

부착구조지수와 영양단계 평가를 이용한 남대천, 연곡천과 사천천의 수질 평가

김 용 진 · 이 옥 민*

(경기대학교 생물학과)

Assessment of Water Quality in Namdae-Stream, Yeongok-Stream and Sacheon-Stream Using Trophic Status and Epilithic Diatom Indices. Kim, Yong-jin and Ok-min Lee* (Department of Biology, College of Natural Science, Kyonggi University, Suwon 443-760, Korea)

The water qualities of Namdae-stream, Yeongok-stream and Sacheon-stream were examined, by using physicochemical factors, trophic status and epilithic diatoms from May 2008 to February 2009. The physicochemical water qualities of three streams were, except for some construction areas and sites of downstream, generally good, having less concentration than BOD of 2 mg L^{-1} . As for the sites of downstream, there were ongoing pollution such as graduation of nutrients in Namdae-stream and Sacheon-stream, due to salinity of seawater and topographical feature of the closed estuary. The examination of trophic status of Namdae-stream showed mesotrophic status in all the sites. Also, eutrophication was in progress as from the upstream to the downstream of Yeongok-stream, and Sacheon-stream showed eutrophic status in all its sites. As a result of the biological water quality assessment, Namdae-stream, excluding the downstream site, came out to be $\beta \sim \alpha$ -oligosaprobic, and biological water quality was good, having TDI less than 50. Some construction sites and downstream site of Namdae-stream are β -mesosaprobic, and with the TDI over 70, the biological water quality assessment came out to be polluted. Yeongok-stream is $\beta \sim \alpha$ -oligosaprobic, and its biological water quality is good, having TDI less than 40. Sacheon-stream, excluding the upstream site on May 2008 and February 2009, is $\beta \sim \alpha$ -mesosaprobic, and its TDI over 70 shows that it has been polluted. The correlation analysis showed a high correlation in both DAIPo and TDI. Also, biological assessment of water quality (DAIPo, TDI) showed higher correlation with TSI rather than BOD.

Key words : BOD, DAIPo, epilithic diatom, TDI, TSI

서 론

태백산맥에서 동해를 향하는 소규모 하천은 하상경사가 급하고 유로연장이 짧다(황과 윤, 2008). 이러한 특징으로 인해 하천은 많은 오염물질과 퇴적물을 바다까지 운반하게 되지만 하구에 사주(모래톱)가 형성되어 있을

경우 상류에서 유입된 하천수가 해양으로 원활하게 유출되지 못하고 하구역에 정체되어 수질악화의 원인이 되고 있다(윤 등, 1999; 권 등, 2005). 하천의 수질평가에서 최근 생물학적 수질평가가 많이 이루어지고 있으며, 생물학적 수질평가는 식물플랑크톤, 저서생물, 어류 등의 군집구조를 통해 하천의 수생태 건강성을 평가하는 것이다. 부착조류는 식물플랑크톤과 함께 수중생태계의 1차 생산

* Corresponding author: Tel: 031) 249-9643, Fax: 031) 241-0860, E-mail: omlee@kyonggi.ac.kr

자로서 중요한 역할을 하며, 수환경 변화에 대해 민감하고, 수질변화나 오염을 나타내는 지표로 이용되며 생물학적 판정재료로서 가치가 높아 하천의 수질을 평가하는데 활용성이 매우 높다 (Descy, 1979; Watanabe *et al.*, 1990). 식물플랑크톤과 부착조류에 관한 연구는 청계천 (신, 2008), 한탄강 (김, 2004), 낙동강 (박 등, 2004), 북한천과 달천 (김 등, 2009) 등 내륙 하천과 대규모 하천에 편중되어 있다. 하구역에 위치한 소하천에서의 연구는 갈곡천과 인천강 (이 등, 2008), 양양 남대천 (권 등, 2005) 등에서 이루어졌으나 내륙 하천에 비해 매우 미흡한 실정이며, 하구의 오염은 연안 해양의 적조현상, 어업자원 감소, 생물자원의 서식처 훼손 등을 초래할 수 있으므로 더욱 심도 있는 연구가 필요하다.

유기오탁지수 (Diatom Assemblage Index of Organic Water Pollution, Watanabe *et al.*, 2005)와 영양염지수 (TDI: Trophic Diatom Index, Kelly and Witton, 1995)는 부착 구조류를 이용한 지수로 생물학적 수질평가에 주로 이용되고 있다. 또한 부착조류를 이용한 국외 연구는 구조류에 기초하여 TN, TP를 추론하는 연구 (Ponader *et al.*, 2007)와 구조류 지표종 발굴에 관한 연구 (Lane and Brown, 2007) 등이 있다. 국내 연구로는 갈수기 한강하류의 유기오탁도의 평가 (정 등, 2008)와 섬강과 달천의 생물학적 수질평가와 군집간의 관계에 관한 연구 (김과 이, 2009), 금호강의 유기오탁도 평가 및 유기오탁도에 따른 군집변화에 관한 연구 (이와 정, 1992; 정 등, 1993), 낙동강의 유기오탁도 평가 및 영양단계와 부착구조 간의 관계에 관한 연구 (이와 김, 1996; 이, 1998), 경상북도의 신천의 부착구조의 계절적 동태 (최 등, 1998) 및 시화 반월습지의 갈대부착구조에 관한 연구 (김, 2009) 등의 생물학적 수질평가 연구가 수행된 바 있다.

하구역에 위치한 소하천의 수질 및 생물군집은 오염원 유입에 영향을 크게 받을 것으로 사료되나, 이에 따른 수질 및 생물상의 연구가 아직 미흡한 실정이다. 현재까지 연구된 내용은 양양 남대천의 경우 어류 (김 등, 2006), 저서생물 (홍 등, 2000), 식물플랑크톤 (권 등, 2005)이 연구되었으며, 연곡천의 경우 어류 (김 등, 2006)에 대하여만 조사되었으며, 사천천의 경우 수질 및 생물학적인 연구는 전무한 상태이다.

본 연구에서 남대천, 연곡천과 사천천의 이화학적 수질, 영양단계 및 구조지수를 이용하여 하구로 유입되는 소하천의 이화학적 변화와 영양단계 및 생물학적 수질을 평가하였고, 각 평가지수간의 상관성을 분석하였다. 이를 통하여 하구에 위치한 소규모 하천의 종합적인 수질평가 방법을 찾고 이를 적용하기 위한 기초자료의 확보에 목적

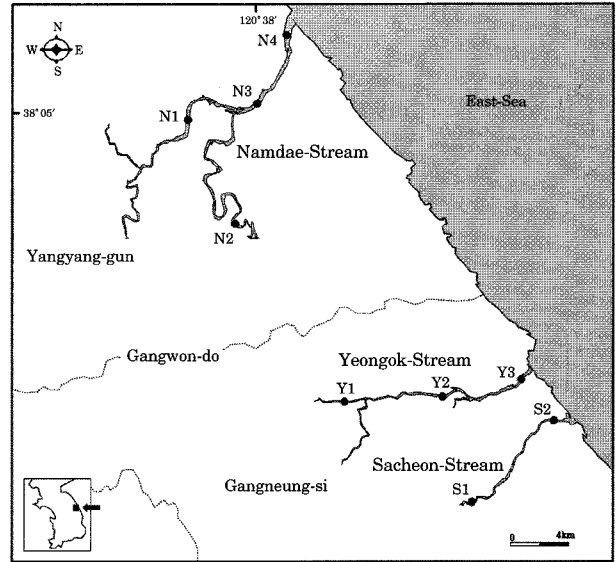


Fig. 1. A map showing the sampling sites at Namdae-stream, Yeongok-stream and Sacheon-stream from May 2008 to Feb. 2009.

이 있다.

재료 및 방법

1. 조사지점 및 조사기간

본 연구는 태백산맥에서 동해로 유입되는 소규모 하천인 남대천, 연곡천 및 사천천을 대상으로 2008년 5월부터 2009년 2월까지 계절별 조사를 실시하였다. 남대천은 두노봉에서 발원하여 양양군 현북면에서 지류와 합류하여 동해로 유입되는 하천으로 남대천과 후천이 합류하기 전과 합류 후 동해로 유입되는 전이대까지 총 4개 지점 (N1: 범부교, N2: 내현교, N3: 양양교, N4: 낙산대교)을 조사하였다. 연곡천은 오대산 국립공원에 위치한 동대산으로부터 발원하여 동해로 유입하는 하천으로 상류부터 하류까지 3개 지점 (Y1: 우정교, Y2: 가평교, Y3: 연곡교)을 조사하였다. 사천천은 매봉산에서 발원하여 하평리, 미노리, 사천진리를 지나 동해로 흐르는 하천으로 2개 지점 (S1: 진월교, S2: 하평교)을 조사하였다 (Fig. 1).

2. 채집 및 분석방법

수질분석을 위한 시료는 2L의 플라스틱 병에 담아 냉장 보관하여 실험실로 운반하였다. 수온, DO, pH, 전기전도도는 휴대용 측정기 (Horiba D-55, Orion 5-star)를 이

용하여 현장에서 측정하였고, 탁도는 실험실로 운반한 즉시 탁도계(WTW, Turb 550)를 이용하여 측정하였다. TN, TP, 엽록소 *a* (pChl. *a*), BOD의 분석은 Standard method (Greenberg *et al.*, 2005)에 준하여 분석하였다.

부착조류는 수심 20~30 cm 정도에 위치한 호박돌이나 자갈을 채집하여 기질표면의 100 cm²의 면적을 솔 등으로 긁어내어 증류수에 희석하여 채집하였고, 이를 사용하여 규조표본을 제작하였다(U.S. EPA, 1995). 부착규조의 군집분석을 위해 광학현미경 및 위상차 현미경(Olympus DX41) 200~1,000배로 검경하였으며, Simonsen의 분류체계(Ettl *et al.*, 1986, 1988, 1991a, b)에 따라 분류하였다. 부착조류의 현존량은 부착기질에서 긁어낸 시료의 엽록소 *a* 측정과 Sedgwick-Rafter counting chamber를 이용하여 세포수를 계수하였다.

각 정점별 수질의 영양단계 평가는 탁도를 투명도(SD)로 환산하여 사용하였으며(Davies and Smith, 2001), 엽록소 *a* 및 TP의 농도를 이용하여 TSI(Trophic Status Index)값과 영양단계를 평가하였다(Carlson, 1977; Forsberg and Ryding, 1980). TSI의 경우 일반적으로 호소나 호소형 하천의 영양단계를 평가하는 지수(서 등, 2003; 박 등, 2005)로 알려져 있으나, 국내 하구역이 대부분 폐쇄성하구로 호소의 성격을 띠고 있으며, 하천 종류에도 보와 같은 정체된 구간이 빈번하므로 이 지수를 적용하였다.

유기오탁지수(DAIpo: Diatom Assemblage Index of Organic Water Pollution)는 Watanabe *et al.* (2005)의 방법에 따라 부착조류를 호청수성과 호오탁성종으로 나누어 산출하였으며, 영양염 지수(TDI: Trophic Diatom Index)는 Kelly and Whitton(1995)의 방법을 따라 각종에 지표 값을 부여하여 산출하였다. 상관분석은 각 수질요인, 영양단계평가 및 생물학적 수질평가 결과를 SPSS(12.0)를 사용하여 실시하였다.

결과 및 고찰

1. 이화학적 환경요인

남대천, 연곡천 및 사천천의 수온변화는 2.8~25.0°C의 범위로 국내 일반적인 하천의 경향성을 나타냈다(권 등, 2005; 이 등, 2008). pH의 경우 세 하천 모두 강우량이 많은 2008년 8월에 중성(pH 7)을 나타냈고, 2009년 2월에 pH 8~9.5로 증가하는 경향을 나타냈다. 용존산소량(DO)은 남대천의 경우 5.47~11.74 mg L⁻¹의 범위로 세 하천중 변화폭이 가장 컸으며, 연곡천은 9.10~13.90 mg L⁻¹, 사천천은 8.09~11.92 mg L⁻¹의 범위로 나타났다.

전기전도도는 남대천의 경우 49.1~4,200 μS cm⁻¹의 범위이며, 연곡천은 49.0~102.0 μS cm⁻¹의 범위이고, 사천천은 49.0~1,420.0 μS cm⁻¹ 범위로 나타났으며, 남대천의 하류인 N4와 사천천의 하류인 S2정점에서 2008년 8월을 제외하고 437~4,200 μS cm⁻¹로 매우 높은 값을 나타냈다. 이것은 해수의 유입에 따른 염도의 영향으로 판단되며(권 등, 2005), 연곡천의 경우 전기전도도가 상류 두 정점과 큰 차이를 보이지 않는 것으로 미루어 남대천과 사천천에 비해 해수의 영향을 적게 받고 있는 것으로 사료된다. 탁도의 경우 세 하천 모두 0.3~12.7 NTU로 하류 지점에서 다소 증가하는 경향을 나타냈다(Table 1).

표층 엽록소 *a*의 농도는 남대천은 0.7~2.9 mg m⁻³의 범위이며, 연곡천은 0.9~9.1 mg m⁻³의 범위이고, 사천천은 1.3~6.2 mg m⁻³의 범위를 나타냈다. 이러한 농도는 권 등(2005)의 연구에서 2003년 남대천의 표층엽록소 *a*가 0.2~30.3 mg m⁻³의 범위를 나타냈던 것과 비교할 때 낮은 농도이며, 2008년 봄철 갈수기인 3~5월의 잦은 강우로 인한 현상으로 사료된다. 또한 세 하천의 표층엽록소 *a*의 농도는 일부 정점을 제외하고 빈영양단계에서 중영양단계에 해당하였다(Forsberg and Ryding, 1980).

BOD는 세 하천 모두 2008년 5월의 일부 정점과 2009년 2월을 제외하고 대체로 2 mg L⁻¹ 이하의 농도로 나타났으며, 이는 강릉 남대천(윤 등, 1999)과 울산 태화강(이 등, 2006)과 같은 하구역 소하천에서의 경향성과 유사하였다. 남대천의 경우 2008년 5월 N2에서 3.45 mg L⁻¹로 다소 높게 나타났으며, 이것은 남대천의 하상 및 제방공사에 따라 일시적으로 BOD가 증가한 것으로 판단된다.

영양염류의 변화는 남대천의 경우 TP의 농도가 0.003~0.036 mg L⁻¹의 범위로 상류에서는 빈영양단계로 나타났으나, 하류로 갈수록 중영양단계로 나타났으며, 하구에서는 부영양단계를 나타냈다. TN의 농도는 0.004~7.818 mg L⁻¹의 범위로 5월과 2월에 부영양단계에서 과영양단계로 나타났으며, 10월의 N4에서 과영양단계를 나타낸 것을 제외하면 8월과 10월에 전체적으로 빈영양단계가 나타났다(Forsberg and Ryding, 1980). 연곡천의 TP의 농도는 0.000~0.127 mg L⁻¹의 범위로 2월 Y2지점이 과영양단계로 나타난 것을 제외하고, 모든 계절의 전지점이 빈영양단계에서 중영양단계를 나타냈다. TN의 농도는 0.007~1.7782 mg L⁻¹의 범위로 5월과 2월의 전 지점에서 부영양단계에서 과영양단계를 나타냈으며, 8월과 10월에는 전 지점이 빈영양단계로 나타났다(Forsberg and Ryding, 1980). 사천천의 TP의 농도는 0.009~0.181 mg L⁻¹의 범위로 10월 S1에서 빈영양단계를 나타낸 것과 2월의 동일지점에서 중영양단계를 나타낸 것을 제외하면

Table 1. Physicochemical environmental factors at Namdae-stream, Yeongok-stream and Sacheon-stream from May 2008 to Feb. 2009.

Date	Site	W.T (°C)	pH	DO (mg L ⁻¹)	Con. (μS cm ⁻¹)	Tur. (NTU)	p Chl. <i>a</i> * (mg m ⁻³)	TP (mg L ⁻¹)	TN (mg L ⁻¹)	BOD (mg L ⁻¹)
May 2008	N 1	19.1	8.1	9.53	77.0	1.0	1.2	0.011	1.872	0.88
	N 2	20.7	8.0	9.49	55.0	1.2	2.3	0.011	0.899	3.43
	N 3	20.1	7.7	9.42	76.0	2.9	2.3	0.019	2.952	1.52
	N 4	20.3	6.9	11.74	4200.0	2.2	2.2	1.800	7.818	0.05
	Y 1	16.5	8.3	9.10	66.0	1.3	2.6	0.016	1.353	1.01
	Y 2	18.9	7.9	9.13	77.0	1.8	9.1	0.011	1.167	2.34
	Y 3	18.4	6.6	10.82	102.0	2.1	4.2	0.024	1.778	2.02
	S 1	15.5	7.8	8.73	56.0	11.5	6.2	0.113	2.410	2.51
	S 2	17.7	6.9	8.09	1420.0	4.8	4.4	0.043	1.765	2.99
Aug. 2008	N 1	21.9	7.9	7.35	63.2	1.1	1.1	0.009	0.024	0.55
	N 2	21.7	7.4	6.81	49.1	1.7	1.8	0.024	0.060	0.92
	N 3	20.7	7.3	5.47	112.4	1.3	1.4	0.019	0.052	0.74
	N 4	25.0	7.9	6.70	103.8	2.5	0.7	0.018	0.004	1.09
	Y 1	19.0	7.7	11.27	49.0	0.7	2.6	0.013	0.014	0.79
	Y 2	20.5	7.5	10.21	59.3	1.4	3.1	0.000	0.007	0.82
	Y 3	21.5	7.2	11.03	67.4	1.7	3.2	0.007	0.041	0.75
	S 1	21.6	7.5	10.54	52.5	2.5	1.6	0.032	0.045	1.06
	S 2	22.5	7.4	9.02	170.1	11.5	4.3	0.165	0.074	1.19
Oct. 2008	N 1	16.4	8.6	10.17	68.2	0.3	1.1	0.003	0.151	0.39
	N 2	17.1	8.0	8.96	54.2	0.3	0.9	0.003	0.053	0.64
	N 3	17.6	7.8	7.57	104.9	0.4	1.1	0.006	0.230	0.87
	N 4	20.5	7.8	7.54	2569.0	1.5	1.5	0.896	1.645	1.31
	Y 1	17.0	8.2	9.67	74.2	0.3	1.3	0.004	0.182	1.79
	Y 2	17.0	8.2	9.52	83.2	1.1	0.9	0.005	0.152	2.17
	Y 3	18.8	8.0	13.90	100.4	0.6	2.4	0.007	0.212	2.13
	S 1	19.0	8.2	9.64	75.2	1.2	1.3	0.009	0.244	1.88
	S 2	19.5	7.7	11.14	600.0	5.8	5.3	0.038	0.263	1.28
Feb. 2009	N 1	2.8	9.5	8.61	89.8	0.3	0.7	0.017	1.148	2.16
	N 2	3.2	9.2	9.50	56.0	1.0	0.7	0.019	1.055	2.11
	N 3	6.0	9.6	7.90	71.5	12.7	2.9	0.036	1.293	1.05
	N 4	5.0	8.7	6.85	3500.0	4.0	1.9	0.263	0.769	2.42
	Y 1	2.8	8.9	10.33	79.4	0.3	1.0	0.021	1.055	2.50
	Y 2	3.1	9.0	9.43	81.5	0.5	1.0	0.127	0.924	1.98
	Y 3	7.7	9.2	10.19	94.0	2.4	8.0	0.028	1.059	1.14
	S 1	6.8	8.7	11.92	78.1	1.4	4.8	0.016	1.210	2.11
	S 2	7.5	7.9	9.51	437.0	7.9	3.6	0.181	0.840	2.13

*Planktonic Chl. *a*

모두 부영양단계에서 과영양단계로 나타났다. TN의 농도는 0.045~2.140 mg L⁻¹의 범위로 5월에 과영양단계로, 2월 빈영양단계로 나타났으며 8월과 10월에는 전 지점이 빈영양단계로 나타났다(Forsberg and Ryding, 1980). 이러한 영양염류의 계절적 변화는 각 수역의 주변 경작지의 종류와 관련되며, 5월에 영양염의 농도가 높은 것은 이 지역의 모내기 전후에 뿌리는 비료의 영향인 것으로 사료된다(권 등, 2005).

TSI를 이용한 영양단계 평가 결과, 남대천의 경우 2008

년 5월과 8월은 전 정점이 중영양단계로 나타났으며, 10월에 하류정점인 N4만 중영양단계이고, N1에서 N3까지 빈중영양단계로 나타났다. 겨울인 2009년 2월은 상류인 N1에서 빈중영양단계로 나타났고 하류로 갈수록 부영양화 되는 것으로 나타났다. 연곡천의 경우 2008년 5월과 2009년 2월 상류에서 하류로 갈수록 부영양단계로 나타났으며, 2008년 8월과 10월 전 지점에서 대체로 중영양단계를 나타냈다(Table 2). 사천천은 2008년 5월을 제외하고 상류는 중영양단계이고, 하류에서는 부영양단계로

Table 2. Seasonal changes of TSI at Namdae-stream, Yeongok-stream and Sacheon-stream from May 2008 to Feb. 2009.

	Site	TSI (SD)		TSI (T-P)		TSI (Chl)		TSI	
May 2008	N1	39.7	OM ²	54.9	E	32.4	OM	42.3	M
	N2	41.7	M ³	54.9	E	38.7	OM	45.1	M
	N3	51.4	E ⁴	57.1	E	38.7	OM	49.1	M
	N4	48.3	M	60.0	E	38.3	OM	48.9	M
	Y1	42.6	M	56.5	E	39.9	OM	46.3	M
	Y2	46.1	M	54.9	E	52.2	E	51.1	E
	Y3	47.8	M	57.7	E	44.6	M	50.0	E
	S1	66.5	E	59.5	E	48.5	M	58.1	E
	S2	56.9	E	58.7	E	45.1	M	53.6	E
Aug. 2008	N1	40.7	M	53.8	E	31.5	OM	42.0	M
	N2	45.5	M	57.7	E	36.3	OM	46.5	M
	N3	42.6	M	57.1	E	33.9	OM	44.5	M
	N4	49.7	M	56.9	E	27.1	OM	44.6	M
	Y1	35.8	OM	55.7	E	39.9	OM	43.8	M
	Y2	43.4	M	4.2	O ¹	41.7	M	29.7	O
	Y3	45.5	M	52.0	E	42.0	M	46.5	M
	S1	49.7	M	58.3	E	35.2	OM	47.7	M
	S2	66.5	E	59.7	E	44.9	M	57.0	E
Oct. 2008	N1	26.5	O	41.4	M	31.5	OM	33.1	OM
	N2	26.5	O	41.4	M	29.5	O	32.5	OM
	N3	29.6	O	50.7	E	31.5	OM	37.3	OM
	N4	44.1	M	59.9	E	34.5	OM	46.2	M
	Y1	26.5	O	46.0	M	33.1	OM	35.2	OM
	Y2	40.7	M	48.8	M	29.5	O	39.7	OM
	Y3	34.1	OM	52.0	E	39.2	OM	41.8	M
	S1	41.7	M	53.8	E	33.1	OM	42.9	M
	S2	59.0	E	58.5	E	46.9	M	54.8	E
Feb. 2009	N1	26.5	O	56.7	E	27.1	O	36.8	OM
	N2	39.7	OM	57.1	E	27.1	O	41.3	M
	N3	67.5	E	58.4	E	41.0	M	55.7	E
	N4	54.9	E	59.8	E	36.9	OM	50.5	E
	Y1	26.5	O	57.3	E	30.6	OM	38.1	OM
	Y2	32.1	OM	59.6	E	30.6	OM	40.7	M
	Y3	49.3	M	58.0	E	51.0	E	52.8	E
	S1	43.4	M	56.5	E	46.0	M	48.6	M
	S2	62.3	E	59.7	E	43.1	M	55.1	E

¹Oligotrophic, ²Oligomesotrophic, ³Mesotrophic, ⁴Eutrophic

나타났으며, 2008년 5월의 경우 모두 부영양단계로 나타났다. 이것은 국내 주요 호소들(팔당호, 충주호, 임하호)의 영양단계 평가 결과(이 등, 2002)에서 중부영양 및 부영양단계로 평가된 것과 비교할 때 세 하천의 상류구간은 비교적 영양염의 농축이 낮은 것으로 나타났으며, 하류구간은 부영양화가 진행되고 있는 것으로 판단된다.

2. 생물학적 환경요인

남대천의 부착성 엽록소 *a* 농도는 0.2~18.4 mg cm⁻² 범위로 2월 N4에서 가장 낮은 농도를 나타냈고, 10월의 N4에서 가장 높은 농도를 나타냈다. 연곡천은 0.8~17.7

µg cm⁻²의 범위로 10월의 Y1에서 가장 낮은 농도를 나타냈고, 8월의 Y3에서 가장 높은 농도를 나타냈다. 사천천은 0.1~13.05 µg cm⁻²의 범위로 남대천과 연곡천보다 다소 낮은 농도를 나타냈으며, 10월의 S2에서 가장 낮은 농도를 나타냈고, 2월의 S1에서 가장 높은 값을 나타냈다(Fig. 2). 한탄강의 연구에서는 엽록소 *a*의 농도가 13.4~304.2 µg cm⁻²의 범위로 나타났으며(김, 2004), 만경강은 1.1~2.3 µg cm⁻²의 범위로 나타나는 등(정 등, 1996), 엽록소 *a*의 농도는 하천에 따라 다소 차이를 나타냈다.

조사기간 동안 각 하천에 출현한 부착류군은 남대천이 2목 3아목 8과 21속 76종 12변종으로 총 88분류군이 출

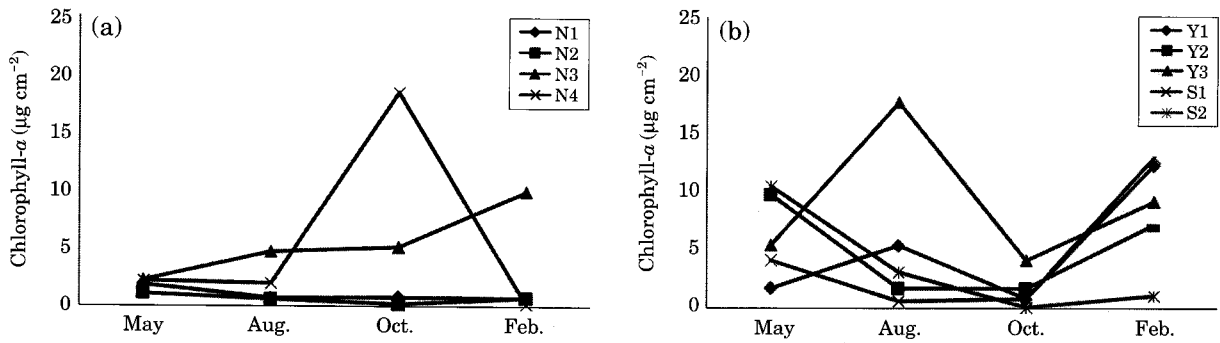


Fig. 2. Chlorophyll-a concentrations of periphytons at Namdae-stream (a), Yeongok-stream and Sacheon-stream (b) from May 2008 to Feb. 2009.

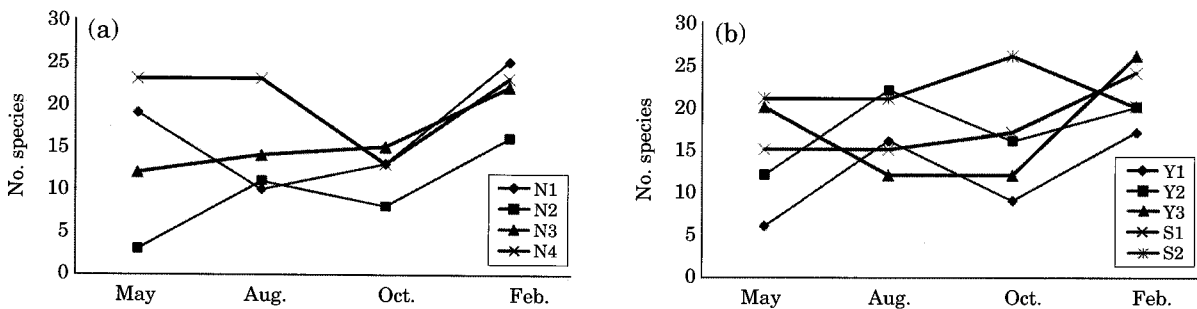


Fig. 3. Number of epilithic diatom species at Namdae-stream (a), Yeongok-stream and Sacheon-stream (b) from May 2008 to Feb. 2009.

현하였고, 연곡천은 2목 3아목 7과 19속 60종 10변종으로 총 70분류군이 출현하였으며, 사천천은 2목 3아목 9과 23속 67종 9변종으로 총 76분류군이 출현하였다. 남대천의 경우 2월의 N1에서 25종으로 가장 많은 종이 출현하였으며, 5월의 N2에서 3종으로 가장 적은 종이 출현하였다. 지점별로 하류인 N4는 연중 가장 많은 종이 출현하였으며, N2에서 가장 적은 종이 출현하였다. 연곡천은 2월의 Y3에서 26종으로 가장 많은 종이 출현하였으며, 5월의 Y1에서 가장 적은 종이 출현하였다. 사천천은 8월에 S2에서 가장 많은 종이 출현하였으며, 5월과 8월의 S1에서 15종으로 가장 적은 종이 출현하였다(Fig. 3).

서해 곰소만의 유입하천인 갈곡천과 인천강에서 규조강이 각각 73분류군과 67분류군이 출현하였으며(이 등, 2008), 한강하류(정 등, 2008)에서 60분류군의 규조강이 출현하는 등 다른 하구역 하천과 규조류의 출현 종수가 유사한 경향을 나타냈다.

남대천 상류의 주요 우점종은 *Achnanthes convergens*와 *A. minutissima*로 N1~N3에서 군집내 구성비가 25.5~82.5%의 범위로 우점하였다. *A. convergens*의 경우 대표적인 호청수성 규조이며(Watanabe et al., 2005), *A.*

*minutissima*는 보편생육종이나 포천천과 영평천의 연구(김, 2007)와 섬강과 달천의 연구(김과 이, 2009), 북하천과 달천의 연구(김 등, 2009), 한탄강의 연구(김, 2004) 등에서 하천의 상류구간에서 출현하거나 호청수성종과 유사한 출현경향을 나타내는 것으로 알려져 있다. N4에서는 2008년 8월과 2009년 2월에 호오탁성 규조인 *A. exigua*가 46.5%, *Nitzschia amphibia*가 79.9%로 우점하였다(Table 3). 이것은 모래톱에 의해 폐쇄성 하구가 형성되면서 영양염의 농축 등 수질악화(홍 등, 2000)에 따른 것으로 사료된다. 2008년 5월에는 기수성 종으로 알려진 *Synedra fasciculata*(정, 1993; Dziengo-Czaja et al., 2008)가 23.8%로 우점 하였으며, 전기전도도가 4,200 $\mu\text{S cm}^{-1}$ 로 나타나는 등, 이 시기에 해수유입에 의한 염도의 영향이 많았던 것으로 사료된다. 연곡천의 경우 전 계절의 모든 지점에서 *A. minutissima*의 군집내 구성비가 31.3~82.8% 범위로 우점 하였으며, Y1과 Y2의 경우 *A. convergens*가 아우점 하였다. 연곡천은 계절 및 정점별 출현분류군의 큰 변화가 없는 것으로 미루어 상류에서 하류까지 외부의 오염 유입 및 해수의 영향이 적은 것으로 판단된다.

Table 3. Seasonal changes of dominant species of 9 sites at Namdae-stream, Yeongok-stream and Sacheon-stream from May 2008 to Feb. 2009.

Date	Site	Dominant species (%)	Subdominant species (%)
May 2008	N 1	<i>Achnanthes minutissima</i> (25.5)	<i>Fragilaria crotonensis</i> (15.5)
	N 2	<i>Achnanthes convergens</i> (61.5)	<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>lineata</i> (3.9)
	N 3	<i>Achnanthes convergens</i> (82.5)	<i>Achnanthes minutissima</i> (6.3)
	N 4	<i>Synedra fasciculata</i> (23.8)	<i>Melosira varians</i> (11.1)
	Y 1	<i>Achnanthes minutissima</i> (62.6)	<i>Achnanthes convergens</i> (27.5)
	Y 2	<i>Achnanthes minutissima</i> (36.0)	<i>Achnanthes convergens</i> (15.2)
	Y 3	<i>Achnanthes minutissima</i> (40.9)	<i>Nitzschia amphibia</i> (12.2)
	S 1	<i>Achnanthes minutissima</i> (25.0)	<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>lineata</i> (16.7)
	S 2	<i>Nitzschia amphibia</i> (43.8)	<i>Achnanthes laterostrata</i> (6.9)
Aug. 2008	N 1	<i>Achnanthes minutissima</i> (69.6)	<i>Gomphonema parvulum</i> (21.7)
	N 2	<i>Achnanthes minutissima</i> (38.3)	<i>Achnanthes convergens</i> (35.8)
	N 3	<i>Achnanthes convergens</i> (41.9)	<i>Achnanthes minutissima</i> (32.3)
	N 4	<i>Achnanthes exigua</i> (46.5)	<i>Nitzschia palea</i> (8.1)
	Y 1	<i>Achnanthes minutissima</i> (43.9)	<i>Cymbella turgidula</i> var. <i>nipponica</i> (23.5)
	Y 2	<i>Achnanthes minutissima</i> (50.9)	<i>Achnanthes convergens</i> (19.4)
	Y 3	<i>Achnanthes minutissima</i> (33.1)	<i>Cymbella sinuata</i> (30.6)
	S 1	<i>Achnanthes convergens</i> (41.4)	<i>Achnanthes minutissima</i> (15.7)
	S 2	<i>Fragilaria elliptica</i> (28.8)	<i>Nitzschia palea</i> (10.7)
Oct. 2008	N 1	<i>Achnanthes convergens</i> (54.3)	<i>Achnanthes minutissima</i> (34.3)
	N 2	<i>Achnanthes minutissima</i> (45.5)	<i>Achnanthes convergens</i> (25.0)
	N 3	<i>Achnanthes minutissima</i> (31.7)	<i>Nitzschia palea</i> (30.4)
	N 4	<i>Achnanthes minutissima</i> (12.8)	<i>Synedra ulna</i> (10.3)
	Y 1	<i>Achnanthes minutissima</i> (59.8)	<i>Achnanthes convergens</i> (32.2)
	Y 2	<i>Achnanthes minutissima</i> (46.6)	<i>Achnanthes convergens</i> (21.6)
	Y 3	<i>Achnanthes minutissima</i> (31.3)	<i>Gomphonema parvulum</i> (23.9)
	S 1	<i>Nitzschia palea</i> (28.1)	<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>lineata</i> (13.4)
	S 2	<i>Nitzschia amphibia</i> (32.9)	<i>Nitzschia palea</i> (11.8)
Feb. 2009	N 1	<i>Hannaea arcus</i> var. <i>recta</i> (18.6)	<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>lineata</i> (12.8)
	N 2	<i>Achnanthes minutissima</i> (46.6)	<i>Achnanthes convergens</i> (24.9)
	N 3	<i>Achnanthes minutissima</i> (31.3)	<i>Achnanthes convergens</i> (22.7)
	N 4	<i>Nitzschia amphibia</i> (37.5)	<i>Achnanthes convergens</i> (10.0)
	Y 1	<i>Achnanthes minutissima</i> (82.8)	<i>Achnanthes convergens</i> (8.8)
	Y 2	<i>Achnanthes minutissima</i> (76.8)	<i>Achnanthes convergens</i> (9.7)
	Y 3	<i>Achnanthes minutissima</i> (61.8)	<i>Fragilaria crotonensis</i> (4.1)
	S 1	<i>Navicula subminuscula</i> (26.5)	<i>Cymbella minuta</i> (14.5)
	S 2	<i>Nitzschia amphibia</i> (79.9)	<i>Navicula gregaria</i> (3.6)

사천천은 2008년 8월의 S1에서 호청수성종인 *A. convergens*의 군집내 구성비가 41.4%로 우점하였으나, 그 외의 계절과 정점에서는 *N. amphibia*가 32.9~79.9%, *N. palea*가 28.1%, *Navicula subminuscula*가 26.5%로 대부분 호오탁성종이 우점하였다. 이러한 *Nitzschia amphibia*, *N. palea*와 *Navicula subminuscula*는 농촌, 주거 지역 및 공단에서 유출되는 높은 오염원에 내성이 강한 것으로 알려져 있으며(김, 2001), 사천천의 하류는 농촌 및 주거지역의 오염에 의해 영향을 받는 것으로 사료된다.

남대천, 연곡천 및 사천천의 호청수성종(Saproxenous

taxa), 호오탁종(Saprophilous taxa), 광적응성종(Indifferent taxa)의 계절적 변동은 다음과 같다. 전체적으로 광적응성종의 비율이 높게 나타났으며, 5월의 N2, N3, 8월의 Y3, S1, 10월의 N1을 제외하고 50% 이상으로 나타났다. 호청수성 종의 비율은 남대천의 경우 1.74~85.31%로 계절적 차이가 크게 나타났으며, 연곡천은 9.79~58.68%, 사천천은 5.13~52.86%로 나타났다. 호오탁종의 비율은 세 하천 모두 0~19.80%로 대체적으로 낮은 출현율을 보였으며, 2월의 N2에서 19.80%로 가장 높은 비율로 출현하였다(Fig. 4).

계절의 변화에 따라 지표종의 군집이 가장 큰 영향을

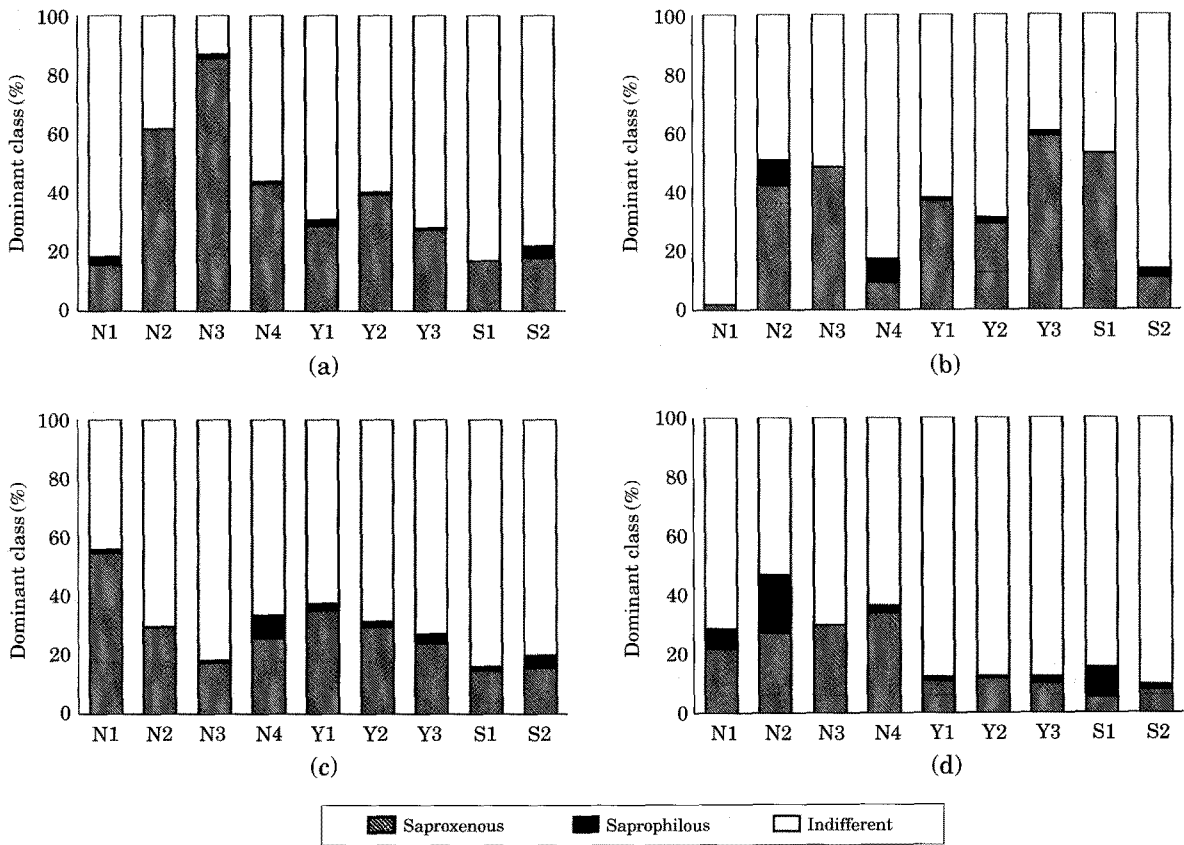


Fig. 4. Ecological groups (%) of water quality indicators at Namdae-stream, Yeongok-stream and Sacheon-stream from May 2008 to Feb. 2009 (a: May 2008, b: Aug. 2008, c: Oct. 2008, d: Feb. 2009).

받았으며, 섬강과 달천(김과 이, 2009), 복하천과 달천(김 등, 2009)의 연구에서 광적응성종의 비율이 겨울철에 높아지고, 이 비율이 높을수록 DAIPo에 의한 생물학적 수질평가의 신뢰도가 떨어지는 것으로 나타났다. 본 연구에서는 겨울철 뿐 아니라 여름과 가을에도 정점에 따라 보편생육종의 비율이 높게 나타났으며, 이러한 정점은 TDI에 의한 생물학적 평가가 보다 정확할 것으로 판단된다.

남대천은 하류인 N4를 제외한 대부분의 지점에서 DAIPo의 오염등급이 β~α-빈부수성이고, TDI는 50 이하로 생물학적 수질이 대체로 양호한 것으로 나타났으며, 8월의 N3과 5월과 8월의 N4에서는 β-중부수성이며, TDI는 70 이상으로 생물학적 수질이 다소 오염된 것으로 나타났다(Watanabe and Asai, 1990). 연곡천은 조사기간 동안 전 지점에서 DAIPo의 오염등급이 β~α-빈부수성으로 대체적으로 생물학적 수질이 양호한 것으로 나타났으며, TDI는 하류인 Y3에서 5월과 8월에 50 이상의 값을 나타낸 것을 제외하고, 40 이하로 양호한 수질을 나타냈다(Fig. 5). 사천천은 S1에서 α-빈부수성이고, TDI는 50

이하로 생물학적 수질이 대체로 양호 하였으며, S2는 β~α-중부수성으로, TDI는 70 이상으로 오염된 것으로 나타났다. 또한 계절적으로 8월과 10월에 상류에서 하류까지 모두 생물학적 수질이 악화되는 경향을 나타냈다. 세 하천의 생물학적 수질(TDI, DAIPo)평가 결과, 사천천과 연곡천은 두 지수의 값이 유사하게 나타났으나, 남대천은 두 지수 간 경향성이 다르게 나타났다. 이것은 남대천이 5월과 8월에 다른 하천에 비해 보편생육종의 출현 비율이 높았으며, 또한 TDI가 DAIPo보다 더 넓은 범위의 구조류로 생물학적 수질을 판별하기 때문에(김 등, 2009) 이러한 차이를 나타낸 것으로 사료된다.

남대천의 경우 BOD 농도가 수질을 대체로 잘 반영하는 것으로 나타났다. 그러나 생물학적 수질평가(DAIPo, TDI)가 오염된 것으로 나타난 N4의 경우 BOD 농도가 0.05~2.42 mg L⁻¹의 범위로 대체로 양호한 결과를 나타냈고, 사천천과 연곡천에서도 동일하게 나타났다. 이것은 BOD와 같은 이화학적 수질 요인만으로 하천의 수질을 판정하는 것은 다소 한계가 있으며, 이화학적 수질평가보

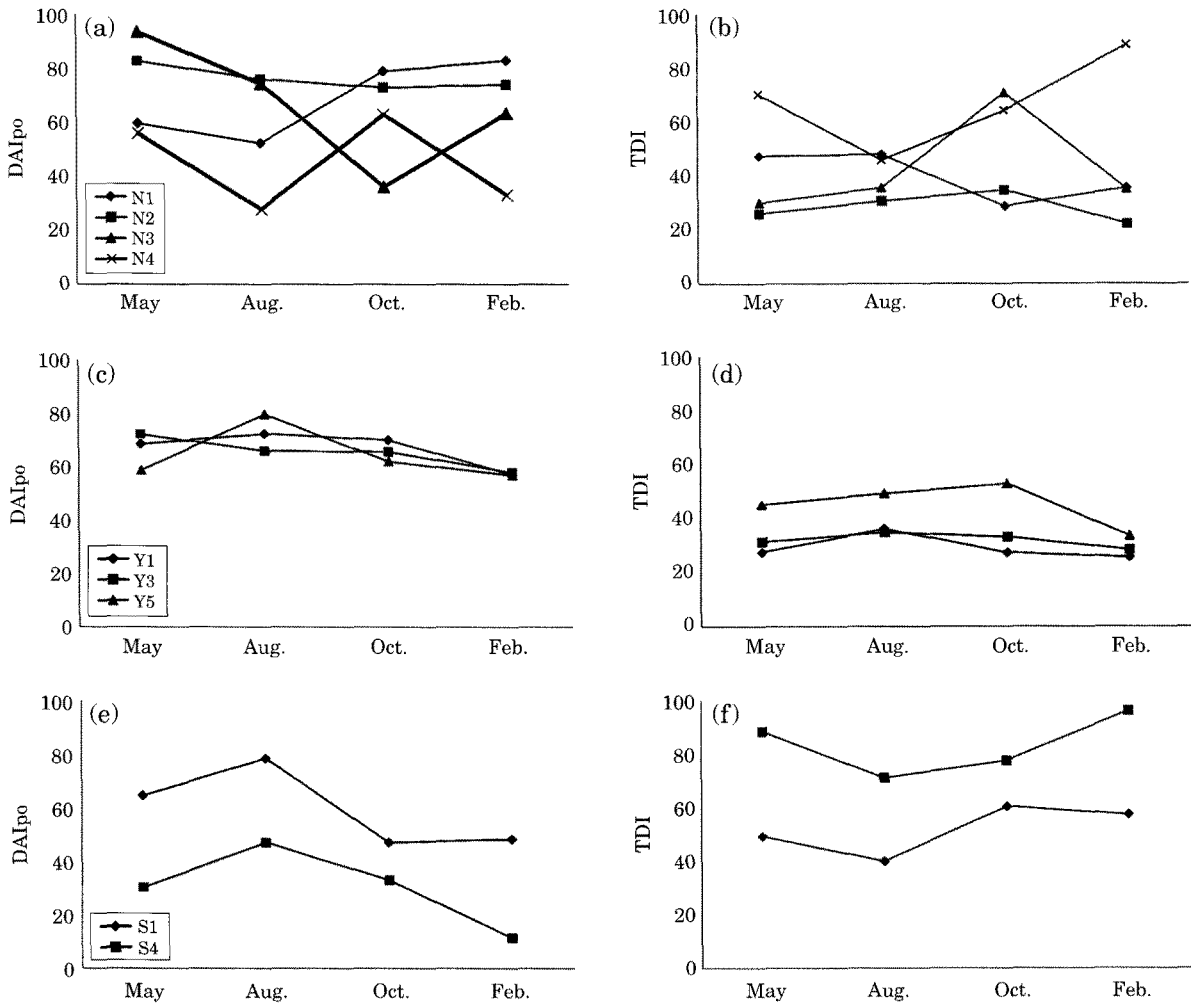


Fig. 5. DAIpo and TDI at Namdae-stream (a, b), Yeongok-stream (c, d) and Sacheon-stream (e, f) from May 2008 to Feb. 2009.

다 생물학적 수질평가인 DAIpo와 TDI가 하천의 수질을 세부적으로 판정하는 것으로 판단된다(김과 이, 2009). 하구역의 출현 부착조류 중 *Synedra fasciculata*, *Diplo-nis interrupta*, *Thalassiosira bramaputrae*(정, 1993; Dziengo-Czaja *et al.*, 2008)와 같은 기수성 혹은 해양성 조류가 일부 출현하였으나, 세 하천 모두 대체로 담수의 성격을 띠고 있어(권 등, 2005; 하 등, 2009) DAIpo와 TDI같은 담수규조류를 대상으로 한 생물학적 수질평가의 적용이 가능하였다. 또한 폐쇄성 하구의 특성상 하류에 오염이 집중되며, 영양염이 농축되기 때문에 하천으로 유입되는 오염원의 관리가 필요할 것이라 사료된다.

3. 통계분석

이화학적 수질지표인 BOD와 수질영양단체를 나타내는 TSI, 생물학적 수질평가를 나타내는 규조지수(DAIpo,

TDI) 및 출현종수의 계절별 상관관계를 분석하였다(Table 4). 분석 결과 BOD의 경우 8월을 제외하고 규조지수와 다소 상관성이 떨어지는 것으로 나타났으며, TSI 및 출현종수와 상관성이(±)0.12~0.63으로 계절에 따른 차이가 나타났다. TSI의 경우 두 규조지수중 DAIpo보다 영양염 지수인 TDI와 보다 상관성이 있는 것으로 나타났다. DAIpo의 경우 2008년 10월과 2009년 2월에 (-)0.62~0.67로 상관성이 높은 것으로 나타났으나, 2008년 5월과 8월에 (-)0.12~0.29로 상관성이 다소 떨어지는 것으로 나타났다. 두 규조지수(DAIpo, TDI) 간의 상관관계는 (-)0.51~0.89로 높은 상관성을 나타냈으며, 북하천과 달천(김 등, 2009)의 연구에서 0.83의 상관관계를 보인 것과 유사한 결과를 나타냈다. 또한 두 규조지수는 출현종수와 상관관계가 여름과 겨울철에 상관성이 다소 떨어지는 것으로 나타났으며, TDI의 경우 DAIpo에 비해 넓은 범

Table 4. Correlation coefficients among epilithic diatom indices (DAIpo, TDI) and physicochemical factors at Namdae-stream, Yeongok-stream and Sacheon-stream from May 2008 to Feb. 2009.

	BOD					TSI			
	May	Aug.	Oct.	Feb.		May	Aug.	Oct.	Feb.
DAIpo	0.00	-0.35	-0.11	-0.21	BOD	0.37	0.53	0.33	-0.56
TDI	-0.07	0.40	0.03	0.29	DAIpo	-0.29	-0.12	-0.67	-0.62
N.Sp	-0.37	0.63	0.12	-0.41	TDI	0.38	0.64	0.78	0.57
TSI	0.37	0.53	0.33	-0.56	N.Sp	0.27	-0.12	0.83	0.35

	DAIpo					TDI			
	May	Aug.	Oct.	Feb.		May	Aug.	Oct.	Feb.
BOD	0.00	-0.35	-0.11	-0.21	BOD	-0.07	0.40	0.03	0.29
TDI	-0.89	-0.51	-0.89	-0.88	DAIpo	-0.89	-0.51	-0.89	-0.88
N.Sp	-0.70	-0.59	-0.76	0.01	N.Sp	0.81	0.28	0.68	0.22
TSI	-0.29	-0.12	-0.67	-0.62	TSI	0.38	0.64	0.78	0.57

위의 구조류를 대상으로 지수를 산정하기 때문에(김 등, 2009) 출현종의 변화에 있어서 보다 안정적인 값이 산출된 것으로 판단된다.

Forsberg and Ryding(1980)의 기준과 TSI(Carlson, 1977)에 의한 영양단계 평가는 상류와 하류의 영양염 및 엽록소 a 에 따라 영양단계를 잘 반영하는 것으로 나타났으며, 영양염의 유입정점과 이에 따른 영양단계를 잘 나타냈다. 하지만 계절변화에 따른 영양단계는 호소의 성격을 띠는 하류와 일부 정점을 제외하고 각 계절별로 큰 차이를 나타냈으며, 이러한 결과는 유량이 적은 소하천의 특성상 강우 및 유량의 변화에 영향을 많이 받은 것으로 판단된다(Table 1, 2). 영양단계의 평가로 상류에서 하류까지 하천의 오염구배를 나타낼 수 있으며, 계절변화의 결과를 토대로 하천에서 호소의 성격을 나타내는 구간을 확인할 수 있을 것으로 사료되었다. 이화학적 수질지표인 BOD와 생물학적 수질을 나타내는 구조지수(DAIpo, TDI)의 경우 섬강과 달천(김과 이, 2009), 복하천과 달천(김 등, 2009)의 연구에서와 같이 생물학적 수질평가가 하천의 수질을 보다 정확히 평가하는 것으로 나타났다. 생물학적 수질평가(DAIpo, TDI)는 이화학적 수질(BOD)보다 영양단계(TSI)와 상관성이 높으며, 생물학적 수질평가와 영양단계의 평가를 동시에 사용하여 하천의 생물학적 수질과 건강성을 평가하는 것이 보다 정확한 하천의 수질관별과 관리를 위해 더 유용할 것으로 사료된다.

본 연구 결과 남대천, 연곡천 및 사천천은 유량이 적고, 수심이 낮아 외부의 오염과 영양염류의 유입에 대해 하천의 수질과 생물군집이 민감하게 반응하는 것으로 나타났다. 따라서 세 하천의 상류는 생물학적 수질과 이화학적 수질이 비교적 양호하며, 이를 보전하기 위한 관리가 필요하며, 특히 하류에 영양염과 오염원이 집중되어 있어

이를 개선하기 위한 수질관리가 필요한 것으로 사료된다.

적 요

본 연구는 2008년 5월부터 2009년 2월까지 양양의 남대천, 강릉의 연곡천과 사천천의 이화학적 수질, 영양단계 및 부착구조를 이용한 생물학적 수질평가를 실시하였다. 남대천, 사천천 및 연곡천의 이화학적 수질은 일부 공사구간 및 하류 정점을 제외하고, BOD가 2 mg L^{-1} 이하의 농도로 대체적으로 양호한 것으로 나타났으며, 하류정점의 경우 남대천과 사천천이 해수에 의한 염도의 영향과 폐쇄하구의 특성상 영양염의 농축 등 오염이 진행되고 있는 것으로 나타났다. 영양단계 판정결과 남대천은 전지점이 대체적으로 중영양단계를 나타내며, 연곡천은 상류에서 하류로 갈수록 부영양화가 진행되고, 사천천은 전체적으로 부영양단계로 나타났다. 영양단계의 판정은 각 정점간의 결과와 영양염의 유입 정점을 잘 반영하고 있으나, 강우 및 유량의 변화로 계절별 영양단계는 큰 차이를 나타냈다.

생물학적 수질평가 결과, 남대천은 하류 정점을 제외하고 β - α -빈부수성이고, TDI는 50 이하로 생물학적 수질이 대체로 양호한 것으로 나타났으며, 일부 공사구간과 하류정점은 β -중부수성이며, TDI는 70 이상으로 생물학적 수질이 다소 오염된 것으로 나타났다. 연곡천은 β - α -빈부수성이며, TDI는 40 이하로 대체적으로 생물학적 수질이 양호한 것으로 나타났으며, 사천천은 2008년 5월과 2009년 2월의 상류정점을 제외하고 β - α -중부수성이며, TDI는 70 이상으로 오염된 것으로 나타났다. 상관분석 결과, 생물학적 수질평가 지수인 DAIpo와 TDI 간에 높

은 상관성을 나타냈다. 또한 규조지수인 DAIPo와 TDI는 BOD보다 수질 영양단계(TSI)와 상관성이 높은 것으로 나타났다.

사 사

본 연구는 국립문화재연구소(09B011Y-00140-2009)와 2008년 경기대학교 학술연구비(일반연구과제2008-103)에 의해 지원되었습니다.

인 용 문 헌

- 권기영, 김주경, 홍관의, 성기백, 이철호, 문창호. 2005. 남대천 하구역의 식물플랑크톤과 영양염 변동. 한국수산학회지 **38**: 55-56.
- 김용재. 2001. 신천의 부착규조 군집을 이용한 유기오탁 판정. 한국육수학회지 **34**: 199-205.
- 김용재. 2004. 한탄강의 돌 부착조류 군집의 시, 공간 동태. 한국조류학회지 **19**: 15-22.
- 김용재. 2007. 도시화 정도에 따른 포천천과 영평천의 돌 부착규조 군집변화. 한국육수학회지 **40**: 468-480.
- 김용재. 2009. 시화 반월 고습지와 저습지의 갈대 부착규조 군집구조. 한국하천호수학회지 **42**: 96-106.
- 김용진, 신경애, 이옥민. 2009. 남한강 지류인 복하천과 달천의 부착규조를 이용한 생물학적 수질평가. 환경생물 **27**: 414-424.
- 김용진, 이옥민. 2009. 부착조류를 이용한 달천과 섬강의 생물학적 수질평가. 한국물환경학회지 **25**: 606-614.
- 김치홍, 이완욱, 홍관의, 이철호, 김종화. 2006. 양양남대천의 어류상과 어류군집. 한국어류학회지 **18**: 112-118.
- 김치홍, 홍관의, 김종화, 김경환. 2006. 강릉 연곡천의 어류상. 한국어류학회지 **18**: 244-250.
- 박재충, 박정원, 김대현, 신재기, 이희무. 2005. 안동호 수역별 영양상태와 평가방법간 상관성 비교. 한국육수학회지 **38**: 95-104.
- 박정원, 최재신, 김미경. 2004. 낙동강 중류지역의 부착규조 군집의 변화와 유기오탁지수(DAIPo)에 의한 수질평가. 한국육수학회지 **37**: 70-77.
- 서정관, 유재정, 이재정, 양상용, 정익교. 2003. 운문호의 식물플랑크톤 군집동태와 영양단계 평가. 한국조류학회지 **18**: 135-143.
- 신명선, 김범철, 김재구, 박미숙, 정성민, 장창원, 신윤근, 배연재. 2008. 청계천의 수질과 부착조류의 계절적 변동. 한국하천호수학회지 **41**: 1-10.
- 윤이용, 김대현, 이승목. 1999. 강릉 남대천 하류의 오염물질 정체현상과 강릉수력발전 방류수의 영향. 대한환경공학회지 **21**: 2221-2230.
- 이옥민, 유미선, 이병인, 임안숙. 2008. 전남 갈곡천과 인천강 하구역의 식물플랑크톤의 분포 및 현존량. 한국조류학회지 **23**: 257-268.
- 이정호, 박종근, 김은정. 2002. 국내 주요 호수의 식물플랑크톤 종조성 및 영양단계 평가. 한국조류학회지 **17**: 275-281.
- 이정호. 1998. 낙동강의 부착규조와 유기오탁지수(DAIPo). 한국육수학회지 **31**: 38-44.
- 이정호, 김용재. 1996. 낙동강 수계 댐호의 부착규조 및 영양단계 평가. 환경생물 **14**: 18-28.
- 이정호, 정 준. 1992. 금호강의 오탁도에 따른 부착규조의 정점별 변화. 한국육수학회지 **25**: 31-40.
- 이흥수, 김미경, 이혜근, 신재기. 2006. 대화강과 회야강 유역에서 소하천의 환경적 특성. 공동 추계학술발표회 논문집. 한국물환경학회지. p. 521-525.
- 정승원, 박성환, 이진환. 2008. 한강하류의 환경학적 연구 IIX. 갈수기 부착돌말류의 유기오탁지수(DAIPo index)에 의한 수질 평가. 환경생물 **26**: 233-239.
- 정연태, 최민규, 김백호, 위인선, 이종빈. 1996. 수질오염 판정을 위한 기법개발(I) 부착조류 군집화에 미치는 기질특이성 연구. 환경생물 **14**: 95-111.
- 정 준. 1993. 한국담수조류도감. 아카데미출판사. 서울. 496 pp.
- 정 준, 최재신, 이정호. 1993. 부착규조 군집의 유기오탁 지수(DAIPo)에 의한 금호강의 수질평가. 환경생물 **11**: 43-58.
- 최재신, 김한순, 강만도. 1998. 신천의 부착 규조군집의 계절적 동태. 한국육수학회지 **31**: 234-240.
- 하경혜, 최광희, 김종욱. 2009. 강릉 연곡천 하구의 지형 특성과 염도 분포. 한국지형학회지 **16**: 89-100.
- 홍재상, 서인수, 이창근, 윤상필, 전래홍. 2000. 양양 남대천 하구역의 여름철 대형저서동물 군집의 생태학적 특성. 한국수산학회지 **33**: 230-237.
- 황상일, 윤순옥. 2008. 한반도 중부 동해안 석호 및 주변 유역의 지형특성과 하구부 퇴적환경. 한국지형학회지 **15**: 17-33.
- Carlson, R.E. 1977. A trophic state index for lakes. *Limnol. Oceanogr.* **22**: 361-369.
- Davies-Colley, R.J. and D.G. Smith. 2001. Turbidity, suspended sediment, and water clarity: A review. *Water Res.* **37**: 1085-1101.
- Descy, J.P. 1979. New approach to water quality estimation using diatoms. *Nova Hedwigia* **64**: 305-323.
- Dziengo-Czaja, M., J. Koss and A. Matuszak. 2008. Teratological forms of diatoms (Bacillariophyceae) as indicators of water pollution in the western part of Puck Bay (southern Baltic Sea). *Oceanol. and Hydrobiol.* **37**: 119-132.
- Ettl, H., G. Gartner, J. Gerloff, H. Heynig and D. Mollenhauer. 1991b. Süßwasserflora von Mitteleuropa. Band 2/4. Bacillariophyceae, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.
- Ettl, H., J. Gerloff, H. Heynig and D. Mollenhauer. 1986. Süßwasserflora von Mitteleuropa. Band 2/1. Bacillario-

- phyceae, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.
- Ettl, H., J. Gerloff, H. Heynig and D. Mollenhauer. 1988. Süßwasserflora von Mitteleuropa. Band 2/2. Bacillariophyceae, Spektrum Akademischer Verlag, Berlin.
- Ettl, H., J. Gerloff, H. Heynig and D. Mollenhauer. 1991a. Süßwasserflora von Mitteleuropa. Band 2/3. Bacillariophyceae, Spektrum Akademischer Verlag, Berlin.
- Forsberg, O. and S.O. Ryding. 1980. Eutrophication parameters and trophic state indices in 30 Swedish watereceiving lakes. *Arch. Hydrobiol.* **89**: 189-207.
- Greenberg, A.E., L.S. Clesceri and A.N. Eaton. 2005. Standard methods for the examination of water and wastewater, 21st. ed., American Public Health Association, Washington, D.C., USA.
- Kelly, M.G. and B.A. Whitton. 1995. The trophic diatom index: a new index for monitoring eutrophication in rivers. *J. Appl. Phycol.* **7**: 433-444.
- Lane, C.R. and M.T. Brown. 2007. Diatoms as indicators of isolated herbaceous wetland condition in Florida. *Ecological Indicators* **7**: 521-540.
- Ponader, C.K., D.F. Charles and T.J. Belton. 2007. Diatom-based TP and TN inference models and indices for monitoring nutrient enrichment of New Jersey streams. *Ecological Indicators* **7**: 79-93.
- U.S. EPA. 1995. Generic quality assurance project plan guidance for programs using community-level biological assessment in stream and wadeable rivers, U.S. Environmental Protection Agency, Office of water, Washington, D.C. EPA 841-B-95-004.
- Watanabe, T. and K. Asai. 1990. Numerical simulation diatoms assemblage of organic pollution in stream and lakes. *Rev. Inq. and Res.* **52**: 99-139.
- Watanabe, T., K. Asai and A. Houki. 1990. Numerical simulation of Organic pollution in flowing waters. *Hazardous Waste Containment and Treatment* **4**: 251-281.
- Watanabe, T., T. Ohtsuka, A. Tuji and A. Houki. 2005. Picture book and ecology of the freshwater diatoms. ed. T. Watanabe. Uchida-rokakuho, Tokyo. 666 pp.

(Manuscript received 11 February 2010,
Revision accepted 8 March 2010)