김제시 간척지역 천부 지하수내 철 환원작용 특성에 대한 고찰

김지훈¹ · 정태진¹ · 류종식² · 김락현^{3*}

¹한국지질자원연구원 석유해저연구본부, ²한국기초과학지원연구원 환경과학연구부, ³한국환경공단 토양지하수처

Characteristics of Fe Reduction Process of Shallow Groundwater in a Reclaimed Area, Kim-je

Ji-Hoon Kim¹, Tae-Jin Cheong¹, Jong-Sik Ryu² and Rak-Hyeon Kim^{3*}

¹Petroleum and Marine Research Division, Korea Institute of Geoscience and Mineral Resources, Daejeon, 305-350, Korea

²Division of Earth and Environmental Sciences, Korea Basic Science Institute, Chungbuk, 363-883, Korea

³Department of Soil and Groundwater, Environmental Management Corporation, Incheon, 404-708, Korea

The study area is located on the western coastal region of Korea, partly had been reclaimed lands. Groundwaters of the coastal area show lower Eh and DO values (Eh: 0.57 V → 0.13 V, DO; 9.7 mg/l → 1.3 mg/l), and higher Fe concentrations (> 20 mg/l) than those of the inner land (< 0.3 mg/l), indicating that the redox condition of groundwater changes from oxic into suboxic/anoxic conditions as it flows from the inland toward the coastal area. In addition, Fe speciation of groundwater from the coastal area demonstrates that the most dissolved Fe exist as Fe²⁺, reflecting that groundwater is under the anoxic condition to sufficiently occur Fe reduction. According to the result of Fe extraction with the sediment samples from three wells (A, B, C), the sediments provide enough Fe³⁺ to occur the Fe reduction in the groundwater. Integrated all results of the groundwater and sediment, we infer that the Fe reduction to occur in groundwater is associated with the reclamation processes of the study area.

Key words : reclaimed lands, groundwater, suboxic/anoxic conditions, Fe speciation

간척지를 포함하고 있는 연구지역에서 육지에서 해안지역으로 근접할수록 측정된 지하수의 산화환원 전위 (Eh)와 용존 산소량 (DO)은 낮게 관찰되었다 (Eh: 0.57 V → 0.13 V, DO; 9.7 mg/l → 1.3 mg/l). 이는 연구지역 지하수의 산화환원이 육지에서 해안가로 근접할수록 호기성 환경에서 아염기성/혐기성 환경으로 변화한다는 것을 의미한다. 또한 지하수 수질 분석 결과에 의하면 철이온 (Fe)이 지하수에 많이 포함되어 있으며 (> 20 mg/l), 대부분의 2가 철로 존재한다. 이러한 연구지역 해안가 지하수들의 특징들은 지하수들이 철의 환원작용 (Fe reduction)이 일어날 수 있는 혐기성 환경에 위치하고 있음을 지시해준다. 철 환원작용이 일어나기 위해서는 3가 철의 공급원이 필요한데, 관측된 퇴적물의 철이온 추출실험에 의하면 연구지역의 퇴적물은 철 환원작용에 필요한 3가 철이온에 대한 충분한 공급원 역할을 할 수 있다. 따라서 분석한 지하수 및 퇴적물의 결과들을 종합해석하면, 연구지역에서 일어나는 철 환원작용은 갯벌의 간척활동과 많은 관련을 가지고 있는 것으로 추정된다.

주요어 : 간척지, 지하수, 아염기성/혐기성, 철 환원작용

1. 서 론

우리나라 서해는 수심이 낮은 천해로서 자연지리학적으로 세계에서 가장 큰 갯벌을 가지고 있는 지역 중

의 하나이며 조석간만의 차가 심하다 (Frey *et al.*, 1989). 이러한 자연지리학적 조건으로 인하여 상대적으로 갯벌을 간척하기가 쉽고, 거주지 증가 및 농업활동 위한 토지의 필요성이 증가하면서 서해 갯벌에 대한

*Corresponding author: acezeta@korea.com

간척이 역사적으로 많이 실시되었다. 고문헌 및 고지도에 의하면 A.D. 1200년부터 서해의 넓은 갯벌에서 대규모 또는 소규모로 간척이 진행되었고, 현재까지 약 2,000 km²의 갯벌이 간척되어 육지로 변화한 것으로 알려져 있다 (Koo *et al.*, 1998). 이러한 서해안 갯벌 간척사업은 해안가의 자연 생태계를 인위적으로 파괴 및 변화시키기 때문에, 새만금 간척사업의 경우처럼 사회적으로 많은 논란을 야기한다. 그러나 상대적으로 생태계 변화의 일부분인 지표면 하 및 지하수 환경 변화에 대한 관심은 전반적으로 소외되어 있는 형편이다. 또한, 현재까지의 해안지역 지하수 환경과 관련된 연구들은 간척에 의한 지표면 환경과 지하수 환경의 영향보다는 해수의 지하수 유입과 관련된 해수침투에 중점을 두었다 (Kim *et al.*, 2003, 2005a, 2005b; Kim *et al.*, 2006; Na and Son, 2005; Shin *et al.*, 2002; Woo *et al.*, 2002).

일반적으로 혐기성환경에 의한 환원작용 (reduction process)에 대한 지하수 특성 연구는 쓰레기 매립지 침출수 또는 유류에 의한 오염 지역에 중점적으로 실시가 되었다 (Christensen *et al.*, 2000, 2001; Lee *et al.*, 2001a, 2001b; Yun *et al.*, 2004). 이러한 지역 이외에는 일부 강변 여과수 주변 지역 충적층 지하수 내 철과 망간의 환원환경에 대한 연구가 시행된 사례도 있었다 (Chae *et al.*, 2002; Choi *et al.*, 2007; Hyun *et al.*, 2006).

육지와 바다를 이어주는 갯벌과 해양 퇴적물에서 유기물 함량이 높을 경우, 미생물의 호흡작용과 무기화합작용들에 의해 산소가 모두 소비된 강한 환원환경하에서 미생물이 유기물을 분해하여 에너지를 생산하는 대사과정 (metabolic process)이 일어난다 (Hyun, 2005). 이러한 환경에서는 산소대신 미생물의 대사작용에 사용되는 전자수용체 (terminal electron acceptor)인 질산염 이온 (NO₃⁻), 망간이온 (Mn⁴⁺), 철이온 (Fe³⁺), 황산염 이온 (SO₄²⁻), 이산화탄소 (CO₂)에 따라 질산염 환원작용 (nitrate reduction), 망간 환원작용 (Mn reduction), 철 환원작용 (Fe reduction), 황산염 환원작용 (sulfate reduction), 메탄생성작용 (methanogenesis)으로 화학적 지역 (chemical zonation)이 구분되고, 유기물들은 최종적으로 CO₂로 전환된다 (Canfield and Thamdrup, 2009). 우리나라 갯벌에서 일어나는 철 환원작용 관련 연구는 순천만 지역과 해양 퇴적물에서 일어나는 황산염 환원작용과 메탄생성작용에 대한 연구는 동해 울릉 분지에서 보고된 사례가 있다 (Kim *et al.*, 2007, 2012; Kim *et al.*, 2011; Park *et al.*, 2005). 그러나

전 세계적으로 소수의 국가에서만 수행되는 간척사업과 관련하여 해안지역 간척지에서 발생하는 환원작용에 대한 연구는 매우 드물다. 따라서 본 연구에서는 김제지역 갯벌 간척지에서 일어나는 철 환원작용의 특징을 규명하는데 목적이 있다. 이러한 목적을 달성하기 위해 본 연구에서는 1) 지하수 시료의 공간적인 수리지화학적 특징과 2) 퇴적물을 이용한 원소분석 및 추출실험에 중점을 두고 연구를 실시하였다.

2. 지형 및 지질

연구지역은 행정구역상 한반도의 남동쪽인 전라북도 김제지역에 위치하며, 북위 35° 45' 00"에서 35° 55' 00", 동경 126° 40' 00"에서 126° 57' 10"에 걸쳐 위치하는 약 100 km² 면적의 서해와 인접한 해안가 지역이다. 연구지역의 고도는 0 m에서 40 m이며 전반적으로 해안가로 갈수록 고도가 낮아지는 경향이다 (Fig. 1). 또한 연구지역이 만경강 및 신평천과 매우 인접하기 때문에 많은 유기물질을 포함하고 있는 육성 퇴적물이 두 하천을 통하여 현재까지 서해로 운반되고 있다. 두 하천에 의해 운반된 퇴적물은 서해와 만나는 지점에서 강의 유속 저하에 의해 축적되어지고, 이러한 과정에 의해 퇴적물이 강 하구에 지속적으로 퇴적되어서 넓은 갯벌을 형성한다. 강 하구에 형성된 넓은 갯벌에서는 인구가 증가하면서 주거지와 농토에 대한 요구가 증가함에 따라 소규모 또는 대규모의 간척사업이 조선시대부터 실시되었다 (Nangung, 1990). 따라서 연구지역의 독특한 지형화학적 특징은 해안선이 자연적 또는 간척과 같은 인위적인 활동에 의해 형성되었다는 점이다. 연구지역의 해안선이 간척에 의해 변화하였다는 것은 Fig. 1에서 쉽게 인지할 수 있다.

Fig. 1에서 보듯이, 1910년대에 연구지역의 해안선은 XY와 X'Y' 선들의 오른쪽에 위치하였지만, 현재 해안선은 간척에 의해 인위적으로 XY와 X'Y' 선들의 왼쪽으로 이동되었다. 본 연구에서는 현재까지 간척활동이 활발히 진행된 대창리 지역에서 채취한 지하수 시료를 해안 시료 (coastal sample)로, 대창리 지역을 제외한 다른 지역에서 채취한 지하수 시료를 육지 (inland sample) 시료로 구분하였다.

연구지역의 기반암은 쥐라기 화강암으로 구성되어 있으며, 제4기 퇴적물이 기반암 위에 놓인다 (Park *et al.*, 2001). 한국지질자원연구원 (Korea Institute of Geoscience and Mineral Resources; KIGAM)에 의해 해안가로부터 육지쪽으로 시추한 관측정 C, B, A에서

Fig. 1. Location map of the study area and sampling sites (XY and X'Y: the coastline of 1910; revised from Kim *et al.*, 2003).

취득한 시추코어자료에 의하면, 제4기 퇴적물은 0 m에서 4 m까지는 점토층으로, 4 m에서 17 m까지는 세립질 모래층으로, 17 m에서 28 m까지는 조립질 모래층으로 구성되었으며, 기반암과 조립질 모래층 사이에는 풍화작용의 부산물인 역 (gravel)이 존재한다. 연구지역의 조립질 및 세립질 모래층의 순간 수위 변화 시험 (slug test)에 의해 얻어진 수리전도도 (hydraulic conductivity)는 각각 $1.1 \times 10^{-3} \sim 2.6 \times 10^{-5}$ m/s, 1.5×10^{-8} m/s이다. 따라서 연구지역에서의 주요 대수층은 조립질 모래층이며, 이러한 대수층을 통하여 해수침투가 일어난다고 알려져 있다 (Kim *et al.*, 2003, 2005a, 2005b).

3. 연구방법

3.1. 시료 채취 및 분석

연구지역의 관정들은 대부분 농업용 및 가정용으로 개발되어 이용하고 있으며, 관정들 수심은 지표면으로부터 30 m 이내로 매우 낮다. 지하수 시료는 두 번에 걸쳐서 관정 부피의 2~3배 이상을 양수한 후 채취하였다. 현장에서 온도 (T), 산화환원 전위 (Eh), 전기전도도 (EC) 및 수소이온농도 (pH)를 전극 (electrode probe)을 이용하여 측정하였고, Eh는 Zobel 용액, EC 및 pH는 표준용액을 이용하여 현장에서 보정하였다 (APHA *et al.*, 1995). 알칼리도는 실험실에서 0.1N 염산(HCl)을 이용한 그랜적정법 (Gran titration method), 용존 산소량은 윙클러 요오드 적정법 (Winkler iodometric titration method)을 이용하여 측정하였다.

양이온과 음이온 분석시료는 현장에서 0.45 μ m 멤브레인 여과지 (membrane filter)를 이용하여 여과한 후, 양이온 분석시료에는 강한 질산 (pH<2)을 첨가하여 용기 표면에 양이온들이 흡착되거나 침전되는 것을 막았다. 양이온들 (Na^+ , Mg^{2+} , K^+ , Ca^{2+} , Fe^{2+} 및 Mn^{2+})은 한국기초과학지원연구원 (Korea Basic Science Institute; KBSI)의 Jobin Yvon 138 Ultrace ICP-AES을 이용하여 분석하였으며, 음이온들 (Cl^- , SO_4^{2-} , NO_3^- 및 Br^-)은 서울대학교 지구화학연구소의 Dionex DX-500 IC를 이용하여 분석하였다. 채취한 지하수 시료의 철이온들 (Fe^{2+} 와 Fe^{3+})을 분석하기 위해 APHA *et al.* (1995)에 따라 채전처리한 후, 서울대학교 지구화학연구소의 UV-visible spectrophotometer를 이용하여 분석하였다. 총유기탄소 (Total Organic Carbon; TOC)는 지하수내에서 미생물의 활동에 의한 분해를 방지하기 위해 현장에서 미량의 염화수은 (HgCl_2)을 첨가한 후, 서울대학교 환경안전연구소의 총유기탄소 분석기 (total organic carbon analyzer)를 이용하여 분석하였다.

3.2. 시추 퇴적물 철이온 추출 및 원소분석

시추 코어 퇴적물에 포함되어 있는 철이온의 농도는 측정하기위해, 1 g의 퇴적물과 25 ml의 0.5 N 염산을 혼합하여 용액을 실온에서 약 24시간 반응시켜 철이온을 추출하였다 (Heron *et al.*, 1994). 퇴적물의 연속적인 추출방법에 의해 Fe(II)와 Fe(III)를 분리할 수 있지만, 시추 코어가 장시간 산화환경인 대기에 노출되어

보관되었기 때문에, 철의 총량 (Fe total)으로 정량하였다. 추출한 용액은 0.2 μm 멤브레인 여과지로 여과한 후, 서울대학교 지구화학연구소의 atomic absorption spectrometer (AAS)를 이용하여 측정하였다.

관측정 C에서 일정한 간격으로 퇴적물을 채취하여 한국지질자원연구원에서 냉동건조기 (freezing dryer)로 24시간 동안 퇴적물 시료를 건조한 후, 마노 절구 (agate-mortar)를 이용하여 분말로 분쇄하여 골고루 혼합하였다. 퇴적물 내 총탄소 (TC: Total Carbon)와 총 질소 (TN: Total Nitrogen) 함량은 한국지질자원연구원이 보유하고 있는 미국 Leco사의 CHN-900으로 분석하였다. CHN 900의 탄소와 질소의 검출한계 (detection limit)는 각각 0.001%와 0.01%이다. 총유기탄소 함량 (TOC)은 한국지질자원연구원의 Rock-Eval Turbo 6을 이용하여 실시하였다. Rock-Eval 열분해 시

생성되는 열분해 탄소 (pyrolyzed carbon; PC)와 잔류탄소 (residual carbon; RC)의 합으로 TOC 함량이 계산된다 (Arthur *et al.*, 1998; Lafargue *et al.*, 1998). 무기탄소 (inorganic carbon; CaCO_3)의 함량은 아래와 같은 식 (1)과 같이 총탄소 (TC)와 총유기탄소 (TOC) 함량의 차로 결정하였다.

$$\text{CaCO}_3(\%) = 8.333 \times (\text{TC} - \text{TOC}) \quad (1)$$

4. 결과 및 토의

4.1. 지하수 수질의 공간적 특성

연구지역에서 채취된 지하수 분석결과에 대한 Box-Whisker도를 도시하면 대부분 지하수 분석 성분의 농도는 육지에서 해안가로 근접할수록 증가하는 경향을

Fig. 2. Box plot of physico-chemical compositions in groundwater samples.

보여준다. 이러한 결과는 연구지역의 지하수 수질이 해안가로 갈수록 해수에 의해 많은 영향을 받고 있다는 것을 지시한다. 그러나 용존 산소량 (DO), 산화환원 전위 (Eh)와 질산염 (NO_3^-) 농도는 육지에서 해안가로 근접할수록 전반적으로 감소하는 경향이 관찰되었다 (Fig. 2). DO 및 Eh는 육지지역에서는 이들 값들이 비교적 높지만 (DO: 4.7~9.7 mg/l, Eh: 0.30~0.63 V), 해안가로 근접할수록 현저히 낮은 값을 보여준다 (DO: 0~4.2 mg/l, Eh: 0.04~0.14 V). 이와같은 결과는 지하수 흐름방향에 따라 육지에서 해안가로 갈수록 지표

면 아래의 산화환원 환경이 호기성 (oxic)에서 점점 혐기성/혐기 (suboxic/anoxic)으로 변화한다는 것을 지시한다. 2가 철 (Fe^{2+}), 망간 (Mn^{2+}), 질산염 (NO_3^-), 탄산염 (HCO_3^-) 및 총유기탄소 (TOC)의 농도에 대한 상관관계를 도시하면, 지하수내 용존 철, 망간, 질산염, 탄산염 및 총유기탄소의 농도는 혐기성/혐기성 환경이 호기성 환경보다 높은 값을 보여주지만 질산염 농도는 혐기성/혐기성 환경보다 호기성 환경에서 높은 값을 보여준다 (Fig. 3). 따라서 연구지역의 지하수가 육지에서 해안가로 갈수록 용존 산소량에 따른 산화환

Fig. 3. Plots of (a) Eh, (b) Fe^{2+} , (c) Mn^{2+} , (d) NO_3^- , (e) HCO_3^- and (f) TOC versus DO for groundwater.

경이 호기성 (oxic)에서 점점 아혐기성/혐기성 (suboxic/anoxic)으로 변화하여 탈질화작용 (denitrification)이 완료되고 철 및 망간의 환원작용이 일어난다는 것을 의미한다.

Lovely (1997)는 일반적으로 환원작용은 미생물의 활동과 매우 밀접하게 관련이 있다고 보고하였다. 기존 연구결과에 의하면 (Kim *et al.*, 2003), 연구지역의 용존 무기탄소 (DIC)의 탄소 동위원소성분 ($\delta^{13}\text{C}$) 분석결과는 환원작용이 미생물의 활동과 매우 밀접한 관련이 있음이 지시한다. 연구지역의 지하수는 해안가로 갈수록 EC , Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Cl^- , Br^- 의 값이 증가하고 (Fig. 2; Table 2), 지하수의 Br/Cl 가 일반적인 해수의 범위 (0.0029–0.0038)를 가지 때문에, 해수 침투에 의해 지하수 수질이 영향을 많이 받고 있음을 알 수 있다. 해수의 Cl 의 농도를 19,000 mg/l로, 해수의 영향을 받지 않은 지하수의 Cl 농도를 50 mg/l로 가정하여 간단한 질량 혼합모델 (simple mass balance model, $\text{Cl}_{\text{sample}} = (1 - X) \cdot \text{Cl}_{\text{background}} + X \cdot \text{Cl}_{\text{seawater}}$)에 의해 연구지역의 지하수에 영향을 주는 해수의 비율을 계산하면, 해안가 지역에서 지하수는 최대 약 20% 해수에 의해 영향을 받았음을 알 수 있다. 해수내 용존 무기탄소 (DIC)의 탄소 동위원소성분 ($\delta^{13}\text{C}$)이 0‰이고, 연구지역에서 해수에 의해 영향을 받지 않은 지하수의 $\delta^{13}\text{C}$ 이 -17.3‰으로 나타났다 (Kim, 2001; Kim *et al.*, 2003). 그러므로 해수에 의해 영향을 많이 받은 지하수의 용존 무기탄소 (DIC)의 탄소 동위원소 비 ($\delta^{13}\text{C}$)를 간단한 질량 혼합모델을 이용하여 계산하면, 약 -14‰으로 나타나야 한다. 그러나 실제 측정된 결과는 해안지역이나 내륙지역에서 거의 일정한 값 (-17‰)을 보였다 (Kim *et al.*, 2003). 이러한 탄소동위원소 분석 값들은 해안가 지하수들에서 질량이 12인 탄소의 농도를 증가시키는 기작이 별도로 있다는 것을 지시해준다.

일반적으로 지표면 하에서 미생물 활동과 관련된 환원작용에 의해 유기물이 분해되면 부산물로 이산화탄소 (CO_2)를 배출한다. 배출된 이산화탄소는 탄소 동위원소값이 낮은 유기물 기원 (< -20‰)이기 때문에 상대적으로 질량 12인 탄소 농도는 증가하는 반면에 질량 13인 탄소 농도는 감소한다고 알려져 있다 (Kim *et al.*, 2007). 즉, 유기물 분해에 의해 생성된 이산화탄소가 지하수에 용해되어 지하수내 탄산염 농도를 증가시키고 용존 무기탄소내의 탄소동위원소 비를 낮춘다. 따라서 Fig. 3에 나타난 바와 같이 육지에서 해안으로 갈수록 지하수 내 총유기탄소 및 탄산염 농도가

증가하는 현상은 연구지역내 지하수가 미생물의 활동에 영향을 받고 있음을 지시하는 증거이다. 또한 아혐기성/혐기성 환경에서 미생물들이 유기물 분해시에 지하수내의 질산염, 망간 및 철이온들을 전자수용체로 이용하기 때문에, 결과적으로 지하수 내의 산소, 질산염, 4가 망간 및 3가 철 이온의 농도는 감소하고 3가 망간 및 2가 철 이온의 농도는 증가하게 된다 (Chen and Jiao, 2008; Evans, 1977). 해안가에서 채취한 지하수내에서 2가 철이온의 농도가 높고 3가 철이온이 거의 검출되지 않는 결과는 해안가 지하수에서 미생물과 관련된 철 환원작용이 일어나고 있음을 의미한다.

4.2. 철 상평형도 (Phase diagram)

연구지역 지하수내 철 성분의 상평형관계를 살펴보기 위하여 현장에서 측정된 Eh와 pH를 이용하여 철 상평형도 (phase diagram)를 도시하였다 (Fig. 4). 연구지역 지하수에서 측정된 Eh와 pH 조건 하에서는 모든 철이온들이 $\text{Fe}(\text{OH})_3(\text{s})$ 의 안정영역에 위치한다 (Fig. 4a). 이것은 철이온들이 지하수에서 $\text{Fe}(\text{OH})_3(\text{s})$ 으로 존재하는 것이 가장 안정하다는 것을 의미한다. 그러나 이러한 결과는 연구지역에서 2가 철이온의 농도가 높게 검출된 결과와는 일치하지 않는다. 이와 같은 철 상평도의 불일치 결과가 발생한 원인으로는 전극을 이용하여 측정된 Eh가 지중상태 (in situ)의 Eh를 대표하지 못하기 때문이다. Stumm and Morgan (1996)에 의하면 동일한 물 시료에서 여러 산화환원쌍 (redox couple)들이 평형상태를 이루는 것이 아니기 때문에 전극을 이용한 현장에서 지하수의 정확한 Eh를 직접적으로 측정하는 것이 매우 어렵다. 따라서, 일반적으로 Eh는 산화환원쌍 (redox couple)을 이용하여 측정한다고 보고하였다.

본 연구에서도 현장에서 측정된 pH의 범위가 6.55에서 7.38인 것을 바탕으로 하여 (Table 2), 측정된 pH 조건하에서 안정 영역을 갖는 $\text{Fe}(\text{OH})_3(\text{s})$ 과 Fe^{2+} 를 산화환원쌍으로 이용하여 평형조건의 Eh를 재계산하였다. 또한 지하수의 수질 분석을 통해 대부분의 철이온 농도가 $10^{-5} \sim 10^{-4}$ M의 범위에 존재하고 탄산염이온의 농도도 10^{-3} M에 존재하기 때문에, 이들의 농도를 바탕으로 아래의 식 (2), (3), (4)을 이용하여 Eh를 재계산하였다.

$$pE = 16 - \log[\text{Fe}^{2+}] - 3pH \quad (3)$$

Table 1. The analyzed result of groundwater properties in the land area (revised from Kim *et al.*, 2003)

Well	Month	pH	T (°C)	EC (mS/cm)	Eh (V)	DO (mg/l)	Cl ⁻ (mg/l)	Br ⁻ (mg/l)	NO ₃ ⁻ (mg/l)	SO ₄ ²⁻ (mg/l)	HCO ₃ ⁻ (mg/l)	Na ⁺ (mg/l)	Mg ²⁺ (mg/l)	K ⁺ (mg/l)	Ca ²⁺ (mg/l)	Fe ²⁺ (mg/l)	Mn ²⁺ (mg/l)	TOC (mg/l)
BS1	March	6.73	14.0	0.19	0.38	8.9	9.3	n.d.	5.3	n.d.	18.7	8.1	1.1	0.6	6.8	n.d.	n.d.	1.8
BS2	March	6.02	13.9	0.36	0.46	8.8	36.6	n.d.	97.4	n.d.	11.7	19.4	6.0	2.0	26.4	n.d.	n.d.	2.3
BS3	March	6.67	12.1	0.20	0.57	9.7	21.2	n.d.	10.2	22.0	21.1	9.4	3.3	8.0	12.5	0.1	n.d.	8.0
BS4	March	6.82	13.7	0.26	0.59	4.7	17.9	n.d.	43.6	n.d.	32.8	12.4	2.3	1.3	12.9	n.d.	n.d.	1.2
BS5	March	6.09	13.0	0.24	0.61	7.2	24.6	n.d.	46.3	n.d.	19.2	13.4	2.9	1.3	15.6	n.d.	n.d.	2.4
CHI	March	6.68	15.1	0.21	0.41	8.0	23.5	n.d.	30.5	n.d.	24.8	11.9	3.2	0.9	16.8	n.d.	n.d.	2.3
CH2	March	6.18	14.8	0.33	0.59	6.0	45.9	n.d.	40.7	3.6	30.9	16.4	5.6	1.5	31.1	n.d.	n.d.	3.0
CH3	March	6.64	14.8	0.29	0.30	7.1	34.3	n.d.	10.1	7.6	51.4	14.5	7.9	2.0	23.7	0.3	n.d.	3.0
GT1	March	6.17	14.4	0.87	0.34	3.9	151.5	n.d.	103.3	33.1	71.0	49.4	22.9	7.8	63.2	n.d.	n.d.	4.7
GT2	March	6.31	15.1	0.24	0.37	8.8	31.8	n.d.	26.7	1.5	27.8	14.3	2.8	0.6	18.3	n.d.	n.d.	2.0
JB1	March	8.55	13.4	0.35	0.35	2.2	40.6	n.d.	5.0	3.3	79.6	35.8	0.4	0.9	2.1	n.d.	n.d.	4.8
JB3	March	7.16	13.7	0.32	-	5.3	36.9	n.d.	54.8	2.5	52.8	16.1	7.1	3.4	21.0	n.d.	n.d.	3.0
JB5	March	6.73	12.6	0.43	0.63	8.9	50.5	n.d.	30.6	35.3	79.8	31.6	6.8	1.9	31.7	n.d.	n.d.	3.9
JS1	March	5.96	15.8	0.45	-	6.5	47.1	n.d.	9.1	5.0	35.6	20.9	7.6	2.7	12.6	0.2	n.d.	2.6
KJ1	March	6.87	15.0	0.62	0.37	9.3	87.4	n.d.	87.5	7.4	47.5	23.7	9.8	2.7	54.1	n.d.	n.d.	2.2
KJ2	March	6.45	15.7	0.09	-	9.6	10.8	n.d.	7.2	0.9	27.8	8.8	1.2	0.9	5.4	n.d.	n.d.	0.7
MK1	March	5.85	14.0	0.59	-	0.6	92.1	n.d.	111.0	20.4	14.5	34.3	11.5	3.7	43.5	n.d.	n.d.	2.0
MK2	March	5.96	15.3	0.45	-	1.8	55.7	n.d.	50.2	40.6	34.8	36.2	8.4	2.1	23.1	n.d.	n.d.	2.2
MK3	March	6.90	12.7	0.16	-	11.1	24.6	n.d.	9.1	1.4	52.2	10.9	2.6	1.3	8.1	n.d.	n.d.	1.2
MK4	March	7.73	15.6	0.27	-	5.6	37.7	n.d.	9.5	4.8	102.0	10.3	9.6	2.0	28.5	n.d.	n.d.	2.2
MK5	March	7.61	15.2	0.36	-	6.0	50.7	n.d.	13.9	9.2	80.7	12.3	14.5	2.7	38.6	n.d.	n.d.	2.3
SD1	March	5.70	15.1	0.33	-	4.8	60.4	n.d.	19.3	6.3	26.2	21.4	9.8	2.6	14.9	n.d.	n.d.	2.3
SD3	March	6.43	14.8	0.87	0.42	1.5	57.8	n.d.	248.7	51.6	55.5	18.9	25.4	15.2	96.3	n.d.	0.7	2.9
SD4	March	6.99	14.3	0.20	0.46	8.6	28.3	n.d.	12.6	1.6	52.4	10.6	5.1	1.2	16.3	n.d.	n.d.	1.4

* n.d.: no detection
- : no measurement

Table 2. The analyzed result of groundwater properties in the coastal area (revised from Kim *et al.*, 2003)

Well	Month	pH	T (°C)	EC (mS/cm)	Eh (V)	DO (mg/l)	Cl ⁻ (mg/l)	Br ⁻ (mg/l)	NO ₃ ⁻ (mg/l)	SO ₄ ²⁻ (mg/l)	HCO ₃ ⁻ (mg/l)	Na ⁺ (mg/l)	Mg ²⁺ (mg/l)	K ⁺ (mg/l)	Ca ²⁺ (mg/l)	Fe ^a (mg/l)	bFe ²⁺ (mg/l)	bFe ³⁺ (mg/l)	Mn ²⁺ (mg/l)	TOC (mg/l)
D1	March	7.16	14.5	1.07	0.13	3.1	199.1	0.6	n.d.	14.8	255.0	154.2	27.8	18.1	26.0	0.7	—	—	0.2	6.8
	July	7.16	16.9	1.06	0.17	5.8	186.1	0.6	n.d.	12.5	313.6	161.8	14.0	13.8	28.7	0.5	0.4	0.0	0.2	10.4
D2	March	6.78	14.4	2.83	0.09	1.4	788.2	2.7	n.d.	120.4	377.0	234.3	158.3	57.2	69.2	18.9	—	—	2.2	8.6
	July	6.96	14.4	2.95	0.07	0.4	842.6	2.4	n.d.	108.5	163.7	234.2	143.0	52.7	63.5	19.1	19.8	0.5	2.1	8.1
D3	March	7.03	14.6	3.60	0.12	3.2	973.6	3.4	1.4	135.9	230.1	366.3	125.0	38.4	81.0	8.1	—	—	1.3	10.2
	July	6.94	14.8	3.38	0.04	2.0	909.4	3.3	n.d.	125.7	331.8	369.0	117.0	39.2	73.7	7.4	7.9	0.3	1.3	13.9
D4	March	6.68	14.8	0.45	0.14	3.6	84.7	n.d.	n.d.	19.3	124.8	45.6	15.7	11.2	25.8	4.0	—	—	0.7	7.9
	July	6.92	17.2	0.68	0.14	7.4	107.9	0.3	n.d.	19.8	226.3	41.8	20.0	13.6	30.3	1.8	1.8	0.2	0.6	8.9
D5	March	6.73	15.1	0.27	0.09	4.2	36.6	n.d.	n.d.	20.8	87.2	31.5	6.1	6.5	19.3	4.5	—	—	0.3	15.1
D7	March	7.02	14.2	3.18	0.08	4.0	806.2	2.9	n.d.	147.2	211.7	417.7	51.5	32.5	27.2	9.6	—	—	0.8	9.5
	July	7.00	14.8	3.35	0.12	2.3	749.4	2.8	n.d.	142.4	237.8	528.5	49.1	25.9	19.4	8.2	9.0	0.6	0.9	11.2
D8	March	7.04	15.7	3.51	0.12	3.2	890.5	3.2	n.d.	115.8	268.6	439.6	55.9	33.0	36.0	6.0	—	—	0.5	10.3
	July	7.06	14.6	3.34	0.11	2.3	771.0	2.9	n.d.	103.6	301.1	564.0	38.7	22.2	24.1	5.8	6.2	1.6	0.5	11.4
D9	March	6.59	14.8	1.98	0.12	1.5	406.0	1.4	n.d.	29.6	339.9	286.7	20.4	20.2	15.7	1.6	—	—	0.2	11.3
	July	7.38	14.7	1.93	0.13	4.8	396.7	1.4	n.d.	31.8	305.2	364.3	21.3	15.6	12.4	1.9	1.4	1.1	0.2	14.0
D11	March	7.24	14.5	1.04	0.13	4.0	196.4	0.6	n.d.	2.2	250.7	104.0	21.1	19.9	12.8	4.1	—	—	0.3	8.8
	July	7.32	14.5	1.03	0.09	1.8	192.3	0.6	n.d.	1.6	313.7	163.4	16.8	16.1	9.8	2.9	3.0	0.1	0.2	8.6
D13	March	7.34	16.6	5.17	0.05	2.6	2145.3	6.9	n.d.	250.2	164.3	734.5	154.7	61.1	91.0	32.5	—	—	4.2	18.1
	July	6.55	14.5	7.37	0.11	0.9	2306.0	7.9	n.d.	252.9	202.6	856.2	144.5	44.6	94.5	37.3	39.4	1.1	5.1	9.2
D14	March	7.55	18.0	3.75	0.09	0.0	1504.8	5.1	n.d.	213.7	114.3	693.4	111.7	53.8	68.7	35.0	—	—	4.5	23.5
	July	6.55	14.7	6.01	0.14	1.5	1838.9	6.5	0.4	276.7	150.3	789.4	114.5	40.5	68.0	45.5	46.5	0.0	0.4	12.6
D17	July	7.32	18.7	1.81	0.12	2.6	435.6	1.4	n.d.	48.9	241.3	370.5	27.0	21.8	15.6.9	3.2	—	—	2.6	11.9
D18	July	6.65	16.3	1.43	0.11	0.3	430.5	1.3	0.5	59.2	180.6	166.8	45.1	29.9	35.5	33.0	33.1	0.0	2.7	9.0
A	July	6.72	14.9	1.41	0.12	1.4	474.9	1.4	n.d.	81.9	135.3	267.7	45.4	31.1	29.9	25.0	21.3	1.0	2.7	12.7
B	July	6.98	15.3	3.27	0.13	1.3	1252.9	4.4	n.d.	146.4	289.8	587.7	86.4	29.9	57.2	19.2	21.7	0.9	3.1	15.7
C	July	6.79	15.3	10.70	0.13	1.8	3562.6	11.4	n.d.	462.5	218.9	1360.2	208.5	67.5	114.0	68.5	64.4	1.3	7.0	8.8
D	July	6.78	14.8	5.06	0.09	1.2	1512.2	5.7	n.d.	267.3	274.3	799.1	86.0	39.3	43.8	15.0	16.7	1.7	2.1	12.0

* n.d.: no detection, -: no measurement
a: analyzed by ICP-AES, b: analyzed by coloric method

Fig. 4. (a) The pH-Eh diagram of D2, D3, D7, D13, D14, D17, A, B, C and D samples in the Fe-O-CO₂-H system. The solid phases are Fe(OH)₃ (amorphous), Fe(OH)₂, FeCO₃ (siderite) and Fe(s); $C_T = 10^{-3}$ M, $Fe = 10^{-4}$ M. (b) The pH-Eh diagram of D1, D4, D9 and D11 samples in the Fe-O-CO₂-H system. The solid phases are Fe(OH)₃ (amorphous), Fe(OH)₂, FeCO₃ (siderite) and Fe(s); $C_T = 10^{-3}$ M, $Fe = 10^{-5}$ M.

$$E_h = \frac{2.3RT}{F} p\epsilon \quad (4)$$

재계산한 Eh와 현장에서 측정된 pH를 이용하여 철 상평형도 재도시하면, 모든 지하수들이 Fe²⁺ 안정영역 및 Fe²⁺/Fe(OH)₃의 경계부분에 위치한다 (Fig. 4b). 이러한 결과는 지하수내 철이온들이 Fe(OH)₃보다는 Fe²⁺로 존재하는 것이 상대적으로 더 안정하다는 것을 의미하는 것으로, 해안가 지하수에서 Fe²⁺ 농도가 높게 분석된 결과와 일치한다. 따라서 연구지역 지하수내 Eh-pH 조건하에서 철이온 상평형도 역시 연구지역의 지하수에서 철 환원작용이 활발히 일어나고 있음을 지시하는 직접적인 증거이다.

4.3. 철 공급원

철 환원작용이 발생하기 위해서는 환원작용이 일어날 수 있는 혐기성 환경이 조성되어야하고, 철 환원작용과 관련된 미생물이 이용할 수 있는 충분한 양의 철이온 공급원이 반드시 필요하다. 해안가 지하수 시료들의 물리 및 지화학성분 분석결과와 철이온의 상평형도는 연구지역 지하수가 철 환원작용이 발생하고 있음을 명확하게 보여준다. 이러한 철 환원작용이 일어나기 위해 필요한 철이온의 공급원을 조사하기위해 세 관측정 (A, B 및 C)의 퇴적물을 층별로 채취하여 0.5 N 염산 (HCl)을 이용하여 철이온 추출 실험을 실시하였다.

철이온 추출 실험결과를 살펴보면, 모든 관측정의 퇴적물에서 추출된 총철이온 농도가 25–175 mg/l의 범위

Fig. 5. Results of 0.5 M HCl-leaching experiments using sediments from A well, B well and C well.

를 가지고 있고 해안가로 갈수록 추출한 총철이온 농도가 높다 (Fig. 5). 0.5 N HCl은 퇴적물에서 ferrihydrite (Fe(OH)₃)와 부분적으로 akageneite (β-FeOOH)를 용해할 수 있다 (Heron *et al.*, 1994). 비록 추출된 Fe가 미생물에 의해 전자수용체로 이용할 수 있는 Fe(III)의 총량을 정량적으로 지시한다고 할 수 없지만, 퇴적물에서 추출한 총철이온이 대부분 3가 철이온에서 추출되었기 때문에, 연구지역 해안가 퇴적물들은 철 환원작용이 일어날 수 있는 충분한 양의 Fe(III)을 제공할 수 있다고 판단된다. 또한, 연구지역이 과거 갯벌 지역을 간척한 지형적 특성이 있음을 고려할 때, 연구

지역에서도 순천만 갯벌 퇴적물을 이용한 미생물의 농화배양에 의해 *akaganeite*가 환원되어 자철석으로 변화할 가능성은 충분하다고 판단된다 (Kim *et al.*, 2011). 따라서, 연구지역 지하수가 아염기성/염기성 환경에 놓여 있고 미생물에 의한 철 환원작용이 일어나고 있는 사실을 고려할 때, 연구지역 내 퇴적물에는 철 환원작용이 일어날 수 있는 충분한 양의 3가 철이온을 함유하고 있다고 볼 수 있다. 하지만 철산화물의 구체적인 광물상을 확인하기 위해서는 XRD, 전자현미경 등의 추가적인 연구가 수행되어야 한다.

4.4. 퇴적물내 원소의 수직적인 분포 및 의의

설치한 관측정 중 해안에 가장 인접한 C 관측정의 퇴적물 원소분석 결과는 총탄소, 총유기탄소, 무기탄소 및 총질소가 전반적으로 상부 층인 점토층에서 많이 존재하고 점토층 아래에서는 거의 존재하지 않는다는 것을 보여 준다 (Fig. 6). 또한 퇴적물내 무기탄소와 총질소의 수직적인 농도변화 경향은 퇴적물의 깊이가 깊어질수록 전반적으로 낮아지는 경향을 보여준다. 이와같은 퇴적물들 원소의 수직적인 분포 양상은 농업활동에 사용된 화학비료의 영향을 받고 있음을 지시한다. 일반적으로 많이 사용되는 화학비료들 중에 요소(urea)나 분쇄한 돌로마이트($\text{CaMg}[\text{CO}_3]_2$)는 대부분 수용성이기 때문에 지하수에 용해되어, 퇴적물이나 지하수내에 이들의 주요 성분인 질소나 탄산염 농도가 충분히 증가할 가능성이 있다. 그러나 연구지역의 상부 층은 수리전도도가 낮은 점토층이 두껍게 존재하기 때문에 용해된 비료성분들이 점토층을 통과하는데 많은 시간이 필요하다. 따라서 화학비료의 영향은 상부 점토층에만 존재하고 하부 층까지 영향을 주지 못한 것으로 보인다. 비록 용존된 비료성분들이 점토층을 통과하였다 하더라도, 관측정 C에서 수직적인 DO 및 Eh의 값이 각각 0.049~0.15 V, 1.95~0 mg/l인 환원환경에 해당되므로 미생물과 관련된 탈질화작용과 같은 환원작용에 의해 점토층을 통과한 질산염이온들은 모두 소모되어 퇴적물에 잔류하는 총질소 농도는 매우 낮을 것으로 생각된다 (Kim *et al.*, 2003).

5. 결 론

연구지역은 현재까지 지속적으로 드넓은 갯벌 간척 활동에 의해 지형이 많이 변화하였고, 지하수는 전반적으로 고도가 높은 내륙지역에서 고도가 낮은 해안지역으로 흐른다. 지하수 흐름에 따른 용존산소(DO)와

Fig. 6. Results of elemental analysis using C well core sediments. The vertical variation of (a) TC (closed circle) and TOC (square), (b) CaCO_3 , and (c) TN.

산화환원전위 (Eh) 값들은 내륙지역보다는 해안지역에서 상대적으로 낮은 값을 갖는다. 이는 지하수의 산화환원 조건이 내륙지역에서는 호기성 환경이지만 해안가에서 아염기성/염기성으로 변화한다는 것을 보여준다. 또한, 내륙지역에서 채취한 지하수 시료들에서는 철이온 농도가 거의 검출되지 않았지만 해안지역에서

채취한 지하수 시료들에서 철이온의 농도는 내륙지역보다 높게 나타나고 대부분 2가 철이온으로 존재한다. 또한 총유기탄소와 탄산염이온의 농도도 철이온과 비슷한 양상을 보여준다. 반면에 질산염이온은 내륙지역에서 높은 농도이지만, 해안가 지역에서는 낮은 농도를 보여준다. 이러한 결과들은 해안가 지역에서 철환원작용이 활발히 일어나고 있음을 지시한다. 또한 관측정의 시추 퇴적물 추출실험 결과에 의하면, 연구지역의 퇴적물들은 철 환원작용에 필요한 3가 철이온을 충분하게 공급하는 공급원 역할을 할 수 있다. 따라서 본 연구 결과들을 종합하면, 연구지역의 철 환원작용은 자연적으로 일어났을 가능성보다 인위적인 시행된 간척활동과 많은 연관성이 있다. 즉, 연구지역에서 실시하였던 간척활동은 지표면하의 환경을 인위적으로 변화시켜, 해안가 지하수에서 일반적으로 관찰되는 해수 침투뿐만 아니라 지하수 흐름, 산화환원환경 등 전반적인 지하수의 물리적 및 화학적 특성의 변화를 유발시킨 것으로 판단된다. 새만금 간척사업처럼 서해안 지역에서 현재까지 간척활동에 의해 많은 갯벌들이 매몰되고 있는데, 이러한 간척활동이 진행되었거나 진행되고 있는 지역에서 지하수의 수질은 철 환원작용 뿐만 아니라 다양한 환원작용에 의해 영향을 받을 것으로 판단되기 때문에, 향후 간척지역에 대한 지하수 수질변화 관련 연구가 추가적으로 많이 필요할 것으로 판단된다.

사 사

이 논문은 2012년 국토해양부의 재원으로 한국해양과학기술진흥원의 지원을 받아 수행된 “서해 연안지질 위험요소 연구 (12-9106)”와 한국기초과학지원연구원의 지원을 받아 수행된 “방사성물질 분석연구 (C33710)”에 의하여 이루어 졌습니다. 논문의 리뷰를 위하여 심사를 해주신 익명의 두 심사자분들에게 감사를 드립니다.

참고문헌

APHA, AWWA and WPCF (1995) Standard methods for the examination of water and wastewater, 19th ed. American Public Health Association Washington DC.
 Arthur, M.A., Dean, W.D. and Laarkamp, K. (1998) Organic carbon accumulation and preservation in surface sediments on the Peru margin. *Chem. Geol.*, v.152, p.273-286.
 Canfield, D.E. and Thamdrup, B. (2009) Towards a consistent classification scheme for geochemical envi-

ronments, or, why we wish the term ‘suboxic’ would go away. *Geobiology*, v.7, p.385-392.
 Chae, G.-T., Kim, K., Yun, S.T., Kim, K.H., Kim, S.O., Choi, B.Y., Kim, H.S. and Rhee, C.W. (2004) Hydrogeochemistry of alluvial groundwaters in an agricultural area : An implication for groundwater contamination susceptibility. *Chemosphere*, v.55, p.369-378.
 Chen, K. and Jiao, J.J. (2008) Metal concentrations and mobility in marine sediment and groundwater in coastal reclamation areas : A case study in Shenzhen, China. *Environ. Poll.*, v.151, p.576-584.
 Choi, B.-K., Koh, D.-C., Ha, K. and Cheon, S.-H. (2007) Effect of Redox Processes and Solubility Equilibria on the Behavior of Dissolved Iron and Manganese in Groundwater from a Riverine Alluvial Aquifer. *Econ. Environ. Geol.*, v.40, n.1, p.29-45.
 Christensen, T.H., Bjerg, P.L., Banwart, S.A., Jakobsen, R., G.B., Baun, A., Heron, G. and Albrechtsen, H.J. (2000) Characterization of redox conditions in groundwater contaminant plumes. *J. Contam. Hydrol.*, v.45, p.165-241.
 Christensen, T.H., Kjeldsen, P., Bjerg, P.L., Jensen, D.L., Christensen, G.B., Baun, A., Albrechtsen, H.J. and Heron, G. (2001) Biochemistry of landfill leachate plumes. *Appl. Geochem.*, v.16, p.659-718.
 Evans, W.C. (1977) Biochemistry of the bacterial catabolism of aromatic compounds in anaerobic environments. *Nature*, v.270, p.17-22.
 Frey, R.W., Howard, J.D., Han, S.J. and Park, B.K. (1989) Sediments and sedimentary sequences on a modern macrotidal flat, Inchon, Korea. *J. Sed. Petro.*, v.59, p.28-44.
 Heron, G., Crouze C., Bourg A.C.M., and Christensen T.H. (1994) Speciation of Fe(II) and Fe(III) in contaminated aquifer sediments using chemical extraction techniques. *Environmental Science and Technology*, v.28, p.1698-1705.
 Hyun, J.-H. (2005). Significance of Dissimilatory Fe(III) reduction in organic matter oxidation and bioremediation of environmental contaminants in anoxic marine environments. *The Sea*, v.10, n.3, 145-153.
 Hyun, S.G., Woo, N.C., Shin, W. and Hamm S.-Y. (2006) Characteristics of Groundwater Quality in a Riverbank Filtration Area. *Econ. Environ. Geol.*, v.39, n.2, p.151-162.
 Kim, J.H. (2001) Hydrogeochemical study on shallow groundwater at the coastal area of Kimje. Seoul National University, Seoul, 96p.
 Kim, J.H., Kim, R.H., Lee, J. and Chang, H.W. (2003) Hydrogeochemical characterization of major factors affecting the quality of shallow groundwater in the coastal area at Kimje in South Korea. *Environ. Geol.*, v.44, p.478-489.
 Kim, J.H., Kim, R.H., Lee, J., Cheong, T.J., Yum, B.W. and Chang, H.W. (2005a) Multivariate statistical analysis to identify the major factors governing groundwater quality in the coastal area of Kimje, South Korea. *Hydrol. Process*, v.19, n.6, p.1261-1276.
 Kim, J.H., Lee, J., Cheong, T.J., Kim, R.H., Koh, D.C., Ryu, J.S. and Chang, H.W. (2005b) Use of time series analysis for the identification of tidal effect on groundwater in the coastal area of Kimje, Korea. *J. Hydro.*

- v.300, n.1-4, p.188-198.
- Kim, J.H., Park, M.H., Tsunogai, U., Cheong, T.J., Ryu, B.J., Lee, Y.J., Han, H.C., Oh, J.H. and Chang, H.W. (2007). Geochemical characterization of the organic matter, pore water constituents and shallow methane gas in the eastern part of the Ulleung Basin, East Sea (Japan Sea). *Island Arc*, v.16, p.93-104.
- Kim, J.H., Torres, M.E., Choi, J., Bahk, J.J., Park, M.H. and Hong, W.L. (2012). Inferences on gas transport based on molecular and isotopic signatures of gases at acoustic chimneys and background sites in the Ulleung Basin. *Organic Geochemistry*, v.43, p.26-38.
- Kim, R.H., Kim, J.H., Ryu, J.S. and Chang, H.W. (2006). Salinization properties of a shallow groundwater in a coastal reclaimed area, Yeonggwang, Korea. *Environ. Geol.*, v.49, p.1180-1194.
- Kim, Y., Park, J.-E., Lee, J., Hong, M. and Roh, Y. (2011). Metal reduction and biomineralization by bacteria enriched from intertidal flat sediments, Suncheon Bay, Korea. *Jour. Geolog. Soc. Korea*, v.47, n.1, p.19-30.
- Koo, J.W., Choi, J. K. and Son, J.G. (1998) Soil Properties of Reclaimed Tidal Lands and Tidelands of Western Sea Coast in Korea. *J. Korean Soc. Soil Sci. Fert.*, v.31, n.2, p.120-127.
- Lafargue, E., Espitalié J., Marquis, F. and Pillot, D. (1998) Rock-Eval 6 applications in hydrocarbon exploration, production and soil contamination studies. *Rev.Inst. Franç Pérole.*, v.53, p.421-437 (in French).
- Lee, J.Y., Cheon, J.Y., Lee, K.K., Lee, S.Y. and Lee, M.H. (2001a) Statistical evaluation of geochemical parameters distribution in a ground water system contaminated with petroleum hydrocarbons. *J Environ. Qual.*, v.35, p.1548-1563.
- Lee, J.Y., Cheon, J.Y., Lee, K.K., Lee, S.Y. and Lee, M.H. (2001b) Factors affecting the distribution of hydrocarbon contaminants and hydrogeochemical parameters in a shallow sand aquifer. *J. Contam. Hydrol.*, v.50, p.139-158.
- Lovely, D.R. (1997) Microbial Fe(III) redox in subsurface environments. *FEMS Microbiol. Rev.*, v.20, p.305-313.
- Na, C.-K. and Son, C.-I. (2005) Groundwater Quality and Pollution Characteristics at Seomjin River Basin: Pollution Source and Risk Assessment. *Econ. Environ. Geol.*, v.38, n.3, p.261-272.
- Namgung, B. (1990) A Study on patterns of the Reclamation Settlement on the tidal flats along the riverside : A case study of Mangyoung and Tongjin River-basins. Seoul National University, Seoul, 193p.
- Park, M.H., Kim, J.H., Ryu, B.J., Kim, I.S., Lee, Y.J. and Chang, H.W. (2005) Sulfate reduction and origin of organic matter in the Ulleung Basin, East Sea. *Econ. Environ. Geol.*, v.38, p.335-346.
- Park, Y.S., Kim, J.K. and Kim, J. (2001) Petrochemistry of Granitoids in the Yeonggwang-Kimje area, Korea. *Econ. Environ. Geol.*, v.34, n.1, p.55-70.
- Richter, B.C., Kreitler, C.W. and Bledsoe, B.E. (1993) Geochemical techniques for identifying sources of groundwater salinization. CRC Press, New York, 258p.
- Shin, I.-H., Park, C.-Y., Ahan, K.-S. and Jeong, Y.-J. (2002) Hydrogeochemistry of Groundwaters at the Gogum island area in Jeonnam, Korea. *Jour. Korean Earth Science Society*, v.23, n.6, p.474-485.
- Stumm, W. and Morgan, J.J. (1996) Aquatic chemistry: chemical equilibria and rates in natural waters. 3rd ed. Wiley, New York, 1022p.
- Yun, J.K., Lee, M. H., Lee, S.Y., Noh, H.J., Kim, M.S., Lee, K.K. and Yang, C.S. (2004) A Case Study of Monitored Natural Attenuation at the Petroleum Hydrocarbon Contaminated Site : II. Evaluation of Natural Attenuation by Groundwater Monitoring. *J. Kor. Soc. Soil & Groundwater Env.*, v.9, n.3, p.38-48.
- Woo, N.-C., Kim, H.-D., Lee, K.-S., Park, W.-B., Koh, G.-W. and Moon, Y.-S. (2001) Interpretation of Groundwater System and Contamination by Water-Quality Monitoring in the Daejung Watershed, Jeju Island. *Econ. Environ. Geol.*, v.34, n.5, p.485-498.

2012년 3월 22일 원고접수, 2013년 2월 15일 게재승인