

제주도 해변 퇴적물의 유기물 및 미량금속 농도 분포와 오염도 평가

황동운* · 이가람 · 최민규 · 임재현

국립수산과학원 해양환경연구과

Distributions and Pollution Assessment of Organic Matter and Trace Metals in Beach Sediments along the Coast of Jeju Island, Korea

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

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

We measured the concentrations of organic matter (acid volatile sulfide, chemical oxygen demand, and ignition loss) and trace metals (As, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Pb, and Zn) in beach sediments of Jeju Island to evaluate organic matter and trace metal pollution in the environment. Organic matter concentrations were similar at each station and were lower than the sediment quality guidelines (SQGs). The trace metal concentrations differed significantly between stations and decreased in the following order: Fe>Mn>Zn>Cr>As>Cu>Pb>Cd>Hg. In particular the concentrations of As, Cd, and Zn in the study regions were significantly higher than those in Korean intertidal sediments. Based on the assessment results for trace metal pollution using SQGs, the enrichment factor, geoaccumulation index, and pollution load index, the beach sediments around Jeju Island were practically unpolluted with Cd, Cr, Cu, Hg, Mn, and Pb; moderately polluted with Zn; and strongly polluted with As. More intensive monitoring is required to determine the potential sources and understand the geochemical cycles of organic matter and trace metals in beach sediments around Jeju Island.

Keywords: Beach sediment, Trace metal, Organic matter, Pollution assessment, Jeju Island

서론

기후변화와 더불어 급격한 인간활동에 기인한 유기물 및 미량 금속과 같은 오염물질에 의한 연안오염은 해양생태계 뿐만 아니라 인간의 건강에 심각한 영향을 줄 수 있어 중요한 해양환경 문제 중 하나로 인식되어져 왔다. 1960년대 이후 연안을 따라 임해공업단지의 공장과 배후 도시, 하수·폐수처리시설, 해안도로 등과 같은 기반시설들이 건설되면서 인위적 기원의 오염물질들이 대기, 하천, 지하수는 물론 인위적으로 설치한 우수관, 배수관 등을 통해 지속적으로 연안으로 유입되고 있다(Hyun et al., 2007; Woo et al., 2007). 연안으로 유입된 오염물질들은 반응성이 높아 대부분은 연안에서 입자물질에 흡착되어 침강한 후 퇴적물에 축적된다(Fang and Hong, 1999; Ra et al., 2013b). 이후 퇴적물 내 산화·환원환경 변화로 퇴적물 중 공극수나 해수 증으로 용출되어 먹이사슬을 통해 상위 영양단계의

생물로 확대·농축되면서 최종적으로는 양식생물을 포함한 해양생물을 섭취하는 인간의 건강까지도 위협한다(Soares et al., 1999; Croteau et al., 2005; Lim et al., 2013; Ra et al., 2013a). 따라서, 연안 퇴적물 중 유기물 및 미량금속에 대한 평가는 해양환경의 오염상태를 진단하고 오염물질이 해양생태계에 미치는 영향을 예측하는 유용한 방법으로 인식되어져 왔다(Yuan et al., 2012; Ra et al., 2013b; Hwang et al., 2014a). 제주도는 화산섬(volcanic island)으로 현무암, 조면암과 같은 투수성이 높은 다공질의 암석으로 이루어져 있어 대부분의 하천이 건천을 형성하여 지표수를 통한 육상의 오염물질의 유입이 매우 제한적이다(Hwang et al., 2012; Kim and Kim, 2017). 대신, 해안을 따라 0-3 Ø 크기의 조립질 탄산염광물이나 화산암암편(rock fragment)으로 구성된 해변 퇴적물이 분포하고 있어 담지하수 혹은 염지하수가 조석이나 지하수위의 변동 등에 의해 연안으로 유출(submarine groundwater discharge)되면서 축산업에서

*Corresponding author: Tel: +82. 51. 720. 2540 Fax: +82. 51. 720. 2515

E-mail address: dwhwang@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.2025.0304>

Korean J Fish Aquat Sci 58(4), 304-318, August 2025

Received 27 May 2025; Revised 13 June 2025; Accepted 24 June 2025

저자 직위: 황동운(연구관), 이가람(연구원), 최민규(연구관), 임재현(연구사)

발생하는 가축분뇨, 농업활동에 사용되는 화학비료 등 육상의 영양염류나 오염물질들을 해양으로 공급하는 것으로 알려져 있다(Ji and Woo, 1995; Wang et al., 2005; Jeong et al., 2012; Kim et al., 2013).

이러한 지하수와 더불어 제주도 연안을 따라 넓게 분포하는 육상양식장 배출수 또한 육상의 영양염류나 오염물질들을 해양으로 운반하는 주된 공급원으로 인식되고 있다. 제주도의 육상수조식 양식장은 육상양식업의 지속적인 성장으로 2006년 225개소(수면적 $0.99 \times 10^6 \text{ m}^2$)에서 2024년 263개소(수면적 $1.24 \times 10^6 \text{ m}^2$)로 약 20% (수면적 기준 약 25%) 증가하였다(KOSIS, 2025). 이들 육상수조식 양식장은 침전지, 거름망, 경사스크린 등의 배출수처리시설을 설치하여 운영하고 있으나, 잔존사료, 어류의 대사활동으로 발생하는 유기물 등과 같은 오염물질이 완전히 제거되지 못하고 대부분의 연안으로 유입되는 것으로 보고되었다(Park, 2002).

최근에는 제주도 내 하수처리장 방류수가 육상의 오염물질들을 해양으로 운반하는 중요한 공급원 중의 하나로 부각되고 있다. 제주도의 인구수는 2010년 약 55만명에서 2024년 약 67만명으로 약 23% 증가하였고, 관광객 수도 2010년 약 758만명에서 2024년 약 1,377만명으로 약 80% 증가하였다(JEJU, 2025; JTA, 2025). 이러한 정주인구 및 생활인구에 의한 인간활동의 증가는 제주도 내 환경폐기물 뿐만 아니라 생활하수 발생량을 증가시켰고, 이로 인해 도내 하수처리장의 하루 처리용량을 초과함으로써 정화되지 않은 하수를 통해 오염물질들이 연안으로 유입되는 것으로 파악되고 있다(Kim et al., 2021; KOSIS, 2025).

제주도는 외해와 연결된 개방형의 연안으로 해수교환이 활발하여 지하수, 양식장 배출수, 하수처리장 방류수 등을 통해 유입된 육상의 영양염류나 오염물질들이 해양으로 유입된 후 외해로 빠져나갈 것으로 생각할 수 있다. 그러나, 최근 Cha and Moon (2020)이 제주도 주변해역의 해수순환 모델 및 입자의 궤적을 이용한 해수유동 특성을 조사한 결과, 강한 조류의 영향으로 해안선과 평행한 방향으로 왕복운동을 하면서 평균류에 의해 외해로 빠져나가기도 하지만, 일부는 제주도 연안을 따라 시계방향의 흐름을 보인다고 보고하였다. 이와 유사하게 표류부이를 이용하여 제주도 연안 육상양식장 배출수의 이동·확산 특성을 조사한 결과, 배출수가 외해로 확산하지 못하고 연안선과 평행하게 왕복운동을 하며 연안에 오랫동안 체류하는 것으로 나타났다(NIFS, 2019). 이로 인해 지하수, 양식장 배출수 및 하수처리장 방류수를 통해 육상으로부터 유입된 영양염류를 비롯한 각종 오염물질들이 연안에 축적됨으로서 부영양화 등 연안 환경오염을 가중시키는 것으로 나타났다(Hwang et al., 2005; JDI, 2008; NIFS, 2019).

지금까지 제주도에서 육상기원 오염물질에 의한 연안 환경문제는 많은 연구자들의 지속적인 관심의 대상이었으며, 주된 오염원과 그 기원, 주변해역 오염도 사이의 관계 등을 밝히기 위

하여 그동안 육상기원 오염물질의 공급원으로 알려져 있는 지하수 중의 영양염류를 포함한 유기물 및 미량금속 함량과 그 유입량(Hwang and Koh, 2012a; Jeong et al., 2012; Cho and Kim, 2017; Song, 2021), 양식장 배출수와 주변 해수 중 영양염류 및 유기물 농도분포 특성(Kim and Kim, 2017; KIOST, 2020; Kwon et al., 2022), 지하수 및 양식장 배출수가 연안 부영양화, 식물플랑크톤의 번성 및 녹조류 대번식 등 해양 생태계에 미치는 영향(Hwang et al., 2005; Koh et al., 2013; Kwon et al., 2017), 하수처리장 방류구 인근 해역 오염물질의 분포 특성(Ko, 2019; Kim et al., 2021) 등에 대한 많은 연구가 지속적으로 이루어져 왔다. 그러나, 육상기원 오염물질의 최종 종착지인 연안 퇴적물 중의 유기물 및 미량금속에 대한 연구는 전무하며, 현재의 오염상태를 파악할 수 있는 전반적인 연구가 필요한 실정이다.

따라서, 이 연구에서는 우리나라의 주요 연안역 중에 하나이지만 암반이나 사질 퇴적물이 주로 분포하여 다른 육상지역에 비해 상대적으로 퇴적물의 시료채취가 어려워 연구가 진행되지 않았던 제주도 주변 퇴적물 중 유기물 및 미량금속 오염도를 평가하기 위해 제주도 해안가를 따라 분포하고 있는 해빈 퇴적물의 유기물 및 미량금속 농도를 분석하고 다양한 지화학적 오염 평가 방법을 이용하여 그 오염도를 평가하였다.

재료 및 방법

연구해역

제주도는 한반도의 남서쪽에 위치한 총면적이 약 1,830 km², 해안선의 길이가 263 km인 우리나라에서 가장 큰 섬으로, 장축인 동서방향이 74 km, 단축인 남북방향은 약 32 km로 동북동-서남서 방향성을 가진 반타원체의 형태를 하고 있다(Booh et al., 2005; Youn and Kim, 2011). 섬의 중앙부에 순상화산(shield volcano)인 한라산(높이 약 1,950 m)이 위치하고 있으며, 산을 중심으로 동서사면은 약 3–5°의 기울기로 매우 완만하고, 남북사면은 약 5–8°의 기울기로 비교적 급하다(Kang et al., 2008).

지질은 아래에서부터 중생대 백악기말부터 신생대 제3기초의 기반암과 이를 부정합으로 피복한 시대미상의 미고결 퇴적층, 서귀포층 그리고 그 위로 신생대 제3기말 플라이오세 중기부터 제4기 플라이스토세 후기에 지속된 화산활동과 연관된 화산쇄설성 퇴적층과 화산분출암류가 연속적으로 나타나고, 지층의 내부에는 용암동굴, 파쇄대, 절리대 등과 같은 투수성의 지질 구조를 이루고 있다(Hamm et al., 2005; Won et al., 2006; Koh et al., 2007). 이로 인해 지역적인 특성상 해양성 기후의 영향을 받는 동시에 동북아시아 몬순기후의 영향으로 연평균 강수량이 1,900 mm 이상인 우리나라의 몇 안되는 다우지역이지만, 하천이 발달하지 않아 강우량이 많은 6–8월에 일시적으로 간헐천(intermittent stream)이 형성되어 지표수가 해양으로 유입

되며, 대부분의 경우는 지하로 스며들어 지하수를 형성하여 최종적으로 해저지하수 유출(submarine groundwater discharge)의 형태로 연안에 유입된다(Park et al., 1994; Oh et al., 2006; Hwang et al., 2012).

시료채취 및 분석

제주도 연안 해변 퇴적물 중 유기물과 미량금속 함량 및 오염 특성을 파악하기 위하여 2019년 8월 제주도 해안가를 따라 총 19개 해변의 퇴적물을 채취하였다(Fig. 1). 퇴적물은 하천이나 지하수의 영향을 받아 육상기인 오염물질의 영향을 받을 것으로 예상되는 각 해변의 사면대(swash zone) 부근에서 미리 산세척한 플라스틱 스푼을 이용하여 채취하였다. 채취 후 고밀도폴리에틸렌병(high density polyethylene bottle)에 담아 얼음 및 드라이아이스를 이용하여 저온상태로 실험실로 운반하여 퇴적물의 입도(grain size), 산휘발성황화물(acid volatile sulfide, AVS), 화학적산소요구량(chemical oxygen demand, COD), 강열감량(ignition loss, IL), 미량금속 9종[비소(As), 카드뮴(Cd), 크롬(Cr), 구리(Cu), 철(Fe), 수은(Hg), 망간(Mn), 납(Pb), 아연(Zn)]을 분석하였고, 미량금속 오염도 평가에 필요한 보정원소인 리튬(Li)도 함께 분석하였다. 퇴적물 중 입도, AVS, COD, IL은 해양환경공정시험기준(MOF, 2018a), 미량금속은 Lee et al. (2020)에서 제시한 방법과 유사한 다음의 방법으로 분석하였다.

입도는 습식 퇴적물 약 100 g에 10% 과산화수소(H_2O_2)와 0.1 N 염산(HCl)을 첨가하여 유기물과 탄산염($CaCO_3$)을 제거한 후 4 Ø (62.5 µm) 체를 이용하여 습식체질로 조립질과 세립질 입자로 구분하였다. 이후, 조립질 입자는 건식체질법으로, 세립질 입자는 1 L 메스실린더에 넣고 침강시켜 상등액을 제거한 후 약 80 mL를 남겨 자동입도분석기(Sedigraph III 5120; Micromeritics, Norcross, GA, USA)로 측정하였다. 측정된 결과를 바탕으로 1 Ø 간격으로 입자의 크기별 무게백분율을 구하여 자갈(gravel), 모래(sand), 실트(silt), 점토(clay)의 함량을 알아낸 후 Folk (1968)의 삼각다이아그램에 도시하여 퇴적물 유형

(sedimentary type)과 퇴적상(sedimentary face)을 파악하였고, Folk and Ward (1957)가 제시한 계산법으로 평균입도(mean grain size, Mz)를 산정하였다.

AVS는 습식 퇴적물 약 2 g을 황화수소 발생관에 넣고 황산(H_2SO_4)과 반응시켜 발생하는 황화수소를 검지관에 통과시켜 변색된 지점의 눈금을 측정하는 황검지관법, COD는 습식 퇴적물 약 1–2 g을 삼각플라스크에 넣고 0.1 N 과망간산칼륨($KMnO_4$)과 10% 수산화나트륨(NaOH)과 반응시켜 중탕한 후 10% 요오드화칼륨(KI)과 4% 아지드나트륨(NaN_3)을 넣어 최종적으로 0.1 N 티오황산나트륨($Na_2S_2O_3 \cdot H_2O$)으로 적정하는 회화시킨 후, 회화 전후의 무게차를 이용한 무게법으로 분석하였다.

미량금속은 습식 퇴적물 약 50 g을 $-80^\circ C$ 에서 동결건조한 후 분쇄기(Planetary Ball Mill, PM400; Retsch GmbH, Haan, Germany)로 분쇄하면서 균질화 하였다. 이후, 4 Ø (62.5 µm) 플라스틱 체로 세립한 입자만을 분리하여 Hg은 세립 퇴적물 0.1 g으로 전처리 과정없이 자동수은분석기(automatic mercury analyzer, DMA 80; Milestone, Balsamo Milan, Italy)로 분석하였다. 그 외 미량금속(As, Cd, Cr, Cu, Fe, Li, Mn, Pb, Zn)은 세립 퇴적물 약 0.5 g에 혼합산(HNO_3 :HF:HClO₄=2:2:1)을 첨가하여 $130^\circ C$ 에서 8–9시간 이상 가열하면서 퇴적물을 분해하였고, 퇴적물의 완전분해를 위해 이 과정을 2번 반복하였다. 그 다음에 2% 질산을 이용해 잔사가 남지 않을 때까지 완전히 녹여 여과지(Toyo 5C, 110 mm; Advantec, Tokyo, Japan)로 여과하여 100 mL 플라스크로 정용한 후 유도결합플라즈마 질량분석기(ICP-MS, ELAN DRC-e; Perkin Elmer, Shelton, WA, USA)로 측정하였다. 분석결과의 정확성 검증 및 신뢰성 확보를 위해 인증표준물질(certified reference material)을 시료와 함께 분석하였으며, 인증표준물질로는 캐나다 국가연구위원회 산하 연구소(National Research Council Canada)에서 제작한 MESS-3와 PACS-2 (marine sediment)를 사용하였다. 각 미량금속의 평균 회수율은 81–106% (As 99%, Cd 102%, Cr 81%, Cu 90%, Fe 96%, Hg 101%, Li 85%, Mn 100%, Pb 100%, Zn

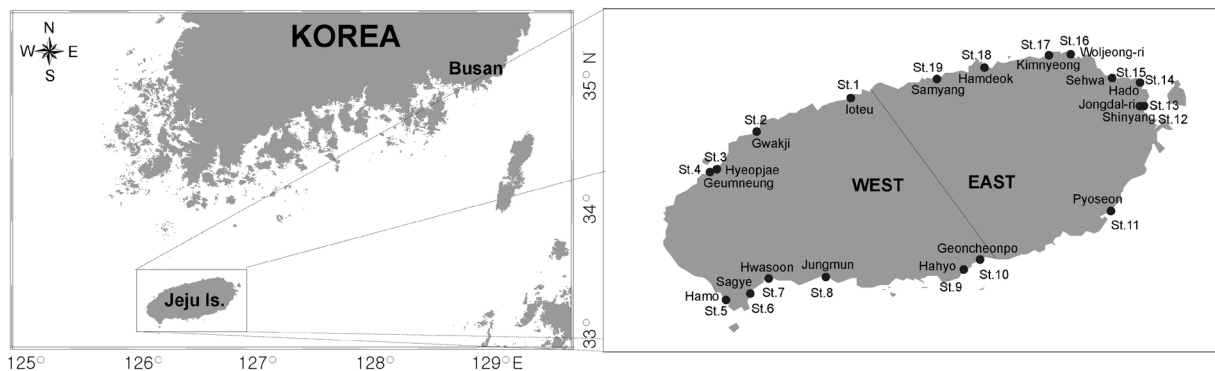


Fig. 1. A map showing the sampling sites for analyzing organic matter and trace metals in the beach sediment around Jeju Island.

106%) 범위였다.

미량금속 오염도 평가

해양에서 퇴적물 중의 미량금속 오염을 평가하는 방법은 생물학적 요인이 고려된 퇴적물 기준(sediment quality guidelines, SQGs)값과 비교하거나, 미량금속의 배경농도를 이용하여 산정한 오염지수(enrichment factor, EF; geoaccumulation index, I_{geo} ; pollution load index, PLI 등)로 오염도를 평가하는 지화학적 방법, 그리고 생물검정법(bioassay)을 이용하여 생물의 유해물질 이용도 및 영향을 평가하는 독성학적 기법 등 다양하다(Hwang et al., 2011; Woo et al., 2019). 제주도 주변 연안 해빈 퇴적물 중 미량금속 오염도를 평가하기 위하여 이 연구에서는 최근까지 국내외 연구자들(Sundaray et al., 2011; Ra et al., 2013b; Zhang and Gao, 2015; Zhu et al., 2016; Hwang et al., 2019, 2023)에 의해 자주 사용되어 온 SQGs, 농축계수(EF), 농집지수(I_{geo}), 오염부하량지수(PLI) 4가지 평가방법을 이용하였다.

SQGs을 이용한 평가는 국내 “해양환경 보전 및 활용에 관한 법률” 제13조에 의거 해양수산부에서 설정한 해저퇴적물의 미량금속에 대한 해양환경기준 중 이 연구에서 분석한 미량금속 7종(As, Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Zn)에 대한 주의기준(threshold effects levels, TEL) 값(MOF, 2018b)과 비교하여 퇴적물 내 미량금속 오염도를 평가하였다.

EF는 지각과 연구해역의 퇴적물 내 보정원소(Al, Fe, Li 등)에 대한 각 미량금속의 농도비 값을 이용하여 지각에 대한 퇴적물 중 미량금속의 농축정도를 알아보는 방법으로(Sinex and Helz, 1981; Hwang et al., 2015), 이 연구에서는 Fe를 보정원소로 하여 다음의 방정식(1)로부터 EF 값을 계산하여 평가하였다.

$$EF = \frac{(Me/Fe)_{Sample}}{(Me/Fe)_{Crust}} \dots\dots\dots (1)$$

여기서, $(Me/Fe)_{Sample}$ 는 연구해역의 퇴적물 중 Fe에 대한 각 미량금속의 농도비를 의미하고, $(Me/Fe)_{Crust}$ 는 지각 중 Fe에 대한 각 미량금속의 농도비를 의미한다.

I_{geo} 는 연구해역의 퇴적물 중 미량금속의 농도와 각 미량금속의 배경농도를 이용하여 미량금속별 오염을 평가하는 방법으로 Müller (1979)에 의해 제시된 다음의 방정식(2)로부터 I_{geo} 값을 계산하여 평가하였다.

$$I_{geo} = \log_2 \left(\frac{C_m}{B_m \times 1.5} \right) \dots\dots\dots (2)$$

여기서, C_m 은 연구해역의 퇴적물 중 각 미량금속의 농도, B_m 은 각 미량금속의 배경농도(background or reference concentration), 1.5는 퇴적물의 기원 혹은 지질학적 변동 등 자연적인 요인이나 작은 인위적인 영향에 의해 발생하는 배경농도의 불확실성을 보정하기 위한 상수를 나타낸다.

PLI는 연구해역의 퇴적물 중 미량금속 농도와 각 미량금속의 배경농도를 이용하여 분석한 미량금속의 오염도를 종합적으로 평가하는 방법으로 Tomlinson et al. (1980)에 의해 제시된 다음의 방정식 (3)으로 계산할 수 있다.

$$PLI = \sqrt[n]{CF_1 \times CF_2 \times CF_3 \times \dots \times CF_n} \dots\dots\dots (3)$$

여기서 CF ($=C_m/B_m$)는 각 미량금속의 배경농도(B_m)에 대한 연구해역내 퇴적물 중 미량금속의 농도(C_m)비, n은 분석한 미량금속의 총 개수를 의미한다. 이 연구에서는 분석한 미량금속 중 지각에 풍부하게 존재하고 보존적 특성을 가지고 있는 Fe과 Li, 퇴적물의 산화/환원 상태에 따라 농도가 크게 변화하는 Mn을 제외한 7개 원소(As, Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Zn)에 대하여 다음의 방정식(4)로부터 PLI를 계산하였다.

$$PLI = \sqrt[7]{CF_{As} \times CF_{Cd} \times CF_{Cr} \times CF_{Cu} \times CF_{Hg} \times CF_{Pb} \times CF_{Zn}} \dots\dots\dots (4)$$

한편, 지각 중 미량금속 농도와 미량금속의 배경농도는 일반적으로 연구해역 주변에 오염되지 않은 해역의 퇴적물 중 미량금속 농도를 이용하거나 혹은 셰일(continental shale)이나 전 세계 지각 중 미량금속의 평균농도를 사용해 왔다(Feng et al., 2011; Zhang and Gao, 2015). 이 연구에서 연구해역의 퇴적물 중 미량금속 오염평가를 위한 EF, I_{geo} , PLI 계산에 필요한 지각 중 미량금속 농도와 각 미량금속의 자연적인 배경농도는 국내외 많은 연구자들(Zhang et al., 2009; Chakraborty et al., 2014; Hwang et al., 2019)이 널리 이용하고 있는 Taylor (1964)와 Taylor and McLennan (1995)이 보고한 전 세계 연안 대륙붕 퇴적물 내 미량금속의 평균농도(As 1.5 mg/kg, Cd 0.098 mg/kg, Cr 35 mg/kg, Cu 25 mg/kg, Fe 3.5%, Hg 0.08 mg/kg, Mn 600 mg/kg, Pb 20 mg/kg, Zn 71 mg/kg)를 이용하였다.

결과 및 고찰

퇴적물의 조성 및 입도

제주도 연안 해빈 퇴적물의 퇴적환경 특성을 살펴보기 위하여 입도분석을 실시한 결과, 자갈, 모래, 실트+점토의 함량은 각각 0.0–23.4% (평균 $3.4 \pm 6.9\%$), 75.9–100% (평균 $93.7 \pm 6.7\%$), 0.0–6.8% (평균 $2.9 \pm 2.0\%$) 범위였다(Table 1). 모든 정점에서 75.0% 이상의 높은 모래 함량을 나타내었고, 일부 정점(Sts. 4 and 13)에서는 20.0% 이상의 높은 자갈 함량이 보이기도 하였다. 각 정점별 자갈, 모래, 실트+점토 함량을 바탕으로 Folk (1968)가 제시한 삼각좌표에 도시한 결과, 연구해역 내 퇴적물은 사(sand, S), 역질사(gravelly sand, gS), 약역질사[slightly gravelly sand, (g)S)]의 총 3개의 퇴적물 유형으로 분류되었다(Fig. 2). S 퇴적물이 전체 퇴적물의 50% 이상으로 제주도 서부 연안은 gS 혹은 (g)S, 동부연안은 S 퇴적물이 우세하게 분포하

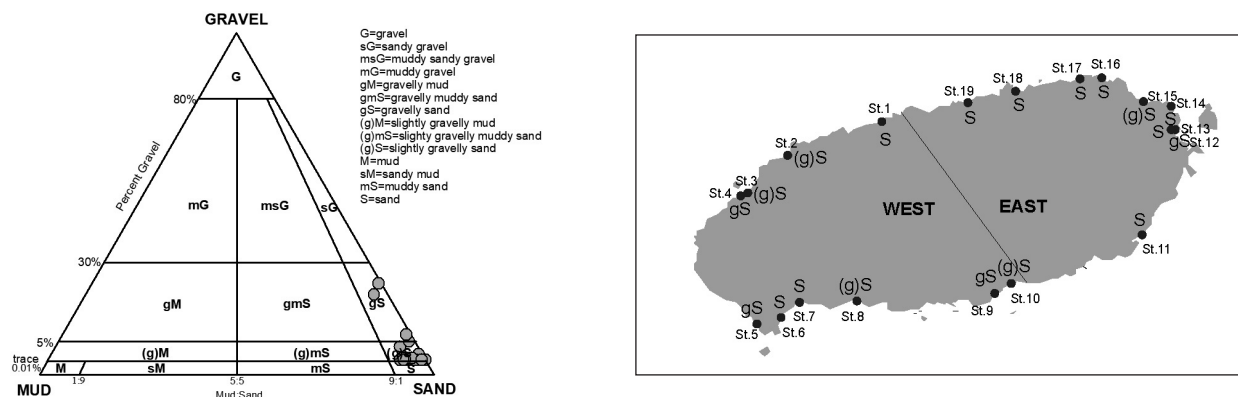


Fig. 2. The ternary diagram and the spatial distribution of the major sedimentary types for the beach sediment around Jeju Island.

Table 1. Results of sediment texture, mean grain size (Mz), sediment type, and the concentrations of acid volatile sulfide (AVS), chemical oxygen demand (COD), ignition loss (IL) and trace metal (As, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Li, Mn, Pb, and Zn) with each station in the beach sediments around Jeju Island

Station No.	Sediment texture (%)			Mz (Ø)	Sediment type* (Folk, 1986)	AVS (mgS/g)	COD (mgO ₂ /g)	IL (%)	Fe (%)	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Li	Mn	Pb	Zn
	Gravel	Sand	Silt+Clay							(mg/kg)								
1	0.0	99.7	0.3	1.50	S	0.000	9.8	2.68	3.08	8.2	0.08	30	9.6	0.004	8.8	425	5.06	117
2	4.1	91.2	4.7	-0.04	(g)S	0.000	9.7	2.34	0.28	4.7	0.09	5	0.7	0.001	1.9	39	1.06	7
3	0.6	93.7	5.7	1.10	(g)S	0.000	10.5	3.37	0.29	5.2	0.15	9	1.2	0.002	2.3	53	2.88	8
4	20.0	76.4	3.6	-0.04	gS	0.000	10.1	3.00	1.22	5.3	0.08	40	3.7	0.001	2.0	163	2.71	39
5	5.6	92.8	1.5	1.04	gS	0.000	10.9	2.73	3.16	12.7	0.07	63	9.8	0.002	10.4	384	8.62	99
6	0.0	97.7	2.3	0.27	S	NA**	NA	NA	3.67	9.5	0.09	54	14.4	0.002	7.7	438	3.24	120
7	0.0	97.1	2.9	1.33	S	0.000	10.4	2.32	5.00	29.1	0.06	74	11.7	0.012	16.7	481	6.03	155
8	0.2	97.4	2.4	0.19	(g)S	0.000	9.5	2.24	1.90	13.4	0.06	22	4.5	0.005	4.4	272	2.00	60
9	7.9	91.0	1.1	-0.13	gS	NA	NA	NA	7.05	4.2	0.07	64	26.6	0.011	6.7	1,047	3.42	285
10	1.7	97.3	1.0	-0.20	(g)S	0.000	10.8	2.17	7.86	3.6	0.09	26	22.2	0.018	8.7	1,213	4.75	280
11	0.0	96.4	3.6	2.04	S	0.000	9.6	2.08	1.70	6.2	0.11	52	4.8	0.009	4.7	225	3.30	49
12	0.0	93.2	6.8	1.78	S	0.000	10.0	2.62	1.68	8.4	0.15	70	4.5	0.006	4.6	212	3.03	41
13	23.4	75.9	0.7	-0.38	gS	0.000	10.9	2.18	6.45	13.1	0.10	225	28.0	0.008	9.1	861	3.23	223
14	0.0	97.2	2.8	1.85	S	0.000	11.3	2.53	1.75	15.2	0.15	60	3.9	0.006	6.7	169	4.24	42
15	0.6	96.0	3.3	1.30	(g)S	0.000	9.9	2.82	0.78	6.2	0.13	34	1.7	0.008	3.5	104	3.09	18
16	0.0	94.6	5.4	1.57	S	0.000	10.6	2.36	0.28	4.9	0.15	13	0.8	0.008	2.7	58	3.01	8
17	0.0	94.2	5.8	1.87	S	0.004	10.1	2.07	0.29	4.2	0.16	12	0.8	0.003	2.9	53	3.40	9
18	0.0	100.0	0.0	1.62	S	0.002	10.0	2.42	0.69	5.9	0.14	13	1.8	0.002	3.6	114	3.80	22
19	0.0	99.0	1.0	1.82	S	0.000	10.0	2.52	4.87	16.2	0.06	29	14.7	0.046	15.8	580	8.69	206
Min	0.0	75.9	0.0	-0.38		0.000	9.5	2.07	0.28	3.6	0.06	5	0.7	0.001	1.9	39	1.06	7
Max	23.4	100.0	6.8	2.04		0.004	11.3	3.37	7.86	29.1	0.16	225	28.0	0.046	16.7	1,213	8.69	285
Average	3.4	93.7	2.9	0.97		0.000	10.3	2.50	2.74	9.3	0.11	47	8.7	0.008	6.5	363	3.98	94
SD	6.9	6.7	2.0	0.85		0.001	0.5	0.35	2.45	6.3	0.04	48	8.8	0.010	4.3	346	1.97	93

*S, Sand; (g)S, slightly gravelly sand; gS, gravelly sand. **NA, Not analyzed.

였다(Fig. 2). 또한, 퇴적물의 조직특성을 보았을 때 연구해역은 S인 한 개의 퇴적상으로 구분되었다. 이러한 결과는 이전에

Hwang et al. (2012)이 제주도 연안 사질 조건대 퇴적물에서 보고한 퇴적물의 분포와 유사하며, 다른 대륙 연안해역과 달리 세

립한 퇴적물을 공급할 하천이 발달되어 있지 않고 외해에 노출되어 조석이나 파랑과 같은 수리역학적 에너지의 영향을 많이 받는 개방형의 해안 특성을 가진 제주도의 연안 퇴적환경 특성 때문인 것으로 생각된다.

퇴적물의 Mz는 $-0.38\sim 2.04\ \phi$ (평균 $0.97\pm 0.85\ \phi$) 범위로, 왕모래(granule)에서부터 중립사(medium sand)까지 다양하였으며, 자갈 함량이 나타났던 일부 정점들을 제외하면 대부분이 $1.0\sim 2.0\ \phi$ 인 조립사(coarse sand)와 중립사(medium sand) 사이였다. 이는 이전에 Ji and Woo (1995)가 제주도 연안 해변 퇴적물의 조성을 조사한 결과, Mz가 주로 $0.4\sim 2.4\ \phi$ 범위에 분포한다는 이전의 연구결과와 아주 잘 일치하였다.

퇴적물의 유기물 함량 및 분포 특성

해양에서 유기물은 그 기원에 따라 육상으로부터 하천이나 대기를 통해 유입되는 외래성 기원과 해양에서 동·식물플랑크톤, 해조류 등 해양생물에 의해 자체적으로 발생하는 자생성 기원으로 구분할 수 있다(Yoon, 2003; Hwang et al., 2013). 앞서 서론에서 설명하였듯이, 제주도는 문순계절풍의 영향으로 여름철에 일시적으로 담수를 해양으로 유출하는 간헐천들이 있으나 대부분의 계절에는 건천으로 하천을 통한 유기물 유입의 영향을 받지 않지만, 해안가를 따라 유출되는 높은 영양염류 농도를 가진 지하수나 육상양식장 배출수 등의 영향으로 외래성 기원의 유기물 유입 가능성이 매우 높다(Hwang et al., 2005; 2012). 따라서, 이 연구에서는 연구해역의 해변 퇴적물 중 유기물 함량 및 오염지표인 AVS, COD, IL의 농도를 살펴보았다.

퇴적물 중 AVS는 $0.000\sim 0.004\ \text{mgS/g dry}$ (평균 $0.000\pm 0.001\ \text{mgS/g dry}$) 범위로 거의 모든 정점에서 검출되지 않았으며, 제주도 북서부 해역의 일부 정점들(Sts.17 and 18)에서도 아주 낮은 농도로 검출되었다(Table 1, Fig. 3). 유사한 결과가 Hwang et al. (2012)에 의해 제주도 연안 사질 조간대 퇴적물에서도 보고된 바 있다. 이는 연구해역의 퇴적상이 조립질인 S 퇴적물로

구성되어 있고 조석이나 파도 등에 의해 해수-퇴적물 경계면에서 해수 순환이 활발하여 산화환경의 형성으로 인해 퇴적물 중 황산염 환원세균에 의한 황화물 생성이 이루어지지 않았기 때문인 것으로 생각된다. 이전에 Hwang et al. (2008)은 우리나라 연안 사질 조간대 퇴적물에서 조석과 파도 등과 같은 물리적 에너지에 의해 퇴적물 상부 20 cm까지 공극수와 해수 사이에 활발한 물질교환이 이루어진다고 보고하였다. 지금까지 한국의 서해연안 조간대에서 조사된 퇴적물 중의 AVS 농도와 비교하였을 때, 연구해역보다 세립질의 퇴적물로 구성된 변산반도(Jung et al., 2010), 영광-무안 연안(Hwang et al., 2010), 태안 연안(Hwang et al., 2014b)의 퇴적물 중 AVS 농도와 비슷하고, 새만금 안쪽(Kim et al., 2003)이나 함평만(Hwang and Koh, 2012b), 압해도(Hwang et al., 2011), 신안 도서지역(Hwang and Kim, 2011), 목포-해남 연안(Hwang et al., 2013)보다 상당히 낮은 농도였다(Table 2).

퇴적물 중 COD 농도와 IL 함량은 각각 $9.5\sim 11.3\ \text{mgO}_2/\text{g dry}$ (평균 $10.3\pm 0.5\ \text{mgO}_2/\text{g dry}$)와 $2.07\sim 3.37\%$ (평균 $2.50\pm 0.35\%$) 범위로, AVS와 마찬가지로 공간적으로 제주도 전 연안에 걸쳐 큰 차이를 보이지 않았다(Table 1, Fig. 3). 이는 연구해역 퇴적물의 Mz가 비슷한 조립질의 S 퇴적물로 이루어져 있어 비슷한 유기물 농도를 보이는 것으로 생각된다. 일반적으로 퇴적물 중 유기물 농도는 입도와 밀접한 상관성이 있으며 조립질 퇴적물 보다는 표면적이 큰 세립질 퇴적물에서 높은 농도를 보인다. 지금까지 한국의 서해연안 조간대에서 조사된 퇴적물 중의 COD 농도 및 IL 함량과 비교하였을 때, IL 함량은 연구해역보다 세립질의 퇴적물로 구성된 함평만(Hwang and Koh, 2012b), 압해도(Hwang et al., 2011), 신안 도서지역(Hwang and Kim, 2011), 목포-해남 연안(Hwang et al., 2013)보다는 낮고, 변산반도(Jung et al., 2010), 영광-무안 연안(Hwang et al., 2010), 태안연안(Hwang et al., 2014b)의 퇴적물 중 IL 함량과 비슷하거나 약간 높았다(Table 2). 하

Table 2. Comparison of the average concentrations of acid volatile sulfide (AVS), chemical oxygen demand (COD), and ignition loss (IL) between beach sediment of Jeju Island and intertidal sediment of Korean coasts

Study region	Sampling zone	Mz (ϕ)	AVS (mgS/g)	COD (mgO ₂ /g)	IL (%)	Reference
Saemanguem (inner part)	Intertidal zone	-	0.75	3.5	2.2	Kim et al. (2003)
Byeonsan peninsula	Intertidal zone	2.8	ND*	3.9	1.4	Jung et al. (2010)
Yeonggwang-Muan coast	Intertidal zone	5.5	ND	8.5	2.9	Hwang et al. (2010)
Hampyeong Bay	Intertidal zone	5.6	0.01	8.1	4.5	Hwang and Koh (2012b)
Aphae island	Intertidal zone	6.9	0.04	7.4	3.9	Hwang et al. (2011)
Coastal islands of Shinan	Intertidal zone	5.3	0.05	5.8	3.2	Hwang and Kim (2011)
Mokpo-Haenam coast	Intertidal zone	6.7	0.03	11.9	5.4	Hwang et al. (2013)
Taeon coast	Intertidal zone	3.1	ND	0.5	1.2	Hwang et al. (2014b)
Jeju Island	Intertidal zone	1.7	ND	2.1	3.9	Hwang et al. (2012)
Jeju Island	Swash zone	1.0	0.00	10.3	2.5	This study

*ND, Not detected.

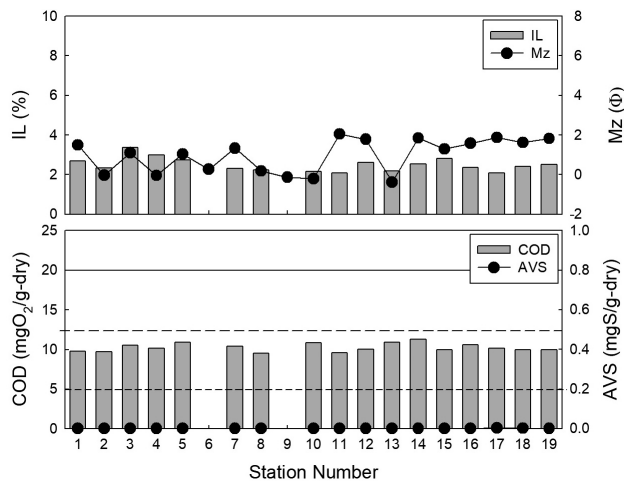


Fig. 3. The results of mean grain size (Mz), acid volatile sulfide (AVS), chemical oxygen demand (COD), and ignition loss (IL) in the beach sediment with each station around Jeju Island. The solid and dotted lines represent the sediment quality guidelines for COD and AVS, respectively.

지만, COD 농도는 목포-해남 연안(Hwang et al., 2013)을 제외하면, 서해연안 조간대 퇴적물 보다 상당히 높고, 특히, 이전에 Hwang et al. (2012)이 제주도 연안 사질 조간대 퇴적물에서 보고한 농도보다도 약 5배 정도 높은 농도였다(Table 2). 최근, 제주특별자치도에서 발표한 제주도 내 연안해역으로 직접 방류하는 공공하수처리시설과 육상양식시설의 방류량 및 오염 부하량(COD 기준) 자료를 살펴보면, 공공하수처리시설은 각각 $0.25 \times 10^6 \text{ m}^3/\text{day}$ 과 $1,856 \text{ kg/day}$, 육상양식시설은 각각 $19.7 \times 10^6 \text{ m}^3/\text{day}$ 과 $6,442 \text{ kg/day}$ 이고, 특히, 양식장 배출수의 경우 유입수 보다 2배이상 높은 COD 농도를 보인다고 하였다(JSSGP, 2023). 또한, Kim and Kim (2017)이 제주도 북동해역의 양식장 주변 해수 중 용존유기물의 분포와 기원을 조사한 결과, 양식장 배출수에 의한 유기물 공급량은 적지만, 난분해성 유기물이 공급되고 있음을 보고하였다. 게다가, 서론에서 설명하였듯이 제주도의 지역적인 특성상 해안가를 따라 유출되는 지하수 또한 제주도 연안 유기물의 주된 공급원 중에 하나일 수 있다. 따라서, 이러한 연구해역의 퇴적물 중 높은 COD 농도는 투수성이 높은 사질로 이루어져 해역 자체에서 생성된 자생기원의 생분해성 유기물 함량이 매우 낮은 반면 최근 제주도 연안으로 유입된 양식장 배출수나 하수처리장 방류수, 생활하수 등에 의해 오염된 지하수와 같은 외래기원의 난분해성 유기물 유입이 증가하였기 때문인 것으로 생각된다. 각 연안마다 이들 오염원들의 영향을 차이가 있기 때문에 연안별 유기물 오염 원인 규명을 위해서 앞으로 제주도 연안 해역에서 해수와 퇴적물 중 TOC, TN, 안정동위원소(^{13}C , ^{15}N) 등 유기물 기원을 밝힐 수 있는 여러 인자들에 대한 과학적이고 종합적인 연구가 요구된다.

한편, AVS와 COD는 퇴적물 내 유기물 오염 및 퇴적물의 건

강도를 평가하는 중요한 지표로 널리 이용되어 왔다(Hyun et al., 2003; Hwang et al., 2013). 국내에서는 “어장관리법” 제11조에 따른 수산생물 서식 어장환경기준(MOF, 2017)에 AVS에 대한 기준값으로 0.5 mgS/g-dry 가 제시되어져 있으며, 이 기준은 같은 정점에서 채취한 2월과 8월 퇴적물 중 AVS 농도의 평균값을 이용하여 기준값과 비교하도록 하고 있다. 하지만, 이 연구에서는 2월 조사가 이루어지지 않아 8월 조사 결과만으로 오염도를 평가하였다. 또한, 일본에서는 저서생물에 영향을 주는 기준 값으로 AVS와 COD 농도를 각각 0.2 mgS/g-dry 와 $20 \text{ mgO}_2/\text{g-dry}$ 로 설정하고 있다(Yokoyama, 2000). 이들 기준을 적용하여 연구해역내 퇴적물 중 유기물 오염도를 평가한 결과, AVS와 COD 모두 기준 미만이었으며(Fig. 3), 따라서 연구해역은 저서생물에 영향을 줄 만큼 유기물 오염이 심각하지 않은 것으로 생각된다.

퇴적물의 미량금속 농도 및 분포 특성

제주도 연안 해변 퇴적물 중 각 미량금속의 농도는 As $3.6\text{--}29.1 \text{ mg/kg}$ (평균 $9.3 \pm 6.3 \text{ mg/kg}$), Cd $0.06\text{--}0.16 \text{ mg/kg}$ (평균 $0.11 \pm 0.04 \text{ mg/kg}$), Cr $5\text{--}225 \text{ mg/kg}$ (평균 $47 \pm 48 \text{ mg/kg}$), Cu $0.7\text{--}28.0 \text{ mg/kg}$ (평균 $8.7 \pm 8.8 \text{ mg/kg}$), Fe $0.28\text{--}7.86\%$ (평균 $2.74 \pm 2.45\%$), Hg $0.001\text{--}0.046 \text{ mg/kg}$ (평균 $0.008 \pm 0.010 \text{ mg/kg}$), Mn $39\text{--}1,213 \text{ mg/kg}$ (평균 $363 \pm 346 \text{ mg/kg}$), Pb $1.06\text{--}8.69 \text{ mg/kg}$ (평균 $3.98 \pm 1.97 \text{ mg/kg}$), Zn $7\text{--}285 \text{ mg/kg}$ (평균 $94 \pm 93 \text{ mg/kg}$) 범위였다(Table 1). 공간적으로 각 정점간에 큰 농도차이를 나타내었고, Cu, Fe, Mn, Zn이 유사한 공간적 분포를 보이며 제주도 북쪽과 남서쪽 연안에서 높은 농도를 보였다. 그 외 As, Cr, Pb는 제주도 북동쪽과 남서쪽 연안, Cd는 북서쪽 연안, Hg는 제주도 남쪽과 북쪽 연안에서 높은 농도를 나타내었다(Fig. 4). 또한, 제주도는 한라산을 중심으로 서부는 투수성이 높은 현무암질 암석 아래에 화산활동으로 형성된 고결 또는 반고결 퇴적암으로 구성된 서귀포층이 발달해 있고 그 아래로 모래와 실트층이 분포하는 반면 동부는 서귀포층이 없고 현무암질의 암석이 모래와 실트층과 접하고 있는 서로 다른 지질학적 특성을 보인다(Koh et al., 2005; Cho and Kim, 2017). 따라서, 이를 고려하여 제주도 동부연안과 서부연안으로 나누어 비교했을 때, Cu, Fe, Mn, Zn은 제주도 서부연안에서 동부연안보다 높고, Cd, Hg는 제주도 동부연안에서 서부연안보다 높았으며, As, Cr, Pb는 제주도 동부연안과 서부연안 사이에 큰 농도차이를 보이지 않았다(Fig. 5).

한편, 제주도 해변 퇴적물 중 미량금속 농도를 지금까지 한국 연안 조간대 및 해변에서 조사된 퇴적물 중의 미량금속 농도와 비교하였을 때, As, Cd, Zn은 영광-무안 연안(Hwang et al., 2010), 압해도(Hwang et al., 2011), 신안 도서지역(Hwang and Kim, 2011), 태안연안(Hwang et al., 2014b), 그리고 한국 연안(Hwang et al., 2019)보다 상당히 높은 농도를 보인 반면, Fe, Cr, Cu, Hg, Mn, Pb는 비

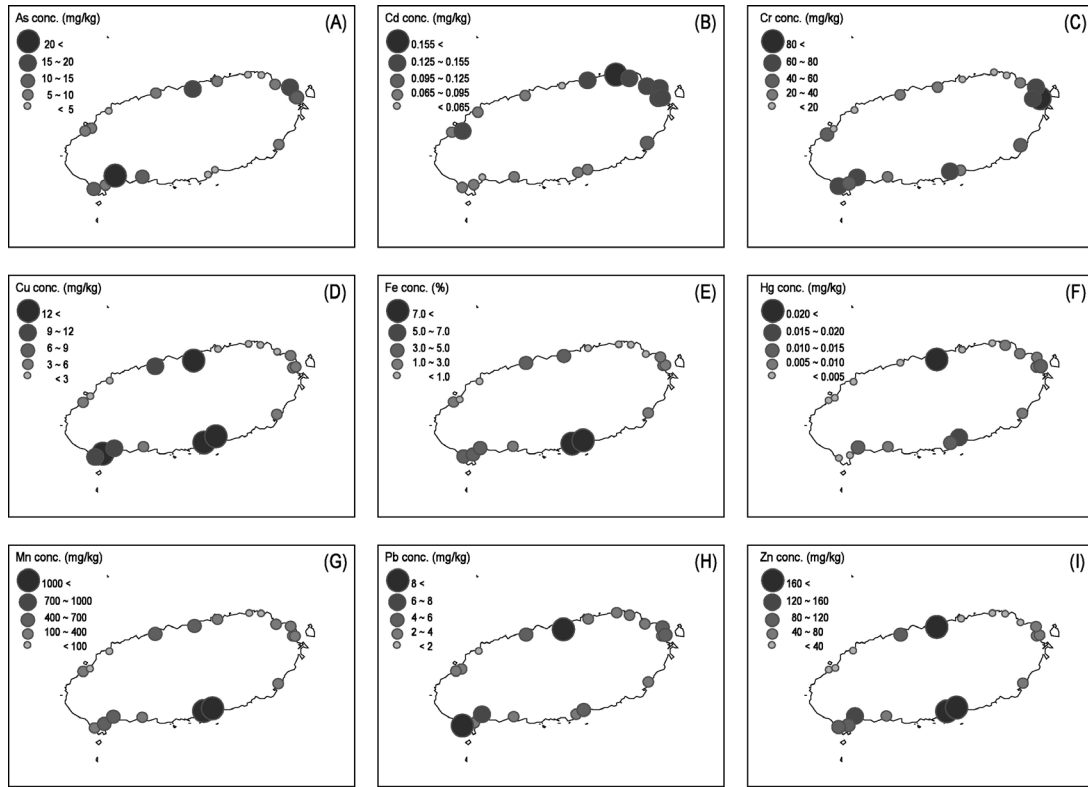


Fig. 4. Spatial distributions of trace metal (As, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Pb, and Zn) concentrations in the beach sediment around Jeju Island.

숫하거나 낮았다(Table 3). 이로 인해 연구해역의 퇴적물 중 미량금속은 $Fe > Mn > Zn > Cr > As > Cu > Pb > Cd > Hg$ 순으로 낮은 농도의 잔류패턴 보였다. 이는 영광-무안 연안, 압해도, 신안 도서지역의 퇴적물 중 미량금속의 잔류패턴 ($Fe > Mn > Zn > Cr > Pb > Cu > As > Cd > Hg$)과 태안연안 퇴적물 중 미량금속의 잔류패턴($Fe > Mn > Zn > Cr > Pb > As > Cu > Cd > Hg$)

과 다소 차이가 있다. 이러한 제주도 해빈 퇴적물 중 높은 As, Cd, Zn 농도는 제주도를 따라 발달한 해안도로의 노면 및 도로축적퇴적물(road-deposited sediments, RDS), 농업활동에 의해 오염된 지하수, 해안가를 따라 분포하는 육상양식장 배출수, 연안에 연중 서식하는 해조류의 영향 등 다양한 요인 때문일 가능성이 있다. 일반적으로 제주도는 우리나라의 대표

Table 3. Comparison of the average concentrations of trace metal (As, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Pb, and Zn) between beach sediment of Jeju Island and intertidal sediment of Korean coasts

Study region	Sampling zone	Metal (%)		Metal (mg/kg)							Reference
		Fe	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Mn	Pb	Zn	
Yeonggwang-Muan coast	Intertidal zone	2.3	5.6	0.05	51	10	0.012	448	25	70	Hwang et al. (2010)
Aphae Island	Intertidal zone	2.8	7.1	0.06	63	13	0.009	476	22	84	Hwang et al. (2011)
Coastal Island of Shinan	Intertidal zone	2.2	5.1	0.06	58	11	0.007	416	24	74	Hwang and Kim (2011)
Taeon coast	Intertidal zone	1.7	4.4	0.03	33	4	0.003	301	16	38	Hwang et al. (2014b)
Korean coast	Intertidal zone	-	7.4	0.09	-	14	0.010	-	24	73	Hwang et al. (2019)
Jeju Island	Swash zone	2.7	9.3	0.11	47	9	0.008	363	4	94	This study
Continental crust in the world (Background)	Continental Shelf	3.5	1.5	0.098	35	25	0.080	600	20	71	Taylor (1964) Taylor and McLennan (1995)
Korean coast (Background)	Sublittoral zone	-	7.4	0.134	46.1	14.7	0.016	-	25.2	69.8	Woo et al. (2019)
Threshold effects levels (TEL)		-	14.5	0.75	116	20.6*	0.110		44.0	68.4*	MOF (2018b)

*Sediment guidelines values for comparison with copper (Cu) and zinc (Zn) concentrations corrected by Li concentration in sediment.

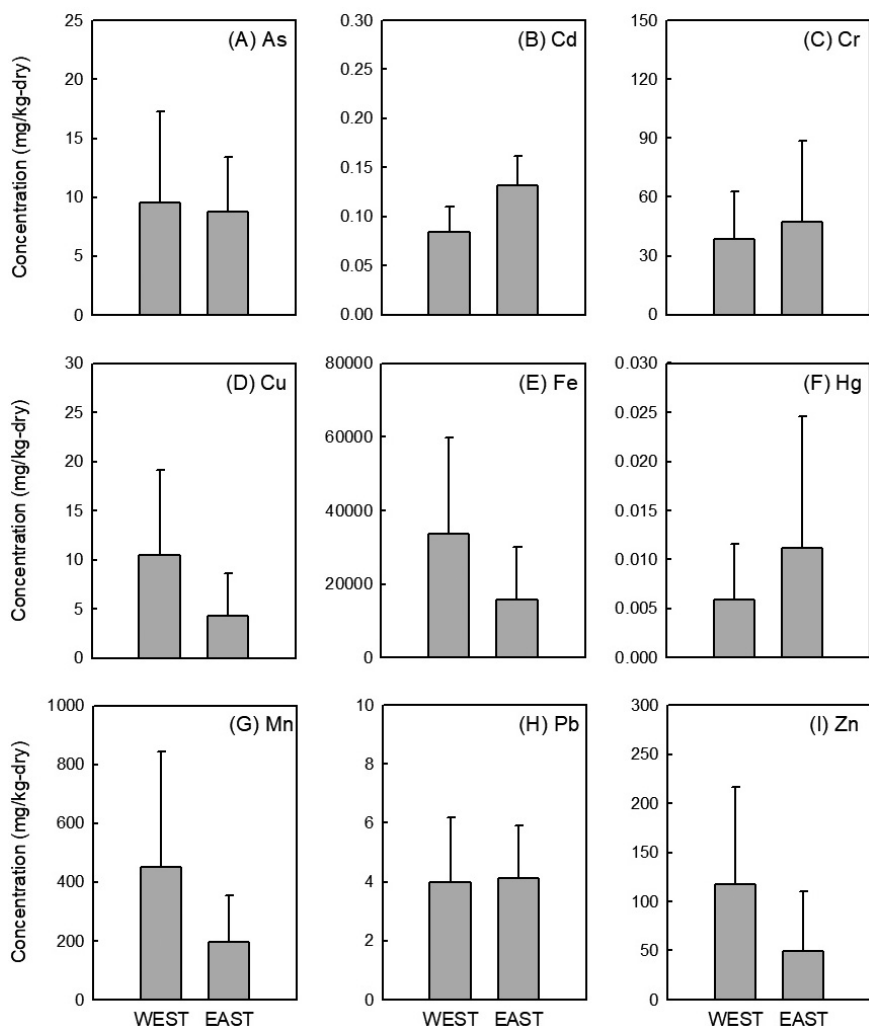


Fig. 5. Comparison of trace metal concentrations in the beach sediment between eastern and western coasts around Jeju Island.

적인 다우지역으로서 연중 강수량이 많고, 투수성의 암반층으로 이루어져 있어 지하수의 연안 유출이 다른 어떤 지역보다도 높은 자연적인 특성을 가지고 있으며(Hwang et al., 2005), 최근 Jeong et al. (2020)이 우리나라 광양만 연안 RDS 중 미량금속 농도를 분석한 결과, $Zn > Cr > Pb > Cu > As > Cd > Hg$ 순으로 높은 농도를 보이고, 도로노면 중 Zn, Cd 등은 강우 시 비점오염원의 형태로 해양으로 유출될 가능성이 높다고 보고한 바 있다. 또한, Hwang and Kim (2011)과 Hwang et al. (2013)은 한반도 남서해안의 갯벌 퇴적물 내 높은 As 농도에 대하여 주변 육상의 지질학적 특성과 농업활동으로 인한 오염된 지하수의 유입, 주변에 서식하는 해조류 사체 혹은 부산물의 영향 가능성을 제시한 바 있다. 따라서, 앞으로 제주도 연안 해역에서 해수, 퇴적물, 지하수, RDS 등에 대한 미량금속의 농도 모니터링 및 지화학적 물질순환 등 명확한 오염원인 구명을 위한 추가적인 연구가 필요하다.

미량금속 오염도 평가

해양 퇴적물 중 미량금속의 높은 농도는 퇴적물을 기반으로 살아가는 저서생물 뿐만 아니라 해수 중으로 용출되어 먹이망을 통해 상위 영양단계의 생물에게 전이되면서 나쁜 영향을 줄 수 있어, 퇴적물 중 미량금속에 대한 오염도 평가는 해양생태계 영향을 예측하기 위한 중요한 방법으로 인식되고 있다(Croteau et al., 2005; Yuan et al., 2012; Lim et al., 2013; Ra et al., 2013b). 앞서 2.2절에서 설명한 바와 같이 전 세계적으로 퇴적물 중 미량금속 오염도를 평가하는 방법은 다양하며, 이 연구에서는 SQGs, EF, I_{geo} , PLI의 4가지 평가방법을 이용하여 제주도 연안 해빈 퇴적물 중 미량금속 오염도를 살펴보았다.

먼저, SQGs의 경우 이 연구에서 사용한 국내 해양환경기준 중 퇴적물의 미량금속 오염 평가기준인 TEL 농도는 As 14.5 mg/kg, Cd 0.75 mg/kg, Cr 116 mg/kg, Cu 20.6 mg/kg, Hg 0.11

Table 4. Classification of enrichment factor (EF; Birth, 2003) and the number of EF defined as the ratios of trace metals relative to Fe in the beach sediment around Jeju Island divided by the ratios of trace metals relative to Fe in earth crust reported by Taylor (1964) and Taylor and McLennan (1995)

EF range	Designation of sediment quality	Number of EF							
		As	Cd	Cr	Cu	Hg	Mn	Pb	Zn
> 50	Extremely severe enrichment	0	0	0	0	0	0	0	0
25-50	Very severe enrichment	4	0	0	0	0	0	0	0
10-25	Severe enrichment	7	4	0	0	0	0	0	0
5-10	Moderately severe enrichment	5	2	0	0	0	0	0	0
3-5	Moderate enrichment	1	2	9	0	0	0	0	0
1-3	Minor enrichment	2	3	6	0	1	3	3	19
< 1	No enrichment	0	8	4	19	18	16	16	0
Average of EF		16.4	5.23	2.43	0.42	0.23	0.82	0.60	1.54

mg/kg, Pb 44.0 mg/kg, Zn 68.4 mg/kg이다(MOF, 2018b). 여기서, Cu와 Zn은 같은 시료의 Li 농도가 33.1 mg/kg을 초과할 경우 측정된 농도를 입도 보정하여 기준농도와 비교하고, 시료의 Li 농도가 33.1 mg/kg 이하이거나 입도보정한 농도가 음의 값을 보일 경우에는 입도보정없이 기준농도와 직접 비교하여야 한다. 그리고, 퇴적물 중 미량금속의 농도가 이 기준을 초과하면 서식생물에 부정적인 생태 영향이 발현될 개연성이 있음을 의미한다. 연구해역의 경우, 전 정점에서 Li 농도가 33.1 mg/kg 미만이었으며(Table 1), 각 미량금속의 농도를 TEL과 직접 비교하여 오염도를 평가하였다. 그 결과, 제주도 연안 해빈 퇴적물 중 Zn은 제주도 북쪽과 남서쪽을 포함한 총 7개 정점(Sts. 1, 6, 7, 9, 10, 13, 19)에서 TEL을 약 2배이상 초과하였고, 그 외 정점들은 TEL보다 낮았다. 또한, As와 Cu는 남서쪽과 북서쪽의 3개 정점(As의 경우 Sts. 7, 14, 19; Cu의 경우 Sts. 9, 10, 13), Cr은 북동쪽의 1개 정점(St. 13)에서 TEL을 초과하였으나, 그 외 정점들은 TEL보다 낮았으며, 특히, 독성이 강한 유해 미량금속으로 알려진 Cd, Pb, Hg은 모든 정점에서 TEL보다 낮았다.

제주도 연안 해빈 퇴적물 중 미량금속 농도를 이용하여 계산한 EF 결과를 Table 4에 나타내었다. 일반적으로 EF=0.5-1.5인 경우 오염되지 않은 자연적인 농도, EF>1.5인 경우 다른 인위적인 미량금속의 유입에 의한 오염으로 평가하기도 하지만(Zhang and Liu, 2002; Hwang and Kim, 2011), 일부 연구자들은 이들 EF 값을 7 단계로 세분화하여 해양 퇴적물 중 미량금속 오염도를 평가하였다(Birth, 2003; Chen et al., 2007; Hwang et al., 2013). 이 연구에서도 세분화된 분류기준을 적용하여 미량금속의 오염도를 살펴보았으며, 그 결과 Cu는 모든 정점에서, Hg은 북동쪽의 1개 정점(St. 16), Mn과 Pb은 북서쪽 1개 정점(St. 3)과 북동쪽 2개 정점(Sts. 16, 17)을 제외한 모든 정점에서 EF 값이 1보다 낮고 평균 EF 값이 각각 0.42, 0.23, 0.82, 0.60으로 오염되지 않은 상태(no enrichment)였다. Zn은 모든 정점에서 EF 값이 1.16-2.09 범위로 평균 EF 값이 1.54였고, Cr은 북쪽과 남쪽의 4개 정점(Sts. 1, 9, 10, 19)을 제외한 모든 정

점에서 EF 값이 1.15-4.54범위였고 평균 EF 값이 2.43를 보여 약간 오염된 상태(minor enrichment)인 것으로 나타났다. 하지만, Cd은 주로 북쪽과 남쪽, 남서쪽의 8개 정점(Sts. 1, 5-7, 9, 10, 13, 19)을 제외한 모든 정점에서 EF 값이 1.2-19.9 범위였고 평균 EF 값이 5.23으로 적당히 심한 오염 상태(moderately severe enrichment)였다. As는 모든 정점에서 1.0-41.2 범위로 적당히 심한 오염 상태에서부터 매우 심한 오염 상태(very severe enrichment)사이에 집중되어 있었고 평균 EF 값이 16.4로 전반적으로 심한 오염 상태(severe enrichment)인 것으로 나타났다. 특히, 제주도 북서쪽(Sts. 2, 3)과 북동쪽(Sts. 14, 16, 17, 18)에서 EF 값이 20.0 이상으로 다른 정점들에 비해 상당히 높은 값을 나타냈다.

제주도 해빈 퇴적물 중 미량금속 오염을 정량적으로 평가하기 위하여 이 연구에서 분석한 9종의 미량금속 중 Fe을 제외하고 계산한 I_{geo} 결과를 Table 5에 나타내었다. 미량금속 중 Cu, Hg, Pb은 모든 정점에서 I_{geo} 값이 0 미만으로 I_{geo} class가 0이었고, Cd, Cr, Mn, Zn은 일부 정점들[Cd의 경우 5개 정점(Sts. 3, 12, 14, 16, 17); Cr의 경우 7개 정점(Sts. 5-7, 9, 12-14); Mn의 경우 2개 정점(Sts. 9-10); Zn의 경우 6개 정점(Sts. 1, 6, 7, 9, 10)]에서 I_{geo} 값이 0.0-2.0 사이로 I_{geo} class가 1 혹은 2 였으나 대부분의 정점들에서 I_{geo} 값이 0 미만으로 I_{geo} class가 0에 집중되어 있어 오염되지 않은 수준 (practically unpolluted)이었다. 그러나, As의 경우 일부 정점들에서 I_{geo} 값이 0.0-1.0 (Sts. 9, 10, 17) 혹은 3.0-4.0 (St. 7) 사이로 I_{geo} class가 1 혹은 4 를 나타내었으나, 그 외 정점들은 I_{geo} 값이 1.0-3.0 사이였고 주로 I_{geo} class가 2에 집중되어 약간 오염된 수준(moderately polluted)인 것으로 나타났다.

제주도 해빈 퇴적물 중 미량금속에 의한 종합적인 오염도를 평가하기 위해 이 연구에서 분석한 미량금속 7종(As, Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Zn)과 배경농도를 이용하여 방정식 (4)로부터 계산한 각 정점별 PLI 값을 Fig. 6에 나타내었다. 일반적으로 PLI 값이 1.0 미만인 경우 금속에 대하여 오염되지 않은 상태(no pol-

Table 5. Classification of geoaccumulation index (I_{geo} ; Müller, 1981) and the number of I_{geo} for the trace metal concentrations in the beach sediment around Jeju Island

I_{geo} range	I_{geo} class	Designation of sediment quality	Number of I_{geo}							
			As	Cd	Cr	Cu	Hg	Mn	Pb	Zn
> 5	6	Very strongly polluted	0	0	0	0	0	0	0	0
4-5	5	Strongly/very strongly polluted	0	0	0	0	0	0	0	0
3-4	4	Strongly polluted	1	0	0	0	0	0	0	0
2-3	3	Moderately/strongly polluted	6	0	0	0	0	0	0	0
1-2	2	Moderately polluted	9	0	1	0	0	0	0	2
0-1	1	Practically unpolluted/moderately polluted	3	5	6	0	0	2	0	4
< 0	0	Practically unpolluted	0	14	12	19	19	17	19	13
Average of I_{geo}			1.79	-0.54	-0.74	-3.08	-4.52	-2.08	-3.04	-1.18

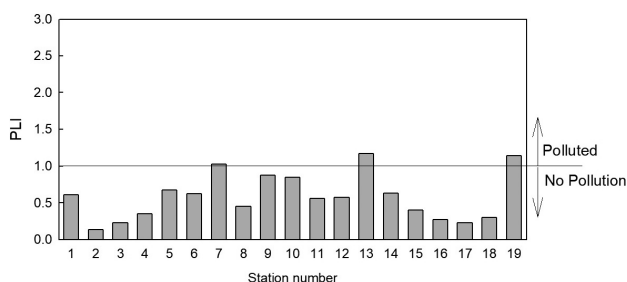


Fig. 6. The bars showing the PLI values with each station calculated by using trace metal (As, Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, and Zn) concentrations in the beach sediment around Jeju Island. The solid line represents the reference value for evaluating the trace metal contamination in sediments. PLI, Pollution load index.

lution)를 의미한다. PLI 계산 결과를 살펴보면, 0.13–1.17 (평균 0.58) 범위였으며, 정점별로 As, Cr, Zn이 높은 농도를 보였던 남서쪽의 St. 7과 북동쪽의 Sts. 13, 19에서 1.0을 초과하여 오염된 상태(polluted), 그 외 정점들은 PLI값이 1.0 미만으로 미량금속에 대하여 오염되지 않은 상태(no pollution)인 것으로 나타났다. 특히, 낮은 As 농도를 보인 제주도 남쪽의 Sts. 9, 10을 제외하면 거의 모든 정점들에서 As가 전체 미량금속 오염도의 약 30% 이상 기여하는 것으로 나타나 미량금속 오염도의 주된 원인인 것으로 파악되었다.

이상의 4가지 퇴적물 오염 평가방법(SQGs, EF, I_{geo} , PLI)으로 살펴본 제주도 연안 해빈 퇴적물 중 미량금속 오염도를 종합해 보면, 비록 Cd, Cr, Cu, Hg, Mn, Pb는 오염되지 않은 상태인 것으로 나타났으나 Zn은 약간 오염된 상태였다. 특히, As는 다른 미량금속에 비해 상당히 높은 오염도를 보였으며, 이로 인해 제주도 해빈 퇴적물은 일부 정점에서 미량금속에 대해 오염된 것으로 나타났다. 이와 같은 결과는 전남 서부 연안과 도서지역의 갯벌 퇴적물 중 미량금속에 대한 오염도 평가결과(Hwang et al., 2010, 2013; Hwang and Kim, 2011)와 유사하다. 이전에

Bong et al. (2019)이 제주도 토양에서 유래된 하천 퇴적물 중 As농도를 분석한 결과(3.2–10.8, 평균 7.0)를 고려할 때, 제주도의 지질학적 특성에 의한 해빈 퇴적물 중 As 오염가능성은 낮은 것으로 보인다. 따라서, 제주도 해빈 퇴적물 중 As의 오염은 아직까지 제주도 주변 지하수 중의 As 농도에 대한 연구결과가 보고되지 않아 명확히 알 수 없지만, 앞서 설명하였듯이, 제주도의 산업적, 지형적 특성들을 고려할 때 농업활동으로 인한 오염된 지하수의 유입이나 제주도 해안가를 따라 지하해수를 사용하는 육상양식장의 배출수 등이 주된 원인일 충분한 가능성은 존재한다. 또한, 제주도 연안에는 감태, 모자반, 톳 뿐만 아니라 해안가를 따라 녹조류인 구멍갈파래가 번성하여 연중 분포하며, 이들 해조류는 다른 수산생물에 비해 As를 효율적으로 농축하는 능력을 가지고 있어 체내 높은 As 농도를 보이기 때문에 (Hwang et al., 2005; Kwon et al., 2017; Ko, 2019), 이들 해조류가 연구해역 퇴적물 내 As 오염을 일으킬 가능성 또한 배제할 수 없다. 그러므로, 제주도 연안 해빈 퇴적물 중의 As를 포함한 미량금속 오염 원인을 명확히 밝히기 위해 해수, 퇴적물, 지하수, 수산생물 등 다양한 매체를 대상으로 미량금속의 기원 및 물질순환, 오염경로 등에 대한 추가적인 연구가 필요하다.

사 사

이 논문은 2025년도 국립수산물학원 수산과학연구사업 중 연안어장 환경조사 및 변동 연구(R2025015) 과제의 지원에 의해 수행되었습니다. 시료 채취 및 분석에 도움을 준 황현진 연구원에게 진심으로 감사드립니다.

References

- Birth G. 2003. A scheme for assessing human impacts on coastal aquatic environments using sediments. In: Proceedings of Coastal GIS 2003. Woodcoffe CD and Furness RA, eds. Wollongong University Papers in Center for Maritime Policy, Wollongong, Australia, 14.

- Bong KM, Yang HJ, Kang TW, Han JH, Jeong HJ, Yang WJ, Jung H, Hwang SH and Kim K. 2019. Assessment of riverbed sediments originated from volcanic ash soils in Jeju Island. *J Environ Anal Health Toxicol* 22, 303-311. <https://doi.org/10.36278/jeaht.22.4.303>.
- Booh SA, Jeong GC, Kim HB, Kim KS, Woo MH and Lee BH. 2005. Geological structural lines and Hamdeok-Pyoseon graben in Jeju Island. *J Eng Geol* 15, 475-486.
- Cha SC and Moon JH. 2020. Current systems in the adjacent seas of Jeju Island using a high-resolution regional ocean circulation model. *Ocean Polar Res* 42, 211-223. <https://doi.org/10.4217/OPR.2020.42.3.211>.
- Chakraborty P, Ramteke D, Chakraborty S and Nath BN. 2014. Changes in metal contamination levels in estuarine sediments around India-An assessment. *Mar Pollut Bull* 78, 15-25. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.09.044>.
- Chen CW, Kao CM, Chen CF and Dong CD. 2007. Distribution and accumulation of heavy metals in the sediments of Kaohsiung Harbor, Taiwan. *Chemosphere* 66, 1431-1440. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2006.09.030>.
- Cho HM and Kim G. 2017. Large temporal changes in concentrations of groundwater-borne nutrients to coastal waters off a Volcanic island. *Ocean Sci J* 52, 337-344. <https://doi.org/10.1007/s12601-017-0033-4>.
- Croteau M, Louma SN and Stewart AR. 2005. Trophic transfer of metals along freshwater food webs: Evidence of cadmium biomagnifications in nature. *Limnol Oceanogr* 50, 1511-1519. <https://doi.org/10.4319/lo.2005.50.5.1511>.
- Fang TH and Hong E. 1999. Mechanisms influencing the spatial distribution of trace metals in surficial sediments off the south-western Taiwan. *Mar Pollut Bull* 38, 1026-1037. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(99\)00134-4](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(99)00134-4).
- Feng H, Jiang H, Gao W, Weinstein MP, Zhang Q, Zhang W, Yu L, Yuan D and Tao J. 2011. Metal contamination in sediments of the western Bohai Bay and adjacent estuaries, China. *J Environ Manage* 92, 1185-1197. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.11.020>.
- Folk RL. 1968. Petrology of Sedimentary Rock. Hemphill Publishing Co., Austin, TX, U.S.A., 1-170.
- Folk RL and Ward WC. 1957. Brazos river bar: A study in the significance of grain size parameters. *J Sediment Res* 27, 3-26. <https://doi.org/10.1306/74D70646-2B21-11D7-8648000102C1865D>.
- Hamm SY, Cheong JY, Jang S, Jung CY and Kim BS. 2005. Relationship between transmissivity and specific capacity in the volcanic aquifers of Jeju Island, Korea. *J Hydrol* 310, 111-121. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2004.12.006>.
- Hwang DW and Kim SG. 2011. Evaluation of heavy metal contamination in intertidal surface sediments of coastal islands in the western part of Jellanam province using geochemical assessment techniques. *Korean J Fish Aquat Sci* 44, 772-784. <https://doi.org/10.5657/KFAS.2011.0772>.
- Hwang DW and Koh BS. 2012a. Temporal variations of submarine groundwater discharge (SGD) and SGD-driven nutrient inputs in the coastal ocean of Jeju Island. *J Korean Soc Oceanogr* 17, 252-261. <https://doi.org/10.7850/jkso.2012.17.4.252>.
- Hwang DW and Koh BS. 2012b. Sedimentary and benthic environment characteristics in macroalgal habitats of the intertidal zone in Hampyeong Bay. *Korean J Fish Aquat Sci* 45, 694-703. <https://doi.org/10.5657/KFAS.2012.0694>.
- 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 G and Yang HS. 2008. Active exchange of water and nutrients between seawater and shallow pore water in intertidal sandflats. *Ocean Sci J* 43, 223-232. <https://doi.org/10.1007/BF03029926>.
- Hwang DW, Kim HC, Park J and Lee WC. 2012. Temporal and spatial variation of nutrient concentrations in shallow pore water in intertidal sandflats of Jeju Island. *Korean J Fish Aquat Sci* 45, 704-715. <https://doi.org/10.5657/KFAS.2012.0704>.
- Hwang DW, Kim PJ, Jung RH and Yoon SP. 2013. Distributions of organic matter and trace metals in intertidal surface sediment from the Mokpo-Haenam coast. *Korean J Fish Aquat Sci* 46, 454-466. <http://dx.doi.org/10.5657/KFAS.2013.0454>.
- Hwang DW, Kim PJ, Kim SG, Sun CI, Koh BS, Ryu SO and Kim TH. 2019. Spatial distribution and pollution assessment of metals in intertidal sediments, Korea. *Environ Sci Pollut Res* 26, 19379-19388. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-05177-z>.
- Hwang DW, Lee IS, Choi M and Choi HG. 2014a. Distributions 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. Distributions of organic matter and trace metals in sediment around a tidal-flat oyster *Crassostrea gigas* farming area on the Taean peninsula, Korea. *Korean J Fish Aquat Sci* 47, 1014-1025. <https://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 YW and Kim G. 2005. Large submarine groundwater discharge and benthic eutrophication in Bangdu Bay on volcanic Jeju Island, Korea. *Limnol Oceanogr* 50, 1393-1403. <https://doi.org/10.4319/lo.2005.50.5.1393>.
- Hwang DW, Park SE, Kim PJ, Koh BS and Choi HG. 2011.

- Assessment of pollution levels of organic matter and metallic elements in the intertidal surface sediments of Aphae Island. *Korean J Fish Aquat Sci* 44, 759-771. <https://doi.org/10.5657/KFAS.2011.0759>.
- Hwang DW, Ryu SO, Kim SG, Choi OI, Kim SS and Koh BS. 2010. Geochemical characteristics of intertidal surface sediments along the southwestern coast of Korea. *Korean J Fish Aquat Sci* 43, 146-158. <https://doi.org/10.5657/kfas.2010.43.2.146>.
- Hyun S, Lee CH, Lee T and Choi JW. 2007. Anthropogenic contributions to heavy metal distributions in the surface sediments of Masan Bay, Korea. *Mar Pollut Bull* 54, 1059-1068. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2007.02.013>.
- Hyun S, Lee T, Choi JS, Choi DL and Woo HJ. 2003. Geochemical characteristics and heavy metal pollutions in the surface sediments of Gwangyang and Yeosu Bay, south coast of Korea. *J Korean Soc Oceanogr* 8, 380-391. <https://doi.org/10.7850/jkso.2003.8.4.380>.
- JEJU. 2025. Statistic Database for Current Status of Population in Jeju Island. Retrieved from <https://www.jeju.go.kr/stats/stats/population.htm> on May 13, 2025.
- JDI (Jeju Development Institute). 2008. Study on the solving conflicts between fishing village community and residents in using community fishing ground. JDI Synthesis Report, JDI, Jeju, Korea, 1-135.
- Jeong H, Choi JY and Ra K. 2020. Assessment of metal pollution of road-deposited sediments and marine sediments around Gwangyang Bay, Korea. *J Korean Soc Oceanogr* 25, 42-53. <https://doi.org/10.7850/jkso.2020.25.2.042>.
- Jeong J, Kim G and Han S. 2012. Influence of trace element fluxes from submarine groundwater discharge (SGD) on their inventories in coastal waters off volcanic island, Jeju, Korea. *Appl Geochem* 27, 37-43. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2011.08.014>.
- Ji OM and Woo KS. 1995. Compositional variations of the beach sediments in Cheju Island. *J Korean Soc Oceanogr* 30, 480-492.
- JSSGP (Jeju Special Self-Governing Province). 2023. Establishment of Discharge Water Quality Criteria for Land Aquaculture Facility in Jeju Special Self-governing Province. Report 79-6500000-000955-01, JSSGP, Jeju, Korea, 1-240.
- JTA (Jeju Tourism Association). 2025. Statistic Database for Current Status of Tourists in Jeju Island. Retrieved from http://visitjeju.or.kr/web/bbs/bbsList.do?sessionId=DS1douy40agxLWEij1wzGZA1Dy7NbtGMjI8MEN6NmMGyVUpmlwYy8rHFc6Zi92P.DB_servlet_engine6?bbsId=TOURSTAT on May 13, 2025.
- Jung RH, Hwang DW, Kim YG, Koh BS, Song JH and Choi HG. 2010. Temporal variations in the sedimentation rate and benthic environment of intertidal surface sediments around Byeonsan Peninsula, Korea. *Korean J Fish Aquat Sci* 43, 723-734. <https://doi.org/10.5657/kfas.2010.43.6.723>.
- Kang DH, Yang SI, Kim TY, Park HJ and Kwon BH. 2008. The variation characteristics of groundwater level with distance from shoreline in the Jeju Island. *J Engine Geol* 18, 167-176.
- Kim J and Kim TH. 2017. Distributions and sources of dissolved organic matter in seawaters surrounding aqua farms on the Haengwon-ri in Jeju-Island in summer 2015. *Ocean Polar Res* 39, 35-43. <http://dx.doi.org/10.4217/OPR.2017.39.1.035>.
- Kim JG, You SJ, Cho EI and Ahn WS. 2003. Distribution characteristics of heavy metals for tidal flat sediments in the Saemankeum area. *J Korean Fish Soc* 36, 55-61. <https://doi.org/10.5657/kfas.2003.36.1.055>.
- Kim JT, Hong JS, Moon JH, Kim SH, Kim TH and Kim SK. 2021. Characteristics of tide-induced flow and its effect on pollutant patterns near the ocean outfall of wastewater treatment plants in Jeju Island in late spring. *J Korean Soc Oceanogr* 26, 63-81. <https://doi.org/10.7850/jkso.2021.26.2.063>.
- Kim TH, Kwon E, Kim I, Lee SA and Kim G. 2013. Dissolved organic matter in the subterranean estuary of a volcanic island, Jeju: Importance of dissolved organic nitrogen fluxes to the ocean. *J Sea Res* 78, 18-24. <https://doi.org/10.1016/j.seares.2012.12.009>.
- KIOST (Korea Institute of Ocean Science and Technology). 2020. Tracing anthropogenic organic pollution from coastal aquafarms using multiple optical analysis. Report BSPE99866-12332-3, KIOST, Busan, Korea, 1-15.
- Ko CO. 2019. An assessment of heavy metal contamination in seaweeds and shellfishes from coastal area of Jeju Island, Korea. M.S. Thesis, Jeju National University, Jeju, Korea.
- Koh DC, Chang HW, Lee KS, Ko KS, Kim Y and Park WB. 2005. Hydrogeochemistry and environmental isotopes of ground water in Jeju volcanic island, Korea: Implications for nitrate contamination. *Hydrol Process* 19, 2225-2245. <https://doi.org/10.1002/hyp.5672>.
- Koh DC, Niel PL, Busenberg E and Kim YJ. 2007. Evidence for terrigenous SF₆ in groundwater from basaltic aquifers, Jeju Island, Korea: Implications for groundwater dating. *J Hydrol* 339, 93-104. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2007.03.011>.
- Koh HJ, Park SE, Cha HK, Chang DS and Koo JH. 2013. Coastal eutrophication caused by effluent from aquaculture ponds in Jeju. *J Korean Soc Mar Environ Saf* 19, 315-326. <http://dx.doi.org/10.7837/kosomes.2013.19.4.315>.
- KOSIS (Korean Statistical Information Service). 2025. Statistic Database for Current Status of Land-based Marine Biota Farms. Retrieved from <https://kosis.kr/index/index.do> on May 13, 2025.
- Kwon HK, Kang H, Oh YH, Park SR and Kim G. 2017. Green tide development associated with submarine groundwater discharge in a coastal harbor, Jeju, Korea. *Sci Rep* 7, 6325. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-06711-0>.
- Kwon HK, Kim G, Kim TH, Park SE and Lee WC. 2022.

- Quantification of groundwater versus fish-farm sources of nutrients in the coastal water off Jeju Island, Korea, using fluorescent dissolved organic matter as a tracer. *J Sea Res* 188, 102270. <https://doi.org/10.1016/j.seares.2022.102270>.
- Lee G, Hwang H, Kim JB and Hwang DW. 2020. Pollution status of surface sediment in Jinju Bay, a spraying shellfish farming area, Korea. *J Korean Soc Mar Environ Saf* 26, 392-402. <https://doi.org/10.7837/kosomes.2020.26.4.392>.
- Lim DI, Choi JW, Shin HH, Jeong DH and Jung HS. 2013. Toxicological impact assessment of heavy metal contamination on macrobenthic communities in southern coastal sediments of Korea. *Mar Pollut Bull* 73, 362-368. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.05.037>.
- Müller G. 1979. Schwermetalle in den sedimenten des Rheins-Veränderungen seit 1971. *Umschau* 79, 778-783.
- Müller G. 1981. Die schwermetallbelastung der sedimente des Neckars und seiner Nebenflüsse Eine Bestandsaufnahme. *Chemical Zeitung* 105, 157-164.
- MOF (Ministry of Oceans and Fisheries). 2017. Quality Guidelines for Habitat Environment of Marine Biota in Korea. Notification No. 2017-109, MOF, Sejong, Korea, 1.
- MOF (Ministry of Oceans and Fisheries). 2018a. A Guidebook for the Seawater, Marine Sediment, Marine Biota, and Marine Waste Analyses in Ocean Environment. Notification No. 2018-143, MOF, Sejong, Korea.
- MOF (Ministry of Oceans and Fisheries). 2018b. Quality Guidelines for Marine Environment in Korea. Notification No. 2018-10, MOF, Sejong, Korea.
- NIFS (National Institute of Fisheries Science). 2019. Research for Mortality Reduction and Monitoring of the Flatfish in Fish-Farm on the Jeju-Island. Report TR-2019-AQ-001, NIFS, Busan, Korea, 1-53.
- Park KS. 2002. The study for philenviornmental control counterplan of marinesfish aquafarm in Jeju Island. M.S. Thesis, Cheju National University, Jeju, Korea.
- Park WB, Yang SK and Koh GW. 1994. Study on the fluctuations of groundwater levels in Cheju Island, Korea. *J Kor Environ Sci Soc* 3, 333-348.
- Ra K, Kim ES, Kim JK, Kim KT, Lee JM and Kim EY. 2013a. Distribution and pollution assessment of trace metals in core sediments from the artificial lake Shihwa, Korea. *Ocean Polar Res* 35, 69-83. <https://doi.org/10.4217/OPR.2013.35.2.069>.
- Ra K, Kim ES, Kim KT, Kim JK, Lee JM and Choi JY. 2013b. 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>.
- Sinex SA and Helz GR. 1981. Regional geochemistry of trace element in Chesapeake Bay sediments. *Environ Geol* 3, 315-323. <https://doi.org/10.1007/BF02473521>.
- Soares HMVM, Boaventura RAR, Machado AASC and Esteves da Silva JCG. 1999. Sediment as monitors of heavy metal contamination in Ave River basin (Portugal): Multi-variate analysis of data. *Environ Pollut* 105, 311-323. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(99\)00048-2](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(99)00048-2).
- Song BC. 2021. Monthly variations of submarine fresh groundwater discharge (SFGD) and SFGD-driven nutrients and dissolved organic matter fluxes in Jeju Island. M.S. Thesis, Jeju National University, Jeju, Korea.
- Sundaray SK, Nayak BB, Lin S and Bhatta D. 2011. Geochemical speciation and risk assessment of heavy metals in the river estuarine sediments - A case study: Mahanadi basin, India. *J Hazard Mater* 186, 1837-1846. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.12.081>.
- Taylor SR. 1964. Abundance of chemical elements in the continental crust: A new table. *Geochim Cosmochim Acta* 28, 1273-1285. [https://doi.org/10.1016/0016-7037\(64\)90129-2](https://doi.org/10.1016/0016-7037(64)90129-2).
- Taylor SR and McLennan SM. 1995. The geochemical evolution of the continental crust. *Rev Geophys* 33, 241-265. <https://doi.org/10.1029/95RG00262>.
- 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. *Helgol Meeresunters* 33, 566-575. <https://doi.org/10.1007/BF02414780>.
- Woo HJ, Cho JH and Choi JU. 2007. Characteristics of heavy metals and benthic foraminifera on surface sediments in Masan Bay and Gadeog Channel, Korea. *Ocean Polar Res* 29, 233-244. <https://doi.org/10.4217/OPR.2007.29.3.233>.
- Woo JS, Lee HJ, Park JK, Park KK, Cho DJ, Jang DJ, Park SJ, Choi MS and You 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>.
- Yokoyama H. 2000. Environmental quality criteria for aquaculture farms in Japanese coastal area - a new policy and its potential problems. *Bul Natl Res Inst Aquac* 29, 123-134.
- Yoon YH. 2003. Spatio-temporal distribution of organic matters in surface sediments and its origin in Deukryang Bay, Korea. *J Environ Sci* 12, 735-744. <https://doi.org/10.5322/JES.2003.12.7.735>.
- Youn J and Kim TJ. 2011. Seasonal variations of Hamo and Hyeopjae Beach sediments in the western part of Jeju Island. *J Korean Earth Sci Soc* 32, 265-275. <https://doi.org/10.5467/JKES.2011.32.3.265>.
- Yuan H, Song J, Li X, Li N and Duan L. 2012. Distribution and contamination of heavy metals in surface sediments of the South Yellow Sea. *Mar Pollut Bull* 64, 2151-2159. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2012.07.040>.
- Zhang J and Gao X. 2015. Heavy metals in surface sediments of the intertidal Laizhou Bay, Bohai Sea, China: Distributions, sources and contamination assessment. *Mar Pollut Bull* 98, 320-327. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.06.035>.
- Zhang J and Liu CL. 2002. Riverine composition and estuarine

geochemistry of particulate metals in China-weathering features, anthropogenic impact and chemical fluxes. *Estuar Coast Shelf Sci* 54, 1051-1070. <https://doi.org/10.1006/ecss.2001.0879>.

Zhang W, Feng H, Chang J, Qu J, Xie H and Yu L. 2009. Heavy metal contamination in surface sediment of Yangtze River intertidal zone: An assessment from different indexes. *Environ Pollut* 157, 1533-1543. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2009.01.007>.

Zhu Z, Xue J, Deng Y, Chen L and Liu J. 2016. Trace metal contamination 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.marpulbul.2016.01.046>.