KFAS 한국수산과학회지 Korean Journal of Fisheries and Aquatic Sciences
한수지 58(4), 319-329, 2025

Original Article
Korean J Fish Aquat Sci 58(4),319-329,2025

한국 연안어장 해수, 퇴적물, 수산생물 내 미량금속 분포 및 축적 특성

최민규* · 황동운 · 임재현 · 이가람 · 나수진

국립수산과학원 기후환경연구부 해양환경연구과

Trace Metal Distributions and Accumulations in Seawater, Marine Sediments and Organisms from Coastal Aquaculture Areas of Korea

Minkyu Choi*, Dong-Woon Hwang, Jae-Hyun Lim, Garam Lee and Sujin Na

Division of Marine Environment Research, National Institute of Fisheries Science (NIFS), Busan 46083, Republic of Korea

This study comprehensively assessed the distribution, contamination status, and ecological risks of trace metals in seawater, sediments, and marine organisms from Korean coastal aquaculture areas. Trace metal concentrations in sediments followed the order Zn>Cr>Pb>Cu>As>Cd>Hg, with relatively higher levels of Zn, Cu, and Cd on the southeastern coast and Pb, As, and Hg on the mid-eastern coast. The pollution load index (PLI) and ecological risk indices (ERI) exhibited high values at some stations along the southeastern and mid-eastern coasts. Compared with the domestic sediment quality guidelines (TEL), 95–100% of the samples satisfied the criteria for individual metals. Trace metal concentrations in seawater satisfied all national ecological protection standards. In marine organisms, Zn, Cu, and As are predominant and species-specific bioaccumulation patterns have been observed. The bioconcentration (BCF) and biosediment accumulation factors (BSAF) revealed high accumulation tendencies for Zn, Cd, and Cu. Notably, some species showed substantial Cd and Zn bioaccumulation.

Keywords: Trace metals, Seawater, Marine sediments, Bioconcentration factor, Biota-sediment accumulation factor

서 론

미량금속은 암석의 풍화, 화산활동, 인간의 산업활동 등 다양한 오염원으로부터 배출되고, 높은 잔류성(persistence), 생물축적성(bioaccumulation)과 독성(toxicity)을 가지고 있어서 환경에서 분해되지 않고 생태계에 장기간동안 영향을 줄 수 있다(Ali et al., 2019; Jeong et al., 2021). 필수 원소인 Cu, Ni, Fe, Co 및 Zn은 생리학적 과정에 중요한 반면, 비필수 원소인 As, Cr, Cd 및 Pb는 낮은 농도에서도 생태계 및 인간 건강상 문제를 일으키고, 고농도에서는 생태계 교란 및 인체 건강 악영향을 유발할 수 있다(Rahman et al., 2013; Jeong et al., 2021). 미량금속의 연안 해수 및 퇴적물 모니터링은 연안환경의 상태를 평가하고, 인위적인 활동에 의해 야기되는 환경변화를 이해하는데 중요한 판단기준으로 이용되어 왔다(Zwolsman et al., 1997; Chapman et al., 1998). 생물 모니터링 연구는 생태계의 오염 정도를 평가하고, 생물축적성과 생지화학적 순환을 이해하는 데 유용한 정보를 제공한다. 특히, 굴, 담치와 같은 정착성 이매패류는 높은 생물축적 특성으로 인해 지표생물로 널리 활용되며, 이들의 체내 미량금속 농도 조사는 해양환경 오염 평가에 중요한 자료로 이용되고 있다(Jonathan et al., 2017; Jeong et al., 2021; Zhang et al., 2022). 국외 연구들은 환경-생물 간 미량금속 축적 특성을 체계적으로 규명하고 이를 기반으로 해당 해역의 오염도와 축적성이 높은 주요 금속, 생물종을 도출하여 어장환경 관리 및 수산물 안전성 확보 전략에 활용하고 있다. 또한 해수-퇴적물-수산생물 간 축적계수를 적용해 미량금속의 환경 내 이동 및 생물농축 경로를 정량적으로 분석함으로써, 우선관리해역을 구분하고 양식어장 관리기준 설정에 과학적 근거를 제공하고 있다(Soto-Jimenez et al., 2001, Jonathan et al., 2017; Gao et al., 2021; Liu et al., 2021; Zhang et al., 2022). 지금까지 국내에서는 해양퇴적물과 수산생물 내 미량금속 오염도를 평가하고자 다양한 연구가 수행되어 왔다(Ra et al., 2013; Choi et al., 2015a, 2015b; Hwang et al., 2015, 2018,

*Corresponding author: Tel: +82. 51. 720. 2520 Fax: +82. 51. 720. 2515
E-mail address: mkchoi3@korea.kr

This is an Open Access article distributed under the terms of the Creative Commons Attribution Non-Commercial License (http://creativecommons.org/licenses/by-nc/3.0/) which permits unrestricted non-commercial use, distribution, and reproduction in any medium, provided the original work is properly cited.

https://doi.org/10.5657/KFAS.2025.0319
Korean J Fish Aquat Sci 58(4), 319-329, August 2025
Received 29 May 2025; Revised 24 June 2025; Accepted 18 July 2025
저자 직위: 최민규(연구관), 황동운(연구관), 임재현(연구사), 이가람(연구원), 나수진(연구원)

2023; Won et al., 2020). 대부분의 기존 연구는 특정해역에 국한해 수행되어 전국 연안어장 대상의 동시·광역조사 자료가 부족하며, 각 해역별 미량금속 농도 특성과 지역별 배출원 차이에 대한 종합적 분석도 미흡한 실정이다. 또한, 해수, 퇴적물, 생물을 동시에 조사하고 매체간 축적 특성을 연계 분석한 국내 사례가 거의 없으며, 전국 연안어장을 대상으로 미량금속의 오염실태와 생태위해성, 매체간 축적 특성을 종합적으로 분석한 연구는 전무한 실정이다.

따라서 본 연구는 전국 연안어장의 해수, 해양퇴적물, 수산생물(패류, 해조류 등)에서 주요 미량금속(As, Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Zn)의 농도 분포와 오염수준을 조사하고, 해양환경기준 비교 및 생태위해도 지수(ecological risk index, ERI), 축적계수(bioconcentration factor, BCF; bio-sediment accumulation factor, BSAF)를 적용하여 환경-생물 간 축적특성과 생태위해성을 체계적으로 평가하고자 하였다. 이를 통해 향후 연안 어장 환경관리 및 수산물 안전성 확보, 지속가능항 양식어장 관리를 위한 기초자료로 활용하고자 한다.

재료 및 방법

시료채취

해수, 퇴적물, 수산생물의 시료채취는 해양수산부의 국가 어장환경 통합모니터링 운영지침(NIFS, 2023)에 따라 동·서·남해 연안의 대표적인 양식어장에서 해수 38개 정점(수산자원보호구역 8개 해수면), 퇴적물 77개 정점(동해중부 13개, 서해중부 14개, 남해서부 19개, 남해동부 31개)과 수산생물 31개 정점(34개체)를 2023년 2–8월에 채취하였다(Fig. 1). 해수 및 퇴적물 시료는 수산과학조사선에 승선하여 Niskin watet sampler 및 Van Veen Grab sampler를 이용하여 표층 해수 및 표층 퇴적물(–4 cm)을 채취하였고, 이때 조사해역의수심은 서해·남해안 4–38 m, 동해안 27–135 m이었다. 수산생물 시료는 양식어장 내 서식하는 패류(굴, 담치, 가리비, 새꼬막, 바지락), 피낭류(멍게)와 해조류(김, 미역, 다시마)를 채취하였다. 채취된 해수 시료 및 퇴적물 시료는 아이스박스에 아이스팩과 함께 넣어 실험실로 운반되었고, 해수 시료는 분석전까지 냉장보관하였고, 퇴적물 시료는 동결 건조후 균질화하여 분석 전까지 보관하였다. 수산생물 시료의 경우, 패류는 해감후, 해조류는 세척후 가식부를 동결 건조하고 균질화하여 분석 전까지 보관하였다.

시료 전처리 및 분석방법

미량금속의 전처리 및 분석은 Hwang et al. (2015, 2017) 및 Choi et al. (2015b)이 제시한 방법에 기초하여 실시하였다. 해수 시료는 고순도의 염산으로 산세척하고 무게가 측정된 0.45 μm 멤브레인 필터(47 mm; MF-millipore, Burlington, MA, USA)로 여과하였고, 여과된 해수는 고순도의 질산(ultrapure, 60%)을 가하여 pH를 1이하로 맞추었다. 시료는 염분을 제거하고 컬럼으로 시료의 농축과정 등의 방법들이 자동화된 전처리 장비(SEAFAST SP3; Elmental Scientific, Omaha, NE, USA)와 결합된 유도결합플라즈마 질량분석기(inductively coupled plasma-mass spectrometry, ICP-MS; Nexion 2000, Perkin Elmer, Shelton, WA, USA)로 분석하였다. 수은(Hg) 분석을 위해 여과된 해수 시료 25 mL씩 취하여 자동총수은분석기(Automated total mercury analytical system, Brooks Rand, MERX, Seattle, WA, USA)를 이용하여 분석하였다.

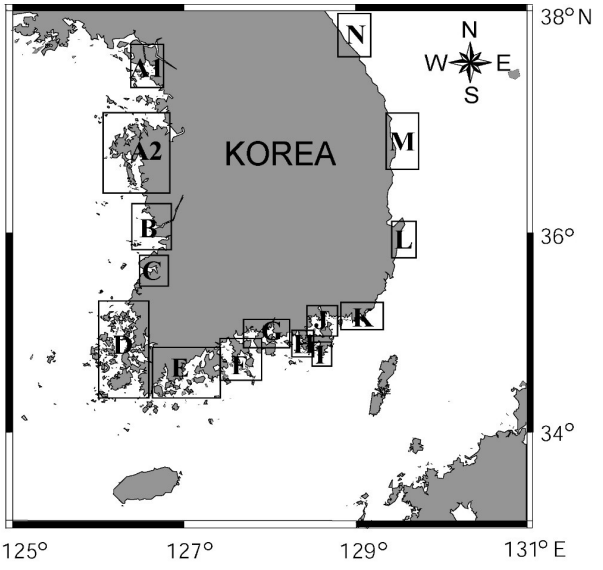

Fig. 1. The sampling locations of marine sediments and biota from farming areas of Korean coasts. A1, Incheon coast; A2, Taean coast; B, Gunsan coast; C, Gomso Bay; D, Hampyeong-Jindo coast; E, Wando-Deukryang Bay; F, Yeosu coast; G, Sacheon coast; H, Western Tongyoung coast; I, Eastern Tongyoung coast; J, Jinhae Bay; K, Busan coast; L, Guryungpo-Gampo coast; M, Uljin-Youngdeok coast; N, Gosung-Sokcho coast.

퇴적물 시료는 약 200 g을 -80°C에서 동결건조한 후 상온에서 막자사발(agate mortar)로 분쇄하여 균질화 하였으며, 플라스틱 재질의 체(4 Ø)로 체질하여 세립한 퇴적물만 이용하였다. Hg은 동결건조한 세립질 퇴적물 약 0.1 g을 다른 전처리 과정 없이 자동수은분석기(automatic mercury analyzer, DMA 80; Milestone, Balsamo Milan, Italy)로 분석하였다. 그 외 미량금속(As, Cd, Cr, Cu, Li, Pb, Zn)은 동결건조한 세립질 퇴적물 약 0.5 g에 혼합산(HNO_3:HF:$HClO_4$=2:2:1)을 첨가하여 산분해법(acid digestion)으로 전처리하였다. 시료는 130°C에서 7시간 이상 가열하여 분해한 후, 2% 질산(HNO_3)를 이용하여 잔사가 남지 않을 때까지 완전히 녹여 여과지(Toyo 5C, 110 mm; Advantec, Tokyo, Japan)로 여과하였으며, 여과액을 100 mL 부피 플라스크로 정용한 뒤 ICP-MS (ELAN DRC-e; Perkin Elmer, Shelton, WA, USA)로 분석하였다. 모든 미량금속 결

Table 1. Recovery of certified reference materials in sediments (PACS-2 and MESS-3*), organisms (DOLT-5 and CE-278*), and seawater (CASS-6 and BCR-579*) in this study

Metals	Sediments (mg/kg-dry, n=3)			Organisms (mg/kg-dry, n=3)			Seawater (mg/L, n=3)		
	Certified	Measured	Recovery (%)	Certified	Measured	Recovery (%)	Certified	Measured	Recovery (%)
As	26.2	26.8	102±1.3	34.6	33.5	97±1.0	0.728	0.72	98±0.5
Cd	2.11	2.10	100±1.8	14.50	14.15	98±1.0	0.022	0.020	93±5.5
Cr	90.7	81.2	90±0.1	2.4	2.6	110±5.8	0.100	0.100	100±8.5
Cu	310	272	88±1.0	35.0	34.1	98±0.9	0.530	0.576	109±1.2
Hg*	0.091	0.091	100±0.2	0.196	0.177	90±1.3	0.0019	0.0020	103±3.3
Pb	183	167	91±0.6	0.162	0.2	102±5.7	0.011	0.012	111±2.1
Zn	364	379	104±3.2	105.3	99.4	94±1.5	1.270	1.304	103±1.7
Li	32.2	30.9	96±2.3						

*Hg was analyzed in MESS-3, CE-278, and BCR-479.

과는 건중량인 mg/kg-dry weight (이후 mg/kg) 단위로 환산하여 정리하였다.

수산생물 시료는 약 200 g을 -80°C에서 동결건조한 후 상온에서 막자사발(agate mortar)로 분쇄하여 균질화하였으며, 균질화 후 약 1 g 정도를 취하여 Teflon 용기에 담아 질산(65% HNO_3) 10 mL를 넣고 2시간 동안 방치시켰다. 그리고 80°C에서 400분간 가열과 100°C에서 150분간 질산을 휘발시키는 digestion과정을 2회 반복하였다. 겔상태의 수산생물 시료를 2 % HNO_3를 사용하여 GF/F 여지로 여과한 후 100 mL 용량플라스크에 정용하였으며, 4 mL를 10 mL conical tube에 분취하여 ICP-MS (ELAN DRC-e)로 분석하였다. 또한 Hg 분석을 위해 분말화된 시료 0.03 g씩 취하여 자동수은분석기(DMA-80)를 이용하여 분석하였다. 모든 미량금속 결과는 체내 수분함량을 고려하여 습중량인 mg/kg-wet weight (이후 mg/kg) 단위로 환산하여 정리하였다.

분석결과의 정확도 검증을 위해 인증표준물질(certified reference material, CRM)을 시료와 동일한 방법으로 전처리하여 분석하였다. 이때 CRM은 매체별로 해수[BCR-579 (Hg), CASS-6 (As, Cd, Cr, Cu, Mn, Pb, Zn)], 퇴적물[MESS-3 (Hg), PACS-2 (As, Cd, Cr, Cu, Li, Mn, Pb, Zn)], 생물[CE-278 (Hg), DOLT-5 (As, Ce, Cr, Cu, Mn, Pb, Zn)]을 사용하였고, 매체별 평균 회수율은 Table 1에 제시하였다. 수은의 평균 회수율은 해수 103±3.3%, 퇴적물 100±0.2%, 생물 98±1.3%를 보였고, 그외 미량금속의 평균 회수율은 해수 93–111%, 퇴적물 88–104%, 생물 90–110%의 범위를 보였다.

미량금속 오염도 평가

퇴적물 오염도 및 생태위해도 평가

연안에서 현재 미량금속으로 인한 해양환경 오염도 평가는 국가에서 설정된 퇴적물기준(sediment quality guidelines, SQGs)과의 비교, 미량금속 배경농도와 비교하는 오염부하지수(pollution load index, PLI), 미량금속의 독성계수와 비교하는 ERI를 산정하여 평가되어진다(Pan et al., 2014; Zhu et al., 2016; Won et al., 2020; Hwang et al., 2023).

국내 SQGs은 국내 "해양환경 보전 및 활용에 관한 법률" 제13조 해양환경기준에서 제시한 미량금속 7종(As, Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Zn)에 대한 주의기준(threshold effects levels, TEL)과 비교하여 오염수준을 평가하였다. 이때 TEL 기준은 As 14.5 mg/kg, Cd 0.75 mg/kg, Cr 116 mg/kg, Cu 20.6 mg/kg, Hg 0.11 mg/kg, Pb 44 mg/kg, Zn 68.4 mg/kg이었으며, 퇴적물에서 조사된 As, Cd, Cr, Hg, Pb 농도는 TEL과 직접 비교하였고, Cu와 Zn 농도는 연구해역의 퇴적물 중 Li 농도로 보정된 Cu와 Zn 농도와 비교하였다(MOF, 2018).

PLI는 식 (1)과 식 (2)에 따라서 산정할 수 있으며, 연구해역의 퇴적물 중 각 미량금속 농도(C_{sample})와 미량금속의 배경농도($C_{baseline}$)의 비율($CF=C_{sample}/C_{baseline}$)을 이용하여 오염수준을 평가하는 방법이다(Tomlinson et al., 1980). 이때 7종의 미량금속에 대한 배경농도($C_{baseline}$)는 최근 Woo et al. (2019)이 보고한 우리나라 연안 퇴적물의 미량금속 배경농도(As, 7.4 mg/kg; Cd, 0.134 mg/kg; Cr, 46.1 mg/kg; Cu, 14.7 mg/kg; Hg, 0.016 mg/kg; Pb, 25.2 mg/kg, Zn, 69.8 mg/kg)를 이용하였다.

$$PLI=(CF_1 \times CF_2 \times CF_3 \times \cdots \times CF_n)^{1/n} \cdots\cdots \text{식 (1)}$$

$$PLI=(CF_{As} \times CF_{Cd} \times CF_{Cr} \times \cdots \times CF_{Zn})^{1/7} \cdots\cdots \text{식 (2)}$$

여기서, CF_n는 분석한 미량금속 7종의 CF값을 의미하며, 이때, PLI>1인 경우 배경농도에 비해 오염된 상태이며, PLI 값이 클수록 미량금속의 오염도는 높다는 것을 의미한다.

ERI는 각각 미량금속의 다른 독성도를 고려하여, 혼합물의 형태로 침강된 표층퇴적물내 미량금속의 농도가 저서생태계에 미치는 위해도 수준을 평가하는 방법으로 7종의 미량금속 위해도에 대한 총합을 나타낸다. PLI에서 사용한 CF값과 미량금속의 독성계수(toxic coefficient)를 이용하여 다음 식 (3)–식 (5)로 산정할 수 있다(Hakanson, 1980).

$$E_n = T_n \times CF_n \quad \cdots\cdots \text{식 (3)}$$

$$ERI = E_1 + E_2 + E_3 + \cdots + E_n \quad \cdots\cdots \text{식 (4)}$$

$$= E_{As} + E_{Cd} + E_{Cr} + \cdots + E_{Zn} \quad \cdots\cdots \text{식 (5)}$$

여기서, T_n은 7종 미량금속의 독성계수이며, 퇴적물 오염평가에 널리 사용되고 있는 독성계수 값(As, 10; Cd, 30; Cr, 2; Cu, 5; Hg, 40; Pb, 5; Zn, 1)을 사용하였으며, Hg이 가장 높은 독성계수 값을 보였고, Cd>As>Pb≈Cu>Cr>Zn 순으로 낮은 값을 보였다(Wang et al., 2011; Sheykhi and Moore, 2013). ERI 값에 따라 위해도 수준을 평가할 수 있으며, 다음과 같이 총 5개 오염상태로 구분할 수 있다(Zhang et al., 2012): ERI<100 (low risk, 저서생물에 부정적인 생태영향을 줄 가능성이 낮은 상태), 100<ERI<150 (moderate risk, 약간 부정적인 생태영향을 줄 수 있는 상태), 150<ERI<200 (considerable risk, 상당한 부정적인 생태 영향을 줄 수 있는 상태), 200<ERI<300 (very high risk, 매우 심한 부정적인 영향을 줄 수 있는 상태), ERI>300 (disastrous risk, 극심한 부정적인 생태영향을 줄 수 있는 상태).

해수 및 수산생물 오염도 평가

표층 해수의 미량금속 농도로 인한 오염도와 생태위해도 평가를 위해서, 국내 해수의 해양생태계 보호 기준의 단기기준(1회성 관측값과 비교)과 비교하여 오염수준을 평가하였다. 이때 단기기준은 As 9.4 μg/L, Cd 19 μg/L, Cr 200 μg/L, Cu 3.0 μg/L, Hg 1.8μg/L, Pb 7.6 μg/L, Zn 34 μg/L 이하였다(MOF, 2018).

수산생물의 미량금속 농도로 인한 오염도는 수산물 국내 잔류허용기준 연체류(패류 포함) Pb 2.0 mg/kg 이하, Cd 2.0 mg/kg 이하, Hg 0.5 mg/kg 이하, 해조류 Pb 0.5 mg/kg 이하, Cd 0.1 mg/kg 이하(미역 등) 및 0.3 mg/kg 이하(김)와 비교하였다.

해수–퇴적물–수산생물 축적계수

미량금속이 액체상(liquid phase, 해수)에서 고체상(solid phase, 퇴적물)으로의 흡착 능력을 평가하기 위해서 해수-퇴적물 분배계수(K_d)를 산정하여 비교하였고(Liu et al., 2021, 2022), 해수-수산생물 BCF 및 퇴적물-수산생물 BSAF를 산정하여 수 생태계에서 각 미량금속의 생물축적 특성를 비교 평가하였다(Zhang et al., 2012). 높은 K_d값은 미량금속이 해수에 비해 우선적으로 퇴적물에 잔류하게 되고, 낮은 값은 미량금속이 대부분 해수에 잔류하게 된다고 제안된다. BCF는 용존상 해수로부터 수산생물의 미량금속 섭취(uptake), BSAF는 퇴적물로부터 미량금속 섭취(uptake)로 정의되며, BCF 및 BSAF 값이 높을수록 미량금속이 주변환경으로부터 수산생물에 축적되는 능력이 커지게 된다. BCF<100 (log BCF<2)일때 낮은 축적을 나타내고, 100<BCF<1,000 (2<log BCF<3)은 중간 축적을 나타내고, BCF>1,000 (log BCF>3)은 높은 축적을 나타낸다. BSAF 값이 1보다 크면 퇴적물의 미량금속이 수산생물에 생체축적될 수 있음을 의미한다. K_d, BCF 및 BSAF는 아래 식을 이용하여 계산할 수 있다(Thomann et al., 1995; Jonathan et al., 2017; Gao et al., 2021; Jeong et al., 2021).

$$K_d = \frac{C_{sediments}}{C_{seawater}} \quad \cdots\cdots \text{식 (6)}$$

$$BCF = \frac{C_{biota}}{C_{seawater}} \quad \cdots\cdots \text{식 (7)}$$

$$BSAF = \frac{C_{biota}}{C_{sediments}} \quad \cdots\cdots \text{식 (8)}$$

수식 중 C_{biota}는 생물 내 미량금속 농도(mg/kg-dry, 함수율을 보정하여 건중량으로 변환), $C_{seawater}$는 해수 내 미량금속 농도(mg/L), $C_{sediemnt}$는 퇴적물 내 미량금속 농도(mg/kg-dry)를 나타낸다.

결과 및 고찰

퇴적물 내 농도분포

연안 퇴적물은 오염물질의 최종 기착자이자 중요한 저장소로, 연안역의 다양한 환경변화를 반영하기 때문에 인위적인 활동에 의해 야기되는 연안 환경변화 연구에 유용한 매체이다(Zwolsman et al., 1997; Chapman et al., 1998). 본 연구에서 전국 연안 퇴적물의 미량금속 농도는 Zn 28.8–183 mg/kg (평균 116±39.6 mg/kg), Cr 5.87–92.6 mg/kg (평균 60.4±20.8 mg/kg), Pb 15.9–75.7 mg/kg (평균 33.0±10.4 mg/kg), Cu 2.41–60.4 mg/kg (평균 22.1±13.0 mg/kg), As 3.27–19.7 mg/kg (평균 8.44±2.71 mg/kg), Cd 0.01–0.80 mg/kg (평균 0.12±0.14 mg/kg), Hg 0.002–0.239 mg/kg (평균 0.034±0.036 mg/kg) 순으로 낮은 농도를 보였다(Table 2, Fig. 2A). 미량금속 잔류패턴은 Zn>Cr>Pb>Cu>As>Cd>Hg을 보였으며, 이러한 패턴은 남해안의 남동해연안(Hwang et al., 2023), 여자만 및 강진만(Choi et al., 2015b), 가막만(Kim et al., 2012), 서해안의 목포연안(Hwang et al., 2013b), 곰소만(Choi et al., 2015a), 태안반도 갯벌(Hwang et al., 2014b) 및 우리나라 전국 연안 퇴적물 중 미량금속 잔류패턴(Hwang et al., 2016)과도 일치하였다. 한편, 울산항(Hwang et al., 2014a)과 시화호(Kim et al., 2005), 통영-거제연안(Hwang et al., 2021)은 항만, 산업단지, 선박활동, 어류양식 등 인위적 오염원의 영향으로 Cu 농도가 상대적으로 증가하게 되며, 미량금속의 잔류패턴도 Zn>Cu>Cr>Pb>As>Cd>Hg로 다른 양상을 보이게 된다. 해양에서 Zn, Cu, Cr, Pb가 높은 농도를 보이는 이유는 다양한 발생원(암석의 풍화 및 침식, 항만 및 선박활동, 양식활동 등)으로부터 유입량이 많을 뿐만 아니라 해저퇴적물로 유입시 철-망간, 황화물, 유기물과의 결합을 통하여 퇴적환경에서 장기간 안정적인 상태를 유지할 수 있기 때문이다(Morillo et al., 2004; Sun

Table 2. Summary of trace metal concentrations in marine sediments, marine organisms and seawater from farming areas of Korean coasts

	Marine sediments (mg/kg-dry, n=77)				Seawater (μg/L, n=38)				Marine organisms (mg/kg-wet, n=34)			
	Mean	Stdev	Min	Max	Mean	Stdev	Min	Max	Mean	Stdev	Min	Max
As	8.44	2.71	3.27	19.7	1.22	0.23	0.69	1.78	2.64	1.48	0.76	7.39
Cd	0.12	0.14	0.01	0.80	0.025	0.008	0.014	0.043	0.33	0.64	0.01	3.81
Cr	60.4	20.8	5.87	92.6	0.22	0.26	0.07	1.13	0.18	0.13	0.02	0.84
Cu	22.1	13.0	2.41	60.4	0.91	0.42	0.39	1.72	5.73	7.66	0.13	26.1
Hg	0.034	0.036	0.002	0.239	0.0006	0.0001	0.0004	0.0009	0.006	0.004	0.001	0.018
Pb	33.0	10.4	15.9	75.7	0.12	0.12	0.02	0.61	0.08	0.08	0.01	0.44
Zn	115.5	39.6	28.8	183	1.29	1.14	0.29	5.84	41.3	45.5	0.92	134
Corrected Cu*	8.60	2.03	2.41	15.1	-	-	-	-	-	-	-	-
Corrected Zn*	54.6	9.74	28.8	90.2	-	-	-	-	-	-	-	-

*Measured Cu and Zn concentrations were normalized by Li concentration, to compare Korean marine environmental criteria.

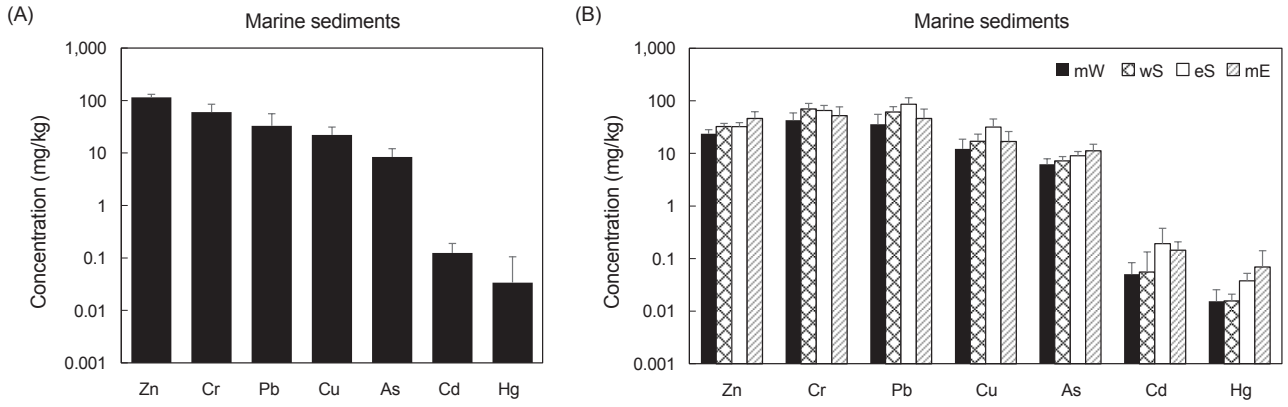

Fig. 2. Concentration patterns (A) and spatial distributions (B) of trace metals in marine sediments of Korean coasts. mW, Mid Western part; wS, Southwestern part; eS, Southeastern part; mE, Mid Eastern part of Korean coasts.

et al., 2014).

조사 해역에서 미량금속의 농도를 국내 연안에서 농도와 비교하였다(Table 3). Zn의 평균 농도(116 mg/kg)는 전국연안 농도 범위(60–175 mg/kg) 및 하구역-항만의 농도 범위(49–202 mg/kg)에서 중간 수준에 위치하였다. Cr의 평균 농도(60.4 mg/kg)는 전국연안 농도 범위(33 – 83 mg/kg) 및 하구역-항만의 농도범위(45–62 mg/kg)에서 다소 높은 수준에 위치하였다. Pb의 평균 농도(33.0 mg/kg)는 전국연안 농도 범위(16–40 mg/kg) 및 하구역-항만의 농도 범위(27–44 mg/kg)에서 약간 높은 수준이었다. Cu의 평균 농도(22.1 mg/kg)는 전국연안 농도 범위(4–127 mg/kg) 및 하구역-항만의 농도 범위(9.5–81 mg/kg)에서 낮은 수준이었다. As의 평균 농도(8.44 mg/kg)는 전국연안 농도 범위(4.4–11.2 mg/kg) 및 하구역-항만의 농도 범위(7.3–16.1 mg/kg)에서 낮거나 중간 수준에 위치하였다. Cd의 평균 농도(0.12 mg/kg)는 전국연안 농도 범위(0.03–0.37 mg/kg) 및 하구역-항만의 농도 범위(0.12–1.5 mg/kg)서 낮은 수준에 위치하였다. Hg의 평균 농도(0.034 mg/kg)는 전국연안 농도(0.003–0.04 mg/kg)과 하구역-항만의 농도 범위(0.01–0.11 mg/kg)의 범위에서 낮거나 중간 수준에 위치하였다. 따라서, 본 연구에서 Cr, Pb의 농도는 국내연안자료와 비교해서 다소 높은 수준을 보였고, Zn, Cu, As, Pb, Cd, Hg의 농도는 낮거나 중간 수준을 보였다.

조사 해역을 동해중부(강원 고성연안–경북 구룡포연안) , 남해동부(울산연안–섬진강하구), 남해서부(여수 가막만–함평연안), 서해중부(영광연안–인천연안)로 구분해 보면(Fig. 2B), Zn과 Cu 농도는 남해동부>남해서부>동해중부>서해중부 순이었고, Pb, As, Hg 농도는 동해중부>남해동부>남해서부>서해중부, Cr 농도는 남해서부>남해동부>동해중부>서해중부, Cd 농도는 남해동부>동해중부>남해서부>서해중부 순이었다. 남해동부에서는 Zn, Cu, Cd의 농도가 다른 해역에 비해 높았으며, 동해중부에서는 Pb, As, Hg의 농도가 높았고, 남해서부는 Cr의 농도가 높았다. 서해중부는 모든 미량금속의 농도가 다른 해역에 비해 낮은 수준을 보였다. 따라서 해역마다 오염 발생원 등 다른 특성을 가지고 있음을 확인할 수 있었다.

퇴적물 내 미량금속 오염도 평가

미량금속의 퇴적물 배경농도 수준과 비교하여 PLI를 평가하였다. 본 연구해역에서 PLI는 0.3–2.7 (평균 1.4) 범위를 보였고, PLI가 2이하인 조사정점은 66개(86%)이었다. PLI가 2를 초과하여 우리나라 연안 퇴적물 중 높은 인위적인 오염의 영향을 받고 있는 정점은 11개였고, 남해동부(진해만 6정점, 통영)과 동해중부(울진, 고성, 속초, 감포)로 조사되었다. 이전에 보고된 PLI 연구결과에서도 서해중부(경기만, 0.17–1.03, 평균 0.61; Won et al., 2020)와 남해서부(0.6–1.3, 평균 1.0; Koo et al., 2019)는 낮은 반면, 남해동부에 통영-거제연안(1.4–3.5, 평균 2.3; Hwang et al., 2021)과 남해강진만–통영외안(1.4–1.6, 평균 1.4; Hwang et al., 2023)은 PLI≥1.4가 보고되었다. 진해만과 통영연안 등 남해동부의 높은 오염도는 인근의 대규모 산업단지, 조선소 및 항만활동, 양식활동 등 인위적인 활동과 관련성을 보이고, 동해중부에서 As, Pb, Hg의 높은 농도는 인위적인 활동의 영향과 함께 자연적인 토양과 암석에서 배출되어 해안 근처로 유입되었을 가능성이 보고된 바 있다(Hwang et al., 2016).

퇴적물 오염도 평가를 위해 국내 해양환경기준 SQGs와 비교하였다(MOF, 2018). Li 농도로 보정된 Cu 농도는 2.41–15.1 mg/kg (평균 8.60±2.03 mg/kg)로 TEL 20.6 mg/kg이하를 77개 모든 정점에서 만족하였고, Cr과 Pb 농도도 TEL 각각 116 및 44 mg/kg이하를 모든 정점에서 만족하였다. As 농도는 TEL 14.5 mg/kg이하를 76 정점(99%)에서 만족하였다. Cd, Hg, Pb 농도는 TEL 각각 0.75, 0.11, 44 mg/kg이하를 75 정점(97%)에서 만족하였다. Li 농도로 보정된 Zn 농도는 28.8–90.2 mg/kg (평균 54.6±9.7 mg/kg)의 범위로 TEL 68.4 mg/kg이하를 72 정점(95%) 만족하였다. TEL을 초과하는 일부 정점들은 주로 남해동부(부산, 기장, 낙동강하구, 진해만)와 동해중부(고성, 속초, 울진, 감포)에서 조사되었다. 이들 정점은 TEL을 초과하였지만 퇴적물 관리기준(probable effect level)이하로 조사되었다.

저서생물에 부정적인 생태영향 정도를 파악할 수 있는 ERI의 범위는 20–693 (평균 147)을 보였다. ERI는 생태위해도에 따라 5단계로 구분되며, 저서생물에 위해성을 줄 가능성이 낮은 상태(low risk, ERI<100)는 19%, 약간 부정적인 생태영향을 줄 수 있는 상태(moderate risk, 100<ERI<150)는 48%를 나타내었다. 저서생물에 상당한 위해성을 줄 수 있는 상태(considerable risk, 150<ERI<200)는 10%, 저서생물에 매우 심한 위해성을 줄 수 있는 상태(very high risk, 200<ERI<300)와 저서생물에 극심한 위해성을 줄 수 있는 상태(disastrous risk, ERI>300)는 각각 17%, 5%로 조사되었다. 저서생물에 매우 심한 위해성을 줄 수 있는 조사정점들은 모두 남해동부(9정점)와 동해중부(8정점)에서 조사되었다. 보고된 ERI 연구결과에서도 서해중부(경기만, 17.0–104; Won et al., 2020)과 남해서부(61–118; Koo et al., 2019)는 낮은 수준이었고, 반면 남해동부의 경우, 통영-거제연안(120–610; Hwang et al., 2021)과 남해강진만–통영외안(91–440, Hwang et al., 2023)은 높은 수준으로 보고되었다.

해수 내 농도분포

본 연구에서 해수의 미량금속 농도는 Zn 0.29–5.84 μg/L (평균 1.29±1.14 μg/L), As 0.69–1.78 μg/L (평균 1.22±0.23 μg/L), Cu 0.39–1.72 μg/L (평균 0.91±0.42 μg/L), Cr 0.07–1.13 μg/L (평균 0.22±0.26 μg/L), Pb 0.02–0.61 μg/L (평균 0.12±0.12 μg/L), Cd 0.014–0.043 μg/L (평균 0.025±0.008 μg/L), Hg 0.0004–0.0009 μg/L (평균 0.0006±0.0001 μg/L) 순으로 Zn≈As>Cu>Cr>Pb>Cd>Hg을 보였다(Fig. 3A).

해수에서 미량금속 연구사례가 매우 드물어 비교가 제한적이지만, 본연구 결과는 거제 고현만(Kim et al., 2015)에서 조사된 Zn>Cu>Pb>Cd과 유사한 패턴을 보였고, 중국측 황해 주변 Bohai Sea (Gao et al., 2014) 및 Skshili Bay (Han et al., 2018)에서 Zn>Cu>Pb>Cd와도 역시 유사한 패턴을 보였다.

본 연구 결과는 국내 해양환경기준의 해양생태계보호기준(단기기준) Zn 34 μg/L, As 9.4 μg/L, Cu 3.0 μg/L, Cr 200 μg/L, Pb 7.6 μg/L, Cd 19 μg/L, Hg 1.8 μg/L이하로 모두 만족하였다(MOF, 2018). 또한 거제 고현만 Zn 0.14–2.94 μg/L, Cu 0.28–1.75 μg/L, Pb 0.003–0.029 μg/L, Cd 0.018–0.034 μg/L과 유사한 수준이었다(Kim et al., 2015).

수산생물 내 농도분포

본 연구에서 수산생물(패류, 해조류, 피낭류)의 미량금속 농도는 Zn 0.92–134 mg/kg (평균 41.3±45.5 mg/kg), Cu 0.13–26.1 mg/kg (평균 5.73±7.66 mg/kg), As 0.76–7.39 mg/kg (평균 2.64±1.48 mg/kg), Cd 0.01–3.81 mg/kg (평균 0.33±0.64 mg/kg), Cr 0.02–0.84 mg/kg (평균 0.18±0.13 mg/kg), Pb 0.01–0.44 mg/kg (평균 0.08±0.08 mg/kg), Hg 0.001–0.018 mg/kg (평균 0.006±0.004 mg/kg) 순으로 낮은 농도를 보였다(Fig. 3B). 수산생물에서 미량금속 잔류패턴은 Zn>Cu>As>Cd>Cr>Pb>Hg으로 퇴적물에서의 패턴(Zn>Cr>Pb>Cu>As>Cd>Hg) 및 해수의 패턴(Zn≈As>Cu>Cr>Pb>Cd>Hg)와 비교하면, 모든 매체에서 Zn은 가장 높은 수준을 보였으며, Hg이 가장 낮은 수준을 보였다.

패류(굴, 담치, 가리비, 바지락; n=25)의 경우는 Zn>Cu>As>Cd>Cr>Pb>Hg, 피낭류(멍게, n=3)의 경우는 Zn>Cu>As>Cr>Pb>Cd>Hg, 해조류(미역, 다시마, 김; n=6)의 경우는 As>Zn>Cu>Cd>Pb>Hg 순이었다. Zn과 Cu는 수산생물에게 필수적인 미량원소로, 생물의 면역반응 및 대사과정에서 중요한 역할하며, 수산생물은 환경중에서 Zn과 Cu의 높은 농도로 존재하여 이들을 흡수하여 축적하기도 한다(Gao et al., 2021; Yab and Al-Mutairi, 2022).미량금속 별 농도비교를 하면, Zn, Cu, Hg, Cd은 패류>피낭류>해조류, As는 해조류>패류>피낭류, Cr과 Pb은 피낭류>패류>해조류 순이었다. 수산생물종은 생물학적 필요성, 미량금속의 축적메카니즘, 환경에서 전이 등이

Table 3. Summary of trace metal concentrations in marine sediments (mg/kg) from farming areas of Korean coasts

Location	Zn	Cr	Pb	Cu	As	Cd	Hg	Reference
Korean coasts	116	60.4	33.0	22.1	8.44	0.12	0.034	This study
Gomso Bay	60	44	23	5.7	4.6	0.03	0.004	Choi et al. (2015a)
Yeoja Bay	137	81	29.2	17.8	7.57	0.047	0.016	Choi et al. (2015b)
Gangjin Bay	157	81.9	33.2	26.8	10.5	0.119	0.031	Choi et al. (2015b)
Mokpo-Haenam coast	73	58	24	13	5.8	0.06	0.013	Hwang et al. (2013a)
Islands of Jeollanam Province								
Semi-enclosed bay of Jeollanam Province								Hwang et al. (2013b)
Deukryang Bay	104		24	14	8.6	0.06	0.017	
Yeoja Bay	110		27	19	7.5	0.09	0.02	
Gamak Bay	125		30	27	6.5	0.13	0.027	
Taean coast (Iwon and Mongsan)	38	33	16	4	4.4	0.03	0.003	Hwang et al. (2014a)
Jaran Bay	146	78	40	31	9.8	0.15	0.03	Hwang et al. (2018)
Southwestern FRPA	99	70	25	15	7.5	0.04	0.01	Koo et al. (2019)
Gamak Bay	101	70	24	17	7.4	0.05	0.01	
Yeoja Bay	104	74	25	15	7.7	0.04	0.02	
Deukryang Bay	97	70	27	15	7.4	0.04	0.01	
Wando Bay	103	71	25	16	8	0.04	0.02	
Youngkwang Bay	81	60	20	13	6.6	0.03	0.01	
Tongyoung-Geoje coast (Fish farming area)	175	83	39	127	10.5	0.37	0.04	Hwang et al. (2021)
Geum River Estuary	49	45	27	9.5	7.3	0.12	0.01	Hwang et al. (2013a??b??)
Taehwa River estuary	157	43	28	38	10	0.3	0.06	Hwang et al. (2015)
Ulsan Harbor	189	62	35	81	16.1	0.3	0.11	Hwang et al. (2014b)
Outer Sea of Lake Shihwa	74	58.8	27.4	18.1	6.75	0.14	0.026	Ra et al.(2013)
Yeongil Bay	202	28.6	36.3	49.2		1.5		Lee et al.(2008)

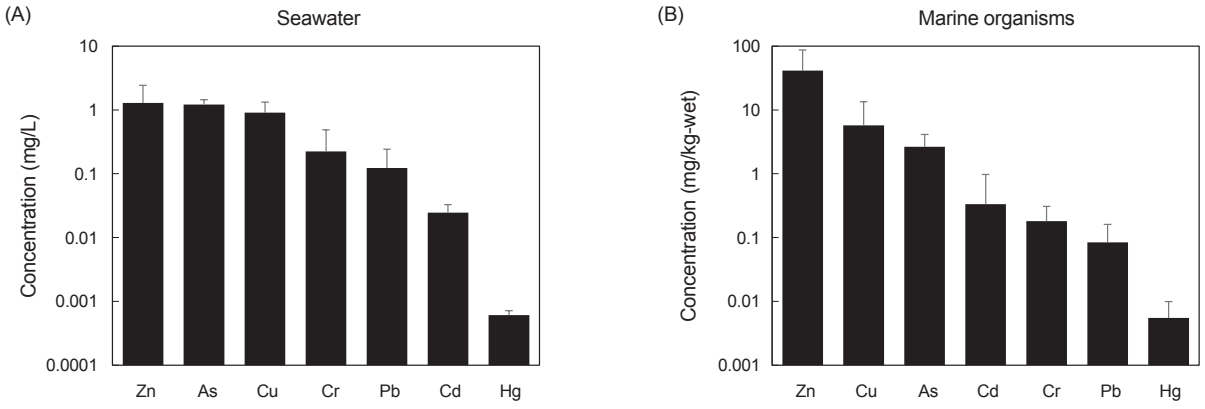

Fig. 3. Concentration patterns of trace metals in (A) seawater and (B) marine organisms of Korean coasts.

복잡하게 작용하기 때문에 다른 미량금속 잔류패턴을 보인다 (Yab and Al-Mutairi, 2022).

연체류(패류 포함)에 대한 국내 잔류허용기준(Pb 2.0 mg/kg 이하, Cd 2.0 mg/kg 이하, Hg 0.5 mg/kg 이하)와 비교하면, 패류 중 농도는 Pb 0.02–0.17 mg/kg, Cd 0.07–3.81 mg/kg, Hg 0.003–0.018mg/kg로 대부분 기준치를 만족하였다(96–100%). 패류 종별로 비교하면, Pb은 담치≈가리비≈새꼬막≈굴>바지락 순이었고, Cd은 가리비>새꼬막≥굴>담치≥바지락 순이

었고, Hg은 가리비>바지락>굴≈담치≥바지락 순이었다. 굴 서식지를 남해서부(가막만)과 남해동부(진해만, 거제도남안, 고성자란만, 진주만)로 구분하여 비교하면, Pb, Cd, Hg은 퇴적물에서 분포와 유사하게 남해서부보다 남해동부에서 상대적으로 높은 수준을 보였다.

해조류에 대한 국내 잔류허용기준(Pb 0.5 mg/kg 이하, Cd 0.1 mg/kg 이하와 김 Cd 0.3 mg/kg 이하)과 비교하면, 해조류 중 농도는 Pb 0.01–0.03 mg/kg 및 Cd 미역·다시마 0.01–0.08 mg/kg, 김 0.18 mg/kg으로 모두 기준이하로 만족하였다.

해수–퇴적물–수산생물 축적계수 산정

본 연구에서는 동일 정점의 표층 해수와 표층 퇴적물 농도를 이용하여 해수-퇴적물 분배계수(K_d) 및 log K_d를 산정하였다. 표층 퇴적물은 해양환경 내 미량금속의 주요 축적 매체로, 표층수층과 물질교환이 활발히 이루어지며(Zwolsman et al., 1997), 이러한 환경-생물 간 상호작용 특성으로 인해 두 매체 간 농도비를 활용한 K_d 산정이 가능하다. 국외 선행연구(Liu et al., 2021, 2022)에서도 표층 해수와 표층 퇴적물 농도를 기반으로 K_d 값을 산정하여 오염물질의 퇴적 특성을 평가하였다. 또한 Zwolsman et al. (1997)과 Chapman et al. (1998)에 따르면 표층 퇴적물과 수층은 직접적인 물질교환이 활발하여, 두 매체의 농도비를 통해 오염물질의 퇴적경향성을 판단하는 것이 타당하며, Liu et al. (2021, 2022) 역시 동일한 방법을 적용하여 Kd 값을 산정하고 해양 오염 특성 분석에 활용한 바 있다. 본 연구에서 K_d 및 log K_d의 범위는 각각 3.5×10^2–1.6×10^6, 2.54–6.21이었다. 미량금속별 log K_d을 비교하면, Cr≈Pb (5.7)>Zn (5.2)>Hg (4.7)>Cu (4.5)>As (3.9)>Cd (3.7) 순이었다. log K_d 값 5 이상은 Cr, Pb, Zn 이었고, log K_d 4–5 범위는 Hg과 Cu, log K_d 3–4 범위는 As와 Cd이었다. log K_d가 높을수록 퇴적물에 우선적으로 잔류하게 되고, 낮을수록 해수에 잔류하는 비중이 높아지는 특성을 보인다. Liu et al. (2021)의 연구결과에 따르면, Yellow Sea에서 log K_d의 범위는 3.3–4.7이었고, Cr (4.7)이 가장 높았고, Cu>Pb>As>Zn>Cd>Hg 순으로 낮은 값을 보였다. Liu et al. (2022)는 South China Sea에서 Pb (2.1)이 가장 높았고, Zn>Cr>Cu>As>Hg>Cd 순으로 상대적으로 낮은 분배계수(log K_d<2.9)를 보여 용존상으로 존재하는 경향을 보였다고 보고하였다.

해수-수산생물에 대한 생물농축계수(BCF) 및 log BCF를 산정해 보면, 각각 2.3×10^3–1.1×10^6, 3.4–6.0이었다. 미량금속별 log BCF를 비교하면, Zn (5.6)>Cd (5.0)>Cu≈Hg (4.8)>As (4.2)>Cr≈Pb (4.0) 순이었다. BCF는 수산생물이 용존상 해수로부터의 미량금속 섭취를 의미하며, 높을수록 미량금속이 주변환경으로부터 수산생물에 축적되는 능력이 커지게 된다. log BCF<2일때 낮은 축적을 나타내고, 2<log BCF<3은 중간 축적을 나타내고, log BCF>3은 높은 축적을 나타낸다. 본 연구결과에서는 log BCF>5는 Zn과 Cd이었고, 나머지 미량금속은 log BCF 4–5의 범위로 모든 미량금속이 수산생물에 매우 높은 축적을 보였다.

퇴적물-수산생물에 대한 BSAF는 0.01–85의 범위를 보였으며, 미량금속별 BSAF는 Cd (19)>Zn (3.2)>Hg (2.8)>Cu (2.1), As (2.1)>Cr (0.03)>Pb (0.02)이었다. BSAF는 수산생물이 퇴적물로부터의 미량금속 섭취로 정의되며, BSAF 값이 1보다 크면 퇴적물의 미량금속이 수산생물에 생체 축적될 수 있음을 의미한다. 본 연구에서는 BSAF>1은 Cd, Zn, Hg, Cu, As이었다. 수산생물 그룹별 보면, 수하식 생물(굴, 담치, 멍게; n=17)은 Cd, Hg, As, Cu, Zn 5종이 BSAF>1이었고, 바닥식 생물(새꼬막, 바지락; n=7)은 Cd, Hg, As 3종이 BSAF>1이었다. 본 연구에서 BSAF보다 BCF가 크게 높은 이유는 먹이를 먹는 동안 굴 등 패류는 부유 물질, 유기 파편 및 식물성 플랑크톤과 같은 일정 농도의 중금속이 포함된 해수를 지속적으로 여과하기 때문이다(Jonathan et al., 2017; Gao et al., 2021). Zhang et al. (2022)의 연구에 따르면, 굴과 따개비(barnacles) 체내 미량금속의 BCF는 Zn>Cu>Cd>Cr>Pb>As이었다. 미량금속 중 Zn 및 Cu의 log BCF는 3 이상으로 높은 축적 수준이었고, As, Cd, Pb 및 Cr의 log BCF는 2–3 범위로 중간 수준이었다. 굴과 따개비 체내 중금속의 BSAF는 Cd>Zn>Cu>Pb>Cr을 나타냈으며, 굴과 따개비의 체내 Zn, Cu 및 Cd의 BSAF는 100 이상이었다. Zn, Cu, Cd은 수산생물 중 미량금속의 강력한 추적자로 보고되었다. Jeong et al. (2021)의 연구결과에 따른 국내산 담치에서 평균 BSAF 값은 Cd (6.23)>As (1.95)>Zn (1.31)>Cu (0.65)>Cr (0.09)>Pb (0.07) 순으로 감소하였고, Cd, As 및 Zn에 대해 높은 BSAF 값(>1)을 보였다. 굴에서 평균 BSAF 값은 Cd (44.9)>Cu (31.2)>Zn (29.1)>As (2.19)>Cr (0.08)> Pb (0.05)의 순으로 감소하였고, Cd, Cu, Zn에 대해 높은 BSAF이 조사되었다. 이는 담치와 굴이 퇴적물에서 이 세 가지 금속을 생물 축적할 수 있으며, 한국의 담치와 굴이 Cd의 강력한 축적자임을 나타냈다. Jonathan et al. (2017)도 양식산 굴에서 평균 BSAF 값은 Cd (12.38)>Zn (3.89)>Cu (3.52)>Hg (2.88)>Cr>Ni>Pb>As 순으로 보고하였고, 굴(*Crassostrea gigas*)에서 금속의 생체이용률을 연구한 결과, Zn 및 Cu보다 Cd에 대한 BSAF 값이 더 높다고 보고했다. 이매패류는 여과생물(filterfeeder)이며 조간대의 구조물이나 암석에 부착되기 때문에 해수에서 금속을 축적하고 조류에 의해 부유 퇴적물도 축적할 수 있다. Cd는 주로 퇴적물의 유기 및 교환 가능한 상(exchagable phase)과 관련이 있기 때문에 이매패류가 쉽게 사용할 수 있다(Soto-Jimenez et al., 2001). 대부분의 유기체에서 Cd가 천천히 제거되는 것은 Cd의 BSAF 값이 높은 또 다른 이유일 수 있다.

본 연구는 전국 연안어장을 대상으로 해수, 퇴적물, 수산생물 내 미량금속의 분포 특성과 오염현황 및 생태 위해성을 종합 평가하였다. 퇴적물 내 미량금속 농도는 Zn, Cr, Pb 순으로 높았으며, 남해동부와 동해중부 일부 정점에서 PLI와 ERI가 상대적

으로 높게 나타났다. 해수의 경우, 전 지점에서 국내 해양생태계 보호기준을 만족하였으며, 수산생물에서는 패류와 피낭류, 해조류 간 미량금속 축적 특성이 달랐다. Zn, Cd, Cu는 해수, 퇴적물, 수산생물 모두에서 주요 축적금속으로 확인되었으며, Cd와 Zn는 수산생물(특히 패류) 내 높은 축적 특성을 보였다.

사 사

이 논문은 2025년도 국립수산과학원 수산과학연구사업 중 연안어장 환경조사 및 변동 연구(R2025015) 과제의 지원에 의해 수행되었습니다. 이 연구의 시료 전처리 및 기기분석에 도움을 준 국립수산과학원 해양환경연구과 김지열, 김민정 연구원에게 감사드립니다.

References

Ali H, Khan E and Hahi I. 2019. Environmental chemistry and ecotoxicology of hazardous heavy metals: Environmental persistence, toxicity, and bioaccumulation. J Chem 2019, 6730305. https://doi.org/10.1155/2019/6730305.

Chapman PM, Wang F, Janssen C, Persoone G and Allen HE. 1998. Ecotoxicology of metals in aquatic sediments: Binding and release, bioavailability, risk assessment, and remediation. Can J Fish Aqauat Sci 55, 2221-2243. https://doi.org/10.1139/f98-145.

Choi M, Lee IS, Kim CS, Kim HC and Hwang DW. 2015a. Distributions of organic matter and trace metals in surface sediments around a Manila clam *Ruditapes phillippinarum* farming area in Gomso Bay, Korea. Korean J Fish Aqua Sci 48, 555-563. https://doi.org/10.5657/KFAS.2015.0555.

Choi M, Lee IS, Kim HC and Hwang DW. 2015b. Distributions and contamination status of trace metals in surface sediments of shellfish farming areas in Yeoja and Gangjin Bays, Korea. Korean J Fish Aqua Sci 48, 789-797. https://doi.org/10.5657/kfas.2015.0789.

Gao X, Zhou F and Chen CTZ. 2014. Pollution status of the Bohai Sea: An overview of the environmental quality assessment related trace metals. Environ Int 62, 12-30. https://doi.org/10.1016/j.envint.2013.09.019.

Gao Y, Wang R, Li Y, Ding X, Jiang Y, Feng J and Zhu L. 2021. Trophic transfer of heavy metals in the marine food web based on tissue residuals. Sci Total Environ 772, 145064. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145064.

Hakanson L. 1980. An ecological risk index for aquatic pollution control: A sedimentological approach. Water Res 14, 975-1001. https://doi.org/10.1016/0043-1354(80)90143-8.

Han H, Pan D, Zhang S, Wang C, Hu X, Wang Y and Pan F. 2018. Simultaneous speciation analysis of trace heavy metals (Cu, Pb, Cd, and Zn) in seawater from Sishili Bay, North Yellow Sea, China. Bull Environ Contam Toxicol 101, 486-493. https://doi.org/10.1007/s00128-018-2431-4.

Hwang DW, Choi M, Lee IS, Shim KB and Kim TH. 2017. Concentrations of trace metals in tissues of *Chionoecetes* crabs (*Chionoecetes japonicus* and *Chionoecetes opilio*) caught from the East/Japan Sea waters and potential risk assessment. Environ Sci Pollut Res 24, 11309-11318. https://doi.org/10.1007/s11356-017-8769-z.

Hwang DW, Choi M, Lim JH, Lee IS, Lee G and Na S. 2023. Trace metal distribution and ecological risk assessment in marine sediments from the Southeast coastal areas of Korea. Korean J Fish Aquat Sci 56, 438-448. https://doi.org/10.5657/KFAS.2023.0438.

Hwang DW, Kim PJ, Jeon SB and Koh BS. 2013a. Geochemical characteristics of intertidal sediment in the semi-enclosed bays of the Southern region of Jeollanam Province. Korean J Fish Aquat Sci 46, 638-648. https://doi.org/10.5657/kfas.2013.0638.

Hwang DW, Kim PJ, Jung RH and Yoon SP. 2013b. Distributions of organic matter and trace metals in intertidal surface sediment from the Mokpo-Haenam coast. Korean J Fish Aquat Sci 46, 454-466. https://doi.org/10.5657/kfas.2013.0454.

Hwang DW, Kim SG, Choi M, Lee IS, Kim SS and Choi HG. 2016. Monitoring of trace metals in coastal sediments around Korean Peninsula. Mar Pollut Bull 102, 230-239. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.09.045.

Hwang DW, Hwang HJ, Lee G, Kim SY, Park SH and Yoon SP. 2021. Organic matter and heavy metals pollution assessment of surface sediment from a fish farming area in Tongyoung-Geoje coast of Korea. J Korean Soc Mar Environ Saf 27, 510-520. https://doi.org/10.7837/kosomes.2021.27.4.510.

Hwang DW, Lee IS, Choi M and Choi HG. 2014a. Distribution and pollution assessment of organic matter and trace metals in surface sediment around Ulsan Harbor. J Korean Soc Environ Anal 17, 146-160.

Hwang DW, Lee IS, Choi M and Choi HG. 2014b. Distribution of organic matter and trace metals in sediment around tidal-flat oyster *Crassostrea gigas* farming area on the Taean Peninsula, Korea. Korean J Fish Aquat Sci 47, 1014-1025. http://dx.doi.org/10.5657/kfas.2014.1014.

Hwang DW, Lee IS, Choi M, Kim CS and Kim HC. 2015. Evaluation of pollution level for organic matter and trace metals in sediments around Taehwa River Estuary, Ulsan. Korean J Fish Aquat Sci 48, 542-554. https://doi.org/10.5657/KFAS.2015.0542.

Hwang DW, Lee IS, Choi M, Kim SY and Choi HG. 2013c. Evaluation of organic matter and trace metals in surface sediments around the Geum River estuary using sediment quality guidelines. Korean J Fish Aquat Sci 46, 930-940. https://doi.org/10.5657/kfas.2013.0930.

Hwang H, Hwang DW, Lee G, Kim HC and Kwon JN. 2018. Distributions of organic matter and heavy metals in the surface sediment of Jaran Bay, Korea. J Korean Soc Mar Environ Saf 24, 78-91. https://doi.org/10.7837/ko-

somes.2018.24.1.078.

Jeong H, Ra K and Won JH. 2021. A nationwide survey of trace metals and Zn isotopic signitures in mussels (*Mytilus edulis*) and oysters (*Crassostrea gigas*) from the coast of South Korea. Mar Pollut Bull 173, 113061. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.113061.

Jonathan MP, Munoz-Sevilla NP, Gongora-Gomez AM, Varela RGL, Sujitha SB, Escobedo-Urias DC, Rodriguez-Espinosa PF and Villegas LEC. 2017. Bioaccumulation of trace metals in farmed Pacific oyster *Crassostrea gigas* from SW Gulf of California coast, Mexico. Chemosphere 187, 311-319. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.08.098.

Kim KT, Kim ES, Cho SR, Chung KH and Park JK. 2005. Distribution and pollution of heavy metals in the environmental samples of the Lake Shihwa. J Korean Soc Mar Environ Eng 8, 148-157.

Kim KT, Ra K, Kim J.K, Kim ES, Kim CK and Shim WJ. 2015. Distribution of dissolved heavy metals in surface sewaters around a shipyard in Gohyun Bay, Korea. J Korean Soc Mar Environ Energy 18, 36-44. https://doi.org/10.7846/JKOSMEE.2015.18.1.36.

Kim PJ, Shon SG, Park SY and Kim SS. 2012. Biogeochemistry of metal and nonmetal elements in the surface sediment of the Gamak Bay. J Korean Soc Mar Environ Saf 18, 67-83. https://doi.org/10.7837/kosomes.2012.18.2.067.

Koo JH, Lee G, Hwang H, Kim JB, Kim SS and Hwang DW. 2019. Distribution of organic matter and heavy metals in the surface sediments from fishery resources protection areas in the southwestern coast of Korea. J Korean Soc Mar Environ Saf 25, 666-677. https://doi.org/10.7837/kosomes.2019.25.6.666.

Lee M, Bae W, Chung J, Jung HS and Shim H. 2008. Seasonal and spatial characteristics of seawater and sediment at Youngil bay, Southeast Coast of Korea. Mar Pollut Bull 57, 325-334. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2008.04.038.

Liu R, Jiang W,Li F, Pan Y, Wang C and Tian H. 2021. Occurrence, partition, and risk of seven heavy metals in sediments, seawater, and organisms from the eastern sea area of Shandong Peninsula, Yellow Sea, China. J Environ Manage 279, 111771. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111771.

Liu Y, Kuang W, Xu J, Chen J, Sun X, Lin C and Lin H. 2022. Distribution, source and risk assessment of heavy metals in the seawater, sediments, and organisms of the Daya Bay, China. Mar Pollut Bull 174, 113297. http://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.113297.

MOF (Ministry of Oceans and Fisheries). 2018. Quality Guidelines for Marine Environment in Korea. Notification No. 2018-10, MOF, Sejong, Korea, 1-10.

Morillo J, Usero J and Gracia I. 2004. Heavy metal distribution in marine sediments from the southwest coast of Spain. Chemosphere 55, 431-442. https://doi.org/10.1016/J.Chemosphere.2003.10.047.

NIFS (National Institute of Fisheries Science). 2023. Operational Guidelines for Integrated Monitoring of Aquaculture Environments. NIFS, Busan, Korea, 1-64.

Pan J, Pan J and Wang M. 2014. Trace element distribution and ecological risk assessment of seawater and sediments from Dingzi Bay, Shandong Peninsula, North China. Mar Pollut Bull 89, 427-434. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.10.022.

Rahman, MM, Asaduzzaman M and Maidu R. 2013. Consumption of arsenic and other elements from vegetables and drinking water from an arsenic-contaminated area of Bangladesh. J Hazard Mater 262, 1056-1063. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2012.06.045.

Ra K, Kim ES, Kim KT, Kim JK, Lee JM and Choi JY. 2013. Assessment of heavy metal contamination and its ecological risk in the surface sediments along the coast of Korea. J Coast Res 65, 105-110. https://doi.org/10.2112/SI65-019.1.

Sheykhi V and Moore F. 2013. Evaluation of potentially toxic metals pollution in the sediments of the Kor River, southwest Iran. Environ Monit Assess 185, 3219-3232. https://doi.org/10.1007/s10661-012-2785-8.

Soto-Jimenez M, Paez-Ousna F and Moreles-Hernandez F. 2001. Selected trace metals in oysters (*Crassostrea iridescens*) and sediments from the discharge zone of the submarine sewage outfall in mazatlan bay (Southeast gulf of California): Chemical fractions and bioaccumulation factors. Environ Pollut 114, 357-370. https://doi.org/10.1016/S0269-7491(00)00239-6.

Sun CI, Lee YJ, An JH and Lee YW. 2014. Speciation and ecological risk assessment of trace metals in surface sediments of the Masan Bay. J Korean Soc Oceanogr 19, 155-163. https://doi.org/10.7850/jkso.2014.19.2.155.

Thomann RV, Mahony JD and Mueller R. 1995. Steady-state model of biota sediment accumulation factor for metals in two marine bivalves. Environ Toxicol Chem 14, 1989-1998. https://doi.org/10.1002/etc.5620141121.

Tomlinson DL, Wilson JG, Harris CR and Jeffrey DW. 1980. Problems in the assessment of heavy-metal levels in estuaries and the formation of a pollution index. Helgolander Meeresunters 33, 566-575. https://doi.org/10.1007/BF02414780.

Wang Y, Yang Z, Shen Z, Tang Z, Niu J and Gao F. 2011. Assessment of heavy metals in sediments from a typical catchment of the Yangtze River, China. Environ Monitor Assess 172, 407-417. https://doi.org/10.1007/s10661-010-1343-5.

Won JH, Lee YW, Park MO and Sun CI. 2020. Characteristics of seawater quality and surface sediments around Youngheung Island in Gyeonggi Bay, the Western coast of Korea. J Korean Soc Environ Energy 23, 246-257. https://doi.org/10.7846/JKOSMEE.2020.23.4.246.

Woo JS, Lee HJ, Park JK, Park KK, Cho DJ, Jang DJ, Park SJ, Choi MS and Yoo JK. 2019. Background concentration and

contamination assessment of heavy metals in Korean coastal sediments. J Korean Soc Oceanogr 24, 64-78. https://doi.org/10.7850/jkso.2019.24.1.064.

Yab CK and Al-Mutairi KA. 2022. Copper and zinc levels in commercial marine fish from Setiu, East coasta of Peninсular Malaysia. Toxics 10, 649. https://doi.org/10.3390/toxics10020052.

Zhang J, Peng D, Zhang P, Rong Y, Hu L, Zhao L and Chen C. 2022. Metal content and enrichment in bivalves within the drainage area of seawater used for a desulfuization process in Zhanjiang Bay, China. Water 14, 2532. https://doi.org/10.3390/w14162532.

Zhang W, Liu X, Cheng H, Zeng EY and Hu Y. 2012. Heavy metal pollution in sediments of a typical mariculture zone in South China. Mar Pollut Bull 64, 712-720. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2012.01.042.

Zhu Z, Xue J, Deng Y, Chen L and Liu J. 2016. Trace metal concentration in surface sediments of intertidal zone from Qinhuangdao, China, revealed by geochemical and magnetic approaches: Distribution, sources, and health risk assessment. Mar Pollut Bull 105, 422-429. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.01.046.

Zwolsman JJG, Van Eck B and Van Der Weijden CH. 1997. Geochemistry of dissolved trace metals (cadmium, copper, zinc) in the Scheldt estuary, southwestern Netherlands: Impact of seasonal variability. Geochim Cosmochim Acta 61, 1635-1652. https://doi.org/10.1016/S0016-7037(97)00029-X.