

한국 남해안 대형선망어업의 생태계 위험도 분석에 의한 자원평가 연구

서영일 · 장창익¹ · 이재봉^{2*} · 차형기

국립수산과학원 남서해수산연구소, ¹부경대학교 해양생산시스템관리학부,
²국립수산과학원 자원관리과

Stock assessment by ecosystem risk analysis of large purse seine fishery in the southern sea of Korea

Young-II SEO, Chang-Ik ZHANG, Jae-Bong LEE and Hyung-Kee CHA

Southwestern Sea Fisheries Research Institute, NFRDI, Yeosu 556-823, Korea

¹*Division of Marine Production System Management, PKNNU, Busan 608-737, Korea*

²*Fisheries Resources Management Division, NFRDI, Busan, 619-705, Korea*

Changes in ecosystem risks were evaluated using the ecosystem-based fisheries assessment (EBFA) approach of Zhang et al. (2009, 2010) and the comprehensive ecosystem-based fisheries management (EBFM) plan was made for the southern sea of Korea in this study. The risk assessment of the southern sea ecosystem was conducted by establishing ecosystem management objectives and by estimating risk scores (RS) for indicators. To conduct this analysis a number of indicators and their reference points for assessing these risk scores were developed in this study. The number of indicators in the risk analysis was 28 for the quantitative tier 1 analysis and 30 for the qualitative tier 2 analysis. The objective risk index (ORI), species risk index (SRI) and fisheries risk index (FRI) were calculated from the risk scores. Comparing the past (1988) and the current (2008) status of fisheries resources, management implications were discussed. The fishery risk index (FRI) of large purse seine fishery in the southern sea of Korea decreased substantially from 0.972 in 1988 to 0.883 in 2008, and improvement in the management of fisheries operated in the southern sea of Korea.

Keywords: Risk analysis, Risk index, Ecosystem indicators, Reference points, Large purse seine fishery

*Corresponding author: leejb@nfrdi.go.kr, Tel: 82-51-720-2296, Fax: 82-51-720-2277

서 론

수산자원의 남획과 해양환경오염으로 인해 전세계적으로 해양생태계의 보호와 관리에 대한 필요성이 대두되고 있으며, 생태계 자원의 자원평가와 자원관리가 시급한 실정이다. 생태계 기반 자원관리를 위해서 선행되어야 할 과제는 생태계 관리 목표를 설정하는 것이며, 관리 목표에 따른 목표별 지표를 설정하는 것이 우선되어야 한다. 이에 대한 연구로는 생태계 기반 자원관리의 목표 설정연구 (Gislason et al., 2000)와 지표 접근법을 사용한 생태계 영향 평가에 관한 연구 (Livingston et al., 2005) 등이 있다. 최근 호주에서 생태학적 위험도분석 (Ecosystem risk analysis, ERA) 평가방법을 개발하여 어업이 생태계에 미치는 영향을 평가하였으며, 이를 바탕으로 어업의 지속성을 평가하여 어업관리와 자원관리에 이용하고 있다 (CSIRO, 2005). 또한, 위험도지수와 사회경제적 개념을 추가한 생태계 기반 자원평가 연구 (Zhang et al., 2009; 2010) 등이 활발히 진행 중이다.

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

그러나 생태계 관리 목표 및 지표는 대상 생태계의 특성에 따라 가장 적합한 지표설정이 중요하다. 연안 생태계의 경우 연안어업에 의한 어획량은 적은 반면, 많은 어구의 사용, 산란장의 오

염 등으로 서식처의 파괴가 생태계 관리의 주요 문제가 될 수 있으므로 이에 대한 지표의 중요성을 부각하여 세분화된 지표와 기준점의 개발이 필요하다. 반면, 근해어업의 경우 대형어업의 높은 어획강도와 어획량은 지속성 목표에 큰 위험을 초래할 수 있으므로 이에 대한 중요성과 어업비용 등 경영에 미치는 영향을 고려하여 사회경제적 편익에 대한 목표의 지표와 기준점 개발이 중요할 것이다. 마지막으로 바다목장과 같은 해역에서는 서식처 조성, 종묘방류 등의 사업과 관련된 서식처, 생물다양성 목표에 대한 지표에 중요성이 부각되어야 한다.

본 연구에서는 우리나라 남해 어장에서 이루어지고 있는 대형선망어업을 대상으로 위험도 분석을 통해 1988년과 2008년의 어업위험도 지수의 변화를 파악하고자 하였으며, 각 지표의 위험도를 비교분석하여 이에 따른 관리방안을 제시하고자 하였다.

재료 및 방법

생태계 기반 자원평가 목표 및 지표 설정

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

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

표와 기준점을 생태계, 어업 및 대상종들에 적용하여, 각 목표별 지표에 따르는 기준점 (Reference points)을 목표기준점 (Target), 한계기준점 (Limit), 그리고 한계초과기준점 (Beyond limit)로 구분하였고, 기준점에 0-2점을 부과하여 평가에 사용하였다. 기준점을 활용하여 평가할 때 평가점수는 지표의 중요도에 따라 가중치를 주었다. 각 지표별 평가 점수가 낮을수록 위험도가 낮거나 혹은 자원 및 생태계 관리가 잘 이루어졌음을 의미하며, 점수가 높은 지표에 대해서는 관리조치와 개선을 통하여 점수를 낮추도록 하는데 목표를 두고 위험도를 평가하였다. 또한, 각 목표별 지표들은 대상종, 어업 및 생태계를 대상으로 평가하여 관리 목표에 가장 접근할 수 있는 지표들을 설정하였다 (Zhang et al., 2010).

본 연구에서 사용된 지표는 각각의 목표에 대해 Tier 1의 경우 총 28개의 지표를, Tier 2의 경우 30개의 지표를 사용하였으며, 각 지표별 어종, 어업, 생태계 수준으로 구분하여 위험도지수 추정시 중요도에 따른 가중치를 부과하였다 (Table 1). Zhang et al. (2010)의 연구에서 제시된 지표 중 일부는 바다목장 생태계를 대상으로 평가하기 위한 지표로서 남해 어장생태계에 적용하기에 적합하지 못한 지표는 추가로 개발하였다. Tier 1의 지속성 목표에서 서식처 크기는 광

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

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

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

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

Indicators from Zhang et al. (2010)

⁺ includes new indicators in this study

^{s, f, c} denotes level for Species, fishery and ecosystem

역생태계 또는 회유성 어종을 평가하는 지표로는 적합하지 못하여 어장의 크기로 대체하였고, 방류어종과 자연산어의 비율도 인접국간의 어획량비율로 수정하였으며, 과거자료에 대한 평가를 위해 어획개시연령과 50% 군성숙체장을 대상어업에 맞도록 수정하여 분석하였다. 생물다양성 목표의 평가지표는 부수어획 (Bycatch), 폐기량 (Discard), 어획물의 평균영양단계 (Mean trophic level)는 추정값의 분석방법 또는 목표기준점을 남해 어장생태계에 적합하도록 수정하여 설정하였다. 서식처 목표에서는 남해 EEZ 내

에서 이루어지고 있는 해사채취율과 적조발생율에 대한 지표를 새로 추가하였으며, 사회경제적 편익은 수정없이 그대로 사용하였다. Tier 2의 지속성, 생물다양성, 서식처 지표 및 기준점은 Zhang et al. (2009)의 지표 및 기준점을 사용하였고 사회경제적 편익은 본 연구에서 새로이 추가하여 사용하였다 (Table 2 and 3).

지표별 기준점 설정

Tier 1 : 생태계 기반 자원평가를 위한 기준점은 MSC (2006, 2009), Zhang et al. (2009, 2010)을

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

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

Indicators from Zhang et al. (2010)

^{s, f, c} denotes level for Species, fishery and ecosystem

¹ IUU means illegal, unregulated and unreported fishing

참고하여 적용하였으며, 남해 어장의 광역생태계에 적합한 목표 및 한계기준점을 설정하기 위해 활용할 수 있는 과학적인 자료를 검토하여 적합한 기준점으로 추가 및 보완하였다.

지속성 유지

지속성 유지를 위한 11개 지표의 목표기준점과 한계기준점은 Table 4와 같이 나타내었다. 자원량 (B), 어획량 (C), 성어비율 (MR), 체장스펙트럼 기울기 (P)는 Zhang et al. (2010)의 연구와 동일한 기준점을 적용하였으며, 그 외 기준점은 추가 및 보완하였다.

적정어획개시연령 또는 체장 (t_c or L_{opt}) 지표의 목표기준점은 t_c (or L_{opt})로, 한계기준점은 t_c (or L_{opt})의 90% 수준으로 설정하였다. 적정어획개시체장의 추정이 불가능한 경우 50% 균성속체장 ($L_{50\%}$)을 적정어획체장으로 간주하여 분석하였으며, 어획체장은 평균어획체장으로 평가하였다. 어장 분포 면적 (FG)은 남해 어장생태계의 범위 및 서식어종의 회유 특성을 고려하여 서식지 지표를 어장분포 면적 지표로 대체하였다. 어장분포 면적 지표에 관한 목표기준점과 한계기준점은 대상종이 어획되어지는 어장분포를 고려하여 타원형면적 계산법 (Sokal and Rohlf, 1994)을 적용하였다. 목표기준점은 최대 분포해

의 어장면적의 90%, 한계기준점은 80% 수준으로 설정하였다. 어획물의 평균 영양단계 (T_{Lm})의 목표기준점은 우리나라 동·서·남해의 2000년대 영양단계의 평균값인 3.43으로 변경하여 설정하였고, 한계기준점은 1960년대 이후로 영양단계가 가장 급속하게 감소하고 있는 서해의 2000년대 영양단계 값인 3.33으로 변경하여 설정하였다 (Lee et al., 2007). 자원 이용율 (KC)은 남해 어장의 생태계가 중국 및 일본과 공동으로 이용하는 해역이므로, 3개국의 총 어획량 중 우리나라의 어획량 비율로 나타낸 것이다. 인접국의 자원 이용율이 높을수록 우리나라의 지속성에 영향을 미칠 것으로 간주하여 본 연구에 적용하였다. 목표기준점은 분석기간 (1988-2008) 동안 우리나라 평균 어획비율로 설정하였고, 한계기준점은 목표기준점의 절반 수준으로 설정하여 평가하여 평가하였다.

생물다양성 유지

생물다양성에 대한 기준점은 Table 5에 나타내었다. 종다양성 (DI) 및 부어류 및 저어류 비율은 Zhang et al. (2010)의 기준을 따랐으며, 그 외의 지표에 대한 기준점은 보완하여 재설정하였다.

혼획율 (BC/C) 지표의 목표 및 한계기준점 설정시 먼저 혼획의 기준을 설정하여 혼획종을 선

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

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

Indicators from Zhang et al. (2010)

^{*} includes new reference points and estimate methods in this study

정하였다. 혼획의 기준은 우리나라와 같이 어획 시기에 따라 주 어획대상어종이 변하는 다종어업의 형태에서는 그 기준을 정의하기가 매우 어렵다. 본 연구에서 혼획의 기준은 어업별 어획량 중에서 목표어종을 포함하여 어획량 순위가 상위 5위까지의 어종을 제외한 나머지 어종을 혼획종으로 정의하였다. 혼획율 지표의 목표 및 한계기준점은 분석기간 중 기준년도를 기준으로 5개년의 평균 혼획율을 한계기준점으로 설정하고 한계 기준점의 절반 수준을 목표 기준점으로 설정하였다. 폐기율 (D/C) 지표의 목표 및 한계기준점은 Zhang et al. (2010)에서는 FAO (2005)에 의해 각 어업별 평균 폐기율을 바탕으로 기준점을 설정하였고, 목표기준점은 한계기준점의 절반 수준으로 설정하였다. 그러나 본 연구에서는 폐기율의 기준을 어획통계상 기타 어획물로 분류되는 어획물 중 1%를 폐기량으로 간주하였

으며, 한계기준점을 분석기간 중 기준년도를 기준으로 5개년간의 평균값으로 설정하였고, 목표기준점은 한계기준점의 절반 수준으로 설정하였다. 군집 평균 영양단계 (TL_c) 평가는 종 또는 군집의 생산력을 알아보기 위한 지표로서, 저차 영양단계일 경우 생산력이 높으므로 (MSC, 2009) 목표기준점은 2.75, 한계기준점은 3.25로 설정하였다.

서식처 보존

서식처 보호에 대한 기준점은 Table 6과 같이 나타내었다. 서식처 훼손율 (DH/H), 어구유실 (FR), 해양폐기물 (DW)은 Zhang et al. (2010)의 기준을 적용하였고, 그 외 지표의 기준점은 추가 및 보완하였다.

해사채취율 (SC)은 바다 골재채취로 인한 서식처 훼손을 반영하기 위하여 해사채취율에 대

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

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

Indicators from Zhang et al. (2010)

^{*} includes new reference points and estimate methods in this study

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

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

Indicators from Zhang et al. (2010)

^{*} includes new reference points and estimate methods in this study

한 지표를 설정하였으며, 전체 골재채취량 중 바다 골재가 차지하는 평균비율을 한계기준점으로 설정하였으며, 목표기준점은 한계기준점의 절반 수준으로 설정하였다. 산란장 및 성육장의 오염도 (PG/G)는 부유물질 농도를 활용하여 기준점을 설정하였다. 대상생태계에서는 산란장과 성육장이 설정되어 있는 경우가 대부분이며, 이 지역에 대한 해양환경조사 결과를 활용하여 평가하였다. 한계기준점은 부유물질 오염기준 (10mg/l)으로 설정하였으며, 목표기준점은 한계기준점의 절반수준으로 설정하였다. 적조발생량 (RT)은 해양의 부영양화에 의한 적조발생량을 활용하여 산란장과 성육장의 오염도 기준점을 설정하였다. 분석기간 동안 적조발생량의 평균을 한계기준점으로 설정하였으며, 목표기준점은 한계기준점의 절반 수준으로 설정하였다.

사회경제적 편익

사회경제적 편익에 대한 기준점은 Table 7과 같이 나타내었으며, Zhang et al. (2010)의 기준점과 동일하게 적용하였다.

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

위험도 지수 추정

위험도 지수는 각각의 지표와 기준점에 의해 추정된 위험도 점수 (Risk score, RS)를 이용하여 목표, 종, 어업, 생태계에 대해 추정하였다. 각 목

표의 위험도 점수의 가중치를 평균한 값으로 목표위험도지수 (Objectives risk index, ORI)를, 목표 위험도지수를 이용하여 종에 대한 위험도 지수 (Species risk index, SRI)를 계산하였다. 종위험도 지수 값을 이용하여 어업위험도지수 (Fishery risk index, FRI)를 추정하였으며, 각 위험도지수에 대한 관리증진도 (Management status index, MSI)를 추정하였다 (Zhang et al., 2009; 2010). 단, 종위험도지수 (SRI)의 추정시 종의 각 목표에 대한 목표별 위험도지수에 대하여 가중치는 목표별 지표의 중요도를 반영하기 위하여 지표별 가중치 점수를 고려하여 (Table 2) 각각 $\lambda_S=0.37$, $\lambda_B=0.23$, $\lambda_H=0.23$, $\lambda_E=0.17$ 로 계산하여 가중치를 부여하였다.

대상 생태계 설정

생태계 기반 수산자원관리를 위해서는 생태계의 경계설정이 필수적이며, 생태계 기반 수산자원관리의 목적에 맞게 결정할 수 있다. 해양생태계를 구분하는 방법으로는 배타적 경제수역과 같은 인위적인 요인, 해류의 흐름과 전선(수피)의 분포 등과 같은 해양학적 요인, 그리고 서식하는 수산생물들의 분포와 같은 생태학적 요인에 의해 구분할 수 있으며, 자원관리를 위해서는 사회경제적인 요인도 포함되어야 한다 (FAO, 2003). 본 연구에서는 남해 어장 생태계의 경계 설정기준으로 위의 3가지 요소 외에 수산자원의 이용과 관리의 주체를 추가하여 경계를 설정하였다. 즉, 연근해에서는 해양학적으로 남

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

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

Indicators from Zhang et al. (2010)

해의 특성을 포함하면서 서해 및 동해와의 경계는 행정구역을 기준으로 설정하였고, 근해의 국가간 인접해역에서는 과거의 조업상황과 현재의 어업협정 수역을 고려하여 우리나라가 수산자원의 이용과 관리측면에서 일정부분 주권을 행사할 수 있는 해역인 한·중 잠정조치수역 및 한·일 중간수역(제주도 남방해역)과 중·일 잠정조치수역의 일부를 포함하여 남해 어장생태계로 정의하였다.

대상어업 및 어종

남해 어장 생태계의 대상 어업은 대형선망어업으로 설정하였다. 대형선망어업은 우리나라 전해역에서 어장이 형성되고 있으나 남해 어장에서 어획비율이 평균 99.7%로 높게 나타나 주 어장은 남해에서 형성됨을 알 수 있다. 대상 어종은 선망어업에서의 어획순위와 상업적 중요도를 고려하여 어획량 비율이 높은 고등어, 전갱이로 선정하여 Tier 1의 정량적 분석을 수행하였으며, 부수 어획종은 정어리, 오징어, 삼치, 쥐치, 방어, 다랑어류를 선정하여 Tier 2로 분석하였다. 본 연구에서는 생태계 기반 어업평가를 통해 과거와 현재의 남해 어장생태계의 상태를 파악하고자 하였으며, 20년 단위로 구분하여 분석하였다. 따라서, 분석 대상 기간은 최근 시점을 2008년으로 설정하였으며, 과거기준은 20년 전인 1988년으로 설정하였다.

분석 자료

지속성 유지

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

하였다.

각 어종의 자원량과 생물학적 특성치는 국립수산과학원의 조사자료(NFRDA, 1971, 1984, 1986, 1987, 2003)와 최근년도는 2007-2008년 동안 조사된 자료를 토대로 직접 추정하였으며, 자료가 없을 경우에는 기존의 연구결과를 활용하였다(Choi, 2003; Choi et al., 2004; NFRDA, 1990, 1993a, 1993b; NFRDI, 2005, 2008). 또한, 과거 자료의 경우 1988년의 측정(통계)자료 또는 연구된 결과가 없을 경우에는 1988년 이전과 이후의 자료(1985-1994)를 활용하여 분석하였다.

생물다양성 유지

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

서식처 보존

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

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

사회경제적 편익

사회경제적 편익 분석에 사용된 최대경제적 생산량(MEY)은 최대지속적생산량(MSY)과 연평균 생산금액(KOSIS, 1988-2008) 및 어업비용(FEI, 1988-2008)의 관계로부터 총순이익을 추정하고, 이때의 어획노력량을 추정하여 최대경제적생산량을 추정하였으며(Seo and Zhang,

2001), 평균임금은 도시근로자 가구당 월평균 가계수지 (KOSIS, 1988-2008)를 이용하였으며, 최저생계비는 보건복지부 통계자료 (KOSIS, 1988-2008)를 이용하였다. 판매 이윤비는 어업 순이익과 어업비용의 관계로 추정하였으며 (FEI, 1988-2008), 식량 자급율은 수산물 수입 실적자료 (KOSIS, 1994-2008)를 활용하였다. 고용증가율은 연령별 경제활동인구 총괄표 (KOSIS, 1988-2008)를 이용하였다.

결 과

지표별 위험도 평가

남해 어장 생태계내 대형선망어업에서 어획되는 고등어와 전갱이의 위험도 평가는 Tier 1로 (Table 8 and Fig. 1)평가하였으며, Fig. 1에서는 1988년과 2008년의 위험도점수 비교를 통해 각

지표의 위험도가 어떻게 변화하였는지, 또는 변화하지 않은 지표는 어떤 것이 있는지를 나타내 고자 하였다. 부수어획종으로 분류되는 정어리, 오징어, 삼치, 갈치, 쥐치, 방어, 다랑어류는 Tier 2에 의해 위험도를 평가하였다 (Table 9 and 10).

지속성 유지

자원량(B)

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

대형선망어업에서 어획되는 고등어의 자원량

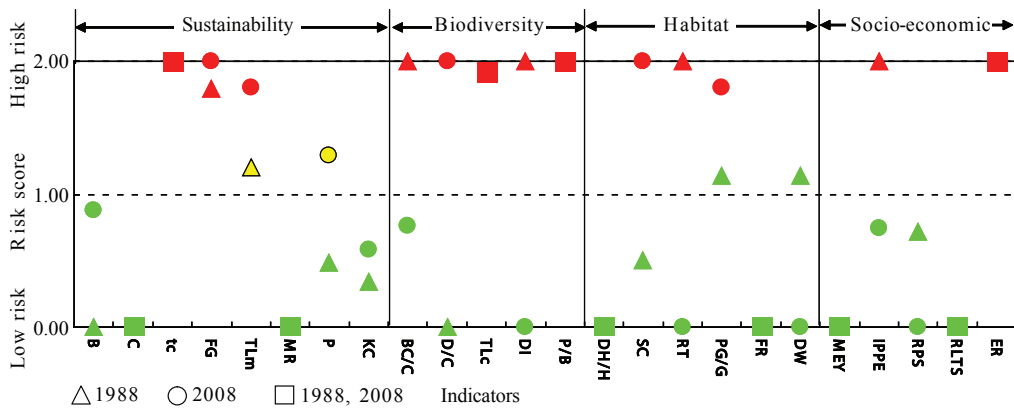
Table 8. Risk scores for the ecosystem-based fisheries tier 1 assessment of large purse seine fishery in the southern sea of Korea

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

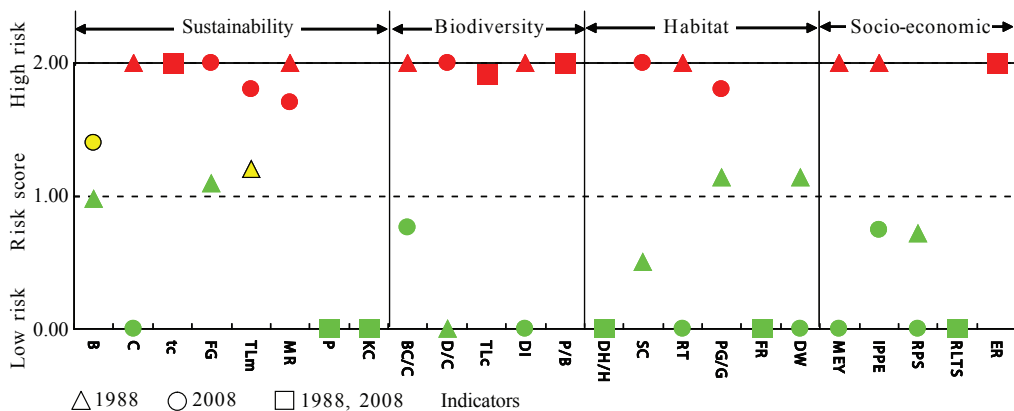
은 1988년에 601,903톤으로 추정되었다 (NFRDI, 2008). SB/R_{cur} 은 405.3g, $SB/R_{40\%}$ 은 380.7g, $SB/R_{20\%}$ 은 192.0g 으로 계산되었으며, 이에 따른 목표기준점 $B_{40\%}$ 는 565,401톤, 한계기준점 $B_{20\%}$ 는 285,083톤으로 추정되어 위험도 평가점수는 목표기준점, 0으로 평가되었다. 2008년에는 자원량이 785,214톤 (NFRDI, 2008), SB/R_{cur} 은 206.4g $SB/R_{40\%}$ 은 263.9g, $SB/R_{20\%}$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

전갱이의 자원량은 1988년에 70,275톤으로 추

정되었으며 (NFRDI, 2008), SB/R_{cur} 은 132.6g, $SB/R_{40\%}$ 은 174.0g, $SB/R_{20\%}$ 은 89.6g 으로 계산되었으며, 이에 따른 목표기준점 $B_{40\%}$ 는 92,212톤, $B_{20\%}$ 는 47,484톤으로 추정되어 평가점수는 0.98로 계산되었다. 2008년에는 자원량이 70,295톤 (NFRDI, 2008), SB/R_{cur} 은 87.8g, $SB/R_{40\%}$ 은 135.8g, $SB/R_{20\%}$ 은 67.3g으로 계산되었으며, 이에 따른 목표기준점 $B_{40\%}$ 는 108,650톤, $B_{20\%}$ 는 53,825톤으로 평가점수는 1.40으로 계산되었다 (Table 8). 고등어와 전갱이 자원량의 RS는 증가하였다 (Fig. 1)



(a) Chub mackerel



(b) Jack mackerel

Fig. 1. Risk scores for the ecosystem-based tier 1 fisheries assessment of large purse seine fishery in the southern sea of Korea. Red denotes high risk, medium risk with yellow, and low risk with green. Triangle(Δ) denotes risk scores in 1988, circle(\circ) denotes risk scores in 2008, and rectangle(\square) denotes same value of risk scores in 1988 and 2008.

Table 9. Risk scores for the ecosystem-based tier 2 fisheries assessment of year 1988 in the large purse seine fishery

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

¹ Pacific sardine, ² Common squid, ³ Spanish mackerel, ⁴ Hair tail, ⁵ Filefish, ⁶ Yellow tail, ⁷ Tunas

어획량(C)

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

고등어의 어획량은 1988년도에 154,948톤으로서, 추정된 MSY는 171,513톤, 한계기준점은 목표기준점의 2배인 343,026톤으로 추정되어 위험도 평가점수는 목표기준점, 0으로 평가되었

Table 10. Risk scores for the ecosystem-based tier 2 fisheries assessment of year 2008 in the large purse seine fishery

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

¹ Pacific sardine, ² Common squid, ³ Spanish mackerel, ⁴ Hair tail, ⁵ Filefish, ⁶ Yellow tail, ⁷ Tunas

다. 2008년에는 어획량이 167,359톤으로 나타나 MSY보다 낮으므로 마찬가지로 목표기준점, 0으로 평가되었다.

전갱이의 어획량은 1988년도에 31,740톤이며, 최대지속적생산량 (MSY)은 15,415톤, 한계기준점은 30,831톤으로 추정되어 위험도 평가점수는 한계기준점, 2로 평가되었다. 2008년에는 어획량이 11,533톤으로 나타나 목표기준점, 0으로 평가되었다 (Table 8). 고등어의 RS 값은 변동 없으나 전갱이의 RS는 감소하였다 (Fig. 1).

어획개시연령 (t_c)

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

고등어의 어획개시연령에 대한 1988년의 목표기준점 (t_{target})은 성숙제장 인 28.9cm (Choi et al., 2003)을 기준으로 환산한 2.31세, 한계기준점 (t_{limit})은 $0.9t_c$ 인 2.08세로 설정하였으며, 1988년의 어획개시연령은 1.18세로 한계기준점보다 낮으므로 평가점수는 한계기준점, 2로 평가되었다. 2008년의 어획개시연령은 1.01세로 나타났으며 (NFRDI, 2008), 목표기준점은 2.60세로, 한계기준점은 2.34세로 추정되어 평가점수는 한계기준점, 2로 평가되었다.

전갱이의 어획개시연령은 1988년에는 0.6세로 나타났으며 (NFRDA, 1993a), 1988년의 목표기준점은 2008년 기준점과 동일하게 설정하여 목표기준점은 2.67세 (NFRDI, 2008)로, 한계기준점은 2.40세로 추정되어 평가점수는 한계기준점, 2로 평가되었다. 2008년의 어획개시연령은 0.63세 (NFRDI, 2008)로 추정되어, 평가점수는 한계기준점, 2로 평가되었다 (Table 8). 고등어와 전갱이의 RS 값은 변동이 없었다(Fig. 1).

어장분포 면적 (FG)

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

고등어의 어장분포 면적에 대한 목표기준점 (FG_{target})은 2005년도의 면적을 기준으로 90%를 적용한 결과, 219,480km²으로 추정되었으며, 한계기준점 (FG_{limit})은 195,093km²으로 설정하였다. 고등어의 1988년의 어장분포 면적은 197,562km²으로 추정되어 평가점수는 1.80으로 평가되었으며, 2008년의 어장분포 면적은 172,867km²으로 추정되어 한계기준점, 2로 평가

되었다.

전갱이의 어장분포 면적에 대한 목표기준점은 2006년의 면적을 기준으로 197,254km², 한계기준점은 175,337km²으로 설정하였다. 전갱이의 1988년의 어장분포 면적은 185,215km²으로 추정되어 평가점수는 1.10으로 계산되었으며, 2008년의 어장분포 면적은 163,606km²으로 추정되어 한계기준점, 2로 평가되었다 (Table 8). 고등어와 전갱이의 RS 값은 증가하였다 (Fig. 1).

어획물의 평균 영양단계 (TL_m)

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

대형선망어업의 어획물 평균 영양단계에 대한 목표기준점 (TL_{target})은 동·서·남해의 2000년대 어획물의 평균영양단계인 3.43으로, 한계기준점 (TL_{limit})은 어획물의 평균영양단계가 가장 낮은 서해의 2000년대 평균영양단계인 3.33으로 설정하였다. 1988년 대형선망어업의 영양단계는 3.37로 추정되어 평가점수는 1.20으로 평가되었으며, 2008년에는 평균 영양단계가 3.34로 추정되어 평가점수는 1.80으로 평가되었다 (Table 8). 대형선망대상어업 어종의 영양단계에 대한 RS는 증가하였다 (Fig. 1).

성어비율 (MR)

대형선망어업의 고등어와 전갱이의 연도별 성어비율은 국립수산과학원의 조사자료 (NFRDA, 1990; NFRDI, 2008)와 생물학적 특성치를 이용하여 분석하였다.

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

준점, 0으로 평가되었다.

전갱이의 성어비율에 대한 1988년의 목표기준점은 27.8%, 한계기준점은 13.9%로 추정되었으며, 1988년의 전갱이의 성어비율은 4.3%로 한계기준점, 2로 평가되었다. 2008년의 목표기준점은 26.1%, 한계기준점은 13.1%로 추정되었으며, 2008년의 전갱이 성어비율은 15.0%로서 평가점수는 1.71로 계산되었다 (Table 8). 고등어의 RS 값은 변동없으나 전갱이는 감소하였다 (Fig. 1).

체장 스펙트럼의 기울기 (P)

대형선망어업 고등어와 전갱이의 연도별 체장은 국립수산물학원의 체장조성자료 (NFRDA, 1987; NFRDI, 2008)를 이용하여 추정하였다.

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

전갱이는 1988년에 0.29, 2008년에는 0.20을 나타내어 모두 목표기준점, 0으로 평가되었다 (Table 8). 고등어의 RS 값은 증가하였고 전갱이는 변동 없었다 (Fig. 1).

자원 이용율 (KC)

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

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

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

평가되었다 (Table 8). 고등어의 RS 값은 증가하였고 전갱이는 변동 없었다 (Fig. 1).

생물다양성 유지

혼획율 (BC/C)

대형선망어업의 혼획율은 목표종인 고등어와 전갱이를 제외한 어획량 중 상위 5개 어종을 제외한 종을 혼획종으로 계산하였다. 1988년의 한계기준점 (BC/C_{limit})은 시작년도로부터 5개년 (1988-1992)의 평균값인 0.103으로 설정하였고, 목표기준점 (BC/C_{target})은 한계기준점의 절반 수준인 0.051로 설정하였다. 1988년의 혼획율은 0.131로서 한계기준점, 2로 평가되었다. 2008년의 한계기준점은 마지막년도로부터 5개년 (2004-2008)의 평균값인 0.127로 설정하였고, 목표기준점은 한계기준점의 절반 수준인 0.063으로 설정하였다. 2008년의 혼획율은 0.088로서 평가점수는 0.77로 평가되었다 (Table 8). 대형선망어업 혼획율에 대한 RS 값은 감소하였다 (Fig. 1).

폐기율 (D/C)

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

1988년의 목표기준점은 0.15%, 한계기준점은 0.18%로 설정되었으며, 1988년의 폐기율은 0.10%로서 목표기준점, 0으로 평가되었다. 2008년의 목표기준점은 0.01%, 한계기준점은 0.02%로 설정되었으며, 2008년의 폐기율은 0.04%로서 한계기준점, 2로 평가되었다 (Table 8). 대형선망어업 폐기율의 RS 값은 증가하였다 (Fig. 1).

군집 평균영양단계 (TL_c)

고등어와 전갱이의 군집영양단계는 Lee et al. (2007)의 자료를 인용하여 사용하였다. 생산력

을 나타내는 군집 평균영양단계는 MSC (2009)의 자료를 기준으로 목표기준점 (TLC_{target})은 2.75, 한계기준점 (TLC_{limit})은 3.75로 설정하였으며, 고등어와 전갱이 군집의 평균 영양단계는 3.23으로서 1988년과 2008년의 평가점수는 1.92로 평가되었다 (Table 8). 군집 평균영양단계 대한 RS 값은 변동 없었다 (Fig. 1).

종다양성 지수 (DI)

대형선망어업 어획물의 종다양성 지수는 분석기간 중 시작년도와 마지막년도의 5개년을 평균하여 계산하였다. 1988년의 목표기준점 (DI_{target})은 1.68, 한계기준점 (DI_{limit})은 1.64로 계산되었으며, 1988년의 종다양성 지수는 1.27 - 1.73의 범위로 평균값은 1.44로 추정되어 한계기준점, 2로 평가되었다. 2008년의 목표기준점은 0.82, 한계기준점은 0.78로 계산되었으며, 2008년의 종다양성 지수는 0.86 - 1.26의 범위로 평균값은 1.06으로 추정되어 목표기준점, 0으로 평가되었다 (Table 8). 종다양성 지수에 대한 RS 값은 감소하였다 (Fig. 1).

부어류와 저어류의 비율(P/B)

대형선망어업의 부어류 (P)/저어류 (B)의 목표기준점 (P/B_{target})은 0.5로 설정하였으며, $0.05P/B_{target} - 0.1P/B_{target}$ 의 범위에서 평가하였다. 1988년과 2008년의 P/B는 각각 55.6과 16.7로 계산되어 평가점수는 모두 한계기준점, 2로 평가되었다 (Table 8). 부어류와 저어류 비율에 대한 RS 값은 변동 없었다 (Fig. 1).

서식처

서식처 훼손율 (DH/H)

남해 어장 생태계에서 대형선망어업의 서식처 훼손율은 대형선망어업이 표층어구이기 때문에 1988년과 2008년 모두 목표기준점, 0으로 평가되었다 (Table 8).

해사채취율 (SC)

해사채취율은 국토해양부의 골재 종류별 채취현황 자료를 이용하였으며, 해사채취율의 한계기준점 (SC_{target})은 분석기간 중 전체 골재채취량 중 해사채취율의 평균비율인 22%로 설정하였으며, 목표기준점 (SC_{target})은 절반수준인 11%로 설정하였다. 1988년의 해사채취 비율은 13.8%로 목표기준점, 0으로 평가되었으며, 2008년의 해사채취 비율은 31.4%로 한계기준점, 2로 평가되었다 (Table 8). 해사채취율에 대한 RS 값은 증가하였다 (Fig. 1).

적조발생량 (RT)

적조발생량은 국립수산과학원의 적조정보시스템의 자료 (1988 - 2008)를 이용하였다. 적조발생량에 대한 한계기준점 (RT_{limit})은 분석기간 중 평균 적조발생량인 $460 (\times 1000 \text{ cell/ml})$ 로 설정하였으며, 목표기준점 (RT_{target})은 절반수준인 $230 (\times 1000 \text{ cell/ml})$ 로 설정하였다. 1988년의 적조발생량은 $662 (\times 1000 \text{ cell/ml})$ 로 한계기준점, 2로 평가되었으며, 2008년의 적조발생량은 $36 (\times 1000 \text{ cell/ml})$ 로 목표기준점, 0으로 평가되었다 (Table 8). 적조발생량의 RS 값은 감소하였다 (Fig. 1).

산란장 및 성육장의 오염도 (PG/G)

산란장 및 성육장의 오염도 변화를 부유물질의 농도를 기준으로 평가하였으며, 국립수산과학원의 국가해양환경측정망 자료 (1992 - 2008) 중 남해안 12개 정점의 부유물질 자료를 분석하였다. 한계기준점 (PG/G_{limit})은 10.0 mg/L , 목표기준점 (PG/G_{target})은 한계기준점의 절반 수준으로 설정하였다. 1988년의 부유물질 농도는 평균 7.85 mg/L 로 조사되어 평가점수는 1.14로 계산되었으며, 2008년의 부유물질 농도는 평균 9.5 mg/L 로 조사되어 평가점수는 1.81로 평가되었다 (Table 8). 산란장 및 성육장의 오염도에 대한 RS 값은 증가하였다 (Fig. 1).

어구유실 (FR)

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

해양폐기물 (DW)

해양폐기물은 사고에 의한 해역별 해양오염 발생현황 자료 (KOSIS, 1990-2008)를 이용하여 분석하였다. 해양폐기물의 한계기준점 (DW_{limit})은 분석기간 중 남해안 평균값인 1,429.5 kl로 목표기준점 (DW_{target})은 714.8kl로 설정하였다. 1988년의 해양폐기물량은 1,121.2kl로 평가점수는 1.14점으로 평가되었으며, 2008년에는 340.6kl로 목표기준점, 0으로 평가되었다 (Table 8). 해양폐기물의 RS 값은 감소하였다 (Fig. 1).

사회경제적 편익

최대경제적생산량 (MEY)

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

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

전갱이의 경우 최대경제적생산량이 18,317톤으로 추정되었고, 목표기준점은 1,832톤, 한계기준점은 3,663톤으로 설정하였으며, 1988년도의 생산성은 13,423톤으로 한계기준점, 2로 평가되었다. 2008년의 생산성은 6,784톤으로 평가점수는 목표기준점, 0으로 평가되었다 (Table 8). 고등어의 RS 값은 변동 없으나 전갱이는 감소하였다 (Fig. 1).

평균 임금 (IPPE)

대형선망어업에 종사하는 가구당 평균 임금은 수산경제연구원의 생산성지표 통계 (FEI, 1988-2008)의 종사자 1인당 인건비를 활용하였다. 1988년의 목표기준점 ($IPPE_{target}$)은 도시근로자 4인가구 월평균 소득인 1,231,600원, 한계기준점 ($IPPE_{limit}$)은 최저생계비 573,800원으로 설정하였으며, 1988년의 대형선망어업 종사자의 1인당 평균 임금은 508,417원으로 평가점수는 한계기준점, 2로 평가되었다. 2008년의 목표기준점은 3,905,600원, 한계기준점은 1,265,800원으로 설정하였으며, 2008년의 대형선망어업의 종사자의 1인당 평균 임금은 2,922,500원으로 평가점수는 0.74로 계산되었다 (Table 8). 평균 임금의 RS 값은 감소하였다 (Fig. 1).

판매 이윤비 (RPS)

대형선망어업의 판매 이윤비는 수협경제연구원 어업수지 통계 (FEI, 1988-2008)의 어업수입과 총비용의 비율로 계산하였다. 대형선망어업의 판매 이윤비의 경우 1988년의 목표기준점 (RPS_{target})은 16개 어업의 어업수입과 총비용의 평균비율인 25.4%로 설정하였고, 한계기준점 (RPS_{limit})은 판매 이윤비가 전혀 없는 0%로 설정하였다. 1988년의 대형선망어업의 판매 이윤비는 16.3%로서 평가점수는 0.72로 계산되었다. 2008년의 목표기준점은 8.6%, 한계기준점은 0%로 설정하였으며, 2008년의 대형선망어업의 판매 이윤비는 9.8%로서 목표기준점, 0으로 평가되었다 (Table 8). 대형선망어업 판매 이윤비의 RS 값은 감소하였다 (Fig. 1).

식량자급율 (RLTS)

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

식량자급율의 경우 1988년의 목표기준점 ($RLTS_{target}$)은 1995년의 전체 생산량 대비 총 수

입량 비율인 77.4%로 설정하였고, 한계기준점 (RLTS_{limit})은 목표기준점의 절반인 38.7%로 설정하였으며, 1995년의 고등어의 수입량은 2,510톤으로 식량자급율은 98.6%로 추정되어 목표기준점, 0으로 평가되었다. 2008년의 목표기준점은 53.0%, 한계기준점은 26.5%로 설정하였으며, 2008년의 고등어의 수입량은 30,219톤으로 식량자급율은 85.3%로 목표기준점, 0으로 평가되었다. 전갱이는 1988년과 2008년 모두 식량자급율이 100%로 목표기준점, 0으로 평가되었다 (Table 8). 고등어와 전갱이의 식량자급율에 대한 RS 값은 변동이 없었다 (Fig. 1).

고용증가율(ER)

고용증가율은 어선 세력의 증감과 승선인원의 수를 환산하여 고용증가율을 계산하였으며, 우리나라 고용증가율은 연령별 경제활동 인구총괄 자료 (KOSIS, 1987-2008)를 이용하였다. 고용증가율의 경우 1988년의 목표기준점 (ER_{target})은 0.88%, 한계기준점 (ER_{limit})은 0.44%로 설정하였으며, 1988년의 대형선망어업의 고용증가율은 -1.5%로서 한계기준점, 2로 평가되었다. 2008년의 고용증가율의 목표기준점은 -0.25%, 한계기준점은 -0.50%로 설정하였으며, 2008년의 대형선망어업 고용증가율은 -8.4%로서 한계기준점, 2로 평가되었다 (Table 8). 고용증가율의 RS 값은 변동이 없었다 (Fig. 1).

부수어종의 Tier 2에 의한 위험도 점수

Tier 2에 의해 분석한 부수어종의 위험도점수는 1988년의 지속성부분에서는 어구가입체장, 자원평가 및 관리, 자원회복방법에 대한 위험도 평가점수가 높게 나타났으며, CPUE관리와 최고연령 지표에서는 낮은 위험도 점수로 평가되었다. 생물다양성에서는 혼획, 폐기, 비목표종을 위한 어구제한 및 혼획방지전략에서 높은 위험도를 나타냈으며, 어획중수에서는 낮은 위험도를 나타냈다. 서식처 훼손율에서는 서식처 오염,

어구제한 또는 서식처폐쇄, 서식처 회복 지표에서 높은 위험도를 나타냈으며, 어구가 서식처에 미치는 영향과 어구유실은 낮게 평가되었다. 사회경제적 편익은 고용경향에서 높은 위험도를, 임금의 경향에서는 낮은 위험도를 나타냈다 (Table 9).

2008년의 지속성부분에서는 어획강도와 최고연령 지표에서 낮은 위험도를 나타냈으며, 어구가입체장과 자원회복 방법 지표는 여전히 위험도가 높게 나타났다. 생물다양성은 혼획종에서 위험도가 높게 나타났으며, 나머지 지표는 대부분 중간점수인 1로 평가되었다. 서식처는 생물학적 서식처의 회복에서는 여전히 위험도가 높게 나타났으며, 나머지 항목은 개선된 점수로 평가되었다. 사회경제적 편익은 고용경향에서 위험도가 높게 추정되었다 (Table 10).

목표위험도지수 (ORI) 및 종위험도지수 (SRI)

대형선망어업의 각 지표의 결과를 이용하여 분석 어종별 목표위험도지수 (ORI) 및 종위험도지수 (SRI)를 Table 11에 나타내었다.

고등어의 목표위험도지수는 지속성에서는 1988년에 0.529에 비해 2008년에는 0.938로 평가되어 위험도가 높아졌으며, 관리증진도가 -77.3%로 나타났다. 생물다양성은 1988년에 1.417에서 2008년에는 1.350으로 관리증진도는 4.7%로서 큰 변화가 없었으며, 서식처는 1988년에 0.683에서 0.544로 20.4%의 개선된 결과를 얻었다. 사회경제적 편익에서는 1988년에 1.064로서 비교적 높은 위험도를 나타냈지만 2008년에는 0.549로 평가되어 관리증진도가 41.8%로서 위험도가 매우 개선된 것으로 평가되었다. 2008년에도 마찬가지로 생물다양성은 여전히 목표위험도의 개선이 이루어지지 않음을 알 수 있다. 고등어의 종위험도지수는 1988년에 0.839에서 2008년에는 0.876으로 관리증진도가 -4.4%로서 종위험도가 과거보다 증가하였다.

전갱이의 목표위험도지수는 4개의 목표에서

모두 위험도가 개선된 것으로 나타났다. 지속성은 1988년에 1.204에서 2008년에는 1.064로 평가되었으며, 관리증진도는 11.6%로서 목표위험도가 약간 감소하였으며, 서식처와 생물다양성은 지표의 위험도 점수 평가시 고려수준이 어업과 생태계 차원에서 평가되어지므로 고등어의 평

가점수와 같았다. 사회경제적 편익은 1988년에 1.343으로 목표위험도지수가 높았지만 2008년에는 0.549로 평가되어 관리증진도가 59.1%로서 위험도가 매우 개선된 것으로 나타났다. 전갱이의 종위험도지수는 1988년에 1.157에서 2008년에 0.923으로 관리증진도는 20.2%를 나타내어

Table 11. Objective risk index (ORI), species risk index (SRI), and management status index (MSI) for the large purse seine fishery in the southern sea of Korea using the ecosystem-based tier 1 and tier 2 fisheries assessments

| Tier | Species | Objective | ORI | | MSI ₀ | SRI | | MSI _s |
|-------------|------------------|-----------|-------|--------|------------------|-------|-------|------------------|
| | | | 1988 | 2008 | | 1988 | 2008 | |
| 1 | Chub mackerel | S | 0.529 | 0.938 | -77.3 | 0.839 | 0.876 | -4.4 |
| | | B | 1.417 | 1.350 | 4.7 | | | |
| | | H | 0.683 | 0.544 | 20.4 | | | |
| | | E | 0.943 | 0.549 | 41.8 | | | |
| | Jack mackerel | S | 1.204 | 1.064 | 11.0 | 1.157 | 0.923 | 20.2 |
| | | B | 1.417 | 1.350 | 4.7 | | | |
| | | H | 0.683 | 0.544 | 20.4 | | | |
| | | E | 1.343 | 0.549 | 59.1 | | | |
| 2 | Sardine | S | 1.000 | 0.571 | 42.9 | 1.030 | 1.110 | -7.8 |
| | | B | 1.444 | 1.222 | 15.4 | | | |
| | | H | 1.077 | 0.846 | 21.4 | | | |
| | | E | 0.600 | 1.800 | -200.0 | | | |
| | Common squid | S | 1.238 | 0.762 | 38.4 | 1.090 | 1.108 | -1.7 |
| | | B | 1.444 | 1.222 | 15.4 | | | |
| | | H | 1.077 | 0.846 | 21.4 | | | |
| | | E | 0.600 | 1.600 | -166.7 | | | |
| | Spanish mackerel | S | 1.381 | 0.714 | 48.3 | 1.276 | 0.846 | 33.7 |
| | | B | 1.444 | 1.222 | 15.4 | | | |
| | | H | 1.077 | 0.846 | 21.4 | | | |
| | | E | 1.200 | 0.600 | 50.0 | | | |
| Hair tail | S | 1.381 | 0.619 | 55.2 | 1.326 | 0.872 | 34.2 | |
| | B | 1.444 | 1.222 | 15.4 | | | | |
| | H | 1.077 | 0.846 | 21.4 | | | | |
| | E | 1.400 | 0.800 | 42.9 | | | | |
| File fish | S | 1.143 | 0.762 | 33.3 | 1.016 | 1.008 | 0.8 | |
| | B | 1.444 | 1.222 | 15.4 | | | | |
| | H | 1.077 | 0.846 | 21.4 | | | | |
| | E | 0.400 | 1.200 | -200.0 | | | | |
| Yellow tail | S | 1.333 | 0.667 | 50.0 | 1.264 | 0.834 | 34.0 | |
| | B | 1.444 | 1.222 | 15.4 | | | | |
| | H | 1.077 | 0.846 | 21.4 | | | | |
| | E | 1.200 | 0.600 | 50.0 | | | | |
| Tunas | S | 1.238 | 0.571 | 53.9 | 1.373 | 0.996 | 27.5 | |
| | B | 1.778 | 1.444 | 18.8 | | | | |
| | H | 1.077 | 0.846 | 21.4 | | | | |
| | E | 1.400 | 1.000 | 28.6 | | | | |

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

중위험도가 비교적 개선된 것으로 평가되었다.

2단계 평가 어종에서는 정어리와 오징어, 쥐치의 사회경제적 편익의 목표위험도지수가 1988년에 비해 2008년에 높게 추정되었으며, 정어리와 오징어는 중위험도지수도 1988년에 비해 2008년에 더 높아진 것으로 나타났다. 나머지 어종에 대해서는 중위험도지수가 1988년에 비해 2008년에 비교적 낮게 평가되어 중위험도가 감소된 것으로 나타났다 (Table 11).

어업위험도지수 (FRI)

남해 어장에서 조업하는 대형선망어업의 어업위험도지수 (FRI)는 Table 12에 나타내었다. 대형선망어업의 어업위험도지수는 1988년에 0.972에서 2008년에 0.883으로 관리증진도는 9.1%로 나타나 위험도가 비교적 낮아졌다.

Table 12. Fishery risk index (FRI) and management status index (MSI) for the large purse seine fishery in the southern sea of Korea using the ecosystem-based tier 1 and tier 2 fisheries assessments

| Fishery | FRI | | MSI _F |
|-------------------|-------|-------|------------------|
| | 1988 | 2008 | |
| Large purse seine | 0.972 | 0.883 | 9.1 |

고 찰

본 연구에서는 남해 어장의 생태계 기반 어업 자원평가를 위해 남해 어장의 중요 어업인 대형선망어업의 생태계 기반 자원 평가지표와 기준점을 기존의 연구와 비교하여 수정·보완하였다. 특히, 남해 어장의 특성상 동중국해를 포함하는 넓은 범위의 광역생태계를 포괄적으로 설명할 수 있도록 적합한 지표와 기준점을 추가하였고, 과거자료와 비교를 위해 보다 더 쉽게 자료를 수집할 수 있는 현실적인 기준점으로 수정하여 적용함으로써 우리나라 연근해 자원관리 정책수립에 직접 활용이 가능한 결과들을 도출하고자 하였다.

본 연구에서는 Zhang et al. (2010)의 연구 결과

를 바탕으로 생태계 기반 평가목표를 지속성, 생물다양성, 서식처, 사회경제적 편익의 4가지로 설정하여 분석하였다. 또한, 각 목표별 중요도에 대한 가중치를 부과하여 4가지 목표에 대한 특성이 중위험도지수의 추정에 제대로 반영될 수 있도록 조정하였다.

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

생물다양성 목표에서는 지표에 대한 기준점을 수정하여 적용하였다. 우리나라와 같이 다종어업 형태의 복잡한 어업현실에서는 부수어획에 대한 정의가 어려우며, 폐기량에 대해서는 통계자료가 집계되지 않는 어려움이 있다. 따라서, 부수어획은 분석 대상종을 제외한 상위 5개종 이외의 어종으로 정의하고, 평가 기준점은 5개년의 평균 자료를 이용함으로써 부수어획에 대한 시대별 변화를 반영하고자 하였다. 폐기량의 정의는 어획통계 중 기타어류의 1%에 해당하는 어획량을 폐기량으로 정의하여 부수어획과 마찬가지로 5개년간의 평균값을 평가기준점으로

사용하였다. 생물다양성에 있어서 부수어획과 폐기량 지표는 우리나라 어업현실과 자원관리 측면에서 중요도가 매우 높으므로 어떤 기준점을 정하느냐에 따라 생태계 관리 목표에 대한 해석이 달라지므로 신중하게 검토해야 할 필요가 있으며, 관련 기초자료의 수집을 위해 통계수집 체계의 제도적 개선이 요구된다.

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

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

대형선망어업의 고등어는 종위험도지수가 1988년 0.839에 비해 2008년에는 0.876으로 위험도지수가 약간 증가하였으며, 전갱이는 1988년에 1.157에서 2008년에는 0.923으로 20.2%의 관리증진도를 보였다. 고등어와 전갱이는 TAC를 실시하고 있지만 지속성에서는 위험도의 개선이 크게 이루어지지 않았지만, 평균 임금이나 판매 이윤비의 증가로 인한 어업 경영이 개선되어 종위험도지수가 낮아진 것으로 판단된다. 대형선망어업의 어업위험도지수는 1988년에 0.972에서 2008년에는 0.883으로 9.1%의 관리증진도

를 나타냈다.

위의 결과에서 보듯이 최근의 어업위험도지수가 감소한 이유는 과거에 비해 최근에 자원관리 정책이 활발히 진행되면서 대형선망어업은 어업위험도가 많이 개선된 것의 영향으로 볼 수 있으며, 사회경제적인 부분의 영향도 포함된다. 그러나 대형선망어업과 같이 지속적인 관리로 인해 위험도가 비교적 낮은 어업을 분석 대상으로 선정함에 따라 연근해 저층트롤어업과 같은 어획강도가 강한 어업의 전체 위험도를 모두 포함하여 분석할 필요성이 있다. 또한, 연안에서 발생하는 방파제 또는 부두건설로 인한 서식처와 산란장의 훼손, 해양쓰레기, 폐어구 및 이로 인한 유령어업, 해적생물의 번식, 치어의 남획 등 장기적으로 연안생태계의 파괴에 영향을 미쳐 생태계의 위험도를 높일 수 있는 요인들에 대한 내용을 평가지표에 세부적으로 반영할 필요성이 있으며, 지속적인 연구가 요구되는 항목이다. 본 연구에서도 서식처에 대한 지표로 어구에 의한 서식처 훼손, 어구유실, 해사채취, 해양폐기물, 부유물질, 적조, 해양폐기물 등 다양한 지표를 설정하였지만, 장기적이고 인위적인 영향의 고려가 부족하므로 향후 지속적인 조사를 통한 자료의 수집과 연구가 진행될 필요가 있다.

생태계 기반 자원관리는 위와 같은 위험도 분석의 결과를 통해 생태계의 위험도, 어업의 위험도, 종의 위험도, 각 지표의 위험도를 토대로 높은 위험도를 가지는 요인을 파악한 후 각각의 위험도를 개선할 수 있는 유기적이고 통합적인 자원관리 방안을 마련하는 것이다. 어장 생태계를 구성하고 있는 어업과 종, 그리고 환경이 어떠한 상황인지, 또는 어떠한 위험요인을 가지고 있는지를 먼저 확인하고 파악하는 것이 생태계 기반 자원평가이며, 이를 활용하여 관리방안을 수립하는 것이 생태계 차원의 자원관리 접근방법이라 할 수 있다.

결 론

본 연구에서는 남해 어장에 대한 생태계 기반 자원평가를 수행하여 각 목표별 지표에 대한 위험도를 추정하고, 단계적으로 목표위험도지수, 종위험도지수, 어업위험도지수를 추정하였다. Zhang et al. (2009, 2010)의 연구에서는 생태계 기반 자원평가 기법에 대한 이론과 생태계 관리 목표 및 지표의 설정, 과학적이고 합리적인 기준점을 제시하였다. 본 연구에서는 남해안 어장 생태계의 대형선망어업에 생태계 자원평가 기법을 적용하여 과거와 현재의 어업위험도지수의 변화를 살펴봄으로써 생태계 기반 자원관리를 위한 정책자료로 활용하고자 대상 생태계에 따라 지표 및 기준점을 추가로 보완하여 좀 더 현실적이고 활용가능한 결과를 도출하고자 하였다. 대형선망어업을 대상으로 Tier 1에서는 28개 지표를, Tier 2에서는 30개의 지표를 사용하여 분석한 결과 대형선망어업의 어업위험도지수는 1988년에 0.972에서 2008년에는 0.883으로 9.1%의 관리증진도를 나타내어 자원관리에 있어 변화가 있었음을 보여주었다. 또한, 대형선망어업 뿐만 아니라 대형기선저인망쌍끌이어업, 기선권현망어업 등 남해안의 주요 어업에 대해 어업위험도 지수를 추가로 분석한다면, 남해 어장 생태계의 생태계 위험도지수 추정을 통해 남해 어장의 생태계 변화를 파악할 수 있을 것이다.

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

입하여 통합적인 생태계 차원의 자원관리가 이루어야 할 것이다.

사 사

본 연구는 국립수산과학원 남서해수산연구소 수산시험연구사업인 남해 연안어업 및 환경생태조사 (RP-2011-FR-047)의 지원에 의해 수행되었습니다.

참고 문헌

- Beverton, R.J.H and S.J. Holt, 1957. On the dynamics of exploited fish populations. *Fishery investigations, Series II, Marine Fisheries*, Great Britain Ministry of Agriculture, Fisheries and Food 19, pp. 533.
- Choi, Y.M., 2003. Stock assessment and management implications of chup mackerel, *Scomber japonicus* in Korean waters. Ph.D. Thesis, Pukyung National University, Korea. pp. 130.
- Choi, Y.M., C.I. Zhang, J.B. Lee, J.Y. Kim and H.K. Cha, 2004. Stock assessment and management implications of Chub mackerel, *Scomber japonicus* in Korean waters. *J. Korean. Soc. Fish. Res.*, 6 (2), 90 – 100.
- CSIRO, 2005. Ecological Risk Assessment for Effects of Fishing. Case Study Instructions v8, pp. 95.
- FAO, 1988~2008. Statistic data base. Retrieved from <http://faostat.fao.org>.
- FAO, 2003. Fisheries management: 2. The ecosystem approach to fisheries. *FAO Tech. Guidelines for Responsible Fisheries*, 4, pp. 112.
- FAO, 2005. Discards in the world's marine fisheries. *FAO Fisheries Technical Paper*, 470, pp. 131.
- FAO, 2009. Abandoned, lost or otherwise discarded fishing gear. *FAO Fisheries Technical Paper*, 523, 99 – 115.
- FEI, 1988 – 2008. Statistic data base. Retrieved from <http://www.fei.suhyup.co.kr>.
- Gislason, H., M. Sinclair and K. Sainsbury, 2000. Symposium overview: incorporating ecosystem objectives within fisheries management. *ICES*

- Journal of Marine Science, 57, 468 – 475.
- KOSIS, 1988 – 2008. Statistic data base. <http://kosis.kr>.
- Livingston, P.A., K. Aydin, J. Boldt, J. Ianelli and J. Jurado-Molina, 2005. A framework for ecosystem impacts assessment using and indicator approach. ICES Journal of Marine Science, 62, 592 – 597.
- Lee, S.K., J.B. Lee, C.I. Zhang and D.W. Lee, 2007. Fish reproduction potential indices in the coastal and offshore ecosystem in Korea. J. Korean. Fish. Soc., 40 (1), 24 – 30.
- MSC, 2006. KDSFF final performance indicators and scoring guideposts. pp. 234.
- MSC, 2009. TAB 15-Agenda item No. 11-FAM v2 (including RBF). pp. 350.
- NFRDA, 1967. Bulletin of the Fisheries Resources Sampling Year book 6. pp. 237.
- NFRDA, 1984. Bulletin of the Fisheries Resources Sampling Year book 7. pp. 591.
- NFRDA, 1986. Bulletin of the Fisheries Resources Sampling Year book 8. pp. 342.
- NFRDA, 1987. Bulletin of the Fisheries Resources Sampling Year book 9. pp. 379.
- NFRDA, 1990. Optimum fishing intensity on fisheries resources in Korean waters. Report of fisheries resources research, 11, pp. 147.
- NFRDA, 1993a. Assessment of fisheries resources and fishery management in Korean waters. Report of fisheries resources research, pp. 181.
- NFRDA, 1993b. Trend of fisheries resources in Korean waters. Report of fisheries resources research, pp. 107.
- NFRDA, 2003. Bulletin of the Fisheries Resources Sampling Year book 10. pp. 403.
- NFRDI, 1988 – 2008. Statistic data base. Retrieved from <http://kms.nfrdi.go.kr/FR/sub.jsp>.
- NFRDI, 1992 – 2008. Statistic data base. Retrieved from <http://portal.nfrdi.re.kr/envirodata>.
- NFRDI, 2004. Commercial fishes of the coastal and offshore waters in Korea. Han-geul Publish. Co., pp. 333.
- NFRDI, 2005. Ecology and fishing grounds of major fisheries resources in the coastal and offshore of Korean waters. Ye-moon Publish. Co., pp. 383.
- NFRDI, 2008. Stock assessment and fishery evaluation report of year 2009 TAC-based fisheries management in the adjacent Korean waters. Report of fisheries resources assessment, 14, pp. 230.
- Schaefer, K.B., 1954. Some aspects of the dynamics of populations important to the management of commercial marine fisheries. Inter. Am. Trop. Tuna Comm. Bull., 1, 25 – 56.
- Seo, Y.I. and C.I. Zhang, 2001. A study on the multi-gear and multi-species fisheries assessment models in Korean waters; 2. Single-species by multiple fisheries. J. Korean. Fish. Soc., 34, 359 – 364.
- Sokal, R.R. and J.F. Rohlf, 1994. Biometry : The principle and practices of statistics in biological research. 3rd. ed., W. H. Freeman., pp. 880.
- Zhang, C.I., S. Kim, D. Gunderson, R. Marasco, J.B. Lee, H.W. Park and J.H. Lee, 2009. An ecosystem-based fisheries assessment approach for Korean fisheries. Fisheries Research, 100, 26 – 41.
- Zhang, C.I., H.W. Park, J.H. Lim, H.C. Kwon and D.H. Kim, 2010. A study on indicators and reference points for the ecosystem-based resource assessment. J. Kor. Soc. Tech., 46, 32 – 49.

2011년 8월 24일 접수

2011년 10월 25일 1차 수정

2011년 10월 28일 수리