

방죽포 쇠파대생태계의 수용력과 수산자원방류

강 윤 호*

여수대학교 수산증양식연구센터

Carrying Capacity and Fishery Resources Release in the Bangjukpo Surfzone Ecosystem

Yun Ho KANG*

Aquaculture Research Center, Yosu National University, Yeosu 550-749, Korea

To increase fishery resources in coastal waters, juvenile fish and bivalves are artificially released every year in Korea. This study provides a methodology to estimate an optimal release quantity based on the carrying capacity of the receiving basins. Carrying capacity was defined by E.P. Odum's theory of ecosystem development as the upper limit of biomass, where total system respiration equals total primary production. The Ecopath trophic ecological model was used to determine carrying capacity in the surfzone ecosystem of Bangjukpo on the southern coast of Korea. Using a top-down control method, various biomasses of fish groups were given to the simulation, with primary production constant and no catch. The results showed that biomass of selected fish groups increased by two orders of magnitude, yielding a five-fold increase in overall consumer biomass. The resultant values are 10 times higher than those estimated in open seas. This can be explained by higher primary production in the Bangjukpo surfzone ecosystem. This method can be used for strategic releases and ecosystem management, particularly when based on an ecological background.

Keywords: Surfzone ecosystem, Ecological model, Fishery resources release, Carrying capacity, Ecopath

서론

우리나라에서 방류사업은 국립수산물품질관리원과 국립수산물품질관리원 소속의 양식장 중심으로서 각기 1976년부터 2001년까지 34종 330백만 마리, 1996년부터 2001년까지 16종 56백만 마리를 방류하였다(MMAF, 2002). 이와 같이 장기간에 걸친 대규모 방류 사업에 있어서 문제점은 다음과 같다(Kim, 2002). 1) 방류 치어의 건강과 환경 적응력에 대한 검증 없는 무작위 방류. 2) 해역의 수용력(carrying capacity)과 방류로 인한 효과(중간 경쟁 및 우점종 변화 등) 고려하지 않음. 3) 방류시기 조절미흡. 4) 대상종의 서식에 적합한 환경 조성(해조장 조성, 인공어초 조성, 오피수 유입원 관리 등) 결여. 그리고 5) 방류량 통계 불확실 및 무작위 단기성 방류로 방류효과 장기예측 어려움 등이 있다. 방류자원의 양을 결정하기 위해서는 대상 해역의 수용력을 파악하는 것이 무엇보다 중요하다고 할 수 있다. 수용력은 임의의 계가 그 상태를 유지할 수 있다는 가정 하에 수용할 수 있는 어떤 조건의 최대값이라고 할 수 있다. 따라서 생태계에 있어서 수용력은 "생태계에 의해서 수용될 수 있는 한 개체군의 최대 개체수라고 정의"할 수 있다(Odum, 1971).

본 연구의 목적은 수산자원의 적정 방류량을 결정하기 위한 방법론을 제시하는 것이다. 모형실험을 통해 방류해역의 생태적 수용력을 파악한 후, 이에 근거하여 계가 수용할 수 있는 적정 방류량을 생어의 생체량으로서 결정하였다. 실험은 전라

남도 돌산도 방죽포에서 생산되는 어류를 선택하였다. 모형실험은 방죽포 쇠파대 영양모형(Kang, 2003)에 상부하향조정(top-down control) 방법을 적용하였다. 계의 총 호흡량과 일차 생산량의 비가 1에 근접할 때의 생체량을 수용력이라 정의하고서(Odum, 1969; Christensen and Pauly, 1998), 대상 자원의 생체량 증가에 따른 모형실험의 결과를 비교 및 해석하였다.

재료 및 방법

기존연구

연안의 수산·양식분야에서 수용력에 대해서는 많은 연구가 이루어져 왔다. 먹이조성, 성장을, 사망을 등의 생리특성이 비교적 단순하며 먹이사슬에서 일차생산자를 주로 소비하는 1차 소비자(이매패류 등)의 경우, 수용력에 대한 기존의 연구는 다음과 같이 분류될 수 있다. 1) 해역의 수질 기준: 양식장 내의 암모니아 농도를 기준으로 새우양식장의 수용력을 평가한 바 있으며(Siri, 1999), 또한 양식장 방류수가 인근 해역에 미치는 수질을 기준으로 수용력을 평가하였다(Tookwinas, 1998; Ward, 1995). 영양염 양을 인위적으로 조절하였을 때 발생하는 저서성 부유어과식자의 생체량 비를 이용하여 수용력을 결정한 바 있다(Van Der Tol and Scholten, 1997). 질소동역학 모형을 이용하여 새우양식장의 사육수 교환에 따른 암모니아 농도를 계산한 후, 조류에 의한 암모니아 동화량을 기준으로 양식장의 수용력을 결정하였다(Lorenzen et al., 1997). 부유성 입자와 패류 생체량과의 상관성을 고려하여 수용력을

*Corresponding author: ykang@yosu.ac.kr

과약하기도 하였다 (Dowd, 2000). 이때 부유성 입자량은 패류의 여과속도, 내부 순생산량 그리고 조석 수세율 (tidal flushing rate)의 함수로 결정하였다. 2) 해역의 물리환경, 수질 및 생물기구를 고려할 수 있는 여러 모형 결합: 해수유동과 수질모형을 이용하여 굴의 먹이가 될 수 있는 식물플랑크톤의 양을 계산한 후, 굴의 수용력을 결정하였다 (Park et al., 2002; Cho et al., 1996; Raillard and Ménesguen, 1994). Smaal et al. (1998)은 수용력 산정모형에 해수유동, 해수퇴적물간의 물질교환, 이때패류의 생리 및 개체군성장모형을 포함시켜야 한다고 주장하였다. Lee et al. (2002)은 이때패류의 환경용량산정 모형에 사용되는 모형들에 대해 비교 및 검토하였다.

먹이사슬에서 일차생산자와 일차소비자를 소비하는 어류 등의 이차 이상의 소비자인 경우, 먹이조성과 생리특성이 일차 소비자에 비해 비교적 복잡하다고 할 수 있다. 이들에 대한 수용력 연구에는 첫째 해역의 수질 혹은 먹이 조건을 계산하기 위해 해수유동모형과 수질/생태모형을 결합하는 방법, 둘째 생태계 내에서 중간 관계를 고려하기 위해 영양모형을 사용하는 방법, 마지막으로 생태계에 대한 고려없이 개체군역학, 어획 등의 자료를 사용하여 판정하는 방법이 있다. 마지막 방법은 방류해역의 생태적 특성을 고려해야 하는 것으로 본 연구의 관점에서 벗어나기 때문에 여기서는 다루지 않았다. 1) 해수유동모형과 수질/생태모형을 결합하는 방법에는 어류에 의한 수질오염을 고려하여 양식장의 밀도를 결정하였고 (Li et al., 1994), 어류에 의해 생성되는 유기물 및 영양염을 감소하는 대안을 제시하였다 (Wu, 1995). 오염이 심각하여 적조가 발생하는 만의 수세율과 수질항목을 고려하여 양식어장의 수용력을 결정하였다 (Lee et al., 2003). 어류의 먹이가 되는 동물플랑크톤의 분포가 피오르트의 지형 및 조류에 의해 영향을 받는다는 특성을 모형에 이용하여 재현하였고, 치어방류 조건에 대해서도 언급하였다 (Salvanes et al., 1995). 아울러 피오르트에서 바람에 의한 해수순환 특성에 따라 플랑크톤 운반이 발생하고 이에 의해 어류에 대한 수용력이 결정될 수 있다는 것을 보여 주었다 (Asplin et al., 1999). Luo et al. (2001)은 식물플랑크톤 생체량, 수온, 용존산소 항목을 이용하여 어류의 성장률을 계산하였다. 또한, 대상어종을 기준으로 수온, 식물플랑크톤 생산과 어류의 생리를 이용하여 생태지수를 정의하였다. 최종적으로 식물플랑크톤 생산, 어류의 섭식율과 성장률 그리고 생태지수의 함수로 수용력을 정의하였다. 2) 영양모형을 이용한 생태계 특성 고려에 있어서는 Christensen and Pauly (1998)는 Ecopath 영양모형을 태평양과 멕시코 만 대륙붕에 적용하여 수용력을 계산한 바 있다. 이때, 수용력은 총호흡량이 일차생산량과 쇄설물 유입량의 합과 일치할 때 최대 한계에 이르는 생체량이라고 정의하였다. 수용력에 대한 다양한 의미, 기본 개념 및 최근의 논의사항에 대해서는 Kim and Kang (1999)과 Kashiwai (1995)에서 자세히 언급되어 있다.

영양모형

본 연구에서 사용된 모형은 Ecopath로서 다음과 같이 크게 두 부분으로 구성되어 있다 (Christensen and Pauly, 1992). 첫째 대상 계를 이루는 다양한 생물 구성그룹 (단일 종 혹은 복수의 종으로 구성)의 생체량과 먹이 섭식에 대한 계산부분 (Polovina, 1984)과 둘째는 구성그룹 간의 에너지 흐름에 대한 해석부분 (Ulanowicz, 1986)이다. 모형에는 여러 가지 하부모형이 포함되어 있어 생체량과 에너지 흐름으로부터 통계해석이 가능하다.

모형은 계절 혹은 일년이라는 단위기간 동안 계를 구성하는 각 그룹을 출입하는 에너지 및 질량이 보존된다는 열역학법칙에 기초한다. 모형은 두개의 지배방정식에 근거해서 여러 하부 모형들을 계수화하였다. 지배방정식은 생산량과 에너지평형에 관해 기술하고 있다. 첫째 지배방정식에서 그룹의 생산량은 어획량, 사망율, 성장율, 순이출량의 합으로 구성되며 다음과 같이 표현될 수 있다 (Christensen and Pauly, 1992):

$$B_i \cdot \left(\frac{P}{B}\right)_i \cdot EE_i - \sum_{j=1}^n B_j \cdot \left(\frac{Q}{B}\right)_j \cdot DC_{ji} - Y_i - E_i - BA_i = 0 \quad (1)$$

위 식에서 B_i, B_j 는 일정 공간에서 (i)와 (j)의 생체량 (g/m^2); $i, j=1, 2, 3, \dots, n$; n 은 계를 구성하는 그룹의 수; P_i 는 일정시간 동안 일정공간에서 (i)의 총생산량 ($\text{g/m}^2/\text{yr}$); $(P/B)_i$ 는 평형 가정하에서 사망율과 동일 (yr^{-1}); EE_i 는 생태효율지수로서 계 내에서 소비되는 생산의 비율 (무차원); Q_i 는 (i)의 총소비량 ($\text{g/m}^2/\text{yr}$); DC_{ji} 는 포식자 (j)의 먹이조성에서 피식자 (i)의 비율 (무차원); Y_i 는 (i)의 총어획량 ($=F_i B_i$, F_i 는 어획사망율, $\text{g/m}^2/\text{yr}$); E_i 는 (i)의 순이출량 ($=$ 이출 - 이입, $\text{g/m}^2/\text{yr}$); BA_i 는 (i)의 생체축적량 ($\text{g/m}^2/\text{yr}$)이다.

계를 구성하는 그룹이 n 개라고 하면, 식 (1)을 n 개 연립하여 표준행렬대수식을 이용하여 아래와 같이 전개할 수 있다 (Mackay, 1981):

$$\begin{aligned} B_1 \cdot (P/B)_1 \cdot EE_1 - B_1 \cdot (Q/B)_1 \cdot DC_{11} - B_2 \cdot (Q/B)_2 \cdot DC_{21} \dots \\ B_n \cdot (Q/B)_n \cdot DC_{n1} - Y_1 - E_1 - BA_1 = 0 \\ B_2 \cdot (P/B)_2 \cdot EE_2 - B_1 \cdot (Q/B)_1 \cdot DC_{12} - B_2 \cdot (Q/B)_2 \cdot DC_{22} \dots \\ B_n \cdot (Q/B)_n \cdot DC_{n2} - Y_2 - E_2 - BA_2 = 0 \\ \vdots \\ B_n \cdot (P/B)_n \cdot EE_n - B_1 \cdot (Q/B)_1 \cdot DC_{1n} - B_2 \cdot (Q/B)_2 \cdot DC_{2n} \dots \\ B_n \cdot (Q/B)_n \cdot DC_{nn} - Y_n - E_n - BA_n = 0 \end{aligned}$$

계를 구성하는 그룹들은 상호간에 피식과 포식에 의한 에너지 흐름으로 서로 연결되어 있기 때문에 피식자에 의한 소비량은 다음 지배방정식으로 표현할 수 있다 (Christensen and Pauly, 1992):

$$Q = P + R + U \quad (2)$$

위 식에서 R 은 호흡량 ($\text{g/m}^2/\text{yr}$) 이고 U 는 미동화량 ($\text{g/m}^2/\text{yr}$)이다. 호흡량은 일반적으로 실험적으로 구하기 매우 어려우

나, 위 식을 사용하여 구할 수 있다.

모형에서 각 그룹의 생산은 다른 그룹의 섭식과 연결되어 있다. 따라서 모형을 적용하는 데 사용되는 네 개의 계수 (B , P/B , Q/B , EE) 중 세 개의 값만 주어도 모형을 실행할 수 있다. 모형의 구조에 대한 자세한 내용은 Christensen and Pauly (1992)에 설명되어 있다. 한편, 모형의 결과를 해석하는 여러 지수 가운데 경로거리 (Path length)와 혼합영양영향지수 (Mixed Trophic Impacts)는 다음과 같다. 경로거리는 에너지 출입이 발생하는 구성그룹의 평균수로 정의된다 (Finn, 1980):

$$Path\ length = T/(\sum Export + \sum Respiration)$$

혼합영양영향지수는 계를 구성하는 그룹 상호간의 직접·간접적인 영향을 정량화한 개념이다. 이 개념은 Hannon (1973)에 의해 생태학에 도입되었고 Christensen and Pauly (1993)에 의해 Ecopath 모형에 사용되었다. 만약 포식자의 생체량 변화가 피식자 그룹에 영향을 미치거나 혹은 피식자의 생체량 변화가 포식자 그룹에 영향을 미친다면, 포식자 (i)가 피식자 (j)에 대한 영향은 포식자 (i)에 의해 발생하는 모든 포식에 대한 피식자 (j)에 대한 포식의 비율로 계산된다:

$$f_{ij} = \frac{B_i \cdot Q/B_i \cdot DC_{ij}}{\sum_{k=1}^n B_k \cdot Q/B_k \cdot DC_{kj}}$$

위 식에서 n 은 계에 포함된 구성그룹의 수이다. 혼합영양영향지수는 양 혹은 음의 값을 취할 수 있으며 자기 양과 음의 영향을 의미한다. 예를 들어 A 그룹 생체량 증가로 인해 B 그룹의 생체량이 증가하였다면 양의 영향이고 반대로 감소하였다면 음의 영향이라 할 수 있다.

연구지역

방죽포는 전라남도 돌산(34°37'39"N, 127°47'44"E)에 위치한다. 해안선의 길이는 190 m, 경사는 1:48, 쇄파대의 거리는 약 130 m 이다 (Fig. 1). 해변의 양끝은 암반으로 구성되어 있으며 방파제가 축조되어 있다. 해안선 형태와 방파제로 인해 쇄파대는 외해로부터 반폐쇄된 형태를 보인다. 표층퇴적물은 주로 사질로 구성되어 있다. 조차는 대조시 297.2 cm 이며 평균해수면은 180.8 cm이다 (OHA, 1990). 연구지역으로 소규모 하천이 있어 담수가 유입되며 하천의 배수분지는 약 22 km²이다. 기상조건은 11월에서 2월까지 북풍이 우세하고 나머지 기간에는 남풍이 우세하다.

모형실험

수용력에 대해서는 여러 연구자에 의해 정의된 바 있으나, 본 연구에서는 Odum (1969)이 계의 성숙도에 관련하여 제시한 여러 계수 가운데 생산량/호흡량 비를 적용하기로 하였다. Odum (1969)에 의하면 계가 활발히 발전하는 단계에서는 유지(호흡)보다는 성장(생산)에 많은 에너지를 집중하지만, 성숙해지는 단계에 접어들면 성장에 사용되는 에너지는 감소하

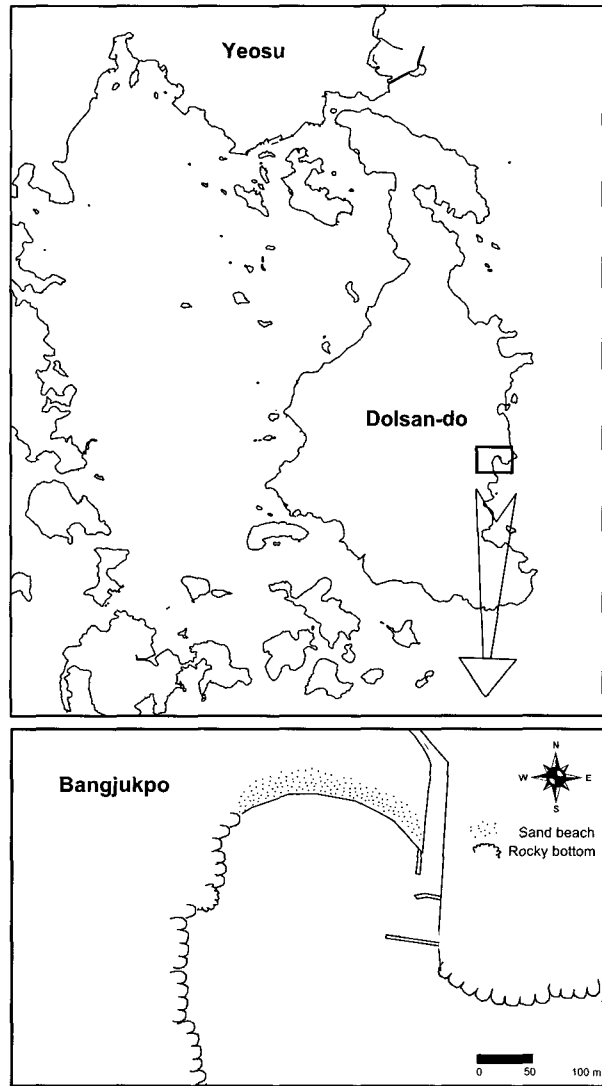


Fig. 1. Study area of Bangjukpo surfzone ecosystem.

고 유지하는 방향으로 보다 많은 에너지를 집중하게 된다고 하였다. 따라서 발전단계에서는 생산량/생체량 비가 크지만 성숙단계에서는 생체량/생산량 비가 커지게 되고 생산량/호흡량 비는 1에 근접한다. Christensen and Pauly (1998)는 Odum (1969)의 성숙도 개념을 이용하여 총호흡량이 일차생산량과 쇄설물 유입량의 합과 일치할 때 최대 한계에 이르는 생체량을 수용력이라고 정의하고, Ecopath 영양모형을 태평양과 멕시코 만 대륙붕에 적용한 바 있다.

Ecopath 영양모형을 이용하여 방죽포 쇄파대 내 구성 생물 그룹간의 에너지 흐름과 상호 관계에 대해 해석한 바 있다 (Kang, 2003). 방죽포 쇄파대에 대한 영양모형은 12개의 그룹으로 구성되었으며, 각 그룹은 생태적으로 유사한 종들을 포함하도록 하였다 (Table 1). 각 그룹에 대한 기본자료 (B , P/B , Q/B , EE , 먹이조성 등)는 기존의 연구결과와 문헌자료를 참고하였다 (Kang, 2003).

Table 1. Main species and biomass of functional groups in the Bangjukpo surfzone ecosystem

Group	Main species	Biomass (gWW m ⁻²)
1 Phytoplankton	Diatom, dinoflagellates	5.87
2 Benthic algae	<i>Ulva pertusa</i> , <i>Codium fragile</i>	20.42
3 Particle Feeding zooplankton	Hervivorous copepoda, cirriped larvae, polychate larvae	3.94
4 Carnivorous zooplankton	Copepoda, chaetognath	3.15
5 Bivalve	<i>Ruditapes philippinarum</i>	16.08
6 Meiobenthos	Amphipoda, harpacticoid copepods, cummaceans	2.38
7 Malacostraca	Shrimp, crab, mysidae	0.64
8 Detritivorous fish	<i>Trachinocephalus myops</i>	0.06
9 Omnivorous fish	<i>Mugil cephalus</i> , <i>Limanda yohohamae</i>	0.24
10 Carnivorous fish	<i>Takifu nipholes</i> , <i>Enedrias nebulosus</i> , <i>Paraplagusia japonica</i> , <i>gobidae</i>	1.72
11 Piscivorous fish	<i>Platycephalus indicus</i>	0.13
12 Detritus		398.60

현재 국내에서 이루어지는 방류자원의 종류는 상업적 가치와 치어생산 가능성을 고려하여 약 38가지에 이른다. 본 연구는 생태특성을 고려하여 방류량을 결정하기 위한 방법론을 제시하는 것이 목적이므로 실험 대상이 방류자원에 포함되는지의 여부에 관계없이 12개 그룹 중의 한가지 잡식성어류 그룹을 선택하였다. 방죽포 쇄파대 영양모형에서 각 그룹의 생체량은 Table 1에 제시된 바와 같다. 실험에서는 잡식성어류 생체량을 50, 100, 125, 150배 증가하여 상부하향조절 (top-down control) 방식으로 영양모형에 입력하였다. 질량평형이 유지되지 않을 경우를 위해 기본자료 (B , P/B , Q/B , DC)는 $\pm 20\%$ 내에서 수정이 가능하도록 하였다. 그러나 일차생산량은 일정하고 어획은 없는 것으로 가정하였다. 모형의 결과는 $EE > 1.0$, $P/Q > 0.6$ 일 때만 인정하도록 하였다 (Christensen and Pauly, 1998).

결과 및 고찰

계의 성숙도

계의 성숙도와 관련해서 Odum (1969)이 제시한 24개의 지수 가운데 Ecopath 모형으로 정량화가 가능한 열 가지 항목을 선정하였다. 모형의 실험결과를 Table 2에 정리하였다. Table

2에서 처음 3가지 항목은 생물에너지와 관련된 항이다. 계의 발전단계에서 일차생산량 (P_p)은 일반적으로 총호흡량 (R)보다 크다. 총호흡량은 일차생산자의 호흡량을 포함하지 않는 소비자 총호흡량이다. 그러나 Ecopath모형에서 일차생산자의 호흡량은 무시되기 때문에 소비자 총호흡량을 총호흡량으로 간주하였다. 계가 성숙하면서 총호흡량은 증가하여 P_p/R 비는 1에 근접한다. 현재 조건에서 P_p/R 비는 3.7이었으나 잡식성어류의 생체량을 증가했을 때, 125-150배 사이에서 1에 근접하였다. P_p/B 비는 성숙단계를 표현할 수 있는 또 다른 함수이다. 계가 성숙함에 따라 총생체량이 증가할 것이라고 기대할 수 있다. 따라서 P_p/B 비는 발전단계에서 가장 크고 성숙단계로 갈수록 점차 작아진다고 할 수 있다. 실험결과 P_p/B 비는 현재 46.9에서 15.5까지 감소하였다. B/T 비는 계의 총생체량과 계에서 발생하는 총에너지흐름 (T , total system throughput)의 비로 정의할 수 있다. 에너지 흐름의 단위는 $g/m^2/yr$ 이며, 총섭식량, 총이출량, 총호흡량, 쇄설물로의 흐름 네 가지 구성요소의 합으로 정의된다 (Ulanowicz and Puccia, 1990). 계가 성장할수록 생체량이 증가하면 섭식, 호흡 및 쇄설물 발생이 모두 증가하기 때문에 B/T 비는 증가한다고 할 수 있다. 실험결과 B/T 비는 1.3에서 1.9까지 증가하였다. 순시스템생산량은

Table 2. System indices for the Bangjukpo surfzone ecosystem based on Kang (2003). "Now" is the starting point with present fishery; 50×, 100×, 125×, and 150× refer to modified models, with biomass of omnivorous fish increased at the indicated factors

Ecosystem attributes	Now	50×	100×	125×	150×
P_p/R	3.7	2.3	1.3	1.1	0.9
P_p/B	46.9	32.1	21.4	18.1	15.5
B/T (%)	1.3	1.5	1.7	1.8	1.9
Net system production	1860.0	1446.0	601.0	178.0	-244.0
Total consumer biomass	29.0	54.0	94.0	116.0	140.0
Average size (B/P_i)	0.02	0.03	0.05	0.06	0.06
Finn cycling index (%)	2.4	3.4	5.3	6.2	7.0
Path length	2.4	2.6	2.9	3.0	3.1
Average residence time (yr)	0.03	0.04	0.05	0.05	0.06
Schrödinger ratio (R/B)	12.9	14.1	16.4	16.8	17.0

P_p : primary production, R : system respiration, B : system biomass and P_i : total production.

총일차생산량에서 총호흡량을 감산(=P_p-R)한 값이며 계가 성장할수록 감소하는 경향을 보인다. 실험결과 순시스템생산량은 1860에서 -244로 감소하였다. 총생체량 150배 증가시 계산결과가 음이 된 이유는 총호흡량이 총일차생산량보다 많아졌음을 의미한다.

총소비자생체량과 평균크기는 각기 계의 구조와 성장과 관련된 항이다. 일반적으로 계가 성장할수록 계를 이루는 구성그룹의 총생체량은 증가하며 생물체의 크기는 증가하는 경향을 보인다. 영양모형에서 생물체의 크기는 직접 주어지지 않고 대신 간접적으로 총생체량과 총생산력의 비 (B/P_t)로 표현하였다 (Pauly and Christensen, 1993). 실험결과 총소비자생체량은 29에서 140까지 4.8배 증가하였으며, B/P_t는 0.02에서 0.06으로 증가하였다.

Finn Cycling Index (FCI)는 열역학법칙에 근거하여 영양염 순환을 정의하기 위해 사용되는 지수이다 (Finn, 1980). 영양모형에서 FCI는 총에너지흐름에서 순환되는 에너지의 분율로 계산된다. 일반적으로 계가 성장할수록 영양염순환은 증가하며 이로 인해 경로거리 역시 증가하는 경향을 보인다. 실험결과 FCI와 경로거리는 각기 2.4에서 7.0 그리고 2.4에서 3.1까지 증가하였다.

계의 성장형태는 발전단계에서는 빠르고 성숙단계에서는 느리고 다양하다. 성장형태는 에너지의 평균체류시간 개념으로 이해될 수 있다. 평균체류시간은 총생체량 대 총호흡량과 이출량 합과의 비로 정의된다 (Hannon, 1979; Herendeen, 1989). 실험결과 평균체류시간은 0.03에서 0.06으로 증가하였다.

Schrödinger 비는 총호흡량 대 총생체량의 비로 정의되며, 안정도와 엔트로피생산에 대한 지수로서 사용될 수 있다 (Odum, 1971). 계가 성장할수록 Schrödinger 비는 증가한다고 가정하였으며, 실험결과 12.9에서 17.0으로 증가하였다.

이상과 같이 상위 단계 생물그룹의 생체량을 증가시키고서 모형을 실행한 결과 계의 성숙도를 지시할 수 있는 여러 계수들은 Odum (1969)이 제시한 변화패턴과 잘 일치하였다.

혼합 영양 영향지수

잡식성어류의 생체량을 현재에서 150배까지 증가하였을 때 다른 생물그룹에 미치는 효과를 Fig. 2에 도시하였다. 그림에서 가로축은 그룹 순서로서 Table 1에 지시된 바와 같고 세로축은 혼합영양영향지수로서 ±0.6의 범위를 보인다. Table 3은 연구해역에서 포식-피식 관계를 갖는 그룹의 먹이조성에 대해 설명하였다. 잡식성어류의 먹이조성은 phytoplankton (1), particle feeding zooplankton (3), carnivorous zooplankton (4), meiobenthos (6), malacostraca (7), detritus (12)로 구성되어 있다 (Table 3). 따라서 잡식성어류의 생체량을 증가하면 위 먹이에 해당되는 그룹은 직접적으로 음의 효과를 받게 된다. 실험결과 6과 7은 비교적 뚜렷한 음의 효과를 보이는 반면 4는 다소 약하게 나타났고, 3은 매우 약하게 나타났다. 그룹 2 benthic algae는 다소 미약한 음의 효과를 간접적으로 보인다. 조류를 섭식하는 생물은 carnivorous zooplankton, bivalve

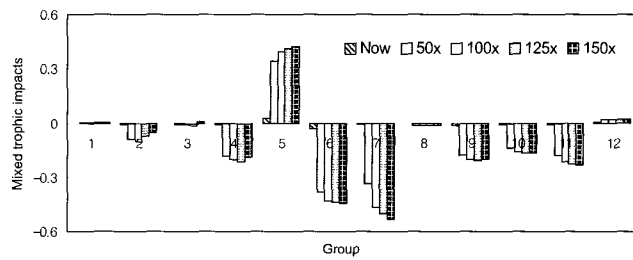


Fig. 2. Mixed trophic impacts for the Bangjukpo surfzone ecosystem with various biomasses of omnivorous fish. Positive and negative effects on the biomass of each group are represented over and below the line, respectively. Numbers refer to the groups in Table 1.

Table 3. Diet composition matrix of functional groups in the Bangjukpo surfzone ecosystem. Numbers refer to the groups in Table 1. O indicates that predation occurs

Prey	Predator										
	3	4	5	6	7	8	9	10	11		
Phytoplankton	O	O	O	O				O			
Benthic algae		O	O	O							
Particle Feeding zooplankton		O	O	O	O			O	O		
Carnivorous zooplankton			O	O	O			O	O		
Bivalve					O	O					
Meiobenthos						O	O	O	O		
Malacostraca							O	O	O		
Detritivorous fish											
Omnivorous fish									O		
Carnivorous fish											
Piscivorous fish											
Detritus		O	O	O	O	O	O	O	O		

와 meiobenthos 인데 잡식성어류의 생체량이 증가함에 따라 4와 6은 감소하고 5는 증가한다. 이들 3가지 그룹의 증감이 benthic algae의 생체량을 결정하는 것으로 나타났다. 그룹 8 detritivorous fish의 현재 생체량은 매우 작고 먹이 조성 또한 매우 단순한 특성을 갖는다 (Tables 1, 3). Detritivorous fish가 음의 효과를 보이는 것은 meiobenthos 생체량 감소에 따른 간접적인 효과로 생각된다. 그룹 9 잡식성어류의 경우 음의 효과를 보이는 것은 중간경쟁에 의한 생체량 감소를 의미한다. 그룹 10 carnivorous fish와 11 piscivorous fish는 잡식성어류를 직접 섭식하지 않으나 잡식성어류가 섭식하는 그룹의 생체량이 감소함에 따라 10과 11은 간접적으로 감소하는 음의 효과를 비교적 뚜렷이 보인다. 그룹 12 detritus는 간접적으로 양의 효과를 보이는데 계를 구성하는 모든 그룹이 detritus와 관련이 되어있기 때문에 그룹 상호간의 영향은 매우 복잡한 양상을 갖는 것으로 나타났다.

수용력 및 적정 수산자원 방류

수용력을 결정하기 위한 기준으로 본 연구에서는 Odum (1969)의 성숙도 개념을 이용하였다. 계가 충분히 성장하였을 때 계를 구성하는 생물그룹이 최대로 유지될 수 있는 생체량을 계의 수용력이라 가정 할 수 있다. 그가 제시한 스톨네

개의 지수 가운데 본 연구에서는 영양모형으로 정량화할 수 있는 10개의 지수를 평가하였다. 열 개 지수 중 일차생산량/호흡량 (P_p/R) 비는 1을 기준으로 계가 성장하였다고 평가할 수 있다. P_p/R 비는 다른 지수들에 비해 판단근거가 비교적 뚜렷하다는 장점이 있다. 따라서 본 연구에서는 P_p/R 비를 수용력을 판단하는 주요 요인으로 선택하였다.

실험결과 잠식성어류 생체량을 현재의 125배에서 150배 사이에 주었을 때 P_p/R 비가 1에 근접하는 것을 볼 수 있다 (Table 2). 증가량은 태평양 동쪽 중앙 해역에 적용된 영양모형의 경우 10배 그리고 멕시코 만 대륙붕에서 12.5-15.0배의 값과 비교하였을 때 약 10배 가량 크게 산출되었다 (Christensen and Pauly, 1992). 여기에 대한 원인은 본 영양모형이 적용된 방죽포 해안의 지형적 특성에 기인하는 것으로 생각되었다. 방죽포 쇄파대는 형태적으로 외부에서 유입되는 파 에너지를 감소시킬 수 있는 제방과 반폐쇄형 지형구조 (Fig. 1)를 보이며 또한 22 km²의 배수분지가 있어 유입지천으로부터 영양염이 공급된다. 이러한 특성으로 인해 해역의 일차생산량은 높은 것으로 판단되며 (Kang, 2003), 따라서 외해에 비해 P_p/R 비가 크게 되는 것으로 생각되었다.

위에서 언급된 수용력의 정의에 따라 영양모형을 사용할 때 생체량 변화에 대한 실험조건으로는 하부상향조절 (bottom-up control)과 상부상향조절 (top-down control) 두 가지 방식 모두가 가능하다. 하부상향조절 방식의 경우, 일차생산력은 일정하고 상위 그룹에 대한 어획이 없다고 가정하고서 시간 변화에 따른 생체량 변화를 추적하게 된다. 그러나 다음과 같은 두 가지 원인 때문에 하부상향조절 방식은 적절한 방법이 아니라고 판단되었다. 첫째, 수산자원 방류시 먹이망의 중간 혹은 상위단계 생물이 계로 급격히 유입된다. 방류는 균형을 유지하고 있는 계에 대한 생태학적인 충격이라고 할 수 있다. 이러한 과정을 재현하기 위해서는 방류된 생물량을 직접 영양 모형실험의 입력조건으로 취하는 방법이 적절한 것으로 생각된다. 둘째, 고정된 일차생산량을 이용하여 성장하는 상위단계 생물의 생체량은 시간변화에 따라 증가하는 경향을 보인다. 그러나 생체량은 일정한 시점에서 더 이상 증가하지 않는 최대값에 이르게 된다. 이 시점은 생물의 생리 및 성장 특성에 의해 결정된다. 본 연구의 대상해역은 연안역 쇄파대로서 알이 부화하거나 치어가 성장하기에 적합한 장소이다. 치어성장은 계절적 특성을 보이거나, 성장 후 쇄파대를 떠나 다른 환경으로 유입되기도 한다. 따라서 치어를 대상으로 생체량 변화를 추정할 경우, 성어로 가입하기 이전까지 한정된 시간 동안 생체량증가로 인한 호흡량이 일차생산량과 같아야만 P_p/R 비가 1에 근접하게 된다. 그러나 본 연구의 경우 P_p/R 비를 1에 인위적으로 근접시키기 위해서는 치어의 성장기간을 본래보다 여러 배 많이 주어야만 되는 것으로 나타났다. 따라서 방류 치어의 성장을 재현하여 수용력을 산정할 경우 하부상향조절 방식은 치어의 생리 및 성장특성을 고려하기 어려운 것으로 생각되었다.

참 고 문 헌

- Asplin, L., A.G.V. Salvanes and J.B. Kristoffersen. 1999. Nonlocal wind-driven fjord-coast advection and its potential effect on plankton and fish recruitment. *Fish. Oceanogr.*, 4, 255-263.
- Cho, E.I., C.K. Park and S.M. Lee. 1996. Estimation of carrying capacity in Kamk Bay. (II) Estimation of carrying capacity of oyster culture ground. *J. Kor. Fish. Soc.*, 29(5), 709-715.
- Christensen, V. and D. Pauly. 1992. ECOPATH II - a software for balancing steady-state ecosystem models and calculating network characteristics. *Ecol. Model.*, 61, 169-185.
- Christensen, V. and D. Pauly. 1993. On steady-state modelling of ecosystems. In: *Trophic Models of Aquatic Ecosystems*, Christensen V., D. Pauly eds. ICLARM Conference Proceedings 26, International Center for Living Aquatic Resources Management, Manila, Philippines, pp. 14-19.
- Christensen, V. and D. Pauly. 1998. Changes in models of aquatic ecosystems approaching carrying capacity. *Ecol. Appl.*, 8(1), 104-109.
- Dowd, M. 2000. Oceanography and shellfish production: A bio-physical synthesis using a simple model. *Bull. Aquacult. Ass. Can.*, 100(2), 3-9.
- Finn, J.T. 1980. Flow analysis of models of the Hubbard Brook ecosystem. *Ecology*, 61, 562-571.
- Hannon, B. 1973. The structure of ecosystems. *J. Theor. Biol.*, 41, 535-546.
- Hannon, B. 1979. Total energy costs in ecosystems. *J. Theor. Biol.*, 80, 271-293.
- Herendeen, R. 1989. Energy intensity, residence time, exergy and ascendancy in dynamic ecosystems. *Ecol. Model.*, 48, 19-44.
- Kang, Y.H. 2003. A trophic model of a sheltered surf-zone at Bangjukpo Southern Korea. *Ecol. Model.* (submitted).
- Kashiwai, M. 1995. History of carrying capacity of semi-enclosed large marine ecosystems. In: *Large Marine Ecosystems of the Pacific Rim: Assessment, Substantiality, and Management*. Sherman, K and Q. Tang eds. Blackwell Science Inc., pp. 381-402.
- Kim, Y. 2002. Seminar on the development direction for fisheries resource in Korea, Ministry of Marine Affairs and Fisheries, pp. 18-42.
- Kim, S. and S. Kang. 1999. Recent development in the concept and research direction for carrying capacity of marine ecosystem. *J. Kor. Soc. Fish. Res.*, 2, 101-110.

- Lee, J.H., K.W. Choi and F. Arega. 2003. Environmental management of marine fish culture in Hong Kong. *Marine Pollut. Bull.*, 47(1-6), 202-210.
- Lee, W.C., H.C. Kim, W.J. Choi, P.Y. Lee, J.H. Koo and C.K. Park. 2002. Modification of an ecosystem model for carrying capacity of shellfish system. I. Validation and sensitivity analysis. *J. Kor. Fish. Soc.*, 35(4), 386-394.
- Li, D., B. Xiong, Q. Li, J. Li and K. Qi. 1994. Carrying capacity of reservoirs for feeding cage-culture of fish. *Acta Hydrobiol. sinica*, 18(3), 223-229.
- Lorenzen, K., J. Struve and V.J. Cowan. 1997. Impact of farming intensity and water management on nitrogen dynamics in intensive pond culture: A mathematical model applied to Thai commercial shrimp farms. *Aquacult. Res.*, 28(7), 493-507.
- Luo, J., K.J. Hartman, S.B. Brandt, C.F. Cerco and T.H. Rippeto. 2001. A spatially-explicit approach for estimating carrying capacity: An application for the Atlantic Menhaden (*Brevoortia tyrannus*) in Chesapeake Bay. *Estuaries*, 24(4), 545-556.
- Mackay, A. 1981. The generalized inverse. *Practical Computing* (September), 108-110.
- MMAF (Ministry of Marine Affairs and Fisheries). 2002. Manual of fisheries seedlings production, pp. 30.
- Odum, E.P. 1969. The strategy of ecosystem development. *Science*, 10, 262-270.
- Odum, E.P. 1971. *Fundamentals of ecology*. W.B. Saunders Co, Philadelphia. pp. 574.
- OHA (Office of Hydrographic Affairs, Korea). 1993. Tide tables, Vol.1, OHA, Inchon, pp. 250.
- Park, J.S., H.C. Kim, W.J. Choi, W.C. Lee, D.M. Kim, J.H. Koo and C.K. Park. 2002. Estimating the carrying capacity of a coastal bay for oyster culture. II. The carrying capacity of Geoje-Hansan Bay. *J. Kor. Fish. Soc.*, 35(4), 408-416.
- Pauly, D. and V. Christensen. 1993. Stratified models of large marine ecosystems: a general approach and an application to the South China Sea, In: *Large Marine Ecosystems: stress, mitigation and sustainability*, Sherman K., L.M. Alexander and B.D. Gold eds., AAAS Press, Washington, DC. pp. 148-174.
- Polovina, J.J. 1984. Model of a coral reef ecosystems I. The ECOPATH model and its application to French Frigate Shoals. *Coral Reefs*, 3(1), 1-11.
- Raillard, O. and A. Ménesguen. 1984. An ecosystem box model for estimating the carrying capacity of a macrotidal shellfish system. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 115, 117-130.
- Salvanes, A.G.V., D. Aksnes, J.H. Fossaa and J. Giske. 1995. Simulated carrying capacities of fish in Norwegian fjords. *Fish. Oceanogr.*, 4(1), 17-32.
- Siri, T. 1999. Estimation of the carrying capacity for marine shrimp farming area at Kung Krabaen Bay. *Thai Mar. Fish. Res. Bull.*, 7, 17-25.
- Smaal, A.C., T.C. Prince, N. Dankers and B. Ball. 1998. Minimum requirements for modelling bivalve carrying capacity. *Aquat. Ecol.*, 31, 423-428.
- Tookwinas, S. 1998. The environmental impact of marine shrimp farming effluents and carrying capacity estimation at Kung Krabaen Bay, eastern Thailand. *Asian Fish. Soc.*, 11(3-4), 303-316.
- Ulanowicz, R.E. 1986. *Growth and development: ecosystem phenomenology*. Springer Verlag, New York, pp. 203.
- Ulanowicz, R.E. and C.J. Puccia. 1990. Mixed trophic impacts in ecosystems. *Coenoses*, 5, 7-16.
- van der Tol, M.W.M. and H. Scholten. 1997. A model analysis on the effect of decreasing nutrient loads on the biomass of benthic suspension feeders in the Oosterschelde ecosystem (SW Netherlands). *Aquat. Ecol.*, 31, 395-408.
- Ward, G.H. 1995. A strategic approach to carrying-capacity analysis for aquaculture in estuaries. Interactions between cultured species and naturally occurring species in the environment. *UNJR Tech. Rep.*, 24, 71-84.
- Wu, R.S.S. 1995. Some practical ways to reduce the environmental impacts of marine fish farming, *PACON Conf. on Sustainable Aquaculture '95*, Honolulu, HI (USA), 11-14 June.

2003년 11월 7일 접수
2003년 12월 20일 수리