

다중 회귀 분석을 이용한 논산 북부 지역 지하수의 질산성 질소 오염 예측

김은영¹ · 고동찬^{2*} · 고경석² · 여인욱¹

¹전남대학교 지구환경과학부, ²한국지질자원연구원

Prediction of Nitrate Contamination of Groundwater in the Northern Nonsan area Using Multiple Regression Analysis

Eun-Young Kim¹ · Dong-Chan Koh^{2*} · Kyung-Seok Ko² · In-Wook Yeo¹

¹Department of Earth and Environmental Sciences, Chonnam National University

²Korea Institute of Geoscience and Mineral Resources

ABSTRACT

Nitrate concentrations were measured up to 49 mg/L (as NO₃-N) and 22% of the samples exceeded drinking water standard in shallow and bedrock groundwater of the northern Nonsan area. Nitrate concentrations showed a significant difference among land use groups. To predict nitrate concentration in groundwater, multiple regression analysis was carried out using hydrogeologic parameters of soil media, topography and land use which were categorized as several groups, well depth and altitude, and field parameters of temperature, pH, DO and EC. Hydrogeologic parameters were quantified as area proportions of each category within circular buffers centering at wells. Regression was performed to all the combination of variables and the most relevant model was selected based on adjusted coefficient of determination (Adj. R²). Regression using hydrogeologic parameters with varying buffer radii show highest Adj. R² at 50m and 300m for shallow and bedrock groundwater, respectively. Shallow groundwater has higher Adj. R² than bedrock groundwater indicating higher susceptibility to hydrogeologic properties of surface environment near the well. Land use and soil media was major explanatory variables for shallow and bedrock groundwater, respectively and residential area was a major variable in both shallow and bedrock groundwater. Regression involving hydrogeologic parameters and field parameters showed that EC, paddy and pH were major variables in shallow groundwater whereas DO, EC and natural area were in bedrock groundwater. Field parameters have much higher explanatory power over the hydrogeologic parameters suggesting field parameters which are routinely measured can provide important information on each well in assessment of nitrate contamination. The most relevant buffer radii can be applied to estimation of travel time of contaminants in surface environment to wells.

key word : Nitrate contamination, Agriculture, Multiple regression, Land use, Field parameter

요 약 문

논산 북부지역의 천부 및 암반 지하수는 질산성 질소 농도가 최고 49 mg/L이고, 22%의 시료가 먹는물 수질기준을 초과해 질산성 질소 오염이 심각함을 보여 주었다. 토지 이용 별로 통계적으로 의미있는 농도 차이를 보여 토지 이용이 이 지역 질산성 질소 오염에 대한 주요 지배 요인임을 지시하였다. 이 지역의 질산성 질소 오염을 예측하기 위해 토양 특성, 지형 구배, 토지 이용 등의 지표 수리지질 인자, 관정의 심도와 고도 등의 관정 제원 인자와 현장수질(T, pH, DO, EC)을 변수로 하며, 천부 지하수와 암반 지하수의 두 그룹으로 나누어 다중 회귀 분석을 실시하였다. 수리지질 인자는 관정을 중심으로 하는 원형 버퍼내에서 차지하는 면적 비율을 구하여 변수로 결정하였다. 회귀 분석은 가능한 모든 변수 조합에 대해 실시하였으며 모형의 수정 결정 계수 기준으로 최적 모형을 선정하였다. 수리지

*Corresponding author : chankoh@kigam.re.kr

원고접수일 : 2008. 6. 12 심사일 : 2008. 6. 27 게재승인일 : 2008. 10. 24

질의 및 토의 : 2008. 12. 31 까지

질 인자를 이용한 회귀 분석에서 버퍼 반경에 따라 천부지하수는 50 m, 암반지하수는 300 m에서 가장 높은 결정 계수가 나타났다. 천부 지하수는 암반 지하수보다 높은 결정계수를 보여 지표 수리지질 인자에 더 민감함을 보여 주었다. 천부 지하수에서는 토지 이용, 암반 지하수에서는 토양 특성이 주요 변수였고, 토지 이용 중 주거 지역은 두 그룹에서 모두 중요 변수였다. 수리지질 인자와 현장 수질 항목을 사용한 회귀 분석에서는 천부지하수에서는 EC, 논 지역, pH 등이, 암반 지하수에서는 DO, EC, 자연지역 등이 주요 변수였다. 현장 수질 항목이 수리지질 인자보다 월등히 강한 설명력을 보여 일상적으로 측정되는 현장 수질 항목이 질산성 질소 오염 평가에서 개별 관정에 대해 중요한 정보를 제공할 수 있음을 보여 주었다. 이번 연구에서 결정된 최적 버퍼 반경은 관정으로의 오염 물질 유입 시간 추정에 활용될 수 있다.

주제어 : 질산성 질소 오염, 농업 활동, 다중 회귀 분석, 토지 이용, 현장 수질

1. 서 론

지하수의 질산성 질소는 가장 흔한 오염물질로 지하수 사용으로 인한 인간의 건강을 위협하는 요소 중 하나로, 인간에게 질산성 질소에 의한 문제는 아질산성 질소로 환원되면서 초래되며, 환원된 아질산염은 3개월 이전의 유아에게 청색증을 유발한다(Benefield et al., 1982; Canter, 1997). 또한, 아질산염의 섭취는 몇몇 유행병학적 연구에 따르면 질산염의 노출과 암 위험성 사이에는 상당한 상관관계가 있음이 보고되었다(Tannenbaum and Green, 1985; Kleinjans et al., 1991).

우리나라에서도 환경부의 지하수 수질 측정망 조사 결과(2006)에 의하면, 전국 시도 4740개소의 지하수 시료를 채취 분석한 결과 인간 활동이나 산업 활동에 의한 오염원 중 질산성 질소로 오염된 지하수는 22.9%로 가장 주된 지하수 오염원으로 대두되고 있다. 국내의 지하수 질산성 질소 연구 사례를 보면 많은 지역에서 상당수 시료가 먹는물 수질 기준을 초과하고 있음이 보고되었다(정찬호, 1998; 우남철 외, 2001, 김경호 외, 2002; 이인호, 2002; 김연태 외, 2003; Min et al., 2003; Chae et al. 2004). 이 연구들에서는 수리지구화학적 특성의 단순 분석, 통계적 분석 또는 동위원소 등을 이용하여 오염 과정이나 오염원 기원 평가가 수행되었다. 그러나 국내에서 토양, 지형, 토지 이용 등 수리지질인자를 이용하여 질산성 질소의 분포를 평가한 사례는 많지 않다. 국외의 연구 사례를 보면, Trojan et al.(2003)과 Worrall et al.(2002)는 토지 이용 형태를 구분하고 측정된 질산성 질소의 농도와 연관시켜 상관관계를 분석하였다. Bauder(1993)는 넓은 지역에 대해 토지이용, 지형, 기후, 지질학적 조건, 토양 등의 67개의 많은 수리지질학적 변수를 이용하여 천부지하수 내에서의 질산성 질소 농도에 영향을 미치는 주요 인자를 규명하였다. 토지 이용과 관련해서 Kolpin(1997)은 작물 재배에 일반적으로 사용되는 화학비료 사용량과

의 관계를 분석하였다.

이번 연구에서는 농촌 지역 대수층에서 토지 이용, 토양 특성, 지형 특성 등 관정 주변의 수리지질학적 조건과 현장 수질 측정 항목을 다양한 조합의 다중 회귀 모형에 대한 분석을 통해 지하수의 질산성 질소 오염에 대한 주요 조절 인자 및 관정 주변의 공간적인 영향 범위를 결정하고, 질산성 질소 농도를 예측하고자 하였다.

2. 연구 지역

2.1. 지질 및 수리지질

연구 지역은 충청남도 논산시 북부 지역인 노성면, 상월면, 광석면, 연산면, 부적면 일대로 이 지역은 주민의 약 70%가 식수를 지하수에 의존하고 있다(논산통계연보, 2007). 이 지역은 북동부에는 높은 산지가 분포하고 남서부에는 낮은 구릉지와 평야가 분포하는 전형적인 농촌 지역이다. 연구지역의 지질은 선캠브리아기 편마암과 옥천층군, 유라기 화강섬록암과 일부 백악기 화산암 등으로 구성된다(Fig. 1). 북서쪽에는 편마암이 비교적 큰 규모로 분포하나, 연구 지역 대부분은 유라기 화강섬록암이 주를 이루고 있다(장태우 외, 1980).

2.2. 수문 기상

연구지역 인근의 대전 관측소 기준으로 연평균 기온은 12.3°C이고, 계절별로는 8월 평균기온이 가장 높아 25.5°C이고, 1월 평균기온은 가장 낮아 -1.9°C로 그 월교차는 27.4°C나 된다. 강수량은 연평균 1,353 mm로 우리나라 평균 강수량인 1,159 mm보다는 약간 많은 편이고 계절적으로 북태평양 고기압의 영향을 받은 여름철에 집중되고 1월에 가장 적은 강수량을 보이고 있다. 풍수기인 6월~9월에 내린 강수량이 904 mm로 전체 평년강수량의 67%를 차지하였고, 특히, 8월 강수량이 가장 높았다. 이러한 연구지역의 계절적 강우 특성은 지표의 오염물질이

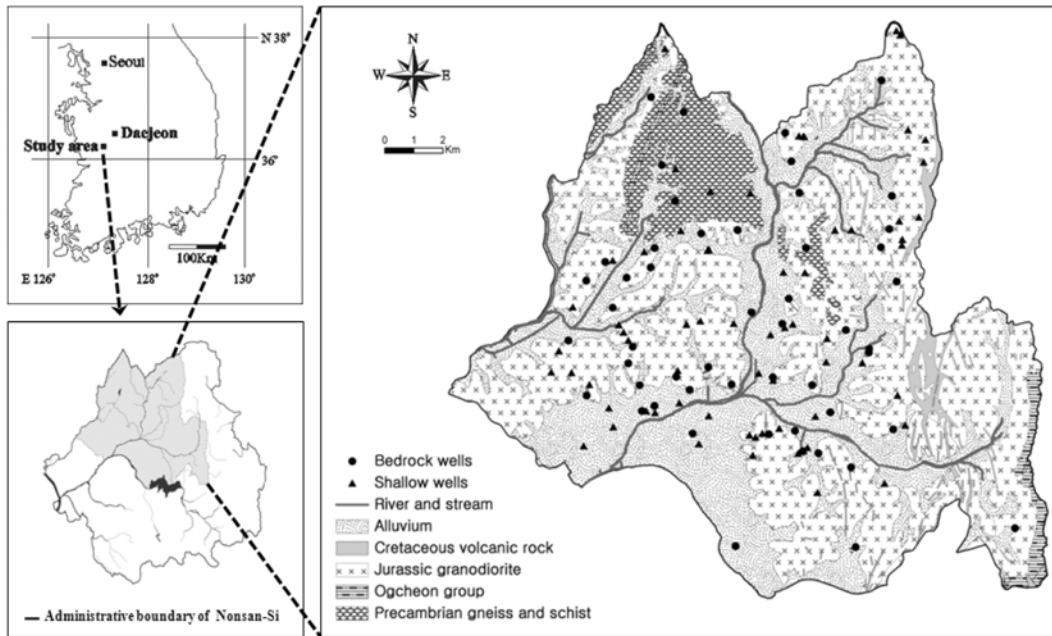


Fig. 1. Location of sampling sites over a geologic map.

지하로의 유입되는 과정에 큰 영향을 줄 것으로 보인다.

2.3. 토지 이용

연구지역의 전체 토지 면적 중 경지면적은 1960년도 후반부터 2005년까지 약 20,000 ha 이상(전체 면적의 40%)을 꾸준히 유지하고 있다. 그 중 약 50% 이상이 밭으로 이용되고 있다. 밭의 경우는 토양배수능력이 좋은 토양으로 구성되어 있어 오염원이 직접적으로 침투하여 지하수를 오염시킬 가능성이 크며 1년 동안 토지를 쉬지 않고 작물을 재배하기 때문에 상대적으로 다른 토지로 이용되는 곳보다 오염의 정도가 클 것으로 생각된다. 연구 지역은 기름진 토양과 많은 일조량 등으로 딸기와 같은 시설채소 재배가 활기를 띠고 있으며 특히 딸기 재배는 재배 면적 기준으로 전국의 13%, 충남의 48%를 차지하는 전국 최대 주산지이다. 이외의 주요 농산물은 쌀, 사과, 배, 인삼 등이다.

연구지역 축산시설은 비교적 축산업 여건이 좋아 한우, 젓소, 돼지, 닭 등을 사육하고, 특히 돼지는 도내에서 홍성군, 당진군에 이어 세 번째로 많이 사육하고 있다. 가축 사육은 1990년도부터 꾸준히 증가하는 추세이고 연구지역 내 대형 축사는 존재하지 않았으나, 수십 두 규모의 중형 축사는 주거지 인근에 혹은 수 두 규모의 소형 축사는 주택과 복합된 형태로 존재한다.

국내에서는 1960년도부터 비료 생산이 시작되고 식량 증산정책의 일환으로 화학비료 사용이 증가하면서 논산지

역 질소질 비료 사용량 또한 1960년도부터 꾸준히 증가하였다. 논산 지역 질소질 화학비료 사용량은 1995~2005년 기간 기준으로 전국 평균(218 kg/ha)의 92%로 평균적인 수준이다. 국내 90년대 이후 질소계 비료의 살포량은 40만톤 이상에 이르는데 이는 매년 농업 생산에 소비되는 총 비료량(150만톤) 중 주요 비료 성분(N, P, K)의 양(80만톤) 만을 고려하면 약 50% 이상에 해당하는 양이다(김경호 외, 2002). 이것은 다른 성분보다는 질소질 비료의 사용에 의한 지하수에서의 질산성 질소 오염의 가능성을 시사한다. 질소질 비료는 작물의 요구량이 많은 만큼 사용량도 많다. 현재 주로 사용하고 있는 요소는 토양 중에서 비교적 분해가 쉬우며 단시일에 효과가 나타나는 비료로 작물의 요구량을 모두 밀거름으로 처리하는 경우 유실량이 많아 비료가 작물에 미치는 효과는 크게 낮아지고 수질오염의 원인이 될 수 있다(김계훈 외, 2006).

3. 시료 채취 및 분석

지하수 시료 채취는 2007년 12월, 2008년 1월-3월 중 총 5차례에 걸쳐 30 m 이하 심도의 천부 관정 62개소, 30-240 m 심도의 암반 관정 51개소, 용천수 5개소를 포함하여 총 118개 지점에 대해 실시하였다. 천부관정과 암반관정은 조사 지역의 정확한 층적층 또는 토양층 두께가 알려져 있지 않아, 관정 구경과 시설 규모를 함께 고려하여 구분하였다. 조사 시기의 강수량은 평년 전체강수

량의 약 12%에 불과하여 갈수기에 해당한다고 볼 수 있으므로 강우로 인한 단기적인 영향은 크지 않을 것으로 보인다. 조사 지점의 분포는 토지 이용에 따라 적절히 분배하였다. 오염 정도가 낮은 자연지역을 대상으로 지하수를 채취하기 위해 고지대 용천수에 대해서도 시료 채취가 실시되었다.

현장에서 지하수 시료 채취는 관정에 수중 펌프가 설치되어있는 곳에서는 수중 펌프를 이용하였고 펌프가 설치되어 있지 않은 곳은 연동 펌프(peristaltic pump)를 이용하였다. 온도(T), pH, 전기전도도(electrical conductivity, EC), 용존산소(dissolved oxygen, DO)의 현장 수질 항목은 지하수가 유동하는 상태에서 대기와의 접촉을 차단하고 측정하였다. 이들 항목이 모두 안정된 후에 지하수 시료를 채취한 후 아이스박스를 이용하여 실내로 운반하였다. 채취된 지하수 시료는 0.2 μm 공극의 막 여과지로 여과한 후에 4°C로 온도를 유지하여 실험실로 운반하였다. 질산성 질소 성분 분석은 이온 크로마토그래피 시스템(ICS-1500, Dionex)을 이용하였으며, AS14 column과 $\text{Na}_2\text{CO}_3\text{-NaHCO}_3$ 용리액을 사용하였다.

4. 질산성 질소 오염 예측을 위한 다중 회귀 분석

4.1. GIS 분석을 통한 공간 변수 생성

4.1.1. 공간 변수 선정

연구 지역에서 공간 변수를 이용한 다중 회귀 분석을 이용하여 지하수의 질산성 질소 농도 예측을 시도하였다. 질산성 질소 농도에 영향을 줄 수 있는 수리지질학적 공간 변수는 대표적인 지하수 오염 취약성 평가 기법인 DRASTIC(Aller et al., 1987)의 방법에서 제시한 변수를 고려하였다. 이번 연구에서는 DRASTIC에서 사용하는 변수 중 토양 유형(Soil type), 지형구배(topography)를 사용 변수로 선정하였다. 지하수위 심도, 함양량, 대수층의 수리 전도도는 조사 지역에서 신뢰성 있는 자료가 없어 변수로 사용하지 않았다. 조사지역은 비교적 좁은 면적을 가지고 유사한 지질 특성을 가지므로 대수층 매질도 공간적으로 큰 차이를 보이지 않을 것으로 보인다. DRASTIC 기법은 수리지질학적 변수만을 이용하여 오염취약성(intrinsic vulnerability)을 평가하는 방법으로 오염원에 대한 변수는 포함하지 않는다. 따라서 질산성 질소 농도 예측을 위해서는 오염원에 대한 자료가 필요하다. 이번 연구에서는 Kolpin(1997), McLay et al.(2001), Gardner and Vogel(2005) 등의 연구에서 질산성 질소 농도 예측을 위해 이용되었던 토지 이용(Land use)을 추가 변수로 선정하였다.

4.1.2. 공간 분석을 위한 Buffer 형성

어떤 지점을 중심으로 공간변수를 지정하기 위해서는 영역을 설정하여 그 영역 내에 해당되는 면적이나 수량 등을 결정하여야 한다. 여기서는 이 공간 영역을 GIS 분석에서 사용하는 Buffer라는 용어를 사용하여 지칭하였다. 이러한 Buffer 구성은 크게 모양과 범위(규모)로 나누어 생각할 수 있다. Buffer 모양을 결정하기 위한 선행 연구자의 연구결과를 보면 Barringer et al.(1990)는 우물 내 지하수위 주변 모양을 고려하여 원형 Buffer를 사용하는 것은 토지이용과 수질과의 상관성을 설명하는데 간단하면서도 효과적인 방법이라고 제시하였다. 이번 연구에서도 개별 관정에 대한 지하수의 유동 특성 분석을 수행하지 않았으므로 모든 관정에 대해 Buffer 모양을 원형으로 분석하였다.

지하수계와 관련된 Buffer 규모는 연구지역의 지형, 지하수의 흐름 속도와 방향, 지하수 함양량, 양수량, 수리지질학적 특성 등을 고려하여 결정될 수 있다. 원형 Buffer는 많은 연구자들에 의해 사용되었는데 Buffer의 반경은 다양한 기준으로 정해졌다. Shapiro et al.(1999)은 연구지역의 수리지질학적인 특성을 고려하여 연구지역 내 관정에서의 양수량과 함양량을 통해 관정 주변에 영향을 미치는 거리를 계산하여 Buffer 반경의 거리로 사용하였다. Panagopoulos(2005)은 Buffer 반경 내 토지 이용 특성을 파악하기 위한 Buffer 반경을 관정마다 고정 반경(Calculated Fixed Radius; CFR) 방정식(U.S. EPA, 1994)을 사용하여 모든 관정에 대해 각각의 Buffer 반경을 결정하였다. Kolpin(1997)은 Buffer 반경을 200-2000 m까지 설정하여 다양하게 분석해 본 결과 500 m에서 질산성 질소와 토지이용, 토양 특성간의 상관관계가 가장 좋음을 보여주었다. Barringer et al.(1990)는 Buffer 반경을 250-1000 m가 가장 적절한 반경이라고 제안하였다. 한편, 고정된 하나의 Buffer 반경을 사용한 연구도 있는데 Eckhardt(1995)는 800 m를, McLay et al.(2001)는 500 m를 사용하여 분석하였다.

연구지역 공간 인자 분석은 지리정보시스템인 GIS(Arc GIS Desktop 9.2 PS2 Korean pack)을 활용해 모든 관정에 대하여 분석하였다. 수리지질학적 공간 인자들은 Buffer 반경 내에 포함되는 면적에 비례하여 지하수에 대한 영향 정도가 커진다고 가정하여 인자들의 면적 비율을 계산하여 공간 변수로 설정하였다. Buffer의 반경은 관정 바로 주변 지표 수리지질학적인 영향과 광역적인 오염원에 의한 영향까지 고려하고자 천부지하수는 5 m-500 m, 임반지하수는 50 m-2500 m의 범위를 적용하였다. 천부 지

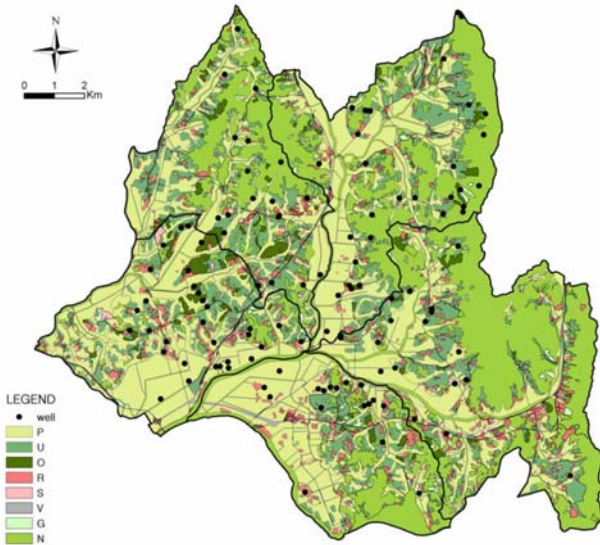


Fig. 2. Land use pattern of the study area. Symbols are P = Paddy, U = Upland, O = Orchard, R = Residential area, S = Point source, V = Paved road, G = Artificial grassland, N = Natural area.

하수는 관정의 개별 양수량이 크지 않으며, 지형적으로 산악 지역을 많이 포함하고 있어 기존 외국 연구 사례에서 적절하다고 제시된 Buffer 반경보다는 작은 값을 최대 Buffer 반경으로 설정하였다.

4.1.3. 토지 이용 분석

국토지리정보원에서 제공하는 1 : 25,000 토지이용도를 이용하여 토지 이용을 분석하였다. 토지이용 분류는 논(P), 밭(U), 주거지역(R), 자연지역(N), 과수원(O), 인공초지(G), 오염원(S), 도로(V)까지 총 8개로 구분하여 분류하였다 (Fig. 2). 교통시설, 공업지, 공공시설물, 기타시설등과 주거지 및 상업지는 주거지역으로, 하천, 호소, 임목지는 자연지역, 그리고, 골프장, 공원묘지, 유원지는 인공초지로 구분하였다. 밭에는 보통, 특수 작물을 재배하는 토지가 포함되었고 미경지/경지 정리 답은 논으로 통합하였다. 보통 밭에 포함되는 과수원은 오염원의 특성이 밭과 다를 것으로 예상하여 토지이용 분류에서 과수원을 따로 구분하였다. GIS를 이용해 토지이용도를 분석할 때 관정을 중심으로 반경 내에 들어오는 모든 토지의 면적을 8종류의 토지 이용으로 구분하고 각 토지이용의 면적 비율을 구하였다.

4.1.4. 토양 특성 분석

농업과학기술원에서 제공하는 1 : 25,000 정밀토양도를 이용하여 지표 토양 특성을 분석하였다. 토양 특성을 결

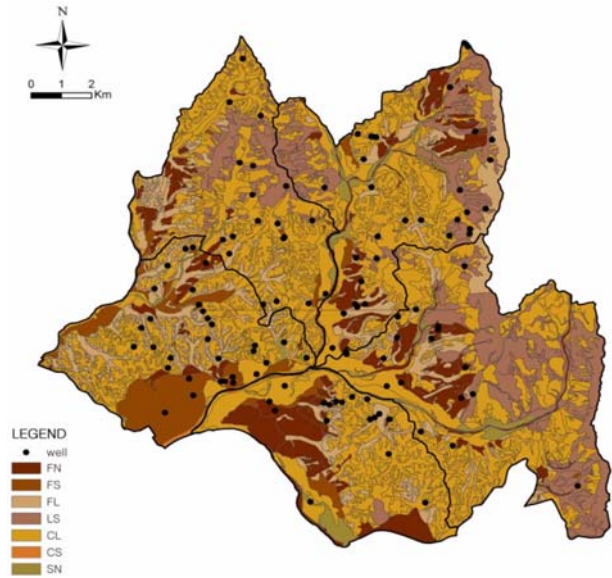


Fig. 3. Soil properties map of the study area. Symbols are FN = Fine, FS = Fine silty, FL = Fine Loamy, LS = Loamy Skeletal, CL = Coarse Loamy, CS = Coarse Silty, SN = Sandy.

정하는 방법은 미국 농무성법(U.S. Department of Agricultural, USDA)과 국제토양학회법이 있는데, 우리나라에서는 미국 농무성법을 이용한다(김계훈, 2006). 우리나라의 378개의 토양통은 토성(soil texture), 배수등급(drainage), 투수성(permeability), 불투수층 등 침투수량을 지배하는 요인들을 기준으로 4개의 수문군으로 분류되었다(정정화 외, 1995). 그러나, 개별 토양통의 배수도나 투수도는 농작물 재배를 목적으로 설정되었으므로 이번 연구에서는 토양 자체의 특성을 반영하여 분석하기 위해 토성을 기준으로 지표 토양을 분류하였다. GIS를 활용해 분석된 토성의 구분은 식질(FN), 미사식양질(FS), 식양질(FL), 양질인역질(LS), 사양질(CL), 미사사양질(CS), 사질(SN)으로 토지이용 분석에서의 마찬가지로 면적 비율을 산출하였다 (Fig. 3).

4.1.5. 지형구배 분석

1 : 25,000 수치지도를 이용하여 지리정보시스템인 GIS (Arc GIS Desktop 9.2 PS2 Korean pack)을 활용하여 연구지역의 수치고도자료(DEM)을 이용하여 지형 구배를 분석하였다. 연구지역의 지형은 동쪽으로 산악지에서 서쪽으로 경사가 완만한 구릉지까지 지형의 경사가 다양하게 분포하고 있어 경사도에 따른 지하수 함양 특성이 클 것으로 예상되어 DRASTIC 기반의 오염 취약성 평가의 기본 요소 중 하나인 지형 분석을 실시하였다. 지형의 경사는 직접유출량을 증가시켜 지표의 오염물질이

흘러가게 하거나 지하수 함양량을 증가시켜 오염물질의 지하수로의 침투를 용이하게 한다(함세영 외, 2004). 지형 경사가 0-2% 일 때는 강우나 지표 오염물질이 흘러가지 못하기 때문에 지하로 침투하기에 가장 좋은 조건이다. 반대로 지형경사가 18% 이상일 때는 지표유출량이 크고 따

라서 지표 오염물질이 지하로 침투할 가능성이 낮아지고 지하수오염 취약성도 낮아진다. 본 연구에서 지형 경사 구분은 이사로 외(1996)에 의해 DRASTIC에서 사용된 구분 방법을 사용하였고 Table 1에 정리되었다. 지형 분석도 앞선 토지이용도와 토양도 분석과 마찬가지로 해당 반경 내 지형의 경사 구배를 분석하였다(Fig. 4).

Table 1. Topography group and ranges of slope

Topography group	Ranges
T1	0 - 2
T2	2 - 6
T3	6 - 12
T4	12 - 18
T5	More than 18

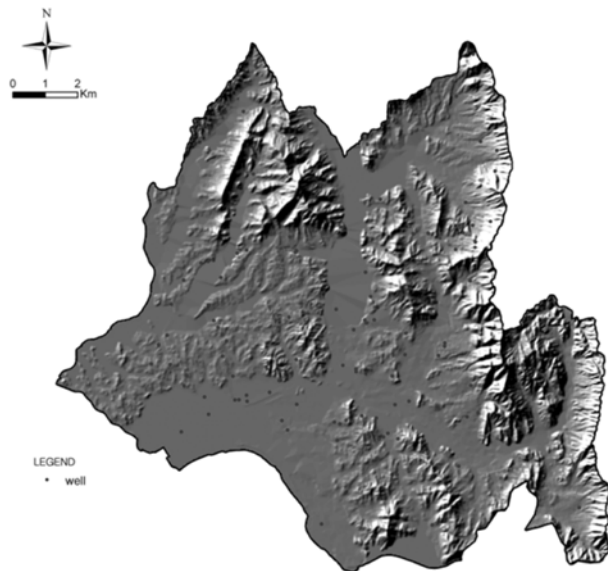


Fig. 4. Shaded relief map of the study area.

4.2. 다중 회귀 분석

4.2.1. 분석 방법 개요

회귀 분석은 한 개의 종속변수와 한 개 또는 둘 이상의 독립변수 사이의 관계를 분석하는데 사용되는 통계적 기법이다. 본 연구에서는 여러 개의 독립변수들로부터 한 개의 종속변수의 변화를 예측하고 종속변수에 대한 독립변수들 간의 영향력을 설명하기 위해 다중 회귀 분석을 실시하였다. 다중회귀분석은 예측과 설명에 있어서 서로 배타적이지 않으며, 두 가지 연구 문제 모두에 중점을 두고 분석할 수 있는 다변량 통계 기법 중 하나이다 (Kleinbaum, 1998). 다중 회귀 분석은 분석 결과가 이상치(outliers) 때문에 영향을 받기도 한다. 이런 경우 원래의 자료에서 이상치를 제거해주고 회귀분석 하는 것이 바람직하다. 질산성 질소의 Box-plot을 보면 농도 측정값의 분포는 낮은 농도쪽으로 상당히 치우치고 있으며 이상치가 다수 보인다. 그러나 로그로 변환한 농도값은 중간값을 기준으로 대칭을 이루며 이상치도 감소하고 있다(Fig. 5). 따라서 다중 회귀분석에서는 로그로 변환한 질산성 질소 농도값을 종속 변수로 사용하였다. 이상치로 나타나는 시료들은 검출 한계 이하 측정값(검출한계의 절반으로 농도값을 설정)을 가진다. 검출한계 이하를 가지는 시료가 많을 경우는 Tobit regression을 사용하여 회귀 분석을 실

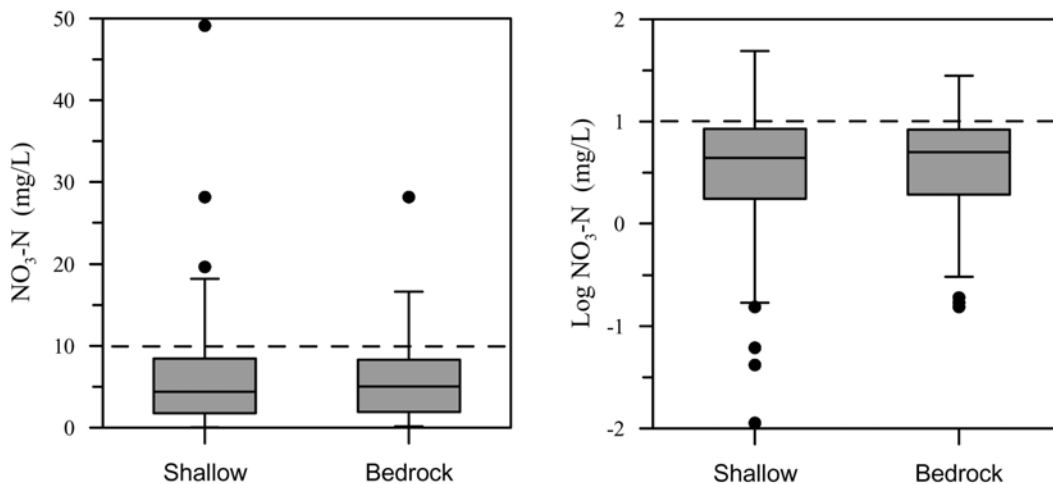


Fig. 5. Box-plot showing nitrate concentrations and nitrate log concentrations of shallow and bedrock groundwater.

시할 수 있다(Gardner and Vogel, 1995). 그러나 이번 연구에서는 검출한계(0.02 mg/L as NO₃-N) 이하의 질산성 질소 농도를 가지는 시료가 전체의 3.4%에 불과하므로 이 자료들은 분석에 활용하지 않고 다중 선형 회귀 분석을 실시하였다. 본 연구에서는 다중 회귀 분석을 위해서 대표적인 통계 패키지 소프트웨어인 SAS 9.1을 사용하였다.

조사 지역의 경우 천부 대수층과 암반 대수층은 수리지질학적으로 큰 차이를 보일 것으로 예상되므로, 지하수는 조사 지역에서 관정의 구경과 시설 규모가 크게 달라지는 심도 30 m를 기준으로 천부 관정과 암반 관정의 두 군으로 나누어 분석하였다. 용천수는 편의상 천부 관정에 포함하였다.

4.2.2. 독립변수 선택 방법

다중 회귀 분석에서 독립 변수 선택 방법은 전진선택법(forward selection), 후진제거법(backward elimination), 단계적 방법(stepwise method) 등이 있다. 그러나 이러한 변수 선택 방법을 통해서 항상 최적의 모형이 선정되는 것은 아니며, 변수들간의 다중공선성이 존재할 경우에는 최적의 모형이 분석되지 않은 채 다른 모형이 선정될 수도 있다. 또한 이 방법들은 가능한 모든 모형을 분석하지 않는다. 따라서 가능한 모든 모형을 만든 후 모형 선택에 사용되는 통계량들과 모형에 진입된 독립변수들의 조합을 평가하여 적합한 모형을 선택하는 방법이 바람직하다(Helsel and Hirsch, 2002).

추정된 모형이 통계적으로 유의한가 또는 계수들에 대한 일정한 제약이 타당한가를 검증하기 위해 F-검정을 이용하였으며, F값이 일정한 수준 이상이면(p < 0.05) 주어진 모형이 유의하다고 판단하였다. 일반적으로 여러 회귀 모형 중 최적 모형을 선정할 때 결정계수(R²; coefficient of determination)를 많이 사용하는데 모형에 변수를 추가하면 실제 예측능력과 관계없이 결정계수의 값은 증가한다(오종철 외, 2004). 따라서 이번 연구에서는 불필요한 항이 모형에 추가될 때 의미 없이 결정계수의 값이 증가되는 문제를 해결하기 위해 수정 결정계수(Adj. R²; Adjusted coefficient of determination)를 이용하였다.

$$Adj. R^2 = 1 - \frac{SSE_p / (n - p - 1)}{TSS / (n - 1)} = 1 - \frac{MSE_p}{TSS / (n - 1)} \quad (1)$$

n은 표본크기, p는 독립변수의 수, TSS는 전체제곱합, SSE_p, MSE_p(= SSE_p/(n - p - 1))는 독립변수의 수가 p인 모형의 오차제곱합 및 평균제곱오차를 말한다.

다중 회귀 분석에서 독립변수들 간의 상관성이 강하면 독립변수들이 종속변수에 의외의 영향을 미칠 가능성이 높고, 추정되는 회귀 계수의 정확도를 떨어뜨리고, 분석의 결과를 왜곡할 수 있다. 독립변수들 간의 상관성을 다중 공선성(multicollinearity)이라고 하는데, 이것의 존재 여부는 분산팽창인자(VIF; Variance Inflation Factor)를 사용하여 평가할 수 있다(함형범, 2007). VIF 값이 1에 가까울수록 다중공선성의 영향이 작은데 이번 연구에서는 VIF 값이 3보다 크면 다중공선성이 심각하다고 보아 해당 변수를 모형에서 제외시켰다(Kloiber, 2006).

다중 회귀 분석 결과 생성된 모형에 진입된 변수들은 p < 0.1 인 경우에 통계적으로 유의하다고 판단하였다. 즉 p > 0.1인 변수는 모형에서 제거 후 분석하였다(Bauder et al, 1993).

4.2.3. 독립변수의 기여도 평가

다중 회귀 분석 방법은 종속변수에 대하여 독립변수들의 기여도를 규명할 수 있다. 즉, 다중 회귀 모형은 다양한 독립변수들의 영향이 복합적으로 반영된 질산성 질소 농도의 영향을 각 독립변수들로 분해할 수 있다. 어느 변수가 종속변수에 더 많은 영향을 미치는지를 판단하기 위해서 t값을 사용한다.

$$t \text{ 값} = \frac{\text{기울기}}{\text{기울기의 표준편차}} \quad (2)$$

t 값은 절대값이 크면 클수록 독립변수가 종속변수에 대한 영향력이 크고 절대값이 작으면 그 영향력이 작다고 할 수 있다. 이 값은 기울기의 부호를 따르므로 양수뿐만 아니라 음수까지 나올 수 있다. 즉, 음수인 경우에는 독립변수가 종속변수에 영향을 미치지 종속변수의 수치를 떨어뜨리는 방향으로 미친다는 의미가 된다(문상기 외, 2002). 또한 Partial R²도 값도 독립변수들의 기여도를 규명할 때 쓰는 통계량이다(Kleinbaum et al., 1998). t 값과 마찬가지로 Partial R²도 값이 크면 클수록 독립변수가 종속변수에 대한 영향력이 크다고 할 수 있다(Roy, 2007).

$$\gamma_{YX/Z_1, Z_2, \dots, Z_p} \quad (3)$$

독립변수의 수가 편상관계수(Partial R²)의 차수가 되는데 Y는 종속변수, X는 고려된 독립변수, Z_p는 고려되지 않은 나머지 독립변수이다.

4.2.4. 2단계 다중회귀 분석

이번 연구에서는 다중 회귀 분석을 2단계에 걸쳐 독립

Table 2. Dependent and independent variables considered in multiple regression analysis

Phase	Dependent variables	Independent variables
Phase I	Log NO ₃ -N (in mg/L)	Land use (P, U, R, N, O, G, S, V)
		Soil properties (FN, FS, FL, LS, CL, CS, SN)
		Topography (T1, T2, T3, T4, T5)
		Altitude of well
		Depth of well
Phase II	Log NO ₃ -N (in mg/L)	Land use (P, U, R, N, O, G, S, V)
		Soil properties (FN, FS, FL, LS, CL, CS, SN)
		Topography (T1, T2, T3, T4, T5)
		Altitude of well
		Depth of well
		Log Field parameter (T, pH, DO, EC)

변수를 달리하여 천부 지하수와 암반 지하수에 대해 실시하였다(Table 2). 1번째 단계(Phase I)에서는 GIS로 분석한 토지이용, 토양 특성, 지형경사의 Buffer 내 면적 비율과 관정의 심도와 고도를 독립변수로 사용하였고 종속변수로는 질산성 질소 농도(log NO₃-N in mg/L)를 분석에 사용하였다. 천부 관정은 심도가 모두 30 m 미만인 관정으로 관정 심도의 변화가 암반 관정에 비해 크지 않아 독립변수에서 관정의 심도의 변수는 사용하지 않았다. 반면 암반 관정의 경우는 30 m에서 최대 240 m까지 넓은 범위에 있어 관정 심도에 따라 질산성 질소 농도 값의 영향이 있을 것으로 판단하여 다중 회귀 분석 시 변수로 선정하였다. 즉, 첫 번째 단계에서는 각 관정에서의 질산성 질소의 오염 정도와 공간적인 변수들간의 관계를 평가하고 주요 영향인자를 규명하고자 하였다.

두 번째 단계(Phase II)에서는 첫 번째 단계에서 선정된 최적 모형의 Buffer 반경에 대해서만 다중 회귀 분석을 실시하였다. 사용된 종속변수는 첫 번째 단계에서와 마찬가지로 질산성 질소 농도(log NO₃-N in mg/L)를 사용하였고 독립변수로는 첫 번째 단계에서 사용된 변수와 현장 수질 항목인 T, pH, DO, EC를 추가하여 다중 회귀 분석을 실시하였다. 두 번째 단계에서는 현장 수질 항목을 추가함으로써 첫 번째 단계에서의 공간적인 관계에 대한 평가뿐 아니라 일반적인 지하수 조사에서 일상적으로 측정되는 현장 수질 항목들을 이용하여 질산성 질소 농도를 예측해 보고자 하였다.

5. 결과 및 토의

5.1. 질산성 질소 오염 특성

연구지역에서 채취된 지하수의 질산성 질소는 전체시료

의 22%가 먹는물 수질 기준(10 mg/L as NO₃-N)을 초과하였으며, 천부 지하수에서는 27%, 암반 지하수에서는 16%가 기준을 초과하였다. Medison and Brunett(1985)이 제시한 인위적 오염물질의 유입가능성을 지시하는 농도인 3 mg/L(as NO₃-N)를 초과하는 시료는 천부 지하수 시료의 57%였고 암반 지하수에서는 56%였다. 이는 연구 지역에서 지표로부터 질산성 질소를 생성할 수 있는 오염물질이 지속적으로 지하수로 유입되고 있음을 보여준다. 천부 지하수 시료가 채취된 관정들은 농촌지역의 생활용으로 사용되는 소형관정이거나 농사용으로 사용되는 관정으로 대부분의 농가의 마당 한 구석에 설치되어 있거나 농경지에 설치되어 있었기 때문에 질산성 질소에 의한 지하수의 오염은 농가의 생활 하폐수나 작물재배에 의한 질소 비료에 의한 영향이 주 오염원으로 사료된다. 질산성 질소 오염원의 영향이 최소라고 판단되는 지점은 고도가 높은 지점일 것으로 예상했으나 저지대의 논에 위치한 농업용 소형관정들에서 가장 낮은 질산성 질소 농도를 보였다. 이는 겨울동안 논에서의 휴작으로 인해 비료에 의한 오염원의 영향을 받지 않았고 낮은 DO 수준으로 보아, 질산성 질소의 탈질반응(denitrification)으로 인해 농도가 감소한 것으로 판단된다.

일반적으로 질산성 질소 오염원이 지표에 존재하므로 지하수의 질산성 질소 농도는 심도가 증가함에 따라 감소하는 양상을 보인다(Hallberg and Keeney 1993). 그러나, 이번 연구의 자료에서는 관정심도에 따른 질산성 질소의 농도 차이는 천부 지하수의 일부 고농도의 시료를 제외하면 뚜렷하지 않다. 이는 관정 제원상의 심도가 실제 대수층 구간을 지시하지 못하고, 공내에서 다수 구간에서 유래된 지하수의 혼합이 심하기 때문인 것으로 보인다.

관정이 위치한 고도와 질산성 질소와의 관계에서 수질

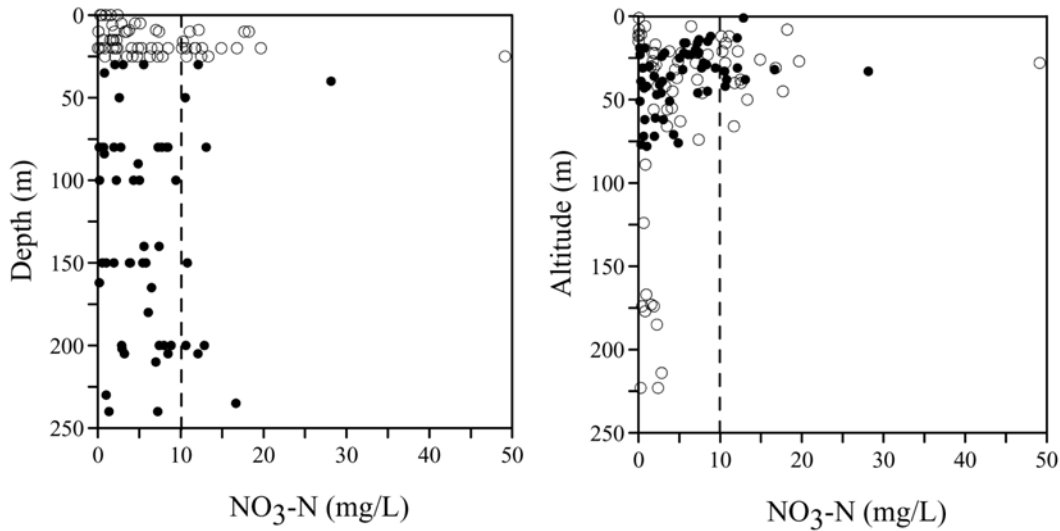


Fig. 6. Depth and elevation of sampling sites versus nitrate concentrations. Open circles are shallow groundwater and solid circles are bedrock groundwater.

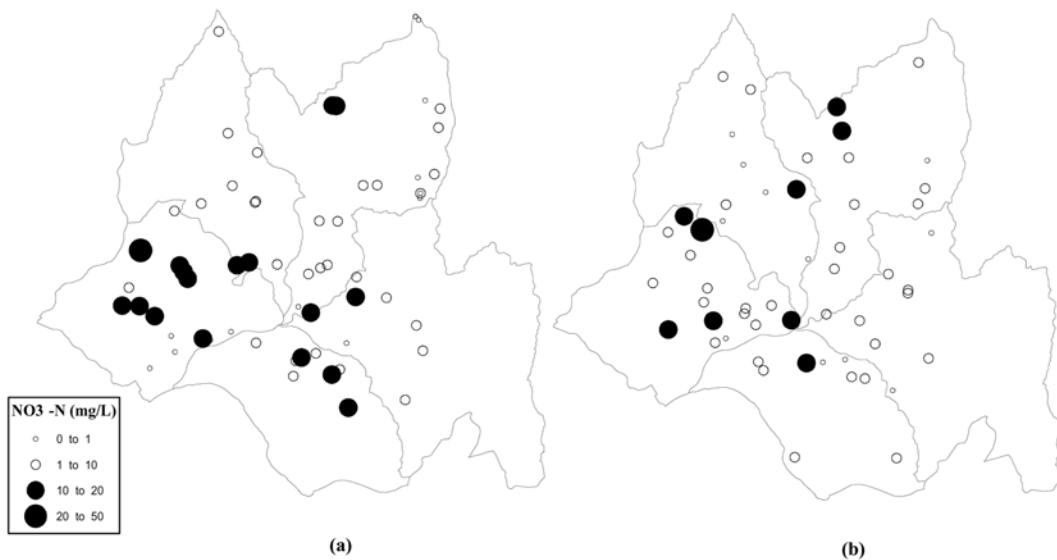


Fig. 7. Spatial distribution of

기준을 초과하는 시료는 모두 저지대의 시료이다. 조사 지역에서 고지대는 자연지역이거나 오염원의 공급이 거의 없는 반면, 저지대는 경작지, 인위적 시설물 등의 질산성 질소 오염원에 많이 노출되어 있기 때문인 것으로 판단된다(Fig. 6).

연구 지역 지하수의 질산성 질소의 공간적인 분포를 보면 고지대인 북동쪽에서는 낮은 농도를 보이는 반면, 딸기 하우스의 농업형태가 활발한 남서쪽 지역에선 높은 농도의 분포를 보인다. 특히, 수질 기준을 초과하는 시료의 대부분이 남서쪽에 분포하는데 농업활동에 의한 화학비료의 과다 사용에 따른 영향으로 판단된다(Fig. 7).

5.2. 토지 이용에 따른 질산성 질소 농도 차이

토지 이용과 지하수의 질산성 질소 오염과의 상관성을 평가하기 위해 시료군별 농도 차이를 평가하였다. 다중회귀분석에서 구분한 토지 이용은 지나치게 세분화되어 있으므로 토지 이용을 네 가지 유형(P, A, R, N)으로 크게 구분하고, 임의의 반경 100 m에서의 가장 큰 비율을 가지는 토지 이용(주 토지이용)에 따라 질산성 질소 농도를 네 그룹으로 구분하여 Log NO₃-N에 대해 Box-plot으로 도시하였다(Fig. 8). 천부 지하수와 암반 지하수에서 토지 이용에 따른 질산성 질소의 농도 차이는 뚜렷한 것을 판단할 수 있다. 토지 이용 그룹별 정규분포를 추정하기에

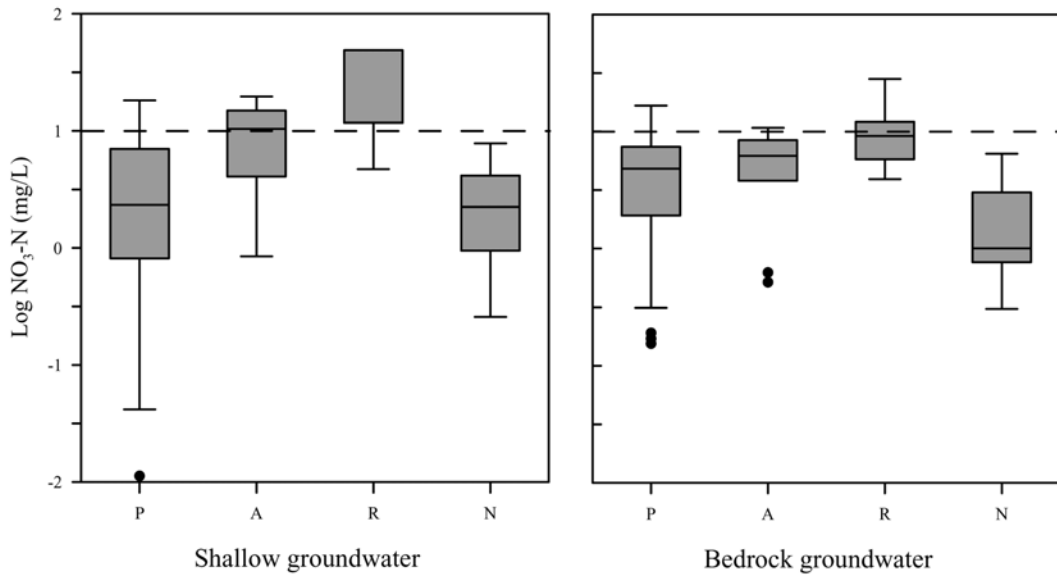


Fig. 8. Box-plots showing nitrate concentrations of shallow and bedrock groundwater grouped by land use (P = Paddy, A = Agricultural area, R = Residential area, N = Natural area).

Table 3. The result of Kruskal-Wallis test in shallow and bedrock groundwater grouped by land use

Aquifer	Landuse	Number of wells	Mean Square	chi-square	p
Shallow	Paddy	25	27.0	17.90	0.000
	Agricultural area	15	43.6		
	Residential area	7	47.9		
	Natural area	16	21.9		
Bedrock	Paddy	25	26.3	9.64	0.022
	Agricultural area	12	33.8		
	Residential area	10	35.9		
	Natural area	8	14.9		

는 시료수가 적으므로 그룹별 농도 값 차이가 통계적으로 유의한지 여부를 판단하기 위해 비모수 군집 비교 방법인 Kruskal-Wallis test를 실시하였다. Kruskal-Wallis test는 3개 이상의 모평균이나 중앙값을 비교하기 위해 사용되는 분석 방법으로 그 검정은 표본 관찰치의 순위에 근거를 둔다.

천부 지하수의 경우 유의확률 0.000으로 토지이용에 따른 질산성 질소의 농도가 유의한 차이가 있음을 판단할 수 있다. 마찬가지로 암반 지하수의 경우도 유의확률 0.022로 토지 이용에 따른 질산성 질소 농도 차이가 통계적으로 유의함을 보인다(Table 3). 또한 유의확률이 천부 지하수가 암반 지하수에 비해 적은 값을 보이는 것으로 보아 지표 토지 이용에 천부 지하수가 더 민감함을 판단할 수 있다. 천부 지하수와 암반 지하수에서 보이는 토지 이용에 따른 질산성 질소 농도의 차이는 통계적으로 유의

함으로써 토지 이용이 질산성 질소 농도의 주요 지배 요 인임을 알 수 있다.

5.3. 수리지질 인자의 다중 회귀 분석(Phase I)

이 단계에서는 수리지질 변수만을 사용해서 여러 Buffer 반경에서 다중회귀분석을 실시하여 최적 Buffer 반경을 구 하고, 이때의 최적 회귀 모형을 제시하였다.

5.3.1. 천부 지하수

고려된 모든 Buffer 반경에서 선정된 모형의 유의확률이 0.0001 이하로 통계적으로 유의하다(Table 4). 수정 결정계수 기준으로 50 m에서 가장 높은 0.510이고 이보다 반경이 작거나 큰 경우에는 결정계수가 작아지고 있어 최적 Buffer 반경은 50 m라고 할 수 있다(Fig. 9). 최적 Buffer 반경에서 회귀 모형을 만든 후 진입된 변수들의

Table 4. Regression model summary for various Buffer radius in phase I

Aquifer	Buffer radius (m)	Adj. R ²	F	p	Variables
Shallow	5	0.393	6.63	< .0001	P, O, V, FS, ELEV, T2, T4
	10	0.384	8.60	< .0001	P, O, FS, ELEV, T4
	25	0.423	9.96	< .0001	P, V, FL, ELEV, T4
	50	0.510	10.08	< .0001	U, O, R, V, FL, ELEV, T4
	75	0.466	8.61	< .0001	P, U, G, V, FL, T5
	100	0.440	10.6	< .0001	P, U, G, FL, T5
	250	0.403	5.57	< .0001	U, G, S, FN, CL, FS, T4, T5
	500	0.365	5.55	< .0001	P, U, G, S, FL, CL, LS, T4, T5
Bedrock	50	0.314	4.82	0.0007	P, N, CL, FS, LS, ELEV
	100	0.334	4.59	0.0007	P, N, FN, FL, FS, ELEV, T2
	250	0.355	5.59	0.0002	N, R, CL, FS, SN, LS
	300	0.372	5.97	0.0001	R, CL, FS, SN, LS, ELEV
	500	0.242	3.65	0.005	N, G, R, CL, FS, LS
	750	0.243	2.46	0.039	FN, SN, LS, DEP, T2, T4
	1000	0.153	2.29	0.044	G, V, FN, SN, LS, DEP, T3
	1250	0.207	2.86	0.015	R, V, SN, LS, DEP, T2, T4
	1500	0.278	3.41	0.004	S, R, V, FS, SN, LS, DEP, T3
	2000	0.205	2.84	0.016	S, R, CL, FS, SN, DEP, T2
2500	0.217	3.31	0.009	R, CL, SN, DEP, T2, T4	

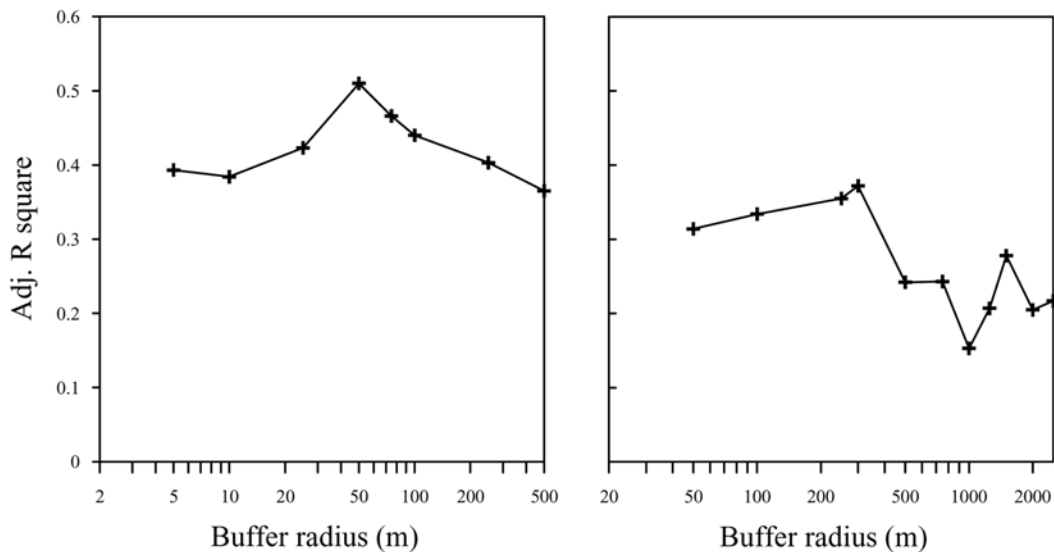


Fig. 9. Variation of Adjusted R² for various buffer radii in phase I regression.

유의확률(p-value)과 다중공선성(VIF) 판단을 위해 모형을 재분석하여 최적 회귀모형을 제시하였다(Table 5). 모형에 진입된 변수는 주거지역, 과수원, 도로, 식양질의 토양, 관정의 고도, 받으로 변수들의 유의확률은 모두 0.1이하로 유의함을 확인 할 수 있다. 다중공선성을 지시해주는 VIF는 모두 1에 가까운 값으로 변수들간의 상관성이 존재하지 않음을 확인할 수 있다.

Partial R²을 이용하여 독립변수들의 기여도를 평가해보면 변수들 중 주거지역(R)이 가장 높은 0.203으로 전체 회귀 모형의 설명력에 대한 기여가 가장 큰 영향인자임을 확인할 수 있다. 이는 주거지역에 위치한 30m 내외의 천부 관정이 가정에서 직접적으로 흘러나오는 음식물 쓰레기에 의한 오폐수나 근처 재래식 화장실 또는 소규모 축사 등으로부터 유래한 분뇨 등에 의해 직접적으로 영향을

Table 5. Coefficient of the regression equations to estimate nitrate concentration in phase I

Aquifer (Buffer radius, m)	Explanatory variables						Goodness-of-fit (model)		
	Name	Coefficient	p	t	Partial R square	VIF	Adj. R square	F	p
Shallow (50 m)	Constant	0.761	0.005	2.96					
	R	1.831	<.0001	4.98	0.203	1.281			
	O	2.087	0.006	2.87	0.068	1.130			
	V	11.121	0.008	2.78	0.063	1.179	0.510	11.17	<0.00
	FL	0.699	0.029	2.24	0.041	1.094			
	ELEV	-0.004	0.051	-1.99	0.033	1.350			
	U	0.709	0.079	1.79	0.026	1.268			
Bedrock (300 m)	Constant	1.776	0.000	4.02					
	LS	-2.481	0.001	-3.65	0.167	1.256			
	R	6.003	0.002	3.33	0.139	1.097			
	FS	-3.202	0.006	-2.89	0.105	1.108	0.372	6.93	<0.00
	SN	-7.006	0.027	-2.28	0.065	1.091			
	CL	-1.290	0.030	-2.25	0.063	1.235			

받기 때문에 질산성 질소의 농도와 직접적인 상관성이 클 것으로 생각된다. t의 값에서도 주거지역이 가장 큰 값을 가져 종속변수에 대한 영향력이 큼을 보여주고 있다. 과수원(O)의 경우 Partial R²의 값이 0.068이고 도로(V)의 경우는 0.063으로 주거지역(R)보다는 낮으나 나머지 변수들에 비해서는 높다. 각 변수들의 계수를 보면 관정의 고도를 제외하고 모두 양의 값을 갖는 것을 볼 수 있다. 관정의 고도는 높아질수록 관정 주변 오염원의 존재가 거의 없기 때문에 음의 관계를 보인다. 반면 주거지역(R)과 과수원(O), 밭(U)의 경우는 질산성 질소와 양의 관계를 보이는데 모두 생활하수, 분뇨, 화학 비료, 거름 등의 오염원을 반영하기 때문인 것으로 보인다. 도로의 경우는 도로 자체보다는 도로 주변에 존재하는 인위적 오염원의 영향이라 생각된다. 반면 논(P)은 변수에서 나타나지 않는데, 질산성 질소와 뚜렷한 상관성을 가지지 않음을 지시한다. 토양의 구성물질은 토양층이 얇거나, 자갈층으로 이루어진 경우에 오염에 대한 취약성이 높는데 식양질(FL)의 경우는 투수성이 약간 느리거나 보통인 특성을 보이는 토양으로 연구지역 내에서 질산성질소의 농도를 높이는 인자로 작용하고 있다. 최적 모형을 갖는 반경 50 m 일 때의 회귀식은 (4)과 같다.

$$\log \text{NO}_3 - \text{N} = 0.761 + 1.831R + 2.087O + 11.121V + 0.699FL - 0.004ELEV + 0.709U \quad (4)$$

5.3.2. 암반 지하수

설정된 모형은 유의확률이 모두 0.1 이하로 유의함을

확인 할 수 있고 Buffer 반경 300 m에서 수정 결정계수의 값이 0.372로 최대값을 가지고 이보다 작거나 크면 결정계수가 감소하고 있어, 최적 반경은 300 m라고 할 수 있다 (Table 4; Fig. 9). 암반 지하수의 경우는 천부 지하수보다 관정의 심도가 깊고 암반층 내 질리를 따라 관정 내 지하수로 다소 먼 곳에 위치한 오염원이 유입될 수 있으므로 천부지하수보다 최적 반경이 크게 결정된 것으로 보인다.

암반 지하수의 경우 최적 반경인 300 m인 경우에 대한 모형의 결과를 보여준다(Table 4). 사용된 수리지질학적 변수 중 최종 모형에 진입된 변수들의 대부분이 토양 특성이고 이들 변수의 설명력이 큼을 알 수 있다. 토성이나 토양의 구조는 물의 이동속도에 영향을 끼치는 요인이며, 따라서 질산염의 용탈에 크게 영향을 끼치는 영향인자이다. 동인한 기후조건이라도 식질 토양에 비하여 사질 토양에서 질산염의 용탈이 훨씬 심하게 일어난다. 모형에 진입된 변수들 중 전체 회귀 모형의 설명력에 기여도가 가장 높은 변수는 양질인 역질(LS)로 Partial R²가 0.167로 가장 크고, t의 값도 -3.65로 가장 높은 절대값을 보인다.

양질인 역질(LS)은 토양 특성상 투수성과 배수 모두가 양호한 토양임에도 t 값이 음의 계수를 보이는 것은 이 토성을 가지는 지역이 토양도(Fig. 3)와 지형 경사도(Fig. 4)에서 확인할 수 있듯이 고도가 높고 지형 경사가 급한 지역에 분포하는 특징과 관련이 있는 것으로 보인다. 대체로 오염원에 의한 영향이 작은 자연 지역이고, 지표 오염원이 존재한다 하더라도 경사가 급한 지역이므로 강수의 지하로의 침투가 제한적이기 때문이다.

주거지역(R)은 Partial R²의 값이 0.139이고 미사식양질

(FS)은 0.105로 회귀 모형의 설명력에 기여도가 비교적 높다. 주거지역(R)에서는 주거지역 내 오염원에 의한 영향이 강하므로 양의 상관성을 보인다. 미사식양질(FS)은 토양 특성상 투수성과 배수가 모두 불량하여 토양에서 질산염의 용탈이 쉽지 않기 때문에 지하수 내 질산성 질소의 농도와 음의 상관도를 보인다. Buffer 반경 300m인 경우의 회귀식은 (5)과 같다.

$$\log \text{NO}_3 - \text{N} = -2.481\text{LS} + 6.003\text{R} - 3.202\text{FS} - 7.006\text{SN} - 1.290\text{CL} \quad (5)$$

5.3.3. 천부와 암반 지하수의 비교

다중회귀분석에서 천부 지하수가 암반 지하수보다 더 좋은 설명력을 보여주는데, 이는 관정 주변 공간 변수의 영향에 천부 지하수가 더 민감하기 때문인 것으로 보인다. 또한 천부지하수는 토지이용이 주요 변수인 반면 암반지하수는 토양특성이 주요 변수인 점에서 차이를 보이는데, 암반 지하수에서는 영향 반경이 커짐에 따라 다양한 지하수 유동 경로의 혼합에 의해 토지 이용에 따른 오염원 차이가 뚜렷하게 구분되지 않기 때문인 것으로 추정된다. 토지 이용 중 주거 지역은 천부와 암반 모두에서 중요 변수로 선정되어 영향력이 큼을 보여준다. 지형구배는 천부와 암반 모두에서 변수로 선정되지 못하는데, 조사 지역의 경우 상대적으로 평탄한 지역이 큰 비중을 차지하여 지점에 따른 지형 구배 차이가 적고, 토지 이용의 영향이 상대적으로 더 크기 때문인 것으로 보인다.

5.4. 수리지질 인자와 현장 수질의 다중 회귀 분석 결과 (Phase II)

Phase I에서 천부 지하수와 암반 지하수에 대해 각각

최적 Buffer 반경을 결정한 후 수리지질학적인 변수들에 현장 수질 측정 항목인 온도(T), pH, DO, 전기전도도(EC)를 추가 독립 변수로 해서 두 번째 회귀 분석을 실시하였다.

5.4.1. 천부 지하수

진입된 모든 변수에 대해 유의확률 0.1 이하, VIF의 값은 모두 1에 가까운 값을 보임으로 유의함을 확인할 수 있고 모형에 대한 유의확률도 0.1보다 훨씬 작은 값을 보인다. 모형의 설명력은 약 61%로 Phase I에서의 설명력보다 10% 정도 높아짐을 알 수 있다(Table 6). Phase I에서는 토지이용 변수들이 큰 설명력을 보였으나, 모형 설명력의 50% 이상을 현장 수질 항목인 EC가 설명하고 있음을 확인 할 수 있다. 진입된 변수들의 Partial R²을 보면 전체 설명력의 대부분이 전기전도도(EC)에 의해 설명되고 종속변수와 양의 상관도를 가짐을 알 수 있다. 질산성 질소 오염에 따라 질산성 질소와 이와 수반된 주요 이온들의 농도가 함께 증가하였기 때문으로 보인다. 논(P)은 음의 상관도를 보이는데 탈질 작용에 의한 질산성 질소가 제거 과정과 관련이 있을 것으로 보인다. 물에 잠긴 논처럼 산소가 부족해지기 쉬운 토양에서는 미생물이 산소 대신 다른 화합물이나 이온을 이용해서 호흡을 하며 생존하기 때문에 산화 상태의 질소 화합물을 환원시키는 미생물들이 환원작용을 일으키기 때문이다. pH가 질산성 질소와 음의 관계를 갖는 이유는 질산화과정(nitrification)에서 생성되는 수소이온에 의해 질산성 질소 농도가 높은 지하수에서는 pH가 감소하기 때문이다. 지형 경사 2-6° 정도를 갖는 T2의 변수는 강우나 지표 오염물질이 지표면을 따라 흘러가는데 크게 기여하는 경사가 아니므로 지

Table 6. Coefficient of the regression equations to estimate nitrate concentration of groundwater in phase II

Aquifer (Buffer radius, m)	Explanatory variables						Goodness-of-fit (model)		
	Name	Coefficient	p	t	Partial R square	VIF	Adj. R square	F	p
Shallow (50 m)	Constant	-5.268	<.0001	-6.91					
	EC	3.022	<.0001	8.82	0.503	1.161			
	P	-1.268	<.0001	-4.61	0.137	1.171	0.6057	19.74	<.001
	pH	-0.014	0.000	-3.84	0.095	1.141			
	T2	0.668	0.023	2.33	0.035	1.048			
	FL	0.653	0.025	2.30	0.034	1.147			
Bedrock (300 m)	Constant	-5.509	0.000	-4.10					
	DO	0.998	<.0001	8.42	0.427	1.025	0.6989	39.68	<.001
	EC	1.019	0.000	4.10	0.101	1.051			
	N	-1.790	0.001	-3.41	0.070	1.026			

하로 침투하기에 좋은 조건으로 지하수 내 질산성 질소 농도와 양의 상관성을 가진다. 회귀식은 (6)과 같다.

$$\log \text{NO}_3 - \text{N} = -5.268 + 3.022\text{EC} - 1.268\text{P} - 0.014\text{pH} + 0.668\text{T2} + 0.653\text{FL} \quad (6)$$

5.4.2. 압반 지하수

압반 지하수의 경우도 Phase I에서보다 설명력이 높아졌다(Table 8). 특히 진입된 변수들의 기여도를 지시하는 partial R²과 t의 값을 보면 현장 수질 항목인 DO와 EC가 가장 중요한 변수임을 알 수 있다. 천부 지하수와 마찬가지로 관정 주변의 영향요인인 토지이용도나 토양특성 등과 같은 공간적인 요인보다 현장 수질과의 상관성이 좋을 수 있다. Buffer 반경 300 m인 경우는

DO, EC는 양의 상관도를 보이고 자연지역(N)과는 음의 상관도를 보인다. 최종 모형에 진입한 변수들과 종속변수 간의 회귀식은 (7)과 같다.

$$\log \text{NO}_3 - \text{N} = -5.509 + 0.998\text{DO} + 1.019\text{EC} - 1.790\text{N} \quad (7)$$

압반과 천부지하수 모두에서 현장 수질 항목의 설명력이 수리지질인자보다 월등한 점은 원형 Buffer가 실제 집수 구역을 반영하지 못하는 점, 공간변수의 부정확성, 대수층의 불균질성 등에 기인한다고 할 수 있다. 이러한 회귀 분석 결과는 지하수 조사와 연구에서 일상적으로 측정되는 EC, pH, DO 등의 현장 수질 항목들이 개별 관정에 대한 중요한 정보를 제공하여 지하수의 질산성 질소 오염 예측에서 중요한 자료를 제시할 수 있음을 지시하고 있다.

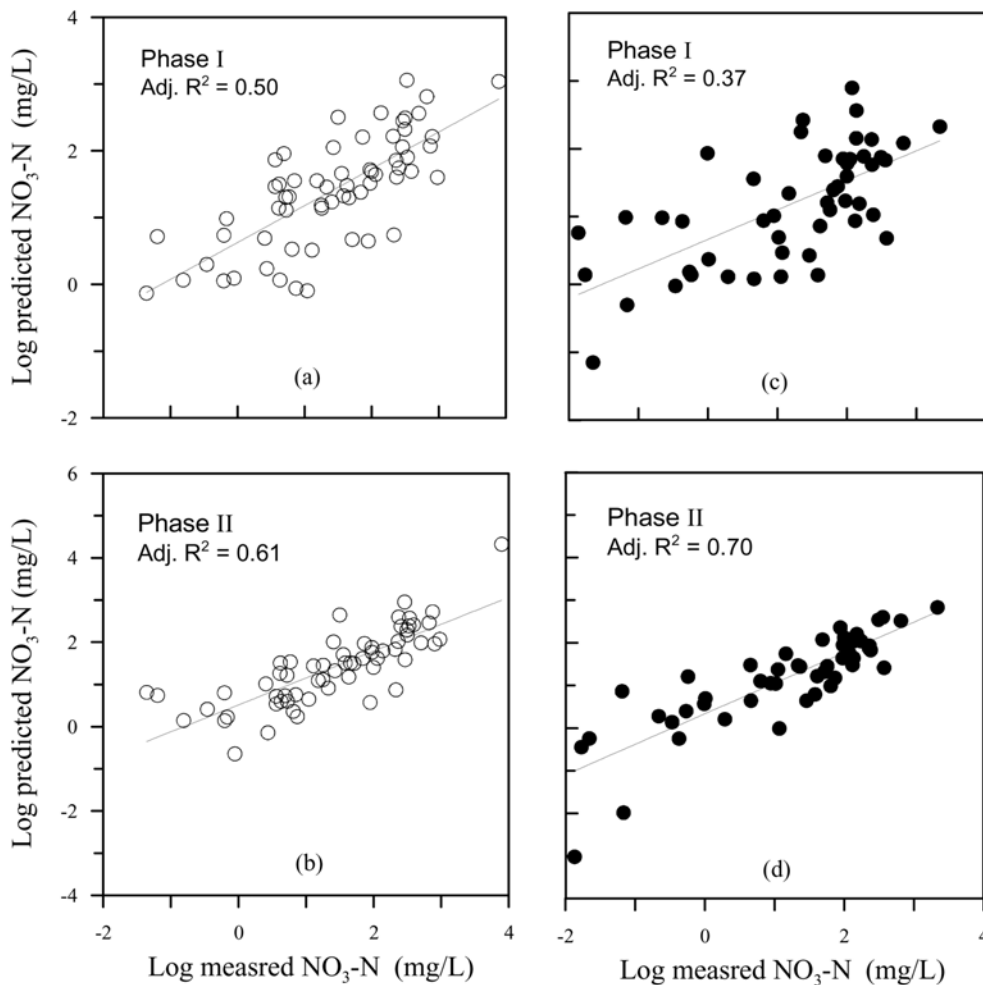


Fig. 10. Measured nitrate concentration versus predicted nitrate concentration using multiple regression analysis for shallow groundwater at buffer radius of 50m in regressions of phase I (a) and II (b) and bedrock groundwater at buffer radius of 300m in regressions of phase I (c) and II (d).

5.5. 질산성 질소 오염 예측

천부 지하수와 암반 지하수에 대해 Phase I과 Phase II에서 최적의 모형에 대한 회귀식을 통해 예측한 질산성 질소의 농도와 실제 측정된 농도를 비교하였다(Fig. 10). Phase I에서 도출된 회귀식을 이용하여 예측한 질산성 질소 농도는 일부 시료가 회귀선에서 많이 벗어남을 확인할 수 있다. 특히 암반 지하수의 분산이 심하다. Phase II에서 현장 수질 변수를 추가하여 얻은 회귀식을 이용해 예측한 질산성 질소의 농도가 측정값에 훨씬 가까워짐을 확인할 수 있다.

5.6. 오염 물질 이동 시간 추정

미국 EPA의 관정 보호 지역(Wellhead Protection Area) 설정 지침에서 보호 지역을 설정하는 방법 중의 하나인 CFR(Calculated Fixed Radius) 방법에서 이번 연구에서 제시한 최적 Buffer 반경을 적용하여 오염 물질이 관정으로 도달하는 최대 이동 시간(time of travel; TOT)을 추정하였다. TOT는 관정 보호 지침에서 보호 구역을 구분하는 중요한 개념이다. 예를 들어 공극성 대수층에서 TOT가 2년이 되는 반경은 Zone 2, TOT가 5년이 되는 반경은 Zone 3로 설정하도록 하여 구역별 관리에 차이를 두도록 하고 있다(US EPA, 1994). CFR 방정식은 다음과 같다.

$$r = \sqrt{\frac{Q \times t}{\pi \times n \times H}} \tag{8}$$

여기서 r은 관정을 중심으로 Buffer로 사용된 원형의 반경, Q는 양수량, t는 계산된 제적에 대한 이동시간, n은 공극률, H는 완전 관통한 관정에 대해 지하수 포화두께를 말한다. 천부 지하수와 암반 지하수에서 최적 Buffer 반경에 대해 각각의 지표 오염물질의 TOT를 추정하였다. 양수량(Q)과 지하수 포화두께(H)의 변수는 현장 관정제원을 고려하여 사용하였고, 공극률(n)은 Todd and Mays(2005)가 제시한 일반적인 값을 사용하였다.

CFR 방정식을 통한 지표 오염물질의 이동 시간 추정은 조사 지역과 같이 많은 지하수 관정 시설의 상부 보호 불량으로 지표 오염물 유입 가능성이 높고 수원보호시설이 미비하기 때문에 발생하는 지하수 오염에 대한 기초적인 추정치로 제시할 수 있다. 천부 지하수의 경우 반경 50 m에서의 TOT는 최소 210일에서 6년까지로 평균 약 3년이다. 암반 지하수의 경우 반경 300 m에서의 TOT는 최소 2년에서 최대 34년까지로 평균 약 14년이다. 이것은 연구 지역에서 지표 오염원으로부터 평균적으로 천부 지하수는 3년, 암반 지하수는 14년 정도 이내에 관정으로 오염물질이 유입될 수 있음을 보여 준다. 이러한 추정치

는 실제 수리지질학적인 조건과 큰 차이를 보일 수는 있으나, 자료가 부족할 경우 일차적인 예비 자료로서는 의의를 가질 수 있다.

6. 요약 및 결론

전행적인 농촌지역인 논산 북부지역에서 천부 지하수와 암반 지하수에 대해 조사된 118개의 지하수 시료의 질산성 질소 농도는 검출한계이하에서 49.1 mg/L의 범위이며 22%의 시료가 먹는물 수질기준을 초과해 질산성 질소 오염이 심각함을 보여주었다. 암반 지하수에서는 16%의 시료가 기준을 초과하였고 천부 지하수에서는 27%의 시료가 기준을 초과하여 암반 지하수에 비해 천부 지하수가 질산성 질소의 오염원에 더 강하게 노출되어 있음을 알 수 있다. 질산성 질소 농도는 토지 이용별로 통계적으로 유의한 차이를 보였으며, 특히 천부지하수에서 이러한 경향은 더 뚜렷해 토지 이용이 질산성 질소 농도에 대한 주요 지배 요인임을 보여 주었다.

연구 지역에서 지하수의 질산성 질소 오염을 예측하기 위해 토양 특성, 지형 구배 등과 질산성 질소 농도와 연관성이 큰 토지 이용, 관정의 심도와 고도 등의 수리지질 인자를 변수로 선정하고, 현장수질(T, pH, DO, EC)도 추가적인 변수로 선정하여 독립 변수로 하고, 지하수의 질산성 질소 농도를 종속 변수로 하는 다중 회귀 분석을 실시하였다. 시료는 관정의 구경과 시설 규모가 크게 달라지는 심도 30 m를 기준으로 천부 지하수와 암반 지하수의 두 군으로 나누었다. 수리지질 인자에 대한 변수는 원형 Buffer를 적용한 GIS 기법을 이용해 천부지하수는 5 m-500 m, 암반지하수는 50 m-2500 m의 범위를 적용하여 Buffer에서 차지하는 면적 비율로 설정하였다. 다중 회귀 분석은 각 Buffer 반경에서 가능한 모든 변수 조합에 대해 실시하였으며, 수정 결정계수(Adjusted R²)를 기준으로 최적 Buffer 반경을 결정하였다. 또한 회귀 분석은 수리지질 인자들과 현장 수질 항목의 영향을 구분하여 질산성 질소의 오염을 평가하기 위해 수리지질 인자들만을 사용한 첫 번째 단계(Phase I)과 모든 변수를 사용하는 두 번째 단계(Phase II)로 나누어 실시하였다.

Phase I에서 수정 결정계수 기준으로 천부 지하수는 반경 50 m에서 0.510(R²=0.549), 암반 지하수는 반경 300 m에서 0.372(R²=0.435)로 가장 높은 계수 값을 보였다. 천부 지하수가 암반 지하수보다 더 좋은 설명력을 보여주는데, 이는 관정 주변 공간 변수의 영향에 천부 지하수가 더 민감하기 때문인 것으로 보인다. 또한 천부지하수는 토

지이용이 주요 변수인 반면 암반지하수는 토양특성이 주요 변수인 점에서 차이를 보이는데, 암반 지하수에서는 영향 반경이 커짐에 따라 다양한 지하수 유동 경로에 의해 토지 이용에 따른 오염원 차이가 뚜렷하게 구분되지 않기 때문인 것으로 추정된다. 토지 이용 중 주거 지역은 천부와 암반 모두에서 중요 변수로 선정되어 영향력이 큼을 보여준다.

Phase II에서 천부 지하수는 수정 결정계수는 0.606 ($R^2=0.638$)로 Phase I 보다 모형 전체 설명력이 약 10% 정도 증가하였으며, 현장 수질 항목인 전기전도도(EC)가 가장 높은 설명력을 보여 주었다. EC는 질산성 질소와 양의 상관도를 보여 질산성 질소 증가와 함께 주요 이온 농도의 합도 증가함을 지시하고, 다음으로 논(P)은 음의 상관도를 보이는데 이는 탈질에 의해 지하수의 질산성 질소 농도가 감소함을 지시한다. 세 번째 변수는 pH인데 음의 계수를 보여 질산화과정에서 질산성 질소가 증가할 때 pH는 감소하는 과정을 반영하고 있다. 암반 지하수는 Phase I보다 모형의 설명력이 30% 이상 증가하여 수정 결정계수는 0.699($R^2=0.717$)이며 모형 대부분의 설명력을 양의 상관성을 보이는 용존산소(DO)가 차지하고, 다음으로 EC, 자연지역(N) 등이 있다.

2 단계에 걸친 다중 회귀 분석에서 암반과 천부지하수 모두에서 현장 수질 항목의 설명력이 수리지질 인자보다 월등한 점은 원형 Buffer가 실제 집수 구역을 반영하지 못하는 점, 공간변수의 부정확성, 대수층의 불균질성 등에 기인한다고 할 수 있다. 또한, 일상적으로 측정되는 EC, pH, DO 등의 현장 수질 항목들이 개별 관정에 대한 중요한 정보를 제공하여 지하수의 질산성 질소 오염 예측에서 중요한 자료를 제시할 수 있음을 지시하고 있다.

U.S. EPA의 관정보호구역 설정 방식의 하나인 계산 고정 반경식을 이용해 지표 오염물질이 관정까지 도달하는 이동 시간(time of travel; TOT)을 다중 회귀 분석에서 얻은 최적 Buffer 반경을 이용해 추정해 보면, 평균적으로 천부 지하수에서 반경 50 m에서의 TOT는 3년, 암반 지하수에서 반경 300 m에서의 TOT는 14년이다. 이것은 연구 지역에서 지표 오염원으로부터 관정까지의 평균적인 유입 시간을 보여 준다. 이러한 추정치는 실제 수리지질 학적인 조건과 큰 차이를 보일 수는 있으나, 일차적인 예비 자료로서 의의를 가질 수 있다.

사 사

본 연구는 한국지질자원연구원 기본사업인 '청정 대응

량 지하수자원 확보 기술개발(08-3211)'과제의 일환으로 수행되었습니다.

참 고 문 헌

- 김경호, 윤성택, 채기탁, 최병영, 김순오, 김강주, 김형수, 이철우, 2002, 금강 권역 축적층 지하수의 질산염 오염: 질산성 질소의 기원과 거동 고찰 및 안전한 용수 공급을 위한 제언, 지질공학회지, **12**, 471-484.
- 김계훈, 김길용, 김정규, 사동민, 서장선, 손보균, 양재의, 엄기철, 이상은, 정광용, 정덕영, 정연태, 정종배, 현해남, 2006, 토양학, 향문사, 58-59.
- 김연태, 우남철, 2003, 축사가 밀집된 농촌지역 천부지하수의 질산염 오염특성, 한국지하수토양환경학회지, **8**, 57-67.
- 논산시, 2007, 제 47회 논산통계연보.
- 문상기, 우남철, 2002, 수리지질학적 변수들의 지하수 함양률에 대한 기여도 평가, 자원환경지질, **35**, 479-490.
- 오종철, 김현철, 2004, 통계분석을 위한 SAS 통계 패키지, 민영사, p. 355.
- 우남철, 김형돈, 이광식, 박원배, 고기원, 문영석, 2001, 지하수의 수질 관측에 의한 제주도 대정수역의 지하수계 및 오염특성 분석, 자원환경지질, **34**, 485-498.
- 이사로, 김윤중, 1996, Drastic system이용한 지하수 오염 가능성 및 위험 분석 연구, 한국 GIS 학회지, **4**, 1-11.
- 이인호, 조병욱, 이병대, 성익환, 임용수, 2002, 광주광역시 지하수의 수리지화학적 특성 연구, 한국지하수토양환경학회지, **7**, 115-132.
- 장태우, 황재하, 1980, 지질도폭 설명서, 1:50,000, 논산도폭.
- 정정화, 장승표, 김호일, 정연태, 허기술, 박호, 1995, 유출을 추정을 위한 토양수문군의 분류, 한국농공학회지, **37**, 12-33.
- 정찬호, 황정, 박충화, 1998, 공주시 유구읍 명곡리지역 천부 및 심부지하수의 지화학적 수질특성과 오염, 자원환경지질, **31**, 485-498.
- 함세영, 정재열, 김무진, 김인수, 황한석, 2004, DRASTIC과 지하수 수질에 의한 창원시 지하수 오염취약성 평가, 자원환경지질, **37**, 631-645.
- 함형범, 2007, SAS 프로그래밍과 데이터 분석, 연학사, p. 328.
- 환경부, 2006, 전국 지하수 수질측정망 운영결과.
- Aller, L., Bennett, T., Lehr, J.H., Petty, R.J., and Hackett, G., 1987, Drastic: A standard system for evaluating ground water pollution potential using hydrogeologic settings, U.S. Environmental Protection Agency, Washington DC, p. 455.
- Barringer, T.H., Dunn, D., Battaglin, W.A., and Vowinkel, E.F., 1990, Problem and methods involved in relating land use to ground-water quality, *Water Resources Bulletin*, **26**, 1-9.

- Bauder, J.W., Sinclair, K.N., and Lund R.E., 1993, Physiographic and land use characteristics associated with nitrate-nitrogen in montana groundwater, *Journal of Environmental Quality*, **22**, 255-262.
- Benefield, L.D., Judikins, J.F., and Weand, B.L., 1982, Process Chemistry for Water and Wastewater Treatment, Prentice Hall Inc, Englewood Cliff, New Jersey, p. 449.
- Canter, L.W., 1997, Nitrates in Groundwater, Lewis Publishers, Boca Raton, USA, 15-18.
- 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* **55**(3), 369-378.
- Eckhardt, D.A.V. and Stackelberg, P.E., 1995, Relation of ground-water quality to land use on Long Island New York, *Ground water*, **33**, 1019-1033.
- Gardner, K.K. and Vogel, R.M., 2005, Predicting Ground Water Nitrate Concentration from Land use, *Ground Water*, **43**, 343-352.
- Hallberg, G.R. and Keeney, D.R., 1993, Nitrate. In: Alley WM (ed.), Regional Groundwater Quality, Van Nostrand Reinhold, New York, p. 297-322.
- Helsel, D.R. and Hirsch, R.M., 2002, Statistical Methods in Water Resources. USGS, TWRI-4-A3, p. 310.
- Kleinbaum, D.G., Kupper, L.L., Muller, K.E., and Nizam, A., 1998, Applied Regression Analysis and Other Multivariable Method, third edition, Duxbury Press, p. 111-135.
- Kleinjans, J.C.S., Albering, H.J., Marx, A., van Maanen, J.M.S., van Agen, B., ten Hoor, F., Swaen, G.M.H., and Mertens, P.L.J., 1991, Nitrate contamination of Drinking Water: Evaluation of Genotoxic risk in human populations, *Environmental Health Perspectives*, **94**, 189-193.
- Kloiber, S.M., 2006, Estimating nonpoint source pollution for the twin cities metropolitan area using landscape variables, *Water, Air, and Soil Pollution*, **172**, 313-335.
- Kolpin, D.W., 1997, Agricultural chemicals in groundwater of the Midwestern United States: relations to land use, *Journal of Environmental Quality*, **26**, 1025-1037.
- McLay, C.D.A., Dragten, R., Sparling, G., and Selvarajah, N., 2001, Predicting groundwater nitrate concentrations in a region of mixed agricultural land use: a comparison of three approaches, *Environmental Pollution*, **115**, 191-204.
- Medison, R.J. and Brunett, J.O., 1985, Overview of the occurrences of nitrate in groundwater of the united state. U.S. *Geological Survey Water Supply Paper*, **2275**, 93-105.
- Min, J.-H., Yun, S.-T., Kim, K., Kim, H.-S., and Kim, D.-J., 2003. Geologic controls on the chemical behaviour of nitrate in riverside alluvial aquifers, Korea, *Hydrological Processes*, **17**(6), 1197-1211.
- Panagopoulos, G.P., Antonakos, A.K., and Lambrakis, N.J., 2005, Optimization of the DRASTIC method for groundwater vulnerability assessment via the use of simple statistical method and GIS, *Hydrogeology Journal*, **14**, 894-911.
- Roy, S., Speed, C., Bennie, J., Swift, R., and Wallace, P., 2007, Identifying the significant factors that influence temporal and spatial trends in nitrate concentrations in the dorset and hampshire basin chalk aquifer of southern england, *Quarterly Journal of Engineering Geology and Hydrogeology*, **40**, 377-392.
- Shapiro, S.D., LeBlanc, D., Schlosser, P., and Ludin, A., 1999, Characterizing a sewage plume using the ^3H - ^3He dating technique, *Ground Water*, **37**, 861-878.
- Tannenbaum, S.R. and Green, L.C., 1985, Selected abstracts on role of dietary nitrate and nitrite in human carcinogenesis, International cancer research data bank program, National Cancer Institute, Washington, D.C.
- Todd, D.K. and Mays, L.W., 2005, Groundwater Hydrology, Wiley, p. 37-39.
- Trojan, M.D., Maloney, J.S., Stockinger, J.M., Eid, E.P., and Lahtinen, M.J., 2003, Effects of land use on groundwater quality in the Anoka sand plain aquifer of Minnesota, *Ground Water*, **41**, 482-492.
- U.S. Environmental Protection Agency, 1994, Groundwater and wellhead protection, Office of research and development, Office of water, EPA, 625-R-94-001, EPA, Washington DC.
- Worrall, F., Besien, T., and Kolpin, D.W., 2002, Groundwater vulnerability : interaction of chemical and site properties, *Science of the Total Environment*, **299**, 131-143.