VNU Journal of Science: Earth and Environmental Sciences, Vol. 41, No. 2S (2025) 206-218

VNU Journal of Science: Earth and Environmental Sciences

Journal homepage: https://js.vnu.edu.vn/EES

Original Article

Characteristics and Radiological Risk Assessment of ^{210}Po in Two Organs of Asian Overbite Clam *(Potamocorbula laevis)*, Asian Hard Clam *(Meretrix lyrata)* and Suminoe Oyster *(Crassostrea rivularis)* in Coastal Region of Hung Yen Province

Pham Thi Thanh Xuan[1], Nguyen Xuan Quang[2], Nguyen Manh Khai[3], Duong Van Hao[1,*]

[1]*VNU School of Interdisciplinary Studies, 144 Xuan Thuy, Cau Giay, Hanoi, Vietnam*
[2]*Faculty of Environmental Science, VNU University of Science, 334 Nguyen Trai, Thanh Xuan, Hanoi, Vietnam*
[3]*Dong Nai Technology University, Bien Hoa City, Vietnam*

Received 08th August 2025
Revised 15th September 2025; Accepted 30th September 2025

Abtract: This study evaluated the distribution, accumulation potential, and radiological risk of polonium-210 (^{210}Po) in edible tissues (muscle and hepatopancreas) of three bivalve collected in the coastal area of Hung Yen, Vietnam (Asian hard clam *(Meretrix lyrata)*, Suminoe oyster *(Crassostrea rivularis)*, and Asian overbite clam *(Potamocorbula laevis)*). The results showed that ^{210}Po activity in hepatopancreas was significantly higher than that in muscle tissue. The highest mean value in hepatopancreas was recorded in Asian overbite clam (295 mBq/g), followed by Oyster (80.0 mBq/g) and Asian hard clam (50.8 mBq/g). In muscle tissue, the mean ^{210}Po activity was highest in oysters (22.8 mBq/g), followed by Asian overbite clam (22.5 mBq/g) and lowest in Asian hard clam (17.3 mBq/g). The bioaccumulation factor (CF) calculated from water samples showed that the hepatopancreas was the organ of high accumulation, with the highest mean value in Asian overbite clams (220), followed by oysters (59.7) and Asian hard clam (37.9). The annual effective dose (AED) from muscle tissue consumption ranged from 0.01 to 0.6 mSv/year, which in some cases may exceed the recommended level of 1 mSv/year for the public. For radiation ecology, the average total dose of ^{210}Po in the three species (1.57-2.07 µGy/h) was lower than the ERICA reference threshold of 10 µGy/h, except for some samples of Asian overbite clams with peak values exceeding the threshold. Based on the biological characteristics and accumulation ability, the study suggests that Oysters are suitable indicator species for long-term ^{210}Po radiation monitoring, while Mussels can be used to detect local pollution hotspots. This result provides important data for monitoring marine environmental radiation and orienting safe seafood consumption in Vietnam.

Keywords: ^{210}Po, bivalve molluscs, radiological risk, bioaccumulation, Hung Yen, Vietnam.

* Corresponding author.
E-mail address: haodv@vnu.edu.vn

https://doi.org/10.25073/2588-1094/vnuees.5432

Đặc điểm hàm lượng và đánh giá nguy hại phóng xạ của ^{210}Po trong hai bộ phận cơ thể của ngao, sò và hàu ở biển ven bờ Hưng Yên

Phạm Thị Thanh Xuân[1], Nguyễn Xuân Quang[2], Nguyễn Mạnh Khải[3], Dương Văn Hào[1,*]

[1]*Trường Khoa học liên ngành và Nghệ thuật, Đại học Quốc gia Hà Nội, 144 Xuân Thuỷ, Cầu Giấy, Hà Nội, Việt Nam*

[2]*Khoa Môi trường, Trường Đại học Khoa học Tự nhiên, Đại học Quốc gia Hà Nội, 334 Nguyễn Trãi, Thanh Xuân, Hà Nội, Việt Nam*

[3]*Trường Khoa học và Công nghệ Đồng Nai, Thành phố Biên Hòa, Việt Nam*

Nhận ngày 08 tháng 8 năm 2025
Chỉnh sửa ngày 15 tháng 9 năm 2025; Chấp nhận đăng ngày 30 tháng 9 năm 2025

Tóm tắt: Nghiên cứu này đánh giá sự phân bố, tích lũy và rủi ro phóng xạ của poloni-210 (^{210}Po) trong mô cơ và khối gan tụy của ba loài nhuyễn thể hai mảnh vỏ (ngao (*Meretrix lyrata*), hàu (*Crassostrea rivularis*) và sò biển (*Potamocorbula laevis*)) thu thập tại ven biển Hưng Yên, Việt Nam. Kết quả cho thấy hoạt độ ^{210}Po ở khối gan tụy cao hơn rõ rệt so với mô cơ, cao nhất ở sò biển (295 mBq/g), tiếp đến hàu (80,0 mBq/g) và ngao (50,8 mBq/g). Trong mô cơ, giá trị cao nhất ghi nhận ở hàu (22,8 mBq/g). Hệ số tích lũy sinh học (CF) cho thấy gan tụy là cơ quan tích lũy chính, với giá trị cao nhất ở sò biển (220). Liều hiệu dụng hàng năm (AED) từ tiêu thụ mô cơ dao động 0,01–0,6 mSv/năm, một số trường hợp vượt ngưỡng khuyến cáo 1 mSv/năm. Tổng liều chiếu trung bình (1,57–2,07 µGy/h) thấp hơn ngưỡng ERICA (10 µGy/h), trừ vài mẫu sò biển có giá trị cực đại. Nghiên cứu cung cấp dữ liệu quan trọng cho giám sát phóng xạ biển và an toàn tiêu thụ hải sản. Hàu được đề xuất làm loài chỉ thị phù hợp cho giám sát lâu dài, trong khi sò biển thích hợp phát hiện các điểm nóng ô nhiễm cục bộ.

Từ khóa: ^{210}Po, nhuyễn thể hai mảnh vỏ, rủi ro phóng xạ, tích lũy sinh học, Hưng Yên, Việt Nam

1. Mở đầu

Biển Việt Nam giữ vai trò chiến lược quan trọng trong phát triển kinh tế, an ninh và quốc phòng. Tuy nhiên, các hoạt động khai thác khoáng sản, thủy sản và du lịch ven biển đang làm gia tăng nguy cơ ô nhiễm biển trong đó có ô nhiễm phóng xạ [1-5]. Nhiều nghiên cứu đã chỉ ra rằng, các hoạt động trên lục địa là nguồn đóng góp đáng kể các chất ô nhiễm vào môi trường biển, đặc biệt là các đồng vị phóng xạ và nguyên tố độc hại như Pb, As và Hg [6-10]. Các chất ô nhiễm này có khả năng tích lũy sinh học gây suy thoái hệ sinh thái và gián tiếp đe dọa đến sức khỏe con người thông qua chuỗi thức ăn. Bên cạnh đó, tất cả sinh vật trên Trái Đất đều thường xuyên tiếp xúc với bức xạ ion hóa từ các nguồn tự nhiên [11]. Do đó việc đánh giá và kiểm soát mức độ phơi nhiễm bức xạ nhằm bảo vệ con người và hệ sinh thái là yêu cầu thiết yếu [12].

* Tác giả liên hệ.
Địa chỉ email: haodv@vnu.edu.vn

https://doi.org/10.25073/2588-1094/vnuees.5432

Nhiều nghiên cứu đã được thực hiện nhằm đánh giá tác động sinh thái của bức xạ ion hóa [13, 14]. Trong môi trường biển, sự tích lũy sinh học khiến sinh vật thủy sinh có thể tập trung chất phóng xạ ở mức cao hơn so với nước xung quanh, làm tăng nguy cơ phơi nhiễm [15, 16]. Các công cụ như ERICA đã được áp dụng rộng rãi để ước tính liều và đánh giá rủi ro cho sinh vật thủy sinh, từ đó hỗ trợ bảo vệ sức khỏe cộng đồng và hệ sinh thái [17-19]. Vì vậy, việc giám sát và đánh giá rủi ro phóng xạ trong phát triển kinh tế biển là cần thiết nhằm đảm bảo sức khỏe cộng đồng và bảo vệ môi trường.

^{210}Po (sản phẩm phân rã của ^{238}U) là một trong những hạt nhân phóng xạ tự nhiên được coi là nguy hiểm nhất trong môi trường biển do chu kỳ bán rã ngắn (138,4 ngày). Nó được hình thành chủ yếu từ sự phân rã của ^{210}Pb trong khí quyển, hoạt động địa chất, núi lửa và trầm tích [20, 21], cũng như từ các hoạt động khai thác khoáng sản và dầu khí [22-25]. Trong hệ sinh thái biển, ^{210}Po được hấp thụ mạnh bởi sinh vật phù du và tích lũy dọc theo chuỗi thức ăn dẫn đến nồng độ cao hơn đáng kể trong sinh vật so với nước biển [26, 27]. Liều bức xạ từ ^{210}Po có thể chiếm tới 90% liều tự nhiên thông qua hải sản [28, 29]. Những đặc điểm này cho thấy ^{210}Po vừa là chỉ thị quan trọng trong giám sát an toàn bức xạ, vừa phản ánh tác động của ô nhiễm môi trường biển tự nhiên và nhân sinh.

Nguy cơ nhiễm phóng xạ tự nhiên do tiêu thụ hải sản đã nhận được sự quan tâm đáng kể trong nhiều nghiên cứu trước đây [2, 30-35]. Để giám sát các hạt nhân phóng xạ trong môi trường biển nhiều nhà nghiên cứu đã sử dụng các loài thủy sinh như cá, động vật giáp xác, thảm thực vật thủy sinh [36, 37] và đặc biệt là các loài nhuyễn thể hai mảnh vỏ làm chỉ thị [38, 39]. Nhờ cơ chế lọc, loài hai mảnh vỏ có khả năng tích lũy cao các chất ô nhiễm, đặc biệt là ^{210}Po trong mô cơ và khối gan tụy [2, 40]. Có thể thấy, nhuyễn thể hai mảnh vỏ được xem là sinh vật chỉ thị hiệu quả cho quan trắc phóng xạ biển nhờ khả năng tích lũy cao các hạt nhân phóng xạ, đặc biệt là ^{210}Po.

Việt Nam có tổng chiều dài bờ biển 3.260 km với nguồn tài nguyên hải sản phong phú. Các loài nhuyễn thể hai mảnh vỏ là sản phẩm thực phẩm quan trọng cho nhu cầu tiêu dùng trong nước. Thói quen ăn lọc khiến các loài này có khả năng tích tụ một lượng lớn ^{210}Po từ nước biển cũng như các chất ô nhiễm khác được hấp thụ bởi sinh vật phù du và các hạt hữu cơ lơ lửng [41-43]. Ngoài việc giữ lại các chất dinh dưỡng, chúng còn tích lũy một lượng lớn các chất ô nhiễm trong các mô và có thể gây hại cho sức khỏe con người thông qua việc tiêu thụ thực phẩm [44]. Các nghiên cứu gần đây đã chỉ ra các mối nguy hiểm về phóng xạ do tiêu thụ nhuyễn thể hai mảnh vỏ ở một số khu vực tại Việt Nam với liều lượng phóng xạ hàng năm rất cao là ^{210}Po [2, 31, 45]. Tuy nhiên nghiên cứu về sự tích lũy ^{210}Po trong các loài nhuyễn thể hai mảnh vỏ còn hạn chế. Do đó, việc đánh giá rủi ro phóng xạ của ^{210}Po từ việc tiêu thụ nhuyễn thể có vỏ là hoàn toàn cần thiết nhằm xác định rõ mức độ phơi nhiễm phóng xạ của cộng đồng và hỗ trợ xây dựng chính sách giám sát - quản lý an toàn bức xạ trong phát triển kinh tế biển bền vững. Mục tiêu của nghiên cứu này là làm rõ: i) Hoạt động của ^{210}Po trong mô cơ và khối gan tụy của ba loài nhuyễn thể ngao, sò và hàu ở các khối lượng cơ thể khác nhau được thu thập ở vùng ven biển tỉnh Hưng Yên (tỉnh Thái Bình trước đây); ii) Đánh giá sự tích tụ sinh học ^{210}Po, rủi ro tiềm ẩn phóng xạ và tính phù hợp của 3 loài nhuyễn thể này như chỉ thị sinh học giám sát phóng xạ ^{210}Po; và iii) Đánh giá nguy cơ rủi ro phóng xạ đối với con người khi sử dụng ngao, sò biển và hàu có chứa ^{210}Po làm nguồn thực phẩm (AED).

2. Khu vực, đối tượng và phương pháp nghiên cứu

2.1. Khu vực nghiên cứu

Hưng Yên là một tỉnh ven biển thuộc Đồng bằng sông Hồng có đường bờ biển giàu khoáng sản ilmenit (có chứa nhiều chất phóng xạ tự nhiên). Khu vực lấy mẫu thuộc địa bàn các xã ven biển (thuộc huyện Thái Thụy trước đây), khu vực này có dân số đông đúc (năm 2009 có khoảng 267.000 người, mật độ khoảng 1.040 người/km^2), chủ yếu là người Kinh. Hoạt động

kinh tế chủ yếu dựa vào nông nghiệp và thủy sản (trồng lúa, rau màu và nuôi trồng hải sản, ven bờ).

Ngao trắng (Asian hard clam, *Meretrix lyrata*) phân bố rộng rãi ở Nga, Nhật Bản, Trung Quốc, Mỹ và Việt Nam. Đây là loài có khả năng thích nghi cao, chịu được nhiều mức độ mặn và môi trường ôxy thấp. Chúng sống vùi trong trầm tích cát, bùn, đất sét ở vùng cận triều và bãi bồi, dinh dưỡng chủ yếu bằng cơ chế lọc sinh vật phù du và chất hữu cơ lơ lửng trong nước, đồng thời cũng hấp thụ các chất độc hại trong cột nước. Sò biển (Asian overbite clam, *Potamocorbula laevis*) thường sống ở vùng liên triều, chủ yếu trong trầm tích có hàm lượng bùn và sét cao và có thể xuất hiện ở nền đáy cát và sỏi; phân bố ở nhiều khu vực châu Á, châu Âu và Bắc Mỹ. Hàu cửa sông (*Crassostrea rivularis*) sống từ vùng liên triều đến cận triều, thường bám vào các vật cứng ở vùng cửa sông và hình thành quần thể lớn tại nơi độ mặn dao động từ 1‰ đến 30‰. Đây là các loài hai mảnh vỏ có cơ chế ăn lọc, liên tục hút và lọc một lượng lớn nước biển để thu nhận thức ăn từ sinh vật phù du và chất hữu cơ lơ lửng. Quá trình này khiến chúng dễ tích lũy các chất ô nhiễm hòa tan hoặc bám dính trong nước, như kim loại nặng, độc tố tảo và đồng vị phóng xạ. Do khả năng đào thải hạn chế và sự liên kết mạnh của các ion kim loại hoặc hạt phóng xạ với protein trong cơ quan như gan tụy và được tích lũy dần trong cơ thể. Bên cạnh đó, các loài hai mảnh vỏ sống định cư, nên nồng độ chất ô nhiễm trong mô của chúng phản ánh chính xác điều kiện môi trường tại chỗ. Chính đặc tính này giúp chúng trở thành đối tượng tiềm năng để giám sát các ô nhiễm trong môi trường

2.2. Thu thập và xử lý mẫu

Số lượng mẫu được lựa chọn nhằm đảm bảo tính đại diện và độ tin cậy của kết quả phân tích, đồng thời phù hợp với điều kiện thực địa và giới hạn phân tích trong phòng thí nghiệm. Cụ thể, nghiên cứu đã lấy 5 mẫu nước và 4 mẫu trầm tích tại các điểm trong rừng ngập mặn có hoạt động dân sinh và khai thác thủy sản khác nhau để phân tích và đánh giá sự biến động theo không gian của chất phóng xạ trong môi trường. 5 mẫu ngao (*Meretrix lyrata*) và 5 mẫu hàu (*Crassostrea rivularis*) được thu thập tại khu vực nghiên cứu nhằm đánh giá sự khác nhau về khả năng tích lũy ^{210}Po giữa các loài sinh vật hai mảnh vỏ. Các vị trí lấy mẫu được thể hiện ở sơ đồ (Hình 1). Các mẫu sò (*Potamocorbula laevis*) sử dụng trong nghiên cứu này được tham khảo từ dữ liệu của Dương Văn Hào và các cộng sự, 2023 [2].

Các mẫu nước và trầm tích được bảo quản trong các dụng cụ chứa mẫu tiêu chuẩn. Cụ thể, mẫu nước được lấy ở độ sâu dưới 1 m nước, được đựng trong can nhựa đã rửa sạch bằng dung dịch HNO_3 loãng. Sau đó mẫu được đưa về mức pH dao động trong khoảng từ 1-2 bằng axit HNO_3 để hạn chế ảnh hưởng của các vi sinh vật có trong nước [46]. Các mẫu trầm tích được lấy và đựng trong các túi zip PE kín và được bảo quản đông lạnh ngay ngay sau khi lấy mẫu [47]. Các mẫu trầm tích đưa về phòng thí nghiệm được sấy khô ở nhiệt độ dưới 80°C sau đó nghiền nhỏ để phân tích.

Các mẫu ngao và hàu được thu mua trực tiếp từ ngư dân địa phương tại khu vực lấy mẫu dựa trên tiêu chí có khối lượng và kích thước khác nhau, cho vào túi PE và bảo quản lạnh để vận chuyển về phòng thí nghiệm. Trong phòng thí nghiệm, các mẫu được làm sạch bằng nước khử ion, cân xác định khối lượng chính xác và được phân tách thành các bộ phận: mô cơ và khối gan tụy và được cân khối lượng trước và sau khi sấy khô ở nhiệt độ dưới 80 ^{o}C đến khối lượng không đổi (xác định tỉ lệ khô ướt để tính toán liều). Mẫu khô sau đó được nghiền mịn bằng cối sứ và bảo quản trong lọ nhựa kín chờ phân tích.

2.3. Xác định hoạt độ ^{210}Po bằng phương pháp quang phổ alpha

Hoạt độ phóng xạ của ^{210}Po được xác định bằng phương pháp quang phổ alpha, sử dụng đồng vị ^{209}Po (4,88 MeV, $t_{1/2}$ = 109 năm) làm chất chuẩn đánh dấu, dựa trên quy trình đã được mô tả bởi [30]. Quá trình phân hủy mẫu được thực hiện bằng hỗn hợp axit HCl và HNO_3 theo tỷ lệ 3:1, bổ sung thêm H_2O_2, xử lý trong lò vi sóng ở 80 °C cho đến khi mẫu tan hoàn toàn [48]. Sau đó, ^{210}Po được đồng kết tủa với MnO_2, cuối cùng được hấp thụ trên đĩa bạc trong khoảng 4 giờ ở nhiệt độ 80°C trong môi trường axit loãng

có axit ascorbic để khử Fe^{3+} về Fe^{2+}. Các đĩa bạc sau đó được rửa sạch bằng nước khử ion, làm khô tự nhiên và đo bằng hệ phổ alpha ORTEC (four ALPHA-DUO-M1-450 mm² detector). Mẫu chuẩn IAEA-414 (fish sample) và các mẫu lặp được phân tích đồng thời nhằm đảm bảo độ chính xác.

2.4. Phân tích thống kê

Dữ liệu nghiên cứu được xử lý bằng phần mềm Microsoft Excel 2016. Các thống kê mô tả cơ bản (giá trị trung bình, nhỏ nhất, lớn nhất) được tính toán nhằm đặc trưng hóa hoạt độ ^{210}Po trong các loài nhuyễn thể và các bộ phận cơ thể. Bên cạnh đó, sự khác biệt về phân bố ^{210}Po giữa hai bộ phận của ba loài nhuyễn thể được phân tích bằng phương pháp kiểm định ANOVA trong phần mềm SPSS (IBM SPSS Statistics 20). Kết quả phân tích được mô tả dưới dạng biểu đồ để đánh giá.

2.5. Liều hiệu dụng cam kết hàng năm (AED)

Liều hiệu dụng cam kết hàng năm từ ^{210}Po đối với con người khi tiêu thụ nhuyễn thể được tính theo công thức:

$$A_{210_{Po}} = C \times f \times p$$

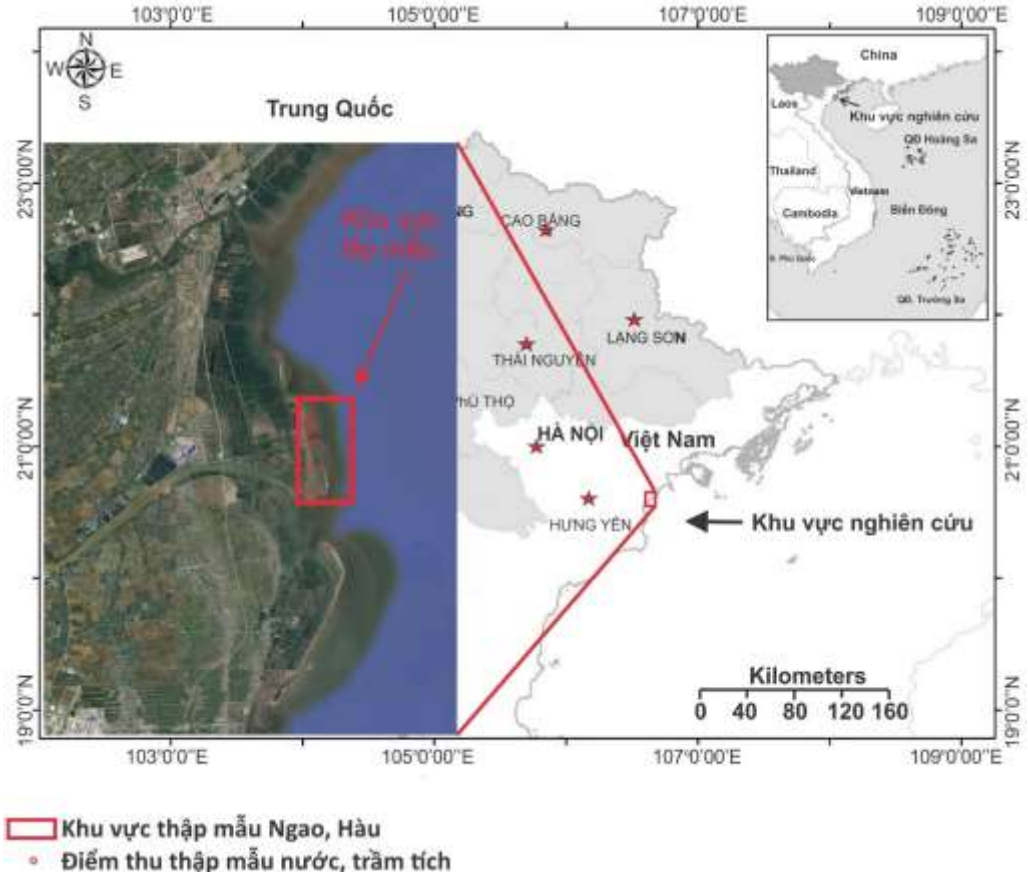
Trong đó:

$A_{210_{Po}}$ là liều hiệu dụng cam kết hàng năm từ ^{210}Po khi tiêu thụ hải sản (mSv/năm);

C là hoạt độ ^{210}Po trong các bộ phận (Bq/kg);

p là khối lượng nhuyễn thể tiêu thụ trung bình mỗi năm của một người (21,8 kg/người/năm [49]);

f là hệ số chuyển đổi liều của ^{210}Po đối với người trưởng thành (1,2 x 10^{-3} mSv/Bq [50, 51]).



Hình 1. Sơ đồ vị trí lấy mẫu.

2.6. Đánh giá rủi ro sinh thái bằng ERICA

Phần mềm ERICA Tool (phiên bản 2.0) được sử dụng để tính toán liều bức xạ được hấp thụ bởi các sinh vật và đánh giá các rủi ro sinh thái tiềm ẩn do các chất phóng xạ gây ra [52]. Công cụ này bao gồm ba cấp độ đánh giá, mỗi cấp độ cung cấp các mức độ chính xác và linh hoạt khác nhau, cho phép các nhà nghiên cứu tính toán liều bức xạ dựa trên hệ số chuyển đổi liều và các sinh vật tham chiếu [53]. Hệ số chuyển đổi liều cho phép chuyển đổi từ hoạt động của một chất phóng xạ sang suất liều hấp thụ trong một sinh vật tham chiếu. Trong nghiên cứu này, tác động phóng xạ của ^{210}Po lên ba loài nguyễn thể hai mảnh vỏ đã được đánh giá bằng Công cụ đánh giá ERICA ở Bậc 2. Dữ liệu đầu vào bao gồm các thông tin: sinh vật tham chiếu là động vật thân mềm hai mảnh vỏ; hoạt độ ^{210}Po trung bình trong các mẫu nước biển và trầm tích khu vực nghiên cứu (Bảng 1); và tỷ lệ thời gian sinh vật tham chiếu dành trong môi trường sống nước mặt (bằng 1 đối với hàu) và trầm tích (bằng 1 đối với sò biển và ngao). Hệ số chuyển đổi từ hoạt độ ^{210}Po trong mô cơ sang hoạt độ cho toàn cơ được tham khảo theo Yankovich và cs [54] nhằm đảm bảo độ tin cậy của dữ liệu.

3. Kết quả và thảo luận

3.1. Đặc điểm hoạt độ ^{210}Po trong ba loài nhuyễn thể hai mảnh vỏ

Hoạt độ ^{210}Po trong mô cơ và khối gan tụy của ba loài hai mảnh vỏ được trình bày trong Bảng 1. Hoạt độ ^{210}Po trong khối gan tụy cao nhất được ghi nhận ở sò biển dao động từ 111-716 mBq/g (giá trị trung bình là 295 mBq/g); tiếp đến là hàu với giá trị trung bình 80,0 mBq/g (49,4-146 mBq/g), và thấp nhất ở ngao với giá trị trung bình 50,8 mBq/g (40,5-61,7 mBq/g). Ở mô cơ, hoạt độ ^{210}Po cao nhất ở hàu với giá trị trung bình 22,8 mBq/g (12,1-37,2 mBq/g), sò biển với giá trị trung bình là 22,5 mBq/g (4,41-152 mBq/g), và thấp nhất ở ngao với giá trị trung bình là 17,3 mBq/g (10,3-22,2 mBq/g).

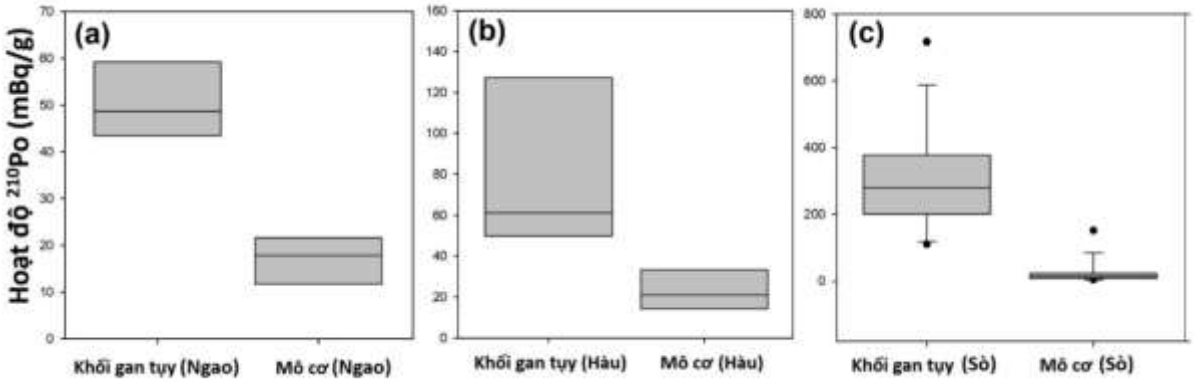
Nhìn chung, hoạt độ ^{210}Po tích lũy trong khối gan tụy cao hơn đáng kể so với mô cơ ở cả ba loài. Kết quả này tương đồng với một số nghiên cứu trước đây về hoạt độ ^{210}Po trong các loài hai mảnh [2, 31, 36]. Nguyên nhân chủ yếu được cho là do các khối gan tụy giàu các loại protein có khả năng liên kết và lưu giữ các nguyên tố phóng xạ, trong đó có ^{210}Po [36, 55-57].

Bảng 1. Hoạt độ ^{210}Po trong ngao, hàu, sò, nước và trầm tích tại khu vực nghiên cứu

Tên mẫu	Khối lượng (g)	^{210}Po (mBq/g)		Nguồn dữ liệu
		Khối gan tụy	Mô cơ	
Ngao 1	0,515	61,7	10,3	Nghiên cứu này
Ngao 2	0,319	46,4	19,5	
Ngao 3	0,296	40,5	-	
Ngao 4	0,279	48,6	16,3	
Ngao 5	0,203	56,5	22,2	
Giá trị trung bình	0,322	50,8	17,3	
Giá trị nhỏ nhất	0,203	40,5	10,3	
Giá trị lớn nhất	0,515	61,7	22,2	
Hàu 1	14,4	51,2	12,1	
Hàu 2	7,71	71,2	37,2	
Hàu 3	9,54	49,4	22,1	
Hàu 4	13,6	146,1	20,0	
Hàu 5	11,3	79,5	22,8	
Giá trị trung bình	11,3	80,0	22,8	
Giá trị nhỏ nhất	7,71	49,4	12,1	

Giá trị lớn nhất	14,4	146	37,2	
Giá trị trung bình (sò biển)	37,9	295	22,5	[2]
Giá trị nhỏ nhất (sò biển)	2,77	111	4,41	
Giá trị lớn nhất (sò biển)	118	716	152	
Mẫu nước 1	1,47 ± 0,18			Nghiên cứu này
Mẫu nước 2	1,09 ± 0,19			
Mẫu nước 3	2,09 ± 0,19			
Mẫu nước 4	0,88 ± 0,20			
Mẫu nước 5	1,16 ± 0,17			
Giá trị trung bình 5 mẫu nước	1,34 ± 0,18 (mBq/L)			
Mẫu trầm tích 1	64,4 ± 0,39			
Mẫu trầm tích 2	61,2 ± 0,57			
Mẫu trầm tích 3	53,7 ± 0,92			
Mẫu trầm tích 4	48,1 ± 1,1			
Giá trị trung bình 4 mẫu trầm tích	56,9 ± 0,7 (mBq/g)			

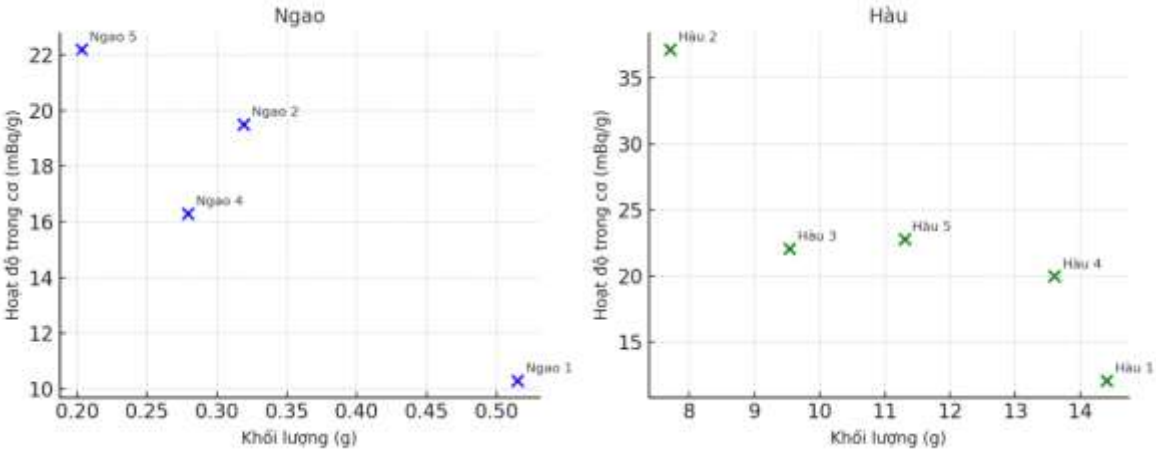
Kết quả cho thấy ở loài ngao và hàu, tỉ số hoạt độ ^{210}Po giữa khối gan tụy và mô cơ chỉ ở mức khoảng 3 lần; trong khi ở sò biển, hệ số này lên tới hơn 13 lần. Bên cạnh đó, giá trị hoạt độ ^{210}Po trung bình trong khối gan tụy của ba loài nhuyễn thể có sự khác biệt đáng kể ($p<0,05$). Cụ thể, hoạt độ ^{210}Po trong gan tụy giảm dần theo thứ tự sò biển > hàu > ngao. Tương tự, trong mô cơ, giá trị này lại giảm dần theo thứ tự hàu > sò biển > ngao. Mặc dù đều là sinh vật ăn lọc, các loài hai mảnh vỏ vẫn có sự khác biệt rõ rệt về đặc điểm sinh học như tốc độ lọc nước lấy thức ăn, kích thước hạt vật chất được hấp thụ, thành phần mô và khả năng trao đổi chất. Những yếu tố này ảnh hưởng trực tiếp đến khả năng hấp thụ và lưu giữ ^{210}Po, điều này dẫn đến sự khác biệt đáng kể giữa các loài [29, 45]. Sự khác biệt này không chỉ phản ánh cơ chế tích lũy phóng xạ đặc trưng của từng loài mà còn có ý nghĩa quan trọng trong việc lựa chọn sinh vật chỉ thị, đồng thời nhấn mạnh nguy cơ phơi nhiễm phóng xạ khác nhau đối với con người khi tiêu thụ các loài hải sản này.



Hình 2. Hoạt độ trung bình ^{210}Po trong mô cơ và khối gan tụy của (a) ngao, (b) hàu, (c) sò tại khu vực nghiên cứu (số liệu hoạt độ của sò được lấy từ nghiên cứu của Dương Văn Hào và cs, 2023 [2]).

Kết quả phân tích cho thấy hoạt độ ^{210}Po trong mô cơ của cả hai loài ngao và hàu có xu hướng giảm khi khối lượng cơ thể tăng, thể hiện mối tương quan nghịch giữa hai biến số (Hình 3). Xu hướng này có thể đến từ "hiệu ứng pha loãng tăng trưởng" khi các cá thể phát triển về khối

lượng [58, 59]. Tuy nhiên, do số lượng mẫu phân tích của cả hai loài trong nghiên cứu này còn khá hạn chế/ Do đó để có đánh giá chính xác hơn, các nghiên cứu tiếp theo cần được thực hiện với quy mô mẫu lớn hơn cho cả hai loài, đồng thời xem xét bổ sung các yếu tố sinh học quan trọng như tuổi, giới tính, giai đoạn phát triển và sự biến động theo mùa. Việc làm rõ đặc điểm tích lũy ^{210}Po riêng biệt ở từng loài sẽ giúp hiểu rõ hơn cơ chế sinh học liên quan và có ý nghĩa trong việc sử dụng chúng như những chỉ thị sinh học tiềm năng đối với phóng xạ trong môi trường biển.



Hình 3. Mối quan hệ giữa hoạt độ ^{210}Po trong mô cơ hai loài ngao và hàu với khối lượng cơ thể.

3.2. Tích lũy sinh học và tiềm năng chỉ thị phóng xạ của các loài hai mảnh vỏ

Kết quả phân tích hoạt độ ^{210}Po trong 5 mẫu nước thu thập tại khu vực nghiên cứu (giá trị trung bình 1,34 mBq/g) và hệ số tích lũy (CF) của ^{210}Po được tính toán cho hai bộ phận (khối gan tụy và mô cơ) của ba loài ngao, hàu và sò biển được thể hiện trong bảng 2. Kết quả cho thấy, ở cả ba loài, giá trị CF trong khối gan tụy luôn cao hơn rõ rệt so với mô cơ. Trung bình, CF trong gan tụy của sò biển đạt 220, cao gấp gần 4 lần so với hàu (59,7) và khoảng 6 lần so với ngao (37,9). Trong khi đó, ở mô cơ, CF của hàu (17,1) và sò biển (16,8) gần như tương đồng, ngao có giá trị thấp hơn (12,9). Sự chiếm ưu thế trong hệ số CF ^{210}Po ở khối gan tụy cho thấy quá trình tiêu hóa thức ăn có thể là con đường chính dẫn tới tích lũy ^{210}Po ở các loài hai mảnh vỏ.

Nhiều nghiên cứu đã đề xuất các bộ tiêu chí lựa chọn sinh vật chỉ thị sinh học, nhấn mạnh đến khả năng tích lũy chất ô nhiễm, tính định xứ, sự phổ biến và dễ thu thập và khả năng chống chịu với điều kiện môi trường khắc nhiệt [6061]. Đối với ^{210}Po, cả ba loài hai mảnh vỏ được nghiên cứu đều thể hiện tiềm năng, song có sự khác biệt đáng kể về hệ số tích lũy và đặc điểm sinh học liên quan. Ở loài ngao, hệ số tích lũy trung bình trong khối gan tụy đạt 37,9 - tuy phản ánh khả năng tích lũy chất ô nhiễm rõ rệt, nhưng hạn chế về kích thước cơ thể (quá nhỏ), khiến việc tách riêng các bộ phận để phân tích gặp nhiều khó khăn và làm giảm tính khả thi cho giám sát thường xuyên. Sò biển có CF trong gan tụy cao nhất (220), cho thấy độ nhạy cao đối với ^{210}Po; tuy nhiên giá trị này biến động mạnh (82,9-535), Ngoài ra, sò biển là loài có tập tính sống vùi trong trầm tích, di chuyển theo điều kiện thủy động lực, nên ít ổn định khi phản ánh tình trạng môi trường tại một điểm cố định, Ngược lại, hàu có hệ số tích lũy ở mức trung bình (59,7 trong gan tụy và 17,1 trong mô cơ), vừa đủ cao để phản ánh sự hiện diện của chất ô nhiễm ^{210}Po. Bên cạnh đó, sau giai đoạn ấu trùng, hàu sống bám cố định vào giá thể và hầu như không di chuyển trong suốt vòng đời còn lại, thuận lợi cho giám

sát tại chỗ. Thêm vào đó, hàu dễ đạt được sinh khối cao, có thể cung cấp đủ lượng mô mềm cần cho các quá trình phân tích trong phòng thí nghiệm, dễ tách mẫu phân tích nhờ kích thước cơ thể lớn hơn. Từ những yếu tố trên, nghiên cứu đề xuất sử dụng hàu là sinh vật chỉ thị chính cho giám sát phóng xạ biển (^{210}Po) lâu dài, sò biển có thể được sử dụng như loài bổ trợ để phát hiện các điểm nóng ô nhiễm cục bộ.

3.3. Liều hiệu dụng cam kết hàng năm (AED)

Kết quả ước tính liều hiệu dụng hàng năm do phơi nhiễm ^{210}Po thông qua tiêu thụ ba loài nhuyễn thể hai mảnh vỏ được trình bày trong Bảng 2. Nhìn chung, liều hiệu dụng khi tiêu thụ khối gan tụy cao hơn đáng kể so với khi tiêu thụ mô cơ ở tất cả các loài. Giá trị trung bình dao động từ 1,36-7,92 mSv/năm đối với khối gan tụy và từ 0,01-0,62 mSv/năm đối với mô cơ. Theo UNSCEAR [50], mức liều hiệu dụng cho phép đối với công chúng từ phơi nhiễm bức xạ là 1 mSv/năm. Như vậy, mặc dù mô cơ - bộ phận được tiêu thụ phổ biến, có mức liều hiệu dụng trung bình thấp hơn ngưỡng an toàn, song ở các loài có kích thước nhỏ (như ngao và sò biển), người dân thường có thói quen tiêu thụ toàn bộ cơ thể mà không loại bỏ bộ phận tiêu hóa. Trong trường hợp này, liều hiệu dụng ước tính có thể vượt ngưỡng khuyến cáo an toàn, nguy cơ phơi nhiễm tiềm tàng đối với sức khỏe khi tiêu thụ các loài hải sản này thường xuyên. Tuy nhiên, nghiên cứu này cần tiếp tục được mở rộng về phạm vi, đồng thời tăng cường giám sát phóng xạ trong nguồn thực phẩm biển, sẽ giúp cung cấp cơ sở khoa học đáng tin cậy hơn cho công tác quản lý môi trường và bảo vệ sức khỏe cộng đồng ven biển.

Bảng 2. Hệ số tích lũy sinh học ^{210}Po trong hai bộ phận của ba loài hai mảnh vỏ tại khu vực nghiên cứu

Loài		Hệ số tích lũy (CF)		Liều hiệu dụng hàng năm (mSv/năm)	
		Khối gan tụy	Mô cơ	Khối gan tụy	Mô cơ
Ngao	Giá trị trung bình	37,9	12,9	1,36	0,01
	Giá trị nhỏ nhất	30,2	7,69	1,09	0,28
	Giá trị lớn nhất	46,1	16,6	1,66	0,60
Hàu	Giá trị trung bình	59,7	17,1	2,15	0,62
	Giá trị nhỏ nhất	36,9	9,01	1,33	0,32
	Giá trị lớn nhất	109	27,8	3,92	1,00
Sò biển [2]	Giá trị trung bình	220	16,8	7,92	0,60
	Giá trị nhỏ nhất	82,9	3,29	2,98	0,12
	Giá trị lớn nhất	535	113	19,26	4,07

3.4. Rủi do sinh thái từ ^{210}Po trong môi trường đến quần thể ngao, hàu và sò biển tại khu vực nghiên cứu

Kết quả tính toán tổng liều chiếu do phơi nhiễm đồng vị phóng xạ ^{210}Po ở ba loài nhuyễn thể (ngao, hàu và sò biển) được trình bày trong Bảng 3. Kết quả cho thấy giá trị trung bình tổng liều dao động trong khoảng từ 1,57 µGy/h (ngao) đến mức tối đa 2,07 µGy/h (hàu). Khi so sánh với mức liều tham chiếu 10 µ/h do ERICA đề xuất [62], hầu hết các giá trị ghi nhận đều thấp hơn đáng kể ngưỡng ảnh hưởng sinh học, qua đó cho thấy mức độ phơi nhiễm ^{210}Po tại khu vực nghiên cứu hiện tại chưa gây ra nguy cơ sinh học rõ rệt đối với phần lớn cá thể trong quần thể. Tuy nhiên, trường hợp liều chiếu cao quan sát ở một số mẫu sò biển vượt quá ngưỡng tham chiếu, cho thấy khả năng tồn tại nguy cơ phóng xạ nhất định, có thể ảnh hưởng đến sức khỏe quần thể nếu tình trạng này diễn ra kéo dài hoặc trên phạm vi rộng. Do đó, việc tiếp tục giám sát và khảo sát chi tiết hơn là cần thiết để kịp thời nhận diện các nguy cơ tiềm ẩn, đảm bảo công tác bảo tồn đa dạng sinh học và cân bằng sinh thái biển.

Bảng 3. Rủi ro phóng xạ ô nhiễm ^{210}Po đối với 3 loài ngao, hàu và sò (*đơn vị: µGy/h)

Loài		Liều chiếu trong	Liều chiếu ngoài	Tổng liều chiếu
Ngao	Giá trị trung bình	1,57	1,48 x 10^{-3}	1,57
	Giá trị nhỏ nhất	0,93	1,48 x 10^{-3}	0,93
	Giá trị lớn nhất	2,01	1,48 x 10^{-3}	2,01
Hàu	Giá trị trung bình	2,07	5,12 x 10^{-4}	2,07
	Giá trị nhỏ nhất	1,09	5,12 x 10^{-4}	1,09
	Giá trị lớn nhất	3,37	5,12 x 10^{-4}	3,37
Sò biển	Giá trị trung bình	2,04	1,48 x 10^{-3}	2,04
	Giá trị nhỏ nhất	0,40	1,48 x 10^{-3}	0,40
	Giá trị lớn nhất	13,7	1,48 x 10^{-3}	13,7

4. Kết luận

Nghiên cứu đã chỉ ra sự khác biệt rõ rệt về đặc điểm hoạt độ và khả năng tích lũy ^{210}Po giữa ba loài nhuyễn thể hai mảnh vỏ (ngao, hàu và sò biển) tại khu vực ven biển tỉnh Hưng Yên. Cả ba loài đều có xu hướng tích lũy ^{210}Po ở khối gan tụy cao hơn so với mô cơ. Trong đó, sò biển thể hiện mức chênh lệch lớn nhất. Bên cạnh đó, hệ số tích lũy và đặc điểm sinh học ở hàu có nhiều ưu thế để trở thành sinh vật chỉ thị tiềm năng cho giám sát phóng xạ ^{210}Po trong môi trường biển lâu dài, sò biển có thể hỗ trợ phát hiện các điểm nóng ô nhiễm cục bộ. Về mặt an toàn bức xạ, liều hiệu dụng từ việc tiêu thụ mô cơ nhìn chung đều nằm trong ngưỡng cho phép, tuy nhiên thói quen ăn toàn bộ cơ thể ở các loài hai mảnh vỏ nhỏ như ngao và sò biển có thể làm gia tăng nguy cơ phơi nhiễm phóng xạ đối với người tiêu dùng. Đối với hệ sinh thái, tổng liều chiếu từ ^{210}Po hiện tại thấp hơn mức tham chiếu do phần mềm Erica cung cấp, song những trường hợp vượt ngưỡng ở sò biển cảnh báo nguy cơ rủi ro phóng xạ tiềm tàng cần được theo dõi. Những kết quả này bước đầu góp phần làm rõ cơ chế tích lũy phóng xạ trong sinh vật biển, đồng thời cung cấp cơ sở khoa học cho công tác giám sát môi trường và bảo vệ sức khỏe cộng đồng.

Lời cảm ơn

Các tác giả xin chân thành cảm ơn sự hỗ trợ thu thập mẫu của PGS. TS. Nguyễn Tài Tuệ và sự hỗ trợ thực nghiệm từ Phòng thí nghiệm trọng điểm Địa môi trường và Ứng phó Biến đổi khí hậu, Trường Đại học Khoa học Tự nhiên, Đại học Quốc gia Hà Nội, Nghiên cứu này được tài trợ bởi Quỹ Phát triển khoa học và công nghệ Quốc gia (NAFOSTED) trong đề tài mã số: 11/2022/TN.

Tài liệu tham khảo

[1] T. N. Nguyen, T. D. Nguyen, V. H. Duong, T. T. Nguyen, Distribution and Annual Committed Effective Dose Assessment of ^{210}Po in Popular Marine Species at the Near-Shore Binh Thuan Province, Vietnam, Marine Pollution Bulletin, Vol. 165, 2021, pp. 112073, https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112073.

[2] V. H. Duong et al., Characteristics of ^{210}Po in Asian Overbite Clam (Potamocorbula Laevis) from the Coastal Area at Thai Binh Province, Vietnam, Marine Pollution Bulletin, Vol. 194, 2023, pp. 115425, https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.115425.

[3] S. Adibrata et al., Contamination of Heavy Metals (Pb and Cu) at Tin Sea Mining Field and Its Impact to Marine Tourism and Fisheries, Ilmu Kelautan: Indonesian Journal of Marine Sciences, Vol. 26,

No. 2, 2021, https://doi.org/10.14710/ik.ijms.26.2.79-86.

[4] C. Tisdell et al., Marine Pollution and Tourism, in Resources & Environment in Asia's Marine Sector, Routledge, 2018, pp. 381-419.

[5] S. Ojha, U. Hapani, Impact of Commercial Activities on the Marine World, in Radiation Status in the Marine World, Springer Nature, 2025, pp. 337-352, https://doi.org/10.1007/978-3-031-82403-6_11.

[6] R. Lindsay et al., Monitoring the Radon Flux from Gold-Mine Dumps by Gamma-Ray Mapping, Nuclear Instruments and Methods in Physics Research Section B: Beam Interactions with Materials and Atoms, Vol. 213, 2004, pp. 775-778.

[7] W. Getaneh, T. Alemayehu, Metal Contamination of the Environment by Placer and Primary Gold Mining in the Adola Region of Southern Ethiopia, Environmental Geology, Vol. 50, No. 3, 2006, pp. 339-352, https://doi.org/10.1007/s00254-006-0213-5.

[8] N. Stamatis et al., Sediment Pollution by Heavy Metals in the Strymonikos and Ierissos Gulfs, North Aegean Sea, Greece, Environmental Monitoring and Assessment, Vol. 80, No. 1, 2002, pp. 33-49, https://doi.org/10.1023/a:1020382011145.

[9] S. M. Sharifuzzaman et al., Heavy Metals Accumulation in Coastal Sediments, in Environmental Remediation Technologies for Metal-Contaminated Soils, Springer Japan, Tokyo, 2016, pp. 21-42, https://doi.org/10.1007/978-4-431-55759-3.

[10] C. Tsabaris, Sediment Pollution by Radionuclides and Toxic Metals in the Ierissos Gulf, North Aegean Sea, Greece, HNPS Proceedings, 2022.

[11] M. Belli, L. Indovina, The Response of Living Organisms to Low Radiation Environment and Its Implications in Radiation Protection, Frontiers in Public Health, Vol. 8, 2020, pp. 601711, https://doi.org/10.3389/fpubh.2020.601711.

[12] C. Cousins, D. L. Miller, G. Bernardi, M. M. Rehani, P. Schofield, E. Vañó, K. H. Sim, International Commission on Radiological Protection, ICRP Publication 120, 2011, pp. 1-125.

[13] D. Copplestone, S. Bielby, S. Jones, Impact Assessment of Ionising Radiation on Wildlife (No. EA-RD-Pub--128), Environment Agency, Lonngao (United Kingdom), 2001.

[14] P. Andersson et al., Protection of the Environment from Ionising Radiation in a Regulatory Context (PROTECT): Proposed Numerical Benchmark Values, Journal of Environmental Radioactivity, Vol. 100, No. 12, 2009, pp. 1100-1108, https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2009.05.010.

[15] M. S. Musthafa, R. Krishnamoorthy, Estimation of 210Po and 210Pb and Its Dose to Human Beings Due to Consumption of Marine Species of Ennore Creek, South India, Environmental Monitoring and Assessment, Vol. 184, No. 10, 2012, pp. 6253-6260, https://doi.org/10.1007/s10661-011-2417-8.

[16] H. Suseno, W. R. Prihatiningsih, Monitoring 137Cs and 134Cs at Marine Coasts in Indonesia between 2011 and 2013, Marine Pollution Bulletin, Vol. 88, No. 1-2, 2014, pp. 319-324, https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.08.024.

[17] J. E. Brown et al., Radiation Doses to Aquatic Organisms from Natural Radionuclides, Journal of Radiological Protection, Vol. 24, No. 4A, 2004, pp. A63, https://doi.org/10.1088/0952-4746/24/4A/004.

[18] R. Gjelsvik et al., Polonium-210 and Other Radionuclides in Terrestrial, Freshwater and Brackish Environments - Results from the NKS Project GAPRAD, 2012.

[19] C. A. Aryanti, H. Suseno, W. R. Prihatiningsih, Potential Radiological Dose of 210Po to Several Marine Organisms in Coastal Area of Coal-Fired Power Plant Tanjung Awar-Awar, Tuban, ILMU KELAUTAN: Indonesian Journal of Marine Sciences, Vol. 27, No. 1, 2022, pp. 73-82, https://doi.org/10.14710/ik.ijms.27.1.73-82.

[20] S. W. Fowler, 210Po in the Marine Environment with Emphasis on Its Behaviour within the Biosphere, Journal of Environmental Radioactivity, Vol. 102, No. 5, 2011, pp. 448-461, https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2010.10.008.

[21] F. P. Carvalho, Polonium 210Po and Lead 210Pb in Marine Organisms and Their Transfer in Marine Food Chains, Journal of Environmental Radioactivity, Vol. 102, No. 5, 2011, pp. 462-472, https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2010.10.011.

[22] F. P. Carvalho, 210Po in Marine Organisms: A Wide Range of Natural Radiation Dose Domains, Radiation Protection Dosimetry, Vol. 24, No. 1-4, 1988, pp. 113-117, https://doi.org/10.1093/rpd/24.1-4.113.

[23] M. Betti et al., Results of the European Commission Marina II Study Part II - Effects of Discharges of Naturally Occurring Radioactive Material, Journal of Environmental Radioactivity,

[24] A. E. Khater, W. F. Bakr, Technologically Enhanced 210Pb and 210Po in Iron and Steel Industry, Journal of Environmental Radioactivity, Vol. 102, No. 5, 2011, pp. 527-530, https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2011.02.002.

[25] J. G. Orellana et al., Influence of Submarine Groundwater Discharge on 210Po and 210Pb Bioaccumulation in Fish Tissues, Journal of Environmental Radioactivity, Vol. 155, 2016, pp. 46-54, https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2016.02.005.

[26] Y. Tateda et al., Fractionation of 210Po and 210Pb in Coastal Waters of the Nw Mediterranean Continental Margin, Continental Shelf Research, Vol. 23, No. 3-4, 2003, pp. 295-316, https://doi.org/10.1016/S0278-4343(02)00167-X.

[27] M. F. Khan, S. G. Wesley, Assessment of Health Safety from Ingestion of Natural Radionuclides in Seafoods from a Tropical Coast, India, Marine Pollution Bulletin, Vol. 62, No. 2, 2011, pp. 399-404, https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2010.12.016.

[28] R. D. Cherry, L. V. Shannon, The Alpha Radioactivity of Marine Organisms, 1974.

[29] S. Mishra et al., Estimation of 210Po and Its Risk to Human Beings Due to Consumption of Marine Species at Mumbai, India, Chemosphere, Vol. 76, No. 3, 2009, pp. 402-406, https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2009.03.021.

[30] V. H. Duong et al., Distribution of 210Po in Body Organs of Bigeye Scad and Greater Lizardfish Species at Binh Thuan, Vietnam, Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry, Vol. 331, No. 4, 2022, pp. 1635-1643, https://doi.org/10.1007/s10967-022-08237-w.

[31] V. H. Duong et al., High Accumulation of 210Po Concentration in Muscle Tissue and Hepatopancreas Gland Organs of Asian Green Mussel (Perna Viridis) at the Coastal area of Binh Thuan, Vietnam: Radiological Protection Perspectives, Marine Pollution Bulletin, Vol. 219, 2025, pp. 118348, https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2025.118348.

[32] S. Yamamoto et al., Effect of Solar Radiation on the Heat Load of Dairy Heifers, Australian Journal of Agricultural Research, Vol. 45, No. 8, 1994, pp. 1741-1749, https://doi.org/10.1071/AR9941741.

[33] R. K. Hassona et al., Assessment of Committed Effective Dose Due to Consumption of Red Sea Coral Reef Fishes Collected from the Local Market (Sudan), Science of the Total Environment, Vol. 393, No. 2-3, 2008, pp. 214-218, https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2007.12.014.

[34] M. Štrok, B. Smodiš, Levels of 210Po and 210Pb in Fish and Molluscs in Slovenia and the Related Dose Assessment to the Population, Chemosphere, Vol. 82, No. 7, 2011, pp. 970-976, https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2010.10.075.

[35] S. Aközcan, A. Uğur, Activity Levels of 210Po and 210Pb in Some Fish Species of the Izmir Bay (Aegean Sea), Marine Pollution Bulletin, Vol. 66, No. 1-2, 2013, pp. 234-238, https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2012.10.003.

[36] F. P. Carvalho, J. M. Oliveira, M. Malta, Accumulation and Tissue Partitioning of Polonium-210 in Fish from a Brackish Ecosystem, Journal of Environmental Radioactivity, Vol. 167, 2017, pp. 148-154, https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2010.10.011.

[37] P. Bustamante et al., Variation of 210-polonium in the Cephalopod Community from the Bay of Biscay, North-East Atlantic, Journal of Environmental Radioactivity, Vol. 268, 2023, pp. 107265, https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2023.107265.

[38] E. D. Goldberg, K. K. Bertine, Beyond the Mussel Watch—New Directions for Monitoring Marine Pollution, Science of the Total Environment, Vol. 247, No. 2-3, 2000, pp. 165-174, https://doi.org/10.1016/S0048-9697(99)00488-X.

[39] I. Monirith et al., Asia-Pacific Mussel Watch: Monitoring Contamination of Persistent Organochlorine Compounds in Coastal Waters of Asian Countries, Marine Pollution Bulletin, Vol. 46, No. 3, 2003, pp. 281-300, https://doi.org/10.1016/S0025-326X(02)00400-9.

[40] M. P. Lim, C. A. R. Mohamed, Radioactivity of 210Po in Green Mussels (Perna Viridis) at the West Coast of Johore Straits, Malaysia, Malaysian Journal of Analytical Sciences, Vol. 23, No. 6, 2019, pp. 980-990.

[41] M. F. Khan et al., Polonium-210 in Marine Mussels (Bivalve Molluscs) Inhabiting the Southern Coast of India, Journal of Environmental Radioactivity, Vol. 138, 2014, pp. 410-416, https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2014.06.023

[42] M. S. Hameed et al., Study on the Bioaccumulation of Polonium-210 and Lead-210 in the Abiotic and Biotic Components of Palk Strait, South East Coast of India, in 11th International Congress of the International Radiological Protection Association, Madrid, Spain, 2004, pp. 111-115.

[43] M. Makmur et al., Baseline Concentration of Polonium-210 210Po in Several Biota from Jakarta Bay, IOP Conf. Ser.: Earth Environ. Sci., Vol. 429, No. 1, 2020, pp. 012061.

[44] V. Venugopal, K. Gopakumar, Shellfish: Nutritive Value, Health Benefits, and Consumer Safety, Comprehensive Reviews in Food Science and Food Safety, Vol. 16, No. 6, 2017, pp. 1219-1242.

[45] H. D. Van, Assessment of the Annual Committed Effective Dose Due to the 210Po Ingestion from Selected Sea-Food Species in Vietnam, Chemosphere, Vol. 252, 2020, pp. 126519, https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.126519.

[46] TCVN 6663-3:2016 (ISO 5667-3:2012), Water Quality - Sampling - Part 3: Preservation and Handling of Water Samples (in Vietnamese).

[47] TCVN 6663-19:2015 (ISO 5667-19:2004), Water Quality - Sampling - Part 19: Guidance on Sampling of Marine Sediments (in Vietnamese).

[48] B. Skwarzec, Radiochemical Methods for the Determination of Polonium, Radiolead, Uranium and Plutonium in Environmental Samples, Chemia Analityczna, Vol. 42, 1997, pp. 107-115.

[49] D. Pauly et al., Sea Around Us Concepts, Design and Data (Seaaroundus.org), in Global Atlas of Marine Fisheries, Island Press, 2017, pp. 4-11.

[50] United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR), Sources and Effects of Ionizing Radiation, Annex B, Exposures from Natural Radiation Sources, UNSCEAR Report, New York, 2000, pp. 97-99.

[51] United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR), Annex B: Exposures from Natural Radiation Sources, UNSCEAR Report, New York, 2008.

[52] J. E. Brown et al., A New Version of the ERICA Tool to Facilitate Impact Assessments of Radioactivity on Wild Plants and Animals, Journal of Environmental Radioactivity, Vol. 153, 2016, pp. 141-148, https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2015.12.011.

[53] C. M. Larsson, An Overview of the ERICA Integrated Approach to the Assessment and Management of Environmental Risks from Ionising Contaminants, Journal of Environmental Radioactivity, Vol. 99, No. 9, 2008, pp. 1364-1370, https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2007.11.019.

[54] T. L. Yankovich et al., Whole-body to Tissue Concentration Ratios for Use in Biota Dose Assessments for Animals, Radiation and Environmental Biophysics, Vol. 49, No. 4, 2010, pp. 549-565, https://doi.org/10.1007/s00411-010-0323-z.

[55] J. P. Durand, F. P. Carvalho, J. M. Oliveira, Polonium 210Po Accumulation in Marine Organisms from the French Polynesian Marine Environment, Journal of Environmental Radioactivity, Vol. 45, 1999, pp. 273-285, https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2010.10.011.

[56] J. P. Durand, F. P. Carvalho, J. M. Oliveira, Metabolism and Distribution of Polonium-210 in Marine Fish: A Review, Journal of Environmental Radioactivity, Vol. 61, 2002, pp. 273-286.

[57] F. O. Hoffman et al., Biological Significance of Polonium-210 in Fish, Health Physics, Vol. 27, No. 6, 1974, pp. 645-650.

[58] R. D. Cherry, M. Heyraud, Polonium-210 and Lead-210 in Marine Organisms: Allometric Relationships and Their Significance, in Radionuclides in the Study of Marine Processes, Elsevier Applied Science, London and New York, 1991, pp. 309-318.

[59] T. P. Ryan et al., 210Po in Mytilus edulis in the Irish Marine Environment, Journal of Environmental Radioactivity, Vol. 43, No. 3, 1999, pp. 325-342, https://doi.org/10.1016/S0265-931X(98)00062-9.

[60] T. K. Parmar et al., Bioindicators: the Natural Indicator of Environmental Pollution, Frontiers in Life Science, Vol. 9, No. 2, 2016, pp. 110-118, https://doi.org/10.1080/21553769.2016.1162753.

[61] Y. G. Han et al., A Study of Bioindicator Selection for Long-Term Ecological Monitoring, Journal of Ecology and Environment, Vol. 38, No. 1, 2015, pp. 119-122, https://doi.org/10.5141/ecoenv.2015.013.

[62] N. Beresford et al., D-ERICA: An Integrated Approach to the Assessment and Management of Environmental Risk from Ionising Radiation, Description of Purpose, Methodology and Application, 2007.