

도시하천(갑천) 유역에서 수질오염의 공간적 특성

이흥수 · 허진* · 정선아 · 황순진** · 신재기†

한국수자원공사 수자원연구원

*세종대학교 지구환경과학과

**건국대학교 환경과학과

Spatial Characterization of Water Pollution in the Urban Stream Watershed (Gap Stream), Korea

Heung-Soo Lee · Jin Hur* · Seon-A Jeong · Soon-Jin Hwang** · Jae-Ki Shin†

Korea Institute of Water and Environment, Korea Water Resources Corporation (KOWACO)

*Department of Earth and Environmental Science, Sejong University

**Department of Environmental Science, Konkuk University

(Received 28 June 2006, Accepted 21 July 2006)

Abstract

Spatial distribution of water pollution in the Gap Stream was investigated from October to November, 2005. Sampling was conducted three times including effluents discharged from a wastewater treatment plant (WWTP) and a dam reservoir during the low-flow period. As a typical urban stream, total nitrogen and inorganic nitrogen concentrations increased toward downstream. Ammonia concentration was the highest in the treated water of the wastewater treatment plant and the lowest nitrate concentration was found in the effluent of the dam reservoir. A part of soluble reactive phosphorous (SRP) in total phosphorous was 22~54% in the upstream reach of WWTP in the Gap Stream whereas 68~73% in the downstream reach. Mean chlorophyll-a concentration ranged from 1.6 to 11.0 $\mu\text{g/L}$ and it tends to increase toward downstream except for WWTP effluent. As expected, untreated wastewater and WWTP effluent were suggested as the major sources of water pollution in the Gap Stream. In this study, the water pollution of the Gap Stream is a significant undergoing typical eutrophication, caused by excessive phosphorus and nitrogen nutrients from WWTP located in the watershed. As a result, the critical factor for the water pollution was evaluated to dissolved inorganic nitrogen and phosphorus nutrients. Particularly, SRP is a most important for the eutrophication. It suggest that may occur in the most urban streams of Korean peninsula. Therefore, because the necessity of water pollution management in the urban stream, inorganic N and P nutrients should be included as an essential component of water quality criteria in the advanced water quality project of Korean Government by enforcing of water quality assessment and total maximum daily loads (TMDLs).

keywords : Eutrophication, Nitrogen, Phosphorus, Urban stream, Wastewater, Water pollution, Water quality

1. 서론

하천의 수질은 유역의 산업화, 도시화에 따른 인구증가 및 토지 이용도에 따라 상·하류간에 매우 이질적인 양상을 보이게 된다(신 등, 2000; Faulkner et al., 2000; Baker et al., 2004; Mancini et al., 2004). 하천은 유역에서 발생하는 다양한 오염물질에 노출되어 있고, 최종 통로에 해당하므로 하천의 수질상태는 하천 환경 그 자체의 척도가 될 수 있으며, 수자원의 가치 측면에서 인간생활 및 그에 따른 영향과 직접적인 관련성을 가지고 있다(정, 1977; 차, 1977; 한 등, 1986; 심, 1998; Murdock et al., 2004).

도시하천은 불수층 증가의 건천화, 인공지형변화의 수계

변화, 유출량 증가의 유량 변화, 지하수 고갈과 오염 및 하수에 의한 수질오염 등으로 인한 다양한 문제점을 수반하게 된다(Wagner et al., 1996; 심, 1998). 최근에 유역관리 차원에서 하수처리장의 신설이 증가하고 있으나, 하천의 오염도는 크게 개선되지 않는 실정에 있다. 특히, 무기 N과 P의 오염도는 더욱 가중되어 하천과 저수지에서 과도한 담수조류(식물플랑크톤과 부착조류) 발생의 사회적 문제는 여전히 지속되고 있다(신 등, 2000, 2003a, 2003b).

도시하천 유역에서 상류는 다수의 농경지를 주변으로 하는 농촌 성향이 강하고, 중·하류구간은 시가지에 갖춘 전형적인 도시 성향이 강하게 발달되어 있다. 특히, 도시의 생활하수는 우기를 제외하고는 하수처리장을 통해 처리된 후 소하천 또는 강 수역으로 방류된다(정, 1977; 차, 1977; 신 등, 2000; 박, 2002). 또한, 주요 하천의 각 하류부에는 소유역에서 발생하는 하오수를 차집 처리하는 시설이 위치

† To whom correspondence should be addressed.
jaekishin@kowaco.or.kr

하고 있고, 하수처리수가 방류되는 지점의 하류부터 수질은 더욱 현저하게 악화되어 각 유역내 최대 오염원으로 작용하고 있다(신 등, 2000, 2001, 2003a, 2003b).

갑천 유역에서 생태계를 포함하는 수질환경에 관한 선행 연구는 친수환경 조성과 도시하천 관리의 중요성을 부각시키면서 최근에 많이 수행되었다. 조 등(1998)은 유등천에서 기초 수질과 관련된 부착 구조류의 생물상을 정리하였고, 수환경 변화에 따른 종조성의 변동을 통해 하류로 갈수록 수질 다소 악화됨을 생태학적으로 설명하였다. 강 등(2000)은 대전시 3대 하천(갑천, 유등천 및 대전천)의 수질과 식물플랑크톤 우점종을 통해 오염의 영향을 비교하였다. 이(2001)와 심(2002)은 하천 및 수질관리의 중요성을 각각 갑천 유역에 서식하고 있는 어류와 미소생물 군집을 조사 분석하여 서식환경을 평가함으로써 제시하였다. 안 등(2001, 2005a, 2005b)은 갑천, 유등천 및 대전천을 대상으로 어류생물을 이용한 생태계의 건강도를 평가하였고, 안 등(2006)은 갑천의 하류 수역으로 방류되고 있는 하수처리수에 대해 어류생물의 해부학적 결과로서 수환경의 건강성 평가를 시도한 바 있다. 정 등(2005)은 금강 본류의 수질개선을 위해 갈수기에 갑천의 수질 영향을 감소시키는 방안으로 빈도별 갈수유량을 산정하였고 그 결과 현재보다 0.5~2.5배 정도의 유지 유량이 더 필요함을 제안하였다.

본 연구는 갑천 유역을 대상으로 하였고, 수량이 다소 빈약한 저수량 시기에 기초수질, 영양염 및 식물플랑크톤 생물량(Chl-a)을 중심으로 다각적인 수환경 조사를 수행하였다. 도시하천의 공간적인 오염 특성을 비교하였으며, 수질 오염총량제가 계획되고 있는 현시점에 금강 본류에 대한 도시하천이 부여하는 수질 영향과 문제점을 파악하고자 하였다. 그 결과, 갑천과 금강 유역의 수질개선을 위해 추진

되고 있는 수환경 정책에 대한 유용한 기초자료를 제공하고자 하였다.

2. 재료 및 방법

2.1. 조사지 개황

갑천 유역은 행정구역상 우리나라의 중부권역에 위치하여 하류로부터 대전광역시와 충청남도의 논산시 및 금산군에 속하여 있다(Fig. 1). 충청남도과 전라북도의 경계를 이루는 대둔산(해발 877.7 m)에서 발원하여 논산군을 거쳐 대전광역시를 관류하고, 유등천 및 대전천과 합류하여 대청호 직 하류에서 금강 본류와 합류된다. 갑천의 유역면적은 648.9 km²이고, 유로연장은 73.7 km이다. 평균 하폭은 150~200 m범위이고 형상계수(유역 평균 폭과 유로길이의 비)가 약 0.17인 비교적 장방형 형상을 하고 있으면서 대전광역시의 시가지 중심부를 관류하는 2개의 지류(유등천, 대전천)를 갖고 있어 단순한 수지형 특성을 갖고 있는 하천이다(한국수자원공사, 2005).

유등천은 갑천의 1차 지류로서 그 유역면적이 282.3 km², 유로연장이 47.9 km, 형상계수가 0.12인 지방하천이다. 특히, 유등천은 도심 중심부를 관류하면서 갑천 유역면적의 약 43%를 점유하는 도시하천이다. 대전천은 갑천의 2차 지류이고, 유등천의 1차 지류로서, 그 유역면적과 유로연장이 각각 87.8 km², 24.0 km이고, 형상계수가 0.15인 장방형의 유역 형상을 가지고 있다(금강수계관리위원회, 2004). 특히 대전천은 대전광역시의 주 도심을 관류하면서, 유등천 유역면적의 약 31%, 갑천 유역면적의 약 13%를 점유하는 전형적인 도시하천으로 볼 수 있다.

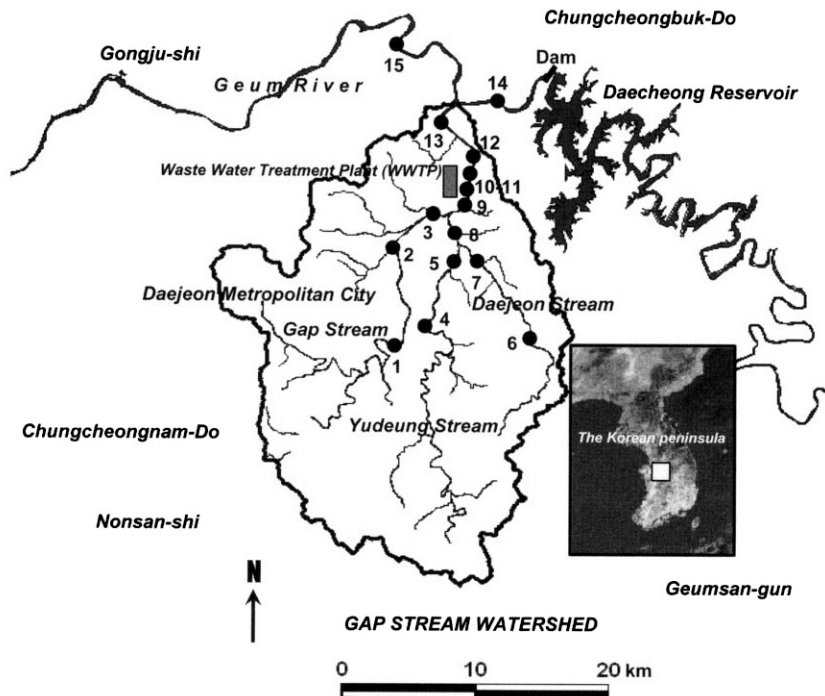


Fig. 1. Map showing sampling stations for the water quality survey in the Gap Stream Watershed.

하천 유역의 토지이용 현황에서 임야가 58.0%, 농경지가 22.0%를 각각 차지하고 있다(Table 1). 유역내 인구는 920,568명, 인구밀도는 km²당 1,721.3명 수준이었다(금강수계관리위원회, 2004). 하천의 상·하류 구간에는 낙차공과 취입보가 총 21개(갑천 6개, 유등천 5개, 대전천 10개)가 설치되어 있고, 이 중에서 8개(38.1%)는 토사 퇴적 및 세굴 현상이 현저하게 나타나고 있다(대전광역시, 2000). 또한, 여름철 장마기를 제외하고는 유등천과 대전천은 유량이 적고, 갈수기와 홍수기에 유량 차이가 커 하상계수가 높으나, 갑천은 연중 유량 변화가 비교적 크지 않다. 유역 내에서 발생하는 하수를 집수하는 하수처리장은 갑천의 하류부(GA2~GA3)에 위치하고 있다.

Table 1. General description for the sampling area in the Gap Stream Watershed

Factors/Streams	Gap Stream	Yudeung Stream	Daejeon Stream
Watershed area (km ²)	648.9	282.3	87.8
Water course extension (km)	73.7	47.9	24.0
Agriculture land (km ²)	72.3	45.9	11.0
Forest area (km ²)	121.6	188.5	55.5
Habitation area (km ²)	18.7	18.5	7.1
Others (km ²)	39.9	29.4	14.2
Population (persons)	421,449	449,119	202,741

2.2. 현장조사 및 분석방법

본 연구는 우리나라에서 대표적인 도시하천에 해당하는 갑천 유역을 중심으로 하였고, 갑천 상류(GA1), 유등천(YUD), 대전천(DAE), 유등천과 대전천이 합류된 직후 지점(YDC), 갑천과 유등천 및 대전천이 합류하고 하수처리수가 공급되기 직전 지점(GA2), 하수처리수 방류지점(TW1), 갑천 하류(GA3), 금강 본류(GE1, GE2)의 9개 구간에서 총 15개 지점을 선정하였다(Fig. 1, Table 2). 갑천, 유등천 및 대전천은 각각 상·하류를 구분하여 2~3개 지점에서 조사

하였고, 금강 본류는 갑천과 합류하기 전·후 지점을 택하였다.

갑천 유역하천의 수질오염 특성을 파악하기 위한 현장조사는 2005년 10~11월 사이에 총 3회 수행하였다. 시료는 각 하천 유역의 특성을 반영할 수 있는 상류와 하류지점에서 채수하였으며, 강우의 영향을 최소화하기 위해 선행 강우가 있는 후 1주일 이상 경과된 시기를 선택하였다(Fig. 2).

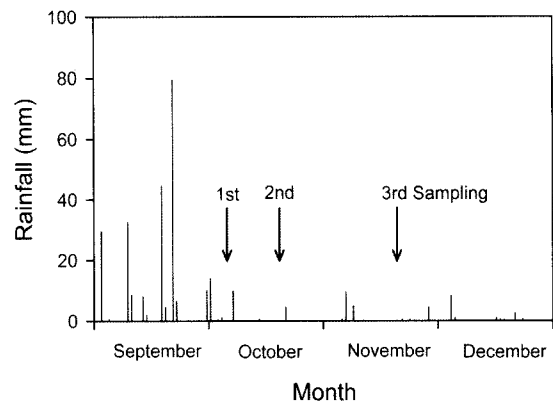


Fig. 2. Distribution of daily rainfall in the Gap Stream Watershed during September to December 2005. Arrows indicate sampling times in this study.

수온과 DO(dissolved oxygen)는 YSI-550A meter, pH는 Orion 230A+ meter, Conductivity는 WTW-341i meter로 각각 현장에서 직접 측정하였다. 모든 기기는 사용직전에 보정하였다. BOD₅(biological oxygen demand), COD_{Mn}(chemical oxygen demand), TSS(total suspended solids) 및 AFDM(ash-free dry matter)은 채수한 시료를 실험실로 운반 후 Standard Methods(APHA, 1995)와 Wetzel 등(1991)에 준하여 즉시 분석하였고, 탁도는 HACH 2400N meter를 이용하여 측정하였다.

T-N(total nitrogen), Ammonium(NH₄-N), Nitrate(NO₃-N), Nitrite(NO₂-N), T-P(total phosphorus), Soluble reactive

Table 2. General description for the sampling stations located on the Gap Stream Watershed

Sampling stations	Geological positioning system site	Site description
GA1	St. 1 N36°17'41.0"-E127°21'50.0"	Midstream of the Gap Stream
	St. 2 N36°20'43.0"-E127°21'08.6"	
	St. 3 N36°22'14.8"-E127°23'40.6"	
YUD	St. 4 N36°17'36.9"-E127°23'01.0"	Midstream to downstream of the Yudeung Stream
	St. 5 N36°20'29.9"-E127°24'19.7"	
DAE	St. 6 N36°18'36.4"-E127°26'32.0"	Midstream to downstream of the Daejeon Stream
	St. 7 N36°20'10.3"-E127°25'07.1"	
YDC	St. 8 N36°21'01.2"-E127°24'15.1"	Confluent point of Yudeung and Daejeon Stream
GA2	St. 9 N36°22'33.2"-E127°24'41.4"	Confluent point of Yudeung, Daejeon and Gap Stream
TW1	St. 10 N36°22'46.7"-E127°24'44.9"	Daejeon wastewater treatment plant(WWTP)
	St. 11 N36°23'03.9"-E127°24'44.4"	
GA3	St. 12 N36°23'56.0"-E127°24'50.3"	Downstream of the Gap Stream
	St. 13 N36°26'05.7"-E127°23'46.8"	
GE1	St. 14 N36°27'04.5"-E127°25'10.2"	Downstream of Daecheong Reservoir
GE2	St. 15 N36°30'47.5"-E127°21'50.7"	Main stream of the Geum River

GA: Gap Stream; YUD: Yudeung Stream; DAE: Daejeon Stream; YDC: Yudeung and Daejeon Stream confluent; TW: treated wastewater; GE: Geum River, respectively

phosphorus(PO₄-P) 및 Soluble reactive silicon(SiO₂-Si)의 영양염 항목은 Standard method(APHA et al., 1995)와 Rump 등(1988)의 실험 방법에 준하여 각각 분석하였다. 유기질소(organic nitrogen, Org-N)와 유기인(organic phosphorus, Org-P)의 함량은 질소(N)와 인(P) 영양염의 총량에서 무기 영양염 농도를 감한 후 계산된 값을 이용하였다. 또한 BOD₅(biological oxygen demand)는 20°C 암조건의 항온 배양기에서 5일 동안 배양한 초기와 종기의 O₂ 농도 변화량으로 산정하였고, COD(chemical oxygen demand)는 Mn 법으로 분석하였다. Chlorophyll-a(Chl-a) 농도는 시료를 GF/F 여과지에 여과한 후 90% ethanol로 비등 추출하여 정량하는 Nusch(1980)법으로 구하였다.

2.3. 자료분석

수질항목의 상호관계는 SPSS 12.0 통계소프트웨어를 이용하였고, Person's correlation analysis를 통해 수행되었다 (SPSS, 2003). 유의 수준은 P<0.05를 기준으로 하였다.

3. 결과 및 고찰

3.1. 강수량

2005년 1월~12월까지 갑천 유역의 강수 분포에서 총 강수량은 1,656.1 mm이었고, 강수일은 118일(32.3%)이었다. 이 중에서 무강수일을 제외한 평균 일 강수량은 14.0 mm 이었고, 최대값 및 최소값은 각각 178.0 mm와 0.1 mm이었다. 또한 본 연구가 수행된 시기를 중심으로 한 9월부터 12월까지 총 강수량은 292.4 mm이었고, 연간 강수량의

17.7%에 해당하였으며 강수일은 총강수일의 33.1%인 39일이었다. 무강수일을 제외한 평균 강수량은 7.5 mm이었고, 그 범위는 0.1~79.5 mm이었다(Fig. 2, Table 3). 특히, 10월부터는 선행 강수 빈도가 낮을 뿐만 아니라 강수량의 규모도 작아서 하천 수질에 급격한 영향을 미칠 수 있는 정도는 아니었다. 강수량은 하천의 수문 변화를 유도하는 가장 중요한 요인으로 볼 수 있고, 유량의 증가는 수질과 직접적으로 관련되어 미소생태계의 생물 종조성을 변화시킬 수 있는 가능성을 가지고 있다(Neddeau et al., 2002). 따라서 유량의 증가는 희석 작용에 의해 오염된 수질을 보다 완화시킬 수 있는 효과를 보일 수 있다(Faulkner et al., 2000).

Table 3. Total and mean values of rainfall in the Gap Stream Watershed from September to December 2005

Factors/Period	September~December
Total rainfall (mm)	292.4
Mean±SD (mm)	7.5±15.3
Maximum (mm)	79.5
Minimum (mm)	0.1

3.2. 기초 수질

수질 결과는 하수처리수 유입 전·후를 중심으로 지류를 포함한 갑천 상류(GA1, YUD, DAE, YDC, GA2), 하수처리수(TW1), 갑천 하류(GA3) 및 갑천 합류 전(GE1) 금강 본류와 합류 후(GE2)지점으로 구분하였다(Fig. 1, Table 2). 구간 및 정점별 수질의 평균값을 나타낸 것은 Table 4이고, 수질항목간의 상관계수 값을 나타낸 것은 Table 5와 같다.

Table 4. Mean values of water quality in each stations of the Gap Stream Watershed in October to November 2005, GA: Gap Stream, YUD: Yudeung Stream, DAE: Daejeon Stream, YDC: Yudeung and Daejeon Stream confluent, TW: treated wastewater, GE: Geum River, respectively

Factors \ Sampling stations	GA1		YUD		DAE		YDC		GA2		TW1		GA3		GE1		GE2	
	St.1	St.2	St.3	St.4	St.5	St.6	St.7	St.8	St.9	St.10	St.11	St.12	St.13	St.14	St.15			
Temperature (°C)	12.8	14.3	16.0	12.4	12.0	10.8	11.6	13.0	15.5	20.5	20.4	18.4	17.8	19.6	17.7			
DO (mg/L)	10.1	12.7	10.8	10.7	12.1	13.1	11.9	11.5	11.6	6.9	8.3	8.6	9.9	10.8	9.7			
DO (%)	94.1	123.2	108.3	98.0	110.9	116.4	108.7	108.5	114.3	76.3	92.1	91.4	103.4	117.8	100.9			
pH	8.1	8.3	8.2	7.9	8.3	8.3	8.0	8.0	8.1	7.1	6.8	7.3	7.4	7.9	7.6			
Conductivity (µS/cm)	165.9	170.8	200.6	214.3	237.3	314.3	357.7	250.0	224.0	675.3	598.3	463.7	429.3	119.2	234.0			
Turbidity (NTU)	1.8	1.4	4.1	1.2	2.1	0.8	2.1	2.6	3.8	2.1	1.7	3.6	4.1	2.4	3.0			
SS (mg/L)	1.9	1.3	4.5	1.2	2.2	0.9	3.3	3.4	4.6	4.3	3.2	7.0	7.4	3.4	5.0			
AFDM (mg/L)	1.9	1.3	3.5	1.2	1.4	0.9	2.3	2.5	4.2	4.3	3.2	5.5	4.8	2.9	4.1			
Chlorophyll-a (µg/L)	2.8	2.8	6.9	1.9	4.2	4.2	8.1	5.6	10.0	2.0	1.3	7.1	14.8	9.0	10.9			
T-N (µg/L)	2,023.7	1,956.3	2,451.7	1,821.7	1,835.1	4,591.7	4,817.1	2,214.3	2,299.5	18,081.9	18,564.9	12,310.5	11,669.3	1,460.5	4,491.9			
NH ₄ -N (µg/L)	17.8	41.1	313.0	13.8	33.4	64.3	244.3	124.5	226.3	11,111.7	3,832.0	4,788.5	3,501.9	40.1	559.9			
NO ₃ -N (µg/L)	1,161.0	1,056.2	1,138.4	994.5	989.6	1,666.4	1,655.6	1,091.7	1,098.5	1,978.4	1,942.6	1,625.7	1,949.9	321.9	1,126.4			
NO ₂ -N (µg/L)	10.0	10.7	25.1	2.9	8.7	21.6	46.2	16.4	24.5	150.2	82.3	139.6	250.0	9.4	108.0			
T-P (µg/L)	41.5	45.2	81.7	7.6	19.0	19.6	75.3	33.2	63.6	993.1	1295.6	826.5	683.4	21.8	225.1			
PO ₄ -P (µg/L)	29.1	22.7	40.7	4.2	3.9	16.1	35.9	7.2	24.4	605.5	956.6	616.0	492.7	4.1	171.1			
SiO ₂ -Si (µg/L)	2,460.0	2,128.6	2,658.7	2,084.2	1,244.8	3,394.5	3,220.4	1,399.1	2,230.3	3,392.2	3,255.9	2,908.7	2,758.6	1,466.8	1,859.1			
BOD ₅ (mg/L)	1.2	1.2	1.7	0.9	1.2	1.3	1.9	1.8	2.0	24.5	14.8	17.1	13.8	1.5	3.9			
COD _{Mn} (mg/L)	2.4	2.2	2.8	1.8	2.1	2.5	3.6	2.9	3.4	42.9	25.9	30.0	24.1	3.2	6.8			

Temp: temperature; DO: dissolved oxygen; Cond.: Conductivity; Turbid.: turbidity; TSS: total suspended solids; AFDM: ash-free dry matter; BOD: biological oxygen demand; COD: chemical oxygen demand; T-N: total nitrogen; T-P: total phosphorus; Chl-a: chlorophyll-a; respectively.

Table 5. Correlation coefficients (r) between the major environmental factors of water quality in the Gap Stream Watershed (n=45)

Factors	Temp.	DO	DO%	pH	Cond.	Turbid.	TSS	AFDM	BOD ₅	COD _{Mn}	T-N	NH ₄ -N	NO ₃ -N	NO ₂ -N	T-P	PO ₄ -P	SiO ₂ -Si	Chl-a
Temp.	1.000
DO	-0.453	1.000
DO%	-0.827	0.873	1.000
pH	-0.765	0.958*	0.868	1.000
Cond.	0.360	-0.714	-0.857	-0.831	1.000
Turbid.	0.351	-0.164	0.059	-0.150	-0.084	1.000
TSS	0.591	-0.536	-0.325	-0.582	0.317	0.850	1.000
AFDM	0.721	-0.640	-0.395	-0.657	0.384	0.822	0.956*	1.000
BOD ₅	0.648	-0.890	-0.870	-0.948*	0.917*	0.157	0.556	0.618	1.000
COD _{Mn}	0.654	-0.890	-0.866	-0.949*	0.915*	0.151	0.553	0.615	0.998**	1.000
T-N	0.574	-0.852	-0.884	-0.926*	0.966*	0.011	0.434	0.516	0.980**	0.980**	1.000
NH ₄ -N	0.631	-0.884	-0.884	-0.932*	0.936*	0.033	0.421	0.522	0.984**	0.984**	0.986**	1.000
NO ₃ -N	0.036	-0.454	-0.723	-0.585	0.893	-0.029	0.291	0.297	0.734	0.729	0.803*	0.725	1.000
NO ₂ -N	0.555	-0.753	-0.710	-0.822	0.691	0.440	0.824	0.778	0.826	0.825	0.774	0.723	0.666	1.000
T-P	0.657	-0.910*	-0.898*	-0.954*	0.925*	0.106	0.507	0.592	0.994**	0.994**	0.988**	0.992**	0.736	0.799	1.000	.	.	.
PO ₄ -P	0.657	-0.913*	-0.899*	-0.958*	0.918*	0.126	0.534	0.609	0.995**	0.995**	0.985**	0.985**	0.739	0.828	0.999**	1.000	.	.
SiO ₂ -Si	0.100	-0.324	-0.484	-0.433	0.761	-0.143	0.133	0.191	0.614	0.615	0.712	0.631	0.862*	0.493	0.626	0.622	1.000	.
Chl-a	0.257	0.069	0.347	0.023	-0.314	0.764	0.710	0.622	-0.120	-0.119	-0.216	-0.261	-0.228	0.344	-0.168	-0.136	-0.208	1.000

*: significant at p<0.05 level; **: significant at p<0.01 level, respectively. Temp: temperature; DO: dissolved oxygen; Cond.: Conductivity; Turbid.: turbidity; TSS: total suspended solids; AFDM: ash-free dry matter; BOD: biological oxygen demand; COD: chemical oxygen demand; T-N: total nitrogen; T-P: total phosphorus; Chl-a: chlorophyll-a, respectively.

수온은 GA1~GA2구간에서 범위와 평균값이 각각 3.1~19.2°C, 13.2°C이었다. TW1은 17.0~22.7°C, 20.4°C, GA3는 12.5~21.8°C, 18.1°C이었고, GE1과 GE2는 각각 14.6~22.9°C, 19.6°C, 12.0~20.7°C, 17.7°C이었다. 수온은 상류에서 낮고, 하류에서 높은 양상을 보였고, TW1(하수처리수)와 GE1에서 조금 높았다(Fig. 3A). 갑천에서 수온의 상·하류 경향은 다른 선행연구(조 등, 1998; 강 등, 2000)와 유사하였다. DO는 상류구간에서 평균값이 11.6 mg O₂/L(10.0~14.3 mg O₂/L 범위)이었고, 하류에서 9.3 mg O₂/L(8.6~10.0 mg O₂/L 범위)이었다. 반면에, TW1은 7.6 mg O₂/L(7.4~8.0 mg O₂/L 범위)이었고, 갑천 유입 후 금강 본류지점(9.7 mg O₂/L)까지 그 영향이 관찰되었다(Fig. 3B).

수중 DO 포화도는 GA1~GA2구간과 GE1에서 범위가 99.5~132.0%로서 높았고, TW1, GA3 및 GE2에서 평균값이 각각 84.2%, 97.4%, 100.9%로서 상류에 비해 낮은 값을 보였는데 이러한 감소와 증가는 하수의 영향이 다소 반영되었고, 희석에 의해 다시 회복되는 것으로 볼 수 있었다(Fig. 3C). 수중 DO의 농도와 포화도가 높은 것은 유수 하천에서 무엇보다도 부착조류의 높은 광합성으로 인한 생산성이 증가된 산물의 영향으로 볼 수 있으며, 하류 구간에서 상대적으로 낮은 양상은 하수처리수의 공급에 의한 용존 유기물(dissolved organic matter, DOM)의 분해 작용이 더욱 활발한 데 원인을 둘 수 있었다.

pH는 상류구간에서 평균값(범위)이 8.1(7.9~8.4)이었고, 하류와 금강 본류에서 각각 7.3(7.3~7.4), 7.8(7.6~8.2)이었으며, 하수처리수(TW1)는 평균값이 7.0으로서 다른 지점에 비해 조금 낮은 양상을 보였다(Fig. 3D). pH는 DO 농도와 포화도의 분포 경향과 유사하였고(r=0.958, p<0.05) 상류 구간에서는 큰 차이가 없었으나 TW1의 유입 후 하류

로 갈수록 변동 폭이 매우 컸다. pH는 DO 변이에 매우 의존적이어서 부착조류, 저서생물 및 미생물의 생물대사 활동과 밀접한 관련성이 있었고(Allan, 1995), 갑천 수역의 선행연구(조 등, 1998; 강 등, 2000)에서도 언급되어 왔다.

전기전도도는 상류구간(GA1~GA2)에서 평균값과 범위가 각각 243.0 μS/cm, 148.4~371.0 μS/cm이었고, 다른 지점에 비해 DAE가 평균값보다 27.7%정도 더 높았다. 하류의 전기전도도는 GA3에서 446.5 μS/cm(354.5~545.5 μS/cm 범위)이었고, 이것은 TW1이 매우 높은 값(636.8 μS/cm, 576.0~700.5 μS/cm)으로 유입되는 영향이 지배적이었다(Fig. 3E). GE1은 조사지점 중에서 가장 낮은 평균값(119.2 μS/cm)을 기록하였고, GE2는 234.0 μS/cm로서 갑천 상류의 평균값과 비슷하였다. 전기전도도는 수중에 용존되어 있는 이온들의 총량 수준을 나타내는 항목(Wetzel et al., 1991)으로서 시·공간적인 수질환경을 매우 잘 반영하였다. 따라서 수질 수질 환경요인 중에서 전기전도도의 중요성을 제안하고자 하며, 다른 항목들과의 상관성에 대한 심도있는 연구가 필요할 것으로 보여진다.

수중 탁도는 정점간에 차이가 크지 않았으나 매우 불규칙한 분포를 보였다(Fig. 3F). GA1~GA2구간에서 범위와 평균값은 각각 0.8~4.6 NTU, 2.4 NTU이었고, 평균값보다 낮은 지점은 YUD와 DAE이었으며, GA1과 YDC는 각각 갑천 본류와 유입지류의 하류에 위치하여 평균 수준보다 조금 높았다. 반면에 TW1은 1.9 NTU이하를 유지하였고, GA3, GE1~GE2구간은 범위(평균값)가 각각 3.2~4.3 NTU(3.9 NTU), 2.2~3.3 NTU(2.7 NTU)를 보여 평균값은 높았으나 변동 폭은 상류구간보다 크지 않아 큰 차이는 아니었다.

TSS의 분포는 수중 탁도의 분포 형태와 유사하였다

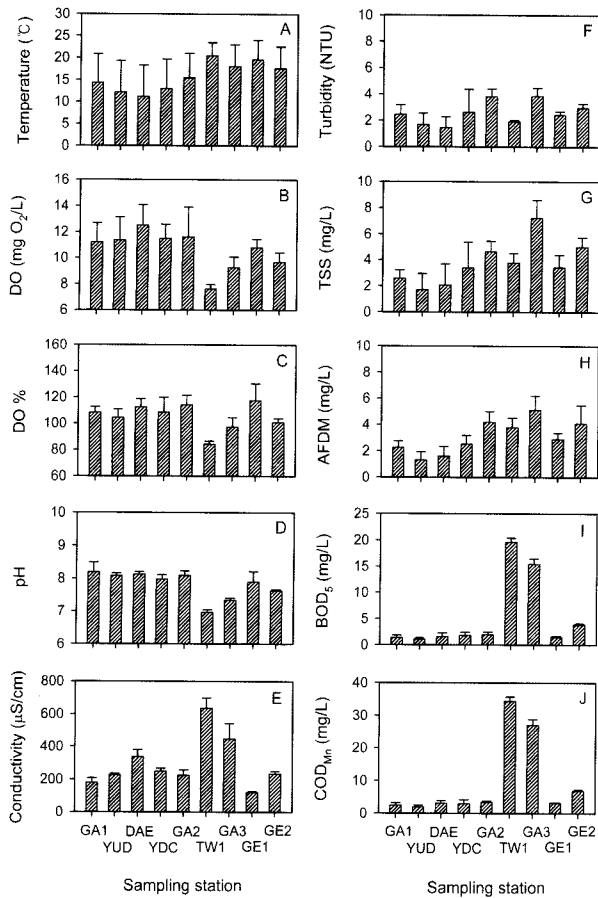


Fig. 3. Spatial distribution of water quality at the reach of the Gap Stream Watershed. Error bars indicate standard deviation, n=3-9.

($r=0.850$, $p<0.05$). GA1~GA3구간에서 평균값은 3.6 mg/L 이었고, 범위는 0.8~7.9 mg/L이었다(Fig. 3G). 갑천에서 SS는 상류에서 하류로 갈수록 증가하는 양상이었다고, GE1과 GE2는 각각 3.4 mg/L, 5.0 mg/L로서 GA3를 제외한 다른 지점과 비교할 때 비슷하거나 조금 높은 값을 보였다. AFDM은 수중 부유물질에 포함된 유기물의 함량을 추정하는 것(APHA et al., 1995; Wetzel, 2001)으로서 TSS와 유사하여($r=0.956$, $p<0.05$) 하류로 갈수록 증가하는 경향이 현저하였다(Fig. 3H). GA1~YDC구간에서 평균값(범위)은 1.9 mg/L(0.8~3.0 mg/L)이었는데 비해, GA2~GA3와 GE1~GE2 구간은 각각 4.4 mg/L(3.1~5.9 mg/L), 3.5 mg/L(2.5~5.4 mg/L)로서 상류나 지류보다 각각 56.9%, 45.7%정도 더 높았다. 갑천 유역에서 구간별 AFDM/TSS 비의 범위는 71.0~99.9%이었고, 평균값은 82.4%이었다. 따라서 수중 탁도와 부유물질의 조성에서 생물 기원성 물질의 함량이 매우 높음을 알 수 있었다. 이러한 양상은 하천의 특성 중 하나로서 상·하류간에 물 흐름에 의한 지속적인 물질 이동 현상이 매우 활발함을 보여주는 것이다(Wotton, 1994; Allan, 1995).

3.3. 유기물 오염양상

유등천과 대전천을 포함하는 갑천의 상·하류와 하구에 인접한 금강 본류에서 BOD는 다른 기초수질 항목에 비해

지점간에 차이가 매우 컸다. GA1~GA2 및 GE1은 평균값(범위)이 1.6 mg O₂/L(0.8~2.5 mg O₂/L)이었고, TW1, GA3 및 GE2는 각각 19.7 mg O₂/L, 15.5 mg O₂/L, 3.9 mg O₂/L이었다(Fig. 3I). TW1은 하수처리수 유입 전 상류 구간에 비해 91.9%정도 높은 수준이었고, GA3에서 관찰된 값은 상류의 유입수를 고려할 때 희석된 효과보다도 축적된 영향이 더욱 큰 것으로 평가되었다. 하수처리수가 방류되는 부근 수역은 수중보에 의한 소형 저수지의 형태를 갖추고 있었기 때문에, 이러한 영향이 나타날 수 있는 가능성이 존재하였다(신 등, 2000). COD는 BOD의 경향과 유사하였고($r=0.998$, $p<0.01$), TW1은 평균값과 범위가 각각 34.4 mg O₂/L, 33.7~35.1 mg O₂/L로서 상류구간(GA1~GA2)보다 12.3배 높았다(Fig. 3J). 갑천 유역과 금강 구간에서 GA1~GA2, TW1, GA3 및 GE1~GE2구간에서 COD는 BOD보다 각각 1.8배(42.9%), 1.7배(42.7%), 1.7배(42.8%) 및 1.9배(46.0%) 높은 비율을 보였다.

3.4. 수중 영양염 분포

수중 질소 중 T-N의 범위와 평균값은 각각 1,357.2~19,419.0 µg N/L, 5,495.1 µg N/L이었다(Fig. 4A). GA1~GA2구간과 GE1~GE2구간은 평균값(범위)이 2,734.7 µg N/L(1,357.2~5,178.6 µg N/L범위)이었고, TW1은 18,323.4 µg N/L(17,002.2~19,419.0 µg N/L범위), GA3는 11,989.9 µg N/L(9,372.6~14,670.0 µg N/L범위)이었다. 갑천 유역내에서 DIN(dissolved inorganic nitrogen)의 평균값은 2,728.0 µg N/L이었고 범위는 247.2~11,752.8 µg N/L이었다. NH₄는 상·하류구간에서 농도 차이가 매우 커서 GA1~GA2구간과 GE1에서 평균값이 115.4 µg N/L(13.9~351.5 µg N/L)이었으나 TW1은 7,471.8 µg N/L(3,376.4~10,021.8 µg N/L), GA3는 4,145.2 µg N/L(2,114.4~6,078.0 µg N/L)이었다(Fig. 4B). NO₃는 다른 N 영양염에 비해 전반적으로 높은 경향이었고, 평균값과 범위가 각각 1,239.8 µg N/L, 163.7~2,586.3 µg N/L이었다(Fig. 4C). NO₃가 상대적으로 낮았던 지점은 GE1이었고, 평균값이 321.9 µg N/L이었다. NO₂는 TW1과 GA3에서 평균 농도가 각각 116.3 µg N/L, 194.8 µg N/L이었고, 다른 지점은 범위와 평균 농도가 각각 2.3~157.1 µg N/L, 30.5 µg N/L로서 정점 또는 구간에 따라 대비가 되었으나 농도 수준은 큰 차이가 아니었다(Fig. 4D).

상류(GA1~GA2), TW1, 하류(GA3) 및 금강 본류(GE1~GE2)에서 T-N 중 DIN은 각각 50.9%, 52.1%, 51.1% 및 36.4%를 차지하였고, DIN 중 NH₄는 각각 9.7%, 78.3%, 67.6% 및 27.7%, NO₃는 각각 88.9%, 20.5%, 29.2% 및 66.9%를 차지하였으며 NO₂는 다른 지점보다 TW1과 GA3에서 높은 비율을 보였다.

T-P는 GA1~GA2구간과 GE1지점에서 9.7~70.3 µg P/L 범위이었고, 평균값은 39.2 µg P/L이었다. 반면에 TW1과 GA3에서 각각 1,144.4 µg P/L, 755.0 µg P/L를 기록하여 현저한 농도 차이를 보였다(Fig. 4E). PO₄는 T-P의 분포 양상과 유사하였다. GA1~GA2구간에서 평균값(범위)은 18.5

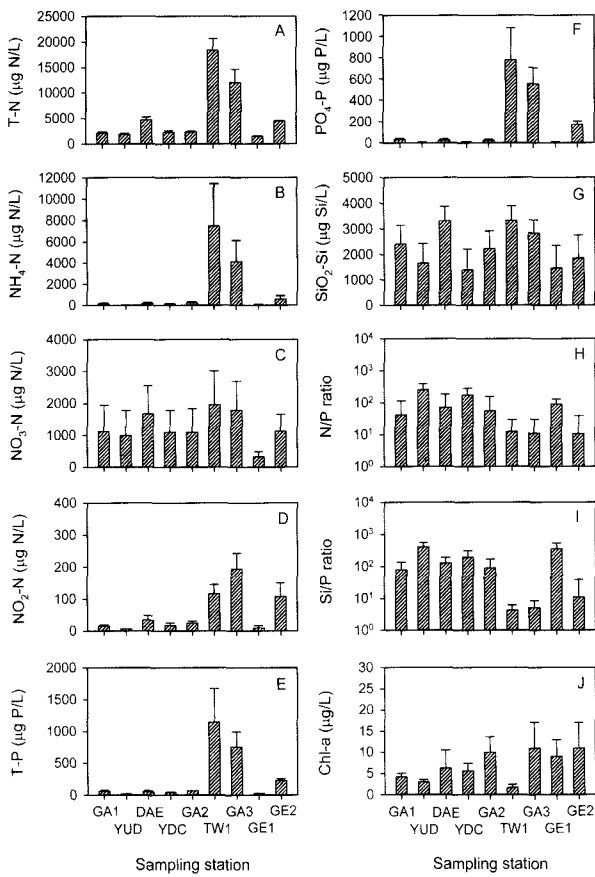


Fig. 4. Spatial distribution of nitrogen, phosphorus, silica nutrients and their ratio and chlorophyll-a concentration at the reach of the Gap Stream Watershed. Error bars indicate standard deviation, n=3~9.

µg P/L(0.2~42.8 µg P/L), GE1은 4.1 µg P/L(0.3~9.5 µg P/L)이었고, TW1과 GA3에서 범위는 각각 544.5~1,079.3 µg P/L, 412.8~719.5 µg P/L, 평균값은 781.0 µg P/L, 554.4 µg P/L이었다(Fig. 4F). GE2에서 평균값(범위)은 171.1 µg P/L(134.7~189.7 µg P/L)로서 TW1의 영향이 역력하였다.

수중 Si는 다른 수질 항목과 달리 전 지점에서 높은 농도를 유지하였다. 갑천의 GA1~GA3구간과 금강의 GE1~GE2구간에서 평균값과 범위가 각각 2,453.5 µg Si/L, 613.5~3,794.2 µg Si/L, 1,662.9 µg Si/L, 465.4~2,722.2 µg Si/L로서 큰 차이가 없었다(Fig. 4G). Si는 YUD와 그의 영향으로 YDC에서 낮았고, 다른 지점에 비해 TW1에서도 평균값이 3,324.1 µg Si/L수준으로서 다소 높은 농도를 유지하였다. Chlorophyll-a(Chl-a)는 GA1~YDC구간에서 평균값(범위)이 4.8 µg/L(2.7~9.4 µg/L)이었고, GA2는 10.0 µg/L, GA3는 11.0 µg/L, GE1~GE2구간은 9.9 µg/L이었다(Fig. 4J). TW1(1.6 µg/L, 1.2~2.2 µg/L)을 제외하고는 상류에서 하류로 내려올수록 조금 증가하는 경향을 보였다.

3.5. 도시하천의 수질오염 특성

갑천에서 조사 분석된 결과 중에서 수질 부영양화와 관련한 환경 요인을 중심으로 상호 관련성을 요약한 것은 Fig. 5와 같다. 갑천은 상·하류간에 매우 이질적인 수질

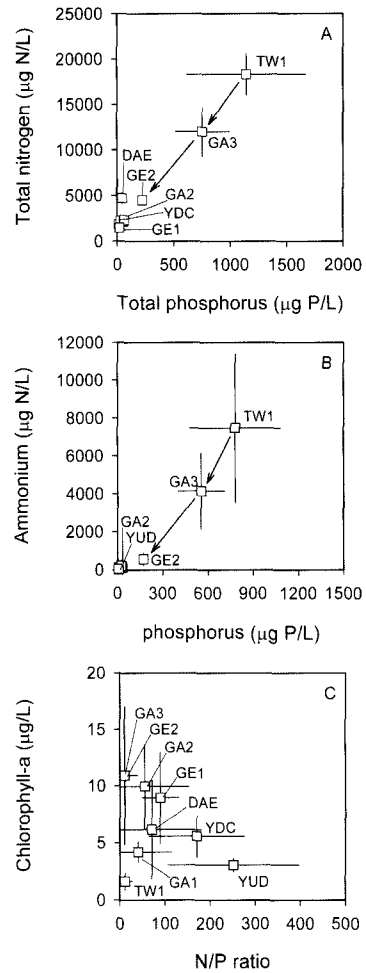


Fig. 5. Relationships between nitrogen, phosphorus nutrients, chlorophyll-a and N/P ratio according to the reach in the Gap Stream Watershed, n=9.

양상을 보이고 있다. 하천 수질은 상류에서 하류로 갈수록 악화되었으며, 하상에는 부착조류가 번성하고 있는 유수환경이 대부분이었다. 반면에, 도심지를 관류하는 구간에서는 인공적으로 건설된 수중보가 연속되고 있어 부분적인 경수환경을 이루기도 한다.

갑천에서 조사된 수질 환경요인 중 제한 영양염, 그 비율 및 식물플랑크톤 생물량의 상호 관계에서 공간적인 오염수준과 특성이 뚜렷하게 구분되었다(Fig. 5). 수중 영양염은 하류로 갈수록 급격하게 증가하는 형태를 보이고, 생물량도 동일하게 증가하는 패턴을 보였다. T-N~T-P, NH₄~PO₄의 관계에서 N과 P의 증감 변동이 동일하게 나타났고 (r=0.988, p<0.05; r=0.985, p<0.05), T-N~T-P에서 T-P의 변화 폭이 큰 반면에 NH₄~PO₄에서는 NH₄의 변화 폭이 더욱 컸다(Figs. 5A, 5B). Chl-a~N/P비의 관계는 음의 상관관계를 보였고, 하수처리수와 그 하류지점은 낮은 N/P비를 보였다(Fig. 5C). N/P비율이 낮은 것은 N과 P의 농도가 동일하게 높으나, P의 농도가 상대적으로 매우 높기 때문에 나타난 결과로 볼 수 있었다. 따라서 갑천의 수질오염은 무엇보다도 하수처리수의 영향이 가장 컸으며, 이것은 금강적으로 대하천(금강)의 본류에 직접적으로 반영될 수 있음을 의미하였다.

또한, 주요 수질 항목의 농도 비교에서 하수처리수는 상류 하천수에 비해 월등히 높은 수준을 기록하였다(Table 6). BOD, COD는 12.3배, T-N, T-P는 6.9~26.8배 범위로 높은 반면에 NH₄, PO₄는 42.2~57.3배 범위로 높아 수질오염에 대한 결정 인자는 용존 무기 N·P 영양염으로 평가되었다. 이것은 우리나라의 대다수 도시하천에서 일어나고 있는 현상(신 등, 2000, 2003a, 2003b)으로서 현 시점에 수질평가와 오염총량제에 대한 기준 항목으로 반드시 고려되어야 할 것으로 보여진다.

Table 6. Comparison of water quality for the upstream water and treated wastewater in the Gap Stream Watershed during October to November 2005 (n=3~6)

Factors\Sampling station	Upstream (GA1~GA2)	Wastewater (TW1)
Conductivity (µS/cm)	243.0	636.8
Turbidity (NTU)	2.4	1.9
Total suspended solids (mg/L)	2.9	3.8
Ash-free dry matter (mg/L)	2.4	3.8
Biological oxygen demand (mg O ₂ /L)	1.6	19.7
Chemical oxygen demand (mg O ₂ /L)	2.8	34.4
Total nitrogen (µg N/L)	2,638.1	18,323.4
Ammonium (µg N/L)	130.5	7,471.8
Nitrate (µg N/L)	1,192.4	1,960.5
Nitrite (µg N/L)	19.2	116.3
Total phosphorus (µg P/L)	42.7	1,144.4
Soluble reactive phosphorus (µg P/L)	18.5	781.0
Soluble reactive silicon (µg Si/L)	2,203.4	3,324.1
Chlorophyll-a (µg/L)	5.8	1.6

4. 요약 및 결론

갑천 유역을 대상으로 공간적인 수질오염 특성을 파악하기 위해 2005년 10월부터 11월 동안에 3회 조사하였다. 도시하천의 성향이 강한 갑천에서 총질소와 무기질소의 농도는 하류로 갈수록 높아지는 경향을 보였다. NH₄는 하수처리수(TW1)에서 가장 풍부하였고 NO₃는 저수지의 발전방류수(GE1)에서 가장 낮았다. PO₄는 T-P에서 차지하는 비율이 상류 구간에서 21.8~54.9%범위이었으나, 하수처리수 방류지점의 하류 구간에서 68.2~73.4%로서 비교적 높았다. 전체 구간에서 Chl-a의 평균 농도는 1.6~11.0 µg/L범위였고, TW1(1.6 µg/L)을 제외하고는 상류에서 하류로 내려올수록 조금 증가하는 경향을 보였다. N과 P 영양염의 농도로 볼 때, 하류에 위치한 금강 본류에 미칠 수 있는 구간별 오염 부하는 GA2<DAE<GA3 및 TW1 순으로 나타났다. 유역에 위치한 주요 하천의 수질악화는 미처리된 하수의 유출과 하수처리장의 배출수가 주요오염원으로 나타났다. 또한, 갑천의 수질오염은 유역의 상류 하천과 하류의 하수처리장으로부터 과다한 P·N 영양염이 유입되어 야기되는 부영양화 특성이 현저하였다. 결과적으로, 수질오염에 대한 결정 인자는 용존 무기 N·P 영양염으로 평가되었다. 이러

한 내용은 대다수 도시하천에서 일어나고 있는 현상으로서 현 시점에 수질평가와 오염총량제에 대한 기준 항목으로 고려될 필요성이 있는 것으로 사료된다.

사 사

본 연구는 한국수자원공사 수자원연구원의 연구개발비(KIWE-ERC-05-05)에 의해 수행되었으며, 논문을 세심하게 심사해 주신 위원들께 감사드립니다.

참고문헌

강창민, 이상명, 엄준식, 이정희, 이호원, 홍춘표, 대전시 3대 하천의 수질 및 식물플랑크톤상에 관한 연구, *한국환경과학회지*, **9**, pp. 275-284 (2000).

기상청, <http://www.kma.go.kr>, 기후자료(대전) (2005).

대전광역시 금강수계관리위원회, *대전광역시 금강 오염총량관리 기본계획*, p. 253 (2004).

대전광역시, *3대 하천 시설물 안정성 검토 및 방재대책수립 보고서*, pp. 16-48 (2000).

박치홍, 순천 도시하천의 수질특성과 중요성 관찰, *한국환경관리학회지*, **8**, pp. 9-20 (2002).

신재기, 김동섭, 이혜근, 맹승진, 황순진, 옥천천(만) 유역 하천과 만입부의 수환경 평가, *한국유수학회지*, **36**, pp. 181-190 (2003a).

신재기, 이옥희, 황순진, 조경제, 경안천에서 하수처리수와 생하수에 대한 algal bioassay, *한국유수학회지*, **34**, pp. 192-198 (2001).

신재기, 조주래, 황순진, 조경제, 경안천~팔당호의 부영양화와 수질오염 특성, *한국유수학회지*, **33**, pp. 387-394 (2000).

신재기, 황순진, 조경제, 평택호와 유역 주요 하천의 수환경 및 오염도 평가, *한국유수학회지*, **36**, pp. 38-47 (2003b).

심재현, 우리나라 도시하천관리의 문제점, *도시문제*, **33**, pp. 71-78 (1998).

심정기, 갑천의 미소생물상에 관한 연구, *한국환경생물학회지*, **20**, pp. 347-354 (2002).

안광국, 김자현, 배대열, 이재연, 생태 지표종을 이용한 해부학적 건강성 평가지수(HAI)적용을 위한 예비실험, *한국유수학회지*, **39**, pp. 62-72 (2006).

안광국, 김자현, 물리적 서식지평가기법 및 어류 다변수 평가모델에 의거한 대전천의 생태학적 건강도 진단, *한국유수학회지*, **38**, pp. 361-371 (2005a).

안광국, 염동혁, 이성규, 생물보전지수의 신속한 생물평가 기법을 이용한 갑천 수계의 평가, *한국환경생물학회지*, **18**, pp. 261-269 (2001).

안광국, 이재연, 장하나, 유등천에서의 생태학적 건강도 평가 및 수질양상, *한국유수학회지*, **28**, pp. 341-351 (2005b).

이충렬, 갑천 수계의 어류상과 어류군집, *한국환경생물학회지*, **19**, pp. 292-301 (2001).

정규영, 도시하천과 하수처리, *도시문제*, **12**, pp. 62-69 (1977).

정영훈, 이충성, 김형수, 심명필, 갑천 유역의 빈도별 갈수 유량에 따른 필요유량 산정, *한국토목학회논문집*, **25**, pp. 97-105 (2005).

조현실, 김도한, 부성민, 유등천의 수환경과 부착 규조류의

- 종류상, *한국환경생물학회지*, **16**, pp. 273-280 (1998).
- 차철환, 도시하천과 수질오염, *도시문제*, **12**, pp. 50-61 (1977).
- 한국수자원공사, <http://www.wamis.go.kr>, 국가수자원관리종합정보시스템 (2005).
- 한상욱, 홍사욱, 도시하천의 수질특성에 관한 연구(제2보)-중랑천을 중심으로, *한국유수학회지*, **19**, pp. 1-9 (1986).
- Allan, J. D., *Stream Ecology-Structure and Function of Running Waters*, Chapman and Hall, p. 388 (1995).
- APHA, AWWA, WEF (APHA), *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 18th ed., American Public Health Association, Washington, DC. (1995).
- Baker, A., Ward, D., Lieten, S. H., Periera, R., Simpson, E. C. and Slater, M., Measurement of Protein-like Fluorescence in River and Wastewater using a Handheld Spectrophotometer, *Water Research*, **38**, pp. 2934-2938 (2004).
- Faulkner, H., Edmonds-Brown, V. and Green, A., Problems of Quality Designation in Diffusely Polluted Urban Streams-the Case of Pymme's Brook, North London, *Environmental Pollution*, **109**, pp. 91-107 (2000).
- Mancini, L., Formichetti, P., D'Angelo, A. M., Pierdominici, E., Sorace, A., Bottoni, P., Iaconelli, M., Ferrari, C., Tancioni, L., Rossi, N. and Rossi, A., Freshwater Quality in Urban Areas: a Case Study from Rome, Italy, *Microchemical Journal*, **79**, pp. 177-183 (2004).
- Murdock, J., Roelke, D. and Gelwick, F., Interactions between Flow, Periphyton, and Nutrients in a Heavily Impacted Urban Stream: Implications for Stream Restoration Effectiveness, *Ecological Engineering*, **22**, pp. 197-207 (2004).
- Nedeau, E. J., Merritt, R. W. and Kaufman, M. G., The Effect of an Industrial Effluent on an Urban Stream Benthic Community: Water Quality vs. Habitat Quality, *Environmental Pollution*, **123**, pp. 1-13 (2002).
- Nusch, E. A., Comparison of Different Methods for Chlorophyll and Phaeopigment Determination, *Arch. Hydrobiol. Beih. (Ergebn. Limnol.)*, **14**, pp. 14-36 (1980).
- Rump, H. H. and Krist, H., *Laboratory Manual for the Examination of Water, Wastewater, and Soil*, VCH Verlagsgesellschaft, Publ, New York, NY (USA), p. 190 (1988).
- SPSS, *SPSS 12.0 base user's guide*, SPSS, Chicago, USA (2003).
- Wagner, A. and Geiger, W. F., New Criteria for Stormwater Discharges into Urban Streams, *Water Science and Technology*, **34**, pp. 41-48 (1996).
- Wetzel, R. G., *Limnology: Lake and River Ecosystems*, 3rd ed., Academic Press, California, USA, p. 1006 (2001).
- Wetzel, R. G. and Likens, G. E., *Limnological Analyses*, 2nd ed., Spring-Verlag New York, Inc., USA, pp. 15-30 (1991).
- Wotton, R. S., *The Biology of Particles in Aquatic Systems*, 2nd ed., CRC Press, Inc. USA, p. 325 (1994).