



Original Article

Assessment of Sediment Quality of Some Heavy Metals in the Con Lu Bay Area, Giao Thuy District, Nam Dinh Province

Dinh Xuan Thanh, Nguyen Thuy Duong*, Nguyen Van Huong,
Nguyen Dinh Thai, Tran Thi Dung, Nguyen Hong Quan

VNU University of Science, 334 Nguyen Trai, Thanh Xuan, Hanoi, Vietnam

Received 31 May 2024

Revised 07 August 2024; Accepted 28 August 2024

Abstract: Surface sediments were sampled in the Con Lu bay area to assess the levels of elemental enrichment, pollution, and ecological risks based on sediment grain sizes and heavy metal concentrations. Our results show that sediments in the bay-mouth area contain coarser and better sorting grain sizes than those in the center of the bay. The mean concentrations of heavy metals were ordered from the highest to the lowest as follows: $Zn > Pb > Cu > As > Cd$. The levels of geo-accumulation of metals, estimated using the reference background of the global average shale, are low for As, Cd, Cu, Zn, but are moderate to strong for Pb. The average values of metal enrichment factor (EF) are greater than 1.5, indicating the probable influence of anthropogenic activities. The contents of almost all heavy metals (i.e., As, Cd, Cu, Zn) in the sediment samples are lower than their regulation thresholds in the QCVN 43:2017/BTNMT, but Pb concentrations of samples in the bay mouth are ~ 6.5% higher than its regulation threshold. However, the assessment indexes including metal enrichment factor (EF), pollution load index (PLI), and potential ecological risk index (PER) are moderate, implying a sign of pollution and low ecological risk for surface sediments. Therefore, there is a need of early planning to limit the emission of heavy metals in the Con Lu Bay, where aquaculture activities and fishing boats have been concentrated.

Keywords: Surface sediments, heavy metals, enrichment index, ecological risks, geo-accumulation.

* Corresponding author.

E-mail address: duongnt@hus.edu.vn

<https://doi.org/10.25073/2588-1094/vnuees.5143>

Đánh giá chất lượng trầm tích một số kim loại nặng tại vùng biển Cồn Lu, huyện Giao Thủy, tỉnh Nam Định

Đinh Xuân Thành, Nguyễn Thùy Dương*, Nguyễn Văn Hương,
Nguyễn Đình Thái, Trần Thị Dung, Nguyễn Hồng Quân

*Trường Đại học Khoa học Tự nhiên, Đại học Quốc gia Hà Nội,
334 Nguyễn Trãi, Thanh Xuân, Hà Nội, Việt Nam*

Nhận ngày 31 tháng 5 năm 2024

Chỉnh sửa ngày 07 tháng 8 năm 2024; Chấp nhận đăng ngày 28 tháng 8 năm 2024

Tóm tắt: Mẫu trầm tích mặt được lấy tại vùng biển Cồn Lu để phân tích kích thước hạt và hàm lượng một số kim loại nặng nhằm đánh giá mức độ làm giàu nguyên tố, tình trạng ô nhiễm và rủi ro sinh thái. Kết quả cho thấy trầm tích ở cửa vịnh Cồn Lu thô hơn và chọn lọc tốt hơn trầm tích ở trung tâm vịnh. Hàm lượng trung bình của các nguyên tố giảm dần theo thứ tự: Zn > Pb > Cu > As > Cd. Mức độ tích lũy địa chất (Igeo) đối với As, Cd, Cu, Zn ở mức thấp, riêng Pb ở mức khá cao. Giá trị làm giàu nguyên tố (EF) trung bình của tất cả các kim loại trong trầm tích mặt vịnh Cồn Lu đều lớn hơn 1,5, được coi là có biểu hiện bị ảnh hưởng từ hoạt động nhân sinh. Các kim loại nghiên cứu trong mẫu trầm tích mặt vịnh Cồn Lu đều có hàm lượng dưới ngưỡng quy chuẩn QCVN 43:2017/BTNMT, chỉ có Pb ở các mẫu cửa vịnh có hàm lượng vượt ngưỡng quy chuẩn (trung bình giá trị cao hơn ~ 6,5% quy chuẩn). Tuy nhiên, các chỉ số sử dụng để đánh giá về mức độ làm giàu (EF), tải lượng ô nhiễm (PLI) và rủi ro sinh thái tiềm ẩn đều tương ứng đạt mức trung bình, có biểu hiện ô nhiễm và rủi ro sinh thái đối với trầm tích mặt. Do vậy, cần thiết xây dựng các giải pháp giảm thiểu nguồn phát thải kim loại nặng trong vịnh Cồn Lu, nơi đang rất phát triển hoạt động nuôi trồng thủy sản và neo đậu tập trung tàu thuyền đánh cá.

Từ khóa: Trầm tích tầng mặt, kim loại nặng, chỉ số làm giàu, rủi ro sinh thái, tích lũy địa chất.

1. Giới thiệu

Ô nhiễm kim loại nặng đã gây ra sự suy giảm đáng kể chất lượng môi trường ở các vùng cửa sông và biển trên thế giới. Ngày càng, trầm tích càng được ưu tiên sử dụng để đánh giá tình trạng môi trường biển [1]. Các chất ô nhiễm hấp phụ vào trầm tích hạt mịn và đóng vai trò chính trong quá trình hấp thụ trong hệ thống sinh học và do đó chất lượng trầm tích có ảnh hưởng mạnh mẽ đến sức khỏe sinh thái của hệ sinh thái biển. Trầm tích còn có thêm lợi thế trong việc đánh giá hiện trạng môi trường nhờ khả năng ghi lại một

cách trung thực và tích hợp các sự kiện môi trường, cung cấp thông tin không gian và thời gian hữu ích [1].

Khu vực Cồn Lu nằm ở phía nam cửa Sông Hồng, vịnh Cồn Lu được che chắn bởi Cồn Lu (Hình 1). Hệ thống vịnh và cồn cát ở đây được hình thành do các nguồn bồi tích từ sông mang ra, sau đó được các dòng chảy ven bờ và sóng tái phân bố theo cơ chế tích tụ trầm tích hiện đại theo phương thức hướng tâm [2]. Trước khi xây dựng đập thủy điện Hòa Bình hàng năm Sông Hồng chuyển tải khoảng 109.10^6 tấn vật liệu lơ lửng ra vùng cửa sông, sau khi đập thủy điện Hòa

* Tác giả liên hệ.

Địa chỉ email: duongnt@hus.edu.vn

<https://doi.org/10.25073/2588-1094/vnuees.5143>

Bình hoàn thành, lượng phù sa giảm còn $62,7 \cdot 10^6$ tấn/ năm (từ 1990-1996). Lưu lượng trầm tích trong mùa lũ chiếm 91,6% lượng vật liệu lơ lửng hàng năm [3]. Vùng cửa sông Ba Lạt có chế độ nhật triều đều, biên độ triều trung bình từ 2,6-3,6 m. Độ cao sóng trung bình và cực đại từ 0,8-1,3 m và từ 2,5-3,0 m, trong đó hướng sóng đông và đông nam chiếm ưu thế [3]. Dòng chảy biên ven bờ có xu hướng di chuyển về phía Tây Nam trong cả hai mùa (mùa mưa và khô) và phổ biến trong khoảng 0,1-0,3 m/s (tầng mặt) và 0,05-0,15 m/s (tầng đáy). Khu vực xuất hiện vận tốc dòng dư lớn thường nằm vùng nước có độ sâu khoảng 10-25 m ở phía Nam cửa Ba Lạt [4]. Vịnh Cồn Lu đạt độ sâu tới ~4 m so với mực nước biển trung bình, có nhiều hệ sinh thái quan trọng như rừng ngập mặn, rừng phòng hộ, hệ sinh thái đặc hữu nước lợ. Trong những năm gần đây, khu vực Cồn Lu phát triển nhanh chóng hoạt động nuôi trồng thủy sản biển, là khu vực nuôi ngao tập trung với diện tích lớn nhất vùng biển tỉnh Nam Định. Trước đây, đã có các nghiên cứu kim loại

nặng trong trầm tích ở Sông Hồng và lân cận [5-8], tuy nhiên, đến nay chưa có nghiên cứu kim loại nặng trong trầm tích ở khu vực vịnh Cồn Lu. Mặt khác, mặc dù có nhiều nghiên cứu về kim loại nặng trong trầm tích ở Việt Nam [9-14], nhưng gần như chưa có công bố nào áp dụng tổng hợp các chỉ số làm giàu, ô nhiễm và rủi ro sinh thái của kim loại nặng trong trầm tích để đánh giá chất lượng trầm tích. Khó khăn chính là do thiếu thông tin về hàm lượng kim loại nền địa phương (hàm lượng nguyên tố trong trầm tích thành tạo ở giai đoạn tiền công nghiệp) và hàm lượng các nguyên tố chuẩn hóa. Mặt khác, ngày càng nhiều chỉ số địa hóa được đề xuất sử dụng và ít nhất 20 chỉ số được xác định phổ biến trong các công bố gần đây [1].

Nghiên cứu này được thực hiện nhằm: i) Lựa chọn các chỉ số đánh giá chất lượng trầm tích; và ii) Đánh giá chất lượng trầm tích một số kim loại nặng tại khu vực Cồn Lu theo các nhóm chỉ số nêu trên.



Hình 1. Khu vực nghiên cứu và vị trí lấy mẫu (Ảnh nền: Google Earth).

2. Số liệu và phương pháp nghiên cứu

2.1. Thu thập mẫu trầm tích mặt

Bảy mẫu trầm tích mặt (5 cm trầm tích trên cùng) đã được lấy tại vùng biển vịnh Cồn Lu

(Hình 1) bằng thiết bị thu mẫu thép không gỉ kiểu Ekman, dung tích 3 l. Vị trí thu mẫu tập trung ở khu vực cửa vịnh (4 mẫu – BL01, BL02, BL03, BL07) và trung tâm vịnh (3 mẫu – BL04, BL05, BL06). Các mẫu nghiên cứu được thu theo Tiêu chuẩn Quốc gia TCVN 6663-19:2015 (Hướng

dẫn lấy mẫu trầm tích biển). Mẫu trầm tích sau khi đưa về phòng thí nghiệm, được loại bỏ rễ cây và vỏ sò, làm khô, đồng nhất và chia mẫu cho các phân tích.

2.2. Hệ phương pháp nghiên cứu

2.2.1. Các phương pháp phân tích

i) Phân tích kích thước hạt

Phân tích kích thước hạt trầm tích được thực hiện tại Phòng thí nghiệm Trầm tích và Địa chất biển, Khoa Địa chất, Trường Đại học Khoa học Tự nhiên, Đại học Quốc gia Hà Nội. Phương pháp được thực hiện bằng thiết bị thiết bị laser LA-950V2 Particle – Horiba (Nhật Bản) với khoảng đo kích thước hạt <math><3000\ \mu\text{m}</math>. Trầm tích được phân cấp độ hạt theo Wentworth, 1922 [15], các thông số kích thước hạt được tính toán theo công thức của Trask, 1932 [16], phân loại trầm tích theo Folk, 1954 [17]. Mẫu trầm tích trước khi phân tích được xử lý loại bỏ vật chất hữu cơ, các thành phần carbonat (như khoáng vật tại sinh, vụn vỏ sò), và hợp phần silic sinh học (các loại tảo). Các bước loại bỏ được thực hiện lần lượt tương ứng bằng dung dịch H_2O_2 (10%), HCl (10%), và NaOH (2M). Sau mỗi bước, phân hoá chất dư được loại bỏ hoàn toàn. Dung dịch H_2O_2 dư được loại bỏ bằng cách đun nóng mẫu trong nước ở nhiệt độ 60 °C, HCl và NaOH dư được loại bỏ bằng cách dùng nước cất và ly tâm. Mẫu sau đó được thêm natri hexametaphosphate (0,5%) để ngăn sự tái ngán kết của các hợp phần sét;

ii) Phân tích kim loại nặng

Mẫu trầm tích để phân tích hàm lượng kim loại (~5 g) được làm khô ở nhiệt độ 45 °C. Một phần nhỏ (~0,5 g) được lấy ra từ hỗn hợp đồng nhất sau khi được sấy khô và được phá mẫu bằng hỗn hợp axit HCl-HF-HNO₃-HClO₄ trong bình teflon (dung tích 50 ml) đã được làm sạch bằng axit HCl loãng. Dung dịch mẫu tiếp tục được pha loãng với nước khử ion Milli-Q theo thể tích nhất định và được phân tích bằng hệ thống quang phổ hấp thụ nguyên tử AAS 200 Series AA và AAS GTA 120 - Agilent (Hoa Kỳ) tại Phòng thí nghiệm Địa chất môi trường, Khoa Địa chất, Trường Đại học Khoa học Tự nhiên, Đại học

Quốc gia Hà Nội. Các kim loại được phân tích gồm As, Cd, Cu, Pb và Zn.

2.2.2. Phương pháp đánh giá chất lượng trầm tích đối với kim loại nặng

Các chỉ số xác định hiện trạng kim loại nặng trong trầm tích là chìa khóa để đánh giá khả năng ô nhiễm một cách hiệu quả, đồng thời cung cấp cảnh báo mức độ rủi ro và suy thoái môi trường, cũng như xác định nguồn của các kim loại tích tụ tự nhiên hay nhân sinh. Hiện nay, có ít nhất 20 chỉ số địa hóa trầm tích đang được sử dụng [1]. Hầu hết các nghiên cứu đánh giá đều tách các chỉ số thành hai loại, loại “đơn/riêng” và loại “tích hợp/phức tạp/đa yếu tố”. Các chỉ số đơn nguyên tố cung cấp thông tin chi tiết về sự phân bố và cường độ của từng kim loại. Kim loại có mặt trong trầm tích dưới dạng hỗn hợp và các chỉ số phức tạp/tích hợp dữ liệu đa nguyên tố cung cấp cái nhìn tổng thể, toàn diện hơn về ô nhiễm [1].

Nghiên cứu này sử dụng 3 nhóm chỉ số gồm: i) Nhóm chỉ số tích lũy và làm giàu nguyên tố, gồm chỉ số tích lũy địa chất (Igeo), chỉ số làm giàu đơn nguyên tố (EF) và chỉ số làm giàu trung bình (MEQ); ii) Nhóm chỉ số ô nhiễm, gồm chỉ số ô nhiễm (Cf), chỉ số tải lượng ô nhiễm (PLI); và iii) Nhóm chỉ số rủi ro sinh thái, gồm chỉ số rủi ro sinh thái tiềm ẩn (Erⁱ và PER), chỉ số mức ảnh hưởng có thể trung bình (mPEL_q) và chỉ số phạm vi ảnh hưởng trung vị trung bình (mERM_q).

i) Nhóm chỉ số tích lũy và làm giàu nguyên tố

Các nguyên tố có xu hướng được hấp phụ vào trầm tích hạt mịn. Do đó, dữ liệu hàm lượng của các nguyên tố trong toàn bộ mẫu trầm tích cần được chuẩn hoá để đánh giá mức độ làm giàu nguyên tố. Có 2 phương pháp chuẩn hoá hiện đang được sử dụng phổ biến là chuẩn hoá theo tỷ lệ cấp hạt nhỏ (<math><0,063\ \text{mm}</math>) và chuẩn hoá theo tỷ lệ hàm lượng các nguyên tố Al, Fe, Co, Sc, Li để giảm tác động của kích thước và thành phần hạt thay đổi [1]. Nghiên cứu này sử dụng thống nhất phương pháp chuẩn hoá hàm lượng các nguyên tố theo cấp hạt nhỏ với tỷ lệ >math>>10\%</math> do G. F. Birch, đề xuất [18] cho các chỉ số cần xác định theo hàm lượng nguyên tố được chuẩn hoá, theo công thức [19] do B. S. M. Kim, đề xuất:

$$[M]_{\text{mud frac}} = \frac{[M]_{\text{sed}}}{Q_{\text{mud cont}}} \quad (1)$$

Trong đó: $[M]_{\text{mud frac}}$ là hàm lượng nguyên tố chuẩn hoá theo cấp hạt nhỏ; $[M]_{\text{sed}}$ là hàm lượng nguyên tố của mẫu trầm tích; $Q_{\text{mud cont}}$ là tỷ lệ trầm tích hạt nhỏ (<0,063 mm) trong mẫu.

- *Chỉ số tích lũy địa chất (Geoaccumulation Index - I_{geo})* xác định mức độ tích lũy của từng nguyên tố trong trầm tích. Ban đầu, chỉ số I_{geo} được tính toán dựa vào “phần mịn” của các mẫu trầm tích (<0,063 mm) và giá trị nền quy ước do G. Muller, đề xuất [20]. Tuy nhiên, sau đó hàm lượng kim loại được phân tích từ mẫu tổng phổ biến hơn. Vì vậy, công thức tính I_{geo} được điều chỉnh bằng cách chuẩn hóa theo hàm lượng bùn [19].

$$I_{\text{geo}} = \log_2 \left(\frac{C_{i\text{-ref}}}{1,5 * B_{i\text{-ref}}} \right) \quad (2)$$

Trong đó: $C_{i\text{-ref}}$ là hàm lượng nguyên tố đã được chuẩn hoá; $B_{i\text{-ref}}$ là hàm lượng nền của nguyên tố tương ứng đã được chuẩn hoá; hệ số 1,5 được sử dụng để hiệu chỉnh sự biến động về hàm lượng các nguyên tố có thể xảy ra trong quá trình thành đá. Mức độ tích lũy các nguyên tố được thể hiện trong Bảng 1.

- *Chỉ số làm giàu (Enrichment Factor – EF)* ban đầu được sử dụng để suy đoán nguồn gốc của các nguyên tố trong khí quyển và nước biển, sau đó được sử dụng để đánh giá đất và trầm tích hồ và biển [22, 23], được xác định theo công thức [1]:

$$EF = \frac{(C_{i\text{-ref}})_{\text{sample}}}{(B_{i\text{-ref}})_{\text{background}}} \quad (3)$$

- *Chỉ số làm giàu trung bình (Mean Enrichment Quotient - MEQ)* được G. F. Birch đề xuất [24, 25] và được đánh giá có hiệu suất cao trong đánh giá chất lượng môi trường [1], được tính theo công thức:

$$MEQ = \frac{\sum_{i=1}^n \frac{C_{i\text{-ref}}}{B_{i\text{-ref}}}}{n} \quad (4)$$

Trong đó: n là số nguyên tố tham gia vào tính toán chỉ số.

ii) Nhóm chỉ số ô nhiễm

- *Chỉ số ô nhiễm (contamination - C_f)* được L. Hakanson, đề xuất để đánh giá mức độ ô nhiễm tổng thể tại một khu vực lấy mẫu theo công thức sau [26]:

$$C_f = \frac{C}{B} \quad (5)$$

Trong đó: C_f là hệ số ô nhiễm của nguyên tố, C là hàm lượng nguyên tố đo được, B là hàm lượng nền của nguyên tố tương ứng.

- *Chỉ số tải lượng ô nhiễm (Pollution Load Index - PLI)* được D. L. Tomlinson, đề xuất năm 1980 để đánh giá tải lượng ô nhiễm đối với sinh vật vùng cửa sông phía đông Ireland [27]. Sau đó, PLI được sử dụng để đánh giá mức độ ô nhiễm trầm tích [1]:

$$PLI = \left(\prod_{i=1}^n C_f^i \right)^{1/n} \quad (6)$$

iii) Nhóm chỉ số rủi ro sinh thái

- *Chỉ số rủi ro sinh thái tiềm ẩn (Potential ecological risk index - PER)* được L. Hakanson, đề xuất để đánh giá khả năng rủi ro của các kim loại trong trầm tích đối với các loài sinh vật [26]. Chỉ số PER được xác định dựa vào chỉ số rủi ro sinh thái của từng nguyên tố (*ecological risk index - Er*).

$$PER = \sum_{i=1}^n Er^i \quad (7)$$

$$Er^i = C_f^i * T_r^i \quad (8)$$

Trong đó: T_r^i là hệ số phản ứng độc hại của nguyên tố i tương ứng, phản ánh mức độ độc hại của nó đối với sinh vật. Trong nghiên cứu này, T_r^i của các nguyên tố được xác định như sau: $T_r^{Zn} = 1$, $T_r^{Cu} = T_r^{Pb} = 5$; $T_r^{As} = 10$; $T_r^{Cd} = 30$ [26].

- *Chỉ số mức ảnh hưởng có thể trung bình (Mean Probable Effects Level Quotient – mPELq)* và *chỉ số phạm vi ảnh hưởng trung vị trung bình (Mean Effects Range Median Quotient – mERMq)* được E. R. Long, D. D. MacDonald, đề xuất và được xác định theo công thức [28, 29]:

$$mPELq = \frac{\sum_{i=1}^n C_i / PEL_i}{n} \quad (9)$$

$$mERMq = \frac{\sum_{i=1}^n C_i / ERM_i}{n} \quad (10)$$

Trong đó: ERM_i và PEL_i lần lượt là giá trị ERM và PEL của nguyên tố i . Trong nghiên cứu này, các kim loại trong mẫu nghiên cứu gồm As, Cd, Cu, Pb, Zn, với PEL tương ứng: 46,1, 4,21, 108, 112,2, 271 [30]; và ERM tương ứng: 70, 9,6, 270, 218, 410 [30].

Bảng 1. Phân loại mức độ tích lũy, làm giàu, ô nhiễm và rủi ro sinh thái

Nhóm chỉ số tích lũy và làm giàu						Nhóm chỉ số ô nhiễm	
I_{geo} [20]		EF [23]		MEQ [23]		Cf [26, 31]	
Giá trị	Mức độ tích lũy	Giá trị	Mức độ làm giàu	Giá trị	Mức độ làm giàu	Giá trị	Mức độ ô nhiễm
$I_{geo} < 0$	Không	$EF < 1,5$	Không	$1,5 < MEQ$	Không	< 1	Không
$0 \leq I_{geo} < 1$	Thấp	$1,5 \leq EF < 3$	Thấp	$1,5 \leq MEQ < 3$	Thấp	$1 \leq Cf < 3$	Thấp
$1 \leq I_{geo} < 2$	Trung bình	$3 \leq EF < 5$	Trung bình	$3 \leq MEQ < 5$	Trung bình	$3 \leq Cf < 6$	Trung bình
$2 \leq I_{geo} < 3$	Khá cao	$5 \leq EF < 10$	Cao	$5 \leq MEQ$	Cao	$6 \leq Cf$	Cao
$3 \leq I_{geo} < 4$	Cao	$10 \leq EF$	Rất cao				
$4 \leq I_{geo}$	Rất cao						
Nhóm chỉ số ô nhiễm				Nhóm chỉ số rủi ro sinh thái			
PLI [27, 31]		E_r^i [26]		mERMq [28]		mPELq [29]	
Giá trị	Mức độ ô nhiễm	Giá trị	Mức độ rủi ro	Giá trị	Mức độ rủi ro	Giá trị	Mức độ rủi ro
$PLI \leq 1$	Không	$E_r^i < 40$	Thấp	$< 0,1$	Rất thấp	$< 0,1$	Rất thấp
$1 < PLI \leq 2$	Trung bình	$40 \leq E_r^i < 80$	Trung bình	$0,1-0,5$	Thấp	$0,11-1,5$	Thấp
$2 < PLI \leq 3$	Nặng	$80 \leq E_r^i < 160$	Khá cao	$0,5-1,5$	Trung bình	$1,5-2,3$	Trung bình
$5 < PLI$	Nghiêm trọng	$160 \leq E_r^i < 320$	Cao	$> 1,5$	Cao	$> 2,3$	Cao
		$320 \leq E_r^i$	Rất cao				

3. Kết quả và thảo luận

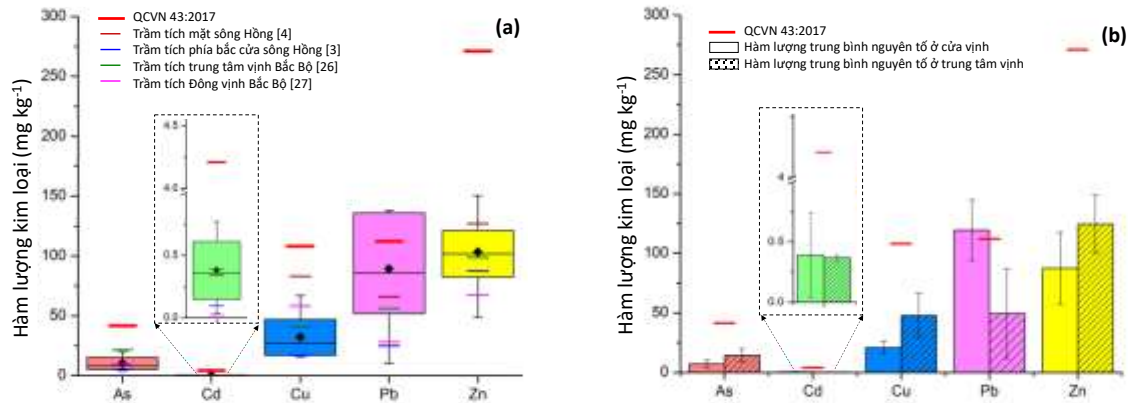
3.1. Hàm lượng kim loại nặng trong trầm tích mặt vịnh Cồn Lu

Kết quả phân tích độ hạt và hàm lượng các kim loại trong các mẫu trầm tích mặt ở vịnh Cồn Lu được thể hiện trên Bảng 2. Trầm tích mặt ở vịnh Cồn Lu có sự phân biệt rõ rệt về thành phần cấp hạt, với trầm tích cát, cát bùn phân bố ở cửa

vịnh và trầm tích bùn cát, bùn phân bố ở trung tâm vịnh. Ở cửa vịnh, hàm lượng cát dao động trong khoảng 79,90-97,40%, kích thước hạt trung bình (Md): 0,108-0,149 mm, độ chọn lọc tốt ($So < 1,58$): 1,23-1,53. Ở trung tâm vịnh, hàm lượng cát thấp hơn (6,70-49,74%), Md nhỏ hơn (0,01-0,061 mm), độ chọn lọc kém ($So > 2,12$): 2,23-4,50. Số liệu nêu trên cho phép nhận định rằng chế độ thủy động lực ở cửa vịnh có xu hướng lớn hơn và ổn định hơn ở trung tâm vịnh.

Bảng 2. Thông số kích thước hạt và hàm lượng kim loại nặng trong trầm tích mặt vịnh Cồn Lu

Khu vực	Trầm tích	Giá trị	Thông số kích thước hạt				Hàm lượng kim loại nặng (mg/kg khô)				
			% cát	% bùn	Md	So	As	Cd	Cu	Pb	Zn
Cửa vịnh	Cát, cát bùn	Nhỏ nhất	79,90	2,77	0,108	1,23	4,19	0,04	15,72	83,1	48,7
		Lớn nhất	97,40	19,89	0,149	1,53	11,42	0,77	27,09	137,98	120,78
		Trung bình	89,13	10,86	0,14	1,36	7,20	0,39	20,91	119,48	87,55
Trung tâm vịnh	Bùn cát, bùn	Nhỏ nhất	6,70	50,24	0,010	2,23	8,16	0,35	29,71	10,37	101,83
		Lớn nhất	49,74	92,69	0,061	4,50	19,75	0,4	66,88	85,66	150,33
		Trung bình	27,69	71,96	0,030	3,49	14,39	0,37	47,84	49,30	124,54
Toàn vịnh		Nhỏ nhất	6,70	2,77	0,01	1,23	4,19	0,04	15,72	10,37	48,70
		Lớn nhất	97,40	92,69	0,149	4,50	19,75	0,77	66,88	137,98	150,33
		Trung bình	62,80	37,05	0,09	2,27	10,28	0,38	32,45	89,40	103,40
QCVN 43:2017/BTNMT						41,6	4,21	108	112,2	271	
Trầm tích Sông Hồng [6]						-	0,34	83,00	66,00	127,00	
Trầm tích phía bắc cửa Sông Hồng [5]						21,41	0,39	40,42	56,19	98,64	
Trung tâm Vịnh Bắc Bộ (LV88-55, 56) [32]						5,32	0,095	16,9	24,75	87,5	
Đông Vịnh Bắc bộ [33]						9,53	0,16	58,26	27,99	67,28	



Hình 2. Biểu đồ hàm lượng một số kim loại nặng ở vịnh Cồn Lu, đối sánh với hàm lượng kim loại trong trầm tích mặt ở khu vực lân cận; (a) toàn vịnh; (b) cửa vịnh và trung tâm vịnh.

Hàm lượng trung bình các kim loại trong trầm tích mặt ở vịnh Cồn Lu dao động từ lớn đến nhỏ, theo thứ tự các nguyên tố $Zn > Pb > Cu > As > Cd$ (Hình 2a). Ở khu vực trung tâm vịnh, hàm lượng trung bình của các kim loại vẫn theo thứ tự như hàm lượng trung bình các kim loại toàn vịnh, tuy nhiên ở khu vực cửa vịnh hàm lượng trung bình của Pb cao hơn các kim loại khác (Hình 2b). Hàm lượng trung bình các kim loại As, Cu và Zn ở trung tâm vịnh có xu thế cao hơn ở cửa vịnh, trong khi Cd và Pb ở cửa vịnh có hàm lượng trung bình cao hơn ở trung tâm vịnh (Hình 2b). Đối sánh với các kết quả nghiên cứu kim loại nặng trong trầm tích mặt ở các khu vực khác (Bảng 2, Hình 2a) cho thấy: hàm lượng Cd tương đương, hàm lượng Pb cao hơn, hàm lượng Zn, đặc biệt là Cu thấp hơn đáng kể so với Sông Hồng; Hàm lượng Cd, Cu và Zn tương đồng với bắc cửa Sông Hồng trong khi hàm lượng As thấp hơn và Pb cao hơn đáng kể; Hàm lượng tất cả các kim loại đều cao hơn so với trung tâm Vịnh Bắc bộ; Hàm lượng As tương đồng, Cu thấp hơn nhưng Cd, Pb và Zn cao hơn đáng kể so với Đông Vịnh Bắc Bộ. Hàm lượng Pb cao hơn tất cả các khu vực.

Hàm lượng các kim loại As, Cd, Cu, Zn trong trầm tích mặt đều dao động trong khoảng rộng, nhưng hàm lượng trung bình của chúng đều nằm trong ngưỡng Quy chuẩn Việt Nam QCVN 43:2017/BTNMT (Hình 2). Tuy nhiên, Pb có hàm lượng dao động lớn và có sự chênh lệch đáng kể giữa khu vực cửa vịnh và trung tâm

vịnh. Hàm lượng trung bình Pb ở cửa vịnh cao vượt ngưỡng ($>112,2 \text{ mg kg}^{-1}$), trong khi ở trung tâm vịnh vẫn trong ngưỡng cho phép. Kết quả cho thấy Pb có xu hướng tập trung trong các trầm tích mặt hạt thô hơn ở cửa vịnh Cồn Lu.

3.2. Giá trị nền của kim loại

Hàm lượng trung bình các nguyên tố trong lớp vỏ Trái đất hoặc trong đá phiến sét lớp vỏ trên của Trái đất thường được xem như tiêu chuẩn toàn cầu về giá trị nền cho các nguyên tố trong lớp thạch quyển. Tuy nhiên, sử dụng hàm lượng các nguyên tố theo tiêu chuẩn này để đánh giá mức độ tập trung các nguyên tố trong thành tạo tự nhiên (như đất, trầm tích,...) không phải lúc nào cũng phù hợp do tính chất đặc trưng về thành phần vật chất của lớp thạch quyển tại khu vực nghiên cứu. Do vậy, các dữ liệu về hàm lượng các nguyên tố trong các thành tạo địa chất địa phương thường được sử dụng làm giá trị nền cho các đánh giá liên quan đến hoạt động của con người (giá trị nền trong đá và/hoặc trầm tích thành tạo trước giai đoạn Holocen) hoặc đánh giá mức độ tích lũy của kim loại nặng (giá trị nền trong trầm tích thành tạo trong giai đoạn tiền công nghiệp, khoảng trước 1900) [1]. Các nghiên cứu chất lượng trầm tích mặt ở Việt Nam chủ yếu sử dụng giá trị nền toàn cầu [12, 13] hoặc ở các vùng lân cận [6] hoặc không nêu rõ [14] do thiếu giá trị nền địa phương.

Với mục đích xác định mức độ tích lũy của các nguyên tố trong trầm tích ở vịnh Côn Lu so với đá trầm tích toàn cầu, nghiên cứu này lựa chọn giá trị nền trong đá phiến sét toàn cầu [34]. Với mục đích đánh giá mức độ làm giàu nguyên tố so với các thành tạo địa chất tiền công nghiệp địa phương, nghiên cứu này lựa chọn các giá trị nền tham chiếu của kim loại tương ứng trong lõi khoan thu thập ở cửa Sông Hồng [8], nơi rất gần vịnh Côn Lu. Lõi khoan R2 thu thập tại cửa Sông Hồng có độ sâu 68 cm có thành phần trầm tích bùn, được xác định tuổi theo phương pháp Pb-210, tương ứng với thời gian tích tụ ~1918 [8], có thể xem như gần với thời điểm bắt đầu thời kỳ công nghiệp. Hàm lượng kim loại của lõi khoan R2 gồm các nguyên tố Cd, Cu, Pb, và Zn. Giá trị nền của As được tham chiếu theo hàm lượng

trung bình lớp vỏ trên Trái đất ở phía đông vịnh Bắc Bộ, khu vực Trung Quốc [35], do lõi khoan R2 ở cửa Sông Hồng thiếu vắng hàm lượng As. Đối sánh với giá trị nền trung bình toàn cầu và nền địa phương một số khu vực khác trên Thế giới (Bảng 3) cho thấy giá trị nền Cd gần tương đương với phiến sét toàn cầu, nhưng cao hơn so với đông vịnh Bắc Bộ và thấp hơn ở Hàn Quốc; Cu thấp hơn đá phiến toàn cầu, nhưng tương đương với nền tiền công nghiệp ở đông vịnh Bắc Bộ và Hàn Quốc; Zn thấp hơn so với đá phiến toàn cầu và Hàn Quốc nhưng cao hơn so với đông vịnh Bắc Bộ; Pb cao hơn tương đối nhiều so với đá phiến toàn cầu và tất cả các khu vực khác. Điều này cho thấy hàm lượng Pb ở khu vực nghiên cứu có nguồn gốc tự nhiên tương đối cao.

Bảng 3. Giá trị nền toàn cầu và địa phương của một số kim loại nặng

TT	Đối tượng	As	Cd	Cu	Pb	Zn	Nguồn
1	Đá phiến toàn cầu	13	0,3	45	20	95	Turekian và Wedepohl, 1961 [34]
2	Đá cát kết toàn cầu	1	0,1	14	7	16	
3	Ulleung Basin (East Sea), Hàn Quốc	-	0,4	29	24	115	Jung, 2024 [36]
4	Đông Vịnh Bắc Bộ (Trung Quốc)	3,3	0,077	31	16	61	Gao và cs, 1998 [35]
5	Cửa Sông Hồng, Việt Nam	-	0,24	31,8	53	79,8	Tue, 2012 [8]
	Trung bình	5,8	0,22	29,7	16,7	71,8	Không bao gồm cửa Sông Hồng, Việt Nam
	Nhỏ nhất	1	0,08	14	7	16	
	Lớn nhất	13	0,4	45	24	115	

3.3. Mức độ tích lũy và làm giàu kim loại trong trầm tích mặt vịnh Côn Lu

3.3.1. Mức độ tích lũy địa chất (Igeo)

Hiện có 3 phương pháp xác định mức độ tích lũy địa chất đang được sử dụng, gồm: i) Xác định dựa vào hàm lượng các nguyên tố trong trầm tích cấp hạt nhỏ; ii) Xác định dựa vào hàm lượng nguyên tố trong mẫu tổng; và iii) Xác định dựa vào hàm lượng các nguyên tố trong mẫu tổng được chuẩn hoá. Bài viết này đánh giá mức độ tích lũy địa chất dựa vào hàm lượng các nguyên tố chuẩn hoá theo thành phần cấp hạt nhỏ (<0,063 mm).

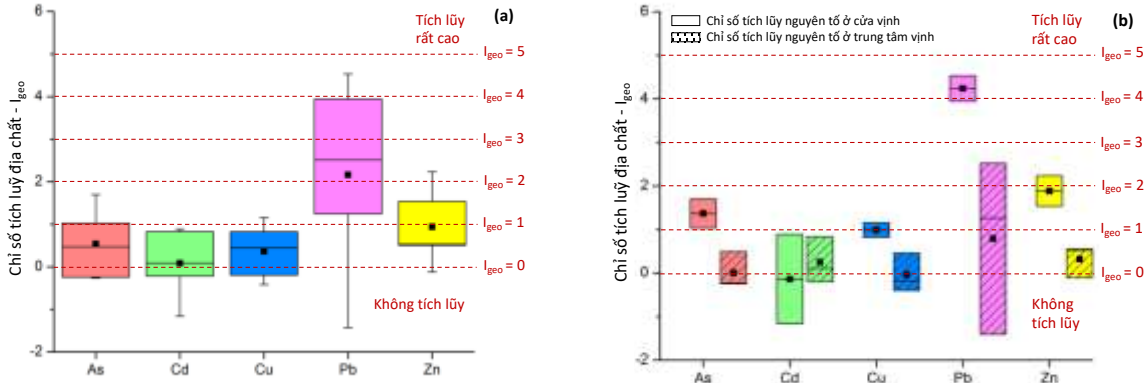
Chỉ số Igeo của từng kim loại trong khu vực nghiên cứu được tổng hợp trong Bảng 4 và biểu diễn trên Hình 3. Mức độ tích lũy trung bình các nguyên tố ở vịnh Côn Lu từ cao đến thấp theo

thứ tự: Pb > Zn > As > Cu > Cd (Hình 3a). Trong đó, mức độ tích lũy trung bình của Pb từ trung bình đến cao. Mức tích lũy trung bình của hầu hết các nguyên tố ở cửa vịnh đều cao hơn ở trung tâm vịnh, chỉ có Cd có mức tích lũy ở trung tâm vịnh cao hơn. Ở cửa vịnh, các nguyên tố As, Cu và Zn có mức tích lũy trung bình, trong khi Cd không tích lũy và Pb có mức tích lũy cao đến rất cao. Ở khu vực trung tâm vịnh, các nguyên tố As, Cd, Cu và Zn có mức tích lũy trung bình dao động quanh giá trị 0, tương ứng với mức tích lũy thấp, tuy nhiên Pb có mức tích lũy trung bình (Hình 3b).

Hàm lượng Pb trong các mẫu trầm tích mặt ở cửa vịnh Côn Lu cao hơn ở trung tâm vịnh và dao động ở mức cao hơn giá trị quy chuẩn (QCVN 43:2017) [32]. Tuy nhiên, các mẫu trầm tích ở cửa vịnh có thành phần cấp hạt thô (cát) là

chủ yếu ($\geq 80\%$), nên hàm lượng Pb trong hợp phần hạt nhỏ tăng cao. Ngoài ra, hàm lượng Pb trong đá phiến sét trung bình toàn cầu [34] thấp hơn nhiều so với trầm tích giai đoạn tiền công nghiệp ở khu vực [8]. Như vậy, có thể thấy tại

khu vực nghiên cứu, Pb đã được làm giàu một cách “tự nhiên” trước khi xuất hiện hoạt động sản xuất. Ở giai đoạn hiện tại, Pb có khả năng tích lũy cao và có xu hướng tập trung trong thành phần cấp hạt mịn.

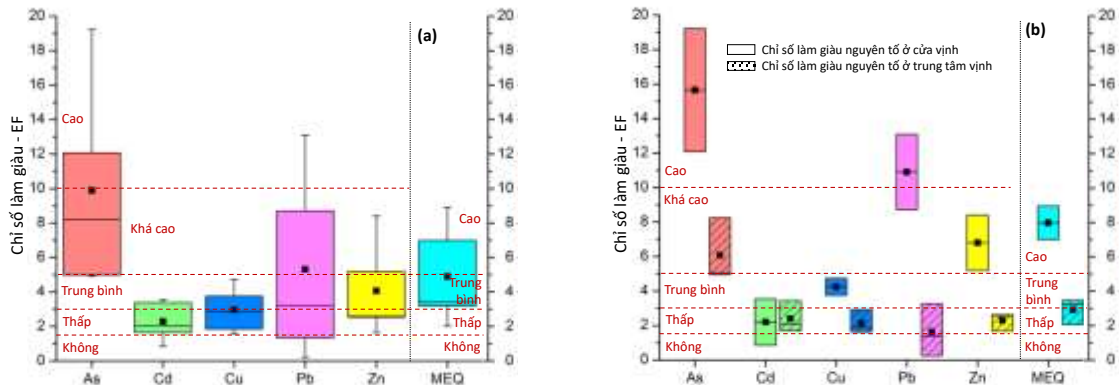


Hình 3. Mức độ tích lũy địa chất của các nguyên tố ở vịnh Cồn Lu; (a) toàn vịnh; (b) cửa vịnh và trung tâm vịnh.

3.3.2. Mức độ làm giàu kim loại nặng (EF)

Chỉ số làm giàu (EF) các kim loại và chỉ số làm giàu trung bình (MEQ) được tính toán và thể hiện trong Bảng 4 và Hình 4. Chỉ số làm giàu kim loại được xác định bằng tỷ lệ kim loại đo được với kim loại nền tham chiếu tiền công nghiệp địa phương, vì vậy có thể đánh giá được nguồn gốc của mức độ làm giàu, do tự nhiên hay hoạt động nhân sinh. Giá trị làm giàu trung bình các kim loại giảm dần theo thứ tự: $As > Pb > Zn > Cu > Cd$ ở toàn vịnh (Hình 4a). Thứ tự này cũng duy trì ở cửa vịnh nhưng có sự thay đổi theo thứ tự giảm dần từ $As > Cd > Pb > Cu > Zn$ ở

trung tâm vịnh (Hình 4b). Ở cửa vịnh, EF trung bình của As và Pb > 10 , thể hiện mức độ làm giàu rất cao; EF trung bình của Zn > 5 tương ứng với mức độ làm giàu cao; Cu thể hiện mức độ làm giàu trung bình; và Cd có mức độ làm giàu thấp. Ở trung tâm vịnh, các kim loại Cd, Cu, Pb và Zn đều dao động trong giới hạn 1,5-3,0 thể hiện mức làm giàu thấp; EF trung bình của As > 5 thể hiện mức làm giàu cao. Mức độ làm giàu trung bình (MEQ) trong trầm tích mặt cửa vịnh ở mức cao, còn trung tâm vịnh ở mức thấp. Giá trị EF trung bình của các kim loại trong trầm tích mặt vịnh Cồn Lu đều lớn hơn 1,5 do đó được coi là có biểu hiện ảnh hưởng của con người [23].



Hình 4. Mức độ làm giàu các kim loại (EF) và mức độ làm giàu trung bình (MEQ): (a) toàn vịnh; (b) cửa vịnh và trung tâm vịnh.

Bảng 4. Tổng hợp các chỉ số làm giàu, ô nhiễm và rủi ro sinh thái

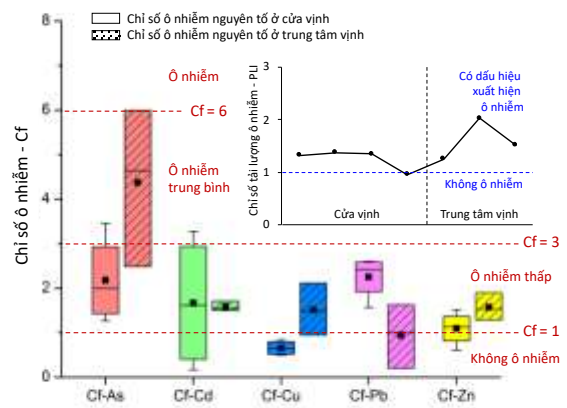
Nhóm chỉ số	Chỉ số		Giá trị chỉ số toàn vịnh					Giá trị chỉ số ở cửa vịnh					Giá trị chỉ số ở trung tâm vịnh				
			As	Cd	Cu	Pb	Zn	As	Cd	Cu	Pb	Zn	As	Cd	Cu	Pb	Zn
Tích lũy và làm giàu	Igeo	Trung bình	0,54	0,09	0,36	2,16	0,94	1,37	-0,14	0,99	4,24	1,89	-0,01	0,23	-0,05	0,78	0,31
		Nhỏ nhất	-0,26	-1,16	-0,41	-1,42	-0,12	1,03	-1,16	0,82	3,94	1,54	-0,26	-0,21	-0,41	-1,42	-0,12
		Lớn nhất	1,70	0,89	1,16	4,53	2,24	1,70	0,89	1,16	4,53	2,24	0,47	0,82	0,44	2,51	0,53
	EF	Trung bình	9,89	2,30	2,96	5,31	4,07	15,65	2,20	4,24	10,90	6,80	6,04	2,36	2,11	1,59	2,25
		Nhỏ nhất	4,92	0,86	1,59	0,21	1,64	12,08	0,86	3,75	8,71	5,18	4,92	1,65	1,59	0,21	1,64
		Lớn nhất	19,23	3,55	4,73	13,09	8,41	19,23	3,55	4,73	13,09	8,41	8,21	3,39	2,88	3,22	2,58
	MEQ	Trung bình	4,91					7,96					2,87				
		Nhỏ nhất	2,02					6,99					2,02				
		Lớn nhất	8,92					8,92					3,41				
Ô nhiễm	Cf	Trung bình	3,12	1,63	1,02	1,69	1,30	2,18	1,67	0,66	2,25	1,10	4,36	1,57	1,50	0,93	1,56
		Nhỏ nhất	1,27	0,17	0,49	0,20	0,61	1,27	0,17	0,49	1,57	0,61	2,47	1,49	0,93	0,20	1,28
		Lớn nhất	5,98	3,28	2,10	2,60	1,88	3,46	3,28	0,85	2,60	1,51	5,98	1,70	2,10	1,62	1,88
	PLI	Trung bình	1,37					1,24					1,57				
		Nhỏ nhất	0,96					0,96					1,26				
		Lớn nhất	2,03					1,38					2,03				
Rủi ro sinh thái	Er	Trung bình	31,16	48,88	5,10	8,43	1,30	21,81	50,11	3,29	11,27	1,10	43,62	47,23	7,52	4,65	1,56
		Nhỏ nhất	12,70	5,11	2,47	0,98	0,61	12,70	5,11	2,47	7,84	0,61	24,73	44,68	4,67	0,98	1,28
		Lớn nhất	59,85	98,30	10,52	13,02	1,88	34,61	98,30	4,26	13,02	1,51	59,85	51,06	10,52	8,08	1,88
	RI	Trung bình	94,86					87,57					104,58				
		Nhỏ nhất	46,92					46,92					89,82				
		Lớn nhất	130,11					130,11					121,82				
	mPELq	Trung bình	0,36					0,37					0,36				
		Nhỏ nhất	0,29					0,35					0,29				
		Lớn nhất	0,44					0,39					0,44				
	mERMq	Trung bình	0,19					0,20					0,19				
		Nhỏ nhất	0,15					0,19					0,15				
		Lớn nhất	0,23					0,21					0,23				

3.4. Đánh giá mức độ ô nhiễm kim loại trong trầm tích mặt vịnh Cồn Lu

Chỉ số ô nhiễm (Cf) trung bình của các kim loại trong trầm tích vịnh Cồn Lu (Hình 5) cho thấy trầm tích ở mức ô nhiễm thấp đối với Cd, Cu, Pb và Zn, trong đó giá trị chỉ số ô nhiễm trung bình của Cu, Zn ở cửa vịnh thấp hơn ở trung tâm vịnh, ngược lại của Cd và Pb ở cửa vịnh cao hơn ở trung tâm vịnh. Kim loại As có mức ô nhiễm thấp ở cửa vịnh nhưng ô nhiễm trung bình ở trung tâm vịnh. Chỉ số ô nhiễm của As trong nghiên cứu này được xác định dựa vào nền địa phương với giá trị thấp hơn nhiều so với trong đá phiến sét toàn cầu và nền địa phương ở một số nơi trên Thế giới (Bảng 3). Do vậy, mặc dù hàm lượng As ở các vị trí trong vịnh đều nằm trong ngưỡng quy chuẩn Việt Nam QCVN 43:2017/BTNMT [37], nhưng chỉ số ô nhiễm vẫn có giá trị thuộc mức ô nhiễm thấp đến trung bình. Ngược lại, hàm lượng Pb cao đột biến ở cửa vịnh, có 3/4 vị trí lấy mẫu vượt ngưỡng quy chuẩn nhưng do hàm lượng nền địa phương cao nên chỉ số ô nhiễm của Pb chỉ ở mức không đến ô nhiễm ở mức thấp (Hình 5).

Chỉ số tải lượng ô nhiễm PLI, được xác định theo chỉ số ô nhiễm Cf của các kim loại trong

trầm tích mặt của vịnh, ở mức ô nhiễm thấp (PLI = 1,37). Mặc dù hàm lượng Pb cao đột biến trong trầm tích cửa vịnh tuy nhiên tải lượng ô nhiễm ở cửa vịnh vẫn thấp hơn ở trung tâm vịnh (Bảng 4, 5 và Hình 5). Nguyên nhân là do trầm tích ở cửa vịnh có hàm lượng bùn (10,86 %) thấp hơn ở trung tâm vịnh (71,96 %) (Bảng 2). Vịnh Cồn Lu là nơi rất phát triển hoạt động nuôi trồng thủy sản và cũng là nơi neo đậu tập trung của tàu thuyền đánh cá (Hình 6). Đây có thể là nguồn của kim loại tập trung trong trầm tích của vịnh.



Hình 5. Mức độ ô nhiễm các kim loại trong trầm tích mặt vịnh Cồn Lu.

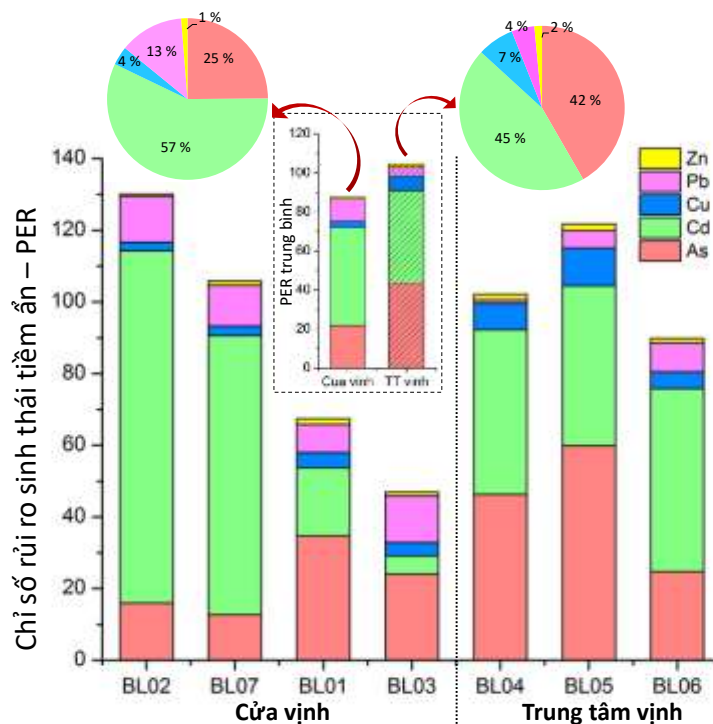


Hình 6. Nơi tập trung neo đậu thuyền đánh bắt hải sản (Ảnh nền: Google Earth).

3.5. Mức độ rủi ro sinh thái ở vịnh Cồn Lu

Nguyên tố kim loại xuất hiện tự nhiên trong hệ sinh thái dưới nước và là yếu tố cần thiết cho các quá trình sinh học. Tuy nhiên, một số kim loại lại có thể tác động xấu đến sự tồn tại và phát triển của nhiều loài sinh vật, dù hàm lượng của

chúng thấp hay cao [26, 38]. Do vậy, cùng với việc xác định hàm lượng các nguyên tố và đối sánh với quy chuẩn để nghiên cứu chất lượng trầm tích, đánh giá mức độ rủi ro sinh thái của kim loại là cần thiết để có thể hiểu được các tác động có hại tiềm ẩn.



Hình 7. Mức độ rủi ro sinh thái tiềm ẩn của trầm tích mặt vịnh Cồn Lu.

Tại vịnh Cồn Lu, chỉ số rủi ro sinh thái tiềm ẩn Er^i được tính toán cho từng nguyên tố và được tập hợp thành chỉ số rủi ro sinh thái tiềm ẩn PER cho từng vị trí nghiên cứu (Hình 7). Ở cửa vịnh, chỉ số rủi ro sinh thái tiềm ẩn trung bình của các kim loại theo thứ tự giảm dần từ $Cd > As > Pb > Cu > Zn$, trong đó chỉ số rủi ro sinh thái tiềm ẩn của Cd dao động trong khoảng rộng (5,11-98,30) tương ứng với mức độ rủi ro từ thấp đến khá cao. Ở trung tâm vịnh, chỉ số rủi ro sinh thái theo thứ tự giảm dần từ $Cd > As > Cu > Pb > Zn$ và Cd có chỉ số rủi ro ở mức trung bình (44,68-51,06). Chỉ số rủi ro của As ở trung tâm vịnh cao hơn ở cửa vịnh. As và Cd đóng góp chủ yếu (>80%) cho mức độ rủi ro sinh thái tiềm ẩn (PER) của vịnh Cồn Lu. Hàm lượng As và Cd trong trầm

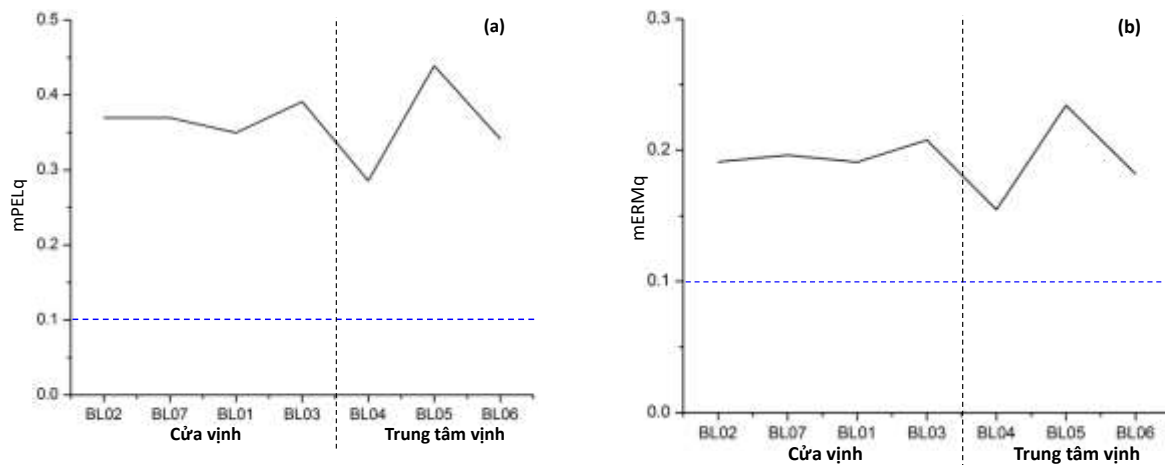
tích mặt ở vịnh Cồn Lu không cao, nhưng mức độ rủi ro sinh thái tiềm ẩn của chúng lại ở mức cao hơn các kim loại khác do đặc điểm độc tính sinh thái của chúng cao [26].

Hướng dẫn về chất lượng trầm tích (SQGs) đã được phát triển cho các hệ sinh thái biển nhằm cung cấp cơ sở diễn giải cho việc đánh giá các rủi ro do các chất gây ô nhiễm liên quan đến trầm tích gây ra cho các sinh vật sống trong trầm tích [29, 32, 38, 39]. Trong nghiên cứu này, các chỉ số mức ảnh hưởng có thể trung bình (mPEL_q) và phạm vi hiệu ứng trung vị trung bình (mERM_q) được sử dụng để đánh giá mức độ rủi ro sinh thái.

Giá trị mPEL_q của trầm tích mặt vịnh Cồn Lu dao động trong khoảng 0,29-0,44 tương ứng với mức độ rủi ro thấp (Bảng 4, 5, Hình 8). Giá

trị mERMq dao động trong khoảng 0,15-0,23, cũng tương ứng với mức độ rủi ro thấp. Không

có sự khác biệt đáng kể của giá trị mPELq và mERMq ở cửa vịnh và trung tâm vịnh.



Hình 8. Giá trị mPELq (a) và mERMq (b) của trầm tích mặt vịnh Cồn Lu.

Bảng 5. Đánh giá tổng hợp mức độ tích lũy, làm giàu, ô nhiễm và rủi ro sinh thái trung bình vịnh Cồn Lu

Chỉ số		As	Cd	Cu	Pb	Zn	Trung bình
Tích lũy và làm giàu	Igeo	Thấp	Thấp	Thấp	Khá cao	Thấp	Thấp
	EF	Cao	Thấp	Thấp	Cao	TB	TB
	MEQ	TB					
Mức độ ô nhiễm	QCVN	Không	Không	Không	Không	Không	Không ô nhiễm
	Cf	TB	Thấp	Thấp	Thấp	Thấp	Thấp
	PLI	Thấp					
Rủi ro sinh thái	Er ⁱ	Thấp	TB	Thấp	Thấp	Thấp	Thấp
	mERMq	Thấp					
	mPELq	Thấp					

4. Kết luận

Bảy mẫu trầm tích tầng mặt được lấy tại vùng biển Cồn Lu để phân tích kích thước hạt và hàm lượng các nguyên tố As, Cd, Cu, Pb và Zn nhằm đánh giá mức độ tích lũy, làm giàu nguyên tố, ô nhiễm và rủi ro sinh thái. Trầm tích mặt ở vịnh Cồn Lu có sự phân biệt rõ rệt về thành phần cấp hạt, với trầm tích cát, cát bùn chọn lọc tốt phân bố ở cửa vịnh và trầm tích bùn cát, bùn chọn lọc kém phân bố ở trung tâm vịnh. Hàm lượng trung bình của các nguyên tố theo thứ tự giảm dần: Zn (103,40 mg/kg) > Pb (89,40 mg/kg) > Cu (32,45 mg/kg) > As (15,27 mg/kg) > Cd (0,38 mg/kg).

Nghiên cứu đã lựa chọn đầy đủ ba nhóm chỉ số đánh giá chất lượng trầm tích, bao gồm nhóm chỉ số tích lũy và làm giàu, nhóm chỉ số ô nhiễm và nhóm chỉ số rủi ro sinh thái. Trong mỗi nhóm đều có các chỉ số đơn nguyên tố nhằm cung cấp thông tin chi tiết về sự phân bố và mức độ của từng kim loại, chỉ số đa nguyên tố cung cấp bức tranh tổng thể, toàn diện về ô nhiễm trong khu vực nghiên cứu.

Mức độ tích lũy địa chất (Igeo) đối với As, Cd, Cu, Zn ở mức thấp, riêng Pb ở mức khá cao. Chỉ số làm giàu đơn nguyên tố (EF) của Cd và Cu tương ứng với mức thấp, Zn ở mức trung bình, As và Pb ở mức cao. Giá trị EF trung bình của tất cả các kim loại trong trầm tích mặt vịnh

Cồn Lu đều lớn hơn 1,5, được coi là có biểu hiện ảnh hưởng của hoạt động nhân sinh. Chỉ số làm giàu đa nguyên tố (MEQ) tương ứng với mức độ làm giàu trung bình. Các chỉ số ô nhiễm (Cf) và tải lượng ô nhiễm (PLI) tương ứng với mức độ ô nhiễm thấp. Tải lượng ô nhiễm ở cửa vịnh thấp hơn ở trung tâm vịnh là do trầm tích ở cửa vịnh có hàm lượng bùn thấp hơn nhiều so với ở trung tâm vịnh.

Chỉ số rủi ro sinh thái tiềm ẩn (Er^i) trung bình của các kim loại theo thứ tự $Cd > As > Pb > Cu > Zn$. Trong đó, các nguyên tố As, Cu, Pb, Zn đều ở mức rủi ro sinh thái thấp, Cd ở mức trung bình. Giá trị rủi ro của As và Cd đóng góp chủ yếu (>80%) cho mức độ rủi ro sinh thái tiềm ẩn (PER) của vịnh Cồn Lu. Hàm lượng As và Cd trong trầm tích mặt ở vịnh Cồn Lu không cao, nhưng Er^i của chúng lại cao hơn các kim loại khác là do độc tính sinh thái của chúng cao. Mức độ rủi ro sinh thái theo chỉ số mERMq và mPELq cũng ở mức thấp.

Mặc dù chỉ có 3/7 số mẫu trầm tích ở vịnh Cồn Lu có hàm lượng Pb vượt ngưỡng quy chuẩn Việt Nam QCVN 43:2017/BTNMT, hàm lượng Pb trong các mẫu còn lại và hàm lượng các kim loại khác trong tất cả các mẫu đều dưới ngưỡng quy chuẩn. Tuy nhiên, chỉ số làm giàu nguyên tố đã đạt đến mức trung bình, có biểu hiện ô nhiễm và rủi ro sinh thái ở mức thấp. Vì vậy, cần có các giải pháp giảm thiểu nguồn phát thải kim loại nặng ở tại vịnh Cồn Lu, nơi rất phát triển hoạt động nuôi trồng thủy sản và neo đậu tập trung tàu thuyền đánh cá. Trong các nghiên cứu tiếp theo cần làm rõ thêm chất lượng trầm tích ở khu vực phía đông vịnh Cồn Lu cũng như các khu vực lân cận, phân tích thêm một số chỉ tiêu kim loại nặng khác như Cr, Ni, Hg, ... để làm rõ hơn bức tranh phân bố kim loại nặng trong trầm tích và rủi ro sinh thái tiềm ẩn cũng như phân tích rõ hơn nguồn gây ô nhiễm kim loại nặng.

Tài liệu tham khảo

- [1] G. F. Birch, A Review and Critical Assessment of Sedimentary Metal Indices Used in Determining the Magnitude of Anthropogenic Change in Coastal Environments, *Science of the Total Environment*, Vol. 854, No. 158129, 2023, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.158129>.
- [2] N. Tran, T. N. Mai, V. N. Chu, P. Hoekstra, et al., Holocene Sedimentary Evolution, Geodynamic and Anthropogenic Control of the Balat River Mouth Formation (Red River-Delta, Northern Vietnam), *Zeitschrift für Geologische Wissenschaften*, Berlin, Vol. 30, No. 3, 2002, pp. 157-172.
- [3] V. V. Phai, N. Hoan, N. Hieu, Geomorphological Evolution of the Ba Lat Mouth Area in the Recent Period, *VNU Journal of Science: Natural Sciences and Technology*, Vol. 18, No. 2, 2002, pp. 44-53, <https://js.vnu.edu.vn/NST/article/view/3106> (in Vietnamese).
- [4] V. D. Vinh, T. D. Thanh, Characteristics of Current Variation in the Coastal Area of Red River Delta – Results of Research Using the 3D Numerical Model. *Vietnam Journal of Marine Science and Technology*, Vol. 14, No. 2, 2014, pp. 139-148, <https://doi.org/10.15625/1859-3097/14/2/4480> (in Vietnamese).
- [5] N. N. Anh, An Insight into Source Apportionment of Metals in Superficial Sediments from the Tien Hai Nature Reserve of the Red River Delta, Vietnam, *Marine Pollution Bulletin*, Vol. 185, Part A, 2022, pp. 114-278, <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.114278>.
- [6] T. T. H. Nguyen et al., Assessment of Heavy Metal Pollution in Red River Surface Sediments, Vietnam, *Marine Pollution Bulletin*, Vol. 113, 2016, pp. 513-519, <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.08.030>.
- [7] T. T. Tham, L. T. Trinh, T. T. Thuy, Ecological Risks of Sediments Based on Some Heavy Metals in the Red River Downstream, *Vietnam Journal of Science and Technology*, Vol. 64, No. 11, 2022, pp. 48-53, [https://doi.org/10.31276/VJST.64\(11\).48-53](https://doi.org/10.31276/VJST.64(11).48-53) (in Vietnamese).
- [8] N. T. Tue et al., Historical Profiles of Trace Element Concentrations in Mangrove Sediments from the Ba Lat Estuary, Red River, Vietnam, *Water Air Soil Pollution*, Vol. 223, 2012, pp. 1315-1330, <https://doi.org/10.1007/s11270-011-0947-x>.
- [9] D. C. Cuong, V. V. Minh, L. T. M. Hanh, Chemical Forms and Assessment of the Risks Caused by Lead in the Surface Sediments of Bau Tram Lake, Danang City, *The University of Danang Journal of Science and Technology*, Vol. 11, No 84.1, 2014, pp 92-96, <https://jst-ud.vn/jst-ud/article/view/985> (in Vietnamese).
- [10] D. C. Cuong, V. V. Minh, T. N. Son, Ecological Risk Assessment of Some Heavy Metals in Surface

- Sediments of Cu De River downstream Based on Potential Ecological Risk Index (PERI), The University of Danang Journal of Science and Technology, Vol. 1, No. 86, 2015, <https://jst-ud.vn/jst-ud/article/view/1011> (in Vietnamese).
- [11] L. T. Trinh, Accumulation and Potential Ecological Risk Assessment of Heavy Metals in Surface Sediments of Han River Estuary, Da Nang City, VNU Journal of Science: Natural Science and Technology, Vol. 33, No. 3, 2017, <https://doi.org/10.25073/2588-1140/vnunst.4667> (in Vietnamese).
- [12] L. H. Thia, N. V. Phuong, Assessment of Heavy Metal Pollution in Sediments Downstream of Vam Thuat River, Industrial University of Ho Chi Minh City Journal of Science and Technology, Vol. 59, No. 5, 2022, <https://doi.org/10.46242/jstih.v59i05.4601s> (in Vietnamese).
- [13] L. T. Hai, L. T. Thuy, Content of Some Heavy Metals in Sediments in the Coastal Waters of Quy Nhon, Central Vietnam, Science and Technology Journal of Agricultural and Rural Development, Vol. 2, 2018, pp. 153-158 (in Vietnamese).
- [14] L. T. Trinh et al., Heavy Metal Accumulation and Potential Ecological Risk Assessment of Surface Sediments from Day River Downstream, VNU Journal of Science: Earth and Environment Science, Vol. 34, No. 4, 2018, pp. 140-147 <https://doi.org/10.25073/2588-1094/vnuees.4351>, (in Vietnamese).
- [15] C. K. Wentworth, A Scale of Grade and Class Terms for Clastic Sediments, The Journal of Geology, Vol. 30, No. 5, 1922, pp 377-392, <https://www.jstor.org/stable/30063207> (accessed on: May 1st, 2024).
- [16] P. D. Trask, Origin and Environment of Source Sediments of Petroleum, Publishing Co., Houston, Texas, 1932, 323 pp.
- [17] R. L. Folk, The Distinction Between Grain Size and Mineral Composition in Sedimentary-Rock Nomenclature, Journal of Geology, Vol. 62, 1954, pp. 344-359, <https://doi.org/10.1086/626171>.
- [18] G. F. Birch, An Assessment of Aluminum and Iron in Normalisation and Enrichment Procedures for Environmental Assessment of Marine Sediment, Science of the Total Environment, Vol. 727, Vol. 138123, 2020, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138123>.
- [19] B. F. Kim et al., Critical Evaluation of Different Methods to Calculate the Geoaccumulation Index for Environmental Studies: A New Approach for Baixada Santista - Southeastern Brazil, Marine Pollution Bulletin, Vol. 127, 2018, pp. 548-552, <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.12.049>.
- [20] G. Muller, Index of Geoaccumulation in Sediments of the Rhine River, GeoJournal, Vol. 2, No. 3, 1969, pp. 108-118.
- [21] A. Kemp et al., Cultural Impact on the Geochemistry of Sediments in Lake Erie, Journal of the Fisheries Board of Canada, Vol. 33, No. 3, 1976, pp 440-462, <https://doi.org/10.1139/f76-065>.
- [22] S. A. Sinex, D. A. Wright, Distribution of Trace Metals in the Sediments and Biota of Chesapeake Bay, Marine Pollution Bulletin, Vol. 19, No. 9, 1988, pp 425-431, [https://doi.org/10.1016/0025-326X\(88\)90397-9](https://doi.org/10.1016/0025-326X(88)90397-9).
- [23] G. F. Birch, M. A. Olmos, Sediment-bound Heavy Metals as Indicators of Human Influence and Biological Risk in Coastal Water Bodies, ICES Journal of Marine Science, Vol. 65, No. 8, 2008, pp. 1407-1413, <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsn139>.
- [24] G. F. Birch, Determination of Sediment Metal Background Concentrations and Enrichment in Marine Environments—a Critical Review, Science of the Total Environment, Vol. 580, 2017, pp. 813-831, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.12.028>.
- [25] G. F. Birch et al., Sediment Metal Enrichment and Ecological Risk Assessment of Ten Ports and Estuaries in the World Harbours Project, Marine Pollution Bulletin, Vol. 155, 2020, pp. 111-129, <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111129>.
- [26] L. Hakanson, An Ecological Risk Index for Aquatic Pollution Control. A Sedimentological Approach, Water Research, Vol. 14, No. 8, 1980, pp 975-1001, [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(80\)90143-8](https://doi.org/10.1016/0043-1354(80)90143-8).
- [27] D. L. Tomlinson et al., Problems in the Assessment of Heavy-Metal Levels in Estuaries and the Formation of a Pollution Index, Helgoländer Meeresuntersuchungen, Vol. 33, 1980, pp. 566-575, <https://doi.org/10.1007/BF02414780>.
- [28] G. F. Birch, Assessment of Human-Induced Change and Biological Risk Posed by Contaminants in Estuarine/Harbour Sediments: Sydney Harbour/estuary (Australia), Marine Pollution Bulletin, Vol. 116, No. 1-2, 2017, pp. 234-248, <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.01.013>.
- [29] E. R. Long et al., Classifying Probabilities of Acute Toxicity in Marine Sediments with Empirically Derived Sediment Quality Guidelines, Environmental Toxicology and Chemistry,

- Vol. 19, No. 10, 2000, pp. 2598-2601,
<https://doi.org/10.1002/etc.5620191028>.
- [30] D. D. MacDonald et al., Development and Evaluation of Sediment Quality Guidelines for Florida Coastal Waters, *Ecotoxicology*, Vol. 5, 1996, pp 253-278,
<https://doi.org/10.1007/BF00118995>.
- [31] Q. Wang, Heavy Metal Pollution in the Nearshore Surface Sediments North of the Shandong Peninsula and the Western Miao Islands, China, *Regional Studies in Marine Science*, Vol. 73, 2024, pp. 103-448
<https://doi.org/10.1016/j.rsma.2024.103448>.
- [32] V. Sattarova et al., Distribution and Contamination Assessment of Trace Metals in Surface Sediments of the South China Sea, Vietnam, *Marine Pollution Bulletin*, Vol. 173, 2021, pp. 113045
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.113045>.
- [33] Y. Dou et al., Distribution, Enrichment and Source of Heavy Metals in Surface Sediments of the Eastern Beibu Bay, South China Sea, *Marine Pollution Bulletin*, Vol. 67, No. 1-2, 2013, pp 137-145,
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2012.11.022>.
- [34] K. K. Turekian, K. H. Wedepohl, Distribution of the Elements in Some Major Units of the Earth's Crust, *Geological Society of America Bulletin*, Vol. 72, No. 2, 1961, pp 175-192,
[https://doi.org/10.1130/0016-7606\(1961\)72\[175: DOTEIS\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1130/0016-7606(1961)72[175: DOTEIS]2.0.CO;2).
- [35] S. Gao, T. Luo, B. Zhang, H. Zhang, Y. Han, Z. Zhao, Y. Hu, Chemical Composition of the Continental Crust as Revealed by Studies in East China, *Geochimica et Cosmochimica Acta*, Vol. 62, No. 11, 1998, pp. 1959-1975,
[https://doi.org/10.1016/S0016-7037\(98\)00121-5](https://doi.org/10.1016/S0016-7037(98)00121-5).
- [36] J. M. Jung, C. J. Kim, C. S. Chung, T. Kim, H. S. Gu, H. E. Kim, K. Y. Choi, Applying New Regional Background Concentration Criteria to Assess Heavy Metal Contamination in Deep-sea Sediments at an Ocean Dumping Site, Republic of Korea, *Marine Pollution Bulletin*, Vol. 200, 2024, pp. 116065,
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2024.116065>.
- [37] National Technical Regulation on Sediment Quality QCVN 43:2017/BTNMT, 2017 (in Vietnamese).
- [38] E. R. Long, D. D. MacDonald, L. Smith, F. D. Calder, Incidence of Adverse Biological Effects within Ranges of Chemical Concentrations in Marine and Estuarine Sediments, *Environmental Management*, Vol. 19, 1995, pp. 81-97,
<https://doi.org/10.1007/BF02472006>.
- [39] E. R. Long, D. D. MacDonald, Recommended Uses of Empirically Derived Sediment Quality Guidelines for Marine and Estuarine Ecosystems, *Human and Ecological Risk Assessment*, Vol. 4, 1998, pp. 1019-1039,
<https://doi.org/10.1080/10807039891284956>.