

Cd, Ni, Zn로 오염된 퇴적물에 노출된 *Neanthes arenaceodentata*의 금속 생물축적, 사망 및 성장저해에 대한 Acid Volatile Sulfide(AVS)의 영향

이종현^{1*} · 고철환¹

서울대학교 지구환경과학부

*현재 소속은 (주)네오엔비즈

The Influence of Acid Volatile Sulfide (AVS) on the Bioavailability and Toxicity of Cd, Ni, and Zn in Sediments to Marine Polychaete *Neanthes Arenaceodentata*

JONG-HYEON LEE¹ AND CHEOL-HWAN KOH

School of Earth and Environmental Sciences, Seoul National Univ.

퇴적물 내 황화물(acid volatile sulfide, AVS)이 저서 생물의 금속 생물 축적 및 독성 반응에 어떠한 영향을 미치는지를 이해하기 위해서 해양 다모류인 *Neanthes arenaceodentata*를 이용한 퇴적물 노출실험을 수행하였다. 이를 위해서 세 개의 다른 AVS 농도군에 대조구를 포함한 다섯 개의 농도 구배로 Cd, Ni, Zn를 오염시킨 퇴적물에서 *N. arenaceodentata*를 20일간 배양한 후 실험생물의 체내 금속 축적량과 그에 따른 사망률 및 성장률을 조사하였다. *N. arenaceodentata*에 의한 금속의 생물축적은 Cd와 Zn의 경우 AVS 농도의 영향을 받아서 해수(overlying water, OW) 내 용존 금속 농도에 비례해서 증가했다. Ni은 AVS 농도에 영향을 받지 않고 퇴적물 내 금속(simultaneously extracted metals, SEM)농도에 비례해서 증가했다. *N. arenaceodentata*의 사망과 성장을 저해현상은 SEM과 AVS 간의 몰농도차가 영보다 큰 조건([SEM-AVS]>0)에서만 관찰되었는데 용존 Zn에 의한 결과로 추정되었다. OW-Zn의 20-d LC50값은 9.3(8.0±11.0) μM이었다. 사망률에 대한 체내 Zn 농도의 최소영향농도(LOEC)는 7.8 μmol/g¹이었고, 최대무영향농도(NOEC)는 6.2 μmol/g이었다. 성장을 저해에 대한 체내 Zn 농도의 LOEC는 5.9 μmol/g이었고, NOEC은 5.1 μmol/g이었다. 본 실험에서는 실험실 조건에서 인위적으로 오염시킨 퇴적물 내 Zn의 입상상 Zn 농도와 용존 Zn 농도의 비(K_d)가 현장 퇴적물에 비해서 10배 정도 감소함으로써 결국 용존 Zn에 의한 독성이 과대평가된 것으로 보인다.

A sediment exposure experiment was conducted to investigate the influence of acid volatile sulfides (AVS) and simultaneously extracted metals (SEM) in sediments on the bioavailability and toxicity of Cd, Ni and Zn to a marine polychaetes *Neanthes arenaceodentata*. The test animals were exposed to contaminated sediments spiked by metal mixtures of Cd, Ni, Zn (0.5~15 μmol/g of total SEM) in low (~1 μmol/g), medium (~5 μmol/g) and high AVS series (~10 μmol/g) to determine bioaccumulation, mortality and individual growth rate in each treatment after 20 days. Cd and Zn bioaccumulation in test animals increased with increasing of overlying water (OW) concentration controlled by AVS. In contrast, Ni bioaccumulation increased with increase of SEM concentration. Mortalities and growth inhibitions of *N. arenaceodentata* observed in only treatments with [SEM-AVS]>0, due to a high level of OW-Zn. With regard to the mortality, the 20-d LC50 value for OW-Zn was 9.3(8.0±11.0) μM. The LOEC (Lowest Observed Effect Concentration) for Tissue-Zn was 7.8 μmol/g and the NOEC (No Observed Effect Concentration) was 6.2 μmol/g. Regarding the inhibition of individual growth rate, the LOEC for Tissue-Zn was 5.9 μmol/g, and NOEC was 5.1 μmol/g. In this study, the toxicity of dissolved metals, especially for Zn, was overemphasized due to the reduced distribution coefficients (K_ds) of metals in the experimental sediments.

Key words: Metal, Sediment, Acid Volatile sulfide, Bioaccumulation, Growth

*Corresponding author: jhleecheju@korea.com

서 론

퇴적물 내 금속은 퇴적물에 존재하는 황화물(acid volatile sulfide, AVS)에 의해서 생물이용도가 조절된다는 가설을 바탕으로 퇴적물 금속에 대한 환경기준을 작성하기 위한 노력이 지난 10여 년간 다양하게 진행되어 왔다(Di Toro *et al.* 1990; Di Toro *et al.*, 1992; Ankley *et al.*, 1996; Berry *et al.* 1996). 퇴적물 내 AVS가 금속의 생물이용도에 미치는 영향에 대한 연구들은 퇴적물 내 금속에 대한 평형분배모델(equilibrium partitioning model)로 요약된다. 평형분배모델은 퇴적물 입자와 결합된 금속과 공극수(porewater) 내 용존 금속의 농도, 나아가 생물체내 금속 농도가 서로 화학적으로 평형상태에 있다고 가정한다. 따라서 공극수나 퇴적물 중의 금속 농도와 함께 AVS 농도를 알면 생물체내 금속 농도가 예측 가능하다는 것이다.

평형분배모델에 따르면 미량 금속 중에서 Ag, Cd, Cu, Ni, Pb 그리고 Zn는 환원상태의 퇴적물에 많이 존재하는 황화물(sulfide)과 결합하면 용해도가 매우 낮아지는 특성을 갖게 된다. 따라서 퇴적물에 1N HCl을 가하여 발생하는 총 황화수소(H_2S)의 몰농도([AVS])와 AVS와 함께 추출되는 금속(simultaneously extracted metals)의 몰 농도([SEM])를 비교하면 공극수 내 용존 농도를 예측할 수 있고 이에 따른 금속의 생물이용도와 생물학적 독성을 예측할 수 있게 된다. 따라서 퇴적물에 같은 농도의 금속이 존재하더라도 AVS의 농도가 충분히 높다면 금속의 생물이용도와 독성 영향이 감소할 것이기 때문에 퇴적물 건강량 대비 농도로 표현되어 오던 기존의 퇴적물 내 금속 환경기준은 개정될 필요가 있다는 것이다(USEPA, 1999). 최종적으로 “[SEM-AVS]<0인 경우 퇴적물 내 금속의 독성영향이 나타나지 않을 것이다.”라는 ‘AVS 가설’이 제안되었다(Di Toro *et al.*, 1990; Ankley *et al.*, 1996). 이 가설은 주로 단기(10일)의 급성독성영향에 대한 연구를 통해서 입증되어 왔다(Di Toro *et al.*, 1990; Di Toro *et al.*, 1992; Cacas and Crecelius, 1994; Pesch *et al.*, 1995; Berry *et al.*, 1996). 그 밖에 담수산 깔따구(midge) *Chironomus tentas*와 해양 단각류(amphipod)인 *Leptocheirus plumulosus*를 대상으로 전생애독성시험(life cycle toxicity test)의 결과도 ‘AVS 가설’을 입증하는 것으로 보고된 바 있다(De Witt *et al.*, 1996; Sibley *et al.*, 1996). 동시에 공극수의 용존 금속을 통한 생물축적경로를 대상으로 퇴적물 내 금속의 생물이용도의 변화에 대한 연구도 함께 진행되었다(Ankley *et al.*, 1991; Ankley *et al.*, 1994; Hare *et al.*, 1994; Pesch *et al.*, 1995).

그러나 최근 Lee *et al.* (2000a)의 연구결과에 의해서 먹이섭취를 통한 퇴적물 금속의 축적경로의 중요성이 밝혀지면서 퇴적물 금속의 생물이용도에 대한 퇴적물의 지화학적 요인과 함께 저서생물의 먹이섭취 등의 생물학적 특성의 중요성이 강조되기 시작했다(Lee *et al.*, 2000b; Lee *et al.*, 2000c; Lee *et al.*, 2001). 또한 기존의 단기독성영향에 대한 연구결과들이 현장 퇴적물에 비해서 과도하게 높은 금속농도 수준에서 진행되어왔고, 현장에서의 퇴적물 노출조건과 달리 퇴적물 내 입자상 금속에 비해서 용존 금속의 영향을 과도하게 평가하고 있었다는 점도 새롭게 확인되었다(Lee *et al.*, 2000b). 이러한 지화학적, 생물학적, 물리적 특성이 각 원소마다 다르며, 퇴적물 금속의 노출수준에 따라서도 다르다

는 점 또한 확인되었다(Lee *et al.*, 2000a; Lee *et al.*, 2000b). 따라서 AVS에 의한 퇴적물 내 금속의 생물이용도 변화와 그에 따른 독성영향을 규명하기 위해서는 1) 먹이섭취를 달리하는 여러 종을 대상으로 2) 현장 퇴적물 금속 농도와 유사한 범위에서 다양한 [SEM-AVS] 농도 구배에 따른 3) 금속의 생물축적과 동시에 4) 독성영향을 규명할 필요가 있다.

본 연구는 “20일간의 아만성(sub-chronic) 노출 실험에서, [SEM-AVS]<0인 조건에서는 Cd, Ni, Zn의 생물축적과 독성영향이 나타나지 않을 것이다”라는 가설을 바탕으로 퇴적물 내 황화물이 저서생물의 금속 축적 및 독성 반응에 어떠한 영향을 미치는 지를 이해하기 위해서 수행되었다. 이를 위해서 세 개의 AVS 농도 각각에 대조구를 포함한 다섯 개의 농도 구배를 갖도록 Cd, Ni, Zn으로 오염시킨 퇴적물에서 다모류인 *Neanthes arenaceodentata*의 어린 개체를 20일간 배양한 후 실험생물의 체내 금속 축적량과 그에 따른 사망률 및 성장률을 조사하였다.

재료 및 방법

실험 생물과 퇴적물 준비

본 실험에 이용한 *Neanthes arenaceodentata*(태어난지 10~20 일의 어린 개체는 Dr. Reish(Department of Biology, UCLA, Long beach)로부터 구입하였다. *N. arenaceodentata*는 오염되지 않은 퇴적물과 해수를 이용하여 실험실에서 일주일간 실험실 조건(16°C, 30 psu)에 순치하였다. 실험에 이용한 퇴적물은 충남 태안군 의항리의 니질 조건대에서 채취하였다. 실험의 목적상 퇴적물은 황화물의 농도가 10 $\mu\text{mol/g}$ 이상인 5~20 cm 깊이에서 채취하였고, 1-mm 체를 눌러 통과시킴으로써 큰 입자나 서식생물을 제거하였다. 실험퇴적물의 평균 유기탄소함량은 0.3%, 평균입도는 6.7 ϕ , 니질 함량은 97%였다.

본 연구에는 세 개의 황화물 농도(Low-, Med-, and High-AVS)를 갖는 퇴적물을 대조구 이외에 네 개의 금속 농도 구배(Control, M1, M2, M3 and M4)를 갖도록 처리한 다음 실험에 이용하였다. 황화물의 농도가 높은 퇴적물(High-AVS; ~10 $\mu\text{mol/g}$)은 채취된 퇴적물을 그대로 이용하였고 황화물의 농도가 중간 수준의 퇴적물(Med-AVS; ~5 $\mu\text{mol/g}$)과 낮은 퇴적물(Low-AVS; ~1 $\mu\text{mol/g}$)은 Lee *et al.*(2000a)을 따라 공기주입을 통한 산화 방법으로 처리하여 준비하였다. 세 개의 다른 황화물 농도를 갖는 퇴적물 각각에 Cd, Ni 그리고 Zn 농도가 각각 평균 0.01, 0.4, 1.5 $\mu\text{mol/g}$ (M1)에서 0.15, 2.2, 11.5 $\mu\text{mol/g}$ (M4)이 되도록 인위적으로 오염시켰다(Fig. 1). 노출 실험에 이용된 최종적인 퇴적물의 부피는 200 ml, 해수의 부피는 800 ml였다. 퇴적물 오염 과정을 간단하게 살펴보면, 먼저 CdCl_2 , NiCl_2 그리고 ZnCl_2 을 이용하여 만든 고농도의 원용액(stock solution)을 만들고, 이를 퇴적물과 해수를 1:1(v:v)로 혼합한 슬러리(slurry)에 서서히 첨가한 다음 20일간 강하게 혼합하였다. 이때 퇴적물과 혼합한 해수는 황화물의 산화를 최소화하기 위해 미리 질소를 이용하여 산소를 제거한 것을 이용하였다. 이후 5일간은 퇴적물을 가라앉혀 상등액을 제거한 다음 일정량을 배양 용기(5-L Polyethylene 용기)에 옮겨 담고, 다시 5일간 퇴적물 위에 깨끗한 해수를 부어 퇴적물을 안정화 시켰다. 실험생물을 첨가하기 전날에는 다시 퇴적물 위의 해수를 깨끗한 해수로 교환

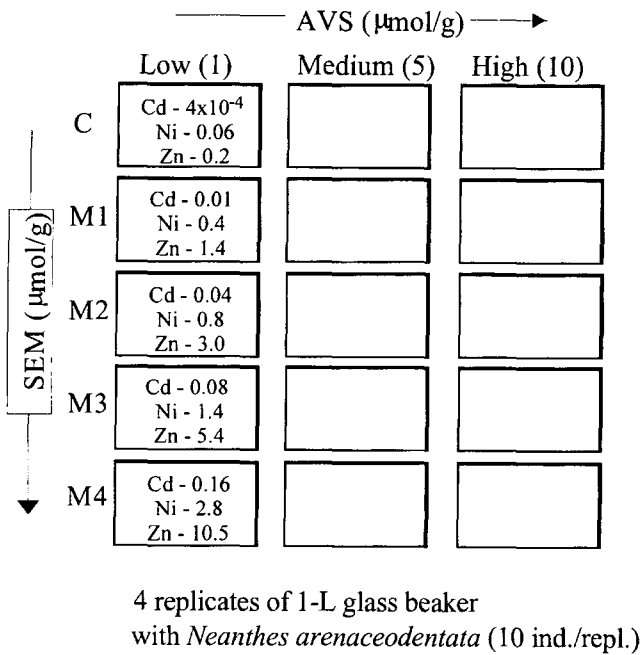


Fig. 1. Schematic diagrams showing the experimental containers and treatments.

하였다. 해수는 충남 태안종묘배양장에서 모래여과시설과 5-µm 필터를 거친 자연 해수 (~32 psu)를 증류수와 혼합하여 30 psu로 조절하여 준비하였다.

실험 수행 방법

20일간 퇴적물노출을 통한 생물축적과 독성 실험방법은 John *et al.*(1990)의 절차를 일부 수정해서 준용했다. 총 12개의 실험구와 3개의 대조구, 그리고 각각 4개의 반복수로 이루어진 60개의 배양 용기(1-L 비이커)에 깊이 2 cm 두께로 실험 퇴적물을 넣었다(Fig. 1). *N. arenaceodentata*는 배양용기 당 10 개체씩 넣어서 20일간 노출시켰다. 실험생물의 먹이로는 굵게 갈아 250-µm의 체를 통과 시킨 Tetramin(Tetrawerke, Melle, Germany)을 이용하였다. 먹이 공급의 양은 매회 8 mg/ind., 횟수는 주 2회였다. 배양 기간동안 연속적인 폭기를 통해 배양 해수내 용존 산소 농도를 유지하였고, 해수는 이를 간격으로 절반씩 교환하였다. 배양 기간 중에는 3일 간격으로 온도, 염분, pH, 용존산소농도 등 기본 수질 항목을 점검하여, 온도는 16±1°C, 염분은 30±1 psu, pH는 8.0±1 그리고 용존산소는 포화농도의 90~100%를 벗어나지 않도록 관리하였다. 퇴적물 시료는 실험 시작직전과 20일 노출 후 각 배양용기마다 한 개씩 채집했고, 남은 퇴적물은 300-µm체를 이용해서 체질해서 살아남은 *N. arenaceodentata*를 계수했다. 생존한 개체만을 골라 소화되지 않은 장내 물질을 제거하기 위하여 깨끗한 해수에 넣고 3일간 배양하였다. 이때, 배설물을 다시 섭취하는 것을 막기 위해 탈장 기간 동안 배양 해수를 수시로 교환하였다.

회수된 실험동물은 배양용기 별로 모아서 미리 무게를 잰 유리 바이알에 넣은 후 냉동건조시켰다. 개체별 평균 성장율을 측정하기 위해서 냉동건조된 실험 생물을 개체별로 0.1 mg까지 무게를 잰다. 실험 동물의 건강성을 확인하기 위한 독성시험 대조구(Positive

control)로는 5개의 CdCl₂ 농도구배에 96시간 동안 10마리씩 2개의 반복수를 두고 실험동물을 노출시켰다. 96시간 LC50값은 Reish *et al.*(1985)의 결과와 유사한 8 mg/L이었다.

화학분석

배양 실험의 직전(t=0)과 직후(t=f)에 채취한 퇴적물 시료는 바로 황화물(AVS) 분석에 이용하였다. 황화물의 분석은 1N HCl에 40분간 반응시킨 퇴적물에서 발생한 황화수소(H₂S)를 SAOB 용액으로 트랩하여 Sulfide-specific electrode로 정량하는 방법을 이용하였다(Allen *et al.*, 1993; Lasorsa and Casas, 1996). 황화물 분석 과정에서 1N HCl에 의해 용출된 퇴적물 용출액은 045-µm 주사기 필터를 이용하여 여과한 후 금속 분석(SEM)을 위해 바이알에 보관하였다. AVS와 SEM의 분석은 배양 용기별로 3개의 반복수를 두었다. 남은 퇴적물 중의 일부는 원심분리기를 이용하여 공극수 추출에 이용하였고, 나머지는 냉동 시킨 다음 freeze-dryer를 이용하여 건조 시켜 보관하였다. 추출된 공극수는 Cd, Ni, Zn의 분석을 위해 산(acid) 첨가 후 바이알에 보관하였다(pH<2). 퇴적물 내 Cd, Ni, Zn 농도 분석에는 flame-AAS를 이용하였다. 공극수 내 Cd 농도 분석에는 GF-AAS를 이용하였고, 공극수내 Ni, Zn 농도 분석에는 flame-AAS를 이용하였으며, 공극수 내 금속 농도는 모두 표준 첨가법(standard addition method)으로 정량하였다. 또한 공극수 시료는 증류수로 최소 10배 이상 희석한 다음 분석에 이용하였다. 생물시료의 경우 원소별로 농도 수준과 시료의 양에 따라서 flame-AAS와 GF-AAS를 병행하여 분석하였다. 퇴적물이나 생체 내 금속 농도는 대부분 측정 한계 이상이었으나, 공극수 내 Cd이나 Zn 농도는 측정 한계 이하의 값을 보이는 시료가 많았다(Table 1). 분석의 정확도를 확인하기 위하여 표준 물질(standard reference material)인 NIST 1646a(estuarine sediment)와 NIST 1566a(oyster tissue)를 각각 5회씩 분석하여 평균값을 제시된 분석값(certified values)과 비교하였다. 표준 물질의 분석 편차치는 제시된 분석값의 90~110% 범위에 모두 포함되었다.

SEM와 AVS 물농도 비교

원소마다 AVS와의 결합력이 다르기 때문에 AVS와 결합하는 순서에 따라 동일한 퇴적물에서도 원소별로 SEM과 AVS의 물농도 차이([SEM-AVS])를 다르게 계산하여야 한다(Lee *et al.* 2000b). Ag, Cu, Cd, Pb, Zn, Ni 순으로 AVS와 결합력이 크기 때문에 각 원소의 용존 농도와 생물이용도를 파악하기 위해서는 아래와 같이 SEM 농도를 계산하였다.

$$\begin{aligned} \text{Cd의 [SEM}_{\text{Cd}}\text{-AVS]} &= [\text{Ag SEM}] + [\text{Cu SEM}] + [\text{Cd SEM}] - [\text{AVS}] \\ \text{Zn의 [SEM}_{\text{Zn}}\text{-AVS]} &= [\text{Ag SEM}] + [\text{Cu SEM}] + [\text{Cd SEM}] \\ &\quad + [\text{Zn SEM}] - [\text{AVS}] \\ \text{Ni의 [SEM}_{\text{Ni}}\text{-AVS]} &= [\text{Ag SEM}] + [\text{Cu SEM}] + [\text{Cd SEM}] \\ &\quad + [\text{Zn SEM}] + [\text{Ni SEM}] - [\text{AVS}] \end{aligned}$$

따라서 전체 금속의 [SEM_{Total}-AVS]는 [SEM_{Ni}-AVS]과 동일하다.

자료 처리

최대무영향농도(NOEC)와 최소영향농도(LOEC), 반수치사농도(LC50)의 계산은 TOXSTAT(version 3.5, West Cheyenne, WY,

Table 1. Mean SEM, AVS, SEM-AVS, and OW concentrations for Cd, Zn and Ni from the juvenile *N. arenaceodentata* incubation beakers

Treatment		SEM ($\mu\text{mol/g}$)			AVS ($\mu\text{mol/g}$)		[SEM-AVS] ($\mu\text{mol/g}$)			OW conc. (μM)			Kd, ow (L/kg) ^a		
AVS	SEM	Cd	Zn	Ni	t=D-0	t=D-20	Cd	Zn	Ni	Cd	Zn	Ni	Cd	Zn	Ni
Low	C	0.0004	0.19	0.07	1.42	0.29	-0.09	0.13	0.19	<0.003	<0.76	0.01	149	253	6023
	M1	0.0116	1.36	0.44	0.66	0.69	-0.47	1.05	1.44	0.008	3.36	1.28	1443	405	341
	M2	0.0399	2.88	0.70	1.19	1.10	-0.85	2.36	2.99	0.013	2.87	2.20	3180	1001	321
	M3	0.0909	5.44	1.47	1.55	1.96	-1.66	4.40	5.72	0.022	6.73	5.76	4170	809	254
	M4	0.1742	10.08	2.68	1.40	2.69	-2.29	8.94	11.35	0.027	20.92	13.27	6356	482	202
Med	C	0.0004	0.17	0.06	4.95	1.97	-1.77	-1.58	-1.53	<0.003	<0.76	0.09	146	227	688
	M1	0.0110	1.30	0.43	4.64	2.98	-2.76	-1.31	-0.92	<0.003	1.55	1.50	4130	838	288
	M2	0.0377	2.72	0.64	4.32	2.68	-2.44	0.60	1.17	0.018	0.75	3.67	2059	3652	175
	M3	0.0794	5.07	1.43	4.98	4.63	-4.34	1.31	2.59	0.016	1.30	3.81	4825	3891	376
	M4	0.1536	9.91	2.61	5.06	6.24	-5.87	5.17	7.51	0.005	4.27	12.41	28359	2323	210
High	C	0.0004	0.17	0.06	9.77	3.04	-2.84	-2.65	-2.60	<0.003	<0.76	0.01	145	217	11651
	M1	0.0097	1.20	0.41	7.17	6.75	-6.54	-5.20	-4.84	<0.003	<0.76	0.77	3637	1564	532
	M2	0.0366	2.71	0.76	8.37	3.86	-3.62	-0.60	0.08	<0.003	3.12	1.38	13701	867	551
	M3	0.0692	5.06	1.31	10.45	6.99	-6.71	-1.54	-0.36	<0.003	1.44	1.35	25934	3521	976
	M4	0.1331	9.23	2.49	10.23	7.95	-7.60	2.68	4.91	<0.003	2.17	6.01	49887	4251	413

^aActual Kd values will be more than the values shown as italic face

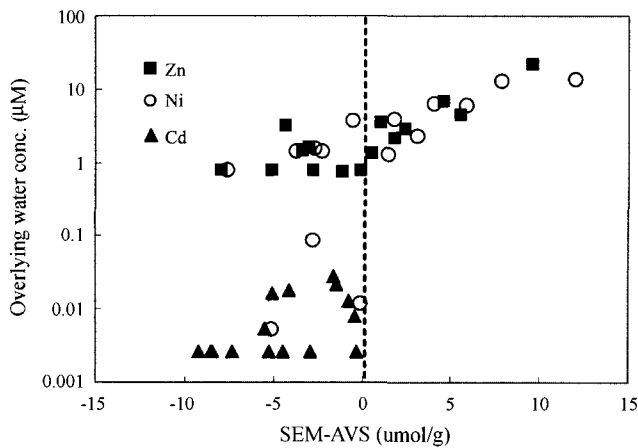


Fig. 2. Overlying water (OW) concentration for Cd, Ni, and Zn as a function of [SEM-AVS]. The dotted vertical lines represent [SEM-AVS]=0.

USA)를 이용했다. 그 밖의 통계처리는 SPSS windows version 10.0.1을 이용했다. 회귀분석 결과는 유의한 경우에만($p < 0.05$) 그림과 함께 제시하였다.

결 과

퇴적물 내 AVS와 SEM의 농도

20일 동안의 노출 후 퇴적물 내 AVS 농도는 평균 38%(6~80%) 감소했는데, AVS 농도가 높을수록 그리고 동일 AVS 실험구내에서는 SEM 농도가 낮을수록 감소폭이 컸다(Table 1). Low-AVS 실험구의 M1, M3, M4, Med-AVS 실험구의 M4에서는 AVS 농도가 4~92%(평균 36%) 증가했다. 따라서 노출시작($t=0$ d)과 마무리 시점($t=20$ d)의 AVS 농도의 평균값을 이용해서 SEM과

AVS의 농도차([SEM-AVS])를 계산하였다.

SEM 농도는 동일한 SEM 실험구내에서도 High-AVS 실험구가 Low-AVS 실험구에 비해서 Zn와 Ni이 각각 7%, 11%, Cd의 경우는 15% 정도 낮았다. 개별 금속이 SEM 전체의 농도에서 차지하는 비중은 Cd이 0.8%(0.1~1.3%), Ni이 19%(16~23%), Zn가 80%(77~83%) 순이었다. 모든 실험구에서 Cd의 경우 $[\text{SEM}_{\text{Cd}}-\text{AVS}] < 0$ 이었고, Zn와 Ni의 경우는 High-AVS 실험구에서 M4를 제외하고 $[\text{SEM}_{\text{Zn or Ni}}-\text{AVS}] < 0$ 이었다(Table 1). Low-, Med-AVS 실험구에서는 Med-AVS 실험구 중 M1과 M2만 제외하고 $[\text{SEM}_{\text{Zn or Ni}}-\text{AVS}] > 0$ 이었다. 전체 SEM과 AVS 농도차([SEM_{total}-AVS])는 Med-AVS M1과 M2, High-AVS M1, M2, M3에서 $[\text{SEM-AVS}] < 0$ 이었다.

해수(overlying water, 이하 OW) 내 금속의 농도는 퇴적물의 [SEM-AVS]에 의해서 조절되었다(Fig. 2). OW의 Ni과 Zn 농도는 $[\text{SEM-AVS}] < 0$ 경우에는 증가하지 않았고, $[\text{SEM-AVS}] > 0$ 경우에만 [SEM-AVS]에 비례해서 증가했다. 반면 Cd의 경우는 모든 실험구에서 $[\text{SEM-AVS}] < 0$ 이기 때문에 용존 상태의 Cd 농도는 증가하지 않을 것으로 예상되었지만, OW-Cd 농도는 Low-, Med-AVS 실험구에서 10~30 nM 수준으로 증가했다(Fig. 2).

퇴적물 금속의 생물축적

*N. arenaceodentata*가 Cd과 Zn을 체내에 축적하는 정도는 퇴적물 내 AVS 농도와 OW 금속 농도에 의해서 영향을 받았지만, Ni의 경우는 AVS 농도에 의해서 아무런 영향을 받지 않았다(Fig. 3). Tissue-Cd과 Tissue-Zn는 $[\text{SEM-AVS}] = 0$ 근처 또는 $[\text{SEM-AVS}] > 0$ 인 경우에 증가하였다. Cd의 경우 $[\text{SEM-AVS}] < 0$ 이지만 Low-AVS 실험구에서 대조구보다 3~10배 이상 증가한 OW-Cd 농도에 비례해서 Tissue-Cd 농도도 같이 증가했다($r^2 = 0.94$, $p < 0.001$). Tissue-Zn는 $[\text{SEM-AVS}] > 0$ 인 조건에서 [SEM-AVS]에 비례해서 증가했고 ($r^2 = 0.92$, $p < 0.001$), OW-Zn 농도가 증가할수록 Tissue-Zn 농도가 증가했다($r^2 = 0.66$, $p < 0.01$). Tissue-Ni 농도는 AVS에 의

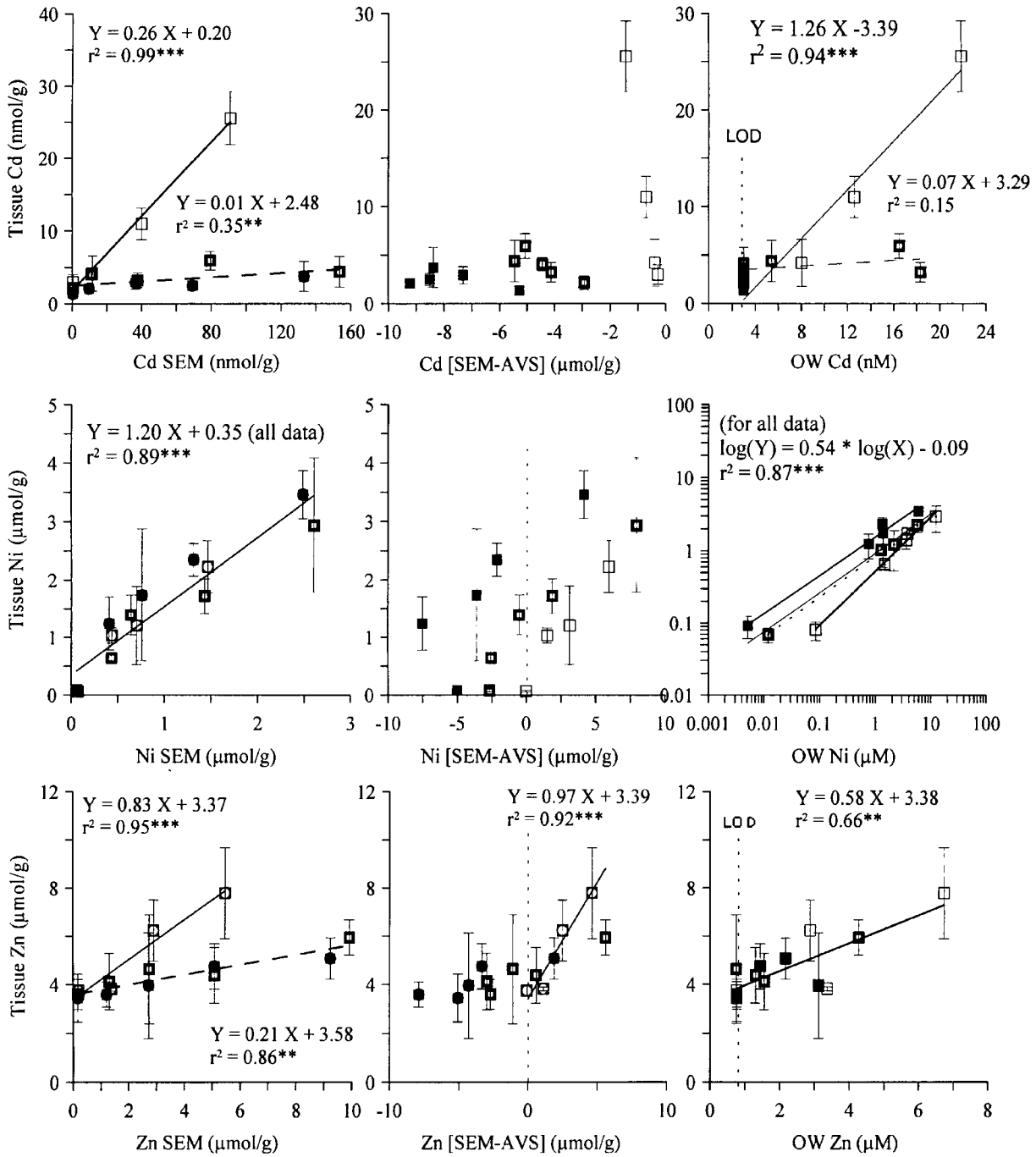


Fig. 3. The relationship b/w bioaccumulation of Cd, Zn and Ni in *N. arenaceodentata* exposed to Low-(□), Medium-(□) and High-AVS series (■) treatments with SEM, SEM-AVS differences or OW metals. Error bars represent standard deviation around the mean (**: $p < 0.01$; ***: $p < 0.001$).

한 영향을 받지 않았고, SEM 농도에 비례해서 증가했다($r^2=0.89$, $p < 0.001$). Tissue-Ni은 AVS 실험구 내에서는 SEM이 증가할수록, AVS 실험구 간에는 AVS 농도가 높을수록 증가했다.

***Neanthes arenaceodentata*의 사망과 성장을 저해**

*N. arenaceodentata*의 사망률은 Low-AVS 실험구 중 SEM 농도가 높은 M3($28 \pm 37\%$)와 M4($95 \pm 5\%$)에서만 대조구($3 \pm 4\%$)에 비

해서 유의한 수준으로 증가했고, 나머지의 경우는 모두 7% 이내였다(Table 2). 퇴적물 내 SEM과 [SEM-AVS], 그리고 OW 금속 농도 각각에 대해서 사망률과의 농도-반응관계를 분석한 결과, SEM 보다는 [SEM-AVS] 또는 OW 금속농도가 사망률을 보다 잘 설명하는 노출변수(exposure factor)였다(Fig. 4).

20일 동안의 노출기간 중 *N. arenaceodentata* 한 개체당 건중량의 변화, 즉 개체당 평균 성장률(mg/d/ind.)을 구한 결과, Low-,

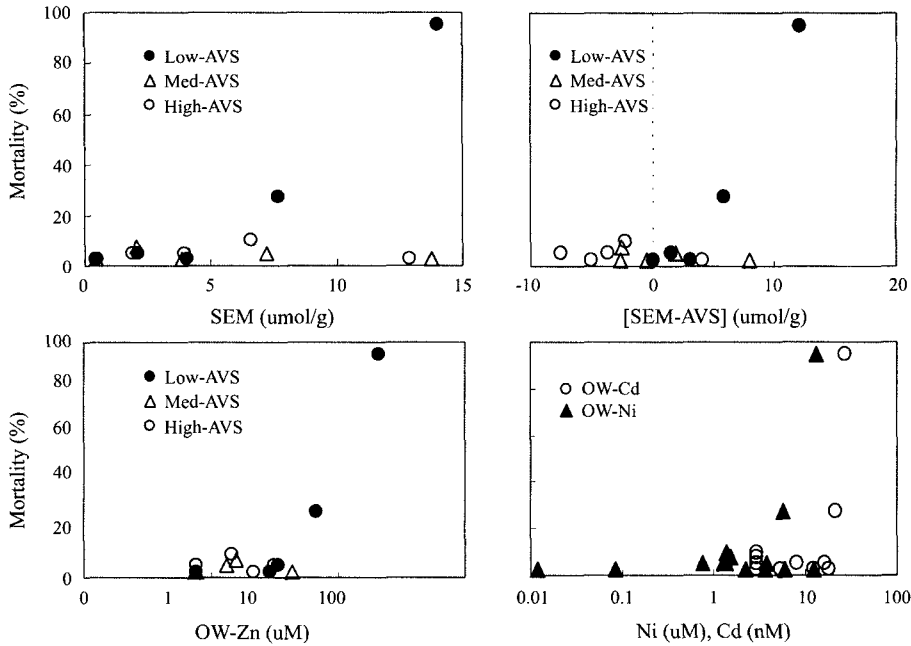


Fig. 4. The relationship b/w mortality (%) and concentration for OW, SEM, [SEM-AVS] for Zn and OW concentration for Ni and Cd.

Table 2. Mortality, individual growth rate and tissue metal (Cd, Ni, Zn) concentrations of juvenile *N. arenaceodentata* exposed to the metal spiked sediments with low, medium and high AVS contents

Treatment		Mortality (%)		Dry Weight* (mg/worm)		Growth Rate (mg/worm/day)		Tissue Concentrations (mmol/g)					
AVS	SEM	Mean	SD	Mean	SD	Mean	SD	Cd		Zn		Ni	
								Mean	SD	Mean	SD	Mean	SD
Low	C	2.5	4.3	4.19	0.93	0.21	0.05	0.0030	0.0010	3.75	0.24	0.07	0.02
	M1	5.0	5.0	3.69	0.49	0.18	0.02	0.0042	0.0024	3.82	0.09	1.04	0.13
	M2	2.5	4.3	2.64	0.33	0.13	0.02	0.0110	0.0022	6.24	1.27	1.21	0.68
	M3	27.5	37.0	1.90	0.72	0.09	0.04	0.0256	0.0037	7.79	1.89	2.23	0.45
	M4	95.0	5.0										
Medium	C	2.5	4.3	3.90	0.64	0.19	0.03	0.0022	0.0007	3.60	0.61	0.08	0.02
	M1	7.5	4.3	3.62	1.12	0.18	0.06	0.0041	0.0007	4.13	1.16	0.65	0.09
	M2	2.5	4.3	4.03	0.44	0.20	0.02	0.0032	0.0010	4.64	2.25	1.40	0.35
	M3	5.0	5.0	3.89	0.85	0.19	0.04	0.0059	0.0013	4.39	1.15	1.72	0.30
	M4	2.5	4.3	2.29	0.20	0.11	0.01	0.0044	0.0021	5.94	0.73	2.93	1.15
High	C	2.5	4.3	3.60	0.34	0.18	0.02	0.0014	0.0004	3.45	0.98	0.09	0.03
	M1	5.0	8.7	3.71	0.61	0.19	0.03	0.0021	0.0004	3.59	0.52	1.24	0.46
	M2	5.0	5.0	4.20	1.60	0.21	0.08	0.0029	0.0009	3.96	2.17	1.74	1.14
	M3	10.0	7.1	3.53	1.01	0.18	0.05	0.0025	0.0006	4.75	0.93	2.35	0.28
	M4	2.5	4.3	3.98	0.57	0.20	0.03	0.0037	0.0021	5.08	0.86	3.46	0.41

*Initial Dry Weight of Individual=0.113 mg

Med-, High-AVS 대조구에서 평균 0.19(0.18~0.21) mg/d/ind.로 나타났다(Table 2). 각 실험구 별로 개체당 평균 성장률을 계산하고, 이를 대조구와 비교한 결과, Low-AVS M2(평균(표준편차): 0.13±0.02 mg/d/ind.)와 M3(0.09±0.04 mg/d/ind.), 그리고 Med-AVS M4(0.11±0.01 mg/d/ind.)에서 대조구와 비교해서 유의한 차이를 보였다(Table 2). 그 밖에 다른 실험구들에서는 노출기간 동안 성장률은 대조구와 유사한 0.18~0.21 mg/d/ind.의 수준이었다.

*N. arenaceodentata*의 성장률은 Zn와 Ni의 경우 [SEM-AVS]>0

조건에서 [SEM-AVS]가 커질수록 감소하였다(Ni: $r^2=0.48$, $p<0.001$; Zn: $r^2=0.83$, $p<0.001$) (Fig. 5). 또한 성장률은 OW-Zn와 유의한 상관관계를 보였고($r^2=0.61$, $p<0.01$), OW-Ni과는 유의수준이 다소 감소했다($r^2=0.33$; $p=0.03$). OW-Cd와 성장률과의 관계는 대부분의 OW-Cd값이 검출한계 이하였기 때문에 분석에서 제외했다. Cd, Ni, Zn 체내농도와 성장률간의 상관관계를 분석한 결과 Cd와 Zn의 경우는 유의한 상관성을 보였지만, Tissue-Ni와 성장률간에는 상관성을 확인할 수 없었다(Fig. 6).

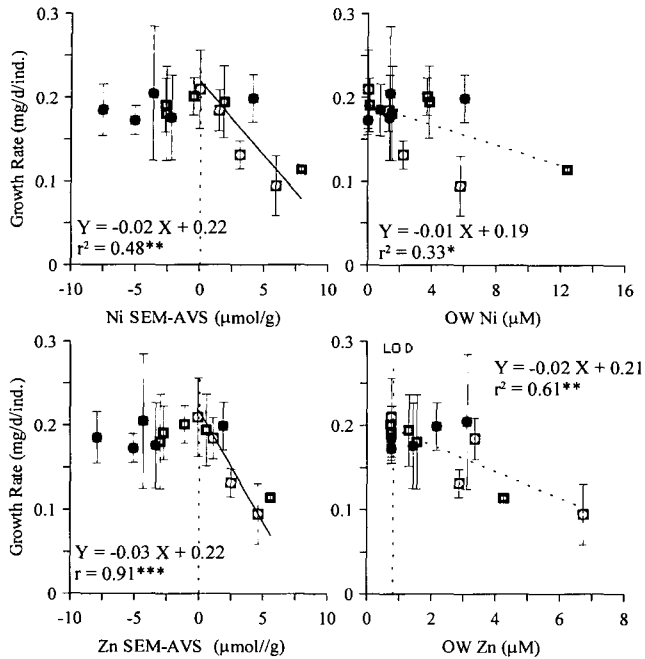


Fig. 5. The relationship b/w the individual growth rate of tissue dry weight (mg/d/ind.) of *N. arenaceodentata* exposed to Low-(□), Medium-(◻) and High-AVS series (■) treatments with the SEM_{Zn} or Ni-AVS differences or OW Zn and Ni. The linear regression lines for [SEM-AVS] were drawn only when the SEM-AVS differences were >0.

토 의

퇴적물 노출 조건

AVS가 퇴적물 노출의 조건에 영향을 미치는 것은 공극수와 퇴적물 입자간의 금속의 분배계수(K_d)를 변화시켜서 공극수내 용존 금속의 농도를 감소시킴으로써 금속의 생물이용도에 영향을 미치기 때문이다. 따라서 현장에서 확인된 K_d 값들과 실험실에서 인위적으로 준비된 퇴적물에서 금속의 K_d 값을 비교할 필요가 있다. 만약 실험에 이용된 퇴적물의 K_d 값이 현장 퇴적물의 K_d 값보다 적을 경우 퇴적물 노출에서 퇴적물입자나 먹이 섭취 등의 다른 노출경로에 비해서 공극수가 차지하는 상대적인 기여도가 과도하게 평가될 수 있다. 본 연구에서는 가급적 현장퇴적물과 유사한 조건을 만족시키기 위해서 퇴적물은 금속으로 오염시킨 후 공극수 농도가 안정될 때까지 30일 동안 보관한 후 실험에 이용하였다.

일반적으로 현장 퇴적물에서 입자상 중금속과 용존상 중금속 농도의 비(K_{d, pw})는, -10 µmol/g < [SEM-AVS] < 10 µmol/g의 범위에서, Cd와 Zn의 경우 약 10⁴(103~105) 정도이고, Ni의 경우는 약 10³(10²~10⁴) 정도이다(Lee et al., 2000a). 본 연구에서는 공극수 내 용존금속의 농도를 측정하지 못했다. 그러나 주기적으로 해수를 교체했고, 용존 금속의 유일한 공급원이 퇴적물 금속의 용출이라는 점을 감안할 때 OW의 용존금속 농도가 공극수의 용존금속 농도에 비해서 높지 않을 것으로 추정된다. 본 연구에서 퇴적물 SEM 농도와 OW의 용존 금속 농도의 비(K_{d, ow})를 분석한 결과 Ni는 550(175~976), Cd는 6761(1443~49887)로 현장 퇴적물보다 약 2배 낮은 값을 보인 반면, Zn는 1007(217~4251)로 현장 퇴적물에 비해서 약 10배 정도 낮은 값을 보였다(Table 1). 따라서 본 실험에서는 동일 [SEM-AVS] 농도수준에서 용존 상태의 Zn 농도가 현장 퇴적물에 비해서 10배 이상 높게 유지됨으로써 현장 퇴적물과는 다른 퇴적물 노출조건을 제공하고 있는 것으로 판단된다. Ni의 경우는 용존상태의 금속 농도가 현장 퇴적물과 비교해서 비슷하거나 다소 높았고, Cd의 경우는 유사한 수준인 것으로 평가된다.

AVS와 금속의 생물축적

금속의 생물축적 정도는 Cd, Ni, Zn 모두 OW 금속 농도와 유의한 상관관계를 보이고 있다(Fig. 3). 그러나 금속 별로 생물축적에 대한 AVS의 역할은 각각 다르게 평가되었다. Cd와 Zn의 경우 체내농도에 대한 AVS의 영향이 뚜렷했던 반면에 Ni의 경우는 AVS의 영향보다는 SEM-Ni의 영향이 더욱 컸다.

Cd의 경우는 [SEM-AVS]=0 근처인 Low-, Med-AVS 실험구에서 Tissue-Cd 농도가 OW-Cd 농도에 비해서 증가했다. Low-AVS 실험구의 Tissue-Cd는 대조구의 1.4~2.0 nmol/g 수준에 비해서 약 10배 높은 최고 26 nmol/g까지 축적되었다. 이런 결과는 Lee et al.(2000b)와 Lee et al.(2001)의 선행연구들에서도 관찰된 바 있다. OW-Cd와 Tissue-Cd의 농도가 수 nM 또는 수 nmol/g 수준으로 매우 낮은 점을 감안할 때, 이러한 결과는 지속적인 공기 주입 또는 *N. arenaceodentata*의 굴을 파는 행동에 의해서 퇴적물 표층의 Cd가 산화되어서 OW로 용출된 결과로 여겨진다.

Zn의 경우 OW-Zn는 [SEM-AVS]>0인 경우에만 [SEM-AVS]의 증가에 따라 함께 증가했고(Fig. 2), Tissue-Zn도 [SEM-AVS]나 OW-Zn와 함께 증가하는 경향을 보였다(Fig. 3). Low-AVS 실험구에서 높아진 용존 Zn의 농도 때문에 공극수를 통한 Zn의 흡수가 *N. arenaceodentata*가 Zn를 흡수하는 다른 노출경로들(퇴적물 입자나 먹이)을 압도하는 것으로 보인다. 본 연구에서처럼 Zn에 대

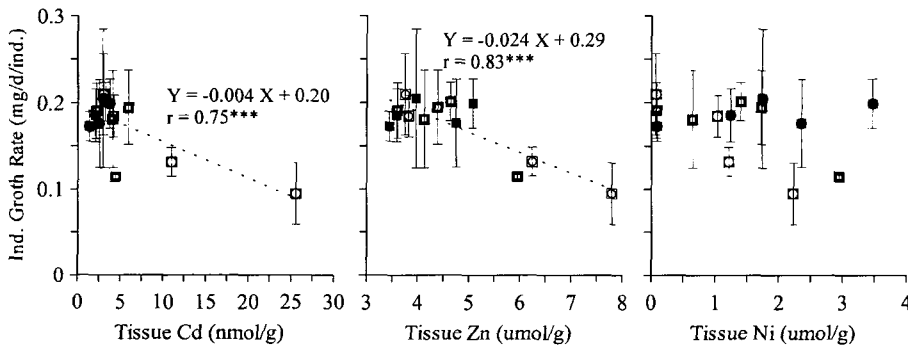


Fig. 6. The correlation of individual growth rate of tissue dry weight (mg/d/ind.) in *N. arenaceodentata* exposed to Low-(□), Medium-(◻) and High-AVS series (■) treatments with tissue Cd, Ni and Zn in *N. arenaceodentata* in the same treatments.

한 K_d 값이 현장퇴적물에서 보다 10배 이상 감소한 점을 고려할 때 용존 Zn에 의한 생물축적이 과대평가될 가능성이 있다. 반면에 본 연구에서처럼 오염되지 않은 먹이를 공급한 경우와 달리 *N. arenaceodentata*에게 Zn로 오염된 먹이를 공급한 경우에는 용존 상태의 Zn 흡수 비율이 상대적으로 낮아졌다(Lee *et al.*, 2001).

Ni의 체내농도는 SEM 농도에 비례해서 증가했다. 동일 AVS 실험구내에서는 SEM 농도가 클수록 OW-Ni 농도가 증가했고, Tissue-Ni 농도가 증가했다(Fig. 3). 비록 OW-Ni 농도는 AVS에 의해서 조절되는 것으로 보이지만(Fig. 2), Ni의 생물이용도가 AVS에 의해서 감소되지는 않았다(Fig. 3). 동일한 [SEM-AVS] 농도 수준에서는 AVS 농도가 높을수록 Tissue-Ni 농도는 증가했다. 이는 퇴적물 입자를 섭취해서 Ni를 흡수하는 경로가 중요한 역할을 하고 있다는 것을 보여주고 있다. 이와 유사한 결과가 Lee *et al.* (2000b)에서도 확인된 바 있다. Ni처럼 K_d 값이 현장 퇴적물과 유사한 범위에서는 Ni의 체내 축적경로 중 먹이를 통해서 Ni를 흡수하는 경로의 상대적 비중이 커질 것으로 예상된다. 따라서 퇴적물 내 Ni의 생물축적에 AVS가 별다른 영향을 미치지 않은 것으로 평가된다. 본 연구에서, *N. arenaceodentata*의 Tissue-Ni는 대조구에서 0.07~0.09 $\mu\text{mol/g}$ 수준이었지만, [SEM-AVS]<0인 경우 0.65~2.35 $\mu\text{mol/g}$ 의 범위로 대조구에 비해서 최고 20배 이상 축적되었다. 이 수치는 다른 종에서 알려진 체내영양농도(Internal Effect Concentration)와 비교했을 때 비슷하거나 다소 낮은 수준이다. 50%가 사망하는 체내 Ni 농도는 조개류인 *Lamellidense marginalis*는 375 μM 에 5일간 노출에서 6.05 $\mu\text{mol/g}$ 이었고, 어류인 *Cyprinus carpio*는 680 μM 에 4일간 노출된 조건에서 1.4~3.9 $\mu\text{mol/g}$ 수준이었다(Sreedevi *et al.*, 1992; Wilson, 1983). 이매패류인 *Cerastoderma edule*는 1.7 μM 에 25일간 노출된 결과 9.8 $\mu\text{mol/g}$ 수준에서 사망률이 증가했다. 따라서 SEM과 AVS가 모두 높은 경우 비록 [SEM-AVS]<0인 경우에도 Tissue-Ni가 독성영향을 미칠 수 있는 수준까지 축적될 가능성이 있다.

*Neanthes arenaceodentata*의 사망 및 성장저해

*N. arenaceodentata*의 사망률은 AVS 가설에서 제안한 것처럼 [SEM-AVS]<0인 경우 증가하지 않았고, Low-AVS 실험군 중 [SEM-AVS]가 각각 5.9 $\mu\text{mol/g}$ 과 12.05 $\mu\text{mol/g}$ 인 M3와 M4에서만 대조군에 비해서 유의한 수준으로 증가했다. 본 실험에서 이 두 실험군을 다른 실험군과 구분해주는 노출요인은 OW-Zn과 OW-Cd인 것으로 보아, *N. arenaceodentata*의 사망은 퇴적물내 금속농도([SEM])이나 [SEM-AVS]보다 OW의 중금속농도에 의한 것으로 추정된다(Fig. 4). OW-Cd의 농도는 최고 27 nM인 반면 *N. arenaceodentata*에서 Cd의 28-d LC50값이 27 μM 인 점을 감안할 때(Reish, 1985), Cd은 *N. arenaceodentata*의 사망률과의 관련성은 적은 것으로 보인다. Ni의 경우는 OW 농도와 체내 농도 모두 사망률과 농도-반응관계를 보이고 있지 않다. OW-Ni 농도가 최고 13 μM 인데 비해서 10-d LC50값이 274 μM (Pesch *et al.*, 1995)인 점을 감안할 때 Ni도 *N. arenaceodentata*의 사망과 관련성은 적은 것으로 보인다. 따라서 Cd이나 Ni과의 상승효과(synergistic effect)를 무시할 수 없지만 OW-Zn(또는 PW-Zn)가 *N. arenaceodentata* 사망의 직접적인 원인이라고 추정할 수 있다. 본 연구에서 OW-Zn에 대한 20-d LC50값은 9.3(8.0±11.0) μM 이었다(Fig. 4). 이 값

은 기존 연구에서 3~6 cm 성체의 *N. arenaceodentata*에 대한 28-d LC50(21.4 μM)값과 비슷한 수준이다(Reish, 1985). Tissue-Zn에 대한 최대무영향농도(NOEC)는 6.2 $\mu\text{mol/g}$ 이었고, 최소영향농도(LOEC)는 7.8 $\mu\text{mol/g}$ 이었다.

*N. arenaceodentata*의 성장을 감소는 Tissue-Zn에 의해서 가장 잘 예측되었다(Fig. 5와 6). Zn[SEM-AVS]와 Tissue-Zn의 경우만 성장저해가 나타난 실험구와 성장저해가 나타나지 않은 실험구를 정확히 분별해 내었고, Zn 이외의 Cd과 Ni의 경우는 성장률감소에 대해서 영향농도 범위와 무영향농도 범위가 일부 겹치고 있다. Ni의 경우는 Tissue-Ni, OW-Ni 모두 성장률 저해와 농도-반응관계를 보이지 않았다(Fig. 5). Ni의 [SEM-AVS]의 경우는 Zn의 [SEM-AVS]와 상관성이 높기 때문에($r^2=0.99$) 성장을 저해와 상관성이 있는 것으로 보일 뿐이다. Tissue-Cd은 성장을 저해와 통계적으로 유의한 상관관계를 보이고 있지만, Tissue-Cd은 4~26 nmol/g 범위에서는 *N. arenaceodentata*의 성장저해와 관련성은 없는 것으로 판단된다. Jenkin and Sanders(1986)의 연구에 따르면 21일간 Cd에 노출된 *N. arenaceodentata* 성체의 Tissue-Cd가 150 nmol/g에서는 성장저해현상이 나타났지만 10 nmol/g에서는 변화가 없었다. 성장을 저해에 대한 Tissue-Zn의 최소영향농도(LOEC)는 5.9 $\mu\text{mol/g}$ 이었고, 최대무영향농도(NOEC)는 5.1 $\mu\text{mol/g}$ 이었다. 이는 Lee *et al.*(2001)의 선행 연구에서 얻어진 4.6 $\mu\text{mol/g}$ (NOEC)과 유사한 결과이다. 따라서 Tissue-Zn가 성장을 감소의 직접적인 원인인 것으로 판단된다. 이상의 결과를 종합하면 인위적으로 오염시킨 퇴적물의 용존 Zn 농도가 현장 퇴적물에 비해서 10배 정도 높게 유지됨으로써 *N. arenaceodentata*의 Tissue-Zn을 증가시켰고, 결국 사망과 성장률에 영향을 미쳤다고 판단된다.

결론

AVS는 용존 금속의 농도를 조절함으로써 Zn와 Cd의 체내 축적에 영향을 미쳤다. 반면 Ni은 [SEM-AVS]<0인 경우에도 SEM에 비례해서 체내 농도가 증가했다. 인위적으로 금속에 오염시킨 퇴적물은 동일 Zn[SEM-AVS] 농도에서 현장 퇴적물에 비해서 용존 Zn 농도를 10배 이상 높게 유지함으로써 Zn에 의한 *N. arenaceodentata*의 사망과 성장저해가 나타난 것으로 판단된다. 본 연구에서는 AVS 가설이 주장하는 바처럼 [SEM-AVS]<0인 경우 독성영향이 나타나지 않았다. 그러나 [SEM-AVS]<0인 경우에도 Ni의 생물이용도가 감소하지 않고, 대조구에 비해서 체내 Ni이 최고 20배 이상 축적되었다. 실험실 조건에서 인위적으로 오염시킨 퇴적물 내 Zn의 K_d 값이 감소함으로써 결국 PW 또는 OW의 용존 금속에 의한 독성을 과대평가할 수 있다는 점을 확인했다. 따라서 향후 연구과제로서 [SEM-AVS]<0인 경우도 생물축적과 독성영향이 나타날 수 있는지를 검증하기 위해서 *N. arenaceodentata*를 대상으로 다양한 조건에서 퇴적물 Ni에 대한 생물축적 및 독성영향에 대한 추가적인 연구가 필요하다.

참고문헌

- Ankley, G.T., G.L. Phipps, E.N. Leonard, D.A. Benoit, V.R. Mattson, P.A. Kosian, A.M. Cotter, J.R. Dierkes, D.J. Hansen and J.D.

- Mahony, 1991. Acid-volatile sulfide as a factor mediating cadmium and nickel bioavailability in contaminated sediments. *Environ. Chem. Toxicol.*, **10**: 1299–1307.
- Ankley, G.T., E.N. Leonard and V.R. Mattson, 1994. Prediction of bioaccumulation of metals from contaminated sediments by the oligochaete, *Lumbriculus variegatus*. *Water Res.* **28**: 1071–1076.
- Ankley, G.T., D.M. Di Toro, D. Hansen and W.J. Berry, 1996. Technical basis and proposal for deriving sediment quality criteria for metals. *Environ. Toxicol. Chem.*, **15**: 2056–5066.
- Berry, W.J., M. Cantwell, P. Edwards, J.R. Serbst and D.J. Hansen, 1996. Predicting the toxicity of metal-spiked laboratory sediments using acid-volatile and interstitial water normalization. *Environ. Toxicol. Chem.*, **15**: 2067–2079.
- Casas, A.M. and E.A. Crecelius, 1994. Relationship between acid volatile sulfide and the toxicity of zinc, lead and copper in marine sediments. *Environ. Toxicol. Chem.*, **13**: 529–536.
- De Witt, T.H., R.C. Swartz, D.J. Hansen, W.J. Berry and D. McGovern, 1996. Interstitial metal and acid volatile sulfide predict the bioavailability of cadmium during a full life-cycle sediment toxicity test using the estuarine amphipod, *Leptocheirus plumulosus*. *Environ. Toxicol. Chem.*, **15**: 2095–2101.
- Di Toro, D.M., J.D. Mahony, D.J. Hansen, K.J. Scott, M.B. Hicks, S.M. Mayr and M.S. Redmond, 1990. Toxicity of cadmium in sediments: The role of acid volatile sulfide. *Environ. Toxicol. Chem.*, **9**: 1487–1502.
- Di Toro, D.M., J.D. Mahony, D.J. Hansen, K.J. Scott and A.R. Carlson, 1992. Acid volatile sulfide predicts the acute toxicity of cadmium and nickel in sediment. *Environ. Sci. Technol.*, **26**: 96–101.
- Hare, L., R. Carignan and M.A. Huerta-Diaz, 1994. A fixed experiments study of metal toxicity and accumulation by benthic invertebrates; implications for the acid volatile sulfide (AVS) model. *Limnol. Oceanogr.*, **39**: 1653–1668.
- Jenkin, K.D. and B.M. Sanders, 1986. Relationship between free cadmium ion activity in seawater, cadmium accumulation and subcellular distribution, and growth in polychaetes. *Environ. Health Perspect.*, **65**: 205–210.
- John, D.M., T.C. Ginn and D.J. Reish, 1990. Protocol for juvenile *N. arenaceodentata* sediment bioassay. EPA 68-D8-0085. US Environmental Protection Agency, Seattle, WA.
- Lee, B-G., S.B. Griscom, J-S. Lee, H.J. Choi, C-H. Koh, S.N. Luoma and N.S. Fisher, 2000a. Influence of dietary uptake and reactive sulfides on metal bioavailability from aquatic sediments. *Science* **287**: 282–284.
- Lee, J-S., B-G. Lee, S. N. Luoma, C-H. Koh and C.L. Brown, 2000b. Influence of acid volatile sulfides and metal concentrations on metal partitioning in contaminated sediments. *Environ. Sci. Technol.*, **34**: 4511–4516.
- Lee, B-G. , J-S. Lee, S.N. Luoma and H.J. Choi, 2000c. Influence of acid volatile sulfide and metal concentrations on metal bioavailability to marine invertebrates in contaminated sediments. *Environ. Sci. Technol.*, **34**: 4517–4523.
- Lee, J-S., B-G. Lee, H. Yoo, C-H. Koh and S.N. Luoma, 2001. Influence of reactive sulfide (AVS) and supplementary food on Ag, Cd and Zn bioaccumulation in the marine polychaetes *Neanthes arenaceodentata*. *Mar. Ecol. Prog. Series*, **216**: 129–140.
- Pesch, C.E., D.J. Hansen, W.S. Boothman, W.J. Berry and J.D. Mahony, 1995. The role of acid-volatile sulfide and interstitial water metal concentrations in determining bioavailability of cadmium and nickel from contaminated sediments to the marine polychaetes *Neanthes arenaceodentata*. *Environ. Toxicol. Chem.*, **14**: 129–141.
- Reish, D.J., 1985. The use of the polychaetes annelid *Neanthes arenaceodentata* as a laboratory experimental animal. *TÉTHY* **11**: 335–341.
- Sibley, P.K., G.T. Ankley, A.M. Cotter and E.N. Leonard, 1996. Predicting chronic toxicity of sediments spiked with zinc: An evaluation of the acid volatile sulfide (AVS) model using a life-cycle test with the midge *Chironomus tentans*. *Environ. Toxicol. Chem.*, **15**: 2102–2112.
- Sreedevi, P., A. Suresh, B. Sivaramakrishna, B. Prabhaathi and K. Radhakrishnaiah, 1992. Bioaccumulation of nickel in the organs of the freshwater fish, *Cyprinus carpio*, and the freshwater mussel, *Lamellidens marginalis*, under lethal and sublethal nickel stress. *Chemosphere* **24**: 29–36.
- U.S. Environmental Protection Agency, 1999. Technical basis for the derivation of equilibrium-partitioning sediment guidelines (ESGs) for the protection of benthic organisms: Nonionic organics. Office of Science and Technology and Office of Research and Development. Washington, DC.
- Wilson, J.G., 1983. The uptake and accumulation of Ni by *Cerastoderma edule* and its effect on mortality, body condition and respiration rate. *Mar. Environ. Res.*, **8**: 129–148.

2002년 10월 29일 원고접수

2002년 11월 21일 수정본 채택

담당편집위원: 강창근