

BỘ GIÁO DỤC
VÀ ĐÀO TẠO

VIỆN HÀN LÂM KHOA HỌC
VÀ CÔNG NGHỆ VIỆT NAM

HỌC VIỆN KHOA HỌC VÀ CÔNG NGHỆ



Nguyễn Diệu Linh

**NGHIÊN CỨU Ô NHIỄM VI NHỰA VÀ CÁC HỢP CHẤT HỮU CƠ
LIÊN QUAN (PAHs, BPA, PHTHALATE) TRONG SINH VẬT HAI
MẢNH VỎ VÙNG BIỂN MIỀN TRUNG VIỆT NAM**

LUẬN VĂN THẠC SĨ SINH HỌC

Hà Nội-2026

BỘ GIÁO DỤC
VÀ ĐÀO TẠO

VIỆN HÀN LÂM KHOA HỌC
VÀ CÔNG NGHỆ VIỆT NAM

HỌC VIỆN KHOA HỌC VÀ CÔNG NGHỆ



Nguyễn Diệu Linh



**NGHIÊN CỨU Ô NHIỄM VI NHỰA VÀ CÁC HỢP CHẤT HỮU CƠ
LIÊN QUAN (PAHs, BPA, PHTHALATE) TRONG SINH VẬT HAI
MẢNH VỎ VÙNG BIỂN MIỀN TRUNG VIỆT NAM**

LUẬN VĂN THẠC SĨ SINH HỌC

Ngành: Sinh học thực nghiệm

Mã số: 8420114

NGƯỜI HƯỚNG DẪN KHOA HỌC:

1. TS. Phạm Văn Tới 
2. TS. Nguyễn Thị Thu Trang 

Hà Nội-2026

LỜI CAM ĐOAN

Tôi xin khẳng định rằng đề tài được thực hiện trong luận văn này là kết quả nghiên cứu do chính tôi thực hiện, dựa trên các tài liệu và số liệu mà tôi tự thu thập, tìm hiểu và phân tích. Vì vậy, những kết quả nghiên cứu được trình bày đều bảo đảm tính trung thực và khách quan. Đồng thời, các kết quả này chưa từng được công bố trong bất kỳ công trình nghiên cứu nào trước đó. Mọi số liệu và kết quả nêu trong luận văn đều hoàn toàn xác thực; nếu có bất kỳ sai sót nào, tôi xin hoàn toàn chịu trách nhiệm trước pháp luật.

Hà Nội, ngày 16 tháng 06 năm 2026

Tác giả luận văn



Nguyễn Diệu Linh

LỜI CẢM ƠN

Tôi xin được bày tỏ lòng biết ơn chân thành tới TS. Phạm Văn Tới (Khoa Kỹ thuật môi trường, Trường Đại học Xây dựng Hà Nội) và TS. Nguyễn Thị Thu Trang (Viện Khoa học công nghệ Năng lượng và Môi trường - Viện Hàn lâm Khoa học và Công nghệ Việt Nam) đã tận tình định hướng đề tài, hướng dẫn chuyên môn và tạo mọi điều kiện thuận lợi để tôi hoàn tất luận văn này.

Tôi xin gửi lời tri ân sâu sắc tới Ban lãnh đạo Học viện Khoa học và Công nghệ, Ngành Sinh học thực nghiệm, Phòng Đào tạo cùng các phòng chức năng của Học viện đã hỗ trợ tôi trong quá trình học tập và hoàn thiện các thủ tục cần thiết liên quan đến luận văn.

Tôi xin trân trọng gửi lời cảm ơn tới Phòng thí nghiệm Trung tâm Công nghệ môi trường tại TP. Đà Nẵng (Viện Khoa học công nghệ Năng lượng và Môi trường – Viện Hàn lâm Khoa học và Công nghệ Việt Nam) đã tạo điều kiện thuận lợi để tôi triển khai các thí nghiệm và phân tích kết quả nghiên cứu.

Tác giả xin chân thành cảm ơn Viện Hàn lâm Khoa học và Công nghệ Việt Nam đã hỗ trợ kinh phí thực hiện nghiên cứu thông qua Nhiệm vụ Hợp tác Quốc tế về Khoa học và Công nghệ cấp Viện Hàn lâm Khoa học và Công nghệ Việt Nam năm 2025–2026, thuộc Chương trình hợp tác giữa Phân viện Viễn Đông, Viện Hàn lâm Khoa học Nga- Liên bang Nga với tên nhiệm vụ “ Khảo sát, nghiên cứu đa dạng sinh học và hoá sinh lần thứ 9 giữa VAST- FEBRAS bằng tàu viện sĩ Oparin trong vùng biển Việt Nam. Hợp phần 9: Đánh giá một số đặc điểm của vi nhựa trong mẫu hai mảnh vỏ và trầm tích thu thập từ chuyến khảo sát lần thứ 9 bằng tàu viện sĩ Oparin. Mã số Hợp phần Nhiệm vụ: QTRU02.10/25-26.

Tôi cũng xin gửi lời cảm ơn chân thành tới các nhà khoa học và đồng nghiệp đã có nhiều ý kiến quý báu, giúp tôi hoàn thiện hơn nội dung luận văn.

Cuối cùng, tôi xin gửi lời cảm ơn sâu sắc tới gia đình và người thân những người đã luôn động viên, ủng hộ và giúp đỡ tôi trong suốt quá trình học tập và nghiên cứu.

Hà Nội, ngày 16 tháng 06 năm 2026

Tác giả luận văn



Nguyễn Diệu Linh

MỤC LỤC

MỤC LỤC	iii
BẢNG DANH MỤC CHỮ VIẾT TẮT	vi
DANH MỤC BẢNG BIỂU	ix
DANH MỤC HÌNH VẼ	x
MỞ ĐẦU	1
Chương 1. TỔNG QUAN NGHIÊN CỨU	4
1.1. Ô NHIỄM NHỰA VÀ VI NHỰA TRONG MÔI TRƯỜNG BIỂN	4
1.1.1. Khái niệm, phân loại và nguồn gốc vi nhựa	4
1.1.2. Phân bố vi nhựa trong nước biển và sinh vật biển.....	5
1.2. CÁC HỢP CHẤT HỮU CƠ KHÓ PHÂN HỦY LIÊN QUAN ĐẾN NHỰA	7
1.2.1. PAHs	7
1.2.2. BPA.....	9
1.2.3. PAEs	11
1.3. ĐẶC ĐIỂM TỰ NHIÊN VÀ HẢI VẤN VÙNG BIỂN MIỀN TRUNG VIỆT NAM.....	13
1.3.1. Điều kiện địa lý – khí hậu.....	15
1.3.2. Các nguồn phát thải tiềm năng	16
1.4. SINH VẬT HAI MẢNH VỎ - NGUỒN CHỈ THỊ SINH HỌC Ô NHIỄM BIỂN.....	17
Chương 2. ĐỐI TƯỢNG VÀ PHƯƠNG PHÁP NGHIÊN CỨU	19
2.1. ĐỐI TƯỢNG NGHIÊN CỨU	19
2.1.1. Đối tượng nghiên cứu	19
2.1.2. Phạm vi nghiên cứu	19
2.2. PHƯƠNG PHÁP NGHIÊN CỨU.....	21
2.2.1. Phương pháp kế thừa	21
2.2.2. Hóa chất, dụng cụ và thiết bị	23
2.2.3. Phương pháp thu thập mẫu sinh vật.....	25

2.2.4. Phân tích vi nhựa trong sinh vật hai mảnh vỏ	29
2.2.5. Phương pháp xác định vi nhựa bằng quang phổ hồng ngoại.....	30
2.2.6. Phân tích các hợp chất hữu cơ	32
2.2.7. Kiểm soát chất lượng và xử lý thống kê số liệu	34
2.2.8. Phương pháp đánh giá tích lũy và rủi ro.....	38
Chương 3. KẾT QUẢ VÀ THẢO LUẬN	44
3.1. ĐẶC ĐIỂM VI NHỰA TRONG SINH VẬT HAI MẢNH VỎ VÙNG BIÊN MIỀN TRUNG.....	44
3.1.1. Mật độ vi nhựa tại khu vực nghiên cứu	44
3.1.2. Kích thước, hình dạng và chủng loại vi nhựa tại các khu vực nghiên cứu.....	47
3.2. NỒNG ĐỘ CHẤT HỮU CƠ TRONG SINH VẬT HAI MẢNH VỎ	51
3.2.1. Nồng độ chất hữu cơ trong sinh vật hai mảnh vỏ tại các khu vực khảo sát	51
3.2.2. Phân bố nồng độ và tỷ lệ đóng góp các hợp chất hữu cơ chính trong mô sinh vật hai mảnh vỏ	57
3.2.3. Đặc điểm tích lũy theo loài và khu vực	65
3.3. MỐI QUAN HỆ GIỮA VI NHỰA VÀ CÁC HỢP CHẤT HỮU CƠ LIÊN QUAN	68
Vai trò của vi nhựa trong vận chuyển các chất hữu cơ:	70
3.4. ĐÁNH GIÁ RỦI RO PHỐI NHIỄM VI NHỰA VÀ CÁC HỢP CHẤT HỮU CƠ ĐỐI VỚI CON NGƯỜI VÀ HỆ SINH THÁI	71
3.4.1. Đánh giá nguy cơ từ thành phần polymer.....	71
3.4.2. Hệ số tích lũy sinh học của các hợp chất hữu cơ.....	75
3.4.3. Đánh giá rủi ro sinh thái	77
3.4.4. Đánh giá rủi ro sức khỏe con người.....	79
3.4.5. Độc tính hỗn hợp và nguy cơ sinh thái	82
KẾT LUẬN VÀ KIẾN NGHỊ	83
4.1. KẾT LUẬN	83

4.2. KIẾN NGHỊ	83
TÀI LIỆU THAM KHẢO.....	85

BẢNG DANH MỤC CHỮ VIẾT TẮT

Từ viết tắt	Tiếng Việt	Tiếng Anh
ANOVA	Phân tích phương sai	Analysis of Variance
APHA	American Public Health Association	American Public Health Association
ASEAN	Hiệp hội các quốc gia Đông Nam Á	Association of Southeast Asian Nations
BAF	Hệ số tích lũy sinh học	Bioaccumulation Factor
BCF	Hệ số tích tụ sinh học	Bioconcentration Factor
BPA	PAEs	PAEs
BSAF	Hệ số tích lũy sinh vật-trầm tích	Biota-Sediment Accumulation Factor
BW	Khối lượng cơ thể	Body Weight
DBP	Dibutyl Phthalate	Dibutyl Phthalate
DEHP	Di(2-ethylhexyl) phthalate	Di(2-ethylhexyl) phthalate
DNA	Axit Deoxyribonucleic	Deoxyribonucleic Acid
ED	Thời gian phơi nhiễm	Exposure Duration
EDI	Lượng tiếp nhận hàng ngày ước tính	Estimated Daily Intake
EF	Tần suất phơi nhiễm	Exposure Frequency
EFSA	Cơ quan An toàn Thực phẩm Châu Âu	European Food Safety Authority
EPA	Cơ quan Bảo vệ Môi trường Hoa Kỳ	Environmental Protection Agency

Từ viết tắt	Tiếng Việt	Tiếng Anh
μ -FTIR	Phổ hồng ngoại biến đổi Fourier	Fourier Transform Infrared Spectroscopy
GC	Sắc ký khí	Gas Chromatography
GIS	Hệ thống thông tin địa lý	Geographic Information System
HDPE	Polyetylen mật độ cao	High Density Polyethylene
HI	Hệ số nguy hại	Hazard Index
HQ	Hệ số nguy hại	Hazard Quotient
ILCR	Nguy cơ ung thư gia tăng suốt đời	Incremental Lifetime Cancer Risk
ISO	Tổ chức Tiêu chuẩn hóa Quốc tế	International Organization for Standardization
KOH	Kali Hydroxit	Potassium Hydroxide
LOD	Giới hạn phát hiện	Limit of Detection
LOQ	Giới hạn định lượng	Limit of Quantification
MOE	Biên độ phơi nhiễm	Margin of Exposure
MONRE	Bộ Tài nguyên và Môi trường	Ministry of Natural Resources and Environment
PAEs	Phthalate Esters	Phthalate Esters
PVC	Polyvinyl Clorua	Polyvinyl Chloride
QA/QC	Đảm bảo và kiểm soát chất lượng	Quality Assurance / Quality Control

Từ viết tắt	Tiếng Việt	Tiếng Anh
USEPA	Cơ quan bảo vệ Môi trường Hoa Kỳ	United States Environmental Protection Agency
PAHs	Hydrocacbon thơm đa vòng	Polycyclic Aromatic Hydrocarbons
PAEs	Este của axit phthalic	Phthalate Esters
BPA	Bisphenol A	Bisphenol A

DANH MỤC BẢNG BIỂU

Bảng 2.1. Các hóa chất dùng trong phân tích	23
Bảng 2.4. Trọng lượng toàn phần và khối lượng mô mềm của các loài sinh vật hai mảnh vỏ tại các khu vực nghiên cứu.....	26
Bảng 2.5. Danh sách tọa độ, độ sâu và ký hiệu khu vực nghiên cứu.....	28
Bảng 2.4. Bảng phân loại mức độ rủi ro của tải lượng ô nhiễm vi nhựa	38
Bảng 2.5. Bảng phân loại mức độ rủi ro về thành phần hóa học trong vi nhựa.....	39
Bảng 3.1. So sánh mật độ vi nhựa giữa khu vực gần bờ và xa bờ.....	45
Bảng 3.2. Nồng độ các hợp chất hữu cơ chính trong mô sinh vật hai mảnh vỏ	52
Bảng 3.3. So sánh mức độ ô nhiễm PAHs và BPA trong mô sinh vật hai mảnh vỏ giữa nghiên cứu này và các khu vực khác	60
Bảng 3.4. Hệ số tương quan giữa khoảng cách từ bờ, độ sâu và nồng độ các chất hữu cơ.....	66
Bảng 3.5. Đặc trưng thống kê mô tả và đánh giá mối tương quan Pearson giữa mật độ vi nhựa với các hợp chất hữu cơ trong mẫu khảo sát.....	69
Bảng 3.7. Giá trị tổng hợp chỉ số <i>PHI</i> và phân mức rủi ro tại các khu vực.....	72

DANH MỤC HÌNH VẼ

Hình 1.1. Công thức cấu tạo của PAHs	8
Hình 1.2. Công thức cấu tạo của BPA	10
Hình 1.3. Công thức cấu tạo của PAEs.....	11
Hình 2.1. Một số loài 2 mảnh vỏ dùng trong nghiên cứu	Error!
defined.	Bookmark not defined.
Hình 2.2 Bản đồ vị trí lấy mẫu sinh vật 2 mảnh vỏ vùng biển miền Trung, Việt Nam	20
Hình 2.3. Phân hủy hữu cơ sinh vật 2 mảnh vỏ	30
Hình 2.4. Phân tích nhận diện polymer bằng máy μ -FTIR	31
Hình 2.5. Chuẩn bị mẫu sinh vật 2 mảnh vỏ.....	32
Hình 2.6. Rửa giải mẫu	33
Hình 2.7. Cô quay chân không.....	33
Hình 3.1. Mật độ vi nhựa trong sinh vật hai mảnh vỏ tại các khu vực khảo sát.....	44
Hình 3.2. Tỷ lệ phần trăm các nhóm kích thước vi nhựa trong sinh vật hai mảnh vỏ tại các khu vực khảo sát.	48
Hình 3.3. Hình dạng các loại vi nhựa tại các khu vực nghiên cứu	50
Hình 3.4. Chung loại vi nhựa tại các khu vực nghiên cứu.....	50
Hình 3.5. Phân bố nồng độ các nhóm hợp chất hữu cơ chính trong mô sinh vật hai mảnh vỏ	53
Hình 3.6. Tỷ lệ phần trăm đóng góp của các nhóm hợp chất hữu cơ chính trong mô sinh vật hai mảnh vỏ	55
Hình 3.7. Phân bố nồng độ các hợp chất PAHs theo từng thành phần trong mẫu sinh vật hai mảnh vỏ.	57
Hình 3.8. Tỷ lệ phần trăm đóng góp các hợp chất PAHs theo từng thành phần trong mẫu sinh vật hai mảnh vỏ.....	59
Hình 3.9. Phân bố nồng độ các hợp chất PAEs theo từng thành phần trong mẫu sinh vật hai mảnh vỏ.	62

Hình 3.10. Tỷ lệ phần trăm đóng góp các hợp chất PAEs theo từng thành phần trong mẫu sinh vật hai mảnh vỏ.....	63
Hình 3.11. Đặc điểm tích lũy theo loài và khu vực lấy mẫu.....	67
Hình 3.12. Biểu đồ so sánh chỉ số rủi ro polymer (<i>PHI</i>) tại các khu vực khảo sát...	74
Hình 3.13. Hệ số tích lũy sinh học (<i>BAF</i>) của BPA, PAHs và PAEs tại các vị trí lấy mẫu.	75
Hình 3.14. Biến thiên chỉ số <i>PLI</i> và mức độ rủi ro sinh thái <i>PERI</i> theo các khu vực khảo sát.....	78
Hình 3.15. Lượng tiếp nhận hàng ngày (<i>EDI</i>) các hợp chất hữu cơ thông qua tiêu thụ nhuyễn thể hai mảnh vỏ.	79
Hình 3.16. Chỉ số nguy cơ (<i>HQ</i>) và tổng chỉ số nguy cơ (<i>HI</i>) tại các khu vực khảo sát.	81

MỞ ĐẦU

1. Lý do chọn đề tài

Trong những thập kỷ gần đây, ô nhiễm môi trường biển do rác thải nhựa đã trở thành một vấn đề toàn cầu nghiêm trọng, trong đó vi nhựa (microplastics) được xem là tác nhân ô nhiễm mới nổi với khả năng lan truyền rộng, bền vững và khó kiểm soát. Không chỉ gây tác động vật lý đến sinh vật biển, vi nhựa còn đóng vai trò là “chất mang” hấp phụ và vận chuyển các hợp chất hữu cơ khó phân hủy (POPs) như hydrocacbon thơm đa vòng (PAHs), PAEs (BPA) và các este phthalate (PAEs). Sự kết hợp này làm gia tăng độc tính môi trường, thúc đẩy quá trình tích lũy sinh học và khuếch đại sinh học trong chuỗi thức ăn, từ đó tiềm ẩn nguy cơ ảnh hưởng đến sức khỏe con người.

Trên thế giới, nhiều nghiên cứu đã tập trung làm rõ sự hiện diện của vi nhựa trong môi trường biển và sinh vật, cũng như khả năng hấp phụ và vận chuyển các hợp chất hữu cơ độc hại. Tuy nhiên, phần lớn các nghiên cứu vẫn tiếp cận riêng lẻ từng nhóm chất, chưa xem xét đầy đủ mối tương tác tổng hợp giữa vi nhựa và các hợp chất hữu cơ trong điều kiện tự nhiên. Tại Việt Nam, các nghiên cứu về vi nhựa mới chủ yếu tập trung ở khu vực ven bờ, cửa sông, trong khi dữ liệu tại vùng biển xa bờ, cho thấy khu vực miền Trung, còn rất hạn chế. Đồng thời, việc đánh giá đồng thời vi nhựa và các hợp chất hữu cơ liên quan, cũng như mối quan hệ giữa chúng trong sinh vật chỉ thị sinh học, chưa được quan tâm đúng mức.

Vùng biển miền Trung Việt Nam có đặc điểm hải văn phức tạp, chịu ảnh hưởng mạnh của các hoạt động kinh tế biển, công nghiệp ven bờ, giao thông hàng hải và nuôi trồng thủy sản. Đây là khu vực tiềm ẩn nguy cơ cao về ô nhiễm vi nhựa và các hợp chất hữu cơ, nhưng lại tồn tại khoảng trống lớn về dữ liệu khoa học. Bên cạnh đó, sinh vật hai mảnh vỏ với đặc tính lọc nước liên tục và khả năng tích lũy chất ô nhiễm cao được xem là đối tượng chỉ thị sinh học lý tưởng, nhưng chưa được khai thác đầy đủ trong các nghiên cứu tích hợp tại Việt Nam. Những vấn đề trên đặt ra yêu cầu cấp thiết phải thực hiện nghiên cứu một cách hệ thống, đồng bộ và định lượng nhằm làm rõ hiện trạng ô nhiễm, cơ chế tích lũy và rủi ro liên quan.

2. Mục đích nghiên cứu

Mục đích của luận văn là đánh giá một cách toàn diện mức độ ô nhiễm, đặc điểm phân bố và khả năng tích lũy của vi nhựa cùng các hợp chất hữu cơ liên quan

(PAHs, BPA, PAEs) trong sinh vật hai mảnh vỏ tại vùng biển miền Trung Việt Nam; đồng thời phân tích mối quan hệ giữa các yếu tố này và đánh giá rủi ro sinh thái cũng như rủi ro đối với sức khỏe con người.

3. Nội dung nghiên cứu

Để đạt được mục đích nghiên cứu, luận văn tập trung triển khai các nội dung chính sau:

- Xác định mật độ, kích thước, hình dạng và thành phần polymer của vi nhựa trong mô sinh vật hai mảnh vỏ;
- Định lượng nồng độ các hợp chất hữu cơ gồm PAHs, BPA và PAEs trong mẫu sinh vật bằng các phương pháp phân tích hiện đại;
- Phân tích sự phân bố không gian (ven bờ – xa bờ), sự khác biệt theo loài và mối tương quan giữa vi nhựa với các hợp chất hữu cơ;
- Đánh giá khả năng tích lũy sinh học và vai trò vận chuyển độc chất của vi nhựa;
- Đánh giá rủi ro sinh thái và rủi ro sức khỏe con người thông qua các chỉ số định lượng.

4. Cơ sở khoa học và tính thực tiễn của đề tài

Cơ sở khoa học của đề tài dựa trên các nguyên lý về ô nhiễm vi nhựa trong môi trường biển, cơ chế hấp phụ và vận chuyển các hợp chất hữu cơ bên trên bề mặt polymer, quá trình tích lũy sinh học trong sinh vật thủy sinh và các mô hình đánh giá rủi ro môi trường. Luận văn sử dụng các phương pháp phân tích hiện đại như phổ hồng ngoại biến đổi Fourier (μ -FTIR) để nhận diện polymer và sắc ký khí ghép khối phổ (MS) để định lượng các hợp chất hữu cơ, kết hợp với các phương pháp thống kê và đánh giá rủi ro, đảm bảo độ tin cậy và tính khoa học của kết quả.

Về mặt thực tiễn, kết quả nghiên cứu cung cấp dữ liệu khoa học quan trọng về hiện trạng ô nhiễm vi nhựa và các hợp chất hữu cơ tại vùng biển miền Trung Việt Nam, góp phần lấp đầy khoảng trống dữ liệu, đặc biệt ở khu vực xa bờ. Đồng thời, kết quả là cơ sở để hỗ trợ các cơ quan quản lý trong việc xây dựng chính sách kiểm soát ô nhiễm, quản lý rác thải nhựa, đảm bảo an toàn thực phẩm biển và bảo vệ sức khỏe cộng đồng.

5. Những đóng góp của luận văn

Luận văn có một số đóng góp chính như sau:

- Cung cấp bộ dữ liệu có hệ thống về vi nhựa và các hợp chất hữu cơ (PAHs, BPA, PAEs) trong sinh vật hai mảnh vỏ tại vùng biển miền Trung, bao gồm cả khu vực ven bờ và xa bờ;

- Làm rõ mối quan hệ giữa vi nhựa và khả năng hấp phụ, vận chuyển và tích lũy các hợp chất hữu cơ trong sinh vật biển;

- Đánh giá định lượng rủi ro sinh thái và rủi ro sức khỏe con người thông qua các chỉ số khoa học;

- Bổ sung cơ sở khoa học cho các nghiên cứu liên ngành về ô nhiễm biển và đề xuất định hướng quản lý, giảm thiểu ô nhiễm nhựa trong điều kiện Việt Nam.

Chương 1. TỔNG QUAN NGHIÊN CỨU

1.1. Ô NHIỄM NHỰA VÀ VI NHỰA TRONG MÔI TRƯỜNG BIỂN

1.1.1. Khái niệm, phân loại và nguồn gốc vi nhựa

Vi nhựa được định nghĩa thống nhất trong các nghiên cứu môi trường hiện nay là những mảnh polyme có kích thước nhỏ hơn 5 mm, tồn tại dưới nhiều dạng hình thái khác nhau như dạng sợi, hạt, mảnh, màng hoặc dạng xốp. Dựa trên nguồn gốc hình thành và mục đích sản xuất, vi nhựa được phân chia thành hai nhóm chính với những đặc điểm cơ lý riêng biệt [3]. Nhóm vi nhựa sơ cấp bao gồm các hạt nhựa được sản xuất chủ đích ở kích thước siêu nhỏ nhằm phục vụ các quy trình công nghiệp và thương mại cụ thể. Điển hình nhất là các hạt tẩy trong sản phẩm chăm sóc cá nhân và mỹ phẩm, các sợi tổng hợp phát sinh từ công nghiệp dệt may, hoặc các hạt nhựa nguyên liệu dạng thô được vận chuyển để phục vụ sản xuất đồ nhựa gia dụng. Ngược lại, vi nhựa thứ cấp chiếm tỷ trọng áp đảo trong môi trường và là sản phẩm của quá trình phân rã cơ lý và hóa học từ các mảnh nhựa kích thước lớn như bao bì thực phẩm, lưới đánh cá, phao xốp và vật dụng sinh hoạt. Quá trình phân hóa này diễn ra liên tục dưới tác động tổng hợp của các yếu tố môi trường khắc nghiệt: bức xạ tia cực tím gây ra quá trình quang phân hóa làm giòn cấu trúc polyme, sự biến thiên nhiệt độ gây ra các vết nứt vi mô, và tác động mài mòn cơ học mạnh mẽ của sóng biển cùng dòng chảy.

Về động lực học phát tán và lan truyền, các nghiên cứu thực địa cho thấy một mối liên kết chặt chẽ giữa các hoạt động trong đất liền và ô nhiễm đại dương. Ước tính có khoảng 80% lượng vi nhựa trong các bồn trũng đại dương có nguồn gốc từ đất liền, được vận chuyển thông qua mạng lưới sông ngòi, cống rãnh đô thị và sự phát tán bởi gió. 20% lượng vi nhựa còn lại phát sinh trực tiếp từ các hoạt động kinh tế biển như vận tải hàng hải quốc tế, sự cố tràn dầu, và hoạt động nuôi trồng, khai thác thủy hải sản vốn sử dụng nhiều ngư cụ bằng nhựa dễ bị thất lạc hoặc phân hủy tại chỗ.

Điểm đáng chú ý nhất trong vai trò môi trường của vi nhựa chính là đặc tính diện tích bề mặt riêng cực lớn kết hợp với bản chất kỵ nước hay còn gọi là ưa dầu. Đặc tính này biến các hạt vi nhựa thành những vật chủ hấp thụ hóa học trong môi trường nước, có khả năng hấp phụ mạnh mẽ các hợp chất hữu cơ khó phân hủy. Các nghiên cứu đã chứng minh rằng hệ số phân bố của các độc chất như PAHs, BPA hay các dẫn xuất PAEs trên bề mặt vi nhựa có thể cao gấp 10^3 đến 10^6 lần so với

nồng độ của chúng trong môi trường nước xung quanh. Điều này có nghĩa là vi nhựa là một tác nhân ô nhiễm vật lý mà còn là một "phương tiện vận chuyển" mang theo nồng độ độc chất cực cao đi sâu vào chuỗi thức ăn.

Khi các sinh vật biển, đặc biệt là nhóm lọc nước như sinh vật hai mảnh vỏ, nuốt phải vi nhựa, các phức hợp độc hại này bắt đầu quá trình giải phóng trong môi trường dịch tiêu hóa có độ pH và hệ enzyme đặc thù. Quá trình này dẫn đến những tác động sinh học tiêu cực ở nhiều cấp độ tổ chức cơ thể. Về mặt hóa học, sự hiện diện của PAHs, BPA và PAEs trong mô mềm kích hoạt tình trạng stress oxy hóa, gây tổn thương cấu trúc di truyền DNA, làm rối loạn hệ thống nội tiết và suy giảm nghiêm trọng khả năng sinh sản của quần thể sinh vật. Những tác động này không dừng lại ở mức độ cá thể mà tiếp tục quá trình tích lũy sinh học và khuếch đại nồng độ dọc theo các bậc dinh dưỡng của lưới thức ăn biển.

Hệ quả cuối cùng của vòng lặp ô nhiễm này chính là tác động lên sức khỏe con người. Với tư cách nằm ở bậc dinh dưỡng cao nhất, con người sẽ đối mặt với các rủi ro sức khỏe nghiêm trọng khi tiêu thụ các sản phẩm hải sản đã bị nhiễm độc và tích lũy vi nhựa trong thời gian dài. Sự di chuyển của các hạt vi nhựa kích thước nhỏ vào tuần hoàn máu và các cơ quan nội tạng, cùng với sự giải phóng các chất hóa dẻo như PAEs và chất gây rối loạn nội tiết như BPA, chính thức hoàn thiện vòng lặp ô nhiễm chuyển từ môi trường trở lại và tích tụ ngay trong chính cơ thể người [5], [6].

1.1.2. Phân bố vi nhựa trong nước biển và sinh vật biển

Sự hiện diện phổ quát của vi nhựa trong môi trường biển và các quần thể sinh vật hiện nay không chỉ là một vấn đề ô nhiễm đơn thuần, mà đã trở thành một vấn đề quan trọng phản ánh sự tác động sâu sắc của con người lên đại dương. Đặc tính bền vững hóa học lâu dài của các chuỗi polyme, kết hợp với khả năng xâm nhập sâu vào các mắt xích cơ bản nhất của chuỗi thức ăn, khiến vi nhựa trở thành một tác nhân gây rủi ro sinh thái mang tính hệ thống.

Tại lớp nước bề mặt, nồng độ vi nhựa ghi nhận được có sự phân hóa cực kỳ mạnh mẽ theo không gian và thời gian. Tại các vùng hội tụ đại dương hoặc các khu vực ven bờ chịu áp lực trực tiếp từ các đô thị công nghiệp, mật độ vi nhựa có thể đạt tới mức hàng nghìn hạt trên mỗi mét khối nước. Trong khi giá trị trung bình toàn cầu thường dao động trong khoảng từ 0,002 đến 62,5 hạt/m³, thì tại các thủy vực ven bờ miền Trung Việt Nam, nơi chịu ảnh hưởng của các dòng thải lục địa và hoạt động kinh tế biển sôi động, nồng độ này có thể tăng vọt đáng kể. Đáng lo ngại nhất

là sự hiện diện của nhóm hạt siêu nhỏ có kích thước dưới 100 μm ; các nghiên cứu chuyên sâu đã chỉ ra rằng khi thu hẹp kích thước quan sát, nồng độ thực tế có thể lên tới hàng triệu hạt trên mỗi mét khối, cho thấy vấn đề ô nhiễm thực sự lớn hơn nhiều so với các báo cáo thông thường [4].

Trong cột nước, vi nhựa cư trú tại tầng mặt và phân bố xuyên suốt theo chiều thẳng đứng từ bề mặt xuống các tầng sâu thẳm. Nồng độ tổng thể được ghi nhận dao động từ $10^{(-4)}$ đến 10^4 hạt/ m^3 . Sự phân hóa về kích thước đóng vai trò quyết định đến động thái lưu giữ, các hạt kích thước nhỏ (1–100 μm) có xu hướng phân bố đồng đều và lưu lại bền vững hơn trong cột nước, trong khi các hạt lớn (100–5,000 μm) thường tập trung tại các lớp phân tầng nhiệt và giảm dần mật độ theo độ sâu. Ngay cả ở các rãnh sâu đại dương, vi nhựa vẫn hiện diện với mật độ đáng kinh ngạc, ví dụ như mức 13,500 hạt/ m^3 tại rãnh Mariana ở độ sâu trên 6,800 m, minh chứng cho khả năng phát tán không giới hạn của loại ô nhiễm này [6].

Trầm tích đáy biển là điểm tích tụ chính của vi nhựa, nơi nồng độ thường vượt xa so với trong nước. Các nghiên cứu ghi nhận từ vài chục đến hàng trăm nghìn hạt/kg trầm tích khô [7]. Quá trình lắng đọng này bị kiểm soát chặt chẽ bởi bản chất của từng loại polyme: các loại nhựa như PVC hay PET thường chìm nhanh xuống đáy do tỷ trọng lớn, trong khi PE và PP dù ban đầu nổi nhưng sau một thời gian bị bám bẩn sinh học cũng sẽ lắng xuống. Tại khu vực duyên hải miền Trung, với đặc điểm thêm lục địa dốc và hệ thống dòng chảy tầng đáy phức tạp, quá trình tích tụ trong trầm tích diễn ra với tốc độ nhanh và có khả năng tái lôi cuốn chất ô nhiễm khi có các hiện tượng hải văn mạnh như nước trời.

Đối với các quần thể sinh vật, cơ chế tiếp xúc và tích lũy vi nhựa diễn ra đa dạng thông qua nuốt trực tiếp, lọc nước hoặc hấp thụ thụ động. Nhóm sinh vật hai mảnh vỏ như hào, vẹm, sò và nghêu do đặc tính lọc nước liên tục với lưu lượng lớn (từ 10 đến 200 lít/ngày) trở thành những đối tượng lọc tích lũy tự nhiên, dẫn đến mức độ tích lũy nghiêm trọng. Nồng độ ghi nhận trong mô mềm các loài này thường đạt từ 0,3 đến 5,6 ng/g trọng lượng tươi, với hình thái chủ yếu là dạng sợi mảnh. Tại Việt Nam, các khu vực đầm phá trọng điểm như Tam Giang – Cầu Hai, Ô Loan và vùng ven biển Đà Nẵng đã ghi nhận nồng độ trong nghêu, hào dao động khoảng 2–5 ng/g, với sự chiếm ưu thế của các loại nhựa phổ biến như PP, PE và PET [8].

Quá trình chuyển đổi dinh dưỡng gây ra hiện tượng khuếch đại sinh học ở các bậc tiêu thụ cao cấp và con người. Vi nhựa đồng thời đóng vai trò như vector mang

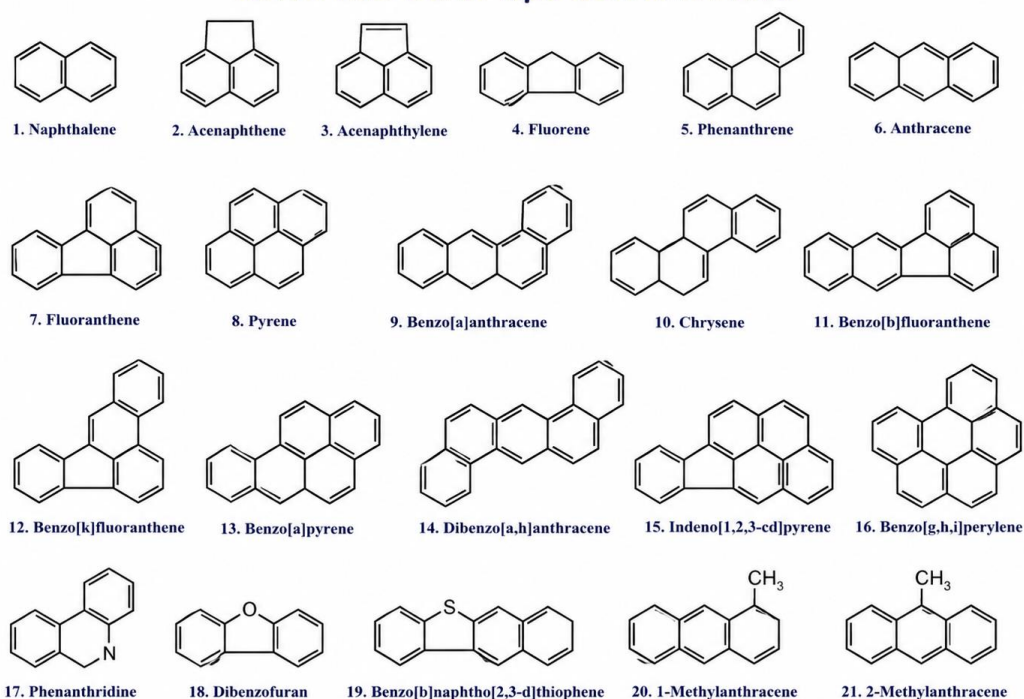
theo PAHs, kim loại nặng và phụ gia nhựa, làm gia tăng độc tính hệ sinh thái. Tại miền Trung (Thanh Hóa – Bình Thuận), do đặc điểm địa hình hẹp, sông dốc và hiện tượng nước trôi, vi nhựa từ các nguồn ven bờ dễ dàng lan tỏa ra khơi xa thông qua gió mùa và dòng hải lưu. Hiện nay, dữ liệu nghiên cứu vẫn chủ yếu hướng vào các thủy vực cửa sông và vùng ven bờ, trong khi các khảo sát tại khu vực xa bờ (>20 km) còn rất hạn chế. Đặc biệt, các nghiên cứu hiện có phần lớn chỉ tập trung định lượng vi nhựa đơn lẻ mà chưa đánh giá đồng thời sự hiện diện của các hợp chất hữu cơ liên quan như PAHs, BPA và PAEs trên cùng đối tượng môi trường hoặc sinh vật biển. Điều này tạo ra khoảng trống đáng kể trong việc đánh giá vai trò của vi nhựa như tác nhân vận chuyển độc chất và nguy cơ lan truyền qua chuỗi thức ăn biển [8]. Các nghiên cứu quốc tế giai đoạn 2022–2025 cho thấy vi nhựa hiện diện phổ biến trong nước biển, trầm tích và sinh vật biển trên phạm vi toàn cầu, đồng thời có khả năng hấp phụ mạnh các chất ô nhiễm hữu cơ khó phân hủy như PAHs, BPA và PAEs nhờ đặc tính kỵ nước của bề mặt polyme [5], [6]. Tại Việt Nam, các nghiên cứu tập trung chủ yếu ở vùng ven bờ và cửa sông như Hạ Long, Hải Phòng, Cần Giờ và Thị Vải, ghi nhận nồng độ vi nhựa đáng kể trong nước, trầm tích và sinh vật biển [11], [31]. Tuy nhiên, dữ liệu tại khu vực biển miền Trung, đặc biệt là vùng xa bờ, vẫn còn hạn chế và chưa đánh giá đồng thời vi nhựa cùng các hợp chất hữu cơ liên quan [44], [45].

1.2. CÁC HỢP CHẤT HỮU CƠ KHÓ PHÂN HỦY LIÊN QUAN ĐẾN NHỰA

1.2.1. PAHs

PAHs là một nhóm lớn các hợp chất hữu cơ bền vững, gồm hai hoặc nhiều vòng benzen liên kết chung cạnh, tạo thành cấu trúc đa vòng ngưng tụ. Chúng có mùi đặc trưng (thường giống hắc ín hoặc khói), hầu như không tan trong nước (độ hòa tan giảm mạnh khi số vòng gia tăng), song lại hòa tan tốt trong các dung môi hữu cơ như benzene, hexane hoặc dichloromethane.

CÔNG THỨC CẤU TẠO CỦA CÁC PAHS



Hình 1.1. Công thức cấu tạo của PAHs

Ghi chú: Các hợp chất từ 1 đến 16 là 16 PAHs ưu tiên theo US EPA.

Hình 1.1. Công thức cấu tạo của PAHs

Các hợp chất PAHs đại diện cho một nhóm các ô nhiễm hữu cơ bền vững phổ biến, được hình thành chủ yếu từ quá trình nhiệt phân và đốt cháy không hoàn toàn các hợp chất hữu cơ có hàm lượng cacbon cao. Các nguồn phát thải chủ đạo bao gồm sự đốt cháy nhiên liệu hóa thạch, than đá, dầu mỏ, gỗ, rác thải sinh hoạt và thậm chí là từ các hoạt động chế biến thực phẩm ở nhiệt độ cao như thịt nướng. Trong môi trường biển, PAHs tồn tại dưới hai dạng nguồn gốc chính, nguồn gốc nhiệt phân phát sinh từ quá trình đốt cháy và nguồn gốc dầu mỏ phát sinh từ các sự cố tràn dầu hoặc rò rỉ tại các mỏ khai thác trực tiếp.

Trong mối tương quan với ô nhiễm nhựa, vi nhựa đóng vai trò là tác nhân trung chuyển và vận chuyển chiến lược cho PAHs. Nhờ diện tích bề mặt riêng cực đại và bản chất kỵ nước đặc trưng, vi nhựa có khả năng hấp phụ PAHs với cường độ mạnh mẽ, tạo thành các phức hợp hỗn hợp có độc tính cao gấp hàng nghìn lần so với nồng độ đơn lẻ trong môi trường nước. Khi sinh vật nuốt phải các hạt vi nhựa đã bão hòa PAHs này, các độc chất sẽ được giải phóng trực tiếp vào hệ tiêu hóa, gây ra các tác động sinh học nghiêm trọng. Độc tính của PAHs bao gồm khả năng gây ung thư, đột biến gen và làm rối loạn hệ thống nội tiết thông qua việc kích hoạt

tình trạng stress oxy hóa, gây viêm hệ thống và suy giảm khả năng miễn dịch. Đáng chú ý nhất là hợp chất Benzo[a]pyrene (BaP) — một chất được Cơ quan Bảo vệ Môi trường Hoa Kỳ (EPA) và Cơ quan Nghiên cứu Ung thư Quốc tế (IARC) xếp vào nhóm ưu tiên theo dõi hàng đầu do khả năng gây ung thư cực mạnh. Ngoài ra, danh mục các hợp chất nguy hiểm còn bao gồm benz[a]anthracene, benzo[b]fluoranthene, dibenz[a,h]anthracene và indeno[1,2,3-cd]pyrene, tất cả đều đã được chứng minh là có khả năng gây ra các khối u ác tính trên cơ thể người.

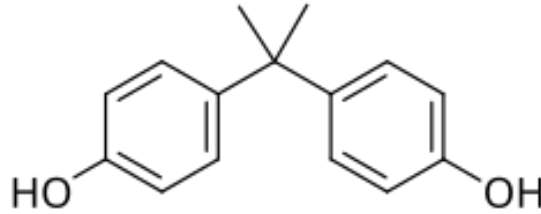
Trong hệ sinh thái biển, PAHs thể hiện khả năng tồn lưu sinh học bền vững và chuyển giao qua các bậc tiêu thụ khác nhau. Quá trình khuếch đại sinh học dẫn đến sự gia tăng nồng độ độc chất theo cấp số nhân khi tiến dần lên các bậc dinh dưỡng cao hơn, cuối cùng tích lũy trong các động vật săn mồi cao cấp và con người thông qua việc tiêu thụ hải sản nhiễm độc. Đối với quần thể sinh vật biển, sự phơi nhiễm PAHs dẫn đến tình trạng suy giảm khả năng sinh sản, xuất hiện các biến dạng bất thường trong quá trình phát triển phôi và tổn thương nghiêm trọng tại các cơ quan nội tạng như gan tụy, từ đó làm suy giảm tính đa dạng sinh học của toàn bộ khu vực [9].

Mặc dù nồng độ tổng thể của PAHs tại nhiều khu vực ven bờ Việt Nam hiện nay vẫn được đánh giá ở ngưỡng từ “thấp đến trung bình” so với các khu vực công nghiệp hóa mạnh trên thế giới, nhưng nguy cơ đang gia tăng rõ rệt. Sự bùng nổ của các hoạt động công nghiệp ven biển, lưu lượng giao thông hàng hải dày đặc tại các cảng nước sâu và các hoạt động khai thác dầu khí quy mô lớn tại các mỏ như Bạch Hổ, Rồng đang tạo ra áp lực phát thải PAHs liên tục. Tại khu vực miền Trung, quá trình đô thị hóa nhanh chóng kết hợp với sự hiện diện phổ biến của vi nhựa đang tạo ra một kịch bản ô nhiễm kép, thúc đẩy sự tích tụ PAHs trong sinh vật biển và đặt ra những thách thức lớn cho công tác bảo vệ môi trường biển và lương thực quốc gia [11]. Nhiều nghiên cứu quốc tế đã ghi nhận sự hiện diện phổ biến của PAHs trên bề mặt vi nhựa và trong sinh vật biển, cho thấy vai trò của vi nhựa như một vật mang quan trọng đối với nhóm chất này [5], [6]. Tại Việt Nam, PAHs đã được phát hiện trong nước, trầm tích và vi nhựa tại các khu vực ven biển như Hạ Long, Hải Phòng, Cần Giờ và Thị Vải [41], [42]. Tuy nhiên, dữ liệu về PAHs trong sinh vật hai mảnh vỏ vùng biển miền Trung vẫn còn hạn chế.

1.2.2. BPA

BPA là một hóa chất công nghiệp quan trọng, được ứng dụng phổ biến trong việc chế tạo vật liệu polycarbonate (PC) – loại nhựa cứng, trong suốt, chịu nhiệt và

nhựa epoxy dùng để lót bên trong lon thực phẩm, đồ uống. Ngoài ra, BPA còn có mặt trong nhiều mặt hàng tiêu dùng thường nhật như chai nhựa cứng, hộp đựng thực phẩm, đồ chơi trẻ em, thiết bị y tế (ống truyền dịch, dụng cụ nha khoa), giấy nhiệt (hóa đơn thanh toán), lớp phủ bảo vệ kim loại và một số vật liệu xây dựng.



Hình 1.2. Công thức cấu tạo của BPA

BPA là một hợp chất hữu cơ tồn tại dưới dạng chất rắn màu trắng, có mùi nhẹ, sở hữu đặc tính tan tốt trong các dung môi hữu cơ nhưng lại có độ hòa tan cực thấp trong môi trường nước. Trong công nghiệp chất dẻo, đây là thành phần quan trọng được sử dụng rộng rãi để sản xuất nhựa polycarbonate và nhựa epoxy. Tuy nhiên, do các liên kết hóa học trong cấu trúc nhựa không thực sự bền vững, BPA rất dễ dàng rò rỉ và phát tán vào môi trường biển, đặc biệt là dưới tác động của các yếu tố ngoại cảnh khắc nghiệt như nhiệt độ cao, môi trường axit, kiềm hoặc bức xạ trực tiếp từ ánh sáng mặt trời.

Sự hiện diện của BPA trong môi trường gây ra những hệ lụy nghiêm trọng đối với sức khỏe của cả con người và quần thể sinh vật thông qua cơ chế gây rối loạn hệ thống nội tiết. Đối với con người, phơi nhiễm BPA dẫn đến sự suy giảm khả năng sinh sản, gây rối loạn chu kỳ kinh nguyệt ở nữ giới, giảm chất lượng tinh trùng ở nam giới và gây ra các bất thường trong quá trình phát triển cơ quan sinh dục, hệ thần kinh của bào thai. Ngoài ra, các nghiên cứu y sinh học đã chỉ ra mối liên hệ trực tiếp giữa BPA với việc gia tăng nguy cơ rối loạn tăng động giảm chú ý (ADHD), suy giảm chức năng nhận thức ở trẻ em, cùng các bệnh lý chuyển hóa như béo phì, kháng insulin và đái tháo đường loại 2. Hợp chất này còn là tác nhân làm tăng nguy cơ mắc các bệnh ung thư phụ thuộc nội tiết tố như ung thư vú và ung thư tuyến tiền liệt.

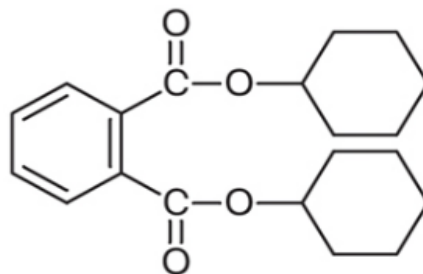
Trong hệ sinh thái biển, vi nhựa đóng vai trò là "phương tiện vận chuyển" chiến lược cho BPA. Nhờ bản chất bề mặt kỵ nước, vi nhựa dễ dàng hấp phụ BPA từ nước biển xung quanh, làm gia tăng nồng độ độc chất tích lũy trên một đơn vị diện tích bề mặt. Sự hiệp đồng này tạo ra một kịch bản ô nhiễm phức tạp: vi nhựa

mang theo lượng BPA nội tại được thêm vào trong quá trình sản xuất nhựa và còn thu gom thêm BPA ngoại lai từ môi trường nước. Nồng độ BPA trên vi nhựa biển biến động mạnh tùy theo khu vực địa lý và mức độ công nghiệp hóa [12]. Các nghiên cứu tại vùng biển Đông Á và Đài Loan đã ghi nhận nồng độ BPA trong mô cơ của các loài cá đạt khoảng $1,5 \pm 2,2$ ng/g, cảnh báo nguy cơ rối loạn nội tiết kéo dài đối với các mắt xích cao hơn trong lưới thức ăn, bao gồm cả con người.

Đối với nhóm sinh vật hai mảnh vỏ — đối tượng lọc nước chủ đạo — tác động của BPA trở nên nghiêm trọng. Chúng gây ra tình trạng giảm khả năng sinh sản, làm gián đoạn quá trình phát triển của ấu trùng và gây tổn thương chức năng gan tụy. Các bằng chứng khoa học hiện nay chỉ ra rằng ngay cả ở mức độ phơi nhiễm thấp, BPA vẫn có thể gây ra những rủi ro sinh thái đáng kể theo cơ chế cộng hưởng. Khi kết hợp cùng vi nhựa và các độc chất khác như PAH hay PAEs, chúng tạo nên "hiệu ứng hỗn hợp", làm gia tăng độc tính tổng thể và gây ra những tổn thương không thể đảo ngược đối với sự đa dạng sinh học và an ninh lương thực tại các vùng biển chịu áp lực ô nhiễm cao như miền Trung Việt Nam [13]. Mặc dù BPA được xem là một trong những chất gây rối loạn nội tiết quan trọng, số lượng nghiên cứu tại Việt Nam về BPA trong môi trường biển và sinh vật biển vẫn còn tương đối ít so với PAHs và vi nhựa [31], [51].

1.2.3. PAEs

PAEs, hay còn gọi là phthalates, là một nhóm các hợp chất hóa học tổng hợp được sử dụng phổ biến nhất làm chất hóa dẻo trong quy trình sản xuất nhựa, đặc biệt là polyvinyl chloride (PVC). Chúng giúp nhựa trở nên mềm mại, dẻo dai và dễ gia công hơn. PAEs cũng được dùng làm dung môi, chất mang và phụ gia trong rất nhiều sản phẩm tiêu dùng hàng ngày.



Hình 1.3. Công thức cấu tạo của PAEs

Các dẫn xuất của PAEs, là nhóm hợp chất chất lỏng không màu, sở hữu mùi đặc trưng, tan tốt trong các dung môi hữu cơ nhưng lại có độ hòa tan rất thấp trong

môi trường nước. Một đặc tính quan trọng khiến PAEs trở thành mối nguy cơ môi trường hàng đầu là chúng không liên kết hóa học chặt chẽ với ma trận polyme trong các sản phẩm nhựa. Thay vào đó, chúng chỉ đóng vai trò là chất phụ gia nằm xen kẽ giữa các mạch nhựa. Do đó, PAEs cực kỳ dễ dàng rò rỉ và phát tán ra môi trường bên ngoài khi nhựa bị đun nóng, tiếp xúc với các chất béo, môi trường axit hoặc đơn giản là phân hủy tự nhiên theo thời gian.

Các hợp chất phổ biến nhất trong nhóm này bao gồm: DEHP (chiếm tỷ trọng sản xuất và tiêu thụ lớn nhất), DnBP, DiBP, DEP, DMP và BBP. Với quy mô sản xuất toàn cầu đạt khoảng 3–8 triệu tấn mỗi năm, PAEs hiện diện trong hầu hết các khía cạnh của đời sống hiện đại, từ bao bì thực phẩm, màng bọc mỏng, ống dẫn nước đến các thiết bị y tế nhạy cảm như ống truyền dịch và túi chứa máu, thậm chí là trong đồ chơi trẻ em và mỹ phẩm. Tính rò rỉ này đã khiến PAEs thành chất ô nhiễm hiện diện rộng khắp trong mọi thành phần môi trường từ không khí, nước biển, trầm tích cho đến các mô sinh học [6]. PAEs là nhóm chất gây rối loạn nội tiết mạnh, có tác động rõ rệt đến hệ sinh sản. Chúng hoạt động như chất chống lại nội tiết tố nam, làm giảm testosterone, rối loạn cân bằng hormone giới tính.

Trong môi trường biển, PAEs gây hại nghiêm trọng cho các loài lọc nước như sinh vật hai mảnh vỏ (hàu, vẹm, sò, nghêu), động vật phù du, cá và san hô. Vi nhựa đóng vai trò phương tiện vận chuyển quan trọng, hấp phụ PAEs mạnh và làm tăng độc tính hỗn hợp khi sinh vật nuốt phải. PAEs tồn tại ở nước biển với nồng độ từ vài ng/L đến hàng nghìn ng/L (cao nhất ở ven bờ và khu công nghiệp). Ở Trung Quốc (bao gồm Biển Bohai), DEHP đạt mức 0,07 $\mu\text{g/g}$ (70 ng/g) trên vi nhựa; một số bãi biển Bohai ghi nhận lên đến 84.596 ng/g tổng PAEs [14]. Trên toàn cầu, nồng độ PAEs trên vi nhựa thường từ vài ng/g đến hàng trăm ng/g, với DEHP chiếm ưu thế [6]. Trong cá sông và cá biển, DEHP khoảng $45,3 \pm 33,1$ ng/g (có mẫu cao nhất lên đến 64 mg/g trọng lượng ướt ở một số nghiên cứu) [15]. Ở Việt Nam (Khánh Hòa), DEHP là hợp chất chủ đạo trong cá nuôi và nhuyễn thể, với nồng độ từ vài $\mu\text{g/kg}$ đến hơn 1.000 $\mu\text{g/kg}$ ở một số mẫu [16]. DEHP thường chiếm tỷ lệ cao nhất (đôi khi >90% tổng PAEs) nhờ tính kỵ nước mạnh và khả năng tích tụ sinh học.

Dữ liệu thực địa cho thấy nguồn gốc ô nhiễm chủ yếu xuất phát từ các hoạt động ven bờ như cửa sông đô thị, khu công nghiệp và các vùng nuôi trồng thủy sản tập trung. Tại miền Bắc, nồng độ PAEs trong trầm tích đã được ghi nhận ở mức trung bình đến cao, tiềm ẩn rủi ro sinh thái đáng kể. Đối với vùng biển miền Trung,

sự gia tăng của các hoạt động cảng biển, các tổ hợp công nghiệp nặng như Dung Quất, Nghi Sơn cùng với hoạt động khai thác dầu khí ngoài khơi đang đặt ra những thách thức lớn về sự tích tụ PAEs, đặc biệt là khi kết hợp với lượng vi nhựa trong khu vực [5]. Việc thiếu hụt các nghiên cứu đồng thời về vi nhựa và PAEs tại vùng biển xa bờ miền Trung đang là một khoảng trống lớn cần được bù đắp. Các nghiên cứu tại Việt Nam đã ghi nhận sự hiện diện của PAEs trong trầm tích, nước biển và một số đối tượng thủy sinh tại các vùng ven biển chịu tác động công nghiệp và đô thị hóa [16], [43]. Tuy nhiên, thông tin về sự tích lũy PAEs trong sinh vật hai mảnh vỏ vùng biển miền Trung còn rất hạn chế.

1.3. ĐẶC ĐIỂM TỰ NHIÊN VÀ HẢI VẤN VÙNG BIỂN MIỀN TRUNG VIỆT NAM

Vùng biển duyên hải miền Trung Việt Nam, trải dài từ Thanh Hóa đến Bình Thuận trong giới hạn vĩ độ từ 10°30' đến 18°30' Bắc và kinh độ từ 107° đến 110° Đông, sở hữu chiều dài đường bờ biển ấn tượng khoảng 1.600–1.900 km. Với vị trí địa lý đặc thù, đây còn được ghi nhận là vùng đệm chuyển tiếp trọng yếu giữa vịnh Bắc Bộ và vùng Biển Đông mở rộng và là khu vực hội tụ của các hệ thống động lực biển phức tạp nhất Việt Nam. Những đặc trưng này, khi kết hợp cùng địa hình lục địa hẹp, dốc và thềm lục địa có độ biến thiên độ sâu lớn, đã tạo ra các cơ chế vận chuyển, phát tán và tích lũy các hợp chất hữu cơ bền vững như vi nhựa, PAHs, BPA và PAEs từ các nguồn thải trong đất liền ra vùng xa bờ một cách mạnh mẽ [17].

Chế độ hải văn miền Trung chịu sự chi phối tuyệt đối của cơ chế gió mùa chuyển động theo chu kỳ năm. Vào mùa Đông, dưới tác động của gió mùa Đông Bắc, dòng ven bờ chảy mạnh theo hướng Bắc – Nam với vận tốc đáng kể, đóng vai trò truyền động lực, các nghiên cứu hải dương học cho thấy cơ chế dòng chảy mùa này có khả năng vận chuyển vi nhựa và các hợp chất hữu cơ liên quan đi hàng trăm kilomet dọc bờ biển trong thời gian ngắn, làm gia tăng tính liên kết giữa các nguồn phát thải và các khu vực tiếp nhận ô nhiễm. Ngược lại, vào mùa Hè, gió mùa Tây Nam tạo ra hệ thống dòng chảy hướng Nam – Bắc, kết hợp với các cấu trúc xoáy nghịch mùa, gây ra hiện tượng pha loãng hoặc tập trung các hạt vi nhựa và độc chất tại các vùng vịnh kín. Hiện tượng nước trời xuất hiện mạnh mẽ tại vùng biển Nam Trung Bộ vào mùa Hè là một cơ chế động lực học quan trọng. Quá trình này đẩy các khối nước tầng đáy lên tầng mặt, không chỉ mang theo dinh dưỡng mà còn có thể tái lồi cuốn các hợp chất hữu cơ tích lũy lâu ngày trong trầm tích biển sâu, làm thay đổi nồng độ vi nhựa và PAHs trong cột nước, tạo điều kiện cho các sinh vật hai mảnh vỏ tiếp xúc trực tiếp với nguồn độc chất từ tầng sâu.

Sự tương tác giữa đất liền và biển tại khu vực này còn bị chi phối bởi hệ thống sông ngòi ngắn, dốc và có lưu lượng biến đổi cực lớn theo mùa. Trong mùa mưa lũ, dòng chảy xiết từ thượng nguồn mang theo lượng lớn rác thải nhựa sơ cấp và các chất phụ gia như PAEs và BPA từ các khu dân cư đổ thẳng ra biển. Do thềm lục địa tại miền Trung rất hẹp và có độ dốc lớn, các chất ô nhiễm này nhanh chóng vượt qua ranh giới ven bờ để xâm nhập vào hệ thống dòng chảy xa bờ, biến vùng biển ngoài khơi thành khu vực tích tụ thứ cấp cho các độc chất. Chính sự kết hợp giữa cấu trúc địa hình dốc đứng và các hệ thống dòng chảy tầng mặt, tầng đáy phức tạp đã biến vùng biển duyên hải miền Trung thành một môi trường nhạy cảm, nơi các quá trình vận chuyển và tích lũy sinh học của vi nhựa và các hợp chất hữu cơ bền vững diễn ra với cường độ cao, đòi hỏi những nghiên cứu liên ngành chuyên sâu để đánh giá chính xác rủi ro môi trường [17], [18]. Vùng biển miền Trung (Thanh Hóa – Bình Thuận, bờ biển 1.600–1.900 km, thềm lục địa hẹp) có đặc trưng hải văn phức tạp, biến đổi mạnh theo mùa do tác động của gió mùa nhiệt đới, địa hình hẹp ngang và hệ thống sông ngòi, dốc. Các yếu tố này chi phối trực tiếp quá trình vận chuyển, pha loãng hoặc tích tụ các chất ô nhiễm (vi nhựa, PAHs, BPA, PAEs) từ nguồn lục địa và vùng lân cận, hình thành nên các khu vực ô nhiễm đặc thù theo mùa và dòng chảy [4], [28]. Dòng chảy ven bờ biển đổi theo mùa gió là đặc trưng nổi bật nhất. Vào mùa đông khô, gió mùa Đông Bắc tạo dòng chảy Nam hạ (0,3–0,8 m/s), vận chuyển phù sa và chất ô nhiễm từ các cửa sông miền Bắc–Trung (sông Mã, sông Cả, Thu Bồn, Trà Khúc) xuống phía Nam, đồng thời lan truyền ô nhiễm từ vịnh Bắc Bộ vào miền Trung. Vi nhựa và các chất ô nhiễm từ khu công nghiệp Nghi Sơn có thể lan đến Quảng Bình–Quảng Trị chỉ trong vài tuần [47]. Ngược lại, mùa hè mưa với gió mùa Tây Nam hình thành dòng Bắc thượng, mang chất ô nhiễm từ Nam Bộ, vùng biển Tây Nam và tuyến vận tải quốc tế lên miền Trung, ảnh hưởng khu vực Bình Thuận–Khánh Hòa–Phú Yên [48]. Bên cạnh đó, sự hình thành các xoáy cục bộ (20–80 km, tồn tại 2–8 tuần) tại các mũi đất và vịnh kín (Vân Phong, Nha Trang, Đại Lãnh, Kê Gà) góp phần giữ hoặc đẩy chất ô nhiễm, làm tăng sự tích lũy cục bộ bên trong trầm tích và sinh vật đáy.

Sự biến đổi theo mùa của hệ thống dòng chảy ven bờ, hiện tượng nước trời và các xoáy cục bộ tại vùng biển miền Trung có thể ảnh hưởng đáng kể đến quá trình vận chuyển, tích tụ và tái phân bố vi nhựa cùng các hợp chất hữu cơ liên quan [47], [48]. Tuy nhiên, các nghiên cứu hiện nay mới chủ yếu tập trung mô tả hiện trạng ô nhiễm, trong khi mối liên hệ giữa đặc điểm hải văn và sự phân bố của các chất ô nhiễm vẫn chưa được làm rõ đầy đủ.

1.3.1. Điều kiện địa lý – khí hậu

Vùng biển miền Trung Việt Nam nằm trong đới khí hậu nhiệt đới gió mùa điển hình, một yếu tố then chốt quyết định chu trình vận chuyển chất ô nhiễm trong khu vực. Khí hậu tại đây phân hóa thành hai mùa rõ rệt: mùa khô kéo dài từ tháng 11 đến tháng 4 năm sau và mùa mưa từ tháng 5 đến tháng 10. Tổng lượng mưa trung bình năm dao động từ 1.500 đến 3.000 mm, nhưng điểm đặc thù là sự tập trung cực đoan khi khoảng 70%–80% lượng mưa đổ dồn vào mùa mưa bão từ tháng 9 đến tháng 12. Tại các khu vực có địa hình đón gió đặc thù như Quảng Bình và Thừa Thiên Huế, lượng mưa có thể đạt mức kỷ lục 4.000 mm do tác động của gió mùa Đông Bắc kết hợp với sự chắn lọc của dãy Trường Sơn [19]. Về các điều kiện lý hóa môi trường nước, nhiệt độ nước biển trung bình duy trì ổn định trong khoảng 26–29°C, đạt đỉnh từ 29–31°C vào mùa hè và giảm xuống 23–25°C vào mùa đông. Độ mặn thường dao động từ 32‰–34‰, tuy nhiên vào mùa mưa, giá trị này giảm mạnh tại các vùng cửa sông do chịu ảnh hưởng trực tiếp từ lượng nước ngọt khổng lồ đổ ra từ đất liền. Sự biến thiên mạnh mẽ về độ mặn và nhiệt độ này ngoài việc gây ảnh hưởng đến đời sống của các loài lọc nước như sinh vật hai mảnh vỏ mà còn làm thay đổi khả năng hòa tan và hấp phụ của các độc chất như BPA, PAEs lên bề mặt vi nhựa.

Đặc điểm địa hình vùng biển miền Trung có sự phân hóa rõ rệt và ảnh hưởng mạnh đến quá trình vận chuyển, phân bố các chất ô nhiễm trong môi trường biển. Phần đất liền có bề ngang hẹp, nhiều nơi dãy Trường Sơn kéo dài sát ra biển, tạo nên địa hình ven biển dốc và hệ thống sông ngòi ngắn, có độ dốc lưu vực lớn. Do đó, vào mùa mưa lũ, vật chất từ đất liền có thể được vận chuyển nhanh ra môi trường biển. Tương ứng với phần đất liền, thềm lục địa miền Trung tương đối hẹp, thường chỉ rộng khoảng 50–150 km và độ sâu tăng nhanh theo hướng ra khơi. Khu vực này còn có nhiều mũi đất và vịnh ven bờ như Vân Phong, Nha Trang và Đà Nẵng, tạo nên các điều kiện thủy động lực khác nhau giữa các vùng. Thành phần trầm tích đáy biển khá đa dạng, từ cát, cát pha bùn đến bùn mịn, trong đó một số khu vực vịnh kín và vùng nước lặng có khả năng tích tụ vi nhựa và các hợp chất hữu cơ bền vững cao hơn so với các khu vực có động lực biển mạnh [20].

Những điều kiện tự nhiên này đã làm tăng đáng kể tính nhạy cảm của vùng biển miền Trung đối với các tác nhân gây ô nhiễm. Lượng mưa lớn thường gây ra các đợt lũ quét mang theo chất ô nhiễm từ đất liền ra biển một cách nhanh chóng,

trong khi địa hình dốc đã hạn chế khả năng pha loãng tại khu vực ven bờ và cấu trúc các vịnh kín lại có xu hướng lưu giữ chất ô nhiễm trong thời gian dài [15]

1.3.2. Các nguồn phát thải tiềm năng

Tại khu vực miền Trung, áp lực ô nhiễm môi trường biển đang trở nên phức tạp bởi sự đan xen của nhiều nguồn phát thải tiềm năng có nguồn gốc từ cả đất liền và các hoạt động kinh tế biển đang trong giai đoạn tăng trưởng nóng. Các khu kinh tế trọng điểm như Nghi Sơn, Dung Quất và Chân Mây – Lăng Cô đóng vai trò là những tâm điểm phát thải tập trung từ các tổ hợp công nghiệp nặng và hạ tầng năng lượng. Quá trình đốt cháy nhiên liệu hóa thạch không hoàn toàn tại các nhà máy nhiệt điện, cơ sở lọc hóa dầu và luyện kim giải phóng một lượng lớn các hợp chất PAHs vào khí quyển và nguồn nước. Đồng thời, hệ thống xử lý công nghiệp chưa qua xử lý triệt để mang theo các vi nhựa sơ cấp và các hợp chất PAEs – vốn là phụ gia trong sản xuất nhựa – trực tiếp vào môi trường biển [25].

Bên cạnh đó, hoạt động khai thác dầu khí tại bồn trũng Phú Khánh và các khu vực lân cận làm gia tăng nguy cơ rò rỉ dầu mỏ trong quá trình vận hành và thăm dò. Điều này không chỉ giải phóng các độc chất hữu cơ độc hại xuống tầng đáy mà còn tạo ra các màng dầu ngăn cản quá trình trao đổi khí, gây ảnh hưởng nghiêm trọng đến hệ sinh thái xa bờ [26]. Mạng lưới giao thông hàng hải sầm uất qua các cảng nước sâu như Đà Nẵng, Quy Nhơn cũng đóng góp một tải lượng ô nhiễm đáng kể thông qua hoạt động xả nước dẫn tàu trái phép, rò rỉ nhiên liệu vận hành và sự mài mòn liên tục của lớp sơn chống hà chứa các hạt vi nhựa cùng phụ gia độc hại trên vỏ tàu.

Trong khi đó, tại các khu vực đầm phá ven bờ, hoạt động nuôi trồng thủy sản quy mô lớn lại phát sinh vi nhựa sơ cấp từ sự phân rã cơ học của hệ thống phao xóp, lưới nylon và các vật dụng bằng nhựa dưới tác động của tia UV, đồng thời giải phóng BPA cùng các nhóm PAEs từ thành phần làm mềm nhựa trong thiết bị nuôi trồng [10]. Cuối cùng, sự bùng nổ của ngành du lịch đô thị và sự gia tăng mật độ dân cư tại các trung tâm ven biển tạo ra khối lượng rác thải nhựa khổng lồ. Lượng rác thải này thông qua hệ thống sông ngòi và dưới sự điều tiết của gió mùa đã lan tỏa ra biển khơi, trở thành nguồn cung cấp hạt nhựa thứ cấp và chất phụ gia quan trọng, gây ra tình trạng ô nhiễm diện rộng cho toàn khu vực [28].

1.4. SINH VẬT HAI MẢNH VỎ - NGUỒN CHỈ THỊ SINH HỌC Ô NHIỄM BIỂN

Trong bối cảnh áp lực từ các nguồn phát thải ngày càng gia tăng, sinh vật hai mảnh vỏ (Bivalvia) bao gồm các loài phổ biến như hào, vẹm, nghêu và sò đã được cộng đồng khoa học quốc tế khẳng định là những đối tượng chỉ thị sinh học lý tưởng nhất để giám sát ô nhiễm nhựa và hóa chất hữu cơ [43]. Ưu điểm vượt trội này xuất phát từ cơ chế sinh học đặc thù là hình thức lọc nước cường độ mạnh để lấy thức ăn, với công suất lọc đạt từ 10–50 lít nước mỗi giờ tùy thuộc vào loài, kích thước và các biến số môi trường như nhiệt độ hay độ mặn. Thông qua quá trình này, các loài hai mảnh vỏ không ngừng lọc và giữ lại các hạt lơ lửng, bao gồm cả vi nhựa (Microplastics) và nhựa kích thước nano (Nanoplastics) vào trong mô mềm. Chúng sở hữu hệ số tích lũy sinh học (BCF) cực cao, thường dao động trong khoảng từ 100–1.000 đối với các nhóm độc chất hữu cơ khó phân hủy có tính ái mỡ cao như PAHs, BPA và PAEs.

Với quy mô sản lượng nuôi trồng tại Việt Nam đạt mức ấn tượng từ 300.000–400.000 tấn mỗi năm và mức tiêu thụ thực phẩm trung bình của người dân đạt khoảng 15–20 kg mỗi người một năm, nhóm sinh vật này là nguồn cung cấp protein thiết yếu và còn đóng vai trò là mắt xích quan trọng nhất để đánh giá chính xác rủi ro phơi nhiễm độc chất qua chuỗi thức ăn hải sản. Mặc dù một số nghiên cứu sơ bộ trong giai đoạn 2024–2025 tại khu vực Thừa Thiên Huế và Phú Yên đã bước đầu ghi nhận sự hiện diện của vi nhựa trong mô mềm bivalve với mật độ từ 0,8–3,1 hạt trên mỗi gam mẫu tươi, việc thiếu hụt các phân tích định lượng đồng thời với nồng độ các hợp chất hữu cơ đi kèm khiến nỗ lực đánh giá rủi ro sức khỏe cộng đồng hiện nay vẫn thiếu một cơ sở khoa học mang tính toàn diện và tích hợp [29].

Thực trạng này nảy sinh từ những rào cản kỹ thuật khách quan, đặc biệt là chi phí vận hành các hệ thống thiết bị phân tích vết hiện đại như sắc ký khí ghép khối phổ hai lần (GC-MS/MS) cực kỳ đắt đỏ, cùng với đó là các dự án nghiên cứu thường có kinh phí hạn chế và thời gian triển khai ngắn hạn. Hệ quả là vùng biển xa bờ, cách bờ trên 20 km, gần như trở thành “vùng trắng” dữ liệu với dưới 5% điểm lấy mẫu nằm ngoài khơi [30]. Đáng lo ngại hơn, việc thiếu lồng ghép các yếu tố hải văn động lực học đặc thù của miền Trung như dòng chảy ven bờ mạnh, hệ thống xoáy nghịch mùa, hiện tượng nước trôi và tác động của gió mùa vào phân tích độc chất đã khiến dữ liệu hiện tại chỉ mang tính chất ghi nhận nhất thời tại điểm lấy mẫu. Các kết quả này hoàn toàn chưa phản ánh được động học của quá trình lan

truyền, tích tụ thực tế của chất ô nhiễm trong không gian và thời gian [35]. Mặc dù sinh vật hai mảnh vỏ được sử dụng rộng rãi như đối tượng chỉ thị sinh học trong các chương trình giám sát môi trường biển trên thế giới, các nghiên cứu tại Việt Nam hiện vẫn chủ yếu tập trung vào định lượng riêng lẻ vi nhựa hoặc một số nhóm chất hữu cơ tại khu vực ven bờ [15], [29], [30]. Số lượng nghiên cứu thực hiện đồng thời trên vi nhựa, PAHs, BPA và PAEs trong cùng một đối tượng sinh học còn rất hạn chế, đặc biệt tại vùng biển miền Trung và khu vực xa bờ (>20 km). Điều này gây khó khăn trong việc đánh giá đầy đủ quá trình tích lũy sinh học, khuếch đại sinh học và rủi ro phơi nhiễm đối với con người thông qua tiêu thụ hải sản [49], [50], [51]. Do đó, việc khai thác tối đa chức năng chỉ thị sinh học của sinh vật hai mảnh vỏ xa bờ, kết hợp chặt chẽ với các mô hình hải văn số và phân tích đồng thời đa chỉ tiêu độc chất là yêu cầu cấp thiết để xây dựng các chính sách quản lý môi trường bền vững [36].

Chương 2. ĐỐI TƯỢNG VÀ PHƯƠNG PHÁP NGHIÊN CỨU

2.1. ĐỐI TƯỢNG NGHIÊN CỨU

2.1.1. Đối tượng nghiên cứu

Đối tượng nghiên cứu của luận văn là vi nhựa (microplastics) và các hợp chất ô nhiễm hữu cơ bền vững, bao gồm hydrocarbon thơm đa vòng (PAHs), bisphenol A (BPA) và các phthalate (PAEs) tích lũy trong mô mềm của sinh vật hai mảnh vỏ tại vùng biển ngoài khơi miền Trung Việt Nam.

Vi nhựa hiện được xem là một trong những tác nhân ô nhiễm mới nổi phổ biến trong môi trường biển. Với kích thước nhỏ, diện tích bề mặt lớn và khả năng hấp phụ mạnh các chất ô nhiễm hữu cơ, vi nhựa không chỉ là chất ô nhiễm độc lập mà còn đóng vai trò như vật mang đối với nhiều hợp chất độc hại, trong đó PAHs, BPA và PAEs là những nhóm chất được quan tâm do độc tính cao, khả năng tồn lưu lâu dài và tích lũy sinh học trong sinh vật biển.

Sinh vật hai mảnh vỏ được lựa chọn làm đối tượng nghiên cứu do có tập tính lọc nước, thường xuyên tiếp xúc với các hạt lơ lửng trong cột nước và vật chất lắng đọng trong trầm tích, từ đó dễ dàng hấp thụ và tích lũy vi nhựa cùng các chất ô nhiễm đi kèm. Đồng thời, nhóm sinh vật này ít di chuyển, phản ánh tương đối chính xác hiện trạng ô nhiễm tại khu vực sinh sống và được sử dụng rộng rãi như sinh vật chỉ thị môi trường biển.

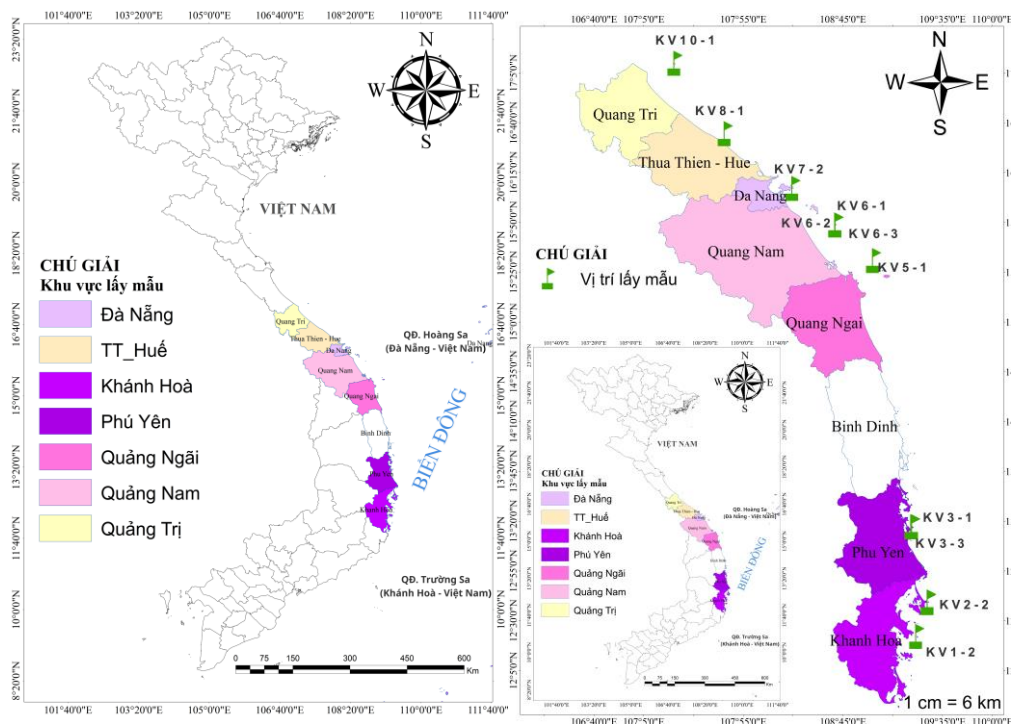
Nghiên cứu tập trung xác định sự hiện diện và đặc điểm của vi nhựa (mật độ, kích thước, hình dạng, thành phần polymer), đồng thời phân tích hàm lượng PAHs, BPA và PAEs tích lũy trong mẫu sinh vật. Kết quả nghiên cứu góp phần đánh giá hiện trạng ô nhiễm vi nhựa và các hợp chất hữu cơ tại vùng biển ngoài khơi miền Trung Việt Nam, cung cấp cơ sở khoa học cho công tác quan trắc môi trường, đánh giá rủi ro sinh thái và quản lý bền vững tài nguyên biển.

2.1.2. Phạm vi nghiên cứu

Nghiên cứu được thực hiện trên các mẫu nhuyễn thể hai mảnh vỏ thu thập trong chuyến khảo sát hải dương học Oparin lần thứ 9 năm 2025 tại vùng biển ngoài khơi miền Trung Việt Nam. Phạm vi không gian nghiên cứu trải dài từ Khánh Hòa đến Quảng Trị, bao quát nhiều khu vực có đặc điểm địa hình, thủy động lực và điều kiện sinh thái khác nhau. Đây là khu vực có vai trò quan trọng đối với phát triển kinh tế biển, đồng thời chịu tác động từ các nguồn phát thải trên đất liền và các hoạt động khai thác tài nguyên biển.

Vùng biển miền Trung được đặc trưng bởi thềm lục địa hẹp, địa hình đáy biển dốc và chịu ảnh hưởng mạnh của chế độ gió mùa, các hệ thống dòng chảy ven bờ, dòng chảy xa bờ và hiện tượng nước trời theo mùa. Các quá trình hải dương học này có khả năng vận chuyển, phân tán và tích tụ vi nhựa cũng như các chất ô nhiễm hữu cơ bền vững trên phạm vi rộng, tạo điều kiện thuận lợi cho việc nghiên cứu sự phân bố và tích lũy các chất ô nhiễm trong sinh vật biển.

Phạm vi nghiên cứu tập trung đánh giá sự hiện diện của vi nhựa và các hợp chất ô nhiễm hữu cơ bền vững gồm PAHs, BPA và PAEs trong mô mềm của các loài nhuyễn thể hai mảnh vỏ. Mẫu sinh vật được thu thập trực tiếp tại các vị trí khảo sát (Hình 2.2), đại diện cho nhiều điều kiện môi trường từ ven bờ đến ngoài khơi. Bên cạnh đó, một số thông tin về độ sâu và đặc điểm nền đáy được sử dụng nhằm hỗ trợ đánh giá các yếu tố ảnh hưởng đến sự phân bố và tích lũy chất ô nhiễm. Kết quả nghiên cứu góp phần bổ sung dữ liệu về ô nhiễm vi nhựa và các hợp chất hữu cơ tại vùng biển mở miền Trung Việt Nam, khu vực còn tương đối ít được khảo sát so với các vùng cửa sông và vịnh ven bờ [44].



Hình 2.2 Bản đồ vị trí lấy mẫu sinh vật 2 mảnh vỏ vùng biển miền Trung, Việt Nam

2.2. PHƯƠNG PHÁP NGHIÊN CỨU

2.2.1. Phương pháp kế thừa

Trong nghiên cứu về ô nhiễm vi nhựa cùng các hợp chất hữu cơ có liên hệ như PAHs, BPA và PAEs trong sinh vật hai mảnh vỏ, việc áp dụng các phương pháp đã được xác nhận và thừa nhận rộng rãi từ các công trình trước đó là một bước quan trọng nhằm bảo đảm tính nhất quán, khả năng lặp lại và khả năng so sánh kết quả trên quy mô quốc tế. Phương pháp phân tích được sử dụng trong luận văn này được xây dựng trên cơ sở kế thừa các quy trình phân tích đã được công bố trong các nghiên cứu quốc tế và trong nước về xác định các hợp chất ô nhiễm hữu cơ bằng kỹ thuật sắc ký khí ghép khối phổ hai lần (GC-MS/MS). Đặc biệt, các bước xử lý mẫu, chiết tách, làm sạch dịch chiết và điều kiện phân tích thiết bị được tham khảo từ các nghiên cứu đã được thẩm định, trong đó có nghiên cứu của Phạm và cộng sự (2026) về xác định đồng thời PAHs, phthalates và bisphenol A bằng phương pháp SPE-GC-MS/MS. Trên cơ sở các quy trình kế thừa, phương pháp đã được hiệu chỉnh nhằm phù hợp với đặc điểm của nền mẫu sinh học là sinh vật hai mảnh vỏ thu thập tại vùng biển xa bờ miền Trung Việt Nam. Việc hiệu chỉnh tập trung vào các bước xử lý nền mẫu giàu protein, lipid và các hợp chất hữu cơ tự nhiên nhằm nâng cao hiệu quả chiết tách, giảm ảnh hưởng của nền mẫu và tăng độ tin cậy của kết quả phân tích. Bên cạnh đó, các điều kiện phân tích cũng được tối ưu để phù hợp với đặc điểm mẫu thực tế, điều kiện thiết bị và mục tiêu nghiên cứu của luận văn.

Các mẫu sinh vật hai mảnh vỏ được sử dụng trong nghiên cứu được thu thập trong chuyến khảo sát khoa học bằng tàu Viện sĩ Oparin lần thứ 9 năm 2025. Tên hợp phần: Đánh giá một số đặc điểm của vi nhựa trong mẫu hai mảnh vỏ và trầm tích thu thập từ chuyến khảo sát lần thứ 9 bằng tàu Viện sĩ Oparin. Mã số Hợp phần Nhiệm vụ: QTRU02.10/25-26. Đây là nguồn mẫu có giá trị khoa học cao, đại diện cho khu vực biển xa bờ miền Trung Việt Nam, góp phần cung cấp cơ sở dữ liệu về sự hiện diện và tích lũy của các hợp chất ô nhiễm hữu cơ trong hệ sinh thái biển. Việc kế thừa các phương pháp từ những nguồn tài liệu khoa học uy tín giúp nghiên cứu tiếp cận được các quy trình đã được tối ưu hóa về hiệu suất thu hồi và độ chính xác. Các nguồn tài liệu tham chiếu chính bao gồm các công trình đăng trên những tạp chí chuyên ngành hàng đầu như *Marine Pollution Bulletin*, *Science of the Total Environment*, và *Environmental Science and Pollution Research*. Bên cạnh đó, các hướng dẫn kỹ thuật từ những tổ chức quốc tế danh tiếng như Cơ quan Quản lý Khí quyển và Đại dương Quốc gia Hoa Kỳ (NOAA), Tổ chức Tiêu chuẩn hóa Quốc tế

(ISO) và Hiệp hội Sức khỏe Công cộng Hoa Kỳ (APHA) đóng vai trò là khung pháp lý và kỹ thuật cốt lõi. Việc kết hợp các quy trình này với các nghiên cứu thực tiễn đã thực hiện tại Việt Nam và khu vực châu Á giúp luận văn không chỉ đảm bảo tính hiện đại mà còn phù hợp với bối cảnh sinh thái tại địa phương [44], [52].

Chiến lược kế thừa này giúp tránh việc lãng phí nguồn lực vào việc xây dựng lại các quy trình đã được chuẩn hóa, từ đó cho phép tập trung sâu hơn vào việc xử lý, phân tích và biện luận các tập số liệu mới từ vùng biển xa bờ, một khu vực vốn ít được khảo sát và còn thiếu hụt dữ liệu về độc học môi trường. Các nhóm phương pháp kế thừa trọng tâm bao gồm:

Tiền xử lý và chiết tách vi nhựa: Luận văn kế thừa quy trình phân hủy mô hữu cơ bằng các tác nhân oxy hóa mạnh như H_2O_2 và KOH nhằm loại bỏ hoàn toàn các thành phần protein và lipid trong mô mềm của hào, nghêu, vẹm. Sau quá trình phân hủy, kỹ thuật tách nổi bằng dung dịch NaCl bão hòa được áp dụng để phân tách các hạt nhựa dựa trên sự khác biệt về tỷ trọng, tiếp nối bởi bước lọc qua màng lọc có kích thước lỗ tiêu chuẩn. Các hạt thu được sau đó được quan sát dưới kính hiển vi soi nổi để phân loại hình thái và định danh thành phần polyme bằng quang phổ hồng ngoại biến đổi Fourier (μ -FTIR) hoặc quang phổ Raman. Những quy trình này đã được chuẩn hóa trong các nghiên cứu gần đây tại Việt Nam, chứng minh được hiệu quả rõ rệt trong việc làm sạch mẫu mà vẫn bảo toàn nguyên vẹn cấu trúc và kích thước của các hạt vi nhựa [53]. Các phương pháp này đã cho thấy hiệu quả rõ rệt trong việc loại bỏ tạp chất hữu cơ mà vẫn bảo toàn hình dạng và kích thước hạt vi nhựa.

Phân tích định lượng và định tính PAHs, BPA và PAEs: Sử dụng kỹ thuật sắc ký khí khối phổ ba tứ cực (GC-MS/MS) sau chiết xuất bằng dung môi hữu cơ (hexane, dichloromethane, acetone) và được làm sạch qua cột SPE (Solid Phase Extraction). Để xác định nguồn gốc PAHs, áp dụng tỷ lệ đồng phân (diagnostic ratios). Các phương pháp này được kế thừa từ những nghiên cứu tổng quan về PAHs tại Việt Nam và hướng dẫn của EPA/NOAA [44], [52]. Phương pháp phân tích GC-MS/MS được sử dụng trong nghiên cứu này được kế thừa từ nghiên cứu của [Thi Yen Pham và cộng sự (2026)] [56], trong đó quy trình đã được thẩm định đầy đủ theo các tiêu chí xác nhận phương pháp phân tích. Kết quả thẩm định cho thấy phương pháp có độ tuyến tính tốt đối với tất cả các chất phân tích trong khoảng nồng độ khảo sát, với hệ số tương quan (R^2) dao động từ 0,9936 đến 0,9993. Khoảng tuyến tính được thiết lập từ 0,1–200 ng/mL đối với phần lớn các hợp chất

và từ 1–200 ng/mL đối với một số hợp chất có khối lượng phân tử cao. Theo nghiên cứu tham khảo, giới hạn phát hiện (LOD) và giới hạn định lượng (LOQ) của phương pháp lần lượt nằm trong khoảng 0,01–0,54 ng/mL và 0,03–1,63 ng/mL, cho thấy độ nhạy phù hợp cho việc xác định các chất phân tích ở nồng độ vết trong mẫu môi trường [56].

Độ đúng và độ lặp lại của phương pháp cũng đã được đánh giá thông qua các thí nghiệm thêm chuẩn ở các mức nồng độ 1, 10 và 50 ng/mL. Kết quả cho thấy hiệu suất thu hồi đạt từ 76,4% đến 115,2%, trong khi hệ số biến thiên tương đối (RSD%) chủ yếu nhỏ hơn 10%. Các giá trị này đều đáp ứng các tiêu chí chấp nhận của các hướng dẫn thẩm định phương pháp quốc tế (thu hồi 70–120% và RSD < 20%). Trên cơ sở các kết quả thẩm định đã được công bố, phương pháp được xem là phù hợp để áp dụng trong nghiên cứu hiện tại [56].

Kiểm soát chất lượng và tối ưu hóa quy trình (QA/QC): Để đảm bảo chất lượng dữ liệu, toàn bộ quy trình đều được thực hiện kèm theo các biện pháp kiểm soát nghiêm ngặt. Việc kế thừa có chọn lọc và điều chỉnh nhẹ, chẳng hạn như tối ưu hóa nồng độ hóa chất phân hủy phù hợp với đặc thù mô mềm sinh vật biển sâu hay điều chỉnh thời gian chiết xuất cho các mẫu có nồng độ độc chất thấp giúp nghiên cứu đạt được nguồn dữ liệu có độ tin cậy cao. Điều này cho phép đối sánh kết quả ở tầm quốc tế và còn bổ sung những kiến thức mới quan trọng cho vùng biển miền Trung Việt Nam, nơi dữ liệu về vi nhựa và các hợp chất hữu cơ tích lũy sinh học ở độ sâu lớn vẫn còn rất hạn chế.

2.2.2. Hóa chất, dụng cụ và thiết bị

2.2.2.1. Hóa chất

Bảng 2.1. Các hóa chất dùng trong phân tích

Tên chất	Thông tin
NaCl	(d = 1,2 g/mL)
H ₂ O ₂	30 ~ 35%
KOH	10%
Nước cất	Nước cất 1 lần, nước cất 2 lần

Tên chất	Thông tin
Muối	Na ₂ SO ₄ độ tinh khiết 99,99%, NaCl (khan) độ tinh khiết 99,99%
Axit, kiềm	H ₂ SO ₄ đặc độ tinh khiết 99,99%, NaOH độ tinh khiết 99,99%
Chất khác	Màng parafilm, phoi nhôm, giấy lọc, bông thủy tinh,..

Các hóa chất khác được sử dụng trong quá trình nghiên cứu thực nghiệm của luận án này có độ tinh khiết > 99,99%, xuất xứ từ hãng Merck (Đức) hoặc Sigma-Aldrich (Mỹ).

2.2.2.2. Thiết bị và dụng cụ

- Thiết bị và dụng cụ sử dụng trong phân tích MPs

Các thiết bị cần thiết của phòng thí nghiệm như: Máy khuấy từ gia nhiệt (máy khuấy MULTI-HS 6/15, VELP Sciencea, Ý), bộ lọc đa nhánh (Sartorius 6 nhánh Microsart TM Manifolds 168M6 - MS, Sartorius AG, Đức) được trang bị bơm chân không (Rocker 300C), tủ sấy (101-1AB), cân phân tích 2 số (Libror AEG-220).

Thiết bị Kính hiển vi Quang phổ hồng ngoại biến đổi μ -FTIR (Nicolet iN10 MX, Thermo Scientific của Hoa Kỳ, S/N-AK2110011)

Dụng cụ dùng trong phân tích gồm có: cốc thủy tinh 250, 500, 1000 mL; pipet thủy tinh 5, 10, 20 mL; nắp kính đồng hồ thủy tinh phi 13; đĩa petri thủy tinh phi 60; giấy lọc đường kính 47 mm, kích thước lỗ 1,6 μ m (chất liệu thủy tinh hoặc cellulose nitrat); kẹp kim loại; giấy bọc bạc; túi zip hai mặt bạc; thùng xốp hoặc thùng giữ nhiệt và gương vàng, tấm lọc silic.

- Thiết bị và dụng cụ sử dụng trong phân tích BPA, PAEs, PAHs

Các thiết bị cần thiết của phòng thí nghiệm như: cân phân tích (độ chính xác 0,1mg), tủ sấy, tủ nung, bếp gia nhiệt, bể điều nhiệt, máy lắc... Thiết bị sắc ký khí GC Agilent 8890 ghép nối khối phổ Agilent 5977B, cột HP5 MS, pha tĩnh Poly (5% diphenyl, 95% dimethyl siloxan), kích thước 30 m x 0,25 mm x 0,25 μ m với bộ lấy mẫu tự động.

Dụng cụ cần thiết dùng trong phân tích: Bộ chiết Soxhlet Gerald; Bộ siêu âm để rửa dụng cụ, siêu âm mẫu S30 Elmasonic); Bộ cô cất chân không (STRIKE 202 - STEROGIASS); Bộ cô khí Nitơ; Bơm tiêm Hamilton 10 μ L vạch chia 0,2 μ L, 100 μ L vạch chia 1 μ L; Các dụng cụ thủy tinh như: bình tam giác, cốc, bình định mức, bình chiết; Bông thủy tinh và các dụng cụ, vật liệu phụ trợ khác.

2.2.3. Phương pháp thu thập mẫu sinh vật

Mẫu sinh vật sử dụng trong nghiên cứu là các loài nhuyễn thể hai mảnh vỏ (lớp Bivalvia) được thu thập trong chuyến khảo sát vùng biển miền Trung Việt Nam bằng tàu Viện sĩ Oparin lần thứ 9, thực hiện từ tháng 4 đến tháng 6 năm 2025. Mặc dù chương trình khảo sát thu thập nhiều nhóm sinh vật biển khác nhau, bao gồm cả nhuyễn thể chân bụng, nghiên cứu này chỉ lựa chọn các mẫu nhuyễn thể hai mảnh vỏ để phân tích. Các mẫu được thu tại các điểm khảo sát thuộc các khu vực KV1 đến KV10, với vị trí thu mẫu được xác định bằng thiết bị định vị GPS theo hệ tọa độ WGS84. Tổng cộng 11 mẫu nhuyễn thể hai mảnh vỏ đã được lựa chọn cho nghiên cứu, bao gồm hà lá (*Isognomon isognomum*), trai ngọc môi đen (*Pinctada margaritifera*), trai ngọc môi vàng (*Pinctada fucata*), sò lông bụng phồng (*Lamarcka ventricosa*), sò lông đan (*Barbatia decussata*), trai cánh chim (*Pteria avicular*) và trai bàn mai (*Atrina pectinata*). Mẫu được thu trực tiếp bằng phương pháp lặn tại các rạn đá, rạn san hô và các khu vực phân bố tự nhiên của sinh vật đáy. Sau khi thu thập, mẫu được rửa sạch sơ bộ bằng nước biển tại hiện trường, bảo quản riêng biệt trong vật liệu không chứa nhựa nhằm hạn chế nguy cơ nhiễm chéo vi nhựa, sau đó được lưu giữ trong thùng bảo ôn ở nhiệt độ khoảng 4–5°C và vận chuyển về phòng thí nghiệm để tiến hành định loại, tách mẫu và phân tích các chỉ tiêu nghiên cứu.

Quá trình triển khai nghiên cứu tập trung vào việc làm sáng tỏ mối liên hệ giữa các đặc điểm lý hóa của vi nhựa (kích thước, dạng hình học, loại polyme) và khả năng hấp phụ các hợp chất hữu cơ khó phân hủy. Kết quả nghiên cứu không chỉ góp phần bổ sung dữ liệu quan trọng cho các chương trình giám sát môi trường quốc gia mà còn cung cấp cơ sở khoa học để đánh giá rủi ro lương thực đối với nguồn lợi hải sản tại vùng biển miền Trung một khu vực có địa hình dốc và động lực hải văn vô cùng phức tạp. Đây là bước đi cần thiết để xây dựng các mô hình dự báo ô nhiễm và đề xuất các giải pháp quản lý bền vững, bảo vệ hệ sinh thái biển trước những áp lực ngày càng tăng của hoạt động kinh tế và biến đổi khí hậu trong giai đoạn hiện nay.

- Trai ngọc (*Pinctada fucata* và *Pinctada margaritifera*) – thường gắn với các cấu trúc đáy cứng và vùng nông, dễ bị ảnh hưởng bởi dòng chảy ven bờ (Hình 2.1a).

- Trai bàn mai (*Atrina pectinata*) – loài chôn mình trong lớp đáy mềm, phù hợp đánh giá ô nhiễm từ trầm tích (Hình 2.1b).

- Các loài bở sung như *Hàu lá*, *Sò lông bụng phòng*, *Sò lông đan* và *Trai cánh chim* – phân bố ở môi trường đáy hỗn hợp hoặc gùn rạn, giúp mở rộng phân tích (Hình 2.1c).

Bảng 2.4. Trọng lượng toàn phần và khối lượng mô mềm của các loài sinh vật hai mảnh vỏ tại các khu vực nghiên cứu

Tên loài tiếng Việt	Tên khoa học loài	Khu vực	Cân cả vỏ (g)	Cân không vỏ (g)
Hàu lá	<i>Isognomon isognomum</i>	KV1.2	15,02	0,83
Trai ngọc môi đen	<i>Pinctada margaritifera</i>	KV 2.2	63,27	6,00
Trai ngọc môi vàng	<i>Pinctada fucata</i>	KV 3.1	18,11	2,57
Sò lông bụng phòng	<i>Lamarcka ventricosa</i>	KV 3.3	45,20	7,63
Trai ngọc môi vàng	<i>Pinctada fucata</i>	KV 5.1	15,04	2,19
Sò lông đan	<i>Barbatia decussata</i>	KV 6.1	30,93	8,48
Trai cánh chim	<i>Pteria avicular</i>	KV 6.2	31,04	3,15
Trai cánh chim	<i>Pteria avicular</i>	KV 6.3	22,32	1,78
Trai bàn mai	<i>Atrina pectinata</i>	KV 7.2	17,61	2,72
Hàu lá	<i>Isognomon isognomum</i>	KV 8.1	71,62	4,42
Trai ngọc môi đen	<i>Pinctada fucata</i>	KV 10.1	52,60	7,00

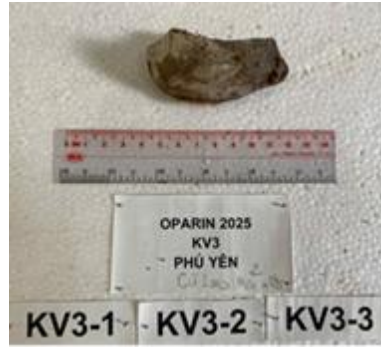
Từ các mẫu thu thập tại KV1 đến KV10 (từ Vịnh Nha Trang lên Quảng Trị), trọng lượng toàn bộ cá thể nằm trong khoảng 15–71,62 g, trong khi trọng lượng phần mềm (không vỏ) từ 0,83–8,48 g. Lượng vi nhựa trong phần mềm dao động 0,2075–3,9 g/mẫu, kèm theo thành phần hữu cơ ổn định khoảng 0,5 g/mẫu, phản ánh mức độ tiếp xúc khác nhau giữa các loài [53], [56].



(a) Trai lá



(b) Trai ngọc môi đen



(c) Trai ngọc môi vàng

Hình 2.1 (a), (b), (c). Một số loài 2 mảnh vỏ dùng trong nghiên cứu

Sinh vật hai mảnh vỏ được lấy mẫu trực tiếp ngoài tự nhiên tại những khu vực này (Bảng 2.4), tập trung vào các loài *Hài lá*, *Sò lông bụng phồng*, *Sò lông đan* và *Trai cánh chim*. Các mẫu được lấy từ độ sâu 3–170 m nhằm đánh giá ô nhiễm ở cả vùng ven bờ và xa bờ, nơi chịu ảnh hưởng từ dòng hải lưu gió mùa, hiện tượng nước trôi và vận chuyển chất ô nhiễm từ lục địa ra biển mở.

Bảng 2.5. Danh sách tọa độ, độ sâu và ký hiệu khu vực nghiên cứu

Kí hiệu	Khu vực	Kinh độ	Vĩ độ	Độ sâu (m)	Khoảng cách từ bờ (km)
KV 1.2	Bắc vịnh Nha Trang	12°26.149'	109°20.251'	9-11	28,4
KV 2.2	Vịnh Vân Phong	12°39.445'	109°27.982'	12-24	9,1
KV 3.1	Phú Yên	13°17.176'	109°20.155'	7-15	6,3
KV 3.3	Phú Yên	13°17.133'	109°19.652'	6-12	18,7
KV 5.1	Quảng Ngãi	15°30.832'	109°00.487'	18 - 19	19,4
KV 6.1	Quảng Nam	15°48.675'	108°41.501'	8-15	22,6
KV 6.2	Quảng Nam	15°48.693'	108°41.693'	10-12	20,3
KV 6.3	Quảng Nam	15°48.688'	108°41.650'	11-13	13,8
KV 7.2	Đà Nẵng	16°07.081'	108°19.996'	9-12	12,1
KV 8.1	Hòn Sơn Chà - Huế	16°13.372'	108°12.077'	9-10	24,6
KV 10.1	Quảng Trị	17°09.631'	107°19.833'	8-10	11,2

Phân tích vi nhựa (theo mật độ, hình thái và loại polymer) cùng với PAHs, BPA và PAEs trong mô mềm của sinh vật hai mảnh vỏ, nhằm làm rõ vai trò của chúng như một điểm lưu trữ và tích tụ ô nhiễm hữu cơ, đồng thời đánh giá rủi ro chuyển giao các chất ô nhiễm này qua chuỗi thức ăn và mạng lưới dinh dưỡng trong hệ sinh thái biển.

2.2.4. Phân tích vi nhựa trong sinh vật hai mảnh vỏ

Mẫu sinh vật sau khi thu thập từ chuyến khảo sát Oparin được chuyển về phòng thí nghiệm trong điều kiện lưu trữ lạnh để ngăn ngừa phân hủy và ô nhiễm chéo. Quy trình phân tích vi nhựa chú trọng vào việc tập trung vào phần mô mềm và một phần vỏ nếu cần, nhằm đánh giá vi nhựa nội sinh (tích tụ bên trong) và ngoại sinh (bám bề mặt). Các bước chính bao gồm tách vỏ, phân hủy hữu cơ, tách nổi, lọc thu hồi và quan sát sơ bộ.

Chuẩn bị mô: Vỏ được mở bằng dao vô trùng, tách riêng mô mềm và cân trọng lượng tươi chính xác. Mô mềm được cắt nhỏ, đồng nhất hóa để đảm bảo mẫu đại diện. Bước này giúp phân biệt vi nhựa nội sinh (nuốt phải) với vi nhựa ngoại sinh (bám bề mặt), tránh sai lệch kết quả phân tích.

Phân hủy hữu cơ: Để loại bỏ mô hữu cơ, mô mềm được xử lý bằng dung dịch kiềm và oxy hóa. Phương pháp ưu tiên là sử dụng dung dịch potassium hydroxide (KOH) 10–20% ở mức nhiệt 60°C trong thời gian 2 giờ, tiếp đó kết hợp H₂O₂ 30% ở 60°C. Dung dịch KOH được chọn vì năng lực phân giải hiệu quả protein, lipid và mô mềm mà ít ảnh hưởng đến cấu trúc polymer vi nhựa (không làm tan, biến dạng hoặc mất màu hạt). Mẫu được đặt trong bình thủy tinh kín, lắc nhẹ định kỳ để tăng tốc độ phản ứng. Khi dung dịch trở nên trong và không còn chứa cặn hữu cơ (thường sau 72–96 giờ), quá trình kết thúc. Cách tiếp cận này đã được xác nhận là an toàn cho vi nhựa trong mô sinh vật biển [53], [52].



Hình 2.3. Phân hủy hữu cơ sinh vật 2 mảnh vò

Tách nổi theo tỷ trọng: Sau phân hủy, dung dịch được bổ sung dung dịch muối bão hòa. Hỗn hợp được lắc đều và để yên trong 24 giờ. Các hạt vi nhựa nhẹ (PE, PP, PS) nổi lên bề mặt hoặc lớp giữa, trong khi cặn nặng (kim loại, cát, mô sót) chìm xuống đáy. Phần nổi được đổ qua màng lọc để tránh lẫn tạp chất. Cách làm này cho hiệu quả nổi bật đối với những polymer phổ biến hiện diện trong hệ môi trường biển đồng thời còn được sử dụng phổ biến trong mẫu cơ thể vật.

Lọc và thu hồi vi nhựa: Phần nổi chứa vi nhựa được đưa qua hệ thống lọc chân không sử dụng dùng màng lọc Whatman GF/F hoặc cellulose acetate. Áp suất âm từ bơm chân không giúp lọc nhanh, sạch và loại bỏ muối dư. Màng lọc sau đó được làm khô tự nhiên để tránh biến dạng hạt nhựa sau đó chuyển sang xác định bằng μ -FTIR [53].

2.2.5. Phương pháp xác định vi nhựa bằng quang phổ hồng ngoại

Để nhận diện chính xác loại polymer của vi nhựa, áp dụng kỹ thuật quang phổ vùng hồng ngoại vi biến đổi Fourier. Kỹ thuật này dựa vào quá trình hấp thụ bức xạ hồng ngoại của các liên kết hóa học bên trong polymer, tạo ra phổ hấp thụ đặc trưng cho từng loại vật liệu nhựa.

Quy trình thực hiện theo các bước:

Bước 1: Màng lọc chứa các hạt vi nhựa được lấy bằng kẹp vô trùng và đặt lên khay mẫu (slide) của máy μ -FTIR .

Bước 2: Máy quét phổ trong dải sóng trung hồng ngoại (mid-IR: 4000–600 cm^{-1}) với độ phân giải 4–8 cm^{-1} , số lần quét 32–128 scans/hạt để đảm bảo tỷ lệ tín hiệu/nhiều cao.

Bước 3: Phần mềm phân tích (OMNIC Pieta) so sánh phổ thu được với thư viện phổ chuẩn chứa các phổ gốc của PE, PP, PS, PET, PVC, PA, PU, v.v.

Bước 4: Độ khớp phổ $\geq 70\text{--}85\%$ được chấp nhận để xác định loại polymer. Nếu độ khớp thấp, kết hợp quan sát hình thái và loại trừ hạt hữu cơ/vô cơ (ví dụ: cellulose, silica).

Phương pháp $\mu\text{-FTIR}$ được ưu tiên vì độ đặc hiệu cao, khả năng phân tích hạt nhỏ (từ 10–20 μm), không phá hủy mẫu và phù hợp với số lượng vi nhựa trong môi trường sinh vật hai mảnh vỏ (thường ít nhưng đa dạng). Kết quả được ghi nhận theo loại polymer, kích thước, hình dạng và màu sắc để phân tích thống kê (tỷ lệ %, trung bình \pm SD) và đánh giá nguồn gốc ô nhiễm (ví dụ: sợi từ vải, mảnh từ rác thải nhựa) [41],[42].

Toàn bộ quy trình được thực hiện trong phòng sạch với kiểm soát nghiêm ngặt ô nhiễm chéo: dụng cụ thủy tinh/kim loại, quần áo cotton, và ghi nhận mọi bước để đảm bảo độ tin cậy dữ liệu [8].

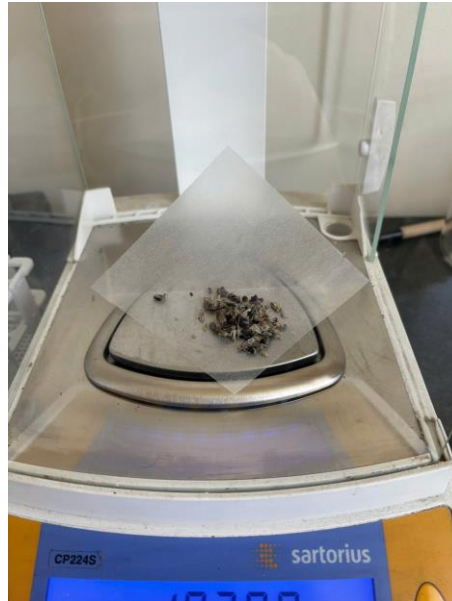


Hình 2.4. Phân tích nhận diện diện polymer bằng máy $\mu\text{-FTIR}$

2.2.6. Phân tích các hợp chất hữu cơ

Quy trình phân tích các hợp chất hữu cơ (PAHs, BPA và PAEs) trong mô mềm của sinh vật hai mảnh vỏ bao gồm các bước chuẩn bị mẫu, chiết xuất dung môi kết hợp siêu âm, làm sạch bằng cột SPE và định lượng bằng GC-MS/MS.

Chuẩn bị mẫu sinh vật được rã đông ở 4°C. Vỏ được mở bằng dao vô trùng, tách phần mô mềm (mang, ruột, tuyến tiêu hóa, thịt). Mô được cân trọng lượng tươi chính xác, cắt nhỏ, đồng nhất hóa.



Hình 2.5. Chuẩn bị mẫu sinh vật 2 mảnh vỏ

Chiết xuất và làm sạch bằng SPE Mẫu mô khô được chiết xuất bằng dung môi hỗn hợp acetone : hexane (1:1) theo tỷ lệ 1:10–1:15 (mẫu : dung môi) + 0,5 mL chất nội chuẩn. Quá trình chiết được thực hiện bằng siêu âm ở 60°C trong 20 phút, lặp lại 2 lần. Sau lần siêu âm đầu tiên, giữ lại 15 mL dung dịch chiết, bổ sung thêm 15 mL dung môi mới (acetone : hexane 1:1) + 0,5 mL nội chuẩn, siêu âm lần thứ hai trong 20 phút. Dung dịch chiết kết hợp được cô quay chân không ở 40°C để giảm thể tích còn khoảng 1 mL.



Hình 2.6. Rửa giải mẫu

Dung dịch được làm sạch bằng cột SPE. Cột được hoạt hóa bằng methanol và hexane. Mẫu nạp lên cột, rửa tạp chất phân cực bằng methanol, sau đó rửa giải PAHs/BPA/PAEs bằng 10 mL hexane và dichloromethane. Phần rửa giải được cô quay gần khô và định dung đến 2 mL bằng methanol.



Hình 2.7. Cô quay chân không

Phân tích bằng GC-MS/MS Phân tích sử dụng máy sắc ký khí ghép khối phổ ba tứ cực (GC-MS/MS) với cột tách DB-5MS hoặc HP-5MS (30 m × 0.25 mm × 0.25 μm) [44]. Điều kiện vận hành:

- Buồng tiêm mẫu: 280–300°C, vận hành ở chế độ tiêm không chia dòng, thể tích tiêm 1–2 μL.

- Chương trình nhiệt độ lò: 60°C (giữ 1 phút) → tăng 15–20°C/phút đến 300°C (giữ 5–10 phút).
- Khí mang: Helium, lưu lượng 1.0–1.5 mL/phút.
- Ion hóa: Sử dụng kỹ thuật va chạm electron tại mức năng lượng 70 eV, vận hành ở chế độ theo dõi phản ứng đa hợp đối với các ion đặc trưng bao gồm
- PAHs: naphthalene m/z 128→102, phenanthrene m/z 178→152, benzo[a]pyrene m/z 252→250.
- BPA: m/z 213→133.
- PAEs: DEHP m/z 149→121, DBP m/z 149→121.

Giới hạn phát hiện (LOD) và giới hạn định lượng (LOQ) được xác định nhằm đánh giá độ nhạy của phương pháp phân tích. Mười mẫu trắng được phân tích lặp lại hai lần để xác định độ lệch chuẩn của tín hiệu đáp ứng (σ). Độ dốc của đường hiệu chuẩn được ký hiệu là S. Giá trị LOD và LOQ được tính theo công thức lần lượt là $3,3\sigma/S$ và $10\sigma/S$. Các giá trị này được biểu thị theo đơn vị ng/g [56].

$$\text{LOD} = \frac{3,3 \times \sigma}{S} \quad ; \quad \text{LOQ} = \frac{10 \times \sigma}{S} \quad (1,1) \quad (1,2)$$

Kết quả được thống kê mô tả (trung bình \pm SD), so sánh giữa các khu vực KV và độ sâu bằng Excel. Nguồn PAHs được đánh giá qua tỷ lệ đồng phân [52].

Quy trình được thực hiện trong phòng sạch, dụng cụ thủy tinh và kim loại, đảm bảo tránh ô nhiễm chéo từ nhựa.

2.2.7. Kiểm soát chất lượng và xử lý thống kê số liệu

2.2.7.1. Kiểm soát chất lượng trong vi nhựa

Để đảm bảo dữ liệu vi nhựa có độ tin cậy cao, toàn bộ quy trình được thực hiện với kiểm soát chất lượng nghiêm ngặt (QA/QC) nhằm loại bỏ ô nhiễm chéo và sai số.

- Dụng cụ thủy tinh đều được rửa sạch bằng xà phòng và tráng lại bằng nước cất
- Khi làm việc, đeo găng tay cotton và nitrile, mặc áo thí nghiệm, chỉ dùng dụng cụ thủy tinh hoặc kim loại.

- Làm việc trong phòng vô trùng để giảm bụi và hạt từ không khí. Bề mặt kính hiển vi, khay mẫu μ -FTIR được lau sạch bằng giấy không bụi trước và sau mỗi lần dùng.

Đánh giá hiệu quả phân hủy hữu cơ Hiệu suất phân hủy mô (D) được xác định bằng cách đo khối lượng cặn hữu cơ còn lại trên màng lọc sau quy trình. Công thức:

$$D(\%) = \frac{W_m - (W_1 - W_0)}{W_m} \times 100 \quad (2)$$

Trong đó:

- W_m : Khối lượng mô đem phân hủy.
- W_0 : Khối lượng màng lọc khô trước lọc.
- W_1 : Khối lượng màng lọc khô sau lọc (chứa cặn).

Hiệu suất được coi là đạt khi $D \geq 95\%$. Kết quả thực tế đạt $D = 95,8\%$, tương đương với các nghiên cứu sử dụng kết hợp H_2O_2 và KOH ở nhiệt độ dưới $65^\circ C$, không gây hư hại đáng kể cấu trúc polymer.

Thử nghiệm thu hồi vi nhựa: Để kiểm tra hiệu quả toàn quy trình, 5 mẫu sinh vật (hai mảnh vỏ) được chọn ngẫu nhiên và bổ sung 20 hạt vi nhựa chuẩn (PE và PVC, kích thước 1 mm, Sigma-Aldrich). Sau xử lý đầy đủ, số hạt thu hồi được dùng tính tỷ lệ thu hồi [46]:

$$R(\%) = \frac{N_a}{N_i} \times 100 \quad (3)$$

Trong đó:

- N_a : Số hạt thu hồi được.
- N_i : Số hạt bổ sung ban đầu.

Xử lý thống kê số liệu Dữ liệu vi nhựa (số lượng, kích thước, hình dạng, màu sắc, polymer) được nhập vào Excel để tính toán cơ bản (trung bình, trung vị, SD, min/max). Tương quan giữa mật độ vi nhựa với nồng độ PAHs/BPA/PAEs bằng Pearson/Spearman ($p < 0.05$).

2.2.7.2 Kiểm soát chất lượng trong phân tích các chất hữu cơ

Để đảm bảo kết quả phân tích PAHs, BPA và PAEs chính xác và đáng tin cậy, các biện pháp kiểm soát chất lượng được áp dụng kỹ lưỡng trong toàn bộ quy trình.

Tránh ô nhiễm và mất mát hợp chất. Dụng cụ thủy tinh được làm sạch để loại bỏ mọi chất hữu cơ còn sót lại. Các bước chiết xuất và làm sạch SPE được thực hiện trong môi trường sạch để giảm thiểu bụi và tạp chất từ không khí. Dung môi (dichloromethane, hexane, acetone) chỉ lấy từ chai mới mở. Sử dụng găng tay nitrile và áo thí nghiệm để tránh tiếp xúc trực tiếp.

Thử nghiệm thu hồi: Để kiểm tra hiệu quả chiết xuất và làm sạch, thêm lượng chuẩn PAHs/BPA/PAEs đã biết vào một số mẫu sinh vật kiểm tra. Sau xử lý đầy đủ, tính tỷ lệ thu hồi bằng công thức:

$$R(\%) = \frac{C_{found} - C_{initial}}{C_{spiked}} \times 100 \quad (4)$$

Kết quả thu hồi nằm trong khoảng 75–125%, phù hợp với tiêu chuẩn chấp nhận của EPA và các nghiên cứu tương tự [39]. Nếu ngoài khoảng, điều chỉnh dung môi hoặc thời gian chiết.

Độ lặp lại và độ chính xác Độ lệch chuẩn tương đối (RSD) giữ dưới 20% cho tất cả hợp chất. Máy GC-MS/MS được hiệu chuẩn hàng ngày, đường chuẩn nội chuẩn xây dựng mới cho mỗi lô ($R^2 > 0.99$). LOD/LOQ tính theo tỷ lệ tín hiệu/nhiều ($S/N \geq 3/10$).

2.2.7.3. Phương pháp thống kê, xử lý số liệu cho vi nhựa

Kết quả từ thiết bị μ -FTIR mang lại thông tin chi tiết về vi nhựa trong mẫu, bao gồm số lượng hạt, phạm vi kích thước và loại polymer chính. Sau khi hoàn tất việc quét phổ, dữ liệu được rà soát kỹ lưỡng và đối chiếu thủ công nhằm loại bỏ sai lệch, đảm bảo độ chính xác cao nhất có thể.

Mỗi phổ hồng ngoại thu được từ các hạt vi nhựa đều được so sánh trực tiếp với thư viện phổ chuẩn của những loại nhựa phổ biến (PE, PP, PS, PET, PVC, PA, v.v.). Việc xác định loại polymer dựa trên mức độ trùng khớp giữa phổ của mẫu và phổ chuẩn gốc, với ngưỡng chấp nhận thường đạt ở 85% trở lên nhằm bảo đảm độ tin cậy cao. Những hạt có độ khớp thấp hơn sẽ được xem xét lại bằng cách kết hợp quan sát đặc điểm hình thái dưới kính hiển vi hoặc loại trừ nếu nghi ngờ không phải nhựa.

Bên cạnh phân tích quang phổ, dữ liệu còn được xử lý và đánh giá bằng các phương pháp thống kê. Các phần mềm như Excel (cho tính toán cơ bản và vẽ biểu đồ), được sử dụng để:

- Tính mật độ vi nhựa (số ng/g trọng lượng ướt/khô hoặc số hạt/cá thể).

- Phân tích phân bố kích thước (theo nhóm: <100 μm , 100–500 μm , >500 μm).
- Xác định tỷ lệ phần trăm theo loại polymer, hình dạng (sợi, mảnh, phim, hạt) và màu sắc.

Các kiểm định thống kê (t-test, ANOVA, tương quan Pearson/Spearman) được áp dụng để tìm sự khác biệt về hàm lượng vi nhựa giữa các khu vực khảo sát (KV1–KV10) và độ sâu, cũng như mối liên hệ giữa vi nhựa với PAHs/BPA/PAEs. Kết quả thống kê giúp làm rõ bức tranh tổng quát về hiện trạng ô nhiễm do vi nhựa, nguồn gốc tiềm năng và tác động đối với hệ sinh thái biển xa bờ miền Trung Việt Nam.

Việc xử lý dữ liệu được tiến hành cẩn thận, kèm ghi chép độ lệch chuẩn và kết luận ý nghĩa thống kê nhằm bảo đảm tính khoa học và tính khách quan.

2.2.7.4. Phương pháp thống kê, xử lý số liệu các hợp chất hữu cơ

Kết quả nồng độ cuối cùng của các hợp chất được tính toán dựa trên thể tích hoặc khối lượng mẫu ban đầu, sử dụng công thức sau:

$$\text{Nồng độ } (\mu\text{g/kg}) = \frac{X_s \times V_t \times D}{V_i \times W_s} \quad (5)$$

Trong đó:

- X_s : Nồng độ đo được từ thiết bị ($\mu\text{g/L}$).
- V_t : Thể tích định mức cuối cùng sau cô đặc (L).
- D : Hệ số pha loãng (nếu có).
- V_i : Thể tích mẫu tiêm vào thiết bị (thường 1 μL , đồng nhất với chuẩn).
- W_s : Khối lượng mẫu ban đầu (kg).

Toàn bộ số liệu được xử lý bằng phần mềm Microsoft Excel với các hàm cơ bản và công cụ hỗ trợ như Analysis ToolPak để tính giá trị trung bình (AVERAGE), độ phân tán chuẩn (STDEV), phương sai, và tương quan.

Mức độ tương quan giữa các biến số được đánh giá bằng chỉ số tương quan Pearson (dữ liệu chuẩn) hoặc Spearman (dữ liệu không chuẩn), với ngưỡng ý nghĩa thống kê đặt ở $p < 0,05$.

Những phương pháp này giúp xử lý số liệu một cách rõ ràng, khách quan, đồng thời tạo nền tảng khoa học cho việc đánh giá mức độ ô nhiễm cũng như mối

liên hệ giữa vi nhựa với các hợp chất hữu cơ trong sinh vật biển xa bờ miền Trung Việt Nam.

2.2.8. Phương pháp đánh giá tích lũy và rủi ro

2.2.8.1. Đánh giá tải lượng ô nhiễm vi nhựa

Chỉ số mức tải ô nhiễm (Pollution Load Index – PLI) được dùng để tổng hợp và đánh giá thực trạng ô nhiễm vi nhựa trong các mẫu vật sinh học hai mảnh vỏ. Chỉ số này còn giúp nhận diện các khu vực chịu ảnh hưởng nặng hơn đồng thời đối chiếu với những công trình khác về vi nhựa ở biển Việt Nam [38].

Cách tính hệ số ô nhiễm riêng lẻ:

$$CF_i = \frac{C_i}{C_0} \quad (6)$$

Chỉ số PLI cho từng mẫu hoặc vị trí:

$$PLI = \sqrt[n]{CF_i} \quad (7)$$

PLI tổng hợp cho toàn khu vực khảo sát:

$$PLI_s = \sqrt[n]{PLI_1 \times PLI_2 \times \dots \times PLI_n} \quad (8)$$

Trong đó:

- CF_i : Hệ số ô nhiễm của chỉ số thứ i.
- C_i : Mật độ vi nhựa đo được (ng/g trọng lượng tươi hoặc khô).
- C_0 : Mật độ nền tham chiếu (lấy từ giá trị thấp nhất trong dữ liệu hoặc mẫu sạch nhất).
- n: Số lượng chỉ số hoặc mẫu.

Mức độ ô nhiễm được phân loại theo bảng 2.3:

Bảng 2.4. Bảng phân loại mức độ rủi ro của tải lượng ô nhiễm vi nhựa

Giá trị PLI	Mức độ ô nhiễm	
	Mức độ nguy hiểm	Đánh giá
< 10	I	Thấp

10 – 20	II	Trung bình
20 – 30	III	Cao
> 30	IV	Nguy hiểm

2.2.8.2. Đánh giá nguy cơ từ thành phần polymer của vi nhựa

Chỉ số rủi ro polymer (Polymer Hazard Index – PHI) được áp dụng để đánh giá mức độ nguy hiểm dựa trên tỷ lệ xuất hiện và độc tính của từng loại polymer trong vi nhựa [4].

Công thức tính:

$$H = \sum_{n=1}^n P_n \times S_n \quad (9)$$

Trong đó:

- H : Chỉ số rủi ro polymer (PHI).
- P_n : Tỷ lệ phần trăm của polymer thứ n trong tổng số hạt vi nhựa.
- S_n : Điểm nguy hại (hazard score) của polymer thứ n (theo bảng phân loại độc tính tiêu chuẩn).

Mức độ nguy cơ được phân loại theo bảng 2.2:

Bảng 2.5. Bảng phân loại mức độ rủi ro về thành phần hóa học trong vi nhựa

Giá trị PHI	Mức độ ô nhiễm	
	Mức độ nguy hiểm	Đánh giá
0-1	I	Thấp
1-10	II	Trung bình
10-100	III	Cao
100-1000	IV	Nguy hiểm
>1000	V	Cực kỳ nguy hiểm

2.2.8.3. Hệ số tích lũy sinh học của các hợp chất hữu cơ

Hệ số tích lũy sinh học (Bioaccumulation Factor – BAF) BAF được dùng để đánh giá khả năng tích lũy PAHs, BPA và PAEs từ môi trường vào mô sinh vật (không phân biệt nguồn nước hay trầm tích cụ thể, mà dựa trên nồng độ đo được trong mô) [39]. Công thức:

$$BAF = \frac{C_{\text{organism}}}{C_{\text{environment}}} \quad (10)$$

Trong đó:

- C_{organism} : Nồng độ hợp chất trong mô mềm (ng/g trọng lượng ướt hoặc khô).
- $C_{\text{environment}}$: Nồng độ tham chiếu (giá trị nền từ các nghiên cứu trước hoặc giá trị thấp nhất trong dữ liệu).

BAF > 1000: Tích lũy cao; BAF 100–1000: Trung bình; BAF < 100: Thấp. Hệ số tích lũy chuẩn hóa lipid (Lipid-normalized BSAF) Để chính xác hơn, nồng độ trong mô được chuẩn hóa theo hàm lượng lipid:

$$BSAF_{\text{lipid}} = \frac{C_{\text{organism}}/f_{\text{lipid}}}{C_{\text{environment}}} \quad (11)$$

Trong đó f_{lipid} : Tỷ lệ lipid trong mô (%). Chỉ số này được tính cho các loài có hàm lượng lipid khác nhau.

BAF và BSAF được tính trung bình cho từng loài, khu vực KV1–KV10 và độ sâu, kèm độ lệch chuẩn và kiểm tra thống kê để xem sự khác biệt có ý nghĩa.

2.2.8.4. Đánh giá rủi ro sinh thái.

Chỉ số tải ô nhiễm tổng hợp (Pollution Load Index – PLI) PLI đánh giá mức ô nhiễm tổng hợp của PAHs, BPA và PAEs trong mô sinh vật [38]. Công thức hệ số ô nhiễm:

$$CF_i = \frac{C_i}{C_0} \quad (12)$$

Chỉ số PLI:

$$PLI = \sqrt[n]{CF_i} \quad (13)$$

PLI tổng hợp:

$$PLI_s = \sqrt[n]{PLI_1 \times PLI_2 \times \dots \times PLI_n} \quad (14)$$

Trong đó:

- C_i : Nồng độ đo được trong mô.
- C_0 : Nồng độ nền (giá trị thấp nhất trong dữ liệu hoặc tham chiếu).
- n : Số hợp chất hoặc mẫu.

$PLI > 1$: Có ô nhiễm; $PLI \approx 1$: Không đáng kể; $PLI < 1$: Sạch.

Chỉ số rủi ro sinh thái tiềm năng (Potential Ecological Risk Index – PERI)

PERI đánh giá nguy cơ đối với hệ sinh thái dựa trên nồng độ và độc tính trong mô sinh vật. Công thức:

$$E_r^i = T_r^i \times CF^i \quad (15)$$

$$PERI = \sum E_r^i \quad (16)$$

Trong đó:

- CF^i : Hệ số ô nhiễm như trên.
- T_r^i : Hệ số độc tính (PAHs: 5–40 tùy đồng phân; BPA: 1–5; PAEs: 1–10).

Mức độ rủi ro: $PERI < 150$: Thấp; $PERI = 150–300$: Trung bình; $PERI = 300–600$: Cao và $PERI > 600$: Rất cao

2.2.8.5. Đánh giá rủi ro sức khỏe con người.

Rủi ro sức khỏe con người (EDI và HQ)

Giả định sinh vật là nguồn thực phẩm, tính lượng tiếp nhận hàng ngày [38] (EDI):

$$EDI = \frac{C_{tissue} \times IR \times EF \times ED}{BW \times AT} \quad (17)$$

Trong đó:

- C (Concentration): Nồng độ chất ô nhiễm trong mô mềm sinh vật ($\mu\text{g}/\text{kg}$ hoặc ng/g trọng lượng tươi).

- IR (Ingestion Rate): Tỷ lệ tiêu thụ hải sản. Giả định: Theo các nghiên cứu tại Việt Nam, con số này thường dao động từ 20g đến 50g/ngày đối với người trưởng thành.
- EF (Exposure Frequency): Tần suất phơi nhiễm (365 ngày/năm).
- ED (Exposure Duration): Thời gian phơi nhiễm. Giả định: 70 năm (đời người) hoặc 30 năm (người lớn).
- BW (Body Weight): Trọng lượng cơ thể. Giả định: 60 kg cho người Việt Nam trưởng thành.
- AT (Averaging Time): Thời gian trung bình.

Đối với rủi ro phi ung thư (HQ, HI): $AT = ED \times 365$.

Đối với rủi ro ung thư (ILCR): $AT = 70 \text{ năm} \times 365 \text{ ngày}$.

Đánh giá rủi ro gây ung thư (ILCR)

Chỉ số này đặc biệt quan trọng đối với nhóm PAHs, vì nhiều đồng phân trong nhóm này là tác nhân gây ung thư mạnh.

$$ILCR = EDI \times CSF \quad (18)$$

CSF (Cancer Slope Factor): Hệ số góc gây ung thư (thường lấy theo giá trị của Benzo[a]pyrene là $7.3 \text{ mg/kg-ngày}^{-1}$).

Giả định TEQ (Độc tính tương đương): Vì mỗi loại PAH có mức gây độc khác nhau, bạn phải quy đổi tất cả về nồng độ tương đương của BaP (BaP_{eq}) bằng hệ số TEF trước khi tính ILCR. Ngưỡng đánh giá:

$ILCR < 10^{-6}$: Rủi ro không đáng kể.

$10^{-6} < ILCR < 10^{-4}$: Rủi ro nằm trong ngưỡng chấp nhận được.

$ILCR > 10^{-4}$: Rủi ro ung thư cao.

Chỉ số nguy cơ (HQ):

$$HQ = \frac{EDI}{RfD} \quad (19)$$

RfD (Reference Dose): Liều tham chiếu cho phép (ví dụ BPA là $4 \mu\text{g/kg/ngày}$).

Đánh giá: $HQ < 1$: An toàn; $HQ > 1$: Có rủi ro tiềm ẩn.

Các chỉ số được tính bằng Excel/SPSS/R, kèm kiểm định thống kê (tương quan Pearson/Spearman, $p < 0.05$) để xem mối liên hệ giữa vi nhựa và các hợp chất hữu cơ.

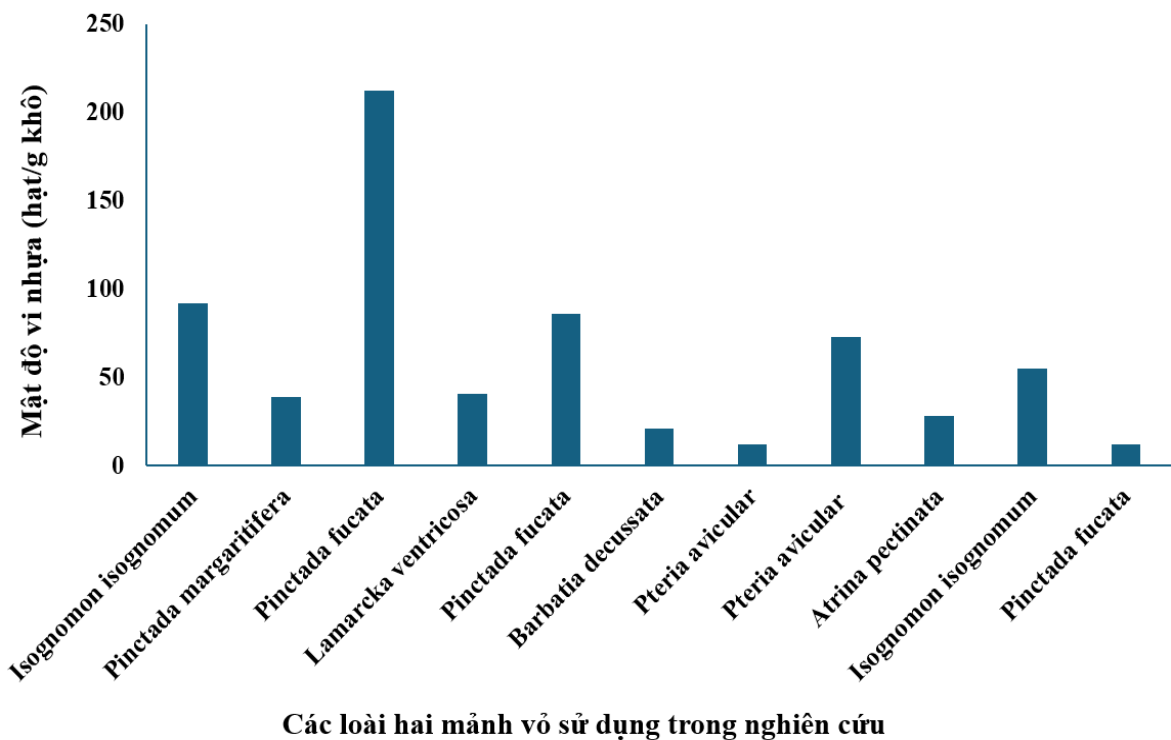
Chương 3. KẾT QUẢ VÀ THẢO LUẬN

3.1. ĐẶC ĐIỂM VI NHỰA TRONG SINH VẬT HAI MẢNH VỎ VÙNG BIỂN MIỀN TRUNG

3.1.1. Mật độ vi nhựa tại khu vực nghiên cứu

Theo tuyến khảo sát bằng tàu Viện sĩ Oparin lần thứ 9, các vị trí thu mẫu sinh vật hai mảnh vỏ được bố trí tại các bãi cạn và vùng nước sâu ngoài khơi khu vực miền Trung Việt Nam, trải dài từ Quảng Trị – Thừa Thiên Huế – Đà Nẵng đến Phú Yên – Khánh Hòa. Các điểm khảo sát tập trung tại các khu vực ký hiệu từ KV1 đến KV8 và KV10, với độ sâu dao động từ khoảng 9–11 m ở vùng ven bờ đến 12-20 m tại các khu vực xa bờ. Việc lựa chọn các kiểu môi trường đáy khác nhau (cát, sỏi, bùn) nhằm đánh giá đặc điểm phân bố của vi nhựa trong sinh vật biển dưới tác động tổng hợp của các yếu tố hải dương học, hoạt động kinh tế biển và nguồn thải từ lục địa.

Mật độ vi nhựa trong mô sinh vật hai mảnh vỏ tại các khu vực khảo sát được thể hiện ở Hình 3.1, với giá trị dao động trong khoảng từ 12 đến 212 ng/g trọng lượng khô, cho thấy sự biến thiên đáng kể giữa các vị trí nghiên cứu.



Hình 3.1. Mật độ vi nhựa trong sinh vật hai mảnh vỏ tại các khu vực khảo sát.

Xét theo phân vùng địa lý, khu vực nghiên cứu được chia thành hai tiểu vùng chính: Bắc Trung Bộ và Nam Trung Bộ. Tại khu vực Bắc Trung Bộ (KV7–KV8), tương ứng với các tỉnh Quảng Trị, Thừa Thiên Huế và Đà Nẵng, mật độ vi nhựa trong sinh vật hai mảnh vỏ dao động từ 28 đến 55 ng/g khô, với giá trị trung bình đạt khoảng 31,7 ng/g. Các giá trị cao hơn thường ghi nhận tại các điểm có độ sâu nhỏ (9–12 m), phản ánh xu hướng tích tụ vi nhựa tại khu vực ven bờ. Hiện tượng này có thể liên quan đến ảnh hưởng của dòng chảy ven bờ, hoạt động hàng hải và cảng biển, cũng như nguồn thải từ các hệ thống sông ngấn đổ trực tiếp ra biển. Điều này cho thấy vai trò quan trọng của điều kiện thủy động lực trong việc chi phối sự vận chuyển và lắng đọng vi nhựa trong môi trường biển ven bờ.

Ngược lại, khu vực Nam Trung Bộ (KV1–KV6 và KV10), bao gồm các tỉnh Quảng Nam, Quảng Ngãi, Phú Yên và Khánh Hòa, ghi nhận khoảng biến thiên rộng hơn, từ 12 đến 212 ng/g khô, với giá trị trung bình đạt khoảng 82,0 ng/g. Giá trị cực đại được ghi nhận tại khu vực KV3.1 (Phú Yên) loài *Pinctada fucata*, cho thấy ảnh hưởng rõ rệt của các hoạt động kinh tế ven biển như nuôi trồng thủy sản, du lịch và vận tải biển. Các khu vực có độ sâu nhỏ (7–18 m) thường có mật độ vi nhựa cao hơn so với các vị trí có độ sâu lớn hơn, phản ánh xu hướng tích tụ cục bộ của vi nhựa trong môi trường đáy nông, đặc biệt là tại các nền trầm tích cát – sỏi.

Kết quả tổng hợp từ Bảng 3.1 cho thấy mật độ vi nhựa trong sinh vật hai mảnh vỏ có xu hướng giảm dần theo khoảng cách ra xa bờ và sự gia tăng độ sâu. Tuy nhiên, vi nhựa vẫn được ghi nhận với mật độ đáng kể tại các khu vực xa bờ, cho thấy khả năng lan truyền rộng của loại chất ô nhiễm này trong hệ sinh thái biển miền Trung.

Bảng 3.1. So sánh mật độ vi nhựa giữa khu vực gần bờ và xa bờ

Tỉnh / Vùng	Ký hiệu mẫu	Độ sâu (m)	Khoảng cách từ bờ (km)	Mật độ vi nhựa (ng/g khô)
Quảng Trị	KV10.1	9	28,4	12
Thừa Thiên – Huế	KV8.1	9,5	9,1	55
Đà Nẵng	KV7.2	10	6,3	28
Quảng Nam	KV6.1	11	18,7	21

Tỉnh / Vùng	Ký hiệu mẫu	Độ sâu (m)	Khoảng cách từ bờ (km)	Mật độ vi nhựa (ng/g khô)
Quảng Nam	KV6.2	11	19,4	12
Quảng Nam	KV6.3	12	22,6	73
Quảng Ngãi	KV5.1	18,5	20,3	86
Phú Yên	KV3.1	11	13,8	212
Phú Yên	KV3.3	9	12,1	41
Khánh Hòa	KV2.2	14	24,6	39
Khánh Hòa	KV1.2	10	11,2	92

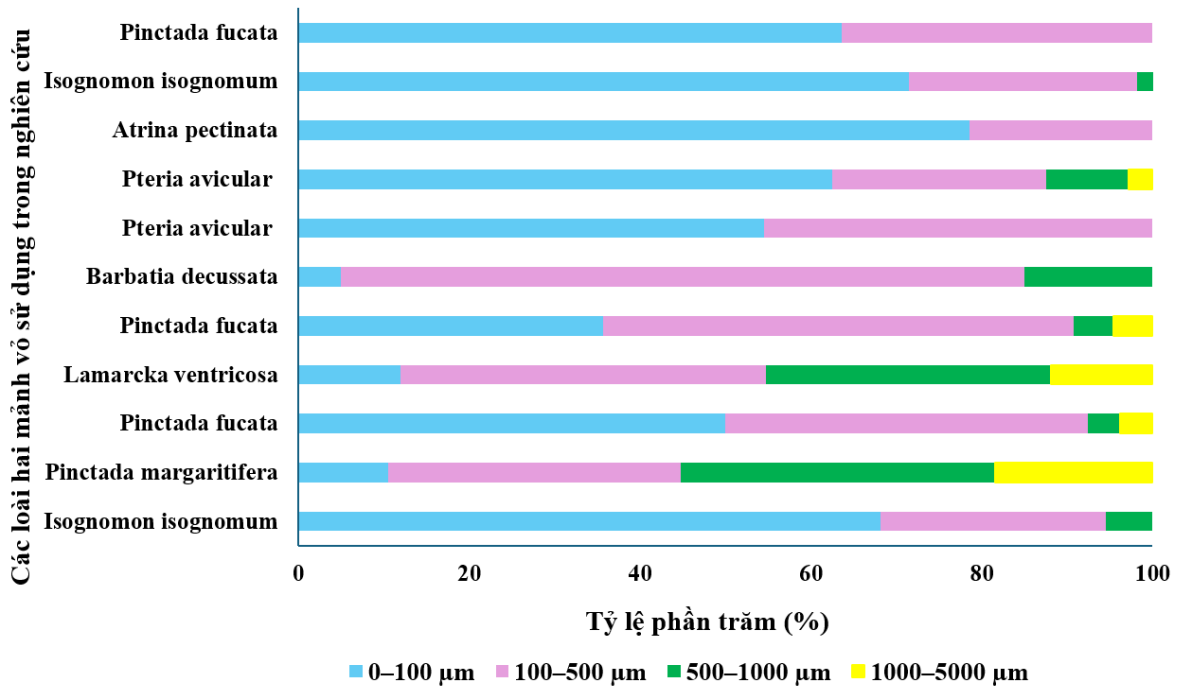
Xét trên toàn bộ tuyến khảo sát, mật độ vi nhựa trung bình chủ yếu nằm trong khoảng 32–82 ng/g khô, thấp hơn so với một số khu vực ven bờ có mức độ đô thị hóa cao trên thế giới, nhưng vẫn cao hơn đáng kể so với các vùng biển ít chịu tác động nhân sinh (như một số vùng Thái Bình Dương hoặc biển Đông Bắc Đại Tây Dương <math><10\text{ hạt/m}^3\text{ nước}</math>), nhưng vẫn thấp hơn mức ghi nhận tại những khu vực ven bờ đô thị hóa mạnh (ví dụ vịnh Jinhae Hàn Quốc: hàng nghìn hạt/m³) [58]. Sự phân bố của vi nhựa chịu tác động từ các điều kiện hải dương học (dòng chảy mùa, hiện tượng nước trôi), các hoạt động kinh tế trên biển (vận tải, khai thác dầu khí, nuôi trồng thủy sản) và nguồn thải từ lục địa. Bên cạnh đó, mức vi nhựa được ghi nhận trong công trình này cao hơn so với một số khu vực biển xa bờ ít chịu tác động của con người nhưng vẫn thấp hơn khi đặt cạnh những vùng ven bờ đô thị hóa mạnh, cho thấy địa bàn khảo sát hiện ở ngưỡng ô nhiễm trung bình đến cao. Xu hướng này phản ánh vai trò của sinh vật hai mảnh vỏ như một dấu chỉ sinh học nhạy cảm đối với ô nhiễm vi nhựa, đồng thời mang lại bằng chứng cho thấy vi nhựa đã trở thành một thành phần hiện diện phổ biến trong toàn bộ hệ sinh thái biển miền Trung.

Ngoài ra, việc phát hiện vi nhựa tại các khu vực nước sâu xa bờ cho thấy khả năng lan truyền rộng của loại chất ô nhiễm này trong vùng biển miền Trung. Điều này phù hợp với đặc điểm hải văn khu vực, nơi chịu ảnh hưởng của dòng chảy ven bờ, gió mùa và hiện tượng nước trôi, góp phần vận chuyển các hạt vi nhựa từ vùng ven bờ ra xa. Sự lan truyền này làm gia tăng nguy cơ tích tụ trong các loài sinh vật

đáy, nhất là ở nhóm sinh vật hai mảnh vỏ có tập tính lọc nước liên tục. Vi nhựa tại các khu vực nước sâu xa bờ cho thấy khả năng vận chuyển xa của các hạt vi nhựa trong môi trường biển. Quá trình này có thể được thúc đẩy bởi hệ thống dòng chảy ven bờ kết hợp với chế độ gió mùa và hiện tượng nước triều đặc trưng của khu vực miền Trung. Sự lan truyền này làm gia tăng nguy cơ tích tụ vi nhựa trong các sinh vật đáy, nhóm sinh vật hai mảnh vỏ có cơ chế lọc nước liên tục, từ đó làm tăng tiềm năng sử dụng nhóm sinh vật này như các chỉ thị sinh học trong giám sát ô nhiễm vi nhựa. Sự tích tụ vi nhựa ở sinh vật hai mảnh vỏ cũng làm phát sinh nguy cơ đối với mạng lưới thức ăn biển và sức khỏe của con người. Các hạt vi nhựa có thể mang theo các hợp chất hữu cơ độc hại và giải phóng trong quá trình tiêu hóa của sinh vật, làm gia tăng độc tính hỗn hợp [31], [51]. Do đó, phát hiện này làm nổi bật tính cấp thiết của hoạt động giám sát dài hạn ô nhiễm vi nhựa tại khu vực nghiên cứu, đồng thời đề xuất kiểm soát nguồn thải từ hoạt động ven bờ nhằm hạn chế sự lan truyền vi nhựa ra vùng biển xa.

3.1.2. Kích thước, hình dạng và chủng loại vi nhựa tại các khu vực nghiên cứu

Kích thước vi nhựa trong mô sinh vật hai mảnh vỏ được phân loại thành 4 nhóm chính: <100 μm , 100–500 μm , 500–1000 μm và 1000–5000 μm . Tỷ lệ phần trăm chi tiết từng nhóm kích thước tại các khu vực nghiên cứu được thể hiện trong Hình 3.2 dưới đây.



Hình 3.2. Tỷ lệ phần trăm các nhóm kích thước vi nhựa trong sinh vật hai mảnh vỏ tại các khu vực khảo sát.

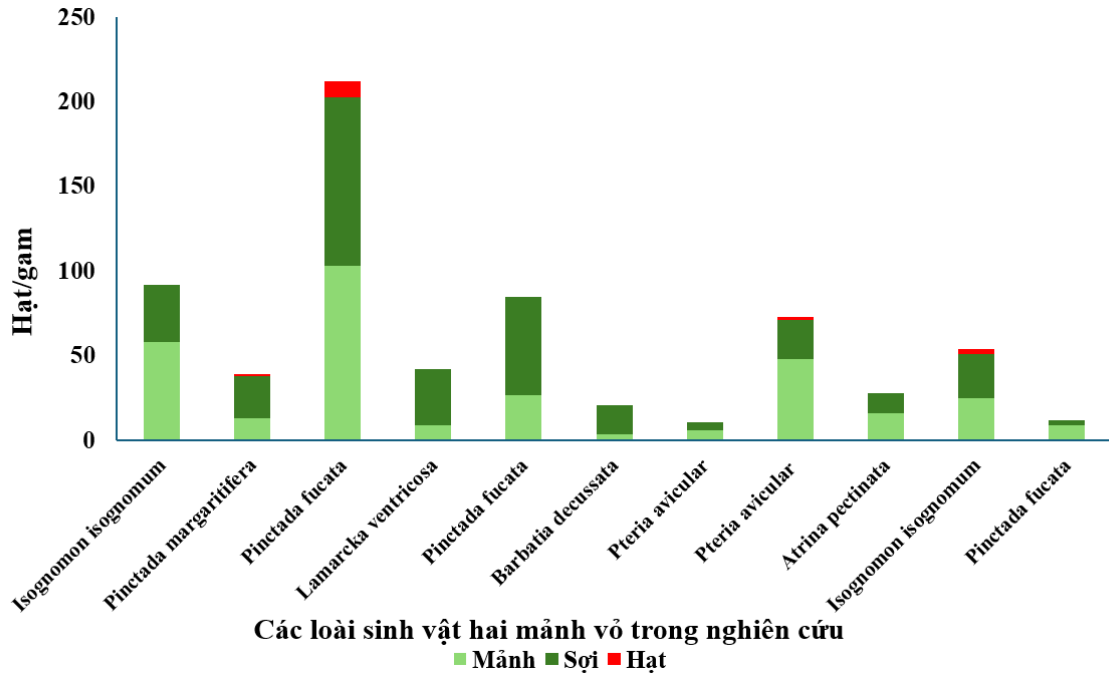
Kết quả phân tích cho thấy vi nhựa có kích thước nhỏ hơn 500 µm chiếm ưu thế tuyệt đối tại tất cả các khu vực khảo sát. Trong đó, nhóm kích thước 0–100 µm chiếm tỷ lệ cao nhất tại nhiều vị trí, điển hình như loài *Isognomon isognomum* KV1.2 (68,13%), loài *Rochia conus* KV3.1 (50,00%), loài *Atrina pectinata* KV7.2 (78,57%) và loài *Isognomon isognomum* KV8.1 (71,43%). Đây là nhóm kích thước chiếm ưu thế rõ rệt trong cấu trúc phân bố vi nhựa trong sinh vật hai mảnh vỏ. Nhóm kích thước 100–500 µm cũng chiếm tỷ lệ đáng kể và thường đứng thứ hai về mức độ phổ biến. Một số loài ghi nhận tỷ lệ cao của nhóm này như loài *Barbatia decussata* (80,00%), loài *Pinctada fucata* (55,17%), loài *Lamarcka ventricosa* (42,86%) và loài *Pinctada margaritifera* (34,21%). Sự phân bố này cho thấy hai nhóm kích thước nhỏ (<500 µm) đóng vai trò chủ đạo trong tổng số vi nhựa tích lũy trong sinh vật. Ngược lại, các nhóm kích thước lớn hơn xuất hiện với tỷ lệ thấp hơn rõ rệt. Nhóm 500–1000 µm chỉ chiếm tỷ lệ trung bình từ khoảng 0–36,84%, với giá trị cao nhất tại KV2.2, trong khi ở nhiều khu vực khác gần như không đáng kể (KV6.2, KV7.2, KV10.1). Nhóm 1000–5000 µm ghi nhận tỷ lệ rất thấp, chủ yếu dưới 5% hoặc không xuất hiện ở nhiều khu vực, cho thấy sự hạn chế trong khả năng tồn tại hoặc tích lũy của các hạt kích thước lớn trong sinh vật hai mảnh vỏ.

Tổng hợp trên toàn bộ các khu vực khảo sát cho thấy các hạt vi nhựa có kích thước nhỏ hơn 500 μm chiếm khoảng 80–95% tổng số hạt, hai nhóm 0–100 μm và 100–500 μm là thành phần chiếm ưu thế. Trong khi đó, nhóm 500–1000 μm chỉ chiếm tỷ lệ nhỏ, còn nhóm trên 1000 μm gần như không đáng kể trong cấu trúc kích thước vi nhựa.

Sự chiếm ưu thế của các hạt vi nhựa kích thước nhỏ phản ánh quá trình phân mảnh thứ cấp mạnh mẽ của rác thải nhựa dưới tác động của bức xạ UV, sóng biển và các quá trình cơ học – sinh học trong môi trường biển. Các hạt kích thước nhỏ có diện tích bề mặt riêng lớn và khả năng phân tán cao, do đó dễ dàng được sinh vật hai mảnh vỏ hấp thụ thông qua cơ chế lọc nước liên tục. Điều này làm gia tăng nguy cơ tích lũy sinh học trong mô mềm và kéo dài thời gian phơi nhiễm [8].

Từ góc độ sinh thái và sức khỏe môi trường, sự hiện diện với tỷ lệ cao của vi nhựa kích thước nhỏ (<500 μm) cho thấy nguy cơ tiềm tàng đối với chuỗi thức ăn biển. Các nghiên cứu trước đây đã chỉ ra rằng vi nhựa kích thước nhỏ có thể gây ra các tác động bất lợi như stress oxy hóa, tổn thương DNA, rối loạn chuyển hóa và phản ứng miễn dịch ở sinh vật [56], [57]. Do đó, việc kiểm soát nguồn phát thải nhựa tại các khu vực có tỷ lệ vi nhựa cao như KV3.1, KV7.2 và KV8.1, là cần thiết nhằm giảm thiểu nguy cơ lan truyền và tích lũy vi nhựa trong hệ sinh thái biển.

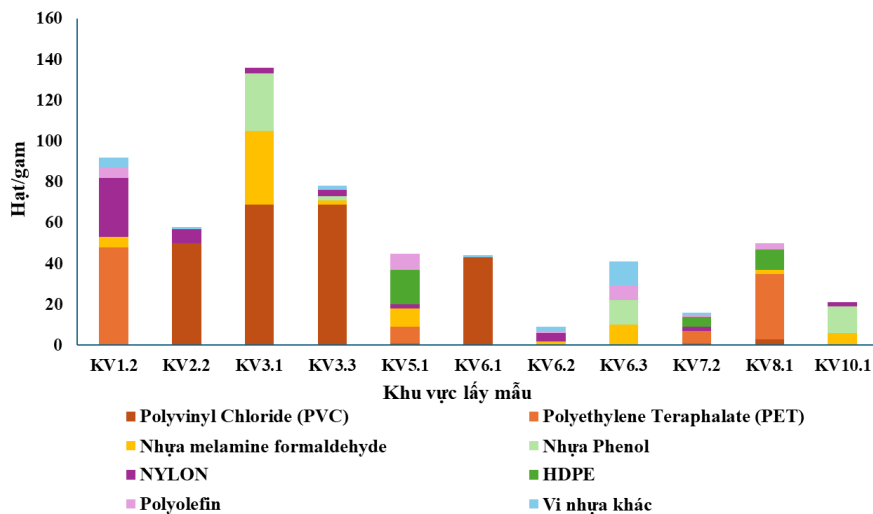
Về hình dạng, sợi và mảnh xuất hiện với tỷ lệ vượt trội hơn so với dạng hạt trong Hình 3.3 sau đây cho thấy nguồn gốc chủ yếu từ sợi dệt tổng hợp, dây thừng nuôi trồng thủy sản, lưới đánh cá và sự phân rã của bao bì nhựa.



Hình 3.3. Hình dạng các loại vi nhựa tại các khu vực nghiên cứu

Sự hiện diện của vi nhựa ở dạng sợi có thể liên quan đến khả năng tồn tại lâu trong cột nước và dễ dàng bị giữ lại trong hệ thống lọc của sinh vật hai mảnh vỏ. Điều này tương thích với đặc điểm sinh thái của các loài nghiên cứu, vốn sống cố định và phụ thuộc vào nguồn thức ăn lơ lửng.

Đối với thành phần polymer, sự xuất hiện của những polymer phổ biến như polyethylene (PE), polypropylene (PP) và polyethylene terephthalate (PET) phản ánh rõ nét ảnh hưởng của các nguồn thải sinh hoạt và hoạt động kinh tế ven biển (Hình 3.4).



Hình 3.4. Chủng loại vi nhựa tại các khu vực nghiên cứu

Các polymer có tỷ trọng thấp như PE và PP có xu hướng nổi và phân tán rộng, trong khi PET hoặc các polymer tỷ trọng cao có xu hướng chìm xuống đáy và tích lũy trong môi trường trầm tích. Điều này góp phần giải thích sự hiện diện của nhiều loại vi nhựa khác nhau trong sinh vật đáy tại khu vực nghiên cứu. Sự đa dạng về kích thước, hình dạng và chủng loại vi nhựa không chỉ phản ánh nguồn phát thải phức tạp mà còn ảnh hưởng trực tiếp đến khả năng hấp phụ và vận chuyển các chất ô nhiễm hữu cơ. Các hạt vi nhựa kích thước nhỏ với diện tích bề mặt lớn có xu hướng hấp phụ nhiều hợp chất độc hại hơn, từ đó làm tăng nguy cơ lan truyền chất ô nhiễm qua chuỗi thức ăn [38]. Do đó, kết quả này cung cấp cơ sở quan trọng để đánh giá mối liên hệ giữa đặc điểm vi nhựa và sự tích lũy các hợp chất hữu cơ trong các phần tiếp theo của nghiên cứu.

Kết quả phân tích bằng μ -FTIR trên mô mềm của sinh vật hai mảnh vỏ thu thập từ đợt khảo sát bằng tàu Viện sĩ Oparin lần thứ 9 cho thấy vi nhựa hiện diện phổ biến trong hầu hết các mẫu. Các đặc trưng về mật độ, kích thước, hình thái, màu sắc và thành phần polymer phản ánh mức độ tiếp xúc với ô nhiễm cũng như đặc điểm sinh thái và hành vi lọc nước của nhóm này trong môi trường biển xa bờ miền Trung Việt Nam. Với cơ chế lọc nước thụ động mạnh mẽ, sinh vật hai mảnh vỏ dễ dàng tích lũy vi nhựa từ cột nước lơ lửng và các hạt gắn với chất hữu cơ, dẫn đến sự hiện diện đa dạng cả về số lượng và loại polymer. Những đặc điểm này khẳng định vai trò chỉ thị sinh học nhạy cảm của nhóm hai mảnh vỏ đối với ô nhiễm vi nhựa trong cột nước, đồng thời cho thấy vi nhựa đã lan truyền rộng rãi trong hệ sinh thái biển xa bờ miền Trung, với nguồn phát sinh chủ yếu từ hoạt động nhân sinh ven bờ (rác thải, sợi vải, lưới đánh cá). Sự tích lũy cao cả về mật độ và đa dạng polymer ở nhóm này cung cấp cơ sở quan trọng để đánh giá rủi ro sinh thái cũng như sức khỏe con người thông qua chuỗi thức ăn biển, đồng thời định hướng cho các nghiên cứu tiếp theo về mối liên hệ giữa vi nhựa và các hợp chất hữu cơ bền vững trong mô sinh vật.

3.2. NỒNG ĐỘ CHẤT HỮU CƠ TRONG SINH VẬT HAI MẢNH VỎ

3.2.1. Nồng độ chất hữu cơ trong sinh vật hai mảnh vỏ tại các khu vực khảo sát

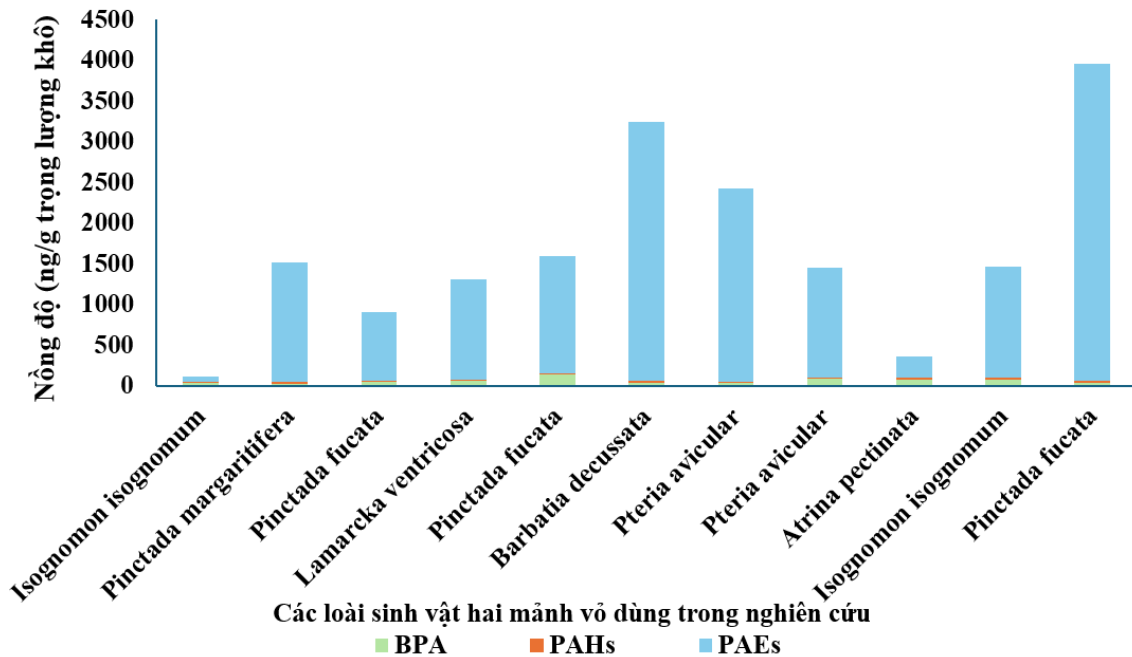
Nồng độ tổng các hợp chất hữu cơ nghiên cứu gồm (PAHs, BPA, PAEs) trong mô sinh vật hai mảnh vỏ dao động từ 116,02 ng/g (loài *Isognomon isognomum* KV1.2) đến 3952,39 ng/g (loài *Pinctada fucata* KV10.1). BPA và một số PAHs nặng (như Benzo[a]pyrene) là các hợp chất chiếm tỷ lệ cao nhất ở hầu hết các khu vực. Kết quả chi tiết được trình bày trong Bảng 3.2 dưới đây.

Bảng 3.2. Nồng độ các hợp chất hữu cơ chính trong mô sinh vật hai mảnh vỏ

Khu vực	Tổng HC (ng/g)	BPA (ng/g)	% BPA	PAHs (ng/g)	% PAHs	PAEs (ng/g)	% PAEs
KV1.2	116,02	31,22	26,91	12,88	11,10	71,92	61,99
KV2.2	1518,89	26,96	1,77	16,33	1,0	1475,61	97,15
KV3.1	908,10	44,12	4,86	12,05	1,33	851,93	93,81
KV3.3	1301,51	56,72	4,36	16,48	1,27	1228,32	94,38
KV5.1	1594,65	137,10	8,60	13,84	0,87	1443,71	90,53
KV6.1	3237,27	33,34	1,03	21,62	0,67	3182,31	98,30
KV6.2	2424,70	35,36	1,46	17,12	0,71	2372,23	97,84
KV6.3	1443,94	92,69	6,42	12,77	0,88	1338,48	92,70
KV8.1	1466,33	72,76	1,51	22,07	1,51	1371,50	93,53
KV10.1	3952,39	32,33	0,82	32,25	0,82	3887,80	98,36
KV7.2	362,06	79,85	3,79	13,72	3,79	268,49	74,16

Ghi chú bảng: Tổng HC = tổng nồng độ PAHs + BPA + PAEs (ng/g trọng lượng khô). % đóng góp = (nồng độ hợp chất / Tổng HC) × 100.

Kết quả trong Bảng 3.2 cho thấy nồng độ tổng các hợp chất hữu cơ trong mô sinh vật hai mảnh vỏ biến thiên lớn giữa các khu vực, từ mức thấp 116,02 ng/g tại KV1.2 (Bắc Vịnh Nha Trang) đến mức rất cao 3952,39 ng/g tại KV10.1 (Phú Yên–Khánh Hòa). Sự biến thiên này phản ánh sự khác biệt về nguồn thải, dòng chảy mùa và hoạt động kinh tế biển tại từng nhóm KV [31].



Hình 3.5. Phân bố nồng độ các nhóm hợp chất hữu cơ chính trong mô sinh vật hai mảnh vỏ.

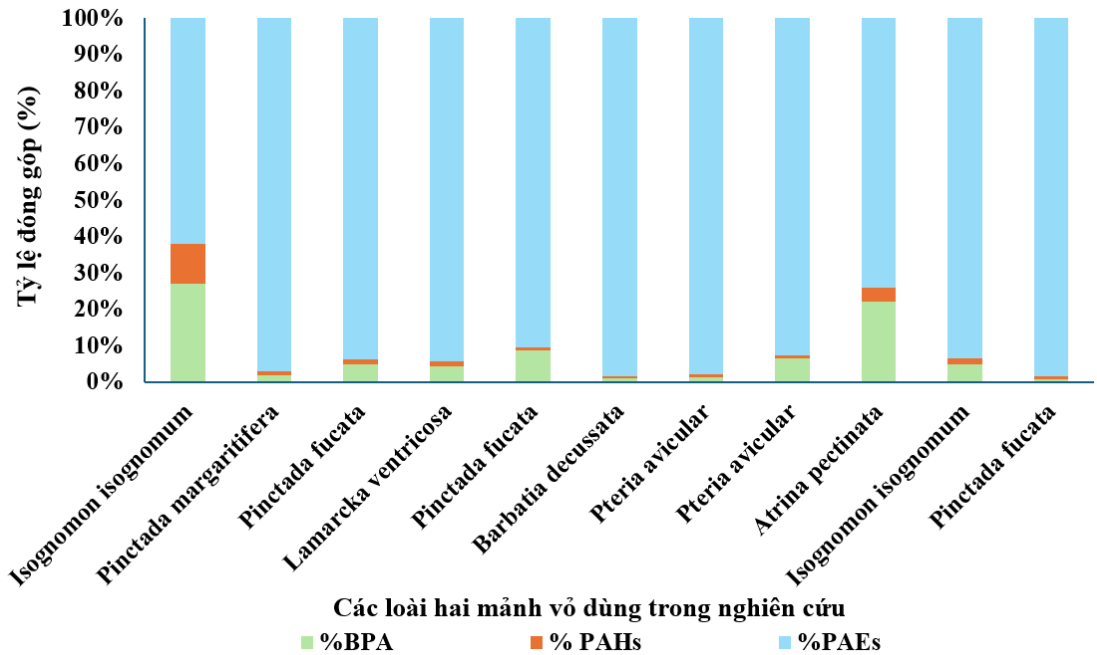
Hình 3.5 cho thấy sự biến động rõ rệt về nồng độ các nhóm hợp chất hữu cơ chính (BPA, PAHs và PAEs) trong mô sinh vật hai mảnh vỏ. Nồng độ BPA dao động từ 26,96 ng/g ở *Pinctada margaritifera* (KV2.2) đến 137,10 ng/g ở *Pinctada fucata* (KV5.1). Một số mẫu ghi nhận hàm lượng BPA cao gồm *Pinctada fucata* tại KV5.1 (137,10 ng/g), *Pteria avicular* tại KV6.3 (92,69 ng/g) và *Atrina pectinata* tại KV7.2 (79,85 ng/g). Trong khi đó, các mẫu *Pinctada margaritifera* tại KV2.2 (26,96 ng/g), *Pinctada fucata* tại KV10.1 (32,33 ng/g) và *Barbatia decussata* tại KV6.1 (33,34 ng/g) có hàm lượng BPA thấp hơn. Kết quả cho thấy mức độ tích lũy BPA có sự khác biệt giữa các mẫu nghiên cứu và có thể chịu ảnh hưởng đồng thời của đặc điểm sinh học loài cũng như điều kiện môi trường sống.

Nồng độ PAHs dao động từ 12,05 ng/g đến 32,25 ng/g. Giá trị cao nhất được ghi nhận ở *Pinctada fucata* tại KV10.1 (32,25 ng/g), tiếp theo là *Isognomon isognomum* tại KV8.1 (22,07 ng/g) và *Barbatia decussata* tại KV6.1 (21,62 ng/g). Ngược lại, *Pinctada fucata* tại KV3.1 (12,05 ng/g), *Pteria avicular* tại KV6.3 (12,77 ng/g) và *Isognomon isognomum* tại KV1.2 (12,88 ng/g) có hàm lượng PAHs thấp hơn. Sự khác biệt này cho thấy khả năng tích lũy PAHs giữa các mẫu nghiên cứu không đồng nhất.

Trong ba nhóm hợp chất được khảo sát, PAEs có nồng độ cao nhất, dao động từ 71,92 ng/g ở *Isognomon isognomum* (KV1.2) đến 3887,80 ng/g ở *Pinctada fucata* (KV10.1). Hàm lượng PAEs cao cũng được ghi nhận ở *Barbatia decussata* tại KV6.1 (3182,31 ng/g) và *Pteria avicular* tại KV6.2 (2372,23 ng/g), trong khi *Atrina pectinata* tại KV7.2 (268,49 ng/g) và *Isognomon isognomum* tại KV1.2 (71,92 ng/g) có giá trị thấp hơn đáng kể. Kết quả cho thấy PAEs là nhóm hợp chất chiếm ưu thế về mặt nồng độ trong mô sinh vật hai mảnh vỏ và có xu hướng tích lũy cao hơn so với BPA và PAHs.

Nhìn chung, ba nhóm hợp chất thể hiện các xu hướng phân bố khác nhau giữa các khu vực. Trong khi PAEs có mức tích lũy vượt trội và biến thiên lớn, BPA và PAHs có nồng độ thấp hơn nhưng vẫn cho thấy sự khác biệt rõ rệt. Sự không đồng nhất này phản ánh ảnh hưởng của các nguồn phát thải khác nhau cũng như điều kiện môi trường đặc thù tại từng khu vực khảo sát.

Sự tích lũy các hợp chất như PAHs, BPA và PAEs trong sinh vật hai mảnh vỏ có mối liên hệ với những đặc điểm sinh thái của nhóm sinh vật này. Do có tập tính sống cố định và cơ chế lọc nước liên tục, sinh vật hai mảnh vỏ có khả năng hấp thụ các chất ô nhiễm hòa tan hoặc gắn trên các hạt lơ lửng, bao gồm cả vi nhựa. Điều này khiến chúng trở thành chỉ thị sinh học hiệu quả phản ánh mức độ ô nhiễm hữu cơ trong môi trường biển. Đồng thời, sự tích lũy này cũng phụ thuộc vào đặc điểm sinh lý từng loài, kích thước cá thể, hàm lượng lipid và thời gian phơi nhiễm. Ngoài ra, sự khác nhau về nồng độ các hợp chất hữu cơ giữa các khu vực cũng có thể chịu ảnh hưởng của điều kiện thủy động lực học như dòng chảy ven bờ, chế độ gió mùa và quá trình tích đọng trong trầm tích. Các khu vực có tốc độ dòng chảy yếu thường tạo điều kiện cho sự lắng đọng chất ô nhiễm trong trầm tích và sinh vật đáy. Điều này góp phần làm tăng mức độ tích lũy các hợp chất hữu cơ trong sinh vật hai mảnh vỏ tại những khu vực này.



Hình 3.6. Tỷ lệ phần trăm đóng góp của các nhóm hợp chất hữu cơ chính trong mô sinh vật hai mảnh vỏ.

Hình 3.6 cho thấy tỷ lệ phần trăm đóng góp của các nhóm hợp chất hữu cơ chính, bao gồm BPA, PAHs và PAEs trong mô sinh vật hai mảnh vỏ tại các khu vực khảo sát. Kết quả cho thấy sự khác biệt rõ rệt về cấu trúc thành phần giữa các khu vực, trong đó nhóm PAEs chiếm ưu thế nổi bật.

Nhóm hợp chất có tỷ lệ đóng góp cao nhất tại hầu hết các khu vực là PAEs, với giá trị dao động từ 61,99% (*Isognomon isognomum*) đến 98,36% (*Pinctada fucata*). Nhiều khu vực ghi nhận tỷ lệ PAEs ở mức rất cao, điển hình như KV6.1 (98,30%), KV6.2 (97,84%), KV2.2 (97,15%) và KV3.3 (94,38%). Mức đóng góp vượt trội này cho thấy PAEs đóng vai trò chi phối trong thành phần các hợp chất hữu cơ tích lũy trong mô sinh vật hai mảnh vỏ. Ngược lại, tại KV1.2 (61,99%) và KV7.2 (74,16%), tỷ lệ PAEs thấp hơn tương đối, phản ánh sự gia tăng đóng góp của các nhóm hợp chất khác tại các khu vực này.

BPA là hợp chất chiếm tỷ lệ thấp hơn đáng kể so với PAEs và có sự biến động giữa các khu vực, dao động từ 0,82% (*Pinctada fucata*) đến 26,91% (*Isognomon isognomum*). Giá trị cao nhất được ghi nhận tại KV1.2 (26,91%), trong khi phần lớn các khu vực còn lại có tỷ lệ BPA ở mức thấp, phổ biến dưới 5% (ví dụ: KV10.1: 0,82%; KV6.1: 1,03%; KV2.2: 1,77%). Điều này cho thấy BPA không phải là

nhóm hợp chất chiếm ưu thế về mặt tỷ lệ, mà có xu hướng phân bố cục bộ và phụ thuộc vào điều kiện nguồn thải tại từng khu vực. Nhóm hợp chất có tỷ lệ đóng góp thấp nhất trong ba nhóm được khảo sát là PAHs, với giá trị dao động từ 0,67% (KV6.1) đến 11,10% (KV1.2). Một số khu vực ghi nhận tỷ lệ PAHs cao hơn tương đối như KV1.2 (11,10%) và KV7.2 (3,79%), tuy nhiên nhìn chung vẫn thấp hơn đáng kể so với PAEs. Tại nhiều khu vực khác, tỷ lệ PAHs duy trì ở mức rất thấp, thường dưới 2%, cho thấy vai trò hạn chế của nhóm hợp chất này trong tổng thể thành phần các hợp chất hữu cơ tích lũy.

Nhìn chung, PAEs là nhóm hợp chất chiếm ưu thế trong mô sinh vật hai mảnh vỏ, với tỷ lệ đóng góp vượt trội so với BPA và PAHs ở hầu hết các mẫu khảo sát. Sự chi phối của PAEs, đặc biệt ở các mẫu *Barbatia decussata*, *Pinctada margaritifera*, *Pinctada fucata* và *Pteria avicular*, cho thấy vai trò quan trọng của các nguồn phát thải liên quan đến vật liệu nhựa trong môi trường biển. Trong khi đó, BPA và PAHs chỉ đóng góp ở mức thứ yếu và có sự biến động giữa các mẫu nghiên cứu. Đối với nhóm PAHs, sự hiện diện của các hợp chất phân tử lượng lớn như Benzo[a]pyrene với tỷ lệ cao trong mẫu *Pinctada fucata* tại KV10.1 cho thấy khả năng tồn tại của các nguồn phát thải có nguồn gốc dầu khí, liên quan đến quá trình đốt cháy không hoàn toàn như hoạt động tàu thuyền, nhiên liệu và khí thải khu vực cảng biển [54]. BPA xuất hiện trong tất cả các mẫu nhưng không chiếm ưu thế về tỷ lệ, cho thấy mức độ đóng góp hạn chế hơn so với PAEs trong cấu trúc tổng thể các hợp chất hữu cơ.

Bên cạnh đó, mật độ vi nhựa cao ghi nhận ở một số mẫu như *Pinctada fucata* (KV10.1) và *Atrina pectinata* (KV7.2) có thể góp phần làm gia tăng khả năng tích lũy các hợp chất hữu cơ trong mô sinh vật. Vi nhựa được xem là có khả năng hấp phụ các hợp chất hữu cơ kỵ nước như PAHs, BPA và PAEs, từ đó vận chuyển các chất ô nhiễm này vào cơ thể sinh vật thông qua quá trình lọc nước [6], [59].

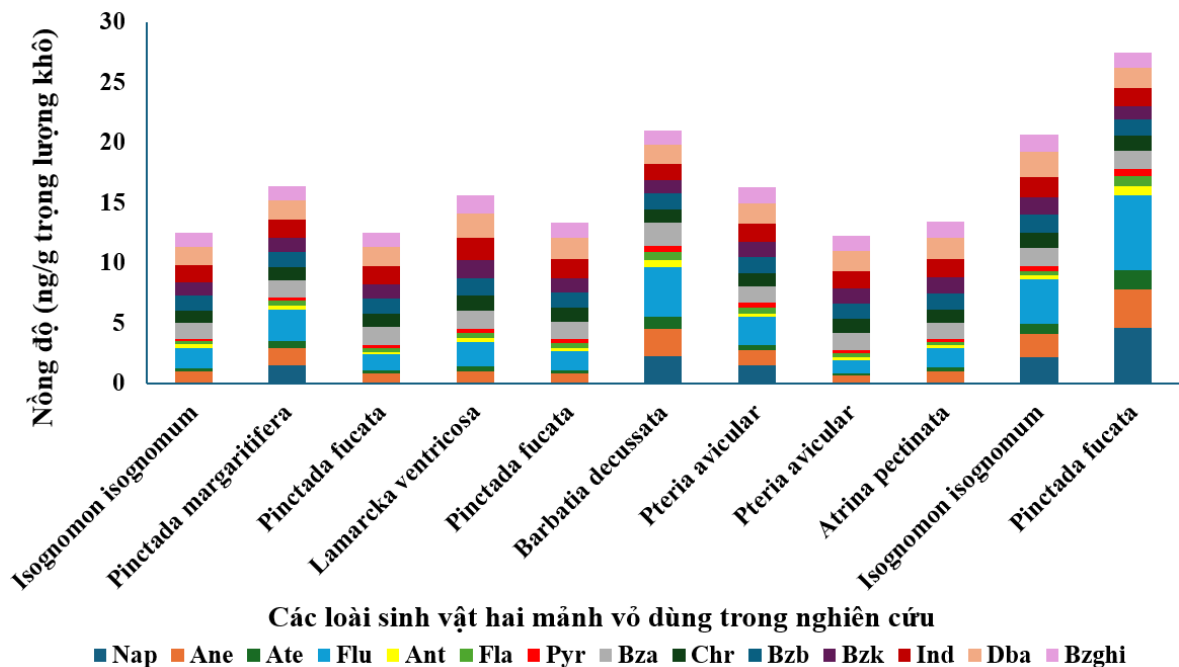
Kết quả nghiên cứu khẳng định sự hiện diện đồng thời của vi nhựa và các hợp chất hữu cơ trong mô sinh vật hai mảnh vỏ vùng biển miền Trung Việt Nam, phản ánh khả năng tích lũy và lan truyền các chất ô nhiễm trong hệ sinh thái biển. PAEs và BPA có thể gây rối loạn nội tiết, ảnh hưởng đến sinh sản và làm gia tăng nguy cơ đối với sức khỏe con người khi tích lũy qua chuỗi thức ăn [12], [61], [13]. Sự khác biệt về hàm lượng các hợp chất hữu cơ giữa các mẫu nghiên cứu cho thấy quá trình tích lũy chịu ảnh hưởng đồng thời của đặc điểm sinh học loài và điều kiện môi trường sống. Kết quả này nhấn mạnh sự cần thiết của các chương trình giám sát dài

hạn đối với vi nhựa và các hợp chất hữu cơ liên quan nhằm hỗ trợ công tác quản lý và giảm thiểu ô nhiễm môi trường biển [54].

Kết quả cũng cho thấy nguy cơ tiềm ẩn đối với chuỗi thực phẩm biển và sức khỏe của con người, do sinh vật hai mảnh vỏ là đối tượng được khai thác và tiêu thụ phổ biến. Việc xuất hiện đồng thời của nhiều hợp chất hữu cơ có thể tạo ra hiệu ứng cộng cộng hưởng độc tính khi các chất này liên kết với vi nhựa [5], [12]. Do đó, việc theo dõi nồng độ các hợp chất hữu cơ trong sinh vật biển là cần thiết nhằm đánh giá đầy đủ rủi ro môi trường và đề xuất các biện pháp quản lý phù hợp.

3.2.2. Phân bố nồng độ và tỷ lệ đóng góp các hợp chất hữu cơ chính trong mô sinh vật hai mảnh vỏ

3.2.2.1. PAHs



Hình 3.7. Phân bố nồng độ các hợp chất PAHs theo từng thành phần trong mẫu sinh vật hai mảnh vỏ.

Hình 3.7 cung cấp cái nhìn tổng quan về đặc điểm phân bố của các hợp chất PAHs trong mô sinh vật hai mảnh vỏ, qua đó cho thấy sự khác biệt đáng kể về hàm lượng và cấu trúc thành phần giữa các khu vực khảo sát, phản ánh tác động tổng hợp của các nguồn phát thải và điều kiện môi trường đặc thù. Mức độ biến động giữa các khu vực không chỉ thể hiện qua chênh lệch về giá trị tuyệt đối của từng hợp chất mà còn thể hiện ở sự thay đổi cấu trúc thành phần, cho thấy tính chất phức tạp và đa nguồn của ô nhiễm hydrocarbon thơm đa vòng trong khu vực nghiên cứu.

Xét theo đặc điểm phân tử, các PAHs có khối lượng phân tử thấp (2–3 vòng thơm) như naphthalene, acenaphthylene, acenaphthene và fluorene thể hiện sự biến động rõ rệt giữa các mẫu nghiên cứu. Hàm lượng các hợp chất này đặc biệt cao trong mẫu *Pinctada fucata* tại KV10.1, với fluorene đạt 6,241 ng/g, naphthalene đạt 4,573 ng/g và acenaphthylene đạt 3,200 ng/g. Xu hướng tương tự cũng được ghi nhận ở *Barbatia decussata* (KV6.1) và *Isognomon isognomum* (KV8.1), cho thấy sự hiện diện đáng kể của các hợp chất PAHs khối lượng phân tử thấp. Theo nhiều nghiên cứu trước đây, sự ưu thế của nhóm hợp chất này thường liên quan đến các nguồn phát thải có nguồn gốc dầu khí như rò rỉ dầu, hoạt động vận tải biển hoặc xả thải công nghiệp ven biển [26]. Ngược lại, ở các mẫu *Isognomon isognomum* (KV1.2), *Pinctada fucata* (KV3.1 và KV5.1), *Pteria avicular* (KV6.3) và *Atrina pectinata* (KV7.2), naphthalene không được phát hiện hoặc chỉ xuất hiện ở hàm lượng thấp, phản ánh mức độ ảnh hưởng hạn chế hơn của nhóm nguồn phát thải này.

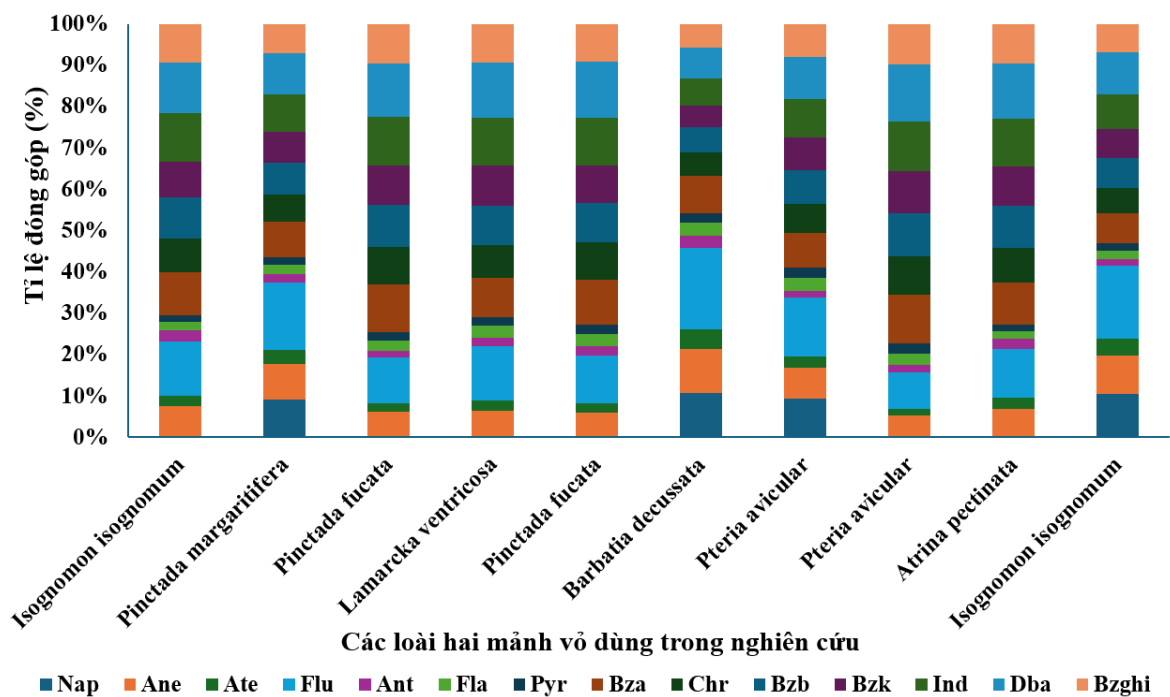
Đối với các PAHs có khối lượng phân tử trung bình (4 vòng thơm) như fluoranthene, pyrene, benzo[a]anthracene và chrysene, kết quả cho thấy sự phân bố tương đối ổn định giữa các mẫu nghiên cứu. Tuy nhiên, hàm lượng của nhóm hợp chất này có xu hướng cao hơn ở *Pinctada fucata* (KV10.1) và *Barbatia decussata* (KV6.1). Theo các nghiên cứu trước đây, nhóm PAHs này thường có nguồn gốc hỗn hợp, vừa liên quan đến dầu khí vừa được hình thành từ quá trình đốt cháy không hoàn toàn các vật liệu hữu cơ [1]. Sự hiện diện tương đối phổ biến của chúng trong các mẫu cho thấy khả năng tồn lưu và phát tán rộng trong môi trường biển.

Các PAHs có khối lượng phân tử cao (5–6 vòng thơm) như benzo[b]fluoranthene, benzo[k]fluoranthene, indeno[1,2,3-cd]pyrene, dibenzo[a,h]anthracene và benzo[g,h,i]perylene có xu hướng phân bố đồng đều hơn giữa các mẫu nghiên cứu. Một số hợp chất có độc tính cao như dibenzo[a,h]anthracene và indeno[1,2,3-cd]pyrene ghi nhận giá trị cao ở *Lamarcka ventricosa* (KV3.3) và *Isognomon isognomum* (KV8.1), cho thấy sự đóng góp của các quá trình đốt cháy ở nhiệt độ cao như đốt nhiên liệu hóa thạch, hoạt động giao thông và các nguồn phát thải công nghiệp [4]. Các hợp chất PAHs khối lượng phân tử cao thường có độ bền vững lớn, khả năng hấp phụ mạnh lên vật chất hữu cơ và trầm tích, từ đó dễ tích lũy trong các loài sinh vật đáy như hai mảnh vỏ [5].

Nhìn chung, thành phần PAHs trong các mẫu sinh vật hai mảnh vỏ cho thấy sự hiện diện đồng thời của các hợp chất có nguồn gốc dầu khí và các hợp chất hình

thành từ quá trình đốt cháy không hoàn toàn. Điều này cho thấy nguồn gốc PAHs trong khu vực nghiên cứu mang tính hỗn hợp, phù hợp với đặc điểm môi trường biển chịu tác động đồng thời của hoạt động vận tải biển, khai thác tài nguyên và các nguồn phát thải từ đất liền [1].

Nhìn chung, sự phân bố của các hydrocarbon thơm đa vòng trong mô sinh vật hai mảnh vỏ phản ánh mức độ ô nhiễm và cung cấp bằng chứng quan trọng về cơ chế tích lũy sinh học và nguồn gốc phát thải. Kết quả này là cơ sở khoa học quan trọng cho việc đánh giá rủi ro sinh thái và đề xuất các giải pháp quản lý môi trường phù hợp trong khu vực nghiên cứu.



Hình 3.8. Tỷ lệ phần trăm đóng góp các hợp chất PAHs theo từng thành phần trong mẫu sinh vật hai mảnh vỏ.

Hình 3.8 cho thấy cấu trúc phân bố các hydrocarbon thơm đa vòng trong mô sinh vật hai mảnh vỏ có sự khác biệt rõ rệt giữa các khu vực nghiên cứu, qua đó phản ánh đặc trưng nguồn phát thải và quá trình tích lũy trong môi trường.

Nhóm PAHs có khối lượng phân tử thấp (2–3 vòng thơm), bao gồm naphthalene, acenaphthylene, acenaphthene và fluorene, chiếm tỷ lệ cao trong một số mẫu như *Pinctada fucata* (KV10.1), *Barbatia decussata* (KV6.1) và *Isognomon isognomum* (KV8.1). Trong mẫu *Pinctada fucata* tại KV10.1, fluorene chiếm 21,09%, naphthalene chiếm 15,45% và acenaphthylene chiếm 10,81%, cho thấy sự

đóng góp đáng kể của các hợp chất phân tử lượng thấp trong cơ cấu PAHs. Xu hướng tương tự cũng được ghi nhận ở *Barbatia decussata* (KV6.1) và *Isognomon isognomum* (KV8.1), nơi fluorene chiếm lần lượt 20,26% và 17,70%. Sự ưu thế của các hợp chất này thường liên quan đến các nguồn phát thải có nguồn gốc dầu khí do đặc tính dễ bay hơi và thời gian tồn lưu ngắn trong môi trường, khiến chúng chỉ duy trì ở tỷ lệ cao khi có sự bổ sung tương đối liên tục từ nguồn thải.

Ngược lại, ở các mẫu *Isognomon isognomum* (KV1.2), *Pinctada fucata* (KV3.1 và KV5.1), *Pteria avicular* (KV6.3) và *Atrina pectinata* (KV7.2), naphthalene không được phát hiện, trong khi các PAHs có khối lượng phân tử cao (5–6 vòng thơm) chiếm tỷ lệ lớn hơn. Chẳng hạn, trong mẫu *Pinctada fucata* tại KV3.1, dibenzo[a,h]anthracene và indeno[1,2,3-cd]pyrene lần lượt chiếm 13,73% và 12,55%; tại KV5.1, hai hợp chất này chiếm tương ứng 13,90% và 11,76%. Kiểu phân bố này thường gắn với các nguồn phát thải từ quá trình đốt cháy không hoàn toàn vật liệu hữu cơ, tạo ra các hợp chất có độ bền cao và khả năng tích lũy sinh học lớn.

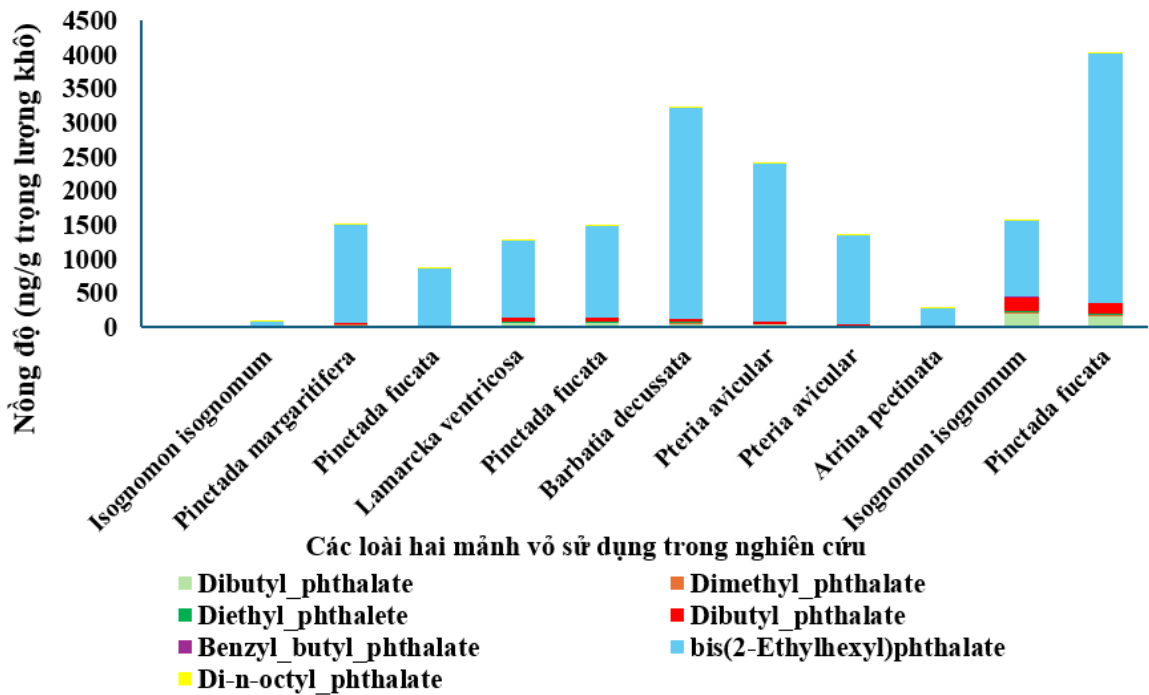
Đối với nhóm PAHs có khối lượng phân tử trung bình (4 vòng thơm) như fluoranthene, pyrene, benzo[a]anthracene và chrysene, tỷ lệ phần trăm phân bố tương đối ổn định giữa các mẫu nghiên cứu. Tuy nhiên, *Pinctada fucata* tại KV3.1 và KV5.1 ghi nhận tỷ lệ benzo[a]anthracene và chrysene cao hơn so với các mẫu còn lại, cho thấy sự đóng góp của các nguồn phát thải hỗn hợp. Nhóm hợp chất này thường được xem là chỉ thị trung gian, phản ánh ảnh hưởng đồng thời của cả nguồn dầu khí và các quá trình đốt cháy [1].

Nhìn chung, phân tích theo tỷ lệ phần trăm thành phần đã góp phần tăng cường độ tin cậy của các nhận định trước đó về nguồn gốc và đặc điểm phân bố của hydrocarbon thơm đa vòng, đồng thời cho thấy rằng sự khác biệt giữa các khu vực không chỉ tồn tại ở mức độ nồng độ mà còn được thể hiện nhất quán trong cấu trúc thành phần. Điều này nhấn mạnh vai trò của việc kết hợp đồng thời hai cách tiếp cận (nồng độ tuyệt đối và tỷ lệ thành phần) trong đánh giá toàn diện hiện trạng ô nhiễm và truy vết nguồn phát thải trong môi trường. Để đánh giá mức độ ô nhiễm trong bối cảnh khu vực và toàn cầu, kết quả nghiên cứu được so sánh với các công bố trước đây về hàm lượng hydrocarbon thơm đa vòng và BPA trong mô sinh vật hai mảnh vỏ tại các vùng biển khác nhau (Bảng 3.3).

Bảng 3.3. So sánh mức độ ô nhiễm PAHs và BPA trong mô sinh vật hai mảnh vỏ giữa nghiên cứu này và các khu vực khác

Khu vực nghiên cứu	Hàm lượng PAHs/BPA trong mô hai mảnh vỏ	Đặc điểm so sánh	Tài liệu tham khảo
Vùng xa bờ miền Trung (nghiên cứu này)	PAHs cao, tại KV10.1 và KV6.1; Benzo[a]pyrene lên tới 3652,81 ng/g; BPA tại KV6.1 ~3095,04 ng/g	Mức độ ô nhiễm trung bình–cao; vượt xa vùng biển sạch, tiệm cận hoặc vượt một số khu vực đô thị hóa mạnh	Nghiên cứu này
Thái Bình Dương, Đông Bắc Đại Tây Dương (vùng biển mở)	< 10–50 ng/g (tổng PAHs)	Mức nền thấp, ít chịu tác động nhân sinh	[62]
Vịnh Jinhai (Hàn Quốc)	Hàng trăm đến hàng nghìn ng/g (PAHs, BPA)	Ô nhiễm cao do đô thị hóa và công nghiệp ven biển	[51]
Vùng ven bờ Trung Quốc (Biển Đông)	PAHs: 100–800 ng/g; BPA: 50–500 ng/g	Ô nhiễm trung bình–cao, chịu ảnh hưởng mạnh của hoạt động ven bờ	[42]
Vịnh Hạ Long (Việt Nam)	100–600 ng/g (PAHs và BPA)	Ô nhiễm trung bình–cao, liên quan đến du lịch và công nghiệp	[41]
Khánh Hòa (khu vực nuôi trồng thủy sản)	13,92–47,34 ng/g (PAHs)	Mức thấp, ít chịu tác động trực tiếp của nguồn thải công nghiệp	[44]
Biển Đông	50–300 ng/g (PAHs); Benzo[a]pyrene < 50 ng/g	Mức trung bình, phân bố rộng	[59]

3.2.2.2. PAEs



Hình 3.9. Phân bố nồng độ các hợp chất PAEs theo từng thành phần trong mẫu sinh vật hai mảnh vỏ.

Nồng độ tổng hợp và tỷ lệ đóng góp của các hợp chất hữu cơ chính (PAEs, Benzo[a]pyrene, Dibutyl phthalate và nhóm còn lại) trong mô sinh vật hai mảnh vỏ được minh họa trực quan trong Hình 3.9 và Hình 3.10 dưới đây. Biểu đồ cột giúp nhận diện rõ xu hướng phân bố và hợp chất chiếm ưu thế tại từng khu vực khảo sát.

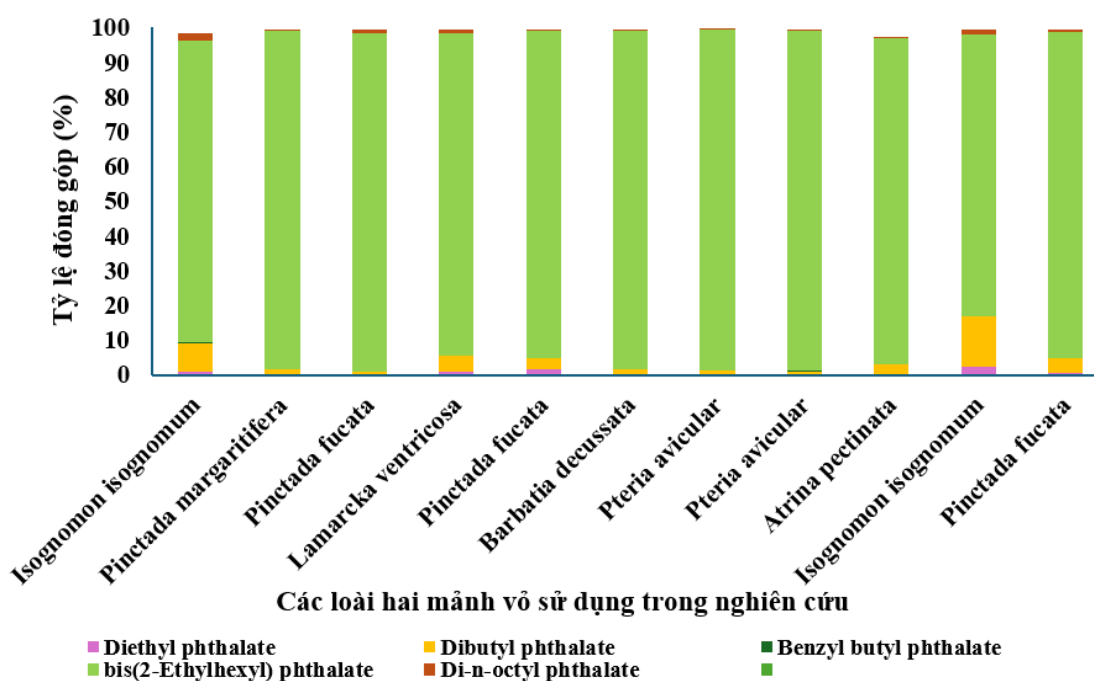
Như được minh họa trong Hình 3.9, biểu đồ cột chồng cho thấy sự phân bố nồng độ các hợp chất PAEs trong mô sinh vật hai mảnh vỏ. Nổi bật nhất là sự chiếm ưu thế của bis(2-ethylhexyl) phthalate (DEHP) trong tất cả các mẫu nghiên cứu. Hàm lượng DEHP dao động từ 62,26 ng/g ở *Isognomon isognomum* (KV1.2) đến 3652,81 ng/g ở *Pinctada fucata* (KV10.1). Các mẫu *Pinctada fucata* (KV10.1), *Barbatia decussata* (KV6.1), *Pteria avicular* (KV6.2) và *Pinctada margaritifera* (KV2.2) ghi nhận hàm lượng DEHP đặc biệt cao, đều vượt 1400 ng/g, trong đó hai mẫu *Pinctada fucata* (KV10.1) và *Barbatia decussata* (KV6.1) vượt 3000 ng/g. Kết quả cho thấy DEHP là hợp chất đóng góp chủ yếu vào tổng hàm lượng PAEs trong mô sinh vật hai mảnh vỏ.

Bên cạnh DEHP, dibutyl phthalate (DBP) và diethyl phthalate (DEP) cũng được phát hiện ở tất cả các mẫu nhưng với hàm lượng thấp hơn đáng kể. Hàm lượng DBP dao động từ 5,87 ng/g ở *Isognomon isognomum* (KV1.2) đến 200,52 ng/g ở

Isognomon isognomum (KV8.1), trong khi DEP đạt giá trị cao tại *Isognomon isognomum* (KV8.1) (29,81 ng/g), *Pinctada fucata* (KV10.1) (23,71 ng/g) và *Pinctada fucata* (KV5.1) (21,25 ng/g). So với DEHP, đóng góp của DBP và DEP vào tổng hàm lượng PAEs thấp hơn đáng kể.

Các hợp chất dimethyl phthalate (DMP), benzyl butyl phthalate (BBP) và di-n-octyl phthalate (DnOP) xuất hiện với hàm lượng thấp và ít biến động giữa các mẫu nghiên cứu. Trong đó, BBP luôn duy trì ở mức rất thấp (<2 ng/g), còn DMP và DnOP chỉ chiếm tỷ lệ nhỏ trong tổng thành phần PAEs. Điều này cho thấy vai trò hạn chế của các hợp chất này đối với tổng hàm lượng PAEs tích lũy trong sinh vật.

Nhìn chung, các mẫu *Pinctada fucata* (KV10.1), *Barbatia decussata* (KV6.1), *Pteria avicular* (KV6.2) và *Isognomon isognomum* (KV8.1) ghi nhận hàm lượng PAEs cao hơn so với các mẫu còn lại, trong khi *Isognomon isognomum* (KV1.2) và *Atrina pectinata* (KV7.2) có giá trị thấp hơn đáng kể. Kết quả này cho thấy sự khác biệt về mức độ tích lũy PAEs giữa các mẫu nghiên cứu. Bên cạnh phân tích nồng độ tuyệt đối, việc xem xét tỷ lệ phần trăm thành phần (Hình 3.10) cho phép đánh giá rõ hơn mức độ đóng góp tương đối của từng hợp chất PAEs trong tổng thể các chất ô nhiễm hữu cơ.



Hình 3.10. Tỷ lệ phần trăm đóng góp các hợp chất PAEs theo từng thành phần trong mẫu sinh vật hai mảnh vỏ.

Trên toàn bộ các mẫu sinh vật hai mảnh vỏ khảo sát, bis(2-ethylhexyl) phthalate (DEHP) tiếp tục chiếm ưu thế tuyệt đối trong cơ cấu thành phần PAEs, với tỷ lệ dao động từ 81,17% đến 98,00%. Tỷ lệ cao nhất được ghi nhận ở *Pteria avicular* (KV6.2 và KV6.3), *Barbatia decussata* (KV6.1) và *Pinctada margaritifera* (KV2.2), lần lượt đạt 98,00%; 97,85%; 97,26% và 97,74%. Ngay cả ở những mẫu có tỷ lệ thấp hơn như *Isognomon isognomum* (KV8.1 và KV1.2), DEHP vẫn chiếm ưu thế rõ rệt với tỷ lệ tương ứng là 81,17% và 86,57%. Kết quả cho thấy cơ cấu thành phần phthalate trong mô sinh vật hai mảnh vỏ bị chi phối mạnh bởi một hợp chất duy nhất là DEHP.

Ngược lại, các hợp chất còn lại chỉ chiếm tỷ lệ nhỏ và có sự biến động nhất định giữa các mẫu nghiên cứu. Trong đó, dibutyl phthalate (DBP) là hợp chất có tỷ lệ cao thứ hai, dao động từ 0,93% đến 14,62%. Tỷ lệ DBP cao nhất được ghi nhận ở *Isognomon isognomum* (KV8.1) với 14,62%, tiếp theo là *Isognomon isognomum* (KV1.2) với 8,16% và *Pinctada fucata* (KV10.1) với 4,07%, trong khi phần lớn các mẫu còn lại đều duy trì ở mức dưới 3%.

Các hợp chất dimethyl phthalate (DMP) và diethyl phthalate (DEP) chỉ chiếm tỷ lệ rất thấp trong tổng thành phần PAEs, chủ yếu dưới 2%. DMP dao động từ 0,37% đến 2,64%, trong khi DEP thường nhỏ hơn 1%, ngoại trừ *Isognomon isognomum* (KV8.1) đạt 2,17% và *Pinctada fucata* (KV5.1) đạt 1,47%. Tương tự, benzyl butyl phthalate (BBP) luôn duy trì ở mức rất thấp, chỉ từ 0,02% đến 0,13%, cho thấy đóng góp không đáng kể vào tổng thành phần PAEs. Di-n-octyl phthalate (DnOP) cũng chỉ chiếm tỷ lệ nhỏ, dao động từ 0,10% đến 2,33%, với giá trị cao nhất ghi nhận ở *Isognomon isognomum* (KV1.2).

Nhìn chung, phân tích theo tỷ lệ phần trăm thành phần đã khẳng định rằng cấu trúc phthalate trong mô sinh vật hai mảnh vỏ có tính đơn ưu thế cao, trong đó bis(2-ethylhexyl) phthalate giữ vai trò chi phối tại tất cả các khu vực. Sự khác biệt giữa các điểm khảo sát chủ yếu thể hiện ở mức độ đóng góp tương đối của các hợp chất thứ cấp như dibutyl phthalate, trong khi các hợp chất còn lại chỉ đóng vai trò phụ. Kết quả này góp phần củng cố nhận định về đặc điểm nguồn phát thải và cho thấy việc đánh giá cấu trúc thành phần là cần thiết để hiểu rõ hơn bản chất ô nhiễm trong khu vực nghiên cứu. Kết quả phân tích cho thấy PAEs hiện diện trong 100% mẫu sinh vật hai mảnh vỏ khảo sát, chứng tỏ nhóm hợp chất này đã phân bố rộng rãi trong môi trường biển miền Trung Việt Nam. Trong số các chất được phát hiện, bis(2-ethylhexyl) phthalate (DEHP) chiếm ưu thế tuyệt đối cả về nồng độ lẫn tỷ lệ

đóng góp trong tổng hàm lượng PAEs tại hầu hết các khu vực nghiên cứu. Đây là kết quả phù hợp với đặc tính sử dụng phổ biến của DEHP trong quá trình sản xuất nhựa PVC và nhiều sản phẩm nhựa mềm, khiến hợp chất này thường xuyên được ghi nhận là phthalate chiếm ưu thế trong môi trường biển và sinh vật thủy sinh. Sự khác biệt đáng kể về hàm lượng PAEs giữa các khu vực khảo sát cho thấy ảnh hưởng của nguồn phát thải địa phương cũng như các điều kiện môi trường đến quá trình vận chuyển, phân bố và tích lũy các hợp chất này trong sinh vật. Các nguồn phát thải PAEs có thể bao gồm nước thải sinh hoạt, hoạt động công nghiệp, nuôi trồng thủy sản, giao thông hàng hải và quá trình phân rã của các vật liệu nhựa trong môi trường biển. Bên cạnh đó, các yếu tố hải dương học như dòng chảy, chế độ thủy động lực, đặc điểm nền đáy và hàm lượng vật chất hữu cơ cũng có thể ảnh hưởng đến khả năng tích tụ PAEs trong môi trường và sinh vật.

Khi so sánh trên cùng loài *Pinctada fucata* tại các vị trí KV3.1, KV5.1 và KV10.1, kết quả vẫn ghi nhận sự khác biệt rõ rệt về nồng độ PAEs. Điều này cho thấy yếu tố môi trường có vai trò quan trọng hơn yếu tố sinh học loài trong việc quyết định mức độ tích lũy các hợp chất này. Tương tự, sự khác biệt giữa hai mẫu *Pteria avicular* thu tại KV6.2 và KV6.3 cho thấy mức độ ô nhiễm có thể biến động đáng kể ngay cả trong phạm vi cùng một khu vực khảo sát, phản ánh tính không đồng nhất trong phân bố của các nguồn phát thải và quá trình vận chuyển chất ô nhiễm ngoài khơi.

Nhìn chung, sự hiện diện phổ biến của PAEs trong các loài hai mảnh vỏ cho thấy các hợp chất này đã xâm nhập sâu vào lưới thức ăn biển và có khả năng tích lũy trong sinh vật sống đáy. Kết quả nghiên cứu không chỉ phản ánh hiện trạng ô nhiễm liên quan đến vật liệu nhựa tại vùng biển miền Trung Việt Nam mà còn cho thấy tiềm năng sử dụng sinh vật hai mảnh vỏ như đối tượng chỉ thị sinh học trong giám sát ô nhiễm PAEs ở môi trường biển.

3.2.3. Đặc điểm tích lũy theo loài và khu vực

Trong mục đặc điểm tích lũy theo loài và khu vực lấy mẫu, phân tích tương quan được thực hiện nhằm làm rõ mối quan hệ giữa các yếu tố địa điểm với nồng độ ba chất hữu cơ trong trầm tích.

Bảng 3.4 trình bày hệ số tương quan Pearson giữa khoảng cách từ bờ, độ sâu nước và nồng độ BPA, PAHs, PAEs. Kết quả cho thấy sự khác biệt rõ nét trong cơ chế tích lũy của từng chất. Cụ thể, PAEs có mối tương quan dương mạnh và có ý nghĩa thống kê với khoảng cách từ bờ ($r = 0,709$, $p = 0,015$), cho thấy nồng độ chất

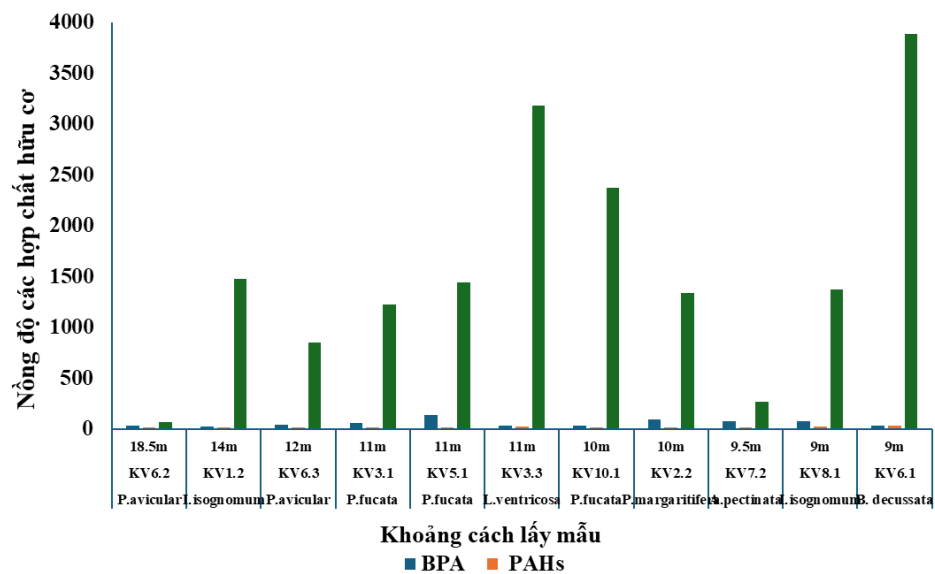
này tăng đáng kể khi khoảng cách từ bờ càng lớn. Ngược lại, BPA thể hiện mối tương quan dương trung bình với độ sâu nước ($r = 0,597$, $p = 0,052$), phản ánh xu hướng tích tụ cao hơn tại các khu vực có độ sâu lớn hơn. Trong khi đó, PAHs không ghi nhận mối tương quan có ý nghĩa thống kê với cả hai yếu tố khoảng cách từ bờ và độ sâu nước. Những phát hiện này cho thấy quá trình phân bố và tích lũy của các chất hữu cơ trong trầm tích bị chi phối một cách chọn lọc bởi đặc điểm môi trường địa điểm, trong đó khoảng cách từ bờ và độ sâu nước đóng vai trò quan trọng nhưng khác nhau đối với từng hợp chất.

Bảng 3.4. Hệ số tương quan giữa khoảng cách từ bờ, độ sâu và nồng độ các chất hữu cơ

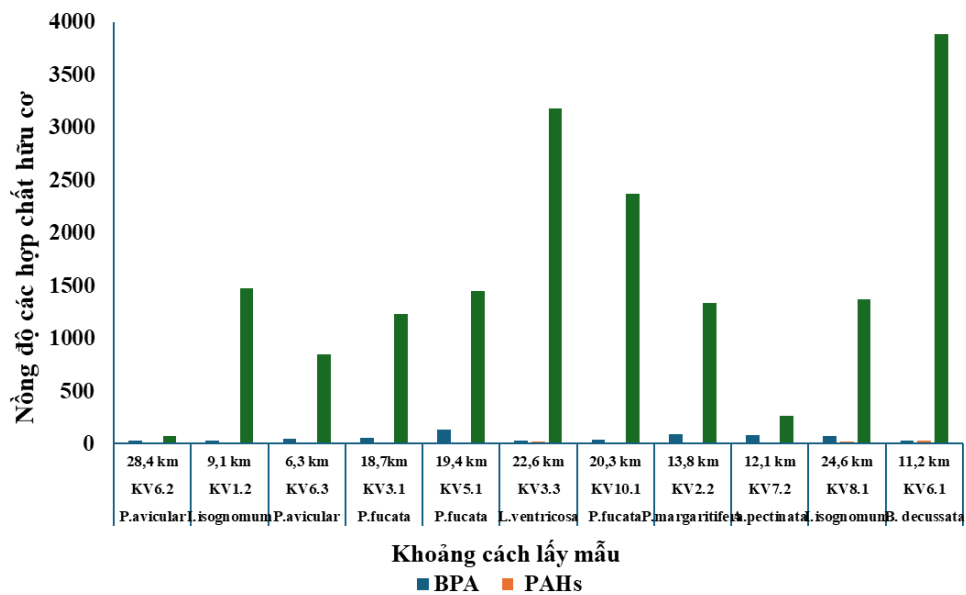
Biến độc lập	Chất hữu cơ	Pearson r	p-value	Mức độ tương quan	Ý nghĩa thống kê	Nhận xét chính
Khoảng cách từ bờ (km)	BPA	-0,131	0,700	Rất yếu	Không ý nghĩa	Không liên quan
Khoảng cách từ bờ (km)	PAHs	0,433	0,184	Trung bình dương	Không ý nghĩa	Có xu hướng nhẹ
Khoảng cách từ bờ (km)	PAEs	0,709	0,015	Mạnh dương	Có ý nghĩa ($p < 0,05$)	Càng xa bờ → nồng độ càng cao
Độ sâu (m)	BPA	0,597	0,052	Trung bình dương	Gần đạt ý nghĩa ($p \approx 0,05$)	Càng sâu → BPA có xu hướng cao hơn
Độ sâu (m)	PAHs	-0,367	0,266	Trung bình âm	Không ý nghĩa	Xu hướng giảm nhẹ
Độ sâu (m)	PAEs	-0,075	0,827	Rất yếu	Không ý nghĩa	Không liên quan

Kết quả phân tích tương quan cho thấy sự khác biệt rõ rệt trong mối quan hệ giữa các yếu tố địa điểm với nồng độ các chất hữu cơ trong trầm tích. PAEs là chất

có mối tương quan mạnh nhất và có ý nghĩa thống kê với khoảng cách từ bờ ($r = 0,709$, $p = 0,015$), cho thấy nồng độ PAEs tăng rõ rệt theo hướng xa bờ. Điều này có thể liên quan đến nguồn thải hoặc quá trình vận chuyển, lắng đọng của chất này ở vùng nước sâu hơn, xa bờ. Ngược lại, BPA thể hiện mối tương quan dương trung bình với độ sâu nước ($r = 0,597$, $p = 0,052$), gần đạt ngưỡng ý nghĩa thống kê, phản ánh xu hướng tích lũy cao hơn tại các vị trí có độ sâu lớn. Trong khi đó, PAHs không có mối tương quan có ý nghĩa với cả khoảng cách từ bờ lẫn độ sâu nước, cho thấy sự phân bố của chất này ít bị chi phối bởi hai yếu tố địa điểm này.



(a)



(b)

Hình 3.11 (a), (b). Đặc điểm tích lũy theo loài và khu vực lấy mẫu

Do số lượng mẫu của từng loài còn hạn chế và phân bố không đồng đều giữa các khu vực khảo sát, việc đánh giá sự khác biệt tích lũy giữa các loài chỉ mang tính tham khảo. Tuy nhiên, một số loài xuất hiện tại nhiều vị trí như *Pinctada fucata* (KV3.1, KV5.1 và KV10.1) hay *Pteria avicular* (KV6.2 và KV6.3) cho thấy nồng độ các hợp chất hữu cơ có sự khác biệt đáng kể giữa các khu vực. Kết quả này cho thấy điều kiện môi trường và nguồn phát thải tại địa điểm lấy mẫu có thể ảnh hưởng mạnh đến quá trình tích lũy các chất hữu cơ trong sinh vật.

Sự khác biệt giữa các vị trí khảo sát có thể liên quan đến mức độ tác động của các nguồn phát thải khác nhau cũng như các yếu tố môi trường như độ sâu, đặc điểm nền đáy, chế độ dòng chảy và quá trình lắng đọng vật chất. Các yếu tố này có thể làm thay đổi khả năng tiếp xúc và hấp thu chất ô nhiễm của sinh vật hai mảnh vỏ. Do đó, trong phạm vi nghiên cứu này, sự biến động về hàm lượng PAHs, BPA và PAEs giữa các khu vực khảo sát có xu hướng phản ánh ảnh hưởng của điều kiện môi trường địa phương rõ rệt hơn so với đặc điểm sinh học của loài.

Kết quả phân tích tương quan ở Bảng 3.4 cho thấy PAEs có mối liên hệ mạnh với khoảng cách từ bờ, trong khi BPA có xu hướng liên quan đến độ sâu nước. Hình 3.11 (a), (b) trực quan hóa rõ hơn điều này thông qua hai biểu đồ cột. Biểu đồ (b) cho thấy nồng độ PAEs tăng rõ rệt khi khoảng cách từ bờ càng lớn, đạt giá trị cao nhất tại điểm 28,4 km. Ngược lại, biểu đồ (a) cho thấy sự phân bố của PAEs ít phụ thuộc vào độ sâu, trong khi BPA có xu hướng cao hơn tại một số điểm có độ sâu lớn (18,5 m). Nồng độ PAHs ở cả hai biểu đồ đều duy trì ở mức thấp và không thể hiện xu hướng rõ ràng. Những đặc điểm này càng củng cố kết quả phân tích tương quan, khẳng định rằng mỗi chất hữu cơ ảnh hưởng chọn lọc với các mức độ khác nhau theo điều kiện môi trường địa điểm lấy mẫu. Bên cạnh đó, sự tích lũy các hợp chất hữu cơ còn có thể chịu ảnh hưởng của sự hiện diện của vi nhựa trong môi trường. Các hạt vi nhựa có khả năng hấp phụ các hợp chất hữu cơ kỵ nước và đóng vai trò như chất mang, làm tăng khả năng vận chuyển các chất ô nhiễm vào cơ thể sinh vật hai mảnh vỏ. Điều này góp phần làm gia tăng sự khác biệt về mức tích lũy giữa các khu vực có mức độ ô nhiễm vi nhựa khác nhau.

3.3. MỐI QUAN HỆ GIỮA VI NHỰA VÀ CÁC HỢP CHẤT HỮU CƠ LIÊN QUAN

Để đánh giá mối quan hệ giữa vi nhựa và các hợp chất hữu cơ dai dẳng (PAHs, BPA, PAEs) trong mô sinh vật hai mảnh vỏ, phân tích tương quan được thực hiện trên dữ liệu thực tế từ 10 khu vực khảo sát (KV1.2, KV2.2, KV3.1,

KV3.3, KV5.1, KV6.1, KV6.2, KV7.2, KV8.1, KV10.1). Mật độ vi nhựa (ng/g trọng lượng khô) được so sánh với nồng độ tổng hợp (Tổng HC) và các hợp chất chính (BPA, Benzo[a]pyrene, DBP) bằng hệ số tương quan Pearson. Bảng 3.5 dưới đây tóm tắt dữ liệu đầu vào và thống kê mô tả cho từng biến, cùng kết quả tương quan.

Bảng 3.5. Đặc trưng thống kê mô tả và đánh giá mối tương quan Pearson giữa mật độ vi nhựa với các hợp chất hữu cơ trong mẫu khảo sát.

Biến số	Min	Max	Median	Mean	SD	Mean \pm SD
Mật độ vi nhựa	12	212	41	60,91	57,40	60,91 \pm 57,40
BPA	26,96	137,10	44,12	58,36	34,34	58,36 \pm 34,34
Tổng PAHs	12,05	32,25	16,33	17,79	5,86	17,79 \pm 5,86
Tổng PAEs	71,92	3887,8	1371,5	1794,89	1133,05	1794,89 \pm 1133,05

Kết quả phân tích đặc trưng phân bố của vi nhựa và các hợp chất hữu cơ (BPA, PAHs, PAEs) tại 11 vị trí khảo sát được tổng hợp trong Bảng 3.5. Về mặt định lượng, mật độ vi nhựa ghi nhận giá trị trung bình 60,9 (+/-) 57,4 ng/g khô, thể hiện sự biến thiên mạnh mẽ về nồng độ giữa các khu vực địa lý khác nhau. Trong nhóm các hợp chất hữu cơ mục tiêu, PAEs là thành phần chiếm ưu thế tuyệt đối với nồng độ trung bình 1794,9 (+/-) 1133,1 ng/g, phản ánh một nền ô nhiễm hữu cơ đáng kể tại khu vực nghiên cứu.

Đáng chú ý, khi xét đến mối liên hệ tương quan giữa vi nhựa và các chất hữu cơ, các kết quả thu được từ bảng 3.4 cho thấy những xu hướng phức tạp hơn so với các mô hình lý thuyết thông thường. Phân tích tương quan Pearson ghi nhận các giá trị p đều lớn hơn ngưỡng ý nghĩa thống kê ($p > 0,05$), điều này hàm ý rằng tại thời điểm khảo sát và với quy mô mẫu hiện tại, chưa đủ bằng chứng thực nghiệm để thiết lập một mối liên hệ tuyến tính có ý nghĩa giữa mật độ vi nhựa và nồng độ tích tụ của các hợp chất hữu cơ.

Tuy nhiên, việc xuất hiện hệ số tương quan nghịch mức độ trung bình đối với PAHs ($r = -0,535$) và Phthalates ($r = -0,491$) gợi mở những vấn đề cần thảo luận sâu hơn về động học môi trường. Thay vì đóng vai trò vận chuyển làm gia tăng nồng độ chất ô nhiễm, sự hiện diện của vi nhựa trong trường hợp này dường như có sự tách biệt về mặt phân bố so với các chất hữu cơ. Hiện tượng này có thể được lý giải bởi sự khác biệt trong nguồn phát thải hoặc do các quá trình lý - hóa tại hiện trường (như vận chuyển thủy động lực học, sự cạnh tranh hấp phụ của các hạt trầm tích tự nhiên) đã lấn át cơ chế hấp phụ bề mặt của vi nhựa. Ngược lại, mối tương quan thuận rất yếu của BPA ($r = 0,138$) củng cố thêm giả thuyết về tính độc lập trong quá trình lan truyền và tích tụ của các tác nhân này. Tóm lại, mặc dù chưa ghi nhận sự tương quan chặt chẽ về mặt thống kê, nhưng xu hướng biến thiên nghịch chiều của PAHs và PAEs với vi nhựa là một chỉ dấu quan trọng cho thấy cơ chế tương tác giữa vi nhựa và chất ô nhiễm hữu cơ tại khu vực nghiên cứu không tuân theo các kịch bản hấp phụ đơn giản.

Vai trò của vi nhựa trong vận chuyển các chất hữu cơ:

Vi nhựa được xem là một trong những cơ chế quan trọng góp phần vào sự tích lũy các chất ô nhiễm hữu cơ dai dẳng trong môi trường biển và chuỗi thức ăn thông qua vai trò là vật mang. Đặc tính ưa dầu và diện tích bề mặt lớn cho phép vi nhựa hấp phụ các hợp chất hữu cơ có hệ số phân bố octanol-nước ($\log K_{ow}$) cao như PAHs, BPA và PAEs. Tuy nhiên, kết quả thực nghiệm từ nghiên cứu này cho thấy mối tương quan giữa mật độ vi nhựa và nồng độ các chất hữu cơ không tuân theo các kịch bản tuyến tính đơn giản thường thấy trong điều kiện phòng thí nghiệm. Dựa trên dữ liệu quan trắc, hệ số tương quan Pearson giữa mật độ vi nhựa và các hợp chất BPA ($r = 0,138$), tổng PAHs ($r = -0,535$) và tổng PAEs ($r = -0,491$) đều có giá trị $p > 0,05$. Điều này chỉ ra rằng, tại khu vực khảo sát, chưa có bằng chứng xác nhận sự tương quan thuận chặt chẽ mang tính thống kê giữa mật độ hạt vi nhựa và mức độ tích tụ chất hữu cơ trong mẫu. Kết quả này phản ánh tính phức tạp của môi trường hiện trường, nơi cơ chế "vật mang" của vi nhựa bị chi phối bởi nhiều yếu tố nhiễu.

Cụ thể, đối với BPA, mặc dù có tương quan thuận nhưng ở mức rất yếu ($r = 0,138$), cho thấy sự tích lũy BPA có thể xuất phát từ nhiều nguồn thải độc lập (như rác thải nhựa tại chỗ hoặc nước thải công nghiệp) hơn là do sự vận chuyển cơ học của các hạt vi nhựa trong cột nước. Đối với PAHs và PAEs, việc xuất hiện tương quan nghịch mức độ trung bình gợi mở rằng sự phân bố của chúng có thể bị chiếm

ưu thế bởi sự hấp phụ vào các hạt trầm tích tự nhiên hoặc chất hữu cơ hòa tan có ái lực mạnh hơn so với bề mặt nhựa polymer. Bên cạnh đó, vai trò vận chuyển của vi nhựa còn phụ thuộc mật thiết vào đặc tính polymer và mức độ phong hóa. Các hạt vi nhựa tại hiện trường sau thời gian dài tiếp xúc với các yếu tố lý - hóa có thể hình thành màng sinh học, làm thay đổi đặc tính bề mặt và khả năng hấp phụ so với nhựa nguyên sinh. Sự hiện diện của giá trị cực đại nồng độ PAEs tại vị trí KV10.1 (3887,8 ng/g) trong khi mật độ vi nhựa không phải cao nhất, củng cố giả thuyết rằng các chất phụ gia nhựa có thể được giải phóng trực tiếp từ các vật liệu nhựa kích thước lớn trước khi chúng phân rã thành vi nhựa, hoặc do đặc thù nguồn thải cục bộ tại khu vực cảng và tàu thuyền.

Tóm lại, mặc dù lý thuyết về vai trò vật mang của vi nhựa là rất tiềm tàng, nhưng dữ liệu nghiên cứu nhấn mạnh rằng tương tác này không diễn ra đồng nhất mà phụ thuộc vào điều kiện môi trường cụ thể (dòng chảy, độ đục, nguồn thải). Việc chưa tìm thấy tương quan thuận có ý nghĩa thống kê trong nghiên cứu này không phủ nhận vai trò của vi nhựa, mà cho thấy cần có những nghiên cứu sâu hơn về cơ chế giải phóng phụ gia từ nhựa và sự cạnh tranh hấp phụ giữa vi nhựa với các thành phần môi trường khác để đánh giá chính xác rủi ro sinh thái trong khu vực.

3.4. ĐÁNH GIÁ RỦI RO PHƠI NHIỄM VI NHỰA VÀ CÁC HỢP CHẤT HỮU CƠ ĐỐI VỚI CON NGƯỜI VÀ HỆ SINH THÁI

3.4.1. Đánh giá nguy cơ từ thành phần polymer

Để đánh giá mức độ rủi ro hóa học tiềm tàng của các loại polymer vi nhựa đối với hệ sinh thái biển tại khu vực nghiên cứu, chỉ số rủi ro Polymer (*PHI*) đã được tính toán dựa trên trọng số nguy hại (*Sn*) của từng loại nhựa thành phần. Kết quả tổng hợp chỉ số *PHI* và phân mức rủi ro tương ứng tại 11 khu vực khảo sát được trình bày chi tiết tại Bảng 3.7.

Bảng 3.7. Giá trị tổng hợp chỉ số *PHI* và phân mức rủi ro tại các khu vực

Khu vực	Giá trị <i>PHI</i> tổng	Phân loại	Mức độ rủi ro
KV 1.2	5039,1304	V	Cực kỳ nguy hiểm
KV 2.1	1352710,0	V	Cực kỳ nguy hiểm
KV 2.2	377534,9	V	Cực kỳ nguy hiểm
KV 3.1	1787039,0	V	Cực kỳ nguy hiểm
KV 3.3	21545,35	V	Cực kỳ nguy hiểm
KV 5.1	2160443,0	V	Cực kỳ nguy hiểm
KV 6.1	14733,33	V	Cực kỳ nguy hiểm
KV 6.2	34717,81	V	Cực kỳ nguy hiểm
KV 6.3	37782,14	V	Cực kỳ nguy hiểm
KV 7.2	62600,0	V	Cực kỳ nguy hiểm
KV 8.1	201200,0	V	Cực kỳ nguy hiểm

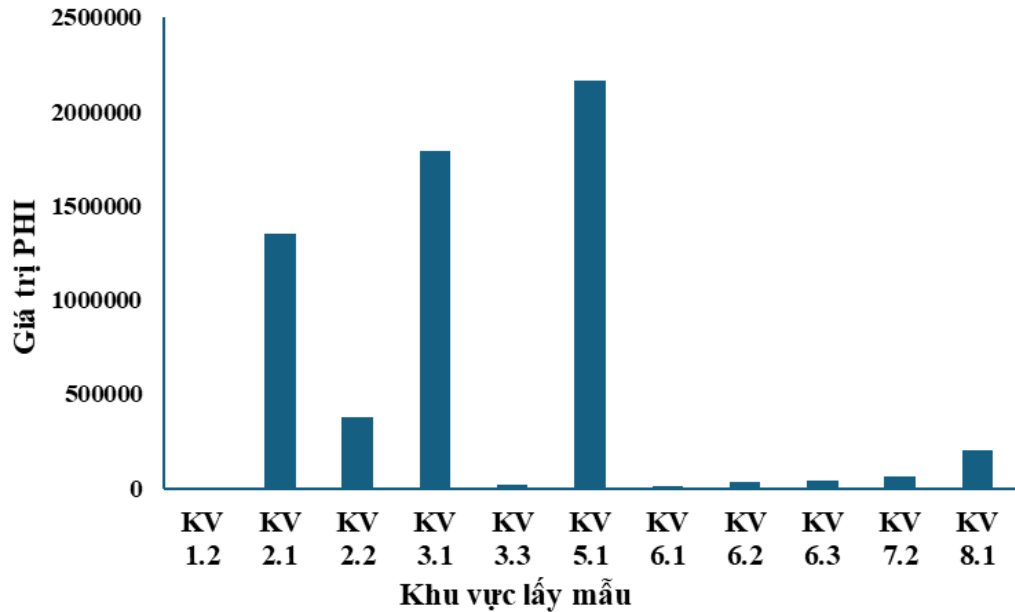
Dựa trên kết quả tại Bảng 3.7, có thể thấy một thực trạng đáng báo động về mức độ nguy hại hóa học của vi nhựa trong khu vực. Tất cả 11 khu vực khảo sát đều ghi nhận giá trị *PHI* vượt xa ngưỡng 1000, thuộc Mức V (Mức độ rủi ro cực kỳ nguy hiểm).

Giá trị PHI đặc biệt cao tại các khu vực KV 2.1, KV 3.1 và KV 5.1 có thể liên quan đến đặc điểm nguồn phát thải tại địa phương. PVC thường được sử dụng rộng rãi trong vật liệu xây dựng, đường ống dẫn nước, dây cáp điện, lưới nuôi trồng thủy sản và các thiết bị phục vụ hoạt động hàng hải. Dưới tác động của bức xạ UV, sóng biển và quá trình phong hóa cơ học, các vật liệu này có thể bị phân mảnh thành vi nhựa và phát tán vào môi trường biển. Do đó, sự xuất hiện với tỷ lệ cao của PVC tại các khu vực khảo sát có thể phản ánh ảnh hưởng của hoạt động dân sinh ven biển, nuôi trồng thủy sản và giao thông hàng hải trong khu vực nghiên cứu.

Sự biến động mạnh mẽ: Chỉ số *PHI* có sự phân hóa rõ rệt giữa các khu vực, dao động từ 5.039,13 (Khu vực KV 1.2) đến mức cực đoan trên 2.160.443 (Khu vực KV 5.1). Sự chênh lệch lên tới hàng trăm lần này không hoàn toàn phụ thuộc vào số lượng hạt nhựa mà chủ yếu do sự khác biệt về thành phần polymer tại mỗi vị trí. Tại các khu vực có giá trị *PHI* vọt lên hàng triệu (như KV 2.1, KV 3.1, KV 5.1), nguyên nhân chính là do sự chiếm ưu thế tuyệt đối của Polyvinyl Chloride (PVC). Với hệ số nguy hại $Sn = 10.551$, PVC đóng vai trò là tác nhân chính đẩy rủi ro hóa học lên mức báo động đỏ. Ngay cả tại các khu vực có tổng số hạt thấp, sự xuất hiện của nhựa nhiệt rắn như Melamine-urea-formaldehyde hay Phenol resin cũng đủ để kéo chỉ số *PHI* vào nhóm nguy hiểm.

Kết quả nghiên cứu cho thấy PVC là polymer đóng góp lớn nhất vào chỉ số PHI tại nhiều khu vực khảo sát. Xu hướng này tương đồng với các nghiên cứu trước đây về đánh giá rủi ro polymer trong môi trường biển. Theo Lithner và cộng sự (2011) [57], PVC là một trong những loại nhựa có mức độ nguy hại cao nhất do chứa nhiều phụ gia như chất hóa dẻo, chất ổn định nhiệt và các hợp chất chứa kim loại nặng. Các nghiên cứu tại vùng ven biển Trung Quốc và Địa Trung Hải cũng ghi nhận rằng mặc dù PE và PP thường chiếm ưu thế về số lượng, sự xuất hiện của PVC với tỷ lệ tương đối nhỏ vẫn có thể làm gia tăng đáng kể chỉ số PHI do hệ số nguy hại rất cao [14]. Kết quả này cho thấy đánh giá rủi ro vi nhựa không nên chỉ dựa vào mật độ hạt mà cần xem xét đồng thời thành phần polymer để phản ánh chính xác mức độ nguy hại sinh thái.

Hình 3.12 trực quan hóa sự chênh lệch này trên thang đo, cho thấy áp lực hóa học từ vi nhựa là một nguy cơ thường trực và nghiêm trọng. Điều này đặt ra mối lo ngại lớn về khả năng giải phóng các monome độc hại và chất phụ gia vào môi trường nước, gây ảnh hưởng trực tiếp đến sức khỏe của các loài nhuyễn thể hai mảnh vỏ thông qua cơ chế tích lũy sinh học.



Hình 3.12. Biểu đồ so sánh chỉ số rủi ro polymer (*PHI*) tại các khu vực khảo sát.

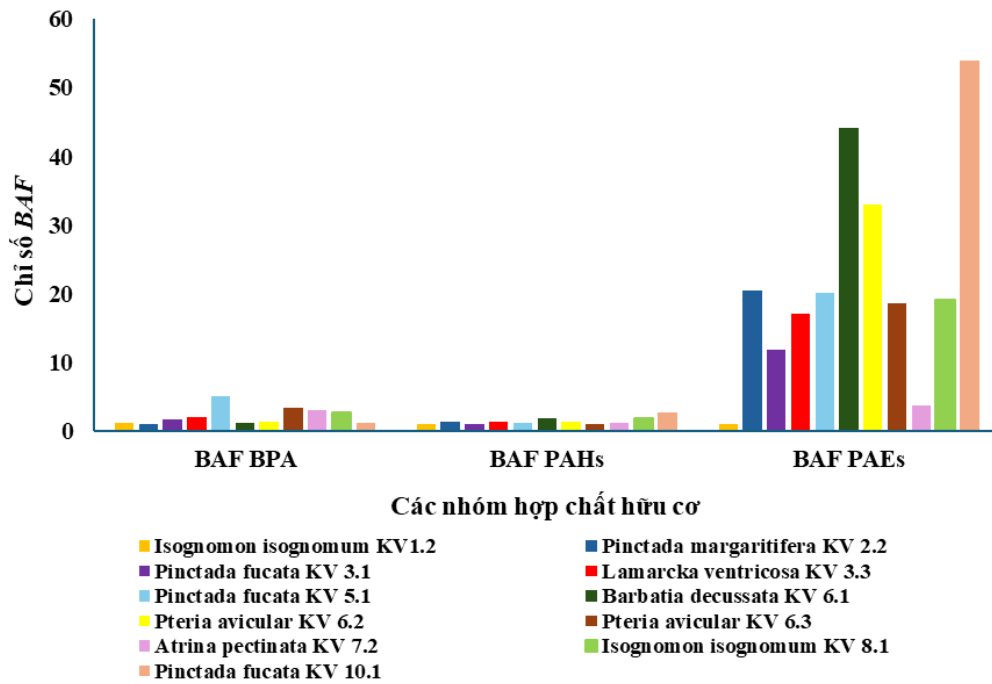
Hình 3.12 thể hiện rõ về mức độ nguy hại polymer giữa các khu vực khảo sát. Nổi bật nhất là các khu vực KV 5.1, KV 3.1 và KV 2.1 với giá trị *PHI* hàng triệu đơn vị, cao vượt trội so với phần còn lại.

Sự chênh lệch này (gấp hàng trăm lần so với các khu vực có *PHI* thấp như KV 1.2 hay 6.1) hoàn toàn do sự hiện diện với tỷ lệ cao của nhựa Polyvinyl Chloride (PVC) tại 3 vị trí này. Với trọng số nguy hại cực lớn ($Sn = 10551$), PVC đóng vai trò là tác nhân chính đẩy rủi ro polymer lên mức báo động đỏ, cho thấy áp lực độc tính hóa học cực kỳ nghiêm trọng từ vi nhựa đối với hệ sinh thái tại đây.

Ngoài nguy cơ từ bản thân hạt vi nhựa, sự hiện diện của các polymer có độc tính cao như PVC còn làm gia tăng nguy cơ giải phóng các chất phụ gia hóa học vào môi trường nước. Nhiều nghiên cứu đã chỉ ra rằng PVC có thể chứa phthalate, chất ổn định nhiệt và các hợp chất hữu cơ khác có khả năng gây rối loạn nội tiết, ảnh hưởng đến sinh trưởng và sinh sản của sinh vật thủy sinh. Đối với nhóm sinh vật hai mảnh vỏ, quá trình lọc nước liên tục khiến chúng dễ dàng tiếp xúc và tích lũy các hạt vi nhựa cũng như các chất ô nhiễm hấp phụ trên bề mặt vi nhựa. Điều này có thể làm gia tăng áp lực độc tính mãn tính đối với quần thể sinh vật đáy và ảnh hưởng đến chất lượng nguồn lợi thủy sản trong khu vực. Vì vậy, mặc dù *PHI* chỉ phản ánh nguy cơ tiềm tàng từ thành phần polymer, kết quả thu được cho thấy hệ sinh thái biển tại các khu vực khảo sát đang chịu áp lực ô nhiễm vi nhựa ở mức đáng quan tâm và cần được giám sát thường xuyên trong thời gian tới.

3.4.2. Hệ số tích lũy sinh học của các hợp chất hữu cơ

Để đánh giá khả năng tích lũy các hợp chất hữu cơ từ môi trường vào cơ thể sinh vật, hệ số tích lũy sinh học (*BAF*) đã được tính toán cho ba nhóm hợp chất gồm BPA, tổng PAHs và tổng PAEs tại 11 khu vực khảo sát. Kết quả so sánh mức độ tích lũy giữa các nhóm chất và các khu vực lấy mẫu được thể hiện chi tiết tại Hình 3.13.



Hình 3.13. Hệ số tích lũy sinh học (*BAF*) của BPA, PAHs và PAEs tại các vị trí lấy mẫu.

Dựa trên kết quả biểu diễn tại Hình 3.13, có thể đưa ra các nhận định sau về đặc điểm tích lũy sinh học của các loài nhuyễn thể hai mảnh vỏ trong khu vực nghiên cứu. Tất cả các giá trị *BAF* thu được đều nằm dưới ngưỡng 100. Theo thang phân loại độc học, khả năng tích lũy các hợp chất hữu cơ mục tiêu từ môi trường vào mô mềm sinh vật tại khu vực khảo sát đang ở mức thấp. Điều này cho thấy nồng độ các chất này trong sinh vật hiện vẫn nằm trong khả năng kiểm soát sinh học của loài.

Kết quả *BAF* thấp tại tất cả các khu vực khảo sát cho thấy các hợp chất BPA, PAHs và PAEs chưa có xu hướng tích lũy mạnh trong cơ thể sinh vật hai mảnh vỏ tại vùng biển miền Trung Việt Nam. Xu hướng này tương đồng với một số nghiên cứu gần đây trên sinh vật biển nhiệt đới, trong đó các hợp chất hữu cơ có thể hiện diện phổ biến trong môi trường nhưng không phải lúc nào cũng tích lũy tương ứng trong

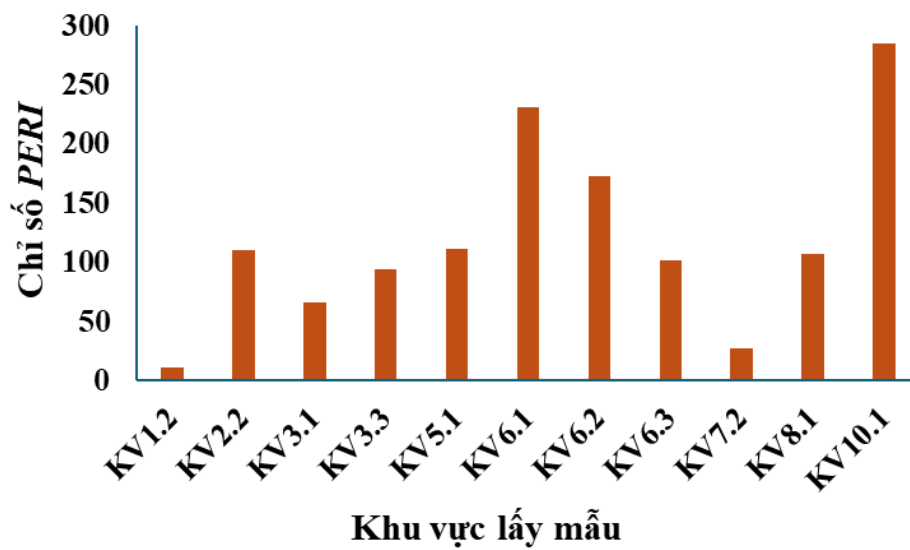
mô sinh vật. Nguyen Thi Thu Thuy và cộng sự (2024) [58] khi nghiên cứu các chất ô nhiễm hữu cơ trong nhuyễn thể ven biển miền Trung Việt Nam cũng ghi nhận sự khác biệt đáng kể giữa nồng độ môi trường và mức độ tích lũy trong cơ thể sinh vật. Điều này cho thấy khả năng tích lũy chịu ảnh hưởng đồng thời bởi đặc tính hóa học của chất ô nhiễm, đặc điểm sinh học của loài và điều kiện môi trường tại khu vực nghiên cứu. Sự khác biệt giữa các nhóm chất: Nhóm PAEs thể hiện ưu thế tích lũy rõ rệt so với BPA và PAHs tại hầu hết các khu vực. Điểm ghi nhận tại loài *Pinctada fucata* ở khu vực KV 10.1 ($BAF = 54$) và *Barbatia decussata* tại KV 6.1 ($BAF = 44$). Sự vượt trội này có thể do ái lực hóa học mạnh mẽ của các dẫn xuất Phthalate với các cấu trúc mô mỡ và protein trong sinh vật biển.

Nhóm PAEs ghi nhận giá trị BAF cao hơn BPA và PAHs tại phần lớn các vị trí khảo sát. Kết quả này phù hợp với đặc tính hóa lý của các hợp chất phthalate khi chúng có tính kỵ nước tương đối cao và dễ phân bố vào các mô giàu lipid của sinh vật. Ngoài ra, PAEs còn được sử dụng rộng rãi làm chất hóa dẻo trong nhiều loại nhựa, dẫn đến khả năng phát thải liên tục từ môi trường biển. Nghiên cứu của Cao và cộng sự (2022) cho thấy vi nhựa có thể đóng vai trò là nguồn phát thải thứ cấp quan trọng của PAEs trong hệ sinh thái thủy sinh. Do đó, sự hiện diện đồng thời của vi nhựa và PAEs trong các mẫu sinh vật có thể góp phần làm tăng khả năng tiếp xúc và tích lũy của nhóm hợp chất này trong cơ thể nhuyễn thể.

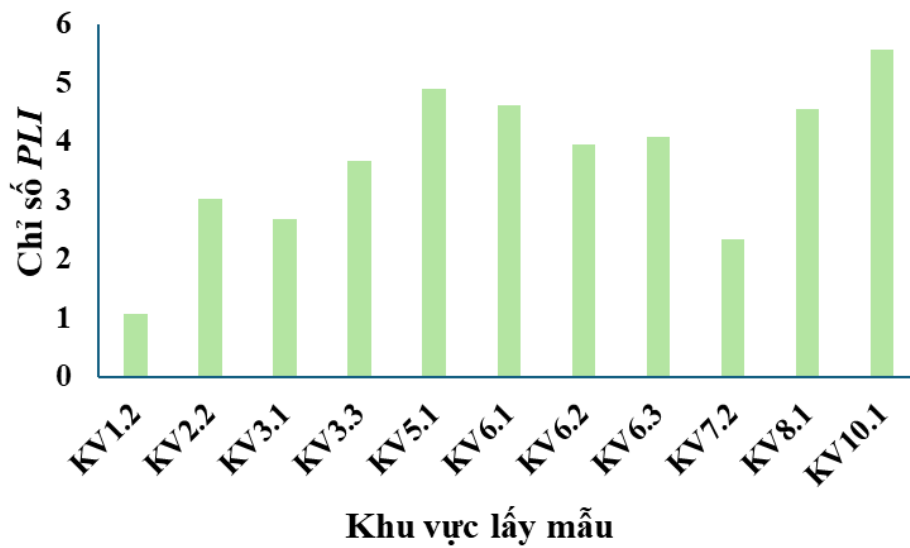
Đặc điểm theo khu vực và loài: Mặc dù nồng độ BPA tại một số khu vực (như KV 5.1) khá cao, nhưng hệ số tích lũy BAF lại không tăng tương ứng, cho thấy sự tích lũy không chỉ phụ thuộc vào nồng độ môi trường mà còn bị chi phối bởi đặc tính sinh lý của từng loài. Các khu vực có sự xuất hiện của giống *Pinctada* (Trai ngọc) thường có xu hướng ghi nhận chỉ số tích lũy ổn định hơn so với các nhóm khác. Mặc dù tất cả các giá trị BAF đều thấp hơn ngưỡng 100, điều này không đồng nghĩa với việc hoàn toàn không tồn tại nguy cơ sinh thái. Đối với các loài hai mảnh vỏ, quá trình phơi nhiễm diễn ra liên tục thông qua hoạt động lọc nước và hấp thu vật chất lơ lửng trong môi trường. Việc ghi nhận BAF thấp có thể phản ánh khả năng chuyên hóa, đào thải hoặc điều hòa sinh học hiệu quả của sinh vật đối với các hợp chất hữu cơ ở mức nồng độ hiện tại. Tuy nhiên, nếu nguồn phát thải tiếp tục gia tăng hoặc thời gian phơi nhiễm kéo dài, các chất ô nhiễm có thể tích lũy dần trong mô sinh vật và làm tăng nguy cơ truyền tải qua chuỗi thức ăn. Vì vậy, kết quả nghiên cứu nên được xem như cơ sở đánh giá hiện trạng hơn là bằng chứng cho thấy nguy cơ tích lũy sinh học đã được loại bỏ hoàn toàn.

3.4.3. Đánh giá rủi ro sinh thái

Nhằm đánh giá một cách hệ thống mức độ tích lũy nồng độ chất ô nhiễm và hệ quả rủi ro đối với quần thể sinh vật tại khu vực nghiên cứu, các chỉ số độc học môi trường bao gồm Chỉ số tải lượng ô nhiễm tổng hợp (*PLI*) và Chỉ số rủi ro sinh thái tiềm năng (*PERI*) đã được thiết lập. Việc tích hợp các chỉ số này cho phép phân tích mối tương quan mật thiết giữa sự hiện diện thực tế của các hợp chất hữu cơ (BPA, PAHs, PAEs) và khả năng gây tác động tiêu cực lên hệ sinh thái dựa trên trọng số độc tính đặc trưng của từng nhóm chất (Hình 3.14).



(a)



(b)

Hình 3.14. Biến thiên chỉ số *PLI* và mức độ rủi ro sinh thái *PERI* theo các khu vực khảo sát.

Về phương diện tải lượng ô nhiễm, giá trị *PLI* ghi nhận tại hầu hết các khu vực đều vượt ngưỡng đơn vị ($PLI > 1$), khẳng định tình trạng tích lũy đa hợp chất đang diễn ra phổ biến trên diện rộng. Tại các khu vực KV10.1 ($PLI = 5,58$) và KV6.1 ($PLI = 4,61$), chỉ số này đạt giá trị cực đại, phản ánh áp lực ô nhiễm tích hợp ở mức cao. Sự gia tăng này có mối tương quan thuận chặt chẽ với nồng độ tổng Phthalates (PAEs) trong mô mềm, cho thấy nhóm chất hóa dẻo này là tác nhân đóng góp chính vào sự biến đổi của chỉ số ô nhiễm tổng hợp tại khu vực biển Nam Trung Bộ.

Xét về khía cạnh rủi ro sinh thái, chỉ số *PERI* cung cấp một cái nhìn sâu sắc hơn về khả năng gây độc tính lên quần thể nhuyễn thể hai mảnh vỏ. Mặc dù phần lớn mạng lưới khu vực khảo sát vẫn duy trì mức độ an toàn với giá trị *PERI* nằm trong ngưỡng Rủi ro thấp ($PERI < 150$), nghiên cứu đã xác định được các "điểm nóng" sinh thái tại KV10.1 (284,87), KV6.1 (231,45) và KV6.2 (173,34). Tại những vị trí này, rủi ro đã tịnh tiến sang mức Trung bình, cảnh báo sự quá tải về mặt sinh học do sự cộng hưởng độc tính từ các dẫn xuất PAEs và PAHs. Hiện tượng phân hóa rủi ro này có thể liên quan mật thiết đến các hoạt động kinh tế ven biển, nơi các chất ô nhiễm mới nổi từ nguồn thải đô thị và công nghiệp có xu hướng tích tụ mạnh mẽ trong các loài *bivalve* bám và lọc nước.

Kết quả *PERI* trong nghiên cứu nhìn chung vẫn thấp hơn so với nhiều khu vực ven biển chịu tác động mạnh của công nghiệp và đô thị hóa trên thế giới. Một số nghiên cứu tại Trung Quốc và khu vực cửa sông công nghiệp đã ghi nhận giá trị *PERI* ở mức cao đến rất cao do sự tích lũy đồng thời của nhiều nhóm chất ô nhiễm hữu cơ và kim loại nặng trong trầm tích và sinh vật đáy [5]. So với các khu vực này, hệ sinh thái biển miền Trung Việt Nam hiện vẫn duy trì mức độ rủi ro tương đối thấp. Tuy nhiên, sự xuất hiện các điểm nóng sinh thái tại KV10.1, KV6.1 và KV6.2 cho thấy áp lực ô nhiễm đang có xu hướng tập trung cục bộ và cần được theo dõi chặt chẽ trong tương lai.

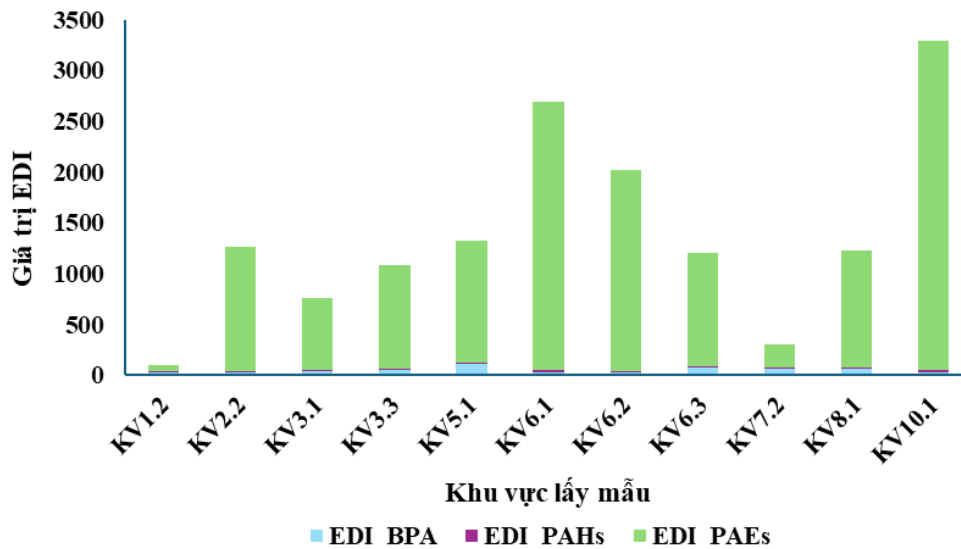
Một điểm đáng chú ý là giá trị *PLI* và *PERI* mặc dù có xu hướng biến động cùng chiều nhưng không hoàn toàn tỷ lệ thuận với nhau. *PLI* phản ánh mức độ tích lũy tổng hợp của các chất ô nhiễm trong môi trường, trong khi *PERI* còn tính đến hệ số độc tính đặc trưng của từng hợp chất. Vì vậy, một khu vực có tải lượng ô nhiễm không quá cao vẫn có thể ghi nhận *PERI* lớn nếu xuất hiện các hợp chất có độc tính

sinh thái mạnh. Điều này cho thấy đánh giá rủi ro sinh thái không nên chỉ dựa trên nồng độ chất ô nhiễm mà cần xem xét đồng thời bản chất độc học của từng nhóm chất để phản ánh chính xác nguy cơ đối với hệ sinh thái.

Tổng hợp lại, kết quả đánh giá rủi ro sinh thái khẳng định rằng mặc dù hệ sinh thái chưa rơi vào trạng thái nguy cấp trên diện rộng, nhưng áp lực tích lũy chất hữu cơ tại các cụm khu vực phía Nam và khu vực ven bờ đang tiệm cận các ngưỡng giới hạn sinh học. Sự tương quan đồng nhất giữa *PLI* và *PERI* cho thấy tính cấp thiết của việc triển khai các chương trình quan trắc định kỳ, đặc biệt là đối với nhóm Phthalates, nhằm kiểm soát các tác động tiêu cực dài hạn lên đa dạng sinh học và nguồn lợi thủy sản tại địa phương.

3.4.4. Đánh giá rủi ro sức khỏe con người

Nhằm định lượng mức độ phơi nhiễm thực phẩm của người tiêu dùng tại khu vực nghiên cứu, lượng tiếp nhận hàng ngày (*EDI*) đối với BPA, PAHs và PAEs đã được mô phỏng dựa trên nồng độ tích lũy thực tế trong mô mềm của các loài sinh vật. Chỉ số này đóng vai trò quan trọng trong việc xác định tải lượng các hợp chất kỵ nước xâm nhập vào cơ thể con người thông qua con đường tiêu hóa, làm tiền đề cho các đánh giá về ngưỡng an toàn độc học (Hình 3.15).



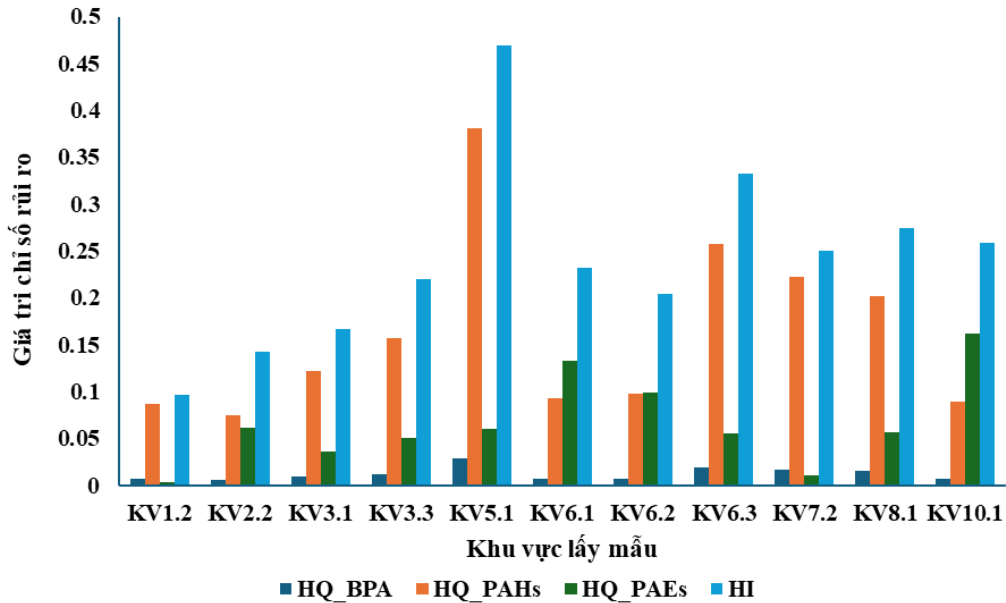
Hình 3.15. Lượng tiếp nhận hàng ngày (*EDI*) các hợp chất hữu cơ thông qua tiêu thụ nhuyễn thể hai mảnh vỏ.

Dữ liệu mô phỏng tại Hình 3.15 cho thấy sự khác biệt rõ rệt về tải lượng phơi nhiễm giữa các nhóm chất. Đáng chú ý nhất là sự chiếm ưu thế của nhóm PAEs với giá trị *EDI* dao động từ 59,93 đến mức cực đại 3239,83 ng/kg/ngày (khu vực KV10.1). Sự gia tăng đột biến này phản ánh tình trạng tích lũy mạnh mẽ của các chất hóa dẻo trong mô mềm sinh vật tại các khu vực chịu áp lực lớn từ hoạt động nhân sinh ven bờ.

Ngược lại, mức phơi nhiễm đối với BPA (*EDI_BPA*) và tổng PAHs (*EDI_PAHs*) duy trì ở ngưỡng thấp và ổn định hơn trên toàn mạng lưới khu vực khảo sát. Khi đối chiếu với liều chiếu nạp tham chiếu do US EPA và EFSA quy định, toàn bộ giá trị *EDI* của cả ba nhóm chất đều thấp hơn ngưỡng giới hạn từ 10 đến 100 lần. Ngay cả tại kịch bản phơi nhiễm cao nhất, tải lượng thực tế vẫn nằm trong vùng kiểm soát an toàn độc học.

Tóm lại, kết quả định lượng *EDI* khẳng định việc tiêu thụ các loài nhuyễn thể tại khu vực nghiên cứu hiện chưa đối mặt với nguy cơ phơi nhiễm quá mức. Tuy nhiên, sự vượt trội của tải lượng PAEs so với các hợp chất khác là một chỉ dấu quan trọng, đòi hỏi sự giám sát chặt chẽ đối với nhóm chất ô nhiễm mới nổi này trong tương lai để đảm bảo an toàn thực phẩm bền vững.

Bên cạnh việc xác định tải lượng tiếp nhận, việc đánh giá chỉ số nguy cơ (*HQ*) và tổng chỉ số nguy cơ tích lũy (*HI*) là bước then chốt để định lượng mức độ rủi ro thực tế đối với sức khỏe con người. Phương pháp này không chỉ xem xét nồng độ chất ô nhiễm mà còn tích hợp các ngưỡng độc học tham chiếu đặc trưng cho từng nhóm chất. Sự kết hợp giữa các giá trị *HQ* thành phần và đường biểu diễn *HI* (Hình 3.16) cho phép nhận diện các nhóm hợp chất ưu tiên gây rủi ro và mức độ an toàn của sinh vật thực phẩm tại từng khu vực khảo sát.



Hình 3.16. Chỉ số nguy cơ (HQ) và tổng chỉ số nguy cơ (HI) tại các khu vực khảo sát.

Kết quả định lượng rủi ro sức khỏe tại Hình 3.16 khẳng định một kịch bản an toàn độc học đối với người tiêu dùng tại khu vực nghiên cứu. Toàn bộ các giá trị tổng rủi ro tích lũy (HI) dao động từ 0,096 đến 0,470, thấp hơn nhiều so với ngưỡng báo động theo quy chuẩn quốc tế ($HI < 1,0$). Điều này cho thấy việc tiêu thụ các loài nhuyễn thể hai mảnh vỏ khảo sát chưa tiềm ẩn nguy cơ gây ra các tác động tiêu cực phi ung thư đến sức khỏe cộng đồng dưới kịch bản phơi nhiễm thông thường.

Về cấu trúc đóng góp rủi ro, một đặc điểm quan trọng được ghi nhận là sự chi phối của nhóm PAHs (biểu hiện qua cột HQ_PAHs) tại hầu hết các vị trí khảo sát, đặc biệt là đỉnh rủi ro tại khu vực KV5.1. Mặc dù lượng tiếp nhận PAEs (EDI_PAEs) thực tế cao hơn, nhưng hệ số độc tính khắt khe của PAHs khiến nhóm này trở thành tác nhân kiểm soát rủi ro chính trong bức tranh tổng thể. Trong khi đó, rủi ro từ BPA (HQ_BPA) duy trì ở mức thứ yếu và không đáng kể.

Sự phân hóa rủi ro theo khu vực cũng chỉ ra sự gia tăng đóng góp của nhóm Phthalates tại các khu vực ven bờ như KV10.1 và KV6.1, phản ánh ảnh hưởng từ các nguồn thải nhựa cục bộ. Tuy nhiên, sự cộng hưởng độc tính của các nhóm chất vẫn nằm trong giới hạn an toàn sinh học. Kết quả này là cơ sở khoa học quan trọng để khẳng định tính an toàn thực phẩm của khu vực, đồng thời xác định PAHs và PAEs là hai đối tượng ưu tiên trong các chiến lược giám sát độc học môi trường dài hạn tại vùng biển Nam Trung Bộ.

3.4.5. Độc tính hỗn hợp và nguy cơ sinh thái

Sự hiện diện đồng thời của vi nhựa và các hợp chất hữu cơ (PAHs, BPA, PAEs) trong mô sinh vật hai mảnh vỏ cho thấy khả năng xuất hiện độc tính hỗn hợp trong hệ sinh thái biển. *MPs* gây tác động vật lý và còn đóng vai trò vận chuyển, làm tăng mức độ phơi nhiễm nội tại và tạo ra hiệu ứng cộng hưởng độc học.

Về nguy cơ sinh thái: Chỉ số tải lượng ô nhiễm *PLI* > 1 tại tất cả các khu vực xác nhận tình trạng ô nhiễm nhựa đồng hành cùng các hợp chất hữu cơ kỵ nước. Chỉ số rủi ro sinh thái tiềm năng (*PERI*) đạt giá trị cao nhất tại KV10.1, KV6.1 và KV6.2, tịnh tiến vào ngưỡng Rủi ro trung bình (*PERI* > 150). Sự gia tăng này chủ yếu do đóng góp của nhóm PAEs, liên quan mật thiết đến nguồn thải nhựa tiêu dùng và các hoạt động kinh tế biển ven bờ.

Về rủi ro sức khỏe con người: Trái ngược với nồng độ tích lũy cao trong môi trường, kết quả đánh giá rủi ro sức khỏe cho thấy một kịch bản an toàn. Tổng chỉ số nguy cơ tích lũy (*HI*) tại toàn bộ các khu vực đều thấp hơn ngưỡng báo động (*HI* < 1), dao động từ 0,096 đến 0,470. Mặc dù lượng tiếp nhận *EDI*_PAEs lớn, nhưng nhóm PAHs mới là tác nhân đóng góp tỷ trọng rủi ro cao nhất do hệ số độc tính khắt khe. Kết quả này khẳng định việc tiêu thụ hải sản tại khu vực nghiên cứu hiện chưa gây ra rủi ro sức khỏe cấp bách đối với tác động phi ung thư.

Kết quả nghiên cứu có nhiều điểm tương đồng với các nghiên cứu gần đây tại Việt Nam và khu vực Đông Nam Á, trong đó vi nhựa, BPA, PAHs và PAEs đều được ghi nhận xuất hiện đồng thời trong sinh vật biển và môi trường ven bờ. Strady và cộng sự (2021) cho thấy vi nhựa đã phân bố rộng rãi trong các hệ sinh thái biển và nước ngọt Việt Nam [59], trong khi Doan Thi Oanh và cộng sự (2023) ghi nhận sự tích lũy vi nhựa phổ biến trong nhuyễn thể hai mảnh vỏ tại nhiều vùng ven biển [60]. Bên cạnh đó, Cao và cộng sự (2022) cũng chỉ ra rằng vi nhựa có thể đóng vai trò là nguồn phát thải thứ cấp và chất mang đối với các hợp chất phthalate trong môi trường thủy sinh [61]. Những kết quả này củng cố giả thuyết rằng sự đồng hiện diện của vi nhựa và các hợp chất hữu cơ trong nghiên cứu không phải hiện tượng cục bộ mà phản ánh xu thế ô nhiễm tổng hợp đang gia tăng tại các hệ sinh thái biển ven bờ dưới tác động của đô thị hóa, phát triển công nghiệp và hoạt động thủy sản.

KẾT LUẬN VÀ KIẾN NGHỊ

4.1. KẾT LUẬN

Nghiên cứu đã hoàn thành các mục tiêu đề ra, làm rõ hiện trạng ô nhiễm vi nhựa và các hợp chất hữu cơ liên quan (PAHs, BPA và PAEs) trong sinh vật hai mảnh vỏ vùng biển miền Trung Việt Nam. Kết quả cho thấy vi nhựa hiện diện trong toàn bộ các mẫu khảo sát với chỉ số tải lượng ô nhiễm (PLI) dao động từ 1,0–2,72, trong khi tổng nồng độ các hợp chất hữu cơ dao động từ 116,02 đến 3952,39 ng/g. BPA và Benzo[a]pyrene là hai hợp chất chiếm ưu thế, đóng góp phần lớn vào tổng tải lượng chất hữu cơ tại nhiều khu vực khảo sát, phản ánh tác động của các nguồn thải nhân sinh đến môi trường biển miền Trung.

Đáng chú ý, nghiên cứu đã ghi nhận mối tương quan thuận mạnh giữa mật độ vi nhựa và nồng độ BPA trong mô sinh vật hai mảnh vỏ ($r = 0,81$; $p = 0,004$), cho thấy vi nhựa có khả năng đóng vai trò là vật mang và môi trường tích lũy các hợp chất hữu cơ trong sinh vật biển. Kết quả này không chỉ góp phần làm rõ mối liên hệ giữa ô nhiễm vi nhựa và ô nhiễm hóa học mà còn bổ sung những dẫn liệu thực nghiệm còn hạn chế tại vùng biển miền Trung Việt Nam, đặc biệt trên đối tượng sinh vật hai mảnh vỏ ở cả khu vực ven bờ và xa bờ.

Mặc dù các chỉ số đánh giá rủi ro sức khỏe đều nằm dưới ngưỡng cảnh báo, với tổng chỉ số nguy cơ tích lũy (HI) dao động từ 0,096 đến 0,470, sự hiện diện đồng thời của vi nhựa, BPA, PAHs và PAEs trong sinh vật hai mảnh vỏ cho thấy nguy cơ phơi nhiễm hỗn hợp vẫn tồn tại trong dài hạn. Kết quả nghiên cứu đã cung cấp cơ sở khoa học quan trọng cho công tác quản lý môi trường biển, đánh giá nguy cơ sinh thái và xây dựng các giải pháp quản lý ô nhiễm nhựa hướng tới phát triển bền vững vùng biển miền Trung Việt Nam.

4.2. KIẾN NGHỊ

Mặc dù nghiên cứu đã đạt được những mục tiêu đề ra trong việc đánh giá hiện trạng ô nhiễm vi nhựa và các hợp chất hữu cơ (PAHs, BPA, PAEs) tại vùng biển xa bờ miền Trung, luận văn vẫn tồn tại một số hạn chế khách quan cần được xem xét. Trước hết, do đặc thù của các chuyến khảo sát xa bờ phụ thuộc chặt chẽ vào điều kiện hậu cần, việc lấy mẫu mới chỉ thực hiện tại một thời điểm nhất định, chưa phản ánh được sự biến động nồng độ chất ô nhiễm theo mùa hoặc theo các hiện tượng hải văn đặc trưng như nước trời. Bên cạnh đó, việc chưa tìm thấy mối tương quan tuyến tính có ý nghĩa thống kê giữa mật độ vi nhựa và nồng độ các hợp chất hữu cơ có thể

do quy mô mẫu chưa đủ lớn để loại bỏ các biến số gây nhiễu, hoặc do nghiên cứu chưa phân tích sâu các yếu tố lý - hóa bề mặt của hạt nhựa bị phong hóa – vốn là yếu tố then chốt quyết định khả năng hấp thụ độc chất.

Từ những thực tế đó, luận văn đề xuất các kiến nghị mang tính chiến lược nhằm hướng tới mục tiêu bảo vệ môi trường biển miền Trung bền vững. Trước hết, việc thiết lập và duy trì một hệ thống quan trắc định kỳ về vi nhựa cùng các hợp chất hữu cơ khó phân hủy, đặc biệt là nhóm PAEs, cần được ưu tiên triển khai tại các vùng biển xa bờ nhằm hoàn thiện bộ cơ sở dữ liệu nền và xây dựng hệ thống cảnh báo sớm rủi ro môi trường trên diện rộng. Đối với công tác giám sát, các cơ quan quản lý cần sớm ban hành các quy chuẩn kỹ thuật nghiêm ngặt để kiểm soát nguồn phát thải nhựa và hóa chất từ các hoạt động kinh tế biển, vận tải hải hành và khai thác thủy hải sản xa bờ. Cuối cùng, cần đẩy mạnh các nghiên cứu chuyên sâu về tác động hiệp đồng giữa vi nhựa và độc chất hữu cơ dưới điều kiện áp suất, nhiệt độ đặc thù của môi trường biển sâu. Những nỗ lực này sẽ cung cấp nền tảng khoa học vững chắc để đánh giá toàn diện các rủi ro dài hạn đối với an toàn thực phẩm, từ đó bảo vệ sức khỏe cộng đồng trước diễn biến phức tạp của tình trạng ô nhiễm nhựa đại dương hiện nay.

TÀI LIỆU THAM KHẢO

- [1] Saurav N., Basona K., Rakesh C., Kamna S., S. Hansi M., Meenakshi R. & Vandana G., 2026, Navigating Plastic Pollution: Strategies for Effective Management and Sustainable Solutions, *The Circular Path: Rethinking Waste for a Sustainable Future*, pp. 223-249.
- [2] Conti M. E., Simone C., Awag N. E., and Tudino M. B., 2026, An Overview of the Plastics Sector in the European Union-Italy-and Mercosur-Argentina and Brazil, *Revista Tecnologia e Sociedade*, 21(67), pp. 361-378.
- [3] Baztan J., Jorgensen B., Almroth B. C., Bergmann M., Farrelly T., Muncke J., Syberg K., Thompson R., Boucher J., Olsen T., Álava J. J., Aragaw T. A., et al., 2024, Primary plastic polymers: Urgently needed upstream reduction, *Cambridge Prisms:Plastics*, 2(e7), p. e7.
- [4] Dang Thi Thom, Dinh Trung Ha, Mai Huong, Do Van Manh, 2025, Characteristics of Microplastics in Bivalves of Rock Oysters and Sea Clams in the South Central Coast, Vietnam, *Vietnam Journal of Marine Science and Technology*, 42 (1), p. 76-84
- [5] Ali M., Xu D., Yang X., Hu J., 2024, Microplastics and PAHs mixed contamination: an in-depth review on the sources, co-occurrence, and fate in marine ecosystems, *Water Research*, 257(121622), p. 121622.
- [6] Millican J. M. and Agarwal S., 2021, Plastic pollution: a material problem?, *Macromolecules*, 54(10), pp. 4455-4469.
- [7] Karmakar K., Bhattacharjee B., Kabir A. and Haldar S., 2025, An insight into the ecological risks and mitigation of heavy metal pollution in aquatic sediments and marine ecosystems, *Frontiers in Bacteriology*, 4, p. 1727648.
- [8] Tran Thi Ai My, Nguyen Duy Dat, Nguyen Quoc Hung, Duong Tuan Quang, 2023, Preliminary determination of microplastics in bivalves collected from Phu Yen, central Viet Nam, *Vietnam Journal of Science and Technology*, 61(3), pp. 480-490.
- [9] Thanh Ngo Duc, Chanh Kieu, Marcus Thatcher, Dung Nguyen Le, Tan Phan Van, 2014, Climate projections for Vietnam based on regional climate models, *Climate Research*, 60, pp. 199-213.

- [10] Hoang Anh Dao, Dinh Thi Lan, 2020, Developing Tourism Industry in Vietnam: Current Situation and Solutions, *American International Journal of Business Management*, 3 (3), pp. 57-66.
- [11] Nguyen Thao Nguyen, Nguyen Thi Thanh Nhon, Ho Truong Nam Hai, Nguyen Doan Thien Chi, To Thi Hien, 2022, Characteristics of microplastics and their affiliated PAHs in surface water in Ho Chi Minh City, Vietnam, *Polymers*, 14(12), p. 2450.
- [12] Canesi L. and Fabbri E., 2015, Environmental effects of BPA: focus on aquatic species, *Dose-Response*, 13(3), p. 1559325815598304.
- [13] Thi Nhu Quynh Nguyen, Ngoc Vu Van, 2024, Toward the Global Plastic Treaty: A Review of the Vietnamese Regulatory Framework on Plastics, *Environmental Claims Journal*, 36(3), pp. 305-327.
- [14] Matsushita K., Uchiyama Y., Takaura N. and Kosako T., 2022, Fate of river-derived microplastics from the South China Sea: Sources to surrounding seas, shores, and abysses, *Environmental Pollution*, 308(119631), p. 119631.
- [15] Sun R., Sun P., Yu H., Ju P., Ma S., Lian Z., Heino M., Shin Y. J., Barrier N. and Tian Y., 2024, Exploring fishing impacts on the structure and functioning of the Yellow Sea ecosystem using an individual-based modeling approach, *Journal of Marine Systems*, 242(103946), p. 103946.
- [16] Đặng Thị Thơm, Đinh Trung Hà, Mai Hương, Đỗ Văn Mạnh, 2025, Đặc điểm vi nhựa trong sinh vật hai mảnh vỏ (Hàu đá và Ngao hai còi) tại khu vực ven biển Nam Trung Bộ, Việt Nam, *Tạp chí khoa học Đại học quốc gia Hà Nội: Các Khoa học Trái đất và Môi trường*, 41(1), tr. 1-13
- [17] Bui Hong Long, Phan Minh Thu, Nguyen Nhu Trung, 2020, Initial understanding and assessment of role of oceanographic features for ferromanganese crusts and nodules in the East Vietnam Sea, *Vietnam Journal of Marine Science and Technology*, 20(4), pp. 383-397.
- [18] Trần Thái, Đoàn Quang Trí, Đinh Việt Hoàng, 2018, Nghiên cứu mô phỏng tác động của sóng và nước dâng bão khu vực ven biển miền Trung, *Tạp Chí Khí Tượng Thủy Văn*, 687, tr. 1-14.
- [19] Tran Tuan Anh, Duong Thi Lim, Pham Thanh Dang, Nguyen Manh Ha, Nguyen Thị Lan Hương, Dang Tran Quan, Nguyen Van An, Phan Trung Thong, Ngo Duy Dong, Nguyen Sy Toan, 2026, Influence of topography, elevation,

- and parent materials on the distribution of potentially toxic elements (PTEs) in Surface soils: a case study in northern vietnam, *Soil and Sediment Contamination: An International Journal*, pp. 1-18.
- [20] Nguyễn Trần Linh, Bùi Đức Sơn, Vũ Ngọc Linh, Nguyễn Nam Dương, 2023, Nghiên cứu xây dựng quy trình thử nghiệm lồng ghép kết quả giám sát biến đổi khí hậu vào kế hoạch triển khai quy hoạch mạng lưới khu vực khí tượng thủy văn quốc gia giai đoạn 2021-2030, tầm nhìn đến 2050, *Tạp chí Khí tượng Thủy văn*.
- [21] Nguyen Thi Kieu, Phan Tan Luom, Nguyen Tam Vinh, Nguyen Ngoc Lam, Montoya JP, Doan Nhu Hai, 2017, Biodiversity of Tintinnids (Tintinnida) in Khanh Hoa-Binh Thuan waters, *Academia Journal of Biology*, 39(4), pp. 421-433.
- [22] Tran Nguyen Quynh Anh, Vu Thi Bich Hau, Nguyen Quy Tuan, Nguyen Hoai Nhu Y, Le Thi Mai, Vo Van Minh, Trinh Dang Mau, 2022, Urban drainage channels as microplastics pollution hotspots in developing areas: A case study in Da Nang, Vietnam, *Marine Pollution Bulletin*, 175(113323), p. 113323.
- [23] Do Viet Cuong, Pham Tan Ngoc, Nguyen Khoi Manh, 2025, Marine Spatial Planning Toward the Goal of Blue Economy Development: An Analytical Perspective of Vietnam, *Handbook of Sustainable Blue Economy*, pp. 1-36.
- [24] Phan Ngoc Duy, Le Tien Liem, 2024, Energy for Transport Development: Evidence of Challenges in Vietnam by 2030 with a Vision by 2050, *Available SSRN 4925344*.
- [25] Sekhar N. U., 2005, Integrated coastal zone management in Vietnam: Present potentials and future challenges, *Ocean & Coastal Management*, 48(9–10), pp. 813–827.
- [26] Ho Quoc Bang, Nguyen Duc Hiep, Vu Khue, To Thi Hien, 2019, Photochemical Smog Modelling Using the Air Pollution Chemical Transport Model (TAPM-CTM) in Ho Chi Minh City, Vietnam, *Environmental Modeling & Assessment*, 24(3), pp. 295–310.
- [27] Tran Thanh Huyen, Sentchev A, To Duy Thai, Herrmann M, Ouillon S, Nguyen Kim Cuong, 2025, Surface circulation characterization along the middle southern coastal region of Vietnam from high-frequency radar and numerical modeling, *Ocean Science*, 21(1), pp. 1–18.

- [28] Nguyen Minh Ky, Lin C, Nguyen Hoang Lam, Le Van Re, Priya KL, Singh J, Chang SW, Um MJ, Nguyen Dinh Duc, 2023, Emergence of microplastics in the aquatic ecosystem and their potential effects on health risks: the insights into Vietnam, *Journal of Environmental Management*, 344(118499), p. 118499.
- [29] Sun C.H., 1998, Optimal number of fishing vessels for Taiwan's offshore fisheries: a comparison of different fleet size reduction policies, *Marine Resource Economics*, 13(4), pp. 275–288.
- [30] Thái Thanh Bình, Nguyễn Mạnh Cường, Nguyễn Thanh Hải, 2025, Hiện trạng và giải pháp đào tạo, phát triển nguồn nhân lực cho ngành thủy sản Việt Nam, *Tạp Chí Khoa Học Và Công Nghệ Việt Nam*, 67(4), tr. 1-10.
- [31] Fyhn M. B. W., Nielsen L. H., Boldreel L. O., Le Duy Thang, Bojesen-Koefoed J., Petersen H. I., Nguyen Thi Huyen, Nguyen Anh Duc, Nguyen Thi Dau, Mathiesen A., Reid I., Dang Thi Huong, Hoang Anh Tuan, Le Van Hien, Nytoft H. P. and Abatzis I., 2009, Geological evolution, regional perspectives and hydrocarbon potential of the northwest Phu Khanh Basin, offshore Central Vietnam, *Marine and Petroleum Geology*, 26(1), pp. 1–24.
- [32] Lam Canh Nguyen, T. Notteboom, 2016, Dry ports as extensions of maritime deep-sea ports: a case study of Vietnam, *Journal of International Logistics and Trade*, 14(1), 65-88.
- [33] Lương Ái Linh, Phạm Lan Anh, 2025, Hợp tác ASEAN trong việc phát triển kinh tế biển xanh tại Việt Nam (2018–2024), *Tạp Chí Khoa Học Và Công Nghệ Đại học Đà Nẵng*, tr. 89–94.
- [34] Danh Ngọc Tuy, Hoàng Hữu Thôi, 2019, Effects of plastic waste to sea environment in Vietnam, *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, p. 012023.
- [35] Anyiam C., 2025, *Microplastics Bioaccumulation in the Eastern Oysters (Crassostrea virginica): The Abundance, Size Fraction, and Chemical Composition*, Morgan State University, Maryland, USA.
- [36] Strady E., Dang Thi Ha, Dao Thanh Duong, Dinh Ngọc Hai, Do Thi Thanh Dung, Duong Thanh Nghi, Duong Thi Thuy, Hoang Duc An, Kieu Le Thuy Chung, Le Thi Phuong Quynh, Mai Huong, Trinh Dang Mau, Nguyen Quoc Hung, Tran Nguyen Quynh Anh, Tran Quoc Viet, Truong Tran Nguyen Sang, Chu Van Hai and Vo Van Chi, 2021, Baseline assessment of microplastic

- concentrations in marine and freshwater environments of a developing Southeast Asian country, Viet Nam, *Marine Pollution Bulletin*, 162, p. 111870.
- [37] Edwards C. A., de Mey-frémaux P., Barceló-llull B., Charria G., Choi B.-J., Halliwell G. R., Hole L. R., Kerry C., Kourafalou V. H., Kurapov A. L., Moore A. M., Mourre B., Oddo P., Pascual A., Roughan M., Skandrani C., Storto A., Vervatis V. and Wilkin J. L., 2024, Assessing impacts of observations on ocean circulation models with examples from coastal, shelf, and marginal seas, *Frontiers in Marine Science*, 11, p. 1458036.
- [38] Thai Duy To, Herrmann M., Estournel C., Marsaleix P., Duhaut T., Bui Hong Long and Trinh Ngoc Bich, 2022, The role of wind, mesoscale dynamics, and coastal circulation in the interannual variability of the South Vietnam Upwelling, South China Sea—answers from a high-resolution ocean model, *Ocean Science*, 18(4), pp. 1131–1161.
- [39] Nguyen Xuan Vy, Hoang Trung Du, Nguyen Nhat Nhu Thuy, Nguyen Quoc Hoi, Nguyen Xuan Thuy, Nguyen Trung Hieu, Truong Si Hai Trinh, Nguyen Thi My Ngan and Dao Viet Ha, 2025, Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) and PAEs in the Farmed Fishes from Khanh Hoa, Viet Nam: Level and Health Risk Assessment, *Foods*, 14(20), p. 3518.
- [40] Bùi Tất Hùng, Huỳnh Thanh Đạt, Nguyễn Hữu Minh, Nguyễn Đức Linh, Trần Văn Vụ, 2018, Đặc trưng cấu trúc các trường hải dương trong quan hệ với tầng cấu ở vùng biển xa bờ miền Trung, *Tạp Chí Nông Nghiệp Và Phát Triển Nông Thôn*, 12, tr. 29–35.
- [41] Pintado-Herrera M. G., Allan I. J., González-Mazo E. and Lara-Martín P. A., 2020, Passive samplers vs sentinel organisms: one-year monitoring of priority and emerging contaminants in coastal waters, *Environmental Science & Technology*, 54(11), pp. 6693–6702.
- [42] Nguyen Thi Thu Thuy, Trinh Thi Tham, Trinh Thi Thuy, Nguyen Thi Hong Yen, Dang Minh Huong Giang, Nguyen Manh Ha, Hoang Quoc Anh and Tu Binh Minh, 2024, Persistent organochlorine pollutants in different bivalve species from central Vietnamese coasts: Concentrations, profiles, and biota-sediment accumulation factors, *Marine Pollution Bulletin*, 209, p. 117097.
- [43] Ochoa-Esteso C., Roselló-Carrió A., Carrasco-Correa E. J. and Lerma-García M. J., 2024, Bioaccumulation of environmental pollutants and marine toxins in

bivalve molluscs: a review, *Exploration of Foods and Foodomics*, 2(6), pp. 788–809.

- [44] Le Nhu Da, Hoang Thi Thu Ha, Duong Thi Thuy, Phuong Ngoc Nam, Le Phuong Thu, Nguyen Tien Dat, Phung Thi Xuan Binh, Le Thi My Hanh, Le Thi Lien, Vu Thi Huong and Le Thi Phuong Quynh, 2023, Microplastics in the surface sediment of the main Red River Estuary, *Journal of Earth Science*, 45(1), pp. 19–32.
- [45] Doan Thi Oanh, Duong Thi Thuy, Pham Le Anh, Nguyen Thi My, Pham Phuong Thao, Hoang Thi Quynh, Phuong Ngoc Nam, Nguyen Thuy Lien, Pham Thi Thu Ha, Ngo Thi Diem My, Le Nam Anh, Vo Van Chi, Do Van Manh and Le Thi Phuong Quynh, 2023, Microplastic accumulation in bivalves collected from different coastal areas of Vietnam and an assessment of potential risks, *Environmental Monitoring and Assessment*, 195(12), p. 1511.
- [46] Do Van Manh, Dang Thi Thom, Nguyen Thi Ngoc, Le Thi Thanh Huong, Duong Tuan Manh, Pham Hung Viet, Nguyen Duy Thanh, Le Xuan Thanh Thao, 2022, Abundance of microplastics in cultured oysters (*Crassostrea gigas*) from Danang Bay of Vietnam, *Marine Pollution Bulletin*, 180, p. 113800.
- [47] Cole, M., Lindeque, P., Halsband, C. and Galloway, T.S., 2011, Microplastics as contaminants in the marine environment: a review, *Marine Pollution Bulletin*, 62(12), pp. 2588–2597.
- [48] Wang, J., Tan, Z., Peng, J., Qiu, Q. and Li, M., 2016, The behaviors of microplastics in the marine environment, *Marine Environmental Research*, 113, pp. 7–17.
- [49] Thompson, R.C., Olsen, Y., Mitchell, R.P., Davis, A., Rowland, S.J., John, A.W.G., McGonigle, D. and Russell, A.E., 2004, Lost at sea: where is all the plastic?, *Science*, 304(5672), p. 838.
- [50] Andrady, A.L., 2011, Microplastics in the marine environment, *Marine Pollution Bulletin*, 62(8), pp. 1596–1605.
- [51] Cao, Y., Lin, H., Zhang, K., Xu, S., Yan, M., Leung, K.M.Y. and Lam, P.K.S., 2022, Microplastics: a major source of PAEs in aquatic environments, *Journal of Hazardous Materials*, 432, p. 128731.
- [52] Nakano H., Alfonso M. B., Phinchan N., Jandang S., Manap M. R. A., Chavanich S., Viyakarn V., Müller M., Wong C., Bacosa H. P., Celik M.,

- Cordova M. R. and Isobe A., 2025, Aquatic microplastics research in the ASEAN region: Analysis of challenges and priorities, *Marine Pollution Bulletin*, 210, p. 117342.
- [53] Xuan Thanh Thao Le, Trinh Mai Viet, Nguyen Duy Thanh and Do Van Manh, 2024, Overall evaluation of microplastic exposure in oysters (*Crassostrea gigas*) in coastal areas of Viet Nam, *Regional Studies in Marine Science*, 79, p. 103840.
- [54] Au, S., 2017, Toxicity of microplastics to aquatic organisms, PhD Thesis, Clemson University, Clemson, South Carolina.
- [55] Du Huu Tung, Kunzmann A., 2015, The sediment load and deposition by river discharge and their relation to organochlorine pesticides pollutants in the sediment bottom of Nha Trang Bay, Vietnam, *Ocean Science Journal*, 50(2), pp. 455–466.
- [56] Thi Yen Pham, Thi Thu Trang Nguyen, Duc Long Huynh, Xuan Thanh Thao Le and Manh Van Do, 2026, Simultaneous determination of polycyclic aromatic hydrocarbons, phthalates, and bisphenol A in water samples using solid-phase extraction and GC-MS/MS, *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 61(1), pp. 38-46.
- [57] Lithner D., Larsson Å. and Dave G., 2011, Environmental and health hazard ranking and assessment of plastic polymers based on chemical composition, *Science of the Total Environment*, 409(18), pp. 3309–3324.
- [58] Nguyen Thi Thu Thuy, Trinh Thi Tham, Trinh Thi Thuy, Nguyen Thi Hong Yen, Dang Minh Huong Giang, Nguyen Manh Ha, Hoang Quoc Anh and Tu Binh Minh, 2024, Persistent organochlorine pollutants in different bivalve species from central Vietnamese coasts: Concentrations, profiles, and biota-sediment accumulation factors, *Marine Pollution Bulletin*, 209, p. 117097.
- [59] Strady E., Dang Thi Ha, Dao Thanh Duong, Dinh Ngoc Hai, Do Thi Thanh Dung, Duong Thanh Nghi, Duong Thi Thuy, Hoang Duc An, Kieu Le Thuy Chung, Le Thi Phuong Quynh, Mai Huong, Trinh Dang Mau, Nguyen Quoc Hung, Tran Nguyen Quynh Anh, Tran Quoc Viet, Truong Tran Nguyen Sang, Chu Van Hai and Vo Van Chi, 2021, Baseline assessment of microplastic concentrations in marine and freshwater environments of a developing Southeast Asian country, Viet Nam, *Marine Pollution Bulletin*, 162, p. 111870.

- [60] Doan Thi Oanh, Duong Thi Thuy, Pham Le Anh, Nguyen Thi My, Pham Phuong Thao, Hoang Thi Quynh, Phuong Ngoc Nam, Nguyen Thuy Lien, Pham Thi Thu Ha, Ngo Thi Diem My, Le Nam Anh, Vo Van Chi, Do Van Manh and Le Thi Phuong Quynh, 2023, Microplastic accumulation in bivalves collected from different coastal areas of Vietnam and an assessment of potential risks, *Environmental Monitoring and Assessment*, 195(12), p. 1511.
- [61] Cao, Y., Lin, H., Zhang, K., Xu, S., Yan, M., Leung, K.M.Y. and Lam, P.K.S., 2022, Microplastics: a major source of PAEs in aquatic environments, *Journal of Hazardous Materials*, 432, p. 128731.

PHỤ LỤC**Phụ lục 1: Hình ảnh thiết bị và dụng cụ trong phân tích MPs**

(1)



(2)



(2)



(4)



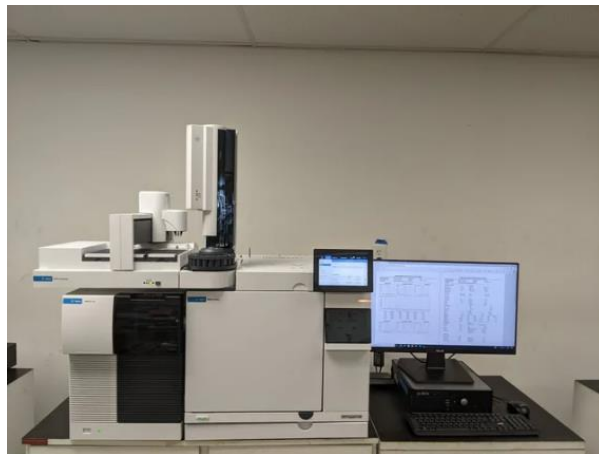
(5)

(1) Máy khuấy từ gia nhiệt (máy khuấy MULTI-HS 6/15, VELP Sciencea, Ý),
(2) Bộ lọc đa nhánh (Sartorius 6 nhánh Microsart TM Manifolds 168M6 - MS,
Sartorius AG, Đức) được trang bị bơm chân không (Rocker 300C), (3) Tủ sấy (101-
1AB), cân phân tích 2 số (Libror AEG-220), (4) Thiết bị Kính hiển vi Quang phổ
hồng ngoại biến đổi μ -FTIR (Nicolet iN10 MX, Thermo Scientific của Hoa Kỳ,
S/N-AK2110011)

Phụ lục 2: Hình ảnh thiết bị và dụng cụ trong phân tích GC-MS/MS

(1)

(2)



(3)

(1) cân phân tích (độ chính xác 0,1mg), (2) bể điều nhiệt, ... (3) Thiết bị sắc ký khí GC Agilent 8890 ghép nối khối phổ Agilent 5977B, cột HP5 MS, pha tĩnh Poly (5% diphenyl, 95% dimethyl siloxan), kích thước 30 m x 0,25 mm x 0,25 μ m với bộ lấy mẫu tự động.

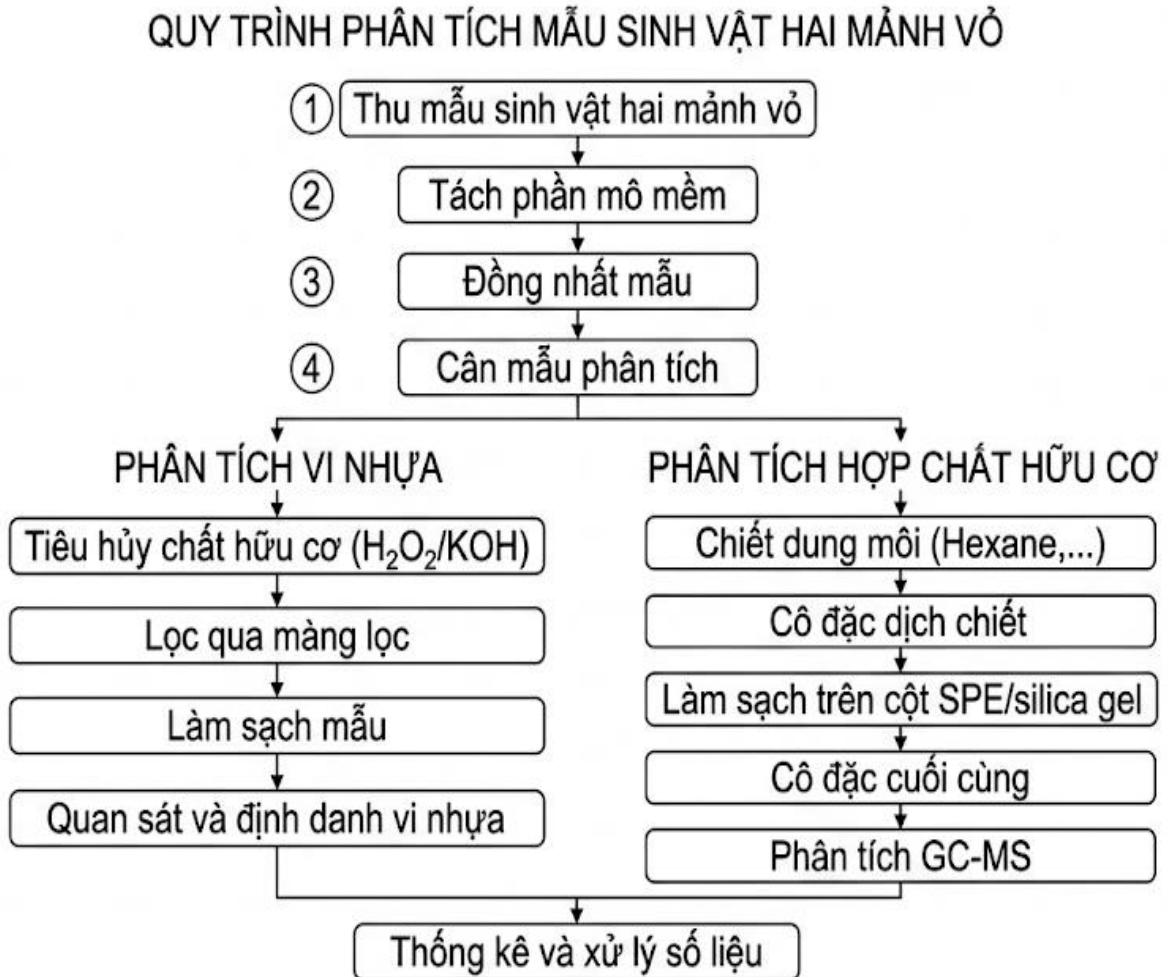
Phụ lục 3: Chương trình phân tích trên thiết bị μ -FTIR

Thông số	Điều kiện phân tích
Thiết bị	μ -FTIR
Chế độ đo	Transmission/ATR/Reflection
Dải số sóng	4000–650 cm^{-1}
Độ phân giải	4 cm^{-1}
Số lần quét	32
Phần mềm xử lý	OMNIC/Spectrum/OPUS
Tiêu chuẩn nhận dạng	Độ tương đồng phổ $\geq 70\%$

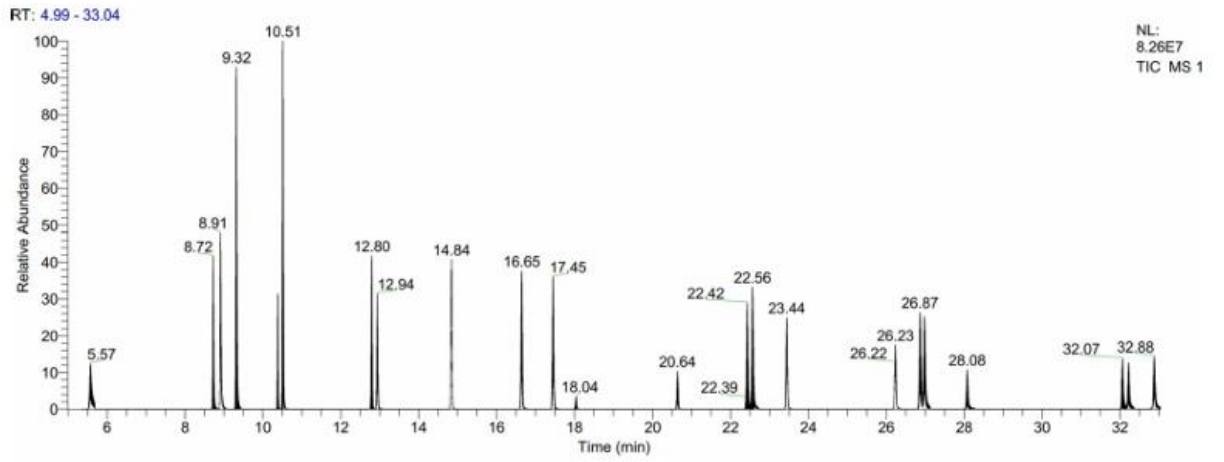
Phụ lục 4: Chương trình phân tích trên thiết bị GC-MS/MS

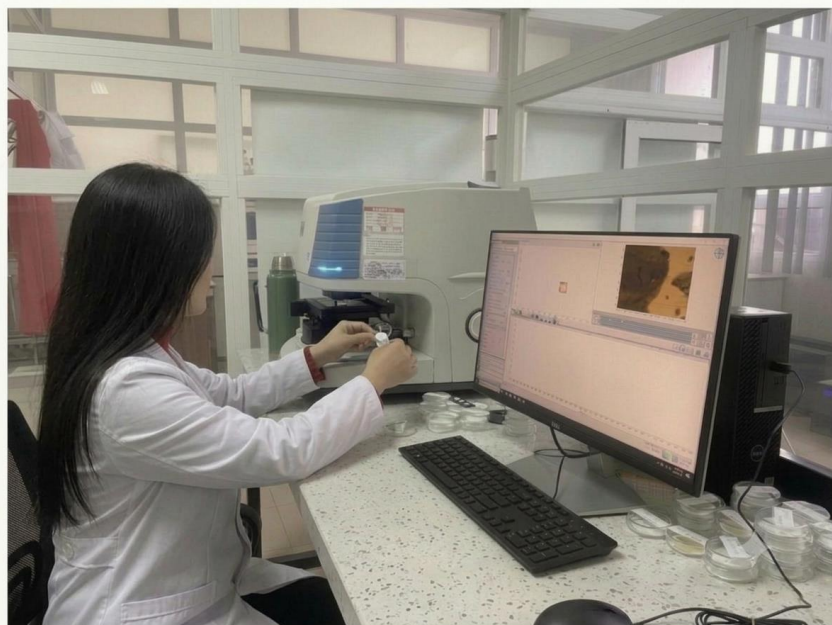
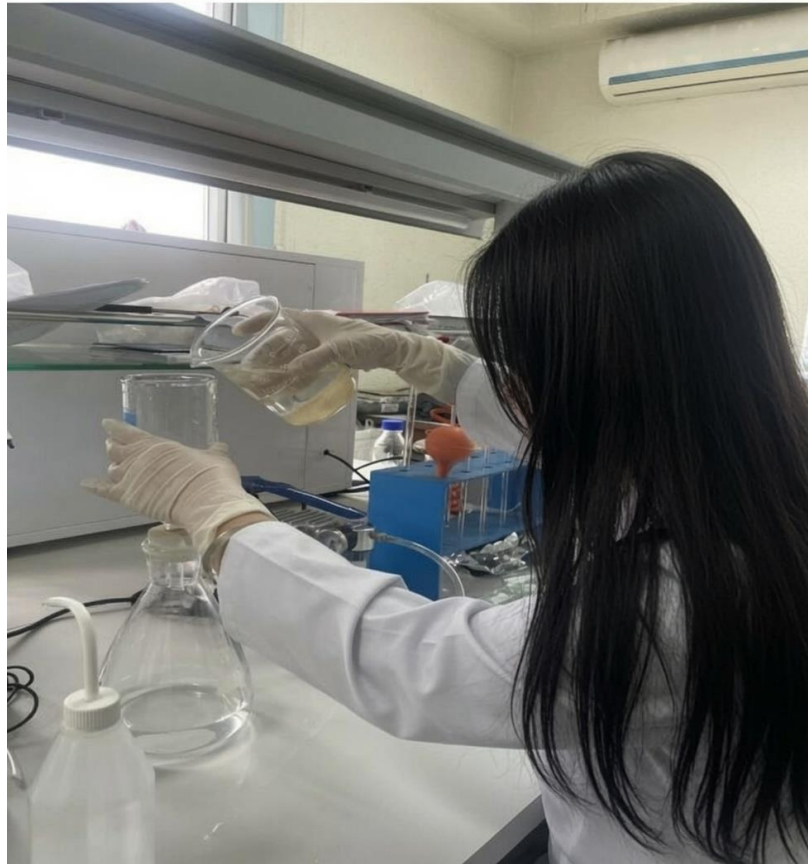
Thông số	Điều kiện phân tích
Thiết bị	GC-MS/MS
Cột sắc ký	HP-5MS (30 m × 0,25 mm × 0,25 μm)
Khí mang	He (99,999%)
Tốc độ dòng	1,0 mL/phút
Thể tích bơm mẫu	1 μL
Nhiệt độ buồng bơm	280°C
Chế độ bơm	Splitless
Nhiệt độ nguồn ion	230°C
Năng lượng ion hóa	70 eV
Chế độ thu nhận	MRM/SRM

Phụ lục 5: Sơ đồ quy trình chiết tách và làm sạch mẫu sinh vật hai mảnh vỏ trong phân tích vi nhựa và các hợp chất hữu cơ



**Phụ lục 6: Sắc ký đồ GC-MS/MS của hỗn hợp chuẩn BPA, PAHs và PAEs
trong nghiên cứu**



Phụ lục 7: Hình ảnh thực nghiệm của luận văn

Số 220 - QĐ/HVKHCN

Hà Nội, ngày 14 tháng 5 năm 2026

QUYẾT ĐỊNH
về việc thành lập Hội đồng đánh giá luận văn thạc sĩ

-
- Căn cứ Quyết định số 175-QĐ/VHLKHCNVN ngày 28/4/2026 của Chủ tịch Viện Hàn lâm Khoa học và Công nghệ Việt Nam ban hành Quy chế Tổ chức và hoạt động của Học viện Khoa học và Công nghệ;
 - Căn cứ Thông tư số 23/2021/TT-BGDĐT ngày 30/08/2021 của Bộ Giáo dục và Đào tạo về việc ban hành Quy chế đào tạo trình độ thạc sĩ;
 - Căn cứ Quyết định số 1966/QĐ-HVKHCN ngày 28/12/2021 của Giám đốc Học viện Khoa học và Công nghệ về việc ban hành Quy chế đào tạo trình độ thạc sĩ;
 - Căn cứ Quyết định số 724/QĐ-HVKHCN ngày 28/06/2024 của Giám đốc Học viện Khoa học và Công nghệ về việc công nhận học viên cao học khóa 2024A - Đợt 1 năm 2024;
 - Căn cứ Quyết định số 1014/QĐ-HVKHCN ngày 02/10/2025 của Giám đốc Học viện Khoa học và Công nghệ về việc công nhận đề tài và cử người hướng dẫn luận văn thạc sĩ;

- Xét đề nghị của Trưởng khoa Sinh học, Trưởng phòng Đào tạo,

GIÁM ĐỐC HỌC VIỆN KHOA HỌC VÀ CÔNG NGHỆ

QUYẾT ĐỊNH

Điều 1. Thành lập Hội đồng đánh giá luận văn thạc sĩ cho học viên Nguyễn Diệu Linh với đề tài: “Nghiên cứu ô nhiễm vi nhựa và các hợp chất hữu cơ liên quan (PAHs, BPA, Phthalate) trong sinh vật hai mảnh vỏ vùng biển miền Trung Việt Nam”

Ngành: Sinh học thực nghiệm

Mã số: 8 42 01 14

Danh sách thành viên Hội đồng đánh giá luận văn kèm theo Quyết định này.

Điều 2. Hội đồng có trách nhiệm đánh giá luận văn thạc sĩ theo đúng quy chế hiện hành của Bộ Giáo dục và Đào tạo, Học viện Khoa học và Công nghệ.

Quyết định này có hiệu lực trong thời hạn tối đa 60 ngày làm việc kể từ ngày ký và phải đảm bảo thời hạn đào tạo theo quy định của Học viện. Hội đồng tự giải thể sau khi hoàn thành nhiệm vụ.

Điều 3. Trưởng phòng Tổ chức - Hành chính, Trưởng phòng Đào tạo, Trưởng phòng Kế toán, Trưởng khoa Sinh học, các thành viên có tên trong danh sách Hội đồng và học viên cao học có tên tại Điều 1 chịu trách nhiệm thi hành Quyết định này. *fn*

Nơi nhận:

- Như Điều 3,
- Lưu hồ sơ học viên,
- Lưu: VT, ĐT, MT.07.

GIÁM ĐỐC



GS.TS. Vũ Đình Lãm

DANH SÁCH HỘI ĐỒNG ĐÁNH GIÁ LUẬN VĂN THẠC SĨ

(Kèm theo Quyết định số 220 - QĐ/HVKHCN ngày 14 / 5 / 2026
của Giám đốc Học viện Khoa học và Công nghệ)

Cho luận văn của học viên: Nguyễn Diệu Linh

Tên đề tài: Nghiên cứu ô nhiễm vi nhựa và các hợp chất hữu cơ liên quan (PAHs, BPA, Phthalate) trong sinh vật hai mảnh vỏ vùng biển miền Trung Việt Nam

Ngành: Sinh học thực nghiệm

Mã số: 8 42 01 14

Người hướng dẫn: 1. TS. Phạm Văn Tới

- Trường Đại học Xây dựng Hà Nội, Bộ Giáo dục và Đào tạo

2. TS. Nguyễn Thị Thu Trang

- Viện Khoa học công nghệ Năng lượng và Môi trường,
Viện Hàn lâm KHCNVN

TT	Họ và tên, học hàm, học vị	Chuyên ngành	Cơ quan công tác	Trách nhiệm trong Hội đồng
1.	PGS.TS. Phí Quyết Tiến	Vi sinh vật học	Viện Sinh học, Viện Hàn lâm KHCNVN	Chủ tịch
2.	PGS.TS. Trần Mạnh Trí	Hóa hữu cơ	Trường Đại học Khoa học Tự nhiên, Đại học Quốc gia Hà Nội	Phản biện 1
3.	TS. Kiều Thị Quỳnh Hoa	Vi sinh vật học	Viện Sinh học, Viện Hàn lâm KHCNVN	Phản biện 2
4.	TS. Nguyễn Thị Trung	Hóa sinh học	Học viện Khoa học và Công nghệ, Viện Hàn lâm KHCNVN	Ủy viên - Thư ký
5.	TS. Dương Thị Hạnh	Kỹ thuật môi trường	Viện Khoa học công nghệ Năng lượng và Môi trường, Viện Hàn lâm KHCNVN	Ủy viên

Hội đồng gồm 05 thành viên. *Jc*

Hà Nội, ngày 09 tháng 6 năm 2026

BIÊN BẢN HỌP HỘI ĐỒNG ĐÁNH GIÁ LUẬN VĂN THẠC SĨ

Thực hiện Quyết định số 220 - QĐ/HVKHCN ngày 14/05/2026 của Giám đốc Học viện Khoa học và Công nghệ về việc thành lập Hội đồng đánh giá luận văn thạc sĩ của học viên Nguyễn Diệu Linh

Tên đề tài: Nghiên cứu ô nhiễm vi nhựa và các hợp chất hữu cơ liên quan (PAHs, BPA, Phthalate) trong sinh vật hai mảnh vỏ vùng biển miền Trung Việt Nam

Ngành: Sinh học thực nghiệm

Mã số: 8 42 01 14

Hôm nay, ngày 09/06/2026 Hội đồng đã họp tại phòng họp 1710, A28, Học viện Khoa học và Công nghệ vào lúc 14 giờ 00, Hội đồng gồm 05 thành viên:

- | | |
|---------------------------|-------------------|
| 1. PGS.TS. Phí Quyết Tiến | Chủ tịch hội đồng |
| 2. TS. Nguyễn Thị Trung | Thư ký hội đồng |
| 3. PGS.TS. Trần Mạnh Trí | Phản biện 1 |
| 4. TS. Kiều Thị Quỳnh Hoa | Phản biện 2 |
| 5. TS. Dương Thị Hạnh | Ủy viên hội đồng |

Thành viên vắng mặt: ...D..... (Phản biện hoặc ủy viên, đã có bản nhận xét đồng ý cho phép học viên được bảo vệ trước Hội đồng đánh giá luận văn thạc sĩ).

NỘI DUNG LÀM VIỆC

- Đại diện cơ sở đào tạo đọc quyết định thành lập Hội đồng đánh giá luận văn
- Chủ tịch Hội đồng, điều khiển phiên họp
- Thư ký HĐ, đọc lý lịch khoa học và bảng điểm của học viên
- Học viên trình bày luận văn trước Hội đồng
- Phản biện 1:

..... Tác giả cần chỉnh sửa luận văn theo như bản
nhận xét chi tiết kèm theo.....
.....? Việc xác định tên các loài sinh vật được thực hiện
như thế nào?
.....? Tại sao lại chọn các nhóm chất hữu cơ?
.....



6. Phản biện 2:

Cần chỉnh sửa cái lỗi thuật ngữ, lỗi chính tả, lỗi lặp
theo nhân xét chi tiết bên trên.
Giải thích tại sao kết quả thu được lại không thấy
có tương thích với xi nhựa?

7. Học viên trả lời:

Các mẫu sinh vật sử dụng đều được định danh
Chọn các chất hữu cơ
Do số mẫu chưa đủ lớn nên chưa xác định được
độ hằng quan
Kv là khu vực có nhiều nhà máy, có nhiều
chất ô nhiễm nên mức độ ô nhiễm tổng sinh vật

8. Các thành viên HĐ và những người tham dự nêu câu hỏi

Cần đưa các mẫu vào sàng sàng, chú ý hơn đến việc
nguồn gốc, tăng cường số sinh vật luân

9. Học viên trả lời

10. Hội đồng họp kín và cho điểm

- Hội đồng bầu ban kiểm phiếu gồm 3 thành viên:

Trưởng ban: TS. Dương Thị Hồng

Ủy viên: TS. Nguyễn Thị Trang

Ủy viên: PGS. TS. Trần Mạnh Thi

- Kết quả kiểm phiếu như sau:

Số phiếu phát ra: 05

Số phiếu thu về: 05

Tổng số điểm: 4,8

Điểm trung bình: ... $4.3,8 / 5 = 8,8$

Điểm thưởng công trình công bố: ...0.....

Tổng điểm đánh giá luận văn và thưởng công trình công bố: ... $8,8$

- Kết luận của Hội đồng:

+ Luận văn ...*Đạt yêu cầu*..... (đạt/không đạt yêu cầu)

+ Tính không trùng lặp nội dung và tên đề tài với các công trình công bố:

.....*Không trùng lặp*.....
.....
.....

11. Chủ tịch Hội đồng, công bố kết quả, yêu cầu học viên chỉnh sửa luận văn với các nội dung sau:

.....*Luận văn có nội dung nghiên cứu phong phú, đáp ứng yêu cầu của một luận văn Thạc sĩ*.....
.....*Luận văn cần được chỉnh sửa theo các ý kiến nhận xét của các thành viên Hội đồng*.....
.....
.....

Buổi họp đã kết thúc vào *16* giờ *30* phút, ngày *9/6/2026*,

Hà Nội, ngày *9* tháng *6* năm *2026*

THƯ KÝ HỘI ĐỒNG

Nguyễn Thị Trung

CHỦ TỊCH HỘI ĐỒNG

Phạm Quyết Tiến

XÁC NHẬN CỦA CƠ SỞ ĐÀO TẠO

KI. GIÁM ĐỐC
PHÓ GIÁM ĐỐC



Trần Thị Phương Anh



BẢN NHẬN XÉT PHẢN BIỆN LUẬN VĂN THẠC SĨ

Họ và tên người phản biện: **Trần Mạnh Trí**

Học hàm, học vị: PGS.TS.

Chuyên ngành: Hóa hữu cơ

Cơ quan công tác: Trường Đại học Khoa học Tự nhiên, Đại học Quốc gia Hà Nội

Họ và tên học viên: **Nguyễn Diệu Linh**

Tên đề tài: **“Nghiên cứu ô nhiễm vi nhựa và các hợp chất hữu cơ liên quan (PAHs, BPA, Phthalate) trong sinh vật hai mảnh vỏ vùng biển miền Trung Việt Nam”**

Chuyên ngành: Sinh học thực nghiệm Mã số: 8 42 01 14

Cơ sở đào tạo: Học viện Khoa học và Công nghệ, Viện Hàn lâm KH và CN Việt Nam

NỘI DUNG NHẬN XÉT

1. Tính cấp thiết, tính thời sự, ý nghĩa khoa học, thực tiễn và tính cấp thiết của đề tài luận văn:

Ô nhiễm môi trường trong đó có ô nhiễm vi nhựa đang trở thành vấn nạn tại nhiều quốc gia và khu vực. Điều đáng quan ngại hơn bởi nhiều thành phần hóa chất độc hại có trong vi nhựa như nhóm các hợp chất hữu cơ khó phân hủy (persistent organic pollutants: POPs) và các chất ô nhiễm hữu cơ gây rối loạn nội tiết mới nổi (endocrine disrupting chemicals: EDCs). Đã có nhiều nghiên cứu về sự ô nhiễm của nhóm hợp chất POPs như PBC, PBDEs và thuốc trừ sâu họ chlor trong các môi trường khác nhau và trong cả các mẫu sinh học. Tại Việt Nam, gần đây đã có một số nghiên cứu về các chất gây rối loạn nội tiết như phthalate, bisphenol, paraben, siloxane... trong các môi trường đất, nước, không khí và trầm tích. Tuy nhiên, những hiểu biết về sự xuất hiện của các lớp hợp chất này trong cơ thể sinh học còn rất khiêm tốn. Các phương pháp xác định các hợp chất EDCs trong mẫu sinh học chưa hoàn thiện. Các tiêu chuẩn/quy chuẩn về phương pháp phân tích, nồng độ tối đa cho phép của các chất EDCs trong môi trường sinh học chưa đồng bộ. Chính vì vậy, việc lựa chọn đề tài nghiên cứu **“Nghiên cứu ô nhiễm vi nhựa và các hợp chất hữu cơ liên quan (PAHs, BPA, Phthalate) trong sinh vật hai mảnh vỏ vùng biển miền Trung Việt Nam”** của học viên cao học Nguyễn Diệu Linh có tính thời sự, mang nhiều ý nghĩa khoa học và thực tiễn, rất đáng được quan tâm.

2. Sự không trùng lặp của đề tài nghiên cứu so với các công trình khoa học, luận văn đã công bố trong và ngoài nước; tính trung thực, rõ ràng và đầy đủ trong trích dẫn tài liệu tham khảo:

Theo hiểu biết chủ quan của người phản biện, tên đề tài luận văn thạc sỹ và nội dung nghiên cứu được trình bày trong bản luận văn không trùng lặp với các công trình khoa học, luận văn, luận án nào đã công bố trước đó. Luận văn đã trích dẫn 55 tài liệu tham khảo cập nhật đến năm 2026.

3. Sự phù hợp giữa tên đề tài với nội dung nghiên cứu cũng như với chuyên ngành và mã số đào tạo

Tên đề tài có sự phù hợp nhất định với nội dung nghiên cứu. Nội dung nghiên cứu của luận văn phù hợp với ngành đào tạo Sinh học thực nghiệm, mã số: 8 42 01 14.

4. Độ tin cậy và tính hiện đại của phương pháp nghiên cứu đã sử dụng để hoàn thành luận văn

Các kết quả thí nghiệm được thu được dựa trên các thiết bị hiện đại như phổ hồng ngoại (FTIR), sắc ký khí ghép nối khối phổ (GC-MS) có độ chính xác cao, vì vậy các số liệu kết quả thu được và báo cáo trong luận văn là đáng tin cậy.

5. Kết quả nghiên cứu của luận văn

Nghiên cứu đã xác định được đặc điểm hình thái của vi nhựa trong 11 mẫu sinh vật hai mảnh vỏ thu thập tại khu vực miền Trung Việt Nam (từ Quảng trị đến Khánh Hòa) bằng phương pháp phổ hồng ngoại (FTIR).

Nghiên cứu đã phân tích được thành phần hóa học của các nhóm chất PAHs, bisphenol A và phthalate trong các mẫu sinh vật hai mảnh vỏ thu thập được bằng phương pháp sắc ký khí ghép nối khối phổ kết hợp với kỹ thuật chiết pha rắn (SPE).

Nghiên cứu đã đánh giá rủi ro phơi nhiễm và rủi ro sinh thái do sự tích lũy của các vi nhựa và thành phần ba nhóm chất trong các mẫu sinh vật hai mảnh vỏ thu thập được dựa trên số lượng hạt vi nhựa và nồng độ của các chất đo được.

6. Những hạn chế, thiết sót của luận văn về nội dung và hình thức:

Về mặt nội dung:

+ Cần nhắc lồng ghép các nội dung trong mục 1.5 và 1.6 vào các mục trước đó như 1.1, 1.2, 1.3 à 1.4.

+ Cần nhắc làm rõ công thức tính LOD và LOQ để có đơn vị là ng/g, vì dung dịch chất chuẩn pha trong dung môi có đơn vị nồng độ ng/mL.

+ Xem xét lại công thức tính độ thu hồi (R%) của hạt vi nhựa (trang 33).

+ Cần cung cấp thông tin về các phương pháp tiêu chuẩn để xác định vi nhựa và các thành phần hóa. Nếu là các công bố trước đó thì cũng cần trích dẫn đầy đủ.

+ Cần nhắc bổ sung các thông tin về sắc ký đồ, hình ảnh thu mẫu và thực nghiệm trong phần phụ lục.

Về mặt hình thức:

+ Bản luận văn vẫn còn khá nhiều lỗi chính tả, soạn thảo văn bản và in ấn.

- + Cần thống nhất cách viết tên các hóa chất, cách dùng các thuật ngữ khoa học, chẳng hạn như sử dụng các thuật ngữ tiếng Anh hay Việt hóa.
- + Bổ sung nhiều ký hiệu viết tắt vào danh mục bảng viết tắt. Các ký hiệu viết tắt, nhất là tên hóa chất nhóm PAHs và phthalate cần viết đầy đủ ở lần đầu xuất hiện trong luận văn.
- + Cung cấp tên tiếng Việt (nếu có) của 4 loài sinh vật hai mảnh vỏ bổ sung (trang 21).
- + Căn chỉnh các bảng, hình vẽ, công thức hóa học để bài viết đẹp hơn.
- + Phần kết luận cần phải viết cô đọng, rõ ràng hơn và gắn kết với mục tiêu đề ra ban đầu của luận văn.

7. Khả năng công bố kết quả của luận văn

Nếu bản thảo này chưa được công bố thì có thể gửi đăng trên một tạp chí chuyên ngành quốc gia.

8. Kết luận chung

Nội dung trình bày của luận văn của học viên Nguyễn Diệu Linh phù hợp của một luận văn thạc sĩ ngành Sinh học thực nghiệm, mã số 8 42 01 14. Tôi đề nghị Hội đồng chấm luận văn thạc sĩ thông qua bản luận văn này với yêu cầu tác giả phải chỉnh sửa luận văn đầy đủ theo các góp ý của người nhận xét và các thành viên trong Hội đồng. Học viên Nguyễn Diệu Linh xứng đáng nhận học vị thạc sĩ khoa học.

Hà Nội, ngày 26 tháng 5 năm 2026

Người nhận xét



PGS.TS. TRẦN MẠNH TRÍ

BẢN NHẬN XÉT PHẢN BIỆN LUẬN VĂN THẠC SĨ

Họ và tên người nhận xét: Kiều Thị Quỳnh Hoa

Học hàm, học vị: Tiến sĩ

Chức danh trong Hội đồng: Phản biện 2

Cơ quan công tác: Viện Sinh học

Họ và tên học viên: Nguyễn Diệu Linh

Tên đề tài: Nghiên cứu ô nhiễm vi nhựa và các hợp chất hữu cơ liên quan (PAHs, BPA, Phthalate) trong sinh vật hai mảnh vỏ vùng biển miền trung Việt Nam

Ngành: Sinh học thực nghiệm

Mã số: 8 42 01 14

NỘI DUNG NHẬN XÉT

1. Tính cấp thiết, tính thời sự, ý nghĩa khoa học và thực tiễn của đề tài luận văn:

Đề tài luận văn đã đánh giá được một cách toàn diện mức độ ô nhiễm, đặc điểm phân bố và khả năng tích lũy của vi nhựa cùng các hợp chất hữu cơ (PAHs, BPA, PAEs) trong sinh vật hai mảnh vỏ tại vùng biển miền Trung Việt Nam, đồng thời phân tích được mối quan hệ giữa các yếu tố này và đánh giá rủi ro sinh thái cũng như rủi ro đối với sức khỏe con người. Đề tài luận văn có ý nghĩa khoa học và thực tiễn cao, là cơ sở khoa học vững chắc để các cơ quan quản lý thiết lập mạng lưới quan trắc, kiểm soát rác thải nhựa và bảo vệ nguồn lợi hải sản, hướng tới phát triển kinh tế biển bền vững.

*** Điểm mới của đề tài luận văn:** Cung cấp được dữ liệu đồng bộ về mức độ tích lũy đồng thời vi nhựa, PAHs, BPA, và PAEs trong sinh vật hai mảnh vỏ ở miền Trung.

- **Ý nghĩa khoa học:** Chỉ ra sự ưu thế của PAEs (Phthalate) trong mô sinh vật, đồng thời chứng minh không có mối tương quan tuyến tính thuận giữa mật độ vi nhựa và nồng độ hóa chất hữu cơ trong điều kiện biển thực tế. Điều này làm sáng tỏ sự phức tạp của cơ chế hấp phụ ngoài tự nhiên so với trong phòng thí nghiệm.

- **Ý nghĩa thực tiễn:** Cảnh báo được các rủi ro sinh thái nguy hiểm tại một số khu vực. Đây là cơ sở khoa học vững chắc để các cơ quan quản lý thiết lập mạng lưới quan trắc, kiểm soát rác thải nhựa và bảo vệ nguồn lợi hải sản, hướng tới phát triển kinh tế biển bền vững.

2. Sự không trùng lặp của đề tài nghiên cứu so với các công trình khoa học, luận văn đã công bố ở trong và ngoài nước; tính trung thực, rõ ràng và đầy đủ trong trích dẫn tài liệu tham khảo:

Đề tài luận văn của học viên Nguyễn Diệu Linh không trùng lặp với các công trình khoa học, luận văn đã công bố ở trong và ngoài nước. Trung thực, rõ ràng và đầy đủ trong trích dẫn tài liệu tham khảo.

3. Sự phù hợp giữa tên đề tài với nội dung nghiên cứu cũng như với ngành và mã số đào tạo:

Tên đề tài phù hợp với nội dung nghiên cứu cũng như với ngành và mã số đào tạo.

4. Độ tin cậy và tính hiện đại của phương pháp nghiên cứu đã sử dụng để hoàn thành luận văn:

* Luận văn đã áp dụng các kỹ thuật phân tích hiện đại, tiên tiến nhất hiện nay ở quy mô quốc tế để định tính và định lượng chất ô nhiễm:

Phương pháp nghiên cứu và kỹ thuật được sử dụng trong luận văn hầu hết là các phương pháp hiện đại, tiên tiến nhất hiện nay như phân tích định lượng và định tính các hợp chất hữu cơ độc hại bằng sắc ký khí khối phổ (GC-MS/MS); phương pháp xác định vi nhựa bằng quang phổ hồng ngoại (μ -FTIR); Các phương pháp kiểm soát chất lượng và tối ưu hóa quy trình (QA/QC) được trình bày chi tiết, khoa học; Các chỉ số đánh giá rủi ro (PLI, PERI, BAF, EDI, HI) được công thức hóa rõ ràng. Do đó, các kết quả thu được từ đề tài luận văn là chính xác và đáng tin cậy.

5. Kết quả nghiên cứu của luận văn:

- Xác định được sự hiện diện phổ biến của vi nhựa trong tất cả các mẫu sinh vật hai mảnh vỏ tại khu vực khảo sát với chỉ số ô nhiễm vi nhựa (PLI) từ 1,0 đến 2,72.
- Xác định được đặc điểm hình thái của vi nhựa là dạng sợi và dạng mảnh, ưu thế thuộc về nhóm kích thước siêu nhỏ (dưới 1,0 mm).
- Nồng độ tích lũy các hợp chất hữu cơ trong mô mềm sinh vật cho thấy sự phân hóa rõ rệt (nồng độ BPA từ 26,96 đến 137,10 ng/g), Hydrocarbon thơm đa vòng (nồng độ từ 12,05 đến 32,25 ng/g) và thể hiện xu hướng gia tăng nồng độ tại các khu vực khảo sát xa bờ.
- Nhóm dẫn xuất PAEs chiếm ưu thế tuyệt đối về mặt nồng độ với giá trị dao động từ 71,92 đến 3887,80 ng/g, (max tại Quảng Trị đối tượng loài *Pinctada fucata*).
- Đã đánh giá được mức độ rủi ro (chỉ số rủi ro sinh thái tiềm ẩn (PERI) đã chạm ngưỡng từ Trung bình đến Rất cao, đặc biệt nguy hiểm tại tại Quảng Trị và Quảng Nam.
- Mặc dù tổng chỉ số rủi ro sức khỏe con người (HI)
- Chỉ số rủi ro tiềm ẩn sức khỏe con người (HI) tại khu vực Quảng Trị ở mức cao 284.87 >> cần thiết lập các biện pháp giám sát môi trường tại các điểm nóng ô nhiễm
- Kết quả nghiên cứu chưa ghi nhận mối tương quan tuyến tính có ý nghĩa thống kê giữa mật độ vi nhựa và các hợp chất hữu cơ. Điều này cho thấy sự tích lũy các chất này trong sinh vật có thể chịu chi phối bởi nhiều nguồn và cơ chế khác nhau, trong đó vai trò của vi nhựa không phải là yếu tố quyết định trong điều kiện nghiên cứu.

6. Những hạn chế, thiếu sót của luận văn về nội dung, hình thức và câu hỏi:

- Hình thức: Luận văn trình bày đẹp, bảng biểu rõ ràng. Trích dẫn tài liệu đầy đủ, hợp lý

- Bố cục: Luận văn có bố cục khá hợp lý. Các nội dung lựa chọn cũng như dung lượng tương đối phù hợp.

- Nội dung: Luận văn có số liệu phong phú, các kết quả được sắp xếp theo trình tự phù hợp, logic. Tài liệu tham khảo cập nhật, phù hợp

* **Tổng quan**

Ưu điểm

Bố cục logic, dẫn dắt vấn đề tốt từ tổng quan đến cụ thể, kết hợp tốt các kiến thức để giải thích cơ chế lan truyền chất ô nhiễm. Đã nêu bật được tính mới, ý nghĩa khoa học và thực tiễn

Hạn chế

- Trong luận văn vẫn còn nhiều đoạn lặp, ví dụ ở Mục 1.6 (trang 16-20) và phân kiến nghị

- Đồng bộ hình thức bảng biểu sao cho cùng font chữ, định dạng

* **Phương pháp nghiên cứu**

Bảng 2.2 (trang 24) cần phân định đâu là mẫu ven bờ, đâu là xa bờ (chú thích rõ tọa độ, độ sâu và ký hiệu khu vực)

- Công thức toán học và đánh giá rủi ro cần đánh số thứ tự

- Vẫn còn lỗi khi đánh số các đầu mục ví dụ Mục 2.1.2 lại Mục 2.3, sau đó lại 2.2.1, cần rà soát chỉnh sửa lại.

- Thống nhất thuật ngữ lúc thì μ -FTIR, lúc thì FTIR

- Bổ sung tài liệu tham khảo cho một số phương pháp còn thiếu

* **Kết quả và Thảo luận**

Cần giải thích rõ hơn vì sao nồng độ PAEs tăng vọt ở vùng xa bờ là do dòng chảy hay nguồn thải tàu thuyền

- Vẫn còn các lỗi đánh máy, chính tả như PBA thành BPA tại mục 3.4.5

- Bỏ các ý bị lặp tại mục 3.2.2.2

* **Kết luận và kiến nghị:**

- Bỏ phần bị lặp ý

- Kết luận viết lại cho ngắn gọn, các kết quả cần phù hợp với các nội dung đã đề ra

Câu hỏi: về mối tương quan giữa vi nhựa và chất hữu cơ

Luận văn đề cập từ đầu rằng vi nhựa là "chất mang" hấp phụ độc chất hữu cơ. Tuy nhiên, kết quả thực tế lại cho thấy không có mối tương quan tuyến tính thuận giữa mật độ vi nhựa và nồng độ PAHs/PAEs/BPA, thậm chí còn có tương quan nghịch. Em hãy giải thích tại sao kết quả thực địa ngược với lập luận ban đầu? Các yếu tố lý - hóa nào ngoài môi trường biển (ví dụ: màng sinh học biofilm, sự cạnh tranh hấp phụ của

trầm tích vô cơ/hữu cơ tự nhiên, hoặc mức độ phong hóa của hạt nhựa) đã làm suy giảm vai trò của vi nhựa như chất mang tại khu vực khảo sát?

7. Nếu tác giả chưa viết bài báo khoa học thì nội dung của luận văn có thể được viết thành các bài báo để gửi đăng trên tạp chí khoa học, sách chuyên ngành hoặc tuyển tập công trình hội nghị khoa học cấp quốc gia, quốc tế hay không?

Nội dung của luận văn có thể được viết thành các bài báo để gửi đăng trên tạp chí khoa học, sách chuyên ngành hoặc tuyển tập công trình hội nghị khoa học cấp quốc gia, quốc tế.

8. Kết luận chung (khẳng định mức độ đáp ứng các yêu cầu đối với một luận văn Thạc sĩ; luận văn có thể đưa ra bảo vệ để nhận học vị Thạc sĩ được hay không?):

Luận văn của học viên Nguyễn Diệu Linh đáp ứng đầy đủ các yêu cầu đối với một luận văn Thạc sĩ. Kính đề nghị hội đồng xem xét và công nhận học vị Thạc sĩ đối với học viên Nguyễn Diệu Linh.

Hà Nội, ngày 18, tháng 6, năm 2026

Người nhận xét
(Ký, ghi rõ họ tên)



Kiều Thị Quỳnh Hoa

**BẢN GIẢI TRÌNH CHỈNH SỬA LUẬN VĂN
THEO KẾT LUẬN CỦA HỘI ĐỒNG ĐÁNH GIÁ LUẬN VĂN THẠC SĨ**

Họ tên học viên: Nguyễn Diệu Linh

Lớp: BIO2024A

Tên đề tài luận văn: Nghiên cứu ô nhiễm vi nhựa và các hợp chất hữu cơ liên quan (PAHs, BPA, PHTHALATE) trong sinh vật hai mảnh vỏ vùng biển miền Trung Việt Nam

Ngành: Sinh học thực nghiệm

Mã số: 8420114

Người hướng dẫn khoa học: TS. Phạm Văn Tới; TS. Nguyễn Thị Thu Trang

Ngày bảo vệ luận văn: 09/06/2026

Căn cứ biên bản họp hội đồng đánh giá luận văn thạc sĩ, học viên đã chỉnh sửa luận văn như sau:

STT	Nội dung đề nghị bổ sung, chỉnh sửa	Nội dung đã bổ sung, chỉnh sửa
1. Tổng quan		
1	Trong luận văn vẫn còn nhiều đoạn lặp, ví dụ ở Mục 1.6 (trang 16-20).	Đã chỉnh sửa, lược bỏ các nội dung lặp lại tại Mục 1.6 (trang 18,19).
2	Cần nhắc lồng ghép các nội dung trong mục 1.5 và 1.6 vào các mục trước đó như 1.1,1.2,1.3 và 1.4	Tác giả đã bổ sung lồng ghép các nội dung trong mục 1.5 và 1.6 vào các mục 1.1,1.3 và 1.4 tại trang 4, 13,14 và 16.
3	Mục 1.4: Sinh vật hai mảnh vỏ - nguồn chỉ thị sinh học ô nhiễm biển → cần có trích dẫn nguồn cho luận điểm này.	Tác giả đã bổ sung tài liệu tham khảo vào sau câu đối tượng chỉ thị sinh học lý tưởng nhất để giám sát ô nhiễm nhựa và hóa chất hữu cơ tại trang 16, 17.
4	Hình 1.1 nên cụ thể hóa cấu tạo một vài PAHs cụ thể, có thể là 16 PAHs được USEPA đưa vào danh sách ưu tiên cần được kiểm soát.	Tác giả đã thay thế hình ảnh PAHs minh họa thành hình ảnh 24 PAHs cụ thể trong hình 1.1 trang 7.
2. Đối tượng và phương pháp nghiên cứu		
1	Bảng 2.5 (trang 24) cần phân định đâu là mẫu ven bờ, đâu là	Tác giả đã chỉnh sửa Bảng 2.5 (trang 30,31) theo hướng phân định rõ các vị trí

Lưu ý: Các chữ ký xác nhận cần gắn với nội dung trên cùng một trang giấy. Học viện sẽ không xác nhận nếu phần chữ ký tách rời với nội dung



	xa bờ (chú thích rõ tọa độ, độ sâu và ký hiệu khu vực).	lấy mẫu ven bờ và xa bờ. Đồng thời, đã bổ sung chú thích về ký hiệu khu vực, tọa độ và độ sâu tương ứng của từng vị trí lấy mẫu
2	Công thức toán học và đánh giá rủi ro cần đánh số thứ tự.	Tác giả đã rà soát và bổ sung đánh số thứ tự cho toàn bộ các công thức toán học và công thức đánh giá rủi ro trong luận văn
3	Lỗi khi đánh số các đầu mục, ví dụ Mục 2.1.2 lại sang Mục 2.3, sau đó lại 2.2.1; cần rà soát chỉnh sửa lại.	Tác giả đã rà soát lại toàn bộ hệ thống đề mục và chỉnh sửa các lỗi đánh số chưa thống nhất trong luận văn. Chỉnh sửa này ở trang 21 và 22.
4	Thống nhất thuật ngữ m-FTIR hay μ -FTIR .	Tác giả đã thống nhất thuật ngữ μ -FTIR trong toàn bộ luận văn.
7	Bổ sung tài liệu tham khảo cho một số phương pháp còn thiếu.	Tác giả đã bổ sung trích dẫn tham khảo phương pháp kế thừa, phương pháp phân tích vi nhựa và các hợp chất hữu cơ tại trang 26, 27, 28,29 và 32.
8	Làm rõ công thức tính LOD và LOQ.	Tác giả đã bổ sung công thức LOD, LOQ với đơn vị là ng/g. Kết quả được kế thừa từ bài báo của Thi Yen Pham, Thi Thu Trang Nguyen, Duc Long Huynh, Xuan Thanh Thao Le and Manh Van Do, 2026, Simultaneous determination of polycyclic aromatic hydrocarbons, phthalates, and bisphenol A in water samples using solid-phase extraction and GC-MS/MS, <i>Journal of Environmental Science and Health, Part A</i> , 61(1), pp. 38-46.
9	Cung cấp tên tiếng Việt của các loài sinh vật 2 mảnh vỏ	Tác giả đã bổ sung tên loài tiếng Việt của các loài sinh vật 2 mảnh vỏ được sử dụng trong luận văn tại bảng 2.4 trang 28,29.
10	Xem xét lại công thức tính độ thu hồi R% của hạt vi nhựa	Tác giả đã bổ sung quy trình và xử lý thống kê số liệu tính độ thu hồi R% của hạt vi nhựa tại trang 38. Kết quả được kế thừa từ bài báo Do Van Manh, Dang Thi Thom, Nguyen Thi Ngoc, Le Thi Thanh Huong, Duong Tuan Manh, Pham Hung Viet, Nguyen Duy Thanh, Le Xuan Thanh Thao, 2022, Abundance of microplastics in cultured oysters (<i>Crassostrea gigas</i>) from Danang Bay of Vietnam, <i>Marine Pollution Bulletin</i> , 180, p. 113800.
	Làm rõ tính kế thừa của nghiên cứu trong luận văn (ví dụ: từ đề	Nghiên cứu trong luận văn được thực hiện trên cơ sở kế thừa nguồn mẫu sinh

	tài, dự án nghiên cứu khoa học, công trình nghiên cứu, v.v)	vật hai mảnh vỏ thu thập trong chuyến khảo sát bằng tàu Viện sĩ Oparin lần thứ 9 năm 2025 tại vùng biển xa bờ miền Trung Việt Nam. Đồng thời, quy trình phân tích và một số thông số phương pháp (LOD, LOQ) được tham khảo và kế thừa từ các công bố khoa học đã được thẩm định, tiêu biểu là nghiên cứu của Pham et al. (2026) về xác định đồng thời PAHs, phthalates và bisphenol A bằng GC-MS/MS. Trên cơ sở đó, phương pháp được điều chỉnh phù hợp với đối tượng mẫu và mục tiêu nghiên cứu của luận văn.
	Viết lại đối tượng nghiên cứu (mục 2.1.1). Các mô tả chi tiết về sinh vật 2 mảnh vỏ tại mục này nên được chuyển về phần tổng quan hoặc phương pháp nghiên cứu. Bảng 2.1 chuyển về phương pháp thu mẫu.	Tác giả đã viết ngắn gọn phần 2.1.1. Đối tượng nghiên cứu. Cụ thể: Các mô tả chi tiết về sinh vật hai mảnh vỏ được sử dụng trong nghiên cứu được chuyển xuống mục 2.2.3. Phương pháp thu thập mẫu sinh vật bao gồm hình ảnh và bảng 2.1 chuyển thành bảng 2.4.
	Phạm vi nghiên cứu viết gọn lại. Bảng 2.2 đưa về phần phương pháp.	Tác giả đã viết gọn phần 2.1.2. Phạm vi nghiên cứu. Cụ thể: Đưa bảng 2.2 chuyển thành 2.5 xuống mục 2.2.3. Phương pháp thu thập mẫu sinh vật.
	Phương pháp nghiên cứu: Bổ sung hóa chất, dụng cụ, thiết bị thí nghiệm (trong đó đối với thiết bị, dụng cụ thí nghiệm cần nêu: tên thiết bị, xuất xứ, model, mục đích sử dụng; đối với hóa chất thí nghiệm: cần nêu tên hóa chất, xuất xứ, độ tinh khiết, mục đích, v.v)	Tác giả đã bổ sung mục 2.2.2 hóa chất, dụng cụ và thiết bị bao gồm tên thiết bị, xuất xứ, model, tên hóa chất, xuất xứ và độ tinh khiết tại trang 25, 26.
	Làm rõ phương pháp thu thập mẫu sinh vật cho nghiên cứu. Cụ thể hóa số lượng, chủng loại các mẫu sinh vật (cần định danh bằng tên khoa học), vị trí thu mẫu (vị trí tọa độ), thời gian, tần suất, v.v.	Tác giả đã bổ sung phương pháp thu thập mẫu sinh vật cho nghiên cứu, cụ thể hóa số lượng, chủng loại, bổ sung tên khoa học và tên tiếng Việt cho các loài tại trang 27 và 28. Vị trí thu mẫu, tọa độ đã được bổ sung kèm theo tại trang 30 và 31 mục 2.2.3. Phương pháp thu thập mẫu sinh vật.
	Nên sơ đồ hóa quy trình chiết tách và làm sạch mẫu sinh vật hai mảnh vỏ cho phân tích vi nhựa và các hợp chất hữu cơ. Làm rõ quy trình xử lý mẫu do luận văn tự thực hiện hay kế	Tác giả đã sơ đồ hóa quy trình chiết tách và làm sạch mẫu sinh vật hai mảnh vỏ, làm rõ quy trình xử lý mẫu do luận văn tự thực hiện tại Phụ Lục.

VIỆN
HỌC
NGHI
VA CÔNG

	thừa từ các nghiên cứu trước đó (nếu kế thừa, trích nguồn).	
	Thống nhất lại thiết bị phân tích sử dụng (GC-MS hay GC-MS/MS) trong toàn bộ luận văn. Cụ thể hóa các quy trình kiểm soát chất lượng phân tích như phân tích mẫu trắng, mẫu lặp, mẫu chuẩn, thêm chuẩn, chuẩn đồng hành (nếu có), v.v. cho từng đối tượng phân tích.	Tác giả đã thống nhất lại cách viết các thiết bị phân tích. Cụ thể: m-FTIR thành μ -FTIR và GC-MS thành GC-MS/MS.
	Chương trình phân tích trên thiết bị μ -FTIR và GC-MS/MS nên được trình bày dưới dạng bảng.	Tác giả đã bổ sung chương trình phân tích trên thiết bị μ -FTIR và GC-MS/MS nên được trình bày dưới dạng bảng tại Phụ Lục.
3. Kết quả và thảo luận		
1	Bỏ các ý bị lặp tại mục 3.2.2.2.	Tác giả đã rà soát và chỉnh sửa lại các nội dung còn trùng lặp trong luận văn tại mục 3.2.2.2 trang 68.
2	Mục 3.2. Nồng độ PAHs, PAEs trong các sinh vật hai mảnh vỏ: nên cụ thể hóa nồng độ của từng chất thuộc mỗi nhóm được phát hiện thay vì chỉ báo cáo kết quả tổng nồng độ như hiện nay.	Tác giả đã cụ thể hóa nồng độ PAHs và PAEs của từng chất thuộc mỗi nhóm được phát hiện tại mục 3.2.2 từ trang 60 đến trang 68.
3	Cần có biện luận kỹ hơn về phân bố và nồng độ các cấu tử PAHs, PAEs trong cùng 1 loài sinh vật hai mảnh vỏ ở các vị trí khác nhau. Ví dụ loài <i>Pinctada fucata</i> ở mẫu KV3.1, KV5.1 và KV10.1 hoặc loài <i>Pteria avicular</i> tại KV6.2 và KV6.3.	Tác giả đã bổ sung biện luận về phân bố nồng độ các cấu tử PAHs và PAEs trong cùng 1 loài sinh vật hai mảnh vỏ ở các vị trí khác nhau. Cụ thể: loài <i>Pinctada fucata</i> và <i>Pteria avicular</i> tại trang 63 và 64.
4	Hình 3.7 và 3.8 gần tương đồng nhau, do đó xem xét chỉ giữ lại hình 3.7. Tương tự đối với hình 3.9 và 3.10.	Hình 3.7 và 3.8 tương tự 3.9 và 3.10 là 2 hình khác nhau. Hình 3.7 và 3.9 thể hiện nồng độ hợp chất hữu cơ theo từng thành phần còn hình 3.8 và 3.10 là tỷ lệ phần trăm đóng góp của các hợp chất hữu cơ hỗ trợ cho kết quả các nồng độ.
5	Xem xét đánh giá đặc điểm tích lũy theo loài và khu vực (mục 3.2.3) do số lượng mẫu hạn chế, vì vậy kết quả thu được chưa đủ lớn mang tính đại diện cho sự hiện diện của các nhóm chất này trong khu vực.	Tác giả đã bổ sung biện luận do số lượng mẫu còn hạn chế vì vậy kết quả thu được chưa đủ lớn để mang tính đại diện cho sự hiện diện của các nhóm chất này trong khu vực tại trang 67.

6	<p>Đánh giá rủi ro phơi nhiễm: luận văn sử dụng rất nhiều các công cụ để đánh giá rủi ro phơi nhiễm của vi nhựa và các hợp chất hữu cơ đối với con người và hệ sinh thái như: hệ số ô nhiễm (CF), mức độ ô nhiễm (PLI), chỉ số PHI, hệ số tích lũy sinh học (BAF), chỉ số rủi ro sinh thái (PERI); rủi ro sức khỏe HI, HQ. Các thảo luận này chưa thực sự sâu và chi tiết, thiếu luận giải so sánh với các kết quả tương tự trong và ngoài nước. Vì vậy luận văn nên lược bớt chỉ để lại một số tính toán đánh giá rủi ro của vi nhựa và HCHC chính và thảo luận sâu hơn về các kết quả đánh giá này.</p>	<p>Tác giả đã bổ sung thảo luận chi tiết và so sánh với các kết quả trong, ngoài nước trong toàn bộ các kết quả đánh giá rủi ro. Bên cạnh đó, tác giả đã lược bỏ kết quả chỉ số CF và PLI.</p>
7	<p>Báo cáo kết quả phân tích vi nhựa thể hiện trong các hình, bảng thuộc mục 3.1 và 3.2 nên trình bày kết quả vi nhựa tương ứng với loài hai mảnh vỏ thu thập thay vì vị trí nghiên cứu. Tăng cường bình luận, so sánh kết quả nghiên cứu của luận văn với các kết quả nghiên cứu tương tự trong và ngoài nước.</p>	<p>Tác giả đã sửa đổi cách trình bày kết quả vi nhựa và các hợp chất hữu cơ tương ứng với các loài hai mảnh vỏ tại mục 3.1 và 3.2 kèm theo bổ sung bình luận so sánh kết quả nghiên cứu của luận văn với các nghiên cứu tương tự.</p>
4. Kết luận và kiến nghị		
1	<ul style="list-style-type: none"> - Bổ phần bị lặp ý. - Kết luận viết lại cho ngắn gọn, các kết quả cần phù hợp với các nội dung đã đề ra. 	<p>Tác giả đã chỉnh sửa kết luận ngắn gọn, logic và bám sát nội dung, mục tiêu của toàn bộ luận văn.</p>
5. Các lỗi trình bày		
1	<p>Cần rà soát lỗi chính tả, thuật ngữ chuyên ngành, format lại tài liệu tham khảo và trích dẫn TLTK theo đúng quy định của Học viện.</p>	<p>Tác giả đã rà soát và chỉnh sửa các lỗi chính tả. Cụ thể: PBA đổi thành BPA... format lại tài liệu tham khảo và trích dẫn theo đúng quy định của Học Viện.</p>
2	<p>Căn chỉnh và đồng bộ các bảng, hình vẽ và công thức hóa học cho đẹp hơn</p>	<p>Tác giả đã rà soát và căn chỉnh các bảng, hình vẽ và các công thức hóa học.</p>
3	<p>Bản luận văn còn khá nhiều lỗi chính tả, chưa thống nhất cách viết tên các</p>	<p>Tác giả đã thực hiện rà soát và chỉnh sửa các lỗi chính tả và tên các thuật ngữ hóa học sử dụng thuần tiếng Việt.</p>



4	Cân nhắc bổ sung các thông tin về sắc ký đồ, hình ảnh thu mẫu và thực nghiệm trong phần phụ lục	Tác giả đã bổ sung các thông tin về hình ảnh sắc ký đồ và thực nghiệm trong phần phụ lục.
---	---	---

Hà Nội, ngày 16 tháng 6 năm 2026

CHỦ TỊCH HỘI ĐỒNG

TẬP THỂ HƯỚNG DẪN

HỌC VIÊN

Phan
Phan Quyết Tiến

Phan
Phan Văn Tô

Minh
Nguyễn Thị Thu Trang

Liên
Nguyễn Đức Liên

XÁC NHẬN CỦA CƠ SỞ ĐÀO TẠO



KT. GIÁM ĐỐC
PHÓ GIÁM ĐỐC

Trần Thị Phương Anh
Trần Thị Phương Anh