

요인분석과 농약성분 특성에 의한 농업지역의 지하수 수질 평가

이정환¹ · 함세영^{1*} · 김광성² · 정재열¹ · 류상민³ · 김득호¹ · 김현지¹

¹부산대학교 지구환경시스템학부, ²학산여자중학교, ³현대엔지니어링 지질지하수부

Evaluation of Groundwater Quality Using Factor Analyses and Agrochemicals in an Agricultural Area

Jeong-Hwan Lee¹, Se-Yeong Hamm^{1*}, Kwang Sung Kim², Jae-Yeol Cheong¹, Sang Min Ryu³, Deuk-Ho Kim¹ and Hyun-Ji Kim¹

¹Division of Earth Environmental System, Pusan National University, Busan 609-735, Korea

²Haksan Girls' Middle School, Busan 607-811, Korea

³Geology & Groundwater Dept., Hyundai Engineering Co., Ltd. Seoul 158-718, Korea

This study characterized groundwater quality and the influence of agrochemicals in a part of Ilgwang-Myeon agricultural area in Gijang-Gun, Busan Metropolitan City, using factor analyses. From the 1st, 2nd, and 3rd analyses of groundwater samples, the mean concentrations of Ca^{2+} , Na^+ , Mg^{2+} , K^+ , Zn^{2+} , Cu^{2+} , Fe^{2+} , Al^{3+} , NO_3^- , Cl^- , SO_4^{2-} , F^- , and SiO_2 were higher in the 2nd analysis than the other analyses. Pesticide carbofuran and herbicide alachlor were detected at the wells more than a half of all the wells in the 2nd analysis but not in the 4th analysis. This fact may be explained by that a higher precipitation induced higher infiltration rate of contaminants into groundwater during the 2nd survey. According to R- and Q-mode factor analyses, and chemical composition, inorganic constituents excepting SiO_2 , HCO_3^- , and F^- may be influenced by anthropogenic sources (manures, synthetic fertilizers, and domestic wastes), seawater as well as water-mineral interaction. A typical indicator of groundwater contamination, nitrate, exceeds around 4-5 times over the Korean standard for drinking water. Additionally, the influence of seawater diminishes from the seaside to inland.

Key words : agricultural area, groundwater pollution, pesticide, herbicide, factor analysis

본 연구에서는 부산광역시 기장군 일광면 일대 농업지역의 지하수 수질과 농약에 의한 오염 특성을 요인분석을 이용하여 규명하였다. 1, 2, 3차의 수질분석에 의하면, 무기성분(Ca^{2+} , Na^+ , Mg^{2+} , K^+ , Zn^{2+} , Cu^{2+} , Fe^{2+} , Al^{3+} , NO_3^- , Cl^- , SO_4^{2-} , F^- , SiO_2)의 평균농도는 2차조사에서 대체로 높게 나타났으며, 살충제인 carbofuran과 제초제 alachlor는 2차조사에서 과반수가 넘는 지하수공에서 검출이 되었다. 이는 강수량의 증가로 인해서 지하수내로 오염물질의 용출량이 늘어났기 때문으로 판단된다. 요인분석과 수질조성에 의하면, SiO_2 , HCO_3^- , F^- 을 제외한 무기성분들은 인위적인 오염(화학비료, 퇴비, 유기물의 분해, 축산폐수, 생활하수), 염수, 불-광물 반응의 영향을 받고 있다. 인위적인 오염을 대표하는 NO_3^- 평균농도는 먹는물 기준보다 약 4~5배 초과하고 있다. 또한, 염수의 영향은 해안에서부터 멀수록 작아지는 것으로 판단된다.

주요어 : 농업지역, 지하수오염, 살충제, 제초제, 요인분석

1. 서 론

우리나라의 지하수 오염원은 공장폐수, 생활하수, 정

화조, 주유소, 농약(살충제, 제초제, 살균제), 비료, 축산폐수, 광산폐수, 폐기물 처분장 침출수 등 다양하다. 특히, 농업지역 총적층 지하수 중의 화학성분 농도는

*Corresponding author: hsy@pusan.ac.kr

농업활동과 크게 좌우된다(Min *et al.*, 2002). 일반적으로, 농업지역 지하수에서 발견되는 가장 심각한 오염 물질 중의 하나는 질산염(NO_3^-)이며, 이는 전 세계적으로 농업지역을 중심으로 광범위하게 나타나고 있다. 질산염은 비료, 가축 배설물, 생활폐수, 분뇨탱크, 토양 내의 유기질소 등에서 유래한다(Aravena *et al.*, 1993; Fogg *et al.*, 1998; Kim *et al.*, 2002; Min *et al.*, 2002; Kim and Woo, 2003). 또한, 최근 국내의 지하수는 질소비료(>질소 250 kg/ha)에서 유래되는 질산염에 의해서 농업지역을 중심으로 심각하게 오염이 발생되고 있다(Kim *et al.*, 2002). 이러한, 농업활동으로 인한 과도한 질소 증가는 지표수의 부영양화를 일으킬 수 있으며(Böhlke and Denver, 1995), 의학적으로는 지하수 중의 고농도의 질산염은 치아노제(cyanosis, 혈액내에 산소결핍증)를 유발하는 것으로 알려져 있다. 한편, 환경부의 지하수수질측정망 조사에 의하면, 질산성 질소에 의한 오염이 22.9%로서 가장 큰 지하수 오염원으로 나타났으며(Kim *et al.*, 2008), 많은 지역에서 질산성 질소 오염의 발생이 보고되었다(Jeong, 1998; Woo *et al.*, 2001; Kim and Woo, 2003; Chae *et al.*, 2004; Lee *et al.*, 2008). 가축이나 인간의 분뇨로부터 유래하는 질산염 퇴비가 살포되면, 일반적으로 염소이온이 수반되어 지하수 중의 염소이온 농도가 증가한다. 이 경우에 염소이온은 지하에서 저감되지 않기 때문에 오염의 추적자로 이용될 수 있다(Kraft *et al.*, 1999; Rodvang *et al.*, 2004). 한편, 지하수 중의 질산염 농도를 제어하기 위한 방법으로 황철석(FeS_2)을 환원제로 이용하여 탈질화작용에 의해 질산염의 농도를 저감시키는 것이 잘 알려져 있다(Postma *et al.*, 1991; Robertson and Cherry, 1992; Robertson *et al.*, 1996). 그 외에도 질산염 농도를 제어하는 요인을 평가하고 질산염의 기원을 밝히기 위해서 많은 연구들이 수행되었다(Böhlke and Denver, 1995; McMahon and Böhlke, 1996; Mengis *et al.*, 1999).

한편, 농업지역에서는 농작물의 생산량 증대, 병해충의 방제, 노동력의 절감, 농산물의 품질 향상 등을 위하여 농약의 사용량이 증대되고 있으며, 사용되는 농약의 종류도 다양해지고 있다. 국내에서 시판되는 농약의 품목 수는 1981년 이전까지는 226종이던 것이 1990년에는 467종, 2001년에는 961종으로 증가한 것으로도 알 수 있다(Jeju City, 2001). 2006년 농약연감에 의하면 수도용 살균제는 1948톤, 살충제는 2516톤이 출하되었으며, 원예용 살균제와 살충제는 각각 5227톤과 5818톤, 제조제의 경우 비농사용으로 1925톤, 전작 및 과원

용으로 3889톤이다(Shim *et al.*, 2007). 현재 국내에서 사용 중인 95% 이상의 농약의 토양반감기는 120일 미만으로서 토양 중에 농약 잔류 우려가 크지 않은 것으로 알려져 있으나(Shim *et al.*, 2007), 1998~2001년 동안 과수원, 논, 시설재배지, 밭의 토양에 대한 잔류 농약 조사에 의하면, 과수원에서 15종, 논에서 14종, 시설재배지에서 54종, 밭에서 25종의 농약이 검출되었다(Oh, 2004). 또한 Kim *et al.*(2006)은 국내등록농약 중 18종이 매우 큰 용탈 가능성을 가지는 것으로 보고하였다. 이와 같이 농약에 의한 지하수 오염 가능성은 점점 증대할 것으로 예상된다.

외국에서는 토지이용, 지질학적 조건, 기후 등의 67개 수리지질학적 변수들을 이용하여 천부지하수 내 질산성 질소 농도에 영향을 미치는 인자들을 연구하였고(Bauder *et al.*, 1993), 미국 중서부 지역에서 지하수 화학성분들과 토지이용, 화학비료 사용량과의 관련성을 분석하였다(Kolpin, 1997). 그리고 이미 오래전부터 각종 농약에 대한 용탈잠재성 평가를 통하여 지하수 오염가능성에 대한 연구가 진행되어 왔으나, 현재 우리나라에서는 이에 대한 연구가 미진한 실정이다(Kessler, 1987; Hallberg *et al.*, 1987; Williams *et al.*, 1988; Gustafson, 1989).

본 연구에서는 부산광역시 기장군 농업지역에 대해 지하수의 물리·화학적 특징을 파악하고, 토지이용도, 지질, 수질의 공간적 분포 특성과 지하수 오염물질(특히, 질산염과 농약 성분)과의 관련성을 규명하고자 이 연구를 수행하였다.

2. 연구지역

연구지역은 행정구역상으로는 부산광역시 기장군 일광면 칠암리, 문중리, 문동리 일대로서, 부산광역시의 동북부에 위치하며, 동경 129°15'10"~129°15'29", 북위 35°17'50"~35°18'21" 범위로 동해안에 인접하고 있다(Fig. 1). 연구지역 일대는 1995년 3월 1일에 부산광역시에 편입(1994. 12. 22. 법률 제4802호) 되었으며, 그 이전에는 경상남도 양산군에 속해 있었다. 1978년부터 2008년까지 지난 30년간 부산기상관측소의 기상자료에 의하면, 연구지역의 연평균 기온은 13.3~15.8°C()이며, 월평균 기온이 가장 높은 달은 8월(25.8°C)이고 가장 낮은 달은 1월(3.2°C)이다. 또한 연평균 강수량은 1988년에 최소 강수량(901 mm)을 보이고 1999년에 최대 강수량(2397 mm)을 보였다. 그리고 30년간의 연평균 강수량은 1523 mm이다.

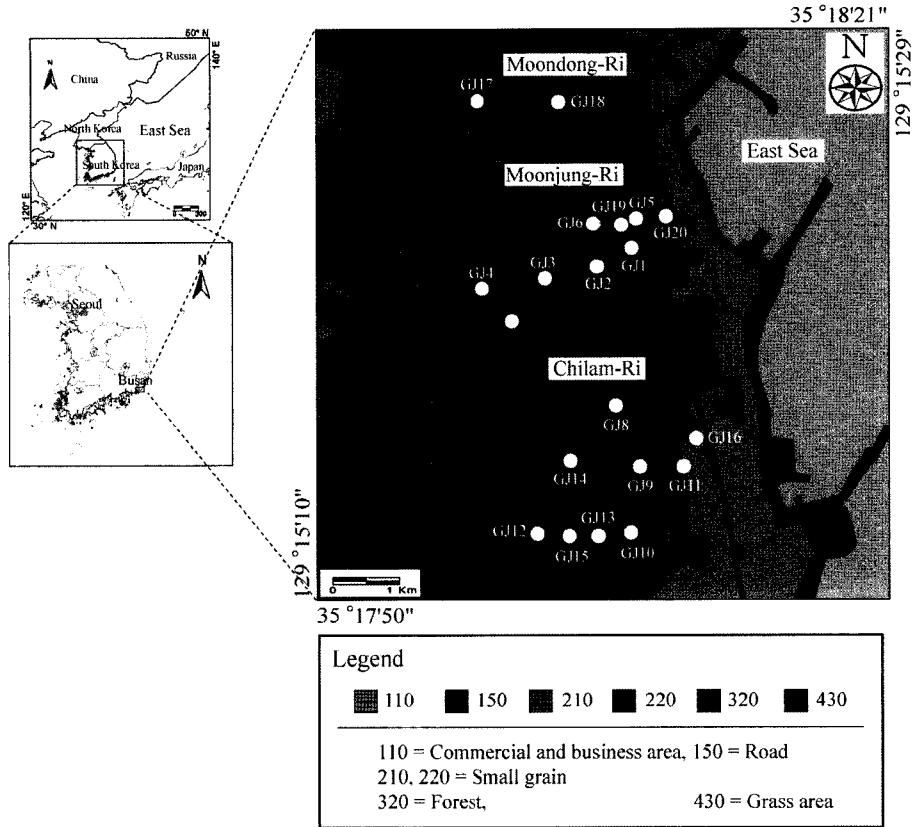


Fig. 1. Groundwater sampling sites and land use areas.

본 연구지역 일대의 지질은 제일 하부에 백악기 유천층군의 이천리층(Son *et al.*, 1978) 또는 대대포층(Kim *et al.*, 1998)에 속하는 쇠설성퇴적암이 연구지역의 대부분에 분포하고 있으며, 그 상부에는 유천층군에 속하는 안산암질암이 연구지역 북부에 위치하고 있다(Fig. 2). 유천층군에 속하는 유문반암은 연구지역 북부에 소규모로 분포한다. 이들 유천층군 암석을 불국사화강암류(섬록반암, 흑운모화강암)가 관입하고 있다. 섬록반암은 연구지역의 북쪽에 소규모로 분포하고 있으며, 흑운모화강암은 연구지역의 서쪽에 장경 1.3 km, 단경 0.55 km 정도의 타원형으로 나타나고 있다. 그리고 상기 모든 암석들을 충적층이 덮고 있다. 이천리층 또는 대대포층은 대체로 흑색 또는 암회색 세일로 구성되며, 암회색 세립질 사암이 극히 소량 포함되어 있다. 이천리층은 안산암질암과의 접촉부에서 호온펠스화되어 있다. 이천리층에 속하는 세일과 호온펠스를 현미경하에서 관찰하면 대부분이 석영(약 35%), 백운모(약 10%), 녹염석(약 5%), 점토광물(약 30%)로 구성되어 있고, 견운모, 철광물 등이 부성분광물로 나타난다

(Son *et al.*, 1978).

연구지역내 20개의 지하수공(GJ1~GJ20)의 심도는 대부분 80~200 m이고, 대체로 1990년 이후에 굴착되었다. 지하수공들은 모두 이천리층의 암반대수층에 위치한다. 국립지리원의 1:25000 토지이용도에 의하면 연구지역의 토지이용도는 약 40개의 코드로 구분된다. 수질변화 특성을 규명하기 위해서 이들 40개 코드를 5개의 토지이용지역(상업/사무실 지역, 도로, 조밀경작지, 관목숲, 초지)로 구분하였다. GJ4, GJ7, GJ17은 관목숲 지역에 위치하고 있으며, 나머지 17개의 지하수공들은 조밀경작지에 분포한다(Fig. 1). 조밀경작지에서는 겨울을 제외한 계절에는 파, 배추, 마늘 등의 발작물이 교대로 재배가 이루어지고 있다. 연구지역의 토지이용 현황은 ArcGIS 프로그램으로 추출하였다.

3. 연구방법

3.1. 화학분석방법

연구지역의 농업용 지하수공에서 지하수 시료를 채

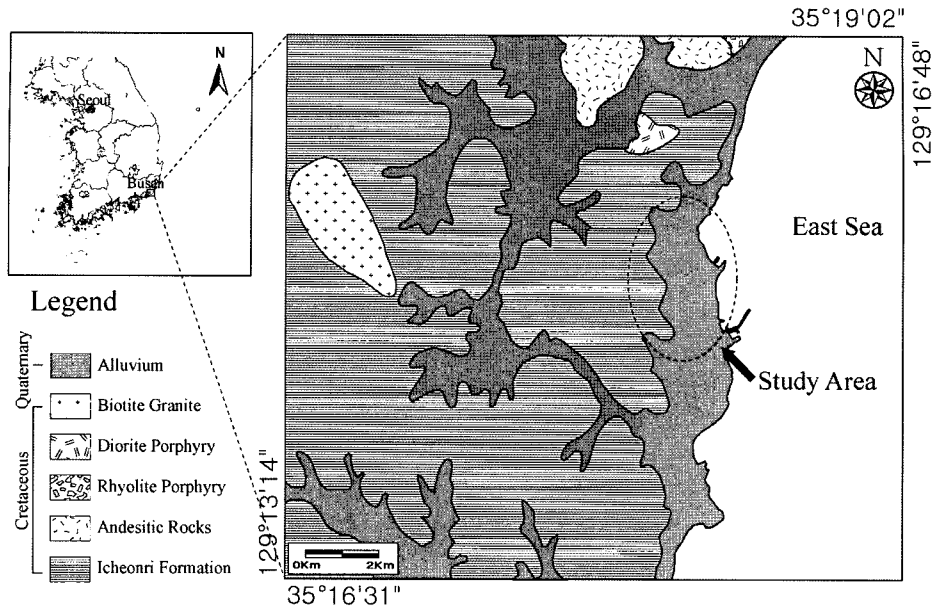


Fig. 2. Geology of the study area (Son *et al.*, 1978).

취하여 분석을 실시하였다. 1차(2001년 8월 28일~9월 1일), 2차(2002년 7월 30일~8월 2일)조사에서는 18개 공(GJ1~GJ18)을 선정하여 현장수질(수온, pH, EC(전기전도도), TDS(총고용물질), 염분농도, Eh(산화-환원 전위), DO(용존산소), 알칼리도)를 측정하고 실내수질 분석(Ca^{2+} , Na^+ , Mg^{2+} , K^+ , Zn^{2+} , Cu^{2+} , Fe^{2+} , Al^{3+} , NO_3^- , Cl^- , SO_4^{2-} , F^- , SiO_2)를 실시하였다. 3차 조사(2003년 8월 22일)에는 20개 공(GJ1~GJ20)에서 현장수질측정과 실내수질분석을 실시하였다. 1차조사에서는 파라티온, 말라티온, 다이아지논, 페니트로치온을 분석하였으나 검출되지 않았다. 그래서 2차조사와 4차조사(2005년 10월 10일~10월 11일)에 농약성분인 carbofuran과 alachlor를 분석하였다.

현장수질분석 항목(수온, pH, EC, TDS, 염분농도, Eh, DO, 알칼리도) 중 수온은 디지털온도계(Sato Model SM-1250MC), pH는 휴대용 pH미터(Orion Model 250A), EC, TDS, 염분농도는 휴대용 EC 미터(Orion Model 115), DO는 휴대용 DO미터(Orion Model 810)로 측정하였고, Eh는 pH미터에 Orion사의 산화-환원 전극을 부착하여 측정하였다. 그리고 알칼리도(HCO_3^- , CO_3^{2-})는 메틸오렌지와 페놀프탈레인을 이용한 산-중화 적정법으로 측정하였다. 실내수질분석을 위한 물시료는 먼저 수온의 변화가 없어질 때까지 양수하여 수질이 안정화된 후에 채취하였다. 채취된 시료는 0.45 μm 미세 공극 여과지로 부유물을 여과처리한 후, 분석하고자 하

는 목적에 따라 음이온분석용 시료는 그대로, 그리고 양이온분석용 시료는 산처리하여 시료의 pH를 2~3사이로 유지하도록 하였다. 산처리시에는 0.05 N의 농도 질산을 사용하였다. 이렇게 한 후, 시료를 100 ml의 폴리에틸렌 병에 담아 4°C 이하로 냉장하여 실험실로 운반하였다. 실내분석은 한국기초과학지원연구원 부산분소에 의뢰하였으며, 양이온은 원자방출분광분석기(Inductively Coupled Plasma Atomic Emission Spectrometer, 미국 Thermo Jarrell Ash사 모델 ICP-IRIS)로 분석하였고, 음이온은 이온크로마토그래피(미국 Dinex사 DX-500)로 분석하였다. 2차조사의 GJ17의 제외하고는 대부분의 시료에서 $\pm 5\%$ 내외의 이온 평형도를 보여서 분석값의 신뢰도를 확인할 수 있었다. 따라서 GJ17의 수질분석값은 해석에서 제외하였다. 한편 TCE(trichloroethylene), PCE(tetrachloroethylene), TCA(1,1,1-trichloroethane)은 부산광역시 보건환경연구원에 의뢰하여 가스크로마토그래피(Hewlett Packard 5890, 미국 GMI사)를 사용하여 Head space법으로 분석하였다.

1차조사에서는 농약성분인 파라티온, 말라티온, 다이아지논, 페니트로치온을 분석하였다. 이들 농약성분은 부산광역시 보건환경연구원에서 GC-MPD(gas chromatograph-microwave plasma detector, 미국 Chrompack사의 모델 CP9001MPD)로 분석하였다. 사용된 column은 CP sil-8CB (50 $\text{m} \times 0.32 \text{ mm} \times 0.25 \mu\text{m}$)로서, inlet 온도는 250°C, detector 온도는 280°C이다. 또한 oven

온도는 150°C에서 12°C/분으로 승온시켜 280°C에 도달하게 하였다. carrier gas는 He(99.99%)을 사용하였고 injection volume은 1 µl이다. 2차조사와 4차조사에는 살충제인 carbofuran과 제초제인 alachlor를 분석하였으며, 한국화학시험연구원에서 전자포획형 검출기가 부착된 가스크로마토그래피(GC6890, 미국 Waters사)를 사용하여 가스크로마토그래프법으로 분석하였다. 조작 조건으로는 column은 3% OV-17(페닐 50%가 포함된 메틸 실리콘)이고, 오븐의 온도는 255°C, injector 온도는 255°C이며 detector 온도는 280°C로 설정하였다. carrier gas는 N₂을 사용하였다.

3.2. 요인분석방법

다변량 통계 기법은 대규모 자료집단을 단순화하고 체계화하여 일반화시킴으로써 자료의 의미를 고찰하고자 할 때 이용된다(Rajesh *et al.*, 2002). 요인분석은 원래의 자료집단을 적은 수의 변수(요인)로 묶어서 해석하는 다변량 기법의 일종이며(Lawrence and Upchurch, 1982; Suk and Lee, 1999; Shim *et al.*, 2000; Hamm *et al.*, 2000; Jeong, 2001; Lee and Woo, 2003), 요인분석에 의해서 상관성이 큰 최초 변수들을 묶을 수 있다(Papatheodorou *et al.*, 2007). 암석의 종류와 관련되는 오염되지 않은 여러 지하수의 화학조성의 차이를 요인분석으로 해석할 수 있으며, 지하수가 인위적인 오염의 영향을 받고 있는지를 평가하고자 할 때도 요인분석을 이용할 수 있다. 요인분석은 Q-모드분석과 R-모드분석으로 분류된다. 요인 추출모델은 보통 PCA(principal component analysis) 방식을 취하며, 1 이상의 고유값(eigenvalue)을 선택하고, Varimax 직각회전방식을 이용한다. Varimax 직각회전방식은 각 요인(factor)에 대한 요인적재(factor loading)의 분산을 최대화하도록 요인들을 직교변환하는 방식이다(Jöreskog *et al.*, 1976). R-모드 분석은 공분산으로부터 고유값과 고유벡터를 추출하여 변수들간의 관계를 알아내는 것이다(Davis, 2002). Q-모드 분석은 다변량 공간에서 변수들을 집단화하여 측정값들 간의 관계를 평가하는 것이다. Q-모드 분석은 주로 자료의 특성을 대표하는 양극 성분(end members)과 중간 성분(양극 성분들의 혼합 성분)을 식별하기 위해서 수행된다(Davis, 2002).

연구지역 지하수의 자연적인 화학반응, 인위적인 오염, 염수의 영향을 살펴보기 위하여 SAS ver. 9.1.3 (SAS Institute Inc., 1995)를 이용하여 R-모드와 Q-모드 요인분석을 실시하였다. 분석한계치 이하(ND) 값을 가지는 성분들에 대해서는 분석한계치(0.01 mg/l)×0.5

즉, 0.005 mg/l)를 그 농도값으로 하였다(Stezenbach *et al.*, 1999; Ko *et al.*, 2008). R-모드 요인분석에서는 3차에 걸쳐서 분석된 화학성분값의 평균값을 사용하였다. 화학성분들 중에서 pH, EC, SiO₂, Ca²⁺, K⁺, Mg²⁺, Na⁺, Cl⁻, NO₃²⁻, SO₄²⁻, HCO₃⁻, F⁻ 등 12개 화학성분을 독립변수로 이용하였으며, 요인분석을 하기 전에 화학성분들을 표준화시켰다. Q-모드 요인분석 경우는 20개 지하수공(GJ1~GJ20)을 독립변수로 설정하였다.

4. 연구 결과 및 토의

4.1. 수질 유형

연구지역의 지하수 수질유형을 파악하기 위해 1차, 2차, 그리고 3차조사의 모든 수질분석 자료를 Piper diagram에 도시한 결과(Fig. 3), 주로 Ca-(Cl+NO₃)형과 Ca-HCO₃형으로 나타나지만, 그 중에서도 Ca-(Cl+NO₃)형이 더 우세하다. Piper diagram에는 음이온에 질산염을 추가하여 도시하였다. 이는 질산염의 평균 농도가 전체 이온 농도의 25%를 차지하기 때문이다. 음이온 중에서 Cl과 NO₃이 우세한 것은 염수와 질산염 오염원에서 기인되는 것으로 판단된다(Koh *et al.*, 2005; Ko *et al.*, 2005).

본 연구지역은 해안에서 가까이 위치하고 있으며, 염수가 담수 대수층으로 침투함으로써 Ca-HCO₃형이 Ca-Cl형으로 바뀌고 있음을 지시한다. Appelo and Postma (1999)에 의하면, 해수가 담지하수 대수층으로 침투하

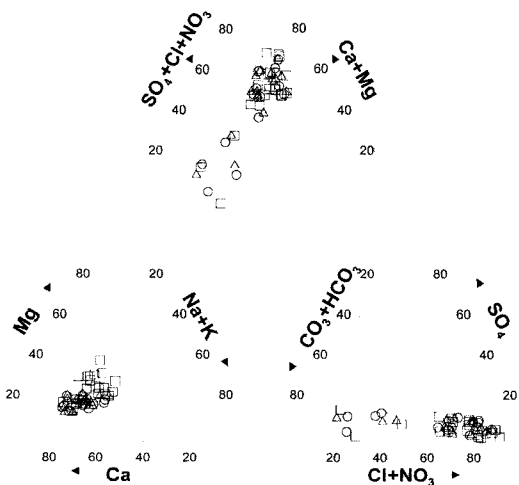


Fig. 3. Piper diagram of groundwater samples from the 1st (○), 2nd (△), and 3rd (□) investigations in the study area.

는 해안지역에서는 지하수 수질형이 Ca-Cl형을 보인다. 이때 지하수는 7이하의 pH를 가지는 경우가 많다. 본 연구지역에서도 지하수 pH 평균값이 1차조사, 2차조사, 3차조사에서 각각 6.25, 6.33, 6.37로서 7보다 낮게 나타난다.

4.2. 무기성분의 특성

EC는 1차조사, 2차조사, 3차조사에서 각각 240~1059 $\mu\text{S}/\text{cm}$, 473~948 $\mu\text{S}/\text{cm}$, 175~720 $\mu\text{S}/\text{cm}$ 의 범위를 보이며, 중앙값은 760 $\mu\text{S}/\text{cm}$, 723 $\mu\text{S}/\text{cm}$, 459 $\mu\text{S}/\text{cm}$ 이다(Table 1). 그리고 평균값은 712 $\mu\text{S}/\text{cm}$, 697 $\mu\text{S}/\text{cm}$, 478 $\mu\text{S}/\text{cm}$ 로서, 연구 지역이 해안에 인접하고 있기 때문에 EC가 높게 나타난다. Eh는 1차, 2차, 3차조사에서 각각 225~807 mV, 229~327 mV, -195~182 mV이며, 중앙값은 각각 274 mV, 293 mV, -103 mV이다. 그리고 평균값은 각각 320 mV, 287 mV, -86.4 mV이다. DO는 1차조사, 2차조사, 3차조사에서 각각 3.92~16.0 mg/l, 7.10~15.8 mg/l, 1.34~4.56 mg/l이고, 중앙값은 각각 9.01 mg/l, 12.2 mg/l, 3.31 mg/l이다. 한편 평균값은 각각 9.07 mg/l, 11.7 mg/l, 3.22 mg/l로서 1차와 2차조사에서는 하천 및 호소 수질 환경기준 중 상수원수 1급수의 수질기준인 7.50 mg/l 이상에 적합하나, 3차에서는 공업용수 2급수와 3급수의 수질기준인 2.00 mg/l 이상에 적합한 것으로 나타난다.

Ca^{2+} 의 농도는 1차조사, 2차조사, 3차조사에서 각각 27.1~133 mg/l, 44.1~137 mg/l, 17.9~140 mg/l의 범위를 보인다. 중앙값은 각각 83.3 mg/l, 92.1 mg/l, 57.9 mg/l이고, 평균값은 각각 77.5 mg/l, 88.7 mg/l, 61.4 mg/l이다(Table 1). 자연 상태에서 Ca^{2+} 은 탄산을 함유하는 물과 방해석의 반응으로 형성된다(Appelo and Postma, 1999). 그리고 오염원에서 유래하는 Ca^{2+} 은 생활하수나 제설제로 뿌려지는 CaCl_2 에서 유래한다(Jeong, 2001). 본 농업지역은 겨울에 눈이 거의 내리지 않고 기온도 대체로 0°C 이상을 유지하여 제설제를 사용하지 않으므로 Ca^{2+} 이 제설제에서 유래하지는 않는다. 수질성분 상호간의 상관성을 분석하기 위해 Pearson 상관분석을 실시하였다. 1차, 2차, 3차조사 자료의 평균값을 이용하여 Ca^{2+} 과 다른 화학성분간의 상관성을 살펴보면, NO_3^- 와의 상관계수가 0.56로서 비교적 높고, Cl^- 과의 상관계수도 0.52로서 높은 편이다. 또한 방해석 포화도를 구한 결과, 모든 시료는 방해석에 대해서 불포화 상태로 나타났다(Table 2). 위로의 증거들로 볼 때, Ca^{2+} 은 인위적인 오염, 염수의 영향, 그리고 탄산염광물의 물-암석반응으로부터 유래한다고

판단된다.

Na^+ 이온의 농도는 1차, 2차, 3차조사에 각각 13.8~66.2 mg/l, 23.4~51.2 mg/l, 15.5~46.0 mg/l를 나타낸다. 중앙값은 각각 36.8 mg/l, 39.3 mg/l, 34.6 mg/l이고, 평균값은 각각 35.3 mg/l, 40.0 mg/l, 34.1 mg/l이다(Table 1). 자연 상태에서 Na^+ 은 비조화용해(incongruent dissolution)에 의해서 알바이트(albite)가 고령석(kaolinite)로 변질되면서 형성된다(Saether and De Caritat, 1997). 규산의 활동도가 높고 pH가 비교적 높을 때는 알바이트의 비조화용해에 의해서 몬모릴로나이트(montmorillonite)가 형성될 수 있다. 인위적인 요인으로는 겨울철에 도로에 뿌리는 제설제에 의해서 Na^+ 농도가 증가할 수 있으나, 본 연구지역에는 제설제가 사용되지 않으므로 제설제에 의한 영향은 없다. 1차, 2차, 3차조사 자료의 평균값을 이용하여 Na^+ 과 다른 화학성분간의 상관성을 살펴보면, NO_3^- 와의 상관계수가 0.66이고 Cl^- 이온과도 0.61로서 비교적 높은 편이다. 또한 모든 시료에서 알바이트에 대해서 불포화 상태에 있다(Table 2). 따라서 Na^+ 은 인위적인 오염, 염수, 그리고 규산염광물로부터 유래하는 것으로 판단된다.

Mg^{2+} 은 1차조사, 2차조사, 3차조사에서 각각 5.38~24.0 mg/l, 13.3~29.8 mg/l, 5.79~40.7 mg/l를 보인다. 중앙값은 각각 15.8 mg/l, 18.4 mg/l, 20.1 mg/l이고, 평균값은 각각 15.9 mg/l, 19.3 mg/l, 21.2 mg/l이다(Table 1). 자연 상태에서 Mg^{2+} 은 백운석(dolomite), Mg를 포함한 방해석, 흑운모(biotite), 각섬석(amphibole), 휘석(pyroxene), 감람석(olivine), 녹니석(chlorite), 사문석(serpentine)의 용해로부터 유래한다(Hem, 1985). Mg^{2+} 는 중간 심도의 지하수까지는 다소 증가하다가 심부지하수에서는 급격히 감소하는 경향을 보이는데 이러한 현상을 설명할 수 있는 기작으로는 첫째, Mg-산화물, 수화물 및 탄산염광물 등으로 침전되어 없어지는 경우, 둘째, 고온에서 녹니석, 운모, 몬모릴로나이트, 또는 그 외 덜 흔하게 나타나는 경우지만 백운석을 형성하는 경우(Muffler and White, 1969), 셋째, 흑운모가 녹니석이나 질석(vermiculite)등으로 변질되는 과정 중에 제거되는 경우를 들 수 있다(Eggleton, 1986). 1차, 2차, 3차조사 자료의 평균값을 이용하여 Mg^{2+} 과 다른 화학성분간의 상관성을 살펴보면, NO_3^- , K^+ 와의 상관계수가 각각 0.76, 0.72로서 상당히 높고, Cl^- 이온과도 0.49로서 높은 편이다. 한편 모든 시료는 백운석에 대해서 불포화 상태에 있다(Table 2). 따라서 Mg^{2+} 은 인위적인 오염(유기물의 분해, 화학비료), 염수의 영향 그리고 탄산염광물로부터 유래하는 것으로 판

Table 1. Descriptive statistics of inorganic components of groundwater samples from the 1st, 2nd and 3rd investigations

	Temp. (°C)	pH	Eh (mV)	EC (µS/cm)	TDS (mg/l)	Sal. (%)	DO (mg/l)	(mg/l)												
								Ca ²⁺	Na ⁺	Mg ²⁺	K ⁺	Zn ²⁺	Cu ²⁺	Fe ²⁺	Al ³⁺	NO ₃ ⁻	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	F ⁻
1st	17.4	6.25	320	712	343	0.34	9.07	77.5	35.3	15.9	1.74	N.D.	0.01	N.D.	178	102	45.6	29.5	0.10	24.8
2nd	17.3	6.33	287	697	338	0.34	11.7	88.7	40.0	19.3	2.71	0.11	0.01	N.D.	235	111	40.8	32.9	0.07	26.0
3rd	17.3	6.37	-86.4	478	229	0.23	3.22	61.4	34.1	21.2	2.81	0.28	0.03	0.10	266	103	44.6	27.1	0.03	21.3
1st	17.1	6.13	274	760	367	0.40	9.01	83.3	36.8	15.8	1.53	N.D.	0.01	N.D.	203	109	38.5	26.8	0.05	24.6
2nd	17.0	6.26	293	723	351	0.40	12.2	92.1	39.3	18.4	2.34	0.07	0.01	N.D.	269	100	40.8	30.7	0.07	25.9
3rd	17.2	6.29	-103	459	221	0.20	3.31	57.9	34.6	20.1	2.39	0.14	0.01	0.03	252	90.5	43.1	22.4	0.03	22.5
1st	1.24	0.32	144	235	114	0.11	3.35	28.6	12.8	5.20	0.83	N.D.	0.01	N.D.	115	47.9	26.2	13.1	0.09	5.80
2nd	0.86	0.38	26.4	202	65.2	0.09	2.45	23.4	8.26	4.71	1.05	0.09	0.01	N.D.	108	62.5	7.80	13.0	0.02	6.70
3rd	0.78	0.49	76.7	116	56.1	0.06	1.07	25.6	8.16	7.65	1.39	0.31	0.04	0.01	141	61.3	10.9	14.7	0.01	7.57
1st	20.7	6.82	807	1059	510	0.50	16.0	133	66.2	24.0	3.84	N.D.	0.04	N.D.	361	235	132	56.7	0.31	34.4
2nd	19.4	6.98	327	948	460	0.50	15.8	137	51.2	29.8	5.70	0.30	0.03	N.D.	407	305	53.8	66.1	0.10	40.7
3rd	19.3	7.38	182	720	346	0.30	4.56	140	46.0	40.7	6.40	1.08	0.10	0.03	501	322	76.5	60.4	0.06	37.5
1st	16.0	5.70	225	240	115	0.10	3.92	27.1	13.8	5.38	0.61	N.D.	N.D.	9.03	43.3	15.2	6.55	0.03	16.5	
2nd	16.4	5.74	229	473	226	0.20	7.10	44.1	23.4	13.3	1.64	0.02	N.D.	N.D.	7.53	46.4	30.6	17.5	0.03	16.6
3rd	16.1	5.67	-195	175	83.0	0.10	1.34	17.9	15.5	5.79	1.26	0.03	N.D.	N.D.	6.31	40.6	20.2	4.45	0.01	8.79

¹N.D.: not detected.

²S.D.: standard deviation.

Table 2. Saturation indices of minerals in groundwater of the study area

Well no.	Albite	Anhydrite	Aragonite	Calcite	Chalcedony	Dolomite	Fluorite	Gypsum	Halite	Quartz	Talc
GJ1	-3.13	-2.39	-0.68	-0.53	0.25	-1.60	-3.32	-2.15	-7.42	0.70	-4.03
GJ2	-3.14	-2.50	-1.12	-0.97	0.27	-2.49	-3.56	-2.26	-7.39	0.72	-6.14
GJ3	-3.58	-2.65	-1.68	-1.53	0.31	-3.37	-3.06	-2.41	-7.23	0.77	-7.73
GJ4	-2.79	-2.17	-0.76	-0.61	0.43	-1.55	-3.01	-1.93	-7.68	0.89	-5.00
GJ5	-3.08	-2.03	-1.15	-1.00	0.28	-2.49	-3.55	-1.78	-7.22	0.74	-6.59
GJ6	-3.81	-2.19	-1.50	-1.35	0.22	-3.05	-3.46	-1.95	-7.39	0.68	-8.21
GJ7	-3.54	-2.44	-1.52	-1.37	0.40	-3.10	-3.43	-2.19	-7.57	0.86	-7.93
GJ8	-3.24	-2.67	-1.12	-0.97	0.23	-2.36	-3.74	-2.42	-7.44	0.68	-5.41
GJ9	-4.70	-2.34	-2.07	-1.92	0.11	-4.20	-4.01	-2.10	-7.44	0.56	-10.3
GJ10	-4.75	-2.42	-2.37	-2.22	0.24	-4.68	-4.01	-2.18	-7.41	0.69	-10.2
GJ11	-4.53	-2.26	-1.98	-1.83	0.16	-4.00	-3.61	-2.01	-7.24	0.61	-9.81
GJ12	-3.03	-2.58	-0.82	-0.67	0.23	-1.89	-3.34	-2.33	-7.37	0.68	-4.68
GJ13	-4.88	-2.59	-2.39	-2.24	0.29	-4.77	-3.31	-2.35	-7.35	0.74	-10.4
GJ14	-5.25	-2.64	-2.47	-2.33	0.10	-4.88	-4.07	-2.41	-7.33	0.55	-11.3
GJ15	-4.11	-2.65	-1.92	-1.77	0.28	-3.85	-3.10	-2.41	-7.56	0.74	-8.63
GJ16	-5.01	-2.23	-2.05	-1.90	0.04	-4.15	-3.89	-1.99	-7.00	0.49	-10.9
GJ17	-3.99	-3.42	-1.28	-1.13	0.20	-2.61	-2.78	-3.18	-8.12	0.65	-5.60
GJ18	-4.38	-2.57	-1.88	-1.73	0.32	-3.62	-2.97	-2.33	-7.50	0.77	-8.75
GJ19	-4.90	-2.27	-1.56	-1.41	-0.14	-2.94	-3.63	-2.03	-7.42	0.31	-9.31
GJ20	-4.87	-2.87	-2.04	-1.89	0.18	-3.72	-4.52	-2.63	-7.29	0.27	-8.69

단된다.

K⁺의 농도는 1차조사, 2차조사, 3차조사에 대해 각각 0.61~3.84 mg/l, 1.64~5.70 mg/l, 1.26~6.40 mg/l의 범위를 보인다. 중앙값은 각각 1.53 mg/l, 2.34 mg/l, 2.39 mg/l이고, 평균값은 각각 1.74 mg/l, 2.71 mg/l, 2.81 mg/l이다(Table 1). 자연 상태에서 K⁺은 비조화용해(incongruent dissolution)에 의해서 정장석(orthoclase)나 미사장석(microcline)이 고령석으로 변질되면서 형성된다. K⁺은 또한 흑운모가 질석으로 변질되면서 형성되기도 한다(Saether and De Caritat, 1997). K⁺는 화성암에서는 Na⁺보다 함량비가 약간 낮으나, 퇴적암에서는 Na⁺보다 풍부하다. 농업지역에서는 카리비료(KCl 또는 K₂SO₄)로 경작지에 뿌려지므로 이로부터 지하수가 오염될 수 있다. 또한 생활하수로부터도 유래할 수 있다. 1차, 2차, 3차조사 자료의 평균값을 이용하여 K⁺과 다른 화학성분간의 상관성을 살펴보면, Mg²⁺와의 상관계수가 0.72, NO₃⁻과도 0.61로서 비교적 높은 편이며, SO₄²⁻(0.47)과 Cl(0.34)과도 상관성을 보인다. 따라서 K⁺은 카리비료, 생활하수, 유기물의 분해 등의 인위적인 오염과 염수의 영향을 함께 받고 있음을 지시한다.

Zn²⁺의 농도는 1차조사, 2차조사, 3차조사에 대해 각각 불검출, 0.02~0.30 mg/l, 0.03~1.08 mg/l의 범위를 보인다. 따라서 GJ10에서만 먹는물 기준치(1 mg/l이하)를 초과하고 있다. 이와 같이 GJ10에서 Zn²⁺의 농도(1.08 mg/l)가 높게 나타나는 것은 지하수공의 노후된 케이싱이나 암상파이프의 부식에 의한 것으로 판단된다(Hamm *et al.*, 2006). Cu²⁺의 농도는 1차조사, 2차조사, 3차조사에 대해 각각 불검출~0.04 mg/l, 불검출~0.03 mg/l, 불검출~0.10 mg/l의 범위를 보인다. 따라서 모든 시료가 먹는물 기준치(1 mg/l)이내에 있다. Fe²⁺는 1차, 2차조사에서는 어떤 시료에서도 검출되지 않았고, 3차조사에서는 GJ8(0.02 mg/l)과 GJ19(0.03 mg/l)에서만 검출되었다. Fe²⁺의 먹는물 기준치는 0.30 mg/l이므로 본 농업지역에서는 Fe²⁺에 의한 오염은 거의 없는 것으로 판단된다. Al³⁺이온은 3차조사에만 분석하였으며, 0.04~0.14 mg/l의 범위를 보이고 평균값과 중앙값은 각각 0.10 mg/l, 0.09 mg/l이다(Table 1).

NO₃⁻이온의 농도는 1차조사, 2차조사, 3차조사에서 각각 9.03~361 mg/l, 7.53~407 mg/l, 6.31~501 mg/l의 범위를 보인다. 중앙값은 각각 203 mg/l, 269 mg/l, 252 mg/l이고, 평균값은 각각 178 mg/l, 235 mg/l, 266 mg/l이다(Table 1). NO₃⁻ 농도의 평균값과 중앙값을 보면, 관목섬 지역의 GJ4, GJ17, GJ17을 제외하고

는 그외 모든 지하수공에서 먹는물 기준(질산성 질소는 10 mg/l이하, NO₃⁻ 농도는 44.3 mg/l이하)을 4~5배 초과하고 있다. 연구지역의 대부분이 파, 배추, 마늘 등의 밭작물을 재배하는 조밀 경작지에 해당하며, 농작물에 살포된 비료나 퇴비에 의해서 지하수가 오염되었을 가능성이 매우 높다(Fig. 1). 1, 2, 3차조사 자료의 평균값을 이용하여 NO₃⁻와 다른 성분들 간의 상관성을 살펴보면, EC와는 상관계수 0.75의 높은 상관성을 보인다. 이는 지하수 오염도가 높아지면 지하수내 용존 물질의 농도가 증가하기 때문이다. NO₃⁻와 Ca²⁺, K⁺, Na⁺, Mg²⁺ 사이의 상관계수는 각각 0.56, 0.61, 0.66, 0.76로서 비교적 높다. 그리고 NO₃⁻와 SiO₂, HCO₃⁻간의 상관계수는 각각 -0.62, -0.66로서 비교적 높은 음의 상관관계를 보인다. NO₃⁻은 농경지역에 살포되는 비료, 퇴비와 주변 거주지에서 배출되는 인위적인 오염원들(분뇨, 축산폐수, 동물의 배설물, 생활하수 등)에 의해 지하수를 오염시킨다. 본 연구지역에서 NO₃⁻은 주로 비료, 생활하수, 유기물 등의 복합적인 오염원으로부터 기원되고 있음을 지시한다.

중탄산(HCO₃⁻)이온의 농도는 1차조사, 2차조사, 3차조사에서 각각 43.3~235 mg/l, 46.4~305 mg/l, 40.6~322 mg/l의 범위를 보인다. 중앙값은 각각 109 mg/l, 100 mg/l, 90.5 mg/l이고, 평균값은 각각 102 mg/l, 111 mg/l, 103 mg/l이다(Table 1). HCO₃⁻이온이 자연 상태에서 탄산염광물의 용해나 대기 및 토양 CO₂ 가스의 용해로 인해서 형성될 수 있다. 또한 도시지역에서는 유기오염물질로부터 유래하는 CO₂ 가스에 의해서도 HCO₃⁻이온이 발생할 수 있다(Clark and Fritz, 1997). 1차, 2차, 3차조사 자료의 평균값을 이용하여 HCO₃⁻이온과 다른 화학성분간의 상관성을 살펴보면, SiO₂와의 상관계수가 0.55이고, pH와는 0.52로서 비교적 높은 편이다. 또한 SO₄²⁻(0.36)도 양의 상관성을 나타낸다. 방해석과 백운석의 용해에 의한 HCO₃⁻이온의 생성 정도를 검토하기 위하여 방해석과 백운석의 포화도를 구한 결과, 모든 시료에서 불포화 상태로 나타났다(Table 2). 이는 연구지역에서 HCO₃⁻이온은 탄산염광물, 대기 및 토양 CO₂ 가스 또는 유기물 기원의 CO₂ 가스에 의해서 형성되는 것을 지시한다.

Cl⁻이온의 농도는 1차, 2차, 3차조사에서 각각 15.2~132 mg/l, 30.6~53.8 mg/l, 20.2~76.5 mg/l의 범위를 보인다. 중앙값은 각각 38.5 mg/l, 40.8 mg/l, 43.1 mg/l이고, 평균값은 각각 45.6 mg/l, 40.8 mg/l, 44.6 mg/l이다(Table 1). Cl⁻이온은 염수 침입, 규산염 광물(흑운모 및 각섬석 등)의 수화반응, 유체포유물로부터의 유출 등

에서 유래하며(Nordstrom *et al.*, 1989), 지하수 심부에서 높게 나타난다. 인위적인 원인으로는 생활하수, 산업용 폐수, 축산폐수, 동물의 배설물, 제설제 등 각종 오염원에 의해서 지하수에 유입되기도 한다. 1, 2, 3차 조사 자료의 평균값을 이용하여 Cl⁻와 다른 성분들 간의 상관성을 살펴보면, EC와는 상관관계수 0.68이다. 또한, Cl⁻와 Al³⁺, Ca²⁺, Na⁺ 간의 상관관계수는 각각 0.51, 0.52, 0.61로서 비교적 높다. 또한 Cl⁻와 SO₄²⁻와 NO₃⁻ 사이의 상관관계수는 0.50, 0.42로서 중간정도의 상관성을 보인다. SiO₂, F⁻, HCO₃⁻간의 상관관계수는 각각 -0.34, -0.58, -0.17로서 음의 상관관계를 보인다. 따라서 Cl⁻이온은 염수의 영향과 생활하수, 축산폐수, 동물의 배설물 등의 인위적인 오염의 영향을 동시에 받고 있는 것으로 판단된다.

SO₄²⁻이온의 농도는 1차조사, 2차조사, 3차조사에 대해 각각 6.55~56.7 mg/l, 17.5~66.1 mg/l, 4.45~60.4 mg/l의 범위를 보인다. 중앙값은 각각 26.8 mg/l, 30.7 mg/l, 22.4 mg/l이고, 평균값은 각각 29.5 mg/l, 32.9 mg/l, 27.1 mg/l이다(Table 1). 자연 상태에서 SO₄²⁻이온은 석고, 경석고 등의 황산염광물(sulphate)에서 유래한다. 또한 황철석, 자류철석, 황동석 등의 황화광물(sulfide)의 산화작용에서 형성된다(Eby, 2004). 또한 유기물이 분해되는 과정에서 생성되기도 한다. 인위적인 요인에 의해서 황산염은 대기 중에서 SO₂로부터 유래한다(Keller, 2000). 해수의 영향을 받는 해안지역에서는 해수에서 유래하는 황산염이 담지하수에 용해될 수 있다. 1, 2, 3차조사 자료의 평균값을 이용하여 SO₄²⁻와 다른 성분들 간의 상관성을 살펴보면, Al³⁺, K⁺, Cl⁻ 사이의 상관관계수는 각각 0.64, 0.47, 0.50의 상관성을 보인다. HCO₃⁻와는 0.36의 낮은 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 화학비료 및 염수, 유기물의 분해, 황산염광물의 용해로부터 유래되고 있음을 지시한다.

F⁻의 농도는 1차조사, 2차조사, 3차조사에 대해 각각 0.03~0.31 mg/l, 0.03~0.10 mg/l, 0.01~0.06 mg/l의 범위를 보인다(Table 1). 지질학적으로 F⁻이온은 형석, 인회석, 흑운모, 각섬석에서 유래할 수 있다. 또한 F⁻는 화산가스에서 흔히 수반된다(Hem, 1985). 인위적인 요인으로는 알루미늄 제조, 인산비료 제조, 유리, 연화, 타일 고압, 도자기 제조, 합성수지 제조, 냉매 제조, 살충제 등의 농약 제조 등에서 유래한다(Park *et al.*, 1996). 본 연구지역에서는 모든 시료에서 F⁻이온이 맥

은물 기준치(1.5 mg/l이하)보다 훨씬 낮은 농도를 보인다. 1, 2, 3차조사 자료의 평균값을 이용하여 F⁻와 다른 성분들 간의 상관성을 살펴보면, SiO₂와 HCO₃⁻이온과의 상관관계수는 각각 0.43, 0.34의 상관성을 보인다. NO₃⁻와 Cl⁻이온과의 상관관계수는 -0.72, -0.57로서 높은 음의 상관성을 나타낸다. 또한, 형석의 포화도를 구한 결과, 모든 시료에서 불포화 상태로 나타났다(Table 2). 이는 본 연구지역에서 F⁻이온이 주로 물-형석 반응으로부터 유래한다는 것을 지시한다.

SiO₂ 농도는 1차조사, 2차조사, 3차조사에서 각각 16.5~34.4 mg/l, 16.6~40.7 mg/l, 8.79~37.5 mg/l의 범위를 보인다. 중앙값은 각각 24.6 mg/l, 25.9 mg/l, 22.5 mg/l이고, 평균값은 각각 24.8 mg/l, 26.0 mg/l, 21.3 mg/l이다(Table 1). 자연 상태에서 SiO₂는 규산염광물(장석, 정장석 등)의 용해에 의해서 지하수로 유입된다. SiO₂는 물속에서는 부유입자, 콜로이드, 또는 중합체, 규산(H₄SiO₄) 또는 규산이온의 형태로 존재한다(Greenberg *et al.*, 1992). 인위적인으로는 SiO₂는 콘크리트의 분해로부터 생성될 수 있다(Jeong, 2001). 본 농업지역에서는 SiO₂가 콘크리트 등의 인위적인 요인보다는 규산염광물의 용해에서 유래하는 것으로 판단된다. 그리고 SiO₂와 HCO₃⁻의 상관관계수는 0.55이므로 가장 높게 나타나고, 앞에서 살펴본 대로 NO₃⁻(-0.62)이온과는 음의 상관관계수에 따라 SiO₂는 대부분 규산염광물의 용해로부터 유래하는 되는 것으로 판단된다.

2차조사에서 화학성분들의 평균농도는 1차, 3차조사와 비교하여 대체로 약간 높게 나타나고 있으며, 이는 1차조사, 2차조사, 3차조사 기간(7월과 8월)의 각각의 강수량 416 mm, 1000 mm, 935 mm과 관련성이 있음을 지시한다. 즉, 강수량이 클수록 지하수내 오염물질의 농도가 커짐을 간접적으로 시사한다.

연구지역에서 지하수에 대한 염수의 영향을 규명하기 위해서 평균 해수의 회석선(Goldberg, 1963; Howard and Lloyd, 1983; Hamm *et al.*, 2000)과 Cl⁻이온에 대한 Na⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, K⁺, SO₄²⁻, HCO₃⁻이온을 그래프에 도시하였다(Fig. 4). Cl⁻이온에 대해 모든 성분들이 해수 회석선보다 상부에 위치하고 있으며, 따라서 연구지역의 모든 화학성분들은 염수 영향과 인위적인 오염의 영향을 받고 있음을 지시한다.

4.3. 농약에 의한 오염

농약에 의한 본 연구지역 지하수의 수질 오염 특성을 파악을 위해서 1차조사에는 먹는물 수질기준항목에 포함되어 있는 농약 성분인 다이아지논, 파라티온, 말라티

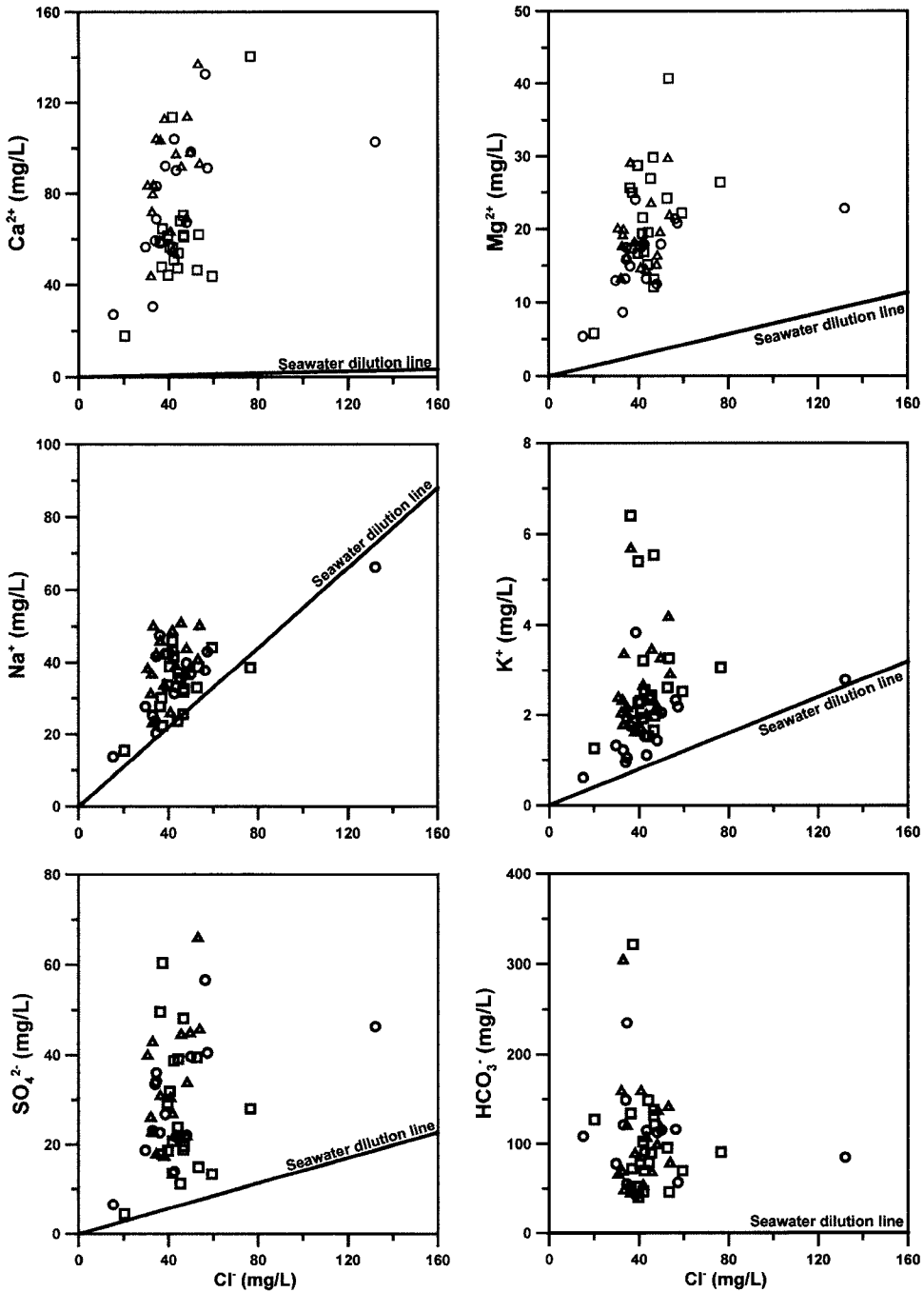


Fig. 4. Relationship between Cl⁻ and other major ions (Na⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, K⁺, SO₄²⁻, and HCO₃⁻) from the 1st (○), 2nd (△), and 3rd (□) investigations in the study area.

은, 페니트로치온을 분석하였으나, 한군데에서도 검출되지 않았다. 따라서, 2차조사와 4차조사에서는 본 연구 지역에서 파종 후에 뿌리는 살충제인 carbofuran(화학명 2-Chloro-N-(2,6-diethylphenyl)-N-(methoxymethyl)

acetamide)과 제초제인 alachlor(화학명 2,3-Dihydro-2,2-dimethyl-7-benzofuranol methyl carbamate)를 분석하였다.

carbofuran은 미국의 먹는물 기준은 MCLG(Maximum

contaminant level goals)와 MCL(Maximum contaminant level)로 40 µg/l이며(U.S. EPA, 1996), 물에 대한 용해도는 20°C에서 320 mg/l이고 반감기는 50일이며, 해충의 콜린에스테라제를 저해하여 살충작용을 한다. carbofuran은 쥐의 임상실험으로 분류한 농약독성 1급에 해당하는 성분이다(Hong, 1998). carbofuran은 국내에서 카보, 후라단, 큐라텔, 카보텔 등의 상품명으로 시판되고 있다(Jeju City, 2001). alachlor는 미국의 먹는물 기준으로는 MCLG 와 MCL가 각각 불검출, 2 µg/l로 규정되어 있으며, 물에 대한 용해도의 alachlor는 242 mg/l이고, 단백질 합성과 뿌리 신장을 저해시키는 선택성 제초제이다. alachlor는 발암물질로서 단기적으로는 MCL 이상으로 노출되었을 때 피부와 눈에 자극을 줄 수 있으며, 장기적으로는 MCL 이상으로 노출되었을 때 간, 신장, 비장, 코속, 눈꺼풀에 손상을 주는 것으로 미국 EPA는 보고하고 있다. alachlor는 국내에서 알라, 라쏘(Lasso), 와쏘 등의 상품명으로 시판되고 있으며, 외국에서도 Alochlor, Lasagrin, Lassagrin, Lasso, Lazo, Metachlor, Pillarzo, Alanox, Alanex, Chimichlor 등 여러가지 상품명으로 판매되고 있다. carbofuran의 지하수 오염 잠재성(groundwater ubiquity score, GUS)은 3.9~4.8로서, 지하수 오염가능성이 매우 높은 것으로 평가된다(Vogue *et al.*, 1994; Hyun *et al.*, 2007). 미국에서는 carbofuran에 의한 지하수 오염의 예가 많이 보고되고 있다(Hallberg *et al.*, 1987; Bushway *et al.*, 1992). 한편, alachlor의 GUS는 2.8~3.1로서 carbofuran 보다는 낮으나 지하수 오염가능성이 비교적 높은 것으로 평가된다(Hyun *et al.*, 2007). 캐나다, 이탈리아, 네덜란드, 미국 등에서는 alachlor가 지하수를 오염시킨 예가 많이 보고되고 있다(Hallberg *et al.*, 1987; Kessler, 1987; Funari and Sampaolo, 1989). alachlor에 의한 대부분의 지하수 오염은 많은 농약 살포량과 낮은 지하수위와 관련된다(Hyun *et al.*, 2007).

2차조사(2002년 7월 30일~8월 2일)에서 carbofuran는 18개 시료 중에서 6군데(GJ12, GJ14~GJ18)를 제외한 모든 시료에서 검출되었다(Table 3). GJ3에서 미국의 MCL(40 µg/l)보다 훨씬 낮은 최대 농도(2.2 µg/l)가 검출되었고, 평균 농도는 0.6 µg/l, 중간값은 0.3 µg/l이다. 한편 alachlor는 18개 분석시료 중에서 10개소(GJ2, GJ3, GJ5, GJ8~GJ13, GJ15)에서 검출되었다(Table 3). GJ10공에서 최대농도(2.1 µg/l)가 검출되었으며, 미국의 MCL(2 µg/l)을 초과한다. 그리고 평균값과 중앙값은 0.3 µg/l이었다. 4차조사(2005년 10월 10일~10월 11일)에서는 모든 시료에서 carbofuran과 alachlor

Table 3. Agrochemicals in groundwater from 2nd and 4th investigations

Sample no.	Carbofuran (µg/l)		Alachlor (µg/l)	
	2nd	4th	2nd	4th
GJ1	2.2	¹ N.D.	N.D.	N.D.
GJ2	2.1	N.D.	0.3	N.D.
GJ3	1.6	N.D.	0.3	N.D.
GJ4	1.3	N.D.	N.D.	N.D.
GJ5	0.7	N.D.	0.3	N.D.
GJ6	0.8	N.D.	N.D.	N.D.
GJ7	0.3	N.D.	N.D.	N.D.
GJ8	0.6	N.D.	0.3	N.D.
GJ9	0.3	N.D.	0.3	N.D.
GJ10	0.3	N.D.	2.1	N.D.
GJ11	0.3	N.D.	0.2	N.D.
GJ12	N.D.	N.D.	0.3	N.D.
GJ13	0.2	N.D.	1.2	N.D.
GJ14	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
GJ15	N.D.	N.D.	0.6	N.D.
GJ16	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
GJ17	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
GJ18	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.

¹N.D.: not detected.

가 불검출 되었다(Table 3). 이와 같이 2차조사와 4차 분석에 농약 성분의 농도 현격하게 달라지는 것은 농약 살포시기에 따른 영향으로 해석된다.

한편 1차조사에서 TCE, PCE에 대한 분석결과 GJ14에서만 TCE와 PCE가 각각 먹는물 기준치 이내인 0.006 mg/l, 0.002 mg/l로 검출되었고, 나머지 시료에서는 전혀 검출되지 않았다. 그리고 2차조사에서는 모든 시료에서 TCE, PCE, TCA가 불검출되었다. 이러한 결과는 본 연구지역이 농업지역이므로 유기염소 화합물에 의한 오염이 거의 발생하지 않음을 지시한다.

4.4. 요인분석

R-모드 요인분석 결과(Table 4), 요인에 의한 전체 설명율은 81.4%이며, 요인 1의 설명율은 52.0%, 요인 2는 17.9%, 요인 3는 11.5%이다. 세 개의 요인에 의해서 변수(화학성분)들의 분산도를 설명할 수 있는 공통분산인자(communality)는 모든 성분들에 대해서 0.5 이상의 값을 보인다. 요인 1에 대해 양(+)의 적재량을 보이는 성분은 EC, Ca²⁺, Na⁺, Cl⁻, NO₃⁻이다. 한편, SiO₂, HCO₃⁻, F⁻는 음(-)의 적재량을 가진다. NO₃⁻은 주로 생활하수에서 유래되는 화학성분이므로, 요인 1에 해당되는 성분들은 생활하수, 축산 폐수, 동물의 배설물, 유기물의 분해, 퇴비 등의 인위적인 오염원의 영

Table 4. Varimax rotated R-mode factors for chemical constituents in the study area

Chemical constituents	Factor1	Factor2	Factor3	Communality
pH	0.12	0.40	-0.81	0.83
EC	0.88	-0.24	0.20	0.88
Ca ²⁺	0.96	0.05	-0.13	0.94
K ⁺	0.39	-0.29	0.60	0.59
Mg ²⁺	0.53	-0.36	0.45	0.62
Na ⁺	0.46	-0.59	0.29	0.66
SiO ₂	-0.20	0.65	-0.25	0.53
Cl ⁻	0.66	-0.11	0.35	0.56
SO ₄ ²⁻	0.47	0.48	0.69	0.93
HCO ₃ ⁻	-0.01	0.94	-0.09	0.89
NO ₃ ⁻	0.63	-0.72	0.09	0.93
F ⁻	-0.73	0.36	-0.27	0.73
Eigenvalue	3.99	2.98	2.10	
Variance explained by the factor (%)	52.0	17.9	11.5	
Cumulative percent of variance (%)	52.0	69.9	81.4	

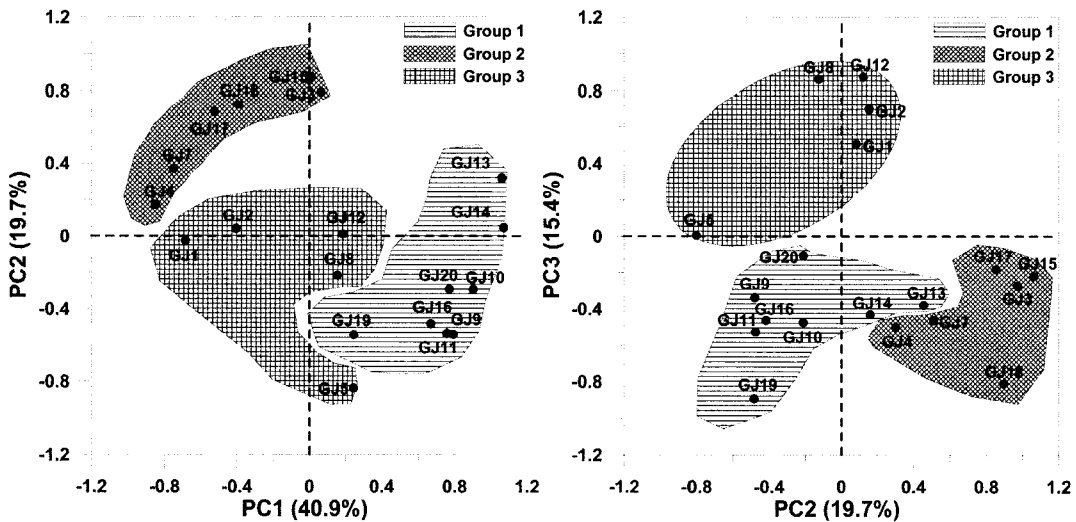


Fig. 5. Q-mode factor analysis.

향을 반영하는 것으로 사료된다. 또한, 앞에서 살펴본 바와 같이 Cl⁻, Na⁺, Ca²⁺이온은 염수의 영향도 동시에 받고 있는 것으로 판단되므로, 요인 1은 인위적인 오염과 염수의 복합적인 영향을 반영하는 성분으로 사료된다. 요인 2에 양(+)의 적재량을 보이는 성분은 pH, SiO₂, HCO₃⁻, F⁻이다. 그러나 Na⁺, K⁺, Mg²⁺, Cl⁻, NO₃⁻ 성분은 음(-)의 적재량을 가진다. 따라서 요인 2는 규산염광물과 탄산염광물 등 물-암석반응으로부터 유래되는 성분을 지시한다. 한편, 요인 3에 양(+)의 적재량을 보이는 성분은 K⁺와 SO₄²⁻이다. 그리고 SiO₂이온과는 음(-)의 적재량을 나타낸다. 따라서 요인

3은 화학비료(카리비료)의 영향을 반영하는 성분으로 판단된다.

화학성분의 공간적 분포 특성을 파악하고자 Q-모드 요인분석을 실시하였다. Q-모드 요인분석 결과(Fig. 5), 전체 자료에 대한 각 요인의 분산 설명율은 요인 1이 40.9%, 요인 2가 19.7%, 그리고 요인 3이 15.4%로서 전체 설명율은 76.0%이다. 또한 결정된 요인에 의해서 변수(관측공)들의 분산도를 설명할 수 있는 공통분산인자(communality)는 GJ20을 제외하곤 모든 성분들에 대해서 0.5 이상의 값을 나타낸다. 요인 1에 대해 높은 양(+)의 적재량을 보이는 지하수공(그룹 1)은 GJ9,

GJ10, GJ11, GJ13, GJ14, GJ16, GJ19, GJ20이고, 이들은 칠암리 지역과 문중리 해안 일대에 위치한다. 요인 2에 높은 양(+)¹의 적재량을 보이는 지하수공(그룹 2)은 GJ3, GJ4, GJ7, GJ15, GJ17, GJ18이며, 해안에서 가장 먼 지역에 위치한다. 한편, 요인 3에 포함되는 지하수공(그룹 3)은 GJ1, GJ2, GJ5, GJ8, GJ12이며, 이들은 요인 1과 요인 2의 중간 지역에 위치한다. 한편, 1, 2, 3차조사에서 획득된 수질의 평균농도에 대한 공간적인 분포를 살펴보면(Fig. 6), Ca^{2+} , NO_3^- , SO_4^{2-} 이온은 문중리 지역의 지하수공에서 높은 농도를 보인

다. 그리고 Na^+ , Cl^- 농도는 칠암리 지역과 문중리 해안지역에서 높게 나타난다. SiO_2 농도는 칠암리, 문중리, 문중리의 내륙 지역에서 높게 나타난다. 한편, carbofuran는 문중리 지역,alachlor는 칠암리 지역에서 높은 함량을 보인다.

Q-모드 요인분석과 화학성분들의 공간적 분포로 볼 때, 그룹 1에서는 Na^+ , Cl^- 의 평균 농도가 가장 높으며, 이는 인위적인 오염과 아울러 염수의 영향을 반영한다. 그룹 2에서는 SiO_2 , HCO_3^- , F⁻의 평균 농도가 가장 높고 NO_3^- 의 평균 농도가 가장 낮다. 이는 염수

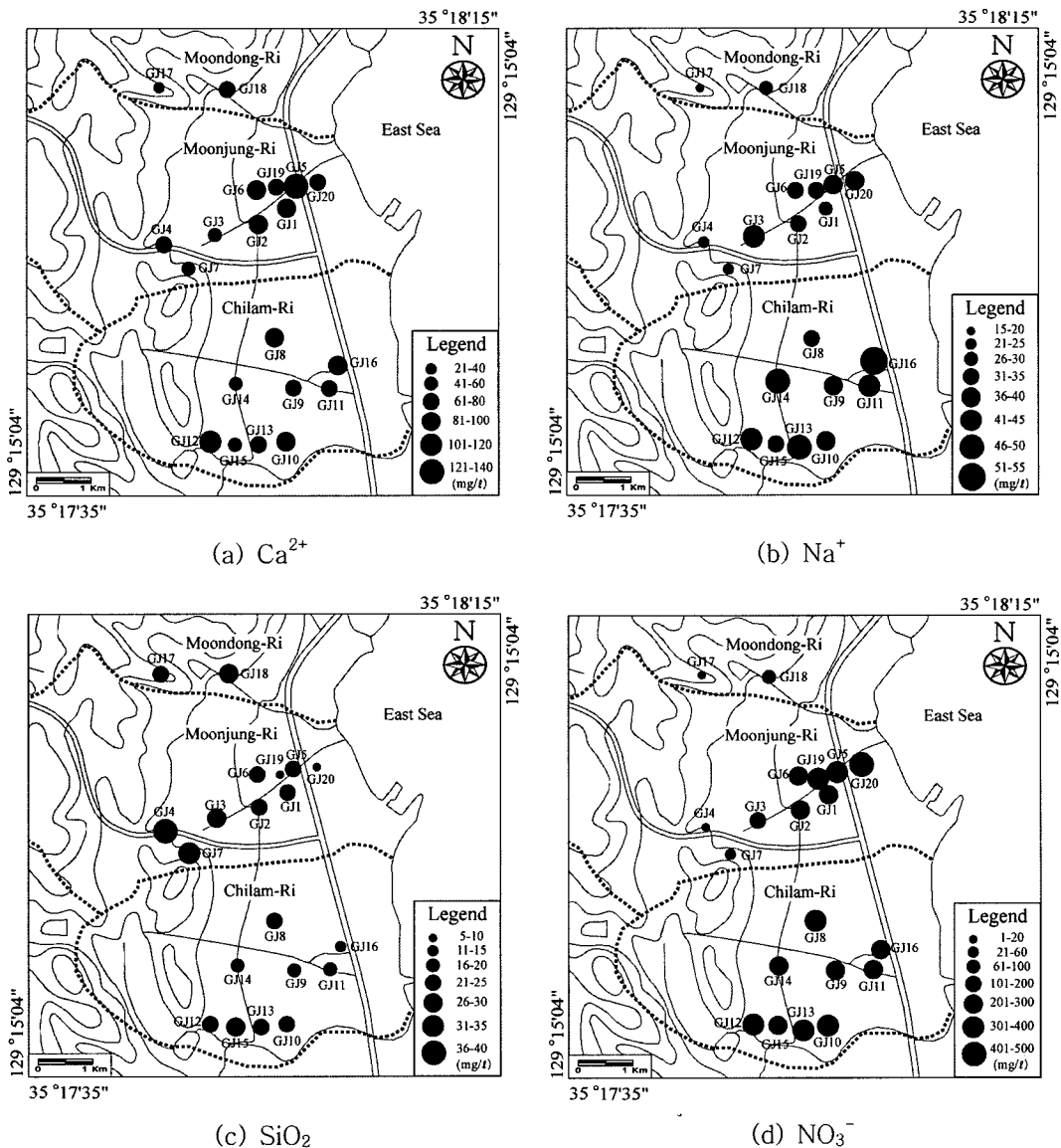


Fig. 6. Spatial distribution of Ca^{2+} , Na^+ , SiO_2 , NO_3^- , SO_4^{2-} , Cl^- , carbofuran, andalachlor concentrations.

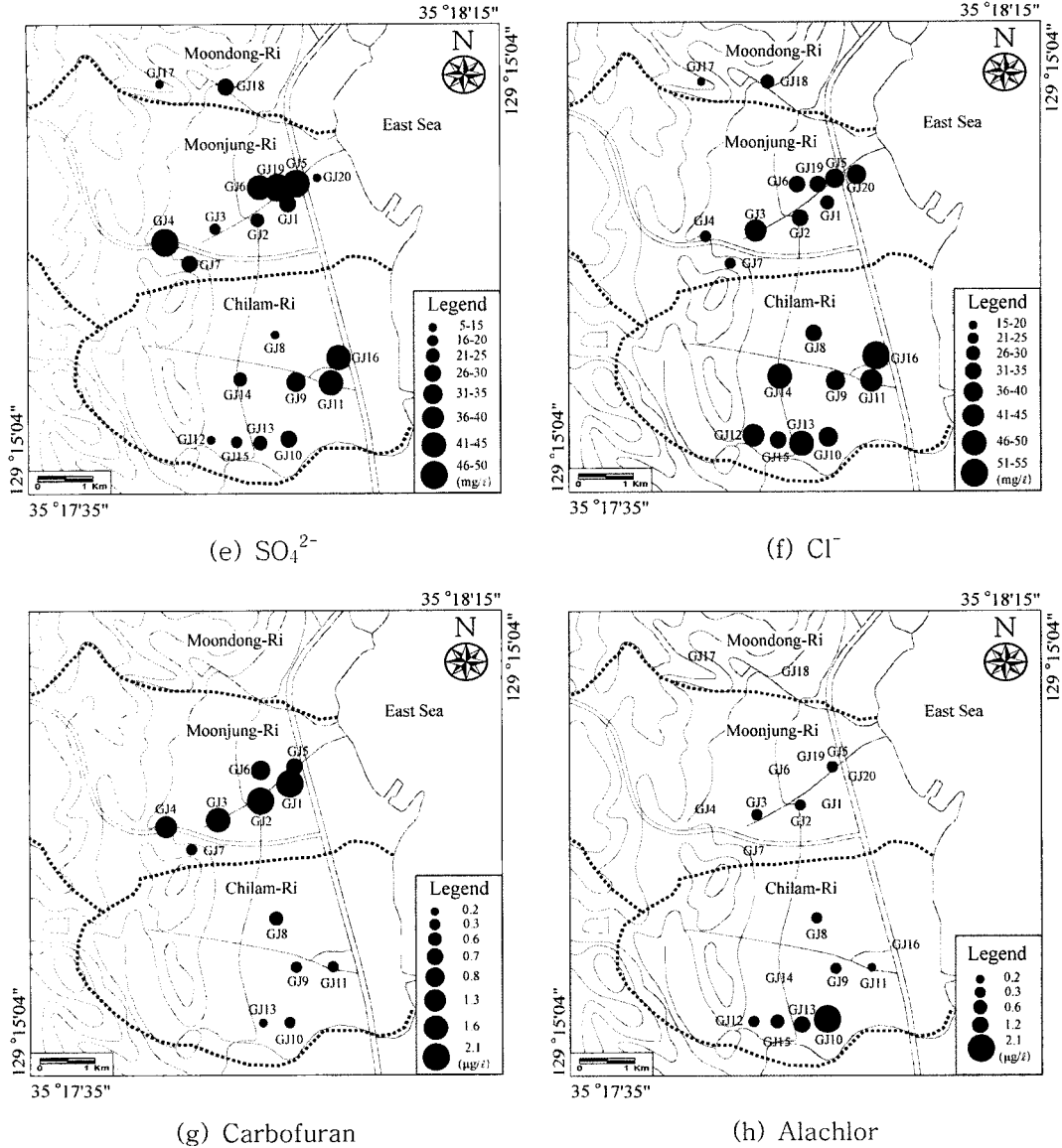


Fig. 6. Continued.

나 인위적인 오염보다는 물-암석 반응을 반영하는 것으로 판단된다. 그룹 3에서는 EC와 Ca^{2+} , NO_3^- , SO_4^{2-} 의 평균 농도가 가장 높으며, 이는 인위적인 오염, 물-암석 반응, 염수의 영향을 복합적으로 반영한다.

5. 결 론

부산광역시 기장군 일광면 칠암리, 문중리, 문동리 일대 농업지역의 지하수 수질을 1, 2, 3차에 걸쳐서 분석한 결과, 무기성분(Ca^{2+} , Na^+ , Mg^{2+} , K^+ , Zn^{2+} ,

Cu^{2+} , Fe^{2+} , Al^{3+} , NO_3^- , Cl^- , SO_4^{2-} , F^- , SiO_2)의 농도는 2차조사때가 1차, 3차조사보다 약간 높게 나타났다. 또한, 살충제인 carbofuran과 제초제인 alachlor는 2차조사에서만 검출이 되었다. 이는 2차조사 시기에 강수량이 상대적으로 많아서 오염물질이 지하로 유입하여 지하수 오염이 증가한 것으로 판단된다.

NO_3^- 와 다른 성분들 간의 상관성을 살펴보면, NO_3^- 와 EC 및 주요이온(Ca^{2+} , K^+ , Na^+ , Mg^{2+} , Cl^- , SO_4^{2-}) 사이에는 양의 상관성이 나타난다. 그러나 SiO_2 , HCO_3^- , F^- 와 음의 상관성이 나타난다. 따라서 해안지

역 근처에 위치하는 본 연구지역에서는 SiO_2 , HCO_3^- , F⁻을 제외한 무기성분들은 인위적인 오염과 염수의 영향을 받고 있는 것으로 판단된다. 지하수 수질 기원의 공간적인 분포 특성을 규명하기 위해 요인분석을 실시한 결과, R-모드 요인분석에서는 요인 1에 속하는 EC, Ca^{2+} , Na^+ , Cl⁻, NO_3^- 은 인위적인 오염과 염수의 영향을 반영하고, 요인 2에 속하는 pH, SiO_2 , HCO_3^- , F⁻는 물-암석반응을 지시하며, 요인 3에 적체되는 K^+ , SO_4^{2-} 는 화학비료의 영향을 반영하는 것으로 판단된다. 한편, Q-모드 요인분석 결과, 그룹 1은 칠암리 지역과 문중리 해안 일대에 속하고, 그룹 2는 해안과 떨어진 내륙지역에 속하며, 그리고 그룹 3은 그룹 1과 그룹 2의 중간 지역에 속한다. 그룹 1은 인위적인 오염(화학비료, 퇴비, 축산폐수, 생활하수), 유기물의 분해 뿐만 아니라 염수의 영향도 반영한다. 반면에 그룹 2는 주로 물-암석 반응의 영향을 반영한다. 그리고 그룹 3은 그룹 1과 그룹 2의 중간적인 성격을 보인다.

본 연구지역의 지하수공에서는 농약성분 중 다이아지논, 파라티온, 말라티온, 페니트로치온도 검출되지 않았다. 그러나, 2차조사에서는 carbofuran과 alachlor가 검출되었고 GJ10에서 alachlor의 농도가 미국의 MCL을 초과하고 있다. 현재 우리나라에는 농작물의 잔류 농약에 대한 기준이 농약관리법에 규정되어 있으며, 국내 먹는물 수질기준에는 농약 성분인 다이아지논, 파라티온, 말라티온, 페니트로티온, 카바릴이 규정되어 있으나, 농약 성분의 규정이 불충분한 것으로 판단된다. 따라서 농약 성분의 다양화와 농약 사용량 증대에 따라서 먹는물 수질 기준에 새로운 농약 성분 기준이 추가되어야 할 것으로 판단된다. U.S. EPA의 Pesticide Management Plans에 규정되어 있는 7종의 많이 사용되고 있는 제초제는 atrazine, cyanazine, simazine, alachlor, metolachlor, 주로 비농경지의 제초제인 prometon, 그리고 1994년에 최초로 농약용 제초제로 등록된 acetochlor이다(Barbash *et al.*, 1999). 아울러서 우리나라는 국토이용의 특성상 도시와 농촌지역이 비교적 가깝게 위치하고 있으므로, 도시지역에서도 농약 성분이 검출될 수 있다. 미국에서도 농약을 사용하지 않음에도 불구하고 도시지역에서 alachlor(0.01 $\mu\text{g/l}$ 미만)와 cyanazine이 검출되었다. 이는 바람이나 지하수를 통하여 과거에 살포된 농약이 인접지역으로부터 운반되어 검출되는 것으로 보고된다. 또한 atrazine, simazine, metolachlor도 인접지역의 농약 살포 후 대기 중이나 지하수 통하여 도시지역에 유입되는 것으로 나타났다.

사 사

이 논문은 부산대학교 자유과제 학술연구비 (2년)에 의하여 연구되었으며, 이에 감사드린다.

참고문헌

- Appelo, C.A.J. and Postma, D. (1999) Geochemistry, groundwater and pollution. A.A. Balkema, Rotterdam, 535p.
- Aravena, R., Evans, M.L. and Cherry, J.A. (1993) Stable isotopes of oxygen and nitrogen in source identification of nitrate from septic systems. *Ground Water*, v. 31, p. 180-186.
- Barbash, J.E., Thelin, G.P., Kolpin, D.W. and Gilliom, R.J. (1999) Distribution of major herbicides in ground water of the United States. U.S.G.S., Water-Resources Investigations Report 98-4245, Sacramento, California.
- Bauder, J.W., Sinclair, K.N. and Lund, R.E. (1993) Physicographic and land use characteristics associated with nitrate-nitrogen in montana groundwater. *Journal of Environmental Quality*, v. 22, p. 255-262.
- Böhlke, J.K. and Denver, J.M. (1995) Combined use of groundwater dating, chemical, and isotope analyses to resolve the history and fate of nitrate contamination in two agricultural watersheds, Atlantic coastal plain, Maryland. *Water Resources Research*, v. 31, p. 2319-2339.
- Bushway, R.J., Hurst, H.L., Perkins, L.B., Tian, L., Cabanillas, C.G., Young, B.E.S., Ferguson, B.S. and Jennings, H.S. (1992) Atrazine, alachlor and carbofuran contamination of well water in central Maine. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, v. 49, p. 1-9.
- Clark, I. and Fritz, P. (1997) Environmental isotopes in hydrology. Lewis Publishers, 328p.
- 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.
- Davis, J.C. (2002) Statistics and Data Analysis in Geology. 3rd ed., John Wiley & Sons, 638p.
- Eby, G.N. (2004) Principles of environmental chemistry. Brooks/Cole-Thomson Learning, Pacific Grove, CA, 514p.
- Eggleton, R.A. (1986) 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., Academic Press, Florida, p. 21-40.
- Fogg, G.E., Rolston, D.E., Decker, D.L., Louice, D.T. and Grismer, M.E. (1998) Spatial variation in nitrogen isotope values beneath nitrate contamination sources. *Ground Water*, v. 36, p. 418-426.
- Funari, E. and Sampaolo, A. (1989) Herbicidi nelle acque potabili. *Ann. Ist. Super. Sanita*, v. 25, p. 353-362.
- Goldberg, E.D. (1963) Chemistry-the oceans as a chemical system. In Hill, M.N., Composition of seawater,

- Comparative and Descriptive Oceanography of the Sea. Interscience, N.Y.
- Greenberg, A.E., Clesceri, L.S. and Eaton, A.D. (1992) Standard methods for the examination of water and wastewater. 18th ed., American Public Health Association, 1010p.
- Gustafson, D.I. (1989) Groundwater ubiquity score: a simple method for assessing pesticide leachability. *Environmental Toxicology and Chemistry*, v. 8, p. 339-357.
- Hallberg, G.R., Libra, R.D., Long, K.R. and Splinter, R.C. (1987) Pesticides: groundwater and rural drinking water quality in Iowa. In *Pesticides and groundwater; A health concern for the Midwest*, The Freshwater Foundation and the US EPA, Navarre, MN, USA, p. 83-104.
- Hamm, S.-Y., Cho, M.H., Hwang, J.Y., Kim, J.S., Sung, I.-H. and Lee, B.-D. (2000) Geochemical characteristics of spring, ground and thermal waters in Mt. Geumjeong-Mt. Baekyang area, Pusan. *Journal of the Korean Environmental Sciences Society*, v. 9, p. 229-239(in Korean with English abstract).
- Hamm, S.-Y., Kim, K.S., Lee, J.-H., Cheong, J.-Y., Sung, I.H., and Jang, S. (2006) Characteristics of groundwater quality in Sasan industrial area, Busan metropolitan city. *Economic and Environmental Geology*, v. 39, p. 753-770.
- Hem, J.D. (1985) Study and interpretation of the chemical characteristics of natural water, U.S. Geological Survey water-supply paper 2254, 263p.
- Hong, S.Y. (1998) Guideline for medical treatment of agricultural poisoning (in Korean).
- Howard, K.W.F. and Lloyd, J.W. (1983) Major ion characterization of coastal saline ground waters. *Ground Water*, v. 21., p. 429-437.
- Hyun, H.-N., Jang, G.-M., Oh, S.-S. and Chung, J.-B. (2007) Evaluation of groundwater contamination potential of pesticides using groundwater ubiquity score in Jeju Island soils. *The Korean Journal of Pesticide Science*, v. 11, p. 144-153.
- Jeju City (2001) General survey on hydrogeology and groundwater resources in Jeju Island (I), 377p.(in Korean).
- Jeong, C.H. (2001) Effect of land use and urbanization on hydrochemistry and contamination of groundwater from Taejon area, Korea. *Journal of Hydrology*, v. 253, p. 194-200.
- Jeong, C.H. (1998) Geochemical water quality and contamination of shallow and deep groundwaters in Myunggok-ri, Kongju. *Korea Society of Economic and Environmental Geology*, v. 31, p. 485-498.
- Jöreskog, K.G., Klován, J.E. and Reymont, R.A. (1976) Geological factor analysis. Elsevier Scientific Publishing Company, Amsterdam. Oxford, New York, 178p.
- Keller, E.A. (2000) *Environmental geology*. 8th ed., Prentice Hall, Upper Saddle River, New Jersey, 562p.
- Kessler, K. (1987) Wisconsin's groundwater monitoring program for pesticides. In *Pesticides and groundwater; A health concern for the Midwest*, The Freshwater Foundation and the US EPA, Navarre, MN, USA, p. 105-113.
- Kim, C.-S., Lee, H.-D., Ihm, Y.-B., Kim, J.-H., Im, G.-J. and Oh, B.Y. (2006) Assessment of leaching potential for pesticides registered in Korea. *The Korean Journal of Pesticide Science*, v. 10, p. 272-278.
- Kim, D.H., Hwang, J.H., Park, K.H. and Song, G.Y. (1998) Explanatory text and geological map of Busan sheets (1:250,000). Ministry of Science and Technology, Korea, 62p.(in Korean with English abstract).
- Kim, E.-Y., Koh, D.-C., Ko, K.-S. and Yeo, I.-W. (2008) Prediction of nitrate contamination of groundwater in the Northern Nonsan area using multiple regression analysis. *Korean Society of Soil and Groundwater Environment*, v. 13, p. 57-73.
- Kim, K.-H., Yun, S.-T., Chae, G.-T., Choi, B.-Y., Kim, S.-O., Kim, K.J., Kim, H.-S. and Lee, C.-W. (2002) Nitrate contamination of alluvial groundwaters in the Keum river watershed area: source and behaviors of nitrate, and suggestion to secure water supply. *The Journal of Engineering Geology*, v. 12, p. 471-484.
- Kim, Y.-T. and Woo, N.C. (2003) Nitrate contamination of shallow groundwater in an agricultural area having intensive livestock facilities. *Korean Society of Soil and Groundwater Environment*, v. 8, p. 57-67.
- Ko, K.-S., Ahn, S.S., Suk, H.J., Lee, J.S. and Kim, H.-S. (2008) Hydrogeochemistry and statistical analysis of water quality for small potable water supply system in Nonsan area. *Korean Society of Soil and Groundwater Environment*, v. 13, p. 72-84.
- Ko, K.-S., Kim, Y., Koh, D.-C., Lee, K.-S., Lee, S.-G., Kang, C.-H., Seong, H.-J. and Park, W.-B. (2005) Hydrogeochemical characterization of groundwater in Jeju Island using principal component analysis and geostatistics. *Economic and Environmental Geology*, v. 38, p. 435-450.
- Koh, D.-C., Chang, H.W., Lee, K.-S., Ko, K.S., Kim, Y., and Park, W.B. (2005) Hydrogeochemistry and environmental isotopes of groundwater in Jeju Volcanic island, Korea: Implication for nitrate contamination. *Hydrological Processes*, v. 19, p. 2225-2245.
- Kolpin, D.W. (1997) Agricultural chemicals in groundwater of the Midwestern United States: relations to land use. *Journal of Environmental Quality*, v. 26, p. 1025-1037.
- Kraft, G.J., Stites, W. and Mechenich, D.J. (1999) Impacts of irrigated vegetable agriculture on a humid North-Central U.S. sand plain aquifer. *Ground Water*, v. 37, p. 572-580.
- Lawrence, F.W. and Upchurch, S.B. (1982) Identification of recharge area using geochemical factor analysis. *Ground Water*, v. 20, p. 680-687.
- Lee, B.S. and Woo, N.C. (2003) The effect of bed-rock formations on water quality and contamination: statistical approaches. *Economic and Environmental Geology*, v. 36, p. 415-429.
- Lee, E.J., Woo, N.C., Lee, B.-S. and Kim, Y.-B. (2008) Variation in nitrate contamination of shallow groundwater in a farmland in Gyeonggi-do, Korea. *Economic and Environmental Geology*, v. 41, p. 393-403.
- McMahon, P.B. and Böhlke, J.K. (1996) Denitrification and mixing in a stream-aquifer system: effects on nitrate loading to surface water. *Journal of Hydrology*, v. 186, p. 105-128.

- Mengis, M., Schiff, S.L., Harris, M., English, M.C., Arvena, R., Elgood, R.J. and MacLean, A. (1999) Multiple geochemical and isotopic approaches for assessing ground water NO_3^- elimination in a riparian zone. *Ground Water*, v. 37, p. 448-457.
- Min, J.-H., Yun, S.-T., Kim, K.J., Kim, H.-S., Hahn, J.S. and Lee, K.-S. (2002) Nitrate contamination of alluvial groundwaters in the Nakdong river basin, Korea. *Geosciences Journal*, v. 6, p. 35-46.
- Muffler, L.J.P. and White, D.E. (1969) Active metamorphism of Upper Cenozoic sediments in the Salton Sea geothermal field and the Salton Trough, southeastern California. *Bulletin Geological Society of America*, v. 80, p. 157-182.
- Nordstrom, D.K., Ball, J.W., Donahoe, R.J. and Whittemore, D. (1989) Groundwater chemistry and water-rock interactions at Stripa. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, v. 53, p. 1727-1740.
- Oh, B.-Y. (2004) Investigation of pesticide residues and evaluation of stability. *Proceedings of 2004 fall meeting, The Korean Journal of Pesticide Science*, p. 5-30.
- Papatheodorou, G., Lambrakis, N. and Panagopoulos, G. (2007) Application of multivariate statistical procedures to the hydrochemical study of a coastal aquifer: an example from Crete, Greece. *Hydrological Processes*, v. 21, p. 1482-1495.
- Park, S.K., An S.G. and Eom, S.W. (1996) Explanation on the quality of drinking water. *Donghwa Technology Publishing Co.*, 228p.(in Korean).
- Postma, D., Boesen, C., Kristiansen, H. and Larsen, F. (1991) Nitrate reduction in an unconfined sandy aquifer: water chemistry, reduction process, and geochemical modeling. *Water Resource Research*, v. 27, p. 2027-2045.
- Rajesh, R., Sreedhara, M. and Raghavan, B.R. (2002) The utility of multivariate statistical techniques in Hydrogeochemical studies: an example from Karnataka, India. *Water Research*, v. 36, p. 2437-2442.
- Robertson, W.D. and Cherry, J.A. (1992) Hydrogeology of an unconfined sand aquifer and its effect on the behavior of nitrogen from a large-flux septic system. *Applied Hydrogeology*, v. 1, p. 32-44.
- Robertson, W.D., Russell, B.M. and Cherry, J.A. (1996) Attenuation of nitrate in aquitard sediments of southern Ontario. *Journal of Hydrology*, v. 180, p. 267-281.
- Rodvang, S.J., Mikalson, D.M. and Ryan, M.C. (2004) Change in ground water quality in an irrigated area of Southern Alberta. *Journal of Environmental Quality*, v. 33, p. 476-487.
- Saether, O.M. and De Caritat, P. (1997) Geochemical processes, weathering and groundwater recharge in catchments. A.A. Balkema, Rotterdam, Brookfield, 400p.
- SAS Institute Inc. (1995) SAS Version 9.1.3. Cary, North Carolina: SAS Institute Inc.
- Shim, H.-S., Hamm, S.-Y., Sung, I.-H., Lee, B.-D., Cho, B.-W. and Hwang, J.-Y. (2000) Hydrochemical characteristics of ground and geothermal waters in the Haeundae hot-spring area, Pusan, Korea. *Journal of the Korean Environmental Sciences Society*, v. 9, p. 241-252(in Korean with English abstract).
- Shim, J.-H., Choi, W.-J., Yun, K.-S., Han, S.-S., Kim, H.-K., Lee, J.B., Abd, E.-A.M. and Iqbal, R.M. (2007) Investigation of pesticide residues and evaluation of contaminants distribution characteristics in Yeongsan and Sumjin Rivers watershed. *Yeongsan River Water Environmental Laboratory, National Institute of Environmental Research*, 256p.
- Son, C.M., Lee, S.M., Kim, Y.K., Kim, S.W. and Kim, H.S. (1978) Explanatory text and geological map of Dongrae and Weolnae sheets (1:50,000). *Korea Research Institute of Geoscience and Mineral Resources*, 27p.
- Stezenbach, K.J., Farnham, I.M., Hodge, V.F. and Johannesson, K.H. (1999) Using multivariate statistical analysis of groundwater major cation and trace element concentration to evaluate groundwater flow in a regional aquifer. *Hydrological Processes*, v. 13, p. 2655-2673.
- Suk, H.J. and Lee, K.-K. (1999) Characterization of a ground water hydrochemical system through multivariate analysis: clustering into ground water zones. *Ground Water*, v. 37, p. 358-366.
- U.S. EPA (1996) Drinking water regulations and health advisories, Office of Water, Report 822-B-002.
- Vogue, P.A., Kerle, E.A. and Jenkins, J.J. (1994) OSU extension pesticide properties database. <http://ace.orst.edu/info/nptr/ppdmove.hkm>.
- Williams, W.M., Holden, P.W., Parsons, D.W. and Lorber, M.N. (1988) Pesticides in groundwater data base interim report. Office of Pesticides Program, US EPA, Washington DC, USA.
- 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. *Economic and Environmental Geology*, v. 34, p. 485-498.