Vol. 44(1):13-27
http://dx.doi.org/10.4217/OPR.2022001

Ocean and Polar Research

March 2022

Article

영산강 하구 해수역의 수질 및 식물플랑크톤 생체량(chlorophyll-a) 변동 특성: 장기(2009-2018년) 자료 분석

박상준 · 신용식*

국립목포해양대학교 일반대학원 해양시스템공학과
(58628) 전라남도 목포시 해양대학로 91

Characteristics of Water Quality and Chlorophyll-a in the Seawater Zone of the Yeongsan River Estuary: Long-term (2009-2018) Data Analysis

Sangjun Park and Yongsik Sin*

Department Ocean System Engineering, General Graduate School, Mokpo National Maritime University, Mokpo 58628, Korea

Abstract : The Yeongsan River estuary was altered by a sea dike built in 1981 and the sluice gates in the dike were extended recently in 2014. The construction has caused changes in water properties and hydrodynamics and also produced disturbances including hypoxia and algal blooms. We analyzed the water quality and chlorophyll-a data (2009–2018) collected seasonally at 3 stations (Sts. 1–3) along the channel of the estuary by the Marine Environmental Monitoring System. Variations in water quality and chlorophyll-a (an index of phytoplankton biomass) were examined and their stressors were also identified by statistics including correlation and multivariate principal component analyses (PCA). The water quality was mainly affected by freshwater discharge from the dike. Salinity, nutrients and chlorophyll-a were especially affected by the discharge and the effect enhanced during summer and at the upper region near the sea dike decreasing downstream. Three factors were extracted for each station in the PCA accounting for 66.07–72.42% of the variations. The first was an external factor associated with freshwater discharge and the second and third were seasonal or biological factors. The results indicate that the water quality is more affected by short-termed and episodic events such as freshwater discharge than seasonal events and the influence of freshwater discharge on water quality is more extensive than that previously reported. This suggests that the boundary of the estuary should be extended to take into account the findings of this study and a management strategy linked to the freshwater zone is required to manage the integrity and water quality of the Yeongsan River estuary.

Key words : Yeongsan River estuary, chlorophyll-a, water quality, principal component analysis, long-term data

1. 서 론

하구는 담수와 해수가 만나서 혼합되는 전이수역으로 육상의 영향을 직접적으로 받고 있으며, 강의 유량, 조석, 파랑 등의 영향을 받아 물리적, 화학적, 생물학적 작용들이 복합적으로 나타나는 지역이다. 특히 강을 통해 육상으로부터 유입되는 영양염의 영향으로 매우 생산적인 시스템으로 알려졌으며(Ryther 1969), 인간의 경제활동이 집중되는 지역으로 해양 물류 및 관광·레저의 중심지, 중요한 어획지 등으로 이용되고 있다. 이러한 하구는 결국 타

*Corresponding author. E-mail: yongsik@mmu.ac.kr

생태계에 비하여 높은 생태적, 환경적 및 경제적 가치를 갖는 것으로 보고되고 있다(Costanza et al. 1997; Kauffman 2011).

하지만 하구 생태계는 육지로부터 유입되는 오염물질에 의한 부영양화, 적조 등이 발생할 수 있는 시스템으로 보고되고 있고(Li et al. 2014; Harrison et al. 2017), 인근에 위치한 도시, 농경지, 산업단지, 항구 등으로부터 지속적으로 유입되는 육상 및 해상 기인 오염물질로 인해 오염이 가속화되는 경향을 보이기도 한다(Officer et al. 1984; Sherwood et al. 1990). 국내에서는 특히 오염물질 외에도 수중보, 하굿둑과 같은 인공구조물이 건설되면서 하구 생태계를 변형시키고 있는 실정이다.

영산강 하구는 지리적으로 서해 남부 가장자리에 위치하고 있으며, 무안반도, 영암반도 및 많은 섬들로 둘러싸여 폐쇄성이 강한 해역이다. 또한, 1981년에 해안선을 따라 건설된 영산강 하굿둑에 의해 수역은 물리적으로 담수역과 해수역으로 분리되었다. 이로 인해 자연형 하구에서 인공형 하구로 변형되면서 담수역은 고수온기에 저층에서 빈산소층이 형성되고(송 등 2015), 해수역에서는 하굿둑의 갑문을 통한 인위적인 담수 유입이 생물 및 수질에 급격한 변화를 초래하고 있다(Sin and Jeong 2015). 더욱이 최근(2014년)에는 하굿둑의 갑문 길이가 2배로 확장되면서 갑문 개방 시에 유입되는 담수량이 증가할 가능성이 있고 이로 인해 그 영향이 더 커질 것으로 예상된다. 더불어 주변에는 대불산업단지, 목포항, 신항만, 남악 신도시 등 잠재적 오염원이 존재하고 있어 그 영향이 복합적으로 작용하고 있을 것으로 사료된다. 따라서 이렇게 복잡한 환경적 스트레서(stressor)를 가진 시스템의 생태계를 이해하기 위해서는 장기적인 모니터링 자료를 활용한 종합적이고 통합적인 해석이 필요하다.

그 동안 영산강 하구와 인근 해역을 대상으로 1997년부터 현재까지 계절별(2월, 5월, 8월, 11월)로 수질을 측정하는 해양환경측정망(해양수산부 2021)이 운영되어 왔다. 해양 모니터링 자료는 해역 내 기초생산자들과 생태계 거동을 파악하고, 생태계 건강성 개선을 위한 정책 수립 및 대상 해역 선정에 필요한 기초자료이자 핵심적인 자료라 할 수 있다. 또한, 해역의 오염 현황 및 오염원의 정확한 진단 그리고 오염원의 효율적인 제어 및 관리를 위해서도 모니터링 자료의 축적과 이들 자료를 활용한 과학적 해석은 필수적이다. 하지만 이와 같은 장기 자료를 활용하여 복잡하게 얽힌 하구의 수질 및 생태계 거동을 해석한 연구는 드물다고 할 수 있다.

현재까지 영산강 하구 해수역에 대한 연구는 단기적인 해수역의 환경변화와 식물플랑크톤 동태(Sin et al. 2013, 2015; Sin and Jeong 2015, 2020; 신과 유 2018), 부영양도(김 2001), 물리적 환경변화(강 1996; 강 등 1998) 등으로 다양하게 이루어졌지만 장기적인 관점에서 조사한 연구(i.e. 윤 등 2013)는 매우 제한적이다. 또한, 장기적 자료 조사라 하더라도 2010년 이전에 수집된 자료를 대상으로 수행되어 최근 영산강 하구의 수질 변동을 설명하기에는 한계가 있다.

따라서 본 연구에서는 영산강 하구 해수역에 위치한 해양환경측정망 정점에서 수집된 자료(2009–2018년)를 분석하여 수질 및 chlorophyll-a (일차생산자인 식물플랑크톤의 생체량 지표)의 장기적인 변동을 파악하고, 다양한 통계 기법(다변량 통계 포함)을 적용하여 이들 항목들 간의 관계를 살펴보고자 하였다. 이러한 장기 변동 분석결과는 영산강 하구와 같이 인위적이면서 물리·화학적 변동이 큰 변형 하구의 수질 및 부유 생태계 거동을 이해하는데 크게 기여할 것이며, 향후 하구 관리를 위한 기초자료로 활용할 수 있을 것으로 기대된다.

2. 재료 및 방법

자료수집 및 분석

본 연구에서는 영산강 하구 해수역의 장기적인 수질 및 식물플랑크톤 생체량 변동 파악을 위하여 2009년부터 2018년까지 조사된 해양환경측정망 자료(해양환경정보포털, www.meis.go.kr)를 분석하였다. 자료는 영산강 하구 해수역에 위치한 목포1(St. 1), 목포3(St. 2), 신안1(St. 3) 3개 정점에서 매년 2월, 5월, 8월, 11월에 조사되었으며(Fig. 1), 추가적으로 하굿둑 갑문을 통한 담수 유입의 영향을 파악하기 위해 강수량(목포)과 담수 방류량 자료를 분석하였고 상관분석을 통해 두 항목의 관계를 확인하였다. 강수량은 기상청 홈페이지(www.kma.go.kr)에 공개된 자료를 통해 확인하였고, 담수 방류량은 한국농어촌공사(www.ekr.or.kr)에서 제공받은 자료를 이용하였다.

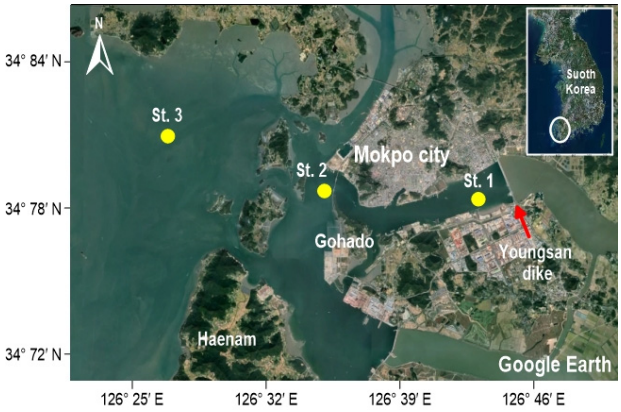

Fig. 1. Monitoring stations of Marine Environmental Monitoring System in the Yeongsan River estuary

해양환경측정망 조사 항목 중 수온(temperature), 염분(salinity), 용존산소(DO), 화학적산소요구량(COD), 암모니아성질소(NH_4^+), 아질산성질소(NO_2^-), 질산성질소(NO_3^-), 용존무기질소(DIN), 용존무기인(DIP), 규산염(SiO_2), 부유물질(SS), 식물플랑크톤 생체량(chlorophyll-a)의 표·저층 자료를 분석하였다. 용존무기인은 인산염(PO_4^{3-})으로 대체하였으며 식물플랑크톤에 대한 잠재적 제한영양염 파악을 위해 DIN/DIP의 비를 계산하여 Redfield ratio (16:1)와 비교하였다.

시료의 채취, 보관, 분석은 해양환경관리법 제10조에 의거한 해양환경공정시험기준에 따라 실시되었다. 수온과 염분은 CTD (conductivity-temperature-depth profiler)로 측정되었고, 용존산소는 Winkler-Azide 변법, 화학적산소요구량은 알칼리성 과망간산칼륨법이 이용되었다. 암모니아성질소는 Indophenol 청색법, 아질산성질소는 α-NED법, 질산성질소는 Cd-Cu 칼럼을 이용한 아질산환원법으로 측정하였으며, 용존무기질소는 앞의 세 항목의 합으로 나타내었다. 인산염과 규산염은 각각 Ascorbic acid를 이용한 몰리브덴청법, 몰리브덴청법으로 측정되었다. 부유물질은 유리섬유여과지(GF/F)를 이용한 중량법으로 측정하였으며, 식물플랑크톤 생체량은 유리섬유여과지(GF/F) 또는 막 여과지(membrane filter paper)로 여과한 후 90% 아세톤 용액으로 추출한 다음 형광광도계를 이용하여 측정되었다.

통계분석

수질 항목의 장기경향을 정량적으로 파악하기 위하여 XLSTAT를 이용하여 계절 맨-켄달 검정(seasonal mann-kendall test)을 수행하였다. 계절 맨-켄달 검정법은 관측치들 사이의 상관 측정치를 통해 경향을 분석하는 비모수 통계기법으로 각 계절에 대해 켄달 검정을 독립적으로 시행한 후 각 결과들의 가중합을 통해 켄달 통계 추정치를 도출하여 계절성을 배제하는 방법이다(Mann 1945; Hirsch and Slack 1984).

또한, 수질 변동에 상대적인 중요성을 갖는 주요 인자를 파악하기 위해 SPSS 26.0을 이용하여 상관분석(Pearson's correlation analysis) 및 주성분 분석(Principal Component Analysis, PCA)을 실시하였다. 상관분석을 이용하여 항목들 간의 상관관계를 확인하였고, 주성분 분석을 통해 축약된 정보로 분석 요인들 간의 관련성을 확인하였다. 요인추출에는 주대각성분 요인추출법을 이용하였고, 요인수는 고유치(eigen value)를 기준으로 판단하였다. 여기서 고유치는 요인을 설명하는 분산의 크기를 나타낸 것으로 고유치가 1보다 크다는 것은 하나의 요인이 변수 1개 이상의 분산을 설명한다는 것이다. 따라서 고유치가 1 이하인 경우에는 1개의 요인이 변수 1개의 분산을 설명할 수 없으므로 의미가 없어 제외하고 1 이상이 되는 3개 요인을 추출하였다. 여러 요인들이 비슷한 인자부하량을 나타낼 경우, 변수들이 어떤 요인에 상대적으로 높게 적재되어 있는지 알아보기 위해 요인축을 회전시켰다. 요인회전 방식으로는 하나의 요인에 높게 적재되는 변수의 수를 줄여 요인의 해석을 보다 용이하게 만드는 Varimax 방식을 적용하였다.

3. 결과 및 고찰

강수량과 담수 방류량

영산강 하구 지역의 강수량은 1.41–443.40(97.89±92.85) mm/month의 범위로 주로 여름철(8월)에 높고(200.83±123.88 mm/month), 겨울철(2월)에 낮은(41.46±22.58 mm/month) 전형적인 몬순적 특징을 나타냈다(Fig. 2). 2013년 이후 감소 경향을 보이다 2017년부터 다시 증가하는 경향을 보였다. 담수 방류량은 0.00–738.87(125.48±169.08) × 10^6 m^3/month의 범위로 강수량과 같이 겨울철(2월)에 방류 빈도(평균 4.3회/month)와 양(42.18±45.89 × 10^6 m^3/month)이 감소하였으며, 여름철(8월) 최대 값(평균 12.6회/month, 300.01±220.00 × 10^6 m^3/month)을 나타냈다.

2018년 2월은 방류가 발생하지 않았고, 강수량이 가장 높았던 2012년 8월에 방류량 역시 가장 많았다. 연평균 담수 방류량 또한 2012년(231.38 × 10^6 m^3/month)에 가장 높았고 강수량이 낮았던 2017년(57.03 × 10^6 m^3/month)에 가장 낮은 것으로 확인되었다. 상관분석 결과에서도 강수량과 담수 방류량은 유의한 양의 상관관계(r = 0.89, p < 0.01)를 나타냈다. 하지만 여름철인 8월(풍수기)과 나머지 계절(갈수기)의 강수량과 담수 방류량을 비교한 결과, 강수량은 각각 200.83±128.88 mm/month, 190.71±74.75 mm/month로 큰 차이가 없었으나 담수 방류량은 각각 300.01±220.00 × 10^6 m^3/month, 156.13±82.45 × 10^6 m^3/month로 2배가량 차이가 나는 것으로 나타났다. 상관성 분석에서도 상관계수(r)가 0.87과 0.49로 차이가 있었다. 결국 영산강 하구는 여름철을 제외한 나머지 계절에는 강수량과 담수 방류량의 상관성이 낮아지는 변형된 형태를 보이는 것으로 판단된다.

수질 및 식물플랑크톤 생체량(chlorophyll-a)의 변동 특성

영산강 하구 해수역의 수질 및 chlorophyll-a 장기 변동 자료와 함께 담수 방류의 영향을 확인할 수 있도록 조사 전 7일 간의 방류량(2009–2010년은 월평균 방류량)을 Figs. 3 and 4에 제시하였다. 또한, 수층의 성층 및 수질 특성을 확인하기 위해 수온, 염분, 용존산소, 부유물질의 표·저층 분포를 확인하였다(Table 1). 수온은 표·저층 각각 3.18–28.79(15.86±7.47)°C, 3.15–31.93(15.30±7.15)°C의 분포를 보였으며, 겨울철(2월)에 가장 낮고, 여름철(8

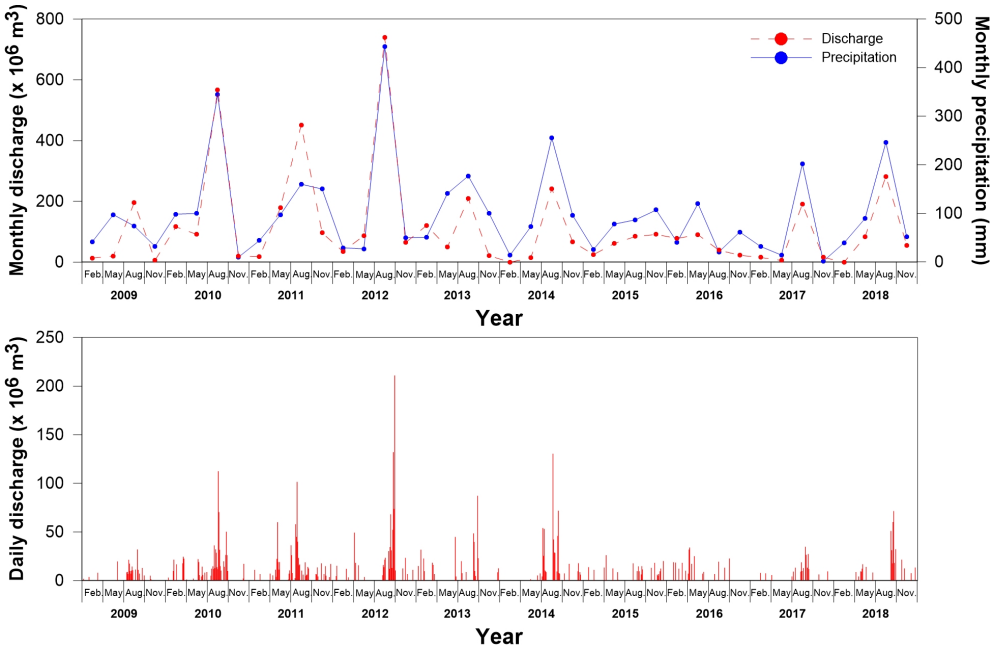

Fig. 2. Monthly and daily discharge and monthly precipitation from 2009 to 2018

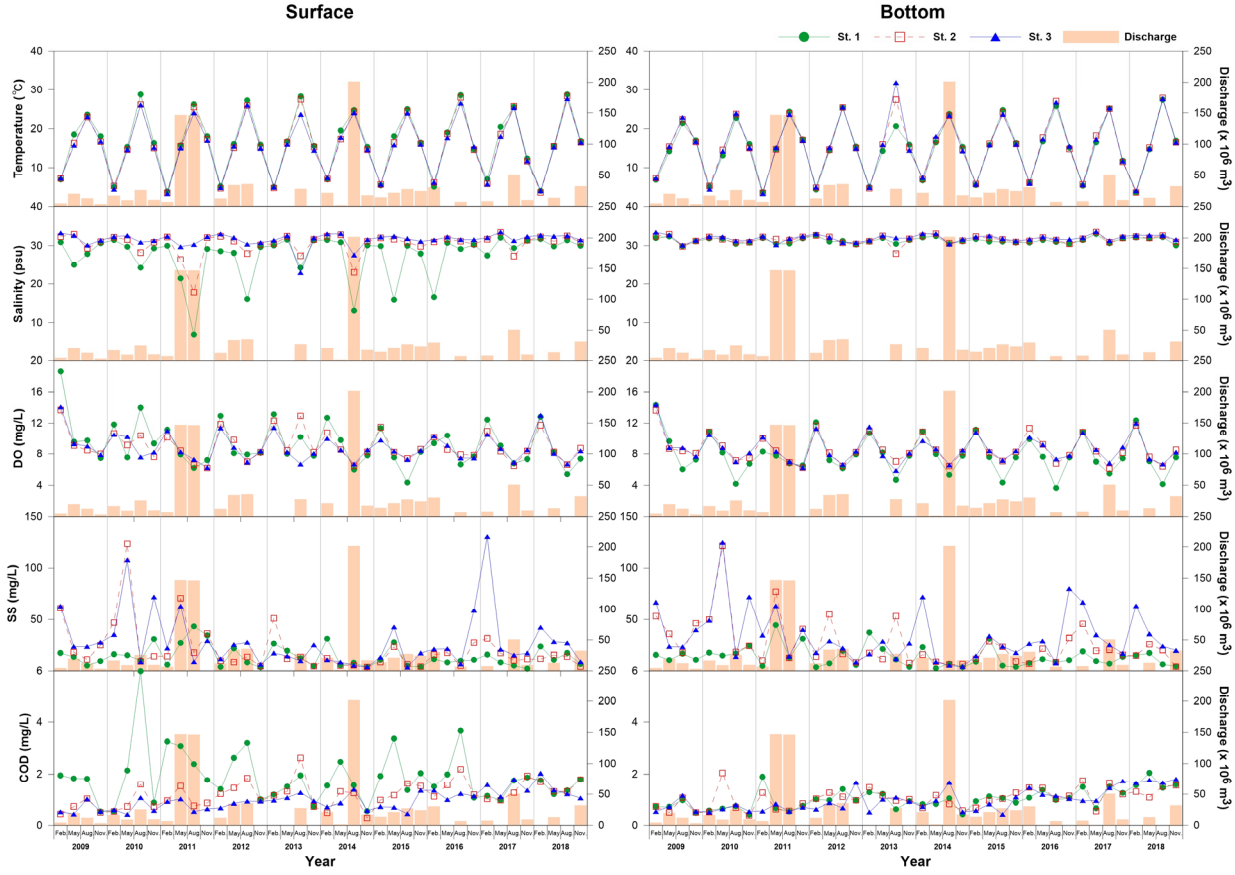

Fig. 3. Long-term variations in physical and chemical environmental parameters in the surface (left panels) and bottom water (right panels) from 2009 to 2018. Discharge data includes monthly means between 2009 and 2010 and sums for 7 days before the monitoring during the other years

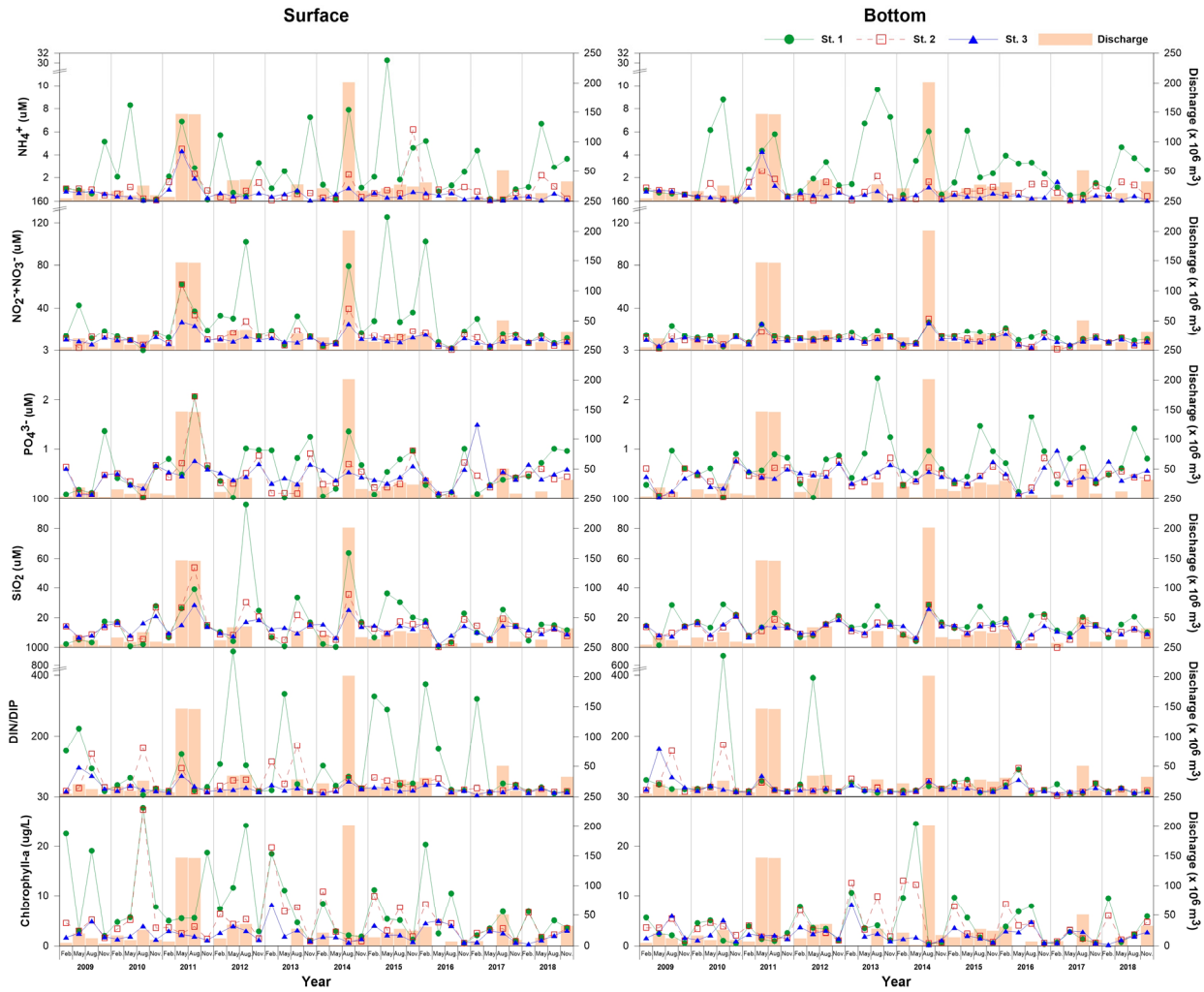

Fig. 4. Long-term variations in nutrients and chlorophyll-a in the surface (left panels) and bottom water (right panels) from 2009 to 2018. Discharge data includes monthly means between 2009 and 2010 and sums for 7 days before the monitoring during the other years

월)에 높은 계절적인 경향을 나타냈다(Fig. 3). St. 1에서 가장 높은 값을 보였는데 여름철의 높은 일사량과 기온으로 인해 상대적으로 수심이 낮고 정체된 담수역의 수온이 상승하고 담수가 해수역으로 유입되면서 수온에 영향을 주었기 때문으로 사료된다.

담수 방류의 직접적인 영향을 확인할 수 있는 염분은 표층에서 6.91–33.50(29.80±4.26) psu, 저층에서 27.99–33.54(31.64±0.89) psu의 범위를 보였으며 염분이 낮았던 여름철(26.91±6.16 psu)에 담수 방류가 빈번하게 발생하였다(Figs. 2 and 3). 특히 2011년 8월에 St. 1의 표층에서 6.91 psu의 아주 낮은 값을 보였는데 이 시기에 조사 당일 포함 4일 간의 연속 방류(146.41 × 10^6 m^3/day)가 실시되었다. 또한, 조사 전 7일 기준 방류량이 가장 많았던 2014년 8월(201.55 × 10^6 m^3/day)에 Sts. 1–3의 표층 염분이 각각 13.15, 23.00, 27.60 psu로 감소한 것으로 나타났다. 이러한 염분의 감소는 각 정점의 표층에서 주로 나타났으며, 저층에서는 감소폭이 적었다. 하지만 2009년 8월(27.86–30.10 psu), 2010년 8월(24.16–30.93 psu), 2012년 8월(16.02–30.38 psu), 2013년 8월(22.95–27.35 psu), 2015년 5월(St. 1에서 15.84 psu), 2016년 2월(St. 1에서 16.58 psu)과 같이 방류량(12.22–35.39 × 10^6 m^3/day)이 적었음에도 불구하고 표층 염분이 감소하는 시기도 있어 단순히 방류량 뿐만 아니라 방류 시기, 누적 방류량 또는 인근 영암호, 금호호에서의 담수 방류 등에 따른 영향도 있을 것으로 사료된다. 공간적으로는 담수 방류의 영향을 직접적으로 받는 하굿둑 인근 St. 1에서 변동폭이 가장 컸으며, St. 3으로 갈수록 작아졌다(Table 1). 이는 담수 방류가 해역에 미치는 영향의 크기가 외해로 갈수록 감소한다는 것을 의

Table 1. Range, mean and standard deviation of water temperature, salinity, dissolved oxygen and suspended solid from 2009 to 2018 (*N* = 40)

Variable	Month	Layer	St. 1	St. 2	St. 3
Temperature (°C)	Feb.	Surface	3.76–6.96 (5.37±1.17)	3.42–7.14 (5.30±1.28)	3.18–7.26 (5.30±1.35)
		Bottom	3.48–6.75 (5.14±1.13)	3.42–7.16 (5.30±1.27)	3.15–7.35 (5.26±1.35)
	May	Surface	15.37–20.45 (17.51±1.83)	14.68–18.69 (16.50±1.37)	14.66–18.05 (16.15±1.21)
		Bottom	13.14–16.76 (15.13±1.21)	14.62–18.28 (16.00±1.33)	14.27–17.99 (15.94±1.22)
	Aug.	Surface	23.53–28.79 (26.68±1.92)	22.94–28.32 (25.89±1.71)	23.09–27.71 (25.06±1.49)
		Bottom	20.62–27.39 (24.11±2.07)	22.42–27.80 (25.02±1.86)	22.90–31.93 (25.44±2.75)
	Nov.	Surface	12.39–18.14 (15.99±1.67)	11.64–17.31 (15.34±1.58)	11.72–17.02 (15.28±1.52)
		Bottom	11.78–17.26 (15.74±1.57)	11.48–17.13 (15.28±1.57)	11.64–17.01 (15.21±1.56)
Salinity (psu)	Feb.	Surface	16.58–31.70 (28.80±4.50)	30.52–32.41 (31.89±0.65)	31.41–33.22 (32.37±0.61)
		Bottom	30.82–32.65 (31.79±0.55)	31.17–32.64 (32.08±0.52)	31.42–33.42 (32.43±0.63)
	May	Surface	15.84–32.09 (27.51±5.26)	26.46–33.42 (31.53±1.94)	29.75–33.50 (32.33±1.00)
		Bottom	30.45–32.97 (31.76±0.62)	31.62–33.48 (32.35±0.62)	30.22–33.54 (32.39±0.87)
	Aug.	Surface	6.91–31.40 (23.22±8.35)	17.77–32.51 (27.54±4.33)	22.95–32.60 (29.96±2.80)
		Bottom	29.89–32.23 (30.81±0.63)	27.99–32.23 (30.79±1.21)	30.13–32.65 (31.39±0.77)
	Nov.	Surface	27.98–31.41 (29.97±1.05)	29.82–32.03 (30.95±0.65)	30.79–32.36 (31.60±0.50)
		Bottom	30.06–31.92 (31.01±0.64)	30.48–32.21 (31.24±0.58)	30.79–32.38 (31.62±0.51)
Dissolved Oxygen (mg/L)	Feb.	Surface	9.39–18.63 (12.65±2.39)	10.15–13.69 (11.39±1.08)	9.75–14.09 (11.21±1.38)
		Bottom	8.29–14.32 (11.15±1.59)	9.99–13.66 (11.31±0.96)	9.69–14.38 (11.12±1.34)
	May	Surface	7.54–10.38 (8.60±1.01)	8.20–9.79 (8.68±0.50)	8.03–10.21 (8.74±0.65)
		Bottom	7.01–9.64 (7.82±0.76)	7.64–9.23 (8.47±0.46)	7.33–9.18 (8.36±0.56)
	Aug.	Surface	4.34–13.99 (7.72±2.86)	6.49–12.94 (8.04±2.10)	6.69–9.01 (7.26±0.70)
		Bottom	3.62–6.79 (5.08±1.04)	6.10–8.38 (6.87±0.64)	5.84–8.80 (6.99±0.75)
	Nov.	Surface	7.20–9.34 (7.83±0.63)	6.20–8.74 (8.01±0.72)	6.25–8.52 (8.00±0.70)
		Bottom	6.53–7.92 (7.40±0.45)	6.22–8.53 (7.90±0.65)	6.25–8.88 (8.01±0.71)
Suspended Solid (mg/L)	Feb.	Surface	3.70–31.20 (16.21±8.81)	8.60–61.20 (26.28±19.78)	10.70–130.00 (36.69±36.69)
		Bottom	3.40–37.10 (15.20±10.01)	7.10–53.20 (23.95±17.98)	14.60–72.10 (42.88±23.50)
	May	Surface	5.40–27.60 (15.72±7.93)	5.20–123.20 (31.13±37.20)	8.50–107.60 (35.62±29.64)
		Bottom	2.60–44.40 (17.00±12.49)	9.00–121.20 (31.13±37.20)	8.70–124.40 (41.15±32.26)
	Aug.	Surface	5.00–43.30 (12.41±11.50)	5.20–17.60 (10.58±4.16)	3.60–27.80 (13.71±9.24)
		Bottom	5.00–19.40 (11.03±5.12)	6.20–53.10 (19.65±12.95)	5.30–25.10 (17.06±7.42)
	Nov.	Surface	2.10–34.30 (10.96±11.73)	3.80–36.10 (13.50±11.89)	3.80–72.00 (26.63±22.45)
		Bottom	3.50–31.10 (11.17±9.55)	4.10–46.40 (19.40±15.43)	4.10–80.30 (32.60±25.78)

미하며, 여러 선행연구에서도 확인할 수 있다(박 등 2012; 윤 등 2013; 김과 신 2020). 또한, 표·저층의 평균 수온 및 염분차이를 고려했을 때 하굿둑 인근해역에서는 수온이 상승하는 계절에 수층이 성층될 가능성이 있는 것으로 나타났다(Table 1). 특히 담수 방류의 영향을 많이 받는 여름철에 St. 1에서 수온과 염분의 표·저층 차이는 각각 0.24–7.61(2.57±2.40)°C, 0.83–23.63(7.59±8.20) psu로 나타났다. 이와 같은 담수 방류의 영향은 선행연구(윤 등 2013) 그리고 본 연구의 상관분석에서도 확인되었다. St. 2의 저층을 제외한 모든 정점에서 염분과 담수 방류가 유의한($p < 0.01$) 상관성을 나타냈다(Table 2). 해양수산부(해양수산부고시 제2018-10호)에서 설정한 영산강 하구역의 범위는 St. 3이 포함되어 있지 않지만 본 연구 결과에서는 St. 3도 담수 방류의 영향을 받은 하구역으로 포함

Table 2. Correlation matrix of environmental parameters, nutrients and chlorophyll-a for surface and bottom water in the Yeongsan River estuary (*N* = 40). Precipitation and discharge data includes monthly means between 2009 and 2010 and sums for 7 days before the monitoring during the other years

Station	Variable	Temp.	Sal.	DO	COD	SS	NH_4^+	NOx	DIN	PO_4^{3-}	SiO_2	Chl-a	Dis.
St. 1	Sal.	-.32** (-.42**)											
	DO	-.58** (-.89**)	.23 (.43**)										
	COD	.33* (-.10)	-.36* (.09)	.12 (.01)									
	SS	-.10 (-.16)	-.32* (-.07)	.09 (.14)	.07 (-.09)								
	NH_4^+	-.05 (.04)	-.38* (-.23)	-.20 (.01)	.11 (-.20)	.15 (.35*)							
	NOx	.05 (.12)	-.78** (-.62**)	-.20 (-.13)	.18 (-.13)	.13 (.23)	.61** (.44**)						
	DIN	.04 (.28)	-.76** (-.66**)	-.21 (-.33*)	.18 (-.13)	.14 (.21)	.70** (.41**)	.99** (.84**)					
	PO_4^{3-}	.25 (.55**)	-.41** (-.33*)	-.47** (-.58**)	-.24 (-.06)	.11 (-.21)	.15 (.06)	.20 (.37*)	.20 (.37*)				
	SiO_2	.39* (.59**)	-.66** (-.66**)	-.40* (-.58**)	.01 (-.19)	.01 (-.02)	.21 (.04)	.69** (.55**)	.64** (.67**)	.58** (.61**)			
	Chl-a	.03 (-.29)	-.19 (.39*)	.42** (.39*)	.47** (.05)	.21 (-.03)	-.22 (-.07)	.15 (-.25)	.10 (-.26)	-.30 (-.18)	.04 (-.49**)		
	Dis.	.29 (.32*)	-.74** (-.42**)	-.30 (-.22)	-.30 (-.14)	.24 (.13)	.16 (.63**)	.45** (.49**)	.41** (.53**)	.41** (.08)	.53** (.32*)	-.08 (-.25)	
	Pre.	.36* (.38*)	-.42** (-.29)	-.31 (-.29)	.09 (.09)	.04 (.07)	.11 (.25)	.24 (.25)	.24 (.35*)	.34* (.15)	.45** (.30)	-.12 (-.28)	.66** (.66**)
St. 2	Sal.	-.48** (-.42**)											
	DO	-.63** (-.87**)	.31 (.36*)										
	COD	.42** (-.05)	-.15 (-.07)	.01 (.07)									
	SS	-.24 (-.06)	.04 (-.02)	.21 (.09)	-.28 (.12)								
	NH_4^+	.10 (.32*)	-.37* (-.34*)	-.21 (-.27)	.09 (.05)	.15 (.29)							
	NOx	.13 (-.01)	-.69** (-.43**)	-.20 (-.08)	.09 (-.13)	.20 (-.04)	.56** (.29)						
	DIN	.13 (.02)	-.69** (-.46**)	-.20 (-.10)	.10 (-.11)	.21 (-.01)	.63** (.39*)	.99** (.99*)					
	PO_4^{3-}	.06 (-.03)	-.62** (-.23)	-.35* (-.16)	-.29 (-.06)	.02 (-.01)	.47** (.13)	.50** (.44**)	.52** (.43**)				
	SiO_2	.28 (.24)	-.83** (-.50**)	-.34* (-.34*)	-.07 (-.36*)	-.02 (-.17)	.35* (.18)	.73** (.74**)	.73** (.73**)	.79** (.61**)			
	Chl-a	-.05 (-.30)	-.04 (.05)	.47** (.46**)	.16 (.11)	.04 (-.09)	-.29 (-.27)	-.17 (-.15)	-.19 (-.16)	-.40* (-.44*)	-.24 (-.29)		
	Dis.	.30 (.28)	-.83** (-.23)	-.29 (-.29)	.08 (-.21)	.04 (.03)	.44** (.47**)	.81** (.59**)	.80** (.61**)	.47** (.15)	.71** (.46**)	-.09 (-.21)	
	Pre.	.36* (.35*)	-.63** (-.33)	-.48** (-.48**)	.06 (.03)	-.02 (-.03)	.49** (.31)	.50** (.45**)	.52** (.47**)	.44** (.35*)	.51** (.44**)	-.18 (-.35*)	.66** (.66**)

Table 2. Continued

Station	Variable	Temp.	Sal.	DO	COD	SS	NH_4^+	NOx	DIN	PO_4^{3-}	SiO_2	Chl-a	Dis.
St. 3	Sal.	-.41** (-.36*)											
	DO	-.82** (-.83**)	.42** (.39*)										
	COD	.05 (.20)	-.21 (-.13)	-.04 (-.21)									
	SS	-.30 (-.36*)	.17 (.20)	.32* (.30)	.01 (-.22)								
	NH_4^+	.04 (-.06)	-.32* (-.32*)	-.02 (.08)	-.05 (-.09)	.07 (.13)							
	NOx	.01 (-.06)	-.34* (-.56**)	-.14 (-.06)	-.05 (.10)	.07 (.04)	.65** (.54**)						
	DIN	.01 (-.06)	.35* (-.56**)	-.13 (-.04)	-.05 (.08)	.07 (.06)	.72** (.64**)	.99** (.99**)					
	PO_4^{3-}	-.32* (-.31)	.06 (-.06)	.14 (.12)	.22 (.16)	.46** (.23)	-.01 (.06)	.23 (.27)	.21 (.26)				
	SiO_2	.11 (.07)	-.27 (-.45**)	-.22 (-.16)	-.08 (.03)	-.09 (-.05)	.23 (.05)	.68** (.62**)	.65** (.57**)	.39* (.49**)			
	Chl-a	.02 (.09)	-.09 (-.20)	.14 (.11)	-.07 (-.19)	-.27 (-.31)	.03 (-.08)	-.22 (-.21)	-.19 (-.20)	-.53** (-.57**)	-.31 (-.31)		
	Dis.	.30 (.28)	-.47** (-.48**)	-.30 (-.30)	.07 (.09)	-.11 (-.15)	.63** (.57**)	.82** (.69**)	.83** (.70**)	.09 (.01)	.58** (.44**)	-.11 (-.13)	
	Pre.	.37* (.34*)	-.33* (-.39*)	-.44** (-.42**)	.31* (.20)	-.06 (-.10)	.25 (.24)	.53** (.47**)	.52** (.46**)	.18 (.12)	.40** (.36*)	-.28 (-.22)	.66** (.66**)

될 수 있다는 것을 보여주고 있다. 또한, 선행연구(윤 등 2013)에서 제시된 표층에 대한 영향뿐만 아니라 저층에도 영향을 줄 수 있는 것으로 확인되어 그 영향권이 기존보다 더 광범위한 것으로 판단된다.

용존산소(DO)는 표층에서 4.34–18.63(9.01±2.16) mg/L, 저층에서 3.62–14.38(8.37±2.03) mg/L의 범위였으며, 수온과 반대로 겨울철(표층 11.75±1.78 mg/L, 저층 11.19±1.28 mg/L) 높고, 여름철(표층 7.67±2.04 mg/L, 저층 6.31±1.19 mg/L) 낮은 경향을 나타냈다(Fig. 3). 모든 계절 동안 저층에 비해 표층에서 높았고, 여름철에 하굿둑과 가까운 St. 1(표층 7.72±2.86 mg/L, 저층 5.08±1.04 mg/L)에서 표·저층 차이가 평균 2 mg/L 이상으로 뚜렷하게 나타났다(Table 1). 여름철 저층의 낮은 용존산소는 고수온에 따른 산소포화율 감소와 성층 형성에 의한 산소 공급 부족 때문으로 판단된다. 일반적으로 산소의 용해도는 수온에 영향을 받으며 수온이 높아질수록 낮아지는 것으로 알려져 있다(Weiss 1970). 특히 여름철에는 기온 상승과 더불어 표층의 수온이 크게 상승하면서 수온차이에 따른 성층이 발생할 수 있다. 또한, 하구에서 담수 유입은 표층의 염분을 감소시켜 염분차이에 의한 성층을 유발한다. 성층이 발생할 경우 대기로부터 해수면으로 유입되는 산소가 저층으로 확산되지 않고 차단되어 저층에서 빈산소층(hypoxia)이 형성될 수 있다. 빈산소는 수괴의 용존산소가 2 mg/L 이하로 저하되는 상태를 말하며, 빈산소층이 형성되면 수중의 생물들이 서식하기 힘든 이른바 Dead Zone의 조건이 되어 생태계에 악영향을 미칠 수 있다(Diaz and Rosenberg 1995). 본 연구에서 직접적으로 빈산소층을 관찰할 수 없었으나 하굿둑과 가까운 St. 1에서 저층 용존산소가 5 mg/L 이하로 낮았던 2010년(4.20 mg/L), 2013년(4.67 mg/L), 2016년(3.62 mg/L) 여름철에 표·저층 수온/염분차이가 각각 6.03°C/6.35 psu, 7.61°C/6.28 psu, 2.85°C/1.88 psu로 나타나면서 성층이 관찰되었다. 특히 2010년과 2013년은 담수 방류량(각각 566.36 × 10^6 m^3/month, 209.24 × 10^6 m^3/month)이 많아 담수 유입에 의한 영향도 있는 것으로 사료된다. 결국 여름철 해역으로의 담수 유입이 수온 또는 염분에 의한 밀도약층을 형성하고, 동시에 담수와 함께 유입된 많은 양의 육상기원 유기물들이 저층으로 침강 후 분해되면서 저층에서 저산소 또는 빈산소 환경을 유발

시킬 수 있을 것으로 판단된다. 이와 같은 결과는 해수역 내측에서 담수 방류로 인한 여름철 빈산소층 형성의 가능성을 보여주는 결과라 할 수 있으며, 실제로 동일 해역에서 수행된 선행연구에서 담수 방류 이후 빈산소층이 관찰된 바 있다(Lim et al. 2006; 김과 신 2019).

부유물질(SS)은 표·저층 각각 2.10–130.00(20.79±21.90) mg/L, 2.60–124.00(24.30±21.93) mg/L의 범위로 시기적으로는 겨울철(2월), 공간적으로는 St. 3에서 다른 계절과 정점에 비하여 높은 평균 값(30.79±26.21 mg/L)을 보였다(Fig. 3). 또한, 비교적 내측인 St. 1의 저층과 St. 2의 표·저층에서 감소하는 경향(-0.406–-1.900 mg/L/yr)을 나타냈다. 이러한 결과는 겨울에 증가하는 바람의 세기 그리고 폐쇄적인 해역에 위치한 Sts. 1, 2와 달리 상대적으로 개방된 해역에 위치한 St. 3에서 조석의 영향으로 퇴적층의 재부유가 일어났기 때문으로 사료된다. 본 연구에서도 외해로 갈수록 저층의 부유물질이 표층에 비해 높은 값을 나타냈다(Table 1). 일반적으로 연안 해역에서 수괴의 안정성은 일사량, 담수 유입 및 조석 혼합(tidal mixing)에 의해 영향을 받는다(Barcena et al. 2016). 조석 혼합이 활발한 해역에서는 저층의 탁도가 높은 물이 표층과 혼합되어 해역의 탁도를 증가시킨다. 탁도와 부유물질의 상관성을 고려했을 경우, 탁도의 증가는 부유물질의 증가를 암시한다. 조사 당시 해역의 유속을 확인한 결과, SS 분포와 같이 겨울철(17.95±13.73 cm/s) 그리고 St. 1(9.06±6.22 cm/s)에서 St. 3(24.66±12.14 cm/s)으로 갈수록 값이 증가하는 것으로 나타났다(국립해양조사원 2021). 따라서 담수 방류의 영향을 크게 받는 내측 해역(St. 1)에서는 담수 방류에 따른 수괴의 물리적 변동이 발생하지만, 외측 해역(St. 3)에서는 조류의 영향이 더 큰 것으로 사료된다.

화학적산소요구량(COD)은 표층에서 0.29–5.98(1.34±0.79) mg/L, 저층에서 0.38–2.05(1.01±0.40) mg/L로 하굿둑 인근 정점인 St. 1의 표층에서 5월(2.12±0.78 mg/L)과 8월(2.50±1.45 mg/L)에 평균이 2 mg/L 이상으로 높은 농도를 보였다(Fig. 3). 대부분의 정점에서 증가 경향(0.063–0.088 mg/L/yr)을 나타냈고 특히 St. 1의 표층에서 2010년 8월에 5.98 mg/L로 가장 높은 값을 보였으며, 대체적으로 St. 1(1.86±1.03 mg/L)에서 St. 3(0.97±0.38 mg/L)으로 갈수록 값이 감소하였다. 강수가 많은 여름철(8월)에 COD 농도가 높게 나타난 것은 방류되는 담수와 함께 유기물이 유입되었기 때문으로 판단된다. St. 1 표층의 상관분석 결과에서도 COD는 염분과 상관관계를 보여 내측 해역에서 담수의 영향을 받고 있음을 보여주었다(Table 2). Fig. 3에서도 이러한 담수 방류와 염분 감소 그리고 COD 증가를 확인할 수 있고, 담수 환경에서의 COD는 실제로 보 설치 이후 증가한 것으로 보고되었다(Sin and Lee 2020). 또한, COD와 식물플랑크톤 생체량(Chl-a)의 유의한 상관관계는 담수 유입에 의한 유기물 공급 외에 표층의 식물플랑크톤에 의한 일차생산이 유기물 공급에 기여를 하고 있다는 것을 암시한다. 해수 중 COD는 육상 기원 유기물과 식물플랑크톤 대발생에 기인된 유기쇄설물에 의하여 결정된다 보고된 바 있으며(백 2014), 김 등(2018)은 영산강 하구에서 COD 농도를 결정하는 주요 수질인자로 염분과 식물플랑크톤 생체량을 제시하였다.

영양염 변동을 살펴보면, 표·저층에서 각각 암모니아성질소(NH_4^+)는 0.06–30.51(1.63±3.21) μM, 0.01–9.64(1.45±1.85) μM, 아질산+질산성질소(NO_2^-+NO_3^-)는 0.14–125.40(16.80±19.35) μM, 0.84–29.89(10.98±5.29) μM, 인산염(PO_4^{3-})은 0.02–2.07(0.51±0.36) μM, 0.03–2.44(0.55±0.34) μM, 규산염(SiO_2)은 0.49–95.96(14.83±12.45) μM, 0.11–29.05(13.61±6.00) μM의 범위로 나타났다(Fig. 4). 장기적으로는 NH_4^+만이 St. 3의 표·저층에서 감소 경향(-0.0001 μM/yr)을 보였다. 모든 영양염은 담수 유입의 영향을 직접적으로 받는 St. 1에서 높은 값과 큰 변동폭을 보였고, 강수량과 담수 방류량이 늘어나는 봄철(5월)과 여름철(8월)에 높은 값을 나타냈다. 대체로 담수의 영향을 받는 표층에서 높게 나타났고, St. 1의 표층에서 NH_4^+와 NO_2^-+NO_3^-는 2015년 5월에 각각 30.51 μM, 125.40 μM, PO_4^{3-}는 2011년 8월에 2.06 μM, SiO_2는 2012년 8월에 95.96 μM로 높은 농도를 기록하며 평균 농도와 큰 차이를 보였다. 이 시기에는 조사 전 연속 또는 당일 방류(2.18–57.93 × 10^6 m^3/day)가 실시되었다. 또한, 영양염 농도가 비교적 높았던 시기에 대부분 조사 전 당일 포함 5일 이내의 담수 방류가 있는 것으로 확인되었다. 상관분석 결과에서도 영양염은 염분, 강수량, 담수 방류량과 유의한(p < 0.01) 상관관계를 나타냈다(Table 2). 이는 영산강 하구 해수역으로의 영양염 공급이 하굿둑 갑문을 통해 유입되는 담수로부터 이루어지는 강 연속성(river-estuarine continuum)의 특성(Howarth et al. 1996; Prahl et al. 1997)을 보여주는 결과라 사료된다. 또한, 이러한 결과는 영산강 하구와 유사한 환경조건의 아산만, 도암만 및 금강 하구에서도 확인할 수 있다(양 등 2014; 박 등 2018; 김과 신 2020).

일반적으로 식물플랑크톤의 성장을 제한하는 영양염은 담수에서 인이고 해양에서는 질소로 알려져 있으나 담수 유입에 따른 영양염 공급이 많은 지역(금강 하구, 영산강 하구, 새만금, 아산만 등)에서는 인이 식물플랑크톤 성장의 제한인자로 보고되고 있다(Sin et al. 2015; 정과 양 2015; 정 등 2016; 박 등 2018). DIN/DIP비를 확인해본 결과(Fig. 4), 일부 시기와 정점을 제외하고 대부분 Redfield ratio인 16:1 이상의 분포(표층 59.83±108.22, 저층 38.38±75.00)를 보여 영산강 하구 해수역에서도 식물플랑크톤 성장에 인(P)이 제한인자로 작용할 가능성이 있다. 특히 하굿둑과 인접(St. 1에서 표층 110.03±172.84, 저층 53.58±122.65)하

거나 담수 방류량이 증가하는 봄철(표층 100.90±181.23, 저층 50.58±71.22)과 여름철(표층 47.25±43.80, 저층 55.23±129.81)에 보다 명확하게 나타났다. 따라서 이 시기에 인의 공급은 식물플랑크톤 성장에 매우 중요한 영향을 미쳤을 것으로 사료된다. 상관분석에서도 인산염(PO_4^{3-})은 식물플랑크톤 생체량(Chl-a)과 유의한($p < 0.01$) 상관관계를 보였다(Table 2).

식물플랑크톤 생체량(chlorophyll-a)은 표층에서 0.34–27.82(4.99±5.57) μg/L, 저층에서 0.25–24.59(3.41±3.43) μg/L의 분포를 나타냈으며, 대체로 영양염 분포와 같이 여름철(표층 6.86±7.50 μg/L, 저층 2.91±2.20 μg/L) 그리고 하굿둑에 인접한 St. 1(표층 7.72±7.19 μg/L, 저층 3.98±4.48 μg/L)에서 가장 높은 값을 보였다(Fig. 4). 장기적으로 St. 1의 표층과 St. 3의 저층에서 감소 경향(-0.293–-0.100 μg/L/yr)을 나타냈다. 국내 하구 해역(금강 하구, 낙동강 하구, 한강 하구, 마산만, 새만금)을 대상으로 수행한 선행연구에서도 유사한 경향을 확인할 수 있었다(김 등 2018; 박 등 2018, 2021). 이는 식물플랑크톤 성장에 필요한 영양염을 하굿둑 갑문을 통해 방류되는 담수에서 주로 공급받고 있음을 보여주는 결과라 할 수 있다. 일반적으로 강을 통한 영양염의 공급은 연안 해역에서 식물플랑크톤 성장의 중요한 원천(source)으로 작용하지만(Billen and Garnier 2007) 동시에 광 투과율, 염분, 물리적 순환 등의 해양 환경변화도 야기한다(Lehrter 2008). 하굿둑 인근 해역인 St. 1의 표층에서도 하굿둑 갑문으로 방류되는 담수를 통해 식물플랑크톤 성장에 필요한 영양분을 공급받는 것으로 판단되지만 어떠한 영양염과도 상관성을 보이지 않았다(Table 2). 이는 담수 유입이 영양염의 공급원이지만 이것이 바로 식물플랑크톤의 증가로 이어지지는 않는다는 것을 보여준다. 다시 말해 영양염의 공급은 이루어졌지만 St. 1의 경우 인위적이고 강도가 높은 담수 유입에 따른 염분, 탁도, 대체시간(flushing time) 등의 급격한 변화가 식물플랑크톤에 미치는 부정적 영향이 더 클 수 있음을 보여주는 결과라 할 수 있다. 반면에 Sts. 2, 3에서의 식물플랑크톤 생체량과 인산염 간의 유의한 음의 상관관계는 상대적으로 방류 담수의 물리적 환경변화에 대한 영향이 감소하면서 공급된 영양염을 흡수하기 때문인 것으로 사료된다. 다만 담수 방류 중이나 직후에 담수환경에서 주로 출현하는 녹조류나 남조류(*Anabaena* sp., *Pediastrum* sp., *Scenedesmus* sp.) 등이 하굿둑 인근 해역으로 유입되면서 생체량 증가에 일부 기여하는 것으로 보고된 바 있다(Sin and Jeong 2015; 신과 유 2018).

영산강 하구의 식물플랑크톤 생체량은 특이적으로 겨울철(표층 6.99±6.05 μg/L, 저층 5.23±3.70 μg/L)에도 여름철 수준의 높은 값(2012년, 2013년, 2015년, 2018년)을 나타냈다(Fig. 4). 조사 7일 전 기준으로 해당 시기에 담수 방류가 없거나 매우 적은 양의 담수가 해역으로 유입되었다. 몬순 기후의 영향을 받는 영산강 하구는 겨울철에 담수 방류의 빈도와 양이 감소하고(Fig. 2), 이로 인해 여름철과 비교해서 상대적으로 담수 유입을 통한 영양염 공급이 감소한다. 그러나 겨울철 담수 방류가 감소함에 따라 해역에서 탁도의 감소, 대체시간의 증가, 수층 혼합에 따른 저층으로부터 영양염 공급(특히 인산염) 등이 발생되면서 식물플랑크톤이 성장할 수 있는 조건이 형성될 수도 있다. 따라서 영산강 하구 해수역은 겨울철에도 식물플랑크톤 대발생(algal blooms)의 가능성이 있는 것으로 사료되며, 선행연구(Sin et al. 2013)에서 이러한 결과를 확인할 수 있다.

식물플랑크톤 거동 및 대발생 기작을 보다 명확하게 이해하기 위해서는 계절적인 변동 조사뿐만 아니라 월 변동 조사 혹은 이벤트성 변동 단기 집중조사 등을 병행할 필요가 있고 그리고 하구 순환을 포함하여 생태계 차원의 좀 더 종합적이고 포괄적인 해석이 필요할 것으로 판단된다. 자연형 하구의 담수 유입은 해수역에서 계절적 또는 연간 변동과 같은 정기적인 형태의 저빈도 변화를 초래하지만(Bharathi et al. 2018), 인위적 담수 유입이 존재하는 변형 하구에서는 식물플랑크톤의 변동 예측이 힘들고 불규칙한 고빈도의 단기적 형태로 전환될 수 있기 때문이다(Sin et al. 2013). 또한, 인위적 담수 유입이 수질에 미치는 영향을 이해하고, 관리하기 위해서는 본 연구에서 제시된 계절에 따라 다르게 나타나는 강수량과 담수 방류량의 상관성도 고려할 필요가 있을 것이다.

주성분 분석에 의한 수질 변동 특성

주성분 분석 결과, Sts. 1–3의 표·저층에서 각각 3개의 요인(Factor)이 추출되었으며, 이들은 영산강 하구 해수역 수질 변동의 66.07–72.42%를 설명하는 것으로 나타났다(Table 3).

St. 1 표층의 요인 1(Factor 1)은 염분(Sal.)과 음의 인자부하량, NH_4^+, NO_2^-+NO_3^-, DIN, SiO_2와 양의 인자부하량을 가지므로 이들 항목 간의 상관성을 고려했을 때 담수 유입에 따른 영양염의 증가 및 해수와의 물리적 혼합으로 나타나는 염분 변화를 설명하고 있다고 사료된다. 따라서 요인 1은 담수 유입과 관련된 외부적 요인으로 St. 1에서 37.16%의 수질 변동을 설명할 수 있었다. 요인 2(Factor 2)는 19.51%의 수질 변동을 설명할 수 있으며, 수온, PO_4^{3-}, SiO_2와 양의 인자부하량, DO와 음의 인자부하량을 가지므로 수온에 따른 DO의 변화와 관련성이 높은 계절적 요인으로 설명할 수 있다. 그러나 PO_4^{3-}와 SiO_2도 함께 적재되어 있어 최종적으로는 화학적 요인이 복합적으로 작용하는 것으로 해석된다. 요인 3(Factor 3)은 COD, Chl-a가 양의 인자부하량으로 적재되어 식물플랑크톤에 의한 내부생산과 관련된 생물학적 요인으로 해석될 수 있으나

Table 3. Rotated factor matrix extracted from factor analysis

		Surface			Bottom		
Station	**Variable**	**Factor 1**	**Factor 2**	**Factor 3**	**Factor 1**	**Factor 2**	**Factor 3**
St. 1	Temp.	-.13	**.85**	.34	**.89**	.08	-.12
	Sal.	**-.75**	-.41	-.33	-.38	**-.65**	.32
	DO	-.09	**-.80**	.30	**-.90**	-.12	.05
	COD	.12	.09	**.82**	.03	-.11	**.55**
	SS	.31	-.16	.18	-.44	.46	-.11
	NH_4^+	**.75**	-.03	-.22	.43	**.51**	**.54**
	NOx	**.94**	.17	.12	.05	**.86**	-.22
	DIN	**.96**	.15	.07	.25	**.94**	.04
	PO_4^{3-}	.25	**.63**	-.36	**.72**	.26	.02
	SiO_2	**.57**	**.63**	.05	**.61**	**.56**	-.33
	Chl-a	.07	-.22	**.83**	-.34	-.20	**.61**
	Eigenvalue	4.09	2.15	1.58	4.53	1.79	1.11
	% of Variance	37.16	19.51	14.34	41.22	16.26	10.05
	Cumulative %	37.16	56.67	71.01	41.22	57.48	67.53
St. 2	Temp.	.22	**-.86**	.02	-.05	**-.94**	.02
	Sal.	**-.84**	.32	-.04	**-.50**	.42	-.25
	DO	-.20	**.64**	**.58**	-.06	**.94**	.07
	COD	.10	**-.56**	**.60**	-.20	.09	**.58**
	SS	.21	**.64**	.05	-.01	.05	**.73**
	NH_4^+	**.65**	.05	-.16	.33	-.38	**.61**
	NOx	**.94**	.05	.01	**.95**	.02	.03
	DIN	**.95**	.05	.01	**.95**	-.02	.10
	PO_4^{3-}	**.66**	.02	**-.57**	**.64**	-.12	-.13
	SiO_2	**.84**	-.16	-.27	**.84**	-.29	-.29
	Chl-a	-.11	.10	**.80**	-.23	**.53**	.03
	Eigenvalue	4.54	1.91	1.52	3.85	2.01	1.41
	% of Variance	41.27	17.33	13.82	34.99	18.28	12.79
	Cumulative %	41.27	58.60	72.42	34.99	53.27	66.07
St. 3	Temp.	-.02	**-.90**	-.04	.01	**-.89**	-.13
	Sal.	-.40	**.58**	.03	**-.71**	.46	.09
	DO	-.07	**.90**	-.13	-.05	**.88**	-.08
	COD	-.14	-.18	.36	-.04	-.43	.34
	SS	.06	**.52**	.43	.01	**.57**	.28
	NH_4^+	**.80**	.03	-.22	**.72**	.22	-.13
	NOx	**.96**	-.04	.13	**.92**	.01	.24
	DIN	**.98**	-.03	.09	**.95**	.03	.20
	PO_4^{3-}	.18	.29	**.83**	.17	.20	**.81**
	SiO_2	**.66**	-.20	.37	**.55**	-.19	**.53**
	Chl-a	-.12	.01	**-.81**	.01	-.06	**-.86**
	Eigenvalue	3.41	2.47	1.57	3.45	2.49	1.62
	% of Variance	31.04	22.49	14.25	31.37	22.65	14.70
	Cumulative %	31.04	53.54	67.78	31.37	54.02	68.72

Temp.=water temperature; Sal.=salinity; DO=dissolved oxygen; COD=chemical oxygen demand; SS=suspended solids; NH_4^+=ammonium; NOx=nitrite+nitrate; DIN=dissolved inorganic nitrogen; PO_4^{3-}=phosphate; SiO_2=silicon dioxide; Chl-a=chlorophyll-a

COD가 함께 적재되어 있는 것으로 보아 내부생산 이외에도 외부기원 유기물과 같은 외부적 요인이 복합적으로 작용한 것으로 해석할 수 있다. 요인 3은 14.34%의 수질 변동을 설명할 수 있었다. 저층의 경우, 요인 1-3의 기여율이 각각 41.22%, 16.26%, 10.05%로 요인 1이 계절적 요인과 화학적 요인의 복합, 요인 2가 담수 유입과 관련된 외부적 요인으로 해석할 수 있었다. 요인 3은 표층과 동일하게 식물플랑크톤 내부생산과 관련된 생물학적 요인으로 설명할 수 있다.

St. 2의 표층은 요인 1에 NH_4^+, NO_2^-+NO_3^-, DIN, PO_4^{3-}, SiO_2가 양의 인자부하량으로 염분이 음의 인자부하량으로 적재되어 있는 것으로 나타났다. 이는 St. 1 표층의 요인 1과 유사하게 담수 유입과 관련된 외부적 요인으로 해석되며, 전체 41.27%의 수질 변동을 설명할 수 있었다. 요인 2는 수온, COD와 음의 인자부하량, DO, SS와 양의 인자부하량으로 적재되어 있어 St. 1의 요인 2와 같은 계절적 요인으로 해석될 수 있으나, 물리적 요인 또는 유기물 관련 변수가 복합적으로 작용한 것으로 볼 수 있다. 요인 3은 DO, COD, Chl-a가 양의 인자부하량, PO_4^{3-}가 음의 인자부하량으로 나타났고 St. 1 표층의 요인 3과 같았다. 요인 2와 3은 각각 17.33%, 13.82%의 수질 변동을 설명할 수 있었다. 저층의 요인 1은 염분과 음의 인자부하량, NO_2^-+NO_3^-, DIN, PO_4^{3-}, SiO_2가 양의 인자부하량을 가지므로 Sts. 1, 2 표층의 요인 1과 같은 담수 유입과 관련된 요인으로 볼 수 있다. 요인 2는 수온과 음의 인자부하량, DO, Chl-a와 양의 인자부하량으로 계절적 요인에 생물학적 요인이 복합적으로 나타났다. 요인 3은 COD, SS, NH_4^+가 양의 인자부하량을 가지므로 퇴적물 재부유 및 저층으로부터의 영양염 공급에 따른 화학적 요인으로 사료된다. 저층에서 요인 1-3의 기여율은 각각 34.99%, 18.28%, 12.79%로 나타났다.

St. 3 표층에서는 요인 1에 NH_4^+, NO_2^-+NO_3^-, DIN, SiO_2가 양의 인자부하량을 가지므로 Sts. 1, 2 표층의 요인 1과 같은 외부적 요인으로 볼 수 있으나, 염분의 인자부하량이 나타나지 않아 퇴적물 재부유 및 저층으로부터의 영양염 공급에 따른 화학적 요인으로 볼 수 있다. 하지만 상관분석 결과(Table 2)를 고려할 경우, 요인 1은 담수 유입과 관련된 외부적 요인으로 판단된다. St. 3 저층에서는 염분과 음의 인자부하량, NH_4^+, NO_2^-+NO_3^-, DIN, SiO_2가 양의 인자부하량을 가지므로 담수 유입과 관련된 외부적 요인으로 볼 수 있다. 표·저층의 요인 1은 각각 31.04%, 31.37%의 수질 변동을 설명할 수 있었다. 요인 2는 수온이 음의 인자부하량, 염분, DO, SS가 양의 인자부하량으로 적재되어 수온, DO의 변화와 관련이 높아 계절적 요인에 기인한 것으로 판단되며 SS와도 어느 정도 관계를 나타내고 있었다. 요인 2는 표·저층 수질 변동의 22.49%, 22.65%를 설명할 수 있었다. 요인 3은 PO_4^{3-}, SiO_2와 양의 인자부하량, Chl-a와 음의 인자부하량을 가지므로 식물플랑크톤에 의한 내부생산에 관련된 생물학적 요인으로 판단되며, 표·저층 각각 14.25%, 14.70%의 수질 변동을 설명할 수 있었다. 결국 하굿둑 인근 해역뿐만 아니라 하굿둑과 거리가 있고 동시에 섬들로 인해 조류 및 해류의 흐름이 원활하기 못함에도 불구하고 담수 유입은 이들 해역의 수질 변동에 결정적 역할을 하는 것으로 나타났다. 따라서 영산강 하구역의 범위 설정 시 이러한 특성을 고려할 필요가 있다고 본다.

종합하면, 영산강 하구 해수역의 수질 변동은 대부분 담수 유입과 관련된 외부적 요인, 수온, DO와 관련된 계절적 요인, 영양염 흡수에 따른 식물플랑크톤 성장과 관련된 생물학적 요인 등으로 설명할 수 있었으나 일부 다른 특성(지·화학적 과정)이 복합적으로 작용하는 것으로 나타났다. 대부분 정점의 표·저층에서 담수 유입과 관련된 외부적 요인이 제 1요인으로 작용하였다. 결국 영산강 하구 해수역에 대한 담수 유입의 영향 범위는 기존 연구(윤 등 2013; Park and Sin 2021)에서 제시하는 수평적 범위보다 더 넓고, 수직적으로도 표층뿐만 아니라 저층까지도 포함한다고 볼 수 있다. 다만 저층의 염분 변화가 크지 않으면서도 수질 변동에 영향을 줄 수 있는 메커니즘은 보다 정밀한 조사가 필요하다고 본다. 박 등(2012)은 물리적 환경에 대한 하굿둑 담수 유입의 영향은 본 연구의 St. 2에 해당하는 고하도 인근 해역까지라고 보고한 바 있다. 하지만 담수 방류의 영향 범위는 방류 시기와 양에 따라 변화할 수 있고, 인근에 위치한 하수처리장, 영암방조제, 금호방조제 등에서 방류되는 담수의 영향도 있을 수 있다. 또한, 이렇게 유입된 담수는 해류나 조류의 영향을 받을 수 있어 담수 유입이 수질 변동에 미치는 과정은 매우 복잡할 수 있으며, 동시에 하구의 조석 또한 물리·화학적 수질 특성 변화 및 생물학적 반응에 영향을 미칠 수 있다(Montani et al. 1998; Davies and Ugwumba 2013). 따라서 하구의 물리적 순환에 대한 이해는 하구의 수질 변동을 해석하는데 매우 중요하다고 볼 수 있다.

결국 영산강 하구 해수역은 담수 유입에 의해 수질 특성이 변동하는 지역이고 그 영향의 정도나 범위도 기존에 제시된 것들보다 더 광범위한 것으로 나타났다. 따라서 해수역의 수질 및 건강성 관리를 위해서는 인위적으로 유입되는 담수의 양, 방류 시기 등의 조절이 필요할 것으로 사료된다. 더불어 현재 담수역과 해수역이 하굿둑으로 분리되어 있지만 담수역의 수질관리가 해수역의 수질 및 생태계 관리에도 영향을 미친다는 사실을 명확하게 인식할 필요가 있다. 또한, 이러한 인위적 환경 변화에 일차적으로 반응하는 식물플랑크톤의 변동에 대한 이해와 관리가 필요하고, 특히 많은 강수로 인해 담수 방류량이 늘어나는

여름철에는 급격한 저염분화로 인한 생태계 충격, 부영양화 및 식물플랑크톤 대증식(algal blooms) 등이 발생할 수 있으므로 집중관리가 요구된다.

4. 결 론

본 연구에서는 영산강 하구 해수역의 수질 변동 특성을 파악하기 위하여 2009년에서 2018년까지 해양환경측정망(St. 1: 목포1, St. 2: 목포3, St. 3: 신안1)을 통해 조사된 장기 모니터링 자료를 활용하여 시·공간적 수질 분석 및 수질 항목의 통계적 분석을 실시하였다. 분석결과, 영산강 하구의 수질인자들은 하굿둑 갑문 조작에 의한 담수 유입의 영향을 받는 것으로 확인되었다. 담수 방류의 직접적인 영향을 받는 염분은 여름철 그리고 하굿둑 인근 해역에서 낮은 값을 보였으며, 외측 해역으로 갈수록 변동폭이 감소하였다. 영양염과 식물플랑크톤 생체량 역시 염분과 유사한 경향을 나타냈다. 또한, 염분과 영양염 간 유의한($p < 0.01$) 상관성을 보여 담수 유입이 영양염에 미치는 영향을 확인할 수 있었다. 특히 하굿둑 인근 해역에서는 담수 유입이 여름철에 발생하는 저층 빈산소층 형성에 기여할 가능성도 확인되었다. 주성분 분석에서는 정점별로 표·저층 각 3개의 요인이 추출되었고 이들은 전체 수질 변동의 66.07–72.42%를 설명할 수 있었다. 이 중 제 1요인은 전체 수질 변동의 31.04–41.27%를 차지했고, St. 3 표층을 제외한 모든 정점의 표·저층에서 담수 유입과 관련된 외부적 요인이 제 1요인으로 나타났다. 이는 선행연구와 달리 그 영향의 범위가 수평적으로 그리고 수직적으로 더욱 광범위하다는 것과 이에 따른 하구역 범위 확대의 필요성을 시사하고 있다. 각 정점의 제 2, 3요인으로는 수온, 용존산소 등과 관련된 계절적 요인과 식물플랑크톤 성장에 관련된 생물학적 요인이 물리·화학적 요인과 결합하여 정점에 따라 다르게 나타났다. 또한, 해수역의 COD가 점차 증가하고 있는 것으로 나타났는데 이는 담수 환경에서의 COD 증가의 영향으로 담수역의 COD 증가 요인 파악 및 관리가 필요할 것으로 사료된다. 결국 영산강 하구 해수역의 수질 변동은 하굿둑을 통해 유입되는 담수에 크게 영향을 받는 것으로 판단된다. 특히 최근 이루어진 하굿둑 갑문의 확장과 기후 변동에 따른 강우 형태의 변화는 이러한 영향을 확대시킬 가능성이 존재한다. 따라서 영산강 하구와 같이 인공구조물로 인해 변형된 하구에서는 효율적인 수질 관리를 위해서 담수역과 연계된 수질관리 그리고 갑문 조작을 통한 담수 방류의 영향 즉, 인위적이고 불규칙한 요인(episodic event)에 의해 발생하는 스트레서(stressor)들에 대한 수질과 식물플랑크톤 변동 정보 및 자료의 지속적인 축적이 요구되며 이를 활용한 종합적인 과학적 해석 및 관리가 매우 중요하다 할 수 있다.

사 사

좋은 논문이 될 수 있도록 면밀히 검토해주신 심사위원님들께 감사드립니다.

참고문헌

강주환 (1996) 하구언 및 방조제 건설에 따른 목포해역의 환경변화. 대한토목학회논문집 **16**(2-6):611–619

강주환, 송재준, 오남선 (1998) 낙조우세와 관련된 목포해역의 조류특성 분석. 대한토목학회논문집 **18**(2-2):185–193

국립해양조사원 (2021) 바다누리 해양정보서비스. www.khoa.go.kr/oceangrid/khoa/intro.do Accessed 7 Dec 2021

김광수 (2001) 목포항의 수질 및 부영양도의 계절 변화. 한국해양환경·에너지학회지 **4**(3):3–15

김세희, 신용식 (2019) 영산강 하구의 박테리아 분포 및 식물플랑크톤과의 관계. 한국해양생명과학회지 **4**(2):53–62

김세희, 신용식 (2020) 계절별로 조사한 조석에 따른 아산만 수질 변동. 한국해양생명과학회지 **5**(1):25–33

김영숙, 구준호, 권정노, 이원찬 (2018) 화학적산소요구량을 이용한 하구해역의 해수중 유기물 기원 고찰. 해양환경안전학회지 **24**(6):735–749

박미옥, 이용우, 조성아, 김혜미, 박준건, 김성길, 김성수, 이석모 (2021) 마산만 해수 중 화학적산소요구량과 총유기탄소 분포 특성 및 유기물 지표로서의 적절성 검토. 한국해양학회지 **26**(2):82–95

박상준, 신용식, 김재성 (2018) 수질지표 및 식물플랑크톤을 이용한 금강 하구 해역의 수생태계 건강성 평가. 한국해양환경·에너지학회지 **21**(3):228–241

박효봉, 강기룡, 이관홍, 신현정 (2012) 2010년 여름 담수 방류에 의한 영산강 하구의 염분 및 수온 분포 변화. 한국해양학회지 **17**(3):139–148

백승호 (2014) 남해 광양만에서 오염원에 따른 화학적 산소요구량과 대장균의 해역별 분포특성. 한국산학기술학회논문지 **15**(5):3279–3285

송은숙, 조기안, 신용식 (2015) 인공호소인 영산호의 용존산소 분포와 수층 성층구조의 연관성 분석. 한국환경과학회지 **24**(2):163–174

신용식, 유행선 (2018) 영산강 하구의 식물플랑크톤 군집 및 수 환경: 해수역의 주별 변동. Ocean Polar Res **40**(4):191–202

양응렬, 정병관, 이어진, 류동기, 신용식 (2014) 인위적 담수 유입에 의한 도암만의 환경변화와 식물플랑크톤 변동. 한국환경과학회지 **23**(6):1183–1197

윤보배, 이어진, 강태안, 신용식 (2013) 하구언 담수방류와 영산강 하구 식물플랑크톤 생체량 및 환경인자의 장기변동. 생태와 환경 **46**(2):205–214

정용훈, 양재삼 (2015) 방조제체절이후 새만금호의 장기적인 수질변화. 한국해양환경·에너지학회지 **18**(2):51–63

정용훈, 조민균, 이동기, 두선민, 최현수, 양재삼 (2016) 담수 유입으로 인한 아산만 해양수질의 계절적인 변동. 해양환경안전학회지 **22**(5):454-467

해양수산부 (2021) 해양환경관리법. http://www.mof.go.kr Accessed 9 Jul 2021

Barcena JF, García-Alba J, García A, Álvarez C (2016) Analysis of stratification patterns in river-influenced mesotidal andmacrotidal estuaries using 3D hydrodynamic modelling and K-means clustering. Estuar Coast Shelf S **181**(5):1-13

Bharathi MD, Sarma VVSS, Ramaneswari K (2018) Intra-annual variations in phytoplankton biomass and its composition in the tropical estuary: influence of river discharge. Mar Pollut Bull **129**:14-25

Billen G, Garnier J (2007) River basin nutrient delivery to the coastal sea: assessing its potential to sustain new production of non-siliceous algae. Mar Chem **106**:148-160

Costanza R, d'Arge R, de Groot R, Farber S, Grasso M, Hannon B, Limburg K, Naeem S, O'Neill RV, Paruelo J, Raskin RG, Sutton P, van den Belt M (1997) The value of the world's ecosystem services and natural capital. Nature **387**:253-260

Davies OA, Ugwumba OA (2013) Tidal influence on nutrients status and phytoplankton population of Okpoka creek, upper Bonny Estuary, Nigeria. J Mar Biol **2013**:1-16. doi:10.1155/2013/684739

Diaz RJ, Rosenberg R (1995) Marine benthic hypoxia: a review of its ecological effects and the behavioural responses of benthic macrofauna. Oceanogr Mar Biol **33**:245-303

Harrison PJ, Piontkovski S, Al-Hashmi K (2017) Understanding how physical-biological coupling influences harmful algal blooms, low oxygen and fish kills in the Sea of Oman and the Western Arabian Sea. Mar Pollut Bull **114**:25-34

Hirsch RM, Slack JR (1984) A nonparametric trend test for seasonal data with serial dependence. Water Resour Res **20**:727-732

Howarth RW, Schneider R, Swaney D (1996) Metabolism and organic carbon fluxes in the tidal freshwater Hudson River. Estuaries **19**:848-865

Kauffman GJ (2011) Econimic value of the delaware estuary watershed. Delaware University, Newark, 67 p

Lehrter JC (2008) Regulation of eutrophication susceptibility in oligohaline regions of a northern Gulf of Mexico estuary, Mobile bay, Alabama. Mar Pollut Bull **56**:1446-1460

Li HM, Tang HJ, Shi XY, Zhang CS, Wang XL (2014) Increased nutrient loads from the Changjiang (Yangtze) River have led to increased harmful algal blooms. Harmful Algae **39**:92-101

Lim HS, Diaz RJ, Hong JS, Schaffner LC (2006) Hypoxia and benthic community recovery in Korean coastal waters. Mar Pollut Bull **52**:1517-1526

Mann HB (1945) Nonparametric tests against trend. Econometrica **13**:245-249

Montani S, Magni P, Shimamoto M, Abe N, Okutani K (1998) The effect of a tidal cycle on the dynamics of nutrients in a tidal estuary in the Seto Inland Sea, Japan. J Oceanogr **54**:65-76

Officer CB, Biggs RB, Taft JL, Cronin LE, Tyler MA, Boynton WR (1984) Chesapeake bay anoxia: origin, development, and significance. Science **223**:22-27

Park S, Sin Y (2021) Artificial neural network (ANN) modeling analysis of algal blooms in an estuary with episodic and anthropogenic freshwater inputs. Appl Sci **11**(15):6921

Prahl F, Small L, Eversmeyer B (1997) Biogeochemical characterization of suspended particulate matter in the Columbia River estuary. Mar Ecol-Prog Ser **160**:173-184

Ryther JH (1969) Photosynthesis and fish production in the sea. Science **166**(3901):72-76

Sherwood CR, Jay DA, Harvey RB, Hamilton P, Simenstad CA (1990) Historical changes in the Columbia River estuary. Prog Oceanogr **25**:299-352

Sin Y, Hyun B, Jeong B, Soh HY (2013) Impacts of eutrophic freshwater inputs on water quality and phytoplankton size structure in a temperate estuary altered by a sea dike. Mar Environ Res **85**:54-63

Sin Y, Jeong B (2015) Short-term variations of phytoplankton communities in response to anthropogenic stressors in a highly altered temperate estuary. Estuar Coast Shelf S **156**:83-91

Sin Y, Jeong B (2020) Anthropogenic disturbance of tidal variation in the water properties and phytoplankton community of an estuarine system. Estuar Coast **43**:547-559

Sin Y, Lee E, Lee Y, Shin KH (2015) The riverestuarine continuum of nutrients and phytoplankton communities in an estuary physically divided by a sea dike. Estuar Coast Shelf S **163**:279-289

Sin Y, Lee H (2020) Changes in hydrology, water, quality, and algal blooms in a freshwater system impounded with engineered structures in a temperate monsoon river estuary. J Hydrol Reg Stud **32**:100744

Weiss RF (1970) The solubility of nitrogen, oxygen and argon in water and seawater. Deep-Sea Res **17**:721-735

국문 참고자료의 영문표기

English translation / Romanization of references originally written in Korean

Kang JW (1996) Tide/Tidal currents changes by construction of seadike/seawalls near the coastal zone of Mokpo.

KSCE J CEER **16**(2-6):611–619

Kang JW, Song JJ, Oh NS (1998) Analysis of ebb-dominant tidal currents characteristics at Mokpo coastal zone. KSCE J CEER **18**(2-2):185–193

KHOA (2021) Ocean data in grid framework. Korea Hydrographic and Oceanographic Agency. www.khoa.go.kr/oceangrid/khoa/intro.do Accessed 7 Dec 2021

Kim KW (2001) Seasonal variations of marine water quality and eutrophication index in Mokpo harbour. J Korean Soc Mar Environ Energy **4**(3):3–15

Kim SH, Sin YS (2019) Bacterial distribution and relationship with phytoplankton in the Youngsan River estuary. JMLS **4**(2):53–62

Kim SH, Sin YS (2020) Semidiurnal tidal variation in water quality in Asan Bay during four seasons. JMLS **5**(1):25–33

Kim YS, Koo JH, Kwon JN, Lee WC (2018) A study on the origin of organic matter in seawater in Korean estuaries using chemical oxygen demand. Korean Soc Mar Environ Saf **24**(6):735–749

Park MO, Lee YW, Cho SA, Kim HM, Park JK, Kim SG, Kim SS, Lee SM (2021) A study on the appropriateness as organic matters indicator and the distribution of chemical oxygen demand and total organic carbon in Masan bay, Korea. J Korean Soc Oceanogr **26**(2):82–95

Park S, Sin Y, Kim J (2018) The assessment of aquatic ecosystem health, based on phytoplankton indicators and quality parameters, in the seawater zone of Geum River estuary. J Korean Soc Mar Environ Energy **21**(3):228–241

Park HB, Kang K, Lee GH, Shin HJ (2012) Distribution of salinity and temperature due to the freshwater discharge in the Yeongsan estuary in the summer of 2010. J Korean Soc Oceanogr **17**(3):139–148

Baek SH (2014) Distribution characteristics of chemical oxygen demand and Escherichia coli based on pollutant sources at Gwangyang bay of south sea in Korea. JKAIS **15**(5):3279–3285

Song ES, Cho KA, Shin YS (2015) Exploring the dynamics of dissolved oxygen and vertical density structure of water column in the Youngsan lake. J Environ Sci Int **24**(2):163–174

Sin Y, Yu H (2018) Phytoplankton community and surrounding water conditions in the Youngsan River estuary: weekly variation in the saltwater zone. Ocean Polar Res **40**(4):191–202

Yang ER, Jeong BK, Lee EJ, Ryu DK, Shin YS (2014) Size and species composition of phytoplankton related to anthropogenic environmental changes in Doam bay. J Environ Sci Int **23**(6):1183–1197

Yoon BB, Lee EJ, Kang TA, Shin YS (2013) Long-term change of phytoplankton biomass (chlorophyll-a), environmental factors and freshwater discharge in Youngsan estuary. KJEE **46**(2):205–214

Jeong YH, Yand JS (2015) The long-term variations of water qualities in the Saemangeum salt-water lake after sea-daik construction. J Korean Soc Mar Environ Energy **18**(2):51–63

Jeong YH, Cho MK, Lee DG, Doo SM, Choi HS, Yang JS (2016) Seasonal variations in seawater quality due to freshwater discharge in Asan bay. Korean Soc Mar Environ Saf **22**(5):454–467

MOF (2021) Marine environment management act. Ministry of Oceans and Fisheries. http://www. mof.go.kr Accessed 9 Jul 2021

Author's Information

Sangjun Park
Ph.D. Student, Mokpo National Maritime University

Yongsik Sin
Professor, Mokpo National Maritime University

Received Aug. 24, 2021
Revised Dec. 29, 2021
Accepted Dec. 30, 2021