

Original article

탄소 및 질소 안정동위원소를 활용한 어류 가두리 양식장 내 퇴적 유기물의 기원 및 기여도 평가

고영신 · 이대인 · 김청숙 · 심보람¹ · 김형철² · 이원찬 · 이동현*

국립수산과학원 어장환경과, ¹서해수산연구소 자원환경과, ²국립수산과학원 연구기획과

Origin and Source Appointment of Sedimentary Organic Matter in Marine Fish Cage Farms Using Carbon and Nitrogen Stable Isotopes. Young-Shin Go (0000-0002-8565-7567), Dae-In Lee (0000-0002-4786-8201), Chung Sook Kim (0000-0002-0575-3218), Bo-Ram Sim¹ (0000-0001-6085-177X), Hyung Chul Kim² (0000-0002-0791-9437), Won-Chan Lee (0000-0002-1479-5700) and Dong-Hun Lee* (0000-0001-6270-1011) (National Institute of Fisheries Science, Marine Environment Research Division, Busan 46083, Republic of Korea; ¹Fisheries Resources and Environment Division, West Sea Fisheries Research Institute, National Institute of Fisheries Science, Incheon 22383, Republic of Korea; ²National Institute of Fisheries Science, Research and Development Planning Division, Busan 46083, Republic of Korea)

Abstract We investigated physicochemical properties and isotopic compositions of organic matter ($\delta^{13}\text{C}_{\text{TOC}}$ and $\delta^{15}\text{N}_{\text{TN}}$) in the old fish farming (OFF) site after the cessation of aquaculture farming. Based on this approach, our objective is to determine the organic matter origin and their relative contributions preserved at sediments of fish farming. Temporal and spatial distribution of particulate and sinking organic matter (OFF sites: 2.0 to 3.3 mg L⁻¹ for particulate matter concentration, 18.8 to 246.6 g m⁻² day⁻¹ for sinking organic matter rate, control sites: 2.0 to 3.5 mg L⁻¹ for particulate matter concentration, 25.5 to 129.4 g m⁻² day⁻¹ for sinking organic matter rate) between both sites showed significant difference along seasonal precipitations. In contrast to variations of $\delta^{13}\text{C}_{\text{TOC}}$ and $\delta^{15}\text{N}_{\text{TN}}$ values at water columns, these isotopic compositions (OFF sites: -21.5‰ to -20.4‰ for $\delta^{13}\text{C}_{\text{TOC}}$, 6.0‰ to 7.6‰ for $\delta^{15}\text{N}_{\text{TN}}$, control sites: -21.6‰ to -21.0‰ for $\delta^{13}\text{C}_{\text{TOC}}$, 6.6‰ to 8.0‰ for $\delta^{15}\text{N}_{\text{TN}}$) investigated at sediments have distinctive isotopic patterns ($p < 0.05$) for seawater-derived nitrogen sources, indicating the increased input of aquaculture-derived sources (e.g., fish fecal). With respect to past fish farming activities, representative sources (e.g., fish fecal and algae) between both sites showed significant difference ($p < 0.05$), confirming predominant contribution (55.9 ± 4.6%) of fish fecal within OFF sites. Thus, our results may determine specific controlling factor for sustainable use of fish farming sites by estimating the discriminative contributions of organic matter between both sites.

Key words: marine fish cage farm, total organic carbon, total nitrogen, stable isotopes, bayesian mixing model

서론

Manuscript received 17 November 2021, revised 13 December 2021, revision accepted 13 December 2021
* Corresponding author: Tel: +82-51-720-2522, Fax: +82-51-720-2515
E-mail: thomaslee0118@gmail.com

전 세계적으로 양식산업의 빠른 증가와 함께 국내 양식생산량은 2017년 기준 총 234만 톤으로 나타났으며, 최근 10년간 연 평균 5.9% 증가한 것으로 나타났다 (FAO,

© The Korean Society of Limnology. All rights reserved.

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, provide the original work is properly cited.

2020). 그러나 양식업의 급격한 성장으로 인해 연안에서 다양한 환경문제(예: 부영양화 및 퇴적물오염 등)가 발생하는 실정이며, 지속 가능한 양식산업 환경관리의 필요성이 대두되고 있다(FAO, 2006). 일반적으로 국내 양식어장 환경은 태풍, 파랑 등 외력으로부터 안정되고 접근성이 좋은 내만에 위치하고 있으며, 적절한 휴식 없이 장기간 해수면(공유수면)을 이용해 왔다(KMI, 2018). 이로 인해 양식어장의 환경오염 문제는 양식어장을 운영하면서 발생하는 자가오염원(초과 사료공급, 폐사체의 축적, 수산약품 사용)과 육상기원 타가오염원 유입에 의해 주로 발생되고 있다(Mazzola *et al.*, 2000; Crawford *et al.*, 2003). 더욱이 좁은 공간에 밀집된 어류 가두리 양식장 내 약해진 조류 소통은 수층 오염원들의 침강을 증가시키며, 표층 퇴적물 내 높은 유기물 축적률 및 저서생태계 변화와 같은 어장환경의 잠재적인 위해도를 높이고 있다(Dahlbäck and Gunnarsson, 1981; Chamberlain *et al.*, 2001; Zhou *et al.*, 2006; Mayor *et al.*, 2017). 따라서 지속 가능한 양식산업의 발전을 위해서는 양식어장 환경변화를 체계적으로 진단하여 효율적으로 관리할 수 있는 방향 제시가 필요하다.

내만에 밀집한 양식장 퇴적환경 내 유기물 축적률은 유속, 수심, 양식장 간의 거리 및 크기와 같은 다양한 환경요소에 의해 변화될 수 있다(Carroll *et al.*, 2003; Kachler *et al.*, 2006; Mayor *et al.*, 2010). 이와 관련하여 양식장 내 퇴적환경 개선에 대한 필요성이 요구되고 있으며, 양식활동에서 기인된 유기물의 거동 파악을 위해 다양한 환경영향 인자에 대해 기준을 설정하여 모니터링하고 관리하고 있다(Ervik *et al.*, 1997; Yokoyama and Ishihi, 2003; Challouf *et al.*, 2017). 양식을 통해 오염된 퇴적 환경을 저비용, 친환경적으로 개선하기 위한 방법 중 하나는 일정기간 양식활동을 휴식하는 것이며 이를 통해 자연정화능력에 의한 실효적 어장개선을 유도하는 것이다(KMI, 2018). 이를 위해 예측 가능하고 쉽게 식별할 수 있는 주요 생물화학적 인자로서 총 유기탄소(total organic carbon, TOC), 황화수소(hydrogen sulfide), 산화환원전위(oxidation-reduction potential, ORP) 및 저서동물지수(benthic health index, BHI) 등이 다양한 양식환경 특성에 따라 적용된 바 있다(Ervik *et al.*, 1997; Yokoyama, 2003; Choi *et al.*, 2013; Challouf *et al.*, 2017; Sim *et al.*, 2020). 이를 토대로, 최근 양식활동에 기인한 유기물의 거동을 효과적으로 정량화하기 위한 대안적 접근 방식으로서 양식장 퇴적물 및 생물 내 다원소(multi elements) 안정동위원소 기법의 적용이 활발히 활용되고 있다(Kutti *et al.*, 2007; Wai *et al.*, 2011; Callier *et al.*, 2013). 이와 관련하여 양식장 퇴적물 내 탄소와 질소 안정동위원소 비($\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$)는 양식장과 육상 기

원 유기물에 따라 차별적인 범위를 보임에 따라, 서로 다른 유기 공급원의 혼합기여를 확인한 바 있다(Yokoyama *et al.*, 2006; Wai *et al.*, 2011). 이처럼 탄소 및 질소 안정동위원소 비는 다양한 양식장 기인 유기물들이 복잡하게 혼합된 양식장 퇴적환경에서 차별적인 동위원소 비율을 통해 유기물의 기원 및 기여도를 파악하는 데 활용되고 있지만, 장기간 고밀도 양식이 이루어져 어장환경이 상대적으로 좋지 않은 국내 양식장 환경에서 시설물 이동(재배치)과 회복가능성을 평가하는 데 안정동위원소 기법을 활용 연구는 미흡한 실정이다.

따라서, 본 연구에서는 어장환경 내 유기물의 기원 및 기여도 평가를 위해 어류(송어) 가두리 양식장이 이동된 후 수층 및 퇴적물 내 물리/화학적 인자들의 변화와 함께 안정동위원소 비의 특성을 조사했다. 이를 바탕으로 과거 양식장 퇴적물 내 축적된 유기물의 거동을 구체적으로 파악함으로써 효과적인 어장환경평가 기법 및 환경관리방안을 제안하고자 하였다.

재료 및 방법

1. 연구 지역 및 시료 채집

본 연구지역은 경남 하동군 중평항 인근에 위치한 송어 가두리 양식장이 밀집된 지역이며, 어장환경악화에 따라 2017년에 남쪽으로 150 m 떨어진 어장으로 이설하였다. 어장 회복력 진단을 위해 가두리 양식장이 철거된 정점(old fish farm: OFF)과 주변 양식장의 영향을 받지 않는 약 500 m 떨어진 대조 정점(control)에서 부유성입자물질(suspended particle matter), 침강물질(sinking particles) 및 퇴적물(sediment) 시료(2019년 12월, 2020년 3월, 6월 및 9월)를 채취하였다(Fig. 1). 가두리양식장 퇴적물 내 유기탄소 농도는 $8.19\sim 12.06\text{ mg g}^{-1}$ 이며, 이들의 분포는 60 m 이내 50%까지 감소된 경향을 나타내고 있음을 확인하였다(Kwon *et al.*, 2005). 이를 통해 본 연구에서 설정한 control 정점은 가두리 양식장에서 기인한 유기물들의 영향을 받지 않음을 분명히 확인하였고, 두 정점 간의 비교를 통해 어장회복력 진단을 수행하였다. 수층 내 물리적 특성(수온 및 염분)은 CTD(SBE19, SeaBird Scientific, Bellevue, USA)를 이용하여 측정하였다. 부유성입자물질은 니스킨(niskin) 채수기를 이용하여 채수한 후 미리 태운(450°C , 4시간) $\Phi 25\text{ mm}$ 유리섬유여과지(GF/F, pore size: $0.7\ \mu\text{m}$)로 여과하였다. 침강물질 시료는 국립수산과학원에서 개발한 벤틱 챔버(benthic chamber: BelcI, Lee *et*

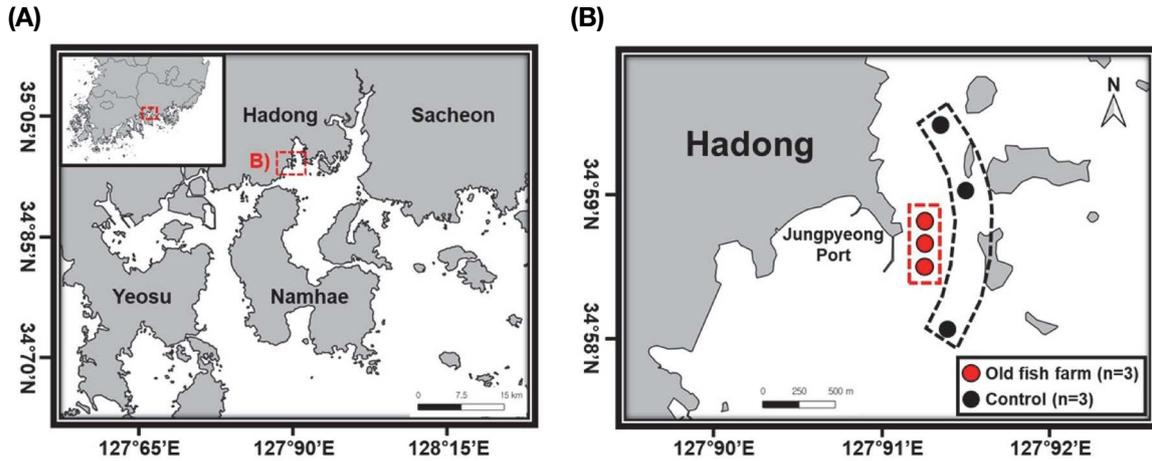


Fig. 1. Sampling locations of seawater, sinking particle and sediment from study site (old fish farming (n=3) and control (n=3)), Hadong, South Korea.

al., 2010)를 24시간 동안 연구 정점에 설치하여 시료를 채취하였고, 표층 퇴적물 내 산소 소모율(sediment oxygen demand: SOD)을 측정하였다. 산소 소모율은 부피 및 면적을 알고 있는 배양 챔버를 퇴적물 표층에 설치한 후 일정 시간 배양시키고, 챔버 내 존재하는 용존 산소 농도의 변화 기울기를 파악한 후 식 (1)에 적용하여 구하였다.

$$F_{Chamber} = \frac{dC}{dt} \times \frac{V}{A} \quad (1)$$

식 (1)에서 $F_{chamber}$ 는 해수와 퇴적물 표층 경계면을 통과하는 물질의 순플럭스($\text{mmol m}^{-2} \text{d}^{-1}$), dC/dt 는 시간 증가에 따른 물질의 농도 기울기의 변화($\text{mmol L}^{-1} \text{d}^{-1}$), V 는 챔버 용기의 부피(m^3), A 는 챔버 용기의 면적(m^2)이다. 챔버 안에 용존 산소의 유입이 없다고 가정하면 챔버 내 소모된 용존 산소는 미생물 및 저서동물의 호흡과 해수/퇴적물 경계면을 통과하는 환원 물질의 재산화에 의한 것임을 알 수 있다. 따라서, 시간증가에 따라 용존 산소의 감소 기울기 ($dO_2/dt_{t=0}$)는 퇴적물 내 산소 소모율을 의미한다. 퇴적물 시료는 채니기(van veen grab sampler)를 이용하여 표층퇴적물(2 cm 이내)을 채취하였다. 채취된 모든 시료는 현장에서 냉동보관(-20°C) 후 실험실로 이동하였다.

2. 유기탄소 및 질소의 농도 분석

부유성입자시료는 동결건조 후 데시케이터를 이용하여 1N 염산증기로 무기탄소를 제거하였으며(Kim et al., 2016), 원소분석기(Flash EA-1112, Thermo Finnigan, Milan, Italy)를 이용하여 총 유기탄소(total organic carbon)

및 질소(total nitrogen)를 분석하였다. 침강물질과 퇴적물 시료는 동결건조 후 균질화(아게이트 모르타르 이용)한 뒤 1N 염산을 이용하여 무기탄소를 제거하였으며, 동일한 조건에서 총 유기탄소 및 질소를 분석하였다. 분석 간 기오차를 확인하기 위해 Sulphanilamide(C: $41.9 \pm 0.3\%$, N: $16.2 \pm 0.1\%$, Elemental Microanalysis, UK)를 사용하였으며, 각 시료의 총 유기탄소 및 질소의 분석 정밀도는 $\pm 0.2\%$ 이하로 측정되었다. 침강물질의 탄소 및 질소 침강률은 여과 전후 GF/F 무게의 차이에서 침강물질을 채집한 용기의 면적의 크기로 나누고 벤틱 챔버의 설치 시간을 곱하여 면적과 단위 시간당 침강률을 구하였다.

3. 총 탄소 및 질소 안정동위원소 비 분석

부유성입자물질, 침강물질 및 퇴적물 시료 내 탄소와 질소 안정동위원소($\delta^{13}\text{C}$ 및 $\delta^{15}\text{N}$) 분석을 위해 시료의 무게를 측정하여 틴 캡슐($8\text{mm} \times 5\text{mm}$, Isoprime, UK)에 담아 밀봉한 후 원소분석기-동위원소질량분석기(EA-IRMS, Elemental EA-Isoprime IRMS, GV instrument, UK)를 이용하여 측정하였다. 안정동위원소 비는 ‰로 표현하며, δ 계산식은 아래와 같다.

$$\delta = \left(\frac{R_{Sample}}{R_{Standard}} - 1 \right) \times 1000 \quad (2)$$

$$R = {}^{13}\text{C}/{}^{12}\text{C}, {}^{15}\text{N}/{}^{14}\text{N}$$

측정값은 탄소, 질소 각각 VPDB (Vienna Pee Dee Belemnite), 대기 중 N_2 에 대한 천분율(permil: ‰) 값으로 환

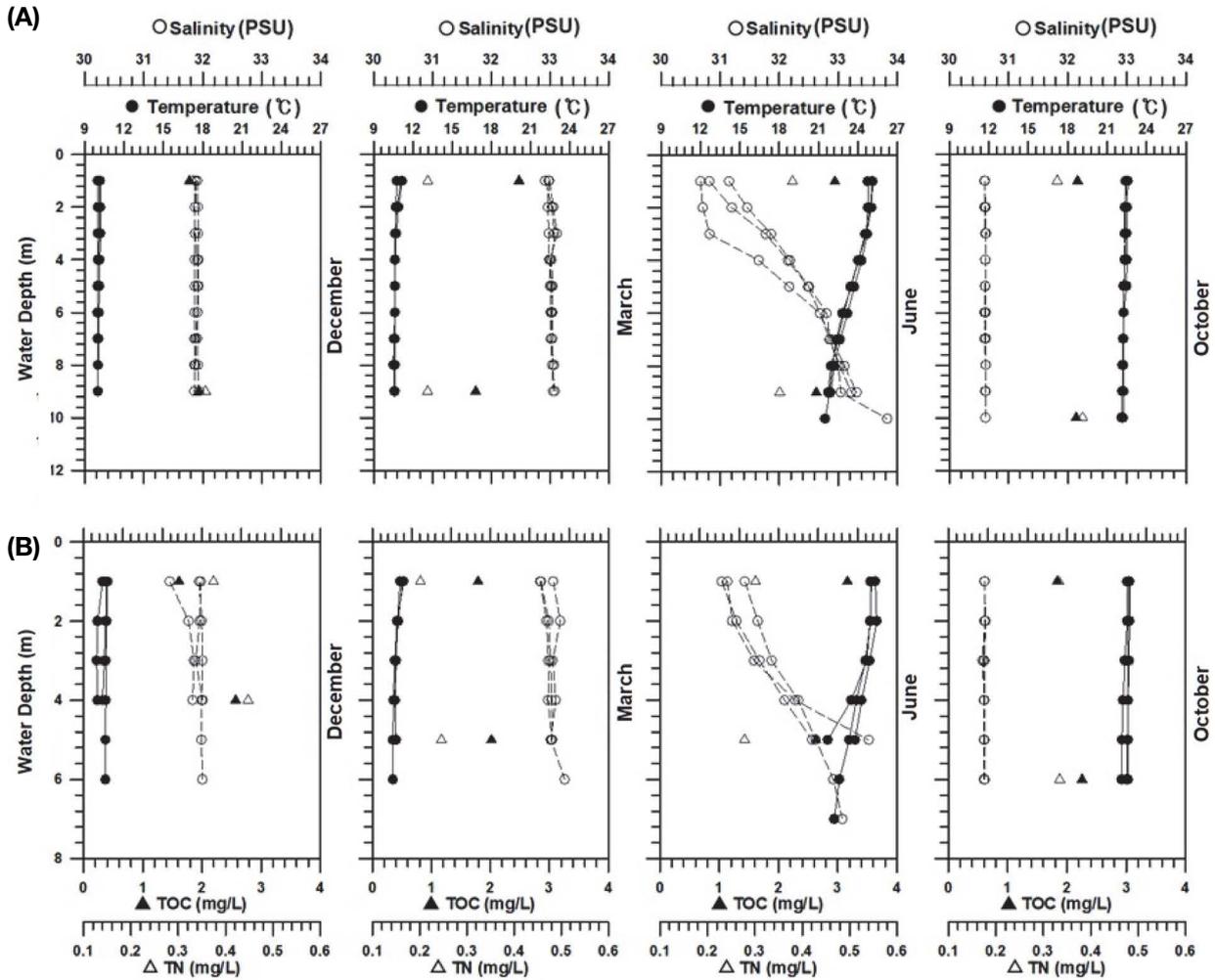


Fig. 2. Vertical profiles of physico-chemical properties (salinity and temperature) and bulk elements (total organic carbon; TOC and total nitrogen; TN) at (A) old fish farming and (B) control site.

산하여 계산에 이용하였다. $\delta^{13}\text{C}$ 와 $\delta^{15}\text{N}$ 분석에 사용되는 표준가스(CO_2 gas: 99.999%, N_2 gas: 99.999%)의 델타(δ) 값을 보정을 위해 표준물질 (IAEA-CH-3: -24.7‰ 및 IAEA-N-1: 0.4‰)이 사용되었으며, $\delta^{13}\text{C}$ 및 $\delta^{15}\text{N}$ 분석 정밀도는 각각 $\pm 0.2\text{‰}$ 이하로 측정되었다.

4. 베이시안 믹싱 모델(Bayesian mixing model)

연구정점 내 측정된 $\delta^{13}\text{C}$ 및 $\delta^{15}\text{N}$ 값을 이용하여 유기물의 기여도를 분석하였다. 이를 위해, R을 이용한 bayesian mixing model (R package: mixSIAR, 3.1.12 version)을 사용하였다. 유기물의 기여도 분석을 위해 퇴적물에서 측정된 $\delta^{13}\text{C}$ 및 $\delta^{15}\text{N}$ 값을 사용하였으며, 기여율 평가를 위해 주변환경의 대표 값(Source data)을 설정하였다(예: C_3 식물, 강 기원 입자성유기물질, 어류분변, 식물플랑크톤).

결 과

1. 수층 환경

OFF 정점 내 수온 및 염분은 9.9~25.1°C (12월: $10.1 \pm 0.1^\circ\text{C}$, 3월: $10.7 \pm 0.2^\circ\text{C}$, 6월: $23.4 \pm 1.2^\circ\text{C}$, 10월: $22.3 \pm 0.1^\circ\text{C}$) 및 30.6~33.8 psu (12월: 31.9 ± 0.1 psu, 3월: 33.0 ± 0.1 psu, 6월: 32.3 ± 0.9 psu, 10월: 30.6 ± 0.1 psu)의 범위를 보였다(Fig. 2). Control 정점 내 수온 및 염분은 10.0~25.2°C (12월: $10.5 \pm 0.2^\circ\text{C}$, 3월: $10.9 \pm 0.2^\circ\text{C}$, 6월: $24.2 \pm 1.1^\circ\text{C}$, 10월: $22.5 \pm 0.2^\circ\text{C}$) 및 30.6~33.5 psu (12월: 31.9 ± 0.2 psu, 3월: 33.0 ± 0.1 psu, 6월: 32.0 ± 0.7 psu, 10월: 30.6 ± 0.1 psu)의 범위를 보였다(Fig. 2).

부유성입자물질 내 총 유기탄소 및 질소는 OFF 정점 내 $1.9\sim 2.8 \text{ mg L}^{-1}$ 및 $0.2\sim 0.4 \text{ mg L}^{-1}$ 범위를 보였다. 또한,

Table 1. Temporal variations of salinity (psu), temperature (°C), sinking rate ($\text{g m}^{-2} \text{day}^{-1}$), sediment oxygen demand ($\text{mmol m}^{-2} \text{day}^{-1}$), bulk element concentration (mg L^{-1}) and isotopic compositions (‰) at old fish farming ($n=3$) and control site ($n=3$).

Old fish farming ($n=3$)																		
Salinity			Temperature			Sinking rate			SOD			TOC			TN			
	3 σ		3 σ	(°C)	3 σ	($\text{g m}^{-2} \text{day}^{-1}$)	2 σ	($\text{g m}^{-2} \text{day}^{-1}$)	2 σ	($\text{mmol m}^{-2} \text{day}^{-1}$)	3 σ	(mg L^{-1})	3 σ	(% VPDB)	3 σ	(mg L^{-1})	3 σ	(‰ AIR)
Seawater	31.9	0.1	10.1	0.1	-	-	-	-	-	-	1.9	0.1	-	-	0.3	0.0	-	-
December	33.0	0.1	10.7	0.2	-	-	-	-	-	-	2.1	0.5	-	-	0.2	0.0	-	-
March	32.3	0.9	23.4	1.2	-	-	-	-	-	-	2.8	0.2	-21.3	0.5	0.4	0.0	4.2	1.3
June	30.6	0.1	22.3	0.1	-	-	-	-	-	-	2.2	0.0	-24.0	1.2	0.4	0.0	-	-
October											($\text{g m}^{-2} \text{day}^{-1}$)		(% VPDB)		($\text{g m}^{-2} \text{day}^{-1}$)			(% AIR)
Sinking particle	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.03	-	-	-	0.01	-	-	-
December	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1.11	-	-21.7	-	0.17	-	7.3	-
March	-	-	-	-	-	0.17	-	-	-	-	3.54	-	-21.4	-	0.55	-	7.7	-
June	-	-	-	-	-	0.30	0.04	-	-	-	5.61	-	-21.3	-	0.75	-	7.5	-
October	-	-	-	-	-	0.02	0.00	-	-	-	(mg g^{-1})		(% VPDB)		(mg g^{-1})			(% AIR)
Sediment	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	19.9	0.5	-20.7	0.3	2.7	0.1	6.6	0.5
December	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	16.6	1.6	-20.9	0.1	1.78	0.3	7.5	0.1
March	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	17.6	1.8	-21.4	0.1	2.2	0.3	7.2	0.2
June	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	17.0	2.8	-21.4	0.1	2.1	0.5	7.5	0.1
October	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-								

Control ($n=3$)																		
Salinity			Temperature			Sinking rate			SOD			TOC			TN			
	3 σ		3 σ	(°C)	3 σ	($\text{g m}^{-2} \text{day}^{-1}$)	2 σ	($\text{g m}^{-2} \text{day}^{-1}$)	2 σ	($\text{mmol m}^{-2} \text{day}^{-1}$)	3 σ	(mg L^{-1})	3 σ	(% VPDB)	3 σ	(mg L^{-1})	3 σ	(‰ AIR)
Seawater	31.9	0.2	10.5	0.2	-	-	-	-	-	-	1.9	0.4	-	-	0.4	0.0	-	-
December	33.0	0.1	10.9	0.2	-	-	-	-	-	-	1.9	0.2	-	-	0.2	0.0	-	-
March	32.0	0.7	24.2	1.1	-	-	-	-	-	-	2.9	0.4	-20.7	0.2	0.3	0.0	6.4	1.9
June	30.6	0.1	22.5	0.2	-	-	-	-	-	-	2	0.3	-22.1	0.9	0.3	0.0	-	-
October											($\text{g m}^{-2} \text{day}^{-1}$)		(% VPDB)		($\text{g m}^{-2} \text{day}^{-1}$)			(% AIR)
Sinking particle	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.82	-	-	-	0.12	-	-	-
December	-	-	-	-	-	0.38	0.00	-	-	-	0.75	-	-21.8	-	0.11	-	7.9	-
March	-	-	-	-	-	0.00	0.00	-	-	-	3.03	-	-20.2	-	0.47	-	7.2	-
June	-	-	-	-	-	0.02	0.01	-	-	-	3.01	-	-21.0	-	0.41	-	5.2	-
October	-	-	-	-	-	0.87	0.12	-	-	-	(mg g^{-1})		(% VPDB)		(mg g^{-1})			(% AIR)
Sediment	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	14.9	1.9	-21.1	0.1	2.0	0.3	6.8	0.2
December	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	15.7	0.6	-21.7	0.3	1.7	0.3	7.6	0.4
March	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	15.8	0.9	-21.3	0.2	2.1	0.1	7.7	0.3
June	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	14.9	1.9	-21.2	0.2	1.9	0.1	7.6	0.5
October	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-								

“-” indicates not determined

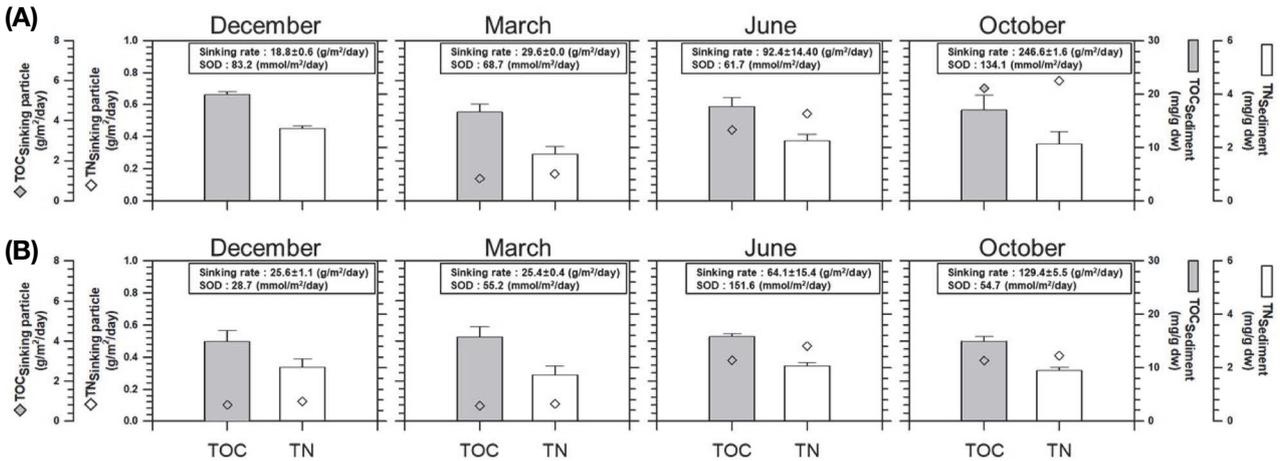


Fig. 3. Temporal variations of TOC and TN concentrations in sinking particle matters and surface sediments of (A) old fish farming and (B) control site.

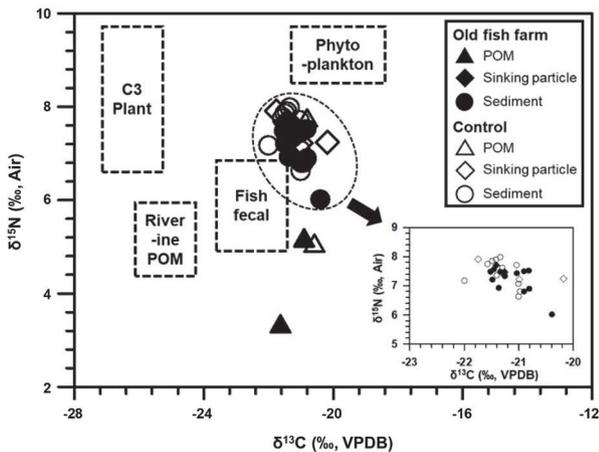


Fig. 4. Dual plot of stable isotopic compositions ($\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$) in particle, sinking organic matter and surface sediments at both study sites (old fish farming and control site). Close symbol (triangle; POM, diamond; sinking particle, circle; sediment) indicate old fish farming site and open symbol indicate control site.

control 정점 내 총 유기탄소 및 질소는 $1.9\sim 2.9\text{ mg L}^{-1}$ 및 $0.2\sim 0.4\text{ mg L}^{-1}$ 범위를 보였다. 침강물질 내 총 유기탄소 및 질소의 침강율은 OFF 정점 내 $1.11\sim 5.61\text{ g m}^{-2}\text{ day}^{-1}$ 및 $0.17\sim 0.75\text{ g m}^{-2}\text{ day}^{-1}$ (3월: $1.11\text{ g m}^{-2}\text{ day}^{-1}$, $0.17\text{ g m}^{-2}\text{ day}^{-1}$, 6월: $3.54\pm 0.30\text{ g m}^{-2}\text{ day}^{-1}$, $0.55\pm 0.04\text{ g m}^{-2}\text{ day}^{-1}$, 10월: $5.61\pm 0.02\text{ g m}^{-2}\text{ day}^{-1}$, $0.75\pm 0.01\text{ g m}^{-2}\text{ day}^{-1}$) 범위를 보였다(Table 1). 또한, control 정점 내 이들의 침강율은 $0.75\sim 3.03\text{ g m}^{-2}\text{ day}^{-1}$ 및 $0.11\sim 0.47\text{ mg m}^{-2}\text{ day}^{-1}$ (12월: $0.82\pm 0.38\text{ g m}^{-2}\text{ day}^{-1}$, $0.12\pm 0.01\text{ g m}^{-2}\text{ day}^{-1}$, 3월: $0.75\pm 0.01\text{ g m}^{-2}\text{ day}^{-1}$, $0.11\pm 0.01\text{ g m}^{-2}\text{ day}^{-1}$, 6월: $3.03\pm 0.02\text{ g m}^{-2}\text{ day}^{-1}$, $0.47\pm 0.01\text{ g m}^{-2}\text{ day}^{-1}$, 10월: $3.01\pm 0.87\text{ mg m}^{-2}\text{ day}^{-1}$) 범위를 보였다.

$\text{m}^{-2}\text{ day}^{-1}$, $0.41\pm 0.12\text{ g m}^{-2}\text{ day}^{-1}$) 범위를 보였다(Table 1). 부유성입자 물질 내 분석된 $\delta^{13}\text{C}$ 및 $\delta^{15}\text{N}$ 는 OFF 정점 내 $-20.9\sim -24.9\text{‰}$ (6월: $-21.3\pm 0.5\text{‰}$, 10월: $-24.0\pm 1.2\text{‰}$) 및 $3.3\sim 5.1\text{‰}$ (6월: $4.2\pm 1.3\text{‰}$)의 범위를 보였다(Fig. 4). Control 정점 내 $\delta^{13}\text{C}$ 및 $\delta^{15}\text{N}$ 는 $-20.6\sim -22.7\text{‰}$ (6월: $-20.7\pm 0.2\text{‰}$, 10월: $-22.1\pm 0.9\text{‰}$) 및 $5.0\sim 7.7\text{‰}$ (6월: $6.4\pm 1.9\text{‰}$)의 범위를 보였다(Fig. 4). 침강물질 내 분석된 $\delta^{13}\text{C}$ 및 $\delta^{15}\text{N}$ 는 OFF 정점 내 $-21.3\sim -21.7\text{‰}$, $7.3\sim 7.5\text{‰}$ 의 범위를 보였다(Fig. 4). Control 정점 내 $\delta^{13}\text{C}$ 및 $\delta^{15}\text{N}$ 는 $-20.2\sim -21.8\text{‰}$ 및 $5.2\sim 7.9\text{‰}$ 의 범위를 보였다(Fig. 4).

2. 퇴적물 환경

퇴적물 내 총 유기탄소 및 질소는 OFF 정점 내 $13.9\sim 20.5\text{ mg g}^{-1}$ 및 $1.5\sim 2.8\text{ mg g}^{-1}$ 범위를 보였다(Fig. 3). 또한, control 정점 내 총 유기탄소 및 질소는 $12.6\sim 17.1\text{ mg g}^{-1}$ 및 $1.4\sim 2.3\text{ mg g}^{-1}$ 범위를 보였다(Fig. 3). 표층 퇴적환경 내 SOD는 OFF 정점 내 $83.2\sim 68.9\text{ mmol m}^{-2}\text{ day}^{-1}$ 이며, control 정점 내 $28.7\sim 151.6\text{ mmol m}^{-2}\text{ day}^{-1}$ 범위를 보였다(Table 1). 퇴적물 내 분석된 $\delta^{13}\text{C}$ 및 $\delta^{15}\text{N}$ 는 OFF 정점 내 $-20.4\sim -21.5\text{‰}$ 및 $6.0\sim 7.6\text{‰}$ 의 범위를 보였다(Fig. 3). Control 정점 내 $\delta^{13}\text{C}$ 및 $\delta^{15}\text{N}$ 는 $-21.0\sim -22.0\text{‰}$ 및 $6.6\sim 8.0\text{‰}$ 의 범위를 보였다(Fig. 3).

3. 유기물 기여도 분석

양식장 퇴적물 내 유입될 수 있는 다양한 유기 공급원의 대표값(end member)은 조류($\delta^{13}\text{C}$: $-20.8\pm 1.1\text{‰}$, $\delta^{15}\text{N}$: $10.2\pm 0.8\text{‰}$), C₃ 식물($\delta^{13}\text{C}$: $-26.8\pm 0.3\text{‰}$, $\delta^{15}\text{N}$: $7.4\pm$

2.0‰), 육상기인 입자성유기물질 ($\delta^{13}\text{C}$: $-25.8 \pm 0.8\text{‰}$, $\delta^{15}\text{N}$: $5.1 \pm 0.8\text{‰}$)이며 문헌값을 얻어 사용하였다(Kim *et al.*, 2014; Derrien *et al.*, 2018; Kang *et al.*, 2019). 어류 배설물의 경우, 배양을 통해 획득된 시료(평균 8.1 g L^{-1} 사료 투입)를 사용하였으며, $\delta^{13}\text{C}$ 및 $\delta^{15}\text{N}$ 은 $-23.3 \pm 0.4\text{‰}$, $6.6 \pm 0.6\text{‰}$ 범위를 보였다. 믹싱모델 분석 결과, OFF 정점 퇴적물 내 어류 배설물, 조류, C_3 식물, 육상기인 입자성 유기물질은 각각 55.9%, 38.3%, 1.5%, 4.4%로 나타났으며, control 정점 퇴적물 내 각각 37.2%, 56.9%, 1.5%, 4.5%로 나타났다.

고찰

1. 시·공간적 총 유기탄소 및 질소 분포 변화

조사기간 동안 해수 표·저층의 수온은 6월과 10월에 높고 12월과 3월에 낮은 전형적인 온대 계절성 분포 특성을 보였다(Fig. 2). 이와 함께, 6월의 경우, 연구정점 내 증가된 하계 강수량($24.4 \pm 35.5 \text{ mm}$)으로 인해 수층 내 상대적으로 염분 차이가 크게 나타났으며 강수 이후 10월에 안정된 수괴와 함께 상대적으로 낮은 염분 분포를 보였다(Fig. 2). 이와 함께, 수층 부유성입자물질의 총 유기탄소 및 총 질소 농도 분포는 OFF 정점($2.2 \pm 0.4 \text{ mg L}^{-1}$ 및 $0.3 \pm 0.1 \text{ mg L}^{-1}$)과 control 정점($2.1 \pm 0.1 \text{ mg L}^{-1}$ 및 $0.3 \pm 0.1 \text{ mg L}^{-1}$) 간에 유사한 범위를 보였다(Fig. 2). 일반적으로 양식장 밀집지역 수층에서 유기탄소의 뚜렷한 농도 증가(24 mg L^{-1} 이상)가 나타나고 있으며, 이는 활발한 양식활동으로 인해 야기되는 부산물 생성 및 해수 유통의 약화 때문인 것으로 알려져 있다(Kaehler *et al.*, 2006; Fan *et al.*, 2009; Koh *et al.*, 2013; Liu *et al.*, 2016). 이와 비교하여 본 연구정점 내 분석된 수층 부유성 입자물질 내 총 유기탄소 및 질소의 농도는 대부분 낮았으며(3 mg L^{-1} 이하), 높은 부유물질과 식물플랑크톤 대발생이 빈발하는 지역(세느강 하구, 프랑스) 및 폐쇄해역(세도내해, 일본)에 비해서 극히 낮은 농도 분포를 보였다(Bodineau *et al.*, 1998). 따라서 수층 부유성 입자물질 내 존재하는 총 유기탄소 및 질소 농도 변화는 공간적 차이보다는 하계 강수량 증가에 따른 계절적 영향이 더 크게 나타나는 것으로 판단된다. 더욱이 수층 부유성 입자물질 내 총 유기탄소 및 질소의 농도비는 4.3~9.5의 범위를 보이며, 연구정점 간 차이보다는 계절적으로 3월과 6월에 가장 높고(9.0 ± 1.4) 12월에 가장 낮은 농도비(5.1 ± 0.5) 변화가 나타났다. 일반적으로 해양기원의 탄소와 질소 농도 비(C/N ratio)는 6.63이고, 육상기원의 C/N ratio가 14 이상 값을 보인다(Redfield, 1958; Prahl *et al.*,

1994). 3월은 강우량이 낮고($8.2 \pm 8.5 \text{ mm}$), 수층 깊이별 염분 차이가 나타나지 않음에 따라($33.0 \pm 0.1 \text{ psu}$) 증가된 C/N 비는 자생기원 유기물(식물플랑크톤, 박테리아) 증가 및 유기물 내 질소성분의 우선적인 분해 과정과 밀접한 관련성이 있을 것으로 판단된다(Thornton *et al.*, 1994). 이와는 다르게 6월의 경우, 강우량이 증가되고($24.4 \pm 35.5 \text{ mm}$) 수층 깊이별 염분의 차이($32.3 \pm 0.9 \text{ psu}$)를 보임에 따라 육상기원 탄소원 유입 증거를 잠재적으로 반영할 것이라 판단된다(Prahl *et al.*, 1994; Cloern *et al.*, 2002).

연구정점에서 24시간 동안 포집한 입자물질의 침강률은 OFF 정점에서 $96.8 \pm 105 \text{ g m}^{-2} \text{ day}^{-1}$, control 정점에서 $61.1 \pm 49 \text{ g m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ 의 범위를 보였으며, 정점 간 통계적 유의한 차이($p > 0.10$)를 보이지 않았다(Fig. 3). 오히려 연구정점 내 10월의 경우, 전반적으로 염분이 낮고 수온이 높아짐에 따라 깊어진 혼합층이 관측되었다. 더욱이, 수층 내 입자물질의 가장 높은 침강률을 보였다(OFF 정점: $246.6 \text{ g m}^{-2} \text{ day}^{-1}$, control 정점: $129.4 \text{ g m}^{-2} \text{ day}^{-1}$). 본 연구 결과에서 유기탄소와 질소의 농도 비는 약 7.5가 나타남에 따라 수층 내 자생기원 유기체물질(detritus)의 침강이 증가된 것으로 판단된다(Thornton *et al.*, 1994). 양식활동이 활발히 진행되는 지역(통영, 여수, 완도)에서 평가된 입자물질의 침강량은 $61.1 \sim 109.0 \text{ g m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ 의 범위로 나타나고 있으며(Park *et al.*, 2012), 특히 어류 가두리 양식장에서 높게 나타나는 침강량은 양식생물들의 급이 사료 및 배설과정에 의한 영향을 반영하는 것으로 보인다(Tovar *et al.*, 2000; Park *et al.*, 2012). 비록 본 연구지역에서 수층 입자물질의 침강량과는 유사한 범위를 보이나, 현재 어류 양식활동이 중단된 것을 고려했을 때 수층 내 입자물질을 구성하는 유기물 조성은 대부분 조류(phytoplankton) 및 육상기원(terrestrial C_3 plants) 유기물이 혼재되어 침강할 것이라 판단된다. 일반적으로 수층 내 유기물은 저층 퇴적물에 쌓여 저층 용존산소 감소와 같은 생지화학적 변화를 야기하여 퇴적물 산소요구량을 증가시킨다(Hargrave *et al.*, 1993; Kim *et al.*, 2011). 본 연구지역에서 측정된 퇴적물 산소요구량(OFF 정점: $87.0 \pm 32 \text{ mmol O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ 및 control 정점: $72.6 \pm 54 \text{ mmol O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ day}^{-1}$)은 정점 간 차이보다는 계절별 분명한 차이를 보였다(Fig. 3). 반 폐쇄성 한국 연안 퇴적물의 평균 퇴적물 산소요구량은 $16 \pm 6 \text{ mmol O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ 로 알려져 있으며, 어류 가두리 양식이 활발히 진행되는 퇴적물에서는 최대 $142 \text{ mmol O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ 의 범위를 보였다(Lee *et al.*, 2012; Park *et al.*, 2012; Choi *et al.*, 2020). 본 연구정점에서 측정된 퇴적물 산소요구량은 한국 연안지역($31 \sim 225 \text{ mmol m}^{-2} \text{ day}^{-1}$)과 유사하거나 높은 값을 보였으며(Park *et al.*, 2012), 수층 내 상당

량의 유기물이 퇴적되어 지속적인 분해가 진행되었을 것이라 판단된다. 비록 연구정점 퇴적물 사이에 양식활동에 의해 야기되는 구체적인 유기물 분해 경로(예; 황산염 및 철/망간 환원) 파악은 추가적인 연구가 필요하지만, 본 연구지역 내 과거 진행된 어류 가두리 양식활동의 결과로서 단백질과 지방 함량이 높은 인공사료 공급, 양식생물 배설물의 다량 축적 및 확산에 의해 표층 퇴적물 내 양식기원 유기물이 여전히 존재하는 것으로 판단된다. 특히, 양식활동(2017년) 중단 후 약 2년이 지났음에도 여전히 분해가 진행되고 있는 것으로 판단되며, 이는 양식장 이설 후 퇴적환경이 자연적으로 개선되었다고 보기에는 어려움이 있는 것으로 판단된다. 따라서, 퇴적환경 오염에 대한 체계적인 진단을 위해서는 구체적인 유기물 기원 및 기여율 파악이 필수적이며, 이를 통해 효과적인 어장환경 관리방안이 제시될 필요가 있을 것으로 판단된다.

2. 유기탄소 및 질소 안정동위원소 특성

OFF 정점에서 분석된 $\delta^{13}\text{C}$ 는 부유성입자물질, 침강물질 및 퇴적물에서 $-22.7 \pm 1.8\text{‰}$, $-21.3 \pm 0.1\text{‰}$, $-21.1 \pm 0.4\text{‰}$ 의 범위를 보였으며, $\delta^{15}\text{N}$ 는 $4.2 \pm 1.3\text{‰}$, $7.5 \pm 0.2\text{‰}$, $7.2 \pm 0.5\text{‰}$ 의 범위를 보였다(Fig. 4). Control 정점에서 분석된 $\delta^{13}\text{C}$ 는 부유입자물질, 침강물질 및 퇴적물에서 $-21.4 \pm 1.0\text{‰}$, $-21.0 \pm 0.8\text{‰}$, $-21.3 \pm 0.3\text{‰}$ 의 범위를 보였으며, $\delta^{15}\text{N}$ 는 $6.4 \pm 1.9\text{‰}$, $6.8 \pm 1.4\text{‰}$, $7.4 \pm 0.5\text{‰}$ 의 범위를 보였다(Fig. 4). 일반적으로 $\delta^{13}\text{C}$ 는 대부분 ^{12}C 와 ^{13}C 의 형태로 존재하며 자연환경 내 넓은 범위를 포함한다(Craig, 1957; Fry, 1988). 육상식물의 경우, 대기 중 이산화탄소를 이용한 광합성 기작 차이로 인해 C_3 계열 식물(Calvin cycle: $-35\text{‰} \sim -20\text{‰}$)과 C_4 계열 식물(Hatch-Slack: $-18\text{‰} \sim -7\text{‰}$)은 서로 다른 $\delta^{13}\text{C}$ 차이를 가져온다(Smith and Epstein, 1971; Heckathorn *et al.*, 1999). 해양생물의 경우, $\delta^{13}\text{C}$ 가 $-30\text{‰} \sim -18\text{‰}$ 로 다양하며, 고위도에 위치할수록 가벼운 값을 가진다(Rau *et al.*, 1982). 한편, $\delta^{15}\text{N}$ 는 대부분 ^{14}N 와 ^{15}N 의 형태로 존재한다(Mariotti, 1983). 대기 중 $\delta^{15}\text{N}$ 는 0‰ 이며, 식물에 의한 생물학적 질소 고정(biological N_2 fixation) 과정 동안 동위원소 분별은 매우 작아서 $\delta^{15}\text{N}$ 가 0‰ 에 가깝다(Fry, 1988). 더욱이 육지기원 유기물의 $\delta^{15}\text{N}$ 는 해양기원 유기물보다 가벼운 값을 가지며(Peters *et al.*, 1978; Ehleringer and Rundel, 1989; Hedges *et al.*, 1997; Cloern *et al.*, 2002), 가축 분뇨에서 발생한 암모니아 화합물로 만들어진 합성 비료는 $20\text{‰} \sim 30\text{‰}$ 의 무거운 $\delta^{15}\text{N}$ 를 나타내고 있다(Costanzo *et al.*, 2005). 따라서, 본 연구정점에서 부유성입자물질, 침강

물질 내 $\delta^{13}\text{C}$ 및 $\delta^{15}\text{N}$ 값은 화학합성 비료 유입을 제외하고 조류기원과 육상기원 유기물의 혼합된 기여를 분명히 반영할 것이라 판단된다.

부유성입자물질, 침강물질 및 퇴적물 내 분석된 $\delta^{13}\text{C}$ 값의 유사한 범위와는 달리, $\delta^{15}\text{N}$ 값은 부유성입자물질 및 퇴적물 사이에 유의한 동위원소 값 차이($p < 0.05$)를 보였다. 일반적으로 부유성입자물질과 비교하여, 퇴적 유기물 내 $\delta^{15}\text{N}$ 값은 상대적으로 무겁게 나타나며 퇴적물 내 퇴적되는 과정에서 수층 입자물질의 선택적 분해과정과 연관되어 있다(Yokoyama *et al.*, 2006). 양식장 퇴적환경은 양식생물로부터 기인한 배설물의 활발한 방출로 인해 높은 퇴적속도를 보이며, 이로 인해 퇴적물 내 혐기성 유기물 분해가 활발히 진행될 수 있다(Navarro and Tompson, 1997; Callier *et al.*, 2006). 더욱이 양식생물의 배설 영향은 양식장 내 환경 오염을 일으키는 주된 요인으로 고려되며, 이로 인해 어류 가두리 양식장 퇴적물 내 질산염, 철, 망간 환원력보다는 황산염 환원력($718 \sim 2022 \text{ nmol cm}^{-3} \text{ day}^{-1}$)이 가장 높게 발생되고 있는 실정이다(Choi *et al.*, 2020). 이를 고려했을 때, 본 연구지역 퇴적물 내 상대적으로 무겁게 나타난 $\delta^{15}\text{N}$ 값은 호기성 환경에서 주로 진행되는 내부 분해(예: 탈질산화) 과정보다는 표층 퇴적물 내 외부 기원 유기물의 다량 유입이 주된 요인이라 판단된다. 특히 퇴적물 내 양식생물의 배설 영향을 파악하기 위해, 과거 송어 가두리 양식활동기간 동안 사용된 배합사료 내 안정 동위원소($\delta^{13}\text{C}$ 및 $\delta^{15}\text{N}$)의 범위는 각각 $-22.8 \pm 0.2\text{‰}$, $6.4 \pm 0.0\text{‰}$ 를 보였다. 이를 기반으로 실내 배양을 통해 송어의 대사작용 동안 방출된 배설물을 포집할 수 있었으며, 이들의 $\delta^{13}\text{C}$ 및 $\delta^{15}\text{N}$ 은 각각 $-23.3 \pm 0.4\text{‰}$, $5.8 \pm 0.5\text{‰}$ 의 범위를 나타냈다. 전반적으로 $\delta^{13}\text{C}$ 변화와는 달리 배설물 내 $\delta^{15}\text{N}$ 값은 상대적으로 가벼운 값을 나타내었다. 어류의 대사작용과 관련하여 배합사료 내 다양한 구성성분 중 상대적으로 가벼운 $\delta^{15}\text{N}$ 값($1.0 \sim 3.8\text{‰}$)은 대두 분 성분을 반영할 수 있으며, 이들 성분은 체내 효과적으로 흡수되지 않고 배설되었을 것이라 판단된다(Hall *et al.*, 1992; Yokoyama *et al.*, 2006). 따라서, 환경시료(부유성입자물질, 침강물질, 퇴적물) 및 배설물 사이에 차별적인 $\delta^{13}\text{C}$ 및 $\delta^{15}\text{N}$ 값을 확인하였으며, 이를 토대로 연구지역 퇴적물 내 차별적인 유기물 기여에 대해 보다 면밀한 토의가 필요할 것이라 판단된다.

3. 과거 양식장 퇴적물 내 유기물 분포 특성

퇴적물 내 축적되어 있는 유기물의 기여도를 믹싱모델(mixSIAR)을 통해 파악하여, 퇴적물 내 유기물 기여 특성

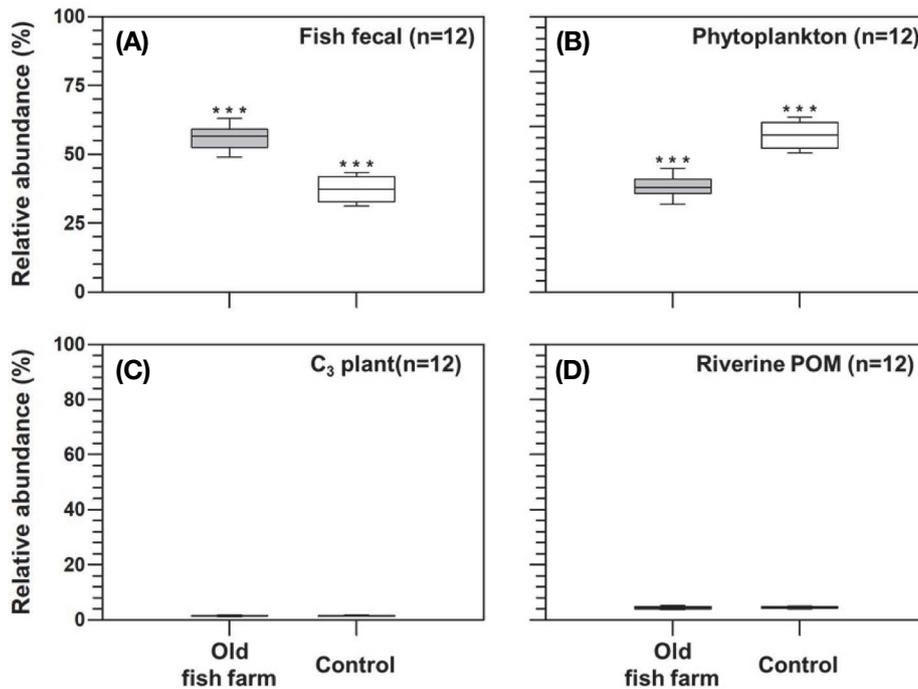


Fig. 5. Relative contribution of various organic sources (A: fish fecal, B: phytoplankton, C: C₃ plant and D: river-derived particle organic matter, n = 12) in surface sediments of both study sites (old fish farming and control site).

을 파악하고자 하였다(Fig. 5). 두 연구정점의 퇴적물 사이에 어류 배설물 및 조류의 뚜렷한 유기물의 기여도 차이($p < 0.05$)가 나타났으며, 과거 어류 가두리 양식활동으로 인해 OFF 정점 내 어류 배설물의 우점적 기여를 확인할 수 있었다. 어장회복력 진단과 관련하여 퇴적물 내 다양한 지화학 인자(강염감량, 화학적 산소요구량, 총 유기탄소, 총 질소, 황화물)의 농도 변화를 통해 평가되고 있으며(Choi *et al.*, 2013; Sim *et al.*, 2020), 그중 황화물의 농도는 3개월 이내 50%가 감소되고 총 유기탄소 및 총 질소는 14개월 후 약 25~40% 감소된 것으로 파악되었다(Sim *et al.*, 2020). 양식중단 이후(2017년) 본 연구정점 퇴적물의 총 유기탄소 함량은 20 mg g^{-1} 이내로 조사되어 적절한 회복수준을 유지하고 있다고 판단되지만, 안정동위원소 분석 결과 어류 배설물의 기여는 여전히 상대적으로 높은 것으로 판단된다. 이러한 결과는 양식휴업 동안 본 연구지역 퇴적물 내 유기물의 분해과정(SOD: $87.0 \pm 32.7 \text{ mmol m}^{-2} \text{ day}^{-1}$)이 계절변화에 따라 활발히 진행되에도 불구하고, 퇴적 유기물 내 어류 배설물의 농도는 여전히 높은 수준으로 남아 있다는 것을 의미할 수 있다. 실제로 이전 연구 결과에 따르면 어류 양식장 퇴적물(3 cm 이내) 내 잔류 먹이 사료들의 침강보다는 배설물의 축적이 높게 나타나고 있으며, 이들의 분해는 12개월 이상이 지났음에도 여전히 분

해되지 않고 존재함을 알 수 있다(McGhie *et al.*, 2000). 더욱이 표층퇴적물 내에 존재하는 양식기원 유기물 분해과정은 이들의 유입량보다는 생지화학적 내부특성(재광물화)에 따라 달라질 수 있다(Ding and Sun, 2005). 특히 어류 배설물의 경우 어류 장기(예: 위) 내 존재하는 미생물이 함께 퇴적됨으로써 상대적으로 쉽게 분해가능한(labile) 유기물이 초기에 빠르게 분해가 되지만($\sim 100 \text{ mmol m}^{-2} \text{ day}^{-1}$), 장기간 많은 양의 산소가 소모되어 표층 무산소조건 내 어류 배설물의 분해 속도를 저하시키는 결과를 야기한다(Piedecausa *et al.*, 2012). 따라서 본 연구 결과를 통해 어장회복력 평가를 위해서 사용되는 다양한 화학지표들은 양식이설 시기에 따라 차별적인 적용이 필요하다고 생각되며, 안정동위원소기반 기여도 평가는 중장기적인 어장환경평가를 위해 유용하게 활용될 것이라 판단된다. 추후 이를 토대로, 어장회복력의 체계적인 진단을 위해 어장환경 퇴적물 내 배설물의 분해과정에 관한 연구가 추가적으로 필요할 것이라 판단된다.

적 요

본 연구에서는 어류 양식장 퇴적 유기물의 기원 및 기여

도 평가를 위해 어류(송어) 가두리 양식장이 이동된 후 수층 및 퇴적물 내 물리/화학적 인자들의 변화와 함께 안정동위원소 비의 특성을 조사했다. 이를 토대로 과거 양식장 퇴적물 내 축적된 유기물의 거동을 구체적으로 파악함으로써 효과적인 어장환경평가 기법을 검토하였다. 연구정점(OFF 및 control)에서 입자성 및 침강물질은 정점 간 차이보다는 계절적 강수량 변동에 따라 차별적 분포를 보였다. 하지만 퇴적물 내 분석된 $\delta^{15}\text{N}$ 결과는 수층 기원 질소 원과는 유의한 차이를 보였으며, 과거 외부기원의 유기물(예: 어류 배설물)의 다량 유입이 주된 요인이라 판단된다. 실제로 과거 어류 가두리 양식활동으로 인해 OFF 정점 내 어류 배설물의 우점적 기여(>50%)를 확인할 수 있었다. 따라서 본 연구정점 내 분해되지 않은 어장 양식기인 유기물의 농도가 높은 수준으로 존재할 것이라 판단되며, 어장 회복력의 체계적인 진단을 위한 중요한 고려요인이라 판단된다.

저자정보 고영신(국립수산과학원 어장환경과 석사 후 연구원), 이대인(국립수산과학원 어장환경과 연구사), 김청숙(국립수산과학원 어장환경과 석사 후 연구원), 심보람(서해수산연구소 자원환경과 연구사), 김형철(국립수산과학원 연구기획과 연구관), 이원찬(국립수산과학원 어장환경과 과장), 이동현(국립수산과학원 어장환경과 연구사)

저자기여도 연구 설계: 이동현, 고영신, 자료 수집 및 자료 분석: 고영신, 김청숙, 심보람, 원고 초안작성: 이동현, 고영신, 원고 수정 및 검토: 이동현, 고영신, 이대인, 김형철, 이원찬, 최종 원고 검토: 모든 저자

이해관계 본 논문에는 이해관계 충돌의 여지가 없음.

연구비 본 연구는 국립수산과학원의 연구사업(R2022062)에 의해 수행되었습니다.

REFERENCES

- Bodineau, L., G. Thoumelin, V. Béghin and M. Wartel. 1998. Tidal time-scale changes in the composition of particulate organic matter within the estuarine turbidity maximum zone in the macrotidal Seine Estuary, France: the use of fatty acid and sterol biomarkers. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **47**(1): 37-49.
- Callier, M.D., A.M. Weise, C.W. McKindsey and G. Desrosiers. 2006. Sedimentation rates in a suspended mussel farm (Great-Entry Lagoon, Canada): biodeposit production and dispersion. *Marine Ecology Progress Series* **322**: 129-141.
- Callier, M.D., S. Lefebvre, M.K. Dunagan, M.P. Bataille, J. Coughlan and T.P. Crowe. 2013. Shift in benthic assemblages and organisms' diet at salmon farms: community structure and stable isotope analyses. *Marine Ecology Progress Series* **483**: 153-167.
- Carroll, M.L., S. Cochrane, R. Fieler, R. Velvin and P. White. 2003. Organic enrichment of sediments from salmon farming in Norway: environmental factors, management practices, and monitoring techniques. *Aquaculture* **226**(1-4): 165-180.
- Challouf, R., A. Hamza, M. Mahfoudhi, K. Ghazzi and M.N. Bra-dai. 2017. Environmental assessment of the impact of cage fish farming on water quality and phytoplankton status in Monastir Bay (eastern coast of Tunisia). *Aquaculture International* **25**(6): 2275-2292.
- Chamberlain, J., T.F. Fernandes, P. Read, T.D. Nickell and I.M. Davies. 2001. Impacts of biodeposits from suspended mussel (*Mytilus edulis* L.) culture on the surrounding surficial sediments. *ICES Journal of Marine Science* **58**(2): 411-416.
- Choi, A., B. Kim, J.S. Mok, J. Yoo, J.B. Kim, W.C. Lee and J.H. Hyun. 2020. Impact of finfish aquaculture on biogeochemical processes in coastal ecosystems and elemental sulfur as a relevant proxy for assessing farming condition. *Marine Pollution Bulletin* **150**: 110635.
- Choi, M., H.C. Kim, D.W. Hwang, I.S. Lee, Y.S. Kim, Y.J. Kim and H.G. Choi. 2013. Organic enrichment and pollution in surface sediments from shellfish farming in Yeolja Bay and Gangjin Bay, Korea. *Korean Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **46**(4): 424-436.
- Cloern, J.E., E.A. Canuel and D. Harris. 2002. Stable carbon and nitrogen isotope composition of aquatic and terrestrial plants of the San Francisco Bay estuarine system. *Limnology and Oceanography* **47**(3): 713-729.
- Costanzo, S.D., J. Udy, B. Longstaff and A. Jones. 2005. Using nitrogen stable isotope ratios ($\delta^{15}\text{N}$) of macroalgae to determine the effectiveness of sewage upgrades: changes in the extent of sewage plumes over four years in Moreton Bay, Australia. *Marine Pollution Bulletin* **51**(1-4): 212-217.
- Craig, H. 1957. Isotopic standards for carbon and oxygen and correction factors for mass-spectrometric analysis of carbon dioxide. *Geochimica et Cosmochimica Acta* **12**(1-2): 133-149.
- Crawford, C.M., C.K. Macleod and I.M. Mitchell. 2003. Effects of shellfish farming on the benthic environment. *Aquaculture* **224**(1-4): 117-140.
- Dahlbäck, B. and L.Å.H. Gunnarsson. 1981. Sedimentation and sulfate reduction under a mussel culture. *Marine Biology* **63**(3): 269-275.
- Derrien, M., M.S. Kim, G. Ock, S. Hong, J. Cho, K.H. Shin and J. Hur. 2018. Estimation of different source contributions to sediment organic matter in an agricultural-forested watershed using end member mixing analyses based on stable isotope ratios and fluorescence spectroscopy. *Science of The Total Environment* **618**: 569-578.

- Ding, H. and M.Y. Sun. 2005. Biochemical degradation of algal fatty acids in oxic and anoxic sediment-seawater interface systems: effects of structural association and relative roles of aerobic and anaerobic bacteria. *Marine Chemistry* **93**(1): 1-19.
- Ehleringer, J.R. and P.W. Rundel. 1989. Stable isotopes: history, units, and instrumentation, p. 1-15. *In: Stable isotopes in ecological research*. Springer, New York, NY.
- Ervik, A., P.K. Hansen, J. Aure, A. Stigebrandt, P. Johannessen and T. Jahnsen. 1997. Regulating the local environmental impact of intensive marine fish farming I. The concept of the MOM system (Modelling-Ongoing fish farms-Monitoring). *Aquaculture* **158**(1-2): 85-94.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). 2006. The state of world fisheries and aquacultures, Rome, Italy, 176.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). 2020. The state of world fisheries and aquaculture. Rome, Italy, 1-224.
- Fan, X., H. Wei, Y. Yuan and L. Zhao. 2009. Vertical structure of tidal current in a typically coastal raft-culture area. *Continental Shelf Research* **29**(20): 2345-2357.
- Fry, B. 1988. Food web structure on Georges Bank from stable C, N, and S isotopic compositions. *Limnology and Oceanography* **33**(5): 1182-1190.
- Hall, A.E., R.G. Mutters and G.D. Farquhar. 1992. Genotypic and drought-induced differences in carbon isotope discrimination and gas exchange of cowpea. *Crop Science* **32**(1): 1-6.
- Heckathorn, S.A., S.J. McNaughton, J.S. Coleman, R.F. Sage and R.K. Monson. 1999. C4 plants and herbivory. C4 plant biology. pp. 285-312.
- Hedges, J.I., R.G. Keil and R. Benner. 1997. What happens to terrestrial organic matter in the ocean?. *Organic geochemistry* **27**(5-6): 195-212.
- Kaehler, S., E.A. Pakhomov, R.M. Kalin and S. Davis. 2006. Trophic importance of kelp-derived suspended particulate matter in a through-flow sub-Antarctic system. *Marine Ecology Progress Series* **316**: 17-22.
- Kang, S., J.H. Kim, D. Kim, H. Song, J.S. Ryu, G. Ock and K.H. Shin. 2019. Temporal variation in riverine organic carbon concentrations and fluxes in two contrasting estuary systems: Geum and Seomjin, South Korea. *Environment International* **133**: 105126.
- Kim, B.M.N., A. Choi, S.U. An, H.C. Kim, R.H. Jung, W.C. Lee and J.H. Hyun. 2011. Rates of sulfate reduction and iron reduction in the sediment associated with abalone aquaculture in the southern coastal waters of Korea. *Ocean and Polar Research* **33**(4): 435-445.
- Kim, M.S., W.S. Lee, K. Suresh Kumar, K.H. Shin, W. Robarge, M. Kim and S.R. Lee. 2016. Effects of HCL pretreatment, drying, and storage on the stable isotope ratios of soil and sediment samples. *Rapid Communications in Mass Spectrometry* **30**(13): 1567-1575.
- Kim, M.S., Y.J. Lee, K.G. An, B.H. Kim, S.J. Hwang and K.H. Shin. 2014. Allochthonous organic matter contribution to foodweb in Shingu agricultural reservoir after rainfall period. *Korean Journal of Ecology and Environment* **47**(1): 53-61.
- KMI (Korea Maritime Institute). 2019. p. 1-214. *In: A Study on Environmental Improvements of Aquaculture Farms*. Busan, Korea.
- Koh, H.J., S.E. Park, H.K. Cha, D.S. Chang and J.H. Koo. 2013. Coastal eutrophication caused by effluent from aquaculture ponds in Jeju. *Journal of the Korean Society of Marine Environment & Safety* **19**(4): 315-326.
- Kutti, T., A. Ervik and P.K. Hansen. 2007. Effects of organic effluents from a salmon farm on a fjord system. I. Vertical export and dispersal processes. *Aquaculture* **262**(2-4): 367-381.
- Kwon, J.N., R.H. Jung, Y.S. Kang, K.H. An and W.C. Lee. 2005. Environmental management of marine cage fish farms using numerical modelling. *The Sea* **10**(4): 181-195.
- Lee, J.S., K.S. Bahk, B.J. Khang, Y.T. Kim, J.H. Bae, S.S. Kim and O.I. Choi. 2010. The development of a benthic chamber (BelCI) for benthic boundary layer studies. *The Sea* **15**(1): 41-50.
- Lee, J.S., S.H. Kim, Y.T. Kim, S.J. Hong, J.H. Han, J.H. Hyun and K.H. Shin. 2012. Influence of sea squirt (*Halocynthia roretzi*) aquaculture on benthic-pelagic coupling in coastal waters: A study of the South Sea in Korea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **99**: 10-20.
- Liu, Y., H. Huang, L. Yan, X. Liu and Z. Zhang. 2016. Influence of suspended kelp culture on seabed sediment composition in Heini Bay, China. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **181**: 39-50.
- Mariotti, A. 1983. Atmospheric nitrogen is a reliable standard for natural ¹⁵N abundance measurements. *Nature* **303**(5919): 685-687.
- Mayor, D.J., A.F. Zuur, M. Solan, G.I. Paton and K. Killham. 2010. Factors affecting benthic impacts at Scottish fish farms. *Environmental Science & Technology* **44**(6): 2079-2084.
- Mayor, D.J., N.B. Gray, G.S. Hattich and B. Thornton. 2017. Detecting the presence of fish farm-derived organic matter at the seafloor using stable isotope analysis of phospholipid fatty acids. *Scientific Reports* **7**(1): 1-10.
- Mazzola, A., S. Mirto, T. La Rosa, M. Fabiano and R. Danovaro. 2000. Fish-farming effects on benthic community structure in coastal sediments: analysis of meiofaunal recovery. *ICES Journal of Marine Science* **57**(5): 1454-1461.
- McGhie, T.K., C.M. Crawford, I.M. Mitchell and D. O'Brien. 2000. The degradation of fish-cage waste in sediments during fallowing. *Aquaculture* **187**(3-4): 351-366.
- Navarro, J.M. and R.J. Thompson. 1997. Biodeposition by the horse mussel *Modiolus modiolus* (Dillwyn) during the

- spring diatom bloom. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* **209**(1-2): 1-13.
- NIFS. 2019. Technical report of national institute of fisheries science, 1097-1116.
- Park, J.H., Y.S. Cho, W.C. Lee, S.J. Hong, H.C. Kim and J.B. Kim. 2012. Comparison of material flux at the sediment-water interface in marine finfish and abalone cage farms, southern coast of Korea: in-situ and laboratory incubation examination. *Journal of the Korean Society of Marine Environment & Safety* **18**(6): 536-544.
- Peters, K.E., R.E. Sweeney and I.R. Kaplan. 1978. Correlation of carbon and nitrogen stable isotope ratios in sedimentary organic matter 1. *Limnology and Oceanography* **23**(4): 598-604.
- Phillips, D.L., R. Inger, S. Bearhop, A.L. Jackson, J.W. Moore, A.C. Parnell and E.J. Ward. 2014. Best practices for use of stable isotope mixing models in food-web studies. *Canadian Journal of Zoology* **92**(10): 823-835.
- Piedecausa, M.A., F. Aguado-Giménez, J. Cerezo Valverde, M.D. Hernandez Llorente and B. García-García. 2012. Influence of fish food and faecal pellets on short-term oxygen uptake, ammonium flux and acid volatile sulphide accumulation in sediments impacted by fish farming and non-impacted sediments. *Aquaculture Research* **43**(1): 66-74.
- Prahl, F.G., J.R. Ertel, M.A. Goñi, M.A. Sparrow and B. Eversmeyer. 1994. Terrestrial organic carbon contributions to sediments on the Washington margin. *Geochimica et Cosmochimica Acta* **58**(14): 3035-3048.
- Rau, G.H., R.E. Sweeney and I.R. Kaplan. 1982. Plankton ^{13}C : ^{12}C ratio changes with latitude: differences between northern and southern oceans. *Deep Sea Research Part A. Oceanographic Research Papers* **29**(8): 1035-1039.
- Redfield, A.C. 1958. The biological control of chemical factors in the environment. *American Scientist* **46**(3): 230-221.
- Sim, B.R., H.C. Kim, S. Kang, D.I. Lee, S. Hong, S.H. Lee and Y. Kim. 2020. Geochemical Indicators for the Recovery of Sediment Quality after the Abandonment of Oyster *Crasostrea gigas* Farming in South Korea. *Korean Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **53**(5): 773-783.
- Smith, B.N. and S. Epstein. 1971. Two categories of $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ ratios for higher plants. *Plant Physiology* **47**(3): 380-384.
- Smith, J.A., D. Mazumder, I.M. Suthers and M.D. Taylor. 2013. To fit or not to fit: evaluating stable isotope mixing models using simulated mixing polygons. *Methods in Ecology and Evolution* **4**(7): 612-618.
- Thornton, S.F. and J. McManus. 1994. Application of organic carbon and nitrogen stable isotope and C/N ratios as source indicators of organic matter provenance in estuarine systems: evidence from the Tay Estuary, Scotland. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **38**(3): 219-233.
- Tovar, A., C. Moreno, M.P. Manuel-Vez and M. García-Vargas. 2000. Environmental implications of intensive marine aquaculture in earthen ponds. *Marine Pollution Bulletin* **40**(11): 981-988.
- Wai, T.C., K.M. Leung, R.S. Wu, P.K. Shin, S.G. Cheung, X.Y. Li and J.H. Lee. 2011. Stable isotopes as a useful tool for revealing the environmental fate and trophic effect of open-sea-cage fish farm wastes on marine benthic organisms with different feeding guilds. *Marine Pollution Bulletin* **63**(5-12): 77-85.
- Yokoyama, H. and Y. Ishihi. 2003. Feeding of the bivalve *Theora lubrica* on benthic microalgae: isotopic evidence. *Marine Ecology Progress Series* **255**: 303-309.
- Yokoyama, H., K. Abo and Y. Ishihi. 2006. Quantifying aquaculture-derived organic matter in the sediment in and around a coastal fish farm using stable carbon and nitrogen isotope ratios. *Aquaculture* **254**(1-4): 411-425.
- Zhou, Y., H. Yang, H. Hu, Y. Liu, Y. Mao, H. Zhou and F. Zhang. 2006. Bioremediation potential of the macroalga *Gracilaria lemaneiformis* (Rhodophyta) integrated into fed fish culture in coastal waters of north China. *Aquaculture* **252**(2-4): 264-276.