

생태계 차원에서 수산자원관리 방안 연구

장 창 익*

부경대학교 해양생산관리학과

A study on the ecosystem-based management system for fisheries resources in Korea

Chang-Ik ZHANG*

Department of Marine Production Management, Pukyong National University, Busan 608-737, Korea

The potential of ecosystem-based fisheries management is recently recognized to be very important to improve the sustainability of fisheries resources. Under the depressed condition of many fisheries resources, this recognition has been expanded and more effort has been taken to improve this approach. Taking ecosystem concept includes the use of other tools of management in addition to fisheries regulation, such as stock and productivity enhancement, provision of physical structure, or marine protected areas. In the ecosystem-based fisheries management approach, it would require to holistically consider ecological interactions of target species with predators, competitors, and prey species, the effects of climate on fisheries ecology, the complex interactions between fishes and their habitat, and the effects of fishing on fish stocks and their ecosystem. Fisheries management based upon the understanding of these factors can prevent significant and potentially irreversible changes in marine ecosystems caused by fishing. A useful approach for analyzing tropho-dynamic interactions and mass-balance in marine ecosystems is introduced to demonstrate the complexity and usefulness of the ecosystem approach, which was applied to a small ecosystem in Korea. Korea should seriously consider to take the ecosystem-based approach to fisheries management, since most major fish stocks are currently depleted due to many reasons such as overfishing, land reclamation and coastal pollution.

Key words : Ecosystem-based approach, Fisheries management, Ecological interactions, Tropho-dynamics

서 론

세계 해양의 어업자원은 상당 부분이 최대 지속적 생산량을 넘는 수준에서 개발 이용되고 있는 상황이며, 해양에서 어획되는 대부분의 어획

물은 점진적으로 낮은 영양단계에 위치한 종의 상대적 비율이 증가되고 있다 (Pauly et al., 1998). 이러한 생태학적 변화는 대개 남획이 일어난 이후에 인식되고 있다. 세계 해양의 어업자

*Corresponding author: cizhang@pknu.ac.kr Tel:82-51-620-6124 Fax:82-51-622-3306

원은 현재 거의 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 11월16일자로 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. 이밖에도, 1995년의 UN Fish Stocks Agreement 등이 전통적인 어업자원 이용방식의 변화를 요구하고 있다.

특히, 한국의 어업생산량은 점차 감소하고 있으며, 어획물의 구조를 나타내는 영양단계도 점차 감소하고 있다 (Zhang and Lee, 2004). 한국의 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 수산정책의 목표를 '풍요로운 바다, 깨끗한 환경의 복지어촌 건설'에 두고 추진방향으로서 첫째, 지속가능한 수산자원 관리체계의 완비, 둘째, 경쟁력 있는 수산업을 위한 어업구조 조정, 셋째, 어촌관광 활성화로 어가소득 향상, 넷째,

선진국형 복지어촌 건설 등을 추진하고 있다.

최근까지 수산자원의 평가와 관리는 환경은 고려하지 않고 개체군 수준에서 가입과 성장, 자연사망, 어획사망 등 네 요소만을 고려하는 개체군 역학적 분석결과에 의존하여 수행되어져 왔다. 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. 1).

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.

지금까지 개발된 생태계 모델의 대부분은 실

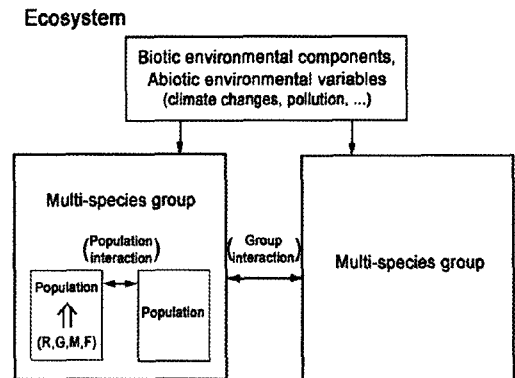


Fig. 1. Interactions of organisms with biotic and abiotic environments in a marine ecosystem.

용성보다는 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 생물간의 관계를 영양 역학적으로 해석하는 보다 실용적인 생태계 모델에 대한 연구가 점차 활발해지고 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 시간에 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.

본 논문에서는 수산자원관리 개념의 변천과 국제적 추세인 생태계 기반 수산자원관리의 개념과 방법을 고찰하였으며, 이 방법을 실제 적용하기 위해서 연구가 진행 중에 있는 통영비다목장 생태계의 연구개발 현황을 소개하였다. 마지막으로 생태계 기반 자원관리를 우리나라 해역

에 적용시킬 수 있는 방안을 모색해 보았다.

자원관리방법 및 모델

수산자원관리 개념의 변천

개체군 수준에서의 관리

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 자원량이 감소하고, 출생 및 성장에 의하여 자원량이 다시 증가된다. 이러한 과정을 통해 자연적으로 안정상태를 유지하는 자원에 어업이 가해지면 자연사망에 의한 감소 외에 어획에 의한 감소가 추가된다. 여기서 출생이라는 개념은 자원으로의 가입을 의미하므로 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 앞에서의 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 다음과 같이 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. 그러므로 효과적인 자원평가와 관리를 위해서는 각 요소를 명확히 파악하여 자원변동의 구체적인 법칙성을 구하는 것이 필요하다. 이와 같이 개체군 수준에서의 수산자원관리는 자원량 변동과 관련되는 요소인 가입과 성장, 자연사망 및 어획사망 등 네

가지 요소에 대한 관리를 포함한다.

수산자원을 평가하고 관리하는데 있어서 필수적인 요소는 자원량이 어떻게 변동하는가를 파악하고 그 자원에 가해지는 어획의 영향을 알아내는 것이다. 수산자원의 자원량을 파악하는데는 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.

다종자원 관리

다종자원어업이란 두개 또는 그 이상의 어종들이 서로 직접적 또는 간접적으로 영향을 주는 어업을 의미하며, 대부분의 어업은 다종자원을 대상으로 한다. 어업대상 생물들 간의 상호작용을 고려한 다종자원어업의 중요성을 인식하기 시작한 것은 1980년대 초반부터이다. (Pauly and Murphy, 1982; Mercer, 1982; Mahon, 1984; May, 1984; Jamieson and Bourne, 1986).

다종자원어업은 생물학적인 상호작용을 설명하는데 있어서 생물학적인 요인과 기술적인 요인의 두 가지로 분류가 가능하다. 생물학적 요인은 포식 - 피식작용, 경쟁, 서식지의 중복 등 어종들 사이에 존재하는 생물학적 상호작용과 관련이 있다. 이 생물학적 상호작용에 관련이 되는 해양생태계는 May et al. (1979)이 제시한 바와 같이 남극의 크릴과 수염고래의 간단한 시스템에서부터 많은 종들이 관여되어 먹이관계가 서로 복잡하게 얽혀 있는 시스템까지로 다양하다. 이러한 생물학적 요인은 해양생태계 본연의 성질로서 어업이 있든 없든 항상 존재하는 것이다.

이러한 피식 - 포식 관계와 이 관계에 어업이 관여하는 현상을 고려하여 Helgason and Gislason (1979)과 Pope (1979)는 독자적으로 MSVPA라 부르는 다종자원의 연령별 자원량 추정모델을 개발하였다.

이와는 대조적으로 기술적인 요인은 해양생태계에 어업이 작용함에 따라 발생한다. 그리고 생물학적인 요인에서와 같이 기술적인 요인도 관련되는 종의 수가 증가함에 따라 더욱 복잡해지며 이 복잡성은 종간 연관성의 크기의 함수로 나타난다. 기술적인 요인은 직접적(두개 또는 그 이상의 어종이 함께 어획되는 경우) 또는 간접적(예를 들어, 한 어구에 의한 어획이 이루어질 때 하나의 어종이 다른 어종으로 인해 최적 서식지를 변경하게 되는 경우)으로 작용한다. 어획물 내에 여러 종이 동시에 출현하는 것은 우발적(예로, 바다거북이 새우트롤에 우발적으로 잡히는 경우) 일수도 있고, 고의적(예로, 황해의 트롤선들이 여러 종의 저서어종들을 목표로 어획하는 경우) 일수도 있다.

생물학적인 요인과 기술적인 요인을 구분하는 것은 아주 중요하며 생물학적인 상호작용은 생태계 고유의 특성을 나타내는 것으로서 인간이 약간의 변형은 시킬 수 있지만 완전하게 조절할 수 없는 것이다. 기술적인 요인은 어떤 경우에는 종들간의 생물학적인 관계에 의해서 작용하기도 하지만 인위적인 조절이 가능하며 대부분의 어업은 생물학적 요인과 기술적인 요인 간에 상호의존성을 가진다. 대부분의 경우 주요 어종들의 상호작용이 두 가지 요인 중 어느 한쪽에 속하지만 어떤 경우에는 이 두 가지 요인들이 복잡하게 작용해서 다종자원을 대상으로 하는 어업의 특성을 분석하고 관리방안을 도출하기가 매우 어렵다.

다종자원어업의 관리방법으로는 수학적 모델들과 경험론적 방법론들이 고려되고 있다. 생물학적인 상호작용을 하는 시스템을 연구하는 데는 많은 수학적 모델들이 개발되어 오고 있는데

그 중에서 Sugihara et al. (1984)은 모델의 복잡성이 증가함에 따라 오차의 수준이 어느 적정수준까지는 감소하다 그 이후부터는 증가하는 현상을 설명하면서, 모델의 복잡성을 줄이기 위해 시스템을 단순화 시키는 방법들을 소개하였다.

생물학적 상호작용 중 기술적 요인과 관련되는 시스템에서는 여러 종류의 실용적인 방법이 자원관리에 사용된다. 이중 가장 많이 연구된 방법 가운데 하나는 상당량의 부수어획이 일어나는 어업에서 개별 어종의 어획에 대해 제한을 가하면서 총어획량을 결정하는 선형프로그래밍(Linear programming)을 이용하는 것이다. 이 예는 1974년 북서대서양수산위원회(ICNAF)가 설정한 두 단계의 할당량 제도인데, 이 제도에서는 각 어종에 총허용어획량(TAC)을 설정하면서 동시에 전 어종에 대한 TAC를 각 어종에 대한 TAC의 합보다 적게 설정한 바가 있다 (ICNAF, 1974).

생물학적 상호작용의 기술적 요인이 관련되는 시스템의 자원관리를 위해서 이용되는 또 하나의 방법은 개별어종의 연령구조를 분석하는 방법이다. Beverton and Holt (1957)가 가장 먼저 연령구조 모델을 제시한 이래, Houghton (1981)은 이 모델을 확장시켜서 가자미와 넙치 트롤어업에 대해서 적용하였고, Murawski (1984)는 Georges Bank 트롤어업에 대해 다중 가입당생산량 모델을 적용하였다.

Shepherd (1984)는 다종어업의 가입당생산량 모델을 개발하면서, 자원량-가입량 관계 뿐만 아니라 포식효과를 이 모델에 포함시켰다. 이 모델은 단순화 시킨 대구-해덕어업에 적용되었다. Pikitch (1987)는 세 종의 가입당생산량 모델을 개발하였는데, 이 모델에서는 암수별로 다른 매개변수를 사용했으며, 투기량, 경제학적인 변수, 그리고 망목크기와 노력량 조절에 따른 영향 등을 설명하였다. 이 모델은 Oregon의 flatfish의 어업에 적용되었다. 최근, Spencer et al. (2002)은 동부 베링해 flatfish 어업에 다중평형생

산량 모델을 적용하여 자원관리방안을 제시하였다. 이 모델에서는 대상종 가운데 가장 낮은 F40%를 가지는 종의 어획사망계수를 초과하지 않는 수준의 어획노력량 (fws)을 구해서 목표관리 기준점으로 간주하여 자원관리에 사용하였다.

한편, 다종자원을 단일어구에 의해서 이용하는 다종자원어업과는 달리 단일어종 또는 단일자원을 복수어구에 의해서 이용하는 복수어구어업도 종종 행해지고 있다. 현재 행해지고 있는 복수어구어업자원의 평가 및 관리방안에 대해서는 한국 근해 참조기어업과 같은 복수어구에 의한 단일어종 자원의 이용형태에 대해서 분석된 연구가 있다 (Seo and Zhang, 2001a; 2001b).

생태계 차원에서의 관리

해양생태계는 시간적으로나 공간적으로 매우 다양한 스케일로 변화하는 특성을 가지고 있다 (Fig. 2). 또한 해양생태계는 구성생물체간의 상호작용 및 이들 생물체와 물리화학적 환경요소들간의 작용을 기능으로 한다. 수산자원은 해양생태계 내의 하나의 구성원이기 때문에 어업에 의한 자원의 이용이 생태계에 영향을 미치는 것

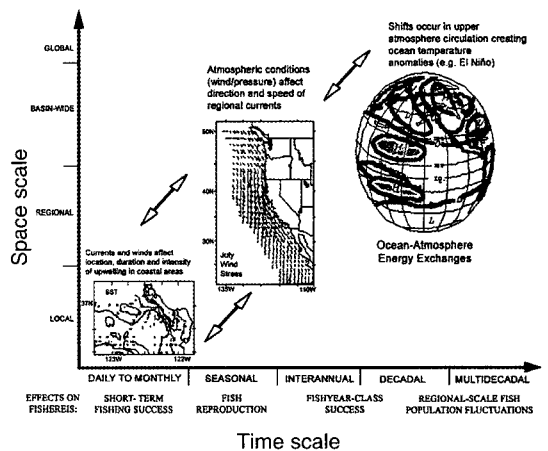


Fig. 2. Scales of physical variability affecting marine resources. Variability in marine ecosystem is linked to variability in the physical environment on a continuum of time and space scales (Figure courtesy of NMFS Pacific Fisheries Environmental Laboratory).

은 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. 따라서 생태계를 고려한 수산자원관리의 목표는 생태계 내의 종과 유전적 다양성을 유지하면서 경제적인 손실없이 적정량의 수산자원을 지속적으로 이용하는 것이다. 해양생태계 기반 수산자원관리에서도 어획방법의 조절과 허용어획량의 결정, 그리고 이를 모니터링 하고 감시하는 것을 포함한다. 그러나 이러한 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.

생태계 기반 수산자원관리

생태계 기반 수산자원관리 개념

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 정책 보고서에서도 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).

어획활동이 생태계와 환경에 미치는 영향은 여러 가지의 형태로 명확하게 나타나고 있는 것으로 보고되고 있다. 지구상에서 행해지고 있는 해양어획량의 25%가 폐기되고 있는 것으로 보

고된 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 소해하면서 저층서식체를 파괴하는데 이 과정에서 수많은 저층생물들이 죽거나 부상을 당하게 되며, 어떤 해역에서는 저층이 1년에 여러 번씩 저서어구에 의해 소해되는 것으로 알려졌다 (ICES, 1995).

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 소해되는 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 진화화적인 변화를 초래할 수도 있다. 그러나 현재의 지식수준으로는 이러한 영향을 정량화하거나 예측하는데 한계가 있다.

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 유형별 훼손되지 않은 서식처 비율이 될 수 있을 것이다. 이러한 목표를 달성하기 위해서는 저서서식처에 영향을 주는 어업의 어장을 금지시키는 방법이 있을 수 있다. 위의 걱정백분율은 정량화된 이론적 연구 결과에 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 생

태계 모니터링 프로그램을 보강해야 하며 해결되어야 할 과학적 과제에 대한 연구를 확대해 나가야 할 것으로 보인다.

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) 자원 변이도의 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.

Table 1. Examples of ecosystem objectives, indicators and reference points for ocean management areas (OMAs)

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
Directly impacted species	Selection differentials	Minimum selection differential $F_{0.1}$
	Fishing mortality	
	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
Trophic level balance	Condition of predator % of prey species in diet	Minimum condition predator
		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).

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) 어획물이나 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 어획물 패턴이 사회경제학적 순이익을 떨어뜨리는 경우, (6) 피식 어종을 대상으로 하는 어획이 생태학적으로 중요한 포유동물이나 기타 비어획 대상 생물들의 장기적인 존속성에 유해한 경우이다.

수산자원의 평가 및 관리에는 우선 7가지의 생태계 원리가 적용될 수 있다. 즉, 해양생태계 경계, 과학적 불확실성과 해양생태계에 대한 지식, 생태계 모니터링, 먹이망 정보, 폐기량 (discards), 생태계에 대한 어획의 영향, 서식처 등이 포함된다 (Zhang, 2002).

해양생태계 분석 모델 및 적용 예

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 설명해주는 다양한 생태계 특성치를 계산하고 이 값들

을 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.

$$(i) \text{의 생산량} = (i) \text{의 어획량} + \text{포식자에 의한 } (i) \text{의 소비량} + (i) \text{의 기타사망량} \quad (1)$$

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

식 (1)은 다음과 같이 나타낼 수 있다.

$$B_i \cdot (P/B)_i = Y_i + \sum_{j=1}^n B_j \cdot (Q/B)_j DC_{ji} + M_0 B_i \quad (2)$$

여기서 B_i 는 특정 기간 동안 i 의 생체량이다. $(P/B)_i$ 는 평형상태하에서 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 섭식량 (Q_{ji})은 $Q_{ji} = B_j(Q/B)_j DC_{ji}$ 로 나타 낼 수 있다. M_0 는 어획과 섭식에 의한 사망을 제외한 기타사망계수이다.

식 (2)를 다시 표현하면,

$$0 = B_i \cdot (P/B)_i - F_i \cdot B_j - \sum_{j=1}^n Q_{ji} - M_0 B_i \quad (3)$$

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

식 (3)을 역학 모델로 바꾸기 위해서는, 식 (3)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, 고정

된 섭식량 Q_{ij} 를 생체량 B_i 와 B_j 의 변화에 따라 섭식량이 어떻게 변하는지를 예측해 주는 관계식으로 대치해야 한다.

식 (3)은 식 (4)와 같이 쓸 수 있다.

$$dB_i/dt = f(B) - F_i B_i - \sum_{j=0}^n C_{ij}(B_i, B_j) - M_0 B_i \quad (4)$$

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 (4)는 시간에 따르는 F_i 로 적분될 수 있다.

Table 2는 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

Table 2. Input parameters in the Tongyeong ecosystem after marine ranching activities

Group name	Habitat area (fraction)	Biomass in habitat area (t/km ²)	Production /Biomass (/year)	Consumption /Biomass (t/km ²)	Catch (t/km ²)
Finless porpoise	1.000	0.004	0.020	13.108	-
Otter	1.000	0.001	0.060	91.250	-
Pisc. Birds	1.000	0.010	0.800	60.000	-
Skates	1.000	0.101	1.365	2.560	0.000
Flatfishes	1.000	0.479	1.365	2.490	0.000
Adult Jacopever Rockfish	1.000	1.779	1.386	10.790	0.000
Juv. Jacopever Rockfish	1.000	2.279	2.772	37.176	0.000
Other Rockfishes	1.000	0.136	1.368	12.061	0.000
Sparidae	1.000	0.549	1.309	2.500	0.000
Anguilliformes	1.000	0.522	1.386	2.600	0.000
Moronidae	1.000	0.596	1.055	26.160	0.000
Grey Mullet	1.000	1.922	1.200	2.500	0.000
Hairtail	1.000	0.528	1.360	2.600	0.000
Other Demersal	1.000	1.850	1.055	18.293	0.000
Large Pelagics	1.000	1.606	2.214	3.000	0.000
Small Pelagics	1.000	2.536	2.700	3.500	0.000
Cephalopoda	1.000	0.953	3.300	11.333	0.000
Benthic Feeders	1.000	8.740	2.534	7.100	0.000
Infauna	1.000	30.695	1.722	11.226	0.000
Epifauna	1.000	26.421	0.717	5.777	0.000
Gastropoda	1.000	7.930	1.703	5.777	0.000
Zooplankton	1.000	15.955	9.000	22.000	-
Benthic Algae	1.000	27.000	534.068	-	-
Phytoplankton	1.000	71.001	170.000	-	-
Detritus	1.000	-	-	-	-

Table 3. Diet composition by group in the Tongyeong ecosystem after marine ranching activities

Prey/Predator	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	
1 Finless Porpoise																							
2 Otter																							
3 Pisc. Birds		0.070																					
4 Skates	0.023																						
5 Flatfishes	0.023	0.050	0.176																				
6 Adult Jacopever Rockfish	0.035	0.050		0.029					0.004														
7 Juv. Jacopever Rockfish	0.035	0.050	0.457	0.054					0.115	0.194		0.214	0.029	0.129									
8 Other Rockfishes	0.035	0.050		0.023					0.004				0.011										
9 Sparidae	0.035	0.050		0.023	0.029			0.037					0.011										
10 Anguilliformes	0.035	0.050		0.023	0.029			0.037	0.004				0.011										
11 Moronidae	0.035	0.050		0.176	0.023	0.024		0.037	0.004				0.011										
12 Grey Mullet	0.035	0.050		0.176	0.023	0.029		0.037	0.004				0.011		0.014								
13 Hairtail	0.039	0.050			0.023	0.029		0.037	0.004				0.005										
14 Other Demersal	0.035	0.050		0.176	0.023	0.044		0.062	0.004				0.011										
15 Large Pelagics	0.006	0.050	0.029		0.029	0.159		0.020	0.011				0.003				0.012						
16 Small Pelagics	0.018	0.026	0.057	0.031	0.044	0.054		0.027	0.056	0.033	0.080	0.036	0.010	0.052	0.390		0.030						
17 Cephalopoda	0.045		0.229	0.088	0.009	0.019			0.059	0.194			0.179		0.014		0.184						
18 Benthic Feeders	0.433	0.217		0.088	0.266	0.120	0.067	0.244	0.059	0.194	0.307		0.355	0.107		0.026				0.020			
19 Infauna					0.384	1	0.266					0.107		0.147		0.141		0.429		0.327			
20 Epifauna		0.121				0.102			0.197			0.107		0.300				0.053		0.009			
21 Gastropoda		0.013				1						0.107		0.065				0.019		0.046			
22 Zooplankton	0.003		0.229	0.088	0.020	0.363	0.933	0.196	0.474	0.386	0.613	0.214	0.355	0.200	0.581	0.678	0.774	0.070		0.054			
23 Benthic Algae	0.102											0.107				0.134						1.000	
24 Phytoplankton	0.025											0.107				0.020						0.800	
25 Detritus												0.107						0.429	1.000	0.544		0.200	
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	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000

장창익

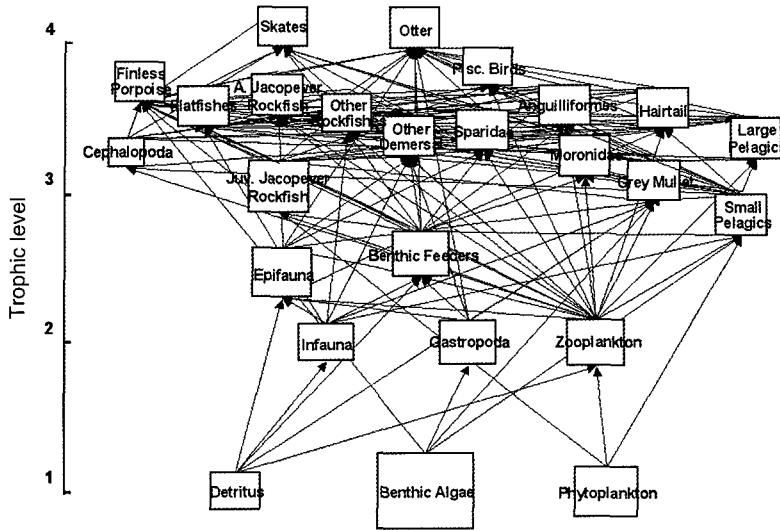


Fig. 3. Flowchart of trophic interactions in the Tongyeong ecosystem. The size of the boxes is roughly proportional of the logarithm of the biomasses, while the arrows document the fate of production.

비, 연간 어획량 등의 자료를 사용하였다. Table 3은 먹이조성 matrix로, 각 그룹의 총 먹이량에 대한 먹이종류별 조성비를 나타낸다. Fig. 3은 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. 3).

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. 4는 이와 같은 목장사업으로 인한 효과를 Ecosim 모델을 사용하여 나타낸 것으로, 저서식물 생체량과 조피볼락 가입량을 각각 매년 15%와 10%씩 증가시켜서 생태계 내 생물군의 변동

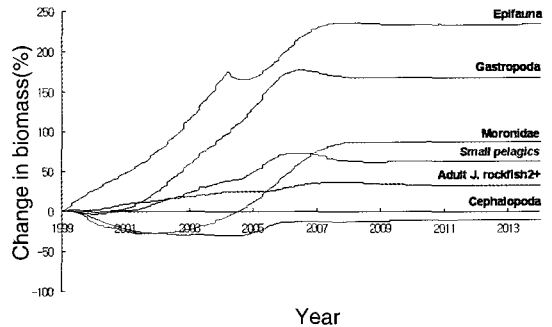


Fig. 4. A dynamic simulation showing the effect on the Tongyeong marine ranching ecosystem by the annual increase in biomass of benthic algae (15%) and recruitment of jacoever rockfish (10%).

을 시뮬레이션에 의해 예측한 결과이다. 저서식물의 증가로 이에 부착하여 서식하는 표생저서동물 (Epifauna)과 복족류 (Gastropoda)가 크게 증가하였고, 조피볼락의 가입량 증가로 조피볼락의 성어가 증가하였다. 반면에, 통영바다목장의 주요 대상종이 아닌 두족류 (Cephalopoda)는 이러한 자원조성 효과로 인해 오히려 그 생체량이 감소하는 것으로 나타났다 (Fig. 4).

결과 및 고찰

우리나라 해역에의 적용방안

우리나라 수산자원관리 현황

우리나라의 수산자원관리는 간접방식에 의한 자원관리를 위주로 시행되고 있다. 간접방식에 의한 관리방법에는 어구제한과 어체크기/성별 제한, 어장/어기제한, 각 종의 보호수역이나 보호수면의 설정 등이 있다. 그러나 배타적 경제수역이 선포되면서 총허용 어획량 (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 방안으로는 인공어초시설, 수산종묘방류, 바다 숲 조성 등이 있다.

간접방식 자원관리

- 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 금지하고 있다. 또한 24종의 산란기간에는 어업이 금지된다. 12개의 근해어업어선에 대해서는 연안에서의 조업을 금지하고 있다.

- 어체크기/성별제한

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

- 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 2개 수역은 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.

TAC 관리

배타적 경제수역이 선포되면서 총허용 어획량 (TAC)에 의한 어업관리 제도를 채택해서 2006 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 과학읍저버제도의 정착과 자원전용 조사선의 확보, 자원평가 및 조사를 위한 인력의 확보, TAC 결정시스템의 보완 등이 이에 해당한다.

바다목장

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 관리하는 방식으로서 생태계 기반 관리개념에 입각한 것이다. 이러한 방식에 의해 통영에 이어 남해안의 전남바다목장과 서해안의 태안

바다목장, 동해안의 울진바다목장, 제주도의 바다목장 등이 선정되어 정부의 사업으로서 계속 추진되고 있다.

자율관리어업

자율관리어업은 어업인들이 스스로 자체규약을 제정하여 공동으로 불법어업을 단속하고 수산자원을 조성하고 관리하는 어업이다. 2006년 현재 참여공동체수는 443개소로 마을어업 159개소, 마을·양식어업 75개소, 양식어업 70개소, 어선어업 71개소, 어선·마을어업 42개소, 어선·마을·양식어업 2개소, 어선·양식어업 7개소, 구획어업 3개소, 정치망 3개소, 내수면 1개소이다. 이 방식은 어업인들이 자율적으로 어장생태계를 보전관리하며, 수산자원의 관리도 수행하는 것이다. 2004년부터는 현재의 기반조성 단계에서 확산단계로 전환하여 궁극적으로는 모든 어업공동체가 참여할 수 있도록 연차적으로 확대시켜 나가고 있다. 그러나 자율관리어업을 효율적이고 과학적으로 시행하기 위한 자원관리 기술과 생태계 보전기술이 아직 개발되지 않은 상태에 있으므로, 앞으로 이 기술들은 정부에서 개발하여 보급할 계획이다.

생태계 기반 통합자원관리시스템 구축

우리나라의 수산자원은 주로 전통적인 간접방식에 의해 이루어지는 어업관리로 인해 남획되고 있는 상황에서 연안오염, 간척매립 등의 상승작용으로 주요 자원들이 붕괴의 위험에 처해 있다. 이와 관련된 새만금 간척사업이나 시화호 매립사업 등은 사회적인 문제까지 유발시킨 바 있다. 이에 대처하기 위해서는 수산생물들의 생태학적 특성과 생태계의 환경변화, 기후변동, 생물 간 상호작용 등을 고려하는 거시적 생태계 지식기반 자원관리 지침이 시급히 마련되어야 한다. 현재 우리나라에서는 수산자원의 조성을 위해서 인공어초 사업과 수산종묘방류 사업을 수행해오고 있는데 아직까지 생태계 개념이 없이

수행되고 있기 때문에 많은 문제점이 노출되고 있으며, 또한 자원량이나 생산성의 증대 효과가 미흡한 것으로 평가되고 있다. 현재 시행 중에 있는 인공어초사업과 종묘방류사업 뿐만 아니라 바다목장 조성사업과 자원관리 (예로 TAC)들은 각각 분리되어 있는 개별사업이 아니라 하나의 생태계 내에서 서로 밀접하게 연결되어 있는 연계사업이므로 일괄적으로 통합해서 추진되어야 한다. 즉, 생태계 차원에서 자원과 그 주변의 환경을 동시에 고려해서 자원을 조성하고 관리하는 과학적인 통합자원관리체계를 만들어야 한다. 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. 우리나라의 생태계 기반 통합자원관리시스템을 구축하기 위하여 우리나라의 해역 생태계를 근해와 연안, 천해 및 내만으로 나누어서 대상어업과 관리주체 및 관리방법을 아래와 같이 고려해 볼 수 있다

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 어업인들이 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 감시보호 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 승선읍저버 제도를 조기 운용해야 하며, 생물학적 허용어획량(ABC) 추정치의 과학적인

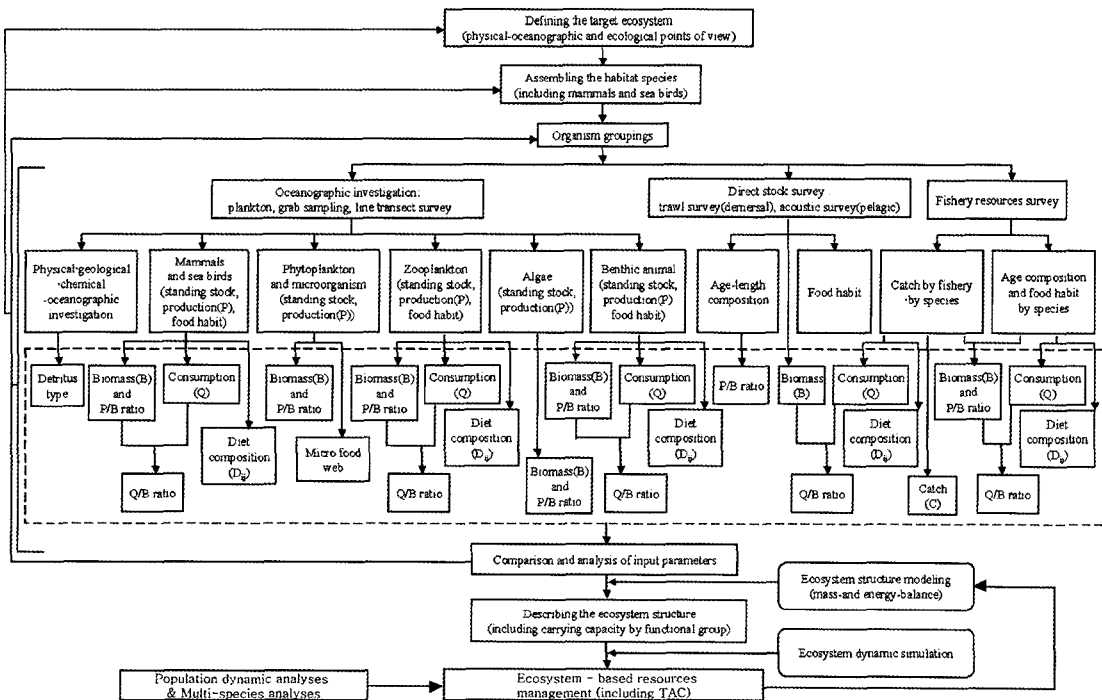


Fig. 5. Flowchart of the ecosystem modeling for the ecosystem-based resources management.

신뢰도를 높이기 위하여 ABC 추정체계를 보완하고 자원전용조사선에 의한 현장조사를 강화해야 한다.

Fig. 5는 해양생태계 기반 관리를 수행하는데 필수적인 생태계 모델링 연구의 체계와 방법을 설명하는 flowchart이다. 생태계 모델링 연구에는 해양조사와 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.

생태계 기반 수산자원관리의 개념은 해양생태계에 관한 현재의 과학적인 지식과 정보, 그리고 해양생태계와 인간과의 관계에 관한 경험적인 정보를 기초로 만들어진 결과이다. 그러나, 현재까지의 과학적 지식수준은 이러한 개념을 만들기엔 충분하지 않다. 그렇지만, 이러한 개념을 수산자원의 관리에 실제 적용하기 위해서는 생태계의 과정이나 생태계의 역학에 대해 더 깊이 이해되어야 한다. 이를 위해서 우선적으로 필요한 연구분야로서 다음의 두 가지를 생각해 볼 수 있다. 첫 번째는, 어업이 해양생태계에 미치는 영향을 이해하는 연구이고, 두 번째는 해양생태계의 상태와 변동성을 모니터링 하는 것이다.

어업이 생태계에 미치는 영향을 좀 더 자세하게 설명하면 다음과 같다. 특정 어류자원을 평가하는데 필요한 자료는 때때로 제한되어 있지만, 양육되는 어종들에 대한 어업의 영향은 대체로 이해되고 있다. 목표종에 대한 어업의 영향은 자원량이 10배이상 감소된 경우도 종종 목격되고 있기 때문에 정도가 아주 심각할 수 있음을 알 수 있다. 어업은 연령조성과 같은 개체군 구조

뿐만 아니라 개체군의 유전적인 조성도 변화시킬 수 있으므로 어업으로 인한 유전적인 변화를 연구하는 것도 필요하다. 어업은 또한 부수어획과 폐기에 의해 비목표종에 영향을 줄 뿐 아니라 특정어구에 의한 서식처 파괴나 선별어획으로 인한 해양생태계의 구조와 기능에 대해서도 영향을 미치는 것으로 알려져 있다.

따라서, 어업이 생태계를 어떻게, 얼마나 변화시키는가에 대해 연구가 필요하다. 즉, 종의 풍도와 다양성, 먹이망 역학, 서식처 변화, 어업에 의한 영향의 폭과 크기 등이 연구되어야 한다. 이 같은 연구를 통해서 어업관리에 실용적으로 사용할 수 있는 정량적인 생태계 건강지수를 개발할 수 있을 것이다. 또한, 어업이 생태계에 미치는 영향에 대한 불확실성에 대해 예방적 방법을 적용시키는 전략수립도 연구에 포함하여야 한다. 위험을 줄이기 위한 방법으로 해양보호구역의 지정이나 금어기/금어장 지정, 성별 및 체장제한, 어구제한과 같은 전통적인 어업관리 정책도 정량적으로 재평가되어야 한다.

해양생태계의 상태와 변동성을 모니터링 하기 위해서 새로운 생태계 모니터링 프로그램을 만드는 것은 매우 중요하다. 이 모니터링 프로그램은 해양생태계에 대해 자연이 야기하는 변화와 인간에 의해 초래되는 변화를 포괄적으로 이해할 수 있게 한다. 어획 대상종은 대개 표준화된 채집방법에 의한 자원조사와 어획자료를 통해서 정기적으로 모니터링 된다. 그러나 주요 어획종의 경우에서도 어획자료와 자원조사 자료는 한계가 있다. 어떤 생태계에 있어서는 플랑크톤 자료와 해양 포유류에 대한 자료가 있긴 하지만, 해양생태계의 다른 구성요소들에 대한 자료는 더 제한적이다. 이 같은 이유로, 이 모니터링 프로그램은 기존의 자원평가 방법을 향상시키기 위한 추가자료와 미래의 생태계 모델에 대한 입력치에 관한 자료를 얻기 위해서 계획이 과학적으로 수립되어야 한다.

우선, 기존의 모니터링 프로그램을 확장시켜

서 해양생태계의 상태와 동태에 대한 자료를 수집하여 생태계에 기초한 관리방안 마련에 필요한 생물학적 - 물리학적 관계를 구명해 나가는 방법이 가능할 것이다. 이 확장을 통해서 자료가 제한되어 있는 어획 대상종은 현재 자원평가용 자료가 부족한 부분을 보충할 수 있고, 생태계의 다른 구성요소들이 어떻게 달라지는지를 체계적으로 모니터링 할 수 있다.

일반적으로 어업이 생태계에 미치는 영향을 정확히 예측할 수는 없기 때문에, 그 영향이 부정적인지 혹은 긍정적인지를 알아야 하고, 또한 어떠한 생태계의 변화가 자연적인 변화인지 인간이 야기한 변화인지를 구별해야 한다. 북태평양에 발생한 공간적으로나 시간적으로 큰 규모의 기후체제변동도 이와 같은 정기적인 모니터링을 통해서 간파된 바 있다 (Zhang et al., 2000; Wooster and Zhang, 2004).

이 모니터링 프로그램은 어류 (유영어류, 저서어류), 기초생산자, 동물플랑크톤, 저서생물 (저서식물, 저서동물), 해양포유류, 바다새류 등의 생물학적 자료와, 물리화학적인 요소들을 포함해서 해양생태계의 수용력과 잠재생산력을 평가할 수 있어야 한다. 이 자료들은 정규 조사선을 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 정부과학자뿐만 아니라 연구기관을 포함한 국가적 규모로 나아가 PICES와 같은 국제기구를 통해서나 아니면 GLOBEC, YS-LME 등과 같은 국제프로그램으로 발전되어 수행되어야 한다.

생태계 기반 자원관리 방법은 모든 가능한 상호작용을 고려해야 한다. 이 상호작용은 포식자와 경쟁자, 먹이종들과 목표어류자원과의 관계, 어업생물과 생태계에 대한 기후의 영향, 어류와

그들의 서식처 사이의 복합적인 상호작용, 어류 자원과 그들의 서식처에 대한 어업의 영향 등이다. 그러나 이러한 영향들은 아직 명쾌하게 밝혀져 있지 않다.

우리나라에서 생태계 기반 통합관리시스템을 추진하기 위해서는 첫째, 제도가 마련되어야 한다. 해양생태계 기반 통합관리시스템을 구축하기 위해 해양수산부가 주관이 되어 외교통상부, 환경부, 과학기술부, 기상청이 공동으로 로드맵을 만들어야 하는데 이를 위해서 적절한 기존 법률에 명시하거나 필요시에는 입법도 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. 예를 들면, WTO의 수산물 수입개방과 보조금 규제, 관세인하, APEC의 무관세협상, OECD의 환경어업, IWC의 고래보전관리, PICES의 생태계 연구와 관리, UNESCO/IOC의 해양과학과 해양법, FAO의 수산자원과 어업생산, WMO, IPCC의 기상/기후변화, GEOSS의 전 지구 관측체계 등이다.

미국의 예를 보면, 국가의 법률로 생태계 차원의 관리를 명시하고 있으며, 해양대기청(NOAA)은 2004년 국가 해양개발 5개년 계획 및 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 2003년 '생태계 기반 관리과학 및 북태평양 응용 작업반'을 구성해서 생태계 기반 관리연구를 국제적으로 시작하였다.

사 사

본 연구는 해양생산 첨단사업 육성을 위한 전문 인력양성사업 (NURI)의 "생태계 차원에서의 수산자원관리 방안연구"의 연구비 지원을 받아 수행되었습니다.

결 론

해양생태계기반 수산자원관리 시스템의 조기 구축으로 우리나라는 선진국 수준의 자원 및 환경 관리분야에서 선진국 대열에 진입하는 해양수산강국이 될 것이며, 동북아 국가내의 학문적 선도권을 선점하고 어업협상 시 모든 영역에서 비교우위를 유지하여 동북아 해양질서를 선도할 수 있을 것으로 보인다. 또한, 풍부한 수산자원의 확보로 어업생산성이 증대되므로 어업의 국제경쟁력이 높아져서 WTO나 FTA에 대한 우려보다는 오히려 어업인의 소득 증대와 더불어 국가의 동물성 단백질 식량자원 공급을 원활하게 해 줄 것이다. 이 시스템으로 부가적으로 얻게 되는 쾌적한 해양환경은 안락한 바다휴식처를 제공할 수 있을 것이다. 우리나라의 수산은 지금 엄청난데 중요한 기로에 처해 있다. 금세기 초에는 기필코 수산선진국으로 진입할 수 있도록 우리 모두가 지혜와 힘을 모을 때이다. 생태계 기반 자원관리는 현재 수준에서는 현행 자원관리를 보완하는 수단으로 이해해야 할 필요가 있다. 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 프

로그래의 지원 등에 정부의 의지가 결핍되어 있다면 아무리 훌륭한 생태계 기반 관리방법을 사 용하더라도 큰 효과를 기대할 수 없을 것이다.

참고문헌

- 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, pp. 233
- 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.
- Beverton, R.J.J. and S.J. Holt, 1957. On the dynamics of exploited fish populations. *Fishery investigation*, Series II, Marine fisheries, Great Britain Ministry of Agriculture, Fisheries and Food. 19. pp. 533.
- Christensen, V. and D. Pauly, 1992. ECOPATH II a software for balancing steady ecosystem models and calculating network characteristics. *Ecol. Modeling*, 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.
- Dalsgaard, J.P.T., C. Lightfoot and V. Christensen, 1995. Towards quantification of ecological sustainability in farming systems analysis. *Ecol. Eng.*, 4, 181 - 189.
- FAO, 1995. Code of conduct for responsible fisheries. *FAO, Rome*, pp. 41.
- Gislason, H., M. Sinclair and K. Sainsbury, 2000. Symposium overview: incorporating ecosystem objectives within fisheries management. *ICES Journal of Marine Science*, 57, 468 - 475.
- Helgason, T. and H. Gislason, 1979. VPA - analysis with species interaction due to predation. *ICES CM* 1979/G, pp. 10.
- Houghton, R.G., 1981. A mixed fishery assessment of the

- otter and beam trawl fisheries for flatfish in the North Sea. International Council for the Exploration of the Sea. C. M.1981/G:28, pp. 16.
- ICES, 1994. Report of the study group on seabird/fish interactions. ICES CM 1994/L;3, pp. 7.
- ICES, 1995. Report of the study group on ecosystem effects of fishing activities. ICES Cooperative Research Report, 200, pp. 5.
- ICNAF, 1974. Int. Common Northwest Atlantic Fisheries. Annual Proceeding, 24, pp. 128.
- Jamieson, G.S. and N. Bourne, 1986. North Pacific workshop on stock assessment and management of invertebrates. Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci., 92, 26 – 41.
- Laevastu, T. and H.A. Larkins, 1981. Marine fisheries ecosystem : Its quantitative evaluation and management. Fishing News Books, Oxford. pp. 159.
- 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, ed., by D. Pauly and G.I. Murphy. ICLARM Conference Proceedings, 9, 169 – 183.
- Mahon, R., 1984. Towards the inclusion of fishery interactions in management advice. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci., 1347, pp. 350.
- May, R.M., 1984. Exploitation of marine communities. Springer – Verlag, Life Sciences Research Report, 32, pp. 366.
- May, R.M., J.R. Beddington, C.W. Clark, S.J. Holt and R.M. Laws, 1979. Management of multispecies fisheries. Science, 205, 267 – 277.
- Mercer, M.C., 1982. Multispecies approaches to fisheries management advice. Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci., 59, pp. 169.
- Murawski, S.A., 1984. Mixed species yield – per – recruitment analyses accounting for technological interactions. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 41, 897 – 916.
- Murawski, S.A., 2000. Definitions of overfishing from an ecosystem perspective. ICES Journal of Marine Science, 57, 649 – 658.
- Pauly, D. and G.I. Murphy, 1982. Theory and management tropical fisheries. ICLARM Conference Proceedings, 9, pp. 360.
- 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 – 863.
- Pauly, D., V. Christensen, J. Dalsgaard, R. Froese and F. Torres Jr., 1998. Fishing down marine food webs. Science, 279, 860 – 863.
- Pikitch, E.K., 1987. Impacts of management regulations on the catch and utilization of rockfish in Oregon”, Proceedings of the International Rockfish Symposium, October 20 – 22, 1986. Lowell Wakefield Fisheries Symposia Series. Alaska Sea Grant Report #87 – 2, May. 369 – 382.
- 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.
- Pope, J.G., 1979. A modified cohort analysis in which constant natural mortality is replaced by estimateds of predation levels. ICES CM 1979/H. pp. 16.
- Russell, E.S., 1931. Some theoretical considerations of the overfishing problem. J. Cons. int. Explor. Mer., 6, 1 – 20.
- Seo, Y.I. and C.I. Zhang, 2001a. A study on the multi – gear and multi – species fisheries assessment models in Korean waters. I . Multi – species by a single gear. J. Korean Fish. Soc., 34(4), 355 – 358.
- Seo, Y.I. and C.I. Zhang, 2001b. A study on the multi – gear and multi – species fisheries assessment models in Korean waters. II . Single – species by multiple fisheries. J. Korean Fish. Soc., 34(4), 359 – 364.
- Shepherd, J.G., 1984. A promising method for the assessment of multispecies fisheries. International Council for the Exploration of the Sea, Demersal Fish Committee, CM 1984/G, 4, 1 – 23.
- Sparre, P., 1991. Introduction to multispecies virtual population analysis. ICES Mar. Sci. Symp., 193, 12 – 21.
- Spencer, P.D., T.K. Wilderbuer and C.I. Zhang, 2002. A mixed – species yield model for eastern Bering Sea

- shelf flatfish fisheries. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 59, 291 – 301.
- Sugihara, G. Rapporteur, 1984. Ecosystem dynamics. In R.M. May(Ed.). *Exploitation of marine communities*. Springer – Verlag, Life Sciences Research Report 32, New York. pp. 245.
- 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.
- Zhang, C.I., 1987. Biology and population dynamics of Alaska plaice, *Pleuronectes quadrituberculatus*, in the eastern Bering Sea. Doctoral dissertation. University of Washington, Seattle. pp. 255.
- Zhang, C.I., 2002. Prospect of ecosystem – based fisheries management. *J. Kor. Soc. Fish. Res.*, 5, 73 – 90.
- Zhang, C.I., and S. Kim, 1999. Living marine resources of the Yellow Sea ecosystem in Korean waters: Status and perspectives. In Sherman, K. and Q. Tang. ed., *Large Marine Ecosystems of the Pacific Rims*, Blackwell Science, Ltd. England, pp. 341.
- 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(4), 194 – 206.
- 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.
- 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.

2006년 6월 23일 접수

2006년 8월 25일 수리