

KHẢO SÁT SỰ HIỆN DIỆN VI NHỰA TRONG HỆ TIÊU HÓA CỦA NỒNG NỌC CÁC LOÀI *Duttaphrynus melanostictus*, *Fejervarya limnocharis*, *Microyla heymonsi* VÀ *Polypedates megacephalus* TẠI THÀNH PHỐ HỒ CHÍ MINH

Ma Hữu Hoàng Khôi*, Phạm Sơn Bách, Trần Thị Anh Đào

Trường Đại học Khoa học Tự nhiên – Đại học Quốc gia TP. Hồ Chí Minh

<https://doi.org/10.55250/jo.vnuf.2022.5.092-100>

TÓM TẮT

Vi nhựa đã và đang là vấn đề được chú ý trong giới khoa học nhưng các nghiên cứu về sự tồn tại của chúng trong các thủy vực nhỏ vẫn còn rất ít. Các thủy vực nhỏ là vùng sinh sống và phát triển của nhiều loài động vật, bao gồm cả động vật lưỡng cư, có nguy cơ ăn phải vi nhựa qua quá trình tiêu thụ thức ăn. Nghiên cứu này ghi nhận sự hiện diện của các vi nhựa trong ống tiêu hóa nòng nọc của các loài Cóc nhà (*Duttaphrynus melanostictus*), Ngóe (*Fejervarya limnocharis*), Éch cây đầu to (*Polypedates megacephalus*) và Nhái bầu Hây-mon (*Microyla heymonsi*) từ các thủy vực nhỏ tại Thành phố Hồ Chí Minh, Việt Nam. Kết quả ghi nhận tần suất xuất hiện vi nhựa trong cơ quan phân tích là 78%. Vi nhựa được phát hiện nhiều nhất trong cơ quan nòng nọc của Éch cây đầu to ($4,2 \pm 2,0$ vi nhựa/cá thể) và thấp nhất là trong ống tiêu hóa nòng nọc Nhái bầu Hây-mon ($1,2 \pm 1,3$ vi nhựa/cá thể). Kết quả nghiên cứu cũng cho thấy có 3 hình dạng và 8 màu sắc của vi nhựa. Những phát hiện trong khảo sát này cung cấp những bằng chứng và thông tin về sự tồn tại vi nhựa trong cơ thể của các loài lưỡng cư tại Việt Nam.

Từ khóa: Lưỡng cư, nòng nọc, ống tiêu hóa, Thành phố Hồ Chí Minh, vi nhựa.

1. ĐẶT VẤN ĐỀ

Vi nhựa (Microplastics) được biết là các mảnh nhựa được hình thành do quá trình phân hủy nhựa từ các tác động cơ học, quang phân hoặc hóa học kéo dài của môi trường tự nhiên hoặc được con người tạo ra ở kích thước nhỏ nhằm sử dụng trong các sản phẩm làm đẹp, tẩy rửa hoặc phục vụ sinh hoạt con người (Mathalon et al., 2014). Các mảnh nhựa nhỏ có kích thước trong phạm vi từ 1 μ m đến 5000 μ m (5 mm) được gọi là vi nhựa (Andrady, 2011; Frias et al., 2019). Ô nhiễm vi nhựa đang là mối quan tâm rộng rãi trên toàn cầu và là nguy cơ tiềm ẩn đối với sức khỏe con người (Hollman et al., 2013). Sự ô nhiễm vi nhựa trong môi trường mang lại những tác hại lớn đến hệ sinh vật và con người (Carbery et al., 2018; Hollman et al., 2013). Hiện nay, vi nhựa đã được ghi nhận nhiều trong các môi trường biển (Cole et al., 2011; Zhang et al., 2017) cũng như trong các hệ sinh thái nước ngọt, đặc biệt là sông và ao hồ (Li et al., 2020; Nel et al., 2018; Yuan et al., 2019). Nhiều nghiên cứu

chủ yếu tập trung vào các loài cá như cá Căng (*Terapon jarbua*), cá Chép (*Cyprinus carpio*)... (Hastuti et al., 2019; Jabeen et al., 2017; Naidoo et al., 2020); động vật không xương sống (Moos et al., 2012; Windsor et al., 2019) và chim (Carlin et al., 2020; Wang et al., 2021). Đồng thời nhiều bằng chứng khoa học đã cho thấy sự tiêu thụ vi nhựa có thể gây ra nhiều tác động nguy hại đến động vật như gây tổn thương các thành phần tế bào và làm gia tăng các phản ứng oxy hóa quá mức gây căng thẳng oxy hóa ở cá (Trestrail et al., 2020); làm bong tróc biểu mô, tiết chất nhầy trong đường tiêu hóa và tạo chất kết dính một phần màng thứ cấp trong mang cá ngựa (*Danio rerio*) (Limonta et al., 2019); thậm chí vi nhựa có thể gây rối loạn hành vi, hô hấp và bài tiết ở cá (Mattsson et al., 2017; Yin et al., 2019). Các bằng chứng cho việc ăn phải các sợi hay mảnh vi nhựa đối với nhiều quần thể động vật thủy sinh cả trong các nghiên cứu trong phòng thí nghiệm và ngoài thực địa đã được công bố. Tuy nhiên dữ liệu về sự tồn tại vi nhựa ở các môi trường nước nhỏ và trong động vật

*Corresponding author: Hoangkhoi.bio.us@gmail.com

lượng cư là rất ít (Hu et al., 2018). Ở giai đoạn ấu trùng, động vật lưỡng cư thích nghi đời sống và hoạt động kiếm ăn dưới nước, sau khi biến thái các cá thể trưởng thành rời môi trường nước và dần thích nghi với môi trường trên cạn. Do khả năng thay đổi môi trường sống, động vật lưỡng cư là một mắt xích thành phần quan trọng trong các chuỗi thức ăn của hệ sinh thái dưới nước và cả hệ sinh thái trên cạn. Nghiên cứu của Amanda Pereira da Costa Araújo và Guilherme Malafaia cho thấy vi nhựa đã được chuyển theo chuỗi thức ăn từ môi trường nước vào nòng nọc, cá và cuối cùng là tác động tiêu cực lên các cá thể chuột sinh sống trên cạn (Araujo et al., 2021). Sự tích tụ và dẫn truyền vi nhựa thông qua các chuỗi thức ăn cũng đã được báo cáo. Điều này cho thấy việc phát hiện và theo dõi các mối đe dọa tiềm ẩn đối với nhóm động vật lưỡng cư này là quan trọng để tránh các nguồn ô nhiễm từ môi trường nước lên môi trường cạn, như việc đánh giá ảnh hưởng của vi nhựa lên các loài lưỡng cư là cần thiết. Hiện nay, các nghiên cứu trong phòng thí nghiệm cho thấy ở phôi lưỡng cư sau khi tiếp xúc với môi trường có vi nhựa có thể bị rối loạn phân bố sắc tố, hình thành khối u và phát triển chậm hơn (Tussellino et al., 2015); nòng nọc đã hấp thụ vi nhựa có thể bị giảm hoạt động kiếm ăn, tổn thương các tế bào ở dạ dày, mang, gan, xuất hiện hiện tượng đột biến hồng cầu, thay đổi hình thái và thậm chí bị tử vong (Araújo et al., 2020; Boyero et al., 2020). Tại Việt Nam hiện đã có nhiều công trình nghiên cứu về sự hiện diện cũng như sự tích tụ

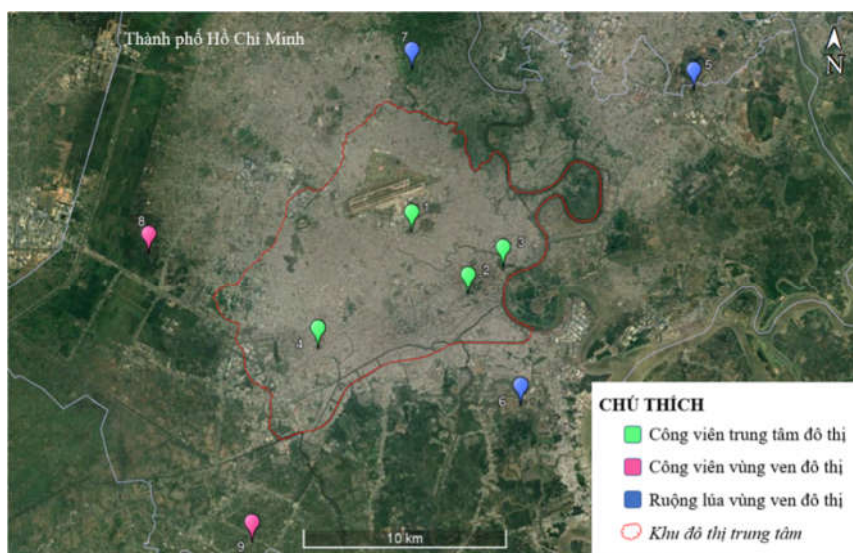
các mảnh vi nhựa trong môi trường nước, đất, không khí. Các báo cáo về vi nhựa trong cơ thể các loài sinh vật còn rất ít và đến hiện tại vẫn chưa có bất kì báo cáo nào ghi nhận sự tồn tại vi nhựa trong cơ thể của các loài nòng nọc. Kết quả của khảo sát này cung cấp bằng chứng về sự xuất hiện vi nhựa trong ống tiêu hóa nòng nọc của 4 loài lưỡng cư (*Duttaphrynus melanostictus*, *Fejervarya limnocharis*, *Microhyla heymonsi* và *Polypedates megacephalus*) sống tại khu vực Thành phố Hồ Chí Minh, Việt Nam.

2. PHƯƠNG PHÁP NGHIÊN CỨU

Tổng cộng 90 mẫu nòng nọc thuộc bốn loài Cóc nhà *Duttaphrynus melanostictus* (n = 30), Ngóe *Fejervarya limnocharis* (n = 20), Nhái bầu hây-mon *Microhyla heymonsi* (n = 10) vàẾch cây đầu to *Polypedates megacephalus* (n = 30), thu thập vào tháng 4 năm 2022 từ các công viên và các khu ruộng tại Thành phố Hồ Chí Minh (Hình 1) được sử dụng cho phân tích vi nhựa. Các cá thể nòng nọc được xác định loài theo các đặc điểm hình thái của cá thể trưởng thành sau giai đoạn biến thái (Vassilieva et al., 2016). Thông tin chi tiết các mẫu nòng nọc được dùng phân tích vi nhựa được trình bày trong Bảng 1. Các mẫu nòng nọc sau khi thu thập được bảo quản trong cồn 70% trong phòng thí nghiệm Động vật Trường Đại học Khoa học Tự nhiên Thành phố Hồ Chí Minh trước khi tách ống tiêu hóa dùng cho các thí nghiệm phân tích vi nhựa.

Bảng 1. Số lượng cá thể nòng nọc các loài thu thập tại các dạng sinh cảnh tại Thành phố Hồ Chí Minh được dùng để phân tích sự hiện diện vi nhựa

Loài nòng nọc	Công viên trung tâm đô thị	Công viên vùng ven đô thị	Ruộng lúa vùng ven đô thị
<i>Duttaphrynus melanostictus</i>	10	20	
<i>Fejervarya limnocharis</i>	10		10
<i>Microhyla heymonsi</i>	10		
<i>Polypedates megacephalus</i>	10	10	10



Hình 1. Bản đồ vị trí thu mẫu nong nọc ở thành phố Hồ Chí Minh

Các ống tiêu hóa nong nọc dùng phân tích vi nhựa lần lượt được xử lý với tiến trình mô tả như sau: (1) phân hủy chất hữu cơ: với mỗi centi-mét chiều dài ống tiêu hóa: thêm 0,2 ml dung dịch H₂O₂ 30% và 0,1 ml dung dịch KOH 40% gia nhiệt ở nhiệt độ 65°C – 75°C tối thiểu trong 30 phút; tiếp theo thêm 0,2 ml KOH 40% và tiếp tục gia nhiệt ở nhiệt độ 65°C – 75°C tối thiểu trong 30 phút; sau đó thêm H₂O₂ và gia nhiệt ở nhiệt độ 65°C – 75°C. Tiếp tục lặp lại bước này sau mỗi 30 phút cho đến khi dung dịch chuyển thành trong suốt, toàn bộ quá trình phân hủy chất hữu cơ được thực hiện theo phương pháp có hiệu chỉnh của Bessa và Digka (Bessa et al., 2018; Digka et al., 2018). (2) Lọc lấy vi nhựa: quá trình lọc lấy vi nhựa được thực hiện qua hệ thống lọc hút chân, với giấy lọc Whatman 1001-047. Giấy lọc sau khi lọc được bảo quản trong đĩa petri thủy tinh đã được làm sạch. (3) Xác định vi nhựa: các vi nhựa trên giấy lọc được xác định dưới kính hiển vi soi nổi NexiusZoom theo phương pháp của Hidalgo-Ruz (Hidalgo-Ruz et al., 2012). Bên cạnh số lượng các đơn vị nhựa, các thông số liên quan đến hình dạng, màu sắc và kích thước của từng đơn vị vi nhựa cũng được ghi nhận. Việc phân loại hình dạng vi nhựa được thực hiện theo Hu (Hu et al., 2018) và Jabeen (Jabeen et al., 2017). Do trọng lượng ống tiêu hóa của nong nọc rất nhẹ, khó cân được trong điều kiện phòng thí nghiệm Động vật

Trường Đại học Khoa học Tự nhiên Thành phố Hồ Chí Minh, việc xác định số lượng các đơn vị vi nhựa chỉ xác định trên cá thể (ống tiêu hóa), không xác định theo trọng lượng cơ quan phân tích. Tần suất xuất hiện vi nhựa trong ống tiêu hóa của nong nọc được tính bằng công thức:

$$F = (n \times 100)/N$$

Trong đó:

n là số lượng mẫu phân tích (ống tiêu hóa) phát hiện có vi nhựa;

N là tổng số lượng mẫu phân tích).

Các giá trị về số lượng trung bình vi nhựa ghi nhận trong ống tiêu hóa của các loài nong nọc được so sánh bằng phương pháp phân tích Anova one-way. Các giá trị về số lượng trung bình vi nhựa ghi nhận trong ống tiêu hóa của từng loài nong nọc giữa các dạng sinh cảnh được so sánh bằng phương pháp T-test. Tất cả số liệu đều được xử lý bằng phần mềm R (phiên bản R 4.1.0).

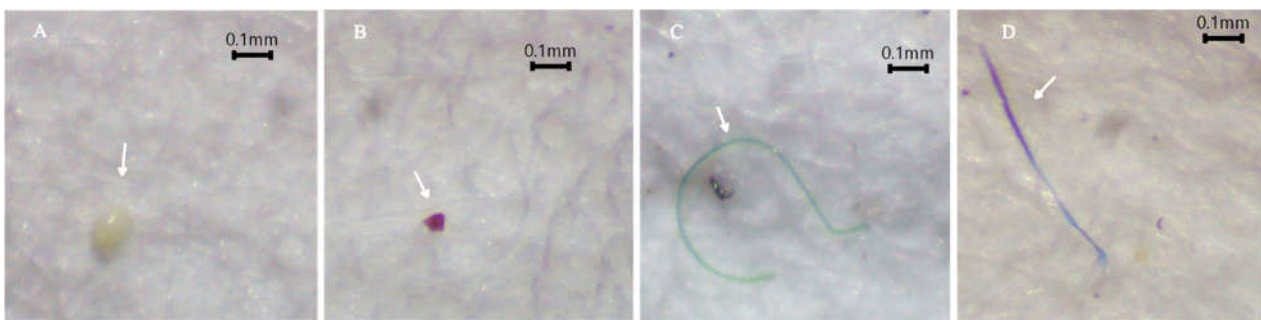
3. KẾT QUẢ VÀ THẢO LUẬN

Kết quả phân tích cho thấy 70 trong số 90 mẫu phân tích có sự xuất hiện vi nhựa (F = 78%). Tần suất xuất hiện vi nhựa trong các ống tiêu hóa nong nọc của Éch cây đầu to là cao nhất (93%), tiếp theo là của Ngóe và của Cóc nhà lần lượt là 75% và 70%, cuối cùng thấp nhất là của nong nọc Nhái bầu Hây-mon (60%). Số lượng trung bình vi nhựa được tìm thấy nhiều nhất là trong các ống tiêu hóa nong nọc của loài Éch

cây đầu to ($3,17 \pm 1,86$ vi nhựa/cá thể, $n = 30$), tiếp theo là của Ngóe ($2,95 \pm 3,32$ vi nhựa/cá thể, $n = 20$), của Cóc nhà là $1,83 \pm 1,67$ vi nhựa/cá thể ($n = 30$) và trong nòng nọc Nhái bầu Hây-mon là $1,20 \pm 1,32$ vi nhựa/cá thể ($n = 10$). Kết quả kiểm định Kruskal-Wallis (chi-squared = 11,57; $df = 3$; p -value = 0,01) cho thấy số lượng trung bình vi nhựa trong ống tiêu hóa nòng nọc của Ếch cây đầu to khác biệt có ý nghĩa với số lượng vi nhựa trung bình trong ống tiêu hóa nòng nọc của Cóc nhà và của Nhái bầu Hây-mon, nhưng của Cóc nhà và của Nhái bầu

Hây-mon là không có sự khác biệt có ý nghĩa về số lượng trung bình vi nhựa trong ống tiêu hóa nòng nọc.

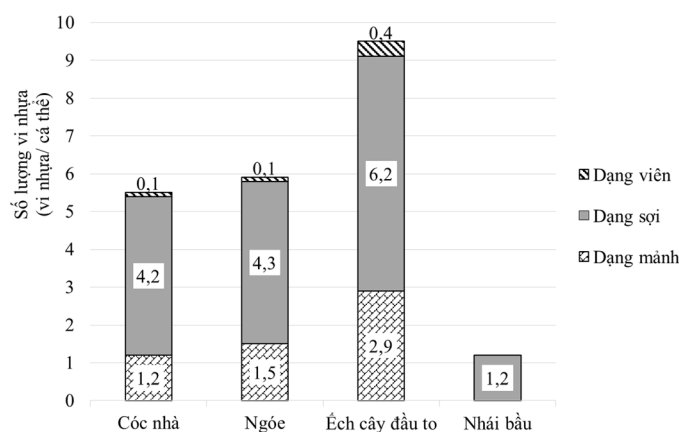
Vi nhựa được tìm thấy trong ống tiêu hóa nòng nọc của 4 loài lưỡng cư có 3 kiểu hình dạng là dạng viên, dạng mảnh và dạng sợi (Hình 2). Tuy nhiên ở ống tiêu hóa của nòng nọc Nhái bầu Hây-mon chỉ tìm thấy vi nhựa dạng sợi (100%). Mẫu phân tích của 3 loài còn lại (Cóc nhà, Ngóe và Ếch cây đầu to) ghi nhận tỷ lệ xuất hiện vi nhựa dạng sợi là cao nhất (70,33%) và tỷ lệ ghi nhận thấp nhất là dạng viên (2,87%) (Hình 3).



Hình 2. Hình dạng vi nhựa được ghi nhận trong ống tiêu hóa nòng nọc các loài khảo sát (A. Dạng viên, B. Dạng mảnh, C-D. Dạng sợi)

Về kích thước vi nhựa, trong các vi nhựa được ghi nhận chỉ tìm thấy 4 vi nhựa có kích thước lớn hơn 2,5 mm hiện diện ở 3 loài Cóc nhà, Ngóe và Ếch cây đầu to. Tỷ lệ xuất hiện vi nhựa kích thước nhỏ hơn 0,5 mm và kích thước từ 0,5 đến 2,5 mm cao hơn đáng kể so với tỷ lệ vi nhựa lớn hơn 2,5 mm ở mẫu phân tích của nòng nọc 4 loài. Số lượng vi nhựa có kích thước nhỏ hơn 0,5 mm không có sự khác biệt có ý

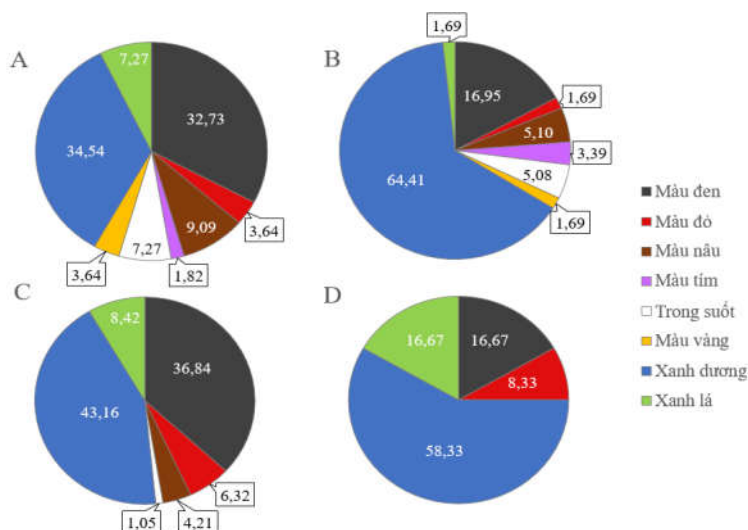
nghĩa với số lượng vi nhựa có kích thước từ 0,5 đến 2,5 mm (Kruskal-Wallis: chi-squared = 45,63; $df = 2$; p -value < 0,05). Trong ống tiêu hóa của nòng nọc Nhái bầu Hây-mon, vi nhựa có kích thước nhỏ hơn 1 mm được tìm thấy nhiều hơn đáng kể so với số lượng vi nhựa có kích thước từ 1 đến 1,8 mm và không ghi nhận vi nhựa lớn hơn 1,8 mm.



Hình 3. Số lượng vi nhựa theo hình dạng được ghi nhận ở các mẫu phân tích

Màu sắc của vi nhựa ghi nhận được tổng cộng có 8 màu, gồm: màu đen; màu đỏ; màu nâu; màu tím; trong suốt; màu vàng; xanh dương và xanh lá. Tỷ lệ ghi nhận được vi nhựa

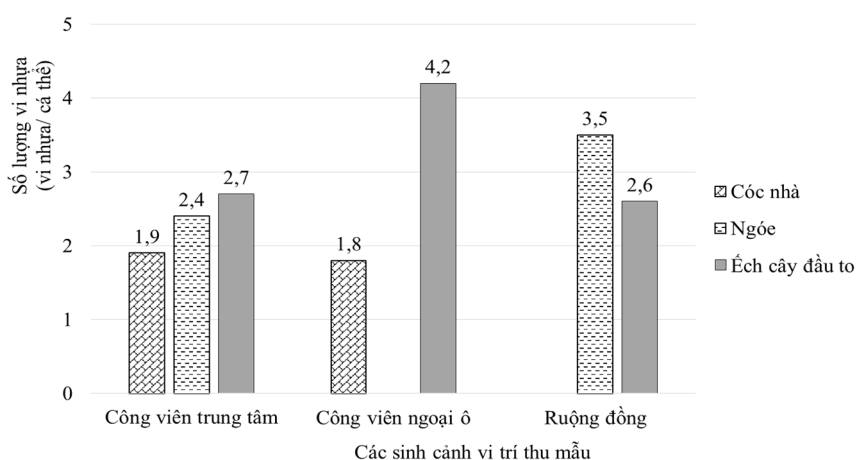
xanh dương ở mẫu phân tích của nòng nọc 4 loài là cao nhất, màu tím và màu vàng chỉ được tìm thấy trong mẫu phân tích của nòng nọc Cóc nhà và của nòng nọc Ngóe (Hình 4).



Hình 4. Tỷ lệ % ghi nhận màu sắc của vi nhựa trong cơ quan phân tích

Đối với các mẫu khảo sát được thu thập tại khu vực các công viên trung tâm Thành phố Hồ Chí Minh, số lượng trung bình vi nhựa cao nhất được ghi nhận là trong ống tiêu hóa của nòng nọc Éch cây đầu to ($2,7 \pm 1,3$ vi nhựa/cá thể, $n = 10$) (Hình 5). Số lượng vi nhựa được quan sát thấy trong mẫu phân tích giữa các loài thu thập tại các công viên trung tâm đô thị không có sự khác biệt có ý nghĩa (Kruskal-Wallis: chi-squared = 4,74; $df = 3$; p -value = 0,19). Đồng

thời, không ghi nhận có sự khác biệt có ý nghĩa về lượng vi nhựa được ghi nhận ở cơ quan phân tích của các loài thu thập ở các công viên vùng ven đô thị. Đối với các mẫu khảo sát được thu thập tại khu vực ruộng lúa, số lượng vi nhựa trong cơ quan phân tích của nòng nọc Éch cây đầu to và của nòng nọc Ngóe có sự khác nhau không đáng kể (Wilcoxon: $W = 42$; p -value = 0,56).

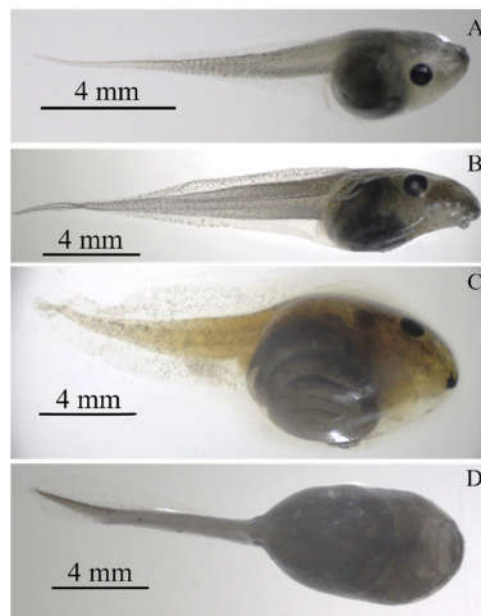


Hình 5. Số lượng vi nhựa được ghi nhận trong ống tiêu hóa nòng nọc của các loài lưỡng cư theo các sinh cảnh thu mẫu

Nòng nọc của Cóc nhà được thu thập tại sinh cảnh công viên trung tâm đô thị và công viên vùng ven đô thị có số lượng trung bình vi nhựa khác nhau nhưng kết quả kiểm định Kruskal-Wallis cho thấy không có sự khác nhau có ý nghĩa giữa số lượng vi nhựa trong nòng nọc của các khu vực này với nhau ($\chi^2 = 0,63$; $df = 2$; $p\text{-value} = 0,73$). Nòng nọc loài Ếch cây đầu to được thu tại ba sinh cảnh công viên trung tâm ($n = 10$), công viên vùng ven ($n = 10$) và ruộng lúa ($n = 10$), kết quả cho thấy số lượng vi nhựa trong mẫu phân tích tại ba khu vực không có sự khác biệt có ý nghĩa (Anova one-way: $p\text{-value} = 0,09$). Trong ống tiêu hóa nòng nọc của Ngóe, số lượng vi nhựa được ghi nhận của các mẫu thu tại công viên trung tâm khác biệt không đáng kể so với số lượng vi nhựa trong mẫu phân tích của nòng nọc cùng loài được thu ở ruộng lúa (Wilcoxon: $W = 58$; $p\text{-value} = 0,56$).

So sánh lượng vi nhựa ăn phải giữa các loài trong khảo sát này cho thấy lượng vi nhựa được ghi nhận trong ống tiêu hóa nòng nọc Nhái bầu Hây-mon là thấp nhất và trong ống tiêu hóa nòng nọc Ếch cây đầu to là cao nhất trong tất cả mẫu phân tích. Miệng của nòng nọc Nhái bầu Hây-mon có vị trí ở mặt lưng; viền trước miệng

có dạng phễu rộng, hướng lên trên (mặt lưng) để có thể ăn thức ăn ở bề mặt nước và các thức ăn bám vào màng bề mặt phễu (Hình 6) (Vassilieva et al., 2017). Nòng nọc của Cóc nhà và Ngóe có cùng kiểu miệng, là tròn phẳng và có vị trí hướng xuống (mặt bụng) cho thấy chúng là loài ăn chủ yếu dưới đáy (YongMin, 2007). Nòng nọc Ếch cây đầu to có miệng hình elip rộng hướng theo chiều ngang và có các hàm răng phù hợp để tiêu thụ thức ăn trôi nổi trong nước đồng thời cũng có thể cạo tìm thức ăn bám trên bề mặt thực vật hay các vật chìm (Vassilieva et al., 2017). Điều này có thể cho thấy nòng nọc Ếch cây đầu to có nhiều kiểu ăn hơn 3 loài còn lại nên lượng vi nhựa có thể bị ăn phải là nhiều nhất. Nòng nọc Nhái bầu Hây-mon có kiểu ăn lọc ở bề mặt nước và tầng nước này lượng vi nhựa được tìm thấy ít hơn vi nhựa trôi nổi trong nước và trong trầm tích đáy nên việc tiêu thụ vi nhựa bởi nòng nọc Nhái bầu Hây-mon là ít nhất (Yuan et al., 2019). Do đó hình thức ăn khác nhau của nòng nọc từng loài có thể dẫn đến có sự khác biệt về hàm lượng vi nhựa bị tiêu thụ trong cơ quan phân tích (Hu et al., 2022; Scherer et al., 2017).



Hình 6. Kiểu miệng nòng nọc của mỗi loài lưỡng cư
 (A. Miệng hướng lên trên của nòng nọc Nhái bầu hây-mon; B. Miệng hướng ngang của nòng nọc Ếch cây đầu to; C. Miệng hướng xuống của nòng nọc Ngóe; D. Miệng hướng xuống của nòng nọc Cóc nhà)

Số lượng vi nhựa được ghi nhận trong mẫu phân tích của các loài lưỡng cư có kết quả tương tự với kết quả báo cáo của Hu và cộng sự tại Trung Quốc (Bảng 2). Trong họ Bufo, kết quả khảo sát ghi nhận lượng vi nhựa trong ống tiêu hóa nòng nọc Cóc nhà nhiều hơn đáng kể so với báo cáo của Kolenda về số lượng vi nhựa trung

bình trong nòng nọc loài *Bufo bufo* ở Tây Nam Ba Lan ($0,35 \pm 0,70$ vi nhựa/cá thể) (Kolenda et al., 2020). Điều này có thể cho thấy do lượng vi nhựa trong môi trường sống khác nhau của từng loài nòng nọc có thể dẫn đến số lượng vi nhựa trong ống tiêu hóa của nòng nọc cũng khác nhau.

Bảng 2. Số lượng vi nhựa được ghi nhận trong các báo cáo khảo sát trong ống tiêu hóa nòng nọc.

Tên loài	Số lượng vi nhựa (vi nhựa/cá thể)		Tài liệu tham khảo
	Trung bình \pm SD	Tối thiểu – tối đa	
<i>Fejervarya limnocharis</i>	$2,95 \pm 3,32$	2,40 – 3,50	Khảo sát này
<i>Fejervarya limnocharis</i>	$2,73 \pm 0,78$	-	(Hu et al., 2018)
<i>Microhyla heymonsi</i>	$1,20 \pm 1,32$	0 – 4	Khảo sát này
<i>Microhyla ornata</i>	-	0,53 – 2,60	(Hu et al., 2018)
<i>Duttaphrynus melanotictus</i>	$1,83 \pm 1,66$	1,50 – 2,10	Khảo sát này
<i>Bufo gargarizans</i>	-	0,17 – 1,89	(Hu et al., 2018)
<i>Bufo bufo</i>	$0,35 \pm 0,70$	-	(Kolenda et al., 2020)

Kết quả nghiên cứu đã ghi nhận lượng vi nhựa trong ống tiêu hóa nòng nọc của bốn loài lưỡng cư giữa các khu vực thu mẫu là không có sự khác nhau có ý nghĩa. Tại các công viên trung tâm và vùng ven thành phố được thực hiện khảo sát đều ghi nhận được mật độ hoạt động cao của dân cư xung quanh và việc xả thải nhựa ra môi trường cũng được phát hiện trong quá trình thu thập mẫu tại thực địa. Tại các ruộng lúa vùng ven thành phố cũng ghi nhận được lượng lớn rác thải nhựa xung quanh khu vực khảo sát và nguồn nước được dẫn vào ruộng cũng được xác định là nước thải sinh hoạt của người dân địa phương. Lượng vi nhựa trong không khí có thể bị mưa hoặc gió làm tích tụ lại trong các ao hồ nước nhỏ và hàm lượng cao các vi nhựa trong nước tẩy rửa, nước giặt rửa từ sinh hoạt của người dân xung quanh cũng có thể đã góp phần gây nên sự ô nhiễm tại các khu vực khảo sát (Allen et al., 2019; Bergmann et al., 2015; Bergmann et al., 2019; Hernandez et al., 2017).

4. KẾT LUẬN

Khảo sát này là kết quả nghiên cứu đầu tiên đã ghi nhận về sự hiện diện của vi nhựa trong các mẫu ống tiêu hóa của nòng nọc của 4 loài lưỡng cư tại Việt Nam. Hình dạng vi nhựa được ghi nhận chiếm ưu thế là dạng sợi (71,95%)

trong cơ quan phân tích. Vi nhựa có kích thước nhỏ hơn 2,5 mm được tìm thấy phần lớn (98,19%) ở tất cả mẫu nòng nọc và màu sắc vi nhựa được xác định có 8 màu gồm: màu đen; màu đỏ; màu nâu; màu tím; trong suốt; màu vàng; xanh dương và xanh lá. Số lượng vi nhựa trong ống tiêu hóa nòng nọc ở các loài là khác nhau rõ ràng phụ thuộc vào cách thức ăn ở mỗi loài là khác nhau. Mức độ tiêu thụ vi nhựa ở nòng nọc giữa các dạng sinh cảnh là công viên và đồng ruộng không có sự khác biệt có ý nghĩa thống kê.

TÀI LIỆU THAM KHẢO

- Allen S., Allen D., Phoenix V.R., Roux G.L., Jiménez P.D., Simonneau A., Binet S., Galop D. (2019). Atmospheric transport and deposition of microplastics in a remote mountain catchment. *Nature Geoscience*, 12(5) p. 339-344.
- Andrady A.L. (2011). Microplastics in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, 62(8) p. 1596-1605.
- Araujo A.P.d.C., Malafaia G. (2021). Microplastic ingestion induces behavioral disorders in mice: A preliminary study on the trophic transfer effects via tadpoles and fish. *Journal of Hazardous Materials*, 401 p. 123263-123300.
- Araújo A.P.d.C., Melo N.F.S.d., Junior A.G.d.O., Rodrigues F.P., Fernandes T., Vieira J.E.d.A., Rocha T.L., Malafaia G. (2020). How much are microplastics harmful to the health of amphibians? A study with

- pristine polyethylene microplastics and *Physalaemus cuvieri*. *Journal of Hazardous Materials*, 382 p. 121066-121086.
5. Bergmann M., Gutow L., Klages M. (2015). *Marine Anthropogenic Litter* Springer Nature.
 6. Bergmann M., Mützel S., Primpke S., Tekman M.B., Trachsel J., Gerdts G. (2019). White and wonderful? Microplastics prevail in snow from the Alps to the Arctic. *Science Advances*, 5(8) p. eaax1157.
 7. Bessa F., Barria P., Neto J.M., Frias J.P.G.L., Otero V., Sobral P., Marques J.C. (2018). Occurrence of microplastics in commercial fish from a natural estuarine environment. *Marine Pollution Bulletin*, 128 p. 575-584.
 8. Boyero L., Lopez-Rojo N., Bosch J., Alonso A., Correa-Araneda F., Perez J. (2020). Microplastics impair amphibian survival, body condition and function. *Chemosphere*, 244 p. 125500-125507.
 9. Carbery M., O'Connor W., Thavamani P. (2018). Trophic transfer of microplastics and mixed contaminants in the marine food web and implications for human health. *Environment International*, 115 p. 400-409.
 10. Carlin J., Craig C., Little S., Donnelly M., Fox D., Zhai L., Walters L. (2020). Microplastic accumulation in the gastrointestinal tracts in birds of prey in central Florida, USA. *Environmental Pollution*, 264 p. 114633-114670.
 11. Cole M., Lindeque P., Halsband C., Galloway T.S. (2011). Microplastics as contaminants in the marine environment: a review. *Marine Pollution Bulletin*, 62(12) p. 2588-2597.
 12. Digka N., Tsangaris C., Torre M., Anastasopoulou A., Zeri C. (2018). Microplastics in mussels and fish from the Northern Ionian Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 135 p. 30-40.
 13. Frias J.P.G.L., Nash R. (2019). Microplastics: Finding a consensus on the definition. *Marine Pollution Bulletin*, 138 p. 145-147.
 14. Hastuti A.R., Lumbanbatu D.T.F., Wardiatno Y. (2019). The presence of microplastics in the digestive tract of commercial fishes off Pantai Indah Kapuk coast, Jakarta, Indonesia. *Biodiversitas Journal of Biological Diversity*, 20(5) p. 1233-1242.
 15. Hernandez E., Nowack B., Mitrano D.M. (2017). Synthetic Textiles as a Source of Microplastics from Households: A Mechanistic Study to Understand Microfiber Release During Washing. *Environmental Science and Technology*, 51(12) p. 7036-7046.
 16. Hidalgo-Ruz V., Gutow L., Thompson R.C., Thiel M. (2012). Microplastics in the marine environment: a review of the methods used for identification and quantification. *Environmental Science and Technology*, 46(6) p. 3060-3075.
 17. Hollman P.C.H., Bouwmeester H., Peters R.J.B. (2013). *Microplastics in the aquatic food chain*. Wageningen.
 18. Hu L., Chernick M., Hinton D.E., Shi H. (2018). Microplastics in Small Waterbodies and Tadpoles from Yangtze River Delta, China. *Environmental Science and Technology*, 52(15) p. 8885-8893.
 19. Hu L., Fu J., Zheng P., Dai M., Zeng G., Pan X. (2022). Accumulation of microplastics in tadpoles from different functional zones in Hangzhou Great Bay Area, China: Relation to growth stage and feeding habits. *Journal of Hazardous Materials*, 424(Pt D) p. 127665-127654.
 20. Jabeen K., Su L., Li J., Yang D., Tong C., Mu J., Shi H. (2017). Microplastics and mesoplastics in fish from coastal and fresh waters of China. *Environmental Pollution*, 221 p. 141-149.
 21. Kolenda K., Kuśmierk N., Pstrowska K. (2020). Microplastic ingestion by tadpoles of pond-breeding amphibians—first results from Central Europe (SW Poland). *Environmental Science and Pollution Research*, 27(26) p. 33380-33384.
 22. Li C., Busquets R., Campos L.C. (2020). Assessment of microplastics in freshwater systems: A review. *Science of the Total Environment*, 707 p. 135578.
 23. Limonta G., Mancina A., Benkhalqui A., Bertolucci c., Abelli L., Fossi M.C., Panti C. (2019). Microplastics induce transcriptional changes, immune response and behavioral alterations in adult zebrafish. *Scientific Reports*, 9(1) p. 15775.
 24. Mattsson K., Johnson E.V., Malmendal A., Linse S., Hansson L.-A., Cedervall T. (2017). Brain damage and behavioural disorders in fish induced by plastic nanoparticles delivered through the food chain. *Scientific Reports*, 7(1) p. 11452-11459.
 25. Mathalon A., Hill P. (2014). Microplastic fibers in the intertidal ecosystem surrounding Halifax Harbor, Nova Scotia. *Marine Pollution Bulletin*, 81(1) p. 69-79.
 26. Moos N.v., Burkhardt-Holm P., Köhler A. (2012). Uptake and effects of microplastics on cells and tissue of the blue mussel *Mytilus edulis* L. after an experimental exposure. *Environmental Science and Technology*, 46(20) p. 11327-11335.
 27. Naidoo T., Sershen, Thompson R.C., Rajkaran A. (2020). Quantification and characterisation of microplastics ingested by selected juvenile fish species associated with mangroves in KwaZulu-Natal, South Africa. *Environment International*, 257 p. 113635-113659.
 28. Nel H.A., Dalu T., Wasserman R.J. (2018). Sinks and sources: Assessing microplastic abundance in river sediment and deposit feeders in an Austral temperate urban river system. *Science of the Total Environment*, 612 p. 950-956.
 29. Scherer C., Brennholt N., Reifferscheid G., Wagner M. (2017). Feeding type and development drive the ingestion of microplastics by freshwater invertebrates. *Scientific Reports*, 7(1) p. 17006-17015.

30. Tussellino M., Ronca R., Formiggini F., Marco N.D., Fusco S., Netti P.A., Carotenuto R. (2015). Polystyrene nanoparticles affect *Xenopus laevis* development. *Nanopart Res*, 17 p. 69-86.
31. Trestrail C., Nugegoda D., Shimeta J. (2020). Invertebrate responses to microplastic ingestion: Reviewing the role of the antioxidant system. *Science of the Total Environment*, 734 p. 138559-138587.
32. Vassilieva A.B., Galoyan E.A., Poyarkov N.A., Geissler P. (2016). *A Photographic Field Guide to the Amphibians and Reptiles of the Lowland Monsoon Forests of Southern Vietnam* 36 Edition Chimaira. Frankfurt.
33. Vassilieva A.B., Sinev A.Y., Tiunov A.V. (2017). Trophic segregation of anuran larvae in two temporary tropical ponds in southern Vietnam. *Herpetological Journal*, 27 p. 217-229.
34. Wang L., Nabi G., Yin L., Wang Y., Li S., Hao Z., Li D. (2021). Birds and plastic pollution: recent advances. *Avian Research*, 12(1) p. 59.
35. Windsor F.M., Tilley R.M., Tyler C.R., Ormerod S.J. (2019). Microplastic ingestion by riverine macroinvertebrates. *Science of the Total Environment*, 646 p. 68-74.
36. Yin L., Liu H., Cui H., Chen B., Li L., Wu F. (2019). Impacts of polystyrene microplastics on the behavior and metabolism in a marine demersal teleost, black rockfish (*Sebastes schlegelii*). *Journal of Hazardous Materials*, 380 p. 120861-120869.
37. YongMin P. (2007). *Comparative aspects of metamorphosis in Fejervarya limnocharis and Fejervarya cancrivora (Amphibia: Anura)* Department of Zoology-Faculty Resource Science and Technology - Universiti Malaysia Sarawak. Malaysia.
38. Yuan W., Liu X., Wang W., Di M., Wang J. (2019). Microplastic abundance, distribution and composition in water, sediments, and wild fish from Poyang Lake, China. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 170 p. 180-187.
39. Zhang W., Zhang S., Wang J., Wang Y., Mu J., Wang P., Lin X., Ma D. (2017). Microplastic pollution in the surface waters of the Bohai Sea, China. *Environmental Pollution*, 231(1) p. 541-548.

EVIDENCE OF MICROPLASTICS IN TADPOLES FROM HO CHI MINH CITY, VIETNAM

Ma Huu Hoang Khoi*, Pham Son Bach, Tran Thi Anh Dao
University of Science - Vietnam National University Ho Chi Minh City

SUMMARY

Microplastics attracting scientific attention due to their critical long-term consequences, but studies on their existence in small bodies of water are still scarce. These small bodies of water are also a habitat for many animals, including amphibians that are at risk of ingesting microplastics through food consumption. This study recorded the presence of microplastics in the digestive tracts of tadpoles of four species: Asian Black-spined Toad (*Duttaphrynus melanostictus*), Paddyfield Frog (*Fejervarya limnocharis*), White-lipped Treefrog (*Polypedates megacephalus*) và Heymon's Ricefrog (*Microhyla heymonsi*) from small water bodies in Ho Chi Minh City, Vietnam. The frequency of microplastics in gastrointestinal samples was 78%. The microplastics were detected most in the digestive tracts of White-lipped Treefrog tadpole (1.2 ± 1.3 items/individual) and the lowest was 4.2 ± 2.0 items/individual in the digestive tracts of Heymon's Ricefrog tadpole. Records from the survey showed that there are three shapes and eight colors of microplastics. The records of this survey can help increase the evidence and information about the existence of microplastics in the amphibians in Vietnam and the world.

Keywords: Amphibians, digestive tracts, Ho Chi Minh City, microplastics, tadpoles.

Ngày nhận bài : 11/7/2022
Ngày phản biện : 16/8/2022
Ngày quyết định đăng : 26/8/2022