

# 시화 반월 고습지와 저습지의 갈대 부착규조 군집 구조

김 용 재\*

(대전대학교 생명과학과)

Structure of Epiphytic Diatom Communities at the Banwoul High and Low Wetlands in the Shihwa Constructed Wetland. Kim, Yong Jae\* (Department of Life Science, Daejin University, Gyeonggi 478-711, Korea)

The Shihwa constructed wetland was established for the treatment of severely polluted water from Banwoul, Donghwa and Samhwa streams. This study was focused on investigating the structure of epiphytic diatom communities on reed (*Phragmites communis*) planting area at Banwoul high wetland (3 stations) and low wetland (3 stations) from March to October 2005. The concentration of T-N of inlet stations from the streams were decreased by flowed through the wetland, but the concentration of T-P were increased at outflow part. Epiphytic diatoms on the reed were a total 109 taxa which were composed of 103 species, 5 varieties, 1 unidentified species. The standing crops were rapidly decreasing tendency from spring to autumn but chlorophyll-*a* concentration were showed a very irregular changes. Dominant species were 6 taxa which were *Achnanthes minutissima* in the early investigation, and were changed to the genus *Navicula* and the genus *Nitzschia* in the summer. DAIpo were ranged the values of 20.2~51, which were mesosaprobic states at the high wetland and ranged the values of 12.4~52, which were polysaprobic to mesosaprobic states at the low wetland. TDI were ranged the values of 28.8~94.5, which were oligotrophic to eutrophic state at the high wetland and ranged the values of 33.3~89.7 which were mesotrophic to eutrophic states at the low wetland. The healthy assessment (DAIpo and TDI) of water ecosystem were showed clean-bad from spring to autumn. These epiphytic diatom communities were determined by the biological factor such as the growth of reed and the physical factors such as water temperature, light penetration and SS and so on.

**Key words :** Epiphytic diatom community, DAIpo (Diatom assemblage of organic pollution), reed (*Phragmites communis*), TDI (Trophic state index), Shiwa constructed wetland

## 서 론

호수나 하구 등에 조성되어 있는 습지 생태계는 생물 다양성 유지, 영양염 유지, 홍수 방지 등과 같이 생태학적 및 경제적으로 중요한 위치를 차지하고 있다(Mitsch and

Gosselink, 2000). 넓은 면적의 토지이용은 수질악화를 유발시키고 습지서식지의 특성을 사라지게 한다(Smith et al., 1991). 자연 습지는 인구밀도 및 개발정도에 따라 큰 면적이 사라지게 되며, 습지의 감소에 의한 수질 악화는 생물 군집의 큰 변화를 유발시킨다. 특히 대형식물 군집의 변화는 동물플랑크톤과 어류 군집에 영향을 미치

\* Corresponding author: Tel: 031) 539-1851, Fax: 031) 539-1850, E-mail: yjkim@daejin.ac.kr

며, 동물플랑크톤은 플랑크톤 섭식어류로부터 피난처로 이용하는 침수식물에 의존하고 있다(Timms and Moss, 1984). 그러므로 침수식물의 제거는 탁도에 내성이 없는 동물플랑크톤 군집의 이주를 유도하고, 탁도에 내성이 있는 식물부착성 섭식자의 번성이 유도된다(Lougheed and Chow-Fraser, 1998).

습지 내 수생식물은 미생물, 식물플랑크톤, 부착조류, 수서곤충 뿐만 아니라 어류, 양서류, 파충류, 조류에 이르기까지 다양한 생물들의 서식 공간을 제공해주는 역할을 하므로 습지의 안정된 관리를 위한 필수적인 요소가 된다. 수생식물(식물플랑크톤, 부착조류 포함)은 호수의 부영양화 요인인 질소와 인 등의 영양염류를 식물체 내로 흡수하고, 물속의 줄기나 잎은 유속을 감소시켜 침전을 도와줄 뿐만 아니라, 미생물이 서식할 수 있는 넓은 표면적을 제공하여 얇은 생물막을 형성할 수 있도록 도와준다(Kaldec and Knight, 1996). 또한 인간의 여가 활동의 주된 장소이며(Heyman, 1988), 육지로부터 유입되는 각종 오염물질을 정화하는 기능을 갖는다.

습지가 각종 개발에 따른 소실 또는 변형됨으로써 습지로서의 기능을 수행하지 못하는 피해가 발생하고 있으며(Braakhekke and Marchand, 1987), 그 중 습지 식물에 의해 자연 정화되어 오던 오수가 그대로 하천이나 호수로 유입되어 수질의 악화가 가속화되고 있다. 도시근교의 습지는 어업과 농업을 위한 주된 자원의 보고이며, 물리, 화학적 처리와는 달리 2차적 오염 발생이 없는 자연 수질정화 기능을 갖고 있어 낮은 비용으로 폐수를 처리할 수 있음을 보고하였다(Ghosh and Sen, 1987).

습지내 개방수역과 수중의 갈대 등의 수생식물은 생산자인 식물플랑크톤과 부착조류, 소비자인 원생동물류와 수서곤충류 및 분해자인 세균류 등 다양한 생물 군집이 농축된 생태계로서 군집 간 상호관계를 통해 높은 자연정화 능력을 가지고 있다(Kadlec and Knight, 1996). 수생식물 등의 각종 기질에 서식하는 부착 미생물 군집은 증식속도가 빠르고 환경조건의 변화에 따라 대사활성의 변화가 크므로 부영양 수계의 생물막은 성장과 탈리를 단기간에 반복하여 현존량의 변화가 크며, 이 중 부착조류는 생산자임과 동시에 수중의 영양염을 흡수하여 저감하는 작용을 하는 것으로 나타났다(Adamus and Stochwell, 1983).

공단 및 도시 하수의 유입에 따른 호수 등의 부영양화 방지를 위한 측면에서 수생식물, 부착조류 및 식물플랑크톤을 이용하여 자연 정화 기능을 수질 개선에 적용하고 양질의 수질관리를 하기 위한 연구가 국내외적으로 연구되고 있다(Horn and Goldman, 1994; Kadlec and Knight,

1996; Jun *et al.*, 1998). 그러나 이러한 연구는 소규모의 인공수로나 인공습지를 조성하여 연구한 것이며, 실제 시화 인공습지와 같이 여러 하천으로부터 유입되는 오염된 많은 하천수를 대단위 면적의 습지에서 연구된 것은 거의 없는 실정이다.

시화호 인공습지가 완공된 후 습지내의 영양염 저감 효과 등의 연구 중에 식물플랑크톤 및 부착조류 군집에 대한 연구(김, 2005; 김과 김, 2006)가 있으나 식물부착조류를 이용한 습지 생태계의 군집 및 영양상태를 평가하지 않았다. 본 연구는 안산시와 주변 농지로부터 배출되는 각종 오염물질이 반월천으로 유입되어 습지의 원수가 공급되는 반월 고습지와 저습지에 각각 3개의 지점을 선정하여 2005년 3월부터 10월까지의 식물(갈대) 부착조류 군집을 분석하고, 그 유기물 오염(DAIPo) 및 영양상태(TDI)를 조사하기 위해 실시하였다.

## 재료 및 방법

### 1. 조사지점

반월천으로부터 유입되는 시화호 인공습지 내의 고습지(BH-1, BH-2, BH-3)와 저습지(BL-1, BL-2, BL-3)에 6개의 조사지점을 선정하였다.

### 2. 조사방법

시화인공습지 완공 후 반월천으로부터 유입되는 반월

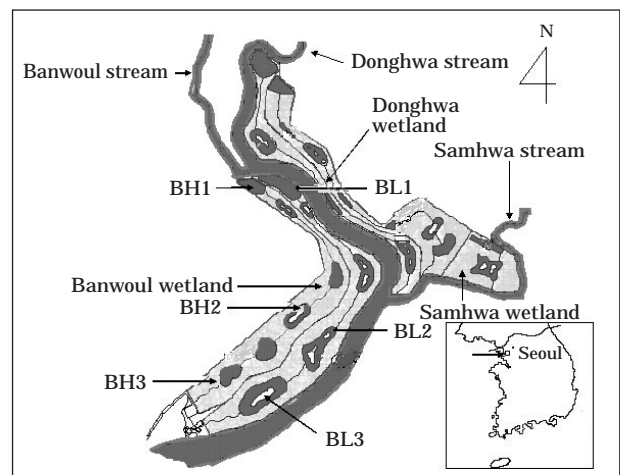


Fig. 1. A map showing the sampling stations at the Banwoul high and low wetlands in the Shiwha constructed wetland.

고습지와 저습지의 환경요인과 갈대 부착규조류 군집을 2005년 3월부터 10월까지 6개의 지점(반월 고습지: BH-1, BH-2, BH-3, 반월 저습지: BL-1, BL-2, BL-3)을 선정하여 채집하였다. 환경요인인 수온(°C)과 pH는 HI 8314 membrane pH meter로, 전기전도도( $\mu\text{S cm}^{-1}$ )는 WTW-LF 91 membrane EC meter로 현장에서 측정하였다. 그리고 광투과율은 Li-250 light meter를 이용하여 수표면과 수심 30 cm 깊이의 광도로 측정하여 투과율을 산출하였다. BOD ( $\text{mg L}^{-1}$ ), COD ( $\text{mg L}^{-1}$ ), T-N ( $\text{mg L}^{-1}$ ), T-P ( $\text{mg L}^{-1}$ )는 한국수자원공사에서 제공한 자료를 이용하였다. 갈대 부착규조류 시료의 채집은 수중에 있는 갈대 줄기를 약 20 cm 길이로 잘라서 냉동 보관하여 실험실로 옮겨  $100 \text{ cm}^2$ 의 면적을 부드러운 nylon 솔로 긁어 최종적으로 100 mL로 정량 채집하였다. 갈대 부착규조류는  $\text{KMnO}_4$ 법(Hendey, 1977)을 사용하여 시료를 세정하고 영구표본을 만든 다음 광학현미경(Axioscop 20,  $\times 1,000 \sim 2,000$ )하에서 종을 동정, 분류하였다. 갈대 부착규조류의 현존량은 100 mL 정량 채집한 시료를 잘 혼합한 후 1 mL를 취해 Sedgwick-Rafter chamber에서 세포수를 계수하여 면적당 세포수로 산출하였으며, 갈대 부착규조류는 500세포 이상을 계수한 다음 S-R chamber에서 계수된 규조류의 현존량을 각 종의 상대빈도에 대입하여 산출하였다. 부착규조류의 우점종은 평균 현존량을 상회하는 종 중에 최고 현존량을 나타내는 종으로 선정하였다. 엽록소 *a* 농도는 100 mL 정량 채집한 시료를 잘 혼합한 후 25 mL를 취해 bbe cuvette fluorometer에서 측정 한 후 면적당 농도로 환산, 산출하였다. 우점도 지수(Simpson, 1949)와 다양도 지수(Shannon-Weaver, 1963)는 갈대 부착조류의 현존량을 기초로 계산하였다. 습지의 생물 건강성 및 영양상태를 평가하기 위해 하천 건강성 평가에 이용하고 있는 DAIPo(Diatom assemblage index of organic pollution)(Watanabe and Asai, 1999)와 TDI(Trophic diatom index)(Kelly *et al.*, 2001)를 적용시켰다.

## 결 과

### 1. 환경요인

갈대를 식재하여 인공 습지를 조성한 시화 습지 중에 반월천에서 유입되는 하천수를 원수로 하는 반월 고습지와 저습지의 환경요인은 Fig. 2와 같다. 수온은 고습지에서  $7.8 \sim 31.6^\circ\text{C}$ 의 범위로 3월에 BH-2에서 최저였고, 7월에 BH-2에서 최고로서 우리나라 기후 변화와 유사한 경

향을 나타내었다. 저습지의 수온은  $8.4 \sim 32.9^\circ\text{C}$ 의 범위로 3월에 BL-3에서 최저였으며, 7월에 BL-2에서 최고로서 고습지의 온도 변화와 동일한 경향을 나타내었다. pH는 고습지에서 6.4(9월, BH-1)~8.5(4월, BH-3)의 범위였고, 저습지에서는 7.2(6월, BL-3)~9.7(4월, BL-2)의 범위로서 우기에 다소 낮아지는 경향을 나타내었다. 전기전도도는 고습지에서 278(8월, BH-3)~1,552(3월, BH-3)  $\mu\text{S cm}^{-1}$ 의 범위였고, 저습지에서 281(8월, BL-3)~924(3월, BL-1)  $\mu\text{S cm}^{-1}$ 의 범위로서 조사 초기에 가장 높았고 습지 내의 갈대 및 수생식물의 생장이 왕성한 여름에 낮아져 가을에 최저로 감소하는 경향을 나타내었다. BOD는 고습지에서 1.1(9월, BH-1)~15.1(7월, BH-3)  $\text{mg L}^{-1}$ 의 범위로서 4월과 7월에 증가하였고 가을에 감소하였다. 저습지에서의 BOD는 2.5(8월, BL-2)~20.8(5월, BL-2)의 범위로서 5월에 최대로 증가하였고 그 이후에 점차 감소하였다. COD는 고습지에서 6.3(10월, BH-2, 3)~17.2(4월, BH-3)  $\text{mg L}^{-1}$ 의 범위였고, 저습지에서 6.1(10월, BL-3)~30.1(5월, BL-1, 2)  $\text{mg L}^{-1}$ 의 범위로서 고습지와 저습지 모두 5월에 최대로 증가하였으나 그 이후 점차 감소하여 가을에 최저치를 나타내었다. T-P는 고습지에서 0.062(10월, BH-2)~0.322(8월, BH-3)  $\text{mg L}^{-1}$ 의 범위로서 불규칙한 변화 경향을 나타내었으며, 저습지에서 0.057(8월, BL-3)~0.713(7월, BL-3)  $\text{mg L}^{-1}$ 의 범위로서 6월에 최대치로 증가하였으나 우기부터 감소하여 가을에 최저치를 나타내었다. T-N는 고습지에서 1.2(9월, BH-3)~23.7(3월, BH-1)  $\text{mg L}^{-1}$ 의 범위였고, 저습지에서 1.7(9월, BL-2)~12.1(7월, BL-3)  $\text{mg L}^{-1}$ 의 범위로서 조사 초기에 최대였고, 가을까지 지속적으로 감소하는 경향을 나타내었다(Fig. 2).

### 2. 갈대 부착규조 군집

인공습지내에 서식하는 갈대 부착규조류는 총 109종류로서 2목, 8과, 26속, 103종, 5변종 그리고 1미동정종으로 구성되어 있다(Table 1). 이들 중에 중심 규조목은 14종류였고, 익상규조목은 95종류였다. 월별 출현 종수는 47~73종류의 범위로서 4월에 최저였고 8월에 가장 많이 조사되었다. 출현 종수는 봄에서부터 여름으로 갈수록 20종 이상 증가하였다. 정점별 출현 종수는 고습지에서 13(5월, BH-2)~36(8월, BH-2; 9월, BH-3) 종류의 범위였으며, 저습지에서 17(5월, BL-3)~52(8월, BL-3) 종류의 범위로 고습지와 저습지 모두 8월부터 증가하는 경향을 나타내었다. 고습지와 저습지에서 물이 유입부-중간부-유출부로 이동하지만 종수는 어떠한 경향성을 나타내지 않

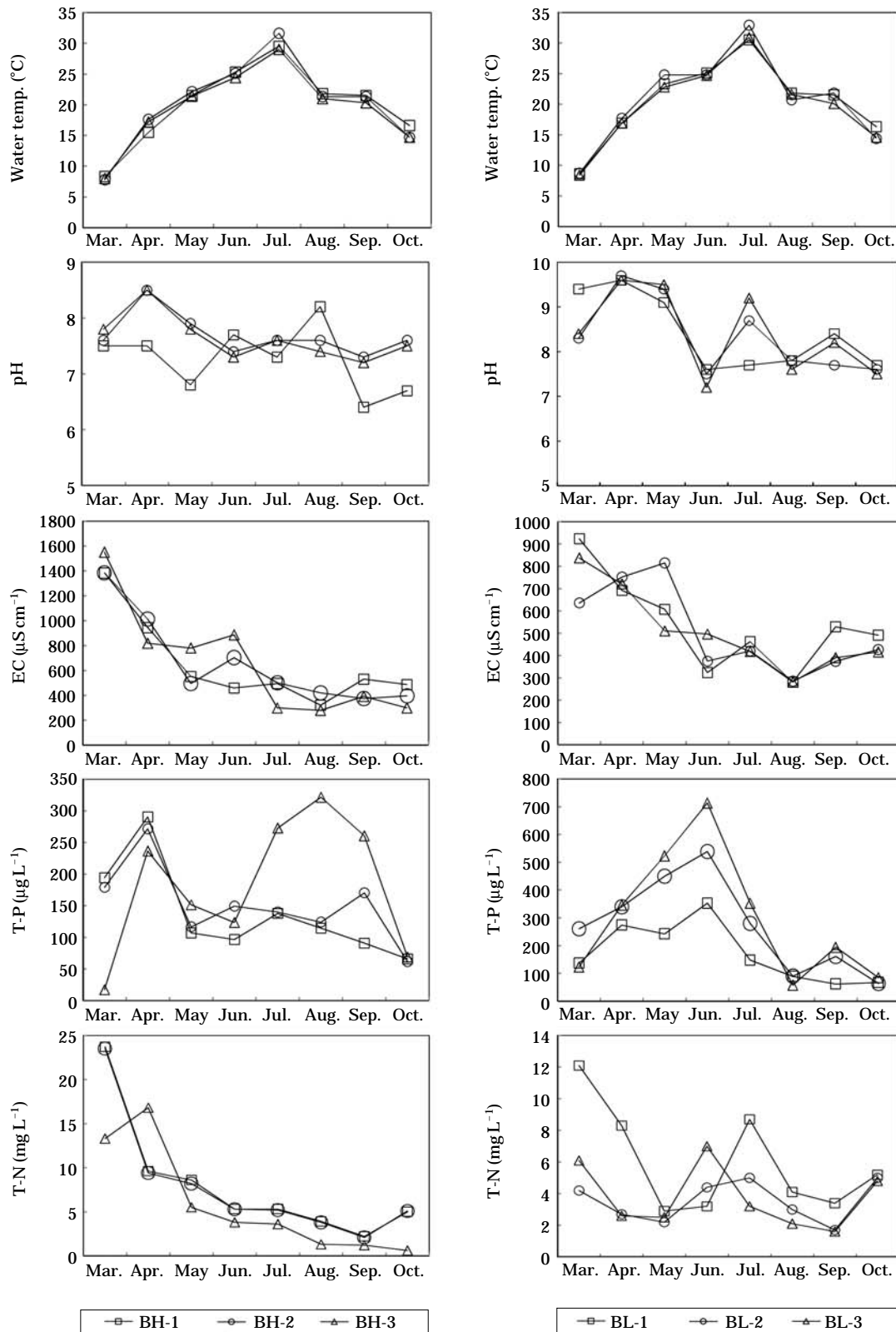


Fig. 2. Environmental factors at Banwoul high and low wetlands in the Shihwa constructed wetland.

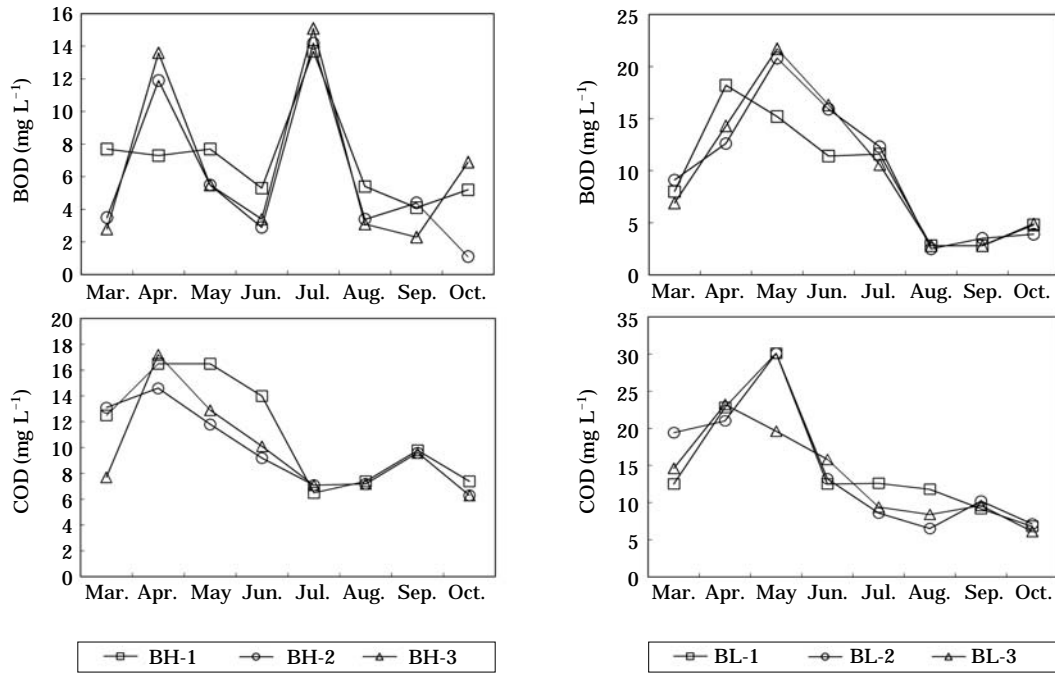


Fig. 2. Continued.

Table 1. Summary of epiphytic diatom assemblage at the high and low wetlands in the Shihwa constructed wetland.

	Order	Subord.	Family	Genera	Species	Variety	Unidentified sp.	Total
Mar.	2	2	8	14	48	3	1	52
Apr.	2	2	7	12	43	4	0	47
May	2	2	8	16	46	4	0	50
Jun.	2	2	8	14	47	2	0	49
Jul.	2	2	8	17	58	4	0	62
Aug.	2	2	7	23	69	4	0	73
Sep.	2	2	7	19	66	4	0	70
Oct.	2	2	8	22	68	2	0	70
Total	2	3	8	26	103	5	1	109

았다.

갈대 부착규조류의 현존량은 고습지에서 475,000 (7월, BH-1) ~ 7,900,000 (3월, BH-3) cells cm<sup>-2</sup>의 범위로서 3월에 유출-중간-유입 지점의 순으로 높았다. 4월부터 현존량은 점차 감소하여 7월에 최저였고 9월부터 약간 증가하는 경향을 나타내었다. 저습지에서 현존량은 298,000 (5월, BL-2) ~ 4,900,000 (3월, BL-3) cells cm<sup>-2</sup>의 범위로서 3월에 유출 지점에서 가장 높았으며, 중간-유입 지점의 순이었고, 4월에 중간 지점에서 증가하였으나 다른 지점에서는 감소하기 시작하여 5~8월까지 거의 비슷한 현존량을 나타내었다. 9월에 유입-중간-유출 지점의 순으로 현존량을 나타내었으나 10월에는 경향성이 없었다 (Fig.

4).

갈대 부착규조류의 엽록소-a 농도는 고습지에서 2.2 (8월, BH-1) ~ 15.6 (9월, BH-1) µg cm<sup>-2</sup>의 범위였다. 부착규조류의 기질이 되는 갈대가 성장하는 시기인 3월에는 6 ~ 12 µg cm<sup>-2</sup>의 범위였고, 4월에는 약간 감소하였으며 5월에 증가하지만 6월부터 8월까지 다시 감소한 후 9월에 다시 증가하는 매우 불규칙한 변화를 나타내었다. 저습지의 엽록소-a 농도는 0.5 (10월, BL-3) ~ 26.2 (9월, BL-3) µg cm<sup>-2</sup>의 범위로 그 차이가 컸다. 저습지에서 엽록소-a의 농도는 3월보다 4월에 증가하였으나 6월에서 8월로 갈수록 점진적으로 감소하였으며, 정점에 따라 불규칙한 변화 경향을 나타내었다 (Fig. 5).

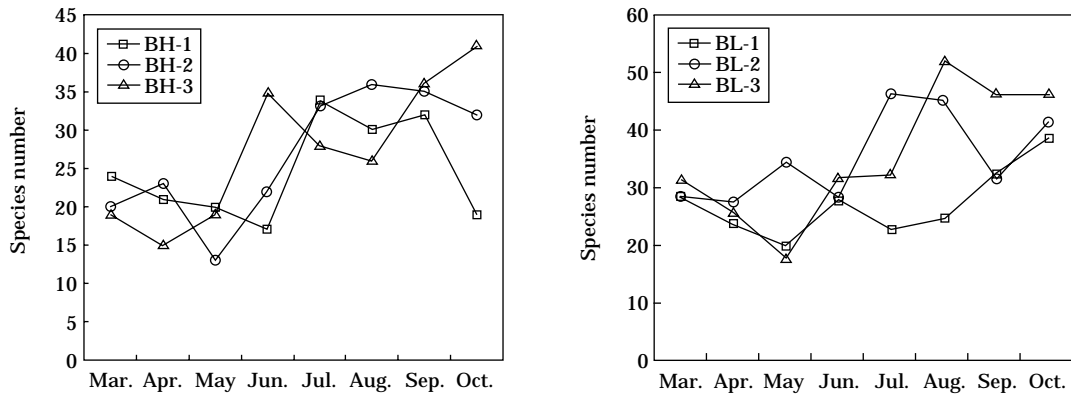


Fig. 3. Changes of the species number of epiphytic diatom assemblage at the high and low wetlands in the Shihwa constructed wetland.

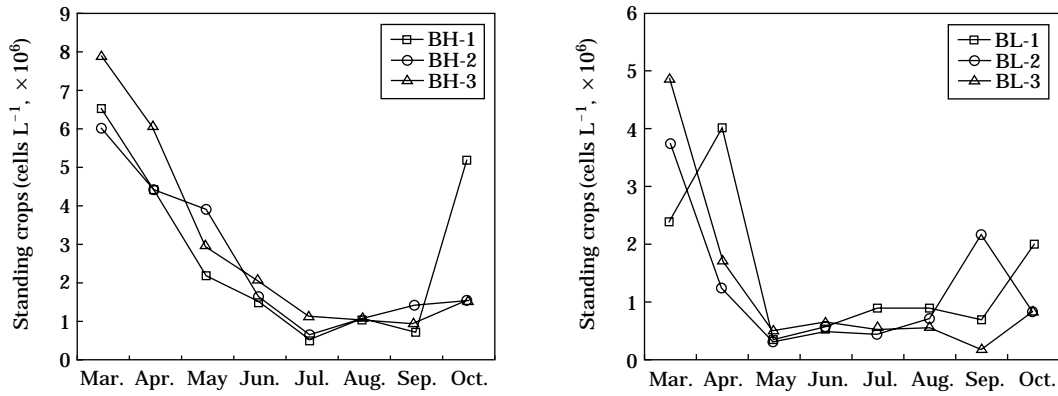


Fig. 4. Changes of standing crops (cells cm<sup>-2</sup>) of epiphytic diatom assemblage at Banwoul high and low wetlands in the Shihwa constructed wetland.

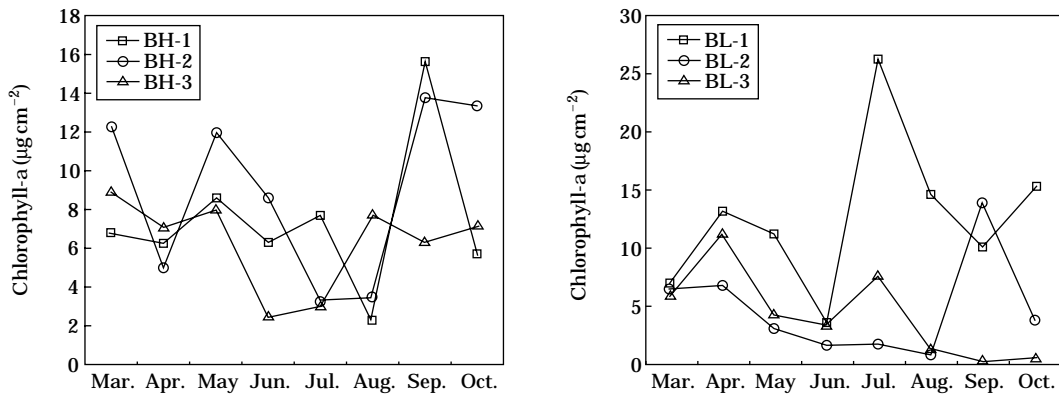


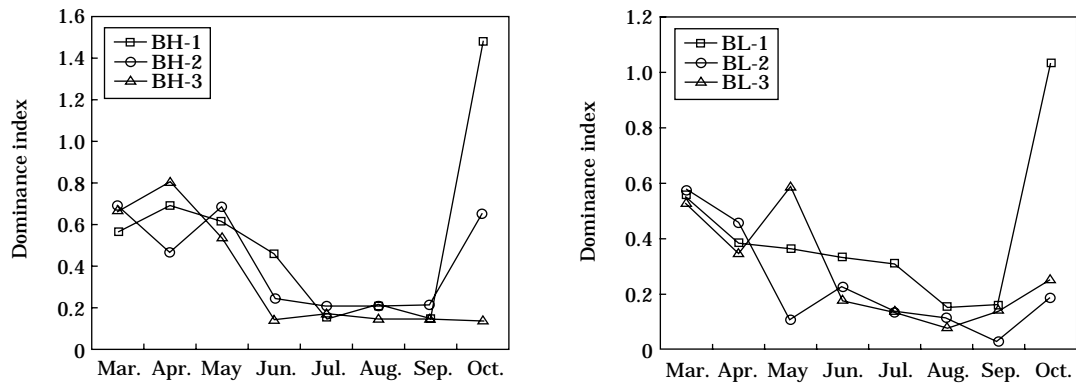
Fig. 5. Changes of chlorophyll-a concentration (µg cm<sup>-2</sup>) of epiphytic diatom assemblage at Banwoul high and low wetlands in the Shihwa constructed wetland.

조사 초기인 3월과 4월에 모든 정점에서 *Achnanthes minutissima*가 58.5~89.9%의 범위로 우점을 하였다. 5

월에는 고습지에서 *A. minutissima*가 72.6% 이상으로서 우점을 한 반면에 저습지인 BL-1과 3에서 *A. minutissi-*

**Table 2.** Relative abundance (%) of dominant species (extrabold) at each station at the high and low wetlands in the Shihwa constructed wetland.

Month	Dominant species	Station					
		BH-1	BH-2	BH-3	BL-1	BL-2	BL-3
Mar.	<i>Achnanthes minutissima</i>	<b>75.3</b>	<b>77.8</b>	<b>81.4</b>	<b>74.4</b>	<b>74.9</b>	<b>72.0</b>
Apr.	<i>Achnanthes minutissima</i>	<b>83.0</b>	<b>67.1</b>	<b>89.9</b>	<b>60.0</b>	<b>65.8</b>	<b>58.5</b>
May	<i>Achnanthes minutissima</i>	<b>78.3</b>	<b>82.1</b>	<b>72.6</b>	<b>57.0</b>	4.8	<b>82.3</b>
	<i>Nitzschia amphibia</i>	1.6	5.2	0.6	9.3	<b>29.9</b>	2.9
Jun.	<i>Achnanthes minutissima</i>	<b>66.1</b>	<b>39.4</b>	21.4	9.0	4.5	4.6
	<i>Nitzschia fonticola</i>	0	1.4	0	5.0	<b>40.0</b>	9.9
	<i>Nitzsachia palea</i>	7.7	13.2	<b>23.7</b>	<b>54.3</b>	16.2	<b>34.4</b>
Jul.	<i>Achnanthes minutissima</i>	<b>24.5</b>	22.8	16.3	<b>55.5</b>	2.2	5.6
	<i>Navicula confervecea</i>	0.8	6.3	<b>25.8</b>	0	0.4	0.2
	<i>Nitzschia amphibia</i>	5.9	<b>35.4</b>	13.3	10.6	17.0	1.4
	<i>Nitzsachia palea</i>	13.8	5.6	17.6	9.4	<b>25.9</b>	<b>22.8</b>
Aug.	<i>Achnanthes minutissima</i>	28.6	<b>34.6</b>	23.0	<b>23.3</b>	2.0	0.8
	<i>Naviucla ventralis</i>	0	9.2	0	0	0.7	<b>21.3</b>
	<i>Nitzschia amphibia</i>	10.3	25.8	<b>27.7</b>	16.3	11.0	10.0
	<i>Nitzsachia palea</i>	<b>30.1</b>	5.9	5.4	16.1	<b>24.9</b>	7.2
Sep.	<i>Achnanthes minutissima</i>	0.4	0.4	8.0	<b>31.2</b>	8.9	4.9
	<i>Nitzschia amphibia</i>	17.7	<b>41.8</b>	19.5	6.8	<b>29.5</b>	9.8
	<i>Nitzsachia palea</i>	<b>28.6</b>	4.5	<b>28.4</b>	5.5	25.2	<b>28.1</b>
Oct.	<i>Achnanthes minutissima</i>	<b>85.8</b>	<b>43.4</b>	19.8	<b>71.2</b>	7.8	2.8
	<i>Nitzschia amphibia</i>	7.1	36.4	<b>27.8</b>	4.1	<b>23.7</b>	<b>26.1</b>

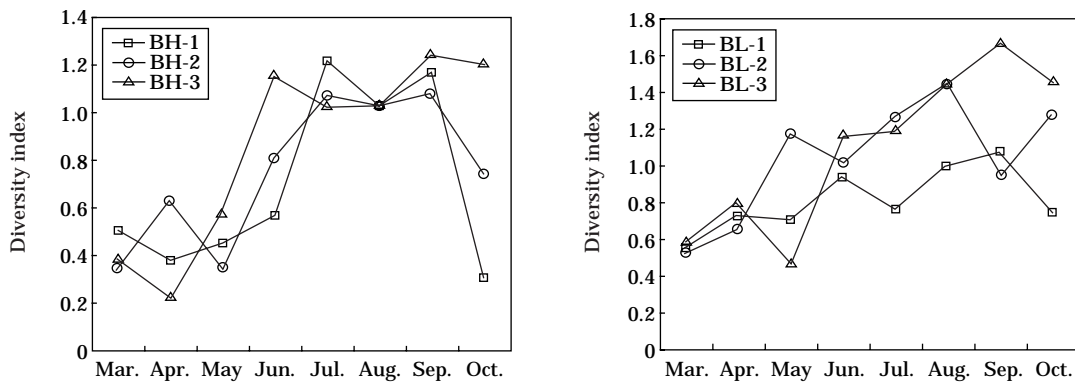


**Fig. 6.** Changes of dominance index of epiphytic diatom assemblage at Banwoul high and low wetlands in the Shihwa constructed wetland.

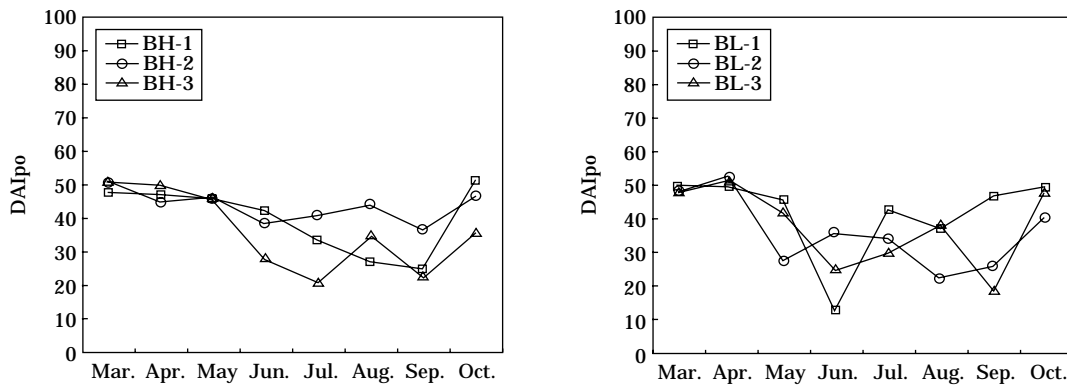
ma (57.0, 82.3%)가, BL-2에서 *Nitzschia amphibia* (29.9%)가 우점을 하였다. 6월부터 10월까지 우점종은 *A. minutissima*, *Navicula confervecea*, *N. amphibia*, *Nitzschia fonticola*와 *Nitzsachia palea* 등으로 혼재하는 경향을 나타내었다. 특히 *A. minutissima*는 봄-여름-가을로의 계절 변화에 따라 상대빈도가 여름에 낮아지는 경향을 나타낸 반면에 *N. palea*는 여름에 상대빈도 및 우점 빈도가 증

가하였으나 가을(10월)에 감소하면서 *A. minutissima*와 *N. amphibia*로 전환되었다 (Table 2).

식물 부착규조류의 우점도 지수는 고습지에서 0.14 (6월, BH-3; 10월, BH-3)~1.48 (10월, BH-1)의 범위로서 봄(3월~5월)에 *A. minutissima*가 우점을 하는 시기에 0.4 이상이었지만 여름에 0.4~0.14의 범위로 감소하였으며, 10월에 정점 BH-3를 제외한 두 정점에서 증가하였



**Fig. 7.** Changes of diversity index of epiphytic diatom assemblage at Banwoul high and low wetlands in the Shiwha constructed wetland.



**Fig. 8.** Changes of DAIPo values of epiphytic diatom assemblage at Banwoul high and low wetlands in the Shiwha constructed wetland.

다. 저습지의 우점도는 0.02 (9월, BL-2)~1.03 (10월, BL-1)의 범위로서 3월에 *A. minutissima*가 우점을 하는 3개의 모든 정점에서 0.5 이상에서 여름으로 갈수록 점차 감소하여 8월과 9월에 최저로 감소하였으며, *A. minutissima*가 우점을 하는 10월에 다시 증가하는 경향을 나타내었다 (Fig. 6).

다양도 지수는 고습지에서 0.23 (4월, BH-3)~1.25 (9월, BH-3)의 범위였다. 조사 초기에 *A. minutissima*가 우점을 한 3월, 4월과 5월에 다양도 지수가 0.6 이하로 낮은 반면에 여름으로 갈수록 우점종의 변화와 함께 다양도 지수가 모든 정점에서 0.6 이상에서 최고 1.25까지 증가하였다. 그러나 수온이 감소하는 가을인 10월에 우점종이 다시 *A. minutissima*와 *N. amphibia*로 한정되면서 다양도 지수는 감소하였다. 저습지의 다양도 지수는 0.47 (5월, BL-3)~1.67 (9월, BL-3)의 범위였다. 저습지의 다양도 지수 역시 *A. minutissima*가 우점을 한 3월에 유입-중

간-유출 지점에서 비슷한 지수로 낮았으며 4월 이후부터 우점종의 상대빈도가 약간 낮아지면서 다양도가 증가하기 시작하여 9월까지 증가하였다. 10월에 고습지의 우점종과 같이 *A. minutissima*와 *N. amphibia*로 한정되면서 다양도 지수는 감소하였다 (Fig. 7).

반월 고습지와 저습지의 물 건강성을 평가하기 위해 식물 부착규조류를 이용한 DAIPo와 TDI를 적용시켰다. 고습지의 DAIPo값은 20.2~51의 범위로서 7월에 BH-3 최저였고 3월에 BH-2와 3에서 가장 높았다. 고습지의 모든 조사 정점에서 중부수성의 수역이었으며, 건강성으로서는 조사 초기인 봄에 보통에서 여름으로 갈수록 약화의 상태였으며, 가을에 다시 보통으로 증가하는 경향을 나타내었다 (Fig. 8). 저습지의 DAIPo값은 12.4~52의 범위로서 6월에 BL-1에서 최저값으로 강부수성이고, 다른 모든 조사 정점에서는 중부수성의 값을 나타내었다. 본 저습지 역시 고습지와 유사하게 봄에 보통에서 여름에 약화 그



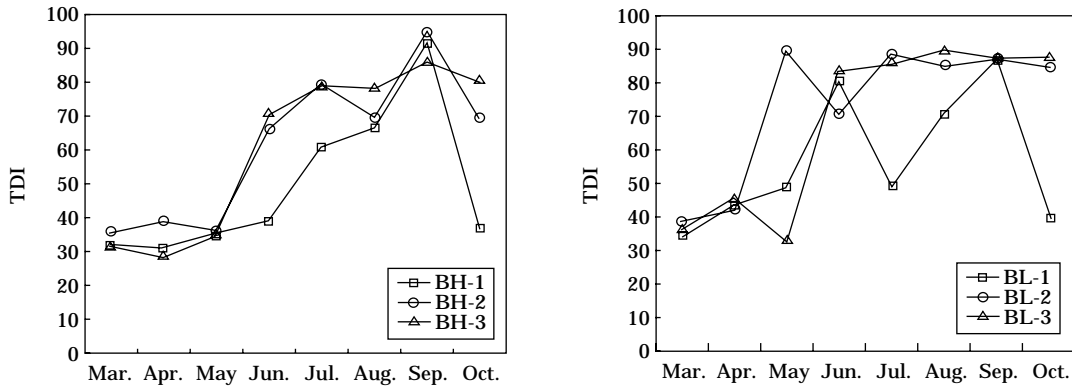


Fig. 9. Changes of TDI of epiphytic diatom assemblage at Banwoul high and low wetlands in the Shiwha constructed wetland.

리고 가을에 다시 보통으로 변화되는 경향을 나타내었다 (Fig. 8).

영양염 지수인 고습지의 TDI는 28.8~94.5의 범위로서 4월에 BH-3에서 최저였고, 9월에 BH-2에서 최고였다. 영양상태는 조사 초기인 봄에 빈영양상태였고, 여름에 중 또는 부영양상태였으며, 가을에 다시 부, 중, 빈영양상태로서 조사 지점에 따라 차이를 나타내었다. 건강성은 봄에 청정에서 여름에 보통 또는 악화였고 가을에 조사 정점에 따라 다소 차이는 있지만 양호한 상태로 변화되었다 (Fig. 9). 저습지의 TDI는 33.3~89.7의 범위로 BL-3에서 최저였고, BL-2에서 최고였다. 저습지 역시 봄에 빈영양상태였으며, 여름으로 갈수록 부영양상태로 변화되었고, 가을에 BL-1에서 빈영양상태였으나 BL-2와 3에서 부영양상태였다. 건강성은 봄에 청정에서 여름에 보통 또는 악화였으며 BL-1을 제외한 모든 정점에서 악화로 유지되었다 (Fig. 9).

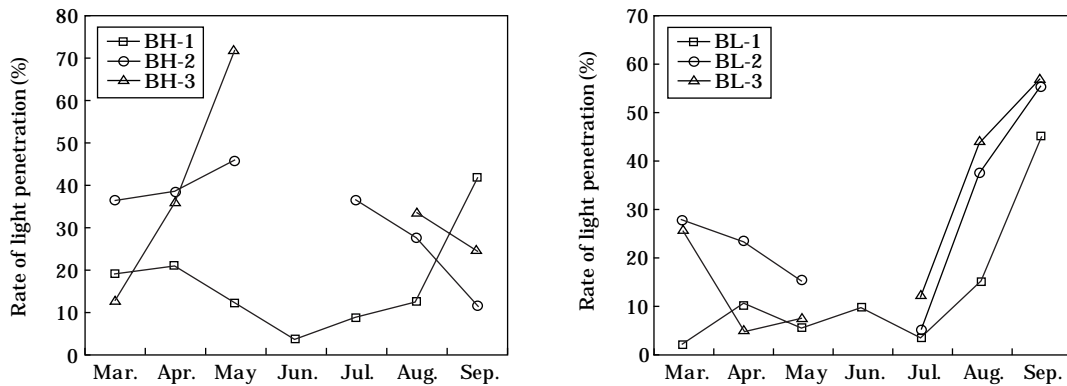
고 찰

본 연구는 시화 인공습지의 수계에 인간의 각종 활동으로 발생된 오염원에 서식하고 있는 갈대 식물부착규조류의 군집을 조사하였다. 규조류는 수계의 생태적 조건을 조사하는데 지속적으로 사용되고 있으며 (Squires et al., 1979; Hill et al., 2000; Feio et al., 2009), 규조류에 대한 대부분의 연구는 유수계의 돌부착규조류에 집중되어 있다 (Lange-Bertalot, 1979; Watanabe and Asai, 1990; 이, 1998; 김, 1999; Kelly et al., 2001). 본 연구는 정수계의 얇은 인공습지에 인간의 여러 활동에 의해 발생된 오염원이 유입되는 곳에 인공 식재된 갈대에 착생하고 있는

규조류를 대상으로 하였다.

많은 규조류는 매우 넓은 범위의 수온의 범위에서 서식할 수 있지만 일부 규조류는 좁은 범위의 수온에서 서식한다. 그러나 대부분의 규조류는 30°C 이하의 서식처를 선호한다 (Patrick, 1971). 본 연구에서 수온의 범위는 7.8~32.8°C의 넓은 범위로 조사되었다. 30°C 이상의 고온은 매우 한정적이며, 이러한 수온이 장기간 유지될 때 부착규조류 군집에 영향을 미칠 수 있지만 주-야간의 시간과 날씨의 조건들에 의해 30°C 이상이 지속적으로 유지되지 않으므로 본 조사에서는 중수, 엽록소 농도 및 세 포 밀도 등에 큰 영향을 미치지 않았다. 단지 수온이 뚜렷하게 차이나는 계절적 영향에 의해 3~5월에 *A. minutissima*가 57~89.9%의 높은 비율을 차지하며 군집의 중요한 위치를 차지하였다. 그러나 수온이 증가하는 여름으로 갈수록 그 상대비율은 감소하고 *Navicula*속과 *Nitzschia*속이 혼재되었으며, 가을에 수온이 감소하면서 다시 *A. minutissima*의 비가 증가하였다. 규조 군집은 수온 등의 물리적인 영향뿐만 아니라 총인, 총질소 등의 화학적 영향에 의해 결정될 수 있다. 본 조사 수역은 총인과 총질소의 농도는 고습지의 BH-3에서 3월(총인)과 10월(총질소)을 제외한 모든 조사시기와 정점에서 부영양 수준 이상이었다 (EPA, 1974; Vollenweider, 1979; Forsberg and Ryding, 1982). 이와 같은 영양염 수준을 고려하였을 때 부영양 수계를 반영하는 몇 종의 존재 여부보다 종의 풍부성이 동반되어야 함으로 *A. minutissima*와 같은 종이 풍부하게 출현하다 수온의 변화에 따라 감소하고, 다시 수온이 감소함에 따라 그 풍부성이 증가함으로써 부착규조 군집을 구성하고 있는 종들은 수온의 변화에 영향을 받은 것으로 사료된다.

부유물질(SS)에 의한 탁도가 광투과 억제와 교질화된



**Fig. 10.** Changes of the rate of light penetration (%) of at Banwoul high and low wetlands in the Shiwha constructed wetland.

퇴적물 등으로 착생을 방해하고 성장을 억제하는 중요한 영향을 미친다(Patrick, 1948; Sudhakar *et al.*, 1994). 본 수계에서 수표면과 수심 30 cm 깊이에서 광투과율은 고습지에서 봄에 10~70%의 범위였고, 여름에 약 3% 정도로 거의 투과되지 않았으며, 가을에 최고 40%까지 회복되는 경향을 나타내었다(Fig. 10). 저습지의 광투과율은 고습지와 유사하게 하천수 유입지점에서 낮은 투과율을 나타내었지만 중간수역-유출수역에서는 증가하였다. 그러나 여름으로 갈수록 모두 광투과율이 감소하였으며 가을에 다시 회복하였다(Fig. 10). 이와 같은 광투과율의 변화는 탁도에 의해 영향을 받으며, 이러한 투과율은 수중의 식물부착규조류의 현존량이 봄에서 여름으로 갈수록 감소하였으며, 가을에 다시 회복되는 경향을 나타내었고, 엽록소 농도도 정점에 따라 약간의 차이는 있지만 광투과율과 유사한 경향을 나타내었다.

하천과 같은 유수계의 수질을 평가하고, 지표종의 역할을 연구하기 위해 최근에 부착규조류를 많이 이용하고 있으며(Watanabe and Asai, 1999; Kelly *et al.*, 2001; Hill *et al.*, 2003), 국내의 하천에서도 돌부착규조류를 이용하여 수질 평가와 건강성 평가를 하고 있다(이와 정, 1993; 정 등, 1993; 김, 1999, 2007). 그러나 국내에서 정수계에서 서식하는 돌 또는 식물부착규조류에 대한 연구는 거의 이루어 지지 않고 있으나 외국의 사례는 종종 발표되고 있다(Denys, 2004; Phiri *et al.*, 2007). 이러한 정수계에서 수중에 있는 기질은 많은 침전물이 퇴적되어 규조류가 착생하기 어렵고, 오래 전의 규조류 등의 사체가 축적되어 있기 때문에 지표값에 영향을 미치기 때문에 최근의 수질을 정확하게 평가하기 어렵다(Denys, 2004). 또한 Poulicova *et al.* (2004)도 이러한 조건에서 수중의 돌과 같은 기질을 이용하면 규조류에 의해 매우 다른 영양

염 지수값이 산출되므로 퇴적형 규조류보다 갈대 착생 규조류가 더 좋은 부영양 지표종으로 보고하였다. 그러나 본 연구 결과는 호수에 서식하는 식물부착규조류를 대상으로 한 국외(Poulicova *et al.*, 2004)의 결과와 다른 경향을 나타내었다.

본 연구에서 갈대 부착규조류를 이용하여 유기물오탁(DAIpo)과 영양염(TDI)을 평가하였다. 유기물오탁에 대한 주요 지표종(Watanabe and Asai, 1999) 중에 호청수종은 *Achnanthes convergens*, *Cymbella silesiaca* 등 14종으로 구성되어 있지만 이들은 모두 10% 이하의 매우 낮은 상대빈도로 구성되어 있다. 호오탁성종은 *Cyclotella meneghiniana*, *Gomphonema pseudoaugur* 그리고 *N. palea* 등 14종으로 호청수종 보다는 전반적으로 높은 상대빈도로 조사되었다. 고습지에서 BOD와 COD가  $10 \text{ mg L}^{-1}$  이상인 시기에 유기오탁지수는 50~30의 범위로서 중부수성이고, 저습지에서도 BOD와 COD가  $10 \text{ mg L}^{-1}$  이상인 시기에 유기오탁지수는 중부수성~강부수성의 수질로 평가되었다. 이와 같은 결과는 하천의 수질평가에서 높은 상관성을 나타내는 것(이 1996; 김, 2001, 2007)과 상이한 결과로서 본 수계의 유기오탁도는 화학적 수질과 일치하지 않는 결과를 나타내었다. 이러한 결과는 갈대가 3월 이후부터 싹이 나기 시작할 때 부착규조류는 군집을 형성하기 시작하지만 갈대의 성장에 규조류의 착생속도가 따라가지 못하고, 초기에 남조류 등의 다른 부착조류가 먼저 착생하는 것으로 김과 김(2006)이 보고를 하였다. 그러나 여름이 되면서 갈대의 부피 생장은 거의 한정되고 단지 길이 생장이 일어나기 때문에 식물부착규조류는 안정된 군집을 형성하고 수질을 반영하였다.

본 조사 수역의 영양염인 TN과 TP의 농도가 일부 조사 시기와 지점을 제외한 모든 조사 시기와 지점에서 부

영양 수준 이상을 나타내었다. 특히 조사 초기인 봄에는 과양양 수준의 10배 이상으로 높았으며, 여름 및 가을로 갈수록 감소하여 부영양 상태였다. 이와 같은 영양상태를 평가하기 위해 영양염 지수인 TDI는 봄-여름-가을의 계절적 변화에 따라 조사 지점에서 약간의 차이가 있지만, 봄, 여름, 가을에 빈영양, 중/부영양, 부/중/빈영양의 혼합된 변화 경향을 나타내었다. TN, TP와 TDI의 변화는 국내의 하천 조사(이 1996; 김, 2001, 2007)에서 나타나는 변화 경향과는 상이하였다. 그러나 갈대 생장 초기에는 *A. minutissima*의 높은 상대빈도로 영양상태를 반영하지 못했지만, 여름으로 갈수록 총질소의 농도가 감소하나 총인 농도는 BH-3를 제외한 지점에서 감소하였고, 저습지에서는 6월에 모든 정점에서 최고로 증가하였으나 여름에 감소하는 경향을 나타내었다. 이러한 증가와 감소를 하는 변화를 나타내었지만 대부분이 부영양 수준이었다. 이와 같은 영양염 수준을 생물지수인 TDI는 봄에 정확하게 반영을 하지 못했고, 여름부터는 부영양 상태를 지속적으로 나타내었다. 이것 역시 규모 군집 형성은 갈대 생장과 수계내의 수온, 광투과, SS 등 물리적 요인들에 의해 결정된 것으로 사료된다.

## 사 사

본 논문은 2008년도 대전대학교 학술연구지원비에 의거한 것임.

## 인 용 문 헌

- 김용재. 1999. 부착규조에 의한 포천천의 수질평가. 한국육수학회지 **32**: 135-140.
- 김용재. 2001. 신천의 부착규조 군집과 유기오탁 판정. 한국육수학회지 **34**: 199-205.
- 김용재. 2005. 하천수(반월천, 동화천, 삼화천)의 시화인공습지 관류에 따른 개방수에서 식물 플랑크톤 군집 동태. 한국육수학회지 **38**: 403-411.
- 김용재. 2007. 도시화 정도에 따른 포천천과 영평천의 돌부착규조 군집의 변화. 한국육수학회지 **40**: 468-480.
- 김용재, 김한순. 2006. 시화인공습지 완공 초기에 갈대 부착조류 군집의 변화. 한국육수학회지 **39**: 402-412.
- 이정호, 정 준. 1993. 광천(경상북도 울진군)의 부착규조 군집 구조. 한국육수학회지 **26**: 223-233.
- 이정호. 1998. 낙동강의 부착규조와 유기오탁지수(DAIpo). 한국육수학회지 **31**: 38-44.
- 정 준, 최재신, 이정호. 1993. 부착규조 군집의 유기오탁지수(DAIpo)에 의한 금호강의 수질 평가. 환경생물 **11**: 43-58.
- Adamus, P.R. and L.T. Stockwell. 1983. A method for wetland functional assessment: VII. 1. Critical review and evaluation concepts. US Dept. Transportation, Federal Highway Administration. Report FHWA IP: p. 82-83.
- Braakhekke, W.G. and M. Marchand. 1987. Wetlands: The community's wealth. European Environment Bureau. Brussels. 24p.
- Feio, M.J., S.F.P. Almeida, S.C. Craveiro and A.J. Calado. 2009. A comparison between biotic indices and predictive models in stream water quality assessment based on benthic diatom communities. *Ecological Indicator* **9**: 497-507.
- Forsberg, C. and S.O. Ryding. Eutrophication parameter and trophic state indices IN 30 Swedish receiving lakes. *Arch. Hydrobiol.* **89**: 189-207.
- Ghosh, D. and S. Sen. 1987 Ecological history of Calcutta's wetland conversion. *Environmental Conservation* **14**: 219-226.
- Hendey, N.I. 1979. The permanganate method for cleaning freshly gathered diatoms, *Microscopy* **32**: 423-426.
- Heyman, J.R. 1988. Self-Financed Resource Management: A direct approach to maintaining marine biological diversity, Paper presented at workshop on economics, IUCN General assembly, 4-5 Feb. 1988, Costa Rica, p. 234-235.
- Hill, B.H., A.T. Herlihy, P.R. Kaufmann, R.J. Srevenson, F.H. McCormick and C.B. Johnson. 2000. Use of periphyton assemblage data as an index of biotic integrity. *J. N. Am. Benthol Soc.* **19**: 50-67.
- Hill, B.H., A.T. Herlihy, P.R. Kaufmann, S.J. DeCelles and M.A. Vander Borgh. 2003. Assessment of streams of the eastern United States using a periphyton index of biotic integrity. *Ecological Indicator* **2**: 325-338.
- Horn, A.J. and C.R. Goldman. 1994. Limnology, McGraw-Hill, Inc., New York, 115p.
- Jun, M.S., Watanabe, Y. and B.C. Kim, 1998. The effects of dilution rate and temperature on phytoplankton growth in stream water, *Korean Journal of Limnology* **31**, 328-336. (in Korean)
- Kadlec, R.H. and R.L. Knight. 1996. Treatment wetlands, Lewis Publishers, Boca Raton, 893p.
- Kelly, M.G., C. Adams, A.C. Graves, J. Jamieson, J. Krokowski, E.B. Lycett. J. Murray-Bligh, S. Pritchard and C. Wilkins. 2001. The trophic diatom index: a user's manual. (Revised ed.). R & D Technical Report E2/TR2.
- Lange-Bertalot, H. 1979. Pollution tolerance of diatoms as a criterion for water quality estimation. *Nova Hed. Beih.* **64**: 285-304.
- Lougheed, V.L. and P. Chow-Fraser. 2002. Development

- and use of a zooplankton index of wetland quality in the Laurentian Great Lakes basin. *Ecol. Appl.* **175**: 227-243.
- Mitsch, W. and J.G. Gosselink, 2000. Wetlands. Van Nostrand Reinhold, New York, NY. 920p.
- Patrick, R. 1948. Factors affecting the distribution of diatoms. *Bot. Rev.* **14**: 473-524.
- Phiri, C., J. Day, M. Chimbari and E. Dhlomo. 2007. Epiphytic diatoms associated with a submerged macrophyte, *Vallisneria aethiopica*, in the shallow marginal areas of Sanyati Basin (Lake Kariba): a preliminary assessment of their use as biomonitoring tools. *Aquat. Ecol.* **41**: 169-181.
- Poulicova, A., M. Duchoslav and M. Dokulil. 2004. Littoral diatom assemblages as bioindicators of lake trophic status: a case study from perialpine lakes in Austria. *Eur. J. Phycol.* **99**: 143-152.
- Shannon, C.E. and W. Weaver. 1963. The Mathematical theory of communication. Illinois Univ. Press, Urbana, 177p.
- Shimpson, E.H. 1949. Measurement of diversity. *Nature* **163**: 1-688.
- Smith, P.G.R., V. Glooschenko and D.A. Hagen. 1991. Coastal wetlands of three Canadian Great Lakes: inventory, conservation initiatives and patterns of variation. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **48**: 1581-1594
- Squires, L.E., S.R. Rushforth and J.D. Brotherson. 1979. Algal response to a thermal effluent: study of a power station on the Provo River, Utah, USA. *Hydrobiologia* **63**: 17-32.
- Sudhakar, G., B. Jyothi and V. Venkateswarlu, 1994. Role of diatoms as indicators of pollution gradients. *Envir. Monit. and Assess.* **33**: 85-99.
- Timms, R.M. and B. Moss. 1984. Prevention of growth of potentially dense phytoplankton population by zooplanktivorous fish, in a shallow wetland ecosystem. *Limnol. Oceanogr.* **29**: 472-486.
- U.S. EPA. 1974. "An approach to a relative trophic index system for classifying lakes and reservoir" The National Eutrophication Survey Work. Pap. 24, Pacific Northwest Envir. Res. Lab. Corvallis.
- Vollenweider, R.A. 1979. Das Nährstoffbelastungskonzept als Grundlag für den externen Eingriff in den Eutrophierungsprozess stehender Gewässer und Talsperren. *Z. Wasser-u. Abwasser-Forschung.* **12**: 46-56.
- Watanabe, T. and K. Asai. 1990. Numerical simulation-diatoms assemblage of organic pollution in stream and lakes. *Rev. Inq. and Res.* **52**: 99-139.

(Manuscript received 13 January 2009,  
Revision accepted 13 February 2009)