

대한민국 인천 영흥도 인근 해역 미소생태계의 5년간의 군집구조 변화 모니터링

김세희[†], 김진호^{1,†}, 강윤호², 박범수, 한명수*, 주재형^{3,*}

한양대학교 생명과학과, ¹제주대학교 지구해양학과, ²국립환경과학원 물환경연구부, ³국립호남권생물자원관 환경소재연구부

Five-year monitoring of microbial ecosystem dynamics in the coastal waters of the Yeongheungdo island, Incheon, Korea

Sae-Hee Kim[†], Jin Ho Kim^{1,†}, Yoon-Ho Kang², Bum Soo Park, Myung-Soo Han* and Jae-Hyoung Joo^{3,*}

Department of Life Science, College of Natural Sciences, Hanyang University, Seoul 04763, Republic of Korea

¹College of Ocean Sciences, Jeju National University, Jeju 63243, Republic of Korea

²Water Environment Research Department, National Institute of Environmental Research, Incheon 22689, Republic of Korea

³Division of Bioresource Utilization, Honam National Institute of Biological Resources, Mokpo 58762, Republic of Korea

Contribution to Environmental Biology

- This study is important as basic research for understanding microbial ecosystem by investigating various physical, chemical, and biological factors over five years in the Yellow Sea in Korea.

*Co-corresponding author

Myung-Soo Han
Tel. 02-6012-0956
E-mail. hanms@hanyang.ac.kr

Jae-Hyoung Joo
Tel. 061-288-8923
E-mail. joo@hnibr.re.kr

[†] These authors contributed equally to this work.

Received: 20 May 2022

First revised: 1 March 2023

Second revised: 27 April 2023

Third revised: 13 July 2023

Revision accepted: 24 August 2023

Abstract: In this study, changes in the microbial ecosystem of the Yeongheungdo island coastal waters were investigated for five years to collect basic data. To evaluate the influence of distance from the coast on the microbial ecosystem, four sites, coastal Site (S1) and 0.75, 1.5, and 3 km away from the coast, were set up and the changes in physicochemical and biological factors were monitored. The results showed seasonal changes in water temperature, dissolved oxygen, salinity, and pH but with no significant differences between sites. For nutrients, the concentration of dissolved inorganic nitrogen increased from 6.4 μM in April–June to 16.4 μM in July–November, while that of phosphorus and silicon phosphate increased from 0.4 μM and 2.5 μM in April–June to 1.1 μM and 12.0 μM in July–November, respectively. Notably, phosphorus phosphate concentrations were lower in 2014–2015 (up to 0.2 μM) compared to 2016–2018 (up to 2.2 μM), indicating phosphorus limitation during this period. However, there were no differences in nutrients with distance from the coast, indicating that there was no effect of distance on nutrients. Phytoplankton (average 511 cells mL^{-1}) showed relatively high biomass (up to 3,370 cells mL^{-1}) in 2014–2015 when phosphorus phosphate was limited. Notably, at that time, the concentration of dissolved organic carbon was not high, with concentrations ranging from 1.1–2.3 mg L^{-1} . However, no significant differences in biological factors were observed between the sites. Although this study revealed that there was no disturbance of the ecosystem, further research and more basic data on the microecosystem are necessary to understand the ecosystem of the Incheon.

Keywords: Incheon Yeongheungdo island, microecosystem, disturbance, monitoring

1. 서 론

대한민국의 서해는 국내 갯벌 면적의 83.3%를 차지하며 바지락, 동족 등의 패류의 수확지이자, 어류, 갑각류 등의 다양한 수산자원의 주요 생산지로 알려져 있다(Koh and Khim 2014). 그러나 1991년 이래로 서해의 어장에서 패류의 집단 폐사가 지속적으로 보고되고 있다(Mo *et al.* 2012). 특히 인천 옹진군 영흥도는 화력발전소가, 인천항, 시화호 등 다양한 오염원이 근거리에 위치하고 있으며, 국내 가장 큰 하천인 한강이 유입되는 지역이다(Baek *et al.* 2017). 이로 인해 현재 어장관리법 제5조에 근거하여, 옹진군 13개, 2,060.4 ha 면적의 어장이 어장관리해역으로 지정되어 관리되고 있다.

인천 영흥도는 대한민국에서 가장 큰 하천인 한강의 담수가 유입되며, 가깝게는 한강 하류에 최대 $100,000 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ 이상의 담수를 방출할 수 있는 팔당댐이 존재한다. 이러한 대량의 담수 유입으로 인해 대한민국 서해는 동해와 남해에 비해 높은 영양염 농도를 보이며, 봄철 담수의 유입 및 쿠로시오 해류의 유입 등으로 식물플랑크톤의 대발생이 관찰되고는 한다(Wang *et al.* 2003; Zhao *et al.* 2013; Liu *et al.* 2016). Liu *et al.* (2016)에 따르면, 동중국해 연안에서는 *Chaetoceros*의 대발생이 봄철(3~5월)에 수차례 보고되었다.

해양에서 주요 1차 생산자인 식물플랑크톤의 대발생은 해양에서 미소생태계의 변화를 야기하며, 대발생 시 인근 해역의 물리, 화학적 요인의 변화 역시 야기시킨다고 알려

져 있으며(Cloern 1996), 식물플랑크톤의 상위 단계의 생물의 현존량 및 조성을 변화시키는 것으로 알려졌다. 그러나 대부분의 서해에서의 식물플랑크톤을 포함한 미소생태계에 미소생태계 변화 및 감시에 관한 연구는 동중국해를 중심으로 중국 연안에 집중되어 있으며(Zhao *et al.* 2013; Liu *et al.* 2016), 대한민국 서해 연안에서의 미소생태계를 중심으로 한 장기적인 연구는 전무한 상황이다.

따라서 본 연구에서는 인천 영흥도 연안에서의 2014~2018년, 5년간 인천 영흥도의 물리, 화학, 생물학적 요인 조사를 바탕으로 미소생태계의 기초 데이터를 수집하고, 물리, 화학, 생물학적 요인 간의 상호작용을 분석함으로써, 인천 영흥도 연안의 미소생태계를 이해하고 지속적인 감시를 수행하고자 한다.

2. 재료 및 방법

2.1. 현장 샘플링

분석을 위한 샘플은 2014년 6월부터 2018년 10월까지 대한민국 인천 영흥도 표층수를 채수하였다. 영흥도 연안 정점을 S1으로 지정하였으며, S1에서 서쪽으로 0.75, 1.5, 3 km 지점을 선정하여 각각 S2, S3, S4로 명명하였다. 2014년에는 S1과 S4에서 채수하였으며, 2015년부터는 S2와 S3 정점이 추가되었다(Fig. 1).

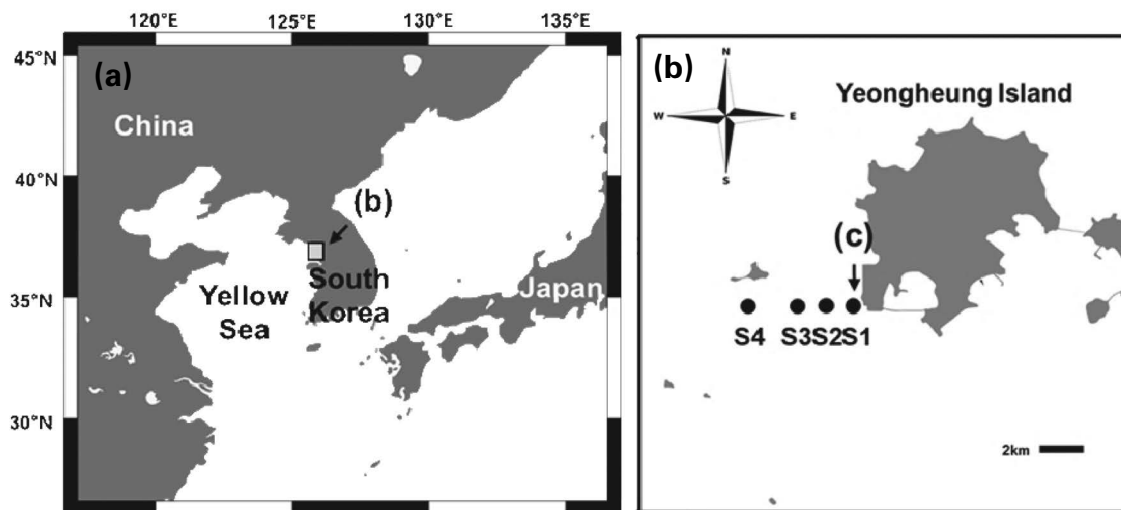


Fig. 1. Yeongheungdo island coast (a) survey sites (b) the Yellow Sea, Republic of Korea.

2.2. 물리화학적 요인의 분석

염분도, 수온, 용존 산소 그리고 pH는 YSI 556 MPS (YSI, Yellow Springs, OH, USA)를 통해 측정되었다. 영양염 및 용존유기탄소 분석을 위해 GF/F 필터(Whatman, Middlesex, UK)를 사용하여 500 mL의 해수를 여과하였으며, 여과수는 분석 시까지 -20°C 에서 보관하였다. 영양염은 용존무기질소(암모니아, 질산 질소, 아질산 질소), 인산 인(PO_4^{3-}) 그리고 규산 규소(SiO_3^{2-})의 농도를 Flow Injection Autoanalyzer (QuikChem 8000; Lachat Instruments, Loveland, USA)를 이용하여 분석하였다. 용존유기탄소 분석을 위해 여과수는 요로(400°C , 8시간)에서 탄소를 완전 연소시킨 Total Organic Carbon (TOC) 병 (Shimadzu, Kyoto, Japan)에 담고, 생물에 의한 용존유기탄소의 분해를 막고자 최종 농도 2%의 H_2PO_4 로 고정하여 4°C 에서 분석 시까지 보관하였다. 용존유기탄소는 TOC Analyzer (Shimadzu, Kyoto, Japan)를 통해 분석하였다.

2.3. 박테리아 샘플 보관 및 현존량 분석

박테리아 현존량 분석을 위해 각 정점별 10 mL의 표층수를 채수하여 최종 농도 2% glutaraldehyde (Sigma-Aldrich, St. Louis, MO, USA)로 고정한 뒤, 4°C 에서 분석 시까지 보관하였다. 보관된 샘플은 $0.2\ \mu\text{m}$ 포어 사이즈, 25 mm 직경의 GTTP Millipore filter membrane (Millipore Filter Corporation, Cork, Ireland)을 통해 여과하였으며, 여과지 위의 박테리아는 DAPI 염색법을 통해 염색하였다 (Porter and Feig 1980). 박테리아 현존량 측정은 Olympus 형광현미경 (XC10; Olympus, Tokyo, Japan) 하에서 1,000 배율로 분석하였다.

2.4. 종속영양 미소 편모류, 식물플랑크톤, 섬모충류 및 동물플랑크톤의 샘플 보관 및 현존량 분석

종속영양 미소 편모류 (heterotrophic nano-flagellates; 이하 HNF) 분석을 위해 박테리아 샘플과 마찬가지로 각 정점별 10 mL 표층수를 채수하여 최종농도 2% glutaraldehyde (Sigma-Aldrich, St. Louis, MO, USA)로 고정한 뒤, 4°C 에서 분석 시까지 보관하였다. 이후 $0.2\ \mu\text{m}$ 포어 사이즈의 Nuclepore filter (Japan KK, Tokyo, Japan)를 통해 여과한 뒤 fluorescein isothiocyanate (FITC) 시약을 이용해 염색하였다. 이후 430 nm 파장의 형광현미경하

에서 세포수를 관찰하였다. 식물플랑크톤 및 섬모충류 분석을 위해, 각 정점별 1.0 L의 표층수를 채수하여 최종농도 1% Lugol's 용액으로 고정한 뒤 4°C 에서 분석 시까지 보관하였다. 섬모충류는 농축을 위해 원심분리기를 이용하여 500 rpm에서 5분간 원심 분리 후 50 mL의 상등액을 제거하여 분석하였다. 이후 광학현미경 (Axioplan, Zeiss, Jena, Germany)과 Sedgewick-Rafter counting chamber (Rigosha Co., Japan)를 이용하여 400배 배율에서 현존량 및 조성을 조사하였다. 식물플랑크톤 및 섬모충류는 형태적 특징을 바탕으로 종 수준에서 분석되었다 (Verlecar and Desai 2004). 동물플랑크톤은 $200\ \mu\text{m}$ 포어 사이즈의 네트를 통해 포집하여 1톤 이상의 농축 시료를 확보하여 포르말린으로 최종농도 5%로 고정하였다. 동물플랑크톤은 slide glass와 해부현미경 (Carl Zeiss, Jena, Germany)을 통해 속 수준에서 분석되었다 (Omori and Ikeda 1984).

2.5. 물리, 화학, 생물학적 요인 간 통계 분석

물리, 화학, 생물학적 요인 간 상관관계를 확인하기 위해, 비생물학적 요인인 수온, 용존 산소, pH 및 용존 유기탄소와 생물학적인 요인인 박테리아, 식물플랑크톤, 동물플랑크톤의 현존량 및 각 분류군별 대표 종을 선정하여 중복분석 (redundancy analysis, RDA)을 수행하였다. 중복분석은 CANOCO 버전 4.5를 활용하여 분석하였다. 또한 분석 항목별 통계적 유의성을 검증하기 위해 Student's *t*-test를 수행하였다.

3. 결 과

3.1. 조사 정점의 물리, 화학적 요인의 변화

물리 화학적 요인은 2014년부터 2016년까지 S1, S2, S3, S4 정점에서 염분도, 수온, 용존 산소, pH, 클로로필-*a*, 용존유기탄소 그리고 영양염을 분석하였다 (Fig. 2). 염분도는 $28.1\sim 34.1$ psu로 측정되었다. 2014년에서 2016년의 염분도는 2017~2018년보다 $3.6\sim 4.5$ psu 높게 나타났다 (Fig. 2a). 수온은 $15.1\sim 26.7^{\circ}\text{C}$ 로 측정되었으며, 여름철 (2016년 8월)에 가장 높게 나타났다 (Fig. 2b). 용존 산소의 농도는 $5.7\sim 14.3\ \text{mg L}^{-1}$ 범위로 관찰되었으며, 5월과 6월 높은 농도를 보이다가 ($14.3\ \text{mg L}^{-1}$) 수온이 증가함에 따라 서서히 감소하는 경향을 보였다. 염분도와 pH는 수

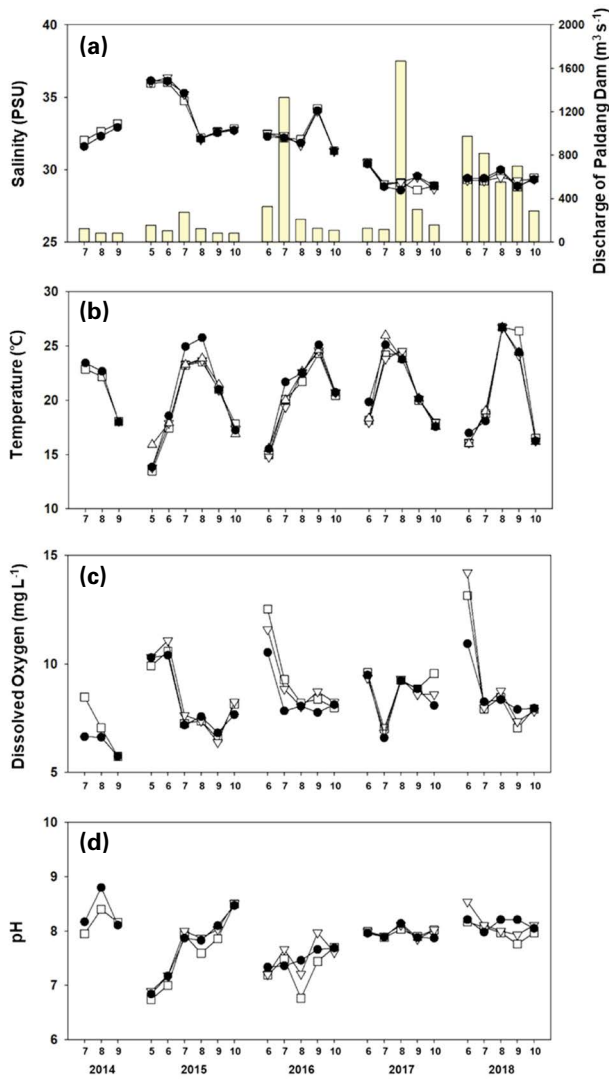


Fig. 2. Dynamics of physicochemical factors in the Yeongheungdo coastal water in 2014–2018. Freshwater discharge and salinity of the Paldang dam (a), temperature (b), dissolved oxygen (c), pH (d).

온과 용존 산소에 비해 그 변화가 적은 것을 확인할 수 있었다(Fig. 2a and d). 용존 산소의 경우, 2014년 9월 가장 낮은 값인 5.73 mg L^{-1} 를, 2018년 6월 14.31 mg L^{-1} 로 가장 높은 값을 보였다. 대체로 염분도, 수온, 용존 산소, pH는 계절에 따른 변화가 두드러진 것을 확인할 수 있었다(Fig. 2c). 영양염의 분석 결과, 용존무기질소(DIN; 질산 질소, 아질산 질소, 암모니아성 질소), 인산 인과 규산 규소의 항목은 정점별로 증감의 경향이 유사하게 나타났다(Fig. 3). 용존무기질소는 2014년 $2.41 \mu\text{M}$ 이하의 매우 낮은 농도를 보였으며, 2014년을 제외하고는 8월 이후 높

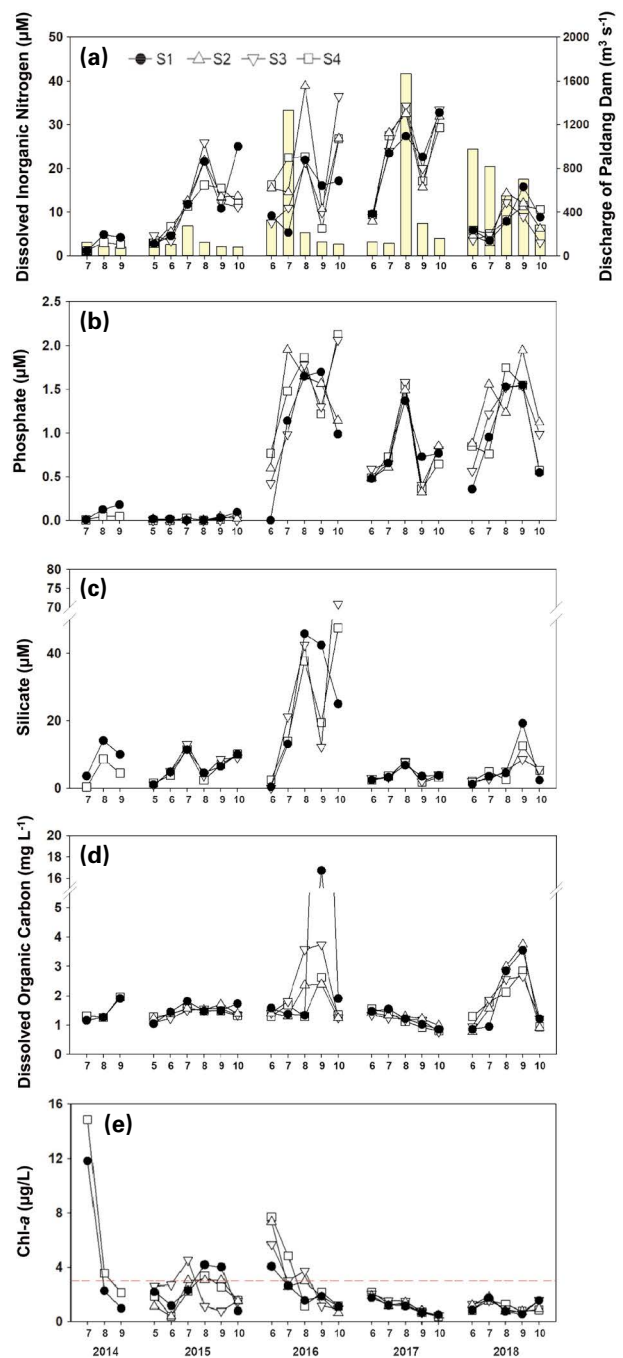


Fig. 3. Changes of dissolved inorganic nitrogen (a), phosphate (b), and silicate (c), dissolved organic carbon (d), Chl-a (e) in Yeongheungdo coastal water in 2014–2018.

은 용존무기질소의 농도를 보였다(Fig. 3a). 용존무기질소는 2015~2017년 8월에 고농도($38.9 \mu\text{M}$)로 조사된 뒤 9월에 급감하였다가($22.6 \mu\text{M}$), 10월에 8월과 비슷한 농도

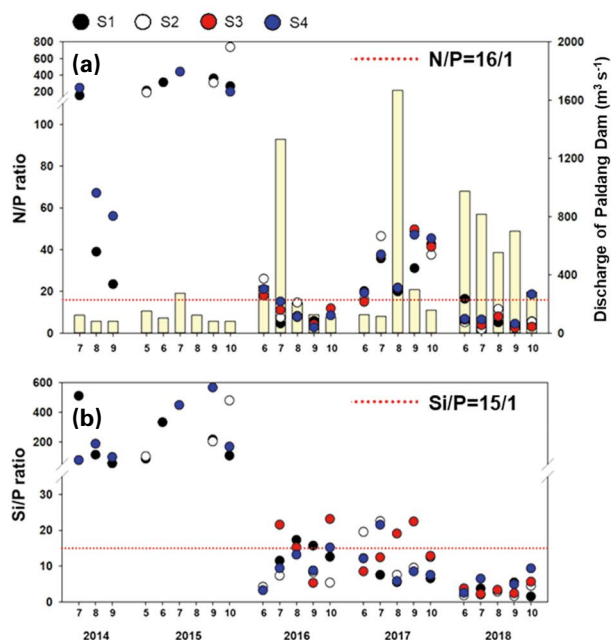


Fig. 4. Fluctuation of nutrients ratio in the Yeongheungdo island in 2014–2018. N:P ratio (a), Si:P ratio (b).

($36.5 \mu\text{M}$)로 회복하는 경향을 보였다. 특히 용존무기질소는 댐 방류량이 높았던 2016~2017년에 최대 $38.9 \mu\text{M}$ 의 높은 값을 보였으나, 2015년은 댐 방류량이 낮음에도 $25.9 \mu\text{M}$ 의 높은 값을 보였고, 2018년은 댐 방류량이 높았음에도 $14.3 \mu\text{M}$ 의 낮은 값을 보였고 2014년은 댐 방류량과 질소($3.4 \mu\text{M}$) 모두 낮은 값을 보였다. 인산 인의 최대 농도는 댐 방류량이 낮았던 2014~2015년 $0.2 \mu\text{M}$ 의 낮은 농도를 보였으며, 댐 방류량이 높았던 2016~2018년에 $2.2 \mu\text{M}$ 의 높은 농도를 보였다(Fig. 3c). 특히 인산 인은 2016~2017년 8월과 2018년 8~9월 높은 농도($1.4\sim 2.2 \mu\text{M}$)를 보인 후 익월 감소하는 경향을 보였다. 규산 규소의 최대 농도는 2016년을 제외한 기간 동안 $19.2 \mu\text{M}$ 로 낮은 농도를 보였으며, 특히 7~9월 사이 그 농도가 미약하게 증가하였다 감소하는 경향을 보였다. N/P ratio는 낮은 댐 방류량을 보였던 2014~2015년 $22.5\sim 737.8$ 의 비율로 관찰되었으며, 극심한 인산 인 제한 현상이 관찰되었다(Fig. 4a). 높은 댐 방류량을 보인 2016과 2018년 N/P ratio는 $2.8\sim 26.1$ 로 감소하여 해당 기간 동안 질소 제한이 두드러지게 관찰되었으나, 2017년에는 댐 방류량이 높았음에도 불구하고 $15.0\sim 49.7$ 의 비율을 보이며 약한 인산 인 제한 현상이 나타났다. Si/P ratio의 경우, 댐 방류량이 낮았던 2014~2015년 최대 567.5 의 높은 비율을 보이며 해당 기간 중 극심한 인산 인

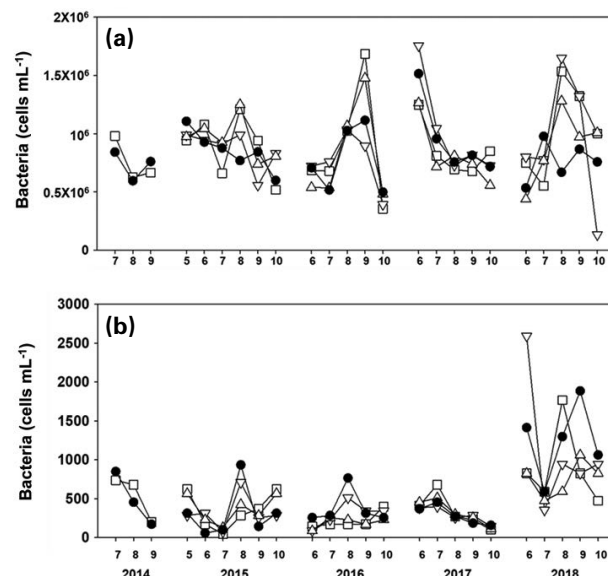


Fig. 5. Dynamics bacteria abundance (a), and Heterotrophic Nanoflagellates (b) in the Yeongheungdo island in 2014–2018.

의 제한이 두드러지게 나타났다. 반면 댐 방류량이 높았던 2016~2018년 Si/P ratio는 $1.5\sim 23.1$ 로 2014~2015년에 비해 크게 감소하며 약한 규소 제한 현상이 관찰되었다(Fig. 4b). 영양염 및 영양염비 역시 정점 간 유의미한 차이는 나타나지 않았다(Table S1).

용존유기탄소의 농도는 2014, 2015, 2017년에 $0.8\sim 2.0 \text{ mg L}^{-1}$ 의 낮은 농도를 유지하며 연 중 계절에 의한 변화는 관찰되지 않았으나, 2016년, 2018년 8~9월에 $2.3\sim 3.8 \text{ mg L}^{-1}$ 로 높게 분석되었으며, 특히 2016년 9월 S1에서는 16.7 mg L^{-1} 으로 매우 높은 값을 보였다(Fig. 3d). 클로로필-*a*의 농도는 2014년 7월 $14.7 \mu\text{g L}^{-1}$ 의 높은 값을 보였으나, 9월 $2.1 \mu\text{g L}^{-1}$ 로 감소하였다(Fig. 3e). 2015년에는 S3을 제외한 정점에서 5~7월에 낮은 값($0.4\sim 3.1 \mu\text{g L}^{-1}$)을 보이다 8~9월에 다소 높은 값($0.9\sim 4.5 \mu\text{g L}^{-1}$)으로 증가했으며, 예외적으로 S3은 5~7월에 다소 높은 농도($2.7\sim 4.5 \mu\text{g L}^{-1}$)를 보이다가 8~9월 감소($0.8\sim 1.1 \mu\text{g L}^{-1}$)하였다. 2016년에는 6월 $4.0\sim 7.7 \mu\text{g L}^{-1}$ 의 상대적으로 높은 농도를 보이다가 8월 이후 점차 감소($0.6\sim 3.7 \mu\text{g L}^{-1}$)하는 경향이 관찰되었다. 2017~2018년에는 6~7월 $0.8\sim 2.2 \mu\text{g L}^{-1}$ 로 나타났고 8~10월 $0.3\sim 1.6 \mu\text{g L}^{-1}$ 로 소폭 감소하였으나, 클로로필-*a* 역시 정점 간의 유의미한 차이는 나타나지 않았다.

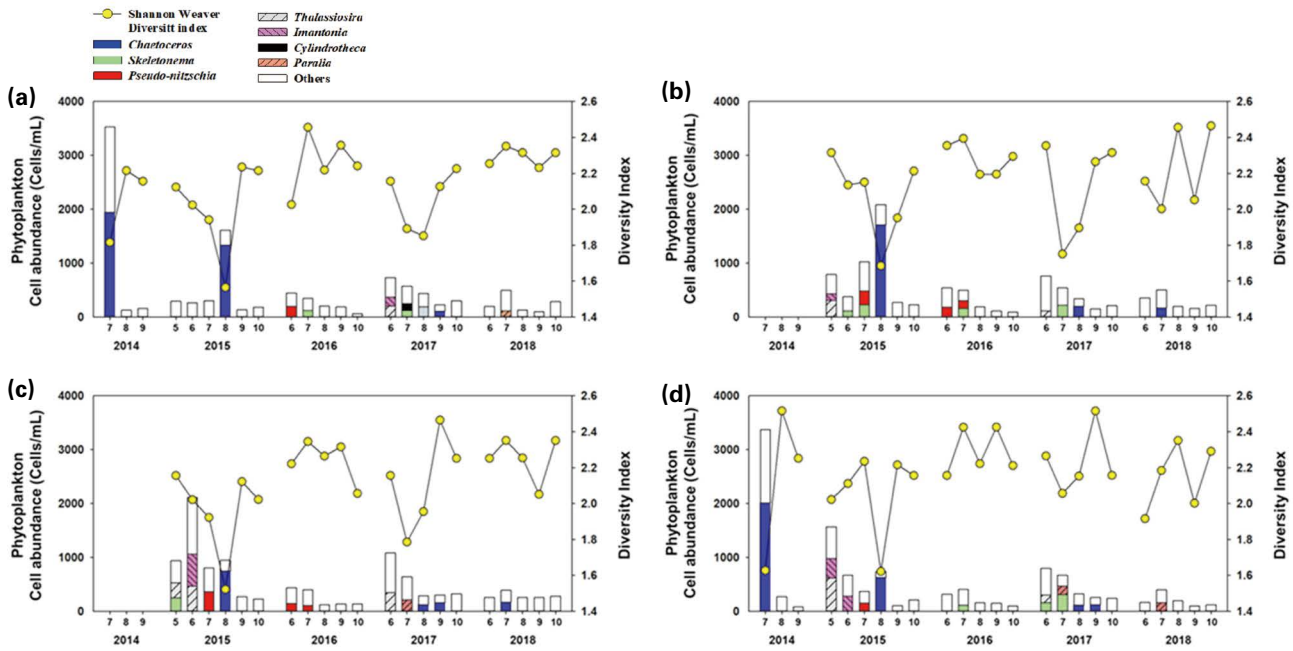


Fig. 6. Fluctuation in phytoplankton composition (genus level) and Shannon-Weaver diversity index (yellow circle) in 2014–2018. Site 1 (a), Site 2 (b), Site 3 (c), and Site 4 (d).

3.2. 박테리아 및 HNF의 현존량 변화

박테리아 현존량은 $1.96 \times 10^5 \sim 1.41 \times 10^6$ cells mL⁻¹의 범위를 보였으며 연간 그 값이 큰 차이를 보이지 않았다. 다른 기간에 비해 2016년 6월과 7월에 상대적으로 높은 현존량을 나타냈다(Fig. 5a). HNF는 2013년 12월과 4월을 제외하고 31~996 cells mL⁻¹의 범위를 보였다(Fig. 5b). HNF는 2014~2017년 42~933 cells mL⁻¹로 1,000 cells mL⁻¹ 이하의 낮은 세포수를 보였고 7~8월 사이 미약하게 증가하는 경향을 보였으나, 2018년에는 최대 2,592 cells mL⁻¹의 값을 보이며 2014~2017년(42~933 cells mL⁻¹)에 비해 높은 현존량을 보였다.

3.3. 식물플랑크톤의 현존량 및 조성

식물플랑크톤의 경우 연중 5~6월에 상대적으로 높은 현존량을 보였으며, 이후 점차 감소하는 경향을 보였다. 2014년 7월, 2015년 8월을 제외하고는 모든 정점에서 1,000 cells mL⁻¹ 이하의 현존량을 보였으며, 2014년 7월은 모든 정점에서 30,000 cells mL⁻¹ 이상의 매우 높은 세포수를 보였다(Fig. 6). S1에서 식물플랑크톤의 현존량은 2014년 7월 높은 값(3,370 cells mL⁻¹)을 보이다 8~9월

감소(129~1,158 cells mL⁻¹)하였으며, 2015년 8월(1,620 cells mL⁻¹)을 제외한 2015~2018년 122~749 cells mL⁻¹의 상대적으로 낮은 값을 유지하였다. 월별 식물플랑크톤의 종 조성 분석 결과 식물플랑크톤은 총 7문 10강 26목 37과 81속 121종이 출현하였으며, 우점종의 천이는 6월에는 *Pseudo-nitzschia* 속(2016년)과 *Imantonia* 속(2017년), *Thalassiosira* 속(2017년)이, 7월에는 *Chaetoceros* 속(2014년), *Skeletonema* 속(2016, 2017년), *Cylindrotheca* 속(2017년), *Paralia* 속(2018년)과 *Cylindrotheca* 속(2017년)이 우점하였으며, 8월과 9월에는 다시 *Chaetoceros* 속(2015년, 2017년)이 우점하였다.

S2에서 식물플랑크톤의 현존량은 S1과 마찬가지로 2015년 8월(2,085 cells mL⁻¹) 높은 값을 보였으며, 이 시기를 제외한 2015~2018년 94~978 cells mL⁻¹의 상대적으로 낮은 값을 보였다. S2의 우점종의 천이는 5월에는 *Thalassiosira* 속과 *Imantonia* 속(2015년)이, 6월에는 *Pseudo-nitzschia* 속(2016년)과 *Thalassiosira* 속(2017년)이, 7월 *Pseudo-nitzschia* 속(2015, 2016년), *Skeletonema* 속(2016, 2017년)이 우점했으며, *Chaetoceros* 속은 7월(2018년)과 8월(2015, 2017년) 우점하였다.

S3에서 식물플랑크톤 현존량은 S1과 달리 2015년 5~8월 내내 802~2,115 cells mL⁻¹을 보이며 높았으며, 2017

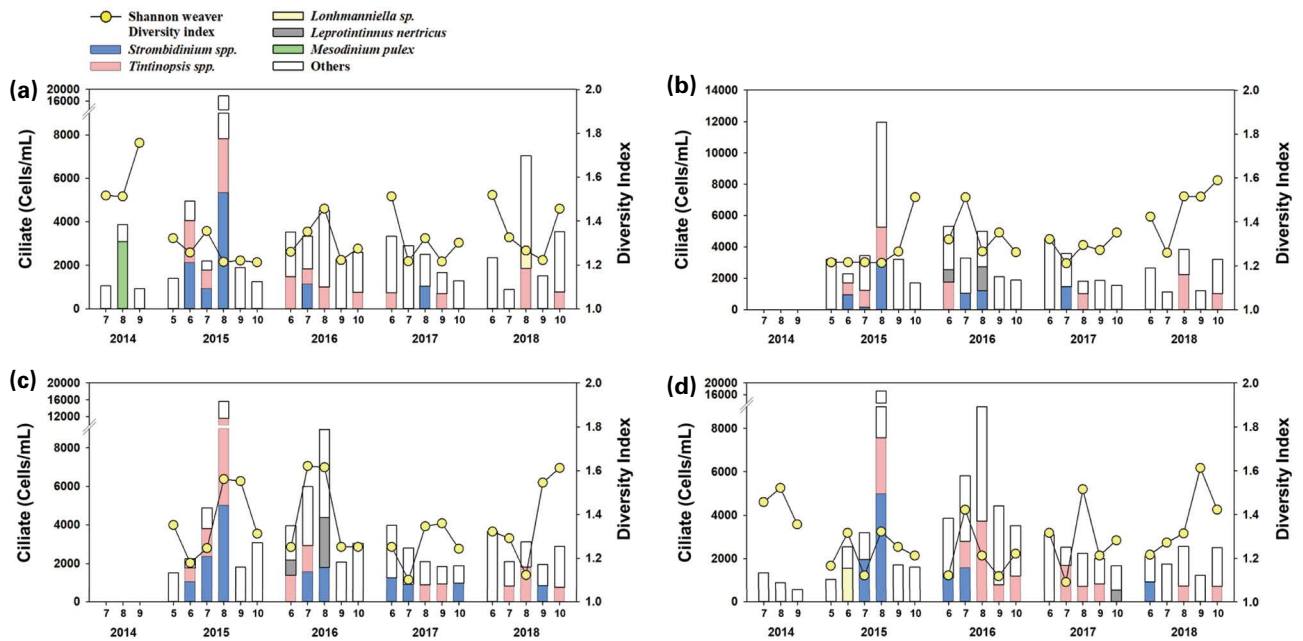


Fig. 7. Fluctuation in ciliate composition and Shannon-Weaver diversity index (yellow circle) in 2014–2018. Site 1 (a), Site 2 (b), Site 3 (c), and Site 4 (d).

년 6월 현존량 역시 높았다($1,081 \text{ cells mL}^{-1}$). S3의 우점종의 천이는 5월 *Thalassiosira* 속과 *Skeletonema* 속(2015년)이, 6월에는 *Pseudo-nitzschia* 속(2016년)과 *Thalassiosira* 속(2015, 2017년), *Imantonia* 속(2015년)이, 7월 *Pseudo-nitzschia* 속(2015, 2016년)과 *Paralia* 속(2017년)이 우점했으며, *Chaetoceros* 속은 7월(2018년), 8월(2015, 2017년), 9월(2017년) 주로 우점하였다.

S4에서 식물플랑크톤 현존량은 S1 ($3,530 \text{ cells mL}^{-1}$)과 마찬가지로 2014년 7월 $3,370 \text{ cells mL}^{-1}$ 의 높은 현존량을 보였고, 2015년 5월의 경우 $1,573 \text{ cells mL}^{-1}$ 을 보이며 S1 ($295 \text{ cells mL}^{-1}$)에 비해 높았으며, 8월은 $748 \text{ cells mL}^{-1}$ 로 S1 ($1,620 \text{ cells mL}^{-1}$)에 비해 낮았다. S4의 우점종 천이는 5월에는 *Thalassiosira* 속과 *Imantonia* 속(2015년)이, 6월 *Imantonia* 속(2015년), *Thalassiosira* 속(2017년)과 *Skeletonema* 속(2016년)이, 7월 *Pseudo-nitzschia* 속(2015, 2016년)과 *Skeletonema* 속(2016, 2017년) 그리고 *Paralia* 속(2017, 2018년)이 우점했으며, *Chaetoceros*는 7월(2014년), 8월(2015, 2017년), 9월(2017년) 우점하며 2015년 5~7월을 제외하고 S1과 유사하게 나타났다. 모든 정점에서 여름철 *Chaetoceros*의 우점이 관찰되었으며, 해당 시기 낮은 다양성지수를 나타냈다. 식물플랑크톤은 2014~2015년에 계절적 현존량의 변화 폭이 상대적 컸으

나, 2016~2018년은 계절에 따른 변화폭이 매우 적게 관찰되었다.

3.4. 섬모충류의 현존량 및 조성

S1에서 섬모충류의 현존량은 2015년 8월 높은 값($17,778 \text{ cells mL}^{-1}$)을 보이다가 9~10월 감소($1,256\sim1,901 \text{ cells mL}^{-1}$)하였으며, 2015년 8월을 제외한 2014~2018년에는 $920\sim7,230 \text{ cells mL}^{-1}$ 의 현존량을 유지하였다. 월별 섬모충류의 종 조성 분석 결과 3문 4강 11목 19과 22속 37종이 출현하였으며, 우점종의 천이는 2014년 8월 *Mesodinium* 속, 2018년 *Leprotintinnus* 속이 우점했으나, 이 외의 기간 동안 *Strombidium* 속과 *Tintinopsis* 속에 의한 우점이 두드러지며 계절에 의한 천이는 나타나지 않았다(Fig. 7). S2에서 섬모충류의 현존량은 S1과 마찬가지로 2015년 8월 ($11,960 \text{ cells mL}^{-1}$) 높은 값을 보였으며, 이 시기를 제외한 2015~2018년 $1,956\sim5,971 \text{ cells mL}^{-1}$ 의 상대적으로 낮은 값이 관찰되었다. S2의 우점종의 천이는 2016년 6월과 7월 *Leprotintinnus* 속의 우점현상이 나타났으나, 이를 제외한 시기에 S1과 동일하게 *Strombidium* 속과 *Tintinopsis* 속이 우점하였다. S3에서 섬모충류의 현존량은 S1과 마찬가지로 2015년 8월 $15,652 \text{ cells mL}^{-1}$ 을 보이며 높았으

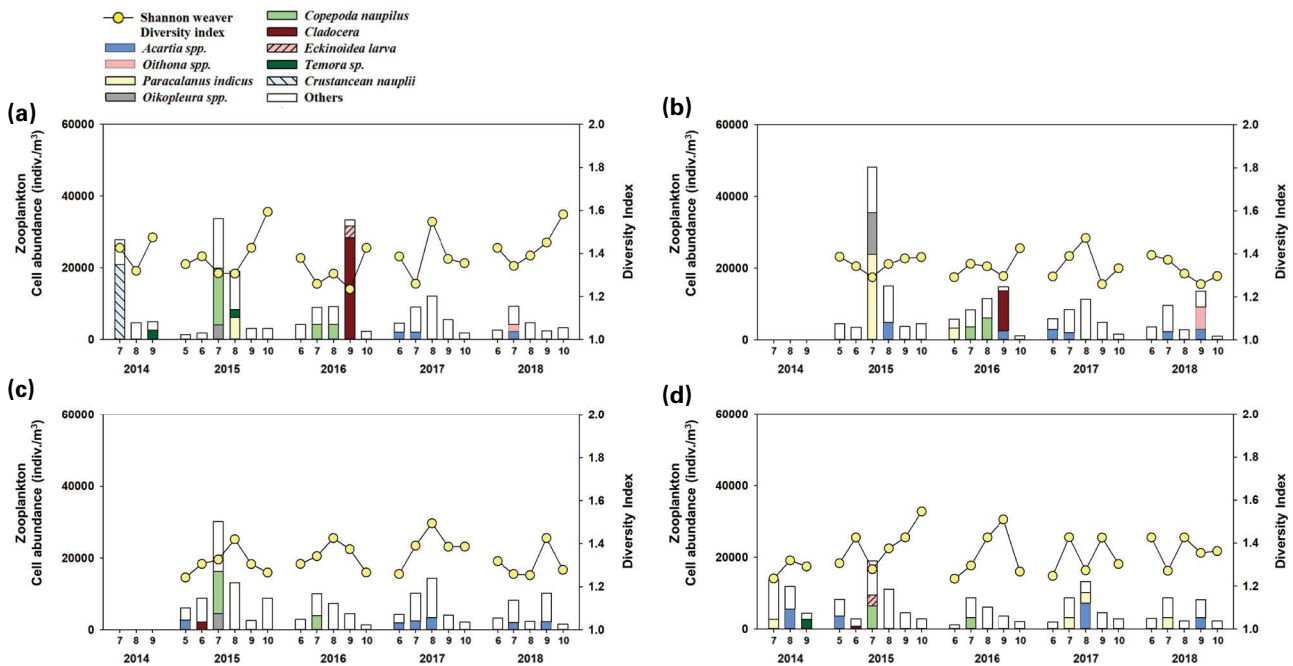


Fig. 8. Fluctuation in zooplankton composition and Shannon-Weaver diversity index (yellow circle) in 2014–2018. Site 1 (a), Site 2 (b), Site 3 (c), and Site 4 (d).

며, 2016년 7~8월에도 역시 5,997~8,960 cells mL⁻¹로 현존량이 높았고, 나머지 시기에는 1,527~3,969 cells mL⁻¹의 수준의 현존량을 보였다. S3의 우점종의 천이는 S2와 동일하게 2016년 6월과 8월 *Leprotintinnus* 속이 출현하였으며, 이를 제외한 시기에 S1과 동일하게 *Strombidium* 속과 *Tintinopsis* 속이 우점하였다. S4에서 섬모충의 현존량은 S1과 마찬가지로 2015년 8월 17,186 cells mL⁻¹을 보이며 높았으며, S1과 달리 2016년 7~8월 5,820~9805 cells mL⁻¹의 높은 현존량을 보였고 나머지 시기에는 552~4,423 cells mL⁻¹의 수준을 유지하였다. S4의 우점종 천이는 2015년 6월, 2016년 9월 *Lohmaniella* 속, 2017년 10월 *Leprotintinnus* 속이 출현하였으며, 이를 제외한 시기에 S1과 동일하게 *Strombidium* 속과 *Tintinopsis* 속이 우점하였다. S4 역시 2015년 5~7월에 S2~S3과 유사한 우점종을 보이며 S1보다 현존량이 높게 관찰되었다.

섬모충류는 2015년 8월에 11,960~17,776 cells mL⁻¹의 높은 현존량을 보였으며, S3와 S4는 2016년 7~8월 역시 5,000 cells mL⁻¹ 이상으로 높은 현존량이 관찰되었으나, 섬모충류의 현존량은 계절에 따른 경향성은 관찰되지 않았다. 섬모충류는 *Strombidium* 속과 *Tintinopsis* 속이 계절에 관계없이 지속적으로 우점하였으나, S1에서 2014년 8

월 *Mesodinium* 속의 극우점 현상이 나타났다. 다양성 지수는 모든 정점에서 *Strombidium*과 *Tintinopsis*의 지속적인 우점과 다양한 종의 미출현으로 인해 연간 1.8 이하로 낮았으며, 다양성 지수 역시 계절에 따른 경향성은 나타나지 않았다.

3.5. 동물플랑크톤의 현존량 및 조성

S1에서 동물플랑크톤의 현존량은 2014년 7월, 2015년 7월, 2016년 9월에 29,066~33,661 indiv. m⁻³의 높은 값을 보였으나, 이 시기를 제외한 2014~2018년 1,812~19,012 indiv. m⁻³의 현존량이 관찰되었다. 월별 동물플랑크톤의 종 조성 분석 결과 4문 7강 16목 23과 29속 42종이 출현하였고, S1에서 우점종의 천이는 2014년 7월 Crustacean, 2015년 7월과 2016년 7~8월 Copepoda, 2016년 9월 Echinoderm의 유생이 극우점했으며, 극우점 현상은 다양한 종의 유생들에 의해 발생하였다(Fig. 8). 2017, 2018년에는 *Acartia* 속, *Oithona* 속이 주로 우점, 이 외의 기간 동안 *Paracalanus*, *Oikopleura* 그리고 *Temora* 속의 다양한 종에 우점하였다. S2에서 동물플랑크톤의 현존량은 S1과 마찬가지로 2015년 7월에 48,203 indiv. m⁻³의 높은 값을

보였으며, 이 시기를 제외한 2014~2018년 1,148~14,805 indiv. m⁻³의 현존량을 유지하였다. 우점종의 천이는 2015년 7월에는 *Paracalanus* 속과 *Oikopleura* 속이, 2016년 7~8월 Copepod의 유생이 극우점했으며, S1과 마찬가지로 2017, 2018년에는 *Acartia* 속, *Oithona* 속이 주로 우점하였다. S2에서는 유생에 의한 우점은 S1과 달리 2016년 7~8월에만 관찰되었다. S3에서 동물플랑크톤의 현존량은 S1과 마찬가지로 2015년 7월에 33,512 indiv. m⁻³의 높은 값을 보였으며, 이 시기를 제외한 2014~2018년 1,331~14,273 indiv. m⁻³의 현존량을 나타냈다. 우점종의 천이는 2015년 7월과 2016년 7월 Copepoda의 유생이 우점, 2015년 5월과 2017, 2018년에는 *Acartia* 속이 우점했으며, S1과 달리 Echinoderm, Crustacean의 유생, *Temora* 속, *Oithona* 속의 종은 우점하지 않았고, 유생에 의한 우점은 S1과 달리 2015, 2016년 7월 Copepoda에 의해서만 발생하였다. S1과 달리 2017~2018년에는 *Acartia* 속에 의한 우점 현상만이 관찰되었다.

S4에서 동물플랑크톤의 현존량은 S1과 달리 모든 시기 20,000 indiv. m⁻³ 이하의 현존량을 보였으며, 2014~2018년 1,998~18,964 indiv. m⁻³의 현존량을 보였다. 우점종의 천이는 2015년 7월과 2016년 7월 Copepoda의 유생, 2015년 7월 Echinoderm 유생이 우점하였으며, S1과 달리 2017, 2018년에는 *Acartia* 속, *Paracalanus* 속이 주로 우점하였다. 유생에 의한 우점은 2015년 7월, 2016년 7월에 Copepoda와 Echinoderm에 의해서 발생하였다.

동물플랑크톤의 현존량은 연중 7~9월 사이 상대적으로 높은 현존량을 보였으며, S1에서 멀어질 수록 2015년 7월과 2016년 9월 높은 현존량을 보인 현상은 점차 사라졌다. 동물플랑크톤의 조성 중 유생이 차지하는 비율 역시 S1를 제외한 정점에서 점차 줄어들었으며, 2017~2018년 S1에서는 *Acartia* 속과 *Oithona* 속이 우점하였으나, S4에서는 *Acartia*와 *Paracalanus*의 우점으로 천이되는 것을 관찰하였다. 다양성 지수는 연간 1.6 이하의 낮은 값을 유지하였으며, 계절에 따른 경향성은 나타나지 않았다.

4. 고 찰

4.1. 식물플랑크톤 용출 및 박테리아의 소비에 따른 용존유기탄소의 변화

해양에서 용존유기탄소는 탄소순환의 주요 인자로서

식물플랑크톤 등의 생물 용출, 담수로부터의 유입 등으로 기원 된다. 미소생태계는 용존유기탄소의 생산 및 분해를 통해 유기탄소 및 무기탄소의 재생산에 중요한 역할을 하는 것으로 알려져 있으며(Guo *et al.* 1995; Mühlenbruch *et al.* 2018), 특히 박테리아는 용존유기탄소 분해 및 다양한 무기영양염의 생산을 통해 미소생태계 유지에 핵심적인 요인으로 알려져 있다(Søndergaard *et al.* 2000; Maier *et al.* 2020). 본 조사 시기동안 용존유기탄소의 농도 및 박테리아의 현존량은 연중 계절과 관계없이 그 변화가 크지 않은 것으로 나타났다(Table S2). 그러나 중복분석(Redundancy analysis) 결과, 용존유기탄소의 농도와 박테리아의 현존량은 양의 상관관계를 보이는 것으로 나타났다(Fig. S1). 즉, 영향도 주변 생태계에서는 용존유기탄소의 농도 및 박테리아의 현존량은 연간 그 변화가 크지는 않지만, 증감의 양상이 유사하게 나타난 것으로 나타났다. 용존유기탄소가 높았던 시기에 이를 분해하기 위한 박테리아의 현존량이 증가하고, 증가한 박테리아에 의해 용존유기탄소가 분해되며 연간 그 농도가 상대적으로 일정하게 유지된 것으로 판단된다(Zweifel 1999; Traving *et al.* 2017).

기존의 다양한 연구를 통해 해양 미소생태계에서 용존유기탄소의 주요 기원이 식물플랑크톤으로 알려져 있다(Deininger *et al.* 2017; Asmala *et al.* 2018). 그러나 본 연구에서는 중복분석 결과 식물플랑크톤과 유의한 상관관계를 보이지 않았다. 즉, 기존 연구에서 식물플랑크톤에 의해 용출된다는 연구 결과와 상반되는 결과가 나타났다. 이는 식물플랑크톤 용출 용존유기탄소가 박테리아에 의해 빠르게 분해되며, 박테리아에 의해 환원된 용존유기탄소는 다시 식물플랑크톤의 영양원으로 공급되기 때문인 것으로 판단된다(Lennon *et al.* 2006; Maier *et al.* 2020). 즉 식물플랑크톤 현존량이 높은 시기, 식물플랑크톤 유래 용존유기탄소는 순용출량은 증가함에도 불구하고 박테리아의 분해에 의해 증가가 나타나지 않은 것으로 판단된다. 조사 시기 중 2016년 9월 S1에서 예외적으로 16.7 mg L⁻¹의 높은 용존유기탄소가 관찰되었다. 해당 시기를 제외한 용존유기탄소는 0.60~3.78 mg L⁻¹의 농도를 보였다. 이는 샘플링 직전 발생한 태풍 치바에 의한 저층의 용존유기탄소의 용승으로 인해 고농도의 용존유기탄소가 나타난 것으로 사료되며, 육지와 가장 가까운 S1에서 두드러지게 나타난 것으로 보인다. 태풍에 의한 용존 유기탄소의 증가는 동중국해의 연안에서의 용존유기탄소의 농도 변화에 관

한 연구에서도 동일하게 관찰되었다(Hung *et al.* 2010).

4.2. 모니터링 기간 동안의 생물학적 요인의 변화

미소생태계의 변화 조사를 위해 기초 생산자인 박테리아와 식물플랑크톤을 포함한 생물 단계별 상호작용에 관하여 조사하였다. 생물학적 요인 중 하나인 박테리아의 경우, 2018년 현존량은 평균 8.5×10^5 cells mL⁻¹로 2014~2017년에 비해 유의미한 차이는 나타나지 않았다. 그러나 2018년 용존유기탄소의 농도는 2018년 8~9월에 2.3~3.8 mg L⁻¹로 2014~2017년 평균 1.5 mg L⁻¹에 비해 높게 분석되었다. 이는 기존 용존유기탄소의 증가가 박테리아의 현존량 증가를 야기시킨다는 Escobar *et al.* (2001)의 결과와 상반된 현상이나, 2018년 박테리아를 먹이원으로 하는 HNF의 현존량 증가에 따른 것으로 보인다(Tanaka and Rassoulzadegan 2002). 박테리아 및 HNF의 경우, 2015, 2016, 2018년 8~9월에 증가, 2014, 2017년 8~9월에 감소하는 경향을 보이며 그 거동이 유사한 형태를 보였다. 즉 박테리아와 HNF는 먹이사슬 관계로 인해 2018년 용존유기탄소가 증가했음에도 박테리아의 현존량은 증가하지 않은 것으로 보인다.

식물플랑크톤, 섬모충류, 동물플랑크톤의 미세먹이망에 따른 현존량 변화는 2015년과 2018년에 두드러지게 나타났다(Figs. 6-8). 2015년 7월 동물플랑크톤의 현존량은 35,244 indiv. m⁻³로 높게 나타났다가 8월 14,572 indiv. m⁻³로 감소하자, 식물플랑크톤과 섬모충류가 각각 1,349 cells mL⁻¹, 15,644 cells L⁻¹로 증가하는 현상을 보였으며, 2015년 9월 수온이 낮아지며 식물플랑크톤, 섬모충류, 동물플랑크톤 모두 현존량이 감소하는 경향을 보였다. 2018년의 경우, 7월 동물플랑크톤은 8,927 indiv. m⁻³로, 6월(3,083 indiv. m⁻³)에 비해 증가하자 섬모충류가 2,697 cells L⁻¹에서 1,623 cells L⁻¹로 감소하였다. 반면 식물플랑크톤은 해당 시기 254 cells mL⁻¹에서 459 cells mL⁻¹로 증가하였다. 8월 동물플랑크톤은 3,047 indiv. m⁻³로 감소하자 섬모충류가 3,489 cell L⁻¹로 증가, 식물플랑크톤의 206 cells mL⁻¹로 감소하였다. 10월 동물플랑크톤 감소(2,036 indiv. m⁻³) 후 섬모충류의 증가(3,041 cells L⁻¹), 식물플랑크톤의 증가(239 cells mL⁻¹) 현상이 나타났다. 즉, 2015년과 2018년 결과를 통해, 식물플랑크톤과 섬모충류, 동물플랑크톤의 현존량은 상호 간 미세 먹이망에 따른 증감 현상이 두드러지게 나타난 것으로 판단된다. 다만, 2014년의

경우 조사 정점 및 조사 횟수의 부족에 의해 명확한 먹이망 구조가 나타나지 않은 것으로 보인다. 2016년의 경우 연간 식물플랑크톤의 낮은 현존량(평균 157.3 cells mL⁻¹)으로 조사되어, 해당 기간 동안 먹이망 관계가 나타나지 않은 것으로 판단된다. 특히 1차생산량의 약 80%를 담당하는 식물플랑크톤의 현존량이 감소하며(Fahnenstiel *et al.* 2010), 상위 단계인 섬모충류와 동물플랑크톤의 낮은 현존량을 야기시킨 것으로 보인다(Löder *et al.* 2011).

4.3. 팔당댐의 방류량과 *Chaetoceros* 속의 현존량 변화

인천 영흥도 인근 연안에서 가장 가까운 담수 댐인 팔당댐의 방류량은 다양한 물리, 화학, 생물학적 요인에 영향을 미칠 수 있지만, 특히 토양으로부터 유입되는 영양염을 중심으로 그 변화를 분석하였다. 평균 방류량이 낮았던 2014년(123 m³ s⁻¹)과 2015년(171 m³ s⁻¹)의 인산 인은 2014년 9월에 0.2 μM로 낮았으나, 댐 방류량이 증가한 2016년부터는 최대 2.2 μM의 인산 인의 농도를 보였다. 이는 2014~2015년 N/P ratio가 최대 737.8이었던 것에 비해 2016~2018년엔 최대 26.1로 감소하는 결과로 이어졌다. 흥미롭게도, *Chaetoceros*에 의한 조류 대발생은 기존에 알려진 최적의 성장 N/P ratio인 16에 가까운 수치를 보인 2016~2018년이 아닌, 인 제한이 있었던 2014~2015년에 나타났다는 점이다. Somsap *et al.* (2015)에 따르면, *Chaetoceros*의 경우 N/P ratio가 106.8일 때에 최적 성장을 보이며, 이는 기존에 알려진 16에 비해 6.6배 이상 높은 값을 보인다. 즉 *Chaetoceros*는 인산 인 제한 환경에서 높은 성장률을 보였으며, 댐 방류량의 증가로 N/P ratio가 50 이하로 유지된 2016년 이후에는 대발생을 보이지 않은 것으로 판단된다.

4.4. 먹이 섭식에 따른 식물플랑크톤, 섬모충류, 동물플랑크톤의 조성 변화

식물플랑크톤의 현존량 및 조성의 조사를 통해 상위단계의 생물의 현존량 및 조성에 관한 이해를 하고자, 식물플랑크톤 및 동물플랑크톤의 현존량 및 군집구조를 조사하였다(Fig. 6). 식물플랑크톤의 경우, 2014년과 2015년에 2016~2018년에 비해 식물플랑크톤의 계절적 현존량의 변화 폭이 컸으며, 2014~2015년 높은 N:P, Si:P의 비

울을 보인 것으로 나타났다(Fig. 4). 즉 영흥도 인근 해역에서는 상대적으로 인산 인의 제한은 식물플랑크톤의 현존량에 큰 영향을 미치지 않았으며, 규산 규소의 농도가 높았던 시기에 높은 돌말류가 높은 현존량을 보이며 전체 식물플랑크톤의 현존량 역시 높게 분석된 것으로 사료된다. 이는 우점 종은 *Immantonia*를 제외한 모든 종이 Bacillariophyta(돌말류)에 속하였다. 연간 5~6월에는 *Talassiosira*, *Skeletonema*, *Pseudo-nitzschia* 등 다양한 종에 의해 우점 현상이 나타났다. 높은 클로로필-*a* 값을 보인 2014년 7월은 봄철 돌말류 대발생에 의한 것으로 보이며, 해당 시기 *Chaetoceros*에 의한 극우점 현상에 의한 것으로 분석되었다. 이 시기를 제외한 2015~2018년 *Chaetoceros*에 의한 우점은 8월과 9월에 두드러지게 나타났으며, 해당 시기 Shannon-Webber 다양성 지수는 1.8 이하로 낮게 나타났다. 이는 기존의 서해의 계절별 식물플랑크톤의 조성에 관한 연구(Gao *et al.* 2013)에서도 밝혀진 바와 같이, 여름철 *Chaetoceros*의 우점은 chain form을 형성하며 높은 비율을 차지한 것으로 보인다. 돌말류가 우점하는 봄철에 연중 낮은 규소의 농도를 보이다가, 돌말류가 감소하는 9월 이후 규소의 증가 및 높은 농도를 유지하는 현상이 나타났다.

섬모충류의 경우, 연간 *Strombidium*과 *Tintinopsis* 두 종에 의한 우점이 나타났으며, 기존의 연구 결과와 마찬가지로 계절에 따른 종 천이 현상은 나타나지 않았다(Zhou *et al.* 2017). 그러나, *Chaetoceros*에 의한 우점 현상이 나타난 2015년 8월의 경우, 모든 정점에서 섬모충류는 10,000 cells L⁻¹ 이상의 높은 현존량을 보였다. 해당 시기 주요 우점 속은 *Strombidium*과 *Tintinopsis*였으며, 이는 *Strombidium* 및 *Tintinopsis*가 *Chaetoceros*를 먹이원으로 하며(Tilstone *et al.* 2000; Schultes *et al.* 2010), 먹이생물이 풍부해짐에 따라 포식 생물인 섬모충류가 증가한 것으로 보인다.

정점에 따른 동물플랑크톤의 조성은 대체로 성체의 조성에는 큰 차이가 없었다. 조사 시기별로 보면, 2014~2016년 기간 동안 *Paracalanus*, *Oikopleura* 그리고 *Temora* 속의 다양한 종이 나타났으나, 2017년과 2018년에는 *Acartia*와 *Oithona*에 의한 우점이 나타났다. 식물플랑크톤의 현존량이 높았던 시기인 2014~2015년에는 동물플랑크톤 역시 현존량이 높았으며, 2016~2018년 식물플랑크톤의 현존량이 감소하자 동물플랑크톤의 현존량

역시 감소하는 것으로 나타났다. 이는 중복분산분석 결과(Fig. S1)에서도 역시 식물플랑크톤과 동물플랑크톤의 현존량은 양의 상관관계를 보이며 유사한 현존량 증감 패턴을 보이는 것을 확인하였다. 정점 간 동물플랑크톤의 조성 조사 결과, S1에서는 다른 정점에 비해 Copepoda와 Crustacean 분류군의 유생이 두드러지게 높게 나타났다. Lagadeuc *et al.* (1997)에 따르면, 성체에 비해 이동성이 적은 동물플랑크톤의 유생은 유속의 영향이 적은 서식처에서 높은 비율로 나타났으며, 이에 본 연구에서도 육지와 가깝고 유속의 영향을 덜 받는 S1에서 유생의 비율이 높게 나타난 것으로 판단된다. 종합하면, 영흥도 인근 해역의 영양염은 한강 하류에 존재하는 팔당댐의 방류량에 의해 그 비율이 변화하며, 방류량이 적었던 시기(2014~2015년) 인산 인 제한 현상이 나타났다. 이 시기, *Chaetoceros* 속의 현존량이 증가하였으며, *Chaetoceros*를 먹이원으로 하는 섬모충류인 *Strombidium* 속과 *Tintinopsis* 속의 현존량이 높게 나타났으며, 동물플랑크톤의 현존량 역시, 식물플랑크톤의 현존량 감소에 따라 감소한 것으로 나타났다.

5. 결 론

영흥도 인근 해역 3 km의 정점 사이에서 거리 간 유의미한 차이는 관찰되지 않았으나, 계절에 따른 박테리아의 현존량, 식물플랑크톤, 섬모충류, 동물플랑크톤의 조성 변화 및 생물 간 상호작용을 중심으로 천이됨을 확인할 수 있었다. 또한 상관관계 분석을 통해 하위단계(박테리아, HNF)의 생물들은 용존유기탄소와 유기적인 관계를 가지며, 상위단계(식물플랑크톤, 섬모충류, 동물플랑크톤)의 생물들은 서로 포식과 피식을 통해 상호작용을 확인할 수 있었다. 이러한 요인 간의 상호작용에 대한 조사를 통해 영흥도 인근 해역의 미소생태계의 특징을 밝혔으며, 향후 해당 데이터는 인천 인근 해역의 미소생태계 연구의 기초 자료로써 사용될 것으로 기대된다.

적 요

인천 영흥도는 대한민국에서 가장 큰 하천인 한강의 담수가 유입되어 영양염의 변화가 예상되는 해역이다. 특

히 해양의 영양염의 변화는 식물플랑크톤을 포함한 미소생태계의 변화를 야기시키고, 어패류와 같은 상위 단계의 현존량에도 영향을 주는 것으로 알려져 있다. 인천 영흥도 연안은 국내의 주요 수산물 생산지임에도 불구하고 미소생태계의 기초자료조차 부족한 실정이다. 따라서 본 연구에서는 인천 영흥도의 기초자료 수집을 위해, 2014년부터 2018년까지 5년간 미소생태계를 조사하였다. 특히, 연안에서 유입되는 담수의 영향을 거리를 통해 비교하기 위해, 연안 정점(S1)과 연안으로부터 0.75, 1.5, 3 km 떨어진 대조구 정점을 설정하여 물리·화학·생물학적 요인의 변화를 모니터링했다. 그 결과 수온(15.7~26.7°C), 용존 산소(5.73~14.31 mg L⁻¹), 염분도(28.5~34.1) 및 pH(6.65~8.80)는 계절에 따른 변화만 관찰되었을 뿐, 정점에 따른 유의미한 차이는 관찰되지 않았다. 영양염의 경우, 용존무기질소는 4~6월에 평균 6.4 μM의 농도에서 7~11월 16.4 μM로 증가하였고, 인산 인 및 규산 규소 역시 4~6월 각각 0.4 μM, 2.5 μM에서 7~11월 1.1 μM, 12.0 μM로 그 농도가 증가하였다. 특히 인산 인은 2014~2015년 최대 0.2 μM로 2016~2018년(2.2 μM)에 비해 낮은 농도로 관찰되어, 해당 기간동안 인산 인 제한 현상이 나타나며 계절에 따른 차이는 보였으나, 서해의 뚜렷한 조석차에 의해 정점 간 차이는 나타나지 않았다(Table S1). 연간 댐 방류량이 낮았던 2014~2015년 조사 정점에서 인산 인 제한현상이 두드러졌고, 해당 시기 식물플랑크톤의 현존량은 최대 3,370 cells mL⁻¹으로 높게 관찰되었다. 그러나 해당 시기, 용존유기탄소 혹은 박테리아의 현존량 증가는 관찰되지 않았다. 생물학적 요인 역시 3 km의 거리에 따른 정점 간 차이는 관찰되지 않았으나, 계절 및 담수 유입에 따른 미소생태계 변화에 관한 기초자료를 축적할 수 있었다. 본 연구를 통해 미소생태계의 기초자료 수집을 통한 인천 연안의 생태계를 이해하였으며, 다양한 오염원으로부터의 교란을 방지하기 위해 인천 영흥도에서의 지속적인 모니터링이 필요할 것으로 사료된다.

CRedit authorship contribution statement

SH Kim: Data curation, Visualization, Writing-Original draft preparation. JH Kim: Data curation. YH Kang: Data curation. BS Park: Data curation, Resources. JH Joo: Data curation, Writing - Review & Editing. MS Han: Data curation, Supervision

Declaration of Competing Interest

The authors declare no conflicts of interest.

사 사

이 논문은 2023년 해양수산부 재원으로 해양수산과학기술진흥원(선체부착생물 관리 및 평가기술개발, 20210651), 환경부의 재원으로 국립호남권생물자원관(HNIBR202302117), 정부(과학기술정보통신부)의 재원으로 한국연구재단(No. 2022R1C1C1003582)의 지원을 받아 수행된 연구임.

REFERENCES

- Asmala E, L Haraguchi, H Jakobsen, P Massicotte and J Carstensen. 2018. Nutrient availability as major driver of phytoplankton-derived dissolved organic matter transformation in coastal environment. *Biogeochemistry* 137:93-104. <https://doi.org/10.1007/s10533-017-0403-0>
- Baek SH, K You and MS Han. 2017. Analysis of environmental factors related to seasonal variation of bacteria and heterotrophic nanoflagellate in Kyeonggi bay, Korea. *Korean J. Environ. Biol.* 35:198-206. <https://doi.org/10.11626/KJEB.2017.35.2.198>
- Cloern JE. 1996. Phytoplankton bloom dynamics in coastal ecosystems: A review with some general lessons from sustained investigation of San Francisco Bay, California. *Rev. Geophys.* 34:127-168. <https://doi.org/10.1029/96RG00986>
- Deininger A, CL Faithfull and AK Bergström. 2017. Phytoplankton response to whole lake inorganic N fertilization along a gradient in dissolved organic carbon. *Ecology* 98:982-994. <https://doi.org/10.1002/ecy.1758>
- Escobar IC, AA Randall and JS Taylor. 2001. Bacterial growth in distribution systems: effect of assimilable organic carbon and biodegradable dissolved organic carbon. *Environ. Sci. Technol.* 35:3442-3447. <https://doi.org/10.1021/es0106669>
- Fahnenstiel G, S Pothoven, H Vanderploeg, D Klarer, T Nalepa and D Scavia. 2010. Recent changes in primary production and phytoplankton in the offshore region of southeastern Lake Michigan. *J. Great Lakes Res.* 36:20-29. <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2010.03.009>
- Gao Y, Z Jiang, J Liu, Q Chen, J Zeng and W Huang. 2013. Seasonal variations of net-phytoplankton community structure in the southern Yellow Sea. *J. Ocean Univ.* 12:557-567. <https://doi.org/10.1007/s11430-013-9403-0>

- doi.org/10.1007/s11802-013-2258-x
- Guo L, PH Santschi and KW Warnken. 1995. Dynamics of dissolved organic carbon (DOC) in oceanic environments. *Limnol. Oceanogr.* 40:1392–1403. <https://doi.org/10.4319/lo.1995.40.8.1392>
- Hung CC, GC Gong, WC Chou, CC Chung, MA Lee, Y Chang, HY Chen, SJ Huang, Y Yang, WR Yang, WC Chung, SL Li and E Laws. 2010. The effect of typhoon on particular organic carbon flux in the southern East China Sea. *Biogeosciences* 7:3007–3018. <https://doi.org/10.5194/bg-7-3007-2010>
- Koh CH and JS Khim. 2014. The Korean tidal flat of the Yellow Sea: Physical setting, ecosystem and management. *Ocean Coastal Manage.* 102:398–414. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2014.07.008>
- Lagadeuc Y, M Bouté and J Dodson. 1997. Effect of vertical mixing on the vertical distribution of copepods in coastal waters. *J. Plankton Res.* 19:1183–1204.
- Lennon JT, AM Faiia, X Feng and KL Cottingham. 2006. Relative importance of CO₂ recycling and CH₄ pathways in lake food webs along a dissolved organic carbon gradient. *Limnol. Oceanogr.* 51:1602–1613. <https://doi.org/10.4319/lo.2006.51.4.1602>
- Liu X, W Xiao, MR Landry, KP Chiang, L Wang and B Huang. 2016. Responses of phytoplankton communities to environmental variability in the East China Sea. *Ecosystems* 19:832–849. <https://doi.org/10.1007/s10021-016-9970-5>
- Löder MG, C Meunier, KH Wiltshire, M Boersma and N Aberle. 2011. The role of ciliates, heterotrophic dinoflagellates and copepods in structuring spring plankton communities at Helgoland Roads, North Sea. *Mar. Biol.* 158:1551–1580. <https://doi.org/10.1007/s00227-011-1670-2>
- Maier SR, T Kutti, RJ Bannister, JKH Fang, P van Breugel, P van Rijswijk and D van Oevelen. 2020. Recycling pathways in cold-water coral reefs: Use of dissolved organic matter and bacteria by key suspension feeding taxa. *Sci. Rep.* 10:9942. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-66463-2>
- Mo KH, YJ Park, EY Jung, YG Kim, CH Jeong and KN Han. 2012. Comparisons of growth and mortality of the tidal mudflat oyster *Crassostrea gigas* by the net bag rack culture system in two districts in Western Korea. *Korean J. Malacol.* 28:45–54.
- Mühlenbruch M, HP Grossart, F Eigemann and M Voss. 2018. Mini-review: Phytoplankton-derived polysaccharides in the marine environment and their interactions with heterotrophic bacteria. *Environ. Microbiol.* 20:2671–2685. <https://doi.org/10.1111/1462-2920.14302>
- Omori M and T Ikeda. 1984. *Methods in Marine Zooplankton Ecology*. Wiley, New York, USA.
- Porter K and Y Feig. 1980. The use of DAPI for identification and enumeration of bacteria and blue-green algae. *Limnol. Oceanogr.* 25:943–948. <https://doi.org/10.4319/lo.1980.25.5.0943>
- Schultes S, C Lambert, P Pondaven, R Corvaisier, S Jansen and O Ragueneau. 2010. Recycling and uptake of Si(OH)₄ when protozoan grazers feed on diatoms. *Protist* 161:288–303. <https://doi.org/10.1016/j.protis.2009.10.006>
- Somsap N, N Gajaseeni and A Piumsomboon. 2015. Physico-chemical factors influencing blooms of *Chaetoceros* spp. and *Ceratium furca* in the Inner Gulf of Thailand. *Agric. Nat. Resour.* 49:200–210.
- Søndergaard M, PJLB Williams, G Cauwet, B Riemann, C Robinson, S Terzic, EMS Woodward and J Worm. 2000. Net accumulation and flux of dissolved organic carbon and dissolved organic nitrogen in marine plankton communities. *Limnol. Oceanogr.* 45:1097–1111. <https://doi.org/10.4319/lo.2000.45.5.1097>
- Tanaka T and F Rassoulzadegan. 2002. Full-depth profile (0–2000 m) of bacteria, heterotrophic nanoflagellates and ciliates in the NW Mediterranean Sea: Vertical partitioning of microbial trophic structures. *Deep Sea Res. Part II Top. Stud. Oceanogr.* 49:2093–2107. [https://doi.org/10.1016/S0967-0645\(02\)00029-2](https://doi.org/10.1016/S0967-0645(02)00029-2)
- Tilstone GH, BM Míguez, FG Figueiras and EG Fermín. 2000. Diatom dynamics in a coastal ecosystem affected by upwelling: coupling between species succession, circulation and biogeochemical processes. *Mar. Ecol. -Prog. Ser.* 205:23–41. <https://doi.org/10.3354/meps205023>
- Traving SJ, O Rowe, NM Jakobsen, H Sørensen, J Dinasquet, CA Stedmon, A Andersson and L Riemann. 2017. The effect of increased loads of dissolved organic matter on estuarine microbial community composition and function. *Front. Microbiol.* 8:351. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2017.00351>
- Verlecar XN and S Desai. 2004. *Phytoplankton Identification Manual*. National Institute of Oceanography, Goa, India.
- Wang BD, XL Wang and R Zhan. 2003. Nutrient conditions in the Yellow Sea and the East China Sea. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 58:127–136. [https://doi.org/10.1016/S0272-7714\(03\)00067-2](https://doi.org/10.1016/S0272-7714(03)00067-2)
- Zhao Y, L Zhao, T Xiao, C Liu, J Sun, F Zhou, S Liu and L Huang. 2013. Temporal variation of picoplankton in the spring bloom of Yellow Sea, China. *Deep Sea Res. Part II Top. Stud. Oceanogr.* 97:72–84. <https://doi.org/10.1016/j.dsr2.2013.05.015>
- Zhou ZX, RC Yu and MJ Zhou. 2017. Seasonal succession of microalgal blooms from diatoms to dinoflagellates in the East China Sea: A numerical simulation study. *Ecol. Model.* 360:150–162. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2017.06.027>
- Zweifel UL. 1999. Factors controlling accumulation of labile dissolved organic carbon in the Gulf of Riga. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 48:357–370. <https://doi.org/10.1006/ecss.1998.0428>

SUPPLEMENTARY MATERIALS

Table S1. *P*-value of Student's *t*-test between coastal site (S1) and other sites about all analyzed components to determine the differences between survey sites.

	St. 2	St. 3	St. 4
Temperature	0.8407	0.6649	0.7002
Salinity	0.9651	0.9718	0.9072
pH	0.6829	0.8450	0.3706
Dissolved Oxygen	0.7019	0.4625	0.3926
Nitrite+Nitrate	0.6462	0.9092	0.8034
Ammonium	0.9484	0.5896	0.2164
Phosphate	0.6831	0.9015	0.9964
Silicate	0.5317	0.8733	0.7470
DOC	0.3935	0.4440	0.3272
Bacteria	0.8189	0.6102	0.8703
HNFa	0.2778	0.7975	0.5159
Phytoplankton	0.4542	0.2988	0.8956
Ciliate	0.9180	0.6885	0.9144
Zooplankton	0.7856	0.7218	0.4410

^aheterotrophic nano-flagellates

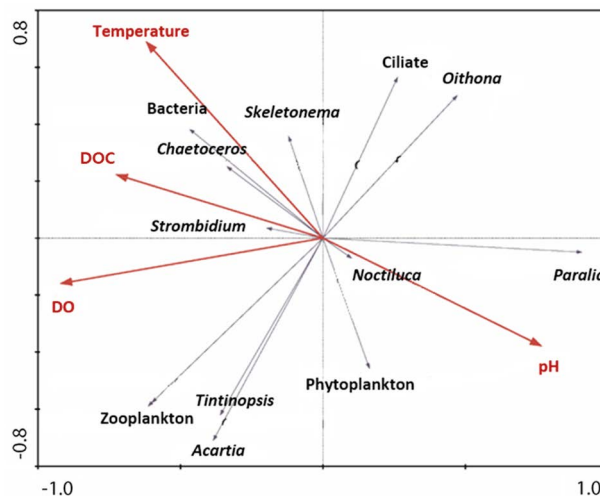


Fig. S1. Redundancy analysis of physicochemical and biological factors in 2014-2018 in the Yeongheungdo island coastal water.

Table S2. Fluctuation of physicochemical and biological factors by seasonal changes in Yeongheung island.

Variable	Spring (Mar.-May.)		Summer (Jun.-Aug.)		Autumn (Sep.-Nov.)	
	Average	Range	Average	Range	Average	Range
Temperature (°C)	10.5	5.1-15.7	21.0	14.8-26.0	20.7	16.9-25.1
Salinity (PSU)	33.3	31.3-36.1	32.3	28.6-36.4	31.4	28.5-34.2
pH	7.23	6.65-8.21	7.58	6.76-8.17	8.03	7.44-8.80
Dissolved Oxygen (mg L ⁻¹)	8.23	5.83-12.35	8.35	6.57-12.53	8.04	5.73-9.56
Dissolved Inorganic Nitrogen (µM)	1.60	0.39-4.72	12.71	0.48-36.20	17.56	0.39-34.93
Phosphate (µM)	0.19	0.17-0.63	0.62	0.17-2.86	0.98	0.17-3.14
Silicate (µM)	1.08	0.01-5.38	8.97	0-45.81	13.27	1.61-70.86
Dissolved organic carbon (mg L ⁻¹)	1.40	0.60-1.91	1.57	0.72-3.57	1.97	0.77-16.72
Chl- <i>a</i> (µg L ⁻¹)	4.05	0.03-20.45	3.59	0.17-14.87	1.7	0.36-4.02
Bacteria (10 ⁵ cell mL ⁻¹)	8.35	1.96-14.08	9.37	0.40-17.55	7.34	0.35-16.86
HNFA ^a (cells mL ⁻¹)	707.9	36-2,277	338.8	31-933	279.3	99-679
Phytoplankton (cells mL ⁻¹)	1143	40-3,890	844	33-3,530	208	61-453
Ciliate (10 ³ cells L ⁻¹)	2.29	0.66-6.47	4.83	0.62-117.78	1.83	0.33-4.42
Zooplankton (10 ³ indiv. m ⁻³)	23.92	1.40-133.55	10.97	1.09-37.44	5.73	1.15-33.33

^aheterotrophic nano-flagellates