

VI NHỰA VÀ SIÊU VI NHỰA TRONG HOẠT ĐỘNG NUÔI BIỂN – TÌNH HÌNH Ở VIỆT NAM

MICRO- AND NANOPLASTICS IN MARICULTURE ACTIVITY – THE SITUATION IN VIETNAM

Nguyễn Văn Quỳnh Bôi

Viện Nuôi trồng thủy sản, Trường Đại học Nha Trang

Tác giả liên hệ: Nguyễn Văn Quỳnh Bôi; Email: boinvq@ntu.edu.vn

Ngày nhận bài: 20/10/2025; Ngày phản biện thông qua: 21/11/2025 ; Ngày duyệt đăng: 25/12/2025

Tóm tắt

Vi nhựa nói chung ($\leq 1.000 \mu\text{m}$) đưa vào môi trường biển và ven bờ từ các nguồn bên ngoài (sông, đất liền, lắng đọng từ khí quyển...) và/hoặc các hoạt động trên biển (du lịch, vận tải, khai thác và nuôi trồng thủy sản) ngày càng trở nên nghiêm trọng và được quan tâm nhiều do ảnh hưởng nguy hại của chúng đến sinh vật, môi trường và toàn bộ hệ sinh thái bao gồm cả các bộ phận cấu thành trong nuôi biển. Nhiều nghiên cứu cho thấy vi nhựa tích lũy và tác động đến các quá trình sinh lý, hóa sinh, di truyền gây ảnh hưởng đến tập tính và sinh trưởng – phát triển của sinh vật, qua đó làm giảm hiệu quả kinh tế và tiềm ẩn rủi ro đối với người sử dụng, đáng lưu ý đối với các loài giáp xác, thân mềm và cá biển là những đối tượng chủ lực của nuôi biển Việt Nam. Vấn đề tương tự cũng xảy ra ở Việt Nam với các nguồn dữ liệu cho thấy vùng biển ven bờ có khả năng bị ảnh hưởng bởi rác thải nhựa nói chung, vi nhựa nói riêng. Do vậy, theo nguyên tắc “tiếp cận phòng ngừa”, cần tìm hiểu vấn đề và định hướng các giải pháp đối với ô nhiễm vi nhựa trong hoạt động nuôi biển.

Từ khóa: Nuôi biển, vi nhựa, Việt Nam

Abstract

Microplastics in general ($\leq 1,000 \mu\text{m}$) are increasingly released into marine and coastal environments from external sources (rivers, land, atmospheric deposition, etc.) and/or from marine activities (tourism, transportation, fishing, and aquaculture). This issue has become more serious and has attracted growing concern due to their harmful impacts on organisms, environment, and entire ecosystem — including components involved in mariculture. Numerous studies have shown that microplastics can accumulate in organisms and affect physiological, biochemical, and genetic processes, thereby influencing behavior, growth, and development. These effects ultimately reduce economic efficiency and pose potential risks to consumers, particularly for crustaceans, mollusks, and marine fish — the main species of Vietnam's mariculture sector. Similar concerns exist in Vietnam, where data indicate that coastal areas are likely affected by plastic waste in general and microplastics in particular. Therefore, following the “precautionary approach,” it is necessary to investigate the problem and develop appropriate solutions to microplastic pollution in mariculture activity.

Từ khóa: Mariculture, microplastics, Viet Nam

1. MỞ ĐẦU

Nhựa là thuật ngữ chung cho nhiều loại vật liệu cao phân tử (polymer materials) có tính chất khác nhau [20]. Mặc dù có thể bị “bẻ gãy” thành các mảnh nhỏ, nhựa được thừa nhận rộng rãi là tác nhân gây ô nhiễm khó (thậm chí là không) bị phân hủy sinh học do thời gian tồn tại của chúng có thể kéo dài từ vài thập kỷ lên đến hàng thế

kỷ [51]. Thông báo của Hội đồng Môi trường Liên hiệp quốc cho thấy hàng năm thế giới “xả” vào biển - đại dương từ 4,8 đến 12,7 triệu tấn rác thải nhựa (chủ yếu là các nguồn thải từ lục địa) [28]. Những số liệu này chỉ ra biển và đại dương là nơi tích lũy lượng lớn rác thải nhựa [38]; theo thời gian, rác thải nhựa bị phong hóa và trở thành những vi nhựa thứ cấp nguy hiểm

[25, 58]. Như là một hệ quả, đã có hàng loạt công bố đề cập đến những ảnh hưởng bất lợi của rác thải nhựa đối với sinh vật, môi trường và hệ sinh thái thủy sinh, đặc biệt đối với biển và khu vực ven bờ; kéo theo đó là rủi ro cho sinh kế của con người, bao gồm cả hoạt động nuôi biển. Trong vấn đề này, vi nhựa và siêu vi nhựa theo phân loại của Bermúdez và Swarzenski (2021) [7] (sau đây được gọi là vi nhựa) bao gồm vi nhựa (microplastics 1–1.000 μm) và nhựa nano (nanoplastics < 1 μm) được lưu ý do khả năng tích lũy trong sinh vật/sản phẩm nuôi [32], đưa đến những rủi ro tiềm ẩn về mặt sức khỏe đối với con người [14, 16, 21, 27, 62]. Hiện tượng ô nhiễm bởi nhóm tác nhân này đã thu hút sự chú ý đáng kể trong thời gian gần đây làm thúc đẩy sự chú trọng hơn nữa vào việc giải quyết thách thức môi trường này [27] mà trước hết là giám sát và đánh giá tác động [1].

Nuôi biển (marine aquaculture, còn gọi là mariculture) có nghĩa là nuôi trồng các loài sinh vật trong môi trường nước lợ và nước mặn. Ở Việt Nam hiện nay, tôm sú và tôm thẻ chân trắng là hai trong số ba đối tượng nuôi chủ lực theo Quyết định số 50 của Thủ tướng năm 2018 (50/2018/QĐ-TTg) với tổng diện tích năm 2024 trên 749.000 ha [67]. Bên cạnh đó, một số nhóm đối tượng khác cũng đóng vai trò quan trọng trong nuôi thủy sản biển và ven biển của Việt Nam như là cá biển, tôm hùm, thân mềm... Hoạt động nuôi biển đóng vai trò rất quan trọng trong nền kinh tế quốc gia, được xem là hướng phát triển hàng đầu của ngành nuôi trồng thủy sản, không chỉ nhằm cung cấp hải sản phục vụ nhu cầu trong nước và xuất khẩu, mà còn góp phần giảm áp lực lên nguồn lợi khai thác tự nhiên, cải thiện sinh kế cho các cộng đồng dân cư ven biển. Do vậy, cần thiết xem xét những rủi ro tiềm ẩn đối với hoạt động này trước các ảnh hưởng do vi nhựa nhằm định hướng những giải pháp phù hợp.

II. NỘI DUNG

1. Ảnh hưởng của vi nhựa đến hoạt động nuôi biển

Ảnh hưởng của rác thải nhựa đến hệ sinh thái thường được xem xét theo 2 khía cạnh: ảnh hưởng đến môi trường và tác động đến sinh vật. Theo đó, vi nhựa đưa đến những ảnh hưởng bất lợi đối với nuôi trồng thủy sản nói chung, bao gồm:

1.1 Ảnh hưởng đến môi trường nuôi: Theo Ritchie và Roser (2018) [47], cấu trúc hệ sinh thái cũng có thể bị tác động theo sự “can thiệp” của rác thải nhựa với cơ chế như tác động đến sự xuyên sáng, tính khả dụng của chất hữu cơ và sự trao đổi oxy. Công bố của Wu và cộng sự (2023) [57] cho thấy nhựa có khả năng ảnh hưởng đến sự truyền qua (lan truyền ánh sáng) trong nước; thậm chí giải phóng HCl (ví dụ từ PVC) trong quá trình quang phân đưa đến acid hóa nước [24]. Ba tác động có hại của rác thải nhựa được đề xuất bao gồm tự bản thân các hạt nhựa, giải phóng tác nhân ô nhiễm hữu cơ khó phân hủy được hấp thụ vào nhựa và rò rỉ các chất phụ gia (ví dụ kim loại nặng) có trong nhựa [51, 47]. Vi nhựa và phụ gia có độc tính đối với vi tảo nên gây ảnh hưởng đến cân bằng sinh thái môi trường nuôi. Các phụ gia trong vi nhựa (như là bisphenol A và phthalates) gây ra mối đe dọa cho các sinh vật dưới dạng các chất gây rối loạn nội tiết [17] dẫn đến các rủi ro về sinh thái - môi trường nuôi [36]. Ngoài ra, hạt vi nhựa còn đóng vai trò làm chất nền cho việc “định cư” của các sinh vật sống như động vật không xương sống, vi tảo, vi khuẩn, nấm hoặc virus ở biển mà một số trong đó là mầm bệnh tiềm năng [20]. Đáng lưu ý, các mầm bệnh phát triển mạnh trên bề mặt nhựa và những tác nhân gây ô nhiễm được hấp phụ có thể tiếp cận các sinh vật thủy sinh trực tiếp bằng các hạt nhựa hoặc gián tiếp sau khi thải ra môi trường nước [53]. Phù hợp với những nhận định trên, Thammatorn và Palic (2022) [51] cho rằng những mảnh nhựa có kích thước

vi mô của bất kỳ loại nhựa nào đều có thể đóng vai trò là phương tiện lan truyền các tác nhân ô nhiễm vi mô từ môi trường xung quanh, theo đó đe dọa các sinh vật thủy sinh và hệ sinh thái.

1.2 Ảnh hưởng đến đối tượng nuôi – sản phẩm nuôi: Trong nuôi trồng thủy sản, vi nhựa có khả năng gây nhiều rủi ro cho đối tượng nuôi. Tích lũy vi nhựa ở sinh vật biển được giới thiệu khái quát qua Bảng 1. Đã có hàng loạt công bố về ảnh hưởng của vi nhựa đến thủy sinh vật nước lợ - mặn, bao gồm cả những thử nghiệm trên các đối tượng nuôi, theo nhiều cách tiếp cận như tác động trực tiếp (bản thân vi nhựa), ảnh hưởng của phụ gia và tác động đồng thời với các tác nhân ô nhiễm khác. Tuy nhiên, bài viết chỉ khái quát ảnh hưởng trực tiếp của vi nhựa đến một số đối tượng hoặc có liên hệ gần hoặc được nuôi ở Việt Nam.

Về mặt tổng thể, tính sinh khả dụng của vi nhựa (bioavailability) tăng lên khi kích thước giảm đi làm chúng dễ được các sinh vật ở bậc dinh dưỡng thấp hơn hấp thụ do nhiều sinh vật trong số này tiêu thụ bất kỳ “con mồi” nào có kích thước phù hợp mà không có khả năng chọn lọc [45]; qua đó, gây ảnh hưởng đến nhóm động vật không xương sống, sinh vật ăn lọc và cá [20]. Jaikumar (2023) [31] còn cho rằng vi nhựa liên tục được hấp thụ trong mọi sinh vật dưới nước và dễ dàng chuyển lên các bậc dinh dưỡng cao hơn trong chuỗi thức ăn; do vậy, đã được phát hiện trong các sản phẩm nuôi [13] đưa đến rủi ro về sức khỏe cho người tiêu thụ [21, 62, 52, 14, 16, 33, 36].

Tác động của vi nhựa đối với sinh vật thể hiện ở các cấp độ khác nhau, từ dưới tế bào (sub-cellular) đến hệ sinh thái, nhưng hầu hết các nghiên cứu đều tập trung vào tác động ở sinh vật trưởng thành [47]. Các thử nghiệm chỉ ra rằng vi nhựa gây ra ức chế phản ứng oxy hóa, gián đoạn trao đổi chất, giảm hoạt tính của enzym và hoại tử tế bào; tuy nhiên, ảnh hưởng có thể khác nhau tùy theo loài

sinh vật. Ở vẹm xanh châu Á, giáp xác chân chèo (Copepoda), rận nước (*Daphnia*)... việc “nuốt” phải vi nhựa có thể ảnh hưởng đến việc tiêu thụ con mồi, dẫn đến cạn kiệt năng lượng, tác động đến tăng trưởng và ức chế khả năng sinh sản. Vi nhựa và các chất phụ gia đều có thể ảnh hưởng đến hệ thống miễn dịch của các đối tượng nuôi và tạo ra độc tính thần kinh làm giảm chất lượng sản phẩm nuôi [49]. Việc tiêu thụ vi nhựa của các sinh vật biển còn gây ra những rối loạn về tập tính, thay đổi sinh lý cũng như các đáp ứng miễn dịch và tình trạng căng thẳng (stress) [26, 43] làm giảm tăng trưởng, cuối cùng làm giảm lợi ích kinh tế của hoạt động nuôi thủy sản [57].

Điển hình, vi nhựa có thể được tôm hấp thụ qua mang, miệng và tích tụ ở các cơ quan trong cơ thể làm thay đổi năng lực miễn dịch bẩm sinh, ảnh hưởng đến khả năng sống sót, tổn thương mô, thay đổi hệ vi sinh vật đường ruột và tăng “căng thẳng oxy hóa” [53]. Nghiên cứu của Wang và cộng sự (2020) [56] cho thấy sau 48 giờ phơi nhiễm với nồng độ 300 mg/L, tỷ lệ tử vong lần lượt của tôm sú “giống” (*Penaeus monodon*), tôm he Nhật Bản (*Marsupenaeus japonicus*) và tôm thẻ chân trắng (*Litopenaeus vannamei*) là 47%, 53% và 20% bởi rối loạn cơ chế hóa sinh và di truyền do ảnh hưởng của vi nhựa đến biểu hiện gen. Việc tiếp xúc với vi nhựa ở nồng độ cao có thể gây ra các phản ứng miễn dịch và sự thay đổi hệ vi sinh vật đường ruột ở tôm thẻ, thậm chí có thể gây tử vong [55]. Vi nhựa của polyvinyl chloride (PVS-MPs) đã làm tăng rõ ràng sự nhân lên của virus gây hội chứng đốm trắng (white spot syndrome virus - WSSV) trong cơ thể tôm thẻ, dẫn đến tỷ lệ tử vong cao ở ấu trùng và tạo điều kiện cho sự lây truyền WSSV theo chiều ngang [48]. Bằng cách sử dụng vẹm xanh (*Mytilus edulis*) phơi nhiễm vi nhựa làm nguồn thức ăn, kết quả nghiên cứu của Chae và cộng sự (2019) [11] đã chứng minh siêu vi nhựa polystyrene làm thay đổi một số chỉ

bảo sinh hóa và dinh dưỡng quan trọng đối với tôm thẻ chân trắng, bao gồm cả những thay đổi trong hệ vi sinh vật đường ruột cùng với hàm lượng axit amin và axit béo. Thử nghiệm của Zeng và cộng sự (2023) [61] cho thấy tích lũy vi nhựa polystyrene gây ức chế tăng trưởng, tập tính bơi lội bất thường và làm giảm hiệu suất bơi của tôm thẻ chân trắng; qua đó, xác nhận và mở rộng kiến thức về tác động dưới mức gây tử vong và các mô hình tác động độc hại của vi nhựa ở loài tôm này. Tổng quan của Timilsina và cộng sự (2023) [53] chỉ ra rằng do phương thức kiếm ăn của các loài (bao gồm ăn xác thối, vật chất lắng đọng, vật chất lơ lửng (huyền phù) và săn mồi) khiến tôm nói chung dễ bị tổn thương hơn khi tiêu thụ vi nhựa với 6 ảnh hưởng bao gồm (1) tập tính ăn, (2) các mô khác nhau, (3) tình trạng “căng thẳng oxy hóa” (oxidative stress), (4) các đáp ứng miễn dịch, (5) khả năng sinh sản và (6) khu hệ vi sinh vật đường ruột. Khái quát, vi nhựa gây ảnh hưởng đến giáp xác thủy sinh có thể được xem xét theo các cách tiếp cận khác nhau, từ cơ chế đến chức năng sinh lý đưa đến những thay đổi về tập tính với hậu quả thể hiện theo vòng đời [63].

Ở nhóm thân mềm hai mảnh vỏ, vi nhựa có tác động trực tiếp và gián tiếp đến các loài bao gồm ảnh hưởng đến sinh lý, cấu trúc môi trường sống, nguồn thức ăn và sự tồn tại của các chất ô nhiễm hữu cơ [34, 62]. Theo Zhang và cộng sự (2019) [62], vi nhựa là mối đe dọa toàn cầu đối với các loài thân mềm hai mảnh vỏ và thường được phát hiện trong các loài thân mềm thương mại có thể ăn được bao gồm trai, hào và nghêu với vi nhựa dạng sợi chiếm tỷ lệ lớn nhất cả trong môi trường lẫn trong cơ thể đối tượng. Các cơ chế ảnh hưởng cơ bản bao gồm quá trình tiêu hóa, hoạt động lọc, tích lũy sinh học và tác động đến sinh sản. Công bố của Wang và cộng sự (2021) [55] nêu rõ các loại vi nhựa phổ biến nhất ở thân mềm hai mảnh vỏ là PP, PS và PE có kích thước < 500

µm có khả năng ảnh hưởng đến hệ thống miễn dịch, đồng thời tổn thương mô, dị tật hệ thần kinh, thay đổi về tăng trưởng và phát triển, thay đổi tập tính sinh lý và tác động bất lợi đến khả năng sinh sản cũng như di truyền. Nghiên cứu ở vùng cửa sông Santos - Brazil, Ribeiro và cộng sự (2024) [46] phát hiện hàm lượng vi nhựa trong cơ thể các sinh vật có liên quan đến tình trạng ô nhiễm; trong đó, cao nhất ở hào (*Crassostrea brasiliensis*) do đặc tính ăn lọc. Thử nghiệm của Gaspar và cộng sự (2018) [23] cho thấy khi bị phơi nhiễm, hào phương Đông (*Crassostrea virginica*) có thể tích tụ các hạt polystyrene trong mô của chúng, đặc biệt là mô gan tụy với xu hướng đi vào trong lysosome thông qua con đường vận chuyển nội bào (endosomal pathways) đưa đến tác động dưới ngưỡng gây tử vong. Phù hợp với điều này, thử nghiệm của Bhatt và cộng sự (2023) [8] cho thấy vi nhựa polyethylene mật độ cao làm chậm đáng kể sự phát triển của ấu trùng; đồng thời, tỷ lệ ấu trùng sẵn sàng chuyển sang giai đoạn sống đáy cũng giảm còn 43,5% ở nhóm bị phơi nhiễm so với 64% ở nhóm không chịu ảnh hưởng bởi vi nhựa dẫn đến quá trình định cư của ấu trùng bị chậm lại; điều này có thể ảnh hưởng tiêu cực đến sự sống còn của hào phương Đông do nguy cơ bị săn mồi gia tăng. Tương tự như vậy, mặc dù không gây ra bất kỳ độc tính đáng kể nào cho hào Thái Bình Dương (*Crassostrea gigas*) nhưng các hạt nhựa kích thước nano có xu hướng tích tụ nội bào và đưa độc tố hấp phụ (bởi hạt nhựa) vào tế bào [9]. Thử nghiệm đối với ấu trùng chữ D cho thấy vi nhựa polyethylene mật độ cao (HPDE) thay đổi tập tính bơi, do vậy có thể ảnh hưởng đến sự sống sót của ấu trùng cũng như khả năng định cư ở môi trường sống mới.

Ở cá biển, công bố của Espinosa và cộng sự (2017) [19] cho thấy vi nhựa polyvinylchloride (PVC-MP) trong chế độ ăn có ảnh hưởng đối với sức khỏe tổng thể, đáp ứng miễn dịch và sự căng thẳng của cá tráp

Bảng 1. Vi nhựa phát hiện trong cơ thể một số sinh vật nước lợ - mặn

Đối tượng	Lượng phát hiện (mẫu/g tươi)	Lượng phát hiện (mẫu/cá thể)	Mô/cơ quan phát hiện	Kích thước	Hình dạng (% tổng số)	Thành phần (% tổng số)	Màu sắc	Khu vực khảo sát và nguồn tham khảo
Tôm đất (<i>Metapenaeus ensis</i>)	0,7 ± 0,3	2,5 ± 0,5	N/A	≤ 250 µm ở mẫu mô và lớn hơn ở ống tiêu hóa	Sợi (42–69), mảnh (22–57) và hạt (0–27)	Rayon (61,9), polyamide (10,5), PET (6,7), polyethylene (5,7), polyacrylic (5,8) và polystyrene (3,8)	N/A	Đầm Cầu Hai, Huế. My và cộng sự, 2023.
Tôm vằn (<i>Penaeus semisulcatus</i>)	0,6 ± 0,2	2,3 ± 0,7						
Tôm thẻ chân trắng (<i>Litopenaeus vannamei</i>)*	1,1 ± 0,4	8,6 ± 3,5						
Tôm sú (<i>Penaeus monodon</i>)*	0,5 ± 0,3	7,7 ± 3,5						
Tôm thẻ chân trắng (<i>Litopenaeus vannamei</i>)	1,73 – 3,8/10 g	N/A	Chủ yếu ở đầu và ruột	77 – 92% <100 µm	N/A	Chủ yếu bao gồm PET, PS, nylon và PVC, PP và PE.	Chủ yếu màu xanh	Bán tại siêu thị, Hàn quốc. Yoon và cộng sự, 2022.
Tôm thẻ chân trắng (<i>Litopenaeus vannamei</i>)	N/A	N/A	N/A	1 – 1.000 µm	Hạt, mảnh và màng không đều (1 – 200 µm) và bột (200 – 1.000 µm)	PP, PE, PS, PET và PVC	N/A	Cửa sông Jiulong, Trung Quốc. Chen và cộng sự, 2024
Tôm thẻ chân trắng (<i>Litopenaeus vannamei</i>)	1,06	18,5 ± 1,2	Ống dạ dày – ruột, mang và vỏ giáp	360 ± 39 (30 – 2.800) µm	Sợi (90,8) ở dạng bản mỏng (93,4),	Polyethylene (54,5), polyamide (24,2), polyesters (12,1), polystyrene (6,1) và nylon (3,0)	Trong suốt (47,7%)	Vịnh California (Tây Bắc Mexico). Valencia-Castañeda và cộng sự, 2022.
Tôm thẻ chân trắng (<i>Litopenaeus vannamei</i>)	0,9 ± 0,2	13,3 ± 1,1	Ống dạ dày – ruột, mang và vỏ giáp	403 ± 296 µm	Sợi hoặc phân mảnh	NA	Trong suốt hoặc xanh	Đầm Caimanero, Đông Nam vịnh California. Valencia-Castañeda và cộng sự, 2022
Tôm thẻ chân trắng (<i>Litopenaeus vannamei</i>)	NA	5,5 ± 0,5	Vỏ giáp, mang, ống dạ dày – ruột và cơ	NA	Sợi (74,7) và phân mảnh (22,7)	Chủ yếu là PET	Trong suốt (61,4 – 72,) và xanh (3,2 – 36,4)	Vịnh Santa Maria-La Reforma (SAMARE) thuộc Mexico. Pérez-Osuna và cộng sự, 2023.

Đối tượng	Lượng phát hiện (mẫu/g tươi)	Lượng phát hiện (mẫu/cá thể)	Mô/cơ quan phát hiện	Kích thước	Hình dạng (% tổng số)	Thành phần (% tổng số)	Màu sắc	Khu vực khảo sát và nguồn tham khảo
Tôm hùm gai (<i>Palinurus elephas</i>)	NA	20 - 273	Mô dạ dày	MP và NP	Mảnh vỡ (98,3)	NA	N/A	Châu Âu. Kampouris và cộng sự, 2023.
	NA	11 - 339	Mô mang		Mảnh vỡ (99,2)			
Tôm hùm gai (<i>Palinurus elephas</i>)	NA	9,1 ± 1,75	NA	MP	NA	NA	NA	Phía tây Sardinia, Ý. Cau và cộng sự, 2023.
Tôm hùm Nauy (<i>Nephrops norvegicus</i>)		3,2 ± 0,45						
Tôm hùm Nauy (<i>Nephrops norvegicus</i>)	NA	NA	Dạ dày	NA	Sợi nhỏ	NA	NA	Vịnh Clyde. Murray và Cowie (2011)
Tôm hùm gai (<i>Palinurus plyphagus</i>)	4,37 ± 0,96	NA	Ống tiêu hóa	Phổ biến (31%) 1-250 µm; (16%) 200-500 µm	Sợi nhỏ (77), xơ (76) và các hạt màu đen (38)	Polyamide 6 (ưu thế), polyethylene, polyurethane (PU), polyvinyl clorua (PVC), polypropylene, vinyl clorua, màng Acrylonitrile (zexlon), ethylene, ethylene vinyl acetate (EVA) và polyethylene terephthalate	NA	Vịnh Bengal. Hashar và Rahman, 2023.
Thân mềm nói chung	0,19 - 1,76	4,3 – 36,6	NA	Phổ biến là sợi < 500 µm	Sợi, mảnh, màng mỏng và viên	Hai loại vi nhựa chính: Cellophane (CP) và polyethylene terephthalate (PET)	NA	Khu vực ven biển Yên Đài (Coastal Area of Yantai), Trung Quốc. Liu và cộng sự, 2021.
Thân mềm nói chung	1,04±0,74	3,30±2,04	Ống tiêu hóa	NA	NA	Cao nhất là rayon (58,3%) trong tổng số 8 loại vi nhựa	NA	Biển Bột Hải (Boha sea). Zhao và cộng sự, 2024.
Hàu, vẹm xanh, cá đối và cá lưỡi trâu **	NA	10,3 ± 1.5 hàu; 7,4 ± 0,7 vẹm xanh; 4,1 ± 1,3 cá đối; 1,2 ± 0,9 cá lưỡi trâu	Ống tiêu hóa	NA	90% dạng sợi	Polypropylene, polyethylene terephthalate, polyethylene và polystyrene	50% màu xanh	Ba Rịa – Vung Tau. Dang Thi Ha, 2023

- NA: Không nêu rõ hoặc không được xác định; - *: tôm nuôi; - MP: Nhựa kích thước micro (<5 mm), - NP: Nhựa kích thước nano (< 1 μ m) theo phân loại của FAO (2017); **: không nêu rõ tên khoa học của đối tượng đầu vàng (*Sparus aurata*). Về tổng thể, vi nhựa PVC đóng vai trò như là tác nhân gây căng thẳng nên tiếp xúc liên tục với nồng độ cao có thể gây ảnh hưởng tiêu cực đến sinh lý cá tráp đầu vàng. Áp dụng cách tiếp cận chẩn đoán đa chiều ở nhiều cấp độ tổ chức sinh học (từ nguyên tử đến sinh vật) nhằm xác định ảnh hưởng của vi nhựa đến hoạt động sinh học cá tráp đầu vàng, thử nghiệm của Jacob và cộng sự (2021) [29] đã cho thấy cá phơi nhiễm với vi nhựa có tỷ lệ tử vong cao hơn, một số chất chuyển hóa chính ở não và gan tăng lên, xuất hiện khiếm khuyết mô học ở gan và ruột, và tỷ lệ đồng hóa Zn (nguyên tố thiết yếu) cao hơn trong khi tỷ lệ đồng hóa Ag (không thiết yếu) thấp hơn. Đối với cá chim vây vàng (*Trachinotus ovatus*), nghiên cứu của Liu và cộng sự (2023) [39] đã cho thấy các hạt vi nhựa, phổ biến có kích thước 20–200 μ m, được phát hiện trong ruột cá với số lượng 546 ± 52 hạt/g theo khối lượng tươi, làm gia tăng lượng Proteobacteria và giảm lượng Firmicutes trong khu hệ vi sinh vật đường ruột của cá. Công bố của Jacob và cộng sự (2020) [30] cho thấy 32% trường hợp bị ảnh hưởng đáng kể do tiếp xúc với vi nhựa; trong đó các tác động lớn hơn đã được quan sát thấy đối với các hạt nhựa nhỏ hơn (kích thước ≤ 20 μ m), ảnh hưởng đến hành vi và chức năng thần kinh, tính thấm ruột, quá trình chuyển hóa và sự đa dạng của hệ vi sinh vật đường ruột của cá nói chung. Qua

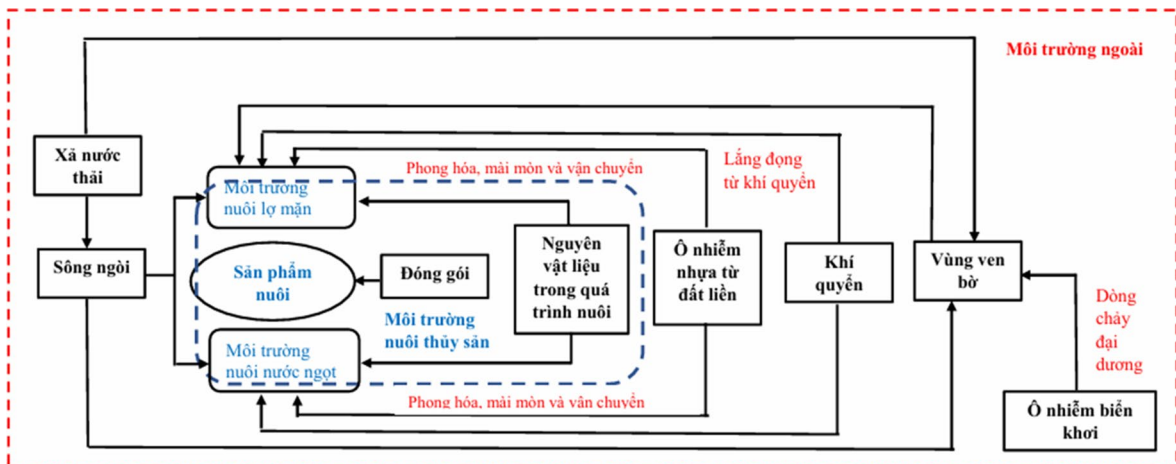
phân tích tổng hợp, công bố của Yuan và cộng sự (2025) [60] cũng cho thấy vi nhựa có ảnh hưởng tiêu cực đáng kể đến khả năng thích nghi về mặt chức năng của cá.

2. Vi nhựa trong hoạt động nuôi biển ở Việt Nam

Theo Le và cộng sự (2024) [36], vi nhựa trong nuôi trồng thủy sản chủ yếu có nguồn gốc từ rác thải nhựa trên đất liền, hoạt động xử lý rác thải liên quan đến du lịch, hoạt động vận chuyển, nghề cá/nuôi trồng thủy sản và lắng đọng trong khí quyển. Khái quát hơn, các nguồn đưa đến vi nhựa trong nuôi trồng thủy sản đã được tổng hợp bởi Wu và cộng sự (2023) [57] bao gồm môi trường bên ngoài (sông, biển, đất liền và khí quyển) và vi nhựa được đưa vào trong quá trình nuôi trồng thủy sản (quá trình lão hóa và hao mòn của ngư cụ bằng nhựa, thức ăn và bao bì của các sản phẩm nuôi trồng thủy sản) (Hình 1). Theo cách tiếp cận này, một số nguồn vi nhựa có khả năng ảnh hưởng đến nuôi biển Việt Nam được trình bày dưới đây.

2.1 Vi nhựa từ môi trường bên ngoài

Trong thực tế rất khó xác định rõ ràng vi nhựa từ mỗi nguồn bên ngoài đối với hoạt động nuôi biển do không thể thống kê đầy đủ và sự pha trộn, lắng đọng... các nguồn thải ban đầu. Điển hình, vi nhựa từ sông ngòi có thể thu nhận từ nhiều dòng thải bao gồm nhà máy xử lý nước thải, nước thải công – nông nghiệp, nước mưa chảy tràn [35]; theo đó, vi nhựa ở sông ngòi có thể có mối tương quan cao với mật độ dân số, đô thị hóa, xử lý nước thải và quản lý chất thải [18].



Hình 1. Các con đường đưa vi nhựa vào môi trường nuôi trồng thủy sản và sản phẩm nuôi trồng thủy sản. [57]

Xem xét theo khía cạnh xả thải nhựa vào môi trường biển, Việt Nam đứng thứ 4 trên 20 quốc gia ở nhóm đầu, với khoảng 0,28-0,73 triệu tấn/năm, tương đương 6% tổng lượng rác thải nhựa ra biển của thế giới [66]. Với 3,2 triệu tấn rác nhựa/năm [65], lượng nhựa thải vào môi trường năm 2023 ước tính 1,8 triệu tấn [66]. Trong số này có khoảng hơn 30 tỷ túi ni lông, hơn 80% số túi ni lông đó đều bị thải bỏ sau khi dùng một lần. Ngoài ra, tổng lượng nhựa thải phát sinh từ tàu khai thác thủy sản có chiều dài từ 6 m trở lên là 64.143 tấn/năm, trong đó lượng nhựa thải thất thoát ra biển là

3.814 tấn/năm (chiếm 5,6%). Lượng thất thoát ra biển chủ yếu từ nguồn sinh hoạt (chiếm 60%, khoảng 2.288 tấn/năm) và một phần từ ngư cụ bị mất thụ động (chiếm 31%, khoảng 1.182 tấn/năm) trong quá trình khai thác. Tất cả sẽ trở thành nguồn vi nhựa thứ cấp trong các hệ sinh thái biển và ven bờ do bị phong hóa theo thời gian. Những số liệu nêu trên cho thấy vùng biển ven bờ Việt Nam chắc chắn bị ảnh hưởng bởi nhựa thải nói chung, vi nhựa nói riêng (Bảng 2). Do vậy, các đối tượng nuôi biển có khả năng chịu nhiều rủi ro gây ra bởi vi nhựa.

Bảng 2. Một vài số liệu vi nhựa trong môi trường biển và ven bờ Việt Nam

Loại môi trường	Khu vực/điểm	Mật độ/khối lượng vi nhựa	Nguồn tham khảo
Bãi biển	Khu bảo tồn	7.374 (mảnh/100m) và 94,58 (kg/100m)	Nguyễn Công Sơn và cộng sự, 2024
	Thuộc các tỉnh	8.100 (mảnh/100m)	
Trầm tích	Xã Đa Lộc, Hậu Lộc, Thanh Hóa	22,95 ± 8,9 mg/kg (6,41 ± 1,27 mg/kg đến 53,05 ± 5,27 mg/kg) (2.921 đến 5.635 mảnh/kg)	
	Cửa sông Ba Lạt (cửa sông Hồng)	70 đến 2.830 vi nhựa/kg trầm tích bề mặt khô (300 - 5.000 µm chiếm hơn 88% với dạng sợi ưu thế)	
	Vịnh Tiên Yên - Quảng Ninh	664±68 vi nhựa/kg (236-1.324 vi nhựa/kg)	Nguyễn Hoài Như Ý và cộng sự, 2023
Cửa sông/ nước biển	Vịnh Cửa Lục (tỉnh Quảng Ninh), biển Đồ Sơn (TP. Hải Phòng) và vịnh Hạ Long	<1 mẫu/m ³	
	Đầm Thị Nại	3,2 - 24 mẫu vi nhựa/m ³	
	Cửa sông Bạch Đằng	2 mẫu vi nhựa /m ³ (0,98 - 3,4 hạt/m ³)	
	Nước biển ở tỉnh Nam Định	6,7 - 9,2 hạt/m ³ (kích thước < 300 µm, dao động 20 µm - 2 mm)	
	Nước biển tỉnh Thanh Hóa	30 hạt/m ³ (dao động từ 16 - 44 hạt/ m ³)	
	Huyện Cần Giở (TP. Hồ Chí Minh)	6,4±3,0 mẫu/L	
	Cửa biển Thuận An – Huế	35 vi nhựa/m ³ đến 175 vi nhựa/m ³ nước bề mặt và 300 vi nhựa/kg đến 2800 vi nhựa/kg trầm tích	

Đối với sự lắng đọng từ khi quặng, công bố của Wu và cộng sự (2023) [57] chỉ ra vi nhựa lắng đọng ở đô thị thay đổi từ 175 đến 313 hạt/

m²/ngày trong khi Nguyễn Minh Kỳ và cộng sự (2023) [4] cho rằng vi nhựa (kích thước 300–5.000 µm) trong không khí Việt Nam dao

động trong phạm vi 71–917 hạt/m²/ngày. Theo đó, vi nhựa từ khí quyển xâm nhập vào môi trường nuôi trồng thủy sản tương đối hạn chế, nhưng sự tích tụ của chúng cũng sẽ ảnh hưởng đến hoạt động nuôi thủy sản nói chung [57]. Ngoài ra, thời tiết khắc nghiệt cũng ảnh hưởng đến sự phong phú của vi nhựa trong môi trường nuôi thủy sản; ví dụ, bão có thể di chuyển vi nhựa trên cạn và giải phóng vi nhựa trong trầm tích qua đó làm tăng sự phong phú của vi nhựa trong môi trường nuôi thủy sản.

2.2 Vi nhựa từ hoạt động nuôi biển

Trong hoạt động nuôi trồng thủy sản nói chung, nhựa thường được sử dụng để sản xuất nguyên vật liệu làm lồng, phao hay những dụng cụ khác (vợt, khay, xô...) cùng với các vật liệu “đóng gói” để vận chuyển và phân phối thức ăn hoặc sản phẩm. Việc sử dụng dụng cụ - thiết bị nhựa, cùng với thức ăn và sản phẩm chăm sóc sức khỏe vật nuôi và quản lý môi trường trong nuôi trồng thủy sản cũng góp phần tích lũy vi nhựa cao hơn [13]. Theo Lin và cộng sự (2022) [37], các nghiên cứu gần đây cho thấy một lượng lớn vi nhựa trong các vùng nuôi là AD-MP (viết tắt của aquaculture-derived microplastics). Số lượng này thay đổi tùy theo nghiên cứu của mỗi tác giả, dao động trong phạm vi 55,72% – 99,00%. Xem xét về quá trình hình thành, tổng hợp của các tác giả cho thấy nguồn của vi nhựa từ nuôi thủy sản trong các khu vực canh tác bao gồm một số phương thức: (1) quang phân, ăn mòn do nước biển, ma sát và mài mòn do sóng dẫn đến sự “bẻ gãy” cũng như sự mất mát hoặc thải loại các ngư cụ và vật liệu nhựa khác, (2) việc loại bỏ các sinh vật bám bẩn có thể dẫn đến việc giải phóng AD-MP dạng sợi từ các thiết bị nuôi trồng thủy sản như lưới đánh cá và dây thùng và (3) AD-MP có trong thức ăn (do thường được sản xuất từ nguồn động vật động vật biển, chủ yếu là cá và tôm tự nhiên, là nhóm dễ bị tích lũy vi nhựa [22, 57]) hoặc hấp phụ trên bề mặt thuốc điều trị bệnh có thể xâm nhập vào môi trường

nước trong quá trình nuôi trồng thủy sản. Theo đó, có khả năng vi nhựa sẽ tích lũy nhiều trong sản phẩm nuôi so với sinh vật trong môi trường tự nhiên do mức độ phong phú của vi nhựa từ hoạt động nuôi thủy sản trong môi trường khi cho rằng sự tích lũy này liên quan chặt chẽ với sự phong phú của vi nhựa trong sinh cảnh.

Chỉ riêng ngành nuôi trồng thủy sản Việt Nam, ước tính phát sinh khoảng 3,2 triệu tấn rác thải nhựa mỗi năm [1]. Đối với hoạt động nuôi biển Việt Nam, khảo sát của Tổ chức Quốc tế về Bảo tồn Thiên nhiên (WWF), Tổng cục Thủy sản và Tổng cục Biển và Hải đảo (2020) [5] chỉ ra rằng lượng nhựa thải phát sinh thay đổi tùy theo quy mô, đối tượng, phương thức nuôi... Theo thời gian, vi nhựa có thể phát sinh từ quá phong hóa và mài mòn các nguyên vật liệu/trang thiết bị và nhựa thải có liên quan. Tuy nhiên, có thể do vấn đề phức tạp và không thể xác định chính xác nên chưa tìm thấy bất kỳ nguồn dữ liệu nào về phát thải vi nhựa từ các hoạt động liên quan đến hoạt động nuôi biển ở Việt Nam.

3. Khái quát giải pháp đối với vấn đề ô nhiễm vi nhựa trong hoạt động nuôi biển

Theo Wu và cộng (2023) [57], hàng loạt giải pháp để kiểm soát ảnh hưởng của vi nhựa đến hoạt động nuôi thủy sản, bao gồm ngăn chặn các nguồn vi nhựa từ bên ngoài bằng biện pháp can thiệp sinh thái như là hệ thống rừng ngập mặn hay “màng sậy” (reed bed), giảm sản sinh vi nhựa trong môi trường vùng nuôi bằng cách ứng dụng các nguyên vật liệu/trang thiết bị thân thiện với môi trường và tăng cường quản lý việc sử dụng... Nuôi thủy sản nói chung, nuôi biển nói riêng là một quá trình lâu dài và biến động. Trong khi ô nhiễm vi nhựa có thể hoàn toàn khác nhau tùy theo thời gian và điều kiện môi trường. Theo đó, bên cạnh việc ứng dụng các biện pháp xử lý, làm giảm ô nhiễm vi nhựa; cần thiết phải giám sát vi nhựa trong môi trường vùng nuôi [13, 57], xây dựng các tiêu chuẩn kiểm soát ô nhiễm vi nhựa, và tiến hành

các nghiên cứu hợp tác quốc tế và liên ngành [57]. Điển hình là áp dụng các thiết bị giám sát có kích thước nhỏ, dễ sử dụng và phân tích theo thời gian thực như công nghệ cảm biến từ xa kết nối hệ thống internet vạn vật... để thực hiện giám sát liên tục và lâu dài đối với vấn đề ô nhiễm vi nhựa trong toàn bộ quá trình nuôi nhằm giúp xây dựng các biện pháp ứng phó cụ thể. Những vấn đề quan trọng khác bao

gồm chuẩn hóa việc kiểm soát ô nhiễm vi nhựa trong nuôi trồng thủy sản từ quy trình phân tích [6, 12] đồng thời hoàn thiện luật pháp và các quy định liên quan. Bên cạnh đó, cần hợp tác liên ngành từ nuôi và khai thác thủy sản đến quản lý môi trường, xử lý rác thải ... để giải quyết vấn đề rác thải nhựa biển cũng như ô nhiễm vi nhựa trong hoạt động nuôi biển.

Tài liệu tham khảo

Tiếng Việt

1. Bộ Tài nguyên và Môi Trường, Quỹ Quốc tế Bảo vệ Thiên nhiên (WWF - World Wide Fund for Nature) và Tổng cục Biển và Hải đảo (2023), Báo cáo tình hình phát sinh chất thải nhựa năm 2022, Nhà Xuất bản Thanh Niên.
2. Nguyễn Công Sơn, Nguyễn Minh Quang, Nguyễn Thị Bích Phương, Đinh Thị Xoan (2024), Tổng quan một số nghiên cứu về chất thải nhựa biển ở Việt Nam và đề xuất hướng nghiên cứu trong tương lai, Tạp chí Môi trường (online). (<https://tapchimoitruong.vn/chuyen-muc-3/tong-quan-mot-so-nghien-cuu-ve-chat-thai-nhua-bien-o-viet-nam-va-de-xuat-huong-nghien-cuu-trong-tuong-lai-29920>)
3. Nguyễn Hoài Như Ý, Trương Thị Ngân Hà, Phan Thị Thảo Linh, Võ Văn Minh, Lê Thị Mai, Trịnh Đăng Mậu, Trần Nguyễn Quỳnh Anh (2023), Phân bố của vi nhựa trong nước mặt và trầm tích ở cửa sông Thuận An, Thừa Thiên Huế, Tạp chí Khoa học và Công nghệ - Đại học Đà Nẵng, Vol. 21, No. 3
4. Nguyễn Minh Kỳ, Huỳnh Ngọc Anh Tuấn, Nguyễn Thị Quang Hưng, Hoàng Tuấn Dũng và Đặng Kim Chi, 2023. Ô nhiễm vi nhựa trong không khí: Hiện trạng và một số đề xuất giải pháp. Chuyên đề III, Tạp chí môi trường.
5. Tổ chức Quốc tế về Bảo tồn Thiên nhiên (WWF), Tổng cục Thủy sản và Tổng cục Biển và Hải đảo, 2020. Báo cáo Khảo sát quốc gia về sự đóng góp của rác thải nhựa từ hoạt động khai thác và nuôi trồng thủy sản đến rác thải nhựa đến đại dương.

Tiếng Anh

6. Arat S. A. (2024), An overview of microplastic in marine waters: Sources, abundance, characteristics and negative effects on various marine organisms, Desalination and Water Treatment 317, 100138.
7. Bermúdez J. R., Swarzenski P. W. (2021), A microplastic size classification scheme aligned with universal plankton survey methods, MethodsX 8 (2021) 101516.
8. Bhatt S., Fan C., Liu M. and Wolfe-Bryant B. (2023), Effect of High-Density Polyethylene Microplastics on the Survival and Development of Eastern Oyster (*Crassostrea virginica*) Larvae, Int. J. Environ. Res. Public Health, 20 (12), 6142; <https://doi.org/10.3390/ijerph20126142>
9. Bringer A., Thomas H., Prunier G., Dubillot E., Bossut N., Churlaud C., Clérandeau C., Bihanic F. L., Cachot J. (2020), High density polyethylene (HDPE) microplastics impair development and swimming activity of Pacific oyster D-larvae, *Crassostrea gigas*, depending on particle size, Environmental Pollution, Volume 260, 113978.
10. Cau A., Gorule A. P., Bellodi A., Carreras-Colom E., Moccia D., Pittura L., Regoli F., Follesa C. M. (2023), Comparative microplastic load in two decapod crustaceans *Palinurus elephas* (Fabricius, 1787)

- and *Nephrops norvegicus* (Linnaeus, 1758), Marine Pollution Bulletin Volume 191, 114912.
11. Chae Y., Kim D., Choi M.-J., Cho Y., An Y.-J., 2019. Impact of nano-sized plastic on the nutritional value and gut microbiota of whiteleg shrimp *Litopenaeus vannamei* via dietary exposure. Environmental International 130, 104848.
 12. Cheng B., Hossain K. B., Kang R., Zhou Y., Wang, Y., Cai M. (2024), Assessment of microplastic hazards in *Penaeus vannamei* shrimp in a typical estuary of China: polymer composition, risk assessment, and health implications, Journal of Oceanology and Limnology, Chinese Society for Oceanology and Limnology.
 13. Chen G., Li Y., Wang J. (2021), Occurrence and ecological impact of microplastics in aquaculture ecosystems, Chemosphere 274, 129989.
 14. Choi H., Im D.-H., Park Y.-H., Lee J.-W., Yoon S.-J., Hwang U.-K. (2022), Ingestion and egestion of polystyrene microplastic fragments by the Pacific oyster, *Crassostrea gigas*, Environmental Pollution, Volume 307, 119217.
 15. Dang Thi Ha (2023), Assessment of microplastic contamination in some marine species collected in Ba Ria - Vung Tau province, Dong Thap University Journal of Science, Vol. 12, No. 5, 91-100.
 16. Ding J., Sun C., Li J., Shi H., Xu X., Ju P., Jiang F., Li F. (2022), Microplastics in global bivalve mollusks: A call for protocol standardization, Journal of Hazardous Materials Volume 438, 129490.
 17. Do A. T. N., Ha Y., Kwon J. H. (2022), Leaching of microplastic-associated additives in aquatic environments: a critical review, Environ. Pollut. 305, 119258.
 18. Emmerik T. V., Schwarz A. (2019), Plastic debris in rivers, Wires Water Volume 7, Issue 1.
 19. Espinosa C., Cuesta A., Esteban M. A. (2017). Effects of dietary polyvinylchloride microparticles on general health, immune status and expression of several genes related to stress in gilthead seabream (*Sparus aurata* L.), Fish & Shellfish Immunology Volume 68, Pages 251-259.
 20. FAO (2017), Microplastics in fisheries and aquaculture, Fisheries and Aquaculture Technical Paper 615. (<http://www.fao.org/3/a-i7677e.pdf>)
 21. Fernández-Severini M. D., Villagran D. M., Buzzi N. S., Sartor G. C. (2019), Microplastics in oysters (*Crassostrea gigas*) and water at the Bahía Blanca Estuary (Southwestern Atlantic): An emerging issue of global concern, Regional Studies in Marine Science Volume 32, 100829.
 22. Fred-Ahmadu O. H., Ahmadu, F. O., Adedapo A. E., Oghenovo I., Oluwafemi O. T. and Benson N. U. (2024), Microplastics and chemical contamination in aquaculture ecosystems: The role of climate change and implications for food safety—a review, Environ Sci Eur 36, 181. <https://doi.org/10.1186/s12302-024-00995-6>.
 23. Gaspar T. R., Chi R. J., Parrow M. W., Ringwood A. H. (2018), Cellular Bioreactivity of Micro- and Nano-Plastic Particles in Oysters, Front. Mar. Sci. Sec. Marine Pollution Volume 5. <https://doi.org/10.3389/fmars.2018.00345>
 24. Gewert B., Plassmann M.M., MacLeod M. (2015), Pathways for Degradation of Plastic Polymers Floating in the Marine Environment, Environ. Sci.: Process, Im pacts 17, 1513–1521.
 25. Govindasamy H., Ramachandran P., Iyyanar A., Subhadra R. R., Ramesh R. (2022), Ingestion and toxic impacts of weathered polyethylene (wPE) microplastics and stress defensive responses in whiteleg shrimp (*Penaeus vannamei*), Chemosphere Volume 300, August 2022, 134487.
 26. Han E. J., Choi S-K, Jeon J. H, Park J-K., Han S-H., Jeong J., Kim H. J., Lee J-M. (2021), Transcriptional response in the whiteleg shrimp (*Penaeus vannamei*) to short-term microplastic exposure, Aquaculture Reports 20, 100713.
 27. Hashar N. and Rahman S. (2023), Ingestion of Microplastics by the Spiny Lobsters from the Northern

- Bay of Bengal (Conference Paper), Conference: TREVOR (Trends, Reflections, Evolution, and Visions in Ocean Research)
28. Haward M. (2018), Plastic pollution of the world's seas and oceans as a contemporary challenge in ocean governance, Nature Communications.
 29. Jacob H., Besson M., Oberhaensli F., Taylor A., Gillet B., Hughes S., Melvin D. S., Bustamante P., Swarzenski W. P., Lecchini D., Metian M. (2021), A multifaceted assessment of the effects of polyethylene microplastics on juvenile gilthead seabreams (*Sparus aurata*), Aquatic Toxicology Volume 241, 106004.
 30. Jacob H., Besson M., Swarzenski W. P., Lecchini D., Metian M. (2020), Effects of Virgin Micro- and Nanoplastics on Fish: Trends, Meta-Analysis, and Perspectives, Environmental Science & Technology 54(8):4733-4745. doi: 10.1021/acs.est.9b05995.
 31. Jaikumar I. M., Tomson M., Pappuswamy M., Krishnakumar V., Shitut A., Meyyazhagan A., Balasubramnaian B., Arumugam V. A. (2023), Detrimental effects of microplastics in aquatic fauna on marine and freshwater environments – A comprehensive review, J App Biol Biotech. 11(1):28-35. (DOI: 10.7324/JABB.2023.11010)
 32. Jeon J. H., Seo S., Lee C., Kim B., Piamsomboon P., Kim H. J., and Han E. J. (2024), Effects of Microplastic Exposure against White Spot Syndrome Virus Infection in Pacific White Shrimp (*Penaeus vannamei*), J. Microbiol. Biotechnol. 34(8): 1705–1710.
 33. Kampouris E. T., Syranidou E., Seridou P., Gagoulis K., Batjakas E. I., Kalogerakis N. (2023), MPs and NPs intake and heavy metals accumulation in tissues of *Palinurus elephas* (J.C. Fabricius, 1787), from NW Aegean-sea, Greece, Environmental Pollution Volume 316, Part 1 (2023), 120725.
 34. Khanjani H. M., Sharifinia M., Mohammadi R. A. (2023), The impact of microplastics on bivalve mollusks: A bibliometric and scientific review, Marine Pollution Bulletin. Volume 194, Part A, 115271.
 35. Kumar R., Sharma, P., Manna, C., Jain, M. (2021), Abundance, interaction, ingestion, ecological concerns, and mitigation policies of microplastic pollution in riverine ecosystem: a review. Sci. Total Environ. 782, 146695.
 36. Le V. G., Nguyen M. K., Ngo H. H., Barceló D., Nguyen H. L., Um M. J., Nguyen D. D. (2024), Microplastics in aquaculture environments: Current occurrence, adverse effects, ecological risk, and nature-based mitigation solutions, Marine Pollution Bulletin Volume 209, Part A, 117168.
 37. Lin L., Chen C. C., Zhu X., Pan K. and Xu X. (2022), Risk of aquaculture-derived microplastics in aquaculture areas: An overlooked issue or a non-issue? Front. Mar. Sci. 9:923471. (doi: 10.3389/fmars.2022.923471)
 38. Lithner D., Larsson A., Dave G. (2011), Environmental and health hazard ranking and assessment of plastic polymers based on chemical composition, Science of the Total Environment 409 (2011) 3309 – 3324.
 39. Liu J., Zhu X., Teng J., Zhao J., Li C., Shan E., Zhang C. and Wang Q. (2021), Pollution Characteristics of Microplastics in Mollusks from the Coastal Area of Yantai, China, Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, Volume 107, Pages 693–699.
 40. Liu M-J., Guo H-Y., Gao J., Zhu K-C., Guo L., Liu B-S., Zhang N., Jiang S-G., Zhang D-C. (2023), Characteristics of microplastic pollution in golden pompano (*Trachinotus ovatus*) aquaculture areas and the relationship between colonized-microbiota on microplastics and intestinal microflora, Science of The Total Environment Volume 856, Part 2, 159180.
 41. Murray F., Cowie R. P. (2011), Plastic contamination in the decapod crustacean *Nephrops norvegicus* (Linnaeus, 1758), Marine Pollution Bulletin Volume 62, Issue 6, June 2011, Pages 1207-1217.
 42. My T.T.A., Dat N.D., Hung N.Q. (2023), Occurrence and Characteristics of Microplastics in Wild and

- Farmed Shrimps Collected from Cau Hai Lagoon, Central Vietnam, *Molecules*, 28, 4634.
43. Ortiz C., Müller L., Borges L., Pinto A. L. A., Cadaval Jr. T. R. S., Marcelo Borges Tesser, Pedrosa V. F., Romano L. A., Wasielesky W., Ventura-Lima J., 2024. The use of chitosan as an antioxidant in the feed of cultivated *P. vannamei* shrimp against oxidative stress induced by exposure to microplastics. *Marine Environmental Research* Volume 202, 106747.
44. Pérez-Osuna F., Valencia-Castañeda G., Valenzuela R. O., Frías-Espéricueta G. M. (2023), Microplastics and heavy metals in shrimp *Litopenaeus vannamei* from the SAMARE lagoon, Gulf of California: Is it a case of combined MPs-Zn pollution in gills? *Environmental Pollution* Volume 336, 122479.
45. Pinheiro C., Oliveira U., Vieira M. (2017), Occurrence and impacts of microplastics in freshwater fish. *J Aquac Mar Biol*. 2017;5(6):170–173.
46. Ribeiro V. V., Soares A. M. T., De-la-torre E. G., Casado-Coy N., Sanz-Lazaro C., Castro B. I. (2024), Microplastics in rocky shore mollusks of different feeding habits: An assessment of sentinel performance, *Environmental Pollution* Volume 346, 123571
47. Ritchie H. and Roser M. (2018), *Plastic Pollution*, CQPress.
48. Shan L., Hu Y., Hu L., Liu H., Liu L. and Chen J. (2023) Involvement of Microplastics in the Conflict Between Host Immunity Defense and Viral Virulence: Promoting the Susceptibility of Shrimp to WSSV Infection, *Environmental Science & Technology* 57 (31), 11634-11642. DOI: 10.1021/acs.est.3c01566
49. Tang Y., Zhou W., Sun S., Du X., Han Y., Shi W., Liu G. (2020) Immunotoxicity and neurotoxicity of bisphenol A and microplastics alone or in combination to a bivalve species, *Tegillarca granosa*, *Environ. Pollut.* 265, 115115.
50. Thammatorn W., Palic D. (2022), Potential Risks of Microplastic Fomites to Aquatic Organisms with Special Emphasis on Polyethylene-Microplastic-Glyphosate Exposure Case in Aquacultured Shrimp. *Appl.Sci.*, 12, 5135.
51. Thevenon F., Carroll C. and Sousa J. (editors) (2014), *Plastic Debris in the Ocean - The Characterization of Marine Plastics and their Environmental Impacts*, Situation Analysis Report, IUCN.
52. Thomas M., Jon B., Craig S., Edward R., Ruth H., John B., Dick V. A., Heather L.A., Matthew S. (2020), The world is your oyster: low-dose, long-term microplastic exposure of juvenile oysters, *Heliyon* Volume 6, Issue 1e03103.
53. Timilsina A., Adhikari K., Yadav A. K., Joshi P., Ramena G., Bohara K. (2023), Effects of microplastics and nanoplastics in shrimp: Mechanisms of plastic particle and contaminant distribution and subsequent effects after uptake, *Science of The Total Environment*, Volume 894, 164999.
54. Valencia-Castañeda G., Ruiz-Fernández C. A., Frías-Espéricueta G. M., Rivera-Hernández R. J., Green-Ruiz R. C., Pérez-Osuna F. (2022), Microplastics in the tissues of commercial semi-intensive shrimp pond-farmed *Litopenaeus vannamei* from the Gulf of California ecoregion, *Chemosphere*, Volume 297, 134194.
55. Wang R., Mou H., Lin X., Zhu H. Li B., Wang J., Junaaid M., Wang J. (2021), Microplastics in Mollusks: Research Progress, Current Contamination Status, Analysis Approaches, and Future Perspectives. *Front. Mar. Sci.*, Volume 8-<https://doi.org/10.3389/fmars.2021.759919>.
56. Wang Z., Fan L., Wang J., Zhou J., Ye Q., Zhang L., Xu G., Zou J. (2020), Impacts of microplastics on three different juvenile shrimps: Investigating the organism response distinction, *Environmental Research*. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.110466>.
57. Wu H., Hou J., Wang X. (2023), A review of microplastic pollution in aquaculture: Sources, effects, removal strategies and prospects, *Ecotoxicology and Environmental Safety* 252, 114567.
58. Yao F. C., Gu Y., Jiang T., Wang P. F., Song F. B., Zhou Z., Sun J. L., Luo J. (2023), The involvement of

- oxidative stress mediated endoplasmic reticulum pathway in apoptosis of Golden Pompano (*Trachinotus blochii*) liver under PS-MPs stress, *Ecotoxicology and Environmental Safety* Volume 249 (2023), 114440.
59. Yoon H., Park B., Rim J., Park H. (2022), Detection of Microplastics by Various Types of Whiteleg Shrimp (*Litopenaeus vannamei*) in the Korean Sea, *Separations* 9, 332. <https://doi.org/10.3390/separations9110332>.
60. Yuan X., Tong F., Cai C., He D., Chen H., Liang B. and Zhang Z. (2025) The adaptive consequences of micro- and nano-plastics on fish: a meta-analysis, *Rev Fish Biol Fisheries* 35, 1429–1444. <https://doi.org/10.1007/s11160-025-09964-5>
61. Zeng Y., Deng B., Kang Z., Araujo P., Mjøs A. S., Liu R., Lin J., Yang T., Qu Y. (2023), Tissue accumulation of polystyrene microplastics causes oxidative stress, hepatopancreatic injury and metabolome alterations in *Litopenaeus vannamei*, *Ecotoxicology and Environmental Safety* Volume 256, 114871.
62. Zhang F., Man Y. B., Mo W. Y., Man K. Y. and Wong, M. H. (2019), Direct and indirect effects of microplastics on bivalves, with a focus on edible species: A mini-review, *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 50(20), 2109–2143. <https://doi.org/10.1080/10643389.2019.1700752>
63. Zhang S., Wu H., Hou J. (2023), Progress on the Effects of Microplastics on Aquatic Crustaceans: A Review. *Int. J. Mol. Sci.* 24 5523. <https://doi.org/10.3390/ijms24065523>.
64. Zhao S., Liu Y., Sun C., Wang X., Hou C., Teng J., Zhao J., Fang Y., Wang Q. (2024), The pollution characteristics and risk assessment of microplastics in mollusks collected from the Bohai Sea, *Science of The Total Environment* Volume 913, 169739.

Trang web

65. <https://moitruong.net.vn/moi-nam-viet-nam-thai-ra-khoang-3-2-trieu-tan-rac-nhua-72103.html>; truy cập ngày 03/05/2025
66. <https://vov.vn/xa-hoi/moi-nam-viet-nam-thai-khoang-18-trieu-tan-rac-nhua-post1021301.vov>; truy cập ngày 03/05/2025
67. <https://www.mard.gov.vn/Pages/phat-trien-nganh-tom-huong-den-muc-tieu-xuat-khau-4-3-ty-usd.aspx>; truy cập ngày 16/10/2025