

## 섬진강 주변 지하수의 수질 및 오염특성: 오염원 및 유해성 평가

나춘기\* · 손창인

목포대학교 환경공학과

### Groundwater Quality and Pollution Characteristics at Seomjin River Basin: Pollution Source and Risk Assessment

Choon-Ki Na\* and Chang-In Son

Dept. of Environmental Eng., Mokpo Nat. Univ., Chonnam 534-729, Korea

The groundwaters in the basin of Seomjin River are classified mainly into Na-Cl type with high EC and Na-HCO<sub>3</sub> type with low EC, and are characterized by enriched K<sup>+</sup>, Mg<sup>2+</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, and SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> contents. The epm fraction of Na<sup>+</sup>+Cl<sup>-</sup> in TDS increases in general with increasing EC of groundwater. The correlation patterns among dissolved ions indicate that Na<sup>+</sup> and Cl<sup>-</sup> are derived mainly from intruded seawater, and K<sup>+</sup>, Mg<sup>2+</sup>, and SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> from anthropogenic source such as a chemical fertilizer. The groundwaters that exceed the recommended limits for agricultural irrigation water contains 23% of Cl<sup>-</sup> reflecting sea-water intrusion, but 50% of NO<sub>3</sub><sup>-</sup> as an anthropogenic pollution, among the wells investigated. In risk assessment of groundwaters by the EC-SAR relationship, only 40% of the groundwaters shows the suitable quality for agricultural irrigation water without any sodium and salinity hazards. Consequently, the pollution sources that cause degradation of groundwater quality in the basin of Seomjin River are the usage of chemical fertilizers and the intrusion of seawater, resulted primarily from the extension of riverward backflow of seawater and secondarily from the overpumping of groundwater.

**Key words :** Seomjin River, seawater intrusion, groundwater pollution, agricultural risk assessment

섬진강 유역 지하수는 주로 높은 EC의 Na-Cl형과 낮은 EC의 Na-HCO<sub>3</sub>형으로 분리되며, K<sup>+</sup>, Mg<sup>2+</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup> 및 SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> 성분이 부화된 특성을 보인다. 일반적으로 지하수의 EC가 증가할수록 TDS에서 차지하는 Na<sup>+</sup>+Cl<sup>-</sup>의 당량분율은 증가한다. 용존이온들간 상관유형으로부터 Na<sup>+</sup>와 Cl<sup>-</sup>은 주로 침투된 해수에서 유래되며, K<sup>+</sup>, Mg<sup>2+</sup> 및 SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>은 화학비료와 같은 인위오염원에서 주로 유래됨을 알 수 있다. 농업용수 수질기준과 비교하여 그 기준을 초과하는 지하수는 해수침입을 반영하는 Cl<sup>-</sup>의 경우 조사대상 관정의 23%인 반면 인위적 오염원을 대표하는 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>의 경우 전체의 50%에 달한다. EC-SAR관계를 바탕으로 한 지하수의 유해성 평가에서 조사대상 지하수의 40%만이 농업용수로서 소다질화와 염류화를 초래할 가능성이 없는 적절한 수질을 나타낸다. 결론적으로 섬진강 유역 지하수의 수질저하를 초래한 오염원은 화학비료의 사용과 해수침입이다. 또한 모든 결과들은 화학비료의 사용이 연구지역의 지하수 오염에 가장 폭넓게 영향을 미치며, 일부 특정지역에서는 강쪽으로의 해수역류 확대라는 일차적 요인과 지하수의 과다양수라는 이차적 요인에 의해 섬진강으로부터 해수가 대수층으로 침투되어 더욱 지하수질이 악화되고 있음을 시사한다.

**주요어 :** 섬진강, 해수침투, 지하수 오염, 농업 유해성 평가

## 1. 서 론

지하수 이용이 증가됨에 따라 지하수 적정 개발량을 고려하지 않은 부분별한 양수로 인하여 지하수의 고갈

과 오염현상이 야기되고 있다. 특히 섬과 해안 지역에서는 지하수를 과도하게 양수할 경우 지하수계로의 해수침투가 가속화될 수 있다. 이러한 해수침투에 의한 오염을 다시 복구하는 것은 경제적으로 많은 손실과

\*Corresponding author: nack@mokpo.ac.kr

시간이 소요되기 때문에 계획적인 지하수 개발과 관리로 지하수 오염을 예방하는 것이 가장 중요하다.

해수침투에 의한 지하수 오염에 대한 방지대책을 수립하기 위하여 외국의 경우 많은 정책과 연구가 과거부터 활발히 진행되어 왔다. 미국의 경우는 1987년 미의회 기술평가국(Office of Technology Assessment, OTA)에서 지하수 오염원을 분류하는데 있어 염수침투를 지하수 오염원으로 분류하였고 15개 이상의 주(State)에서 염수침투의 사례가 발견되어 이에 대한 연구가 활발히 진행되어왔다. 우리나라의 경우는 오염원에 대한 정확한 구분과 이에 대한 대책 마련이 미흡한 실정으로 환경부령 제29호 “지하수의 수질 보전 등에 관한 규칙”을 살펴보면, 음용수로 사용될 경우에는 음용수 기준의 적용을 받고 매년 1회 수질검사를 받아야 한다. 또한 기타 목적으로 사용될 경우에는 이용목적별로 구분한 지하수의 수질기준에 따르고 공업용수는 2년에 1회, 농업용수는 3년에 1회의 주기로 수질검사를 받아야 한다고 정하고 있다. 지하수의 수질기준에 따른 염소이온의 농도는 생활 및 농업용수가 250 mg/l 이하이고 공업용수가 500 mg/l 이하로 되어 있지만 환경부장관이 인정하는 용도로 지하수를 이용하는 경우 염소이온의 기준을 적용하지 않는다. 현재 해수침투로 인한 지하수 오염에 대해 가장 활발히 연구되고 있는 지역은 제주도로 해수침투가 우려되거나 판단되는 지역을 지하수자원 특별관리구역으로 지정하여 관리하고 있다(박관석과 오윤근, 1996; 최윤영 등, 1998; 부성안과 정교철, 2000; Kim *et al.*, 2003). 제주도 이외의 지역으로는 전북 부안군 위도(김옥배와 박희열, 1997), 전남 고금도(신인현 등, 2002) 지역 등에서 해수침투에 대한 지하수 오염이 연구된 바 있다.

섬진강은 해수의 역류를 방지할 수 있는 하구둑이 없어 상류 약 15 km까지 해양생태계를 이를 정도로 해수가 역류하고 있다. 또한 섬진강 유역을 따라 대단위 시설하우스단지가 형성되어 다량의 지하수를 농업용수로 사용하고 있다. 이에 따라 섬진강에 역류된 해수성분의 지하수대 침투와 이로 인한 지하수의 해수오염이 광범위하게 진행되고 있으며 그 피해가 또한 점차 확산되고 있는 추세로 그 대책마련이 시급한 실정이다. 그럼에도 불구하고 섬진강 유역의 하성 퇴적층(유환수 등, 2000), 섬진강 하구역에서 염분경사에 따른 입자성 유기물질의 분포(권기영 등, 2002), 광양만의 조석과 해수(조태진, 1991) 및 퇴적물층의 중금속(김도희 등, 1999)에 관한 연구 등 섬진강에 대한 연구만 있을 뿐 섬진강 유역 지하수의 수질 및 해수오염에

관한 연구는 아직 이루어진 바 없다.

이에 따라 본 연구에서는 해수역류의 영향권인 섬진강 하류지역 주변의 지하수를 대상으로 수리화학적 특성을 조사하여 지하수질 및 오염정도를 규명하고, 이를 바탕으로 해수침투정도, 기타 오염원 및 그 기여율을 추적함과 동시에 농업용수로써 지하수질의 적정성을 평가하여 제시함으로써, 섬진강 유역 지하수의 오염특성 및 경로를 이해하고 적절한 관리대책을 수립하는데 우선적으로 필요한 기초자료를 제공하고자 한다.

## 2. 연구지역 개요

연구지역은 섬진강 하류의 전남 광양시 일대와 경남 하동군 일대로 북위 34°57'00"~35°09'00", 동경 127°40'00"~127°52'00" 까지이다(Fig. 1(a)). 섬진강은 유로 연장 212.3 km, 유역면적 4,896.5 km<sup>2</sup>로 우리나라 4대강 중 하나로 해수의 침입을 막는 하구언이나 제방 등이 없다는 점이 특징이다. 섬진강은 4대강 중 유일하게 1급수를 유지하고 있으나, 72년부터 98년까지 계속된 하상모래채취로 인한 하상고 변화(Fig. 1(b)), 1980년대 초부터 시작된 하구언 개발로 인한 사주훼손 및 상류의 댐건설과 취수로 인한 유량감소 등이 복합적으로 영향을 미쳐 1978년에 상류 5 km까지 이던 해수유입범위가 현재는 상류 20 km까지 확대되어 있는 상태(Fig. 1(c))이다.

섬진강 주변의 지질은 영남육괴에 속하는 선캄브리아기의 화강암질편마암과 변정화강암질편마암, 안구상편마암 및 우백질화강편마암 같은 변성암이 주를 이루고 있고 하류 일부에서는 역암과 사암 및 셰일이 주를 이루는 백악기 신동충군인 하산동층과 낙동층이 나타난다(장태우와 황상구, 1984). 섬진강 동쪽으로는 화강암질편마암이 우세하게 나타나고 서쪽은 반상변정화강암질편마암이 주를 이루고 있다(Fig. 2). 섬진강의 하상 저변에는 대부분 제4기 충적층인 사질퇴적물로 퇴적되어 있으나 장소에 따라 암반이 노출되어 있는 곳이 많이 나타난다.

섬진강 유역은 거의 평지가 없는 임야지역으로 유로를 따라 형성된 사주나 범람원을 중심으로 약 10%가 농경지로 이용되고 있다. 농토의 대부분은 벼농사와 비닐하우스 단지로 조성되어 있으며 벼농사용 관개용수로 일부 저수지를 이용하고 있을 뿐 거의 대부분의 생활용수 및 농업용수를 지하수에 의존할 정도로 지하수 의존율이 높다. 지하수 이용현황은 2001년을 기준으로 광양시의 경우 관정수 4,100여공, 연간 사용량 2,500여만톤

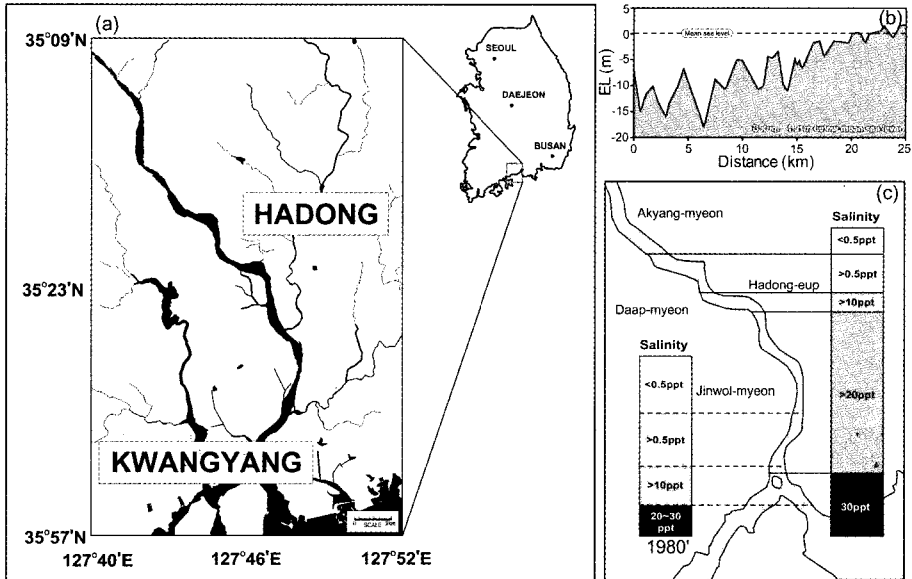


Fig. 1. Location and hydrologic system of the Seomjin River area(a). Also shown is the sectional topography of bed(b) and the salinity distribution(c) of the Seomjin River.

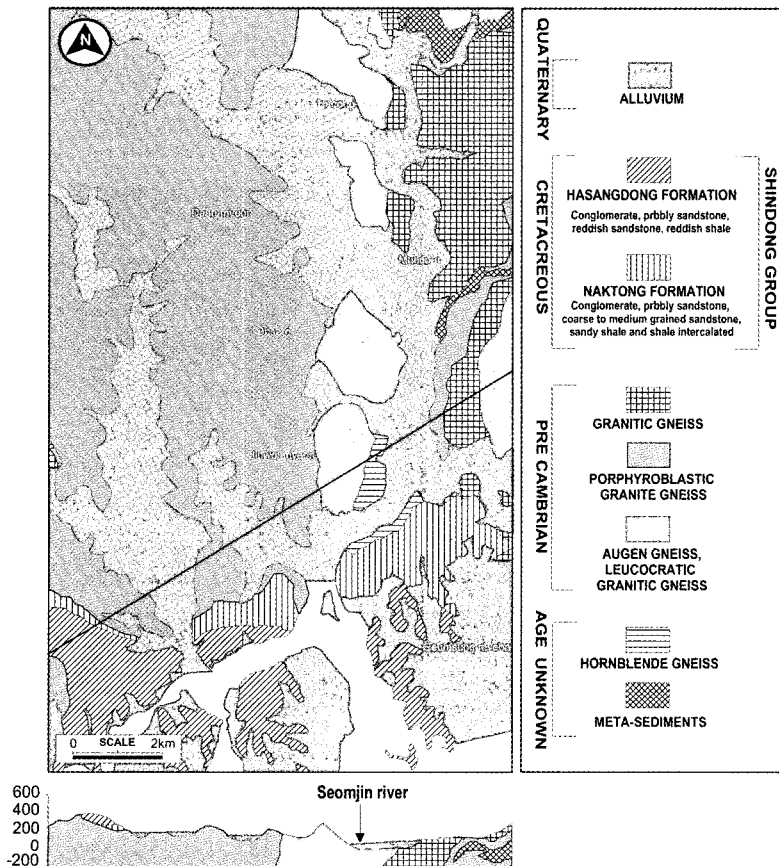


Fig. 2. Geologic map of the study area.

으로 농업용이 60%로 가장 많은 사용량을 보이며, 하동군의 경우 관정수 4,400여공, 연간 사용량 800여만톤으로 생활용수가 55%로 가장 많은 비율을 차지하고 있다. 광양시와 하동군 모두 2001년 지하수 공수가 급격히 증가하였지만 사용량이 급격히 증가하지는 않았으며 하동군의 경우 오히려 사용량이 감소하였다는 점으로 미루어, 과다 양수 및 염분상승으로 인한 지하수 자원의 고갈 및 오염현상이 가속화되고 있음을 추론할 수 있다.

### 3. 시료채취 및 분석

지하수 시료는 현재 사용하고 있는 비닐하우스의 농업용수를 중심으로 섬진강 서쪽 강변(이하 광양측)과 섬진강 동쪽 강변(이하 하동측)에서 각각 20개 지점을 선정하여 2003년 10월에 채취하였다(Fig. 3). 지하수의 채수 및 현장분석은 지하수의 양수관내 정체 등에 의한 국부적 오염 및 수질변화 영향을 최소화하기 위해 최소 10분 이상 양수한 후 실시하였으며, 실험실내 분석용 시료는 2l 무균채수병에 채수, 아이스박스를 이용하여 저온상태를 유지하며 실험실로 운반한 후, 0.45  $\mu\text{m}$  여과지로 여과하였다. 양이온 분석용 시료는 100 ml 플라스틱 용기에 분취한 후 시간경과에 따른 흡착과 변질을 막기 위하여 농질산을 가해 pH 2 이하로 조정하였으며, 음이온 분석용 시료는 4 ml의 유리제 vial에 분취하여 밀봉한 후 분석시까지 냉장 보관하였다.

수온, pH, 전기전도도(EC) 등 지하수의 물리적 특성들은 현장에서 pH meter (Orion, model 250A)와 Conductivity meter (Orion, model 130)로 직접 측정하였고, 중탄산이온( $\text{HCO}_3^-$ )의 농도 또한 Standard Method 2320-Alkalinity에 명시되어 있는 적정법에 따라 현장에서 메틸오렌지를 지시약으로 하고 산으로 적정하여 정량 분석하였다.  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$  등 양이온의 정량분석은 ICP-AES 및 AAS (Shimadzu, AA-6701F)를 이용하여, F, Cl, Br,  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ 를 포함하는 음이온의 정량분석은 Waters사의 이온크로마토그래프(Waters-Alliance IC system)를 이용하여 각각 실시하였다.

## 4. 결과 및 고찰

### 4.1. 수질특성

연구지역에서 채취한 지하수 시료의 현장측정 및 화학분석 결과는 Table 1과 Table 2에 나타났다. 연구지역 지하수의 pH는 5.73~7.72의 범위와 평균  $6.7 \pm 0.5$

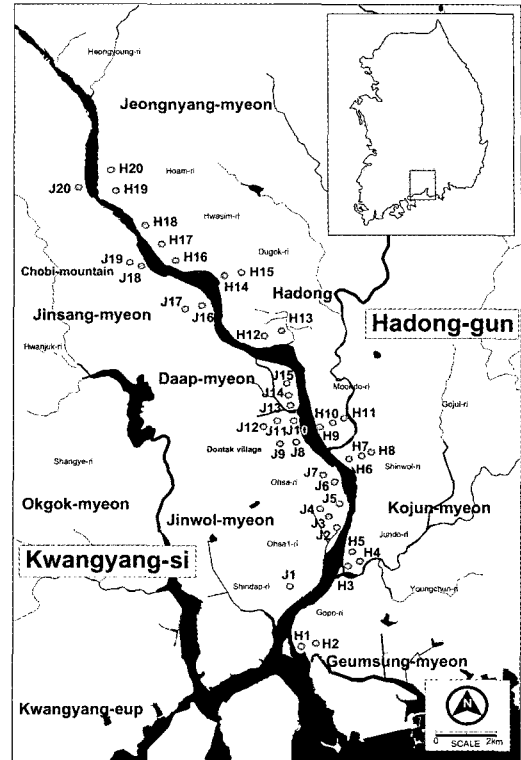


Fig. 3. Sampling locations of groundwater from the Seomjin River area.

로 우리나라 지하수 수질기준인 생활용수 pH 5.8~8.5 및 농업용수 pH 6.0~8.5의 범위를 대부분 만족하나 광양측 중도지역의 J13(5.73), J14(5.75) 및 하동측 상류의 H19(5.73) 시료는 생활용수 및 농업용수의 기준치보다 약간 산성을 나타냈다. 전기전도도(EC)는 76~3,931  $\mu\text{S}/\text{cm}$ 로 매우 넓은 범위를 나타냈다. 높은 전기전도도는 주로 분기지나 포인트바인 광양측의 오사리, 중도리 및 하동측의 문도리, 전도리 등의 사질퇴적층을 대수층으로 하는 지하수에서 측정되었다. 지하수의 전기전도도에 미치는 총 이온종 중 해수성분( $\text{Na}^+$ 와  $\text{Cl}^-$ )과 기타 이온종( $\text{K}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$  등)의 영향력을 살펴본 결과(Fig. 4), 전기전도도가 높아질수록  $\text{Na}^+$ 와  $\text{Cl}^-$ 의 영향력이 상대적으로 커지는 경향을 보였다. 또한 섬진강변과의 거리에 반비례하여 지하수의 전기전도도가 감소하는 경향이 뚜렷하게 나타났다(Fig. 4(a)). 이상의 결과들은 섬진강의 해수성분이 지하수계로 유입되고 있음을 나타낸다. 총이온에 대해 해수성분( $\text{Na}^+$ 와  $\text{Cl}^-$ )이 차지하는 당량분율은 전체적으로  $47.2 \pm 20.4\%$ 에 달하였으며, 지역별로는 광양측이  $40.7 \pm 21.2\%$ , 하동측이  $52.7 \pm 18.5\%$ 로 나타

**Table 1.** Hydrochemical data of groundwater collected from the west side of Seomjin River (Kwangyang).

Sample no.	EC (μS/cm)	pH	(mg/L)										SO <sub>4</sub> /Cl	Cl/HCO <sub>3</sub>	SAR
			Na	K	Ca	Mg	F	Cl	NO <sub>3</sub>	SO <sub>4</sub>	HCO <sub>3</sub>	Br			
J1	263	7.27	1.8	12.5	3.8	5.1	n.d	21.1	32.4	12.5	88.0	0.75	0.59	0.24	0.14
J2	2,036	7.46	456.9	36.3	3.8	32.2	1.16	416.2	8.6	94.2	445.4	0.34	0.23	0.93	16.66
J3	1,466	6.94	238.8	32.2	3.9	34.7	n.d	416.5	8.5	49.8	233.8	0.09	0.12	1.78	8.41
J4	111	6.69	9.0	3.2	6.8	2.5	0.12	9.4	21.1	3.4	29.8	0.55	0.36	0.32	0.75
J5	150	6.38	11.8	19.2	7.0	4.1	n.d	15.3	23.0	22.1	28.8	0.61	1.45	0.53	0.87
J6	168	6.52	10.5	7.3	8.4	3.1	0.65	8.4	29.3	4.1	48.6	0.65	0.49	0.17	0.78
J7	272	6.13	21.6	7.5	13.6	7.4	n.d	23.2	12.1	8.1	84.8	0.78	0.35	0.27	1.17
J8	2,389	7.26	449.2	23.3	9.6	32.8	2.63	601.6	8.5	48.0	81.8	0.96	0.08	7.35	15.48
J9	139	7.25	28.9	5.5	0.9	0.7	0.44	7.7	3.8	2.8	60.6	0.72	0.37	0.13	5.52
J10	1,398	6.83	200.1	20.4	49.2	23.1	0.12	254.0	64.5	116.7	155.2	0.97	0.46	1.64	5.89
J11	1,020	6.19	100.5	19.6	23.3	37.5	n.d	214.9	1.4	59.2	128.2	0.27	0.28	1.68	3.00
J12	150	7.01	9.5	6.3	8.6	4.0	n.d	15.7	21.3	5.4	33.0	0.65	0.34	0.48	0.67
J13	688	5.73	50.6	14.6	48.4	15.9	n.d	122.5	88.8	88.9	11.2	0.84	0.73	10.94	1.61
J14	647	5.75	15.5	22.3	58.0	25.5	n.d	54.4	89.0	165.3	14.4	0.74	3.04	3.78	0.43
J15	253	5.94	9.3	11.9	15.7	5.7	0.33	18.3	65.2	39.2	11.8	0.57	2.15	1.55	0.51
J16	110	6.84	11.4	7.3	4.7	2.0	0.96	4.0	1.6	3.7	48.6	0.38	0.90	0.08	1.11
J17	117	6.50	7.8	7.1	7.6	1.9	n.d	7.0	9.7	6.0	35.4	0.68	0.85	0.20	0.65
J18	146	6.47	9.8	67.3	5.1	3.0	0.04	8.8	14.8	2.6	30.0	n.d	0.29	0.29	0.85
J19	153	6.31	14.0	35.1	6.5	1.1	n.d	9.2	21.9	9.3	18.4	n.d	1.01	0.50	1.33
J20	128	6.72	8.7	11.5	9.1	1.7	n.d	11.3	13.6	4.9	37.2	n.d	0.43	0.30	0.70
Sea W.*	-	-	10,770	380	412	1,290	1.3	18,800	0.005-2	2,715	142	67	0.14	132	58.81
BB**	-	-	1,916	113,552	2,491	971	-	35,000	n.d	224,400	-	-	6.41	-	8.24

\*Data from Drever (1988) and Heitmann (1990), \*\*Potassium sulfate fertilizer(MgO≥2%), unit mg/kg

**Table 2.** Hydrochemical data of groundwater collected from the east side of Seomjin River (Hadong).

Sample no.	EC (μS/cm)	pH	(mg/L)										SO <sub>4</sub> /Cl	Cl/HCO <sub>3</sub>	SAR
			Na	K	Ca	Mg	F	Cl	NO <sub>3</sub>	SO <sub>4</sub>	HCO <sub>3</sub>	Br			
H1	150	6.64	127.2	8.5	4.8	4.9	0.63	22.0	12.0	5.4	24	0.63	0.24	0.92	9.72
H2	163	6.31	21.8	9.5	3.7	3.6	n.d	20.7	6.0	14.9	28.2	0.64	0.72	0.74	1.93
H3	3,931	6.72	723.2	37.5	41.9	64.0	5.52	978.8	3.9	149.0	308.4	1.76	0.15	3.17	16.39
H4	76	7.00	6.4	8.0	2.8	2.0	0.80	6.7	2.1	2.3	29.4	0.59	0.35	0.23	0.72
H5	2,125	7.40	314.2	36.3	68.5	51.0	0.73	581.7	2.0	73.1	433.6	0.41	0.13	1.34	7.00
H6	1,156	6.72	150.3	28.3	14.4	32.8	n.d	288.1	51.9	65.2	119.8	n.d	0.23	2.40	5.00
H7	798	6.37	85.0	28.7	19.1	29.3	n.d	137.0	43.2	117.8	90.8	0.30	0.86	1.51	2.85
H8	338	6.48	24.6	8.9	18.6	4.3	n.d	66.8	28.4	25.5	31.4	0.76	0.38	2.13	1.34
H9	2,924	6.59	415.3	23.9	101.8	52.7	n.d	929.8	31.6	142.9	77.8	1.42	0.15	11.95	8.32
H10	1,794	6.37	57.7	29.8	63.9	76.9	n.d	515.3	71.9	178.2	40.2	1.33	0.35	12.82	1.15
H11	956	6.44	74.0	18.2	45.9	36.6	n.d	207.3	22.4	166.5	47.2	0.77	0.80	4.39	1.97
H12	672	6.71	90.9	19.9	5.3	8.3	n.d	162.8	2.4	20.0	160.8	n.d	0.12	1.01	5.74
H13	397	7.44	74.1	9.8	2.4	3.5	0.31	81.8	0.9	16.4	82.8	0.53	0.20	0.99	7.17
H14	186	6.66	14.1	12.2	9.8	3.0	n.d	15.3	28.4	13.3	37.0	0.69	0.86	0.41	1.01
H15	112	6.86	7.7	7.3	7.8	1.1	0.21	6.4	21.5	6.2	24.0	0.58	0.97	0.26	0.68
H16	161	7.09	26.2	9.2	2.2	3.1	0.18	12.2	13.5	5.2	49.4	0.66	0.43	0.25	2.68
H17	397	7.17	88.6	13.2	0.3	0.5	0.17	28.6	8.4	48.0	98.2	0.69	1.68	0.29	22.64
H18	343	6.94	46.5	12.3	7.8	3.9	n.d	17.3	54.7	41.0	75.8	0.59	2.37	0.23	3.39
H19	523	5.73	8.5	26.6	54.8	7.7	n.d	31.2	128.3	56.4	18.2	0.43	1.81	1.71	0.28
H20	408	7.72	92.5	7.7	0.8	0.9	0.86	38.0	7.0	30.2	66	0.96	0.79	0.58	16.62

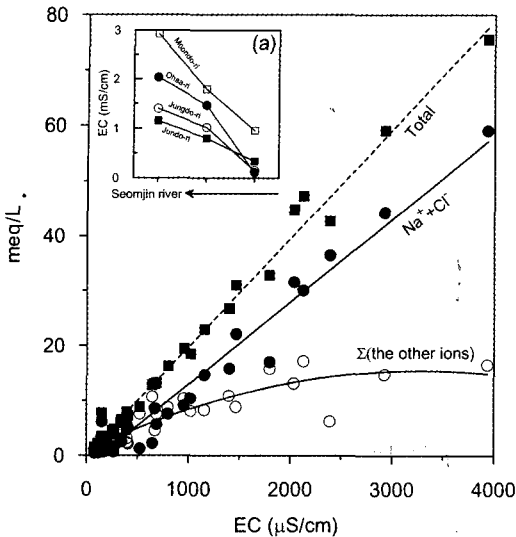


Fig. 4. Relation in EC vs. ion contents of groundwater from the Seomjin River area.

나 하동측이 상대적으로 높게 나타났다. 이는 광양측 지하수공이 대부분 10 m 이하로 천부관정인데 비해 하동측 지하수공은 대부분 30 m 이상으로 보다 깊게 착정된 관정이기 때문으로 판단된다.

$\text{Na}^+$ 이온의 함량은 1.76~723 mg/l( $110 \pm 163$  mg/l)의 범위를 보였으며, 지역별로는 광양측이 1.76~457 mg/l( $96 \pm 151$  mg/l)이고, 하동측은 7.68~723 mg/l( $122 \pm 175$  mg/l)로 하동측의 지하수가 광양측의 지하수보다 높았다.  $\text{K}^+$ 이온의 함량은 3.23~37.5 mg/l( $16.5 \pm 9.9$  mg/l)의 농도 범위를 보였으며, 광양측이 3.23~36.3 mg/l( $15.1 \pm 9.7$  mg/l)이고, 하동측이 7.33~37.5 mg/l( $17.8 \pm 10.2$  mg/l)로 비슷한 농도범위를 보여 주고 있지만 하동측이 약간 더 부화된 경향을 나타내었다. 일반적인 지하수의  $\text{K}^+$ 이온의 농도는 5 mg/l 이하의 값을 보이며 그 이상의 값은 일단 오염의 가능성, 즉 해수의 침투 또는 비료나 폐기물에 의해 오염된 것으로 보고 있다(최순학, 1988).  $\text{Ca}^{2+}$ 의 농도는 전체시료에서 0.29~102 mg/l( $20.3 \pm 24.5$  mg/l)의 범위이며, 지역별로는 광양측이 0.95~58.0 mg/l( $16.1 \pm 17.9$  mg/l)이고, 하동측이 0.29~102 mg/l( $23.8 \pm 28.9$  mg/l)로 하동측 지하수가 다소 높은 수치를 나타내었다.  $\text{Mg}^{2+}$ 는 전체시료에서 0.53~76.9 mg/l( $17.0 \pm 20.1$  mg/l)의 범위를 보였으며, 지역별로는 광양측이 0.68~37.5 mg/l( $14.0 \pm 13.7$  mg/l)이고, 하동측이 0.53~76.9 mg/l( $19.5 \pm 24.4$  mg/l)로  $\text{Ca}^{2+}$  이온과 마찬가지로 하동측의 지하수가 다소 높았다.  $\text{Cl}^-$  이온의 농도범위는 4.05~979 mg/l( $172$

$\pm 256$  mg/l)로, 광양측이 4.05~602 mg/l( $130 \pm 186$  mg/l)이고, 하동측이 6.35~979 mg/l( $207 \pm 304$  mg/l)로  $\text{Na}^+$  이온에서의 마찬가지로 광양측에 비해 하동측의 지하수에서 높게 나타났다.

$\text{NO}_3^-$ 는 대부분 생활하수와 축산 폐기물의 오염에 의해 생성되며 음전하를 가지기 때문에 토양에서 지하수로 쉽게 유출되며 지하수 내에서도 유동성이 크다(Freeze and Cherry, 1979). 연구지역 지하수층의  $\text{NO}_3^-$  농도 범위는 0.93~128 mg/l( $27.8 \pm 30.1$  mg/l)를 나타냈으며, 지역별로는 광양측이 1.38~89 mg/l( $28.7 \pm 30.0$  mg/l), 하동측이 0.93~128 mg/l( $27.0 \pm 31.3$  mg/l)로 비슷한 범위를 보였다. 또한 광양측의 J16, 하동측의 H14 및 H18에서는  $\text{NO}_2^-$ 가 각각 1.95, 19.3 및 2.28 mg/l가 검출되었다. 조사지역 지하수의  $\text{SO}_4^{2-}$ 이온 농도범위는 2.33~178 mg/l( $51.5 \pm 54.1$  mg/l)를 보였으며, 지역별로는 광양측이 2.85~165 mg/l( $42.9 \pm 48.1$  mg/l), 하동측이 2.33~178 mg/l( $58.9 \pm 59.0$  mg/l)로  $\text{Cl}^-$ 의 경우처럼 하동측에서 높게 검출되었다.  $\text{HCO}_3^-$ 는 연구지역에서 11.2~445 mg/l( $91.4 \pm 104$  mg/l)의 농도 범위로, 광양측이 11.2~445 mg/l( $91.0 \pm 109$  mg/l), 하동측이 18.2~434 mg/l( $92.2 \pm 104$  mg/l)로 나타났다. 기타 성분으로 F는 연구지역 지하수 중 일부시료에서만 0.12~5.52 mg/l의 범위로 검출되었으며, Br은 하동측의 H6와 H12지점을 제외하고 모든 지하수에서 0.09~1.76 mg/l( $0.66 \pm 0.3$  mg/l)의 범위로 검출되었으나 지역적으로 유의한 차이는 보이지 않았다.

연구지역 지하수의 수질유형을 알아보기 위하여 양이온  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ 와 음이온  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{HCO}_3^-$ 를 meq/l의 단위로 환산하여 Piper diagram(Fig. 5)에 도시하였다. 지하수의 양이온 수질유형을 살펴보면, J3, J11, J12, J15, H4지역을 제외하고는 일반적으로  $\text{Na}^+ + \text{K}^+$  형의 수질유형으로 분류되었으며, 음이온은 J2, J11, J12, H4 지역의  $\text{SO}_4^{2-}$  형을 제외한 지하수에서는  $\text{HCO}_3^-$ 와  $\text{Cl}^-$ 의 수질유형을 나타내었다. 일반적인 하천수나 지하수의 수질유형은  $\text{Ca-HCO}_3^-$  형태이나 연구지역의 지하수에서는 나타나지 않았다. 음이온이  $\text{HCO}_3^-$  형태인 지하수의 경우 대부분  $\text{Na-HCO}_3^-$ ,  $\text{Na}(\text{Ca} + \text{Mg})\text{-HCO}_3^-$ ,  $\text{Ca} + \text{Mg}(\text{Na})\text{-HCO}_3^-$ 의 수질유형을 나타내었다. 음이온이  $\text{Cl}^-$  형태인 지하수의 경우에는 대부분  $\text{Na-Cl}$  형으로 나타났으며,  $\text{Ca-Cl}(\text{SO}_4)$  형의 시료와  $\text{Na}(\text{Ca})\text{-Cl}$  형의 시료들도 일부지역에서 나타나고 있다.  $\text{Na-Cl}$  형은 일반적인 해수의 수질형태로 해수의 영향을 받은 지하수라고 추정할 수 있다.  $\text{Na-HCO}_3^-$  형의 수질유형은 대수층에서  $\text{Na}$ 와

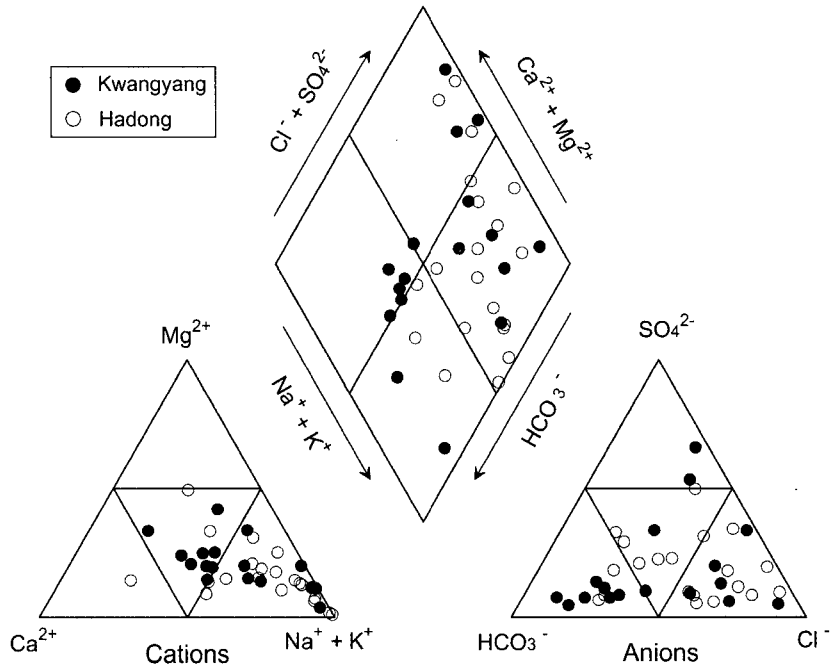


Fig. 5. Piper diagram of groundwater from the Seomjin River area.

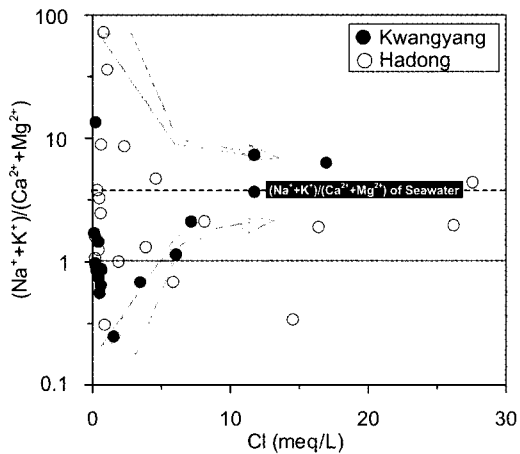


Fig. 6. Relation in  $Cl^-$  concentration vs.  $Na^+ + K^+ / Ca^{2+} + Mg^{2+}$  ratio of groundwater from the Seomjin River area.

Ca의 양이온 교환반응 이론으로 설명할 수 있다. 반대로 Na-Cl 형의 지하수가 교환성  $Ca^{2+}$ 를 다량 함유하는 대수층을 통과할 때 역시 Ca와 Na가 교대되어 Ca-Cl 형으로 변화될 수 있다는 주장이 제기되고 있다 (Appelo and Geirnaert, 1991). 연구지역의 지하수에서도 음이온의 수질유형이  $HCO_3^-$  type인 지하수가 대부분 Na- $HCO_3$  형을 나타내고 있어 Ca와 Na의 교대 작용에 의한 수질변화를 추측할 수 있으나 그 역의 이온교대 작용으로 형성된다고 알려진 Ca-Cl 형은 찾아

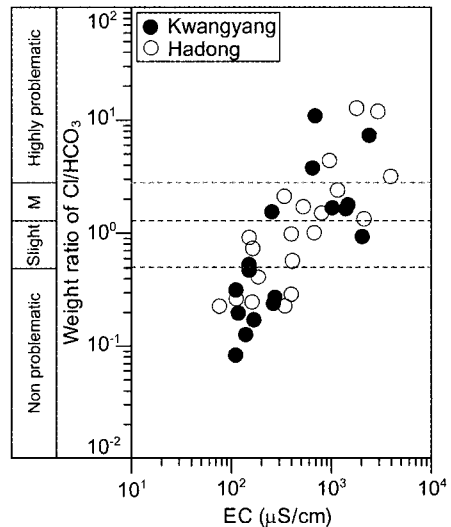


Fig. 7. Relation in EC vs.  $Cl/HCO_3$  ratio of groundwater from the Seomjin River area. Guidelines are from Todd (1959).

보기 힘들었다. 다만 일부지역에서 Ca- $SO_4(Cl)$  형이 보여지고 있다. 특히,  $SO_4^{2-}$  농도가 다른 지하수에 비해 높게 나타나는 지역의 지하수들은 Na- $SO_4$  형과 Ca(Mg)- $SO_4$  형으로 분류되었다. 연구지역 지하수의  $Na^+ + K^+ / Ca^{2+} + Mg^{2+}$ 의 당량비와  $Cl^-$  이온의 당량농도 간 상관성을 살펴보면(Fig. 6), 대체로  $Cl^-$  이온 농도가 증가됨에 따라 평균해수의  $Na^+ + K^+ / Ca^{2+} + Mg^{2+}$ 비에

가까워지고 있음을 보이고 있다. 즉, Cl-이온이 낮을 때에는 Na-HCO<sub>3</sub> 형과 No dominant 형의 지하수나 나타나며 Cl-이온 농도가 증가함에 따라 이들 수질유형이 Na-Cl 형으로 변화하는 경향을 보이고 있다.

**4.2. 오염특성**

섬진강 유역 지하수의 해수침입 정도를 알아보기 위하여 해수침입의 지표로 사용되고 있는 Cl/HCO<sub>3</sub>비를 계산하고 이를 EC와 함께 Fig. 7에 나타내었다. Todd (1959)는 Cl/HCO<sub>3</sub>비가 0.5 이하인 경우 해수침입의 문제가 없으며, 0.5~1.3인 경우 약간 문제가 되고, 1.3~2.8인 경우 보통 정도, 2.8 이상인 경우 심각한 수준으로, 한정상(1998)은 1.3 이상을 침입의 징후가 농후하며 2 이상을 침입이 심각한 것으로 분류하였다.

Fig. 7에 나타난 바와 같이 섬진강 유역 지하수의 Cl/HCO<sub>3</sub>비는 EC가 증가할수록 커지는 경향을 보였으며, 그 비가 0.5 이상으로 해수침입에 의해 약간 문제가 되는 지하수는 광양측이 50%, 하동측이 70%에 달하였고, 2.8 이상으로 해수침입이 심각한 수준을 보이는 지하수도 광양측이 15%, 하동측이 20%로 나타났다.

섬진강 유역 지하수의 수질에 해수침투가 미친 영향력을 평가하기 위하여 지하수 중의 Cl<sup>-</sup> 이온과 Na<sup>+</sup>, K<sup>+</sup>, Mg<sup>2+</sup> 및 SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> 이온의 농도변화를 비교하여 Fig. 8에 나타내었다. 이들 이온들은 모두 일반 지하수에 비해 해수에 다량 부화되어 있는 것들로, 연구지역의 지하수에 해수가 유입된 섬진강물이 침투되어 지하수의 수질이 변화되었다면 해수성분의 유입비율이 증가함에 따라 이들 이온들의 농도가 상호 비례적으로 증가하는

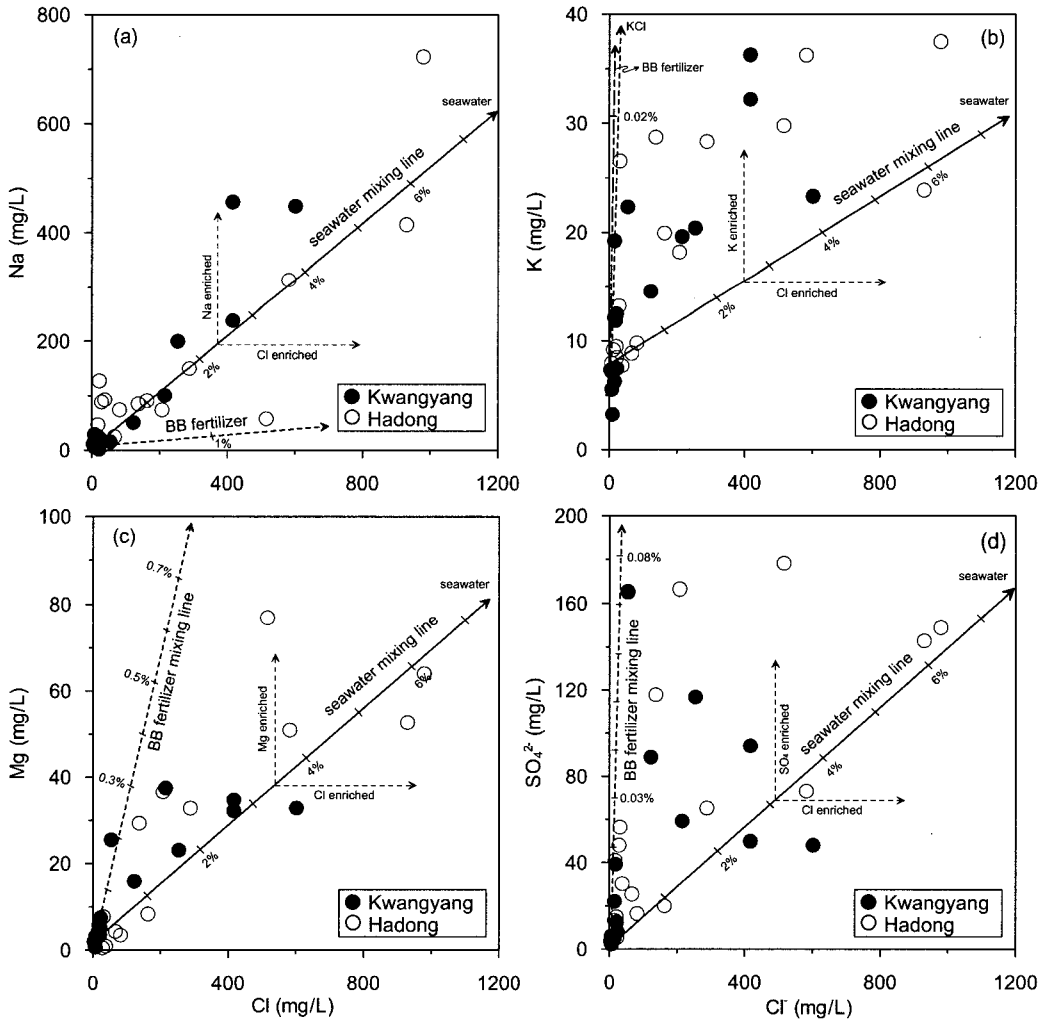


Fig. 8. Relation in Cl<sup>-</sup> vs. Na<sup>+</sup>(a), K<sup>+</sup>(b), Mg<sup>2+</sup>(c) and SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>(d) concentration of groundwater from the Seomjin River area.



변화거동을 나타내게 될 것이다. 또한 Fig. 8에 지하수-해수 혼합선과 함께 연구지역에서 널리 사용되고 있는 복합비료(고특 BB) 또는 염화칼륨비료(KCl) 성분이 지하수에 유입되었을 때 Cl<sup>-</sup> 대 K<sup>+</sup>와 Mg<sup>2+</sup> 및 SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>의 농도변화선을 나타내었다. 해수의 주성분인 Na<sup>+</sup>와 Cl<sup>-</sup>의 경우(Fig. 8(a)), 연구지역 지하수중의 Cl<sup>-</sup> 대 Na<sup>+</sup> 농도변화 거동이 비교적 지하수-해수 혼합선에 근접하게 따르는 경향을 나타내면서도 대부분 Cl<sup>-</sup>보다는 오히려 Na<sup>+</sup>가 부화된 특성을 보였다. 이는 대수층내에서 Na와 Ca의 양이온교환반응이 활발하게 일어났거나 인위적 오염원의 유입에 의해 상대적으로 Na<sup>+</sup>가 부화되었음을 시사한다. 한편 K<sup>+</sup>, Mg<sup>2+</sup> 및 SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>이온들은 Fig. 8(b~d)에서 보여지는 바와 같이 대부분의 지하수에서 해수의 혼입을 가정한 Cl<sup>-</sup>농도 증가율보다 뚜렷하게 높은 증가율을 나타내고 있어, 단순히 해수침투의 영향만으로 이들의 농도가 증가되었다고 설명하기 어렵다. 이는 해수침투 이외에 또 다른 오염원이 지하수의 수질에 영향을 끼치고 있음을 시사한다. 특히 복합비료 고특 BB(황산가리, 고토≥2% 함유)의 주요 성분인 K<sup>+</sup>(11.36%)와 SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>(22.44%)의 농도가 해수 혼입에 의해 예측되는 Cl<sup>-</sup> 대비 증가율보다 대부분 훨씬 높으며, 또 이들 비료의 부성분인 Mg<sup>2+</sup>(1.2%)역시 높게 나타나는 점으로 미루어, 이들 성분들의 상당부분이 비료로부터 유래한 것임을 추측할 수 있다. Fig. 9는 EC 대 SO<sub>4</sub>/Cl비를 나타낸 것으로 지하수의 EC가 증가함에 따라 SO<sub>4</sub>/Cl비가 증가하는 그룹과 감소하는 그룹으로 나누어짐을 보여주고 있다. 이를 지역별로 분류해보면 일정하지는 않지만 SO<sub>4</sub>/Cl 비가 1 이상으로 EC와 함께 증가하는 경향을 보이는 그룹은 대체로 중상류 지하수인데 반해 1 이하이면서 EC가 증가함에 따라 감소하는 그룹은 중하류 지하수로 나타나, 중상류에서는 비료의 오염이, 중하류에서는 해수의 오염이 상대적으로 강하게 작용하고 있음을 시사한다.

이상의 결과로 연구지역 지하수중의 K<sup>+</sup>와 Mg<sup>2+</sup> 및 SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>의 대부분은 비료성분의 유입에 의해 유래된 것이며, 상대적으로 Cl<sup>-</sup>의 대부분은 해수성분의 유입에 의해 유래된 것임을 알 수 있다. 지하수중의 Cl<sup>-</sup>농도가 증가된 원인이 대부분 해수성분의 유입에 의한 것으로 보고 증가된 Cl<sup>-</sup>농도로부터 연구지역 지하수의 해수혼합비율을 추산한 결과, 조사대상 지하수의 약 25%에서 해수혼합비율이 1% 이상으로 나타났다.

4.3. 유해성 평가

농업용수로서 연구지역 지하수를 사용할 경우 그 적

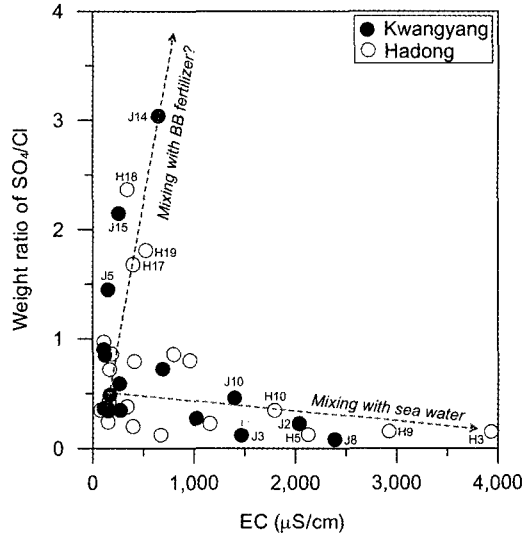


Fig. 9. Relation in EC vs. SO<sub>4</sub>/Cl ratio of groundwater from the Seomjin River area.

합성을 우리나라 농업용수 수질기준과 비교하여 판별하여 보았다(Fig. 10). 주된 오염원이 해수로 간주되는 Cl<sup>-</sup>이온의 경우 농업용수 수질기준인 250 mg/l를 초과하는 것은 대부분 하류와 중류지역의 지하수로 광양측 조사대상 지하수 중 20%, 하동측 조사대상 지하수 중 25%에 해당하였다. 비료와 같은 인위적 오염원에 의해 주로 오염되는 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>의 경우 농업용수 수질기준인 20 mg/l를 초과하는 곳은 광양측과 하동측 조사대상 지하수의 50%에 달하여 해수유입에 의한 Cl<sup>-</sup> 오염보다 인위적인 NO<sub>3</sub><sup>-</sup> 오염이 보다 광범위하게 진행되어 있음을 나타냈다. 특히 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>의 오염은 대부분 중상류 지역의 비닐하우스단지에서 강하게 나타나는 경향을 보여 Cl<sup>-</sup>오염과는 별개로 진행되었음을 시사한다. Cl<sup>-</sup> 또는 NO<sub>3</sub><sup>-</sup> 어느 한쪽이라도 농업용수 수질 기준치를 초과하는 지하수는 광양측이 조사대상 지하수의 65%, 하동측이 조사대상 지하수의 60%에 이를 정도로 광범위하게 오염되어 있어 이에 대한 대책이 요구된다.

농업용 관개용수로서 지하수의 수질을 평가하는데 있어 SAR(Sodium adsorption ratio)값이 널리 이용되고 있다. SAR 값은 epm 환산값을 이용하여

$$SAR = \frac{[Na^+]}{\sqrt{([Ca^{2+}] + [Mg^{2+}])2}}$$

에 의해 구하며, SAR 값이 0~10 정도이면 Na<sup>+</sup>가 토양에 미치는 영향이 적은 편이며, 10~18은 중간정도, 18~26은 비교적 높은 정도, 26 이상이면 매우 큰

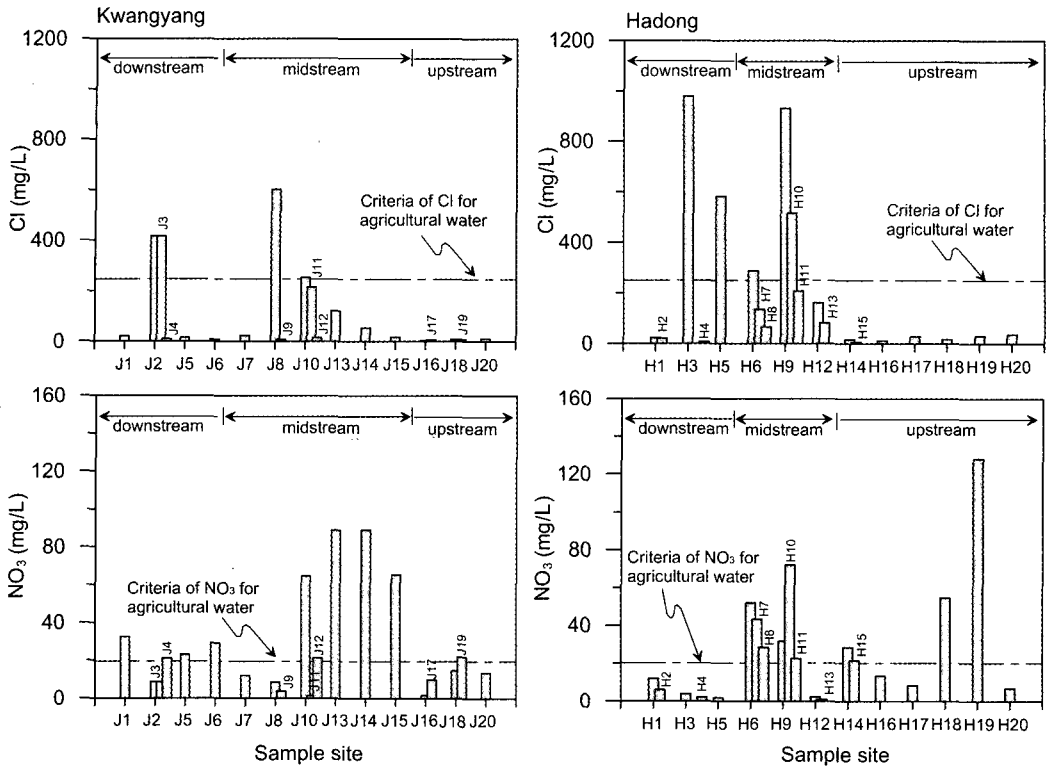


Fig. 10. Cl<sup>-</sup> and NO<sub>3</sub><sup>-</sup> concentrations of groundwater with sampling location, and compared with the criteria of irrigation water.

영향을 미쳐 경작이 어렵게 되는 것으로 알려져 있다 (Walton, 1970; Hamilton *et al.*, 1991). 연구지역 지하수의 SAR값을 산출하여 상기 기준에 적용하여 보면, 광양측의 J2와 J8, 하동측의 H3, H17과 H20이 10 이상의 SAR을 보여 이들 지하수를 관개용수로 계속 사용할 경우 토양이 소다질화될 가능성이 있음을 시사한다. 일반 지하수의 SAR은 대부분 1 이하로 낮은 반면 해수의 SAR은 96 전후로 매우 높기 때문에 해수가 혼입비율이 증가할수록 지하수의 SAR은 점차 증가하게 된다. Fig. 11은 지하수내 해수 혼입의 척도인 Cl 농도와 SAR의 관계로, 지하수에서의 SAR값 변화를 단순히 해수혼입에 의한 영향으로만 해석할 수 없음을 나타내고 있다. 특히 하동측의 H17은 해수의 영향이 거의 없고 비료 등 인위적 오염도 비교적 낮은 상류지역의 지하수임에도 불구하고 SAR 22.6으로 가장 높은 값을 나타내는 반면 H10은 해수와 인위적 오염이 비교적 높은 중류지역 지하수임에도 불구하고 SAR 1.2로 매우 낮은 값을 나타내는 등 SAR값이 해수혼입비율을 비례적으로 반영하지 못하고 있음을 보였다. 이는 H17과 같이 낮은 Cl 농도와 높은 SAR값

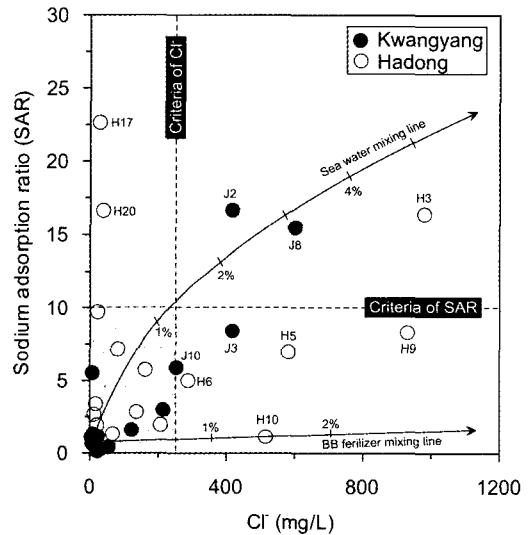


Fig. 11. Relation in Cl<sup>-</sup> vs SAR of groundwater from the Seomjin River area.

을 갖는 지하수의 경우 인위적 오염지표인 NO<sub>3</sub><sup>-</sup> 농도가 낮고 그 수질유형이 Na-HCO<sub>3</sub> 형이라는 점과 H10과 같이 높은 Cl 농도와 낮은 SAR값을 갖는 지하수의

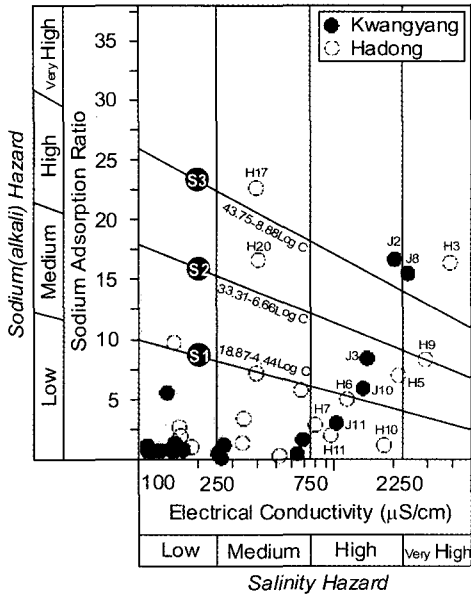


Fig. 12. U.S. Salinity Staff's diagram of groundwater from the Seomjin River area.

경우 NO<sub>3</sub><sup>-</sup> 농도가 매우 높을 뿐만 아니라 그 수질유형이 Mg(Ca)-SO<sub>4</sub> 형이라는 점으로 미루어, 전자는 대수층내의 Ca-Na 고대반응에 의한 Na의 상대적 부화, 후자는 비료오염에 의한 Mg(또는 Ca)의 상대적 부화가 지하수의 SAR값에 영향을 끼쳤음을 추론할 수 있다. 한편 지하수의 SAR과 전기전도도를 조합하여 토양의 소다질화와 염류화에 미치는 유해성을 판단하기 위한 방법으로 U.S. Salinity Research Laboratory에서 제안한 U.S. Salinity staff's diagram (Rao, 1998)에 연구지역 지하수를 적용하여 보았다(Fig. 12). 그 결과 소다질화 유해성(sodium hazard)을 나타내는 SAR 기준선이 High 이상으로 관개용수로서 토양에 미치는 소다질화 유해성이 높은 지하수는 광양측이 약 10%, 하동측이 20%로 나타났으며, 염류화 유해성(salinity hazard)의 척도인 전기전도도가 750 µS/cm 이상으로 관개용수로서 토양에 미치는 염류화 유해성이 높은 지하수는 광양측이 약 25%, 하동측이 35%로 나타났다. 상기의 두개 인자를 모두 고려할 경우 연구대상 지역 내 지하수중 그 수질이 토양의 소다질화나 염류화를 유발시킬 가능성 없이 관개용수로서 적절한 지하수는 조사대상 전체 지하수의 40%에 불과하였으며, 양 인자에서 High 이상으로 그 수질이 토양의 소다질화나 염류화에 심각한 영향을 끼칠 것으로 예상되는 지하수도 전체 지하수의 35%에 달하였다. 지역별로는 광양측 지하수의 50%가 농업용수로서 적절한 수질을 보이

는데 반해 하동측은 불과 12.5%만이 적절한 수질을 보일 정도로 지하수질이 악화되어 있었다. 위치적으로는 농업용수로서 그 수질이 심각한 지하수가 산출되는 범위가 광양측의 경우 하류와 중류지역에 국한되어 있는데 반해 하동측의 경우 하류, 중류는 물론 해수의 영향이 거의 없는 상류지역까지 확장되어있을 정도로 광범위하였다.

### 5. 결 론

해수역류가 진행되고 있는 섬진강 유역 지하수의 오염특성 및 농업용수로서 적정성을 평가하기 위하여 양안에 분포하는 농업용 지하수를 대상으로 수리화학적 특성을 조사한 결과, 다음과 같은 결론을 얻을 수 있다.

1. 섬진강 유역 지하수의 수질특성은 Na-Cl과 Na-HCO<sub>3</sub> 유형이 가장 우세하며, 대단위 시설하우스가 밀집한 중류지역의 일부에서는 Ca(Mg)-SO<sub>4</sub> 유형이 나타나기도 한다.

2. EC값은 76~3,931 µS/cm로 매우 넓은 범위를 보이며 높은 EC값은 주로 사질퇴적층을 대수층으로 하는 하류와 중류지역의 분기지나 포인트바의 지하수에서 관측된다. 또한 EC값이 높아질수록 총 이온에 대해 Na<sup>+</sup>+Cl<sup>-</sup>이 차지하는 당량분율이 증가하는 경향을 보인다.

3. 총 이온에 대한 Na<sup>+</sup>+Cl<sup>-</sup>의 당량분율은 10m 이하 천부지하수를 주로 사용하는 광양측(40.7±21.2%)에 비해 30m 이상 보다 심부지하수를 사용하는 하동측(52.7±18.5%)이 상대적으로 높게 나타남에 따라, 심부로 갈수록 해수성분의 영향이 많아짐을 시사한다.

4. 각 이온간 농도변화저동을 바탕으로 해수와 비료성분의 영향력을 검토한 결과, Na<sup>+</sup>와 Cl<sup>-</sup>은 대부분 해수성분으로부터, K<sup>+</sup>, Mg<sup>2+</sup> 및 SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>는 대부분 비료성분으로부터 유래된 것임을 알 수 있다. 또한 하류에서 상류로 갈수록 해수에 의한 오염보다 비료에 의한 오염이 상대적으로 커지는 경향을 보인다.

5. 우리나라의 농업수질기준과 비교할 때, 주된 오염원이 해수로 간주되는 Cl<sup>-</sup>의 경우 조사대상 지하수의 23%가 기준을 초과한 반면, 대표적인 인위적 오염물질인 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>의 경우 50%가 기준을 초과하는 것으로 나타나 해수오염보다 오히려 비료 등 인위적인 오염이 보다 광범위하게 진행되어 있음을 알 수 있다.

6. EC와 SAR을 바탕으로 지하수의 염류화 및 소다질화 유해성을 평가한 결과, 전체로는 조사대상 지하수의 40%, 지역별로는 광양측의 50%, 하동측의 약

13%만이 관개용수로서 적절한 수질로 분류된다.

7. 결론적으로, 섬진강 유역은 농업활동에 따른 인위적 오염성분과 더불어 섬진강에 역류된 해수성분이 부가적 오염성분으로 지하수대에 유입됨에 따라 지하수의 오염도가 가중되고 있는 지역으로, 적절한 지하수질을 유지하기 위해서는 지표오염물질은 물론 해수의 유입을 방지할 수 있는 지하수 관리대책이 시급히 요구된다.

## 사 사

본 연구는 목포대학교 연안환경연구소의 2003년 지역협력사업인 “섬진강 주변 농업용 지하수의 수질평가”의 일환으로 수행되었다.

## 참고문헌

- 권기영, 문창호, 강창근, 김영남 (2002) 섬진강 하구역에서 염분경사에 따른 입자성 유기물질의 분포. 한국수산학회, 35권, p. 86-96.
- 김도희, 김광수, 조현서 (1999) 광양만과 목포항의 해수 및 퇴적물중 중금속 농도 분포. 한국환경과학회, 8권, p. 151-154.
- 김옥배, 박희열 (1997) 해수침투에 의한 지하수 수질오염 판별을 위한 환경지구화학적 연구. 한국자원공학회, 34권, p. 548-558.
- 박관석, 오운근 (1996) 제주도 해안에서의 지하해수에 대한 화학적 특성에 관한 연구. 대한환경공학회지, 18권, p. 301-316.
- 부성안, 정교철 (2000) 제주도 동부권역 담수지하수 대수층에서의 염수침입. 지질공학회, 10권, p. 115-130.
- 신인현, 박천영, 안건상, 정연중 (2002) 전남 고금도 지역 지하수의 수리지구화학. 한국지구화학회, 23권, p. 474-485.
- 유환수, 조석희, 고영구 (2000) 섬진강 유역의 하성 퇴적층에 관한 연구. 한국지구화학회, 21권, p. 174-187.
- 장태우, 황상구 (1984) 기음도 도폭 지질보고서, 한국동력자원연구소.
- 조태진 (1991) 광양만 조석 해수면 변동의 미고결 퇴적층에 대한 영향. 한국수산학회, 24권, p. 9-21.
- 최순학 (1988) 제주도의 형성과 지하수 특성. 제주도 연구, 5집, p. 59-78.
- 최윤영, 고병련, 심창석, 최정우, 고수현 (1998) 제주도 동부지역에서 해수침입에 의한 지하수 염분화에 관한 연구. 한국수질관리기술협의회, 6권, p. 15-26.
- 한정상 (1998) 지하수의 환경과 오염. 박영사, p. 1071.
- Appelo, C.A.J. and Geirnaert, W. (1991) Processes accompanying the intrusion of salt water. In: deBreuk, W.(ed.), Hydrogeology of Salt Water Intrusion. International Assoc. of Hydrogeologists International Contributions to Hydrology, v. 11, p. 291-304.
- Drever, J.I. (1988) The geochemistry of natural water. Prentice Hall, New Jersey, 266p.
- Freeze, R. A. and Cherry, J. A., 1979, Groundwater, Prentice Hall, New Jersey, 413p.
- Hamilton, P.A., Shedlock, R.J. and Phillips, P.J. (1991) Water quality assessment of the Delmarva peninsula, Delaware, Maryland and Virginia: Analysis of available ground-water-quality data through 1987. U.S. Geological Survey Water Supply Paper 2355, p. B-65.
- Heitmann, H.-G. (1990) Chemical problems and chemical water conditioning in sea water desalination. In: Heitmann, H.-G. (ed.), Saline water processing, VCH Verlagsgesellschaft mbH, Weinheim, 56p.
- Kim, Y., Lee, K.S., Koh, D.C., Lee, D.H., Lee, S.G., Park, W.B., Koh, G.W. and Woo, N.C. (2003) Hydrogeochemical and isotopic evidence of groundwater salinization in a coastal aquifer: a case study in Jeju volcanic island, Korea. J. of Hydrology, v. 270, p. 282-294.
- Rao, N.S. (1998) MHPTBAS: A computer program for modified Hill-Piper diagram for classification of ground water. Computer & Geosciences, v. 24, p. 991-1008.
- Todd, D.K. (1959) Groundwater hydrology. John Wiley & Sons Inc., New York, p. 293-294.
- Walton, W.C. (1970) Groundwater resource evaluation. McGraw-Hill Book Company, New York, p. 664.

2005년 1월 18일 원고접수, 2005년 4월 25일 게재승인.