

도시화 정도에 따른 포천천과 영평천의 돌 부착규조 군집 변화

김 용 재

(대전대학교 생명과학과)

Changes of Epilithic Diatom Communities according to Urbanization Influence in the Pocheon and Youngpyeong Streams. Kim, Yong Jae (Department of Life Science, Daejin University, Gyeonggi 478-711, Korea)

The urbanization is altering the hydrology, water quality, channel form of waterway and changing the composition of biological communities in the aquatic ecosystem. Recently, towns grew bigger by the drift of large numbers of people and the medium and small leather and dyeing industries around the Pocheon and Youngpyeong streams. The discharges of sewage were increased by them. The UII (urban intensity index) was 85 (st. P-3) and 91 (st. P-5) in the Pocheon stream and about 20 in the Youngpyeong stream. A total 141 taxa of epilithic diatoms which were composed of 2 order, 8 family, 30 genera. Dominant species were *Navicula saprophila*, *N. subminuscula*, *Nitzschia palea*, *Gomphonema pseudoaugur* in the Pocheon stream and *Achnanthes alteragracillima*, *A. convergens*, *A. minutissima*, *N. minima*, *N. fonticola*, *N. frustulum* and *Cymbella minuta* var. *silesiaca* in the Youngpyeong stream. It showed the different composition of dominant species by the urbanization near two streams. In the relationships between UII and environmental factors such as EC, BOD, COD, TN, TP and DAIPo, UII showed the high relations ($r^2 > 0.8$). It was the difference of organic pollution according to urbanization. It therefore, was higher the relative abundance and more the numbers of saprophilous taxa in the Pocheon stream than the Youngpyeong stream. The water quality of two streams by biological indicators (DAIPo) was polysaprobic state (st. P-3, P-4, P-5) in the Pocheon stream and was oligosaprobic (Y-1), mesosaprobic (Y-2, 3) and polysaprobic state (Y-4) in the Youngpyeong stream during the investigation periods.

Key words : epilithic diatom, DAIPo, organic pollution, UII (urban intensity index), urbanization, Pocheon stream, Youngpyeong stream

서 론

자연 상태의 유수 시스템(하천과 강)은 물리, 화학적 및 생물학적 조건들의 연속적인 구배를 형성하고 있다(Vannote *et al.*, 1980). 그러나 농업, 도시 및 공업단지

의 개발과 같은 경관의 전환은 생물적 조성에 대한 역의 효과와 함께 하천 환경조건을 변화 시킨다(Ometo *et al.*, 2000). 농업활동은 영양염과 침전물의 유입을 증가시키고(Harding *et al.*, 1999), 주거지와 상업지역은 많은 량의 유기물과 부유물질을 배출시키며(Lobo *et al.*, 1995) 그리고 공업지역은 무기물 오염과 열 오염원이 되고 있

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

다 (Izsak *et al.*, 1995).

하천에 대한 도시화의 영향은 수문학, 수질 및 하천의 형태를 변화시키고 있다. 또한 도시는 수서 생물상의 구조와 기능에 대해 영향을 미치고 있다 (Dunne and Leopold, 1978; Stepenuck *et al.*, 2002; Roy *et al.*, 2003). 생물상에 대한 도시의 영향에 관한 연구는 하천의 주요 지표 생물인 대형무척추동물과 규조류를 이용하고 있다 (Paul and Meyer, 2001; Sonneman *et al.*, 2001). 특히 대형무척추동물은 물리적 서식처의 변화에 대해 분명하게 반응을 나타내는 반면에, 규조류는 수질과 더욱 높은 상관성을 나타낸다 (Walsh *et al.*, 2001)

도시화와 다른 토지이용과의 연관성에 대해 규조류를 대상으로 연구, 조사하는 것은 영양염의 농도 또는 pH 등과 같은 특이적인 수질에 대해 군집 조성이 연관성을 가지고 있고 영향을 받기 때문이다 (Winter and Duthie, 2000; Belore *et al.*, 2002). 실제 대부분의 하천 평가에서 규조류를 이용하는 것은 수질 상태를 평가하거나 지표하는 데 제한되어 있다 (Round, 1993; Whitton and Kelly, 1995).

최근에 규조류 군집구조에 영향을 미치는 하천내의 물리적 서식처와 경관의 특성에 대해 관심이 집중되고 있다. 규조류와 다른 조류 군집에 영향을 미치는 물리적 요인은 독의 안정성, 수로의 크기와 하천 주변의 식피, 흐름 그리고 하상의 기질 조성 등이 포함되어 있다 (Biggs, 1995; Kutka and Richards, 1996; Hill *et al.*, 2000). 규조류 군집은 도시화의 정도 또는 농지의 사용과 상류 유역의 인간의 활동 정도 등과 같은 인간의 방해에 밀접한 연관성을 가지고 있다 (Fore and Grafe, 2002). 또한 지질의 특성보다는 토지이용의 정도 특히 도시화가 부착조류 종 조성 및 분포에 더 큰 영향을 미치고 있다 (Leland and Poter, 2000).

많은 규조류는 전 세계에서 발견되고 있으며 규조류를 기초로 한 수질평가를 위한 자료로 이용하고 있다 (Round, 1993). 이들의 전 세계적 분포와 자료들은 선정된 정점의 수질의 특성에 대한 내용이나 다른 지역에서 평가 기법을 사용할 수 있는 기회를 부여하고 있다. 예를 들어 미국 USEPA의 부착조류를 이용한 기법 (Barbour *et al.*, 1999), 규조류를 이용한 유럽의 오염내성 지수 (Lange-Bertalot, 1979) 및 DAIPo (Watanabe *et al.*, 1990) 등이 있다. 그러므로 규조류는 환경변화를 모니터링하기 위한 좋은 지표생물로 이용하고 있으며 (Stoemer and Smol, 1999) 유수 시스템의 생태적 총체로 평가하고 있다 (Whitton and Rott, 1996; Kelly, 2000). 환경 평가는 단일종, 지표종의 그룹 또는 군집 전체를 기초로 할 수 있다 (Ste-

venson, 1984; Raschke, 1993; Ndiritu *et al.*, 2003). 군집 전체를 이용한 몇 가지 지수들은 규조류의 개체 생태학을 기초로 하여 서식 환경들을 추론하기 위해 유도하는 것이다 (Stevenson and Pan, 1999). 생물 다양성지수와 개체 생태학 지수 (TDI)는 수 생태계를 모니터 하기 위해 사용된 적이 있다 (Koster and Hubener, 2001). 그러나 환경조건에 대한 생물지수의 반응은 항상 예측할 수 없다. 다양성은 오염 때문에 감소할 수 있고 (Rott and Pfister, 2003), 오염 때문에 증가할 수도 있다 (van Dam, 1982) 또는 변화들은 오염의 종류에 따라 매우 의존적일 수도 있다 (Hillebrand and Sommer, 2000).

오늘날 급격한 도시화에 따른 많은 오염물질의 배출은 하천 생태계에 큰 영향을 미치고, 그곳에 서식하고 있는 돌 부착조류 역시 영향을 받고 있는 것은 주지의 사실이다. 그러므로 도시화 정도에 따른 돌 부착 규조류의 종 조성 및 우점종의 변화를 조사하고, 각 물리화학적 요인, 생물지표 및 도시화 지수와의 관계를 분석하였다.

재료 및 방법

1. 조사지 개황

조사 대상지인 포천천 (Fig. 1)은 경기도 포천시 축석령에서 발원하여 영중면 영평천과 합류하는 임진강의 제4지류 중에 하나이다. 총 연장 29 km, 하폭 100 m 규모로 포천읍 지역의 상수도원, 공업용수 및 농업용수 등으로 이용되고 있다. 본 하천의 정점 P-1, 2, 3에는 소흡음 및 가산면이 위치하며 특히 정점 P-2와 3 지역에 인구 57,000명 이상과 축산업, 염색공장 등의 배출산업 시설 (790업체) 및 하수처리장 ($15,000 \text{ t} \cdot \text{day}^{-1}$)이 분포하고 있기 때문에 많은 하, 폐수가 유량보다 많이 배출됨으로써 하천의 수질이 매우 악화되어 있다. 중류수역 (P-4)의 상류에는 선단동 지역으로서 인구 약 15,000명과 군부대, 중소기업의 배출업소 (227개소)와 농지가 분포하고 있으며 상류로부터 배출되는 하, 폐수의 영향을 그대로 받고 있다. 하류수역 (P-5)은 포천읍 지역으로서 인구 약 20,000명과 포천 하수처리장, 신평 염색단지 등으로부터 하, 폐수의 유입으로 하천수는 갈색을 띄며, 바닥 역시 갈색을 나타내고 있다 (대진대 환경연구소, 2005, 2006).

영평천 (Fig. 1)은 경기도 포천시 이동면 도평리 백운산에서 발원하여 서쪽으로 흘러 영중면 성동리에서 포천천과 합류하여 한탄강으로 유입되는 제1지류이다. 본 하천의 유로연장은 43.3 km이고 하폭은 포천천보다 넓다. 영평천 주변에는 정부의 개발전략이 늦게 적용된 지역으로

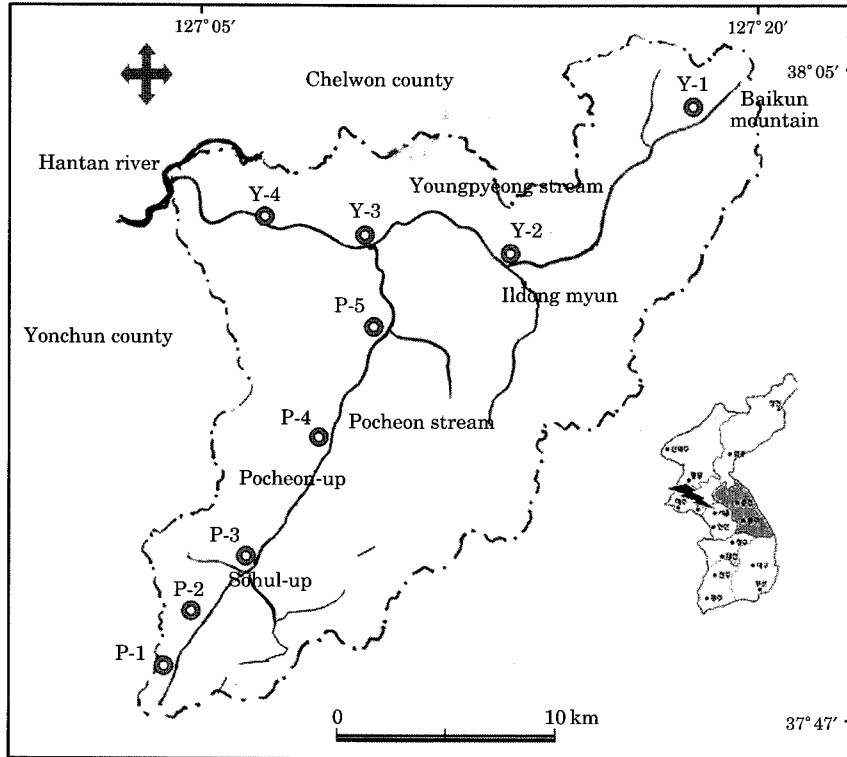


Fig. 1. A map showing the sampling stations in the in the Pocheon and Youngpyeong streams.

하천 주변에 5개의 면이 분포하고 있으나 인구 밀도는 높지 않지만 군부대와 음식점 및 온천 등이 개발되어 하천수질에 영향을 미치고 있다. 포천천과 합류한 후에는 인구밀도가 더 높아지고 축산시설 및 하수 처리장이 분포함으로써 수질은 포천천과 각종 시설로부터 영향을 받고 있다(대전대 환경연구소, 2005, 2006).

2. 조사방법

도시화 정도에 따른 하천의 부착규조 군집 변화를 조사하기 위한 시료는 포천천(5개 정점)과 영평천(4개 정점)에 9개의 정점을 선정하여 2005년 4월, 7월, 10월, 2005년 1월, 4월, 7월 10월과 2006년 1월에 채집하였다(Fig. 1). 이화학적 요인인 수온과 전기전도도는 WTW-LF 91 membrane EC meter로, pH는 HI 8314 membrane pH meter를 현장에서 측정하였다. DO, BOD, COD_{Mn}, 총인, 총질소 및 엽록소-a 농도는 Standard method (APHA, 1995)에 의거해 분석하였다. 또한 도시화의 정도에 따른 하천 수계에 미칠 수 있는 각 정점의 도시화 지수(Urban intensity index)는 인구를 중심으로 산출하였다(Tate et al., 2005).

부착규조류의 시료는 수심이 10~30 cm 정도이고 유속이 40 cm · sec⁻¹의 장소에서 상면이 편평하고 그 면이 수면과 평행한 돌을 선택하여 돌의 상면에 부착하고 있는 시료를 25 cm²의 면적을 솔로 긁어 100 mL로 정량 채집하였다. 채집한 시료는 Lugol's solution으로 고정하고 permanganate method (Handey, 1974)에 준해 산 처리한 후 pleurax로 영구표본을 제작하여 광학 현미경 (Zeiss Axioscope, ×1,600) 하에서 검경하였다. 각 정점별 표본의 돌 부착 규조류를 500개체 이상 계수하여 각종의 상대빈도를 산출하였고, 우점종은 군집 중에서 중요 집단으로 해석하는 방법 (Fukushima et al., 1990), 즉 어떤 정점에서 평균 출현율을 구한 후, 전 출현종 가운데 평균 출현율을 상회하는 상대빈도를 가진 종 가운데 최고의 상대빈도를 가진 종을 우점종으로 하였고 10% 이상의 종을 아우점종으로 하였다. 돌 부착 규조류의 군집을 분석하기 위해 각 정점의 출현종의 상대빈도를 기본 자료로 Shannon-Weaver (1963)의 종다양성 지수, Simpson (1949)의 우점도 지수를 산출하였다. 또한 도시화의 정도에 따른 하천 수계에 미칠 수 있는 물리, 화학적 및 생물적 영향을 평가하기 위해 각 정점의 도시화 지수와 물리, 화학 및 생물적 요인, DAIPo (Watanabe et al., 1990)와의

관계를 조사하였다.

결 과

1. 환경요인

도시화의 정도에 따라 하천 수생태계에 미치는 이화학적 환경요인의 변화는 Fig. 2와 같다. 수온은 0.1~29.7

°C의 범위로서 평균 수온은 포천천이 영평천보다 높았다. 또한 도시화의 정도에 따라 상류 정점보다 중, 하류 정점에서 평균 6°C 이상 높았다. pH는 6.2~9.7의 범위로 1월과 7월에 낮은 반면에 4월과 10월에 높았다. 평균 pH값은 포천천과 영평천 모두 상류 정점보다 중, 하류 정점에서 높아지는 경향을 나타내었다. 전기전도도는 두 하천 모두 상류와 중, 하류 수역에서 뚜렷한 차이를 나타내었다. 전기전도도의 범위는 포천천에서 69.1~3,640 μS

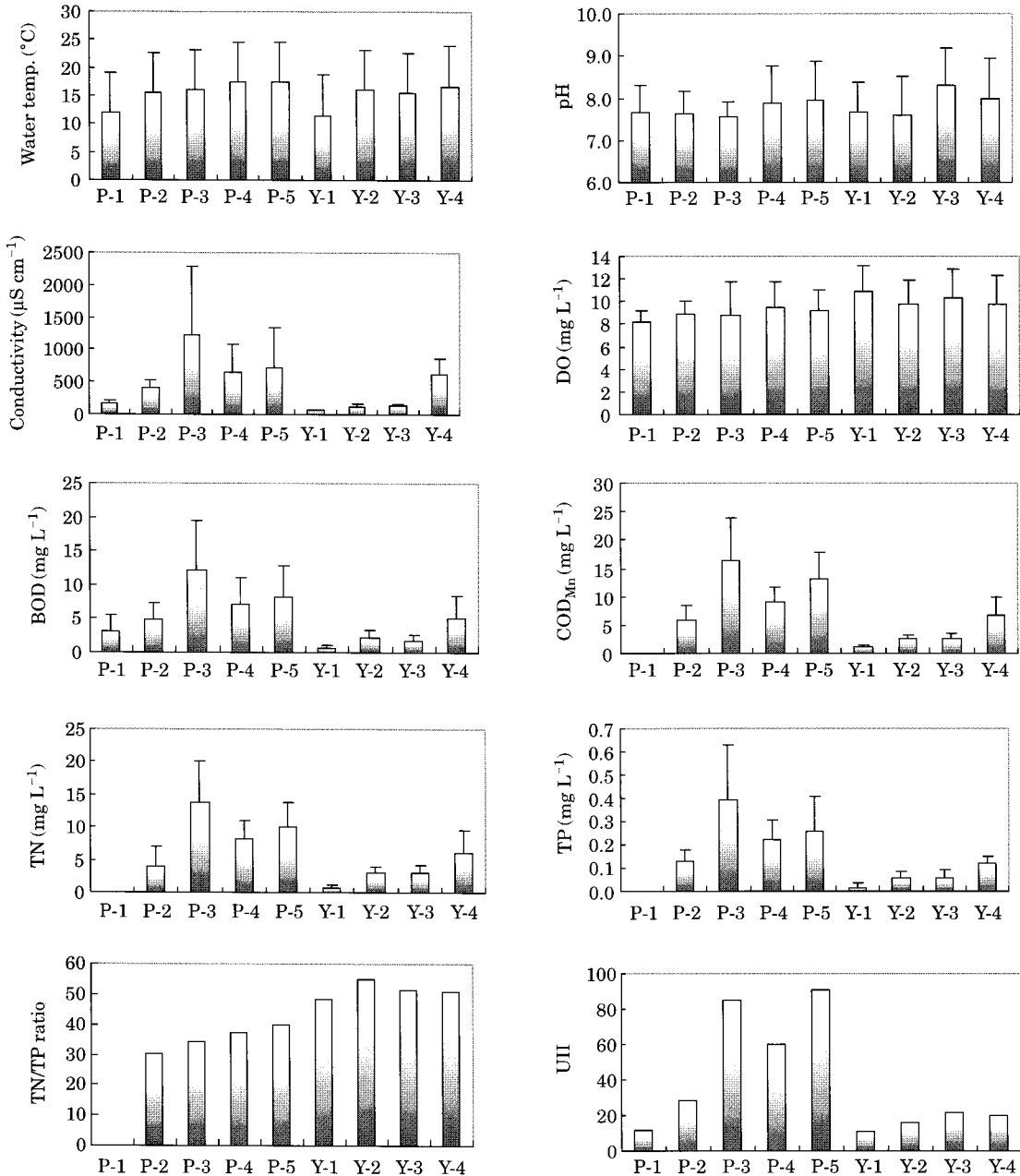


Fig. 2. Mean values of environmental factors at each station in the in the Pocheon and Youngpyeong streams (mean ± s.d., n=8).

$\cdot \text{cm}^{-1}$ 의 범위로 정점 P-3에서 최대로 증가하였고, 영평천에서 $45.2 \sim 930 \mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$ 의 범위로 상류에서 하류로 갈수록 점진적으로 증가하여 포천천과 합류 후 정점 Y-4에서 최대로 증가하였다. 평균 전기전도도도 역시 포천천과 영평천 사이에 뚜렷한 차이를 나타내었다(Fig. 2).

용존산소량은 $6.4 \sim 15.2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 의 범위로 이들은 2005년 1월과 2006년 1월에 전체 정점에서 높았으며, 2004년 7월 2005년 7월에 낮은 값을 나타내었다. 본 요인의 값은 다른 요인과는 달리 도시화의 정도에 따라 차이를 나타내지 않았으며 단지 계절적 차이를 나타내었다. 평균 용존산소량의 값은 정점 Y-1에서 최대를 나타내었으며, 정점 P-1에서 가장 낮았다. BOD는 포천천에서 $1.5 \sim 25.5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 의 범위로 정점 P-3에서 최대였고, 영평천에서 $0.2 \sim 10.5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 의 범위로 상류에서 중류까지는 최대 $3 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 이하였으나 하류에서 포천천의 영향으로 급격하게 증가하였다. 평균 BOD값은 상류에서 하류로 갈수록 특히 도시화의 정도에 따라 뚜렷한 차이를 나타내었다. COD_{Mn}는 포천천에서 $1.5 \sim 15.1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 의 범위로, 영평천에서 $0.2 \sim 10.5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 의 범위였다. 본 요인은 4월에 최대로 증가하였고 7월에 낮은 값을 나타내었다. 평균 COD_{Mn}는 포천천의 정점 P-3에서 최대로 증가하였고 농촌 지역을 지나면서 약간 감소한 후에 도시와 염색공단을 지나면서 다시 증가하였다. 영평천에서 평균 COD_{Mn}는 정점 Y-1에서 $1.2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 였으나 중, 하류로 갈수록 점차 증가하여 $6.8 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 로 증가하였다(Fig. 2).

TN농도는 포천천에서 $1.2 \sim 20.4 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 의 범위로 정점 P-3에서 최대로 증가하였고, 영평천에서 $0.2 \sim 10.6 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 의 범위로 2004년 7월에 하류에서 약간 감소하는 것을 제외한 모든 시기에 증가하였다. 평균 TN농도는 $0.8 \sim 13.7 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 의 범위로 인구와 공장이 많은 지역에서 뚜렷이 증가하는 경향을 나타내었다. TP농도는 포천천에서 $0.09 \sim 0.8 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 의 범위로 도시가 인접한 정점 P-3에서 증가하였고, 영평천에서 $0.01 \sim 0.16 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 의 범위로 중, 하류로 갈수록 증가하였다. 평균 TP농도는 $0.02 \sim 0.40 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 의 범위로 포천천 유역에서 높게 나타났으며, 영평천에서는 정점 간에 점진적으로 증가하는 경향을 나타내었다. TN:TP 비는 $30.3 \sim 54.9$ 의 범위로써 포천천의 중류에서 하류로 갈수록 증가하였고, 영평천의 중류 정점에서 가장 높았다(Fig. 2).

도시화지수(UII)는 포천천 유역의 상류에서 하류로 갈수록 증가하였다. 특히 정점 P-3주변(소흘읍)의 UII는 85이고, 정점 P-5 상류(포천읍)의 UII는 91로써 두 읍은 도시화가 매우 심각하게 된 것으로 볼 수 있다. 그러나 영

평천 수계의 주변지역의 UII가 20 이하로써 대부분이 농지로 남아 있는 것이 특징이다. 단지 UII에 의한 두 하천 주변의 도시화 정도는 큰 차이를 나타내었다(Fig. 2).

2. 들 부착규조 군집

들 부착 규조류 군집은 총 141종류로써 2목, 8과, 30속, 128종, 12변종, 1미등정종으로 구성되어 있다. 중심 규조목이 8종류와 익상 규조목이 133종류였다. 포천천에서 출현한 총 종수는 100종류로써 2004년에 87종류, 2005년에 89종류였고, 영평천에서 출현한 총 종수는 87종류로 2004년에 75종류, 2005년에 79종류로써 포천천보다 약간 적은 종수가 조사되었다.

조사 정점별 출현 종수는 포천천에서 11~36종류의 범위였고, 영평천에서 14~45종류의 범위였다. 조사된 총 종수는 포천천이 영평천보다 약간 많지만 정점별 출현 종수는 영평천의 정점 Y-3에서 가장 많았다. 이들의 정점별 평균 출현 종수는 도시화가 되지 않은 정점 Y-1과 도시화가 가장 많이 된 포천천의 정점 P-5에서 가장 적은 종수가 조사된 반면에 중간 정점인 Y-3에서 최대로 조사되었다(Fig. 3).

우점종은 출현종 중에 10% 이상의 상대빈도를 나타내는 종중에 최대값을 나타내는 종으로 하였다(Table 1). 2004년 4월에 우점종은 포천천의 상류인 정점 P-1에서 *Achnanthes minutissima*, 중류인 정점 P-2, P-3에서 *Navicula saprophila* 그리고 정점 P-4, P-5에서 *Navicula subminuscula*이었다. *Nitzschia palea*는 포천천에서 우점종으로 출현하지 않았으나 P-2와 P-3에서 각각 17.6%와 42.3% 그리고 P-4에서 *Gomphonema pseudoaugur*가 28.5%의 빈도로 아우점종으로 출현하였다. 7월의 우점종은 4월과 비슷하게 구성되어 있다. 포천천의 정점 P-2~P-5까지의 우점종은 *N. saprophila*, *N. subminuscula*

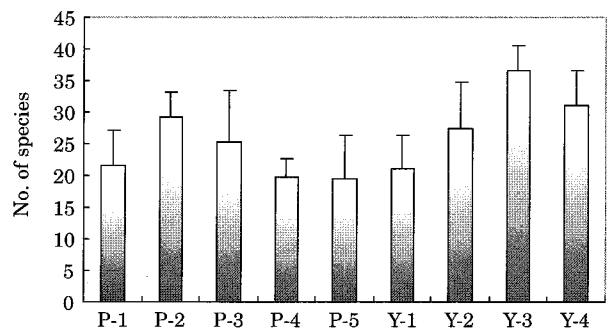


Fig. 3. Average taxa number of epilithic diatoms at each station in the Pocheon and Youngpyeong streams (mean \pm s.d., n=8).

Table 1. Relative abundance (%) of dominant species at each station in the Pocheon and Youngpyeong streams.

Month	Dominant species	Station								
		P-1	P-2	P-3	P-4	P-5	Y-1	Y-2	Y-3	Y-4
2004	<i>Achnanthes convergens</i>	0.4	0	0	0	0	81.0	0	0.2	0
	<i>Achnanthes minutissima</i>	70.6	0.2	0.4	1.2	1.2	4.0	0	3.3	9.3
Apr.	<i>Navicula saprophila</i>	11.3	31.7	45.1	17.2	19.8	0	34.5	1.6	11.4
	<i>Navicula subminuscula</i>	0	3.6	0	38.1	73.2	0	4.0	6.5	48.2
	<i>Nitzschia fonticola</i>	0	0	0	0.2	0	1.0	36.7	61.6	5.1
Jun.	<i>Achnanthes convergens</i>	5.3	0.2	0.6	0	0	66.5	0.2	2.0	0
	<i>Cymbella minuta</i> var. <i>silesiaca</i>	0	0.2	0.4	0	0.2	5.1	0.6	31.2	0
	<i>Navicula minima</i>	0.2	7.3	0.8	0	0	0	62.5	19.5	1.9
	<i>Navicula perminuta</i>	34.8	19.0	4.0	0	0	0	0	0	0.2
	<i>Navicula saprophila</i>	1.0	56.5	7.8	40.0	24.2	0	11.9	2.5	33.5
	<i>Navicula subminuscula</i>	0.7	0.4	7.0	27.8	60.3	0	2.8	2.5	45.9
	<i>Nitzschia palea</i>	0.5	6.2	51.6	29.7	11.9	0	3.2	3.9	13.2
Oct.	<i>Achnanthes minutissima</i>	3.7	1.6	16.0	5.6	1.3	44.0	4.8	14.2	6.5
	<i>Cyclotella meneghiniana</i>	0	5.9	21.1	0.6	1.9	0	1.0	0.2	16.9
	<i>Navicula minima</i>	70.2	1.2	10.2	3.6	0.8	0	4.0	6.1	0.8
	<i>Navicula saprophila</i>	1.5	0.9	3.5	2.5	42.5	0	0.4	0.2	0.2
	<i>Navicula subminuscula</i>	1.3	22.6	4.6	26.1	40.2	0	1.3	3.5	5.9
	<i>Nitzschia amphibia</i>	0	2.0	0	17.2	3.8	0	1.9	9.2	31.9
	<i>Nitzschia frustulum</i>	0.9	0.9	0.2	0.6	0	0.2	12.8	13.3	2.8
2005	<i>Nitzschia palea</i>		32.4	14.9	13.2	5.8	0.2	12.4	7.8	6.8
	<i>Achnanthes minutissima</i>	15.6	16.8	2.9	7.1	0	24.4	2.0	3.5	2.5
Jan.	<i>Gomphonema pseudoaugur</i>	0	7.1	76.0	5.1	0.9	0	0	0	0.4
	<i>Navicula minima</i>	57.2	26.3	0.2	8.9	0	0	3.2	3.3	0.4
	<i>Navicula subminuscula</i>		0.2	13.0	51.4	48.5	0	0.8	0.6	5.7
	<i>Nitzschia amphibia</i>	0.2	4.1	0	2.6	0.7	0	0.4	3.3	37.6
	<i>Nitzschia fonticola</i>	0.4	0	0	0	0	0	23.4	61.6	26.1
	<i>Achnanthes alteragricillima</i>	0	0	0	0	0	86.1	0	0	0
Apr.	<i>Achnanthes minutissima</i>	86.4	0.6	0.1	0.1	0.5	5.3	1.1	3.1	0.1
	<i>Gomphonema pseudoaugur</i>	0.2	42.7	4.6	21.0	2.3	0	0	0.2	1.2
	<i>Navicula saprophila</i>	4.1	1.7	11.2	0.1	76.6	0	16.8	0.1	28.5
	<i>Navicula subminuscula</i>	0	3.3	2.0	75.4	17.2	0	1.8	1.8	4.6
	<i>Nitzschia fonticola</i>	0	3.1	0	0	0	0.7	42.3	56.5	18.3
	<i>Nitzschia palea</i>	0.2	18.0	70.4	2.4	3.0	0	1.7	1.3	13.1
	<i>Achnanthes minutissima</i>	1.2	0.7	2.0	0.7	3.6	53.0	8.7	3.9	5.8
Jun.	<i>Gomphonema minutum</i>	0	42.3	0.5	0	2.0	1.5	0	0	0.5
	<i>Navicula minima</i>	87.6	5.7	0.4	4.6	0.7	0.2	33.1	5.2	1.4
	<i>Navicula subminuscula</i>	0.2	0.7	1.9	59.1	34.0	0	7.3	9.7	40.1
	<i>Nitzschia fonticola</i>	0.3	1.1		1.5	1.7	0	3.0	25.1	13.6
	<i>Nitzschia palea</i>	0.3	4.8	82.0	4.2	7.6	0	0.2	9.2	12.9
Oct.	<i>Achnanthes lanceolata</i>	49.6	3.5	0.6	0.6	0	0	0	0	0
	<i>Achnanthes minutissima</i>	2.7	14.5	4.9	6.9	1.0	46.3	2.4	2.4	2.0
	<i>Navicula saprophila</i>	0.5	5.9	17.5	33.2	14.5	0	43.9	3.2	0.2
	<i>Nitzschia amphibia</i>	0.2	6.4	0.2	2.9	16.1	0	1.2	7.3	64.4
2006	<i>Nitzschia palea</i>	2.5	11.7	36.5	13.6	37.3	0	1.8	18.5	7.6
	<i>Achnanthes convergens</i>	0	0	0	0	0	39.8	0	0.5	0
Jan.	<i>Achnanthes minutissima</i>	46.2	5.6	6.6	0.8	2.5	14.0	0.5	1.9	1.7
	<i>Navicula minima</i>	11.0	31.9	3.6	2.0	0	0	0	0.2	0
	<i>Navicula saprophila</i>	0.7	17.6	3.3	60.8	43.9	0	0.2	0	11.1
	<i>Nitzschia fonticola</i>	1.0	0.5	0.2	0	4.0	0	60.0	62.3	45.9
	<i>Surirella angusta</i>	0.3	0	30.6	0	0.2	0.2	0	0	0

와 *N. palea*였다. 10월에 정점 P-3에서 *Cyclotella meneghiniana*로 우점종이 변화되었으나 아우점종은 *N. palea*로 거의 변화가 없었다. 또한 다른 정점들 역시 유사한 결과를 나타내었다(Table 1).

2005년 1월에 정점 P-1과 P-2에서 우점종은 *N. minima*이었고, 정점 P-3의 하류 수역의 우점종은 전월의 우점종과 유사하였다. 4월, 7월, 10월과 2006년 1월에도 우점종은 정점 P-1과 P-2에서 약간 변화되었으나 정점 P-3~P-5까지는 *N. saprophila*, *N. subminuscula* 및 *N. palea*가 우점 또는 아우점을 나타내었다(Table 1).

영평천의 2004년 4월과 7월에 정점 Y-1에서 우점종은 *A. convergens*로 79.4%의 빈도였으며, 2004년 10월과 2005년 1월, 4월과 10월에는 *A. minutissima*로 변화되었다. 주변의 음식점, 군부대 및 농지의 영향을 받는 정점 Y-2와 Y-3에서 *N. minima*, *N. fonticola*, *N. frustulum*과 *Cymbella minuta* var. *silesiaca*가 우점종이었다. 포천천과의 합류 후의 정점이 Y-4에서 2004년 4월과 7월에 *N. subminuscula*가 각각 46.8%와 45.9%로 우점을 하였다. 2004년 10월과 2005년 1월에 *N. amphibia*로 변화되었으며, 2005년 4월과 7월에 다시 *N. subminuscula*가 우점종이었고 *N. fonticola*는 아우점종이었다. 2005년 10월과 2006년 1월에 *N. amphibia*와 *N. fonticola*가 우점을 하였다(Table 1).

엽록소-a 농도는 포천천에서 $0.3 \sim 66 \mu\text{g} \cdot \text{cm}^{-2}$ 의 범위로 정점 P-3에서 최대였다. 그러나 본 하천의 엽록소-a 농도는 조사 시기에 따라 큰 차이를 나타내었다. 특히 2004년 7월과 2005년 7월에 강우의 영향으로 모래나 미사 등이 부착기질을 덮음으로써 $0.5 \mu\text{g} \cdot \text{cm}^{-2}$ 정도로 감소하는 경향을 나타내었다. 영평천에서 $0.3 \sim 44.3 \mu\text{g} \cdot \text{cm}^{-2}$ 의 범위로 조사 정점과 시기에 따라 불규칙한 변화를 나타내었다. 최상류 정점인 Y-1에서 엽록소 농도는 $0.3 \sim 2.3 \mu\text{g} \cdot \text{cm}^{-2}$ 의 범위로써 조사 수역 중에 전체적으로 가장 낮았다. 그러나 중, 하류로 갈수록 엽록소의 농도는 계절적으로 차이는 있지만 증가하였다. 평균 엽록소-a 농도는 포천천 중류와 영평천 중류에서 각각 $18 \pm 8.6 \mu\text{g} \cdot \text{cm}^{-2}$ 와 $13.5 \pm 12.5 \mu\text{g} \cdot \text{cm}^{-2}$ 로 증가하였다. 그러나 포천천의 하류 정점인 P-5에서 갈색의 하천수 등의 물리적 영향으로 엽록소 농도가 오히려 감소하는 경향을 나타내었다(Fig. 4).

포천천의 종다양성 지수는 0.28~1.26의 범위로써 도시화의 정도가 낮은 P-1에서 0.6 이하로 낮았으며 도시화 지수가 높은 정점 P-3에서부터 P-5까지 0.33~0.9 범위의 다양성을 나타내었다. 영평천의 종다양성지수는 정점 Y-1에서 0.3~1.32의 범위였고, 인구가 점차 증가하고

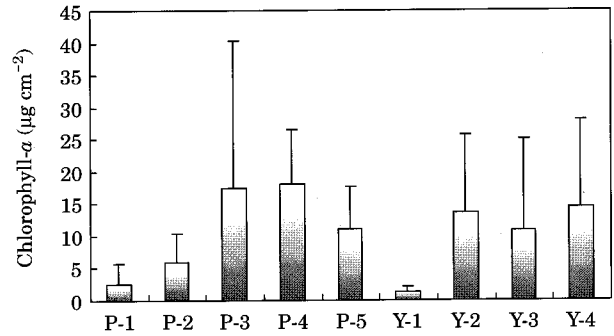


Fig. 4. Average chlorophyll-a concentration ($\mu\text{g} \cdot \text{cm}^{-2}$) of epilithic diatoms at each station in the Pocheon and Youngpyeong streams (mean \pm s.d., $n=8$).

주변에 농지, 음식점 등이 분포하는 정점 Y-2와 Y-3로 갈수록 다양성 지수의 범위가 증가하였다. 그러나 포천천의 영향을 받는 Y-4에서 다양성의 범위는 0.56~1.05의 범위로 약간 감소하였다. 평균 다양성 지수는 0.7~0.9의 범위로 정점간의 평균 지수 차이는 크지 않았으나 도시의 영향이 적은 곳, 많은 수계 그리고 그 중간 수계의 다양성 지수 변화는 뚜렷하게 나타났다(Fig. 4).

우점도 지수는 포천천에서 0.05~0.76의 범위로 조사 시기와 정점 간에 큰 차이를 나타내었다. 지수는 정점 P-1에서 평균 0.5 ± 0.2 였으며 정점 P-2에서 0.2 ± 0.1 로 감소하였지만 정점 P-3부터 다시 증가하였다. 영평천의 우점도 지수는 0.06~0.75의 범위로 특히 정점 Y-1에서 높게 조사되었다(Fig. 5).

도시화 정도가 수계에 미칠 수 있는 영향을 확인하기 위해 UII와 물리, 화학적 및 생물적 요인과의 상관관계를 조사하였다(Table 2). 본 상관관계에서 UII는 도시화에 따른 하, 폐수의 유입 등으로 오염의 정도를 평가에 이용되는 요인인 전기전도도, BOD, COD, TP, TN과의 관계(r^2)가 0.73~0.94로써 매우 높았다. 그러나 수온, pH, 용존산소량, 다양도 지수와 우점도 지수는 낮은 양 또는 음의 상관관계를 나타내었다. 생물지수인 DAIPo와 UII의 관계(r^2)가 0.84로써 높았다. 전기전도도는 BOD, COD, DAIPo, TN, TP와의 관계에서 0.84~0.98 범위까지 매우 높았다. 전기전도도와 엽록소와의 관계가 0.68로써 생물의 생육에 영향을 미치는 것으로 볼 수 있다. 그러나 우점도, 다양도 및 종수에는 낮은 양 또는 음의 관계를 나타내었다. DAIPo 역시 BOD, COD, TN, TP, 수온, 엽록소-a 농도와의 관계가 0.83~0.99의 관계로 매우 높았다. 본 요인 역시 우점도, 다양도 및 종수 등의 기타 요인과는 낮은 양 또는 음의 관계를 나타내었다.

생물 지수인 다양도와 우점도 지수는 물리, 화학적 요

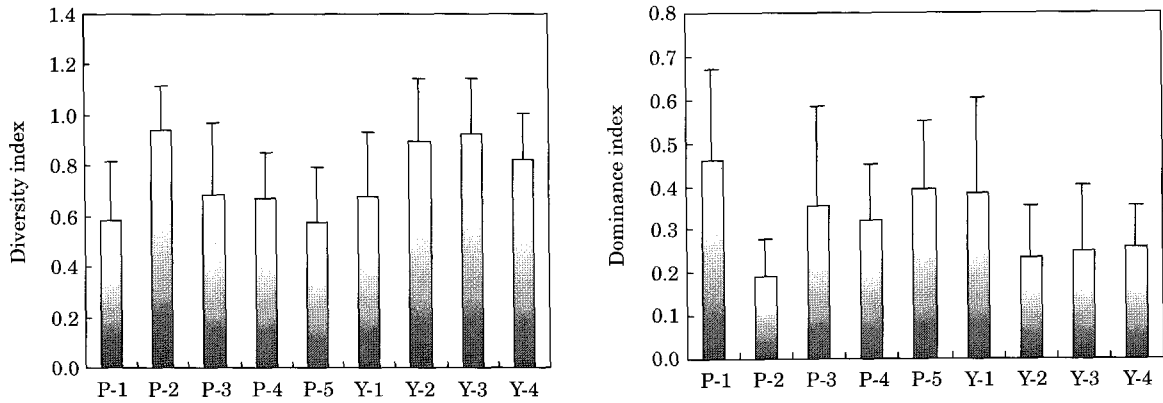


Fig. 5. Average diversity index and dominance index (mean ± s.d., n=8) of epilithic diatoms at each station in the Pocheon and Youngpyeong streams.

Table 2. Interrelationships between UII and physico-chemical and bio-index of epilithic diatoms in Pocheon and Youngpyeong streams.

Factor	EC	DAIpo	BOD	COD	DV	DI	SP	TP	TN	TDI	WT	pH	DO	CH	UII
EC		0.84	0.98	0.96	0.10	-0.31	-0.19	0.97	0.97	0.79	0.59	-0.11	-0.44	0.68	0.85
DAIpo	0.84		0.87	-0.86	0.06	0.22	0.23	-0.83	-0.86	-0.97	-0.82	-0.05	0.52	-0.71	0.84
BOD	0.98	0.87		0.99	0.17	-0.37	-0.28	0.99	0.98	0.83	0.58	-0.16	-0.55	0.64	0.90
COD	0.96	-0.86	0.99		0.44	-0.58	-0.38	0.99	0.99	0.81	0.58	-0.16	-0.79	0.59	0.94
DV	0.10	0.06	0.17	0.44		-0.94	-0.73	0.41	0.43	-0.09	-0.47	-0.18	-0.27	-0.30	0.24
DI	-0.31	0.22	-0.37	-0.58	-0.94		0.86	-0.54	-0.57	-0.17	0.21	0.18	0.33	0.10	-0.46
SP	-0.19	0.23	-0.28	-0.38	-0.73	0.86		-0.37	-0.34	-0.17	0.18	0.46	0.27	0.13	-0.39
TP	0.97	-0.83	0.99	0.99	0.41	-0.54	-0.37		0.98	0.78	0.54	-0.21	-0.79	0.62	0.92
TN	0.97	-0.86	0.98	0.99	0.43	-0.57	-0.34	0.98		0.81	0.62	-0.11	-0.75	0.70	0.92
TDI	0.79	-0.97	0.83	0.91	-0.09	-0.17	-0.17	0.78	0.81		0.79	0.00	-0.64	0.67	0.73
WT	0.59	-0.82	0.58	0.58	-0.47	0.21	0.18	0.54	0.62	0.79		0.35	-0.11	0.86	0.60
pH	-0.11	-0.05	-0.16	-0.16	-0.18	0.18	0.46	-0.21	-0.11	0.00	0.35		0.39	0.20	0.02
DO	-0.44	0.52	-0.55	-0.79	-0.27	0.33	0.27	-0.79	-0.75	-0.64	-0.11	0.39		0.08	-0.36
chl.	0.68	-0.71	0.64	0.59	-0.30	0.10	0.13	0.62	0.70	0.67	0.86	0.20	0.08		0.57
UII	0.85	0.84	0.90	0.94	0.24	-0.46	-0.39	0.92	0.92	0.73	0.60	0.02	-0.36	0.57	

EC: conductivity, DAIpo: diatom assemblage index to organic pollution, TP: total phosphorus, TN: total nitrogen, DV: diversity index, DI: dominance index, SP: species number, WT: water temperature, UII: urban intensity index

인과의 관계에서 -0.57~0.06의 범위로서 낮은 관계를 나타냄으로써 특정 요인에 의해 다양도와 우점도가 결정되지 않은 것으로 나타났다. 엽록소 농도는 수온, TN과의 관계에서 0.86과 0.79의 높은 관계였고, TP와의 관계는 0.61로 조사되었다.

포천천 수계 주변에 도시화가 진행되는 순서는 P-1에서 P-5로 되어 있으며(Fig. 2) 이에 따라 호청수종과 호오탁성종의 종수와 구성비는 차이를 나타내었다. 포천천에서 호청수종의 종수는 조사 정점과 시기에 따라 차이가 있으며 특히 정점 P-2에서 P-5로 갈수록 최대 5종에서 그 이하로 점차 감소하였다(Fig. 6). 또한 호청수종의 상대빈도는 2004년 7월에 P-1에서 22%로써 최대였으나

다른 조사 시기와 정점에서는 4.4% 이하로 낮은 빈도를 나타내었다. 반면 호오탁성종의 종수는 정점 P-1에서 1~7종류, 정점 P-2~P-5에서 4~9종류의 범위였다. 이들의 상대빈도는 정점 P-1과 P-2에서 3.6~71.6%범위의 큰 차이를 나타내는 반면에 도시화 지수가 높은 정점 P-3에서부터 P-5까지 호오탁성종인 *Navicula saprophila*, *N. subminuscula*, *Nitzschia palea* 및 *Gomphonema pseudoaugur* 등의 상대빈도는 65~99%였다. 또한 인구수가 가장 많고, 피혁 공장 등의 오염 배출업소가 많은 정점 P-3에서 *Nitzschia palea*와 *G. pseudoaugur*가 높은 상대빈도를 나타내었고, 농지와 염색공단 등의 영향 하에 있는 정점 P-4와 P-5에서 *N. saprophila*와 *N. subminuscula*

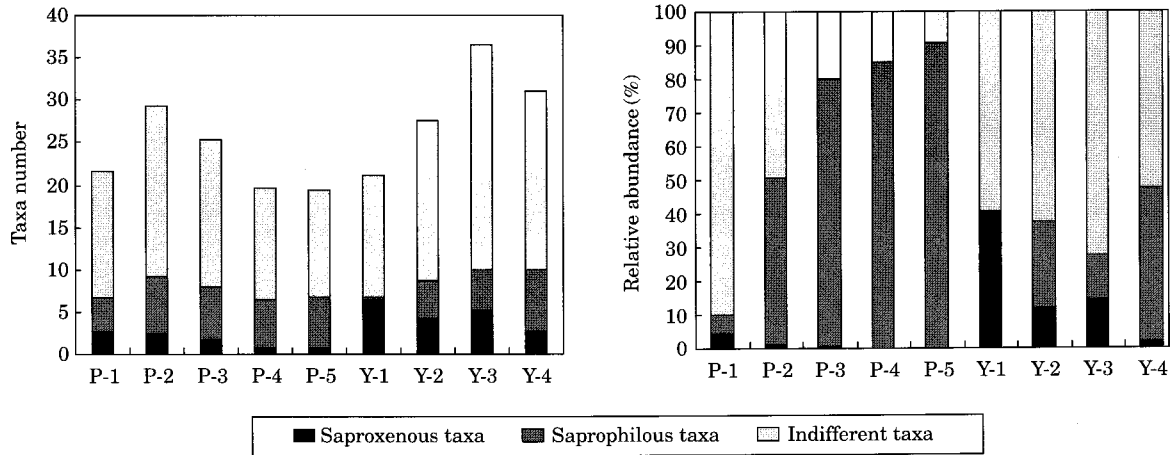


Fig. 6. Average taxa number (mean \pm s.d., n=8) and relative abundance (%) of saproxenous, saprophilous and indifferent taxa of three groups based on the tolerance to organic pollution at each station.

가 교대로 최대의 상대빈도를 나타내었다(Fig. 6).

영평천의 도시화 지수는 포천천보다 낮으며 이에 따라 호청수종과 호오탁성종의 분포가 큰 차이를 나타낸다. 도시화 지수가 가장 낮은 정점 Y-1에서 호청수종이 평균 7종류였고, 이들은 4.5~80.4%의 범위였으며, 호청수종 빈도가 가장 낮은 2005년 4월을 제외한 다른 조사 시기에는 호청수종이 대부분을 차지하였다. 중류인 정점 Y-2와 Y-3으로 갈수록 각각 평균 4종류와 5종류로 감소하였고, 상대빈도는 평균 14.3% 이하로 감소하였다. 하류 정점인 Y-4의 호청수종은 3종류이고 상대빈도는 평균 1.6%로 매우 낮았다. 호오탁성종은 정점 Y-1에서 2004년 4월과 10월에 각각 1종씩 조사되었을 뿐 다른 조사시기에는 출현하지 않았고, 상대빈도는 0.1%였다. 중류 수계의 호오탁성종은 평균 4~5종류로 약간 증가하였고 상대빈도는 25%까지 증가하였다. 정점 Y-4의 호오탁성종은 포천천의 중, 하류 수역에 출현하는 종으로서 평균 7종류였고, 그 상대빈도는 45.8%로 증가하였다(Fig. 6).

포천천의 유기오탁도(DAI_{po}값)는 평균 46.5~4.6의 범위였다. 본 하천의 최상류인 정점 Y-1에서 DAI_{po}는 44.8~59.6의 범위로 2004년 7월에 빈부수성 상태를 제외한 다른 조사시기에는 중부수성의 수역으로 평가될 수 있다. 그러나 정점 Y-2에서 Y-5로 갈수록 DAI_{po}값은 37.7~0.4까지 급격하게 감소하는 경향을 나타내었다. 본 조사 정점들의 평균 DAI_{po}값은 25.9→4.6까지 감소하는 바, 정점 Y-2는 α -중부수성이었으나 정점 P-3, P-4와 P-5의 오탁도는 강부수성을 나타내었다. 정점 P-3, P-4,와 P-5는 도시화 지수가 80~90인 수계로써 도시화의 정도와 강부수성의 유기오탁도는 일치하였다(Fig. 7).

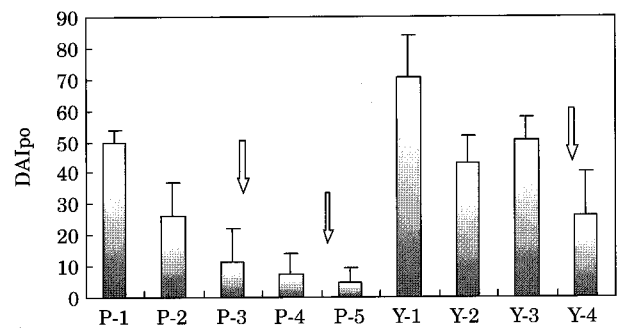


Fig. 7. Average DAI_{po} (mean \pm s.d., n=8) at each station in the Pocheon and Youngpyeong streams (mean \pm s.d., n=8). Arrows showed the affected stations from urban effects.

영평천의 유기오탁도(DAI_{po}값)는 정점 Y-1에서 평균 70.4(범위 52.4~90.9)로써 β -빈부수성으로 평가되었으며, 조사 시기에 따라 큰 차이를 나타내었다. α -빈부수성(DAI_{po}: 52.4)인 시기는 2005년 4월과 7월이었다. 중류 수역인 정점 Y-2와 Y-3에서 평균 DAI_{po}값은 각각 43.3과 50.6으로써 β -중부수성과 α -빈부수성이었다. 하류 수역인 Y-4의 평균 DAI_{po}값은 26.4로써 α -중부수성이었다. DAI_{po} 범위는 42.2~3.2로써 2004년도의 수질은 강부수성이었으며, 2005년도에는 중부수성이었다(Fig. 7).

고 찰

유수환경의 수로는 광범위하게 연결되어 있는 생물군

집의 일련의 소 생활권이며 환경의 구배를 형성하고 있다(Ward, 1998). 유역의 많은 개발 등에 따른 혼란과 변경은 하류 환경의 변화를 유도한다. 포천천과 영평천은 도시화의 정도가 매우 뚜렷하게 차이를 나타내고 있다. 영평천의 상류는 주거지와 토지이용이 거의 없는 상태이며 중류는 농지와 군부대가 산재해 있다. 그러나 포천천의 경우 상류에는 일부의 주거지, 농지 및 적은 수의 소 규모 공장 등이 분포하지만 중·하류로 갈수록 많은 인구와 공장 등이 분포함으로써 도시화가 많이 진행되어 있다.

포천천과 영평천의 상류에서 하류로 갈수록 종조성의 변화는 수질의 변화와 오염의 증가에 기인한다. 군집은 종조성의 변화로 환경 스트레스에 대해 적응할 수 있다고 하였다(Stevenson, 1997). 조사 동안에 포천천의 경우 도시화에 따른 가정하수와 공장 폐수의 많은 방류는 중, 하류 수역에 소형 또는 중간 크기의 종인 *Navicula saprophila*, *N. subminuscula*, *Nitzschia palea*와 *Gomphonema pseudoaugur*으로 종조성이 유도되었다. 반면에 영평천과 같이 도시화가 진행되지 않은 상류 수역은 소형종인 *Achnanthes alteragracillima*, *A. convergens*와 *A. minutissima*로 구성되어 있다.

포천천과 영평천의 중류에서 높은 종풍부성과 다양성은 개척종의 공존, 스트레스에 대한 내성과 오염이 진행되고 있는 수역에서 서식하는 종들의 결과로써, 방해요소의 중간 정도의 빈도 또는 강도에서 다양성이 최고점을 나타낸다는 중간 방해요소 가설(IDH)에 적용되고 있다(Connell, 1978). 낮은 종다양성 지수는 상류(정점 P-1, Y-1), 중류(정점 P-3, P-4)와 하류(정점 P-5)에서 관찰되었으며, 이것은 인위적 오염 물질의 유입에 의한 부영양화와 강부수성이 저서성 미소조류의 다양성을 감소시켰기 때문이다(Hillebrand and Sommer, 2000). 군집의 종다양성의 감소는 단지 몇 종에 의한 우점을 유도하며, 균등도 역시 감소된다. 또한 높은 총질소와 총인의 농도는 유수환경의 종다양성을 감소시키는 요인으로 Schönfelder et al. (2001)이 보고하였다. 최고의 부착조류 다양성은 낮거나 중간강도의 방해요소와 강도일 때 이지만(Biggs, 1996), 반면에 심한 오락수는 규모군집의 낮은 다양성과 풍부성을 유도하고 반대로 높은 세포 밀도를 유도한다(Lobo et al., 1995).

본 조사에서는 영평천과 포천천의 상류는 평균 수온이 $11 \pm 7.2^\circ\text{C}$ 로써 중, 하류 수역보다 $4 \sim 6^\circ\text{C}$ 의 차이를 나타내고 있다. 이에 따라 종조성 및 우점종은 오염원의 차이에 의해 나타날 수도 있지만 수온의 영향도 받는 것으로 사료된다. 도시화의 정도에 따라 부착규조 군집은 다른 환

경요인에 강한 영향을 받는 것으로 나타났다. 농촌지역의 하천 수질은 아질산성질소와 질산성질소 그리고 총 SS 농도가 높고(Leland and Porter, 2000), 반면에 도시 및 공업도시의 하천은 무기인산, 전기전도도, 알칼리도, COD와 온도의 영향이 크다(Lobo et al., 1995). 높은 무기인산의 농도는 농촌지역과 폐수가 방류되는 지역에서 높은 SS와 함께 조사된 것으로 보고하였다(O'Farrell et al., 1996). 도시화의 정도를 나타내는 도시화 지수(UI)는 BOD, COD, TN, TP와 전기전도도의 관계에서 0.85~0.92의 높은 계수를 나타내었다. 이것은 도시화 즉, 주거지와 공업단지에서 배출되는 각종 오, 폐수의 영향임을 전자에서 제시한 것과 매우 일치하였다.

본 조사에서 도시화 및 농지 등의 영향을 받지 않는 부착 규조는 *Achnanthes alteragracillima*, *A. convergens*, *A. japonica*, *A. laterostrata*, *Cymbella minuta* var. *silesiaca* 등이었다. 농촌 지역의 높은 질산성 질소의 영향을 받는 종은 *Cocconeis placentula* var. *lineata*, *Gomphonema parvulum*, *Navicula viridula* var. *rostellata*, *N. capitellata*, *Nitzschia frustulum*, *N. linearis*, *Surirella angusta* 등으로 보고하였으며(Leland and Porter, 2000), 본 조사에서는 *Nitzschia fonticola*, *Navicula minima* 등이 첨가되었다. 또한 *Navicula subminuscula*, *Nitzschia palea*와 *N. umbonata* 등은 높은 전기전도도와 높은 영양염 농도의 수역에서 서식하는 반면에 도시 지역의 하천에서는 *Nitzschia palea*가 주요 구성종으로 보고하였다(Fabricius et al., 2003). *G. parvulum*이 넓은 생태적 범위와 유기오탁에 대한 내성이 강한 반면에 *A. minutissima*, *N. palea*, *Navicula perminuta*, *N. subminuscula*는 농촌, 주거 및 공단에서 유출되는 높은 오염원에 내성이 강한 것으로 보고하였다(van Dam et al., 1994). 전자에 제시된 농촌, 도시 및 공단지역에 출현하는 주요종은 본 연구뿐만 아니라 기존의 국내의 연구들에서 역시 비슷한 결과를 나타내고 있다(정 등, 1993; 최, 1993; 김, 2001). 특히 포천천의 경우 정점 P-3, P-4와 P-5에서 도시화 지수가 80 이상으로써 주거지, 공단과 농촌의 복합적인 지역이다. 정점 P-3는 소홀음의 도시화된 정점으로 전기전도도, BOD, COD와 TN, TP의 농도가 높게 조사되었으며, *Nitzschia palea*, *Navicula saprophila*와 *Gomphonema pseudoaugur*의 서식 밀도가 높았으나 많은 강우 후에 *Achnanthes minutissima*가 우점종으로 조사되었다. 정점 P-4와 P-5에서 전자의 정점보다 각 요인들의 값은 약간 낮았지만 *Navicula subminuscula*, *N. saprophila*와 *N. palea*가 조사되었다. 이들 출현종들은 본 하천의 높은 오염원에 대한 강한 내성을 가진 종들로써 오염 내성종의

지표중임을 나타내고 있다.

높은 도시화는 포천천의 낮은 DAIPo값을 유발시켰고, 생물 군집에 대해 심각한 악 영향을 미치고 있다. DAIPo값은 다양성 지수와 낮은 관계를 나타내었지만 전기전도도, BOD, COD, TN 및 TP와의 관계는 0.8 이상으로 매우 높았다. 이에 따라 오염 지표종은 *Cyclotella meneghiniana*, *Gomphonema pseudoaugur*, *Navicula accomoda*, *N. subminuscula*, *N. saprophila*, *Nitzschia palea*와 *N. nana* 등이었다. 이들은 국내의 여러 하천의 강부수성 수역에서 우점종 또는 지표종으로 보고되고 있다(정 등, 1993; 김, 1999, 2001; 장 등, 1999). 또한 도시화의 정도가 낮은 영평천의 경우 DAIPo값은 높았으며, 특히 정점 Y-1은 8회의 조사동안 모두 빈부수성의 상태였다. 이와 같은 수질에서 서식하는 지표종은 *Achnanthes alteragracillima*, *A. convergens* 등이었고, *A. minutissima*는 광범위 적응종으로 겨울에 출현하였다. 이와 같은 종들은 광천(이, 1992), 밀양강(최, 1993), 등의 하천에서도 동일한 결과를 나타내고 있다. 또한 중·하류로 갈수록 종조성은 변화되며 특히 *Nitzschia fonticola*, *N. amphibia*, *N. frustulum*과 *Navicula minima* 등이 출현하는 바 이들은 농촌지역의 수역에서 높은 출현빈도를 나타내고 있다. 이들이 높은 빈도를 나타내는 수역의 DAIPo값은 중부수성을 나타냄으로 중간 정도 또는 낮은 도시화의 지역의 주요 종으로 나타났다(이, 1992; 최 1993).

도시화는 국내에서 매우 심각한 하천의 수질을 변화시키고 있으며 이에 따른 하천 생물군집의 변화 유도는 주지의 사실이다. 도시화 및 비도시화(농촌, 산간지역)에 따라 생물군집의 종조성 및 우점종이 매우 다르게 나타나고 있다. 앞으로 국내의 이와 같은 지역적인 차이에 따라 나타날 수 있는 지표종을 분명하게 구분할 수 있도록 연구가 더욱 필요한 것으로 사료된다.

적 요

도시화는 하천의 수리, 수질 및 수로의 형태를 변화시키고, 수생태계의 조성을 변화시키고 있다. 최근 포천천과 영평천 주변에 많은 인구와 소규모의 공장 등이 유입되어 도시화됨으로써 오, 폐수의 방류량이 증가하였다. 본 연구는 도시화의 정도에 따라 하천 생태계를 구성하고 있는 돌 부착규조 군집의 조성이 다른 것에 기초로 하여 돌 부착규조 군집의 조성, 우점종 및 생태군 별 종조성과 생물지수(DAIPo)에 의한 수 환경을 평가하였다. 두 하천의 도시화 지수는 포천천의 정점 P-3와 P-5에서

각각 85와 91로 매우 높은 반면에 영평천 주변의 도시화 지수는 약 20 이하였다. 본 조사에서 돌 부착규조는 총 141종류로써 2목, 8과, 30속, 128종, 12변종, 1미동정종으로 구성되었다. 출현 종수는 포천천에서 11~36종류의 범위였고, 영평천에서 14~45종류의 범위였다. 우점종은 포천천에서 *Navicula saprophila*, *N. subminuscula*, *Nitzschia palea*, *Gomphonema pseudoaugur* 등이었으며, 영평천에서 *Achnanthes alteragracillima*, *A. convergens*, *A. minutissima*, *N. minima*, *N. fonticola*, *N. frustulum*과 *Cymbella minuta* var. *silesiaca* 등으로써 두 하천의 도시화 정도에 따라 뚜렷한 차이를 나타내었다. 도시화 지수와 EC, BOD, COD, TN, TP 및 DAIPo 등은 높은 상관관계($r^2 > 0.8$)를 나타내었다. 도시화에 따라 유기오염의 정도가 매우 다르며, 이에 따라 돌 부착 규조의 생태군이 포천천에서는 호오탁성종의 종수 및 상대빈도가 매우 높은 반면 영평천에서는 호청수종의 종수 및 상대빈도가 높았다. 생물지수(DAIPo)에 의한 두 하천의 수질은 포천천에서 조사 동안 강부수성(P-3, 4, 5)을 나타내었고, 영평천에서는 빈부수성(Y-1)에서 강부수성(Y-4)까지 다양하게 나타났다.

사 사

본 논문은 2007년도 대전대학교 학술연구지원비에 의거한 것임.

인 용 문 헌

- 김용재. 1999. 부착규조 군집에 의한 포천천의 수질 평가, 육수지 **32**: 135-140.
- 김용재. 2001. 신천의 부착규조 군집을 이용한 유기오탁 판정, 육수지 **34**: 199-205.
- 대전대 환경연구소. 2005. 포천시 하천수계 수질 오염연구조사. 100p.
- 대전대 환경연구소. 2006. 포천시 하천수계 수질 오염연구조사. 101p.
- 이정호. 1992. 광천(경상북도 울진군)의 부착규조에 대한 분류 및 생태학적 연구, 경북대 박사학위 논문. 279p.
- 장광현, 김현우, 최상호, 김종곤, 주기재. 1999. 도시하천(서울 양재천) 및 산지하천(경기도 사기막천)에서 부착 규조 군집의 동태, 육수지 **32**: 229-237.
- 정 준, 최재신, 이정호. 1993. 부착규조 군집의 유기오탁 지수(DAIPo)에 의한 금호강의 수질 평가, 육수지 **11**: 43-58.
- 최재신. 1993. 밀양강의 부착규조에 대한 분류 및 생태학적 연

- 구. 경북대 박사학위 논문. 223p.
- Aboal, M., M.A. Puig and G. Soler. 1996. Diatom assemblages in some Mediterranean temporary streams in south-eastern Spain. *Arch Hydrobiol.* **136**: 509-527.
- APHA. 1995. Standard method for the examination of water and wastewater. 19th ed. Port City Press, Baltimore, Maryland, USA.
- Barbour, M.T., J. Gerritsen, B.D. Snyder and J.B. Stribling. 1999. Rapid Bioassessment Protocols for Use in Stream and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish, Second edition. EPA 841-B-99-002. US Environmental Protection Agency Office of Water, Washington, DC.
- Belore, M.L., J.G. Winter and H.C. Duthie. 2002. Use of diatoms and macroinvertebrates as bioindicators of water quality in southern Ontario rivers. *Can. Water Resour. J.* **27**: 457-484.
- Biggs, B.J.F. 1995. The contribution of flood disturbance, catchment geology and land use to the habitat template of periphyton in stream ecosystems. *Freshwater Biol.* **33**: 419-438.
- Biggs, B.J.F. 1996. Patterns of benthic algae in streams. In: Stevenson, R.J., M.L. Bothwell and R.L. Lowe (eds.), *Algal Ecology-Freshwater Benthic Ecosystem*. Academic Press, California.
- Connell, J.H. 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science* **199**: 1302-1310.
- Dunne, T. and L.B. Leopold. 1978. Water in environmental planning. W.H. Freeman and Company, San Francisco.
- Fabricius, A.L.M., N. Maidana, M.N. Gomez and S. Sabater. 2003. Distribution pattern of benthic diatoms in a Pampean river exposed to seasonal floods: the Cuarto River (Argentina). *Biodivers. Conserv.* **12**: 2443-2454.
- Fore, L.S. and C. Grafe. 2002. Using diatoms to assess the biological condition of large rivers in Idaho (USA). *Freshwater Biol.* **47**: 2015-2037.
- Fukushima, H., T. Ko-Bayashi and H. Ohtsuka. 1990. Plants from the Shimanto-gawa river, Attached Alae. *Bull. Kochi Citizen Libr.* 103-130.
- Handey, H.I. 1974. Permanganate method for cleaning freshly gathered diatoms. *Microscopy* **32**: 423-426.
- Harding, J.S., R.G. Young, J.W. Hayes, K.A. Shearer and J.D. Stark. 1999. Changes in agricultural intensity and river health along a river continuum. *Freshwater Biol.* **42**: 345-357.
- Hill, B.H., A.T. Herlithy, P.R. Kaufmann, R.J. Stevenson, F.H. McCormick and C.B. Johnson. 2000. Use of periphyton assemblage data as an index of biotic integrity. *J. of the North Amer. Benthol. Soc.* **19**: 50-67.
- Hillebrand, H. and U. Sommer. 2000. Diversity of benthic microalgae in response to colonization time and eutrophication. *Aquat. Bot.* **67**: 221-236.
- Izsak, C.A., R.G. Price, J.T. Hardy and P.W. Basson. 1995. Biodiversity of periphyton (diatoms) and echinoderms around a refinery effluent and possible associations with stability. *Aquat. Ecosyst. Health Manage.* **5**: 61-70.
- Kelly, M. 2000. Identification of common benthic diatoms in rivers. *Field Stud.* **9**: 583-700.
- Köster, D. and T. Hubener. 2001. Application of diatom Indices in a planted ditch constructed for tertiary sewage treatment in Schwaan, Germany. *Int. Rev. gesamt Hydrobiol.* **86**: 241-252.
- Kutka, F.J. and C. Richards. 1996. Relating diatom assemblage structure to stream habitat quality. *J. of the North Amer. Benthol. Soc.* **15**: 469-480.
- Lange-Bertalot, H. 1979. Pollution tolerance of diatoms as a criterion for water quality estimation. *Nova Hedwig.* **64**: 285-304.
- Leland, H.V. and S.D. Porter. 2000. Distribution of benthic algae in the upper Illinois River basin in relation to geology and land use. *Freshwater Biol.* **44**: 279-301.
- Lobo, E.A., K. Katoh and Y. Argua. 1995. Response of epilithic diatom assemblages to water pollution in rivers in the Tokyo Metropolitan area, Japan. *Freshwater Biol.* **34**: 191-204.
- Ndiritu, G.G., N.N. Gichuki and L. Triest. 2006. Distribution of epilithic diatoms in response to environmental conditions in an urban tropical stream, Central Kenya. *Biodiv. and Conser.* **15**: 3267-3293.
- Ndiritu, G.G., N.N. Gichuki, P. Kaur and L. Triest. 2003. Characterization of environmental gradients using physico-chemical measurements and diatom densities in Nairobi River, Kenya. *Aquat. Ecosyst. Health Manage.* **6**: 343-354.
- O'Farrell, I., A. Vinocur and I. Izaguirre. 1996. Phytoplankton ecology of the lower Parana River, Argentina. *Arch. Hydrobiol. Suppl.* **115**: 75-89.
- 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. *Freshwater Biol.* **44**: 327-337.
- Paul, M.J. and J.L. Meyer. 2001. Streams in the urban landscape. *Annual Rev. of Ecol. and System.* **32**: 333-365.
- Raschke, R.L. 1993. Diatom (Bascillariophyta) community response to phosphorus in Everglades National Park, USA. *J. Phycol.* **32**: 48-58.

- Rott, E. and P. Pfister. 2003. Diatom methods developed for river quality assessment in Austria and a cross-check against numerical trophical indication methods used in Europe. *Algal Stud.* **110**: 91-115.
- Round, F.E. 1993. A review and methods for the use of epilithic diatoms for detecting and monitoring changes in river water quality 1993. Method for the Examination of Waters and Associated Materials. London, Her Majesty's Stationary Office. 65p.
- Roy, A.H., A.D. Rosemond, M.J. Paul, D.S. Leigh and J.B. Wallace. 2003. Stream macroinvertebrate response to catchment urbanization (Georgia, USA). *Freshwater Biol.* **48**: 329-346.
- Schönfelder, I., J. Gelbrecht, J. Schönfelder and C.E.W. Steinberg. 2001. Relationship between littoral diatoms and their chemical environment in Northeastern German lakes and rivers. *J. Phycol.* **38**: 66-82.
- Shannon, C.E. and W. Weaver. 1963. The Mathematical theory of communication. Illinois Univ. Press, Urbana.
- Simpson, E.H. 1949. Measurement of diversity. *Nature* **163**: 1-688.
- Sonneman, J.A., C.J. Walsh, P.F. Breen and A.K. Sharpe. 2001. Effects of urbanization on stream of the Melbourne region, Victoria, Australia. II. Benthic diatom communities. *Freshwater Biol.* **46**: 553-565.
- Stepenuck, K.F., R.L. Crunkilton and L. Wang. 2002. Impacts of urban land use on macroinvertebrate communities in southeastern Wisconsin streams. *J. of the Amer. Water Resour. Assoc.* **38**: 1041-1051.
- Stevenson, R.J. 1984. Epilithic and epipellic diatoms in the Sandusky River, with emphasis on species diversity and water quality. *Hydrobiol.* **114**: 161-175.
- Stevenson, R.J. 1997. Scale-dependent causal framework and the consequences of benthic algal heterogeneity. *J. of North Amer. Benthol. Soc.* **16**: 248-262.
- Stevenson, R.J. and Y. Pan. 1999. Assessing environmental conditions in rivers and streams with diatoms. In: Stoemer, E. and J.P. Smol (eds.), The diatoms: application for the environmental and earth science. Cambridge Univ. Press. p. 11-41.
- Stoemer, E. and J.P. Smol. 1999. The diatoms: application for the environmental and earth sciences. Cambridge Univ. Press.
- Tate, C.M., J.F. Coles and H. Zappia. 2005. Use of an urban intensity index to assess urban effects on streams in three constrating environmental setting. *Amer. Fish. Soc. Symp.* **47**: 291-315.
- van Dam, H. 1982. On the use of measures of structure and diversity in applied diatom ecology. *Nova Hedwig.* **73**: 97-115.
- van Dam, H., A. Mertens and J. Sinkeldam. 1994. A coded checklist and ecological values of freshwater diatoms from Netherlands. *Neth. J. Aquat. Ecol.* **28**: 117-133.
- Vannote, R.L., G.W. Minshall, K.W. Cummis, J.R. Sedell and C. Cushing. 1980. The river cintinuum concept 1. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **37**: 130-137.
- Walsh, C.J., A.K. Sharpe, P.F. Breen and J.A. Sonneman. 2001. Effects of urbanization on streams of the Melbourne region, Victoria, Australia. I. Benthic macroinvertebrate communities. *Freshwater Biol.* **46**: 535-551.
- Ward, J.V. 1998. Riverine landscapes: biodiversity patterns, disturbance regimes and aquatic conservation. *Biol. Conserv.* **83**: 269-278.
- Watanabe, T., K. Asai and A. Houki. 1990. Numerical simulation of organic pollution in flowing waters. Encyclopedia of Environmental control Technology, Vol. 4. Hazard Waste Containment and Treatment. Gulf Publ. Company, Huston, Texas. p. 251-281.
- Whitton, B.A. and E. Rott (eds.). 1996. Proceedings of an international Symposium on Use of Algae for Monitoring Rivers. 17~19 Sept. 1995. Austrian Ministry of Sci. Traffic and Arts, Innsbruck, Austria.
- Whitton, B.A. and M.G. Kelly. 1995. Use of algae and other plants for monitoring rivers. *Aust. J. Ecol.* **20**: 45-56.
- Winter, J.G. and H.C. Duthie. 2000. Export coefficient modeling to assess phosphorus loading in an urban watershed. *J. of the Amer. Water Resour. Assoc.* **36**: 1053-1061.

(Manuscript received 30 August 2007,
Revision accepted 10 September 2007)