

## BIẾN ĐỘNG QUẦN XÃ ĐỘNG VẬT PHÙ DU VỊNH VŨNG RÔ TRONG GIAI ĐOẠN TỪ NĂM 2002-2021

Nguyễn Tâm Vinh\*, Đoàn Như Hải  
Viện Hải dương học, Viện Hàn lâm KHCNVN  
\*vinhnguyen@planktonviet.com

**Tóm tắt.** Nghiên cứu này đánh giá biến động quần xã động vật phù du (ĐVPD) trong vịnh Vũng Rô từ năm 2002-2021. Các đánh giá về quần xã dựa trên việc phân tích về số lượng loài, mật độ và các chỉ số đa dạng sinh học (Margalef và Shannon). Danh sách của 179 loài thuộc 7 ngành đã được xác định trong năm đợt khảo sát, trong đó nhóm chân mái chèo (Copepod) chiếm ưu thế với 121 loài, chiếm 65 % tổng số lượng loài; tiếp đến là hai nhóm thích ty bào (Cnidaria) và động vật có dây sống (Chordata) với lần lượt là 24 và 14 loài. Các nhóm ĐVPD còn lại dao động từ 1-10 loài và xuất hiện thưa thớt. Xu hướng chung được tìm thấy cho sự biến động độ giàu có loài và mật độ theo thời gian ở cả hai khu vực nghiên cứu: nhiều hoạt động nuôi trồng thủy sản (trong vịnh) và ít hoạt động nuôi trồng (ngoài vịnh). Việc suy giảm đột ngột số lượng loài, rõ nhất ở ngành động vật giáp xác từ 2012 trở đi ở cả hai khu vực có thể liên quan tới việc gia tăng các hoạt động nuôi trồng từ các năm 2007 và 2008. Phân tích mức độ khác biệt trên dữ liệu quần xã giữa các giai đoạn 2002-2003 với 2012-2013 cho thấy ảnh hưởng của con người đến quần xã động vật. Khác biệt cấu trúc quần xã theo mùa lên đến 80 %, với mật độ ĐVPD mùa mưa (2002) cao hơn mùa khô (2003), trong khi các chỉ số như độ giàu có loài (Margalef) và đa dạng Shannon thì ngược lại (kiểm định Kruskal Wallis,  $p < 0,005$ ). Nghiên cứu này cung cấp các dữ liệu cơ bản của quần xã ĐVPD theo không gian và thời gian ở vịnh Vũng Rô. Ngoài các dữ liệu cơ bản có thể sử dụng cho các nghiên cứu sâu hơn, các kết quả cũng cho thấy có sự ảnh hưởng tiêu cực đến quần xã ĐVPD từ hoạt động nuôi trồng thủy sản.

**Từ khóa:** quần xã động vật phù du, đa dạng sinh học, chỉ số đa dạng phân loại học, tác động con người, vịnh Vũng Rô.

### 1. Mở đầu

Đầm vịnh ven biển là các vùng chuyển tiếp giữa đất liền và biển, thường là những vùng nước tương đối nhỏ, nửa cô lập với biển do sự phát triển của các rào cản tự nhiên hoặc do con người tạo ra. Với diện tích bao phủ chỉ khoảng 13 % đường bờ trên toàn thế giới (Kennish và cs., 2010). Tuy nhiên, chúng được coi là các điểm nóng về đa dạng sinh học và là một trong những hệ sinh thái năng suất nhất trên thế giới (Boudouresque, 2004; Basset và cs., 2013). Không những vậy các khu vực đầm phá còn là bộ lọc tự nhiên mà qua đó các chất hữu cơ, dinh dưỡng trong lục địa đi qua được chuyển hóa (McGlathery và cs., 2007). Do đó, chúng đóng một vai trò quan trọng không những đối với các chu trình sinh địa hóa, mà còn có các tác động kinh tế lớn qua các lợi ích mà chúng đem lại như cung cấp lương thực (đánh bắt, nuôi trồng), cân bằng thủy văn, điều hòa khí hậu, chống lũ

lục, lọc nước, giải trí và du lịch sinh thái (Newton và cs., 2018). Tuy nhiên, đa dạng sinh học và chức năng sinh thái của khu vực đầm vịnh đang bị đe dọa do tác động của sự thay đổi toàn cầu và một trong số đó có các áp lực từ con người (Kemp & Boynton, 2012). Đã có nhiều nghiên cứu trên thế giới về ảnh hưởng của tác nhân môi trường lẫn con người lên hệ sinh thái đầm, vịnh ở các khu vực nhiệt đới và cận nhiệt đới như Tarafdar và cs. (2021) cho thấy sự thay đổi về nhiệt độ và độ mặn do các hoạt động của con người đã ảnh hưởng tới sinh khối của sinh vật tự dưỡng trong vịnh Chilika, Ấn Độ. Điều tương tự cũng xảy ra trong vịnh Patos, Brazil trong một nghiên cứu dài hạn với lượng nước ngọt bị ảnh hưởng bởi biến đổi khí hậu là tác nhân chính thay đổi năng suất sơ cấp (Ducrottoy và cs., 2019). Nhìn chung, hệ sinh thái khu vực đầm vịnh rất phức tạp do mỗi thủy vực có các đặc điểm sinh học và phi sinh học riêng biệt, với các yếu tố nhân tạo và tự nhiên bên ngoài khác nhau (Anufrieva và cs., 2022). Cùng với đó, khu hệ động vật cũng có những thay đổi đáng kể theo từng năm (Colombo và cs., 1977), hay thậm chí ở quy mô thời gian ngắn (tuần) để đáp ứng với những thay đổi về dinh dưỡng của thủy vực (D'Alelio và cs., 2016, 2019).

Động vật phù du từ lâu đã được biết đến như một trong những nhóm sinh vật chiếm ưu thế trong hầu hết các thủy vực từ đầm vịnh cho đến biển khơi. Với mối liên hệ trực tiếp đến thực vật phù du (sinh vật sản xuất sơ cấp), ĐVPD đóng vai trò là loài trung gian trong sự chuyển hóa năng lượng từ tảo đến các động vật bậc cao hơn, vốn là một chu trình rất quan trọng trong các thủy vực. Ngoài ra, sự nhạy cảm đối với các thay đổi trong môi trường sống, động vật phù du còn được sử dụng như nhân tố dự báo chất lượng môi trường các thủy vực (Zannatul và cs., 2009; Parmar và cs., 2016). Đã có khá nhiều nghiên cứu về ĐVPD ở vùng biển Việt Nam trong giai đoạn 1924-1960, các khu vực đầm vịnh và ven bờ Trung Bộ cũng đã được tìm hiểu từ những năm 1978 và nhiều hơn trong giai đoạn 1991 đến 1994 (Nguyễn Văn Khôi và cs., 1995; Nguyễn Cho và cs., 1996). Tuy nhiên, các nghiên cứu này phần lớn chỉ tập trung vào mô tả thành phần loài ở những thời điểm và thủy vực nhất định. Từ 1996, nghiên cứu về ĐVPD trong đầm vịnh chủ yếu được thực hiện bởi Viện Hải dương học (Phạm Thị Dự và cs., 1999; Nguyễn Cho, 2001, 2004; Nguyễn Cho và cs., 2011; Trương Sĩ Hải Trình và cs., 2013). Gần đây, đã có một số đánh giá về biến động của các quần xã ĐVPD ở một số đầm vịnh theo thời gian (Trương Sĩ Hải Trình & Nguyễn Tâm Vinh, 2015, 2017; Nguyễn Tâm Vinh & Đoàn Như Hải, 2020, 2021).

Vũng Rô là một vịnh thuộc xã Hòa Xuân Nam, thị xã Đông Hòa, tỉnh Phú Yên; với diện tích 16,4 km<sup>2</sup> mặt nước có điều kiện thuận lợi cho các hoạt động nuôi trồng thủy sản (NTTS), chủ yếu là lồng bè. Từ 2015, vịnh Vũng Rô có hơn 860 lồng/bè được phát triển mạnh từ đó đến nay (Hoàng Trung Du và cs., 2015). Báo cáo kiểm tra vào tháng 8 năm 2012 của Sở Nông nghiệp và Phát triển nông thôn tỉnh Phú Yên, vịnh có 355 bè với 8.660 lồng nuôi chủ yếu tôm hùm và cá biển. Tiếp đó với số liệu thực tế điều tra về kinh tế - xã hội trong năm 2014 thuộc đề tài VAST06.04/14-15 cho thấy việc nuôi thủy hải sản vẫn đang tiếp diễn với 249 bè tương đương với 6.435 lồng. Với mật độ lồng nuôi dày đặc, vịnh

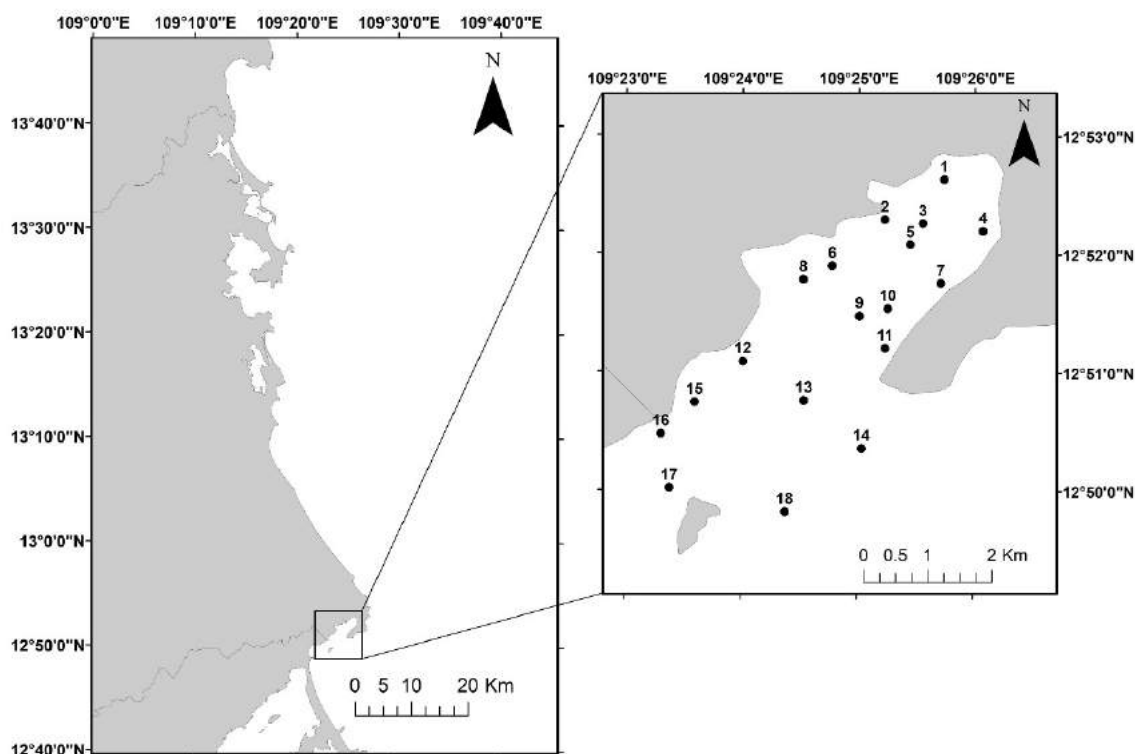
Vũng Rô hiện đang đối mặt với tình trạng ô nhiễm đến từ các hoạt động nuôi trồng và du lịch sinh thái (Sở TNMT Phú Yên, 2021).

Trong nghiên cứu này, nguồn dữ liệu từ ĐVPD trong các chuyến khảo sát từ các năm 2002-2021 được sử dụng nhằm đánh giá sự thay đổi của quần xã ĐVPD ở vịnh Vũng Rô theo thời gian.

## 2. Tài liệu và phương pháp nghiên cứu

### 2.1. Địa điểm và thời gian nghiên cứu

Các mẫu ĐVPD trong nghiên cứu này được thu tại 18 trạm với tổng cộng 58 mẫu ở vịnh Vũng Rô trong giai đoạn từ năm 2002-2021 (Hình 1).



**Hình 1.** Sơ đồ vị trí các trạm khảo sát (●) TVPD tại vịnh Vũng Rô, Phú Yên

### 2.2. Phương pháp thu mẫu

Mẫu định tính và định lượng động vật phù du được thu bằng lưới Juday hình chóp có đường kính miệng lưới 37 cm, đường kính mắt lưới 200  $\mu$ m và kết nối với khóa phân tầng. Tại các trạm có độ sâu nhỏ hơn 10 m, tiến hành thu mẫu 1 tầng từ cách đáy 1 m lên tầng mặt. Một số trạm có độ sâu trên 10 m, tiến hành thả lưới đến độ sâu mong muốn (thông thường cách đáy 1 m dựa theo độ sâu thực tế đo đạc), kéo lưới bằng tay với vận tốc 1 m/s đến vị trí mong muốn, thả thiết bị đóng khóa để khóa lưới ngay tại điểm đó. Mẫu thu được

đựng trong lọ nhựa 500 mL và cố định bằng folmadehyde (nồng độ cuối trong mẫu khoảng 5 %).

### 2.3. Phân tích mẫu

Tại phòng thí nghiệm, mẫu động vật phù du được rửa sạch bằng nước ngọt và loại bỏ rác bẩn. Mẫu được lọc qua rây có kích thước mắt lưới 500  $\mu\text{m}$  và được chia làm hai phần: phần mẫu nằm trên rây tiếp tục được chia thành các mẫu phụ tùy theo số lượng mẫu nhiều hay ít bằng bộ chia mẫu, phần mẫu phụ dùng để phân loại và đếm số lượng cá thể; phần mẫu lọt qua rây được pha loãng với nước cất, sau đó lấy 1 mL để phân tích định lượng. Toàn bộ quá trình đếm và phân tích mẫu động vật phù du sử dụng buồng đếm và kính hiển vi soi nổi MBC-1. Mẫu động vật phù du được phân tích dưới kính hiển vi soi nổi theo phương pháp của Goswami (2004) và được định loại theo các tài liệu của Qing-Chao và Shu-Zhen (1965); Owre, Foyo (1967); Chen (1974, 1980); Nishida (1985); Nguyễn Văn Khôi (1994); Boltovskoy (1999); Mulyadi (2002); Prusova và cs. (2011).

### 2.4. Xử lý số liệu

Số liệu định tính và định lượng ĐVPD được tổng hợp bằng phần mềm Microsoft Office 365. Các chỉ số đa dạng sinh học được tính toán bằng PRIMER 6.0 (Primer - E.Ltd, Plymouth UK) như sau:

- Độ giàu có loài Margalef:  $d = (S - 1)/\text{Log}(N)$  (Margalef, 1958).
- Chỉ số cân bằng Pielou:  $J' = H'/\text{Log}(S)$  (Pielou, 1966).
- Chỉ số đa dạng Shannon:  $H' = -\sum(\text{Pi} \times \text{Log}_2(\text{Pi}))$  (Shannon, 1948).
- So sánh sự giống nhau về thành phần loài giữa các mùa và khu vực bằng chỉ số giống nhau (similarity index) của Bray, Curtis (1957):  $BC_{ij} = 1 - \frac{2C_{ij}}{S_i + S_j}$ .
- Chỉ số đa dạng Simpson:  $(D) = \frac{1}{\sum_{i=1}^s p_i^2}$  (Simpson, 1949).

trong đó:  $N$ : tổng số cá thể của trạm/mẫu;  $S$ : tổng số loài trong 1 mẫu;  $P_i$ : tần suất của loài  $i$  trong 1 mẫu = xác suất bắt gặp loài  $i$  trong 1 mẫu;  $C_{ij}$ : tổng các loài giống nhau giữa 2 mẫu  $i$  và  $j$ ;  $S_i, S_j$ : số lượng loài của mỗi mẫu.

Danh sách thông tin các bậc phân loại (master list) từ ngành tới loài của tất cả các loài trong khu vực nghiên cứu dùng để xác định các chỉ số sau đây:

- Average Taxonomic diversity ( $\Delta$ ) (Clarke, Warwick, 2001a, b):

$$\Delta = \frac{\sum \sum_{i < j} \omega_{ij} n_i n_j}{N(N-1)/2}$$

- Average Taxonomic distinctness ( $\Delta^*$ ) (Clarke, Warwick, 2001a, b):

$$\Delta^* = \frac{\sum \sum_{i < j} \omega_{ij} n_i n_j}{\sum \sum_{i < j} n_i n_j}$$

trong đó:  $n_i$ : biểu thị sự phong phú của loài thứ  $i$  trong mẫu (bằng tổng số cá thể trong mẫu);  $\omega_{ij}$  (distinctness weight): chiều dài (thường là số bước trong biểu đồ phân nhánh) nhánh liên kết giữa loài  $i$  và  $j$  trong hệ thống phân loại. Các phép tính tổng của các loài  $i$  và  $j$  từ 1 đến  $S$  (tổng số loài trong mẫu) với  $i < j$  vì độ dài nhánh phân loại giữa 2 cá thể cùng loài bằng 0 ( $\omega = 0$ ).

- Average taxonomic distinctness (AvTD) ( $\Delta^+$ ) (Clarke & Warwick, 2001a, b):

$$\Delta^+ = \frac{\sum \sum_{i < j} \omega_{ij}}{S(S-1)/2}$$

- Variation in taxonomic distinctness (VarTD -  $\Lambda^+$ ) (Clarke & Warwick, 2001a, b):

$$\Lambda^+ = \frac{\sum \sum_{i \neq j} (\omega_{ij} - \bar{\omega})^2}{S(S-1)/2} \text{ với } \bar{\omega} = \Delta^+$$

Phân tích tỷ lệ tương đồng (SIMPER) được sử dụng để xác định các loài quan trọng nhất trong các khu vực hoặc nhóm lấy mẫu khác nhau dựa trên chỉ số tương đồng Bray-Curtis. Phân tích ANOVA và phép thử Kruskal Wallis được xác định bằng phần mềm Graphpad Prism và được sử dụng để đánh giá sự khác biệt giữa các năm và các khu vực lần lượt với số liệu theo phân phối chuẩn và không theo phân phối chuẩn.

Biểu đồ hình phễu (Funnel plot) (phần mềm PRIMER v.6) xác định các vị trí có giá trị  $\Delta^+$  bằng cách sử dụng 1000 mẫu mô phỏng cho  $\Delta^+$  dự kiến từ danh sách thông tin bậc phân loại (master list) của ĐVPD. Biểu đồ thực hiện khoảng xác suất 95 % không chắc chắn dựa trên sự khác biệt giữa các giá trị  $\Delta^+$  thực tế và dự kiến so với số loài (Clarke, Warwick, 2001a, b).

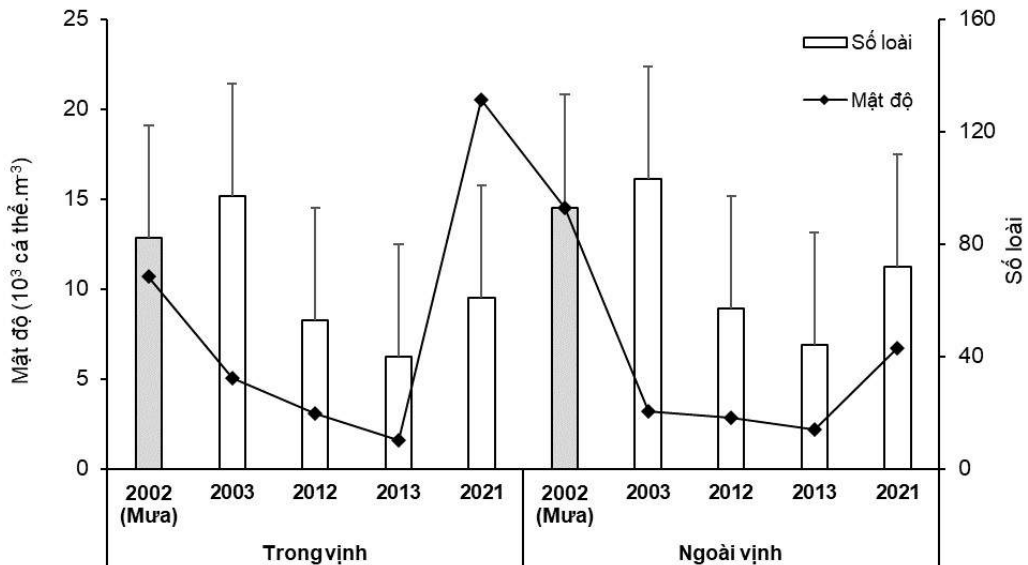
### 3. Kết quả

#### 3.1. Đa dạng và biến động thành phần loài ĐVPD Vũng Rô giai đoạn 2002-2021

Đã ghi nhận 179 loài thuộc 7 ngành trong các đợt khảo sát từ 2002-2021, bao gồm: ngành giun đốt (Annelida), động vật chân khớp (Arthropoda), hàm tơ (Chaetognath), dây sống (Chordata), thích ty bào (Cnidaria), sứa lược (Ctenophora) và động vật thân mềm (Mollusc). Trong đó, lớp chân mái chèo (Copepoda) thuộc ngành động vật chân khớp (Arthropoda) chiếm ưu thế trong các năm khảo sát, tiếp đến là Cnidaria và Chordata; các nhóm còn lại như Annelida, Ctenophora và Mollusc dao động từ 1-10 loài với tần suất xuất hiện thưa thớt. Đáng chú ý khi Annelida chỉ xuất hiện vào các năm mùa khô và Ctenophora thì gần như vắng mặt từ 2012 (Bảng 1).

**Bảng 1.** Thành phần loài động vật phù du trong khu vực nghiên cứu theo thời gian

Phylum	Trong vịnh						Ngoài vịnh						Tổng cộng
	2002 (Mưa)	2003	2012	2013	2021	Tổng	2002 (Mưa)	2003	2012	2013	2021	Tổng	
Annelida			1		1	2			1	1	2	2	3
Arthropoda	60	71	41	28	44	98	68	74	45	33	54	110	121
Chaetognatha	5	5	1	1	2	6	4	5	1		2	6	6
Chordata	5	7	4	6	6	13	6	9	2	4	5	12	14
Cnidaria	7	9	6	3	6	17	9	10	6	4	7	18	24
Ctenophora	1	1				2	3	2	1			4	4
Mollusca	4	4		2	2	6	3	3	1	2	2	5	7
<b>Tổng</b>	<b>82</b>	<b>97</b>	<b>53</b>	<b>40</b>	<b>61</b>	<b>144</b>	<b>93</b>	<b>103</b>	<b>57</b>	<b>44</b>	<b>72</b>	<b>157</b>	<b>179</b>



**Hình 2.** Biến động số loài và mật độ động vật phù du vịnh Vũng Rô

Có thể thấy được xu hướng suy giảm số loài của quần xã sinh vật (ngành động vật giáp xác thể hiện rõ nhất) ở cả hai khu vực vịnh là như nhau từ sau năm 2003. Biến động mật độ cũng tương tự, tuy nhiên mật độ trung bình ĐVPD khu vực trong vịnh năm 2021 lại cao bất thường ( $20.525 \pm 9.225$  cá thể.m<sup>-3</sup>) so với ngoài vịnh ( $6.692 \pm 6.111$  cá thể.m<sup>-3</sup>) (Hình 2).

Khác nhau theo mùa được so sánh giữa hai năm 2002 và 2003, trong đó sự khác biệt về số loài giữa hai mùa ở cả hai khu vực là không đáng kể; mật độ trung bình vào mùa mưa luôn cao hơn mùa khô ở cả hai khu vực. Tuy nhiên, phân tích thống kê cho thấy có sự khác biệt

giữa mật độ trung bình vào mùa mưa (2002) và mùa khô (2003) ở khu vực ngoài vịnh (hậu kiểm định Kruskal Wallis,  $p < 0,001$ ).

### 3.2. Độ đa dạng quần xã động vật phù du khu vực vịnh Vũng Rô

#### 3.2.1. Đa dạng quần xã

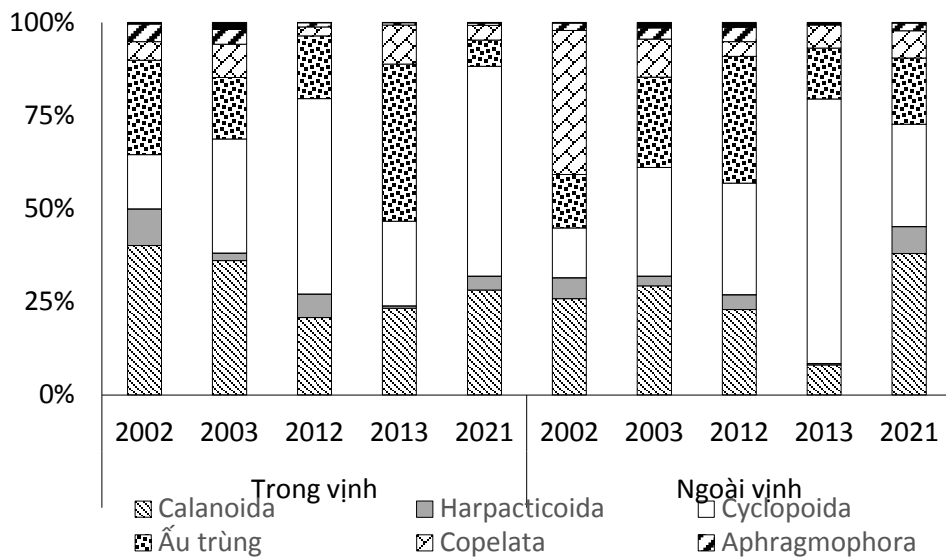
Nhìn chung không có nhiều khác biệt giữa trong và ngoài vịnh Vũng Rô. Các chỉ số đa dạng Shannon và Simpson, độ ổn định quần xã Pielou khu vực trong vịnh không biến động nhiều theo thời gian, riêng độ giàu có loài Margalef trong năm 2021 cho thấy xu hướng suy giảm dần, thấp hơn 2 lần so với năm 2003 ( $p < 0,05$ , hậu kiểm định Kruskal Wallis). Quần xã ĐVPD khu vực ngoài vịnh khác biệt nhiều giữa các năm, cụ thể cả 4 chỉ số đa dạng các năm 2002 và 2013 đều thấp hơn so với các năm còn lại. Trong đó, đáng chú ý khi các chỉ số đa dạng sinh học trong năm 2013 suy giảm nhiều so với năm trước đó ( $p < 0,05$ , hậu kiểm định Kruskal Wallis). Ngoài ra, khác biệt theo mùa cũng khá rõ ràng ở khu vực ngoài vịnh với độ giàu có loài Margalef, các chỉ số đa dạng Shannon và Simpson trong mùa mưa (2002) đều thấp hơn trong mùa khô (2003) ( $p < 0,05$ , hậu kiểm định Kruskal Wallis) (Bảng 2).

**Bảng 2.** Giá trị trung bình và độ lệch chuẩn các chỉ số đa dạng sinh học của ĐVPD khu vực vịnh Vũng Rô trong các đợt khảo sát từ năm 2002-2021

Các chỉ số	Trong vịnh					Ngoài vịnh				
	2002	2003	2012	2013	2021	2002	2003	2012	2013	2021
	Mưa	Khô				Mưa	Khô			
Margalef - mean	4,60	6,25	3,93	3,83	3,28	3,21	6,11	4,94	3,21	4,91
Margalef - SD	0,66	1,36	1,11	0,82	0,94	0,90	1,64	0,70	0,24	0,57
Pielou - mean	0,68	0,68	0,80	0,69	0,67	0,56	0,73	0,86	0,36	0,70
Pielou - SD	0,07	0,03	0,04	0,00	0,01	0,17	0,05	0,04	0,18	0,02
Shannon - mean	2,49	2,68	2,63	2,16	2,31	1,86	2,75	3,04	1,16	2,57
Shannon - SD	0,27	0,17	0,22	0,12	0,18	0,57	0,26	0,20	0,56	0,11
Simpson - mean	0,86	0,89	0,90	0,83	0,85	0,70	0,90	0,94	0,43	0,87
Simpson - SD	0,04	0,02	0,01	0,04	0,03	0,19	0,03	0,01	0,21	0,02

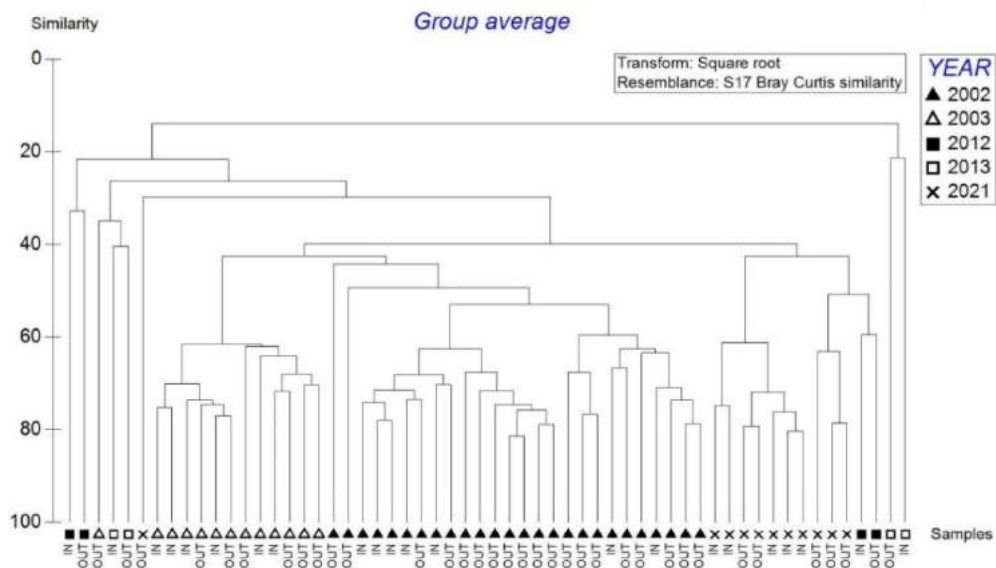
#### 3.2.2. Biến động quần xã

Có thể thấy thành phần quần xã trong vịnh thay đổi nhiều theo không gian và thời gian. Các nhóm đa dạng và biến động nhiều là ấu trùng và các bộ thuộc lớp chân mái chèo; trong đó, Cyclopoida chiếm ưu thế trong các năm 2012, 2013 và 2021, nổi bật ở khu vực ngoài vịnh năm 2013 với mật độ chiếm hơn 70 % tổng mật độ trong năm. Nhóm ấu trùng cũng cho thấy sự biến động liên tục theo thời gian giữa hai khu vực vịnh. Riêng lớp Copelata (ngành Chordata) với tỉ lệ mật độ cao nhất tại khu vực ngoài vịnh năm 2002 (38 %) so với các năm khác, phần nào cho thấy sự khác nhau về cấu trúc quần xã giữa mùa mưa (2002) và mùa khô (2003) (Hình 3).



**Hình 3.** Đa dạng thành phần loài (% theo mật độ) của các chuyến khảo sát vịnh Vũng Rô trong giai đoạn 2002-2021. Các nhóm khác bao gồm ngành Annelida và Mollusca

Đồ thị CLUSTER cho thấy quần xã động vật trong vịnh Vũng Rô khác nhau rõ ràng theo thời gian. Các mẫu trong năm 2002, 2003 và 2021 được nhóm lại với độ tương đồng về thành phần loài theo mật độ dao động từ 40-50 %; riêng trong năm 2003 lên đến hơn 60 %. Ngược lại, cấu trúc quần xã ĐVPD ở các trạm năm 2012 và 2013 thay đổi nhiều với độ tương đồng chỉ từ 10-20 % ở cả hai khu vực trong và ngoài vịnh (Hình 4).



**Hình 4.** Đồ thị CLUSTER về độ tương đồng (%) thành phần loài theo mật độ (Bray Curtis) vịnh Vũng Rô theo không gian và thời gian. Trong đó, IN và OUT: trong và ngoài vịnh

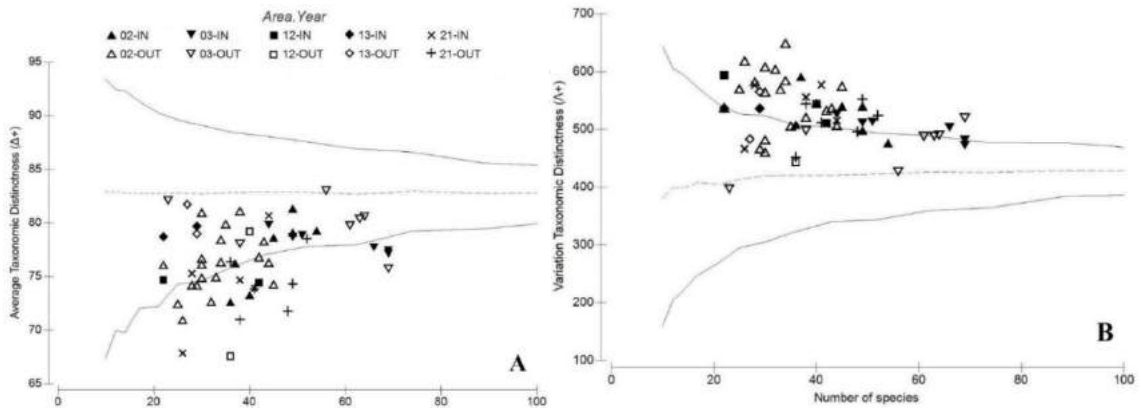


Kết quả phân tích độ đa dạng của các nhóm chiếm ưu thế (phân tích SIMPER) cho thấy cấu trúc quần xã ĐVPD các năm 2002 và 2003 ở cả hai khu vực của vịnh khá giống nhau với sự hiện diện của các nhóm chân mái chèo và ấu trùng. Trong đó, Calanoid giai đoạn copepodite xuất hiện khá nhiều với 17,66 % và gần 16 % trong năm 2002. Các năm sau đó, cụ thể vào 2012 và 2013, với sự bùng nổ các hoạt động nuôi trồng thủy sản khu vực trong vịnh (dữ liệu hình ảnh Google Earth), cấu trúc thành phần loài là khác biệt rõ ràng so với 2002 và 2003 (giai đoạn chưa bùng phát). *Oikopleura fusiformis* (26,3 %), *Acartia bispinosa* (58 %) cùng với ấu trùng thân mềm (21,6 %) đáng chú ý là các loài ưu thế ở khu vực này. Ngoài ra, khu vực bên ngoài vịnh trong giai đoạn này cũng cho thấy sự khác biệt về thành phần quần xã so với các năm trước đó; *Acartia bispinosa* (30 %) và *Parvocalanus crassirostris* (28,36 %) là hai loài chiếm ưu thế trong khu vực (Bảng 3).

**Bảng 3.** Mức độ phong phú (%) về mật độ trung bình của các loài ưu thế khu vực vịnh Vũng Rô trong giai đoạn 2002-2021

Tên loài	Trong vịnh					Ngoài vịnh				
	2002	2003	2012	2013	2021	2002	2003	2012	2013	2021
<i>Copepodite calanoida</i>	17,66	4,55				15,97	13,35			1,19
<i>Acartia</i> (Juvenile)				2,32	3,64		6,27	11,52	14,05	3,88
<i>Acartia bispinosa</i>				<b>58,03</b>	2,36			<b>30,09</b>		
<i>Paracalanus</i> (Juvenile)					11,04					9,79
<i>Parvocalanus crassirostris</i>	8,65	9,9	3,6	7,07		4,9	6,16		<b>28,36</b>	16,77
<i>Paracalanus parvus</i>	6,64	8,26		7,64	7,36	7,21	7,18		3,89	
<i>Euterpina acutifrons</i>	5,73	1,24			7,05	8,03	2,6		4,19	13,67
<i>Dioithona oculata</i>								12,8		
<i>Oithona brevicornis</i>					9,41				9,81	5,46
<i>Oithona nana</i>		8,13			3,08		10,52		2,1	
<i>Oikopleura fusiformis</i>	1,71	7,18	<b>26,33</b>		3,59	1,32	5,32	12,16		
<i>Oikopleura longicauda</i>			6,04						14,17	
<i>Penilia avirostris</i>		7,37					2,28			
Ấu trùng hai mảnh vỏ	4,55	1,44	10,79			2,16	6,39			
Ấu trùng giáp xác		9,74		1,53		3,97	6,61	6,4		
Ấu trùng chân bụng	13,1	5,08	<b>21,58</b>	4,36	4,96	6,62	2,7	1,92		
Ấu trùng giai đoạn Naupli					6,83					

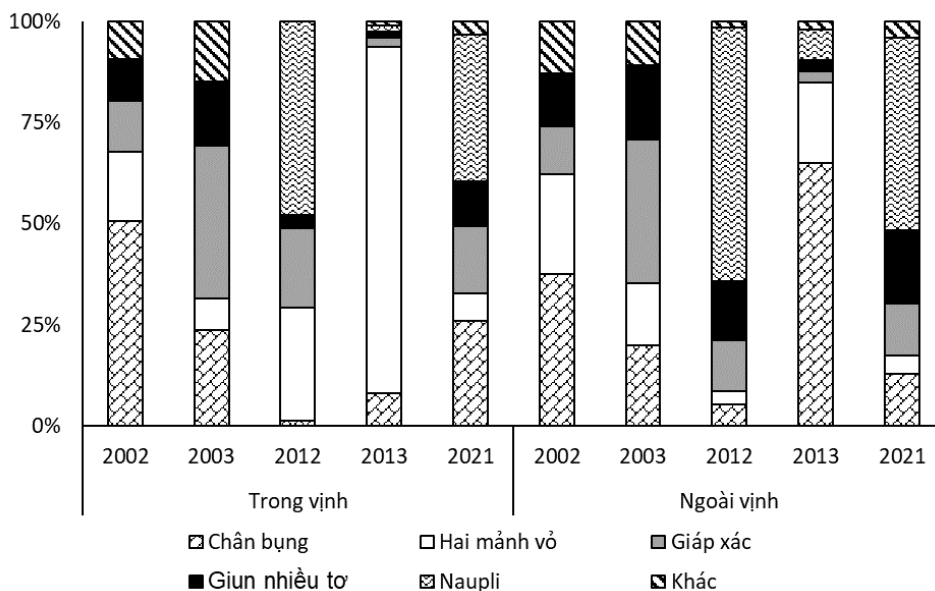
Biểu đồ hình phễu (funnel plot) biểu diễn sự tương quan giữa số lượng loài với các chỉ số đa dạng, Average Taxonomic distinctness ( $\Delta^+$ ) và Variation in Taxonomic distinctness ( $\Lambda^+$ ). Các đường giới hạn xác suất 95 % (đường liền) được mô phỏng dựa trên tối đa 1.000 lựa chọn ngẫu nhiên từ 179 loài. Có thể thấy phần lớn các mẫu trong khu vực nghiên cứu được chia ra làm hai khu vực, trong và ngoài mức giới hạn 95 % bên dưới với sự khác biệt về số lượng loài giữa các mẫu là không nhiều so với  $\Delta^+$  và  $\Lambda^+$  (Hình 5A). Riêng khu vực ngoài vịnh năm 2003 thì ngược lại, các mẫu gần với đường giá trị trung bình  $\Delta^+$  (trên và dưới đường đứt nét) có số loài chênh lệch khá nhiều (23 và 56 loài) trong khi giá trị  $\Delta^+$  và  $\Lambda^+$  thì gần như bằng nhau (Hình 5).



**Hình 5.** Biểu đồ hình phễu (funnel plot) các chỉ số đa dạng  $\Delta^+$  (average Taxonomic distinctness) và  $\Lambda^+$  (variation in Taxonomic distinctness)

### 3.2.3. Đa dạng nguồn giống

Nguồn giống trong vịnh đa phần là các nhóm ấu trùng thân mềm, hai mảnh vỏ, giáp xác, giun nhiều tơ và ấu trùng giai đoạn Naupli. Có thể thấy rõ xu hướng biến động trong các năm 2002, 2003 và 2021 là tương tự nhau với % mật độ các nhóm gần như không khác nhau nhiều giữa trong và ngoài vịnh. Trong khi đó, 2012 và 2013 lại cho thấy sự khác biệt rõ rệt với sự ưu thế của các nhóm ấu trùng hai mảnh vỏ ở khu vực bên trong vịnh (gần 85 % tổng mật độ trong năm 2013) và ấu trùng thân mềm ở ngoài vịnh (63 % trong năm 2013). Ngoài ra, ấu trùng Naupli hoàn toàn vắng mặt ở các năm 2002 và 2003, chỉ xuất hiện và chiếm ưu thế ở các năm 2012 và 2021 ở cả trong và ngoài vịnh (Hình 6).



**Hình 6.** Độ đa dạng (% mật độ) ấu trùng động vật không xương sống vịnh Vũng Rô

#### 4. Thảo luận

Tổng cộng có 177 loài ĐVPD được ghi nhận trong vịnh Vũng Rô giai đoạn 2002-2021 với chân mái chèo là nhóm chiếm ưu thế, tương tự với kết quả các nghiên cứu khu vực đầm vịnh lân cận ven bờ Việt Nam (Nguyễn Cho và cs., 2011; Nguyễn Tâm Vinh & Đoàn Như Hải, 2020, 2021). Quần xã ĐVPD vịnh Vũng Rô cho thấy xu hướng suy giảm theo thời gian với số loài và mật độ giảm mạnh trong các năm 2012 và 2013. Nguyên nhân có thể do sự gia tăng số lượng lồng nuôi (dữ liệu hình ảnh lịch sử Google Earth cho thấy số lượng lồng nuôi gia tăng theo thời gian, đặc biệt khác nhau rõ ràng giữa 2008 và 2003). Ngoài ra, từ trước năm 2012, việc nuôi trồng thủy sản trong vịnh mang tính tự phát khiến cho tình hình môi trường vùng nuôi ngày càng bị suy thoái (Hoàng Trung Du và cs., 2015). Tuy nhiên, số lượng loài trong vịnh năm 2021 có tăng cao mặc dù hoạt động nuôi trồng theo thống kê trong năm 2021 vẫn gia tăng; điều này có thể liên quan đến hoạt động nuôi trồng thủy sản có thể giảm bớt trong năm 2020/2021 do ảnh hưởng từ dịch covid. Ngoài ra, các khu vực đầm vịnh lân cận, Thị Nại (giai đoạn 2001-2020) và Đê Gi (giai đoạn 2009-2020) với các hoạt động dân cư và nuôi trồng thủy sản ven bờ cũng thể hiện xu hướng biến động quần xã tương tự vịnh Vũng Rô với mật độ suy giảm theo thời gian và độ giàu có loài thấp (Nguyễn Tâm Vinh & Đoàn Như Hải, 2020, 2021). Thành phần các loài chiếm ưu thế trong các vịnh khá tương đồng với các loài thường gặp thuộc các bộ như Paracalanus, Acartia, Oithona và các nhóm ấu trùng. Tuy nhiên, đầm Thị Nại có sự xuất hiện của các loài nước ngọt: *Diaphanosoma sarsi*, *Microcyclops varicans* (WoRMs) và loài nước lợ: *Acartia (Acanthacartia) tsuensis* (Golez và cs., 2002; Sakaguchi và cs., 2011) trong mùa mưa. Sự khác nhau về thủy động lực học giữa các đầm vịnh nói chung và giữa các khu vực trong và ngoài vịnh nói riêng cũng là nhân tố chính cho tính riêng biệt về cấu trúc quần xã trong hệ sinh thái đầm vịnh (Duck và cs., 2012). Đã có nhiều nghiên cứu về các thay đổi thủy động lực học tác động đến các yếu tố phi sinh học, do đó ảnh hưởng đến môi trường sống thủy vực. Ví dụ, gia tăng lượng nước ngọt (từ bờ hoặc mưa) không những làm tăng lượng dinh dưỡng (silicate, phosphates, nitrogen) mà còn thay đổi độ mặn trong đầm (Johannes & Hearn, 1985), điều này ảnh hưởng trực tiếp đến sinh vật phù du (Tarafdar và cs., 2021; Johannes & Hearn, 1985; Pitacco và cs., 2019; Boyd và cs., 1992; Tagliapietra và cs., 2009).

Việc sử dụng các chỉ số đa dạng  $\Delta^+$  và  $\Lambda^+$  thể hiện rõ ràng các thay đổi về cấu trúc thành phần loài trong vịnh Vũng Rô. Giá trị  $\Delta^+$  và  $\Lambda^+$  (Hình 5) lần lượt cho thấy độ đa dạng và tương đồng cấu trúc quần xã trong vịnh giữa các năm. Trong đó, các mẫu ở ngoài vịnh năm 2003 (nằm gần đường giá trị trung bình) là đa dạng nhất ( $\Delta^+$  cao nhất) và cấu trúc quần xã không thay đổi nhiều (ít chênh lệch các giá trị  $\Lambda^+$ ) mặc dù chênh lệch về số loài rất nhiều. Điều này cho thấy độ đa dạng quần xã không phụ thuộc vào số lượng loài (Clarke, Warwick, 2001b).

#### Kết luận

Kết quả nghiên cứu về ĐVPD phần nào cho thấy hiện trạng và những thay đổi bao gồm thành phần loài, mật độ, các chỉ số đa dạng trong vịnh Vũng Rô theo thời gian dưới tác

động của nuôi trồng thủy sản. Các chỉ số đa dạng ( $\Delta^+$  và  $\Lambda^+$ ) thể hiện rõ sự khác nhau về độ đa dạng và cấu trúc quần xã giữa các trạm trong vịnh. Tuy nhiên, sự thiếu hụt các dữ liệu về môi trường vẫn là một thách thức trong việc đánh giá chất lượng môi trường các đầm vịnh ven bờ một cách tổng quát hơn.

**Lời cảm ơn:** Nghiên cứu này được hỗ trợ bởi nhiệm vụ nghiên cứu thuộc chương trình hỗ trợ hoạt động nghiên cứu khoa học cho các NCVCC năm 2022-2023, mã số NVCC17.02/22-23. Nghiên cứu sử dụng nguồn số liệu từ các đề tài TTKHTN&CNQG “Xây dựng cơ sở khoa học cho việc khai thác sử dụng hợp lý các vùng vịnh ven biển Việt Nam”, chương trình giám sát của TTQTMT tỉnh Phú Yên năm 2012-2013, đề tài cơ sở Phòng SVPD, Viện Hải dương học năm 2021. Công trình này được thực hiện nhân dịp chào mừng kỷ niệm 100 năm thành lập Viện Hải dương học, Viện Hàn lâm Khoa học và Công nghệ Việt Nam.

### Tài liệu tham khảo

- Anufriieva E., Kolesnikova E., Revkova T., Latushkin A., Shadrin N., 2022. Human-Induced Sharp Salinity Changes in the World’s Largest Hypersaline Lagoon Bay Sivash (Crimea) and Their Effects on the Ecosystem. *Water*, 14(3), 403.
- Basset A., Elliott M., West R.J., Wilson J.G., 2013. Estuarine and lagoon biodiversity and their natural goods and services. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 132, 1-4.
- Boltovskoy D., 1999. *South Atlantic Zooplankton*. Blackhuys Publisher, Leiden. The Netherlands.
- Boudouresque C.F., 2004. Marine biodiversity in the Mediterranean: status of species, populations and communities. *Travaux scientifiques du Parc national de Port-Cros*, 20, 97-146.
- Boyd R., Dalrymple R., Zaitlin, B.A., 1992. Classification of clastic coastal depositional environments. *Sediment. Geol.*, 80, 139-150.
- Bray J.R., Curti J.T., 1957. An Ordination of the Upland Forest Communities of Southern Wisconsin. *Ecological Monographs*, 27: 325-349.
- Chen Q.C., 1980. The marine zooplankton of Hong Kong, p. 789-799 in B. Morton and C.K. Tseng (editors). *The marine flora and fauna of Hong Kong and Southern China*, Hong Kong University Press, Hong Kong.
- Chen Q.C., 1974. On planktonic copepods of the yellow sea and the East China Sea, II. Cyclopoida and Harpacticoida. *Studia marina sinica*, 9, pls-1.
- Nguyễn Cho, Phạm Thị Dự, Nguyễn Trung Tĩnh, Hứa Thái Tuyển, 1996. Đánh giá hiện trạng nguồn lợi sinh vật đầm Nha Phu (Khánh Hòa). Viện Hải dương học.
- Nguyễn Cho, Trương Sĩ Hải Trình, Nguyễn Thị Thanh Thủy, 2011. Thành phần, mật độ và sự phân bố của động vật phù du vùng đầm Thị Nại, tỉnh Bình Định. Kỷ yếu hội nghị khoa học và công nghệ biển toàn quốc lần thứ V (tr.246-252).

- Clarke K.R., Warwick R.M., 2001a. A further biodiversity index applicable to species lists, variation in taxonomic distinctness. *Marine Ecology Progress Series*, 216: 265-278.
- Clarke K.R., Warwick R.M., 2001b. Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation, 2<sup>nd</sup> edition. PRIMER-E: Plymouth.
- Colombo G. Lagoons, Barnes R. Ed. John Wiley and Sons: New York, NY, USA, 1977.
- D'Alelio D., Libralato S., Wyatt T., Ribera d'Alcalà M., 2016. Ecological-network models link diversity, structure and function in the plankton food-web. *Sci. Rep.*, 6, 1-13.
- D'Alelio D., Hay Mele B., Libralato S., Ribera d'Alcalà M., Jordán F., 2019. Rewiring and indirect effects underpin modularity reshuffling in a marine food web under environmental shifts. *Ecology and Evolution*, 9(20), 11631-11646.
- Phạm Thị Dự, Võ Sĩ Tuấn, Nguyễn Cho, Phan Thị Kim Hồng, Hứa Thái Tuyển, Phan Kim Hoàng, Hoàng Xuân Bền, 1999. Đánh giá sự biến đổi quần xã sinh vật đáy ở hai điểm vùng triều phía Nam vịnh Nha Trang. *Viện Hải dương học*.
- Duck R.W., Da Silva J.F., 2012. Coastal lagoons and their evolution: A hydromorphological perspective. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 110, 2-14.
- Ducrotoy J.P., Michael E., Cutts N.D., Franco A., Little S., Mazik K., Wilkinson M., 2019. Temperate Estuaries: Their Ecology Under Future Environmental Changes. In *Coasts and Estuaries*; Elsevier: Amsterdam, The Netherlands, 253-276.
- Golez M.S.N., Ohno A., Toledo J.D., Tanaka Y., Ishimaru T., 2002. Population dynamics of the calanoid copepod, *Acartia tsuensis* in a brackish water pond in the Philippines. *Fisheries science*, 68(sup1), 341-344.
- Goswami S.C., 2004. Zooplankton Methodology, Collection and Identification, A Field Manual. Dona Paula, Goa: Natural Institute of Oceanography.
- Hoàng Trung Du, Nguyễn Hữu Huân, Võ Hải Thi, Lê Trọng Dũng, Lê Trần Dũng, 2015. Đánh giá hiện trạng và xem xét khả năng ảnh hưởng của hoạt động nuôi lồng bè đối với chất lượng môi trường trầm tích vịnh Vũng Rô, tỉnh Phú Yên. *Tuyển tập Nghiên cứu Biển*, 21(1): 84-93.
- Johannes R.E., Hearn C.J., 1985. The effect of submarine groundwater discharge on nutrient and salinity regimes in a coastal lagoon off Perth, Western Australia. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 21, 789-800.
- Kemp W.M., Boynton W.R., 2012. Synthesis in estuarine and coastal ecological research: what is it, why is it important, and how do we teach it? *Estuaries and Coasts*, 35(1), 1-22.
- Kennish M.J., Paerl H.W.E., 2010. Coastal Lagoons: Critical Habitats of Environmental Change; CRC Press: Boca Raton, FL, USA.
- Margalef R., 1958. Information theory in ecology. *General System*, 3: 36-71.

- McGlathery K.J., Sundbäck K., Anderson I.C., 2007. Eutrophication in shallow coastal bays and lagoons: The role of plants in the coastal filter. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 348, 1-18.
- Mulyadi M., 2002. The calanoid copepods family Pontellidae from Indonesia waters with notes on its species-groups. *A journal of zoology of the Indo-Australian archipelago*, 32:1-167.
- Newton A., Brito A.C., Icely J.D., Derolez V., Clara I., Angus S., Schernewski G., Inácio M., Lillebø A.I., Sousa A.I. et al., 2018. Assessing, quantifying and valuing the ecosystem services of coastal lagoons. *J. Nat. Conserv.*, 44, 50-65.
- Nguyễn Cho, 2001. Động vật phù du vịnh Phan Thiết. *Tạp chí Khoa học và Công nghệ biển*, 1(1): 18-24.
- Nguyễn Cho, 2004. Động vật phù du vịnh Nha Trang. *Tuyển tập Nghiên cứu Biển*, 14: 99-110.
- Nguyen T.T., Nguyen C., 2012. Marine zooplankton researches in Vietnam: An overview. *Coastal marine science*, 35(1), 221-226.
- Nguyen Tam Vinh, Doan Nhu Hai, 2020. Zooplankton community in Thi Nai lagoon in the period of 2001-2020. *Vietnam Journal of Marine Science and Technology*, 20(4A): 35-44.
- Nguyen Tam Vinh, Doan Nhu Hai, 2021. Zooplankton assemblages in De Gi lagoon, Binh Dinh province. *Vietnam Journal of Marine Science and Technology*, 21(4A): 203-213.
- Nguyễn Văn Khôi, 1994. Lớp phụ chân mái chèo vịnh Bắc Bộ (Subclass Copepoda in the Gulf of Tonkin). *Nhà xuất bản Khoa học và Kỹ thuật, Hà Nội*.
- Nguyen Van Khoi, Nguyen Cho, Nguyen Ngoc Lam, 1995. Review of studies on plankton in the sea waters of Vietnam during 70 years, 1924-1994. *Tuyển tập Nghiên cứu Biển*, Vol. 6: 81-89.
- Nishida S., 1985. Taxonomy and distribution of the family Oithoinidae (Copepoda. Cyclopida) in the Pacific and Indian Oceans. *Bull. Ocean Res. Inst., Tokyo*.
- Owre H.B., Foyo M., 1967. Copepods of the Florida current. *Fauna Caribaea No. 1. Crustacea, Part1: Copepoda. Publications of the institute of marine science, University of Miami, Florida*.
- Parmar T.K., Rawtani D., Agrawal Y.K., 2016. Bioindicators: the natural indicator of environmental pollution. *Frontiers in life science*, 9(2), 110-118.
- Pielou E.C., 1966. The measurement of diversity in different types of biological collections. *Journal of Theoretical Biology*, 13: 131-144.
- Pitacco V., Reizopoulou S., Sfriso A., Sfriso A., Mistri M., Munari C., 2019. The difficulty of disentangling natural from anthropogenic forcing factors makes the evaluation of ecological quality problematic: A case study from Adriatic lagoons. *Mar. Environ. Res.*, 150, 104756.

- Prusova I., Smith S.L., Popova E., 2011. Calanoid copepods of the Arabian Sea region (p. 240). Muscat (Oman): Sultan Qaboos University, Academic Publication Board.
- Qing-Chao C., Shu-Zhen Z., 1965. The planktonic copepods of the Yellow sea and the East China sea. 1. Calanoida. *Studia. Mar. Sin.*, 7: 20-131.
- Sakaguchi S.O., Ueda H., Ohtsuka S., Soh H.Y., Yoon Y.H., 2011. Zoogeography of planktonic brackish water calanoid copepods in western Japan with comparison with neighboring Korean fauna. *Plankton and Benthos Research*, 6(1), 18-25.
- Shannon C.E., 1948. A mathematical theory of communication. *The Bell system technical journal*, 27: 379-423.
- Simpson E.H., 1949. Measurement of diversity. *Nature*, 163(4148): 688.
- Sở TNMT Phú Yên, 2021. <http://sotnmt.phuyen.gov.vn/wp-content/uploads/2021/04/-qd394stnmt.pdf>
- Tagliapietra D., Sigovini M., Ghirardini A.V., 2009. A review of terms and definitions to categorise estuaries, lagoons and associated environments. *Mar. Freshw. Res.*, 60, 497-509.
- Tarafdar L., Kim J.Y., Srichandan S., Mohapatra M., Muduli P.R., Kumar A.,... Rastogi G., 2021. Responses of phytoplankton community structure and association to variability in environmental drivers in a tropical coastal lagoon. *Science of The Total Environment*, 783, 146873.
- Trương Sĩ Hải Trình, Nguyễn Cho, Nguyễn Tâm Vinh, Nguyễn Ngọc Lâm, 2013. Động vật phù du vùng cửa sông Nha Phu và vịnh Bình Cang - Nha Trang. Kỷ yếu Hội nghị Quốc tế “Biển Đông 2012”, Nha Trang; Tập 1: 87-98.
- Trương Sĩ Hải Trình, Nguyễn Tâm Vinh, 2015. Biến động thành phần loài và sinh vật lượng động vật phù du tại trạm quan trắc Vũng Tàu, 2006-2010. *Tuyển tập Nghiên cứu Biển*, 2015, 21(1): 56-71.
- Trương Sĩ Hải Trình, Nguyễn Tâm Vinh, 2017. Biến động thành phần loài và sinh vật lượng động vật phù du tại trạm quan trắc và cảnh báo môi trường Phan Thiết, 2001-2011. *Tạp chí Khoa học và Công nghệ biển*, 17(4A): 214-223.
- WoRMS Editorial Board (2022). World Register of Marine Species. Available from <https://www.marinespecies.org> at VLIZ. Accessed 2022-07-14. doi:10.14284/170.
- Zannatul F., Muktedir A.K.M., 2009. A review: potentiality of zooplankton as bioindicator. *American journal of applied sciences*, 6(10), 1815-1819.

VARIATION OF ZOOPLANKTON COMMUNITIES  
IN VUNG RO BAY DURING 2002-2021

Vinh Tam Nguyen\*, Doan Nhu Hai  
Institute of Oceanography, VAST, Vietnam  
\*vinhnguyen@planktonviet.com

**Abstract.** This study presents variation of zooplankton communities in Vung Ro Bay from 2002 to 2021. Zooplankton communities were assessed species richness, abundance, and biodiversity indices (Margalef and Shannon) over the sampling times. A list of 179 species belonging to 7 phyla was reported from the surveys. Copepod dominated with 121 species, accounting for 65 % of the total species number, followed by Cnidaria and Chordata with 24 and 14 species, respectively. The remaining zooplankton groups were all below ten species. General temporal trends were found for species richness and density variation in two investigating areas of the Bay: area with high intensity of aquaculture (inside the Bay) and area with less aquaculture activities (outside the Bay). The species numbers were declined in 2012 and 2013 and slightly increased in 2021, more pronounce in Arthropoda in both areas. This could be related to intensive aquaculture since 2007-2008. Analysis resembles of zooplankton communities, especially between 2002-2003 and 2012-2013, showed anthropogenic impacts on zooplankton assemblages. Seasonal changes were high with up to 80 % dissimilarity between the wet (2002) and the dry (2003) seasons, while diversity indices (Margalef and Shannon) were opposite (Kruskal Wallis test,  $t < 0.01$ ). This study provided primary spatial and temporal data of zooplankton communities in Vung Ro Bay. While contributing the baseline to further studies, the present study results revealed negative impacts of aquaculture activities of zooplankton diversity.

**Keywords:** abundance, zooplankton, taxonomic diversity, anthropogenic impacts, Vung Ro Bay.