

## 부산 남동지역 연안 대수층내 지하수의 지화학적 특성과 유출

양한섭·황동운<sup>1\*</sup>

부경대학교 해양학과, <sup>1</sup>서울대학교 지구환경과학부

## Submarine Discharge and Geochemical Characteristics of Groundwater in the Southeastern Coastal Aquifer off Busan, Korea

Han-Soeb YANG and Dong-Woon HWANG<sup>1,\*</sup>

*Department of Oceanography, Pukyong National University, Busan 608-737, Korea.*

*<sup>1</sup>School of Earth and Environmental Sciences, Seoul National University, Seoul 151-742, Korea*

We measured the salinity, pH, and concentrations of  $^{222}\text{Rn}$  and nutrients in groundwater in the southeastern coastal aquifer off Busan from March to September 2005 to evaluate its submarine discharge and geochemical characteristics. Salinity in coastal groundwater increased sharply at 20 m depth and exceeded 25 ppt below 40 m during the study period, indicating that a strong transition zone between fresh groundwater and seawater developed between 20 and 40 m depths. Fresh groundwater in the upper layer of this transition zone was characterized by high pH,  $^{222}\text{Rn}$ , dissolved inorganic nitrogen (DIN), and dissolved inorganic phosphorus (DIP) and low dissolved inorganic silicate (DSi) relative to seawater in the lower layer. In addition, the vertical profiles of the  $^{222}\text{Rn}$ , DIN, and DIP concentrations imply that a strong advective groundwater flow occurs along the interface of fresh groundwater and seawater near 20 m depth. The geochemical constituents in coastal groundwater also showed strong seasonal variation, with the highest concentrations in summer (June 2005) due to the changes of groundwater recharge and sea level. This implies that the input of terrestrial chemical species into the coastal ocean through submarine groundwater discharge (SGD) could change seasonally. To ascertain the seasonal variation of SGD and SGD-driven chemical species fluxes, and associated ecological responses in the coastal ocean, more extensive studies are necessary using various SGD tracers or seepage meters in the future.

Key words: Submarine groundwater discharge, Nutrient, Rn, Coastal aquifer

### 서 론

연안해역에서 지하수와 해수의 상호작용에 대한 연구는 수십 년동안 수문학과 육수학분야에서 수행되어 왔으며, 주로 바다에서 육지쪽으로 염수의 관입, 즉 해수 침투(seawater intrusion)에 관한 연구였다(Segol and Pinder, 1976; Reilly and Goodman, 1987; Taniguchi et al., 2002). 특히, 해안지역에서 지하수의 이용과 해안선의 변화, 각종 건설공사 등으로 인하여 지하수와 해수 사이의 자연적인 균형이 무너져 연안 지하수의 염수화가 급격히 진행되면서 해수침투에 대한 연구는 현재에도 활발하게 진행되고 있다(Shim, 2003). 그러나, 최근 육상의 담지하수와 재순환하는 해수를 포함한 해저 지하수의 유출(submarine groundwater discharge; SGD)에 대한 연구결과가 발표되면서 육상에서 연안해역으로 유출되는 지하수에 대한 관심 또한 높아지고 있다.

해저 지하수는 일반적으로 대륙붕지역의 자유면 대수층을 통해 누출(seepage)되는 형태이거나 혹은 그 아래 괴압 대수

층을 통해 해저 용천수(submarine spring)의 형태로 연안해역으로 유입된다(Burnett et al., 2001, 2003; Taniguchi et al., 2002). 이중 용천수 형태의 해저 지하수 유출은 수십 년 전부터 세계의 여러 지역에서 다양한 연구가 진행되어 왔으며(Kohout, 1966; Zektzer et al., 1973; Elhatip, 2003), 이러한 유출은 그 지역의 연안단층이나 파쇄대와 같은 지질학적 특징과 관련이 있는 것으로 밝혀지고 있다(Shaban et al., 2005). 그러나, 대부분의 해저 지하수는 해안을 따라 넓은 지역에 걸쳐 누출되는 형태로 유입된다.

해저 지하수의 유출량은 계절에 따라 큰 변화를 보이고, 대체로 겨울보다 여름에 더 많은 것으로 나타났다. 예를 들면, South Atlantic Bight에서 해저 지하수의 유출 추적자인 Ra 동위원소의 농도를 측정한 결과, 봄철과 겨울철보다 여름철에 더 높았으며 이와 유사한 연구결과가 North Inlet에서도 관측되었다(Moore, 1996; Krest et al., 2000). Kim and Hwang (2002)이 부산 해운대 동백섬에서 해수중의 해저 지하수 유출 추적자인  $^{222}\text{Rn}$  ( $t_{1/2} = 3.8$  days)과  $\text{CH}_4$ 을 연속적으로 관측한 결과,  $^{222}\text{Rn}$ 과  $\text{CH}_4$ 농도는 조석 펌핑과 관련이 있으며, 이러한 조석

\*Corresponding author: dwhwang@snu.ac.kr

펌핑에 의한 지하수 유출은 강수량이 많은 여름철에 뚜렷이 나타난다고 보고하였다. 또한, Rhode Island에서 Ra 동위원소를 이용하여 추정한 계절별 해저 지하수 유출은 여름철에 가장 높은 것으로 나타났다 (Kelly and Moran, 2002).

계절에 따른 해저 지하수 유출량과 함께 연안 지하수 중 용존 화학성분들의 농도는 해저 지하수를 통해 해양으로 공급되는 화학성분들의 유입량을 알아내는데 이용되어 왔다 (Charette et al., 2001; Kelly and Moran, 2002; Hwang et al., 2005a). 지금까지 연안 지하수 중 용존 화학성분들의 농도는 시간적으로 큰 변화가 없다고 생각하여 해저 지하수를 통해 유입되는 화학성분들의 공급량 계산에 있어서 그 농도의 변화는 무시되어져 왔다. 그러나, 해저 지하수의 유출량은 시공간적으로 큰 차이를 보이고, 연안 지하수 중 화학성분들의 농도 또한 해저 지하수의 유출속도와 지질학적 특성에 따라 달라질 수 있다. 특히, 시간에 따른 화학성분들의 농도변화는 해양으로 공급되는 이동량의 변화를 의미하고, 이러한 공급량의 변화에 따라 연안해역에서 해양 생태계의 반응 및 연안 환경오염의 정도가 달라질 것이다.

그러므로, 이 연구의 목적은 해저 지하수의 유출경로가 되는 해안지역 대수층 내 지하수 중 영양염류를 비롯한 각종 지화학적 성분들의 시간적 농도변화를 살펴보고, 이들 화학성분들의 농도변화를 조절하는 요인을 알아내는데 있다. 이를 위해 부경대학교내 위치한 관정에서 깊이별로 지하수를 채취하여 시간에 따른 화학성분의 농도변화를 조사하였다.

## 재료 및 방법

### 연구지역

연구지역인 부경대학교 대연캠퍼스는 부산의 동남 해안에 위치하며 동쪽으로 광안리 해수욕장 부근의 바다와 인접하고 있다 (Fig. 1A). 연구지역을 포함한 주변의 지질은 상부의 경우 주로 충적층으로 이루어져 있고, 하부는 염기성 암맥 등이 발달되어 있다. 지층 구조는 매립퇴적층 (<6 m), 풍화토층 (10-30 m), 기반암 (>30 m)순으로 이루어져 있다. 특히 매립퇴적층의 두께가 연구지역의 서쪽은 대부분 5 m 이하이나 동쪽과 남동부 지역은 10 m 내외로 보다 두꺼운데 이는 연구지역 내 매립이전의 과거지형이 대체적으로 서쪽에서 동쪽으로 경사지어 있기 때문인 것으로 알려져 있다 (Shim et al., 2002). 따라서 자유면 대수층은 지표 아래 약 30 m 정도까지 발달되어 있고 그 아래층은 대부분 투수성이 낮은 피압 대수층을 이루고 있다. 그러나 다른 지역과는 달리 연구지역내 피압 대수층에서는 해수침투가 광범위하게 발생하는 특성을 보인다 (Shim, 2003).

한편, 연안 지하수 시료를 채취하기 위한 조사관정은 부경대학교 대연 캠퍼스내 동남쪽 끝부분에 위치하며, 해안에서 내륙쪽으로 약 180 m 위치에 설치된 심도 120 m인 관정이다. 조사정점에서 측정한 지하수위는 지표 아래 3.1-4.1 m 범위로 주변의 해수면과 비슷하고, 주변 지형과 수계 분수령 (watershed boundary) 등을 고려한 연구지역내 지하수의 유동

방향은 동남쪽이다(Shim, 2003).

### 조사항목 및 분석방법

연안 대수층 내 지하수 중 용존 화학성분의 시간적 변화특성을 파악하기 위하여 부산의 남동쪽 해안부근에 위치한 부경대학교 대연 캠퍼스 내 관정에서 2005년 3월부터 9월까지 계절과 조석주기 (창조와 낙조)를 고려하여 총 6회에 걸쳐 5개의 깊이 (10, 20, 30, 60, 100 m)에서 시료를 채취하였다 (Fig. 1). 시료채취는 상하층의 지하수 가 혼합되지 않도록 하기 위하여 속도조절이 가능한 전기펌프 (peristaltic pump)를 이용하여 약 200 mL/min의 속도로 지하수 시료를 채수하였다. 채수한 시료는 폴리에틸렌 용기에 담은 후 실험실로 운반하여 분석 전까지 냉동 보관하였다.

수온과 염분은 휴대용 염분계 (Model 47C, Isteck), 그리고 수소이온농도 (pH)는 휴대용 pH meter (Model HI991001, Hanna Co.)를 이용하여 현장에서 직접 측정하였으며, 영양염류 ( $\text{NH}_4^+$ -N,  $\text{NO}_2^-$ -N,  $\text{NO}_3^-$ -N,  $\text{PO}_4^{3-}$ -P,  $\text{Si(OH)}_4$ )는 분석 전 GF/F 여과지로 여과한 후 영양염 자동 분석기 (Model Futura, Alliance)를 이용하여 분석하였다. 여기서 질소계 영양염류의 경우, 퇴적물 내 산화환원 환경의 지시자로 알려져 있는 암모니아 질소 ( $\text{NH}_4^+$ )와 질산 질소 ( $\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$ )로 구분하였으며, 이들의 합을 용존 무기 질소 (dissolved inorganic nitrogen, DIN)로 정의하였다. 또한, 인산 인 ( $\text{PO}_4^{3-}$ )과 규산 규소 ( $\text{Si(OH)}_4$ )는 각각 용존 무기 인 (dissolved inorganic phosphorus, DIP)과 용존 무기 규소 (dissolved inorganic silicate, DSi)로 정의하였다.

방사성 동위원소인  $^{222}\text{Rn}$ 의 분석은 Lee and Kim (2006)이 제시한 분석방법에 따라 수행하였다. 즉, 진공상태의 갈색병 (4 L)에 약 3.5 L의 지하수 시료를 채수한 다음 실험실로 옮겨 대기라돈측정기 (radon in air monitor, RAD7)를 이용하여 측정하였으며, 지하수 중의  $^{222}\text{Rn}$  농도는 다음의 방정식을 이용하여 계산하였다.

$$C_{\text{Water}} = \frac{C_{\text{Air}} V_{\text{Air}} + k C_{\text{Air}} V_{\text{Water}}}{V_{\text{Water}}}$$

여기서  $C_{\text{Water}}$ 와  $C_{\text{Air}}$ 는 시료 중의 지하수와 공기 중의  $^{222}\text{Rn}$  농도 (dpm/L)이고,  $V_{\text{Water}}$ 와  $V_{\text{Air}}$ 는 시스템 내 지하수와 공기가 차지하는 부피(L),  $k$ 는 지하수의 온도로부터 계산된 공기 중의  $^{222}\text{Rn}$  농도비이다.

한편, 관측 기간동안 조석과 강수량은 해양조사원 (<http://www.nori.go.kr>)과 기상청 (<http://www.kma.go.kr>)에서 제공하는 자료 중 연구지역과 가장 가까운 지역에서 관측한 결과를 이용하였다.

## 결과 및 고찰

### 조석과 강수량

해안지역의 연안 지하수는 일반적으로 수리학적 압력경사 (hydraulic pressure gradient)에 의해 해양으로 유출되고 (Simmons, 1982), 그 유출량은 계절에 따른 강우량에 의한

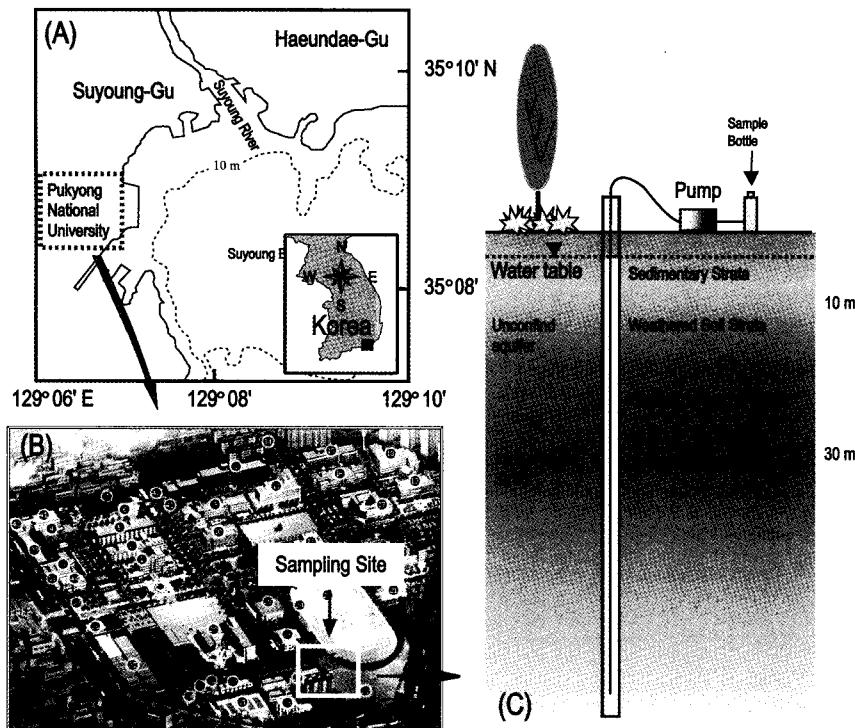


Fig. 1. A map showing the study area and the sampling station. The diagram shows the design of the water sampling system used throughout this study.

지하수의 합양량의 변화와 지층의 경사도, 암석의 투과율 등에 따라 크게 달라진다(Burnett et al., 2003). 또한, 연안 지하수는 파도(wave set-up)나 조석 펌핑(tidal pumping) 등에 의해 해양으로 유출되고(Li et al., 1999; Taniguchi et al., 2002; Kim and Hwang, 2002), 그 유출량은 파도나 조석 펌핑의 세기에 따라 달라진다. 이러한 연안 지하수의 유출량 변화는 간극수 중의 용존 화학성분의 농도변화에 큰 영향을 줄 수 있으므로, 이 연구기간동안 연구지역 주변에서의 조석과 강수량의 시간적 변화를 살펴보았다(Fig. 2).

연구기간 내 조석은 3월 12일과 4월 8일, 6월 22일의 경우, 조차가 큰 대조기(spring tide)에 해당하였으며, 3월 19일, 4월 4일, 9월 11일의 경우 소조기(neap tide)에 해당하였다. 조석의 주기적인 변동에 의한 일평균 해수면의 변화는 3월에 약 60 cm에서 9월에 약 80 cm로 지속적으로 상승하였다. 또한, 연구기간동안 내린 총 강수량은 1300 mm(월평균 180 mm)였으며, 강수량이 가장 많은 시기는 7월(약 300 mm)이었고 가장 적은 시기는 4월(약 120 mm)이었다. 이러한 강수는 연구지역내 지하수의 수위를 24시간 이내에 상승시키는 것으로 알려져 있다(Shim, 2003).

#### 지하수 중 염분, pH, 영양염류 및 $^{222}\text{Rn}$ 의 수직적 농도분포

지하수 중 용존 화학성분의 수직적 농도분포 특성을 파악하기 위하여 관측 기간동안 깊이별 지하수 중 염분, pH, 영양염류 및  $^{222}\text{Rn}$  농도를 Table 1에 나타내었으며, 각 관측일별 창조

와 낙조시의 각 화학성분의 평균값을 기초로 수직적인 농도분포를 Fig. 3에 나타내었다.

염분은 전 관측시기에 0-30 ppt 범위였으며, 대체로 깊이가 깊어질수록 증가하였다(Fig. 3B). 특히, 깊이 0-20 m 사이에서 염분은 0-2 ppt 범위로 가장 낮고, 20-40 m 깊이에서 급격히 증가한 후, 60 m 아래에서는 25 ppt 이상의 높은 염분을 나타내었다. 일반적으로 해안지역에서 담수 대수층이 해수면 밑에 있을 때, 담지하수는 해양으로 유출되고 해수는 담지하수 층 아래로 쇠기모양형태로 침입을 하여 육지쪽으로 아래로 볼록한 형태의 해수와 담수의 전이대가 형성되는 것으로 알려져 있다(Shim, 2003). 그러므로, 이 연구지역에서 이 같은 염분의 수직적인 분포는 0-20 m 사이에 담수 대수층이 존재하고 지하 60 m 아래에 해수침투가 광범위하게 진행되면서 20-40 m 깊이 부근에서 담수와 해수의 강한 전이대(transition zone) 혹은 혼합층이 형성되어 있음을 의미한다. pH는 전 관측시기에 6.9-8.5 사이의 범위였으며, 염분과 반대로 깊이가 깊어질수록 감소하였다(Fig. 3C). 특히, 상부층에서 혼합층부근까지 급격한 감소를 보였으며, 깊이 30 m이상에서는 6.9-7.3 범위로 깊이에 관계없이 다소 일정한 값을 나타내었다. 일반적으로 해수의 pH는 7.8-8.4로 높지만 퇴적물내 환원환경에서 해수는 혐기성 세균의 호흡과 탈질산화에 의해 형성된 이산화탄소 분압의 증가 등의 영향으로 낮은 pH를 나타낼 수 있다(Lee and Yang, 1998; Goodey et al., 2002). 따라서 pH의 수직적 분포는 염분의 분포를 보았을 때, 혼합층 아래에 환원환경에 의해 낮아진 pH를 가진 해수와 상부층에 상대적으로 높은

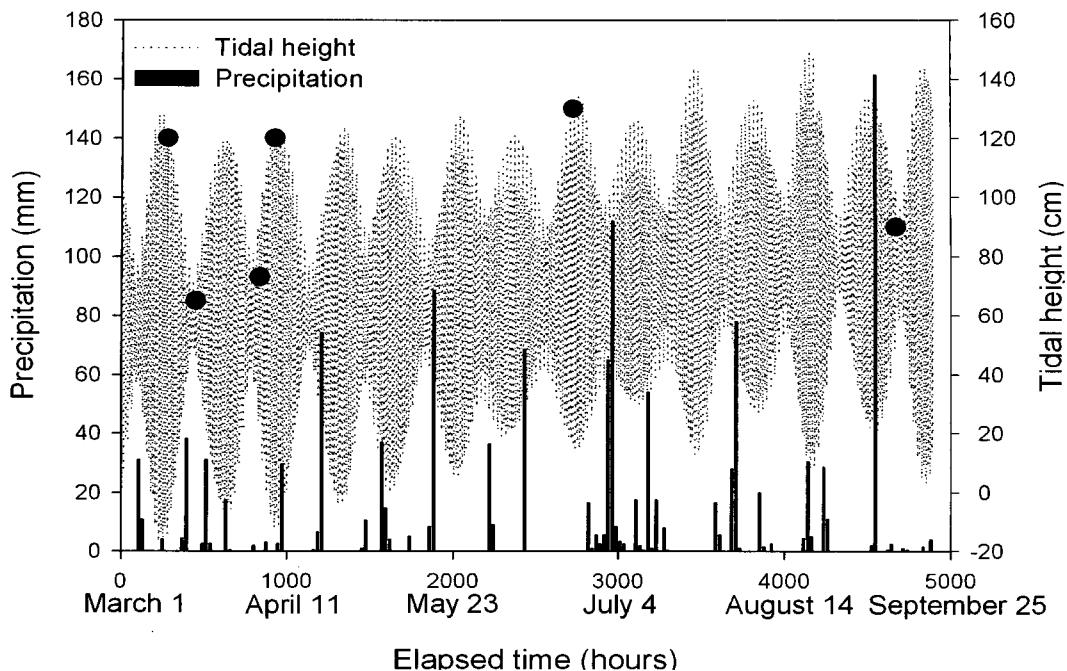


Fig. 2. The variations of tide and precipitation during the study periods. The filled circles represent the sampling times.

pH를 가진 담수사이의 혼합 때문인 것으로 생각된다.

$^{222}\text{Rn}$ 의 농도는 5-420 dpm/L의 범위였으며, 전 시기에 걸쳐 담수와 해수의 강한 전이대가 형성되어 있는 20 m 깊이 부근에서 200 dpm/L 이상의 높은 농도를 보였다 (Fig. 3D). 일반적으로  $^{222}\text{Rn}$ 은 어미핵종인  $^{226}\text{Ra}$  동위원소의 방사붕괴에 의해 생성되는 불활성 기체로서 지하수 중  $^{222}\text{Rn}$ 은 주로 토양이나 암석 중에 존재하는  $^{226}\text{Ra}$ 로부터 공급되며 그 농도는 주변의 지질 학적 특성과 매우 깊은 관련이 있다 (Cho et al., 2004). 또한, 지하수 중  $^{222}\text{Rn}$ 은 물-대기 경계면을 통한 대기로의 방출과 수중의 방사붕괴를 통해 제거된다 (Corbett et al., 1999). 그러므로, 깊이 20 m 부근에서 높은  $^{222}\text{Rn}$  농도를 보이는 원인을 알아내기 위해 먼저 연구지역 주변의 지질분포를 살펴보았다.

연구지역인 부경대학교 대연캠퍼스의 경우 주로 퇴적암이 넓게 분포하는 반면, 연구지역 주변은 안산암과 안산암질 화산각력암과 같은 화성암과 화산암류로 이루어져 있으며 (Shim, 2003), 이러한 화성암과 화산암 주변의 지하수 중  $^{222}\text{Rn}$ 의 농도는 퇴적암에 비해 높은  $^{222}\text{Rn}$  농도를 보인다 (Cho et al., 2004). 만약, 깊이 20 m 부근의  $^{222}\text{Rn}$  농도가 연구지역내의 토양이나 암석으로부터 공급되었다면 같은 지층으로 이루어져 있는 10 m 깊이와 같은 농도를 보여야 한다. 또한, 깊이 10 m 깊이에서  $^{222}\text{Rn}$  농도는 100-200 dpm/L 범위로, 비록 20m 깊이에서의  $^{222}\text{Rn}$  농도보다 다소 낮으나 대부분의  $^{222}\text{Rn}$ 의 대기로의 방출에 의한 제거는 수층 표면의 수 m내에서 이루어지기 때문에 10 m 깊이에서 대기를 통한  $^{222}\text{Rn}$ 의 제거량은 무시할 수 있다. 그러므로, 수심 20 m 부근의 높은  $^{222}\text{Rn}$  농도는 본 관측지점의 토양으로부터 공급되었기보다는 높은  $^{222}\text{Rn}$  농도를 가진 다른 지하수의 유입이 있음을 시사한다. 한편,

관측 기간동안의 담지하수 중  $^{222}\text{Rn}$  농도는 100-450 dpm/L 범위로 Cho et al. (2004)이 액체 섬광 계수기 (Liquid Scintillation Counter)를 이용하여 부산의 남구지역에서 측정한 담지하수 중  $^{222}\text{Rn}$  농도 (190-1500 dpm/L, n=14) 범위에 속하였고, 염지하수 중  $^{222}\text{Rn}$  농도 또한 5-93 dpm/L 범위로 이전에 Hwang et al. (2005a)이 제주도 방두만 주변에서 측정한 염지하수 중  $^{222}\text{Rn}$  농도 (15-76 dpm/L; n=5)와 비슷하였다.

영양염류의 농도를 살펴보면, 암모니아 질소의 농도는 1-85  $\mu\text{M}$  범위로 대체로 상부 10 m 층에서 가장 낮고,  $^{222}\text{Rn}$  농도가 가장 높았던 20 m 깊이에서 가장 높았으며, 그 이심에서는 다소 감소하여 60 m 아래에서 거의 일정하였다 (Fig. 3E). 반면, 질산 질소 농도는 1-25  $\mu\text{M}$  범위로 표층에서 가장 높고 깊이가 증가하면서 감소하여 담수와 해수의 경계층 아래 30 m 이심에서는 5  $\mu\text{M}$  이하의 낮은 농도를 보였다 (Fig. 3F). 일반적으로 염분에 따른 퇴적물 내 암모니아 질소는 담지하수 내에서 퇴적입자에 강한 흡착력을 보이기도 하지만 (Rysgaard et al., 1999), 산화환경에서 산소를 소비하면서 질산화과정을 통해 감소하고 질산질소의 농도를 증가시킨다 (Slomp and Cappellen, 2004). 또한, 질산 질소는 환원환경에서 유기물 분해과정에서 산소대신 산화제로 소비되어 감소하고 탈질산화에 의해 암모니아 질소 농도를 증가시킨다 (Froelich et al., 1979; Berner, 1980). 따라서 연구지역내 지하수 중 암모니아 질소와 질산 질소의 수직적인 농도분포는 수층내 산화환원환경의 차이에서 비롯된 것으로 생각된다. 특히, 이러한 산화환경인 담수와 환원환경인 해수가 만나 혼합될 경우 혼합층내에서 일반적으로 암모니아 질소가 질산화과정을 거쳐 질산 질소로 바뀐다 (Slomp and Cappellen, 2004)는 사실을 고려할 때,

Table 1. The concentrations of temperature, salinity, pH, nutrients, and Rn in coastal groundwater around Pukyong National University, Korea

Sampling date	Tide	Sampling depth (m)	Temperature (°C)	Salinity (ppt)	pH	<sup>222</sup> Rn (dpm/L)	Nutrient concentrations (μM)				
							NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> +NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N	DIN	DIP	DSi
2005/03/12 (Spring tide)	Low tide	2	3.9	0.8	-	-	1.1	19.81	21.0	0.13	40
		18	4.9	4.2	7.70	-	30.4	2.36	32.7	0.33	110
		20	10.9	10.0	7.11	-	48.1	1.89	50.0	0.53	130
		23	11.1	17.0	7.05	-	20.7	3.09	23.8	0.72	120
		26	10.2	20.1	7.11	-	13.5	3.67	17.1	0.13	78
		30	11.1	22.3	7.12	-	11.0	5.08	16.1	0.13	106
		40	11.4	25.8	7.26	-	19.6	1.57	21.1	0.13	151
		45	11.2	27.4	7.32	-	18.5	1.73	20.2	0.13	89
		60	11.6	28.7	7.25	-	12.7	1.02	13.7	0.33	95
		100	13.8	29.0	7.26	-	12.5	1.70	14.2	0.72	96
2005/03/19 (Neap tide)	Low tide	10	18.2	0.8	8.15	162 ± 19	4.1	15.59	19.7	0.13	81
		20	17.1	1.3	7.66	258 ± 23	21.3	4.81	26.1	0.72	95
		30	14.0	12.5	7.08	8 ± 5	18.0	2.42	20.4	0.13	137
		60	13.2	27.1	7.06	8 ± 5	9.3	2.13	11.4	0.33	116
		100	14.7	28.9	7.20	15 ± 7	8.9	5.77	14.7	0.33	101
	High tide	10	8.4	0.9	8.46	194 ± 21	3.3	13.25	16.6	0.33	41
		20	9.1	2.1	7.91	233 ± 21	25.5	3.89	29.4	0.33	87
		30	8.9	14.6	7.29	10 ± 6	11.4	2.09	13.5	0.33	117
		60	10.9	24.9	7.26	13 ± 6	7.4	1.07	8.5	0.33	143
		100	12.2	28.7	7.42	35 ± 9	5.0	2.13	7.2	0.33	123
2005/04/04 (Neap tide)	Low tide	10	25.2	0.9	7.69	120 ± 13	3.8	19.05	22.9	0.53	49
		20	26.8	1.3	7.47	231 ± 20	13.9	2.42	16.4	0.33	71
		30	23.6	8.8	7.09	23 ± 6	31.3	1.74	33.0	0.53	93
		60	20.6	27.3	7.19	19 ± 6	11.3	2.39	13.7	0.33	97
		100	19.3	28.3	7.18	23 ± 5	10.8	8.11	18.9	0.33	79
	High tide	10	11.1	1.1	7.86	137 ± 13	10.2	15.59	25.8	1.12	43
		20	11.1	1.6	7.68	291 ± 24	19.7	2.86	22.6	2.50	70
		30	12.2	6.8	7.33	93 ± 14	15.0	1.89	16.9	1.21	72
		60	14.6	27.4	7.38	19 ± 6	0.7	2.00	2.7	0.53	86
		100	18.0	28.3	7.23	32 ± 7	1.9	1.56	3.5	0.72	92
2005/04/08 (Spring tide)	Low tide	10	20.7	1.2	8.21	131 ± 13	4.9	15.58	20.5	0.53	15
		20	22.8	1.4	7.77	197 ± 16	44.1	4.44	48.5	0.72	26
		30	22.7	6.5	7.22	36 ± 9	53.5	2.09	55.5	0.53	28
		60	23.0	26.8	7.19	24 ± 5	11.6	3.88	15.5	0.33	60
		100	20.9	27.3	7.13	11 ± 5	8.3	2.27	10.6	0.33	59
2005/06/22 (Neap tide)	High tide	10	11.4	1.0	8.19	106 ± 13	5.8	15.77	21.6	0.33	14
		20	11.7	1.5	7.87	242 ± 17	26.6	2.54	29.2	0.53	18
		30	12.0	6.3	7.33	44 ± 8	47.2	3.18	50.4	0.72	30
		60	12.1	26.9	7.27	22 ± 6	13.2	2.72	15.9	0.33	63
		100	13.0	28.7	7.38	20 ± 6	14.7	1.91	16.6	0.33	97
	Low Tide	10	32.5	0.3	7.93	160 ± 17	144.7	26.00	170.7	0.45	82
		20	31.0	0.7	7.73	334 ± 22	96.7	11.86	108.6	2.59	163
		30	29.6	2.7	7.45	18 ± 6	127.1	2.17	129.3	0.73	202
		60	28.7	24.8	6.89	7 ± 2	60.7	2.27	63.0	0.40	191
		100	28.2	28.0	7.02	5 ± 3	22.5	2.19	24.7	0.35	179
2005/09/11 (Neap tide)	High tide	10	19.5	3.2	6.93	185 ± 18	18.2	24.06	42.3	0.92	107
		20	20.6	0.8	7.80	369 ± 24	70.2	9.46	79.7	2.35	109
		30	20.6	3.6	7.56	91 ± 7	20.4	4.15	24.6	1.45	145
		60	20.7	25.0	7.11	25 ± 4	48.4	3.35	51.8	0.40	189
		100	21.0	28.0	7.23	24 ± 4	39.9	8.59	48.6	0.35	176
	Low tide	10	19.7	0.8	7.62	167 ± 16	3.4	4.11	7.5	0.39	116
		20	20.3	1.3	7.44	420 ± 24	14.6	2.75	17.3	1.80	178
		30	20.5	11.4	6.91	19 ± 6	14.0	2.41	16.4	0.25	211
		100	21.5	26.6	6.94	43 ± 9	4.1	0.90	5.0	0.10	128

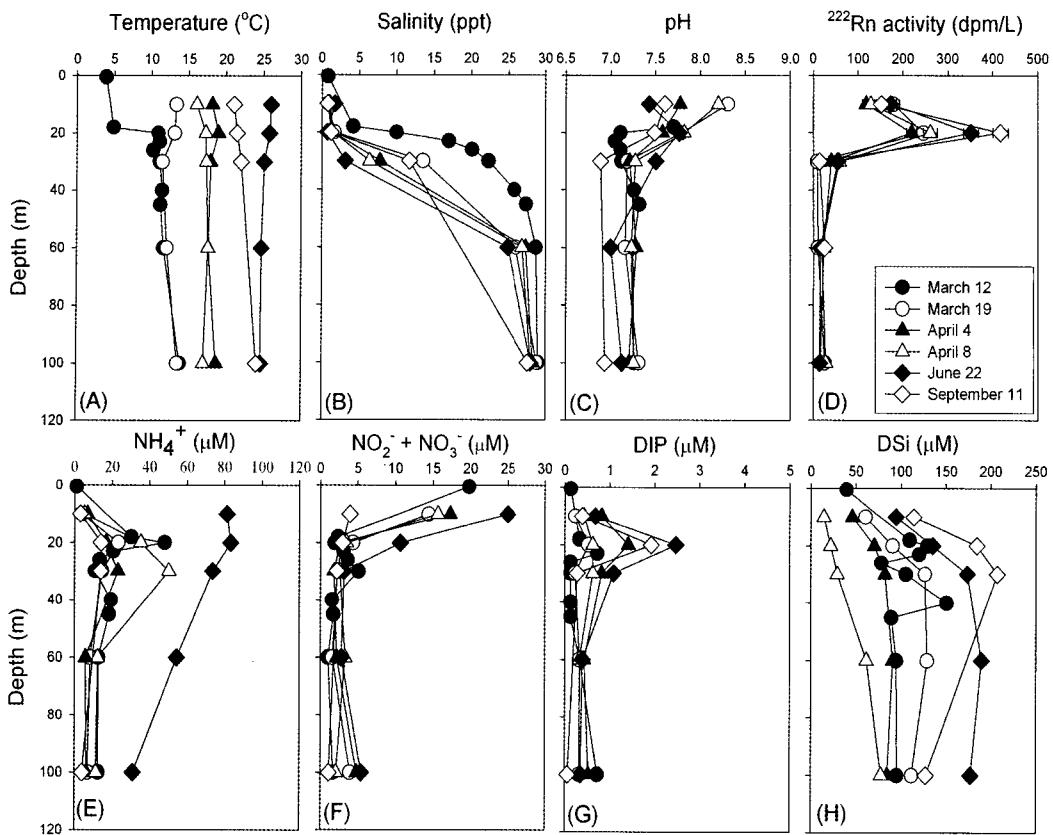


Fig. 3. Vertical profiles of temperature, salinity, pH, nutrients, and  $^{222}\text{Rn}$  in groundwater of the monitoring well in Pukyong National University, Korea.

20 m 부근에서 높은 암모니아 질소 농도는 이 수심에서 질산질소의 농도가 낮은 것으로 보아 해수와 담수의 혼합에 의해 나타나는 지화학적 현상이기 보다는 외부로부터 높은 암모니아 질소 농도를 가진 지하수의 유입 때문인 것으로 생각된다. 한편, 관측 기간동안의 연안 지하수 중 담지하수 중 DIN 농도는 7-107  $\mu\text{M}$  범위로 Park (2004)이 제주도 주변 담지하수에서 측정한 DIN 농도 (47-162  $\mu\text{M}$ , n=14)보다는 다소 낮았다. 또한, 염지하수 중 DIN 농도는 5-77  $\mu\text{M}$  범위로 Park (2004)과 Hwang et al. (2005a)이 제주도 주변에서 측정한 염지하수 중 DIN 농도 (15-85  $\mu\text{M}$ ; n=19)와 비슷하였으나, Hwang et al. (2005b)이 남해 여자만 주변해역에서 측정한 염지하수 중 DIN 농도 (10-250  $\mu\text{M}$ , n=5)보다는 다소 낮았다.

DIP의 농도는 0-3  $\mu\text{M}$  범위로, 담수와 해수 경계면 부근인 20 m 깊이를 제외한 대부분의 깊이에서 1  $\mu\text{M}$  이하의 낮은 농도를 보였다 (Fig. 3G). 일반적으로 지하수 중 DIP의 농도는 주변의 강물이나 해수 중에 농도보다 상당히 높다 (Slomp and Cappellen, 2004). 그러나, 연안 퇴적물내 지하수 중 DIP는 산화환경에서 산화철 ( $\text{Fe}_2\text{O}_3$ )에 흡착되거나 다른 용존 금속원소 (Al, Fe, Ca)와의 공침에 의해 수산화인회석 (Hydroxyapatite;  $\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3\text{OH}$ )과 스트렝가이트 (Strengite,  $\text{FePO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ ), 바리사이트 (Varisite;  $\text{AlPO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ )와 같은 무기화합물의 형

태로 빠르게 제거된다 (Robertson, 1995; Weiskel and Howes, 1992; Zanini et al., 1998). 또한, 환원환경에서 DIP는 용존 금속원소들로부터 용출되어 나온 DIP에 의해 높은 농도를 보이기도 하지만 다시 수산화인회석 혹은 비비아나이트 (Vivianite,  $\text{Fe}_3(\text{PO}_4)_2 \cdot 8\text{H}_2\text{O}$ )와 같은 인산염 광물을 형성하여 지하수 중에서 낮은 농도를 보인다 (Slomp and Cappellen, 2004). 그러므로, 이 연구지역에서 연안 지하수 중 낮은 DIP 농도는 퇴적물 내 산화환원환경에서의 산화철이나 다른 용존 금속원소들과의 공침에 의한 제거와 인산염광물의 형성 때문인 것으로 생각된다. 이러한 경향은 이 연구지역 뿐만 아니라 다른 지역의 연안 지하수에서도 발견되는데, 미국 연안 지하수 중 DIP의 농도는 대부분 1  $\mu\text{M}$  이하인 것으로 보고되었고 (Nolan and Stoner, 1995), 최근 Hwang et al. (2005a, 2005b)이 제주도와 여자만 주변 연안해역에서 측정한 연안 담지하수와 염지하수 중 DIP농도 또한 1  $\mu\text{M}$  이하인 것으로 보고되었다. 하지만, 일부 지역에서는 드물게 6  $\mu\text{M}$ 를 초과하는 것으로 보고되는데, 이러한 지역은 비료의 사용, 생활하수의 누출로 인해 높은 농도의 DIP가 지하수로 유입되어 DIP에 대한 토양의 제거능력을 초과하는 지역으로 이들 지역에서는 DIP가 제거되지 않고 그대로 지하수를 따라 이동하는 것으로 알려져 있다 (Robertson, 1995; Slomp and Cappellen, 2004). 따라서

이 연구에서  $^{222}\text{Rn}$ 과 암모니아 질소 농도가 가장 높았던 20 m 깊이에서 다른 깊이에 비해 높은 농도 ( $2\text{-}3 \mu\text{M}$ )를 보이는 것은 높은 농도의 DIP를 함유한 다른 기원의 담지하수가 이 수층을 통해 유동하고 있기 때문인 것으로 생각된다.

DSi 농도는  $0\text{-}250 \mu\text{M}$  범위로 대체로 상부층에서 가장 낮고 깊이가 깊어질수록 점차 증가하였다 (Fig. 3H). 다른 영양염류들과 달리 높은 암모니아 질소와 DIP 그리고  $^{222}\text{Rn}$  농도를 보인 20 m 수층에서 DSi 농도는 높지 않았다. 일반적으로 지하수 중 DSi는 주로 암석 (주로 화강암)내 규산염 광물의 화학적 풍화작용이나 가수분해작용에 의해 공급되고 (Freeze and cherry, 1989) 각 내 암석성분과 지하수의 체류시간 등 다양한 요인에 의해 농도차이를 보인다 (Slomp and Cappellen, 2004). 그러나, 지하수 중 질소와 인의 농도는 지각물질과의 반응이나 지하수의 체류시간, 산화환원환경에 따른 차이 등에 의해 달라지기도 하지만 (Nolan and Stoner, 1995; Tiessen, 1995), 대부분의 질소와 인은 인위적인 공급 즉, 생활하수나 농업용수 등과 같은 육상의 담수가 지하로 스며들어 오염되면서 높은 농도를 보인다 (Appelo and Postma, 1993; Tiessen, 1995; Slomp and Cappellen, 2004). 그러므로, 이 연구지역내 지하수 중 DSi가 다른 영양염류들과 다른 수직적 분포를 보이는 것은 영양염류의 공급원에 있어서의 차이에서 비롯된 것으로 생각된다. 한편, 관측 기간동안의 연안 지하수 중 담지하수 중 DSi 농도는  $14\text{-}114 \mu\text{M}$  범위로 Park (2004)이 제주도 주변 담지하수에서 측정한 DSi 농도 ( $64\text{-}398 \mu\text{M}$ ,  $n=4$ )보다는 다소 낮았으며, 염지하수 중 DSi 농도는  $22\text{-}207 \mu\text{M}$  범위로 Park (2004)과 Hwang et al. (2005a, 2005b)이 제주도 주변과 여자만 주변해역에서 측정한 염지하수 중 DSi 농도 ( $15\text{-}348 \mu\text{M}$ ;  $n=20$ )와 비슷하였다.

#### 지하수 중 염분, pH, 영양염류 및 $^{222}\text{Rn}$ 농도의 계절 변동

관측기간 동안 시간에 따른 지하수 중 염분, pH, 영양염류 및  $^{222}\text{Rn}$  농도의 변화를 알아보기 위하여 창조와 낙조시의 각

화학성분의 평균값을 기초로 깊이별 농도범위와 시간에 따른 화학성분의 농도변화를 각각 Table 2와 Fig. 4에 나타내었다. 염분은 10 m, 60 m 그리고 100 m 깊이에서 각각  $0.8\text{-}1.8 \text{ ppt}$  (평균  $1.1\pm0.4 \text{ ppt}$ ),  $24.9\text{-}28.7 \text{ ppt}$  (평균  $26.8\pm1.4 \text{ ppt}$ ),  $27.6\text{-}29.0 \text{ ppt}$  (평균  $28.3\pm0.5 \text{ ppt}$ ) 범위로 계절별로 큰 차이가 없었으나, 해수와 담수의 전이대인 20 m와 30 m 부근에서는 각각  $0.8\text{-}10 \text{ ppt}$  (평균  $2.8\pm3.6 \text{ ppt}$ )와  $3.2\text{-}22.3 \text{ ppt}$  (평균  $10.8\pm6.7 \text{ ppt}$ ) 범위로 계절별로 큰 차이를 보였다 (Fig. 4B). 특히 지하 30 m의 경우 봄철인 3월에  $20 \text{ ppt}$  이상의 높은 염분을 보였으나 그 이후 지속적으로 감소하여 6월 말 경에는  $5 \text{ ppt}$  이하의 낮은 염분이 나타났고, 9월에 다시 높아졌다. 일반적으로 해안지역에서 담지하수와 해수의 경계인 전이대는 담수와 해수가 서로 정적평형을 이루면서 육지쪽으로 아래로 볼록한 형태를 가지나, 실제 지하수는 정적평형 상태에 있지 않기 때문에 담수와 해수의 전이대는 이동하게 된다. 이러한 요인으로는 지하수위의 변동, 지하수의 양수, 지하수 함양량의 변화 등이 있으며, 담수 밑으로 침투하는 해수의 유입량에 영향을 미치는 요인으로는 지질구조, 해수면의 변동, 조석운동, 해저지형 형태 등이 있다 (Bear et al., 1999; Shim 2003). 이 연구지역에서도 관측이후 연구지역내 강수량은 지속적으로 증가하였고, 연구지역 주변의 지하수 관정에서 양수를 통한 지하수의 이용이 이루어지지 않기 때문에 이러한 강수량은 지하수위를 증가시키고 아울러 지하수 함양량을 증가시켜 담수와 해수의 경계면을 해안쪽으로 이동시켰을 것으로 생각된다. 이전에, Shim (2003)은 전기 전도도를 이용한 해수침투 연구에서 강수에 의해 지하수위는 24시간이내에 큰 변동을 보이는 반면, 담수와 해수의 전이대는 아주 느리게 반응하고, 봄철보다는 여름철에 해수침투가 약화되어 해수침투 범위가 해안쪽으로 90 m 이동한다고 보고한 바 있다. 또한, 연구기간동안 조석주기에 따른 해수면의 변동은 3월의 경우 약 60 cm에서 9월 경우 80 cm로 지속적으로 상승하였다. 그러므로, 이러한 해수면의 상승은 육상으로의 해수 침투를 강화시켜 담수와 해수의 경계면을 육지쪽으로

Table 2. The range and average of temperature, salinity, pH, nutrients, and Rn in coastal groundwater with depth during the study period.

Sampling depth (m)	Temperature (°C)	Salinity (ppt)	pH	$^{222}\text{Rn}$ (dpm/L)	Nutrient concentrations ( $\mu\text{M}$ )				
					$\text{NH}_4^+ \text{-N}$	$\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^- \text{-N}$	DIN	DIP	DSi
10	3.9-26.0 ( $16.4\pm7.5$ )	0.8-1.8 ( $1.1\pm0.4$ )	7.4-8.3 ( $7.9\pm0.4$ )	119-178 ( $150\pm26$ )	1.1-81.4 ( $17.0\pm31.6$ )	3.9-25.0 ( $16.0\pm7.0$ )	7-107 ( $33\pm37$ )	0.13-0.82 ( $0.45\pm0.26$ )	14-114 ( $62\pm37$ )
20	10.9-25.8 ( $17.9\pm5.5$ )	0.8-10.0 ( $2.8\pm3.6$ )	7.1-7.8 ( $7.6\pm0.3$ )	220-418 ( $299\pm83$ )	14.2-83.5 ( $36.9\pm26.1$ )	1.9-10.7 ( $4.3\pm3.2$ )	17-94 ( $41\pm29$ )	0.53-2.47 ( $1.25\pm0.83$ )	22-185 ( $106\pm57$ )
30	11.1-25.1 ( $17.5\pm5.6$ )	3.2-22.3 ( $10.8\pm6.7$ )	6.9-7.5 ( $7.2\pm0.2$ )	9-58 ( $35\pm23$ )	11.0-73.7 ( $31.2\pm25.3$ )	1.8-5.1 ( $2.9\pm1.2$ )	16-77 ( $34\pm25$ )	0.13-1.09 ( $0.53\pm0.38$ )	29-207 ( $121\pm64$ )
60	11.6-24.7 ( $16.7\pm5.3$ )	24.9-28.7 ( $26.8\pm1.4$ )	7.0-7.3 ( $7.2\pm0.1$ )	11-23 ( $17\pm5$ )	6.0-54.5 ( $18.8\pm20.2$ )	1.0-3.3 ( $2.2\pm0.9$ )	8-57 ( $21\pm21$ )	0.33-0.43 ( $0.36\pm0.05$ )	62-190 ( $113\pm49$ )
100	13.5-24.6 ( $18.6\pm4.9$ )	27.6-29.0 ( $28.3\pm0.5$ )	6.9-7.3 ( $7.2\pm0.1$ )	15-28 ( $22\pm6$ )	4.0-31.2 ( $12.1\pm9.9$ )	1.1-5.5 ( $3.2\pm1.8$ )	5-37 ( $15\pm11$ )	0.06-0.72 ( $0.39\pm0.22$ )	78-178 ( $113\pm37$ )

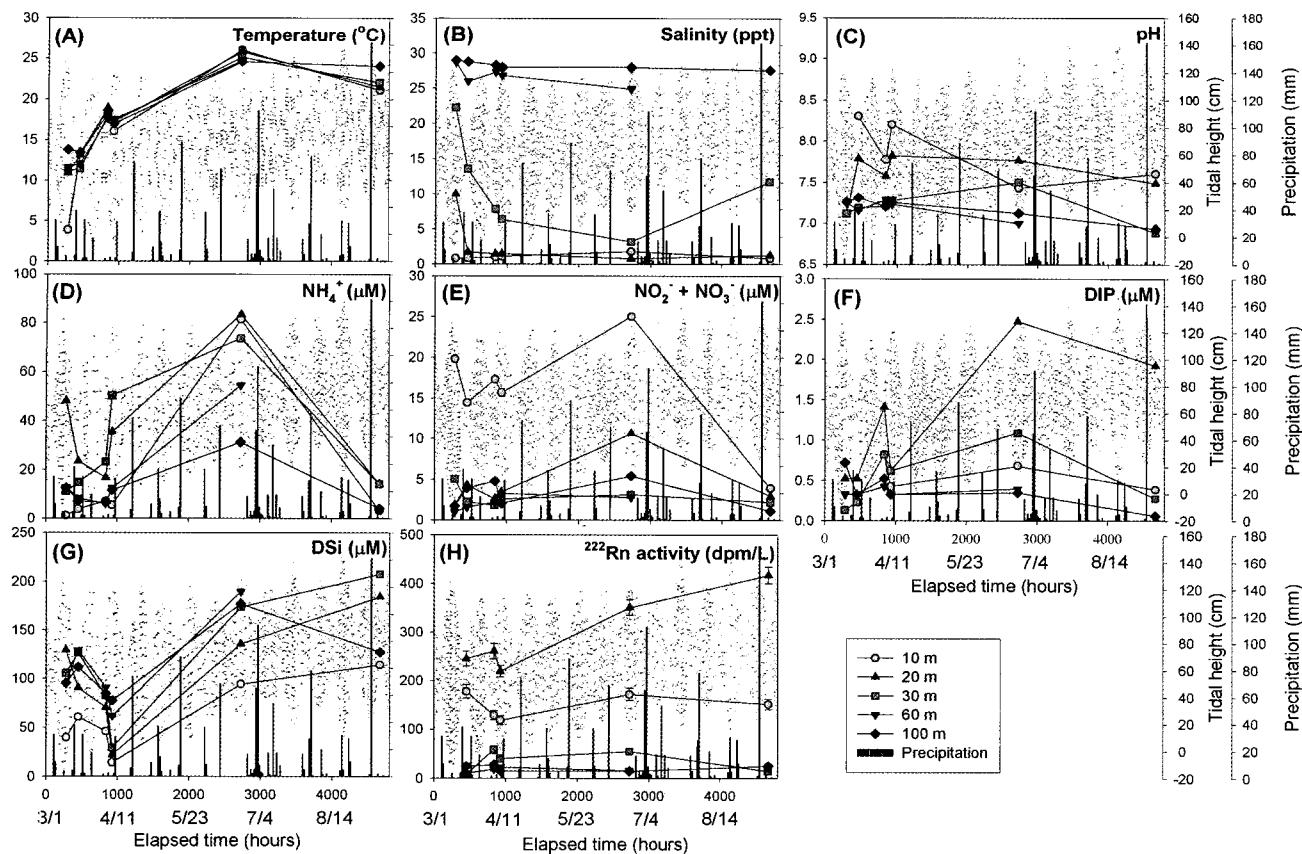


Fig. 4. Temporal variations of temperature, salinity, pH, nutrients, and  $^{222}\text{Rn}$  in groundwater of the monitoring well in Pukyong National University, Korea.

이동시켰을 것으로 보인다. 그러므로, 이 연구에서 염분의 계절적인 변화는 강우에 의한 지하수 함량변화와 조석에 따른 해수면의 변동으로 인한 전이대의 이동과 관련이 있는 것으로 판단된다.

강우에 의한 담지하수의 함양량 변화와 해수면 변동에 의해 강화된 해수침투에 따른 대수층내 담수와 해수의 전이대층의 이동은 각 화학성분의 농도에 있어서 큰 계절적인 변화를 줄 수 있다. 지하수 중 pH는 깊이 10 m 부근에서  $7.4\text{-}8.3$  (평균  $7.9\pm0.4$ ) 범위로 시간이 경과함에 따라 지속적으로 감소하였다 (Fig. 4C). 특히, 지하수의 함양량이 가장 클 것으로 예상되는 6월의 경우 가장 낮은 pH를 보인 반면 질산 질소를 비롯한 영양염류의 농도는 가장 높아 이러한 pH의 변화는 연구지역 부근의 강우에 의한 오염된 담지하수의 유입과 관련이 있는 것으로 판단된다. 그러나, 담수와 해수의 전이대 부근인 깊이 20 m와 30 m 부근에서는 각각  $7.1\text{-}7.8$  (평균  $7.6\pm0.3$ ),  $6.9\text{-}7.5$  (평균  $7.2\pm0.2$ ) 범위로 시간이 경과함에 따라 다소 증가하는 경향을 보이는데, 이는 담지하수 함양량이 증가하여 전이대층이 해안쪽으로 이동하면서 상대적으로 높은 pH를 가진 상층부의 담수의 영향을 받았거나 혹은 다른 지역에서 연구지역으로 담지하수가 이동해오는 동안 광물과의 약산-반응에 의해

수중에 수소이온이 제거되면서 pH가 증가한 것으로 생각된다. 지속적인 해수침투의 영향을 받고 있는 60 m와 100 m 부근에서는 각각  $7.0\text{-}7.3$  (평균  $7.2\pm0.1$ )와  $6.9\text{-}7.3$  (평균  $7.2\pm0.1$ ) 범위로 계절별로 큰 차이를 보이지 않았다.

영양염류 농도의 경우, 암모니아 질소 농도는 10, 20, 30, 60, 100 m 깊이에서 각각  $1.1\text{-}81.4 \mu\text{M}$  (평균  $17.0\pm31.6 \mu\text{M}$ ),  $14.2\text{-}83.5 \mu\text{M}$  (평균  $36.9\pm26.1 \mu\text{M}$ ),  $11.0\text{-}73.7 \mu\text{M}$  (평균  $31.2\pm25.3 \mu\text{M}$ ),  $6.0\text{-}54.5 \mu\text{M}$  (평균  $18.8\pm20.2 \mu\text{M}$ ),  $4.0\text{-}31.2 \mu\text{M}$  (평균  $17.0\pm31.6 \mu\text{M}$ ) 범위로 전 깊이에 걸쳐 큰 계절적 변화를 보였다 (Fig. 4D). 특히 암모니아 질소 농도는 월 강수량이 가장 적었던 4월에 가장 낮고 강수에 의한 지하수 함양량이 가장 많을 것으로 예상된 6월경에 가장 높았다. 한편, 각 깊이별 시간에 따른 암모니아 질소 농도의 변화폭은 상부층 (10 m와 20 m)에서 가장 크다. 이는 담지하수가 존재하는 상부층의 경우 연구지역 주변의 강우에 의해 형성된 지하수 (< 20 m)와 다른 지역에서 연구지역으로 담수와 해수의 경계층을 따라 이동해온 지하수 (-20 m)가 연구지역으로 유입되었기 때문인 것으로 생각된다.

질산 질소 농도는 10, 20, 30, 60, 100 m 깊이에서 각각  $3.9\text{-}25.0 \mu\text{M}$  (평균  $16.0\pm7.0 \mu\text{M}$ ),  $1.9\text{-}10.7 \mu\text{M}$  (평균  $4.3\pm3.2 \mu\text{M}$ ),

1.8-5.1  $\mu\text{M}$  (평균  $2.9 \pm 1.2 \mu\text{M}$ ), 1.0-3.3  $\mu\text{M}$  (평균  $2.2 \pm 0.9 \mu\text{M}$ ), 1.1-5.5  $\mu\text{M}$  (평균  $3.2 \pm 1.8 \mu\text{M}$ ) 범위로 담지하수가 존재하는 상부 10 m와 20 m 깊이의 경우 큰 계절적 변화를 보였다 (Fig. 4E). 암모니아 질소와 마찬가지로 강수량이 가장 적었던 4월에 가장 낮고 6월에 가장 높았다. 그러나, 해수침투의 영향을 받고 있는 60 m 아래 깊이에서는 큰 계절적 변화를 보이지 않았다.

DIP 농도 또한 질산 질소와 유사한 계절적 변화를 보였다 (Fig. 4F). 깊이 10, 20, 30, 60, 100 m에서 각각  $0.13 \pm 0.82 \mu\text{M}$  (평균  $0.45 \pm 0.26 \mu\text{M}$ ),  $0.53 \pm 2.47 \mu\text{M}$  (평균  $1.25 \pm 0.83 \mu\text{M}$ ),  $0.13 \pm 1.09 \mu\text{M}$  (평균  $0.53 \pm 0.38 \mu\text{M}$ ),  $0.33 \pm 0.43 \mu\text{M}$  (평균  $0.36 \pm 0.05 \mu\text{M}$ ),  $0.06 \pm 0.72 \mu\text{M}$  (평균  $0.39 \pm 0.22 \mu\text{M}$ ) 범위였으며, 담지 하수가 존재하는 상부 10 m와 20 m 깊이에서 큰 계절적 변화를 보였다.

DSi 농도는 10, 20, 30, 60, 100 m 깊이에서 각각  $14 \pm 114 \mu\text{M}$  (평균  $62 \pm 37 \mu\text{M}$ ),  $22 \pm 185 \mu\text{M}$  (평균  $106 \pm 57 \mu\text{M}$ ),  $29 \pm 207 \mu\text{M}$  (평균  $121 \pm 64 \mu\text{M}$ ),  $62 \pm 190 \mu\text{M}$  (평균  $113 \pm 49 \mu\text{M}$ ),  $78 \pm 178 \mu\text{M}$  (평균  $113 \pm 37 \mu\text{M}$ ) 범위로 모든 깊이에서 큰 계절적 변화를 보였다 (Fig. 4G). 특히, 강수량이 가장 적었던 4월에 가장 낮고, 다른 영양염류와는 달리 해수침투의 직접적인 영향을 받는 100 m 깊이를 제외한 대부분의 깊이에서 9월에 가장 높은 농도를 나타내었다. 이는 100 m 깊이의 경우 낮은 DSi 농도를 가진 해수침투의 지속적인 영향을 받은 반면 다른 깊이의 경우 오랫동안 퇴적물내에 체류하면서 규산염광물의 화학적 풍화작용이나 가수분해작용에 의해 규산염을 공급 받았기 때문인 것으로 생각된다 (Freeze and Cherry, 1989).

$^{222}\text{Rn}$ 의 농도는 10, 20, 30, 60, 100 m 깊이에서 각각  $119 \pm 178 \text{ dpm/L}$  (평균  $150 \pm 26 \text{ dpm/L}$ ),  $220 \pm 418 \text{ dpm/L}$  (평균  $299 \pm 83 \text{ dpm/L}$ ),  $9 \pm 58 \text{ dpm/L}$  (평균  $35 \pm 23 \text{ dpm/L}$ ),  $11 \pm 23 \text{ dpm/L}$  (평균  $15 \pm 5 \text{ dpm/L}$ ),  $15 \pm 28 \text{ dpm/L}$  (평균  $22 \pm 6 \text{ dpm/L}$ ) 범위로 암모니아 질소, DIP와 마찬가지로 담지하수가 존재하는 상부 10 m와 20 m 깊이에서 큰 계절적 변화를 보였다 (Fig. 4H). 이는 담지 하수가 존재하는 상부층의 경우 연구지역 주변의 강우에 의해 형성된 지하수 (<20 m)와 다른 지역에서 연구지역으로 담수와 해수의 경계층을 따라 이동해온 지하수 (-20 m)가 연구지역으로 유입되는 동안 지속적으로 어미핵종으로부터 Rn을 공급받았기 때문인 것으로 생각된다.

### 부산 남동 연안지역에서 해저 지하수의 유출

부산 남동 연안지역에서 지하수 중 화학성분의 수직적인 농도분포와 시간에 따른 농도변화를 기초로 연구지역 주변 연안해역으로의 해저 담지하수 유출 가능성을 살펴보았다. 연구지역내 연안 대수층에는 용존 화학성분의 농도를 기초로 크게 2가지 수체로 구분할 수 있다. 하나는 깊이 0-20 m 부근에 존재하는 높은 영양염류와 pH,  $^{222}\text{Rn}$  농도를 가진 담지하수이고, 또 다른 하나는 지하 60 m 아래에 상대적으로 낮은 영양염류와  $^{222}\text{Rn}$  농도를 가진 해수이다. 서로 다른 화학적 특성을 가진 두 수체는 지하 20-30 m 깊이에서 강한 염분의 전이대를

형성하고 있으며, 해수와 담수의 혼합정도와 산화환원 환경에 따라 연안 지하수 중 화학성분의 수직적인 농도분포는 큰 차이를 나타낸다.

한편, 이 담수와 해수의 경계층의 부근에서는 담수와 해수의 혼합에 의해 나타나는 농도보다도 훨씬 높은 암모니아 질소, DIP,  $^{222}\text{Rn}$  농도가 관측된다. 이는 연구지역 주변에 높은 고도를 가진 산이 밀집해 있다는 사실을 고려할 때, 수리학적 압력경사에 의해 육상으로부터 해안쪽으로 자유면 대수층을 따라 흘러 내려온 오염된 담지하수가 퇴적물내 해수층을 통과하지 못하고 담수와 해수의 경계층을 따라 유동하고 있는 것으로 판단된다. 특히, 이러한 지하수의 유동은 지하수 중  $^{222}\text{Rn}$ 과 영양염류의 시간에 따른 농도를 보았을 때, 봄철이나 가을철 보다는 강수량이 많은 여름철에 더 강한 것으로 보인다. 만약, 해수와 담수의 경계면의 수두 (hydraulic head)가 해안쪽으로 떠나거나 못하고 육지쪽과 연결되어 있다면 담지하수는 연안해역으로 빠져나가지 못하고 담수체 내에서 유동하는 결과를 초래할 것이다.

그러나 이 연구에서 지하수 중 화학성분의 계절별 변화는 대체로 전 깊이에서 월 강수량이 가장 적었던 봄철에 가장 낮고 여름철에 급격한 농도증가를 보인 후 가을철에 다소 감소하는 경향을 나타내고 있다. 이러한 화학성분의 계절적 변동은 강우에 의한 지하수 함량과 조석에 따른 해수면의 변동에 의한 전이대층의 이동과 관련이 있음을 보여주고 있다. 즉, 봄철인 3월 이후 지속적으로 내린 강우에 의해 상대적으로 높은 영양염과  $^{222}\text{Rn}$  농도를 함유한 담수가 지각 내에 함량되어 담지하수 함양량이 증가하여 전이대가 바다쪽으로 이동하면서 지하수 중 화학성분의 농도는 증가하게 된다. Shim (2003)은 이전에 같은 연구지역에서 강수량과 지하수위의 변화에 따른 지하수 중 전기전도도 변화를 측정한 결과 강수량과 지하수위는 서로 비례관계에 있고, 강수로 인한 지하수 함량이 증가할 경우 해수와 담수의 경계면이 해안쪽으로 이동한다고 보고하였다. 특히, 이러한 담수와 해수 경계면의 해안쪽으로의 이동은 연안해역으로 오염된 담지하수의 유출량을 증가시킬 수 있다. 최근 Michael et al. (2005)은 미국 동부의 Waquoit Bay 부근에서 연안 지하수의 지하수면의 계절적 변화 즉, 지하수 함양량에 따른 담수와 해수의 경계면의 이동을 설명하면서 해안쪽으로 지하수 경계면의 이동에 따른 해저 지하수의 유출의 중요성을 제시한 바 있다. 또한, Kim and Hwang (2002)는 연구해역과 인접한 부산의 동백섬 부근해역에서 측정한 해수 중  $^{222}\text{Rn}$  농도는 여름철에 가을철보다 높은 농도를 보이고, 이는 연안지역의 조석 펌핑에 의한 해저 지하수 유출과 관련이 있다고 보고하였다. 그러나 8월 이후 강수량의 감소로 지하수의 함양량의 증가는 느리게 진행되고 조석에 의한 해수면의 상승으로 인해 지속적인 해수침투가 일어나 전이대가 육지쪽으로 이동하면서 지하수 중 영양염류의 농도는 낮아지는 것으로 보인다.

이러한 사실들을 종합해 보면, 이 연구지역에서는 봄철이후 지속적인 강수량의 증가로 인한 담지하수 함량의 증가는 해수

와 담지하수의 경계면이 해안쪽으로 이동시키고, 여름철 강화된 연안의 조석 평평은 담지하수를 해양으로 유출시킬 가능성이 있다. 특히 지하수 중 화학성분의 농도는 다른 계절에 비해 여름철에 상당히 높으므로, 해저 지하수를 통한 화학성분의 유출량은 다른 계절에 비해 여름철에 가장 많고, 연안환경 및 생태계에 큰 영향을 줄 것으로 예상된다.

## 사    사

이 논문은 2004년도 부경대학교 발전기금재단의 지원에 의해 연구되었습니다.

## 참고문헌

- Appelo, C.A.J. and D. Postma. 1993. Geochemistry, Groundwater and Pollution, Balkema, Rotterdam, 1-649.
- Bear, J., A.H.D. Cheng, S. Sorek, D. Ouazar and I. Herrera, 1999. Seawater Intrusion in Coastal Aquifer-concepts, Methods and Practices, Kluwer Academic Pub., 1-625.
- Berner, R.A. 1980. Early Diagenesis. Princeton University Press, Princeton, N.J., 1-241.
- Burnett, W.C., M. Taniguchi and J. Oberdorfer. 2001. Measurement and significance of the direct discharge of groundwater into the coastal zone. *J. Sea Res.*, 46, 109-116.
- Burnett, W.C., H. Bokuniewicz, M. Huettel, W. S. Moore and M. Taniguchi. 2003. Groundwater and pore water inputs to the coastal zone. *Biogeochemistry*, 66, 3-33.
- Charette, M.A., K.O. Buesseler and J.E. Andrews. 2001. Utility of radium isotopes for evaluating the input and transport of groundwater-derived nitrogen to a Cape Cod estuary. *Limnol. Oceanogr.*, 46, 456-470.
- Cho, J.S., J.K. Ahn, H.C. Kim and D.W. Lee. 2004. Radon concentrations in groundwater in Busan measured with a liquid scintillation counter method. *J. Environ. Radioact.*, 75, 105-112.
- Corbett, D.R., J.P. Chanton, W.C. Burnett, K. Dillon, C. Rutkowski and J. Fourqurean. 1999. Patterns of groundwater discharge into Florida Bay. *Limnol. Oceanogr.*, 44, 1045-1055.
- Elhatip, H. 2003. The use of hydrochemical techniques to estimate the discharge of Ovacik submarine groundwater springs on the Mediterranean coast of Turkey. *Environ. Geol.*, 43, 714-719.
- Freeze, R.A. and J.A. Cherry. 1989. Ground-water. Prentice-Hall, Inc. Eaglewood Clifffd, New Jersey, 1-604.
- Froelich, F.N., G.P. Klinkhammer, M.L. Bender, N.A. Luedtke, G.R. Heath, D. Cullen, P. Dauphin, D. Hammond, B. Hartman and V. Maynard. 1979. Early oxidation of organic matter in pelagic sediments of the eastern equatorial Atlantic: suboxic diagenesis. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 43, 1075-1090.
- Goody, D.C., J.W. Clay and S.H. Bottrell. 2002. Redox-driven changes in porewater chemistry in the unsaturated zone of the chalk aquifer beneath unlined cattle slurry lagoons. *Applied Geochem.*, 17, 903-921.
- Hwang, D.W., Y.W. Lee and G. Kim. 2005a. Large submarine groundwater discharge and benthic eutrophication in Bangdu Bay on volcanic Jeju Island, Korea. *Limnol. Oceanogr.*, 50, 1393-1403.
- Hwang, D.W., G. Kim, Y.W. Lee and H.S. Yang. 2005b. Estimating submarine inputs of groundwater and nutrients to a coastal bay using radium isotopes. *Mar. Chem.*, 96, 61-71.
- Kelly, R.P. and S.B. Moran. 2002. Seasonal changes in groundwater input to a well-mixed estuary estimated using radium isotopes and implications for coastal nutrient budgets. *Limnol. Oceanogr.*, 47, 1796-1807.
- Kim, G. and D.W. Hwang. 2002. Tidal pumping of groundwater into the coastal ocean revealed from submarine  $^{222}\text{Rn}$  and CH<sub>4</sub> monitoring, *Geophys. Res. Lett.*, 29, 2002GL015093.
- Kohout, F.A. 1966. Submarine springs: a neglected phenomenon of coastal hydrology. *Hydrology*, 26, 391-413.
- Krest, J.M., W.S. Moore, L.R. Gardner and J.T. Morris. 2000. Marsh nutrient export supplied by groundwater discharge: Evidence from radium measurements. *Global Biogeochem. Cycles*, 14, 167-176.
- Lee, J.M. and G. Kim, 2006. A simple and rapid method for analyzing radon in coastal and ground waters using a radon in air monitor. *J. Environ. Radioact.*, 89, 219-228.
- Lee, G.W. and H.S. Yang, 1998. Chemical Oceanography. Chung-Moon Gak, Seoul, 1-332.
- Li, L., D.A. Barry, F. Stagnitti and J.-Y. Parlange. 1999. Submarine groundwater discharge and associated chemical input to a coastal sea. *Water Resour. Res.*, 35, 3253-3259.
- Michael, H.A., A.E. Mulligan and C.F. Harvey. 2005. Seasonal oscillations in water exchange between aquifers and the coastal ocean. *Nature*, 436, 1145-1148.
- Moore, W.S. 1996. Large groundwater inputs to coastal waters revealed by  $^{226}\text{Ra}$  enrichments. *Nature*, 380, 612-614.

- Nolan, B.T. and J.D. Stoner. 1995. Nutrients in groundwaters of the conterminous United States 1992-1995. *Environ. Sci. Technol.*, 34, 1156-1165.
- Park, G.S. 2004. Assessment of the discharge of submarine groundwater and associated chemical constituents from Jeju Island, Korea. Ph.D. Thesis, Pukyong National University, Busan, 1-139.
- Reilly, T.E. and A.S. Goodman. 1987. Analysis of salt water upcoming beneath a pumping well. *J. Hydrol.*, 89, 169-204.
- Robertson, W.D. 1995. Development of steady-state phosphate concentrations in septic system plumes. *J. Contamin. Hydrol.*, 19, 289-305.
- Rysgaard, S., P. Thastum, T. Dalsgaard, P.B. Christensen and N.P. Sloth. 1999. Effects of salinity on  $\text{NH}_4^+$  adsorption capacity, nitrification, and denitrification in Danish estuarine sediments. *Estuaries*, 22, 21-30.
- Segol, G. and G.F. Pinder. 1976. Transient simulation of saltwater intrusion in southeastern Florida. *Water Res. Res.*, 12, 65-70.
- Shaban, A., M. Khawlie, C. Abdallah and G. Faour. 2005. Geologic controls of submarine groundwater discharge: application of remote sensing to north Lebanon. *Environ. Geol.*, 47, 512-522.
- Shim, B.O. 2003. Characteristics of hydrodynamic seawater intrusion at the southeastern coastal area of Busan, Korea. Ph.D. Thesis, Pukyong National University, Busan, 1-123.
- Shim, B.O., S.Y. Chung, H.J. Kim, I.H. Sung and B.W. Kim. 2002. Characteristics of sea water intrusion using geostatistical analysis of geophysical surveys at the southeastern coastal area of Busan, Korea. *J. Kor. Soc. Soil Groundwater Environ.*, 7, 3-17.
- Simmons, G.M. 1982. Importance of submarine groundwater discharge (SGWD) and seawater cycling to the material flux across sediment/water interfaces in marine environments. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 84, 173-184.
- Slomp, C.P. and P.V. Cappellen. 2004. Nutrient inputs to the coastal ocean through submarine groundwater discharge: controls and potential impact. *J. Hydrol.*, 295, 64-86.
- Taniguchi, M., W.C. Burnett, J.E. Cable and J.V. Turner. 2002. Investigation of submarine groundwater discharge. *Hydrol. Process.*, 16, 2115-2129.
- Tissen, H. 1995. Phosphorus in the Global Environment, Transfers, Cycles and Management. SCOPE, Vol. 54. Wiley, New York, 1-462.
- Weiskel, P.K. and B.L. Howes. 1992. Differential transport of sewage-derived nitrogen and phosphorus through a coastal watershed. *Environ. Sci. Technol.*, 26, 352-360.
- Zanini, L., W.D. Robertson, C.J. Ptacek, S.L. Schiff and T. Mayer. 1998. Phosphorus characterization in sediments impacted by septic effluent at four sites in central Canada. *J. Contamin. Hydrol.*, 33, 405-429.
- Zektzer, I.S., V.A. Ivanov and A.V. Meskheleli. 1973. The problem of direct groundwater discharge to the seas. *J. Hydrol.*, 20, 1-36.

---

2006년 2월 2일 접수

2007년 6월 18일 수리