

진해만 환경평가를 위한 해저지하수의 중요성

정창수⁽¹⁾, 홍기훈, 김석현, 김영일, 문덕수, 박준건, 최준선, 양동범

The Importance of groundwater discharge for environmental assessment of Chinhae Bay

by

Chong Soo Chung, Gi Hoon Hong, Suk Hyun Kim, Young Il Kim,
Duk Soo Moon, Jun Kun Park, Jun Sun Choi and Dong Beom Yang

요 약

진해만 해양환경 평가를 위한 해저지하수의 중요성을 이해하기 위하여 1999년 8월과 2000년 1월 진해 내만에서부터 외만까지 포함된 총 8개의 정점들의 저층수의 라돈을 분석하였다. 일반적으로 지하수에 함유된 라돈-222 농도는 표층수보다 약 2-4 order 높기 때문에 해저지하수 누출 여부를 추적하는데 상당히 유용한 추적자로 사용할 수 있다. 저층수의 라돈-222 농도는 33~182 dpm/100kg 범위로서 내만에서 100 dpm/100kg 이상의 높은 값이 관측되었다. 그러나 라돈-222의 어미핵종인 라듐-226 농도는 정점간의 큰 차이는 보이지 않았다. 또한 동일 정점의 라돈-222 농도는 계절별로 차이를 보였다. 이것은 라돈-222의 주 공급원은 해저퇴적물로부터가 아니라 강수량 차이에 의한 해저지하수 누출량에 기인된다는 것을 의미한다. 진해만 연안에 위치한 구산면 원전 육상 지하수의 Cl^- 과 SO_4^{2-} 함량은 각각 1,312, 369 ppm으로서 해수의 영향을 간접적으로 받고 있음을 보여준다. 이는 상대적으로 주변 육상지하수가 인근 해수에 영향을 줄 수 있다는 것을 의미한다. 따라서 내만 저층수의 높은 라돈-222 농도는 해저지하수 누출에 의한 결과로 볼 수 있다. 특히 진해만 주변 육상지하수의 평균 용존무기영양염 농도 (질산이온>174 μM , 규산>262 μM)는 진해만 해수 농도보다 월등히 높기 때문에 하천과 더불어 또다른 중요한 영양염 공급원으로서 작용할 수 있다. 따라서 정확한 진해만 생지화학적 과정을 추정하기 위해서 해저지하수 방출수에 대한 집중적인 연구가 필요하다.

Abstract

Bottom sea waters in eight stations including from inner bay to outer bay to understand the importance of the submarine groundwater discharge for the environmental assessment of Chinhae Bay was collected in August 1999 and January 2000. Generally, ^{222}Rn is very useful tracer to assess the submarine groundwater discharge because it is 2-4 orders of magnitude more concentrated in groundwater compared to surface water. The ^{222}Rn activities ranged between about 33 to 182 dpm/100kg within the bay. Higher activities

(1) 정회원, 한국해양연구소 해양환경기후본부, cschung@kordi.re.kr

more than 100 dpm/100kg were found at the inner bay. The ^{226}Ra activities, its parent, however, were little different between stations. ^{222}Rn activities at the same station varied with season. It suggests that the major source of ^{222}Rn is not from the bottom sediment, but from the change of submarine groundwater discharge by precipitation. The contents of Cl^- and SO_4^{2-} in the groundwater of Wonjeon-ri were very high as 1,312 and 369 ppm, respectively, indicating that this groundwater along the Chinhae coast was affected by seawater. Therefore, the submarine groundwater in the inner Bay may discharge to the overlying water. It indicates that these submarine groundwater discharges may play an important role as another important source of nutrients in the Chinhae Bay, because groundwater around the Chinhae Bay showed high concentration of dissolved inorganic nutrients (average; nitrate > 174 μM , silicate > 262 μM). Therefore, further studies are required to assess the contribution by the submarine groundwater discharge in the biogeochemical processes of the Chinhae Bay.

Keywords: Submarine groundwater discharge, Nutrient, Radon, Radium, Chinhae Bay

1. 서론

해양에 염을 공급하는 방법중 하천, 대기, 해저지하수 경로가 있다. 이중 해저지하수 배출경로(submarine groundwater discharge; SGD)는 비교적 풍부한 영양염류 및 다른 용존 화학물질들을 함유하고 있으므로 연안역의 중요한 공급원일 수 있다는 것이 최초로 보고된 바 있다(Kohout [1966]). 최근 국제과학연맹이사회(ICSU)의 지구환경변화 연구 프로그램인 국제지권-생물권 연구계획(International Geosphere-Biosphere Program)의 한 핵심 연구사업인 연안역에서의 대륙-해양 상호작용 연구(LOICZ; Land-Ocean Interaction in the Coastal Zone)에서는 연안역의 효율적인 환경관리를 위한 해저지하수 연구가 활발히 진행되어 오고 있다. 이는 비교적 해저지하수 누출량이 적은 지역일 지라도 지하수중 영양물질의 함량이 해수보다 상당히 높을 경우에는 해저지하수의 생지화학적 기여도가 중요하기 때문이다. 또한 연안역에서 인간 활동으로 인해 대수층안으로 침투한 정화조 오수, 광산 폐수 및 비료들이 궁극적으로는 해저지하수 방출을 통해 연안수로 유입될 수 있다. 해저지하수의 오염 정도 및 경로에 따라서는 연안 생태계에 중대한 영향을 줄 수 있다. 예로서 New England의 Cape Cod와 Rhode Island의 연안 석호들에서는 지하수가 주담수원이다(Hall et al., [1987]). 그리고 대하천이 없는 연안 내만에서는 해저지하수가

하천경로보다 더욱 중요하다. 이들 지역에서는 과량의 영양염 유입으로 인해 부영양화 빈도가 증가했고, 이에 따라 어류 및 조개류의 폐사가 급증하였다. 이러한 영양염 유입은 하천수보다는 오수로 오염된 지하수가 해저에서 해양으로 방출되기 때문인 것으로 밝혀졌다(Valiela and Costa [1988]).

이러한 해저지하수 연구를 위해 최근 ^{222}Rn (반감기=3.8일)이 해저지하수 방출수의 추적자로서 널리 이용되어지고 있다. 이는 지하수의 ^{222}Rn 함량이 표층 해수보다 약 100~10,000배 높고, 보존적 성질과 매우 낮은 농도에서도 측정하기가 쉽기 때문이다(Burnett et al., [1996]).

진해만은 주변의 대도시와 공업단지의 집중으로 인하여 연안 수질이 악화되고, 이에 따른 부영양화 현상이 가속되어 매년 적조현상 빈도가 증가함으로써 수산자원 및 관광자원 등 해양산업의 피해가 크다. 특히 진해만은 긴 해안선과 잦은 강수량(연평균 1509mm), 대규모 하천이 없는 등으로 인해 해저지하수가 방출될 가능성이 높다.

주변의 대단위 공업단지과 대도시가 밀집된 지역에서는 지하수의 수질 또한 무절제한 지하수 개발과 지하수공에 대한 관리의 소홀 및 하수도의 누수로 인해 점점 악화되고 있다(성 [1997]). 경남도민일보(1999년 10월) 보도에 의하면 마산시가 1994년부터 1998년까지 15억여원의 예산을 투입해 굴착·관리하고 있는 지하수중 약 40% 정도가 중금속 등이 기준치보다 높다. 이 오염된

육상 지하수는 대수층을 통해 진해만으로 유입될 가능성이 크다. 특히 진해만은 긴 해안선과 연평균 1,500 mm의 많은 강수량에도 불구하고, 대규모 하천의 발달이 없고, 해안선이 길어서 육상대수층이 해저로 확장되어 있을 가능성이 높다.

그러나 현재까지 진해만에서 부영양화과정을 이해하기 위한 연구는 하천수 및 해저퇴적물에 한정되었고 (박 [1975]; Lee et al., [1981]; Lee and Lee [1983]; Hong et al., [1983]; Hong et al., [1991]; Yang et al., [1984]; Yang and Hong [1988]; Yang [1992]; Lee et al., [1994]; Chung et al., [1999]), 진해만의 원소 수치과약을 위한 해저 지하수의 기여도에 대한 연구는 전무하다. 진해만 오염의 가장 현저한 특징은 부영양화이다. 부영양화를 완화시키기 위하여서는 영양물질의 해양으로의 유입경로와 경로별 플럭스를 정밀 평가하는 것이 종합적인 환경개선 대책을 수립하기 전에 선행되어야 한다.

이에 따라 본 연구는 해저지하수 추적자로서 ^{222}Rn 을 사용하여 진해만에서 해저지하수 방출수의 존재 가능성을 타진하는데 주 목적을 두었다.

2. 육상 지하수의 오염원

육상 지하수의 오염원인으로서는 크게 농지, 산업폐수, 광산폐수, 분뇨처리, 주유소 및 지하수 폐공 등을 들 수 있다. 농업지역에서는 농약 및 비료 등에 의해 수질이 오염되고, 과거 농지였다가 지금은 주택지나 공장 등의 용지로 사용되는 지역에서는 질산이온에 의한 오염이 크다. 분뇨처리과정에서 나오는 지하수 오염은 대부분이 정화조 오수가 하수관을 통해 빠져나가는 도중 누수로 인한 것이다. 예로서 서울시의 경우 시내 정화조의 약 90%가 환경부 배출수 기준치 (생화학적 산소요구량)를 초과하는 오수를 그대로 하수관으로 내보내는 것으로 알려져 있다 (성 [1997]).

이외에도 매립장의 침출수, 주유소 및 공장의 노후화된 지하유류 저장시설물에서 누출 및 지하수 폐공 방치로 인한 지하수 오염을 들 수 있다. 10여 m 깊이에 설치된 공장 및 주유소등의 노후화된 유류탱크에서 누출된 기름이 비가 오면 스며들어 지하수를 오염시킬 수 있다. 환경부가 1996년부터 3년간 전국 16개 시도의 주유소와 지

하유류 저장탱크, 석유화학제품 취급 업체 주변 땅의 오염도를 조사한 결과 172곳이 토양 오염 우려 기준을 초과했다고 보고하였다. 실제로 경남도민일보 (1999년 4월)에 의하면 해안에 인접한 경남 거제시의 우물에서 기름이 솟아오르는 사고가 보고되었다.

지하수 폐공 방치로 지하수가 크게 오염될 수 있다. 현재 도시 건축물 공사 및 토목공사의 대부분에서 지반조사를 의무화하고 있어 이때 암반 조사를 위한 시추 조사를 하지만 대부분의 경우 공학적인 조사 후 시추공까지 절토하지 않고 폐공 처리도 하지않은 채 방치 또는 덮어버리는 경우가 많다. 또한 상수도가 보급되기 이전에는 우물을 사용하다가 상수도가 보급되면서 기존의 우물에 대해 아무런 처리없이 폐기하거나 방치하는 경우가 많아 이로 인한 지하수 오염 또한 심각하다. 특히 해안 매립의 경우 매립된 유해 폐기물의 침출수로 인해 지하수가 오염되어 대수층을 통해 해양으로 유입될 가능성이 크다.

이러한 지하수의 연안해양 유입은 연안역의 물수지 측면뿐만 아니라 일반적으로 지하수는 해수보다 월등히 높은 영양염을 함유하기 때문에 연안해양의 생태계에 미치는 영향이 매우 크다. 또한 이러한 지하수 플럭스는 연안해양의 화학물질수지, 공극수 및 저서 군집에 상당히 중요하다 (Tribble [1990]).

3. 재료 및 방법

3.1 진해만 해황 특성

진해만은 동서로는 가덕도 동두말에서 거제대교에 이르고, 남북으로는 마산 내만에서 장승포시 양지에 이르는 반폐쇄된 내만이다. 진해만의 면적은 650 km²이며 진해만에 영향을 미치는 유역면적은 약 1000km²에 달한다. 진해만내의 해수교환은 주로 가덕수도를 통해서 이루어지며, 소량은 견내랑을 통해서도 이루어진다. 마산축후소에서 측정된 최근 10년간(1985-1994)의 연중 평균기온은 14.8 °C, 연평균 강우량은 1509 mm이다.

1960년대 이후 산업의 발달로 공업단지, 농공단지가 조성되고 연안지역에 인구가 집중되면서 생활하수, 공장폐수, 축산폐수 등의 유입이 급증

하고 있다. 진해만 북단의 창원천 등 작은 하천을 통한 육수 유입량은 평균 $975,000 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$ 로서 이중 약 80 % 정도가 봉암천과 산호천을 통해 유입된다. 또한 주변 임해공업단지에 의한 공장 폐수와 도시하수량은 약 $250,000 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$ 로 전체 오염부하량중 약 1/4을 차지한다 (하 [1985]).

진해만은 지형적으로 폐쇄되어 외해와의 해수 교환이 제한됨으로서 그결과 영양물질이 축적되어 빈번한 식물플랑크톤의 대번식과 (적조현상 포함) 이로인한 하계 무산소층의 발생이 보고되

어 왔다. 이러한 무산소 환경은 양식생물을 폐사시켜 막대한 피해를 초래하게 되며 근본적으로 생태계를 파괴하기 때문에 이에대한 시급한 대책이 요구되고 있다.

4. 시료 채집 및 분석방법

진해만에서 해저 지하수 방출 가능성을 타진하기 위하여 진해만 안쪽부터 가덕도 입구까지 총 8개

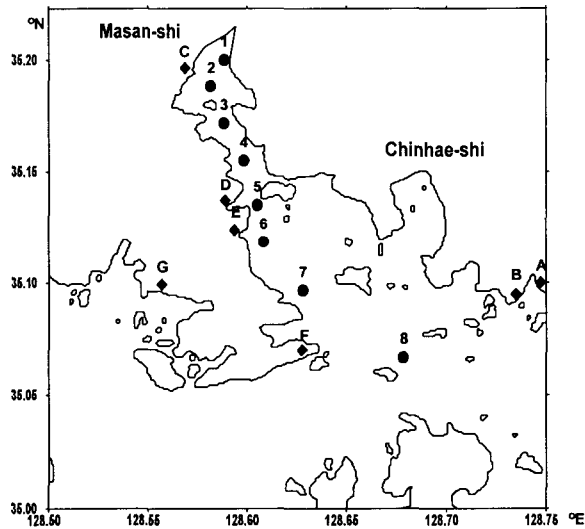


Fig. 1 Sampling locations for two sampling periods in the Chinhae Bay.
(A: Wongwon-ri, B: Waseong-ri, C: Naesumyeon Institute, D: Deok-dong,
E: Sujeong-dong, F: Wonjeon-ri, G: Yukkuk-ri)

Table 1 Locations of sampling stations in the Chinhae Bay in August 1999 and January 2000.

Station	Water depth (m)	Latitude (° N)	Longitude (° E)
1	6	35° 12.0'	128° 35.3'
2	7	35° 11.3'	128° 34.9'
3	12	35° 10.3'	128° 35.3'
4	21	35° 9.3'	128° 35.9'
5	24	35° 8.1'	128° 36.3'
6	15	35° 7.1'	128° 36.5'
7	13	35° 5.8'	128° 37.7'
8	20	35° 4.0'	128° 40.7'

정점들 (Fig. 1, Table 1)을 선택하여 1999년 8월 25일과 2000년 1월 26일 저층수를 채집하여 수온, 염분, 용존산소, 용존무기영양염류, ^{222}Rn 및 ^{226}Ra 를 분석하였다.

수온 및 염분은 CTD (Sea-Bird 911) probe를 이용하여 수직방향으로 연속적으로 관측하였다. 용존산소와 용존무기영양염류는 각 정점에서 해수를 표층, 중층, 저층에서 5리터들이 니스킨 채수기로 채취하였다. ^{222}Rn 및 ^{226}Ra 은 해저면으로부터 1m 이내의 상층수를 5리터들이 니스킨 채수기로 채취하였다. 또한 해저지하수의 단성분 (end-member)의 화학조성과 ^{226}Ra 함량을 조사하기 위하여 2000년 1월 17~18일 동안 진해만 연안에 위치한 7개의 지하수공 (우물)에서 지하수를 버킷으로 1리터 채취하였다. 7개의 지하수 채취 지점은 Fig. 1에 나타내었다. 용존산소는 Winkler 적정법으로 선상에서 측정하였다 (정확도 250 mmol kg^{-1} 에서 $\pm 0.5\% \text{ mg L}^{-1}$) (Carpenter [1965]). 질산이온을 포함한 용존무기영양염류는 선상에서 해수시료를 유리섬유여과지 (GF/F)로 여과한 후 사전에 10% 염산으로 미리 세척한 20 mL 고밀도 폴리에틸렌 병에 담아 -20°C 이하의 저온에서 냉동보관 후 실험실에서 영양염 자동분석기 (Aliance)를 이용하여 측정하였다 (Grasshoff et al., [1983]).

^{222}Rn 분석용 해수시료는 주변공기로부터의 오염을 제거하기 위하여 사전 진공처리된 20 리터들이 유리병을 니스킨 채수기의 배출기에 직접 연결시켜 해수를 채집하였다. 채집된 해수는 밀봉된 상태로 실험실로 운반하였다. 분석은 시료 채집 후 1일 이내에 n-propyl alcohol에 드라이아이스를 넣어 -75°C 로 유지한 Charcoal column을 이용하여 ^{222}Rn 을 추출한 다음 알파 카운터 (Dual radon counting system; Model DRC-MK-10-2)를 사용하여 시료중 총 라돈농도를 측정하였다 (Mathieu et al., [1988]). 분석된 시료는 다시 유리병에 밀봉된 상태로 두어 ^{222}Rn ($t_{1/2} = 3.82$ 일)의 방사평형이 되는 2주일 후에 ^{226}Ra 의 방사붕괴에서 생성된 ^{222}Rn 을 추출하여 ^{226}Ra 함량을 계산하였다. 과량 ^{222}Rn 함량은 시료 채집 후 바로 측정된 총 ^{222}Rn 함량에서 ^{222}Rn 의 방사평형이 되는 2주일 후 측정된 ^{222}Rn ($=^{226}\text{Ra}$) 함량을 뺀 값으로 하였다.

육상 지하수는 1리터들이 폴리에틸렌 병에 채집한 후, 실험실로 운반하여 1리터들이 유리병에

넣어 헬륨가스로 20분간 bubbling 시켜 시료에 있는 ^{222}Rn 을 제거시킨 후, 밀봉하고 2주일 이상 방치하여 ^{222}Rn 과 ^{226}Ra 이 방사평형을 이룬 후, 해수와 같은 방법으로 ^{222}Rn 을 추출하여 ^{226}Ra 함량을 계산하였다.

^{226}Ra 측정시 20리터 유리저장병으로부터 방출되는 ^{222}Rn 함량을 측정하기 위하여 희석된 염산을 넣어 1일간 방치 후, 초순수 증류수로 4번 이상 세척하고, 건조 시킨 후, 헬륨가스를 넣어 ^{222}Rn 의 방사평형이 되는 2주일 후에 blank 값을 각각의 시료병에 대해 4번 반복 측정하여 평균값으로 사용하였다. 시료병 blank는 $0.5\sim 1 \text{ cpm/bottle}$ 범위로 비교적 높았고, 이 값을 각각의 시료병에서 측정된 시료의 ^{222}Rn 함량값에서 보정하였다.

5. 결 과

5.1 진해만 해수 생지화학 특성

하계(1999년 8월)

1999년 8월 진해만의 수온, 염분 및 용존무기영양염 농도를 Table 2에 나타내었다.

수온 및 염분은 각각 $22.7\sim 25.0^\circ\text{C}$, $24.1\sim 27.2\text{‰}$ 범위로서 표층혼합층은 $0\sim 3\text{m}$ 이며, 표층에서 수온은 높고 염분은 낮다. 저층은 주로 인근 하천에서 배출된 담수로 인한 것으로 사료된다 (Hong et al., [1991]). 용존산소 함량은 표층에서 $3.5\sim 11.0 \text{ mg l}^{-1}$ 범위로서 내만 (정점 1~3)에서는 5 mg l^{-1} 이하로 낮으나, 외만 (정점 6~8)에서는 10 mg l^{-1} 이상으로 높다. 그러나 수심증가에 따라 용존산소는 급격히 감소하여 대부분의 정점 저층수에서는 3 mg l^{-1} 이하의 산소 고갈 현상을 보였고, 특히 내만 정점들에서는 거의 무산소 현상을 나타냈다.

표층수의 질산이온 (아질산이온 포함) 농도 범위는 $0.9\sim 152.1 \mu\text{M}$, 인산이온은 $0.4\sim 2.7 \mu\text{M}$, 규산은 $7.6\sim 29.2 \mu\text{M}$ 범위로서 내만에서 외만으로 갈수록 급격히 감소하였다. 수직적으로는 내만에서는 표층에서 높고, 저층으로 갈수록 감소하나, 외만에서는 대체로 수심 증가에 따라 영양염류 농도 또한 수직적으로 증가하였다.

동계 (2000년 1월)

2000년 1월 관측자료는 Table 3에 수록하였다.

Table 2 General water quality parameters in Chinhae Bay in August 1999.

Station	Depth (m)	Temp. (°C)	Sal. (‰)	DO (ml l ⁻¹)	NO ₂ +NO ₃ (μM)	PO ₄ (μM)	Si(OH) ₄ (μM)
1	0	25.3	17.80	3.49	152.09	0.52	29.19
	0	25.0	24.05	5.02	35.84	0.25	8.87
2	3	24.3	25.48	2.54	15.29	1.01	13.54
	6	22.7	27.15	0.16	14.02	1.68	16.34
3	0	25.7	23.72	4.99	18.47	0.27	7.67
	4	23.7	26.48	0.87	11.63	1.56	14.10
	10	21.4	30.05	0.01	1.62	4.89	37.95
4	0	25.2	24.93	10.54	3.03	0.26	7.61
	4	23.7	26.65	3.06	3.78	1.26	9.32
	9	21.3	29.51	0.48	3.90	3.53	28.55
5	0	25.5	25.01	12.50	1.06	0.49	8.54
	6	23.1	27.95	1.82	7.13	2.38	16.31
	15	21.5	31.45	2.38	5.55	1.62	16.90
6	0	25.6	25.95	11.06	0.92	1.59	7.56
	14	21.4	31.73	1.73	10.85	1.95	23.25
7	0	25.4	26.69	10.79	0.94	2.71	7.92
	12	21.5	31.52	1.74	11.09	1.99	24.91
8	0	25.1	26.31	11.07	1.11	0.40	13.21
	19	20.4	32.00	4.02	8.54	1.09	15.72

동계 표층수의 수온 및 염분은 각각 5.53~7.5 3°C, 32.0~33.1‰ 범위로서 내만에서 둘다 낮고, 외만쪽으로 갈수록 점차 증가하였다. 저층수의 수온 및 염분은 물기둥의 활발한 수직적 혼합으로 인해 표층수와 유사한 범위를 보였다. 표층수의 질산이온(아질산이온 포함) 농도 범위는 5.9~14.6 μM, 인산이온은 1.1~4.8 μM, 규산은 1.9~7.7 μM 범위로서 질산이온은 내만에서 외만으로 갈수록 감소하나, 규산은 외만에서 최대값을 보였다. 수직적으로는 표, 저층수의 혼합으로 인해 비교적 균일하였다.

5.2 진해만 주변 육상지하수의 생지화학 특성

진해만 주변 육상지하수 및 창원천 상류수의 용존무기영양염류 농도를 Table 4에 나타내었다.

질산이온 농도범위는 7.6~387.9 μM(평균 156.2 μM), 인산이온은 0.1~2.4 μM(평균 0.7 μM), 암모니아이온은 0.14~0.35 μM(평균 0.27 μM), 규산은 115~456 μM(평균 261 μM) 범위로서 지역에 따라 상당한 차이를 보였다.

진해만 주변 육상지하수의 용존무기영양염류 농도는 수질이 비교적 양호한 창원천 상류수의 영양염류 농도(Table 4)와 비교할 경우 질산이온은 3.9배, 인산이온은 6.8배, 규산은 10.8배 높아 육상지하수에 함유된 영양염류 농도가 높음을 알 수 있다.

해수에 풍부한 Cl⁻과 SO₄²⁻ 농도 또한 각각 9.2~1,312, 4.5~369.0 ppm으로서 지역에 따른 변화가 크다. 해수에 풍부한 Cl⁻과 SO₄²⁻ 농도 또한 각각 9.2~1,312, 4.5~369.0 ppm으로서 지역에 따른 변화가 크다. 특히 구산면 원전 지하수의 경우에는 이들 농도가 최대를 보여 해수의 영향을 받고 있음을 보여준다.

진해만에서 해저지하수 유출 가능성 여부를 타진하기 위해서는 해저지하수에 대한 ²²⁶Ra 함량에 대한 정보가 필요하다. 그러나 해저지하수 방출지점이 알려져 있지 않으므로, 해안 인접 육상지하수가 대수층을 통해 진해만으로 이동된다고 가정하고, 해안인접 육상지하수를 채집하여 ²²⁶Ra 함량을 분석하여 해저지하수의 상대적인 함량으로 일차적으로 가정하였다. ²²⁶Ra 함량은 147~

진해만 환경평가를 위한 해저지하수의 중요성

Table 3 General water quality parameters in Chinhae Bay in January 2000.

Station	Depth (m)	Temp. (°C)	Sal. (‰)	NO ₂ +NO ₃ (μM)	NH ₄ (μM)	PO ₄ (μM)	Si(OH) ₄ (μM)
1	0	5.83	32.34	7.27	8.19	2.88	3.26
	6	5.85	32.36	11.63	9.44	3.82	3.13
	10.7	5.99	32.43	10.50	11.32	3.92	2.76
2	0	5.77	32.00	14.62	16.64	4.21	5.31
	7	5.49	32.29	12.26	11.32	3.71	3.35
3	0	5.54	32.32	11.88	11.88	3.77	3.04
	6	5.56	32.34	11.48	9.67	3.74	2.95
	11.8	5.62	32.54	10.72	9.52	3.90	2.40
4	0	5.69	32.54	10.31	7.33	3.91	1.90
	6.3	5.68	32.55	10.12	8.49	4.11	2.22
	12.5	5.86	32.70	9.84	9.17	4.18	2.35
5	0	5.95	32.76	9.07	6.86	4.78	1.85
	10	5.96	32.76	9.00	8.03	4.87	2.08
	21.3	6.29	32.93	8.41	6.63	5.53	2.58
6	0	6.20	32.80	11.78	7.87	4.67	3.04
	6	6.16	32.79	11.16	7.96	4.61	3.04
	12	6.20	32.85	10.54	7.87	4.66	2.76
7	0	6.19	32.91	8.87	3.63	4.22	3.13
	5.2	6.21	32.92	9.22	3.64	4.16	3.17
	10.7	6.22	32.92	8.73	3.61	4.12	3.04
8	0	7.54	33.10	5.90	2.03	1.09	7.67
	5.8	7.53	33.10	5.82	2.06	1.09	7.49
	11.2	7.56	33.10	5.42	2.13	1.00	7.58

Table 4 The concentrations of dissolved inorganic nutrients, Cl⁻, SO₄²⁻ and ²²⁶Ra in the ground water along the Chinhae coast line.

Sites	NO ₂ (μM)	NO ₃ (μM)	NH ₄ (μM)	PO ₄ (μM)	Si(OH) ₄ (μM)	N/P	Cl ⁻ (ppm)	SO ₄ ²⁻ (ppm)	²²⁶ Ra (dpm/100kg)
St. A	0.16	79.51	0.14	0.42	151.86	188.6	9.28	4.51	214±8
St. B	0.06	387.99	0.20	1.29	224.42	301.9	82.78	22.37	-
St. C	0.16	360.56	0.20	0.50	456.28	726.0	30.47	27.23	188±4
St. D	0.01	163.84	0.35	0.46	358.94	357.6	19.31	8.44	-
St. E	0.16	156.24	0.91	0.41	115.58	381.7	45.43	13.72	147±4
St. F	0.01	198.28	0.14	1.02	269.56	193.8	1312.75	368.97	225±8
St. G	0.03	28.60	0.24	0.14	221.77	213.7	9.75	24.49	207±13
Average	0.08	174.79	0.29	0.54	262.37	321.4	194.00	61.94	194±7

Table 5 ^{222}Rn and ^{226}Ra activities of unfiltered bottom waters in the Chinhae Bay in August 1999 and January 2000

Station No.	Water depth (m)	Sampling Depth (m)	Salinity (‰)	Activity (dpm/100kg)			
				^{222}Rn	^{226}Ra	Excess ^{222}Rn	
1	6	5	Jan.	32.43	173.9 ± 4.2	31.6 ± 1.1	142.2 ± 4.3
			June	27.15	137.1 ± 2.5	16.2 ± 0.6	120.9 ± 2.5
2	7	6	Jan.	32.29	151.7 ± 3.9	23.2 ± 0.9	128.5 ± 4.0
			Aug.	30.05	86.6 ± 2.2	16.6 ± 1.0	70.0 ± 2.4
3	12	11	Jan.	32.54	123.6 ± 3.0	16.8 ± 0.3	106.9 ± 3.0
			Aug.	29.51	166.8 ± 3.2	17.4 ± 1.3	149.4 ± 3.3
4	21	20	Jan.	32.70	84.4 ± 2.0	24.8 ± 0.3	59.6 ± 2.0
			Aug.	31.48	247.5 ± 3.1	11.2 ± 0.4	236.3 ± 3.1
5	24	23	Jan.	32.93	48.1 ± 1.7	12.3 ± 0.8	35.8 ± 1.9
			Aug.	31.73	232.9 ± 2.2	14.2 ± 0.5	218.7 ± 3.1
6	15	14	Jan.	32.85	38.0 ± 1.5	15.7 ± 0.6	22.3 ± 1.6
			Aug.	31.52	98.8 ± 3.1	19.5 ± 0.9	79.3 ± 3.2
7	13	12	Jan.	32.92	51.0 ± 1.6	16.5 ± 0.9	40.6 ± 2.0
			Jan.	33.10	33.7 ± 1.3	9.1 ± 0.6	24.6 ± 1.4

225 dpm/100kg (평균 194 dpm/100kg) 범위로서 장소에 따른 변화가 작고, 진해만 저층해수의 ^{226}Ra 함량 (16.2~42.5 dpm/100kg)보다는 약 5~25 배 높은 수준이다 (Table 5).

5.3 진해만 해수의 ^{222}Rn 및 ^{226}Ra 함량

1999년 8월과 2000년 1월 저층해수의 총 ^{222}Rn 및 ^{226}Ra 함량을 Table 5와 Fig. 2에 나타내었다.

1999년 8월 진해만 저층해수의 총 ^{222}Rn 함량은 86.6~247.5 dpm/100kg 범위로서 모개등대 부근 (정점 5)에서 최대값을 보였고, 만 바깥쪽으로 갈수록 급격히 감소하였다. 2000년 1월 ^{222}Rn 함량은 33.7~173.9 dpm/100kg 범위이었고, 최대값을 보인 정점은 계절별로 차이를 보여 마산내만 정점 1에서 최대값을 보였고, 만 바깥쪽으로 갈수록 급격히 감소하였으나, 모개등대 부근 정점 5부터 바깥 정점 8까지는 정점변화에 따른 함량 변화가 적다 (Fig. 2a).

반면에 ^{226}Ra 함량은 정점별, 계절별에 따른 변화가 거의 없다 (Fig. 2b).

Table 6 ^{226}Ra activity in the surface sediments of the Chinhae Bay,

Station	Activity (dpm g ⁻¹)
1	1.93 ± 0.22
2	2.40 ± 0.21
3	1.91 ± 0.12
4	1.96 ± 0.17
5	2.07 ± 0.17
6	2.24 ± 0.19
7	2.11 ± 0.18
8	2.12 ± 0.16

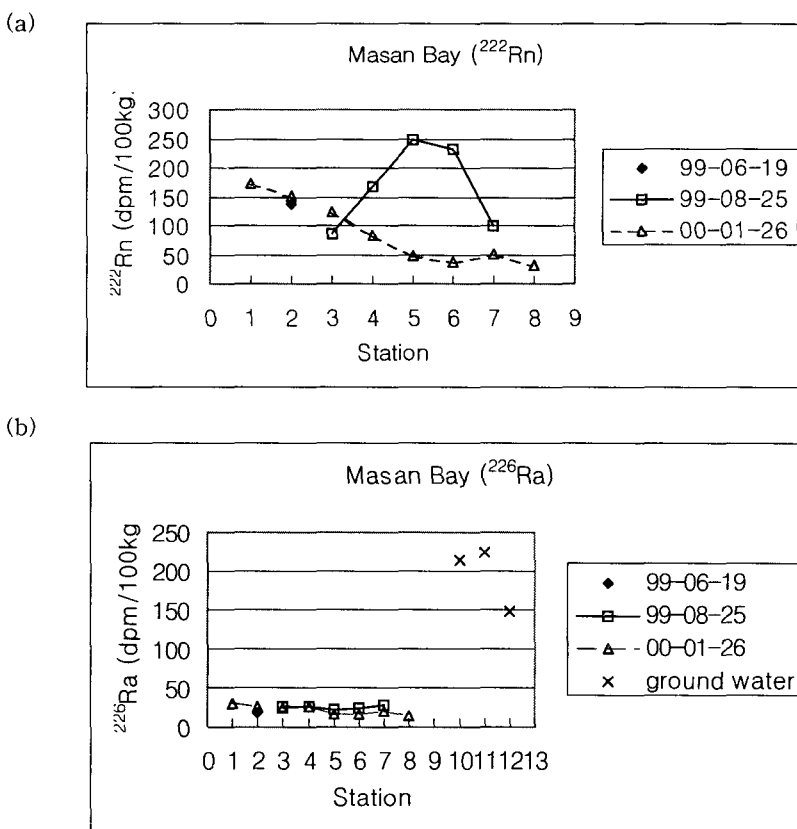


Fig. 2 Variation of total ^{222}Rn (a) and ^{226}Ra (b) activities (dpm/100kg) in the bottom water of the Chinhae Bay transect in August 1999 and January 2000.

Table 7. The average concentration of Cl^- and SO_4^{2-} (mM) in the river water and sea water.

	Cl^-	SO_4^{2-}	SO_4/Cl^-	Reference
	(unit: mM)			
River Water	0.05	0.12	2.39	이 [1984]
Sea water with 35 psu of salinity	545.9	28.2	0.05	이 [1984]
Sea Water of the Chinhae Bay	250.0~514.7	12.7~26.3	0.05	This study
Ground water along the Chinhae coast	0.26~37.03	0.05~3.84	0.10~0.93	This study

5.4 해저퇴적물의 ^{226}Ra 함량 특성

진해만 표층 퇴적물의 ^{226}Ra 함량은 Table 6에 나타내었다.

해저퇴적물의 ^{226}Ra 함량은 $1.9 \sim 2.2 \text{ dpm g}^{-1}$ 범위이었다. 정점별 ^{226}Ra 함량은 오차범위내이기 때문에 표층퇴적물로부터 해수로의 정점에 따른 ^{226}Ra 공급 차이는 없을 것으로 판단된다.

6. 고찰

6.1 해저지하수 누출 가능성

육상 지하수는 다음의 최소한 세가지 경로에 의해 해저지하수 경로로 해양으로 유입될 수 있다. (1) 표면에 인접한 대수층으로부터 근해 퇴적물을 통한 삼출, (2) 더욱 깊고 한정된 대수층으로부터의 해저 spring flow, (3) underlying aquifer의 파열된 confining으로부터의 의해 퇴적물을 통한 "point source" 삼출이다 (Valiela and Costa [1988]). 수심이 얕은 진해만의 경우에는 (1)에 해당될 수 있다.

진해만의 해저 지하수 누출 가능성은 해안에 인접한 육상지하수의 Cl^- 및 SO_4^{2-} 함량과 진해만 저층수의 ^{222}Rn 함량으로부터 알 수 있다.

1) Cl^- 및 SO_4^{2-} 함량 및 조성비
일반적으로 알려진 하천수 중 Cl 과 SO_4^{2-} 평균

함량은 각각 약 0.05, 0.12 mM이다 (이 [1984]). 그러나 염분 35‰의 해수에서는 각각 545.9, 28.2 mM로서 이들 원소들은 해수에 상당히 풍부하기 때문에 (이 [1984]), 육상 지하수가 해수와의 혼합 여부를 밝히는 지표로서 사용될 수 있다.

염분값으로 추정된 진해만 해수의 Cl^- 와 SO_4^{2-} 함량은 각각 250.0~514.7, 12.7~26.3 mM 범위이다 (Table 7).

진해만 해안인접 육상지하수의 이들 Cl^- 과 SO_4^{2-} 함량은 각각 0.26~37.03, 0.05~3.84 mM 범위로서 비교적 해안에 멀리 떨어진 용원리 (St. A)와 육곡리 (St. G)의 지하수를 제외하고는 Cl^- 함량은 0.2 mM 이상이며, 특히 구산면 원전리 지하수 (St. F)의 경우에는 37.0 mM로서 하천수에 비해서 약 730배 높았다. 염분 35 psu의 해수에 비해서도 육상지하수의 최대를 보인 원전리 지하수의 Cl^- 와 SO_4^{2-} 함량은 각각 1/14, 1/7에 불과할 정도이다. 이는 이들 육상지하수가 해수의 영향을 받고 있음을 보여주며, 상대적으로 또한 이들 육상지하수가 해저로 확장된 대수층을 통해 해저지하수 경로로 해수에도 영향을 줄 수 있다는 것을 의미한다.

일반적으로 해수와 혼합하여 희석된 육상지하수라도 Cl^- 와 SO_4^{2-} 함량 조성비 (SO_4/Cl)는 크게 변하지 않는다 (김 [1998]). 따라서 진해만 해수가 주변 해안 인접 육상지하수에 영향을 주는가 여부를 판단하기 위해 Cl 과 SO_4 함량을 이용하여

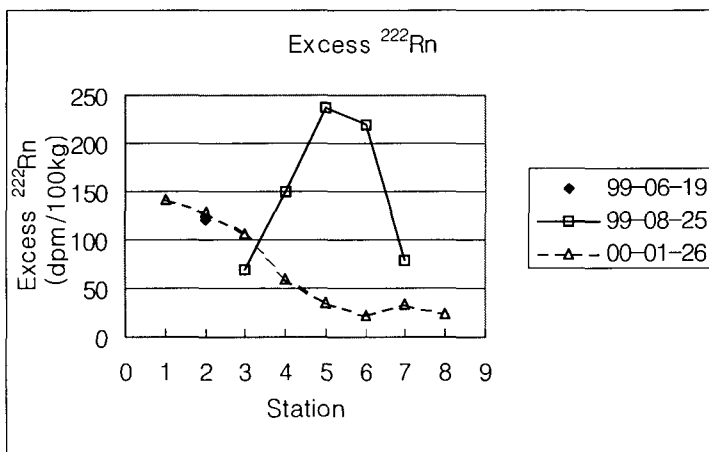


Fig. 3 Variation of excess ^{222}Rn activities (dpm/100kg) in the bottom water of the Chinhae Bay transect in August 1999 and January 2000.

SO₄/Cl 조성비를 구하였다(Table 7).

하천수 및 염분 35 psu의 해수의 SO₄/Cl 조성비는 각각 2.4, 0.05 이다 (Table 7).

진해만 인접 육상지하수의 SO₄/Cl 조성비는 Cl⁻과 SO₄²⁻ 함량이 낮은 육곡리의 지하수 (St. G)는 0.93으로서 다른 정점들에 비해 다소 높지만, 하천수 (2.4)에 비해서는 낮다. 이러한 가능성으로는 해안에 인접해 있어 염을 포함한 빗물이 지하수에 스며들어 하천수보다는 높은 조성비를 보이거나 또는 해수에 의한 직접적인 혼합에 의한 가능성도 있기 때문에 차후 상세한 고찰이 요망된다. 그러나 Cl⁻과 SO₄²⁻ 함량이 가장 낮은 용원리 지하수(St. A)를 포함한 모든 정점들의 SO₄²⁻/Cl 조성비는 0.2 이하로서 해수의 조성비에 근접함으로서, 이들 지역의 지하수는 해수의 영향을 직접적으로 받고 있는 것으로 판단된다.

측정된 육상지하수의 Cl⁻ 함량만으로 추정할 해수의 혼합 기여율은 약 0.1~15% 정도로 추정된다.

일반적으로 지하수의 Cl⁻와 SO₄²⁻ 함량에 영향을 주는 이화학적 요인에는 (1) 지상의 증발에 의한 농축(염호, 염사막, 관개), (2) 해수와와의 접촉에 의한 분자 확산(해수 침입), (3) 물이 흐르고 있는 경우 물분자 분산(염/담수 경계면)을 들 수 있다 (김 [1998]). 진해만 주변 육상지하수의 경우에는 (2)와 (3)에 해당되는 것으로 판단된다.

2) 지하수 추적자 (222Rn)

해저지하수 누출 가능성을 확인하는 확실한 수단은 지하수에 상당히 풍부한 자연적인 추적자 (²²⁶Ra, ²²²Rn, CH₄)의 함량과 주변해수의 평상함량을 비교하는 것이다.

이들 추적자중 ²²²Rn은 분석이 용이하고, 낮은 농도에서도 측정이 가능하며, 함량이 지하수가 표층 해수보다 약 100~10,000배 높기 때문에 해저지하수 누출 지역을 탐색하는 데 유용하게 사용되고 있다 (Burnett et al., [1996]).

1999년 8월과 2000년 1월 진해만 저층수의 총 ²²²Rn 함량에서 해수의 ²²⁶Ra으로부터 생성되는 ²²²Rn 함량을 뺀 과량 ²²²Rn 함량을 Fig. 3에 나타내었다.

과량 ²²²Rn 함량은 1999년 8월에는 내만 (정점 1)에서 최대를 보이나, 2000년 1월에는 중앙부 만 (정점 5)에서 최대를 보여, 계절변화에 따라 최대값을 보이는 지역에 있어서 차이를 보이고 있다.

진해만 저층수의 최대 과량 ²²²Rn 함량은 Chesapeake 만의 해저지하수 용출 지역에서 관측된 값 (103~129 dpm/100kg ; Hussain et al., [1999]))과 유사하다.

정점에 따른 과량 ²²²Rn의 함량 차이에 대한 원인으로서는 (1) 관측기간중 조석차이로 인한 주변해수로 부터의 공급 (2) 해수의 ²²²Rn의 어미핵종인 ²²⁶Ra으로부터 방사붕괴로 인한 생성 (3) 해저 퇴적물 및 공극수로부터의 ²²²Rn의 어미핵종인 ²²⁶Ra으로부터의 방사붕괴, (4) 높은 함량의 ²²²Rn을 함유한 해저지하수 누출을 들 수 있다 (Hussain et al., [1999]).

본 연구의 관측시기인 1999년 8월 25일 간조시간은 01시 35분, 13시 36분이며, 만조시간은 07시 47분, 20시 17분이며, 2000년 1월 26일에는 간조가 각각 05시 39분, 18시 11분이며, 만조는 각각 00시 06분, 12시 26분이었다. 그러나 관측 시간은 4시간 이내 (8월: 1시간 30분, 1월 ; 4시간)로서 짧기 때문에, 조석시간의 차이에 의한 영향은 극히 미비할 것으로 사료된다. 그러나 차후 고정정점에서의 조석변화에 따른 시간별 ²²²Rn 함량에 대한 조사가 요구된다.

저층수의 ²²⁶Ra 함량 분포는 갈수기인 1월에는 대체로 내만에서 높고, 외만으로 갈수록 감소하여, 과량 ²²²Rn 함량 분포와 유사함으로서 이들 분포가 저층수의 ²²⁶Ra 붕괴로 인한 ²²²Rn 생성에 의한 가능성이 있다. 그러나 장마기인 8월에는 1월과는 달리, 저층수의 ²²⁶Ra 함량이 최소값을 보이는 정점 5에서 과량 ²²²Rn 함량이 최대값을 보임으로서 저층수의 ²²⁶Ra 붕괴이외의 다른 공급원이 있음을 알 수 있다.

다른 공급원으로서 해저퇴적물의 ²²⁶Ra 붕괴로 인한 ²²²Rn 공급과 해저지하수 누출수에 의한 ²²²Rn 공급을 들 수 있다.

진해만의 해저퇴적물에서 생성된 ²²²Rn 함량에는 Table 6에 나타낸 바와 같이 정점변화에 따른 차이는 거의 없어, 해저퇴적물에 의한 8월 저층수의 정점별 과량 ²²²Rn 함량 차이로 인한 가능성은 적다.

따라서 진해만 저층해수의 과량 ²²²Rn 함량에 대한 시·공간적 차이 원인으로서는 강수량 (1999년 8월 ; 525.6 mm month⁻¹, 2000년 1월 ; 17.3 mm month⁻¹)에 따른 정점별 해저지하수 누출량 차이에 의한 결과로 판단된다.

Table 8 Ranges of concentrations of nitrate in groundwater in coastal aquifers.

Location	NO ₃ (μM)	Reference
Groundwater in coastal aquifers		
Orleans, MA, US	0-393	Valiela et al., [1988]
N. Carolina, US	1-2250	Valiela et al., [1988]
Falmouth, MA, US	0.7-693	Valiela et al., [1988]
Cape Cod, MA, US	0-450	Valiela et al., [1988]
Long Island, NY, US	8-610	Valiela et al., [1988]
Groundwater along the Chinhae coast	8-388	This study

6.2 해저지하수 누출수의 중요성

지하수는 상당량의 화학물질을 함유하고 있기 때문에 담수에 의한 기여보다도 화학물질에 의한 기여가 상당히 중요하다.

Behrendt et al. [1996]은 1993년부터 1997년까지의 독일 라인 (Rhine) 강과 엘베강 (Elbe)에서 유입 경로별 질소 연간 유입량을 조사한 결과 라인강은 연간 총 질소 유입량 (400 kT)중 약 46%, 엘베강은 유입량 (233.8 kT)중 약 43.3%가 유입된다고 보고함으로써 지하수 방출수를 통한 기여가 상당함을 알 수 있다. 지하수를 통한 유입의 주요 유입원으로서는 하수처리공장 (19.5~32.2%)과 직접적인 산업폐수 (4~7%)이지만 이들에 의한 기여는 점차 감소하는 추세에 있어 지하수 경로를 통한 유입이 상대적으로 증가하고 있다.

부영양화가 빈번히 발생하는 진해만 또한 지하수에 상당량의 용존 무기 영양염이 함유되어 있어 해저지하수 방출에 의한 기여가 클 것으로 사료된다.

Table 8은 지하수의 상대적인 용존무기영양염 농도를 평가하기 위하여 외국 및 진해만의 육상 지하수의 질산이온 농도를 정리하였다.

진해만의 경우는 외부 영양염 공급원에 의한 N:P 비율이 부영양화 과정을 이해하기 위해 중요하다. 이것은 일반적으로 해양에서 일차생산자인 식물플랑크톤의 제한인자인 질소가 지하수를 과량이 유입될 수 있기 때문이다.

Table 9에 진해만 해수 및 해안인접 육상지하수의 N:P 비를 정리하였다.

진해만 주변 육상지하수의 N:P 비는 188~726 (평균 ; 321) 범위이다. 반면에 해수의 N ; P는 동계 (2000년 1월)에는 2.7~7.5 (평균 ; 4.9) 범위이나, 하계 (1999년 8월)에는 0.3~143.4 (평균 30.6) 범위로서 육수 유입량에 따른 차이로 인해 계절 변화가 크다.

일반적으로 해양에서 Redfield 비 (16:1)를 초과하는 영양염 유입은 일차생산자인 식물플랑크톤들에게 인의 제한을 초래하고, 낮은 N ; P 비는 질소 제한을 초래하는 것으로 알려져 있다 (Howarth [1988]).

따라서 해수에 비해 10~60 정도 높은 N:P 비를 함유한 지하수가 해저를 통해 방출될 경우, 질소계 영양염이 식물플랑크톤 성장 제한요인으로 작용하는 진해만에 과량의 질소를 공급함으로써 하천수외에 다른 중요한 부영양화의 제공원으로서 작용할 수 있다.

Table 9 The comparison of N ; P ratio in the ground water along the coast of Chinhae Bay and bottom sea water in Chinhae Bay.

Source	N:P ratio
Ground water	188~726 (avg. 321)
Sea water	Winter: 2.7~7.5 (4.9) Summer: 0.3~143.4 (30.6)

특히 하천의 경우에는 하천수가 영향을 미치는 해역에만 제한되지만, 해저지하수의 경우에는 하구, 연안 심지어는 외해역까지 해저지하수 누출 수 경로를 통해 확대될 수 있다.

또한 조석 간만의 차가 큰 우리나라 연안역은 해수 수위 변화로 인한 펌핑 기작으로 해수와 해저 대수층간의 교환될 가능성이 크고, 이로 인한 화학물질 교환이 이루어 질 수 있다. 또한 진해만과 같이 항로유지를 위한 준설작업은 염수와 담수 대수층간의 상호작용을 더욱 가속화 시킬 수 있기 때문에, 해저지하수 방출수에 대한 정량 및 해수로의 화학물질 기여도에 대한 포괄적이고 집중적인 연구가 필요하다.

후 기

본 연구는 한국해양연구소(PE00784-01)와 과학기술부(PN00400) 지원으로 수행되었다. 논문의 수정과 보완에 큰 도움을 주신 익명의 두분 심사위원님께 감사드립니다.

참고문헌

- [1] 김남형, 1998. 지하수 수문학, 원기술, 367p.
- [2] 박청길, 1975, 진해만 해수의 부영양화와 클로로필 분포. 한국수산학회지, Vol.8, 121-126.
- [3] 성익환, 1997, 지하수 오염방지 및 음용화 기술 연구 (서울지역), 한국자원연구소 보고서, 417p.
- [4] 이광우. 1984. 해양화학. 대한교과서주식회사, 337p.
- [5] 하영철, 1985, 1976-1982년 진해만 해양 기초조사, 서울대학교 자연과학대학보고서, 430p.
- [6] Behrendt, H., 1999, Estimation of the nutrient inputs into medium and large river basins. *LOICZ Newsletter*, 12.
- [7] Burnett, W.C., Cable, J.E., Corbett, D.R., and Chanton, J.P., 1996, Tracing groundwater flow into surface waters using natural ^{222}Rn . *Proceedings of the groundwater symposium, Land-Ocean Interaction in the Coastal Zone (LOICZ)*, Moscow, July 6-10.
- [8] Carpenter, J.M., 1965, The Chesapeake Bay Institute technique for the Winkler dissolved oxygen method. *Limnol. Oceanogr.*, Vol.0, 141-143.
- [9] Chung, C.S., Kim, S.H., Kang, D.J., Park, Y.C., Yoon, C.H., and Hong, G.H., 1999, A study on the evolution of eutrophication in Masan Bay by analyses of pigment derivatives from a sediment column. *J. Korean Soc. Oceanogr.*, Vol.4, No.2, 101-106.
- [10] Grasshoff, K., Ehrhardt, M., and Kremling, K., 1983, "Methods of seawater analysis", *verlag chemie*, 419p.
- [11] Hall, F.R., Boudette, E.L., and Olszewski Jr. W.J., 1987, Geologic controls and radon occurrence in New England. *Proceedings of the NWWA Conference April 7-9, 1987, New Jersey*, 15-29.
- [12] Hong, G.H., Kim, K.T., Pae, S.J., Kim, S.H., and Lee, S.H., 1991, Annual cycles of nutrients and dissolved oxygen in a nutrient-rich temperature coastal bay. Chinhae Bay, Korea. *J. Oceanol. Soc. Korea*, Vol.26, No.3, 204-222.
- [13] Hong, G.H., Park, Y.A., and Lee, K.W., 1983, Heavy metals in sediments from Jinhae Bay. Korea. *J. Oceanol. Soc. Korea*, Vol.18, 180-184.
- [14] Howarth, R.W., 1988, Nutrient limitation of net primary production in marine ecosystems. *Ann. Rev. Ecol. Syst.*, Vol.19, 89-110.
- [15] Hussain, N., Church, T.M., and Kim, G., 1999, Use of ^{222}Rn and ^{226}Ra to trace groundwater discharge into the Chesapeake Bay. *Mar. Chem.*, Vol.65, 127-134.
- [16] Kohout, F., 1966, Submarine spring: A neglected phenomenon of coastal hydrology. *Hydrol.*, Vol.26, 391-413.
- [17] Lee, K.W., Hong, G.H., Yang, D.B., and Lee, S.H., 1981, Seawater quality and red tides in Jinhae Bay: I. Relationships between water quality parameters and red tides. *J. Oceanol. Soc. Korea*, Vol.16, 43-49.
- [18] Lee, P.Y., Kang, C.K., Park, J.S., and Park, J.S., 1994. Annual change and C:N:P ratio in particulate organic matter in Chinhae Bay.

- Korea. *J. Korean Soc. Oceanogr.* Vol.29, No.2, 107-118.
- [19] Lee, S.H., and Lee, K.W., 1983, Heavy metals in sediments from Jinhae Bay. *Korea. J. Oceanol. Soc. Korea.* 18:49-54.
- [20] Mathieu, G.G., Biscaye, P.E., and Lupton, R.A., 1988. System for measurement of ^{222}Rn at low levels in natural waters. *Health Phys.*, Vol.55, No.6, 989-992.
- [21] Tribble, G.W., 1990, Early diagenesis in a coral reef framework. *Oceanogr. Honolulu, University of Hawaii*, 228p.
- [22] Valiela, I., and Costa, J., 1988, Eutrophication of Buttermilk Bay, a Cape Cod coastal embayment: concentrations of nutrients and watershed nutrient budgets. *Environ. Manag.*, Vol.12, 539-551.
- [23] Valiela, I., Teal, J., Volkmann, S., Shafer, D., and Carpenter, E., 1978, Nutrient and particulate fluxes in a salt marsh ecosystem: tidal exchanges and inputs by precipitation and groundwater. *Limnol. Oceanogr.*, Vol.23, 798-812.
- [24] Yang D.B., Kim, S.H., and Lee, K.W., 1984, Vertical distributions of chemical oceanographic parameters in Jinhae Bay in July 1983. *J. Oceanol. Soc. Korea*, Vol.19, 89-93.
- [25] Yang, D.B., 1992, Distribution of various nitrogenous compounds and respiratory oxygen consumption rate in Masan Bay, Korea during summer 1986. *J. Oceanol. Soc. Korea*. Vol.27, No.4, 303-310.
- [26] Yang, D.B., and Hong, J.S., 1988. On the biogeochemical characteristic of surface sediments in Chinhae Bay in September 1983. *Bull. Korea Fish. Soc.* Vol.21, 195-205.