

수리지화학적 추적자(²²²Rn, 주요용존이온)와 미생물 군집 분석을 통한 도심 지역 하천에서의 지하수 유출 특성 평가

오용화¹ · 김동훈¹ · 이수형¹ · 문희선^{1,2} · 조수영^{1*}

¹한국지질자원연구원 지질환경연구본부 지하수연구센터

²과학기술연합대학원대학교 광물·지하수자원학과

Determining Characteristics of Groundwater Inflow to the Stream in an Urban Area using Hydrogeochemical Tracers (²²²Rn and Major Dissolved Ions) and Microbial Community Analysis

Yong Hwa Oh¹ · Dong-Hun Kim¹ · Soo-Hyoung Lee¹ · Hee Sun Moon^{1,2} · Soo Young Cho^{1*}

¹Groundwater Research Center, Korea Institute of Geoscience and Mineral Resources (KIGAM)

²Department of Mineral and Groundwater Resources, Korea University of Science and Technology (UST)

ABSTRACT

In this work, ²²²Rn activity, major dissolved ions, and microbial community in ground- and surface waters were investigated to characterize groundwater inflow to the stream located in an urban area, Daejeon, Korea. The measured ²²²Rn activities in groundwater and stream water ranged from 136 to 231 Bq L⁻¹ and 0.3 to 48.8 Bq L⁻¹, respectively. The spatial distributions of ²²²Rn activity in the stream strongly suggested groundwater inflow to the stream. The change of geochemical composition of the stream water indicated the effect of groundwater discharge became more pronounced as the stream flows downstream. Furthermore, microbial community composition of the stream water had good similarity to that of groundwater, which is another evidence of groundwater discharge. Although groundwater inflow could not be estimated quantitatively in this study, the results can provide useful information to understand interactions between groundwater and surface water, and determine hydrological processes governing groundwater recharge and hydrogeological cycles of dissolved substances such as nutrients and trace metals.

Key words : Groundwater inflow, ²²²Rn, Hydrogeochemistry, Microbial community analysis, Stream

1. 서 론

1960년대 이후, 우리나라는 고도의 경제성장과 함께 도시의 급격한 팽창이 이루어졌다. 이러한 도시화로 인한 주거지택지의 증가, 자연녹지/농지의 감소 등으로, 대도시의 지하수는 양과 질 측면에서 큰 영향을 받기 시작했다(Yun, 2014). 특히, 도심지역의 아스팔트화로 인한 불투수

성 지표면의 증가로 인해, 강수 시 지하수 함양량이 감소하고 지표유출이 증가하게 되었다. 또한, 매립지나 공장에서 배출되는 다양한 오염물(TCE, PCE 등)은 도시의 지하수를 오염시키기도 한다(Yun, 2014). 대전에 위치한 갑천 유역의 지하수 관정 수는 약 22,000개이고, 이들 관정에서 연간 약 6,000 m³의 지하수가 생활용수로 이용되고 있기 때문에(Kim and Hong, 2011), 도심 지역에서의 지하수 이용 또한 농촌 지역 못지 않게 중요한 실정이다.

이러한 환경 변화와 더불어, 우리나라 하천은 하상 경사가 급하고 유로 연장이 짧기 때문에 지속적 사용 가능한 지하수 확보와 관리에 매우 불리한 조건이다. 또한, 우리나라는 최근 극심한 가뭄으로 지하수 부족 현상을 겪고 있다. 따라서, 하천의 유량과 지하수 이용 가능량에 영향을 미치는 하천이나 강에서의 지하수 유출에 대한 연

주저자: 오용화, 박사후 연구자
공저자: 김동훈, 선임연구원; 이수형, 선임연구원; 문희선, 책임연구원

*교신저자: 조수영, 책임기술원

E-mail: sycho@kigam.re.kr

Received : 2020. 6. 8 Reviewed : 2020. 6. 10 Accepted : 2020. 6. 19

Discussion until : 2020. 9. 30

구는 중요하지만, 국내에서는 아직 활발히 진행되고 있지 않은 실정이다. 지표면을 통한 강우 유출과는 달리, 하천이나 강에서의 지하수 유출은 강우 종료 이후에도 장기간 지속적으로 하천 유량과 수위에 영향을 주기 때문에, 하천이나 강에서의 지하수 기저 유출에 대한 연구는 기후 변화와 관련된 물 수지 분석에 있어 중요할 뿐만 아니라, 지하수 함양량 산정 연구에 중요한 기저유출분리와 관련된 연구에서도 활용될 수 있다. 또한, 지하수 오염이 심한 지역에서의 지하수 유출에 의한 오염물질의 지표수로의 유입량 산정과 관련된 연구에서 기본적인 자료를 제공할 수 있으므로, 지하수-지표수 상호작용(지하수의 지표수로의 유입 또는 지표수의 지하수로의 유입)에 대한 이해는 도심 지역의 지하수 오염 및 활용과 정책 결정에 매우 중요한 요소이다.

하천에서의 지하수 유출을 평가하기 위한 방법으로, seepage meter를 이용하여 하천 기저를 통해 하천으로 유입되는 지하수 유출량을 직접적으로 측정하거나(Lee, 1977), 수문지질학적 모델을 이용하여 연안지역, 농촌지역 등 다양한 환경의 대수층에서의 지하수 유동을 파악하여 지표수-지하수 상호작용을 연구하는 방법 등이 있다(Nyholm et al., 2002; Rodríguez et al., 2005). 또한, 전기전도도, 주요용존이온(Na, Si 등), ^{222}Rn , 물 동위원소($\delta^{18}\text{O}$ and $\delta^2\text{H}$) 등의 환경 추적자 조사와 수리지구화학적 조사를 통해 지하수의 유출 특성에 대한 연구도 활발히 진행되고 있다(Cartwright and Gilfedder, 2015; Conant

Jr., 2004; Hinkle et al., 2001; Lamontagne et al., 2005; Yehdeghoa et al., 1997).

이러한 자연 추적자 중, ^{222}Rn (반감기: 3.8일)은 무색무취의 방사성 기체로, 암석이나 토양에 존재하는 우라늄의 붕괴로 생성된 뒤, 대기 중으로 방출되거나 물-토양 반응에 의해 지하수로 함유된다. 따라서, 지하수 중 ^{222}Rn 농도는 지표수에 비해 상대적으로 100-1,000배 정도 높기 때문에, ^{222}Rn 을 지하수 추적자로 이용한 연구가 전 세계적으로 연안, 하천, 습지 등 여러 수 환경에서 활발히 진행되고 있다(Cook et al., 2008; Gilfedder et al., 2015; Kim et al., 2011; Su et al., 2011).

본 연구에서는 계룡산에서 시작하여 도심 지역인 대전을 통과하는 화산천(약 7 km)과 주변 지하수 관정에서 1년 동안 총 9차례에 걸쳐 시공간적으로 하천수와 지하수 중 ^{222}Rn 농도를 조사하고, 주요 용존이온, 미생물 군집 분포 자료 분석을 통해 하천으로 유입되는 지하수 유출 특성을 파악하고자 하였다.

2. 연구 지역 및 방법

2.1. 연구 지역의 지질 및 지형

연구 지역인 화산천은 대전광역시 유성에 위치한 계룡산 상류에서 발원하여, 성전천, 진잠천과 함께 갑천으로 합류되는 하천이다(Fig. 1). 화산천 부근의 지질은 주로 중생대 복운모화강암과 충적층으로 이루어져 있다. 화산

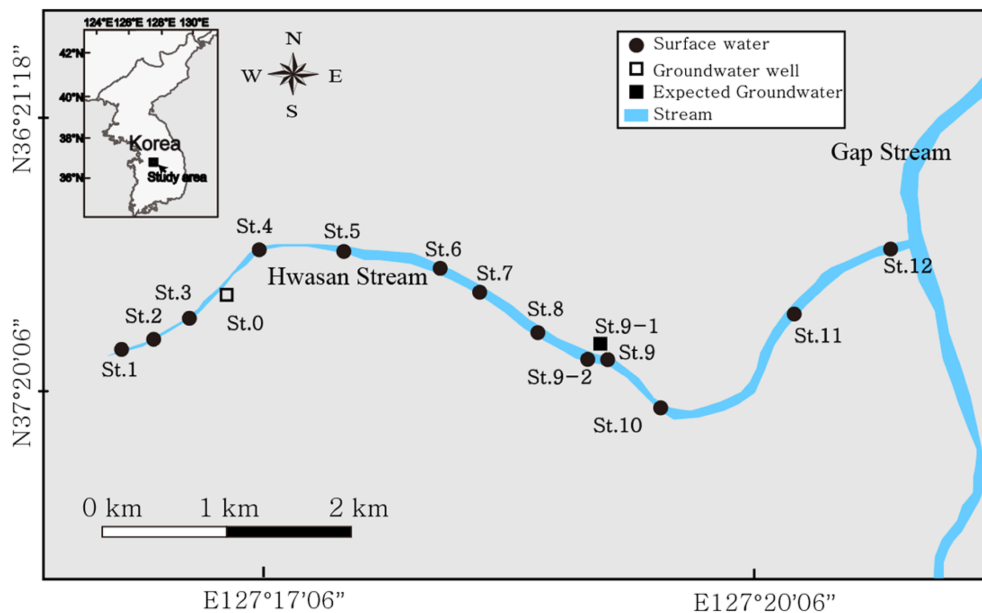


Fig. 1. Sampling locations of stream water and groundwater in the Hwasan Stream.

천의 집수 면적은 약 4 km²로, 유성천 집수구역, 도덕봉, 금수봉, 빈계산 등으로 집수 구역이 구분된다. 화산천의 발원지는 계룡산 국립 공원 내 위치하고 있어, 발원지로부터의 인위적인 오염원은 없을 것으로 추정된다. 또한, 화산천은 계룡산 국립 공원에 위치한 화산천 일부 구간을 제외하고는 비교적 완만한 경사를 보였다.

2.2. 하천수와 지하수 시료 채취

2018년 7월부터 2019년 5월까지 총 9차례에 걸쳐, 화산천 12개 지점과 지하수 1개 지점에서 ²²²Rn 농도를 측정하였다(Fig. 1). 샘플링 지점의 고도는 계룡산에 위치한 St.1의 경우 166 m이며, 하류로 갈수록 고도가 낮아져 갑천과 합류 직전에 위치한 시료 채취 지점(St.12)의 고도는 46 m로 측정되었다.

지하수와 하천수의 현장 수질(수온, 전기전도도, 용존산소, pH)은 2019년 1월과 5월에 수질측정장비(WTW Multi 3420)를 이용하여 현장에서 시료 채취 직전에 측정하였다. 하천수와 지하수 중 ²²²Rn 농도 측정을 위해 대기와의 접촉을 최소화하여 12 mL의 액체섬광물질(Optiphase Hisafe3)이 들어있는 22 mL 용기에 8 mL의 시료를 주입하여 충분히 혼합한 후, 실험실로 운반하여 24시간 이내에 측정하였다(Cho et al., 2012; Cho et al., 2019).

2019년 5월에는 지하수와 하천수 중 주요 용존양이온(Ca²⁺, Mg²⁺, Na⁺, K⁺), 용존음이온(Cl⁻, SO₄²⁻, NO₃⁻, HCO₃⁻) 농도, 미생물 군집 분석을 위한 시료를 채취하였다. 주요 용존양이온과 용존음이온 분석을 위하여 시료를 0.45 μm membrane 필터를 이용하여 부유물질을 제거한 후 각각 30 mL를 폴리에틸렌 용기에 채취하였다(Jeong et al., 2015). 용존양이온 시료의 경우, 용기 벽면 흡착과 침전을 방지하기 위해 질산(HNO₃)을 첨가하여 pH를 2 이하로 유지하였다(Jeong et al., 2015). HCO₃⁻ 시료의 경우, 125 mL 폴리에틸렌 용기를 이용하여 시료를 채취하였다. 미생물 군집 분석을 위해 시료 2 L를 무균 채수병에 채취하였고 냉장 상태(4°C)를 유지하며 실험실로 운반하였다.

2.3. ²²²Rn 농도 모니터링

하천수와 지하수 중 ²²²Rn 농도 측정은 한국지질자원연구원의 극저준위의 알파, 베타핵종의 측정에 효과적인 것으로 알려진 액체섬광계수기(Liquid Scintillation Counter; LSC; Perkin Elmer, Wallac 1220 Quantulus)를 이용하여 수행하였다. 이 장비는 알파/베타 핵종을 동시에 측정할 수 있는 파형분석(Pulse Shape Analysis, PSA) 기능

을 가지고 있어 알파선과 베타선에 의해 생성된 펄스의 형태 차이를 이용하여 이들을 분리할 수 있으므로 한번 측정을 통하여 시료의 알파방출 핵종과 베타방출 핵종을 동시에 측정할 수 있다. ²²²Rn에 대한 계측효율을 구하기 위하여 ²²⁶Ra 표준용액 8 mL를 취하여 섬광용액(Optiphase Hisafe3) 12 mL와 잘 혼합한 후 PSA 준위 100에서 알파선의 총 피크영역에서 측정하였다. 초기값은 시료 제조 후 바로 측정된 값을 이용하였다. 하지만 ²¹⁴Po의 반감기가 워낙 짧아 수 분 내에 피크가 형성되어 이를 총 알파 피크 영역의 바탕 값으로 사용하는 것은 무리가 있을 수 있기 때문에, 초기값은 ²¹⁴Po 피크 영역을 제외한 550–750 channel을 이용하였다. ²²²Rn과 딸핵종들이 시간이 경과하면서 ²²⁶Ra의 붕괴에 의해서 서서히 생성되는데 25일이 경과된 후에는 99% 이상 수용액 층에 존재하는 ²²⁶Ra와 방사 평형에 도달했음을 알 수 있었다. 이때의 계수율을 이용하여 얻은 ²²²Rn의 측정 효율(ϵ)은 시료 조제 후 방치 시간에 따른 ²²⁶Ra의 방사 평형을 고려하였으며, 식 (1)을 이용하여 계산하였다(Hohorst et al., 1995). 또한, 표준 시료의 측정 효율 값을 결정하는데 있어서 이들 표준 시료의 재현성을 확보하기 위하여 같은 시료를 3개 제조하여 각각의 측정 효율 값을 얻은 후 측정 효율의 평균값($91.6 \pm 3.6\%$)을 시료 측정 효율 값으로 적용하였다.

$$\epsilon = (R^* - R_0) / [A_s(1 - \exp^{-\lambda t}) \times 60] \quad (1)$$

식 (1)에서 λ 는 ²²²Rn의 붕괴상수(0.182 day⁻¹), t 는 채취 시부터 측정시간까지의 경과시간(day), A_s 는 ²²⁶Ra 표준선원의 방사능(Bq), R^* 는 α -선의 총 피크영역 계수율(cpm), R_0 는 α -선의 총 피크영역에서의 백그라운드 계수율(cpm)을 나타낸다.

바탕 시료는 초순수(deionized water, DW)를 끓여서 ²²²Rn을 제거한 후에 고순도 질소 가스로 세정한 섬광 용액을 혼합하여 만들어 사용하였으며, 실제 계측 시료와 동일한 조건으로 DW를 섬광 용액과 혼합하여 바탕 시료를 만들어서 5시간씩 계측하였다. 이 바탕 시료를 사용하여 실험 과정에 의한 바탕값을 얻어 계측효율 및 검출하한치를 얻는데 이용하였다. PSA 준위 100에서 알파선 총 피크영역에서의 검출하한치는 식(2)을 이용하여 계산하였으며(Currie, 1968; Pasternack and Harley, 1971), 시료용액 8 mL에 대해 300분 계측했을 때 검출하한치는 0.12 Bq/L 이었다.

$$MDA = (4.65 \times \sqrt{C_b/t}) / (\epsilon \times V \times 60) \quad (2)$$

식 (2)에서 MDA는 검출하한치(Minimum Detectable Activity, Bq L^{-1}), C_b 는 background 계수율(cpm), V 는 시료량(L), t_b 는 background 계측 시간(min), ϵ 는 식 (1)에서 구한 계측효율이다. 본 연구에서 채취된 시료는 섬광 용액과 혼합한 후 방사 평형이 이루어진 4시간후부터 액체섬광 계수기로 측정하였다.

2.4. 주요용존이온 분석

하천수와 지하수 중 주요 용존양이온과 용존음이온 농도는 각각 Inductively coupled plasma-optical emission spectrometry(ICP-OES; Optima 7300 DV; Perkin Elmer, USA)와 Ion-exchange chromatography with conductivity detection(IC; ICS-1500; Dionex, USA)를 이용하여 측정하였다. HCO_3^- (total alkalinity) 농도는 Automatic titrator (T50 Titrator; Mettler-Toledo, USA)를 이용하여 측정하였다. Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , Cl^- , SO_4^{2-} , NO_3^- 농도의 detection limit은 각각 0.02, 0.1, 0.1, 0.01, 0.01, 0.05, 0.04 mg L^{-1} 이다.

2.5. DNA 추출 및 염기서열 분석

염기서열 분석을 위하여 채취한 시료를 $0.22 \mu\text{m}$ 필터 (Advantec)로 여과하였으며 여과된 필터로부터 DNeasy PowerWater Kit(Qiagen)를 이용하여 제조사의 방법에 따라 genomic DNA (gDNA)를 추출하였다. 차세대염기서열 분석(next-generation sequencing, NGS)은 Macrogen Inc.(Korea)의 Miseq(illumina, Inc.) 장비를 이용하여 미생물의 16S ribosomal RNA(16S rRNA) 유전자의 V3-V4 영역을 대상으로 제조사의 방법에 따라 수행하였다. NGS 결과로 얻어진 염기서열들은 CD-HIT-OUT(Li et al., 2012)를 사용하여 저품질 서열과 모호한 서열, 키메라 서열 등을 제거하고, 97% 이상의 서열 유사도를 바탕으로 군집화하여 종 수준의 OUT (operational taxonomic units)를 선별하였다. 각 OUT의 대표 서열은 RDP (Ribosomal Database Project)에 UCLUST(Edgar, 2010)을 이용하여 수행하였다. 미생물 군집의 종 다양성과 균등도, 샘플 간 유사도 등은 QIIME version 1.9.1(Caporaso et al., 2010)을 이용하여 수행하였다.

3. 결과 및 고찰

3.1. 지하수와 하천수 중 ^{222}Rn 농도의 분포 특성

2019년 7월부터 2018년 5월까지 9회에 걸쳐 측정된 화산천 주변 관정 지하수(St.0) 중 ^{222}Rn 농도는 136–231

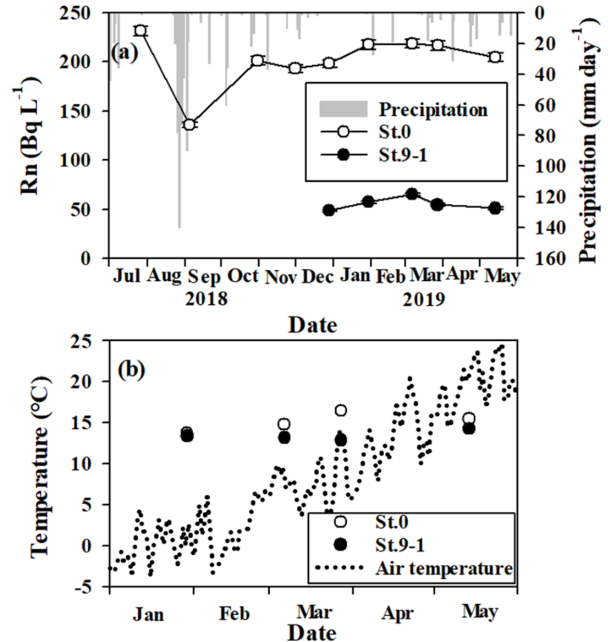


Fig. 2. Variation in ^{222}Rn activities and precipitation (a) and temperature (b) in groundwater (St.0) and expected groundwater source (St.9-1) during the sampling period (between January and May 2019).

Bq L^{-1} 의 범위를 보였으며, 평균값은 $202 \pm 27 \text{ Bq L}^{-1}$ 였다 (Fig. 2a). 특히, 2018년 9월을 제외하면, 지하수 중 ^{222}Rn 농도는 계절에 관계없이 거의 일정함을 알 수 있었다. 예외적으로, 2018년 9월 ^{222}Rn 농도는 측정 기간 중 가장 낮은 농도($136 \pm 3 \text{ Bq L}^{-1}$)를 보였는데, 이는 9월 시료 채취 전인 8월 말의 많은 강수량으로 인해(Fig. 2a) 지하수 중 ^{222}Rn 농도가 희석되었기 때문이라 판단된다. 2019년 1월부터 5월까지 4회에 걸쳐 측정된 지하수 온도는 $13.8\text{--}16.5^{\circ}\text{C}$ 범위로 측정되었으며, 평균값은 $15.2 \pm 1.1^{\circ}\text{C}$ 로, 외부 온도가 약 -4°C 에서 25°C 로 변하는 동안 일정한 온도를 보이는 전형적인 지하수의 특성을 나타내었다(Fig. 2b).

산지에 위치한 상류 지점(St.1)에서 갑천에 합류되기 전 하류 지점(St.12)까지 1년간 9차례에 걸쳐 화산천 하천수 중 ^{222}Rn 농도 측정 결과, 측정 기간 동안 하천수 중 ^{222}Rn 농도 범위와 평균값은 각각 $0.3\text{--}48.8 \text{ Bq L}^{-1}$ 과 $9.6 \pm 9.8 \text{ Bq L}^{-1}$ 로 측정되었다(Fig. 3). 이러한 하천수의 ^{222}Rn 농도는 지하수 평균값에 비해 최대 20배 이상 낮았다. 본 연구에서 측정된 하천수 중 ^{222}Rn 농도는 이러한 농도는 다른 연구에서의 하천 또는 강 지표수 중 ^{222}Rn 농도와 비교했을 때, 유사하거나 높은 수준이었다(Marques et al., 2004; Masevhe et al., 2017). St.1에서 St.6사이

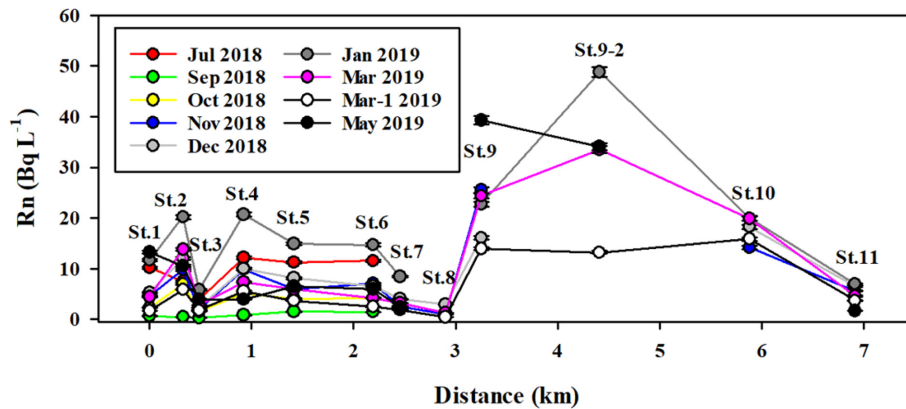


Fig. 3. Variations in ^{222}Rn activities in stream water in the Hwasan Stream between July 2018 and May 2019.

의 하천수 중 ^{222}Rn 농도는 2019년 1월(평균 \pm 표준편차: $13.8 \pm 5.6 \text{ Bq L}^{-1}$)에 가장 높은 농도 분포를 보였으며, 2018년 9월(평균 \pm 표준편차: $0.9 \pm 0.5 \text{ Bq L}^{-1}$)에 가장 낮은 농도를 보였다. 이는 앞서 논의된 지하수 중 ^{222}Rn 의 계절적 농도 변화와 같이, 강우가 집중되는 여름철에는 ^{222}Rn 를 함유하고 있지 않은 빗물에 의한 희석 효과로 하천수 중 ^{222}Rn 농도가 낮은 반면, 강수량이 적은 1월에는 강우로 인해 희석 효과가 적기 때문에 그 농도가 상대적으로 높게 나타난다고 판단된다. 또한, 강수량이 적은 1월에는 빗물에 의한 희석 효과를 받지 않은 높은 ^{222}Rn 농도를 가진 지하수가 유출됨에 따라 가장 높은 ^{222}Rn 농도를 보이는 것으로 추정된다.

상류로부터의 거리에 따른 ^{222}Rn 농도는 계절에 관계없이 유사한 농도 패턴을 보였다(Fig. 3). St.3의 ^{222}Rn 농도의 경우(평균 \pm 표준편차: $2.7 \pm 1.6 \text{ Bq L}^{-1}$), 상류 지점(St.2, $9.7 \pm 5.5 \text{ Bq L}^{-1}$)과 하류 지점(St.4, $8.4 \pm 5.8 \text{ Bq L}^{-1}$)에 비해 상대적으로 낮은 농도를 나타내었다. 이는 St.1을 통과한 하천수의 대부분이 복류한 뒤 St.3에서는 다시 지표로 나오는 지형적 특성이 반영된 것으로 판단된다. 즉, 복류하던 하천이 다시 지표로 나오는 과정에서 암반과 경사가 급한 지형을 만나게 급격히 폭기가 일어나게 되면서 하천수 중 ^{222}Rn 의 대기로의 유출량이 증가하였기 때문이라 판단된다. 그 뒤, St.4에서는 다시 농도가 증가하는데, 이는 하천수 이동 과정에서 지하수의 유입에 따른 결과로 판단된다. St.4를 지나 지속적으로 감소하던 하천수 중 ^{222}Rn 농도는, St.9부터 급격히 증가하는 현상을 보였다. 또한, St.9 하류에 위치한 St.10에서의 ^{222}Rn 농도는 St.9에 비해 상대적으로 더 높거나 유사한 농도를 보였다. 이러한 현상은 St.9 또는 St.10 부근에서 지하수와 같이 높은 ^{222}Rn 농도를 가진 유체의 유입에 의한 것이라 판단되

었다. 이러한 가정하에, St.9 주변을 조사한 결과, St.9 바로 상류에서 수로관을 통해 화산천으로 유입되는 수체를 확인할 수 있었다. 2018년 12월부터 2019년 5월까지 5차례에 걸쳐 이 수체의 온도 측정 결과, 외부 기온이 -4°C 에서 25°C 까지 변화하는 동안 비교적 일정한 $13.5 \pm 0.6^\circ\text{C}$ 의 평균값을 보였으며, 이는 관정 지하수(St.0)에서 측정된 수온과 유사하였다. 또한, 이 수체의 ^{222}Rn 의 농도는 $49\text{--}65 \text{ Bq L}^{-1}$ 범위를 보였으며, 이는 하천수 평균값($9.6 \pm 9.8 \text{ Bq L}^{-1}$)에 비해 5배 이상 높지만 관정 지하수의 평균값($202 \pm 27 \text{ Bq L}^{-1}$)에 비해 4배 정도 낮은 $55 \pm 6 \text{ Bq L}^{-1}$ 의 평균값을 보였다. 따라서, 이 수체는 지하수와 하천수가 혼합된 형태로 하천으로 유출된다고 판단된다. 이러한 결과는, 하천수와 지하수 중 ^{222}Rn 를 추적자로 이용하여 하천이나 강에서 지하수가 유출되는 지점을 파악하는데 효과적으로 활용될 수 있음을 시사한다.

3.2. 하천수와 지하수의 수질 유형

하천수와 지하수의 수질 유형을 파악하고 상류에서부터 하류에 이르기까지의 하천수의 수질 유형 변화를 파악하기 위해, 하천수와 지하수 중 주요 양이온 주요 용존양이온과 용존음이온의 농도를 Piper diagram에 도시하였다(Fig. 4). 지하수를 포함한 대부분의 시료들이 Ca-HCO_3 유형의 영역에 도시되었는데, 이는 연구 지역을 포함한 대전 지역이 지질학적으로 화강암이 우세한 지역으로, Ca-HCO_3 유형이 우세하다는 기존의 연구와 일치한 결과를 보였다(Jeong et al., 2013). 하천수가 상류에서 하류로(St.1에서 St.9까지) 이동하는 동안, 하천수의 수질 유형이 지하수의 수질 유형과 유사해지는 것을 알 수 있었으며, 이는 하천 이동 과정 중 하천으로의 지하수의 유입이 지속적으로 이루어지며 그 영향이 축적되어, 지하수 영향이

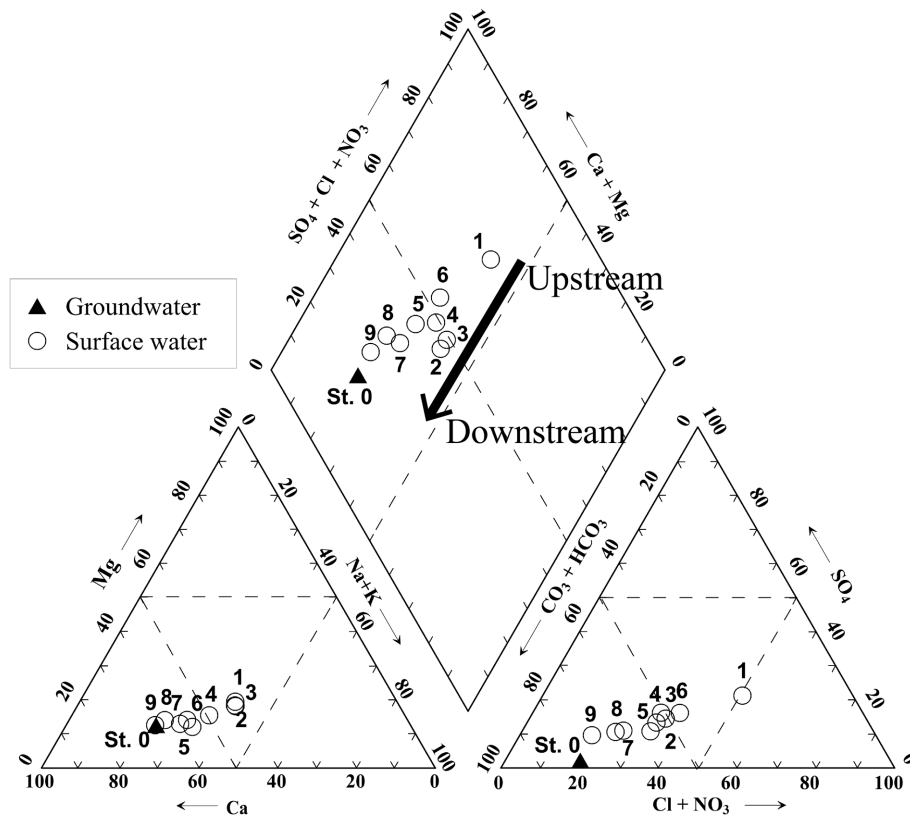


Fig. 4. Piper diagram for groundwater (St.0, closed triangle) and stream water (open circle) in May 2019. The numbers in the daigram represent sampling stations of the stream water (St.1–St.9).

상대적으로 커졌기 때문이라 판단된다.

3.3. 미생물 군집 분석

^{222}Rn 농도 분포 특성을 통해 St.9 부근 지표로 유출되는 수체의 특성을 확인하기 위하여 미생물 군집 분석을 수행하였다(Fig. 5). 지하수와 지표수의 미생물 군집 비교를 위하여 관정 지하수(St.0)와 St.9 상류 지표수(St.9-2)를 각각 비교군으로 선정하였고, 지표 유출수와 하류 지표수 시료를 채취하여 각 시료 간 미생물 군집 특성을 비교하였다. 문(phylum) 수준에서 비교하였을 때, 지하수(St.0) 시료에서는 *Proteobacteria*가 주요 군집을 구성하고 있었으나, 지표수(St.9-2) 시료에서는 광합성 세균인 *Cyanobacteria*가 가장 우점하는 것으로 나타났다. 지하수(St.0)에서의 미생물 군집은 *Proteobacteria* (41.9%), OD1 (*Parcubacteria*, 13.9%), *Actinobacteria*(6.7%), *Planctomycetes* (4.7%)의 순으로 우점하고 있었으며, 지표수(St.9-2)는 *Cyanobacteria*(83.9%)가 대부분을 차지하고 *Proteobacteria*(11.9%)는 지하수에 비해 매우 적게 존재하고 있었다. 두 시료를 비교하였을 때, 지하수와 지표수의

미생물 군집 구성에서 큰 차이가 있음을 확인할 수 있었으며, 이를 통해 지표 유출수의 특성을 파악할 수 있을 것으로 판단되었다. 유출수 시료(St.9-1)에서는 *Cyanobacteria* (61.6%), *Proteobacteria*(17.4%), *Actinobacteria*(6.5%)가 주요 군집을 구성하는 특징을 보였다. 이는 지하수와 지표수의 특성을 동시에 나타내는 것으로 지하수와 지표수가 혼합되어 나타나는 특징으로 보인다. 특히, 지하수 시료(St.0)와 유출수 시료(St.9-1)에서 유사한 비율로 존재하는 *Actinobacteria*의 경우 지하수에서 자주 발견되는 미생물로 퇴적물에 부착되기보다는 대부분 유체에 부유하며 존재하기 때문에 대수층보다는 관정에서 더 많은 존재하는 것으로 알려져 있다(Korbel et al., 2017). 따라서, 미생물 군집 구조 특성 비교를 통해 St.9 부근 지표로 유출되는 수체(St.9-1)는 지하수와 지표수가 혼합되어 유출되는 것으로 판단된다. 또한, 지표 유출수 하류의 지표수 시료(St.9)에서도 지하수와 지표수의 혼합 특성을 보였는데, 이는 지표 유출수의 영향을 받고 있기 때문인 것으로 판단된다.

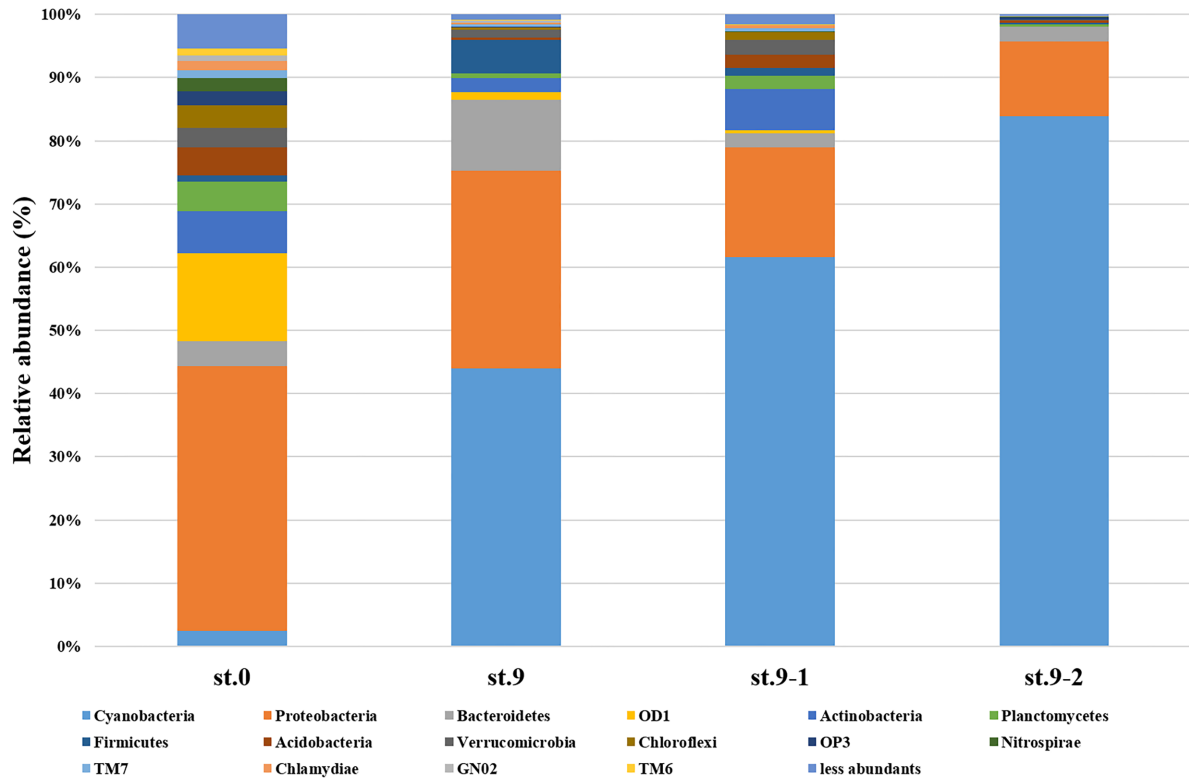


Fig. 5. Microbial taxonomic compositions of groundwater and stream water samples at phylum level.

4. 결 론

본 연구는 도심 지역에 위치한 화산천에서 하천수와 지하수의 ²²²Rn 농도, 수리화학적 자료, 미생물 자료를 이용하여 지하수 유출 특성을 평가하였다. 본 연구에서 이용된 다양한 생지화학적 지하수 추적 방법은 지하수 유출 여부와 유출 지점 파악 등 하천에서의 지하수 유출 특성을 파악하기에 매우 적절한 방법이라 판단된다. 특히, 비교적 시료 채취가 간편하며 저비용으로 측정이 가능한 ²²²Rn을 이용한 방법은 하천 유량과 연속성 등의 파악을 통해, 정량적으로 지하수 유출량을 산정할 수 있다는데 의미가 크다. 또한, 본 연구 결과는 지하수 사용이 많은 농촌 지역의 지표수-지하수 상호작용 연구, 산악지역에서의 하천수 생성 기작 연구, 특정 지역에서의 물 순환과 함양 특성 규명 연구에도 활용될 수 있을 것이라 사료된다. 본 연구는 적은 수의 시료, 지하수위/하천수위/하천유량 자료의 부족 등 한계점을 가지고 있다. 따라서, 향후 연구에서는 표본 집단의 수를 늘리고 수리/수문학적 연구를 바탕으로 하여, 1년 이상의 중장기적인 시간 규모에서 하천에서의 지하수 유출 특성 연구가 수행되어야 할 것이다.

사 사

본 연구는 한국지질자원연구원 주요 사업인 “(GP2017-008)” 과제의 재정적 지원을 받았으며 이에 감사드립니다.

References

Caporaso, J.G., Kuczynski, J., Stombaugh, J., Bittinger, K., Bushman, F.D., Costello, E.K., Fierer, N., Pena, A.G., Goodrich, J.K., and Gordon, J.I., 2010, QIIME allows analysis of high-throughput community sequencing data, *Nat. Methods*, **7**, 335.

Cartwright, I. and Gilfedder, B., 2015, Mapping and quantifying groundwater inflows to Deep Creek (Maribymong catchment, SE Australia) using ²²²Rn, implications for protecting groundwater-dependant ecosystems, *Appl. Geochem.*, **52**, 118-129.

Cho, B.W., Kim, M.S., Kim, T.S., Han, J.S., Yun, U., Lee, B.D., Hwang, J.H., and Choo, C.O., 2012, Hydrochemistry and distribution of uranium and radon in groundwater of the Nonsan area, *J. Eng. Geol.*, **22**, 427-437 (in Korean with English abstract).

Cho, S.-H., Moon, S.H., Kho, D.C., Cho, M., and Song, M.Y., 2005, Hydrograph separation using a chemical tracer (Cl) and

- estimation of baseflow rate in two small catchments, Yuseong, Daejeon, *J. Geol. Soc. Korea*, **41**, 427-436.
- Cho, S.Y., Koo, M.-H., Cho, B.W., Jung, Y.-Y., and Oh, Y.H., 2019, Factors controlling the spatial and temporal variability in groundwater ^{222}Rn and U Levels, *Water*, **11**, 1796.
- Conant Jr., B., 2004, Delineating and quantifying ground water discharge zones using streambed temperatures, *Ground Water*, **42**, 243-257.
- Cook, P.G., Wood, C., White, T., Simmons, C.T., Fass, T., and Brunner, P., 2008, Groundwater inflow to a shallow, poorly-mixed wetland estimated from a mass balance of radon, *J. Hydrol.*, **354**, 213-226.
- Currie, L.A., 1968, Limits for qualitative detection and quantitative determination, application to radiochemistry, *Anal. Chem.*, **40**, 589-593.
- Edgar, R.C., 2010, Search and clustering orders of magnitude faster than BLAST, *Bioinformatics*, **26**, 2460-2461.
- Gilfedder, B.S., Frei, S., Hofmann, H., and Cartwright, I., 2015, Groundwater discharge to wetlands driven by storm and flood events: Quantification using continuous Radon-222 and electrical conductivity measurements and dynamic mass-balance modelling, *Geochim. Cosmochim. Acta*, **165**, 161-177.
- Hinkle, S.R., Duff, J.H., Triska, F.J., Laenen, A., Gates, E.B., Bencala, K.E., Wentz, D.A., and Silva, S.R., 2001, Linking hyporheic flow and nitrogen cycling near the Willamette River – a large river in region, USA. *J. Hydrol.*, **244**, 157-180.
- Hohorst, F., Huntley, M., and Hartenstein, S., 1995. Determination of radium in water, Lockheed Idaho Technologies Co.
- Jeong, C.H., Ryu, K.S., Kim, M.S., Kim, T.S., Han, J.S., and Jo, B.U., 2013, Geochemical occurrence of uranium and radon-222 in groundwater at test borehole site in the Daejeon area, *J. Eng. Geol.*, **23**, 171-186.
- Jeong, C.H., Yang, J.H., Lee, Y.J., Lee, Y.C., Choi, H.Y., Kim, M.S., Kim, H.K., Kim, T.S., and Jo, B.U., 2015, Occurrences of uranium and radon-222 from groundwaters in various geological environment in the Hoengseong area, *J. Eng. Geol.*, **25** (4), 557-576 (in Korean with English abstract).
- Kim, G., Kim, J.S., and Hwang, D.W., 2011, Submarine groundwater discharge from oceanic islands standing in oligotrophic oceans: Implications for global biological production and organic carbon fluxes, *Limnol. Oceanogr.*, **56**, 673-682.
- Kim, J.-G., and Hong, S.-H., 2011, Assessments of groundwater-surface water interaction and groundwater usage in urban streams, *J. Korea Water Resour. Assoc.*, **44**, 21-28.
- Korbel, K., Chariton, A., Stephenson, S., Greenfield, P., and Hose, G.C., 2017, Wells provide a distorted view of life in the aquifer: implications for sampling, monitoring and assessment of groundwater ecosystems, *Sci. Rep.*, **7**, 1-13.
- Lamontagne, S., Leaney, F.W., and Herczeg, A.L., 2005, Groundwater-surface water interactions in a large semi-arid floodplain: implications for salinity management, *Hydrol. Process.*, **19**, 3063-3080.
- Lee, D.R., 1977, A device for measuring seepage flux in lakes and estuaries, *Limnol. Oceanogr.*, **22**, 140-147.
- Li, W., Fu, L., Niu, B., Wu, S., and Wooley, J., 2012, Ultrafast clustering algorithms for metagenomic sequence analysis, *Brief. Bioinform.*, **13**, 656-668.
- Marques, A.L., dos Santos, W., and Geraldo, L.P., 2004, Direct measurements of radon activity in water from various natural sources using nuclear track detectors, *Appl. Radiat. Isot.*, **60**, 801-804.
- Masevhe, L., Mavunda, L., and Connell, S., 2017, A general survey of radon concentration in water from rivers in Gauteng, South Africa using a solid-state -detector, *J. Environ. Anal. Toxicol.*, **7**, 472-477.
- Nyholm, T., Christensen, S., and Rasmussen, K.R., 2002, Flow depletion in a small stream caused by ground water abstraction from wells, *Ground Water*, **40**, 425-437.
- Pasternack, B. and Harley, N., 1971, Detection limits for radio-nuclides in the analysis of multi-component gamma ray spectrometer data, *Nucl. Instrum. Meth.*, **91**, 533-540.
- Rodríguez, L.B., Cello, P.A., and Vionnet, C.A., 2005, Modeling stream-aquifer interactions in a shallow aquifer, Choele Choele Island, Patagonia, Argentina, *Hydrogeol. J.*, **14**, 591-602.
- Su, N., Du, J., Moore, W.S., Liu, S., and Zhang, J., 2011, An examination of groundwater discharge and the associated nutrient fluxes into the estuaries of eastern Hainan Island, China using ^{226}Ra , *Sci. Total Environ.*, **409**, 3909-3918.
- Yehdeghoa, B., Rozanski, K., Zojer, H., and Stichler, W., 1997, Interaction of dredging lakes with the adjacent groundwater field: an isotope study, *J. Hydrol.*, **192**, 247-270.
- Yun, S.W., 2014, Comparison of groundwater levels and groundwater qualities in six megacities of Korea, *J. Geol. Soc. Korea*, **50**, 517-528.