증가한 것으로 나타났다. 해적생물, 폐어구, 해양쓰레기, 항만 공사 등 복합적인 영향에 의한 것으로 생각되며, 어장환경 개선, 해적생물 구제, 불법 및 침적어구 철거, 해조장 조성 등 어장 관리사업이 적극적으로 수행되어야 할 것이다.

사회경제적 편익에서는 최대경제적생산량과 판매 이윤비가 낮으며, 고용 증가율이 침체되어 있다. 대형쌍끌이기선저인망어업의 경우 우선적으로 생산성의 뒷받침이 필요하며, 어구 개량을 통한 전략적인 목표종을 선정하여 경영 개선이 필요하다. 자원관리를 위한 정부의 규제 정책과 더불어 감척, 어구 개량, 고용 개선에 필요한 지원 대책이 마련되어야 할 것이다.

본 연구에서는 생태계 기반 자원관리에 대한 개념을 광범위한 남해의 광역생태계에 적용하여 세부적인 개념보다 포괄적인 개념으로 다루었다. 각각의 관리 목표에 대한 세부 정책 수단을 직접적으로 적용하기 위해서는 각각의 지표들에 대한 좀 더 많은 정보들이 필요하며, 위험도에 대한 절대값 또는 정량적 수치들에 대한 세밀한 분석과 연구가 추가되어야 할 것으로 생각된다. 또한, 친환경 어구개발, 생태계 평가 기법과 같은 직접적인 기술개발뿐만 아니라, 해역별 지역별 맞춤형 자원관리를 위해서는 좀 더 세분화된 생태계의 구분이 필요하다.

여기서는 생태계 위험도 분석에 의한 결과를 통해 위험요소별 관리 전략과 전술을 현재의 정책수단과 연계하여 체계적으로 수행하고자 하였다. 각 목표별 위험도에 따라 투입된 정책 수단이 향후 얼마만큼 위험도를 감소시켰는지를 파악할 수 있고, 이에 따른 정책의 효과와 지속여부를 판단할 수 있다. 또한 위험도의 증감에 따라 정책의 유연성을 부여할 수 있다. 예를 들면, 어떤 위험요인에 대해 지속적으로 정책 수단을 투입하였음에도 불구하고 고위험도 (Red zone)에 머물러 있다면 해당생태계, 어업 또는 어종에 대한 더 적극적인 자원관리방안을 집중적으로 투입할 수 있으며, 반대로 위험요인이 단기간에 저위험도 (Green zone)를 나타냈다면, 관련 규제 수단을 완화하거나 해제할 수 있을 것이다. 좀 더 세부적으로 설명하면, 연도별 위험도 지수의 변화를 모니터링하여, 각각의 위험요소별로 투입된 정책수단으로 인한 자원 회복 상태 또는 생태계 변화를 수치화 할 수 있으며, 각각의 정책수단에 대한 관리 효과를 단계별로 구분하여 생태계의 위험도에 따라 정책 수단의 강도를 시기적으로 조절하면서 투입할 수 있을 것이다.

이처럼 생태계 기반 자원관리는 생태계를 고려한 자원관리 목표를 정하고 생태계의 변화를 자원관리에 적용시킴으로서 생태계 차원의 체계적이고 통합적인 자원관리를 이룰 수 있다.

### 3.3. 생태계 기반 자원관리 시스템 구축

생태계 기반 자원관리 시스템은 생태계, 어업, 인간의 활동, 사회경제적 여건 등 광범위한 요소를 고려해야 하므로 초기의 정보 분석과 준비, 정책 수립, 관리목표 설정, 제도의 체계화, 관리방법의 적용, 감시와 평가, 재검토의 반복적인 단계를 필요로 한다 (Fig. 13). 생태계 기반 자원관리의 가이드라인을 토대로 다음과 같이 생태계 기반 자원관리 계획의 절차에 대해 서술하였다.

#### 3.2.1. 준비 단계

생태계 기반 자원관리 계획의 준비단계는 전체 생태계 기반 관리에 대한 상세한 계획을 수립하는 단계로서, 관리계획의 수립에 있어서 행정, 수산, 사회과학, 협상전문가로 구성된 생태계 기반 자원관리 전문가 그룹을 구성하여 의견을 조율해야 한다. 다음으로 생태계 기반 자원관리의 지리적, 행정적 구역에 대한 범위와 크기를 정의하고 어떠한 이해당사자들이 있는지를 분석해야 하며, 이해당사자들에게 생태계 기반 자원관리 계획에 대한 홍보를 통해 신뢰성을 확보해야 한다.

그리고, 중요한 사회적 목적과 이익, 이해당사자들의 목표가 검토되어야 하며, 이해당사자들간 의사소통 계획을 수립해야 한다. 마지막으로 관련 수산업과 생태계의 관련정책과 제도적, 법적, 사회경제적 개념을 포함한 전체적인 배경을 파악하여 생태계 기반 자원관리를 추진함에 있어 잠재적인 이슈와 비전을 작성한다.

#### 3.2.2. 정책 수립

정책 수립은 사전에 준비했던 사항을 더 세밀하게 검토하고 명확한 정책 수단과 목적을 세우는 단계이다. 생태계 기반 관리 목표는 어업에 관한 정보 수집, 제도적, 법적 구성, 사회 경제적 부분까지 포함하여 모든 이해당사자들의 합의로부터 결정되어야 한다.

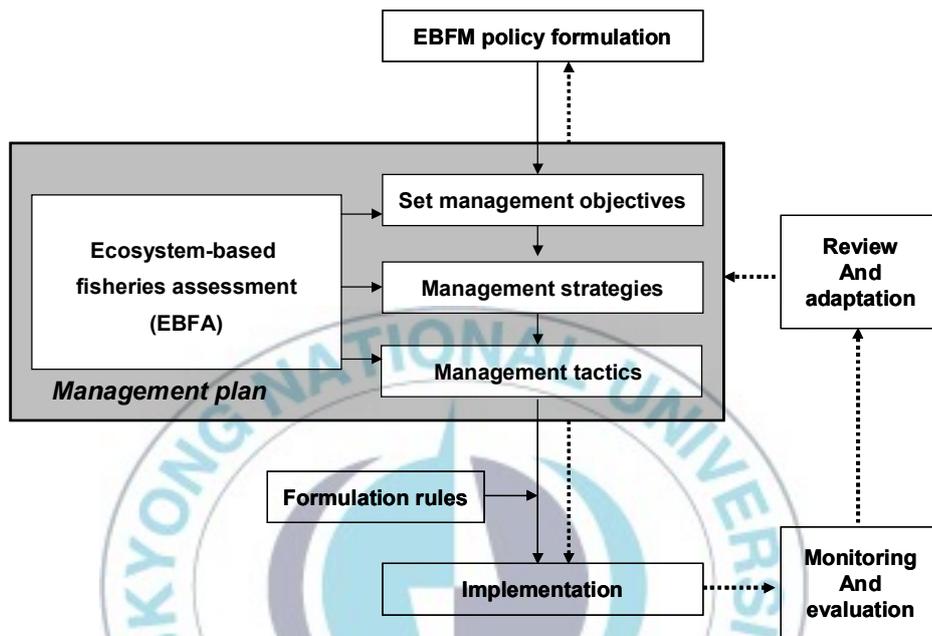


Fig. 13. Flowchart showing a fisheries management framework using in the ecosystem-based fisheries assessment approach.

하지만 이해당사자 또는 수산현실과 사회적인 요인으로 인해 예전부터 이어져온 현재의 수산정책을 곧 바로 바꾸기는 어려울 것이며, 오히려 생태계의 불확실성에 의해 이해당사자들에게 혼동을 줄 수 있다. 그러므로, 정책수립에 앞서 이러한 문제점들에 대한 확인 작업이 필수이며, 새로운 정책을 수립하기 보다는 현재의 자원관리 정책 또는 제도와 연계하여 점차적으로 발전시켜 나갈 수 있는 방안을 모색해야 할 것이다.

### 3.2.3. 관리계획의 개발과 관리목표 설정

관리계획의 개발은 생태계 기반 자원관리 시스템에서 가장 중요한 항목이며, 여기에는 관리목표 설정, 관리 수단과 관리방법의 결정이 포함되어 있다. 관리계획에는 생태계 관리 기준점과 측정방법, 모니터링과 평가, 그리고 검토 과정도 함께 이루어져야 할 것이다. 관리 목표에 있어서는 광범위한 목표와 어업에 직접적으로 적용할 수 있는 좁은 범위의 목표가 있을 수 있다. 광범위한 목표는 어업 또는 생태계 관리에 있어 국가적, 전지구적 차원에서 다루어야 할 부분이며, 좁은 범위는 현재 운영 가능한 목표이다.

관리계획에 있어서 관리목표와 관리전략 및 전술은 II장에서 논의되었던 생태계 기반 어업평가 방법 (EBFA)을 이용할 수 있다. EBFA에서 도출된 각 목표별 위험도에 따라 각각의 지표와 기준점 조절을 통해 자원관리의 전략과 전술을 세울 수 있다. 본 연구에서 분석되었던 대형선망어업, 대형쌍끌이기선저인망어업, 기선권현망어업의 생태계 기반 자원관리 전략과 전술도 EBFA 분석 지표의 내용을 토대로 종합적인 전략 및 전술을 마련할 수 있을 것이다.

이와 같이 생태계 기반 자원 관리의 전략과 전술은 현재 우리나라에서 시행되고 있는 자원관리 정책과 연계할 수 있으며, 위험요소에 대한 통합적인 관점에서의 자원관리가 요구된다. 또한, 현재의 제도와 법률이 새로운 정책 수립을 지원할 수 없다면 이와 관련된 입법 활동을 통해 제도적인 보완도 필요할 것이다. 생태계 기반 자원관리 정책은 생태계의 유동성과 다양한 요인들을 고려하여 매년 또는 주기적으로 모니터링하고 평가된 결과를

반영해야 한다.

### 3.2.4. 관리계획의 적용

생태계 기반 자원관리 계획에 있어서 중요한 것은 관리 목표를 달성할 수 있는 적합한 관리수단과 방법을 선택하는 것이다. 전통적인 어업관리 방식은 정부가 단독으로 주도하여 왔지만, 생태계 기반 자원관리는 일반적으로 어업 외적인 광범위한 분야의 협력을 통해 가능하다. 그러므로 관리계획의 적용에 있어서는 정치적 책임도 요구될 수 있으며, 적합한 법률과 제도가 바탕이 되어야 실행 가능성이 있다. 또한, 인적 자원과 장비에 의한 능력과 기술이 필요하며, 관련 분야와 부서의 상호 협력과 이해당사자의 지원도 지속되어야 한다. 마지막으로 새로운 절차와 시스템의 수립이 필요한 경우에는 적절한 예산의 지원도 필요하다.

### 3.2.5. 감시와 평가

생태계 기반 자원관리는 다양한 접근을 통해 감시와 평가가 적절하게 이루어져야 하며, 관리 계획을 수립함에 있어 시스템에 대한 재검토와 적응이 필요하다. 또한 서로 다른 많은 지표와 기준점이 사용되므로 이 부분에 대한 모니터링 시스템을 갖추어야만 올바른 자원관리를 수행할 수 있을 것이다. 감시와 평가는 어업의 관리시스템에서 필수적이며, 이러한 감시는 생태계 기반 자원관리에서 좁게는 특정 자원과 어업의 이용을 감시할 뿐만 아니라 생태계 전체적인 상호작용을 파악할 수 있으며, 나아가 어업에 있어서 인간의 결정, 어업을 둘러싼 사회경제적 환경까지 파악할 수가 있다. 더불어 감시와 평가를 통해 문제가 발생한 부분에 대해서는 현재의 관리시스템을 재검토하여 다시 정책수립과 관리계획에 반영해야 한다.

## 4. 생태계 기반 자원관리를 위한 제도 개선 방안

### 4.1. 제도 개선 방향

세계농업식량기구 (FAO)는 생태계관리 원칙들을 각 회원국의 정책에 반영시키기 위해 2001년 '해양생태계 내 책임어업에 관한 회의 (Conference on Responsible Fisheries in the Marine Ecosystem)'를 개최하였다. 이 회의에서는 현재의 단일어종 중심의 관리방법이 수산자원의 보존과 이용에 실패하였다는 인식하에 해양의 다른 생물체와 이를 둘러싼 환경을 고려하는 어업관리 방향을 제시하였다. 더불어 2002년 9월 요하네스버그에서 개최된 「지속가능한 발전을 위한 세계정상회의 (World Summit on Sustainable Development, WSSD)」에 의제를 제출하기 위해, 앞서 선언되었던 '2001년 해양생태계 내의 책임어업에 관한 레이카비크 선언 (The 2001 Reykjavik Declaration on Responsible Fisheries in the Marine Ecosystem)'을 채택하여 현행 어업관리에 생태계 관리 요소를 강화하도록 권고하고 있다.

WSSD에서는 이행계획을 채택하여 생태계를 기반으로 하는 어업관리와 관련해서는 해양생태계 내의 책임어업에 관한 레이카비크 선언을 참고하여, 2010년까지 생태계 접근법을 도입할 것을 권고하였다. 이 외에도 이행계획에는 국가 관할권 이내 또는 이원의 주요 연안역 및 해양의 생산성과 생물 다양성 유지, 생태계를 고려하는 다양한 방법을 이용한 파괴적 해양이용 관행 금지 등을 권고하였다. 따라서, 우리나라에서도 WSSD의 이행계획에 따라 책임있는 생태계 기반 접근법이 이루어져야 할 것이며, 정책 추진을 위한 제도적 개선방안도 마련되어야 할 필요가 있다.

과거의 우리나라 수산관계 법령은 자원보호 및 관리에 있어서 과학적인 자료와 조사결과에 대한 근거가 미약하였으며, 주로 생산성 향상과 직결되어 자원의 개발과 이용에 초점이 맞추었다. 따라서, 수산자원, 어업 및 생태계의 특성과 상호작용을 이해하려는 노력이 부족하였고, 사회적인 분위기 또는 어업인의 생계 측면에서 수산자원관리가 이루어졌다.

정부의 제3차 수산종합진흥대책에는 지금까지의 문제점에 대한 개선 방안으로 다각적인 대책을 수립하고 있다. 그 중에서도 수산자원 관리체계 고도화와 기후변화 등 어업환경 변화 대응, 어장환경 관리강화 등은 생태계 기반 자원관리 측면에서 주목할 만한 사항이다. 여기에는 수산자원 정책간 연계성을 강화하여 인공어초, 종묘방류, 바다목장 사업 등 자원회복과 연관된 사업간의 연계성 및 시너지 효과 창출을 통해 지속적으로 자원조성사업과 자원회복 사업을 확대해 나간다는 방침이다. 또한, 2011년 이후 해양·어장환경, 자원변동을 고려한 새로운 연근해 어장관리시스템구축과 이를 반영한 업종별 그물코의 규격, 어구사용금지 구역 및 금지기간 재조정을 추진할 계획이다.

이와 더불어, 최근 수산자원보호령을 근거로 수산자원관리법 (Fisheries Resources Management Act; FRMA, 2010. 4. 23) 이 새롭게 제정되어 시행되면서 수산자원의 관리를 위한 수산자원 조사와 평가 기능이 강화되었다. 수산자원관리법은 매 5년마다 수산자원관리기본계획을 수립하고 이를 토대로 매년 수산자원관리시행계획을 수립하게 되어 있다. 수산자원기본계획에는 수산자원의 관리에 관한 정책목표, 기본방향, 수산자원의 동향, 과학적 자원조사 및 평가체제 구축, 수산자원회복 계획, 총허용어획량에 관한 내용을 포함하고 있으며, 수산자원의 서식 및 생태환경 등의 관리에 관한 사항도 포함되어 있다. 수산자원의 조사 계획에는 어종분포 및 수산자원변동, 어획노력량 및 생산량, 수산자원의 생물학적 특성, 어업별 어획물의 종조성, 서식지 환경 등에 관한 사항 등이 포함되어야 하며, 평가계획에는 수산자원의 상태, 자원량 변동 요인 및 자원진단, 적정어획량에 내용이 포함되어 있다. 또한 수산자원의 체계적 관리를 위해 자원조사 결과를 기초로 수산자원의 생태, 서식지, 어업현황 등에 대하여 수산자원종합정보 데이터 베이스를 구축, 운영할 수 있도록 하고 있다.

이와 같이 우리나라에서도 수산종합진흥대책과 수산자원관리법을 토대로 기후변화와 어장환경 변화에 대응하는 종합적인 수산자원관리시스템의 필요성을 인식하고 있다. 하지만 이러한 대책과 계획들이 현재와 같은 각각

의 영역에서 추진된다면 자원관리 효과를 극대화 시킬 수 없을 것이다. 따라서 생태계 관점에서 각 분야의 개선 노력을 융합하고 통제할 수 있는 통합 기구를 설치할 필요가 있다. 결론적으로, 현재의 정책과 관련 법령에 기초하여 생태계 기반 자원관리 개념을 포함한 수산자원조사 및 평가, 관리계획이 수립된다면 향후 생태계 기반 수산자원관리로의 전환에 시간과 노력을 줄일 수 있을 것으로 생각된다.

## 4.2. 제도 개선 절차

생태계 기반 자원관리 개념의 실현을 위하여 현재의 수산종합진흥대책, 및 수산자원관리계획과 생태계 기반 자원평가를 위한 수산자원조사 및 평가를 통해 생태계 기반 자원관리를 위한 로드맵을 제시하였다 (Fig. 14).

### 4.2.1. 생태계 기반 수산자원관리팀의 구성

앞에서도 기술하였듯이, 우리나라에서의 생태계 기반 자원관리에 대한 인식 전환과 연구결과는 많은 진척을 보이고 있다. 그러나 우리나라의 다종어업과 같이 다양한 수산자원을 이용하고 있는 복잡한 현실에서는 생태계 차원의 자원관리가 효율적이나 직접적인 적용에는 많은 제약이 따른다. 현재 수산자원관리에 대한 사회적, 제도적, 기술적인 문제점들을 보완하고 체계적인 정책 수립을 위해, 각 분야의 전문가들로 구성된 생태계 기반 수산자원관리팀의 구성을 제안한다. 이 팀에서는 생태계 기반 자원관리를 위해 각 분야에서 수행하고 있는 사업 또는 정책들의 추진상황을 점검하고 평가하며, 미흡한 부분에 대한 보완대책과 개선을 위한 제도적, 기술적 권고안을 작성하는 일을 수행한다. 이를 토대로 통합된 체계적인 수산자원관리시스템의 구축이 가능할 것이며, 향후 진보된 개념의 생태계 기반 자원관리에 대한 마스트 플랜의 작성도 가능할 것이다.

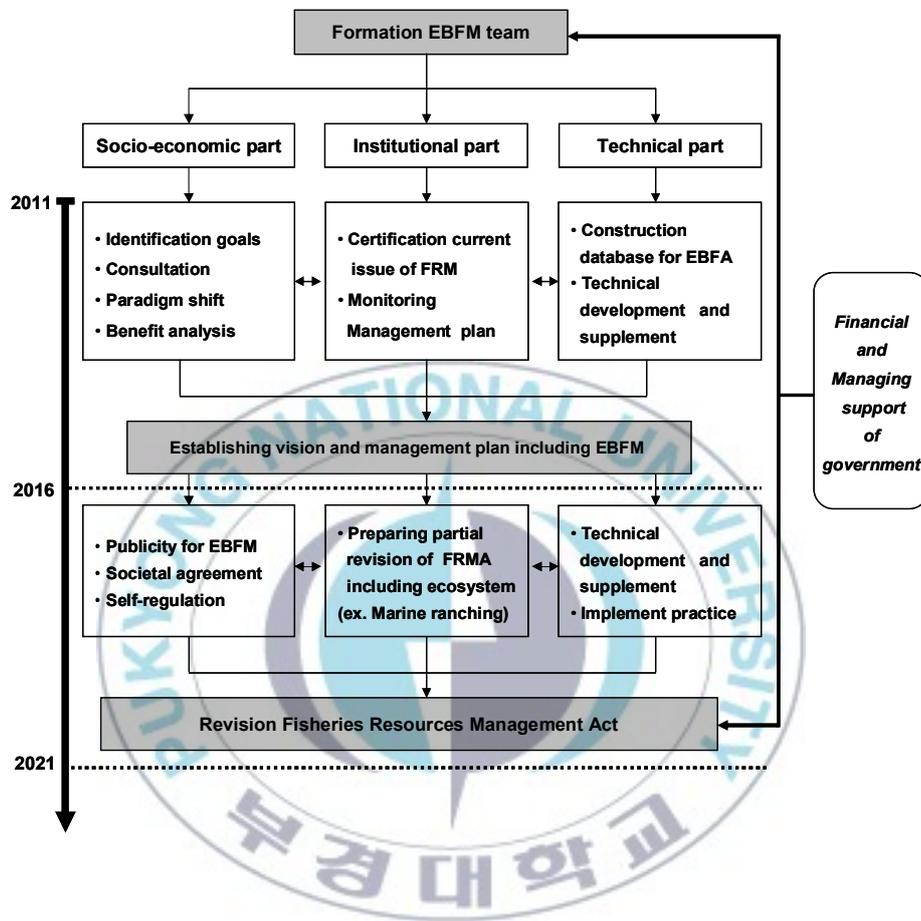


Fig. 14. The road map for proceedings of institutional improvement to the ecosystem based fishery management. EBFA and EBFM mean ecosystem-based fisheries assessment and management, respectively. FRMA and FRM denote fisheries resources management act and fisheries resources management, respectively.

#### 4.2.2. 분야별 임무

생태계 기반 자원관리를 위해서 수많은 고려사항이 있을 것이다. 그 중에서 크게 3가지로 나누어 각 분야에서 해야 할 일들에 대해 분류하였으며, 수산진흥종합대책과 수산자원기본계획이 5년 주기로 수립되는 점을 감안하여 향후 10년을 기준으로 5년 단위로 1단계 (준비단계)와 2단계 (일부 적용단계)로 나누었고, 10년 이후에는 전면 시행을 목표로 하였다.

먼저, 사회경제적인 분야이다. 생태계 기반 자원관리의 수행에 있어서 가장 큰 문제점이라고 볼 수 있는 부분이 이해당사자인 어업인이며, 넓게는 국민이라고 볼 수 있다. 생태계 관리에 있어서 국가적인 이익과 마찰을 제외하더라도 국내의 어업현실에서는 어업인의 생태계 기반 자원관리에 대한 개념인식이 무엇보다 중요하다. 수산자원의 감소로 인해 현재의 수산관련법에 명시된 규정들을 준수하고 이행하는데도 생계차원의 많은 어려움을 호소하고 있는 것이 현실이다. 따라서, 준비단계에서는 이러한 어업인 뿐만 아니라 수산업과 관련된 모든 이해당사자들의 인식전환과 동의가 필요할 것이며, 생태계 기반 자원관리의 목적과 이에 따른 이익에 대해서 철저한 분석이 이루어져야 할 것이다. 2단계에서는 일부 적용함에 있어 홍보를 통해 혼동과 마찰을 방지하고 사회적 공감대를 형성하는 것이다. 정책적으로는 자율관리어업의 활성화로 자원관리에 있어서 자율적이고 적극적인 참여를 유도할 수 있을 것이다.

제도적 분야에서는 현재 시행되고 있는 수산자원관리법상의 문제점을 파악하고 이를 보완하여 생태계 기반 자원관리에 관한 법률을 재·개정해야 한다. 목표중 위주의 자원관리를 어업, 생태계 차원으로 전환하는 기틀을 마련하는 것이다. 이를 위해 먼저, 수산자원관리기본계획에 생태계 기반 자원관리에 대한 구체적인 내용을 포함 (추가 또는 체계화)하는 것이며, 이와 관련된 조사 및 평가계획의 수립을 의무화해야 한다. 조사내용은 본 연구의 2장에서 제시되었던 생태계 기반 자원평가 시스템의 Tier 1 또는 Tier 2의 지표들을 참고할 수 있으며, 수산자원조사원을 활용한다면 효과적인 자료수집이 이루어질 수 있을 것이다.

일부 적용단계에서는 수산자원관리법의 일부 내용을 생태계 기반 자원 관리 방향으로 전환하여 추진하는 것이며, 바다목장 등 자원조성 사업에 적용이 가능할 것이다. 따라서, 현재 수행중인 사업들에 대해서는 생태계 기반 자원평가에 필요한 자원조사 또는 기초자료 수집 시스템 구축을 필수 연구항목으로 의무화하여 추진할 필요가 있다. 그러기 위해서는 수산자원관리법의 내용을 단계적으로 점차 보완하고 생태계 기반 자원관리 개념을 강화할 필요가 있으며, 최종적으로 수산자원관리법의 목표를 생태계 기반 자원관리로 설정하는 새로운 수산자원관리법으로의 개정이 필요하다.

기술적 분야에서는 사회적, 제도적 기틀이 마련되었다 하더라도, 어구어법상의 특성, 과학적 자원조사 및 평가의 신뢰도 확보 등 여러 가지 해결해야 할 문제점들이 있을 것이며, 실질적인 적용을 위해서는 이를 보완하고 해결하는 것이 핵심이라 할 것이다. 그러기 위해서 먼저 수산자원관리 기본계획과 연계하여 수산자원조사를 통해 이루어진 수산종합정보 데이터베이스화에 힘써야 한다. 이와 더불어 생분해성 어구개발, 친환경 끌어구 개발, 부수어획 감소를 위한 망목선택성 연구 등과 같은 어구어법 기술적인 보완과 개발, 생태계 기반 자원평가 지표설정과 기준점의 보완 등 기술적인 부분에서의 연구 개발이 지속적으로 이루어져야 할 것이다. 또한, 제도상의 문제점들을 보완할 수 있는 운영상의 기술적 개발도 지속적으로 필요할 것이다. 일부 적용단계에서는 바다목장 등에 직접 적용하여 기술적인 보완과 개발을 지속적으로 실시함으로써 실질적인 생태계 기반 자원관리가 이루어질 수 있도록 기술적 지원이 가능할 것이다.

#### **4.2.3. 수산자원관리법의 보완**

현행 수산자원관리법은 기존의 수산관련법령에서 수산자원보호와 관리 측면을 새롭게 재개편함으로써 수산자원관리의 중요성을 부각시켰다. 수산자원관리법이 제정됨으로써 통합적인 자원관리시스템의 구축을 위한 초석은 이미 마련되었다고 판단되며, 향후 이러한 수산자원관리법을 보완하고 더욱 개선하여 우리나라 자원관리 정책을 체계화하고 생태계 기반 자원관

리로 발전시키는 것이 중요한 과제일 것이다. 따라서, 우선적으로 생태계 기반 수산자원관리를 위해서는 수산자원관리법 및 시행령, 시행규칙은 일부 보완 및 개선되어야 할 필요가 있다.

#### 가. 내용의 구체화

수산자원관리법에 명시된 수산자원관리 기본계획, 수산자원의 보호, 수산자원의 회복 및 조성, 수면 및 수산자원보호구역의 관리와 관련된 자원조사 및 평가는 생태계를 고려한 자원조사 및 평가가 이루어질 수 있도록 생태계 평가 지표와 기준점을 활용하여 그 내용을 구체화할 필요가 있다. 특히, 수산자원관리 기본계획 및 시행계획에는 자원조사를 통한 기초자료수집에 관한 항목을 반드시 명시토록하고 데이터베이스화 할 수 있도록 하는 것이 생태계 기반 자원관리의 기초가 될 것으로 생각된다.

#### 나. 제한적 반영

생태계 기반 자원관리 개념은 현재의 연안어업과 같이 영세한 생산성과 수익성을 나타내는 분야에서는 직접적으로 곧 바로 반영하기는 어려울 것이다. 그러나 국가 및 지자체에서 주도하는 바다목장 및 바다숲 사업, 종묘 방류사업과 같은 자원조성분야에서는 어업인들에 대한 직접적인 규제 개념이 아니므로 보다 더 생태계 개념의 접목이 쉬울 것이다. 따라서, 수산자원관리법 제 41조의 수산자원조성 사업에 관한 조항에서는 다음과 같은 항목의 추가는 가능할 것으로 본다.

『행정관청은 수산자원조성사업을 수행하기 위해서는 사전에 대상해역의 생태계에 대한 조사를 통해 수산자원조성이 생태계에 미치는 영향을 파악하여야 하며, 이에 대한 결과에 따라 사업의 규모를 설정해야 한다.』

또한, 향후에는 생태계 기반 자원관리 조항을 신설하여 국가 또는 지자체에서 수행하는 수산자원관련 사업 중 생태계 관련 조사 대상을 선정하고, 세부적인 조사 및 평가 지침을 마련해야 하며, 필요하다면 구체적인 조항을 수산자원관리법에 명시해야 한다.

## IV. 종합 고찰

우리나라 남해 어장의 생산량은 전체 생산량의 약 70%를 차지하고 있으며, 고등어, 멸치, 오징어 등 소형 부어류의 생산량이 높은 해역이다. 본 연구에서는 생태계 기반 어업평가 기법 (EBFA)을 통해 남해 어장의 종위험도, 어업위험도, 생태계 위험도를 정량적으로 분석하였으며, 위험도 분석방법을 통해 남해 어장에서 수산자원과 생태계의 위험요소가 무엇인지를 구체적으로 나타냈다.

남해 어장에서의 대형선망어업은 TAC에 의해 타 어업보다 지속적인 관리가 이루어진 어업임에도 불구하고, 주요 어획대상 어종인 고등어, 전갱이의 자원량 감소, 크기의 소형화, 어장의 축소, 부수어획으로 인한 위험요소는 여전히 잠재해 있다. 대형쌍끌이기선저인망어업은 다른 어업에 비해 전체적인 위험도가 높게 나타나 관리가 시급하다. 대형쌍끌이기선저인망어업은 어구특성상 선택성이 낮아 혼획이 많이 발생하므로 어획량 제한이나 체장제한 등의 목표어종에 대한 선택적인 관리도 어려운 실정이다. 또한, 끌어구의 특성상 서식처에 미치는 영향도 타 어구에 비해 높으며, 경제성도 떨어지는 것으로 평가되었다. 따라서, 대형쌍끌이기선저인망어업의 경우 어구어법 개선이나 어획노력량 제한에 대한 관리를 강화하여야 할 것으로 생각되며, 현재의 TAC, 자원회복사업, 자율관리어업 등을 통해 우선적으로 수산자원관리 정책에 참여를 확대하여야 할 것으로 판단된다. 기선권현망어업은 멸치가 주 어획대상이므로 멸치의 자원상태가 과거에 비해 낮은 수준이 아닌 것으로 나타나 전반적인 위험도는 낮았다. 하지만 최근 부수어획의 비율이 높아지는 경향을 나타내고 있어 이에 대한 관리가 필요하다.

우리나라 남해 어장의 서식처에 대한 위험도는 전반적으로 과거와 비교해 큰 차이는 없는 것으로 나타났지만 대형쌍끌이기선저인망어업은 다른 어업에 비해 위험도가 높게 나타나 관리방안 마련이 시급하다. 과거에 비해 유류오염사고에 의한 해양오염은 낮아진 반면, 해사채취에 의한 서식처 파괴와 부유물질에 의한 오염은 상대적으로 증가한 것으로 나타나 서식처에

서의 해사채취는 보다 더 주의를 기울여야 할 것이다.

분석된 주요 어업의 경영상태는 어획 대상어종별로 차이는 있지만 전반적으로 호전된 경향을 보였으며, 어선감척사업으로 인해 경쟁력이 완화된 데에 기인하는 것으로 생각된다. 그러나 선원의 임금과 고용부분에서는 과거와 현재에 모두 위험도가 높게 평가되어 지속적으로 개선 대책을 강구하여야 할 것이다.

생태계 기반 자원평가에 대한 최근까지의 연구는 생태계의 자연 현상과 서식생물 상호간의 복잡한 메커니즘을 이해하고 규명하는데 집중하였으나, 위험도 분석방법을 통한 생태계 기반 어업평가 방법은 생태계 내 여러 가지 요인들을 분석하여 위험도를 나타냄으로써 자원관리에 필요한 현실적인 평가 기준점을 제시하고 있다. 생태계의 목표별 평가기준점에 따라 현재의 정책수단을 적절히 투입하고 그 결과에 대한 모니터링을 통해 정책수단을 유연하게 투입할 수 있으며, 정책의 효과와 지속유무에 대한 판단근거를 제공할 수 있을 것으로 판단된다. 또한, 자원관리 정책간의 연계를 통해 체계적, 통합적 자원관리시스템이 구축되어야 한다.

이와 같이 본 연구에서 사용된 생태계 기반 어업평가 방법의 장점은 다음과 같다. 첫째, 각 목표에 대한 지표의 위험도를 통해 대상어종과 어업의 위험 요인을 파악할 수 있으며, 위험 요인에 따라 적절한 자원관리정책의 수립이 용이하다. 둘째, 과거와 현재의 종, 어업, 생태계에 대한 위험도의 비교가 가능하여 자원관리가 잘 이루어지고 있는지에 대한 확인이 가능하다. 셋째, 각 목표별 평가지표의 목표 및 한계기준점을 이용하여 각각의 목표에 대한 정량적인 평가 결과로 생태계의 현 상태를 나타냄으로써 이해하기 쉽게 나타낼 수 있다. 넷째, 분석 목표의 명확한 구분과 보다 더 구체적인 과학적 지표 개발을 통해 생태계에 대한 포괄적인 개념을 현실적으로 반영할 수 있다. 특히, 사회경제적 편익의 경우 수산자원에 대한 지속성 유지 및 관련정책의 수립에 필요한 정보 제공이 가능하며, 자원관리에 따른 어업인의 실질적인 목표와 연관되어지므로 생태계에 대한 전반적인 평가에 있어 중요한 목표라고 할 수 있다. 다섯째, 2단계 분석시스템을 적용함으로써

써 연안어업과 같이 자료가 부족한 경우에도 간편한 자료 수집 방법과 기초적인 항목에 대한 조사로 생태계 차원의 접근이 가능하다는 것이다.

생태계 기반 어업평가 방법은 여러 가지 장점을 가지고 있지만, 과학적 데이터의 수집 및 분석에 많은 시간과 노력이 투입되는 단점도 있으며, 목표에 대한 지표의 설정이 적절하지 않거나 기준점의 설정이 모호하였을 경우 잘못된 평가 결과를 초래할 수 있다. 또한, 준 정량적 및 정성적 분석법은 각 종의 어업관련정보와 생태학적 자료만을 사용하여 위험도를 결정하기 때문에 가능한 정확하고 신뢰성이 높은 자료의 사용이 필요하다. 기존의 정량적 분석에 비해 개략적인 방법이기 는 하지만, 사용되는 자료가 적게 들고 분석을 위해 필요한 시간이 단축되어 어획활동으로 인한 대상어종의 현 상태를 쉽게 파악할 수 있는 장점은 있으나 사용되는 자료가 적고 평가자의 주관적인 판단에 많은 영향을 받기 때문에 자료의 부재 또는 자료가 정확하지 않을 때에는 치명적인 약점으로 작용할 수도 있다.

FAO (2009)는 생태계 기반 수산업에 있어서 불확실한 정보로는 생태계를 고려할 수 없으며, 더 큰 혼란을 초래할 수 있다고 조언하고 있다. 그러므로, 생태계를 고려한 자원관리는 과학적인 데이터를 위한 정밀한 조사가 필요하며, 이것은 자원평가의 기능을 극대화하고 세부적인 지표와 기준점에 대한 신뢰도도 높일 수 있다. 이와 더불어 현재까지는 조사되지 않았던 생물학적 특성치에 대해서도 조사·연구가 필요하며, 생물학적 기준점이 자원관리에 적합한지를 검토하는 연구도 수행되어야 한다. 과학적 데이터의 부족은 정책수립에 있어 확실한 근거를 제공하지 못하게 되며, 복잡한 어업현실에서 세밀한 정책을 추진할 수 없을 것이다.

이러한 과학적 근거는 정책수립을 지원할 수는 있지만 생태계 기반 자원관리를 위해서는 수산업과 관련된 모든 이해당사자들의 동참이 필요하며, 생태계에 대한 인식과 공감대가 형성되어야 한다. 생태계 기반 자원관리에 필요한 구체적이고 세부적인 항목들을 일일이 확인해야하며, 지속적인 발전을 이루어야 할 것이다.

## V. 요약

본 연구에서는 위험도 분석을 이용한 생태계 기반 어업평가 방법(EBFA)을 통해 우리나라 남해 어장의 생태계 위험도가 어떻게 변화하였는지를 파악하고 이에 따른 생태계 기반 관리방안을 제시하였다.

남해 어장의 생태계 위험도 분석에 의한 자원평가는 생태계 관리 목표를 설정하여 수행하였으며, 목표별 지표와 기준점을 설정하여 목표별 지표에 대한 위험도 점수를 추정하였다. 추정된 목표별 위험도 점수(RS)를 통해 목표위험도지수(ORI), 종위험도지수(SRI), 어업위험도지수(FRI), 생태계위험도지수(ERI)를 추정하였다. 생태계의 관리목표는 지속성 유지(Sustainability), 생물다양성 유지(Biodiversity), 서식처 보호(Habitat), 사회경제적 편익(Socio-economic benefit)으로 설정하였다.

목표별 분석 지표 및 기준점은 정보수준에 따라 평가단계별로 Tier 1에서 28개, Tier 2에서 30개의 지표를 사용하였으며, 1988년과 2008년의 비교를 통해 과거와 현재의 자원상태를 파악하였다. 분석 대상어업은 대형선망어업, 대형쌍끌이기선저인망어업, 기선권현망어업, 연안통발어업으로 선정하였으며, 분석 대상어종은 고등어, 전갱이, 갈치, 참조기, 황아귀, 멸치 등이다.

대형선망어업의 고등어는 종위험도지수가 1988년 0.839에 비해 2008년에는 0.876으로 위험도지수가 약간 증가하였으며, 전갱이는 1988년에 1.157에서 2008년에는 0.923으로 위험도 지수가 감소하여 20.2%의 관리증진도를 보였다. 고등어와 전갱이는 TAC를 실시하고 있지만 지속성에서는 위험도가 개선되지 않았으며, 평균 임금이나 판매 이윤비의 증가로 인한 어업 경영이 개선되어 종위험도지수가 낮아진 것으로 나타났다.

대형쌍끌이기선저인망어업의 갈치와 참조기의 종위험도지수는 1988년에 각각 1.245와 1.224에서 2008년에 각각 1.264, 1.316으로 약간 증가하였다. 4개의 목표에 대한 목표위험도지수가 거의 개선되지 않아 자원관리에 대한 지속적인 노력이 필요하다. 황아귀의 종위험도지수는 1.381에서 1.226으로

감소하여 11.2%의 관리증진도를 보였지만 생물다양성과 사회경제적 편익에서는 높은 위험도를 나타내어 두 가지 목표에 대한 관리방안이 필요하다.

기선권현망어업 멸치의 종위험도지수는 1988년에 1.122에서 2008년에는 0.719로 낮아졌다. 멸치는 CPUE, 어획물 평균체장, 어장분포 면적, 성어비율이 증가하여 지속성 목표위험도가 매우 개선되었으며, 평균 임금과 판매이윤비의 증가로 사회경제적 편익에서도 과거에 비해 최근에 위험도가 급격히 낮아져 안정적인 상태를 보여 종위험도지수가 가장 낮게 나타났다.

연안통발어업의 봉장어, 문어, 낙지의 종위험도지수는 1988년에 1.245~1.398의 범위로 비교적 높은 값을 나타냈지만 2008년에는 0.879~1.119의 범위로 낮아졌다. 연안어업은 근해어업에 비해 소규모의 지역적 어업형태이므로 어획량 및 노력량 관리가 제대로 이루어지지 않고 있어 자원상태 파악을 통한 자원관리 방안 수립이 매우 어려운 실정이다. 따라서, 연안어업에 대한 조업실태 파악, 망목준수 등 어구제한 및 관리, 유통체계 관리 등 연안어업의 체계적인 어업관리가 필요할 것으로 판단되며, 연안어업의 특성에 맞는 지표개발을 통해 생태계 기반 어업평가 방법을 활용할 수 있을 것이다.

주요 어업의 어업위험도지수는 1988년에 비해 2008년에 전반적으로 낮아지는 경향을 나타냈다. 대형선망어업의 어업위험도지수는 1988년에 0.972에서 2008년에는 0.883으로 9.1%의 관리증진도를 나타냈으며, 대형쌍끌이기선저인망어업은 1.205에서 1.040으로 어업위험도지수가 낮아졌다. 기선권현망은 어업위험도지수가 종위험도지수와 동일한 1.122에서 0.719로 낮아졌으며, 연안통발어업의 어업위험도지수도 1.299에서 0.974로 낮아졌다.

남해 어장의 생태계위험도지수는 1988년에 1.036에서 2008년에는 0.851로 17.8%의 관리증진도를 보여 생태계 위험도가 과거에 비해 개선되었다.

생태계 위험도 분석은 각각의 목표에 대한 지표를 설정하고 각 지표의 위험도 점수 (RS)를 통해 목표위험도지수 (ORI), 종위험도지수 (SRI), 어업위험도지수 (FRI), 생태계위험도지수 (ERI)를 순차적으로 추정하는 방식이다. 생태계 기반 자원관리는 생태계에 위협을 주는 요인을 역으로 추적하여 그 위협 요인에 대한 관리방안을 수립하는 것이다. 세부적으로 설명하면, 어떤

대상 생태계의 위험도 분석에서 최종적으로 생태계위험도가 높게 추정되었다면 대상 생태계에 위험을 주고 있는 어업은 어떤 것이 있는지를 어업위험도를 통해 추적하고, 어업위험도에 영향을 주는 종은 어떤 종인지를 종위험도를 통해 확인하였다. 해당종의 위험도에 영향을 주는 목표위험도는 무엇이며, 각 목표의 위험도는 어떤 지표에서 높은 위험도를 나타내는지를 구체적으로 파악하였다. 각 지표의 위험요인을 분석한 후 해당 지표가 중, 어업, 생태계 수준의 지표인지를 파악하고 위험도 요인을 개선하기 위한 현재의 정책 수단의 유무, 효율성, 적합성 등을 파악하였다. 마지막으로 어업별, 종별, 목표별, 지표별 위험도를 개선시킬 수 있는 자원관리 전략 및 전술을 수립하여 생태계 기반 자원관리 방안을 수립하고, 향후 위험도 분석 모니터링을 통해 개선효과, 정책의 지속 유무, 생태계 변화 요인을 파악하여 생태계를 관리하는 것이다.

생태계 기반 자원관리를 위해서는 기술적, 제도적 보완과 사회적인 공감대가 필요하다. 기술적으로는 적합한 지표와 기준점 설정에 의한 생태계 기반 자원평가의 신뢰성을 높이고, 친환경적 어구어법 개발과 같이 어업현장에 직접적으로 적용이 가능한 기술적 개발이 수행되어야 한다. 제도적으로는 현재의 정책수단을 생태계 차원의 자원관리로 전환하고 정책간 연계성을 강화하여 생태계를 고려한 통합된 자원관리 정책의 수립이 필요하다.

## VI. 참고 문헌

- Baik, C. I. 2001. Relationship between fishing and oceanographic conditions of Yellow Croaker, *Pseudociaena polyactis* Bleeker in Korean waters, Doctoral dissertation. Pukyong National University. 110pp.
- Baik, C. I., C. I. Lee, K. H. Choi and D. S. Kim. 2005. Variation of fisheries conditions of fishing ground of Yellow croaker, *Pseudociaena polyactis* Bleeker in the East China Sea and the Yellow Sea. J. Kor. Fish. Soc., 38: 413-424.
- Choi, Y. M. 2003. Stock assessment and management implications of chup mackerel, *Scomber japonicus* in Korean waters, Doctoral dissertation. Pukyong National University. 130pp.
- Choi, Y. M., C. I. Zhang, J. B. Lee, J. Y. Kim and H. K. Cha. 2004. Stock assessment and management implications of Chub mackerel, *Scomber japonicus* in Korean waters. J. Korean. Soc. Fish. Res., 6: 90-100.
- Christensen, V. and D. Pauly. 1992. ECOPATH II a software for balancing steady ecosystem models and calculating network characteristics. Ecol. Modelling, 61: 169-185.
- CSIRO (Commonwealth Scientific and Industrial Research Organisation). 2005. Ecological Risk Assessment for Effects of Fishing, Case Study Instructions v8. 95 pp.
- ICES. 2005. Quantitative ecosystem indicators for fisheries management. ICES Marine Science Symposia, 222, 613 pp.
- FAO. 2003. Fisheries management: 2. The ecosystem approach to fisheries. FAO Tech. Guidelines for Responsible Fisheries, 4, Suppl.

- 2, 112 pp.
- FAO (Food and Agriculture Organization). 2005. Discards in the world's marine fisheries. FAO Fisheries Technical Paper, 470, 131 pp.
- FAO. 2007. Models for an ecosystem approach to fisheries. FAO Fisheries Technical Paper, 477, 108 pp.
- FAO (Food and Agriculture Organization). 2009a. Abandoned, lost or otherwise discarded fishing gear. FAO Fisheries Technical Paper, 523, 115 pp.
- FAO. 2009. Fisheries management: 2. The ecosystem approach to fisheries. FAO Tech. Guidelines for Responsible Fisheries, 4, Suppl. 2, add2, 88 pp.
- FEI (Fisheries Economic Institute). Statistic data base, [www.fei.suhyup.co.kr](http://www.fei.suhyup.co.kr).
- Gislason, H., M. Sinclair and K. Sainsbury. 2000. Symposium overview: incorporating ecosystem objectives within fisheries management. ICES Journal of Marine Science, 57: 468-475.
- Gong, Y., Y. S. Suh, K. T. Seong and I. S. Park. 2009. Fluctuations in ocean climate and fish populations, 263pp.
- KOSIS. 1988~2008. <http://kosis.kr>.
- Lie, H. J., C. H. Cho, J. H. Lee, S. Lee and T. Yuxiang. 2000. Seasonal variation of the Cheju Warm Current in the northern East China Sea. Journal of Oceanography., 56: 197-211.
- Livingston, P.A., K. Aydin, J. Boldt, J. Ianelli and J. Jurado-Molina. 2005. A framework for ecosystem impacts assessment using an indicator approach. ICES Journal of Marine Science. 62 : 592-597.
- Lee, S. K., J. B. Lee, C. I. Zhang and D. W. Lee. 2007. Fish reproduction potential indices in the coastal and offshore ecosystem in Korea, J. Kor. Fish. Soc., 40(1): 24-30.
- MSC (Marine Stewardship Council). 2006. KDSFF final performance indicators

and scoring guideposts.

- MSC (Marine Stewardship Council). 2009. TAB 15 - Agenda item No. 11 - FAM v2 (including RBF).
- NFRDA, 1967. 1971. 1984. 1986. 1987. 2003. Biological statistic data. Bulletin of the Fisheries Resources Sampling Year book, vol. 1~10.
- NFRDA. 1990. Optimum fishing intensity on fisheries resources in Korean waters. Report of fisheries resources research, vol. 11. 147pp.
- NFRDA. 1993a. Assessment of fisheries resources and fishery management in Korean waters, Report of fisheries resources research, 181pp.
- NFRDA. 1993b. Trend of fisheries resources in Korean waters, Report of fisheries resources research. 107pp.
- NFRDI. 1988~2008. <http://kms.nfrdi.go.kr/FR/sub.jsp>.
- NFRDI. 1992~2008. <http://portal.nfrdi.re.kr/envirodata>.
- NFRDI. 2004. Commercial fishes of the coastal and offshore waters in Korea, 2nd. 333pp.
- NFRDI. 2005. Ecology and fishing grounds of major fisheries resources in the coastal and offshore of Korean waters. 383pp.
- NFRDI. 2008. Stock assessment and fishery evaluation report of year 2009 TAC-based fisheries management in the adjacent Korean waters. Report of fisheries resources assessment, vol. 14. 230pp.
- NMFS. 1999. Ecosystem-Based Fishery Management - A Report to Congress by the Ecosystem Principles Advisory Panel. US Department of Commerce, National Oceanic and Atmospheric Administration.
- NRC. 1999. Sustaining Marine Fisheries. National Research Council, National Academy Press, Washington DC.
- Park, C. S. 1999a. Studies on the stock management of the Hair tail *Trichiurus lepturus* Linnaeus in Korean waters, Doctoral

- dissertation. Pukyung National University. 154pp.
- Park, Y. C. 1999b. Fishery biology of the Yellow gosefish, *Lophius litulon* (Jordan) in Korean waters, Doctoral dissertation. Pukyung National University. 149pp.
- Fox, W. W., Jr. 1970. An experimental surplus yield model for optimizing exploited fish populations. *Trans. Amer. Fish. Soc.*, 90:80-88.
- Polovina, J. J. 1984. Model of a coral reef ecosystem. I. The ECOPATH model and its application to French Shoals. *Coral Reefs*, 3(1):1-11.
- Schafer, K. B. 1954. Some aspects of the dynamics of populations important to the management of commercial marine fisheries. *Inter. Am. Trop. Tuna Comm. Bull.*, 1:25-56.
- Shannon, C.E., W. Wiener. 1963. *The Mathematical Theory of Communication*. University of Illinois Press, Urbana, 125 pp.
- Seo, Y. I. and C. I. Zhang. 2001. A study on the multi-gear and multi-species fisheries assessment models in Korean waters; 2. Single-species by multiple fisheries. *J. Kor. Fish. Soc.*, 34: 359-364.
- Sokal, R. R. and J. F. Rohlf. 1994. *Biometry : The principle and practices of statistics in biological research*. 3rd. ed., W. H. Freeman. 880pp.
- Sparre, P. 1991. Introduction to multispecies virtual population analysis. *ICES Mar. Sci. Symposium*, 193:12-21.
- Walters, C., V. Christensen and D. Pauly. 1997. Structuring dynamics models of exploited ecosystems from trophic mass-balance assessment. *Review in Fish Biology and Fisheries*, 7: 139-172.
- Zhang, C. I., Y. M. Kim, S. J. Yoo, C. S. Park, S. Kim, J. K. Kim and S. B. Yoon. 1992a. Estimation of population ecological characteristics of small yellow croaker, *Pseudosciaena polyactis* off Korea, *Bull. Korean Fish. Soc.*, 25(1): 29-36.

- Zhang, C. I., S. Kim and S. B. Yoon. 1992b. Stock assessment and management implications of small yellow croaker in Korean waters, *Bull. Korean Fish. Soc.*, 25(4): 282-290.
- Zhang, C. I. and M. H. Shon. 1997. A study on the stock assessment and management implications of the Hair tail, *Trichiurus lepturus* Linne in Korean waters, *Bull. Korean Fish. Soc.*, 30(4): 620-626.
- Zhang, C. I. 2002. Prospect of ecosystem-based fisheries resource management. *J. Kor. Soc. Fish. Res.*, 5: 73-90.
- Zhang, C. I., S. I. Lee, and J. M. Kim. 2003. Ecosystem-based management of fisheries resources in marine ranching areas. *J. Kor. Soc. Fish. Res.*, 6: 71-83.
- Zhang, C. I., S. Kim, D. Gunderson, R. Marasco, J. B. Lee, H. W. Park and J. H. Lee. 2009. An ecosystem-based fisheries assessment approach for Korean fisheries. *Fisheries Research*, 100, 26-41.
- Zhang, C. I., H. W. Park, J. H. Lim, H. C. Kwon and D. H. Kim. 2010. A study on indicators and reference points for the ecosystem-based resource assessment. *J. Kor. Soc. Tech.*, 46: 32-49.
- 국립수산진흥원. 2001. 한국해양편람, 제4판, 국립수산진흥원, 436pp.
- 농림수산식품부(농림수산부, 해양수산부). 1970~2008. 농림(해양)수산식품통계 연보.

## 감사의 글

오늘이 있기까지 주위의 많은 분들의 도움이 있었습니다. 미흡한 한편의 논문으로 감사의 말씀을 올리기에 너무나 부족하지만, 앞으로 성실하게 살아가는 모습으로 고마움을 다하겠습니다.

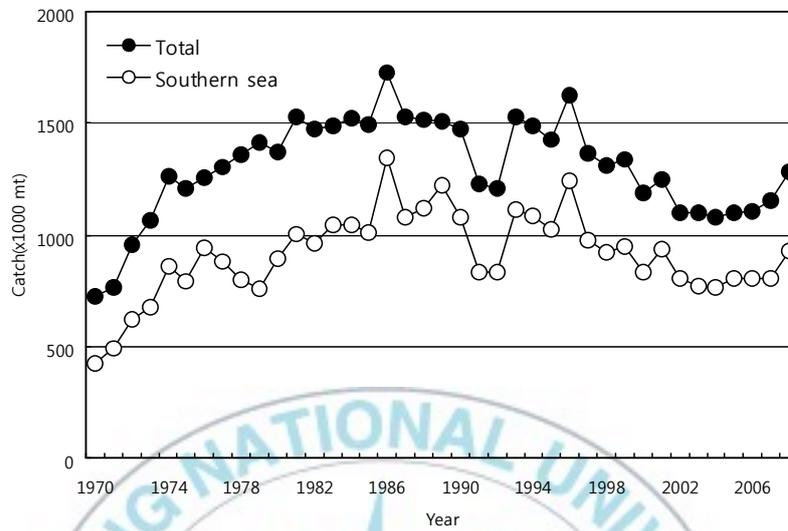
연구하는 동안 멀리 있어 많이 찾아뵙지도 못하였음에도 불구하고 바쁘신 가운데 정성껏 논문을 지도하며 관심을 가져주신 이장욱 교수님, 이상고 교수님, 신종근 과장님, 이재봉 박사님, 그리고 지도교수님이신 장창익 교수님께 진심으로 감사의 말씀을 올립니다.

더 나은 연구를 위해 아낌없는 조언과 말씀으로 많은 가르침을 주신 부경대학교 수산물리학과 교수님들께 감사의 마음을 전합니다. 논문에 필요한 여러 자료를 성의껏 모아주시고 조언을 주신 국립수산과학원 선후배 동료박사님들께 감사드립니다. 특히, 남해수산연구소에 함께 근무하면서 논문 연구를 위해 많은 배려를 해주신 박종화 과장님, 김주일 연구관님, 김진영 연구관님, 차형기 연구관님, 연인자 연구관님, 김성태 박사님, 황선도 박사님, 오택윤 박사님, 이선길 박사님, 김희용 박사님, 고준철 박사님, 이승중 박사님께 감사드리며, 자원실 연구원님들께도 고마운 마음을 전합니다.

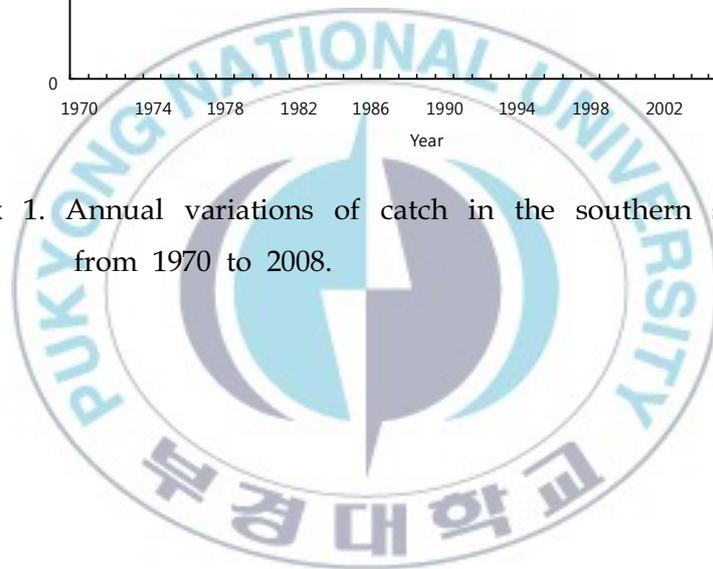
항상 격려와 조언을 아끼지 않으셨던 최영민 연구관님, 손명호 박사님, 이만우 박사님, 이성일 박사님, 박겸준 박사님, 윤상철 박사님께 감사드립니다. 앞으로 더 나은 연구로 우리나라 수산자원의 미래를 이끌어갈 부경대학교 수산자원관리연구실 후배님들께도 감사의 마음을 전하며, 특히, 크고 작은 일에 많은 도움을 준 박희원 후배님께 감사드립니다.

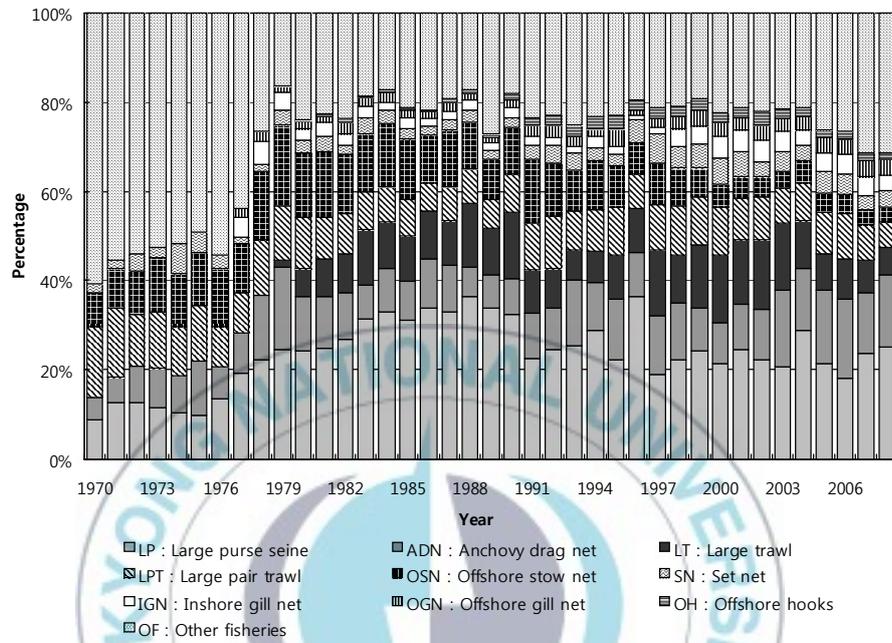
항상 사랑으로 지켜봐주시고 든든한 지원군이 되어주셨던 시골에 계신 부모님과 장모님께 깊은 감사를 드리며, 동생들과 가족들에게도 감사의 마음을 전합니다. 한번도 부산을 떠나온 적이 없어 외로움을 많이 땀지만 말없이 참아내 준 사랑하는 아내와 딸 여원이에게 이 논문이 작은 선물이 되었으면 합니다.

시골에 계신 아버지께서는 함양군 직곡면사무소 앞에 「慶 “이학박사 학의씨독” 시뮬리 서재삼씨의 장남 서영일 祝」이라는 플래카드가 붙는 날을 손꼽아 기다리셨습니다. 오늘을 있게 해주시고 영연한 스승이신 장창익 교수님 그리고 사랑하는 우리 부모님.. 정말 감사합니다...

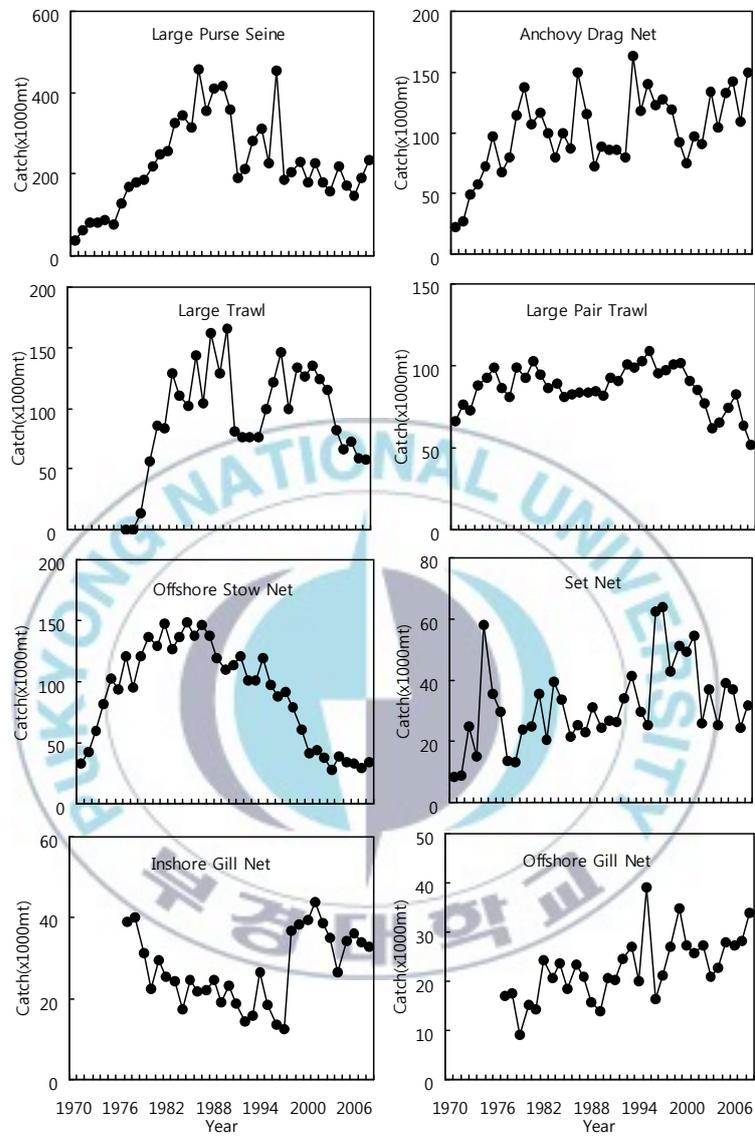


Appendix 1. Annual variations of catch in the southern sea of Korea from 1970 to 2008.

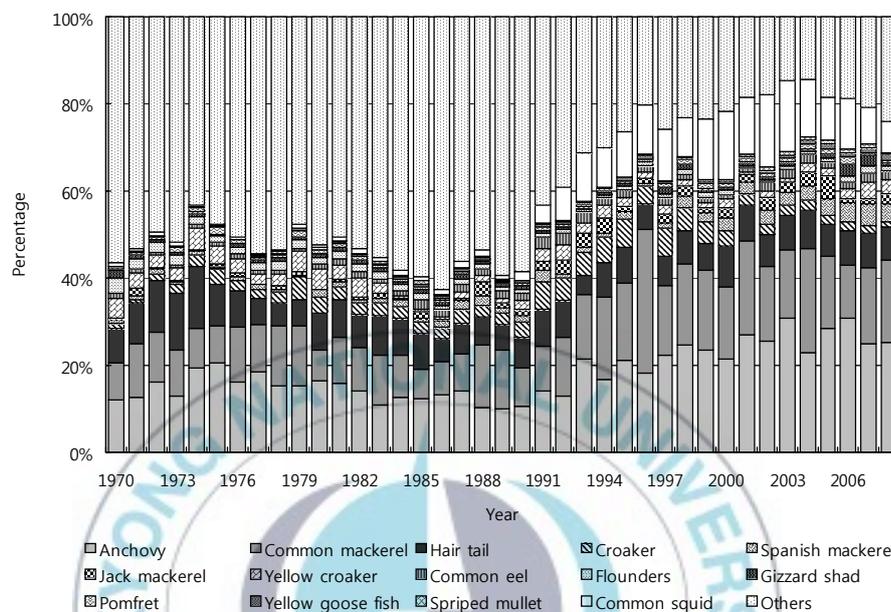




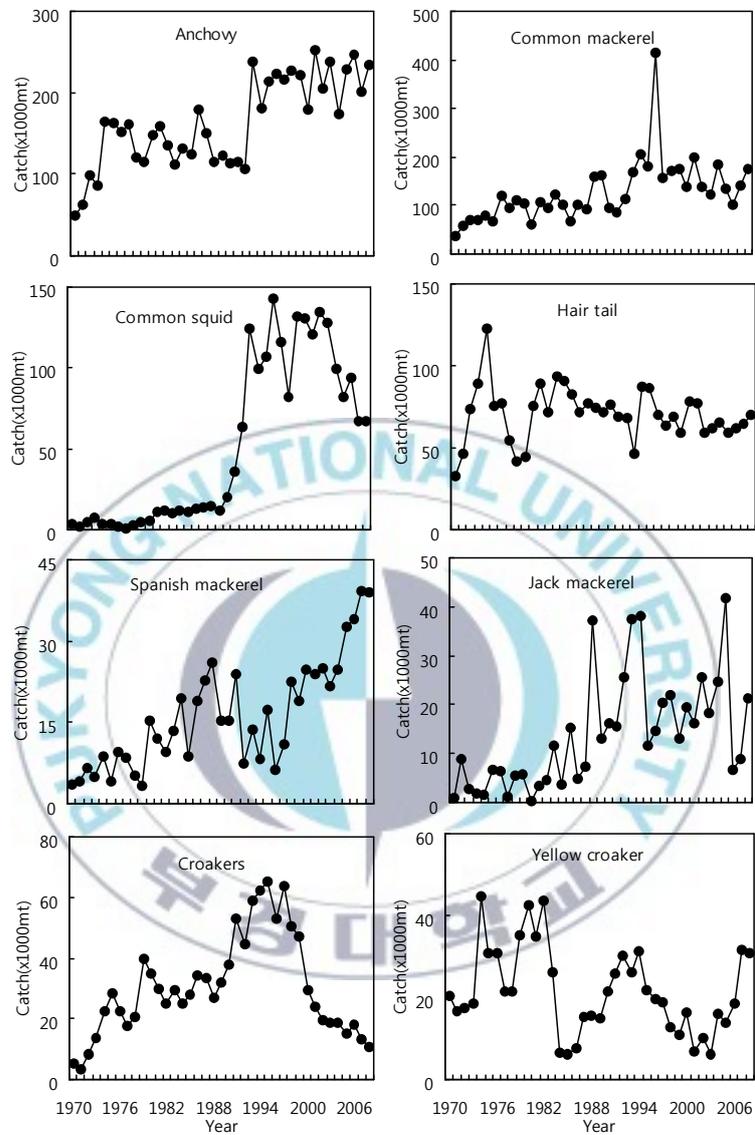
Appendix 2. Catch composition by fishery in the southern sea of Korea from 1970 to 2008.



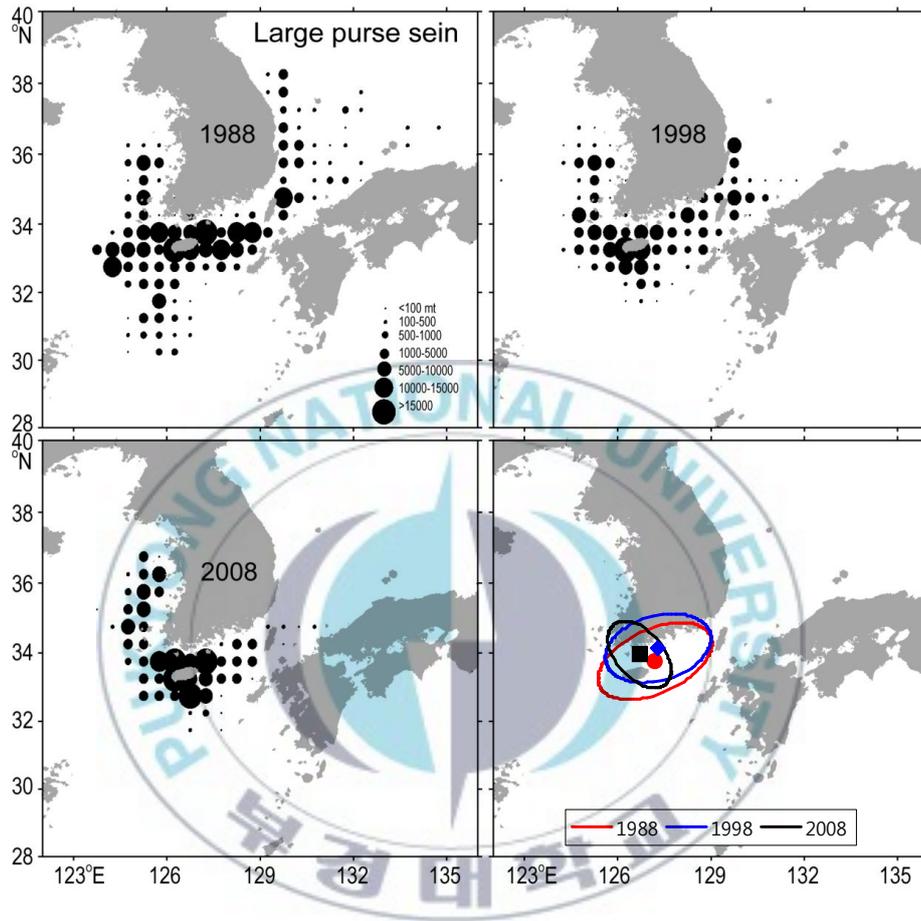
Appendix 3. Annual variations in catch by fishery in the southern sea of Korea from 1970 to 2008.



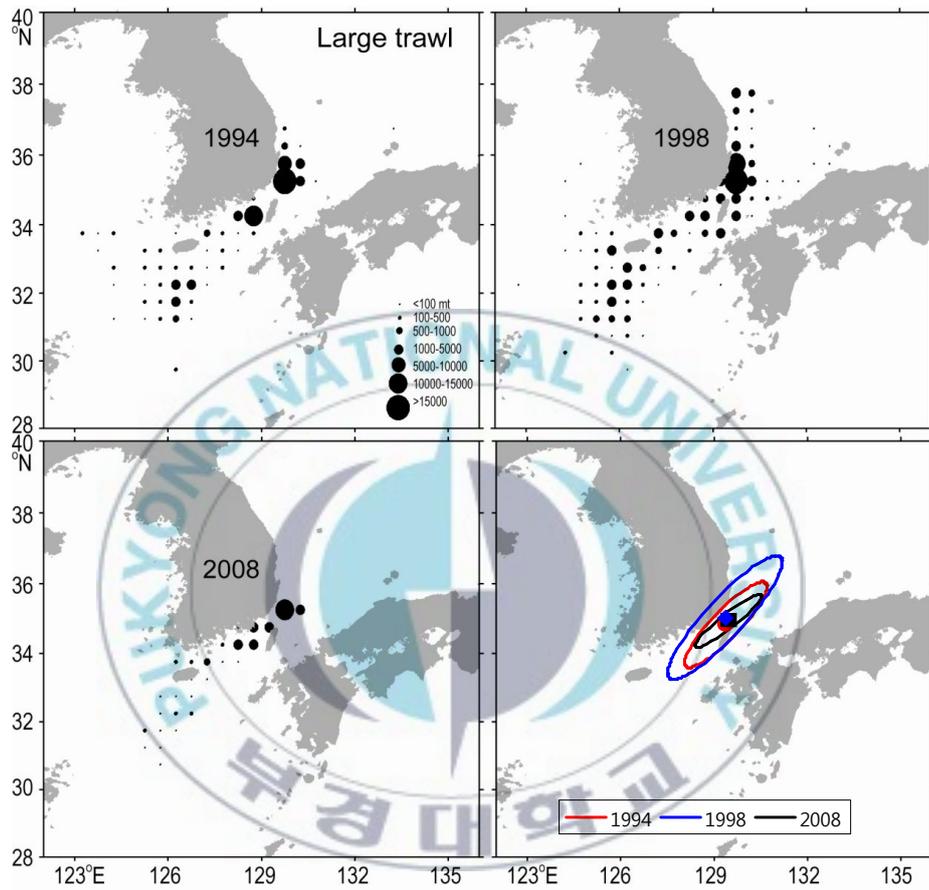
Appendix. 4. Catch composition by species in the southern sea of Korea from 1970 to 2008.



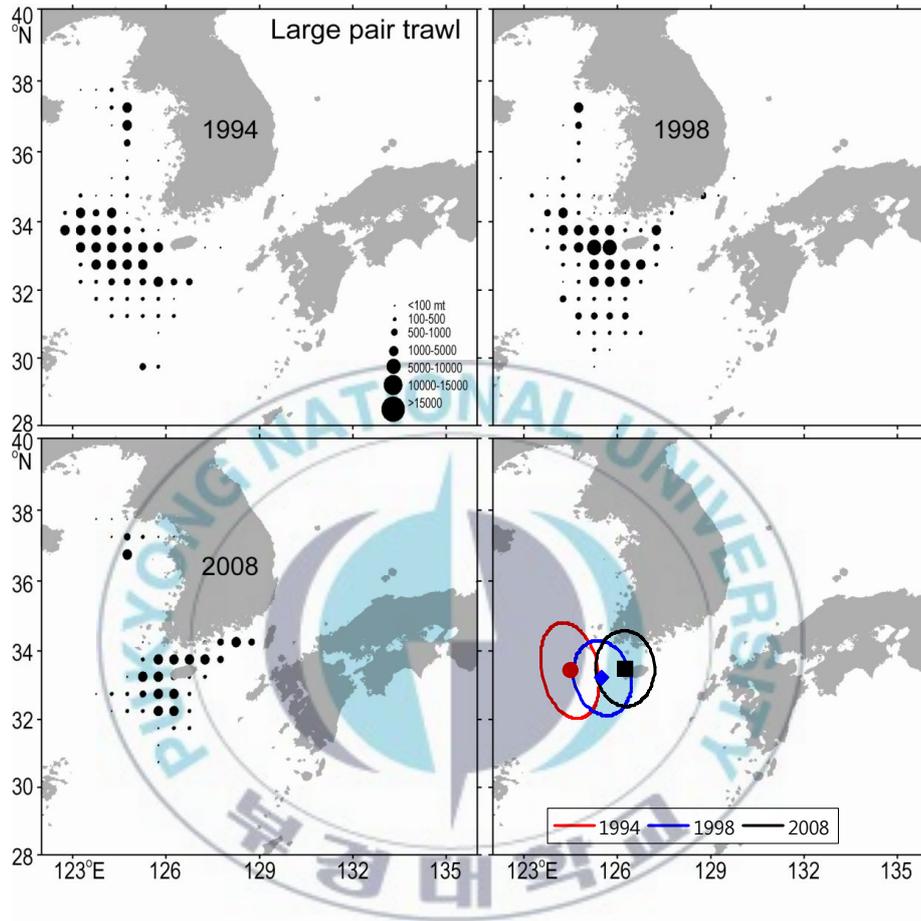
Appendix. 5. Annual variations in catch by species in the southern sea of Korea from 1970 to 2008.



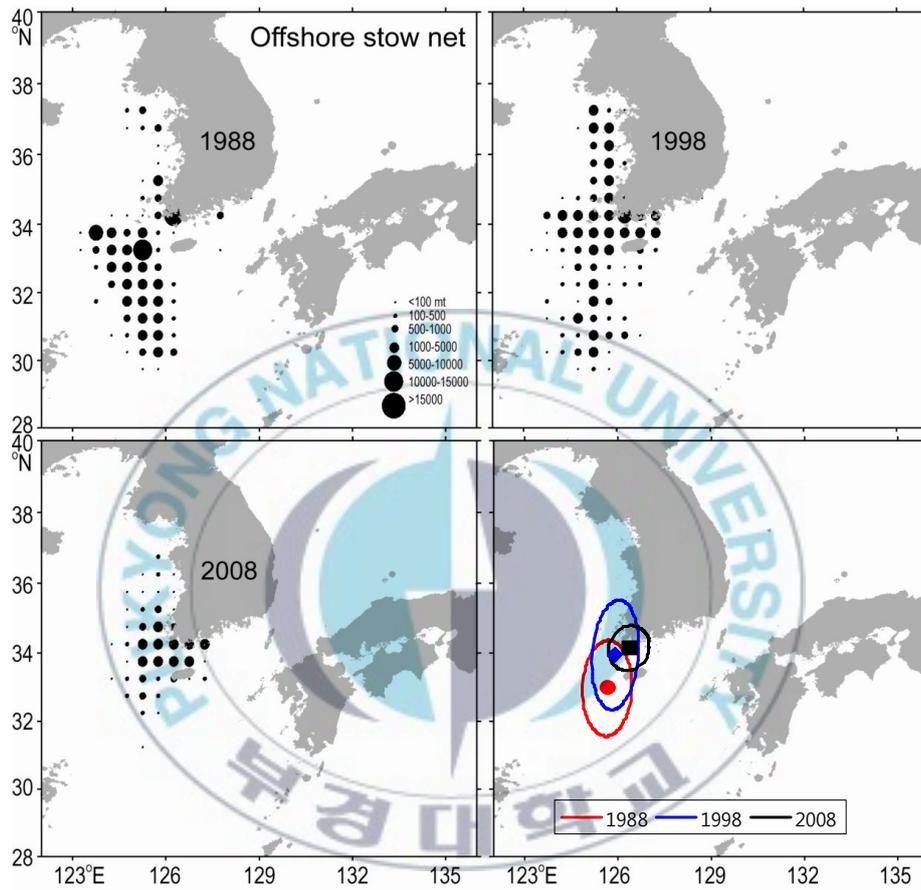
Appendix 6. Catch distributions and bivariate ellipses and centroid in the fishing grounds by large purse seine fisheries around Korean waters.



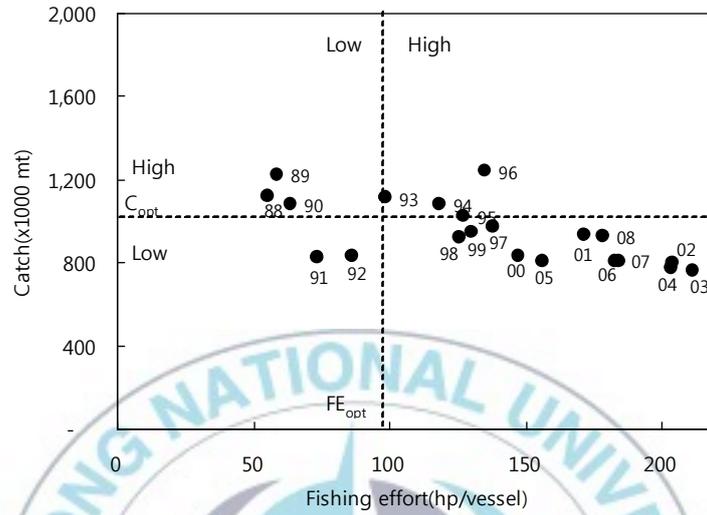
Appendix 7. Catch distributions and bivariate ellipses and centroid in the fishing grounds by large trawl fisheries around Korean waters.



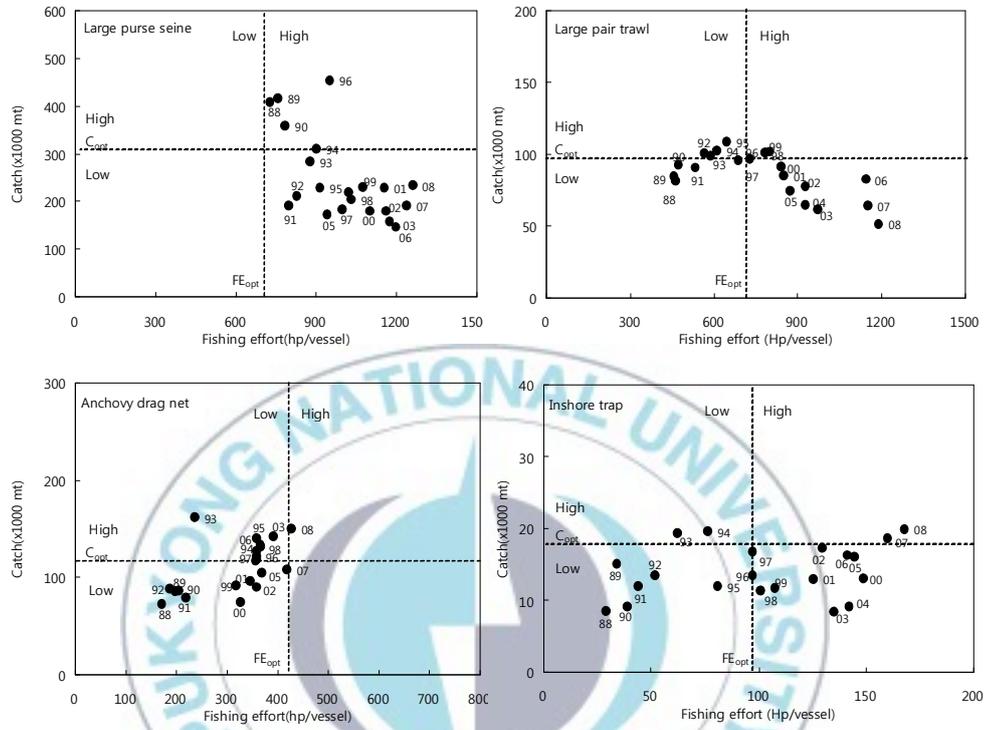
Appendix 8. Catch distributions and bivariate ellipses and centroid in the fishing grounds by large pair trawl fisheries around Korean waters.



Appendix 9. Catch distributions and bivariate ellipses and centroid in the fishing grounds by offshore stow net fisheries around Korean waters.



Appendix 10. Relationship between catch and fishing effort of total fisheries in the southern sea of Korea by Fox model during 1988~2008.



Appendix 11. Relationship between catch and fishing effort by four fisheries in the southern sea of Korea by Schaefer model during 1988~2008.

Appendix 12. Reference points for indicators of the tier 2 ecosystem-based fisheries assessment system

Objective	Indicator	Indicator status		
		Better than target	Between target and limit	Beyond limit
Sustainability	CPUE	CPUE data are available and not declining	CPUE data available, But declining	CPUE data available
	Restricted access	Fixed access, little latent effort exists ( $\leq 30\%$ of licenses inactive)	New entrants can be licensed $\geq 30\%$ latent effort in fishery	Open access
	Fishery monitoring and sampling	Observer program in place, sampling for all fishery data	Monitoring and sampling for a limited number off is fisheries	Negligible monitoring or sampling
	Fishing method	All fishing methods and patterns are evaluated and changes monitored	fishing methods and patterns are for main method and some geographical areas	Main fishing methods and patterns are not evaluated
	Precautionary approach and sensitivity of stock assessment	Adequate stock assessment is provided and precautionary approach is adopted	In adequate stock assessment is provided, But precautionary approach is adopted	In adequate stock assessment, and precautionary approach is not adopted
	Size at entry	$\geq$ Size at maturity	$<$ Size at maturity, but less than 20% of catch immature	Greater than 20% of the catch immature or size at maturity unknown
	Maximum age or age at maturity	Low risk ( $<10, <5$ , respectively)	Medium risk (10-25, 5-10, respectively)	high risk ( $>25, >10$ , respectively)
	Adult habitat overlap with juvenile	Low	Medium risk (10-25, 5-10, respectively)	high or no data
	Management plan for fishery	Management plan is operation and reviewed annually	Management plan is operation, but irregularly reviewed	Management plan is not operational

Indicators from Zhang et al. (2009)

Appendix 12. Continued

Objective	Indicator	Indicator status		
		Better than target	Between target and limit	Beyond limit
Sustainability	Management of IUU fishery	All fisheries are legal and regulated	some illegal fisheries exist	Little regulation exists
	Recovery plan and period for depleted stocks	Recovery plan and period are operational and annually reviewed	Recovery plan and period are operational, but irregularly reviewed	Recovery plan and period are not operational
	Population structure	Number of spawning populations known and constant	Number of spawning populations known and declining	Number of spawning populations unknown or sharply declining
Biodiversity	Bycatch	Bycatches are being monitored and controlled for all fisheries	Bycatches are being monitored and controlled for some fisheries	Little monitoring or control of bycatches
	Discard	Discards are being monitored and controlled for all fisheries	Discards are being monitored and controlled for some fisheries	Little monitoring or control of discards
	No. of species	Decreases in the number of species have not occurred	Decreases in the number of species have occurred in some communities	Decreases in the number of species have occurred in several communities
	Changes in ratio of functional groups in catch	Minor change in relative abundance of species in community	Ecosystem function altered measurably and some important species missing locally	Ecosystem function drastically altered with significant loss of important species

Indicators from Zhang et al. (2009)

Appendix 12. Continued

Objective	Indicator	Indicator status		
		Better than target	Between target and limit	Beyond limit
Habitat	Gear restrictions and avoidance tactics for non-target species	Gear restrictions and avoidance tactics operational	Development of gear restrictions and avoidance tactics in progress	Few gear restrictions or avoidance tactics
	Impact of fishing gear on benthic habitat	Negligible impact (mid-water, surface fishing gears)	Identifiable impact (bottom fishing gear)	Serious impact (dredges)
	Pollution of habitat	Monitored, and unpolluted	Polluted, but monitoring or recovery plan in place	Polluted, but no monitoring or recovery plan in place
	Lost fishing gear	Sufficient Knowledge of type, quantity and location of gear types lost and management plan in place	Type, quantity and location of gear lost during fishing operations are recorded and management plan in place	Little information and no management plan
	Discarded wastes	No waste discarded	Some waste retained	Little or unknown quantity of waste retained
	Gear restrictions or habitat closure	Gear restrictions or closures that avoid damage to critical habitat	Habitat avoidance gear in development or habitat closures planned	No gear restrictions or critical habitat
	Recovery of physically damaged habitat	Artificial reefs have recovered damage to critical habitat	Artificial reefs have partially recovered damage habitat	No recovery
	Recovery of biologically damaged habitat	Seaweed beds have recovered damaged habitat	Seaweed beds have partially recovered damaged habitat	No recovery

Indicators from Zhang et al. (2009)

Appendix 12. Continued

Objective	Indicator	Indicator status		
		Better than target	Between target and limit	Beyond limit
Socio-economic benefit +	Trend of productivity and income	Productivity and income data are available, and increasing	Productivity and income data are monitoring, and declining one of the two	Productivity and income data are not monitoring, and declining
	Trend of payment	Increasing payment	maintaining or some decreasing payment	Rapid decreasing payment
	Trend of sales	Sales data are available and maintaining or increasing	Sales data are available and maintaining or some decreasing	Sales data are not available or rapid decreasing
	Trend of cost	Cost data are available and decreasing	Cost data are available and maintaining or some increasing	Cost data are not available or rapid increasing
	Trend of import	Import data are available and decreasing	Import data are available and maintaining or some increasing	Import data are not available or rapid increasing
	Trend of employment	Sailor data are available and increasing	Sailor data are available and maintaining or some decreasing	Rapid decreasing sailor

+ new reference points of indicators in this study

Appendix 13. Biomass of chub mackerel and jack mackerel

Year	Chub mackerel			Jack mackerel		
	biomass	K-biomass	J-biomass	biomass	K-biomass	J-biomass
1988	1,489,076	601,903	887,173	413,294	70,275	343,019
1989	1,300,861	476,567	824,294	357,075	49,121	307,954
1990	1,062,906	452,809	610,097	315,196	28,618	286,578
1991	1,110,176	415,573	694,603	331,958	31,333	300,626
1992	1,172,903	526,369	646,534	477,966	71,715	406,251
1993	1,261,697	537,972	723,726	728,410	104,281	624,128
1994	1,255,472	480,859	774,613	529,853	73,401	456,452
1995	1,279,296	627,874	651,422	630,448	31,282	599,166
1996	1,488,821	748,018	740,803	435,943	28,615	407,327
1997	1,067,702	461,197	606,505	563,335	48,622	514,713
1998	1,013,566	518,668	494,898	497,496	43,497	453,999
1999	978,831	608,607	370,224	409,895	33,964	375,931
2000	976,135	606,305	369,830	377,205	41,226	335,979
2001	992,184	717,475	274,710	484,612	55,715	428,897
2002	950,128	591,355	358,773	541,938	87,082	454,856
2003	1,020,385	607,342	413,043	708,208	70,851	637,357
2004	1,094,771	749,191	345,579	583,708	68,466	515,243
2005	1,093,586	651,531	442,055	563,385	130,031	433,354
2006	1,139,806	600,784	539,022	498,025	79,107	418,917
2007	1,265,817	728,629	537,188	488,889	64,768	424,121
2008	1,364,119	785,214	578,905	484,302	70,295	414,007

\* Data from NFRDI (2009)

Appendix 14. CPUE of target species

Year	Chub mackerel	Jack mackerel	Hair tail	Yellow croaker	Yellow goosefish	Anchovy
1988	0.08	3.47				0.21
1989	0.26	1.05				0.25
1990	0.46	1.37				0.31
1991	0.57	1.64				0.44
1992	0.22	2.43				0.37
1993	0.18	2.77				0.34
1994	0.27	2.98	0.05	0.16	0.005	0.55
1995	0.19	0.63	0.04	0.13	0.005	0.61
1996	0.22	0.74	0.10	0.11	0.015	0.43
1997	0.16	1.82	0.11	0.13	0.005	0.37
1998	0.33	1.98	0.07	0.16	0.002	0.63
1999	0.29	0.90	0.21	0.25	0.004	0.63
2000	0.57	1.82	0.31	0.29	0.005	0.63
2001	0.15	1.32	0.36	0.23	0.007	0.51
2002	0.18	2.03	0.25	0.17	0.006	0.61
2003	0.18	1.83	0.42	0.24	0.009	0.71
2004	0.13	2.23	0.36	0.17	0.009	0.35
2005	0.41	2.43	0.38	0.14	0.012	0.41
2006	0.29	1.70	0.32	0.19	0.010	0.57
2007	0.39	1.66	0.25	0.18	0.005	0.51
2008	0.32	3.00	0.10	0.20	0.004	0.68

Data from NFRDI (1988~2008)

Appendix 15. Length composition of target species

length	1988					2008				
	C	J	A	H	Y	C	J	A	H	Y
1										
2			88							
3			2185							
4			573							
5			244							
6			340					22		
7			546					152		
8			115					254		
9			89				1	395		
10			90	9	8		1	446		0
11			129	9	22	6	4	310		1
12		33	11	6	53	33	44	179	2	20
13	8	143		17	82	67	157	179	1	188
14	10	102		26	111	115	312	109	2	282
15	16	166		16	118	148	680	33	16	136
16	41	483		34	101	89	498	3	29	36
17	20	1052		38	78	85	424		54	20
18	35	1211		54	60	146	753		48	64
19	115	1097		150	44	100	631		66	205
20	316	871		163	57	105	622		148	279
21	384	515		144	102	142	671		200	247
22	497	164		125	103	215	575		301	202
23	540	55		51	108	425	556		231	96
24	474	1		44	39	769	307		141	50
25	515			45	20	1091	251		147	34
26	373			21	9	1087	226		106	20
27	362			14	2	815	142		107	4
28	394			12		1062	123		90	1
29	427			6		899	64		81	
30	503	5		1		948	81		74	
31	506	3		3		1008	44		45	
32	358	7		2		1005	51		57	
33	271			1		612	37		39	
34	163	1		3		580	56		25	
35	141	5		1		547	35		25	
36	81	5		8		332	24		16	
37	21	4				199	26		4	
38	10	6				146	15		3	
39	14	6				60	8		1	
40	4	9				32	2		6	
41	6	6				13	4		2	
42	12	5				17	2		1	
43	7	1				4				
44	1	1				3				
45	1	5							1	
46		4				1				

C : Chub mackerel (LPS), J : Jack mackerel (LPS), A : Anchovy (ADN),  
H : Hair tail (LPT), Y : Yellow croaker (LPT)

Appendix 16. Catch of China in the Pacific ocean

Year	Chub mackerel	Japanese jack mackerel	Japanese anchovy	Large head hair tail	Yellow croaker
1988	240,699			365,730	23,954
1989	231,625			416,202	16,778
1990	196,823		54,140	497,733	23,459
1991	242,639		113,050	559,358	47,158
1992	243,143		192,720	622,243	63,047
1993	272,604		557,237	635,315	78,311
1994	336,091		438,955	878,144	102,976
1995	372,038		489,066	1,039,684	153,048
1996	374,400		671,376	1,071,914	253,482
1997	377,938		1,110,860	937,696	131,866
1998	341,390		1,217,190	1,084,272	169,950
1999	349,146		951,419	1,060,305	210,856
2000	300,903		980,461	1,102,782	241,680
2001	325,527		1,075,571	1,094,329	209,298
2002	353,382		998,129	1,095,629	221,591
2003	370,747	47,016	1,106,500	1,074,614	237,724
2004	382,927	21,991	935,358	1,191,085	266,982
2005	418,677	165,065	882,551	1,090,220	277,968
2006	403,510	135,281	826,834	1,204,857	295,150
2007	343,821	186,411	806,528	1,152,001	338,843
2008	592,637	59,028	658,721	1,192,721	354,665

\* FAO data base

Appendix 17. Catch of Japan in the Pacific ocean

Year	Chub mackerel	Japanese jack mackerel	Japanese anchovy	Large head hair tail
1988	646,196	227,770	177,492	30,912
1989	524,809	181,456	182,258	29,788
1990	272,477	221,974	311,427	31,506
1991	253,991	223,005	328,870	32,745
1992	266,609	223,412	300,892	31,539
1993	664,298	311,949	194,511	31,712
1994	633,062	326,130	188,034	31,577
1995	469,447	132,994	251,958	28,207
1996	760,430	330,406	345,517	26,644
1997	848,967	323,142	233,113	20,932
1998	511,238	311,311	470,616	22,268
1999	381,865	211,077	484,230	26,200
2000	346,220	245,988	381,020	22,947
2001	375,273	214,434	301,168	16,615
2002	279,633	196,044	443,158	14,405
2003	329,273	241,920	534,919	12,949
2004	338,098	245,287	495,795	16,439
2005	620,393	191,335	348,647	16,332
2006	652,397	167,494	415,497	16,099
2007	456,551	170,382	362,460	17,887
2008	514,000	172,100	344,800	16,200

\* FAO data base

Appendix 18. Data for income per person employed by fisheries

Year	Minimum cost of living	Average income	Large purse seine	Anchovy drag net	Large pair trawl
1988	573,811	1,231,605	508,417	173,417	441,083
1989	596,803	1,304,752	620,833	222,167	555,833
1990	620,715	1,382,243	650,083	245,333	610,667
1991	645,586	1,464,337	747,250	300,333	718,167
1992	671,454	1,551,306	951,583	333,833	863,583
1993	698,357	1,643,440	1,037,583	427,250	946,917
1994	726,339	1,741,047	1,071,333	467,583	999,750
1995	755,442	1,844,450	1,357,333	609,750	1,145,583
1996	785,711	1,953,995	1,497,167	669,500	1,007,667
1997	817,193	2,070,046	1,498,917	731,500	955,833
1998	849,936	2,192,989	1,639,583	813,500	965,083
1999	883,991	2,323,234	1,757,167	953,667	1,386,833
2000	919,411	2,461,214	1,914,333	885,667	1,417,583
2001	956,250	2,607,389	2,403,833	1,013,000	1,429,333
2002	989,719	2,762,246	1,953,917	1,014,333	1,445,250
2003	1,019,411	2,926,300	1,800,083	1,385,667	1,479,083
2004	1,055,090	3,105,900	2,332,500	1,362,583	1,834,833
2005	1,136,332	3,236,600	2,312,750	1,409,917	1,907,083
2006	1,170,422	3,427,800	2,578,500	1,536,333	1,933,250
2007	1,205,535	3,651,600	2,784,333	1,515,083	2,047,833
2008	1,265,848	3,905,600	2,922,500	1,690,667	2,259,250

unit : thousand won

Appendix 19. Data for ratio of profits to sales by fisheries

Year	Large purse seine	Anchovy drag net	Large pair trawl	Average
1988	16.28	11.11	27.31	25.40
1989	-6.07	32.14	22.47	26.74
1990	-7.09	10.07	17.61	24.27
1991	-6.68	4.20	9.88	25.72
1992	-1.05	-6.42	11.48	26.05
1993	1.26	46.12	13.87	35.84
1994	-6.77	40.89	7.67	30.59
1995	0.44	11.51	9.34	25.31
1996	2.28	29.13	4.07	26.41
1997	-3.63	7.47	-2.23	16.82
1998	4.50	6.39	2.67	13.40
1999	3.03	-12.06	13.28	16.99
2000	4.71	-13.77	6.84	8.18
2001	9.25	5.16	3.90	11.97
2002	7.51	3.88	7.15	10.49
2003	0.69	-7.29	0.98	12.14
2004	22.73	-9.45	5.20	15.26
2005	2.67	5.00	2.72	10.49
2006	-1.73	1.51	-1.47	10.23
2007	2.73	-7.78	-6.93	5.31
2008	9.78	10.39	-0.85	8.56

Appendix 20. Data for ratio of landing to total supply by species

Year	Sum	Chub mackerel	Yellow croaker	Hair tail	Yellow goose fish
1995	416,149	2,510	1,091	1,280	-
1996	526,635	2,689	2,509	692	5,611
1997	522,381	5,796	8,804	12,882	9,238
1998	375,224	4,831	19,282	16,247	9,847
1999	746,327	22,381	54,281	23,585	18,506
2000	749,191	24,230	58,773	27,616	26,209
2001	1,056,252	50,831	70,263	48,175	25,640
2002	1,186,400	37,606	52,792	52,181	25,512
2003	1,238,603	30,820	56,206	47,747	24,865
2004	1,280,915	47,723	53,907	51,585	26,962
2005	1,256,142	19,527	59,322	45,114	28,239
2006	1,377,101	42,358	52,483	46,208	30,446
2007	1,391,506	49,730	51,782	41,306	32,386
2008	1,140,593	30,219	43,068	34,110	31,104

Appendix 21. Data for employment rate by fisheries

Year	Average	Large purse seine	Anchovy darg net	Large pair trawl
1988	0.9	-1.5	-3.5	-1.8
1989	1.8	9.8	-4.7	-1.6
1990	1.0	1.9	-0.2	3.5
1991	0.9	-1.6	1.5	8.9
1992	0.5	-5.3	-13.2	-4.1
1993	-0.5	-3.8	0.6	-5.5
1994	1.7	-0.6	-4.3	1.3
1995	0.8	-2.8	-1.0	-7.0
1996	0.3	-6.0	-5.2	-2.8
1997	0.2	-6.4	-5.5	-2.9
1998	-7.4	-10.4	-1.0	-9.8
1999	0.5	-5.2	-1.2	-5.6
2000	3.2	-2.5	-3.7	-28.2
2001	0.9	-5.6	-4.0	-2.4
2002	1.7	0.5	-2.4	-28.9
2003	-1.2	-4.5	-4.3	-8.4
2004	0.8	-9.5	-1.6	-27.5
2005	-0.2	-1.1	-1.0	-2.1
2006	0.0	1.6	-6.8	-5.4
2007	0.2	0.0	-4.5	0.0
2008	-0.5	-8.4	-0.2	-9.1