

도시 하천 (원주천) 유입이 섬강 하류 부착규조 군집에 미치는 영향

윤성애 · 김난영 · 김백호 · 황순진*

(건국대학교 환경과학과)

Effects of an Inflowing Urban Stream (Wonju stream) on Epilithic Diatom Assemblages in the Lower Seom River. Yoon, Sung-Ae, Nan-Young Kim, Baik-Ho Kim and Soon-Jin Hwang* (Department of Environmental Science, Konkuk University, Seoul 143-701, Korea)

Epilithic diatom communities and water quality were monitored to evaluate the ecological impact of the inflow of Wonju-stream passing through the urban area in the Seom River Watershed. We selected the 14 sampling stations (5 main stream sites and 9 tributary sites), and collected diatom and water samples between October 2007 and September 2008, on the seasonal basis. The results indicate that most water quality parameters showed the site-specific patterns over the study, except for water temperature and dissolved oxygen. The levels of water quality parameters were highest at the site of Wonju stream, whereas the lowest in the upstream sites, and intermediate or gradually decreased in the downstream sites of the Seom river. One species, *Achnanthes convergens*, showed the highest biomass and frequency over the sites, while three saprophilous species-*Navicula goeppertiana*, *Navicula subminuscula*, *Nitzschia palea* were appeared only in Wonju Stream and other polluted sites. According to trophic diatom index (TDI) values, which were highly correlated with nutrients and EC, the study sites were classified into three classes: upstream and tributary (Class A and B), Wonju Stream (Class D), and mixed zone and downstream (Class C). A cluster analysis supported the result of TDI classification. Therefore, Wonju-stream located in populated urban area exerted the adverse ecological effects on the epilithic diatom community and water quality of the lower Seom River System, although its severity gradually decreased downstream.

Key words : Epilithic diatom, Trophic Diatom Index, Water Quality Assessment, Wonju Stream, Seom River

서 론

우리나라는 1970년대 이후 급격한 산업화 및 도시화에 따라 유역에서 오염물질 배출량이 크게 증가하였고 또 한 하천정비가 크게 진행되어 생태계 교란이 가속화됨으로써 전반적으로 수환경의 교란이 나타났다. 따라서 하천에 대한 체계적인 생태조사를 바탕으로 하는 하천의 수질

개선과 생태적으로 건강한 하천으로의 복원이 시급한 실정이다. 기존의 하천관리는 주로 BOD를 기준으로 하는 이화학적 평가에 의존하였으며 (환경부, 1989, 2004), 이에 따라 BOD의 개선을 수질관리의 가장 큰 목표로 지향하였으나 실제로는 다양한 수질 요인들 간의 연계성이나 물환경의 종합적인 특성을 고려하지 못하였다. 그 결과 BOD가 개선되었다 하여도 수환경이 전반적으로 개선되지 못하였으며, 특히 부영양화, 생물 서식처의 파괴 등의

* Corresponding author: Tel: 02) 450-3748, Fax: 02) 452-3749, E-mail: sjhwang@konkuk.ac.kr

문제점들은 계속적으로 남아있게 되었다.

수중에 서식하는 생물은 이화학적 수질과 서식처 상태에 대한 종합적이고 누적적인 반응을 보여주므로 서식 생물을 이용한 생물학적 평가는 수생태계의 건강성을 반영한다(USEPA, 2002). 1980년대 이후로 미국, 유럽, 일본 등 선진국에서는 하천관리 정책에 생물학적 평가를 도입하고 있으며(EEA, 1996; USEPA, 1999), 국내에서도 최근 들어 부착조류, 저서성대형무척추동물, 어류 등을 이용하여 하천 생태계의 생물학적 상태(수생태 건강성)를 평가하고 있다(안 등, 2005; 원 등, 2006; 황 등, 2006; 한강수계관리위원회·국립환경과학원, 2007; 환경부·국립환경과학원, 2008b, 2009).

부착조류는 저서동물이나 박테리아의 주된 에너지원이며, 하천생태계 내 유기물 생성의 주요 자원이자 에너지 흐름에 중요한 구성원이다(Ewe *et al.*, 2006; Evelyn, 2009). 부착조류는 다른 생물군(저서성대형무척추동물, 어류)에 비해 교란에 대한 회복 속도가 매우 빠르고, 유속, 유량, 수온, 영양염 등에 의해 생물량의 변화가 뚜렷하며(Allan, 1995), 기질에 부착하여 서식하기 때문에 수계의 누적적인 변화를 파악할 수 있어 타 생물군에 비하여 수질을 판정하는데 유용한 생물이다(McCormick and Stevenson, 1988). 특히, 부착조류는 먹이사슬에서 생산자이며 수중 영양염을 세포 내로 직접 흡수하는 생리적 특성으로 인해 부영양화를 판정하는 가장 직접적인 도구이다. 최근 이러한 부착조류의 생태학적 특성을 이용하여 수질오염 등의 수질변동을 판단할 수 있는 지수 개발에 대한 연구가 진행되었고(Watanabe *et al.*, 1986; Descy and Coste, 1991; Hofmann, 1994; Kelly *et al.*, 1995), 실제 많은 하천에서 부영양화나 생태계 건강성 평가에 적용되고 있다(McCormick and Stevenson, 1998; Maarten *et al.*, 2008; Kim *et al.*, 2009; Maria *et al.*, 2009).

도시하천은 하천의 다양한 생태학적 특성을 유지하려는 노력에도 불구하고 골재채취, 도로, 친수공간 조성 등으로 본래 하천의 구조와 생태적 기능 유지가 어렵고, 자정능이 감소하여 실제적으로 좋은 수질을 유지하기 어렵다(Grimm *et al.*, 2000; Omoto *et al.*, 2000). 예를 들면, 도심지에서 발생하는 많은 오염물질이 하천으로 유입될 경우 다양한 형태의 수질변화(pH, DO, 전기전도도, 탁도 등)를 유도하여 부착조류의 종조성과 생물량 변화를 일으키며(Brahim *et al.*, 2002), 이를 먹이원으로 하는 저서성대형무척추동물과 어류 등 상위인자들의 생육에 영향을 주고, 최종적으로 하천생태계의 에너지 흐름에 부정적인 영향을 미치게 된다(Allan, 1995). 또한 하천의 수질오염은 생물 종다양성 및 수서생물의 서식처 감소를 유도함으

로써 하천생태계 생물자원의 총체적인 감소를 유도한다(Argent and Carline, 2004; Riley *et al.*, 2005).

섬강은 황성군 청일면 울실리에서 발원하여 원주시 부론면의 남한강 합류점까지 유역면적이 약 1,485 km²이고, 유로연장이 약 93.0 km이다(김 등, 2007; 윤 등, 2009). 강원도 황성군 공근면에서 발원되는 지천(금계천과 전천)이 유하하면서 인근의 소형하천-원주천, 서원천, 옥계천 등과 합류하여 섬강의 본류를 이루고, 이들은 다시 문막평야를 거쳐 3개 지역-경기도, 강원도, 충청북도의 경계인 부론면에서 한강(남한강)에 유입된다. 섬강의 중류부에 유입되는 원주천은 원주시와 농경지 및 공장지대를 관통하는 전형적인 도시하천으로 섬강수계의 주된 수질오염원이다(김 등, 2007). 원주천은 과거 몇 년간 수해복구 공사 및 생태하천조성 사업 등을 통하여 수질 및 수생태계 복원을 위해 노력하고 있지만 뚜렷한 수질개선효과는 보이지 않고 있다(신 등, 2006; 김 등, 2007).

본 연구는 부영양화된 오염하천의 영향을 생물학적으로 평가하기 위하여 섬강수계의 도시하천, 자연하천을 포함하는 지류 및 본류에서 저서성 부착규조(epilithic diatom)를 이용하여 조사하였다.

재료 및 방법

1. 조사지점 및 시기

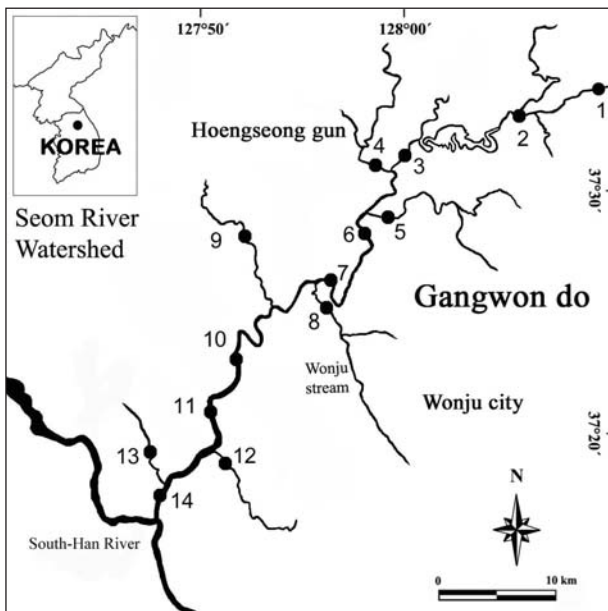
연구기간 동안 총 4회 조사를 실시하였다. 1차 조사는 2007년 10월, 2차는 2008년 3월, 3차는 2008년 5월, 4차는 2008년 9월로서 결빙기(12~2월)를 제외하고 계절에 따라 실시하였다. 조사지점은 섬강수계 본류 5개 지점, 지류 9개 지점 등 총 14개 지점에서 실시하였다(Table 1). 섬강 지류인 지점 1~4는 하천 주변이 대부분 숲으로 둘러있으며, 지점 5, 6(본류)은 마을과 경작지, 지점 7은 숲, 마을, 경작지가 고르게 분포하고 있다. 지점 8(지류)은 원주천 하류로서 주변에 경작지가 많이 분포하나 상류에는 주거가 밀집하고 원주공단이 위치하여 수질오염이 예상되는 지점이다. 지점 9, 12, 13(지류)은 하천 주변이 대부분 숲으로 이루어져 있으며, 지점 10, 11(본류)는 주로 마을과 경작지가 고르게 분포하고, 지점 14(본류)는 섬강수계의 하류로서 매우 넓은 하폭을 가지며 주변은 낮은 숲으로 이루어져 있다.

2. 환경요인 측정

각 조사지점의 수온, 용존산소, pH, 전기전도도는 YSI-

Table 1. Physical characteristics of the study sites in the Seom River from October 2007 to September 2008.

Study sites	Stream width (m)	Stream depth (cm)	Current (cm s ⁻¹)	Land use (%)					
				Village	Forest	Farmland	Factory	Construction	Crowded
1	25	43	56	10	80	10	0	0	0
2	70	46	64	10	70	20	0	0	0
3	140	45	119	0	80	20	0	0	0
4	65	48	82	30	60	10	0	0	0
5	130	47	123	50	20	10	0	20	0
6	155	41	105	40	10	50	0	0	0
7	165	50	103	0	80	10	0	10	0
8	110	42	101	0	10	60	20	10	0
9	90	47	69	0	80	10	0	10	0
10	165	50	106	0	20	50	0	10	20
11	375	38	111	70	30	0	0	0	0
12	60	38	48	0	100	0	0	0	0
13	18	35	115	15	10	75	0	0	0
14	250	57	97	10	90	0	0	0	0

**Fig. 1.** Map showing the study stations in the Seom River.

6920 MDS (Yellow Springs Instruments, Ohio, USA)로 직접 측정하였다. 생물학적 산소요구량(BOD)과 부유물질(SS)은 Standard method (APHA, 1995)에 따라 측정하였다. BOD는 Winkler-azide법에 따라 현장에서 채수한 시료를 BOD 병에 넣고 20°C incubator에서 5일 동안 배양하여 채수 당일 고정된 시료와의 O₂ 농도의 차이를 구하였으며, 부유물질(SS)은 미리 무게를 측정된 GF/F 여과지에 채수한 일정량의 시료를 여과하여 105°C에서 24시간 건조한 다음 무게를 측정하여 두 여과지의 무게

차이를 구하였다(APHA, 1995). 영양염은 Standard Methods (APHA, 1995)에 따라 분석하였다. NO₃-N과 PO₄-P는 각각 phenate법과 ascorbic acid법으로 측정하였고, TN과 TP는 각각 persulfate로 분해한 후 ascorbic acid법과 cadmium reduction법을 이용하여 측정하였다. 엽록소-a(Chl-a)는 일정량의 시료를 GF/F 여과지로 여과하여 90% Acetone으로 24시간 동안 4°C 암상태에서 추출한 다음 20분간 원심분리하여 상등액의 흡광도를 측정하였다(APHA, 1995).

3. 부착조류 조사

부착조류 채집은 각 조사지점에서 지름 10~20 cm 크기의 자연석을 골라 하천수의 영향을 받고 있던 상표면을 부드러운 솔로 긁어 채집하였다. 부착규조의 종조성을 파악하기 위해 채집된 시료는 산(HNO₃, K₂Cr₂O₇)처리 후 Mount media로 영구 표본을 제작하였고, 광학현미경(Zeiss, Germany)을 이용하여 1,000배 하에서 종조성을 파악하였다. 부착규조는 시료당 규조의 피각 수가 500~1,000개체 정도를 2회 계수 후 종별 상대빈도(relative abundance)를 산출하였다. 규조의 동정은 Patrick and Reimer (1966), Krammer and Lange-Bertalot (2007a, b, c, d) 등을 참고하였다.

4. 생물학적 수질평가

각 조사지점의 생물학적 수질평가는 Kelly and Whitton (1995)이 개발한 부착규조 지수인 Trophic Diatom Index (TDI)를 이용하였다. TDI지수는 조사기간 동안 출현한

Table 2. Environmental factors of the study sites in the Seom River between October 2007 and September 2008.

Site	Temperature (°C)				DO (mg L ⁻¹)				pH				Electric conductivity (µS cm ⁻¹)			
	1st	2nd	3rd	4th	1st	2nd	3rd	4th	1st	2nd	3rd	4th	1st	2nd	3rd	4th
1	10.2	5.3	13.5	20.3	9.1	12.6	11.4	10.7	8.0	8.1	7.7	7.3	63.0	44.0	54.0	67.0
2	13.2	5.4	15.8	25.1	8.3	12.9	11.3	12.2	8.3	8.0	7.5	7.7	104.0	74.0	106.0	13.9
3	17.3	4.6	16.0	23.1	8.1	13.5	11.3	10.7	7.0	8.4	7.6	7.5	98.0	15.0	85.0	95.0
4	17.5	3.8	19.0	25.4	7.9	12.9	11.0	11.4	7.8	7.9	7.0	6.8	114.0	132.0	122.0	114.0
5	19.9	11.7	15.6	20.1	7.3	13.4	10.7	10.9	6.1	8.0	7.5	7.3	176.0	201.0	186.0	207.0
6	18.9	9.4	19.3	25.1	8.9	12.9	9.9	10.3	7.7	8.2	8.0	8.2	95.0	79.0	136.0	142.0
7	18.0	8.6	16.9	25.0	8.2	13.9	12.3	13.2	7.6	8.1	7.4	8.4	149.0	147.0	174.0	154.0
8	20.2	10.6	14.9	20.6	8.5	13.5	10.0	11.7	7.1	7.8	7.0	7.3	355.0	383.0	513.0	381.0
9	13.7	9.3	19.5	21.7	6.3	13.5	10.7	11.1	8.2	8.5	7.7	7.5	75.0	61.0	95.0	82.0
10	11.0	6.8	24.6	22.6	9.0	13.2	12.0	11.4	7.4	8.0	7.7	7.4	210.0	219.0	210.0	210.0
11	12.4	9.0	16.8	21.2	8.2	13.8	12.4	11.6	7.8	8.0	7.6	8.6	202.0	216.0	180.0	198.0
12	13.6	9.0	14.5	21.5	8.2	13.2	9.3	8.4	7.8	8.2	7.5	7.3	101.0	86.0	113.0	115.0
13	13.7	7.3	20.1	17.9	10.1	15.1	10.4	12.1	7.5	8.8	7.8	7.3	104.0	68.0	99.0	122.0
14	9.5	6.9	7.7	20.6	8.1	14.4	10.6	18.8	7.6	8.2	7.6	7.4	143.0	195.0	141.0	178.0

모든 부착규조를 대상으로 각 종의 오염에 대한 민감도를 평가하여 일정한 가중치와 오염지표값을 각각 부여하여 계산하여 산출한다. TDI지수의 범위는 0~100이며 0에 가까울수록 수질이 청정한 상태이고 100에 근접할수록 오염된 상태를 의미한다.

계산식은 다음과 같다.

$$TDI = (WMS \times 25) - 25$$

$$WMS = \frac{\sum_{n=1}^i Ai \times Si \times Vi}{\sum_{n=1}^i Ai \times Vi}$$

수식에서 WMS는 가중평균민감도(weighted mean sensitivity)를 나타낸 것이고, Ai는 각 종의 풍부도(relative abundance of species in each sample, %)이며, Si는 각 종에 대한 민감도(pollution sensitivity of species)로 1~5의 범위를 갖는다. Vi는 각 종에 대한 지표값(indicator value)으로 1~4의 범위를 갖는다.

5. 자료분석

부착규조의 TDI 지수와 수질간의 상관성을 분석하기 위해 Pearson's 계수를 이용하였다. 분석은 SPSS package (SPSS Inc., v. 12.0)를 이용하여 α=0.05 수준에서 실시하였다. 이화학적 환경요인과 생물학적 요인을 이용한 각 조사지점간의 유사성을 분석하기 위하여 MVSP (Kovach Computing Services, ver. 3.1)를 이용한 Cluster analysis를 실시하였다.

결과 및 고찰

1. 이화학적 환경요인

전체적으로 섬강 수계는 수온과 용존산소를 제외한 나머지 수질항목이 뚜렷한 계절성을 보이지 않았다(Table 2). 전기전도도, 영양염류, BOD 및 SS는 공업 및 생활하수가 유입되는 원주천(지점 8)을 경계로 이보다 상류부에서는 대부분 낮은 농도를 보였으며, 지점 8에서 가장 높은 농도를 보였고, 다시 지점 8을 통과하여 하류로 갈수록 점차 농도가 감소하였다(Figs. 2, 3). 이러한 패턴은 선행연구들과 유사하며(허 등, 1998; 김 등, 2007), 원주천의 유입이 섬강 수계의 주요 오염원이라는 사실이 확인되었다.

지점별로는 지점 8보다 상류부에 위치한 지점에서 수온(3.8~25.4°C)과 DO(6.3~18.8 mg L⁻¹)의 계절성은 뚜렷하였으며, 지점 8(원주천)에서 일시적으로 용존산소가 과포화현상을 보인 것은 유속이 느린 지점에서 부착조류 또는 식물플랑크톤이 활발하게 광합성을 하였기 때문인 것으로 판단되었다(Walter, 1996). 특히 전기전도도, BOD, SS, 영양염류(NO₃-N, TN, PO₄-P, TP)는 원주천 합류에 영향을 크게 받았는데, 섬강 상류(지점 1~7)는 낮은 농도를 유지하다가 원주천의 합류 이후 본류 구간(지점 10, 11, 14)에서 높은 농도를 보이다가 하류로 갈수록 점차 농도가 감소하는 경향을 보였다(Fig. 2). 하류의 지천들(지점 9, 12, 13)에서도 비교적 낮은 농도를 보였으며, 상류에 있는 본류나 지류구간의 지점들과 유사한 농도를 보였다. 하천 생활환경 기준(환경부, 2010)에 따르면, 원주

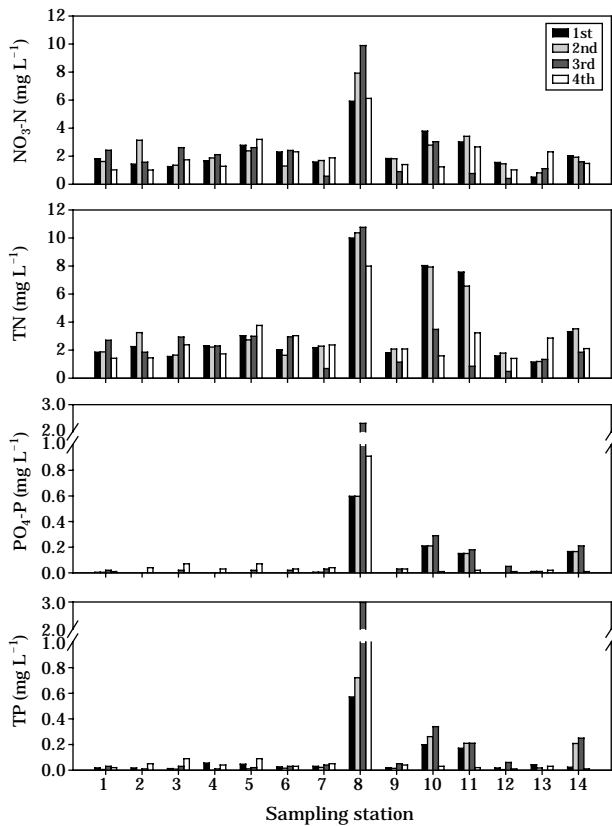


Fig. 2. Nutrients of the study sites in the Seom River between October 2007 and September 2008.

천(지점 8)은 부영양 상태이며, 그보다 상류지점(지점 1~7)은 BOD 1.0~2.0 mg L⁻¹으로 I 등급(Ia, Ib), 총인 0.02~0.04 mg L⁻¹로 I 등급(Ia, Ib)으로 양호한 수질을 유지하였다. 반면 원주천(지점 8)은 BOD 8.1 mg L⁻¹로 IV 등급, 총인 1.3 mg L⁻¹으로 VI 등급으로 수질악화가 가장 심하였다. 한편 원주천 합류 이후의 본류구간(지점 10, 11, 14)은 BOD 2.8~4.9 mg L⁻¹로 II, III 등급, 총인 0.12~0.21 mg L⁻¹로 III, IV 등급 등이었으며, 지류구간(지점 9, 12, 13)은 BOD 1.1~1.9 mg L⁻¹로 I 등급(Ib), 총인 0.02~0.03 mg L⁻¹으로 I 등급(Ia, Ib)으로 비교적 양호한 상태였다.

결국 섬강 수계는 원주천과 원주천이 유입되는 일부 구간을 제외하면 비교적 양호한 수질상태를 나타내고 있었다. 하지만 섬강은 원주천의 상류부에 위치한 원주시의 주거지역과 원주공단에서 발생하는 다량의 생활 및 공업 폐수가 유입되어 섬강 수질이 크게 악화되었을 것으로 판단되었다(김, 2003; 김 등, 2007). 특정물질-중금속 또는 농약 등에 대한 조사는 실시하지 않아 정확한 수질오염을 설명할 수 없으나 영양물질에 의한 유기물량 증가(부착

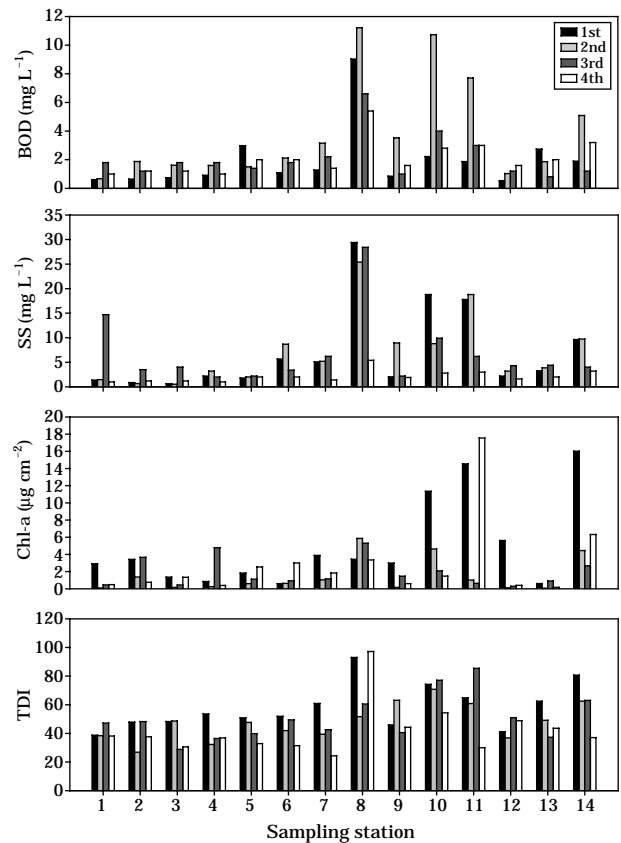


Fig. 3. BOD, SS, Chl-a and TDI of the study sites in the Seom River between October 2007 and September 2008.

조류 성장)가 예상되며, 심화될 경우 심각한 악취는 물론 유속을 줄이고 다른 생물들의 서식환경을 파괴할 것으로 판단되었다(Walter, 2002; Reynolds, 2006).

2. 부착조류의 생물량 및 우점종

부착조류의 생물량(0.1~17.6 μg Chl-a cm⁻²)은 지점 13(2차 조사)에서 가장 낮았고, 지점 11(4차 조사)에서 가장 높은 농도를 나타냈으며(Fig. 3), 전체적으로 전기전도도, 유기물, 영양염의 농도가 높았던 원주천(지점 8)과 본류구간(지점 10, 11, 14)에서 높은 수준을 보였다. 일반적으로 하천의 상류에서 부착조류의 성장 억제(Horner and Welch, 1981; Stevenson *et al.*, 1991) 또는 촉진(Liboriusen *et al.*, 2005)은 주로 유속과 탁수 유무에 의해 좌우된다고 알려져 왔으나, 섬강수계의 상류는 중류나 하류에 비해 오히려 유속이 느리거나 비슷한 수준으로 나타나, 결국 상류에서 낮은 생물량을 보인 것은 수중의 낮은 인 농도와 전기전도도가 주된 원인으로 판단되었다(Haper

Table 3. Dominant and subdominant epilithic diatom species and their relative abundance (%) of the study sites in the Seom River between October 2007 and September 2008.

Site	1st and 2nd dominant species		%	1st and 2nd dominant species		%
	1st sampling			2nd sampling		
1	<i>A. convergens</i> *	<i>A. minutissima</i>	58.0	<i>Nt. amphibia</i>	<i>A. convergens</i> *	36.3
2	<i>A. convergens</i> *	<i>M. varians</i>	51.2	<i>A. minutissima</i>	<i>A. convergens</i> *	62.2
3	<i>M. varians</i>	<i>A. minutissima</i>	50.2	<i>F. vaucheriae</i> **	<i>Ca. silicula</i>	68.5
4	<i>A. convergens</i> *	<i>A. minutissima</i>	66.2	<i>A. minutissima</i>	<i>A. convergens</i> *	61.9
5	<i>A. convergens</i> *	<i>Nt. palea</i> **	41.4	<i>N. cincta</i>	<i>C. minuta</i> *	36.3
6	<i>A. convergens</i> *	<i>F. vaucheriae</i> var. <i>capitellata</i> *	54.4	<i>N. mutica</i>	<i>A. convergens</i> *	61.5
7	<i>M. varians</i>	<i>A. convergens</i> *	61.3	<i>Nt. amphibia</i>	<i>C. minuta</i> var. <i>silesiaca</i> *	70.0
8	<i>Nt. amphibia</i>	<i>Nt. gracilis</i> **	79.5	<i>F. capucina</i>	<i>Nt. amphibia</i>	32.6
9	<i>A. convergens</i> *	<i>S. ulna</i>	42.8	<i>N. protracta</i>	<i>C. minuta</i> var. <i>silesiaca</i> *	79.9
10	<i>M. varians</i>	<i>N. seminulum</i>	58.7	<i>N. symmetrica</i>	<i>N. subminuscula</i> **	76.4
11	<i>Cc. placentula</i> *	<i>Nt. palea</i> **	46.3	<i>Nt. amphibia</i>	<i>N. subminuscula</i> **	36.6
12	<i>A. convergens</i> *	<i>C. affinis</i>	32.2	<i>A. minutissima</i>	<i>C. minuta</i> var. <i>silesiaca</i> *	60.8
13	<i>S. ulna</i>	<i>Cc. placentula</i> var. <i>lineata</i> *	52.5	<i>S. ulna</i>	<i>C. minuta</i> var. <i>silesiaca</i> *	97.8
14	<i>Nt. palea</i> **	<i>Nt. amphibia</i>	58.0	<i>N. subminuscula</i> **	<i>Nt. amphibia</i>	43.6
	3rd sampling			4th sampling		
1	<i>A. convergens</i> *	<i>Nt. amphibia</i>	66.7	<i>A. minutissima</i>	<i>A. convergens</i> *	64.4
2	<i>A. convergens</i> *	<i>A. minutissima</i>	51.7	<i>A. convergens</i> *	<i>C. sinuata</i>	72.8
3	<i>A. convergens</i> *	<i>A. minutissima</i>	71.6	<i>A. minutissima</i>	<i>A. convergens</i> *	72.4
4	<i>A. convergens</i> *	<i>A. minutissima</i>	59.2	<i>A. convergens</i> *	<i>Cc. placentula</i> *	80.9
5	<i>A. convergens</i> *	<i>A. minutissima</i>	56.6	<i>A. convergens</i> *	<i>A. bioretii</i>	64.8
6	<i>A. convergens</i> *	<i>Nt. amphibia</i>	70.5	<i>A. convergens</i> *	<i>G. pumilum</i>	79.8
7	<i>A. convergens</i> *	<i>Cc. placentula</i> var. <i>lineata</i> *	69.8	<i>A. convergens</i> *	<i>G. pumilum</i>	67.2
8	<i>A. convergens</i> *	<i>Nt. palea</i> **	57.9	<i>N. goeppertiana</i> **	<i>Nt. palea</i> **	77.8
9	<i>A. convergens</i> *	<i>A. minutissima</i>	61.8	<i>Cc. placentula</i> *	<i>A. convergens</i> *	70.5
10	<i>A. convergens</i> *	<i>N. subminuscula</i> **	38.1	<i>A. convergens</i> *	<i>Cc. placentula</i> *	55.2
11	<i>Nt. amphibia</i>	<i>N. subminuscula</i> **	45.7	<i>A. convergens</i> *	<i>C. affinis</i>	59.5
12	<i>A. convergens</i> *	<i>N. cryptotenella</i>	45.0	<i>A. convergens</i> *	<i>Cc. placentula</i> *	42.3
13	<i>C. minuta</i>	<i>A. convergens</i> *	53.8	<i>A. minutissima</i>	<i>Cc. placentula</i> *	56.8
14	<i>A. convergens</i> *	<i>N. subminuscula</i> **	46.3	<i>A. convergens</i> *	<i>C. affinis</i>	61.9

*: Saproxenous taxa, **: Saprophilous taxa (Watanabe and Asai, 1990)

A. (*Achnanthes*), *C.* (*Cymbella*), *Ca.* (*Caloneis*), *Cc.* (*Cocconeis*), *G.* (*Gomphonema*), *Nt.* (*Nitzschia*), *N.* (*Navicula*), *M.* (*Melosira*), *S.* (*Synedra*)

and Stewart, 1987; Van Nieuwenhuysse and Jones, 1996).

4회에 걸친 조사에서 출현한 부착규조는 총 113 분류군으로 2목, 3아목, 8과, 26속, 95종 및 15변종으로 구성되었다. 각 분류군별로 *Navicula* 속(19.1%)이 가장 많이 출현하였고, *Cymbella* 속(10.4%), *Nitzschia* 속(10.4%), *Achnanthes* 속(8.7%), *Gomphonema* 속(8.7%) 순으로 나타났다. 총 56개 (14지점×4회)의 시료 중 가장 빈번하게 나타난 우점종(우점종 또는 아우점종)은 *Achnanthes convergens*로서 37회에 걸쳐 우점 또는 아우점종(33%)으로 가장 높은 우점빈도를 보였으며, 각각 *Achnanthes minutissima* (14회), *Nitzschia amphibia* (10회), *Cocconeis placentula* (6회), *Nitzschia palea* (5회) 등의 순이었다 (Table 3).

수질오염이 가장 심했던 원주천(지점 8) 또는 섬강본

류(지점 10, 11, 14)에서는 오염된 수역에 출현하는 호오탁성 종(Asai and Watanabe, 1995)의 높은 출현을 보였다 (Table 3). 이들은 특히 1차와 4차 조사에서 30% 이상의 높은 우점율을 보였는데, 각각 1차 조사에서 *Nitzschia gracilis* (31.9%), 4차 조사에서 *Navicula goeppertiana* (46.1%), *Nitzschia palea* (31.7%) 등으로 나타났다. 수질오염(BOD > 5 mg L⁻¹)이 심하였던 국내 수계와 비교해 보면, 낙동강 - *Nitzschia palea*, *Navicula goeppertiana* (이, 1998), 원주천 - *Gomphonema parvulum*, *Navicula subminuscula* (윤 등, 2009), 포천천 - *Navicula saprophia*, *Navicula subminuscula*, *Nitzschia palea* (김, 2007) 등으로 이들 대부분 역시 호오탁성 종으로 나타났는데 이번 조사에서 원주천(지점 8; 평균 BOD 8.1 mg L⁻¹)과 매우 유사한 결과를 보였다.

Table 4. Correlation coefficients and their probabilities between TDI index values and other environmental in the Seom River (n=56).

Environmental variables	r
Electric conductivity	0.503**
Biochemical oxygen demand	0.024
Suspended solids	0.457**
Chlorophyll- <i>a</i>	0.400**
NO ₃ -N	-0.290*
Total nitrogen	0.017
PO ₄ -P	-0.339*
Total phosphorus	-0.461**

* $P < 0.05$, ** $P < 0.01$

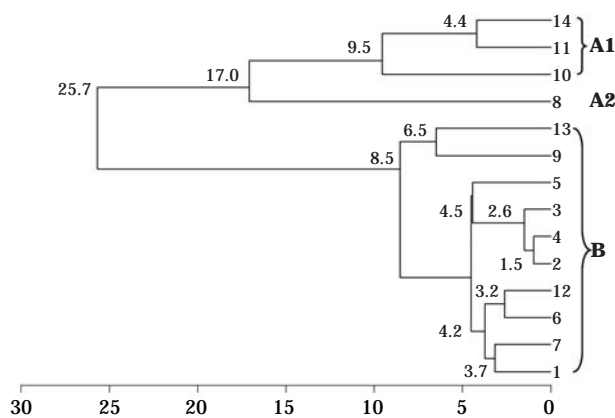


Fig. 4. Dendrogram of the study sites in the Seom River between October 2007 and September 2008.

3. 생물지수 (TDI)에 의한 수질 평가

총 56개 지점에 대한 TDI 지수를 계산한 결과는 Fig. 3과 같다. 부착규조를 이용한 TDI 지수는 조사기간보다 지점간의 차이가 뚜렷하였는데, 원주천(지점 8)의 합류 전의 상류구간(지점 1~7)이 24.3~60.9, 지점 8(51.7~97.1), 합류 이후 본류구간(지점 10, 11, 14)이 30.0~85.4, 섬강 하류의 지류구간(지점 9, 12, 13)이 36.9~63.1의 범위로 나타나 원주천의 유입에 의한 영향이 뚜렷하였다(Fig. 3). 이 결과를 환경부·국립환경과학원(2008a)에서 제시된 4등급 체계와 비교하면, 섬강 상류(지점 1~7; 평균 41.1)는 A등급, 원주천 하류(지점 8; 평균 75.6)는 D등급, 섬강 하류의 본류구간(지점 10, 11, 14; 평균 63.4)은 C등급, 섬강하류의 지류구간(지점 9, 12, 13; 평균 47.0)은 B등급에 해당되었다. 본 연구결과는 2007(가을철)년에 섬강수계를 TDI 지수로 평가한 결과와 유사한 경향을 보였으며, 원주천이 섬강 본류구간으로 유입되면서 섬강 하류의 생물학적 수질평가가 악화되었다(김과

이, 2009). 김과 이(2009)의 연구 지점은 14개 지점(본 연구) 중 13개 지점이 동일하였으며, 상류구간(지점 1~7)은 약 45.0~60.0의 수준이었고, 지점 8은 약 93.0 수준이었으며, 합류 이후 본류구간(지점 10, 11, 14)은 약 65.0~90.0, 섬강 하류의 지류구간(지점 9, 12, 13)은 약 52.0~60.0의 범위로 나타났다. 또한 TDI를 이용한 생물학적 수질평가 결과, 원주천은 반월공업도시 개발로 인하여 많은 산업시설 및 축산단지로부터 배출된 하수가 유입되어 수질오염이 심각한 시화호의 반월습지 및 동화습지와 비슷한 수준이었다(김, 2009; 김 등, 2010). 조사기간 동안 수질이 양호한($BOD < 1 \text{ mg L}^{-1}$) 지점이었으나 TDI 지수가 20 이하로 평가된 지점이 없었다. 이와 같은 결과는 황 등(2006)의 연구결과와 유사하였으며, 국내 하천의 특성(최저 영양염 수준)인지 아직은 알 수 없지만 TDI 지수 산출에 있어서 부착규조에 대한 민감도가 높은 새로운 수질인자의 개발 또는 충분한 자료 확보가 요구된다.

4. 부착규조 생물지수와 화학적 수질의 비교

부착규조와 용존인을 바탕으로 계산된 TDI 지수는 생물량(Chl-*a*)보다 수질(전기전도도, SS, 영양염)에 의해 큰 영향을 받는 것으로 판단되며(Table 4), 이러한 결과는 선행연구(김과 이, 2009)와 유사하였다. 뿐만 아니라 TDI지수는 SS, 전기전도도 등에 대해서도 높은 상관성을 보여 수질오염의 지표성이 높다고 판단된다(이, 1998; 김, 2001, 2007).

각 조사지점의 생물요인과 환경요인을 근거로 한 지점간의 유사도 분석결과, 섬강수계는 크게 두 그룹(A, B)으로 나누어졌다. A, B 그룹으로 나눈 신뢰도 상관계수는 25.7이었고, A 그룹은 상관계수 17.0에서 A1 그룹(지점 8)과 A2 그룹(지점 10, 11, 14)으로 나누어졌다(Fig. 4).

전체적으로 원주천(지점 8)의 유입이 섬강수계 전체의 생물 및 수질에 큰 영향을 미치며, 이러한 특성은 부착규조 생물지수(TDI)에 의한 수질평가와 이화학적 수질요인을 근거로 하는 수질평가 모두에서 유사하게 나타났다.

적 요

섬강 수계로 유입되는 도시하천(원주천)의 유입이 부착조류 군집에 미치는 생태학적 영향을 평가하기 위하여 부착조류 및 수질조사를 실시하였다. 조사는 섬강 본류와 원주천을 포함한 지류 등 총 14개 지점을 선정하여 2007년 10월에서 2008년 9월까지 계절별로 4회에 걸쳐 실시하였다. 조사결과, 수온과 용존산소를 제외한 대부분의

수질항목은 계절 변화가 크지 않았고, 섬강 상류에서 가장 낮은 농도를 보였으며, 섬강 중류(원주천 유입부분)에서 가장 높은 농도를 보였고, 원주천 합류 이후 하류로 갈수록 점차 농도가 감소하였다. 조사기간 동안 가장 높은 빈도와 생물량을 보인 종은 *Achnanthes convergens* 이었고, 원주천을 비롯하여 수질오염이 심한 지점에서는 *Navicula goeppertiana*, *Navicula subminuscula*, *Nitzschia palea* 등이 높은 밀도를 보였다. 각 조사지점의 TDI (trophic diatom index)에 의하면, 섬강 수계는 크게 3 그룹 - 섬강 상류와 지류하천 (A 또는 B등급), 원주천 (D등급), 합류후 섬강하류의 본류 (C등급)로 구분되었으며, 대부분의 수질과 높은 상관성을 보였다. 생물 및 수질요인을 근거로 하는 유사도 분석결과는 TDI 지수의 분포와 유사하였다. 따라서, 인구밀집과 공업단지를 관통하는 원주천은 섬강 수계에 서식하는 부착규조 및 수질에 큰 영향을 미치며, 원주천 합류 이후 하류로 갈수록 오염정도가 점차 감소하는 것으로 평가되었다.

인 용 문 헌

김기동. 2003. 원주천과 섬강 수계의 내분비계 장애물질 분석. 한국환경분석학회지 **6**: 1-5.

김기동, 서정범, 서용찬. 2007. 섬강, 원주천, 매지천 그리고 주요 유입지천의 수질조사. 한국환경분석학회지 **10**: 191-196.

김백호, 박영석, 김용재. 2010. 동화습지의 갈대 침수줄기에 서식하는 부착규조군집의 생태학적 특성. 한국하천호수학회지 **43**: 91-102.

김용재. 2001. 신천의 부착규조 군집과 유기오탁 판정. 한국육수학회지 **34**: 199-205.

김용재. 2007. 도시화 정도에 따른 포천천과 영평천의 돌 부착규조 군집 변화. 한국육수학회지 **40**: 468-480.

김용재. 2009. 시화 반월 고습지와 저습지의 갈대 부착규조 군집 구조. 한국하천호수학회지 **42**: 95-106.

김용진, 이육민. 2009. 부착규조류를 이용한 달천과 섬강의 생물학적 수질평가. 한국물환경학회지 **25**: 606-614.

신현선, 박승철, 김재구, 김숙정, 박정호, 최재석, 최준길. 2006. 원주천 수서곤충의 섭식기능군을 이용한 군집분석. 한국환경생태학회지 **20**: 259-266.

안광국, 김자현, 배대열, 이재연. 2005. 해부학적 건강성 기법 및 생물학적 다변수 모델평가 기법을 이용한 하천 평가. 대한상수도학회 추계 학술 발표대회 논문집. pp. 1-5.

원두희, 전영철, 권순직, 황순진, 안광국, 이재관. 2006. 저서성 대형무척추동물을 이용한 한국오수생물지수의 개발과 생물학적 하천환경평가 적용. 한국물환경학회지 **22**: 768-783.

윤성애, 김난영, 변명섭, 김백호, 황순진. 2009. 섬강수계 부착규조의 유입능 특성: 자연기질과 인공기질의 비교. 한국하천

호수학회지 **42**: 124-133.

이정호. 1998. 낙동강의 부착규조와 유기오탁지수 (DAIpo). 한국육수학회지 **31**: 38-44.

허인량, 오근찬, 최지용. 1998. 섬강유역 환경용량 및 수질 Modeling. 한국환경위생학회지 **24**: 80-86.

한강수계관리위원회 · 국립환경과학원. 2008a. 수생태 건강성 조사 및 평가. 총괄 분야.

환경부. 1997. 수질오염공정시험법, 동화기술.

환경부. 1989. 물환경관리기본계획 (안).

환경부. 2004. 물환경관리기본계획 (안).

환경부. 2010. 환경정책기본법시행령 별표 1, 제3호.

환경부 · 국립환경과학원. 2007. 수생태 건강성 조사 및 평가. 최종보고서.

환경부 · 국립환경과학원. 2008b. 수생태 건강성 조사 및 평가. 최종보고서.

환경부 · 국립환경과학원. 2009. 수생태 건강성 조사 및 평가. 최종보고서.

황순진, 김난영, 원두희, 안광국, 이재관, 김창수. 2006. 돌말 (Epilithic Diatom) 지수를 이용한 국내 주요 하천 (금강, 영산강, 섬진강)의 생물학적 수질평가. 한국물환경학회지 **22**: 784-795.

Allan, J.D. 1995. Stream Ecology - Structure and Function of Running Waters. Chapman and hall, Netherlands.

APHA. 1995. Standard methods for the examination of water and wastewater. American Public Health Association, Washington, D.C.

Argent, D.G. and R.F. Carline. 2004. Fish assemblage changes in relation to watershed land use disturbance. *Aquatic Ecosystem Health and Management Society* **7**: 101-114.

Asai, K. and T. Watanabe. 1995. Statistic classification of epilithic diatom species into three ecological groups relating to organic water pollution. *Diatom* **10**: 35-47.

Brahim, F., L. Mohamed, O. Said, S. Brahim and C. Mohamed. 2002. Impact of wastewater effluent on the diatom assemblages structure of a brackish small stream: Oued Hassar (Morocco). *Journal of Ecology and Management of Inland Waters* **32**: 54-65.

Descy, J.P. and M. Coste. 1991. A test of methods for assessing water quality based on diatoms. *Journal of Verhandlungen IVTLAP* **24**: 2112-2116.

EEA. 1996. Surface water quality monitoring, Topic report No. 2. European Environment Agency.

Evelyn, G. 2009. Periphyton as an indicator of restoration in the Florida Everglades. *Journal of Ecological Indicators* **9**: 37-45.

Ewe, S.M.L., E.E. Gaiser, D.L. Childers, V.H. Rivera-Monroy, D. Iwaniec, J. Fourquerean and R.R. Twiley. 2006. Spatial and temporal patterns of above ground net pri-

- mary productivity (ANPP) in the Florida Coastal Everglades LTER (2001 ~ 2004). *Journal of Hydrobiologia* **569**: 459-474.
- Grimm, N.B., J.M. Grove, S.T.A. Pickett and C.L. Redman. 2000. Integrated approaches to long-term studies of urban ecological systems. *Journal of BioSciences* **50**: 571-584.
- Haper, D.M. and W.D.P. Stewart. 1987. The effects of land use upon water chemistry, particularly nutrient enrichment, in shallow lowland lakes; comparative studies of three lochs in Scotland. *Journal of Hydrobiologia* **148**: 211-299.
- Hofmann, G. 1994. Aufwuchs-Diatomeen in Seen und ihre Eignung als Indikatoren der Trophie. Bibliotheca Diatomologica, Stuttgart, Germany.
- Horner, R.R. and E.B. Welch. 1981. Stream periphyton development in relation to current velocity and nutrients. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **38**: 449-457.
- Kelly, M.G. and B.A. Whitton. 1995. The Trophic Diatom Index: a new index for monitoring eutrophication in rivers. *Journal of Applied Phycology* **7**: 433-444.
- Kelly, M.G., C.J. Penny and B.A. Whitton. 1995. Comparative performance of benthic diatom indices used to assess river quality. *Journal of Hydrobiologia* **302**: 179-188.
- Kim, N., I. Thomas and P. Murphy. 2009. Assessment of Eutrophication and Phytoplankton Community Impairment in the Buffalo River Area of Concern. *Journal of Great Lakes Research* **35**: 83-93.
- Krammer, K. and H. Lange-Bertalot. 2007a. Süßwasserflora von Mitteleuropa, Band 2/1: Bacillariophyceae 1. Teil: Naviculaceae (Ettl, H., J. Gerloff, H. Heynig and D. Mollenhauer, eds.). Elsevier Book Co., Germany.
- Krammer, K. and H. Lange-Bertalot. 2007b. Süßwasserflora von Mitteleuropa, Band 2/2: Bacillariophyceae 2. Teil: Bacillariaceae, Epithemiaceae, Surirellaceae (Ettl, H., J. Gerloff, H. Heynig and D. Mollenhauer, eds.). Elsevier Book Co., Germany.
- Krammer, K. and H. Lange-Bertalot. 2007c. Süßwasserflora von Mitteleuropa, Band 2/3: Bacillariophyceae 3. Teil: Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae (Ettl, H., J. Gerloff, H. Heynig and D. Mollenhauer, eds.). Elsevier Book Co., Germany.
- Krammer, K. and H. Lange-Bertalot. 2007d. Süßwasserflora von Mitteleuropa, Band 2/4: Bacillariophyceae 1. Teil: Achnanthaceae, Kritische Ergänzungen zu Navicula (Lineolatae) und Gomphonema Gesamtliteraturverzeichnis (Ettl, H., J. Gerloff, H. Heynig and D. Mollenhauer, eds.). Elsevier Book Co., Germany.
- Liboriussen, L., E. Jeppesen, M.E. Bramm and M.F. Lassen. 2005. Periphyton-macroinvertebrate interactions in light and fish manipulated enclosures in a clear and a turbid shallow lake. *Journal of Aquatic Ecology* **39**: 23-39.
- Maarten, D.J., B.V. Vijverb, R. Blusta and L. Bervoets. 2008. Responses of aquatic organisms to metal pollution in a lowland river in Flanders: A comparison of diatoms and macroinvertebrates. *Journal Science of the Total Environment* **407**: 615-629.
- Maria, J.F., 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. *Journal of Ecological Indicators* **9**: 497-507.
- McCormick, P.V. and R.J. Stevenson. 1998. Periphyton as a tool for ecological assessment and management in the Florida Everglades. *Journal of Phycology* **34**: 726-733.
- Ometo, J.P.H.B., L.A. Martinelli, M.V. Ballester, A. Gessner, A.V. Krrusche, R.L. Victoria and M. Williams. 2000. Effects of land use on water chemistry and macroinvertebrates in two streams of the Piracicaba River basin, southeast Brazil. *Journal of Freshwater Biology* **44**: 327-337.
- Patrick, R. and C.W. Reimer. 1966. The diatoms of the United States, exclusive of Alaska and Hawaii. Volum 1: Fragilariaceae, Eunotiaceae, Achnanthaceae, Naviculaceae. Academy of natural sciences of Philadelphia, Philadelphia.
- Reynolds, C.S. 2006. The Ecology of Phytoplankton. Cambridge University press. UK.
- Riley, S.P.D., G.T. Busted, L.B. Kats, T.L. Vandergon, L.F.S. Lee, R.G. Dagit, J.L. Kerby, R.N. Fisher and R.M. Sauvajot. 2005. Effects of urbanization on the distribution and abundance of amphibians and invasive species in southern California streams. *Journal of Conservation Biology* **19**: 1894-1907.
- Stevenson, R.J., C.G. Peterson and D.B. Kirschtel. 1991. Density-dependent growth, ecological strategies, and effects of nutrients and shading on benthic diatom succession in streams. *Journal of Phycology* **27**: 59-69.
- USEPA. 1999. Rapid Bioassessment Protocols For Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton. 2nd eds. EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington, D.C., USA.
- USEPA. 2002. Biological Assessments and Criteria, EPA 822-F-02-006. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington, D.C., USA.
- U.S. Environmental Protection Agency, office of water, Washington, D.C., USA.

- Van Nieuwenhuysse, E.E. and J.R. Jones. 1966. Phosphorus-chlorophyll relationship in temperate streams and its variation with stream catchment area. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **53**: 99-105.
- Walter, K.D. 2002. *Freshwater Ecology*. Academic Press, San Diego, California.
- Walter, R.H. 1996. Factors affecting benthic algae. *In: Algal Ecology: Freshwater Benthic Ecosystems* (Stevenson, R.J., M.L. Bothwell and R.L. Lowe, eds.). Academic Press, San Diego, California.
- Watanabe, T., K. Asai and A. Houki. 1986. Numerical estimation of organic pollution of flowing water by using the epilithic diatom assemblage-Diatom Assemblage Index (DAIpo). *Journal Science of the Total Environment* **55**: 209-218.
- Watanabe, T. and K. Asai. 1990. Numerical simulation using diatom assemblage of organic pollution in stream and lakes. *The Review of Inquiry and Research* **52**: 99-139.
- (Manuscript received 18 May 2010,
Revision accepted 10 June 2010)