

## 저서 다모류군집을 이용한 어류가두리 양식장의 환경영향범위 평가

박소현 · 김선영 · 심보람<sup>1</sup> · 정우성<sup>2</sup> · 박세진 · 홍석진 · 이원찬 · 윤상필\*

국립수산과학원 어장환경과, <sup>1</sup>국립수산과학원 서해수산연구소 자원환경과, <sup>2</sup>지오시스템리서치

### Environmental Impact Assessment of Fish Cage Farms Using Benthic Polychaete Communities

Sohyun Park, Sunyoung Kim, Bo-Ram Sim<sup>1</sup>, Woo-Sung Jung<sup>2</sup>, Se-Jin Park, Sok-Jin Hong, Won-Chan Lee and Sang-Pil Yoon\*

Marine Environment Research Division, National Institute of Fisheries Science, Busan 46083, Republic of Korea

<sup>1</sup>Fisheries Resources and Environment Research Division, West Sea Fisheries Research Institute, National Institute of Fisheries Science, Incheon 22383, Republic of Korea

<sup>2</sup>Geosystem Research Corporation, Goonpo 15807, Republic of Korea

The aim of this study was to investigate the range of influence of aquaculture activities in fish cage farms located on the southern coast of Korea (Farm A and B in Hadong, Farm C in Tongyoung, and Farm D in Geoje) by analyzing the distribution and characteristics of polychaete communities. Farm A and B showed remarkably high aquaculture intensity, and as a result, the polychaete communities near the farms were heavily polluted. However, there was a difference in the polychaete communities at a distance greater than 30 m from farm A and B, which may be due to topographical differences. The effect of the aquaculture activity of Farm C was only observed below the farm, however, the influence of aquaculture activities Farm D was maintained over a relatively long distance. According to the results of this study, the effect of the fish cage culture was mainly influenced by factors related to the production of fish, such as the stocking amount and the amount of food supply. Moreover, the distance at which the influence of aquaculture activity was observed was found to be closely related to the topographical characteristics and flow velocity around the farms.

Keywords: Polychaete community, Fish cage farms, Benthic health index, Organic enrichment, Impact by distance

### 서론

어류가두리 양식장은 양식활동이 진행되는 동안 과잉 공급된 사료 및 배설물 등이 수층과 퇴적층으로 유실되며, 양식장 주변 퇴적물은 높은 유기물 농축을 일으킨다(Gowen and Bradbury, 1987; Hall et al., 1990; Mazzola et al., 2000; Black, 2001; Crawford et al., 2003; Tomassetti et al., 2016; Sim et al., 2020). 이렇듯 양식활동이 양식장 아래 및 주변 퇴적물의 건강도를 악화시킨다는 것은 여러 연구에서 증명되었다. 퇴적물에 과잉 공급된 유기물은 저층 산소를 대량 소비시켜 빈산소수괴를 발달시키고, 이러한 과정이 지속되면 저층은 혐기성

분해에 의해 황화수소(H<sub>2</sub>S), 암모니아(NH<sub>3</sub>), 메탄(CH<sub>4</sub>) 등의 유독 가스가 발생한다(Gray et al., 2002; Holmer et al., 2003, 2007; Sutherland et al., 2007). 그 결과 저층의 건강도는 악화되며, 퇴적층에 서식하는 저서동물 군집은 다양성의 감소, 기회종의 우점과 같은 군집 구조의 변화가 나타나고, 심화할 경우에는 무생물 군집이 발생한다(Karakassis et al., 2000; Gao et al., 2005; Tomassetti et al., 2009). 따라서 교란된 군집이 회복되는 과정은 여러 단계의 천이과정을 거치기 때문에 짧게는 수개월에서 길게는 수년이 걸린다고 보고되고 있다(Pereira et al., 2004; Liao et al., 2022). 양식활동의 영향범위를 평가하기 위하여 양식장에서 이격거리별 유기물 농축과 저서동물 군집에 관

\*Corresponding author: Tel: +82. 51. 720. 2531 Fax: +82. 51. 720. 2515

E-mail address: spyoon@korea.kr



This is an Open Access article distributed under the terms of the Creative Commons Attribution Non-Commercial License (<http://creativecommons.org/licenses/by-nc/3.0/>) which permits unrestricted non-commercial use, distribution, and reproduction in any medium, provided the original work is properly cited.

<https://doi.org/10.5657/KFAS.2022.0598>

Korean J Fish Aquat Sci 55(5), 598-611, October 2022

Received 2 August 2022; Revised 26 August 2022; Accepted 31 August 2022

저자 직위: 박소현(연구원), 김선영(연구원), 심보람(연구사), 정우성(연구원), 박세진(연구원), 홍석진(연구사), 이원찬(연구관), 윤상필(연구사)

한 여러 연구가 수행되었다(Brown et al., 1987; Weston, 1990, Karakassis et al.; 2000; Tomassetti et al., 2016). 연구 결과에 의하면, 어류가두리양식장 아래의 유기물 농축과 생물 군집은 교란되지 않은 대조정점이나 양식장에서 수십 미터 떨어진 정점과 비교해 차이가 컸다. 유기물 축적은 양식장아래에 집중되며 양식장에서 떨어진 거리에 따라 감소하는 결과를 보여주었다. 저서동물 군집 역시 Pearson and Rosenberg (1978)가 설명한 유기물 농도를 기본적으로 따르는 형태를 보여주었다(Karakassis et al., 2000; Maldonado et al., 2005; D'Agaro and Lanari, 2006; Klaoudatos et al., 2006; Holmer et al., 2007; Matijevic et al., 2009; Forchino et al., 2011; Mirto et al., 2012). 양식활동의 거리별 영향은 수심, 양식장의 지리적인 특징, 퇴적물 특성, 영양염 부하, 양식 어종, 사료의 유형 및 사료 공급 기술 등 다양한 요인에 의해 영향을 받았다(Kalantzi and Karakassos, 2006; Tomassetti et al., 2016).

본 연구는 국내 남해안에 위치한 어류가두리 양식장에서 양식활동으로 인한 영향 범위를 다모류 군집의 분포와 특성을 통해 알아보고, 각 양식장에서 지형학 및 환경적 특성의 차이에 따른 이격거리별 영향 정도와 범위를 파악하고자 하였다.

재료 및 방법

연구해역

연구해역은 경남 남해안에 위치한 어류가두리 양식장으로 하동군 연안의 2개 양식장(A 및 B), 통영시 연안(C)과, 거제시 연안의 1개 양식장(D)이다(Fig. 1). 각 양식장에서 표, 저층 유속

과 저층 지형 등 지형학적인 정보와 양식장 면적, 설치된 가두리 수, 사육중인 어종의 수 등 양식현황에 관한 정보를 Table 1에 정리하였다.

양식장 A는 골짜기 형태의 내측에 위치하여 양식장 저층의 유속이 매우 낮은 특징이 있었다(Fig. 2). 반면 양식장 B와 C는 약한 경사면에 위치하였고, 양식장 D는 우측에 수로가 위치하여 경사가 급격히 증가하였다. 양식장 B와 D의 양식장 면적이 상대적으로 컸으며, 가두리 개수도 많았다. 그러나 양식어종의 수를 기준으로 한 양식 강도는 양식장 A와 B가 높았으며, 양식장 D의 경우에는 가두리 수에 비해 양식 강도가 낮았다. 양식장 A-C의 주요 양식 어종은 승어(*Chelon haematocheilus*)로 배합사료를 사용하였고, 양식장 D는 생사료를 사용하여 참돔(*Pagrus major*)을 양식하였다.

샘플링

양식활동에 따른 어류가두리 양식장의 영향 범위를 평가하기 위해 각 양식장에서 이격거리별 조사를 수행하였다(Fig. 1). 현장조사에서 양식장 A는 양식장 아래(0 m), 5 m, 15 m, 30 m, 60 m, 120 m, 대조정점(control)으로 설정하였고, 양식장 B-D에서는 양식장 아래(0 m), 10 m, 30 m, 60 m, 120 m, 240 m, 대조정점에서 수행하였다. 현장조사는 공통적으로 봄철(4-5월)에 수행하였으며, 양식장 A는 2019년에, 양식장 C와 D는 2020년에, 양식장 B는 2021년에 조사하였다.

연구 해역의 수질 특성으로 저층수의 수온(bottom water temperature)과 염분농도(salinity)는 CTD (conductivity, temperature and depth; SBE19; SeaBird, Bellevue, WA, USA)를 사

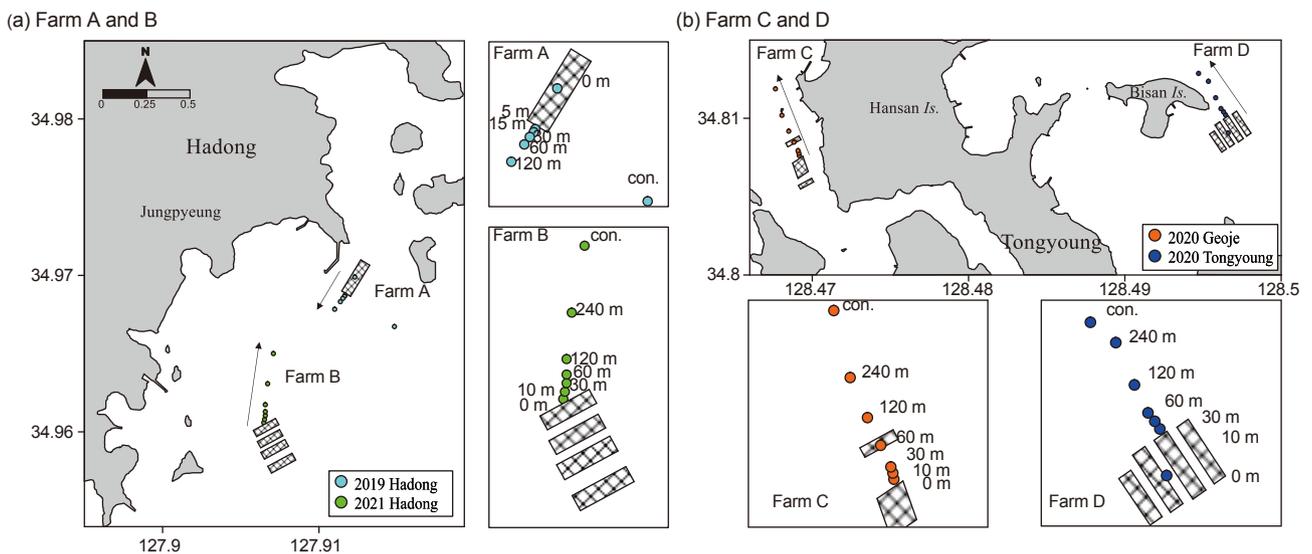


Fig. 1. Study area and stations of the fish cage farms. a, Farm A and B located in Hadong; b, Farm C located in Tongyoung and farm D located in Geoje; Farm A was irradiated at 0 m, 5 m, 15 m, 30 m, 60 m, 120 m, control station, and farm B-D were irradiated at 0 m, 10 m, 30 m, 60 m, 120 m, 240 m, control station.

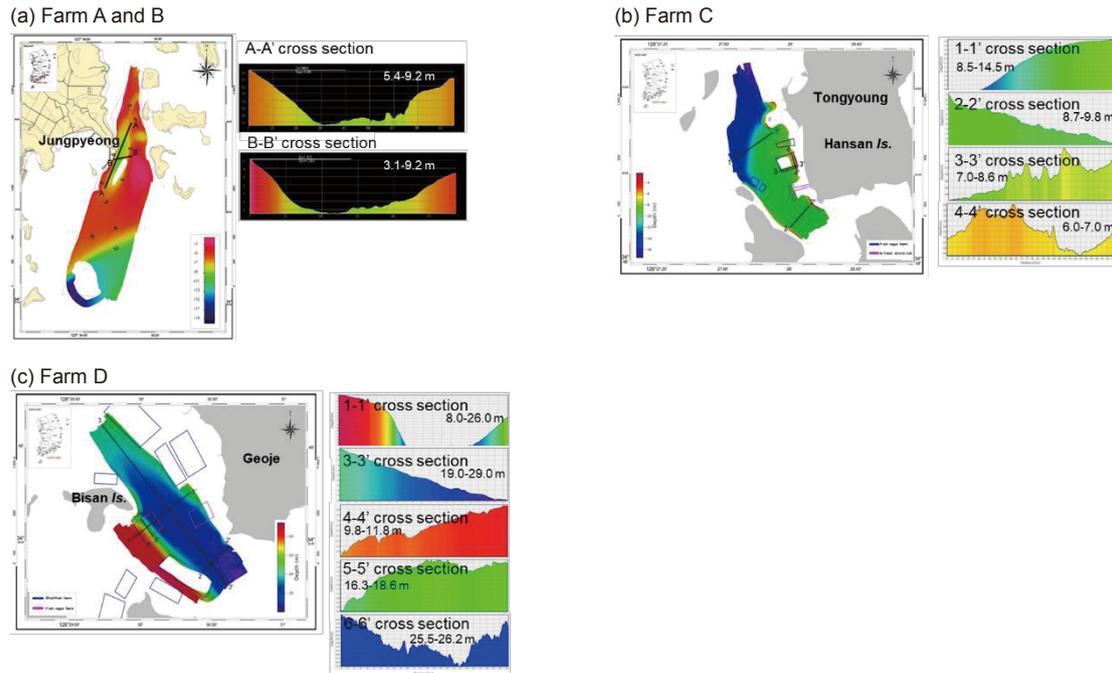


Fig. 2. Bathymetry and topographical section of the fish cage farms. a, Farm A and B located in Hadong; b, Farm C located in Tongyoung; c, Farm D located in Geoje.

용하여 현장에서 측정하였다. 또한 표층 퇴적물의 총유기탄소 (total organic carbon, TOC), 총질소(total nitrogen, TN), 산취발성황화물(acid volatile sulfide, AVS), 강열감량(ignition loss, IL)은 van Veen grab (0.05 m<sup>2</sup>)으로 표층 퇴적물을 채집하여 현장에서 냉동보관 한 후 실험실에서 분석하였다. 이중 TOC와 TN는 퇴적물 시료를 동결 건조한 이후에 탄산염을 제거하고 분쇄하여 주석용기(tin capsule)에 싸서 원소분석기(2400Series; PerkinElmer, Waltham, MA, USA)로 농도를 측정하였

다. AVS와 IL은 해양환경공정시험기준(MOF, 2018)에 준하여 분석하였다. 저서다모류 군집분석을 위한 시료는 현장에서 van Veen grab (0.05 m<sup>2</sup>)을 사용하여 각 정점에서 2회씩 채집하였다. 퇴적물은 선상에서 1 mm 체를 사용하여 체질하였고, 10%의 중성포르말린으로 고정한 후 실험실로 운반하였다. 실험실에서는 주요 분류군별로 선별작업을 마친 후 저서다모류를 대상으로 가능한 중수준까지 동정하고 개체수를 계수하였다.

Table 1. Explanation of study area for each fish cage farms and overview of aquaculture activities

	Farm A		Farm B		Farm C		Farm D	
Distance	0, 5, 15, 30, 60, 120, control				0, 10, 30, 60, 120, 240, control			
Study area	Hadong		Hadong		Tongyoung		Geoje	
Flow rate (cm/s)	In	Out	In	Out	In	Out	In	Out
Surface	2.6	18.2	4.3	14.5	2.3	5.9	4.0	12.7
Bottom	3.9	10.7	11.7	12.9	3.3	5.3	7.3	13.1
Topography	Valley type		Weak slope type		Weak slope type		Steep slope type	
Area (ha)	2		5.8		2.2		5	
Cage number	34		108		4		67	
Fish species	<i>Chelon haematocheilus</i>		<i>C. haematocheilus</i>		<i>C. haematocheilus</i>		<i>Pagrus major</i>	
Type of pellet	Extruded		Extruded		Extruded		Raw fish	
Stocking amount (million)	4.8		7.83		1.84		0.58	
Feed amount (kg/cage/month)	7,247		6,130		4,850		6,586	

자료분석

어류양식장의 이격거리별 출현 종수, 개체수, 다양성지수( $H'$ ; Shannon and Weaver, 1963), 균등도지수( $J'$ ; Pielou, 1975)를 산출하였다. 또한 다모류 군집의 안정성을 비교하기 위해 k-dominance curves (Lambhead et al., 1983)를 적용하였다. 한편 다모류 군집과 환경변수의 상관성 및 공간 분포를 파악하기 위해 주좌표분석(principal co-ordinates analysis, PCO; Gower, 1966)을 수행하였다. PCO 분석 과정에서는 유사 정점군 간의 그룹화에 임의성을 배제하기 위하여 집괴분석(cluster analysis)의 결과를 반영하였다(Clarke and Warwick, 2001; Anderson et al., 2008). 분석에 사용된 데이터는 출현한 다모류의 개체수 자

료를 로그변환하였으며, Bray-Curtis similarity를 적용하였다. 모든 통계분석은 Primer 패키지(ver. 6)를 이용하였다.

저서동물지수(benthic health index, BHI)를 사용하여 각 양식장에서 이격거리별 건강도를 평가하였다. BHI는 연안 및 환경에 적용하기 위해 국내 출현종을 기반으로 만들어진 지수로 어장환경평가에 사용되고 있으며, 계산식은 아래와 같다.

$$BHI=25[(4 \times N_1+2.68 \times N_2+1.36 \times N_3+0.04 \times N_4)/N_{total}]$$

$N_1-N_4$ 은 유기물 농도와 관련된 생태 그룹(그룹 1-그룹 4)에서 출현한 개체수의 총합을 나타내며,  $N_{total}$ 은 전체 출현개체수이다. 각 생태 그룹의 특징은 다음과 같다.

Table 2. Bottom water temperature (Temp), salinity (Sal), dissolved oxygen (DO) and sediment total organic carbon (TOC), total nitrogen (TN), acid volatile sulfide (AVS), ignition loss (IL) according to distance from the fish cage farms

Station	Distance (m)	Depth (m)	Temp (°C)	Sal (psu)	DO (mg L <sup>-1</sup> )	TOC (mg g <sup>-1</sup> )	TN (mg g <sup>-1</sup> )	AVS (mg g <sup>-1</sup> )	IL (%)
Farm A	0	5.0	14.4	33.3	8.17	28.40	3.90	0.38	8.23
	5	5.0	nd	nd	nd	16.70	1.90	0.90	6.84
	15	5.0	nd	nd	nd	19.80	2.40	0.19	6.99
	30	5.0	15.5	33.3	8.47	16.95	1.95	0.40	6.88
	60	5.0	15.0	33.3	8.43	16.40	1.70	1.11	6.83
	120	5.0	15.3	33.3	8.60	16.35	1.60	0.92	6.83
	con.	5.0	14.4	33.2	8.45	17.15	2.20	0.10	6.68
Farm B	0	12.5	19.9	32.8	6.81	27.05	4.10	1.024	9.14
	10	11.6	nd	nd	nd	16.55	2.20	0.777	9.28
	30	10.2	nd	nd	nd	19.05	2.50	0.955	9.70
	60	7.7	nd	nd	nd	15.40	2.00	0.174	9.09
	120	5.8	nd	nd	nd	14.40	1.80	0.135	8.84
	240	6	nd	nd	nd	15.70	1.95	0.037	8.46
	con.	4	19.7	32.7	6.59	15.58	1.9	0.072	8.66
Farm C	0	8.9	14.2	34.4	8.73	26.55	4.15	0.706	8.60
	10	9.8	nd	nd	nd	25.60	3.85	0.348	8.02
	30	8.7	nd	nd	nd	17.45	2.55	0.052	8.26
	60	8.8	nd	nd	nd	22.80	3.55	0.090	8.10
	120	9.3	nd	nd	nd	16.20	2.25	0.008	8.57
	240	10.0	nd	nd	nd	15.20	2.15	0.002	8.51
	con.	10.5	14.2	34.4	8.62	15.75	2.30	0.003	5.49
Farm D	0	16.0	14.5	34.3	8.06	26.05	4.25	0.078	6.17
	10	25.8	nd	nd	nd	19.70	2.80	0.491	9.86
	30	26.7	nd	nd	nd	19.95	2.85	0.128	10.05
	60	26.0	nd	nd	nd	19.75	2.75	0.057	9.99
	120	26.0	nd	nd	nd	19.75	2.70	0.008	8.72
	240	25.0	nd	nd	nd	18.50	2.65	0.002	9.21
	con.	24.0	14.1	34.4	7.97	17.50	2.45	0.003	9.23

con., Control; nd, Not detected.

그룹 1, 낮은 유기물 농도에서 높은 밀도로 출현하거나 출현 빈도와 밀도가 낮은 종(이하 1그룹종); 그룹 2, 유기물의 농도와 상관없이 고른 분포를 하는 종(이하 2그룹종); 그룹 3, 비교적 높은 유기물 농도에서 높은 밀도로 출현하는 종(이하 3그룹종); 그룹 4, 계절적으로 무생물역이 발생하는 해역에서 높은 밀도로 출현하거나 높은 유기물 농도에서 출현하는 종(이하 4그룹종).

각 생태 그룹에 속하는 종에 대한 분류는 국립수산과학원의 어장환경평가의 방법 및 절차등에 관한 규정을 참고하였다(국립수산과학원 고시 2020-15). BHI는 0-100 범위에서 산출되며, 0-25는 오염심화해역(heavily or extremely polluted, H/P), 26-50는 오염 해역(moderately polluted, M/P), 51-70은 오염 초기해역(lightly polluted, S/P), 71-100은 정상 해역(normal)을 의미한다.

## 결 과

### 저층 환경 특성 및 이격거리별 유기물 농도

연구해역 4개 정선의 저층 환경 특성을 Table 2에 나타내었다. 연구해역의 저층 수온은 14.1-19.9°C (평균 15.6±2.1°C), 염분 농도는 32.4-34.4 psu (평균 33.6±0.7 psu), 용존산소는 6.59-8.73 mg/L (평균 8.08±0.72 mg/L)의 범위였다(Table 2). 연구해역의 수질환경특성은 양식장별로 차이가 적었으며, 각 양식장에서 이격거리별 차이도 적었다.

퇴적물의 TOC는 14.40-28.40 mg/g (평균 19.15±4.07 mg/g), TN은 1.60-4.25 mg/g (평균 2.62±0.80 mg/g), AVS는 0.002-1.110 mg/g (평균 0.327±0.337 mg/g), IL은 5.49-10.05% (평균 8.26±1.20%)이었다(Table 2). 퇴적물의 유기물 농도는 전반적으로 양식장 아래(0 m)에서 높았고, 양식장에서 떨어진 정점에서 낮았으며, 특히 TOC, TN, AVS농도에서 이러한 경향이 뚜렷하였다(Table 2, Fig. 3a-3d). 그러나 양식장 C에서는 60 m 정점에서 유기물 농도가 다시 증가하였는데, 이것은 양식장에서 60 m에 위치한 또다른 양식장의 간접적인 영향으로 판단된다.

### 저서다모류군집의 종수, 개체수, 생태학적 제지수

양식장 A에서는 총 52종의 다모류가 채집되었으며, 개체수는 평균 12,891개체/m<sup>2</sup>였다. 양식장 B는 총 94종의 다모류가 출현하였으며, 개체수는 평균 8,730개체/m<sup>2</sup>였다. 양식장 C에서는 총 99종의 다모류가 출현하였으며, 개체수는 평균 2,676개체/m<sup>2</sup>였다. 양식장 D는 총 112종의 다모류가 평균 5,753개체/m<sup>2</sup>의 밀도로 출현하였다.

각 양식장에서 이격거리별 다모류의 출현 종수 및 개체수의 변화를 Fig. 4에 나타내었다. 양식장 A는 양식장에서 이격된 거리가 멀어질수록 종수는 증가하였고, 개체수는 감소하였다. 특히 30 m 정점에서 크게 감소하였다(Fig. 4a). 양식장 B에서 출현 종수와 개체수의 증감양상은 양식장 A와 유사하였고, 종수

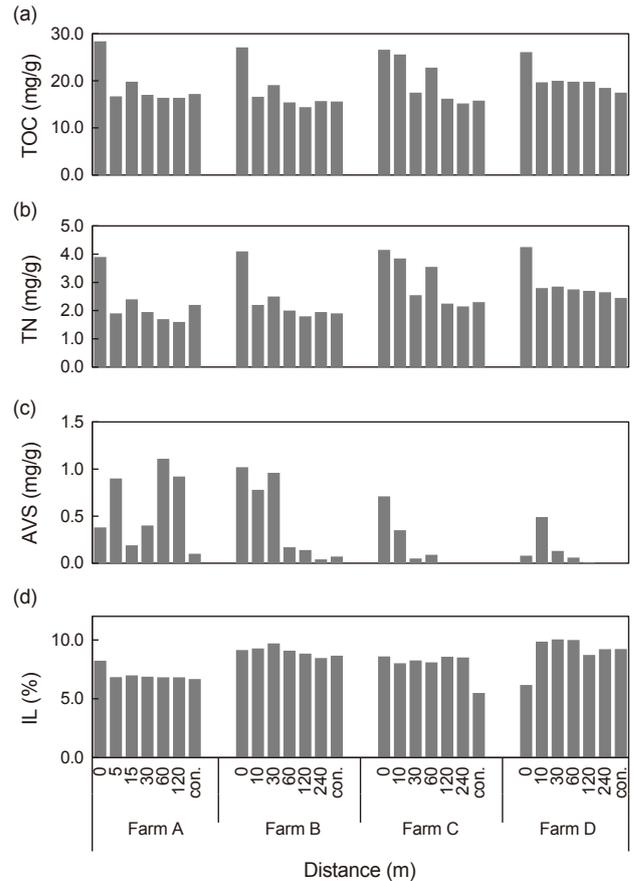


Fig. 3. Variations of total organic carbon (TOC), total nitrogen (TN), acid volatile sulfide (AVS) and ignition loss (IL) in surface sediment along the distance from the fish cage farms.

와 개체수의 감소는 10 m에서 관찰되었다(Fig. 4b). 양식장 C의 0 m에서 종수와 개체수는 적었고, 10 m 이후 증가하는 경향을 보였다. 출현 종수는 10 m에서 크게 증가하였고, 이후 대조 정점까지 서서히 증가하였다. 그러나 개체수는 30 m에서 급격히 증가하였고, 60 m에서는 다시 감소하였다(Fig. 4c). 양식장 D는 이격거리에 따라 출현 종수와 개체수가 증가와 감소를 반복하였다(Fig. 4d).

종 다양도( $H'$ )는 양식장 A는 0.08-2.90, 양식장 B는 0.30-3.32, 양식장 C는 1.99-3.20, 양식장 D는 2.43-3.02의 범위였으며, 양식장 A와 B는 양식장에서 멀어질수록 다양도가 증가하였다(Fig. 5a, 5b). 양식장 A는 0-15 m까지 다양도가 극히 낮았고, 30 m 이후 증가하였으며, 양식장 B에서도 0-10 m까지 매우 낮았고, 30 m 이후에는 증가하여 대조정점과 유사한 수준을 나타내었다. 균등도( $J'$ )도 동일하게 양식장 A와 B에서 30 m 이후 증가하였으며, 변화 경향도 유사하였다. 양식장 A와 B에서 30 m 이내 정점이 낮은 다양도와 균등도를 보여준 것은 등가시버들갯지렁이(*Capitella capitata*)가 극우점 하였기 때문이

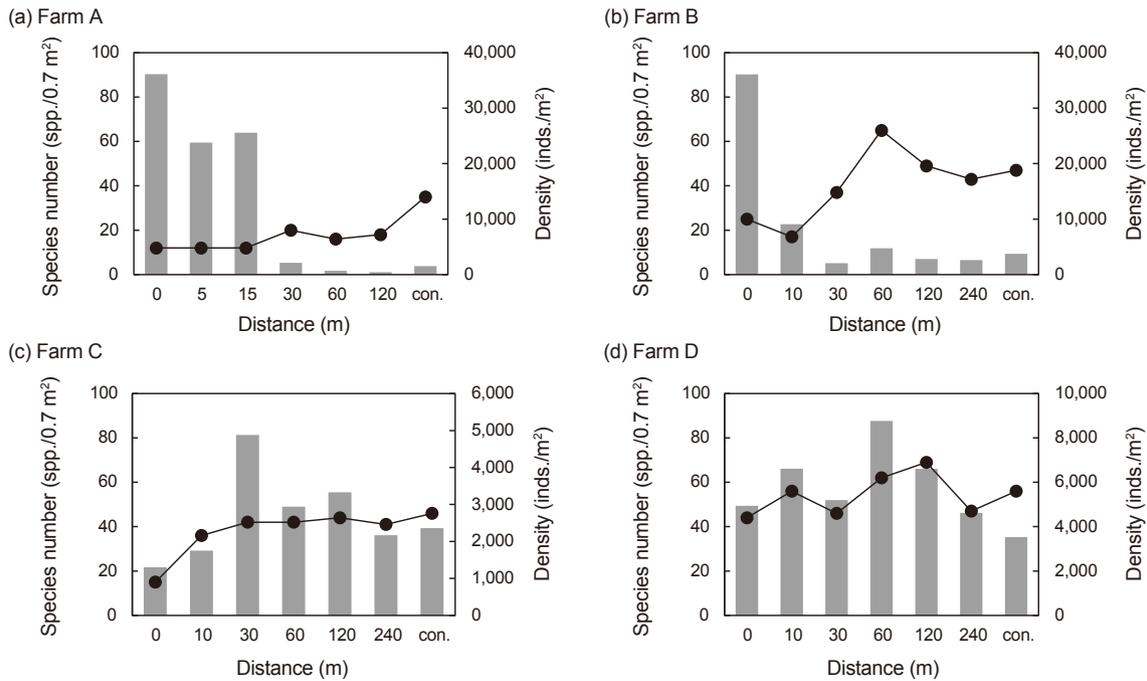


Fig. 4. Changes in the biological components (species number, biomass and density) of polychaetes community along the distance from the fish cage farms. Dot line, Species number (spp./0.1 m<sup>2</sup>); bar density (inds./m<sup>2</sup>).

었다. 양식장 C의 다양도는 양식장 아래(0 m)에서 가장 낮았고, 10-60 m에서 증가한 후 240 m와 대조정점은 유사한 값을 보였다. 균등도는 0-120 m에서 대조정점에 비해 약간 낮았다. 양식장 D의 생태학적 지수는 양식장에서 이격된 거리에 따른 차이가 비교적 적었으며, 60 m 지점에서 상대적으로 낮았다.

우점종의 분포양상

양식장에서 이격된 거리에 따라 출현 개체수 1% 이상 점유한 다모류를 살펴보았다(Fig. 6). 출현종은 상대적으로 거리가 가까운 양식장 A와 B 및 양식장 C와 D에서 유사하였다. 양식장 A에서 점유율이 1% 이상인 출현종은 등가시버들갯지렁이, 투구갯지렁이(*Sigambra tentaculata*), 긴자락송곳갯지렁이(*Scoletoma longifolia*)였으며, 3종의 점유율이 96.9%이었다. 등가시버들갯지렁이는 BHI 계산시 4그룹중에 속하며 93.1%의 점유율로 극우점하였다. 공간적으로는 0-15 m에서 평균 27,827 개체/m<sup>2</sup>가 출현하였고, 30 m 이상의 정점에서는 개체수가 급격히 감소하였으며, 60-120 m에서는 50개체/m<sup>2</sup> 미만으로 출현하였고, 대조정점에서는 전혀 출현하지 않았다. 3그룹종인 투구갯지렁이는 0 m에서 밀도가 매우 낮았으나, 15 m까지 증가하였다. 이후 30 m에서 최대 밀도로 출현하였고 60 m 이후 감소하였다. 3그룹종의 긴자락송곳갯지렁이도 0-15 m에서 밀도가 낮았으나, 30 m부터 대조정점까지 증가하는 경향을 보였다(Fig. 6a). 양식장 B에서 1% 이상을 차지한 종은 등가시버들갯지렁이, 긴자락송곳갯지렁이, 꼬리대나무갯지렁이(*Praxillella*

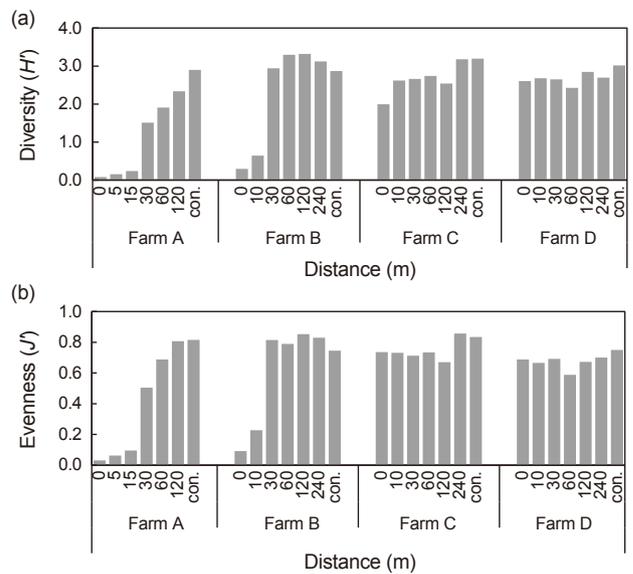


Fig. 5. The ecological indices of polychaete community along the distance from the fish cage farms. H', Shannon diversity index; J', Pielou's evenness index; con., Control.

*affinis*), 투구갯지렁이 및 *Tharyx* spp. 등 총 10종이었고, 점유율은 86.6%였다. 최우점종인 등가시버들갯지렁이는 0 m에서 34,470개체/m<sup>2</sup>로 극우점하였고, 5 m에서도 7,980개체/m<sup>2</sup>

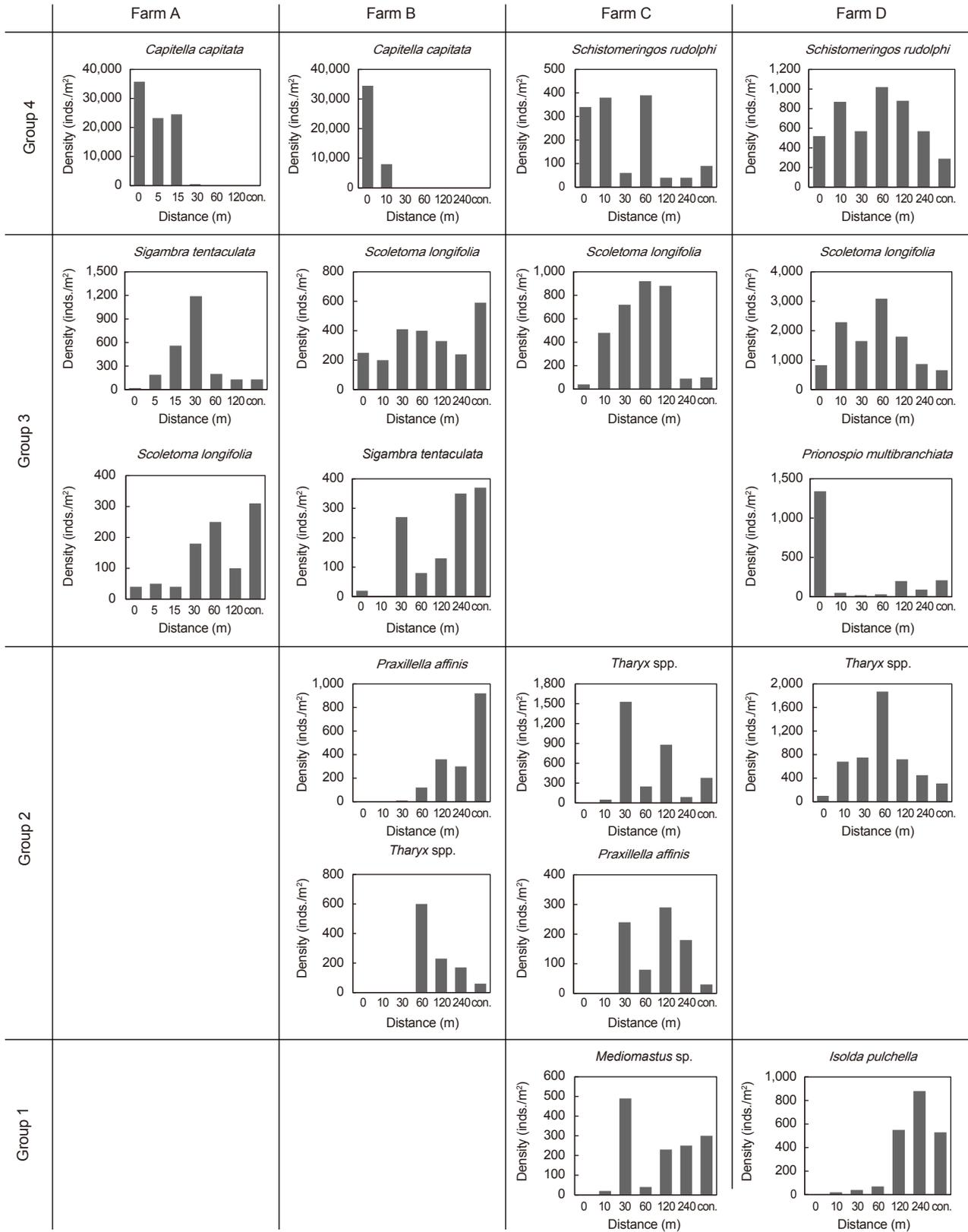


Fig. 6. Spatial distribution of dominant species along the distance from the fish cage farms. con, Control.

로 밀도가 높았다. 그러나 30 m에서는 30개체/m<sup>2</sup>를 나타내었고, 60 m 이후에는 출현하지 않았다. 다음으로 긴자락송곳갯지렁이는 전반적으로 고르게 출현하였으며, 꼬리대나무갯지렁이와 투구갯지렁이는 양식장과 멀리 떨어질수록 밀도가 높았다 (Fig. 6b). 양식장 C에서는 총 21종의 다모류가 1% 이상 출현하였으며, 이들 종의 점유율은 82.4%였다. 최우점종은 긴자락송곳갯지렁이가, 두번째 우점종은 *Tharyx* spp.였고, 2 종이 각각 17.2%와 17.0%를 나타내었다. 이 중 긴자락송곳갯지렁이는 10–120 m에서는 높은 밀도로 출현하였고, 0 m, 240 m와 대조점에서는 밀도가 낮았다. *Tharyx* spp.는 0 m에서는 출현하지 않았으며, 이격거리에 따라 개체수의 증가와 감소가 반복되었다. 양식장 아래에서 밀도가 높은 종은 4그룹종의 루돌프구슬수염갯지렁이(*Schistomeringos rudolphi*)였으며, 0 m 이외에 10 m와 60 m에서도 밀도가 높았다(Fig. 6c). 한편 양식장 A와 B의 0 m에서 극우점한 등가시버들갯지렁이는 양식장 C에서는 0 m에서만 260개체/m<sup>2</sup>로 출현하였다. 양식장 D에서 1% 이상 점유

한 종은 긴자락송곳갯지렁이, *Tharyx* spp., 루돌프구슬수염갯지렁이, *Isolda pulchella*, *Prionospio multibranchiata* 등 17종이었으며, 이들 종은 84.4%를 차지하였다. 이 중 1–3순위 우점종의 조성은 양식장 C와 동일하였다. 공간적으로는 0–60 m까지 밀도가 증가하였고, 60 m–대조점까지는 감소하는 경향을 보였다. *I. pulchella*와 *Mediomastus* sp.는 120 m–대조점에서 밀도가 높았으며, 3그룹종인 *P. multibranchiata*는 0 m에서 밀도가 높았다(Fig. 6d).

저서다모류 군집구조

k-dominance curve를 적용하여 양식장에서 이격거리별로 군집의 안정성을 알아보았다. 양식장 A는 0–15 m에서 소수종이 극우점하는 불안정한 군집 상태였으며, 30 m부터는 상대적으로 양호한 군집 상태를 나타내었다. 그러나 대조점과 비교하면 30–120 m의 군집 역시 생물학적 교란 상태에 있는 것으로 나타났다(Fig. 7a). 또한 양식장 B에서도 10 m까지 불안정한 군

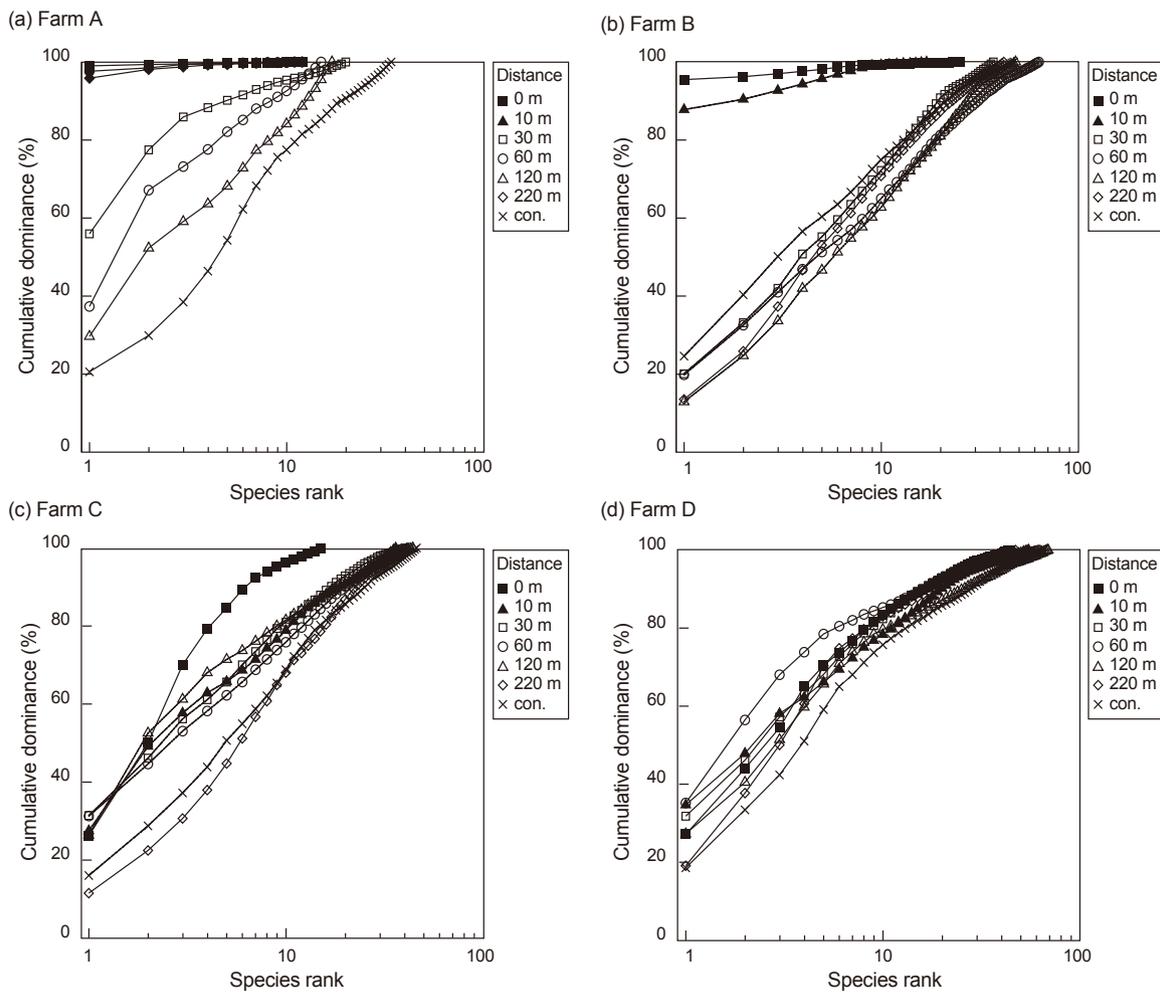


Fig. 7. K-dominance curve for polychaetes sampled along the distance from the fish cage cages. con., Control.

집 상태를 보였다. 그러나 30–240 m의 군집은 대조점과 비교해서 생물학적 스트레스의 차이가 비교적 적은 것으로 나타났다(Fig. 7b). 양식장 C는 양식장 A 및 B와 비교하였을 때, 소수 종이 극우점하는 불안정한 상태의 군집은 없었다. 그러나 대조점과 비교하였을 때에는 0 m에서 상대적인 스트레스가 높았다(Fig. 7c). 양식장 D는 대조점에 비교하여 이격거리별 군집의 스트레스에는 차이가 없었다(Fig. 7d).

PCO를 수행하여 유사 특성에 따라 군집을 소수의 그룹으로

구분하고 환경 요인과 다모류의 우점종과의 상관성을 파악하였다. 분석은 환경요인과 다모류 군집을 각각 수행한 후 하나의 평면에 겹치게 하였다(Fig. 8). 집괴분석(cluster analysis)의 유사도는 60%를 기준으로 양식장 A 군집은 0–15 m, 30–60 m, 120 m, 대조점으로, 양식장 B 군집은 0–10 m, 30 m, 60 m–대조점으로, 양식장 D 군집은 0 m, 10–60 m, 120 m–대조점으로 구분되어 3개 그룹에서 공통적으로 이격거리에 따른 점진적인 천이 양상을 보이지 않았다. 그러나 특정한 이격거리에서 군

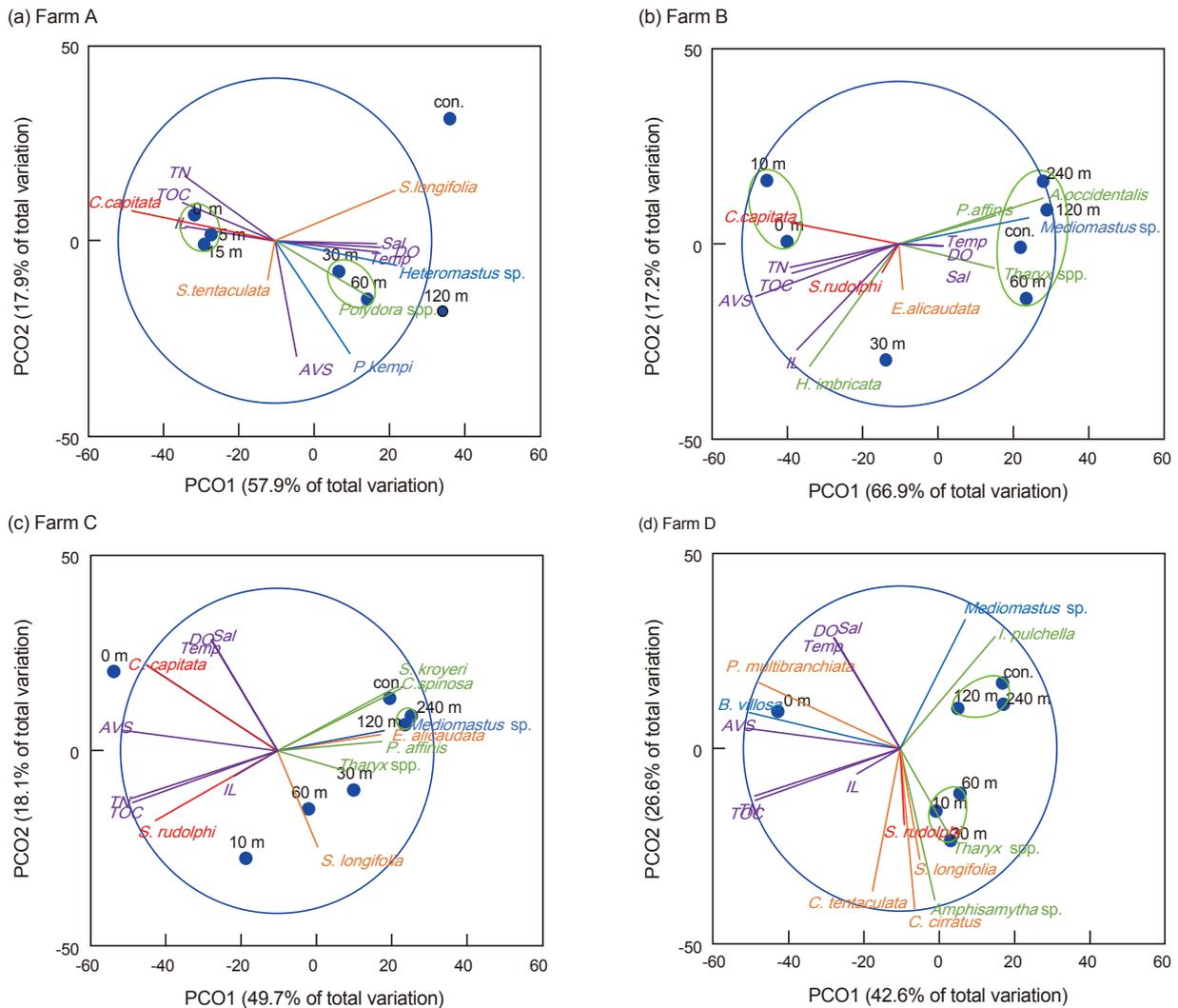


Fig. 8. Principal co-ordinates (PCO) for fish cage farms along the distance from the cages based on Bray-Curtis similarity from log (X+1) transformed species abundance. Dominance species and organic factors were overlaid on the PCO analysis. *A. occidentalis*, *Amaeana occidentalis*; *B. vilosa*, *Bradabyssa villosa*; *C. capitata*, *Capitella capitata*; *C. cirratus*, *Cirratulus cirratus*; *C. spinose*, *Chaetozone spinose*; *C. tentaculata*, *Cirriformia tentaculata*; *E. alicaudata*, *Euchone alicaudata*; *I. pulchella*, *Isolda pulchella*; *P. affinis*, *Praxillella affinis*; *P. multibranchiata*, *Prionospio multibranchiata*; *P. kempfi*, *Pseudopolydora kempfi*; *S. kroyeri*, *Spiophanes kroyeri*; *S. longifolia*, *Scoletoma longifolia*; *S. rudolphi*, *Schistomeringos rudolphi*; *S. tentaculata*, *Sigambra tentaculata*; AVS, Scid volatile sulfide; DO, Dissolved oxygen; Sal, Salinity; Temp, Temperature; TN, Total nitrogen; TOC, Total organic carbon.

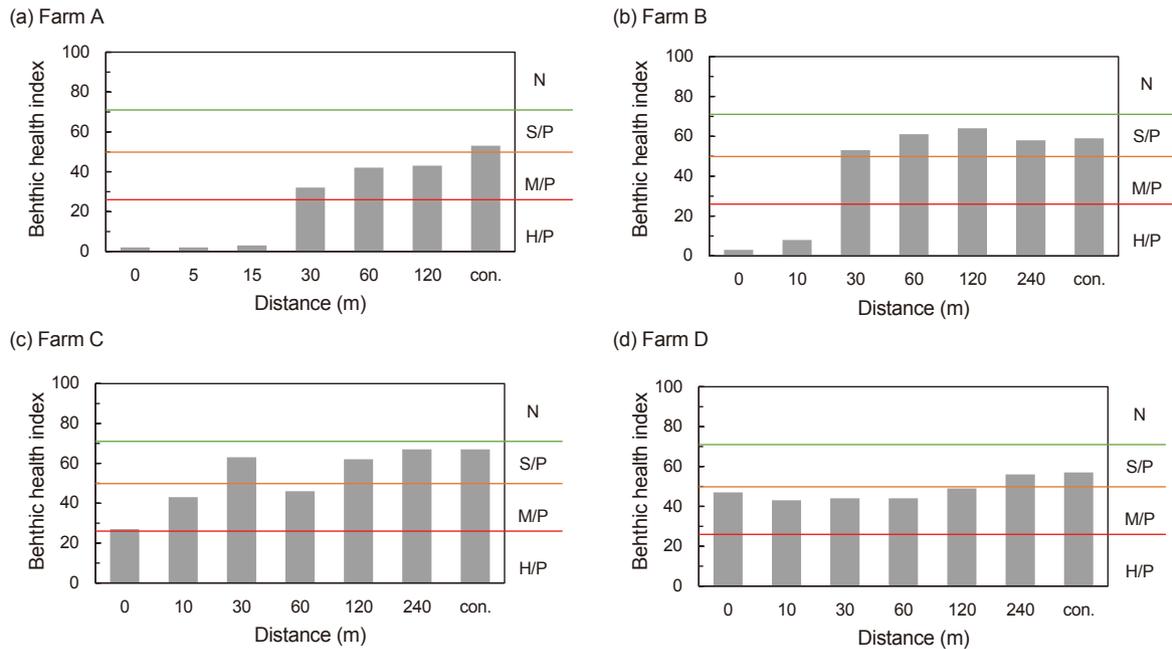


Fig. 9. Health assessment along the distance from the fish cage farms. N, Normal; S/P, Slightly polluted; M/P, Moderately polluted; H/P, Heavily polluted; con., Control.

집이 급격히 변하는 것으로 나타났다. 양식장 C 군집은 각 거리별 정점이 독립적으로 구분되어 이격거리에 따른 점진적인 천이 양상을 나타내었다. PCO 분석에서 주좌표 축 1의 설명력은 42.6–66.9%, 축 2의 설명력은 17.2–26.6%로 축 1이 군집을 표현하는 설명력이 상대적으로 높았다. 따라서 주좌표 축 1은 유기물 관련 환경인자(TOC, TN, AVS)와 BHI 계산시 4그룹종과 상관성이 높아 유기물 오염을 반영하는 것으로 판단되었다. 특히 유기물 농도와 4그룹종은 양식장 아래(0 m)와 양식장과 가까운 거리의 정점과 정방향이었으며, 정방향을 나타내는 이격거리는 양식장 A는 15 m, 양식장 B는 30 m, 양식장 C는 10 m, 양식장 D는 0 m로 각 양식장별로 차이가 있었다.

### 이격거리별 저서다모류 군집의 건강도 변화

저서동물지수를 사용하여 어류가두리 양식장의 건강도를 평가하였다(Fig. 9). 양식장 A와 B는 30 m 이전까지 H/P 상태였다. 이후 양식장 A는 30–120 m에서 M/P 상태를, 대조정점에서는 S/P 상태를 나타내 양식장에서 멀어질수록 건강도가 점차 양호해지는 경향을 보였다. 또한 양식장 B는 30 m–대조정점까지 S/P 상태였다. 양식장 C는 0–10 m는 M/P 상태였고, 30 m에서 S/P 상태로 이격거리에 따라 건강도가 상승하였다. 그러나 60 m 정점은 양식장 운영이 잠시 중단된 다른 양식장이 있었으며, 그 결과 M/P 상태를 반영하는 것으로 판단되었고, 120 m–대조정점에서는 S/P 상태였다. 마지막으로 양식장 D는 0–120 m까지 M/P 상태였고, 240 m와 대조정점에서는 S/P를 나타내었다.

## 고 찰

### 저서다모류군집의 분포특성 및 오염역 추정

양식장에서 저서다모류 군집의 출현 종수, 개체수 및 우점종의 분포 패턴은 양식장에서 떨어진 거리에 따라 차이가 있었다. 양식장 A와 B는 양식장에서 멀어지면서 출현하는 종수와 개체수의 변화 패턴이 유사하였으나, 변화가 발생한 거리와 증감 정도에는 차이가 있었다. 또한 30 m 이전의 정점에서 종수가 증가하는 패턴은 동일하였으나, 양식장 A에서는 30–120 m에서 일정 수준을 보이다가 대조정점에서 가장 많았다. 반면 양식장 B에서는 60 m에서 출현 종수가 가장 많았고, 120 m–대조정점에서는 유사한 수준으로 감소하였다. 개체수는 2개 양식장에서 공통적으로 0 m에서 매우 높은 밀도를 나타냈으나, 양식장 A에서는 15 m까지 밀도가 높았다가 30 m에서 감소하였다. 그러나 양식장 B는 10 m에서 밀도가 큰 폭으로 감소하였고 30 m부터 대조정점까지는 동일하게 개체수가 적었다. 결국 Pearson and Rosenberg (1978)의 유기물 증가에 따른 저서동물의 천이 과정을 적용하면, 양식장 A와 B의 0 m와 그 인근 해역은 출현 종수가 감소하고, 개체수가 최고점에 도달하는 기회종의 절정(peak of opportunists) 상태로 유기물 농축이 매우 높은 것으로 판단된다. 또한 해역의 높은 유기물 농도가 군집 구조에 영향을 미치는 거리는 양식장 A는 15 m였으며, 양식장 B는 10 m였다.

양식장 A와 B에서 출현종은 기회종 또는 유기물 오염지표종(3그룹종과 4그룹종)이 높은 밀도로 출현한다는 특징이 있다.

특히 등가시버들갯지렁이의 점유율은 양식장 A에서는 0-15 m 까지 평균 97.5%에 달했으며, 30 m에서는 21.6%, 60-120 m에서는 6.4%의 점유율을 보였다. 반면 양식장 B에서는 0-30 m까지 한정되어 출현하였는데, 0-10 m에서는 평균 91.7%의 점유율을 보였고, 30 m에서는 1.5%를 나타내었다. 이렇듯 등가시버들갯지렁이는 유기물양이 매우 많은 지역, 저산소 해역, 양식장 밀집해역에서 고밀도로 출현하는 대표적인 기회종으로 (Warren 1977; Tsutsumi et al., 1991), 짧은 시간 동안 극도로 심한 개체군 변화를 보이는 종으로 알려져 있다(Chareonpaich et al., 1994). 이밖에 등가시버들갯지렁이를 제외한 우점종의 분포를 살펴보면, 양식장 A는 30 m 이후에 투구갯지렁이와 긴 자락송곳지렁이 등 3그룹종의 밀도가 대조정점까지 높았다. 다음으로 양식장 B는 양식장 A와 유사하게 상기의 2종이 공통적으로 출현하였으나, 2그룹종인 꼬리대나무갯지렁이, *Tharyx* spp., *Terebellinae* spp.의 밀도가 60 m 이후에 증가하여 차이를 보였다. 따라서 등가시버들갯지렁이와 중요 우점종의 분포 특성을 고려하면, 양식장 A는 15 m, 양식장 B는 10 m까지 가두리에서 유입되는 유기물에 의한 영향이 집중되는 것으로 추정할 수 있다. 특히 양식장 A에서 유기물 축적의 강도가 더 높은 것으로 판단된다. 또한 양식장 A는 30 m 이후에도 양식장 아래보다는 낮은 강도이지만 유기물의 영향이 미치고 있는 것으로 판단된다.

양식장 C는 출현 종수와 개체수가 0 m에서 가장 적었고, 이격 거리가 증가할수록 상승하는 패턴을 보여 양식장 A 및 B 군집과 차이가 있었다. 특히 출현 종수는 10 m에서, 개체수는 30 m에서 상승하였다. 양식장 C에서 이러한 군집의 변화 패턴은 양식장 A 및 B와 달리 소수종이 극우점하는 경향을 보이지 않았기 때문이며, 이러한 결과는 k-dominance curve 분석결과에서도 일치하고 있다. 양식장 A와 B의 우점종인 등가시버들갯지렁이는 양식장 C의 0 m에서만 출현하였고, 밀도는 양식장 A 및 B와 비교해 상대적으로 낮았다. 등가시버들갯지렁이를 제외한 우점종 분포는 각각 0 m, 10 m, 60 m 및 30 m, 120 m, 240 m, 대조정점에서 유사하였다. 전자에서는 4그룹종인 루돌프구슬수염갯지렁이의 밀도가 높았고, 후자에서는 BHI에서 제시된 1그룹종과 2그룹종의 개체수가 상대적으로 많았다. 한편 60 m에서는 양식을 일시적으로 중단한 또다른 양식장이 있었고, 비교적 짧은 기간 동안 불규칙적인 양식이 이루어지는 양식장이었다. 그 결과 기존 양식활동의 영향이 퇴적물에 존재하여 60 m에서 4그룹종의 밀도가 0-10 m와 유사하게 나타난 것으로 추정된다. 이러한 경향은 퇴적물 내 유기물 농도인 TOC와 TN이 0 m부터 30 m까지 거리에 따라 감소하다가 60 m에서 다시 증가한 경향과 일치한다. 그러나 전반적으로 양식장 C에서 양식활동 결과 생성된 유기물은 10 m까지 군집 변화에 영향을 준 것으로 파악된다. 다만, 다모류 군집의 출현종수와 개체수 그리고 우점종의 분포 경향을 종합적으로 고려하면, 양식장 A와 B보다는 유기물 오염의 강도가 낮은 것으로 판단된다.

양식장 D는 다른 그룹에 비교하여 0 m에서 출현종이 많았으며, 양식장에서 떨어진 거리에 따라 큰 폭으로 증가하거나 감소하는 경향성은 없었다. 또한 개체수에 있어서도 30 m 정점에서 감소하기는 하였으나, 0-60 m에서 증가하는 경향을 보인 후, 120 m 이후에는 감소하였다. 우점종의 분포 패턴은 3 및 4그룹종의 밀도가 60 m까지 증가하였다가, 120 m 이후 감소하였다. 그러나 1 및 2그룹종의 밀도는 0-60 m까지 낮았으나, 120 m-대조정점까지는 증가하여 군집 구조에 차이가 있었다. PCO 분석 결과는 3 및 4그룹종이 10-60 m의 정점과 정방향을 보이며 높은 상관성을 보였으나 유기물 농도는 0 m와 높은 상관성을 보였다. 즉, 양식장 D에서는 양식활동이 미치는 영향거리가 유기물 농도는 0 m, 다모류 군집분포는 60 m까지로 나타나 차이가 있었다. 양식장 D는 현장조사 당시 가두리의 망 교체작업이 진행중이었으며, 0 m 정점의 시료 채집은 가두리의 망 교체작업이 완료되고 사료가 투여된 직후에 수행되었다. 따라서 0 m의 표층 퇴적물에는 가두리 망에 부착되었다가 탈락한 생물과 패각 등이 다량 존재하고 있었다. 또한 양식장 D에서는 주양식 어종이 참돔이었고 배합사료가 아닌 생선과 크릴을 분쇄하여 과립으로 만든 생사료를 급이중으로, 사료 급이시 주변에 부유물이 많이 발생하는 것을 현장에서 확인하였다. 이러한 이유로 2020년 10월에 양식장 D에서 기존 연구와 다른 방향으로 거리별 추가 연구가 수행되었다. 그 결과 유기물 농도는 0 m에서 가장 높았으나 5월에 비해서는 낮았고, 거리별로도 차이가 적었다. 따라서 양식장 D의 0 m에서 높은 유기물 농도는 샘플과정에서 일부 오류가 반영된 것으로 추정되며, 양식장 D의 양식활동은 약 60 m까지 영향을 미치는 것으로 판단된다.

### 양식장의 유기물 오염 비교

연구해역에서 유기물 농도는 양식장 아래(0 m)에서 높았고 양식장에서 멀어질수록 낮아져 기존 연구에서 논의된 결과와 유사하였고(Gowen and Bradbury, 1987; Wu, 1995; Fernandes et al., 2001; Kalantzi and Karakassis, 2006), 다모류 군집 역시 양식장에서 멀어질수록 출현 종수가 증가하고, 개체수는 감소하는 경향으로 기존 연구 결과와 동일하였다(Brown et al., 1987; Jung et al., 2007).

양식장 A와 B는 다모류 종조성 및 우점종의 변화 경향, k-dominance curve의 기울기 등 군집의 이격거리별 변화 경향이 상대적으로 유사하였으며, 양식장 C 및 D와 비교하면 양식장과 가까운 거리에서 건강도가 매우 불량한 상태였다. 이러한 차이는 양식장 A와 B의 높은 양식 강도의 영향으로 판단된다. Table 1에서 가두리 수와 가두리당 먹이량을 이용해 사료 투입량을 단순 계산하면, 배합사료를 사용중인 양식장 A-C의 사료 투입량은 양식장 B에서 가장 많았고, 양식장 A와 C 순서였다. 반면 양식장 D는 생사료를 사용중이어서 양식장 A-C에서 사용하는 건식의 배합사료와 직접적인 비교는 어렵다. 그러나 양식장 정점 중에서 가장 낮은 입식량을 고려하면, 유기물의 투입

Table 3. Univariate indices of polychaete communities along the distance from the fish cage farms

		Distance (m)							
		0	5	15	30	60	120	con.	Total
Farm A	No. of species (spp./0.1 m <sup>2</sup> )	12	12	12	20	16	18	35	52
	Density (ind./m <sup>2</sup> )	36,130	23,790	25,570	2,130	670	440	1,510	12,891
	<i>H'</i>	0.1	0.2	0.2	1.5	1.9	2.3	2.9	-
	<i>J'</i>	0.0	0.1	0.1	0.5	0.7	0.8	0.8	-
		Distance (m)							
		0	10	30	60	120	240	con.	Total
Farm B	No. of species (spp./0.1 m <sup>2</sup> )	25	17	37	65	49	43	47	94
	Density (ind./m <sup>2</sup> )	36,090	9,090	2,050	4,740	2,790	2,600	3,750	8,730
	<i>H'</i>	0.3	0.6	2.9	3.3	3.3	3.1	2.9	-
	<i>J'</i>	0.1	0.2	0.8	0.8	0.9	0.8	0.7	-
Farm C	No. of species (spp./0.1 m <sup>2</sup> )	15	36	42	42	44	41	46	99
	Density (ind./m <sup>2</sup> )	1,300	1,750	4,880	2,940	3,330	2,170	2,360	2,676
	<i>H'</i>	2.0	2.6	2.7	2.7	2.5	3.2	3.2	-
	<i>J'</i>	0.7	0.7	0.7	0.7	0.7	0.9	0.8	-
Farm D	No. of species (spp./0.1 m <sup>2</sup> )	44	56	46	62	69	47	56	112
	Density (ind./m <sup>2</sup> )	4,940	6,610	5,200	8,770	6,600	4,620	3,530	5,753
	<i>H'</i>	2.6	2.7	2.7	2.4	2.8	2.7	3.0	-
	<i>J'</i>	0.7	0.7	0.7	0.6	0.7	0.7	0.7	-

*H'*, Shannon diversity index; *J'*, Pielou's evenness index; con., Control.

량은 상대적으로 적었을 것으로 판단된다. 따라서 양식장 A와 B의 사료 투입량 및 양식강도가 양식장 C와 D에 비해 높았으며, 양식장 부근의 건강도에 심각한 영향을 준 것으로 보인다.

양식장 A와 B의 거리별 건강도는 0 m에서 10-15 m까지 심하게 오염된 상태였다. 특히 양식장 A는 30-120 m까지 오염해역을 그리고 대조정점이 오염초기 상태를 나타내었고, 양식장 B는 30 m-대조정점까지 오염초기의 상태를 나타내어 양식장에서 30 m 이후의 건강도는 차이가 있었다. 이렇듯 양식 생산과 관련된 요소(사료, 어종, 먹이 공급량 등)가 유사하고 양식장의 규모는 양식장 B가 약 2배정도 컸음에도 양식장 A의 건강도가 양식장에서 먼 거리까지 낮게 나타난 것은 저층의 지형학적인 차이가 크게 작용한 것으로 판단된다. 즉, 양식장 A는 긴 골짜기 내측에 위치하였으며, 조사 정선과 해류의 주흐름이 골짜기 형태와 동일하여 양식활동으로 생성된 유기물이 골짜기 외측으로 확산되지 못하고 내측에 집중되었다. 반면에 양식장 B는 양식활동의 영향이 모든 방향으로 확산 가능한 낮은 기울기의 지형으로 인해 양식행위에 기인한 영향이 분산된 것으로 판단된다.

양식장 C는 다른 양식장에 비해 양식장 면적과 설치되어 있는 가두리 갯수가 적었다. 또한 입식량과 사료 투입량이 적어 양식장 중에서 양식 강도가 가장 낮았으며, 양식도 성어보다는 주로 치어의 양식을 대상으로 하는 어장이었다. 또한 해당 양식장은 치어를 일정기간 양식한 후 다른 양식장으로 이동하기 때문에

양식 기간이 짧고 양식장도 휴지기를 갖는다는 특징이 있다. 이러한 복합적인 이유로 양식활동의 영향은 양식장 주변에서만 낮은 강도로 발현됨을 알 수 있었다.

한편, 양식장 D는 양식장 A 및 B와 비교하여 상대적으로 양식장 아래의 건강도가 양호하였으며, 양식강도가 상대적으로 낮은 양식장 C에 비해서도 상태가 좋았다. 그러나 0 m 이후의 유기물 농도는 전반적으로 다른 양식장 정점보다 높았다. Jung et al. (2007)의 만입구와 수로에 위치한 양식장에 대한 양식활동의 이격거리별 영향 파악 연구에서, 수로에 위치한 양식장이 입식량과 사료 공급량이 많았음에도 불구하고 2개 양식장의 0 m에서 유기물 침강량이 유사한 것으로 측정되어 유기물이 수로를 통해 확산되었음을 보여주었다. 결국 양식장 D의 다모류 군집은 60 m와 120 m 정점을 기준으로 차이를 보였으며, 이것은 해당 양식장의 강한 유속의 영향으로 다른 양식장과 비교해 상대적으로 먼 거리까지 양식활동의 영향을 미친 것으로 판단된다.

이상에서와 같이, 어류양식장에서 이격거리별로 수행된 유기물 분석과 다모류 군집분석 결과, 어류가두리 양식이 미치는 영향 정도는 입식량, 먹이 공급량 등의 양식 어류의 생산과 관련된 요인에 의해 주로 영향을 받았고, 양식활동의 영향이 집중되는 또는 영향이 미치는 거리는 양식장 주변의 지형학적인 특성과 유속 등에 밀접한 관련이 있는 것으로 판단된다.

## 사 사

본 논문은 2022년도 국립수산과학원의 수산과학연구사업 (R2022062)의 지원으로 수행된 연구입니다.

## References

- Anderson MJ, Gorley RN and Clarke KR. 2008. PERMANOVA+ for primer: Guide to Software and Statistical Methods. Primer-E Limited, Auckland, New Zealand.
- Black KD. 2001. Environmental Impacts of Aquaculture. Academic Press, Sheffield, U.K., 1-214.
- Brown JR, Gowen RJ and Mclusky DS. 1987. The effect of salmon farming on the benthos of a Scottish sea loch. *J Exp Mar Bio Ecol* 109, 39-51. [https://doi.org/10.1016/0022-0981\(87\)90184-5](https://doi.org/10.1016/0022-0981(87)90184-5).
- Chareonpanich C, Tsutsumi H and Montani S. 1994. Efficiency of the decomposition of organic matter, loaded on the sediment, as a result of the biological activity of *Capitella* sp.1. *Mar Pollut Bull* 28, 314-318. [https://doi.org/10.1016/0025-326x\(94\)90157-0](https://doi.org/10.1016/0025-326x(94)90157-0).
- Clarke KR and Warwick RM. 2001. Change in Marine Communities: An Approach to Statistical Analysis and Interpretation. 2nd edition. Primer-E Ltd, Plymouth Marine Laboratory, Plymouth, U.K., 1-68.
- Crawford CM, Macleod CKA and Mitchell IM. 2003. Effects of shellfish farming on the benthic environment. *Aquaculture* 224, 117-140. [https://doi.org/10.1016/s0044-8486\(03\)00210-2](https://doi.org/10.1016/s0044-8486(03)00210-2).
- D'Agaro E and Lanari D. 2006. Environmental impact of sea bass cage farming in the north Adriatic Sea. *Ital J Anim Sci* 5, 165-174. <https://doi.org/10.4081/ijas.2006.165>.
- Fernandes TF, Eleftheriou A, Ackefors H, Eleftheriou M, Ervik A, Sanchez-Mata A, Scanlon T, White P, Cochrane S, Pearson TH and Read PA. 2001. The scientific principles underlying the monitoring of the environmental impacts of aquaculture. *J Appl Ichthyol* 17, 181-193. <https://doi.org/10.1046/j.1439-0426.2001.00315.x>.
- Forchino A, Borja A, Brambilla F, Rodrigues JG, Muxika I, Terova G and Saroglia M. 2011. Evaluating the influence of off-shore cage aquaculture on the benthic ecosystem in Alghero Bay (Sardinia, Italy) using AMBI and M-AMBI. *Ecol Indic* 11, 1112-1122. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2010.12.011>.
- Gao QF, Cheung KK, Cheung SG and Shin PKS. 2005. Effects of nutrient enrichment derived from fish farming activities on macroinvertebrate assemblages in a subtropical region of Hong Kong. *Mar Pollut Bull* 51, 994-1002. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2005.01.009>.
- Gowen RJ and Bradbury NB. 1987. The ecological impact of salmonid farming in coastal waters: a review. *Oceanogr Mar Biol* 25, 563-575.
- Gower, JC. 1966. Some distance properties of latent root and vector methods used in multivariate analysis. *Biometrika* 53, 325-338. <https://doi.org/10.2307/2333639>.
- Gray JS, Wu RSS and Or YY. 2002. Effects of hypoxia and organic enrichment on the coastal marine environment. *Mar Ecol Prog Ser* 238, 249-279. <https://doi.org/10.3354/meps238249>.
- Hall POJ, Anderson LG, Holby O, Kollberg S and Samuelsson MO. 1990. Chemical fluxes and mass balances in a marine fish cage farm. I. Carbon. *Mar Ecol Prog Ser* 61, 61-73. <https://doi.org/10.3354/meps061061>.
- Holmer M, Pérez M and Duarte CM. 2003. Benthic primary producers-a neglected environmental problem in Mediterranean maricultures?. *Mar Pollut Bull* 46, 1372-1376. [https://doi.org/10.1016/s0025-326x\(03\)00396-5](https://doi.org/10.1016/s0025-326x(03)00396-5).
- Holmer M, Marbà N, Diaz-Almela E, Duarte CM, Tsapakis M and Danovaro R. 2007. Sedimentation of organic matter from fish farms in oligotrophic Mediterranean assessed through bulk and stable isotope ( $\delta^{13}C$  and  $\delta^{15}N$ ). *Aquaculture* 262, 268-280. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2006.09.033>.
- Jung RH, Yoon SP, Kwon JN, Lee JS, Lee WC, Koo JH, Kim YJ, Oh HT, Hong SJ and Park SE. 2007. Impact of fish farming in macrobenthic polychaete communities. *J Korean Soc Oceanogr* 12, 159-169.
- Kalantzi I and Karakassis I. 2006. Benthic impacts of fish farming: Meta-analysis of community and geochemical data. *Mar Pollut Bull* 52, 484-493. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2005.09.034>.
- Karakassis I, Tsapakis M, Hatziyanni E, Papadopoulou KN and Plaiti W. 2000. Impact of cage farming of fish on the seabed in three Mediterranean coastal areas. *ICES J Mar Sci* 57, 1462-1471. <https://doi.org/10.1006/jmsc.2000.0925>.
- Klaoudatos SD, Klaoudatos DS, Smith J, Bogdanos K and Papageorgiou E. 2006. Assessment of site specific benthic impact of floating cage farming in the eastern Hios island, Eastern Aegean Sea, Greece. *J Exp Mar Biol Ecol* 338, 96-111. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2006.07.002>.
- Lambshead PJD, Platt HM and Shaw KM. 1983. The detection of differences among assemblages of marine benthic species based on an assessment of dominance and diversity. *J Nat Hist* 17, 859-874. <https://doi.org/10.1080/00222938300770671>.
- Liao Y, Liu Q, Shou L, Tang Y, Liu Q, Zeng J, Chen Q and Yan X. 2022. The impact of suspended oyster farming on macrobenthic community in a eutrophic, semi-enclosed bay: Implications for recovery potential. *Aquaculture* 548, 737585. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2021.737585>.
- Maldonado M, Carmona MC, Echeverria Y and Riesgo A. 2005. The environmental impact of Mediterranean cage fish farms at semi-exposed locations: does it need a reassessment?. *Helgol Mar Res* 59, 121-135. <https://doi.org/10.1007/s10152-004-0211-5>.

- Matijevic S, Kuspilic G, Morovic M, Grbec B, Bogner D, Skejic S and Veza J. 2009. Physical and chemical properties of the water column and sediments at sea bass/sea bream farm in the middle Adriatic (Maslinova Bay). *Acta Adriat* 50, 59-76.
- Mazzola A, Mirto S, La Rosa T, Fabiano M and Danovaro R. 2000. Fish farming effects on benthic community structure in coastal sediments: analysis of the meiofaunal recovery. *ICES J Mar Sci* 57, 1454-1461. <https://doi.org/10.1006/jmsc.2000.0904>.
- Mirto S, Gristina M, Sinopoli M, Maricchiolo G, Genovese G, Vizzini L and Mazzola A. 2012. Meiofauna as an indicator for assessing the impact of fish farming at an exposed marine site. *Ecol Indic* 18, 468-476. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.12.015>.
- MOF (Ministry of Oceans and Fisheries). 2018. Korean Standard Method of Examination for Marine Environment. MOF, Sejong, Korea.
- Pearson TH and Rosenberg R. 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanogr Mar Biol* 16, 229-311.
- Pereira PMF, Black KD, McLusky DS and Nickell TD. 2004. Recovery of sediments after cessation of marine fish farm production. *Aquaculture* 235, 315-330. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2003.12.023>.
- Pielou EC. 1975. *Ecological Diversity*. Wiley, New York, NY, U.S.A.
- Shannon CE and Weaver W. 1963. *The Mathematical Theory of Communications*. University of Illinois Press, Urbana, IL, U.S.A., 1-125.
- Sim BR, Kim HC, Kang S, Lee DI, Hong S, Lee SH and Kim Y. 2020. Geochemical indicators for the recovery of sediment quality after the abandonment of oyster *Crassostrea gigas* farming in South Korea. *Korean J Fish Aquat Sci* 53, 773-783. <https://doi.org/10.5657/KFAS.2020.0773>.
- Sutherland TF, Levings CD, Petersen SA, Poon P and Piercey B. 2007. The use of meiofauna as an indicator of benthic organic enrichment associated with salmonid aquaculture. *Mar Pollut Bull* 54, 1249-1261. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2007.03.024>.
- Tomassetti P, Persia E, Marcatali I, Vani D, Marusso V and Porrello S. 2009. Effects of mariculture on macrobenthic assemblages in a western mediterranean site. *Mar Pollut Bull* 58, 533-541. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2008.11.027>.
- Tomassetti P, Gennaro P, Lattanzi L, Mercatali I, Persia E, Vani D and Porrello S. 2016. Benthic community response to sediment organic enrichment by Mediterranean fish farm: Case studies. *Aquaculture* 450, 262-272. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2015.07.019>.
- Tsutsumi H, Kikuchi T, Tanaka M, Higashi T, Imasaka K and Miyazaki M. 1991. Benthic faunal succession in a cove organically polluted by fish farming. *Mar Pollut Bull* 23, 233-238. [https://doi.org/10.1016/0025-326x\(91\)90680-q](https://doi.org/10.1016/0025-326x(91)90680-q).
- Warren TM. 1977. The ecology of *Capitella capitata* in British waters. *J Mar Biol Assoc U K* 57, 151-159. <https://doi.org/10.1017/s0025315400021305>.
- Weston DP. 1990. Quantitative examination of macrobenthic community changes along an organic enrichment gradient. *Mar Ecol Prog Ser* 61, 233-244. <https://doi.org/10.3354/meps061233>.
- Wu RSS. 1995. The environmental impact of marine fish culture: Towards a sustainable future. *Mar Pollut Bull* 31, 159-166. [https://doi.org/10.1016/0025-326x\(95\)00100-2](https://doi.org/10.1016/0025-326x(95)00100-2).