

자연 정화작용 연구: I. 갯벌과 농지 상층수중 유·무기 원소의 거동에 관한 예비 연구

최강원 · 조영길¹ · 최만식² · 이복자 · 현정호³ · 강정원⁴ · 정희수^{5*}

농업기반공사 농어촌연구원, ¹목포대학교 해양자원학과
²기초과학지연연구소 동위원소분석팀, ³한국해양연구소 해양자원연구본부
⁴서울대학교 지구환경과학부, ⁵한국해양연구소, 해양환경·기후연구본부

Self-purification Mechanisms in Natural Environments of Korea: I. A Preliminary Study on the Behavior of Organic/Inorganic Elements in Tidal Flats and Rice Fields

KANG-WON CHOI, YEONG-GIL CHO¹, MAN-SIK CHOI², BOK-JA LEE,
JUNG-HO HYUN³, JEONG-WON KANG⁴ AND HOI-SOO JUNG

Rural Research Institute, Korea Agricultural and Rural Infrastructure Corporation, Ansan 425-170, Korea

¹Department of Marine Resources, Mokpo National University, Cheonnam 534-729, Korea

²Isotope Research, Korea Basic Science Institute, Taejeon 305-333, Korea

³Marine Resources Laboratory, Korea Ocean Research and Development Institute, Ansan P.O. Box 29, Seoul 425-600, Korea

⁴School of Earth and Environmental Sciences, Seoul National University, Seoul 151-742, Korea

⁵Marine Environment and Climate Change Laboratory, Korea Ocean Research and Development Institute,
Ansan P.O. Box 29, Seoul 425-600, Korea

우리나라 갯벌과 농지내 유·무기 원소의 거동을 이해하기 위해 제한된 환경의 실험실 수조에서 예비실험을 수행하였다. 총 6개의 아크릴 투명 수조에 갯벌 퇴적물 3층 SW1&2(anoxic, silty mud), SW3&4(anoxic, mud), SW5&6(suboxic, mud)과 농지 토양 3층 FW1&2(벼 포기 포함), FW3&4(벼 포기 제외), FW5&6(간척 농지, 벼 포기 제외)을 채운 후 오염물질(구리, 비소, 카드뮴, 크롬, 납, 수은, Glucose+Glutamic acid)이 주입된 해수와 담수를 각각 SW 및 FW 수조에 넣고, 2주일에 걸쳐 상층수 및 표층 퇴적물/토양을 채취·분석하였다. 분석 결과 FW와 SW 상층수 중 질산염 이온의 농도는 각각 700~800 μM , 2~5 μM 로 FW에서 현저히 높았고, 인산염 이온의 농도는 각각 3~4 μM , 1~2 μM (SW1 제외)로 FW에서 약간 높았다. 특히하게 SW1에서 인산염 이온은 시간이 지남에 따라 수 십 μM 에 이르는 높은 농도로 증가하였다. 한편, 표층 퇴적물/토양 중 박테리아 세포 수는 FW1&3에서 평균 2.5×10^9 cells/g dry sediment으로 SW의 평균 3.0×10^8 cells/g dry sediment 보다 약 10배가 높았다. FW5 토양 중 박테리아 세포 수(3.5×10^8 cells/g dry sediment)는 SW 퇴적물 중 숫자와 유사하였다. SW 퇴적물 중 MUF-Phosphate 활성도는 100-200 nM/ml/hr이지만 FW5&6을 제외한 FW 토양에서는 약 2,000 nM/ml/hr로 현저히 크게 나타났다. β -D-Cellobiose, α -D-Glucose, 그리고 β -D-Glucose의 활성도 또한 FW 퇴적물에서 큰 값을 보였다. 그러나 FW5&6 토양 중 효소활성도는 SW 퇴적물에서의 값과 유사했다. 수조 상층수 중 Cu, Cd, As 농도는 모든 FW, SW 수조에서 시간이 지남에 따라 일관성 있게 감소하였고, 제거속도는 Cu가 다른 원소에 비해 빨랐다. 제거속도는 FW 3개 수조 중 FW5&6에서 세 원소 모두 가장 느렸고, SW 3개 수조 중에서는 SW1&2에서 가장 빨랐다. SW와 FW간 제거속도 차이는 세 원소 모두 명확치 않았다. Cr은 FW에서 전반적으로 감소하는 경향을 보였지만 SW에서는 실험 초기에 감소하다 24시간 이후에는 증가 후 일정한 양상을 보였다. Pb은 FW에서 전반적으로 감소했지만 SW에서는 초기에 급격히 증가 후 다시 급격히 감소하는 양상을 보였다. Pb 또한 Cu, Cd, As와 마찬가지로 SW1&2에서 제거속도가 가장 빠르게 나타났다. FW 상층수 중 Hg는 시간에 따라 급격히 감소했고, 제거속도는 FW5&6에서 가장 느렸다. 이러한 결과에 근거할 때 벼가 자라고 있고 이분해성 유기물이 풍부한 FW1&2, FW3&4 토양과 상층수에서는 유기물의 분해 활동이 활발하였지만, 벼가 경작되지 않는 FW5&6과 SW에서는 유기물이 상대적으로 결핍되어 유기물의 분해활동이 적었을 것으로 판단된다. 한편, 수조에 인위적으로 유기물을 첨가한 경우 박테리아 세포수는 SW1에서 164시간 동안 4배 증가하였으나 SW3과 SW5에서는 각각 2.7배, 1.5배 그리고 FW1&3&5의 경우 각각 약 2배, 1.7배, 0.6배 정도만 증가하였다. Cu, Cd, As 등 친 유기성 원소들의 시간에 따른 농도 감소 그리고 이들 원소(Hg 포함)의 농도 감소 속도가 유기물이 적은 FW5&6에서 상대적으로 느리게 나타난 결과 등은 이들 금속들이 부유 입자 표면의 유기물과 결합·침적

*Corresponding author: hsjung@kordi.re.kr

되어 퇴적물로 제거되었기 때문에 나타난 결과로 생각된다. 한편, SW1&2에서 이들 원소의 제거 속도가 빨랐고 인산염 이온의 농도가 크게 증가했던 원인은 SW3&4에 비해 상대적으로 공극이 큰 퇴적물로 채워진 SW1&2 퇴적물의 공극수 중 황화수소, 인산염 이온 등이 퇴적물 상층수로 쉽게 확산·공급되었고, 그 결과 Cu, Cd, As 등 금속 이온이 황화수소 이온과 결합·제거된 까닭으로 생각된다. 종합적으로 수조 상층수중 유·무기 원소의 거동은 주로 입자 표면의 유기물과 퇴적물/토양에서 공급된 황화물에 의해 조절된 것으로 생각된다.

Organic and inorganic characteristics including bacterial cell number, enzyme activity, nutrients, and heavy metals have been monitored in twelve acrylic experimental tanks for two weeks to estimate and compare self-purification capacities in two Korean wet-land environments, tidal flat and rice field, which are possibly different with the environments in other countries because of their own climatic conditions. FW tanks, filled with rice field soils and fresh water, consist of FW1&2 (with paddy), FW3&4 (without paddy), and FW5&6 (newly reclaimed, without paddy). SW tanks, filled with tidal flat sediments and salt water, are SW1&2 (with anoxic silty mud), SW3&4 (anoxic mud), and SW5&6 (suboxic mud). Contaminated solution, which is formulated with the salts of Cu, Cd, As, Cr, Pb, Hg, and glucose+glutamic acid, was spiked into the supernatant waters in the tanks. Nitrate concentrations in supernatant waters as well as bacterial cell numbers and enzyme activities of soils in the FW tanks (except FW5&6) are clearly higher than those in the SW tanks. Phosphate concentrations in the SW1 tank increase highly with time compared to those in the other SW tanks. Removal rates of Cu, Cd, and As in supernatant waters of the FW5&6 tanks are most slow in the FW tanks, while the rates in SW1&2 are most fast in the SW tanks. The rate for Pb in the SW1&2 tanks is most fast in the SW tanks, and the rate for Hg in the FW5&6 tanks is most slow in the FW tanks. Cr concentrations decrease generally with time in the FW tanks. In the SW tanks, however, the Cr concentrations decrease rapidly at first, then increase, and then remain nearly constant. These results imply that labile organic materials are depleted in the FW5&6 tanks compared to the FW1&2 and FW3&4 tanks. Removal of Cu, Cd, As from the supernatant waters as well as slow removal rates of the elements (including Hg) are likely due to the combining of the elements with organic ligands on the suspended particles and subsequent removal to the bottom sediments. Fast removal rates of the metal ions (Cu, Cd, As) and rapid increase of phosphate concentrations in the SW1&2 tanks are possibly due to the relatively porous anoxic sediments in the SW1&2 tanks compared to those in the SW3&4 tanks, efficient supply of phosphate and hydrogen sulfide ions in pore waters to the upper water body, complexing of the metal ions with the sulfide ions, and subsequent removal to the bottom sediments. Organic materials on the particles and sulfide ions from the pore waters are the major factors constraining the behaviors of organic/inorganic elements in the supernatant waters of the experimental tanks. This study needs more consideration on more diverse organic and inorganic elements and experimental conditions such as tidal action, temperature variation, activities of benthic animals, etc.

서론

산업의 급속한 발달에 따라 우리나라 연근해안에 대한 개발 요구는 급증하고, 이에 따라 갯벌 매립은 불가피한 시대적 요구가 되어왔다. 그러나 최근 갯벌 매립의 경제성 등에 대해 많은 학자들이 의문을 제기하였고(이, 1998; 유와 김, 1999), 갯벌 매립은 시화호 오염, 새만금 간척사업 등과 연계되어 부정적 시각으로 부각되기도 하였다. 갯벌 매립에 따르는 문제의 제기는 갯벌 매립의 긍정적 효과(산업 및 주택 용지 제공, 도로 건설, 미곡 생산 등)에 비해 매립의 부작용(수산물 생산량의 감소, 갯벌 정화작용의 손실, 심미적 기능의 상실 등)이 훨씬 클 것이라는 생각에 바탕을 두고 있다. 최근 해안 매립의 목적은 주로 농경지의 확보에 있었고, 이러한 배경 아래에서 갯벌과 논에 경제적 가치의 비교에 관한 연구가 경제학자에 의해 국내 최초로 수행된 바 있다(이, 1998). 이 연구에서는 갯벌의 수산물 생산, 서식지 기능, 정화기능, 심미적 기능 등 4개 항목을 평가하였고, 논에 대해서는 미곡생산을 평가하였다. 한편, 1990년대 중반까지는 논에 공익 및 환경적 기능, 홍

수방지, 수질 및 폐기물 정화능력에 대한 개발적 평가가 있었다(성, 1992; 엄 등, 1993; 서울대학교, 1996).

Costanza 등(1997)은 전 지구의 생태계를 16 종류의 생물군계(biomes)로 분류하고, 각각에 대해 17 종류의 생태기능(ecosystem service)을 경제가치로 환산·보고한 바 있다. 이 연구결과는 전 지구의 생태적 가치를 강조하는데 중요한 근거가 되고, 논과 갯벌의 경제적 가치를 비교하는 근거 자료가 된다. 그러나 이 연구는 여러 연구 결과를 종합한 것이기 때문에 각종 생태계 환경을 각각의 경제적 가치로 환산한 값의 범위가 매우 크고, 따라서 각 범위 내 어느 값을 취하느냐에 따라 논과 갯벌의 경제성 비교에 대한 우열 결과가 전혀 달라질 수 있는 문제점이 있다. 한편, 갯벌의 경제성 평가에 있어서 최근 갯벌 정화능력의 중요성이 크게 부각되고 있다. 우리나라 갯벌에 대한 경제성 평가를 위해서도 이러한 갯벌 정화능력에 대한 외국 자료가 사용되고 있는데(이, 1998), 즉 갯벌 1 ha가 21.7 kg의 BOD에 해당하는 유기물을 제거할 수 있고 이러한 유기물 또는 오염물질 제거능력은 경제적 가치로 환산될 수 있다(Odum, 1989). 그러나 이 수치는 미국 아열대 염습

지(tidal marsh)에서 획득된 값이고, 따라서 온대역이고 식생이 빈약한 우리나라 갯벌 환경에는 근본적으로 적용되기 어려울 것으로 추측된다. 또한 갯벌은 유기물을 제거할 뿐만 아니라 중금속의 탁월한 흡착제거 능력도 있으며, 갯벌 퇴적물의 입도, 유기물 함량 등 조건에 따라 그 흡착능력이 현저하게 다르리라 예측된다. 즉 우리나라 갯벌의 정화능력을 평가할 때 Odum(1989)이 구한 수치를 그대로 적용하는 것은 부적절할 것으로 생각된다. 그러나 불행히도 우리나라에는 갯벌 및 논 의 정화능력 평가에 대한 자연 과학적 연구가 극히 미약하고, 단지 최근 갯벌의 오염물질 정화능력 평가에 대한 한 건의 실험실 연구가 있었을 뿐이다(유와 김, 1999).

본 연구는 우리나라 갯벌의 정화능력에 대한 정량적 평가-비교 연구를 위한 출발을 최종 목표로 하고 있으며, 일차적인 연구 목적은 실험실에 설치된 제한된 조건의 수조 실험을 통해 갯벌과 농지 퇴적물에서 유·무기 물질의 시간에 따른 거동을 파악하는 것이다.

재료 및 방법

시료 채취 방법

투명 아크릴로 제작된 수조(25×20×50 cm)를 실험실에 설치한 후, 박스 코어러를 이용·채취한 갯벌 퇴적물과 농지 토양을 교란되지 않도록 조심하면서 수조에 채웠다. 갯벌은 산화/환원 정도 그리고 농지는 벼이삭의 유무와 간척 여부에 따라 각각 3개 총 6 종류의 퇴적물/토양 시료가 선별·채취되었다(Table 1). 실험 오차를 파악하기 위해 한 종류의 시료에 대해 2개의 수조가 제작되었고, 따라서 총 12개의 수조에서 실험이 수행되었다. 각 수조에는 20 cm 높이가 되도록 해수/담수가 채워졌고, 물의 유동을 인위적으로 발생시켜 상층수로 산소 공급을 원활히 하기 위한 목적으로 수조 상단에 전동 팬(fan)을 부착·가동시켰다. 갯벌 수조에 채워진 해수는 전남 영암군 금호 방조제에서 채취되었고, 농지 수조에 채워진 담수는 각 토양이 채취된 농지에서 채취되었다. 해수/담수가 채워진 각 수조에는 증류수에 용해된 3종류의 중금속(CuCl₂·2H₂O, CdCl₂·5/2H₂O, Na₂HAsO₄·7H₂O)과 유기물(glucose, glutamic acid)이 주입되었다.

각 수조 상층수 중 영양염 질산염(nitrate), 아질산염(nitrite), 인산염(phosphate)과 중금속(Cu, Cd, As, Cr, Pb, Hg)의 농도 변화를 파악하기 위해 14일 동안 총 8회의 정해진 시간에 수조 상층수를 자동피펫을 이용·채취하였다. 이와 함께 주사기로 갯벌과

농지의 표층(0~2 cm) 퇴적물/토양 시료를 채취하여 박테리아 세포수를 분석하였다. 시료 채취 시간은 수조에 상층수를 채운 즉시(0시간), 3, 6, 12, 24시간, 그리고 3, 7, 14일 후 이었다. 갯벌과 농지 퇴적물/토양의 조직, pH, 유기물 함량, 총 유효인산 함량, 총 질소 함량, 그리고 효소 활성도 등은 코어 시료를 2~4 cm 간격으로 절개한 후 각 깊이의 퇴적물/토양 시료를 분석하여 측정되었다.

분석 방법

코어 깊이별 입도는 먼저 시료를 풍건한 후 2 mm체를 통과시키고 Hydrometer를 이용·분석되었다. pH는 풍건한 시료 10 g에 증류수 25 ml를 가하여 1시간 이상 침윤시킨 다음 Fisher 회사에서 제작된 pH meter를 이용·측정되었다. 유기물 함량은 풍건한 시료를 0.5 mm체를 통과시킨 후 K₂Cr₂O₇을 가하여 유기물을 산화시키고 남은 Cr을 Ferrous ammonium sulfate로 역 적정해 산출하였다. 유효 인산과 총 질소는 각각 Lancaster와 Kjeldahl 방법으로 정량하였다(Grasshoff *et al.*, 1983).

효소 활성도중 인산염 분해를 측정을 위해 먼저 갯벌과 농지 시료를 각각 1.5 g(건중량 1.0 g)을 0.2 μm에 여과·멸균된 해수 5 ml와 혼합한 후 200 μl의 1 mM MUF(Methyl umbelli ferry) phosphate (Sigma)를 첨가하였다. 이 시료를 37°C에서 1시간 동안 배양한 후 50 ml의 glycine buffer(1 M, pH 10)를 첨가하여 형광을 발하게 한 후 원심분리 하였다. 그런 후 상등액을 형광광도계(Ex: 360 nm, Em: 448 nm)를 이용하여 생성된 MUF를 정량하고 phosphate 분해율을 구하였다(Hoppe, 1983). 이와 동일한 방법으로 β-D-glucose, α-D-glucose 그리고 β-D-cellobiose 분해율도 측정하였는데, MUF-β-D-glucose, MUF-α-D-glucose, MUF-β-cellobiose가 각각 기질로 사용되었다.

미생물 분석을 위해 먼저 수조 상층수를 0.2 μm 여과지로 여과한 후, 0.2 μm 여과지에 여과된 포르말린 원액을 이 여과 상층수와 혼합하여 약 3.5% 포르말린 용액을 만들었다. 채취된 표층 퇴적물/토양을 유리 vial에 넣고, 여기에 3.5% 포르말린 용액 11 ml를 가한 후 2 ml를 취하고, 여기에 0.8% NaCl 용액을 가해 최종 5 ml로 만들었다. 음파 분쇄기(Branson, VCX 400)와 원심분리기를 이용해 이 5 ml 용액에서 미생물을 분리·추출한 후 형광 현미경(Zeiss, Axiophot)을 사용하여 DAPI(4', 6-diamino-2-phenylindole)로 염색된 박테리아를 계수하였다(Porter and Feig, 1980; Epstein and Rossel, 1995). 한편, 영양염은 원소별로 적절히 희석한 후 Alliance 회사에서 제작된 자동 영양염분석기로 분석하였다.

중금속 분석을 위해 먼저 수조 상층수 15 ml를 채취·여과하였다. 여과된 시료를 pH가 2가 되도록 조절한 후 적절히 희석하여 ICP-AES(Shimadzu, ICPS1000-III)로 분석하였다. 다른 원소들은 용액 시료를 5~20배로 희석한 후 ICP-MS(VG, PQ3)로 분석하였다.

결 과

갯벌과 농지 퇴적물/토양의 일반적 특성

갯벌과 농지 퇴적물/토양의 일반적 특성을 파악하기 위해 입도, pH, 유기물 함량, 유효 인산 그리고 총 질소 등을 분석하였다(Table 2). SW1, SW3, SW5 수조에 사용된 퇴적물중 모래 함량은 각각

Table 1. Characteristics of six kinds of experimental tanks filled with salt and fresh waters and sediments/soils from tidal flat and rice field. The tank, made of transparent acrylic plates, has rectangular shape and 25 × 20 × 50 cm size. Small electric fans are attached on the top of each tank to promote oxygen input into tank water.

Tank No.	Filling materials of the tank	Physical/chemical condition of sediments in the sampling site
FW1&2	rice-field soil	rice-field with paddy
FW3&4	rice-field soil	rice-field without paddy
FW5&6	rice-field soil	land reclaimed rice-field without paddy
SW1&2	tidal flat sediment	anoxic sandy mud
SW3&4	tidal flat sediment	anoxic fine mud
SW5&6	tidal flat sediment	suboxic very fine mud

Table 2. General characteristics of sediment/soils (grain size, pH, organic matter, T-P, T-N, Cl⁻, K⁺, Na⁺, Ca⁺, Mg⁺, electric conductivity) in the experimental tanks.

Station	Depth (cm)	granulometric composition (%)			pH	organic matter	T-P (ppm)	Cl ⁻ (me/L)	Positive ions (me/L)				Conductivity (mmhos/cm)	T-N (ppm)
		sand	silt	clay					K	Na	Ca	Mg		
SW1&2	4	75	17	8	8.0	0.91	22.5	492	9.3	370.4	10.2	31.8	44.5	384.3
SW1&2	8	73	19	8	8.4	0.86	22.4	404	7.5	314.6	7.3	23.5	36.4	337.1
SW1&2	12	74	18	8	8.0	0.86	19.7	396	7.1	309.8	8.2	24.9	35.7	396.0
SW1&2	16	70	22	8	7.9	1.00	22.2	348	6.5	282.1	7.3	20.8	31.8	370.4
SW1&2	20	70	21	9	7.8	1.00	20.4	328	5.6	254.2	8.1	19.4	29.3	456.9
SW3&4	4	34	50	16	8.0	2.37	22.7	464	7.0	350.5	6.8	26.6	40.3	1382.0
SW3&4	8	46	42	12	8.2	1.72	19.6	356	6.7	286.6	6.7	20.3	39.3	670.2
SW3&4	12	50	38	12	8.2	1.36	13.9	436	7.8	342.2	9.5	26.8	32.4	663.2
SW3&4	16	49	39	12	8.2	1.52	11.7	372	7.6	297.3	6.9	21.0	33.9	571.8
SW3&4	20	52	39	9	8.1	1.41	12.3	340	6.9	281.6	6.2	19.2	31.4	693.8
SW5&6	4	16	72	12	8.1	0.86	23.0	512	10.0	390.9	10.5	29.2	45.7	530.8
SW5&6	8	18	70	12	8.1	0.81	20.5	452	9.2	371.3	9.8	26.4	41.1	611.3
SW5&6	12	17	71	12	8.1	1.16	22.2	476	8.7	362.3	9.6	28.1	42.3	550.5
SW5&6	16	19	69	12	7.9	0.86	19.4	512	9.8	382.4	10.1	30.4	45.4	508.1
SW5&6	20	16	70	14	8.1	0.81	21.0	560	10.4	454.0	12.7	32.3	47.4	478.2
FW1&2 &3&4	4	31	57	12	8.6	3.64	159.2	4	0.9	3.3	3.0	1.2	1.3	2010.7
FW1-4	8	32	56	12	8.6	3.94	162.9	4	0.9	2.7	2.7	1.0	1.2	1799.6
FW1-4	12	35	53	12	8.6	3.23	163.6	4	0.6	2.4	2.4	1.0	1.1	1917.4
FW1-4	16	36	52	12	8.5	3.13	129.8	5	0.7	2.7	2.7	1.1	1.3	1632.9
FW1-4	20	36	52	12	8.5	3.13	129.8	5	0.7	2.7	2.7	1.1	1.3	1632.9
FW5&6	4	19	73	8	8.1	0.35	12.7	136	4.1	110.5	12.5	14.8	15.6	221.3
FW5&6	8	19	73	8	8.0	0.51	15.0	83	1.7	65.8	6.1	5.3	9.1	42.1
FW5&6	12	14	74	12	8.4	0.91	8.7	124	3.2	107.1	5.2	8.7	13.4	375.5
FW5&6	16	22	67	11	8.3	1.06	13.6	158	5.3	143.6	3.8	8.3	16.6	355.0
FW5&6	20	13	75	12	8.3	1.06	7.2	190	6.8	169.9	4.5	10.2	20.0	442.9

70~75%, 34~52%, 16~19%이고, 실트 함량은 각각 17~22%, 38~50%, 69~72%로서 SW3, SW5에 비해 SW1 퇴적물이 상대적으로 조립하였다. 퇴적물 중 pH는 SW1에서 7.8~8.4, SW3에서 8.0~8.2, SW5에서 7.9~8.1로 대부분 유사하게 나타났다. 유기물 함량은 SW3 퇴적물에서 1.36~2.37%로 높은 반면, SW1, SW5에서는 0.81~1.16%로 낮게 나타났다. 총 질소 양도 SW1(약 370~457 ppm)에서의 값이 SW3(572~1,382 ppm), SW5(478~694 ppm)에서의 값에 비해 낮았다. 수용성 양이온은 SW 퇴적물에서의 값이 FW에서의 값에 비해 현저히 높았다. 간척 구농지인 FW5 토양에서는 탈염이 완전히 진행되지 않아 상당한 농도의 양이온이 검출되었다. 한편, FW1과 FW3 토양은 동일 지역에서 채취된 것이므로 분석을 생략하였다. FW1과 FW5 수조에 사용된 모래 함량은 각각 31~36%, 13~22%, 실트 함량은 52~57%, 67~75%로 전반적으로 FW1 토양이 조립하게 나타났다. FW1 토양의 pH는 8.5~8.6으로 갯벌에서의 값보다 높고, 토양의 깊이에 따른 의미있는 변화가 없었다. 반면 FW5 토양의 pH는 8.0~8.4로 SW 퇴적물 값과 유사하였다. 유기물 함량, 유효 인산 그리고 총 질소의 농도는 FW1에서 각각 3.13~3.94%, 129.8~163.6 ppm, 1,633~2,011 ppm이었고 FW5에서는 각각 0.35~1.06%, 7.2~15.0 ppm, 42~443 ppm으로 나타나 이들 지수들이 FW5에 비해 FW1 토양에서 현저히 높았음을 알 수 있다.

박테리아 세포 수 및 효소 활성도

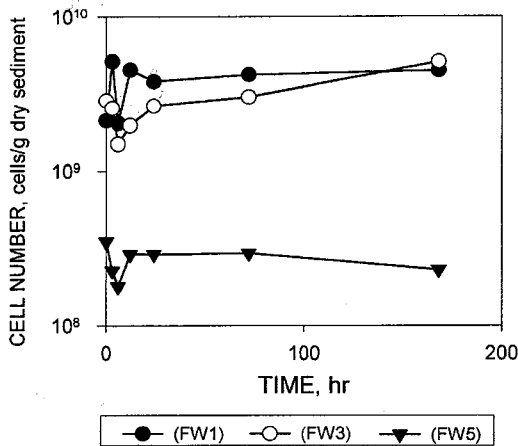
유기물의 활성을 측정하기 위해 갯벌과 농지 퇴적물/토양 중 박테리아 세포 수를 계수하고, 고분자 유기물 분해능을 지시하는 MUF-Phosphate, β -D-Cellobiose, α -D-Glucose, 그리고 β -D-Glucose 등 세포의 효소들의 활성을 측정하였다(Tables 3, 4). FW1과 FW3에서 퇴적물 1g당 박테리아의 초기(실험 시작 직후) 세포 수는 각각 2.1×10^9 및 2.9×10^9 cells/g dry sediment이었고, 이는 구농지인 FW5(3.5×10^8) 및 갯벌 퇴적물(SW1, 4.00×10^8 ; SW3, 1.7×10^8 ; SW5, 3.4×10^8)에서 보다 높은 값이었다(Table 3, Fig. 1). 수조에 glucose와 glutamic acid를 첨가한 후 나타나는 박테리아 세포 수의 시간별 변화는 SW1에서 증가율이 특히 두드러지게 나타났다. 즉 SW1에서 168시간까지 약 4배의 세포 수 증가를 보인 반면 SW3과 SW5에서는 각각 2.7배 및 1.5배, 그리고 FW1, FW3, FW5의 경우 각각 약 2배, 1.7배, 0.6배 정도의 증가에 그쳤다.

갯벌에서 인 분해에 관련된 MUF-Phosphate 활성도는 SW1, SW3에서 각각 128.4~275.1 nM/ml/hr, 37.9~161.4 nM/ml/hr로서 SW1 퇴적물 중 활성도가 전반적으로 높았다(Table 4). 이 효소의 활성도는 FW1에서 1,380~2,840 nM/ml/hr의 범위를 보인 반면 FW3에서는 갯벌 퇴적물과 비슷한 52.9~367.7 nM/ml/hr로 나타났다. 갯벌과 농지 모두에서 최고 활성도 값은 코어 상부 2 cm 깊이에서 나타났다. 탄소 분해와 관련된 β -D-Cellobiose, α -D-Glucose

Table 3. Bacterial cell numbers (cells/g dry sediment) in surface sediment/soils of the experimental tanks.

Time (hour)	SW1	SW3	SW5	FW1	FW3	FW5
0	4.0E+08	1.7E+08	3.4E+08	2.1E+09	2.9E+09	3.5E+08
3	7.1E+08	2.3E+08	3.1E+08	5.2E+09	2.6E+09	2.3E+08
6	2.6E+08	1.8E+08	2.1E+08	2.0E+09	1.5E+09	1.8E+08
12	8.1E+08	1.1E+08	5.8E+08	4.5E+09	2.0E+09	2.9E+08
24	6.1E+08	2.5E+08	3.5E+08	3.8E+09	2.6E+09	2.9E+08
72	9.7E+08	2.1E+08	6.4E+08	4.2E+09	3.0E+09	3.0E+08
168	1.7E+09	4.6E+08	4.9E+08	4.5E+09	5.1E+09	2.3E+08

Bacterial cell numbers in surface sediments of rice-field



Bacterial cell numbers in surface sediments of tidal flat

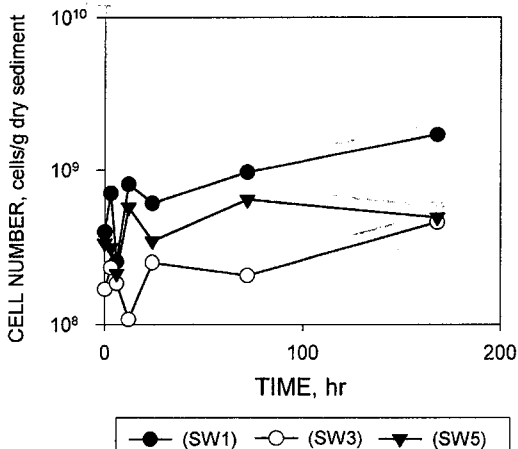


Fig. 1. Variation of bacterial cell numbers in surface sediment/soils of the experimental tanks with time.

그리고 β -D-Glucose의 활성도 분포 역시 MUF-Phosphate와 유사한 분포특성을 보였다. SW1 수조에서 이들 세 효소의 활성도는 각각 3.8~16.9 nM/ml/hr, 6.6~55.3 nM/ml/hr, 22.2~104.9 nM/ml/hr, SW3에서는 2.1~22.4 nM/ml/hr, 3.2~31.2 nM/ml/hr, 17.1~78.2 nM/ml/hr 이었다. FW1 수조에서 이들 세 효소의 활성도는 각각 277.6~871.3 nM/ml/hr, 134.0~394.1 nM/ml/hr, 663.9~1332.1 nM/ml/hr, FW3에서는 4.7~21.5 nM/ml/hr, 5.9~56.7 nM/ml/hr, 그리고 12.8~97.9 nM/ml/hr로 나타났다. FW1에서의 인 및 탄소 분해와 관련

된 효소 활성도가 모든 SW 수조 및 여타 FW 수조에서의 값에 비해 높게 나타났다. 이러한 결과는 성 등(1998)의 연구 결과와 큰 차이가 없는 것으로, 일반적으로 농지의 효소 활성이 갯벌에 비하여 수십~수백 배 큰 것을 의미한다.

영양염

본 연구에서는 각 수조 상층수를 시간별로 채취하여 시간에 따른 질산염, 아질산염, 그리고 인산염 이온의 농도를 정량하였다 (Table 5, Figs. 2, 3, 4). FW 상층수중 질산염 이온의 농도는 대략 800 μ M이고; 시간에 따른 유의한 변화는 보이지 않았다(Fig. 2). 단지 실험 초기에 750 μ M에서 800 μ M로 약 50 μ M이 증가한 것으로 나타났다. 이러한 농도 범위는 농지 종류에 따라 큰 차이가 없고, SW 중 농도에 비해서는 매우 높은 값이다(Figs. 2, 3). SW 중 질산염 이온의 농도는 초기에 약 15~20 μ M이지만, 시간이 지남에 따라 감소하여 약 12 μ M에 이르렀다(Fig. 3). SW 3 종류의 수조간 뚜렷한 농도 차이를 발견하기는 어려웠다. SW 중 질산염 이온의 농도가 시간에 따라 감소하는 경향은 뚜렷하였지만 감소된 절대량은 FW에 비해 적었다. 한편, 아질산염 이온의 농도는 FW에서 4~6 μ M 이었고(Fig. 4), 시간에 따라 증가하는 경향을 보였다. SW중 아질산염 이온의 농도는 약 1~2 μ M로 시간에 따라 약간 증가하거나 또는 거의 일정한 경향을 보였다.

인산염 이온의 농도는 FW에서 3~4 μ M이었고, 시간에 따라 약간 증가하는 경향을 보였다(Fig. 2). 실험 초기에는 증가폭이 비교적 크지만, 시간이 지남에 따라 증가폭이 완만해졌다. 농지 종류에 따라서도 차이가 현저하여 특히 구농지(FW5&6)에서 농도 증가가 미약하였다. 한편, SW3&4, SW5&6에서 인산염 이온의 농도는 전체적으로 수 μ M로 낮았고, 시간에 따라서도 큰 변화를 보이지 않았다(Fig. 3). 그러나 SW1&2에서는 농도가 급증하여 200 시간 후에는 50 μ M에 이르렀다.

중금속(Cu, Cd, As, Cr, Pb)

각 수조에 고농도의 Cu, Cd, As 용액을 주입한 후 시간에 따른 상층수중 금속의 농도 변화를 조사하였고, Cr과 Pb의 농도변화도 함께 측정하였다(Table 6). Cu는 갯벌과 농지 모두에서 시간이 지남에 따라 수조 상층수에서 뚜렷이 제거되었다(Table 6, Fig. 5). SW1&2에서 초기 Cu 농도인 574 ppb에 비해 처음 1시간 동안 잔류한 구리는 88~94%이었고, 24 시간 후에는 67%로 급격히 제거되었으며, 3일 후에는 거의 모두 제거되었다. 반면 SW3&4, SW5&6 수조의 경우에는 3일 후에도 20~40%의 Cu가 잔류하였다. FW 수조에서는 Cu의 초기 농도가 538 ppb로 갯벌과 비슷하였다. 제거 양

Table 4. Enzyme activities (nM/ml/hr) in sediment/soils of the experimental tanks. Unit : nM/hr

Sampling site	Depth (cm)	MUF-Phosphate	beta-D-Cellobiose	alpha-D-Glucose	beta-D-Glucose
SW1&2	2	275.0	16.8	55.2	104.8
	4	239.2	9.2	14.3	55.6
	6	220.6	14.4	22.9	59.1
	8	190.5	9.3	19.3	45.2
	10	141.4	9.3	21.1	28.2
	12	128.4	6.6	14.6	32.4
	14	164.3	5.2	12.3	22.1
	16	166.6	6.8	17.7	27.3
	18	131.7	3.8	6.6	29.9
	20	187.3	5.5	13.6	29.0
	Avg.	184.5	8.7	19.8	43.4
SW3&4	2	161.3	22.4	21.7	78.2
	4	109.2	10.4	31.2	62.1
	6	75.2	6.1	13.3	51.2
	8	71.1	4.1	12.0	24.7
	10	83.5	4.7	10.3	29.9
	12	57.8	3.9	11.9	22.2
	14	55.7	2.1	3.2	23.0
	16	50.3	4.1	5.6	26.0
	18	37.8	3.1	4.7	17.1
	20	76.7	3.3	7.8	27.9
	Avg.	77.9	6.4	12.2	36.2
SW5&6	2	524.9	16.0	30.3	123.2
	4	150.7	20.9	27.9	131.2
	6	117.8	21.3	26.5	90.0
	8	227.4	14.5	16.8	62.0
	10	73.4	7.0	15.0	43.4
	12	127.7	6.4	13.5	39.0
	14	123.5	5.7	10.0	39.6
	16	140.3	4.5	8.4	29.9
	18	180.2	3.2	7.1	27.9
	20	121.0	3.8	6.4	23.1
	Avg.	178.7	10.3	16.2	60.9
FW1&2&3&4	2	2843.6	793.0	394.1	1332.1
	4	2001.2	698.4	219.2	663.9
	6	2099.9	465.7	258.8	766.3
	8	2064.5	585.3	235.4	681.9
	10	1563.0	653.1	259.7	723.7
	12	1526.9	871.3	174.5	1006.0
	14	1818.9	675.8	184.2	771.5
	16	2234.1	606.6	152.7	892.2
	18	1612.1	556.2	164.6	749.0
	20	1383.8	277.6	134.0	674.0
	Avg.	1938.5	649.3	217.7	826.1
FW5&6	2	367.7	21.5	25.9	97.9
	4	223.7	11.8	22.2	40.2
	6	52.9	4.7	5.9	12.8
	8	116.1	9.7	9.0	33.5
	10	257.5	17.0	56.6	54.8
	12	134.7	13.9	17.6	68.6
	14	286.1	15.8	26.1	66.0
	16	210.5	19.7	17.3	21.5
	18	247.6	10.6	12.6	20.3
	20	187.0	7.0	7.2	16.8
	Avg.	205.5	13.6	20.0	43.2

Table 5. Concentrations of nutrients (nitrate, nitrite, phosphate) in the supernatant water of the experimental tanks.

Station	Time (hour)	Nitrate (uM)	Nitrite (uM)	Phosphate (uM)		
SW	0	27	1.3	1.3		
SW1&2	1	17	0.8	1.9		
	3	19	1.3	2.4		
	6	18	1.1	2.9		
	12	21	0.9	3.8		
	24	14	1.4	7.8		
	72	12	0.6	15.6		
	168	12	0.6	49.5		
	336	12	1.4	35.4		
	SW3&4	1	16	0.6	1.7	
		3	16	0.6	1.5	
		6	16	0.7	1.5	
12		16	1.7	1.6		
24		15	1.1	1.9		
72		14	1.2	1.3		
168		13	1.3	1.7		
336		20	2.4	2.8		
SW5&6		1	16	0.7	1.6	
		3	16	0.7	1.7	
		6	15	0.8	1.7	
	12	16	1.3	1.8		
	24	14	1.2	2.0		
	72	13	1.1	0.8		
	168	12	1.2	0.9		
	336	14	3.5	1.4		
	FW	0	741	3.8	2.7	
	FW1&2	1	767	4.3	3.4	
		3	745	4.2	3.8	
6		763	4.8	3.8		
12		764	7.0	4.6		
FW3&4		1	814	4.8	3.7	
		3	806	5.5	3.6	
		6	807	6.0	4.2	
		12	767	6.9	4.8	
		FW5&6	1	809	4.4	2.9
			3	792	4.4	2.5
			6	762	3.7	2.8
	12		815	5.8	2.8	

상도 SW와 유사하였는데, 3일 후 FW1&2, FW3&4에서는 Cu가 거의 제거되었으나 FW5&6에서는 약 30%가 잔류하였다.

Cd은 갯벌과 농지 두 환경 모두에서 Cu와 제거되는 양상이 유사하였으나 제거 속도는 Cu보다 느렸다(Table 6, Fig. 6). 실험 시작 후 1시간이 경과한 다음에도 모든 SW 수조에서 초기 Cd 농도인 771 ppb 중 90% 이상의 Cd이 잔류하였다. 3일 후에는 SW1&2에서 거의 대부분의 Cd이 제거되었으나 SW3&4에서는 90%, SW5&6에서는 70% 정도의 Cd이 잔류하였다(Fig. 6). FW에서는 초기 Cd 농도가 772 ppb로 SW에서의 값과 비슷하고, 1시간 동안 잔류 농도가 약 90%로 감소하는 등 빠른 제거 양상을 나타냈다. 3일 후에는 FW1&2, FW3&4에서 약 30%의 Cd이 잔류한 반면

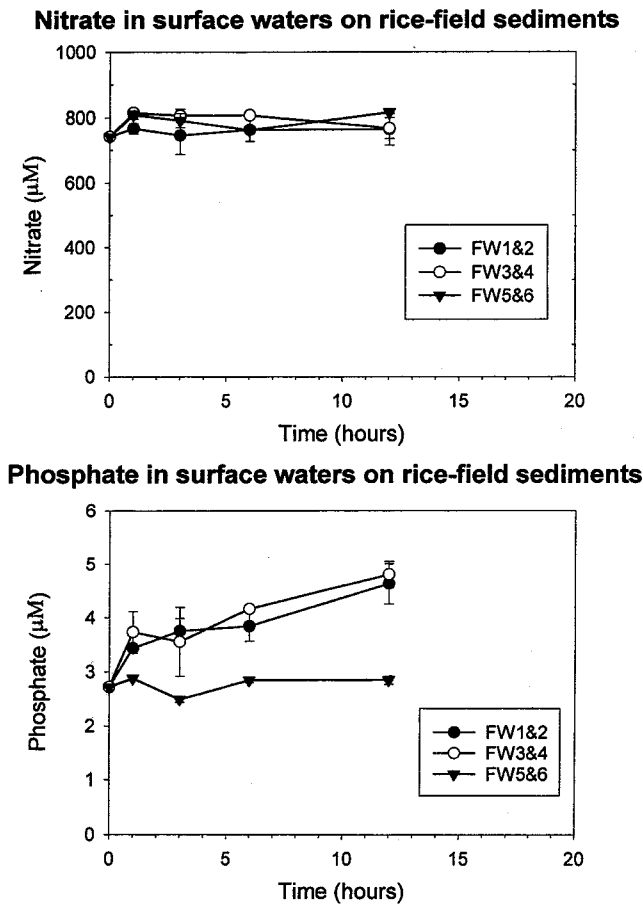


Fig. 2. Variation of nutrient concentrations (nitrate, phosphate) in supernatant waters of the FW tanks with time.

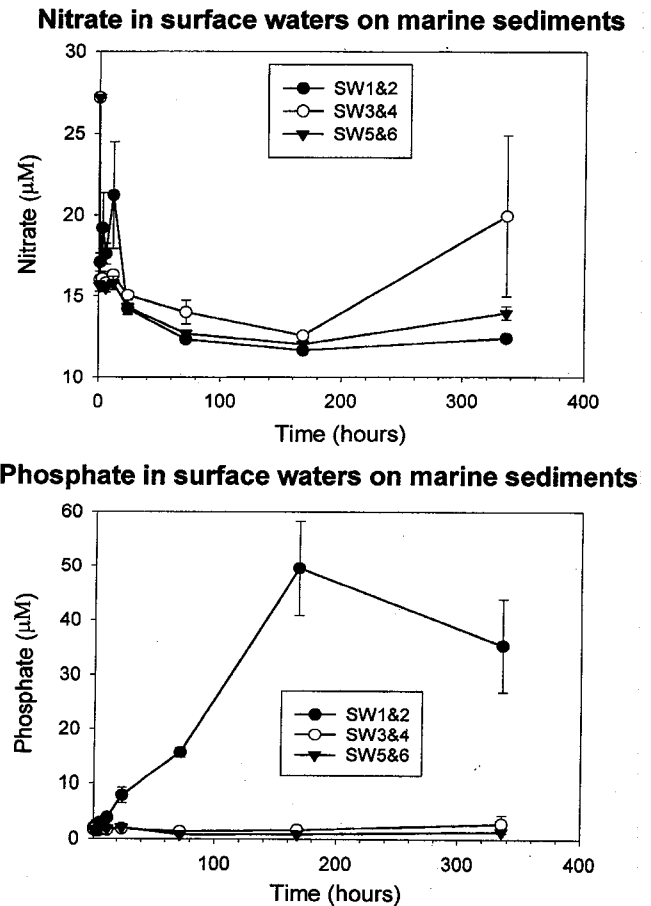


Fig. 3. Variation of nutrient concentrations (nitrate, phosphate) in supernatant waters of the SW tanks with time.

FW5&6에서는 60% 정도가 잔류하였다. 이러한 경향은 계속 유지되어 1주일 후 FW1&2, FW3&4에서는 10% 이하의 Cd이 잔류하였고, FW5&6에서는 50% 정도가 잔류하였다.

As는 FW에서 실험 시작 6시간 동안 251 ppb인 초기농도가 290 ppb까지 증가하였다(Table 6, Fig. 7). 그런 후에는 Cu, Cd와 마찬가지로 시간이 지남에 따라 감소하는 양상을 보였다. FW 수조간 제거속도 차이는 명확치 않고, 1주일 후에는 약 70%의 As가 잔류하였다. SW에서는 실험 시작 6시간 동안 830 ppb인 초기농도가 1,100 ppb까지 증가하였다. 그런 후 다시 시간이 지남에 따라 점진적인 감소 양상을 보였는데, FW5&6의 제거 속도가 FW1&2, FW3&4에 비해 현저히 느렸다. 1주일 후 FW1&2에서는 초기농도의 80%가 잔류하였으나, FW1&2, FW3&4에서는 50% 정도가 잔류하였다.

Cr은 FW에서 Cu, Cd과 유사하게 전반적으로 시간에 따라 감소하는 경향을 나타냈다(Table 6, Fig. 8). 그러나 자료가 분산되어 수조간 농도차이를 찾기는 어려웠다. 1주일 후에는 초기 농도인 104 ppb의 20~40% 정도만이 잔류하였다. 한편, 실험 초기에 SW에서는 초기 농도인 31 ppb의 30~60%까지 급격히 감소하다가, 약 6시간 이후 다시 증가하여 초기 농도의 60~80%에 이르는 일정한 농도를 유지하였다. 전반적으로 농지에서의 제거율이 큰 것

으로 나타났다.

Pb은 FW에서 자료의 분산이 매우 심하게 나타났지만, 전반적으로 2주일 후에는 초기농도인 15 ppb의 40~60% 정도가 잔류하였다(Table 6, Fig. 9). SW에서는 감소 경향이 뚜렷한데, 크롬과 같이 실험 초기에는 초기 농도인 7 ppb 보다도 약 2배 높은 농도까지 증가하다가, 6시간 후에는 다시 감소하고, 1주일 후에는 초기 농도의 약 20%가 잔류하였다.

Hg는 시료 채취상 문제로 FW에서만 측정되었다(Table 6, Fig. 10). 전반적으로 구리와 유사하게 시간에 따라 급격히 감소하는 양상을 보였는데, FW5&6에서의 감소율이 다른 FW 수조에서의 감소율에 비해 느렸다. 그러나 수조에 구분 없이 약 1주일 후에는 대부분의 Hg가 수조 수층에서 제거되었다.

토 의

퇴적물/토양 효소활성도 및 박테리아 세포 수

토양/퇴적물에 존재하는 효소에 의해 생체세포 외에서 대사되는 유기물질의 촉매인 토양효소(soil enzymes)의 활성도를 갯벌 3지점과 농지 2지점에서 깊이별로 측정하였다(Tables 3, 4). 활성도는 표층에서 가장 높고 깊이에 따라 감소하였는데, 이는 퇴적물

Table 6. Concentrations of heavy metals (Cu, Cd, As, Cr, Pb, Hg) in the supernatant water of the experimental tanks.

Time	Cu(ppb)	Cd(ppb)	As(ppb)	Cr(ppb)	Pb(ppb)	Hg(ppb)	Time	Cu(ppb)	Cd(ppb)	As(ppb)	Cr(ppb)	Pb(ppb)	Hg(ppb)
FW1							FW6						
0H	538	772	251	104	7	450	0H	538	772	251	104	7	450
1H	463	693	226	73	5	341	1H	502	696	227	57	2	342
3H	468	674	233	84	6	346	3H	480	699	221	54	3	353
6H	427	635	345	127	8	311	6H	499	717	337	105	5	374
12H	375	547	341	145	18	274	12H	492	684	347	113	12	386
24H	280	461	266	108	6	154	24H	489	688	315	73	3	393
3D	1	303	186	52	6	25	3D	71	247	275	136	59	24
7D	1	107	125	45	5	15	7D	0	361	192	17	7	25
14D	3	28	84	20	2	36	14D	3	78	206	39	2	43
FW2							SW1						
0H	538	772	251	104	7	450	0H	574	771	830	31	15	
1H	473	668	218	71	5	314	1H	511	723	910	25	16	
3H	444	632	219	65	6	312	3H	539	757	889	24	26	
6H	405	572	325	130	8	289	6H	520	715	900	18	27	
12H	357	491	288	104	7	227	12H	502	724	757	12	19	
24H	248	390	241	90	7	166	24H	373	589	578	20	9	
3D	0	216	178	57	11	17	3D	0	1	355	22	3	
7D	2	65	121	31	5	17	7D	0	7	256	17	1	
14D	0	21	81	13	2	10	14D	0	13	235	15	5	
FW3							SW2						
0H	538	772	251	104	7	450	0H	574	771	830	31	15	
1H	479	699	228	77	4	366	1H	500	725	857	20	15	
3H	450	670	219	62	6	330	3H	529	746	948	21	22	
6H	463	628	323	121	7	338	6H	524	750	910	16	21	
12H	401	557	295	99	5	290	12H	507	737	744	11	17	
24H	291	447	262	103	7	226	24H	399	618	643	21	9	
3D	7	247	168	44	5	0	3D	0	3	349	19	2	
7D	6	78	122	31	5	0	7D	0	1	312	19	1	
14D	0	29	103	22	2	9	14D	1	0	319	13	2	
FW4							SW3						
0H	538	772	251	104	7	450	0H	574	771	830	31	15	
1H	371	565	197	43	4	270	1H	515	724	920	33	24	
3H	344	522	187	37	4	224	3H	547	761	973	26	26	
6H	345	495	285	82	8	220	6H	564	750	826	18	21	
12H	299	453	252	73	4	198	12H	559	764	968	19	26	
24H	221	366	231	67	4	158	24H	557	762	785	27	16	
3D	0	216	161	40	6	9	3D	249	731	703	25	12	
7D	2	64	115	26	5	0	7D	0	321	221	20	2	
14D	3	20	87	27	2	10	14D	0	152	142	20	2	
FW5							SW4						
0H	538	772	251	104	7	450	0H	574	771	830	31	15	
1H	468	702	230	60	3	388	1H	564	756	971	30	19	
3H	487	728	226	61	3	359	3H	561	758	855	26	25	
6H	494	735	337	110	4	391	6H	577	794	897	22	26	
12H	472	665	304	90	2	386	12H	576	764	922	19	27	
24H	475	690	329	89	4	404	24H	552	747	799	28	18	
3D	284	713	283	51	2	50	3D	6	702	495	24	10	
7D	24	401	187	18	6	26	7D	0	429	247	37	2	
14D	0	176	141	36	3	37	14D	0	7	193	34	3	

Table 6. continued

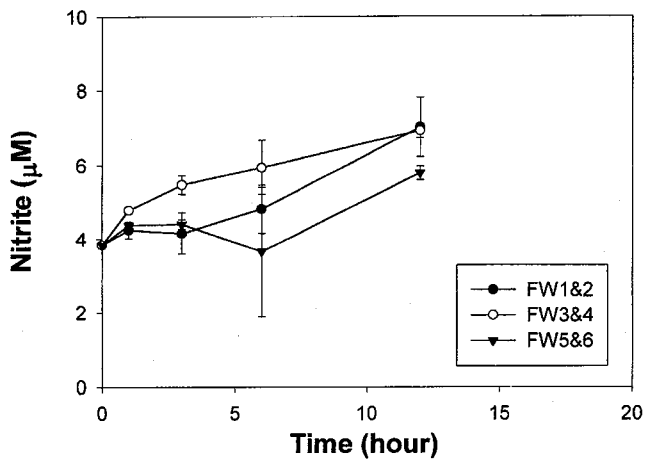
Time	Cu(ppb)	Cd(ppb)	As(ppb)	Cr(ppb)	Pb(ppb)
SW5					
0H	574	771	830	31	15
1H	498	703	921	26	17
3H	529	729	817	20	21
6H	511	726	846	15	22
12H	504	727	796	11	18
24H	442	687	743	9	15
3D	247	580	487	21	13
7D	0	295	206	21	4
14D	0	273	125	18	3
SW6					
0H	574	771	830	31	15
1H	440	670	656	13	17
3H	494	717	789	16	21
6H	517	730	873	13	21
12H	489	726	825	10	18
24H	376	637	641	7	4
3D	152	454	394	18	4
7D	0	8	193	19	2
14D	0	5	124	19	3

또는 토양 표층에서 유기물 특히 이분해성(labile) 유기물의 분해가 활발하게 일어나고 있었음을 의미한다. 한편, 농지 유기물의 대부분이 통상 퇴비나 식물의 잔재에서 유래한 이분해성 유기물인 반면 갯벌의 유기물은 대부분 분해가 상당히 진행된 난분해성(refractory) 유기물이다. SW에 비해 벼가 자라는 FW1 퇴적물 중 효소활성도가 높게 나타난 원인은 이분해성 유기물의 함량차이에 기인한 것으로 생각된다.

각 수조의 미생물학적 서식환경은(1) SW가 FW보다 상대적으로 유기물 양이 적었으며, (2) 퇴적물의 입자가 큰 SW1&2가 SW3&4, SW5&6 보다 유기물 양이 적었고, (3) SW1&2가 SW3&4 보다 상대적으로 유산소 환경을 유지하고 있었으며, (4) 벼가 자라고 있는 FW1&2에 이분해성 유기물이 많았던 것으로 요약된다. 퇴적물 1g당 박테리아의 초기 세포수가 구농지인 FW5 및 SW에서 보다 FW1, FW3에서 높게 나타났다(Table 3; Fig. 1). 이는 벼가 경작되고 있는 FW1, FW3 퇴적물에 높은 미생물 생체량을 유지하는데 필요한 이분해성 유기물이 더 많았기 때문이다. 이러한 결과는 FW5에 비해 FW1에서 효소의 활성이 높게 나타나는 것으로도 뒷받침된다(Tables 3, 4; 이, 1992). FW1에서의 높은 박테리아 세포수 및 효소활성은 벼가 있는 동안 FW 토양의 유기물 분해 능력이 상당했음을 시사한다.

수조에 glucose와 glutamic acid를 첨가한 결과 다른 수조에 비해 상대적으로 유기물 양이 적은 SW1에서 박테리아의 증가율이 두드러진 것으로 나타났는데(Fig. 1), 이는 다른 반응수조보다 유기물 함량이 적은 SW1에 서식하는 박테리아의 생장이 유기탄소 부족으로 인해 제한되어왔으나, glucose나 glutamic acid와 같은 유기물이 수조에 첨가되어 박테리아의 생장이 촉진되었기 때문으로 보인다. 한편, 효소의 활성 및 박테리아의 세포수가 벼가 자라

Nitrite in bottom water on rice-field sediments



Nitrite in bottom water on marine sediments

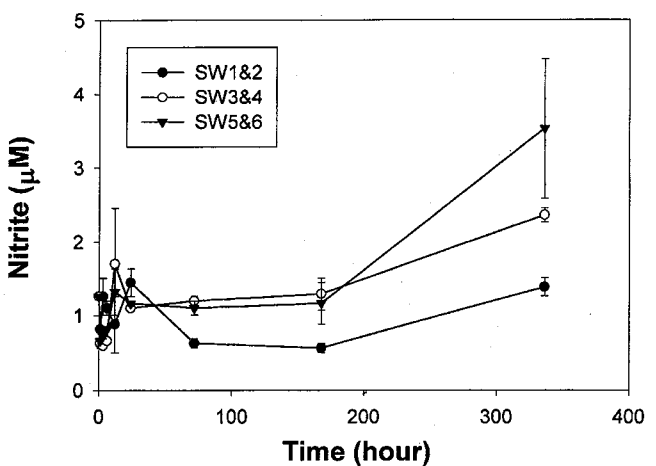


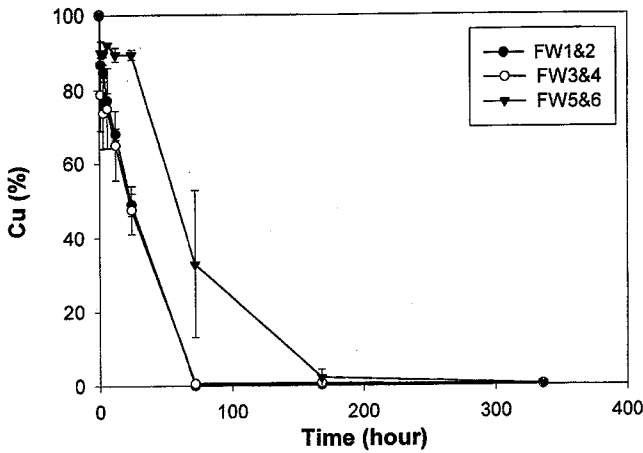
Fig. 4. Variation of nitrite concentrations in supernatant waters of the FW and SW tanks with time.

고 있는 FW1에서 높게 나타났는데(Fig. 1), 이는 벼가 자라고 있는 FW 토양에 이분해성 유기물 및 이를 분해하는 박테리아가 많았음을 의미한다. 이는 또한 벼가 있는 동안 FW 토양의 잠재적 유기물 제거능력이 상당히 높았음을 시사한다. 그러나 SW1에서 유기물 첨가시 세포수의 증가율이 높게 나타난 반면 FW1에서는 초기의 높은 세포수가 상대적으로 변하지 않는 결과(Fig. 1)에 근거할 때 실제 환경으로 외부 유기물이 유입될 경우 박테리아에 의한 유기물의 분해 효율은 SW에 비해 FW에서 상대적으로 낮았을 가능성도 있다.

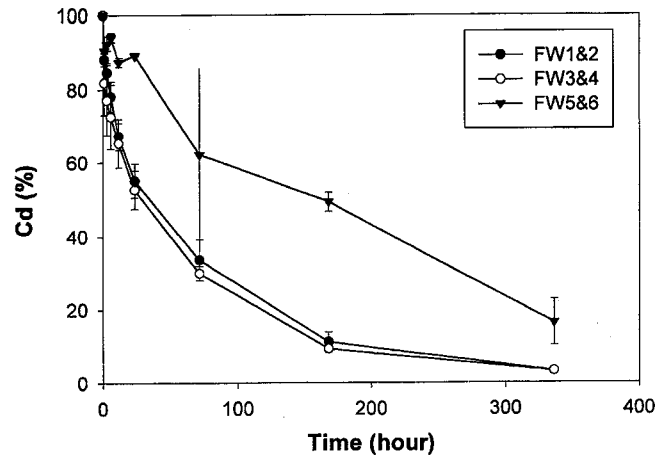
영양염

수층 영양염은 생물 생장의 무기 영양소로 사용될 뿐만 아니라 퇴적물과 수층 유기물의 분해에 사용되는 산화제로 쓰이기도 한다. SW 수조 상층수 중 질산염 이온의 농도가 시간이 지남에 따라 감소하는 결과(Fig. 2)는 식물 생장에 질산염 이온이 사용되었기 때문이었을 수 있다. 그러나 본 실험 과정에서 식물이 갯벌 표면에 서식하는 것은 관찰되지 않았고, 수조가 설치된 실험실에는 햇빛이 잘 들지 않았으며, 벼가 자라고 있는 FW1&2 수조에서 질

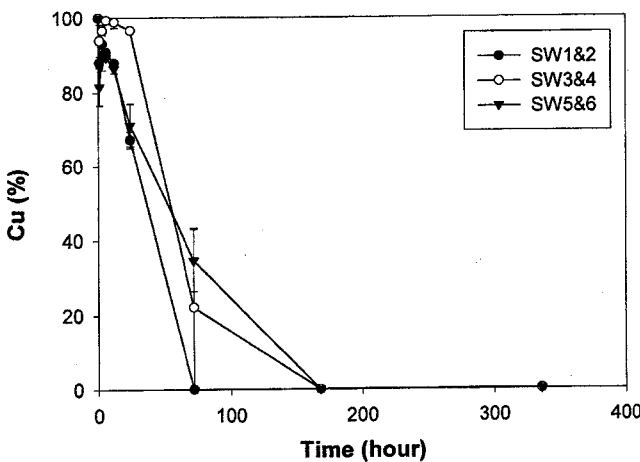
Removal of Cu from surface water on rice-field sediments



Removal of Cd from surface water on rice-field sediments



Removal of Cu from surface water on tidal flat sediments



Removal of Cd from surface water on tidal flat sediments

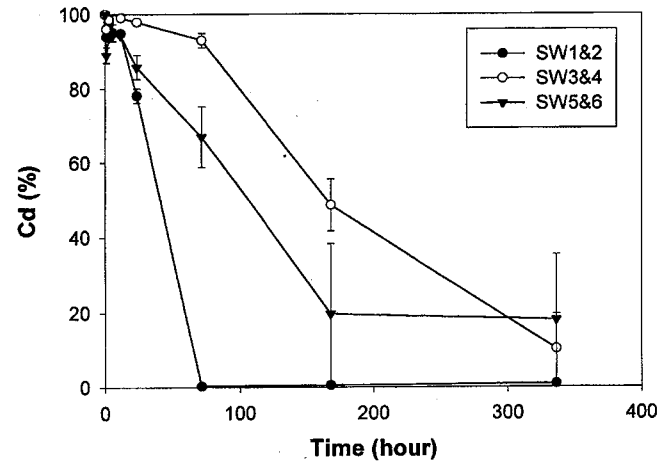


Fig. 5. Variation of Cu concentrations in supernatant waters of the FW and SW tanks with time.

Fig. 6. Variation of Cd concentrations in supernatant waters of the FW and SW tanks with time.

산염 이온이 감소되지 않는 결과(Fig. 2) 등으로 판단할 때 위의 가능성은 크지 않다. 한편, 실험과정 중 수조에 팬을 부착하여 지속적으로 수조 상층수에 산소를 공급하였음에도 불구하고 수조 내의 산소는 시간이 지남에 따라 첨가된 glucose, glutamic acid 등의 분해를 위해 소모되었을 것으로 생각된다. 특히 SW 수조에서 초기에 약 30 μM 인 질산염 이온의 농도가 24시간 이후에는 약 10 μM 로 감소했는데(Fig. 3), 이는 위의 가능성을 뒷받침한다. 한편, SW 수조에서 아질산염 이온의 농도는 약 1~2 μM 로 시간에 따라 실험 초기에 증가하다가 이후 거의 일정한 경향을 보였는데(Fig. 4), 이는 질산염 이온 농도의 감소로 이해될 수 있다. 즉 수중 질산염 이온의 농도가 시간에 따라 감소한 것은 일부 질산염 이온이 산화제로 사용되었기 때문으로 보인다. 질산염 이온의 탈질화 과정에서 나왔을 것으로 보이는 아질산염 이온 농도는 FW 수조에서 시간에 따라 증가하는 경향(Fig. 4)을 보였음에도 불구하고 질산염 이온 농도의 감소는 관찰되지 않았다. 그러나 측정된 질산염 이온의 농도가 거의 1,000 μM 에 이르는 매우 고농도인 점을 고려하면 질산염 이온 중 소량만이 탈질화 되더라도 1~2 μM 의 아질산염 이온의 농도 증가가 생길 수도 있었을 것으로 생각된다.

인산염 이온은 시간이 지남에 따라 약간 증가하는 경향을 보였는데, 초기 동안에는 그 증가폭이 비교적 크지만 시간이 지남에 따라 증가양상이 완만해 졌다(Fig. 2). 이는 미생물이 glucose 등 이분해성 유기물질을 실험 초기에 왕성하게 분해하여 나타난 결과로 보인다. 농지 종류에 따라서는 차이가 현저한데, 특히 FW5&6에서 인산염 이온의 증가가 미약하였다(Fig. 2). 이러한 결과 또한 구농지인 FW5&6에서는 다른 농지에 비해 박테리아의 세포수가 현저히 적었고(Fig. 1), 따라서 미생물 활동이 빈약하여 초래되었던 것으로 생각된다. 한편, SW1&2 시료에서는 인산염 이온의 농도가 현저히 증가했는데(Fig. 2), 이러한 결과는 앞서 기술된 바와 같이 SW1&2에서 박테리아 세포수의 급증에 기인되었을 가능성도 있다. 그러나 이러한 가능성은 인산염 이온의 농도가 200시간까지 지속적으로 증가한 반면 박테리아 세포수는 실험 초기 이외에는 거의 일정했다는 점(Fig. 1), 그리고 박테리아 세포수가 SW3, SW5에서 증가했음에도 불구하고 인산염 이온의 농도가 거의 일정했다는 점(Figs. 1, 2) 등과는 일치하지 않는다. 한편, SW1&2 퇴적물은 무산소 환경인데 반해 약간 모래질로 구성되어 있다(Tables 1, 2). 이러한 입도 특성 차이로 인해 SW1&2에서는 퇴적

물-저층수간 이온 교환이 원활하였고, 따라서 공극수중 농축된 인산염 이온이 저층수로 용출되어 수층 인산염 이온의 농도가 높아졌을 가능성이 있다.

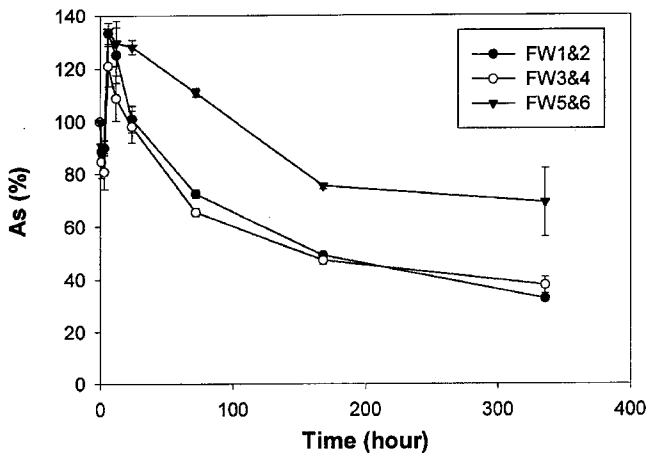
금속의 거동

자연계 수층에서 금속이 퇴적물로 제거되기 위해서는 금속이온이 산화물, 점토광물 또는 유기물 등에 흡착되거나 황화물 등 다른 화합물을 형성하여 침전되어야 한다(Lion *et al.*, 1982; Tessier *et al.*, 1985; Niskavaara *et al.*, 1997). 이러한 기작은 원소별 특성, 수층의 물리·화학적 특성 등 다양한 환경요인의 영향을 받는다. Cu의 제거능력은 담수보다 해수에서 크게 나타나는데 이는 유기물질의 응집과 Cu의 착염 형성으로 설명된다(Millward *et al.*, 1992). 환원 환경에서 황산염의 환원으로 생성된 황화수소와 중금속들이 결합해 불용 상태인 황화물 형태로 변환됨으로써 수중 중금속의 농도가 감소되기도 한다(Kleeberg and Dudel 1997). 갯벌에서 퇴적물중 구리의 농축이 퇴적물중 풍부한 황화수소 이온과 연관하다는 주장도 있다(Jung *et al.*, 1996). 본 연구 결과는 구리가 FW, SW에 구분 없이 시간이 지남에 따라 수조에서 제거됨을

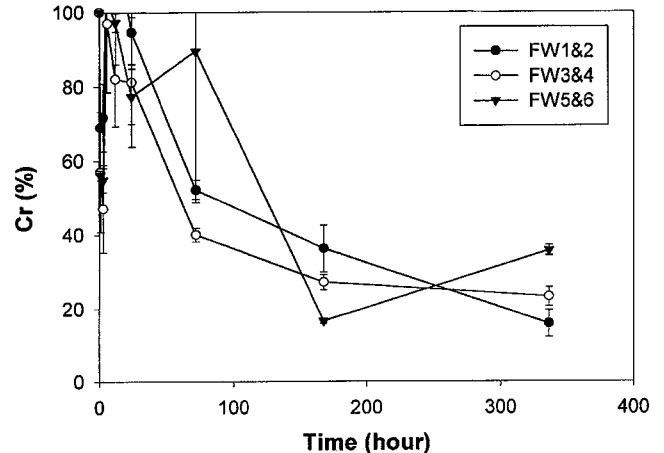
나타냈다(Fig. 5). 제거 속도는 FW5&6 수조 즉 벼가 재배되지 않는 구농지에 비해 벼가 자라는 FW1&2, FW3&4에서 빠르게 나타났다. 이러한 경향은 Cu 뿐만 아니라 Cd, As, Hg 등에서도 공통적으로 일어났다(Figs. 6, 7, 10). FW5&6는 영양염 결과에 나타난 바와 같이 유기물 분해가 적고 따라서 인산염 이온의 농도도 상대적으로 낮았다(Fig. 2). 이러한 결과들은 Cu, Cd, As 등 금속이 부유 입자 표면의 유기물에 흡착되어 퇴적물로 제거되며, 금속의 제거속도가 수중 유기물의 양과 연관함을 시사한다.

SW 수조에서는 SW1&2 수조에서의 Cu, Cd 등의 제거 속도가 SW3&4, SW5&6 수조에 비해 빠르게 나타났다(Figs. 5, 6). 경향이 뚜렷하진 않지만 As, Pb 등도 동일한 양상을 보였다(Figs. 7, 9). 그런데 SW1&2는 앞에서 논의된 바와 같이 퇴적층에서 인산염 이온과 함께 황화수소 이온이 공급되었을 가능성이 큰 수조이다. 수층으로 황화수소 이온이 공급되면 황화수소와 이온 친화력이 큰 원소들(Cu, Cd 등)은 불용성 황화물을 형성하여 퇴적물로 제거될 수 있다. 즉 SW 수조에서 Cu, Cd 등의 제거는 유기물과의 결합 뿐만 아니라 퇴적물에서 공급된 황화물의 영향도 있었을 것으로 생각된다. 한편, 실험 시작 후 동일한 시점에서 Cd에 비해 Cu의

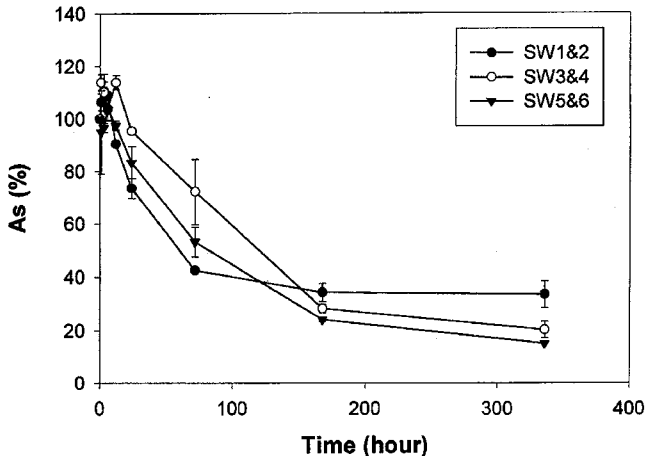
Removal of As from surface water on rice-field sediments



Removal of Cr from surface water on rice-field sediments



Removal of As from surface water on tidal flat sediments



Removal of Cr from surface water on tidal flat sediments

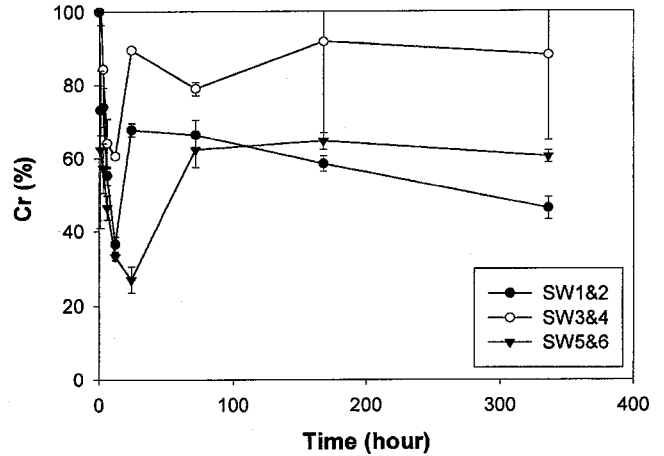
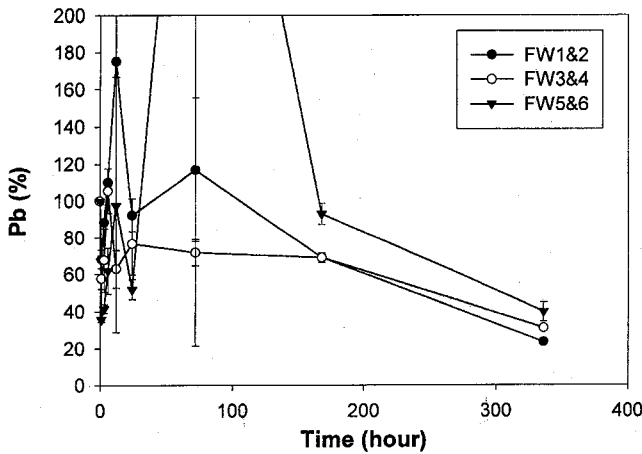


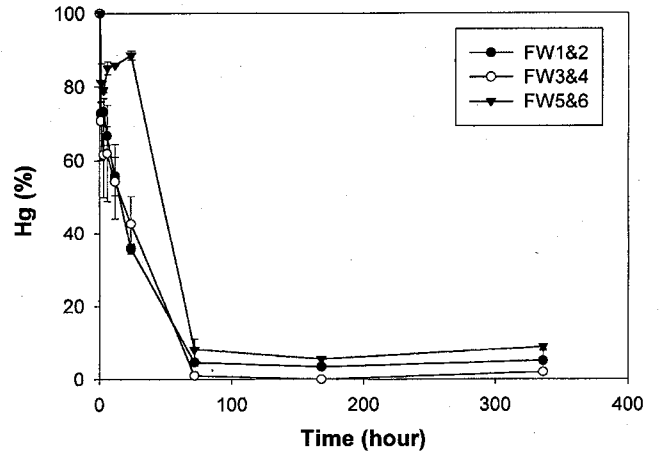
Fig. 7. Variation of As concentrations in supernatant waters of the FW and SW tanks with time.

Fig. 8. Variation of Cr concentrations in supernatant waters of the FW and SW tanks with time.

Removal of Pb from surface water on rice-field sediments



Removal of Hg from surface water on rice-field sediments



Removal of Pb from surface water on tidal flat sediments

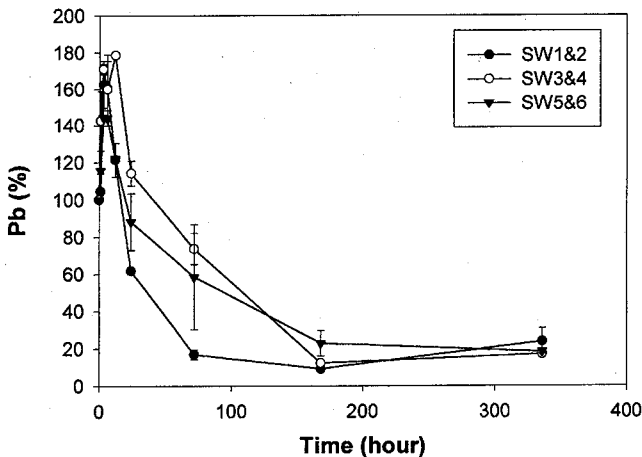


Fig. 10. Variation of Hg concentrations in supernatant waters of the FW tanks with time.

Fig. 9. Variation of Pb concentrations in supernatant waters of the FW and SW tanks with time.

제거 속도가 빠르게 나타났(Figs. 5, 6). 이러한 현상은 Cu가 유기 입자와의 친화성, 황화수소 이온과의 황화물 형성 경향, 그리고 산화물과의 흡착 경향성 등이 매우 강하기 때문에 나타난 결과로 보인다.

일반적으로 FW에 비해 SW 수조 수층에는 양이온은 물론 음이온이 많기 때문에 금속이 입자 표면의 음전하와 결합하려 할 때 수중 음이온이 방해 요소가 될 수 있다. 즉 금속 양이온 중 자유이온(free ion) 부분이 큰 담수에서 금속이 입자에 더 용이하게 흡착될 수 있다. 그러나 본 연구결과에서는 이러한 원인으로 보이는 FW와 SW간 제거를 차이를 찾아보기는 어렵다. Cr의 경우 이러한 경향을 약간 보이기도 하지만 As, Pb의 경우는 오히려 SW에서 제거 효율이 우수한 것으로 나타났다(Figs. 7~9). 이러한 결과는 수중 금속의 제거가 어느 특정 요인에 의해 지배되기 보다는 앞서 언급한 유기물, 황화물, 산화물, 또는 음이온 농도 등 다양한 요인의 영향을 복합적으로 받아 나타난 종합적 산물로 보인다.

As과 Pb는 실험 초기에 농도가 증가하다 다시 감소하는 경향을 보였다(Figs. 7, 9). 이러한 경향은 FW의 As 그리고 SW의 Pb에서 뚜렷했다. 이러한 변화의 원인은 아마도 이들 원소들이 용기의 벽 또는 토양/퇴적물에서 실험 초기에 용출되는 등 퇴적물-상층수

간 평형화 과정에서 나타난 결과일 수 있다. Cu, Cd 등 다른 원소들도 실험 초기에 약간 증가하다 감소하는 경향이 미약하게 나타났는데, 이러한 결과도 위의 가능성을 뒷받침한다(Figs. 5, 6). 한편, Cr은 SW에서 실험 초기에 농도가 감소하다 다시 증가하여 일정한 농도를 유지하고(Fig. 8), FW에서는 전반적으로 일정하게 감소하는 경향을 보였다. Cr은 산화/환원 전위에 민감한 원소중 하나로서 산소가 없는 환경에서는 Cr 이온이 용출된다. 그러나 용출된 이온은 Cu, Cd, As 등과는 달리 황화 수소 이온과 결합이 잘 되지 않기 때문에 농도가 증가할 가능성이 있다. SW 수조에서 Cr 농도가 실험 초기에 감소하다 다시 증가한 까닭은 실험 초기 상층수-퇴적물간 평형화 과정에서 고농도의 Cr 이온이 입자에 흡착되어 제거되지만, 시간이 지남에 따라 Cr 산화물이 분해되어 수중으로 용출되고 이에 따라 수중 Cr 농도가 다시 증가하였기 때문으로 생각된다. 그러나 FW에서는 Cr이 비교적 일관성 있게 감소했는데, 이는 Cr이 FW 수조에 풍부한 입자표면 유기물과 결합/흡착되어 토양으로 제거되었기 때문으로 보인다. 즉 Cu, Cd, As 등과 같은 금속 원소의 제거가 SW에서는 주로 황화물 형성에 의해 이루어진 반면 FW에서는 Cr을 포함한 금속원소들과 유기물과의 결합에 의해 주로 이루어진 것으로 판단된다. Hg 또한 시간에 따라 FW 수조 수층에서 급속하게 제거되었는데(Fig. 10), 이 또한 FW 수조에 풍부한 입자 표면의 유기물에 수은이 흡착되어 제거된 결과로 보인다. Hg의 제거 속도가 FW1&2, FW3&4 수조에 비해 FW5&6에서 느리게 나타난 원인은 FW5&6 수조는 비가 자라지 않는 구농지 즉 유기물이 상대적으로 적은 수조이고 따라서 용존 Hg와 결합할 유기물이 적어 나타난 결과로 보인다.

결론

FW 상층수 중(FW5&6 제외) 질산염 이온의 농도 그리고 표층 토양 중 박테리아 세포수와 효소활성도는 SW에 비해 현저히 높았다. 그러나 FW5&6 토양 중 박테리아 세포수와 효소활성도는 SW 퇴적물에서의 값과 유사했다. 특히하게 SW1 상층수 중 인산

염 이온은 시간이 지남에 따라 현저히 높은 농도로 증가하였다. 한편, 수조 상층수 중 Cu, Cd, As의 제거 속도는 FW 3개 수조 중 FW5&6에서 가장 느렸고, SW 3개 수조 중에서는 SW1&2에서 가장 빨랐다. 이러한 제거 속도는 Pb의 경우 SW 3개 수조 중 SW1&2에서 가장 빨랐고, Hg의 경우 FW 3개 수조 중 FW5&6에서 가장 느렸다. Cr은 FW에서 전반적으로 감소하는 경향을 보이나, SW에서는 실험 초기에 감소하다 24시간 이후에는 증가 후 일정해지는 양상을 보였다. 이러한 결과는 벼가 자라고 있고 이분해성 유기물이 풍부한 FW1&2, FW3&4 토양과 상층수에서는 유기물의 분해 활동이 활발했지만 벼가 경작되지 않는 FW5&6과 SW에서는 이분해성 유기물이 상대적으로 결핍되어 유기물의 분해 활동이 적어 나타난 결과로 판단된다. Cu, Cd, As 등 친 유기성 원소들의 시간에 따른 농도 감소 그리고 이들 원소(Hg 포함)의 농도 감소가 유기물이 적은 FW5&6에서 상대적으로 느리게 나타난 결과 등은 이들 금속들이 입자 표면 유기물과 결합·침적되어 퇴적물로 제거되었기 때문으로 생각된다. SW1&2에서 이들 원소의 제거 속도가 빠르게 나타나고 SW1&2에서 인산염 이온의 농도가 크게 증가한 현상은 SW3&4에 비해 상대적으로 공극이 큰 퇴적물로 채워진 SW1&2 퇴적물 공극수 중 황화수소 및 인산염 이온 등이 상층수로 쉽게 확산·공급되고 그 결과 금속 일부가 황화수소 이온과 결합·제거되었기 때문에 나타난 결과로 생각된다. 종합적으로 수조 상층수중 유·무기 원소의 거동은 주로 입자 표면의 유기물과 퇴적물/토양에서 공급된 황화물에 의해 조절되는 것으로 생각된다. 이 예비 실험은 조석 작용, 온도 변화 등 좀 더 많은 환경 변수와 다양한 원소를 적용·측정하는 등 향후 보완이 필수적이다.

참고문헌

임병선, 성치남, 1998. 서남해안 갯벌 생태계 조사 보고서. 환경부, pp.108-124.
 엄기철, 1993. 논외의 공익 기능. 한국토양비료학회, **26**: 314-333.
 유선재, 김중구, 1999. 갯벌의 오염물질 정화능력 평가. 한국수산학회지, **32**: 409-415.
 이흥동, 1998. 갯벌보전과 농업생산의 가치에 대한 비교연구. 해양연구, **20**: 145-152.
 Chen, T.B., J.W.C. Wong, H.Y. Zhou and M.H. Wong, 1997. Assessment of trace metal distribution and contamination in surface soils of Hong Kong. *Environ. Poll.*, **96**: 61-68.
 Costanza, R., R. d'Arge, R. de Groot, S. Farber, M. Grasso, B. Hanon, K. Limburg, S. Naeem, R.V. O'Neill, J. Paruelo, R.G.

Raskin, P. Sutton and M. van den Belt, 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, **387**: 253-260.
 Epstein, S.S. and J. Rossel, 1995. Enumeration of sandy sediment bacteria: search for optimal protocol. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **117**: 289-298.
 Grasshoff, K., Ehrhardt, M. and Kremling, K., 1983. Methods of seawater analysis. Verlag Chemie, Weinheim, 419 pp.
 Hoppe, H.G., 1983. Significance of exoenzymatic activities in the ecology of blackish water: Measurements by means of Methylumbelliferyl substrates. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **11**: 299-301.
 Jung, H.S. Y.G. Cho, C.B. Lee and J.K. Kang, 1996. A mechanism for the enrichment of Cu and depletion of Mn in anoxic marine sediments, *Mar. Poll. Bull.*, **32**: 782-787.
 Kleeberg, A. and G.E. Dudel, 1997. Changes in extent of phosphorus release in a shallow lake (Lake Großer Müggelsee; Germany, Berlin) due to climatic factors and load. *Mar. Geol.*, **139**: 61-75.
 Lion, L.W., R. Scott Altmann, and James O. Leckie, 1982. Trace-metal adsorption characteristics of estuarine particulate matter: evaluation of contributions of Fe/Mn oxide and organic surface coatings. *Environ. Sci. Tech.*, **16**: 660-666.
 Milward, G.E., G.A. Glegg and A.W. Morris, 1992. Zn and Cu removal kinetics in estuarine waters. *Est. Coast. Shelf Sci.*, **35**: 37-54.
 Niskavaara, H., C. Reimann, V. Chekushin and G. Kashulina, 1997. Seasonal variability of total and easily leachable element contents in topsoils (0-5 cm) from eight catchments in the European arctic (Finland, Norway and Russia). *Environ. Poll.*, **96**: 261-274.
 Odum, H.T., 1989. Ecological engineering and self-organization. In: Ecological engineering, edited by Mitsch, W.J. and S.E. Jorgensen, Wiley, New York, pp. 70-101.
 Parson, T.R., Y. Maita and C.M. Lalli, 1984. A manual of chemical and biological methods for seawater analysis. Pergamon Press, Oxford, 173 pp.
 Porter, K.G. and Y.C. Feig, 1980. The use of DAPI for identifying and counting aquatic microflora. *Limnol. Oceanogr.*, **25**: 943-948.
 Tessier, A., F. Rapiin and R. Carignan, 1985. Trace metals in oxic lake sediments: possible adsorption onto iron oxyhydroxides. *Geochim. Cosmochim. Acta*, **49**: 183-194.

2000년 4월 28일 원고 접수

2000년 6월 28일 수정본 채택

담당편집위원: 한명우