「The Sea」 Journal of the Korean Society of Oceanography
Vol. 10, No. 2, pp. 113 — 123, May 2005

해수층의 염분 변화가 일차생산자와 상위소비자의 크기구조에 미치는 영향

신용식* · 서호영[1] · 현봉길
목포해양대학교 해양시스템공학부, [1]여수대학교 수산생명과학부

Effect of Salinity Change on Biological Structure between Primary Producers and Herbivores in Water Column

YONGSIK SIN*, HOYOUNG SOH[1] AND BONGKIL HYUN
Division of Ocean System Engineering, Mokpo Maritime National University, Mokpo 530-729, Korea
[1]Division of Fisheries and Life Sciences, Yosu National University, Yosu 550-749, Korea

영산강 하구(목포항) 해역에서 해수층의 염분 변화가 1차 생산자와 상위 소비자와의 연계성에 미치는 영향을 조사하기 위하여 2003년 10월부터 2004년 9월까지 매월 8개 조사정점에서 수문 개폐 여부에 따라 개방시와 비개방시로 나누어서 현장조사를 실시하였다. 영산강 하구둑으로부터 배출되어지는 담수 유입량은 강우가 집중되었던 (여름철인) 6월과 7월에 가장 많은 양의 담수가 항내로 유입되었다. 수문 개방시 표층 염분 분포는 6~28.9 psu로 수문 비 개방시의 24.4~30.3 psu보다 큰 차이를 보였으며, 광소멸 계수(K_d) 또한 수문 개방시에 높아 탁도가 높음을 확인 할 수 있었다. 조사 기간 동안 대발생(bloom)은 하구언 수문을 개방하지 않은 2월, 5월, 7월에 내항에서 발생하였으며, 대형식물플랑크톤이 70%이상의 점유율을 보이며 우점하였다. 중형과 소형식물플랑크톤이 하구언 수문 개방일인 2003년 10월, 11월, 2004년 6월, 8월, 9월에 전체 식물플랑크톤에 대하여 높은 기여율을 보여 수문 개폐에 따라 크기 구조가 변화되었다. 수문 개방시 소형과 중형동물플랑크톤은 수문을 개방하지 않았을 때 보다 낮은 생체량 분포를 보였으며, 공간적으로는 외항보다 내항에서 다소 높은 생체량 분포를 보였다. 동물플랑크톤의 분포는 전반적으로 식물플랑크톤의 생체량 분포와 비슷한 경향을 보였다. 따라서 수문 개폐에 따른 염분, 영양염 유입, 탁도 혹은 광량등의 환경인자가 1차생산자의 생체량 및 크기 구조에 영향을 주고 상위소비자인 동물플랑크톤의 생체량 분포에도 영향을 미치어 결국 두 생물들간의 연계성 변화를 초래할수 있음을 시사한다.

Samples were collected to investigate the effect of salinity change on biological interaction between primary producers and herbivores in water column of the Youngsan estuary (Mokpo Harbor) at 8 stations from October 2003 to September 2004. The highest river freshwater inputs were introduced into the estuary from the Youngsan dike during summer (June and July 2004). Ranges of salinity were between 6 and 28.9 psu when the gates of dike were open whereas the ranges were between 24.4 and 30.3 psu when the gates were closed. Algal bloom occurred in February and July when the gates were not open at the upper region of the Youngsan estuary and the bloom was dominated (70%) by large cells of phytoplankton (micro-sized; >20 μm). Nano-sized (2-20 μm) and pico-sized phytoplankton (< 2 μm) were dominant in October, November 2003, June, August and September 2004 when the gates were open suggesting that size structure was affected by river discharge from the dike. Micro- and meso-zooplankton (herbivores) displayed the similar pattern to that of phytoplankton. The biomass of zooplankton was higher when the gates were closed than when the gates open and also the biomass was higher at the upper region of the harbor system. This results suggest that freshwater inputs affect size structure and biomass of phytoplankton by changing salinity, nutrient inputs, turbidity or light level in water column resulting in the change of the interaction between primary producters and herbivores in the Youngsan estuary.

Key words: Phytoplankton, Salinity Change, Biological Interaction, Youngsan Estuary

*Corresponding author: yongsik@mmu.ac.kr

서 론

연안 수(水) 생태계 먹이 사슬에서 식물플랑크톤은 일차 생산자로서 상위 영양단계를 구성하는 동물플랑크톤 및 어업 생산량에 영향을 미치고, 또한 탄소와 영양염류의 순환에도 중요한 역할을 담당한다(Kemp and Boynton, 1981; Boynton *et al.*, 1982; Coffin and Sharp, 1987; Sundbaeck *et al.*, 1990). 식물플랑크톤의 일차생산성은 일반적으로 크게 두 가지 기작에 의해 조절된다. 영양물질의 공급(상향식 조절: bottom-up control)과 포식자에 의한 섭식과 같은 생물학적 작용(하향식 조절: top-down control)(Carpenter *et al.* 1987, Kivi *et al.* 1993, Armstrong 1994, Caraco *et al.* 1997)이다. 하지만 이 두 가지의 개념, 상향식 조절과 하향식 조절에 대한 상대적 중요성에 대해서는 그 동안 논란이 있어왔다(Tilman 1982, Carpenter *et al.* 1985).

서남해에 위치한 영산강하구의 표층은 해양 쪽으로 나가는 흐름이 존재하고 유입이 거의 없어 하구 내 물성과 순환이 조석에 의해서만 조절된다. 하지만 우기시에는 수문이 개방되어 많은 양의 담수가 유입되어 하구내의 물성(물리, 화학, 생물학적 특성)과 순환의 변화를 가져오고(박, 2001) 많은 양의 담수가 해수 지역으로 일시에 유입되는 시스템에서 하구의 기존 해수나 유입된 담수에 존재하는 식물플랑크톤(일차생산자)과 상위소비자인 동물플랑크톤들은 극심한 염분 변화에 따른 충격(stress)이 예상된다. 따라서 영산강 하구와 같은 시스템에서 염분 변화가 기초생산자와 상위소비자간의 상호작용(포식) 즉 하향식 조절기작에 어떠한 영향을 미치는가에 대한 연구는 전체 시스템의 염분 변화에 대한 반응을 이해하는 기초단계라 할 수 있으며, 또한 포식에 의한 식물플랑크톤의 생체량과 크기의 구조 변화에 대한 파악은 연안하구의 수질 관리 측면에서도 중요하다. 왜냐하면 일차생산자인 식물플랑크톤은 광합성과 호흡을 통해 수질(특히 용존산소)에 영향을 미치고 대번식(algal blooms)이 일어난 후 상위소비자들의 반응이나 포식속도가 늦어 포식되지 않은 세포들이 바닥에 가라앉아 미생물 분해의 기질로서 작용해 용존산소를 고갈시킴으로서 수질을 악화 시킬 수 있기 때문이다(Officer *et al.* 1984, Seliger *et al.* 1985, Malone *et al.* 1986, Sundbaeck *et al.* 1990). 다시 말해 먹이에 대한 상위소비자들의 반응속도나 포식압(grazing pressure)과 같은 유기적 연계성은 바닥으로 가라앉는 1차생산자들의 양과 질(세포크기)을 결정할 수 있기 때문에 연안 수질문제에 대한 대책 마련을 위해서는 이러한 기본적인 메카니즘에 대한 이해가 필요하다고 할 수 있다. 세포의 크기는 식물플랑크톤의 환경변화에 대한 반응(Malone and Chervin, 1979; Takahashi and Bienfang, 1983; Gieskes and Kraay, 1986; Joint and Pomroy, 1986; Oviatt *et al.*, 1989; Glibert *et al.*, 1992; Armstrong, 1994; Hein *et al.*, 1995; Sin *et al.* 2000)과 그에 따른 수중 생태 먹이사슬의 구조나 수산물에 미치는 영향을 결정한다(Walsh, 1976; Lenz, 1992; Painting *et al.*, 1993). 또한 침전속도(Michaels and Silver, 1988)와 이동속도를 결정하기 때문에 식물플랑크톤의 침전지역과 산소고갈(Jonas, 1992) 그리고 영양염류의 재순환 (박테리아와 원생동물들의 미생물작용으로 인한)(Caron, 1991)이 일어나는 지역도 세포크기에 따라 다르게 된다. 본 연구에서는 식물플랑크톤을 세 그룹(micro-size(>20 μm), nano-size(3-20 μm) 그리고 pico-size(<3 μm))으로 나누어 조사하였다. 영산강 하구에서 식물플랑크톤의 크기구조나 상위소비자와의 상호작용에 대한 연구 결과는 거의 전무한 실정이다. 따라서 본 연구의 목적은 영산강 하구에서 강우시에 인위적으로 유입되는 담수로 인한 염분 변화 내지는 물성 변화가 식물플랑크톤의 크기 구조에 미치는 영향과 기초생산자와 상위소비자들과의 유기적 연계성에 미치는 영향을 파악함으로서 영산강 하구 플랑크톤의 염분 변화에 따른 반응의 이해와 효율적인 수질관리 대책 마련에 기여하고자 하였다.

재료 및 방법

수심이 약 6 m인 영산호 방조제에서 수심이 약 20 m인 외항해역으로 총 8개 정점(약 14 km)에서 2003년 10월에서 2004년 9월 까지 매월 내지는 격월로 환경 및 부유생물에 대해 조사하였다(Fig. 1). 채수는 해역내 담수의 유입과 식물플랑크톤과의 관계를 알아보기 위해서 하구언 수문 개방일(2003년 9월, 11월, 2004

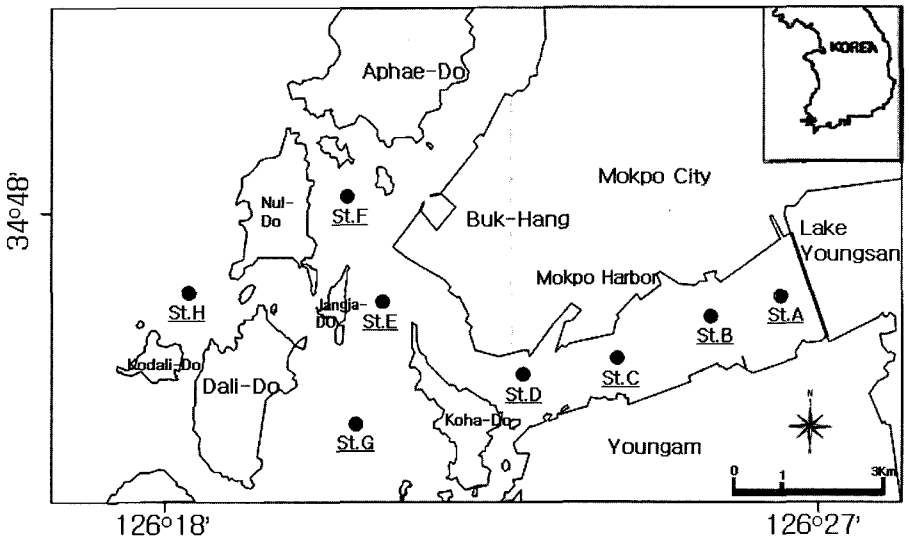

Fig. 1. Sampling stations in the Youngsan estuary.

년 6월, 8월, 9월)과 비개방일(2004년 2월, 4월, 5월, 7월)로 나누어 표층에서 1 m 아래와 저층에서 1 m 위의 해수를 채수하였다.

식물플랑크톤 생체량(클로로필) 측정

본 연구에서는 식물플랑크톤을 3개의 크기로 분류하여 분석하였다: micro-size(>20 μm), nano-size(3-20 μm) 그리고 pico-size (<3 μm). 이 분류를 위해 20 μm Nytex mesh, 3 μm ester membrane filters를 이용해서 채수된 해수 시료 적당량(20 μm는 200 ml, 3 μm는 300 ml)을 펌프 (<120 mmHg)를 사용해서 여과 한 후, 여과 되어진 여액을 유리 섬유 여과지(GF/F filter, 직경 25 mm, Whatman, pore size 0.7 μm)를 이용해서 여과 하였으며 전체 클로로필(Chlorophyll *a*)은 채수된 해수시료 100 ml를 유리 섬유 여과지로 필터 하였다. 사용된 필터들을 클로로필 추출용액인 90% 아세톤(Acetone) 8 ml가 담긴 차광 시험관에 넣고 12시간이 지난 후 24시간 이내로 Turner Designs 10-AU Fluorometer를 사용하여 측정하였다. 한두방울의 HCl(2 N)을 추가해 산성화에 따른 pheopigments의 양도 측정하였다. 일반적으로 포식자들이 식물플랑크톤을 섭식한 후 혹은 자가산화로 인해 클로로필 *a*가 pheopigments로 전환되기 때문에 클로로필 *a*와 pheopigments의 비를 통해 섭식의 활발도(포식압)내지는 자가산화 정도를 간접적으로 측정할 수 있다(Welschmeyer and Lorenzen, 1985).

물리적 특성(수온, 염분, 광도) 및 용존산소

조사기간 동안 강수량 및 일조시간은 목포시 기상청 자료를 이용하였다. 수중의 빛 강도는 수심 10, 35, 60, 85, 110 cm에서 LI-COR PAR Quantum Radiometer를 사용하여 측정하였다. 광소멸계수(Light attenuation coefficient) 계산은 Beer's Law($I_z=I_oe^{-kz}$)를 이용하였다.

수온(Temperature), 염분(Salinity) 및 용존산소(Dissolved Oxygen)는 YSI-Model 85 S-C-T 측정 장비를 이용하여, 표층에서 1 m 아래의 수심과 저층에서 1 m 위의 수심에서 수온, 염분 및 용존산소를 측정하였다.

영양염류: 암모니아, 질산, 규산염, 인산염

Niskin 채수기를 이용하여 시료를 채수한 후 시수 일정량을 직경 25 mm GF/F filter를 통과시킨 여액을 20 ml plastic scintillation vial에 넣어 dry ice에 냉동 운반하여 -20°C 냉동보관 후 Parsons *et al.*(1984)에 준하여 AutoAnalyzer(Bran Luebbe®)를 이용하여 분석하였다.

상위소비자: 동물플랑크톤

동물플랑크톤은 일정크기의 Norpac net(70과 200 μm: 소형 및 중형 동물플랑크톤으로 구분)을 이용한 경사채집법을 통해 채집하였고 net의 입구크기, 배의 견인거리 및 속도(여수계 (flowmeter)를 이용)등을 고려해서 단위 면적당 건중량(dry weight, g)을 계산하였다. 동물플랑크톤 건중량 측정을 위해 Folsom 분할기를 이용하여 적당량 분할 한 후, 미리 무게를 측정해 놓은 여과지(GF/C)를 장착한 여과장치에 시료를 넣고 약 250 mmHg 압력으로 물기를 흡입하였다. 더 이상 물이 제거되지 않을 때 플랑크톤 사이에 남아 있는 물에 포함된 염분을 제거하기 위해 6% ammonium formate로 세척한 후, 진공펌프로 물기를 제거하였다. 세척액을 제거한 후 표본을 전기 오븐에서 약 70°C로 일정한 무게가 될 때까지 열로 건조시킨 후, 건조시킨 시료의 무게로부터 여과지의 무게를 뺀 무게로부터 동물플랑크톤의 건중량을 구하였다. 건중량의 무게는 dw g/m^{3}로 환산하였다.

자료 분석

환경인자들과의 관계 파악을 위해 linear simple regression (Microsoft Excel)을 이용해 염분 변화외의 다른 환경변화가 식물플랑크톤의 크기별 구조와 상위소비자들에게 미치는 영향을 파악하고 식물플랑크톤에 대한 상위소비자들의 반응속도(생체량 변동)를 파악함으로서 염분 변화에 따른 이들 플랑크톤들의 상호작용이나 연계성을 파악하였다.

결 과

물리적 특성

조사 기간인 2003년 10월부터 2004년 9월까지 목포지역의 월합 일조시간을 보면 3월, 8월에 길고, 6월에 짧은 특성을 나타내었다(Fig. 2A). 강수량은 갈수기인 겨울과 봄철에 적었으며 장마나 태풍이 오는 여름철로 갈수록 증가하는 경향을 나타내는 것으로 보아서 다른 지역들과 유사한 경향을 나타내는 것을 알 수 있었다(Fig. 2A). 영산강 하구둑으로부터 배출되는 담수 유입량을 보면, 강우가 집중되었던 6월(183,248천톤)과 7월(381,402천톤)에 많은 양의 담수가 유입되었음을 확인할 수 있었다(Fig. 2B). 현장조사일의 수문개폐에 따라 수문 개방시와 비개방시로 구분하여 결과를 해석하였다.

영산강 하구언으로부터 담수의 유입이 있었던 기간 동안의 평균 표층 염분 분포를 보면 6~28.9 psu로 수문을 열지 않았던 시기(24.4~30.3 psu)보다 큰 염분 차이를 나타냈다(Fig. 3A). 공간적으로는 수문 개방시 하구언 바로 아래측 정점 A에서 가장 낮았으며, 고달리도 위쪽에 위치한 정점 H에서 가장 높은 염분 분포를 보였다. 또한 수문 개방시 내항(A~D)의 평균 염분은 10.3 psu로 23.4 psu인 외항에 비해서 상당히 낮은 분포를 보였다. 조사 기간 동안의 표층 수온 분포를 보면 여름철에 23.70°C(±0.42)로 가장 높았으며 겨울철에 6.29°C(±0.20)로 가장 낮은 수온 분포를 보였다. 봄과 가을철에는 각각 15.87°C(±0.59)과 17.86°C(±0.94)로 가을철에 다소 높게 나타났다(data not shown). 수문 개방시 표층 수온 분포를 보면 18.7~19.1°C로 15.1~16.8°C인 비개방시 보다 다소 높게 나타났고 수온은 수문 개방시 내항과 외항에서 큰 수온 차이를 보이지 않았으며, 공간적으로도 뚜렷한 분포 경향을 보이지 않았다(Fig. 3B). 부유물질 및 식물플랑크톤의 self-shading에 의해서도 영향을 받는 광소멸 계수(K_d)는 영산강 하구언으로부터 많은 양의 담수의 유입이 있었던 기간에는 1.6~5.6 m^{-1}로 비 개방시의 0.7~1.0 m^{-1} 보다 매우 높은 광소멸 계수 (K_d) 분포를 보였다. 공간적으로는 수문 개방시 내항인 정점 B에서 5.6 m^{-1}로 가장 높았으며, 장자도 앞인 정점 E에서 1.6 m^{-1}로 가장 낮은 분포를 보였다(Fig. 3C). 수문 비개방시 평균 광소멸계수는 외항이 0.79 m^{-1}로 0.86 m^{-1}인 내항보다 다소 낮게 나타났으나 수문 개방시에는 내항에서 3.6 m^{-1}으로 2.0 m^{-1}인 외항과 비교하였을 때 큰 탁도 차

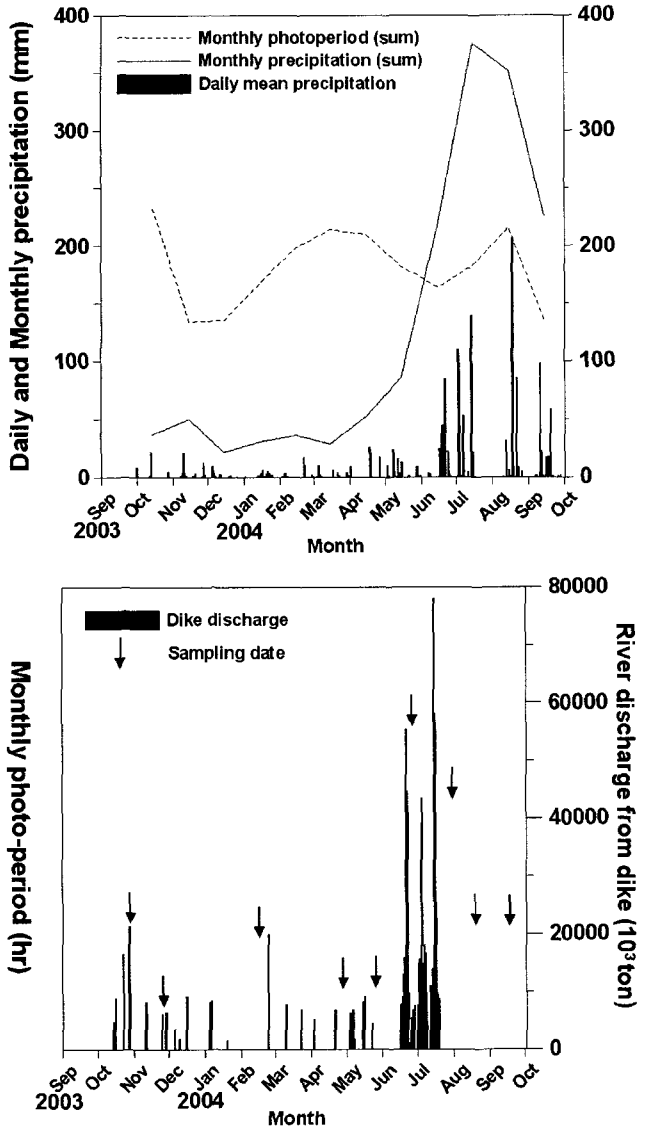

Fig. 2. Photoperiod (monthly sum), precipitation (daily mean and monthly sum) and river discharge rates from the Youngsan River dike in the Youngsan River estuary.

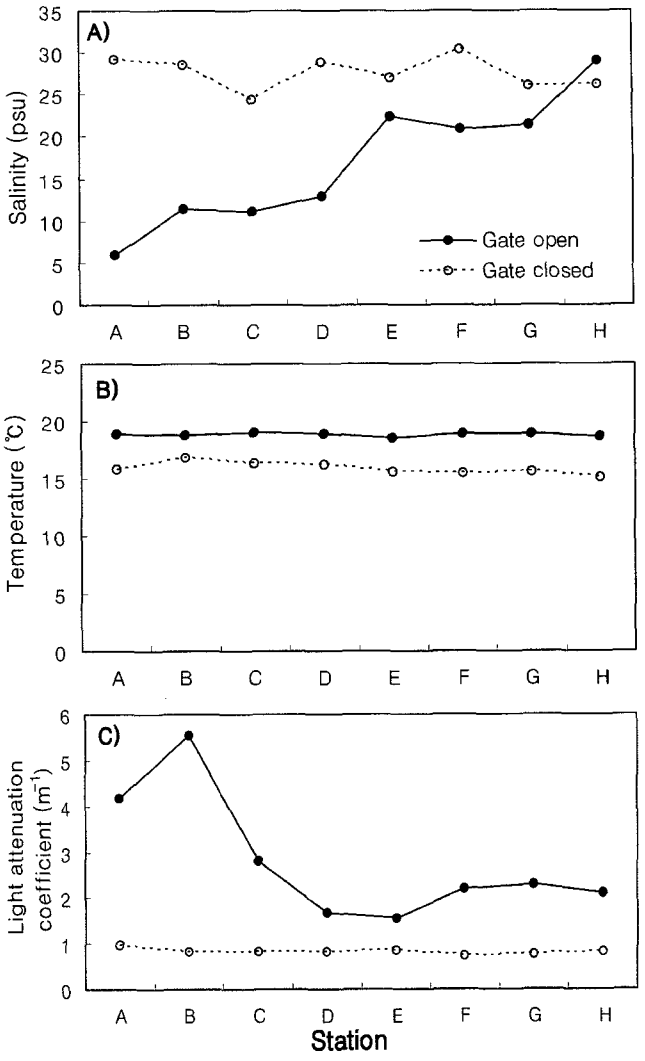

Fig. 3. Physical properties (mean) of the Youngsan estuary when the gates of dike were open and closed respectively.

이를 보였다. 통계분석(단측 t-검정)결과 염분(P=0.0025), 수온(P<0.0001) 그리고 광소멸 계수(P=0.0024) 모두 유의하게 차이가 있는 것으로 나타났다.

담수유입에 따른 영양염, 동물플랑크톤 및 크기별 식물플랑크톤 분포

수문을 개방하였을 때 암모니아의 농도 분포를 보면, 2003년 10월 정점 A에서 13.7 μM로 가장 높은 농도를 보였으며, 수문을 개방하지 않았을 때에는 2004년 4월 정점 E에서 12.6 μM로 가장 높은 농도를 보였다. 대체적으로 수문 개방시와 비개방시 모두 비슷한 농도 분포를 보였으며, 공간적으로는 수문을 개방한 2003년 10월에만 내항에서 외항으로 갈수록 감소하는 경향을 보였을 뿐 다른 조사기간에는 뚜렷한 분포 경향을 보이지 않았다 (Fig. 4A, 4E).

아질산+질산의 농도분포는 암모니아의 농도분포와는 달리 수문 개방시에 높은 농도를 나타냈다. 아질산+질산의 농도분포는 수문을 개방한 2003년 10월 정점 A에서 91 μM로 가장 높은 농도를 보였으며, 수문 비개방시인 2004년 5월에 정점 C에서 41 μM로 가장 높은 농도를 보였다. 공간적으로는 수문을 개방했을 때에는 내항에서 외항으로 갈수록 감소하는 경향을 보였으나 수문을 개방하지 않았을 때에는 특정한 분포 경향을 보이지 않았다(Fig. 4B, 4F).

수문을 개방했을 때 인산염은 전반적으로 내항에서 높고 외항으로 갈수록 감소하는 경향을 보였으며, 2003년 10월에 가장 높은 농도 분포를 보였다(Fig. 4C, 4G). 수문을 개방하지 않았을 때에는 별다른 분포 경향을 보이지 않았지만 수문을 개방했을 때 보다 낮은 농도를 나타냈다.

수문을 개방했을 때 규산염은 외항으로 갈수록 감소하는 경향을 보였으며, 개방하지 않았을 때에는 공간적으로 뚜렷한 분포 경향을 보이지 않았다(Fig. 4D, 4H). 전반적으로 영양염은 수문 개방시에 비개방시보다 높은 농도 분포를 보였으며, 수문을 개방했

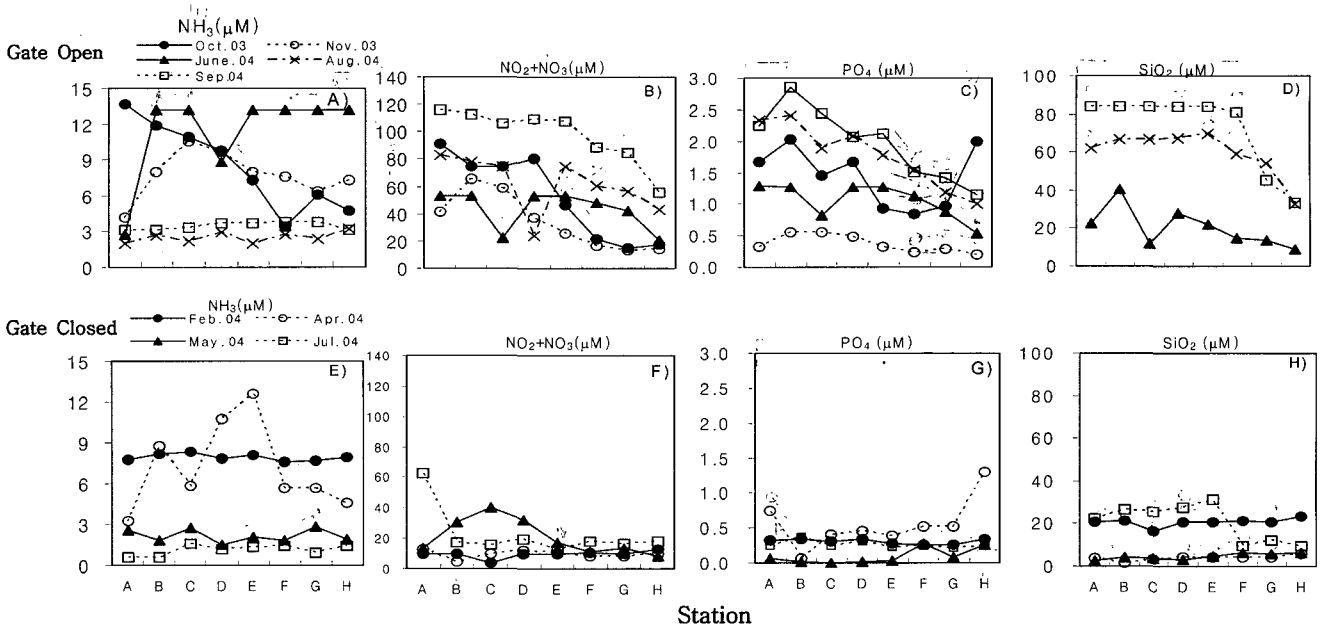

Fig. 4. Nutrient concentrations in the Youngsan estuary when the gates of dike were open and closed respectively.

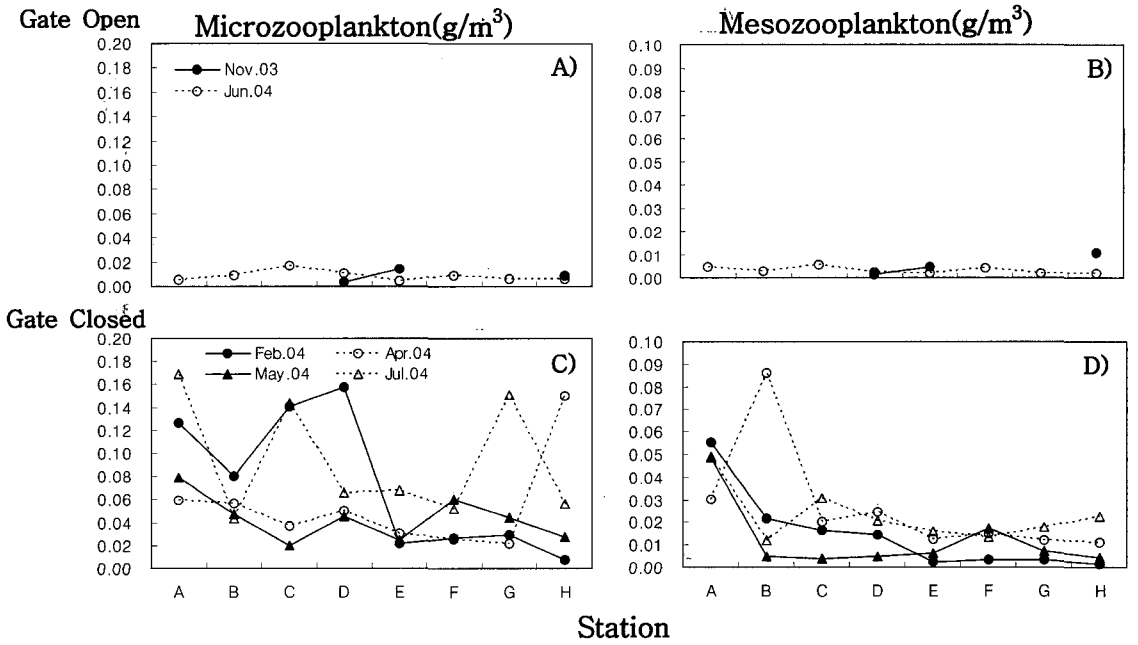

Fig. 5. Zooplankton (micro-, meso-sized) biomass (dry weight, g/m^3) in the Youngsan estuary when the gates of dike were open and closed respectively.

을 경우에는 하구언에서 높고 외항으로 갈수록 낮아지는 경향을 보였다.

소형(microzooplankton) 및 중형(mesozooplankton) 동물플랑크톤의 분포를 보면 수문 개방시 소형과 중형동물플랑크톤은 수문을 개방하지 않았을 때 보다 낮은 생체량 분포를 보였다(Fig. 5). 수문 개방시 공간적 분포를 보면 소형 및 중형동물플랑크톤 모두 뚜렷한 분포 특성을 보이지 않았지만, 비슷한 생체량 분포를 나타냈다(Fig. 5A, 5B). 수문 비개방시 소형 및 중형동물플랑크톤은 수문 개방시 보다 높은 생체량 분포를 보였으며, 대체적으로 내항(A~D)이 외항(E~H)보다 다소 높은 생체량 분포를 보였다(Fig. 5C, 5D). 또한 수문 비 개방시 소형동물플랑크톤은 중형동물플랑크톤보다 약 2배 이상의 높은 생체량 분포를 보였다(Fig. 5C, 5D).

전체(whole), 대형(micro)과 중형(nano) 식물플랑크톤은 수문을 개방했을 때인 6월을 제외하고는 뚜렷한 정점별 경향을 나타내지 않았으며, 낮은 생체량 분포를 보였다(Fig. 6A~C). 수문을 개방하지 않았을 때에는 내항에서 높고 외항으로 갈수록 낮아지는 경향을 보였으며, 수문을 개방했을 때 보다 매우 높은 생체량 분포를 보였다(Fig. 6E~G). 하지만 소형(pico)식물플랑크톤은 외항에서 수

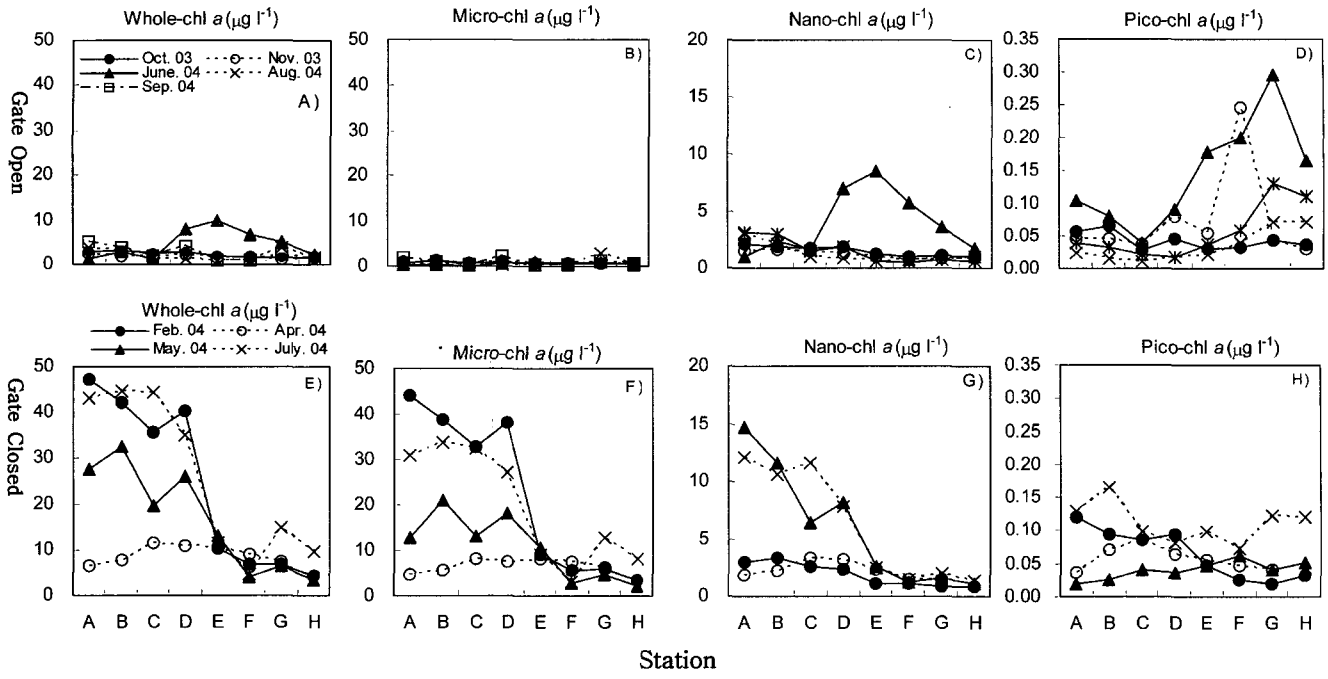

Fig. 6. Phytoplankton biomass (chlorophyll *a*) of size classes in the Youngsan estuary when the gates of dike were open and closed respectively.

문을 개방했을 때가 개방하지 않았을 때보다 높은 생체량 분포를 나타났다(Fig. 6D, 4H).

전체 식물플랑크톤에 대한 크기별 식물플랑크톤의 기여율을 보면 수문을 개방한 기간인 2003년 10월, 11월, 2004년 6월, 8월, 9월에는 모든 조사 해역에서 중형식물플랑크톤이 우점 하는 경향을 보였으며, 수문을 개방하지 않은 기간에는 대형식물플랑크톤이 우점 하는 경향을 보여서 수문 개방시와 비개방시에 서로 다른 크기 구조의 식물플랑크톤이 우점 하는 것을 알 수 있었다(Fig. 7).

식물플랑크톤과 상위소비자의 계절적 변동

하구언 바로 아래의 정점 A에서 전체와 대형식물플랑크톤은 조사기간 중 표층에서 2004년2월, 5월, 7월에 높은 생체량(peak)을 보였으며, 저층에서는 2004년 2월과 5월에 높은 생체량을 보여주었다 (Fig. 8A, 8B). 중형식물플랑크톤은 표층에서 2004년 5월과 7월에 높은 생체량을 보였으며, 저층에서는 뚜렷한 분포 경향을 보이지 않았다(Fig. 8C). 소형 식물플랑크톤은 2004년 2월, 6월, 7월에 높은 생체량 보였으며, 저층에서는 특정한 경향을 보이지 않았다(Fig. 8D).

목포항과 고하도 사이에 위치한 정점 D에서 전체와 대형식물플랑크톤의 표층 분포를 보면 정점 A보다 다소 적은 생체량 분포를 보였지만 그 계절적 분포 경향은 매우 유사하게 나타났다(Fig. 8E, 8F). 저층에서는 2월에 다소 높은 생체량을 보였으며, 겨울철인 2004년 2월에서 가을인 9월로 갈수록 생체량이 서서히 감소하는 경향을 보였다(Fig. 8E, 8F). 중형식물플랑크톤은 표층에서는 2004년 5~7월 사이에 높은 생체량 분포를 보였으며, 저층에서는 조사기간 동안 매우 낮은 생체량 분포를 보였다(Fig. 8G). 소형식물플랑크톤은 표층과 저층에서 정점 A와 유사한 경향을 보였다(Fig. 8H).

장자도 앞의 외 해역인 정점 E에서 전체식물플랑크톤의 표층 분포를 보면 2004년 5월에 최대 생체량 분포를 보였으며, 저층에서는 2004년 2월에 최대 생체량 분포를 나타내었다(Fig. 8I). 조사기간 중 대형 식물플랑크톤은 2004년 6월을 제외하고는 표층과 저층에서 전체 식물플랑크톤과 유사한 분포를 보였다(Fig. 8J). 표층에서 중형식물플랑크톤은 대형식물플랑크톤 생체량이 급감했던 6월에 최대 생체량 분포를 보였으며(Fig. 8K), 소형식물플랑크톤은 6월에 최대 생체량을 보였다(Fig. 8L).

고달리도 위쪽에 위치한 가장 외측 정점인 H에서 전체와 대형식물플랑크톤은 표층과 저층에서 7월에 최대 생체량을 보였지만, 전반적으로 다른 조사지역에 비해서 매우 낮은 생체량 분포를 보였다(Fig. 8M, 8N). 중형식물플랑크톤은 표층과 저층에서 특정한 분포 경향 없이 매우 낮은 생체량 분포를 보였지만(Fig. 8O), 소형식물플랑크톤은 6월 표층에서 최대 생체량을 나타냈다(Fig. 8P).

전체적으로 대번식(bloom)이 일어난 2004년 2월, 5월, 7월 전체식물플랑크톤은 내항에서 높고 외항으로 갈수록 생체량이 감소하는 특징을 나타내었으며, 전체식물플랑크톤과 대형식물플랑크톤은 매우 유사한 분포 경향을 보였다. 따라서 목포항내 대발생은 대형식물플랑크톤의 번성에 의해서 발생하였다고 볼 수 있다. 낮은 생체량 분포를 보였던 6월과 8월에는 내항 보다 외항에서 높은 생체량을 나타내었고 작은 크기의 중형과 소형식물플랑크톤이 상대적으로 크기가 큰 대형식물플랑크톤보다 우점 하는 경향을 보였다.

목포 연안 해역에서 식물플랑크톤의 생체량을 조절하는 동물플랑크톤의 월별 생체량 분포를 보면, 영산강 하구언 바로 아래 지역인 정점 A에서 소형(microzooplankton)과 중형(mesozooplankton) 동물플랑크톤은 2월에서 6월로 갈수록 점점 감소하다 7월에 갑자기 생체량이 증가하는 경향을 보였다(Fig. 8Q). 고하도와 목포항

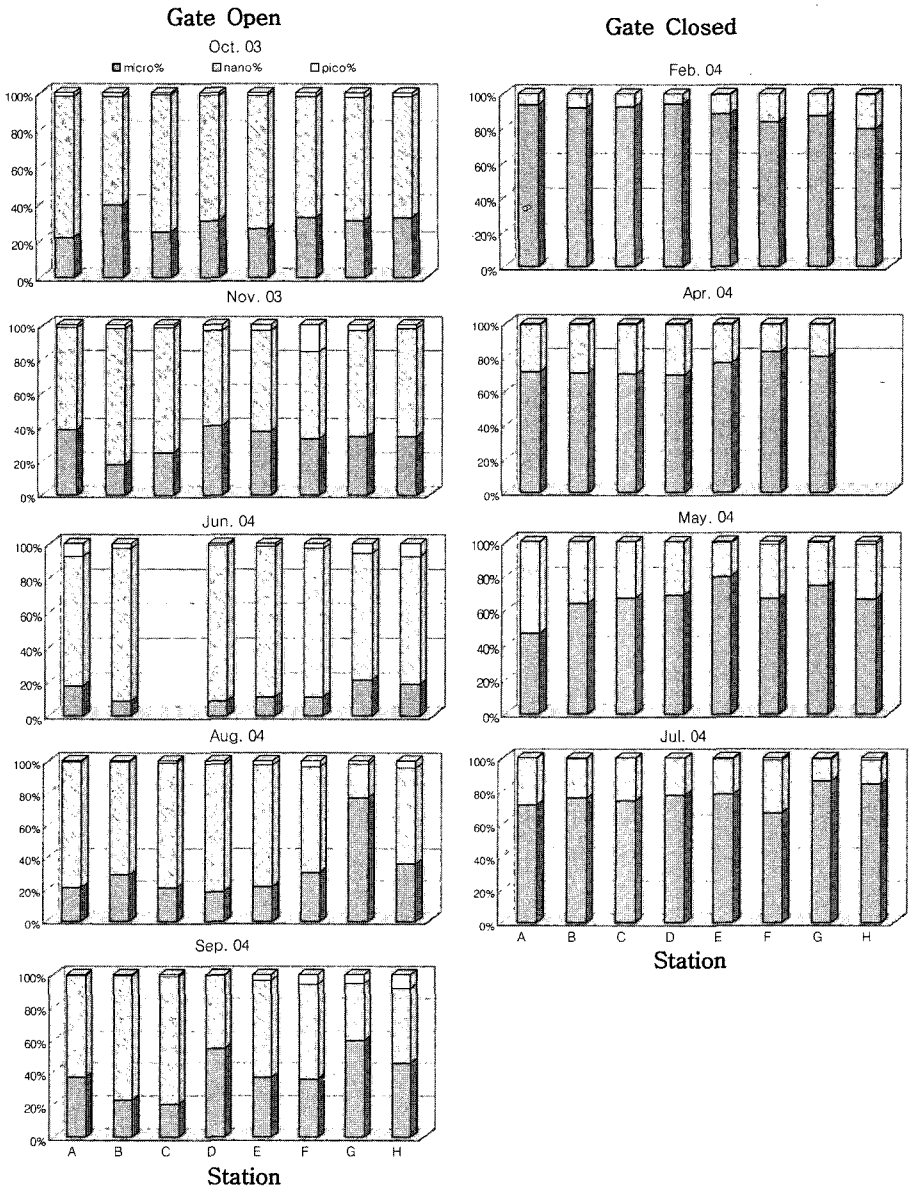

Fig. 7. Size structure of phytoplankton (% contributions of size classes to total chlorophyll *a*)in the Youngsan estuary when the gates of dike were open and closed respectively.

사이의 지역인 정점 D에서 소형 동물플랑크톤은 정점 A와 비슷한 분포를 보였으며, 중형동물플랑크톤은 2004년 4월과 7월에 최대 생체량을 보였다(Fig. 8R). 장자도 앞의 외 해역인 정점 E에서 소형과 중형동물플랑크톤은 4월과 7월에 최대 생체량을 보였으며, 전반적으로 내항(정점 A, D)에 위치한 조사 지역보다 낮은 생체량 분포를 보였다(Fig. 8S). 정점 H에서 소형동물플랑크톤은 봄철인 2004년 4월에 0.15(DW g/m^3)으로 매우 높은 생체량을 보였으며, 중형동물플랑크톤은 특정한 분포 경향을 보이지 않은 채 낮은 생체량을 나타내었다(Fig. 8T). 조사 기간 동안 소형동물플랑크톤은 전반적으로 뚜렷한 분포 특성을 보이지 않았으나 중형동물플랑크톤은 내항에서 외항으로 갈수록 감소하는 경향을 나타냈다(Fig. 8Q~8T).

식물플랑크톤과 식물플랑크톤의 생체량을 조절하는 동물플랑크톤의 분포를 비교해 보면 동물플랑크톤은 식물플랑크톤의 분포 경향과 마찬가지로 내항에서 높고 외항으로 갈수록 감소하는 경향을 나타냈다(Fig. 8). 하구언 아래인 정점 A와 D에서는 소형(micro)과 중형(meso)동물플랑크톤이 식물플랑크톤과 같은 기간에 높은 생체량 분포를 보였으며(Fig. 8A, 8Q), 정점 D에서도 식물플랑크톤은 소형동물플랑크톤과 매우 동일한 분포를 나타내었다(Fig. 8E, 8R). 외항인 정점 E와 H에서도 생체량의 차이는 있지만 식물플랑크톤과 유사한 분포를 보여주었다(Fig. 8I, 8M, 8S, 8T).

식물플랑크톤과 환경인자와의 상관성

조사 수역의 정점 A-D를 내항, 그 외 정점을 외항으로 분류하여 식물플랑크톤과 물리·화학 그리고 생물학적 인자들과의 상관성을 조사하였다(Table. 1). 식물플랑크톤은 염분과 내항에서 유의한 양의 상관성을 나타내었고, 광소멸 계수(K_d)와는 대부분의 조사 지역에서 음의 상관성을 보였다. PAR과 용존산소와는 모든 조사 지역에서 유의한 양의 상관성을 나타내었다. 식물플

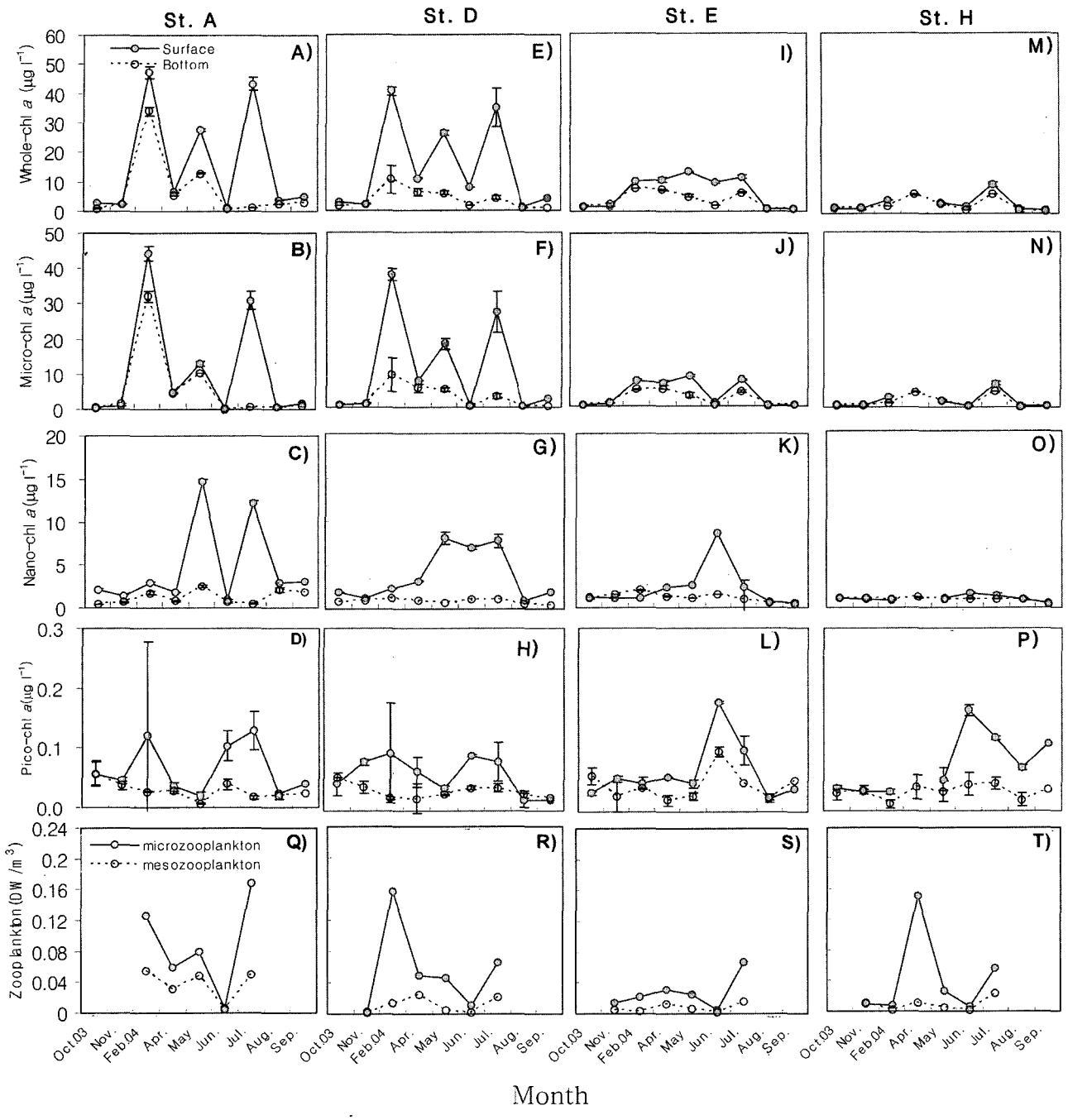

Fig. 8. Seasonal distributions of size-structured phytoplankton and zooplankton in the Youngsan estuary over the sampling period.

랑크톤은 영양염류인 아질산+질산, 암모니아, 인산염과는 내항에서 음의 상관성을 보였으나 규산염과는 특정한 상관성을 보이지 않았다. 식물플랑크톤과 동물플랑크톤과의 상관관계를 보면, 소형(micro) 동물플랑크톤과는 내항에서 유의한 양의 상관성을 보였으며, 중형(meso) 동물플랑크톤과는 정점 A와 G에서 유의한 상관성을 보였다. Chlorophyll:Pheopigments ratio(R_b/R_a)와도 모든 조사해역에서 유의한 양의 상관성을 나타냈다. 따라서 조사해역에서 식물플랑크톤은 염분, K_d, PAR, 용존산소 및 동물플랑크톤과 밀접한 관계가 있는 것으로 나타났으며, 영양염은 내항에서만 식물플랑크톤과 상관성이 있는 것으로 나타났다.

고 찰

조사 기간 동안 목포항 식물플랑크톤 대발생(bloom)은 수문을 개방하지 않은 2004년 2월, 5월과 7월 내항에서 발생하였으며, 전반적으로 외항보다 내항에서 높은 생체량 분포를 보였다(Fig. 6). 대형식물플랑크톤은 대발생이 일어난 기간 동안 전체 식물플랑크

Table 1. Results(r^2) of linear regression analyses of surface chlorophyll *a* vs. environmental factors over the sampling period. (r^2 values less than 0.2 were omitted and denoted by '-'. Negative value denote negative relationship).

	Sal.	K_d	PAR	DO	NH_4	PO_4	DSi	NO_x	Micro-zoopl	Meso-zoopl	R_b/R_a
St. A	0.35[a]	-	0.92[b]	0.65[b]	-	-0.36	-	-0.40	0.84[b]	0.90[b]	0.59[b]
St. B	0.47[b]	-0.21	0.81[b]	0.70[b]	-0.39	-0.30	-	-0.40	0.35	-	0.51[b]
St. C	0.25	-0.17	0.92[b]	0.64[b]	-0.29	-0.40	-0.76	-0.37	0.84[b]	0.48	0.30
St. D	0.49[b]	-0.26	0.83[b]	0.26	-0.29	-0.37	-	-0.41	0.73[b]	-	0.60[b]
St. E	0.32	-0.17	0.45	0.70[b]	-	-	-0.45	-	-	-	0.81[b]
St. F	0.43[a]	-	0.51	0.23	-	-	-	-	-0.57	-	0.83[b]
St. G	-	-0.24	0.71[b]	0.79[b]	-	-	-	-	0.94[b]	0.80[b]	0.39[a]
St. H	-	-0.23	0.70[b]	0.57[b]	-	-	0.60	-0.30		-0.35	0.43[a]

[a]$P<0.1$
[b]$P<0.05$
*Sal (Salinity), K_d (Light attenuation coefficient, m^{-1}), PAR (Photosynthetically Active Radiation), DO (Dissolved Oxygen), NH_4 (Ammonium), PO_4 (Phosphate), DSi, (Silicate), NOx (Nitrite+Nitrate), Micro-zoopl (Microzooplankton), Meso-zoopl (Mesozooplankton), R_b/R_a (Chlorophyll Pheopigments ratio)

톤과 시 공간적으로 유사한 경향을 보였으며(Fig. 6A, 6B, 6E, 6F), 이 기간 동안 전체 식물플랑크톤의 생체량에 대하여 70% 이상의 점유율을 보이며 우점 하였다(Fig. 7). 따라서 내항에서 일어난 대발생은 대형식물플랑크톤에 의해서 발생한 것으로 나타났다. 중형과 소형식물플랑크톤은 전체 식물플랑크톤의 생체량이 감소하는 기간인 2004년 6월과 8월에 전체 식물플랑크톤에 대하여 높은 기여율을 보였으며, 2004년 6월과 8월이 하구언 수문 개방일인 것을 고려하면, 수문을 개방시 대형식물플랑크톤에서 중형식물플랑크톤으로의 크기 구조의 변동이 발생하는 것으로 사료된다(Fig. 6, 7). Chisholm(1992)은 전체식물플랑크톤의 생체량이 감소할 때 작은 크기의 식물플랑크톤의 생체량이 증가한다고 보고하였다. 또한 대형식물플랑크톤이 고농도의 영양염을 갖춘 환경을 선호한다는 연구 결과(Iriarte, 1993; Sin *et al*, 2000)를 고려하면 목포항 내항은 부영양화라고 사료된다. 따라서 내항에서 식물플랑크톤과 영양염과의 음의 상관성과 PAR과의 유의한 양의 상관성을 고려하면 (Table 1), 수문 비 개방시 항내 식물플랑크톤이 높은 생체량은 영양염이 공급과 빛 투과도의 증가에 의해서 영향을 받을 것이라 사료된다.

일반적으로 하구 시스템의 상류로 유입되어지는 담수가 식물플랑크톤에 성장과 사멸에 영향을 미치는 광, 영양염, 염분 등의 여러 가지 환경인자들을 일시적으로 변화시킨다(Malone and Chervin 1979; Malone *et al.* 1980; Cloern *et al.* 1983; Pennock 1985; Malone *et al.* 1988; Gallegos *et al.* 1992; Madariaga *et al.* 1992; Boyer *et al.* 1993). 본 연구 해역인 영산강 하구(목포항)는 일시적으로 많은 양의 담수의 유입과 짧은 항내 수로 길이 및 폐쇄성 하구인 점을 고려하였을 때 수문 개방시 식물플랑크톤의 생체량 변동은 담수의 유입량에 의해서 조절되어질 것이라 사료된다. 실제로 현장 조사시 영산강 하구둑으로 부터 많은 양의 방류수가 유입이 되면 수일간 항내 입구(A-D)까지 매우 높은 탁도 변화를 나타내었다(Fig. 3C). 이렇게 탁도가 높은 지역에서 식물플랑크톤은 광량에 의해서 제한되어진다고 보도 되었다(Cloern *et al.* 1983; Wofsy 1983; Harding *et al.* 1986). 본 연구에서도 식물플랑크톤과 광소멸계수(K_d)는 거의 모든 조사해역에서 음의 상관성을 나타내는 것으로 보아 담수의 유입에 의한 탁도의 증가는 식물플랑크톤의 생체량에 영향을 미치는 것으로 사료된다. Avnimelech *et al.*(1982)도 탁도 높은 지역에서는 탁도 유도 물질인 점토 광물이 식물플랑크톤을 병합해서 식물플랑크톤의 생체량에 영향을 미친다고 제안하였다. 수문 개방시 일시적으로 많은 양의 영양염의 유입이 되어서 식물플랑크톤의 생체량 증가 현상을 유도 할 것으로 사료되나 본 연구의 결과에 의하면 수문을 개방하지 않았을 때의 식물플랑크톤이 더 높은 생체량 분포를 보여서 수문 개방시 유입되는 영양염이 항내 식물플랑크톤의 생체량 증가에 기여하지 않는 것으로 나타났다.

시간당 8백만톤이라는 엄청난 담수의 양과 하구언 개방시 낮은 생체량 분포를 고려하였을 때 하구언 부근이 내항에서는 유속(flushing rate)이 식물플랑크톤의 생체량에 영향을 줄 것이라 사료된다. Sin *et al.*(1999)도 tidal freshwater 지역에서 고농도의 영양염이 존재 함에도 불구하고 식물플랑크톤의 생체량은 유속에 의해서 제한된다고 보고 하였다. 담수의 유입에 의한 염분 변화를 보면 수문을 개방한 2004년 8월에 하구언 바로 아래 지역인 정점 A의 표층에서는 3.7 psu의 매우 낮은 염분을 나타냈으며, 가장 외측에 위치해 담수의 유입 영향을 가장 적게 받을 것이라 예상되는 정점 H의 염분은 26.1 psu로 나타나 거리에 따라서 큰 차이를 보였다(Fig. 3A). 이러한 염분 변화는 영산호에서 방류수와 함께 유입된 담수성 식물플랑크톤과 목포항 내에서 부유하던 식물플랑크톤의 생체량에 큰 영향을 미쳤을 것이라 사료되어지며(c.f. Filardo and Dunstan 1985), 본 연구의 식물플랑크톤과 Chlorophyll: Pheopigments ratio(R_b/R_a)와의 유의한 양의 상관성은 이러한 결과를 뒷받침해 준다. Chlorophyll: Pheopigments ratio는 환경 악화로 인한 식물플랑크톤의 노화 혹은 식물플랑크톤의 포식자인 동물플랑크톤의 배설물 등에서 생성되며 식물플랑크톤의 포식율(grazing rate)을 알아보는 지수(index)로서 사용되어진다(Welschemeyer and Lorenzen, 1985). Ratio가 낮을수록 포식율이 높고 환경 악화로 인한 식물플랑크톤의 사멸이 많다는 것을 의미하는데 일반적으로 순수한 Chlorophyll *a*의 경우 비율은 2.2이며(Holm-Hansen *et al.*, 1965), 생리적으로 활발하게 성장하는 식물성 플랑크톤인 경우 보통 1.7이상으로 알려져 있다(Yentsch and Menzel, 1963). 즉 하구언으로부터 담수의 유입에 의한 탁도의 증가, 급속한 염분의 변화 및 유속(flushing rate)의 증가는 식물플랑크톤의 서식 환경을 악화 시켜서 식물플랑크톤의 성장을 생리적으로 억제할 것

으로 사료된다. 실제로 조사 기간 동안 수문 개방시에 Chlorophyll: Pheopigments ratio가 1.4로 수문 비개방시의 2.0 보다 낮게 나타났다. 또한 식물플랑크톤 생체량은 상위소비자인 동물플랑크톤의 생체량과 유의한 양의 상관관계(Table 1) 그리고 비슷한 계절적 분포(Fig. 8)를 보임으로써 염분이 급변하는 시기에는 하구역내 식물플랑크톤의 생체량은 영양염이나 포식과 같은 생물학적 작용에 의한 영향보다는 물리적 환경인자(광, 유속, 탁도)에 의해서 영향을 받고 있음을 시사한다. 하지만 중형, 대형식물플랑크톤과는 달리 작은 식물플랑크톤(pico-sized)이 수문 개방시에 우세하게 나타나는 이유를 규명하기위해서는 소형식물플랑크톤 채집에 사용된 필터(membrane filter)의 소재에 따른 직경의 일관성 문제, 영산강 하구언 위쪽 수역(담수역)에 대한 식물플랑크톤 종 구조, 동일 계절의 수문계폐에 따른 염분 구배를 고려한 식물플랑크톤과 상위소비자들의 반응등에 대한 추가적인 조사가 이루어져야 할 것으로 사료된다.

결론적으로 영산강 하구(목포항)에서 부유생태계는 하구언의 인위적 수문 개폐에 따라 물성의 변화 외에도 기초생산자의 크기구조 및 생체량의 상당한 변화를 나타내며 대발생의 생성과 사멸에는 영양염이나 포식압보다는 탁도, 유속(flushing rate), 수온과 같은 물리적 환경 변화의 영향이 상대적으로 크고 이러한 기초생산자의 양과 질의 변화는 상위소비자들과의 연계성에도 영향을 미치고 있음을 시사한다.

감사의 글

현장채집과 자료정리를 함께한 이상현, 김명희양께 감사드립니다. 이 논문은 2003년도 한국학술진흥재단의 지원에 의하여 연구되었습니다(KRF-2003-002-C00270).

참고문헌

박래환, 조양기, 조철, 선연종, 박경양, 2001, 2000년 여름 영산강 하구의 해수 특성과 순환, 한국해양학회지 '바다' **6**(4): 218–224.

Armstrong, R.A. 1994. Grazing limitation and nutrient limitation in marine ecosystems: Steady state solutions of an ecosystem model with multiple food chains. *Limnol. Oceanogr.* **39**(3): 597–608.

Avnimelech, Y., B.W. Troeger and L.W. Reed. 1982. Mutual flocculation of algae and clay. Evidence and implication. *Science* **216**: 63–65.

Boyer, J.P., R.R. Christian and D.W. Stanley. 1993. Patterns phytoplankton primary productivity in the Neuse River estuary, North Carolina, USA. *Marine Ecology Progress Series* **97**: 287–297.

Boynton, W.R., W.M. Kemp and C.W. Keefe. 1982. A comparitive analysis of nutrients and other factors influencing estuarine phytoplankton production, In. Estuarine Comparisons, edited by V. Kennedy, Academic Press, New York, pp. 69–90.

Caraco, N.F., J.J. Cole, P.A. Raymond, D.L. Strayer, M.L. Pace, S.E.G. Findlay, D.T. Fisher. 1997. Zebra mussel invasion in a large, turbid river: Phytoplankton response to increased grazing. *Ecology* **78**(2): 588–602.

Caron, D.A. 1991. Evolving role of protozoa in aquatic nutrient cycles. In: Protozoa and their role in marine processes, edited by P.C. Ried, C.M. Turley, and P.H. Burkill, NATO ASI, Springer-Verlag Berlin Heidelberg. G **25**: 387–415(5.3)

Carpenter, S.R., Kitchell, J.F., Hodgson, J.R, Cochran, P.A., Elser, J.J., Elser, M.M., Lodge, D.M., Kretchmer, D., He, X., von Ende C.N. 1987. Regulation of lake primary productivity by food web structure. *Ecology* **68**: 1863–1876.

Carpenter, S.R., J.F. Kitchell and J.R. Hodgson. 1985. Cascading trophic interactions and lake productivity. *BioScience* **35**: 634–639.

Chisholm, S.W. 1992. Phytoplankton size. In Primary Productivity and Biogeochemical Cycles in the Sea, edited by. Falkowski, P. G. and Woodhead, A. D., Plenum Press, New York, pp. 213–237.

Cloern, J.E., A.E. Alpine, B.E. Cole, R.L.J. Wong, J.F. Arthur and M.D. Ball. 1983. River discharge controls phytoplankton dynamics in the northern San Francisco Bay estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **16**: 415–429.

Coffin, B. Richard, Sharp and H. Jonathan. 1987. Microbial trophodynamics in the Delaware Estuary. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* **41**: 253–266.

De Madariaca, I., L. Gonzalez-Azpiri, F. Viliate and E. Orive. 1992. Plankton responses to hydrological changes induced by freshets in a shallow mesotidal estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **35**: 425–434.

Filardo, M.J. and W.M. Dunstan. 1985. Hydrodynamic control of phytoplankton in low salinity waters of James River estuary, Virginia, U.S.A. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **27**: 61–93.

Gallegos, C.L., T.E. Jordan and D.L. Correll. 1992. Eventscale response of phytoplankton to watershed inputs in a subestuary: Timing, magnitude, and location of blooms. *Limnology and Oceanography* **37**(4): 813–825.

Gieskes, W.W. and Kraay, G.W. 1986. Floristic and physiological differences between shallow and the deep nanophytoplankton communities in the euphotic zone of the tropical Atlantic ocean revealed by HPLC analysis of pigments. *Nature* **91**: 567–576.

Glibert, P.M., Miller, C.A., Garside, C., Roman, M.R. and McManus, G.B. (1992). NH_4^+ regeneration and grazing: interdependent processes in size-fractionated $^{15}NH_4^+$ experiments. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **82**: 65–74.

Harding, Jr., L.W., B.W. Meeson and T.R. Fisher, Jr. 1986. Phytoplankton production in two east coast estuaries: Photosynthesis-light functions and patterns of carbon assimilation in Chesapeake and Delaware Bays. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **23**: 773–806.

Hein, M., Pedersen, M.F. and Sand-Jensen, K. 1995. Size-dependent nitrogen uptake in micro- and macroalgae. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **118**: 247–253.

Holm-Hansen, O., C.J. Lorenzen, R.W. Holms and J.D.H. Strickland. 1965. Fluorometric determination of chlorophyll. *J. Cons. Perm. int. Explor. Mer.* **30**: 3–15.

Iriarte, A. 1993. Size-fractionated chlorophyll a biomass and picophytoplankton cell density along a longitudinal axis of a temperature estuary (Southampton Water). *J. Plankton Res.* **15**: 485–500.

Joint, I.R. and Pomroy, A.G. 1986. Photosynthetic characteristics of

nanoplankton and picoplankton from the surface mixed layer. *Mar. Biol.* **92**: 465–474.

Jonas, R. 1992. Microbial processes, organic matter and oxygen demand in the water column. In. Oxygen Dynamics in the Chesapeake Bay, edited by D.E. Smith, M. Leffler, and G. Mackiernan, Maryland Sea Grant College. pp. 113–148.

Kemp, W.M. and W.R. Boynton. 1981. External and internal factors regulating metabolic roles of an estuarine benthic community. *Oecologia* **51**: 19–27.

Kivi, K., S. Kaitala, H. Kuosa, J. Kuparinen. E. Leskinen, R. Lignell, B. Marcussen and T. Tamminen. 1993. Nutrient limitation and grazing control of the Baltic plankton community during annual succession. *Limnol. Oceanogr.* **38**(5): 893–905.

Lenz, J. 1992. Microbial loop, microbial food web and classical food chain: Their significance in pelagic marine ecosystems. *Arch. Hydrobiol. Beih.* **37**: 265–279.

Malone, T.C., W.M. Kemp, H.W. Ducklow, W.R. Boynton, J.H. Tuttle and R.B. Jonas. 1986. Lateral variation in the production and fate of phytoplankton in a partially stratified estuary. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **32**: 149–160.

Malone, T.C. and Chervin, M.B. 1979. The production and fate of phytoplankton size fractions in the plume of Hudson River, New York Bight. *Limnol. Oceanogr.* **24**(4): 683–696.

Malone, T.C., L.H. Crocker, S.E. Pike and B.W. Wendler. 1988. Influences of river flow on the dynamics of phytoplankton production in a partially stratified estuary. *Marine Ecology Progress Series* **48**: 235–249.

Malone, T.C., P.J. Neale and D. Boardman. 1980. Influences of estuarine circulation on the distribution and biomass of phytoplankton size fractions, In Estuarine perspectives, edited by V. Kennedy, Academic Press, New York, pp. 249–262.

Michaels, A.E. and M.W. Silver. 1988. Primary production, sinking fluxes and the microbial food web. *Deep-Sea Res.* **35**: 473–490.

Officer, C.B., R.B. Biggs, J.L. Taft, L.E. Cronin, M.A. Tyler and W.R. Boynton. 1984. Chesapeake Bay anoxia: origin, development, significance. *Science* **223**: 22–27.

Oviatt, C., Lane, P.F., French III and Donaghay, P. 1989. Phytoplankton species and abundance in response to eutrophication in coastal marine mesocosms. *J. Plankton Res.* **11**(6): 1223–1244.

Painting, S.J., Moloney, C.L. and Lucas, M.I. 1993. Simulation and field measurements of phytoplankton-bacteria-zooplankton interactions in the southern Benguela upwelling region. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **100**: 55–69.

Parsons, T.R., Y. Maita and C.M. Lalli. 1984. A manual of chemical and biological methods for seawater analysis. Pergamon Press, New York. pp. 22–25.

Pennock, J.R. 1985. Chlorophyll distributions in the Delaware Estuary: Regulation by light-limitations. Estuarine, *Coastal and Self Science* **21**: 711–&25.

Sin, Y., Wetzel, R.L. and Anderson, I.C. 2000. Seasonal variations of size fractionated phytoplankton along the salinity gradient in the York River estuary, Virginia (USA). *J Plankton Res* **22**(10): 1945–1960.

Sin, Y., R.L. Wetzel and I.C. Anderson. 1999. Spatioal and Temporal Characteristics of Phytoplankton Dynamics in the York River Estuary, Virginia: Analyses of Long-term Data. *Estuaries*. **22**: 260–275.

Seliger, H.H., J.A. Boggs and W.H. Biggley. 1985. Catastrophic anoxia in the Chesapeake Bay in 1984. *Science* **228**: 70–73.

Sundbaeck, K., B. Joensseon, P. Nilsson and I. Lindstroem. 1990. Impact of accumulating drifting macroalgae on a shallow-water sediment system: An experimental study. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **58**(3): 261–274.

Takahashi, M. and Bienfang, P.K. 1983. Size structure of phytoplankton biomass and photosynthesis in subtropical Hawaiian waters. *Mar. Biol.* **76**: 203–211.

Tilman, D. 1982. Resource competition and community structure. Princeton University Press, Princeton, New Jersey.

Walsh, J.J. 1976. Herbivory as a factor in patterns of nutrient utilization in the sea. *Limnol. Oceanogr.* **21**: 1–13.

Welschemeyer and Lorenzen, 1985. Role of herbivory in controlling phytoplankton abundance: Annual pigment budget for a temperate marine fjord. *Mar. Biol.* **90**(1): 75–86.

Wofsy, S.C. 1983. A simple model to predict extinction coefficients and phytoplankton biomass in eutrophic waters. *Limnology and Oceanography* **28**(6): 1144–1155.

Yentsch, C.S. and D.W. Menzel, 1963. A method for the determination of phytoplankton chlorophyll and phaeophytin by fluorescence. *Deep Sea Res.* **10**: 221–231.

2005년 1월 8일 원고접수
2005년 3월 28일 수정본 채택
담당편집위원: 서해립