

GOVP1200809496

11-0025166

최 종
연구보고서

생태계 기반 자원관리시스템 개발연구
Studies on the Ecosystem-based Resource
Management System

부 경 대 학 교

해 양 수 산 부

제 출 문

해양수산부 장관 귀하

본 보고서를 “생태계 기반 자원관리시스템 개발연구” 과제의 최종보고서로 제출합니다.

2007 년 09 월 19 일

주관연구기관명 : 부경대학교

주관연구책임자 : 장 창 익

세부연구책임자 : 김 수 암

연 구 원 : 나 종 현

연 구 원 : 박 희 원

연 구 원 : 권 유 정

연 구 원 : 신 영 재

연 구 원 : 김 광 훈

연 구 원 : 김 은 정

연 구 원 : 김 중 진

연 구 원 : 정 상 덕

요 약 문

I. 제목

생태계 기반 자원관리시스템 개발연구

II. 연구개발의 목적 및 필요성

우리나라 대부분의 연근해 어장은 수산자원에 대한 과도한 이용과 환경오염 등으로 인하여 그 생산성이 날로 떨어지고 있으며, 주요 수산자원의 자원량과 연간생산량, 단위노력당생산량은 지속적인 감소경향을 보이고 있다. 더구나 생태학적인 지수들도 감소하는 경향을 보여 수산자원이 양적으로 뿐만 아니라 질적으로도 변하고 있음을 나타낸다. 이를 보완하기 위해 인공어초사업, 종묘방류사업, 바다목장사업, 수산자원관리사업을 각각의 개별 사업으로 수행하고 있다. 그러나, 수산업에 의해서 이용되고 있는 수산자원생물들은 해양생태계의 일부를 구성하는 생물들로서, 이들 생물들은 서로 먹고 먹히는 관계나 혹은 동일 먹이생물을 대상으로 경쟁을 하는 등 생태학적인 상호작용을 하면서 생존하고 있다. 따라서, 수산자원을 회복시키고 지속적으로 이용하기 위해서는 상기한 개개의 사업들을 하나로 묶어서 생태계 전반을 고려한 종합적인 관리시스템을 개발하여야 한다.

특히, 최근 수산학자와 해양학자, 그리고 수산행정가들은 수산자원관리를 전통적인 단일종 관리방식에서 생태계 기반 관리방식으로 전환해야 한다는 인식전환을 강조하고 있으며, 미국, 캐나다와 유럽 등 수산 선진국에서는 이러한 "생태계 기반 수산자원관리 (ecosystem-based fisheries resource management)"를 정책입안의 핵심 주제로 사용하고 있다.

생태계 기반 관리방식을 사용하여 광역의 해양생태계 또는 특정 해역의 생태계 내부에서 종간 또는 군집간의 상호작용까지 고려한 포괄적인 연구가 진행되어야 생태계의 변동 원인과 결과를 구체적으로 파악할 수 있고, 그를 바탕으로 효과적인 자원관리를 수행할 수 있다. 이러한 이해를 바탕으로한 관리는 어업에 의한 해양생태계의 훼손을 방지할 수 있을 것이다.

따라서, 수산자원의 고갈과 해양오염으로 위기감이 갈수록 커지고 있는 우리나라 주변 해역에서는 어업 강도나 환경의 영향을 생태계 차원에서 고려한 자원조성과 관리방법이 필요하며, 이를 바탕으로 생태계를 건강하게 유지시키면서 수산업에 지속적으로 이용할 수 있을 것이다.

III. 연구개발 내용 및 범위

본 연구에서는 최근 국제사회에서 중요한 이슈를 차지하고 있는 생태계 기반 자원관리의 발전과정을 살펴보고, 우리나라에 적합한 생태계 기반 자원관리 및 평가시스템을 구축하기 위하여 외국의 생태계 기반 자원관리 사례를 분석하였다.

본 연구의 최종목표인 생태계 기반 자원관리시스템 개발을 위하여 가능한 모든 최근 자료를 사용하여 생태계 기반 자원관리의 목표와 지표를 설정하고 각 지표에 대한 기준점과 평가방안을 구체적으로 마련하여 생태계 기반 자원관리시스템을 개발하였다. 개발된 생태계 기반 자원관리시스템을 대형선망어업과 통영바다목장에 적용하여 평가하였다. 또한, 생태계 기반 자원관리 연구를 위한 현재의 연구체계 및 모니터링 현황을 파악하여 생태계 기반 자원평가 및 관리를 위한 연구체계를 구축하였다.

Ecopath/Ecosim으로 대표되는 중·상위 생태계 모델을 심도있게 분석하였으며 통영바다목장 생태계에 적용하였다. 하위 생태계 모델인 NEMURO를 이용하여 Ecopath/Ecosim에서 필요한 동·식물플랑크톤의 입력 파라미터를 추정하였다. 생태계 분석 모델에 의한 생태계 및 자원관리 방안을 모색하였다.

IV. 연구개발 결과

최근 국제 사회의 논의의 핵심은 어업이 해양생태계에 미치는 직접적인 영향뿐만 아니라 잠재적인 효과까지 고려한 관리로 옮겨가고 있다. 유엔환경개발회의의 아젠다 21과 유엔의 어류자원협정, FAO의 책임어업회의, WSSD의 이행계획 등의 국제회의에서는 현행 어업관리를 생태계를 고려하는 관리

로 강화하도록 권고하고 있다. 따라서 생태계를 대상으로 하는 연구도 점차 활발히 수행되고 있다. 그렇지만 현재 개발되어 있는 생태계 모델의 대부분은 수백 개의 파라미터를 가질 정도로 복잡하여 실용성보다는 이론적인 부분에 치중되어 있다.

본 연구에서는 태평양 연안국인 캐나다, 미국, 일본, 중국, 호주에서의 생태계 차원의 수산자원 관리 현황을 분석하였으며, FAO, PICES, CCAMLR, MSC 등 국제기구의 추진현황을 아울러 분석하였다. 생태계 기반 자원관리에 대한 국제적인 관심은 높지만, 이를 실제 해양생태계 관리에 적용한 경우는 호주의 생태학적 위험도 분석 (ERA)만이 대표적인 예로서 매우 드물다.

본 연구에서는 한국에 적합한 생태계 기반 자원평가 및 관리시스템을 구축하기 위하여 생태계 기반 자원관리 목표와 목표별 지표를 설정하고, 자원을 평가하며 평가된 결과를 바탕으로 관리하는 생태계 기반 자원관리시스템을 개발하였다. 생태계 기반 자원평가 및 관리시스템 개발 시 다음의 4가지 사항에 대해 고려하였다. 첫째, 급진적이 아니라 점진적인 방법, 둘째, 개별프로젝트방식이 아닌 단일 통합적 방식에 의한 접근법, 셋째, 예방적이고 환경친화적인 방법, 마지막으로 간편하고 실용적인 방법이다.

또한 생태계 기반 자원평가 및 관리시스템의 기본요소는 평가에서는 2단계 평가 시스템을 구성하고 각 시스템에 대한 지표, 목표, 기준점을 설정하였으며, 위험도지수를 개발하였다. 생태계 기반 자원관리에서는 관리증진도 지수를 개발하였고 생태계 기반 자원관리시스템을 개발하였다. 생태계 기반 자원관리 목표는 자원의 지속성 유지와 목표자원을 둘러싼 생물 및 물리환경의 이해를 고려하여 가능한 자료와 정보를 사용하여 지속성, 생물다양성 및 서식처보호로 설정되었다. 생태계 기반 자원평가는 자료와 정보의 질적 수준에 따라서 두 단계 (tiers)인 tier 1의 정량적 분석과 tier 2의 준정량적 및 정성적 분석으로 구성된다. tier 1의 정량적 분석은 관리목표에 대하여 구체적이고 과학적인 평가를 바탕으로 하고 있다. Tier 2의 준정량적 및 정성적 분석은 tier 1에 비하여 요구되는 정보의 수준은 낮지만, 객관적이고 정성적인 정보를 근거로 평가가 이루어지므로, 정보의 수준이 높지 못한 비목표종들에 대해서

평가가 가능하다. Tier 1과 tier 2의 목표는 지속성, 생물다양성, 그리고 서식처보호로 동일하지만, 각 목표를 구성하는 지표들은 두 단계의 특성에 따라 다르게 설정되었다. Tier 1은 총 20개, tier 2는 총 24개의 지표로 구성되었다. 각각의 지표는 기준점에 의해 정량적으로 평가되는데 위험도 수준에 따라 0, 1, 2로 평가된다.

생태계 기반 자원관리시스템은 다섯 단계의 과정을 거쳐 대상 생태계, 어업 또는 종에 적용되어 관리된다. 먼저 평가대상을 선정된 후, 생태계 기반 자원평가시스템을 적용하여 평가를 수행한다. 평가된 생태계, 어업 및 종을 지속적으로 관리하기 위한 법률이나 정책, 규칙, 관리방안 등을 만든 후, 설정된 관리방안을 실행하고 실행결과를 바탕으로 미흡한 점들을 피드백 시스템에 의해 재평가하게 된다. 마지막으로 피드백 시스템을 통하여 재평가된 관리방안을 보완하여 다시 시행한다.

생태계 기반 자원평가를 한국 근해대형선망어업과 통영바다목장에 적용하였다. 두 어업 모두 많은 어획량을 차지하는 주요 종들을 선정하여 생태계 기반 자원평가의 2 단계 분석 후에, 주목표종인 1 종을 1 단계 분석하였다. 평가대상으로는 대형선망어업은 TAC 프로그램을 도입하기 이전과 이후이며, 통영바다목장은 통영바다목장을 설치하기 이전과 이후이다. 대형선망어업과 통영바다목장에 대한 생태계 기반 자원관리시스템을 적용한 결과 1, 2 단계 모두 세 가지 목표에 대하여 위험도가 낮아진 것으로 평가되었다. 이 시스템은 각 위험도지수들을 하나의 그래프로 나타낼 수 있는 장점도 가지고 있다. 생태계 기반 2 단계 자원평가시스템을 통하여 계산되는 여러 위험도지수들을 사용하여 목표, 종, 어업 및 생태계의 시간적 및 공간적인 비교를 하기 위하여 관리중진도를 측정할 수 있다.

현재의 수산자원관리를 위한 수산자원의 평가 목표는 자원량이 어획으로 인해 어떻게 변천해 가는 가를 파악하여 해당 자원에 가해지는 어획의 영향을 알아내는 것이다. 우리나라에서는 총허용어획량 (TAC) 제도를 도입하여 총 10종에 대한 관리를 수행하고 있다. TAC의 산정은 잉여생산량, 가입당생산량, 그리고 재생산 모델 등을 각 생물종에 적용하여 생물학적허용어획량

(ABC)을 추정된 결과를 바탕으로 한다. ABC 추정모델은 저어자원과 부어자원에 대해 이용가능한 정보 수준에 따라서 5단계로 나뉘어 적용된다.

그러나 생태계 기반 자원관리를 위해서는 수산자원에 관련된 특성 뿐만 아니라 생태계에 관련된 모든 특성을 알아야 한다. 이를 위해서는 다양하게 모니터링된 자료를 사용하여 생태계 기반 자원평가를 위한 지표들을 구하는 연구가 필요하다. 모니터링은 환경의 변화가 얼마나 해양생태계와 수산자원에 영향을 미치는가를 알 수 있는 중요한 과정이다. 모니터링 할 수 있는 항목은 매우 다양하지만, 기본적으로 자원의 지속성, 생물다양성, 서식처의 상태로 구분할 수 있다. 미국 NOAA의 모니터링 프로그램은 기후지수, 대기현상, 해양의 물리적 요소, 주요어업생물, 및 부수어획생물 등에 관한 사항을 시계열자료로 수집하여 다양한 연구를 수행할 수 있도록 통계처리하고 있다. 우리나라에서는 무인기상관측소와 관측선에서 생태계 자료를 고루 수집하고 있다. 이러한 생태계 자료의 모니터링은 생태계 내 생물과 비생물간의 상호작용에 관한 이해를 높여서 생태계 기반 자원평가에 사용될 수 있다. 그러므로 생태계 기반 관리를 수행하기 위해서는 정규적인 모니터링 시스템의 구축이 필요하다.

해양생태계의 영양관계 분석에 사용되는 실용적인 방법은 중·상위 영양단계 모델인 Ecopath/Ecosim 모델로서 주어진 시스템에 대한 정보를 요약할 수 있는 효과적인 방법이다. 생태계의 구조를 파악하고 역학적 시뮬레이션을 수행하기 위해 생물군 별로 많은 정보를 필요로 한다. 생태계 모델을 수행하기 위한 정보를 수집하기에 앞서 대상생태계를 구성하는 생물들 중 동일한 생태학적 지위와 역할을 가지는 생물그룹으로 나누게 된다. 그룹을 나누기 위해서 인공신경망을 이용한 SOM을 사용하였다. 그리고 동·식물플랑크톤에 관한 자료는 하위 영양단계 모델인 NEMURO를 사용할 수 있다. 이 모델을 사용하여 동·식물플랑크톤의 생체량 및 생산량을 추정하여 Ecopath/Ecosim의 입력파라미터로 활용하였다. 이 모델은 통영바다목장 생태계에 하나의 예로서 적용되었다.

미국이나 캐나다에서는 생태계 기반 관리를 위한 제도적인 장치를 마련하

여 효율적으로 연구를 진행하고 있다. 특히, 미국의 NOAA에서는 생태계 기반 관리를 21세기 전략과제 중 제 1우선과제로 선정하여 활발하게 추진하고 있다. 우리나라에서도 생태계 기반 관리의 중요성을 인식하여 생태계 기반 자원관리시스템의 구축을 위한 체계적인 연구가 수행되어야 한다. 생태계 기반 자원평가를 실시하여 이를 기초로 대상생태계 내 자원을 지속적으로 이용하기 위한 생태계 기반 자원관리 방안을 제시하여야 한다. 생태계 기반 자원 관리는 과도어획되고 훼손된 연안생태계를 회복시키기 위해서 더욱 필요하다.

V. 연구개발 결과의 활용계획

본 연구에서 개발된 정보수집체계를 적극 활용하여 국가연구기관에서는 특별한 노력이 없이도 개발된 생태계 기반 자원평가방법을 사용하여 국가의 자원관리계획과 자원회복계획 수립 및 각종 국가사업 (바다목장, TAC, 자율관리어업 등)을 평가하는데 적극 활용할 수 있을 것이다. 그리고 개발된 생태계 기반 자원관리시스템은 반복적 적용과 검증을 통해 실용성이 계속 평가되어야 하며, 관련 공무원 및 연구자들에 대한 교육용으로의 활용방안도 모색되어야 한다. 마지막으로 생태계 기반 자원관리에 입각한 구체적인 통합자원 관리계획 수립을 위한 연구가 수행되어야 한다.

SUMMARY

I . Title of the Study

Studies on the Ecosystem-based Resource Management System

II . Significance and Objectives of the Study

Many fisheries resources in Korean waters have been depleted due to over-harvesting, marine environmental degradation and some unknown factors. Population biomasses, annual catch and catch per unit of effort for major fisheries resources have shown declining patterns. Moreover, some ecological indices have exhibited continuous declines, indicating changes in quantity as well as quality of fisheries resources. A variety of projects such as artificial reef project, seed or juvenile releasing, marine ranching, TAC management programs, are going on separately to recover depleted fish resources in Korea, but conventional tools to assess and manage these resources might not be effective, since the traditional single-species approaches only consider four population factors, not considering all the ecological interactions among related animals at various levels. The stocks exploited by fisheries are parts of marine ecosystems where many species interact and feed on one another. Therefore, sustainable fisheries must consider a holistic view and this view includes the use of other tools of integrated ecosystem-based management in addition to fisheries regulation.

Especially, fisheries scientists, oceanographers and managers of marine living resources have started recognizing the necessity of a paradigm shift in fisheries management from traditional single-species approaches to ecosystem-based approaches in recent years. The US, Canada and many European countries currently use the term 'Ecosystem-based fisheries

resource management' as the theme of their policy development.

An ecosystem-based fisheries management approach would consider all interactions that a target fish stock has with predators, competitors, and prey species; the complex interactions between fishes and their habitat; and the effects of fishing on fish stocks and their habitat. Fishery management decisions made at this level of understanding can prevent significant and potentially irreversible changes in marine ecosystems caused by fishing.

It is urgent to develop and adopt a comprehensive ecosystem-based approach which will be required to manage depleted and deteriorated Korean marine ecosystems. Assessing and managing fishery resources at the ecosystem level could aid efforts to recover depleted fish stocks and deteriorated Korean marine ecosystems, and to keep the ecosystem sustainable and healthy.

III. Content and Scope of the Study

This study reviewed the developed process of the concept and methodology of ecosystem-based management approaches, and analyzed some examples of the management practices of other countries to establish the Korean model of the ecosystem-based resource assessment and management system.

In this study, objectives and indicators for resource management were identified and reference points for each indicator were determined, based on the analysis of updated data and information. Using these processes, the ecosystem-based resource management system was developed. This system was applied for the two cases, that is, the Korean large purse seine fishery and the Tongyeong marine ranch to test the developed system.

To apply this approach more efficiently, we established the research and monitoring system for achieving the ecosystem-based resource assessment and management, by reviewing the current status of methods for resource assessment and management such as TAC system.

The higher or medium trophic level ecosystem model, Ecopath/Ecosim model, was intensively analyzed and applied to the Tongyeong marine ranch ecosystem in this study. Also, the lower trophic level ecosystem model, NEMURO model, was applied to estimate input parameters of phyto- and zoo-plankton for the Ecopath/Ecosim model. Based on these ecosystem modeling study, the technique to understand the structure and function of an ecosystem was developed, which could be useful to conduct the ecosystem-based resource assessment and management.

IV. Results of the Study

In this study, we reviewed the development of the fisheries management concept. The topic for the discussion of international communities on fisheries has been changing from considering only the direct effect of fishing on stocks to the potential effect of fishing and management actions on marine ecosystems. A number of international agreements such as, UNCED Agenda 21, Fish Stock Agreement of UN in 1995, Responsible Fisheries of FAO, and Implementation Plan of the WSSD recommended the consideration or adoption of the ecosystem approach. Accordingly, studies at the marine ecosystem level are conducted very actively. But most ecosystem models developed so far have a lot of model parameters and they mainly concentrate on theories, rather than on practical methodologies.

The current status and activities of fisheries resource assessment and management in the context of ecosystem were reviewed for Pacific coastal

countries including Canada, U.S.A, Japan, China and Australia, also for some international organizations such as, FAO, PICES, CCAMLR, MSC in this study. The international concern and interest on the ecosystem-based resource management are getting higher, but the actual practice case of the ecosystem-based resource management is rare, and so far the ecological risk assessment (ERA) of Australia is the only one.

For developing a useful and practical method of ecosystem-based resource assessment and management, the management objectives and indicators for each objectives were identified. Also, reference points were determined to conduct resource assessment at the ecosystem level, based on the analysis of updated data and information. Using these processes, an ecosystem-based resource management system was developed.

The objectives of the ecosystem-based resource management were identified by considering the maintenance of sustainability and the understanding of biological and physical environments for the resource organisms using all available data and information, namely, sustainability, biodiversity and habitat protection. The ecosystem-based resource assessment system is a two-tier system which accommodates the quantity and the quality of the available data. The tier 1 quantitative analysis is conducted based on analytic and scientific assessments for the management objectives. The tier 2 semi-quantitative and qualitative analysis requires only the lower level of information, but the assessment is carried out based on objective information as well as qualitative information. Therefore, non-target species which usually do not have sufficient scientific data or information can be assessed by the tier 2 analysis. Tier 1 and tier 2 have the same objectives as sustainability, biodiversity, and habitat protection, but some of their indicators are different. The number of indicators is 20 for tier 1 and 24 for tier 2. Each

indicator is assessed quantitatively as the score of 0, 1 or 2 by the level of risk, based on the evaluation of reference points.

The ecosystem-based resource management system has 5 steps. This system can be applied to a unit ecosystem, a unit fishery or unit stock or species for the management purpose. First, the management target such as ecosystem, fishery or species should be identified, and then applied to be assessed through the 2 tier system. After the 2 tier assessment, the management plan is made by law/act, policy or regulation. The next step is to implement established management tools and then to evaluate the tools by a feedback system. The final procedure is to revise management tools and to implement them.

The ecosystem-based resource assessment and management system was applied to the Korean large purse seine fishery and the Tongyeong marine ranch. In both cases, the main species was selected to be assessed by the tier 1 analysis, and the other species were assessed by the tier 2 analysis. In the Korean large purse seine fishery, the assessment was conducted to estimate the mean risk index for each species before and after the adoption of the TAC system. In the Tongyeong marine ranch, it was conducted for each species before and after marine ranching activities. As a result of the assessment, all the risk indices for 3 objectives after the TAC system or after marine ranching activities became lower. The risk indices can be also presented by a summary figure to easily look at the assessment results. Using the risk indices by the 2 tier resource assessment, the management status indices (MSI) can be calculated to evaluate the management practice comparing different ecosystems, fisheries or species, and also comparing different periods for the same ecosystem, fishery or species.

The current fisheries resource assessment is usually conducted to

understand the effect of fishing by estimating changes in biomass of the unit stock. In Korea, a total of 10 species are managed by the TAC management system. In the estimation of TACs, ABCs are estimated from surplus production model, yield-per-recruit analysis, or spawning biomass-per-recruit analysis. The 5 tier ABC estimation system is established for demersal fish and pelagic fish differently, based on the level of available information.

However, the ecosystem-based resource management requires not only the population parameters but also all parameters related with ecosystems. Therefore, it is necessary to conduct research to understand knowledges on all the indicators for the ecosystem-based resource assessment using monitored data for various parts of ecosystems. The monitoring of environmental changes plays an important role to understand how environmental changes affect ocean ecosystems and fisheries resources. The items of monitoring could be diverse, but basically it could be divided into sustainability, biodiversity and habitat protection. The NOAA monitoring program includes collecting time-series data on climate index, atmosphere phenomenon, marine physical factors, target species and by-catch species, and conducting statistical processing for researches. In Korea, various ecosystem data are collected at automatic weather observatories and also at research vessels. The monitored ecosystem data can be used to conduct the ecosystem-based resource assessment by understanding the various interaction mechanisms between abiotic and biotic components and among organisms in an ecosystem. Therefore, it is necessary to establish a regular monitoring system for achieving the ecosystem-based resource management.

A higher trophic level ecosystem model, Ecopath/Ecosim, has been recognized as an effective method for analyzing ecosystem

trophodynamics. This model is useful for summarizing available information on a given ecosystem to provide various system properties and to compare these properties with those of other ecosystems. Also, systematic application of Ecopath/Ecosim has enabled a number of generalizations about the structure and function of ecosystem. Using all the information, organisms can be objectively divided into several groups by self organizing mapping (SOM). In this study, the phytoplankton and zooplankton data were obtained from a lower trophic level ecosystem model, NEMURO model. It is a very useful tool to explain dynamics of species in the lower trophic level. Using the model, phytoplankton and zooplankton biomass and productivity were estimated and applied to the upper trophic level ecosystem modeling, which was applied to the Tongyeong marine ranch ecosystem as an example.

In U.S.A and Canada, the subject of the ecosystem-based resource management became a hot national-level issue and a number of organizations are conducting this research actively and efficiently. Especially, NOAA chose the ecosystem-based resource management as the first priority among the research subjects for the 21st century strategic vision. The Korean government should seriously recognize the importance of the ecosystem-based resource management and consider establishing integrated research programs and adopting an ecosystem-based approach to fisheries management. Such an approach is especially needed to restore depleted fish stocks and degraded coastal ecosystems.

V. Utilization of the Study

The national research institutes could easily apply the ecosystem-based resource assessment and management system to develop fisheries management plan and stock rebuilding plan, and to evaluate various

national projects (marine ranch, TAC system, self-regulatory fisheries management, etc.). The ecosystem-based resource management system should be improved by applying to actual fisheries management and by verifying the practicality. The results of this study could be used for the education of fisheries officials, research scientists, and graduate students. Further studies on the ecosystem-based resource management are needed to establish the integrated fisheries resource management system and to implement the details of management practices.

Contents

Chapter 1. Introduction of the study

Chapter 2. The status of technical development and scientific information in domestic and foreign countries

Chapter 3. Contents and results of the study

Section 1. Introduction

1. Problems of the traditional resource management
2. Concept of the ecosystem-based resource management
3. Objectives and necessity of the study
4. Contents of the report

Section 2. Background of the ecosystem-based resource management study

1. Developmental process of the ecosystem-based resource management
2. Case study of the ecosystem-based management in foreign countries

Section 3. Development of the ecosystem-based resource management system

1. Current status of the resource management and necessities of the ecosystem-based resource management
2. Identification of the unit ecosystem and the criterion
3. Establishment of objectives and indicators for the ecosystem-based

resource management

4. Two-tier resource assessment system
5. Ecosystem-based resource management system
6. Application of the ecosystem-based resource assessment and management system

Section 4. Research system for the ecosystem-based resource management

1. Current status of the stock assessment
2. Research system for the ecosystem-based resource assessment

Section 5. Ecosystem models and ecosystem-based resource assessment and management

1. Upper trophic level ecosystem model : Ecopath/Ecosim
2. Lower trophic level ecosystem model : NEMURO
3. Application of models to the ecosystem-based resource assessment and management

Section 6. Discussion and conclusion

Appendix

Appendix 1. Translations of the FAO's 'The Ecosystem Approach to Fisheries'

Appendix 2. Original and translations of WSSD's recommendations

Chapter 4. Achievements of study objectives and contributions to related sectors

Chapter 5. Plan for the utilization of the study results

Chapter 6. References

목 차

제 1 장 연구개발과제의 개요

제 2 장 국내외 기술개발 현황 및 과학기술정보

제 3 장 연구개발수행 내용 및 결과

제 1 절 서 론

1. 전통적 자원관리의 문제점
2. 생태계 기반 자원관리의 개념
3. 연구의 목적 및 필요성
4. 보고서 내용 및 순서

제 2 절 생태계 기반 자원관리시스템의 구축 배경

1. 생태계 기반 자원관리의 발전과정
2. 외국의 생태계 기반관리 사례분석

제 3 절 생태계 기반 자원관리시스템의 개발

1. 우리나라 자원관리 현황과 생태계 기반 자원관리의 필요성
2. 생태계구분 및 설정기준
3. 생태계 기반 자원관리의 목표와 지표설정
4. 단계별 자원평가시스템
5. 생태계 기반 자원관리시스템
6. 생태계 기반 자원평가 및 관리시스템의 적용

제 4 절 생태계 기반 자원관리를 위한 연구체계

1. 현재의 자원평가 체계
2. 생태계 기반 자원평가 연구체계

제 5 절 생태계 모델과 생태계 기반 자원평가 및 관리

1. 중상위 영양단계 생태계 모델 : Ecopath/Ecosim
2. 하위 영양단계 생태계 모델 : NEMURO
3. 생태계 기반 자원평가 및 관리에의 적용

제 6 절 고찰 및 결론

부록

- 부록 1. FAO의 'The Ecosystem Approach to Fisheries' 번역문
- 부록 2. WSSD의 권고사항 원문 및 번역문

제 4 장 연구개발 목표달성도 및 관련분야에의 기여도

제 5 장 연구개발결과의 활용계획

제 6 장 참고문헌

표 목 차

- Table 1. 해양생태계의 목표, 지표, 기준점의 예시
- Table 2. 미국의 국립과학위원회의 권고사항
- Table 3. 생태학적 위험도 분석의 1단계 SICA 분석 절차
- Table 4. 생태학적 위험도 분석의 두번째 단계인 PSA 평가 절차
- Table 5. 한반도 해역에 형성되는 두 가지의 전선에 대한 구조와 생태학적 기능
- Table 6. 한반도 부근해역 수산자원관리를 위한 생태학적 경계. 각 어업구분 사이의 경계는 지질학적, 해양학적 장벽에 의하여 구분됨
- Table 7. 건강한 생태계와 자원의 지속성을 유지하기 위하여 어업자원 관리 구역별 관리담당자와 수행하여야 할 임무
- Table 8. 한국의 생태계 기반 자원평가시스템의 목표별 특성
- Table 9. 생태계 기반 자원평가를 위한 tier 1의 목표별 지표
- Table 10. 생태계 기반 자원평가를 위한 tier 2의 목표별 지표
- Table 11. 생태계 기반 자원평가를 위한 tier 1의 목표별 지표와 기준점
- Table 12. 생태계 기반 자원평가를 위한 tier 2의 목표별 지표와 기준점
- Table 13. 정보 수준에 따른 단계별 생태계 기반 자원평가 시스템
- Table 14. 1990년도 대형선망어업 주요 6종에 대한 생태계 기반 2단계 자원 평가 적용결과
- Table 15. 2004년도 대형선망어업 주요 6종에 대한 생태계 기반 2단계 자원 평가 적용결과
- Table 16. 대형선망어업 주요 6종에 대한 목표별 위험도지수 (objectives risk index, ORI)
- Table 17. 대형선망어업 주요 6종에 대한 종위험도지수 (species risk index, SRI) 및 관리증진도 (management status indices, MSI)
- Table 18. 대형선망어업 고등어에 대한 생태계 기반 1 단계 자원평가 적용결과

- Table 19. 대형선망어업 고등어에 대한 목표별 위험도지수 (objectives risk index, ORI) 및 관리증진도 (management status indices, MSI)
- Table 20. 1998년도 통영바다목장의 주요 6종에 대한 생태계 기반 2단계 자원평가 적용결과
- Table 21. 2006년도 통영바다목장의 주요 6종에 대한 생태계 기반 2단계 자원평가 적용결과
- Table 22. 통영바다목장의 주요 6종에 대한 목표별 위험도지수 (objectives risk index, ORI)
- Table 23. 통영바다목장의 주요 6종에 대한 종위험도지수 (species risk index, SRI) 및 관리증진도 (management status indices, MSI)
- Table 24. 통영바다목장 조피볼락에 대한 생태계 기반 1단계 자원평가 적용결과
- Table 25. 통영바다목장 조피볼락에 대한 목표별 위험도지수 (objectives risk index, ORI) 및 관리증진도 (management status indices, MSI)
- Table 26. 저어류에 대한 ABC 추정방법
- Table 27. 부어류에 대한 ABC 추정방법
- Table 28. 우리나라에서 수집하고 있는 관측자료의 종류
- Table 29. 생물군별 필요한 입력파라미터
- Table 30. 통영 생태계의 바다목장 조성 이후의 기본 입력 파라미터
- Table 31. 통영 생태계의 바다목장 조성 이후의 생물군별 먹이조성비
- Table 32. 통영해역 바다목장조성 이전 (1998년)과 이후 (2006년)의 생체량 변동 비교
- Table 33. 통영해역 바다목장조성 이전 (1998년)과 이후 (2006년)의 총에너지 흐름 비교

그림 목 차

- Fig. 1. 수산자원 변동에 영향을 주는 요소 (Zhang 2002).
- Fig. 2. 해양생태계에서 생물과 환경의 상호작용 (Zhang 2002).
- Fig. 3. PaCOS에서 계획중인 미국 서해안 장기 관찰선 (long-term monitoring line).
- Fig. 4. 정량적 분석의 체계적인 분석 방법 (CSIRO, 2005).
- Fig. 5. 5가지 구성요소에 대한 SICA 분석결과 (CSIRO, 2005).
- Fig. 6. ERA의 PSA 평가 결과를 나타내는 그림. (a) 생산력과 민감도평가에 대한 2차원 그림, (b) 생산력, 민감도 및 관리평가에 대한 3차원 그림 (CSIRO, 2005).
- Fig. 7. 크릴의 허용어획량을 결정하는 기준.
- Fig. 8. 통계 소해역의 소규모 관리 단위.
- Fig. 9. CCAMLR 생태계에 적용 가능한 수산자원관리시스템 모식도.
- Fig. 10. MSC의 생태인증로고.
- Fig. 11. 북서태평양 연안의 개략적 해류도. TWC 지역은 동중국해 및 우리나라의 서해, 남해, 동해를 포함하며, KOC는 쿠로시오-오야시오, 오호츠크 해에 해당됨.
- Fig. 12. 한반도 남부를 따라 형성되는 해양 전선대의 구조. 짙게 표시된 부분은 해양 전선층에 농축된 엽록소의 존재
- Fig. 13. 동한난류 (lat. 37°03'04"N)에서 관찰된 겨울 (1968년 12월) 수온의 수직 구조. (Gong and Oh, 1977).
- Fig. 14. 전선역 (1~5), 생물-기후대 구분 (A, B, C), 해양 동물의 분포 한계 (a, b, c)
- Fig. 15. 주요 상업어종을 대상으로 한 한국 근해 생태계의 구분.
(a) 황해 저어류와 저층수 생태계: 참조기, 갈치, 갯장어, 병어 등
(b) 온수성 소형표층어류와 대마해류 생태계: 고등어, 전갱이, 오징어 등
(c) 동해 냉수성 어류 생태계: 대구, 명태, 도루묵, 청어 등

- Fig. 16. 기준점 (reference point; RP)과 생태계 기반 자원평가 및 관리시스템의 위험도 지수 (risk index).
- Fig. 17. 생태계 기반 자원관리시스템에서 위험도지수의 계층구조. ORI: 목표별 위험도지수, SRI: 종위험도지수, FRI: 어업위험도지수, ERI: 생태계위험도지수, MSI: 관리증진도지수.
- Fig. 18. 한국의 생태계 기반 자원평가 결과를 나타내는 그림.
- Fig. 19. 한국 생태계 기반 자원관리시스템.
- Fig. 20. 대형선망어업의 어장도. 숫자는 월별 어장형성 형태 (NFRDI, 2000).
- Fig. 21. 한국에서 어업별 고등어 어획비율 (NFRDI, 2002).
- Fig. 22. 한국 대형선망어업의 주요 6종에 대한 목표별 위험도지수 다이어그램 ((a) 1990년, (b) 2004년).
- Fig. 23. 대형선망어업 고등어에 대한 목표별 위험도지수 다이어그램 ((a) 1990년, (b) 2004년).
- Fig. 24. 통영바다목장의 주요 6종에 대한 목표별 위험도지수 다이어그램 ((a) 1998년, (b) 2006년).
- Fig. 25. 통영바다목장 조피볼락에 대한 목표별 위험도지수 다이어그램 ((a) 1998년, (b) 2006년).
- Fig. 26. 기후-해양-생태계의 상호관계.
- Fig. 27. NOAA의 Bering Climate 자료의 종류 및 활용 예시.
- Fig. 28. 우리나라 (a) 기상 관측점, (b) 등대 관측점, (c) 해양정점의 위치.
- Fig. 29. 해양생태계 모델링 연구를 위한 체계와 방법에 대한 모식도.
- Fig. 30. 생태계의 구조와 생태계 모델에 사용되는 기본 입력파라미터.
- Fig. 31. Allen 방법에 의한 생산량 추정 이론.
- Fig. 32. 꼬리지느러미의 형상비를 이용한 섭식량/생체량 추정방법.
- Fig. 33. U-matrix, 생태학적 변수 및 그룹핑 결과 표시화면.
- Fig. 34. NEMURO 모델의 개요도. 11가지 구성요소들 사이의 질소 (직선)와 규소 (점선)의 흐름을 보여준다 (Kishi et al., 2006).
- Fig. 35. 통영 생태계의 구조와 영양학적 상호작용을 나타내는 관계도.

- Fig. 36. 통영 해역의 바다목장 조성 이전과 이후의 생태계 구조 변화.
- Fig. 37. 통영 바다목장 조성 이전과 이후 생태계 모델에 있어서 총 에너지 흐름에 대한 생물군별 기여도.
- Fig. 38. 통영 바다목장 생태계 내 영양학적 상호관계를 나타내는 Leonif matrix.
- Fig. 39. 어획을 현 수준의 절반 정도로 감소시켰을 때 통영 바다목장해역 생물군의 양적변동을 나타내는 역학 시뮬레이션.
- Fig. 40. 어획을 현 수준의 두 배 정도로 증가시켰을 때 통영 바다목장해역 생물군의 양적변동을 나타내는 역학 시뮬레이션.
- Fig. 41. 생태계 모델링을 활용한 생태계 기반 자원관리시스템.

List of Tables

- Table 1. Examples of ecosystem objectives, indicators and reference points for ocean management areas
- Table 2. US National Research Council's recommendation for the ecosystem-based fisheries management
- Table 3. The steps of SICA in ERA
- Table 4. The steps of PSA in ERA
- Table 5. Structure and ecological function of two types of fronts in Korean waters
- Table 6. Ecological boundary for fisheries resources around the Korean Peninsula
- Table 7. The task for healthy and sustainable ecosystem and managers for management region
- Table 8. Attributes by objectives for ecosystem-based resource assessment system in Korea
- Table 9. Objectives, and indicators for the tier 1 of the ecosystem-based resource assessment
- Table 10. Objectives and indicators for the tier 2 of the ecosystem-based resource assessment
- Table 11. Objectives, indicators and reference points for tier 1 of the ecosystem-based resource assessment
- Table 12. Objectives, indicators and reference points for tier 2 of the ecosystem-based resource assessment
- Table 13. Two tier systems of the ecosystem-based resource assessment by the information level.

- Table 14. Assessment results of six species of the Korean large purse seine fishery by the ecosystem-based tier 2 resource assessment system in 1990
- Table 15. Assessment results of six species of the Korean large purse seine fishery by the ecosystem-based tier 2 resource assessment system in 2004
- Table 16. Objectives risk index (ORI) of six species of the Korean large purse seine fishery by the ecosystem-based tier 2 resource assessment system
- Table 17. Species risk index (SRI) and management status indices (MSI) of six species of the Korean large purse seine fishery by the ecosystem-based tier 2 resource assessment system
- Table 18. Assessment results of common mackerel of the Korean large purse seine fishery by the ecosystem-based tier 1 resource assessment system
- Table 19. Objective risk index, species risk index and management status indices of common mackerel of the Korean large purse seine fishery by the ecosystem-based tier 1 resource assessment system
- Table 20. Assessment results of six species of the marine ranching area in Tongyeong by the ecosystem-based tier 2 resource assessment system in 1998
- Table 21. Assessment results of six species of the marine ranching area in Tongyeong by the ecosystem-based tier 2 resource assessment system in 2006
- Table 22. Objectives risk index (ORI) of six species of the marine ranching area in Tongyeong by the ecosystem-based tier 2 resource assessment system

- Table 23. Species risk index (SRI) and management status indices (MSI) of six species of the marine ranching area in Tongyeong by the ecosystem-based tier 2 resource assessment system
- Table 24. Assessment results of jacobever and black rockfishes of the marine ranching area in Tongyeong by the ecosystem-based tier 1 resource assessment system
- Table 25. Objective risk index, species risk index and management status indices of jacobever rockfishes of the marine ranching area in Tongyeong by the ecosystem-based tier 1 resource assessment system
- Table 26. Method to determine ABC for demersal fish
- Table 27. Method to determine ABC for pelagic fish
- Table 28. The observation data in Korea.
- Table 29. Basic input parameters by groups
- Table 30. Basic input parameters in the Tongyeong ecosystem after marine ranching activities
- Table 31. Diet compositions by group in the Tongyeong ecosystem after marine ranching activities
- Table 32. Comparison of changes in the Tongyeong ecosystem biomass before and after marine ranching activities
- Table 33. Comparison of changes in the Tongyeong ecosystem total energy flow before and after marine ranching activities

List of Figures

- Fig. 1. Factors related to abundance of fish stock (Zhang 2002).
- Fig. 2. Interactions of organisms with biotic and abiotic environments in a marine ecosystem (Zhang 2002).
- Fig. 3. Long-term monitoring line planned by PaCOS program in the western coastal areas of the USA.
- Fig. 4. Generic conceptual model using in SICA (CSIRO, 2005).
- Fig. 5. The result of SICA by 5 components (CSIRO, 2005).
- Fig. 6. The result of PSA in ERA. (a) Illustrative 2D of Productivity and susceptibility (b) Illustrative 3D of Productivity and susceptibility (CSIRO, 2005).
- Fig. 7. Criteria for the determination of the precautionary catch limit of krill.
- Fig. 8. Small-scale management unit in the Statistical subarea 48.1.
- Fig. 9. Schematic overview of a living resource management system as it would apply in the ecosystem context of CCAMLR.
- Fig. 10. MSC certification logo.
- Fig. 11. Schematic current systems in the East/Japan Sea and its adjacent water. TWC region indicates the East/Japan Sea, China Sea and Yellow Sea, and KOC region indicates the Kuroshio-Oyashio Current regions and the Okhotsk sea.
- Fig. 12. Structure of frontal layer along the south-western waters of Korea. Dark portions indicate chlorophyll-a concentration through the frontal layer.
- Fig. 13. Vertical distribution of temperature along the 104 line (lat. 37°03'04"N) crossing the East Korean Warm Current in the early Dec. 1968 (Gong and Oh, 1977).
- Fig. 14. Frontal zones (1-5), bioclimatic division (A,B,C) and distribution limits of marine animals (a,b,c).
- Fig. 15. Three categories of fish communities in Korean waters.

- (a) Demersal ecosystem in the Yellow Sea: small yellow croaker, hairtail, etc.,
- (b) Pelagic ecosystem in the East China Sea through the southern East/Japan Sea: mackerel, squid, anchovy, etc., and
- (c) Demersal ecosystem in the East/Japan Sea: pollock, Pacific cod, etc.

Fig. 16. Reference points (RP) and risk scores for the ecosystem-based resource assessment and management system in Korea.

Fig. 17. Nested structure of risk indices used in the ecosystem-based resource assessment system. ORI: objectives risk index, SRI: species risk index, FRI: fishery risk index, ERI: ecosystem risk index, MSI: management status indices.

Fig. 18. Diagram showing the results of the ecosystem-based resource assessment in Korean waters.

Fig. 19. The ecosystem-based resource management system.

Fig. 20. Fishing grounds of the Korean large purse seine fishery. Numbers in the map denote months when the fishing grounds are formed in Korean waters (NFRDI, 2000).

Fig. 21. Catch proportions by fishery for common mackerel in Korea (NFRDI, 2002).

Fig. 22. Diagram showing objectives risk indices of six species of the Korean large purse seine fishery by the ecosystem-based tier 2 resource assessment system in (a) 1990 and (b) 2004.

Fig. 23. Diagram showing objectives risk indices of common mackerel of the Korean large purse seine fishery by the ecosystem-based tier 1 resource assessment system in (a) 1990 and (b) 2004.

Fig. 24. Diagram showing objectives risk indices of six species of the marine ranching area in Tongyeong by the ecosystem-based tier 2 resource assessment system in (a) 1998 and (b) 2006.

- Fig. 25. Diagram showing objectives risk indices of jacobever and black rockfishes of the marine ranching area in Tongyeong by the ecosystem-based tier 1 resource assessment system in (a) 1998 and (b) 2006.
- Fig. 26. The relationship between climate-ocean-ecosystem.
- Fig. 27. Data for Bering climate of NOAA and application.
- Fig. 28. (a) The weather station, (b) the location of light house (c) the location of marine research station.
- Fig. 29. Flowchart for the marine ecosystem modeling study.
- Fig. 30. The ecosystem structure and basic input parameters used in the ecosystem models.
- Fig. 31. The estimation theory of production by Allen method.
- Fig. 32. The estimation method of consumption/biomass (Q/B) using the caudal fin.
- Fig. 33. U-matrix, the ecological variation and the result of grouping.
- Fig. 34. Schematic NEMURO model (Kishi et al, 2006).
- Fig. 35. A flow chart showing the structure and trophic interactions of the Tongyeong ecosystem.
- Fig. 36. Changes in the Tongyeong ecosystem structure before and after marine ranching activities.
- Fig. 37. Relative contribution of species to the total flow of energy before and after marine ranching activities.
- Fig. 38. A flow chart showing the structure and trophic interactions in the Tongyeon ecosystem.
- Fig. 39. A dynamic simulation showing the effect on the Tongyeong ecosystem by the two times increase in the current fishing.
- Fig. 40. The ecosystem-based resource management system based on the ecosystem modeling.

제 1 장 연구개발과제의 개요

우리나라 대부분의 연근해 어장은 수산자원에 대한 과도한 이용과 환경오염 등으로 인하여 그 생산성이 날로 떨어지고 있으며, 이를 보완하기 위해 인공어초사업, 종묘방류사업, 바다목장사업, 수산자원관리사업을 각각의 개별 사업으로 수행하고 있다. 그러나, 수산업에 의해서 이용되고 있는 수산자원생물들은 해양생태계의 일부를 구성하는 생물들로서, 이들 생물들은 서로 먹고 먹히는 관계나 혹은 동일 먹이생물을 대상으로 경쟁을 하는 등 생태학적인 상호작용을 하면서 생존하고 있다. 따라서, 수산자원을 회복시키고 지속적으로 이용하기 위해서는 상기한 개개의 사업들을 하나로 묶어서 생태계 전반을 고려한 종합적인 자원조성 및 어업관리 시스템을 개발하여야 한다.

특히, 최근 수산학자와 해양학자, 그리고 수산행정가들은 수산자원관리를 전통적인 단일종 관리방식에서 생태계 기반 관리방식으로 전환해야 한다는 인식전환을 강조하고 있으며, 미국, 캐나다와 유럽 등 수산 선진국에서는 이러한 "생태계 기반 수산자원 관리 (ecosystem-based fisheries management)"를 정책입안의 핵심 주제로 사용하고 있다.

생태계 기반 관리방식을 사용하여 광역의 해양생태계 또는 특정 해역의 생태계 내부에서 종간 또는 군집간의 상호작용까지 고려한 포괄적인 연구가 진행되어야 생태계의 변동 원인과 결과를 구체적으로 파악할 수 있고, 그를 바탕으로 효과적인 자원관리를 수행할 수 있다.

따라서, 수산자원의 고갈과 해양오염으로 위기감이 갈수록 커지고 있는 우리나라 주변 해역에서는 어업 강도나 환경의 영향을 생태계 차원에서 고려한 자원조성과 관리방법이 필요하며, 이를 바탕으로 생태계를 건강하게 유지시키면서 수산업에 지속적으로 이용할 수 있을 것이다.

어업관리 기술은 변화되어 가는 어업환경에 수반하여 국가 경쟁력을 갖추어야 할 필요성이 절실히 요구된다. 이러한 첨단화된 관리 기술은 해양선진국에서는 이미 생태계 기반 어업관리 방식을 개발하여 실용화를 목전에 두고 있으나 우리나라는 아직 이 수준에 이르지 못하고 있는 실정이다.

최근 새로운 자원관리 방안으로는 전통적인 개체군 수준에서의 자원관리에 필요한 가입, 성장, 자연사망, 어획사망 등 기본적인 4개의 파라미터 외에 생태계내 환경의 영향을 고려한 자원관리방법의 개발에 대한 필요성이 강조되고 있다 (Zhang and Lee, 2001). 이러한 필요성에 부응하여 최근 수산학자와 해양학자, 그리고 수산행정가들은 수산자원관리를 전통적인 단일종 관리방식에서 생태계 관리방식으로 전환해야 한다는 인식전환 (paradigm shift)을 강조하고 있다.

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. 하지만 이러한 방법들도 생태학적인 상호작용을 고려하고 있지 않으므로 합리적인 자원관리에는 한계가 있다. 따라서 이런 문제점들을 해결하기 위해 전세계적으로 선진국들의 주도로 생태계 모델링에 의한 생태계 구성 생물군의 변동을 구명하고 생물자원의 이용이 생태계의 구조와 기능에 미치는 영향에 관한 연구가 활발히 진행되고 있다.

수산자원의 평가와 관리기술에 관한 이론은 많지만 국내에서는 이 분야 연구에서 주로 전통적인 개체군 역학 연구만이 주로 수행되어 왔으며, 생태계 차원에서의 연구는 거의 전무한 실정이다. 그 동안 국내에서는 주로 잉여생산량모델 계열과 가입당생산량 모델 계열에 의한 자원평가가 주축을 이루어 오고 있으며, 그 또한 전통적인 단일종에 대한 개체군 해석에 한정되어 있는 수준으로 아직 생태계 차원에서의 자원평가는 시도된 적이 없다.

미국과 캐나다, 유럽 여러 나라 등 국외에서는 1980년대 이후 컴퓨터를 활용한 다양한 생태계 분석 방법론을 개발하여 이론적인 연구에 응용하고 있으며, 실용화를 위한 컴퓨터 모델들을 개발하여 몇몇 특정 해역에 대한 생태계 모델을 개발하고 있다.

우리나라에서도 이와 같은 해양생태계 분석 모델을 개발하여 해양생태계 내부에서 종간 또는 군집간의 상호작용까지 고려한 포괄적인 연구가 진행되어야 생태계의 변동 원인과 결과를 실질적으로 파악할 수 있다. 이를 바탕으

로 우리나라 주변해역 생태계의 변동을 예측함으로써 생태계를 건강하게 유지시키면서 지속적으로 이용할 수 있을 것이다.

어업관리 기술의 낙후성은 우리나라의 연근해 어업자원을 지속적으로 감소시킴으로 인해 해양생태계의 생산성의 하락을 초래할 뿐만 아니라 어업경제에 있어서 엄청난 손실을 유발시키고 있다. 또한 주변국과 공동으로 이용하고 있는 자원에 대해서는 인건비가 싼 중국과 같은 후발 경쟁국에게는 어업수지면에서 경쟁력이 떨어지고, 일본과 같은 선진국에게는 첨단 기술과 정보를 수단으로 한 어업자원 이용기술면에서 경쟁력이 떨어지고 있어서 우리나라 고유의 자원이용 및 관리기술 개발을 통해 자원을 보전하고 생산량을 향상시킬 수 있는 방안을 모색해야 한다. 특히, 최첨단 생태계 기반 자원관리 시스템 구축은 아직 중국과 일본에서도 시도조차 된 적이 없어 향후 주변국들과의 어업협상에서도 유리한 위치를 선점할 수 있을 것이다.

어업생산은 어민들의 생존에 직결되는 사항이므로 지속적인 어민의 소득이 유지되도록 하기 위해서는 효율적인 어업관리 기술이 확립되어야 한다. 따라서 국내적으로는 해양생태계를 안정적으로 유지시킴과 동시에 단위노력당 생산성을 향상시키기 위한 방안을 모색해야 하며 국제적으로는 주변국들과 공동으로 이용하는 자원에 대한 국가 경쟁력을 높이고 주변국과의 협상에 유리한 위치에 설 수 있도록 하기 위한 생태계 기반 어업관리시스템이 적극적으로 개발되어야 한다.

본 연구에서는 효율적인 생태계 모델링을 수행하기 위하여 해양환경을 고려한 단위 생태계를 구분하고 그 특성에 따른 생물군 그룹핑 연구 수행하고, 수산자원의 과도한 이용과 해양오염의 영향으로 심각한 고갈상태에 있는 우리나라 해양 생태계의 수산자원에 대해 생태계 모델을 사용하여 생태계 내에서의 구조와 기능 파악하며, 훼손된 생태계를 안정적으로 복원시키면서 수산자원생물을 효율적으로 이용할 수 있는 생태계 기반 자원관리시스템 개발하는 것이다.

제 2 장 국내외 기술개발 현황 및 과학기술정보

최근 21세기 해양·수산분야에서 '생태계 기반 자원관리 (Ecosystem-based management of resources)'의 필요성이 크게 강조되고 있으며, 미국, 캐나다 등 해양수산 선진국들은 해양생물자원의 보존과 관리에 이미 이 개념을 도입해서 실천방안을 마련 중에 있다. 특히, 미국 NOAA (해양대기청)에서는 수산자원을 경제적이면서 지속적으로 이용하기 위해서는 안정적인 생태계 조성의 중요성을 강조하고, 이를 위해 생태계 내 해양생물자원을 회복시키고 보호하면서 효율적으로 이용·관리할 수 있는 생태계 기반 자원관리를 최우선 과제로 선정하였다.

국외의 수산선진국에서는 1980년대 이후 컴퓨터를 활용한 다양한 생태계 분석 방법론을 개발하여 이론적인 연구에 응용하고 있으며, 현재 실용화를 목전에 둔 모델들을 개발하고 있으며, 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 등이 있다. 또한, PICES (북태평양해양과학기구)에서도 회원국가들간 EMBSG라는 working group을 형성하여 '북태평양에 대한 생태계 기반 자원관리'라는 주제로 연구활동을 추진 중에 있으며, 우리나라도 참여하고 있다. 한편, 생태계 기반 자원관리를 실제로 국가차원에서 적용하고 있는 경우는 호주를 제외하고는 전 세계적으로 전무한 상태이다. 호주에서는 최근 생태학적 위험도분석 (ERA)이라는 방법을 개발하여 생태계 기반 자원관리에 활용하고 있다.

현재 우리나라에서도 해양으로부터 높은 생산력을 얻기 위해 추진되고 있는 바다목장사업에 조성된 자원을 효율적으로 이용·관리하기 위해 생태계

기반 자원관리 개념을 도입하여 적용 중에 있으며, 광역 해양생태계인 우리나라 동해 (Zhang and Yoon, 2003)를 비롯한 황해에 대해서도 생태계 모델링 연구가 진행 중에 있다. 또한, 우리나라 연근해의 어업생산성 향상을 위한 수산업 어촌의 종합대책(안) '지속가능한 어업실현을 위한 자원관리 및 환경개선' 부분에 '생태계 기반 자원조성 및 관리' 개념을 고려한 정책 방향 설정의 필요성이 강조되고 있다. 그러나 국외의 구체적인 연구결과에 비하여 국내에서의 실질적인 연구 활동은 미미한 수준으로 생태계 기반 자원관리를 위한 적극적이고 활발한 연구활동이 필요하다.

제 3 장 연구개발수행 내용 및 결과

제 1 절 서 론

1. 전통적 자원관리의 문제점

해양에 대한 인간의 영향은 산업혁명 이래 크게 증가하기 시작하여, 최근 에 와서는 그 정도가 심각한 상황에 이르렀다. 먼저 해안 부근의 연안역에 인구가 집중되고 산업활동이 몰리게 되면서 해양은 오염되고 생물들의 서식 처는 파괴되었다. 또한 어업 기술의 발달로 어업활동이 급격히 증가하여 세 계 도처에서 수산자원이 고갈되거나 감소하는 현상이 나타났다. 최근에는 건 강을 고려하는 음식문화가 보편화되면서 수산물의 수요는 더욱 증가되고 있 으며, 수산자원의 효율적인 이용과 관리는 중요한 과제로 부각되고 있다.

지난 반세기 동안 해양의 어업은 많은 변화를 보였다. 1950년대 2000만 톤에 불과하던 해양의 어업생산량은 50년 동안에 거의 5배로 증가하였으며, 이 과정에서 남획과 환경변화에 의하여 전통적으로 중요한 어종들은 새로운 어종들로 교체되었다. 현재 해양의 어업자원은 상당 부분이 최대 지속적 생 산량을 넘는 수준에서 개발 이용되고 있는 상황이며, 1980년에서 1990년의 10년 동안 과도 어획된 종의 수는 2.5배나 증가하였다 (Alverson and Larkin, 1994). 세계 해양에서 어획되는 대부분의 어획물은 점진적으로 낮은 영양단계 에 위치한 종의 상대적 비율이 증가되고 있다 (Pauly *et al.*, 1998). 어획활동 은 해양생태계의 구조와 기능의 변화를 초래하지만 어획으로 인한 생태학적 변화는 종종 무시되어 연구의 대상이 되지 않았다. 이러한 생태학적 변화는 대개 남획이 일어난 이후에 인식되고 있다. 세계 해양의 어업자원은 현재 거 의 모든 해역에서 60 - 90%가 이미 남획 또는 고갈되었다. 세계 총어획량은 1988년 이래 어업에 의한 생산은 정체되고, 양식에 의한 생산의 증가로 인해 1억톤 수준에서 정체된 상태에 있다.

이러한 상황에서 유엔해양법 협약 (UNCLOS)이 1994년 11월 16일자로 발효됨에 따라 국제해양어업은 새로운 질서에 의하여 개편되고 있다. 이에 따라, 해양생물자원의 관리에 있어서는 새로운 제도들이 채택되고 있다. 유엔해양법에서는 배타적경제수역 (EEZ) 설정시 총허용어획량 (TAC)에 의한 어업관리의무를 규정하고 있으며, 1992년의 책임어업 (Responsible Fisheries)에 관한 Cancun회의와 1992년 개최된 유엔환경개발회의 (UNCED)의 Agenda 21은 어업자원의 보호를 강력하게 요구하고 있다. 1995년의 UN Fish Stocks Agreement 등이 전통적인 어업자원 이용방식의 변화를 요구하고 있다. 특히, 2002년 요하네스버그에서 개최한 '지속가능 개발에 관한 세계 정상회의 (World Summit on Sustainable Development: WSSD)'의 이행 항목은 생태계를 고려한 어업관리의 시한을 설정해놓고 있다.

특히, 우리나라의 어업생산량은 점차 감소하고 있으며, 어획물의 구조를 나타내는 영양단계도 점차 감소하고 있다 (Zhang and Lee, 2004). 우리나라의 주변 해역은 많은 어업자원들이 남획으로 인해서 자원량은 크게 줄어들고, 연안오염의 증가로 연안생태계가 변형되어 연근해의 어업생산력은 저하된 상태에 처해 있다 (Zhang *et al.*, 1992; Zhang and Kim, 1999). 이러한 상황에서 WTO의 수산물 수입자유화 권고에 따라 수산물에 대한 수입이 개방되어 수산물 경쟁력이 약화되고 있는 실정이다. 또한 UN 해양법 협약의 EEZ제도에 의해서 일본과 중국 등 주변국들과 새로운 어업협정의 체결이나 교섭으로 인해 전통적인 어업수역의 축소로 어업생산의 감소가 예견되고 있다. 이러한 현실을 극복하기 위해서 참여정부는 2005년 수산정책의 주 목표를 '수산자원회복'에 두고 구체적인 추진방법을 마련하고 있다. 특히, 우리나라의 해양생태계는 전형적인 온대해역의 생태계로서 소수의 우점종 (dominant species)으로 구성되어 있지 않고 다양한 생물종들로 이루어져 있으므로 전통적인 개체군 평가모델에 의한 자원관리를 수행하는데 제약이 많고 비효율적이다. 따라서, 생태계 차원의 자원평가관리시스템의 개발이 필요하다.

2. 생태계 기반 자원관리의 개념

가. 개념

해양생태계는 시간적으로나 공간적으로 매우 다양한 스케일로 변화하는 특성을 가지고 있다 (Fig. 1). 해양생태계는 또한 구성 생물체와 생물체간의 상호작용 및 이들 생물체와 물리화학적 환경요소들과의 작용을 기능으로 한다. 수산자원은 해양생태계 내의 하나의 구성원이기 때문에 어업에 의한 자원의 이용이 생태계에 영향을 미치는 것은 당연하다. 전통적인 어업관리는 생물학적 한계 내에서 주어진 생태계로부터 수산자원을 매년 어떠한 방법으로 얼마만큼 어획해야 하는지를 결정하는 것이었다. 그러나 생태계를 고려하는 관리는 자원을 어획함으로써 장래에 생태계에 미칠 수 있는 영향과 이에 따른 생산량의 변화를 예측하는데 목적을 두고 있다. 해양생태계 기반 수산자원관리는 어획방법의 조절과 허용어획량의 결정, 그리고 이를 모니터링 하고 감시하는 것을 포함한다. 그러나 이 방법들을 통하여 잠재적인 생물생산에 해를 끼치지 않고, 생물적 구성요소와 비 생물적 환경을 적정수준으로 보존하면서 수산자원을 적절하게 유지시키면서 이용해야 한다. 즉, 해양생태계를 건강하게 유지하면서 생태계를 지속적으로 보존, 이용하는 것이다.

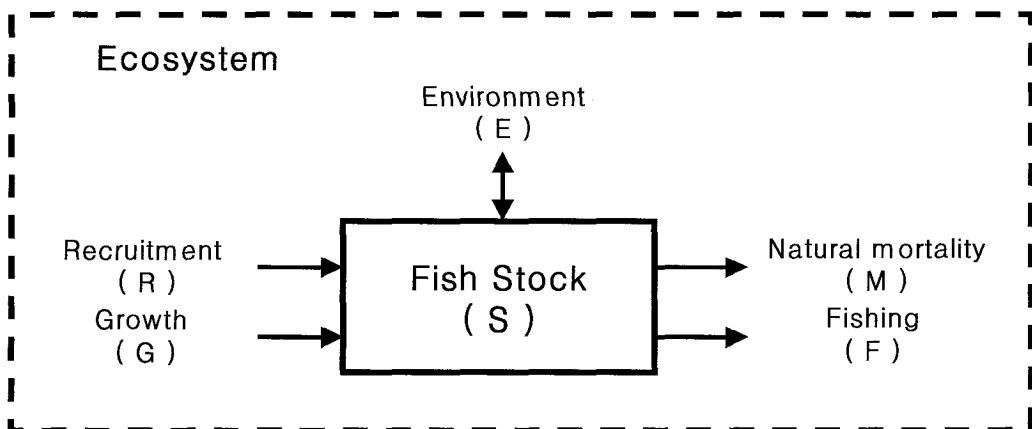


Fig. 1. 수산자원 변동에 영향을 주는 요소 (Zhang 2002).

유엔해양법은 모든 국가에 대해 해양생태계에 대한 자국정책의 영향을 파악해야 한다는 의무사항을 규정하고 있다. 이 의무사항은 FAO의 책임어업에 대한 행동지침에서 다시 강조하고 있으며 (FAO 1995), 최근 발표되는 수많은 정책보고서에서도 이 의무사항을 강조하고 있다. 따라서, 단일어종의 지속적 생산량을 목표로 하는 전통적인 수산자원관리 방법은 더 이상 완전한 방법으로 인정되지 않고 있으며, 이 방법에 어업이 생태계의 구조와 기능에 미치는 영향도 동시에 고려해야 한다는 개념으로 인식이 전환되고 있다 (Gislason et al. 2000).

해양에 영향을 미치는 인간의 활동은 여러 가지가 있다. 어업, 양식, 유전 및 가스개발, 육상기원활동으로부터의 오염, 도시화에 의한 담수배출의 중단 등과 같은 산업 혹은 영향력 중에서 가장 커다란 영향을 미치는 것은 어업에 의한 영향이다. 어업은 목표어종의 양육, 부수어획, 폐기어종, 서식처 파괴 등에 대한 광범위한 정보를 포함하고 있으며, 이러한 활동이 생태계에 어떻게 영향을 미치고 있는지 잘 기록하고 있다. 그러므로 인간 활동에 의한 생태계 영향을 연구할 때, 가장 먼저 예시되는 것이 어업에 의한 영향이다.

어획활동이 생태계와 환경에 미치는 영향은 여러 가지의 형태로 명확하게 나타나고 있는 것으로 보고되고 있다. 지구상에서 행해지고 있는 해양어획량의 25%가 폐기되고 있는 것으로 보고된 바 있으며 (Alverson et al. 1994), 북해에서는 바다새들이 이 폐기된 어획물을 먹이로 이용하고 이 양은 그들 전체식량의 1/3을 차지한다는 보고가 있다 (ICES 1994). 또한, 저층트롤이나 형망어업은 해저 생태계를 소회하면서 저층서식처를 파괴하는데 이 과정에서 수많은 저층생물들이 죽거나 부상을 당하게 되며, 어떤 해역에서는 저층이 1년에 여러 번씩 저서어구에 의해 소회되는 것으로 알려졌다 (ICES 1995). 또한 지난 20여 년 동안, 유자망 어구 (drift net)에 의한 해양포유류와 바닷새의 부수적 사망, 연승어업 (long-line)에 의한 바닷새의 사망, 폐기 어구 및 플라스틱 투기 (marine debris)에 의한 포유류, 조류, 양서류의 사망은 환경보호론자들에 의하여 꾸준히 제기되어 왔다.

어획이 생태계에 미치는 영향은 직접적인 형태와 간접적인 형태로 나누어

생각할 수 있다. 직접적 영향은 상대적으로 보다 쉽게 측정하거나 정량화 할 수 있다. 예로, 저층어구에 의해 연간 소회되는 해저의 면적을 구한다든지, 어획되는 대상종과 부수어획물의 어획량을 측정하거나, 이로 인한 사망률과 어획량 가운데 폐기되는 양을 구한다든지, 또는 어획활동으로 인한 서식처의 물리적인 변화를 측정하는 방법 등이 있다.

어획이 생태계에 미치는 간접적이고 장기적인 영향은 정량화하고 예측하기가 훨씬 더 어렵다. 이러한 어획의 효과는 어획개체군의 생체량과 연령구조의 변화를 초래하면서 동시에 영양단계의 구조도 변형시킨다. 장기적으로는 어획개체군의 유전적 조성의 진화학적인 변화를 초래할 수도 있다. 그러나 현재의 지식수준으로는 이러한 영향을 정량화하거나 예측하는데 한계가 있다.

세계 학계는 지난 10여 년 동안 어업과 생태계 보호라는 심각한 논쟁에 휩싸여 왔다. 환경론자들은 더 이상의 환경파괴를 줄이기 위하여 어업을 대폭 축소시켜야 한다고 주장하고 있으며, 수산종사자들은 이들의 주장이 과장되었다고 반론을 편다. 정치가와 일반인들은 환경론자들의 주장에 어느 정도 동조하지 않을 수밖에 없는 입장이지만, 수산물 선호의 욕구도 무시할 수 없는 인간의 본능이다. 어업이 생태계를 부분적으로 파괴하고 있는 것은 사실이지만, 그렇다고 해양생태계를 보호하기 위하여 어업을 전면적으로 금지시켜야 한다는 과격한 주장보다는, 오히려 적절한 수준의 어획을 유지하면서 (sustainability), 생물종의 다양성 (biodiversity)이 유지되는 건강한 생태계를 만들어야 한다는 주장이 더 설득력 있게 받아들여진다. 하지만, 이 과정에서 불법어업 (illegal fishery)의 금지, 해양보호지역 (Marine Protected Area: MPA)의 지정, 사전예방적 조치 (pre-cautionary measure) 등에 의한 강력한 자원보호정책은 필수적이다.

생태계 기반 관리를 정의하면 '생태계가 장기간의 지속성을 유지하면서 건강하고 완벽하게 기능을 하면서 인간과 공존할 수 있도록 인간의 활동을 생태학적, 사회경제적, 제도적 및 기술적인 측면을 모두 고려해서 관리하는 전략적인 방법'이라 할 수 있다.

생태계 기반 관리목표를 수산자원관리에 적용시키기 위해서는 측정 가능한 지표와 모니터링 계획을 설정해야 할 필요가 있다. 이를 위해서는 해양생태계의 구조 (생물다양성)와 기능 (서식처 생산력)에 대한 영향을 고려해야 한다. Gislason et al. (2000)은 생태계 기반 관리목표와 각 목표에 대한 지표 및 기준점을 Table 1과 같이 제시하였다. 제시된 여섯 가지의 생태계 보존목표는 (1) 생태계 다양성, (2) 종 다양성, (3) 종 내의 유전학적 변이도, (4) 직접 영향 받는 종, (5) 생태학적으로 종속되는 종, (6) 영양단계의 균형 등이다. 각 목표에 대한 지표와 기준점들은 앞으로 계속해서 개발되고 평가가 이루어져서 보완이 되어야 하지만 현 시점에서 고려될 수 있는 사항들은 Table 1에 나타나 있다.

생태계 다양성의 지표로는 어획활동에 의해 훼손된 서식처 유형별 면적이 될 수 있고, 여기에 연관된 기준점으로는 각 서식처 유형별 훼손되지 않은 백분율이 될 수 있을 것이다. 이러한 목표를 달성하기 위해서는 저서서식처에 영향을 주는 어업의 어장을 금지시키는 방법이 있을 수 있다. 위의 적정 백분율은 정량화된 이론적 연구결과에 의해서 정해져야 하지만 우선은 경험을 바탕으로 하여 임의로 설정할 수 있다. 이와 같이 각 목표에 대한 지표와 기준점은 Table 1에 나열되어 있다. 수산자원관리를 위해 필요한 이러한 여러 가지의 목표들을 달성하기 위해서는 생태계 모니터링 프로그램을 보강해야 하며 해결되어야 할 과학적 과제에 대한 연구를 확대해 나가야 할 것으로 보인다.

Table 1. 해양생태계의 목표, 지표, 기준점의 예시

Objective	Indicator	Reference point
Maintenance of:		
Ecosystem diversity	Areas of shelf disturbed by fishing	% of each habitat type that is undisturbed
Species diversity	Abundance of species at risk	Maximum annual by-catch
	Area of distribution	% of distribution area relative to period of moderate abundance
Genetic variability within species	No. of spawning populations	% reduction in spawning areas
	Selection differentials	Minimum selection differential
Directly impacted species	Fishing mortality	$F_{0.1}$
	Spawning stock biomass	Minimum stock biomass for safeguarding recruitment and forage
Ecologically dependent species	Area of distribution	% of distribution area relative to period of moderate abundance
	Abundance of predator	Minimum abundance predator
	Condition of predator	Minimum condition predator
Trophic level balance	% of prey species in diet	Minimum % in diet
	Slope of size spectrum	Minimum slope
	Pauly's FIB index	Minimum value index
	Aggregate annual removals for each trophic level	Maximum % removals

After Gislason et al. (2000).

생태계 기반 수산자원관리를 위해서는 개체군 수준의 남획개념을 수정하거나 어획이 생태계의 구조와 기능에 미치는 영향을 고려한 새로운 개념의 생태계 기반 남획상태를 정의해야 한다. 비록 개체군 수준의 남획개념이 튼튼한 이론적 기반을 가지고 있으며 실용성이 크다고 하지만 생물다양성이나 서식처 훼손, 어획으로 인한 먹이망의 변화와 같은 문제에 대해서 직접적인 방향을 제시해 주지 못한다. 생태계 기반 남획개념이 관리에 실제적인 역할을 하기 위해서는 명확하고 정량적인 척도가 개발되어야 한다. 이 척도는 (1)

생태계의 생체량과 생산량 및 구성요소들 간 상호관계, (2) 구성수준별 다양성, (3) 자원변이도의 패턴, (4) 사회경제학적 이익 등의 요소를 정량적으로 지수화 할 수 있어야 한다. 생태계 기반 수산자원관리에서의 남획개념은 기존의 개체군 수준의 남획개념을 대체하는 것이 아니라 이를 평가하고 수정하는데 사용되어야 한다. Murawski (2000)는 생태계 기반 남획상태를 정의하면서 생태계의 누적어획량과 부수어획물의 사망률 및 서식처 훼손에 있어서 아래의 6가지 상태 가운데 한 가지 이상이 해당되는 경우 생태계가 남획되었다고 정의하였다. (1) 주요 수산자원 (단일 종 또는 두 종 이상의 그룹)이 최소 생물학적 허용한계 이하로 떨어진 경우, (2) 군집이나 개체군의 다양도가 유의하게 떨어진 경우, (3) 어획률이나 어종선택 패턴이 커다란 연변동을 보이는 경우, (4) 어획으로 인한 어종조성이나 개체군 특성치의 변화가 개체군의 저항력을 심각하게 떨어뜨리는 경우, (5) 상호작용을 하는 관계에 있는 종들에 대한 어획률 패턴이 사회경제학적 순이익을 떨어뜨리는 경우, (6) 피식어종을 대상으로 하는 어획이 생태학적으로 중요한 포유동물이나 기타 비어획 대상 생물들의 장기적인 존속성에 유해한 경우이다.

나. 수산자원관리에 생태계 개념의 적용

수산자원을 평가하고 관리하는데 생태계 원리가 실제로 어떻게 적용되고 있는가를 알아보기 위해서 아래와 같이 7개의 항목으로 나누어서 적용현황을 알아보았다.

1) 해양생태계의 경계설정

수산자원의 관리단위를 설정할 때 과학적인 분석을 기초로 하여 생태계 경계를 정의하고 있는지의 여부에 대한 사항이다. 해양생태계 경계는 일반적으로 개방되어 있으나, 수심 분포와 같은 해양학적 특성들은 해양생태계를 정의할 수 있도록 생물학적 불연속성이나 속성들의 변화성을 나타낸다. 지역적인 규모에서 보면, 국가 또는 지방의 관할구역은 대개 이러한 수심 분포와 같은 해양학적 특성과 잘 일치한다. 이러한 관할구역 내에서, 수산자원 관리

단위의 경계는 일반적으로 어류자원의 분포에 대한 과학적 정보와 일치한다. 왜냐하면 어류 분포 또한 생태계의 다른 생물학적 구성요소들에 대해 중요한 지형학적 및 해양학적 특징에 의해 영향을 받기 때문에, 자원분포에 관련된 관리단위 역시 생태계 경계와 일치되는 것이다. 이러한 예는 해양생태계의 메인만 (Gulf of Main)의 대구자원이 될 수 있는데, 이 자원은 미국의 New England 어업관리평의회에 의해 단일 자원으로 관리되고 있다. 그러나 이에 해당하지 않는 경우가 많고, 자원경계를 정의하기 위한 과학적 기초자료가 거의 없는 경우도 많다. 대부분의 어종의 경우 경계를 왕래하는 현상에 대한 지식이 거의 없는 현실이다. 또한, 다랑어류와 새치류와 같은 고도 회유성 어류자원의 관리에 경계왕래 현상이 거의 고려되지 않는 경우가 많다. 경계 왕래율은 자원보존과 생태계를 보존하기 위해 설정된 금어구역 (해양보호구역 포함)이 있는 생태계에서는 특히 이해되어야 한다.

생태계 경계에 대한 문제는 또한 관리제도와의 관계가 있다. 200해리 배타적경제수역 (EEZ)의 설정 이후 수산자원관리를 위한 관할구역은 생태학적 경계나 자원개체군의 경계와 많은 경우 일치하지 않는다. 따라서, 국제지역수산위원회나 국가 간 쌍무어업협정 등 다양한 방법으로 관할구역 사이의 관리를 위해 노력하고 있다. 생태계 경계의 정의에 관련된 또 다른 요인은 사회의 비어업분야의 활동이 해양생태계에 미치는 영향이다. 수산업 뿐 아니라 농업과 임업, 연안역 관리에도 생태계 일반원칙을 효율적으로 적용시킬 필요가 있다. 만약 생태계 경계 내에서 이러한 활동을 관리대상으로 포함시키는 것이 비현실적이라면, 이러한 활동으로 인해 생태계 경계 내에 미치는 영향은 반드시 고려되어야 한다.

2) 과학적 불확실성과 해양생태계에 대한 지식

수산자원에 대한 과학적 불확실성은 자원평가에 큰 영향을 미친다. 이러한 요소로는 어획 통계의 부정확성과 생물학적 파라미터 추정치들의 부정확성 및 부정밀성, 자원조사의 변동성, 그리고 가입과 같은 생물학적 가정의 자연변동성이 관련된다. 이러한 불확실한 모든 요소들은 자원량 추정치의 신뢰

구간을 결정할 때 반드시 고려되어야 한다. 그러나 자원평가지 이러한 불확실성은 종종 고려되지 않고 있으며, 고려되더라도 실제보다 더 낮게 고려되는 경향이 있다. 따라서, 최근 예방적 관리방법이 국제기구나 국가 간 협정에서 대부분 적용되고 있는 추세이다.

자원평가에서 이러한 불확실성보다 더 중요한 것은 어업이 생태계에 미치는 영향에 대한 불확실성이다. 이러한 점을 고려해서 미국 베링해 어업에서는 해양포유동물이 서식하고 있는 섬 주변 10에서 20해리 이내에서 이들의 먹이가 되는 어류들을 보호하기 위해 저층트롤을 금지시키고 있다. 그러나 이러한 예는 아주 적다. 자원평거나 어업이 생태계에 미치는 영향에 대한 불확실성은 복잡한 생태계 시스템에 관련되는 요인들이 많기 때문에 이해하기가 용이하지 않다. 결론적으로, 불확실성이 현재 어느 정도는 고려되고 있지만, 어업관리를 위해서는 예방적인 방법 (precautionary approach)을 지속적으로 적용할 필요가 있다.

3) 생태계 모니터링

해양생태계에서 어류자원은 대부분의 지역에서 모니터링이 시행되고 있다. 트롤조사와 과학어탐조사와 같은 자원조사 뿐 아니라 어업 의존 모니터링 (fishery-dependent monitoring)도 역시 행해지고 있다. 어류자원의 모니터링은 대체로 모든 국가에서 해양생태계 내 다른 어떤 그룹보다 훨씬 폭넓게 되고 있다. 우리나라에서는 국립수산과학원 (NFRDI)이 어류보다는 다른 생태계 구성요소들에 대한 모니터링을 오래 전부터 시행해 오고 있다.

모니터링이 요구되는 요소에는 어류 뿐 아니라 인간에 의한 어획물과 해양포유류, 바다새 (鳥類), 저서생물 (benthos), 동식물플랑크톤, 그리고 물리, 지질 및 화학적 요소들이 포함되어야 한다. 미국은 해양포유류 보호법 (Marine Mammal Protection Act)에 따라 제한된 수준이지만 해양포유류들이 모니터링 되고 있다. 일부 연안국가들은 바다새들도 모니터링 하고 있다. 우리나라는 오래 전부터 동식물플랑크톤과 물리, 화학적 요소들을 모니터링 하고 있다. 최근에는 연속 플랑크톤기록기 (Continuous Plankton Recorder)를

사용하여 대서양 해역에서 플랑크톤을 모니터링 하고 있다. 또한, 인공위성의 원격탐사 (remote sensing) 기술의 발달로 광범위한 지역에 대한 기초생산과 물리학적 자료들이 실시간으로 모니터링 되고 있다. 저서생물에 대한 모니터링은 극히 소수를 제외하고는 거의 없었다. 저서생물에 대한 시계열 자료는 저서생물들의 서식처에 대한 이동성 어구들의 영향을 이해하는데 특별히 중요하다.

모니터링 되는 자료는 수산자원의 관리에 다양한 방법으로 사용되고 있다. 어류자원의 모니터링 결과는 어업관리에 필요한 자원평가의 주요 입력자료로 사용된다. 기타 생태계 구성요소에 대한 정보도 때때로 어업자원의 변동을 설명하는데 도움을 준다. 그러나 이러한 관계가 아직 불명확하여 이론 수준에 머물러 있어서 관리에 크게는 활용되고 있지는 않다.

4) 먹이망 정보의 활용

어류를 포함한 포식자들의 위내용물에 대한 자료는 전 세계적으로 일부 연구기관이나 대학에서 수집한 자료들로 제한되어 있다. 이미 포식-피식관계를 이용한 MSVPA와 같은 다종 자원평가 모델들이 개발되어 있지만, 아직 입력자료들이 제한되어 있기 때문에 이러한 모델에 적용시키지 못하고 있는 형편이다. 이 모델들은 제한된 영양관계를 이용하여 미래의 패턴과 변이를 예측하기보다는 현 상태와 상호영향을 설명하는 정도로 사용되고 있다.

지금까지, 어업 관리에 있어서 먹이망에 대한 정보는 거의 이용되지 않았다. 이 사실은 아직 자료가 충분하지 못한 면도 있지만 현재 개발된 다종 포식-피식 모델들로는 앞으로의 변동을 예측할 수 없었기 때문이다. 그렇지만, 먹이망에 대한 지식은 현재 미국의 북태평양 어업에서와 같이 몇몇 어업관리에 보조 정보로서 질적으로 고려되고 있다.

5) 폐기량 (discards)의 고려

일반적으로 어획총량 (total removal)은 보고된 양륙량과 보고되지 않은 양륙량, 폐기량 그리고 어구에 부착되어 죽었으나 어획되지 않은 사망량으로

구성된다. 그러나 대개의 자원평가는 보고된 양륙량을 사용하여 이루어지며 가끔 폐기량 추정치를 포함시키는 경우도 있다. 이 폐기량 추정치는 어선의 기록자료나 어선에 승선하여 조사하는 읍서버들로부터 보고된 자료에 의해 구해진다. 예를 들면, 미국의 북동태평양에서 저서어류를 어획하는 모든 대형 선박은 읍서버를 승선시켜야 하는 의무가 있다. 따라서 이러한 어업에 대한 폐기량 정보는 상당히 그 질이 향상되고 있다. 멕시코만의 새우어업 읍서버 자료에 의하면 새우의 어획량보다 어류의 폐기량이 4배 이상임이 밝혀졌다. 주요 종인 red snapper의 경우는 폐기량이 사망요인 중 가장 큰 부분을 차지하였다. 그러나 실제로 폐기되고 있는 종들에 대한 폐기자료는 대부분이 기록되고 있지 않다. 현재 보고되지 않은 양륙량과 어구에 접촉하여 사망한 (그러나 어획되지 않은) 어류의 사망률은 매우 구하기가 어렵다. 자원평가를 할 때 어획총량 추정치에 포함되지 않은 부분이 일정하다면 사실상 어획총량에 이 부분이 포함되지 않았더라도 이 부분을 인정하고 있다면 결과에 큰 영향은 미치지 않는다. 따라서, 자원평가 시에는 반드시 폐기량을 포함시켜 어획총량을 고려해야 한다. 현재, 대서양다랑어보존위원회 (International Commission for the Conservation of Atlantic Tunas)에서는 새치 (swordfish)의 유어 폐기량을 새치 자원평가 시에 포함시키고 있다. 결론적으로, 어획총량은 과소 추정되고 있다. 따라서, 어획총량을 추정하기 위해 보다 많은 노력이 필요하고, 어획총량에 관한 불확실성은 자원평가와 관리에 고려되어야 한다.

6) 생태계에 대한 어획의 영향

어업활동은 생태계의 종 구성을 바꾼다는 명백한 증거가 보고되고 있다 (Fogarty and Murawski 1998). Pauly et al. (1998)은 최근 전 세계 어획물의 평균 영양단계가 심각하게 감소하고 있음을 보고한 바 있다. 또한, 유동성 어구에 의해 저서 서식처가 파괴되고 있다는 연구 결과도 있다 (Auster and Langton 1999). 그러나 이러한 변화에 대한 대처방안은 거의 알려진 바가 없다.

7) 서식처의 고려

현재까지 많은 어류에 대한 일부 또는 전 생활사의 서식처가 알려져 있다. 인간의 영향이 아주 큰 연안의 정착성 어류는 필수적인 서식처를 요한다. 대부분의 어류는 내만이나 연안을 산란장이나 보육장으로 이용한다. 이러한 필수 서식처는 어종별로 체계적인 연구에 의해서 파악되어야 하며 이러한 서식처에서는 양식장 시설과 같은 개발행위를 금지하거나 금어장으로 지정해서 보호해야 한다. 현재 일부 국가에서는 금어장을 지정하여 수산자원을 보호하고 있다.

3. 연구의 목적 및 필요성

우리나라 대부분의 연근해 어장은 수산자원에 대한 과도한 이용과 환경오염 등으로 인하여 그 생산성이 날로 떨어지고 있으며, 이를 보완하기 위해 인공어초사업, 종묘방류사업, 바다목장사업, 수산자원관리사업을 각각의 개별 사업으로 수행하고 있다. 그러나 수산업에 의해서 이용되고 있는 수산자원생물들은 해양생태계의 일부를 구성하는 생물들로서, 이들 생물들은 서로 먹고 먹히는 관계나 혹은 동일 먹이생물을 대상으로 경쟁을 하는 등 생태학적인 상호작용을 하면서 생존하고 있다. 따라서, 새로운 자원관리 방안으로는 전통적인 개체군 수준에서의 자원관리에 필요한 가입, 성장, 자연사망, 어획사망 등 기본적인 4개의 파라미터 외에 생태계내 환경의 영향을 고려한 자원관리 방법의 개발에 대한 필요성이 강조되고 있다 (Zhang and Lee, 2001).

특히, 최근 수산학자와 해양학자, 그리고 수산행정가들은 수산자원관리를 전통적인 단일종 관리방식에서 생태계 기반 관리방식으로 전환해야 한다는 인식전환을 강조하고 있으며, 미국, 캐나다와 유럽 등 수산 선진국에서는 이러한 "생태계 기반 수산자원관리 (ecosystem-based fisheries management)"를 정책입안의 핵심 주제로 사용하고 있다.

생태계 기반 관리방식을 사용하여 광역의 해양생태계 또는 특정 해역의 생태계 내부에서 종간 또는 군집간의 상호작용까지 고려한 포괄적인 연구가 진행되어야 생태계의 변동 원인과 결과를 구체적으로 파악할 수 있고, 그를 바탕으로 효과적인 자원관리를 수행할 수 있다.

수산자원의 고갈과 해양오염으로 위기감이 갈수록 커지고 있는 우리나라 주변 해역에서는 어업 강도나 환경의 영향을 생태계 차원에서 고려한 자원조성과 관리방법이 필요하며, 이를 바탕으로 생태계를 건강하게 유지시키면서 수산업에 지속적으로 이용할 수 있을 것이다.

기술적 측면에서 볼 때, 어업관리 기술은 변화되어 가는 어업환경에 수반하여 국가 경쟁력을 갖추어야 할 필요성이 절실히 요구된다. 이러한 첨단화된 관리 기술은 해양선진국에서는 이미 생태계 기반 어업관리 방식을 개발하

여 실용화를 목전에 두고 있으나 우리나라는 아직 이 수준에 이르지 못하고 있는 실정이다.

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. 하지만 이러한 방법들도 생태학적인 상호작용을 고려하고 있지 않으므로 합리적인 자원관리에는 한계가 있다. 따라서 이런 문제점들을 해결하기 위해 전 세계적으로 선진국들의 주도로 생태계 모델링에 의한 생태계 구성 생물군의 변동을 구명하고 생물자원의 이용이 생태계의 구조와 기능에 미치는 영향에 관한 연구가 활발히 진행되고 있다.

수산자원의 평가와 관리기술에 관한 이론은 많지만 국내에서는 이 분야 연구에서 주로 전통적인 개체군 역학 연구만이 주로 수행되어 왔으며, 생태계 차원에서의 연구는 거의 전무한 실정이다. 그 동안 국내에서는 주로 잉여생산량모델 계열과 가입당생산량 모델 계열에 의한 자원평가가 주축을 이루어 오고 있으며, 그 또한 전통적인 단일종에 대한 개체군 해석에 한정되어 있는 수준으로 아직 생태계 차원에서의 자원평가는 시도된 적이 없다.

미국과 캐나다, 유럽 여러 나라 등 국외에서는 1980년대 이후 컴퓨터를 활용한 다양한 생태계 분석 방법론을 개발하여 이론적인 연구에 응용하고 있으며, 실용화를 위한 컴퓨터 모델들을 개발하여 몇몇 특정 해역에 대한 생태계 모델을 개발하고 있다.

우리나라에서도 이와 같은 해양생태계 분석 모델을 개발하여 해양생태계 내부에서 종간 또는 군집간의 상호작용까지 고려한 포괄적인 연구가 진행되어야 생태계의 변동 원인과 결과를 실질적으로 파악할 수 있다. 이를 바탕으로 우리나라 주변해역 생태계의 변동을 예측함으로써 생태계를 건강하게 유지시키면서 지속적으로 이용할 수 있을 것이다.

경제·산업적인 측면에서 보면, 어업관리 기술의 낙후성은 우리나라의 연근해 어업자원을 지속적으로 감소시킴으로 인해 해양생태계의 생산성의 하락을 초래할 뿐만 아니라 어업경제에 있어서 엄청난 손실을 유발시키고 있다.

또한 주변국과 공동으로 이용하고 있는 자원에 대해서는 인건비가 싼 중국과 같은 후발 경쟁국에게는 어업수지면에서 경쟁력이 떨어지고, 일본과 같은 선진국에게는 첨단 기술의 정보와 기술을 수단으로 한 어업자원 이용기술면에서 경쟁력이 떨어지고 있어서 우리나라 고유의 자원이용 및 관리기술 개발을 통해 자원을 보전하고 생산량을 향상시킬 수 있는 방안을 모색해야한다. 특히, 최첨단 생태계 기반 자원관리시스템 구축은 아직 중국과 일본에서도 시도조차 된 적이 없어 향후 주변국들과의 어업협상에서도 유리한 위치를 선점할 수 있을 것이다.

한편, 사회·문화적인 측면에서 고려해 보면, 어업생산은 어민들의 생존에 직결되는 사항이므로 지속적인 어민의 소득이 유지되도록 하기 위해서는 효율적인 어업관리 기술이 확립되어야 한다. 따라서 국내적으로는 해양생태계를 안정적으로 유지시킴과 동시에 단위노력당 생산성을 향상시키기 위한 방안을 모색해야 하며 국제적으로는 주변국들과 공동으로 이용하는 자원에 대한 국가 경쟁력을 높이고 주변국과의 협상에 유리한 위치에 설 수 있도록 하기 위한 방법이 적극적으로 개발되어야 한다.

따라서, 수산자원을 회복시키고 지속적으로 이용하기 위해서는 개개의 사업들을 하나로 묶어서 생태계 전반을 고려한 종합적인 자원조성 및 어업관리 시스템을 개발하여야 한다. 본 연구의 목적은 1) 현재의 자원관리 방법과 현황을 분석하여 문제점을 파악하고, 2) 국제적 권고사항과 외국의 생태계 기반 자원관리 사례를 분석하며, 3) 생태계 기반 자원관리시스템 개발을 위한 해역을 구분 설정하고, 4) 시스템별 관리목표와 목표별 지표 설정하여, 5) 시스템별 자원평가와 관리체계를 구축함으로써 수산자원의 과도한 이용과 해양오염의 영향으로 심각한 고갈상태에 있는 우리나라의 수산자원생물을 효율적으로 이용할 수 있는 생태계 기반 자원관리시스템을 개발하는데 있다.

4. 보고서 내용 및 순서

본 보고서에서는 생태계 기반 수산자원관리의 개념을 고찰하고, 생태계

기반 자원관리시스템의 구축 배경, 관리목표와 지표설정, 자원평가 및 관리체계, 시스템 구축을 위한 연구체계, 생태계 모델링과 생태계 기반 자원관리시스템에 대한 연구결과를 설명하였다.

제 2 절 생태계 기반 자원관리시스템의 구축 배경

1. 생태계 기반 자원관리의 발전과정

생태계 기반 자원관리는 궁극적으로 생태계를 건강하게 유지하면서 생태계에서 인간이 이용할 수 있는 자원을 지속적으로 이용하려는 목표를 가지고 있다. 즉, 구성 생물종의 유전적 다양성 (diversity)을 보존하면서, 서식처 (habitat) 환경도 파괴하지 않고, 자원을 최대지속적 (maximum sustainability)으로 얻기 위하여 생태계에 대한 과학적 지식을 바탕으로 자원을 보존, 관리하는 것이라고 할 수 있다. 이러한 개념의 발달은 전통적인 수산자원관리방침이 실질적 효과가 없다는 인식과 함께, 지구환경의 변화가 급격히 진행되면서 가속되었다. 전 세계의 우수한 기관과 연구진들이 생태계를 고려하는 자원관리체계를 수립하려고 계획하였지만, 아직까지 이 두 분야를 어떻게 접목시켜야 할지에 대한 구체적 실행사항은 제정되지 않았다. 향후, 우리나라가 이 분야에 대한 학문적 우월성을 계속 추구하기 위해서는 정부 차원의 지속적인 투자가 필요할 것이다. 이 분야에 대한 영문 표현도 유사하지만 약간씩 다르게 표기되고 있는데, 현재 이 분야 연구진들이 사용하는 용어는 다음과 같다: ecosystem-based fisheries management, ecosystem-based resource management, ecosystem-based approach, ecosystem approach to fisheries, ecological indicators, ecosystem consideration, ecological assessment, ecosystem startegy, ecosystem management.

1980년대 후반부터 인류는 과거에 경험하지 못했던 혹서에 시달리게 되었다. 지구 곳곳에서 이상고온이 자주 기록되었으며, 태풍, 폭우 등의 이상기후의 발생 빈도가 현격히 증가하여, 비로소 무계획적인 인간의 산업 활동에 의하여 지구환경이 변하거나 파괴되고 있다는 것을 심각하게 체험한 것이다. 과거에도, 대도시 주변에서는 산성비, 오염물질의 확산 등으로 산업화의 폐해가 국지적으로 발생하고 있었으나, 전 세계적인 이상 고온 및 자연재해, 남극 상공 및 고위도에 형성되는 오존 홀, 근년의 잦고 강한 엘니뇨현상 등은 환

경의 변화가 지역적인 것에서 지구 전체의 현상으로 발전되었음을 일깨워주고 있다. 이와 같은 기후 및 환경의 이상현상은 자연적인 현상이라기보다는 인간의 활동에 기인된 생태계 불균형이 가장 큰 요인이라는 것이 정설로 받아들여지고 있으며, 여러 지식인들의 회합에서 미래의 인간사회를 위협하는 가장 커다란 요인으로 지적하고 있다.

1991년 3월에 개최된 19회 FAO의 수산위원회 (COFI)에서는 수산자원을 보호하고 하는데 사회적, 경제적인 고려뿐만 아니라 환경적 요소를 고려하는 새로운 수산관리의 접근이 긴급히 요구된다고 권고하였다. 그 후, FAO와 협력에서 멕시코정부는 1992년 5월에 칸쿤 (Cancun)에서 책임 있는 어업에 대한 국제적 회의를 조직하였으며, 그 회의에서 승인된 칸쿤 선언은 1992년 6월에 브라질 리오데자네이로 (Rio de Janeiro)에서 유엔환경개발회의 UN Conference on Environment and Development (UNCED) 정상의 주목을 받았다. 해양 분야에서 전지구적 변화에 대한 우려가 본격적으로 제기되고 논의가 된 계기는 역시 리오데자네이로에서의 UNCED인데, 자원관리분야에서 생물학적, 사회경제학적, 제도적 관점에서 환경의 고려가 폭넓게 필요하다는 점이 강조되었다. 이러한 국제사회 분위기는 연이어 1993년의 생물다양성협약 (Convention on Biological Diversity), 1995년의 경계왕복성 어류자원과 고도회유성어족의 보전과 관리 (Conservation and Management of Straddling Fish Stocks and Highly Migratory Fish Stocks)에 관련한 국제해양법 규정의 실행을 위한 동의, 1995년 유엔의 식량농업기구 (FAO)의 책임어업 (FAO Code of Conduct for Responsible Fisheries)에 관련된 조치들을 잇달아 만들게 되었으며, 2002년에는 요하네스버그에서 지속적 발전을 위한 세계 정상회의 (리오 + 10)를 개최하게 되었다.

세계 해역 도처에서 주요 어획자원들이 남획되고 있다. 이는 수산물의 수요가 증대되면서, 어획기술이 향상되었기 때문이다. 이러한 자원의 감소는 어획능률의 저하를 초래하였으며, 같은 양의 수산자원을 생산하기 위하여 과거보다 많은 비용과 노력을 어획활동에 투입하게 되었다. 생태학적으로는, 어류 자원이 줄어들면서, 해파리와 오징어와 같은 무척추동물이 번성하고 있는 해

역이 늘어났으며, 이용되는 자원생물들의 생태학적 영양단계가 낮아지고 있다. 아마도 21세기에는, 전통적으로 중요하였던 여러 수산자원이 고갈되어 어업이 공해와 남극해와 같은 먼 바다의 저개발 해역으로 옮겨갈 것이며, 그동안의 단일종 위주의 자원 관리체계가 쇠퇴하고 기후현상을 포함한 복합적인 생태계 기반 자원 관리체계로 전환될 것이다 (Pikitch et al., 2004). 특히, 2002년의 요하네스버그 회의에서는 해양생태계를 건강하게 유지하기 위하여 어획물 생산의 감소를 위한 노력이 지속적으로 추진되어야 한다고 결의하였다. 결국 수산업의 지속적인 발전을 위하여 생태계 건전성을 위한 생태계 관리 (ecosystem management for ecological well-being)와 인간사회의 복리를 위한 어업관리 (fisheries management for human well-being)가 결합되어야 한다는 내용이며, 각국 정부에 대하여, 수산자원을 지속적으로 이용하기 위한 생태계 접근 방법에 대한 방침을 2010년까지 수립하라는 권고사항을 만들었다.

최근까지 수산자원의 평가와 관리는 환경은 고려하지 않고 개체군 수준에서 가입과 성장, 자연사망, 어획사망 등 네 요소만을 고려하는 개체군 역학적 분석결과에 의존하여 수행되어져 왔다 (Fig. 1). 또한, 현재의 수산자원관리 체제에서는 어획으로 인한 생태학적 변화가 고려되지 않고 있으며, 과도어획으로 인한 생태계 변화가 모니터링 되지 않고 있다.

어업에 이용되는 수산자원은 해양생태계의 한 부분이고, 많은 종들은 서로 먹고 먹히는 관계에 있거나 또는 서로 경쟁하는 관계에 있다 (Fig. 2). 이러한 인식을 바탕으로 다종어업자원을 분석하여 평가하는 방법들이 일부 제안된 바 있으나 아직 실용화되는 수준에까지는 이르지 못하고 있다 (예로, MSVPA (Sparre 1991)). 지속 가능한 어업을 유지하기 위해서는 생태계 차원의 거시적인 관점에서 어업관리가 고려되어야 한다. 따라서, 근년에 들어 수산자원을 관리하는데 전통적인 단일어종 접근방식에서 다종어업 분석방법으로 점차 발전되고 있으며, 최근에는 생태계를 기초한 자원관리방식으로서의 인식전환 (paradigm shift)이 점차 강조되고 있다.

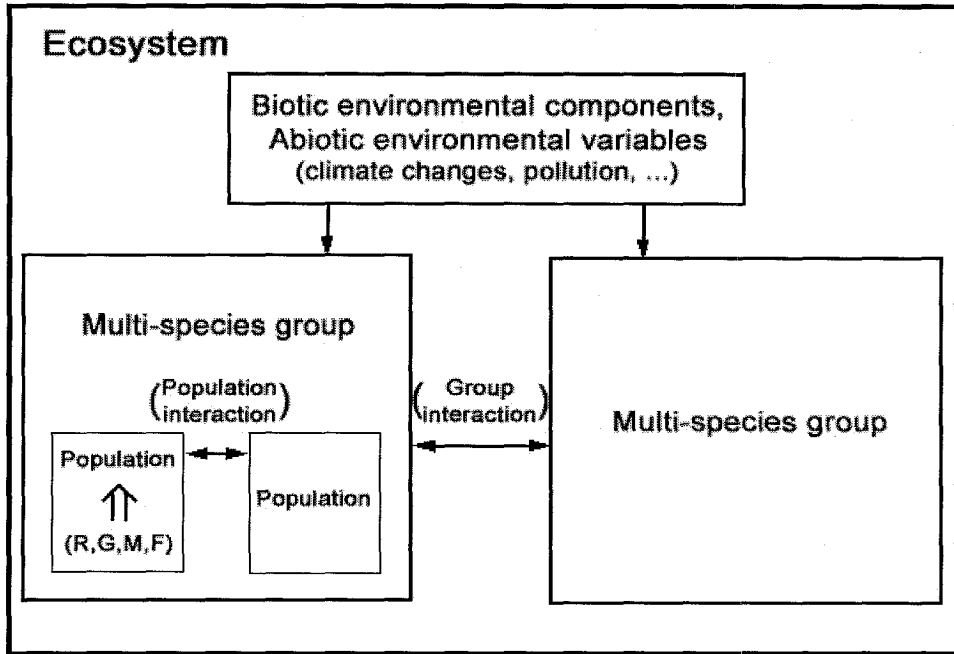


Fig. 2. 해양생태계에서 생물과 환경의 상호작용 (Zhang 2002).

지금까지 개발된 생태계 모델의 대부분은 실용성보다는 이론적인 부문에 주로 치중되어 왔다. 이 모델들은 수백 개의 파라미터를 가질 정도로 복잡하며 생태계 전체를 포함시키는 것이 아니라 일부분만을 포함시키기 때문에, 어업관리에 필요한 어업이 생태계에 미치는 영향을 충분히 설명하지 못하였다. 이러한 모델로는 북해의 Anderson and Ursin (1977) 모델과 북태평양의 Laevastu and Larkins (1981) 모델이 있다. 이 모델들은 어업을 생물학적 현상의 행위로 이해하지 않고 물리해양학적 과정에 포함시키는 경향이 있었다. 이런 모델들은 한 지역의 현상만을 설명하고 있으므로 다른 해역에 일반화시키기가 어려웠고, 이들을 사용하여 생태계 과정을 이해하거나 생태계 현상을 예측하는 것은 불가능하였다. 최근 들어서, 생태계를 구성하고 있는 생물 간의 관계를 영양 역학적으로 해석하는 보다 실용적인 생태계 모델에 대한 연구가 점차 활발해 지고 있다. 여기에는 생태계 차원으로 확장시킨 생체량 역학 모델 (Larkin and Gazey 1982)과 Ecopath (Polovina 1984, Christensen

and Pauly 1992) 모델들이 있다. Ecopath 모델은 질량균형 모델 (mass-balance model)이라고도 불리는데 하나의 생태계 내에 존재하는 단일 종 (혹은 종 그룹)에 대한 현 상태와 각종의 변화율을 추정해서, 이 상태와 변화율 체제 내의 주어진 기간에 대해 해양생태계의 상태를 정량적으로 설명한다. 최근에는 이 모델을 발전시킨 Ecopath/Ecosim (Walters *et al.*, 1997) 모델이 개발되었다. 이 모델은 기존의 모델에 역학 모델링 능력을 결합시킨 모델로서 어획과 환경변화가 생태계에 미치는 미래의 영향을 시뮬레이션 하는데 사용할 수 있다.

유엔해양법협약 발효 이후 유엔환경개발회의 (UN Conference on Environment and Development)에서 채택된 아젠다 21 (Agenda 21) 등의 영향으로 생태계를 기반으로 하는 어업관리와 관련된 협약들이 만들어지게 되었다. 아젠다 21은 해양관리에 생태계 접근법의 적용과 해양과 연안역 관리 및 개발의 통합적 관리와 예방적 접근법의 적용을 주창하고 있다. 특히 해양 자원의 이용과 환경보호를 위해서는 통합관리 만이 유일한 방안을 강조하였다. 또한 아젠다 21에는 연안역의 통합관리 및 친환경적 개발 (프로그램 A), 해양환경보호 (프로그램 B), 공해상 해양생물자원의 친환경적 이용 및 보존 (프로그램 C), 국가관할 수역 내 생물자원의 친환경적 이용 및 보존 (프로그램 D), 해양환경과 기후변동 등 자연의 다변성 (프로그램 E) 등을 다루고 있다. 여기서 프로그램 C와 D가 주로 어업과 관련이 있는데, 남획을 근절시키기 위한 기존의 관리 수단 강화, 복수어종 관리 및 연관종과 의존종, 개체군 간의 관계, 고갈자원의 회복, 어구 선택성의 향상 및 해상투기 (discards)의 감소, 멸종위기종 및 서식처의 보호, 파괴적 (destructive) 어법의 금지 등을 강조하고 있다.

1995년에 제정된 유엔의 어류자원협정 (Fish Stocks Agreement)은 해양생물자원의 장기적 보존과 친환경적 이용을 목표로 하고 있다. 이 협정은 예방적 접근법, 생물다양성 보호 및 어업자원의 친환경적 이용을 제시하고 있으며, 참여국들이 해양생물의 다양성을 보호하고, 어업자원의 지속적 이용을 보장하기 위한 조치를 채택하여, 자원의 최적 이용을 이룩하고, 연관종 및 의존

종을 함께 고려하는 생태계 접근법의 채택을 권고하였다. 또한 상이한 법적 지위를 가진 수역이라도 동일한 자원에 대해서는 일관성 있는 관리 조치를 채택하여 시행하도록 하는 일관성의 원칙도 채택하였다. 따라서, 1995년 이후 설립된 지역수산물관리기구인 '중서태평양 고도회유성어종 보전 및 관리위원회 (Commission for the Conservation and Management of Highly Migratory Fish Stocks in the Western and Central Pacific Ocean)', '남동 대서양 수산위원회 (South-East Atlantic Fisheries Commission)' 및 '서부 인도양 수산위원회 (West Indian Ocean Fisheries Commission)' 등의 협약은 모두 생태계를 기반으로 하는 어업관리 원칙을 포함하고 있다. 예를 들면, 각 회원국들은 어업활동 및 어업관리 시 해양생물자원 전체에 미치는 영향을 최소화시켜야 하는 의무를 가지고 있다. 이들 협약은 또한 예방적 접근법의 적용도 권고하고 있다.

한편, FAO는 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 개최되는 지속가능 개발에 관한 세계정상회의에 제출하기 위해서 '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 이행계획 (Plan of Implementation)을 채택하여 생태계를 기반으로 하는 어업관리와 관련해서는 해양생태계 내의 책임어업에 관한 레이카비크 선언을 참고하여, 2010년까지 생태계 접근법을 도입할 것을 권고하였다. 이 외에도 이행계획은 국가 관할권 이내 또는 이원의 주요 연안역 및 해양의 생산성과 생물다양성 유지, 생태계를 고려하는 다양한 방법을 이용한 파괴적 해양이용 관행 금지 등을 권고하였다.

2. 외국의 생태계 기반관리 사례분석

가. 태평양 연안국의 현황

1) 캐나다

캐나다 정부는 자원관리 목표의 유형을 설정하는데 개념적 목표 (conceptual objective)와 실행적 목표 (operational objective)라는 두 가지 방법을 제시하고 있다. 전자는 일반 대중들을 이해시키려는 의도를 가지고 있으며, 보통 광의적이고, 일반적인 용어를 사용하여 합당한 목표를 기술한다. 이 목표는 상황의 변화에 따라서도 크게 바뀌지 않는 원칙적인 것이기 때문에 장기간 동안 이러한 목표를 표방할 수 있으며, 정부와 같은 커다란 기구가 설정의 주체가 된다. 후자는 개념적 목표가 실제로 실행되어지도록 하는 전략으로, 구체적인 목표치를 제시하는 것이다. 예를 들면, 전자가 '우리 해안역의 생태계가 건강하게 유지되기 위하여 필요한 조치를 제정하며, 이 생태계 내에서 지속적 생산을 달성되기 위한 과학활동을 장려함'이라고 한다면, 후자는 '이 해역에서 저서 어종의 자원량을 5만 톤보다 크게 유지함'과 같은 구체적인 것이라고 할 수 있다.

이처럼 어업 분야에서도 어류가 속해 있는 생태계에 대한 관심과, 이들을 관리하는 주체인 인간의 관리 철학에 대한 인식이 바뀌어 가고 있다. 전 지구적으로 해양의 관리와 이용에 대한 접근방법에서 기존의 전통적 방법에서 벗어나고자 하는 패러다임의 변화 (paradigm shift)가 나타나고 있다. 이러한 경향은 여러 해양관련분야에까지 전파되고 있다. 해양산업에는 어업, 원유 및 천연가스의 생산, 양식, 관광 등의 관련 산업이 있으며, 과거에는 이들 분야가 각기 독자적으로 관리 (Sector-based management)되었었다. 하지만 통합적 관리 (Integrated management: IM) 방법이 도입되면서, 한 지역 내에서 모든 분야가 함께 조화롭게 공존하기 위한 노력이 요구되고 있다. 모든 분야가 같은 규칙에 의하여 행동강령이 정해지며, 공동의 목표를 향하여 서로 노력하는 관리방법이 요구되는 것이다.

아직 캐나다에서도 생태계에 대한 IM은 아직 초기단계이다. IM을 성취하기 위한 단계는 다음과 같다.

- 목표, 지시자, 기준점의 설정
- 환경평가방법
- 향후의 연구 방향: 국가의 높은 목표와 통합관리의 실천을 위하여 필요한 실행적 목표를 효과적으로 연결시키기 위하여 다음의 과정이 필요함.
- 통합관리지역에 관련있는 보존현안의 확인
- 보존되어질 생태계 요소와 관련된 보존목표의 확인
- 보존목표를 실천할 적당한 해양지역의 선정
- 통합관리지역을 위한 실행적 목표의 정의
- 각 해역에서의 실행적 목표의 정의
- 향후의 관리 방향 - 국가사업으로서의 통합관리가 실행되기 이전에, pilot 연구를 통하여 개념과 접근방법을 시험하는 것이 매우 중요함.

2) 미국

생태계 지식을 기반으로하는 수산자원관리 분야는 미국의 학자들에 의하여 제기되었다. 해양의 환경변동에 의하여 수산자원의 분포와 자원량, 가입량이 변할 것이라는 가설은 이미 노르웨이의 Hjort에 의하여 20세기 초반에 제기되었지만, 해양학적 관찰이 정밀하지 못하였기 때문에 1970년대까지 수산학에서 이용되지 못하였다. 그러나 미국은 1970년대부터 시뮬레이션 연구를 통하여 해양환경의 변동에 의한 수산자원변동을 예측하려고 노력하였으며, 개체군 수준의 수산자원관리방침에서 벗어나, 군집 혹은 생태계 차원에서 환경과 생태계의 상호관계를 파악하고, 생태계 구성요인들의 피식-포식관계를 확인하여 건강한 생태계가 유지되도록 관리지침을 제정하고 있다.

미국 정부는 여러 과학위원회를 결성하여 수산자원을 합리적으로 관리하기 위하여는 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 보호하기 위해 '보존과 관리는 가능한 한 혼획을 최소화해야한다'고 명시하였다. 이외에도 생태계를 기반으로 하는 어업관리 관련 내용을 다루고 있다. 주요내용으로는 첫째, 해양생태계 뿐만 아니라 수산업의 보호, 회복 및 장기적인 건전성 (health)과 안전성을 추구한다. 둘째, 생태계를 기반으로 하는 어업관리를 시행하도록 국가기준 (national standard)을 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 계획과 일치시킨다 등이다.

미국은 매우 다양한 연구조직 및 정책기구가 생태계 기반 자원관리 문제를 다루고 있다. 수산 및 해양자원의 경우에도, 여러 위원회가 결성되어 있는데, 대표적인 조직과 설립 연도는 다음과 같다: The National Research Council Ecosystem Panel 1999, NMFS Ecosystem Principles Advisory Panel 1999, Pew Oceans Commission 2003, Marine Fisheries Advisory Committee's (MAFAC) Ecosystem Approach Task Force 2003, U.S. Commission on Ocean Policy 2004, Managing our Nation's Fisheries II conference 2005, Scientific Consensus Statement on Marine Ecosystem-based Management 2005. 각 위원회는 이 사안에 대하여 보고서를 작성하고, 사회적 공론화를 제기하고 있다.

미국의 해양, 수산, 기상, 기후연구를 전담하고 있는 국립해양대기청 (National Oceanic and Atmospheric Administration: NOAA)은 21세기를 위한 전략비전 (Strategic Vision)을 수립하면서 첫째, 생태계 기반 자원관리 (Ecosystem-based management), 둘째, 기후변화의 이해 (Understanding

climate variability), 셋째, 기상 및 수자원 서비스 (Serving weather and water), 넷째, 안전하고 환경친화적인 해운 시스템 (Safe and environmentally sound transportation)을 목표 (Mission Goal)로 설정하여 이를 달성하기 위해 노력하고 있다. 이러한 NOAA의 전반적인 지침 아래에, 국립해양수산물국 (National Marine Fisheries Service: NMFS)에서는 생태계 기반 수산자원관리의 실천을 위하여 5개의 실질적인 권고사항을 작성하였다: (1) 수산자원 가입 예측에 생태계 지시자를 결합시킬 것 (incorporate ecosystem indicators in recruitment forecasts), (2) 환경변화의 장기적 영향을 평가하기 위한 예측 방법을 개발할 것 (develop forecasting tools to assess long-term impacts of environmental change), (3) (특별히 자원관리를 위하여) 선택한 지역에 서식하는 종간의 관계와 그들의 서식처 이용에 대한 유형을 지역적으로 그리고 시간적으로 세밀하게 평가할 것 (assess patterns of habitat use and species interactions over finer spatial and temporal scales at selected sites), (4) 기회가 있을 때마다 해양자료의 (직접적인) 수집을 위해서 꾸준히 노력할 것 (collect oceanographic data continuously on ships of opportunity), (5) 표지 방법을 이용하여 어류의 이동에 대한 평가를 할 것 (assess fish movement through tagging).

미국의 국립과학위원회 (National Research Council, 1999)가 제시한 생태계를 기반으로 하는 어업관리의 정의는 “어업을 관리할 때에 생태계의 모든 구성요소 및 관련 서비스들을 고려하고, 환경친화적 이용이라는 목표를 달성하기 위하여 보다 광범위한 생태계 내 기작을 이해하는 것이다”라고 정의되어 있다. 이러한 생태계를 기반으로 하는 어업관리를 위하여 어업관리자들은 목표어종이 속한 먹이사슬 내의 관계, 기후와의 연관성, 어류와 서식처와의 관계, 어획활동이 어류자원과 그 서식처에 미치는 영향 등을 모두 고려해야 한다 (NMFS, 1999). 즉 전통적인 어업관리에 비하여 여러 가지 요인들을 종합적으로 고려하는 특성을 갖추었다고 볼 수 있다 (Table 2).

Table 2. 미국의 국립과학위원회의 권고사항

권고내용
<ul style="list-style-type: none"> · 모든 이해관계자들이 정보를 공유하고 의사결정과 관리에 참여할 수 있어야 한다. · 어업활동이 생태계를 영구적으로 파괴해서는 안된다. · 어업에 의한 경계 완래성 피해도 고려해야 한다. · 어업 외의 기타 해양 이용활동에 의한 생태계 파괴도 감소시켜야 한다. · 경제적인 관점에서 생태계를 이해해야 한다. · 생태계의 다양성과 구조 및 기능을 보존해야 한다. · 보호수역의 개념을 도입한다. · 어업관리권 범위를 생태계의 자연적 경계와 일치시킨다. · 환경기구과 어업관리기구간에 협력을 강화시킨다. · 단기적 목표뿐만 아니라 장기적 목표 또한 함께 설정한다. · 보존과 환경친화적 이용간의 적절한 균형을 유지한다. · 생태계의 다양성과 변화가 불가피한 점을 인지한다. · 과학뿐만 아니라 전통적 관리를 통해 축적된 지식도 적극 활용한다. · 생태계 피해와 회복가능성에 대한 정보 수집을 확대한다. · 적절한 생태계 관리를 위하여 모든 과학 분야가 협력하도록 한다. · 예방적 접근법을 광범위하게 적용한다. · 이익의 공평한 분배를 보장한다. · 효과적인 분쟁회결 및 집행 방안을 준비한다. · 과학자문의 질적 우수성과 독립성을 보장해야 한다. · 순응적 관리 전략을 채택한다. · 관리활동을 감시하기 위하여 환경친화적 생태계이용의 지표를 설정한다.

미국해양정책위원회 (U.S. Commission on Ocean Policy)의 해양에 관한 보고서에 따르면 생태계를 기반으로 하는 어업관리를 개발하기 위한 한 방편으로 해양구역화 (marine zoning)를 권장하였다. 해양구역화를 포함한 여러 가지 수단을 이용하여 생태계 기반으로 하는 어업자원관리를 실현하고 있는데 여러 가지 예는 아래와 같다. 베링해에서는 왕게와 그 서식처를 보호하기 위하여 세 곳이 해양보호 구역으로 설정되어 저서어류 트롤어업 및 가리비 저인망 어업이 금지되었으며, 2005년에 북태평양어업관리위원회는 알류산 열도근해의 산호와 저서동물을 보호하기 위하여 트롤어업 금지구역을 5십만 평방 마일 정도로 확장시킬 것을 제안하였다. 명태는 멸종위기종인 스텔라 바다사자의 주요 먹이종이므로, 한꺼번에 한 구역에서 남획되는 것으로 막기 위하여 명태와 고등어의 총허용어획량을 지역·계절별로 나누어 배정하였다. 알류산 열도에서는 모든 명태어획을 금지시켜 바다사자의 식량을 확보하도록 하였다. 스텔라 바다사자와 함께 역시 멸종위기종인 알바트로스의 부수어종 어획량도 설정되었다.

이외에도 미국 체첸픽만 프로그램 등 생태계를 기반으로 하는 어업관리를 시행하기 위한 많은 프로그램을 시행 중이며, 북태평양어업관리위원회는 생태계 기반으로 하는 어업관리를 개발하기 위하여 노력하고 있다. 예를 들어 알래스카만의 저서어류 (groundfish) 어업에 생태계를 기반으로 하는 어업관리가 도입되어 시행되고 있는데, 저서어류의 어획률을 매우 낮은 보존수준 (conservative levels)으로 설정하는 것이 이 관리의 핵심이다. 해상투기를 줄이기 위하여 북태평양어업관리위원회 (North Pacific Fishery Management Council)는 명태와 대구 (Pacific cod)를 어획장소, 시기와 상관없이 폐기하지 않도록 요청하였으며, 인간이 소비하지 않은 어류만 해상 투기하도록 하였다.

미국 해양대기청 (NOAA)은 21세기를 위한 전략비전 (Strategic Vision)을 수립하면서 생태계 기반 자원관리 (Ecosystem-based management)를 네 가지 목표 (Mission Goal) 중 첫 번째 목표로 설정하여 이를 달성하기 위해 노력하고 있다. 하지만 이 분야에 대한 미국의 노력이 적극적임에도 불구하고, 아직 생태계 관리 혹은 생태계 기반 수산자원 관리의 정확한 방침이 만들어진

것은 아니다. 미국의 연구기관과 행정부에서는 환경과 자연생태계의 관계가 떨어질 수 없는 불가분의 관계에 있다는 것을 홍보와 교육을 통하여 국민들에게 인식시키는데 노력하고 있으며, 대중의 지지를 이끌어 낸 이후에는 이 관리지침의 법제화에 주력할 것으로 보인다 (M. Forgathy, NEFSC, pers. comm.). 지난 20년 동안 미국에는 목표어종 (target species), 부수어획종 (bycatch species), 보호대상생물종 (threatened species or endangered species), 서식처 (habitats), 먹이망 (food webs), 생태계 (ecosystem) 보호에 관한 7개의 법률이 효력을 발휘하고 있었으며, 향후에는 이렇게 분리되어 있는 법률을 하나로 통합하는 법안이 마련될 것으로 보인다.

또한 해양 관련 과학자들은 수산학과 해양학이 별개로 연구되어서는 소기의 성과를 얻을 수 없을 것이라는 데 인식을 같이하고 있으므로, 산발적으로 각 연구기관에 의하여 수행되고 있는 해양조사연구사업의 통합화에 진력을 다 하고 있다. 한 예로, 미국 서해안에서 여러 기관 (즉, 대학, 연구소, 사기업 등)에 의하여 수행 중인 해양조사사업을 Pacific Coastal Observing System (PaCOS)라는 거대한 연구사업의 우산 속에 넣으려는 계획을 진행하고 있다. 본 보고서에서는 PaCOS의 현황과 계획을 설명하고자 한다.

PaCOS의 목표는 변화하는 기후환경 속에서 수산자원의 계속적인 이용과, 해양종과 그들이 살고 있는 생태계의 보호를 위하여 필요한 해양의 정보를 제공함에 있다. (The goal of PaCOS is to provide the ocean information needed for the sustained use of fishery resources and protection of marine species and their ecosystem under a changing climate.) 현재 미국 서해안에서는 해양연구에 관여하고 있는 주요 연구기관은 11개 인데 (Southwest Fisheries Science Center, Northwest Fisheries Science Center, Scripps Institution of Oceanography, Oregon State University, University of Washington, Humboldt State University, California Department of Fish and Game, Oregon Department of Fish and Wildlife, Washington Department of Fish and Wildlife, Monterey Bay Aquarium Research Institute, Point Reyes Bird Observatory), 이들은 총 49개의 프로그램을 수행하고 있다. 향후

이들의 연구를 PaCOS로 통합하고, 서해안을 따라 적절한 수의 관측선 (monitoring line: Fig. 3)을 유지하면서 상기의 목표를 달성할 계획이다.

PaCOS 연구 내용은 크게 두 가지로 나뉜다. 관리 어종 (managed species)과 생태계 및 기후 (ecosystem and climate)인데, 전자에는

- 생물종의 생활사에 따른 분포, 풍도,
- 생활사 특성치 추정: 성장, 번식, 섭이, 가입,
- 어획과 부수어획 (총량, 크기, 연령, 재생산 조건)이 포함되며,

후자에는

- 주요 환경, 생태적 요소에 대한 time-series 관찰
- 물리, 플랑크톤 요소들이 시공간적 차원의 모델링에 이용
- 국가 관리종과 생태학적으로 중요한 종 사이에 생태학적 상호작용 측정

이 포함된다. 여타 과학프로그램과 마찬가지로, PaCOS의 목표를 달성하기 위해서는 막대한 연구비가 새로이 추가되어야 한다. 현재 미국 서해안 해양 연구에 매년 1650만 달러가 투입되고 있지만, PaCOS 연구를 하기 위해서는 6000만 달러가 필요하므로, 4350만 달러의 추가 연구비를 조달하기 위한 노력을 기울이고 있다.

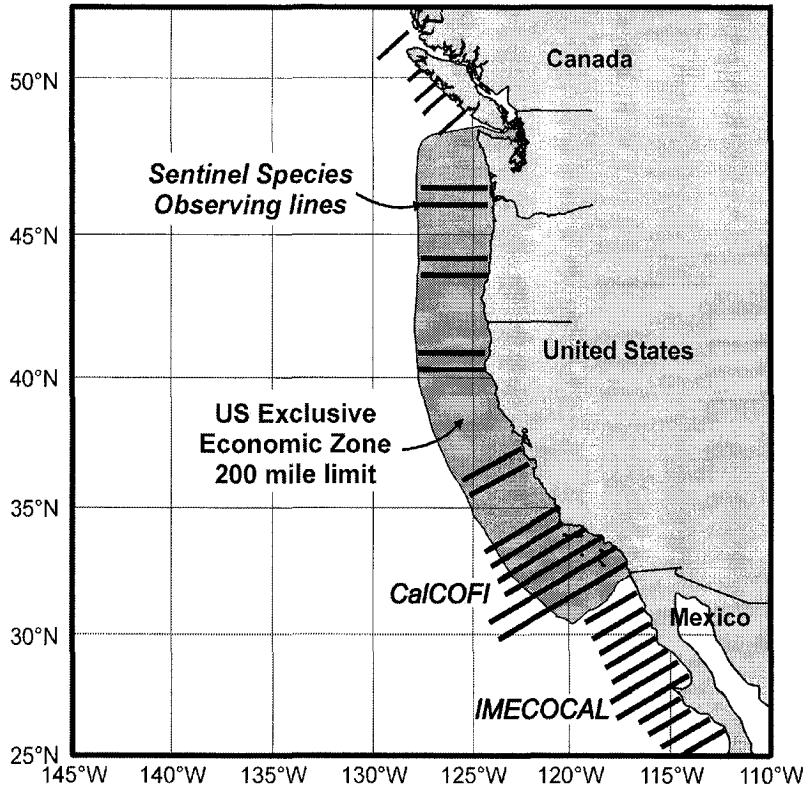


Fig. 3. PaCOS에서 계획 중인 미국 서해안 장기 관찰선 (long-term monitoring line).

3) 일본

생태계 기반 관리 개념은 현재 일본의 해양 및 수산정책의 근간을 이루고 있으며, 일본에서 생태계 기반 관리가 성공적으로 이루어지기 위하여 생태계를 더 잘 이해할 수 있게 하기 위한 과학연구를 증진시켜야 한다고 강조하고 있다. 특히, 아래와 같은 두 가지 점을 강조하고 있다.

첫 번째로는 연안에서의 해양생산이 너무 과도하며 (즉, 2003년에 약 280만 톤으로서, 일본 전체 해양어류 생산의 약 반 정도를 차지함), 개펄과 습지가 해양의 정화기능을 향상시키지만 연안역에서의 활발한 산업활동은 생태계의 기능을 저해시키고 있음. 새로운 법적제한조치가 마련되고 있다. 일본 주위 해역의 생물다양성을 보전하며, 유용생물자원에 대한 지속적 활용: 해양유용생물자원의 보전과 지속적 이용을 위하여 일본은 아래와 같은 조치 사항을

수행하고 있다.

두번째는 TAC 체제에 의한 어획량 조절 (Harvest control by TAC system)로서, 자원회복계획 및 노력조절체계 (Stock recovery Plan and effort regulation system) 부화장 미성어 방류에 의한 자원증식 (Stock enhancement by hatchery-produced juvenile release)가 포함된다.

일본은 생태계 기반 관리를 실천하기 위하여 아직 해양 먹이망에 대한 과학적 지식이 모자라고 있음을 알고 있으므로, 아직 정량적인 다종관리모델 (quantitative multi-species model for fisheries management)을 적용하지 않고 있다. 따라서 현재는 보수적인 단일종 관리모델을 적용시키고 있는데, 해양환경의 변동이 자원관리방침에 매우 중요하기 때문에 십년주기 기후변동의 요인을 고려하여 관리방침을 정하고 있다.

4) 중국

중국도 생태계 기반 수산자원관리가 매우 중요하다는 사실은 인식하고 있지만 아직 실행에 옮기지는 못하고 있다. 중국이 연안역 수산자원은 거의 남획상태에 있으며, 해양의 오염과 서식처의 손실 등에 의하여 생산력이 저하되고 있다. 그러므로 고부가 가치의 어종에 대한 자원증식 활동이 지난 20년 동안 행하여졌고, 중국GLOBEC 연구를 통하여 생태계에 대한 연구를 꾸준히 수행하고 있다. 현재, 중국 정부는 1999년 어획량을 최대로 하여, 그 이상의 어획을 금지시키고 있다 (output control). 한편, 어획사망을 줄이기 위하여 중국정부는 어선을 폐기 (혹은 어선 건조를 극도로 제한)하거나, 어민들이 생업을 다른 직업으로 전환하는 정책을 펼치고 있다 (input control). 그리고 1985년 이래에 미성어를 보호하기 위하여 제정한 황해, 동중국해, 발해 만에서의 하계 어업금지를 강화하고 있다. 1999년에는 북위 35도 이북에서는 금지기간을 2.5 개월, 35도 이남에서는 3 개월, 남중국해 대륙붕에서는 2 개월로 확대시켰다.

5) 호주

호주에서는 생태학적 위험도 분석 (Ecological Risk Analysis, ERA) 방법을 개발하여 어업이 생태계에 미치는 영향을 평가하며, 이를 바탕으로 어업의 지속성 (sustainability)을 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 분석보다 사용되는 자료의 양이 적기 때문에 개략적인 분석이지만 자원관리를 위한 자료수집에 따른 비용적 측면과 분석을 위한 시간적 측면에서 훨씬 용이한 방법이다 (CSIRO, 2005).

ERA의 1단계 정성적 분석인 SICA (Scale, Intensity, Consequence Analysis)는 대상생물종 (Target species), 부수생산종 혹은 부수어획종 (By-product and by-catch species), 위험종·멸종위기종·보호종 (Threatened, endangered and protected species, TEP species), 서식처 (Habitats), 생태학적 군집 (Ecological communities)의 5가지 생태학적 구성요소에 대하여 평가하며 Fig. 4와 같은 체계적인 분석 방법을 따른다. 첫째, 5가지 생태학적 구성요소에 대한 어업의 특성 (fishery characteristics)은 대상어업이나 대상어업의 한 부분을 의미하며, 두 번째에 속하는 어획활동 (fishing activities)은 어획과 5가지 생태학적 구성요소에 영향을 미치는 외적인 활동과 관련이 있다. 세 번째, 어획의 영향과 외적인 활동 (effects of fishing and external activities)은 직접적으로 어획이나 외부활동으로부터 영향을 받는 요소이고, 자연적인 과정과 자원(natural process and resource)은 어획과 외부활동으로 초래되는 직접적인 영향을 의미한다. 그리고 세부구성요소 (sub-component)는 자연적인 과정과 자원에 의해 영향을 받는 요소를 의미한다. 마지막으로 구성요소 (component)는 세부 구성에 의한 효과와 영향을 받는 것을 의미한다 (Fig. 4).

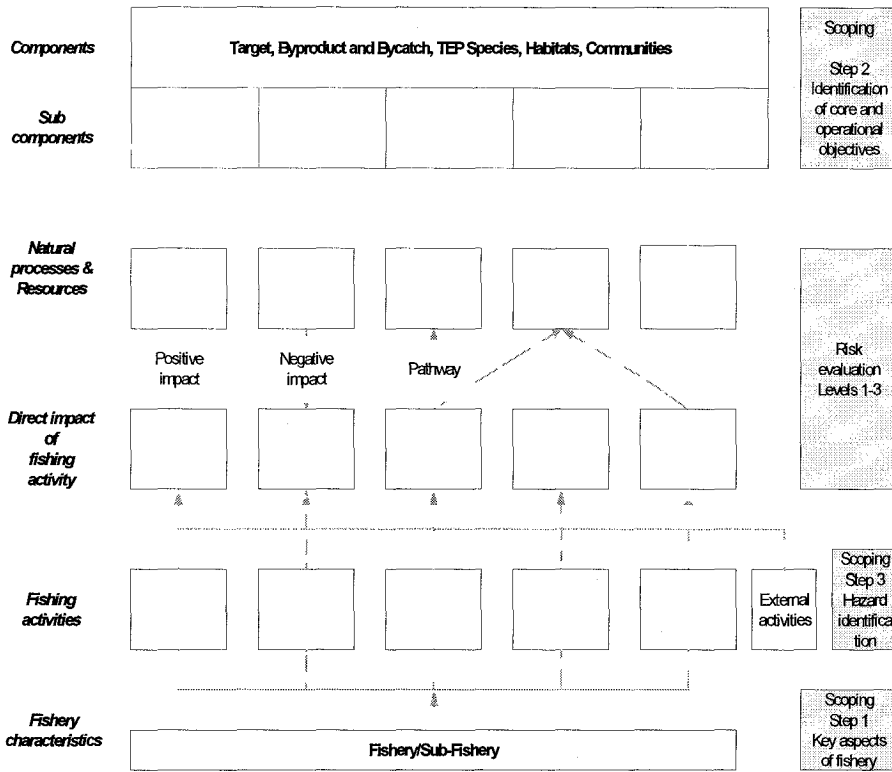


Fig. 4. 정량적 분석의 체계적인 분석 방법 (CSIRO, 2005).

이러한 SICA는 Table 3과 같이 각각의 어업 또는 세부어업에 대해 규모, 강도, 결과 분석 방법을 사용하여 10단계에 걸친 분석과정을 통해 평가된다. SICA에서 사용되는 정보는 정성적이고, 각각의 단계는 어업인, 관리자, 자연보호론자, 과학자 등의 전문가의 판단에 기반을 둔다. SICA의 평가 결과 모든 구성요소의 결과가 2점이하인 경우에는 관리가 원활히 이루어지고 있다는 것을 의미한다. 평가결과가 3점이상으로 평가된 구성요소는 위험도가 크므로, 다음 단계인 생태학적 위험도 평가 (ERA)의 2 단계에서 재평가를 하게 된다.

Table 3. 생태학적 위험도 분석의 1단계 SICA 분석 절차

단계	평가 내용
1	(수행 중 아님 (0), 수행 중 (1))로 위험도 기록.
2	활동에 대한 공간적 규모의 점수 부여
3	활동에 대한 시간적 규모의 점수 부여
4	대부분 활동에 의해서 영향을 주는 세부 구성요소의 선택
5	구성요소에 대해 가장 취약성 있는 분석의 단위 선택
6	가장 적합한 적용 목적의 선택
7	세부 구성요소에 대한 활동의 강도 선택
8	세부 구성요소에 대한 강도로부터 나타난 결과의 선택
9	결과 값에 대해 (확신/불확신)으로 기록
10	평가결과에 대한 증거 제시.

Fig. 5는 호주의 남방참다랑어 어업에 대한 5가지 구성요소의 SICA 분석 결과이다. SICA 평가 결과는 각각의 구성요소마다 개별적인 그림으로 나타나며, 각각의 그림에서 가로 축이 평가점수를 의미하여 이 항목이 2점 이하로 나타나야 관리가 원활한 것이다. 평가결과에서 2점이하인 구성요소는 부수생산종/부수어획종과 서식처이며, 3점이상인 구성요소는 대상생물종, TEP 종, 군집요소 등으로 이들 구성요소는 ERA의 2 단계를 통하여 재평가하게 된다.

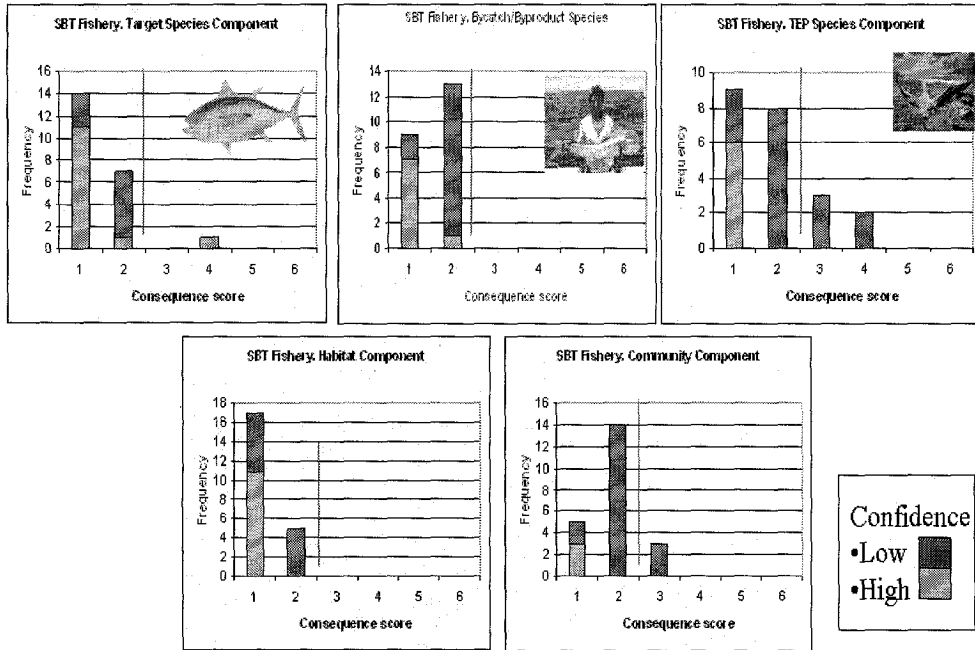


Fig. 5. 5가지 구성요소에 대한 SICA 분석결과 (CSIRO, 2005).

ERA의 두번째 단계 평가방법인 준정량적 분석 PSA (productivity and susceptibility analysis)는 어획활동으로 자원이 감소 또는 영향을 받은 이후의 회복정도를 나타내는 생산력 (productivity)과 어획활동으로 자원이 영향을 받는 정도를 나타내는 민감도 (susceptibility)를 평가하는데, 대상 어업에서 어획되는 주요종 뿐만 아니라 부수어획종 및 보호종에 대해 분석하여 어획활동으로 영향을 받는 정도를 평가하는 방법이다. PSA는 Table 4와 같이 5 단계의 절차에 의해 분석된다.

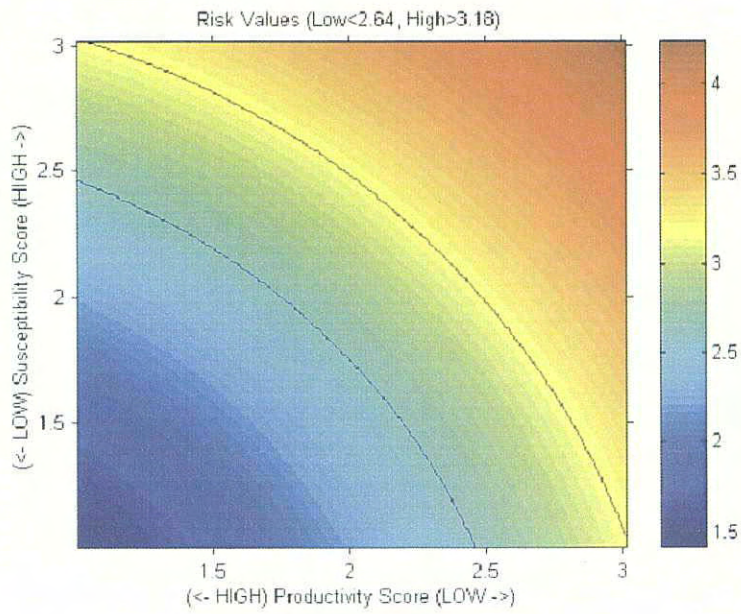
Table 4. 생태학적 위험도 분석의 두번째 단계인 PSA 평가 절차

단계	평가 내용
1	대상어업의 선정 및 어종의 선택
2	생산력에 대한 위험도 평가
3	민감도에 대한 위험도 평가
4	어업관리에 대한 위험도 평가
5	각 종에 대한 PSA 분석결과의 도식화

1 단계인 대상어업의 선정 및 어종의 선택은 평가대상 어업과 어종을 선정하여 주목표종과 부수어획종으로 구분하는 것이다. 2 단계에 속하는 생산력에 대한 위험도 평가는 어업에 의해 영향을 받거나 감소된 후 각 종의 회복정도를 평가한다. 이 경우 각 종의 체장, 연령, 포란수, 영양단계 등과 같은 생태학적 특성치들에 의해 위험도가 평가된다. 3 단계인 민감도에 대한 위험도 평가는 어업에 의한 영향에 민감하거나 취약한 정도를 평가한다. 민감도는 크게 이용가능성 (availability), 마주칠 가능성 (encounterability), 선택성 (selectivity) 및 포획 후 사망률 (post capture mortality, PCM)로 위험도가 평가된다. 이용가능성 (availability)은 각 종의 지리적 분포 및 시간적 변동에 대한 위험도이며, 마주칠 가능성 (encounterability)은 어구와 서식처에 대한 일치 정도, 치어와 성어의 서식처의 일치 정도에 대한 평가이다. 선택성 (selectivity)은 어획되는 어종이 어구의 그물에 선택되는 정도를 나타내며, 포획 후 사망률 (post capture mortality, PCM)은 보호종에 대한 민감도의 위험도 평가로서 포획 후 종의 생사 여부에 따라 위험도가 평가된다. 4 단계인 어업관리에 대한 위험도 평가는 체장제한, 쿼터량제한, 서식처 보호, 모니터링 수준, 어구제한, 입어제한, 국제협약, 어업관리, 어업조사, 정책개발 등에 대한 평가이다.

마지막으로 5 단계인 각 종에 대한 PSA 분석결과의 도식화는 앞서 평가한 4단계에 걸친 평가 결과를 Fig. 6과 같은 그림으로 나타내는 것이다. 평가된 생산력 (productivity), 민감도 (susceptibility)에 대하여 가로와 세로축에 1부터 3까지 나타낸다. 그림 내의 실선은 원점으로부터 1/3과 2/3의 거리에 해당되는 2.64와 3.18을 연결한 것인데 이를 기준으로 평가대상종이 사각형 그림의 어느 위치에 존재하는가에 따라 현재 상태를 알 수 있다 (Fig. 6(a)). 이 방법에서는 관리 (management) 항목을 추가하여 3개의 결과를 동시에 3차원으로 나타낼 수도 있다 (Fig 6(b)). PSA의 마지막 3 단계는 생태계 모델이나 개체군 모델에 기초한 정량적 분석방법에 의한 평가이다.

(a)



(b)

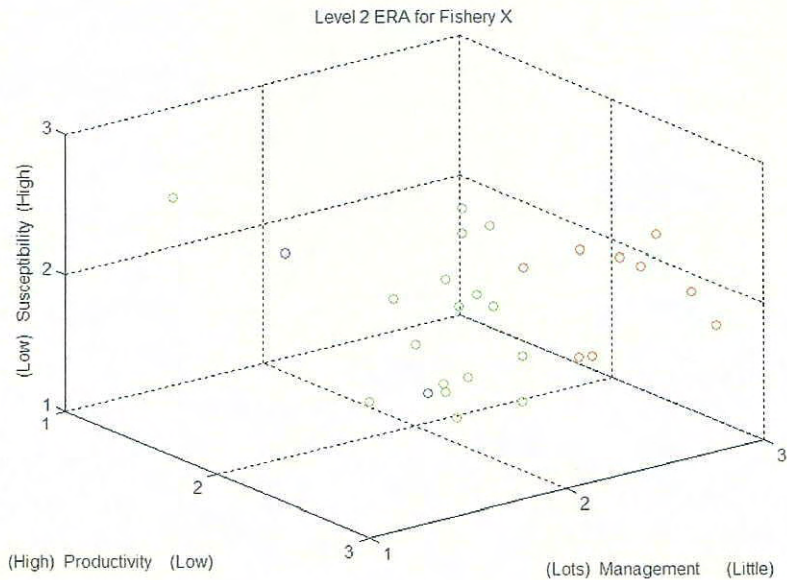


Fig. 6. ERA의 PSA 평가 결과를 나타내는 그림. (a) 생산력과 민감도평가에 대한 2차원 그림, (b) 생산력, 민감도 및 관리평가에 대한 3차원 그림 (CSIRO, 2005).

나. 국제기구의 활동 및 권고사항

세계 수산학계에서 생태학적 지식을 이용하는 어업자원의 관리, 혹은 생태계의 관리에 관한 본격적인 토의를 시작한 역사는 매우 짧은 하지만 생태계를 고려해야 한다는 개념이 과거의 자원관리 개념과 전혀 연계성이 없는 것은 아니다. 즉 많은 국제기구 및 국제회의에서 일찍부터 이에 대한 논의가 있었는데, 1972년 인류환경세계회의, 1982년 유엔해양법 협약, 1992년 환경개발에 대한 유엔회의 및 이의 아젠다21, 1992년 생물다양성협약, 1995년 유엔 어류자원협정, 1995년 책임 있는 수산업을 위한 FAO행동규범, 2002년 지속가능발전 세계정상회의 등이 그것이다. 특히 1990년대 초반에 있었던 FAO 주도의 여러 국제회의 (부록 1 참고)에서 생태계를 자원관리에서 고려하여야 한다는 의견이 강력하게 대두되었다.

본 보고서에서는 국제연합 (UN)의 식량농업기구 (FAO), 북태평양해양과학기구 (PICES), 남극해양생물자원보존위원회 (CCAMLR), 국제해양관리위원회 (MSC)에서 시행하고 있는 생태계를 고려한 자원관리 방침을 검토하였다. 이들 네 기구는 여러 국제기구 중에서 국제 외교적 영향력이 크거나, 우리나라의 수산자원관리에 합리적 과학적 조언을 제공할 수 있는 기구이다. FAO는 세계 수산자료를 총괄하여 취합함과 동시에, 기후변화, 자원관리 등의 각종 수산 현안에 대하여 시기적절하게 여러 전문가를 고용하여 보고서를 작성하게 하고, 그 결과를 각국 정부에 배포하고 있다. FAO에서는 어업 혹은 어업관리에 생태학적 지식을 적용시키는 것은 어업을 위축시키는 조치가 아니라, 어업의 지속적 번영을 위하여 필요한 조치라고 보고 있다. 따라서 2003년에 '어업에 대한 생태학적 접근 (The ecosystem approach to fisheries: EAF)'이라는 소책자를 발간하였고, 이 책자에서는 EAF의 국제적 배경, 필요한 정보, 관리 조치 및 과정, EAF 개선을 위한 연구, EAF 실천에 위협이 되는 요소 등을 설명하였다 (부록 1). 특히, FAO에서는 '해양환경에서의 책임어업에 관한 Reykjavik 선언'에 기초하여 2010년까지 각국 정부가 생태계를 고려한 어업을 적용하기를 권고하고 있으며, EAF 실천을 위한 방법을 제시하고 있다. PICES는 세계에서 어획 및 양식생산이 가장 높은 북태평양의 정부간 기

구로서, 북태평양에 소재한 산하 회원국 (한국, 일본, 중국, 러시아, 캐나다, 미국)의 과학자들로 하여금 해양 및 수산문제에 대한 과학적 토의를 진행시켜 매년 과학보고서를 발간하고 있다. CCAMLR은 남극해역과 그 생태계에 서식하는 생물군을 대상으로, 생태계 기반 해양생물자원관리라는 주제에 대하여 어느 다른 국제기구보다도 선구적으로 토의를 시작하였으며, 매년 각 회원국의 전문가의 토의를 통하여 생태계를 고려하는 수산자원관리방침을 결정하고 있다. 아래에서는 생태계 기반 해양생물자원관리에 대한 이들 기구의 활동 내용과 회원국들에 대한 권고사항을 요약하였다.

1) 식량농업기구 (FAO)

효과적이고 신뢰할 수 있는 어업관리를 위한 커다란 원칙과 접근방법은 '책임어업을 위한 FAO의 행동규범 (FAO Code of Conduct for Responsible Fisheries)'에 포함되어 있고, 이 중에서 상당수가 '어업에 대한 생태학적 접근 (Ecosystem approach to fisheries: EAF)'와 관련이 깊다. 요컨대, EAF는 규범의 대부분을 실천하는 수단이며, 어업의 지속적 발전을 성취하기 위한 방법을 제공한다. 실제로 1990년대 초반 FAO는 생태계와 관련이 있는 회의를 여러번 개최하였는데, 1991년 3월 개최된 19회 FAO의 수산위원회 (COFI)에서는 수산자원을 보호하고 관리하는데 사회적, 경제적인 고려 뿐만 아니라 환경적 요소를 고려하는 새로운 수산관리의 접근이 긴급히 요구된다고 권고하였다. 그 후, FAO와 협력하여 멕시코정부는 1992년 5월 칸쿤 (Cancun)에서 책임 있는 어업에 대한 국제적 회의를 조직하였으며, 그 회의에서 승인된 칸쿤 선언은 1992년 6월에 브라질 리오데자네이로 (Rio de Janeiro)에서 개최된 유엔환경개발회의 (UN Conference on Environment and Development (UNCED))의 주목을 받았다.

EAF에 속해 있는 원칙은 새롭지 않다. 그들은 이미 '1972 World Conference on Human Environment', '1982 United Nations Law of the Sea Convention (LOS)', '1992 United Nation Conference on Environment and Development (UNCED)'와 이것의 Agenda 21, '1992 Convention on Biological Diversity', '1995 United Nations Fish Stocks Agreement', '1995 FAO Code of Conduct for Responsible Fisheries', '2001 Reykjavik Declaration', '2002 World Summit on Sustainable Development (WSSD)'와 같은 많은 국제적 협약과 협의문서에 포함되어 있다. 그러나 비록 원칙이 새롭지 않더라도 이전에 실천한 경험이 거의 없으므로, EAF를 표방하는 높은 수준의 원칙을 실천할 수 있는 목표와 조치로 바꾸는 것이 중요하다.

EAF는 생태계의 생물적, 비생물적, 그리고 인간 요소에 대한 지식 및 불확실성과 그들간의 상호관계를 고려하여 균형을 맞추도록 노력하며, 생태학적으로 의미있는 경계 내에서 어업에 대한 통합적인 접근을 적용하려고 한다. EAF는 인간과 생태계의 복지(well-being)를 표방하는 수산업의 지속가능

한 발전개념을 실천하기 위한 수단으로 인정되는데, 두 개의 관련 있는, 그러나 잠재적으로는 수렴되는, 패러다임을 통합하였다. 첫 번째는 생태계의 생물물리학적 구성요소 관리에 의한 생태계 구조와 기능을 보호하고 보존하는데 초점을 맞춘 생태계 관리이고, 두 번째는 인간의 식량 및 수입/생계를 제공하는 것에 초점이 맞추어진 어업관리이다. EAF는 해양환경 (어업 포함)의 폭넓은 사용과 생태계로부터 제공되는 모든 재화와 서비스 (goods and services)를 미래 세대가 사용할 수 있도록 조정한다. 이 접근은 또한 어업이 생태계 내에서 발생하며, 인간은 생태계의 필수요소라는 것을 인지하고, 이들 요소간의 상호작용에 초점을 맞춘다. EAF는 현재 중 차원의 어업관리 방식에 흔히 결여되어 있는 통괄적 방법 (holistic approach)을 다루고 있다.

2) 북태평양해양과학기구 (PICES)

북태평양해양과학기구 (PICES)는 회원국들이 세계의 주요 수산업국이며, PICES와 GLOBEC (국제해양생태계역학프로그램)의 공동과학프로그램이 “기후환경의 변화에 영향을 받는 해양의 환경수용력 (Climate Change and Carrying Capacity: CCCC)”이므로, 해양생물자원에 대한 관리는 생태계에 대한 지식을 기반으로 수행되어야 한다는 인식을 일찍부터 가지고 있었다. 따라서 2003년 산하의 수산위원회 (FIS)와 해양환경질위원회 (MEQ)에 ‘생태계 기반 관리학 및 북태평양에서의 응용 (Ecosystem-based management science and its application to the North Pacific)’이라는 연구회를 구성하였고, 2년 동안의 연구회 성과에 만족하여 2004년 회의에서 연구회를 작업반 (Working Group Ecosystem-Based Management: WG-EBM)의 형태로 격상시켰다. EBM Working Group은 3년 동안 아래의 항목에 대한 연구와 활동을 목표로 하고 있다 (Jamieson and Zhang, 2005).

- PICES 회원국들의 EBM 목표를 포함하여 EBM 주체에 대한 표준보고양식을 기술하고 실행함.

- 생태계에 대한 인간과 환경의 영향을 예견하기 위하여, 관련 있는 국가 해양생태계 감시방법과 계획, 모델의 종류를 기술함. 아직 불충분한 정보, 연구 및 실천계획이 명료하게 제시되어야 함.

- 2004년 개최된 ‘수산자원관리를 위한 정량적 생태계 지표 (Quantitative

Ecosystem Indicators for Fisheries Management)’ 심포지움에서 거론된 지표들이 북태평양에 적용가능하며, 유용한지 평가함.

- 기존의 생태지역 (eco-regions)의 정의를 점검하고, PICES에 관련된 생태학적 경계를 정의하기 위하여 사용될 수 있는 기준을 제시함.

- Workshop을 개최하고 출간함.

- EBM의 성취를 강조하는 PICES의 현안과 활동을 권고함.

또한 PICES는 북태평양연구진흥회 (North Pacific Research Board: NPRB)의 지원을 받아, 생태계와 어업의 접목에 많은 노력을 기울이고 있다. 생태학적 지표 (ecological indicator)의 개발과 활용에 대한 전문가들의 토의를 활발하게 진행하고 있으며 (Kruse et al., 2006), 수산자원 가입예측을 위한 생태학적 연구를 위한 전문가 토의를 현재 진행하고 있다. 특히 가입예측을 위한 workshop에는 기후, 기상, 해양물리, 해양생물, 수산 등의 여러 분야 과학자들이 함께 생태계 요소의 상호작용과 결과에 대하여 토의를 하고 있으며, 토의의 결과를 PICES에서 5~6년 마다 발간하는 ‘북태평양 생태계 보고서’에 포함시키려 하고 있다.

3) 남극해양생물자원 보존위원회 (CCAMLR)

남극해는 지난 200년 동안 자원의 남획과 붕괴를 이미 심각하게 경험하였기 때문에 생물자원의 효율적 이용과 보존을 위한 국제적 노력의 필요성이 일찌감치 대두된 곳이다. 1970년대 시작된 크릴 조업이 대규모로 본격화될 경우 크릴을 먹이로 하는 고래 자원이 회복되지 못할 뿐 아니라 크릴에 의존하는 생태계 균형이 크게 흔들릴 것이라는 우려에서 남극해양생물자원보존협약 (CCAMLR: Convention for the Conservation of the Antarctic Marine Living Resources)이 1980년에 체결되고 1982년에 발효됨에 따라 남극해양생물자원을 보존적으로 관리하게 되었다. 정부간 기구인 남극 해양생물자원 보존위원회 (CCAMLR; Commission for the Conservation of Antarctic Marine Living Resources)는 생물자원의 보존을 위해 생물자원이 서식하는 생태계 전체를 염두에 두며 어획종과 어획종에 의존하는 종 혹은 관련이 있는 종 모두를, 즉 생태계 전체를 관리 대상으로 하는 생태계 보존조치를 취해왔다.

가) 남극해 생태계와 어업의 특징

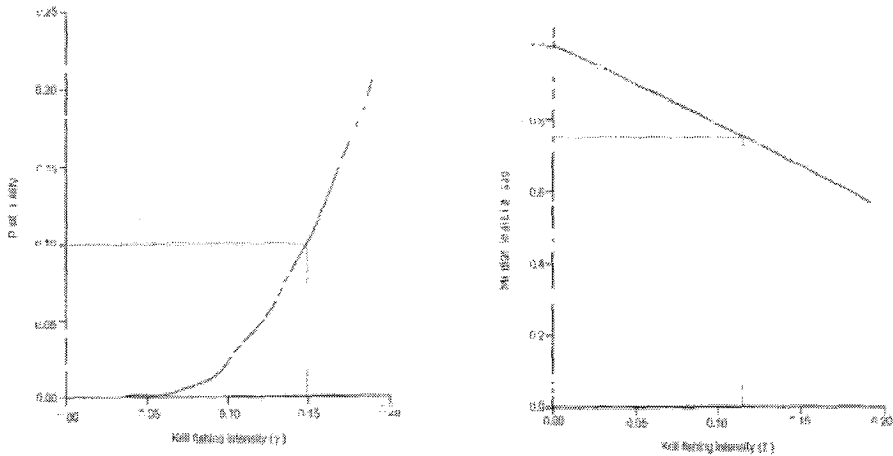
남극해는 남극 대륙을 에워싸는 찬 물로 전 세계 대양 면적의 10%를 차지하며 극전선을 경계로 두고 태평양, 인도양, 대서양에 면해있다. 남극 대륙을 따라 시계 방향으로 도는 남극순환류는 크릴을 비롯한 생물들의 분포와 수송에 중요한 역할을 한다. 또한 남극해는 지구상에서 가장 큰 포식자 개체군을 유지하는 생태계 가운데 하나이다. 남극해는 다른 해역의 해양생태계 먹이그물에서 상위 영양단계와 하위 영양단계를 연결하는 역할을 수행하는 표층성 소형 어류가 거의 없으며 이 위치를 크릴이 차지하고 있는데, 고래 자원의 감소 때문에 발생하는 잉여 크릴을 인류의 미래 단백질 공급원으로 기대하던 입장에서 보면 현재의 크릴 어업은 매우 작은 규모이다. 어업의 제한이 가져올 수 있는 정치적 압력이 훨씬 덜하고 또 남극이 인정받는 보존적 가치 때문에 남극해 해양생물자원의 관리는 이상적이고 실험적인 환경에서 이루어지고 있다.

나) 남극 해양생물자원 관리 방법의 진화와 최근 경향

(1) 남극 해양생물자원 관리 방법의 진화

남극해 해양생물자원관리에서 채택되고 있는 생태계적 접근 원칙이 실제 관리조치의 제정 과정에 적용되는 예는 어획대상 개체군의 자원 고갈을 막는 기준 외에 어획종을 먹이로 이용하는 자연포식자의 먹이 수요를 고려한 기준이 추가적으로 적용된다는 것이다. 현재 사용하는 일반생산량 모델 (Generalized Yield Model: GYM)은 CCAMLR의 자원관리 방법이 구체화된 경우인데, 이 모델은 어업자원의 잠재적 생산량을 추정하는 과정에서 나타나는 불확실성들을 감안하고 미리 정한 규칙에 따라 결정을 내린다. 실제로 허용어획량을 결정하는데 있어 서로 독립적인 2가지 의사결정 기준이 이용된다. 우선 장기간 어업이 진행되었을 때 자원남획이 일어날 가능성을 최소화하는 기준을 만족시켜야 하고 또 포식자에게 필요한 먹이가 부족한 일이 없도록 하는 기준을 만족시켜야 한다.

크릴은 다른 종에게 먹이로 이용되는 정도가 매우 크고 또 자원변동의 폭이 크기 때문에 전통적인 자원관리 방법과 개념 (예, 최대지속생산량 (MSY))을 그대로 적용하는 것은 무리라는 의견이 지배적이었고 이러한 문제 때문에 CCAMLR의 자원관리는 반복적인 컴퓨터 모의실험을 통한 확률적 예측에 크게 의존하고 있다. 크릴 허용어획량 모델은 자원 자체가 고갈될 가능성이 어느 기준 이하로 매우 낮도록 어획강도를 계산하고 또 포식자를 위한 먹이가 모자라지 않도록 어획강도를 계산해서 둘 중 낮은 값을 택하도록 하고 있다 (Fig. 7). 단순화한 예를 들면, 우선 어업이 20년 동안 진행되었을 때 어업 대상 개체군이 고갈될 위험이 어느 기준 이상으로 높아지지 않도록 어획량을 정한다. 하지만 이것은 자원생물만 고려하고 그 자원생물을 먹이로 이용하는 다른 포식자들의 요구는 염두에 두지 않은 것이다. 두 번째 단계에서 해당 어업이 20년 진행되어도 그 자원생물을 이용하는 포식자들에게 적당한 양의 먹이가 남아 있도록 하는 어획량을 계산한다. 결정 단계에서 이 2가지 값 중 낮은 값을 채택한다.



The probability that krill spawning biomass falls below 20% of its median level in the absence of fishing, plotted against the intensity of krill fishing as measured by γ . The factor γ is the number that multiplies a single survey estimate of biomass to provide the total allowable catch taken in each of the 20 years of the simulation period considered.

Median spawning biomass of krill at the end of the 20-year harvest simulation period, plotted against γ , where the biomass is shown as a fraction of the corresponding level in the absence of krill harvesting.

Fig. 7. 크릴의 허용어획량을 결정하는 기준.

CCAMLR의 이른바 '생태계 접근방법'의 중요한 요소 중의 하나는 주요 자원생물을 먹이로 하는 포식자들 중 몇 개의 종을 선택하여 이 포식자들의 안위와 건강 상태를 남극 도처에서 지속적으로 모니터링하는 프로그램을 각 회원국들이 운영하도록 한 것이다 (Agnew, 1997). 이들 포식자 종들에 대해서 모니터링하는 항목은 이들이 새끼를 낳아 기르면서 먹이를 갖다 먹이기 위해 바다와 육지를 왕복하는데 걸리는 시간, 번식 성공도 등으로, 이들이 크릴 같은 먹이생물을 얼마나 잘 혹은 쉽게 얻고 있는지에 대한 지표로 사용한다.

또한 CCAMLR에서는 어획대상종 외 다른 생태계 구성원들을 보호하기 위한 일련의 행동을 구체화하고 있다. 예를 들어 어획 대상이 아닌데 어획 과정 중에 부수적으로 또는 실수로 비목표종들이 사망하는 경우를 최소화하기 위해 여러 가지 조치를 도입하고 있다. 이는 연승어업에서 streamer line의 설치를 의무화하는 것처럼 어구에 대해 취하기도 하고 어획대상종 뿐 아니라 포식자나 다른 비목표종에 대해서도 어획한계를 정하는 것 등을 포함한다.

(2) 남극해 해양 생물자원 관리의 최근 동향

현재 크릴의 어획량이 적더라도 좁은 해역에서 집중적으로 일어난다면 포식자의 먹이 수요와 충돌할 수 있다는 생각은 크릴 허용어획량을 지리적으로 더 작게 나누어진 단위로 세분, 할당해야 한다는 논리로 이어졌다. 이미 현재의 통계 소해역을 더 작은 단위의 관리 단위 (SSMU; small-scale management unit)로 세분하였으며 (Fig. 8), 곧 허용어획량도 이에 따라 나눌 것을 목표로 논의가 진행되고 있다. 크릴 허용어획량을 더 작은 구역에 대해 세분하기 위해 동원할 수 있는 기준에 대해 포식자의 먹이 요구량과 크릴 자원 자체의 양 등에 근거한 여러 가지 안이 제시된 바 있다 (Hewitt et al., 2004).

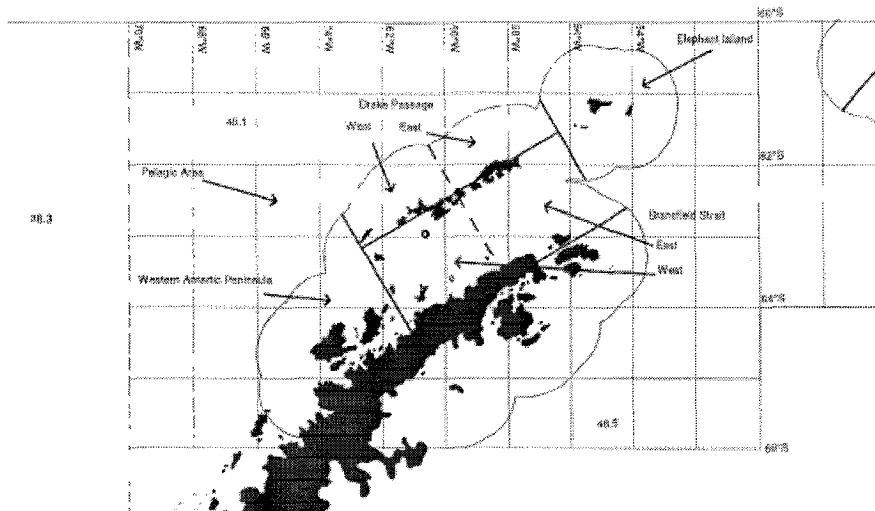


Fig. 8. 통계 소해역의 소규모 관리 단위.

앞으로 계속될 것으로 예상되는 경향은 크릴 포식자의 상태, 생태계 균형에 대한 상태에도 목표값을 설정하여 크릴 자원에 대한 관리 기준으로 삼는 것이다 (Constable et al., 2000; Constable, 2001). 또 크릴 자원 동태가 해양환경 변화에 크게 좌우된다는 것이 알려지면서 (Trathan et al., 2003) 해양환경

변화 역시 자원 관리에 감안해야 한다는 의견이 강하게 대두되고 있다. 어획 대상 중 뿐 아니라 포식자 개체군과 전반적인 생태계 상태에 대해서도 자원 관리 상 요구목표를 구체적이고 분명히 정하는 것은 완전한 생태계 관리 실현의 추구로 그 귀추가 주목된다. (Fig. 9).

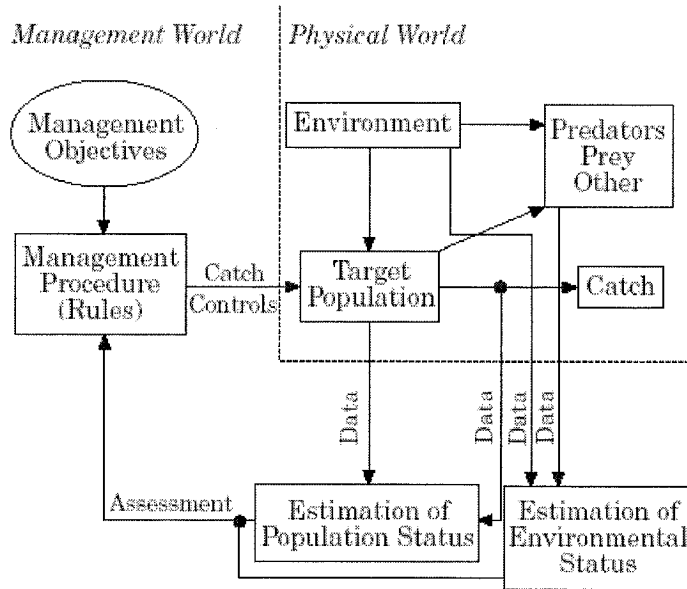


Fig. 9. CCAMLR 생태계에 적용 가능한 수산자원관리시스템 모식도.

다) 생태계 모델을 활용한 미래의 자원관리

생태학적 접근은 CCAMLR의 자원관리 철학의 가장 중요한 요소이지만 아직까지는 허용어획량 산정 모델 외에 본격적인 생태계 모델을 활용하여 자원관리 조치를 생성하는 단계까지는 이르지 못하고 최근에 본격적으로 논의되기 시작하였다. 크릴 허용어획량의 추가 분할은 새로 개발되는 생태계 모델이 일차적으로 해결해야 할 과제로 지목되었고 2004년의 생태계 감시와 관리 워킹그룹 회의 기간에 남극생태계에 적용 가능한 실용적 모델을 개발하기 위한 워크숍을 개최하였다. 크릴의 경우 공간구조 크릴개체군 모델(spatially structured krill population model)이 중심이 될 것이나 크릴 개체군, 공간에

설정된 어획한계와 크릴 어업, 크릴 포식자, 크릴의 이입과 이출에 따른 효과를 검토할 수 있도록 할 것이다.

라) CCAMLR 보존조치의 원칙 및 의의

어획대상종 뿐 아니라 생태계 전체의 균형을 고려하는 CCAMLR의 자원 관리 조치는 생태계 모델을 본격적으로 활용하는 단계에까지 이르지 못하였으나 최소한 크릴 자원관리를 위해 취한 여러 가지 접근 방법의 효과를 검증할 수 있는 생태계 모델이 곧 개발될 것으로 보인다. 또한 생태계 상태나 포식자 상태가 자원관리 기준의 하나로 도입되면 그동안 축적된 포식자 모니터링 프로그램이 생산하는 자료가 직접 자원관리 조치로 연결될 것으로 기대된다. CCAMLR가 계속 환경 친화적이고 보전 지향적으로 변화하고 있는 공해 지역의 해양생물자원관리 경향을 선도해온 측면을 감안하면, 또 남극해와 남극해 수산업이 다른 자원관리 협약들에서 쉽게 이행되기 어려운 이상적인 조치들이 실험될 수 있는 여건을 제공함을 볼 때 CCAMLR의 생태계 모델 개발 동향은 생태계 기반 자원관리의 미래를 예측하기 위해 주시할 만한 대상이라고 생각된다.

4) MSC

국제해양관리위원회 (MSC, Marine Stewardship Council)는 WWF에 의해 1997년 설립되어 활동을 해오면서 어업관리를 더욱 지속적인 방식으로 추진하기 위한 시장기반 (market-based) 관리방법의 추구를 목표로 하여 1999년에 독립단체로 발족되었다. 이 위원회는 지구상 수산자원의 감소를 방지하는데 이바지하고, 해양환경을 실질적이고 측정가능하게 증진시키고, 어업이 지속되도록 안전하게 관리하는 데에 주된 목적을 두고 있다.

MSC의 어업평가모델은 세가지 원칙을 가지고 있다. 첫째, 어업대상종에 대한 지속적인 어업 가능성의 평가, 둘째, 어업이 생태계에 미치는 영향 평가, 셋째는 관리체제가 잘 구축되어 있는 지에 대해 평가한다. 각 원칙은 세부적으로 기준항목 및 수행지표로 구성되며, 수행지표는 3개의 평가기준점에

의해 평가가 이루어져서 결과는 점수로 나타낸다. 첫 번째 원칙은 자원의 지속성 (sustainability), 고갈된 자원의 회복방안 (recovery plan), 그리고 재생산을 위한 자원구조 유지 (maintaining age- & sex- structure) 등 지속성에 관한 기준들로 구성된다. 두 번째 원칙은 서식처 영향 및 종간 관계, 영양단계 및 생태계 상태의 유지, 생물학적 다양성 유지를 위한 유전학적 종수준이나 개체군 수준 유지, 그리고 남획된 부수자원의 회복방안 등 생태계 구조와 기능, 다양성의 유지에 관한 기준들로 구성되어 있다. 세 번째 원칙은 관리체제를 운영하기 위한 정보와 관리협약, 그리고 조업이 환경에 미치는 영향을 최소화하기 위한 관리수단 등 효율적인 관리체제에 관한 기준들로 구성되어 있다. MSC 어업평가 모델에서 사용하는 수행지표와 평가기준점은 원래 다종어업을 평가하기 위해서 개발되었다. 그러나 점수는 각 종에 대해 부여된다.

각 수행지표에 대해 평가점수를 부여하기 위해서 객관적인 평가기준점 (scoring guidepost)들이 사용된다. MSC의 인증을 받기 위한 필수조건은 이상 세 가지 원칙에 속한 각각의 항목에 대하여 평가점수가 평균 80점 이상 되어야 한다. 그러나 특정 수행지표의 점수가 60에서 80점사이이면, 평가팀에 의하여 지정된 개선조건을 서면으로 동의하는 경우 인증을 받을 수 있다. 60점 이하인 수행지표가 하나라도 있을 경우에는 인증은 이루어지지 않는다.

MSC는 어업평가 결과에 따라 MSC 생태인증 라벨을 수여한다 (Fig. 10). 이 라벨을 부착한 수산물은 MSC가 설정한 엄격한 환경기준을 만족하는 어획활동에 의해 생산된 수산물이라는 점을 소비자들에게 인식시켜 주기 위한 것이므로 MSC 수산물 인증라벨은 지속가능한 어업을 보증하는 중요한 표시이다. 현재 세계적으로 21개 어종이 MSC 인증을 받았는데, MSC 라벨이 부착된 수산물은 미국을 비롯한 26개국에서 판매되고 있다 (한국해양수산개발원, 2006a). MSC 인증을 받은 수산물은 미국 소비자들로부터 좋은 반응을 받고 있으며, 캐나다와 일본에서도 MSC 라벨을 받은 수산물은 환경을 배려한 지속가능한 수산물이라는 인식이 높아지고 있다 (한국해양수산개발원, 2006b, 2006c). 따라서, MSC의 평가를 받은 어업에 의해 생산된 어획물은 소비자들의 선호도와 수출에 대한 전망을 높여 부가가치를 상승시킬 수 있다.



Fig. 10. MSC의 생태인증로고.

결론적으로, 수산자원의 이용이라는 측면에서 북태평양은 매우 중요한 해역이다. 북태평양은 세계 해양수산물 어획의 40% 이상을 생산하고 있다. 북쪽의 베링해와 오토츠크해는 대륙을 따라 넓게 발달한 대륙붕 해역에 수많은 어류와 포유류, 조류들이 서식하고 있으며, 미국 연안에서의 합리적인 수산자원관리 정책에 힘입어 어획생산이 안정적으로 이루어지고 있다. 우리나라가 위치한 북서태평양(FAO 수산통계해구 61)에서는 세계 해양수산물 어획의 30% 이상을 생산하고 있을 뿐만 아니라, 최근에는 중국의 양식생산이 이 해역의 어획생산을 상회할 정도로 성장하였다. 따라서 이곳에 위치한 연안국은 모두 세계적인 수산업국이기 때문에 국가경제적으로도 중요하지만, 역사적으로도 혹은 문화적으로도 주민들의 수산물에 대한 의존도가 높다. 본 보고서에서는 태평양 연안국의 생태계 기반 수산자원관리지침의 현황과 계획을 살펴보고, 국제수산기구의 활동과 권고사항을 요약하였다.

북서태평양에서의 어획량이 많기는 하지만, 어획물의 주종을 이루고 있는 것은 수명이 짧은 소형표층어류들이다. 이들 소형표층어류들은 기후의 변화에 민감하게 반응하므로, 자원량 및 어획량의 연변화가 매우 심하게 나타나고, 이러한 상황에서 각국 정부의 자원관리 방침은 철저하고, 엄격할 수가 없었다. 반면, 동부태평양에서는 수명이 긴 저서어류가 풍부하여, 어획생산량의 변동폭이 크지 않게 유지되었으므로, 수산자원에 대한 관리가 비교적 철저하였다. 하지만, 어느 경우에도, 수산자원에 기후 및 해양환경이 영향을 미치고 있다는 것을 파악한 태평양 연안 각국은 수산자원관리방침에 생태계의 지식이 결합될 필요성이 있음을 인식하고 생태계 기반 수산자원관리 방침의 실천

에 많은 노력을 기울이고 있다.

북태평양의 연안국에서 시행하고 있는 수산자원관리방침을 비교하면 다음과 같은 차이가 나타난다. 아시아 대륙의 중위도에 위치한 한국, 중국, 일본의 삼국에서는 연안역에 많은 인구가 집중해서 살고 있으며, 수산자원의 이용역사도 매우 길다. 그러므로 각국에서 시행하는 생태계 기반 관리방침은

- 현존하는 영향력을 최소화하며,
- 고갈된 자원을 수궁할 수 있는 수준으로 회복시키며,
- 연안역에서의 산업 및 도시화로 인한 해양에 대한 영향을 감소시키는데 초점을 맞추고 있다.

반면, 미국, 캐나다, 러시아 삼국은 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 산업활동이 생태계에 미치는 영향을 중요하게 생각한다. 이들 삼국에는 아직 인간의 영향을 덜 받은 태고의 서식처와 생물집단이 아직 다수 존재하므로, 이 곳에서 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 필요하다. 그러므로 수산자원에 대한 합리적인 관리가 더욱 중요하게 생각되었다. 아래에 북태평양 연안국 중, 캐나다, 미국, 일본, 중국의 생태계 기반 관리의 현황을 간략히 요약하였으며 (Jamieson and Zhang, 2005), 남태평양의 수산 강국인 호주의 생태계 기반 자원 관리 방침을 점검하였다.

제 3 절 생태계 기반 자원관리시스템의 개발

1. 우리나라 자원관리 현황과 생태계 기반 자원관리의 필요성

우리나라의 수산자원관리는 간접방식에 의한 자원관리를 위주로 시행되어 오고 있다. 간접방식에 의한 관리방법에는 어구제한과 어체크기/성별제한, 어장/어기제한, 각 종의 보호수역이나 보호수면의 설정 등이 있다. 그러나 배타적 경제수역이 선포되면서 총허용어획량 (TAC)에 의한 어업관리 제도를 채택해서 실시하고 있다. 또한, 아직 연구 중이거나 개발 단계에 있는 바다목장 조성에 의한 자원관리와 자율관리어업의 자원관리 등이 있다. 자원조성을 위한 방안으로서 인공어초시설, 수산종묘방류, 바다 숲 조성 등을 활용하고 있다.

가. 간접방식 자원관리

1) 어구제한

수산자원보호령에서는 이중이상의 자망에 대해서는 동서해안 두 지역을 제외하고는 사용을 금지하고 있으며, 19개 어업에 대한 망의 크기를 제한하고 있다. 산란어 및 미성어를 보호하기 위하여 18개 어구에 대해서 산란기 동안에는 산란장에서의 어구사용을 금하고 있다. 또한 24종의 산란기간에는 어업이 금지된다. 12개의 근해어업어선에 대해서는 연안에서의 조업을 금하고 있다.

2) 어체크기/성별제한

수산자원보호령에서 27종에 대해서는 어체크기를 제한하고 있는데, 이 크기는 50% 성숙크기를 기준으로 하고 있다. 또한, 두 종의 대게에 대해서는 암컷의 어획을 금지하고 있다.

3) 보호수역 (MPA)의 설정

수산자원을 보호하고 조성하기 위하여 산란장과 보육장에서의 어업을 금지시키고 있는데 현재 10개의 하구역과 만 (육지면적 1,289km², 연안면적 2,542km²), 그리고 호수부근의 21개 지역이 수산자원보호수역으로 지정되어 어업이 금지되고 있다. 광양만 내의 2수역은 육성수면으로 지정되어 이 수역 내에서는 어업이 제한되고 어장청소를 규칙적으로 해야 하며 수산종묘를 방류해서 수역을 육성해야 한다. 또한 5개의 섬과 하구역은 생태계보존수역으로 설정되어서 특성별로 안정된 생태계를 유지하도록 보전해야 한다. 서해안의 5개 습지 (83.54km²)와 호수, 하구역, 산지 주변의 7개 지역 (44.48km²)은 생물다양성을 보전하기 위해서 보호습지로 지정되어 있으며, 남서해안을 따라 9개 지역이 추가로 지정될 예정이다.

4) TAC 관리

배타적 경제수역이 선포되면서 총허용어획량 (TAC)에 의한 어업관리 제도를 채택해서 2004년 현재 7개 어업에 9개 어종을 대상으로 하여 실시되고 있다. 그러나 아직 이 제도는 시작된 지 얼마 되지 않아서 여러 가지 보완되어야 할 사항들이 있다. 이 보완사항으로는 과학읍저버 제도의 정착과 자원 전용 조사선의 확보, 자원평가 및 조사를 위한 인력의 확보, TAC 결정시스템의 보완 등이 이에 해당한다.

5) 바다목장 조성관리

통영바다목장의 조성 및 관리 사업은 아직 본격적으로 시행되지는 않고 있으며 현재 연구단계에 있는데 생태계 기반 관리 방식으로 추진할 계획을 가지고 있다. 이 사업에서는 먼저 생태계 모델링 연구를 통하여 생태계의 구조와 에너지 흐름을 파악한다. 생태계 구조의 분석을 통해 필요한 시설물을 바다목장에 설치하고, 이용대상의 자원생물 치자어를 적정량 인공방류하여 자원을 조성한다. 이러한 조성효과를 생태계 역학 시뮬레이션에 의해 생태계의 변동을 예측하고, 이용대상 수산자원들의 TAC를 설정해서 자원을 관리하

는 방식으로 생태계 기반 관리개념에 입각한 것이다. 이러한 방식에 의해 통영에 이어 남해안의 전남바다목장과 서해안의 태안바다목장, 동해안의 울진바다목장, 제주도의 바다목장 등이 선정되어 정부의 사업으로서 계속 추진되고 있다.

6) 자율관리어업

자율관리어업은 어업인들이 스스로 자체규약을 제정하여 공동으로 불법어업을 단속하고 수산자원을 조성하고 관리하는 어업이다. 2003년 현재 참여공동체수는 122개소로 어선어업 41개소, 마을어업 60개소, 양식어업 21개소이다. 이 방식은 어업인들이 자율적으로 어장생태계를 보전관리하며, 수산자원의 관리도 수행하는 것이다. 2004년부터는 현재의 기반조성단계에서 확산단계로 전환하여 궁극적으로는 모든 어업공동체가 참여할 수 있도록 연차적으로 확대시킬 계획이다. 그러나 자율관리어업을 효율적이고 과학적으로 시행하기 위한 자원관리 기술과 생태계 보전기술이 아직 개발되지 않은 상태이므로, 앞으로 이 기술들은 정부에서 개발하여 보급할 계획이다.

현재 우리나라에서는 수산자원의 조성을 위해서 인공어초 사업과 수산종묘방류 사업, 바다 숲 조성사업 등을 수행해오고 있다. 이러한 사업들은 긴밀하게 연결되어 있는 사업들인데도 불구하고 아직까지 이러한 생태계 개념이 없이 각각 독립적으로 수행되고 있기 때문에 많은 문제점이 노출되고 있으며, 또한 자원량이나 생산성의 증대 효과가 기대 이하인 것으로 평가되고 있다. 이러한 자원조성과 관리를 위한 모든 사업들은 하나의 시스템에 의해서 수행되어야 한다. 즉, 인공어초, 종묘방류, 바다숲, 바다목장 조성 등의 사업들과 각 종 자원관리 방법들은 하나의 생태계 내에서 서로 밀접하게 연결되어 있는 연계과제이므로 일괄적으로 통합해서 추진해야 한다. 즉, 생태계 차원에서 자원과 그 주변의 환경을 동시에 고려해서 자원을 조성하고 관리하는 과학적인 통합자원관리시스템을 만들어야 한다.

최근 우리나라에서도 생태계 기반 자원관리 방안에 대한 관심이 높아지고 있으며 소수의 연구가 수행된 바 있다. 미국의 국립해양수산청 (National

Marine Fisheries Service)에서 정의한 여덟 가지의 생태계 원칙에 근거하여 어업관리에 생태계 개념의 활용정도의 평가에 대한 연구와 (Zhang, 2002), 생태계를 구성하고 있는 생물간의 관계를 영양 역학적으로 해석하는 Ecopath/Ecosim 모델을 적용한 연구가 있다 (Zhang et al., 2003; Zhang, 2006).

지금까지 개발된 생태계 모델의 대부분은 실용성보다는 이론적인 부분에 치중되어, 모델들은 수백 개의 파라미터를 가질 정도로 복잡하고 어업이 생태계에 미치는 영향을 충분히 설명하지 못하였다. 이와 관련한 최근 국제 사회의 논의도 이른바 '생태계 기반 어업관리 (ecosystem-based fishery management)'라 하여 어업이 해양생태계에 미치는 잠재적인 효과까지 고려한 관리로 초점이 옮겨가고 있다. 그러나 어업이 생태계에 미치는 간접적인 영향까지 고려한 어업관리 정책은 아직 초보적인 단계에 머물러 있다 (김, 2005). 현재 생태계 기반 어업관리를 실제로 활용하고 있는 국가로는 호주가 유일한데 호주에서는 생태계 위험도 평가 (Ecological Risk Assessment, ERA) 방법을 개발하여 어업관리와 자원관리에 이용하고 있다. ERA는 자료의 질과 양에 따라 레벨 1의 정성적 분석, 레벨 2의 준정량적 분석, 레벨 3의 정량적 분석의 세 단계로 구분하여 평가된다 (CSIRO, 2005). 한편, 최근 뉴질랜드 어업부는 지속가능한 어업자원 이용과 해양생태계 보호를 통해 자국민이 얻을 수 있는 가치의 극대화를 목표로, 어업의 환경영향을 통합적인 틀에서 다루기 위한 지침으로 '어업의 환경영향 관리 전략 (Strategy for Managing the Environmental Effects of Fishing)'을 마련한 바 있다 (김, 2005).

특히 우리나라 해역의 수산자원은 중요한 대부분의 자원들이 고갈되어 어업생산성이 아주 낮은 상태에 있다. 따라서 생태계 차원의 수산자원 회복방안이 우선적으로 마련되어야 할 것으로 보인다. 이를 위해서는 과학적인 생태계 종합적 연구와 심도있는 자원평가 결과를 근거로 체계적인 방안이 수립되어야 한다.

2. 생태계구분 및 설정기준

해양생물 중 어떤 생물은 해양의 표층에서 생활하면서 넓은 해역에 걸쳐 살아가기도 하지만, 또 다른 생물종들은 육지 가까운 곳에 정착을 하여 일생을 보내기도 한다. 이처럼 해양생물은 각기 독특한 생활사를 가지고 있으며, 그 생활사 시기마다 자기가 살아가는 독특한 환경과 서식처가 있으므로, 이들에 대한 관리대상해역은 지형학적, 생물학적 혹은 생물지리학적 특징을 고려하여 구분할 필요가 있다. 이러한 필요성에 의해, 2005년 4월에 부경대학교에서 개최된 해양생태계 기반 자원관리 workshop에서는 국내외 수산자원관리의 현황과 관리방안, 생태계 기반 통합자원관리, 연안자율관리어업 등에 대한 의견이 폭 넓게 개진되었다. 특히 단위생태계 구분에 대하여 여러 의견이 제시되었으며, 본 장의 일부는 workshop에서 발표된 공영, 김태기, 김진영 발표자의 내용을 중심으로 하여 다시 정리하고 보완하였다. 특히 해양생물의 특성을 고려하여, 각 어업별로 단위생태계를 구분하고자 할 때 고려하여야 할 사항을 점검하고, 우리나라 해역에 적합한 단위생태계를 제안해 보고자 한다.

가. 생태계구분

1) 생태계구분의 절차

해양은 육상과는 달리 해저면은 눈에 보이지 않고, 이용대상이 되는 자원의 경우도 시간에 따라 위치가 변화될 수 있으므로, 해양을 관리함에 있어 선결되어야 할 문제가 정확한 해역의 구분이다. 해양광물자원, 수산자원, 에너지자원 등을 이용하는데, 경계가 부정확하거나 모호하다면 이해당사자들 사이에 여러 법적인 문제가 야기될 것이며, 관리가 합리적으로 될 수가 없다. 더욱이 최근에 각국에서 활발하게 지정하고 있는 해양보호지역(Marine Protected Area: MPA) 혹은 해양관리지역(Marine Managed Area: MMA)의 효율적 관리를 위해서는 과학적 지식의 기반 아래에 경계가 설정되어야 소기의 목적을 달성할 수 있다.

해양은 해류 및 조류의 흐름 때문에 역동적이며, 내부의 유용자원도 항상 환경의 영향을 받는다. 특히 최근에 심각하게 진행되는 지구온난화는 해양과 대륙의 경계를 변화시키고 있으며, 과거와는 다른 생물군의 분포를 갖게 한다. 해양을 이용하는 목적에 따라 이용자가 매우 다양하고, 육지와 비교하여 경계기준점의 설정이 쉽지 않기 때문에, 해양의 경계를 정확하게 규정한다는 것이 어려울 수 있다. 다행히, 최근에 들어와 인공위성 및 수중음향을 이용한 측량법, 해양의 지리적 위치와 수층구조를 3차원으로 보여줄 수 있는 지리공간시스템 (Geographic Information Systems: GIS), 이들을 컴퓨터와 결합하여 전자화된 경계 (digital boundary)를 만들 수 있는 기법이 개발되어 해양자원 관리에 획기적인 변화가 일어나고 있다.

미국의 연방지리지자료위원회 (Federal Geographic data Committee)의 해양 경계작업반 (Marine Boundary Working Group)은 경계 설정을 위한 절차를 다음 3단계로 구분하였다.

- 1단계: 해양관리지역을 개념화할 것 (Step 1: Conceptualize the Marine Managed Area)
- 2단계: 해양경계를 묘사할 것 (Step 2: Describe the Marine Boundary)
- 3단계: 전자화된 경계를 만들 것 (Step 3: Generate the Digital Boundary)

각 단계별 세부사항은 아래와 같다.

- 1단계: 해양관리지역을 개념화할 것.
 - : 경계를 만드는 주체가 누구인지 결정하라
 - : 기존의 경계와 지역의 관할권이 어디에 있는지 결정하라
 - : 행정당국과 이해당사자가 함께 일하게 하라
 - : 경계의 모델을 개발하라

* 경계를 명확하게 하기 위하여 용어의 선정에 신경을 써야 한다. 영어로 표현하면, mean lower low water, Mean lower water, Mean higher high water, Mean higher water와 같은 용어는 매우 적합하지만, 조석에 의한 수

위의 변화 때문에 Shoreline, Mean Sea Level, Coastline, General contour of the coast, High water line, Vegetation line, Debris line, Ordinary low water, Ordinary high water와 같은 용어는 모호하거나 부정확하다.

- 2단계: 해양경계를 묘사할 것

: 경계묘사에 대한 머리말, 본문, 조항, 증명서를 작성하라

: 지도제작 전문가와 함께 일하라

- 3단계: 전자화된 경계를 만들 것

: 전자경계를 제작하기 위한 가장 좋은 자료를 찾아라

: 전자경계를 만들고, 서류화하라

: 일반 대중에게 전자경계정보를 제공하라

2) 생태계구분의 방법

가) 인위적 요인

육지에 가까운 해양에도 국가의 주권이 미치고 있으므로, 국가의 경계에 따라 해역이 나뉠 수 있다. 또한 해안선으로부터 200 해리 이내의 바다를 연안국의 전관경제수역(Exclusive Economic Zone: EEZ)이라고 하며, 이 해역 자원에 대한 관할권과 관리에 책임을 져야 한다. 우리나라처럼 양 국가 간의 거리가 400 해리에 못 미칠 경우에는 양국 간의 합의에 의하여 경계를 구분할 수 있다. 대양에 면한 국가들의 경우, EEZ 경계를 넘어서면 공해(open sea)가 되어 어느 특정 국가의 소유로도 인정되지 않지만, 공해와 EEZ를 넘나드는 수산어류에 대한 관리는 국제적 협약에 의하여 수행될 수 있다.

한 국가 내에서도 각 행정자치단체, 혹은 자율어업 등과 같은 소규모 공동체, 지방자치단체의 해양목장 등과 같은 특수목적의 사업을 위하여 인위적 경계가 만들어질 수도 있다. 우리나라에서는 어업자원의 개발 및 어업관리에 관한 바다의 구획을 육안으로부터의 거리나 조업어선의 활동시간 등을 고려하여 내만, 천해, 연안, 근해 및 원양 등으로 나누었다. 하지만 생물

종들은 인위적 구분에 관계없이 이동하고 성장하기 때문에, 환경과 생활사를 고려하지 않은 이러한 인위적 구분은 자원관리를 불합리적으로 하는 결과를 초래하였다.

나) 해저지형적 요인

해양의 지형에 따라 해역을 구분할 수 있다. 해양과 육지가 만나는 선을 해안선이라고 하지만, 해양에는 조석 (tide)에 의하여 바다와 육지의 경계가 항상 변화한다. 해양의 단면을 보면, 해양을 대륙주변부와 심해부로 나눌 수 있다. 일반적으로 육지에 면한 얕은 바다는 대륙붕 (continental shelf)이라고 불리며, 생산력이 높아 많은 해양생물들이 서식하고 있다. 수심이 대륙붕의 한계를 규정하는 절대적 척도는 아니지만, 대략 수심 200 미터까지는 경사가 작아 해안에서 외양을 향하여 완만하게 수심이 깊어지고, 이 해역을 대륙붕 해역이라고 한다. 대륙붕 해역의 바깥에는 경사가 4도 정도로 급해지며 수심이 급격히 증가하는데, 이 지역을 대륙사면 (continental slope), 그리고 대륙붕과 대륙사면의 경계를 대륙붕단 (continental edge)라고 한다. 대륙사면의 급하던 경사가 끝나면 평탄한 심해저 평원 (abyssal plain)이 시작된다. 보통 대륙사면의 끝에는 대륙에서 운반된 퇴적물이 쌓인 구조물이 형성되는데, 이를 대륙대 (continental rise)라고 한다. 심해저 평원은 수심 2,000~6,000의 수심범위에 있으며, 빛이 투과되지 않는 암흑의 해역이다. 대양의 중앙에는 해저산맥 (해령)이 있으며, 해령부근에 열수지역 (thermal vent)이 존재하기도 한다.

다) 생태학적 요인

생물들은 해양에 서식하면서 환경의 영향을 받고 있다. 그리고 서식처의 수심, 저질 및 해저지형, 수온 및 염분, 먹이생물의 풍도, 해류의 이동 경로 등이 생물들의 분포와 풍도를 결정하는 주요 요인이 된다. 예를 들면, 수온의 높고 낮음에 따라 온수성과 냉수성 생물을 구분할 수도 있고, 염분 농도에 따라 광염성과 혐염성 생물로 구분할 수도 있다. 생태학적 관점에서 해역을

구분할 때, 고정되어 있는 해양의 경계는 오류를 유발할 수도 있다. 예를 들면, 대양에서 해류의 이동을 커다란 규모로 볼 때에는 움직이는 경로가 거의 정해져 있으나, 국지적으로는 항상 변이가 존재한다. 따라서 해류생태계에 서식하는 생물의 지리적 분포와 풍도는 변동을 보이고 있으며, 특히 성질이 다른 두 수괴 (water mass)가 만날 때 그 경계가 해류의 강도에 따라 유동적이다.

해양의 생물들은 다양한 환경요인에 각기 다른 방식으로 적응해서 생존하여 왔으므로, 여러 생태학적 구분을 만들 수 있다. 다음은 가장 대표적으로 인용되는 해양생물의 생태계이다. 물속에서는 생물들이 부력이 있으므로 떠다닐 수 있다. 따라서 육지와는 달리 수중생물들은 해저와 수중을 모두 생활 공간으로 활용하고 있으며, 이들 공간을 각각 저서계 (benthic division), 표영계 (pelagic division)이라고 한다. 표영계에는 부유생물 (plankton)이나 유영생물 (nekton)이 서식하고 있으며, 저서계에는 고착성의 혹은 먼거리를 이동하지 않는 국지성의 동식물군집 (benthic community)이 살아가고 있다. 저서계에서 육지에 면한 조간대 (littoral zone)에는 조석에 의해 해저면이 주기적으로 공기에 노출되고 있으며, 조하대 (sublittoral zone)은 조간대에서 대륙붕단까지의 생태계를 일컫는다. 그리고 그보다 더 깊은 저서생태계를 심해대 (deep sea zone)라고 한다.

또한 표영계는 육지에 가까운 연안역 (neritic province, 혹은 coastal area)과 그 너머의 대양역 혹은 외양 (oceanic province 혹은 offshore area)으로 구분할 수 있는데, 연안역은 수온의 변화가 심하며 담수 유입에 의한 염분 변화가 심하다. 연안역은 대개 대륙붕 해역으로, 생산력이 높다. 대양역은 수심에 따라 네 부분으로 나뉘는데, 수심 200 미터까지는 표층표영대 (epipelagic zone)이라고 하며, 광합성이 활발한 해역이다. 그리고 그보다 더 깊은 곳으로 갈수록, 중층표영대 (mesopelagic zone), 상부심해표영대 (bathypelagic zone), 하부심해표영대 (abyssopelagic zone)으로 구분한다. 본 보고서의 관점에서는 해양의 생산력이 좋은 연안역과 표층표영대가 중요하는데, 실제로 이 경계를 구분하기가 모호할 때가 많다. 우리나라 서해와 남해는

모두 대륙붕 해역에 해당되지만, 외양에는 쿠로시오 해류의 한 가지인 대마 난류 (Tsushima Warm Current)가 제주도 남쪽 해역에서 들어와 동해로 들어가고 있다.

나. 우리나라 주변 해역 생태계의 구조와 단위생태계 구분

1) 우리나라 부근 해역의 생물지리학적 위치

우리나라는 온대기후를 나타내는 중위도권에 위치해 있으며, 해양학적으로는 한류와 난류가 교차하고 있는데, 한반도를 포함한 극동아시아의 해안생물상은 3대 해양생물지리구인 인도양-서태평양구 (열대-아열대성 생물의 분포역), 동아시아구 (온대성 생물분포역) 및 북태평양구 (한대-아한대성 생물분포역)에 걸쳐 전개되어 있다. 이들 3대 지리구가 만나는 지역에 위치하는 한반도 해역은 열대와 한대에 걸쳐 서식하는 동물들의 분포주변부에 해당되므로 풍부한 해산동물상을 나타내고 있다. 열대-아열대성동물은 인도양 및 서태평양의 열대해역에 분포중심을 가지고 한반도와 일본열도근해는 그 하나의 연변구역에 해당하고 분포의 중심으로부터 지리적으로 떨어질수록 즉, 고위도로 향할수록 그 종수는 감소한다. 이와 마찬가지로 북태평양계의 한대-아한대성 동물군도 일본 및 한반도근해는 하나의 연변구역에 상당하고 여기에는 일반적으로 저위도로 향할수록 종수는 감소한다. 한편 온대성종으로 구성되는 동아시아의 동물군은 일본, 한국 및 중국에 걸친 해역이 그 분포의 중심에 해당한다. 그들은 이 해역에서 번영하고 거기서 고위도, 저위도 방향으로 향하면서 종수를 감소해가는 것은 기본적인 경향이다.

그들이 이와 같은 분포경향을 가지는 결과 한반도와 그 인접해역에서는 이들 3대 생물지리학적 군집은 장소에 따라 상당히 다른 출현양상을 나타내므로 그 상대적 출현 상황을 조합함으로써 해역을 더 자세하게 구분할 수 있다. 즉, 동아시아 구는 남으로부터 난온대, 중간온대 및 냉온대로 나뉘지고 위도와 평행하지 않고 남서에서 북동으로 대각선 형태를 이룬다. 이와 같은 지리적 구분이 가능한 것은 이들 해역을 구성하는 해양환경의 구조 및 특성에 의한 것으로 특히 상이한 수온을 나타내는 해수유동이 크게 관련된다.

2) 한국 연근해의 생태적 경계

현재 우리나라에서는 어업자원의 개발 및 관리를 위하여 내만, 천해, 연안 및 근해 등과 같은 구분된 해역을 기초로 분류하고 있다. 그 기준은 거안거리 혹은 어선의 조업기일 등으로 구분하고 있다. 연안역은 어획과 레저 등과 같은 인간의 활동에 의하여 생태계가 쉽게 변형될 수 있는 장소임과 동시에 기상 및 기후변동의 영향이 매우 큰 영향을 미칠 수 있는 해역이다. 대부분의 연안어업에서 어획되는 주요 대상종은 연중 연안에서 서식하는 정착성 어종과 계절적 회유를 하는 회유성 어종으로 구성된다. 그러나 우리나라 연안어업에서 어획통계에 기록되는 연안 정착성 어종의 비율이 극히 낮으며, 회유성 어류의 경우에도 대부분의 어획물이 어린 개체로 구성되어 있다. 따라서 정착성 어종의 자원량을 회복하고, 회유성어종의 접안에 필요한 오염되지 않은 해양환경을 유지하여, 연안어업의 안정적이고 지속적 생산을 유지할 수 있는 적정관리가 이루어져야 한다. 자율관리어업은 이러한 상황에서 제시된 수산정책으로서, 연안역의 건강한 생태계를 전제로 하고 있다.

우리나라 주위의 표층해수의 순환은 계절풍계, 쿠로시오 등의 주요 해류, 중국 양자강으로부터의 하천수 유입, 서해 및 남해의 복잡한 지형에 의하여 크게 영향을 받는다. 특히 해수의 특성이 다른 두 수괴 (water mass)가 만나 전선 (front)이 형성되고, 강우에 의한 하계의 저염수 혹은 태양열로 조사에 의한 성층 (stratification)이 형성된다. 상이한 수괴특성 (고온, 고염 ; 저온, 저염 ; 고온, 저염)의 해류의 수평 및 연직 분포의 불연속대 (전선 혹은 전선층; frontal layer)는 생물생산 및 그 분포를 제한하는 생태적 경계 (ecological boundary)가 된다. 해양생물의 분포는 특정수괴 (수온, 염분)와 생물을 수송하는 해류에 의하여 제한되므로 여기서는 황해, 남해 및 동해의 해류, 전선의 위치 및 구조, 그리고 각 생태계에 서식하는 어류의 생태적 특징과 생물분포를 관련시켜 열거하며, 이들 전선을 기존의 해역구분선과 대응시켜본다.

가) 해양학적 지식에 근거한 근해단위생태계 구분

(1) 한국서해연안수 (West Korean Coastal Water)는 여름에 하천수의 영향으로 염분이 낮고 늦가을에 시작되는 북서계절풍의 냉기단의 영향으로 수온이 낮아지며 황해남부로 밀려 제주해협을 지나 남해의 내만수 및 하천수와 접하면서 대한해협을 통하여 동해로 흘러간다. 이 저염, 고탁도의 연안수와 고온, 고투명도의 외측의 대만난류계수 사이에 강한 불연속대 즉, 한국남해 연안전선 (South Korean Coastal Front)이 형성된다 (Fig. 11). 제주도와 대마도 사이에 형성되는 강한 수온전선 (thermal front)은 겨울이 되면 사라지고 한랭, 고평의 연안수와 대만난류간의 전선은 남해안으로 접근한다.

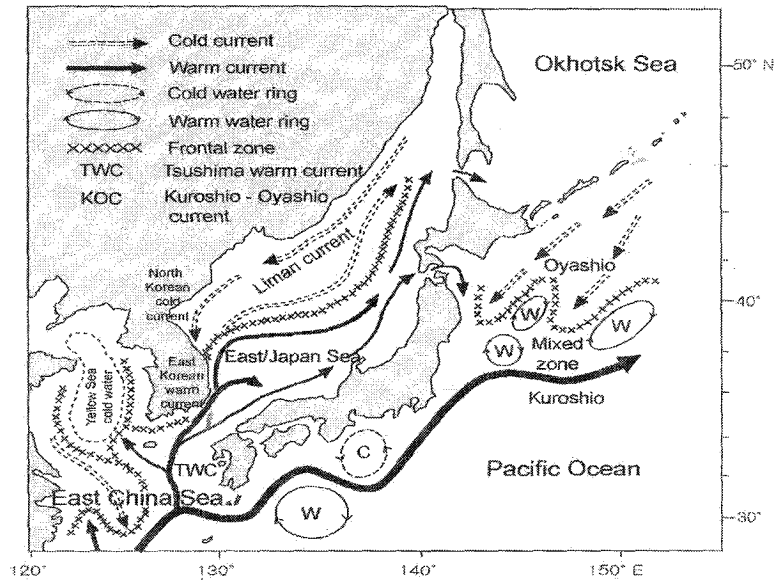


Fig. 11. 북서태평양 연안의 개략적 해류도. TWC 지역은 동중국해 및 우리나라의 서해, 남해, 동해를 포함하며, KOC는 쿠로시오-오야시오, 오호츠크 해에 해당됨.

(2) 봄에 한랭한 황해저층수 (Cold Yellow Sea bottom water)는 심층에 머물고 그 일부가 남으로 이동한다. 봄에 증가되는 태양열, 담수유입 및 대만난류와 황해 (제주)난류에 의하여 새로 공급되는 쿠로시오 계수의 영향으로 바다의 성층 (stratification)이 강화된다. 따라서 여름에는 한국근해의 대부분의 해

역의 표면에는 저염, 고온의 가벼운 물로 덮여 그 아래층과 강한 성층 (수온, 염분 및 비중약층)이 형성되어 표면에는 전선이 나타나지 않는다.

(3) 황해 및 남해의 조석전선 (tidal front) 혹은 육붕연변전선 (shelf-break front)과 그들의 전이역 (transition zone)은 기초생산이 활발하고 해저의 경사가 급하게 변하는 곳이므로 4차원 (대기, 육지, 수계 및 생물)의 해안층과 3차원 (대기, 수계 및 생물)의 외해를 가르는 중요한 생태적 경계역이다. 이들 조석 혹은 육붕전선역은 Simpson-Hunter의 평가기준에 의하여 잘 규정되므로 성층지수와 기초생산과의 관계에 대한 조사의 필요성이 인정된다 (Fig. 12 and Table 5).

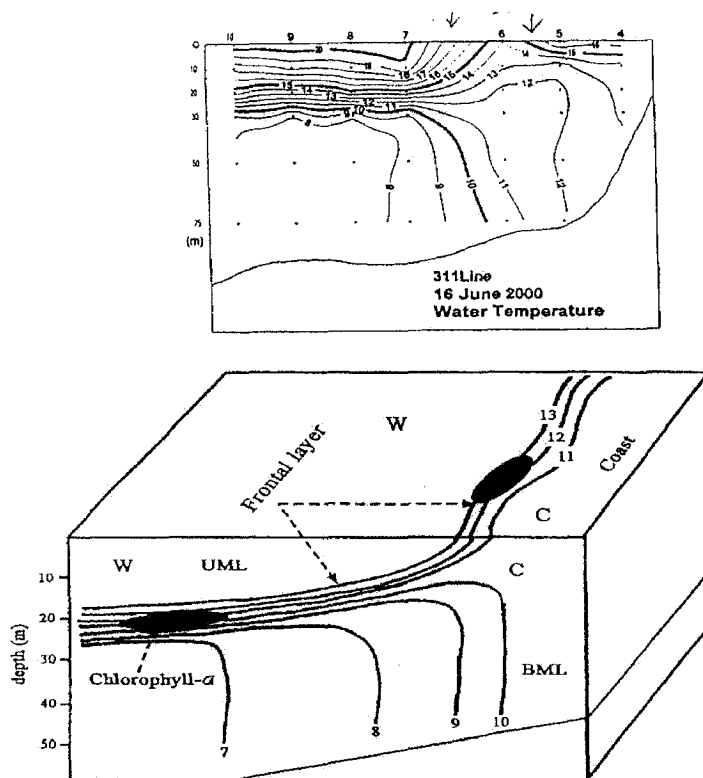


Fig. 12. 한반도 남부를 따라 형성되는 해양 전선대의 구조. 짙게 표시된 부분은 해양 전선층에 농축된 엽록소의 존재

Table 5. 한반도 해역에 형성되는 두 가지의 전선에 대한 구조와 생태학적 기능

	Tidal and Shelf-break front	Oceanic front (Tsushima Warm Current Front)
Region	Yellow Sea tidal front, South-southwest shelf-break front	East China Sea shelf front, South Korea coastal front, East Sea Subpolar front
Season	Summer	Autumn, Winter, Spring, Summer (subsurface only)
Forcing	Solar heating, precipitation Tidal current, bottom topography	Cold (cold, dry northerly wind) and fresh (run-off) waters contact with warm and high haline current systems (Kuroshio, Tsushima Warm Current)
Transition	Spring tidal front retreat offshore Neap tidal front advance to coast	Seasonal, annual changes in frontal layer (horizontal position in front and vertical layer in pycnocline)
Type	Essentially convergent	Convergent
Function	Best conditions for production Stratification parameter $S = \log_{10} (H/Cd U^3) \approx 1.5$	Phytoplankton cells rise and accumulate on the warm side of the front due to the different downwelling velocities in cold and warm side
Production	High <i>Chl-a</i> along the frontal layer; nutrient, active radiation and stable conditions for cell division	Buoyant phytoplankton cells could grow on either side of the convergent front, Enhanced secondary production (from zooplankton to fish)
Boundary	Different demersal fish and benthic communities	① Aggregation of organisms and flotsams. ② Discontinuity belts in marine animal distribution. ③ Fishing geographic community boundary (e.g. salmonids - saury- tunas). ④Hydrographic containment - stock boundary.

(4) 동해의 아극전선층 (Subpolar front layer)은 기초생산, 부유생물 및 부유물 (flotsam)의 집적 및 어류의 군집효과가 높은 해역이며, 한대성어류와 난류성어류의 수평 및 연직분포한계를 정하는 생태적 경계이다 (Fig. 13 and Fig. 14). 동해의 아극전선의 위치는 계면동보다 경년변동이 크며 특히, 동해 서측 (한반도측)이 그렇다. 동해의 해양생물생산의 입장에서 본 해역은 남동부의 난수역, 북서부의 냉수역 및 그 중간역으로 나뉘지며, 이 해역은 아극전선의 경년변동의 남측한계와 북측한계간의 전이해역에 해당된다 (Fig. 14).

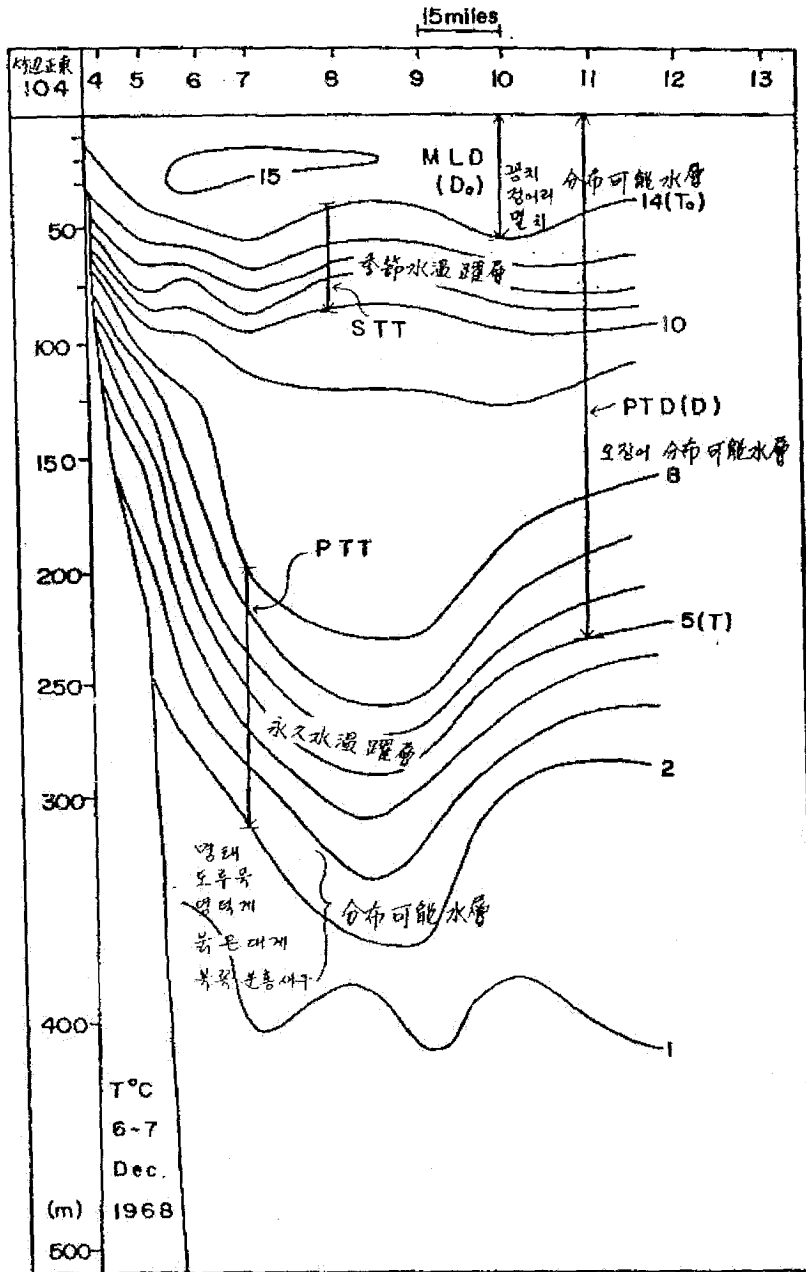


Fig. 13. 동한난류 (lat. 37°03'04"N)에서 관찰된 겨울 (1968년 12월) 수온의 수직 구조. (Gong and Oh, 1977).

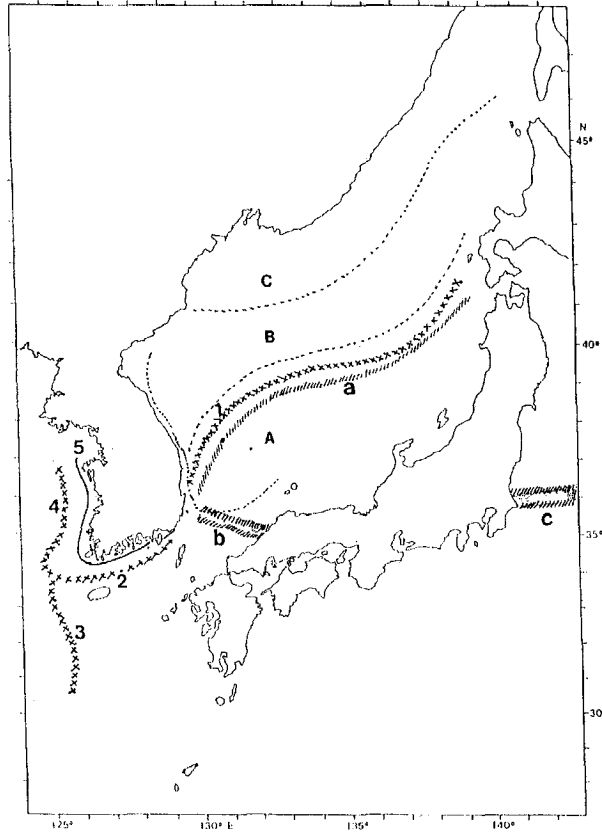


Fig. 14. 전선역 (1~5), 생물-기후대 구분 (A, B, C), 해양 동물의 분포 한계 (a, b, c).

(5) 동해에서 난류계 생물이 급격하게 감소하는 경계는 한반도 남동단, 울릉도, 대화도 및 홋카이도 서방을 잇는 선이며, 아극전선 (subpolar front)의 위치와 거의 일치한다. 한류계 생물이 급격히 감소하는 경계는 대한해협이 동해측 입구측이며, 동해산 대구는 남해동부 (진해만)까지 분포한다 (Fig. 13 and Fig. 14). 황해산 대구와 청어는 대표적인 한류성 어류이며 황해저층 냉수역에 분포한다 (Fig. 13 and Fig. 14).

나) 어획물 생산에 근거한 근해단위생태계 구분

우리나라에서 어획되는 수산자원의 경우, 연안 정착성 어류와 회유성 어

류가 계절적으로 혼재하여 출현하기도 하며, 서식하는 수괴 및 수층에 따라 온수성과 냉수성이 함께 어획되기도 한다. 대부분의 회유성 어종들은 계절적으로 해역을 넘나들며 회유하고 있으며, 그들의 회유경로는 가장 효율적인 성장과 산란이라는 대명제 하에서 진행이 된다. 우리나라에서 많이 어획되는 어류를 중심으로 생태계 유형을 정리하면, 크게 세 가지로 나눌 수 있다 (Fig. 15): 황해 저어류 생태계, 대마해류의 온수성 표층어류 생태계, 동해 냉수성 저어류 생태계.

우리나라 남서부 해역은 동중국해와 면한 해역으로서, 대마해류계에 서식하는 소형표층어류와 황해 저어류가 월동하는 장소이다. 특히, 서해 중앙의 깊은 골을 따라 존재하는 냉수괴에는, 참조기, 대구, 갈치 등의 저어류가 서식하고 있으며, 이들은 봄이 되면서 황해로 들어와 산란 및 섭식을 한다. 갈치 자원은 아직도 꾸준히 어획되고 있으나, 남획으로 인하여 대구는 거의 자취를 감추었고, 참조기 자원도 상당히 감소된 상태에 있다. 온수성 표층어류는 따뜻한 동중국해에서 겨울을 보낸 다음에, 우리나라, 일본, 러시아의 연안역으로 계절적 회유를 하면서 산란 및 성장을 한다. 이 해역에 서식하는 주요 온수성 소형표층어류의 어획량을 비교분석하면, 전체 어획량에 대한 이들의 비율이 점점 증가하는 경향을 볼 수 있는데, 과거 우리나라 전체 어획량의 40%대에 머물던 주요 10종의 온수성 소형표층어류의 어획량은 1990년대 중반부터는 60%를 상회하였으며 점차 증가하는 추세를 보이고 있다. 따라서 현재 우리나라 수산물 생산의 주축을 이루는 생태계라고 할 수 있다. 이에 반하여, 동해 냉수성 저어류 생태계의 주요 어업인 명태, 대구에 대한 어업은 전통적으로 매우 중요하였지만, 요즘에는 크게 쇠퇴한 상태이다.

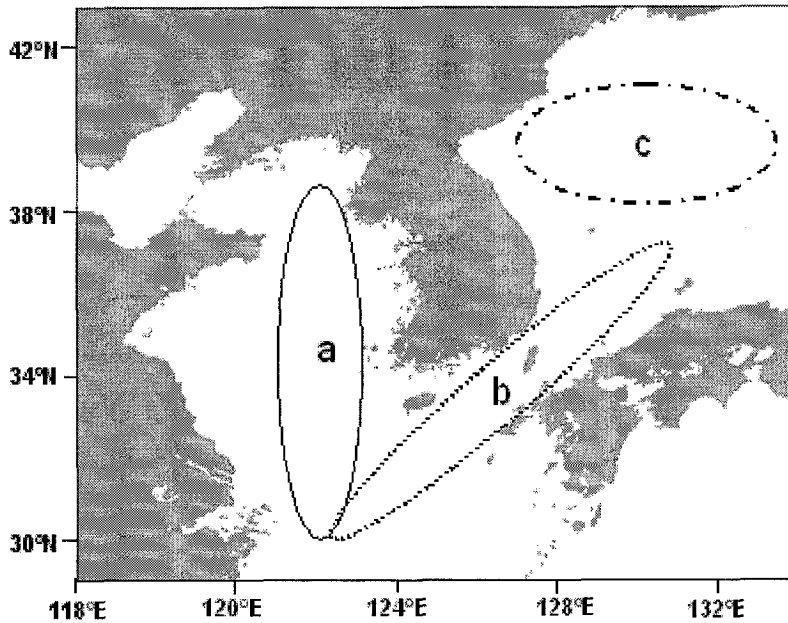


Fig. 15. 주요 상업어종을 대상으로 한 한국 근해 생태계의 구분.

- (a) 황해 저어류와 저층수 생태계: 참조기, 갈치, 갯장어, 병어 등
- (b) 온수성 소형표층어류와 대마해류 생태계: 고등어, 전갱이, 오징어 등
- (c) 동해 냉수성 어류 생태계: 대구, 명태, 도루묵, 청어 등

다) 단위생태계 구분과 어업관리구역에 대한 제안

우리나라는 북태평양의 남방한계 부근에 위치하고, 대륙과 대양을 연결하는 반도이므로 기후 및 해양환경이 다소 복잡한 양상을 보인다. 더욱이, 한반도 주변의 동·서·남해는 면적, 수심, 해류, 해저지형 및 지질, 해양에 미치는 육상 환경 등이 각기 독특하여, 각 해양의 생태학적 특징도 다르며, 그 해역 내에 서식하고 있는 생물상도 현저히 다르다. 어업대상자원과 그들의 먹이생물과의 관계, 서식장 환경의 유지 및 회복, 생물의 다양성의 유지 및 회복 등이 자원관리계획 중의 하나라면, 대상해역은 생태학적 기초에서 구분될 필요가 있을 것이다. 해양물리학적 특성과 생물생산 및 군집의 분포한계를 규정하는 각종 전선 (조석 및 육봉전선, 연안, 근해전선)을 기존의 거안거

리 기준의 해역간의 경계에 대응시켜 볼 수 있다. 다음은 이들 구분해역에서 생태학적으로 고려되어야 할 항목을 열거해 본 것이다 (Table 6).

(1) 내만과 천해의 생태학적 차이는 내만이 외부의 해양과 어느 정도 열려 있는가에 따라 차이는 있겠지만, 일반적으로는 만의 문지방 (sill) 혹은 외연 (out limit)은 그 경계가 될 것이다.

(2) 천해와 연안(coastal zone)간의 경계는 대륙붕연변전선 (shelf-break front) 혹은 조석전선 (tidal front)이 될 수 있다. 조석전선의 위치는 사리전선 (spring-tide front), 조금전선 (neap-tide front) 혹은 그 중간선이 될 수 있다. 이 조석전선은 영해설정의 기선인 최저저조선 (low water line)과 관련이 있다. 한반도 동해안에서 천해와 연안간의 경계는 대륙붕연변전선이 되겠지만, 대륙붕이 협소하므로 그 경계의 설정에는 해저지형을 고려할 필요가 있을 것이다.

(3) 연안과 근해 (offshore)의 경계는 동해와 남해에서 형성되는 대마난류 (Tsushima Warm Current)와 연안수 사이에 형성되는 전선이 기준이 될 수 있다. 이 전선은 동해의 아극전선 (subpolar front), 남해의 연안전선, 동중국해의 대륙붕전선을 포함한다. 위성사진에 의하면, 동해의 아극전선은 대략 북위 40도 부근을 중심으로 동쪽으로 향하고 있으며, 동쪽의 일본열도로 접근함에 따라 약간 북쪽으로 향한다. 한반도 남부에서는 200m 등심선이 있는 연안역에서 전선이 형성되지만 북으로 향할수록 해안으로부터 멀어지고 있으며, 해류의 강도에 따라 시기적으로 전선의 위치가 다르게 나타난다. 남해에서는 50m 및 100m 등심선 사이의 해역에서 계절적 및 경년적으로 남,북진동을 한다. 황해에서 한국연안전선의 위치는 40~50m 등심선과 인접하여 형성되며 동,서진동이 크다.

(4) 이들 전선은 지리적으로 고정되어 있지 않으므로, 금후 다른 요인과 관련

시켜 확정되어야 할 것이다. 한반도 주변부 해양의 어업관리 주체와 정책을 가상적으로 선정하여 그 대상해역을 크게 구분하였다 (Table 7).

Table 6. 한반도 부근해역 수산자원관리를 위한 생태학적 경계. 각 어업구분 사이의 경계는 지질학적, 해양학적 장벽에 의하여 구분됨

해역	내만	연안	근해
동해	Sill (Out limit, threshold)	Shelf-break front	Subpolar front (diverge northward)
남해	Sill	Tidal front (or shelf-break front)	South Korean coastal front (edge of the shelf with about 50m depth)
서해	Sill	Tidal front (around low water line)	West Korean coastal front (edge of the shelf with about 40 or 50m depth)

Table 7. 건강한 생태계와 자원의 지속성을 유지하기 위하여 어업자원 관리 구역별 관리담당자와 수행하여야 할 임무

관리 구역	관리자	업무
내만 및 천해 (12 마일 이내의 영해)	어촌 공동체 (자율관리단위)	서식처 및 생태계 다양성 유지, 재건 및 보존
연안 (해안선 12마일부터 주요 전선까지: 동해-극전선, 남해 및 서해-연안 전선)	지방자치단체	지속성 생산 및 지속 성 생산을 위한 체제 를 유지
근해 광역생태계 및 다국 간 관리 해역 ① 대마난류수역 생태계 (동해와 남해) ② 황해광역생태계	중앙 정부 및 다국 정부	외양 및 국제관리 해 역에 대한 지속성 생 산 및 지속성 생산을 위한 체제를 유지

라) 우리나라 부근해역에서의 어업관리계획과 생태계 고찰

1970년대 이후 동중국해 및 동해의 대화퇴 어장까지 조업어장이 확대되었던 우리나라 연근해어업은 1994년 유엔 해양법협약 발효로 한·중·일 3국이 배타적 경제수역(EEZ)을 선포함에 따라 근해어장의 축소가 불가피하게 되었으며, 연안어업자원에 대한 적극적 관리도 시급하게 되었다. 정부는 연근해어업을 지속가능한 자원관리형 어업으로 발전시키고자, 자원수준에 적합한 적정어선세력을 유지하고, 이들에 대한 과학적 관리가 가능한 어업관리체제로 전환하고 있다. 최근에는 자원회복에 대한 정부, 학계 및 국내어업인의 공동인식에 의하여 수산자원회복계획이 수립되었는데, 고유한 수괴특성을 가진 해류 혹은 수괴가 접하는 불연속대인 전선층이 생물생산 및 분포를 규정하는 생태학적 경계(ecological boundary)가 된다는 것이 지적되었다.

또한, 연안역의 자원회복을 위한 적정어획관리정책의 일환으로 연근해어

업의 TAC제도 및 자율관리어업이 시행되고 있으며, 자원증강을 위하여 종묘 방류사업, 인공어초사업 등을 포함한 자원조성사업이 이루어지고 있다. 연안역의 수산자원회복과 관련된 어획관리와 자원조성사업은 연안 수산자원의 현존량, 분포생태 특성 및 생태계 구성요소와의 관계 등 다양한 생태계 구조를 기반으로 하는 과학적인 적정관리방안의 분석결과에 기반을 두고 이루어져야 하므로 연안역에 대한 수산자원연구의 확대 필요성이 제기되고 있다. 주로 연안역을 대상으로 시행하는 자율관리어업은 2001년 처음으로 시행된 이래 최근에는 300여 공동체가 참여하고 있으며, 참여어업의 종류도 점차 다양화되고 있으나, 연안역의 자원회복에 영향을 미치는 생태계의 역할을 파악하는 것이 자율관리어업의 성공적인 수행과 불가분의 관계에 있다. 따라서 생태계를 고려한 자원관리를 시행하기 위해서는 기존의 내만, 천해, 연안 및 근해의 경계를 조석전선, 해안구조, 수심, 해류, 대륙붕 등의 해양학적 현상을 고려하여 생태학적인 경계를 설정해야 한다.

우리나라의 생태계 기반 통합자원관리시스템을 구축하기 위하여 우리나라 해역을 근해와 연안, 천해 및 내만 시스템으로 나누어서 관리하는 방법을 생각해 볼 수 있다. 각 단위시스템을 관리하기 위해서는 각 생태계와 어업의 특성을 고려하여 관리를 위한 대상어업과 관리주체 및 관리방법을 마련하여야 한다.

첫째, 근해에는 광역생태계 기반 TAC관리시스템을 만들어서 국가 (필요하면 지역의 국제기구)가 관리주체가 되어서 주로 연근해 어선어업을 대상으로 관리하는 방안을 만드는 것이 필요하다. 인접국가와 공동으로 자원조사를 실시하고 자료를 교환해서 광역생태계 모델링을 포함한 공동자원관리 방안을 마련해서 모든 어획대상 어종을 대상으로 TAC에 의한 예방적 자원관리시스템을 만들어야 한다. 이를 효과적으로 추진하기 위해서는 고갈된 수산자원을 회복시키기 위한 방안을 마련하고 대부분이 경계양립성인 수산자원의 공동조사와 공동관리를 위해서 인접국가들이 가칭 '동북아 수산자원관리기구'를 조속히 설립하도록 노력해야 한다.

둘째, 연안이나 천해에는 생태계 기반 자율관리시스템을 만들어서 어업인

들이 관리주체가 되어서 자율관리어업 공동체 어장의 어선어업이나 마을어업, 양식어업을 대상으로 주인의식을 가지고 관리할 수 있도록 해야 한다. 이 방법으로는 자원을 조성 (회복)하고 어장생태계를 보호 (불법어업 어선 감시 보호 포함)하며, TAC에 의한 자율관리시스템이 되어야 한다. 이 정책이 효과를 거두기 위해서는 자원의 과학적 관리능력이 선결되어야 한다. 이를 위해서는 자율관리의 주체인 어업인들이 자율적으로 자원을 지속가능하게 관리할 수 있는 능력을 갖추도록 정부가 과학적인 자원관리 방법을 지도보급하고 관리체제를 구축해 주어야 한다.

셋째, 일부 선정된 천해나 내만에는 생태계를 다양한 방법으로 변형해서 자원의 활용도를 최적화 시킬 수 있는 바다목장관리시스템을 만들어야 한다. 바다목장관련 공동체가 관리주체가 되어서 주로 어선어업 (주로 낚시어업)과 나잠어업에 의하여 바다목장 생태계를 효율적으로 이용, 관리하는 것이 바람직하다. 이 방법에는 생태계 기초생산력 증대를 위한 인위적 용승용 구조물 설치나, 고갈된 자원의 인위적 가입량 증대를 위한 종묘방류, 인위적인 서식처 조성을 위한 인공어초의 투입, 바다 숲의 조성 등이 포함된다. 이 시스템에서도 TAC에 의한 과학적 자원관리 체제를 갖추어야 한다. 이 사업을 위해서는 우선 해역별로 시범생태계를 선정해서 심도있는 타당성 연구가 선결되어야 한다.

한편으로는 전통적으로 시행되어 오고 있는 간접방식의 자원관리방법도 자원을 보존하는 보조수단으로서 아주 중요하므로 관련 법령 (수산자원보호령 등)을 과학적으로 재검토해서 실제로 지켜질 수 있도록 현실성 있는 법령이 되도록 개정해야 한다. 또한 현재 시행 중에 있는 TAC에 의한 자원관리를 효율적으로 추진하기 위해서 승선옵저버 제도를 조기 운용해야 하며, 생물학적 허용어획량 (ABC) 추정치의 과학적인 신뢰도를 높이기 위하여 ABC 추정체계를 보완하고 자원전용조사선에 의한 현장조사를 강화해야 한다.

3. 생태계 기반 자원관리의 목표와 지표설정

가. 관리목표 및 목표별 특성

생태계 기반 자원평가 및 관리시스템 개발 시 다음의 4가지 사항에 대해 고려하였다. 첫째, 급진적이 아니라 점진적인 방법, 둘째, 개별프로젝트방식이 아닌 단일 통합적 방식에 의한 접근법, 셋째, 예방적이고 환경친화적인 방법, 마지막으로 간편하고 실용적인 방법이다.

또한 생태계 기반 자원평가 및 관리시스템의 기본요소는 평가에서는 2단계 평가 시스템을 구성하고 각 시스템에 대한 지표, 목표, 기준점을 설정하였으며, 위험도지수를 개발하였다. 생태계 기반 자원관리에서는 관리증진도 지수를 개발하였고 생태계 기반 자원관리시스템을 개발하였다.

생태계 기반 자원관리를 위해서 가장 먼저 선행되어야 할 과제는 관리 목표 및 목표별 지표를 설정하는 것이다. 이에 대한 연구는 Gislason et al. (2000)에 의한 생태계 기반 자원관리의 목표 설정연구와, 어업관리에 적절한 지표 선택에 관한 연구 (Jake et al., 2005), 지표 접근법을 사용한 생태계 영향 평가에 관한 연구 (Livingston et al., 2005) 등이 있다.

우리나라에 적합한 생태계 기반 자원관리를 위한 목표는 자원의 지속성 유지와 목표자원을 둘러싼 생물 및 물리환경을 고려하여 설정하였다. 설정된 목표는 첫째, 지속성 (Sustainability) 유지, 둘째, 생물다양성 (Biodiversity) 유지, 셋째, 서식처 (Habitat)의 보존이다. 각 목표에 따르는 지표들은 Table 5에서 보는 바와 같이 어업을 유지하기 위한 자원특성들과 이들이 속한 군집과 생태계에 대한 특성들을 고려하여 설정하였다. 먼저, 지속성에 대한 특성에는 생체량 (biomass), 어획강도 (fishing intensity)과 어획개시크기 (size at first capture) 등의 자원에 관련된 특성들과 군집구조 (community structure), 재생산 잠재력 (reproductive potential), 생산력 (productivity) 등이 있다. 생물다양성에 대한 특성으로는 혼획 (bycatch)과 폐기 (discards), 영양단계 (trophic level), 다양도 (diversity) 등이 있으며 서식처에 대한 특성에는 각종의 서식처 훼손도 (habitat damage), 조업시 버려진 폐기물에 대한 서식처

의 영향, 서식처 회복과 보존 (habitat recovery and protection) 등이 해당된다 (Table 8).

각각의 지표는 중요도에 따라 가중치를 주었다. 중요도가 높은 지표는 가중치 3을 상대적으로 중요도가 낮은 지표는 가중치 1을 주었으며, 각각의 지표에 대한 목표기준점과 한계기준점을 Fig. 16과 같이 나타내었다 (Fig. 16).

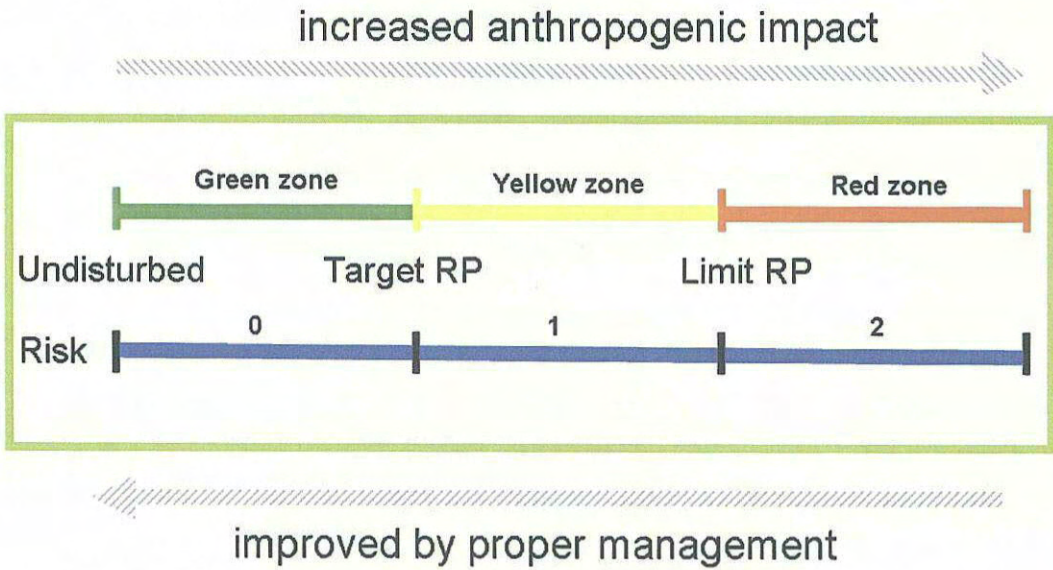


Fig. 16. 기준점 (reference point; RP)과 생태계 기반 자원평가 및 관리시스템의 위험도 지수 (risk index).

Table 8. 한국의 생태계 기반 자원평가시스템의 목표별 특성

Tier 1		
목표	특성	고려수준
지속성	생체량	개체군
	어획 강도	개체군
생물다양성	어획개시크기	개체군
	유전적 구조	개체군
	서식처 규모	개체군
	군집 구조	군집 또는 생태계
	재생산 잠재력	군집 또는 생태계
	생산력	군집 또는 생태계
	혼획	군집 또는 생태계
	폐기	군집 또는 생태계
	영양단계	군집 또는 생태계
	다양도	군집 또는 생태계
	기능그룹의 조성	군집 또는 생태계
서식처	서식처 훼손율	군집 또는 생태계
	폐기물	군집 또는 생태계
	서식처 보호	군집 또는 생태계
	서식처 회복	군집 또는 생태계
Tier 2		
목표	특성	고려수준
지속성	생체량	개체군
	어획 강도	개체군
	어획개시크기	개체군
	유전적 구조	개체군
	생활사 특징	개체군
	관리	개체군
	회복	개체군
생물다양성	어구제한과 회피방안	군집 또는 생태계
	혼획	군집 또는 생태계
	폐기	군집 또는 생태계
	다양도	군집 또는 생태계
	기능그룹의 조성	군집 또는 생태계
서식처	서식처 훼손율	군집 또는 생태계
	어업 폐기물	군집 또는 생태계
	서식처 보호	군집 또는 생태계
	서식처 회복	군집 또는 생태계

나. 목표별 특성에 대한 지표의 설정

생태계 기반 자원관리를 수행하기 위해서는 자원평가 시스템을 마련하는 것이 필수적이다. 본 연구에서 자원평가 시스템은 정량적인 분석에 의해서 수행되는 1 단계 (tier) 평가와 준정량적 혹은 정성적인 분석에 의해서 수행되는 2 단계 (tier) 평가의 두 단계로 구성하였다. 목표는 생태계 기반 자원평가 시스템의 단계마다 모두 동일하게 적용되었지만, 각 목표에 따른 세부적인 지표와 기준점은 단계마다 달리 설정되었다. 각 단계에 따른 세부적인 지표의 설정 시 첫째, 사용자들의 이해가 용이하도록, 둘째, 인간 활동의 관리가 가능하도록, 셋째, 정확하고 쉽게 측정가능하도록, 마지막으로 현존 자료와 정보를 사용하여 측정 가능하도록 설정하였다. 먼저 tier 1은 지속성을 평가하기 위한 8개의 지표, 생물다양성을 평가하기 위한 지표 5개, 그리고 서식처를 평가하기 위한 7개의 지표로, 총 20개의 지표로 구성되어 있다. tier 1은 정량적 분석을 바탕으로 하므로 자료의 유무가 평가결과에 중요한 비중을 차지할 수 있으므로, 3개의 목표 중 중요도가 높은 지속성에 대한 부분은 평가대상종의 자료에 따라 지표를 선택 가능하도록 설정하였다. 선택형은 생체량을 나타내는 지표인 자원상태 또는 단위노력당어획량, 어획강도를 나타내는 지표인 어획사망계수 또는 어획량, 그리고 어획개시크기를 나타내는 지표인 어획개시연령 또는 어획개시체장이다. 지속성은 자원에 대한 것뿐만 아니라, 어업 및 생태계에 대한 지속성을 위하여 어획량, 어획개시연령, 분포범위, FIB와 FRP index, 생태계 총생산량 등으로 구성되었다. 생물다양성은 어획물을 이용하여 생태계와 환경을 파악 가능하도록 전체 어획에 대한 목표종과 부수어획종 또는 폐기되는 종들에 대한 비율, 생태계 평균영양단계 등으로 설정되었다. 서식처 역시 서식처가 생물에 미치는 영향과 어업이 서식처에 미치는 영향을 고려하여 서식처 훼손율, 산란·보육장의 오염도, 어업폐기물 등과, 서식처 회복을 위한 지표를 물리적 서식처 회복과 생물학적 서식처 회복에 대한 지표로 구성되었다 (Table 9).

tier 2는 지속성을 평가하기 위한 지표 12개, 생물다양성을 평가하기 위한

5개 지표, 그리고 서식처를 평가하기 위한 지표 7개로 총 24개의 지표로 구성되어 있다. 생태계 기반 자원평가 시스템이 2 단계로 구성된 것은 평가되는 생태계, 어업 및 생물종에 대한 자료와 정보의 차이 때문이며, 특히 tier 1은 주목표종에 대하여 더욱 심도있는 평가를 수행하기 위해 개발되었다. 부수어획종이나 위협종, 멸종위기종, 보호종 (threatened, endangered and protected species, TEP)에 대한 자원평가는 tier 2를 먼저 수행하여 위험수준이 높은 경우 tier 1에 의한 심도있는 평가를 하게 된다. 지표의 구성은 tier 1과 다르지만 각 목표를 충실히 수행 가능하도록 설계되었다. 지속성은 지표 중에서 자원의 지속성에 관한 지표들도 있지만 입어제한, 어획방법, 어업관리계획, 불법어업관리 등 어업 및 생태계에 대한 지표가 많으며, 자원평가의 민감도와 예방적 접근, 어업 모니터링과 표본조사, 고갈된 자원의 회복 계획 등에 지속성을 유지하기 위한 지표로 주로 구성되어 있다. 생물다양성과 서식처에 대한 지표는 tier 1과 유사하게 구성되었다 (Table 10).

각각의 목표는 생태계 기반 자원평가의 단계마다 모두 동일하게 적용되었지만, 각 목표에 따른 세부적인 지표와 기준점은 단계마다 달리 설정되었다 (Table 11 and Table 12).

Table 9. 생태계 기반 자원평가를 위한 tier 1의 목표별 지표

목표	특성	지표	
지속성	생체량	자원상태 (B) 또는 단위노력당어획량 (U)	
	어획 강도	어획사망계수 (F) 또는 어획량 (C)	
	어획개시크기	어획개시연령 (T) 또는 어획개시체장 (L)	
	유전적 구조	산란개체군 수 (SP)	
	서식처 규모	분포범위 (H)	
	군집 구조	FIB index	
	재생산 잠재력	FRP index	
	생산력	생태계 총생산량 (P)	
	생물다양성	혼획	혼획률 (BC/C)
		폐기	폐기율 (D/C)
		영양단계	생태계 평균영양단계 (TL)
		다양도	다양도지수 (DI)
		기능그룹의 조성	어획물의 외래종/고유종 비율 (I/T)
서식처	서식처 훼손율	주요 서식처 훼손율 (HD)	
		산란·보육장의 오염도 (POL)	
		어구유실 (Ghost fishing)	
	어업 폐기물	어업 폐기물 (DW)	
	서식처보호	금어장 (PA)	
서식처 회복	물리적 서식처 회복 (PR) 생물학적 서식처 회복 (BR)		

Table 10. 생태계 기반 자원평가를 위한 tier 2의 목표별 지표

목표	특성	지표	
지속성	생체량	단위노력당어획량	
	어획 강도	자원평가의 민감도와 예방적 접근	
		입어 제한	
		어업 모니터링과 표본조사	
		어획방법	
	어획개시크기	가입체장	
	유전적 구조	개체군 구조	
	생활사 특징	최고연령 또는 성숙연령	
		치어와 성어 서식지의 일치	
	관리	어업관리계획	
불법어업관리			
회복	고갈된 자원의 회복방법 및 기간		
생물다양성	어구제한과 회피방안	비목표종을 위한 어구제한 및	
		혼획방지전략	
	혼획	혼획종	
	폐기	폐기종	
	다양도	종 수	
	기능그룹의 조성	기능적 그룹의 구성	
서식처	서식처 훼손율	어구가 저서서식처 환경에 미치는 영향	
		서식처 오염	
		어구유실	
	어업 폐기물	어업 폐기물의 영향	
	서식처 보호	어구제한 또는 서식처 폐쇄	
	서식처 회복	훼손된 서식처의 회복	
		생물학적 서식처의 회복	

Table 11. 생태계 기반 자원평가를 위한 tier 1의 목표별 지표와 기준점

목표	특성	지표	기준점			중요도
			Target (0)	Limit (1)	Beyond Limit (2)	
지속성	생체량	자원상태 (B)	$B \geq B_{40\%}$	$B_{40\%} > B \geq B_{35\%}$	$B < B_{35\%}$	* * *
		또는 단위노력당어획량 (U)	$U \geq U_{ABC}$	$U_{ABC} > U \geq 0.9\bar{U}$	$U < 0.9\bar{U}$	* *
	어획 강도	어획사망계수 (F)	$F \leq F_{target}$	$F_{target} < F \leq F_{MSY}$	$F > F_{MSY}$	* *
		또는 어획량 (C)	$C \leq ABC$	$ABC < C \leq MSY$	$C > MSY$	* *
	어획개시크기	어획개시연령 (T)	$T \geq T_c$	$T_c > T \geq 0.9T_c$	$T < 0.9T_c$	*
		또는 어획개시체장 (L)	$L \geq L_{opt}$	$L_{opt} > L \geq 0.9L_{opt}$	$L < 0.9L_{opt}$	*
	유전적 구조	산란개체군 수 (SP)	$SP \geq SP_{target}$	$SP_{target} > SP \geq 0.9SP_{target}$	$SP < 0.9SP_{target}$	*
	서식처 규모	분포범위 (H)	$H \geq H_{target}$	$H_{target} > H \geq 0.8H_{target}$	$H < 0.8H_{target}$	*
군집 구조	FIB index	$FIB \geq FIB_{target}$	$FIB_{target} > FIB \geq 0.9FIB_{target}$	$FIB < 0.9FIB_{target}$	*	
재생산 잠재력	FRP index	$FRP \geq FRP_{target}$	$FRP_{target} > FRP \geq 0.9FRP_{target}$	$FRP < 0.9FRP_{target}$	*	
생산력	생태계 총생산량 (P)	$P \geq \bar{P}$	$\bar{P} > P \geq 0.9\bar{P}$	$P < 0.9\bar{P}$	*	

Table 11. 계속

목표	특성	지표	기준점			중요도
			Target (0)	Limit (1)	Beyond Limit (2)	
생물 다양 성	혼획	혼획률 (BC/C)	$BC/C \leq BC/C_{target}$	$BC/C_{target} < BC/C \leq 1.05BC/C_{target}$	$BC/C > 1.05BC/C_{target}$	**
	폐기	폐기율 (D/C)	$D/C \leq D/C_{target}$	$D/C_{target} < D/C \leq 1.05D/C_{target}$	$D/C > 1.05D/C_{target}$	**
	영양단계	생태계 평균영양단계 (TL)	$TL \geq TL_{target}$	$TL_{target} > TL \geq 0.9TL_{target}$	$TL < 0.9TL_{target}$	*
	다양도	다양도지수 (DI)	$DI \geq DI_{target}$	$DI_{target} > DI \geq 0.9DI_{target}$	$DI < 0.9DI_{target}$	*
	기능그룹의 조성	어획물의 외래종/고유종 비율 (I/T)	$\delta(I/T) \leq 0.05 \overline{I/T}$	$0.05 \overline{I/T} < \delta(I/T) \leq 0.10 \overline{I/T}$	$\delta(I/T) > 0.10 \overline{I/T}$	*

Table 11. 계속

목표	특성	지표	기준점			중요도
			Target (0)	Limit (1)	Beyond Limit (2)	
서식처	서식처 훼손율	주요 서식처 훼손율 (HD)	$HD \leq HD_{target}$	$HD_{target} < HD \leq 1.1HD_{target}$	$HD > 1.1HD_{target}$	**
		산란·보육장의 오염도 (POL)	$POL \leq POL_{target}$	$POL_{target} < POL \leq 1.1POL_{target}$	$POL > 1.1POL_{target}$	*
		어구유실 (Ghost fishing)	어구유실빈도 \leq 목표빈도	목표빈도 $<$ 어구유실빈도 ≤ 1.1 목표빈도	어구유실빈도 > 1.1 목표빈도	*
	어업 폐기물	어업 폐기물 (DW)	$DW \leq DW_{target}$	$DW_{target} < DW \leq 1.1DW_{target}$	$DW > 1.1DW_{target}$	*
	서식처보호	금어장 (PA)	$PA \geq PA_{target}$	$PA_{target} > PA \geq 0.9PA_{target}$	$PA < 0.9PA_{target}$	*
	서식처 회복	물리적 서식처 회복 (PR)	δ (인공어초수) ≤ 0.05 적정수	0.05 적정수 $< \delta$ (인공어초수) ≤ 0.10 적정수	δ (인공어초수) > 0.10 적정수	*
		생물학적 서식처 회복 (BR)	δ (해조장면적) ≤ 0.05 적정면적	0.05 적정면적 $< \delta$ (해조장면적) ≤ 0.10 적정면적	δ (해조장면적) > 0.10 적정면적	*

Table 12. 생태계 기반 자원평가를 위한 tier 2의 목표별 지표와 기준점

목표	특성	지표	기준점			중요도
			Target (0)	Limit (1)	Beyond Limit (2)	
지속성	생체량	단위노력당어획량	CPUE 자료가 존재하고 CPUE는 감소하지 않음	CPUE 자료가 존재하지 않음. CPUE는 감소함.	CPUE 자료가 존재하지 않음	** *
		자원평가의 민감도와 예방적 접근	적절한 자원평가가 이루어지고 예방적 접근법이 채택됨	적절한 자원평가가 제공되지 않지만 예방적 접근법이 적용	적절한 자원평가와 예방적 접근법이 없음	** *
	입어 제한	일정수준으로 제한, 실제 조업하는 노력량이 허가건수의 30%보다 작거나 같음	실제 조업하는 노력량이 허가건수의 30%보다 크거나 새로운 허가 발부	제한 없음	**	
	어업 모니터링과 표본조사	오퍼저버 프로그램, 모든 어업자료에 대한 표본조사	일부 어업에 대한 모니터링과 표본조사	모니터링이나 표본 조사 없음	**	
	어획방법	어업에 사용되는 모든 어획방법과 형태가 평가되고 변화가 모니터링 됨	일부 지역과 주요 방법에 대한 어획방법과 형태가 평가됨	주요 어업방법과 형태도 평가되지 않음	**	

Table 12. 계속

목표	특성	지표	기준점			중요도
			Target (0)	Limit (1)	Beyond Limit (2)	
지속 성	어획개시크기	가입체장	성숙체장 이상	성숙체장 미만, 그러나 미성숙 체장 어류는 어획량의 20%보다 적음	미성숙체장 어류가 어획량의 20%보다 더 많거나 성숙체장이 알려지지 않음	***
	유전적 구조	개체군 구조	산란개체군 수가 알려져 있고 일정함	산란개체군 수가 알려져 있으나 감소함	산란개체군 수가 알려져 있지 않거나 심각하게 감소함	*
	생활사 특징	최고연령 또는 성숙연령 치어와 성어 서식지의 일치	저위협도 (각각 <10, <5)	중위협도 (각각 10-25, 5-10)	고위협도 (각각 >25, >10)	**
			낮음	중간	높거나 모름	*
	관리	어업관리계획	관리계획이 적용되고 매년 재검토됨	관리계획이 적용되고 있지만 비정기적으로 재검토됨	관리계획이 적용되지 않음	**
		불법어업관리	모든 어업이 합법적인	불법어업이 일부 존재함	규제가 거의 없음	*
	회복	고갈된 자원의 회복방법 및 기간	회복방안과 기간이 마련되어 매년 재검토됨	회복방안과 기간이 마련되었지만 비정기적으로 재검토됨	회복방안과 기간이 마련되어있지 않음	*

Table 12. 계속

목표	특성	지표	기준점			중요도
			Target (0)	Limit (1)	Beyond Limit (2)	
생물다양성	어구제한과 회피방안	비목표종을 위한 어구제한 및 혼획방지전략	어구제한과 혼획방지전략이 실시되고 있음	어구제한과 혼획방지전략에 대하여 개발 중	어구제한과 혼획방지전략이 거의 없음	**
	혼획	혼획종	모든 어업에서 혼획종에 대한 전반적인 모니터링과 규제가 존재함	일부 어업에서 혼획종에 대한 모니터링과 규제가 존재함	혼획종에 대한 모니터링 또는 규제가 거의 없음	**
	폐기	폐기종	모든 어업에서 폐기종에 대한 전반적인 모니터링과 규제가 존재함	일부 어업에서 폐기종에 대한 모니터링과 규제가 존재함	폐기종에 대한 모니터링 또는 규제가 거의 없음	**
	다양도	종 수	종수의 감소가 일어나지 않음	일부 군집에서 종수의 감소가 일어남	여러 군집에 대하여 종수의 감소가 일어남	**
	기능그룹의 조성	기능적 그룹의 구성	군집내 종들의 상대 자원량에 변화가 적음	생태계 기능의 변화가 나타나고 일부 기능적 그룹이 지역적으로 사라짐.	생태계 과정에 심각한 훼손으로 인하여 생태계 기능에 큰 변화가 일어남	*

Table 12. 계속

목표	특성	지표	기준점			중요도
			Target (0)	Limit (1)	Beyond Limit (2)	
서식처	서식처 훼손율	어구가 저서서식처 환경에 미치는 영향	무시할 정도 (중층, 표층성 어구)	영향 확인됨 (저층성 어구)	심각한 영향을 미침 (저서바닥을 긁는 어구)	** *
		서식처 오염	모니터링 되고, 오염되지 않음	오염되었으나 모니터링이나 회복계획이 있음	오염되었으나 모니터링과 회복계획이 없음	**
		어구유실	유실된 어구의 형태, 수량, 위치에 대한 정량적인 자료 존재하고 관리방안이 실재에 적용됨	조업시 유실된 어구의 형태, 수량, 위치에 대한 기록과 적절한 관리방안이 존재함	정보와 관리계획이 거의 없음	**

Table 12. 계속

목표	특성	지표	기준점			중요도
			Target (0)	Limit (1)	Beyond Limit (2)	
지속성	어업 폐기물	어업 폐기물의 영향	어업폐기물 없음	일부 폐기물 수거함	폐기물이 거의 수거되지 않거나 알려지지 않음	*
	서식처 보호	어구제한 또는 서식처 폐쇄	주요 서식처에 대한 피해방지를 위해 어구제한 또는 서식처 폐쇄가 실시됨	서식처를 위한 피해방지 어구개발 또는 서식처 폐쇄를 계획함	어구제한 또는 주요 서식처 보호가 없음	** *
	서식처 회복	훼손된 서식처의 회복	인공어초로 훼손된 서식처를 회복시킴	인공어초로 훼손된 서식처를 일부 회복시킴	회복되지 않음	*
		생물학적 서식처의 회복	해조장이 훼손된 서식처를 회복시킴	해조장이 훼손된 서식처를 부분적으로 회복시킴	회복되지 않음	*

4. 단계별 자원평가시스템

생태계 기반 자원평가 시스템은 목표종과 생태계 환경에 대한 정보에 따라 2 단계 (tier)로 구분하여 설정하였다 (Table 13). 생태계 기반 자원평가 시스템은 tier 1의 정량적 분석 (quantitative analysis)과 tier 2의 준정량적 및 정성적 분석 (semi-quantitative and qualitative analysis)으로 구성되어 있다. 각 단계의 목표별 지표와 기준점을 특정 생태계, 어업 및 대상종들에 적용하여, 각 목표별 지표에 따르는 기준점 (reference points)을 목표기준점 (Target), 한계기준점 (Limit), 그리고 한계초과기준점 (Beyond limit)로 구분하며, 기준점에 0, 1, 2점을 각각 부과하여 평가에 사용하였다. 기준점을 활용하여 평가할 때 평가점수는 지표의 중요도에 따라 가중치를 주게 된다. 각 지표별 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 평가한다.

Table 13. 정보 수준에 따른 단계별 생태계 기반 자원평가 시스템

	단계	Level of information	No. of indicators
Tier 1	정량적 분석 (Quantitative analysis)	높음 (High)	20
Tier 2	준정량적 및 정성적 분석 (Semi-Quantitative & Quality analysis)	낮음 (Low)	24

각 목표에 대한 지표들의 평가점수를 평균하여 구하는 목표별 위험도지수 (Objectives risk index, ORI)는 각 지표의 평가점수 (I_i)를 중요도 (W_i)로 곱해서 더한 값을 각 지표에 대한 중요도를 더한 값으로 나누어서 아래의 식

(1)로 계산할 수 있다.

$$ORI = \frac{\sum_{i=1}^n I_i W_i}{\sum_{i=1}^n W_i} \text{----- (1)}$$

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

종위험도지수 (Species risk index, SRI)는 i 종의 각 목표에 대한 목표별 위험도지수에 대하여 가중치를 부여하여 나타낸 지수로 아래의 식 (2)로 계산할 수 있다.

$$SRI = \lambda_S ORI_S + \lambda_B ORI_B + \lambda_H ORI_H \text{----- (2)}$$

여기서, λ_S , λ_B , λ_H 는 각 목표별 가중치, ORI_S , ORI_B , ORI_H 는 각각 i 종의 지속성 위험도지수, 생물다양성 위험도지수와 서식처 위험도지수이다.

생태계 내의 대상어업의 주요자원 생물종들에 대한 종위험도지수를 가중 평균한 어업위험도지수 (Fishery risk index, FRI)는 아래의 식 (3)으로 계산할 수 있다.

$$FRI = \frac{\sum B_i SRI_i}{\sum B_i} \text{----- (3)}$$

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 (Ecosystem risk index, ERI)는 아래의 식 (4)로 계산할 수 있다.

$$ERI = \frac{\sum C_i FRI_i}{\sum C_i} \text{----- (4)}$$

여기서, C_i 는 i 어업의 어획량, FRI_i 는 i 어업의 어업위험도지수이다. Fig. 17은 각 종 위험도지수의 관계를 그림으로 보여준다.

tier 1의 정량적 분석은 관리목표에 대하여 구체적이고 과학적인 평가를 바탕으로 하고 있다. 이 단계에서 사용되는 정보는 과학적인 자료를 바탕으로 한 정량적인 분석을 거쳐 사용되어진다. 그리고 tier 2의 준정량적 및 정성적 분석은 tier 1에 비하여 요구되는 정보의 수준은 낮지만, 객관적이고 정성적인 기준을 근거로 평가가 이루어진다. 따라서, 정보의 수준이 대개 높지 못한 비목표종들에 대해서는 tier 2에 의한 평가가 가능하다.

생태계 기반 2 단계 자원평가 시스템은 평가 대상어업이나 대상종의 자료나 정보의 수준에 따라 두 단계에서 평가가 가능하다. 그리고 자원평가 시스템에서 각 지표와 목표에 대한 평가결과는 하나의 어업뿐만 아니라 대상 생태계 내의 여러 어업에 대한 평가가 더해져 생태계에 대한 위험도지수도 나타낼 수 있다. 나아가 모든 위험도지수에 대한 비교가 가능하며, 해마다 평가가 이루어진 경우에는 연도별 관리증진도 (MSI)를 측정가능하다 (Fig. 17).

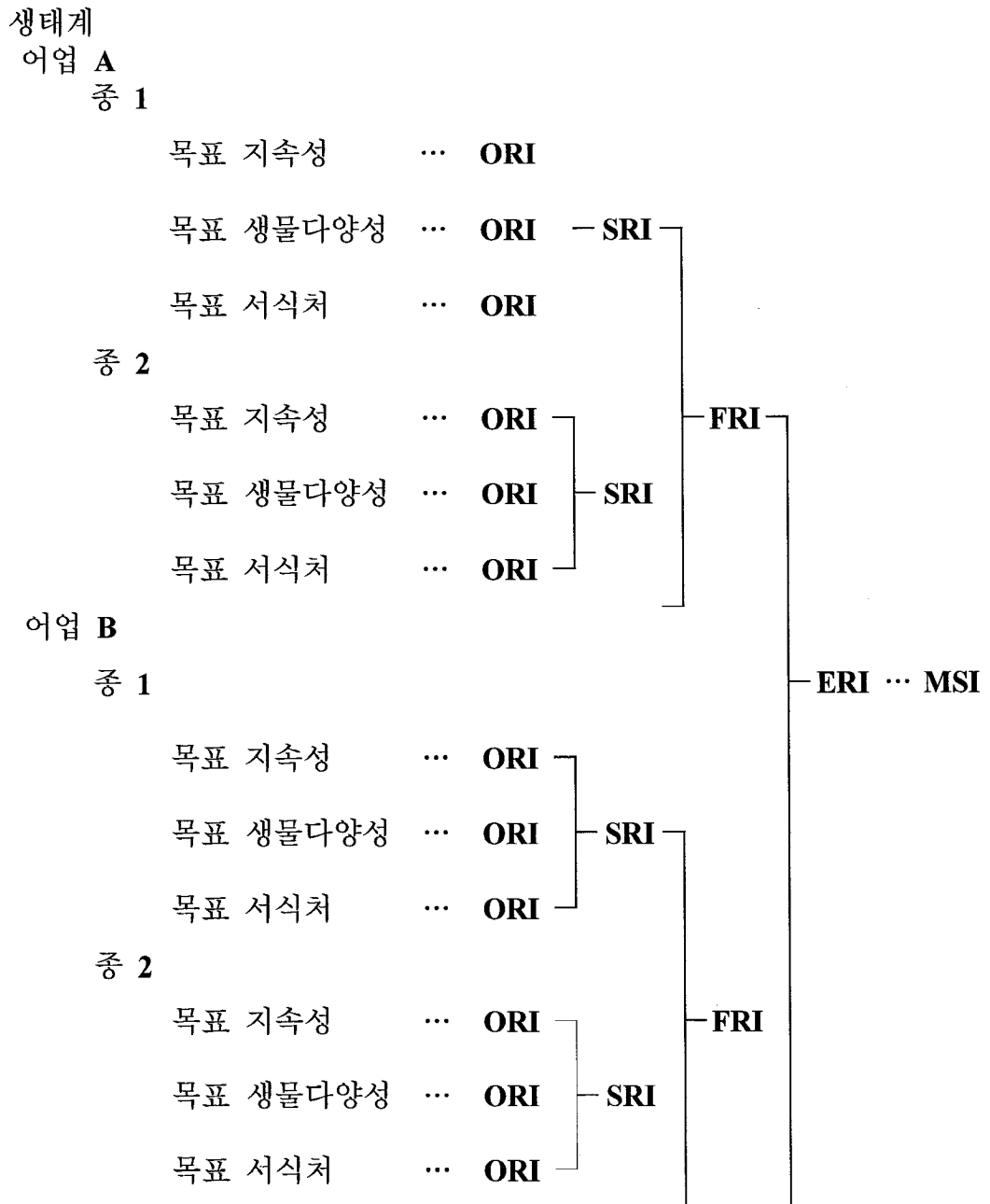


Fig. 17. 생태계 기반 자원관리시스템에서 위험도지수의 계층구조. ORI: 목표 별 위험도지수, SRI: 종위험도지수, FRI: 어업위험도지수, ERI: 생태계 위험도지수, MSI: 관리증진도지수.

생태계 기반 2 단계 자원평가 시스템에서 각 관리목표에 대한 지표들의 평가결과인 목표별 위험도지수 (ORI)를 사용해서 생물종들의 상태를 파악하는 방법을 개발하였다. 각 종에 대한 목표별 위험도지수 (ORI)는 최소 0에서 최대 2의 값을 가지며, 원점 0을 중심으로 세 개의 정사분면으로 나타내었다. 일사분면은 생물다양성과 지속성, 이사분면은 지속성과 서식처, 그리고 사사분면은 서식처와 생물다양성을 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 green zone으로 정의하여 자원 및 생태계가 안전한 상태를 나타내는 것으로 간주한다. 1.155에서 1.633사이의 구역은 중간정도의 위험도를 나타내는 yellow zone으로 정의하였으며, 이 구역에 속하는 목표에서 높은 점수로 평가된 일부 지표에 대해서는 관리조치에 의한 보완이 필요하다. 그리고 1.633을 넘어서는 구역은 높은 위험도를 나타내는 red zone으로 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 (Fig. 18).

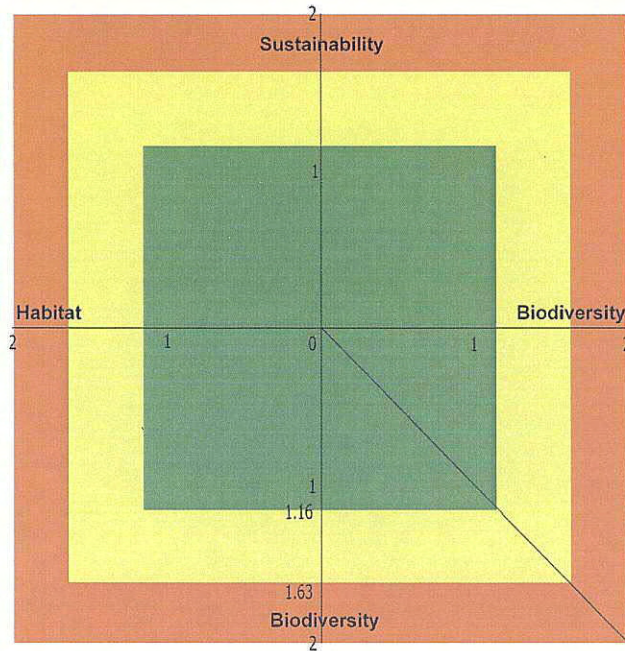


Fig. 18. 한국의 생태계 기반 자원평가 결과를 나타내는 그림.

5. 생태계 기반 자원관리시스템

가. 관리증진도 (Management Status Indices, MSI)

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 (5)를 사용하여 관리증진도 (Management Status Indices, MSI)를 구할 수 있다.

$$MSI_O = \frac{ORI_t - ORI_f}{ORI_t} \times 100 \text{ ----- (5a)}$$

$$MSI_S = \frac{SRI_t - SRI_f}{SRI_t} \times 100 \text{ ----- (5b)}$$

$$MSI_F = \frac{FRI_t - FRI_{t'}}{FRI_t} \times 100 \text{ ----- (5c)}$$

혹은 $MSI_E = \frac{ERI_t - ERI_{t'}}{ERI_t} \times 100 \text{ ----- (5d)}$

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'년의 목표별 위험도지수, 종위험도지수, 어업위험도지수 및 생태계위험도지수이다.

이러한 각 관리증진도는 통계학적인 방법으로 유의성을 검정할 수 있다. 즉, 각 지표의 평가점수 (J)의 가중평균치인 위험도지수들에 대한 차이유무를 검정하는 방법으로서 표본수가 많은 경우에는 paired-sample t-test를 사용하고, 표본수가 적은 경우에는 Wilcoxon paired-sample test를 사용할 수 있다 (Zar, 1999).

나. 생태계 기반 자원관리시스템

생태계 기반 자원관리의 절차는 Fig. 17에서 보는 바와 같이 먼저 평가대상 생태계와 대상어업 및 종들에 대한 확인이 필요하다. 두 번째 과정은 2단계 평가 시스템을 적용하여 평가를 수행하는 것이다. 여기서, 주목표종은 tier 1에 의한 평가를 원칙으로 하고 나머지 종들은 tier 2에 의한 평가를 한다. 세 번째 과정은 tier 2를 적용하여 평가된 종들의 위험 수준에 따라 2가지 경우로 나뉜다. 위험수준이 낮거나 tier 1이 바로 적용된 경우와 tier 2의 평가결과가 중 또는 고위험도인 경우가 있다. 전자의 경우는 네 번째 과정을 거치게 되지만, 후자의 경우는 평가 종들 가운데 위험수준이 높은 종에 대해서는 필요한 자료를 추가로 수집하거나 조사를 실시해서 심도있는 분석결과를 바탕으로 tier 1을 적용하여 평가를 수행하는 과정을 거치게 된다. 네 번째 과정은 관리방안의 설정이다. 관리방안이란 해당 생태계, 어업 및 종을 관

리하기 위한 법률이나 정책, 규칙 등을 만드는 것이다. 다섯 번째 과정은 수립된 관리방안을 실행하고 또한 실행결과를 바탕으로 이들을 피드백 시스템에 의해 재평가하는 것이다. 이 단계에서는 관리방안의 실행 결과에 따라 2~4 단계로 되돌아가서 미흡한 부분을 재평가하게 된다. 마지막 단계에서는 피드백 시스템을 통하여 재평가된 관리방안을 보완 후 시행하는 단계이다 (Fig. 19).

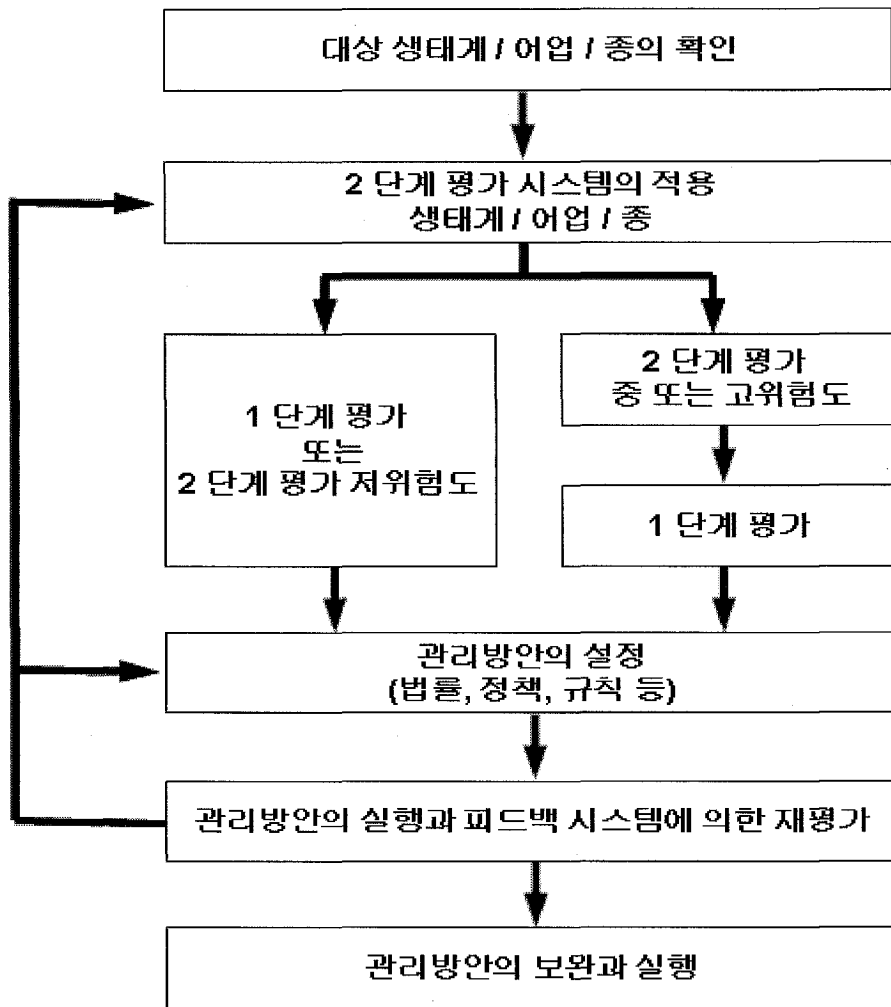


Fig. 19. 한국 생태계 기반 자원관리시스템.

6. 생태계 기반 자원평가 및 관리시스템의 적용

가. 대형선망어업

1) 대형선망어업 어장생태계

대형선망어업의 어장은 제주도를 중심으로 하는 한국 남해, 동해남부, 서해남부 해역 그리고 제주도 이남의 동중국해 등으로 넓으며, 이 중 어획 비율이 높은 해역은 제주도 및 대마도 주변 해역이다. 시기별 어장 분포를 보면, 4~7월경에는 주로 정어리, 전갱이를 대상으로 제주도와 동해남부 사이의 해역에서 어장이 형성되고, 8~11월에는 고등어, 오징어를 대상으로 동해남부, 제주도 주변, 서해중부를 잇는 광범위한 해역에서 조업을 한다. 그리고 12~3월에 들어서면, 어장은 다소 남쪽으로 치우치고, 조업은 제주도와 대마도 사이의 해역에서 주로 고등어, 삼치를 대상으로 이루어지고 있다 (국립수산과학원, 2000)(Fig. 20). 따라서, 본 연구에서는 Fig. 20의 대형선망어업의 어장을 대상생태계로 정의하고 대형선망어업을 대상어업으로 설정하였다.

2) 대형선망어업 어선 및 대상자원별 어획량

우리나라 대형선망어업은 19세기 초에 미국에서 개발되어 일본을 거쳐 우리나라에 전래되었으며, 해방이후부터 독자적으로 어업이 발달되었다. 해방이후에는 조업통수가 불과 12통이었으며, 1973년 이후 전자장비를 갖춘 조업선이 급증하였다. 1993년에는 조업통수 48통을 운영하였으나, 지속가능한 어업 및 수산자원 보호를 위한 감척사업으로 2006년 현재 30통을 경영하고 있다 (www.sunmang.com). 대형선망어업의 어구는 두릿그물 (Surrounding nets)이며, 어법은 표층 부근에 어군을 형성하여 회유하는 어류를 목표로 하여 긴 네모꼴의 그물을 둘러쳐 포위한 다음 어군이 그물 아래쪽과 옆쪽으로 도피하는 것을 방지하면서 점차 범위를 좁혀 잡는 방법이다 (국립수산과학원, 2002).

대형선망어업의 주요 어획종은 밀집성이 있는 부유성 어종인 고등어, 전갱이, 정어리, 삼치, 갈치, 오징어 등이다. 1970년에는 고등어가 전체 어획물

의 94%를 차지하였다. 그 후 80년대에는 말쥐치와 정어리가 약 50%를 차지 하였으나, 1990년대에 들어서 다시 고등어의 어획비율이 급증하였다. 최근의 대형선망어업의 어획량은 고등어 단일 어종에 의해 좌우되고 있다고 할 수 있다 (국립수산과학원, 2000). 고등어 어획량의 대부분은 현재 대형선망어업으로 이루어지며, 한반도 주변의 전 해역을 어장으로 이용하는 대형선망어업은 한국 근해 부어류를 어획하는 대표어업이라 할 수 있다 (Fig. 21).

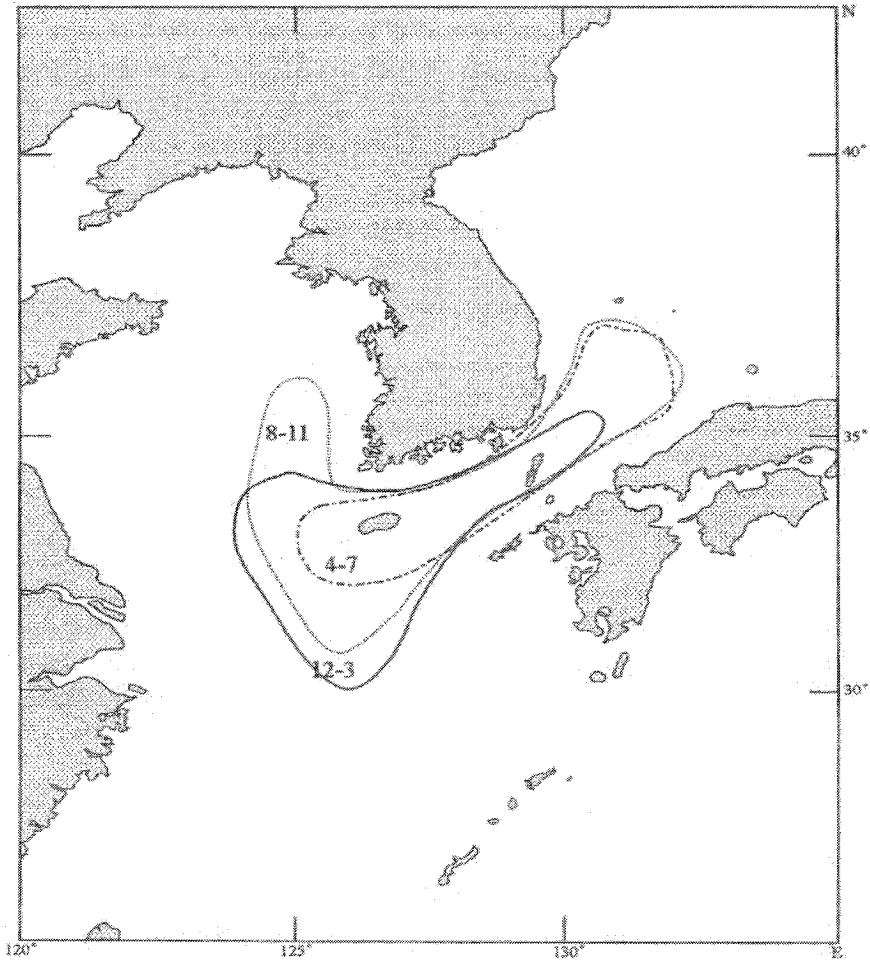


Fig. 20. 대형선망어업의 어장도. 숫자는 월별 어장형성 형태 (NFRDI, 2000).

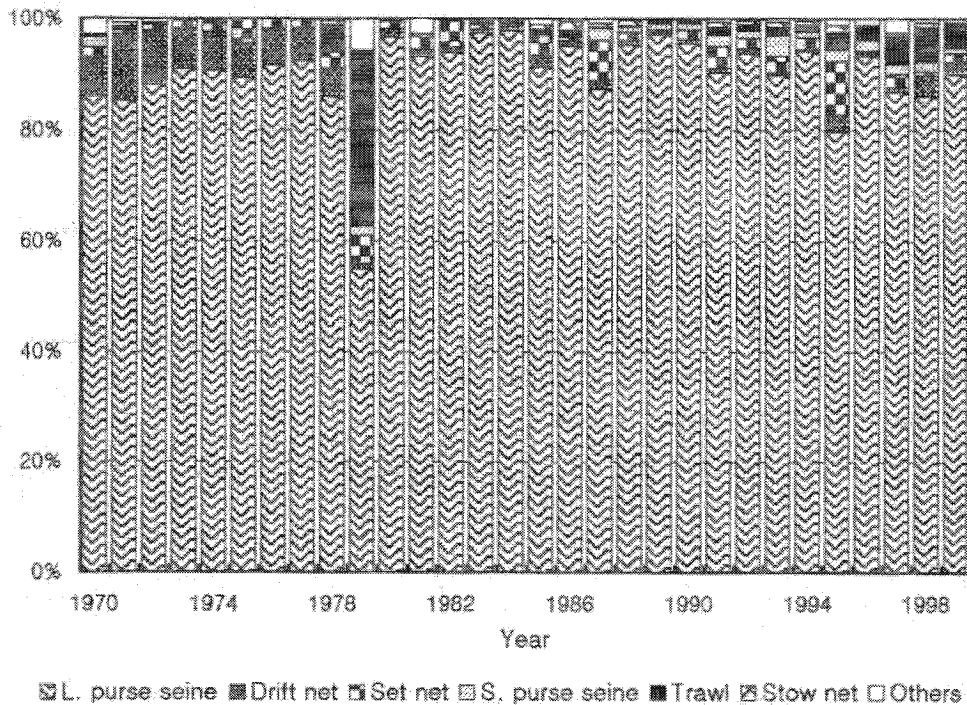


Fig. 21. 한국에서 어업별 고등어 어획비율 (NFRDI, 2002).

3) 대형선망어업의 생태계 기반 자원평가

생태계 기반 자원평가는 tier 1의 정량적 분석방법과 tier 2의 준정량적 및 정성적 분석방법의 두 단계로 이루어지는데, 각 단계의 목표별 지표에 대해 어업이나 특정 생태계내 특정 어업의 자원중에 적용한다. 각 목표별 지표에 따르는 기준점인 Target(0), Limit(1), 그리고 Beyond Limit(2) 중 어느 항목에 속하는지를 판단해서 점수로 평가한다.

한국 근해대형선망어업에 대하여 생태계 기반 자원평가를 수행하기 위하여 1990년부터 2006년 사이의 근해대형선망어업의 어획량이 높은 고등어, 전갱이, 살오징어, 갈치, 삼치와 방어를 평가 대상으로 선정하였다. 그리고 대형선망어업의 주요 조업지역에 서식하는 CITES (Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora) 보호종인 상괘어도 평가 대상으로 선정하였다. 평가시점은 대형선망어업에 대한 TAC 프로그램의 적용시기인 1999년을 기점으로 이전 시기인 1990년과 적용이후 시기인 2004년으로 선정하였다. TAC 프로그램의 도입 이전과 이후

인 1990년과 2004년에 대한 대형선망어업의 6종의 대상어종을 생태계 기반 자원평가 2 단계 시스템에 적용, 평가하였다.

먼저 적용되는 tier 2의 준정량적 및 정성적 분석방법은 tier 1보다 정보의 수준이 낮지만, 주목표종, 부수어획종, 보호종, 멸종위기 또는 위협종 등에 관계없이 해당어업의 어업자원에 대하여 동일한 수준에서 평가가 가능하다. 동시에 여러 종의 자원상태, 생물다양성 및 서식처에 대하여 하나의 수치로 파악할 수 있는 장점이 있다. tier 2의 준정량적 및 정성적 분석에서는 대형선망어업에서 어획되는 주요어류 5종과 대상어업의 주요어장에 서식하는 상괭이를 포함한 총 6종에 대하여 평가하였다. 다음으로 tier 1의 정량적 분석방법은 자료가 구체적이고 많은 정보가 요구되며, 개체군 수준의 깊이 있는 평가가 자료와 정보를 기초로 이루어지므로, 대형선망어업의 주목표종인 고등어 1종을 선정하여 평가하였다.

가) tier 2의 준정량적 및 정성적 평가

한국 근해대형선망어업의 주목표종 및 보호종을 포함한 총 6종에 대하여 생태계 기반 준정량적 및 정성적 자원평가 (tier 2)를 적용하여, 각 목표별 지표에 대한 평가를 수행하여 평가점수를 구하였다 (Table 14 and Table 15). tier 2 분석에서 각 목표에 대한 세부 지표는 크게 해당 종의 생태학적 특징 및 생태계 내의 지위를 평가하는 부분과 어업활동에 의하여 조절되는 부분으로 나뉜다. tier 2에 적용된 대형선망어업의 주요 어획 종들은 어류로서 최고연령 및 최대체장이나 성숙연령 및 체장에서 대부분 낮은 값을 가졌으나, 반면에 포유류인 상괭이는 높은 값을 나타냈다. 많은 지표들에 대한 평가의 기준은 각 종의 생태학적 특징에 따라 결정되는데, 생활주기가 짧을수록 회복력이 높다고 판단되므로 평가 종들이 어업의 영향에 대하여 안전한 것으로 생각된다.

Table 14와 Table 15는 각 지표별 평가는 자료가 부족한 경우에는 평가종 모두 높은 위험도를 가지는 것으로 가정하여 평가하였다.

Table 14. 1990년도 대형선망어업 주요 6종에 대한 생태계 기반 2단계 자원평가 적용결과

Objective	Attribute	Indicator	Finless porpoise	Horse mackerel	Common squid	Hairtail	Spanish mackerel	Yellowtail
Sustainability	Biomass	CPUE	2	1	1	1	1	1
	Fishing intensity	Precautionary approach and sensitivity of stock assessment	2	1	1	1	2	2
		Restricted access	0	2	2	2	2	2
		Fishery monitoring and sampling	1	2	2	2	2	2
	Size at first capture	Fishing method	2	2	1	1	1	1
		Size at entry	2	1	2	2	2	2
	Genetic structure	Population structure	2	2	2	2	2	2
	Life history characteristics	Maximum age or age at maturity	1	0	0	0	0	0
		Adult habitat overlap with juvenile	2	1	1	0	0	0
	Management	Management plan for fishery	2	1	2	2	2	2
		Management of IUU fishery	1	0	2	2	2	2
	Recovery	Recovery plan and period for depleted stocks	2	2	2	2	2	2

Table 14. 계속

Objective	Attribute	Indicator	Finless porpoise	Common mackerel	Horse mackerel	Common squid	Hairtail	Spanish mackerel	Yellowtail
Biodiversity	Gear restrictions and avoidance tactics	Gear restrictions and avoidance tactics for non-target species	2	1	1	1	1	1	1
	Bycatch	Bycatch	2	2	2	2	2	2	2
	Discards	Discard	2	2	2	2	2	2	2
	Diversity	No. of species	2	1	1	1	1	1	1
	Integrity of functional group	Functional group composition	1	1	1	2	1	1	1
Habitat	Habitat damage	Influence of benthic habitat of fishing gear	1	1	1	0	2	0	0
		Pollution of habitat	2	1	2	1	2	2	2
		Lost fishing gear	2	2	2	2	2	2	2
	Discarded wastes	Discarded wastes	2	2	2	2	2	2	2
	Habitat protection	Gear restrictions for critical habitat	2	2	2	1	2	2	2
	Habitat recovery	Recovery of physical habitat	2	2	2	2	1	2	2
		Recovery of biological habitat	2	0	2	2	1	2	2

Table 15. 2004년도 대형선망어업 주요 6종에 대한 생태계 기반 2단계 자원평가 적용결과

Objective	Attribute	Indicator	Finless porpoise	Horse mackerel	Common squid	Hairtail	Spanish mackerel	Yellowtail
Sustainability	Biomass	CPUE	1	1	1	1	1	1
	Fishing intensity	Precautionary approach and sensitivity of stock assessment	0	0	0	1	1	2
		Restricted access	0	1	1	1	1	1
		Fishery monitoring and sampling	1	1	1	2	2	2
	Size at first capture	Fishing method	0	0	0	0	0	1
		Size at entry	0	2	2	2	2	2
	Genetic structure	Population structure	2	2	2	2	2	2
		Life history characteristics	Maximum age or age at maturity	1	0	0	0	0
	Adult habitat overlap with juvenile		1	0	0	0	0	0
	Management	Management plan for fishery	0	0	0	1	2	1
		Management of IUU fishery	1	1	2	2	2	2
	Recovery	Recovery plan and period for depleted stocks	2	2	2	2	2	2

Table 15. 계속

Objective	Attribute	Indicator	Finless porpoise	Common mackerel	Horse mackerel	Common squid	Hairtail	Spanish mackerel	Yellowtail
Biodiversity	Gear restrictions and avoidance tactics	Gear restrictions and avoidance tactics for non-target species	2	1	1	1	1	1	1
	Bycatch	Bycatch	1	1	1	2	2	2	2
	Discards	Discard	1	2	2	2	2	2	2
	Diversity	No of species	1	0	0	0	0	0	0
	Integrity of functional group	Functional group composition	2	0	1	1	1	1	1
Habitat	Habitat damage	Influence of benthic habitat of fishing gear	0	0	0	0	2	0	0
		Pollution of habitat	2	2	2	2	2	2	2
		Lost fishing gear	0	0	0	1	0	0	0
	Discarded wastes	Discarded wastes	2	1	2	2	2	2	2
	Habitat protection	Gear restrictions for critical habitat	2	1	1	1	2	2	2
	Habitat recovery	Recovery of physical habitat	0	2	2	1	0	0	0
		Recovery of biological habitat	0	2	1	1	0	0	0

대형선망어업의 대상 어종 중 고등어와 전갱이가 TAC 대상종으로 매년 자원평가와 관리가 이루어지고 있으므로 낮은 위험도로 평가되었다. 대형선망어업의 주요 어획종들은 현재는 TAC 대상종이 아니지만, TAC 관리체제가 점차 확대되어 관리 종으로 편입될 예정인 오징어를 비롯한 TAC 대상종은 아니지만 상업 종으로 경제적 가치가 높은 어종들이 많으므로 읍저버를 활용한 표본조사가 수행되고 있었다. 어획 대상 종들은 대부분 표층회유성 어종들로 자치어의 산란, 성육장과 성어의 서식처의 일치 가능성이 낮지만, 어구와 어법의 특성 상 발견한 어류군집을 그물로 둘러싸서 어획하므로 어구에 의한 어류의 체장별 분류가 불가능하여 미성어의 비율이 높은 단점을 가진다. 읍저버들에 의한 중요종들의 모니터링이 있지만, 부수어획이나 폐기율에 대한 정확한 자료가 부족하였다. 대형선망어업의 어법과 어구가 서식처에 미치는 영향은 적은 것으로 평가되었다.

Table 16은 대형선망어업에 적용한 tier 2의 각 목표별 지표를 중요도에 대해서 가중평균한 결과를 나타낸 것이다. TAC 프로그램의 도입이전인 1990년보다 도입이후인 2004년이 지속성, 생물다양성 및 서식처의 모든 목표별 위험도지수가 낮아진 것으로 평가되었다. TAC 프로그램이 도입된 후 대형선망어업에서 어획종들의 현 상태를 평가한 2004년의 결과는 평가된 모든 종들의 종위험도지수가 저위험도로 평가되었으며, 그 중 주요 목표종인 고등어, 전갱이가 가장 낮은 값을 가졌다. 이것은 TAC 대상종인 고등어와 전갱이는 자원관리나 조사가 잘 이루어지고 있어서 낮은 위험도를 나타내며, 어업관리가 잘 이루어지고 있다는 것을 나타낸다. 그리고 살오징어는 2007년도부터 TAC 대상종으로 채택되면서 많은 조사가 되고 있으며, 본 연구의 어업관리 위험도 평가에서도 낮은 위험도를 나타내고 있다. tier 2에서 평가된 생물들은 종관리증진도면에서 1990년에 비하여 2004년이 약 20~50% 개선율을 나타내었으며, 평가된 6종 모두 통계학적으로 유의한 결과를 나타내었다. 어업위험도지수 (FRI)는 식 (3)을 사용하여 1990년에는 1.316, 2004년에는 0.719로 나타났다. 대형선망 어장에 대한 생태계 위험도 지수 (ERI)는 대상해역에서 수행되고있는 대형트롤이나 외끌이 기선저인망과 같은 다른 어업의 정보가 부족

하여 본 연구에서 추정할 수 없었다 (Table 17).

Table 16. 대형선망어업 주요 6종에 대한 목표별 위험도지수 (objectives risk index, ORI)

Species	1990			2004		
	ORI _S	ORI _B	ORI _H	ORI _S	ORI _B	ORI _H
Piness popose	1.609	1.800	1.769	0.565	1.400	0.923
Horse mackerel	1.217	1.400	1.769	0.783	1.000	0.923
Common squid	1.435	1.600	1.154	0.826	1.200	1.000
Hairtail	1.391	1.400	1.846	1.130	1.200	1.385
Spanish mackerel	1.522	1.400	1.538	1.217	1.200	0.923
Yellowtail	1.522	1.400	1.538	1.348	1.200	0.923

$$\lambda_S = 0.33, \lambda_B = 0.33, \lambda_H = 0.33$$

Table 17. 대형선망어업 주요 6종에 대한 종위험도지수 (species risk index, SRI) 및 관리증진도 (management status indices, MSI)

Species	SRI		MSI _S	Significance	FRI		MSI _F
	1990	2004			1990	2004	
Piness popose	1.695	0.848	50.00	**			
Horse mackerel	1.413	0.870	38.46	**			
Common squid	1.391	0.957	31.25	**	1.316	0.719	45.37
Hairtail	1.522	1.217	20.00	**			
Spanish mackerel	1.500	1.130	24.64	**			
Yellowtail	1.500	1.196	20.29	**			

* : denotes a significant difference at $\alpha = 0.05$ level

** : denotes a significant difference at $\alpha = 0.01$ level

NS : denotes non-significant difference

1990년 뿐만아니라 2004년에도 갈치, 삼치와 방어는 각각의 목표별 위험도지수 (ORI)와 종위험도지수 (SRI)가 1.155보다 높은 중간수준의 위험도를 나타내고 있다. 전반적으로 대형선망어업에 의해 어획되는 어종과 생태계의 상태는 양호한 것으로 나타났지만, 갈치, 삼치와 방어는 현재 뚜렷한 어업관리의 실행이나 대책들이 개발되고 있지 않은 상황이므로 상대적으로 높은 수준 위험도를 나타냈다 (Fig. 22). 갈치와 삼치는 총 어획량에서 대형선망어업이 차지하는 비율이 최대 20%를 넘지않으므로, 이들 종을 주 목표종으로 하는 어업에 대한 분석이 필요한 것으로 생각된다. 대형선망어업에서 방어가 어획되는 비율은 1999년부터 2006년까지 방어의 어획량을 어업별로 비교해본 결과 대형선망어업이 방어어획에 차지하는 비율이 최소 46%에서 최고 73%로 경년변동이 심하였다. 방어의 생태계 기반 자원관리 및 평가를 위해서는 대형선망어업 다음으로 높은 방어 어획량을 가지는 정치망어업에 대한 평가도 함께 이루어져야할 것으로 생각된다.

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 방법이기도 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.

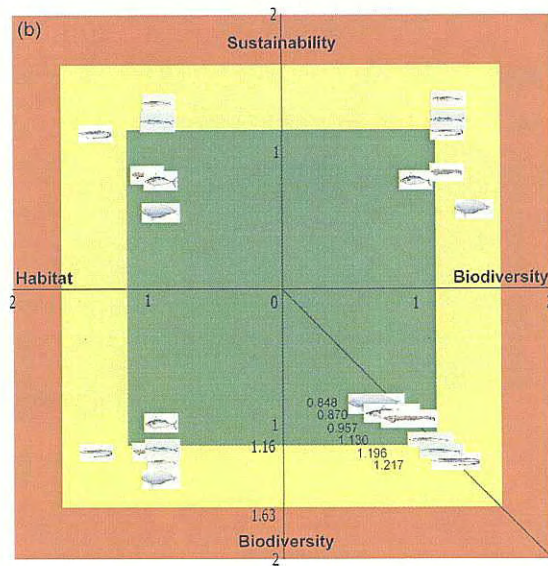
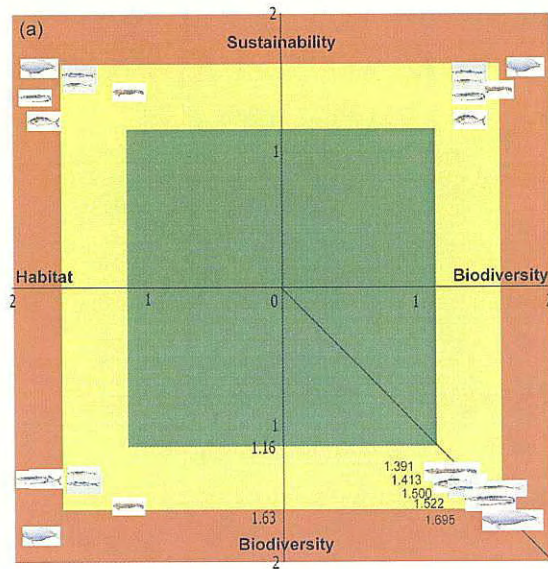


Fig. 22. 한국 대형선망어업의 주요 6종에 대한 목표별 위험도지수 다이어그램 ((a) 1990년, (b) 2004년).

나) tier 1의 정량적 평가

tier 1의 정량적 분석방법을 사용하여 한국 근해대형선망어업의 주목표종인 고등어를 평가하였다. 각 목표의 지표를 평가하는데 사용된 필요한 자료와 평가방법은 아래와 같다.

목표 1. 지속성

지표 1. 단위노력당어획량 (U)

상대자원량을 나타내는 지표인 단위노력당어획량 U 는 U_{ABC} 보다 크거나 같을 때 자원의 지속성을 유지하기에 좋은 상태이다. 대형선망어업의 대표적인 어종인 고등어는 1999년에 도입되어 2000년부터 총허용어획량 (TAC) 프로그램을 통하여 자원관리를 하고 있다. TAC는 생물학적허용어획량 (ABC)을 바탕으로 결정하게 되며, TAC는 ABC를 초과할 수 없다고 규정하고 있다 (국립수산과학원, 2005). 그러므로 2004년의 대형선망어업의 고등어에 대한 단위노력당어획량 U 인 21.30mt/haul이 U_{ABC} 와 같다고 가정할 수 있고 9.8mt/haul으로 U_{ABC} 보다 적고 \bar{U} 인 14.24mt/haul보다 적었다. U 에 대한 평가는 1990년은 Beyond Limit(2)로, 2004년은 Target(0)로 평가되었다.

지표 2. 어획량 (C)

TAC 프로그램을 통해 관리되는 대형선망어업 고등어의 어획량은 TAC 규정에 따라 어획량 C 는 ABC를 초과할 수 없도록 관리되고 있다. 2004년의 고등어 어획량은 22만톤으로 이 시기의 C 는 TAC 프로그램이 시행으로 ABC보다 작거나 같은 수준을 유지하여 Target(0)로 평가된다. TAC 프로그램 시행이전인 1990년의 고등어 어획량은 9만톤으로 2004년에 비하여 낮고, 어업 및 어종에 대한 관리가 전혀 이루어지지 않았던 시기이므로 Beyond Limit(2)로 평가하였다.

지표 3. 어획개시체장 (L)

대형선망어업의 고등어 어획개시체장 L 에 대한 자료는 최 (2003)의 연구에서 인용한 1996년부터 2001년까지의 고등어 월별 조사자료를 바탕으로 작성하였다. 이 지표는 이상적인 체장보다 어획개시체장이 클 때가 지표가 잘 수행되는 것으로 평가된다. 한국 근해대형선망어업에서 어획한 고등어의 최소체장을 어획개시체장으로 간주하였다. 1996년에는 19.7cm, 1997년에는 19.2cm이었으며, 1998년에는 11.3cm로 나타났다. 그리고 고등어의 무작위 추출법으로 표본 조사한 1999년부터 2001년까지의 어획개시체장은 1999년에는 21.0cm, 2000년에는 21.2cm이었으며, 2001년에는 24.3cm으로, 어획개시체장이 해마다 증가하고 있었다. 자료가 존재하는 2001년을 2004년으로 간주하여 적정어획개시체장 L_{opt} 은 Beverton and Holt 모델에 의하여 추정된 어획개시연령 (t_c)인 2.67세를 체장으로 변환한 31.2cm를 기준으로 하였다. 현재의 어획개시체장은 10% 변동범위인 28.1cm보다도 작은 것으로 나타났다. 그러므로 2004년과 자료가 존재하지 않는 1990년 두 해 모두 Beyond Limit(2)로 평가하였다.

지표 4. 산란개체군의 수 (SP)

1990년과 2004년 모두 산란개체군 수에 대한 연구가 없으므로, 고위험도인 Beyond Limit(2)로 평가하였다.

지표 5. 분포범위 (H)

고등어의 분포범위 변화 H 는 고등어가 어획되는 위치를 나타낸 그림을 참고하여 계산할 수 있다. 그림에서 위·경도 30분 간격의 각 어획지역에 고등어가 균등하게 분포함을 가정하여, 분포면적을 면적을 추정가능하다. 해당 해에 대한 자료가 존재 하였던 2004년에는 Target (1)로 자료가 존재 전혀 존재 하지 않았던 1990년에는 고위험도인 Beyond Limit(2)로 평가하였다.

지표 6. FIB index

FIB (fishery is balanced) index의 수식은 아래와 같다.

$$FIB = \log(Y_i \cdot (1/TE)^{TL_i}) - \log(Y_0 \cdot (1/TE)^{TL_0})$$

여기서, Y_i 는 i 년도의 어획량을 나타내고, TL_i 는 i 년도의 어획량에서 평균 영양단계를 나타낸다. TE 는 전환효율 (transfer efficiency)을 나타내며, 여기서는 $TE=0.1$ 을 사용한다 (Pauly and Christensen, 1995). Y_0 는 기준년도의 어획량을 나타내고, TL_0 는 기준년도의 어획량에서 평균 영양단계를 나타낸다 (Pauly et al., 2000)

위의 수식을 사용하여 1999년부터 2002년까지의 FIB index를 계산하였다. 기준년도는 고등어 어획량이 가장 높았던 1996년을 제외한, 1990년부터 2006년까지 평균 해로 하였다. 1990년부터 2006년까지 평균 FIB 값인 -0.01을 FIB_{target} 으로 하였으며, 1990년은 0.22, 그리고 2004년은 0.00으로 두 해 모두 저위험도인 Target(0)로 평가되었다.

지표 7. FRP index

잠재재생산력(Fish Reproduction Potential, FRP)은 성어 자원들이 재생산에 참여할 수 있는 가능성을 표시하는 생태계 지표이다. 수식은 다음과 같다 (이 등, 2007).

$$FRP \text{ index} = \log \left\{ \frac{Y_i \cdot MR_i}{q \cdot f_i} \right\} - \log \left\{ \frac{Y_0 \cdot MR_0}{q \cdot f_0} \right\}$$

여기서, Y_i 는 i 년도의 어획량을 나타내고, MR_i 는 i 년도의 성어 비율, Y_0 는 기준년도의 어획량, MR_0 는 기준년도의 성어 비율, q 는 어획능률, 그리고 f_i 와 f_0 는 i 년도의 어획노력량과 기준년도의 어획노력량을 각각 나타낸다 (이 등, 2007).

위의 수식을 사용하여 1990년부터 2006년까지의 FRP index를 계산하였다. 기준년도는 고등어 최대 어획시기인 1996년을 제외한, 1990년부터 2006년까지 평균 해로 하였다. 1990년은 -0.13, 그리고 2004년은 0.21로 1990년에 비하

여 2004년이 재생산력이 높아진 것으로 판단된다. FRP_{target} 은 0.02로 1990년의 FRP보다 크므로 고위험도인 Beyond Limit(2)로 평가되었다. 2004년은 FRP_{target} 보다 크므로 저위험도의 Target(0)로 평가하였다.

지표 8. 생태계 총생산량 (P)

생태계 총생산량은 Ecopath model을 이용하여 추정할 수 있으며, 현재 연구된 바가 없으므로, 고위험도인 Beyond Limit(2)로 평가하였다.

목표 2. 생물다양성

지표 1. 혼획률 (BC/C)

대형선망어업의 대표 어종인 고등어를 목표종으로 보고 기타로 분류된 종들을 제외한 나머지 전 어종을 혼획종으로 가정하였다. 대형선망어업에는 어류 외에도 오징어를 비롯한 두족류 또는 갑각류, 패류 등이 일부 혼획되며, 혼획량은 1990년 BC/C가 0.641, 그리고 2004년 BC/C가 0.193으로 계산되었다. 최고 고등어 어획량을 나타낸 1996년을 제외하고, 1990년부터 2006년까지 평균 0.319를 BC/C_{target} 라 하면, $1.05 BC/C_{target}$ 보다 큰 1990년은 고위험도인 Beyond Limit(2)로, $1.05 BC/C_{target}$ 보다 작은 2004년은 저위험도의 Target(0)로 평가하였다.

지표 2. 폐기율 (D/C)

대형선망어업의 폐기율 D에 대한 정보를 알 수 없으므로, 전체 어획량의 0.01% 미만을 차지하는 동들이나 상업적으로 이용이 가능하지 않은 종들은 기타로 분류되며 (황 등, 2001), 이를 폐기율 D로 가정하여 적용하였다. 폐기율은 1990년 D/C가 0.100, 그리고 2004년 D/C가 0.008으로 계산되었다. 최고 고등어 어획량을 나타낸 1996년을 제외하고, 1990년부터 2006년까지 평균 0.043를 D/C_{target} 라 하면, $1.05 D/C_{target}$ 보다 큰 1990년은 고위험도인 Beyond Limit(2)로, $1.05 D/C_{target}$ 보다 작은 2004년은 저위험도의 Target(0)로 평가하였

다.

지표 3. 생태계 평균영양단계 (TL)

대형선망어업에 대한 생태계 평균영양단계 TL은 선망어업으로 어획되는 모든 종들의 영양단계를 사용하여 추정하였다 (장과 이, 2004). 1990년 TL은 3.51이었으며, 2004년 TL은 0.52로 계산되었다. 최고 고등어 어획량을 나타낸 1996년을 제외하고, 1990년부터 2006년까지 평균 0.50을 TL_{target} 이라 하면, 1990년과 2004년 두 해 모두 저위험도인 Target(0)로 평가하였다.

지표 4. 다양도지수 (DI)

다양도지수 DI는 Shannon and Wiener (1963)에 의한 종다양도지수 (Species diversity index)를 이용하여 계산하였다.

$$H = - \sum_{i=1}^S P_i \cdot \ln P_i$$

여기서, S는 총 출현 종수이고, P_i 는 총 출현 개체수에 대한 종 i 개체수이다.

대형선망어업의 어획물에 대한 중량자료뿐 이므로 개체수를 산정하기에는 무리가 따른다. 하지만 개체수가 중량에 비례한다고 가정하면, 중량을 개체수로 환산하여 계산하지 않고 종다양도지수 방정식에 개체수 대신에 어획물의 중량을 넣어 계산할 수 있다.

$$DI = - \sum_{j=1}^N P_j \cdot \ln P_j$$

여기서, N는 어획물의 구성 종수이고, P_j 는 총 어획중량에 대한 종 j 어획 중량이다.

어획중량자료를 사용하여 계산한 DI는 1990년에는 1.643이었으며, 2004년에는 0.857로 계산되었다. 최고 고등어 어획량을 나타낸 1996년을 제외하고,

1990년부터 2006년까지 평균 1.281을 DI_{target} 이라 하면, 1.05 DI_{target} 보다 큰 1990년은 저위험도의 Target(0)로, 1.05 D/C_{target} 보다 작은 2004년은 고위험도인 Beyond Limit(2)로 평가하였다.

지표 5. 어획물 외래종/고유종 비율 (I/T)

어획물의 외래종/고유종을 비율은 기후변동이나 regime shift 등으로 인한 해양의 변동에 의한 것으로 생각되어지며, 이러한 해양환경의 변동이 가속화되면 외래종/고유종의 비율이 증가할 것이다. 하지만 현재 대형선망어업의 어획물의 종 조성은 어획량이 많은 종의 경우만 구체적이며, 어획량이 적은 폐기, 혼획 또는 외래종들 대부분 기타로 분류된다. 그러므로 평가에서는 1990년과 2004년 모두 고위험도인 Beyond Limit(2)로 평가하였다.

목표 3. 서식처

서식처에 대한 평가는 앞선 두 목표와 같이 대상어업과 어종에 대한 평가이다. 대형선망어업의 고등어에 대한 조업시 사용되는 어구 및 어법 변화, 고등어 산란장 또는 서식처 등에 변동에 대한 정보 및 자료의 부족으로 tier 1을 통한 1990년과 2004년의 서식처의 변화를 판단하는 것으로 어려울 것으로 판단된다. 그러므로 대형선망어업에 대한 일반적인 정보와 이해를 바탕으로 1990년과 2004년의 서식처를 평가하였다.

지표 1. 서식처 훼손율 (HD)

대형선망어업은 표층 또는 표층 부근에 어군을 형성하는 어류를 주 대상으로 그물을 둘러쳐 포위한 다음 어군이 그물 아래쪽과 옆쪽으로 도피하는 것을 방지하면서 점차 범위를 좁혀 잡는다. 선망어업은 서식처에 대한 직접적인 피해를 끼치지 않으므로, 1990년과 2004년 두 해 모두 Target(0)로 평가하였다.

지표 2. 산란·보육장의 오염도 변화 (POL)

산란·보육장의 오염도 변화 POL를 나타내는 기준점은 오염이 심하였던 기준년도를 정하여 현재의 오염도를 이 시기와 비교하여 결정한다. 각 기준점의 구분은 기준년도의 10%가 되는 POL으로 정하였다. 대형선망어업의 목표종에 대한 POL 정보가 없으므로, 1990년과 2004년 두 해 모두 고위험도인 Beyond Limit(2)로 평가하였다.

지표 3. 어구유실 (Ghost fishing)

대형선망어업은 두리어구류를 사용하여, 자망이나 정치망 등과 같은 타 어구에 비하여 조업시 어구유실이 거의 나타나지 않으므로, 1990년과 2004년 두 해 모두 Target(0)로 평가하였다.

지표 4. 어업폐기물 (DW)

대형선망어업의 어업폐기물에 대하여 현재 연구된 바가 없으므로, 1990년과 2004년 두 해 모두 고위험도인 Beyond Limit(2)로 평가하였다.

지표 5. 금어장 (PA)

주목표종인 고등어 대한 금어기나 금어장에 관한 적합성 판단은 산란기가 5-7월이고, 주어획시기가 9-12월이어서 금어기의 설정이 가능할 것으로 생각된다. 하지만 대형선망어업의 어법의 특성상 전갱이 및 정어리 등과 함께 어획되므로, 이 어종의 주어획시기가 약간씩 차이가 있기 때문에 금어기의 설정이 신중하게 검토되어한다 (국립수산과학원, 2005). 하지만 대형선망어업에 대한 금어장에 대한 논의가 없으므로, 1990년과 2004년 두 해 모두 PA는 Target(0)로 평가하였다.

지표 6. 인공어초의 수

대형선망어업의 주된 목표종이 소형부어류로서 어업에 의한 서식처 훼손이 없으므로, 인공어초를 이용한 물리적 서식처에 대한 회복방안이 필요하지 않다. 1990년과 2004년 두 해 모두 Target(0)로 평가하였다.

지표 7. 인공해조장의 면적

생물학적 서식처 회복을 나타내는 기준점인 인공해조장 면적 역시 위의 지표 10과 동일하며, 1990년과 2004년 두 해 모두 Target(0)로 평가하였다.

Fig. 23은 고등어의 목표별 위험도지수를 사용해서 생물종들의 상태를 나타낸 것이다. tier 1을 한국 근해대형선망어업의 고등어에 대하여 적용한 결과 각 목표에 대한 평가결과는 1990년에 yellow 또는 red zone에 위치하던 고등어가 2004년의 목표별 위험도지수가 모두 green zone에 위치하였다.

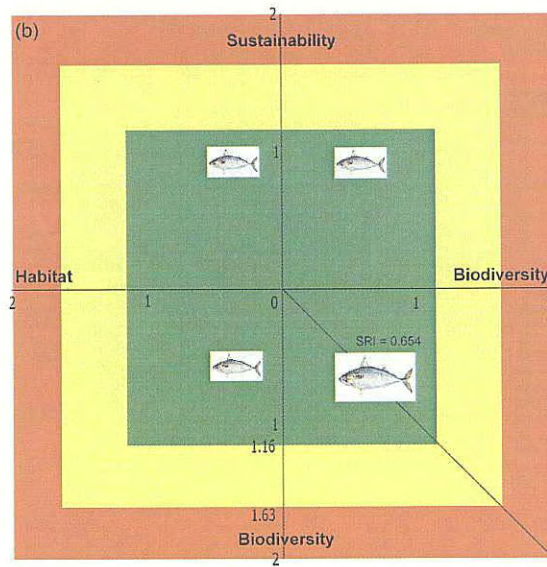
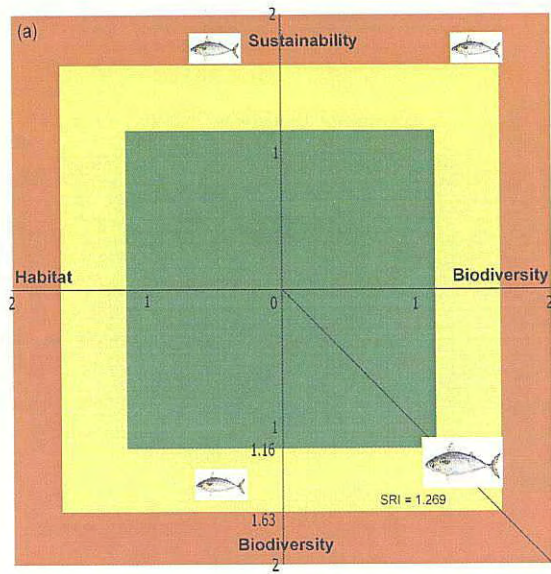


Fig. 23. 대형선망어업 고등어에 대한 목표별 위험도지수 다이어그램 ((a) 1990년, (b) 2004년).

각 지표들에 대한 평가결과를 Table 18에 나타내었다. 각 지표의 결과를 이용하여 대형선망어업 고등어의 목표별 위험도지수 (ORI)를 계산하였다. tier 1에 의해 평가된 대형선망어업에 어획되는 고등어의 목표별 위험도지수 (ORI)는 1990년에는 지속성 1.800, 생물다양성 1.429, 그리고 서식처 0.666으로 평가되었다. 2004년의 ORI는 지속성 0.800, 생물다양성 0.571, 그리고 서식처 0.666으로 평가되었다. 종위험도지수 (SRI)는 1990년은 1.386, 그리고 2004년은 0.714로 나타났으며, 1990년에 비하여 2004년은 각 목표에 대한 목표별 위험도지수에서 중·고위험도 평가의 기준인 1.155과 1.633보다 낮은 것으로 보아 생태계를 기반으로 양호한 어업을 수행하고 있는 것으로 판단된다. 1990년과 2004년 사이의 목표 및 종관리증진도 MSI는 서식처를 제외하고 약 50%의 개선율을 나타내었다. 1990년과 2004년에 각각 평가된 지표들을 이용하여 paired-sample t-test 결과 지속성을 제외한 나머지 항목에 대해서는 통계학적으로 유의하지 않았다. 이것은 TAC 프로그램의 시행이전과 이후 시기의 목표종의 자원관리를 제외한 나머지 부분에서는 의미있는 관리와 증진이 이루어지지 않는다는 것을 의미한다 (Table 19).

대형선망어업은 자원의 지속성을 위하여 TAC 프로그램의 도입 등 목표종에 대한 자원관리가 잘 되어 있으며, 어구와 어법의 특성상 서식처에 대한 피해를 최소화하는 장점을 가지고 있다. 하지만 산란개체군, 혼획, 폐기량 및 외래종, 어업폐기물 등에 대한 정보가 부족하였다. 따라서, 정보가 부족하거나 높은 값을 가지는 지표들에 대한 구체적이고 체계적인 조사와 연구가 요구된다.

Table 18. 대형선망어업 고등어에 대한 생태계 기반 1 단계 자원평가 적용결과

Objective	Attribute	Indicator	Result of assessment	
			1990	2004
Sustainability	Biomass	CPUE (U)	2	0
	Fishing intensity	Catch (C)	2	0
	Size at first capture	Length at first capture (L)	2	2
	Genetic structure	No. of spawning populations (SP)	2	2
	Habitat size	Habitat size (H)	1	2
	Community structure	FIB index	0	0
	Reproductive potential	FRP index	2	0
	Productivity	Total production of ecosystem (P)	2	2
Biodiversity	Bycatch	Bycatch rate (BC/C)	2	0
	Discards	Discard rate (D/C)	2	0
	Trophic level	Mean trophic level (TL)	0	0
	Diversity	Diversity index (DI)	0	2
	Integrity of functional group	Invasive/Traditional species in catch (I/T)	2	2
Habitat	Habitat damage	Critical habitat damage rate (HD)	0	0
		Pollution rate of spawning and nursery ground (POL)	2	2
		Lost fishing gear (Ghost fishing)	0	0
	Discarded wastes	Discarded wastes (FW)	2	1
	Habitat protection	Prohibited area from fishing (PA)	0	0
	Habitat recovery	No. of artificial reefs	0	0
		Area of artificial seaweed bed	0	0

Table 19. 대형선망어업 고등어에 대한 목표별 위험도지수 (objectives risk index, ORI) 및 관리증진도 (management status indices, MSI)

Objective	ORI		MSI _o	Significance
	1990	2004		
Sustainability	1.727	0.909	47.37	*
Biodiversity	1.429	0.571	60.00	NS
Habitat	0.500	0.375	25.00	NS
SRI	1.269	0.654	45.45	**

* : denotes a significant difference at $\alpha < 0.05$ level

** : denotes a significant difference at $\alpha < 0.01$ level

NS : denotes non-significant difference

나. 통영바다목장

통영바다목장의 자원조성어종인 볼락과 조피볼락을 주목표종으로 하여 생태계 기반 자원평가를 적용하였다. 2006년 현재 통영바다목장 해역에서 주목표어종인 볼락과 조피볼락에 대하여 정치성구획, 외줄낚시, 통발어업이 주로 행해지고 있으며, 전체 어획량 중 외줄낚시가 차지하는 비율은 볼락은 79%였으며 조피볼락은 27%를 차지하였다 (국립수산과학원, 2005). 조피볼락의 경우 외줄낚시 어업의 비중이 낮지만 볼락의 어획량이 조피볼락에 약 3배를 차지하므로, 생태계 기반 자원평가의 주된 어업으로 선정하였다. 먼저 준정량적 및 정성적인 tier 2 평가는 1999년부터 2004년까지 외줄낚시어업에서 어획량이 많으며, 최근 5개년간 지속적으로 어획되는 종을 선정하여 평가하였다. 대상종으로는 볼락, 참돔, 조피볼락, 농어, 감성돔, 방어, 돌돔이다. 외줄낚시어업의 볼락과 조피볼락에 대한 tier 1 평가는 통영바다목장 조성 이전인 1998년과 조성 이후인 2006년으로 구분하여 수행하였다.

1) tier 2의 준정량적 및 정성적 평가

통영바다목장의 외줄낚시어업에 대하여 tier 2의 생태계 기반 자원평가를 적용하였다. 각 지표별 평가 결과와 목표별 위험도지수와 종위험도지수를 각각 Table 20, Table 21 그리고 Table 22에 나타내었다. 각 지표의 평가는 Table 7을 기준으로 평가되었으며, tier 1과 달리 tier 2의 준정량적 및 정성적인 평가이므로 정확한 자료가 없는 경우는 위험도가 높다고 가정하였다. 통영바다목장 해역은 어업생물과 서식처뿐만이 아니라 어업관리도 함께 이루어지고 있는 지역으로 특히 자원조성 어종인 볼락과 조피볼락은 집중적인 모니터링과 어업관리가 이루어지므로 위험도가 낮은 것으로 평가되었다. 자원조성이외의 종들은 대부분 정착성 어종들로 이동범위가 작아서 통영바다목장의 관리수면 내에서 주로 서식하므로 위험도가 낮은 것으로 평가되었다. 대상어업인 외줄낚시어업의 특성상 어획노력이 타 어법에 비하여 낮으며, 어구나 어법으로 인한 서식처의 영향은 적지만 어구가 유실 될 경우 유령어획이 일어날 수 있으므로 중간 정도의 위험도를 가지는 것으로 평가되었다. 한 번

의 양망으로 대량으로 많은 어종을 어획하지 않으므로 부수어획이 적어서 모든 어획 종의 모니터링이 손쉬운 특징을 가진다. 그러나 폐기되는 종에 대한 정보의 부족과 어구의 제한 등으로 어종이나 크기를 선별할 수 없는 단점으로 가진다.

Table 20. 1998년도 통영바다목장의 주요 6종에 대한 생태계 기반 2단계 자원평가 적용결과

Objective	Attribute	Indicator	Black rockfish	Red seabream	Common seabass	Black seabream	Yellowtail	Rock bream
Sustainability	Biomass	CPUE	2	2	2	2	1	2
	Fishing intensity	Precautionary approach and sensitivity of stock assessment	2	2	2	2	2	2
		Restricted access	1	1	1	1	2	1
		Fishery monitoring and sampling	2	2	2	2	2	2
	Size at first capture	Fishing method	2	2	2	2	1	2
		Size at entry	2	2	2	2	2	2
	Genetic structure	Population structure	2	2	2	2	2	2
	Life history characteristics	Maximum age or age at maturity	0	0	0	0	0	0
		Adult habitat overlap with juvenile	1	1	0	1	0	1
	Management	Management plan for fishery	2	1	2	1	2	2
		Management of IUU fishery	1	2	2	1	2	2
	Recovery	Recovery plan and period for depleted stocks	2	2	2	1	2	2

Table 20. 계속

Objective	Attribute	Indicator	Black rockfish	Red seabream	Jacopever rockfish	Common seabass	Black seabream	Yellowtail	Rock bream
Biodiversity	Gear restrictions and avoidance tactics	Gear restrictions and avoidance tactics for non-target species	2	2	2	2	1	1	2
	Bycatch	Bycatch	2	2	2	2	1	2	2
	Discards	Discard	2	2	2	2	2	2	2
	Diversity	No. of species	1	1	1	2	2	1	2
	Integrity of functional group	Functional group composition	2	1	2	2	2	1	2
Habitat	Habitat damage	Influence of benthic habitat of fishing gear	0	2	1	2	1	0	1
		Pollution of habitat	1	1	1	1	1	2	1
		Lost fishing gear	2	2	2	2	2	2	2
	Discarded wastes	Discarded wastes	2	2	2	2	2	2	2
	Habitat protection	Gear restrictions for critical habitat	2	2	2	2	2	2	2
	Habitat recovery	Recovery of physical habitat	2	2	2	2	2	2	2
		Recovery of biological habitat	2	2	2	2	2	2	2

Table 21. 2006년도 통영바다목장의 주요 6종에 대한 생태계 기반 2단계 자원평가 적용결과

Objective	Attribute	Indicator	Black rockfish	Red seabream	Common seabass	Black seabream	Yellowtail	Rock bream
Sustainability	Biomass	CPUE	2	2	2	2	2	2
	Fishing intensity	Precautionary approach and sensitivity of stock assessment	0	1	1	1	1	1
		Restricted access	0	0	0	0	0	0
		Fishery monitoring and sampling	0	1	1	1	1	1
	Size at first capture	Fishing method	0	0	0	0	0	0
		Size at entry	0	2	2	2	2	2
	Genetic structure	Population structure	2	2	2	2	2	2
	Life history characteristics	Maximum age or age at maturity	0	0	0	0	0	0
		Adult habitat overlap with juvenile	1	1	0	1	0	1
	Management	Management plan for fishery	0	1	1	1	1	1
		Management of IUU fishery	0	0	0	0	0	0
	Recovery	Recovery plan and period for depleted stocks	0	1	1	1	1	1

Table 21. 계속

Objective	Attribute	Indicator	Black rockfish	Red seabream	Jacopev er rockfish	Commo n seabass	Black seabream	Yellowta il	Rock bream
Biodiversity	Gear restrictions and avoidance tactics	Gear restrictions and avoidance tactics for non-target species	0	0	0	0	0	0	0
	Bycatch	Bycatch	0	1	0	1	1	1	1
	Discards	Discard	2	2	2	2	2	2	2
	Diversity	No. of species	0	0	0	0	0	0	0
	Integrity of functional group	Functional group composition	0	0	0	0	0	0	0
Habitat	Habitat damage	Influence of benthic habitat of fishing gear	0	0	0	0	0	0	0
		Pollution of habitat	0	0	0	0	0	0	0
		Lost fishing gear	1	1	1	1	1	1	1
	Discarded wastes	Discarded wastes	2	2	2	2	2	2	2
	Habitat protection	Gear restrictions for critical habitat	0	0	0	0	0	0	0
	Habitat recovery	Recovery of physical habitat	0	0	0	0	0	0	0
		Recovery of biological habitat	0	0	0	0	0	0	0

Table 22. 통영바다목장의 주요 6종에 대한 목표별 위험도지수 (objectives risk index, ORI)

Species	1998			2006		
	ORI _S	ORI _B	ORI _H	ORI _S	ORI _B	ORI _H
Black rockfish	1.435	1.800	1.538	0.217	0.600	0.385
Red seabream	1.565	1.200	1.538	0.565	0.800	0.846
Common seabass	1.522	1.800	1.769	0.565	0.900	0.923
Black seabream	1.435	1.600	1.769	0.739	0.800	0.923
Yellowtail	1.435	1.400	1.769	0.696	0.400	0.692
Rock bream	1.565	1.600	1.769	0.478	0.600	0.538

$$\lambda_S = 0.33, \lambda_B = 0.33, \lambda_H = 0.33$$

Fig. 24는 각 지표별 목표를 평가한 결과를 이용하여 계산된 목표별 위험도지수 (ORI)를 이용하여 나타낸 그림이다. 앞서 평가한 대형선망어업에 대한 것과 동일한 방법이 적용되었다. 통영바다목장의 외줄낙시어업에 대한 생태계 기반 자원평가 결과는 통영바다목장 설정하기 이전인 1998년은 평가종 대부분이 yellow 또는 red zone에 위치하였다. 통영바다목장의 설정으로 치어방류를 통한 자원 보호 및 관리와 보호수면을 통한 서식처관리를 통하여 2006년에는 선정된 6종 모두 green zone에 속하여 저위험도의 안정된 생태계와 서식처를 가지는 것으로 평가되었다 (Fig. 24). 2006년에 평가된 통영바다목장 해역의 자원조성 어종인 볼락과 조피볼락은 평가된 6종의 어류 중에서 지속성, 생물다양성 및 서식처 모두 낮은 ORI와 SRI로 평가되었다. 두 번째로 낮은 값을 나타낸 종은 성육장 또는 산란장과 서식처의 일치도가 낮은 회유성 어종인 농어와 방어였으며, 상대적으로 높은 위험도를 나타낸 종들은 이동성이 적은 돝류로 나타났다. 1998년과 2006년 사이의 관리증진도는 약 54~77%가 개선되었다. 이 두 해 사이의 관리증진도의 통계학적 유의성을 paired-sample t-test를 이용하여 계산한 결과, 평가된 6종 모두 통계학적으로 유의한 결과를 나타내었다. 어업위험도지수 (FRI)는 식 (3)을 사용하여 1998년에는 1.582, 2006년에는 0.588로 나타났다. 통영바다목장의 생태계 위험도지수 (ERI)는 대상생태계 내에서 수행되고 있는 어업이 외줄낙시뿐이므로 어업위험도 지수 (FRI)와 동일한 값을 나타내었다 (Table 23).

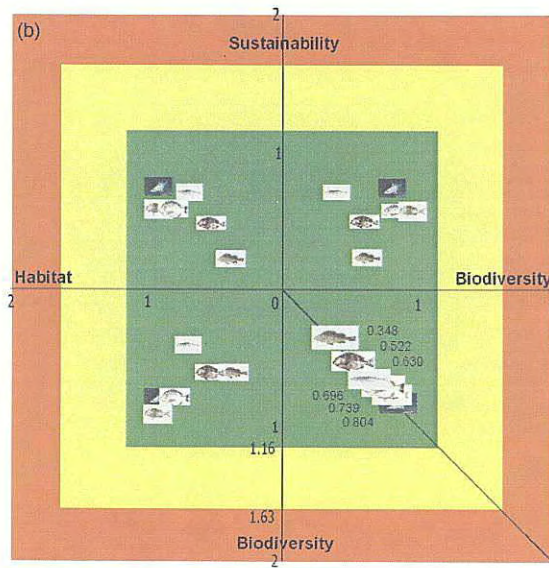
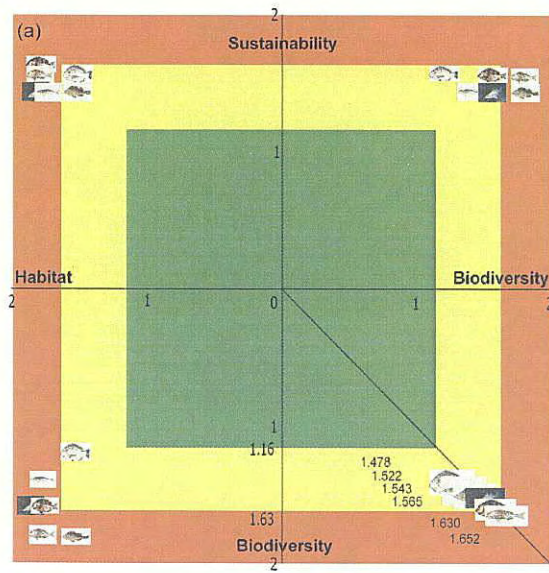


Fig. 24. 통영바다목장의 주요 6종에 대한 목표별 위험도지수 다이어그램 ((a) 1998년, (b) 2006년).

Table 23. 통영바다목장의 주요 6종에 대한 종위험도지수 (species risk index, SRI) 및 관리증진도 (management status indices, MSI)

Species	SRI		MSI _S	Significance	FRI		MSI _F
	1998	2006			1998	2006	
Black rockfish	1.543	0.348	75.08	**			
Red seabream	1.478	0.696	42.76	**			
Common seabass	1.652	0.739	44.13	**	1.582	0.588	62.81
Black seabream	1.565	0.804	41.03	**			
Yellowtail	1.522	0.630	54.51	**			
Rock bream	1.630	0.522	66.97	**			

* · denotes a significant difference at $\alpha = 0.05$ level

** · denotes a significant difference at $\alpha = 0.01$ level

NS : denotes non-significant difference

2) tier 1의 정량적 평가

목표 1. 지속성

지표 1. 자원상태 (B)

조피볼락의 1998년의 자원량은 110.5mt이고, 2006년은 833mt이었다. 조피볼락의 B_{40%}는 527.6mt이고, B_{35%}는 461.65mt로 추정되어, 1998년의 자원량은 B_{35%}보다 낮으므로 Beyond Limit(2)이고 2006년은 B_{40%}를 훨씬 넘어서는 값으로 Target(0)으로 평가되었다.

지표 2. 어획량 (C)

조피볼락의 2006년 어획량은 각각 6.9mt과 4.0mt이었으며, 같은 해는 아니지만 해양환경의 큰 변동이 없으므로 2005년에 추정된 ABC가 2006년에 동일하게 적용가능하다고 가정할 수 있다. 조피볼락은 ABC는 136~154mt으로, 어획량이 ABC보다 낮았으므로 두 해 모두 Target(0)으로 평가하였다.

지표 3. 어획개시연령 (T)

2004년에 추정된 통영바다목장 조성조피볼락의 어획개시연령은 0.93세로 Beverton and Holt (1957)의 가입당 생산량 모델로 추정된 적정어획개시연령은 1.5세로 추정되었다. 통영바다목장 조성 이전과 이후 모두 적정어획개시연령을 밑도는 수준으로 가정하여 둘 다 Beyond Limit(2)로 평가하였다.

지표 4. 산란개체군의 수 (SP)

산란개체군 수에 대한 연구가 없으므로, 본 연구에서는 Beyond Limit (2)로 평가하였다.

지표 5. 분포범위 (H)

분포범위에 대한 연구가 없으므로, 본 연구에서는 Beyond Limit (2)로 평가하였다.

지표 6. FIB index

어획량이 존재하는 2000년부터 2006년까지 FIB index를 계산하였다. 기준년도는 2000년부터 2006년의 평균값으로 설정하였다. 통영바다목장조성 이전의 어획량 자료가 없으므로 2000년의 자료를 조성 이전의 자료와 동일한 것으로 가정하여 평가하였다. FIB_{target} 이 0일 때, 2000년은 -0.863이고 2006년은 0.519로 계산되었다. 평가기준점인 FIB_{target} 은 2000년부터 2006년까지 평균 FIB index -0.304를 기준으로 하였으며, $0.9FIB_{target}$ 은 -0.274로 2000년보다 큰 값으로 통영바다목장 조성 이전 해는 Beyond Limit(2)로 평가되었다. +값을 가지는 2006년은 기준점이 -이므로 Target(0)에 해당한다.

지표 7. FRP index

조피볼락은 어획량이 2000년부터 존재하므로 2000년부터 2006년까지 FRP index를 계산하였다. 기준년도는 1999년부터 2006년의 평균값으로 설정하였다. 통영바다목장조성 이전의 어획량 자료가 없으므로 2000년의 자료를 조성 이전의 자료와 동일한 것으로 가정하여 평가하였다. FRP_{target} 이 0일 때, 2000년은 -0.850이고 2006년은 0.447로 계산되었다. 평가기준점인 FRP_{target} 은 2000년부터 2006년까지 평균 FRP index -0.298을 기준으로 하였으며, $0.9FRP_{target}$ 은 -0.268로 2000년보다 큰 값으로 통영바다목장 조성 이전 해는 Beyond Limit(2)로 평가되었다. +값을 가지는 2006년은 기준점이 -이므로 Target(0)에 해당한다.

지표 8. 생태계 총생산량 (P)

Ecopath 모델을 사용하여 생태계 총생산량을 추정하였다. 생태계 총생산량 (P)의 기준은 1998년도와 2006년도의 평균값인 $173,770\text{mt}/\text{km}^2/\text{yr}$ 을 사용하였다. 1998년도의 생태계 총생산량은 184,007로 \bar{P} 값보다 큼으로 Target (0)에 해당한다. 2006년도의 생태계 총생산량은 $163,533\text{mt}/\text{km}^2/\text{yr}$ 으로 추정되었다. 이 값은 평균 생태계 총생산량 $173,770\text{mt}/\text{km}^2/\text{yr}$ 과 평균값의 0.9배한 최저값 $156,393\text{mt}/\text{km}^2/\text{yr}$ 사이에 있으므로 Limit(1)에 해당한다.

목표 2. 생물다양성

지표 1. 혼획률 (BC/C)

통영바다목장 외줄낚시어업의 혼획율은 주목표종인 볼락과 조피볼락을 제외한 감성돔, 농어, 들돔, 방어, 삼치 등을 혼획종으로 가정하여 계산하였다. 통영바다목장의 외줄낚시에 의한 어획량 자료는 통영바다목장 조성사업 보고서를 참고하였다. 보고된 어획량은 1999년부터 2004년까지 존재하며, 통영바다목장 조성 이전의 외줄낚시에 의한 자료가 없으므로, 바다목장 조성 직후의 1999년 BC/C를 조성 이전의 값으로 가정하여 평가하였다. 통영바다목장 조성이후의 시기를 2004년으로 정하여 평가하였다. BC/C는 1999년에는 0.810, 2000년에는 0.638, 2001년에는 0.530, 2002년에는 0.621, 2003년에는 0.195였으며, 2004년에는 0.282로 계산되었다. 혼획율을 평가하는 기준점인 BC/C_{target} 은 통영바다목장 조성 시기동안 평균 BC/C인 0.511로 하였으며, $1.05BC/C_{target}$ 은 0.537이었다. 통영바다목장 조성 이전은 0.810으로 $1.05BC/C_{target}$ 보다 크므로 Beyond Limit (2)로 평가되었으며, 1999년 이후 BC/C가 지속적으로 낮아져서 조성이후 시기의 BC/C는 Target(0)로 평가되었다.

지표 2. 폐기율 (D/C)

통영바다목장의 외줄낚시어업의 특성은 무리를 이룬 어종을 대상으로 하는 것이 아니라 개별 어종을 낚는 어법으로 폐기율 D이 낮은 특징을 가진다. 통영바다목장 조성 이전과 이후에 대한 평가 자료는 혼획율의 평가와 동일하게 1999년과 2004년을 기준으로 하였다. 폐기되는 어종은 주목표종과 혼획되는 상업종을 제외한 기타로 표기되는 종을 폐기종으로 가정하였다. 1999년부터 2002년까지는 기타 종이 없었으며, 2003년과 2004년에는 기타 종의 어획량이 존재하였다. 2003년과 2004년의 D/C는 0.002였으며, 총 6개년의 평균 0.001을 D/C_{target} 으로 하였다. 두 해 모두 값이 작아 Target(0)으로 평가되었

다.

지표 3. 생태계 평균영양단계 (TL)

생태계 평균영양단계 TL는 통영바다목장에서 외줄낙시어업에서 어획되어지는 모든 종들의 영양단계를 사용하여 추정하였다 (장과 이, 2004). 통영바다목장 조성 이전의 외줄낙시에 의한 자료가 없으므로, 바다목장 조성 시작 해인 1999년의 TL을 조성이전과 동일하다고 가정하여 평가하였다. 외줄낙시어업의 TL은 3.640으로 1999년 이후 2003년까지 동일한 수준을 유지하였으며, 2004년은 3.565로 계산되었다. 1999년부터 2004년까지의 평균값인 3.265를 TL_{target} 으로 하였으며, 통영바다목장 조성 이전을 Target(0), 조성 이후는 TL_{target} 보다 작고 $0.9TL_{target}$ 보다 크므로 Limit(1)로 평가되었다.

지표 4. 다양도지수 (DI)

다양도 지수 DI는 1999년은 0.786, 2000년은 2.023, 2001년은 1.597, 2002년은 1.751, 2003년은 0.987이었으며, 2004년은 0.977로 추정되었다. DI_{target} 은 통영바다목장 조성 기간 동안의 평균 DI인 1.520으로 $0.9DI_{target}$ 은 1.368로 계산되었다. 통영바다목장 조성 이전과 이후 둘다 $0.9DI_{target}$ 보다 DI 값이 작으므로 Beyond Limit(2)로 평가되었다.

지표 5. 어획물의 외래종/고유종 비율 (I/T)

통영바다목장의 어획물에서 외래종/고유종 비율 I/T를 이용하여 서식하는 기능그룹의 조성을 알 수 있으며, 고유종은 통영바다목장이 조성 이전부터 이후의 기간동안 매해 어획되는 종들을 고유종으로 보고, 나머지 종들을 외래종으로 판단할 수 있다. 통영바다목장 조성 이전 시기와 조성 이후의 외줄낙시어업의 어획물의 종조성의 변화가 없으므로 두 해 모두 Target(0)으로 평가하였다.

목표 3. 서식처

지표 1. 서식처 훼손율 (HD)

통영바다목장에서 외줄낚시에 의한 어획이 주로 이루어지고 있다. 이 어구는 조업시 서식처에 미치는 영향이 미비하므로 Target(0)에 해당한다.

지표 2. 산란·보육장의 오염도 변화 (POL)

산란·보육장의 오염도 변화 POL를 나타내는 기준점은 오염이 심하였던 기준년도를 정하여 현재의 오염도를 이 시기와 비교하여 결정한다. 각 기준점의 구분은 기준년도의 10%가 되는 POL으로 정하였다. 통영바다목장의 대상종인 조피블락과 블락에 대한 POL 정보가 없으므로 본 연구에서는 Beyond Limit(2)로 평가하였다.

지표 3. 어구유실 (Ghost fishing)

통영바다목장에서 이루어지고 외줄낚시는 조업시 서식처에 미치는 영향은 적지만, 어구가 유실되기 쉬워 유령어획이 일어날 수 있으므로 Limit(1)으로 평가하였다.

지표 4. 어업폐기물 (DW)

통영바다목장의 어업폐기물에 대하여 현재 연구된 바가 없으므로, 본 연구에서는 Beyond Limit(2)로 평가하였다.

지표 5. 금어장 (PA)

통영바다목장 조성 해역은 관리수면과 보호수면이 설정되어 관리되고 있다. 위 해역에 바다목장 조성 및 보호수면의 설정은 과거 해당 해역이 영양염이 풍부하여 기초생산력이 높고, 블락, 참돔 등 각종 어족자원이 많은 지역이었으나, 최근들어 어족자원의 남획, 육지로부터의 산업 오·폐수 유입에 의한 오염원의 확산 등으로 해역의 기초생산력과 수산자원량이 크게 감소하였기 때문이다 (국립수산과학원, 1999). 그러므로 통영바다목장 조성 이전은 Beyond Limit(2)에 해당하며, 통영바다목장 내 보호수면이 설정된 이후 현재

2006년까지 보호수면으로 설정, 관리되고 있으므로 Target(0)로 평가하였다.

지표 6. 인공어초의 수

통영바다목장에서는 적정 어초 규모로 약 10,000m²로 조사되었으며, 주 자원조성 종인 조피볼락이 이동성이 크지 않음을 감안하여 많은 양을 수용하기 위하여 조성규모를 16,000m²으로 설정하였다. 조성면적은 9000m²로 4개의 단위어초로 구성되어 있다. (국립수산과학원, 1999). 통영바다목장 조성 이전 시기는 인공어초로 인한 서식처 회복이 요구되는 지역으로 선정되었으므로 Beyond Limit(2)로 평가하였다. 인공어초 설치면적은 1998년부터 매년 2,705~15,535m² 범위로 조성되었으며, 2004년까지 조성된 인공어초 면적은 62,265m²이다. 2005년에는 피라미드형 강제어초, 삼각뿔 강제어초 등이 투하되었거나 시설예정이다. 통영바다목장의 인공어초의 적정수에 대한 자료는 없지만, 매년 시설되고 있는 인공어초는 연구에 의해 위 해역에 적합한 형태로 매년 시공되고 있기 때문에 Target(0)로 설정하였다.

지표 7. 인공해조장의 면적

통영바다목장의 해조장 면적 역시 해역에 적합한 형태로 시설되고 있으므로 지표 8의 인공어초의 수와 동일하게 평가하였다.

각 지표들에 대한 평가결과를 Table 24에 나타내었다. 각 지표의 결과를 이용하여 통영바다목장 조피볼락의 목표별 위험도지수 (ORI)를 계산하였다. Fig. 25는 조피볼락의 목표별 위험도지수를 사용해서 생물종들의 상태를 나타낸 것이다. 통영바다목장의 자원조성 종인 조피볼락에 생태계 기반 자원평가를 적용한 결과, 조피볼락은 통영바다목장 조성 이전과 이후의 변동이 크게 나타났다. 조피볼락은 통영바다목장 조성 이전엔 1998년에는 자원의 지속성과 서식처에서 고위험도를 나타내는 red zone, 그리고 생물다양성에서 중위험도를 나타내는 yellow zone에 위치하였다. 통영바다목장 조성 이후인 2006년은 세 목표 모두 자원 및 생태계가 안전한 green zone에 위치하였다

(Fig. 25).

통영바다목장 조성 이전과 이후의 자원 및 생태계 환경의 얼마나 효율적으로 관리되었는가를 관리증진도 (MSI)를 사용하여 정량적으로 계산하였다. 통영바다목장 조피불락의 목표별 위험도지수를 이용한 목표 관리증진도는 약 50~75%의 개선율을 나타내었다. 종위험도지수는 1998년은 1.684, 2006년은 0.577로, 종관리증진도 (MSI_s)는 65.72로 통영바다목장 조성으로 인한 자원 및 생태계의 개선이 이루어졌음을 의미한다. paired-sample t-test 또는 Wilcoxon paired-sample test를 이용하여 각 목표 및 종관리증진도의 유의성을 검정할 수 있다. 검정결과는 지속성과 생물다양성에 대한 목표는 유의한 결과를 나타내었으나 서식처에 대한 부분은 유의하지 않았다. 종관리증진도에서도 유의한 결과를 나타내지 못하였다 (Table 25).

결론으로, 생태계 기반 2 단계 자원평가 시스템은 평가 대상어업이나 대상종의 자료나 정보의 수준에 따라 두 단계에서 평가가 가능하다. 그리고 자원평가 시스템에서 계산되는 각 목표별 위험도지수 (ORI)는 생태계 수준에서 종별 자원상태를 하나의 그래프로 보여 주는 장점을 가지고 있다. 또한 종위험도지수 (SRI)를 기준으로 종별로 1단계 평가의 필요성 여부를 결정할 수 있으며, 평가된 각 지표를 고려하여 자원 및 생태계환경의 관리가 가능하다. 생태계 기반 2 단계 자원평가 시스템의 목표별 위험도지수 (ORI), 종위험도지수 (SRI), 어업위험도지수 (FRI)와 생태계위험도지수 (ERI)는 식 (5a), 식 (5b), 식 (5c)와 식 (5d)를 사용하여 목표, 종, 어업 및 생태계간의 비교나 연도별 관리증진도 (MSI)를 측정하는데 사용가능하다.

Table 24. 통영바다목장 조피볼락에 대한 생태계 기반 1단계 자원평가 적용 결과

Objective	Attribute	Indicator	jacopever rockfish		
			1998	2006	
Sustainability	Biomass	Biomass (B)	2	0	
	Fishing	Catch (C)	0	0	
	first capture	Age at first capture	2	2	
	Genetic structure	No. of spawning populations (SP)	2	2	
	Habitat size	Habitat size (H)	FIB index	2	0
			FRP index	2	0
			Total production of ecosystem	0	1
Biodiversity	Bycatch	Bycatch rate (BC/C)	2	0	
	Discards	Discard rate (D/C)	0	0	
	Trophic level	Mean trophic level (TL)	0	1	
	Diversity	Diversity index (DI)	2	2	
	Integrity of functional group	Invasive/Traditional species in catch (I/T)	0	0	

Table 24. 계속

Objective	Attribute	Indicator	jacopever rockfish	
			1998	2006
Habitat	Habitat damage	Critical habitat damage rate (HD)	0	0
		Pollution rate of spawning and nursery ground (POL)	2	2
		Lost fishing gear (Ghost fishing)	1	1
	Discarded wastes	Discarded wastes (FW)	2	2
	Habitat protection	Prohibited area from fishing (PA)	2	0
	Habitat recovery	No. of artificial reefs	2	0
		Area of artificial seaweed bed	2	0

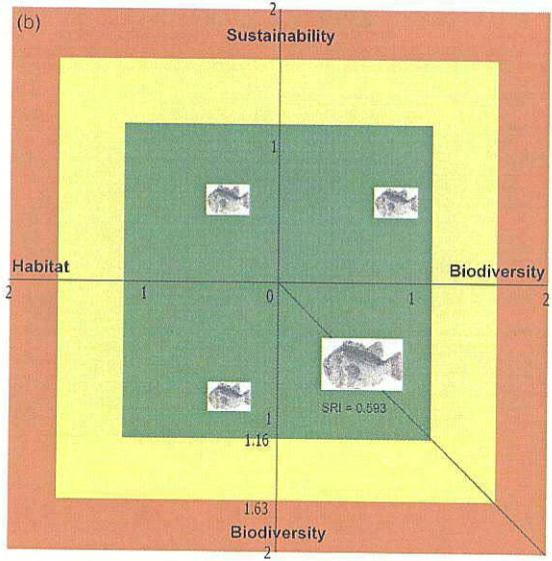
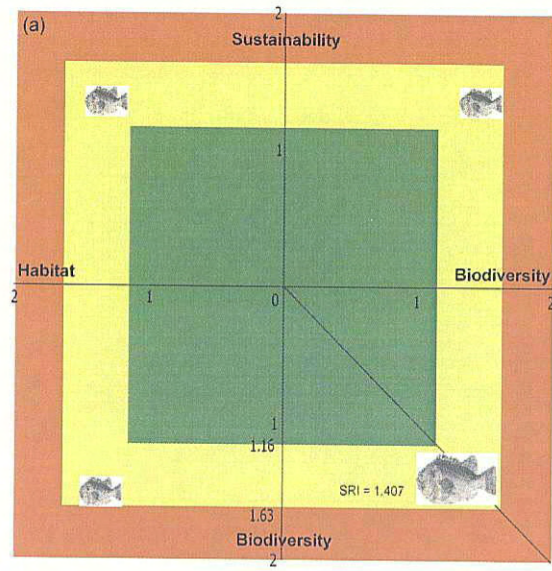


Fig. 25. 통영바다목장 조피블락에 대한 목표별 위험도지수 다이어그램 ((a) 1998년, (b) 2006년).

Table 25. 통영바다목장 조피볼락에 대한 목표별 위험도지수 (objectives risk index, ORI) 및 관리증진도 (management status indices, MSI)

Objective	ORI		MSI _o	Significance
	1998	2006		
Sustainability	1.333	0.583	56.25	*
Biodiversity	1.571	0.857	45.45	**
Habitat	1.375	0.375	72.73	*
SRI	1.407	0.593	57.89	**

* : denotes a significant difference at $\alpha < 0.05$ level

** : denotes a significant difference at $\alpha < 0.01$ level

NS : denotes non-significant difference

제 4 절 생태계 기반 자원관리를 위한 연구체계

1. 현재의 자원평가 체계

수산자원관리는 최근까지 목표자원을 효율적으로 이용하기 위하여 개체군 수준에서 분석된 자원상태를 양적으로나 질적으로 바람직한 수준으로 변화시키거나, 혹은 유지시키는데 목표를 두어 왔다. 일반적으로 자원관리를 개체군 역학적인 개념에서 자원의 변동 요인과 관련시켜 보면, 수산자원은 사망에 의하여 개체수가 감소하고, 출생에 의하여 개체수가 다시 증가된다. 이렇게 자원이 자연적으로 유지되는 상태에서 어업이 가해지면 자연사망에 의한 감소 외에 어획에 의한 감소가 추가된다. 여기서 출생이라는 개념은 자원으로의 가입을 의미한다. 따라서 자원을 개체수로 나타낼 경우 자원의 변동은 가입수와 자연사망에 의한 개체수, 어획사망에 의한 개체수 등 세 개의 변수에 의해 결정된다. 대개의 어업자원은 증량으로 나타내므로 이 경우에는 앞에서 의 세 가지 요소에 개체의 성장에 의한 무게의 증가를 추가시킨다. 그러나 이러한 요소들은 수산자원이 속해있는 생태계의 환경에 의해서도 영향을 받게 된다. Russell (1931)은 이러한 관계를 다음 식으로 나타내었다.

$$S_2 = S_1 + A + G - D - Y$$

즉, 어느 해 초기의 자원량 S_1 과 다음 해 초기의 자원량 S_2 사이에는 가입량 A 와 개체의 성장에 따른 증중량 G 에 의한 자원의 증가요인과 자연사망량 D 및 어획에 의한 사망량인 어획량 Y 에 의한 감소요인이 작용한다. 자원변동이 없는 평형상태 ($S_1=S_2$)라면 $A+G=D+Y$ 의 관계가 성립되어 증가요인과 감소요인의 크기가 같다. 이를 우리가 수확할 수 있는 어획량을 기준으로 나타내면 $Y=A+G-D$ 이다. 이 관계식은 어획이론의 기초가 되는 식으로서 어획량 (Y)을 자연변동량인 $A+G-D$ 만큼 취하게 되면, 자원은 감소도 증가도 않는 평형상태를 유지한다는 의미이다. 만약, Y 가 우변보다 크면 $S_2 < S_1$ 이 되어 자원은 감소

하고, 반대로 우변보다 작으면 자원은 증가한다. 위에서 우변의 A, G, D는 자연적 요인에 의해 결정되므로 자연증가량, 또는 잉여생산량이라 부른다. 이에 반하여 좌변의 Y는 인간의 행위와 관련된 요소이다. 그러므로 효과적인 자원평가와 관리를 위해서는 각 요소를 명확히 파악하여 자원변동의 구체적인 법칙성을 구하는 것이 필요하다. 이와 같이 개체군 수준에서의 수산자원 관리는 자원량 변동과 관련된 요소인 가입과 성장, 자연사망 및 어획사망 등 네 가지 요소에 대한 관리를 포함한다.

수산자원을 평가하고 관리하는데 있어서 필수적인 요소는 자원량이 어떻게 변천해 가는가를 파악하고 그 자원에 가해지는 어획의 영향을 알아내는 것이다. 수산자원의 자원량을 파악하는 데는 여러 가지 방법이 있지만 연령별 어획량 자료를 사용해서 연령별 자원량을 추정할 수 있는 코호트 분석법이 가장 많이 사용되고 있다 (Zhang 1987). 한편, 수산자원에 대한 어획의 영향을 추정하는 모델에는 크게 두 가지 계열, 즉 잉여생산량 모델 (surplus production models)과 가입당생산량 모델 (yield per recruit models)이 있다 (Zhang 1987). 또한, 두 계열만큼은 자주 사용되지 않지만 제한된 어종에 대해서 사용되고 있는 재생산 모델 (spawner-recruit models)의 계열도 역시 자원평가에 있어서 중요하다.

1998년부터 우리나라에서는 총허용어획량 (TAC) 제도를 도입하여 어업관리를 수행하고 있다. 2006 현재 고등어, 전갱이, 정어리, 대게, 붉은대게, 개조개, 키조개, 소라 꽃게 9개 어종을 대상으로 하여 실시되고 있다. TAC 산정에 필요한 생물학적 허용어획량 (ABC)은 앞에서 설명한 개체군 수준의 자원평가방법에 의해서 추정되고 있는 실정이다.

주요 수산자원에 대한 생물학적 허용어획량 (ABC) 추정 모델은 저어자원과 부어자원에 대해 이용가능한 정보수준에 따라서 5단계로 나누어 적용되어진다. 즉, 가장 정보가 많은 1단계 수준부터 단지 어획량 정보만을 사용하는 5단계 수준이 그것이다.

가. 저어자원용 ABC 추정 모델

Table 26은 저어자원에 대한 각 정보단계별 생물학적 허용어획량 (ABC) 추정 모델을 나타낸다. 이 가운데 1~3단계에서는 자원상태에 따라 F_{ABC} 를 결정하여 식 (6)을 사용하여 추정한다.

$$ABC = \frac{BF_{ABC}}{M+F_{ABC}}(1 - e^{-(M+F_{ABC})}) \text{ ----- (6)}$$

이용가능한 정보수준이 4~5단계일 때 ABC는 각 단계별 자원상태를 판단하여 적절한 형태 (MSY, Y_{AM})를 사용하여 구한다.

Table 26. 저어류에 대한 ABC 추정방법

* Tier 1 Information available : Reliable estimates of B, F, B_{MSY}, F_{MSY}, F_{X%}, and M

1a) Stock status : $B/B_{MSY} > 1$

$$F_{ABC} \leq \text{low value out of } F_{MSY} \text{ or } F_{40\%}$$

1b) Stock status : $\alpha < B/B_{MSY} \leq 1$

$$F_{ABC} \leq \text{low value out of either } F_{MSY} \times (B/B_{MSY} - \alpha) / (1 - \alpha) \text{ or } F_{40\%}$$

1c) Stock status : $B/B_{MSY} < \alpha$: $F_{ABC} = 0$

* Tier 2 Information available : Current B, B_{X%}, F_{X%}, M

2a) Stock status : $B/B_{40\%} > 1$

$$F_{ABC} \leq F_{40\%}$$

2b) Stock status : $\alpha < B/B_{40\%} \leq 1$

$$F_{ABC} \leq F_{40\%} \times (B/B_{40\%} - \alpha) / (1 - \alpha)$$

2c) Stock status : $B/B_{40\%} \leq \alpha$: $F_{ABC} = 0$

* Tier 3 Information available : Current B, F_{0.1}, M

$$F_{ABC} \leq F_{0.1}$$

* Tier 4 Information available : Time-series catch (Y) and effort (or CPUE) data

4a) Stock status : $CPUE/CPUE_{MSY} > 1$

$$ABC \leq MSY$$

4b) Stock status : $\alpha < CPUE/CPUE_{MSY} \leq 1$

$$ABC \leq MSY \times (CPUE/CPUE_{MSY} - \alpha) / (1 - \alpha)$$

4c) Stock status : $CPUE/CPUE_{MSY} \leq \alpha$; $ABC = 0$

* Tier 5 Information available : Reliable catch history Y

$$ABC \leq 0.75 \times Y_{AM} \text{ (average catch over an appropriate time period)}$$

1) Equation used to determine ABC in tiers 1 ~ 3 :

$$ABC = \frac{BF_{ABC}}{M + F_{ABC}} (1 - e^{-(M + F_{ABC})})$$

where, B : biomass, M : instantaneous coefficient of natural mortality,

F_{ABC} : instantaneous coefficient of fishing mortality determined by the data available and the stock status

2) In tiers 1, 2, and 4, $\alpha = 0.05$

1) 1단계 정보수준

1단계에서 필요한 정보는 연도별 자원량 (B)과 순간어획사망계수 (F), 최대지속적 생산량 (MSY)을 얻을 수 있는 자원량 (B_{MSY}) 및 순간어획사망계수 (F_{MSY}), 처녀산란자원량의 40%를 유지시키기 위한 순간어획사망계수 ($F_{40\%}$), 순간자연사망계수 (M)에 관한 자료이다.

2) 2단계 정보수준

2단계에서 필요한 정보는 최근 년도 자원량 (B), $F_{40\%}$, $F_{40\%}$ 수준에서의 자원량 ($B_{40\%}$), 그리고 M에 관한 자료이다.

3) 3단계 정보수준

3단계에서 필요한 정보는 최근 년도 자원량 (B), 어획이 없을 때의 생산량 곡선의 기울기 10%가 되는 기울기에 해당되는 어획사망계수 ($F_{0.1}$), 그리고 순간자연사망계수 (M)에 관한 자료이다.

4) 4단계 정보수준

4단계에서는 필요한 정보는 연도별 어획량 (Y)과 단위노력당어획량 (CPUE) 또는 어획노력량 (f) 자료이다.

5) 5단계 정보수준

5단계에서는 단지 대상어종의 연도별 어획량 정보만 있는 경우에 해당한다. 여기서 어획량 산출평균치를 구하는 적정기간의 기준으로는 ① 해당어종의 어획가입연령 이후부터 어획최고연령까지의 년수 (어획대상 연급군수에 해당하는 년수)보다 긴 기간, ② 어획량에 큰 변화가 없었던 기간, ③ 어획노력량에 큰 변화가 없었던 기간, ④ 어획관리방법 (할당량 등)에 큰 변화가 없었던 기간 등이다.

나. 부어자원용 ABC 추정 모델

Table 27은 부어자원에 대한 각 정보단계별 생물학적 허용어획량 (ABC) 추정 모델을 나타낸다. 이 가운데 이용가능한 정보수준이 1~3단계일 때 ABC는 자원상태에 따라 F_{ABC} 를 결정하여 식 (7)을 사용해 추정하였다.

$$ABC = ABC_r + \sum_{i=r+1}^{t_i} \frac{B_i F_{ABC}}{M + F_{ABC}} (1 - e^{-(M + F_{ABC})}) \dots \dots \dots (7)$$

Table 27. 부어류에 대한 ABC 추정방법

* Tier 1 Information available : Reliable estimates of annual B and F, B_{MSY} , F_{MSY} , $F_{X\%}$, M, and environmental factor

1a) Stock status : $B/B_{MSY} > 1$
 $F_{ABC} \leq$ lower value out either of F_{MSY} or $F_{35\%}$

1b) Stock status : $\alpha < B/B_{MSY} \leq 1$
 $F_{ABC} \leq$ lower value out of either $F_{MSY} \times (B/B_{MSY} - \alpha) / (1 - \alpha)$ or $F_{35\%}$

1c) Stock status : $B/B_{MSY} < \alpha$: $F_{ABC} = 0$

* Tier 2 Information available : current B at age, $B_{X\%}$, $F_{X\%}$, M, environmental factor

2a) Stock status : $B/B_{35\%} > 1$
 $F_{ABC} \leq F_{35\%}$

2b) Stock status : $\alpha < B/B_{35\%} \leq 1$
 $F_{ABC} \leq F_{35\%} \times (B/B_{35\%} - \alpha) / (1 - \alpha)$

2c) Stock status : $B/B_{35\%} \leq \alpha$: $F_{ABC} = 0$

* Tier 3 Information available : current B at age, $F_{0.1}$, M, environmental factor
 $F_{ABC} \leq F_{0.1}$

* Tier 4 Information available : Time-series catch (Y) and effort (or CPUE) data

4a) Stock status : $CPUE/CPUE_{MSY} > 1$
 $ABC \leq MSY$

4b) Stock status : $\alpha < CPUE/CPUE_{MSY} \leq 1$
 $ABC \leq MSY \times (CPUE/CPUE_{MSY} - \alpha) / (1 - \alpha)$

4b) Stock status : $CPUE/CPUE_{MSY} \leq \alpha$: $ABC = 0$

* Tier 5 Information available : Reliable catch history Y
 $ABC \leq 0.75 \times Y_{AM}$ (average catch over an appropriate time period)

1) Equation used to determine ABC in tiers 1 ~ 3 :

$$ABC = ABC_r + \sum_{i=r+1}^{t_\lambda} \frac{B_i F_{ABC}}{M + F_{ABC}} (1 - e^{-(M + F_{ABC})}),$$

$$ABC_r = \frac{\bar{R} F_r}{M + F_r} (1 - e^{-(M + F_r)}), \quad \bar{R} = f(SB, E_j)$$

where, B_i : biomass at age i, M : instantaneous coefficient of natural mortality, F_{ABC} and F_r : instantaneous coefficients of fishing mortality determined by the data available and the stock status r : recruit age, t_λ : maximum fishing age

2) Without data of environmental factor in tiers 1-3, the equation for demersal stocks would be applied to determine ABC

3) In tiers 1, 2, and 4, $\alpha = 0.05$

여기서, B_i 는 i 세 초 어획대상 자원량, M 은 순간자연사망계수, F_{ABC} 는 정보수준과 자원상태에 따라 결정되는 순간어획사망계수, r 은 가입연령이며, t_λ 는 최고 어획대상연령이다. 또한 ABC_r 은 산란자원량 (SB) 및 환경인자 (E_j)와의 관계를 고려해서 구한 평형가입량 (\bar{R})을 가입연령에 대한 자원량으로 간주하여 식 (8)을 사용하여 추정한다.

$$ABC_r = \frac{\bar{R} F_{ABC}}{M + F_{ABC}} (1 - e^{-(M + F_{ABC})}), \quad \bar{R} = f(SB, E_j) \text{ ----- (8)}$$

이용가능한 정보수준이 4~5단계일 때 ABC 는 각 단계별 자원상태를 판단하여 적절한 형태 (MSY, Y_{AM})를 사용하여 구한다.

1) 1단계 정보수준

1단계에서 필요한 정보는 연도별 연령별 B 와 F , MSY 시 자원량 (B_{MSY})과 순간어획사망계수 (F_{MSY}), M , $F_{35\%}$, 환경자료 등에 관한 자료이다.

2) 2단계 정보수준

2단계에서 필요한 정보는 최근 년도 연령별 B , $B_{35\%}$, $F_{35\%}$, M , 환경자료 등에 관한 자료이다.

3) 3단계 정보수준

3단계에서 필요한 정보는 최근년도 연령별 B , $F_{0.1}$, M , 환경자료 등에 관한 자료이다.

4) 4단계 정보수준

4단계에서 필요한 정보는 연도별 어획량 (Y)과 단위노력당어획량 ($CPUE$) 또는 어획노력량 (f)의 자료이다.

5) 5단계 정보수준

5단계에서 필요한 정보는 연도별 Y만을 이용할 수 있는 수준이다. 적정기간의 어획량 산술평균치를 구하기 위해서 ① 해당어종의 어획가입연령 이후부터 최고 어획대상연령까지의 연수보다 긴 기간, ② 어획량에 큰 변화가 없었던 기간, ③ 어획노력량에 큰 변화가 없었던 기간, ④ 어획관리방법 (할당량 등)에 큰 변화가 없었던 기간 등을 고려하여 적정기간을 결정해야 한다.

그러나 TAC 제도 또한 몇 가지 보완사항을 필요로 하며, 과학읍저버 제도의 정착과 자원전용 조사선의 확보, 자원평가 및 조사를 위한 인력의 확보, TAC 결정시스템의 보완 등이 이에 해당한다.

2. 생태계 기반 자원평가 연구체계

가. 생태계 모니터링 항목 및 방법

생물들은 변화하는 환경 속에서 적응하면 오랫동안 진화하여 왔지만, 단기간에 발생한 자연의 이상현상에 의하여 개체군은 큰 영향을 받는다. 최근에 심각하게 대두되고 있는 기후의 변화는 해양환경의 변화를 유발할 것이며, 이 결과 해양생물의 분포와 생산력의 변동이 뒤따르게 된다 (Fig. 26). 즉, 산업활동의 급격한 성장에 기인한 이산화탄소의 증가는 지구온난화를 재촉하였으며, 온난화의 정도가 매우 가파르게 진행되고 있다. 해양의 표층은 대기와 맞닿아 있으므로, 기온 상승은 표층수온의 증가로 이어진다. 표층수온이 높아지면, 자유롭게 이동이 가능한 생물들은 살기에 적합한 수온을 찾아 이동하며, 고착성의 생물들은 생존하지 못하고 죽게 된다. 또한 적응기간이 충분하지 못한 생물개체군은 생산력이 하강할 수 있으며, 성장 및 산란에도 영향을 받게 된다.

기후-환경-생태계의 상호관계

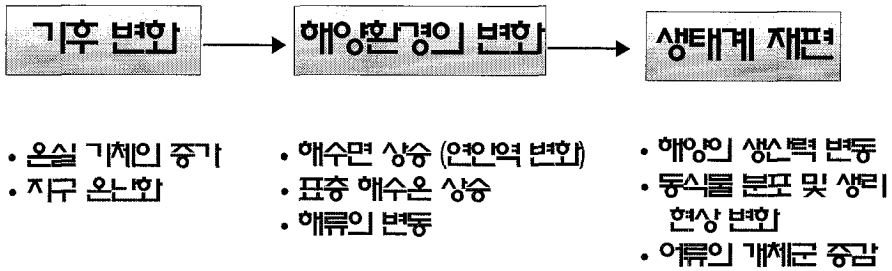


Fig. 26. 기후-해양-생태계의 상호관계.

생태계 연구를 위하여 모니터링을 할 수 있는 항목은 매우 다양하다. 기본적으로 자원과 환경이 계속적으로 유지될 수 있는가 (sustainability), 생물종의 다양성에는 어떠한 변화가 있는가 (diversity), 서식처의 상태는 양호한가 (habitat health) 하는 항목들이 점검되어야 할 것이다. 미국 국립해양대기청 (NOAA)의 알래스카 생태계 연구진들은 베링해에서의 생태학적 연구를 종합적으로 하기 위하여 필요한 모니터링 항목을 제시하였다 (<http://www.beringclimate.noaa.gov>). 모니터링 항목을 크게 기후 및 기상 요소, 해양의 비생물적 요소 (해수의 물리적 특성 및 서식처), 생물적 요소 (하위 및 상위영양단계)의 변화, 수산업적 요소 등의 다섯 분야로 나누고, 각각의 분야 안에서 시계열로 관찰하여야 할 항목을 세부적으로 제시하였다.

특히 어류자원의 경우, 선택된 어류에 관련된 모든 정보 (즉, 어획량, 자원량, 가입량, 등)가 시기 별로 세분될 수 있으며, 수집된 시계열 자료는 통계적으로 처리가 가능하거나, 여러 파라미터들간의 비교가 가능하도록 프로그램이 되어 있다 (Fig. 27). NOAA의 모니터링 항목은 비록 베링해 생태계의 연구에 초점이 맞추어 있지만, 해역만 바꾸면 어느 해역이라도 적용이 가능하므로, 이 곳에서 소개하려 한다.

1) 기후 지수 (climate indices)

- 알류산 저기압 (Aleutian Low)
- 북극 진동 (Arctic Oscillation)
- 동태평양 (East Pacific)
- 엘니뇨 (띠 Nino)
- 북태평양 (North Pacific)
- 태평양순년진동 (Pacific Decadal Oscillation: PDO)
- 태평양-북아메리카 (Pacific-North America: PNA)
- 시베리아/알래스카 (Siberian/Alaskan)
- 서태평양 (West Pacific)

2) 대기 현상 (atmosphere)

- Favorable wind
- 평균해수면압 (Mean Sea-Level Pressure: Mean SLP)
- 북-남 바람 (North-South wind)
- SAT, St. Paul
- Strong wind
- Wind mixing
- Wind stress

3) 해양 (ocean)

- ice cover
- ice retreat
- May SST
- Summer bottom temperature
- Surface temperature, M2
- Winter SST, Pribilofs

4) 어업 (fishery)

- Alaska plaice
- Arrowtooth flounder
- Flathead sole
- Greenland turbot
- Herring
- Pacific cod
- Pacific perch
- Pollock

5) 생물 (biology)

- Diversity
- Echinoderms
- Fur seal pups
- Jellyfish
- Snow crab
- Trawl hours
- Zooplankton

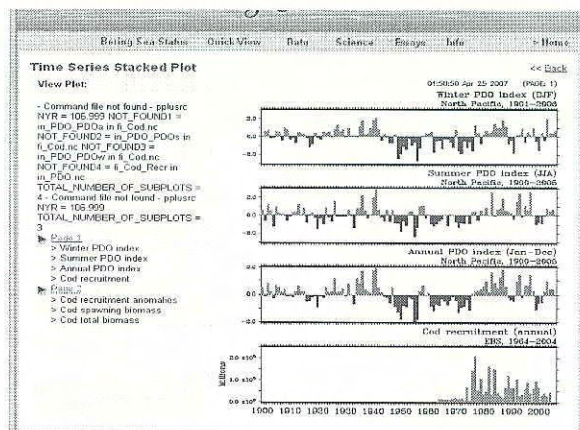
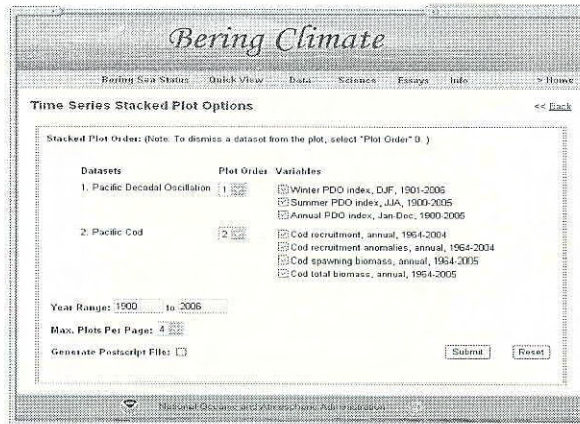
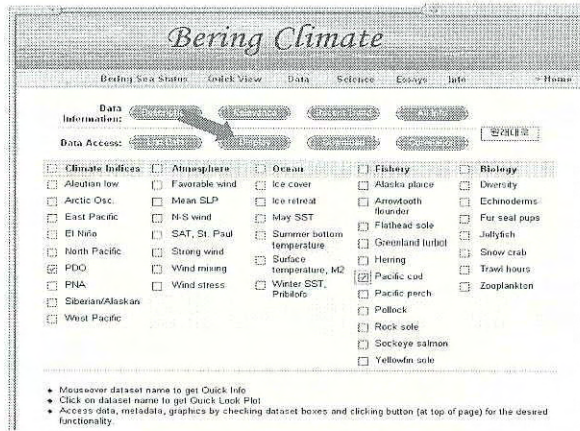


Fig. 27. NOAA의 Bering Climate 자료의 종류 및 활용 예시.

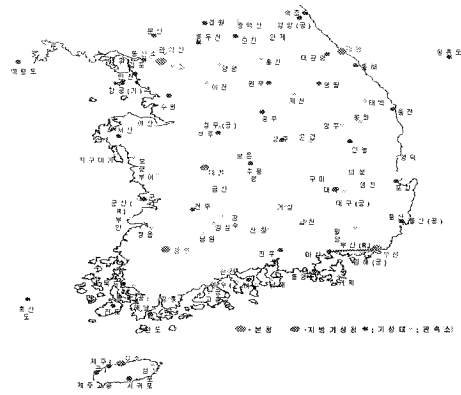
나. 우리나라 주변 생태계의 모니터링체계

우리나라에도 기후변화와 생태계에 대한 영향을 연구하기에 좋은 자료가 축적되어 있다. 조선시대에 설치되었던 측우기 자료, 역사서에 언급된 농수산물 변화, 지역 어민 및 상인들이 보관해 오던 장부와 금전출납부, 오래된 나무의 나이테 등도 아주 훌륭한 생태계 연구자료에 포함될 수 있다. 더욱이 지난 10여 년 전부터 세계 학계의 주목을 받고 있는 구전되는 전통지식 (Traditional Knowledge: TK)의 경우, 노력과 발굴 여하에 따라서 우리는 훌륭한 해양 및 수산자료를 확보할 수 있을 것이다.

과학적인 관측기기를 이용한 자료의 경우에도 여러 연구기관에서 정기적으로 수집한 자료가 있다 (Table 28, Fig. 29). 우리나라에서 기상관측은 1904년에 시작되었는데, 현재 한반도의 77곳에 설치된 기상관측소와 외진 산악이나 도서에 설치된 무인기상관측소에서는 실시간으로 기온, 강수 등의 기상자료가 수집되고 있다. 또한 1909년부터 시작된 등대기상관측은 현재 59군데로 증가하였으며, 몇 시간 간격으로 기온, 수온 등에 대한 정보를 수집하고 있다. 관측선을 이용하는 해양자료의 경우, 동서남해의 175개 해양정점에서 매 두 달마다 수십벌 해수의 성질, 플랑크톤, 영양염 등이 수집되고 있으며, 동중국해에서도 32개 정점에서 매년 4회씩 해양자료 수집이 이루어지고 있다. 이렇게 장기간 축적된 자료는 생물상의 변화를 환경 변동의 시각에서 검토하는 비교연구 (retrospective analysis)에 적합하다. 하지만 해양 정선 조사의 경우, 막대한 재원이 소요되고 있기 때문에 관측 내용을 효율적으로 바꾸거나, 첨단 무인 모니터링시스템을 이용하는 새로운 관측방법의 개발이 필요하다.

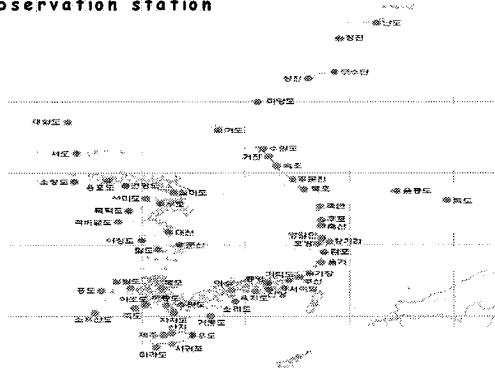
(a)

Weather station



(b)

Coastal observation station



(c)

Oceanographic station

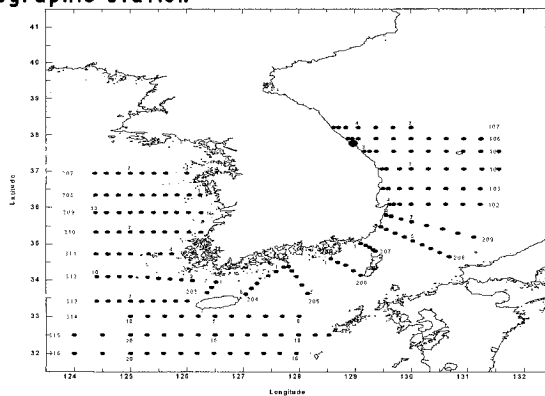


Fig. 28. 우리나라 (a) 기상 관측점, (b) 등대 관측점, (c) 해양정점의 위치.

Table 28. 우리나라에서 수집하고 있는 관측자료의 종류

관측데이터종류(observation)	
기상관측소 (Weather station)	기온, 강수, 적설, 풍향, 풍속, 습도, 이슬점, 증기압, 일조, 일사, 시정, 전운량, 중하층, 최저온도, 운형, 현지기압, 해면기압, 지면상태, 지면온도, 지중온도 (0.05m, 0.1m, 0.2m, 0.3m) 등
연안정지관측선 (Coastal observation station)	날씨, 풍향, 풍속, 운량, 수온, 기온 등
해양정기관측점 (Oceanographic station)	풍력, 풍향, 파향, 파고, 운형, 운량, 천기, 너울, 너울방향, 기압, 기온건구, 기온습구, 수심, 투명도, 수색, 동물플랑크톤(요각류, 단각류, 모악류, 곤쟁이류), 현존량, 수심별 수온, 염분, 용존산소, 인산인(PO4-P), 아질산질소(NO2- N), 질산질소(NO3- N), 용존무기질소(DIN), 규산규소(SiO2- Si), 등

Fig. 29는 해양생태계 기반 관리를 수행하는데 필수적인 생태계 모델링 연구의 체계와 방법을 설명하는 flowchart이다. 생태계 모델링 연구에는 해양 조사와 자원조사, 어업조사 등 방대한 조사에 의한 엄청난 규모의 자료가 분석에 사용되며 이를 바탕으로 다양한 생태학적 파라미터들이 추정된다. 이들을 입력자료로 사용하여 생태계 구조모델에 의해 생태계의 영양단계별 구조와 에너지 흐름이 밝혀지고 환경수용량 (carrying capacity)이 추정된다. 이러한 분석결과를 사용하여 생태계 기반 자원관리 방안이 마련될 수 있다. 이 관리방안에 대한 효과는 다시 생태계 역학적 시뮬레이션 모델에 의해 측정되고 생태계의 구조가 어떻게 변형되는지를 예측할 수 있다.

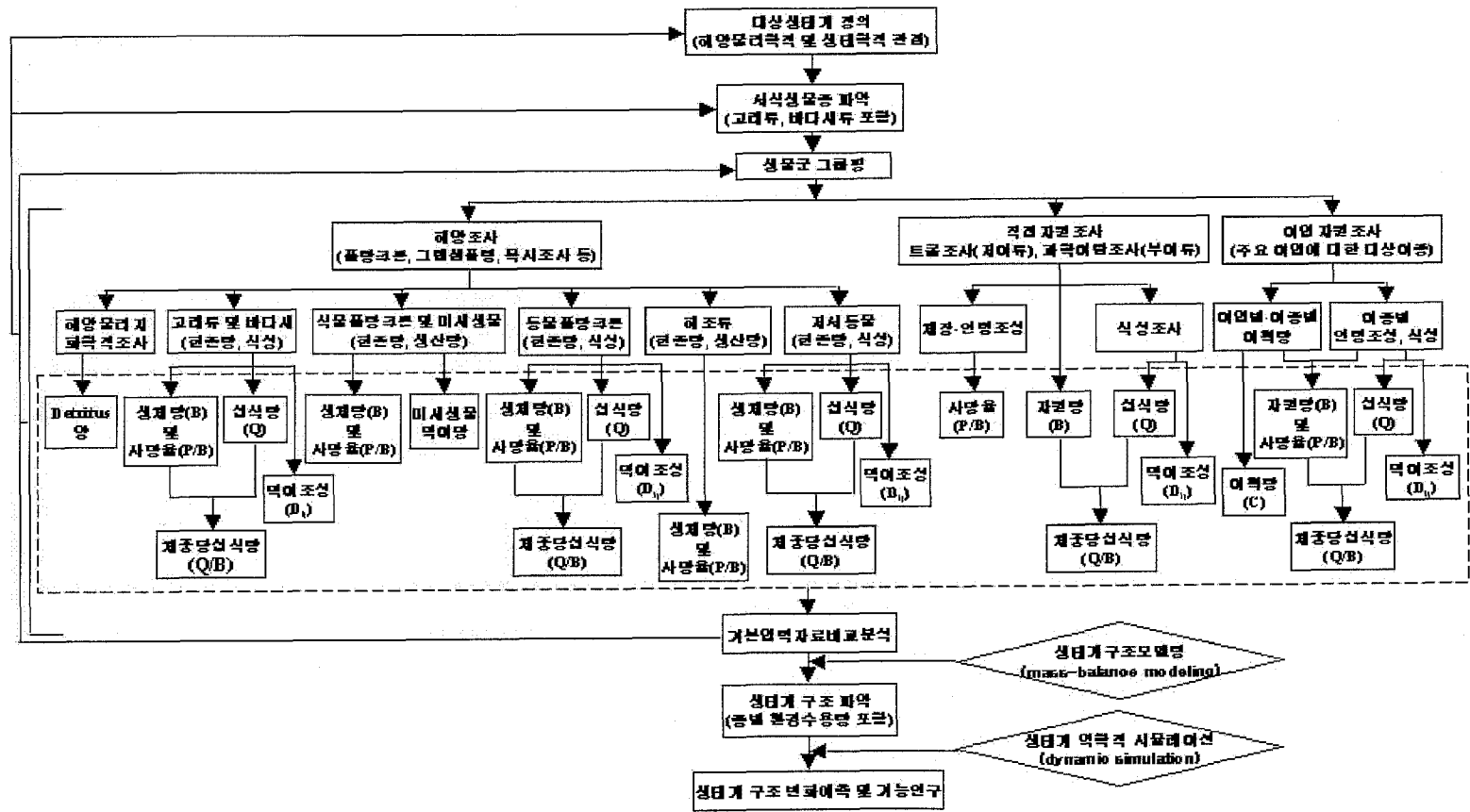


Fig. 29. 해양생태계 모델링 연구를 위한 체계와 방법에 대한 모식도.

제 5 절 생태계 모델과 생태계 기반 자원평가 및 관리

1. 중상위 영양단계 생태계 모델 : Ecopath/Ecosim

가. 모델의 특성

지금까지 많은 생태계 분석 모델들이 제시되었지만 해양생태계의 영양관계 분석에 사용되는 실용적인 방법은 Polovina (1984)에 의해서 개발된 Ecopath 모델이다. 이것은 Christensen and Pauly (1992, 1995)에 의해 더욱 발전되었고, 수산자원의 평가나 양식장의 평가와 같이 수중 생태계에 널리 응용되고 있으며 또한, 최근에는 육상목장 시스템 (farming system)을 분석하는데도 적용되고 있다 (Dalsgaard et al. 1995).

Ecopath는 주어진 시스템에 대한 정보를 요약할 수 있는 방법으로 인정을 받고 있다. 즉, 이 모델을 사용해서 생태계의 구조와 기능을 설명해 주는 다양한 생태계 특성치를 계산하고 이 값들을 다른 생태계의 값들과도 비교할 수 있다. 그러나, Ecopath는 생태계 영양 구조의 정적인 단면만을 보여 준다. 이를 극복하기 위해서 Ecopath 모델에 의한 생태계 특성치를 기초로 구성생물들의 시간에 따른 변동을 분석할 수 있는 생태계 역학 모델이 개발되었다 (Ecosim module of Ecopath). 이것은 미분방정식들로 이루어진 시스템으로 역학 시뮬레이션과 평형상태의 변화를 분석할 수 있다 (Pauly et al. 2000). 이 방법은 간단한 질량균형 모델 (mass-balanced model)을 만들 수 있을 정도의 자료가 있으면 어업에 의한 생태계 반응을 이해하는데 사용될 수 있다. 또한, 이 모델은 생태계 영양 상호관계를 나타내는 포식-피식 효과를 설명하는데 'top-down'대 'bottom-up'에 관한 가설을 선택해서 생태계 분석에 사용될 수 있다.

만약 대상생태계 내 구성생물들의 이입·이출량이 같고 평형상태라 가정하면, Ecopath에서의 질량균형 모델은 다음 식에 의해 정의된다.

$$(i)의\ 생산량 = (i)의\ 어획량 + 포식자에\ 의한\ (i)의\ 소비량 + (i)의\ 기타사망량 - (9)$$

여기서 i 는 특정 환경, 특정 시간의 시작과 끝까지 동일한 상태를 가지는 생태계 내의 특정그룹 (단일 종 또는 두 종 이상으로 구성)이다.

식 (9)는 다음과 같이 나타낼 수 있다.

$$B_i \cdot (P/B)_i = Y_i + \sum_{j=1}^n B_j \cdot (Q/B)_j DC_{ji} + M_0 B_i \text{ ----- (10)}$$

여기서 B_i 는 특정 기간 동안 i 의 생체량이다. $(P/B)_i$ 는 평형상태 하에서 순간전사망계수 (Z_i)와 같은 i 의 생산량/생체량 비이다 (Allen, 1971). Y_i 는 i 의 어획량으로 $Y_i = F_i \cdot B_i$ 로 나타낼 수 있고, 여기서 F 는 순간어획사망계수이다. B_j 는 소비자 혹은 포식자의 생체량이다. $(Q/B)_j$ 는 소비자 j 의 단위 생체량당 먹이 소비량이고, DC_{ji} 는 j 의 먹이에서 i 가 차지하는 부분 (j 가 i 를 먹지 않을 때, $DC_{ji} = 0$)이다. 그러므로, 특정 기간 동안 포식자 j 가 피식자 i 를 섭취한 총 섭취량 (Q_{ji})은 $Q_{ji} = B_j(Q/B)_j DC_{ji}$ 으로 나타낼 수 있다. M_0 는 어획과 섭식에 의한 사망을 제외한 기타사망계수이다.

식 (10)을 다시 표현하면,

$$0 = B_i \cdot (P/B)_i - F_i \cdot B_i - \sum_{j=1}^n Q_{ji} - M_0 B_i \text{ ----- (11)}$$

와 같다. 기초 생산자를 제외하고, Ecopath에서는 $B_i \cdot (P/B)_i$ 를 그룹 i 에 의해 섭취된 먹이량 ($\sum Q_{ij}$)과 성장효율 (g_i)과의 곱으로 계산한다. 즉, 소비자 i 로의 영향흐름 Q_{ij} 는 $B_i \cdot (P/B)_i = g_i \sum Q_{ij}$ 이 만족되도록 계산되어진다.

식 (10)을 역학 모델로 바꾸기 위해서는, 식 (10)의 좌변을 생체량 변화율인 dB_i/dt 로 나타내고, 기초생산자 그룹은 생체량 B_i 에 따르는 $(P/B)_i$ 의 변화를 예측할 수 있도록 관계식을 제공해야 한다. 이 기능적인 관계는 빛과

영양염 및 공간을 위한 경쟁을 나타내는 것이다. 다음으로는, 고정된 섭식량 Q_{ij} 를 생체량 B_i 와 B_j 의 변화에 따라 섭식량이 어떻게 변하는지를 예측해주는 관계식으로 대치해야 한다.

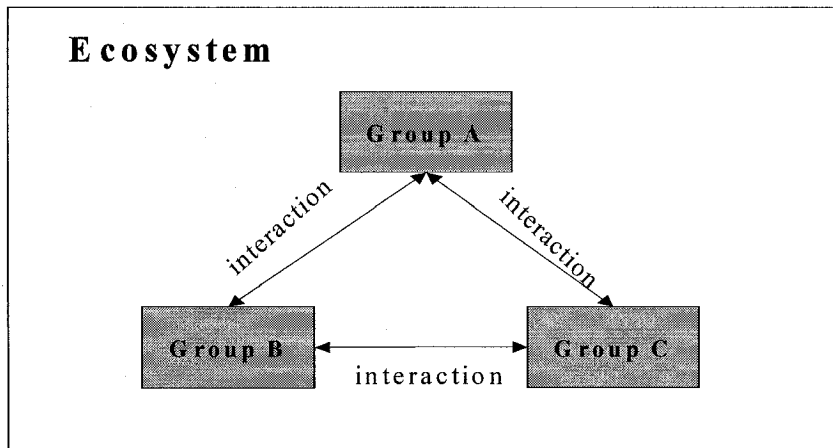
식 (11)은 식 (12)과 같이 쓸 수 있다.

$$dB_i/dt = f(B) - F_i B_i - \sum_{j=0}^n C_{ij}(B_i, B_j) - M_0 B_i \text{ - - - - - (12)}$$

여기서, i 가 기초생산자라면 $f(B)$ 는 B_i 의 함수가 되고, 만약 소비자라면 $f(B) = g_i \sum C_{ij} \cdot (B_i, B_j)$ 가 된다. 여기서, $C_{ij}(B_i, B_j)$ 는 B_i 와 B_j 로부터 Q_{ij} 를 예측하는데 사용되는 함수이다. 만약 $f(B)$ 와 $C_{ij}(B_i, B_j)$ 함수를 알 수 있다면 식 (11)은 시간에 따르는 F_i 로 적분될 수 있다.

나. 입력파라미터 추정

생태계 모델의 구조를 파악하고 역학적 시뮬레이션을 수행하기 위해서는 Fig. 30과 같이 생물군별로 많은 정보를 필요로 한다. 즉, 생태계 내에는 많은 생물종들이 서식하며, 이들은 서로 먹고 먹히는 관계에 있기 때문에, 한 생물군의 생체량 증감은 이들의 포식자 또는 피식자의 생체량 증감에도 영향을 미친다. 이러한 영향은 그들이 생산할 수 있는 생산량과 인간이 이용할 수 있는 어획량 변동에도 큰 영향을 초래한다. 따라서 생물군별 생체량 (B), 섭식량 (Q)과 피식-포식 관계 (DC), 생물학적 생산량 (P), 어획량 (C), 그리고 영양효율 (EE)에 대한 정확한 정보 수집은 필수적이다. 만약 이 중 5개의 파라미터만 알 수 있다면 나머지 한 파라미터는 생태계 질량 균형 (mass balance) 모델에 의해 자동적으로 추정된다. 일반적으로 영양효율(EE)은 다른 파라미터에 비해 직접 추정하는 것이 어려우므로, 질량 균형 (mass balance) 모델에 의해 간접적으로 추정된다.



Ecosystem parameters

1. Biomass (B)
2. Consumption (Q) and Diet composition (DC)
3. Production (P)
4. Catch (C)
5. Ecotrophic Efficiency (EE)*

Fig. 30. 생태계의 구조와 생태계 모델에 사용되는 기본 입력파라미터.

1) 생물군별 기본입력파라미터

생물군별 필요한 기본입력파라미터는 Table 29와 같다. 최고포식자는 모든 기본입력파라미터를 필요로 하고, 바다새류는 어획이 이루어지지 않기 때문에 어획량 파라미터는 입력하지 않아도 된다. 어류, 두족류 및 저서동물 또한 모든 입력파라미터를 필요로 하고, 그 외 어획이 이루어지지 않는 동·식물플랑크톤은 어획량 자료가 필요없으며, 저서식물과 식물플랑크톤은 먹이를 섭식하지 않기 때문에 섭식량/생체량 비와 먹이조성 자료가 필요 없다.

Table 29. 생물군별 필요한 입력파라미터

그룹명/파라미터	생체량 (B)	생산량/생체 량 (P/B)	섭식량/생체 량 (Q/B)	먹이조성 (DC)	어획량 (C)
단위	t/km ²	/yr	/yr		t/km ²
최고포식자	O	O	O	O	O
바다새류	O	O	O	O	X
어류	O	O	O	O	O
두족류	O	O	O	O	O
저서동물	O	O	O	O	O
동물플랑크톤	O	O	O	O	X
저서식물	O	O	X	X	O
식물플랑크톤	O	O	X	X	X

가) 기초생산자 (식물플랑크톤 및 저서식물)

(1) 생체량 (Biomass, B)

해양조사나 자원조사에 의해 직접 추정하여 서식면적당 평균 생체량 (t/km²)으로 구한다. 식물플랑크톤의 경우에는 NEMURO 모델을 사용하여 생체량을 추정할 수도 있다.

(2) 생산량 (Production, P)

식물플랑크톤에 의한 기초 생산량을 측정하는 방법으로 광합성의 결과 증가된 산소의 양을 측정하는 산소명암법 측정법과 광합성 결과 감소된 이산화탄소의 양을 측정하는 C-14 측정법 등이 있다 (Ko et al., 1997).

※ 용존산소 측정법 : $P_g = P_n + P_p$

(P_g : 총일차생산량, P_n : 순일차생산량, P_p : 호흡으로 소모한 산소량)- - (13)

※ 동위원소 C-14 측정법

: 일차생산량 = 동화된 C¹⁴양 / 주입된 C¹⁴양 × CO₂의 농도 - - - - - (14)

부유식물의 기초생산량은 일정한 해수내의 부유식물의 엽록소 (Chlorophyll-a) 농도를 측정하여 부유식물의 광포화도 (I_s)와 현재 광상태 (I), 최대 광합성능력 (Q_{max})을 구해,

$$P = \frac{I}{I_s} \times Q_{\max} \times \text{Chlorophyll } a \text{ - - - - - (15)}$$

관계에 의해 측정한다 (고 등, 1997).

(3) 생산량/생체량 비 (Production/biomass ratio, Q/B ratio)

생산량/생체량 (P/B)비는 생산량을 생체량으로 나누어 계산하거나, 만약 둘 (P, B) 중 하나의 추정이 불가능한 경우, 생산량과 생체량간의 관계를 이용하여 추정할 수 있다.

· 회전율 (turnover ration : T) 이용 : $P/\bar{B} = T$ (Waters, 1969) - - - - - (16)

나) 동물플랑크톤

동물플랑크톤의 경우, 먹이섭식의 특성에 따라 초식성 동물플랑크톤자 (Calanoids 등)과 육식성 동물플랑크톤 (Euphausiids, Mysids, Amphipods 등)으로 분류하여야 한다.

(1) 생체량 (Biomass, B)

해양조사나 자원조사에 의해 직접 추정하여 서식면적당 평균 생체량 (t/km²)으로 구한다. NEMURO 모델을 사용하여 생체량을 추정할 수도 있다.

(2) 생산량 (Production, P)

생체량 B_t 는 $B_t = N_t \cdot W_t$ 로 표현되며, 생체량의 시간에 따른 순간 변화

율은 $\frac{dB}{dt} = N \cdot \frac{dW}{dt} + W \cdot \frac{dN}{dt}$ 이며, 생산율 (dP/dt)은 생체량 변화율 가운데서 사망으로 인한 감소율을 뺀 값이 되므로,

$$\frac{dP}{dt} = N \cdot \frac{dW}{dt} \text{----- (17)}$$

이다. 식 17을 시간 t_1 에서 t_2 까지 적분하면, 이 기간에서의 생산량은

$$P(t_1, t_2) = \int_{t_1}^{t_2} N \cdot \frac{dW}{dt} dt \text{----- (18)}$$

으로 나타낼 수 있다.

생산량은 Allen 곡선을 이용하여 그래프로도 추정이 가능하다 (Fig. 30). 초기의 개체수 (N_1)는 한달 후 사망에 의해서 N_2 로 줄어들게 되는 것과 동시에 개체의 중량은 \bar{W}_1 에서 \bar{W}_2 로 증가한다. 이 기간 동안의 생산량 P_1 은 $\bar{N}_2(\bar{W}_2 - \bar{W}_1)$ 이 된다. 전 조사기간에 걸친 생산량은 각 시간간격에 대한 생산량을 더한 값이 되므로 Fig. 31의 곡선에서 빗금부분의 면적이 된다. 즉,

$$P = \sum_{i=0}^m P_i = \sum_{i=0}^m \bar{N}_i (\bar{W}_{i+1} - \bar{W}_i) = \sum_{i=0}^m \bar{N}_i \Delta \bar{W}_i \cong \int_{W_0}^{W_m} N_i dW \text{----- (19)}$$

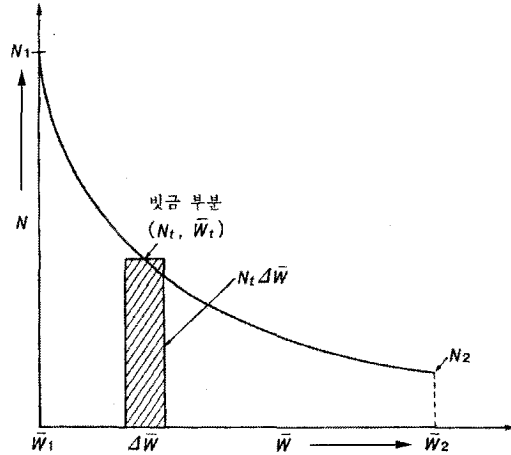


Fig. 31. Allen 방법에 의한 생산량 추정 이론.

생산량은 순간 성장률 (G)을 사용하여 추정할 수도 있다. 생산율 (dP/dt)
 은 $\frac{dP}{dt} = N \cdot \frac{dW}{dt}$ 이고, $\frac{dW}{dt} = W \cdot G$ 이므로,

$$\frac{dP}{dt} = N \cdot \frac{dW}{dt} = N \cdot W \cdot G = B \cdot G \text{ ----- (20)}$$

이다. 따라서,

$$P = \bar{B} \cdot G \text{ ----- (21)}$$

또한, 생산량을 추정하는 방법에는 소실량 합산법이 있는데, 이 방법은 생
 활사가 단순한 생물종의 생산량 추정에 적합하다. 시간 t에서 시간 t+1로 변
 하는 동안의 생체량은 B_t 에서 B_{t+1} 로 변동하고, 이 기간 동안에 이입이나 이
 출이 없다고 가정하면,

$$P = (B_{t+1} - B_t) + E_t \text{ ----- (22)}$$

으로, 여기서, E_t 는 사망으로 인한 소실량으로,

$$E_t = (N_t - N_{t+1}) \cdot \frac{1}{2} (W_t + W_{t+1}) \text{이다.}$$

(3) 생산량/생체량 비 (Production/biomass ratio, Q/B ratio)

생산량을 생체량으로 나눈 비로 계산하거나, 만약 둘 (P, B) 중 하나의 추정치가 불가할 경우, 보통 어업생물학자들에 의해 사용되어지는 순간전사망계수 (Z)가 P/B 값으로 사용될 수 있다 (Allen, 1971).

$$Z = \ln\left(\frac{N_t}{N_{t-1}}\right) \text{-----} (23)$$

또 다른 방법으로 식(16)을 사용하여 회전을 추정에 의해서도 가능하다.

(4) 섭식량/생체량 (Q/B) 비

섭식량/생체량 (Q/B) 비는 생물의 단위 생체량당 먹이 섭식량으로 위내용물 분석에 의해 구한 시간당 섭식량 (Q)을 생체량 (B)으로 나눈 비로, 생물 그룹 구성종들의 생체량으로 가중평균해서 추정한다.

(5) 먹이조성 (DC)

먹이조성은 생물군간의 피식-포식 관계를 나타내는 것으로, DC_{ij} 는 포식자 i 가 섭식한 먹이 중에서 피식자 j 가 차지하는 부분이다. 즉,

$$DC_{ij} = \frac{Q_{ij}}{Q_i}$$

$$\sum_{j=1}^k DC_{ij} = 1 \text{-----} (24)$$

으로, 여기서, Q_i 는 생물 i 의 시간당 총섭식량이고, Q_{ij} 는 포식자 I 에 의해 섭식된 피식자 j 의 양이다.

다) 저서동물

저서동물의 경우, 먹이섭식의 특성에 따라 초식자 (고둥류, 삿갓조개류, 군부류, 성게류 등), 육식자 (자포동물, 권패류 (대수리, 두드럭고둥, 청자고둥, 구술우렁이, 좁쌀무늬고둥, 대수리류 등), 불가사리류, 갑각류 등), 부유물식자 (다모류, 이매패류, 멍게류), 그리고 퇴적물식자 (이매패류 (Scrobicularia plana), 대양조개류 (Macoma nasuta), 빛조개, 단각류 (Corophium volutator), 갯지렁이류 등)로 분류하여야 한다.

(1) 생체량 (B, biomass)

자원조사 또는 어획조사에 의해 직접 추정하여 서식면적당 평균 생체량 (t/km^2)으로 구한다. 어획물 조사에 의한 자원생태학적 특성치를 이용하여 코호트 분석법을 통해 간접적으로 추정할 수도 있다. 또한, 어획량과 어획사망계수의 관계 ($B=C/F$)로부터 추정할 수도 있다.

· 자원조사 (소해면적법)

$$B = \frac{AC}{aq} \text{ ----- (25)}$$

여기서, A 는 전체면적(km^2), C 는 어획량, a 는 단위시간당 소해면적, q 는 어획능률이다. 트롤 어구가 단위 시간당 훑은 면적 (a)은 배의속도 (v)와 그물이 물 속에서 열린 상태 (X =그물이 바다 속에서 어획시 벌어진 폭의 길이 (h')/ 그물 폭의 실제 길이 (h), 어획 시간 (t) 등으로 표시되는데

$$a = t \times v \times h \times X$$

로 나타낼 수 있다.

(2) 생산량 (P, production)

동물플랑크톤의 추정 방법과 동일하다.

(3) 생산량/생체량 (P/B) 비

생산량/생체량 (P/B)비는 생산량을 생체량으로 나누어 계산하거나, 만약 둘 (P, B) 중 하나의 추정이 불가능한 경우, 생산량과 생체량간의 관계를 이용하여 추정할 수 있다.

(가) 회전율 (turnover ration : T) 이용 : $P/\bar{B} = T$ (Waters, 1969) -(26)

(나) 척추동물의 경우 :

$P/B = 0.65 \times M^{0.37}$ (M : body mass, kcal) (Banse and Mosher, 1980) -(27)

(다) 생산량이 체장과 관계없는 생물의 경우 :

$P/B = T/10$ ----- (28)

(T : annual mean temperature, °C)(Johnson and Brinkhurst, 1971)

(라) 순간전사망계수(instantaneous coefficient of total mortality, Z) 이용

$P/B = Z$ ----- (29)

(마) 성장률(growth rate, G) 이용

$P/B = G$ ----- (30)

무척추동물의 경우는 식(16)을 사용하여 회전율 추정에 의해서도 가능하다.

(4) 섭식량/생체량 (Q/B) 비

동물플랑크톤의 추정 방법과 동일하다.

(5) 먹이조성 (DC)

동물플랑크톤의 추정 방법과 동일하다.

(6) 어획량 (C)

현장조사에 의해 어획된 어종별 어업별 면적당 평균 어획량 (단위: $t/km^2/yr$)을 구한다.

라) 두족류

두족류에는 문어류, 오징어류 등이 포함된다.

(1) 생체량 (B, biomass)

자원조사 또는 어획조사에 의해 직접 추정하여 서식면적당 평균 생체량 (t/km^2)으로 구한다. 어획물 조사에 의한 자원생태학적 특성치를 이용하여 코호트 분석법을 통해 간접적으로 추정할 수도 있다. 또한, 어획량과 어획사망계수의 관계($B=C/F$)로부터 추정할 수도 있다.

(2) 생산량 (P, production)

동물플랑크톤의 추정 방법과 동일하다.

(3) 생산량/생체량 (P/B) 비

저서동물의 추정 방법과 동일하다.

(4) 섭식량/생체량 (Q/B) 비

동물플랑크톤의 추정 방법과 동일하다.

(5) 먹이조성 (DC)

동물플랑크톤의 추정 방법과 동일하다.

(6) 어획량 (C)

현장조사에 의해 어획된 어종별 어업별 면적당 평균 어획량 (단위: t/km²/yr)을 구한다.

마) 어류

(1) 생체량 (B, biomass)

자원조사 또는 어획조사에 의해 직접 추정하여 서식면적당 평균 생체량 (t/km²)으로 구한다. 어획물 조사에 의한 자원생태학적 특성치를 이용하여 코호트 분석법을 통해 간접적으로 추정할 수도 있다. 또한, 어획량과 어획사 망계수의 관계(B=C/F)로부터 추정할 수도 있으며, 표지방류법 (Petersen)을 사용하기도 한다.

$$\hat{N} = \frac{CX}{x} \text{----- (31)}$$

여기서, \hat{N} 는 방류시의 자원 개체수, X는 표지방류 개체수, C는 어획개체 수, x는 표지어의 재포 개체수이다.

(2) 생산량 (P, production)

동물플랑크톤의 추정 방법과 동일하다.

(3) 생산량/생체량 (P/B) 비

저서동물의 추정 방법과 동일하다.

(4) 섭식량/생체량 (Q/B) 비

섭식량/생체량 (Q/B) 비는 생물의 단위 생체량 당 먹이 섭식량으로 위내용물 분석에 의해 구한 연간 섭식량 (Q)을 생체량 (B)으로 나눈 비로, 생물군 구성종들의 생체량으로 가중평균해서 추정한다. 또한, Palomares and Pauly(1989)의 방법으로도 추정할 수 있다 (Fig. 32).

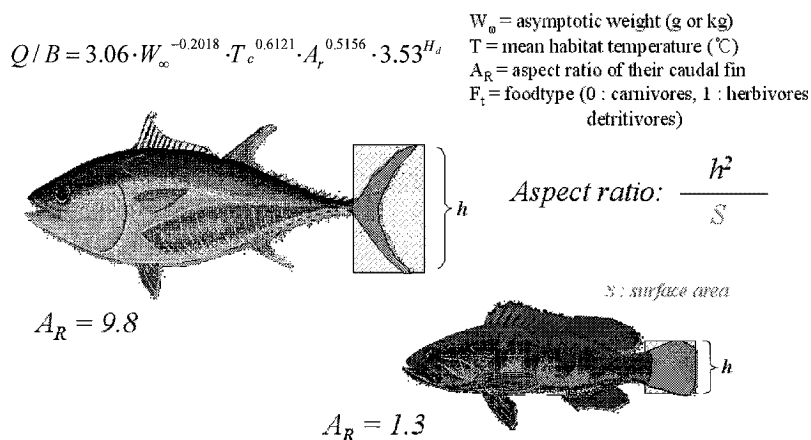


Fig. 32. 꼬리지느러미의 형상비를 이용한 섭식량/생체량 추정방법.

(5) 먹이조성 (DC)

어류의 형태학적 특징은 어류의 식성에 대한 간접적인 증거를 제공해 줄 수 있지만, 어류가 무엇을 먹는지에 대한 직접적인 증거로부터 어류의 식성에 대한 확인이 가능하다. 가장 일반적인 방법은 어류의 위 (stomach)에서 먹이 생물의 출현 빈도를 조사하는 것이다. 먹이 조성에 대한 설명은 먹이의 상대적인 중요도를 포함하여야 한다. 따라서, 위 내용물에서 각각의 먹이 생물을 구분한 후에 위에서 채집된 전체 숫자에 대한 각각의 먹이 생물의 비율로 표시한다. 먹이조성은 생물군간의 피식-포식 관계를 나타내는 것으로, DC_{ij} 는 포식자 i 가 섭식한 먹이 중에서 피식자 j 가 차지하는 부분이다. 즉,

$$DC_{ij} = \frac{Q_{ij}}{Q_i}$$

$$\sum_{j=1}^k DC_{ij} = 1 \text{ ----- (32)}$$

으로, 여기서, Q_i 는 생물 i 의 시간당 총섭식량이고, Q_{ij} 는 포식자 I 에 의해 섭식된 피식자 j 의 양이다.

(6) 어획량 (C)

현장조사에 의해 어획된 어종별 어업별 면적당 평균 어획량 (단위: $t/km^2/yr$)을 구한다.

마) 바다새류

(1) 생체량 (B, biomass)

목시조사 등에 의해 조사된 자원개체수에 평균 중량을 곱하여 서식면적당 평균 생체량 (단위: t/km^2)으로 구한다.

(2) 생산량 (P, production)

동물플랑크톤의 추정 방법과 동일하다.

(3) 생산량/생체량 (P/B) 비

앞에서 언급한 방법에 의해 추정된 연간 생산량을 평균 생체량으로 나누어 추정한다.

(4) 섭식량/생체량 (Q/B) 비

동물플랑크톤의 추정 방법과 동일하다.

(5) 먹이조성 (DC)

동물플랑크톤의 추정 방법과 동일하다.

사) 최고포식자

생태계마다 차이는 있지만, 일반적으로 최고포식자에는 이빨고래류와 대형상어류가 포함된다.

(1) 생체량 (B, biomass)

자원조사 또는 목시조사에 의해 직접 추정하여 서식면적당 평균 생체량 (t/km^2)으로 구한다.

(2) 생산량 (P, production)

동물플랑크톤의 추정 방법과 동일하다.

(3) 생산량/생체량 (P/B) 비

어류의 추정 방법과 동일하다.

(4) 섭식량/생체량 (Q/B) 비

동물플랑크톤의 추정 방법과 동일하다.

(5) 먹이조성 (DC)

동물플랑크톤의 추정 방법과 동일하다.

(6) 어획량 (C)

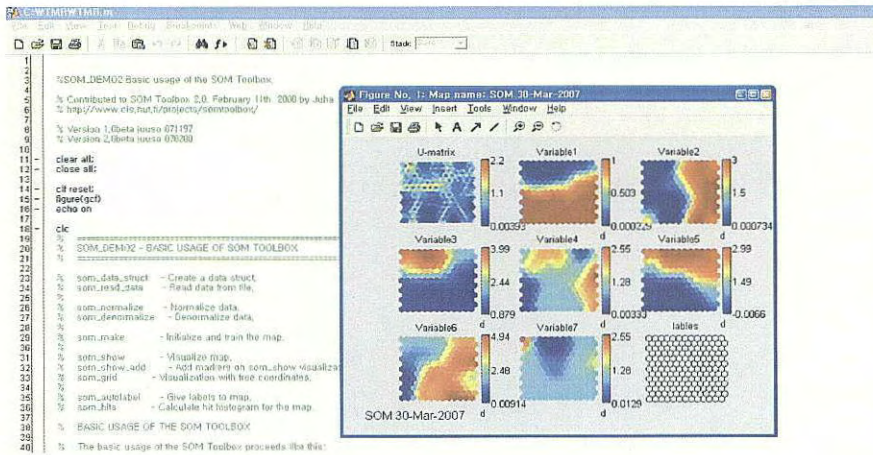
현장조사에 의해 어획된 어종별 어업별 면적당 평균 어획량 (단위: $t/km^2/yr$)을 구한다.

다. SOM의 활용

인공신경망 (Artificial Neural Networks, ANNs)은 인간의 뇌의 기능에 기초한 비선형 mapping 구조이다. 인공신경망 (ANNs)은 예측 모델링에서 큰 수용력을 가지는 'black box'와 같다고 볼 수 있는데, 즉, 미지의 상황을 설명하는 모든 특성들은 반드시 인공신경망에 제시되어지고 있으며, 최근 생

태계 모델링에 ANNs 방법이 적용되어 지고 있다(Lek and Guegan, 1999). 그중에서도 대상생태계에 서식하는 생물들을 생태학적 유사성에 따라 그룹핑 하기 위해 인공신경망을 인지하는 테크닉의 하나인 자가구성법 (self-organizing mapping, SOM)이 많이 사용되고 있다. 일반적으로 매트랩 (MATLAB) 프로그램을 사용하여 자가구성법을 많이 적용하고 있다. 매트랩 을 사용하여 자가구성법을 활용할 경우 데이터 입출력, 시스템 모델링 또는 시뮬레이션, 데이터 분석 및 시각화, 행렬과 벡터의 연산 및 다양한 toolbox 를 활용할 수 있다. Fig. 33은 자가구성법을 사용하여 생태학적 변수 적용 및 그룹핑 결과를 나타내고 있다.

(가)



(나)

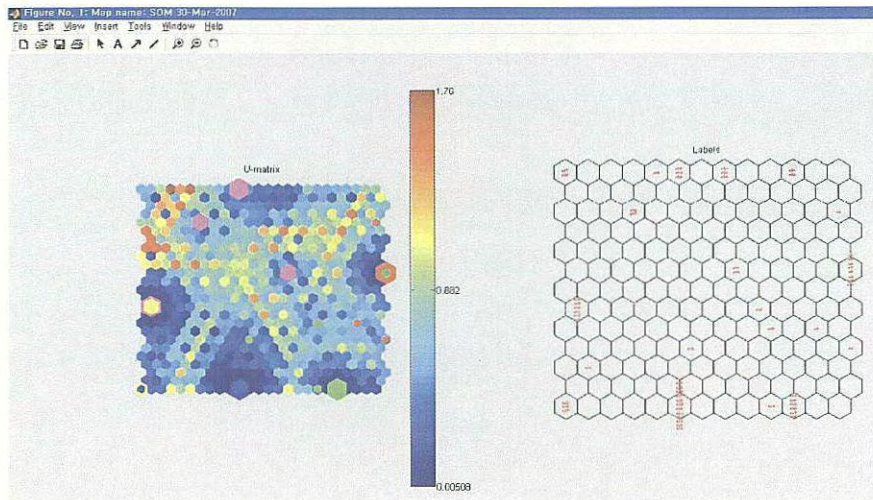


Fig. 33. U-matrix, 생태학적 변수 및 그룹핑 결과 표시화면.

2. 하위 영양단계 생태계 모델 : NEMURO

영양염 - 식물플랑크톤 - 동물플랑크톤 (NPZ; Nutrients - Phytoplankton - Zooplankton) 모델은 해양에서 저차영양단계 생물들의 역학을 잘 표현하는 유용한 도구이다. NPZ 모델에 대한 연구는 대개 간단한 모델의 완벽한 이해

로부터 시작해서, 간단한 모델로 해양현상을 시뮬레이션하고 설명할 수 없을 때에는 점차 더 복잡한 모델을 사용한다. 흔히, 생태계 모델링의 결과는 실제 해양현상과는 다르게 나타날 수 있지만, NPZ 모델은 생태계 역학의 일부이긴 하지만 저차영양단계의 실제적인 현상을 표현하는데 유용하다고 알려져 있다 (Franks, 2002). NPZ 모델을 비롯한 생태계 모델의 적용은 모의실험을 통해서 생태계 구조를 실제 환경에 근접하게 표현하는 데에 목적을 두고 있다 (Kim and Cho, 1998).

NPZ 모델의 하나로 북태평양 해역을 대상으로 개발된 NEMURO 모델은 세계 여러 나라의 과학자들이 2000년 일본의 NEMURO에서 개최한 워크샵에서 개발되었다. NEMURO 모델은 모델의 변수들을 평가하고, 모델의 기준 정점을 선정해서 채택된 자료들을 모델에 적용 비교하여 지역적인 대조 작업을 수행하여 개발되었다. 참가자들은 기본 모델의 이름을 NEMURO, 지역 해양학을 위한 북태평양 생태계 모델 (NEMURO; North Pacific Ecosystem Model for Understanding Regional Oceanography)이라 명명했다 (Eslinger *et al.*, 2002).

NEMURO 모델은 북태평양의 다양한 해양현상을 해석하고 이해하기 위하여 여러 지역에 적용되었다. NEMURO 모델은 일차원 수직혼합모델을 포함시켜 정점 A-7 (Yamanaka *et al.*, 2004)과 KNOT (Fujii *et al.*, 2002)에 적용된 바 있으며, Aita *et al.* (2003)은 삼차원 수직혼합모델을 NEMURO 모델에 결합하여 정점 P, A-7과 KNOT에 적용하였다. Yoshie *et al.* (2003)은 정점 A-7에 동물플랑크톤 수직회유 효과를 평가하는데 이 모델을 사용하였으며, Kishi *et al.* (2004)은 서부 태평양의 입자 유동 시뮬레이션을 위하여 NEMURO 모델을 사용하였다. 최근 어류의 생에너지역학에 의한 성장 모델과 NEMURO 모델이 결합된 NEMURO.FISH 모델이 개발되어 북동태평양 청어와 북동태평양 정어리에 적용되었다 (Ito *et al.*, 2004; Megrey *et al.*, 2007). NEMURO.FISH 모델은 기본적인 NEMURO 모델에 생에너지역학적 모델 (Bioenergetics model)이 포함된 것으로, 동·식물플랑크톤 및 영양염의 거동에 어류를 포함한 NPZF (nutrients, phytoplankton, zooplankton, fish)

모델이다. 이 모델에서는 한 종에 대한 어류 만을 대상으로 하며, 이 어류는 동물플랑크톤 만을 직접 섭이해야 한다. 에너지 흐름에 대한 방정식은 기본 NEMURO 모델과 동일하지만, 기존의 11가지 구성요소에 어류항목이 추가되며, 이 어류항목은 어류의 먹이가 되는 동물플랑크톤, 어류가 배설하는 입자형 유기물질과 암모늄에 만 직접 연결되는 것으로 설정되어 있다. NEMURO.FISH의 생에너지역학적 모델은 Rudstam (1988)에 의한 대서양 청어 (*Clupea harengus*) 모델에 바탕을 두고 있다 (Ito *et al.*, 2004). 한편, 어류의 성장에 미치는 기후효과를 추가하기 위해 NEMURO.FISH 모델에 생지화학적인 부분을 결합시킨 모델이 최근 개발 중에 있다 (Megrey *et al.*, 2007).

NEMURO 모델은 해양의 저차생태계를 기반으로 하여, 차분방정식과 처리방정식으로 11가지 인자들에 대한 초기값과 이들 사이의 변동과정으로 구성되어있다. 각각의 구성 인자들은 질산염 (NO_3), 암모늄 (NH_4), 입자형 유기질소 (PON), 용존 유기질소 (DON), 입자형 유기규소 (Opal), 규산염 ($\text{Si}(\text{OH})_4$), 소형 식물플랑크톤 생체량 (PS), 대형 식물플랑크톤 생체량 (PL), 소형 동물플랑크톤 생체량 (ZS), 대형 플랑크톤 생체량 (ZL), 그리고 포식형 동물플랑크톤 생체량 (ZP)이다. Fig. 34는 NEMURO 모델의 개요도로서 동·식물플랑크톤과 영양염 사이의 에너지 흐름을 나타내고 있다. 직선은 질산염, 점선은 규산염의 흐름을 나타낸다. 각 인자들 사이의 관계는 영양염과 식물플랑크톤의 광합성, 호흡, 분해, 질산화 작용, 침강과 동물플랑크톤의 사망, 호흡, 섭이, 배설, 수직회유 등이 관여된다 (Fig. 34).

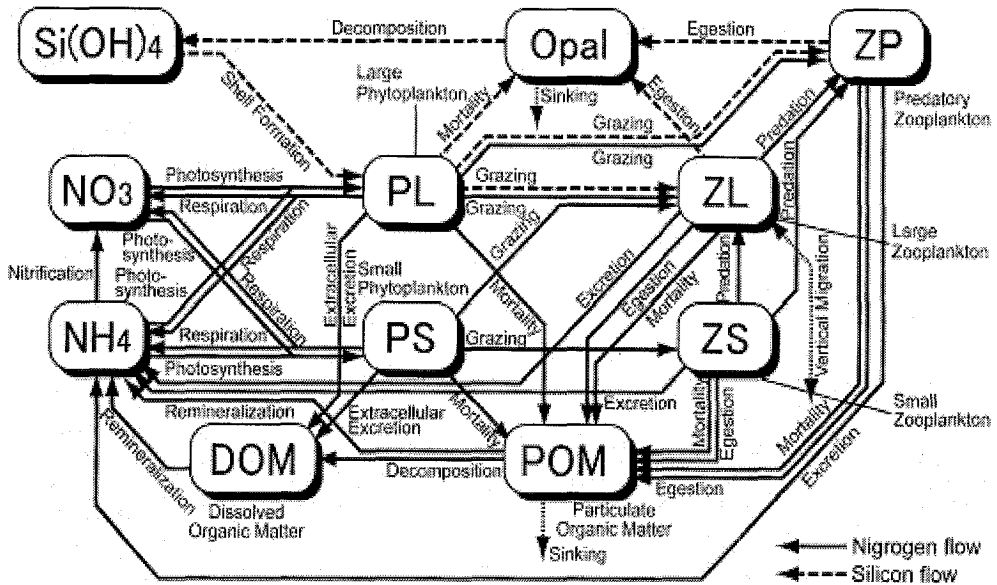


Fig. 34. NEMURO 모델의 개요도. 11가지 구성요소들 사이의 질소 (직선)와 규소 (점선)의 흐름을 보여준다 (Kishi et al., 2006).

NEMURO 모델은 NPZ 모델로서 크게 세 가지 상태 변수 (영양염-식물플랑크톤-동물플랑크톤)에 대한 방정식이 골격을 이룬다. 이 방정식들은 식물플랑크톤의 빛에 대한 반응 $f(I)$, 식물플랑크톤의 영양염 흡수 $g(N)$, 동물플랑크톤의 섭이 $h(P)$, 그리고 식물플랑크톤 $i(P)$ 와 동물플랑크톤 $j(Z)$ 의 사망, 배설과 모델 내에 포함되지 않은 생물에 의한 포식으로 인한 손실 등이다 (Parsons et al., 1984; Franks, 2002). 먼저, 빛에 대한 식물플랑크톤의 반응은 식25와 같이 나타내어 사용하였다.

$$f(I) = \frac{I}{I_0} \exp\left(1 - \frac{I}{I_0}\right) \text{ ----- (33)}$$

여기서, I 는 광도이며, I_0 는 광합성이 최대일 때의 광도이다.

일반적으로 대부분의 식물플랑크톤에 의한 영양염 흡수 $g(N)$ 은 포화한 직각 쌍곡선인 Michealis-Menten 방정식에 의해 식 26과 같이 나타낸다.

$$g(N) = \frac{V_m \times N}{k_s + N} \text{ ----- (34)}$$

여기서, V_m 은 최대 영양염 흡수율이며, k_s 는 영양염 흡수율이 최대의 절반 정도인 경우의 기저농도, N 은 영양염의 농도이다.

동물플랑크톤의 섭이($h(P)$)에 관한 방정식은 식 35와 같이 모델을 안정화할 수 있는 섭이 한계 (grazing thresholds)가 포함된 것이다.

$$h(P) = R_{\max} [1 - \exp(-\lambda(P_0 - P))] \text{ ----- (35)}$$

여기서, R_{\max} 는 동물플랑크톤의 최대섭이량, P_0 는 식물플랑크톤의 밀도, P 는 식물플랑크톤의 최소 또는 한계밀도, 그리고 λ 는 비례상수이다.

식물플랑크톤 $i(P)$ 와 동물플랑크톤 $j(Z)$ 의 사망 또는 감소를 나타내는 방정식은 동·식물플랑크톤의 생체량이 많은 경우 사망률도 높은 밀도 종속적 변동을 나타내는 식 36과 37로 나타내었다.

$$i(P) = \epsilon P \text{ ----- (36)}$$

$$j(Z) = \epsilon Z \text{ ----- (37)}$$

여기서, ϵ 은 동·식물플랑크톤의 사망률이며, P 와 Z 는 각각의 밀도이다.

NEMURO 모델에서 동·식물플랑크톤의 생체량을 구하는 식은 식 38~42에서 소형 식물플랑크톤은 PS, 대형 식물플랑크톤은 PL, 소형 동물플랑크톤은 ZS, 대형 동물플랑크톤은 ZL, 그리고 포식형 동물플랑크톤의 생체량을 구하는 방정식은 ZP로 각각 나타내었다.

$$PS=GppPSn - ResPSn - MorPSn - ExcPSn - GraPS2ZSn - GraPS2ZLn \dots (38)$$

$$PL=GppPLn - ResPLn - MorPLn - ExcPLn - GraPS2ZLn - GraPL2ZPn \dots (39)$$

$$ZS=GraPS2ZSn - GraZS2ZLn - MorZSn - ExcZSn - EgeZSn - GraZS2ZPn \dots (40)$$

$$ZL=GraPL2ZLn + GraZS2ZLn - MorZLn - ExcZLn - EgeZLn \\ + GraPS2ZLn - GraZL2ZPn \dots (41)$$

$$ZP=GraPL2ZPn + GraZS2ZPn - MorZPn - ExcZPn - EgeZPn + GraZL2ZPn \dots (42)$$

여기서, GppPSn은 소형식물플랑크톤의 총기초생산율 (gross primary production rate), GppPLn는 대형 식물플랑크톤의 총기초생산율이다. ResPSn와 ResPLn은 각각 소형과 대형 식물플랑크톤의 호흡률이다. MorPSn, MorPLn, MorZSn, MorZLn 그리고 MorZPn는 각 동·식물플랑크톤의 사망률 (mortality rate)이다. ExcPSn와 ExcPLn은 소형과 대형 식물플랑크톤의 세포외 배설률 (extracellular excretion rate)이다. 그리고 ExcZSn, ExcZLn, ExcZPn은 각 동물플랑크톤의 암모늄 (NH₄)의 배설률 (excretion rate)이다. EgeZSn, EgeZLn, EgeZPn는 각 동물플랑크톤의 입자형 영양염 (PON, Opal)의 배설률 (egestion rate)이다. GraPS2ZSn는 소형 식물플랑크톤이 소형 동물플랑크톤에 섭이되는 비율 (grazing rate), GraPS2ZLn는 소형 식물플랑크톤이 대형 동물플랑크톤에 섭이되는 비율, GraPL2ZLn과 GraPL2ZPn은 각각 대형 식물플랑크톤이 대형과 포식형 동물플랑크톤에 섭이되는 비율이다. GraZS2ZLn과 GraZS2ZPn은 각각 소형 동물플랑크톤이 대형과 포식형 동물플랑크톤에 섭이되는 비율이며, GraZL2ZPn는 대형 동물플랑크톤이 포식형 동물플랑크톤에 섭이되는 비율이다.

동·식물플랑크톤의 생산량을 구하는 식은 식 43~47로 각각 나타내었다.

$$PPtotPS=GppPSn \times MLD \dots (43)$$

$$PPtotPL=GppPLn \times MLD \dots (44)$$

$$PPtotZS=(GraPS2ZSn - ExcZSn - EgeZSn) \times MLD \dots (45)$$

$$PPtotZL=(GraPS2ZLn + GraPL2ZLn + GraZS2ZLn - ExcZLn - EgeZLn) \times MLD \dots (46)$$

$$PP_{totZP} = (Gra_{PL2ZPn} + Gra_{ZS2ZPn} + Gra_{ZL2ZPn} - Exc_{ZPn} - Ege_{ZPn}) \times MLD \dots (47)$$

여기서, 소형 식물플랑크톤의 생산량을 구하는 방정식은 PP_{totPS} , 대형 식물플랑크톤은 PP_{totPL} , 소형 동물플랑크톤은 PP_{totZS} , 대형 동물플랑크톤은 PP_{totZL} , 그리고 포식형 동물플랑크톤의 생산량을 구하는 방정식은 PP_{totZP} 로 나타내었다. 생산량을 구하는 식의 각 항은 생체량을 구하는 식의 항과 동일하며, MLD는 혼합층의 수심을 나타낸다.

3. 생태계 기반 자원평가 및 관리에의 적용

생태계 기반 자원평가 및 관리에 적용하기 위한 예로서 비교적 연구가 많이 이루어진 통영바다목장의 생태계를 선정하였다. Table 30은 Ecopath에 의한 통영바다목장의 생태계 모델링에 필요한 입력 자료이다. 먼저, 생태계 내에 존재하는 생물들을 생태학적 유사성에 따라 24개의 그룹으로 나누어서 각 그룹에 대한 생체량과 생산량/생체량 비, 섭식량/생체량 비, 연간 어획량 등의 자료를 나타내었다. Table 31은 먹이조성 matrix로, 각 그룹의 총 먹이량에 대한 먹이종류별 조성비를 나타낸다. Fig. 35는 바다목장 조성 이후의 통영바다목장 생태계의 구조와 에너지흐름을 보여주는 그림으로서, 각 그룹의 사각형 크기는 상대적인 생체량 크기를 나타내고, 횡축은 각 그룹의 영양단계를 나타낸다. 화살표는 포식-피식 관계에 따른 에너지의 흐름을 나타낸다. 통영바다목장 생태계의 경우 영양단계 3에서 에너지 흐름이 활발하게 이루어지고 있음을 알 수 있다 (Fig. 35).

Table 30. 통영 생태계의 바다목장 조성 이후의 기본 입력 파라미터

그룹명	서식비율 (fraction)	서식면적 당 생체량 (t/km ²)	생산량 /생체량 (/년)	섭식량 /생체량 (/년)	어획량 (t/km ²)
상괭이	1.000	0.021	0.020	13.273	0.000
수달	1.000	0.003	0.063	90.354	0.000
바다새류	1.000	0.006	0.965	55.784	0.000
홍어	1.000	0.048	0.415	2.656	0.000
넙치·가자미류	1.000	0.022	1.449	3.128	0.000
조피볼락성어	1.000	5.419	0.501	2.547	0.019
조피볼락자어	1.000	0.106	2.906	13.763	0.000
볼락	1.000	0.397	0.377	3.516	0.024
기타볼락류	1.000	0.328	0.371	2.100	0.000
도미과	1.000	0.516	0.514	1.351	0.006
뱀장어목	1.000	0.243	0.537	1.384	0.014
농어과	1.000	0.842	0.423	2.487	0.002
송어	1.000	0.953	0.568	2.557	0.001
양볼락과	1.000	0.626	0.815	1.997	0.000
쥐노래미과	1.000	0.206	0.993	2.346	0.000
기타저서어류	1.000	1.493	1.518	3.489	0.000
대형부어류	1.000	1.028	1.210	2.676	0.022
소형부어류	1.000	16.649	1.004	2.408	0.000
두족류	1.000	0.820	1.590	3.197	0.000
저서섭식자	1.000	6.836	3.182	7.574	0.000
내생저서동물	1.000	97.364	1.833	12.004	0.000
표생저서동물	1.000	224.388	1.829	5.779	0.000
복족류	1.000	8.200	1.779	12.018	0.000
동물플랑크톤	1.000	40.286	15.958	31.947	0.000
저서식물	1.000	218.439	50.549		0.000
식물플랑크톤	1.000	70.849	60.084		0.000
퇴적물	1.000				

Table 31. 통영 생태계의 바다목장 조성 이후의 생물군별 먹이조성비

피식/포식자	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
1 상괭이												
2 수달												
3 바다새류		0.009										
4 홍어	0.012											
5 넙치가자미류	0.026	0.023		0.019		0.001						
6 조피볼락성어	0.014	0.024		0.005	0.002							
7 조피볼락자어	0.005	0.009	0.063	0.002	0.001							0.038
8 볼락	0.004	0.008		0.002	0.001	0.001						
9 기타볼락류	0.024	0.042		0.009	0.003	0.005						
10 도미과	0.024	0.043		0.009	0.003	0.010						
11 뱀장어목	0.023	0.040		0.008	0.003							
12 농어과	0.028	0.048		0.010	0.004	0.011		0.036				
13 송어	0.025	0.044		0.009	0.003	0.010						
14 양볼락과	0.025	0.044		0.009	0.003	0.010						
15 쥐노래미과	0.027	0.047		0.009	0.003	0.011						
16 기타저서어류	0.045	0.061	0.162	0.222	0.004	0.054		0.078	0.066		0.444	0.097
17 대형부어류	0.024	0.042	0.138	0.005								
18 소형부어류	0.090	0.055	0.290	0.127	0.005	0.391			0.118			0.350
19 두족류	0.036		0.139	0.035	0.005	0.005			0.113			
20 저서섭식자	0.484	0.222		0.503	0.013	0.300		0.016	0.362	0.149	0.376	0.179
21 내생저서동물			0.069		0.669			0.001		0.139	0.002	
22 표생저서동물					0.018					0.278		
23 복족류		0.240			0.008			0.001		0.138	0.050	
24 동물플랑크톤		0.140	0.017	0.252	0.192	1.000	0.868	0.340	0.140	0.129	0.336	
25 저서식물	0.045									0.155		
26 식물플랑크톤	0.040											
27 퇴적물												
SUM	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000

Table 31. 계속

과식/포식자	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24
1 상괭이												
2 수달												
3 바다새류												
4 홍어												
5 넙치가자미류												
6 조피볼락성어							0.011					
7 조피볼락자어	0.253	0.290					0.019					
8 볼락							0.018					
9 기타볼락류							0.011					
10 도미과							0.002					
11 뱀장어목							0.003					
12 농어과							0.010					
13 송어					0.029		0.004					
14 양볼락과							0.020					
15 쥐노래미과												
16 기타저서어류	0.094			0.003	0.105		0.003					
17 대형부어류												
18 소형부어류	0.113	0.121		0.009	0.684		0.008					
19 두족류					0.035		0.209					
20 저서섭식자	0.064	0.138	0.095	0.156	0.145	0.001	0.020			0.003	0.093	
21 내생저서동물	0.068	0.150	0.039	0.010	0.001	0.003	0.006	0.252		0.050	0.202	
22 표생저서동물	0.067							0.123		0.061	0.049	
23 복족류	0.065		0.009					0.119		0.003		
24 동물플랑크톤	0.139	0.301	0.857	0.822	0.001	0.996	0.656	0.255		0.126	0.051	0.202
25 저서식물	0.068										0.302	
26 식물플랑크톤												0.798
27 퇴적물	0.068							0.252	1.000	0.757	0.302	
SUM	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000

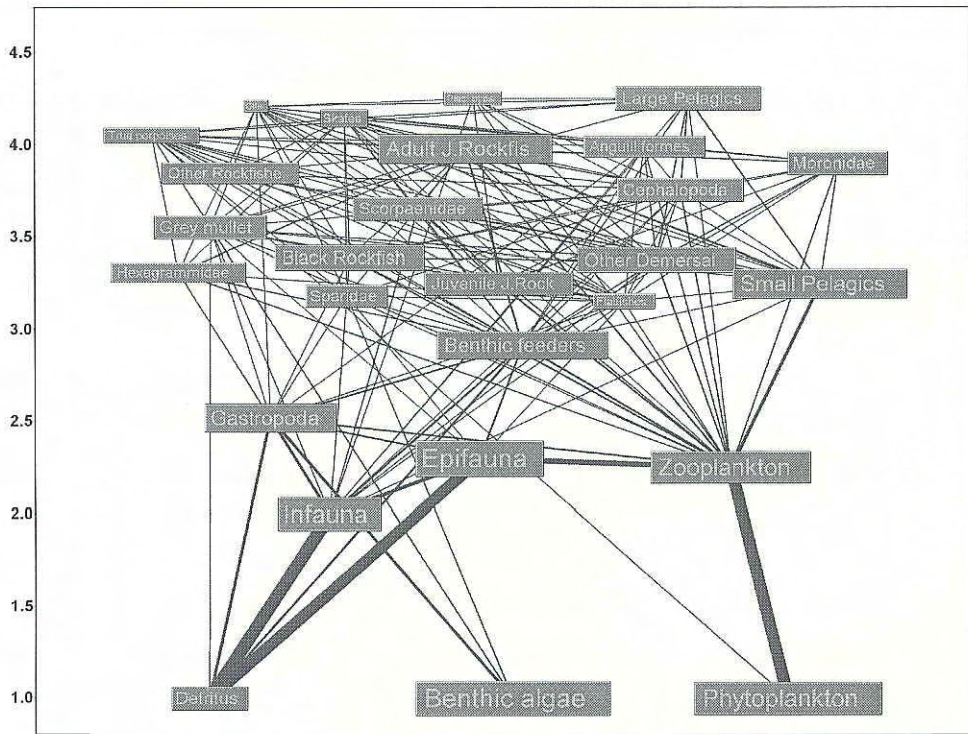
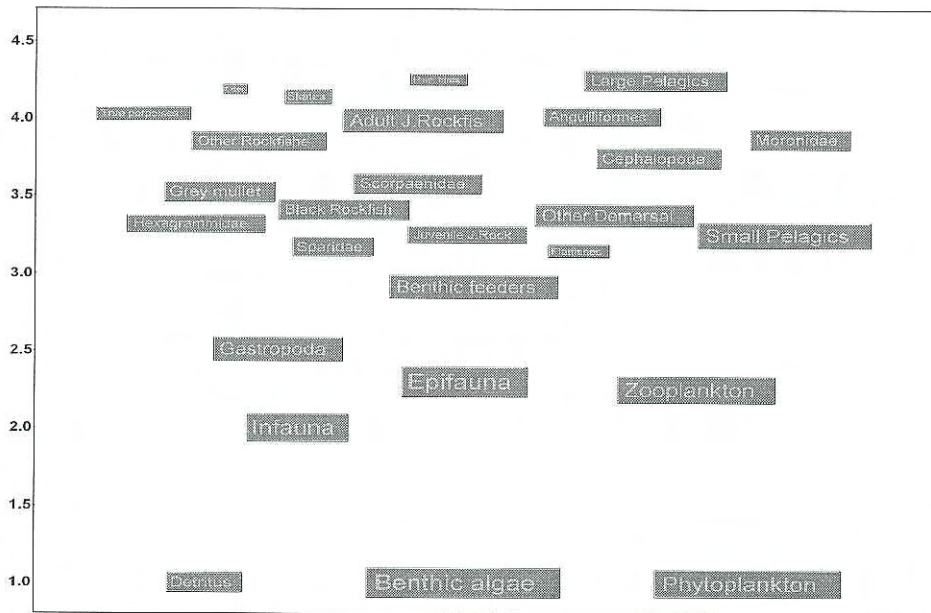


Fig. 35. 통영 생태계의 구조와 영양학적 상호작용을 나타내는 관계도.

통영바다목장에서는 자원조성을 위해 인공어초 설치, 해중림 조성, 그리고 종묘방류 사업 등을 실시하였다. 이러한 조성사업은 생태계의 기초생산력을 증가시키고, 수산생물자원의 가입량, 성장률, 그리고 생산율을 증가시켜 자원량을 증대시킴으로써 높은 생산성을 가져올 것이다. Fig. 35는 통영바다목장 조성 이전과 이후의 생태계 구조의 변화를 나타낸 것이다. 바다목장 조성을 위한 해중림 조성, 인공어초 설치, 그리고 종묘방류 사업으로 인해 저서식물 (Benthic Algae), 복족류 (Gastropoda), 표생저서동물 (Epifauna) 그리고 조피볼락(Jacopever Rockfish)의 생체량이 증가하였다. 반면에, 통영 바다목장의 주요 대상종이 아닌 두족류 (Cephalopoda)는 이러한 자원조성 효과로 인해 그 생체량이 감소하는 것으로 나타났다 (Fig. 36).

(가) 바다목장조성 이전



(나) 바다목장조성 이후

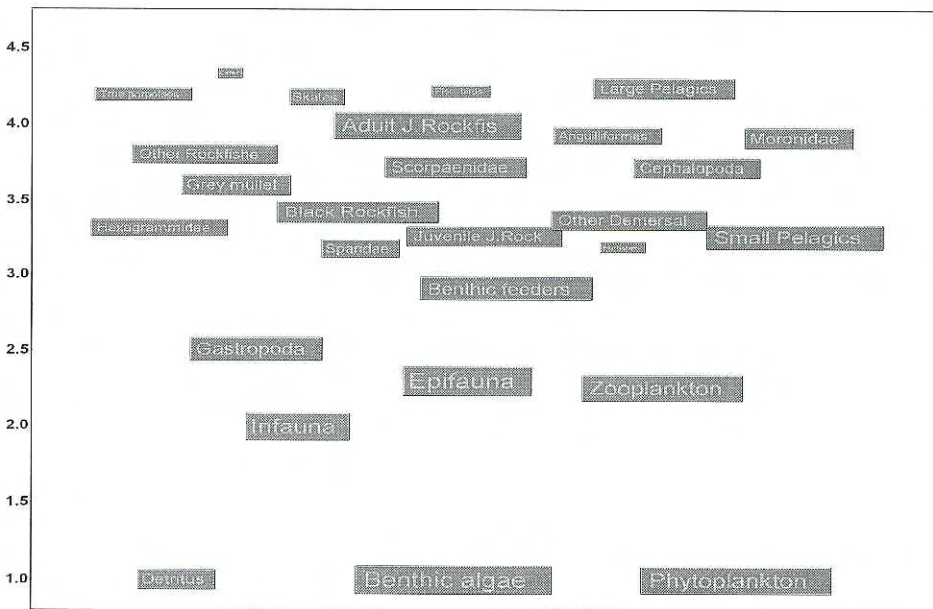


Fig. 36. 통영 해역의 바다목장 조성 이전과 이후의 생태계 구조 변화.

가. 생태계 모델에 의한 대상종/그룹의 관리파라미터 추정

1) 자원량 변동(바다목장이전/이후)

통영 바다목장조성 이전과 이후의 그룹별 생체량을 비교해 본 결과 (Table 32), 조피볼락 및 볼락의 생체량은 증가한 것으로 나타났으나 대부분의 어류들은 최근 감소한 것으로 나타났다.

2) 총에너지 흐름

통영 바다목장조성 이전과 이후에 대한 총에너지 흐름을 비교해 보면, 바다목장조성 이전은 184,007 t/km²/yr, 조성 이후는 163,534 t/km²/yr로 큰 차이가 없었으나, 통영 바다목장조성 이후 총에너지 흐름에 있어서 조피볼락과 볼락에 의한 기여도가 크게 증가한 것으로 나타났다 (Table 33).

3) 총 에너지 흐름에 대한 생물군별 기여도(relative contribution)

통영 바다목장해역에 있어서 영양학적으로 3차 소비자에 해당하는 그룹들에 대해 생태계 내 총 에너지 흐름에 대한 기여도를 분석한 결과 (Fig. 37), 조피볼락이 약 80% 이상으로 가장 높은 것으로 나타났고, 바다목장조성 이전에는 부어류 그룹의 기여도가 상대적으로 높았으나, 바다목장조성 이후에는 볼락과 뱀장어목 그룹의 기여도가 높아진 것으로 나타났다.

Table 32. 통영해역 바다목장조성 이전 (1998년)과 이후 (2006년)의 생체량 변동 비교

Group	Biomass		Change (%)
	1998년	2006년	
상괭이	0.021	0.021	0.000
수달	0.003	0.003	0.000
바다새류	0.006	0.006	0.000
홍어	0.048	0.150	215.709
넙치·가자미류	0.022	0.003	-88.012
조피볼락성어	5.419	30.295	459.050
조피볼락자어	0.106	1.038	879.446
볼락	0.397	3.820	862.326
기타볼락류	0.328	0.448	36.450
도미과	0.516	0.252	-51.068
뱀장어목	0.243	0.114	-53.116
농어과	0.842	1.281	52.146
숭어	0.953	0.777	-18.389
양볼락과	0.626	1.617	158.286
쥐노래미과	0.206	0.186	-9.767
기타저서어류	1.493	0.971	-35.011
대형부어류	1.028	0.735	-28.467
소형부어류	16.649	13.955	-16.179
두족류	0.820	0.666	-18.848
저서섭식자	6.836	6.192	-9.424
내생저서동물	97.364	97.993	0.646
표생저서동물	224.388	221.057	-1.484
복족류	8.200	7.611	-7.187
동물플랑크톤	40.286	40.297	0.027
저서식물	218.439	185.309	-15.167
식물플랑크톤	70.849	70.800	-0.069
Total	696.089	685.597	-1.507

Table 33. 통영해역 바다목장조성 이전 (1998년)과 이후 (2006년)의 총에너지 흐름 비교

Group	Total system throughput		Change (%)
	1998년	2006년	
상괭이	-	-	-
수달	-	-	-
바다새류	5	3	- 39
홍어	6	17	208
넙치·가자미류	3	17	436
조피볼락성어	846	2,267	168
조피볼락자어	7	16	108
볼락	5	63	1,103
기타볼락류	2	3	72
도미과	3	4	18
뱀장어목	4	134	2,891
농어과	4	6	54
숭어	6	10	51
양볼락과	9	20	138
쥐노래미과	3	3	12
기타저서어류	6	6	- 6
대형부어류	64	35	- 46

Table 33. 계속

Group	Total system throughput		Change (%)
	1998년	2006년	
소형부어류	66	49	- 26
두족류	6	7	10
저서섭식자	21	18	- 12
내생저서동물	363	369	2
표생저서동물	1,993	1,999	0
복족류	27	25	- 8
동물플랑크톤	146	147	0
저서식물	179,325	157,236	- 12
식물플랑크톤	1,087	1,082	- 0
퇴적물	-	-	-
Total	184,007	163,534	- 11

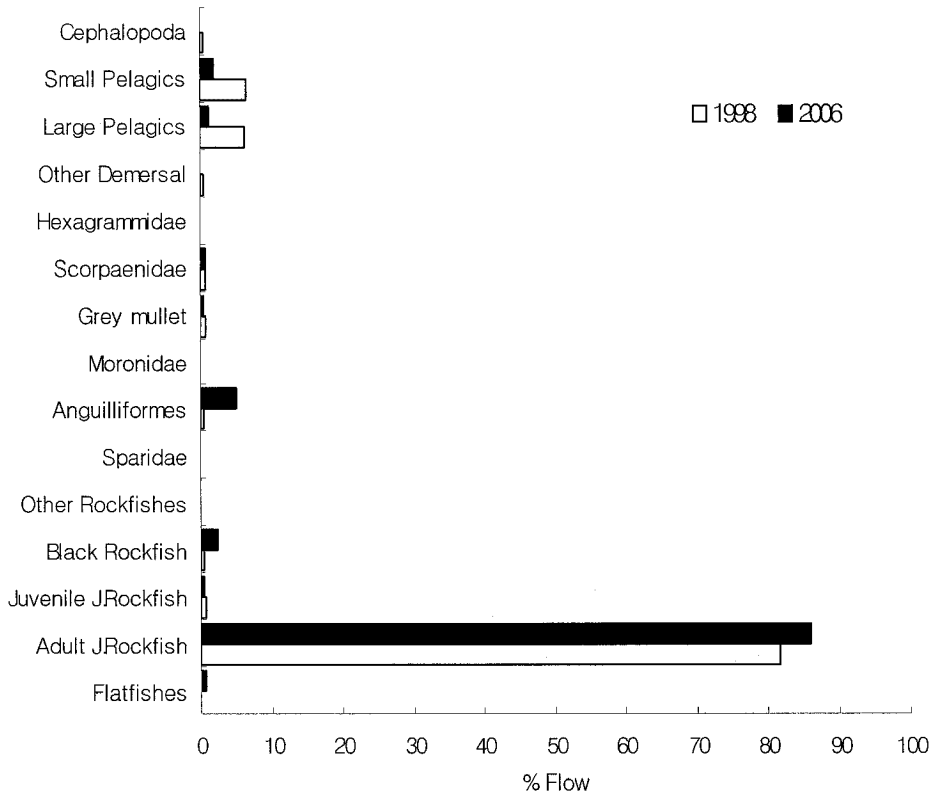


Fig. 37. 통영 바다목장조성 이전과 이후 생태계 모델에 있어서 총 에너지 흐름에 대한 생물군별 기여도.

4) 영양학적 상호관계 매트릭스(Leonif matrix)

Leonif matrix는 생태계 내에서 그룹간 생태학적 상호관계에 의한 직·간접적인 영향을 분석하는 것으로, 한 그룹의 생체량 증감이 다른 그룹의 생체량에 어떠한 영향을 미치는지를 나타낸다. Fig. 38은 통영 바다목장 생태계 내 영양학적 상호관계를 나타낸 Leonif matrix로서, 조피볼락성어의 경우 소형부어류, 저서섭식자, 동·식물플랑크톤이 증가할 경우 생체량이 증가하는 것으로 나타났고, 반면에 수달, 대형부어류, 두족류가 증가할 경우에는 생체량이 감소하는 것으로 나타났다. 조피볼락자어는 조피볼락성어 및 동·식물

플랑크톤이 증가할 경우 생체량인 증가하는 것으로 나타났고, 농어과, 송어, 양볼락과의 생체량이 증가할 경우에는 생체량이 감소하는 것으로 나타났다. 볼락은 조피볼락성어가 증가할 경우 생체량인 감소하는 것으로 나타났고, 복족류 및 동·식물플랑크톤이 증가할 경우 생체량이 증가하는 것으로 나타났다.

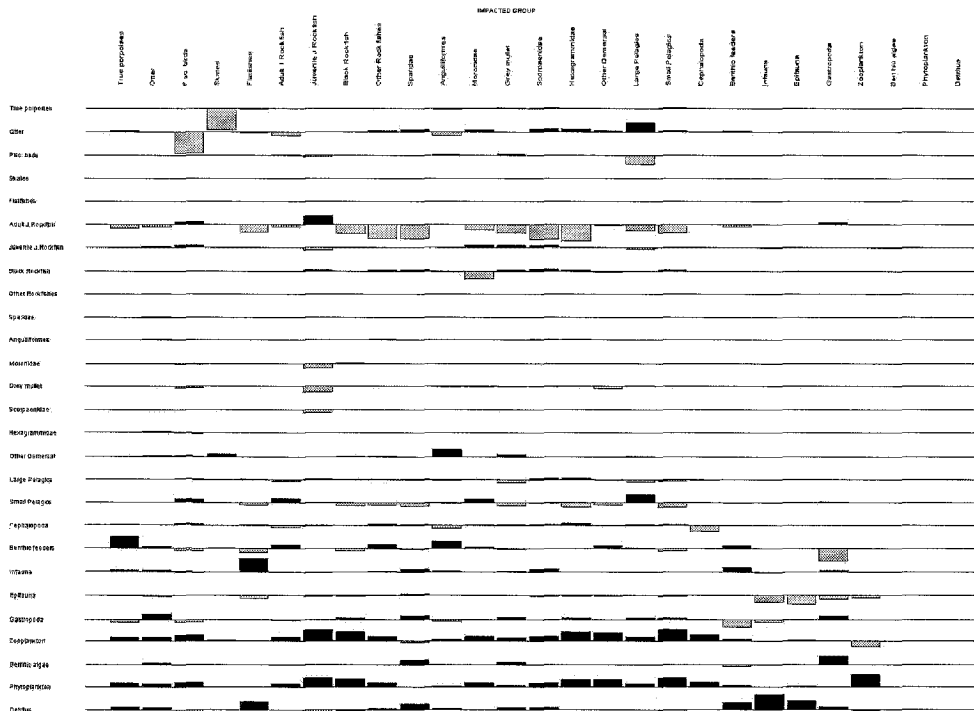


Fig. 38. 통영 바다목장 생태계 내 영양학적 상호관계를 나타내는 Leonif matrix.

5) 여러 어획수준에 따른 자원량

통영 바다목장 생태계 내 생물군별 자원량 변동을 예측해 보기 위해 여러 어획수준에 따른 생물군의 변동을 시뮬레이션에 의해 예측해 보았다.

가) 어획을 현 수준의 절반 정도로 감소시켰을 때 ($F=0.5F_0$)

통영 바다목장조성 이후 (2006년) 어획수준을 현 수준의 절반 정도로 감소시켰을 경우, 불락을 포함한 대부분의 어류자원들은 다소 증가하는 것으로 나타났고, 조피불락은 큰 변동이 없었는데, 이는 현재 조피불락에 대한 어획수준이 낮고, 자원조성에 의한 효과로 자원상태가 아주 높은 수준에 있어 큰 변동을 보이지 않는 것으로 추정된다.

나) 어획수준이 두배로 증가했을 때 ($F=2F_c$)

통영 바다목장조성 이후 (2006년) 어획수준을 현 수준의 2배로 증가시켰을 경우에는 대부분의 어류자원들은 감소하는 것으로 나타났으며, 조피불락과 불락은 현 자원수준을 유지하는 것으로 나타났다. 이는 조피불락과 불락의 경우 종묘방류 및 해중립 조성 등으로 인해 크게 자원이 증가하여 현 어획수준에 큰 영향을 받지 않는 것으로 보인다. 그러나 다른 주요 어업자원들은 오히려 감소하는 것으로 나타나 조피불락이나 불락에 대한 자원조성 뿐만 아니라 대상생태계가 가지고 있는 고유 특성을 조성하고 유지하는 것도 중요한 사항인 것으로 생각된다.

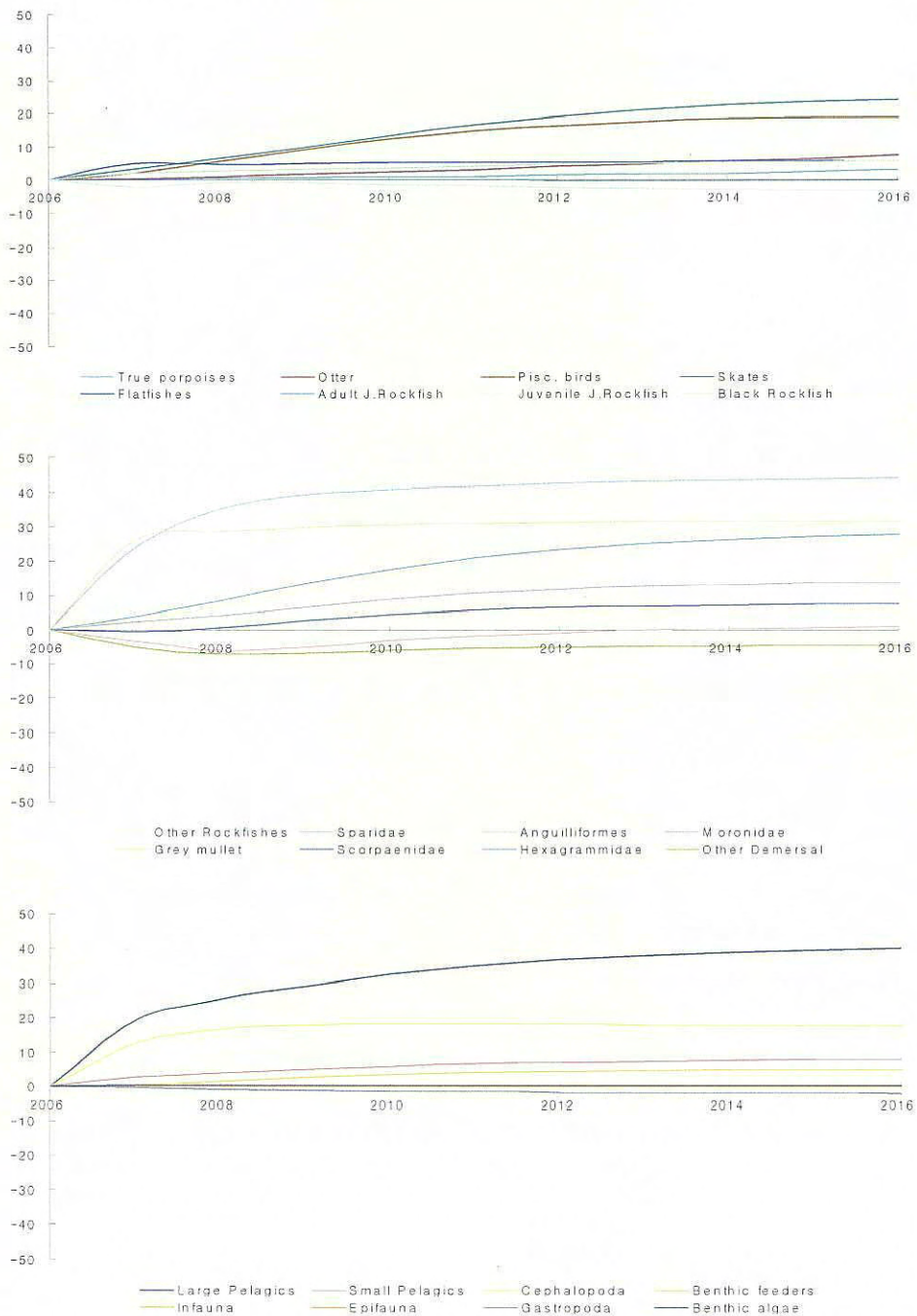


Fig. 39. 어획을 현 수준의 절반 정도로 감소시켰을 때 통영 바다목장해역 생물군의 양적변동을 나타내는 역학 시뮬레이션.

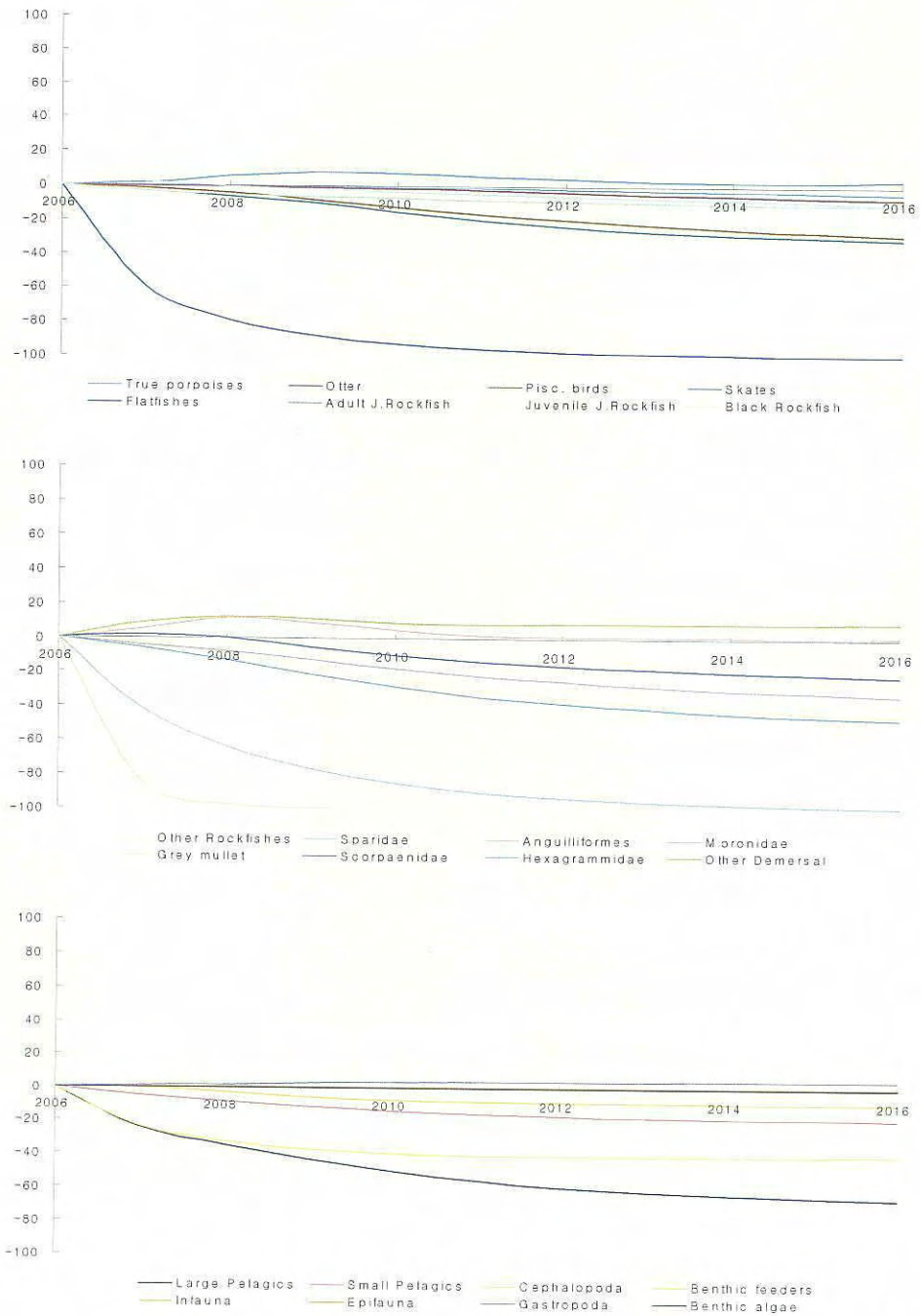


Fig. 40. 어획을 현 수준의 두 배 정도로 증가시켰을 때 통영 바다목장해역 생물군의 양적변동을 나타내는 역학 시뮬레이션.

해양생태계는 구성 생물체와 생물체간의 상호작용 및 물리화학적 환경요소들과의 작용을 기능으로 하고 있다. 수산자원은 해양생태계내의 하나의 구성원이기 때문에 어업에 의한 자원의 이용이 생태계에 영향을 미치는 것은 당연하다. 과거 전통적인 자원관리는 생물학적 한계내에서 주어진 생태계로부터 수산자원을 매년 어떠한 방법으로 얼마만큼 어획해야 하는지를 결정하는 것이었다. 그러나, 생태계를 고려하는 관리에 있어서는 자원을 어획함으로써 미래에 생태계에 미칠 수 있는 영향과 이에 따른 생산량의 변화를 예측하려고 한다. 생태계를 고려한 자원관리의 목표는 생태계내의 종과 유전적 다양성을 유지하면서, 적정량을 수확하여 최대 지속적 생산성 유지하는 것이다. 따라서, 생태계 기반 자원관리를 위해서는 가) 대상생태계에 있어서 구성생물들에 대한 생태학적 특성, 어업의 영향, 해양·환경적 특성 등이 종합적으로 조사되어야 한다. 2) 이러한 조사를 바탕으로 생태계 구조 모델을 사용하여 대상생태계의 구조 및 영양학적 분석이 이루어져야 한다. 3) 개체군 수준 자원조성 모델을 사용하여 해당 생태계의 환경수용력을 고려한 적정자원 조성량과 기대생산량을 추정해야 한다. 4) 자원조성 모델에 의한 결과와 생태계 구조 모델에 의한 결과는 생태계 역학 모델에 의해 어획과 환경의 변화가 대상생태계에 미치는 영향을 역학적 시뮬레이션으로 나타낸다. 5) 생태계 분석 모델에 의한 대상생태계의 특성 파악과 이러한 생태학적 특성에 의한 대상자원의 역학적 메카니즘을 분석하여 대상생태계에 가장 합리적인 자원관리시스템에 의해 적정어획량을 추정한다. 6) 생태계 기반 자원평가를 실시하여 이를 기초로 대상 생태계 내 대상자원을 지속적으로 이용하기 위한 생태계 기반 자원관리 방안을 제시한다 (Fig. 41).

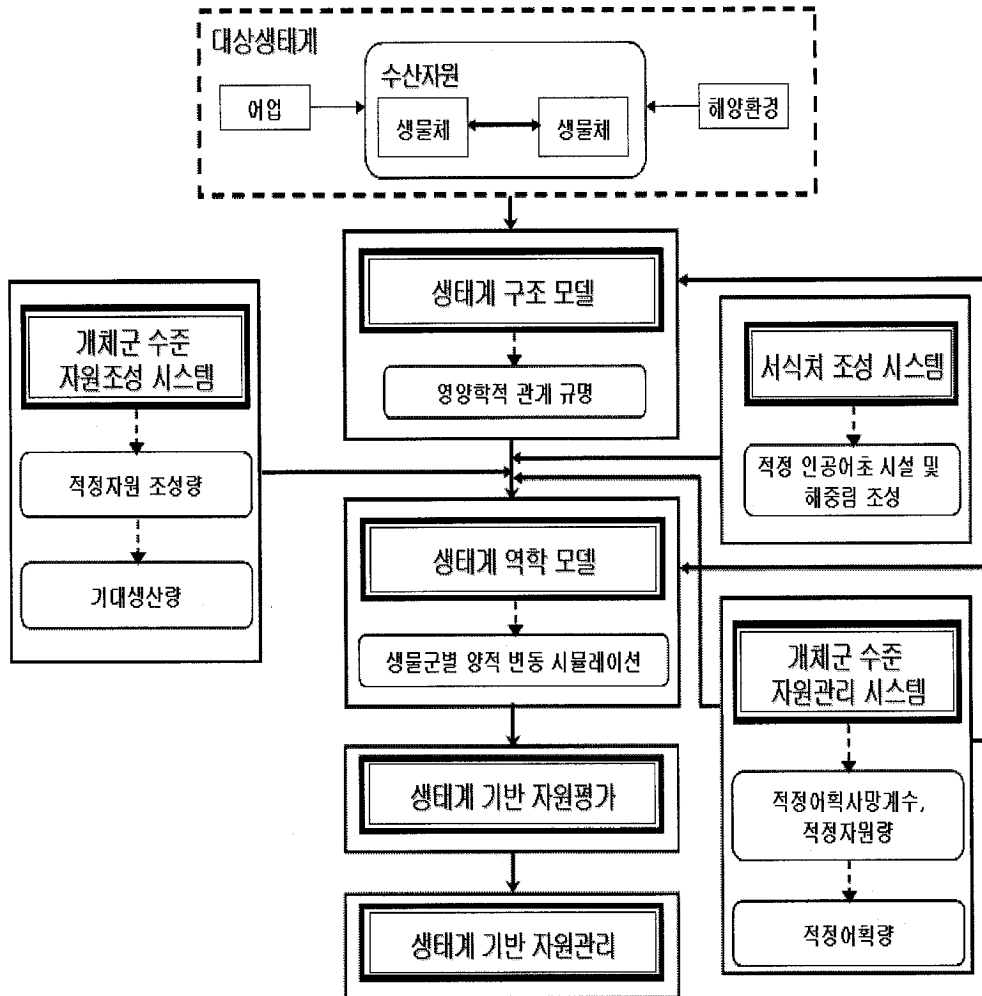


Fig. 41. 생태계 모델링을 활용한 생태계 기반 자원관리시스템.

제 6 절 고찰 및 결론

생태계 기반 수산자원의 평가와 관리의 개념은 해양에 관한 현재까지의 과학적인 지식과 정보, 그리고 해양생태계와 인간과의 관계에 관한 경험적인 정보를 기초로 만들어진 결과이다. 이러한 개념을 수산자원의 관리에 실제 적용하기 위해서는 생태계의 과정이나 생태학적 역학에 대해 더 깊이 이해되어야 한다. 이를 위해서는 어업이 해양생태계에 미치는 영향을 이해하는 연구와 해양생태계의 상태와 변동성의 모니터링이 필요하다. 어업이 해양생태계를 어떻게, 얼마나 변화시키는가에 대한 연구로는 종의 풍도와 다양성, 먹이망 역학, 서식처 변화, 어업에 의한 영향의 폭과 크기 등이 있다.

해양생태계의 상태와 변동성을 모니터링 하기 위해서는 새로운 모니터링 프로그램을 만드는 것이 필요하다. 이 모니터링 프로그램은 해양생태계에 대한 자연적인 변화와 인간에 의해 초래되는 변화를 포괄적으로 이해하기 위한 것이다. 어획 대상종은 대개 표준화된 채집방법에 의한 자원조사와 어획자료를 통해서 정기적으로 모니터링 되고 있지만 해양생태계의 다른 구성요소들에 대한 자료는 제한적이다. 모니터링 프로그램은 기존의 자원평가 방법을 향상시키기 위한 추가자료와 미래의 생태계 모델에 대한 입력파라미터를 얻기 위해서 과학적인 방법으로 치밀하게 수립되어야 한다.

모니터링 프로그램은 어류, 기초생산자, 동물플랑크톤, 유영생물, 저서생물, 해양포유류, 바다새류 등의 생물학적 자료와, 물리화학적인 요소들을 포함해서 해양생태계의 수용력과 잠재생산력을 평가할 수 있어야 한다. 이 자료들은 조사선이나 어선을 포함한 다양한 방법에 의해 얻어 질 수 있다. 예를 들면, 양육장과 어선으로부터의 어업 표본조사, 인공위성, 비행선, 부표로부터의 원격탐사, 잠수정 탐사, 자동해저차 조사 등과 같은 것이 있다. 이러한 자료와 정보는 누구나 쉽게 접근할 수 있도록 최신 자료관리시스템에 의해 관리되어야 한다. 이러한 모니터링은 정부과학자 뿐만 아니라 연구기관을 포함한 국가적 규모로나 나아가 다양한 국제기구를 통해서나 아니면 GLOBEC 등과 같은 국제프로그램을 만들어서 수행해야 한다.

생태계 기반 자원평가와 관리는 현행 자원관리를 생태계를 고려해서 관리

하는 보완 수단으로 사용할 수 있을 것이다. 어류와 어업에 존재하는 복잡한 생태학적 환경에서 어업이 생태계에 미치는 영향과 생태계 변화가 어업에 다시 미치게 될 영향을 조금씩 이해해 나가면 점차 생태계 개념을 어업자원관리에 적용해 나갈 수 있다. 그러나 생태계에 기초한 어업관리 방법이 현행 어업관리의 문제들을 모두 해결할 수는 없다. 불법/과도어획의 불식이나 서식처 보호, 생태계 연구와 모니터링 프로그램의 지원 등이 동반되어야 효과를 기대할 수 있을 것이다. 외국의 예를 보면, 호주는 이미 ERA방법을 마련해서 국가적으로 모든 어업자원에 생태계 기반 자원평가 및 관리를 실제로 적용하고 있는 유일한 국가이다. 미국의 해양대기청 (NOAA)은 국가 해양개발 21세기 1/4분기 계획 (2005~2025)에 따른 전략비전 (Strategic vision) 4과제를 수립하면서 생태계 기반 관리 (Ecosystem-based management)를 21세기 추진과제 중 최우선과제로 설정하여 추진 중에 있다. 또한, 북태평양해양과학기구 (PICES)는 2004년 ‘생태계 기반 관리과학 및 북태평양 응용 작업반’을 구성해서 생태계 기반 관리연구를 국제적으로 추진하고 있다.

우리나라에서 생태계 기반 자원평가 및 관리시스템을 구축하기 위해서는 우선 제도가 마련되어야 하는데 이를 위해서 적절한 기존 법률에 명시하거나 필요시에는 입법을 추진해야 한다. 둘째, 연구 활동을 강화해야 하는데 해양환경조사, 생태계조사 및 어업자원조사와 지구온난화, 엘니뇨 현상과 같은 기상/기후 모니터링, 해양법 관련 연구지원 체제 구축 등이 필요하다. 셋째, 어업인들의 이해와 동참이 필요하다. 수산자원은 국가의 재산이며 한번 남획되면 회복되는데 많은 기간이 소요된다는 점을 이해하여 불법어업을 어업인 스스로 단속하고 불법어구나 어법의 사용을 지양해야 한다. 또한, 국가의 자원회복을 위한 정책에 주인의식을 가지고 적극 동참해야 한다. 넷째, 국제협력을 강화해야 한다. 분야별로 국제기구에의 참여를 강화하고 적극적인 활동을 해야 한다 (Zhang, 2006).

우리나라 해양생태계의 변화하는 모습과 이러한 지식을 바탕으로 자원을 관리하기 위해서 우리가 필요한 학문 분야가 무엇인지 정립하여야 한다. 다음과 같은 다섯 분야에 대해서 더욱 노력을 해야 할 것이다.

(가) 생태계를 효율적으로 연구하기 위해서는 Bering Climate와 같은 프로그

램의 개발이 시급하게 개발되어, 많은 연구자들이 환경과 생물간의 상호관계를 쉽게 접근할 수 있는 계기를 마련하여야 한다.

(나) 현재 많이 이용되고 있는 기후 및 환경지수들은 대부분 북동태평양 생태계 연구에 필요한 지수들이다. 우리나라 해역 생태계를 연구하기 위해서는 우리 해역의 지수 (Local index)를 개발하여야 한다.

(다) 전통적 통계 분석에서 벗어나 첨단 통계 기법을 적용하여 자료를 분석하거나, 새로운 생태계 지시자 혹은 지수 (ecosystem indicators)를 개발하여야 한다.

(라) 생태계 및 수산자원의 가입을 예측하기 위한 모델링 연구가 시급히 필요하다.

(마) 자연과학적인 분석을 사회경제학적 분야의 결과와 연결시킬 수 있는 연구, 즉 사회경제학적 요소를 생태계 기반 자원평가 및 관리시스템에 추가시키기 위한 연구가 필요하다. 이를 위해서는 사회경제학적인 목표에 대한 지표를 개발해서 이를 평가할 수 있는 기준점들을 설정해야 한다.

결론으로 선진국 수준의 해양생태계 기반 자원평가 및 관리시스템을 조기에 구축해서 선진국 대열에 진입해야 하며 이를 토대로 하여, 동북아 국가내의 학문적 이니셔티브를 선점하고 어업협상 시 모든 영역에서 비교우위를 유지하여 동북아 해양질서를 선도해야 한다. 또한, 풍부한 수산자원의 확보로 어업인의 소득 증대와 국가의 동물성 식량자원 공급을 원활하게 해 줄 수 있을 것이다.

부록

부록 1. FAO의 'The Ecosystem Approach to Fisheries' 번역문

FAO
TECHNICAL GUIDELINES FOR
RESPONSIBLE
FISHERIES

FISHERIES MANAGEMENT (어업관리)

The ecosystem approach to fisheries (생태계 기반수산업)

Background (배경지식)

옛날부터 어업활동은 인류의 식량공급을 위한 주요한 원천이었으며 이 활동에 종사한 사람들에게 고용과 경제적 이익을 제공하였다. 하지만, 증가된 지식과 수산업의 역동적인 발전으로 증가하는 세계 인구의 영양학적, 경제적 그리고 사회적 복지에 어업의 기여가 계속되기 위해서는 사람들은 수산자원은 무한하지 않고 적절히 관리될 필요가 있다는 것을 인식하게 되었다.

1982년 채택된 유엔협약 해양법은 해양자원의 보다 나은 관리를 위한 새로운 토대를 제시하였다. 해양의 새로운 법률 체제는 수산자원의 관리와 이용을 위한 자국 연안에 대한 권리와 책임을 부여하였다. 최근 세계 수산업은 식량산업의 발전의 한 부분을 차지하면서, 많은 국가들이 발전된 어선을 사용하고, 공장을 건설함으로써 국제적으로 증가하는 수산가공품 수요를 충족시키기 위해 애쓰고 있다. 그러나 급격한 개발로 인해 수산자원관리의 필요성이 대두되었다.

주요 어류종의 과도한 개발, 생태계의 변형, 명백한 경제적 손실, 그리고 관리와 수산무역의 국제적 갈등으로 장기적으로 지속 가능한 수산업과 수산물이 인류의 식량자원의 공헌을 위협하고 있다. 그러므로, 1991년 3월에 개최된 19회 FAO의 수산위원회 (COFI)에서는 수산자원을 보호하고 사회적, 경제적인 고려뿐만 아니라 환경적 요소를 고려하는 새로운 수산관리의 접근이 긴

급히 요구된다고 권고했다. FAO는 이의 적용을 촉진하는 정교한 행동강령과 책임 있는 수산업 개념의 개발을 요청하였다.

그 후, FAO와 협력에서 멕시코정부는 1992년 5월에 칸쿤 (Cancun)에서 책임 있는 어업에 대한 국제적 회의를 조직하였다. 그 회의에서 승인된 책임 있는 어업 행동강령의 준비를 지지하는 칸쿤의 선언은 1992년 6월에 브라질 리오데자네이로 (Rio de Janeiro) 유엔환경개발회의 (UNCED)에서 이루어졌다. 1992년 9월에 개최된 공해어업의 FAO기술회의는 공해 수산업에 관한 문제점을 제기함에 있어서 좀 더 강령이 정교해지기를 권고하였다.

1992년 11월에 개최된 제 102회 FAO회의에서는 공해문제에 우선권을 두었으며, 1993년 수산위원회에서 공해에 대한 강령이 정교해지길 요청하였다.

1993년 3월에 개최된 수산위원회에서는 지침의 부연과 앞으로의 강령의 시간 틀을 포함한 강령의 토대와 내용에 대해 검토하였다. 또한 수산위원회는 강령의 한 부분인 "급속한 궤도"를 기본으로, 공해의 보존과 관리를 위해 어업선박의 선적변경을 반대하는 제안서를 FAO에 요청하였다. 이것은 1993년 11월에 열린 제 27회 FAO회의에서 공해의 어업선박의 국제적 보존과 관리의 척도의 증진에 동의하였으며, FAO회의의 결의안 15/93에 의하면 강령의 필수요소가 형성된 것이다.

이 강령은 1982년 유엔의 국제해양법 협약과 일치할 뿐만 아니라, 1982년 12월 10일에 있었던 국제해양법 협약조항의 실행에도 동의하며, 1995년의 경제 왕래성 어류자원과 고도회유성 어류자원의 보존에 관련된다. 또한 그 중에서도 1992년 칸쿤선언과 1992년 환경과 발전에 대한 리오선언의 AGENDA 21의 17장의 견지에 동의한다.

강령의 개발은 비정부적 기구를 포함하는 다른 국제적 기구들과 관련된 유엔기관과 함께 회의와 협력에서 FAO에 의해 수행되었다.

행동강령은 5개의 서언조항으로 구성되며 이는 자연과 범위, 목적, 다른 국제기구와의 관계, 실행, 감독과 갱신, 그리고 발전도상국의 요구로 구성된다. 이 서언 조항은 여섯 가지 주제에 대한 일반조항들을 따른다. 이 여섯 가지의 주제는 어획관리, 어획활동, 양식개발, 근해어업관리로의 통합, 수확후

책략과 거래, 그리고 어업연구이다. 이미 언급한 바와 같이, 공해에서 어업 선박들에 의한 국제적 보존과 관리 조치와 함께 Promote Compliance에서의 협정은 강령의 완전한 부분을 형성하였다.

강령은 자발적인 부분이다. 하지만, 강령의 일정한 부분은 1982년 12월 10일 의 유엔 국제 해양법 협약에서 반영되어진 것처럼 국제적 법률과 관련된 규칙에 기초를 두고 있다. 그 강령은 또한 1993년 공해에서 어업선박에 의한 보존과 관리조치와 함께 Promote Compliance에 협정과 같은 당들 사이에서 다른 의무적인 합법적 기구의 수단에 의하여 묶인 결과로 이미 주어진 조항들을 포함한다. 결의 4/95의 28번째 세션은 1995년 10월 31일 의 책임 있는 수산업 행동규범을 채택하였다. 이 결의는 FAO의 특히 관심있는 관련된 기구와 구성원들의 협력에서 규범의 실행의 지지에서 적절한 기술 지침을 정교하게 하는 것을 요청하였다.

EAF의 개념과 조항은 새로운 것이 아니다. 이는 많은 국제 기구와 협정 그리고 회의에서 이미 조정되었으며, 따라서 채택되거나 실행되는 과정에 있다.

- 1972년 인류환경세계회의
- 1982년 유엔해양법 협약
- 1992년 환경개발에 대한 유엔회의 및 이의 아젠다21
- 1992년 생물다양성협약
- 1995년 유엔어류자원협정
- 1995년 책임 있는 수산업을 위한 FAO행동규범

이러한 기구의 내용은 붙임1에 제시되어있다. 구체적으로 Reykjavik선언(2001)에서는 FAO가 "수산업 관리에 생태계를 고려하기 위한 최고의 지침"을 준비하기를 요청하였다.

보다 최근에 지속가능발전세계정상회의 (WSSD, 2002, 남아프리카공화국 요하네스버그)에서는 포획 수산업과 관련한 실행계획과 정치적 선언을 채택하였다. 그 선언에서는 국가의 수석들은 핵심분야 안의 해양과 연안지역의 통합과 해양보호지역의 확립, 파괴된 실행의 제거 그리고 생태계접근을 포함

하는 다양한 접근과 기술의 사용을 개발하고 촉진하는 것에 동의하였다.

비록 EAF의 개념토대는 새로운 것이 아니지만, 그것을 실행해본 경험이 없다. 이러한 지침은 해양 포획 수산업에 적용될 수 있는 운영상의 지침 안에서 수산업으로 생태계 접근에 대한 요구들은 변화를 시도한다. 비록 EAF가 국내와 해양포획수산업, 양식, 연구, 무역, 수산업 발전과 관련되어 있다고 인식하지만 최근 문서에서는 해양포획수산업에 초점을 맞추고 있다. 책임 있는 수산업을 위한 FAO기술지침에 보충되어야 하고, 장차 FM 지침과 같이 참고되어야 할 것이다.

가. 개요

1) 생태계 기반수산업의 필요성과 이익

생태계접근수산업 (Ecosystem approach to fisheries, EAF)은 두 가지의 다른, 하지만 관련 있는 (관련 있기를 바라는), 패러다임들의 지침으로부터 반영되어 형성되었다. 그 첫 번째는 생태계관리로, 생태계의 구조와 다양성 그리고 기능을 보존하는 것에 목적이 있으며 생태계의 생물물리적 요소에 중점을 두고 있다. 두 번째는 사회와 인간의 식량과 경제적 이익을 만족시킬 수 있는 어업활동과 목표자원에 중점을 둔 수산업관리이다.

최근까지 이 두 가지 패러다임은 서로 상반된 두 가지 목표를 지향하였다. 그러나 이 두 패러다임은 지속 가능한 발전에 대한 개념에 의해 인간의 복지와 생태계의 복지에 대한 조화가 요구되었다. 사실상 EAF는 수산업의 지속 가능한 발전에 대한 부분을 이행하기 위한 방법이다. 현재의 수산관리 방법에 기반을 두고 만들어진 EAF는 인간과 생태계의 복지 사이의 상호의존의 관계를 확실히 인식하고 있다. EAF는 생태계의 안정을 유지하거나 발전시키기 위한 필요성과 현재와 미래의 세대를 위해 수산자원을 유지하거나 증가시키기 위한 생산력에 대해 강조하고 있다. 두 패러다임 모두가 수렴되기 위한 이해가 요구되는 EAF는 지속 가능한 수산업을 위한 FAO 행동강령의 여러 가지 조항의 이행을 지원할 것이다.

수산활동은 일반적으로 소비자들의 식량이 되거나 어업인들의 수입원과

생계를 위한 하나 또는 몇가지 종을 목표로 이루어 진다. 적어도 지난 50년 동안, 지배적인 수산업관리를 위한 패라다임은 크기나 수산업의 활동을 조절함으로 인한 목표자원바탕의 유지에 있었다. 이러한 지침을 우리는 여기서 "목표자원 지향적 관리 (TROM)"라고 하며, 이것은 주로 중,대형의 상업적 어획에 적용되어져 왔다. 대부분의 개발도상국과 선진국에서는 소규모 다종어업의 활동이 별다른 개입이 없이 전통적인 관리체계를 바탕으로 실시되고 있다. "현대 어업 관리 방법"은 국제적 문제이며 TROM은 그 일부라고 할 수 있다.

세계어업의 많은 부분의 고갈 상태와 많은 해양생태계가 쇠퇴되었다는 사실은 잘 문서화 되어있다. 아직까지 수산업이 실제로 지속 가능한 발전의 방향으로 관리 되지 않은 이유로 세계의 경제와 사회에 대한 충격은 크며 앞으로도 그러할 것이다. 이러한 상황에서 기아는 계속 증가하며 세상의 많은 어업인들이 기본적 생계를 꾸리기 위한 어업의 기회를 빼앗아 버리는 불공정한 상황을 모면할 수 없게 될 것이다. 제대로 이루어 지지 않은 관리는 많은 지역과 국가에 있어 어업에 대한 잠재적인 사회적 기능과 경제적 이익을 빼앗아 가게 될 것이다 (현재 매년 12만 5천명의 인류가 국제적으로 400억 달러의 거래를 하고 있는 것으로 추정된다).

또한 대부분이 개발도상국의 약 8천-9천만의 인류가 매일 어류를 통해 단백질을 섭취하고 있다. 자원의 고갈과 소모로부터 오는 경고를 감소시켜야 할 필요성은 국제적으로 인식되고 있다. 가장 최근에 지속가능발전세계정상회의 (요하네스버그, 2002)에서는 다음과 같은 사항들에 서약하였다.

고갈될 위기에 있는 자원을 최대지속적생산량을 유지 또는 회복하기 위한 목표는 늦어도 2015년까지 세워져야한다.

잠재적 사회와 경제적 이익을 위해 수산업관리가 개선되어야 할 필요성이 있다는 것은 명백하다. 자원의 이용자간의 경쟁은 감소되어야 하며, 어업은 해양환경을 책임있게 이용하는 사회에 의해 실행되어야 한다.

2) EAF란 무엇인가?

EAF의 관심요소는 다음과 같다.

- 수산자원간의 상호작용과 수산자원과 그들이 존재하는 생태계간의 중요성에 대한 인식이 부각
- 지속적 이용 가능해야 한다는 측면에서의 수산자원과 해양생태계간의 목적, 가치에 대한 인식

현재 관리방법의 미비함으로 인해 세계의 수산업이 열악해지고 있다는 점과 최근 과학의 발달로 인해 사람이 생태계에서의 기능적 측면에 대해 정확히 아는 것과 불명확한 것에 대해 강조되고 있다. 예를 들어 자연으로부터 오는 상품이나 서비스를 제공받을 수 있는 정도를 궁금해 한다.

전반적으로, 자원의 중요성에 대한 인식의 증가와 현재 수산업의 상황에, 예를 들어 남획, 산업폐기물 그리고 인간의 주거지에 거스르는 영향 대한 책임감이 증가되고 있는 상황이다.

대규모, 소규모의 수산업 모두, 어획이라는 활동은 생태계에서 다른 요소에게 영향을 미치게 되어있다. 예를 들어 목표종이 아닌 종이 어획 되는 부수어획, 서식지의 파괴, 먹이사슬에의 영향, 또는 생물의 다양성을 변화시킬 수 있다. 지속가능한 발전이라는 면에서 책임 있는 수산업관리는 전체 생태계라는 관점에서 생물다양성을 고려하여, 수산업을 넓게 고려해야 한다. 목표종 뿐만이 아니라 전체의 생태계를 유지하는데 그 목표를 두어야 한다.

어업에 있어서 환경과 생태계 측면에 대한 고려가 필요하다는 요점에 있어서는 많은 포럼에서 논의되어 EAF에 대한 원리와 목표 또한 잘 정리되어 있다. 비록 동의된 원리와 목표에 대한 총체적 이행이 지금의 실정에 어렵긴 하지만, 생태계에 대한 이해와 이 생태계를 이용하는 사회로써는 이를 선택할 수 있는 상황이 아니다. 비록 현재 다른 여러 가지 방법으로 어획이 관리되고 있지만, EAF을 실행시키는 것은 가능하다. 이 책에서는 EAF의 이점을 서술하고 생태계관점으로 접근하는 해양어업의 필요성을 성립하기 위한 실제적 제시한다.

이론상 FAO의 부호에 게재되어있는 모든 어업에 있어서 EAF가 적용될 수 있다. 하지만 연구가 선행되어야 하며, 연근해 어업의 관리의 통합과 개발

도상국의 요구사항까지 감안한 어업관리의 기반이 마련되어야 한다. 어업활동에 의한 환경파괴 예방과 어획으로부터 오는 파괴요인의 충격 모두 포함되어야 하지만 모두를 감안하지 못할 것이다.

많은 국제 협약과 보고서, 과학적 논문을 통해 EAF의 목표에 대해 거론되고 있다. 일반적으로 말해 EAF의 목표는 다양한 요구와 사회의 조건에 맞추며, 미래의 세대들이 해양생태계로부터 얻을수 있는 이익과 서비스에 대해 지켜주는 어업을 계획하고 발달시키고 그리고 관리하는 것이다.

이 목적에 부합하기 위해 EAF는 현재 TROM (목표자원 지향적 관리)의 관점에서 실행하는 것이 아니라 조금 더 전체적인 지역에 해당하는 생태계의 구성요소를 고려해야만 한다. 이와 같은 고려를 통해 생태계를 위치적인 측면에서 이해할 수 있다. 생태계의 복잡한 자연은 확실히 인식되고 초점이 맞추어져야 한다. 또한 EAF는 어업과 해양생태계에 대한 사회적 관심도 요구되어야 한다. 그러므로 EAF의 목적은 다음과 같이 정의 될 수 있다. EAF는 생물적, 비생물에 대해 아는 것과 모르는 것과 인간이 생태계에서 그리고 그 사이에서 어떻게 상호하는지 이해하고, 어업을 생태학적으로 의미 있는 경계 안에서 어획을 함으로써 여러 사회적 목적에 부합하는 것을 목표로 한다.

EAF는 현재 실천되는 어업관리방법과 모순되어서도 안되며 그 방법에 대체되어서도 안된다. 엄격하게 TROM (목표자원지향적관리)를 실행함으로써 현행 어업상의 문제들을 해결하려는 노력을 시작할 수 있다. 과거의 이러한 실천은 현재 생태계문제의 많은 부분을 예방할 수 있었다. 실제로 예측할 수 있는 미래에 EAF는 지금의 어업관리방법의 연장으로 발달되어 나갈 것이다.

가) 원리와 개념

EAF는 몇 가지 개념을 가지고 있다. 가끔 개념 (concept)이라는 것 대신, 여러 가지 협정과 협약에서는 "원리"라고 표현하기도 한다. 특히 책임있는 수산업을 위한 행동규범에서는 원리이라고 표현하였다. 이러한 원리는 일반적으로 국가나 지역의 어업관리에 대한 고차적 정책의 목적을 지지한다. 간단하게 말해서 (Annex 2 참조), 어업은 해양생태계의 구조나 생물다양성 그리

고 생산성을 변화시킬 가능성이 있다는 점과, 또한 자원은 최대생산량의 수준 이하로 감소되지 않아야 한다는 점을 기본으로 하는 EAF에 기초를 둔 어업관리에서는 다음과 같은 원리를 따른다.

- 어업은 생태계에 충격이 없을 정도로 관리되어야 한다.
- 생태계에서의 종들간의 수확과 의존, 그리고 연합하는 관계를 유지해야 한다
- 관리의 척도는 모든 요소들의 분포를 포함할 수 있어야한다(모든 지배권과 관리방안을 통틀어).
- 생태계에 대해 완벽한 이해가 불가능하기 때문에 예방적 근접법은 시행되어야 한다.
- 통치권은 인간과 생태계 모두의 안녕과 공정을 위해 지켜져야 한다.

나) 운영 가능한 EAF 설립

EAF의 원리에 기초를 두며 정책과 원리의 관련성에 대해 많은 동의가 있다. 학자, 과학자, 어업조연자, 그리고 많은 NGO들 모두 EAF가 필수적 사항이라는 점에 대해 의견 일치를 보고 있다. 그러나 EAF를 이행하기 위해서는 원리에서 적용할 수 있는 목적과 실행으로의 전환이 요구된다 (box1).

이 원리가 고차적 정책의 목표를 위해서 용어와 정의로는 간단히 변환될 수 있다. 정책의 목적은 보통 관련된 국내의 법률과 지역적 동의 그리고 국제적 동의를 기초로 한 중요 정책을 반영한다 (Annexes 1, 2). 그리고 어업과 어업인 들로부터 변화되는 "특징"을 받아들일 수 있는 사회적 동의 또한 요구된다.

정책의 실행이 아마도 가장 어려운 단계이지만 그것은 실제로 매우 중요하다. 처음 시작에 있어서 모든 관계자 (stakeholder)는 관련된 목적, 표준, 성과표준과 함께, 논쟁점에 대한 계급이 있다는 것을 알아야 한다. 이러한 이해 없이는 EAF는 단순히 그 중요한 개념으로만 남게 되며, 앞으로도 어업관리의 측면에서 이용되지 못할 것이다.

다음의 지침에서는 고차적 정책의 목적을 실행으로 옮기는 방법에 대해

설명하고 있다.

- 문제가 되는 어업 또는 해역에 관련된 넓은 목표를 인식한다.
- 이러한 목표를 소주제와 그 아래의 세부주제로 나누어 어업관리척도의 관점에서 서술한다.
- 실천가능한 목표를 정한다.
- 지표와 기준점을 발전시킨다.
- 결정된 규칙 (decision rule)을 어떻게 하면 관리척도에 적용할 수 있을 지에 대해 발달시킨다.
- 실행된 사항을 모니터하고 평가한다.

종속적문제점 (sub-issues)은 어업에 따라 매우 다양하므로 규범화되기는 어렵다. 하지만 어업에서 오는 모든 경제, 사회 그리고 환경적 양상을 고려하는 것이 중요하다. 이와 같은 고려를 통해서만이 중요한 문제점과 부수적 문제점 모두가 간과되지 않을 것이기 때문이다.

어떠한 조언이나 지침은 선진국이나 개발도상국의 차이 또는 여러 관할권의 차이에 고려되어야 하며, 안내서나 입문서는 과학자나 관리인의 교육을 위해 협약안과 함께 제공되어야 한다. 그 과정에 대해서는 4장에서 서술하였다. 만약 관련된 나라나 관할권에 적용시킨다면 EAF의 효력을 위해 실행될 것이다.

Box 1

실현 가능한 EAF의 구축

몇 국가에서 국가적으로 받아들여 이행중인 국제적 협약과 협정은 EAF가 통합되어야 하는 필요성에 대해 잘 설명하고 있다. 하지만 EAF의 실행을 위한 기본적 토대를 만드는 것은 관리기준에 따라 정책적 목표와 실행에서의 목적에 있어 "해석"되어야 한다. 이러한 변형 없이는 EAF는 중요하지만 달성할 수 없는 것이 될 것이다.

원리에서 정책의 목표. EAF의 기초원리는 경제적, 사회적 그리고 생태계학적으로 지속가능한 발전이라는 면을 모두 충족할 수 있어야 한다. 생태계 건강, 보전, 복원, 에너지 흐름등과 같은 생태계의 "특성"은 완벽하게 이해할 수 없는 개념들이다. 그러나 지금 우리가 생태계에 대해 아는 지식들로 생물다양성의 보전, 서식지 보존, 중요한 먹이사슬을 보전하기 위한 정책적인 목표가 세워지고 있다.

정책 목표로부터의 이행. 이러한 고차원적인 정책목표는 그 이행을 위해 세부적인 사항으로 나누어 져야 한다. 세부적 사항들은 관리의 기준으로써 각각의 목적을 위해 실행될 수 있다. 이 사항들은 예를 들어 자원, 서식지, 부수어획, 보호종, 수입 그리고 어업에 대한 사회적 기대를 위해 이행되어야 한다. 다음의 차트는 이행으로 가는 방법을 보여주고 있다.

각각의 목적을 위한 척도와 실행의 기준은 실행의 목적과 고차의 정책적 목적달성을 위한 관리의 실적에 대한 모니터링과 검토와 평가를 위한 뼈대가 된다.

3) EAF의 실행

이 단락에서는, 어업관리지침에 대한 주제는 현 어업관리의 업무한계로 보았으며, 그리고 EAF를 완전히 수행하기 위해 필수적인 것은 무엇이며, 현 어업관리의 업무가TROM의 요구와 패러다임에 모자라는 부분이 무엇인지 알아보았다. 어업관리 지침에서 적용된 것처럼, EAF가 다음과 같이 다양한 방향으로 분류되는 것이 유용할 것이다. (i) 어업관리 절차, (ii) 생물, 환경적 개

념과 제약, (iii) 기술적 고려, (iv) 사회, 경제적 측면, (v) 규정적 개념과 기능, (vi) 어업관리절차에 있어 시간 비율, (vii) 예측적 접근. 개발도상국에서는 어류와 어획의 중요성이 크기 때문에 (viii) 개발도상국의 특별요구와 같은 분류사항이 더 추가될 수 있을 것이다.

현행의 어업관리의 한계점은 어업과 생태계간의 상호관계와 자연적 장기 변화뿐 아니라 어업에서 오는 손실과 오염에 대한 사실을 받아들이지 못한다는 것이다.

가) 어업관리 절차

현행의 어업관리 방안의 계획, 목표, 목표달성을 위한 전략과 기준은 만약 만족할만하다면, 관찰과 평가의 성취와 함께 EAF를 실행을 위한 기초로 이용될 수 있다. 그러나 EAF를 통해 책임자(stakeholders)가 경제적, 사회적으로 추구하는 이익이 다른 것을 인식한다면, 경제, 사회적 목적을 정하기 위해서는 생태적 가치와 제한을 고려하는 것이 지금보다 더욱더 요구된다. 이는 보다 많은 책임자를 요구하며, 적극적 참여 그리고 연안과 해안간의 계획과 통합된 연안지역의 관리활동까지 연합하는 발달된 어업관리를 필요로 할 것이다.

나) 생물학적, 환경적 개념과 제약

해양에서의 어업활동은 목표종과 비목표종의 해양환경으로부터 취하거나, 서식지를 변화하는 등의 직접적인 방법으로 해양환경에 영향을 줄 수도 있고 또한 생물간의 상호관계에 변화를 주어 간접적으로 영향을 미칠 수 있다. 또한, 기후나 양식활동 그리고 오염 등으로 인한 환경의 변화도 어획에 영향을 줄 수 있다.

TROM(목표자원지향적관리)는 해양생태계의 생산성과 어떠한 목표종의 생산에 있어서는 생산가능한 수준이 정해져 있다는 개념을 기본으로 하고 있다. 비목표종이나, 관련된 종이나 종속적인 종 모두에 영향을 미칠수 있으며 보통, 어획의 직, 간접적인 잠재적 영향이 생태계에서 바로 나타나지는 않음

며, 그리고 생산력은 유지되어서 이를 사회에서는 이용할 수 있는 수준이다. 일반적으로 TROM은 관리의 단위를 종이나 어구, 해역(관할구)을 기본으로 하기 때문에 생태계 구조나 경계를 거의 반영하지 못하고 있다.

EAF는 TROM과 그 "이론적 한계"는 동일하다. 하지만 우리가 생태계 행동을 예측하기는 불가능하며 모든 생태계는 한계가 있으며 이것을 넘어섰을 때 주요 생태계는 되돌릴수 없을 정도로 변화한다는 사실은 알고 있다. 생물의 다양성을 유지하는 것은 미래의 세대들이 사용할수 있도록 하는점과 더불어 생태계의 기능과 어업의 생산성을 유지하는 가장 중요한 방법이라고 생각된다. 현행의 관리방안은 많은 요소들이 재료, 에너지, 정보가 복잡하게 전해지는 생태계에 본질적으로 이어져 있다는 점에 대해 충분하지 않게 인식하지 못하고 있다.

생태계에 대한 많은 정의들이 있다. 기본적 정의는 생태계는 세포와 조직, 생태계 그리고 생물권이 단순히 더해진 것이 아닌 하나의 생물조직의 구성체이며, 살아있는 식물과 인간을 포함한 동물이 비생물적 구성요소와 통합되어 있다는 것이다. 또한 생태계는 암초에서부터 전체 바다까지와 같이 여러 가지 규모로 정의되기도 한다. 그러므로 생태계는 그 정의에 따라 중복되거나 겹쳐질 수도 있다. 생태계는 인식할수 있는 지역으로 나누어 진다면 보통 위치적으로 정의된다. 하지만 대부분은 고정된 경계가 없으며, 특히 해양환경에서는, 그리고 근접한 생태계간의 물질이나 정보가 교류되고 있다. 하지만 EAF의 실행을 위해서는 "경계"라고 하는 부분의 설정이 필요하며, 이것은 제시된 EAF의 목적에 맞게 결정될 수 있다.

다) 기술적인 고려

EAF는 어획에서 투입과 산출을 조절하고 개체군을 추가하고 추려내는 조절의 기술적방법을 사용하여 기존의 어획관리기준을 성립하고자 한다. 이와 유사하게, 서식지의 회복과 MPA는 생물다양성을 고수하고, 이익을 제공할 뿐 아니라 어획활동의 용이하게 하고 목표종의 개체군 강화를 고려해야한다.

바다거북 탈출장치 (turtle exclusion devices, TEDs)나 부수어획감소장치

(by-catch reduction devices, BRDs)와 같이 목표종의 선택성과 부수어획을 최소화하며 어종을 보호할수 있는 어구의 조절은 EAF의 배경 중 생태적 목적을 지키기 위해 증가하게 될 것이다. 어구의 영향은 저서의 서식지와 생태계에 있어 나쁜 영향을 주기도 한다. 그러나 이 효과에 대해서 알려진 바는 한정되어 있으며, 여러 어구에 의한 저서생태계의 영향에 대한 연구가 요구되고 있다. 심각한 영향을 준다고 알려진 어구는 그 사용이 제한되어야 하며 가능하다면 생태계에 해로운 영향을 미치는 사항을 최소화 할수 있는 새로운 기술이 개발되어야 한다.

어획활동으로 유실된 어구 (ghost fishing)나 대기중으로 노출된 해로운 가스, 기름으로 인한 해양오염, 그리고 어획폐기물에 의해 생태계에 다른 악영향을 미칠 수 있다. 이러한 영향을 최소화 하기 위해서는 대체 가능한 비용효과적 기술과 어획방법 등이 개발되고 소개되어야 한다. 많은 생태계에서, 특히 연안해역에서는 어획에서 뿐만 아니라 내륙의 상류 활동에 의해 영향을 받고 있다. 이러한 경우 여러 작용들에 의해 많은 기준이 세워질 수 있다. 어업관리자는 예방적 접근방법을 통해 생태계에 있어 중요한 책임자로서 어업에 대한 적당한 권위를 가질 수 있다.

라) 사회 경제적 측면

현행의 어업관리는 종종 어업을 통해서 얻어지는 경제적 사회적 이익 성취를 통한 사회적 목표와 목적의 한계에 집중하고 있다. 하지만 지속 가능한 발전이 EAF의 가장 중요한 목적이며, EAF으로의 변화는, 넓게는 경제 사회적 그리고 문화적 이익이 따른다는 생각이 수반될 수 있으며, 이 이익은 어업이 일어나는 생태계로부터 어획물의 증가로 파생된다고 생각된다. 많은 직, 간접적인 사용과 이러한 자원과 생태계의 사용자에 대한 증명은 잠재된 이익의 가능성에 대해 충분한 인식으로 가는 첫 번째 단계이다. 많은 이러한 이익들이 양적인 평가로 다루기 쉽다면, 다른 것들은 그렇지 않으며 그들의 가치는 질적으로 평가될 수 있다. 다양한 표준을 결정하는 방법 (Multi-criteria decision-making techniques)이 질적, 양적인 생태적, 경제적, 사회적, 문화적

고려를 위한 색인으로 적용될 수 있을 것이다.

해양생태계로부터 얻어지는 생산과 서비스의 가치는 전체 경제적 가치에 의해 평가된다. 많은 생태적 생산품과 서비스는 거래되지 못하기 때문에 시장가격이 아닌 다른 방법으로 가치가 매겨질 수 있다. 다양한 방법들이 가치 평가를 위해 도입되었지만 비사용가치의 평가에 있어 어려움이 있었다. 특히 단지 계속해서 존재하는 자원이나 보존해야 하는 종과 같이 소비와 관련 없는 자원과 관련된 현재나 미래의 가치에 대해서는 더욱 그러하였다. 여러 가지 방법에 의해 소비와 소비할 수 없는 가치에 대한 상대적인 평가는 국가 내에서뿐만 아니라 국가간에도 한 종에 대해 어획하는 것에 대해 조건을 완화하거나 완전히 금지하는 등의 다양한 관점을 가질 수 있다.

생태계로부터 얻을 수 있는 생산품이나 서비스에 대한 다양한 고려는 그것을 이용하는 자나 비사용자나 사용하는 집단 사이의 거래의 정도에 따라 달라진다. EAF의 복잡성과 미래에 생태계로부터의 생산품과 서비스의 변화에 대한 예측이 한정적이기 때문에 평가 (valuation)는 불확실성과 위험은 감수해야 한다.

생태계에 대한 고려는 세계 여러 나라의 많은 전통적 어업사회에서는 장기간의 어업을 위한 전망의 일부분에 불과했다. 그럼에도 불구하고, 많은 소규모 어업에 있어서 과잉생산과 남획 그리고 파괴적인 어업이 야기되었다. EAF는 전통적 어획관리실행에서 이러한 문제점에 대해 인식하고 보강될 수 있도록 기본개념을 제공한다. EAF는 TROM보다 파괴적 어획활동이나 서식지 파괴, 오염으로부터 충격을 관리하거나 어류나 그들의 서식지에 대한 전통적인 생태적 이해를 다루기 쉽다. 그러나 EAF는 반드시 어업으로 생계를 꾸려가고 식량을 얻는 사회와는 독립적으로 이루어져야 한다.

마) 규정적 개념과 기능

EAF의 이행을 위해서는 책임자의 집단과 지역간의 연계 (sectoral linkage)의 확대이다. 이러한 경우 제도화된 구조와 절차로부터의 새로운 구조와 현존하는 제도의 협동에서 오는 상당한 효과가 있을 수 있다. 정부로부

터 책임의 분배와 다른 경제적 관점에서 오는 우선권의 의견차이는 EAF을 실행하는데 있어 극복해야할 방해물이다. 효과적인 생태계접근법은 행정부간의 제도상의 조정에 의해 일어나야한다. 국가와 이용자간에는 조정과 통합이, 그리고 책임자 집단간에는 책임이 부과되는 것과 같은 역할과 책임의 분배가 요구될 것이다. 모든 관련된 책임자를 포함해 지역에 대한 중요성이 요구되고, 이는 협조적 접근을 요구하며 정보를 공유할 수 있다. 이러한 거대한 과제는 평가저하 되지 않아야 하며 이 접근법을 전 지구적으로 이를 받아들임으로 인한 이익은 이의 성공을 위해 필수적이다.

많은 경우, 어업은 단지 몇몇의 목표종의 생산을 위하는 제한된 목적을 가지고 한 집단에 의해 일어난다. 이러한 활동은 어획이 일어나는 해역에서 이 목표종을 이용하는 (섭이하는) 다른 이용자에 대한 배려나 어획활동으로 인해 일어나는 생태계에 대한 이해 없이 일어난다. 많은 법과 규정이 EAF에 의해 개정되어야 한다. 관리단위는 위치적으로 다시 설정되어야 하거나, 최소한 장기계획으로 다시 개편되어야 한다. 사법권이나 관리계획이 영향을 미치지 않거나, 자연적, 행정적 경계지역과 어획의 간접적인 영향을 받는 곳은 다른 곳보다 명백히 중요하게 취급되어야 한다.

대부분 국가에서 수용력의 증가를 위해 EAF가 필요하다. 생태계 구조와 기능에 대한 인식의 향상을 위해 다양한 선택과 투쟁, 권리주장 그리고 조절 등을 포함한 거래를 위한 실행관리자와 조절자, 참여할 수 있는 책임자의 수용력의 강화 등을 포함한다. 이것은 현재의 시설과 함께 연결을 하여, 단지 일부분이라도 실행되어야 한다.

바) 시간적 비율

어업관리지침에서는 어업관리를 위한 직접적 관련성에 따른 다음의 3가지 시간적 계획을 적용한다. 5년의 정책기간, 어업관리의 계획과 전략을 위한 3-4년, 그리고 관리의 이행과 재검토를 매년 실시하게 된다. 이 사항 또한 EAF에 적용될 수 있다. EAF에서도 동등한 방법으로 적용될수 있지만 복잡한 지역에서는 진행이 늦추어 질 수 있을 것이다. 기후변화나 앞으로의 어업

세대의 안녕과 같은 문제에 대해서는 장기계획이 필요하다.

사) 예방적 접근

EAF에서는 TROM 하에서 보다 불확실성이 커지므로 예방적 접근의 중요성이 더욱 커진다. 어획되는 어종에 대한 예방적 접근 방법에 대해 FAO기술 지침 (FAO Technical guidelines)에서는 다음과 같이 그 원리의 적용을 설명하고 있다. "심각하게 돌이킬수 없는 위협에 대한 위협과 과학적 확실성의 결여라는 것이 자연이 파손되는 것을 예방하기 위한 방법의 적용을 지연시켜서는 안된다." 이는 보존적 관리 방법의 결과가 되어야 하며, 생태계의 구조와 기능을 이해한 상황에서 실행되어야 한다. EAF에서는 그 원칙은 단순히 환경의 퇴보 (degradation) 보다는 더 방대하게 어떠한 유쾌하지 못한 자연적, 사회적, 그리고 경제적 산출에 적용될 수 있다. 또한 EAF는 모든 관리 절차에 모두 적용 가능해야 한다.

아) 개발도상국의 특별 (예외적) 요구

어업관리 방법의 발달을 위해서는 대부분의 국가의 체제와 수용력을 확대시켜야 한다. EAF의 발효는 부가적인 부담감이 더해질 수 있으며 특히 소규모의 어업에 있어서는 만만치 않은 일이 될 것이다. 이러한 효과적인 관리방법으로 전환함으로써 요구되는 어려움과 비용은 수용되는 정도나 단기간의 경제적 이익보다 클 것이라 생각된다. 어업이 다른 것으로 대체될 수 없을 정도의 빈곤이 극심한 지역에 이와 같은 현상이 일어나게 된다면 더욱더 큰 문제가 되어 전통적인 생활이 파괴될 수 있다. 이러한 상황에서는 비록 장기간의 이익이 될 수 있다 하더라도 단기간의 경제적 필요성이 심각한 문제가 될 수 있을 것이다.

Code of Conduct 와 EAF의 발효로 인해 당면하게 되는 개발도상국의 문제와 국제사회에서 이들이 동의한 역할은 이미 주요 국제기구의 협정에서 인식된바 있다. 개발도상국에서는 Code of Conduct and EAF의 효력에 특별한 문제가 될 수 있으며 이 사항에 동의한 국제사회의 규범에 대해 특히 Code

of Conduct 의 Article5에서는 개발도상국에 대한 다음과 같은 특별 조항이 기술되어있다.

Code of Conduct의 목적의 달성과 효과적인 발효의 원조를 위해 나라와 정치적이건 비정치적인 국제기구와 금융기구 (financial institutions)는 개발도상국의 사정이나 요구에 대해 충분히 이해해야 하며 국가 중 발달정도가 미비한 나라나, 작은 섬으로 이루어진 나라에 있어서는 특히 그러하다.

지속가능발전세계정상회의 단락 30c에서도 Code of Conduct의 Article 5에 대해 인용하고 있다. 그리고 2001 Reykjavik 선언에서 선언하는 바는 다음과 같다.

생태계를 고려하는 어업관리에서 개발도상국을 지원하는 국제적 원조를 강화시키기로 한 우리의 결정은 생물, 해양, 생태, 어업자료를 수집하고 다루는 것에 대한 교육과 훈련을 통해 그들의 전문적 기술을 발전시킴으로써 관리전략을 기획하고 시행하고 개량할수 있도록 함이다.

개발도상국은 어업과 수산자원에 대한 동의와 협정이 증가함에 따라 효력이 생겨 진보하게 되는 나라들과 함께 기본적인 사회-경제적 문제, 예를 들어 식량보안문제나 건강에 대한것과, 기본적 필수품을 취득할 때 생기는 압력등이 생길수 있기 때문에 이러한 요건을 이행하기 위해 막대한 주의를 필요로 한다.

보다 원활한 자원의 유통을 위해서는 언제나 인식의 성장과 모든 상대적 상황에의 EAF의 실행이 용의해야한다. 공공의 재정적 자원의 사용이 정당화되기 위해서는, 어업에서뿐만이 아니라 생태학적 접근방법으로 인해 얻어지는 이익들에 주목할 필요가 있다. 관리향상을 통해 얻어지는 잠재적인 이익에 대한 중요성은 국제금융제도 (international financial institutions)를 통해 (다른 나라에) 지원을 유통할수 있는데 강조해야한다.

다음의 주제들은 개발도상국의 EAF의 실행을 도울수 있는 사항들을 나열해 놓았다.

- 역량이 부족한 상황에서의 적용 개발도상국이나 소규모 어업에서 적용 가능한 역량에 맞춰 EAF을 변형하는 노력이 필요하다. 이러한 상황에

서는 데이터가 부족하거나 적용가능한 모델이나 방법이 없기 때문이다. 게다가 관여와 적용의 접근방법은 가능하다면 기존의 전통적인 권리나 관리방법에서부터 발달되어야한다. 경제적인 측면에서 관리하기 용의한 연근해역과 현존하는 참여자의 네트워크 관리에서부터 통합해 나가는 것이 유리하다.

- 금융정책. 국가의 산업은행 (national development bank)을 비롯한 국제 금융 기관과 기구는 EAF의 실행을 위한 금융적 지원을 촉진하고 기부할 필요가 있다. 필요할 경우, 기구는 이 기금을 향상된 관리에 의해 얻어진 권리의 대가를 포함하여 부가적으로 산출된 경제적 이익 으로부터 보상받을수 있다. 특별한 경우 이익이 없는 투자도 또한 심각하게 고려될수 있다.
- 기술적인 원조. 어류는 부유한 지역을 포함하여 가장 가난한 지역까지 전지구적으로 이용되는 자원이다. 그리고 이 자원은 국가적, 지역적 제도하에서 오랜기간동안 관리되어야 하는 전지구적 "권리"를 가진 자원이다. 국제적 금융 기구는 개발도상국이 황폐해진 연안의 생태계를 재건, 운영하여 그들의 식량자원을 지켜서 생활을 유지할 수 있도록 지원할 수 있도록 하여야 한다.

나. 생태계 기반 어업자료와 정보를 위한 요구사항과 그것의 사용

자료와 정보는 적절한 관리를 위한 기본사항이다. 그것들은 정책의 보강, 관리계획의 개발, 평가과정 그리고 정책의 개선과 지속적인 계획의 준비를 포함한 모든 단계의 EAF 관리에 있어서 기초가 된다. 어업관리지침에서 강조된 바와 같이, 비록 어업자료와 정보가 각 과정에서 중복되지만, 그 과정은 개별화 되어 있고 다른 시간 범위의 단위를 사용하며 또한 필요로 하는 정보는 각각 다른 정도의 세부사항을 요구한다. 본 지침서에서는 정보의 수집과 분석에 관한 중요사항들로 이들은 이미 어업관리지침에 제시되어 있으므로 반복하여 제시하지 않는다. 여기서는 EAF에서 요구하는 더 넓은 범위의 정보들과 분석방법 그리고 정보에 대한 규정만을 언급하도록 하겠다.

EAF는 광범위하며, 유동적인 수산업관리의 규정이므로 그에 따라 요구되는 자료와 정보 역시 광범위 할 것이다. 가능한 한 이미 존재하고 있는 정보와 자료들을 기초로 한 즉각적인 반응이 가장 중요한 사항이다. 몇몇 국가에서는 이미 이러한 많은 양의 정보들이 다양한 연구소, 정부기관 등에 의해 유용한 자료로 가공되어 보고되고 있으며, 통계적인 형식으로 보고된다. 그 이외의 국가들에서 EAF는 상대적으로 적은 정보를 기초로 운영된다. 이러한 경우에는 종종 책임자와 지역어민들과의 면담 (interview)에 의해 유용한 정보를 수집해야 한다. 이러한 경우에는 생태계와 어업에 관련하여 광범위하게 인식되어 있는 기본적인 (traditional) 지식들이 아주 중요하게 이용된다. 모든 경우에 있어서 지역적인 상황에 관련된 정보는 다른 비슷한 상황인 지역에서의 정보를 이용하여 보정 될 수 있다.

1) 정책의 결정

정책의 개발은 지역, 국가 그리고 지방경제와 그 사회의 배경에 기초하여 행해지는 어업활동의 역할에 대한 광범위한 정보를 바탕으로 만들어진다. TROM (목표자원대상관리)와 다른 어업관리에 대한 정보는 책임자들에 의해 비용과 이득, 고용 혹은 생계수단을 제공하는 역할, 고용함과 생계유지방법을 선택할 수 있는 다양한 요소로, 지위에 대한 접근성 혹은 자원의 소유권, 결정권과 계획을 포함한 일반적인 제도의 세부항목으로 이루어지며 이것은 어업과 그것의 책임자들이 역사적으로 지속되어온 상관관계에 의해 수집된다. EAF 관리 하에서는 생태계 안에서 일어나는 다양한 상호작용에 대한 더 많은 이해를 위하여 광범위한 자원의 사용과 자원의 사용자들에 관한 지식들이 요구된다. 어업활동은 보통 어업의 대상이 되는 종의 분포보다 좁은 지역에서 어업활동을 하게 된다. 다른 이용자들은 다양한 사회, 경제적인 배경에서 어업활동이 일어나는 지역 (sector)의 어업활동이 어떻게 다른 책임자들 사이에서 영향을 미칠 수 있는가를 고려해야 한다.

2) 관리계획의 개발 (수립)

관리계획의 고안은 EAF관리의 수행을 위한 중요한 구성요소이다 (chapter 4). 계획은 넓은 배경지식을 바탕으로 세워져야 하며 비록 데이터의 부족이나 어업활동의 영향이 확실하지 않은 경우 논의되지 않아야 하며 EAF 관리계획의 수립을 연기해야 한다. 만일 현존하는 정보의 양이 부족하다고 판단되거나, 잠재적으로 중요한 영향을 미칠 것 같은 상황에 있어서는 추가적인 자료의 수집과 분석이 요구된다.

EAF의 guideline에 기술된 대로 어업관리계획을 세우는데 필요한 여러 가지 정보에는

- 어업과 그것의 효과가 적용되는 범위
- 다양한 책임자들
- 그 어업에 사용되는 어구와 선박의 유형
- 어업의 역사, 경영 그리고 사회경제적으로 중요성
- 가능하다면 가장 중요한 상업대상종이 잡히는 지역의 분포상태 (가능한 지도)
- 중요 상업 대상종의 생활사
- 대상종의 가입, 자원량, 분포, 그리고 연령과 크기분포에 어업이 미치는 영향
- 유용한 관측자료들
- 이미 그곳에서 다른 관리가 이루어지고 있다면 그것에 대한 설명과 수행평가가 포함되어야 한다.

이뿐 아니라 TROM에서는 어업으로 인해 발생하는 어업 대상 종에 대한 잠재적, 직접적인 영향에 대한 정보와 대상 종의 서식지에 관한 정보 또한 필요로 한다. 이상적인 정보에는 다음의 사항들을 참작하면 될 것이다. 그러나 만일 이러한 정보들을 모으기가 불가능하다면 최소한 그 조항이 포함되어야 하는 설명이라도 기술해 주어야 할 것이다.

- 어업활동으로 인해 직,간접적으로 영향을 받은 위기상태인 서식처
- 주어종과 부수어획어종의 종조성과 이들에 영향을 미치는 다른 어업

과 관련된 사망률

- 어업에 의해 생겨나는 폐기물의 양과 그 폐기물들이 잠재적으로 바닷속 청소부 (포식자-scavengers)에게 미칠 영향의 중요성
- 어업활동 중에 생겨나는 쓰레기들의 잠재적인 양과 어업도중 잃어버리는 도구 (gears)와 선박들이 어류와 다른 생물상에 끼칠 영향
- 어업활동이 일어나는 것은 생태계에서 영양염과 오염물질의 방출과 같은 인간의 활동으로 인한 영향을 포함하며
- 주요어획어종과 이들 어종에의 어업의 잠재적 영향과 그들의 상호관계. 위험종과 이들의 먹이생물종과 서식처와의 상호관계파악을 위한 특별한 노력이 요구된다.
- 생활사에 있어서 어획의 영향, 연령구조나 성성숙연령, 그리고 유전적 다양성에 대한 영향이 있을 수 있으며
- 합법적으로 구조화 되어야 하며 이는 어업이 국가적 규제나 국제적 법과 동의에 따라야 하며, 이는 위험종의 보호에 대한 자연보존에 동의 되어야 한다.
- 가능한 어업관리는 반환경적 영향의 감소를 고려해야 한다.

본지침서는 EAF로 인해 정책적 목표와 어업의 목표가 동일하게 실행 가능한 목표로의 전환이 되어야 한다는 점에 강조하고 있다. 이러한 과정은 반드시 적절한 최상의 과학적 조언이 요구되며 이는 첫 번째로 모든 사항은 드러나지 않는 특정한 어업과 관련이 있으며, 두 번째로 선택적 목표와 척도 그리고 지시점으로 평가될 수 있다.

3) 관측, 이행, 그리고 수행검사

실행 가능한 목표와 척도의 판단을 내리는 과정에서 사용하기 위한 수단으로 어떠한 정보를 고정적으로 수집해야 하는지를 확인하는 것뿐 아니라 단기간 (연간)의 정보와 3-5년 장기간의 정보를 재검토 하고 사정해야 하는 것도 필요하다. 이는 4장에서 짚고 넘어갈 것인데, 척도는 서로 다른 형태의 어업에서, 혹은 어떤 특정한 형태의 어업에서만 두각을 나타내는 주요 대상종

이라도 상관없다. 그러나, 많은 어업에 있어서 기본적인 주제와 목표, 척도에 대한 정보는 필요하다. 이러한 정보들은 생태적, 경제적, 그리고 지속적 개발을 위한 사회적 요소를 모두 포함한다. 이러한 몇몇 가능한 실천 가능한 목표를 찾는 것에 대한 가설의 예시는 Annex 4에 있다. 척도의 예를 든다면 이는 그들 목표와 자료와 관련지어져 있으며, 이는 다양한 척도의 가치를 계산하기 위한 자료이다. 이것은 EAF의 계획과 결정을 내리는 과정에서 요구되는 정보의 예시로, 복잡한 어업의 결과물속에서 어떠한 정보를 통상적으로 요구할 지를 단순화하여 보여준다. 그러나 관리의 과정과 어떻게 자료들을 수집하여 조화시킬 것인가에 관한 증거는 제시되지 않았다.

4) 불확실성과 연구의 역할

생태계의 복잡함은 어업에 영향을 미치며, 역동적인 자연 속에서 수많은 상호작용이 유발되고, 과학 (보통 생각하는 생물학자, 수학자, 사회학자, 경제학자, 그리고 기술자들의 공동연구에도 불구하고)은 이를 요구하는 모든 정보들을 자연으로부터 얻을 수는 없을 것이다. 이러한 불확실함을 줄이기 위한 비판적인 연구에 대해서는 5장에 기술하였다. 5장에서는 생태계에서 얻을 수 있는 더 많은 정보와 더 많은 사회, 생태학적 함의(implication)를 논의하였으며, 평가의 방법을 뚜렷하게 하기 위한 관리과정 자체에 대한 이해 (판정을 보조하는 조직에 관한 정보 조항 (규정)들 포함)와 monitoring에 관한 것을 기술하였다.

다. 관리 측정법과 접근법

1) 서론

책임자들은 생태계 기반관리 (EAF)를 이용한 관리기법들을 사용함으로써, 목표자원 위주의 관리 (TROM)을 이용한 전통적인 방법에서 좀 더 발전된 관리를 할 수 있다. 그리고 어획노력과 어획의 조절 및 어류 사망을 통제하는데 사용되는 기술적인 기법 (공간적 기법을 포함한)들의 영역은 여전히 이와 밀접하게 관련되어있겠지만, 후에 상황을 넓게 살피고 고려하는 것이 필

요해진다. 즉, 기법들은 목표종들의 상태를 고려하는 것뿐 아니라 생태계의 건강한 정도와 안정성을 높이는 것도 함께 고려해야한다. 책임자들은 가능한 기법들 (생태계안의 연결성과 기능성의 총량을 사용한)을 통일성 있게 섞어 쓰는 것을 고려해야하며, 어획의 직접적인 영향을 관리하는 것과는 별도로, 개체군을 관리하기위한 (예를 들면, 자원의 공급 (restocking)과 자원의 도태 (culling)) 다른 기법들에 대한 감지 또한 필요하다. 유사하게, 서식지는 아마도 목표종의 개체군을 강화하거나 질이 나빠진 영역의 복구를 강화하는 방향으로 수정되어야 할 것이다.

개체군과 서식지 조절에 대해서는 아마도 어업관리의 중요한 부분들에 있는 제한 때문에 부분적으로 거짓이 있을 것이며, 어업관리자들이 고려해야되는-일반적으로 정부기관의 영향-많은 다른 이슈들도 있다. 이것들은 아마도 생태계 기반관리 (EAF)에 밀접하게 관련될 것이다 예를 들면, 서식지 파괴, 부영양화, 오염, 이산화탄소배출, 쓰레기, 배의 블라스트를 통한 외래종의 도입 등을 주도한 인간의 활동과 연관된 영향이 있다. 어업관리자들은 어업에 관련해 관리계획 및 결정 도출시 중요한 부분을 담당하는 책임자로서, 가진 영향력을 이용해 이러한 부수적인 것에 대해 예방적 조치를 해야 한다.

2) 어업관리에 있어서의 선택사항들

가) 기술적 방법

(1) 선택성 향상을 위한 어구의 변형

대부분의 어구는 다양한 방법으로 해양생태에 영향을 미친다. 가장 큰 영향은 개체군에서, 큰 어류들을 제거하는 것이고 그로 인해 목표종들의 크기 구조를 바꾸는 것이다. 많은 어업에 있어, 어구는 또한 목표로 하지 않은 종들에게도 영향을 준다. 비목표종들 또한 잘 자주 잡히며, 따라서 부수어획 된 것은 경제적 가치가 낮거나 육지로 실어오는 것이 금지 되어 있다거나 배의 공간이 제한되어 있기 때문에 종종 버려진다. 생태계에 대한 그 결과는 심각해 질 수 있다. 예를 들어, 세계의 세우어업에서 볼 수 있듯, 부수어획을 해양에 투기함으로 인해 전체 생태계의 영향단계를 변화시킨다. 크기선택적 어

획은, 몇몇 세부사항 하에서, 개체군들에 대해 성장의 변화와 성숙연령 및 크기의 변화와 같은 유전적 변화를 주도 할 수도 있다.

(가) 목표종들의 크기선택

그물눈 크기의 제한은 목표종들의 미성숙 개체들에 대한 어획을 줄이는 유용한 방법일 수 있으나, 다중 어업에 있어서는 한계를 가지고 있다. 서로 다른 모양과 크기의 조직들이 같은 어업영역에 있을 때, 목표종보다 큰 어종들의 미성숙 개체는 잡혀버릴 것이다.

트롤어업에 있어서 그물눈 크기의 조절의 도입을 고려할 때, 코드엔드-codend의 그물눈을 통해 도망친 것들의 생존율에 대해서 고려하는 것도 중요하다. 큰 그물눈을 사용하여 그물을 빠져나가는 것들이 많아짐으로써 부수 어획이 줄더라도, 도망친 것들이 죽는다면 의미가 없다. 선택성은 그물눈크기 보다는 다른 다양한 방법-직사각형 그물눈, sorting grids, 다른 도안들 (원하지 않는 부분이 어획에서 회피하는 것을 가능하게 하는)을 통해 발전될 수 있다.

(나) 비목표종들의 선택성

어업에서 비목표종의 어획을 낮추는 기구로서 알려진 것은 부수어획 감소 도안들이다. 몇몇 성공적인 예를 들면 다음과 같다:

- 거북탈출장치 (TEDs)
- 원하지 않는 부수어획 것이 회피하는 것을 도우는 sorting grids.
- 원형낚시바늘과 푸른 색으로 물들인 미끼를 사용하여 연승에서 일어나는 거북이의 부수어획을 줄이는 것.
- 연승줄의 바다새 위협할 수 있는 테이프의 설치. 해동한 미끼를 쓰는 것, 밤동안은 최소한의 빛을 사용한 배를 쓰는 것, 가중을 준 줄을 쓰는 것, 수면 아래에 설치하는 것, 어획동안 바다새에 의한 어획감소를 막기 위해 쓰레기물고기 (dumping offal)를 놓는 것의 금지
- 해양포유류가 자망에 걸려드는 것을 막는 음향기기 그리고
- 개정된 운전방법과 돌고래가 다랑어 어업-purse seining동안 혼획되는 것을 피하게 하는 어구 개정방법들

이 모든 방법들은 여러 어업들에서 전세계적으로 매우 효과적인 것으로 증명되었고, 생태계적 이득을 크게 줄 뿐 아니라 경제적 이득도 있었다. 예를 들면, 카리브해의 정치어업들이나, 알래스카 저층어류 어업들, 그리고 호주의 열대 새우 어업들 등이다.

(2) 다른 어구 관련 쟁점들

자망과 정치어구/단지어업등과 같은 어구들을 어업을 하는 동안 유실되었을 때, 깊이라던가 주된 환경상태 (빛, 수온, 해류 속도 등등)에 따라 몇 주, 혹은 몇 달, 심지어는 몇 년 까지도 계속해서 어구들에 어류가 걸려들 것이다. 이 '유령어업 (Ghost fishing)'은 생물분해성의 재료를 쓰거나 혹은 어구를 무력화하게 하는 류의 것을 쓰는 것, 어구를 잃어버리는 것을 피하기 위한 노력을 증가시키는 것, 혹은 잃어버린 그물의 바른 복구를 용이하게 하는 것에 의하여 부분적으로 제한시킬 수 있다. 몇몇 영역에서는 잃어버린 자망을 주기적으로 자망 어업 영역에서 "제거"하는 활동적인 캠페인들이 행해

지고 있다.

(3) 어업의 공간적, 시간적 조절들

어업사망은 어업활동을 확실한 시간이나 계절들만으로 제한한다거나, 혹은 특정영역만으로 제한함으로써 조절할 수 있다. 이러한 방법들은 목표종이든 비목표종이든 간에 생활사 중 취약한 단계에 있는 개체의 사망률을 감소시킬 수 있다. 개체군을 하나이상의 국가에서 공동으로 이용할 때 이러한 제한은 모든 국가에서 함께 실시되어야 한다.

목표종과 비목표종 모두에 대한 어업 사망률의 선택적 감소는 일반적으로 생태계에 대한 어업의 직,간접적인 영향을 감소시킨다. 제한은 아마도 위협에 처한 서식처-어업활동이 생태계를 지탱하는 물리적 구조에 다른 이유의 타격을 주는 곳-를 보호하기 위해 사용되어야 할 것이다. 아마도 이 제한들은 저서생물의 기계적인 분포를 감소시키고 좀 더 조직적이고 안전하게 공동체가 정착하도록 하는 것 또한 도울 것이다.

제한의 한 가지 형태는 해양보호구역 (MPAs)이다. MPAs는 "no take"에서부터 "다목적"의 영역까지 계획되었다. MPAs는 종종 그 영역에 대한 무어업을 목적으로 계획되긴 하지만, 어업에도 고려할만한 이득을 생산해내기도 한다. MPAs는 정착성 종들을 보호할 수 있으며, stock의 일부분을 어업의 크기 선택적 사망이 유전적으로 미치는 영향으로부터 자유롭게 유지시키고, 아마도 산란량-둘러싼 어업영역으로부터 보충된-의 축적을 위한 피난처로도 작용할 수도 있다-그것이 어류가 회유경로를 벗어남으로써 되는 것이든, 혹은 자치어의 분산으로 인해 되는 것이든 간에. 이러한 차후의 이득은 그 영역-이러한 일이 일어나는-의 위치에 대해 아직 명백한 증거가 없지만 아마도 특정 장소에서 일어날 것이다.

일반적으로, 시공간적 제한은 특정 목표 stock혹은 어업을 대상으로 수립되어 왔으며, 하나의 생태계에 대해 특별한 기법들이 매우 다양한 경우는 일반적으로 없다. 어떤 하나의 접근방법이 그에 대한 이익들을 가지고 있다면, -적절하게 생태계가 고려된 규모의- 종들과 서식지의 보호를 위한 공동의 노력

이 고려된 좀 더 체계적인 계획은 이익들을 줄 것이다. 이는 생태계의 중요한 요소에 대한 흐름에 대한 이해와 잠재적인 이득에 대한 평가의 종합적인 결과물이 요구된다.

제한-목표종들의 생물학과 어업의 특징을 바탕으로 정한-의 전체적인 효과를 평가하는 것을 포함하는 것도 중요하다. 만약 시공간적인 제한들의 효과가 단지 어업노력을 다른 방향으로 돌릴 뿐이라면 제한의 적용결과는 다른 종들 혹은 생활사의 다른 부분의 사망률을 증가시키는 등으로 제한될 수 있다. 실제로 어류들은 기동성이 있어 보호영역과 비보호영역을 아마도 오갈 것이며 보호의 효과는 매우 적을 것이다.

몇몇 어업만을 허락하는 구역제한은 아마도 큰 시행노력이 요구될 것이며 따라서 비용이 많이 들 것이다. 활동 가능한 특정 어업을 정하는 것 또한 제한의 의도를 약화시키는 허점을 만들 수도 있다. 비록 VMS의 출현이 세계의 몇몇 영역들에서는 영역기반관리(area-based management)를 좀 더 실행 가능하게 만들긴 했지만, 책임자는 제한을 설립하는데 있어 수락-여러 요구사항들에 대한-의 정도 및 시행비용을 알맞게 고려하는 것이 필요하다.

(4) 서식지에서의 어구 효과 조절

어업을 하는 동안 바닥을 찌르거나 훑는 어구들은 생물적, 비생물적 서식처들에 부정적인 영향을 준다. 이러한 효과가 오랫동안 지속된 경우에 대한 지식이 아주 제한되어 있기 때문에, 핵심적인 서식처에 대해서는 높은 효과를 가진 어업방법의 경우 예방적인 조치를 취하는 것이 추천된다. 기술적인 선택으로는, 이러한 영역들에서는 바닥과의 접촉이 감소되는 끌어구를 사용하는 것이 있다. 몇몇 서식지에서의 특정어구의 금지도 있다. 예를 들면 산호초와 해초지역에서의 트롤등을 들 수 있다. 예방적인 조치를 위한 세 번째 선택으로는 높은 효과를 지닌 어획방법을 바닥에 대한 효과가 적은 것으로 대체하는 것이다. 예를 들면 trapping, 연승, 혹은 자망 등이 있다.

(5) 에너지 효율과 오염

많은 현대식 배들은 운전 및 어업, 어획물의 보존 및 과정을 위해 화석연료를 사용한다. 위험성이 있는 물질의 소모성가스-이산화탄소를 포함하여-의 배출 효과는 충분히 인식되고 있으며, 배출을 감소하기 위한 기술적인 혁신이 장려되고 있다. 에너지이용의 최적화는 어구의 효율을 증가시키는 것-즉, 좀 더 적은 어업노력을 주도하는 관리를 개발하는 것을 통하여 성취할 수 있다.

나) 입력 (노력)과 산출 (어획)조절

(1) 전체적인 어획사망의 조절

해양생태계에 미치는 어획의 직접적인 효과는 목표종과 비목표종에 대한 어업사망율의 증가와 서식지에 대한 영향이 있다. 어업사망을 조절하는데 사용되는 어업관리방법들은 종종 입력과 산출 조절들을 참조한다. 입력 조절에 대해서는 수용력 (만약 하나의 선대 전체가 움직여 모든 시간동안 어획을 잡는다면 산출할 수 있는 어획사망과 밀접하게 관련된 것을 뜻함)과 노력 (어업활동의 실제 총량)을 적용한다. 산출 조절은 어획노력에 의한 결과로서 어획을 적용한다. 잘 알려진 어업 모델들은 어업사망율에 대한 어업 및 어획노력에 모두 연관되어 사용된다.

수용력 제한은 전체 선대 (합대)의 크기를 제한하는 것이 필요하며, 따라서 어업사망율과 높은 보다 높은 사망률을 허락하기 위한 의사 결정권자의 감소가 모두 필요하다. 수용력 조절은 전체 종들에 있어 어업사망율의 감소에 대한 잠재력을 가지고 있으며 실제로 노력 혹은 시공간적인 접촉 제한들이 같은 방식이다.

노력제한은 선대의 어업활동을 제한하는 것이 필요하며, 따라서 어업사망율이 감소된다. 이는 선대의 레벨에서 작용하기 때문에 어업이 아우르는 모든 종의 사망률 감소가 있을 것이며 이는 아마도 다종 어업들의 경우 이득적일 것이다. 비록, 서로 다른 노력제한 체제들로 인해서 사회, 경제적 효과는 새로이 고려해야 할 만큼 다르지만, 총 어획에서 그물효과의 감소는 생태계에 이득을 생산하고 시간이 지남에 따라 사라지지 않는 지속적인 발전을 효

울면에서 생산할 것이다.

최근 어업의 현황은, 이러한 조절들과 같이 주가 되는 제한들이 개개의 계군를 목표를 삼고 소모하는 것으로부터 직접적으로 선대를 강제하지 않는다. EAF의 관점에서, 이러한 노력들은 생태계에 대한 전체적인 압력의 가상이며, 그러므로 부정적인 영향을 제한하는 것의 잠재적인 제공이다. 그러나 만약 효율성 증가가 보고되거나 조절되지 않는다면, 어업사망의 고려할만한 위험이 안정적으로 증가할 것이다. 효율성이 증가하는 반면 운이 없다면, 목표와 부수어획에 대한 어업사망이 증가할 것이며 몇몇 기술적 진보 (echo-sounders, satellite navigation)가 아마도 어업인이 직접적으로 그들의 영향을 목표종에 행하도록 하는 것이 가능해질 것이고 따라서 부수어획에 대한 영향을 축소된다.

(2) 어획 조절들

어획제한에 대한 형식들에 있어서 어획의 조절은 목표종에 대한 어업사망을 직접적으로 줄이는 형식을 취하고 있다. 만약, 부수어획 조절 (할당량)로 보충된다면 그들은 종들에 관련한 잠재적인 보호력을 가진다. 그들은 다종 어획을 포함한 몇몇 경우에서 성공적으로 검증되었으나 때때로 바람직하지 않은 결과 또한 내기도 한다 (high-grading, increased discarding, etc). 하지만 EAF에 따라 혼합어획의 경우 다양한 종들의 서로 다른 취약성과 생산때문에 고려가 필요하다. 목표와 부수어획종의 영역에 관한 일관된 어획제한은 이들의 차이를 반영하고, 바라는 생태계에 연관된 목표 (예를 들면, 먹이망의 유지)를 위한 도구로서 필요해 질 것이다. 목표종을 위한 어획제한은 아마도 좀 더 취약한 종들의 어획조절을 위해 수정되어야 할 것이다.

다) 생태계 조절

몇몇 상황에서는, 기술과 해양생태계에 대한 이해가, 생태계는 사회적 목적들-보존과 복구-을 성취하는 방향으로 아마도 조정되어야 한다는 관점으로 발전하였다. 같은 조정 (자원 증가, 도태 혹은 서식지의 복구)은 아마도 과거

로부터 부정적인 영향을 악화시키는, 흡인력 있는 옵션일 것이다. 하지만 이러한 약화는 완벽하게 효력 있는 것이 드물며, 예상되지 않은 결과물과 같은 몇몇 위험을 함께 가지고 있다 이는 아마도 또한 만만찮은 비용이 들것이다. 아직 성공적인 생태계조작은 거의 없으며, 그럴듯한 전망을 내어놓기에는 지식이 불충분하다. 첫 번째 장소에서 문제의 원인들을 피하는 것이 좀 더 바람직한 접근이다.

(1) 서식지 수정

(가) 서식지 하락의 예방

해양어업에서 서식지 예방은 EAF의 핵심인데, 이는 이것이 개척된 생태계의 건강을 입증하기 때문이다. 책임자들은 서식지들에 대한 타격을 예방하기 위한 계산이 필요하며, 만약 그것이 일어났을 경우 타격을 복구하고 서식지의 질을 증가시키기 위해 요구되는 것에 대한 계산도 필요하다. 이러한 계산법들은 다른 생태계 기능들과 조화를 이루어야 한다. 다양한 종류의 어업 태도는 어업자원 및 생태계의 부분을 지탱하는 서식지의 완전성을 위협한다. 유해물질과 함께 충격 및 어업을 사용한 잘 알려진 실제 예와는 별도로, 이미 넓게 효력을 잃은, 다른 여러 실행들이 물리적, 생물학적 위협으로 해저에 나타날 것이다. 이러한 효과를 감소하기 위한 다른 방법들이 필요하다:

- 해초지역과 같이 생태학적으로 민감한 서식처들에서의 파괴적 어업방법의 금지
- 어업을 용이하게 하기 위한 해저의 의도적인 청소 금지 그리고
- 비목표종, 서식지 형 성종 (habitat-forming species)들이 적정수준 이하로 감소하지 않도록 안전하게 보호하기 위한 몇몇 어업영역에서의 어업의 강도 감소

(나) 추가적인 서식지의 제공

불충분한 서식처에서 관심종을 지탱하는 것이 가능하면, 추가 서식지는 두 가지 방법으로 생성될 수 있다. 첫째는 타격을 받았거나 잃었던 서식처에

맹그루브, 해초, 산호초등을 재설치하는 것이다. 이러한 복구 프로그램들은 first place에 대한 타격에서 기인한 경우에 의한 문제가 있을 때를 제외하고는 이행되어야 한다. 이전의 목적은 동물을 위한 피난처와 먹이조직들을 위한 기질을 제공하기 위해 필요한 물리적 구조를 재생성하는 것이었다. 관념적으로, 복구프로그램은 생물다양성 증가를 형성하고 따라서 단순하고 특정한 강화보다는 다양한 종들을 형성해야 한다. 산호의 치어, 해초의 씨앗 등 몇몇의 경우, 어린 시절의 생존을 위한 환경에 대해 간단히 제공하고 서식지의 주변영역에 닿게 하는 것이 서식지의 복구 결과를 가져올 것이다. 어류의 많은 종이 그들의 발달 동안 서로 다른 서식처들을 사용하고 있기 때문에, 몇몇 서식처에서의 복구는 생산성과 생물다양성을 증가시키기 위한 복구프로그램의 총 잠재력이 아마도 성취되지 않을 것이다.

둘째는 인공서식처를 구성하는 것이다. 잘 디자인되고 좋은 위치에 된 인공서식처는 공급된 치어의 풍도와 자어의 성공적인 정착이 증가함에 따라 생산이 증가할 수 있는 잠재력을 가지고 있다. 인공서식처는 또한 많은 숫자의 동물들을 방류함으로써 아마도 자원의 재보충과 강화등 필수적인 부분을 운용할 수 있을 것이다. 그러나, 새 서식처는 한 번 한가지 방법으로 파괴되었던 어류가 아니어서 남획에 좀 더 약할 것이므로 주의가 요구된다. 인공 서식처는 아마도 생태계의 오염, 혹은 구조 및 기능의 붕괴등과 같은 위험을 지닐 것이다. 또한, 인공서식처들이 폭풍이 부는 동안의 문제와 연안의 혼란으로부터 문제들을 예방할 만큼 충분히 활발하지 않으면 문제들은 일어날 수 있다.

증가시키기 위해서는 생태계 (서식처들과 종들)의 서로 다른 구성물들의 상대적인 값에 대한 선택들도 포함될 것이다. 이는 하나의 서식처가 새로이 형성되기 위해서는 다른 하나의 희생이 있어야 한다. 인공적으로 서식처를 형성하기 위해서는 비용이 요구되기 때문에 이미 구성되어 있는 자연적 서식처, 예를 들어 해초와 같은 어류의 은닉처를 보호하거나, 그것을 새롭게 조성하는 것이 더욱더 효과적일 것이다.

(2) 개체군 조절

(가) 자원회복과 강화

목표종들은 몇몇 어업관련 생태계에서 강하게 과다개발 되었으며 양식된 자어의 방류-다시 산란량으로 구성될-에 의해 잠재적으로 복구될 수 있고, 따라서 방류된 동물들 및 남아있는 자연적인 stock과 후손이 개체군을 알맞은 수준까지 증가시킬 때까지 보호되어야 한다.

이 과정은 자원회복으로 알려져 있으며 강화와는 다르다. 회복이 과거의 수준까지 자원을 끌어올리는 것을 말한다면, 강화는 과거보다 추가적인 수확을 지원하는 것을 말한다. 하지만 종종 자원회복에는 높은 비용이 요구되므로, 회복된 계군의 결과가 다른 관리기법들에 의해서도 성취될 수 있는지 아닌지를 결정하는 조심스러운 분석이 필요하다. 일반적으로, 자원회복은 오직 다른 방식의 관리기법이 개체군 회복을 적정 수준까지 해내지 못하였을 때, 조절된 어업수용력과 남획감소를 함께 해야 한다. 만약 자원회복이 필요하고, 그 종들이 자원회복이 필요하지 않은 종들의 어업에서 혼획된다면, 자원회복은 MPA에서 실행될 수 있다.

생태계에서 아직 남아있는 같은 종의 자연산이나 다른 종들에게 불리한 영향을 미치는 위험을 감소시키기 위하여, 자원회복 프로그램은 다음과 같은 사항을 포함하여야 한다. 첫째, 산란장에서 이루어지는 과정들은 근친교배를 막고 선택적인 교배를 함으로써 유전적 다양성을 잃는 것을 방지하고, 두번째로 양식된 동물들에서 자연상태에 병원균을 전하는 것을 방지하기 위한 격리를 관습화한다.

책임자들이 생태계에서 특정 종들의 수확량을 증가시키기를 원할 때, 양식된 자어의 방류 "stock enhancement"는 때때로 개체군의 수준을 조절하는데 사용될 수 있다. 이 과정의 목표는 가입 한계를 늘리는 것으로, 종종 자연적인 자어량이 서식처의 능력에 따라 줄어들어서, 원하는 stock 수준을 위한 지원을 하는 것이다. 자원회복 프로그램과 함께, 경솔한 산란장의 실행들은 또한 자연상태에서의 생존에 맞지 않는 개체들의 방류, 유전적 다양성의 수정과 질병의 도입이라는 결과를 불러 올 수 있었다.

자원강화 프로그램의 이득과 비용을 결정하는데 있어 고려 할만한 요인들은 다음과 같은 것들을 포함한다. 먼저 자연산에 의한 자연적인 자원의 증가를 위한 최적화의 식견을 가지고 산란장 양식의 자어들의 최소생산을 하기 위한 필요로하고, 제안된 방류위치에서의 포식자 및 먹이의 풍도, 강화프로그램이 목표를 달성할지 아닌지, 그리고 생태계에 불리한 영향을 끼치는지 아닌지를 결정하기 위한 독립적 평가가 필요하다. 마지막으로 강화된 종들의 증가된 숫자를 지원하는 부수적인 서식지의 공급 또한 필요할 것이다.

(나) 솥아내기

이 방법은 보통 포식자의 풍도를 줄이거나 같은 영양 단계에 대해 경쟁을 하는 종들을 줄이는 것, 게다가 목표종의 수확량을 증가시키거나 혹은 영양구조의 균형을 유지하는 것을 지향한다. 그러나, 이러한 먹이망의 조절은 원하는 효과만을 생산하고 원하지 않는 변화를 다른 중요한 생태계의 구성요소에 준다거나 종들의 생존을 위협하는 등에 대한 경계와 함께 시행되는 것이 필요하다. 적용된 접근이 필요해지고, 이는 어떤 경우에는 계획된 실험에서부터 이득을 얻을 것이다. 고려할 때 첫째로는 좀 더 전통적인, 어업관리 방법들 등을 통한 목표종들의 개체군의 재건을 생각해야 한다. 큰 규모의 culling은 오직 철저히 조사된 조절의 가득한 implications 후에야 구성되어야 한다.

(다) 국제적인 도입들

비록 새로운 어업들이 도입된 어종들에 대해 생성될 수 있긴 하지만, 이는 연안생태계에 해로운 변화에서 기원한 높은 위험성이 있다. 예방적인 접근이 여기에 필요하지만, 그러나 기법들이 고려되지 않아야 된다는 것은 아니다. 몇몇 해양종들의 도입은 생태계의 다른 부분들에 대한 명백한 효과가 없이 사회적이고 경제적인 이득을 가져온다. 태평양에 trochus를 위한 어업과 중국의 가리비어업은 좋은 예이다.

이러한 방법의 결과와 이익에 대한 이해와 같이 새로운 종의 도입에 기초한 새로운 어업을 생성하는 것을 고려하기 전에 광범위한 평가가 행해져야 한

다. 먼저 종들의 영양단계, 재생산 및 가입의 잠재력, 다른 종들과의 상호작용, 질병도입, 다른 종들의 수요와 공급에 의한 효과와 같은 손해사정이 있어야 한다.

(라) 관리 기법들에 기초한 권리

어업의 열린 접근을 허락하는 위험성과 결과는 잘 이해되어있으며, 접근과 소유를 제한하기 위한 서로 다른 선택들 또한 기술되었다. 행동강령은 다음과 같다: "상태는 소유와 같이 발전되고, 규격화되며 법적인 다를 뿐만 아니라 연안어업집단들의 권리의 총량을 주는 연안자원들에 대한 관리적인 접근"을 의미한다.

어업생산의 잘 정의되고 적절한 생태계로의 접근 권리는 많은 필수적인 이득들과, 자원의 생산성과 어부 및 어업공동체에 제공하는 것에 대해- 책임 있게 유용한 자원을 보존하고 대우하는 것과 같이 어업을 보는 관점을 통해- 이를 가능하게 하고 장려하는 긴 시간의 안전성과 함께 어업노력이 알맞다는 중요한 보증을 생산한다.

권리사용에는 다양하고 여러 형태가 있다. 특정영역에서 개체들 혹은 그룹들의 어업을 할 영토의 사용 할당의 권리 (TURFs). 제한된 허가 시스템은 확실한 숫자의 개체들이나 배들이 어업에서 일정부분을 하도록 허락하며 이는 허가에 대한 다른 형식이나 라이선스의 방법으로 인정되는 허가이다. 대신에, 허가는 아마도 어획노력의 권리-권리입력-시스템을 통하여서나 혹은 어획조절-권리산출-을 통하여 조절될 수 있을 것이며, TAC가 쿼터제로서 공인된 사용자에게 분배 된다.

권리를 사용하는 각각의 유형은 고유의 소유물들을 가지고 있다-이득과 불이익들, 그리고 생태적, 사회적, 경제적이고 정치적인 장소 및 어업환경의 변화들-. 그러므로, 모든 환경하에서 권리의 사용의 단순하지 않은 시스템이 효력을 발휘할 것이다. 일반적인 목적과 각각의 경우에 가장 적절한 시스템을 고안하는 것이 필요하며, 이 시스템은 하나의 어업 혹은 하나의 영역에 관해 둘 혹은 그 이상의 권리 사용을 잘 포함할 것이다. 예를 들면, 장인의

혹은 상업적인 어부들을 포함한 하나의 어업은 TURFs의 사용을 만들어 낼 수 있었으며, 노력 (effort)쿼터들과 개개의 자연에 맞춘 방법에서 다른 구역들로 접근을 조절하는 어획쿼터들은 적당한 주의를 자원의 생산력에 관해 준다. 그 예로, FAO에서 실험적으로 제시하는 A fishery manager's guidebook는 다음과 같다:

- TURFs는 이차적인 자원의 관리를 위해 특별히 적합할 것이다.
- 노력권리는 아마도 생물량의 신뢰성 없이 추정된 곳이나 어획에 관한 좋은 모니터가 없는 곳 등 비현실적인 곳 (혹은 생물다양성이 높은 곳)에서의 어획권리 보다 좀 더 효율적일 것이다.
- 어획권리는 아마도 높은 회유성을 지닌 어종과, 어획이 허락되고 나란히 분리해야 하는 곳에서의 경계왕래어종의 관리에 관해 가장 촉진될 것이다 그리고
- 노력권리는 어업이 주로 같은 어구를 사용하는 곳에서 좀 더 효율적일 것이며 반면에 어업이 다양한 어구를 사용하는 곳에서는 어획권리가 더 바람직할 것이다.

EAF는 어업자원의 모든 사용과 사용자들이 고려하고 만족하는 것을 요구하며, 고안된 지리상의 영역 안에서의 다양한 어업간의 상호관계가 고려될 것이다. 이는 서로 다른 어업 및 관리구역을 포함한 어업구역들에 접근할 권리의 시스템이 서로 간에 조화되어야 하며 전체적으로 총 노력의 적용이 생태계 및 생태계의 부분 부분들의 생산성과 균형이 맞아야 할 것이다. 아마도 이것이 시행하기에 고되고 힘든 동안, 종종 유의한 정치적인 방법들과 함께, 이는 생태계의 지속적인 이용을 위해 꼭 필요한 것이며 어업의 관리와 운영은 큰 이득을 줄 것이다.

라. EAF를 위한 동기 생성

EAF는 만약 법칙과 조절이 관리형식의 조절과 명령 (C&C)하에서 적용된다면, 혹은 심지어 EAF를 성취하기 위한 더 적절하고 자극적인 대책과 함께 가능성이 확장되면 이행하기 더 쉬울지도 모른다. 동기의 아이디어는 공공

목적에 반영하고, 그들에 반응하여 총체된 결정을 만든다는 신호를 제공하는 것이다.

동기의 여러 종류가 격리에서, 또는 조합에서 진전될 수 있다.

- 제도상의 골격을 개선 (권리의 정의와 참여 방식들).
- 총 가치 (교육, 정보, 훈련)를 개발
- 시장에 포함되지 않은 경제적 인센티브 (세금과 조성금)을 만들기
- 시장 인센티브 확립

인센티브는 간접적으로 개인/ 집단의 선택-이익 동기 또는 기준을 세우는 가치-을 통하여 운영한다. 시장 또는 사회적인 힘은 집합적으로 설정되었던 목적으로 개개의 행동의 세계적인 결과를 강요하는 매우 효율적인 벡터일 수 있다.

이 도구는 명령과 통제에 의한 결정에 따른다. 재산권의 효율적인 거래를 위한 상태들은 이 권리들이 법적으로 설정되고, 효과적으로 실시되는 것을 필요로 한다. 유사하게, 제품 에코 표시를 통하여 환경 친화 생산 방법을 위한 거래를 바탕으로 한 동기를 생성하는 것은 증명서 표준이 확립되고, 실시되는 것을 필요로 한다. 동기와 C&C는 상보적이기 때문에, 그들이 성취를 위하여 무엇을 지원하는가에 따라 상대적인 이득 또는 불이익을 가진다. 현재, C&C의 지속적인 선입관과 더불어, 이용할 수 있는 동기도 아마 충분히 쓰이지 않을 것이다.

1) EAF의 이득과 비용부과

가) EAF관리 비용과 부담자

EAF로의 변화는 (이것이 전부가 아니더라도) 아마도 부수적인 정보의 획득, 계획작성, 자문의 의사 결정 과정, 책임자와 관심 있는 집단들의 폭넓은 참여, 그리고 추가 모니터링, 통제와 감시등의 높은 관리 비용의 경우를 의미할지도 모른다. 비록 EAF를 실행하여 얻는 장기적인 이익에 의해 더 높은 관리 비용은 논외가 될 수도 있지만, 누가 지불하느냐는 문제는 중요하다. 관리 비용의 일부분을 어업 산업에서 부담하는 생각은 더욱 더 받아들여지고

있고, 채용되고 있다. 하지만, EAF는 더 넓은 사회적인 필요성에 응답하며 따라서 EAF의 증가하는 관리 비용은 음식, 생계와 고용을 어업에 의존하는데 따라 나눠져야만 하며 그 분배 방법에 관한 명백한 정책을 필요로 한다. 나라들이 세계적인 생태계 goods와 서비스 관리의 위험을 주는 곳에서, 증가하는 관리 비용을 국제적인 공동체(7)에 의해 실행되어야 할지를 고려해야 할지도 모른다.

멸종 위기 종의 생물의 다양성 또는 보존 같은 세계적인 생태계 상품과 서비스를 고려 할 때, 평가는 국가 혹은 지역의 우선권에 의거하는지 아닌지 다른 나라 또는 국제적인 공동체 혹은 시민의 우선권인지에 대해 문제가 생긴다. 또한, 국제 집회들에 나타내게 되는 목표에 주목할 필요가 있다. 한편, 지구의 가장 풍부한 시민이 지불하는 것에 의거하는 평가는 개발도상국에서 가난한 제작자와 소비자에게 매우 적합하지 않은 정책 처방을 가져올 수 있었다. 이것은 고용과 기회를 제공하기 위한 부와 능력의 총량의 명백한 차이들에 의해 등량의 기준을 확립하는 것에 대한 요구를 불러 일으켰다.

나) EAF 비용-이득 분석

EAF 관리 방법의 비용 및 이익을 추정하는 알맞은 도구들은 Annex 3의 총 경제 평가 방법들과 다양한 sophistication의 생물-경제적이고 생태학적-경제적 모델링을 포함한다. 융합된 환경과 경제적 회계는 유용한 cross-sectoral tool이다. 융합된 환경과 경제적 회계의 시스템 (SEEA)는 모니터를 위한 광범위한 틀을 제공하고 경제와 개개의 다른 부분들 사이의 상호작용을 분석하며, 환경에 대한 충격들을 모은다 (BOX2).

BOX 2

System of environmental and economic accounts (SEEA)

EAF를 좀 더 기능적으로 만드는 하나의 방법은 SNA (a system of national accounts)와 환경을 위한 위성의 시스템을 통하여 국가적 수준의 경제적 중요성에 환경의 역할을 넣는 것이다. SNA는 경제에 관한 정보의 중요한 근원을 구성하고, 분석과 의사 결정에 대해 넓게 사용되고 있다. 그러나, SNA는 환경의 대우에 관해서는 많은 잘 알려진 단점을 가졌다. 어업에 관련해서, 예를 들면, SNA는 일반적으로 어획에서부터의 입력을 기록할 뿐, 풍도 및 어류 계군의 가치 변화를 기록하지는 않는다. 이는 어류 계군에 대한 남획이 일어났을 때 꽤 잘못 기록될 수 있다: 남획에 의한 어획이 기록되고, 어류 계군의 감소와 관련해 기록하지를 않는다. 이러한 단점들과 또 다른 단점들은 SEEA의 시스템을 통하여 언급 되고 있다. 위성 accounts로서, SEEA는 SNA의 그것과 유사한 구조를 가지고 계군과 환경 재화 및 서비스의 흐름을 기록한다. 이는 거시 경제의 수준에서 경제적 실행 및 환경을 감시하기 위한 집합적인 지표들을 제공하며, 희망이지만, 미래에 환경-경제적 동향을 개선할 사회적 결정들을 향해 자원관리자를 가이드할 상세한 통계 수준을 유지한다.

환경에 관해 SEEA와 다른 데이터 베이스를 구별하는 2개의 특징이 있다. 첫째, SEEA는 공유되는 구조-정의들과 분류들의 설정-을 통하여 경제적 accounts에 환경 자료가 직접 링크된다. 이 데이터베이스의 장점은 이것이 규율을 따라 이슈를 나누는 경향을 극복하기 위해 융합된 환경-경제분석 통합하는 도구를 제공한다는 것이다. 거기에 있어서 경제적이고 환경적인 이슈의 분석은 서로에 대해 독립하여 수행된다.

두번째로, SEEA는 모든 중요한 환경 경제 상호 작용 (환경 관리 비용을 포함하여) 어업 관리 같은 cross-sectoral 이슈를 이상적이게 하는 특징을 포함한다. 생태계에 대한 넓은 접근방법은, 땅의 사용, 오염 수준, 숲의 범위, 물의 흐름과 같은 다른 환경 요소에 있어서의 변화에서 생기는 어류 서식지의 건강에 위협의 징조에 관해 언급한다. SNA를 위한 위성 accounts와 같이, SEEA는 어업에 영향을 끼칠지도 모르는 흐름과 핵심 환경 자원들에 대한 정보를 포함하여, 환경자원의 공정하고 넓은 구분과 함께 경제적 활동의 모든 범위에 연결된다. 어업을 위한 SEEA에 관한 안내서는 국제 연합 통계 부서와 FAO에 의해 개발중이다.

다) 다른 고려사항들

EAF에서 어업 관리에 직면하고 있는 문제 중의 대부분은 어업관리자의 직접적인 통제의 밖에 있다. 그런 문제의 예는 아래와 같다:

- 해초와 산호초 서식지(예를 들면, epiphytes의 성장을 조장하는 것에 의해)의 건강에 영향을 끼치고 유독조류의 bloom을 초래하는, 농업과 오물로부터의 과잉의 영양물공급을 인한 연안의 부영양화.
- 연안의 생태계, 특히 핵심적인 산호초와 해초서식지의 질을 저하시키는, 농업 및 임업과 담수의 기반시설의 건조물로부터의 침전물.
- 해안 발전을 통한 어류서식지의 파괴
- 벨러스트수와 배의 외부를 통한 외래종의 도입
- 농업과 산업으로부터의 화학 오염을 통한 어류제품의 오염
- 양식을 포함한, 다른 구역들로부터의 수로의 경쟁적 사용
- 기후 변화의 효과에 의한 산란장들에 대한 해수면 상승과 계군의 분포 변화

어업관리자는 다른 부문의 활동으로부터 유래하고 있는 부정적 효과로부터, 어업 생태계를 지원하는 서식지의 기능을 보호할 수 있을 수 있도록, 그들이 완전한 연안 관리의 과정에서 중요한 책임자로서 인정되는 것을 확실하게 할 필요가 있다.

마. 관리단계

1) EAF 관리 계획 전개

이 단원은 EAF 안에서 관리 계획을 산출하고, 정정함에 뒤따르는 절차에 대한 지표를 제공한다. 이러한 지표는 어업이 새로운 것인지, TROM (또는 다른 관리체제)으로부터 EAF로 이동하고 있는지, 또는 EAF의 지속적인 관리 아래에서 변화 (새로운 어업도구, 새로운 계획 지역 등등)을 겪고 있는지를 적용한다. 이러한 지침을 포함하는 많은 단계는 이미 TROM의 관리 계획 전개에서 좋은 실행 안이다.

어업지침 지표에서 논의되는 바로는 관리의 중요한 기초는 어업관리계획

의 체계화이다. 이것은 어업관리 authority 와 책임자 사이에 공식적이거나 비공식적인 협정이 될 것이다. 계획은 모든 주요 책임자, 합의된 목표 (어업의 경제, 사회, 생태학적 구성요소를 아우르는) 그리고 특정한 규범과 규칙을 적용하는 것을 포함한 어업의 배경을 확인해야 한다 (BOX3).

EAF 관리계획의 전개와 수정 절차는 다음을 포함하는 반복적인 단계들의 연속을 필요로 한다 초기 범위 한정 배경 정보와 분석의 수집 목표 설정 (그들의 연합된 지표와 실행대책에 따른 기능을 다하는 목표만큼 광범위한 목표); 그리고 규범의 체계화, 감시 (모니터링), 평가와 재검토.

이러한 지표는 가능한 완벽해야 하므로 최상의 상황을 설명한다. 여러 경우에, 충분한 수용력과 정보가 모든 단계에 대처하기에 유리하지 않을 것이다. 그러나 지표의 개요 된 절차는 자료가 빈약한 상황, 실질적인 수용력 구조를 필요로 하는 때조차 적용해 볼 만하다. 절차의 산출은 다양한 국제적인 협정에서 윤곽을 나타낸 정책 목표의 이행을 시작할 수 있는 관리 방법 안내를 여전히 제공 할 것이다 (background section 에서 요약함에 따라 Annex1 에 상세히 설명). 실제로, 절차의 적용은 어업관리를 더 손쉽게 해줄 것이다. 다른 시간의 척도는 box3에서 상세히 설명된 절차에 영향을 끼치기 때문에 아마도 계획에 적어도 2가지 구성요소를 가지는 것이 필수 적일 것 이다. 예를 들어, 광범위한 관리, 목표와 그들을 달성하기 위한 수단을 정하는데 3-5 년이 적절하고, 매년 특정한 조직상의 목표, 지표, 실행 수단의 설정 및 재검토의 순환을 반영하는 계획이나 보고서가 따르는 높은 단계의 계획이 있다. 나아가 조직상의 목표가 더 안정됨에 따라 후에 정식으로 높은 단계의 계획에 포함될 수 있다.

BOX 3

EAF 하에서 어업 관리 계획을 위해 제안된 요소

제목

배경

사회 제도상의 윤곽

- 어업, 사법권 그리고 생태계 "경계" 의 시행지역
- 어업 역사와 관리
- 현재와 미래에서 사회 경제적인 이익들
- 책임자와 그들의 이익에 대한 기술
- 생태계의 다른 사용/사용자들의 기술, 특히 조정과 협의 절차를 위한 주요 효과와 협정을 가지는 활동
- 계획을 이끄는 협의 절차
- 협의의 협정 진행
- 승인된 참여를 포함하는 의사 결정 절차의 세부화

어업 활동, 자원, 생태계의 기술

- 자원의 기술 (대상 종과 부산물)
- 어업이 일어나는 수중 생태계의 기술
- 선단 타입 또는 어업 범위의 기술

생태적인 문제와 도전

- 위기의 환경의 세부화, 특히 민감한 지역들
- 멸종위기의/보호받는 종을 포함하는 부수어획 관심의 세부화
- 생물 다양성과 영양상의 변화를 포함하는 다른 환경적인 관심의 세부화

화

목표

- 어업을 위한 목표, 기준점, 실행 수단
- 자원
- 환경 (부수어획, 서식지, 먹이 보존, 생물다양성 등)
- 사회적
- 경제적

관리 수단

- 부수 어획, 서식지 보호, 먹이 보호 등을 포함하는 합의된 시간 구성 안에서 모든 목표에 대응하는 어업의 규정을 위한 합의된 수단

결정 법률

- 관리 수단 적용을 위해 사전 합의된 법률

접근 권리

- 어업에서 부여된 nature 권리와 이러한 권리를 얻기 위한 세부사항

관리 평가

- 합의된 지표와 실행 수단을 이용해 위험과 계군 평가를 기초로 하여 중요한 부수 어획 종을 포함하는 계 군의 최근 상황
- 실행 수단 필수적인 적절한 합의된 지표를 사용한 수중 생태계의 현상
- 합의된 지표와 실행 수단을 이용한 사회 경제적인 분석

감시, 조정, 감독

- 감시, 조정, 감독 진행과 실행을 위한 협정

커뮤니케이션

- 커뮤니케이션 전략
- 계획된 책임자의 교육과 훈련의 상세화

검토

- 관리 실행의 다음 검토와 감사의 date and nature

가) 협의

계획과 그것의 수행 권을 획득하기 위한 책임자는 절차의 모든 단계에서 협의와 참여에 포함 되어야 한다. 수익과 포부의 범위와 책임자의 숫자는 TROM 보다 더 크다고 생각 되며, 절차는 단체의 큰 독단적인 행위 없이 책임자와 관련하여 충분히 견해의 폭을 대표한다는 보장을 필요로 한다. 책임자 관련된 수용력과 수행은 또한 주의 깊게 대처하고 공식적이고 투명해야 할 것이고, 책임 있는 절차는 협력하여 일하는 모든 단체를 고려하여 세워야 한다. 몇몇 경우에, 병참적인 제어는 책임자 포섭이 제한적이라는 것을 의미 할 것이다 이러한 경우에는 성과에서 투명성과 신용 그리고 소유권을 유지하는데 커다란 관심이 필요할 것이다.

나) EAF 아래 어업 관리 계획의 영역 정의

- 어업, 지역, 책임자의 확인

EAF 관리 계획의 전개에서 첫 단계는 관리될 지리학적인 영역과 어업을 확인하는 것이다. 이는 EAF 안에서 절차를 진행하기 전에 상세화 된 관리 계획에 포함 된 어떤 어업이라 할지라도 잠재적으로 TROM 에서 보다 더 어렵다. 이론적으로, 관리 계획의 공간적인 적용 범위는 명백하고 엄밀히 규정 된 생태계와 동일하다. 그러나 생태계는 명백한 범위를 가진 확실히 정의된 실체가 아니고, 어업 관리 영역 안에서 엇갈리거나 포함된다. 관리 계획을 위한 어업과 지리적 영역의 최종 선택은 단계 4.1.2.2에서 내린 결과에 의존하게 되지만, 단지 책임자의 신원 확인 승인을 생각한다면, 고려된 지역의 예비 설계는 필수이다. 실제로 예비 단계들은 상호작용하고, 초기의 선택은 새로운 정보나 관심사를 드러내는 차후의 단계로서 채택될 수 있다. 실용적인 전망으로 볼 때, EAF 는 이들에서 어업과 관리의 실재와 관할권, 증진적인 골격을 알아보는 것이 필요할 것이다. 몇몇 경우에는 개별 어업 관리 계획에 추가의 요소를 세우는 것을 요구하고, 반면에 나머지는 어업에 대한 추가 수단의 일치를 요구할 것이다 (Section 4.2).

- 어업에 광범위한 결과의 확인

다음 단계는 어업과 관련된 결과들의 초기 평가에 착수하는 절차에서 책임자를 포함시키는 것이다. 평가 목적은 확인된 어업의 모든 잠재적인 결과들과 이용할 수 있는 관리 도구들과 선택권 최대한 확정하는 것이다.

이것은 지속적인 개발의 경제적, 사회적, 생태학적인 구성요소들을 포함하고, 국가적이거나 지역적인 수준에서 높은 단계의 정책 목표들에 의해 인도된다. 생태학적인 고려는 다음을 필요로 한다:

- 보유 종의 지속적인 수확 (대상 종과 생산 종)
- 어업의 직접적인 영향 관리 (특히 보유되지 않은 부수 어획과 서식지)
- 생태계 구조와 절차들에 대한 어업의 간접적인 관리

이러한 절차를 위한 몇몇 유용한 구성들은 해양어업에서 지속적인 개발을 위한 지표 위의 FM 지침 안에서 설명 되어 왔다. 이는 "압력-상황 (state)-응답" 접근과 "계급적인 구조" 접근을 포함하고, 모든 관련된 결과들이 포함되어 있다. 이들 지표는 오스트레일리아에서 채택 되어 왔던 계급적인 구조 접근법을 취한다. 이러한 접근법의 장점은 지속적인 개발 달성을 견지하고, 그것을 높은 단계의 목표와 결부시킨 어업 관리에서 고유의 결과와 목표의 계급을 명백히 다룬다는 점이다. 계급적인 구조는 지속적인 개발, 다시 말해 인간과 생태적인 웰빙의 두 가지 주요 관심을 가지고 시작하며, 그것은 달성을 위한 능력과 관련된 세 번째 구성요소의 가산에 의한 관리 수용력을 포함한다 (어업에 대한 정부와 환경적인 영향을 포함).

다) 배경 정보 편집과 분석

잠재적으로 중요한 생태학적, 사회 경제적인 결과를 협의 할 때, 관련된 정보는 더 세부적인 목표를 공식화 하기 위해 편집과 분석을 반드시 해야 한다 이것은 보통 이용할 수 있는 정보를 다루는 탁상연구가 될 것이다. EAF

에서는 TROM (데이터나 정보의 요건은 chapter2 에 설명) 하에 있는 경우보다 대상 종 이외의 생물 종에 대한 직간접적인 영향과 서식지에 대한 영향의 입장에서 어업의 환경적인 영향에 대한 분석에 더 큰 비중을 둔다.

라) 목표 설정

- 어업을 위한 광범위한 목표 설정

어업을 위한 광범위한 목표 설정은 앞서 4.1.2.2에서 확인된 결과의 제언에 있어서 어업 관리 계획의 의도된 성과의 보고를 제공한다. 이러한 광범위한 목표들은 원칙, 정책적인 목표, 주요한 문제들 사이를 연결해 주고, 어떤 특정한 어업이 달성되도록 노력한다.

예를 들어, 주어진 어업을 위한 광범위한 관리 목표들은 다음과 같아야 한다:

- 남획과 장기간의 지속적인 최대 어획을 피하여 생태학적으로 생육 가능한 계 군의 수준 안에서 어획량 유지
- 생태학적으로 생육이 가능한 수준 안에서 보유되지 않는 종 (부수 어획)의 서식지 및 개체군 유지
- 수락된 수준에서 생태계의 구조, 절차, 기능에 대한 영향에 대한 지속적인 고려
- 수익의 최대화
- 지역 고용인 지원

이러한 광범위한 목표 설정에 대한 책임이 수반하는 적절한 정책과 협정의 이행에 대한 책임은 중요하다. 대부분의 상황에서 정부와 몇몇 주요 책임자 그룹 각각의 단계를 포함할 것이다.

2) 광범위한 목표로부터 실행 목표로 전개

EAF 수행을 위하여 광범위한 목표는 어업의 환경에서 직접적이고 실용적인 의미를 가진 실행 목표로 반드시 전개 되어야 하며, 어업의 실행과 그것

의 관리로 평가 될 수 있다. 광범위한 목표에서 실행 목표로의 전개 절차는 투명하고 참여적이어야 한다. 이것은 실행 목표의 선정과 개발, 광범위한 소유권의 확립, 승낙의 장려를 위한 기여와 이해를 위해서 이해 집단에 권한을 부여할 것이다.

어업과 그들의 생태계는 많은 잠재적인 문제를 포함하고 있지만, 얼마나 많은 실행 목표들이 (그리고 관련된 지표들) 관리 의사 결정에 유용한지는 실제로 한정적이다. 따라서 실행 목표를 확인하는 절차에서 모든 가능성을 면밀히 검토하고 가장 중요하고 실행 가능한 목표들을 선택할 수 있어야 한다. 광범위한 목표에서 실행 가능한 목표로의 개발을 위한 상세한 협의와 결정 절차는 어업마다 다를 것이다. 그러나 필수적인 세가지 단계를 포함한다:

- 각각 광범위한 목표 아래의 어업과 관련된 실질적인 단계에서 문제 확인
- 제기된 문제의 위험에 기초해 우선 사항을 정함
- 앞선 문제들과 몇몇 낮은 순위의 문제들의 감시를 위한 절차에 대한 실행 목표 개발

이론적으로, 위의 세 단계는 다음의 4.1.6에서 설명하고 있는 평가 절차를 지도하는 적절한 기술적인 전문가의 참여를 포함한다. 이 단계들은 평가 팀에 의해 지도된 분석과 평가에 의해서 보고를 하거나 받는다. 예를 들어, 우선 사항으로 매겨진 절차는 잠재적이고 실행 목표의 조사 분석 그리고 검증 또는 특정화를 요구하고, 가능한 선택사항을 후보화하고 시험함을 각각 되풀이 하는 것을 포함한다. 어떤 점에서는, 특히 실행 목표의 설정에서는 유용한 정보가 어떤 중요한 사안을 만족하게 다루는데 부적절 하다고 결정될 수 있고, 어떤 데이터는 EAF 관리 계획의 전개에서 더 진행되기 전에 수집되어야 할 것이다. 예를 들어, 그러한 기술적인 전문적 견해나 기회가 존재하지 않는다면, 질적인 판단을 이용해 진행 가능하던지 간에 절차를 실행하기 위해 여전히 교육적이고 적극적일 수 있다.

가) 각각의 광범위한 목표아래 문제 확인

이 단계는 주어진 어업을 위한 목표와 관련된 모든 문제를 포함하는 조직적인 구조 다이어그램 전개와 광범위한 목표를 가지고 시작하는 것으로 대부분 실행된다. 조직의 가치를 구성하는 것은 높은 단계의 문제로부터 실행할 수 있는 단계로의 이동의 절차이고, 가능한 많은 가치를 가지는 것은 chapter 2에서 언급한 수단의 하나 또는 그 이상으로 관리 될 수 있는 단계에서 문제를 상세화하기 위해 필수적이다.

보유 중을 위한 광범위한 목표와 관련된 두 가지 특정한 문제가 확인된다:

- 광범위한 목표: 남획과 장기간의 지속적인 최대 어획을 피하여 생태학적으로 생육 가능한 계 군의 수준 안에서 어획 중
- 특정한 문제: 산란 군의 가입 손상 단계로의 감소
- 특정한 문제: 산란 군이 가입 변동성의 과거 패턴을 따르는 장기간 어획을 최대화 할 수 없는 수준으로 감소

비슷한 절차에 의해, 다른 광범위한 목표는 실행 목표를 선택된 저항력이 없거나 멸종 위기에 있는 종들에 대한 어획 최소화, 확인된 필수적인 서식지에서 어획을 하지 않는 수준 유지, 포식자 섭식을 고려하는 어획하지 않는 생물량의 75% 이상의 선택된 먹이 포식자들 유지 그리고 다른 지정된 사업에 필적하는 자본에 대한 경제적인 이윤 달성과 같은 것으로 설정하는데 대비한 특정한 문제로 전환 되어야 한다. 이러한 예들은 어업에서 어업으로 변하는 더 특정한 단계로 뻗어 나갈 것을 요구한다 (예를 들어, 거북이가 한 어업에서 관심대상이 되고, 특정한 목표를 요구하면, 바닷새는 또 다른 관심의 대상이 될 것이다).

절차에서 현재 잘 정의 되거나 이해되지 않은 높은 단계의 정책 목표에서 어떤 개념과 목적에 대한 실행적인 판단을 제공하는 것은 필수적이다 (생물

다양성, 생태계 보전, 생태계 기능과 같은 개념들). 이것은 인위적으로 판단되어 요구되는 것이지만, 설명할 수 있는 명백한 판단을 굳혀주고, 이유를 제공하는 증가한 실행기간에서 문제를 성공적으로 설명하는 중요한 절차다. 예를 들어, 생태계 기능은 장기간 최대 지속 가능한 어획에 적용되는 개체군 수준으로 모든 대상 종과 부수 어획 종을 관리하고, 현재 수준으로부터 주요 서식지 전형이 감소되지 않는 상태를 실행 목표에 의해 달성되는 것으로 결론짓는다. 한편, 대상 종을 포함하여 생태계 집단이 차지하는 지역의 40%가 MPAs 안에 자리잡고 있다고 결론지을 수 있다. 생태계의 특정한 이해를 향상시킴에 따라 생물다양성과 생태계 기능과 관련한 정책 목표와 결합하기 위해 특별한 실행 목표 선택에 더 견고한 기초가 되겠지만, 어업의 발달을 위한 실행적인 해석을 제공하고 설명하는 것은 여전히 필요하다.

나) 문제 순위

많은 문제들이 종종 매우 다른 관련성의 규모에서 이러한 절차의 첫 단계에서 발생한다. 두 번째 단계는 상세화된 실행 목표, 지표, 참고 점들을 향상시키기 위한 것들의 확인을 위한 트리구조의 바닥에서 일어나는 문제에 우선 순위를 매기는 것이다. 한 실질적인 접근은 위험평가를 관리하기 위한 것이다. 위험평가는 질적이고 의견에 기초하거나, 높은 질과 데이터에 기초할 수 있다. 적절한 수준은 환경에 유용한 정보를 주는 가장 가능한 실행을 항상 포함하는 것이 좋다. 질적인 위험평가에 착수하기 위해서는 많은 명백히 설명된 절차들이 있다. 그 한 예가 1에서 5이 규모에 따른 각 문제와 관련해 실패의 가능성과 결과를 평가하는 것이다. 높은 순위의 문제는 높은 발생가능성과 높은 영향을 가진 것이다.

다) 우선순위 문제들을 위한 실행 목표, 그리고 필연적인 낮은 순위 문제들의 감시를 위한 절차 전개

다음으로, 각 문제들은 관련된 문제에 적절한 방법에 관리계획안에서 다루어 질 수 있다. 높은 위험 문제는 상세화된 실행 목표들에서 또한 평가된

다. 어떤 중간 위험 문제들은 불확실한 계획의 어떤 형식과 진행 검토를 위한 계획에서 구조의 확인을 요구해야 한다. 낮은 위험문제들은 그것이 왜 낮은 위험으로 설명되는지를 계획에서 설명해야 한다. 앞에서 예로 든 대상 중으로부터 뒤따르는 대상 종과 관련된 두 가지 특정한 문제들을 위한 실행 목표는 추정된 미 어획 수준의 40% 이상 산란 균을 유지해야 한다.

실행 목표를 전개함에 있어서, 고려하여 있는 문제에 대한 이해와 의심의 수준이 평가된다. 특히 실행 목표가 광범위한 목표의 의도를 얼마나 확실하게 잘 반영하는가와 어업이 지속적인 개발을 위해 어떻게 공헌할 것인가에 대한 불확실성. 실행 목표는 불확실성이 증가함으로써 점점 유력해진다. 따라서 실행 목표의 달성은 불확실성에도 불구하고, 낮은 위험의 같은 수준에서 상응하는 광범위한 목표를 달성하는 것이다.

이런 실행 목표들은 상반된 정책목표를 나타내고 또는 광범위한 어업 목표 또는 그것의 상반된 해석 때문에 반박될 수 있다. 불필요한 반박은 피하지만, 반박은 또한 어업 관리절차와 계획의 균형을 위해 시도하는 실제 경쟁 도구들을 나타낸 것이다. 이러한 경쟁요구들을 중재하는 절차는 실행 목표설정 절차와 지표와 기준점들의 설정절차 사이에 쌍방으로 일어난다. 그리고 4.1.6 에서 설명된 기술적인 절차에 의해 형상화된다. 다양한 지표와 기준점은 생태계와 어업시스템의 넓고 다양한 형상들과 관련되어 있고, 아마도 그들 모두를 동시에 결합하는 것은 어렵거나 불가능할 것이다. 예를 들어 포식자와 먹이 종들을 위한 목적들의 몇몇 결합은 그들의 생물학적 상호작용들 때문에 가능하지 않을 것이다.

라) 각 상호의존적인 목표를 위한 지표와 기준점을 선택하기 위한 절차

다음 단계는 지표, 기준점, 실행수단들의 합의를 보는 일이다. 목표와 실행수단의 설정은 TROM 하에서 관리절차의 인정된 부분이지만, 모든 생태학적, 사회 경제학적 실행 목표들을 포함하기 위해 반드시 넓혀져야 한다.

EAF 에서 목표 기준점의 설정은 TROM 에서 보다 특히 특정한 생태계 특성과 관련해서 더 어려움이 있을 것이다. 예를 들어, 주요한 목적은 보호되

기 위한 저서 서식지 규모를 세울 수 있는 것이 명백하지만, 한 영양단계의 특정한 부분을 통하는 에너지 양을 목적으로 설정하는 것은 더 어렵다. 어려움은 생태계의 극도로 역동적이고 가변적인 자연과 생태계 절차에 대한 불확실성에서 온다. 실질적인 목적에서 지표는 어업에 의해 정형화되는 소산인 생태계 특성이어야 한다. 따라서 적어도 변화의 목표수준이 확정되기 위한 조종 가능한 어업 영향이 있다. 만약 그것이 목표 기준점을 세우기에 적절하지 않다면, 최소한 한계 기준점을 세워야 한다.

지표와 기준점의 최종 선택은 전문적이어야 하고, 어업에서 주는 관리와 실행문제를 밝히는 것이다. 이론적으로 지표는 고려중의 목표 개체군과 생태계의 역동성에 대한 더 큰 확실성을 가지고 추측되고 조정될 수 있는 요인을 반영해야 하고, 소유하거나 수집될 수 있는 자료로부터 추정할 수 있어야 한다. 선택은 또한 관리시스템과 어업으로부터 실현 가능하게 달성될 수 있는 무엇에 의존한다. 절차의 마지막에서, 모든 책임자가 의미 있고 실행 가능한 지표를 확신하는 느낌이 있어야 한다. 결론적으로 지표와 기준점의 선택은 필수적으로 반복하는 절차 제안 가능성과 그것을 시험하는 것을 필요로 한다. 모든 전문적인 참여자와 책임자 사이에 관리 계획의 전개에 관여했다.

경쟁실행목표는 목표와 한계의 대립으로 귀착될 수 있다. 거래는 협의된 실행 목표, 지표, 기준점으로의 순환과 4.1.5 에서 설명된 평가에 의해 확인되고 특성화되기 위해 필요로 하는 이들 다른 점을 중재하는데 관여한다. 확실한 판단은 몇몇 또는 모든 책임자가 생태계와 또는 어업으로부터 얻어진 결과에 대한 그들의 기대를 변화시켜야 하고, 어떤 협상은 신뢰를 유지하기 위한 계획을 위해 책임자 그들 스스로 착수할 수 있어야 하는 것을 의미한다. 실행목표의 선택에 있어서 지표와 기준점의 선택의 기초하여 명백히 설명되어야 한다.

어업보고서와 관리계획에서 가능한 지표와 기준점을 위한 몇 개의 자료는 특히 대상 종에서 절차에서 안내에 따라 실행할 수 있다. 생물 다양성의 다양한 형상과 생태계의 구조와 기능과 관련된 목표를 위한 지표는 훨씬 덜 전개되었지만, 생태학적 보고서는 고려되어야 할 몇몇 가능한 지표를 제공하고,

실행 목표와 연결될 수 있게 했다 (몇몇 예들을 Annex 4에서 소개). 선택된 기초를 위한 과학적인 지원은 다른 상황에서 의견이 다를 것이고, 조사의 시간외 향상을 기대할 수 있고 EAF 의 정보 요구에 착수한다. 그러나 과학적인 확실성의 결핍이 선택 기초의 중요하고 명백한 설명을 고려한 지표와 기준점의 선택을 방해하지 않아야 한다.

Box 4

지표, 기준점 그리고 실행 수단

지표, 기준점 그리고 실행 수단에서 전반적인 목적은 목표 달성에서 관리 법률을 평가하기 위한 틀을 제공하고, 어업의 실행에 접근하기 위한 것이다. 지표는 합의된 목적 그리고 제한 기준점과 비교했을 때 실행 목표에서 확인된 결론에 단서를 추적하고, 잘 관리하기 위한 수단을 제공한다. 실행목표가 명백하고 예측 가능하다면, 관련된 지표는 자명하지만 (예, 산란 군 생물 량의 수준과 관련한 목표에서 지표는 명백하게 산란 군 생물 량이다.), 지표는 관리에서 적절한 변화를 만드는 그들의 능력과 의사 결정에 대한 의사 소통을 용이하게 하고 데이터 유용성을 적합하게 하기 위한 수정이 필요할 것이다.

지표와 기준점은 간단히 계산 가능한 숫자로 정의한다. 어떤 해에 지표 값과 그것의 목적 또는 제한 기준점 사이에 차이.

목적은 지표를 바람직하게 하고, 제한은 낮거나 높은 제한의 가능성을 포함하여 바람직하지 못한 경계가 된다. 목적과 제한은 계량할 수 있거나 (예, 지표 값이 특정한 제한이 되거나 초과하지 않는 때의 목표 값), 또는 경향이 반영될 수 있다 (예, 지표가 계획 기간에 걸쳐 증가 할 것이다).

마) 규정의 공식화 (체계화)

실행목표의 설정과 승낙된 정보에 기초한 다음단계는 각 목표달성 기준을

세우거나 관리기준을 선택하는 것이다. 예를 들어, 어획조절은 한종을 지지해야 하고 목적을 충족시키거나 서식지 보호 목표에 대응하기 위해 제안되어야 한다. 이러한 절차는 질적이고 유용한 데이터와 최신의 강화된 감시 프로그램을 통해 얻어지는 것이 필요할 것이다.

결정 규정과 수단의 전개는 시스템 또는 sub시스템의 역동적인 모델링을 포함하는 정확한 데이터 분석에 의해 이론적으로 입증되어야 한다. 그러나 이런 지침서를 통해 강조됨으로써, 이러한 수용력의 부족은 일반적인 접근을 막지 않는다. 데이터가 부족한 상황에서조차 가장 유용한 정보는 객관적으로 고려되고 분석되어야 한다. 이런 경우에 더 연구된 지역을 기초로 한 추정치는 실행목표와 관련된 결정 규정들의 안내를 제공할 수 있다.

분석적인 절차의 수는 결정 규정을 전개하는데 사용될 수 있다. 한 접근법은 모든 유용한 데이터가 종의 풍도와 생식력의 가장 가능한 평가를 하는 확대된 매년의 TROM 접근의 형식을 취한다. 이러한 접근은 CCAMLR에 의해 주로 행해져 왔는데, 예를 들면 포식자로 간주되는 먹이 종에 경계어획제한을 세운다.

다른 접근법은 장기간에 초점을 맞추고 이는 "관리 절차" 또는 "관리 전략 평가" 접근으로 확장된다 (BOX 6). 이 접근법은 현재까지 TROM에 주로 적용되어 왔지만, EAF의 더 큰 차원을 고려하기 위해 유용하게 확장될 수 있다. 그러나 종 사이에 상호 작용의 정확한 형태는 일반적으로 잘 알려져 있지 않기 때문에, 불확실성의 수준은 아마도 종 사이의 상호 작용을 고려할 때 더 커질 것이다.

또 다른 접근법은 대상 종의 허용된 어획량의 multispecies (예, A종을 어획할 때 B종의 부수 어획 률) vector를 계산하는 multispecies fishery에서 종들 간에 상호작용을 관찰하여 비대상종의 목표를 달성하는 것이다. 북대서양 수산위원회 (NAFO)는 multispecies vector를 최대한 활용하기 위해서 어획률에 선형의 프로그램을 적용한다.

Box 5

결정 법률과 EAF

특수한 관리 수단의 사용은 그들이 얼마나 적용될 수 있는지에 대한 결정 법률에 의해 따라가는 것이 좋다. 어떤 관리 활동이 다른 상태 아래에 있는지에 대한 법률 상태는 종종 목표 또는 기준점과 관련한 지표 값에 의해 결정된다 (Box 4). 결정 법률은 관리 수단이 어떻게 결정되는지, 어떤 데이터가 수집되어야 하고, 데이터를 수단을 결정하는데 어떻게 사용해야 하는지를 포함해야 한다. 결정 법률은 계량될 수 있거나 (예를 들어, 조사에서 얻어진 풍도의 미리 한정된 부분으로써 고려하여 종을 위한 어획 제한 설정), 질적이다 (확실한 지표 값은 관리의 검토를 가져오는 결정을 일으킨다).

생태계 접근에 기초한 결정 법률은 남아프리카에서 정어리와 멸치 어업에 사용되고, 총허용어획량에 (TACs) 의해 주로 관리 되었다. TAC을 각 종에 세우지만, 정어리 유어는 멸치 어업에서 부수 어획됨으로써 잡히고, 정어리 TAC은 멸치 어업에서 부수 어획으로 고려되는 것이 필요하다. 1994년과 1996년 사이에 정어리 TAC 설정에 대한 법률은 여기에 예로서 나타나있다. 결정 법률에 사용된 데이터는 hydrocoustic survey 의 풍도를 추정한다: 성어 생물 량 추정을 위한 11월에 한번, 그 해의 가입을 추정하기 위해 연중에 두 번. 초기 TAC는 이전 11월 생물 량 추정에 기초해 그 해의 초에 세우고, 이 TAC는 가입이 추정될 때 그 해 중간에 바뀐다.

정어리 TAC를 위한 결정 법률:

초기 TAC

유도된 TAC = 지난 11월에 추정된 성어 생물 량 10%;

부수 어획 TAC = 7500 톤 + 초기 멸치 TAC의 6% (분리된 관리 진행에 따른)

다음해의 중순에 바뀐 TAC

유도된 TAC = 초기에서 바뀌지 않은

부수 어획 TAC = 7500 톤 + 바뀐 멸치 TAC의 y % (분리된 관리 진행에 따른), 해의 중간 조사에서 추정됨으로써 그 해의 총 가입에 6과 12사이에 y값들에서.

결정 법률은 조사 결과들이 계산되는데 쉽게 적용될 수 있는 간단한 방정식이다. 초기 부수 어획 TAC는 TAC중간을 나타내고, 해의 중간에 수정에서 단지 증가 될 수 있고, 초기 부수 어획 TAC는 이미 그때까지 잡혔을 가능성을 반영하는 TAC가 그 해 중간에 바뀐다. 방정식의 임계 변수는 수학적인 모델을 사용하여 정어리 개체군 역동성과 어업의 광범위한 실험에 기초하여 주의 깊게 선택된다. 이러한 변수 값은 정어리 어업을 위해 실행 목적에 가장 가깝게 대응하는 데서 오는 결정 법률을 제공하기 위해 발견된다.

(3) 감시, 평가, 검토 절차

EAF관리 계획은 목표를 달성함에 있어서 관리 수단의 성공을 평가하는 통상적인 검토의 상술을 포함해야 한다. 이런 검토는 적절한 기술적인 전문가에 의해 분석되고 효과적이고 철저한 감시 프로그램에 의해 수집된 데이터로부터 이루어질 것이다. 검토는 안내 형식에서 이행되어야 하고, 선정된 책임자 그룹에 보고해야 한다. 단기간과 장기간 검토 둘 다 실행되어야 한다. 단기간 검토는 예를 들어 매년 반복되는 한 부분으로 다른 더 넓은 생태학적인 윤곽에서 어업 영향의 목표된 방책과 평가의 경우에서 종 풍도와 생식력의 평가와 사회 경제적인 평가가 이루어져야 한다. 절차는 실행 목표에 착수를 요구하기 때문에 관련된 지표와 기준점, 실행수단은 특정한 실행 목표에 대응하는 진행에 접근해야 한다. 다음에는 이들과 높은 수준의 목표의 연결 때문에 장기간 광범위한 목표가 달성되는지에 대한 평가가 제공되어야 한다. 적절한 관리 행동은 또한 앞에서 설명된 확인된 규정을 이용하여 행로에서 지표를 유지할 수 있다.

기대되지 않은 결과를 실현하는 일은 아래의 상세화된 장기간 검토를 제시하는 구조여야 한다. 검토는 또한 감시가 관리 수단의 통상적인 갱신을 위해 요구되는 데이터 수집의 양과 질을 달성하는 것인지를 고려해야 한다.

장기간 검토는 통상적인 기초에서 실시되어야 한다. 3~5년 간격이 적절하고, 시스템 이용과 관리, 고려된 종의 역동성을 기초로 선택된 정확한 기간이어야 한다. 느린 변화의 비율은 검토 사이에서 더 긴 간격으로 허가된다. 이런 검토는 장기간 목표에 대응하는 진행, 결절 규정의 재검토, 포괄적인 재평가, 데이터 수집, 방책 감시를 포함하는 충실한 관리 협정의 고려를 포함해야 한다.

장기간 검토는 먼저 세운 목표(e.g. recovery to a certain target abundance level by a particular date)가 더 이상 적절하지 않다는 증거를 제공할 것이다. 대신에, 사회의 목표에 변화를 가져오거나, 결점은 관리시스템에서 증거가 될 것이다. 상황을 고려하기 위해서 규정은 요구될 때 개정되고 협의된 실행목표와 관련된 지표와 기준점을 제공하는 책임자 그룹을 위해

만들어 져야 한다. 더욱이 검토 절차의 원칙이 가장 중요한 불확실성 수준 감소를 목적으로 미래 조사 계획을 세운다.

Box 6

관리 전략 평가는 전체의 관리 절차를 만들고 시뮬레이터 하기 위해 시도된다. 다양한 결정법률 선택사항 아래 미래에 대해 수십 년 동안 어업 자원과 다른 생태계 요인에 대해 설계한다. 특정한 목표를 선택하고 적용한다는 점에서 가장 좋은 결과를 달성하는 관리 수단과 법률이다. 이러한 절차는 과학적인 이유에서 불확실성으로 복원력 있는 관리 전략을 확정하는데 크게 도움을 준다. 예방 관리 수단과 결정 법률을 수락된 위험 수준을 포함하는 적절한 기준점의 선택을 이용하여 확정된 어업에서 수행될 수 있는 가능한 복잡성의 범위에 대한 수단의 실행 테스트에 의해 확정될 수 있다. 그러한 평가로부터 output은 일반적으로 형식적인 위험 평가와 비슷하다-더 큰 불확실성, 더 보수적인 관리 응답은 받아들일 수 있는 수주에서 위험을 유지하는 것이 필요하다.

절차는 과거의 결과에 대한 피드백에 기초하여 시간에 따라 전개 향상하는 결정 법률의 사용을 통한 평가로 불확실성을 가진다. 관리 수단은 또한 이용할 수 있는 평가에 대한 데이터를 추가해 시간에 따른 진행을 자동적으로 조절할 수 있다.

현재까지 이러한 절차는 의사결정과 관리절차 모델을 stock dynamic model에 끼워 넣는 single stock 의 관리에 주로 적용되어왔다. 접근법은 책에서 설명된 result-oriented 실행목표에 대한 EAF 원칙과 정책의 변화 첫 단계로 광범위한 EAF 목표를 가지기 위한 확장이 필요하다.

바. EAF의 법률적이고 제도적인 실행

1) 법률

FM Guideline에 일치하는 법률제정은 국가적이고 지역적인 법과 규정만큼 국제적인 기간의 모든 전형을 내포하는 가장 넓은 관념에서 이루어진다. EAF 이행에서 검토가 필요한 어업에 적절한 규정을 가진 기관은 Annex 1에 설명되어 있다. 이들은 국가적인 법률제정과 모든 관련된 어업규정과 관습에서 반영되는 것이 필요하다.

EAF는 현재 합쳐진 국제법에서 지속적인 전개 원칙으로서 절대적이거나 EAF *senstricto* 로서 절대적이거나 둘 다 잘 포함하지 않는다. 그러나 Rio Declaration, Agenda 21, the Code of Conduct for Responsible Fisheries 와 the Reykjavik Declaration 과 같은 자발적인 기관에서 주로 반영된다. 결과적으로 지역적인 어업기구와 협정이 그들의 기관에서 EAF 의 명백한 승인을 받는 일은 거의 없다. 게다가 EAF는 국가적인 어업정책과 법률제정의 통합이 빈번하다. 이것은 최근 어업관리체제에서 (i) cross-sectoral 협의와 협조 부족 (ii)오염과 서식지 악화와 같은 외부적인 영향에 대한 행동의 법적인 무력 또는 고찰의 실패와 같은 많은 부족을 가져온다. 그러한 문제들은 요구되는 기준에서 다루어 지고, 교정되는 것을 필요로 한다. 특히 국가적인 정책과 법률의 경우에서 EAF는 어업에 대한 상호작용 이나 고려되어지는 것을 필요로 하는 다른 지역의 현행의 법적인 기관과 관습 그리고 만들어지는 다른 지역에 알맞은 관습과 기관에 대한 판단을 요구할 것이다.

그러므로 EAF는 어업 지역 영향과 다른 지역에 대한 어업의 영향을 인정하는 법률이나 규정을 세우는데 더 복잡함이 요구될 것이다. 주요한 법률 제정을 통한 일정하고 중요한, 그리고 더 또는 덜 일정한 상호작용을 규정하는 것은 바람직하다. 예를 들어, 이것은 해안선 개발과 해안 서식지 보호를 조정하는 법과 영구적인 해양 보호 구역 (MPA)의 정하고, cross-sectoral 기구 창설에 적용할 수 있다. 그러나 어업과 다른 분야 사이의 많은 상호작용이 역동적일 것이고 이러한 경우에서 주요 법률제정을 통해 일반적으로 가능한 것보다 상호작용의 더 합리적이고 융통성 있는 방식을 위해 애쓰는 것이 바람

직하다. 이것은 FM Guideline 즉, 관례적인 관리 조절 방법 요구에 혼한 규정은 주요 법률 제정에서보다 부수적인 법률제정에 포함되는 것이 좋다는 권고와 일치한다 (4.3.1. vi).

FM Guideline 은 주요 법률제정이 "어업관리와 관련된 정부나 다른 기구들의 책임, 능력, 기능"을 명확히 하도록 밝힌다 (4.3.1. iv). 또한 사법권이 어업과 관련된 지리적인 영역, 이해집단, 그리고 기구들을 포함하는 것이 좋다고 밝힌다 (4.3.1 v). 게다가 EAF는 (i) 지리적인 사법권이 아주 실질적으로 자연적인 생태계 경계와 동시에 일어나야 하고 (ii) 법률제정이 다른 어업 또는 다른 상호작용하는 분야와 거래하는 기구와 특정한 어업기관 사이에 협의와 협조의 적절한 수준을 명기해야 함을 요구한다.

2) 제도

많은 기능과 단계에서 복잡성과 범위의 추가에도 불구하고 EAF의 필수적인 임무와 절차는 TROM과 같다. EAF를 위한 규정의 구조와 절차는 이 부분에서 논의됨으로써 요구되는 추가된 요인을 포함하여 이들 임무를 다룰 수 있어야 한다.

EAF에 적용되는 것은 같은 지리적 영역에서 실행하는 어업 사이와 어업과 그와 상호작용하는 다른 분야 사이에 참여의사결정을 포함하여 조화, 협의, 협조를 보증하는 기관을 위해 필요하다. 예를 들어 한 어업이 또 다른 어업으로 인해 어획된 포식자의 하나 또는 그 이상의 먹이 중을 목표로 하면 두 어업의 다른 목표의 조정을 포함하여 두 어업간의 관리 행동이 협조적일 수 있도록 기관이나 조정이 있어야 한다. EAF 정책과 법률제정의 이행과 전개는 국가적인 어업부서나 계획적인 관리기구 (국가수준) 와 어업관리 기관 (지역수준)에 의해서 맡는 것이 가장 자연스러울 것이다. EAF 전개에서 주요한 문제는 생태계와 사법권의 경계 사이의 불균형을 막는 것이고, 예를 들어 이러한 불균형은 다음을 필요로 한다.

■ 해안 지역에서, 바다 사용과 대지 사용을 계획하는 행정기관은 자원

배분과 사용권리 집행의 관리 능력과 정보의 통합된 시스템의 전개에서 협조하는 것을 필요로 한다. 구역제 활동은 부동의 자원을 배분하기 위한 수단이 될 수 있다. 많은 경우에 배타적 경제수역의 경계와 해안의 생태계가 일치하지 않을 것이고, 양자의 절충을 요구할 것이다. Sub-national level에서, 해안 지역사회에 대한 관리 책임의 분산은 생태계 경계에 대한 설명하는 것을 필요로 하고, 지역사회간 중재를 촉진하는 것이 요구될 것이다.

- 열린 바다에서, 어업기구의 사법권의 경계가 생태계 경계 (예, 큰 해양 생태계 (LME)경계들)와 알맞게 일치하지 않을 것이다. 게다가 후에 계절적인 변동과 연간 변동으로 경계가 모호해지는 경향이 있어 협정에서 관련된 기관들 사이에 융통성을 요구한다.

TROM의 정황에서 다른 이해 집단들 사이에서 종종 대립이 발생하고, 어업의 효과적인 관리를 혼동하여 대립한다. 수 없는 대립은 EAF하에서 이행 당사자와 목표가 증가함에 따라 불가피하게 증가할 것이다. 이러한 문제는 TROM하에서와 같이 매우 진지하고, 이는 종종 경쟁하고 있는 책임자들간의 자발적인 타협을 얻기에 불가능할 것이다. 제도적인 협정은 "그들이 하고자 할 때 그들의 결의를 촉진시키고 잠재적인 대립을 감소"를 확립하는 것이 필요하다 (FM guideline 4.3.1, x ii). 몇몇 경우에 이것은 둘 또는 그 이상의 대립 목적의 상대적인 중요함에 대한 정치상의 결정을 요구할 것이다.

EAF는 다음과 같이 TROM (FM Guideline 3.3)과 같은 참여관리와 명백한 같은 원칙 고수를 요구할 것이다.

- 실현 가능한 중앙 국가적인 수준보다 더 낮은 기구나 단체에 대한 관리 책임과 의사결정의 변화는, 수락 향상을 위해, 관리의 비용 효과를 증진하고, 전통적인 관리 관습과 다른 그러한 수단의 사용
- 관리를 책임지는 중앙부 확보를 위한 양도된 수준에서 building capacity가 그것의 책임을 이행
- 의사 결정을 통한 책임자들의 적절한 참여, 예를 들어 기관들을 오픈

하고, 공공의 심사를 넓히고, 참여를 위한 구역의 수용력 향상

- 더 많은 정보의 투명성 향상과 보급
- 사용자 권한의 적절한 시스템의 설립 (또는 확정)

반면에 가장 낮은 수준으로 책임과 권력 변화의 어떤 수준은 바람직하고, 이러한 결정은 관리 결정과 행동이 각 경우에서 EAF에 의해 요구되는 더 높은 수준에 일치하고 조정되는 것을 확실하게 하기 위해 중재되어야 한다. 이것은 EAF에 의해 요구된 더 넓은 지리적인 어업 규모에서 결정과 행동을 조정하기 위해 효과적인 규정상의 구성을 요구할 것이다.

이용 권리의 적절한 시스템 이행과 접근 제한은 TROM (FM Guideline 3.2)하에 성공적이고 합리적인 어업을 위해 필수적이고, EAF에서 확대된다. EAF하에서, 시스템 이용권리는 종종 TROM에서 최근에 포함한 대상 자원의 이용뿐만 아니라 다른 이용을 내포하는 것을 필요로 한다는 것을 인정해야 한다. 이것은 사용자 권리의 공평하고 효과적인 시스템의 선택과 수행을 복잡하게 할 것이다. EAF하에서 이용 권리를 위한 추가 경쟁자의 예는 다음을 포함한다:

- EAF하에서 포식자-먹이 관계의 명백한 인정은, 어업이나 먹이 종을 목적으로 하는 어업에 할당되는 것보다 포식자에 대한 먹이 생물의 어떤 잠재적인 조사의 분배를 요구
- 사용자의 단체 관리는-다양한 어업, 관광, 보존, 오락적인 어업 등-자원의 적절한 분배와 모든 다른 사용자 그룹에 대한 접근을 요구한다.

이러한 분배 문제가 새로운 것은 아니지만, 과거에는 등한시하는 경향이 있었다. EAF 하에서 자원의 접근과 분배 문제는 공식적인 승인이 필요할 것이다. 어업에 대한 부정적인 영향을 가지는 대지를 기초로 하는 활동에 대한 배분과 조절 권리는 필수적으로 고려되어야 한다. 예를 들어, 오염. 이는 오염과 같은 문제를 사회가 다루는 방법을 완전히 변화하는 것을 명백히 요구

한다. 그러나 최소한 결합과 함축에 대해 생각하는데 힘을 가진 사람들과 문제를 확인해야 한다.

3) 교육받고 정보를 가진 책임자

TROM 하에서, 책임자들이 어업 관리와 연관되어야 한다는 인정은 어업 관리, 원칙, 필요에 대해 그들에게 알리는 노력을 이끈다. 몇몇 경우에, 이것은 책임자들에 의한 어업 관리에서 참여 능력과 지각을 증가시키지만, 많은 경우가 거의 그와 같이 진행되지 않는다. EAF의 성공적인 이행은 책임자들이 (관리 기구를 포함하여) 관리 기구가 이해와 수락을 적극적으로 증진해야 하고, 어업 관리에 대한 더 포괄적인 접근을 위한 요구를 이해하고 승인하는 것을 요구한다. 반대로, 과학자와 관리 authorities 는 그들의 대표자들과 기관 이외에 생태계에 대해 그들 스스로 어업 자들의 지식을 적절하게 요구하고 이용한다. 상호작용 없이, 책임자들은 EAF에 참여를 마지못해 한다. EAF 하에서 책임자들의 범위가 넓어지고 수가 증가함에 따라 관리에 대한 참여 능력에서 잠재적인 불균형이 또한 증가한다. 관리 기관은 공정한 참여를 확보하기 위해 모든 책임자들에게 권력을 부여하고 능력을 키우는 일을 조장하는 것이 필요할 것이다.

EAF 이행은 기관 직원의 임무와 우선 사항에 있어서 변화를 내포해야 한다. 효과적이고 적절한 훈련은 이들 변화를 다루어야만 하는 모든 직원들에게 필요할 것이다. 이런 훈련은 EAF 의 이론적인 근거 설명을 포함해야 하고, 그것이 필수적인 이유와 바람은 무엇인지를 EAF를 통해 달성할 수 있을 것이다.

4) 효과적인 행정상의 구조

EAF 하의 행정상의 구조는 TROM하에 존재하고 관리 접근법과 관련된 다양한 정부 시스템을 계속적으로 반영할 것이다. 그러나 그들은 감시 또는 감독에서 더 효과적인 역할들로 더욱 통합될 것이다.

5) 효과적인 감시, 조정 그리고 감독

감시, 조정, 감독 시스템 (MCS) 시스템의 목적은 전반적인 어업 정책을 확보하고, 특정한 어업을 위한 보호 관리 협정을 완전하고 신속하게 이행하기 위한 것이다 (FM Guideline 4.3.3 i). 관리 기관들이 모든 다른 기능을 가짐으로써 EAF 는 기관이 MCS 지부를 위한 더 광범위하고 추가적인 임무가 될 것이다. MCS 지부의 특정한 임무는 MCS의 목표를 달성하기 위해 사용된 관리 수단의 특성과 관련될 것이다.

기관이 조정, 감독 기능은 TROM 하에 경우에서처럼 이행되는 관리 수단과 고려하에서 생태계 구성 요소들 (종, 서식지 type, and so forth) 의 통합에 의존할 것이다. EAF는 생태계 구성 요소의 더 넓은 범위를 고려하고, 더 큰 다양한 관리 수단을 사용해야 할 것이다. 예를 들어, EAF는 일반적으로 부수어획, 폐기, 멸종 위기 종에 관련된 더 큰 문제를 다룰 것이다. 이러한 종들의 보호를 목적으로 하는 시행규정은 대부분 어선에 효과적인 옹저버 체제를 이용하는 관례를 확실히 요구할 것이다. EAF는 또한 MPA를 포함하는 폐쇄된 지역의 공동의 more common application을 요구하고, 이는 적절한 기술체계 (예, 어선 감시 시스템) 의 발달과 실행, 순찰과 실행 직원의 규정, 또는 MPA 로부터 이익을 보는 지역 공동체의 실행을 요구할 것이다. 나중에는 훈련과 logistic 지원이 여전히 요구될 것이다. 관리 기관은 EAF아래서 진행을 예상하고 증가된 MCS 비용과 진행을 예상하는 것이 필요할 것이다.

합리적인 관리에서 책임자의 역할과 책임의 현재의 인식에 따라서, 더 큰 노력은 승낙과 강한 자기 통제 (self-regulation)의 높은 수준을 장려하는 사회 정책상의 환경과 관리 체제를 창출하기 위해 필요하다. 그러한 시스템의 변화는 많은 어업에서 느려질 것이다.

사. 진보된 EAF를 위한 연구

4장에서 설명한 과정이 성공적으로 수행된다면 필히, 어업관리의 관점에서 불확실한 지역이 두드러질 것이며 더욱 연구를 필요로 하는 지역이 밝혀질 것이다. 나아가, 어업에 우선적으로 필요한 곳이 확인 될 것이며 이는 연

구투자를 유치하는데 도움이 될 것이다. 효과적인 EAF를 수행하기 위한 능력을 향상 시켜줄 가치 있는 연구분야가 아래에 논의되고 있다.

1) 생태계와 어업영향 평가

가) 특히, 중간 상호작용의 측면에서 생태계 기능이 어떠한가 그리고 생태계 가치를 어떻게 높일 수 있을 것인가에 대한 더 좋은 정보를 얻는다.

나) 어업이 대상자원에 어떻게 영향을 미치는가 특히, 효과적인 관리 단위의 기초로서 개체군 분리 상의 유전적 연구에 대한 지식을 보강하여야 한다. 종의 생태계 기능의 유지와 피해 입기 쉬운 생활사 단계의 효과적인 관리를 위한 보육장과 산란장의 검증이 동시에 이루어질 수 있도록 하는 생체량의 최소 수준의 평가에 대한 지식을 쌓아야 한다.

다) 부수어획으로 폐기되는 목표종이 아닌 어종의 어획의 영향과 그것이 먹이 사슬 상호작용과, 서식처, 생물다양성에 미치는 영향에 대한 연구를 실시한다. 중요한 생태계 과정에 관련된 서식처는 격리될 필요가 있고 여러 중요한 서식처의 최소 sets의 검증을 허용하기위한 'gap analysis' 전략이 수행되어야 할 필요가 있다.

라) 경제적, 사회적 차원 (개인과 사회의 이익, 소득분포, 고용, 가난의 출현, 식품안전성의 영향)을 포함한 생태적 모델을 발전시킨 것만큼, 적절한 다종의 생물 경제적 모델을 발전 시킨다.

2) 사회 경제적 고려

가) 매일의 항해사와 선장의 행동에 영향을 주는 요인, 특히 이들의 어구와 어장의 선택과 폐기 (discard)의 정도에 대해 연구를 실시한다.

나) 다양한 환경에서, 다양한 방법의 cons와 pros를 포함한 경제적 평가 방법을 적용한다.

다) 수산업과 다른 경제 분야 사이의 상호작용의 분석과 평가를 위해 통합된 환경적, 경제적 해석의 틀 (framework-체제)을 적용하라

3) 관리 방법의 평가

가) 어구의 선택성을 향상 시키고 생태계에 미치는 어구의 영향을 감소시키기 위한 수단과 어구분야의 기술을 발전시키고 연구를 실시한다.

나) 관리상의 전통적 생태계 지식을 통합하고, 평가하기위한 전략과 수단을 발전시킨다. 이는 전통적 어업뿐만 아니라, 자신의 일생을 통해 수산자원을 관찰해온 이들이 가진 지식과 같은 광범위한 어업활동에도 적용될 것이며, 생태계는 더욱 체계적으로 이용 되어질 수 있다.

다) 자원 강화 프로그램에 적당한 종이나 생태계를 밝혀내고 그들을 위한 더욱 적절한 방류 (자원강화방법) 전략을 발전시킨다. 종의 자원강화 (강화된 자원량)에 유의하여 자연 생태계의 환경 수용력을 평가하기위한 절차 및 수단이 발전되어야 할 것이다.

라) MPAs (marine protected area)가 가장 효과적일수 있는 곳을 밝히기 위한 연구를 포함하여, 어업관리 방법으로서의 MPAs의 가능성은 보다 심도 있게 평가되어질 필요가 있다. MPAs로부터의 propagules이 어업이 개방된 지역의 주변지역에 공급되고 (보충하고)있는지, 그리고 이러한 공급 (보충)의 증가로 인한 결과가 어업이 폐쇄된 지역으로부터의 어획손실량을 충분히 상쇄할 만한 것인지를 포함, MPAs의 많은 측면에 대한 연구가 필요하다. 증가된 산란력과 어획손실 사이의 교환 (trade-offs)을 최대 활용기 위해, MPA로서 채택될 필요가 있는 종들에 의해 차지된 (점유된)면적을 결정하는 것을 포함 하나의 MPA가 몇몇 종을 동시에 관리 할 수 있는지 없는지 그리고 각 종에 따라 요구되어지는 목표를 이루기 위해 다양한 크기, 다양한 지역이 필요한 MPAs아래서, 종 들의 생활사 패턴이 많이 변하는지 아닌지 하는 더 큰 의문이 있다. 그것은 MPAs가 어업활동을 포함할 수 있는지 그리고 MPAs가 외부적 영향들에 관련해 어떻게 수행될 것인가를 결정한다.

마) 인공 서식처는 유용성과 유효성 차원에서 어업을 위한 또 다른 연구지역이다. 다양한 생태계에서의 발전된 사례연구와 관련해 비교적인 연구가 필요하다.

바) 속아내는 것은 연구가 필요한 논쟁의 주제이다. 전지구적 경험의 철저한

재조사는 유익하다.

4) 평가와 관리과정의 향상

가) 4장에서 설명한 관리과정 상의 많은 진보들은 이후의 연구에 도움이 될 수 있다. 예를 들어, 관리 계획을 위한 데이터를 더 잘 수집하는 방법, 관리 수행을 평가하는 방법 과 정상의 평가에 불명확성과 위험을 포함하는 방법상의 연구는 필요하다.

나) 보다 나은 참여과정의 발전은 대단히 중요하며 책임자와의 협의 과정을 향상 시 키기 위한 방법에 대한 사회적 연구는 그 중요성이 대단히 커질 것이다. 사회적 연구는 또한 바람직하지 않은 영향을 최소화하고 다양한 책임자에 의한 다양한 관리 방법의 영향을 평가하는데 필요하다. 특히 고질적인 남획과 과밀화 (overcapacity)를 완화하기 위해 생계와 일을 대체할 수 있는 것들 (어업을 대체할만한 일자리나 일)이 발견되어야 한다.

다). 다양한 관리 전략의 영향을 알리는 (전달하는) 더 좋은 방법이 발전되어야 한다. 의사결 정 지원 시스템 (DSS)의 광범위한 영역은 다른 자연자원을 관리하는데 이용되어 왔다 (예로서, 사용자의 참여와 trade-offs의 분석이 허용되는 컴퓨터 모델링). 그러나 EAF하에서는 거의 이용되지 않는다.

5) 감시와 평가

가) EAF하에서 고려되어지는 문제 (논점)의 확장은 또한 필드 (생태계의 상태를 감시하고 평 가하기 위한)와 분석적 수준 (평가를 위한 기초를 형성키 위해 유전적 원형을 발전시키고 결정 기준을 평가하기 위한), 두 가지 모두에서 더욱 빠른 평가 방법의 간단한 발전을 요구한다. 정보 부재 (data-poor부족) 상황을 돕기 위한 적합한 관리접근의 발전이 또한 요구된다.

나) 잠재적 결정 기준을 평가하고 기준점을 설정하는 것을 돕기 위한 분석을 포함, 의사 결 정 과정에 근거가 되기 위한 몇몇 분석적 기술을 발전시킨다. 이러한 기술은 계속해서 향상되고 있으며, 그들의 독자적인 중요한 연구 주제이다.

다) 비록 특별한 목적들, 지표자와 기준점이 어업에서 변화할 것이라 해도 유전적 지표자의 세트 (set)는 판정 (동정)되어질 필요가 있다. 적어도 출발점으로로서 일반적으로 유용하고 충분히 의미있는, 대부분의 수산업에 공통적인 지표자의 set임에 틀림없다. 이 set는 상 대적인 정보 부재 (부족) 상황에서 EAF를 시작하기 위한 기초로서 적용되어질 수 있다. The Scientific Committee on Oceanic Research-Intergovernmental Oceanographic Commission Working Group119 (SCOR-IOC WG 119), entitled "Quantitative ecosystem indicator for fisheries management"는 EAF에서 사용되기 위한 알맞은 틀 (체제)과 지표자를 밝혀내는데 목적이 있다. 해양환경의 발전을 위해 필요한 시기에 환경적 (서식처변이와 같은 기후 변화) 혹은 생태적(종과 크기에 기반한) 요소를 얻고, 어업전망 (통합된 지표자)을 고려하는 워킹그룹은 현존하는 지표자와 새롭게 발전하는 지표자를 선택하고 재조사 한다. 그것은 그들이 사용될 수 있고 적용될 수 있는 범위의 다양한 틀 (체제)와 지표자를 선택하고 평가하는데 목적이 있다.

아. EAF를 수행의 장애

EAF에 대한 진보의 필요는 넓게 인식 되어져 왔으며 '책임있는 어업 행동강령'에서 활발히 논의 되어왔다. 그러나 강령의 요구를 수행함에 있어 여러나라들의 어려움에 의해 입증 되어진 것과 같이 효과적인 EAF를 수행하기 위해서는 큰 장애가 존재한다. EAF에 대한 주요 장애는 아래의 것을 포함한다.

첫째, 사람에게 그리고 경제에 대한 예상하는 기대값과 실제 자원량의 모순은 주의 깊게 관리 되어질 필요가 있다.

EAF에는 많은 것이 요구되지만 과정상의 투자부족으로 진행과정은 확실히 느릴 것이며 이는 결국 실패를 뜻한다. 정책과 관리과정의 상이한 계획은 또한 불충분한 책임과 자원이 생길 수 있음을 뜻한다. EAF는 장기적인 이익을 수반하는 장기적인 이행약속이다. 이는 보통 짧은 사이클을 가지는 일들, 특히 단기간의 사회 경제적 목적들과 EAF가 경쟁할 때에는 정부를 납득시키

기에는 어려움이 있다.

둘째, 어려움은 다양한 책임자의 경쟁적인 목적을 조정하는 데서도 예상된다. 아마도 참여과정의 대부분의 사안에서 모든 책임자를 만족시키는 절충안을 찾기엔 역부족 일 것이다. 대립 (충돌)은 상대적 우선권 순위와 가능한 보상을 결정하기 위해 높은 수준의 중재의 노력을 요구한다. 이는 벌써 많은 TROM (target resource-orientated management)하의 어업에서 심각한 문제가 되었으며, EAF에 의해 더 악화 될 것 이다.

셋째, 심지어 경쟁하는 목적들이 조정되어 질 수 있을 때에도 EAF의 발전과 수행상에서 책임자의 부적절하고 비효과적인 참여가 발생할 것이다. 이러한 결함은 아래의 몇 가지 요소들에 의해 야기되어질 수 있다.

- 과정상의 자유롭고 투명한 참여와, 협의를 이끌어 내기 위한 책임자의 투쟁은 그들이 협력에 의해서 보다 비협력에 의해 더 나은 대접을 받을 수 있다고 믿고 있기 때문 이다.
- 오랜 기간 권리와 책임을 인식하는데 실패한 부적절하고 불명확한 사용자의 권리는 낮은 관리 책임에 처하게 (이르게) 될 것이다.
- 필요한 정보로의 접근의 부족
- 부적절한 상의 (협의)과정과 제도
- 어업과 관리를 향상시키기 위한 불충분한 자원의 투자
- 효과적인 참여를 위한 수용력 (capacity)의 부족 (e.g. 지식, 재정적 또는 자원, 지리학적 산포(분포))
- 숨겨진 (비밀) 계획 (의제) (e.g. 모든 참여자에게 불신과 오해를 불러 일으키는 투명하지 않은 예상 (전망))

넷째, 많은 책임자들과의 효과적인 협의를 위해 요구되어지는 비용과 시간은 중요 할 수 있다. 그러나 많은 경우의 좋은 시작은 자원이 이미 TROM 하에 관리되고 있을 때이다.

다섯째, 불충분한 지식은 계속해서 속박이 될 것이다. 생물학적 불확실성은 TROM아래에서의 어업관리에서 중요한 문제로 인식되었고, 생태학적, 생물학적 불확실성의 결함은 EAF아래 에서 더욱 심화될 것이다. 중요한 목적

을 위한 의미 있고 비용효과가 큰 지표자를 가려 내려 했던 위한 몇 가지 예에서 이들은 무능하였다(제 기능을 하지 못하였다). 이들 불확실성의 합은 몇 가지 사례에서 어떤 책임자에게 사회, 경제적인 중대한 어려움을 야기 할 수 있는 활발하고도 예방적인 접근을 요구 할 것이다. 불확실성의 더 큰 원인은 선단과 어부의 행동과 움직임에 대한 충분한 지식의 부족이다.

여섯째, 정보의 수집을 위한 충분한 능력의 부족과 유용한 정보의 분석에 대한 부족은 종종 불확 실성을 더 할 것이다. 부적절한 감시 장소와 데이터 저장 시스템 역시 심각한 문제가 된다.

일곱째, 불충분한 교육과 인식이 또한 문제가 된다. 이는 그들의 책임을 이행하는 모든 책임자에게 적용되며, 그들의 역할상 더 나은 교육을 받을 필요가 있는 어업관리기관과 정부 사람들이 포함된다.

여덟째, 생태계 붕괴의 책임과 관련해 어업과 농업 (임업을 포함한), 화학 산업, 도시와 해안발전, 에너지와 관광업과 같은 다른 경제 활동 사이에서 공정문제 (equity issue)를 해결하는 것은 항상 어려울 것이다.

아홉째, 관리 당국 (지역적이건 국가적이건 국가 이하의 수준이건 간에)의 권리와 생태계의 경계를 조정하는 (협의하는)것은 경쟁적인 부분에 책임 (이해관계가 상충하는)이 있는 당국간의 권 리 문제만큼이나 험난한 (어려운) 것이다. 경계를 넘는 문제는 특히 주의를 요한다. FSH (the United Nations Fish Stock Agreement)에서 예견된 바로 생태계를 공유하는 다른 나라에 의해 채택되어진 EAF방법은 생태계 전체 지리적 범위를 가로질러, 양립되어 질 필요가 있다.

열째, TROM과 EAF모두에서 계속적인 위협이 되는 공통적인 또 다른 장애는 불법적인 책임자의 행동이다. 불법적어획, 기국 (선박이 등록되어있으나 (4)과 항만국 책임의 불이행과 잘못된 보고 (misreporting). 이러한 일들이 계속되는 동안 이들 안내 (지침)의 원리와 과정의 요점이 특히 공해 상에서 어떻게 성공적으로 이행되어지는가를 확인 하는 것은 어렵다. 불법적, 보고되지 않은 그리고 규제되지 않는 어업에 대한 승락의 동의와 국제적 수행의 계획은 미래에 이러한 상황을 변하게 하는 유용한 역할을 할 것이다.

마지막으로 EAF에 주된 위협이다. 가난한 해변의 거주민들은 생계를 유지할 다른 선택이 없는 반면 어업은 성장하고 교체된 세대에게 지속적인 생계 수단으로 계속적으로 점유 (차지)될 것이다. 과도한 어획노력의 결과는 자원의 감소와 생태계의 붕괴였다. 이는 종종 생태계를 돌보기 위한 동기가 매일의 필요에 의해 가려지는 악순환이 발생할 것이다.

부록 2. WSSD의 권고사항 원문 및 번역문

Plan of Implementation of the World Summit on Sustainable Development

가. 번역문

30. 대양, 해양, 도서지역 및 연안지역은 전체 지구 생태계의 필수 구성요소이며, 세계 식량 안보와 많은 나라들, 특히 개발도상국의 지속적인 경제 번영 및 복리에 아주 중요하다. 해양의 지속가능한 발전을 보장하기 위해서는 국제 및 지역 차원을 포함하는 관련 기관사이의 효과적인 조정·협력과 다음과 같은 모든 차원의 실천이 필요하다.

- (a) 각국이 해양활동에 관한 전반적인 법률적 틀을 제공하는 유엔해양법협약을 비준하거나 동 협약에 가입하고 이를 이행할 수 있도록 요청한다.
- (b) 배타적 경제수역, 해양환경 보호, 해양 생물자원의 지속가능한 이용과 보전, 해양환경과 기후 변화의 관리에 내재한 중요한 불확실성에 대한 대응, 국제 및 지역 협력과 조정의 강화, 소규모 도서지역의 지속가능한 발전 등을 포함한 연안지역의 통합관리와 지속가능한 발전에 관한 프로그램을 통해 대양, 연안 지역 및 해양의 지속가능한 발전을 달성하기 위한 행동계획을 제공하는 의제21 제17장의 이행을 촉진한다.
- (c) 유엔 체제 내에 해양 및 연안의 현안 문제에 대한 효과적이고, 투명하며, 정기적인 기구간 조정체제를 구축한다.
- (d) '해양생태계의 책임어업에 관한 레이카비크 선언 (Reykjavik Declaration on Responsible Fisheries in the Marine Ecosystem)'과 생물다양성협약 당사국회의 (Conference of Parties to the Convention on Biological Diversity)의 결정문 V/6을 주지하면서, 2010년까지 생태계 접근방식을 적용하도록 권장한다.

- (e) 국가적 차원에서 통합적이고 학제적이며 다양한 부문을 포괄하는 연안·해양관리를 활성화하고, 연안국으로 하여금 연안통합관리에 관한 해양정책과 수단을 개발하도록 장려하고 지원한다.
- (f) 지역차원의 관련 기구와 프로그램, 유엔환경계획의 지역해프로그램, 지역어업관리기구, 기타 지역차원의 과학·보건·개발관련 기구 사이의 지역협력 및 조정을 강화한다.
- (g) 수산 자원의 보전 및 지속가능한 관리를 목적으로 지역 및 소지역 차원에서 수립된 정책 및 프로그램의 조정시 개발도상국을 지원하고, 지속가능한 연안 및 소규모 어업 활동의 활성화, 필요한 경우 관련 인프라의 개발을 통하여 연안통합관리계획을 이행한다.
- (h) 해양분야의 발전에 대한 유엔총회의 연례검토를 촉진하기 위하여 유엔총회 결의안54/33에 의해 확립된 비공식협의과정 결과와 동 결의안에 따라 제 57차 유엔총회에서 이루어지게 될 비공식협의과정의 유효성과 유용성에 대한 검토에 주목한다.

31. 지속가능한 어업이 이루어지도록 모든 차원에서 다음의 조치가 요구된다.

- (a) 시급히, 가능하다면, 2015년까지, 고갈된 어족자원을 최대지속가능생산이 가능한 수준으로 어족자원을 유지 또는 회복한다.
- (b) '경계성왕래어족 및 고도회유성 어족의 보존 및 관리 관련 1982년 12월 10일 유엔해양법협약 조항의 이행을 위한 협약 (Agreement for the Implementation of the Provisions of the UN Convention on the Law of the Sea of 10 December 1982 Relating to the Conservation and

Management of Straddling Fish Stocks and Highly Migratory Fish Stocks)'과 '공해상 어선에 의한 국제적인 보전·관리 조치 준수를 촉진하기 위한 1993년 FAO협약 (1993 FAO Agreement to Promote Compliance with International Conservation and Management Measures by Fishing Vessels on the High Seas)'을 주지하면서, 유엔 협약·협정을 비준하거나 동의하고 효과적으로 이행한다.

- (c) '1995년 책임어업 행동지침 (1995 Code of Conduct for Responsible Fisheries)'의 제5조에 명시된 개발도상국의 특수한 요건과 유엔식량농업기구 (FAO) 국제 실천계획 및 지침을 주지하면서, 책임어업 행동지침을 이행한다.
- (d) FAO의 국제실천계획, 특히 '어획능력 관리를 위한 국제실천계획'은 2005년까지, '불법·비보고·비규제 어업의 예방, 억제, 근절을 위한 국제실천계획 (Internation Plan of Action to Prevent, Deter and Eliminate Illegal, Unreported and Unregulated Fishing)'은 2004년까지 발효되도록 국가실천계획 및 필요한 경우 지역실천계획을 시급히 수립하고 이행한다. '불법·비보고·비규제 어업의 예방, 억제, 근절을 위한 국제실천계획'의 이행을 진전시키기 위하여 기국 (flag States)을 포함하여 국가차원의 효과적인 감시, 보고 및 집행, 어선통제체계를 수립한다.
- (e) 유엔해양법협약과 '경계성왕래어족 및 고도회유성 어족의 보존 및 관리 관련 1982년 12월 10일 유엔해양법협약 조항의 이행을 위한 협약'의 조항을 주지하면서, 공해상 및 배타적경제구역 내의 경계성왕래어종과 고도회유성어족 자원의 분배문제를 다룸에 있어 관련 지역어업관리기구 및 협정으로 하여금 연안국가의 권리·의무·이익과 개발도상국의 특수한 요건을 적절히 고려하도록 장려한다.

(f) 불법·비보호·비규제 어업과 과도한 어획능력에 기여하는 보조금을 폐지하고, 이와 동시에 개발도상국에서 어업이 차지하는 중요성을 고려하면서 어업보조금에 관한 원칙을 분명하게 하고 개선하기 위하여 세계무역기구가 기울인 노력을 완수한다.

(g) 개발도상국, 특히 최빈국과 소규모도서개발도상국, 전환경제국 등이 어업자원 개발을 인프라 강화와 통합관리, 어업자원의 지속가능한 이용을 위한 국가·지역·소지역 차원의역량을 구축할 수 있도록 국제재정기구, 양자간 기구, 기타 관련 이해당사자 사이의 재원제공 조정과 협력관계를 강화한다.

(h) 식량확보 및 경제발전에서 양식업이 차지하는 중요성이 증가하고 있으므로 소규모 양식을 포함한 양식업의 지속가능한 발전을 지원한다.

32. 관련 국제협정을 반드시 고려하면서 의제21 제17장에 따라 해양의 보전 및 관리를 증진하기 위하여 다음과 같은 모든 차원의 실천이 필요하다.

(a) 국가 관할해역 내·외부를 포함하여, 훼손되기 쉬운 중요한 해양 및 연안 지역의 생산성과 생물종다양성을 유지한다.

(b) 재원 및 기술지원의 긴급한 동원과 인력 및 제도적 능력의 개발을 통하여, 특히 개발도상국에서 '생물다양성협약의 해양 및 연안 생물종다양성의 보전 및 지속가능한 이용에 대한 자카르타 위임사항 (Jakarta Mandate on Conservation and Sustainable Use of Marine and Coastal Biological Diversity of the Convention on Biological Diversity)'에 서 비롯된 프로그램을 이행한다.

(c) 생태계 접근법, 파괴적인 어업관행의 폐지, 시범네트워크의 2012년 이내

구축과 유생 성육장과 성육기간의 보호를 위한 어업시기/해역의 제한 등 국제법을 준수하면서 과학적 정보에 근거한 해양보호지역의 구축, 적절한 연안지역 토지이용 및 유역관리 계획, 해양 및 연안 관리의 핵심 부문으로 통합 등을 포함하는 다양한 접근방식 및 수단을 개발하고 이의 활용을 촉진한다.

(d) 산호초와 습지를 포함한 해양생태계의 생물다양성이 더 이상 손실되지 않도록 국가, 지역 및 국제 프로그램을 개발한다.

(e) 산호초, 맹그로브, 해초지 (seaweed beds), 갯벌을 포함한 연안 습지 생태계를 위한 공동 관리계획과 국제네트워크를 강화할 수 있도록 랍사협약 및 동 협약과 생물다양성협약의 공동프로그램, 그리고 국제 산호초이니셔티브 (International Coral Reef Initiative)에서 제시된 실천계획을 이행한다.

33. 다음과 같은 모든 차원의 실천을 통해 '육상기인 해양오염방지를 위한 범지구적 실천계획 (Global Programme of Action for the Protection of the Marine Environment from Land-based Activities)' 과 '육상기인 해양오염방지를 위한 몬트리올 선언 (Montreal Declaration on the Protection of the Marine Environment from Land-based Activities)' 의 이행을 진전시키며, 특히 2002~2006년 기간동안에는 도시하수, 서식지의 물리적 변형 및 파괴, 영양염류에 초점을 맞춘다.

(a) 특히 개발도상국의 필요에 초점을 맞추어 협력, 과학조사, 기술지식의 보급을 촉진시키고, 국내·지역·국제 차원을 동원하며, 인력 및 제도적 능력을 향상시킨다.

(b) '육상기인 해양오염방지를 위한 범지구적 실천계획'의 목적을 주요 정책

방향으로 삼고, 해양오염 피해 및 영향을 관리하기 위한 국가 및 지역 프로그램과 관리수단 개발에 필요한 역량을 강화한다.

(c) 특히 가속화된 환경변화 및 개발압력에 취약한 지역에 주목하면서, 지역 차원의 실천계획을 구체화하고 연안 및 해양 자원의 지속가능한 발전을 위한 전략계획과의 연계를 개선한다.

(d) 육상기반 활동으로 해양 환경을 보호하기 위하여 2006년에 개최될 '육상기인 해양오염 방지를 위한 범지구적 실천계획' 제2차 정부간회의까지 실질적인 직전을 달성하도록 모든 노력을 기울인다.

34. 다음과 같은 모든 차원의 실천을 통해 해상안전과 오염으로부터 해양환경의 보호를 강화한다.

(a) 해상안전과 유해성 방오도료의 사용을 포함하는 선박기인 해양오염 및 환경훼손으로부터 해양환경 보호와 관련하여 각 국이 국제해사기구(IMO)의 협약, 의정서, 기타 관련협정을 비준하거나 가입하고 이행하도록 요청하여, 기국에 의한 IMO 협정이행을 보장하기 위해 IMO로 하여금 보다 강력한 수단을 채택하도록 촉구한다.

(b) 밸러스트수를 통한 외래종의 유입에 대처하기 위한 수단의 개발을 가속화한다. 선박의 밸러스트수와 퇴적물 통제 및 관리에 관한 IOM 국제협약을 마무리하도록 IMO에 촉구한다.

35. 관련 국제협정에 따라 이루어진 사전통보 및 협의 등을 포함한, 방사능 물질, 방사성 폐기물 및 폐연료의 국제 해양운송 및 기타 국가간 이동과 관련하여 효과적인 피해배상체계의 중요성을 강조하는 동시에, 국제원자력기구(IAEA) 총회 결의안 GC (44)/RES/17의 제8항을 상기하면서, 각 국 정부는

해당 국가간의 상황과 방사능 폐기물이 환경과 인간건강에 미치는 아주 심각한 잠재적 영향을 고려하여 안전 조치 및 국제적으로 합의된 규제를 검토하고 추가 개선하도록 장려한다.

36. 모든 차원의 활동을 통해 다음을 달성하기 위하여 합리적 의사결정의 기본 토대인 해양 및 연안 생태계에 대한 과학적 이해 및 평가를 개선한다.

(a) 생물·무생물 해양자원의 보존·관리를 위한 해양과학 및 해양기술의 적절한 이전과 해양환경 상태에 대한 시기 적절한 예측과 평가를 위한 해양관측 능력의 확대 등 국제 및 지역 차원의 통합평가를 포함한 과학·기술 협력을 증진한다.

(b) 기존의 지역차원의 평가체제를 바탕으로 현재 및 미래의 사회경제적 측면을 포함한 전 세계적인 해양환경 상태의 보고 및 평가를 위한 유엔의 정규절차를 2004년까지 구축한다.

(c) 연안 및 해양 환경과 여기에 서식하는 생물·무생물 자원에 잠재적으로 유해한 사업 혹은 사회경제활동 대한 환경영향평가, 환경, 평가 및 보고 기법의 이용을 장려함으로써 해양 과학, 정보 및 관리 능력을 배양한다.

(d) 해양과학, 해양 및 그 자원의 지속가능한 관리에 있어 국가 및 지방의 역할을 구축하도록 국제연합 교육과학문화기구 (UNESCO)의 정부간해양위원회 (IOC), 유엔식량농업기구 (FAO), 기타 관련 국제·지역·소지역 기구의 능력을 강화한다.

나. 영문원문

IV. Protecting and managing the natural resource base of economic and

social development, Paragraphs 30~36

30. Oceans, sea, islands and coastal areas form an integrated and essential component of the Earth's ecosystem and are critical for global food security and for sustaining economic prosperity and the well-being of many national economies, particularly in developing countries. Ensuring the sustainable development of the oceans requires effective coordination and actions at all levels to:

- (a) Invite States to ratify or accede to and implement the United Nations Convention on the Law of the Sea of 1982, which provides the overall legal framework for ocean activities;
- (b) Promote the implementation of chapter 17 of Agenda 21, which provides the programme of action for achieving the sustainable development of oceans, coastal areas and seas through its programme areas of integrated management and sustainable development of coastal areas of integrated management and sustainable development of coastal areas, including exclusive economic zones; marine environmental protection; sustainable use and conservation of marine living resources; addressing critical uncertainties for the management of the marine environment and climate change; strengthening international, including regional, cooperation and sustainable development of small islands;
- (c) Establish an effective, transparent and regular coordination mechanism on ocean and coastal issues within the United Nations system;

- (d) Encourage the application by 2010 of the ecosystem approach, noting the Reykjavik Declaration on Responsible Fisheries in the Marine Ecosystem and decision V/6 of the Conference of Parties to the Convention on Biological Diversity;
- (e) Promote integrated, multidisciplinary and multisectoral coastal and ocean management at the national level and encourage and assist coastal States in developing ocean policies and mechanisms on integrated coastal management;
- (f) Strengthen regional cooperation and coordination between the relevant regional organization and programmes, the regional seas programmes of United Nations Environment Programme, regional fisheries management organizations and other regional science, health and development organizations;
- (g) Assist developing countries in coordinating policies and programmes at the regional and subregional levels aimed at the conservation and sustainable management plans, including through the promotion of sustainable coastal and small-scale fishing activities and, where appropriate, the development of related infrastructure;
- (h) Take note of the work of the open-ended informal consultative process established by the United Nations General Assembly in its resolution 54/33 in order to facilitate the annual review by the Assembly of development in ocean affairs and the upcoming review of its effectiveness and utility to be held at its fifty-seventh session under the terms of the above-mentioned resolution.

31. To achieve sustainable fisheries, the following actions are required at all levels:

- (a) Maintain or restore stocks to levels that can produce the maximum sustainable yield with the aim of achieving these goals for depleted stocks on an urgent basis and where possible not later than 2015;
- (b) Ratify or accede to and effectively implement the relevant United Nations and, where appropriate, associated regional fisheries agreements or arrangements, noting in particular the Agreement for the Implementation of the Provisions of the United Nations Convention on the Law of the Sea of 10 December 1982 relating to the Conservation and Management of Straddling Fish Stocks and Highly Migratory Fish Stocks and the 1993 Agreement to Promote Compliance with International Conservation and Management Measures by Vessels on the High Seas;
- (c) Implement the 1995 Code of Conduct for Responsible Fisheries, taking note of the special requirements of developing countries as noted in its article 5, and the relevant international plans of action and technical guidelines of the Food and Agriculture Organization of the United Nations;
- (d) Urgently develop and implement national and, appropriate, regional plans of action, to put into effect the international plans of action of the Food and Agriculture Organization of the United Nations, in particular the International Plan of Action for the Management of

Fishing Capacity by 2005 and the International Plan of Action to Prevent, Deter and Eliminate Illegal, Unreported and Unregulated Fishing by 2004. Establish effective monitoring, reporting and enforcement, and control of fishing vessels by flag States, to further the International Plan of Action to Prevent, Deter and Eliminate Illegal, Unreported and Unregulated Fishing;

- (e) Encourage relevant regional fisheries management organizations and arrangements to give due consideration to the rights, duties and interests of coastal States and the special requirements of developing States when addressing the issue of the allocation of share of fishery resources for straddling stocks and highly migratory fish stocks, mindful of the provisions of the United Nations Convention on the Law of the Sea and the Agreement for the Implementation of the Provisions of the United Nations Convention on the Law of the Sea of 10 December 1982 relating to the Conservation and Management of Straddling Fish Stocks and Highly Migratory Fish Stocks, on the high seas and within exclusive economic zones;
- (f) Eliminate subsidies that contribute to illegal, unreported and unregulated fishing and to over-capacity, while completing the efforts undertaken at the World Trade Organization to clarify and improve its disciplines on fisheries subsidies, taking into account the importance of this sector to developing countries;
- (g) Strengthen donor coordination and partnerships between international financial institutions, bilateral agencies and other relevant stakeholders to enable developing countries, in particular the least developed

countries and small island developing States and countries with economies in transition, to develop their national, regional and subregional capacities for infrastructure and integrated management and the sustainable use of fisheries;

(h) Support the sustainable development of aquaculture, including small-scale aquaculture, given its growing importance for food security and economic development.

32. In accordance with chapter 17 of Agenda 21, promote the conservation and management of the oceans through actions at all levels, giving due regard to the relevant international instruments to:

(a) Maintain the productivity and biodiversity of important and vulnerable marine and coastal areas, including in areas within and beyond national jurisdiction;

(B) Implement the work programme arising from the Jakarta Mandate on the Conservation and Sustainable Use of Marine and Coastal Biological Diversity of the Convention on Biological Diversity, including through the urgent mobilization of financial resources and technological assistance and the development of human and institutional capacity, particularly in developing countries;

(c) Develop and facilitate the use of diverse approaches and tools, including the ecosystem approach, the elimination of destructive fishing practices, the establishment of marine protected areas consistent with international law and based on scientific information, including representative networks by 2012 and time/area closures for

the protection of nursery grounds and periods, proper coastal land use and watershed planning and the integration of marine and coastal areas management into key sectors;

(d) Develop national, regional and international programmes for halting the loss of marine biodiversity, including in coral reefs and wetlands;

(e) Implement the Ramsar Convention, including its joint work programme with the Convention on Biological Diversity, and the programme of action called for by the International Coral Reef Initiative to strengthen joint management plans and international networking for wetland ecosystems in coastal zones, including coral reefs, mangroves, seaweed beds and tidal mud flats.

33. Advance implementation of the Global Programme of Action for the Protection of the Marine Environment from Land-based Activities and the Montreal Declaration on the Protection of the Marine Environment from Land-based Activities, with particular emphasis during the period from 2002 to 2006 on municipal wastewater, the physical alteration and destruction of habitats, and nutrients, by actions at all levels to:

(a) Facilitate partnerships, scientific research and diffusion of technical knowledge; mobilize domestic, regional and international resources; and promote human and institutional capacity-building, paying particular attention to the needs of developing countries;

(b) Strengthen the capacity of developing countries in the development of

their national and regional programmes and mechanisms to mainstream the objectives of the Global Programme of Action and to manage the risks and impacts of ocean pollution;

- (c) Elaborate regional programmes of action and improve the links with strategic plans for the sustainable development of coastal and marine resources, noting in particular areas that are subject to accelerated environmental changes and development pressures;
- (d) Make every effort to achieve substantial progress by the next Global Programme of Action conference in 2006 to protect the marine environment from land-based activities.

34. Enhance maritime safety and protection of the marine environment from pollution by actions at all levels to:

- (a) Invite States to ratify or accede to and implement the conventions and protocols and other relevant instruments of the International Maritime Organization relating to the enhancement of maritime safety and protection of the marine environment from marine pollution and environmental damage caused by ships, including the use of toxic anti-fouling paints, and urge the International Maritime Organization(IMO) to consider stronger mechanisms to secure the implementation of IMO instruments by flag States;
- (b) Accelerate the development of measures to address invasive alien species in ballast water. Urge the International Maritime Organization to finalize its draft International Convention on the Control and

Management of Ships Ballast Water and Sediments.

35. Governments, taking into account their national circumstances, are encouraged, recalling paragraph 8 of resolution GC(44)/RES/17 of the General Conference of the International Atomic Energy Agency, and taking into account the very serious make efforts to examine and further improve measures and internationally agreed regulations regarding safety, while stressing the importance of having effective liability mechanisms in place, relevant to international maritime transportation and other transboundary movement of radioactive material, radioactive waste and spent fuel, including, inter alia, arrangements for prior notification and consultations done in accordance with relevant international instruments.

36. Improve the scientific understanding and assessment of marine and coastal ecosystems as a fundamental basis for sound decision-making, through actions at all levels to:
 - (a) Increase scientific and technical collaboration, including integrated assessment at the global and regional levels, including the appropriate transfer of marine science and marine technologies and techniques for the conservation and management of living and non-living marine resources and expanding ocean-observing capabilities for the timely prediction and assessment of the state of marine environment;

 - (b) Establish by 2004 a regular process under the United Nations for global reporting and assessment of the state of the marine environment, including socio-economic aspects, both current and

foreseeable, building on existing regional assessments;

- (c) Build capacity in marine science, information and management, through, inter alia, promoting the use of environmental impact assessments and environmental evaluation and reporting techniques, for projects or activities that are potentially harmful to the coastal and marine environments and their living and non-living resources;
- (d) Strengthen the ability of the Intergovernmental Oceanographic Commission of the United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization, the Food and Agriculture Organization of the United Nations and other relevant international and regional and subregional organization to build national and local capacity in marine science and the sustainable management of oceans and their resources.

제 4 장 연구개발 목표달성도 및 관련분야에의 기여도

생태계 기반 자원관리시스템 개발의 최종 연구 목표는 첫째, 효율적인 생태계 모델링을 수행하기 위하여 해양환경을 고려한 단위 생태계를 구분하고 그 특성에 따른 생물군 그룹핑 연구의 수행, 둘째, 수산자원의 과도한 이용과 해양오염의 영향으로 심각한 고갈상태에 있는 우리나라 해양 생태계의 수산 자원에 대해 생태계 모델을 사용하여 생태계 내에서의 구조와 기능 파악 셋째, 훼손된 생태계를 안정적으로 복원시키면서 수산자원생물을 효율적으로 이용할 수 있는 생태계 기반 자원관리시스템 개발하는 것이다. 총 3년간의 연구기간을 통해 1차 년도에는 우리나라 해양생태계의 특성과악 및 생태계 구성생물을 분류하였으며, 2차 년도에는 생태계 구성생물들의 특성치 추정모델 개발 및 생태계 구조와 기능에 관련된 연구를 수행하였다. 마지막으로 3차 년도에는 본 연구의 최종목표인 생태계 기반 자원관리시스템 개발에 가능한 모든 최근 자료를 사용하여 생태계 기반 자원관리의 목표와 지표를 설정하고 각 지표에 대한 기준점과 평가방안을 구체적으로 마련하여 생태계 기반 자원관리시스템을 개발하였다.

본 연구에서는 현재의 자원관리 방법과 현황을 분석하여 문제점을 파악하고 국제적 권고사항과 외국의 생태계 기반 자원관리 사례를 분석하였다. 생태계 기반 자원관리시스템 개발을 위한 해역을 구분 설정하고, 시스템별 관리목표와 목표별 지표를 설정하여 시스템별 자원평가와 관리체계를 구축하였다. 이를 바탕으로 수산자원의 과도한 이용과 해양오염의 영향으로 심각한 고갈상태에 있는 우리나라의 수산자원생물을 효율적으로 이용할 수 있는 생태계 기반 자원관리시스템을 개발하였다. 이 시스템은 향후 우리나라 수산자원의 평가 및 관리의 기본 모델로 활용되어질 것으로 예상된다.

제 5 장 연구개발결과의 활용계획

본 연구에서 개발된 정보수집체계를 적극 활용하여 국가연구기관에서는 특별한 노력이 없이도 개발된 생태계 기반 자원평가방법을 사용하여 국가의 자원관리계획과 자원회복계획 수립 및 각종 국가사업 (바다목장, TAC, 자율관리어업 등)을 평가하는데 적극 활용할 수 있을 것이다.

개발된 생태계 기반 자원관리시스템은 반복적 적용과 검증을 통해 실용성이 계속 평가되어야 하며, 관련 공무원 및 연구자들에 대한 교육용으로의 활용방안도 모색되어야 한다.

생태계 기반 자원관리에 입각한 구체적인 통합자원관리계획 수립을 위한 연구가 수행되어야 할 것으로 보인다.

제 6 장 참고문헌

- Agnew, D. J. 1997. Review: The CCAMLR ecosystem monitoring programme. *Antarctic Science*, 9(3): 235-242.
- Aita, M. N., Y. Yamanaka and M. J. Kishi. 2003. Effects of ontogenetic vertical migration of zooplankton on annual primary production - using NEMURO embedded in a general circulation model. *Fish. Oceanogr.* 12(4/5) : 284-290.
- Allen, K. R. 1971. Relation between production and biomass. *J. Fish. Res. Bd. Can.*, 28: 1573-1581.
- Alverson, D. L., M. H. Freeberg, J. G. Pope and S. A. Murawski. 1994. A global assessment of fisheries bycatch and discards. *FAO Fisheries Technical Paper No. 339*. FAO, Rome. 233 pp.
- Alverson, D. L. and P. A. Larkin. 1994. Fisheries: Fisheries Science and Management. pp. 150-167. In C. D. Voigtlander. ed., *The state of the worlds fishery resources : Proceedings of the World Fisheries Congress, Plenary Session*, Oxford and IBH Publishing, New Delhi.
- Anderson, K. P. and E. Ursin. 1977. A multispecies extension of the Beverton and Holt theory of fishing with account of phosphorus circulation and primary production. *Meddr. Danm. Fisk.-og Havunders, N.S.*, 7: 319-435.
- Auster, P. J. and R. W. Langton. 1999. The effects of fishing on fish habitat. pp. 150-187. In L. Benaka. ed., *Fish Habitat : Essential Fish Habitat and Rehabilitation*. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland.
- Christensen, V. and D. Pauly. 1992. ECOPATH II a software for balancing steady ecosystem models and calculating network characteristics. *Ecol. Modelling*, 61: 169-185.

- Christensen, V. and D. Pauly. 1995. Fish production, catches and the carrying capacity of the world oceans. *NAGA, the ICLARM Q.*, 18(3): 34-40.
- CSIRO (Commonwealth Scientific and Industrial Research Organisation). 2005. *Ecological Risk Assessment for Effects of Fishing, Case Study Instructions v8*. 95 pp.
- Dalsgaard, J. P. T., C. Lightfoot and V. Christensen. 1995. Towards quantification of ecological sustainability in farming systems analysis. *Ecol. Eng.*, 4: 181-189.
- Eslinger, D. L., M. B. Kashiwai, M. J. Kishi, B. A. Megrey, D. M. Ware and F. E. Werner. 2002. Model task team workshop report, Final report of the International workshop to develop a prototype lower trophic level ecosystem model for comparison of different marine ecosystems in the North Pacific.
- FAO. 1995. *Code of Conduct for Responsible Fisheries*. FAO, Rome. 41 pp.
- FAO. 2003. *Fisheries management: 2. The ecosystem approach to fisheries*. FAO Tech. Guidelines for Responsible Fisheries, 4, Suppl. 2, 112 pp.
- Forgarty, M. J. and S. A. Murawski. 1998. Large-scale disturbance and the structure of marine systems : Fisheries impacts on Georges Bank. *Ecological Applications Supplement*, 8(1):56-S22.
- Franks, P. J. S. 2002. NPZ Models of Plankton Dynamics: Their Construction, Coupling to Physics, and Application. *J. Oceanogr.* 58: 379-387.
- Fujii, M., Nojiri, Y., Yamanaka, Y., Kishi, M.J., 2002. A one-dimensional ecosystem model applied to time-series Station KNOT. *Deep-Sea Research II* 49 : 5441-5461.
- 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. and M. Y. Oh. 1977. Oceanographic Environmenets and Fisheries Resources off the East Coast of Korea. National Federation of fisheries cooperative. 633 pp.
- Hjort, J. 1914. Fluctuations in the great fisheries of northern Europe. Rapp. Proc. Verb. 20: 1-13.
- ICES. 1994. Report of the Study Group on Seabird/Fish Interactions. ICES CM 1994/L;3.
- ICES. 1995. Report of the Study Group on Ecosystem Effects of Fishing Activities. ICES Cooperative Research Report, No. 200.
- ICNAF. 1974. Int. Comm. Northwest. Atl. Fish. Annu. Proc., 24, 128 pp.
- Ito, S. I., M. J. Kishi, Y. Kurita, Y. Oozeki, Y. Yamanaka, B. A. Megrey and F. E. Werner. 2004. Initial design for a fish bioenergetics model of Pacific saury coupled to a lower trophic ecosystem model. Fish. Oceanogr. 13 (*Suppl. 1*): 111-124.
- Jamieson, G. and C. I. Zhang (Eds.). 2005. Report of the Study Group on Ecosystem-Based Management Science and its Application to the North pacific. PICES Science Report No. 29, 77 pp.
- Kim, S. 2003. Changes in fisheries resources in relation to variability of oceanic environments. J. Kor. Fish. Soc., 6: 11-20. (in Korean with English abstract)
- Kim, D. S. and K. D. Cho. 1998. The Material Distribution by the Ecosystem Modeling in Suyoung Bay. Journal of the Environmental Science. 7(6) : 817-825.
- Kishi, M. J., T., Okunishi, Y., Yamanaka, 2004. A comparison of simulated particle fluxes using NEMURO and other ecosystem models in the western North Pacific. Journal of Oceanography 60 : 63-73.
- Kishi, M. J., M. Kashiwai, D. M. Ware, B. A. Megrey, D. L. Eslinger, F.

- E. Werner, M. Noguchi, A. T. Azumaya, M. Fujii, S. Hashimoto, D. Huang, H. Iizumi, Y. Ishida, S. Kang, G. A. Kantakov, H. Kim, K. Komatsu, V. V. Navrosky, S. L. Smith, K. Tadokoro, A. Tsuda, O. Yamamura, Y. Yamanaka, K. Yokouchi, N. Yoshie, J. Zhang, Y. I. Zuenko, and V. I. Zvalinsky. 2007. NEMURO - A lower trophic level model for the North Pacific marine ecosystem. *Ecological Modelling*. 202 : 12-25.
- Kruse, G. H., P. Livingston, J. E. Overland, J.S. Jamieson, S. McKinnell, and R.I. Perry. (Eds.). 2006. Report of the PICES/NPRB Workshop on Integration of Ecological Indicators of the North Pacific with Emphasis on the Bering Sea. PICES Science Report No.33, 109 pp.
- Laevastu, T. and H. A. Larkins. 1981. *Marine Fisheries Ecosystem : Its quantitative evaluation and management*. Fishing News Books, Oxford. 159 pp.
- Larkin, P. A. and W. Gazey. 1982. Application of ecological simulation models to management of tropical multispecies fisheries. In *Theory and Management of Tropical Fisheries*, pp. 123-140. ed., by D. Pauly and G.I. Murphy. ICLARM Conference Proceedings, 9.
- 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.
- Megrey, B. A., K. A. Rose, R. Klumb, D. Hay, F. E., Werner, L. Smith. 2006. A bioenergetics population dynamics model of Pacific herring (*Clupea pallasii*) coupled to NEMURO: Dynamics, description, validation and sensitivity analysis. *Ecological Modelling*.
- Megrey, B. A., K. A. Rose, R. Klumb, D. Hay, F. E. Werner, D. L. Eslinger, and S. L. Smith. 2007. A bioenergetics-based population dynamics model of Pacific herring (*Clupea harengus pallasii*) coupled

- to a lower trophic level nutrient-phytoplankton-zooplankton model: Description, calibration, and sensitivity analysis. *Ecological Modelling*, 202: 144-164.
- Murawski, S. A. 2000. Definitions of overfishing from an ecosystem perspective. *ICES Journal of Marine Science*, 57: 649-658.
- National Research Council. 1999. *Sustaining Marine Fisheries*. Committee on Ecosystem Management for Sustainable Marine Fisheries.
- NOAA. 2003. Technical guidance for implementing an ecosystem-based approach to fisheries management. Prepared for the Marine Fisheries Advisory Committee by the Ecosystem Approach Task Force. National Oceanic and Atmospheric Administration, US Dept. of Commerce, 56 pp.
- NOAA. 2006. *Marine Managed Areas: Best Practices for Boundary Making*. Marine Boundary Working Group, Federal Geographic Data Committee, NOAA Coastal Service center, 66 pp.
- 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.
- Palomares, M. L. and D. Pauly. 1989. A multiple regression model for predicting the food consumption of marine fish populations. *Aust. J. Mar. Freshwat. Res.* 40: 259-273.
- Pauly, D. and V. Christensen, 1995. Primary production required to sustain global fisheries. *Nature*. 374: 255-257.
- Pauly, D. V. Christensen, J. Dalsgaard, R. Froese and F. Torres Jr. 1998. Fishing down marine food webs. *Science*, 279: 860-863.
- Pauly, D. V. Christensen and C. Waters, 2000. *Ecopath, Ecosim and*

- Ecospace as tools for evaluating ecosystem impact of fisheries. *ICES Journal of Marine Science*, 57: 697-706.
- 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.
- Rudstam, L. G. 1988. Exploring the dynamics of herring consumption in the Baltic: applications of an energetic model of fish growth. *Kieler Meeresforsch., Sonderh. 6* : 312-322.
- Russell, E. S. 1931. Some theoretical considerations of the overfishing problem. *J. Cons. int. Explor. Mer.* 6 p. 1-20.
- Shanon, C. E., and W. Wiener, 1963. *The Mathematical Theory of Communication*. Urbana, Univ. of Illinois Press, 125 pp.
- Sparre, P. 1991. Introduction to multispecies virtual population analysis. *ICES Mar. Sci. Symposium*, 193:12-21.
- Trathan, P.N., J.L. Watkins, A.W.A. Murray, A.S. Brierley, I. Everson, C. Goss, J. Priddle, K. Reid, P. Ward, R. Hewitt, D. Demer, M. Naganobu, S. Kawaguchi, V. Sushin, S.M. Kasatkina, S. Hedley, S. Kim and T. Pauly, 2001: The CCAMLR-2000 Krill Synoptic Survey—a description of the rationale and design. *CCAMLR Science*, 8, 1-23
- Walters, C., V. Christensen and D. Pauly, 1997. Structuring dynamics models of exploited ecosystems from trophic mass-balance assessments. *Review in Fish Biology and Fisheries* 7, 139-172.
- Wooster, W. S. and C. I. Zhang. 2004. Regime shifts in the North Pacific: early indications of the 1976-1977 event. *Progress in Oceanography*, 60: 183-200.
- Yamanaka, Y., N. Yoshie, M. Fuji, M. Aita-Noguchi, and M.J. Kishi. 2004. An ecosystem model coupled with nitrogen-silicon-carbon cycles applied to station A7 in the northwest Pacific. *Journal of Oceanography*, 60 : 227-241.

- Yoshie, N., Y. Yamanaka, M.J. Kishi, H. Saito. 2003. One dimensional ecosystem model simulation of the effects of vertical dilution by the winter mixing on the spring diatom bloom. *Journal of Oceanography*, 59 : 563-571.
- Zar, J. H. 1999. *Biostatistical analysis*. 4th ed. Prentice Hall International, Inc, 663 pp.
- Zhang, C. I. 1987. Biology and population dynamics of Alaska plaice, *Pleuronectes quadrituberculatus*, in the eastern Bering Sea. Doctoral dissertation. University of Washington, Seattle. 225 pp.
- Zhang, C. I., S. Kim and S. B. Yun. 1992. Stock assessment and management implications of small yellow croaker in Korean waters. *Bull. Korean Fish. Soc.*, 25(): 194-206.
- Zhang, C. I. and S. Kim. 1999. Living marine resources of the Yellow Sea ecosystem in Korean waters: Status and perspectives. pp. 163-178. In Sherman, K. and Q. Tang. ed., *Large Marine Ecosystems of the Pacific Rims*, Blackwell Science, Ltd. England.
- Zhang, C. I., J. B. Lee, S. Kim and J.-H. Oh. 2000. Climate regime shifts and their impacts on marine ecosystem and fisheries resources in Korean waters. *Progress in Oceanography*, 47: 171-190.
- Zhagn, C. I., J. B. Lee. 2001. Stock assessment and management implications of horse mackerel (*Trachurus japonicus*) in Korean waters, based on the relationships between recruitment and the ocean environment. *Progress in Oceanography* 49: 513-537.
- 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. and S. C. Yoon. 2003. Effects of Climatic Regime Shift on the Structure of Marine Ecosystem in the Southwestern East Sea during the 1970s. *Kor. Soc. Fish. Res.*, 36(4): 389-401.
- Zhang, C. I. and S. K. Lee. 2004. Trophic levels and fishing intensities in Korean marine ecosystems. *J. Kor. Soc. Fish. Res.*, 6: 140-152.
- 고철환, 박철, 유신재, 이원재, 이태원, 장창익, 최중기, 홍재상, 허형택. 1997. 해양생물학. 서울대학교출판부. 654 pp.
- 김봉태. 2005, 뉴질랜드 정부의 '어업 환경영향 관리 전략', 월간 해양수산, 제 252권, pp. 65-78.
- 국립수산과학원. 2000. EEZ 체제하에서의 TAC 어업자원 관리기법 및 공동이용자원에 대한 쿼터시스템 개발에 관한 연구. 국립수산과학원, 542 pp.
- 국립수산과학원. 2002, 한국 어구도감, 국립수산과학원, 579 pp.
- 국립수산과학원. 2005, 수산동식물 품종별 포획금지 관련규정 검토 보고서, 국립수산과학원, pp. 187-191. p. 237.
- 이석우. 1992. 한국근해해상지. 집문당. 334 pp.
- 이선길, 이재봉, 장창익, 이동우. 2007. 한국 연근해 생태계의 잠재 재생산 지수. *한국수산학회지* 40(1), 24-30.
- 한국해양연구소. 1999. '99 통영해역의 바다목장화 개발 용역사업 보고서. 해양수산부, BSPM 99021-00-1203-3. 902 pp.
- 황선도, 백철인, 박종화, 최광호. 2001. 한국 근해대형선망 어획물의 계절 및 연 변동 분석, *한국해양학회지 [바다]*, 제 6권 3호, pp.164-179.

자체평가의견서

1. 과제현황

		과제코드			
사업구분	첨단기술				
과제구분	총괄	주관	과제성격	응용	
총괄과제명	생태계 기반 자원관리시스템 개발연구				
주관기관	부경대학교		주관연구 책임자	장창익	
과제명	생태계 기반 자원관리시스템 개발연구				
연구기관			연구책임 자		
연구기간 연구비 (150,000 천원)	연차	기간	정부	민간	계
	1차년도	2004.09- 2005.09	50,000		50,000
	2차년도	2005.09- 2006.09	50,000		50,000
	3차년도	2006.09- 2007.09	50,000		50,000
	계	3년			
참여기업					
상대국	상대국연구기 관				

2. 평가일 : 2007.09.19

3. 평가자(연구책임자)

소속	직위	성명
부경대학교	교수	장창익

4. 평가자(연구책임자) 확인

- 본인은 평가대상 과제에 대한 연구결과에 대하여 객관적으로 기술하였으며, 공정하게 평가하였음을 확약하며, 본자료가 전문위원회 및 사업조정관 평가시에 기초자료로 활용되기를 바랍니다.

확약	
----	--

I. 연구개발실적

※ 다음 각 평가항목에 따라 자체평가한 등급 및 실적을 간략하게 기술(200자 이내)

1. 연구개발결과의 우수성/창의성

■ 등급 : (√아주우수)

본 연구에서 개발된 생태계 기반 자원평가 방법과 관리시스템은 세계 최초의 실용적인 방법으로 평가되고 있으므로 창의성이 매우 크다고 판단됨.

2. 연구개발결과의 파급효과

■ 등급 : (√아주우수)

본 연구결과는 기존의 자원평가 및 관리방안에 비해 더욱 현실적인 방법으로서, 이해하기 쉽고 실용성이 있으므로 국내외 불문하고 파급효과가 매우 클 것으로 예상됨.

3. 연구개발결과에 대한 활용가능성

■ 등급 : (√아주우수)

본 연구결과인 생태계 기반 자원평가 방법은 정보수준에 따라 2단계의 적용이 가능한 시스템으로서 통영바다목장과 대형선망어업에 적용한 결과 활용가능성이 매우 큰 것으로 평가됨.

4. 연구개발 수행노력의 성실도

■ 등급 : (√아주우수)

여러 차례의 워크샵과 국내외 출장, 국내외 전문가 초청활용 등 많은 노력과 시간을 투자하여 본 연구를 수행하였으므로 성실도가 우수하다고 판단됨.

5. 공개발표된 연구개발성과(논문, 산업재산권, 발표회 개최 등)

■ 등급 : (√아주우수)

본 연구를 수행하면서 자체적인 워크샵을 수회 개최하였으며, 국내외의 수산관련 학회 및 심포지움에서 본 연구 결과를 수차례 발표하였음. 현재까지 여러 종류의 논문, 잡지, 신문 등에 본 연구와 관련된 사항이 게재된 바 있으며 국내외 논문집에 여러 편의 논문을 투고 준비 중에 있음

II. 연구목표 달성도

번호	세부연구목표 (연구계획서상에 기술된 연구목표)	달성내용	달성도 (%)
1	생태계 기반 자원관리시스템 개발 - 생태계 기반 수산자원 관리의 목표와 지표의 설정 - 생태계 기반 자원 관리의 지표들에 대한 기준점과 평가방안 개발	생태계 기반 자원관리시스템 개발 - 생태계 기반 수산자원 관리의 목표와 지표의 설정이 달성됨	100
		- 생태계 기반 자원 관리의 지표들에 대한 기준점과 평가방안을 마련하여	100
		자원관리시스템을 개발하였음	100
2	생태계 기반 자원관리시스템을 위한 연구체계 구축 - 현재의 자원평가 체제 - 생태계 기반 자원관리 연구체계 - 생태계 모델에 의한 방법	생태계 기반 자원관리시스템을 위한 연구체계 구축함 - 현재의 자원평가 체제 분석	100
		- 생태계 기반 자원평가 및 관리연구체계를 구축함	100
		- 생태계 모델에 의한 방법론이 수립됨	100

Ⅲ. 종합의견

1. 연구개발결과에 대한 종합의견

생태계 기반 자원관리시스템을 개발하기 위해 가능한 국내외의 최근자료를 사용하여 생태계 기반 자원관리의 목표와 지표를 설정하고, 각 지표에 대한 기준점과 평가방안을 구체적으로 마련하여 자원관리시스템을 개발하였음. 또한 현재의 자원평가방법론을 분석하고 이를 바탕으로 생태계 기반 자원평가 및 관리 연구체계를 구축하였으며, 생태계 모델에 의한 평가방법론을 수립하였음.

2. 평가시 고려할 사항 또는 요구사항

본 연구를 통해 개발된 생태계 기반 자원평가 및 관리시스템을 실제로 적용시킬 수 있는 실용가능성이 특히 평가시에 고려되어야 할 것으로 보임.

3. 연구결과의 활용방안 및 향후조치에 대한 의견

- 본 연구에서 개발된 정보수집체계를 적극 활용하여 국가연구기관에서는 특별한 노력이 없이도 개발된 생태계 기반 자원평가방법을 사용하여 국가의 자원관리계획과 자원회복계획 수립 및 각종 국가사업 (바다목장, TAC, 자율관리어업 등)을 평가하는데 적극 활용할 수 있을 것임.
- 개발된 생태계 기반 자원관리시스템은 반복적 적용과 검증을 통해 실용성이 계속 평가되어야 하며, 관련 공무원 및 연구자들에 대한 교육용으로의 활용방안도 모색되어야 함.
- 생태계 기반 자원관리에 입각한 구체적인 통합자원관리계획 수립을 위한 연구가 수행되어야 함.

Ⅳ. 보안성 검토

- 해양수산연구개발사업보안관리지침에서 정하는 바에 따라 작성
- 연구책임자의 보안성 검토의견, 연구기관 자체의 보안성 검토결과를 기재함

1. 연구책임자의 의견

본 연구에서 개발된 방법은 외국의 학회와 국제심포지움에서 발표되어 논문으로 출간될 예정이므로 저작권의 확보가 가장 중요함. 따라서 특별한 보안성은 없음.

2. 연구기관 자체의 검토결과