

생물다양성 특성 분석을 통한 우리나라 주변 해양생태계 변화 연구

이종희 · 서영일* · 윤상철 · 강희중 · 최지훈 · 최민제 · 김진우
국립수산과학원 연근해자원과 연구원

A study on the variation of the Korean marine ecosystem through biodiversity attributes

Jong Hee LEE, Young Il SEO*, Sang Chul YOON, Heejoong KANG, Ji-Hoon CHOI, Min-Je CHOI and Jinwoo GIM

Researcher, Coastal Water Fisheries Resources Research Division, National Institute of Fisheries Science, Busan 46083, Korea

In the last five decades, there has been a consistent decline in the total catch of fisheries in the Korean jurisdiction since the peak in 1986. The decline in catch slowed and slightly rebounded in the 2000s, but changed back to a decline in the 2010s. As indicators that can identify changes in the marine ecosystem, trophic level (TL), biodiversity index (H'), and the ratio between pelagic fish and demersal fish (P/D) were analyzed by each local marine ecosystem. There were some different changes in each local marine ecosystem, but the mean TL and H' decreased and P/D increased in general in Korean waters. Demersal fish, which were dominant in the 1970s and 1980s, declined, and small pelagic fish and cephalopods have dominantly changed since the 1990s. However, these changes are not simple, and they are fluctuating in complex ways relating to each marine ecosystem and the timing. It is believed that changes in marine ecosystems in Korean waters are likely caused by a combination of fisheries and climate change. The ecosystem indicators reflected a change in the total catch, a sharp drop in catch of demersal fish, and increasing catch of pelagic fish since the mid-1980s.

Keywords: Trophic level, Diversity index, P/D, Korean waters, Marine ecosystem

서론

삼면이 바다로 둘러싸인 우리나라는 다양한 종류의 온대성 및 아한대성 어업생물자원들이 분포, 서식하여 연근해어업의 대상이 되고 있다(Zhang and Lee, 2002). 1990년대 이후 새로운 국제해양질서로 인해 인접국가들과 여러 어업협정이 체결되었고, 연안 생태계의 오염, 무분별한 어획노력량의 증가로 인한 남획 등으로 수산

자원이 감소되어 가고 있는 상황이다(Zhang and Lee, 2004). 세계 해양의 어업자원의 상당부분 최대 지속적 생산량을 넘는 수준에서 개발 이용되고 있으며(Alverson and Larkin, 1994; FAO, 2020), 전 세계적으로 대형 포식성 어류가 감소하여 오늘날 자원량은 개발이전 수준의 약 10%가 존재한다고 보고하였다(Myers and Worm, 2003). 1950-1994년간 전 세계 해양에서 어획되는 대부

Received 13 October 2023; Revised 15 November 2023; Accepted 22 November 2023

*Corresponding author: seoyi@korea.kr, Tel: +82-51-720-2274, Fax: +82-51-720-2277

Copyright © 2023 The Korean Society of Fisheries and Ocean Technology

분의 어획물은 낮은 영양단계에 위치한 종의 상대적 비율이 증가하였다(Pauly et al., 1998). 1967-2002년간 우리나라 연근해 생태계의 평균영양단계도 감소한 것으로 나타났다(Zhang and Lee, 2004).

또한 해양의 수온, 용존산소와 기타 생지화학적 특성의 변화는 생물의 분포, 성장, 재생산, 풍도 및 생태계구조를 변화시킨다(Cheung et al., 2013a; IPCC, 2019). 상업적으로 중요한 많은 어류와 무척추동물이 적정 서식수온을 찾아 극지, 근해 또는 깊은 수심 쪽으로 분포가 변화하고 있다(Cheung et al., 2013b; Dulvy et al., 2008; Nye et al. 2009; Worm and Lotze, 2021). 우리나라 주변 수역에서도 수온 상승을 비롯한 동물플랑크톤의 양적변화와 오징어, 고등어, 전갱이, 방어, 다랑어류 등 회유성 어종의 분포해역이 점차 북상 및 어획량의 증가 현상이 나타나고 있다(Graham, 1995; Lee et al., 2012; Park et al., 2000; Yamada et al., 2009). 최근 수행한 기후변화에 대한 연근해 어업 및 어종의 취약성평가에서 도루묵, 대구와 기름가자미가 높은 취약성을 보이는 것으로 나타났다(Kim et al., 2023).

실제 채택된 예방적 관리체계는 어업에 대한 기후변화의 영향을 제한하거나 완화하는데 효과적이다(FAO, 2020; Gaines et al., 2018; IPCC, 2019). 현재의 어업관리 체계를 조정하지 못한다면 장기적인 관점에서 어업생산을 악화시킬 것으로 예상된다(Free et al., 2020; Gaines et al., 2018). 전통적인 대부분의 어업관리는 단일종에 대한 자원관리 정책이나 어업관리 방식에 머물러 있으며, 기후변화를 비롯한 자원 외적인 요소를 모두 아우르기 위한 대안으로써 생태계 기반 자원관리가 필요하다(Bryndum-Buchholz et al., 2021; Dolan et al., 2016; Zhang, 2006). 우리나라에서도 수산자원과 이를 둘러싼 환경에 대한 통합적인 평가를 위한 생태계 기반 어업 위험도 평가 방법이 개발되었으며(Zhang et al., 2009, 2011), 남해 대형선망어업, 대형기선저인망어업, 기선권 현망어업, 잠수기어업, 황해 어업자원, 전남 바다목장, 동해 울진 연안어업 등에 적용되었다(Lee, 2012, 2014, 2018; Park et al., 2013; Seo, 2011; Seo et al., 2011; Yoon et al., 2014).

그러나 생태계 기반 어업 평가에서 특히, 생물다양성 목표의 지표별 기준점 설정은 적용 생태계, 어업, 평가시점, 평가목적에 따라 다르게 적용되어 생태계간 비교와

평가된 어업간의 상대적인 비교가 어렵다. 그러므로 본 연구는 우리나라 해역별 생태계에 대한 현황을 분석하고 생물다양성의 유지 목표에 대한 대표적인 지표를 분석을 통하여 장기 변화를 파악하고자 한다. 또한, 추후 생태계 기반 자원평가 및 관리를 위한 기초자료를 제공하는데 목적을 두고 있다.

자료 및 방법

1971-2020년까지 50년간 행정구역별 품종별 어획자료를 기초자료로 사용하였다(KOSIS, 2023). 생태계별 영양단계를 분석하기 위하여 행정지역을 기준하여 동해, 서해, 남해역을 구분하였다. 강원도, 경상북도, 울산광역시, 동해, 인천, 경기도, 충청남도, 전라북도를 서해, 그리고 부산광역시, 경상남도, 전라남도를 남해로 각각의 생태계별 어획량으로 간주하였다. 우리나라 연근해 어업 통계는 세분화되어 과거보다 보고 품종이 증가하여 현재는 139품종이다. 연근해 어업의 어획물 서식지, 먹이습성, 생물학적 특성 등에 따라 구분한 Zhang and Lee (2004)의 연구를 참고하여 17개의 생물군으로 구분하였다. 과거 연구와 달리 최근 어획통계에서 확인되지 않는 고래류, 대형상어류와 유기체설물은 생물군으로 구분하지 않았다.

생태계 구성 그룹의 영양단계(Trophic level, TL)는 최근 분석되고 있는 안정동위원소 분석을 통한 영양단계 추정 결과를 인용하여 계산하였다(Kang et al., 2020, 2021; Noh et al., 2019; Park et al., 2020; Shin et al., 2022a, 2022b, 2022c; Won et al., 2020). 영양단계가 추정된 종은 총 211종이며, 해역별로 동해는 92종, 서해는 31종, 남해는 124종에 대한 정보를 사용하였다. 해역마다 같은 종이 여러차례 분석된 경우는 평균값을 대푯값으로 하여 평균영양단계 추정에 적용하였다. 일부 영양단계가 추정되지 않은 경우는 우리나라 전체 해역의 동일한 생태계 그룹에서 추정된 평균값을 적용하였고, 어느 해역에서도 분석되지 않은 소형 상어류의 영양단계는 Zhang and Lee (2004)의 연구를 따랐다(Table 1).

연도별 생태계별 평균영양단계는 종 또는 그룹의 영양단계를 양륙량으로 가중평균하여 나타내며 아래의 수식 (1)으로 계산하였다(Pauly et al., 1998). 또한 생태계 변화를 파악하기 위한 지표로서 해역별 종다양성지수(Shannon's diversity index, H')를 계산하였으며, 어획

Table 1. Mean trophic levels by groups in Korean marine ecosystems

| Group | Overall | East Sea | South Sea | West Sea |
|----------------|---------|----------|-----------|----------|
| Large pelagics | 4.01 | 3.65 | 4.19 | 4.20 |
| Small sharks | 3.73 | 3.73 | 3.73 | 3.73 |
| Croakers | 3.55 | 3.53 | 3.52 | 3.67 |
| Eels | 3.49 | 3.50 | 3.46 | 3.60 |
| Rockfishes | 3.42 | 3.36 | 3.42 | 3.77 |
| Semi-demersals | 3.40 | 3.56 | 3.33 | 2.82 |
| Demersals | 3.24 | 3.51 | 2.96 | 3.72 |
| Small pelagics | 3.19 | 3.01 | 3.26 | 3.25 |
| Cephalopoda | 3.07 | 3.21 | 3.11 | 2.51 |
| Shrimps | 2.68 | 2.68 | 2.67 | 2.80 |
| Gastropoda | 2.55 | 2.57 | 2.55 | 2.53 |
| Crabs | 2.47 | 2.65 | 2.68 | 2.00 |
| Epifauna | 2.07 | 2.07 | 2.40 | 1.75 |
| Infauna | 2.03 | 2.00 | 2.00 | 2.05 |
| Seaweed | 1.00 | 1.00 | 1.00 | 1.00 |

개체수 자료를 대신하여 어획량 자료를 이용하여 수식 (2)에 적용하여 추정하였다(Shannon, 1948).

$$\overline{TL}_i = \sum TL_{ij} Y_{ij} / \sum Y_{ij} \quad (1)$$

여기서, \overline{TL}_i 는 i 년도 평균영양단계, TL_{ij} 는 i 년도 j 종 또는 그룹의 영양단계이며, Y_{ij} 는 i 년도 j 종 또는 그룹의 양륙량이다.

$$H' = - \sum p_i \log(p_i) \quad (2)$$

여기서, H' 는 종다양도지수, p_i 는 해역 생태계의 i 번째 생물의 비율이다.

어획생물에 대한 표영성-저서성 어류간의 비(Pelagic/Demersal species ratio, P/D)는 대·소형 부어류 및 주요 부어종인 오징어류의 어획량에 대한 반저서성어류, 돛류, 민어류와 저서성어류의 어획량 간의 비로 계산하였다. 값이 1이면 표영성-저서성 어류간 같은 비율이며, 1보다 크면 표영성 어류의 어획량이 높고 1보다 작으면 저서성 어류의 어획량이 높다.

생태계 변동을 파악하기 위하여 어획량, 영양단계, 종다양성지수의 시계열 자료를 연대별로 구분하여 평균, 표준편차를 계산하였으며, 변화 동향은 선형회귀 분석 및 상호상관계수를 추정하여 통계학적 유의성을 살펴보았다.

결 과

어획량 및 주요 생물군의 변화

1971-2020년간 우리나라 일반해면어업 총 어획량은 평균 125만 톤이었으며, 1971년이 76만 톤으로 가장 낮았고 1986년이 173만 톤의 범위로 가장 높았다. 지역 생태계별로 살펴보면, 동해 연평균 어획량은 20만 톤이며, 2020년이 14만 톤으로 가장 낮았고 1982년이 28만 톤의 범위로 가장 높았다. 서해 연평균 어획량은 18만 톤이며, 2016년이 11만 톤으로 가장 낮았고 1986년이 26만 톤의 범위로 가장 높았다. 남해 연평균 어획량은 87만 톤이며, 1971년이 49만 톤으로 가장 낮았고 1986년이 127만 톤의 범위로 가장 높았다(Fig. 1).

우리나라 일반해면어업 전체 어획량은 1971-2020년간 감소 추세로 나타났으며, 이러한 동향은 지역 생태계 별에도 동일하게 나타났다. 하지만 지역별 연대별로 차이를 보였는데, 1970년대는 전체 어획량이 전 지역에서 증가하였으며, 1980년대는 남해는 증가하고 동해와 서해는 감소하였으나 동해만 유의한 감소 동향을 나타냈다. 1990년대는 남해와 서해는 감소하고 동해는 증가하였고 동해만 통계학적으로 유의한 동향을 보였다.

2000년대는 동해와 서해 어획량이 증가하였고, 남해는 감소하는 동향을 보였으나 통계학적으로 유의하지 않았다. 2010년대는 동해와 남해는 감소하고, 서해는 증가하는 동향을 보였으나 통계학적으로 유의하지 않았다(Table 2).

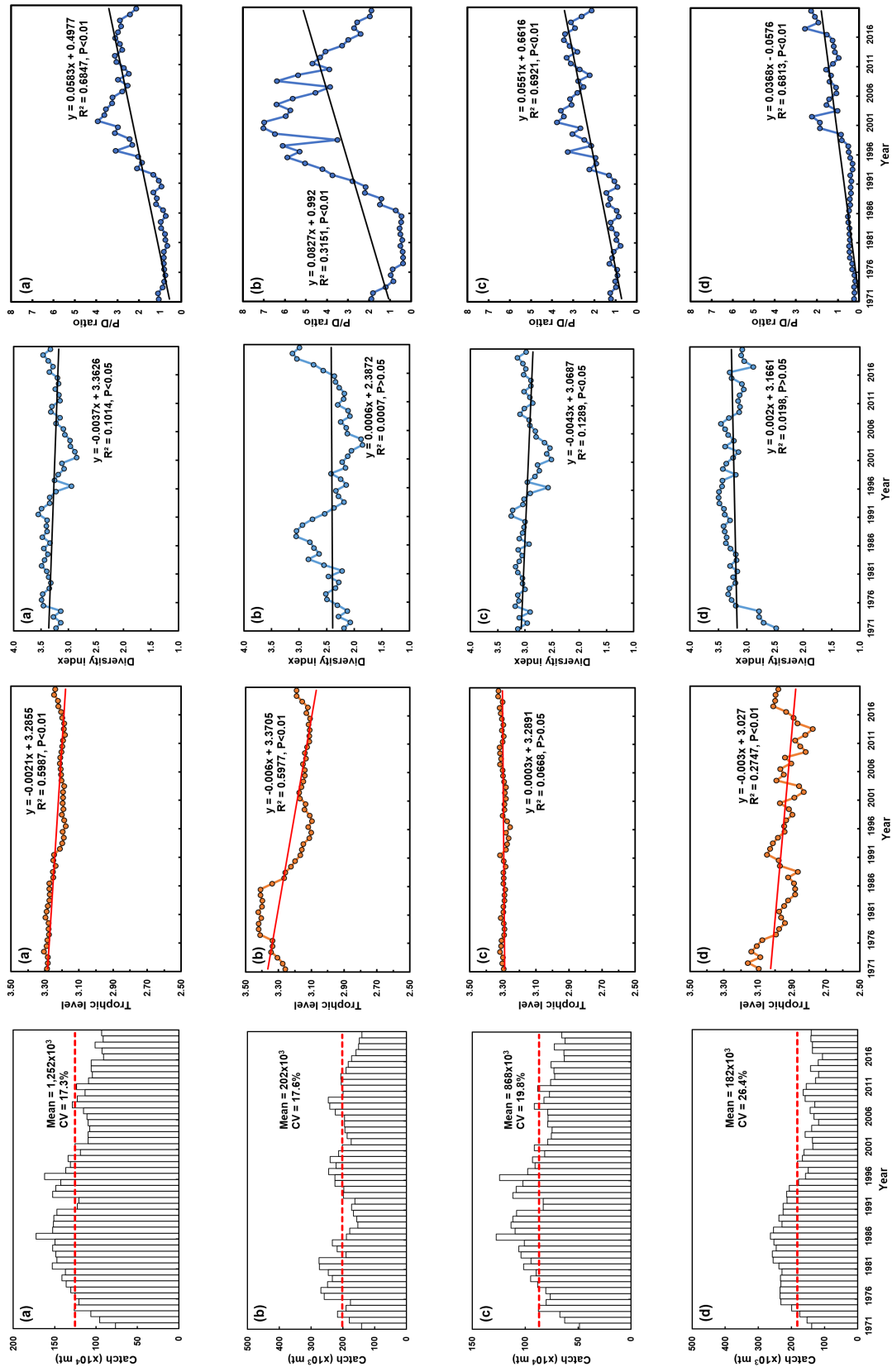


Fig. 1. Time series of catch (left), trophic level (middle-left), Shannon's diversity index (middle-right) and pelagic/demersal species ratio (right) in Korean waters. (a) overall, (b) East Sea, (c) South Sea, (d) West Sea.

Table 2. Trends of trophic level (TL), Shannon’s diversity index (H’) and pelagic/demersal species ratio (P/D) with five decades

| Indicator | Area | Overall | 1970s | 1980s | 1990s | 2000s | 2010s |
|-----------|-----------|---------|-------|-------|-------|-------|-------|
| Catch | Overall | ▼** | ▲** | ▲ | ▼ | ▲** | ▼** |
| | East Sea | ▼* | ▲** | ▼** | ▲** | ▲** | ▼** |
| | South Sea | ▼* | ▲** | ▲ | ▼ | ▼ | ▼** |
| | West Sea | ▼** | ▲** | ▼ | ▼** | ▲ | ▲ |
| TL | Overall | ▼* | ▼ | ▼** | ▼ | ▲ | ▲** |
| | East Sea | ▼** | ▲** | ▼** | ▼ | ▼** | ▲** |
| | South Sea | ▲ | ▼ | ▼ | ▼ | ▲** | ▲** |
| | West Sea | ▼** | ▼** | ▲ | ▼** | ▼ | ▲** |
| H | Overall | ▼** | ▲ | ▼ | ▼** | ▲** | ▲** |
| | East Sea | ▲ | ▲* | ▲* | ▼ | ▲* | ▲** |
| | South Sea | ▼* | ▼** | ▼* | ▼** | ▲** | ▲* |
| | West Sea | ▲ | ▲** | ▲* | ▼ | ▼ | ▼ |
| P/D | Overall | ▲** | ▼** | ▲* | ▲** | ▼** | ▼* |
| | East Sea | ▲** | ▼** | ▲** | ▲* | ▼* | ▼** |
| | South Sea | ▲** | ▼ | ▲ | ▲** | ▼** | ▼ |
| | West Sea | ▲** | ▲** | ▼ | ▲** | ▼ | ▲** |

Trends denoted with symbols; ▲ upward trend, ▼ downward trend
Significance level shows with asterisks; * P<0.05, ** P<0.01.

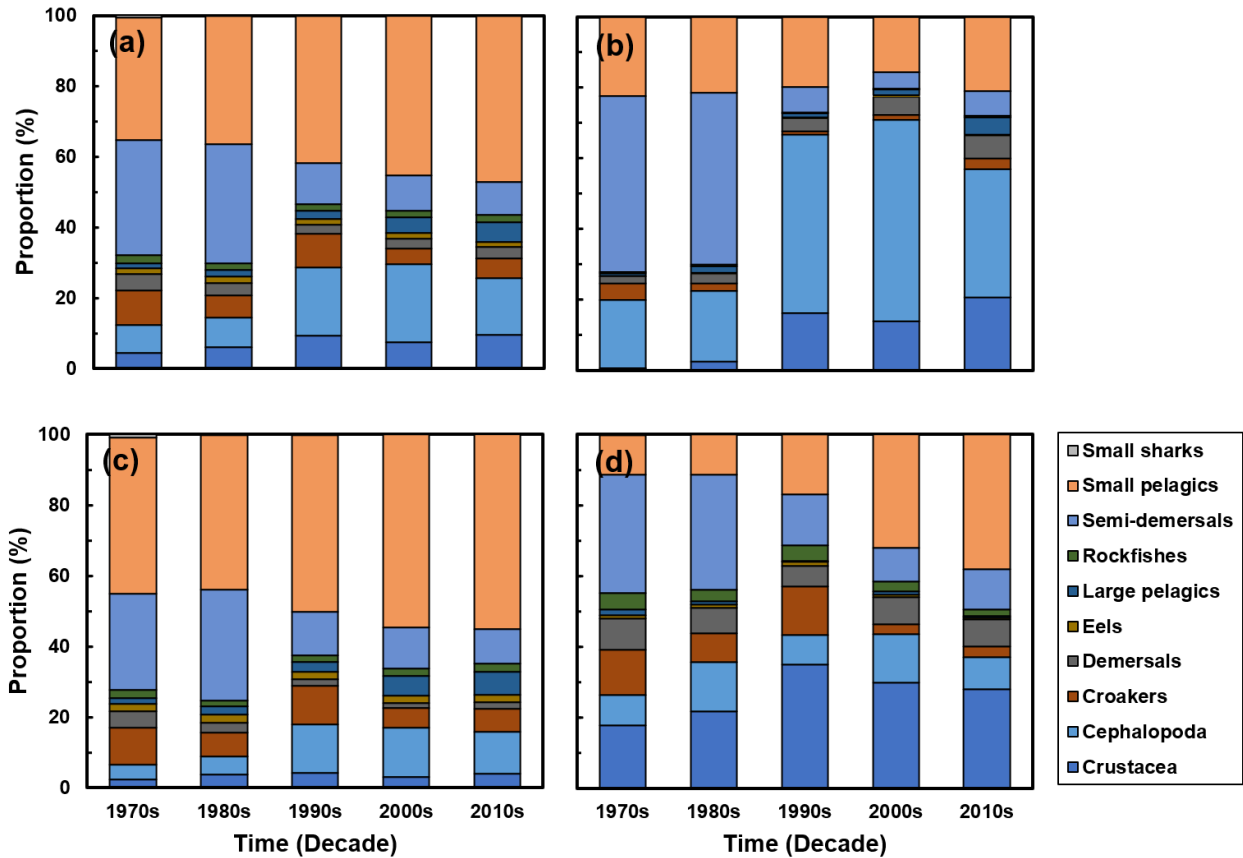


Fig. 2. Decadal variations in catch proportion in Korean waters. (a) overall, (b) East Sea, (C) South Sea, (d) West Sea.

우리나라 일반해면어업의 1970년대와 2010년대간 생물군의 변화는 소형부어류가 34.6%에서 48.3%, 갑각류가 4.5%에서 10.4%, 두족류가 7.8%에서 9.4%로 증가하였으며, 반저서성어류가 32.7%에서 12.1%로 크게 감소한 것으로 나타났다. 1970년대와 2010년대간 생물군의 변화를 지역 생태계별로 살펴보면, 동해는 두족류가 19.2%에서 36.3%, 갑각류가 0.7%에서 20.7%로 가장 많이 증가하였으며, 저서성어류와 대형부어류도 비율을 적지만 1970년대 대비 2010년대 3.1-6.2배 증가하였다. 이에 반해 반저서성어류는 1970-80년대는 48.4% 이상의 어획비율을 차지하였으나 1990년대 이후 7.3%이하로 매우 낮아졌다. 남해는 전체 생물군 변화 동향과 유사하며 1970년대와 2010년대간 비율차는 소형부어류가 10.9%, 두족류 7.8%, 대형부어류가 5.0%씩 더 증가하였다. 반면 반저서성어류는 1970-80년대는 27.2-31.3%였으며, 1990년대 이후 9.8-12.2%로 낮아졌다. 서해는 소형부어류와 갑각류의 증가가 두드러진 해역으로 1970년대와 2010년대간 비율차가 각각 26.8%, 10.2% 더 높았고, 이에 반해 반저서성어류와 민어류는 각각 22.0%, 9.7% 더 낮았다(Fig. 2).

생물다양성 지표 변화: TL, H', P/D

일반해면어업 자료를 이용하여 우리나라 해양생태계 변화를 살펴보기 위해서 해역별 영양단계(TL), 종다양성지수(H')와 표영성-저서성 어류비(P/D)를 산출하였다(Fig. 1, Table 3). 우리나라 주변 해역의 평균영양단계는 1971-2020년간 감소하는 것으로 나타났으며, 평균 3.23, 변동범위는 3.18-3.31이었다. 해역별로 살펴보면, 동해는 평균 3.22, 변동범위는 3.09-3.42로 변화범위가 넓었으며, 남해는 1971-2020년간 약하게 증가하는 추세이나 통계학적으로 유의하지는 않았고, 평균 3.30, 변동범위는 3.25-3.33로 영양단계 변화가 적었다. 서해는 영양단계의 감소 추세가 다른 해역보다 뚜렷하며 영양단계도 상대적으로 낮게 추정되어, 평균 2.95, 변동범위는 2.78-3.16으로 추정되었다.

연대간 영양단계 변화는 해역별 양상이 달랐다. 동해는 1990년대 전후로 평균영양단계가 낮아졌으며, 남해는 1990년대가 상대적으로 낮았으나 연대간 영양단계의 큰 변화가 없었다. 서해는 1970년대와 1990년대가 상대적으로 높은 영양단계를 나타냈다. 1980년대를 이후 어

획이 감소 추세로 변화하며 영양단계도 함께 감소하였다. 해역 생태계마다 어획량이 변화 시점은 달랐으나, 2010년대에 들어 세 해역 모두 영양단계가 상승하였다. 2010년대에 들어 상대적으로 영양단계가 높은 대형부어류, 저서어류의 어획이 증가하고 소형부어류의 어획 증가 비율이 더더지고, 두족류의 어획 비율 감소와 연관이 있다. 특히, 동해와 남해는 대형부어류와 민어류를 비롯한 반저서 및 저서어류의 비율이 증가하고 있다. 서해의 영양단계의 상승은 두 해역과 원인이 달랐는데, 서해에서 상대적으로 영양단계가 더 낮은 두족류의 어획비율이 감소하고, 영양단계가 높은 소형부어류와 반저서성어류의 어획증가로 인한 영양단계가 증가하였다.

우리나라 주변 해역 전체의 종다양성지수는 1971-2020년간 감소하는 것으로 나타났으며, 평균 3.27, 변동범위는 2.85-3.55였다. 해역별로 살펴보면, 동해는 평균 2.40, 변동범위는 1.85-3.11로 변화폭이 넓고 약하게 증가하는 추세이나 통계학적으로 유의하지는 않았다. 남해는 1971-2020년간 평균 2.96, 변동범위는 2.51-3.25로 영양단계 변화가 적었다. 서해는 평균 3.22, 변동범위는 2.47-3.49였으며, 1970년대 초기를 제외하고 대부분의 기간동안 다른 해역보다 종다양성지수가 높았다. 연대간 종다양성지수 변화는 해역별 양상이 달랐다. 동해는 1970년대, 1990년대와 2000년대의 평균종다양성지수가 낮게 나타났으며, 남해는 1990년대와 2000년대가 상대적으로 낮았으나 연대별 종다양성지수의 큰 변화는 없었다. 서해는 1970년대와 2010년대가 상대적으로 낮은 종다양성지수를 나타냈다.

종다양성지수는 연대별로 90년대를 기점으로 감소에서 증가하거나, 증가에서 감소로 추세 변화가 있었다. 동해는 극우점한 명태, 쥐치, 살오징어의 어획이 줄어들고 까나리, 기름가자미, 꼼치 등 꾸준히 어획되는 종의 통계보고의 세분화가 종다양성지수를 변화시켰다. 남해와 서해는 1990년대를 기준으로 상반된 양상을 보이는데, 남해는 명태, 쥐치와 정어리의 감소하고 살오징어, 전갱이류, 청어의 증가와 반지, 꼼치, 참다랑어의 어획 증가 및 통계세분화가 이루어졌다. 서해는 1970-1990년대 주요 우점종이었던 갈치, 뱀어, 강달이류, 맨땅이, 병어류의 어획이 감소하고 멸치, 꽃게, 굴, 바지락의 어획이 증가하였다. 감소하는 어종은 많으나 증가한 어종의 수와 그 어획량은 상대적으로 적어 종다양성지수가 감

Table 3. Trophic level (TL), Shannon's diversity index (H') and pelagic/demersal species ratio (P/D) of Korean waters in 1971-2020

| Year | Overall | | | East Sea | | | South Sea | | | West Sea | | |
|------|---------|------|------|----------|------|------|-----------|------|------|----------|------|------|
| | TL | H' | P/D | TL | H' | P/D | TL | H' | P/D | TL | H' | P/D |
| 1971 | 3.29 | 3.22 | 1.05 | 3.26 | 2.18 | 1.89 | 3.29 | 3.13 | 1.21 | 3.09 | 2.47 | 0.22 |
| 1972 | 3.28 | 3.14 | 1.09 | 3.27 | 2.07 | 1.81 | 3.30 | 2.95 | 1.25 | 3.16 | 2.70 | 0.20 |
| 1973 | 3.28 | 3.27 | 0.86 | 3.30 | 2.28 | 1.21 | 3.30 | 3.10 | 0.97 | 3.08 | 2.78 | 0.23 |
| 1974 | 3.31 | 3.14 | 0.80 | 3.34 | 2.12 | 0.84 | 3.32 | 2.90 | 1.01 | 3.14 | 2.78 | 0.17 |
| 1975 | 3.29 | 3.45 | 0.75 | 3.33 | 2.30 | 0.96 | 3.31 | 3.17 | 0.90 | 3.11 | 3.19 | 0.20 |
| 1976 | 3.28 | 3.49 | 0.80 | 3.33 | 2.49 | 0.87 | 3.31 | 3.11 | 0.92 | 3.07 | 3.26 | 0.32 |
| 1977 | 3.28 | 3.47 | 0.81 | 3.41 | 2.51 | 0.38 | 3.29 | 3.13 | 1.27 | 2.99 | 3.32 | 0.31 |
| 1978 | 3.28 | 3.35 | 0.81 | 3.42 | 2.34 | 0.38 | 3.29 | 2.99 | 1.15 | 2.97 | 3.30 | 0.42 |
| 1979 | 3.28 | 3.32 | 0.81 | 3.42 | 2.28 | 0.40 | 3.29 | 3.04 | 1.09 | 2.94 | 3.20 | 0.45 |
| 1980 | 3.30 | 3.36 | 0.65 | 3.40 | 2.46 | 0.50 | 3.31 | 3.04 | 0.74 | 2.96 | 3.24 | 0.45 |
| 1981 | 3.29 | 3.40 | 0.73 | 3.42 | 2.21 | 0.41 | 3.29 | 3.13 | 0.95 | 2.97 | 3.16 | 0.42 |
| 1982 | 3.28 | 3.49 | 0.76 | 3.40 | 2.55 | 0.50 | 3.30 | 3.17 | 0.94 | 2.95 | 3.29 | 0.45 |
| 1983 | 3.27 | 3.43 | 0.94 | 3.40 | 2.83 | 0.55 | 3.29 | 3.10 | 1.19 | 2.92 | 3.18 | 0.45 |
| 1984 | 3.27 | 3.37 | 0.96 | 3.41 | 2.63 | 0.48 | 3.29 | 3.05 | 1.23 | 2.88 | 3.19 | 0.50 |
| 1985 | 3.27 | 3.45 | 0.72 | 3.41 | 2.73 | 0.46 | 3.28 | 3.12 | 0.84 | 2.88 | 3.28 | 0.51 |
| 1986 | 3.27 | 3.33 | 0.84 | 3.34 | 2.80 | 0.72 | 3.30 | 2.92 | 0.93 | 2.89 | 3.36 | 0.45 |
| 1987 | 3.25 | 3.47 | 1.19 | 3.26 | 3.05 | 1.48 | 3.29 | 3.10 | 1.33 | 2.92 | 3.35 | 0.40 |
| 1988 | 3.25 | 3.39 | 1.15 | 3.26 | 3.04 | 1.41 | 3.30 | 3.04 | 1.25 | 2.86 | 3.39 | 0.42 |
| 1989 | 3.24 | 3.40 | 1.31 | 3.22 | 2.94 | 2.19 | 3.28 | 3.01 | 1.44 | 2.97 | 3.40 | 0.36 |
| 1990 | 3.25 | 3.39 | 0.92 | 3.20 | 2.75 | 2.15 | 3.29 | 3.00 | 0.89 | 2.98 | 3.29 | 0.38 |
| 1991 | 3.25 | 3.55 | 1.05 | 3.17 | 2.53 | 2.78 | 3.32 | 3.25 | 1.05 | 3.05 | 3.38 | 0.36 |
| 1992 | 3.21 | 3.49 | 1.30 | 3.16 | 2.36 | 3.74 | 3.28 | 3.22 | 1.30 | 3.03 | 3.40 | 0.40 |
| 1993 | 3.20 | 3.34 | 2.07 | 3.15 | 2.18 | 4.21 | 3.27 | 3.03 | 2.23 | 3.01 | 3.48 | 0.29 |
| 1994 | 3.19 | 3.34 | 1.85 | 3.11 | 2.29 | 5.03 | 3.26 | 3.02 | 1.89 | 2.98 | 3.49 | 0.29 |
| 1995 | 3.20 | 3.23 | 2.02 | 3.10 | 2.33 | 5.89 | 3.28 | 2.90 | 1.95 | 2.94 | 3.48 | 0.41 |
| 1996 | 3.18 | 2.95 | 3.09 | 3.12 | 2.14 | 5.28 | 3.25 | 2.57 | 3.26 | 2.94 | 3.43 | 0.47 |
| 1997 | 3.18 | 3.25 | 2.29 | 3.09 | 2.24 | 6.10 | 3.27 | 2.95 | 2.14 | 2.93 | 3.42 | 0.50 |
| 1998 | 3.20 | 3.19 | 2.42 | 3.11 | 2.42 | 3.50 | 3.30 | 2.81 | 2.47 | 2.90 | 3.19 | 0.80 |
| 1999 | 3.19 | 3.08 | 3.12 | 3.14 | 2.15 | 6.46 | 3.29 | 2.73 | 3.03 | 2.92 | 3.41 | 0.85 |
| 2000 | 3.20 | 3.12 | 2.98 | 3.13 | 2.22 | 7.01 | 3.29 | 2.77 | 2.65 | 2.97 | 3.36 | 1.84 |
| 2001 | 3.19 | 2.85 | 3.92 | 3.17 | 2.12 | 6.98 | 3.28 | 2.51 | 3.76 | 2.88 | 3.24 | 1.85 |
| 2002 | 3.19 | 2.89 | 3.61 | 3.17 | 2.05 | 5.95 | 3.29 | 2.59 | 3.43 | 2.83 | 3.14 | 2.23 |
| 2003 | 3.19 | 2.96 | 3.54 | 3.16 | 1.85 | 5.73 | 3.28 | 2.54 | 3.58 | 2.86 | 3.38 | 1.02 |
| 2004 | 3.20 | 2.97 | 3.25 | 3.15 | 1.88 | 6.39 | 3.29 | 2.64 | 3.06 | 2.99 | 3.22 | 1.54 |
| 2005 | 3.20 | 3.06 | 3.22 | 3.14 | 2.12 | 5.62 | 3.30 | 2.79 | 3.14 | 2.95 | 3.32 | 1.42 |
| 2006 | 3.21 | 3.09 | 2.77 | 3.14 | 2.14 | 4.54 | 3.30 | 2.80 | 2.80 | 2.97 | 3.38 | 1.06 |
| 2007 | 3.21 | 3.23 | 2.51 | 3.15 | 2.24 | 3.84 | 3.32 | 2.91 | 2.51 | 2.90 | 3.45 | 1.08 |
| 2008 | 3.21 | 3.15 | 2.97 | 3.13 | 2.07 | 6.38 | 3.31 | 2.92 | 2.75 | 2.94 | 3.31 | 1.39 |
| 2009 | 3.20 | 3.32 | 2.46 | 3.14 | 2.11 | 5.37 | 3.32 | 3.08 | 2.22 | 2.82 | 3.13 | 1.32 |
| 2010 | 3.20 | 3.30 | 2.70 | 3.12 | 2.30 | 3.88 | 3.32 | 3.01 | 2.68 | 2.85 | 3.11 | 1.55 |
| 2011 | 3.19 | 3.15 | 3.04 | 3.11 | 2.19 | 4.69 | 3.30 | 2.85 | 3.11 | 2.88 | 3.15 | 1.24 |
| 2012 | 3.18 | 3.17 | 3.11 | 3.11 | 2.18 | 4.32 | 3.29 | 2.91 | 3.30 | 2.82 | 3.12 | 0.95 |
| 2013 | 3.19 | 3.24 | 2.77 | 3.11 | 2.27 | 4.06 | 3.30 | 3.01 | 2.80 | 2.78 | 3.04 | 1.13 |
| 2014 | 3.19 | 3.18 | 2.88 | 3.11 | 2.34 | 3.27 | 3.29 | 2.88 | 3.17 | 2.87 | 3.08 | 1.18 |
| 2015 | 3.20 | 3.20 | 3.10 | 3.11 | 2.35 | 2.97 | 3.30 | 2.88 | 3.44 | 2.89 | 3.27 | 1.25 |
| 2016 | 3.20 | 3.35 | 2.97 | 3.13 | 2.56 | 2.40 | 3.31 | 3.02 | 3.38 | 2.93 | 3.30 | 1.52 |
| 2017 | 3.22 | 3.28 | 2.83 | 3.12 | 2.74 | 2.70 | 3.32 | 2.98 | 2.90 | 3.01 | 2.88 | 2.56 |
| 2018 | 3.22 | 3.37 | 2.87 | 3.15 | 3.04 | 2.56 | 3.30 | 3.03 | 3.11 | 3.00 | 3.04 | 1.92 |
| 2019 | 3.24 | 3.46 | 2.41 | 3.19 | 3.11 | 1.96 | 3.33 | 3.14 | 2.59 | 2.99 | 3.09 | 2.08 |
| 2020 | 3.24 | 3.33 | 2.11 | 3.19 | 2.99 | 1.88 | 3.32 | 2.98 | 2.13 | 2.98 | 3.08 | 2.27 |

소하였다.

우리나라 주변 해역의 표영성-저서성 어류비(P/D)는 1971-2020년간 증가하는 것으로 나타났으며, 평균 1.59, 변동범위는 0.65-3.92였다. 해역별로 살펴보면, 동해는 평균 1.79, 변동범위는 0.38-7.01로 변화범위가 넓었다. 1971-2020년간 전반적으로 증가 추세이나 2000년 P/D 비의 정점을 기준으로 이전은 급격히 증가하고 이후는 급격히 감소하는 것으로 구분해 볼 수 있다. 남해는 1971-2020년간 증가 추세로 1980년이 가장 낮고 2001년이 가장 높은 P/D비를 보였으며, 평균 1.77, 변동범위는 0.74-3.76이었다. 서해는 다른 두 해역보다 P/D비가 낮고 증가추세가 완만하나 2000년 이후 감소 동향 없이 2020년까지 지속적으로 증가하는 추세이며, 평균 0.60, 변동범위는 0.17-2.39로 나타났다.

표영성-저서성 어류비(P/D) 변화는 해역별 변동 폭의 차이는 있으나 연대별 추세는 유사하였다. 1970년대는 점차 낮아지다가, 1980-1990년대 지속적으로 증가한 후 2000년대부터 다시 감소하는 추세를 보였다. 예외적으로, 서해는 2010년대 초반에 감소하였으나 중반 이후 급격히 증가하는 추세로 변화한 것으로 나타났다. 1970-1980년대 명태, 쥐치의 어획비율이 높은 시기에 낮았다가, 1990년대 이후 살오징어, 고등어 등의 어획이 증가하여 높아졌다. 동해와 남해는 2000년대 이후 다시 감소 추세로 변화하였고, 서해는 2010년대 멸치와 살오징어의 어획의 증가로 인하여 P/D비가 증가하였다.

고 찰

1971-2020년간 우리나라 일반해면어업 총 어획량은 1971년이 가장 낮고 1986년에 정점에 이른 후 점차 감소하고 있다. 해역 생태계별로 살펴보면, 어획량이 낮은 시기는 해역별로 차이를 보이지만, 어획량이 가장 높은 시기는 세 해역 모두 1980년대로 동일하였다. 2000년대 어획량의 감소가 둔화되거나 일부 증가추세를 보였으나, 2010년대 다시 감소 추세로 변화했다. 연근해어업은 어로기술의 발달, 선박의 대형화, 그리고 어장 확대 등으로 인하여 생산량이 급격히 증가하였으나 1990년대에 들어서면서부터 감소하기 시작하였다(MOMAF, 2001). Zhang and Lee (2004)는 감소원인을 배타적 경제수역의 선포로 인한 해외어장의 축소와 한-러, 한-일, 한-중 어업협정 등으로 인한 기존 어장의 축소, 인접국 어선들과

의 무분별한 조업경쟁, 그리고 연안생태계의 오염과 남획으로 인한 수산자원의 고갈로 보고 있다.

강도 높은 어획이 장기간 지속된 해역의 수산자원은 기후변화에 더 강한 영향을 받으며, 동해를 포함한 북서태평양 주변 해역 등의 어업생산성이 지난 1930-2010년간 15-35% 감소했다(Free et al., 2019). 생산성이 높은 해역은 남획과 기후변화의 상승작용으로 해양생태계가 빠르게 재구조화하므로 단기기간의 관리로 되돌릴 수 없으며, 환경 변화를 통합한 장기적인 새로운 어업관리의 접근법이 요구된다(Kirby et al., 2009). 우리나라 주변 해양생태계도 높은 어업 생산량과 더불어 빠른 온난화가 나타나는 해역이므로(Belkin, 2009; Kim and Kang, 2000; Kim and Kim, 2023; Kim et al., 2007; Seong et al., 2010), 현재 시행되고 있는 총허용어획량(TAC) 관리제도, 수산자원회복 사업 등의 관리조치의 점검/이행 뿐만 아니라 생태계 자원평가와 같은 대안적인 자원관리 방안의 도입과 이에 따른 관리조치 마련이 필요하다.

생태계 변화를 파악할 수 있는 지표로서 영양단계(TL), 종다양성지수(H')와 표영성-저서성 어류비(P/D)를 해역 생태계별로 분석하였다. 생태계특성 해석에 이용되는 평균영양단계, 종다양성지수 및 캠프턴지수의 경우 모두 생체량 변화와 유사하게 기후변화 조건이 복합적이고 영향강도가 증가할수록 계의 다양성과 균등도는 뚜렷이 감소하는 양상을 보였다(Kang et al., 2012). 본 연구에서 해역 생태계의 세분화와 생물군의 구성의 변화에 의해 과거 연구와 영양단계 수치의 차이를 나타냈으나, 평균영양단계의 변동 추세는 Zhang and Lee (2004)와 Pauly et al. (1998)의 연구와 유사하였다. 어획 변화와 함께 평균영양단계도 1980년대를 기점으로 증가 추세에서 감소 추세로 변화하였다. 전체 해역, 동해, 서해의 평균영양단계는 감소 추세를 보였으며, 남해만 미약하게 증가하는 것으로 나타났으나 통계학적으로 유의하지는 않았다. 종다양성지수도 전체적으로 감소하는 것으로 나타났으며, 표영성-저서성 어류비(P/D)는 증가하여 전반적으로 저서성 어류가 감소하고 표영성 어류가 증가 추세에 있었다. 여러 어종이 다양하게 이용되는 현황이 영양단계, 종다양성지수, P/D비 지표에 반영되고 있다.

우리나라 연근해 어업생물자원은 어종의 수가 많고 양적을 우세한 어종이 없으며, 주 대상 어종이 시대에

따라 변천한다(Zhang and Lee, 2002). 해역 생태계나 연대별로는 단순히 감소하는 것이 아니라 증감을 반복하며 복합적으로 변동하는 양상을 보였다. 평균영양단계와 표영성-저서성 어류비(P/D)의 변화를 이끄는 주요 종은 반저서어류인 갈치, 명태, 쥐치, 소형부어류인 고등어, 멸치, 정어리, 두족류인 살오징어 그리고 갑각류인 꽃게 등이다. 종다양성지수는 어획의 변화와 정확도를 반영한 통계종의 세분화가 반영된 점도 영향을 주었다. 주요 어획종인 고등어, 살오징어 등은 어획이 발생하는 해역에서 전 생활사를 보내지 않는 회유종으로 환경의 변화에 따라 서식지를 이동하고 있다. 어획활동 외 다양한 환경요인들이 복합적으로 분포에 영향을 주고 있으며, 환경요인들과 어종의 분포, 자원량 변동 등간의 상호관계를 파악한 연구가 드물고 어획 변화나 분포 등에 관한 연구가 대부분을 차지하고 있다.

고등어 어장 해역뿐만 아니라 우리나라 동해안과 남해안은 전반적으로 온난화 경향을 나타내고 있으며, 수온 상승과 함께 오징어, 고등어, 전갱이, 멸치, 방어 등 회유성 어종의 겨울철 분포해역이 점차 북상되고 있는 것으로 나타났다(Park et al., 2000). 참다랑어 어획량의 증가는 수온 상승으로 인한 아열대어종의 북상 경향의 하나로 사료되며(Lee et al., 2012), 이러한 경향은 동해 동남부인 일본 측 해역에서도 참다랑어 어장의 북상 현상이 나타나고 있다(Yamada et al., 2009). 생활사가 짧고 빠르게 성장하는 생물은 긍정적이든 부정적이든 온난화 등에 대응해 서식지를 옮기고 있으며, 이러한 지역적인 변화가 해역의 어업생산성 변화를 이끈다(Free et al., 2019). 회유성 부어류의 분포변화는 현재 이루어지고 있는 어업 양상에 대한 영향보다 기후변화에 따른 영향이 더 클 수 있다는 것을 시사하며, 기후변화가 우리나라 연근해 해역별 어획생물 구성에 이미 영향을 미치고 있는 상황으로 사료된다.

Jackson et al. (2001)은 해양자원의 감소는 오염, 수질 저하, 기후변화 등이 연안생태계에 영향을 미치는 수준보다 남획이 더 큰 영향이라 보고하였다. 어획에 의한 영양단계의 저하는 초기에는 어획의 증가로 이어지지만, 이후 어획이 증가가 부진해지다 감소 단계로 변화한다. 이러한 결과는 현재 지속적이지 못한 상태로 이용되고 있다는 것을 나타낸다(Pauly et al., 1998). 어업은 생활사가 긴 대형 저서어류의 자원량과 생태계 구조 변화

에 강한 영향을 미치며, 미국, 유럽, 아프리카 서부 해역에서 어업에 기인한 저서어류의 자원량 및 평균영양단계의 감소가 나타났다(Laurans et al., 2004; van Denderen et al., 2023). 저서어류에 대한 수온의 영향은 확인되지 않았으나, 장기간에 걸친 대규모의 연구에서 영향을 있을 것으로 추정된다(van Denderen et al., 2023). 황해 저서어류에 대한 기후 변화 영향 연구에서 이전의 연구와 다르게 수온 상승에 따라 북으로 이동하지 않는 것으로 나타나 황해저층냉수의 주요한 요인으로 작용하는 것으로 사료되며, 이러한 결과는 기후 변화에 따른 어류의 이동에 대한 새로운 관점으로 제공할 것이다(Zhu et al., 2022).

기후변화가 해양생태계와 어업에 주는 주요한 영향은 증가하고 있으며, 이러한 변화를 자원관리를 통해 해결하려는 노력은 계속되고 있다(Holsman et al., 2019). 어업자원의 장기변화에 대한 원인을 파악하기에는 어려움이 있으며 어업과 기후간 어떤 요인이 더 영향을 미치는가에 대하여 여전히 논란이 있다(Brander, 2018; Hutchings and Myers, 1994; Pikitch et al., 2004). 어떠한 요인이 더 변화를 이끄는지에 대한 논의는 계속되고 있으나, 현재 생태계와 수산자원에 영향을 미치는 다양한 요인들을 모두 포괄할 수 있는 자원관리 방안과 생태계 현황과 변화를 파악할 수 있는 지표가 필요한 시점이라는 것 역시 분명하다.

해양생태계는 어업뿐만 아니라 변화하는 환경에도 많은 영향을 받으므로 높은 생물다양성 수치가 이상적이거나 생태계 복원 등의 목표기준점을 삼을 수 있는 것은 아니며, 평균적인 해역 생태계의 상태를 파악할 수 있는 지시자로서의 정보를 가지는 것으로 해석해야 할 것으로 판단된다. 생태계를 파악하기 위해 본 연구에 적용된 해역별 생물다양성 지표들은 대부분 상업적 어업의 어획량을 기초로 분석되어 해양생태계의 전반적인 현황을 파악하기에 한계가 있다.

시대별 어업의 변화, 자원조사 결과 등의 분석 추가로 이루어져야 더욱 정확한 생태계변화에 대한 해석이 가능할 것으로 판단된다. 또한, 어업, 기후 등 다양한 환경의 변화를 관리체계 내에 녹여둘 수 있는 대안의 하나로 생태계 기반 자원평가 및 관리 방안을 적용하기 위하여 생태계를 통합적으로 파악할 수 있는 지표도 개발해 나가야 할 것으로 사료된다.

결론

1971-2020년간 우리나라 일반해면어업 총 어획량은 1971년이 가장 낮고 1986년에 정점에 이른 후 점차 감소하고 있다. 2000년대 어획량의 감소가 둔화되거나 일부 증가추세를 보였으나, 2010년대 다시 감소 추세로 변화했다. 생태계 변화를 파악할 수 있는 지표로서 영양단계(TL), 종다양성지수(H')와 표영성-저서성 어류비(P/D)를 해양 생태계별로 분석하였다. 해양 생태계별 추세의 일부 차이를 보였으나 평균영양단계와 종다양성지수는 감소하는 것으로 나타났으며, 표영성-저서성 어류비(P/D)는 증가하였다. 1970-1980년대 우점했던 저서성 어류는 감소하고, 1990-2010년대는 표영성 어류가 우점하는 것으로 변화했다. 하지만, 해양 생태계와 연대별로는 단순하게 감소하는 것이 아니라 증감을 반복하며 복합적으로 변동하는 양상을 보였다. 우리나라 주변 해양 생태계의 변화는 어업과 기후 변화가 복합적으로 작용한 것으로 사료되며, 생태계 지표는 1980년대 중반을 기점으로 급변한 어획량 변화, 저서어종의 급감, 표영성 어종의 증가를 반영하고 있다. 본 연구에서 분석된 생물 다양성 지표들은 해양생태계의 일부를 반영하나 상업적 어획량이 기초하여 분석되어 한계점을 가지고 있다. 해양생태계를 파악할 수 있는 자원조사, 환경요소 등에 대한 추가적인 연구가 필요하며, 생태계 기반 자원평가 및 관리가 우리나라 어업 현장과 해양환경 등을 아울러 평가하고 관리할 수 있도록 개선해나가야 한다.

사 사

본 연구는 국립수산물과학원 2023년도 수산시험연구소 업무 연근해 어업자원 평가 및 관리 연구(R2023002)의 지원을 받아 수행되었습니다.

References

Alverson DL and Larkin PA. 1994. The state of the world fishery resources. Fisheries: fisheries science and management - Century 21. Voigtlander CD, ed. Oxford and IBH Publishing, New Delhi, 150-167.

Belkin IM. 2009. Rapid warming of large marine ecosystem. *Prog Oceanogr* 81, 207-213. <https://doi.org/10.1016/j.pcean.2009.04.011>.

Brander KM. 2018. Climate change not to blame for cod

population decline. *Nat Sustain* 1, 262-264. <https://doi.org/10.1038/s41893-018-0018-5>.

Bryndum-Buchholz A, Tittensor DP and Lotze HK. 2021. The status of climate change adaptation in fisheries management: Policy, legislation and implementation. *Fish Fish* 22, 1248-1273. <https://doi.org/10.1111/faf.12586>.

Cheung WWL, Sarmiento JL, Dunne J, Frolicher TL, Lam VWY, Deng Palomares ML, Watson R and Pauly D. 2013a. Shrinking of fishes exacerbates impacts of global ocean changes on marine ecosystems. *Nat Clim Chang* 3, 254-258. <https://doi.org/10.1038/nclimate1691>.

Cheung WWL, Watson R and Pauly D. 2013b. Signature of ocean warming in global fisheries catch. *Nature* 497, 365-368. <https://doi.org/10.1038/nature12156>.

Dolan TE, Patrick WS and Link JS. 2016. Delineating the continuum of marine ecosystem-based management: a US fisheries reference point perspective. *ICES J Mar Sci* 73, 1042-1050. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsv242>.

Dulvy NK, Rogers SI, Jennings S, Stelzenmuller V, Dye SR and Skjoldal HR. 2008. Climate change and deepening of the North Sea fish assemblage: a biotic indicator of warming seas. *J Appl Ecol* 45, 1029-1039. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2008.01488.x>.

FAO. 2020. The state of world fisheries and aquaculture 2020. Sustainability in action. Food and Agriculture Organization, Rome, 206. <https://doi.org/10.4060/ca9229en>.

Free CM, Thorson JT, Pinsky ML, Oken KL, Wiedenmann J and Jensen OP. 2019. Impacts of historical warming on marine fisheries production. *Science* 363, 979-983. <https://doi.org/10.1126/science.aau1758>.

Free CM, Mangin T, Molinos JG, Ojea E, Burden M, Costello C and Gaines SD. 2020. Realistic fisheries management reforms could mitigate the impacts of climate change in most countries. *PLoS ONE* 15, e0224347. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0224347>.

Gaines SD, Costello C, Owashi B, Mangin T, Bone J, Molinos JG, Burden M, Dennis H., Halpern BS, Kappel CV, Kleisner KM and Ovando D. 2018. Improved fisheries management could offset many negative effects of climate change. *Sci Adv* 4, eaao1378. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aao1378>.

Graham NE. 1995. Simulation of recent global temperature trend. *Science* 267, 666-671. <https://doi.org/10.1126/science>.

267.5198.666.

- Holsman KK, Hazen EL, Haynie A, Gourguet S, Hollowed A, Bograd SJ, Samhouri JF and Aydin K. 2019. Towards climate resiliency in fisheries management. *ICES J Mar Sci* 76, 1368-1378. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsz031>.
- Hutchings JA and Myers RA. 1994. What can be learned from the collapse of a renewable resource? Atlantic Cod, *Gadus morhua*, of Newfoundland and Labrador. *Can J Fisheries Aquatic Sci* 51, 2126-2146. <https://doi.org/10.1139/f94-214>.
- IPCC. 2019. IPCC special report on the ocean and cryosphere in a changing climate. Summary for policymakers. Portner HO, Roberts DC, Masson-Delmotte V, Zhai P, Tignor M, Poloczanska E, Mintenbeck K, Alegría A, Nicolai M, Okem A, Petzold J, Rama B and Weyer NM, eds. Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York, USA, 3-35. <https://doi.org/10.1017/9781009157964.001>.
- Jackson JBC, Kirby MX, Berger WH, Berger WH, Bjorndal KA, Botsford LW, Bourque BJ, Bradbury RH, Cooke R, Erlandson J, Estes JA, Hughes TP, Kidwell S, Lange CB, Lenihan HS, Pandolfi JM, Peterson CH, Steneck RS, Tegner MJ and Warner RR. 2001. Historical overfishing and the recent collapse of coastal ecosystems. *Science* 293, 629-636. <https://doi.org/10.1126/science.1059199>.
- Kang YH, Ju SJ and Park YG. 2012. Predicting impacts of climate change on Sinjido marine food web. *Ocean Polar Res* 34, 239-251. <https://doi.org/10.4217/OPR.2012.34.2.239>.
- Kang HY, Kim C, Kim D, Lee YJ, Park HJ, Kundu GK, Kim YK, Bibi R, Jang J, Lee KH, Kim HW, Yun SG, Kim H and Kang CK. 2020. Identifying patterns in the multitrophic community and food-web structure of a low-turbidity temperate estuarine bay. *Sci Rep* 10, 16637. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-73628-6>.
- Kang HY, Lee YJ, Kim C, Kim D, Kim DH, Kim JH, Choi DL and Kang CK. 2021. Food web trophic structure at marine ranch sites off the east coast of Korea. *Front Mar Sci* 8, 653281. <https://doi.org/10.3389/fmars.2021.653281>.
- Kim S and Kang S. 2000. Ecological variations and El Niño effects off the southern coast of the Korean Peninsula during the last three decades. *Fish Oceanogr* 9, 239-247. <https://doi.org/10.1046/j.1365.2419.2000.00142.x>.
- Kim JG and Kim JG. 2023. Changes in climate factors and catches of fisheries in the Republic of Korea over the Three Decades. *Water* 15, 1952. <https://doi.org/10.3390/w15101952>.
- Kim S, Zhang CI, Kim JY, Oh JH, Kang S and Lee JB. 2007. Climate variability and its effects on major fisheries in Korea. *Ocean Sci J* 42, 179-192. <https://doi.org/10.1007/BF03020922>.
- Kim MJ, Hong JB, Han IS, Lee JS and Kim DH. 2023. Vulnerability assessment of Korean fisheries to climate change. *Mar Policy* 155, 105735. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2023.105735>.
- Kirby RR, Beaugrand G and Lindley JA. 2009. Synergistic effects of climate and fishing in a marine ecosystem. *Ecosystems* 12, 548-561. <https://doi.org/10.1007/s10021-009-9241-9>.
- KOSIS. 2023. Statistic database for fisheries production. Korean Statistical Information Service, Retrieved from <http://www.fips.go.kr>. Accessed 23 May 2023.
- Laurans M, Gascuel D, Chassot E and Thiam D. 2004. Changes in the trophic structure of fish demersal communities in West Africa in the three last decades. *Aquat Living Resour* 17, 163-173. <https://doi.org/10.1051/alr:2004023>.
- Lee JH. 2012. A study on the ecosystem-based risk assessment of the Korean large purse seine fishery under the climate change. Ph.D. Thesis, Pukyong National University, Korea, 142.
- Lee MW. 2014. Ecosystem-based stock assessment and fisheries management in the west coast of Korea. Ph.D. Thesis, Pukyong National University, Korea, 130.
- Lee SK. 2018. Ecosystem-based stock assessment and fisheries management of diving fishery in the south sea of Korea. Ph.D. Thesis, Pukyong National University, Korea, 137.
- Lee JH, Lee JB, Zhang CI, Kang S, Choi YM and Lee DW. 2012. A study on fluctuation of the fishing grounds of target fishes by the Korean large purse seine fishery. *J Kor Soc Fish Tech* 48, 107-117. <https://doi.org/10.3796/KSFT.2012.48.2.107>.
- Myers RA and Worm B. 2003. Rapid worldwide depletion of predatory fish communities. *Nature* 423, 280-283. <https://doi.org/10.1038/nature01610>.
- MOMAF. 2001. Study of a middle-long term comprehensive plan in fisheries resources and management. Ministry of Maritime Affairs and Fisheries, 490.

- Noh J, Yoon SJ, Kim H, Lee C, Kwon BO, Lee Y, Hong S, Kim J, Ryu J and Khim JS. 2019. Anthropogenic influences on benthic food web dynamics by interrupted freshwater discharge in a closed Geum River estuary, Korea. *Environ Int* 131, 104981. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.104981>.
- Nye JA, Link JS, Hare JA and Overholtz WJ. 2009. Changing spatial distribution of fish stocks in relation to climate and population size on the Northeast United States continental shelf. *MEPS* 393, 111-129. <https://doi.org/10.3354/meps08220>.
- Park JH, Hwang KS and Kang YS. 2000. Variation of fishing condition and the winter warming in Korean waters. *J Korean Soc Fish Res* 3, 77-87.
- Park HW, Zhang CI, Kwon YJ, Seo YI and Oh TY. 2013. A study on the risk scoring and risk index for the ecosystem-based fisheries assessment. *J Kor Soc Fish Tech* 49, 469-482. <https://doi.org/10.3796/KSFT.2013.49.4.469>.
- Park TH, Lee CI, Kang CK, Kwak JH, Lee SH and Park HJ. 2020. Seasonal variation in food web structure and fish community composition in the East/Japan Sea. *Estuaries Coast* 43, 615-629. <https://doi.org/10.1007/s12237-019-00530-4>.
- Pauly D, Christensen V, Dalsgaard J, Froese R and Torres Jr. F. 1998. Fishing down marine food webs. *Science* 279, 860-863. <https://doi.org/10.1126/science.279.5352.860>.
- Pikitch EK, Santora C, Babcock EA, Bakun A, Bonfil R, Conover DO and Dayton P. 2004. Ecosystem-based fishery management. *Science* 305, 346-347. <https://doi.org/10.1126/science.1098222>.
- Seo YI. 2011. Ecosystem-based stock assessment and fisheries management in the southern sea of Korea. Ph.D. Thesis, Pukyong National University, Korea, 168.
- Seo YI, Zhang CI, Lee JB and Cha HK. 2011. Stock assessment by ecosystem risk analysis of large purse seine fishery in the southern sea of Korea. *J Kor Soc Fish Tech* 47, 369-389. <https://doi.org/10.3796/KSFT.2011.47.4.369>.
- Seong KT, Hwang JD, Han IS, Go WJ, Suh YS and Lee JY. 2010. Characteristic for long-term trends of temperature in Korean waters. *J Korean Soc Mar Environ Saf* 16, 353-360.
- Shannon CE. 1948. A mathematical theory of communication. *The Bell System Technical Journal* 27, 379-423, 623-656.
- Shin D, Park TH, Lee CI, Hwang K, Kim DN, Lee SJ, Kang S and Park HJ. 2022a. Characterization of trophic structure of fish assemblages in the East and South Seas of Korea based on C and N stable isotope ratios. *Water* 14, 58. <https://doi.org/10.3390/w14010058>.
- Shin D, Park TH, Lee CI, Jeong JM, Lee SJ, Kang S and Park HJ. 2022b. Trophic ecology of largehead hairtail *Trichiurus japonicus* in the South Sea of Korea revealed by stable isotope and stomach content analyses. *Front Mar Sci* 9, 910436. <https://doi.org/10.3389/fmars.2022.910436>.
- Shin D, Park TH, Lee CI, Jo JH, C CG, Kang S and Park HJ. 2022c. Feeding ecology of common squid *Todarodes pacificus* in the South Sea of Korea determined through stable isotope and stomach content analyses. *Water* 14, 3159. <https://doi.org/10.3390/w14193159>.
- van Denderen D, Maureaud AA, Andersen KH, Gaichas S, Lindegren M, Petrik CM, Stock CA and Collie J. 2023. Demersal fish biomass declines with temperature across productive shelf seas. *Global Ecol Biogeogr* 32, 1846-1857. <https://doi.org/10.1111/geb.13732>.
- Won EJ, Choi B, Lee CH, Hong S, Lee JH and Shin KH. 2020. Variability of trophic magnification factors as an effect of estimated trophic position: Application of compound-specific nitrogen isotope analysis of amino acids. *Environ Int* 135, 105361. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.105361>.
- Worm B and Lotze HK. 2021. *Climate change 3rd Edition. Marine biodiversity and climate change.* Letcher TM, ed. Elsevier, 445-464. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-821575-3.00021-9>.
- Yamada H, Matsumoto T and Miyabe N. 2009. Overview of the Pacific bluefin tuna fisheries. *Collect Vol Sci Pap ICCAT*, 63, 195-206.
- Yoon SC, Zhang CI, Seo YI and Kim ZG. 2014. Ecosystem-based resource assessment on coastal fisheries of Uljin in East Sea of Korea. *J Kor Soc Fish Technol* 50, 567-582. <https://doi.org/10.3796/KSFT.2014.50.4.567>.
- Zhang CI. 2006. A study on the ecosystem-based management system for fisheries resource in Korea. *J Kor Soc Fish Tech* 42, 240-258.

- Zhang CI and Lee SG. 2002. Fisheries Management. Sejong Publ. Co. Busan, 500.
- Zhang CI and Lee SK. 2004. Trophic levels and fishing intensities in Korean marine ecosystems. J Korean Soc Fish Res 6, 140-152.
- Zhang CI, Kim S, Gunderson D, Marasco R, Lee JB, Park HW and Lee JH. 2009. An ecosystem-based fisheries assessment approach for Korean fisheries. Fish Res 100, 26-41. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2008.12.002>.
- Zhang CI, Hollowed AB, Lee JB and Kim DH. 2011. An IFRAME approach for assessing impacts of climate change on fisheries. ICES J Mar Sci 68, 1318-1328. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsr073>.
- Zhu Y, Lin Y, Chu J, Kang B, Reygondeau G, Zhao Q, Zhang Z, Wang Y and Cheung WWL. 2022. Modelling the variation of demersal fish distribution in Yellow Sea under climate change. J Ocean Limnol 40, 1544-1555. <https://doi.org/10.1007/s00343-021-1126-6>.