

농업활동과 농촌주거환경이 지하수의 수질에 미치는 영향

최중대
(강원대학교 농과대학 농공학과)

Effect of Agricultural Activities and Farm Environment on Groundwater Quality

Joong-Dae Choi

Dept. of Agricultural Engineering, College of Agriculture
Kangwon National University, Chuncheon 200-701, Korea

적 요

농촌의 농업활동과 주거환경이 지하수의 수질에 미치는 영향을 조사하기 위하여 1994년 6월부터 1년동안 강원도 춘천시 서면 방동1리 4반 지역에서 유역의 특성과 지하수의 수질이 측정되었다. 유역에 6개의 관측정을 설치하고 지하수위와 지하수의 질산염, 총질소, 총인 및 대장균 농도를 측정하였다. 유역의 지하수위는 논이 담수와 밀접한 관계가 있으며 동절기의 지하수위보다 벼농사철의 지하수위는 약 40cm 내지 80cm 정도가 높았으며 지하수의 수질에 많은 영향을 주는 것으로 나타났다. 질산염의 농도는 지하수위와 밀접한 관계가 있어 논이 담수되어 있는 7~9월 사이의 평균농도는 5.66mg/ℓ 그리고 논이 건조상태를 유지하는 동절기의 평균농도는 0.43mg/ℓ였다. 깊은 관측정의 질산염 농도는 얇은 관측정의 질산염 농도보다 낮았다. 95년 1월부터 5월까지 지하수의 총질소 농도중 질산염이 차지하는 비중이 73% 이상으로 측정되어 농촌지역 얇은 지하수의 총질소 농도는 주로 질산염의 농도에 지배를 받는 것으로 나타났다. 지하수의 총인 농도는 계절이나 영농기 등에 관계없이 비교적 일정한 경향을 보였다. 농도의 범위는 0.01mg/ℓ ~ 0.27mg/ℓ였으며 관측정별 평균농도는 0.06mg/ℓ ~ 0.09 mg/ℓ였다. 지하수의 대장균 농도는 하절기가 동절기보다 높게 측정되었으며 관측정마다 변화가 많았다. 1월에는 2cfu/100mℓ 이하의 대장균이 검출되었으나 2월부터는 증가하여 최대 1,590cfu/100mℓ 까지 검출되었다.

I. 서 론

우리나라의 수자원 오염은 점차 심화되고 있다. 오염의 확산을 저지하고 오염된 수자원의 질을 효율적으로 개선하기 위하여는 오염원인과 오염물의 전파 과정이 밝혀져야 한다. 농촌지역에서도 소비문화가 도시화되어 많은 쓰레기 등의 오염물질이 발생하고 농업활동에 많은 화학물을 사용하기 때문에 지표수는 물론 지하수의 수질을 악화시키고 있으며 농촌지역에서도 안심하고 식수와 생활용수로 사용할 수 있는 지표수와 지하수 자원은 심각한 정도로 감소하고 있다. 원주지방환경청이 강원도 영서북부지방을 제의

한 강원도내 13개 시군 39개 지역의 지하수 수질시료를 채취하고 분석한 결과 19지역의 지하수에서 질산성 질소의 농도가 식음료 기준치인 10mg/ℓ를 초과하여 음용수로 부적합한 것으로 판명되었다. 강원도 보건환경연구원이 강원도 홍천군 소재 79개 국민학교의 급수용 지하수의 수질을 조사한 결과 질산성 질소의 농도가 음료수 기준치를 넘는 곳 7개교를 비롯하여 대장균 등의 농도가 식음료 기준치를 초과하여 식수로서 불합격 판정을 받은 곳이 40%에 이르렀다 (1993년 7월 28일 강원도민일보). 이와 같은 농촌지역의 지하수 오염은 강원도만의 문제가 아니다. 충청북도 교육청이 제출한 국회 국정감사자료에 따르면 충북도내 42개의 국민학교와 중학교에서 식수

용으로 사용하는 지하수가 대장균, 질산성질소, 중금속 등으로 오염되었다고 보고했다 (1993년 10월 7일 조선일보). 전국을 대상으로 한 조사에서도 결과는 마찬가지였다. 환경부가 1993년 7월에서 10월 사이에 전국 772곳의 지하수를 대상으로 조사한 수질분석 결과에 따르면 조사대상의 17%인 128곳에서 최소한 1개 이상의 汚染物質 농도가 음용수 기준치를 초과하여 지하수 오염의 상태가 심각함을 보여주었다. 질산성 질소의 발생빈도가 가장 높아 82곳의 지하수에서 음용수 기준치를 초과하였고 발암물질인 TCE (Trichloroethylene)도 24곳에서 발견되어 두번째로 높은 발생빈도를 보였다 (1993년 12월 첨단환경기술).

농민의 소득을 도시민의 정도로 향상시키려는 정부의 정책과 잘살아보자는 농민들의 욕구가 합치하여 농촌지역은 눈에 보이는 생산과 소득의 증대만을 위한 장소로 변모 되었다. 그러나 생산만능주의의 농업활동은 농촌지역의 전원풍경과 자연생태계를 많이 손상시켰고 심각한 오염문제까지 야기하게 되었다. 농민의 소득이 많아지고 생활수준이 향상되어 농가의 생활오폐수 발생량이 도시의 발생량과 거의 비슷하게 증가한데 반하여 농촌의 생활오폐수 정화시설은 전무하기 때문에 지하수와 지표수의 오염은 더욱 더 심화되고 있다. 특히 농촌의 생활하수와 축산폐수가 동일한 수로를 통하여 하천으로 배수되는 경우는 수로에서의 자정능력이 오염물의 과부하로 상실되기 때문에 오염의 정도가 심하여 지하수 및 지표수에 미치는 영향이 크다.

미국의 경우 농업지대에서 발생하는 오염물질에 의한 지표수 및 지하수 오염문제를 미국의 정수법 (Clean Water Act)에 법조항으로 명시하여 정책적인 지원하에 많은 연구가 이미 이루어졌고 광대한 자료를 소장하고 있다 (Flippo and Jackson, 1993). 이와같은 자료에 근거하여 농업생산성을 유지할 수 있으면서도 환경적으로 안전한 농업정책을 수립하여 시행하고 있다. 지하수 오염에 관한 연구는 1980년대 후반부터 많은 연구가 시작되어 현재도 진행되고 있다. Staver et al. (1987, 1988), Magette et al. (1989a, 1989b) 그리고 Correll (1987)은 미국 동부 해안평야지대의 경우 경지로부터 질소의 손실은 지표유출수를 통한 손실보다는 침투에 의한 지하수층으로의 손실이 더 큰 경우가 종종 있다고 보고했다. 영농방법, 시비량 및 시비시기도 질산염 ($\text{NO}_3\text{-N}$)의 침투손실에 많은 영향

을 주고 있다 (Magette et al., 1989a; Shirmohammadi et al., 1991). 지표수와 지하수는 수문학적으로 서로 연결되어 있으며 (Bachman, 1984; Hamilton et al., 1989) 해안지역의 모래질 토양을 고려해 볼 때, 주변 수계나 연근해로의 영양염류의 유출은 지표수 뿐만 아니라 지하수를 통해서도 많이 이루어지고 있다고 쉽게 추측할 수 있다. 이는 지표수의 질산염 농도는 부분적으로 농업구역의 지하수를 통해 유입되며 (Jackson et al., 1973) 또한 일부는 강우를 통하여 공급된다 (Viets and Hageman, 1971)는 연구결과와 일치하고 있다.

그러나 Magette et al. (1989a)은 얇은 지하수에서 질산염의 농도는 경지로 부터 멀어짐에 따라 작아졌고 해안가의 늪지대 부근에서 가장 작았으며 반면에 염소(Cl)농도는 이와 반대현상을 보인다는 실측결과를 보고했다. 그들은 질산염 농도의 감소가 희석에 의한 것인지 혹은 토양미생물에 의한 자정작용에 의한 것인지는 밝혀내지 못했다. Magette et al. (1989a)은 또한 농업용 소형저수지 부근의 얇은 지하수의 질산염 농도는 경지에서 얇은 지하수의 질산염 농도보다 훨씬 작았다는 위와 비슷한 연구결과를 발표했다. Simmons (1988)는 경지내 지하수의 질산염 농도가 높다는 것이 얇은 지하수의 흐름을 통해 지표수로 방출되는 지하수의 질산염 농도도 높다는 것을 필연적으로 의미하는 것은 아니라고 보고했다.

Phoel et al. (1981)과 Capone and Bautista (1985)는 질산염은 지하수와 함께 지표수로 많이 유입이 되며 암모니아성질 ($\text{NH}_4\text{-N}$)의 경우는 그 유입율이 더 크다고 보고했다. Simmons (1988)는 미국 버지니아 해안의 시험포에서 상당한 양의 암모니아성 질소와 용존인 (Dissolved Phosphorus)이 지하수로 부터 지표수로 유입되는 것을 밝혀냈다. Pionke et al. (1986)은 어떤 유역에서는 부분적인 지표유출과 이로인한 지하수 충전도 지하수 내의 영양염류 운반에 지대한 영향을 줄 수 있다는 것을 알아냈다. 또한 기후도 질산염의 지하수로의 침투에 영향을 주고 있다 (Brinsfield et al., 1988; Magette et al., 1989a; Staver et al., 1988). 질산염이나 기타 영양염류의 농도는 지하수 대수층의 어느 곳에서 측정되는가에 따라서도 다르다. Detroy et al. (1988)은 대수층의 질산염 농도는 대수층 깊이 내려갈 수록 작아진다고 발표했다.

미국의 연구는 농업지대에서 발생하는 오염물질의

근본적인 거동을 규명하여 지하수는 물론 지표수 수계까지 서로 연계하여 연구하는 경우가 많다. 그러나 미국의 토질이나 재배작물 또는 영농방법들이 우리의 실정하고는 많은 차이가 있기 때문에 그들의 연구를 우리나라에 응용하기는 어렵다.

지하수 수질의 변화는 토질, 영농방법, 축산폐수, 생활하수, 재배작물, 강우 등의 수없이 많은 인자들에 영향을 받는다. 이들 각각 인자들의 영향을 파악하고 이들에서 발생하는 汚染物質의 이동경로와 운명을 규명하기 위해서는 작은 대표유역을 설정하고 이들 오염원의 발생과 처리의 시간적, 계절적 변화과정을 세밀히 추적함과 동시에 지하수 수질의 변화를 주기적으로 분석하여야 한다. 측정된 수질분석 자료는 강우, 온도, 작물과 재배면적, 재배방법, 지하수 충전과 이동, 지질, 지층구조 등의 자료와 함께 분석하여 농업활동에서 발생하는 汚染物質들이 지하수로 이동하는 경로를 밝히고 오염된 지하수의 확산모형을 밝혀야 한다. 이와 같은 목적을 달성하기 위한 연구의 일환으로 본 연구의 구체적인 목적은 (1) 농업 대표유역의 지하수 수위와 수질을 주기적으로 측정하고 이를 강우자료, 영농자료, 지질자료와 비교하여 農業汚染物質이 지하수로 이동하는 이동경로를 규명한다. (2) 유역내의 오염된 지하수의 확산모형을 실험을 통하여 개발한다. (3) 연구자료를 유관기관에 정책 개발의 자료로 제공한다. (4) 연구에 유역주민을 동참시켜 영농활동과 수자원 보전관계를 교육하고 자연 보호의 자원봉사자로 육성한다.

II. 재료 및 방법

강원도 춘천군 서면 방동1리 4반의 약 15호의 농가가 있는 작은 농업유역을 연구대상으로 선정하였다. 15호의 농가중 지하수 관측정으로 사용할 수 있는 재래식 우물이나 펌프가 있는 농가는 6호였으며 6개의 우물은 관측정1부터 관측정6으로 명명하였다(그림 1). 관측정1은 농업용수와 축산용수로 사용하나 나머지 관측정은 거의 사용되지 않고 시료채취시만 사용되었다. 각 관측정에서는 약 2주일에 1회씩 우물의 수위(지하수위)를 측정하고 약 3 liter의 지하수 시료를 채취하였다. 채취된 시료는 대장균(Total coliform), 총인(TP) 및 질산염($\text{NO}_3\text{-N}$)에 대하여 분석하였으며 총질소(TN)에 대해서는 95년 1월부터 5월까지

분석하였다. 대장균의 농도는 수질시료의 채수후 5시간 이내에 분석을 시작하였다. 초기분석결과 대장균의 농도가 높아 95년 1월부터는 장대장균(fecal coliform)과 소의 장대장균(fecal streptococci)의 분석을 시도하였다. $\text{NO}_3\text{-N}$ 분석을 위한 시료는 황산(H_2SO_4)을 사용하여 pH 2 이하로 적정한 후 $1\sim 2^\circ\text{C}$ 로 냉장 보관하며 그리고 TP 분석시료는 -10 이하로 냉동보관하며 약 2개월에 1회씩 분석하였었다. 수질분석은 환경부제정 수질공정시험법과 Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (18ed.)에 준하였다. 유역의 강우 및 유출특성, 지질조사, 주거형태, 화장실 사용실태, 축산실태, 축산폐수 이용상황, 발작물 종류와 재배방법, 생활하수의 처리 및 배수로 조사, 화학비료 및 농약의 사용실태, 생활쓰레기 처리방법 등의 지하수 수질에 영향을 줄 수 있는 인자들도 조사하였다. 강우자료는 약 8km 떨어진 춘천축후소의 자료를 사용하였다. 수문측량으로 각 우물의 지반고를 측정하였으며 수위는 지하수위 측정기를 제작하여 측정하였다. 연구유역의 지질은 지질도, 유역의 공사자료 및 우물축조시의 주민의견을 참조하여 분석하였다. 측정된 지하수위를 이용하여 지하수의 흐름방향을 예측하고 수질오염원과 오염정도를 측정

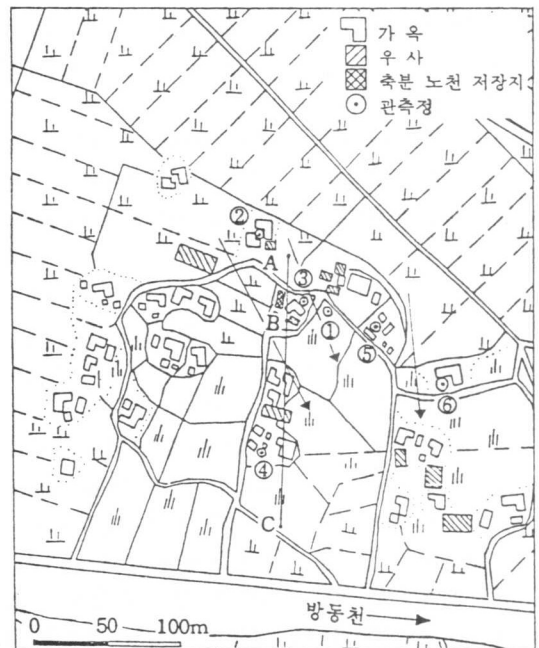


그림 1. 연구유역의 토지이용도와 관측정의 위치

된 수질자료를 사용하여 분석하였다. 연구구역의 연간수질변화과정이 분석되었다.

III. 결과 및 고찰

1. 구역의 특성 및 지하수의 흐름

연구구역은 해발 500m 내외의 이름이 없는 산과 능선으로 둘러싸이고 小丘陵있는 谷間部 평야의 방동1리 하류부에 위치한다. 구역은 계란모양의 타원형으로 면적은 13.8 km²이다. 연구구역은 방동1리(9.2km²)와 방동2리(4.6 km²) 구역으로 구분되어 Paired Watershed를 이루고 있는 전형적인 농촌마을이다. 산지는 西高東低形의 지형으로 비교적 험준한 山系를 보이며 구역을 흐르는 방동1천과 방동2천은 나무가 지형으로 구역의 출구에서 합류하여 의암호로 배수되고 있으며 방동1천의 유로연장은 약 5km이다. 방동1리 구역에는 94년말을 기준으로 95가구의 약 368명의 주민이 거주하고 있으며 거의 모든 가구가 농업을 중심으로 축산, 버섯재배 등의 영농활동을 하고 있다.

방동1리 구역의 지질은 중생대 쥐라기에 형성된 흑운모 화강암이 많으며 불규칙 節理 및 龜裂이 많은 파쇄대층이 발달되어 지하수 부존량이 많을 것으로 생각되고 있다. 농어촌진흥공사에서 1990년도에 농업용 지하수 수원개발을 위해 조사한 자료와 주민의 의견을 수렴하여 작성한 연구지역의 지질단면도는 그림 2에 나타났다. 관측정1을 제외한 나머지 관

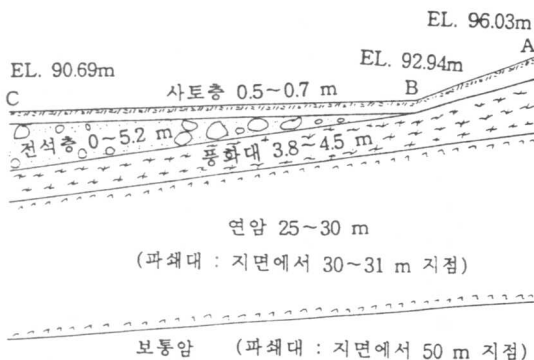


그림 2. 연구구역의 지질단면도

측정들은 약 3.8~4.5m로 추정되는 화강암이 풍화된 풍화대에서 채수를 하고 있고 지하수위는 그림 1의 A-B 구간에서 풍화대에 그리고 B-C 구간에서는 풍화대와 전석층에 걸쳐 존재한다. 단 관측정4는 약 3m의 전석층을 통과하여 풍화대에 이르렀으나 우물측조시 충분한 필터재를 사용하지 않았기 때문에 양수시 많은 양의 점토와 실트질 입자가 함께 양수되고 있다.

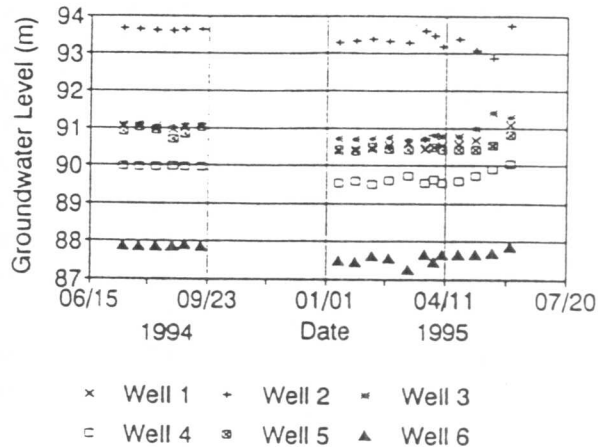


그림 3. 지하수위의 변화

영농기인 여름과 농한기인 겨울의 지하수의 차이가 분명하여 지하수위는 관측정 상류부의 논의 담수와 관계가 있었다 (그림 3). 지하수위가 강우량과 관계가 있다면 강수의 다소에 따라 지하수위의 변동이 관측되어야 하나 강우의 다소와 지하수위의 변화가 서로 상관이 적은 것으로 나타났기 때문이다. 연구기간 동안 춘천지역의 강우량은 표 2에 나타났다.

관측된 지하수위와 Pinder et al. (1981)의 방법을 사용하여 예측된 지하수의 흐름방향은 그림 1에 그리고 관측정의 표고, 깊이 및 지하수위 변동은 표 1에 나타났다. 최고 및 최저 지하수위의 차이는 고지대에 위치하는 관측정2에서 85cm로 가장 컸으며 관측정4에서 48cm로 가장 작았다. 다른 관측정의 최고와 최저 지하수위차이는 60~71cm 정도였다. 지하수위의 변동폭이 크지않아 지하수는 구역 상류부의 산림에서 부터 생성되어 지반의 풍화대와 암반파쇄대를 따라 하류로 이동하는 것으로 사료되며 논에 담수가 시작되면 논으로 부터 침투수의 영향을 받아 지하수

표 1. 관측정의 표고(m), 깊이(m) 및 지하수위(m)의 변동

	Well 1	Well 2	Well 3	Well 4	Well 5	Well 6
지 반 고	92.94	96.03	92.97	92.57	92.26	90.69
우물깊이	23.40	5.95	3.48	8.72	2.99	3.62
07/14/94	91.04	93.64	91.09	89.98	90.89	87.89
07/28/94	91.04	93.63	91.11	89.96	91.02	87.87
08/11/94	90.98	93.60	91.06	89.96	90.94	87.87
08/24/94	90.96	93.58	91.04	89.98	90.70	87.87
09/03/94	91.01	93.62	91.09	89.97	90.84	87.92
09/17/94	91.04	93.63	91.11	89.96	91.02	87.87
01/12/95	90.39	93.28	90.71	89.56	90.42	87.50
01/26/95	90.44	93.33	90.69	89.59	90.39	87.47
02/09/95	90.44	93.38	90.71	89.52	90.47	87.62
02/23/95	90.54	93.31	90.74	89.61	90.44	87.57
03/11/95	90.60	93.28	90.69	89.74	90.42	87.27
03/25/95	90.44	93.58	90.74	89.56	90.62	87.67
04/01/95	90.49	93.48	90.79	89.63	90.47	87.47
04/08/95	90.54	93.18	90.77	89.56	90.42	87.67
04/22/95	90.56	93.38	90.76	89.59	90.42	87.67
05/06/95	90.69	93.08	91.00	89.74	90.42	87.67
05/20/95	90.54	92.88	91.40	89.91	90.53	87.71
06/03/95	91.09	93.73	91.29	90.04	90.82	87.87

표 2. 1994년 6월부터 1995년 5월까지 3 mm 이상 춘천지역의 강우기록 (mm)

yy.mm	date	Precip.	yy.mm	date	Precip.	yy.mm	date	Precip.
94. 6	23	21.2	94. 8	28	45.0		14	3.6
	25	4.7		29	32.5		17	3.0
	26	30.3		30	4.8	94.11	18	18.9
	30	43.2	94. 9	2	4.8	94.12	11	4.0
94. 7	1	48.2		5	16.1	95. 1	22	6.6
	3	8.7		10	4.4	95. 2	15	3.3
	5	45.2		17	27.6	95. 3	9	5.9
	6	16.5		18	3.2		10	9.8
	7	3.3		19	3.8		16	47.6
94. 8	1	20.6	94.10	5	3.3		24	6.7
	2	3.0		11	10.5		31	3.1
	3	20.8		12	57.6	95. 4	11	4.9
	4	35.3		13	3.6		21	16.0
	10	31.0		15	10.3		22	16.0
	11	16.5		16	43.8	95. 5	10	7.8
	16	4.3		21	4.3		13	4.0
	17	9.3	94.11	2	7.8		14	4.3
	25	21.6		10	7.9		20	28.2

오염물의 크기와 오염물이 토양에서 정화되는 토양 위가 상승하는 것으로 생각된다. 따라서 유역의 얕은 지하수 수질은 논으로 부터 침투수와 함께 침투되는 의 자정작용의 크기에 의해 영향받는 것으로 생각된다.

2. 질산성 질소의 농도 변화

6개의 관측정에서 측정한 질산성 질소(질산염)의 연간 농도변화는 그림 4에 나타났다. 질산염의 농도는 지하수위와 밀접한 관계가 있었다. 즉 담수재배하는 벼의 생육기간 동안 질산염의 농도는 높았으며 논이 건조상태를 유지하는 늦가을 부터는 차차 감소하여 겨울부터 다음해 모내기 철까지 가장 낮은 농도를 보였다. 95년 1월부터 5월말까지의 질산염의 범위는 0.02~1.52mg/l 였고 평균은 0.43mg/l 로 관측정별로 큰 차이가 없이 비슷하였다. 그러나 94년 7~9월 사이에 측정한 질산염의 범위는 2.16~11.30mg/l 였고 평균은 5.66mg/l 였으며 관측정별로 변화가 비교적 크게 나타났다.

높은 질산염의 농도는 우물깊이가 2.99m로 작고 지하수위가 지표에 근접하고 있는 관측정5에서 측정되었으며 낮은 질산염 농도는 우물깊이가 23.4m로 깊은 관측정1에서 측정되었다. 94년 7~9월 사이의 질산염 평균농도는 관측정 1에서 2.96mg/l, 2에서 5.84mg/l, 3에서 5.81mg/l, 4에서 5.67mg/l, 5에서 8.16mg/l 그리고 6에서 5.51mg/l 였다. 관측정1의 질산

염 농도는 유의수준 5%에서 다른 관측정의 농도와 차이를 보여 우물이 깊을 경우 질산염의 농도가 낮은 우물보다 작을 수 있음을 보여주었으나 관측정5의 질산염 농도는 유의수준 5%에서 다른 관측정의 농도와 차이가 없었다. 6년된 우사의 배수로가 관측정1에서 약 2m 떨어져 지나고 있고 주변이 사양토이어서 축산오수의 침투가 비교적 용이하기 때문에 관측정1의 질산염 농도는 가장 높을 것으로 예상되었으나 가장 낮게 측정되었다. 이는 지하수가 풍화대나 암반파쇄대를 통하여 흐르기 때문에 관측정1이 배수로 가까이 있기는 하지만 침투오수가 관측정과 다른 방향으로 흐르거나 혹은 비켜서 지나기 때문인 것으로 생각된다. 혹은 질산염은 음이온으로 토립자에 흡착이 안되므로 지중에서 지하수와 자유롭게 이동할 수 있기 때문에 지하수면하 약 4m 정도까지는 관측정의 깊이에 관계없이 농도의 변화가 작다. 그러나 4m 이하로 내려갈 수록 질산염의 농도는 급격히 감소하여 약 13m 이하에서는 질산염이 거의 검출되지 않기 때문에 (Goodman, 1991) 비교적 깊은 곳에서 양수되는 관측정1의 질산염 농도가 작을 수도 있다. 보다 정확한 원인 구명을 위하여는 수심별로 지하수 수질 시료를 채취하여 분석하고 배수로 주변으로 관측정을 설치하고 수질을 관측할 필요가 있다. 관측정4는 다른 관측정들과 달리 주변이 밭으로 싸여 있으며 우물깊이도 8.72m로 비교적 깊다. 94년 7~9월 사이의 질산염 농도는 관측치의 중간 정도였으나 95년 1~5월 사이의 질산염 농도는 다른 관측정보다 약간 높은 경향을 보이고 있다. 이는 논보다 밭의 이용율이 높고 비료와 퇴비 등의 영양분이 지속적으로 많이 투입되고 따라서 지하침투도 많을 것이기 때문에 논의 직접적인 영향을 받는 다른 관측정보다 질산염의 농도가 높을 것으로 사료된다. 관측정간의 질산염 농도변화를 더욱 정확하게 기술하기 위하여는 보다 장기적인 연구가 요망된다.

95년 1월부터 5월까지는 지하수의 총질소 농도가 측정되었다 (표-3).총질소 농도중 질산염이 차지하는 비중이 73% 이상으로 측정되었다. 따라서 농촌지역 얕은 지하수의 총질소 농도는 주로 질산염의 농도에 지배를 받는 것으로 나타났다. 이는 질산염은 음이온으로 토립자에 흡착되지 않기 때문에 침투수나 지하수와 함께 이동이 자유로우나 암모니아성 질소나 유기물은 토립자에 흡착이 되거나 조밀한 토층에 걸러지기 때문이다.

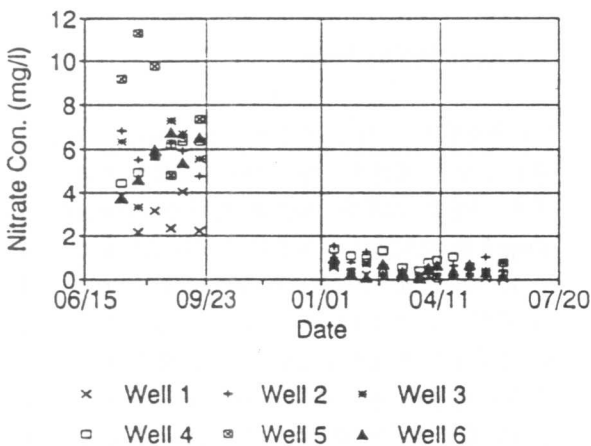


그림 4. 지하수의 질산염 농도 변화

표 3. 1995년 1~5월의 총질소 농도 (mg/ℓ)

Date	Well 1	Well 2	Well 3	Well 4	Well 5	Well 6	TapWater
01/12/95	0.56	1.58	0.92	1.52	0.69	1.03	0.81
01/26/95	0.22	0.76	0.45	1.13	0.56	0.67	0.78
02/09/95	0.33	1.90	0.67	1.08	0.78	0.11	0.63
02/23/95	0.78	0.33	0.22	1.36	0.33	0.78	0.56
03/11/95	0.11	0.46	0.33	0.77	0.35	0.43	0.33
03/25/95	0.22	0.56	0.11	0.43	0.33	0.22	0.43
04/01/95	0.19	1.47	0.16	0.88	0.31	0.76	0.32
04/08/95	0.22	0.45	0.22	0.93	0.22	1.23	0.11
04/22/95	0.33	0.67	0.22	1.00	0.22	0.78	0.26
05/06/95	0.67	0.33	0.57	1.00	0.45	0.67	0.11
05/20/95	0.22	1.23	0.45	0.78	0.78	0.45	0.22
06/03/95	0.11	0.56	0.78	0.45	1.34	0.22	0.11

벼 재배기간 동안 광범위한 논에서 발생하는 침투수는 풍화대에 존재하는 자유면지하수위를 40~80cm 정도 상승시킬 수 있는 많은 양인 반면에 관측정 주변의 재래식 화장실, 축사의 배수로, 축분의 노천저장지, 생활하수 배수구 등의 오염원에서 소규모로 발생하는 오염물질을 많이 함유하는 침투수는 상대적으로 양이 작다. 화장암 풍화대는 균질등방성(Homogeneous and Isotropic) 토양이기 보다는 절리나 파쇄대가 복잡하게 얹혀있는 수리지질학적으로 이방질 토양에 속한다. 따라서 이와같은 토양에서 지하수의 흐름은 상당히 불규칙할 수 있고 오염원에서 발생하는 오염물질의 이동통로를 찾아내기 어렵다. 또한 지하수위의 변화가 발생하면 지하수의 이동경로도 다를 수 있기 때문에 벼 재배기간 동안과 비재배기간 동안의 지하수 이동경로도 다를 수 있고 따라서 오염물질의 운반, 분산 등의 특성이 계절마다 다르게 된다. 따라서 본 연구에서 측정되는 질산염이나 총인의 농도는 어느 특정한 오염원에서 기인되어 농도가 증가된 것이라고 생각하기 보다는 영농활동, 주거생활 및 폐기물 처리 등이 복합적으로 작용된 결과로 나타나는 수질로 볼 수 있다. 유역의 수질변화를 조직적으로 탐지하기 위하여는 유역의 지하수가 하천으로 배수되는 지점부터 관측정을 설치하고 특정 수질인자의 농도 변화를 추적하며 상류지역으로 이동하여 오염물질의 지하수 유입과 이동경로를 구명하는 장기적인 연구가 필요하다.

방동1리 주민이 이용하는 간이상수도의 질산염 농

도는 1.02mg/ℓ ~ 0.03 mg/ℓ로 음료 기준치인 10 mg/ℓ 보다는 많이 작았다. 간이상수도의 질산염 농도는 여름에 높은 경향을 보였으며 3~5월에 낮게 측정되었다. 95년 1~6월 사이 상수도의 총질소 농도는 0.11~0.81 mg/ℓ였으며 질산염이 약 50% 정도를 차지하였다. 여름에는 많은 생물들이 생성되고 이들의 일부가 다양한 원인으로 하천에 유입되어 하천수를 이용하는 간이상수도의 총질소 농도를 높이는 것으로 사료되고 겨울에는 일년생 초본의 잔유물이 하천으로 유입되어 또한 총질소의 농도를 높이는데 기여하나 3~5월에는 생물의 생성이나 초본의 잔유물이 최소로 되어 하천 유입이 작아지기 때문에 총질소의 농도가 작아지는 것으로 생각된다.

3. 총인 농도의 변화

관측정별로 측정된 총인농도는 표-4에 나타났다. 총인 농도는 계절이나 영농기에 관계없이 비교적 일정한 경향을 보였다. 농도의 범위는 0.01mg/ℓ ~ 0.27mg/ℓ를 보였으나 대부분의 농도는 0.1mg/ℓ 이하였다. 관측정별 평균농도는 0.06mg/ℓ ~ 0.09mg/ℓ였다. 총인 농도가 0.1mg/ℓ 이상인 자료는 시료채취시나 분석시에 오차가 발생한 것으로 생각된다. 본 연구에서 측정된 총인농도는 Choi and Choi(1995)가 농촌지역의 우물에서 측정한 농도와도 비슷한 값을 보이고 있다. 하천이나 호수의 총질소 농도가 0.01mg/ℓ 이상이면 부영양화를 촉진시킬 수 있고 (정

표 4. 관측정과 간이상수도의 총인농도(mg/ℓ) 변화

Date	Well1	Well2	Well3	Well4	Well5	Well6	Tapwater
07/14/94	0.06	0.07	0.06	0.07	0.05	0.06	0.01
07/28/94	0.09	0.03	0.11	0.05	0.17	0.04	0.01
08/11/94	0.07	0.05	0.07	0.08	0.08	0.08	0.02
08/24/94	0.02	0.03	0.01	0.11	0.03	0.02	0.01
09/03/94	0.05	0.03	0.08	0.03	0.05	0.06	0.03
09/17/94	0.08	0.06	0.05	0.05	0.05	0.07	0.02
01/12/95	0.06	0.05	0.03	0.06	0.07	0.05	0.05
01/26/95	0.03	0.08	0.16	0.04	0.12	0.03	0.08
02/09/95	0.03	0.03	0.12	0.03	0.08	0.08	0.05
02/23/95	0.12	0.08	0.08	0.07	0.16	0.08	0.08
03/11/95	0.05	0.07	0.05	0.11	0.09	0.05	0.05
03/25/95	0.08	0.14	0.08	0.06	0.25	0.16	0.02
04/01/95	0.06	0.09	0.05	0.05	0.13	0.03	0.01
04/08/95	0.22	0.02	0.02	0.10	0.05	0.05	0.02
04/22/95	0.08	0.03	0.03	0.19	0.03	0.08	0.01
05/06/95	0.05	0.11	0.03	0.05	0.05	0.05	0.05
05/20/95	0.05	0.05	0.02	0.02	0.11	0.27	0.02
06/03/95	0.02	0.02	0.16	0.02	0.08	0.13	0.16
Average	0.07	0.06	0.07	0.07	0.09	0.08	0.04

팔진과 이종범, 1991) 또한 인산염이나 유기인은 점토와 같은 미세토립자에 흡착되므로 세립토를 통과하는 지하수의 총인농도는 일반적으로 낮다. 따라서 지하수의 총인 농도가 0.01mg/ℓ 이상이면 상당히 높은 농도로 간주될 수 있고 풍화대나 암반파쇄대에서 인의 거동을 연구할 필요가 있다. 간이상수도의 총인농도는 0.01mg/ℓ ~ 0.16mg/ℓ로 평균은 0.04mg/ℓ였으나 0.16mg/ℓ를 제외하면 모두가 0.08mg/ℓ 이하로 관측정의 총인 농도 보다는 작은 경향을 보였다. 그러나 간이상수도의 상수원수가 오염되지 않은 깊은 계곡에서 채수하는 점을 고려하면 총인 농도는 비교적 높은 편이어서 상수취수부 부근에서 유기물의 유입이 많거나 혹은 배관시설에 유기물의 집적이 의심되고 있어 정밀한 조사가 요구된다.

4. 대장균의 변화

대장균(Total coliform)의 농도 변화는 표 5에 나타냈다. 대장균의 농도는 동절기에는 감소하였고 하절기에 증가하는 경향을 보였다. 관측정 1, 4, 5, 6은 동절

기와 하절기의 대장균 농도차이가 잘 나타나고 있다. 하절기에는 비교적 많은 수의 대장균이 검출되었으나 동절기에는 대장균이 거의 검출되지 않거나 소량 검출되었다. 관측정 2와 3은 하절기에 많은 수의 대장균이 검출되었으나 동절기에도 상당량의 대장균이 지속적으로 검출되었다. 특히 관측정2는 동절기에도 상당한 수의 대장균이 지속적으로 검출되었다. 하절기의 대장균의 농도가 상당히 높고 동절기에도 많은 대장균이 검출되는 관측정이 있어 대장균 유입원을 구명하기 위하여 장대장균과 소의 장대장균 검출실험을 하였다. 장대장균은 포유동물의 장에 서식하는 대장균으로 장대장균이 검출되면 화장실이나 축사 등에서 오염이 되고 있음을 알 수 있고 소의 장대장균이 검출되면 이는 우사에서 오염이 되고 있음을 알 수 있다. 그러나 장대장균과 소의 장대장균은 검출되지 않았기 때문에 관측정의 대장균은 우사나 화장실 등에서 유입되고 있다고 보기에는 힘들다. 또한 관측정 주변의 축사, 퇴비장, 재래식 화장실 등의 오염원에서 침투수와 함께 대장균이 유입된다면 토양에 흡착되지 않는 질산염도 함께 유입되어 질산염의

표 5. 대장균의 농도(cfu/100mℓ) 변화

Date	Well1	Well2	Well3	Well4	Well5	Well6	Tapwater
07/14/94	43	120	35	138	89	113	57
07/28/94	30	300	30	50	130	30	13
08/11/94	25	450	42	75	170	150	47
08/24/94	13	500	23	152	300	240	80
09/03/94	56	265	16	277	62	118	32
09/17/94	21	366	29	46	73	49	28
01/12/95	2	86	0	1	4	0	2
01/26/95	0	165	0	0	0	0	0
02/09/95	1	59	32	0	16	10	3
02/23/95	0	170	4	0	0	0	21
03/11/95	1	60	38	0	10	5	14
04/01/95	0	68	22	0	2	8	13
04/22/95	10	116	0	5	13	0	15
05/06/95	0	624	7	7	0	0	18
05/20/95	4	1,590	224	5	63	186	138
06/03/95	300	515	200	5	20	175	235

농도도 높아야 하나 이들 관측정의 동절기 질산염 농도는 다른 관측정의 질산염 농도보다 높지 않았다. 대장균의 농도가 증가하는 시기는 모내기를 위해 논에 담수가 시작되고 이들에게서 침투하는 침투수 때문에 지하수위가 상승하는 시기와 일치하고 있다. 모내기 전의 논에는 겨울동안 쌓아 두었던 퇴비가 뿌려지고 논갈이로 많은 퇴비가 흙속에 묻힌다. 이때 담수가 시작되고 퇴비에 서식하던 대장균이 침투수와 함께 지하수로 침투하여 대장균 농도를 높이는 것으로 생각된다. 모내기 이후에도 대장균의 농도가 높은 이유는 논물에 서식하는 대장균이 침투수와 함께 지하수로 침투하거나 모내기철에 침투한 대장균이 서서히 이동하는 것으로 생각된다. 동절기에 많이 검출되는 대장균은 하절기에 침투한 대장균의 영향으로 생각되나 자세한 원인구명을 위한 연구가 요망된다. 대장균이 논이나 밭에 시비한 퇴비에서 기인한다면 이는 충분히 부속되지 않은 퇴비를 사용했을 가능성이 높다. 퇴비가 호기성 상태에서 충분히 부속되면 부속시 발생되는 60 이상의 고온으로 대장균 등의 유해병원균이 사멸되기 때문이다.

간이상수도의 대장균 농도는 하절기에 높았으며 동절기에 낮았다. 1월에는 대장균이 검출되지 않았거나 2 cfu/100mℓ 이하의 대장균이 검출되었으나 2월

이 되면서 다시 증가하여 5~9월 사이에는 13 내지 235 cfu/100mℓ의 대장균이 검출되었다. 춘천시에서 실시한 농촌지역 간이 상수도 수질검사에서 대장균이 검출되어 소독약 등을 공급하고 있으나 상수원 관리자가 마을 이장으로 되어있어 주기적인 소독약의 투입이 어렵기 때문에 전문관리자나 관리기관에 용역을 주어 농촌지역 간이 상수도의 수질을 관리할 필요가 있다.

본 연구에서 측정된 농촌지역의 지하수의 수위 자료와 질산염, 총질소, 총인 및 대장균 농도 측정자료들은 농림수산부나 환경부의 농어촌 수질환경 및 자연자원 보호 정책을 개발하는데 중요한 자료로 이용될 수 있다. 또한 연구지역의 주민들과 긴밀한 협조를 이루며 이들에게 농촌 지표수 및 지하수의 오염 경로, 오염의 영향 및 오염방지대책에 관한 토론을 통하여 지역주민에게 환경 특히 수자원 환경의 보전과 개선방향에 대한 인식을 새롭게 하는 계기를 마련했다.

IV. 결 론

농촌의 농업활동과 주거환경이 지하수의 수질에

미치는 영향을 조사하기 위하여 강원도 춘천시 서면 방동1리 4번 지역의 6개 관측정의 지하수위를 측정하고 질산염, 총질소, 총인 및 대장균에 대하여 수질 분석을 하였다. 방동1리 지역의 간이상수도 수질변화를 측정하기 위하여 관측정의 수질분석과 동일한 분석을 하였다. 다음의 결론을 도출할 수 있었다.

1. 연구유역의 지하수위는 논, 밭의 담수와 밀접한 관계가 있으며 동절기의 지하수위보다 벼농사철의 지하수위는 약 40cm 내지 80cm 정도가 높았으며 지하수의 수질에 많은 영향을 주는 것으로 나타났다.
2. 질산염의 농도는 지하수위와 밀접한 관계가 있어 논이 담수되어 있는 7~9월 사이의 평균농도는 5.66 mg/ℓ 그리고 논이 건조상태를 유지하는 동절기의 평균농도는 0.43 mg/ℓ 였다. 깊은 관측정의 질산염 농도는 얇은 관측정의 질산염 농도보다 낮았다.
3. 95년 1월부터 5월까지 지하수의 총질소 농도중 질산염이 차지하는 비중이 73% 이상으로 측정되어 농촌지역 얇은 지하수의 총질소 농도는 주로 질산염의 농도에 지배를 받는 것으로 나타났다.
4. 지하수의 총인 농도는 계절이나 영농기 등에 관계없이 비교적 일정한 경향을 보였다. 농도의 범위는 0.01mg/ℓ ~0.27mg/ℓ 였으며 관측정별 평균농도는 0.06mg/ℓ ~0.09mg/ℓ 였다.
5. 지하수의 대장균 농도는 하절기가 동절기보다 높게 측정되며 관측정마다 변화가 많았다. 1월에는 2 cfu/100mℓ 이하의 대장균이 검출되었으나 2월부터는 증가하여 최대 1,590 cfu/100mℓ 까지 검출되었다.
6. 간이 상수도의 질산염 농도는 7~9월 사이에는 0.85mg/ℓ 그리고 1~5월 사이에는 0.21mg/ℓ 로 측정되었다. 간이상수도의 총질소중 질산염이 차지하는 비율은 약 50%였다. 총인의 농도는 0.01mg/ℓ ~0.16mg/ℓ 의 범위로 평균은 0.04mg/ℓ 였다. 대장균 농도는 1월에는 검출되지 않았거나 2cfu/100mℓ 이하의 대장균이 검출되었으나 2월이 되면서 다시 증가하여 5~9월 사이에는 13~235

cfu/100mℓ 의 대장균이 검출되었다.

7. 본 연구에서 측정된 농촌의 지하수위, 질산염, 총질소, 총인 그리고 대장균 농도 측정자료는 환경부와 농림수산부의 환경정책개발시 중요한 자료로 이용될 수 있다. 또한 지역주민과의 유기적인 협조하에 농어촌의 수질환경개선 문제에 대한 토론을 하여 주민들이 환경의 중요성을 깨닫고 환경보전사업에 자발적으로 참여하는 성과를 거두었다.

인용 및 참고문헌

1. 정팔진, 이종범. 1991. 환경공학개론. 동화기술.
2. 최예환, 최중대, 유능환. 1993. 토지이용 변화에 따른 수질특성변화연구, 건설부 국제수문개발계획 연구보고서. pp:4-1~4-72.
3. 최중대, 박성빈, 최용관, 이혁재. 1993. 토지이용이 수질에 미치는 영향을 파악하기 위한 기초연구. 93 추계환경종합학술대회 논문집. pp:289-296.
4. 최중대, 최예환, 이혁재. 1993. 비점원 오염의 문제점과 관리방법. 제35회 수공학 연구발표회 논문집, 한국수문학회. pp:509-517.
5. Bachman, L. J. 1984. The Columbia Aquifer of the Eastern Shore of Maryland, Part I: Hydrology. Maryland Geological Survey, Report of Investigations No. 40. 34pp.
6. Brinsfield, R. B., K. Staver and W. L. Magette. 1988. The Role of Cover Crops in Reducing Nitrate Leaching to Groundwater. IN: Agricultural Impacts on Ground Water. Conference Proceedings. National Water Association, Dublin, OH, USA. pp. 127-146.
7. Capone, D. G. and M. F. Bautista. 1985. A Groundwater Source of Nitrate in Nearshore Marine Sediments. Nature **313**:41-44.
8. Choi, J. D. and Y. H. Choi. 1995. Effect of Farming Practices on Water Quality. J. of KSAE (English ed.), Vol. **37**:63-71.
9. Correll, D. L. 1987. Nutrients in Chesapeake Bay. IN: Contaminant Problems and Management of Living Chesapeake Bay Resources, S. K. Majumdar, L. W. Hall, Jr. and H. M. Austin, eds. The Pennsylvania Academy of Science, Easton, PA. pp. 298-320.

10. Detroy, M. G., P. K. B. Hunt and M. A. Holub. 1988. Groundwater Quality Monitoring Program in Iowa: Nitrate and Pesticides in Shallow Aquifers. IN: Agricultural Impacts on Ground Water. Conference Proceedings. National Water Well Association, Dublin, OH, USA. pp. 255-278.
11. Flippo, H. N. and D. R. Jackson. 1993. A Bibliography of Selected Nonpoint Source Literature. Publication No. 148. Susquehanna River Basin Commission, Harrisburg, PA 17102-2391.
12. Goodman, J. 1991. Evaluation of Site-Specific Groundwater Quality Data. NPS, Nonpoint Source Solutions. EPA Seminar Publication EPA/625/4-91/027, September, 1991. pp:145-151.
13. Hamilton, P. A., R. J. Shedlock and P. J. Phillips. 1989. Groundwater Quality Assessment of the Delmarva Peninsula. Delaware, Maryland and Virginia—Analysis of Available Water Quality Data Through 1987. US Geological Survey Open File report 89-34. 71pp.
14. Jackson, W. A., L. E. Asmussen, E. W. Hauser and A. W. White. 1973. Nitrate in Surface and Subsurface Flow from a Small Agricultural Watershed. *J. Environ. Qual.*, **2**:480.
15. Magette, W. L., T. H. Ifft, J. D. Wood, R. A. Weismiller and B. V. Lessley. 1989a. Indiantown Best Management Practices Demonstration Farm: Summary of Hydrologic and Water Quality Monitoring 1986-1988. Unpublished Report to the Maryland Department of Agriculture. Agricultural Engineering Department, University of Maryland, MD, USA.
16. Magette, W. L., R. A. Weismiller, J. S. Angle and R. B. Brinsfield. 1989b. A Ground Water Nitrate Standard for the 1990 Farm Bill. *J. Soil and Water Cons.* **44**(5):491-494.
17. Phoel, W. C., K. C. Webb and C. F. D'Elia. 1981. Inorganic Nitrogen and Total Oxygen Consumption by the Sediment at the Mouth of the York River, Virginia. IN: Estuaries and Nutrients, B. J. Neilson and L. E. Cronin, eds. Humana Press, Clifton, NJ, USA. pp. 607-618.
18. Pinder, G. F., M. Celia and W. G. Gray. 1981. Velocity Calculation from Randomly Located Hydraulic Heads. *Ground Water*, Vol. **3**(3):262-264.
19. Shirmohammadi, A., W. L. Magette and L. L. Shoemaker. 1991. Reduction of Nitrate Load to Ground Water. *Ground Water Mon. Rev.* Winter 1991: 112-118.
20. Simmons, G. M., Jr. 1988. The Importance of Submarine Groundwater discharge to Nutrient Flux in Coastal Marine Environments. IN: Understanding the Estuary: Advances in Chesapeake Bay Research, M. P. Lynch, and E. C. Krome, eds. US EPA CBP/TRS 24/88, Chesapeake Bay Liaison Office, Annapolis, MD, USA. pp. 266-269.
21. Staver, K., W. L. Magette and R. B. Brinsfield. 1987. Tillage Effects on Nutrient and Sediment Field Losses. ASAE Paper 87-2086. Presented at the 1988 Summer International Meeting of the American Society of Agricultural Engineers, Baltimore, MD, USA.
23. Staver, K., R. B. Brinsfield and W. L. Magette. 1988. Nitrogen Export from Atlantic Coastal Plain Soils. ASAE Paper 88-2040. Presented at the 1988 Summer International Meeting of the American Society of Agricultural Engineers. Rapid City, SD, USA.
24. Viets, F. G., Jr. and R. H. Hageman. 1971. Factors Affecting the Accumulation of Nitrate in Soil, Water and Plants. USDA-ARS, Agricultural Handbook No. 413, Washington D. C.