

Evaluation of Groundwater Quality in Crystalline Bedrock Site for Disposal of Radioactive Waste

방사성폐기물 처분을 위한 결정질 기반암의 지하수 수질 평가

Jeong-Hwan Lee*, Haeryong Jung, Jae-Yeol Cheong, Joo-Wan Park, and Si-Tae Yun
Korea Radioactive waste Agency, 111 Daedeok-daero 989, Yuseong-Gu, Daejeon, Korea

이정환*, 정해룡, 정재열, 박주완, 윤시대
한국원자력환경공단, 대전광역시 유성구 대덕대로 989번길 111

(Received November 3, 2014 / Revised December 17, 2014 / Approved December 18, 2014)

This study evaluated the evolution stage and origin of chemical components of 12 boreholes at crystalline bedrock using multivariate statistical and groundwater quality analyses. Groundwater types are mostly belonged to Na(Ca)-HCO₃ and Ca-HCO₃ types, indicating that directly reaction of cation exchange (Ca²⁺ → Na⁺) prevailed. The degree of groundwater evolution is included the range from low to intermediate stage based on field and laboratory analytical conditions. As a result of multivariate statistical analysis, a typical indicator of groundwater contamination, NO₃⁻, has the positive correlation with Na⁺ and Cl⁻. The origin of sea spary (Cl⁻) has the positive correlation with Na⁺, SO₄²⁻, Mg²⁺, and K⁺, while not correlation with Ca²⁺, Fe²⁺, HCO₃⁻, F⁻, and SiO₂. The concentration of Cl⁻ and NO₃⁻ belongs to general quality of groundwater and not exceeds over the Korean standard for drinking water. And the negative values of saturation index of minerals are calculated with chemical components in groundwater. Therefore, most of chemical components of groundwater in the study area are originated from natural process between rock and groundwater, whereas some of components are derived from sea spary and anthropogenic sources related to agricultural activities.

Keywords: Groundwater quality, Multivariate statistical analysis, Water-rock interaction, Sea spray, Groundwater type

*Corresponding Author.

Jeong-Hwan Lee, Korea Radioactive waste Agency, E-mail: oathway@korad.or.kr, Tel: +82-42-601-5315

ORCID

Jeong-Hwan Lee <http://orcid.org/0000-0003-4671-5282>

Jae-Yeol Cheong <http://orcid.org/0000-0003-3741-8446>

Si-Tae Yun <http://orcid.org/0000-0002-4782-7115>

Haeryong Jung <http://orcid.org/0000-0003-1776-9206>

Joo-Wan Park <http://orcid.org/0000-0003-4869-5916>

본 연구에서는 결정질 기반암에 위치하는 12개 시추공의 지하수 수질을 분석하여, 다변량 통계 분석법을 활용하여 지하수 수질 진화 특성 및 성분 기원을 평가하였다. 지하수 수질 유형은 Na(Ca)-HCO₃형과 Ca-HCO₃형이 가장 우세하여, 물-암석 반응에 의한 직접적인 양이온 교환 반응(Ca²⁺ → Na⁺)을 지시하며, 현장 지하수 특성과 실내 지하수 분석 결과에 기초한 연구 지역의 지하수 수질 진화는 초기 내지 중간 정도의 단계를 지시하는 것으로 사료된다. 다변량 분석 결과, 인위적인 기원인 NO₃⁻와 다른 성분들 간의 상관성을 살펴보면, Na⁺, Cl⁻와 양의 상관성을 나타낸다. 염무의 기원인 Cl⁻와는 Na⁺, SO₄²⁻, Mg²⁺, K⁺와 양의 상관성을 나타낸다. 그러나 다른 성분들(Ca²⁺, Fe²⁺, HCO₃⁻, F⁻, SiO₂)과는 상관성이 나타나지 않는다. Cl⁻ 농도가 일반적인 지하수 수질 범위에 포함되고 NO₃⁻ 농도는 먹는물 수질기준치 이하로서 농도가 매우 낮으며, 대부분의 광물에 대해서 지하수 화학성분들은 불포화상태를 지시한다. 따라서, 연구지역의 수질 성분들은 대부분 물-암석 반응을 통한 자연적인 기원을 지시하고 부분적으로는 자연적인 염무와 농업과 관련된 인위적인 오염으로부터 기인된다.

중심단어: 지하수 수질, 다변량 분석, 물-암석 반응, 염무, 수질 유형

1. 서론

전 세계적으로 화석연료의 고갈과 이들의 과도한 사용으로 인해 야기된 대기 오염 및 지구 온난화 등 부작용 때문에 대체에너지로 원자력 에너지 사용의 확대가 증가됨에 따라, 원자력 발전 후 발생하는 방사성폐기물의 안전한 관리 방안 모색이 점차 대두되고 있다[1]. 방사성폐기물의 최종 처분목표는 방사성폐기물을 생태계로부터 그 위해성이 정의되는 기간까지 격납 및 격리할 수 있는 시설 또는 위치에서 폐기하는 것이다[2].

일반적으로, 처분의 안전요건으로서 공학적 방벽과 천연 방벽을 모두 고려한 다중방벽 개념을 제시하고 있다. 이러한 방사성폐기물 처분 연구는 스웨덴, 핀란드, 미국, 일본 등에서 활발히 수행되고 있으며, 지구과학적 분야도 약 30년 동안 꾸준히 진행되고 있다[3]. 특히, 방사성폐기물 처분에 따른 다중방벽 시스템의 내구성 및 방사성 핵종의 거동을 평가하기 위해서 처분 부지의 수리지구화학적 시스템의 규명이 필수적이다[4, 5, 6]. 그 중에서 지하수 화학은 지하수 침투, 방사성 핵종의 용해도, 이동 및 생태계의 유출 등의 특성에 일차적으로 영향을 미친다. 또한 현재 부지의 수리지구화학적 조건 뿐만 아니라, 향후 안전성을 예측하기 위한 시간 종속적 경계조건을 설정하기 위해 요구되는 심부 지하수 시스템의 과거 진화 특성을 규명하는데 기초 정보들을 제공한다[5].

한편, 방사성폐기물 처분과 관련된 국내 연구들은 다수의

지질 환경 규명[7]과 지하수 유동 평가[8] 등이 있으며, 부분적으로 지하수 화학 분석과 미생물 분석을 통한 수리지구화학적 연구가 수행되었다[3, 4, 9, 10]. 그러나 지하수 화학을 통하여 심부 지하수 시스템의 진화 특성을 평가는 연구는 미진한 실정이다. 따라서 본 논문은 결정질 기반암에 위치하는 12개 시추공의 지하수 수질을 분석하여, 다변량 통계 분석법을 활용하여 지하수 수질 진화 특성 및 성분 기원을 평가하고자 한다.

2. 연구지역

연구지역은 경상북도 경주시 양북면 일원으로서, 해발고도는 300 m 이하, 경사도는 약 30% 미만의 완만한 지형을 형성하고 서고동저형의 지형 경사로 인해서 동서방향의 산지들이 발달해 있다(Fig. 1). 지질은 하부로부터 상부로 백악기 퇴적암, 제3기 관입암류에 포함되는 섬록암, 화강섬록암, 흑운모화강암, 유문암, 반상질 조면암질 안산암과 이들 모두를 피복하는 제4기 충적층이 분포한다[11]. 백악기 퇴적암은 연구지역의 서쪽과 남쪽으로 넓게 분포하고 있으며, 주로 녹회색, 암회색 내지 담회색 사암과 녹회색 및 암회색 셰일이 교호하면서 발달되고 제3기 관입암류에 의해 접촉부 경계를 따라 혼펠스화 되어있다. 연구지역의 대부분을 차지하는 제3기 관입암류의 섬록암과 화강섬록암은 남쪽에서 북쪽으로 갈수록 섬록암에서 화강섬록암으로 전이되며 입자의 크기도

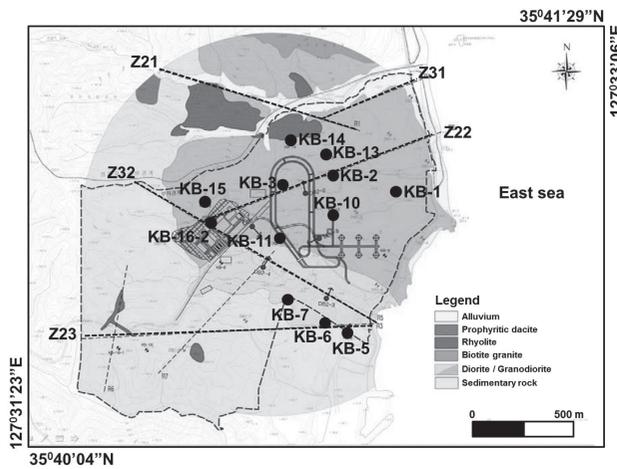


Fig. 1. Geological map and location of monitoring wells in the study area[11].

세립질에서 조립질로 변화된다. 주구성광물은 사장석, 각섬석, 흑운모, K-장석, 석영, 불투명광물(자철석과 티탄철석)로 구성되며, 녹리석이 관찰된다. 반상질 조면암질 안산암은 연구지역의 중앙부에서 백악기 퇴적암을 관입한 형태로 소규모로 분포되고 있다. 대부분 1~2 mm 크기의 사장석과 단사휘석을 반정으로 함유하고 있으며, 부분적으로는 각섬석과 흑운모가 반정으로 일부가 관찰되기도 한다. 또한 국소 규모의 5개(Z21, Z22, Z23, Z31, Z32)의 수직적인 단열대들이 발달하고 있다[12]. 국소 단열대에 존재하는 충진광물은 몬모리리로나이트, 녹리석, 일라이트, 황철석이 분포한다[4]. 한편, 연평균 강우량은 약 1,281 mm이고 약 66%가 6월에서 9월 사이에 집중강우 형태로 발생되어 계절적으로 우기와 건기로 뚜렷하게 구분된다[13].

3. 연구방법

3.1 화학분석 방법

연구지역의 12개 지하수공(KB-1, KB-2, KB-3, KB-5, KB-6, KB-7, KB-10, KB-11, KB-13, KB-14, KB-15, KB-16-2)에서 지하수 시료를 채취하여 분석을 수행하였다(Fig. 1). 지하수 시료 채취시기는 연구지역의 건기와 우기 특성을 반영하기 위해서 2006년 5월(봄), 8월(여름), 10월(가을), 12월

(겨울)에 걸쳐서 총 4회를 수행하였다. 시료채취 지점은 평균적으로 지표하 45 m이며, 더블패커를 설치한 후 지하수를 충분히 양수하여 화학적으로 안정된 후에 지하수 시료를 채취하였다.

시료 채취 동안에 쉽게 변화되는 온도, pH, 산화-환원전위(Eh), 전기전도도(EC), 용존산소(DO), 알칼리도는 현장에서 시료채취와 동시에 측정되었다. 현장 측정 항목들을 측정하는데 Orion사의 Multi-parameter(Model No. 1230)을 이용하였으며, pH는 모델 No. 9107WP 전극, Eh는 모델 No. 9678BN 전극, 전기전도도는 모델 No. 013010 전극, 용존산소는 모델 No. 083010 전극을 각각 사용하였다. 알칼리도는 100 mL의 시료를 채취하여 0.05 M HCl을 이용하여 산중화적정법을 이용하여 측정하였다. 지하수 시료의 무기양이온 분석은 한국기초과학지원연구원에 수행하였으며, 무기물 중에서 K^+ , Fe^{2+} 는 원자흡광분광분석기(Unicam model 989 Flame AAS and Flameless AAS)를 이용하여 분석하였고 Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , SiO_2 는 유도결합쌍 플라즈마 원자방출분광분석기(Shimadzu 모델 ICPS-1000 III, ICP-AES)로 분석하였다. 무기 음이온 성분인 SO_4^{2-} , Cl^- , NO_3^- , F는 이온크로마토그래피(IC, Dionex 320i)을 장비를 사용하여 대전대학교에서 분석하였다. HCO_3^- 및 CO_3^{2-} 은 현장에서 측정된 알칼리도와 pH를 이용하여 환산하여 계산하였다. 지하수 성분들의 이온평형도를 구한 결과 모든 시료에 대해서 $\pm 5\%$ 내외의 값을 나타내어 분석치의 신뢰도를 확인할 수 있다.

3.2 다변량 분석

연구지역의 공간적인 지하수 수질 진화 특성을 규명하기 위해서 다변량 분석 중에서 요인분석(factor analysis)을 수행하였다. 요인분석은 대규모 자료집단을 단순화하고 체계화하여 일반화시킴으로서 자료의 의미를 고찰하는 기법으로서, 상관성이 큰 최초 변수들로 집단화할 수 있다[14]. 요인 추출 모델은 보통 PCA(Principal Component analysis) 기법으로 도출되며 1 이상의 고유값(eigenvalue)을 선택하고, 각 요인들에 대한 요인적재의 분산을 최대화하도록 베리맥스(Varimax) 직각회전 방식을 이용하여 요인들에 대해 직교변환 절차를 수행한다[15]. 요인분석을 통하여 지하 매질 차이에 따른 지하수 화학 조성의 해석 및 인위적인 오염의 영향 여부 등의 평가가 가능하다[16]. 요인분석을 수행하기

위해서 SAS ver. 9.1.3 통계 프로그램을 이용하였다[17]. 분석한계치 이하(ND) 값을 가지는 성분들에 대해서는 분석한계치(0.01mg/L)×0.5를 농도값(0.005mg/L)으로 변환하여 적용하였다[18]. 또한 성분들 간의 상대적인 비교와 자료의 측정 규모 편향을 방지하기 위해서 화학성분값에 대해서 표준화를 수행한 후 통계분석을 실시하였다[19].

4. 연구결과

4.1 수질유형

연구지역의 지하수 수질 유형을 파악하기 위해서 총 4회 조사의 모든 수질 자료를 Piper diagram에 도시한 결과 [20], 주로 Ca-HCO₃형과 Na-HCO₃형이 도시되며 Na-HCO₃형이 더 우세하게 나타난다(Fig. 2). 부분적으로 음이온 중에서 SO₄²⁻ 농도가 높은 시추공도 나타난다. 그러나 지하수 수질 유형이 거의 동일한 영역 내에 도시되어 계절적인 영향은 거의 나타나지 않는다. 이는 연구지역의 지하수 수질이 외부 영향을 거의 받지 않는 안정된 심부 지하수 시스템을 형성함을 반영한다.

Ca-HCO₃형에 속하는 KB-14, KB-15, KB-16-2는 인위적인 오염의 영향을 덜 받은 일반적인 천부 지하수 수질을 반영하며, Na(Ca)-HCO₃형(KB-1, KB-2, KB-4, KB-5, KB-6, KB-7, KB-10, KB-11)과 Na-HCO₃(KB-13)형에 속하는 지하수공들의 수질은 Ca-HCO₃형이 진화하여 되었거나, 물-암석 반응의 영향으로 해석된다[21, 22]. 양이온 이온교환 반응 특성을 규명하기 위해 Expanded Durov diagram[23]로 도시한 결과 (Fig. 3), 양이온은 Na⁺, 음이온은 HCO₃⁻가 우세하며, 사각형 diagram의 1사분면에 거의 도시되고 있다. 따라서, 연구지역의 지하수 수질은 물-암석 반응에 의한 Ca²⁺와 Na⁺의 직접적인 무기 양이온 교환 작용을 지시한다[24].

일반적으로 화강암 및 화강편마암의 지하수의 수질 진화 과정은 진화초기에 중성~약산성의 Ca-HCO₃형에서 진화가 진행되면 Na(Ca)HCO₃의 유형을 거쳐 진화의 마지막 단계에는 고알카리성의 Na-HCO₃형으로 전이된다[25]. 연구지역의 pH 조건(범위 : 5.36~8.61, 평균값 : 6.88)과 수질 유형에 기초한 수리지구화학적 진화 특성은 초기 내지 중간 단계에 진입하는 것으로 판단된다[26].

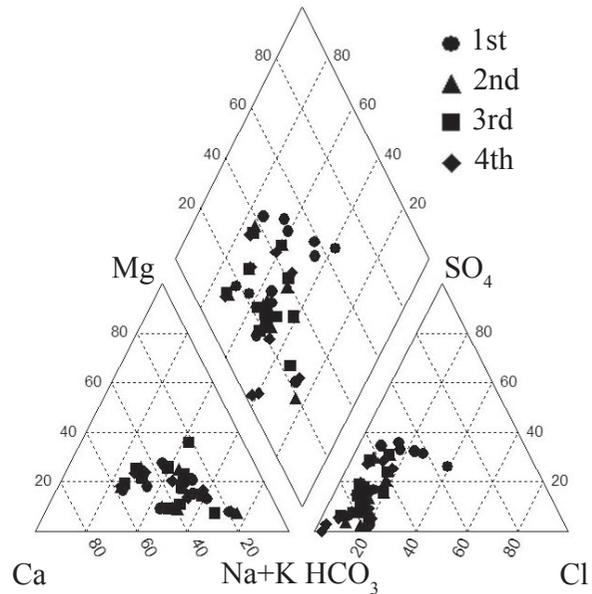


Fig. 2. Piper diagram of groundwater samples from the study area.

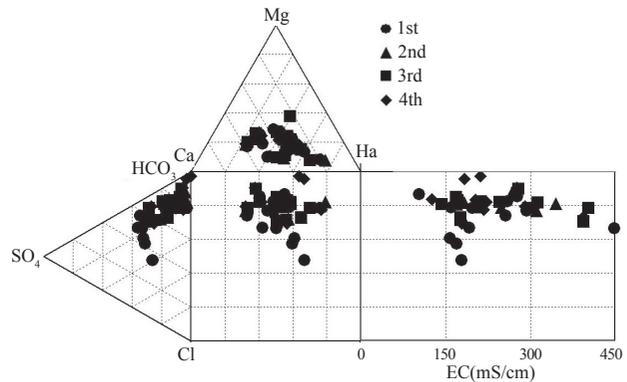


Fig. 3. Expanded Durov diagram of groundwater samples from the study area.

4.2 무기 화학성분 특성

EC는 1차 조사, 2차 조사, 3차 조사, 4차 조사에서 각각 103~448 $\mu\text{S/cm}$, 169~393 $\mu\text{S/cm}$, 143~402 $\mu\text{S/cm}$, 125~393 $\mu\text{S/cm}$ 의 범위를 보이며, 중앙값은 195 $\mu\text{S/cm}$, 212 $\mu\text{S/cm}$, 229 $\mu\text{S/cm}$, 214 $\mu\text{S/cm}$ 이다(Table 1). 그리고 평균값은 224 $\mu\text{S/cm}$, 242 $\mu\text{S/cm}$, 248 $\mu\text{S/cm}$, 231 $\mu\text{S/cm}$ 로서, 연구 지역은 인위적인 오염의 영향이 적고 해수의 영향이 없는 담수 지하수 (<500 $\mu\text{S/cm}$) 영역에 포함된다[27].

Na⁺이온의 농도는 1차 조사, 2차 조사, 3차 조사, 4차 조사에서 각각 12.4~31.1 mg/L, 14.7~33.3 mg/L, 15.3~33.3 mg/L, 15.0~32.4 mg/L의 범위를 보이며, 중앙값은 16.0 mg/L, 19.7 mg/L, 18.2 mg/L, 18.4 mg/L이다(Table 1). 그리고 평균값은 17.9 mg/L, 21.5 mg/L, 21.3 mg/L, 20.8 mg/L이다. 자연 상태에서 Na⁺이온은 비조화용해(incongruent dissolution)에 의해서 조장석(albite)이 고령석(kaolinite)로 변질되면서 형성된다[28]. 규산의 활동도가 높고 pH가 비교적 높을 때는 조장석의 비조화용해에 의해서 몬모릴로나이트(montmorillonite)가 형성될 수 있다. 인위적인 요인으로서는 겨울철에 도로에 뿌리는 제설제에 의해서 Na⁺이온 농도가 증가할 수 있다[29]. 총 4차례의 평균값을 이용하여 Na⁺이온과 다른 화학성분간의 상관성을 살펴보면, Cl와의 상관계수가 0.89이고 NO₃⁻과도 0.71의 상관도를 나타낸다. 또한 KB-2, KB-3, KB-15를 제외한 모든 시추공에서 조장석에 대해서 불포화 상태에 있다(Table 2). 따라서 Na⁺이온은 주로 자연적인 염무와 인위적인 오염원으로부터 유래되고, 부분적으로 규산염광물의 용해로부터 기인됨을 의미한다.

Ca²⁺이온의 농도는 1차 조사, 2차 조사, 3차 조사, 4차 조사에서 각각 6.60~28.9 mg/L, 6.39~32.8 mg/L, 8.97~33.3 mg/L, 7.45~36.3 mg/L의 범위를 보이며, 중앙값은 14.3 mg/L, 15.6 mg/L, 14.6 mg/L, 12.7 mg/L이다(Table 1). 그리고 평균값은 15.2 mg/L, 17.4 mg/L, 17.4 mg/L, 16.7 mg/L이다. 자연 상태에서 Ca²⁺이온은 Ca를 포함한 규산염광물(회장석(anorthite))과 탄산을 함유하는 유체와 반응하여 방해석(Calcite)을 형성된다[30]. 한편 오염원에서 유래하는 Ca²⁺이온은 생활하수나 제설제로 뿌려지는 CaCl₂에서 유래한다[29]. 총 4차례의 지하수 분석 자료의 평균값을 이용하여 Ca²⁺이온과 다른 화학성분간의 상관성을 살펴보면, HCO₃⁻(0.71), Mg²⁺(0.70), SO₄²⁻(0.69)이온과 상관성이 높게 나타나는 반면에 Cl(0.13)과 NO₃⁻(-0.26)과는 상관성이 매우 낮다. 또한 방해석, 백운석(dolomite), 회장석, 경석고(anhydrite), 석고(gypsum)과의 포화도를 구한 결과, 일부 KB-2, KB-5를 제외한 모든 시추공에서 불포화 상태로 나타났다(Table 2). 위의 증거들로 볼 때, Ca²⁺이온은 주로 탄산염광물과 규산염광물의 물-암석 반응으로부터 유래되며, 해무와 인위적인 오염원으로부터 기인은 없음을 지시한다.

Mg²⁺이온의 농도는 1차 조사, 2차 조사, 3차 조사, 4차 조사에서 각각 1.60~11.8 mg/L, 1.71~12.8 mg/L, 1.78~12.8 mg/L,

1.94~12.0 mg/L의 범위를 보이며, 중앙값은 3.40 mg/L, 5.20 mg/L, 5.58 mg/L, 4.19 mg/L이다(Table 1). 그리고 평균값은 4.40 mg/L, 5.44 mg/L, 5.79 mg/L, 5.28 mg/L이다. 자연 상태에서 Mg²⁺이온은 백운석, Mg를 포함한 방해석, 흑운모(biotite), 각섬석(amphibole), 휘석(pyroxene), 감람석(olivine), 녹니석(chlorite), 사문석(serpentine)의 용해로부터 유래한다[31]. 지하수내 Mg²⁺이온은 중간 심도의 지하수까지는 다소 증가하다가 심부지하수에서는 급격히 감소하는 경향성 나타낸다[32, 33]. 4차례의 분석 자료의 평균값을 이용하여 Mg²⁺이온과 다른 화학성분간의 상관성을 살펴보면, HCO₃⁻, Ca²⁺와의 상관계수가 각각 0.78, 0.70의 상관도를 나타내고, K⁺(0.68), SO₄²⁻(0.68), Cl(0.50)과도 양의 상관성을 지시한다. 한편, KB-5, KB-16-2을 제외한 모든 지하수공에서 백운석, 활석(talc)에 대해서 불포화상태를 지시한다(Table 2). 따라서, Mg²⁺이온은 주로 탄산염광물의 용해로부터 유래되며, 농업용 카리비료와 생활하수 등의 인위적인 오염원으로부터도 상당히 유래됨을 의미한다.

K⁺이온의 농도는 1차 조사, 2차 조사, 3차 조사, 4차 조사에서 각각 1.10~7.00 mg/L, 1.08~5.90 mg/L, 1.45~5.91 mg/L, 1.22~5.02 mg/L의 범위를 보이며, 중앙값은 2.30 mg/L, 2.64 mg/L, 2.98 mg/L, 2.96 mg/L이다(Table 1). 그리고 평균값은 2.84 mg/L, 2.95 mg/L, 3.03 mg/L, 2.92 mg/L이다. 자연 상태에서 K⁺이온은 비조화용해에 의해서 정장석(orthoclase)나 미사장석(microcline)이 고령석으로 변질되면서 형성된다. 또한 흑운모가 질석으로 변질되면서 형성되기도 한다[25]. K⁺는 화성암에서는 Na⁺보다 함량비가 약간 낮으나, 퇴적암에서는 Na⁺보다 풍부하다. 인위적으로는 농업용 카리비료(KCl 또는 K₂SO₄)와 생활하수로부터 기인될 수 있다[31]. 4차례의 지하수 분석 자료의 평균값을 이용하여 K⁺이온과 다른 화학성분간의 상관성을 살펴보면, Mg²⁺(0.68), HCO₃⁻(0.59), SO₄²⁻(0.56), Ca²⁺(0.53), Cl(0.46)와 양의 상관도를 나타낸다. 따라서, K⁺이온은 토양의 유기물의 분해 및 K-사상적 용해 등의 자연적인 기원과 카리비료, 생활하수 등의 인위적인 영향을 함께 받고 있음을 의미한다.

Fe²⁺이온의 농도는 1차 조사, 2차 조사, 3차 조사, 4차 조사에서 각각 0.002~2.458 mg/L, 0.014~20.8 mg/L, 0.005~21.8 mg/L, N.D.~2.501 mg/L의 범위를 보이며, 중앙값은 0.542 mg/L, 0.511 mg/L, 1.243 mg/L, 0.0003 mg/L이다(Table 1). 그리고 평균값은 0.742 mg/L, 2.561 mg/L,

3.315 mg/L, 0.214 mg/L이다. Fe²⁺이온은 자연적으로는 열수의 이동이 활발한 화산지대나 온천 지대에서 농도가 높으며, 자연적인 지하수 시스템에서는 순환하는 지하수와 암석내의 황철석과 반영하여 유래되기도 한다[31]. 이때에는 SO₄²⁻의 이온도 증가되게 된다[3]. 한편, 인위적인 요인으로는 공장폐수, 광산폐수 등이 해당된다[16]. Fe²⁺이온과 다른 화학성분간의 상관성은 거의 나타나지 않는다. 다만 Na⁺과는 0.43의 상관도를 가지며, 비정질의 철수산화물이 과포화 상태를 지시하여, 기반암에 포함된 황철석과 회장석의 용해로부터 기인되는 것으로 판단된다.

중탄산(HCO₃⁻)이온의 농도는 1차 조사, 2차 조사, 3차 조사, 4차 조사에서 각각 29.4~115 mg/L, 66.7~145 mg/L, 62.8~147 mg/L, 59.1~160 mg/L의 범위를 보이며, 중앙값은 72.7 mg/L, 96.3 mg/L, 100 mg/L, 92.8 mg/L이다(Table 1). 그리고 평균값은 72.8 mg/L, 99.6 mg/L, 102 mg/L, 103 mg/L이다. HCO₃⁻이온의 경우, 자연상태에서는 탄산염광물의 용해나 대기 및 토양 CO₂ 가스의 용해로 인해서 형성될 수 있다[31]. 한편 인위적으로는 도시지역에서 유기오염물질로부터 유래하는 CO₂ 가스에 의해서도 HCO₃⁻이온이 발생할 수 있다[35]. 1차, 2차, 3차, 4차 조사 자료의 평균값을 이용하여 HCO₃⁻이온과 다른 화학성분간의 상관성을 살펴보면, Mg²⁺(0.78), Ca²⁺(0.71), K⁺(0.59)와는 양의 상관성을 보인다. 또한 방해석, 백운석(dolomite), 회장석과의 포화도를 구한 결과, 일부 KB-2, KB-5를 제외한 모든 시추공에서 불포화 상태로 나타났다(Table 2). 이는 연구지역에서 HCO₃⁻이온은 탄산염광물, 대기 및 토양 CO₂ 가스 또는 유기물 기원의 CO₂ 가스에 의해서 형성되는 것을 의미한다.

SO₄²⁻이온의 농도는 1차 조사, 2차 조사, 3차 조사, 4차 조사에서 각각 2.00~60.0 mg/L, 2.30~60.3 mg/L, 4.89~60.3 mg/L, N.D.~55.4 mg/L의 범위를 보이며, 중앙값은 18.0 mg/L, 12.2 mg/L, 12.1 mg/L, 12.2 mg/L이다(Table 1). 그리고 평균값은 20.3 mg/L, 17.9 mg/L, 18.5 mg/L, 16.4 mg/L이다. 자연 상태에서 SO₄²⁻이온은 석고, 경석고 등의 황산염광물(sulphate)과 황철석, 자류철석, 황동석 등의 황화광물(sulfide)의 산화작용에서도 기인된다[36]. 또한 유기물이 분해되는 과정에서 생성되기도 한다. 인위적인 요인에 의해서 황산염은 대기 중에서 SO₂로부터 유래한다[37]. 해수의 영향을 받는 해안지역에서는 해수에서 유래하는 황산염이 담지하수에 용해될 수 있다. 1, 2, 3, 4차 조사 자료의 평균값을

이용하여 SO₄²⁻와 다른 성분들 간의 상관성을 살펴보면, Ca²⁺(0.69), Mg²⁺(0.68), K⁺(0.56), HCO₃⁻(0.33) 이온과는 양의 상관성을 가진다. 또한 SO₄²⁻이온이 황산염광물의 용해에 의해서 생성되는지는 알기 위하여 석고와 경석고 포화도를 구한 결과, 모든 시료에서 불포화 상태로 나타났다(Table 2). 따라서, SO₄²⁻이온은 황산염광물, 황화광물의 용해와 유기물의 분해 등으로 주로 기인되며, 부분적으로 화학비료 등의 인위적인 영향을 받고 있음을 의미한다.

Cl⁻이온의 농도는 1차 조사, 2차 조사, 3차 조사, 4차 조사에서 각각 4.80~23.3 mg/L, 6.25~20.3 mg/L, 5.33~20.3 mg/L, 1.54~18.3 mg/L의 범위를 보이며, 중앙값은 11.0 mg/L, 11.4 mg/L, 9.25 mg/L, 7.58 mg/L이다(Table 1). 그리고 평균값은 11.7mg/L, 11.1 mg/L, 10.4 mg/L, 8.66 mg/L이다. Cl⁻이온은 염수 침입, 규산염 광물(흑운모 및 각섬석 등)의 수화반응, 유체포유물로부터의 유출 등에서 유래하며 [38], 지하수 심부에서 높게 나타난다. 인위적인 원인으로는 생활하수, 산업용 폐수, 축산폐수, 동물의 배설물, 제설제 등 다양한 오염원이 존재한다[34]. 1, 2, 3, 4차 조사 자료의 평균값을 이용하여 Cl⁻와 다른 성분들 간의 상관성을 살펴보면, EC와는 상관계수 0.72이다. 또한 Na⁺(0.89), SO₄²⁻(0.54), Mg²⁺(0.50)과도 높은 상관계수를 가진다. 따라서, Cl⁻이온은 자연적인 염수의 영향과 생활하수, 축산폐수, 동물의 배설물 등의 인위적인 오염의 영향을 동시에 받고 있는 것으로 판단된다.

NO₃⁻이온의 농도는 1차 조사, 2차 조사, 3차 조사, 4차 조사에서 각각 N.D.~0.80 mg/L, N.D.~6.67 mg/L, N.D.~1.37 mg/L, N.D.~1.37 mg/L의 범위를 보이며, 평균값은 0.20 mg/L, 0.72 mg/L, 0.20 mg/L, 0.22 mg/L이다(Table 1). NO₃⁻이온은 초석(niter), 노사(sal ammoniac) 등의 회귀성 광물 등에서 극소량으로 존재하며 대부분 토양이나 생물학적 활동에 의해서 자연적으로 기원된다[31]. 한편, 인위적인 기원으로는 농경지역에 살포되는 비료, 퇴비와 주변 거주지에서 배출되는 인위적인 오염원들(분뇨, 축산폐수, 동물의 배설물, 생활하수 등) 등으로 매우 다양하다[39]. 1, 2, 3, 4차 조사 자료의 평균값을 이용하여 NO₃⁻와 다른 성분들 간의 상관성을 살펴보면, Na⁺(0.71)과는 높은 상관성을 보이며 Cl⁻(0.42)과도 낮은 상관성을 나타낸다. 그러나 다른 성분들과는 상관성이 거의 없다. NO₃⁻은 주로 생활하수와 축산폐수, 분뇨 등의 복합적인 오염원으로부터 기원되고 있음을 지시하며,

Na⁺의 기원에도 영향을 미치고 있다.

F⁻의 농도는 1차조사, 2차조사, 3차조사, 4차조사에서 각각 N.D.~0.50 mg/L, N.D.~0.14 mg/L, N.D.~0.09 mg/L, N.D.~0.08 mg/L의 범위를 보이며, 중앙값은 0.10 mg/L, 0.05 mg/L, 0.05 mg/L이다(Table 1). 그리고 평균값은 0.13 mg/L, 0.05 mg/L, 0.05 mg/L, 0.04 mg/L이다. 지질학적으로 F⁻ 이온은 형석(gypsum), 인회석, 흑운모, 각섬석에서 유래할 수 있다. 또한 F⁻는 화산가스에서 흔히 수반된다[31]. 인위적인 요인으로는 알루미늄 제조, 인산비료 제조,

유리, 연화, 타일 고업, 도자기 제조, 합성수지 제조, 냉매 제조, 살충제 등의 농약 제조 등에서 유래한다[40]. 본 연구지역에서는 모든 시료에서 F⁻이온이 먹는물 기준치(1.5 mg/l이하)보다 훨씬 낮은 농도를 나타낸다. 그러나 형석의 포화도를 구한 결과, 모든 시료에서 불포화 상태로 나타났다(Table 2). 이는 본 연구지역의 F⁻이온은 주로 물-형석 반응으로부터 유래함을 의미한다.

SiO₂ 1차 조사, 2차 조사, 3차 조사, 4차 조사에서 각각 24.2~60.5 mg/L, 19.7~62.1 mg/L, 19.6~68.1 mg/L,

Table 1. Descriptive statistics of inorganic components of groundwater samples from the investigations

		Temp. (°C)	pH	Eh (mV)	EC (µS/cm)	DO	Na ⁺	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Al ³⁺	Fe ²⁺	Mn ²⁺	SiO ₂	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	NO ₃ ⁻	F ⁻	HCO ₃ ⁻
		mg/L																	
Mean	1st	16.2	7.12	5.76	224	2.69	17.9	2.84	15.2	4.40	0.137	0.742	0.141	41.9	11.7	20.3	0.20	0.13	72.8
	2nd	16.7	6.81	-9.43	242	2.42	21.5	2.95	17.4	5.44	0.050	2.561	0.213	44.7	11.1	17.9	0.72	0.05	99.6
	3rd	16.2	6.85	-43.7	248	1.75	21.3	3.03	17.4	5.79	0.017	3.315	0.204	49.5	10.4	18.5	0.20	0.05	102
	4th	15.8	6.76	-32.0	231	1.8	20.8	2.92	16.7	5.28	0.317	0.214	0.286	29.5	8.66	16.4	0.22	0.04	103
Median	1st	16.2	7.34	-11.8	195	1.87	16.0	2.30	14.3	3.40	0.013	0.542	0.133	40.5	11.0	18.0	0.00	0.10	72.7
	2nd	16.2	6.94	-11.7	212	1.64	19.7	2.64	15.6	5.20	0.033	0.511	0.146	45.2	11.4	12.2	0.00	0.05	96.3
	3rd	16.1	6.70	-40.7	229	1.06	18.2	2.98	14.6	5.58	0.014	1.243	0.147	51.2	9.25	12.1	0.00	0.05	100
	4th	15.6	6.65	-41.1	214	1.7	18.4	2.96	12.7	4.19	0.035	0.003	0.203	26.4	7.58	12.2	0.00	0.05	92.8
S.D.	1st	1.17	0.87	46.3	90.4	2.95	5.83	1.70	8.00	3.0	0.386	0.727	0.085	9.03	5.22	16.6	0.30	0.12	30.7
	2nd	1.33	1.00	30.1	73.0	2.44	6.79	1.51	8.29	3.24	0.073	5.848	0.173	10.2	4.03	16.4	1.90	0.05	27.4
	3rd	1.21	0.98	35.1	89.0	1.59	6.58	1.22	8.68	3.46	0.014	6.225	0.193	12.4	4.46	16.2	0.43	0.02	30.0
	4th	1.24	0.76	46.9	73.3	1.62	6.24	1.06	9.52	2.90	0.932	0.720	0.290	13.7	5.25	16.4	0.46	0.03	29.6
Max.	1st	18.6	8.26	81.4	448	10.6	31.1	7.00	28.9	11.8	1.360	2.458	0.310	60.5	23.3	60.0	0.80	0.50	115
	2nd	19.4	8.27	33.7	393	8.65	33.3	5.90	32.8	12.8	0.271	20.85	0.574	62.1	20.3	60.3	6.67	0.14	145
	3rd	18.7	8.61	3.20	402	5.65	33.3	5.91	33.3	12.8	0.050	21.82	0.596	68.1	20.3	60.3	1.37	0.09	147
	4th	17.8	8.04	61.5	393	5.72	32.4	5.02	36.3	12.0	3.271	2.501	1.069	53.2	18.3	55.4	1.37	0.08	160
Min.	1st	14.2	5.82	-43.2	103	0.34	12.4	1.10	6.60	1.60	N.D.	0.002	0.001	24.2	4.80	2.00	N.D.	N.D.	29.4
	2nd	15.1	5.36	-45.5	169	0.51	14.7	1.08	6.39	1.71	N.D.	0.014	0.022	19.7	6.25	2.30	N.D.	N.D.	66.7
	3rd	14.2	5.36	-101	143	0.04	15.3	1.45	8.97	1.78	0.003	0.005	0.006	19.6	5.33	4.89	N.D.	N.D.	62.8
	4th	13.6	5.88	-95.4	125	² N.D.	15.0	1.22	7.45	1.94	0.002	N.D.	0.003	7.59	1.54	N.D.	N.D.	N.D.	59.1

¹S.D.: Standard deviation

²N.D.: not detected

Table 2. Saturation indices of minerals in groundwater samples

Well	Albite	Anorthite	Anhydrite	Calcite	Dolomite	Fluorite	Gypsum	SiO ₂ (a)	Talc	Kaolinite	Ca-montmorillonite	Illite	Gibbsite	Fe(OH)3(a)
KB-1	-0.57	-2.69	-3.36	-1.95	-4.04	-4.38	-3.11	-0.53	-8.80	7.23	6.38	4.56	2.42	1.00
KB-2	1.74	1.17	-3.30	-1.38	-3.25	-3.93	-3.05	-0.26	-3.72	9.42	9.57	8.15	7.65	2.09
KB-3	0.12	-2.21	-3.12	-2.13	-4.54	-3.86	-2.87	-0.27	-7.14	7.42	7.00	5.16	2.25	0.91
KB-5	-0.42	-2.33	-3.25	0.21	0.17	-3.81	-3.01	-0.35	3.51	3.53	2.97	2.53	0.40	2.22
KB-6	-0.96	-2.83	-3.58	-1.09	-2.21	-3.95	-3.33	-0.65	-3.03	5.17	4.14	3.21	1.51	2.57
KB-7	-0.40	-1.27	-3.32	-1.57	-3.29	-3.72	-3.07	-0.35	-3.89	7.29	6.92	5.63	2.27	1.41
KB-10	-0.39	-3.00	-3.48	-2.87	-6.02	-5.01	-3.24	-0.36	-11.7	7.99	7.31	4.86	2.64	-1.08
KB-11	-2.27	-6.87	-2.38	-2.30	-4.70	-3.94	-2.14	-0.29	-10.8	4.00	2.77	0.62	0.58	-1.86
KB-13	-2.04	-2.85	-4.02	-2.70	-5.77	-4.26	-3.78	-0.42	-12.1	4.49	3.17	0.71	0.96	-0.86
KB-14	-0.27	-2.48	-3.15	-1.76	-4.16	-3.81	-2.90	-0.39	-8.50	7.15	6.53	4.80	2.23	-0.80
KB-15	0.13	-1.21	-2.83	-0.60	-1.53	-4.14	-2.59	-0.39	-0.40	5.91	5.48	4.60	1.63	3.34
KB-16-2	-0.27	-1.77	-2.44	0.12	-0.24	-3.84	-2.19	-0.40	2.45	4.23	3.70	3.20	0.80	2.21

7.59~53.2 mg/L의 범위를 보이며, 중앙값은 40.5 mg/L, 45.2 mg/L, 51.2 mg/L, 26.4 mg/L이다(Table 1). 그리고 평균값은 41.9 mg/L, 44.7 mg/L, 49.5 mg/L, 29.5 mg/L이다. 자연 상태에서 SiO₂는 규산염광물(사장석, 정장석 등)의 용해에 의하여 주로 기인되며[41], SiO₂는 물속에서는 부유입자, 콜로이드, 또는 중합체, 규산(H₄SiO₄) 또는 규산이온의 형태로 존재한다. 인위적인으로는 SiO₂는 콘크리트의 분해로부터 생성될 수 있다[29]. SiO₂와 NO₃⁻는 음의 낮은 상관성(-0.03)을 나타내고 있으며, 비정질의 SiO₂도 불포화 상태를 지시한다. 따라서, 본 연구지역에서의 SiO₂는 콘크리트 등의 인위적인 요인보다는 주로 규산염광물의 용해로부터 기인됨을 의미한다.

4.3 무기 화학성분의 영향인자 분석

무기 화학성분들의 기원을 정량적으로 평가하기 위해서 요인분석을 실시하였다. 연구지역의 지하수 수질은 계절적인 변동이 없기 때문에 4회에 걸쳐 분석된 화학 성분값의 평균값을 사용하였다[16]. 요인분석 결과(Table 3), 요인에 의한 전체 설명율은 91.14%이며, 요인 1의 설명율은 42.5%,

요인 2는 20.9%, 요인 3는 14.2%, 요인 4는 8.1%, 요인 5는 5.4%이다. 5개의 요인에 의해서 변수(화학성분)들의 분산도를 설명할 수 있는 공통분산인자(communality)는 모든 성분들에 대해서 0.5 이상의 값을 보인다. 변수별 요인부하량은 강함(0.75 이상), 중간(0.75~0.50), 약함(0.50~0.30)으로 분류하였다[42].

요인 1에 양의 값으로 적재되는 화학성분들은 EC, Ca²⁺, Mg²⁺, K⁺, HCO₃⁻, SO₄²⁻이다. 이들 화학성분들의 요인부하량이 HCO₃⁻(0.70)를 제외하고는 0.75이상으로 강함을 지시하고 있다. 또한 Fe²⁺, NO₃⁻, F, SiO₂를 제외한 모든 화학성분에 대해 양의 증가 요인을 나타낸다. 이는 요인 1이 물-암석 반응, 농경지 영향 모두 복합되어 나타나는 용존성분 총량에 의한 화학성분들의 증가를 지시한다[43]. 요인 2에 포함되는 화학성분들은 NO₃⁻, Na⁺, Cl⁻가 포함되며, 인위적인 오염원과 염무의 영향을 지시한다. 요인 3에 강한 요인부하량을 보이는 화학성분은 F(0.89)로서, 물-형석 반응을 나타낸다. 요인 4에 포함되는 화학성분은 SiO₂(0.95)로서, Ca²⁺와 Na⁺ 모두 양의 부하량을 나타내어 Ca→Na의 양이온교환반응이 완벽하게 진행되지 않는 단계임을 반영한다[44]. 이러한 통계결과는 수질유형 분석결과와도 잘 일치한다. 한편, 요인 5에는

Table 3. Varimax rotated factors for chemical constituents in the study area

	Factor 1	Factor 2	Factor 3	Factor 4	Factor 5	Communality
EC	0.83	0.46	-0.26	0.00	0.07	0.97
Na ⁺	0.29	0.88	0.13	0.01	0.33	0.98
Ca ²⁺	0.73	-0.17	-0.51	0.21	-0.19	0.90
Mg ²⁺	0.91	-0.01	-0.19	0.04	0.10	0.87
K ⁺	0.85	-0.01	-0.05	-0.18	0.01	0.75
Fe ²⁺	-0.01	0.15	-0.08	-0.20	0.96	0.98
HCO ₃ ⁻	0.70	0.20	-0.53	-0.20	0.14	0.87
SO ₄ ²⁻	0.78	0.05	0.01	0.48	-0.08	0.85
Cl ⁻	0.57	0.67	0.26	0.18	0.34	0.98
NO ₃ ⁻	-0.24	0.95	-0.11	-0.04	-0.10	0.99
F ⁻	-0.22	0.05	0.89	0.08	-0.07	0.86
SiO ₂	-0.01	0.02	0.08	0.95	-0.16	0.93
Eigenvalue	5.09	2.52	1.70	0.98	0.65	
Variance explained by the factor (%)	42.5	20.9	14.2	8.1	5.4	
Cumulative percent of variance (%)	42.5	63.4	77.6	85.7	91.1	

Fe²⁺(0.96)가 강한 요인부하량을 가지며 포함된다.

5. 결론

본 연구는 결정질 기반암에 위치하는 12개 시추공의 지하수 수질을 분석하여, 다변량 통계 분석법을 활용하여 지하수 수질 진화 특성 및 성분 기원을 평가하고자 하였다. 총 4회에 걸친 지하수 분석 결과, 지하수 수질의 뚜렷한 계절적인 변화를 보이지 않는 안정된 심부 지하수 시스템을 형성하는 것으로 판단된다. 지하수 수질 유형은 Na(Ca)-HCO₃형과 Ca-HCO₃형이 가장 우세하여, 물-암석 반응에 의한 직접적인 양이온 교환 반응을 지시한다. 현장 지하수 특성과 실내 지하수 분석 결과에 기초한 연구지역의 지하수 수질 진화는 초기 내지 중간 정도의 단계를 지시하는 것으로 사료된다.

한편, 무기 화학성분들의 기원을 분석한 결과, 인위적인 기원인 NO₃⁻와 다른 성분들 간의 상관성을 살펴보면, Na⁺,

Cl⁻와 양의 상관성을 나타낸다. 염무의 기원인 Cl⁻와는 Na⁺, SO₄²⁻, Mg²⁺, K⁺와 양의 상관성을 나타낸다. 그리고 다른 성분들(Ca²⁺, Fe²⁺, HCO₃⁻, F⁻, SiO₂)과는 상관성이 나타나지 않는다. 그러나, Cl⁻ 농도가 일반적인 지하수 수질 범위에 포함되고 NO₃⁻ 농도는 먹는물 수질기준치 이하로서 농도가 매우 낮다. 또한 대부분의 광물에 대해서 지하수 화학성분들은 불포화상태를 지시한다.

지하수 화학성분들에 대한 영향인자를 규명하기 위해 요인분석을 실시한 결과, 요인 1(EC, Ca²⁺, Mg²⁺, K⁺, HCO₃⁻, SO₄²⁻)은 지하수에 주로 용해되어 있는 화학성분의 농도를 결정하는 인자이고, 요인 3(F⁻), 4(SiO₂), 5(Fe²⁺)는 다양한 광물들과 지하수의 반응을 지시하는 인자들이다. 그러나, 요인 2(NO₃⁻, Na⁺, Cl⁻)은 인위적인 오염과 자연적인 해무의 영향을 반영하는 인자이다. 따라서, 연구지역의 수질 성분들은 대부분 물-암석 반응을 통한 자연적인 기원을 반영하며 부분적으로 자연적인 염무와 농업활동, 축산폐수 등의 인위적 오염의 영향을 반영하는 것으로 판단된다.

본 연구를 통하여 도출된 지하수 수질의 진화 및 기원 분석 결과는 결정질 암반의 심부 수리지구화학적 환경 특성의 규명과 향후 상세 3D 부지 특성화 모델 설계 및 구축시 기초적인 해석 자료로 활용될 수 있을 것으로 기대된다. 그러나, 기반암 고유의 수질 성분들의 기원과 진화특성을 보다 정량적으로 규명하기 위해서는 지질 심도별 수질 분석과 함께 다양한 변수들(토지피복도, 수문자료, 단열대 특성, 지하수 방향 등)을 고려한 종합적인 자료 해석이 요구된다.

감사의 글

본 연구는 2012년도 산업통상자원부의 재원으로 한국에너지기술평가원(KETEP)의 지원을 받아 수행한 연구 과제입니다(No. 2012171020001A). 또한 논문 교정 작업을 맡아준 박보배님과 이원준님께 감사의 마음을 전합니다.

REFERENCES

- [1] M. Gascoyne and M. Laaksoharju, "High level radioactive waste disposal in Sweden: Hydrogeochemical characterisation and modelling of two potential sites", *Appl. Geochem.*, 23, 1745-1746 (2008).
- [2] International Atomic Energy Agency (IAEA), Scientific and Technical Basis for the Geological Disposal of Radioactive Wastes, IAEA Technical Report series no. 413, 80 (2003).
- [3] B.Y. Choi, G.Y. Kim, Y.K. Koh, S.H. Shin, S.W. Yoo, and D.H. Kim, "Geochemical characteristics of a LILW repository I. groundwater", *J. Korean Radioact. Waste Soc.*, 6(4), 297-306 (2008).
- [4] G.Y. Kim, Y.K. Koh, B.Y. Choi, S.H. Shin, and D.H. Kim, "Geochemical characteristics of the Gyeongju LILW repository II. rock and mineral", *J. Korean Radioact. Waste Soc.*, 6(4), 307-327 (2008).
- [5] SKB, Hydrogeochemical site descriptive model-a strategy for the model development during site investigation, R-02-49, 63 (2002).
- [6] Posiva, Olkiluoto site description, Posiva 2011-02, 1039 (2011).
- [7] S.H. Ji, K.W. Park, K.S. Kim, and C. Kim, "Analysis of the statistical properties for the background fractures in the LILW disposal site of Korea", *J. Korean Radioact. Waste Soc.*, 6(4), 257-263 (2008).
- [8] C.S. Oh and J.M. Kim, "Three-dimensional numerical simulation of groundwater flow and salt and radionuclide transport at a low and intermediate level radioactive waste disposal site in Gyeongju, Korea", *J. Geol. Soc. Korea*, 44(4), 489-505 (2008).
- [9] M.H. Baik, S.Y. Lee, and Y. Roh, "Roles and importance of microbes in the radioactive waste disposal", *J. Korean Radioact. Waste Soc.*, 7(1), 63-73 (2009).
- [10] K.W. Park, S.H. Ji, Y.K. Koh, G.Y. Kim, and J.K. Kim, "Numerical simulation of groundwater flow in LILW Repository site: II. Input parameters for safety assessment", *J. Korean Radioact. Waste Soc.*, 6(4), 283-296 (2008).
- [11] J.H. Hwang, Y.H. Kihm, Y.B. Kim, and K.Y. Song, "Tertiary hydroexplosion at Bonggil-ri, Yangbuk-myeon, Gyeongju", *J. Geol. Soc. Korea*, 43(4), 453-462 (2007).
- [12] K.S. Kim, C. Kim, D.S. Bae, S.H. Ji, and S.T. Yoon, "Hydrogeological characteristics of the LILW disposal site", *J. Korean Radioact. Waste Soc.*, 6(4), 245-255 (2008).
- [13] J.H. Lee, H. Jung, E. Lee, and S. Kim, "Estimation of groundwater level fluctuation of the crystalline site using time series analyses in south Korea", *JNFCWT*, 11(3), 179-192 (2013).
- [14] M. Larocque, A. Mangin, M. Razack, and O. Banton, "Contribution of correlation and spectral analysis to the regional study of a large karst aquifer (Charente, France)", *J. Hydrol.*, 205, 217-231 (2007).
- [15] K.G. Jöreskog, J.E. Klován, and R.A. Reymont, *Geological factor analysis*, p.178 Elsevier Scientific Publishing Company, Amsterdam. Oxford, New York (1976).

- [16] S.Y. Hamm, K.S. Kim, J.H. Lee, J.Y. Cheong, I.H. Sung, and S. Jang, "Characteristics of groundwater quality in Sasan industrial area, Busan metropolitan city", *Econ. Environ. Geol.*, 39(6), 753-770 (2006).
- [17] SAS Institute Inc., SAS Version 9.1.3 Cary, North Carolina, SAS Institute Inc. (1995).
- [18] K.J. Stezenbach, I.M. Farnham, V.F. Hodge, and K.H. Johannesson, "Using multivariate statistical analysis of groundwater major cation and trace element concentration to evaluate groundwater flow in a regional aquifer", *Hydrol. Process.*, 13, 2655-2673 (1999).
- [19] Y.S. Hong and M.R. Rosen, "Intelligent characterisation and diagnosis of the groundwater quality in an urban fractured-rock aquifer using an artificial neural network", *Urb. Water*, 3, 193-204 (2001).
- [20] A. M. Piper, "A graphic procedure in the geochemical interpretation of water analyses", *Transactions of American Geophysical Union*, 25, 914-923 (1944).
- [21] G.T. Chae, K. Kim, S.T. Yun, K.H. Kim, S.O. Kim, B.Y. Choi, H.S. Kim, and C.W. Rhee, "Hydrogeochemistry of alluvial groundwaters in an agricultural area of Korea: an implication for groundwater contamination susceptibility", *Chemosphere*, 55, 369-378 (2004).
- [22] H.J. Kim, S.Y. Hamm, N.H. Kim, J.Y. Cheong, J.H. Lee, and Jang, S., "Characteristics of groundwater contamination caused by seawater intrusion and agricultural activity in Sacheon and Hadong areas, Republic of Korea", *Econ. Environ. Geol.*, 42(6), 575-589 (2009).
- [23] J.W. Lloyd and J.A. Heathcote, *Natural inorganic hydrochemistry in relation to groundwater*, 1st ed., 296, Clarendon Press, Oxford (1985).
- [24] D.K. Chadha, "A proposed new diagram for geochemical classification of natural waters and interpretation of chemical data", *Hydrogeol. Jour.*, 7, 431-439 (1999).
- [25] C.H. Jeong, C.S. Kim, T.K. Kim, and S.J. Kim, "Reaction path modelling on geochemical evolution of groundwater and formation of secondary minerals in water-gneiss reaction system", *J. Miner. Soc. Korea*, 10, 33-44 (1997).
- [26] C.H. Jeong, M.S. Kim, Y.J. Lee, J.S. Han, H.G. Jang, and B.U. Jo, "Hydrochemistry and occurrence of natural radioactive materials within borehole groundwater in the Cheongwon area", *J. Eng. Geol.*, 21(2), 163-178 (2011).
- [27] J. Hahn, *Groundwater environment and pollution*, 1069, Pakyoungsa (2000) (in Korean).
- [28] O.M. Saether and P.D. Caritat, *Geochemical processes, weathering and groundwater recharge in catchments*. 400, A.A. Balkema, Rotterdam, Brookfield (1997).
- [29] C.H. Jeong, "Effect of land use and urbanization on hydrochemistry and contamination of groundwater from Taejon area, Korea". *J. Hydrol.*, 253, 194-200 (2001).
- [30] C.A.J. Appelo, Postma, D., *Geochemistry, groundwater and pollution*. 535, A.A. Balkema, Rotterdam (1999).
- [31] J.D. Hem, *Study and interpretation of the chemical characteristics of natural water*, p.1473, *Geological survey water-supply paper 1473*, USGS (2005).
- [32] L.J.P. Muffler and D.E. White, "Active metamorphism of Upper Cenozoic sediments in the Salton Sea geothermal field and the Salton Trough, southeastern California". *Bull. Geol. Soc. America*, 80, 157-182 (1969).
- [33] R.A. Eggleton, "The relation between crystal structure and silicate weathering rates", in: *Rates of chemical weathering of rocks and minerals*, Colman, S.M., and Dethier, D.P., eds., 21-40, Academic Press, Florida (1986).
- [34] J.H. Lee, S.Y. Hamm, K.S. Kim, J.Y. Cheong, S.M. Ryu, D.H. Kim, and H.J. Kim, "Evaluation of groundwater quality using factor analyses and agrochemicals in an agricultural area", *Econ. Environ. Geol.*, 42(3), 149-162 (2009).
- [35] I. Clark and P. Fritz, *Environmental isotopes in hydro-*

- ogy, 328, Lewis Publishers (1997).
- [36] G.N. Eby, Principles of environmental chemistry, 514, Brooks/Cole-Thomson Learning, Pacific Grove, CA (2004).
- [37] E.A. Keller, Environmental geology, 8th ed., 562, Prentice Hall, Upper Saddle River, New Jersey (2000).
- [38] D.K. Nordstrom, J.W. Ball, R.J. Donahoe and D. Whittemore, "Groundwater chemistry and water rock interactions at Stripa", *Geoch. Cosmoch. Act.*, 53, 1727-1740 (1989).
- [39] J.H. Lee, S.Y. Hamm, J.Y. Cheong, H.S. Kim, E.J. Ko, K.S. Lee, and S.I. Lee, "Characterizing riverbank-filtered water and river water qualities at a site in the lower Nakdong River basin, Republic of Korea", *J. Hydrol*, 376, 209-220 (2009).
- [40] S.K. Park, S.G. An, and S.W. Eom, Explanation on the quality of drinking water. 228, Donghwa Technology Publishing Co. (in Korean).
- [41] A.E. Greenberg, L.S. Clesceri and A.D. Eaton, Standard methods for the examination of water and wastewater, 18th ed., 1010, American Public Health Association (1992).
- [42] C.W. Liu, C.S. Jang, and C.M. Liao, "Evaluation of arsenic contamination potential using indicator kriging in the Yun-Lin aquifer (Tiwan)", *Sci. Tot. Environ.*, 321, 173-188 (2004).
- [43] K.S. Ko, Y. Kim, D.C. Koh, K.S. Lee, S.G. Lee, C.H. Kang, H.J. Seong, and W.B. Park, "Hydrogeochemical characterization of groundwater in Jeju Island using principal component analysis and geostatistics", *Econ. Environ. Geol.*, 38(4), 435-450 (2005).
- [44] K.S. Ko, J. Ahn, H. Suk, J.S. Lee, and H.S. Kim, "Hydrogeochemistry and statistical analysis of water quality for small potable water supply system in Nonsan area", *J. Soil Groundw. Environ.*, 13(6), 72-84 (2008).