

서울市 隣近의 漢江 本流 및 支流에 對한 河床 底質의 重金屬汚染 評價

魚秀美 · 李弘根*

서울特別市 保健環境研究院, *서울大學校 保健大學院

An Assessment of the Heavy Metal Contamination of Sediment in Main Stream and Tributaries of the Han River in the Vicinity of Seoul

Soo-Mi Eo and Hong-Keun Lee*

Seoul Metropolitan Government Institute of Health and Environment,
School of Public Health, *Seoul National University

ABSTRACT

This study was performed to investigate and assess the heavy metal contamination of sediment in main stream and tributaries of the Han-river in the vicinity of Seoul. Sediment were sampled at eight locations of main stream and eighteen locations of tributaries in the spring, summer, and fall in 1993. Six heavy metals of Cd, Cu, Pb, Zn, Cr, and Hg, were assessed.

For an assessment of heavy metal contamination in sediment, the assessment method of Hakanson was modified to estimate for Han-river, then classification method of Muller in sediment quality was applied.

For an assessment of contamination in each heavy metal, Contamination factor C_i which was defined the ratio of concentration of i heavy metal in investigated location to background concentration of i heavy metal in uncontaminated upper area was used. The sediment quality in each heavy-metal was classified as follows; if $C_i < 1$, Class I for Non contamination, if $1 \leq C_i < 3$, Class II for Low contamination, if $3 \leq C_i < 6$, Class III for Moderate contamination, if $6 \leq C_i < 12$, Class IV for Considerable contamination, and if $C_i \geq 12$, Class V for High contamination.

For an assessment of contamination in each location, Degree of contamination, $C_{dk} = \sum_{i=1}^6 C_i^p$ was used. The sediment quality in each location was classified as follows; if $C_{dk} < 6$, Class I for Non contamination, if $6 \leq C_{dk} < 12$, Class II for Low degree, if $12 \leq C_{dk} < 24$, Class III for Moderate degree, if $24 \leq C_{dk} < 48$, class IV for Considerable degree, and if $C_{dk} \geq 48$, Class V for High degree of contamination. When above method was applied to the Han-river, it ranged from Class I to Class IV and the percentage of Class IV was only 10.7% being relative lower contamination degree than other countries.

Keywords : Han-river, sediment, heavy metal contamination, assessment.

I. 序 論

底質이란 河川, 湖沼와 海域等의 水底 堆積物과 表層土를 말하며 이는 水環境內의 化學的, 機械的 및 物理的 分解 過程의 產物로 여러 가지 汚染物質이 蓄積되어 水質과 더불어 水域 汚染 現象을 파악하는 重要한 指標가 된다.¹⁾ 특히 底質은 그 水域에 長期間

滯留하기 때문에 流動的인 河川水 性狀을 累積的으로 표현하므로 一定 期間의 汚染 狀態를 反映하는 汚染 指標로 價値가 있으며 또한 水質의 常時 監視의 未備點을 補充하는 意味를 갖는다.^{2) 4)}

이렇듯 底質이 水環境에서 汚染指標로서 重要한 예도 불구하고 世界的으로 底質汚染度에 대한 正確한 資料나 評價 方法이 設定되어 있지 않은 實情이며

더욱이 國內에서는 底質 汚染度 評價에 관한 資料는 없다. 이는 底質中 有害物質 含有量이 底質粒徑, 有機物質量, 季節別 差異, 水環境의 變化, 底質의 垂直分布, 地質, 流速 等에 따라서 差異를 나타내므로 이들 變數의 流動性때문에 底質 汚染度에 대한 實驗 方法 및 評價가 合 點을 찾지 못한 채 다양하게 이루어져 왔기 때문이다. 따라서 이들 變數를 勘案하여 漢江 및 國內 다른 江에도 適用할 수 있는 底質 汚染度 評價 方法을 摸索하는 것은 水質污染 管理 側面에서 必須 不可缺한 일이라 하겠다.

이들 變數中 底質 粒徑에 관한 研究를 살펴보면, Marron과 Ramesh 등은 底質 粒徑別로 微細한 粒子일수록 表面的이 넓어서 高濃度의 金屬을 含有한다고 하였으며,^{5,6)} 이를 根據로 Sakai 등은 底質 粒徑이 큰 粒子(coarse sand)의 重金屬 濃度を background value라고 假定하고, 이에 대한 clay & silt 粒徑의 濃度を 汚染比로 設定하여 外部 起因性 重金屬 汚染度를 評價하였다.^{2,7)}

Dojlido 등은 底質에서 金屬 蓄積은 有機物質量에 따라 달라진다고 했으며, 有機物質이 豊富할수록 微細한 有機物 表面에 金屬이 吸着하여 金屬 放出量이 낮고 따라서 底質中 金屬濃도가 높다고 하였다.^{8, 10)} 또한 重金屬 대부분이 서로 陽의 相關關係를 갖는다고 하였다.^{6, 11, 13)}

季節別로 底質 移動은 洪水期間 동안 顯著하며, 移動 기전은 수리학적, 地形學的 關係가 깊다고 하였으며, 底質移動은 크게 4가지로 浸蝕, 水平, 垂直 移動 및 壓縮 등으로 移動하며 雨期 以後 底質 移動으로 重金屬 濃도가 減少한다고 하였다.^{13, 16)} 또한 Rego 등은 季節別 底質移動이 乾期에 2.6 mm/month, 雨期에 72 mm/month로 有意하게 差異가 있었으나 汚染物質 濃도는 有意한 差異가 없었다고 하였다.¹⁷⁾

水質에 影響을 주는 것이 底質 表層部의 堆積物이며,¹⁸⁾ Prohic 등은 底質의 垂直分布를 통해서 深層으로 갈수록 重金屬 濃도가 減少하여 一定한 深層에서의 濃度を background value로 하고, 表面層에서의 重金屬 濃度 增加를 外部 起因性 汚染으로 評價하였다.¹⁹⁾ 그러나 이에 대한 研究는 Gonzalez 등은 汚染 地域과 非汚染 地域에 따라 差異가 크다고 하였으며 특히 非汚染 地域보다 汚染 地域 濃度 差異가 크다고 하였다.^{20, 22)} 以上の 報告와 같이 底質中 重金屬 垂直 分布는 그 地域의 過去 汚染歷을 나타내지만 深層部 底質을 background로 使用하여 汚染度를 評價하는 것은 問題點이 있다고 하겠다.

地質學的 特性에 관한 研究로서는 Martincic 등은

底質 重金屬 解析은 단지 粒子狀 特徵만으로 解析하는 것은 不適切하고 岩石學的, 地質學的 接近이 필요하며, background 計算에서 이를 考慮하지 않는다면 잘못된 結論을 誘導할 수 있다고 하였다.²³⁾

底質은 물의 流速에 따라서 河川의 유심부는 물의 流動이 커서 모래, 자갈이 많고, 연안부는 流速이 緩慢하여 silt, 粘土質이 堆積하여 이곳에 汚染物質이 堆積한다.^{18, 24)} 또한 물의 turbulence도 底質과 金屬 結合에 影響을 미치는 重要한 要因이 되어 잦은 fluctuation이 重金屬 吸着率을 낮게 한다고 보고하였다.²⁵⁾

水環境의 變化에 따라 Forstner 등은 底質에 含有된 金屬의 溶解度는 pH, Redox Condition, 有機複合物, 鹽度 等에 따라 影響을 받는다고 하였으며, pH가 4일 때 Cd의 98%, Mn의 91%, Cu 84%, Cr 45%, Pb이 17% 溶出된다고 하였다.²⁶⁾

이렇듯 底質 重金屬 濃도에 미치는 多數의 變數를 勘案하여 本 研究에서는 底質粒子中 粒子크기에 따른 影響을 最少化하기 위해 外部 起因性 汚染을 評價하는데 가장 有用한 silt & clay(<63 μm) 粒子를 選別하고, 季節別 變動을 살펴보기 위해 雨期和 乾期의 濃度差를 測定하고, 有機物質 濃도와 重金屬 濃도와의 相關性等을 살펴보고자 한다.

底質 重金屬 汚染度 評價 方法은 위에서 言及한 바 있는 底質 粒徑別 濃度 差異로 評價하는 方法, 同一 地域의 深層部 底質의 濃度を background 濃도로 하여 表層部 濃도와 差異로 評價하는 方法等 여러 가지가 있으나, 이들 方法中 前者는 底質 粒徑 分布가 골고루 分布해야 하는 制限點을, 後者는 深層部 底質 濃度の 汚染 可能性 等の 制限點을 갖고 있다. 따라서 本 研究에서는 世界的으로 學者들에 게서 가장 많이 使用되고, 또한 漢江의 底質 粒徑이 골고루 分布하지 않는 등의 特性을 考慮하여 漢江 底質에 適用하기에 가장 妥當하다고 생각되는 方法, 即 上流 非汚染 地域의 濃度を background 濃도로 하여 이를 基準으로 汚染比(C_i =測定 對象地域의 i 重金屬 濃度/非汚染 地域의 i 重金屬 濃度)를 算出하여 이 汚染比로 重金屬 汚染 程度를 評價하는 方法을 使用하고자 한다. 여기서 本 研究의 background 濃도는 漢江의 地質學的 特性을 考慮하여 北漢江 上流 非汚染 地域을 選定하여 使用하였다.

本 研究의 目的은 첫째, 漢江 河床 底質 重金屬 汚染度 現況을 把握하고 둘째, 漢江 河床 底質에 適切한 汚染度 評價 方法을 利用하여 漢江 河床 底質의 重金屬 汚染度를 評價하고 셋째, 漢江 底質에 包含된 重金屬 濃도가 水環境 生態系에 有害성이

있는지 다른 學者들의 研究 結果를 토대로 推定하고 넷째, 이들 汚染度 資料를 통해 底質 重金屬 蓄積의 地域別 差異, 季節別 차이, 汚染物質 排出量과의 相關性, 重金屬 및 有機物質 項目間的 相關性等的 分析을 통해 底質 重金屬 汚染度の 變動을 살펴보는 데 있다. 마지막으로 이 評價 方法을 통해 向後 漢江 뿐 아니라 國內 다른 江 및 湖水의 底質 汚染度を 重金屬別, 地域別로 評價하는데 活用할 수 있도록 하며, 이를 통해 水質汚染源을 適切히 管理하도록 함에 있다.

II. 調查對象 및 分析方法

1. 試料採取

1) 試料採取 地點

(1) 漢江 流入 支川

支川中 서울시를 흐르는 탄천, 중랑천, 안양천 水系는 그 發源地가 各各 경기도 용인군, 경기도 양주군, 경기도 의왕시로²⁷⁾ 서울시와 상당히 떨어진 地域이므로 本 研究에서는 서울 地域의 底質 汚染度を 把握하고자 採取地點을 서울시를 境界로 漢江 本流 流入前까지 거리별로 3等分하여 採取하였으며, 탄천은 과천시에서 흐르는 양재천과 이들 合流 地點을 採取하였다. 또한 옥천과 불광천은 모두 북개 되어 漢江 本流 合流前 地點에서만 採取가 可能하였다.

경기도 남양주군, 구리시, 미금시를 貫通하는 왕숙천은 汚染源이 적은 밤섬유원지를 시작으로 4개 地點을 採取하였는데 이는 왕숙천 下流쪽에 汚染源이 密集되어 이 地域의 汚染度を 좀더 正確히 把握하고자 地域을 細分化하였다. 또한 경기도 고양군에 位置한 창릉천은 重金屬 排出源이 比較的 적은 地域이며 河川 길이도 짧아 上流와 下流 兩 地點에서 採取하였다.

이렇게 漢江 流入 支川別로 18개 地點을 採取하였으며 그 地點은 Fig. 1, Table 1과 같았다.

(2) 漢江 本流

本流는 배를 타고 採取해야 하므로 잠실수중보에서 신곡수중보 사이를 採取하였으며, 支川 合流 地點 3地點과 微細한 粒子의 採取가 可能한 國 5個 地點을 選擇하여 總 8개 地點에서 採取하였으며, 그 地點은 Table 1, Fig. 1과 같다.

2) 試料採取 方法

試料는 微細한 粒子를 採取하기 위해 比較的 流速이 느린 연안부에서 採取하였으며 支川은 배를 타고 들어가지가 不可能하므로 支川 옆에서 採泥機

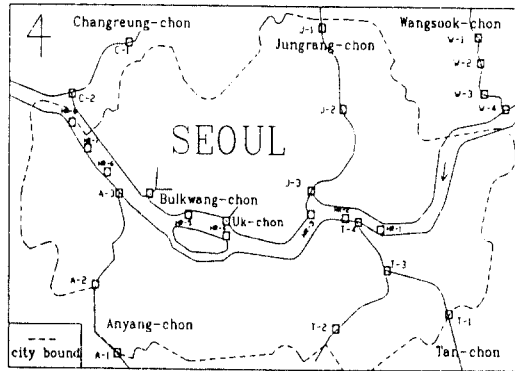


Fig. 1. Sampling sites at the Han-river.

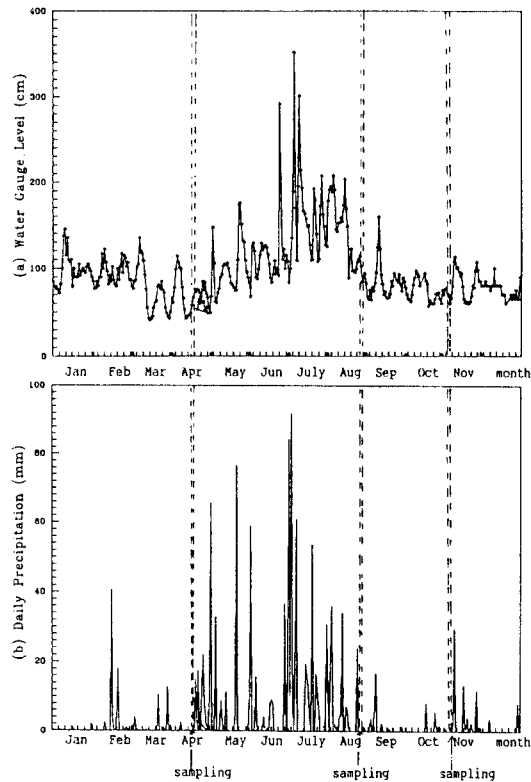


Fig. 2. Water gauge levels (a) at Indo bridge of the Han-river and daily precipitation (b) at Seoul area in 1993.

를 던져서 底質 表面層을 긁어내야 하므로 SK Type Bottom Sampler(ES-02, 日本 杉山元醫器器 製作)를 使用하였다. 各 試料는 底質 重金屬 吸着 濃度の 差異를 勘案하여 한 地點에서 약 50 m 반경으로 3 곳씩 採取하여 이들을 각각 測定하여 平均值를 算

Table 1. Sediment sampling sites in tributaries and main stream of the Han-river

Tributaries and main stream	Sign	Sites
Main stream of the Han-river	HR-1	Front of Jamsil Ferry
	HR-2	About 1 km downstream from the confluence of Tan-chon and main stream
	HR-3	About 1 km downstream from the confluence of Jungrang-chon and main stream
	HR-4	Front of Yoido Ferry
	HR-5	Front of Danginri Power Plant
	HR-6	About 1 km downstream from the confluence of Anyang-chon and main stream
	HR-7	Front of City Development Apt. in Kayang
	HR-8	Front of Kayang Sewage Treatment Plant
Tributaries of the Han-river Wangsook-chon	W-1	Front of Bamseom Park
	W-2	Upstream of the bridge of Jinkwan
	W-3	Downstream of the bridge of Wangsook
	W-4	Upstream of the confluence of Wangsook-chon and main stream of the Han-river
Tan-chon	T-1	Downstream of the bridge of Daewang
	T-2	Upstream of the bridge of Woomyun
	T-3	The confluence of Yangjae-chon and Tan-chon
	T-4	Upstream of the confluence of Tan-chon and main stream of the Han-river
Jungrang-chon	J-1	Downstream of the bridge of Nowon
	J-2	About 1 km downstream from the bridge of Wolreung
	J-3	Upstream of the confluence of Jungrang-chon and main stream of the Han-river
Uk-chon	UK	Upstream of the confluence of Uk-chon and main stream of the Han-river
Bulkwang, Hongjae-chon	BH	Upstream of the confluence of Bulkwang, Hongjae-chon and main stream of the Han-river
Anyang-chon	A-1	Upstream of the bride of Kia
	A-2	Downstream of the bridge of Anyang
	A-3	Upstream of the confluence of Anyang-chon and main stream of the Han-river
Changreung-chon	C-1	Downstream of the bridge of Deoksoo
	C-2	Upstream of the confluence of Changreung-chon and main stream of the Han-river

출하였다. 本流에서의 試料採取를 위해서는 直接 배를 타고 들어가서 江 연안부에서 Ponar Grab Sampler(ES-01, 日本 杉山元醫理器 製作)로 採取하였으며, 이때는 微細한 粒子의 底質을 찾기가 어렵고 1회 採取量이 少量이라서 2~3회 採取한 것을 한 개의 시료로 混合하여 使用하였다.

試料採取 時期는 乾期와 雨期의 底質 汚染度 差 異를 살펴보기 위해 季節別로 1993년 봄(4. 19~22),

여름(8. 24~27), 가을(11. 9~12) 3회에 걸쳐 支川은 1회에 3곳씩 採取하여 한 地點當 9개의 試料를 採取하였으며, 이때 乾期(봄, 가을)와 雨期(여름)의 差 異는 Fig. 2에서 보는 바와 같이 서울 地域 降水量 및 영점 표고를 基準으로한 漢江 水位(인도교 測定)에서 잘 나타나고 있다.²⁸⁾

또한 底質을 採取한 支川의 同一 地點에서 水質 測定을 위해 支川水를 採取하였으며, 本流에서는

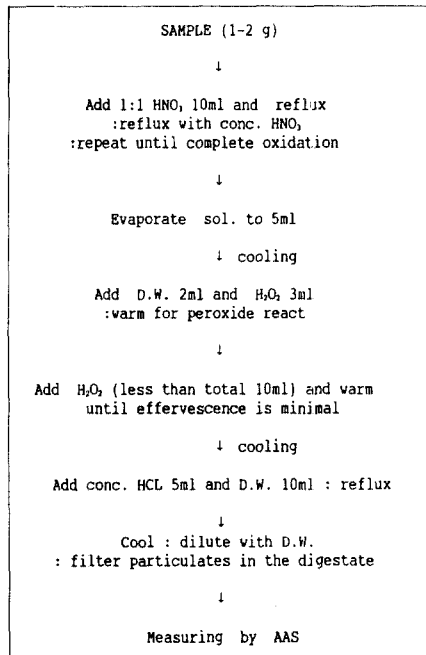


Fig. 3. Procedure of acid digestion for sediments by EPA method 3050.

既存測定資料들에 의하면 大部分 重金屬이 거의 極微量 含有되어 있어서 檢出 限界 以下로 檢出되므로 除外시켰다.

2. 試料分析 方法

採取한 試料는 自然 乾燥시킨 후 체 진탕기(國產, HJ-216)를 사용하여 표준망체 230 mesh(0.062 mm)로 silt & clay 粒子(<63 μm)만 選別하여 60°C 乾燥機에서 24時間 乾燥시킨 후 重金屬 6개 項目(Cd, Cu, Pb, Mn, Zn, Cr)은 Fig. 3과 같이 미국 EPA 底質 試驗法에 따라²⁹⁾ 질산, 염산, 과산화수소로 酸分解한後 重金屬別로 段階別 稀釋하여 원자흡광광도계(A. S. : Varian SpectrAA-30)로 測定하였으며 이때 사용한 試藥은 모두 有害 金屬 測定用(염산, 질산; 日本 松野園製藥所, 과산화수소; 日本 和光純藥工業株)을 사용하였으며, 重金屬 標準液은 原子吸光分析用(日本 Junsei Chemical Co.)을 사용하였다.

水銀은 自然 乾燥시켜서 위와 같은 方法으로 silt & clay 粒子를 選別하여 水銀이 蒸發되지 않도록 45°C 以下에서 乾燥시킨 후 약 20~40 mg을 取하여 2段階 Gold amalgam으로 水銀을 포집하여 原子 狀態의 水銀을 冷原子吸光法으로 檢出하는 水銀測定

專用裝置(Nippon Instrument SP-3A)로 測定하였다.³⁰⁾

水質 및 底質中 有機物質量을 測定하기 위해 강 열감량을 環境汚染公定試驗法(環境處 發行)에 의해 分析하였다.³¹⁾

3. 統計分析 方法

底質 汚染度 變動을 把握하기 위해 SAS(Statistical Analysis System)를 利用하여^{32,33)} 統計 處理하였으며 그 方法은 크게 두 가지로 나눌 수 있다.

첫째, 相關 分析을 통해 相關係數(r)와 p-Value를 算出하여 相關性을 살펴보았는데 이를 통해 汚染物 質 排出量과 底質 汚染度와의 相關性, 重金屬 및 有機物 質 項目間의 相關性, 水質과 底質 汚染度와의 相關性 등을 分析하였다.

둘째, 분산분석법(ANOVA)의 F분포를 利用하여 p-Value를 算出하여 統計의 有意性을 檢定하고 이를 다시 다중비교(multiple comparison) 方法中 Waller-Duncan K-ratio t-test를 使用하여 集團別 有意性 檢定을 하였다. 이를 통해 地域別 汚染度 差異, 水質 및 底質에서의 季節別 汚染度 差異 등을 分析하였다.

4. 汚染度 評價 方法

底質 有害物 質 汚染度를 評價하는 方法으로는 非 汚染 地域이나 深層部 底質의 濃度를 background 値로 하고 汚染된 地域의 濃度를 background 値로 나누어 汚染比(contamination ratio, contamination factor or enrichment factor)를 算出하는 境遇가 大部分이나³⁴⁻³⁷⁾ 이러한 汚染比로 有害物 質의 汚染 程度를 適切히 評價한 資料는 많지 않고 國內에서는 찾아볼 수 없었다.

따라서 本 研究에서는 底質 汚染度 評價 方法中 比較的 妥當性이 있고 다른 學者들에 의해 많이 利用되는 評價 方法인 Hakanson 評價 方法을 漢江에 適切하게 變形하여 使用하였으며 이를 Muller의 底質 汚染度에 따른 等級 表示 方法에 따라 等級을 表示하였다.

Hakanson의 評價 方法은³⁸⁾ 크게 두 가지로 나누어 說明할 수 있다.

첫째로 底質에 含有된 有害物 質中 8가지(PCB, Hg, Cd, Pb, As, Cr, Cu, Zn)의 汚染度 個別 評價 方法으로는 contamination factor(C_i =測定 地點의 i 物質의 底質表面層 濃度/i 物質의 background 濃度)를 利用하여 $C_i < 1$ 일 때 low, $1 \leq C_i < 3$ 일 때 moderate, $3 \leq C_i < 6$ 일 때 considerable, $C_i \geq 6$ 일 때 very high contamination factor라고 評價하였다.

둘째로 地域別 綜合 評價를 위해서 8가지 有害物質의 汚染比를 모두 合算하여 degree of contamination($C_d = \sum_{i=1}^8 C_i$)를 算出하여 $C_d < 8$ 일 때 low, $8 \leq C_d < 16$ 일 때 moderate, $16 \leq C_d < 32$ 일 때 considerable, $C_d \geq 32$ 일 때 very high degree of contamination이라 評價하였다.

그러나 이 方法을 漢江 底質의 汚染度 評價에 그대로 適用하기에는 background 濃度の 差異 때문에 適切하지 않아 이를 變形하여 使用하였으며, 本研究의 background濃度は 北漢江 上流 非汚染 地域인 강원도 삼복리에서 봄, 여름, 가을에 底質中 Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Zn의 濃度を 測定하고 이들 濃도가 正規分布를 한다고 假定하고 Mean + 2S.D.를 background value로 하여 各 試料의 濃度로 나눈 값을 contamination factor로 하여 評價하였다.

III. 結果 및 考察

1. 底質 重金屬 汚染度 및 有機物質 含量

漢江 本流 및 支流에서의 底質에 含有된 重金屬 汚染度 現況을 把握하기 위해 重金屬 7개 項目 即 Cd, Cu, Pb, Mn, Zn, Cr, Hg과 有機物質量을 分析하고 이를 외국江 底質에서의 濃도와 比較한 結果는 다음과 같았다.

1) 카드뮴

카드뮴은 黃酸, 製鍊, 鍍金, 合金, 顔料, 鹽化비닐 安定劑, 原子爐 等의 廢水에 의해 汚染되며, Zn 鑛石 中 특히 ZnS, ZnCO₃에 含有되어 Zn과 더불어 자연계에 널리 퍼져 있다.^{31, 39)}

實驗 結果 底質中 Cd의 濃度は 왕숙천이 봄에 平均 0.60~1.60 mg/kg, 여름에 0.56~0.85 mg/kg, 가을에 0.66~0.94 mg/kg으로 下流로 갈수록 점차 높아졌다. 탄천수계는 平均 0.54~0.84 mg/kg의 範圍로 地點別로 큰 差異를 나타내지 않았으나 下流가 比較的 높았고, 중랑천은 平均 0.57~0.85 mg/kg의 範圍로 역시 下流로 갈수록 漸次 높게 나타났다. 창릉천은 上流인 C-1이 0.71~1.11 mg/kg으로 下流인 C-2의 0.48~0.65 mg/kg보다 높았으며, 안양천은 平均 0.91~2.35 mg/kg의 範圍로 그중 A-2(안양교 밑)地點이 1.28~2.35 mg/kg으로 比較的 높았다. 옥천 및 불광천은 모두 1.0 mg/kg 未滿으로 낮았다.

本流에서는 0.59~1.27 mg/kg으로 중랑천 合流 地點인 HR-3에서 0.66~0.88 mg/kg, 안양천 合流 地點인 HR-6에서 0.82~1.27 mg/kg으로 다른 地點보다 比較的 높게 나타나 이들이 支川에서의 汚染

物質 流入傾向을 나타냈다.

그러나 漢江 底質中 Cd 濃度を 다른 나라와 比較해 보면 獨逸의 4개 강에서 0.9~22.2 mg/kg,³⁴⁾ 네덜란드 Geul강에서 3.5~51.7 mg/kg¹⁴⁾, 북 그리스의 Axios江과 Aliakmon江에서 平均 10.6 mg/kg²²⁾이 檢出된 것에 비하면 比較的 적은 양이었다.

2) 구리

구리는 自然界에 널리 分布하여 土壤中에도 2~100 mg/kg 程度 存在하며, Cu 使用量 전체의 약 70%가 電線, 電氣器械, 電動機로서 Zn, Sn과의 合金의 黃銅, 靑銅等이며 기타 주물이나 貨幣에도 利用된다.³¹⁾

實驗 結果 漢江 支川 底質中 Cu는 왕숙천에서 봄에 63.1~540.1 mg/kg, 여름에 47.6~363.1 mg/kg, 가을에 53.3~396.4 mg/kg의 範圍를 나타냈으며, 왕숙천 下流인 W-3에서 121.4~339.9 mg/kg, W-4에서 363.1~540.1 mg/kg으로 높게 檢出되었다. 탄천수계에서는 平均 42.5~167.4 mg/kg의 範圍로 下流로 갈수록 濃도가 높아졌으며, 중랑천 역시 平均 40.7~168.2 mg/kg의 範圍로 下流로 갈수록 濃도가 높아졌다. 안양천은 平均 94.9~198.1 mg/kg의 範圍로 그중 구로공단 부근인 A-2 地點이 가장 높아 114.4~198.1 mg/kg이 檢出되었으며, 옥천에서 137.0~257.7 mg/kg으로 比較的 높았다.

또한 창릉천 C-1 地點이 89.2~415.7 mg/kg으로 下流인 C-2 地點이 30.3~53.7 mg/kg에 비해 높게 檢出되었다. 以上과 같이 支川에서 Cu는 왕숙천 下流와 창릉천 C-1에서 높게 檢出되어 이들 地域의 Cu 含有 廢水의 排出源 調査 및 監視가 要求된다.

本流에서는 支川에 비해 比較的 낮아서 39.5~168.3 mg/kg으로 檢出되었고, 중랑천 合流 地點이 114.2~168.3 mg/kg, 안양천 合流 地點이 81.7~137.7 mg/kg으로 다른 地域보다 높게 檢出되어 이들이 支川의 影響을 받고 있음을 알 수 있다.

3) 납

납은 汚染되지 않은 土壤中에도 比較的 多量인 2~200 mg/kg 程度 含有되며, 이는 金屬 또는 化合物로서 用途가 廣範圍하여 各種 機器用 器具, 化學藥品, 顔料, 塗料, 染料 및 農藥 等의 構成成分으로 含有되어 있다.³¹⁾

實驗 結果 Pb는 왕숙천이 平均 28.2~71.8 mg/kg, 탄천수계에서 平均 31.5~53.7 mg/kg, 중랑천이 平均 38.1~62.0 mg/kg의 範圍로 比較的 낮았다. 옥천은 51.0~91.6 mg/kg, 불광천 53.9~60.2 mg/kg으로 比較的 낮았으며, 안양천도 平均 90.1~134.7 mg/kg, 창릉천이 平均 22.0~57.8 mg/kg의 範圍로 Pb는 어

느 支川에서도 오염이 심하지 않은 것으로 나타났다. 또한 本流도 27.5~87.7 mg/kg으로 안양천 合流 地點이 55.7~87.7 mg/kg, 중량천 合流 地點이 46.9~78.3 mg/kg으로 다른 지역에 비해 多少 높을 뿐이었다.

이를 外國의 濃도와 比較해 보면 獨逸의 4개 강에서 24~529 mg/kg,³⁴⁾ 북그리스강에서 平均 135 mg/kg²²⁾ 檢出된 것에 비하면 比較的 낮은 濃度였다.

4) 망간

망간은 地殼 構成 元素中 12번째로 豊富한 元素로 平均 1000 mg/kg을 含有하며, Mn은 망간 광산 및 相關 製鍊所 廢水, 製鋼 工場, 乾電池 製造 工場 및 망간化合物 使用 工場 等의 廢水에 混入된다.

實驗 結果 Mn은 왕숙천이 平均 272.0~970.8 mg/kg의 範圍로 그중 W-2에서 봄에 883.2±70.2 mg/kg, W-3에서 가을에 970.8±131.1 mg/kg으로 比較的 높게 檢出되어 이들 地域의 Mn 汚染源의 監視가 要求된다. 중량천에서는 平均 302.9~965.4 mg/kg의 範圍로 그중 J-2에서 가을에 965.4 mg/kg으로 比較的 높았으나 그 이외의 지역 즉 단천, 옥천, 불광천, 안양천 창릉천 및 漢江 本流에서는 모두 上流 非汚染 地域의 濃도인 約 300 mg/kg 程度와 큰 差異를 나타내지 않았다.

또한 이들 濃도는 日本 豊平川의 946~2248 mg/kg,¹²⁾ 獨逸 베를린 周邊의 306.6~1762.4 mg/kg³⁵⁾에 비하면 比較的 낮은 濃度였다.

5) 아연

아연은 自然 環境中에도 널리 分布하여 各種 岩石에 10~170 mg/kg이 含有되어 있고 動物植物에도 含有되어 있다. 環境中 Zn이 非正常的으로 높게 檢出될 境遇에는 Cd에 의한 汚染이 憂慮되며 一般的으로 環境中의 Zn과 Cd의 存在比는 200:1이라 하였다.³¹⁾

實驗 結果 Zn은 왕숙천이 平均 154.2~458.8 mg/kg, 단천수계는 平均 216.5~448.2 mg/kg, 중량천이 平均 172.8~537.7 mg/kg의 範圍로 이들 支川 모두 下流로 갈수록 濃도가 높아졌다. 안양천은 平均 353.2~1556.7 mg/kg의 範圍로 이중 구로공단과 근접한 A-2地點이 가장 높아 676.5~1556.7 mg/kg으로 이는 안양천 周邊의 亞鉛鍍金 業所에서 排出된 것으로 推定된다. 또한 옥천의 경우는 봄에 257.3 mg/kg, 여름에 542.5 mg/kg에서 가을에 879.7 mg/kg으로 다른 地域의 汚染도가 季節別로 큰 差異를 나타내지 않은 것에 비해 옥천의 汚染도는 時間 經過에 따라 顯著하게 增加하는 점은 注目할 만하며 또한 창릉천도 上·下流 모두 봄에 96.3~286.8 mg/kg에 비해

가을에 201.8~506.3 mg/kg으로 높게 檢出되어 이들 地域에서의 Zn 廢水 排出源 調査 및 監視가 要望된다.

本流에서는 125.8~614.0 mg/kg으로 중량천 合流 地點이 304.0~524.5 mg/kg, 안양천 合流地點에서 293.0~614.0 mg/kg으로 역시 다른 地點보다 比較的 높아 支川의 影響이 잘 나타나고 있다.

外國의 境遇 獨逸 4개 강에서 136~2717 mg/kg,³⁴⁾ 네덜란드 Guel강에서 1368~7263 mg/kg¹⁴⁾으로 高 濃度 檢出된 것에 비하면 比較的 높지 않았다.

6) 크롬

크롬은 地殼中에 100 mg/kg 程度 含有되어 있고 用途도 廣範圍하여 스테레스강, 니크롬산 등의 合金材料나 강한 酸化力을 利用하여 染料製造의 酸化劑, 合成用 觸媒, 皮革, 工業藥品 등에 使用되고 있다.

實驗 結果 Cr은 왕숙천에서 平均 47.5~121.1 mg/kg의 範圍로 下流쪽이 上流보다 比較的 높았으며, 단천수계에서 平均 42.17~68.0 mg/kg, 중량천에서는 平均 40.8~152.4 mg/kg의 範圍로 이중 J-2地點이 다른 地點보다 比較的 높았다. 안양천은 平均 73.5~125.7 mg/kg의 範圍로 比較的 높지 않았으나 창릉천 C-1地點에서 131.9~660.7 mg/kg으로 汚染도가 컸는데 이는 底質 採取 地點 上流 近接한 곳에 皮革工場 등이 있어 이들의 影響이 아닌가 疑心된다. 옥천은 48.0~84.5 mg/kg, 불광천 42.5~51.7 mg/kg 이 檢出되었으며, 本流에서는 36.2~77.8 mg/kg으로 支川에 비해 比較적 적게 檢出되었다.

7) 수은

水銀도 地殼中에 平均 0.08~0.5 mg/kg 程度가 自然的으로 含有되어 있으며, 水銀은 가성소다 工業, 農藥, 電氣製品 및 계기, 醫藥品, 塗料 등에 使用된다.³¹⁾

實驗 結果 水銀은 왕숙천에서 平均 0.079~0.250 mg/kg, 단천수계에서 平均 0.081~0.447 mg/kg의 範圍로 다른 重金屬과 마찬가지로 下流로 갈수록 濃도가 높아졌으며, 중량천은 平均 0.136~0.809 mg/kg의 範圍로 이중 本流 合流前 地點인 J-3에서 0.695~0.809 mg/kg으로 높게 檢出되었다. 또한 옥천에서 0.916~1.245 mg/kg으로 높았으며 불광천도 0.568~1.327 mg/kg으로 比較的 높았다. 안양천에서는 平均 0.208~0.614 mg/kg, 창릉천이 0.070~0.292 mg/kg의 範圍로 檢出되었다. 本流에서는 0.091~0.796 mg/kg으로 중량천 合流 地點에서 0.660~0.796 mg/kg으로 다른 地點보다 多少 높았다.

그러나 이를 外國 資料와 比較해 볼 때, 獨逸 4개 강에서 1.3~17.0 mg/kg,³⁴⁾ 브라질 아마존 地域에서

最高 19.8 mg/kg,³⁵⁾ 베네수엘라 Rosco에서 0.12~129 mg/kg,³⁹⁾ 日本 Minamata연안에서 '88년에 0.104~15.896 mg/kg,⁴⁰⁾ 포르투갈에서 最高 850 mg/kg이 檢出된 점을 볼 때,⁴¹⁾ 本 研究 對象 地域에서의 水銀濃度는 比較的 낮은 濃度라 할 수 있다.

8) 강열감량 測定에 의한 有機物質量

底質中에 含有된 有機物質量을 測定하기 위해 本 研究에서는 環境汚染公定試驗法에 따라 600°C에서 強熱減量을 測定하였는데, Rauret 등에 의하면 有機物質量은 엄격히 말해서 強熱減量(900°C)에서 탄산염농도를 뺀 값이라 하였으나,⁴²⁾ Pardo 등에 의하면 強熱減량과 有機物質量과의 相關係數가 $r=0.989$ 로 높은 相關性을 나타낸다고 하여¹⁾ 本 研究에서는 편의상 強熱減量 濃度를 有機物質量으로 使用하였다.

강열감량은 乾燥 重量當 백분율(%)로 表示하며, 實驗 結果 왕숙천에서 平均 8.2~18.0%, 탄천수계에서 平均 6.2~13.4%, 중랑천에서 平均 5.2~17.4%, 안양천에서 平均 7.2~17.0%의 範圍로 탄천수계에서는 重金屬과 마찬가지로 下流로 갈수록 增加했으나 다른 支川에서는 뚜렷한 傾向을 찾을 수 없었다. 또한 本流에서는 3.8~12.3%로 支川보다 낮았다.

以上으로 底質中 重金屬 汚染度를 살펴본 結果 支川에서는 왕숙천, 탄천, 중랑천에서 大部分의 重金屬들이 下流로 갈수록 重金屬 汚染度가 漸次 높아졌는데 이는 이들 支川의 汚染源이 下流쪽에 密集되어 있는 것과 거의 一致하였으며, 안양천은 A-2 地點에서 가장 높게 檢出되었는데 이는 A-2 地點이 구로공단에 近接해 있어서 이 工團에서 排出되는 廢水의 影響때문이라 생각된다.

또한 重金屬別로 Cd, Mn, Pb은 그리 높지 않았으나 왕숙천 下流와 창릉천 C-1 地點에서 Cu가, 안양천 A-2 地點에서 Zn이, 옥천, 불광천 및 중랑천 下流에서 Hg이, 창릉천 C-1에서 Cr이 比較的 높게 檢出되어 이들 地域에 대한 위의 重金屬을 排出하는 許可 및 無許可 業所의 廢水 處理 施設 點檢 및 團束이 要求되고 있다.

또한 本流에서는 안양천 合流 地點과 중랑천 合流 地點이 比較的 다른 地點보다 重金屬 含量이 높게 나타나 이들 地點에 支川에서의 汚染源 流入의 影響을 잘 나타내고 있다.

2. 底質 重金屬 汚染度 評價

河床 底質에 含有된 有害物質 汚染度를 評價하기 위해 本 研究에서는 스웨덴의 Hakanson에 의한³⁸⁾ 評價 方法을 漢江에 適切하도록 變形하여 使用하였

다. Hakanson의 底質 汚染度 評價 方法을 살펴보면, 우선 有害物質 8가지(PCB, Hg, Cd, Pb, As, Cr, Cu, Zn)의 汚染度를 評價하기 위한 個別 評價 方法으로는 contamination factor(C_i =測定地點의 i 物質의 底質 表面層濃度/i 物質의 background 濃度)를 算出하여 다음과 같이 評價하였다.

- $C_i < 1$ 일 때 low contamination factor
- $1 \leq C_i < 3$ 일 때 moderate contamination factor
- $3 \leq C_i < 6$ 일 때 considerable contamination factor
- $C_i \geq 6$ 일 때 very high contamination factor

둘째로 그 地點의 綜合 評價를 위해 8가지 有害物質 汚染比를 모두 合算하여 degree of contamination($C_d = \sum_{i=1}^8 C_i$)을 算出하여 다음과 같이 評價하였다.

- $C_d < 8$ 일 때 low contamination factor
- $8 \leq C_d < 16$ 일 때 moderate contamination factor
- $16 \leq C_d < 32$ 일 때 considerable contamination factor
- $C_d \geq 32$ 일 때 very high contamination factor

여기서 Hakanson의 評價 方法을 그대로 漢江에 適用하기에는 Hakanson이 使用한 background 濃度和 漢江의 background의 濃度 差異가 크기 때문에 Hakanson의 評價 方法을 漢江 底質에 適用하기 위해서는 修正이 不可避하다.

우선 background의 差異를 살펴보면, Hakanson의 評價 方法에서는 그 地域의 地質學的 特性을 考慮하지 않고 유럽 및 아메리카 등의 50여개 地域의 非汚染 地域에서 測定된 資料로부터 平均과 標準偏差를 算出하여 이 두 값을 合算하여 Table 2와 같이 簡便하게 反올림하여 使用하였으며, 여기서 標準偏差의 값이 크기 때문에 background值로 使用하게 된 modified value가 平均値보다 約 2배 가량 높다는 問題點을 갖고 있다.

漢江에서의 background 濃度를 算出하기 위해

Table 2. Background levels used by Hakanson
(Unit: mg/kg, dry wt.)

Heavy metal	Mean	S.D.	Mean + S.D.	Modified value
Cd	0.58	0.41	0.99	1.00
Cr	48.7	34.4	83.1	90.0
Cu	28.7	12.5	41.2	50.0
Hg	0.12	0.11	0.23	0.25
Pb	34.9	32.9	67.8	90.0
Zn	110.6	55.3	165.9	175.0

Table 3. Background levels in sediments of uncontaminated area of the Han-river in 1993 (Unit : mg/kg, dry wt.)

Heavy metals	N	Mean ± S.D.	Mean + 2 S.D.	Modified value
Cd	9	0.46 ± 0.05	0.56	0.60
Cr	9	38.26 ± 2.71	43.68	45.00
Cu	9	29.75 ± 3.11	35.97	40.00
Hg	9	0.050 ± 0.007	0.064	0.100
Pb	9	23.71 ± 4.42	32.55	35.00
Zn	9	89.01 ± 6.51	102.03	105.00

Table 4. Contamination factor and sediment quality suggested by Muller

Igeo class	Contamination factor	Sediment quality
0	$C_i < 1.5$	Non contaminated
1	$1.5 < C_i \leq 3$	Low contaminated
2	$3 < C_i \leq 6$	Moderate contaminated
3	$6 < C_i \leq 12$	Considerable contaminated
4	$12 < C_i \leq 24$	High contaminated
5	$24 < C_i \leq 48$	Very high contaminated
6	$C_i > 48$	Extremely high contaminated

北漢江 上流 非汚染 地域인 강원도 삼북리에서 봄, 여름, 가을에 底質을 採取하여 濃度를 살피본 結果 Table 3과 같았으며, 여기서 background值의 變動을 補完하기 위해 이들 濃度가 正規分布를 한다고假定하고 Mean+2 S.D.를 background值로 使用하였으며 이를 좀더 簡便化하기 위해 算出值를 반올림하여 modified value를 使用하였다.

여기서 漢江 底質 重金屬의 background 濃度로 使用하게 되는 modified 濃度가 Hakanson에서 使用된 background 濃度보다 平均 2배 가량 낮았으며, 특히 水銀의 경우는 4~6배 가량 낮았기 때문에 相對的으로 汚染比가 높아지나 水銀이 土壤中에 自然含有量이 0.1 mg/kg程度 된다는 점에서 本 研究에서는 0.1 mg/kg으로 上向 調整하여 使用하였다.

따라서 本 研究에서는 Hakanson 方法을 利用하여 比較的 環境 有害性이 적은 Mn을 除外한 6個 項目에 대한 底質 重金屬 汚染度를 評價하였는데 漢江의 Background 濃度가 Hakanson이 使用한 濃度보다 平均 2배 낮은 점을 勘案하여 Hakanson 評價 基準을 한 段階씩 낮춰서 low→non contaminated로, moderate→low로, considerable→moderate로, very high→considerable로 設定하는 것이

Table 5. Sediment quality class by contamination factor and sediment quality in assessment of each heavy metal

Sediment quality class	Contamination factor	Sediment quality
I	$C_i < 1$	Non contamination
II	$1 \leq C_i < 3$	Low contamination
III	$3 \leq C_i < 6$	Moderate contamination
IV	$6 \leq C_i < 12$	Considerable contamination
V	$C_i \geq 12$	High contamination

Table 6. Sediment quality class by degree of contamination and sediment quality in assessment of each site

Sediment quality class	Degree of contamination	Sediment quality
I	$C_{dq} < 6$	Non contamination
II	$6 \leq C_{dq} < 12$	Low degree of contamination
III	$12 \leq C_{dq} < 24$	Moderate degree of contamination
IV	$24 \leq C_{dq} < 48$	Considerable degree of contamination
V	$C_{dq} \geq 48$	High degree of contamination

妥當하다고 생각된다. 또한 이렇게 修正한 基準이 독일의 Muller가⁴³⁾ Table 4와 같이 底質中 有害物質 汚染度評價에서 提示한 Igeo(Index of geoaccumulation)에서 汚染比(測定 地點 濃度/非汚染地域 濃度)를 통한 基準과 거의 類似하다는 점에서 底質 汚染度 評價 方法을 다음과 같이 設定하였다.

우선 重金屬 個別 評價 方法은 contamination factor(C_i =測定 地點의 i 重金屬濃度/i 重金屬의 background 濃度)를 使用하고 이를 더 簡便하게 使用하기 위해 底質 汚染 程度에 따른 等級 表示 方法을 使用하여 Table 5와 같이 I~V 等級으로 區分하여 評價하였다.

또한 重金屬 汚染의 地點別 綜合 評價 方法은 위의 評價 基準을 基礎로 設定하였으며 重金屬 個別 評價와 마찬가지로 底質 等級 表示 方法을 利用하여 Table 6과 같이 I~V 等級으로 區分하여 評價하였다. 여기서 degree of contamination의 略字를 C_d 로 使用했으나 이는 카드뮴의 Cd와 類似하여 本 研究

Table 7. The order of degree of heavy metal contamination (C_{dk}) and contamination factor (C_i) in tributary sediments of gree area

Class of C_{dk}	Site	Season	C_{dk} value	Class of contamination factor (C_i)				
				I	II	III	IV	V
I	C-2	Spr.	4.82	Pb, Hg, Cu, Cd, Zn	Cr	--	--	--
II	W-1	Sum.	6.85	Hg, Pb, Cd	Cu, Zn, Cr	--	--	--
	C-2	Sum.	7.16	Cu	Pb, Hg, Cd, Zn, Cr	--	--	--
	C-2	Fall	7.31	Hg	Cd, Pb, Cr, Cu, Zn	--	--	--
	W-1	Spr.	7.34	Pb, Hg	Cd, Cr, Zn, Cu	--	--	--
	W-1	Fall	7.66	Pb, Hg	Cd, Cr, Cu, Zn	--	--	--
	T-1	Fall	8.02	Pb	Cr, Hg, Cd, Cu, Zn	--	--	--
	W-2	Sum.	8.08	Hg	Cu, Cd, Zn, Cr, Pb	--	--	--
	W-2	Fall	8.44	--	Cr, Hg, Cd, Cu, Zn, Pb	--	--	--
	T-1	Sum.	8.72	Pb	Hg, Cd, Cr, Cu, Zn	--	--	--
	W-2	Spr.	8.93	--	Pb, Cd, Hg, Cr, Cu, Zn	--	--	--
	W-3	Sum.	9.90	Hg, Pb	Cd, Cr, Zn	Cu	--	--
T-1	Spr.	9.91	Cd	Pb, Cr, Hg, Zn, Cu	--	--	--	
III	C-1	Sum.	13.09	--	Cd, Pb, Hg, Cu, Zn, Cr	--	--	--
	W-3	Fall	16.93	--	Pb, Hg, Cd, Cr	Zn	Cu	--
	W-4	Sum.	18.31	--	Pb, Hg, Cd, Cr	Zn	Cu	--
	W-4	Fall	19.53	--	Pb, Cr, Hg, Cd	Zn	Cu	--
IV	C-1	Spr.	26.79	--	Cd, Pb, Hg, Zn	Cu	--	Cr
	W-4	Spr.	27.00	--	Pb, Hg, Cd, Cr	Zn	--	--
	C-1	Fall	31.61	--	Pb, Cd, Hg	Zn	Cr, Cu	--

Sediment quality by class : I – non contamination, II – low contamination, III – moderate contamination, IV – considerable cont, V – high contamination.

들은 C_{dk} 로 使用하였다.

$$C_{dk} = \sum_{i=1}^6 C_i$$

以上の 評價 方法으로 漢江 支流 및 本流의 汚染度를 地域 特性別로 綠地地域(왕숙천, 창릉천, 탄천 T-1), 住居地域(탄천 T-2, 3, 4, 중랑천 J-1, 2, 옥천, 불광천), 工業地域(안양천, 중랑천 J-3), 및 本流 8 地域을 評價해본 結果 Table 7~10과 같았다.

여기서 重金屬 個別 評價를 해보면 前述한 바와 같이 綠地 地域에서는 왕숙천 下流에서 Cu, 창릉천 C-1에서 Cr이 IV等級(considerable contamination) 以上 檢出되었으며, 住居地域에서는 옥천 및 불광천에서 Hg, 工業地域에서는 안양천 A-2 地點에서 Zn, 중랑천 下流 地點인 J-3에서 Hg이 IV等級 以上 檢出되었다.

또한 地點別 重金屬 汚染度를 綜合 評價해 보면 本 研究 對象 地域에서는 I等級에서 IV等級(non contamination-considerable degree of contamination)으

로 나타났을 뿐 V等級(high degree of contamination) 以上은 없었으며, IV等級도 Table 11과 같이 全體 對象 地點의 10.7%로 나머지 90% 가량은 III等級 以下로 나타났다.

地域別 汚染 程度는 漢江 本流와 綠地 地域은 II等級(low contamination)이 60% 以上으로 가장 많았고, 住居 地域은 II等級과 III等級이 90% 以上을 차지했으며, 工業地域은 III等級이 75%로 가장 많았고 IV等級이 25%를 나타냈다.

이를 外國의 경우와 比較해 보면 Italy의 13개 호수에서 47.4%가,³⁶⁾ 스웨덴의 Kolbacksan river에서 40.0%가 considerable degree of contamination 以上으로 汚染되었다고³⁸⁾한 것에 비하면 漢江 底質 汚染은 比較的 汚染 水準이 낮은 편이었다.

地點別 綜合 評價 結果를 살펴보면 綠地 地域에서는 왕숙천 下流 W-4에서 봄에, 창릉천 C-1에서 봄, 가을에 IV等級으로 나타났으며, 住居 地域에서는 옥천이 여름과 가을에, 工業 地域에서는 안양천 A-2 地點이 계절 모두 IV等級으로 汚染되었다는

Table 8. The order of degree of heavy metal contamination (C_{dk}) and contamination factor (C_i) in tributary sediments of residence area

Class of C_{dk}	Site	Season	C_{dk} value	Class of contamination factor (C_i)				
				I	II	III	IV	V
II	T-2	Sum.	7.59	Hg	Cu, Cr, Pb, Cd, Zn	-	-	-
	J-1	Fall	7.61	Cd, Cr	Cu, Pb, Hg, Zn	-	-	-
	J-1	Sum.	8.53	Cr	Cd, Cu, Pb, Zn, Hg	-	-	-
	J-2	Sum.	8.62	Cd	Cr, Pb, Cu, Zn, Hg	-	-	-
	T-2	Fall	8.73	Hg, Cr	Cd, Pb, Cu	Zn	-	-
	T-2	Spr.	8.89	Cd, Pb	Cr, Hg, Cu	Zn	-	-
	T-2	Fall	9.05	Pb, Cr	Cd, Cu, Hg, Zn	-	-	-
	J-1	Spr.	9.34	-	Cd, Cu, Pb, Cr, Hg, Zn	-	-	-
	T-3	Sum.	11.42	-	Pb, Cd, Cr, Cu, Zn, Hg	-	-	-
III	T-4	Fall	13.02	-	Cr, Cd, Pb, Cu, Hg	Zn	-	-
	T-4	Sum.	13.21	-	Pb, Cd, Cr, Cu	Zn, Hg	-	-
	T-3	Spr.	13.91	Pb	Cd, Cr, Zn, Cu	Hg	-	-
	BH	Fall	14.48	Cr	Cd, Pb, Cu	Zn	Hg	-
	J-2	Fall	15.29	-	Cd, Pb, Cu, Hg	Cr, Zn	-	-
	J-2	Spr.	15.81	-	Cd, Pb, Zn	Cr, Hg, Cu	-	-
	T-4	Spr.	16.21	-	Pb, Cd, Cr	Hg, Cu, Zn	-	-
	BH	Sum.	16.24	-	Cr, Cd, Pb, Cu, Zn	-	Hg	-
	UK	Spr.	18.72	Cd	Cr, Pb, Zn	Cu	Hg	-
	BH	Spr.	23.22	-	Cr, Cd, Pb, Cu	Zn	Hg	-
IV	UK	Sum.	29.82	-	Cd, Cr, Pb	Zn	Cu	Hg
	UK	Fall	31.95	-	Cr, Cd, Pb	Cu	Zn	Hg

Sediment quality by class : I – non contamination, II – low contamination, III – moderate contamination, IV – considerable cont, V – high contamination.

Table 9. The order of degree of heavy metal contamination (C_{dk}) and contamination factor (C_i) in tributary sediments of industrial area

Class of C_{dk}	Site	Season	C_{dk} value	Class of contamination factor (C_i)			
				II	III	IV	V
II	A-3	Sum.	14.93	Cr, Hg, Pb, Cu, Cd	Zn	-	-
	A-1	Sum.	15.74	Cd, Cr, Hg, Cu, Pb	Zn	-	-
	J-3	Sum.	16.31	Cd, Cr, Pb, Zn, Cu	-	Hg	-
	A-1	Fall.	18.19	Cd, Cr, Hg	Cu, Pb, Zn	-	-
	A-3	Spr.	18.55	Cd, Cr, Pb	Cu, Zn, Hg	-	-
	J-3	Spr.	20.16	Cd, Pb, Cr	Cu, Zn	Hg	-
	A-3	Fall	21.63	Cr, Cd	Hg, Pb, Cu, Zn	-	-
	J-3	Fall	21.96	Cd, Cr, Pb	Cu, Zn	Hg	-
	A-1	Spr.	23.97	Cd, Cr	Pb, Cu, Zn	Hg	-
	IV	A-2	Fall	24.13	Cd, Cr	Pb, Cu, Hg	Zn
A-2		Spr.	28.01	Cr	Cd, Pb, Cu, Hg	Zn	-
A-2		Sum.	28.81	Cr, Hg, Pb, Cu	Cd	-	-

Sediment quality by class : II – low contamination, III – moderate contamination, IV – considerable contamination, V – high contamination.

Table 10. The order of degree of heavy metal contamination (C_{dte}) and contamination factor (C_f) in main stream sediments of the Han-river

Class of C_{dte}	Site	Season	C_{dte} value	Class of contamination factor (C_f)			
				I	II	III	IV
II	HR-8	Fall	5.92	Cr, Hg, Cd	Pb, Cu, Zn	—	—
III	HR-1	Fall	6.14	Cr, Pb, Hg	Cd, Zn, Cu	—	—
	HR-1	Sum.	7.12	Pb, Cd, Cu	Cr, Zn, Hg	—	—
	HR-4	Spr.	7.62	Cd, Pb	Cr, Cu, Hg, Zn	—	—
	HR-5	Fall	7.88	Cr, Pb	Cd, Cu, Hg, Zn	—	—
	HR-4	Sum.	7.91	Pb	Cr, Cd, Cu, Hg, Zn	—	—
	HR-4	Fall	8.30	Cr, Cd, Pb	Cu, Zn, Hg	—	—
	HR-7	Sum.	8.40	—	Pb, Cr, Cd, Hg, Cu, Zn	—	—
	HR-5	Sum.	8.96	—	Cd, Pb, Cr, Cu, Hg, Zn	—	—
	HR-7	Spr.	9.48	Pb, Cd	Cr, Cu, Zn, Hg	—	—
	HR-7	Fall	9.54	Cr	Pb, Cd, Cu, Hg, Zn	—	—
	HR-8	Sum.	9.63	—	Hg, Pb, Cr, Cd, Cu, Zn	—	—
	HR-2	Sum.	10.80	—	Pb, Cr, Cd, Cu, Hg, Zn	—	—
	HR-2	Fall	11.06	—	Cr, Cd, Pb, Hg, Cu	Zn	—
HR-6	Sum.	11.41	—	Cr, Cd, Pb, Hg, Cu, Zn	—	—	
IV	HR-2	Spr.	12.34	Cr, Pb	Cr, Cu, Hg	Zn	—
	HR-5	Spr.	12.82	—	Cd, Pb, Cr, Hg	Cu, Zn	—
	HR-6	Spr.	14.95	—	Cd, Cr, Pb	Hg, Cu, Zn	—
	HR-3	Sum.	16.53	—	Pb, Cr, Cd, Cu, Zn	—	Hg
	HR-6	Fall	18.53	—	Cr, Cd, Pb, Hg	Cu, Zn	—
	HR-3	Spr.	19.64	—	Cd, Cr, Pb	Cu, Zn	Hg
	HR-3	Fall	22.29	—	Cr, Cd, Pb	Cu, Zn	Hg

Sediment quality by class : II – low contamination, III – moderate contamination, IV – considerable contamination, V – High contamination.

Table 11. Distribution of degree of heavy metal contamination by area

Area	Number of sampling site by class of contamination				Total
	I	II	III	IV	
Main stream	1 (4.6%)	14 (63.6%)	7 (31.8%)	—	22
Green	1 (5%)	12 (60%)	4 (20%)	3 (15%)	20
Residence	—	9 (42.9%)	10 (47.6%)	2 (9.5%)	21
Industrial	—	—	9 (75%)	3 (25%)	12
Total	2 (2.7%)	35 (46.6%)	30 (40.0%)	8 (10.7%)	75

Sediment quality by class : I – non contamination, II – low contamination, III – moderate contamination, IV – considerable contamination.

것을 알 수 있었다.

3. 底質 重金屬 汚染으로 인한 水中 生態系 有害性 推定

底質 重金屬 汚染으로 인한 水中 生態系 有害성을 評價하기 위해 Dave¹²⁾는 汚染度 指標 生物로 물벼룩

(*Daphnia magna*)을 利用하였는데 이는 水中에서 規則적으로 往復運動을 하다가 毒劇物이나 重金屬이 流入되면 그 濃度에 比例하여 往復 運動의 速度가 빨라지는 特性이 있어서 世界的으로 汚染度 測定 指標로서 많이 利用되고 있다. 따라서 Dave는 重金屬에 의한 물벼룩의 急性(acute) 毒性 實驗을 위해

Table 12. Median effective concentration of metal to *Daphnia magna* when added to control sediment (Unit : mg/kg, dry wt.)

Metal	24 hr EC50	48 hr EC50
Cd	>797	236
Cr ³	436	195
Cr ⁶	170	167
Cu	479	222
Hg	>197	139
Pb	13400	7600
Zn	3040	543

*Source : G. Dave; Sediment toxicity in lakes along the river Kolbacksan, Central Sweden, Hydrobiologia, 235/236, 419-433, 1992.

물벼룩을 實驗室에서 培養하여 重金屬에 汚染된 底質을 段階別로 稀釋한 Petri dish에 넣고 물벼룩의 運動性(mobility)을 觀察한 結果 24時間 EC50(median effective concentration : 對象 生物의 50%가 特定 反應을 일으키는 濃度)과 48時間 EC50은 Table 12와 같았다고 하였다.

여기서 本 研究 對象 結果와 比較해볼 때 漢江 支川 및 本流 모든 試料(N=188) 各 重金屬 平均 濃度에서 모두 48時間 EC50보다 훨씬 낮은 濃度였지만 最高 濃度일 때, 即 Cu가 最高 613.4 mg/kg, Zn이 1655.0 mg/kg일 때 Cu는 24 hr EC50보다 높았고, Zn은 48 hr EC50보다 높았다.

그러나 Vevey 등에 의하면⁴⁾ 底質에 含有된 重

Table 13. Result of statistical analysis by area

Heavy metal	F-Value	p-Value	Waller-Duncan t-test and C _i value
Cd	14.40	0.0001**	Indus. > Green > Han > Resi. 2.13 > 1.25 > 1.21 > 1.20 *-----*
Cu	2.9	0.0415	Green > Indus. > Resi. > Han 3.97 > 3.64 > 2.52 > 2.16
Pb	25.63	0.0001**	Indus. > Resi. > Han > Green 2.74 > 1.39 > 1.25 > 1.16 *-----*
Zn	11.69	0.0001**	Indus. > Resi. > Han > Green 5.79 > 3.21 > 2.67 > 2.38 *-----*
Cr	2.69	0.0524	Green > Indus. > Resi. > Han 2.68 > 1.93 > 1.39 > 1.21
Hg	7.16	0.0003**	Indus. > Resi. > Han > Green 4.79 > 4.65 > 2.74 > 1.37 *-----*
Total	6.42	0.0007**	Indus. > Resi. > Green > Han 21.03 > 14.36 > 12.82 > 11.24# *-----*
O.M.	4.15	0.0091**	Indus. > Green > Resi. > Han 11.13 > 10.12 > 9.98 > 7.68(%) *-----*

**p<0.01, *---: Significant by t-test.

O.M.: Organic matter (%). #: C_{dk} value, Number of samples=179.

金屬 毒性 實驗을 위해 Met.PAD라는 生分解 裝置를 利用하여 研究 對象 地域(Lake Yojoa, Honduras)의 底質에 包含된 重金屬에 의한 酵素活動 抑制를 蒸溜水와 0.1 M NaNO₃ 溶液으로 용출한 溶液을 利用하여 살펴본 結果 Cu 542.0 mg/kg, Zn 3406.0 mg/kg, Pb 4495.0 mg/kg, Cd 28.5 mg/kg 내에서 重金屬이 水體로 거의 移動하지 않아 生物學的으로 利用되지 않으므로 水環境에 毒性을 나타내지 않았다고 하였다.

또한 底質을 採取한 同 · 地域에서 물고기를 採取하여 可食 部位의 重金屬을 分析한 結果도 Cu 1.014±0.771 mg/kg, Zn 6.516±2.422 mg/kg, Pb 0.296±0.134 mg/kg, Cd 0.067±0.042 mg/kg 등으로 극히 少量 檢出되어 底質에 蓄積된 위와 같은 高濃度의 重金屬이 魚類에 거의 影響을 주지 않았다고 하였다. 따라서 漢江 底質에 包含된 중금속 濃度는 水環境의 큰 變化없이는 水中 生態系에 거의 影響을 미치지 않을 것이라 推定된다.

그러나 지렁이 같은 底棲 動物은 底質 粒子를 攝取하여 高濃度로 蓄積될 危險이 크다고 하였다.^{45) 47)} 따라서 金 等に 의해⁴⁸⁾ 1990年에 우리나라 중랑천 水系의 優占種인 실지렁이에서의 重金屬 含量을 調査한 結果를 살펴보면, Cr은 4.64~8.25 mg/kg, Cd 0.06~0.28 mg/kg, Zn 34.76~65.30 mg/kg, Cu 11.24~17.51 mg/kg으로 底質에 含有된 濃도보다는 훨씬 적은 量이지만 이들이 低次元 消費者 段階에 있으므로 이를 먹이로 하는 물고기들의 生物 濃縮 現象은 계속 觀察되어야 하리라 생각된다. 따라서 底質 重金屬 汚染度와 並行하여 水環境內 棲息하는 生物에 대한 生體 重金屬 汚染度 研究은 向後 계속되어야 하리라 생각된다.

4. 地域別 汚染度 差異

漢江 支流 및 本流 底質의 重金屬 汚染度를 地域別로 綠地 地域(왕숙천, 창릉천, 탄천 T-1), 住居 地域(탄천 T-2, 3, 4, 중랑천 J-1, 2, 옥천, 불광천), 工業 地域(안양천, 중랑천 J-3) 및 本流 8개 地域으로 區分하여 地域別 濃度 差異를 汚染比(C_d)를 使用하여 ANOVA와 Waller-Duncan t-test에 의해 分析한 結果 Table 12와 같이 Cd, Pb, Zn은 工業 地域에서 다른 地域에 비해 有意하게 높았으며, Hg은 工業 地域 및 住居地域에서 높게 檢出되었다. Cu와 Cr은 地域別로 크게 有意한 差異를 나타내지 않았으나 綠地 地域인 왕숙천, 창릉천에서 比較的 높게 나타났다. Table 13에서 地域別로 汚染比(C_d) 平均을 보면 Cd, Pb, Cr은 네지역 모두 底質 汚染度가 II等級 (low contamination)을 나타냈으며, Cu에서 綠地, 工業地域이, Zn, Hg에서 工業, 住居地域이 III等級 (moderate contamination)의 範圍를 나타냈다.

또한 重金屬 6개 項目의 總 汚染比(C_{tot})로 地域別 汚染度 差異에 대한 有意性을 살펴본 結果 工業 地域이 다른 地域보다 有意하게 높았고, 나머지 地域에서는 有意한 差異는 없었으나 住居地域>綠地 地域>漢江本流 順으로 나타났다. 여기서 地域別 오염도의 總 汚染比(C_{tot}) 平均으로 汚染 程度를 보면 工業, 住居 地域이 III等級을 나타냈으며, 나머지 地域은 모두 1等級으로 나타났다. 有機物質量 역시 이와 類似하여 工業>綠地>住居>本流 順序로 높았으나 漢江 本流에서 支川에 비해 有意하게 낮게 나타났다.

5. 季節別 汚染度 差異

漢江 底質 重金屬 汚染度가 季節別로 乾期和 雨

Table 14. The average heavy metal concentration (mg/kg, dry wt.) and their significant test value (by ANOVA) by season (Unit : mg/kg, dry wt.)

Heavy metal	Heavy metal concentration (mg/kg)			F-Value	p-Value
	Spring Mean± S.D.	Summer Mean± S.D.	Fall Mean± S.D.		
Cd	0.82± 0.42	0.87± 0.44	0.83± 0.25	0.11	0.895
Cu	137.51± 114.07	100.28± 81.52	144.79± 120.60	0.95	0.394
Pb	52.11± 32.15	50.12± 21.27	61.46± 34.00	0.79	0.459
Mn	400.49± 127.23	337.52± 58.22	399.88± 205.30	1.19	0.311
Zn	326.22± 170.57	337.48± 320.04	386.84± 198.98	0.34	0.715
Cr	108.63± 141.19	71.23± 22.38	82.31± 89.91	0.73	0.487
Hg	0.41± 0.34	0.28± 0.29	0.30± 0.30	0.88	0.423
O.M.	11.04± 4.71	8.38± 2.29	10.58± 2.99	3.18	0.049*

*p<0.05, Number of samples = 179.

期の底質移動으로 인한濃度差異가 있는지 살펴본 결과 Table 14처럼 봄, 여름, 가을로 區分한 結果 重金屬濃度는 有意한 差異가 없었으며, 이는 Rego 등의 研究에서¹⁷⁾ 底質移動速度는 乾期和 雨期에 有意한 差異가 있었으나 底質中 重金屬濃度는 有意한 差異가 없었다는 報告와 一致하였다. 有機物質에서는 봄>가을>여름의 順序로 有意한 差異를 나타냈다.

6. 汚染物質 排出量과 汚染度와의 相關性

重金屬을 含有한 廢水 排出量과 實際 底質에 含有된 重金屬濃度와의 相關性을 살펴본 結果 Table 15와 같이 Pb에서는 매우 有意한 關係를 나타냈고, Cd, Zn에서도 相關性이 나타났으나, Cu, Cr, Hg에서는 汚染物質 排出量과 전혀 關係가 없었다. 따라서 이들 物質의 許可 및 無許可 業所 廢水의 處理되지 않은 無斷放流를 疑心할 수 있으며 또한 底質 採取地點의 排出源과의 距離의 影響도 無視할 수 없을

것이라 생각된다. 그러나 여기서 使用된 汚染物質 排出量 資料는 '91年度 環境處 資料를^{49, 50)} 통해 支川別 業種別 排出量을 算出하고, 이중 重金屬 排出業所의 環境處에서 指定한 排出物質中 重金屬이 含有된 廢水 排出量을 重金屬別로 算出하였으며, 廢水 排出量中的 重金屬含有濃度는 일일이 測定 할 수 없으므로 단지 廢水 排出量 만으로 相關性을 把握했다는 制限點이 있었다.

7. 重金屬 및 有機物質 項目間的 相關性

各 重金屬 項目間的 相關性 및 重金屬과 有機物質量間的 相關性은 Table 16과 같이 有機物質量과 重金屬濃度와는 모든 重金屬에서 매우 有意한 差異(p<0.01)를 나타내 有機物質量이 많을수록 重金屬 吸着이 높다는 것을 알 수 있었으며, 이는 Dojlido 등이 底質中 有機物質量이 豊富할수록 金屬濃도가 높다고 한 報告와^{8, 10)} 一致하였다. 또한 重金屬間的 相關性은 Cu가 다른 모든 重金屬과 相關性을 나타냈으며, 그외에도 Pb-Cd, Zn-Cd, Zn-Pb, Pb-Hg, Hg-Zn 등에서도 높은 相關性을 나타냈다. 대부분의 重金屬間에 서로 陽의 相關關係를 나타냈는데 이는 Ramesh 등의 研究에서 重金屬 大部分이 서로 陽의 相關關係를 갖는다는 報告와 一致하였다.^{6, 11, 13)} 특히 Zn-Cd은 r=0.830(p=0.0001)으로 가장 높은 相關性을 나타내 環境中 Zn과 Cd의 同時汚染 關係를 잘 나타내고 있다.

Table 15. Correlation coefficient and p-Value between heavy metal concentration in sediment of tributaries of the Han-river and the amount of wastewater effluent contaminated with heavy metals

Heavy metal	Correlation coefficient (r)	p-Value
Cd	0.6648	0.0183*
Cu	0.0546	0.8663
Pb	0.8810	0.0002**
Zn	0.6625	0.0189*
Cr	0.0391	0.9040
Hg	-0.0177	0.9564

*p<0.05, **p<0.01, Number of samples=157.

8. 水質汚染과 底質汚染과의 相關性






支川 底質 採取 地點에서 同時에 採水한 支川水 水質을 分析한 結果 Cd은 ND-0.002 mg/l로 河川 水質 基準 0.01 mg/l에 비해 顯著히 낮은 水準이었고, Cu는 平均 0.007~0.046 mg/l, Pb는 平均 0.010~0.019 mg/l의 範圍로 Pb과 Cu 모두 왕숙천 下流인

Table 16. Correlation coefficients (r) between heavy metal concentrations and organic matter contents

r	Cd	Cu	Pb	Mn	Zn	Cr	Hg	O.M.
Cd	1.000	0.446*	0.703**	-0.045	0.830**	0.167*	0.186*	0.330**
Cu		1.000	0.265**	0.142*	0.402**	0.372**	0.244**	0.464**
Pb			1.000	-0.091	0.687**	0.100	0.413**	0.456**
Mn				1.000	-0.052**	0.047	-0.073	0.305**
Zn					1.000	0.130	0.390**	0.348**
Cr						1.000	-0.009	0.476**
Hg							1.000	0.218**
O.M.								1.000

*p<0.05, **p<0.01. Number of samples=179.

Table 17. Result of statistical analysis of heavy metal concentrations in tributary water of the Han-river by season

Heavy metal	F-value	p-value	Waller-Duncan t-test and average concentration (mg/l) of tributary water
Cd	5.40	0.0076**	Fall > Spring > Summer 0.0009 > 0.0006 > 0 
Cu	2.56	0.0873	Fall > Spring > Summer 0.02 > 0.02 > 0.01
Pb	44.86	0.0001**	Fall > Spring > Summer 0.017 > 0.012 > 0 
Mn	3.69	0.0320*	Fall > Spring > Summer 0.276 > 0.239 > 0.157 
Zn	5.44	0.0073**	Spring > Fall > Summer 0.117 > 0.057 > 0.001 
Cr	7.39	0.0015	Fall > Spring > Summer 0.009 > 0.007 > 0.003 

*p<0.05, **p<0.01, —*— : Significant by t-test.

Table 18. Correlation coefficient (r) and p-Value between heavy metal concentrations in sediment and tributary water

Heavy metal	Correlation coefficient (r)	p-Value
Cd	0.4294	0.0013**
Cu	0.8172	0.0001**
Pb	0.1765	0.2060
Mn	0.3387	0.0131*
Zn	-0.0596	0.6717
Cr	0.6005	0.0001**

*p<0.05, **p<0.01.

W-4에서 가장 높았으나 Pb의 河川 水質 基準인 0.1 mg/l보다는 顯著히 낮았다. Mn은 平均 0.064~0.448 mg/l, Zn은 平均 0.029~0.254 mg/l로 왕숙천 W-2에서 봄에 比較的 높았으며, Cr은 0.002~0.016

mg/l, Hg은 河川 水質 基準인 不檢出이었다.

또한 이의 季節別間의 差異를 살펴본 結果 Table 17과 같이 底質에서 季節別 차이를 나타내지 않은 반면 水質에서는 Cu를 除外한 모든 項目에서 季節別 有意한 差異를 나타냈으며, Cd, Cr은 雨期(여름)가 乾期(봄,가을)보다 有意하게 높았으며, Pb, Mn은 가을>봄>여름 順으로, Zn은 봄>가을>여름 順으로 有意한 差異를 나타냈다.

또한 水質 濃도와 底質 濃도와의 相關性을 살펴본 結果 Table 18과 같이 Cd, Cu, Cr에서 매우 有意한 差異를 나타냈고 Mn에서도 有意성을 나타내 이들 物質이 試料 채취 當時에도 底質을 繼續 汚染시키고 있음을 알 수 있으며, Pb, Zn의 底質 汚染은 試料 採取 以前에 汚染된 것으로 추측할 수 있다.

IV. 要約 및 結論

漢江 河床 底質의 重金屬 汚染度 現況을 把握하고

汚染度 評價 方法을 摸索하기 爲해 漢江 本流 8개 地點과 漢江 流入 支川 18개 地點에서 1993年 봄, 여름, 가을에 底質 試料을 採取하여 7가지 重金屬 卽 Cd, Cu, Pb, Mn, Zn, Cr, Hg의 汚染度 및 有機物質 量을 測定하고, 이中 Mn을 除外한 6가지 重金屬의 汚染度를 評價하였다. 評價方法은 Hakanson의 汚染度 評價 方法인 有害物質 個別 評價 및 地域別 綜合 評價 方法을 漢江에 適切하도록 變形 하고, 이를 Muller의 底質 汚染 程度別 等級 表示 方法에 適用하여 漢江 河床 底質에 含有된 重金屬 汚染度를 評價하고 汚染度 資料를 통해 汚染度 變動 狀況을 統計分析을 통해 分析한 결과 다음과 같았다.

1. 底質中 重金屬 汚染度는 왕숙천, 탄천, 중랑천에서 대부분이 下流로 갈수록 汚染度가 漸次 높아졌으며 이는 汚染源이 下流에 密集된 것과 一致하였다. 안양천에서는 구로공단과 近接해 있는 A-2 地點에서 가장 높아 工團 廢水 流入의 影響을 나타냈다. 重金屬別로는 Cd, Mn, Pb는 全體 試料 採取 對象 地點에서 比較的 낮았으며, Cu는 왕숙천 下流와 창릉천 C-1 地點에서, Zn이 안양천 A-2에서, Hg이 옥천, 불광천 및 중랑천 下流에서, Cr이 창릉천 C-1에서 比較的 높게 檢出되어 이들 重金屬 廢水 排出 施設의 指導 點檢 및 監視가 要求된다. 本流에서는 支流에서의 汚染 物質 流入 影響을 나타내 다른 地點보다 안양천 合流 地點과 중랑천 合流 地點에서 比較的 높았으나 支川 汚染度에 비해서는 낮은 水準이었다.

2. 汚染度 評價 方法은 Hakanson의 評價 方法을 使用하여 上流 非汚染 地域의 重金屬 濃度를 background value로 하여 調查 對象 地域의 濃度와의 比를 contamination factor(C_f)로 정하고, 이를 漢江 底質 汚染度 評價에 妥當하도록 變形하였으며, 이를 다시 Muller가 使用한 底質 汚染度에 따른 等級 表示 方法을 變形하여 使用하였다.

우선 重金屬 汚染 個別 評價는 $C_f < 1$ 일 때 I等級으로 汚染 程度는 non contamination, $1 \leq C_f < 3$ 일 때 II等級으로 low contamination, $3 \leq C_f < 6$ 일 때 III等級으로 moderate contamination, $6 \leq C_f < 12$ 일 때 IV等級으로 considerable contamination, $C_f \geq 12$ 일 때 V等級으로 High contamination으로 設定하고, 重金屬 綜合 評價는 C_{dk} (degree of contamination) $= \sum_{i=1}^6 C_{fi}$ 로 $C_{dk} < 6$ 일 때 I等級으로 汚染 程度는 non contamination, $6 \leq C_{dk} < 12$ 일 때 II等級으로 low degree of contamination, $12 \leq C_{dk} < 24$ 일 때 II等級으로 moderate degree of contamination, $24 \leq C_{dk} < 24$ 일

때 III等級으로 considerable degree, $C_{dk} \geq 48$ 일 때 V等級으로 high degree of contamination으로 設定하였다. 이를 漢江 支流 및 本流에 適用한 結果 地域別로 I等級에서 IV等級의 範圍를 나타냈으며, 그中 IV等級도 왕숙천 下流, 창릉천 C-1, 옥천 및 안양천 A-2地點 등 全體 地點의 10.7%에 不過하여 外國에 비하여 比較的 汚染程度가 낮은 것으로 나타났다. 또한 重金屬 個別 評價 結果 창릉천 C-1에서 Cr이, 왕숙천 下流에서 Cu가, 옥천, 불광천 및 중랑천 下流에서 Hg이, 안양천 A-2 地點에서 Zn이 IV等級 以上 檢出되었다.

3. 本 研究 對象 地域 重金屬 濃度가 水中 生態系에 有害性이 있는지 推定하기 爲해 外國 學者들의 有害性 評價 資料에 適用시킨 結果 Dave의 물벼룩 (*Daphnia magna*)에 의한 EC50 test에서는 Cu와 Zn의 境遇 本 調查 結果의 最高 濃度에서 Cu는 24 hr EC50보다, Zn은 48 hr EC50보다 높았으나, 이를 다시 Vevey의 底質 重金屬에 의한 酵素活動 抑制 濃度에 適用시킨 結果 漢江 對象 地域의 濃度에서는 거의 影響을 나타내지 않았다.

4. 地域別로 綠地地域, 住居地域, 工業地域 및 本流의 4가지로 區分하여 地域別 底質 重金屬 汚染度 差異를 ANOVA를 통해 살펴본 結果 Cr을 除外한 모든 項目에서 有意한 差異를 나타냈으며, 綜合的 으로는 工業地域이 다른 地域보다 有意하게 높게 나타났으며, 나머지 地域은 有意한 差異는 없었으나 住居>綠地>漢江 本流 順으로 나타났다.

5. 雨期의 底質 移動에 따른 重金屬 濃度 差異를 살펴보기 爲해 季節別로 봄, 여름, 가을로 重金屬 濃度 差異를 살펴본 結果 모든 重金屬에서 季節別 差異를 나타내지 않았으며, 단지 有機物質量만 有意한 差異를 나타냈다.

6. 汚染物質 排出量이 底質 重金屬 濃度에 미치는 影響을 살펴보기 爲해 業種別 廢水 排出場所의 排出量을 支川別로 區分하여 重金屬 濃度와의 相關性을 살펴본 結果 Pb, Cd, Zn에서 相關性을 나타냈다. 그러나 Cu, Cr, Hg에서는 전혀 相關性을 찾을 수 없어 이들 重金屬이 許可 및 無許可 業所의 處理되지 않은 廢水의 無斷放流에 의한 汚染을 疑心할 수 있다.

7. 底質에 含有된 重金屬 濃度와 有機物質量과의 相關性을 살펴본 結果 모든 重金屬 濃度와 有機物質量과는 매우 有意한($p < 0.01$) 相關性을 나타내 有機物質量이 많을수록 重金屬 吸着이 높다는 것을 알 수 있었으며, 重金屬間에서는 Cu가 모든 重金屬과 相關性을 나타냈으며, Zn-Cd, Pb, Hg, Pb-Cd, Hg에서 높은 相關性을 나타냈다.

8. 底質採取와 同時에 採水한 支川水質을 分析한 結果 水質은 河川水質基準보다 顯著히 낮은 水準이었고, 季節別로는 底質과 달리 Cu를 除外한 모든 項目에서 乾期가 雨期보다 有意하게 높았으며, 底質汚染과의 相關性은 Cd, Cu, Cr에서 매우 높은 相關性을 나타냈다.

以上の 結果를 통해 本 研究에서 使用한 河床底質 重金屬 汚染度 個別 評價 및 地域別 綜合 評價 方法으로 漢江 뿐 아니라 다른 江 및 湖水의 底質 重金屬 汚染度 評價에 活用할 수 있으며, 汚染度 評價를 통해 水質 汚染源을 管理하는데 活用할 수 있다는 이점에서 向後 底質 汚染度에 대한 體系的이고 計劃的인 調査 및 評價가 遂行되어야 할 것이다.

參考文獻

- 1) 日本藥學會編：衛生試驗法註解 金原出版株式會社, 1181-1208, 1990.
- 2) 坂井宏光：河川における水質および粒徑別底質重金屬の舉動と外部起因汚染の評價方法に關する研究. 用水と廢水, **29**(12), 1115-1120, 1987.
- 3) O. Malm, W. C. Pfeiffer, M. Fiszman and J. M. P. Azcue : Heavy metal concentration and availability in the bottom sediments of the Paraíba do Sul-Guandu River system, RJ, Brazil. *Environmental Technology Letters*, **10**, 675-680, 1989.
- 4) M. Ogura and T. Matsunobu : 底質の分析試料調製方法と分析値の變動. 水環境學會誌, **15**(3), 173-178, 1992.
- 5) D. C. Marron : Physical and chemical characteristics of a metal contaminated overbank deposit. West-central South Dakota, U.S.A., **14**, 419-432, 1989.
- 6) R. Ramesh, V. Subramanian and R. V. Grieken : Heavy metal distribution in sediments of Krishna river basin, India. *Environmental Geology water Sciences*, **15**(3), 207-216, 1990.
- 7) H. Sakai, Y. Kojima and K. Saito : Distribution of heavy metals in water and sieved sediments in the Toyohira River. *Water Research*, **20**(5), 559-567, 1986.
- 8) J. R. Dojlido and B. Taboryska : Exchange of heavy metals between sediment and water in the Wloclawek Reservoir on the Vistula river, sediment and stream water quality in a changing environment; Trends and Explanation. *IAHS Publ.*, **203**, 315-320, 1991.
- 9) C. K. Lo and Y. S. Fung : Heavy metal pollution profiles of dated sediment cores from Hebe Haven, Hong Kong. *Water Research*, **26**(12), 1605-1619, 1992.
- 10) A. Provini and G. F. Gaggio : Depth profiles of Cu, Cr, and Zn in lake Orta sediments(Nothern Italy), *Sediments and Water Interactions*, 167-174, 1984.
- 11) R. Pardo, E. Barrado, L. Perez and M. Vega : Determination and speciation of heavy metals in sediments of Pisuerga river. *Water Research*, **24**(3), 373-379, 1990.
- 12) G. Dave : Sediment toxicity in lakes along the river Kolbacksan, Central Sweden. *Hydrobiologia*, **235/236**, 419-433, 1992.
- 13) 朴永圭, 李哲熙, 羅重均, 鄭炳杰 : 洛東江 下流 底質 重金屬 含量. *J. Korean Water Pollution Research Control*, **2**(2), 14-24, 1986.
- 14) H. Leenaers : The transport of heavy metals during flood events in the polluted river Geul (the Netherlands). *Hydrological Processes*, **3**, 325-338, 1989.
- 15) M. Kaiser, U. Irmer and K. Weiler : Monitoring of water quality; Seasonal variations of heavy metals in sediment, suspended particulate matter and tubificids of the Elbe river. *Environmental Technology Letter*, **10**, 845-854, 1989.
- 16) W. T. Dickinson and D. R. Green : Characteristics of sediment loads in Ontario streams. *Canada Journal of Civil Engineering*, **15**, 1067-1079, 1988.
- 17) V. S. Rego, W. C. Peiffer, C. C. Barcellos, C. E. Rezende, O. Malm and M. M. Souza : Heavy metal transport in the Acari-sao Joa de Meriti River system, Brazil. *Environmental Technology*, **14**, 167-174, 1993.
- 18) K. Taki and T. Fukushima : 底質データベースと 底質汚染の評價. 水環境學會誌, **16**(2), 85-90, 1993.
- 19) E. Prohic and M. Juracic : Heavy metals in sediments-problems concerning determination of the anthropogenic influence, study in the Krka river estuary, Eastern Adriatic coast. Yugoslavia. *Environmental Geology Water Sciences*, **13**(2), 145-151, 1989.
- 20) H. Gonzalez : Heavy metals in sediments of Matanzas Bay, Cuba. *Chemistry and Ecology*, **4**, 37-46, 1989.
- 21) L. Leoni and F. Sartori : Trace element distribution in surficial sediments of the Nothern Tyrrhenian sea; Contribution to heavy metal pollution assessment. *Environmental Geology Water Sciences*, **17**(2), 103-116, 1991.
- 22) V. Samanidou, I. Papadoyannis and G. Vasilikotis : Vertical distribution of heavy metals in sediments from rivers in Nothern Greece. *Journal*

- of Environmental Sciences and Health*, **A26**(8), 1345-1361, 1990.
- 23) D. Martincic, Z. Kwokal and M. Branica : Distribution of zinc, lead, cadmium and copper between different size fractions of sediments II, The Krka river estuary and the Kornati islands (Central Adriatic Sea). *The Science of the Total Environment*, **95**, 217-225, 1990.
- 24) H. Izawa : 底質のサンプリング. 水環境學會誌, **16**(2), 6-10, 1993.
- 25) W. Lietz and G. Galling : Metals from sediments. *Water Research*, **23**(2), 247-252, 1989.
- 26) U. Forstner, W. Ahlf, W. Calmano, M. Kersten and W. Salomons : Mobility of heavy metals in dredged harbor sediments. *Sediments and Water Interactions*, 371-380, 1984.
- 27) 서울특별시 : 수질오염 감측 대책 연구 보고서, 1988.
- 28) 기상청 : 기상월보(1~12월), 1993.
- 29) EPA : Acid digestion of sediment, sludges, and soils, Test methods for evaluating solid waste. **IA**, 3050, 1986.
- 30) 日本インスツルメンツ株式會社 : 理學/水銀測定専用裝置(リガク,マーキュリー-SP-3A) 取扱 説明書.
- 31) 金鍾澤編著 : 環境汚染公定試驗法 解説(水質分野). 新光出版社, 1986.
- 32) 홍종선 : 통계자료분석-SAS의 사용방법과 그 결과를 중심으로. 探眞出版社, 1992.
- 33) SAS Institute Inc. : SAS/STAT User's Guide, Release 6.03 Edition, 1992.
- 34) R. Lichtfuss and G. Brummer : Natürlicher gehalt und anthropogene anreicherung von schwermetallen in den sedimenten von Elbe, Eider. *Trave und Schwentine*, **8**, 251-264, 1981.
- 35) W. C. Pfeiffer, L. D. de Lacerda, O. Malm, C. M. M. Souza, E. G. da Silveira and W. R. Bastos : Mercury concentrations in inland waters of goldmining areas in Rondonia, Brazil. *The Science of the Total Environment*, **87/88**, 233-240, 1989.
- 36) G. Premazzi, A. Provini, G. F. Gaggino and G. Parise : Geochemical trends in sediments from 13 Italian Subalpine Lakes, *Sediments and Water Interactions*, 157-165, 1984.
- 37) C. C. Fuller, J. A. Davis, D. J. Cain, P. J. Lamothe, T. L. Fries, G. Fernandez, J. A. Vargas and M. M. Murillo : Distribution and transport of sediment bound metal contaminants in the Rio Grande de Tarcoles, Costa Rica (Central America). *Water Research*, **24**(7), 805-812, 1990.
- 38) L. Hakanson : An ecological risk index for aquatic pollution control, A sedimentological approach. *Water Research*, **14**, 975-1001, 1980.
- 39) K. P. Shrestha and X. R. de Quilarque : A preliminary study of Mercury contamination in the surface soil and river sediment of the Roscio District Bolivar state, Venezuela. *The Science of The Total Environment*, **79**, 233-239, 1989.
- 40) A. Kudo and S. Miyahara : A case history; Minamata mercury pollution in Japan - from loss of human lives to decontamination. *Water Science Technology*, **23**(1-3), 283-290, 1991.
- 41) M. F. Lucas, M. T. Caldeira, A. Hall, A. C. Duarte and C. Lima : Distribution of mercury in the sediments and fishes of the Lagoon of Aveiro. *Portugal Water Science Technology*, **18**(4/5), 141-148, 1986.
- 42) G. Rauret, R. Rubio, J. F. Lopez-Sanchez and E. Casassas : Determination and speciation of Copper and Lead in sediments of a Mediterranean River (River Tenes, Catalonia, Spain). *Water Research*, **22**(4), 449-455, 1988.
- 43) G. Muller : Schwermetalle in den sedimenten des Rheins Veränderungen seit 1971. *Umschau*, **79**, 778-783, 1979.
- 44) E. de Vevey, G. Bitton, D. Rossel, L. D. Ramos, L. Munguia Guerrero and J. Tarradellas : Concentration and Bioavailability of Heavy Metals in Sediment n Lake Yojoa (Honduras). *Bulletin of Environmental Contamination Toxicology*, **50**, 253-259, 1993.
- 45) G. W. Bryan : Heavy metals in the burrowing bivalve *Scobuculania plana* from contaminated and uncontaminated estuaries. *Journal of Marine Biological Assessment UK*, **58**, 401-419, 1978.
- 46) M. Ireland : Heavy worms. *New Scient*, **76**, 486-487, 1977.
- 47) L. J. Warren : Contamination of sediments by lead, zinc and cadmium. *Environmental Pollution (Series B)*, **2**, 401-436, 1981.
- 48) 金珍坤, 裴京錫, 金光振, 呂寅學, 李龍鎮, 金吉植, 李龍基, 吳秀暻 : 都市河川の 底棲動物과 棲息環境의 重金屬 濃度分布에 관한 研究. 서울特別市 保健環境研究院報, **26**, 143-153, 1990.
- 49) 환경처 : 1991 폐수배출업소명단, 1992.
- 50) 환경처 : 배출업소 지도, 점검 요령, 1993.
- 51) 魚秀美, 朴聖培 : 漢江 底質中の 重金屬 汚染度 評價 方法에 관한 研究. 韓國環境衛生學會誌, **18**(1), 47-57, 1992.
- 52) 魚秀美, 元云載, 權玉鉉, 申正植, 金東一 : 漢江으로 流入된 底質中の 重金屬 汚染度 調査. 서울特別市 保健環境研究院報, **26**, 254-263, 1990.