

## 대구지역 금호강 및 주요 지천 퇴적물의 시·공간적 독성변화

정홍배, 문성환, 정진애, 김재현, 박정규<sup>1,\*</sup>, 배철한, 황인영

인제대학교 자연과학대학 환경시스템학부, <sup>1</sup>한국환경정책·평가연구원

## Temporal and Spatial Change of Sediment Toxicity in Keumho River and its Major Influent, Taegu, Korea

Hong-Bae Jung, Sung-Hwan Moon, Jin-Ae Jung, Jae-Hyun Kim,  
Jeong-Gue Park<sup>1,\*</sup>, Chul-Han Bae and In-Young Hwang

School of Environmental Science and Engineering, Inje University,  
<sup>1</sup>Korea Environment Institute, Seoul, Korea

### ABSTRACT

In aqueous ecosystems, the level of toxicity is highly responsive dependant to multiple variables, including rainfall, sunlight, pH, adhesion, etc. Because Korea has particularly distinct wet and dry seasons, the toxicity of pollutants in rivers or streams is dependant on the sampling season and time. In order to examine the effects of rainfall on toxicity, sediment samples were collected from five sites along the Keumho river. It was found that Microtox toxicity levels were generally higher during the dry season than the wet season. It indicated that river pollutants are carried off more quickly by the water during the wet season. As a result, it was recommended that the point sources of pollutants of the Keumho river would be placed between KH3 (Paldalgyo) and KH4 (Keumhogyo), KH4 (Keumhogyo) and KH5 (Dasa).

**Key words** : Keumho River, Point source, Sediment, Microtox

### 서 론

수서생태계로 유입된 오염물질은 수계를 이동하면서 다양한 물리적, 화학적 및 생물학적 반응을 거치게 되며, 이에 따라 수질의 오염도는 변화하게 된다 (Gloss *et al.*, 1980). 또한 물질의 성상, 흡착성, 유속, 유량, 일조량, pH 등 다양한 인자에 의해서도 오염도는 영향을 받는다. 즉, 도시하수나

산업폐수와 같이 일정량의 오염물질이 수계로 유입될 경우, 강우에 따른 수계의 유속 및 유량의 변화로 인해 수질의 오염도는 매우 달라질 수 있다. 오염물질의 성상 역시 수질오염도에 영향을 미치는데, 만약 오염물질의 성상이 수용성이면 유기물질에 비해 흡착성이 낮아 기상조건에 의해 멀리까지 이동될 수 있어 배출지역의 수질오염도는 낮아질 수 있다.

한편 국내 수질 오염원은 점오염원과 비점오염원 (또는 면오염원)으로 구별되는데, 점오염원은 공장폐수, 도시하수 등의 오염원으로서 하수처리

\* To whom correspondence should be addressed.  
Tel: 02-380-7655, E-mail: jgpark@kei.re.kr

장을 통하여 환경으로의 배출을 사전에 예방할 수 있다. 이에 비해 비점오염원은 농경지의 비료, 목장의 가축배설물 등의 산재한 소규모 오염원으로서 폐수처리가 곤란한 오염원이다. 이들 비점오염원은 강우량에 비례하여 유출되는 경향이 있어, 강우량의 계절변동이 큰 우리나라의 실정에서는 비점오염원의 유출이 계절적으로 크게 변동할 수밖에 없다(김범철 외, 1997). 따라서 수질의 오염도를 측정할 경우, 이와 같이 다양한 요인에 의한 오염물질의 시·공간적 변화를 반드시 고려하여야만 한다.

수서생태계의 오염도는 수질, 퇴적물, 생물 등 여러 매체에 대해 측정가능하며, 이중 수질은 강우 등 외부 요인에 의해 쉽게 변화하는데 비해 퇴적물은 비교적 이동성이 적어 질적 변화가 다소 적다. 또한, 특정 조사지역의 수층수의 질적 변화는 인근 오염원들의 영향을 즉시 반영하고는 있으나 주요오염원의 위치를 분별하기가 매우 어렵다. 반면에 퇴적물의 경우 질적 변화를 시·공간적으로 구분하면, 하천 환경에 영향을 주고 있는 주요 오염원의 위치 등을 분별할 수 있게 된다.

이에 본 연구에서는 국내 수서생태계내 오염원이 계절적 또는 공간적 이동에 의해 독성변화가 어느 정도 발생되는지를 추정하고자 하였다. 이를 위해 생활하수와 산업폐수에 의한 수질오염이 예상되는 금호강과 인근 지천 퇴적물의 독성변화를 월별로 조사하여, 조사결과로부터 각 정점들의 계절별 독성수준 변화를 추정하였다. 또한 각 정점간의 독성 수준을 비교하여 금호강 본류수질에 영향을 미치는 금호강 지천들의 정도를 구분하였다.

## 재료 및 방법

### 1. 시약 및 기구

Microtox toxicity screening test system (Microtox™, M500)과 시험에 필요한 재료들(Microbics Reagent (Bacterial Reagent), Microtox Diluent, Microtox Osmotic Adjustment Solution (MOAS), cuvettes)은 Microbics사(Calsbad, CA, USA)에서 직접 구매하였으며, 원심분리기 (Hanil Co., model: HA-50)와 플라스크 교반기 (Flask Shaker, Dongwon Biochem.)는 국내에서 제작된 것을 사용하였다. 시험에 사용된 화학물질류는 Sigma사(Sigma Chem. Co., St. Louis, MO, USA)의 제품을 구입하여 사용하였으며, 기타 유기용매류는 국내에서 가장 순도가 높은 제품을 사용하였다. 공극수와 증류수 추출물은 Cryogenic Vial (Corning, Canada)을 사용하여 보관하였다.

### 2. 퇴적물 채취, 수송, 보관, 및 전처리

금호강의 다섯 개 조사 정점의 퇴적물을 1999년 6월, 7월, 9월, 10월, 11월에 각각 채취하였다 (Fig. 1). Grab Sampler와 소형 Core Sampler를 이용하여 각 정점별 10여곳을 선택하여 혼합한 퇴적물을 즉시 polyethylene zipper bag에 넣고 압축하여 공기를 제거한 후, 4°C 이하에서 수송 및 보관하였다. 실험실로 이동된 시료는 -24°C 냉동고에서 다음 실험을 수행할 때까지 보관하였다.

퇴적물 시료를 균일하게 혼합한 후, 각각 약

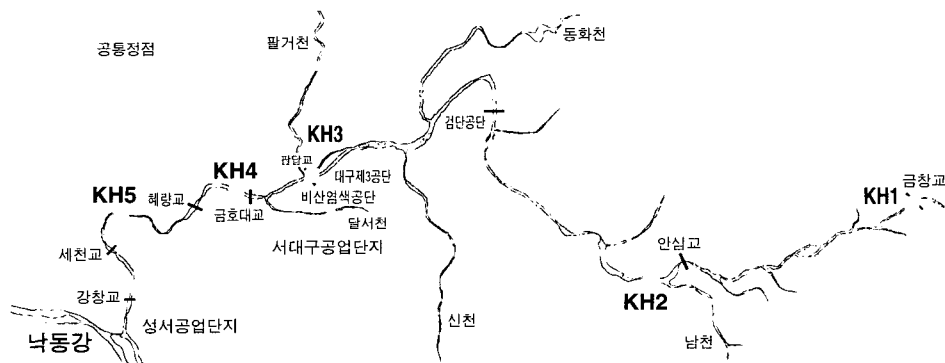


Fig. 1. Location of sampling sites in Keumho river, KOREA.

100 g 정도를 취하여 Centrifuge tube에 옮기고 2,500 rpm에서 20분간 원심분리하여 공극수를 채취하였다. 채취된 공극수는 Cryogenic Vial에 넣어 냉동 보관하였다. 공극수가 제거된 고품 퇴적물을 각각 삼각플라스크에 시료를 50 g과 3차 증류수 50 ml을 넣어 Flask Shaker에 200 rpm 4시간 교반시키고 30분간 정지시킨 후 상등액을 채취하여 Cryogenic Vial에 넣어 냉동 보관하였다.

공극수와 증류수 추출액을 제거한 시료는 특수 제작된 250 ml 삼각플라스크에 넣고 50 g의 sodium sulfate를 함께 섞었다. 잔존수분과 sodium sulfate의 반응에 의해 응결된 덩어리를 유리막대로 잘게 부순 후, 150 ml methylene chloride를 첨가하고 25 mg 금속구리를 가하였는데 이는 퇴적물속의 황 독성을 배제시키기 위함이다 (Pardos *et al.*, 1999). 그리고 마개로 밀봉해서 4시간 동안 격렬 진탕하였다. 진탕 후 분리된 추출용매를 후드 내에서 완전히 증발시키고, DMSO (Dimethyl sulfoxide) 1 ml로 재용출하고 유리용기에 넣고 밀봉하여 독성 시험 시까지 냉동 보관하였다. Microtox 급성독성 시험은 냉동된 시료를 상온에서 해동 후 다음과 같은 방법에 의해 수행하였다.

### 3. 하천 퇴적물에 대한 Microtox 급성독성 시험

#### 1) 하천 퇴적물의 공극수와 증류수 추출물에 대한 상대독성 시험

공극수와 증류수 추출액은 원액을 사용하고, 퇴적물 내에 자연적으로 함유된 암모니아의 영향을 제거하기 위해 0.1 N HCl 용액을 이용하여 적정 pH인 6.0~6.5 사이로 조절하였다. 추출원액에 Microtox osmotic adjusting solution (9:1 v/v)을 넣고 염도를 조절한 후, 시료의 농도구배 없이 미생물이 배양된 cuvettes에 0.5 ml씩 분주하고 일정시간(5, 15, 그리고 30분)이 경과된 때의 각 시료의 상대적 독성을 구하여 비교하였다.

#### 2) 하천 퇴적물의 유기용매 추출물에 대한 급성독성 시험

유기용매로 추출한 용액은 증류수로 희석하여 DMSO의 최종농도가 0.2% 되도록 조절하고, 희석된 용액을 100%로 하여 각 시료의 Microtox 시험을 하였다. Microtox 시험은 약술하면 다음과 같다. 준비된 cuvettes에 0.5 ml microtox diluent를 넣

고, 미리 잘 혼합하여 4°C에서 보관하고 있는 미생물 배양액을 0.01 ml 넣은 후, 15분만에 초기 발광량 ( $I_0$ )을 측정하였다. 그리고 앞서 희석된 DMSO 용액에 microtox osmotic adjusting solution (9:1 v/v)을 넣고 염도를 조절한 후, microtox diluent solution으로 희석 (1:2 배율)하였다. 시험용액의 농도구배는 45, 22.5, 11.3, 5.63, 2.81% 되도록 준비하여 희석된 용액들을 미생물 배양액이 들어간 cuvettes에 0.5 ml씩 분주하고 일정시간(5, 15, 그리고 30분)이 경과된 때의 저해된 발광량 ( $I_t$ )과 비교하여 발광도가 50% 저해되는 농도 ( $EC_{50}$ )를 구하였다.  $EC_{50}$  값이 작을수록 독성이 강하다는 것을 의미하며,  $EC_{50}$  값은 희석된 용액의 %로 표현하였다. 한편, 시료간의 상대적 독성은  $1/EC_{50}$ 와 RTU (relative toxicity unit)를 각각 구하여 비교하였다.

RTU값은 Microtox 미생물 대조구 (control)의 독성값을 0으로 하고, 시료 (sample)의 독성값들을 각각 비교한 값이다. RTU를 구하는 방법과 같다.

$$RTU = 100 - \text{Sample } (I_t/I_0) / \text{Control } (I_t/I_0) \times 100$$

$I_0$ : *Photobacterium phosphoreum*의 초기 발광량

$I_t$ : *Photobacterium phosphoreum*의 시료 노출 후 저해된 발광량

## 결과 및 고찰

### 1. 금호강 조사 정점 및 인근 지천 퇴적토의 Microtox 독성 비교

연구대상 지역인 금호천의 다섯 개 조사 정점 (Fig. 1)으로부터 퇴적물을 채취하여 각 정점의 퇴적토에 대한 Microtox 독성 시험을 수행하였다. Fig. 2는 각 조사 정점의 대표적 현장모습을 담은 사진들이며, Fig. 3은 일부 정점들 주변에 위치한 주요 오염물질 유입구의 모습이다. Fig. 4는 다섯 개 정점으로부터 채취된 퇴적물을 각각 유기용매 추출액, 증류수 추출액, 그리고 공극수로 나누어 Microtox  $EC_{50}$ 값을 구하고 상호 비교한 결과이다. 유기용매 및 증류수 추출액의 경우, 다사 (KH5)와 금호대교 부근 (KH4)에서 채집된 퇴적물의 독성이 KH2와 KH3 정점의 것보다 높게 나타났다. 이

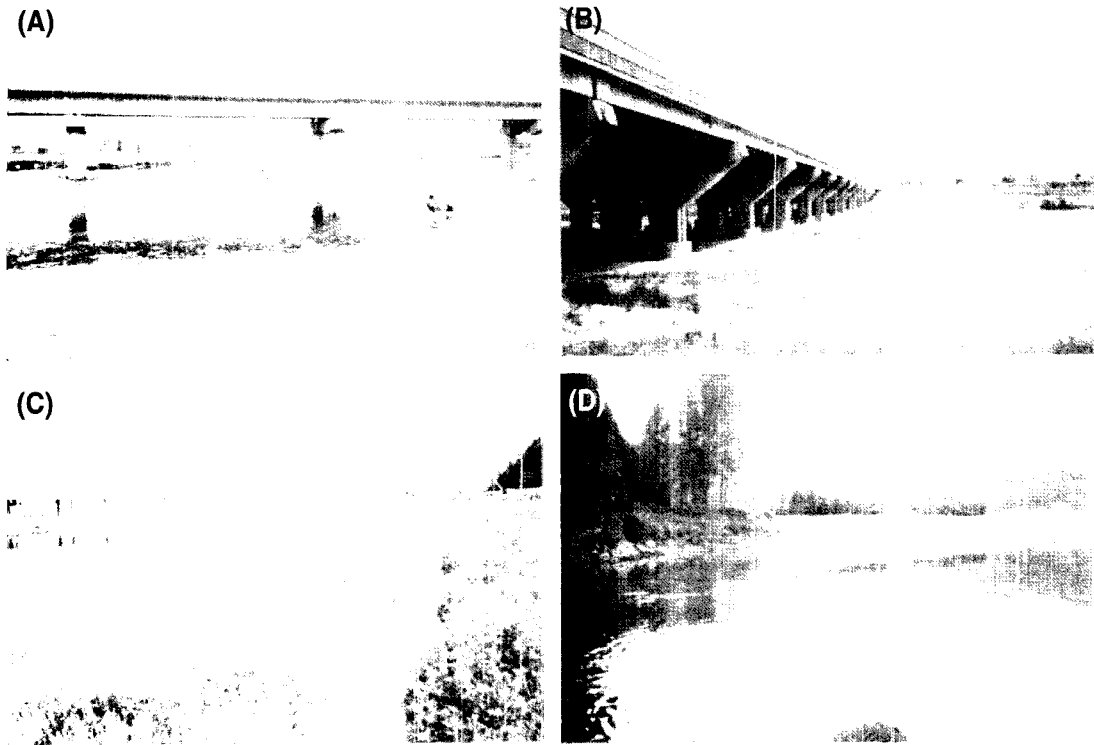


Fig. 2. Landscape for sampling sites in Keumho river, KOREA.

(A) Keumchang-gyo (KH1), (B) Paldal-gyo (KH3), (C) Keumh odae-gyo (KH4), (D) Dasa region (KH5).

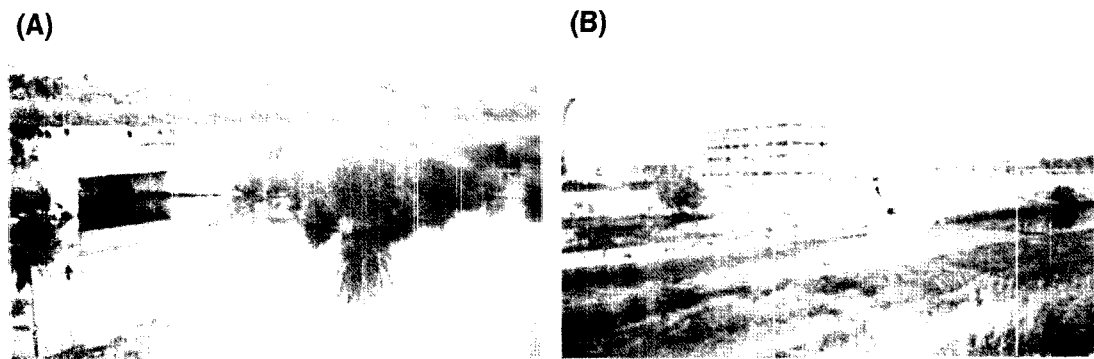


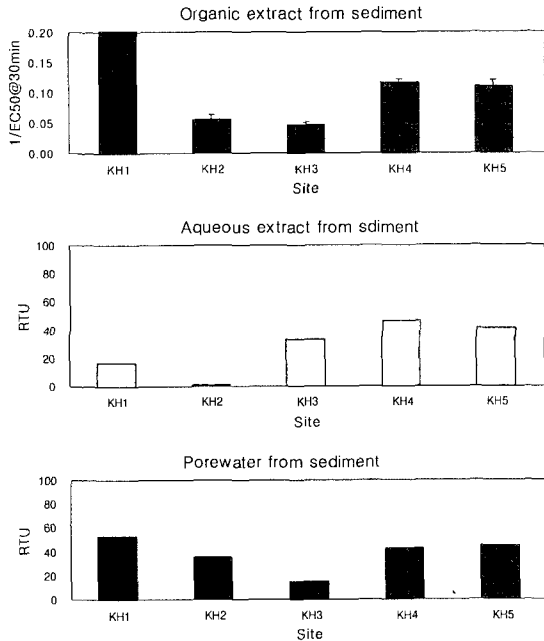
Fig. 3. Effluent of domestic waste water as well as industrial waste water treatment plant in Keumho river, KOREA.

(A) domestic waste water, (B) industrial waste water treatment plant.

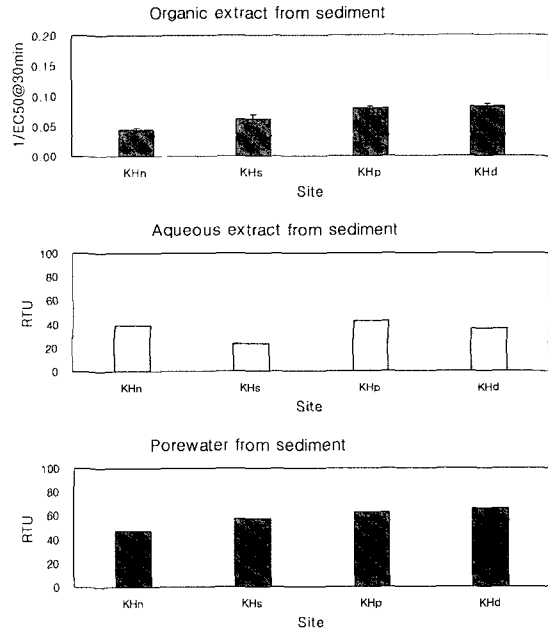
와는 달리, 공극수의 상대적 독성은 각 정점간 차이가 나타나지 않았다. 조사 정점 중 최상류에 위치한 KH1의 상대적 독성이 매우 높은 이유에 대하여는 주변 오염원 분포와 연계한 정밀 조사 및

분석이 추후 진행되어야 할 것으로 사료된다.

조사대상 구역 내 대표적 유입지천수가 금호강 환경에 미치는 영향조사 일환으로 KH1과 KH2 사이에 남천, KH2과 KH3 사이의 신천, KH3과



**Fig. 4.** Relative toxicity of organic extract, aqueous extract and porewater of sediment in Keumho river.  
 \*RTU means the relative toxic unit.  
 \*\*The height of bar indicates the level of toxicity.



**Fig. 5.** Relative toxicity of organic extract, aqueous extract, and porewater of sediment collected from each by-streams on Keumho river.  
 \*KHn, KHs, KHp, and KHd means Namcheon, Shincheon, and Dalseocheon, respectively.

KH4 사이의 팔거천 및 달서천의 합수지점 직전 퇴적물의 독성을 앞서 서술한 것과 동일한 방법으로 검색하였다 (Fig. 5). 팔거천과 달서천의 경우, 퇴적물의 유기용매 추출물 독성이 남천이나 신천의 것보다 강하게 나타났다. 이 결과로부터 팔거천과 달서천의 오염물질이 남천이나 신천의 경우보다 금호강 수질에 미치는 영향이 훨씬 큰 것을 예측할 수 있다.

수질오염이 심각한 금호강이 위치한 대구는 섬유와 기계관련업이 집중적으로 위치해 있으며, 특히 직물 편중도가 높은 것이 두드러진 특징이다. 대구 내에서의 제조업체의 분포를 보면 대체로 북구와 서구에 집중되어 있는데, 북구에는 노원동의 대구 제3공업단지를 중심으로 대구모의 기계, 섬유제조업체가 분포하고 있다. 대구의 서구에는 비산염색공단과 서대구공업단지를 중심으로 염색·섬유·기계·화학제조업체가 집중분포하며, 그 외 동부 경산가도의 고산동에서 경산시에 이르는 일대에 섬유제조업체가 밀집되어 있다. 북에서 남으로 흐르는 팔거천은 상류로 주거지역을

거치고 하류에는 공장들이 위치해 있으며, 달서천의 경우 비산염색공단과 서대구 공업단지를 끼고 있는 지천이다. 반면 신천의 경우 남에서 북으로 대구시의 대규모 주거지역을 관통하므로 생활오염원이 많을 것으로 예상되었으나 하천정비가 되어 있어 Microtox 독성값이 타 지천에 비해 조금 낮았다. 남천의 경우 주위로 오염원이 거의 없었다. 이와 같은 금호강 지천의 오염원 분포는 본 연구의 결과와 일치함을 확인할 수 있었다.

한편, 가장 독성이 크게 나타났던 정점 KH4(금호대교) 및 KHp(팔거천) 시료의 유기용매 및 증류수 추출액의 EC<sub>50</sub> 변화를 측정할 결과 (Fig. 6), 5, 15, 및 30분 등 Photobacterium phosphoreum의 노출시간별 EC<sub>50</sub> 값의 변화에는 유의성 (p<0.05)이 없었다. 또한 유기용매 추출물의 EC<sub>50</sub> 값이 증류수 추출액의 값보다 월등히 낮았다. 이 결과로 미루어 보아 퇴적토의 독성은 금속류에서 기인하기보다는 유기화학 물질류로부터 발생하는 것으로 사료된다.

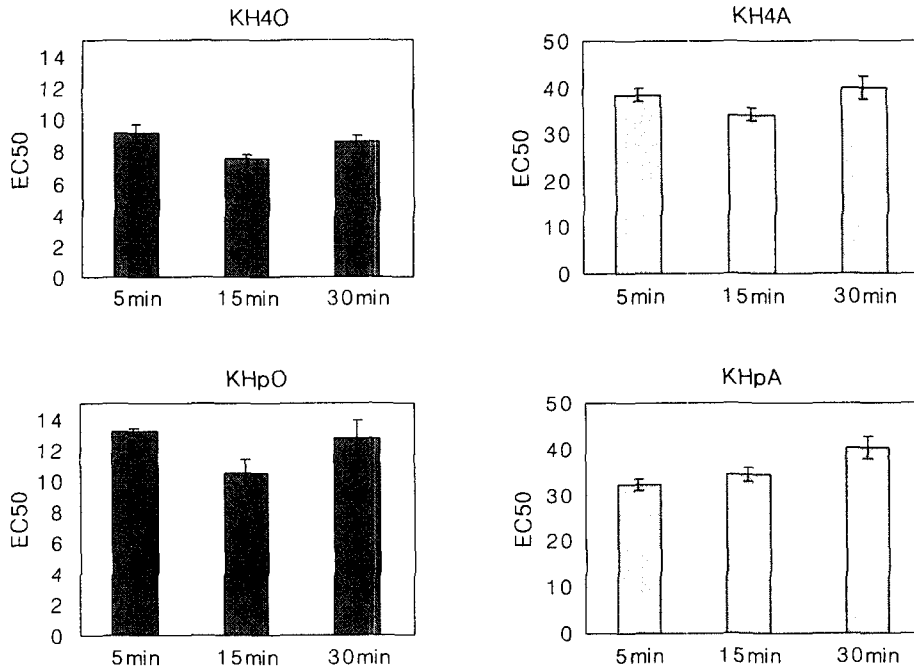


Fig. 6. Change of Microtox EC<sub>50</sub> values as time of incubation with either organic or aqueous extract from sediment collected at KH4 and KHp site.

\*KHxO and KHxA means organic and aqueous extract from sediment of KHx, respectively.

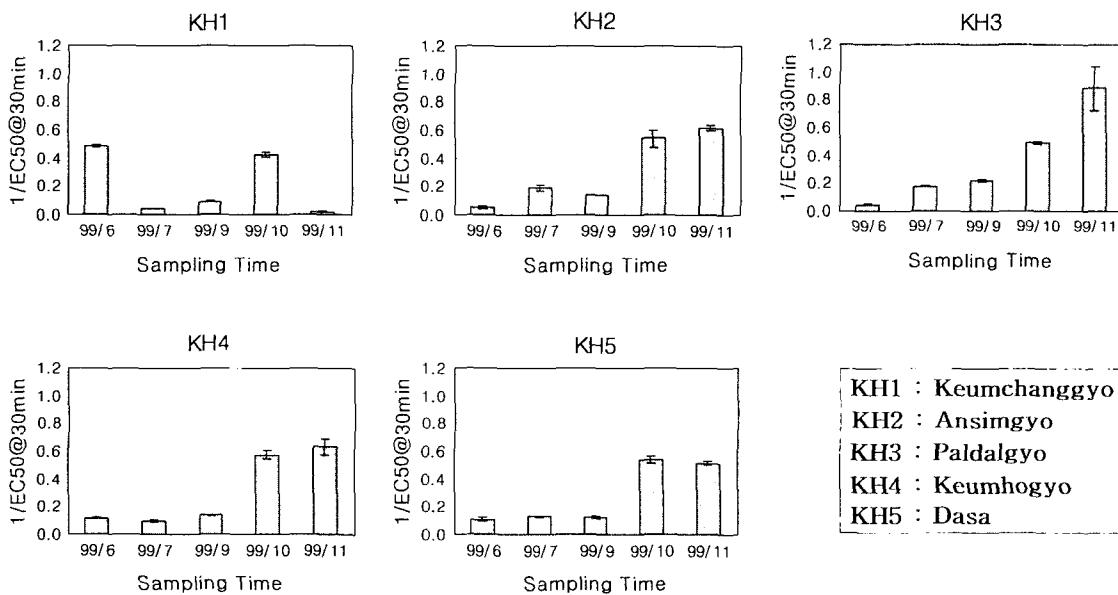


Fig. 7. Change of 1/EC<sub>50</sub> for each sites in Keumho river.

\*Microtox toxicity was measured with organic extract of sediment.

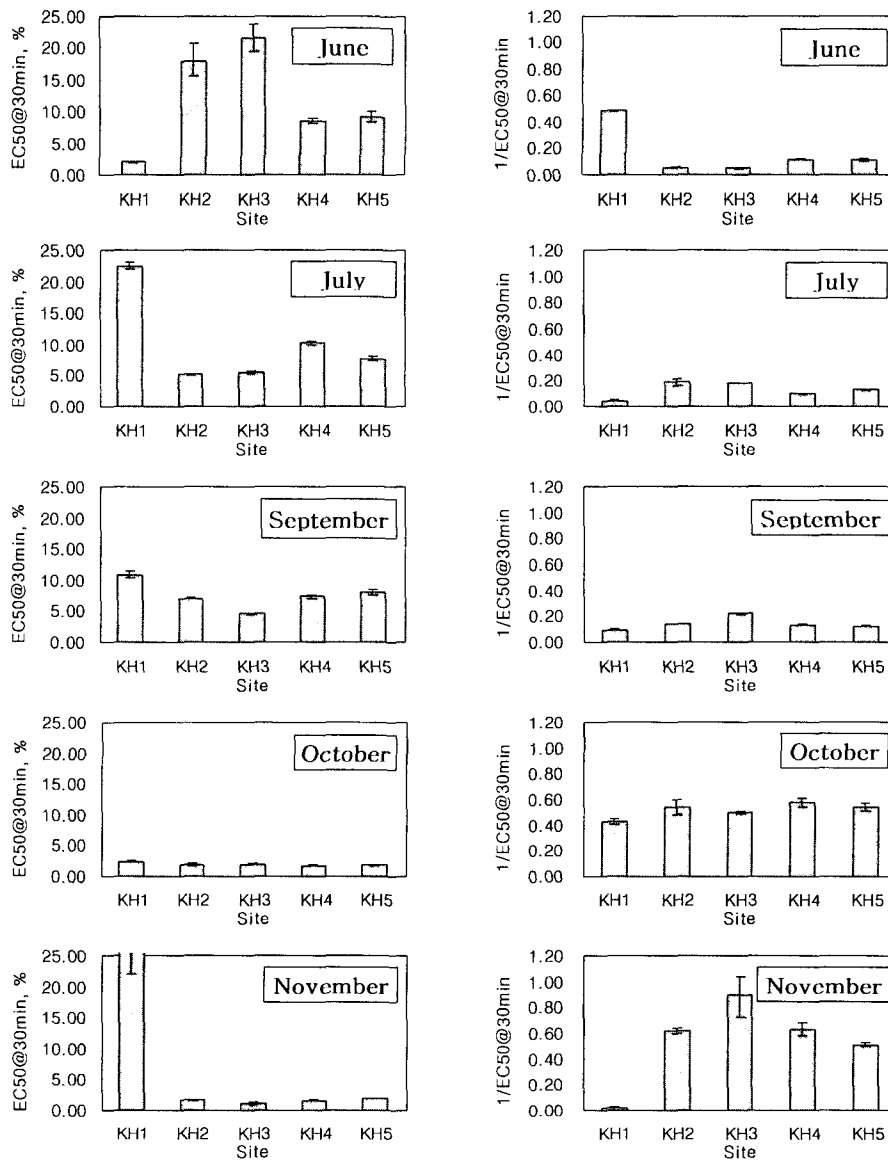
- KH1 : Keumchanggyo
- KH2 : Ansimgyo
- KH3 : Paldalgyo
- KH4 : Keumhogyo
- KH5 : Dasa

## 2. 금호천 공통정점의 시료채취 시기별 및 정점별 독성 변화

### 1) 유기용매 추출액의 경시적 독성변화

Fig. 7은 각 공통 정점들의 퇴적물 독성을 1개월 간격으로 측정된 결과이다. 모든 정점에서 채취 시기별로 큰 폭의 독성값 변화가 있었다. KH1의 경우 6월, 10월에 다른 달의 경우보다 높았고,

KH2, KH3, KH4, KH5의 경우 6월, 7월, 9월에 비해 10월, 11월에 독성이 높았다. 이 중 KH4와 KH5의 경우 6월, 7월, 9월에는 일정한 값을 유지하는 것으로 관측되었다. KH3의 경우 경시적으로 독성이 높아짐을 알 수 있었다. 6개월간 가장 독성이 높은 정점은 KH3의 11월 시료였다. 한편, Fig. 7은 1개월 단위로 측정된 공통정점의 독성값



**Fig. 8.** Comparison of EC<sub>50</sub>s and relative toxicity (1/EC<sub>50</sub>) for each study sites in Keumho river.  
\*EC<sub>50</sub> value was obtained from organic extract of sediment.

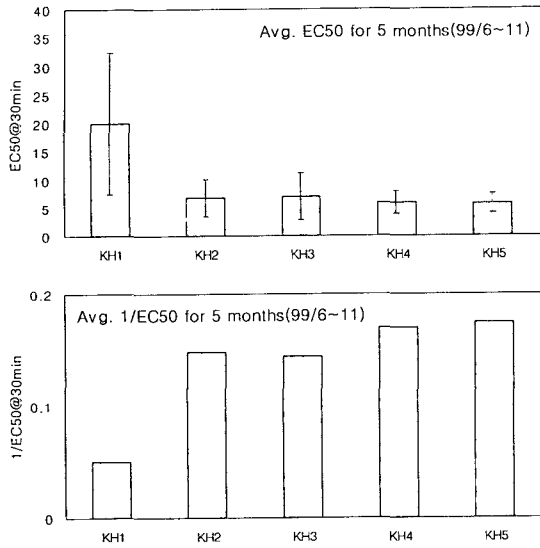


Fig. 9. Comparison of overall EC<sub>50</sub>s and 1/EC<sub>50</sub> for each sampling sites in Keumho river.

\* Data represents the mean of five EC<sub>50</sub> values obtained from monthly collected sediments from 99/6 to 99/8.

들을 각 정점간 비교한 그림이다. 금호강 상부에서 하부로 이동할 수록 독성이 커지며, 정점 KH4 이후는 독성의 변화가 크게 없는 것으로 나타났다. 이상의 결과들로부터, 금호강의 조사 대상 정점들이었던 KH2~KH5에서는 하절기보다 10월 이후의 퇴적물 독성이 증가되고 있는 것으로 판단되었다. 그러나, 10월 이후 퇴적물 독성 증가 원인에 대하여는 향후 지속적 연구를 통하여 밝혀야만 하는 과제라 사료된다.

Fig. 8은 공통정점들의 6, 7월, 9월 독성값 평균과 10월, 11월 독성값 평균을 비교한 그림이다. 두 그림을 비교할 경우, KH1을 제외한 나머지 모든 지역에서 큰 차이를 보이며 10월, 11월에 독성이 높아졌다. 이것은 우기와 건기에 강우 빈도수의 차이에 의해 독성값이 변한 것으로 사료된다.

기상대의 발표자료에 따르면 대구지방은 연평균강수량이 979.3 mm, 건조지수(乾燥指數)가 43.3으로 나타나 습윤지역에 속하나, 전국적으로 볼 때 대구지방은 비교적 과우지역(寡雨地域)에 속한다. 강수의 계절적 분포는 6~9월에 연강수량의 67.4%가 내리며, 특히 7월에는 200.2 mm로 연강

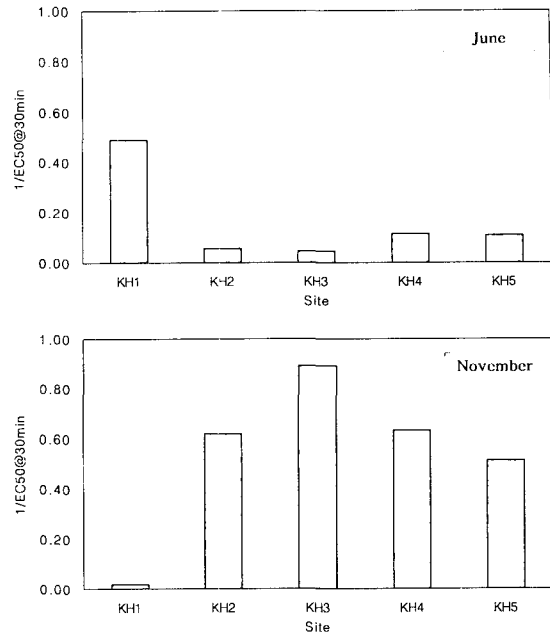


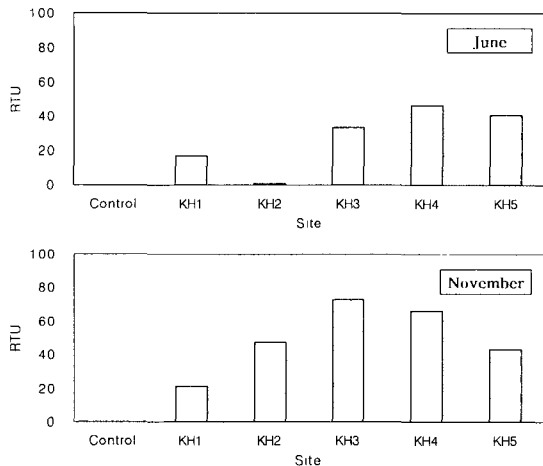
Fig. 10. Relative toxicity of organic extracts obtained from each sites in Keumho river at June and November, 1999.

수량의 20.4%가 내린다. 반면, 겨울은 건기(乾期)가 되어 12~2월 사이의 강수량은 연평균강수량의 7%에 불과한 67.7 mm를 보인다. 따라서 대구 지역의 우기인 6~9월에 비해 건기에 해당하는 10~11월에 금호강의 수질오염이 심각한 것으로 확인되었다.

2) 유기용매 추출액과 증류수 추출액의 경시적 독성변화 비교

Fig. 9와 Fig. 10은 공통정점의 증류수 추출액과 유기용매 추출액에 대한 6월과 11월 독성값을 비교한 그림이다. KH1을 제외한 모든 정점에서 증류수 추출액과 유기용매 추출액의 독성 수준 차이가 비슷한 패턴을 보이고 있다. 하절기인 6월에는 상류(KH1)에서 하류(KH5)로 내려갈수록 독성이 증가되는 양상으로 나타났다. 그러나 추계 시점인 11월에는 KH3을 정점으로 상·하류 사이의 독성 수준 차이가 관측되고 있다. 이러한 현상은 KH2와 KH3 사이에 Microtox 독성을 유발시키는 물질의 유입이 있음을 시사해 주고 있다.





**Fig. 11.** Relative toxicity of aqueous extracts obtained from each sites in Keumho river, at June and November, 1999.  
\*RTU means the relative toxic unit.

**요 약**

1. 사전에 선정된 공통 조사 정점들 가운데 KH4 (금호대교)이후의 퇴적물 독성이 상부의 것보다 크게 나타났다. 즉, 정점 KH3과 KH4, 그리고 KH4와 KH5 사이에 독성물질 유입원이 있는 것으로 판단되었다.
2. 하천 퇴적물의 독성 수준에 영향을 주고 있는 물질의 종류와 배출원 파악이 필요하였다. 이러한 내용을 향후 계속적 연구 및 조사를 통하여 수행되어야 하는 과제라 사료된다.
3. 퇴적물 시료의 채취 시점에 따라서 동일 정점의 독성 변화가 심하였다. 유해화학물질에 의한 오염 수준과 하천 생태계의 영향을 예측하기 위해서는 하천 퇴적물을 대상으로 경시적으로 독성의 변화를 계속 관측하는 것이 필요하다고 판단되었다.

**감사의 글**

본 사업은 환경공학기술 개발연구사업 (과제명 : 생태위해성 예보체계의 개발)의 일환으로 환경부로부터 지원받아 연구수행되었습니다. 본 연구 수

행시 많은 도움을 주신 한국화학연구원 환경독성팀에게 감사드립니다.

**참 고 문 헌**

김범철, 최광순, 심수용. 비점오염원으로부터 인의 홍수유출, 하천 · 호수의 수질조점과 유역관리에 관한 한일 공동세미나 proceeding 1997; 165-177.

배철한. 연근해 해양 퇴적물의 건강성 평가 : Microtox 시험 기법의 확립과 적용, 1999.

이성규, 심점순, 김용화, 노정구. 어류, Daphnia 및 조류와 Ames' Test를 이용한 산업폐수의 환경독성 및 유전독성 평가, Korean Society on Water Quality 1991; Vol. 7, No. 2, 100-109.

환경부. 수질오염도 자료, 1999.

Carr RS, Long ER, Windom HL, Chapman DC, Thursby G, Sloane GM and Wolfe DA. Sediment quality assessment studies of tampa bay, Florida; National Biological Service, Texas Gulf Coast Field Station, Texas A/M University-Corpus Christi, 6300 Ocean Drive, Corpus Christi, TX 78412, USA. Environmental Toxicology and Chemistry, 1996; Vol. 15, issue 7 p1218-1231.

Cheung YH, Neller A, Chu KH, Tam NFY, Wong CK, Wong YS and Wong MH. Assessment of Sediment Toxicity Using Different Trophic Organisms Arch Environ. Contam. Toxicol. 1997; v32, n3, p260 (8).

Giesy JP, Graney RL, Newsted JL, Rosiu CJ, Benda A, Kreis RG and Horvath FJ. Comparison of three sediment bioassay methods using Detroit river sediment. Environ. Toxicol. Chem. 1998; 7: 483-498.

Giesy JP and Hoke RA. Freshwater sediment quality criteria: Toxicity bioassessment sediment, Chem & Toxicity of in-place pollutants workshop Proc. 1990; Novara, Italy, pp. 265-348.

Gloss SP, Mayer LM and Kidd DE. Advective control of nutrient dynamics in the epilimnion of a large reservoir. Limnol. Oceanogr. 1980; 25: 219-228.

Guzzella L. Comparison of test procedures for sediment toxicity evaluation with Vibrio fischeri bacteria, Chemosphere 1998; Vol. 37, Nos 14-15, pp. 2895-2909.

Kaiser KLE. Qualitative and quantitative relationships of Microtox data with toxicity data for other aquatic species, In "Ecological Monitoring" ed. by Mervin Richardson, 1993, 197-212, VCH Publishers, New York, NY, USA.

Kay TH, Kuhn A, Pelletier MC, Burgess RM and Helms-tetter A. Use of Ulva Lactuca to distinguish pH-depen-

- dent toxicants in marine waters and sediments; U.S. Environmental protection agency, National health and ecological effects research laboratory, Environmental toxicology and chemistry 1999; Vol. 18, No. 2, pp. 207–212.
- Karuppiah M and Gupta G. Chronological Changes in Toxicity of and Heavy Metals in Sediments of Two Chesapeake Bay Tributaries. *J. Hazard Mater* 1998; v59, n2–3, p159 (8).
- Karuppiah M and Gupta G. Impact of point and nonpoint source pollution on pore waters of two chesapeake bay tributaries; Department of natural sciences, University of Maryland eastern shore, princess anne, MD 21853, USA. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 1996; Vol. 35, issue 1 p81–85.
- Pardos M, Benninghoff C, Thomas RL and Khim–Heang S. Confirmation of elemental sulfur toxicity in the Microtox<sup>(TM)</sup> assay during organic extracts assessment of freshwater sediments. *Chemistry* 1999; Vol. 18, Issue 2, pp. 188–193.
- Pastorok R and Becker DS. Comparative sensitivity of sediment toxicity at three superfund sites in Puget Sound. In : Landis G.W., van der Schalie W.H. (eds). *Aquatic toxicology and risk assessment* : Vol. 13, ASTM ATP 1096. American Society for Testing and Materials 1990; Philadelphia, 123–139.
- Ringwood AH, DeLorenzo ME, Ross PE and Holland AF. Interpretation of Microtox<sup>(TM)</sup> Solid–Phase Toxicity Tests : the Effects of Sediment Composition, *Environ. Toxicol. Chem.* 1997; v16, n6, p1135 (6).
- Salizzato M, Pavoni B, Ghirardini AV and Ghetti PF. Sediment Toxicity Measured Using *Vibrio fischeri* as Related to the Concentrations of Organic (PCBs, PAHs) and Inorganic (Metals, Sulphur) Pollutants. *Chemosphere* 1998; v36, n14, p2949 (20).
- SETAC98 : Handout material for short course on confounding factors related to marine sediment toxicological testing, SETAC 1998.
- Sprang PA, Van Janssen CR, Sabayasachi M, Benijts F and Persoone G. Assessment of ammonia toxicity in contaminated sediments of the upper scheldt (Belgium). *Chemosphere* 1996; Vol. 33, No. 10, pp. 1967–1974.
- Weber CI *et al.*, 1989; Short–term Method for estimating the chronic toxicity of effluent and receiving water to freshwater organism. U.S. EPA/600/4–89/001.