

서울특별시 지하철 A설계구간에서의 지하수 수질 및 오염특성

Groundwater Quality and Contamination in the 'A' section of Seoul Metropolitan Subway

이 병 선(Byung Sun Lee)

연세대학교 지구시스템과학과

우 남 칠(Nam Chil Woo)

연세대학교 지구시스템과학과

요약 / ABSTRACT

이 연구는 서울특별시 지하철 A설계구간에서, 현재 시점의 지하수 수질 및 오염을 파악함으로써, 추후 지하철 공사로 인한 수질 악화 발생시, 이에 과학적으로 대처하기 위해 수행되었다. A설계구간을 따라 총 21개 시추공에서 지하수 시료를 채취·분석하였으며, 그 결과 배경수질은 주로 Ca-HCO₃ 유형으로 나타났다. 전체시료 가운데, 국내 먹는물 수질기준을 초과하지 않은 시료는 1개이며, 나머지 20개 시료는 SO₄, Cd, Pb, Fe, Mn, Al, F, NO₃-N 등이 먹는물 수질 기준치를 초과하여 있었다. 오염의 형태는 일부 시료에서 몇몇 화학 원소의 농도가 나머지 시료에서의 농도보다 크게 나타나는 점오염의 형태를 띠었다. 화학분석 자료와 포화지수 분석을 통하여, 지하에 매립된 물질과 지표 퇴적물이 일차적인 오염원임을 추정하였다. 요인분석 결과, 연구지역 내 지하수 시료의 수리화학적 특성의 약 47%가 오염인자에 의해 영향을 받고 있는 것으로 나타났다.

주요어 : 서울특별시 지하철, 불량 매립물, 지하수 오염, 포화지수, 요인 분석

This study was initiated to identify groundwater quality and contamination at present in the 'A' section of Seoul Metropolitan Subway. Groundwater samples were collected at 21 boreholes along the 'A' section and appeared to show mainly Ca-HCO₃ type. In 20 samples, concentration of SO₄, Cd, Pb, Fe, Mn, Al, F and NO₃-N were higher than those of Korean drinking water quality standards. From chemical data and saturation indices, contaminant sources of individual chemical elements were inferred to be buried wastes and surface sediments over the study area. The result of factor analysis suggested that the pollution factor should account for about 47% of data variation.

Key Words : Seoul Metropolitan Subway, buried wastes, groundwater contamination, saturation indices, factor analysis

서 론

1970년대 이래로 서울특별시의 지하수는 급격한 도시의 성장과 인구 증가 그리고 산업의 팽창으로 인하여, 양과 질에 있어서 큰 영향을 받기 시작하였다. 즉, 무분별한 지하수 개발과 함께 사용량이 급격히 증가하였고, 그에 따른 지하수위 하강 및 수질 오염으로 인하여 효율성을 상실한 폐공의 수도 증가하게 되었으며, 이렇게 늘어난 폐공의 부적절한 관리 및 방치로 인해 지하수의 오염이 짧은 기간동안 광역적으로 발생하게 되었다. 특히 1980년대 후반기 이 후부터는 천부 지하수의 수질 저하로 굴착심도가 깊어지게 되는 결과를 초래하게 되었다(김윤영과 이강근, 1999c). 1995년부터 1996년 말까지 농어촌진흥공사에서 조사한 서울특별시 지하수 보고서에 따르면, 서울특별시 지역에서 분석된 280개 지하수공의 원수 가운데 88.5%인 248개소의 지하수가 식수부적합 판정을 받았다. 그러나 강남, 강동, 동작구 일대의 비상급수 지하수공은 대부분 적합 판정을 받았다(성익환, 1998). 김윤종과 이석민(2001)에 의하면, 2001년 현재 서울특별시에서는 지하수 관정 약 15,000여개에서 40백만톤/년(지하수 총 배출량 약 1억톤/년)의 지하수를 개발·이용하고 있으나 일부지역에서는 개발가능량을 초과하여 심각한 지하수위 강하와 수질오염을 야기시키고 있으므로, 지하수를 양적, 질적으로 관리할 수 있는 적절한 방안 수립이 시급하다고 하였다.

서울특별시 지하수에 대한 연구는 최근 몇 년간 여러 차례 보고된 바 있으며, 이는 서울특별시 25개구에 대한 광역적인 오염연구(한규연, 1997; 성익환, 1998), GIS를 이용한 서울 지하수 시스템 및 환경관리에 대한 연구(이상호와 김영란, 1996; 성익환 외, 1998; 김윤영 외, 1998; 김윤영과 이강근, 1999a, 1999b, 1999c; 김윤종 외, 2000; 김윤종 외, 2001; 이기철 외, 2002), 서울특별시 13개구 지하수에 대한 휘발성유기화합물 오염평가(이평구 외, 2001a)등이 주를 이루고 있고, 지하구조물 설치나 지하철 노선 건설 등에 따른 국지적인 수리화학적 특성 변화나 오염 등에 대한 연구는 아직 미비한 실정이다. 이 연구는 1개 지하철 설계구간

에서 공사가 시작되기 이전의 지하수의 수질특성과 오염도를 파악하여, 추후 공사로 인하여 지하수의 수질 악화 발생시 이에 과학적으로 대응할 수 있는 기초자료를 수집하고자 수행되었다. 또한 그 동안 미비하게 연구되었던 서울특별시 지하수의 수질 특성을 국지적이거나 파악함으로써, 이후 도시지역의 지하수 수질을 분석, 표현하는데 이 연구의 내용과 방법이 효과적으로 이용될 수 있도록 하는 것에도 목적을 둔다.

지역 개관 및 지질 환경

서울특별시 지하철 A설계구간은 국지적으로 녹지가 많고 인구밀도가 비교적 낮은 서울특별시의 일부지역으로서, 지하철 구간 공사로 발생하는 지하수 유동 경로의 변화와 주변 하천수와의 관계에 의하여, 지하수 수질변화 및 오염가능성을 내포한 지역이다. 수계는 북으로 한강이 위치하고, 중앙부에는 지류천이 위치하여 한강으로 유입되고 있다. 연구지역의 중앙부를 가로지르는 지류천을 중심으로 우측에는 주거 단지 및 상업지대가 형성되어 있고, 좌측으로는 녹지와 주차공원이 위치하며, 주차공원 내에는 쓰레기 집하장이 설치되어 있다(Fig. 1). 연구지역의 해발고도는 남부 산악지형에서 최고 86m에 달하며 고도는 서부에서 동부로 갈수록 낮아지고 있다(과학기술처, 1997).

연구지역의 상부 지질은 주로 충적층, 풍화토 및 풍화암으로 구성되어 있으며, 하부는 기반암인 호상편마암으로 구성되어 있다. 연구지역의 기반암을 이루는 호상편마암은 구성광물의 조합으로 볼 때 이질 내지 이질사암의 퇴적암 및 화강암질 성분의 관입암체가 심한 변성작용을 받아 혼화된 일종의 편마암복합체이다. 주로 석영-장석으로 구성된 우백질대와 흑운모로 구성된 우흑질대가 상호 교호하며 나타나는 호상구조가 특징적이다(과학기술부, 1999). 연구지역의 충적층 상부에는 불량매립을 포함하는 매립층이 복토되어 있어 자연적인 매질과 특징적인 차이를 보인다.

시료 채취 및 분석 방법

분석에 필요한 지하수 시료는, 지하철 설계구간

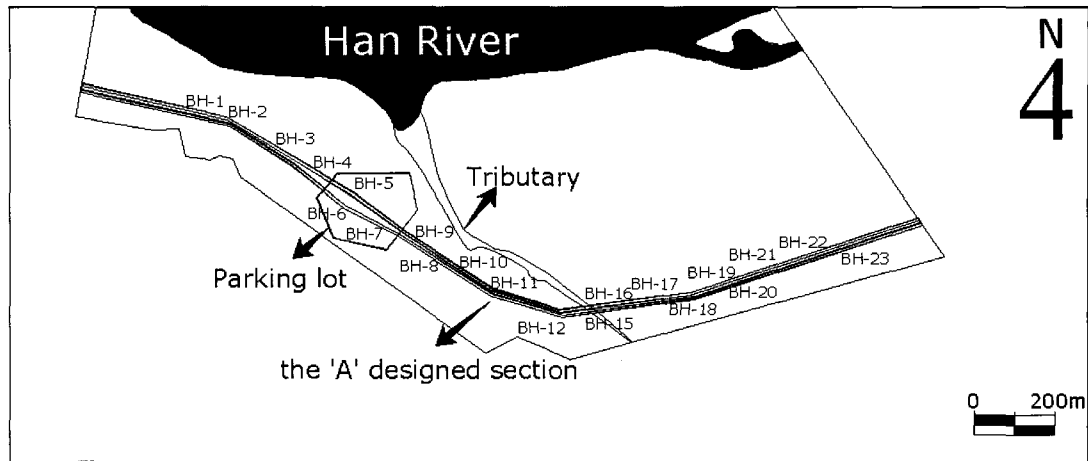


Fig. 1. Study area and sampling locations.

을 따라 위치한 깊이 20m 내외의 21개 시추공에서 2001년 8월 17~18일 이틀 간에 걸쳐 채취하였다(Fig. 1). 채취된 지하수 시료는 현장에서 수온, pH(Orion model 290A), 전기전도도(Orion model 115), 산화환원전위(TOA RM-12P) 등을 측정하였고, 분석을 위한 시료는 0.45 μ m membrane filter를 이용하여 부유물질 등을 제거한 후, 양이온 및 음이온 분석용을 분리하여 밀봉하였다. 양이온 시료는 농축질산을 이용하여 pH 2 이하로 보관하였고, 음이온 시료는 4 $^{\circ}$ C 이하로 냉장 보관하였다. 주음이온(F, Cl, SO₄, NO₃)은 연세대학교 지구시스템과학과의 HPLC (Alltech, Universal Ion Chromatography System)를 이용하여 분석하였고, 주양이온(Na, K, Ca, Mg, Si) 및 미량 중금속(Al, Cd, Fe, Mn, Pb, Zn)은 한국 기초과학연구원 서울분소의 ICP-AES(Jobin Yvon 138 Ultrace)를 이용하여 분석하였다. 알칼리도는 이온평형도를 이용하여 계산하였으며, 따라서 실제 농도와는 차이가 있을 수 있다. 그러나 분석되어진 양이온들은 각 분석 항목에 대하여 RSD(Relative Standard Deviation)값을 5% 이내로 하여 분석하였고, 음이온의 경우 표준 시료(standard sample)의 분석오차를 5% 이내로 설정하여 분석하였으므로, 분석되지 않은 무기 이온과 유기 이온이 무시할 만큼 적다고 가정한다면 이를 토대로 계산되어진 알칼리도는 비교적 신뢰성

을 지닐 수 있는 값으로 판단된다.

실내 분석결과는 지하수 및 지표수의 배경수질을 해석하기 위하여 Stiff Diagram으로 도시하여 해석하였고, 수중 이온종(speciation)의 분포와 각 광물상의 포화도를 알아보기 위하여 Phreeqci (Charlton *et al.*, 1997) 프로그램을 사용하였다. 또한 요인 분석을 통한 지하수 내 오염원들의 특성을 살펴보고자 통계프로그램인 SPSS 10.0을 이용하였다.

결과 및 토의

지하수의 수질특성

연구지역 지하수 시료들의 현장 수질요소들은 Table 1과 같다. 시료들의 온도범위는 16.3~27.2 $^{\circ}$ C로서 평균 18.9 $^{\circ}$ C이며, 이 가운데 BH-3 시료에서 나타나는 27.2 $^{\circ}$ C의 극단적인 수온은 지표에서 높은 대기온도에 의해 데워진 지표수 내지 하수가 관측공 내로 유입되는 것으로 평가된다. pH는 5.55~8.72 범위로 평균 6.74이며, 특별한 지역적 분포특성을 보이지 않는다. 다만, BH-23시료만 먹는물 수질기준치(pH 5.8~8.5)범위를 넘어서고 있다.

EC는 149~1382 μ S/cm의 범위로서, 평균 505.9 μ S/cm이다. Cleary(1990)에 따르면 오염되지 않은 일반수(원수)의 전기전도도는 50~500 μ

S/cm라고 하였다. 연구지역의 전체 지하수 시료 중 10개 시료에서는 500 μ S/cm을 초과하고 있으며, 이 가운데 BH-8을 제외한 나머지 9개 시료에서 국내 먹는물 수질기준치를 넘기는 원소들이 검출되었다(Table 2). 또한 BH-3, BH-6, BH-16의 경우 500 μ S/cm에 가까운 값을 나타내며, 이 시료들에서도 국내 먹는물 수질기준치를 넘기는 원소들이 검출되었다. BH-1과 BH-7에서는 전기전도도가 753 μ S/cm, 1,382 μ S/cm로 나타나지만, 이들과 인접한 BH-2, BH-8 관측공에서는 524 μ S/cm, 530 μ S/cm로 나타나는 것으로 보아, 국지적인 매질의 차이, 매립물질의 차이 및 지표환경의 차이에 의해 급격한 수질변화가 일어나고 있음을 보여준다. BH-15는 한강 지류천 인근

에서 채취한 지하수 시료로서 현재 한강의 수질과도 밀접한 관계를 갖는다. 그런데 BH 15에서의 전기전도도가 152 μ S/cm인 것을 고려하면, 지하철 공사로 인해 굴착구간으로 한강의 강물이 유입되는 경우에는 이 지역의 지하수질이 오히려 현재보다 양호하게 될 가능성이 있음을 시사한다. Eh는 0.212~0.725 V범위로서, 평균 0.494 V이다. 이 가운데 BH-10(0.212 V) 시료는 낮은 Eh 값을 보이는데, 이는 지표에서 유입된 오염물질들의 산화작용으로 인해 지하수의 Eh가 낮아진 것으로 판단된다.

수질의 유형과 분포

연구지역 지하수 시료들의 화학 분석 결과는

Table 1. Field Data of Water Quality Parameters of the Groundwater Samples (Date: 2001.8.17~18.)

Sample No.	Temp.(C)	pH	EC(μ S/cm)	Eh(V)
BH-1	20.3	5.55	753	0.605
BH-2	17.2	6.29	524	0.672
BH-3	27.2	7.27	454	0.424
BH-4	18.5	6.88	379	0.382
BH-5	17.7	6.38	518	0.352
BH-6	17.0	6.48	498	0.425
BH-7	17.7	6.68	1382	0.531
BH-8	18.9	6.37	530	0.632
BH-9	16.3	6.54	561	0.636
BH-10	17.2	7.24	428	0.212
BH-11	15.2	6.12	361	0.577
BH-12	18.5	7.15	676	0.572
BH-15	20.0	6.81	152	0.430
BH-16	18.9	7.10	493	0.704
BH-17	17.8	6.76	514	0.725
BH-18	19.7	6.74	163	0.594
BH-19	19.5	6.56	827	0.298
BH-20	20.3	6.40	688	0.331
BH-21	20.8	6.65	350	0.217
BH-22	18.9	6.89	149	0.456
BH-23	19.1	8.72	225	0.613
Min.	16.3	5.55	149	0.212
Max.	27.2	8.72	1382	0.725
Ave.	18.9	6.7	505.9	0.494
Std.	2.4	0.6	275.5	0.156

Table 2. The Concentration of Chemical Constituents of Groundwater Samples in Study Area (unit : mg/L)

Sample No.	Na	K	Ca	Mg	Si	Cl	*HCO ₃ (CO ₃)	SO ₄	Zn	Cd	Pb	Fe	Mn	Al	F	NO ₃ -N	Pco ₂ (atm)
BH-1	28.40	6.08	164.00	14.06	7.72	154.00	266.26	76.15	0.36	0.47	0.04	0.10	0.04	0.01	0.15	6.05	10⁻⁰²
BH-2	15.70	4.52	150.00	8.07	9.21	28.10	430.83	46.65	0.19	0.24	0.03	0.06	0.13	<0.0002	0.17	1.70	10⁻⁰⁸
BH-3	11.60	3.52	130.00	6.25	10.50	23.95	354.69	53.20	0.18	0.24	0.03	0.06	0.12	0.01	n/d	n/d	10⁻¹⁸
BH-4	19.30	3.90	85.50	5.06	8.98	22.30	275.90	22.65	0.19	0.24	0.04	0.30	0.07	0.03	0.27	n/d	10⁻¹⁵
BH-5	13.40	17.41	125.50	6.34	10.30	23.60	434.25	1.20	0.18	0.24	0.03	7.54	0.53	0.01	0.27	0.07	10⁻⁰⁸
BH-6	32.50	11.47	86.00	10.50	11.50	8.50	401.33	2.20	0.05	<0.0002	0.05	8.20	0.83	0.03	0.27	n/d	10⁻³⁹
BH-7	29.94	27.00	517.50	30.60	11.16	33.60	1224.85	446.60	0.05	<0.0002	0.14	0.10	0.49	<0.0002	n/d	0.22	10⁻⁰⁷
BH-8	18.70	18.69	127.50	8.53	10.00	56.85	369.02	32.45	0.02	<0.0002	0.05	<0.0002	0.05	0.02	n/d	0.40	10⁻⁰⁹
BH-9	16.40	13.39	165.00	11.90	9.80	19.35	528.94	50.65	0.02	<0.0002	0.05	<0.0002	0.06	0.02	0.28	n/d	10⁻⁰⁹
BH-10	27.10	11.20	82.50	5.43	7.43	26.60	295.87	20.65	0.02	<0.0002	0.08	1.26	0.65	0.07	0.28	n/d	10⁻¹⁸
BH-11	22.20	5.59	51.00	9.51	13.00	13.40	159.09	37.45	0.02	<0.0002	0.05	<0.0002	0.04	0.05	n/d	9.25	10⁻¹⁰
BH-12	20.20	11.97	159.00	18.18	8.64	28.45	266.01	226.20	0.02	<0.0002	0.08	<0.0002	0.03	0.05	n/d	10.25	10⁻¹⁸
BH-15	9.04	5.65	24.30	1.38	2.49	12.10	72.62	15.72	0.02	<0.0002	0.04	0.01	0.12	0.05	0.23	0.07	10⁻²⁰
BH-16	29.40	10.09	80.00	5.66	7.81	37.50	286.52	11.60	0.02	<0.0002	0.05	0.77	0.38	0.04	1.10	n/d	10⁻¹⁷
BH-17	19.70	8.39	94.00	9.33	9.08	39.40	326.32	2.35	0.04	<0.0002	0.05	14.40	1.32	0.04	n/d	0.30	10⁻¹³
BH-18	6.48	4.05	32.10	3.21	1.40	12.71	91.04	13.54	0.03	<0.0002	0.06	0.02	0.04	0.07	0.13	1.64	10⁻¹⁸
BH-19	36.10	7.59	64.50	16.90	13.60	69.40	269.46	n/d	0.02	<0.0002	0.05	33.20	1.71	0.02	11.50	n/d	10⁻¹²
BH-20	13.90	6.19	120.00	26.90	25.40	52.40	452.48	1.85	0.01	<0.0002	0.03	47.80	3.86	0.03	n/d	0.45	10⁻⁰⁸
BH-21	5.65	12.18	75.00	8.97	9.75	18.10	261.08	11.95	0.01	<0.0002	0.06	6.82	0.92	0.21	1.15	n/d	10⁻¹³
BH-22	12.00	6.09	133.00	4.63	3.30	12.54	428.85	14.76	0.04	<0.0002	0.02	0.54	0.21	0.10	0.23	0.09	10⁻¹⁴
BH-23	51.40	7.80	25.90	3.21	3.76	19.26	168.88(0.12)	32.71	0.05	<0.0002	0.83	0.79	0.30	0.26	n/d	n/d	10⁻⁸³
D. L.	0.003	0.003	0.0002	0.003	0.003				0.0002	0.0002	0.003	0.0002	0.0002	0.0002			
DW std						250		200	1.00	0.005	0.05	0.30	0.30	0.20	1.50	10.00	

* Calculated value, Bold Letter : Value exceeding drinking water quality standards(DW std), D.L. : Detection Limit, n/d : not detected

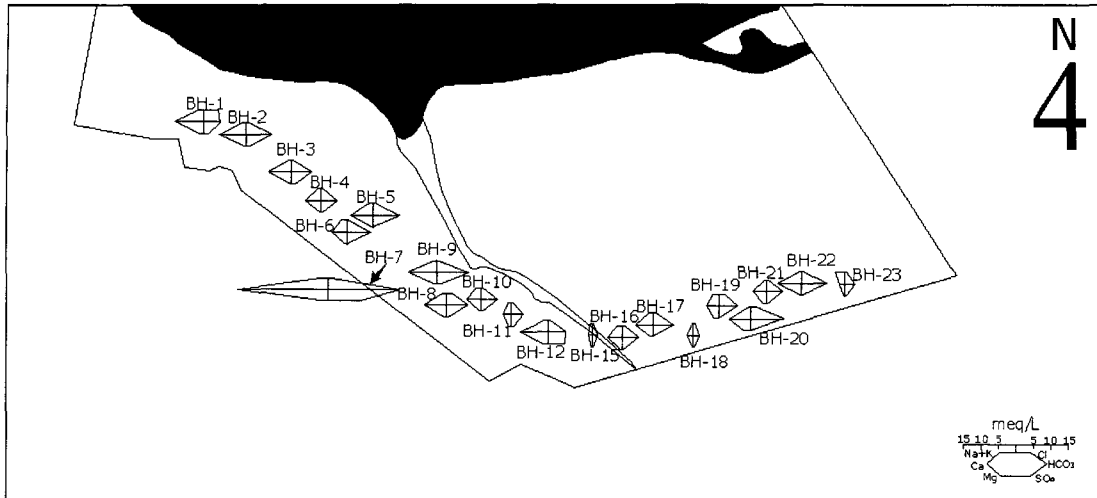


Fig. 2. Stiff diagrams showing the distribution of major cations and anions in groundwater.

Table. 2와 같다. 실내에서 분석한 수질자료를 Stiff diagram(Fig. 2)으로 도시한 결과, 연구지역 지하수의 수질은 Ca-HCO₃ 유형이 주를 이루고 있음을 알 수 있다. 그러나, 연구지역의 동쪽 끝 지점인 BH-23에서는 (Na+K)-HCO₃ 유형, 중앙부의 BH-7, BH-12지점에서는 Ca-(HCO₃-SO₄) 유형도 나타난다.

이 연구지역처럼 자연적인 매질의 차이가 없는 지역에서는 거리에 따른 수질특성의 변화는 크지 않을 것으로 예상된다. 그러므로 100m 내외의 시추공 간 짧은 거리에도 불구하고 주성분원소의 차이를 보이는 BH-7, BH-12 지점과 BH-23 지점은, 지하에 매립된 물질과 지표환경의 차이로 인하여 (Na+K)-HCO₃ 및 Ca-(HCO₃-SO₄) 유형을 보이는 것으로 해석된다. 실제로 BH-7지점은 쓰레기 집하장 하부의 지하수 시료로서 이러한 추론을 뒷받침한다. 또한 BH-6, BH-10, BH-16의 시료에서는 인근 시료와는 다르게 지하수가 악취를 풍기며 채취되었는데, 이는 단순투기 매립에 따른 지하수의 오염을 나타내는 바, 이 역시 이러한 가정에 신빙성을 더해준다.

지하수의 반응 및 오염

수중 용존 이온과 지질매체와의 반응은, Phreeqci를 이용한 지화학적 모델링 결과 도출된 광물의

포화지수로부터 유추하였다(Table 3). Deutsch (1997)에 따르면, 지하수의 화학분석 자료를 토대로 계산된 포화지수를 이용하면, 지하환경에 존재하는 광물을 직접 분석하지 않아도 수중 용존이온의 농도를 조절할 수 있는 광물을 추정할 수 있다고 하였다.

이에 따라, 연구지역의 지하수 내 용존 이온의 농도를 조절할 가능성이 있는 광물을 포화지수 -2~2로 유추한 결과, 대부분의 시료에서 공통적으로 탄산염광물(aragonite, calcite, cerrucite, rhodochrosite)과 규산염광물(quartz, chalcedony) 및 비정질 SiO₂, 비정질 Al(OH)₃등이 반응광물로 나타남을 알 수 있었다. 그리고 이를 제외한 장석류(K-feldspar), 수산화광물(alunite, gibbsite, manganite), 황산염광물(gypsum, anhydrite), 점토광물(Ca-montmorillonite, illite), 탄산염광물(dolomite, otavite, siderite) 및 형석(fluorite), 연망간석(pyrolusite)등이 몇몇 시료에서 부분적으로 나타나는 것을 볼 수 있었다. 그러나 전술한 것처럼, 연구지역의 지하수의 반응은 자연적인 매질에 의한 영향과 더불어 인위적인 물질에 의하여 형성된 반응도 크게 작용된다고 판단되는 바, 포화지수를 토대로, 인위적인 오염물질의 영향에 따른 수질 특성 및 오염을 국내 먹는물 수질기준치를 넘긴 항목들을 대상으로 유추하였다.

Table 3. Saturation Indices of the Groundwater Samples for Reactive Mineral Phases

Phase	Formula	BH-1	BH-2	BH-3	BH-4	BH-5	BH-6	BH-7	BH-8	BH-9	BH-10	BH-11	BH-12	BH-15	BH-16	BH-17	BH-18	BH-19	BH-20	BH-21	BH-22	BH-23
Aragonite	CaCO ₃	-1.48	-0.61	0.38	-0.38	-0.56	-	0.57	-0.62	-0.26	-0.03	-1.63	0.04	-1.96	-0.16	-0.41	-1.32	-0.84	-0.54	-0.89	-0.02	-1.1
Calcite	CaCO ₃	-1.34	-0.46	0.53	-0.23	-0.41	-	0.71	-0.47	-0.11	0.12	-1.47	0.19	-1.81	-0.02	-0.26	-1.18	-0.69	-0.39	-0.74	0.13	-0.95
Cerussite	PbCO ₃	-1.51	-1.08	-1.02	-0.81	-1.05	-	-0.32	-0.89	-0.77	-0.45	-1.05	-0.51	-1.05	-0.7	-0.73	-0.75	-0.82	-1.1	-0.76	-1.09	-
Chalcodony	SiO ₂	-0.28	-0.17	-0.23	-0.2	-0.13	-	-0.09	-0.15	-0.13	-0.26	0.01	-0.21	-0.77	-0.26	-0.18	-1.02	-0.03	0.23	-0.19	-0.64	-
Quartz	SiO ₂	0.16	0.29	0.19	0.25	0.33	-	0.37	0.3	0.33	0.19	0.47	0.24	-0.33	0.19	0.27	-0.57	0.42	0.68	0.25	-0.19	-1.91
Rhodochrosite	MnCO ₃	-	-1.15	-0.21	-0.93	-0.42	-	-0.04	-1.47	-1.18	0.38	-	-1.07	-1.61	0.04	0.27	-1.57	0.15	0.48	-0.2	-0.32	-1.16
SiO ₂ (a)	SiO ₂	-1.14	-1.03	-1.06	1.06	-0.99	-	0.95	-1.01	1	-1.13	-0.87	-1.07	-1.63	-1.12	-1.05	-1.88	-0.89	-0.62	-1.04	-1.5	-
K-feldspar	KAlSi ₃ O ₈	-	-	-1.67	-0.6	-1.2	-	-	-0.17	-0.55	0.22	-0.25	0.2	-1.91	-0.17	-0.01	-	-	0.58	0.09	-1.16	-
Alunite	KAl ₃ (SO ₄) ₂ (OH) ₆	-	-	-	-0.87	-	-	-	1.91	0.37	-0.89	-	0.94	0.24	-1.75	-1.14	0.67	-	-1.21	0.8	0.46	-
Gibbsite	Al(OH) ₃	-0.59	-	0.47	1.84	0.89	-0.75	-	1.97	1.53	-	-	1.94	-	1.83	-	-	-1.95	2	-	-	-1.86
Al(OH) ₃ (a)	Al(OH) ₃	-	-	-	-0.91	-1.87	-	-	-0.78	-1.25	-0.71	-0.57	-0.81	-0.6	-0.92	-0.57	-0.43	-	-0.74	-0.51	-0.35	-
Manganite	MnOOH	-	-1.12	-	-	-	-	-	-1.92	-1.34	-	-	-0.82	-	-	-	-1.35	-	-	-	-	-
Gypsum	CaSO ₄ ·2H ₂ O	-1.48	-1.69	-1.68	-	-	-	0.53	-1.9	-1.65	-	-	-1.04	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Anhydrite	CaSO ₄	-1.72	-1.94	-1.89	-	-	-	-0.78	-	-1.89	-	-	1.29	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ca-Montmorillonite	Ca _{0.65} Al _{2.33} Si _{3.67} O ₁₀ (OH) ₂	-	-	0.29	-	1.25	-	-	-	-	-	-	-	1.86	-	-	1.37	-	-	-	-	-
Illite	K _{0.8} Mg _{0.25} Al _{2.3} Si _{3.5} O ₁₀ (OH) ₂	-	-	-0.75	1.96	-0.14	-	-	-	1.45	-	-	-	0.56	-	-	0.03	-	-	-	-	1.82
Dolomite	CaMg(CO ₃) ₂	-	-1.94	0.11	-1.42	-1.87	-	0.45	-1.85	-1.13	-0.7	-	-0.3	-	-0.91	-1.27	-	-1.69	-1.14	-	-	-0.92
Olavite	CdCO ₃	-0.81	-0.12	0.89	0.36	0.01	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Siderite	FeCO ₃	-	-1.79	-0.71	-0.54	0.46	-	-1.02	-	0.42	-	-	-	-	0.09	1.04	-	1.17	1.31	0.41	-0.17	-
Fluorite	CaF ₂	-	-	-	-1.98	-1.86	-	-	-	-1.76	-1.94	-	-	-	-0.79	-	-	1.12	-	-0.99	-1.98	-
Pyrolusite	MnO ₂	-	-0.8	-	-	-	-	-	-1.91	-1.52	-	-	-1.1	-	-	-	-1.47	-	-	-	-	-

Note : Values in the range of -2 to 2 are only shown in this table.

황산염이온

황산염이온(SO_4^{2-})의 경우, 검출된 농도의 범위가 기기의 분석한계 이하로부터 최대 446.6 mg/L 까지 광범위하게 검출되었고, BH-7과 BH-12 두 지점을 제외한 나머지 관측지점에서는 평균 74 mg/L 이하로 비교적 낮은 농도를 보이고 있었다. Table 3에서, SO_4 를 함유한 광물의 포화지수를 살펴본 결과, 황산염광물인 석고류(gypsum, anhydrite)는 BH-1, BH-2, BH-3, BH-7, BH-9, BH-12에서 공통적인 반응광물상으로 나타났다. 그러나 BH-1, BH-2, BH-3, BH-9에서의 SO_4 의 농도는 50.65~76.75 mg/L 범위 임에 비해, BH-7과 BH-12지점에서는 각각 446.6 mg/L, 226.2 mg/L가 검출되어 먹는물 기준치인 200 mg/L를 초과하였다. 그리고 이들 두 시료에서는 칼슘(Ca)이 BH-7의 경우 517.50 mg/L, BH-12의 경우 159 mg/L로 나머지 시료에 비해서 과량 검출되었다. 연구지역의 비슷비슷한 매질 특성에도 불구하고 다른 시료채취지점과는 달리 유독 BH-7과 BH-12에서만 고농도의 Ca와 SO_4 가 공통적으로 검출되는 것을 살펴볼 때, 광물의 용해와 더불어 이들 두 가지 원소를 함유한 또 다른 물질에서 이 두 가지 이온이 용출되고 있음을 유추할 수 있다. 따라서 이들 성분이 공통적으로 함유된 오염물질, 예를 들어 석고보드와 같은 건축폐자재 등이 BH-7, BH-12의 인근에 매립되어 있을 가능성이 있다. 또한 BH-7지점은 전술한 바와 같이 쓰레기 집하장 하부의 지하수 시료로서, 고농도의 Ca, SO_4 를 함유한 지표의 쓰레기 침출수 등의 영향도 있을 것으로 사료된다.

아연

아연(Zn)은 먹는물 기준치인 1.0 mg/L를 초과하는 시료는 없었으나, 전체 시료에서 검출이 되었으며, 특히 BH-1에서는 0.36 mg/L까지 검출이 되었다. 그러나 Table 3을 살펴보면, 아연을 포함하는 -2~2범위의 반응광물상은 나타나지 않았다. 이를 살펴볼 때, 용존 아연은 연구지역의 광물의 용해로부터가 아닌, 지하에 불량 매립되어 있는 아연 도금된 물질이나 아연을 포함하는 도색제 등이 오염원으로 작용하여 지하수 중에 나타나는 것으로 평가된다. 그리고 최근 서울지역 도로변

우수관 퇴적물에 대한 중금속 오염 연구(이평구 외, 2001b)에 따르면, 우수관 퇴적물 내 아연은 주로 자동차 타이어의 마모와 도로변 건물·상가에서 발생한 부식먼지의 퇴적 등이 그 원인으로 보고된 바, 연구지역 지하수 내 용존 아연의 농도는 아연을 포함한 퇴적물 등이 빗물에 용해되어 지하수 환경으로 유입되어 나타난 결과로도 추정된다.

카드뮴

카드뮴(Cd)은 BH-1~5 관측공에서는 먹는물 기준치인 0.005 mg/L의 48~94배나 초과하여 심한 오염도를 보여주고 있으나, 나머지 다른 관측공에서는 전혀 검출되지 않고 있다. Table 3을 살펴보면 BH-1~5에서는 오타바이트(otavite)가 반응광물상으로 나타난다. 오타바이트는 연구지역의 매질을 살펴볼 때, 매질 내 존재 가능성은 희박하며, 따라서 오타바이트의 용해·침전에 의해 수중 카드뮴의 농도가 조절될 가능성은 없는 것으로 판단된다. 일반적으로 물-암석반응에서 용출되는 카드뮴의 근원은 아연광석 광물(zinc ore minerals)이다. 또한 카드뮴은 아연과 화학적으로 유사성을 띄며 수중에 동시 용출되는 특성을 지니나, 아연보다는 수중에 덜 용출되는 성질을 지닌다(Hem, 1992). 앞서 전술한 내용을 살펴보면, 지하수 시료에서 검출된 아연은 광물의 용해에 기인하지 않은 것으로 판단하였다. 그리고 BH-1~5를 살펴보면, 검출된 카드뮴의 농도가 아연보다 오히려 더 높게 나타나고 있어, 카드뮴 아연의 자연수에서의 농도비를 어긋나고 있음을 알 수 있다. 또한 전반적으로 비슷한 매질을 지닌 연구지역에서 유독 BH-1~5에서만 국내 먹는물 수질 기준치를 48배 이상 초과하고 있음을 살펴볼 때, BH-1~5에서 나타나는 고농도의 카드뮴의 근원은 프린트 잉크, 도색제, 플라스틱류, 전기합금류 등의 불량매립과 카드뮴을 함유하는 지하매질물 등의 용해에 따른 복합적인 원인에 의한 것으로 추정된다. 또한 이평구 외(2001b)에 따르면, 도로변에서 발생하는 카드뮴은 타이어에 함유된 아연의 불순물에 기인한다고 하였다. 따라서 연구지역 지하수 내 용존 카드뮴의 농도는 타이어의 마모로 인해 퇴적된 카드뮴이 빗물에 녹아 지하로 스며들면서 지하수 환경으로 유입되어 나타난 결과

로도 해석된다.

납

납(Pb) 성분은 국내 먹는물 수질기준치에 비교할 때, 전체 21개 관측지점 중 52%인 11개 지점에서 먹는물 수질기준치(0.05 mg/L)를 초과하여 검출되었다. Table 3을 살펴보면, 대부분의 시료에서 백연석(cerussite)이 반응광물상으로 나타난다. 백연석은 방연석(galena)의 변질 광물이며, 아연광상에서 주로 정출되는 광물이다. 따라서 백연석의 용해·침전 작용으로서 연구지역의 지하수 내 Pb의 농도 조절을 설명할 수는 없다. Davis(1990)에 의하면, 빌딩을 도색하는 페인트가 벗겨져 내리는 것과 가솔린의 연소 등으로 인하여 도시지역 내 토양에는 고농도의 납이 농축될 수 있다고 하였다. 따라서, 연구지역 지하수 내 용존 납 성분은 지하에 매립된 건축폐자재나 지상 건축물등에 칠해져 있던 페인트칠의 부식산물, 그리고 얇은 심도에 퇴적되어 있던 가솔린 연소물이 빗물 등에 용해되어 폐공이나 하수관 등을 통해 지하수 환경으로 유입되어 나타난 결과로 판단된다.

철과 망간

철(Fe) 성분은 총 21개 지점 중 11개 지점(52%)에서 먹는물 수질기준인 0.3 mg/L를 초과하였으며, BH-20에서는 먹는물 수질기준의 최대 약 160배까지 나타난다. 망간(Mn) 성분은 총 21개 시료 중 48%인 10개 지점에서 먹는물 수질기준치를 초과하였다. 망간은 철 성분과 함께 대표적인 산화환원 반응에 의해 조절되는 원소로서 (Forstner and Wittmann, 1983), 이들의 국내 먹는물 수질기준치 초과지점은 철 성분이 오염된 지점들과 9지점(90%)이 겹쳐지는 것을 볼 수 있다(Table 2). Table 3을 살펴보면, 철의 경우 대부분의 시료에서 반응광물상으로 능철석(siderite)이 나타난다. 망간의 경우, 대부분의 시료에서 능망간석(rhodochrosite)이 반응광물상으로 나타나며, 일부 시료에서 망가나이트(manganite), 연망간석(pyrolusite)등이 반응광물상으로 나타난다. 능철석은 능망간석과 동구조형 광물로서, 철산화물(Fe oxide)이 부분적으로 변질된 침전물이며, 능망간

석은 망간광상의 부구성광물이다. 따라서, 능철석은 변성암이 기반암을 이루고 있는 본 연구지역에 충분히 나타날 수 있다고 추정되는 바, 능철석의 용해·침전 작용으로 본 연구지역의 지하수 내 용존 철의 농도가 조절되고 있을 가능성이 있다. 그러나 연구지역의 매질은 광상을 포함한 암반이 아니므로 능망간석의 용해·침전으로는 용존 망간의 농도 조절을 설명하기 힘들다. 따라서 BH-17, BH-19, BH-20에서 철의 경우 14.4 mg/L, 33.2 mg/L, 47.8 mg/L, 망간의 경우 1.32 mg/L, 1.71 mg/L, 3.86 mg/L의 매우 높은 농도를 보이는 이유는, 광물의 용해와 더불어 이들 지점에 이 두 원소를 포함하는 지하에 건설된 철골 기둥이나 불량 매립된 철골 폐기물 등이 부식을 일으킴에 따라 나타난 결과라고 판단된다.

알루미늄

알루미늄(Al)은 BH-21과 BH-23지점에서 0.21 mg/L, 0.26 mg/L로서 국내 먹는물 수질기준치(0.2 mg/L)를 초과하여 검출되었다. Table 3을 살펴보면 많은 시료가 K장석(K-feldspar), 명반석(alunite), 깁사이트(gibbsite) 및 비정질 Al(OH)₃에 대하여 반응광물상으로 나타난다. 명반석은 장석이 많은 화성암이 열수변질과정을 겪으며 형성되고, 깁사이트는 화성암이 풍화를 받을 때 만들어지는 광물로서 고령토의 주 구성광물이다. 따라서 연구지역의 매질의 특성을 비추어볼 때, 수중 용존 알루미늄은 K장석 및 비정질 Al(OH)₃에 의해 농도가 조절될 가능성이 있다. 그러나 BH-21과 BH-23에서 용존알루미늄의 농도가 다른 시료에 비해 10배 이상 검출되는 이유는, 자연적인 영향과 더불어 지하에 매설된 알루미늄을 포함하는 송전선의 부식이나, 단순부기 매립된 알루미늄을 포함한 물질의 부식 등의 영향을 받는 것으로 평가된다.

불소

불소(F)의 경우, BH-19에서만 국내 먹는물 수질기준치의 7.6 배에 해당하는 11.5 mg/L의 농도로 검출되고, 나머지 시료에서는 국내 먹는물 수질기준치 이하로 검출되었다. 포화지수를 살펴보면 형석(fluorite)이 일부 시료에서 반응광물상으로

나타나지만, 형석의 낮은 용해도로 판단할 때, 수중 용존 불소의 농도는 형석에 의해 조절된다고 판단하기는 힘들다. Hem(1992)에 의하면, 불소는 자연수에서 대부분 1 mg/L 이하로 검출된다고 하였다. 그러나 BH-16, BH-19, BH-21 지점에서는 각기 1.1 mg/L, 11.5 mg/L, 1.15 mg/L의 농도를 보인다. 불소는 생활용품에서 형광물질의 성분으로 함유된다. 따라서 이 세 시료에 대해서는 인근에 매립된 형광물질 성분을 포함하는 폐기물이나 도로변과 상가주변에 방치되어 있는 형광물질을 함유한 폐기물내 형광물질 자체가 지하수 환경으로 유입되어 오염원으로 작용한 것으로 추정된다.

질산성 질소

질산성 질소(NO₃-N)는 BH-12의 10.25 mg/L를 제외한 나머지 시료들에서 검출되지 않거나, 먹는 물 수질기준치에 많이 미달된 것으로 나타났다. 그리고 BH-12의 인접 지역인 BH-11에서 9.25 mg/L로서 오염기준치에 가까운 것으로 나타났다. 이는 BH-11, BH-12 지역의 하수와 오폐수 배출관의 파손에 의해 생활오폐수가 지하환경으로 누출되고 있음을 시사한다.

Pco₂

일반적으로 대기 및 토양의 Pco₂는 각각

Table 4. Results of Factor Analysis for the Groundwater Constituents

Variable	Factor I	Factor II	Factor III	Factor IV	Factor V
Na	0.169	0.163	0.154	0.852	0.061
K	0.820	-0.062	-0.187	0.080	-0.126
Ca	0.969	-0.044	0.152	-0.088	0.011
Mg	0.729	0.588	0.044	-0.042	0.299
Si	0.248	0.819	0.032	-0.232	0.112
Cl	0.074	0.329	0.762	0.121	0.230
HCO ₃	0.931	0.183	0.022	-0.101	-0.220
SO ₄	0.886	-0.176	0.003	0.089	0.305
Zn	-0.021	-0.202	0.951	-0.071	-0.008
Cd	-0.073	-0.162	0.942	-0.147	-0.003
Pb	-0.022	-0.133	-0.113	0.913	-0.066
Fe	-0.067	0.973	-0.072	-0.051	-0.083
Mn	0.019	0.923	-0.154	-0.053	-0.129
Al	-0.307	-0.161	-0.403	0.649	-0.060
F	-0.138	0.556	0.061	0.202	-0.069
NO ₃ -N	-0.023	-0.122	0.114	-0.044	0.973
Eigenvalue	4.016	3.455	2.678	2.157	1.301
% of Variance	25.099	21.594	16.737	13.478	8.130
Cummulative %	25.099	46.693	63.430	76.908	85.037

$10^{-3.5}$ atm 과 $10^{-1} \sim 10^{-3}$ atm 범위로 알려져 있다 (Clark and Fritz, 1997). 그런데 연구지역 토양 내 최대 P_{CO_2} 를 10^{-1} atm으로 가정할 지라도, BH-1, BH-2, BH-5, BH-7, BH-8, BH-9, BH-20 시료의 P_{CO_2} 는 각기 $10^{-0.2}$ atm, $10^{-0.8}$ atm, $10^{-0.8}$ atm, $10^{-0.8}$ atm, $10^{-0.7}$ atm, $10^{-0.9}$ atm, $10^{-0.9}$ atm, $10^{-0.8}$ atm 으로서, 앞에서 가정한 연구지역 토양 내 최대 P_{CO_2} 를 넘어선다(Table 2). 이는 토양이 지하수에 공급할 수 있는 CO_2 의 범위를 넘어서는 것이다. 이를 통해, 위에서 언급한 7개 시료는 토양에서 지하수로 공급되는 자연적인 CO_2 와 더불어, 지하에 매립된 유기탄소를 포함하는 유기물의 분해, 지표에서 하수관 등을 통해 유입되거나 오펜수 배출관의 파손 등에 기인하는 하수 내 용존 유기물의 분해 등에 의해 지하수로 CO_2 의 공급이 이루어지고 있음을 추정케 한다. 또한 Table 2의 HCO_3^- 의 농도를 살펴보면, 전체시료의 HCO_3^- 의 평균 농도는 362.18 mg/L임에 비하여, 전술한 7개 시료는 548.11 mg/L로 나타난다. 따라서 이들 7개 시료 내 HCO_3^- 의 농도는 자연적으로 발생할 수 있는 탄산염 이온 뿐 아니라, 인위적인 원인에 의한 추가 가능성을 예상하게 한다.

이상으로 종합해 볼 때, 연구지역의 오염의 형태는, 일부 시료에서의 농도가 나머지 시료들에서의 농도보다 상당히 크게 나타나는 점오염의 형태를 띠는 것을 알 수 있으며, 이는 국지적으로 매립된 지하 매립물질과 시추공 주변 지표환경의 차이에 의한 것으로 추정된다.

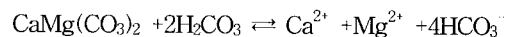
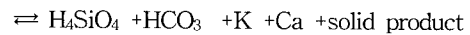
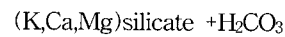
요인 분석을 이용한 오염특성 고찰

오염원의 종류와 오염에 의한 지하수의 화학 성분 에 대한 영향을 객관적으로 해석하기 위하여, 각 시료의 화학 성분을 변수로 하는 요인 분석 (Factor Analysis)을 실시하였다. Table 4는 모든 시료의 화학 성분 에 대한 R모드 요인 분석 결과 얻어진 주요 요인들의 고유벡터(Eigenvector)와 고유치(Eigenvalue)들을 행렬로 표시한 것이다. 이 때, 요인들은 주성분 분석법(Principal Component Analysis)을 이용하여 구한 후, 해석을 용이하게 하기 위하여 베리맥스(Varimax)법으로 회전시킨 후 요인을 얻었다.

요인 I 은 K, Ca, Mg, HCO_3^- , SO_4^{2-} 성분 이, 요인

II 는 Si, Fe, Mn, F, (Mg) 성분 이, 요인 III 은 Cl, Zn, Cd 성분 이, 요인 IV 는 Na, Pb, Al 성분 이, 요인 V 는 NO_3^- -N 성분 이 주요 성분 임 을 보여 주며, 이들의 전체 자료 분산 에 대한 기여율은 각각 25.1%, 21.6%, 16.7%, 13.5%, 8.1% 이다. 이러한 각 요인들의 의미를 알아보기 위해 화학 성분들 간의 상관관계를 살펴볼 필요가 있다.

Table 5를 살펴보면, 요인 I 은 99.99%의 신뢰도에서, K와 Ca, Mg와 Ca, K와 HCO_3^- , Ca와 HCO_3^- , Mg와 HCO_3^- , SO_4^{2-} 와 HCO_3^- , Ca와 SO_4^{2-} 간 에 상관관계가 각각 0.697, 0.708, 0.704, 0.923, 0.732, 0.708, 0.888로서 비교적 높은 상관관계를 보인다. K, Ca, Mg, HCO_3^- 간의 상관관계는 규산염 광물의 풍화로 설명할 수 있고, 이 가운데 Mg, Ca, HCO_3^- 간의 상관관계는 탄산염 광물의 풍화로도 설명할 수 있다.



또한 Ca, SO_4^{2-} 의 상관관계는 석고류 광물의 풍화와 더불어 앞 절에서 언급한 석고보드를 포함한 인위적인 오염물질에 의한 것으로 판단된다. 따라서 요인 I 은 규산염광물과 탄산염광물의 물-암석 반응과 자연적이고 인위적인 오염에 동시 기인하며 수중에서 거동하는 Ca, SO_4^{2-} 를 설명하는 요인으로 판단된다.

요인 II 는 99.99%의 신뢰도에서 Si와 Fe, Si와 Mn, Si와 Mg, Fe와 Mn 성분 간 에 상관관계수가 각각 0.761, 0.774, 0.696, 0.959로서 비교적 높은 상관관계를 보이는 반면, F는 어떤 원소와도 상관관계를 보이지 않는다. Si와 Fe, Si와 Mn의 관계는, 앞 절에서 언급한 바와 같이 인위적인 오염의 영향을 크게 받은 것으로 판단되는 BH-17, BH-19, BH-20시료를 제외하면 회귀분석 결과 큰 상관성을 보이지 않는다. Si와 Mg의 관계는, 이상치를 보인 BH-7을 제외하고 선형회귀분석을 실시하면 비교적 높은 상관성을 보인다(Fig. 3). 이는 규산염 광물의 용해과정 중 광물격자에 포함되어 있던 Mg이 함께 용해되어 나타나는 현상으로 해석

가능하다. Fe와 Mn의 관계는, 전술한 BH-17, BH-19, BH-20시료를 회귀분석식에 포함시키는 것과 관계없이 두 원소간에 높은 상관관계를 보인다(Fig. 3). 이로서 Fe와 Mn은 자연적이고 인위적인 오염에 동시 기인하면서 수중에서 동시 거동하는 원소로 판단된다. 종합해 보면, 요인 II는 규산염광물의 물-암석 반응과 더불어 인위적인 Fe, Mn, F의 오염을 설명하는 요인으로 판단할 수 있다.

요인 III은 99.99%의 신뢰도에서, Zn과 Cd간에 상관관계가 0.991로서 높은 상관관계를 보이며, 이들은 회귀직선상에서도 잘 표현되고 있다(Fig.

3). Cl은 Zn, Cd와 어떠한 상관관계가 없다. Cl의 기원은 일반적으로 흑운모같은 광물격자 내에 미량으로 존재하는 염화물이나, 증발암, 그리고 유체 포유물로부터의 공급, 맨틀기원 그리고 인위적인 기원 등을 들 수 있다(Rogers, 1989). 또한 Cl은 오염되지 않은 일반수에서 SO₄보다 낮게 나온다(Hem, 1992). 연구지역 21개 지하수 시료 가운데 10개 시료에서 Cl의 농도가 SO₄의 농도보다 높게 나와 인위적인 오염의 영향을 받고 있음을 추정케 한다. 이를 종합해 볼 때, 요인 III은 인위적인 오염에 기인한 Zn과 Cd, 자연적인 원인과 더불어 인위적인 오염원에 기인한 Cl을 동시에 설

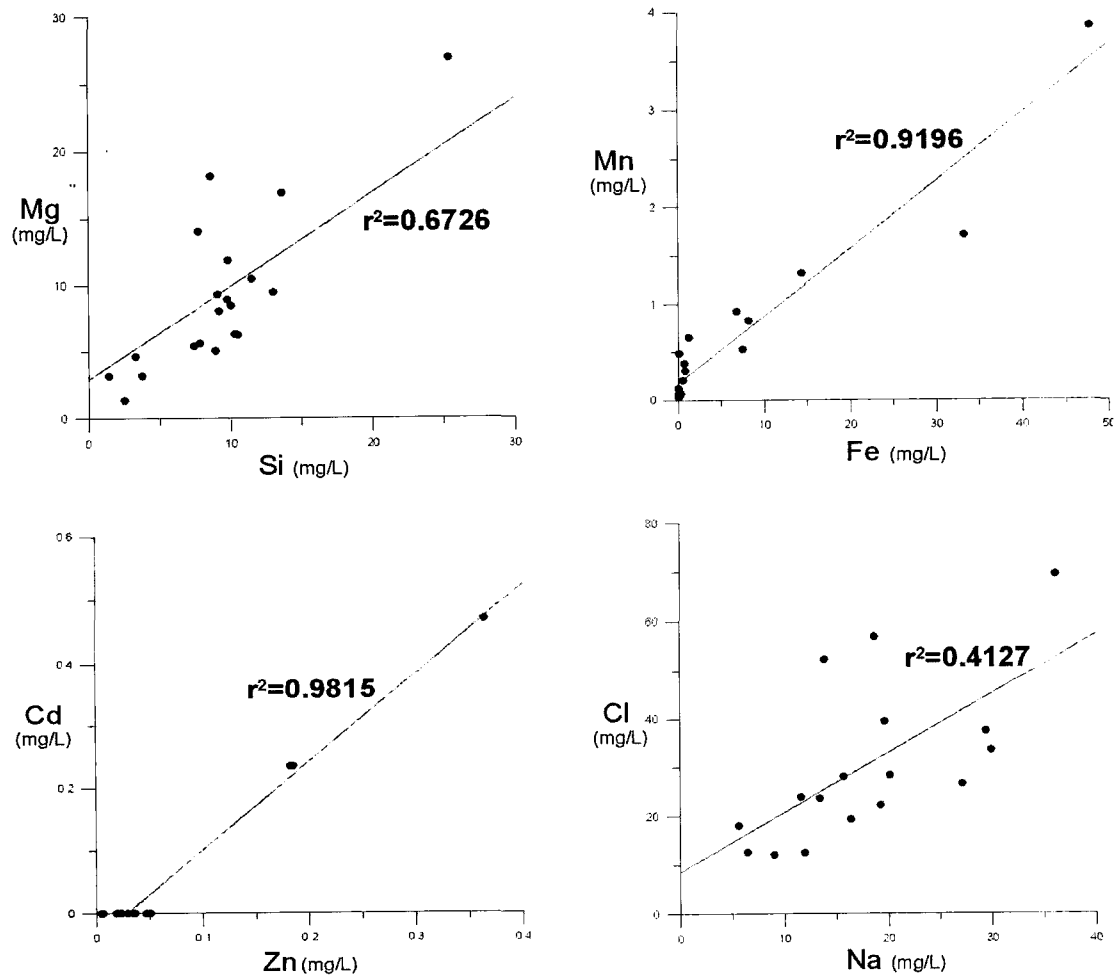


Fig. 3. Relations among the compositional variables of groundwater samples.

Table 5. Correlation Matrix of Groundwater Constituents

	Na	K	Ca	Mg	Si	Cl	HCO ₃	SO ₄	Zn	Cd	Pb	Fe	Mn	Al	F	NO ₃ -N
Na	1.000															
K	0.166	1.000														
Ca	0.074	0.697	1.000													
Mg	0.161	0.468	0.708	1.000												
Si	0.014	0.126	0.203	0.696	1.000											
Cl	0.249	-0.017	0.164	0.344	0.207	1.000										
HCO ₃	0.095	0.704	0.923	0.732	0.403	0.038	1.000									
SO ₄	0.174	0.623	0.888	0.653	0.032	0.065	0.708	1.000								
Zn	0.016	-0.216	0.143	-0.078	-0.075	0.571	-0.007	0.019	1.000							
Cd	-0.070	-0.251	0.094	-0.088	-0.023	0.569	-0.048	-0.038	0.991	1.000						
Pb	0.669	0.027	-0.111	-0.137	-0.259	-0.109	-0.104	0.072	-0.094	-0.163	1.000					
Fe	0.044	-0.114	-0.108	0.511	0.761	0.220	0.141	-0.243	-0.235	-0.192	-0.120	1.000				
Mn	0.020	-0.042	-0.034	0.536	0.774	0.150	0.231	-0.182	-0.288	-0.250	-0.083	0.959	1.000			
Al	0.221	-0.110	-0.375	-0.330	-0.343	-0.276	-0.355	-0.192	-0.329	-0.347	0.702	-0.107	-0.027	1.000		
F	0.293	-0.075	-0.148	0.169	0.183	0.241	-0.072	-0.152	-0.148	-0.128	-0.073	0.492	0.291	-0.074	1.000	
NO ₃ -N	0.019	-0.134	0.008	0.200	0.041	0.231	-0.241	0.273	0.146	0.150	-0.091	-0.197	-0.252	-0.098	-0.143	1.000

Bold Letter : A significant level is 99.99%

명하는 요인으로 판단할 수 있다.

요인 IV는 99.99%의 신뢰도에서, Pb와 Al, Pb와 Na간에 0.702, 0.669라는 비교적 높은 상관관계를 보인다. 그러나 인위적인 영향을 크게 받은 것으로 판단되는 BH-23을 제외하면, Pb와 Al, Pb와 Na간에는 회귀직선 상에 어떠한 상관관계를 드러내지 않는다. 이종운 외(1997)에 따르면, 해수 침투를 받지 않은 지역에서, Na의 가장 일반적인 자연적 기원은 조암광물인 사장석의 비조화용해라고 하였다. Na와 Cl의 관계에서 물-암석 간의 반응의 결과라면 두 원소간에 비례관계가 잘 성립하지 않아야 하나(Banks et al, 1995), 이상치를 보이는 BH-1, BH-6, BH-11, BH-23 등을 제외하면 비교적 정의 상관관계를 보이는 바(Fig. 3), Na는 일정부분 생활하수에 의한 오염의 영향을 받고 있는 것으로 추정된다. 따라서 요인 III은 인위적인 원인 오염에 기인한 Pb와 자연적인 원인과 더불어 인위적인 오염원에 기인한 Al, Na를 동시에 설명하는 요인으로 판단할 수 있다.

요인 V는 NO₃-N에 의한 요인이다. NO₃-N이 주된 요인으로 나타나는 바, 요인 V는 생활오폐수의 누수나 쓰레기 적체에 따른 침출수의 지하누수가 주요오염원으로 작용함을 추정케 하는 요인이다.

본 연구지역의 지하수 수질은 인위적 오염의 기여도를 요인 I에서 약 1/3로, 요인 II에서는 약 1/2로, 요인 III과 IV에서는 약 2/3로, 요인 V는 1로 보았을 때, 전체 자료 분산의 약 47%가 인위적인 오염 요인에 의해 설명된다. 이는 연구지역 지하수 시료의 수리화학적 특성의 주요부분이 인위적인 오염에 의해 영향을 받고 있음을 설명한다.

결론 및 제언

1. 현장 수질 요소 가운데, 전기전도도(EC)자료는 국지적인 매립물질과 주변 지표환경의 차이에 의한 급격한 수질변화를 쉽게 보여준다.

2. 지하수의 수질특성은 Ca-HCO₃ 유형이 주를 이루고 국지적으로 (Na+K)-HCO₃ 유형과 Ca-(HCO₃-SO₄) 유형이 나타나고 있었다. 국지적인 수질특성의 차이는 인위적으로 매립된 물질과 주변 지표환경의 차이에 의하여 형성된 차이로 판단된다.

3. 이 연구에서 분석된 지하수 시료의 약 47%가 인위적인 오염원에 의해 영향을 받고 있음을 통계적으로 설명할 수 있었다.

4. 만약 지하철 A설계구간에 공사가 완공된 후 수질 악화 문제가 발생하였을 시에는, 이 연구자료를 토대로 하여 지하철 공사 이후 변화한 수질 특성을 파악하여 그 원인을 찾을 수 있을 것으로 기대된다.

5. 이 연구결과는 도시지역의 지하구조물 설치시, 수리화학적 자료분석이 그 지역의 환경변화의 기본자료를 제시할 수 있음을 보여주고 있다.

사 사

이 연구를 위해 현장조사에 협력해 주신 (주)한국지우와 연세대 지하수연구실 한원식 군, 김연태 양, 신현호 군에게 감사드립니다.

참 고 문 헌

과학기술처, 1997, 지하수 오염방지 및 음용화 기술 연구(서울지역) 보고서, 7-10

과학기술부, 1999, 서울-남천점 지질도폭 설명서 (1: 250,000), 64 p.

김윤영, 이강근, 성익환, 1998, 서울지역 지하수 시스템 조사 : 수리적 특성 분석, 지질공학, 8 권 1호, 51-73.

김윤영, 이강근, 1999a, 서울지역 지하수 시스템의 수리지질학적 특성 분석, 대한지질학회·한국석유지질학회·한국암석학회 제54차 추계 공동학술발표회 초록집, 38.

김윤영, 이강근, 1999b, 서울시 지하수 시스템 : 지하수위의 선형 변화 구조 분석, 대한지하수환경학회·한국토양환경학회 1999년도 정기총회 및 춘계 공동 학술발표회, 71~72

김윤영, 이강근, 1999c, 서울지역 지하수시스템의 수문지질학적 특성 분석을 위한 지리정보시스템의 활용, 한국GIS학회지, 7권 1호, 103~117

김윤종, 원종석, 이석민, 2000, GIS를 이용한 서울시 지하수 오염분석 연구, 한국GIS학회지, 8 권 2호, 317~328

- 김윤중, 이석민, 2001, 지하수 보전구역 선정 및 관리, 서울시정개발연구원 보고서, 216p
- 김윤중, 이석민, 원종석, 이성복, 2001, 지하수 분류도 작성에 의한 서울시 지하수 보전지구 선정·관리 방안 연구, 지하수토양환경, 6권 4호, 97~112
- 성익환, 1998, 서울지역 지하수 오염원인 분석 및 치유개선 대책, 대한지하수환경학회·한국토양환경학회 공동심포지움 및 추계학술대회 논문집, 6~18
- 성익환, 조병욱, 이봉주, 김통권, 이병대, 임현철, 이진수, 윤현수, 염병우, 김형찬, 이종철, 김경수, 채병곤, 이사로, 성기성, 이강근, 김윤영, 이진용, 김성준, 김용철, 1998, 서울지역 지하수 모델링 결과에 의한 물수지 분석 및 오염실태 분석 연구, 대한자원환경지질학회·대한지하수환경학회 1998년도 공동학술발표회 발표논문 요약집, 71-73
- 이기철, 김윤영, 이주영, 2002, 서울시 지하철구간내 지하수위강하에 따른 지하공간 환경오염 감시의 필요성 및 대책, 한국지하수토양환경학회 2002년도 총회 및 춘계학술발표회, 167-172
- 이상호, 김영란, 1996, GIS를 이용한 서울시 지하수 환경관리, 대한지하수환경학회 1996년도 정기총회 및 학술발표회, 40-44
- 이종운, 전효택, 전용원, 1997, 국내 화강암질 내 심부지하수의 지구화학적 특성, 지하수환경, 4권, 4호, 199-211.
- 이평구, 박성원, 전치완, 신성천, 2001a, 서울시 도로변 빗물과 지하수의 VOCs 오염, 지하수토양환경, 6권 3호, 73~91.
- 이평구, 김성환, 윤성택, 2001b, 도로변 우수관 퇴적물의 중금속오염(I): 서울시 동부지역, 지하수토양환경, 6권 4호, 25-40.
- 한규언, 1997, 서울지역 지하수환경 기초조사, 대한지하수환경학회·연세대학교 지하수토양환경연구소 "21세기 지하수 자원의 관리·이용"에 관한 국제학술심포지움, 105-125.
- Banks, D., Reimann, C., Royset, O., Skarphagen, H. and Saether, O. M., 1995, Natural concentrations of major and trace elements in some Norwegian bedrock groundwater, *Appl. Geochem.*, v. 10, 1-16.
- Charlton, S.R., Macklin, C.L. and Parkhurst, D.L., 1997, PHREEQCI--a graphical user interface for the geochemical computer program PHREEQC: U.S. Geological Survey Water-Resources Investigations Report 97-4222.
- Clark, I. D., Fritz, P., 1997, *Environmental Isotopes in Hydrogeology*, Lewis Publishers, New-York, 328 p.
- Cleary R. W., 1990, Groundwater pollution and hydrology course, The princeton groundwater, Inc., 2.1v-2.109
- Davis, B. E., 1990, Lead, in *Heavy Metals in Soils*. B.J.Alloway, ed. Glasgow: Blackie and Son, Ltd.
- Deutsch, W. J., 1997, *Groundwater Geochemistry : fundamentals and applications to contamination*, Lewis Publishers, New York, 221 p.
- Förstner, U and Wittmann, G.T.W., 1983, *Metal Pollution in the Aquatic Environment*, Springer-Verlag, New-York, 486 p.
- Hem, J. D., 1992, Study and interpretation of the chemical characteristics of natural water. USGS Water-supply paper 2254, 3rd ed., 263 p.
- Rogers, R. J., 1989, *Geochemical comparison of ground water in areas of New England, New York, and Pennsylvania*, Groundwater, v. 27, 690-712.
- U.S. Geological Survey, 1970, Quality of surface waters of the United States. Annual reports, Water-Supply Paper 2153.

투 고 일 2002년 8월 26일
 심 사 일 2002년 8월 27일
 심사완료일 2002년 11월 16일

이병선, 우남철

이병선
연세대학교 지구시스템과학과
120-749 서울특별시 서대문구 신촌동 134
Tel : 02-2123-2665
E-mail : byungsun94@korea.com

우남철
연세대학교 지구시스템과학과
120-749 서울특별시 서대문구 신촌동 134
Tel : 02-2123-2674
E-mail : ncwoo@ysgeo.yonsei.ac.kr