

## 새만금 방조제 체절 이후 초기의 수질변화에 관한 연구

양재삼<sup>1\*</sup> · 정용훈<sup>1</sup> · 지광희<sup>1</sup> · 김현수<sup>1</sup> · 최정훈<sup>2</sup> · 김원장<sup>2</sup>

<sup>1</sup>군산대학교 해양학과

<sup>2</sup>한국농촌공사 새만금사업단

## The Early-Stage Changes of Water Qualities after the Saemangeum Sea-dike Construction

Jae Sam Yang<sup>1\*</sup>, Yong Hoon Jeong<sup>1</sup>, Kwang Hee Ji<sup>1</sup>, Hyun Soo Kim<sup>1</sup>,  
Joeng Hoon Choi<sup>2</sup>, and Won Jang Kim<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Department of Oceanography, Kunsan National University, Kunsan 573-701, Korea

<sup>2</sup>Saemangeum Project Office, Korea Rural community & Agriculture corporation, Kimje 605-1, Korea

### 요 약

2006년 4월 새만금의 외곽 방조제가 완전히 체절됨에 따라 방조제 내부수역은 염수호수로 전환되었다. 방조제가 조성되는 과정 동안 호수의 수질 변화를 조사하기 위하여 1999년부터 2007년까지 4회의 고정 관측과 13회의 공간 관측이 이루어졌다. 조사 기간 동안 염분, 부유물질, 영양염(DIN, DIP, DISi), 엽록소-*a*를 분석하여 방조제 조성 이후 초기의 수질 변화를 집중적으로 검토하였다. 방조제 체절로 인해 내측의 호수에서 조석의 약화는 저층 퇴적물의 재부유현상을 약화시켰고, 수중의 부유물질 농도를 감소시켰다. 이로써 태양광이 수층의 깊은 곳까지 침투할 수 있게 되었고, 자연히 식물플랑크톤의 광합성이 증가되었을 것이며, 이러한 현상은 엽록소-*a*의 농도가 약 2배 정도 증가하는 결과로 나타났다. 식물플랑크톤의 급격한 성장과 수중의 부유물질의 농도 감소는 표층수의 DIP 농도를 더욱 감소시키는 결과로 나타났고, 이에 반해 표층수의 DIN과 DISi는 방조제 체절 이후 새만금호 내에서 확장된 담수의 영향과 저층에서의 공급으로 인하여 식물플랑크톤의 소비에도 불구하고 체절 이후에 증가한 것으로 평가되었다. 이에 따라 수중의 N/P 비율이 급격하게 증가하게 되었고, DIP가 일차생산의 제한인자로서 작용하게 되었다. 결과적으로 새만금호는 방조제의 체절로 인하여 과거에 전형적인 대조차 연안환경에서 DIP가 일차생산의 제한인자로 작용하는 기수환경으로 전환되었다. 금강 하구언 조성 이후 금강하구에서도 동일한 현상이 나타났으나, 새만금호수의 경우 현재까지 해수 유통이 계속되고 있기 때문에 염수쇄기현상을 통해 저층으로 유입한 해수로 인해 염분 성층이 발생한다면 여름철에 저층에 국부적인 빈산소층이 발생할 가능성이 있으므로 이에 대비한 집중적인 감시가 필요하다.

**Abstract** – Saemangeum salt-water Lake has been created by the completion of the sea-dike in April 2006. To monitor the water qualities of the lake during the sea-dike construction, salinity, SS, nutrients (DIN, DIP, DISi), and chlorophyll-*a* was analyzed for the surface water from 1999 to 2007. Due to the dike construction, weaker tidal current and lesser resuspension of bottom sediment resulted in the marked decrease of the concentrations of SS in the lake water. Consequently the clearer lake water has provided better condition for primary production with deeper penetration of sunlight into the water column and sufficient nutrient content in the water. Finally the chlorophyll-*a* content became approximately double in the concentration after the dike construction. Highly stimulated algal production with the marked decrease of the concentrations of SS was decreased the concentration of DIP in the surface water. On the other hand the concentration of DIN and DISi in surface water was increased after dike construction due to the expansion of the freshwater and the supply from bottom layer. As a result, the lake revealed an extremely high N/P ratio and a DIP-limited ecosystem. The lake has been transformed from a typical coastal ecosystem to a brackish one. Since the dike completion, the lake has shown a

\*Corresponding author: yangjs@kunsan.ac.kr

similar change pattern to the Geum River estuary. Due to the salt-wedge intrusion of seawater, it is highly probable to expect the formation of low-oxygen zone at the bottom layer near the river-mouth area of the lake during the summer. Therefore we need a continuous sentinel monitoring of bottom water qualities in the near future.

**Keyword:** Saemangeum(새만금), SS(부유물질), Chlorophyll-*a*(엽록소-*a*), Nutrient(영양염), N/P ratio(N/P 비율)

## 1. 서 론

새만금사업은 건설 단계부터 환경문제로 수많은 논쟁을 일으키며 많은 사람들의 주목을 받았다. 새만금사업에 관한 논쟁은 크게 3가지로 요약할 수 있다. 첫째로는 하구환경과 갯벌을 파괴함으로써 생물의 서식지가 파괴된다는 것이며, 둘째로는 갯벌을 파괴하고 이미 남아돌아가는 쌀을 생산하는 것은 비경제적이라는 논리였으며, 셋째로는 조성되는 담수호의 수질을 양호한 상태로 유지할 수 없다는 이유였다. 이 중 특히 담수호의 수질에 관한 논쟁은 찬성 측과 반대 측 모두 서로 조금도 양보 없이 치열하게 전개되었다. 결국 대법원의 판단에 의해 공사는 재개되었고, 2006년 4월 외곽방조제는 최종적으로 체절되었다. 그러나 아직도 내부 공사는 완료되지 않아 간간히 방조제의 감문을 이용하여 내부의 염수호수의 수위를 조절하고 있는 실정이다.

새만금지역에 관한 연구는 주로 방조제 건설로 인해 담수호수로 전환되는 과정에서 발생하는 환경적인 문제에 관한 것으로서 새만금 유역의 오염물질 배출부하량에 관한 연구(이 등 [2004], 이 등 [2005a], 이 등 [2005b])와 새만금 내부 수역의 수질 및 오염부하량에 관하여 예측한 연구(김과 김 [2002], 김 등 [2002])가 있었으며, 부유생물(유 등 [2006]), 어류(이 등 [2003b], 차 등 [2004], 최 등 [2005]), 저서동물(김과 황 [2003], 황과 김 [2003], 안 등 [2006]) 등에 관한 연구도 있었다. 또한 방조제 체절로 인한 지형 변화 및 퇴적환경 변화(이 등 [2006], 우 등 [2006]) 등에 대한 연구보고도 있었다.

이 중 새만금호의 수질예측에 관한 정확성에는 많은 논란이 있었으며, 여기에는 아직 생기지도 않은 호수의 주변 배수권역에 대한 개발방향이 부정확하기 때문에 오염부하량을 정확하게 예측할 수 없다는 구조적인 문제와 함께 수치모델에서 사용된 이 해역의 수질에 대한 관측 자료가 매우 미비하였다는 것도 한 몫을 차지하였다. 또한 새만금 체절 이후 급격한 환경변화에도 불구하고 이전에 얻어진 모델 상수들을 그대로 적용하는 것도 부정확한 결과의 원인이 되었을 것이다. 최근에 이러한 수질 예측에 대한 문제점을 보완하고자 메조코즘을 사용하여 자연 갯벌이 간척 등으로 인해 담수화되었을 때 상층수의 수질에 어떠한 영향을 줄 수 있는가를 이해하기 위한 연구(Yang *et al.*, [2004], 김 등 [2006])가 있었다. 또한 장기간의 연속관측을 통해 수치 모델의 한계를 극복하고자 연안역에 대한 연속적인 실측을 통해 자연현상을 이해하고자 하는 연구들이 진행되었다(이와 양 [1997], 양 등 [1999], 정 등 [2005]). 이러한 장기적이고, 연속적으로 현장에서 정확하게 측정된 자료를 분석하는 것은 비록 용이한 일은 아니지만 후일 수

치모델이 흉내 낼 수 없는 정확한 정보를 과학자에게 제공해 줄 수 있으며, 이러한 결과를 바탕으로 유사한 경우에 대한 예측을 가능하게 할 것이다. 장기적인 관측이 가진 이러한 장점에도 불구하고 지금까지 방조제 체절 과정 중 새만금호의 수질 변화에 대한 실측자료를 이용한 보고는 매우 부족한 실정이다. 따라서 이 시점에서 수질의 변화양상을 점검하고, 방조제 체절로 인한 수질 변화의 원인을 규명하고 토의하는 것은 매우 의미 있는 일이라고 할 수 있다.

한편, 새만금 방조제가 축조되는 동안 본 연구와 유사한 기간 동안 유일하게 한국해양연구원(해양수산부 [2003], [2007])에서도 새만금 방조제 내측 수역의 관측이 지속적으로 수행되었다. 이들의 연구는 본 연구의 조사 정점들과 다소 차이는 있으나, 방조제 체절 이전과 이후의 환경 변화에 대한 해석을 더욱 분명하게 제시해 줄 수 있을 것이다. 따라서 본 연구에서는 한국해양연구원에서 관측한 방조제 체절 이전과 이후의 관측 자료들과 본 연구의 장기 관측 자료들을 같이 토의하면서 새만금 방조제 체절 이후 초기의 수질 변화에 대한 해석을 하고자 한다.

## 2. 지역 개괄

새만금사업은 1991년 11월에 착공하여 2006년 4월 방조제 체절을 완료함으로써 1 단계가 완료되었고, 총 개발면적은 40,100 ha이며, 28,300 ha의 새로운 토지와 11,800 ha의 면적을 가진 새만금호수가 조성될 예정이다. 현재는 내부 방수제공사가 진행 중에 있으며, 감문은 연중 상당기간 개방된 상태로 있어 해수의 유통이 자유롭게 이루어지고 있다. 그러나 과거에 비해 해수의 교환량은 44% 감소하여(김 등 [2007]), 염수호수의 성격을 나타내고 있다. 새만금유역의 전체면적은 3,319 km<sup>2</sup>로서 만경강 수계가 1,571 km<sup>2</sup>, 동진강 수계가 1,004 km<sup>2</sup>로 전체 유역면적의 77.5%를 차지한다. 새만금호수의 서쪽은 방조제로 인하여 서해와 분리되어 있고, 북쪽과 동쪽, 그리고 남쪽은 각각 군산시, 김제시, 부안군으로 둘러싸여 있다. 만경강과 동진강의 평균 유량은 2.83×10<sup>6</sup> m<sup>3</sup>/day, 2.81×10<sup>6</sup> m<sup>3</sup>/day이다(한국농촌공사 [2007]).

## 3. 재료 및 방법

### 3.1 시료 채취

방조제 공사가 진행됨에 따라 변화하는 수질의 일중 농도 변화를 알기위하여 1999년 8월, 2002년 8월, 2003년 8월, 2006년 8월 까지 대조기에 새만금 내부의 1개 정점에서 13시간 이상 표층수

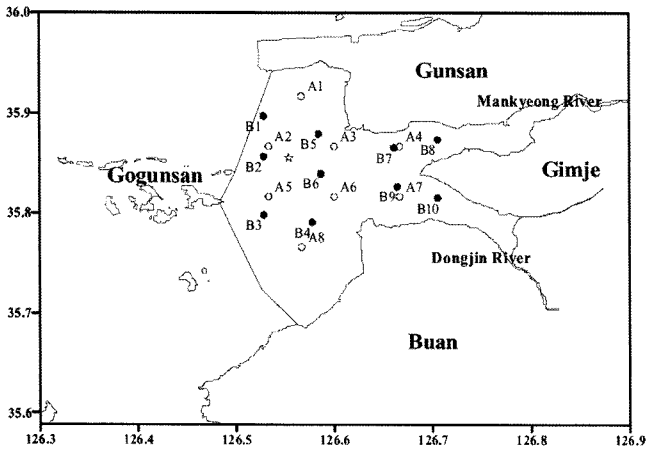


Fig. 1. Investigated stations for diurnal (☆) and long-term (2002~2003(●), 2006~2007(○)) observations.

Table 1. Basic environmental parameters during the study period

|           | Periods   | Precipitation (mm)* | Moon's age (day) |
|-----------|-----------|---------------------|------------------|
| Mooring   | Aug. 1999 | 8.5                 | 29               |
|           | Aug. 2002 | 36.0                | 28               |
|           | Aug. 2003 | 16.0                | 5                |
|           | Aug. 2006 | 7.5                 | 7                |
| Survey    | Jun. 2002 | 0.0                 | 28               |
|           | Aug. 2002 | 36.0                | 15               |
|           | Dec. 2002 | 10.0                | 18               |
|           | May. 2003 | 59.5                | 3                |
|           | Aug. 2003 | 16.0                | 5                |
|           | May. 2006 | 2.5                 | 4                |
|           | Aug. 2006 | 115.5               | 7                |
|           | Sep. 2006 | 0.0                 | 8                |
|           | Dec. 2006 | 25.0                | 21               |
|           | Feb. 2007 | 1.5                 | 4                |
| May. 2007 | 14.5      | 2                   |                  |
| Jul. 2007 | 53.0      | 11                  |                  |
| Oct. 2007 | 30.5      | 15                  |                  |

\*7-day accumulated precipitation of the Buan (1999~2007, Korea Meteorological Administration)

와 저층수를 연속적으로 채수하였다. 저층수의 경우 1999년부터 2003년까지는 수심이 5 m 이상 되는 시기에는 시료를 채취하지 않았다. 또한 새만금 내부수역의 장기적인 수질 변화를 파악하기 위하여 2002년 6월부터 2007년 10월까지 새만금 방조제 내부수역의 8개 정점에서 13회에 걸쳐 만조시를 전후로 빠르게 이동하며 표층수를 채수하였다(Fig. 1). 시료 채취시의 일반적인 환경조건은 Table 1에 제시하였다. 영양염류(DIN, DIP, DISi)와 부유물질(SS), 염분, 수온, 엽록소-a 등 10개 항목을 측정하였으며, 보조 자료로서 기상청의 강수량과 국립해양조사원의 조석자료를 이용하였다.

### 3.2 분석방법

수온과 염분은 Salinometer(TS-DIGITAL LAB TSURUMI

SEIKI, YSI 30)를 이용하여 현장에서 측정하였다. 부유물질은 시료 500 ml를 GF/C 여과지로 여과 후 건조기로 103 °C에서 1시간 30분 건조 후 함량을 측정하였다. 인산염(DIP)은 폴리브덴산 암모니움(ammonium molybdate) 용액, 황산, 아스코르빈산(ascorbic acid), 타르타르산 안티모닐 칼륨(potassium antimonyltartrate) 용액의 혼합 시약으로 반응시킨 후 885 에서 정량 측정하였다(Parsons *et al.* [1984]). 암모니움염은 페놀로 고정된 후 니트로프로시드 나트륨(sodium nitroprusside) 용액, 알칼리 용액, 차아염소산 나트륨(sodium hypochlorite) 용액, 산화제로 반응시킨 후 640 nm에서 정량 측정하였다(Solórzano[1969]). 아질산염은 술페닐 아미드(sulfanilamide) 용액과 나프틸에틸렌디아민이염산염(naphthylethylene diamine dihydrochloride) 용액으로 반응시킨 후 543 nm에서, 질산염은 Cd-Cu 환원 칼럼을 통하여 아질산염으로 환원시킨 후 아질산염과 동일한 방법으로 정량 측정하였다(Parsons *et al.* [1984]). 규산염(DISI)은 파라몰리브덴산암모니움(ammonium paramolybdate) 용액과 메탈-무수아황산나트륨(metal-anhydrous sodium sulfite) 용액, 옥살산(oxalic acid), 황산(sulfuric acid) 혼합액으로 반응시킨 후 810 nm에서 정량 측정하였다(Parsons *et al.* [1984]). 엽록소-a (Chl-a)는 여과 후 여과지에 1%의 탄산마그네슘 용액을 첨가한 후 90% 아세톤을 넣고 냉장 보관하여 24시간 후에 원심분리기로 분리하여 630, 647, 664, 750 nm에서 정량 측정하였다(Parsons *et al.* [1984]). 정량 측정은 분광광도계(UV-160A, 1750 SHIMADZU)를 사용하였다.

### 3.3 자료 분석

새만금 방조제 공사는 1991년부터 시작되어 2006년 4월에 최종체절하기 까지 16년이 경과하였다. 이에 따라 2002년 6월부터 조사를 시작하여 2007년 10월 까지 총 13회 걸쳐 실측한 새만금 내부 수역의 수질 자료를 다양한 방법으로 시공간적인 변화양상을 비교하였다. 이를 위해서 최종적으로 방조제가 완전히 체절된 2006년 4월 이전의 자료와 이후의 자료를 비교하였다. 공간 관측 자료에서 체절 이전과 이후의 자료 비교에 앞서 체절 이전에 측정된 자료가 5회이고, 체절 이후에 측정된 자료가 8회이므로 계절적인 특성에 의한 오류를 줄이기 위해서 체절 이후의 자료는 체절 이전의 자료와 동일한 달에 측정된 5회 측정 자료(2006년 5월, 8월, 12월, 2007년 5월, 7월)를 이용하였다. 체절 전후의 평균 농도의 비교는 t-test를 사용하여 비교하였고, 각 환경인자 상호간의 상관관계를 분석하였다. 모든 통계분석은 SPSS(ver., 12.0)를 사용하여 수행하였다.

또한 새만금 방조제 체절 전후의 환경인자들의 농도 변화를 이용한 간단한 모델을 사용하여 방조제 체절로 인한 영양염(DIP, DIN, DISi)의 거동에 대해 분석하였다.

## 4. 결 과

### 4.1 일중 농도 변화: 고정 관측 자료 비교

1999년부터 2006년 8월까지 13시간 이상 고정정점에서 표층수

를 연속 관측한 결과가 Fig. 2에 있다. 조위변화는 군산외항 자료를 인용하였다. 1999년부터 2003년까지 조사 기간 동안의 조차는 5~7 m 이었으나, Fig. 2에는 1999년 8월 조사당일의 조위자료를 대표로 제시하였다. 그리고 2006년 8월 조사 기간 동안의 새만금호의 조차는 1.3 m로 관측되었으나, 그림에는 제시하지 않았다.

방조제가 조성되기 이전인 1999년, 2002년, 2003년 8월에는 염분이 조위와 동반하여 함께 변화하는 경향을 보였다. 이 중 새만금 4호 방조제가 완성된 이후인 2003년 8월에 관측된 염분은 2002년보다 강수량이 적었음에도 불구하고 저조시에 더 낮은 값을 보였다. 방조제가 완전히 체절된 이후인 2006년 8월에는 다른 시기에 조사된 염분변화보다 상대적으로 변화폭이 작으며, 전체적으로 염분 값도 낮게 관측되었다(Fig. 2-a).

엽록소-a는 조사 기간 동안 저조시에 높아지는 경향을 보였다. 조사 기간 중에는 1999년 8월이 상대적으로 높은 농도를 보였고, 2002년과 2003년 8월은 유사한 농도 분포를 보였다. 방조제가 체절된 이후인 2006년 8월에는 조위 변화와 뚜렷한 관계를 보이지 않았으나, 농도 변화 폭은 다른 조사 기간들과 유사하게 관측되었다(Fig. 2-b).

부유물질의 경우에는 방조제가 체절되기 이전인 1999년, 2002년, 2003년 8월에는 유사한 농도 변화를 보였고, 창조시와 낙조시에 증가하는 경향을 보였다. 반면, 방조제가 체절된 이후인 2006년 8월에는 저조시에 부유물질이 증가하는 경향을 보였고, 상대적으로 부유물질의 농도도 다른 조사 시기보다 높게 관측되었다(Fig. 2-c).

용존무기질소(DIN= $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^- + \text{NH}_4^+$ )는 방조제가 완전히 체절되기 이전인 1999년, 2002년, 2003년 8월에는 저조시에 가장 높은 농도를 보이며 조위와 함께 동반하여 변화하는 경향을 보였다. 반면 2006년 8월에는 다른 연도보다 상대적으로 낮은 농도를 보였고, 조위 변화에 둔감하게 나타났다(Fig. 2-d).

규산염(DiSi)도 DIN과 DIP와 마찬가지로 2006년 8월에 다른 연도보다 상대적으로 낮은 농도가 관측되었다. 전체적으로 모든 조사 시기 동안 조위 변화와 무관하게 나타났고, 특히 1999년 8월에는 매우 역동적인 변화를 보였다(Fig. 2-e).

인산염(DIP)의 경우에도 DIN과 마찬가지로 2006년 8월에 다른 연도보다 상대적으로 낮은 농도가 관측되었다. 한편, 1999년, 2002년, 2003년 8월에 DIN의 농도 범위가 유사한 것과는 달리 인산염은 1999년 8월에 상대적으로 낮은 농도범위를 보였다(Fig. 2-f).

각 조사 시기 동안 표층수와 저층수의 농도 차이를 알아보기 위해 각 항목의 평균 농도를 비교(paired t-test,  $\alpha=0.05$ )하였다. 1999년 8월에 염분의 평균 농도는 표층수와 저층수 간에 통계적으로 유의한 차이를 보였고, 저층수가 표층수보다 0.38 psu 높았다. 나머지 항목들은 통계적으로 유의한 차이가 없었다. 2002년 8월에는 모든 항목들의 평균 농도가 표층수와 저층수 간에 통계적으로 유의한 차이가 없었다. 2003년 8월에는 염분만 저층수가 표층수보다 0.34 psu 높게 나타났고, 나머지 항목들의 평균 농도는 유의한 차이가 없었다. 2006년 8월에는 염분이 3.15 psu, DIN이 3.85  $\mu\text{M}$ ,

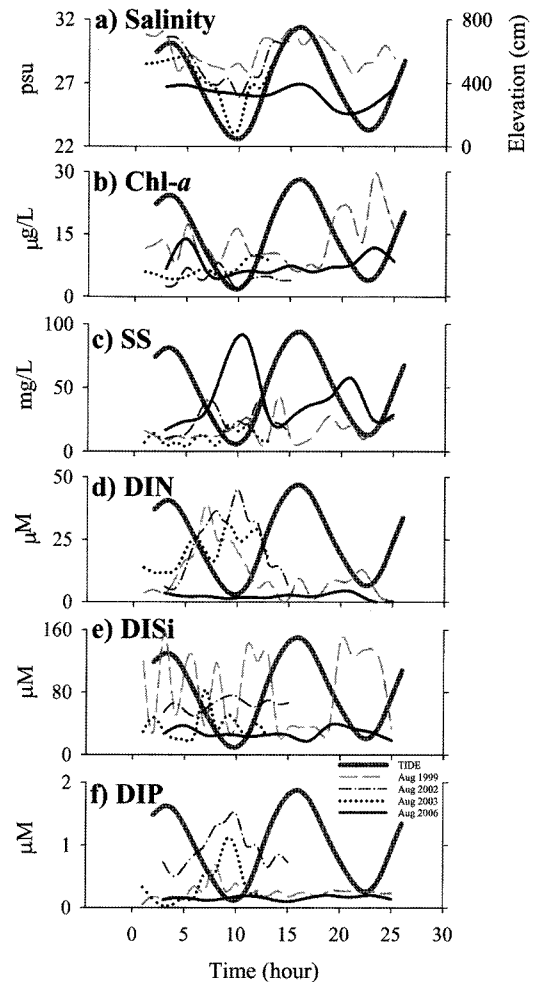


Fig. 2. Diurnal variations of water quality parameters in surface water of the diurnal observation from Aug 1999 to Aug 2006.

N/P 비율이 36.78 만큼 저층수가 표층수보다 높게 나타났으며, DIP와 DISi는 표층수가 저층수보다 0.04  $\mu\text{M}$ 과 7.07  $\mu\text{M}$  만큼 높게 나타났다.

#### 4.2 수평 분포: 공간 관측 자료 비교(봄, 여름)

새만금 방조제 체절 이전과 이후에 새만금호의 표층수에서 조사된 각 항목들의 수평 분포를 조사하였다. 새만금호 내의 수평 분포를 파악하기 위한 조사는 13회 이루어 졌으나, 동일한 계절을 비교하기 위해 봄과 여름철에 조사된 8회 조사 결과만 Fig. 3~Fig. 9까지 도시하였다.

새만금호의 표층수 내 염분의 분포(Fig. 3)는 봄철에는 방조제 체절 이전과 이후의 변화가 뚜렷하지는 않지만 염분 28 psu의 등염분선이 체절 이후 새만금호 내측으로 더 확장되어 분포하는 경향을 보였다. 그러나 여름철에는 방조제 체절 이후 뚜렷하게 염분이 감소했음을 잘 보여주고 있다. 또한 염분의 분포 형태가 체절 이전에는 동쪽에서 서쪽으로 점차 감소하는 경향을 보였지만, 체절 이후에는 신시갑문과 가력갑문이 있는 남서쪽 방향으로 염분의 기울기가 형성되고 있는 경향을 보였다. 특히 이러한 현상은 4

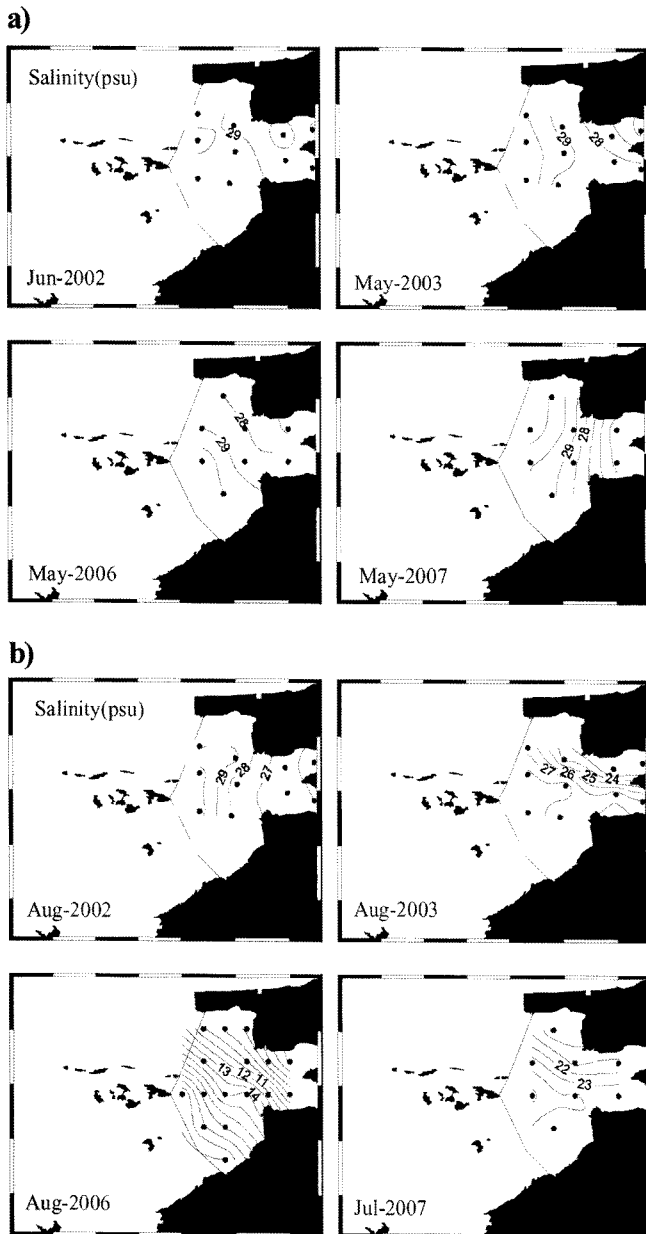


Fig. 3. Horizontal distribution of salinity from surface water in spring (a) and summer (b) during this study periods (2002~2007).

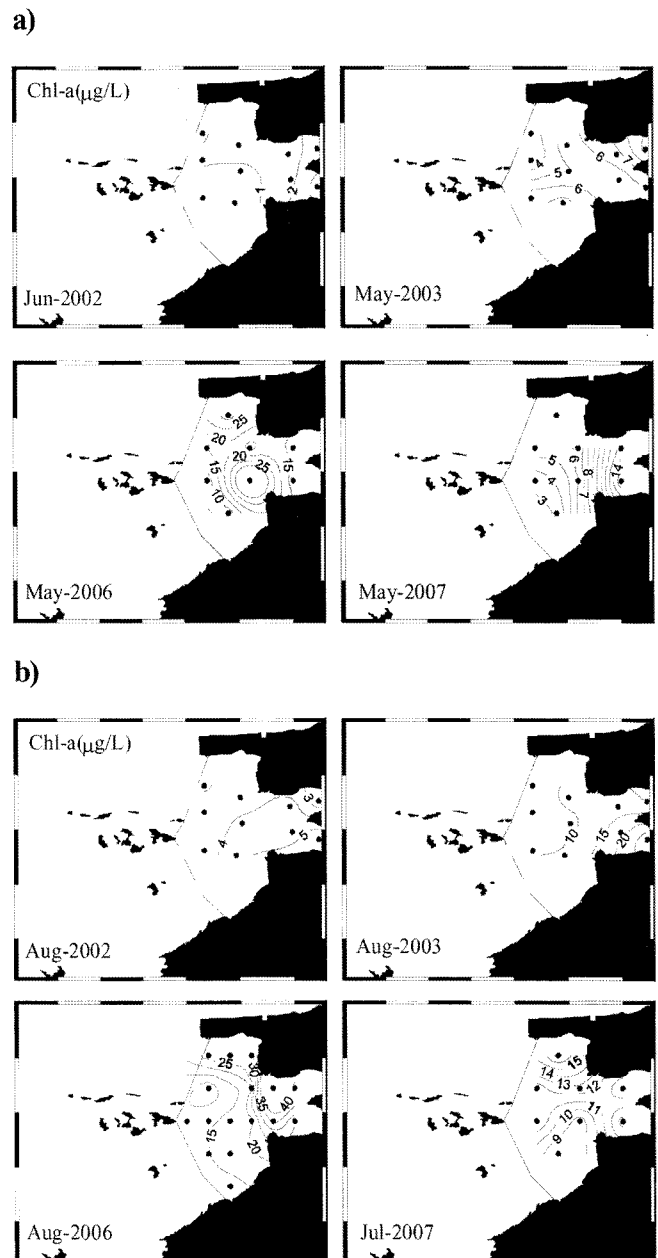


Fig. 4. Horizontal distribution of chlorophyll-a from surface water in spring (a) and summer (b) during this study periods (2002~2007).

호 방조제가 조성된 이후인 2003년 8월부터 염분 감소와 함께 관측되었다.

새만금호의 표층수 내 엽록소-a의 분포(Fig. 4)는 전체적으로 체절 이전의 농도보다 체절 이후의 농도가 높아졌으며, 이러한 현상은 봄철과 여름철 모두 뚜렷하게 관측되었다. 특히 방조제 체절 이후 하구의 입구와 새만금호의 북측에서 상대적으로 높은 증가를 보였다.

부유물질의 수평 분포(Fig. 5)의 경우 봄철에는 체절 이후 하구의 입구쪽에서 부유물질의 농도가 다소 감소했음이 관측되었다. 그러나 여름철에는 4호 방조제가 조성된 이후인 2003년 8월부터 부유물질의 감소가 새만금호 전체적으로 나타났고, 특히 하구의

입구쪽에서 뚜렷하게 관측되었다.

새만금 표층수 내 DIN과 DISi의 수평 분포는 유사하게 나타났으며, 방조제가 체절된 직후에 상대적으로 농도가 증가되는 경향을 보였고(Fig. 6, 7), 특히 여름철에 더욱 뚜렷하게 관측되었다. 그러나 DIP의 수평 분포(Fig. 8)의 경우에는 방조제 체절 이후 전체적으로 체절 이전에 비하여 농도가 낮게 관측되었고, 특히 새만금호의 중앙 부분으로 갈수록 낮은 농도를 보였다.

새만금 표층수 내 N/P 비율의 수평 분포(Fig. 9)는 4호 방조제가 조성된 이후가 그 이전보다 상대적으로 매우 높은 값을 보였고, 특히 하구의 입구에서부터 새만금호 중앙 수역으로 갈수록 점차 증가하는 경향을 보였다.

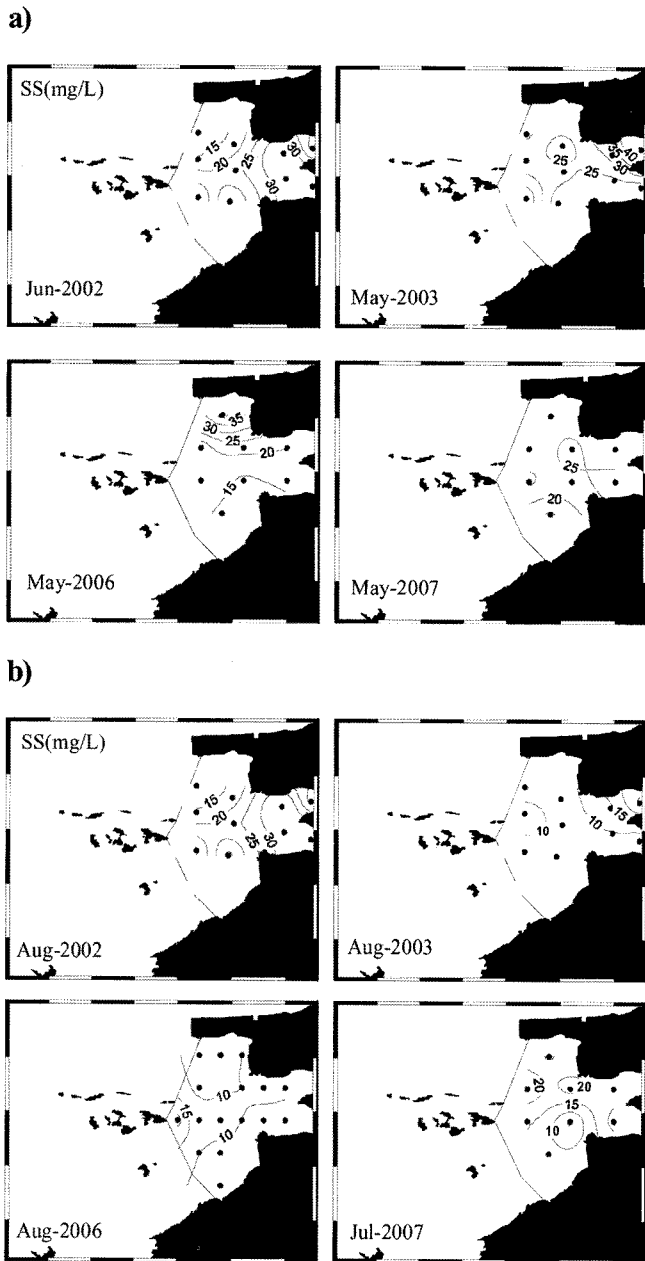


Fig. 5. Horizontal distribution of SS from surface water in spring (a) and summer (b) during this study periods (2002~2007).

4.3 체절 이전과 체절 이후의 비교: 환경인자간의 상관관계

방조제 체절 이전과 이후의 환경변화를 환경인자 상호간의 상관관계의 변화로서 비교하였다. Table 2는 관측한 자료들의 상관계수를 나타내며, 90% 이상의 신뢰구간에 포함되는 것만 표시하였다. 비교 자료는 공간 관측 자료를 이용하였고, 새만금 방조제가 체절되기 이전의 5회 자료와 체절된 이후에 조사된 5회 자료를 사용하였다.

새만금 방조제 체절 이전에 염분은 암모니움염과 N/P 비율과 음의 상관관계를 가졌으나, 체절 이후에 암모니움염과는 양의 상관관계를 가지게 되었고, N/P 비율과의 상관관계는 소멸하였다. 또한 방조제 체절 이전에 염분과 DISi는 상관관계가 없었으나 체

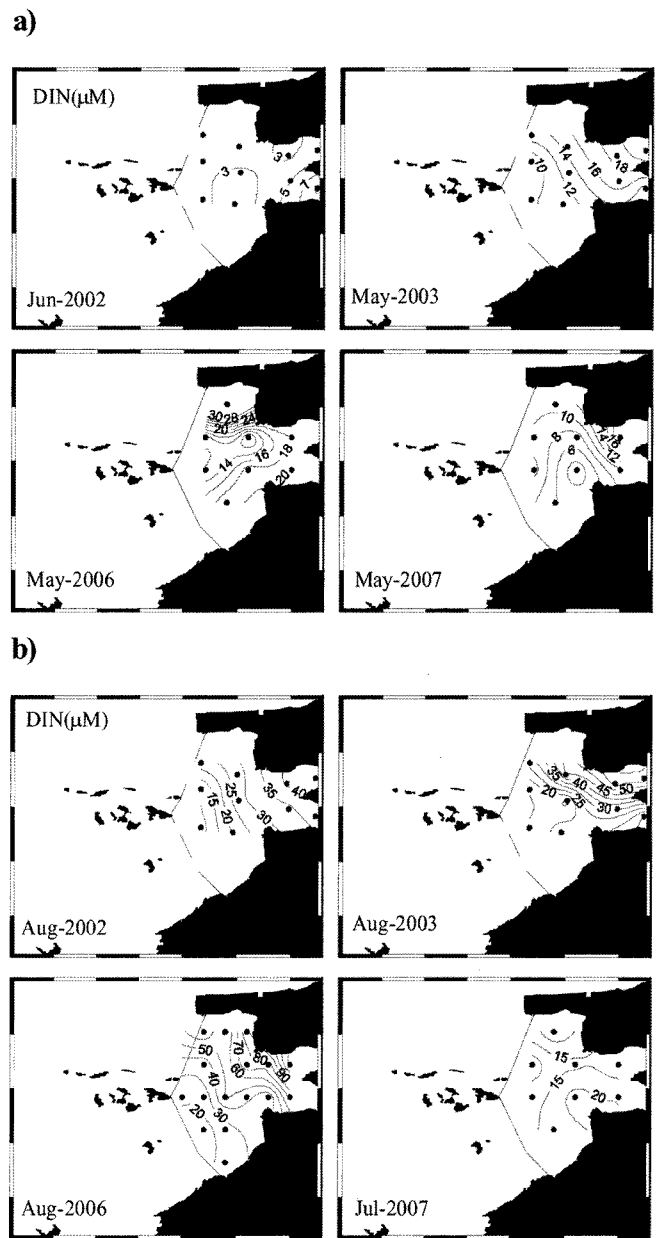


Fig. 6. Horizontal distribution of DIN from surface water in spring (a) and summer (b) during this study periods (2002~2007).

절 이후 DISi와 음의 상관관계가 나타났다. 엽록소-a는 방조제 체절 이후 부유물질, 암모니움염, N/P 비율과의 상관관계가 사라졌고, 질산염, 아질산염, DIP와의 상관관계가 나타났다. 부유물질은 방조제 체절 이후에 DIP, DISi, N/P 비율과 상관관계가 사라졌고, 아질산염, 질산염, DIN과 음의 상관관계를 보였다. 암모니움염은 방조제 체절 이후에 DIN, DIP, DISi, N/P 비율과의 상관관계가 소멸하였다. 질산염은 체절 이후에 DIP와의 상관관계가 소멸하였다. DIN은 방조제 체절 이후 DIP와 N/P 비율과의 상관관계가 사라졌고, DISi와의 상관관계가 나타났다. DISi는 방조제 체절 이후 N/P 비율과의 상관관계가 소멸하였고, DIP는 방조제 체절 이후 DISi와 N/P 비율과의 상관관계가 소멸하였다.

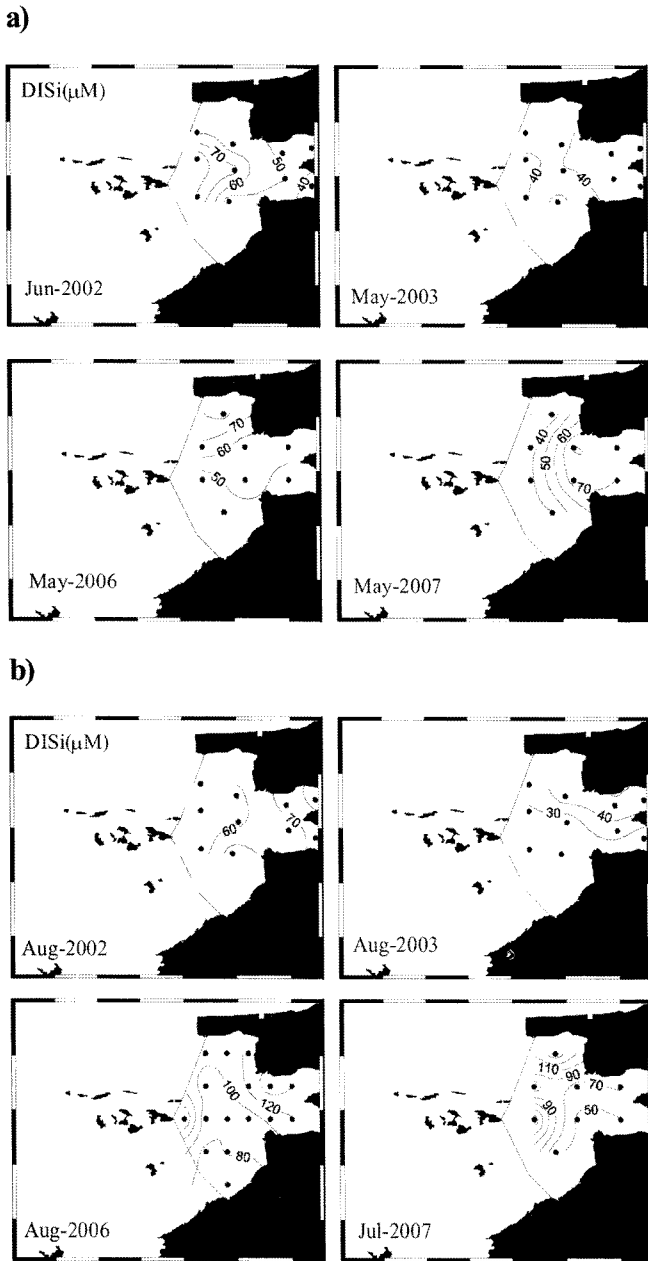


Fig. 7. Horizontal distribution of DISi from surface water in spring (a) and summer (b) during this study periods (2002~2007).

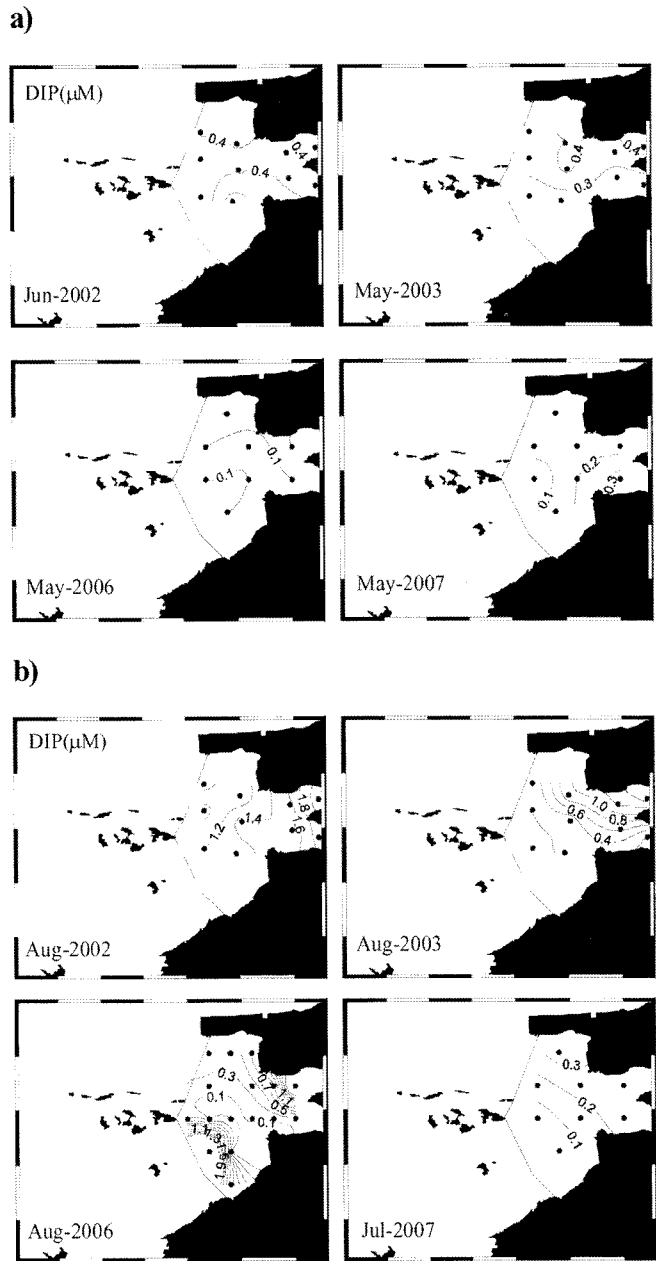


Fig. 8. Horizontal distribution of DIP from surface water in spring (a) and summer (b) during this study periods (2002~2007).

**4.4 방조제 체절 이전과 원전 체절 이후의 비교: 평균농도 비교**

방조제 체절 이전과 이후의 수질 변화를 호수의 표층수에서 측정된 각 항목들의 평균 농도로서 비교하였다(Table 3). 비교 자료는 상관분석에 사용된 자료와 동일한 자료를 이용하였다.

염분의 평균 농도는 체절 이전에 28.22 psu에서 체절 이후에 22.33 psu로 약 1.3배 감소하였다. 엽록소-a의 평균 농도는 체절 이전에 5.52 μg/L에서 체절 이후에 16.42 μg/L로 약 3.0배 증가하였다. 부유물질의 평균 농도는 체절 이전에 26.58 mg/L에서 체절 이후에 16.21 mg/L로 1.5배 이상 감소하였다. DIN의 평균 농

도는 체절 이전에 19.84 μM에서 체절 이후에 27.82 μM로 약 1.4배 증가하였다. DIN 중 암모늄염과 아질산염의 평균 농도는 통계적으로 체절 이전과 이후의 농도차이가 유의하지 않았고, 질산염의 평균 농도는 체절 이후에 약 1.7배 증가하였다. DIP의 평균 농도는 체절 이전에 0.74 μM에서 체절 이후에 0.41 μM로 약 1.8배 감소하였다. DISi의 평균 농도는 체절 이전에 55.35 μM에서 체절 이후에 75.82 μM로 약 1.4배 증가하였다. N/P 비율의 평균 값은 체절 이전에 33.75에서 체절 이후에 264.98로 약 7.6배 증가하였다.

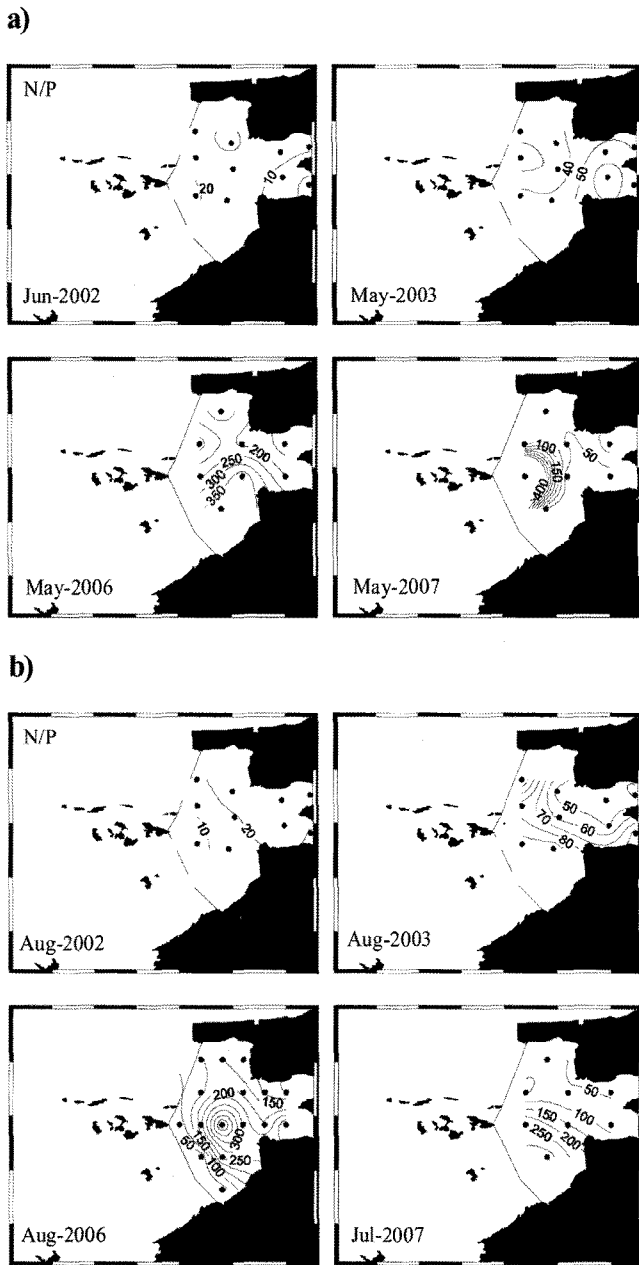


Fig. 9. Horizontal distribution of N/P ratios from surface water in spring (a) and summer (b) during this study periods (2002~2007).

## 5. 토 의

### 5.1 체절 이전과 완전 체절 이후 초기의 수질 변화 해석

새만금 방조제가 체절되기 이전에 방조제 내부 수역의 해수순환은 만경강과 동진강으로부터 유입되는 담수가 연안역의 강한 조류혼합에 의해 새만금 남서쪽에서 유입된 외해수와 희석되어 새만금 북서쪽을 통해 유출되는 형태였다(이 등 [2003a]). 그러나 이러한 외해수와의 교환은 새만금 4호 방조제가 완성되면서 25% 감소하고, 방조제가 완전히 체절된 이후에는 44%로 감소할 것으로 예측되었다(김 등 [2007]). 방조제 체절 이후 해수 교환량의 감소

Table 2. The correlations between the water quality parameters before and after the sea-dike construction

|                              | Before        |        |                              |                              |                              |        |        |        |        |
|------------------------------|---------------|--------|------------------------------|------------------------------|------------------------------|--------|--------|--------|--------|
|                              | Chl- <i>a</i> | SS     | NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> | NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> | NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> | DIN    | DISi   | DIP    | N/P    |
| Sal.                         | -0.481        | 0.255  | -0.793                       | -0.526                       | -0.608                       | -0.750 |        | -0.326 | -0.314 |
| Chl- <i>a</i>                |               | -0.264 | 0.583                        |                              |                              | 0.384  | -0.491 |        | 0.667  |
| SS                           |               |        |                              | 0.376                        |                              |        | 0.536  | 0.256  | -0.252 |
| NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> |               |        |                              | 0.513                        | 0.552                        | 0.819  | -0.264 | 0.309  | 0.533  |
| NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> |               |        |                              |                              | 0.502                        | 0.898  | 0.452  | 0.730  |        |
| NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> |               |        |                              |                              |                              | 0.706  |        | 0.666  |        |
| DIN                          |               |        |                              |                              |                              |        |        | 0.681  | 0.241  |
| DISi                         |               |        |                              |                              |                              |        |        |        | -0.607 |
| DIP                          |               |        |                              |                              |                              |        | 0.587  |        | -0.396 |
|                              | After         |        |                              |                              |                              |        |        |        |        |
|                              | Chl- <i>a</i> | SS     | NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> | NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> | NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> | DIN    | DISi   | DIP    | N/P    |
| Sal.                         | -0.469        | 0.484  | 0.284                        | -0.834                       | -0.793                       | -0.824 | -0.707 | -0.280 |        |
| Chl- <i>a</i>                |               |        |                              | 0.479                        | 0.455                        | 0.501  | 0.382  | 0.447  |        |
| SS                           |               |        |                              | -0.347                       | -0.380                       | -0.348 |        |        |        |
| NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> |               |        |                              |                              | -0.344                       |        |        |        |        |
| NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> |               |        |                              |                              | 0.425                        | 0.900  | 0.587  |        |        |
| NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> |               |        |                              |                              |                              | 0.849  | 0.512  | 0.376  |        |
| DIN                          |               |        |                              |                              |                              |        |        | 0.538  |        |
| DISi                         |               |        |                              |                              |                              |        |        |        |        |
| DIP                          |               |        |                              |                              |                              |        |        |        |        |

Only the correlation ( $p < 0.1$  level) is illustrated.

Table 3. Comparison of water quality parameters before and after the sea-dike construction

| Parameters                              | After - Before |
|---|----------------|
| Salinity(psu)                           | -5.89*         |
| Chl- <i>a</i> ( $\mu$ g/L)              | 10.90*         |
| SS(mg/L)                                | -10.62*        |
| NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> ( $\mu$ M) | 0.43           |
| NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ( $\mu$ M) | 7.54*          |
| NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> ( $\mu$ M) | 0.00           |
| DIN( $\mu$ M)                           | 7.98*          |
| DIP( $\mu$ M)                           | -0.33*         |
| DISi( $\mu$ M)                          | 20.47*         |
| N/P                                     | 159.96*        |

\* $p < 0.1$

는 만경강과 동진강으로부터 유출되는 담수의 영향범위를 확대시킴으로써 새만금호 내의 염분 감소로 나타났다. 이러한 염분 감소는 고정 관측과 공간 관측 결과에서 동일하게 관측되었고, 공간 관측의 결과에서 새만금 표층수의 염분 감소는 체절 이후에 21%로 추정되었다. 또한 한국해양연구원(해양수산부 [2003], [2007])에서 관측한 공간 관측 결과를 바탕으로 체절 이후에 표층수의 염분 감소를 추정하면 체절 이전보다 15% 감소한 것으로 계산되었다. 한국해양연구원과 본 연구 결과에서 발생하는 차이는 한국해양연구원에서 관측한 조사 정점이 대부분 방조체에 가깝고, 체절 이후에는 상대적으로 수층이 정제되어 있는 북쪽 방조제 인근에 다수의 정점들이 위치하기 때문으로 판단된다.



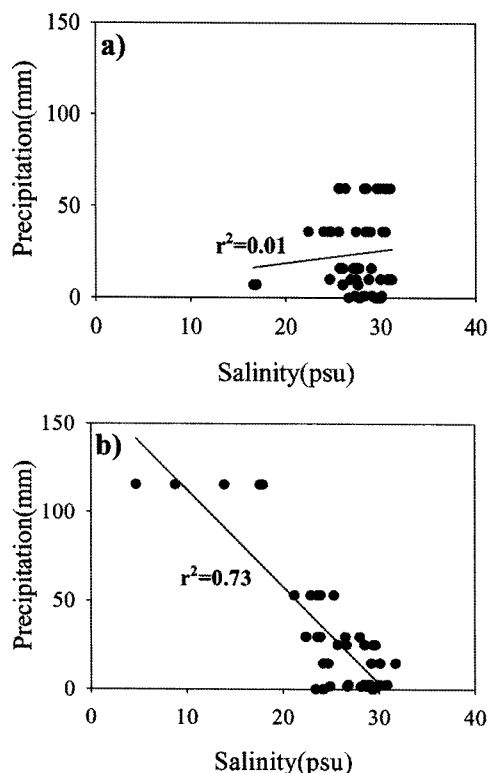


Fig. 10. Relationships of salinity vs. precipitation during 2002~2006 (before (a) and after (b) the sea-dike construction).

2007년 7월 관측된 새만금호의 표층수 내 염분의 수평분포에서 호의 가장 북쪽에 위치한 정점 A1에서 가장 낮은 염분이 관측되었다. 이것은 새만금호의 북쪽 지역이 다른 지역보다 상대적으로 수층이 정체되어 호 내의 해수와 빠르게 섞이지 않기 때문일 것이다(김 등 [2007]).

한편, 방조제 체절 이후 새만금호 내의 염분 감소는 방조제 체절 이전과 달리 강수량과 매우 강한 음의 상관관계로 나타났다(Fig. 10). 따라서 새만금호로 일단 유입된 담수는 새만금 수역에서 즉시 혼합되거나 외해로 방출되지 않고, 수일에 걸쳐 점차적으로 혼합되면서 담수의 flushing time은 점차 증가했을 것이다. 실제로 새만금 방조제 내·외측에서 13시간 이상 고정정점에서 관측한 염분 자료로 담수의 flushing time을 계산한 결과 1999년 8월에는 6일, 2002년 8월에는 4일, 2003년 8월에는 7일, 2006년 8월에는 25일로 계산되었다. 결국 담수의 flushing time 증가는 호 내에서 영양염의 보유 능력을 증가시킴(van Raaphorst et al. [2000])과 동시에 식물플랑크톤의 성장을 촉진하는데 기여할 것이다(Alpine and Cloern [1992], Rendell et al. [1997]).

새만금 방조제 체절 이전 새만금호의 환경은 평균적으로 5~7 m 가 넘는 큰 조차와 이에 따른 강한 유속, 수중에 함유된 높은 부유물질, 그리고 만경강과 동진강으로부터 공급되는 영양염은 해수와 희석되어 유입되는 환경이었다. 과거에 이러한 환경에서 높은 부유물질의 농도는 영양염의 공급 부족으로 인한 것보다 식물플랑크톤의 성장에 중요한 제한 인자로 작용했을 것으로 판단된다.

이러한 현상은 대조차 연안환경에서 연구된 기존의 결과들에서 많이 보고되고 있다(Cloern [1987], Monbet [1992], Jassby [2002], Kocum et al. [2002]). 본 연구지역과 인접한 곳에 위치한 금강 하구의 경우 금강 하구언이 축조되기 이전에 높은 부유물질 농도로 인해 식물플랑크톤의 성장이 제한되었지만, 하구언이 축조되고 부유물질의 감소와 함께 식물플랑크톤의 급격한 성장이 관찰되었다(기와 김 [1987], 이 등 [1997], Yih et al. [1997]). 이후 수년이 경과하면서 이러한 경향은 다소 완화되어 이제 방조제와 도류제 조성 전과 유사한 엽록소-a의 농도를 유지하고 있다(양 등 [1999]). 하구언 조성 등으로 연안수역의 조류가 차단되면 수중의 부유물질 감소와 엽록소-a의 증가는 필연적으로 수반되고, 이런 유사한 현상은 방조제 및 댐이 건설된 여러 곳에서 발견된다(문과 최 [1991], Ohtake et al. [1982], Mori et al. [1987], Prahl et al. [1998]). 본 연구의 공간 관측 조사에서 방조제가 체절된 이후 부유물질의 농도 감소(40%)와 급격한 엽록소-a의 농도 증가(197%)는 투명도의 개선으로 인해 식물플랑크톤의 광합성 능력이 활발해진 결과로 볼 수 있을 것이다. 물론 여기에 담수의 flushing time의 증가로 인한 호 내의 영양염 보유 능력 증가는 식물플랑크톤의 성장을 더욱 촉진했을 것으로 판단된다.

한편, 고정 관측점에서 부유물질과 엽록소-a의 변화는 공간 관측 결과와는 다르게 나타났다. 고정 관측점에서 부유물질의 농도는 방조제가 완전 체절된 이후에 증가하는 경향을 보였다. 이러한 원인은 고정 관측점의 위치가 신시배수갑문과 근접하게 위치하고 있기 때문으로 판단된다. 방조제 체절 이후에 이전과는 달리 좁은 배수갑문을 통해 해수가 유입되면서 유속이 강해져 저층의 재부유현상이 증가했기 때문일 것이다. 이러한 현상은 2006년 8월에 공간 관측 조사에서 관측된 결과에서도 나타나는데(Fig. 5), 신시배수갑문과 인접한 지역에서 부유물질의 농도가 상대적으로 높게 관측되고, 배수갑문과 멀어지면서 점차 감소한다는 것을 알 수 있다. 결과적으로 방조제가 완전 체절된 이후에 지역적으로 부유물질의 농도가 증가하는 곳도 있기는 하지만 새만금호 내의 전체적인 부유물질의 농도는 방조제 체절 이후에 감소하는 결과를 나타낸다. 이러한 결과는 한국해양연구원(해양수산부 [2003], [2007])에서 관측한 공간 관측 결과에서도 잘 나타난다. 이들의 자료를 정리해 보면, 방조제 체절 이후 새만금 표층수 내의 부유물질의 평균 농도는 85%감소하였고, 엽록소-a의 평균 농도는 1743%로 증가한 것으로 계산되었다. 이렇게 추정된 결과값이 본 연구에서 얻어진 결과와 다소 차이는 있으나, 이러한 차이는 앞서 언급했던 것처럼 시료 채취 장소가 다르기 때문일 것이다.

방조제 체절 이후 새만금호 내의 염분 감소와 담수의 flushing time 증가는 수중의 영양염 농도를 증가시키는데 기여했을 것이다. 새만금 방조제 체절 이후 새만금호 내 표층수의 DIN과 DISi의 농도는 40%와 37% 증가하였다. DIN의 공급원은 주로 담수이며, 염분과 보존적인 관계를 갖는 것으로 알려져 있다(양 등 [1999]). 새만금 방조제 체절 이전에 비하여 체절 이후 DIN과 염분의 관계가 더 강화된 음의 상관관계를 갖는 것은(Table 2) 새만금호 내의 담

수의 영향이 더 커졌기 때문일 것이다. DISi의 경우에는 새만금 방조제 체절 이전에는 염분과 상관관계를 가지지 않고, 부유물질과 양의 상관관계를 보임으로써 주로 저층의 재부유에 의해 영향을 받았던 것으로 판단된다. 그러나 방조제 체절 이후에 부유물질과의 관계는 사라지고 염분과 강한 음의 상관관계를 보임으로써 (Table 2) 체절 이후에는 담수에 의한 영향이 커졌음을 보여준다고 할 수 있을 것이다. 한국해양연구원(해양수산부 [2003], [2007])에서 관측한 표층수의 DIN과 DISi의 평균 농도는 방조제 체절 전후 통계적으로 유의한 차이가 없었다.

한편, 공간 관측 결과와는 다르게 고정 관측점에서 DIN과 DISi의 농도는 방조제 체절 이후 감소한 것처럼 보였다(Fig. 2 d-f). 이러한 원인으로 새만금 방조제 체절 이후 배수갑문을 통한 해수의 유출입량을 고려해 볼 수 있다. 공간 관측이 시행된 2006년 8월 1일의 새만금호의 평균 해수면은 -0.64 m였으며, 고정 관측이 시행된 2006년 8월 9일과 10일의 평균 해수면은 0.28 m와 0.38 m로 새만금 해수면은 두 관측 시기 동안 계속 증가하였다. 또한 두 관측 시기에 관측된 염분 농도들을 보면, 고정 관측점에서 만조시의 염분은 26.8 psu를 보였으나, 공간 관측에서 고정 관측의 위치와 동일한 지역의 염분은 15 psu 이하를 나타냈다. 따라서 신시배수갑문과 가깝게 위치한 고정 관측점에서 담수의 영향에 민감한 DIN과 DISi는 지속적인 외해수와의 혼합(희석)에 의해 농도가 낮아지는 결과를 초래했을 것으로 판단된다.

새만금호의 표층수 내 염분 감소와 더불어 담수의 영향이 증가했음에도 불구하고 DIN과 DISi와는 다르게 새만금호의 표층수 내 DIP의 평균 농도는 방조제 체절 이후 45% 감소하였다. 이러한 결과는 방조제 체절 이후 표층수에서 DIP의 평균 농도가 64% 감소한 것으로 계산된 한국해양연구원(해양수산부 [2003], [2007])의 관측 자료에서도 발견된다. 호수나 하구에서 부유된 퇴적물은 수중으로 DIP를 공급하는 주요 공급원으로 제시되어 왔고(Fox *et al.* [1986], Pettersson, [2001]), Fox *et al.* [1986]은 Amazon 강에서 해양으로 유입되는 DIP의 절반 이상이 부유된 퇴적물로부터 방출된다고 보고하였다. 본 연구의 공간 관측에서 얻어진 결과를 보면, 새만금 방조제 체절 이전에 DIP는 부유물질과 양의 상관관계를 가졌으나, 체절 이후에는 이러한 관계가 사라졌다. 그리고 체절 이전에는 엽록소-*a*와 상관관계를 보이질 않았으나 체절 이후에는 양의 상관관계를 보였다. 이러한 결과들은 새만금 방조제 체절 이후 조석의 약화와 함께 저층 퇴적물의 재부유가 약화되면서 부유물질의 농도를 감소시켰고, 이것은 결국 DIP의 공급이 감소하는 결과를 초래했을 것으로 판단된다. 또한 이와 함께 투명도 증가로 인한 엽록소-*a*의 농도 증가는 새만금호의 표층수 내 DIP의 농도를 더욱 감소시키는 원인이 되었을 것이다. 방조제 체절 이후 새만금호의 표층수 내 DIP의 농도 감소는 특히 만경강과 동진강 하구에서 뚜렷하게 나타났다(Fig. 7). 이것은 체절 이후 부유물질의 농도가 만경강과 동진강 하구에서 더 큰 폭으로 감소한 결과와 일치한다(Fig. 5). 방조제가 체절된 이후에 새만금호의 표층수 내 DIP의 수평 분포는 강하구에서 새만금호쪽으로 더욱 급격

하게 감소하는 경향을 보이고 있어, 체절 이전과는 다르게 이들 지역에서 DIP의 제거가 활발하게 일어나고 있음을 알 수 있다. 특히 이러한 현상은 여름철에 뚜렷하게 나타나고 있고, 체절 이후 엽록소-*a*의 농도가 상대적으로 여름철에 강하구 지역에서 높게 관측되고 있는 것으로 보아, DIP의 급격한 감소는 식물플랑크톤의 성장과 관련되어 있을 것으로 판단된다.

방조제 체절 이후에 표층수 내 DIN의 농도가 증가되고, DIP의 농도는 감소했다. 이러한 결과는 체절 이후 새만금호의 표층수 내 N/P 비율을 급격하게 증가시키는 원인이 되었다. N/P 비율의 증가는 4호 방조제가 조성된 이후인 2003년 8월부터 DIP의 감소와 동반하여 뚜렷하게 나타났다(Fig. 9). 방조제 조성으로 인한 N/P 비율의 증가는 감소된 DIP의 공급과 더불어 식물플랑크톤의 성장에 이용된 DIP의 양이 늘었기 때문일 것이다. 인근의 금강 하구에서 정 등 [2006]은 식물플랑크톤의 활동이 활발한 시기에 엽록소-*a*의 농도 증가를 DIP의 감소와 N/P 비율의 증가로 표현하였고, 이러한 시기에 DIP는 금강 하구 내에서 식물플랑크톤의 성장을 제한하는 인자로 작용하고 있다고 주장하였다. 인산염이 식물플랑크톤의 성장을 제한하는 것은 하구나 만에서도 흔히 보고되고 있다(Fisher *et al.* [1992], Gayoso [1998], Grelowski *et al.* [2000], Sierra *et al.* [2002], Huang *et al.* [2003], Gao and Song [2004]). 방조제 체절 이후에 새만금호의 내부 수역 또한 금강 하구와 같이 하구의 성격을 가진 정체된 수역으로서 DIP에 비하여 DIN이 과잉으로 존재하는 환경이 되었고, 따라서 새만금호에서 식물플랑크톤의 성장은 부유물질의 농도, 즉 광량에 의하여 지배되는 환경이 아니라 DIP에 의하여 좌우되는 즉 DIP가 제한 인자로 작용하는 환경으로 변화하였다.

방조제가 체절되면서 가장 우려되는 것은 수층의 강력한 염분 성층으로 인하여 저층이 빈산소층으로 전환되는 것이다. 이러한 현상이 시화호에서 발견됨에 따라(박 등 [1997]) 새만금호에서도 이러한 점이 우려된다. 본 연구의 공간 관측에서는 지속적으로 저층의 염분을 측정하지 않았지만, 13시간 이상 고정 관측에서 관측한 자료에서는 방조제가 체절되기 이전에 표층과 저층의 염분 차이가 0.34~0.38 psu이고, 방조제가 체절된 이후에는 표층과 저층의 염분 차이가 3.15 psu로 나타나 염분 성층의 정도가 체절 이후 더욱 강화되고 있다는 것을 알 수 있다. 또한 4회에 걸쳐 고정 관측에서 관측된 저층수 내 염분의 평균 농도가 서로 유의한 차이를 보이지 않아(one-way ANOVA,  $\alpha=0.05$ ), 표층수는 담수의 영향을 뚜렷하게 받는 것에 비하여 저층수는 그 영향이 매우 약하거나 없음을 알 수 있다. 한국해양연구원(해양수산부 [2003], [2007])에서 관측된 공간 관측 자료를 방조제 체절 이전의 표층수와 저층수의 평균 농도와 방조제 체절 이후의 표층수와 저층수의 평균 농도를 비교해본 결과, 체절 이전에는 모든 항목에서 표층수와 저층수 간의 차이가 없었으나, 체절 이후에는 염분의 농도가 저층수에서 더 높게 나타났다. 또한 방조제 체절 이전과 이후의 저층수 내 염분의 평균 농도도 서로 유의하지 않은 것으로 나타나 본 연구 결과와 동일하다.

본 연구에서 현재까지 관측된 결과로는 저층수에 대한 어떤 결정적인 결과를 주장할 수는 없으나, 염수호수로 전환되면서 여름철 염분성층이 열성층과 함께 강력하게 조성된다면, 수층의 상호교반이 저해되고, 저층에서 여름철 저산소층이 형성되고 이를 통하여 무기인이 용출되어 상층으로 확산되고 암모니아염이 용출되며, 어패류의 대량폐사가 동반되는 사건이 발생할 수 있다는 경고가 있었다(Yang *et al.* [2004], 김 등 [2006]). 따라서 이러한 사태를 방지하기 위해서는 수온이 상승하는 취약시기동안 취약지역(정체수역 및 만경강과 동진강 하구)에 대하여 수질 측정 빈도를 증가하여 저층수에 대한 집중적인 관측이 필요하다.

**5.2 체절 전후 영양염의 거동 해석**

새만금 방조제 체절 이후 새만금호의 표층수 내 DIP의 농도는 감소했고, DIN과 DISi의 농도는 증가한 것으로 나타났다. 이러한 원인으로 본 연구에서는 방조제 체절 이후 새만금호 내 담수의 영향 증가(해수 교환율 감소), 엽록소-*a*의 증가, 부유물질의 감소 등을 언급하였다. 여기에 저층수(퇴적물)로부터 표층수로 공급되는 물질의 확산 등도 고려해야 할 것이다. 본 연구에서는 이러한 조건 등을 고려하여 간단한 박스모델을 통해 이들 영양염의 거동을 분석하였다.

모델 적용에 앞서 다음과 같은 몇 가지 가정을 하였다.

1. 본 조사 정점들은 새만금호의 표층수(1 m) 전체를 대표한다.
2. 새만금호 내로 유입되는 대기 및 육상기원 영양염의 양은 체절 전후 동일하다.
3. 새만금호의 전체 부피는 체절 전후 동일하다.
4. 새만금호 내 표층수의 영양염 농도는 강물로부터 유입, 생물체 내 흡수, 침전, 퇴적물로부터 유입, 희석(해수교환)에 의해서 영향을 받는다.
5. 새만금호 내에서 영양염은 정상상태를 유지한다.

여기에서 두 번째 가정의 경우 방조제 체절 전(2002년, 2003년)의 강수량(1351 mm)과 체절 이후(2006년, 2007년)의 강수량(1415 mm)이 유사하며, 만경강과 동진강으로부터 유입되는 DIN과 DIP의 농도(국립환경과학원)도 체절 이전(2004년, 2005년)과 이후(2006년, 2007년)에 통계적으로 유의한 차이가 없었기 때문에 체절 전후 동일한 것으로 간주하였다.

새만금 방조제 체절 전후의 영양염 농도 차이는 새만금호로 유출입되는 영양염의 양과 호 내에서 이루어지는 생지화학적 반응에 의한 결과라고 할 수 있다. 방조제 체절 이후 새만금호로 외해수의 유출입량의 변화는 육상으로부터 공급되는 고농도의 영양염에 대한 희석효과에 영향을 미칠 것이다. 또한 체절 이후 부유물질의 농도 감소는 투명도 증가로 인해 식물플랑크톤의 광합성 능력을 증가시킴으로써 수층의 영양염 농도를 감소시키고, 입자와 흡착력이 강한 영양염(DIP)을 수층에서 침전시키거나 공급량을 부족하게 만드는 원인이 될 것이다. 따라서 방조제 체절 이후에 표층수 내 영양염의 총량 변화는 다음과 같은 식으로 표현할 수 있다.

$$\Delta O_{total} = [(\Delta E_{terr} + \Delta E_{bott}) / \Delta M] - \Delta E_{phyto} - \Delta E_{sett}$$

여기에서,

$\Delta O_{total}$ : 체절 전후 관측된 새만금호 내 표층수의 영양염 총량 변화

$\Delta E_{terr}$ : 체절 전후 추정된 육상으로부터 유입되는 영양염의 양 변화

$\Delta E_{bott}$ : 체절 전후 추정된 저층수(퇴적물)로부터 유입되는 영양염의 양 변화

$\Delta M$ : 체절 전후 희석률 변화

$\Delta E_{phyto}$ : 체절 전후 추정된 식물플랑크톤에 의해 제거되는 영양염의 양 변화

$\Delta E_{sett}$ : 체절 전후 추정된 침전되는 영양염의 양 변화

위 식의 각 시스템에서 영양염의 양은 새만금호의 영양염 농도에 표층수의 부피(1 m)를 곱하여 계산하였다. 따라서  $\Delta O_{total}$ 은 방조제 체절 이후에 관측된 새만금호 내의 영양염의 농도에 새만금호의 부피를 곱한 다음 방조제 체절 이전의 새만금 호내에서 관측된 영양염의 농도에 새만금호의 부피를 곱한 값을 뺀 값이다. 다른 시스템에서 영양염의 양 변화도 위와 동일한 방법으로 추정하였다.  $\Delta E_{terr}$ 는 체절 전후의 차이가 없는 것으로 간주하였고,  $\Delta E_{phyto}$ 는 체절 전후의 엽록소-*a*값을 탄소값으로 전환한(C: Chl-*a* =50; Riemann *et al.* [1989], Rivkin *et al.* [1996]) 후, Redfield ratio(C:N:Si:P=106:16:15:1)를 적용하여 식물플랑크톤이 섭취한 DIN, DISi, DIP의 양을 계산하였다. DIP의  $\Delta E_{sett}$ 는 부유물질의 인 흡착능력(SS g 당 40  $\mu$ mol; Guillaud *et al.* [2000])을 고려해 계산하였다. DIN과 DISi의 경우에는  $\Delta E_{sett}$ 를 무시하였다.  $\Delta M$ 는 체절 이후 해수유통률이 44% 감소했으므로(김 등 [2007]) 0.56을 적용하였다.  $\Delta E_{bott}$ 는 나머지 항목들의 차이로 계산하였다.

모델에서 사용된 해수교환율의 변화( $\Delta M$ )가 실제 측정된 표층수의 염분 변화와 어느 정도 차이가 나는지 알아보았다. 먼저 모든 계산이 완료된 모델에  $\Delta M$ 의 값을 방조제가 체절 되기 이전의 값인 1.00과 체절 이후의 값인 0.56을 적용하여 계산한 결과, 체절 전후의 순수한 해수 교환율의 차이로 인한 표층수의 DIP, DIN, DISi의 증가는 각각 2.86 ton, 36.65 ton, 132.88 ton으로 나타났다. 새만금 방조제 체절 이후 염분의 감소는 새만금호에서 담수의 영역이 증가한 것과 같으므로 담수에 포함되어 있는 고농도의 영양염의 양은 새만금호 내의 생지화학적 반응을 무시한다면 아마 증가했을 것으로 판단하는 것이 타당할 것이다. 그러므로 순수한 표층수의 염분 감소로 인한 각 영양염의 증가는 체절 이전 표층수의 각 영양염의 평균 농도에 염분의 감소율을 곱하여 계산하였고, 그 결과 표층수의 DIP, DIN, DISi의 증가는 각각 1.93 ton, 23.39 ton, 130.51 ton으로 나타났다. 따라서 해수교환에 의한 차이와 염분의 감소에 의한 차이가 유사함을 알 수 있다.

새만금 방조제 체절로 인한 각 시스템에서의 DIP, DIN, DISi의 변화량은 Table 4에 정리하였다. DIP는 체절 이후 표층수에서 총량이 4.10 ton 감소했다. 새만금호 내 표층수의 DIP 감소는 증가된 식물플랑크톤의 소비(5.33 ton)와 부유물질의 감소로 인한 침전(5.28 ton)으로 이들의 변화량은 10.61 ton으로 계산되고, 이에

**Table 4.** Variation of the total contents (ton) of nutrients in surface water (1 m) of the lake before and after the sea-dike construction

|      | $\Delta O_{total}$ | $\Delta E_{terr}$ | $\Delta E_{bott}$ | $\Delta E_{phyto}$ | $\Delta E_{sett}$ |
|------|--------------------|-------------------|-------------------|--------------------|-------------------|
| DIP  | -4.10              | -                 | 3.64              | 5.33               | 5.28              |
| DIN  | 44.80              | -                 | 46.64             | 38.49              | -                 |
| DISi | 229.84             | -                 | 169.12            | 72.16              | -                 |

$\Delta O_{total}$ : Difference of total DIP, DIN, and DISi contents in surface water of the lake before and after sea-dike construction ((observed concentration in lake after sea-dike construction  $\times$  volume of surface water) - (observed concentration in lake before sea-dike construction  $\times$  volume of surface water))

$\Delta E_{terr}$ : Difference of DIP, DIN, and DISi contents supplied from terrestrial origin before and after sea-dike construction ( $\Delta E_{terr}=0$ , refer text for detail)

$\Delta E_{bott}$ : Difference of DIP, DIN, and DISi contents released from bottom layer or sediment before and after sea-dike construction (estimation from this model, refer text for detail)

$\Delta E_{phyto}$ : Difference of DIP, DIN, and DISi contents consumed by phytoplankton before and after sea-dike construction (DIP content consumed by phytoplankton = (Chl-*a* concentration  $\times$  volume of surface water  $\times$  50)/41.03, DIN content consumed by phytoplankton = (Chl-*a* concentration  $\times$  volume of surface water  $\times$  50)/5.68, DISi content consumed by phytoplankton = (Chl-*a* concentration  $\times$  volume of surface water  $\times$  50)/3.03)

$\Delta E_{sett}$ : Difference of DIP contents settled with SS before and after sea-dike construction (Difference of observed SS concentrations in lake before and after sea-dike construction  $\times$  volume of surface water  $\times$  P adsorption capacity (40  $\mu\text{mol g}^{-1}$ ))

근거하여 체절 이후 저층수(퇴적물)로부터 공급된 DIP의 양은 3.65 ton으로 추산되었다. 김 등[2006]에 의한 메조코즘 실험에서 담수화 이후 저층 퇴적물로부터 공급된 DIP의 양을 본 모델에 적용하여 계산해 보면, 0.02~0.06  $\text{g/m}^2$ 로 추산되어, 본 연구에서 추산된 0.01  $\text{g/m}^2$  보다 2배 ~ 6배 많은 용출량을 보였다. 이러한 차이는 메조코즘 환경이 현재 새만금호와는 상이하게 수심이 얇고, 폐쇄된 환경이며, 상층수의 해수도 담수로 완전히 바뀐 환경을 재현했기 때문으로 판단된다. 메조코즘과 본 연구의 결과에서 저층으로부터 DIP의 용출량에는 다소 차이가 있으나 두 환경 모두 DIP가 용출된다는 점에서는 일치하고 있다. 이러한 결과로 볼 때 현재는 새만금호가 완전히 담수화되기 이전의 상태임으로 향후 완전히 담수화가 된 이후에는 저층으로부터 DIP의 용출량이 증가할 것으로 판단되고, 이러한 용출량은 새만금호의 염분 및 성층의 상대적 인강도에 의해 의존될 것으로 판단된다.

방조제 체절 이후 새만금호 내 표층수에서 DIN은 44.80 ton이 증가했다. 식물플랑크톤에 의해 소비된 DIN의 양은 38.49 ton으로 계산되었고, 저층수로부터 유입된 DIN의 양은 46.64 ton으로 계산되었다. 메조코즘(김 등 [2006]) 실험에서는 담수화 이후 퇴적물로부터 DIN이 0.13 ~ 0.18  $\text{g/m}^2$ 가 공급되는 것으로 추산되었고, 이러한 결과는 본 연구의 0.12  $\text{g/m}^2$ 와 유사하거나 1.5배 많은 용출량을 보였다. DIN의 경우도 DIP와 마찬가지로 저층으로부터 용출되는 것으로 나타나 향후 새만금호가 완전히 담수화 된 이후에 이러한 용출은 더욱 증가할 것으로 판단된다. 그러나 DIN은 저층의 퇴적물로부터 질소가스로(denitrification) 제거되기도 하고

(Seitzinger [1988]), 수중에서 휘발(volatilization)되기도 하기 (Hargreaves [1998]) 때문에 향후 새만금호의 환경 변화에 대한 지속적인 연구가 이루어져야만 DIN의 거동을 이해할 수 있을 것으로 판단된다.

방조제 체절 이후 새만금호 내 표층수에서 DISi는 229.84 ton이 증가했다. 식물플랑크톤에 의해 제거된 DISi의 양은 72.16 ton으로 계산되었고, 저층으로부터 공급된 양은 169.12 ton으로 추산되었다. DISi의 경우에는 DIP와 DIN과는 다르게 식물플랑크톤에 의해 제거된 양보다 저층으로부터 공급된 양이 상대적으로 많게 계산되었다. 이러한 원인으로 DISi는 DIP와 DIN과는 다르게 퇴적물 내의 산화·환원 환경 변화에 덜 민감하기 때문임을 고려해 볼 수 있을 것이다.

새만금 방조제 체절 이후 DIN과 DISi는 증가하는데 반해 DIP의 감소는 저층으로부터 공급되는 양이 식물플랑크톤의 증가와 부유물질 감소로 인해 제거되는 양보다 작기 때문임을 알 수 있다. 그러나 이러한 현상은 방조제가 체절된 후 일시적인 수층의 안정화로 인한 현상으로 판단된다. 왜냐하면, 방조제 체절 이후 해수 교환율의 감소는 결국 외해수와 외해수의 희석에 의해 유출되는 영양염의 양을 감소시킴으로써 지속적으로 육상으로부터 영양염을 공급받는 새만금호 내에서는 영양염이 장기간 축적될 것으로 예측되기 때문이다. 결국 식물플랑크톤에 의해 제거되든, 침전에 의해 제거되든 궁극적으로는 외부로 유출되지 못하고 호 내의 생태계가 안정화되기 전까지 지속적으로 축적될 것으로 판단된다. 또한 최근에 연안환경에서 염지하수로부터 유입되는 과잉의 영양염도 고려해야 할 것이다(김 등 [2005], 정 등 [2006]). 이러한 내부 부하량의 증가는 앞으로 새만금호 내의 영양염 부하를 증가시킴으로써 호 내의 영양염 농도도 증가할 것으로 예상된다. 이러한 현상은 과거 금강하구에서도 관찰되었다(이와 양 [1997], 양 등 1999). 한편, 현재 새만금 호 내에서 해수의 유통이 비교적 어느 정도 자유롭게 이루어지고 있어 호수 내 영양염의 축적을 감소시키는 효과가 있으나, 여름철 수심이 깊은 곳이나 정체 수역에서 염분성층 현상을 발생시킬 가능성이 있다. 따라서 이로 인하여 여름철에 국부적으로 빈산소층이 발생할 가능성이 있는 취락구역에 대한 집중적인 감시가 필요하다.

## 6. 결 론

방조제 완성으로 인하여 조성된 새만금 염수호의 초기 수질인자의 변화를 Table 5에 정리하였다.

새만금 방조제를 완전히 체절한 이후에 새만금 내부 수역에서 조석의 영향은 약화되었으며, 저층 퇴적물의 재부유현상도 약해지고, 수층의 부유물질 농도가 급감하였다. 이는 수층의 투명도 증가와 더불어 광합성의 증가를 가져왔고, 엽록소-*a*의 농도가 체절 이전에 비하여 약 200% 증가하는 결과로 나타났다. 또한 담수의 flushing time 증가는 새만금호에서 담수의 영역을 증가시킴과 더불어 수층의 영양염과 식물플랑크톤과의 접촉 시간을 증가시킴

**Table 5.** Summary of water qualities of surface water in the Saemangeum salt-water Lake due to the sea-dike construction

| Condition                   |      | Change  |
|-----------------------------|------|---|
| Current velocity            |      | Decreased Locally increased through sluice gate |
| Seawater mixing rate        |      | -44 %   |
| Flushing time of freshwater |      | Increased                                       |
| Salinity                    |      | -21%  |
| SS                          |      | -40%  |
| Chl- <i>a</i>               |      | +197%   |
| Nutrients                   | DIN  | +40%  |
|                             | DIP  | -45%  |
|                             | DISi | +37%  |
|                             | N/P  | +685%   |
| Ecosystem                   |      | Brackish and DIP limited                        |

로써 엽록소-*a*의 농도 증가에 기여했을 것이다. 방조제 체절 이후 이러한 엽록소-*a*의 증가는 수층의 안정화로 인한 부유물질 감소와 함께 표층수의 DIP 농도를 감소시키는 원인으로 작용했을 것으로 판단된다. 반면 주된 공급원이 담수인 DIN과 DISi의 경우에는 체절 이후 증가하였다. 결과적으로 새만금호의 N/P 비율은 급격하게 증가하여 DIP가 일차생산의 제한인자로서 작용하게 되었다. 따라서 방조제공사가 진행됨에 따라 새만금호의 환경은 전형적인 대조차 연안환경에서 DIP가 식물플랑크톤의 제한인자로 작용하는 기수환경으로 전환되고 있는 과정이다.

모델 결과 방조제 체절 이후 표층수의 DIP는 저층에서 공급된 양보다 식물플랑크톤의 증가와 부유물질의 감소로 인해 제거된 양이 더 큰 것으로 나타났기 때문에 결과적으로 체절 이후 감소한 것으로 나타났다. DIN은 방조제 체절 이후 새만금호 내에서 확장된 담수의 영향으로 증가된 양과 저층에서 공급된 양이 식물플랑크톤에 의해 소비된 양보다 크기 때문에 체절 이후 증가한 것으로 나타났다. DISi도 DIN과 유사한 과정을 통해 증가된 것으로 나타났으며, 특히 저층에서 공급된 양이 상대적으로 더 큰 것으로 추산되었다.

현재까지 진행된 수질의 변화양상은 금강 하구언 조성 이후 수질의 변화 양상과 유사하다. 다만 여름철 성층화 현상으로 인하여 국부적으로 빈산소층이 발생할 가능성이 있는 저층수역에 대한 집중적인 감시가 필요하다.

## 후 기

본 연구의 저자 중 정용훈과 지광희는 2단계 BK21(핵심과제) 사업의 지원을 받고 있습니다. 시료 채집과 분석에 도움을 준 군산대학교 화학해양학실 식구들의 노고에 감사드립니다.

## 참고문헌

[1] 국립환경과학원, 물환경 정보시스템, <http://water.nier.go.kr>.

[2] 기준학, 김정렬, 1987. 금강 하구에서의 화학적, 생물학적 제 과정에 관한 연구. II. Chlorophyll-*a* 분포결정 요인에 관하여. 한국해양학회지, 22권, 3호, 207-215.

[3] 김규범, 황동운, 류재용, 이용우, 2005. 한반도 연안 해역에서 해저 지하수 유출의 환경 생태학적 중요성. 한국해양학회지 "바다", 10권, 4호, 204-212.

[4] 김영태, 정용훈, 채윤주, 이충원, 김소영, 최강원, 양재삼, 2006. 메조코즘을 이용한 갯벌의 담수화과정 중 수질변화. 한국해양학회지 "바다", 11권, 2호, 49-67.

[5] 김종구, 김양수, 2002. 새만금 사업지구의 연안해역에서 부영양화관리를 위한 생태계모델의 적용 1. 해역의 수질 특성 및 저질의 용출 부하량 산정. 한국수산학회지, 35권, 4호, 348-355.

[6] 김종구, 김양수, 조은일, 2002. 새만금 사업지구의 연안해역에서 부영양화관리를 위한 생태계모델의 적용 2. 오염부하의 정량적 관리. 한국수산학회지, 35권, 4호, 356-365.

[7] 김종식, 황선도, 2003. 새만금 갯벌의 패류 생물량. 한국수산학회지, 36권, 6호, 757-761.

[8] 김현경, 이혜원, 최정현, 박석순, 2007. 해안 구조물 건설에 따른 조간대 및 희석률 변화에 관한 모델 연구. 대한환경공학회지, 29권, 10호, 1106-1113.

[9] 문창호, 최혜지, 1991. 낙동강 하구 환경특성 및 식물플랑크톤의 군집구조에 관한 연구. 한국해양학회지, 26권, 2호, 144-154.

[10] 박용철, 박준건, 한명우, 손승규, 김문구, 허성희, 1997. 시화호 산화-환원 환경하의 용존 유, 무기 화합물의 생지화학적 연구. 한국해양학회지 "바다", 2권, 2호, 53-68.

[11] 안순모, 이재학, 우한준, 구분주, 이형근, 유재원, 제종길, 2006. 새만금 방조제공사로 인한 조하대 환경과 저서동물 군집변화. *Ocean and Polar Res.*, 28권, 4호, 369-383.

[12] 양재삼, 정주영, 허진영, 이상호, 최진용, 1999. 금강하구의 물질수지 1. 영양염의 계절적 분포. 한국해양학회지 "바다", 4권, 1호, 71-79.

[13] 우한준, 최재용, 안순모, 권수재, 구분주, 2006. 새만금 갯벌의 퇴적환경 특성. *Ocean and Polar Res.*, 28권, 4호, 361-368.

[14] 유정규, 정정호, 남은정, 정경미, 이순우, 명철수, 2006. 새만금 수질 환경과 동물플랑크톤 군집 분포: 방조제 건설에 따른 군집 변화. *Ocean and Polar Res.*, 28권, 3호, 305-315.

[15] 이경보, 김종천, 김종구, 이덕배, 박찬원, 김재덕, 2005a. 동진강 유역의 오염부하량 평가. 한국환경농학회지, 24권, 2호, 91-97.

[16] 이경보, 김종천, 김종구, 이덕배, 박찬원, 김재덕, 2005b. 만경강 유역의 오염부하량 평가. 한국환경농학회지, 24권, 2호, 83-90.

[17] 이상호, 최현용, 손영태, 권효근, 김영근, 양재삼, 정해진, 김종구, 2003a. 하계 서해안 새만금 연안역 주변 저염수와 순환. 한국해양학회지 "바다", 8권, 2호, 138-150.

[18] 이용혁, 양재삼, 1997. 금강 하구역에서 영양염류, 엽록소, 부유물질과 염분변화에 대한 500일간의 연속관측. 한국해양학회지 "바다", 2권, 1호, 1-7.

[19] 이종식, 정구복, 김진호, 윤순강, 김원일, 신중두, 2004. 만경강 및 동진강 수계의 BOD에 의한 수질 평가. 한국환경농학

- 회지, 23권, 2호, 81-84.
- [20] 이태원, 문형태, 김광천, 2003b. 방조제 건설 중인 2001-2002년 새만금 하구역 어류 종조성의 계절 변동. 한국수산학회지, 36권, 3호, 298-305.
- [21] 이희준, 조형래, 김민지, 2006. 새만금방조제 축조에 따른 지형 및 입도특성의 변화. *Ocean and Polar Res.*, 28권, 3호, 293-303.
- [22] 정용훈, 김영태, 채윤주, 이충원, 고경란, 김소영, 정주영, 양재삼, 2005. 금강하구의 장기 관측 자료 분석. 한국해양학회지 “바다”, 10권, 3호, 139-144.
- [23] 정용훈, 김영태, 김기현, 김소영, 김병훈, 양재삼, 2006. 곰소만 조간대에서 Salts, DIP, TDN의 물질 수지. 한국해양학회지 “바다”, 11권, 2호, 68-81.
- [24] 차성식, 천숙진, 양재삼, 최광원, 2004. 2003년 새만금 해역 어류플랑크톤의 종조성과 출현량. 한국어류학회지, 16권, 4호, 321-330.
- [25] 최 윤, 임환철, 라혜강, 양재삼, 최광원, 2005. 새만금 해역 조수 웅덩이의 어류. 한국어류학회지, 17권, 2호, 142-147.
- [26] 한국농촌공사, 2007. 새만금수역 수질환경조사 및 관리방안 연구(III). 새만금사업단, 01-01-06-07, 437 pp.
- [27] 해양수산부, 2003. 새만금 해양환경보전대책을 위한 조사연구 (1차년도); 수질모니터링 및 모델링 연구. 한국해양연구원, BSPM 139-03-1514-4, 298 pp.
- [28] 해양수산부, 2007. 새만금 해양환경보전대책을 위한 조사연구 (2단계 1차년도); 해양수질환경 모니터링 분야. 한국해양연구원, BSPM 37901-1842-4, 321 pp.
- [29] 황선도, 김중식, 2003. 새만금 간척사업에 따른 갯벌 패류의 군집구조 변화. 한국수산학회지, 36권, 6호, 708-715.
- [30] Alpine, A. E. and J. E. Cloern, 1992. Trophic interactions and direct physical effects control phytoplankton biomass and production in an estuary. *Limnol. Oceanogr.*, 37, 946-955.
- [31] Cloern, J. E., 1987. Turbidity as a control on phytoplankton biomass and productivity in estuaries. *Cont. Shelf Res.*, 7, 1367-1381.
- [32] Fisher, T. R., E. R. Peele, J. W. Ammerman and L. W. Harding, 1992. Nutrient limitation of phytoplankton in Chesapeake Bay. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 82, 51-63.
- [33] Fox, L. E., S. L. Sager and S. C. Wofsy, 1986. The chemical control of soluble phosphorus in the Amazon estuary. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 50, 783-794.
- [34] Gao, X. and J. Song, 2004. Phytoplankton distributions and their relationship with the environment in the Changjiang Estuary, China. *Mar. Pollut. Bull.*, 50, 327-335.
- [35] Gayoso, A. M., 1998. Long-term phytoplankton studies in the Bahia Blanca estuary, Argentina. *ICES J. Mar. Sci.*, 55, 655-660.
- [36] Grelowski, A., M. Pastuszak, S. Sitek and Z. Witek, 2000. Budget calculations of nitrogen, phosphorus and BOD<sub>5</sub> passing through the Oder estuary. *J. Mar. Syst.*, 25, 221-237.
- [37] Guillaud, J. -F., F. Andrieux and A. Menesguen, 2000. Biogeochemical modelling in the Bay of Seine (France): an improvement by introducing phosphorus in nutrient cycles. *J. Mar. Syst.*, 25, 369-386.
- [38] Hargreaves, J. A., 1998. Nitrogen biogeochemistry of aquaculture pond. *Aquaculture*, 166, 181-212.
- [39] Huang, X. P., L. M. Huang and W. Z. Yue, 2003. The characteristics of nutrients and eutrophication in the Pearl River estuary, South China. *Mar. Pollut. Bull.*, 47, 30-36.
- [40] Jassby, A. D., 2002. Annual primary production: Patterns and mechanisms of change in a nutrient-rich tidal ecosystem. *Limnol. Oceanogr.*, 47, 698-712.
- [41] Kocum, E., G. J. C. Underwood and D. B. Nedwell, 2002. Simultaneous measurement of phytoplanktonic primary production, nutrient and light availability along a turbid, eutrophic UK east coast estuary (the Colne Estuary). *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 231, 1-12.
- [42] Monbet, Y., 1992. Control of phytoplankton biomass in estuaries: a comparative analysis of microtidal and macrotidal estuaries. *Estuaries*, 15, 563-571.
- [43] Mori, T., H. Ohtake, K. Kondo, Y. Seike and Y. Date, 1987. Significance of a halocline to nutrient cycles in shallow brackish Lake Nakanoumi, Japan. *Hydrobiologia*, 146, 181-186.
- [44] Ohtake, H., K. Kondo, Y. Seike and Y. Date, 1982. Seasonal and areal features of the lagoonal environment in Lake Nakanoumi, a shallow coastal lagoon in Japan. *Hydrobiologia*, 97, 15-26.
- [45] Parsons, T. R., Y. Maita and C. M. Lalli, 1984. A Manual of Chemical and Biological Methods for Seawater Analysis. Pergamon Press, 173 pp.
- [46] Pettersson, K., 2001. Phosphorus characteristics of settling and suspended particles in Lake Erken. *Sci. Total Environ.*, 266, 79-86.
- [47] Prahl, F. G., L. F. Small, B. A. Sullivan, J. Cordell, C. A. Simenstad, B. C. Crump and J. A. Baross, 1998. Biogeochemical gradients in the lower Columbia River. *Hydrobiologia* 361, 37-52.
- [48] van Raaphorst, W., V. N. de Jonge, D. Dijkhuizen and B. Frederiks, 2000. Natural background concentrations of phosphorus and nitrogen in the Dutch Wadden Sea. Report RIKZ/2000, 53 pp.
- [49] Rendell, A. R., T. M. Horrobin, T. D. Jickells, H. M. Edmunds, J. Brown and S. J. Malcolm, 1997. Nutrient cycling in the Great Ouse Estuary and its impact on nutrient fluxes to the Wash, England. *Estuarine, Coastal Shelf Sci.*, 45, 653-668.
- [50] Riemann, B., P. Simonsen and L. Stensgaard, 1989. The carbon and chlorophyll content of phytoplankton from various nutrient regimes. *J. Plankt. Res.*, 11, 1037-1045.
- [51] Rivkin, R. B., L. Legendre, D. Deibel, J. -É. Tremblay, B. Klein, K. Crocker, S. Roy, N. Silverberg, C. Lovejoy, F. Mesplé, N. Romero, M. R. Anderson, P. Matthews, C. Savenkoff, A. Vézina, J. -C. Therriault, J. Wesson, C. Bérubé and R. G. Ingram, 1996. Vertical flux of biogenic carbon in the ocean : is there food web control?. *Science*, 272, 1163-1166.
- [52] Seitzinger, S. P., 1988. Denitrification in freshwater and coastal marine ecosystems: Ecological and geochemical significance.

- Limnol. Oceanogr.*, 33, 702-724.
- [53] Sierra, J. P., A. Sanchez-Arcilla, J. Gonzalez Del Rio, J. Flos, E. Movellan, C. Mosso, R. Martinez, M. Rodilla, S. Falco and I. Romero, 2002. Spatial distribution of nutrients in the Ebro estuary and plume. *Continental Shelf Res.*, 22, 361-378.
- [54] Solórzano, L., 1969. Determination of ammonia in natural waters by the phenolhypochlorite method. *Limnol. Oceanogr.*, 14, 799-801.
- [55] Yang, J., Y. Kim and K. Choi, 2004. The Monitoring of Bio-geochemical Interactions Between Sediment and Water: a Mesocosm Study. *J. Oceanol. Soc. Korea*, 39, 107-118.
- [56] Yih, W. H., J. S. Yang, H. J. Jeong and J. H. Shim, 1997. Recent red tides in Kunsan inner harbor - The Kunsan Type Red Tide, North Pacific Marine Science Organization (PICES), pp. 1-2.

---

2008년 10월 14일 원고접수

2008년 11월 17일 수정본 채택