

**BỘ GIÁO DỤC
VÀ ĐÀO TẠO**

**VIỆN HÀN LÂM KHOA HỌC
VÀ CÔNG NGHỆ VIỆT NAM**

HỌC VIỆN KHOA HỌC VÀ CÔNG NGHỆ



Nguyễn Ngọc Anh Thư

**NGHIÊN CỨU CẤU TRÚC QUẦN XÃ TUYẾN TRÙNG
SỐNG TỰ DO VÀ BƯỚC ĐẦU SỬ DỤNG LÀM SINH VẬT
CHỈ THỊ MÔI TRƯỜNG Ở HỆ SINH THÁI RẠN SAN HÔ
TẠI VỊNH NHA TRANG, TỈNH KHÁNH HÒA**

LUẬN VĂN THẠC SĨ SINH HỌC

Hà Nội - 2025

BỘ GIÁO DỤC
VÀ ĐÀO TẠO

VIỆN HÀN LÂM KHOA HỌC
VÀ CÔNG NGHỆ VIỆT NAM

HỌC VIỆN KHOA HỌC VÀ CÔNG NGHỆ



Nguyễn Ngọc Anh Thu

NGHIÊN CỨU CẤU TRÚC QUẦN XÃ TUYẾN TRÙNG
SỐNG TỰ DO VÀ BƯỚC ĐẦU SỬ DỤNG LÀM SINH VẬT
CHỈ THỊ MÔI TRƯỜNG Ở HỆ SINH THÁI RẠN SAN HỒ
TẠI VỊNH NHA TRANG, TỈNH KHÁNH HÒA

LUẬN VĂN THẠC SĨ SINH HỌC

Ngành: Động vật học

Mã số: 84 20 103

NGƯỜI HƯỚNG DẪN KHOA HỌC:

1. TS. Nguyễn Thị Xuân Phương

2. PGS.TS. Phan Kế Long

Hà Nội - 2025

LỜI CAM ĐOAN

Tôi xin cam đoan đề tài nghiên cứu trong luận văn này là công trình nghiên cứu của tôi dựa trên những tài liệu, số liệu do chính tôi tự tìm hiểu và nghiên cứu. Chính vì vậy, các kết quả nghiên cứu đảm bảo trung thực và khách quan nhất. Đồng thời, kết quả này chưa từng xuất hiện trong bất cứ một nghiên cứu nào. Các số liệu, kết quả nêu trong luận văn là trung thực nếu sai tôi hoàn toàn chịu trách nhiệm trước pháp luật.

Tác giả luận văn ký và ghi rõ họ tên



Nguyễn Ngọc Anh Thư

LỜI CẢM ƠN

Để hoàn thành luận văn này, trước hết tôi xin gửi lời cảm ơn đến ban Lãnh đạo, phòng Đào tạo, các phòng chức năng của Học viện Khoa học và Công nghệ - Viện Hàn lâm Khoa học và Công nghệ Việt Nam để luận văn được hoàn thành.

Sự biết ơn sâu sắc nhất tôi xin được dành cho TS. Nguyễn Thị Xuân Phương, PGS.TS. Phan Kế Long đã trực tiếp hướng dẫn, tận tình giúp đỡ, truyền đạt kiến thức và kinh nghiệm quý báu, cũng như động viên tôi trong suốt quá trình thực hiện luận văn tốt nghiệp này. Xin được cảm ơn sự hỗ trợ về kinh phí từ đề tài “Nghiên cứu đa dạng sinh học tuyến trùng sống tự do ở hệ sinh thái rạn san hô vùng biển Nha Trang, Khánh Hòa” - mã số 106.05-2021.85 do PGS.TS Phan Kế Long làm chủ nhiệm; và sử dụng số liệu môi trường từ Hợp phần số 1 “Xây dựng bộ số liệu về một số độc chất môi trường tại vùng biển ven bờ Phú Yên, Khánh Hòa và Ninh Thuận”, mã số TĐĐTMT.01/24-26 do TS. Hoàng Xuân Bền làm chủ nhiệm. Tôi cũng xin chân thành cảm ơn các cán bộ nghiên cứu của phòng Tuyến trùng học – Viện Sinh học - Viện Hàn lâm Khoa học và Công nghệ Việt Nam, phòng Quản lý Chế tác và Trưng bày mẫu vật - Viện Hải dương học đã giúp đỡ nhiệt tình và tạo điều kiện thuận lợi cho tôi trong suốt quá trình nghiên cứu.

Cuối cùng, tôi xin cảm ơn gia đình, người thân và bạn bè đã luôn hỗ trợ, động viên khích lệ để tôi vượt qua mọi khó khăn trong quá trình học tập và thực hiện đề tài này.

Xin chân thành cảm ơn!

Tác giả luận văn
(Ký và ghi rõ họ tên)



Nguyễn Ngọc Anh Thư

MỤC LỤC

MỞ ĐẦU	1
Lý do chọn đề tài.....	1
Mục tiêu nghiên cứu.....	3
Nội dung nghiên cứu	3
Cơ sở khoa học và tính thực tiễn của đề tài	4
Đóng góp của đề tài.....	5
Chương 1. TỔNG QUAN NGHIÊN CỨU	6
1.1. TỔNG QUAN VỀ HỆ SINH THÁI RẠN SAN HÔ	6
1.1.1. Hệ sinh thái rạn san hô – đặc điểm và vai trò	6
1.1.2. Hiện tượng tẩy trắng san hô	8
1.1.3. Hiện trạng rạn san hô ở Việt Nam và các nghiên cứu	9
1.2. TỔNG QUAN VỀ TUYẾN TRÙNG SỐNG TỰ DO Ở HỆ SINH THÁI RẠN SAN HÔ.....	11
1.2.1. Tuyến trùng sống tự do và các đặc điểm sinh học.....	11
1.2.2. Tình hình nghiên cứu tuyến trùng sống tự do trong môi trường nước trên thế giới	14
1.2.3. Tình hình nghiên cứu tuyến trùng sống tự do trong môi trường nước ở Việt Nam	17
Chương 2. ĐỐI TƯỢNG VÀ PHƯƠNG PHÁP NGHIÊN CỨU	20
2.1. ĐỐI TƯỢNG VÀ PHẠM VI NGHIÊN CỨU.....	20
2.1.1. Đối tượng nghiên cứu.	20
2.1.2. Phạm vi nghiên cứu.....	20
2.2. PHƯƠNG PHÁP NGHIÊN CỨU.....	21
2.2.1. Phương pháp nghiên cứu thành phần loài của quần xã tuyến trùng sống tự do ở hệ sinh thái rạn san hô tại Vịnh Nha Trang, tỉnh Khánh Hòa	

.....	21
2.2.2. Nghiên cứu đặc điểm cấu trúc quần xã tuyến trùng sống tự do trong mối tương quan với những thay đổi của môi trường ở hệ sinh thái rạn san hô tại Vịnh Nha Trang, tỉnh Khánh Hòa.....	28
2.2.3. Sử dụng tuyến trùng đánh giá chất lượng thủy vực ở hệ sinh thái rạn san hô tại Vịnh Nha Trang, tỉnh Khánh Hòa	29
Chương 3. KẾT QUẢ VÀ THẢO LUẬN	32
3.1. Kết quả các thủy lý hóa môi trường và kích cỡ hạt trầm tích.....	32
3.1.1. Các chỉ số thủy lý thủy hóa.....	32
3.2.2. Đặc điểm cơ giới trầm tích.....	33
3.1.2. Mật độ tuyến trùng sống tự do ở hệ sinh thái rạn san hô tại Vịnh Nha Trang, tỉnh Khánh Hòa.....	35
3.1.3. Thành phần loài tuyến trùng sống tự do ở hệ sinh thái rạn san hô tại Vịnh Nha Trang, tỉnh Khánh Hòa.....	37
3.1.5 Cấu trúc giới tính của quần xã tuyến trùng sống tự do ở hệ sinh thái rạn san hô tại Vịnh Nha Trang, tỉnh Khánh Hòa	51
3.1.6. Đa dạng sinh học của tuyến trùng sống tự do ở hệ sinh thái rạn san hô tại Vịnh Nha Trang, tỉnh Khánh Hòa.....	52
3.2. Nghiên cứu đặc điểm cấu trúc quần xã tuyến trùng sống tự do trong mối tương quan với những thay đổi của môi trường ở hệ sinh thái rạn san hô tại Vịnh Nha Trang, tỉnh Khánh Hòa.....	55
3.2.3. Thay đổi trong cấu trúc quần xã tuyến trùng sống tự do ở hệ sinh thái rạn san hô tại Vịnh Nha Trang, tỉnh Khánh Hòa	55
3.2.4. Sự phân bố về thành phần loài ưu thế trong các quần xã tuyến trùng sống tự do của các khu vực khác nhau ở hệ sinh thái rạn san hô tại Vịnh Nha Trang, tỉnh Khánh Hòa.	58
3.3. Bước đầu sử dụng tuyến trùng đánh giá chất lượng thủy vực ở hệ sinh	

thái rạn san hô tại Vịnh Nha Trang, tỉnh Khánh Hòa	63
3.3.1. Phân tích PCA về mối quan hệ giữa các yếu tố môi trường với sự khác biệt của cấu trúc các quần xã tuyến trùng biển sống tự do giữa các khu vực thu mẫu.....	63
3.3.2. Phân tích BEST về mối quan hệ giữa các yếu tố môi trường với sự khác biệt của cấu trúc các quần xã tuyến trùng biển sống tự do giữa các khu vực thu mẫu.....	64
3.3.3. Đánh giá hiện trạng môi trường nước tại khu vực Vịnh Nha Trang sử dụng chỉ số môi trường W và đường cong ABC.....	66
KẾT LUẬN VÀ KIẾN NGHỊ.....	74
KẾT LUẬN.....	74
KIẾN NGHỊ	75
DANH MỤC TÀI LIỆU THAM KHẢO.....	76
PHỤ LỤC	92

DANH MỤC CÁC KÝ HIỆU VÀ CHỮ VIẾT TẮT

STT	Ký hiệu và chữ viết tắt	Chữ viết đầy đủ Tiếng Anh/ Tiếng Việt
1	ĐVKXSTB	Động vật không xương sống cỡ trung bình
2	ĐVKXS	Động vật không xương sống
3	CT	Vùng Chuyển tiếp
4	Đ	Vùng đệm
5	L	Vùng lõi

DANH MỤC CÁC BẢNG

Bảng 2.1. Kí hiệu 18 mẫu thu của 3 vùng (vùng lõi, vùng đệm và vùng chuyển tiếp).....	21
Bảng 3.1. Các chỉ số thủy hóa tại khu vực nghiên cứu.....	32
Bảng 3.2. Tỷ lệ phần trăm hạt độ của trầm tích tại các điểm thu mẫu (%)	34
Bảng 3.3. Mật độ trung bình của tuyến trùng sống tự do tại các địa điểm thu mẫu ở hệ sinh thái rạn san hô tại Vịnh Nha Trang, tỉnh Khánh Hòa.....	35
Bảng 3.4. Số lượng loài tuyến trùng tại các khu vực nghiên cứu.....	50
Bảng 3.5. Các chỉ số đa dạng về số lượng loài (S), số lượng cá thể (N), chỉ số Margalef (d), chỉ số Shannon-Wiener (H') và chỉ số cân bằng (J').....	53
Bảng 3.6. Kết quả phân tích BEST (Euclidean distance) cho mối tương quan giữa các yếu tố vô cơ của môi trường (trầm tích) và cấu trúc quần xã tuyến trùng tại các khu vực nghiên cứu	65

DANH MỤC CÁC HÌNH VẼ, ĐỒ THỊ

Hình 1.1. Hệ sinh thái rạn san hô tại Rạn san hô Rapture	6
Hình 1.2. Tình trạng san hô bị tẩy trắng và phục hồi ở St. Croix, Hoa Kỳ (Nguồn hình ảnh: NOAA).....	9
Hình 1.3. Rạn san hô Hòn Mun – Nha Trang chết hàng loạt.....	10
Hình 1.4. Cấu tạo cơ thể tuyến trùng	11
Hình 2.1. Sơ đồ thu mẫu tuyến trùng ở Vịnh Nha Trang (CT: vùng chuyển tiếp; Đ: vùng đệm và L: là vùng lõi)	20
Hình 2.2. Ống nhựa trong tiêu chuẩn dùng thu mẫu tuyến trùng và lọ nhựa đựng mẫu có ký hiệu tương ứng.....	22
Hình 2.3. Máy TOA (bên trái) và máy Pro DSS YSI (bên phải).....	22
Hình 2.4. Đo các chỉ số nước tại các điểm nghiên cứu.....	22
Hình 2.5. Thợ lặn thu mẫu trầm tích ở khu vực nghiên cứu.....	23
Hình 2.6. Tách lọc mẫu thô bằng nước	24
Hình 2.7. Tách lọc tuyến trùng bằng Ludox TM50	24
Hình 2.8. Đếm và nhặt ngẫu nhiên mẫu tuyến trùng	25
Hình 2.9. Tuyến trùng được nhặt và làm trong trong giếng thủy tinh	26
Hình 2.10. Mẫu tuyến trùng được định loại và đo vẽ trên kính hiển vi Zeiss ..	27
Hình 2.11. Đồ thị mô phỏng ba trạng thái môi trường theo phương pháp đường cong ABC (A: môi trường không bị tác động-sạch, B:môi trường bị tác động vừa – ô nhiễm vừa, C: môi trường bị tác động nặng – cực kỳ ô nhiễm) [114]	29
Hình 3.1. Biểu đồ phần trăm hạt độ của trầm tích tại các điểm thu mẫu.....	34
Hình 3.2. Biểu đồ mật độ trung bình của tuyến trùng tại các điểm thu mẫu ở hệ sinh thái rạn san hô tại Vịnh Nha Trang, tỉnh Khánh Hòa.....	36
Hình 3.3. Biểu đồ mật độ trung bình của tuyến trùng tại các vị trí thu mẫu ở hệ sinh thái rạn san hô tại Vịnh Nha Trang, tỉnh Khánh Hòa.....	36
Hình 3.4. Biểu đồ tỉ lệ phần trăm các bộ tuyến trùng theo số lượng loài tại địa điểm thu mẫu.....	47
Hình 3.5. Biểu đồ tỉ lệ phần trăm các bộ tuyến trùng theo số lượng cá thể tại địa điểm thu mẫu.....	47

Hình 3.6. Biểu đồ tỉ lệ phần trăm các họ tuyến trùng theo số lượng loài tại địa điểm thu mẫu.....	48
Hình 3.7. Biểu đồ tỉ lệ phần trăm các họ tuyến trùng theo số lượng cá thể tại địa điểm thu mẫu.....	49
Hình 3.8. Số lượng loài tuyến trùng của 18 mẫu nghiên cứu	50
Hình 3.8. Cấu trúc giới tính quần xã tuyến trùng tại các điểm thu mẫu	51
Hình 3.10. Biểu đồ cấu trúc giới tính quần xã tuyến trùng 3 vùng thu mẫu.....	52
Hình 3.11. Biểu đồ các chỉ số Margalef (d), chỉ số cân bằng (J') và Shannon-Wiener (H) tại các điểm thu mẫu	54
Hình 3.12. Biểu đồ Cluster biểu thị độ tương đồng trong cấu trúc quần xã tuyến trùng sống tự do giữa các điểm khác nhau tại khu vực nghiên cứu.....	55
Hình 3.13. Biểu đồ MDS biểu thị độ tương đồng trong cấu trúc quần xã tuyến trùng sống tự do tại các địa điểm nghiên	56
Hình 3.14. Ba loài chiếm ưu thế cao nhất trong tổng số cá thể thu được tại các khu vực nghiên cứu	59
Hình 3.15. Sự khác nhau trong phân bố của các loài chiếm ưu tại các khu vực nghiên cứu	61
Hình 3.16. Loài ưu thế tại vùng chuyển tiếp tại các khu vực nghiên cứu	62
Hình 3.17. Loài ưu thế tại vùng đệm tại các khu vực nghiên cứu	62
Hình 3.18. Loài ưu thế tại khu vực vùng lõi tại các khu vực nghiên.....	63
Hình 3.19. Phân tích thành phần chính (PCA) các biến môi trường tại các điểm khảo sát ở Vịnh Nha Trang	63
Hình 3.20. Đường cong ABC tại điểm CT1 tại Vịnh Nha Trang, Khánh Hòa.	67
Hình 3.21. Đường cong ABC tại điểm CT2 tại Vịnh Nha Trang, Khánh Hòa.	68
Hình 3.22. Đường cong ABC tại điểm Đ1.3 Vịnh Nha Trang, Khánh Hòa.....	69
Hình 3.23. Đường cong ABC tại điểm Đ2 tại Vịnh Nha Trang, Khánh Hòa...	70
Hình 3.24. Đường cong ABC tại điểm L1 tại Vịnh Nha Trang, Khánh Hòa ...	71
Hình 3.25. Đường cong ABC tại điểm L2 tại Vịnh Nha Trang, Khánh Hòa ...	72

MỞ ĐẦU

LÝ DO CHỌN ĐỀ TÀI

Tuyến trùng (Nematoda), hay còn gọi là giun tròn, là nhóm động vật không xương sống phổ biến và có mức độ đa dạng loài rất cao. Theo Maggenti năm 1991, khoảng 90% cá thể trong giới động vật đa bào thuộc về tuyến trùng [1]. Hiện nay, khoảng 28.000 loài đã được mô tả, trong khi tổng số loài ước tính có thể dao động từ 1–10 triệu [2]. Đặc trưng của tuyến trùng là mật độ cá thể lớn và sự hiện diện rộng khắp trong hầu hết các hệ sinh thái; một số mẫu đất có thể ghi nhận tới hơn một triệu cá thể/m² [3]. Tuyến trùng phân bố rộng từ biển, nước ngọt đến môi trường đất, từ vùng cực đến nhiệt đới và ở nhiều độ cao, độ sâu khác nhau. Trong nhiều môi trường, chúng thường chiếm ưu thế cả về số lượng và thành phần loài so với các nhóm động vật khác [4]. Trong hệ sinh thái biển, chúng là thành phần quan trọng của nhóm động vật không xương sống cỡ trung bình (meiofauna, kích thước từ 0,05–1 mm) (ĐVKXSTB), sống chen giữa các hạt trầm tích hoặc bám trên nền đáy. ĐVKXSTB có mật độ phổ biến 10³–10⁶ cá thể/m² [5,6], bao gồm tuyến trùng, giáp xác nhỏ (Copepoda, Ostracoda), trùng bánh xe (Rotifera) và gấu nước [5,7]. Nhóm này đóng vai trò trung gian trong lưới thức ăn, kết nối vi sinh vật với động vật không xương sống cỡ lớn (, kích thước từ 1 mm trở lên) [8], đồng thời tham gia phân hủy hữu cơ, tái khoáng hóa dinh dưỡng và được xem là chỉ thị sinh học nhạy cảm trước biến đổi môi trường [6,9].

Tuyến trùng có hình dạng cơ thể đặc trưng dạng thoi hoặc sợi chỉ, hai đầu thon nhọn [10,11]. Mặc dù kích thước nhỏ bé, chúng có ý nghĩa đặc biệt trong hệ sinh thái biển nhờ sự phổ biến, tính nhạy cảm với biến động môi trường và hiệu quả trong đánh giá chất lượng sinh cảnh. Các nghiên cứu cho thấy tuyến trùng biển sống tự do là nhóm chỉ thị sinh học đáng tin cậy, hiệu quả và chi phí thấp để giám sát môi trường biển [12,13]. Khả năng thích nghi cao cho phép chúng tồn tại ở nhiều điều kiện, kể cả môi trường khắc nghiệt nhất [14].

Trong trầm tích biển, tuyến trùng thường chiếm ưu thế tuyệt đối, có thể chiếm tới 99% tổng số cá thể ĐVKXSTB, với mật độ vượt quá 10.000 cá thể/10 cm² [5,6]. Việc thu mẫu tuyến trùng không đòi hỏi khối lượng trầm tích lớn, ngay cả các mẫu không định lượng vẫn có thể cung cấp dữ liệu tin cậy về cấu

trúc quần xã. Do đó, tuyến trùng ngày càng được sử dụng rộng rãi như một công cụ sinh học trong nghiên cứu đa dạng sinh học và đánh giá chất lượng môi trường biển [7,8].

Vịnh Nha Trang, nằm ở tỉnh Khánh Hòa thuộc Nam Trung Bộ Việt Nam, được xem là một trong những vịnh biển đẹp và có đa dạng sinh học bậc nhất thế giới. Với diện tích khoảng 507 km², bao quanh bởi 19 đảo lớn nhỏ, vịnh này sở hữu cảnh quan thiên nhiên độc đáo, vừa có giá trị thẩm mỹ, vừa mang ý nghĩa sinh thái và kinh tế quan trọng. Năm 2003, Vịnh Nha Trang đã được Câu lạc bộ các vịnh đẹp nhất thế giới (The Most Beautiful Bays in the World Club) công nhận là thành viên chính thức, góp phần nâng cao vị thế du lịch biển đảo của Việt Nam trên bản đồ quốc tế [15]. Vịnh Nha Trang có khí hậu phân hóa 2 mùa rõ rệt: mùa khô từ tháng 1–8 và mùa mưa từ tháng 9–12. Nhờ điều kiện tự nhiên thuận lợi, vùng ven bờ vịnh là môi trường lý tưởng cho nhiều hệ sinh thái biển như rạn san hô, thảm cỏ biển, rừng ngập mặn và vùng triều bờ đá, với nguồn lợi sinh vật phong phú. Được ví như “rừng nhiệt đới dưới biển”, các rạn san hô tại đây mang giá trị sinh thái và kinh tế lớn.

Nghiên cứu từ thập niên 1980 cho thấy vịnh Nha Trang có mức độ đa dạng sinh học cao, với hơn 350 loài san hô cứng (64 giống), 24 loài san hô mềm, 3 loài san hô sừng, 2 loài thủy tức san hô cùng hơn 230 loài cá rạn và nhiều loài sinh vật biển khác [16]. Tuy nhiên, diện tích rạn san hô đã suy giảm mạnh, từ 871,5 ha (2002) xuống 754,1 ha (2015) do nhiều tác động tự nhiên và nhân sinh [17]. Bên cạnh biến đổi khí hậu toàn cầu, hiện tượng tẩy trắng [18], axit hóa đại dương [19] thì khai thác hủy diệt, ô nhiễm và phát triển du lịch thiếu bền vững cũng là nguyên nhân chính [20]. Tại Vịnh Nha Trang, tình trạng lấn biển, xây dựng hạ tầng và khai thác thủy sản đã đẩy nhanh suy thoái rạn, đe dọa nghiêm trọng đa dạng sinh học [17]. Mặc dù có nhiều nghiên cứu về bảo tồn và đánh giá chất lượng nước, đến nay chưa có công trình nào sử dụng quần xã tuyến trùng như sinh vật chỉ thị cho chất lượng môi trường rạn san hô ở khu vực này. Chính vì lý do đó mà tôi đã chọn đề tài “***Nghiên cứu cấu trúc quần xã tuyến trùng sống tự do và bước đầu sử dụng như sinh vật chỉ thị môi trường ở hệ sinh thái rạn san hô tại Vịnh Nha Trang, tỉnh Khánh Hòa***”, góp phần cung cấp dữ liệu về thành phần loài, mật độ và sự phân bố tuyến trùng sống tự do, đồng thời đánh giá được sự tác động của môi trường đối với quần

xã tuyến trùng, qua đó bước đầu sử dụng tuyến trùng như sinh vật chỉ thị chất lượng môi trường ở hệ sinh thái rạn san hô ở Vịnh Nha Trang, Khánh Hòa.

MỤC TIÊU NGHIÊN CỨU

Mục tiêu nghiên cứu của đề tài là cung cấp dữ liệu về thành phần loài cũng như cấu trúc quần xã tuyến trùng sống tự do và bước đầu sử dụng nhóm sinh vật này để đánh giá chất lượng môi trường nước tại hệ sinh thái rạn san hô ở khu vực biển ven bờ tại Vịnh Nha Trang, tỉnh Khánh Hòa.

NỘI DUNG NGHIÊN CỨU

***Nội dung 1:** Nghiên cứu thành phần loài của quần xã tuyến trùng sống tự do ở hệ sinh thái rạn san hô tại Vịnh Nha Trang, tỉnh Khánh Hòa.*

- Xác định thành phần loài tuyến trùng sống tự do và các taxa ưu thế ở hệ sinh thái rạn san hô tại 3 khu vực nghiên cứu (vùng lõi, vùng đệm và vùng chuyển tiếp).
- So sánh thành phần loài tuyến trùng sống tự do ở hệ sinh thái rạn san hô tại 3 khu vực nghiên cứu (vùng lõi, vùng đệm và vùng chuyển tiếp).

***Nội dung 2:** Nghiên cứu đặc điểm cấu trúc quần xã tuyến trùng sống tự do trong mối tương quan với những thay đổi của môi trường ở hệ sinh thái rạn san hô tại Vịnh Nha Trang, tỉnh Khánh Hòa.*

- Phân tích sự thay đổi trong đặc điểm cấu trúc quần xã tuyến trùng sống tự do (tính tương đồng/khác biệt) theo không gian (vùng lõi, vùng đệm và vùng chuyển tiếp).
- Sự phân bố về thành phần loài ưu thế tại các khu vực khác nhau trong hệ sinh thái rạn san hô.
- Phân tích mối tương quan giữa quần xã tuyến trùng với các yếu tố môi trường thủy vực (T° , DO, pH, TDS, độ mặn và cấu trúc hạt độ trầm tích).

***Nội dung 3:** Bước đầu sử dụng tuyến trùng đánh giá chất lượng thủy vực ở hệ sinh thái rạn san hô tại Vịnh Nha Trang, tỉnh Khánh Hòa*

- Đánh giá chất lượng môi trường nền đáy tại ở hệ sinh thái rạn san hô tại 3 khu vực nghiên cứu sử dụng chỉ số môi trường W và đường cong ABC.

CƠ SỞ KHOA HỌC VÀ TÍNH THỰC TIỄN CỦA ĐỀ TÀI

Cơ sở khoa học

- + Cơ sở khoa học cho việc nghiên cứu sử dụng tuyến trùng sống tự do như sinh vật chỉ thị trong đánh giá chất lượng môi trường các thủy vực là tầm quan trọng đã được minh chứng của các quần xã tuyến trùng và trong các hệ sinh thái biển (dễ tiếp cận ở môi trường nền đáy; dễ dàng thu mẫu cả định tính, định lượng và sinh khối cần thiết cho phân tích tích tụ). Với các ưu điểm đặc trưng về mặt sinh thái của tuyến trùng (độ phong phú và đa dạng cao, khả năng xâm chiếm môi trường, sự đa dạng về các nhóm dinh dưỡng cũng như sự khác biệt trong tính nhạy cảm và khả năng chống chịu môi trường), tuyến trùng được xem là các nhóm sinh vật chỉ thị cho sự thay đổi của môi trường và được sử dụng để giám sát ô nhiễm nguồn nước hoặc xác định quá trình suy thoái của các hệ sinh thái thủy vực, đặc biệt là các hệ sinh thái nhạy cảm của vùng cửa sông, ven biển như rừng ngập mặn, rạn san hô
- + Vịnh Nha Trang có hệ sinh thái rạn san hô đa dạng nhưng chịu nhiều áp lực từ du lịch và khai thác thủy sản; nghiên cứu tuyến trùng tại đây còn hạn chế. Việc nghiên cứu quần xã tuyến trùng ở rạn san hô Vịnh Nha Trang giúp làm rõ mối liên hệ giữa đa dạng ĐVKXSTB và chất lượng môi trường.

Tính thực tiễn của đề tài:

Vịnh Nha Trang là khu vực có hệ sinh thái rạn san hô đa dạng, đóng vai trò quan trọng trong duy trì cân bằng sinh thái biển và phát triển du lịch, thủy sản của địa phương. Tuy nhiên, khu vực này hiện đang chịu nhiều áp lực từ hoạt động du lịch, khai thác thủy sản và biến đổi môi trường, dẫn đến nguy cơ suy thoái hệ sinh thái. Việc nghiên cứu quần xã tuyến trùng tại rạn san hô Vịnh Nha Trang có ý nghĩa thực tiễn cao, giúp cung cấp cơ sở dữ liệu khoa học phục vụ đánh giá chất lượng môi trường và theo dõi diễn biến suy thoái của hệ sinh thái rạn san hô. Kết quả nghiên cứu góp phần làm rõ mối liên hệ giữa đa dạng sinh học vi mô (ĐVKXSSTB) với chất lượng môi trường biển, hỗ trợ công tác quản lý, bảo tồn và phục hồi rạn san hô tại Vịnh Nha Trang một cách hiệu quả và bền vững.

ĐÓNG GÓP CỦA ĐỀ TÀI

- Bổ sung dữ liệu định tính và định lượng về đa dạng loài, cấu trúc quần xã và phân bố của tuyến trùng sống tự do trong hệ sinh thái rạn san hô tại vịnh Nha Trang.
- Cung cấp những minh chứng khoa học về mối quan hệ giữa quần xã tuyến trùng và điều kiện môi trường đáy, qua đó khẳng định khả năng sử dụng nhóm sinh vật này như sinh vật chỉ thị sinh học.
- Tạo cơ sở ban đầu cho việc ứng dụng tuyến trùng sống tự do trong đánh giá chất lượng môi trường rạn san hô, từ đó phục vụ cho công tác quản lý, quy hoạch và bảo tồn đa dạng sinh học biển tại vịnh Nha Trang.
- Sử dụng làm tài liệu tham khảo cho sinh viên, học viên cao học, nghiên cứu sinh trong các lĩnh vực tuyến trùng học, động vật học, sinh thái biển, quản lý môi trường và bảo tồn tài nguyên sinh vật biển.

Chương 1. TỔNG QUAN NGHIÊN CỨU

1.1. TỔNG QUAN VỀ HỆ SINH THÁI RẠN SAN HÔ

1.1.1. Hệ sinh thái rạn san hô – đặc điểm và vai trò

Rạn san hô là tập hợp các sinh vật sống có kích thước nhỏ, phân bố chủ yếu ở môi trường biển. Chúng hình thành nên các cấu trúc dưới nước đặc trưng, được tạo nên bởi các tập đoàn polyp san hô – loài động vật không xương sống – liên kết với nhau thông qua lớp chất nền canxi cacbonat (CaCO_3). Chính cấu trúc đá vôi này giúp rạn san hô duy trì được hình thái ổn định trong môi trường biển và tạo điều kiện thuận lợi cho nhiều loài sinh vật khác sinh sống, phát triển. Rạn san hô được xem là hệ sinh thái có tính đa dạng sinh học cao trên Trái Đất,. Mặc dù diện tích của rạn san hô được ước tính chỉ dưới 1% diện tích của các đại dương, nhưng vai trò và lợi ích của rạn san hô mang lại cho các sinh vật biển khá lớn. Rạn san hô là ngôi nhà chung, là môi trường sống, sinh sản và phát triển cho nhiều loài cá, thú biển, động vật không xương sống và các sinh vật biển khác. Ước tính, có đến khoảng 25% tổng số sinh vật biển nhận được sự hỗ trợ về các hoạt động sống hằng ngày từ các rạn san hô theo [21]. Rạn san hô phần lớn được hình thành từ san hô cứng, bao gồm nhiều cá thể polyp tập trung thành từng nhóm. Các polyp thuộc về ngành Cnidaria, trong đó cũng có hải quỳ và sứa. Khác với hải quỳ, san hô tiết ra bộ khung ngoài cứng bằng cacbonat, giúp nâng đỡ và bảo vệ cơ thể polyp. Hầu hết các rạn phát triển tốt nhất ở vùng nước ấm, nông, trong, nhiều ánh sáng và thường xuyên chuyển động.



Hình 1.1. Hệ sinh thái rạn san hô tại Rạn san hô Rapture

(Nguồn hình ảnh: NOAA)

Rạn san hô giữ vai trò thiết yếu trong hệ sinh thái biển và mang lại nhiều giá trị sinh thái, kinh tế cũng như khoa học. Trước hết, chúng đóng vai trò như những “bức tường chắn tự nhiên”, giúp bảo vệ bờ biển khỏi sự xâm thực của sóng lớn và bão nhiệt đới [22]. Cấu trúc không gian phức tạp của rạn san hô tạo điều kiện thuận lợi cho hàng nghìn loài sinh vật biển cư trú, sinh sản và phát triển – từ sinh vật phù du đến cá thương phẩm [18]. Không chỉ là nơi trú ẩn, rạn san hô còn cung cấp nguồn nitơ và các chất dinh dưỡng thiết yếu, tham gia vào chu trình cố định cacbon và nitơ, đồng thời thúc đẩy quá trình tái chế chất dinh dưỡng [23].

Rạn san hô được phân loại thành ba nhóm chính dựa trên hình dạng, đặc điểm cấu trúc và cách hình thành: rạn san hô viền, rạn san hô chắn sóng và đảo san hô (atoll) [22],[24]. Rạn san hô viền là loại phổ biến nhất, phát triển sát bờ biển hoặc quanh các đảo, tạo thành các đầm phá nông. Chúng thường bám sát mép đảo hoặc lục địa, phát triển từ đáy biển sâu và hướng ra biển khơi với mặt dốc đứng. Ví dụ điển hình bao gồm rạn san hô quanh đảo Sakau (New Hebrides) và rạn Nam Florida [22]. Rạn san hô chắn sóng là loại có quy mô lớn nhất, cao và rộng nhất trong ba loại, thường nằm cách bờ một khoảng và chạy song song với đường bờ biển, ngăn cách với bờ bởi một đầm phá sâu. Rạn chắn sóng lớn nhất thế giới là Great Barrier Reef ở Úc, dài khoảng 1.200 dặm (~2.000 km) [22,25]. Đảo san hô (atoll) là cấu trúc rạn san hô hình tròn hoặc elip, bao quanh một đầm phá trung tâm sâu (80–150 m), thường hình thành trên các nền núi lửa đã lún chìm. Đây là loại rạn được Charles Darwin giải thích đầu tiên về cơ chế hình thành trong công trình kinh điển của ông [26] và hiện được ghi nhận tại nhiều vùng biển sâu như Suvadiva (Maldives) hay Funafuti (Tuvalu) [27].

Rạn san hô không những có vai trò đối với hệ sinh thái biển mà còn có vai trò đối với sự phát triển của kinh tế xã hội, để có thể ước tính được giá trị mà hệ sinh thái rạn san hô mang lại đã có các công trình nghiên cứu quy đổi giá trị bằng tiền tệ với mục đích thể hiện vai trò quan trọng của rạn san hô đối với tự nhiên, con người và còn nhằm mục đích nâng cao nhận thức về việc sử dụng và bảo vệ các hệ sinh thái rạn san hô trên thế giới. Điển hình như rạn san hô hỗ trợ ngành công nghiệp đánh bắt cá khi nhiều loài cá chọn đây làm nơi đẻ trứng và phát triển ở giai đoạn đầu đời. Theo ghi nhận trên Access Economics năm 2005, rạn san hô Great Barrier tại Úc, mỗi năm đóng góp hơn 1,5 tỷ USD

cho nền kinh tế thông qua hoạt động đánh bắt và du lịch [28]. Theo de Groot và cộng sự năm 2012 và Constanza và cộng sự năm 2014 về thống kê các nghiên cứu định giá trị của hệ sinh thái rạn san hô theo tỷ giá tiền tệ của [29],[30] thì rạn san hô tạo ra giá trị lên đến 9,8 nghìn tỷ đô la Mỹ mỗi năm.

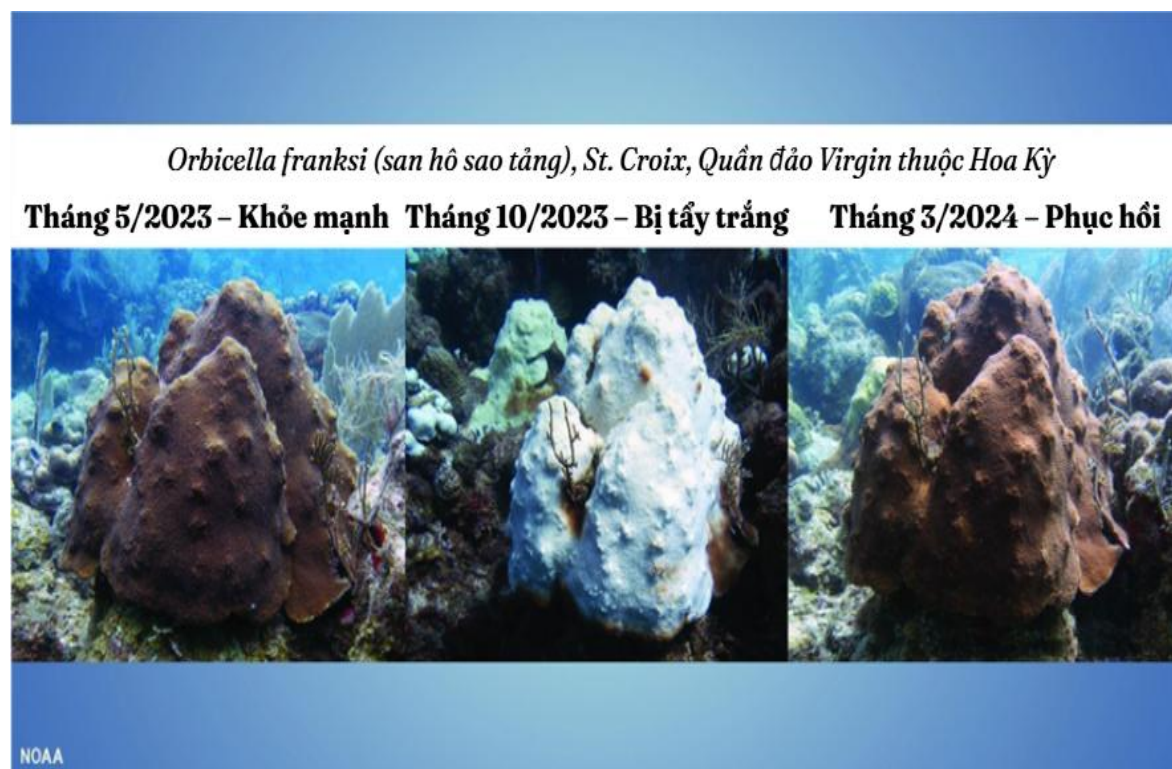
Đặc biệt, rạn san hô còn được xem là “chỉ báo sinh thái” quan trọng, phản ánh tình trạng sức khỏe của môi trường toàn cầu. Sự suy thoái của rạn san hô là dấu hiệu cảnh báo sớm cho những ảnh hưởng nghiêm trọng có thể xảy ra đối với các hệ sinh thái ít nhạy cảm hơn như đồng bằng sông, nếu biến đổi khí hậu không được kiểm soát kịp thời [31],[32]. Do đó, rạn san hô đã đóng góp trong nhiều nghiên cứu khoa học quan trọng, giúp các nhà khoa học ghi nhận và phân tích các sự kiện khí hậu trong hàng triệu năm qua [33].

1.1.2. Hiện tượng tẩy trắng san hô

Hiện tượng tẩy trắng san hô là một quá trình sinh lý xảy ra khi san hô bị căng thẳng do thay đổi bất lợi của môi trường, đặc biệt là nhiệt độ nước biển tăng cao, dẫn đến việc tảo zooxanthellae (một loại tảo đơn bào sống cộng sinh trong mô san hô) bị trục xuất khỏi mô san hô [30,34]. Zooxanthellae không chỉ cung cấp nguồn năng lượng thông qua quang hợp mà còn tạo màu sắc đặc trưng cho san hô. Khi zooxanthellae bị mất đi, mô san hô trở nên trong suốt, để lộ bộ xương canxi cacbonat màu trắng bên dưới, tạo nên hiện tượng gọi là “tẩy trắng”. Nếu điều kiện môi trường không được cải thiện ngay trong thời gian ngắn, san hô sẽ bị suy giảm sức sống, dễ mắc bệnh và có nguy cơ tử vong hàng loạt [35,36]. Các nguyên nhân chính gây ra hiện tượng này bao gồm nhiệt độ nước biển tăng bất thường (liên quan đến hiện tượng El Niño và biến đổi khí hậu toàn cầu); cường độ ánh sáng mặt trời quá mạnh; ô nhiễm môi trường biển, bao gồm chất dinh dưỡng, kim loại nặng và chất độc từ đất liền; axit hóa đại dương do nồng độ CO₂ trong khí quyển gia tăng. Sự gia tăng tần suất và cường độ của các sự kiện tẩy trắng trong vài thập kỷ gần đây đang đặt các rạn san hô toàn cầu trước nguy cơ suy thoái không thể đảo ngược [37].

Hiện tượng tẩy trắng san hô lần đầu tiên được ghi nhận trên thế giới vào năm 1980. Theo báo cáo của NOAA Coral Reef Watch (2025), thế giới hiện đang phải đối mặt với hiện tượng tẩy trắng san hô toàn cầu lần thứ tư – một sự kiện nghiêm trọng có quy mô rộng lớn nhất từ trước đến nay. Trong khoảng thời gian từ ngày 1 tháng 1 năm 2023 đến ngày 31 tháng 5 năm 2025, ước tính

khoảng 83,9% diện tích rạn san hô trên toàn cầu đã chịu ảnh hưởng bởi nhiệt độ nước biển cao bất thường, dẫn đến hiện tượng tẩy trắng quy mô lớn. Sự kiện này đã tác động đến các hệ sinh thái rạn san hô tại ít nhất 83 quốc gia và vùng lãnh thổ trên toàn thế giới [38].



Hình 1.2. Tình trạng san hô bị tẩy trắng và phục hồi ở St. Croix, Hoa Kỳ
(Nguồn hình ảnh: NOAA)

1.1.3. Hiện trạng rạn san hô ở Việt Nam và các nghiên cứu

Biến đổi khí hậu đang tác động rõ rệt đến môi trường biển Việt Nam nói chung và khu vực ven biển Nha Trang – Khánh Hòa nói riêng. Những biến động về nhiệt độ, độ mặn và mức độ ô nhiễm môi trường nước biển đã làm thay đổi đáng kể môi trường sống của nhiều hệ sinh thái biển, trong đó có hệ sinh thái rạn san hô – một cấu trúc sinh thái quan trọng, nhạy cảm và dễ bị tổn thương. Theo IPCC (2007), sự gia tăng nồng độ CO₂ trong khí quyển dẫn đến hiện tượng axit hóa đại dương, làm suy yếu khả năng hình thành bộ xương vôi của san hô và là nguyên nhân chính gây ra các đợt tẩy trắng san hô quy mô lớn trong vòng 50 năm tới [39]. Đặc biệt, khu vực Great Barrier Reef (Úc) được dự báo sẽ phải đối mặt với hiện tượng tẩy trắng xảy ra hàng năm từ năm 2030 đến 2050, do ảnh hưởng kết hợp giữa biến đổi khí hậu, ô nhiễm môi trường và khai thác quá mức [40].

Tỉnh Khánh Hòa có đường bờ biển dài 385 km và hệ sinh thái san hô rất phong phú. Năm 2015, nghiên cứu tại 19 rạn san hô được thực hiện để đánh giá khả năng phục hồi trước biến đổi nhiệt độ và tác động con người. Các thông số môi trường và sinh học được phân tích để xác định mối liên hệ với sức khỏe rạn san hô. Kết quả chia các rạn thành 4 nhóm theo mức độ phục hồi và dễ tổn thương, đồng thời đề xuất biện pháp quản lý và phục hồi phù hợp nhằm bảo tồn đa dạng sinh học và phát triển du lịch bền vững. Những nghiên cứu sau đó cho thấy tình trạng suy giảm nghiêm trọng của rạn san hô tại nhiều vùng ven biển, đặc biệt là khu vực miền Trung từ Đà Nẵng đến Bình Thuận, với mức giảm 15–20% diện tích trong vòng 15 năm qua. Tình trạng ô nhiễm từ bụi than cũng được ghi nhận là nguyên nhân gây chết hàng loạt san hô tại vịnh Hạ Long và Bái Tử Long (Quảng Ninh) [42]. Riêng tại vịnh Nha Trang, một khu bảo tồn biển nổi tiếng, sự suy giảm mạnh mẽ của san hô đã được ghi nhận: đến cuối năm 2019, hơn 90% diện tích san hô tại đây đã biến mất, chủ yếu do tác động lâu dài của hoạt động du lịch, đô thị hóa, ô nhiễm môi trường và sự bùng phát của loài sao biển gai (*Acanthaster planci*) – một trong những loài săn mồi chính của san hô tại khu vực Ấn Độ Dương – Thái Bình Dương. Theo nghiên cứu của Tkachenko vào năm 2020, các loài san hô tạo rạn phổ biến như *Acropora* spp. và *Montipora* spp. tại Nha Trang đã giảm mạnh lần lượt 80,6% và 82,3% về độ che phủ [43].

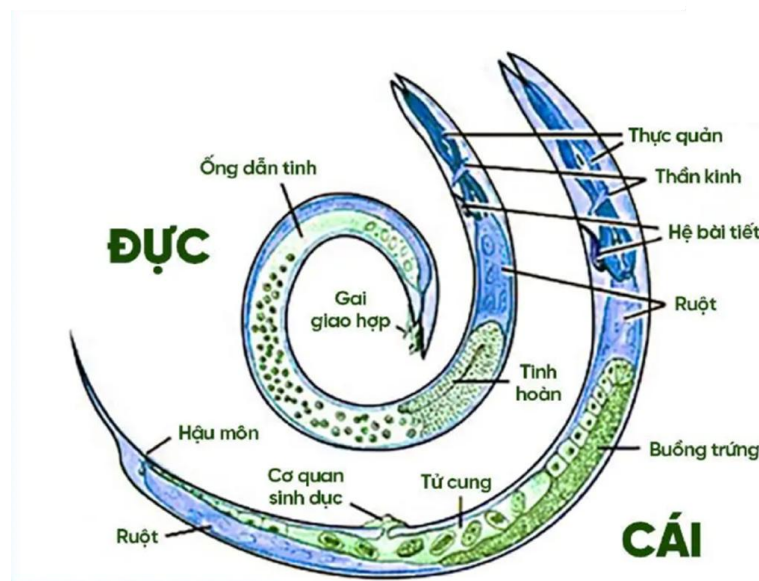


Hình 1.3. Rạn san hô Hòn Mun – Nha Trang chết hàng loạt
(Nguồn hình ảnh: VOV.VN)

1.2. TỔNG QUAN VỀ TUYẾN TRÙNG SỐNG TỰ DO Ở HỆ SINH THÁI RẠN SAN HỒ

1.2.1. Tuyến trùng sống tự do và các đặc điểm sinh học

Tuyến trùng (Nematoda) là một trong những ngành động vật không xương sống cỡ trung bình đa dạng nhất trên Trái Đất, với khoảng 28.000 loài đã được mô tả và ước tính có thể lên đến hơn 1 triệu loài tồn tại trong tự nhiên [2]. Chúng có hình dạng ống tròn thuôn dài, hai đầu nhọn, cơ thể đối xứng hai bên, không phân đốt và được bao phủ bởi một lớp cutin dày giúp chống lại các tác động cơ học và hóa học từ môi trường. Cấu tạo cơ thể của tuyến trùng khá đơn giản, gồm các hệ thống chính như tiêu hóa, bài tiết, thần kinh, sinh dục, nhưng không có hệ tuần hoàn và hô hấp riêng biệt. Kích thước tuyến trùng rất đa dạng, từ khoảng 100 μm đến hơn 1 mét, tùy theo loài và môi trường sống.



Hình 1.4. Cấu tạo cơ thể tuyến trùng

(Nguồn hình ảnh: <https://www.geeksforgeeks.org/nematode/>)

Tuyến trùng sống tự do (free-living nematodes) là một trong những nhóm ĐVKXSTB (meiobenthos, 40 μm – 1 mm) phổ biến. Chúng có phân bố rộng rãi trong nhiều môi trường: đất, nước ngọt, nước biển, suối nước nóng, sa mạc, thậm chí ở các khu vực sâu hàng km dưới đáy đại dương. Chúng có thể sống đơn lẻ, cộng sinh, hay ký sinh trên thực vật và động vật, bao gồm cả con người và phong phú nhất trong trầm tích biển [44]. Trong các quần xã sinh vật đáy (benthos), tuyến trùng sống tự do thường được ghi nhận cùng với các nhóm

động vật ĐVKXSTB khác như harpacticoida (giáp xác chân chèo), gastrotricha, kinorhyncha, tardigrada, foraminifera..., tạo nên cộng đồng sinh vật đáy sống trong trầm tích ở các thủy vực biển và nước lợ. Chúng hô hấp qua bề mặt cơ thể, thích nghi với môi trường ít oxy, đặc biệt trong các lớp trầm tích mịn.

Tuyến trùng chiếm tới 99% số lượng cá thể sinh vật ĐVKXSTB trong trầm tích biển, với mật độ có thể lên tới 10.000 cá thể/10 cm². Chúng có thể tồn tại trong nhiều hệ sinh thái và các sinh cảnh khác nhau, thậm chí trong các điều kiện khắc nghiệt. Trong nhiều nghiên cứu được tiến hành trên thế giới, mật độ tuyến trùng biển sống tự do có sự giao động rất lớn, phụ thuộc vào đặc điểm trầm tích, điều kiện thủy – lý – hóa và mức độ ổn định của môi trường đáy. Theo Trebukhova và Pavlyuk, mật độ tuyến trùng tại vịnh Vostok (thuộc vịnh Peter Đại Đế, Biển Nhật Bản) đạt trung bình 56.800 ± 23.400 cá thể/m², với sự phân bố không đồng đều giữa các khu vực và có mối tương quan rõ rệt với loại nền đáy [45]. Nghiên cứu kinh điển của Heip và cộng sự năm 1985 ở biển Adriatic (Địa Trung Hải) cho thấy mật độ tuyến trùng có thể đạt tới 20×10^6 cá thể/m² [46], phản ánh môi trường đáy giàu dinh dưỡng và ổn định cao. Trong khi đó, Tjong và cộng sự năm 2022 khảo sát tại vùng bảo tồn Chaojing (Keelung, Đài Loan) ghi nhận mật độ tuyến trùng biến thiên từ $11 \pm 8,9$ đến $363 \pm 91,7$ cá thể/10 cm², phụ thuộc mạnh vào kích thước hạt trầm tích và hàm lượng chất hữu cơ [47]. Ở khu vực Đông Nam Á, nghiên cứu tại Teluk Awar, Sarawak (Malaysia) cho thấy mật độ tuyến trùng giao động trong khoảng 51–604 cá thể/10 cm², với sự khác biệt rõ giữa vùng triều và vùng cận triều [48].

Tại Việt Nam, một số nghiên cứu đã cung cấp dữ liệu quan trọng về mật độ và sự biến thiên của tuyến trùng biển sống tự do. Huỳnh Thị Minh Thảo năm 2008 khi nghiên cứu vùng ven biển Bà Rịa–Vũng Tàu ghi nhận mật độ tuyến trùng dao động từ $796,7 \pm 40$ đến 8.168 ± 70 cá thể/10 cm², trong đó các trạm có nền bùn và hàm lượng hữu cơ cao thường có mật độ lớn hơn [49]. Nghiên cứu tại hệ thống cửa sông Mekong [50] cho thấy mật độ và thành phần loài tuyến trùng thay đổi rõ theo độ mặn và loại trầm tích, phản ánh sự thích nghi của quần xã với điều kiện môi trường biến động. Nghiên cứu tuyến trùng tại Đầm Thủy Triều, Khánh Hòa của tác giả Nguyễn Thị Xuân Phương và cộng sự năm 2022 [51] cho thấy mật độ dao động từ 391 đến 1933 cá thể/10cm² và có

sự khác biệt giữa các khu vực đầm cũng như theo mùa. Nhìn chung, các kết quả trong và ngoài nước đều cho thấy mật độ tuyến trùng biển sống tự do có thể giao động từ vài chục đến hàng chục nghìn cá thể trên 10 cm² thể hiện tính nhạy cảm cao của nhóm sinh vật này trước những biến động của môi trường đáy và tiềm năng lớn trong đánh giá chất lượng sinh thái biển.

Khả năng sinh sản của tuyến trùng rất cao. Một số loài có thể sinh sản bằng tự thụ tinh (hermaphroditism) hoặc giao phối lưỡng tính, với khả năng đẻ hàng trăm đến hàng triệu trứng mỗi ngày tùy loài. Ví dụ, loài *Caenorhabditis elegans* có chu kỳ sống rất ngắn (khoảng 3 ngày từ trứng đến trưởng thành ở 25°C), có thể sinh đến 600 trứng trong một vòng đời, và có khả năng tạo ra hàng triệu cá thể con cháu trong vài tuần theo nghiên cứu của Bird và Bird năm 1991 [52]. Sự đơn giản về mặt giải phẫu, nhưng đa dạng về mặt sinh thái khiến tuyến trùng trở thành một nhóm sinh vật mô hình lý tưởng cho các nghiên cứu về sinh học phân tử, sinh thái học, độc học môi trường và các ứng dụng chỉ thị sinh học. Tuy nhiên, tuyến trùng lại nổi bật với mức độ đa dạng và mật độ cao, thường chiếm ưu thế tuyệt đối về số lượng so với các Động vật không xương sống (ĐVKXS) khác [46,53].

Tuyến trùng biển sống tự do được xem là một trong những chỉ thị sinh học hiệu quả và kinh tế nhất nhờ sự phân bố phổ biến, mật độ cao, vòng đời ngắn và phản ứng nhạy/hoặc khả năng chống chịu với các thay đổi của môi trường [9],[12]. Tuyến trùng có khả năng phân bố rộng từ môi trường sống nguyên sơ đến các khu vực bị ô nhiễm nặng nề, bao gồm cả những nơi bị ảnh hưởng bởi chất thải hữu cơ, kim loại nặng, hoặc hydrocarbon trong các vụ tràn dầu. Theo các nghiên cứu của Warwick; Vincx và Heip, chính sự phổ biến và tính ổn định về mặt hiện diện trong môi trường đáy biển đã giúp tuyến trùng trở thành đối tượng nghiên cứu lý tưởng trong đánh giá sinh thái học, đặc biệt là trong bối cảnh biến đổi khí hậu và ô nhiễm ngày càng gia tăng [46,54].

Một lợi thế lớn của tuyến trùng là mật độ cao trong trầm tích cho phép thu mẫu ở diện tích nhỏ nhưng vẫn có giá trị thống kê đáng tin cậy, từ đó giúp tiết kiệm công sức và chi phí trong công tác khảo sát thực địa. Đồng thời, tuyến trùng cũng có thể được bảo quản cố định và phân tích dưới kính hiển vi trong thời gian dài mà không làm mất giá trị dữ liệu sinh học [46,54,55]. Đặc biệt, tuyến trùng sống tự do được đánh giá là sinh vật chỉ thị lý tưởng cho các nghiên

cứu về chất lượng môi trường đáy, nhờ khả năng phản ứng nhạy với các biến đổi nhỏ trong điều kiện vật lý, hóa học và sinh học của môi trường. Trong hơn 40 năm qua, chúng đã được ứng dụng hiệu quả như chỉ số đánh giá sức khỏe sinh học và ô nhiễm đại dương, đặc biệt là các dạng ô nhiễm bởi kim loại nặng và dầu mỏ [56]. Tuy nhiên, so với các nhóm sinh vật khác, việc ứng dụng tuyến trùng làm chỉ thị cho các biến động của môi trường vẫn chưa thực sự phổ biến, chủ yếu do các yếu tố chính sau đây:

Hình thái đơn giản và ít đặc trưng: Cơ thể tuyến trùng có cấu trúc hình trụ đơn giản, ít đặc điểm hình thái bề ngoài dễ nhận biết, dẫn đến việc phân biệt giữa các loài chỉ dựa vào hình thái học truyền thống gặp nhiều hạn chế theo nghiên cứu vào năm 1991 của Bird và Bird [52].

Tính đa dạng cao: Tuyến trùng là một trong những nhóm động vật đa dạng nhất, với hàng trăm nghìn loài tồn tại trong nhiều môi trường sống khác nhau (tự do, ký sinh trên thực vật, động vật, hoặc thủy sinh). Theo Blaxter và cộng sự năm 1998, sự phong phú này gây khó khăn cho việc xây dựng hệ thống phân loại thống nhất [57].

Hạn chế trong nghiên cứu sinh học phân tử: Trước đây, thiếu dữ liệu phân tử và công cụ di truyền học làm cho việc phân loại chủ yếu dựa vào đặc điểm hình thái, vốn dễ gây nhầm lẫn. Mặc dù các kỹ thuật sinh học phân tử (như phân tích gen 18S rRNA) đã cải thiện đáng kể, nhưng nhiều nhóm vẫn chưa được nghiên cứu đầy đủ vào năm 2006 của Holterman [58].

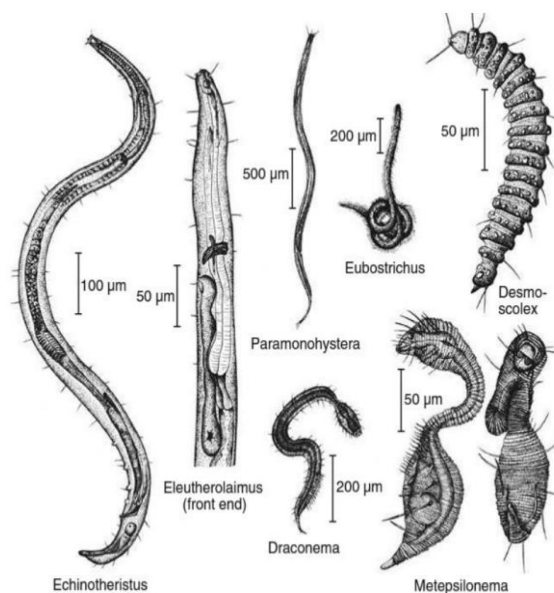
1.2.2. Tình hình nghiên cứu tuyến trùng sống tự do trong môi trường nước trên thế giới

Tuyến trùng sống tự do trong môi trường nước đã được nghiên cứu dưới nhiều khía cạnh khác nhau, từ hình thái cho đến sinh thái [44,53]. Theo Wieser năm 1953, nhà khoa học người Áo, là người đầu tiên tiến hành khảo sát chi tiết và chuyên sâu về sinh thái học của tuyến trùng biển. Trước đó, nhóm sinh vật này thường chỉ được coi như một đơn vị phân loại duy nhất trong nhóm ĐVKXSTB. Tuy nhiên, các nghiên cứu sau này đã chứng minh rằng tuyến trùng không đồng nhất về mặt sinh thái mà đảm nhận nhiều vị trí khác nhau trong lưới thức ăn đáy biển. Sự đa dạng chức năng dinh dưỡng này được nhấn mạnh trong đề xuất phân loại của Wieser [59], dựa trên hình thái miệng để chia

tuyến trùng thành bốn nhóm chính, với giả định rằng các đặc điểm hình thái này phản ánh những cơ chế kiếm ăn khác nhau. Mặc dù vẫn còn tồn tại một số ngoại lệ, song hệ thống phân loại này vẫn được xem là công cụ quan trọng trong việc phân tích cấu trúc quần xã tuyến trùng [60–62].

Năm 2018, Semprucci và cộng sự đã cho rằng một yếu tố sinh học quan trọng khác trong đặc điểm hình thái tuyến trùng chính là hình dạng đuôi, bộ phận này được cho là có liên quan đến khả năng vận động, kiếm ăn và sinh sản của tuyến trùng [63]. Tuy nhiên vào năm 1985 Thistle và Sherman đã phân loại các tuyến trùng thành 11 nhóm chức năng dựa trên hình dạng đuôi [64]. Sau đó, Thistle và cộng sự đã rút gọn còn 4 nhóm đó là đuôi ngắn – tròn, đuôi hình chóp, đuôi hình chùy, đuôi mảnh và rất dài [65-66].

Khác với việc chú trọng vào hình dáng đuôi hay khoang miệng thì vào năm 2014, Schmidt; Decraemer và cộng sự cho rằng amphid là một trong những cơ quan chính và quan trọng của tuyến trùng do có cấu tạo phức tạp với nhiều hình dạng khác nhau nằm ở vùng đầu của tuyến trùng với các chức năng quan trọng, vừa mang giá trị về mặt phân loại vừa có giá trị trong việc định vị, tìm kiếm thức ăn, cảm nhận môi trường xung quanh, vừa có chức năng phục vụ sinh sản [67,68].



Hình 1.5. Sự đa dạng về hình dạng cơ thể của tuyến trùng [5]

Bongers vào năm 1990 cũng đưa ra hệ thống phân loại theo phổ c-p (colonizer-persister, tiên phong-duy trì), từ các loài r-strategists (như c-type:

sống ngắn, sinh sản nhanh, thích nghi cao với môi trường biến động) đến k-strategists (p-type: sống dài, ít con, kém thích nghi với môi trường ô nhiễm). Thứ hạng này không chỉ phản ánh chiến lược sống mà còn liên quan đến kích thước cơ thể: các loài r-strategists thường nhỏ hơn so với k-strategists [69]. Với vai trò trong lưới thức ăn và chu trình dinh dưỡng, tuyển trùng đóng vai trò quan trọng trong hệ sinh thái biển [70,71]. Gần đây, việc ứng dụng tuyển trùng làm sinh vật chỉ thị trong đánh giá sinh thái đã được quan tâm nhiều hơn [72]. Các chỉ số phân loại và đa dạng của tuyển trùng thường được sử dụng để đánh giá mức độ ô nhiễm môi trường hoặc biến đổi sinh thái. Khả năng phản ứng nhanh với ô nhiễm nhờ vòng đời ngắn, sinh sản nhanh và mật độ cao giúp chúng trở thành công cụ giám sát lý tưởng [73,74].

Cấu trúc quần xã tuyển trùng phụ thuộc nhiều vào đặc điểm trầm tích như kích thước hạt, mức độ phân loại, nồng độ oxy hòa tan, độ sâu lớp oxi hóa-khử và hàm lượng chất hữu cơ [75]. Ngoài ra, hình dạng và kích thước cơ thể là đặc điểm cơ bản phản ánh sự thích nghi sinh thái. Ở trầm tích mịn (như tại hệ sinh thái cửa sông, bãi triều rừng ngập mặn, thảm cỏ biển), tuyển trùng có thân hình mảnh chiếm ưu thế, trong khi ở trầm tích có kích thước hạt từ trung bình đến thô, tuyển trùng có hình dạng to khỏe hơn hoặc xen kẽ cả hai dạng. Tại các rạn san hô chết hoặc thảm rong biển, tính không đồng nhất của nền đáy tạo điều kiện cho sự xuất hiện đồng thời nhiều kiểu hình tuyển trùng [76].

Axit hóa đại dương đang tạo ra những biến đổi sâu sắc trong hệ sinh thái biển, với mức độ ảnh hưởng khác nhau tùy thuộc vào loại môi trường sống và các nhóm sinh vật liên quan. Nhóm nghiên cứu của Coccozza di Montanara năm 2024 đã nghiên cứu các loài ĐVKXSTB nói chung và tuyển trùng nói riêng sống trong trầm tích quanh khu vực Castello Aragonese (Ischia, Ý), nơi có sự biến động pH tự nhiên do khí CO₂ thoát ra từ hoạt động núi lửa ven biển. Kết quả cho thấy sự đa dạng chức năng của tuyển trùng bị ảnh hưởng bởi mức pH và kích thước hạt trầm tích [77]. Phương pháp sử dụng sinh vật chỉ thị trong đánh giá tác động môi trường đã được áp dụng hiệu quả trong nhiều nghiên cứu trên thế giới [78].

Trong số 183 loài sinh vật chỉ thị môi trường đã được công bố, tuyển trùng sống tự do nổi bật nhờ khả năng phản ánh chính xác hiện trạng sinh thái, với độ nhạy cao và sai số thấp do mật độ loài lớn dù chỉ cần mẫu thu nhỏ. Theo

Grassi năm 2022, sự phân bố và đặc điểm sinh học của tuyến trùng sống tại các rạn san hô phụ thuộc vào nhiều yếu tố như nguồn thức ăn, độ phức tạp của môi trường sống và khả năng thích nghi với điều kiện biến động [79]. Các nghiên cứu tại Maldives và vùng biển Caribe chỉ ra rằng tuyến trùng tại các rạn san hô suy thoái thể hiện đặc điểm sinh học đa dạng và có khả năng thích nghi mạnh mẽ. Trầm tích cacbonat phức tạp tại các rạn san hô cung cấp môi trường thuận lợi cho tuyến trùng phát triển với nhiều chiến lược sống và kiểu kiếm ăn khác nhau. Cấu trúc vật lý không đồng nhất của rạn san hô cũng góp phần duy trì mức độ đa dạng sinh học cao ở tuyến trùng, ảnh hưởng đến tính đa dạng α , β và γ [80]. Nghiên cứu của Diana tại vùng biển Cuba vào năm 2023 cho thấy các bộ tuyến trùng chiếm ưu thế gồm Chromadorida, Desmodorida và Enoplida [81]. Các nghiên cứu tại rạn san hô nhiệt đới của Raes năm 2007 và Pérez-García năm 2019 cũng ghi nhận sự vượt trội của các họ như Chromadoridae, Desmodoridae, Epsilonematidae, Cyatholaimidae và Desmoscolecidae [82,83]. Bên cạnh đó, Gobin năm 2007 ghi nhận sự phổ biến của các họ Chromadoridae, Cyatholaimidae, Draconematidae, Oncholaimidae và Oxystominidae ở đáy cứng vùng biển Trinidad và Tobago (Caribbean). Tổng hợp các nghiên cứu này cho thấy Chromadoridae là họ chiếm ưu thế rõ rệt trong các quần xã tuyến trùng sống tại hệ sinh thái rạn san hô trên toàn thế giới [84].

1.2.3. Tình hình nghiên cứu tuyến trùng sống tự do trong môi trường nước ở Việt Nam

Tuyến trùng đã được nghiên cứu từ khá sớm ở Việt Nam, chủ yếu tập trung vào các loài ký sinh trên cây trồng nhằm phục vụ nông nghiệp, đặc biệt là nâng cao năng suất cây trồng. Trong những năm gần đây, hướng nghiên cứu này đã được mở rộng cả về đối tượng và hệ sinh thái. Ở môi trường biển, các công trình chủ yếu tập trung vào đa dạng sinh học, thành phần loài cũng như vai trò sinh thái của chúng trong các hệ sinh thái rừng ngập mặn, cửa sông và ven bờ.

Trong số đó có thể kể đến các nghiên cứu tuyến trùng ở hệ sinh thái cửa sông như của Gagarin và Nguyễn Vũ Thanh năm 2004 tại sông Mekong [85], Gagarin và cộng sự năm 2011 tại sông Hồng [86], Nguyễn Thị Xuân Phương và cộng sự năm 2015 tại sông Tiên Yên, Quảng Ninh [87]. Đối với rừng ngập mặn Cần Giờ, có các công trình nghiên cứu vào năm 2007 của Lại Phú Hoàng

[88], vào năm 2007 và 2009 của Ngô Xuân Quảng và cộng sự [89, 90], Nguyễn Đình Tứ năm 2009 [91]. Trong khi đó, tại rừng ngập mặn Nha Trang, Khánh Hòa vào năm 2011 có nghiên cứu của Mokievski và cộng sự [92]. Một số công trình khác đi sâu vào đánh giá tác động của yếu tố môi trường đến cấu trúc quần xã tuyến trùng như nghiên cứu về kim loại nặng, nitơ và dầu mỡ năm 2009 của Nguyễn Đình Tứ [93], hay nghiên cứu ứng dụng chỉ số sinh trưởng (MI) năm 2013 để đánh giá chất lượng môi trường của Ngô Thị Lan [94] và Nguyễn Thị Xuân Phương năm 2022 tại đầm Thủy Triều, Khánh Hòa [51].

Ngoài ra, còn có các chuyên khảo quan trọng về tuyến trùng sống tự do ở vùng ven biển, rừng ngập mặn và cửa sông như Động vật chí quyển 22 xuất bản năm 2007 của Nguyễn Vũ Thanh, Phan Kế Long, Nguyễn Đình Tứ [95], Hai sách chuyên khảo Tuyến trùng sống tự do ở vùng cửa sông và rừng ngập mặn Việt Nam (Enoplida, Triplonchida, Tripyloidina, Plectida, Desmodorida và phân bộ Chromadorina) [96], và Tuyến trùng sống tự do ở vùng ngập mặn, cửa sông và ven bờ biển Việt Nam (bộ Monhysterida, Areolaimida và Chromadorida) [97] của nhóm tác giả Phan Kế Long Nguyễn Vũ Thanh, Nguyễn Đình Tứ, Nguyễn Thị Xuân Phương, Nguyễn Thanh vào năm 2021 và 2022.

Tại Việt Nam nói chung và Khánh Hòa nói riêng, những tác động từ biến đổi khí hậu và hoạt động của con người đã gây ảnh hưởng đáng kể đến môi trường biển, dẫn đến nguy cơ mất cân bằng sinh thái. Trước đây, việc đánh giá chất lượng môi trường chủ yếu dựa vào các chỉ tiêu lý-hóa, nhưng hiện nay phương pháp sinh học – đặc biệt là sử dụng sinh vật chỉ thị – ngày càng được quan tâm và áp dụng rộng rãi [98].

Các sinh vật chỉ thị có khả năng phản ánh nhanh và chính xác tình trạng môi trường sống. Khi môi trường thay đổi, sinh vật có thể thích nghi hoặc biến mất khỏi khu vực bị tác động. Một số nhóm sinh vật như thực vật bậc cao, thực vật phù du, vi sinh vật, cá và động vật đáy thường được sử dụng để đánh giá môi trường. Trong đó, tuyến trùng sống tự do đang nổi lên như một chỉ thị sinh học đáng tin cậy nhờ tập tính sống bám đáy, mật độ cao, tính đa dạng và khả năng phản ứng nhanh với sự thay đổi của môi trường [99]. Tuyến trùng có thể được sử dụng để đánh giá chất lượng nước ở nhiều cấp độ – từ quần xã đến loài và gen – với độ chính xác cao và sai số thấp nhờ số lượng cá thể lớn. Chúng chiếm từ 60 đến 90% tổng số ĐVKXSTB và đóng vai trò sinh thái quan trọng

trong hệ sinh thái nước [100]. Mặc dù được công nhận là sinh vật chỉ thị hiệu quả, nghiên cứu về tuyến trùng sống tự do tại khu vực Nha Trang – Khánh Hòa hiện nay vẫn còn rất hạn chế, đặc biệt trong hệ sinh thái rạn san hô. Hầu hết các nghiên cứu trước đây chỉ tập trung vào đánh giá hiện trạng nguồn lợi sinh vật rạn ven bờ, phản ánh sự suy giảm nghiêm trọng của rạn san hô do khai thác quá mức, ô nhiễm và quản lý chưa hợp lý [101].

Hiện tại, các đánh giá về đặc trưng quần xã động vật đáy ở Khánh Hòa còn chưa đồng bộ, số liệu phân tán và chưa được hệ thống hóa đầy đủ. Đặc biệt, chưa có nghiên cứu cụ thể nào phân tích sâu về sự đa dạng sinh học và cấu trúc quần xã tuyến trùng liên quan đến các tác động môi trường trong khu vực này. Trong bối cảnh biến đổi khí hậu và ô nhiễm biển ngày càng nghiêm trọng, việc mở rộng nghiên cứu các quần xã tuyến trùng không chỉ giúp hiểu sâu hơn về cấu trúc quần xã sinh vật đáy, mà còn tạo tiền đề cho việc ứng dụng công cụ chỉ thị sinh học trong giám sát và phục hồi các hệ sinh thái biển, đặc biệt là các rạn san hô đang bị suy thoái tại các vùng ven biển như Nha Trang – Khánh Hòa.

Chương 2. ĐỐI TƯỢNG VÀ PHƯƠNG PHÁP NGHIÊN CỨU

2.1. ĐỐI TƯỢNG VÀ PHẠM VI NGHIÊN CỨU

2.1.1. Đối tượng nghiên cứu.

Đối tượng nghiên cứu của đề tài là quần xã tuyến trùng sống tự do trong trầm tích biển ven bờ thuộc hệ sinh thái rạn san hô tại Vịnh Nha Trang, tỉnh Khánh Hòa

2.1.2. Phạm vi nghiên cứu

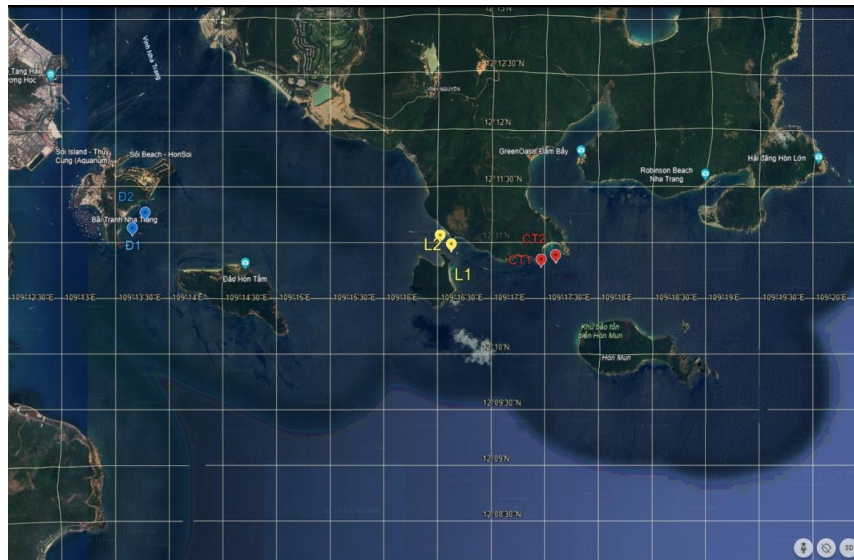
2.1.2.1. Địa điểm nghiên cứu

Khu vực nghiên cứu: Vịnh Nha Trang, tỉnh Khánh Hòa. Tiến hành nghiên cứu tại 3 vùng được lựa chọn bao gồm: vùng lõi, vùng đệm và vùng chuyển tiếp (Xem hình 2.1).

Vùng lõi: Khu vực bảo tồn biển Vịnh Nha Trang.

Vùng đệm: Các khu vực có hoạt động phát triển mạnh mẽ như bến tàu, khu du lịch biển, và các khu vực khai thác tài nguyên.

Vùng chuyển tiếp: Các khu vực xung quanh khu bảo tồn, nơi các hoạt động của con người được quản lý để hạn chế tác động.



Hình 2.1. Sơ đồ thu mẫu tuyến trùng ở Vịnh Nha Trang (CT: vùng chuyển tiếp; Đ: vùng đệm và L: là vùng lõi)

2.1.2.2. Thời gian nghiên cứu

Thời gian thu mẫu: tháng 03 năm 2024.

2.2. PHƯƠNG PHÁP NGHIÊN CỨU

2.2.1. Phương pháp nghiên cứu thành phần loài của quần xã tuyến trùng sống tự do ở hệ sinh thái rạn san hô tại Vịnh Nha Trang, tỉnh Khánh Hòa

2.2.1.1 Phương pháp thu mẫu ngoài thực địa

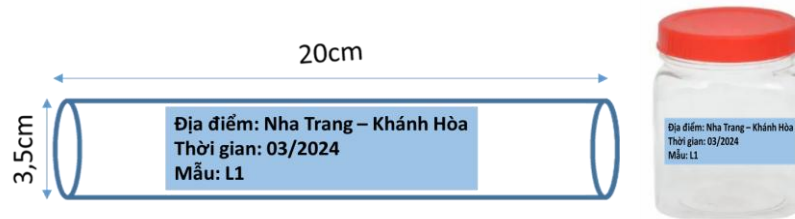
Chiến lược thu mẫu: Tại mỗi vùng nghiên cứu, chọn 3 khu thu mẫu (vùng lõi, vùng đệm và vùng chuyển tiếp), mỗi khu vực chọn ra 2 vị trí thu mẫu (mỗi vị trí cách nhau 50m). Tại mỗi vị trí, tiến hành thu 3 mẫu lặp phục vụ nghiên cứu về hình thái tuyến trùng và 3 mẫu phục vụ phân tích kích cỡ hạt trầm tích. Mỗi ống được dán ký hiệu mã hóa cho từng vị trí và mẫu lặp (bảng 2.1) gồm 18 mẫu cho phân tích tuyến trùng và 18 mẫu cho phân tích cơ giới trầm tích.

Bảng 2.1. Ký hiệu 18 mẫu thu của 3 vùng (vùng lõi, vùng đệm và vùng chuyển tiếp)

STT	Vùng	Vị trí	Kí hiệu mẫu
1	Vùng chuyển tiếp	CT1	CT1.1
2			CT1.2
3			CT1.3
4		CT2	CT2.1
5			CT2.2
6			CT2.3
7	Vùng lõi	L1	L1.1
8			L1.2
9			L1.3
10		L2	L2.1
11			L2.2
12			L2.3
13	Vùng đệm	Đ1	Đ1.1
14			Đ1.2
15			Đ1.3
16		Đ2	Đ2.1
17			Đ2.2
18			Đ2.3

Vị trí thu mẫu ngoài thực địa dựa trên khảo sát thực tế và đối chiếu với đề tài nghiên cứu về rạn san hô ở khu vực Vịnh Nha Trang, Khánh Hòa để chọn và xác định được vị trí cần thu mẫu. Tọa độ các điểm thu mẫu được đo bằng máy định vị tọa độ.

Dụng cụ thu mẫu: chuẩn bị các ống nhựa trong có chiều dài 20cm và bán kính 3,5cm có nắp đậy cao su và các lọ nhựa đựng mẫu (Xem hình 2.2).



Hình 2.2. Ống nhựa trong tiêu chuẩn dùng thu mẫu tuyến trùng và lọ nhựa đựng mẫu có ký hiệu tương ứng

Trước khi thu mẫu, các chỉ số thủy lý, thủy hóa tại điểm thu mẫu được đo bằng máy TOA và máy Pro DSS, mã số 626870-2 bao gồm nhiệt độ, độ mặn, độ đục, pH, và DO.



Hình 2.3. Máy TOA (bên trái) và máy Pro DSS YSI (bên phải)



Hình 2.4. Đo các chỉ số nước tại các điểm nghiên cứu

Trong quá trình thu thập mẫu trầm tích, nhóm nghiên cứu kết hợp với các thợ lặn có kinh nghiệm, thực hiện lặn tại các vị trí khảo sát bằng phương pháp lặn SCUBA (Self-Contained Underwater Breathing Apparatus). Các thợ lặn được trang bị đầy đủ dụng cụ và thiết bị chuyên dụng hỗ trợ cho việc lặn và thu mẫu dưới nước.



Hình 2.5. Thợ lặn thu mẫu trầm tích ở khu vực nghiên cứu

Tại mỗi điểm thu mẫu, thợ lặn sử dụng một ống nhựa trong suốt để nhẹ nhàng cắm xuống lớp trầm tích với độ sâu khoảng 10cm. Sau đó, đẩy kín đầu ống bằng nắp, đồng thời kéo và xoay nhẹ ống để giữ nguyên cấu trúc lớp trầm tích, tránh làm xáo trộn bề mặt phía trên. Khi ống được rút lên, nắp thứ hai sẽ được đẩy chặt ở đầu dưới. Quy trình này được lặp lại ba lần tại mỗi vị trí để đảm bảo thu được lượng mẫu cần thiết cho phân tích thống kê.

Sau khi thu xong, các mẫu sẽ được đưa lên khỏi mặt nước. Tại đây, nắp dưới của ống được mở ra và pit-tông được dùng để đẩy mẫu từ dưới lên trên một cách từ từ, chỉ để lại khoảng 5 cm nước phía trên nhằm giữ lại quần xã động vật đáy không bị rửa trôi.

Các mẫu phục vụ cho nghiên cứu về hình thái học tuyến trùng sẽ được cố định bằng dung dịch foc-ma-lin nóng 10%. Trong khi đó, các mẫu dùng để phân tích cấu trúc cơ giới trầm tích sẽ được bảo quản trong thùng đá. Tất cả các mẫu đều được đựng trong lọ nhựa có gắn nhãn rõ ràng, sau đó được vận chuyển về phòng thí nghiệm để tiến hành các bước phân tích tiếp theo.

2.2.1.2. Phương pháp tiến hành trong phòng thí nghiệm

❖ Tách lọc mẫu:

Phương pháp lọc thô sử dụng nước

Sau khi thu mẫu, phần trầm tích được cho vào xô nhựa và thêm nước cho đủ thể tích 1 lít. Hỗn hợp này được khuấy đều rồi đổ qua rây lọc có kích thước mắt rây 1mm nhằm loại bỏ đá, mảnh vụn lớn. Phần trầm tích và vật liệu thu được nếu không qua được rây 1mm sẽ được rửa sạch và loại bỏ.



Hình 2.6. Tách lọc mẫu thô bằng nước

Sau cùng, lượng dung dịch thu được trong xô sẽ được đổ qua rây lọc có kích thước mắt rây 40 μm . Phần trầm tích còn lại trên rây sẽ được giữ lại để sử dụng cho các bước phân tích tiếp theo.

Phương pháp tách lọc tuyến trùng sử dụng Ludox

Sau khi mẫu trầm tích được gạn lọc sơ bộ, tiến hành tách lọc tuyến trùng từ phần trầm tích còn lại trên rây 40 μm bằng phương pháp khác biệt tỉ trọng sử dụng dung dịch Ludox TM50 (có tỉ trọng $d = 1.18 \text{ g/cm}^3$), theo hướng dẫn năm 1996 của Vincx [102].



Hình 2.7. Tách lọc tuyến trùng bằng Ludox TM50

Toàn bộ lượng trầm tích thu được sẽ được cho vào cốc đong 250 ml, sau đó thêm dung dịch Ludox (đã được pha đúng tỉ lệ theo yêu cầu) với thể tích ít nhất gấp 3 lần thể tích trầm tích ban đầu. Hỗn hợp này được khuấy đều bằng đĩa thủy tinh để đảm bảo tuyến trùng phân tán đều trong dung dịch, sau đó giữ yên hỗn hợp trầm tích và Ludox trong cốc trong vòng 45 phút. Sau thời gian lắng, phần dung dịch phía trên (chứa tuyến trùng nổi theo sự phân tách trọng lượng riêng) được đổ qua rây lọc 40 μm . Tuyến trùng nằm lại trên rây sẽ được rửa nhẹ bằng bình tia để thu gom triệt để.

Quy trình tách lọc bằng dung dịch Ludox này được lặp lại 3 lần để đảm bảo hiệu quả thu hồi tuyến trùng có trong trầm tích cao nhất.

Cuối cùng, phần mẫu thu được sẽ được cố định lại bằng dung dịch FAA (Formalin-Aceto-Alcohol) để bảo quản phục vụ cho các bước phân tích tiếp theo.

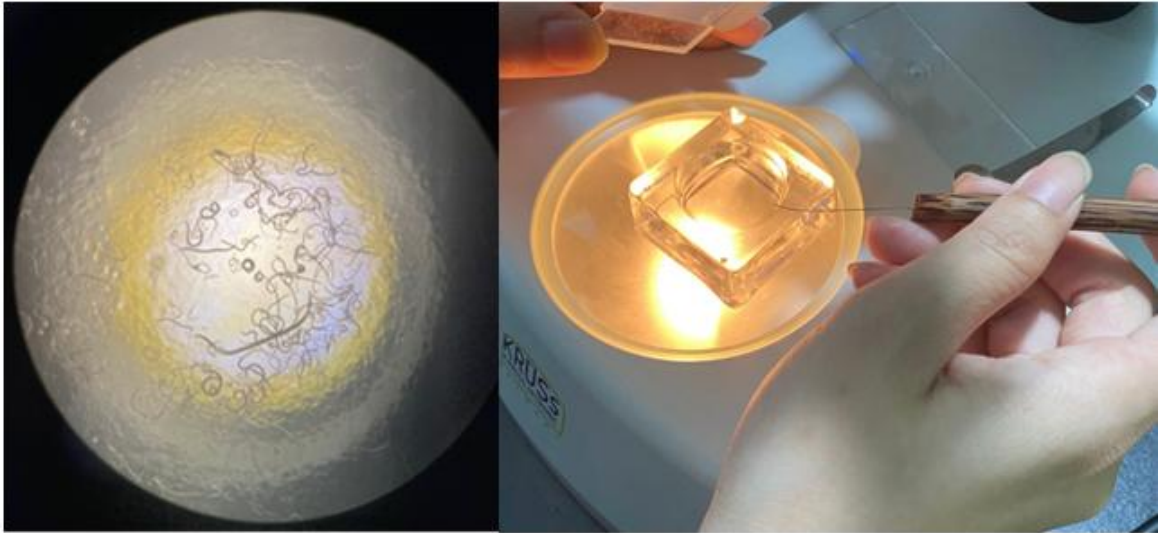
❖ **Làm trong và lên tiêu bản:**

Để phục vụ cho các phân tích về sinh thái học và đa dạng sinh học, từ mỗi mẫu trầm tích đã được tách lọc, tiến hành nhặt ngẫu nhiên ít nhất 200 cá thể tuyến trùng. Trong trường hợp số lượng cá thể ít hơn, toàn bộ tuyến trùng trong mẫu sẽ được thu thập để đảm bảo tính đại diện và ý nghĩa trong phân tích thống kê (Hình 2.8).



Hình 2.8. Đếm và nhặt ngẫu nhiên mẫu tuyến trùng

Quy trình làm trong tuyến trùng được thực hiện theo phương pháp của De Grisse (1969) [103]. Các cá thể tuyến trùng được gấp và cho vào khuôn thủy tinh chứa dung dịch I (gồm 99 phần dung dịch formalin 4% và 1 phần glycerine nguyên chất). Sau đó, các khuôn chứa mẫu được đặt vào bình hút ẩm có chứa cồn bão hòa, rồi đặt trong tủ ẩm ở nhiệt độ 40°C trong vòng 24 giờ.

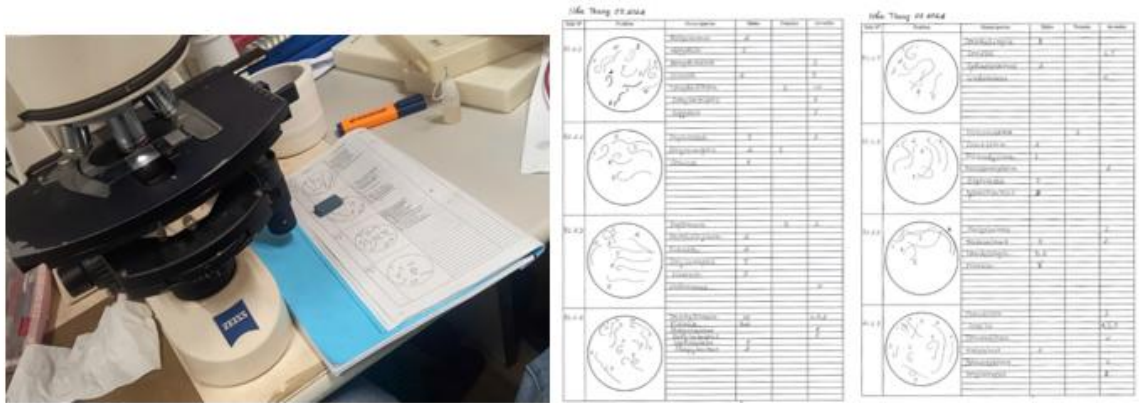


Hình 2.9. Tuyến trùng được nhặt và làm trong trong giếng thủy tinh

Kết thúc quy trình làm trong, các tuyến trùng sẽ được gắn tiêu bản theo phương pháp của Seinhorst [104], chuẩn bị cho các bước phân tích hình thái tiếp theo dưới kính hiển vi.

❖ Định loại tuyến trùng

Tuyến trùng được sắp xếp và phân loại theo Hệ thống học tuyến trùng của De Ley và Blaxter năm 2004 [105], Lorenzen vào năm 1881 và 1894 [106],[107]. Việc định loại đến loài hoặc dạng loài chủ yếu dựa vào các đặc điểm hình thái quan trọng như cấu trúc amphid, dạng xoang miệng, đặc điểm cutin và cấu trúc hệ sinh dục đực và cái và phần đuôi dựa trên khóa định loại bằng hình ảnh của Platt và cộng sự năm 1983, Warwick và cộng sự năm 1988 và 1998 [108,109,110], cùng với các tài liệu phân loại hiện có gồm Động vật chí quyển 22 [95], Tuyến trùng sống tự do ở vùng cửa sông và rừng ngập mặn Việt Nam (Enoplida, Triplonchida, Tripyloidina, Plectida, Desmodorida và phân bộ Chromadorina [96], Tuyến trùng sống tự do ở vùng ngập mặn, cửa sông và ven bờ biển Việt Nam bộ Monhysterida, Areolaimida và Chromadorida [97]. Ngoài ra, cơ sở dữ liệu trực tuyến NeMys cũng được sử dụng để hỗ trợ việc xác định và cập nhật phân loại [111].



Hình 2.10. Mẫu tuyến trùng được định loại và đo vẽ trên kính hiển vi Zeiss

2.2.1.3. Xử lý số liệu

Mật độ tuyến trùng, các taxon chiếm ưu thế, tỷ lệ phần trăm thành phần, cũng như đường cong tích lũy loài được tính toán và thể hiện sử dụng phần mềm Microsoft Excel, phần mềm Primer V6.

Các chỉ số đa dạng sinh học được sử dụng trong nghiên cứu bao gồm:

Số lượng loài (S): phản ánh mức độ phong phú về thành phần loài trong quần xã.

Chỉ số Margalef (d): đánh giá sự đa dạng loài có tính đến cường độ lấy mẫu, được tính theo công thức:

$$d = \frac{S-1}{\ln N}$$

Trong đó S là số loài và N là tổng số cá thể trong mẫu.

Chỉ số Shannon–Wiener (H'): biểu thị mức độ đa dạng của quần xã, xét đến cả số lượng loài và sự phân bố cá thể giữa các loài:

$$H' = -\sum_{i=1}^S p_i \ln p_i$$

Với $p_i = \frac{n_i}{N}$, trong đó n_i là số cá thể của loài i , N là tổng số cá thể

Chỉ số đồng đều Pielou (J'): phản ánh mức độ đồng đều trong phân bố cá thể giữa các loài:

$$J' = \frac{H'}{\ln S}$$

Trong đó H' là chỉ số Shannon–Wiener và S là số loài.

Sự khác biệt về cấu trúc tập hợp tuyến trùng giữa các điểm thu mẫu được kiểm định bằng phương pháp PERMANOVA (Permutational Multivariate Analysis of Variance), một kỹ thuật phân tích phi tham số phổ biến trong sinh thái học để đánh giá sự khác biệt giữa các nhóm dựa trên khoảng cách ma trận.

2.2.2. Nghiên cứu đặc điểm cấu trúc quần xã tuyến trùng sống tự do trong mối tương quan với những thay đổi của môi trường ở hệ sinh thái rạn san hô tại Vịnh Nha Trang, tỉnh Khánh Hòa

2.2.2.1. Phân tích cấu trúc cơ giới trầm tích

Để thu mẫu phân tích cấu trúc cơ giới trầm tích (kích thước hạt), tại mỗi địa điểm nghiên cứu sử dụng ống nhựa dài 10 cm, đường kính 3,5 cm, cắm trực tiếp xuống lớp bùn. Toàn bộ ống chứa trầm tích sau đó được lấy ra, cho vào túi ni-lon đã dán nhãn. Mỗi điểm thu được lặp lại với 3 mẫu nhằm đảm bảo tính đại diện và độ tin cậy của kết quả phân tích.

Mẫu trầm tích được xử lý sơ bộ bằng cách ngâm trong dung dịch nước oxy già (H_2O_2 30%) trong thời gian từ 24 đến 48 giờ nhằm loại bỏ các chất hữu cơ.

Tiếp theo, khoảng 150g trầm tích được sấy khô ở nhiệt độ $80^\circ C$ trong vòng 24 giờ để xác định tổng trọng lượng khô (dry weight - DW). Lưu ý, mẫu trầm tích sử dụng để phân tích nên có trọng lượng khô khoảng 100g để đảm bảo tính đại diện.

Sau khi sấy khô, trầm tích được ngâm trở lại trong nước sạch trong vòng 1 ngày. Sau đó, các hạt mịn có kích thước nhỏ hơn $63\ \mu m$ được loại bỏ bằng cách rửa mẫu dưới vòi nước qua rây lọc có kích thước mắt lưới $63\ \mu m$.

Phần trầm tích còn lại trên rây tiếp tục được sấy khô ở $80^\circ C$, sau đó tiến hành phân loại hạt bằng hệ thống rây lắc với các kích cỡ mắt lưới: $>2000\ \mu m$, $>1000\ \mu m$, $1000-500\ \mu m$, $500-250\ \mu m$, $250-125\ \mu m$, $125-63\ \mu m$

Trầm tích ở từng kích cỡ sau khi phân loại sẽ được cân khối lượng riêng. Thành phần cơ giới của trầm tích được xác định theo tỷ lệ phần trăm khối lượng từng nhóm hạt trên tổng trọng lượng khô, dựa theo phương pháp của Bale & Kenny năm 2007 [112].

2.2.2.2. Phương pháp thống kê và xử lý số liệu

Số liệu về tuyến trùng và thành phần cơ giới của trầm tích được

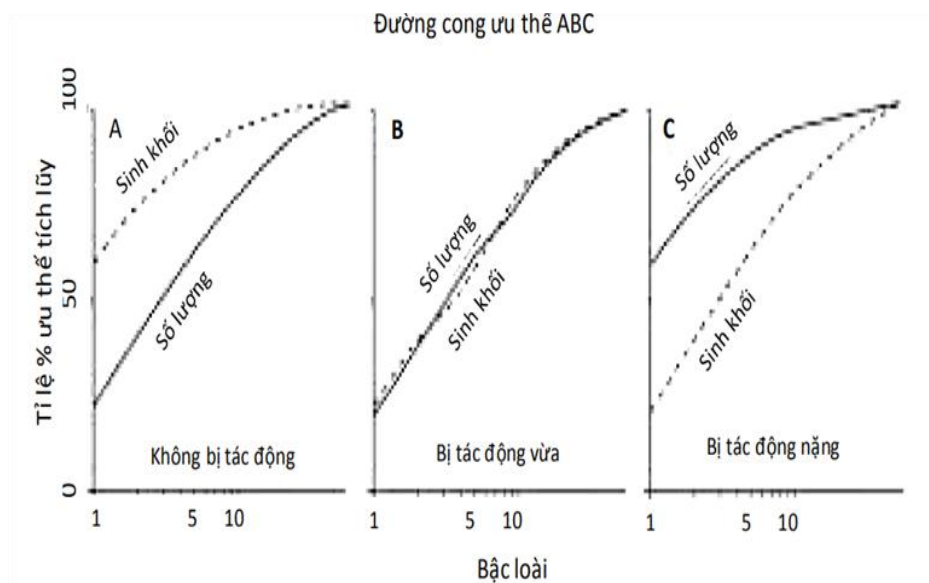
nhập và xử lý sơ bộ bằng phần mềm Microsoft Excel.

Tính tương đồng hoặc khác biệt trong cấu trúc không gian về thành phần loài giữa các quần xã tuyến trùng được đánh giá thông qua các phương pháp phân tích đa biến bao gồm: MDS (Multi-Dimensional Scaling), Cluster, ANOSIM (Analysis of Similarities) và SIMPER (Similarity Percentage Analysis). Các phương pháp này cho phép kiểm định sự khác biệt về cấu trúc thành phần loài cũng như xác định mức độ đóng góp của từng loài vào sự tương đồng hoặc khác biệt giữa các quần xã tại các điểm thu mẫu và khu vực thu mẫu khác nhau. Tất cả các phân tích này được thực hiện bằng phần mềm PRIMER v6 [113].

Bên cạnh đó, mối tương quan giữa cấu trúc quần xã tuyến trùng và các yếu tố môi trường (như nhiệt độ, độ mặn, oxy hòa tan – DO, kích thước hạt trầm tích, v.v.) được kiểm định bằng phương pháp BEST (BIO-ENV procedure) sử dụng phần mềm PRIMER v6 và GRADISTAT v8.

2.2.3. Sử dụng tuyến trùng đánh giá chất lượng thủy vực ở hệ sinh thái rạn san hô tại Vịnh Nha Trang, tỉnh Khánh Hòa

Sau khi định danh đến cấp độ loài/dạng loài, các cá thể tuyến trùng của các loài khác nhau được đo chiều dài và chiều rộng cơ thể để tính sinh khối.



Hình 2.11. Đồ thị mô phỏng ba trạng thái môi trường theo phương pháp đường cong ABC (A: môi trường không bị tác động-sạch, B: môi trường bị tác động vừa – ô nhiễm vừa, C: môi trường bị tác động nặng – cực kỳ ô nhiễm) [114]

Việc tính toán trọng lượng khô (dry weight) của từng loài tảo trùng được thực hiện theo công thức của Wieser [59], dựa trên các thông số hình thái cơ thể đo được. Số liệu về sinh khối và mật độ được nhập và xử lý bằng phần mềm Microsoft Excel 2016.

Tất cả các giống được sắp xếp theo tầm quan trọng về sinh khối hoặc mật độ dọc theo trục hoành (trục x), trong khi tỷ lệ ưu thế (biomass or density dominance) được thể hiện trên trục tung (trục y) (Xem hình 2.11).

Mức độ xáo trộn của môi trường được đánh giá bằng cách sử dụng đường cong ABC (Abundance-Biomass Comparison) và chỉ số W, theo các nghiên cứu của Clarke & Warwick vào năm 2001 và Warwick vào năm 1986 [113,115].

Trong môi trường ít hoặc không bị xáo trộn, quần xã thường được chi phối bởi một hoặc một vài loài có kích thước cơ thể lớn. Tuy nhiên, các loài này thường hiện diện với mật độ thấp, dẫn đến sinh khối lớn nhưng số lượng ít (độ phong phú thấp). Vì vậy, trong biểu đồ ABC, đường sinh khối nằm hoàn toàn phía trên đường số lượng trên toàn chiều dài trục thứ hạng (Xem hình 2.11A).

Khi môi trường bắt đầu có dấu hiệu ô nhiễm hoặc xáo trộn nhẹ, những loài có ưu thế cạnh tranh về kích thước bị loại bỏ, và sự chênh lệch giữa sinh khối và số lượng giảm đi. Trong trường hợp này, đường sinh khối và đường số lượng có thể dao động quanh nhau, thể hiện sự chuyển tiếp về cấu trúc quần xã (Xem hình 2.11B).

Trong điều kiện ô nhiễm nghiêm trọng, quần xã bị chi phối bởi một vài loài có khả năng chống chịu cao nhưng kích thước rất nhỏ và số lượng lớn. Khi đó, đường số lượng sẽ nằm phía trên đường sinh khối trong suốt chiều dài trục xếp hạng (Xem hình 2.11C).

Để đánh giá định lượng, Clarke và Warwick năm 2001 đã đề xuất chỉ số W (W-statistic), một thống kê mô tả khoảng cách trung bình giữa hai đường cong sinh khối và số lượng. Giá trị $W > 0$ cho thấy môi trường ổn định; $W \approx 0$ cho thấy trạng thái chuyển tiếp; và $W < 0$ phản ánh tình trạng xáo trộn nghiêm trọng [53].

$$W = \sum_{i=1}^S x(B_i - A_i) / [50(S - 1)]$$

Chỉ số W (W-statistic) là thông số định lượng được đề xuất bởi Clarke và Warwick năm 2001 nhằm đánh giá mức độ xáo trộn môi trường thông qua mối quan hệ giữa sinh khối (B_i) và mật độ (A_i) của các loài trong quần xã [59].

Trong đó:

- B_i : Sinh khối của loài thứ i (μg),
- A_i : Mật độ của loài thứ i (cá thể),
- S : Tổng số loài trong mẫu khảo sát.

Giá trị W dao động trong khoảng từ -1 đến +1, thể hiện mối tương quan giữa sinh khối và mật độ:

- + Khi $W > 0$ (tiến tới +1), điều đó cho thấy sinh khối chiếm ưu thế hơn so với mật độ. Đây là đặc trưng của môi trường ít bị xáo trộn hoặc còn nguyên vẹn, với sự chi phối của các loài kích thước lớn nhưng số lượng ít.
- + Khi $W < 0$ (tiến tới -1), mật độ các loài chiếm ưu thế so với sinh khối, phản ánh tình trạng môi trường bị tác động hoặc ô nhiễm, nơi các loài có kích thước nhỏ nhưng khả năng chịu đựng cao gia tăng về số lượng.

Chương 3. KẾT QUẢ VÀ THẢO LUẬN

3.1. KẾT QUẢ CÁC THỦY LÝ HÓA MÔI TRƯỜNG VÀ KÍCH CỠ HẠT TRẦM TÍCH

3.1.1. Các chỉ số thủy lý thủy hóa

Các thông số môi trường nước chỉ số đo khu vực nghiên cứu tại rạn san hô Vịnh Nha Trang tỉnh Khánh Hòa vào tháng 03 năm 2024 (Bảng 3.1)

Bảng 3.1. Các chỉ số thủy lý thủy hóa tại khu vực nghiên cứu

Khu vực	Địa điểm	Nhiệt độ (°C)	Độ mặn (‰)	Độ dẫn điện (m/s)	Độ đục (mg/l)	pH	DO
Lỗi	L1	26,6	33,47	6,52	15	7,82	6,0
	L2	25,4	33,50	6,10	12	7,65	6,5
Đệm	Đ1	26,8	34,01	5,92	28	7,83	6,54
	Đ2	26,5	33,71	5,86	27	7,78	6,23
Chuyển tiếp	CT1	26,8	33,20	6,01	35	7,62	6,81
	CT2	27,1	33,50	6,21	32	7,56	6,58

Nhiệt độ nước biển dao động từ 25,4 – 27,1°C, nhìn chung ổn định và phù hợp với điều kiện sinh trưởng của san hô và sinh vật đáy. Giá trị thấp nhất ghi nhận tại L2 (25,4°C) và cao nhất tại CT2 (27,1°C). Độ mặn dao động trong khoảng 33,20–34,01‰, đặc trưng cho vùng biển ven bờ nhiệt đới; trong đó Đ1 có giá trị cao nhất (34,01‰). Độ dẫn điện thay đổi từ 5,86–6,52 m/s, phản ánh sự biến động của độ mặn và hàm lượng ion hòa tan; L1 đạt cao nhất (6,52 m/s) trong khi Đ2 thấp nhất (5,86 m/s). Độ đục biến động mạnh, từ 12–35 mg/l: nhóm Lỗi duy trì giá trị thấp (12–15 mg/l), ngược lại vùng chuyển tiếp cao hơn rõ rệt (32–35 mg/l). Giá trị pH dao động trong khoảng 7,56–7,83, nằm trong ngưỡng trung tính đến hơi kiềm và không có sự khác biệt lớn giữa các điểm. Hàm lượng oxy hòa tan (DO) dao động từ 5,54–6,81 mg/l; thấp nhất tại Đ1 (5,54 mg/l) và cao nhất tại CT1 (6,81 mg/l). Nhìn chung, mức DO duy trì ở mức trung bình, đủ đảm bảo cho hoạt động sống của sinh vật đáy. Theo không gian, vùng lõi có đặc trưng nước trong, độ đục thấp, DO trung bình, phản ánh

điều kiện thuận lợi cho sự phát triển của san hô. Vùng đệm thể hiện giá trị trung gian với sự dao động nhẹ về độ mặn, độ đục và DO. Trong khi đó, vùng chuyển tiếp có độ đục cao nhất nhưng DO tương đối tốt, cho thấy ảnh hưởng đáng kể từ tác động bên ngoài như dòng chảy và lắng đọng vật chất.

Khi so sánh với số liệu môi trường tháng 10–11/2024 từ Hợp phần số 1 (TĐĐTMT.01/24-26), có thể nhận thấy sự khác biệt theo mùa. Cụ thể, nhiệt độ dao động hẹp hơn (27,6–28,8°C) và vẫn ở mức thuận lợi cho san hô, song độ mặn giảm (30,87–32,44‰) nhiều khả năng do ảnh hưởng của mưa mùa và dòng chảy lục địa. Độ đục trong giai đoạn này biến động 0,9–4,2 NTU, phản ánh sự giảm độ trong, trong khi DO dao động rộng 4,38–6,95 mg/l, có những thời điểm thấp có thể gây áp lực đối với sinh vật đáy nhạy cảm. Những biến động này cho thấy chất lượng môi trường biển có sự thay đổi đáng kể theo mùa.

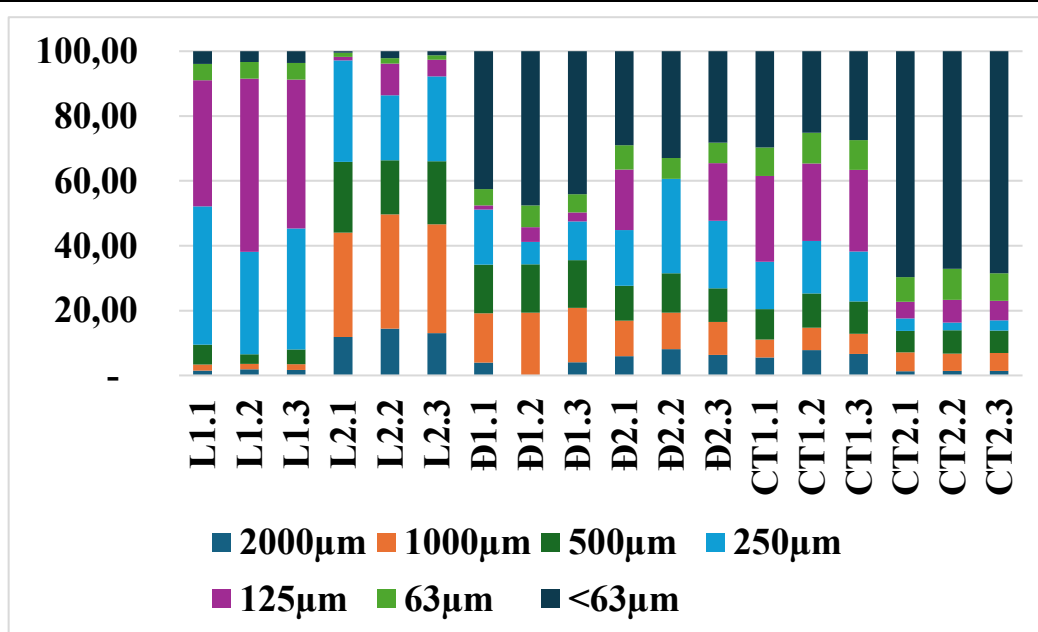
Sự giảm độ mặn và DO kết hợp với gia tăng độ đục trong mùa mưa có thể ảnh hưởng tiêu cực đến sức khỏe rạn san hô, hạn chế khả năng quang hợp của tảo cộng sinh và gia tăng stress sinh thái đối với sinh vật đáy. Như vậy, tháng 3 có thể xem là thời điểm phản ánh trạng thái “ổn định nền” của hệ sinh thái rạn san hô, trong khi tháng 11 thể hiện rõ tác động của mùa mưa với các biến động mạnh về mặn, DO, độ đục và dinh dưỡng. Đây là cơ sở quan trọng để giải thích sự thay đổi về sức khỏe rạn san hô cũng như cấu trúc quần xã sinh vật trong các phân tích sinh thái tiếp theo.

3.2.2. Đặc điểm cơ giới trầm tích

Qua bảng 3.2 và hình 3.1 thành phần hạt trầm tích cho thấy có sự biến đổi rõ rệt giữa các khu vực từ lõi ra đệm và chuyển tiếp. Ở vùng lõi (L1, L2), trầm tích chủ yếu gồm các hạt có kích thước trung bình đến thô (125–500 μm), đặc biệt tại L2 còn ghi nhận tỷ lệ cao của các hạt thô hơn (1000–2000 μm), phản ánh đặc trưng nền đáy dạng cát trung bình đến cát thô và sỏi nhỏ. Ngược lại, vùng đệm (Đ1, Đ2) có thành phần hạt mịn chiếm ưu thế, với tỷ lệ hạt <63 μm dao động từ 28–47%, cho thấy nền đáy dạng cát pha bùn. Đáng chú ý, vùng chuyển tiếp (CT1, CT2) có tỷ lệ hạt rất mịn (<63 μm) chiếm phần lớn, đặc biệt tại CT2 đạt tới 67–69%, cho thấy nền đáy bùn mịn – bùn sét, là nơi lắng đọng vật chất hữu cơ cao. Sự phân bố này phản ánh gradient trầm tích từ trong lõi ra ngoài rìa rạn, trong đó lõi đặc trưng bởi trầm tích thô, đệm có sự pha trộn, và chuyển tiếp tích tụ nhiều bùn mịn.

Bảng 3.2. Tỷ lệ phần trăm hạt độ của trầm tích tại các điểm thu mẫu (%)

Điểm thu	Kích cỡ mắc sàng theo tỷ lệ phần trăm						
	2000 μm	1000 μm	500 μm	250 μm	125 μm	63 μm	<63 μm
L1.1	1,52	1,88	6,06	42,70	38,89	5,06	3,89
L1.2	1,87	1,66	2,99	31,62	53,40	5,12	3,34
L1.3	1,69	1,78	4,55	37,27	46,00	5,09	3,62
L2.1	11,88	32,20	21,76	31,33	1,11	1,26	0,46
L2.2	14,43	35,21	16,70	20,07	9,82	1,64	2,13
L2.3	13,06	33,59	19,43	26,14	5,13	1,43	1,23
Đ1.1	3,97	15,22	14,94	17,04	1,30	4,96	42,56
Đ1.2	-	19,32	14,96	6,89	4,57	6,69	47,57
Đ1.3	4,05	16,84	14,65	11,93	2,81	5,67	44,05
Đ2.1	5,91	10,99	10,80	17,11	18,67	7,53	28,98
Đ2.2	8,16	11,26	12,09	29,13	-	6,38	32,98
Đ2.3	6,37	10,13	10,41	20,83	17,74	6,36	28,15
CT1.1	5,53	5,58	9,31	14,67	26,41	8,80	29,69
CT1.2	7,81	6,93	10,51	16,27	23,86	9,50	25,11
CT1.3	6,65	6,25	9,91	15,46	25,16	9,15	27,44
CT2.1	1,34	5,82	6,57	3,88	5,11	7,63	69,66
CT2.2	1,39	5,36	7,16	2,43	6,94	9,60	67,12
CT2.3	1,36	5,60	6,85	3,19	5,98	8,56	68,46

**Hình 3.1. Biểu đồ phân trăm hạt độ của trầm tích tại các điểm thu mẫu**

3.1.2. Mật độ tuyến trùng sống tự do ở hệ sinh thái rạn san hô tại Vịnh Nha Trang, tỉnh Khánh Hòa

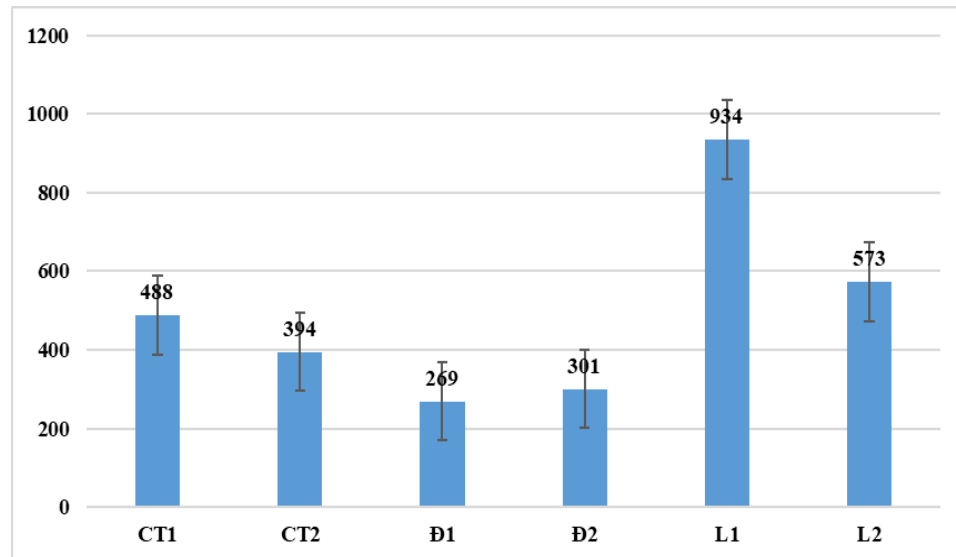
Bảng 3.3. Mật độ trung bình của tuyến trùng sống tự do tại các địa điểm thu mẫu ở hệ sinh thái rạn san hô tại Vịnh Nha Trang, tỉnh Khánh Hòa

Địa điểm	Mật độ trung bình (cá thể/10cm ²)
CT1	488 ± 123,3
CT2	394 ± 120,4
Trung bình CT	441 ± 121,85
Đ1	269 ± 89,8
Đ2	301 ± 43,1
Trung bình Đ	285 ± 66,45
L1	934 ± 148,6
L2	573 ± 54,4
Trung bình L	753,5 ± 101,5

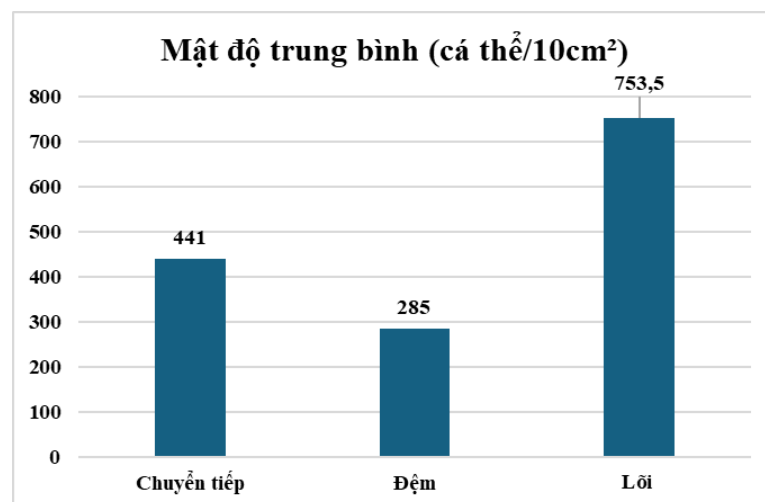
Dựa vào bảng 3.3 và hình 3.2 và 3.3 có thể thấy rằng mật độ trung bình của tuyến trùng có sự khác biệt rõ rệt giữa các địa điểm thu mẫu. Mật độ trung bình thấp nhất được ghi nhận tại điểm Đ1 (269 cá thể/10cm²), trong khi cao nhất được ghi nhận tại điểm L1 (934 cá thể/10cm²). Nhìn chung, sự thay đổi mật độ trung bình của tuyến trùng phụ thuộc vào đặc điểm từng vị trí thu mẫu và có thể chịu ảnh hưởng của nhiều yếu tố môi trường như thủy triều, độ mặn, kích thước hạt trầm tích và nguồn thức ăn. Xét trung bình từng vị trí thu mẫu (hình 3.2) ta thấy được vùng lõi là nơi có mật độ cá thể tuyến trùng cao nhất (753,5 cá thể/10cm²) tiếp đến là vùng chuyển tiếp (441 cá thể/10cm²) và thấp nhất và vùng đệm với (285 cá thể/10cm²).

Mặt khác, mật độ tuyến trùng sống tự do ở hệ sinh thái rạn san hô tại Vịnh Nha Trang, tỉnh Khánh Hòa cũng nằm trong khoảng mật độ tuyến trùng thu được tại nhiều khu vực rạn san hô trên thế giới như nghiên cứu của Armenteros và cộng sự năm 2012 ở rạn san hô Punta Francés ở Cuba với mật độ 11 đến 178 cá thể/10 cm² [116], Mohammad, D. A. vào 2022 tại rạn san hô ở Marsa Alam (Biển Đỏ, Ai Cập) mật độ tuyến trùng ghi nhận được là (356,6 ± 50,1 cá thể/10cm²) [117]. Xét về mật độ tuyến trùng ở khu vực Nha Trang, Khánh Hòa thì mật độ tuyến trùng trong nghiên cứu này cao hơn so với mật độ

tuyến trùng được thu được ở vùng triều ven bờ Nha Trang của tác giả Nguyễn Ngọc Anh Thư và cộng sự năm 2021 trong đó mật độ trung bình ở các vùng triều $75 \pm 26,23$ (cá thể/10cm²), điểm cao nhất cũng chỉ đạt 253 (cá thể/10cm²) [118].



Hình 3.2. Biểu đồ mật độ trung bình của tuyến trùng tại các điểm thu mẫu ở hệ sinh thái rạn san hô tại Vịnh Nha Trang, tỉnh Khánh Hòa



Hình 3.3. Biểu đồ mật độ trung bình của tuyến trùng tại các vị trí thu mẫu ở hệ sinh thái rạn san hô tại Vịnh Nha Trang, tỉnh Khánh Hòa

Theo Armenteros và cộng sự năm 2012 mật độ của tuyến trùng sống tự do bị ảnh hưởng và chi phối bởi nhiều yếu tố trong đó, địa hình và kích thước hạt trầm tích của nền đáy là một trong các yếu tố ảnh hưởng đến mật độ phân bố [116]. Các nghiên cứu vào năm 1985 của Heip và cộng sự [46]; Soetaert và cộng sự vào năm 1995 [119] cho thấy mật độ quần xã tuyến trùng chịu ảnh

hưởng mạnh bởi các yếu tố môi trường như độ mặn, cấu trúc trầm tích, độ đục, địa hình khu vực, cũng như lượng mưa, dòng chảy và thủy triều. Điều này cũng có thể thấy được qua kết quả nghiên cứu cụ thể như mật độ tuyến trùng tại các địa điểm thu mẫu thuộc vùng vùng lõi (L) có mật độ cao hơn so với 2 vùng còn lại. Đây cũng là khu vực đang được quản lý và bảo tồn tại Vịnh Nha Trang với mục đích phục hồi các rạn san hô bị tẩy trắng nên không bị tác động bởi các hoạt động du lịch và khai thác tài nguyên. Tuy nhiên giữa 2 điểm thu mẫu ở vùng lõi vẫn có sự khác biệt về mật độ tuyến trùng (L1 có mật độ trung bình 573 cá thể/10cm²; L2 có mật độ trung bình 934 cá thể/10cm²). Tiếp đến là vùng chuyển tiếp (CT) có mật độ tuyến trùng thấp hơn vùng lõi (L) nhưng vẫn cao hơn mật độ tại vùng đệm.

3.1.3. Thành phần loài tuyến trùng sống tự do ở hệ sinh thái rạn san hô tại Vịnh Nha Trang, tỉnh Khánh Hòa

Danh sách các loài tuyến trùng ghi nhận được tại hệ sinh thái rạn san hô tại Vịnh Nha Trang được xếp theo hệ thống phân loại của De Ley và Blaxter năm 2004 [105] và mức độ dưới họ theo Lorenzen năm 1981 và 1994 [106],[107] như sau:

NGÀNH NEMATODA Potts, 1932

LỚP CHROMADOREA Inglis, 1983

BỘ ARAEOLAIMIDA De Coninck & Schuurmans Stekhoven, 1933

Họ Axonolaimidae Filipjev, 1918

Giống *Axonolaimus* de Man, 1889

1. *Axonolaimus* sp.

Giống *Odontophora* Bütschli, 1874

2. *Odontophora* sp.

Giống *Parodontophora* Timm, 1963

3. *Parodontophora fluviatilis* Gagarin & Thanh, 2008

4. *Parodontophora obesa* Gagarin & Thanh, 2008

5. *Parodontophora* sp.2

6. *Parodontophora* sp.3

Giống *Pseudolella* Cobb, 1920

7. *Pseudolella* sp.

Họ Comesomatidae Filipjev, 1918

Giống *Cervonema* Wieser, 1954

8. *Cervonema* sp.

Giống *Comesoma* Bastian, 1865

9. *Comesoma* sp.

Giống *Comesomoides* Gourbault, 1980

10. *Comesomoides* sp.

Giống *Dorylaimopsis* Ditlevsen, 1918

11. *Dorylaimopsis tumida* Gagarin & Nguyen Vu Thanh, 2006

Giống *Hopperia* Vitiello, 1969

12. *Hopperia* sp.

Giống *Laimella* Cobb, 1920

13. *Laimella longicaudata* Cobb, 1920

14. *Laimella* sp.

Giống *Paracomesoma* Schuurmans Stekhoven, 1950

15. *Paracomesoma longispiculum* (Timm, 1961) Hopper, 1967

Giống *Sabatieria* de Rouville, 1903

16. *Sabatieria doancanhi* Nguyen Dinh Tu, Nguyen Vu Thanh,

Smol & Vanreusel, 2008

Giống *Setosabatieria* Platt, 1985

17. *Setosabatieria orientalis* Gagarin, 2013

18. *Setosabatieria* sp.

Giống *Vasostoma* Wieser, 1954

19. *Vasostoma* sp.

20. *Vasostoma vietnamica* Nguyen Dinh Tu, Nguyen Vu Thanh,

Smol & Vanreusel, 2008

Họ Diplopeltidae Filipjev, 1918

Giống *Campylaimus* Cobb, 1920

21. *Campylaimus* sp.

BỘ CHROMADORIDA Chitwood, 1933

Họ Cyatholaimidae Filipjev, 1918

Giống *Cyatholaimus* Bastian, 1865

22. *Cyatholaimus* sp.

Giống *Longicyatholaimus* Micoletzky, 1924

23. *Longicyatholaimus* sp.

Giống *Marylynnia* (Hopper, 1972) Hopper, 1977

24. *Marylynnia* sp.1

25. *Marylynnia* sp.2

Giống *Paracanthonchus* Micoletzky, 1924

26. *Paracanthonchus brevicaudatus* Gagarin & Nguyen Vu

Thanh, 2016

Giống *Paracyatholaimus* Micoletzky, 1922

27.*Paracyatholaimus* sp.

Họ Chromadoridae Filipjev, 1917

Giống *Actinonema* Cobb, 1920

28.*Actinonema* sp.

Giống *Chromadora* Bastian, 1865

29.*Chromadora* sp.

Giống *Chromadorella* Filipjev, 1918

30.*Chromadorella* sp.

Giống *Chromadorina* Filipjev, 1918

31.*Chromadorina* sp.

Giống *Chromadorita* Filipjev, 1922

32.*Chromadorita* sp.

Giống *Dichromadora* Kreis, 1929

33.*Dichromadora affinis* Gagarin & Nguyen Vu Thanh, 2011

34.*Dichromadora* sp.2

Giống *Endeolophos* Boucher, 1976

35.*Endeolophos* sp.

Giống *Euchromadorinae* Gerlach & Riemann, 1973

36.*Euchromadorinae* sp.

Giống *Graphonema* Cobb, 1898

37.*Graphonema* sp.

Giống *Innocuonema* Inglis, 1969

38.*Innocuonema* sp.

Giống *Neochromadora* Micoletzky, 1924

39.*Neochromadora* sp.

Giống *Parapinnanema* Inglis, 1969

40.*Parapinnanema* sp.

Giống *Prochromadorella* Micoletzky, 1924

41.*Prochromadorella* sp.

Giống *Ptycholaimellus* Cobb, 1920

42.*Ptycholaimellus brevisetosus* Nguyen Vu Thanh, Nguyen Dinh

Tu, Gagarin, Tchesunov & Nguyen Thanh Hien, 2012

Giống *Rhips* Cobb, 1920

43.*Rhips* sp.

Giống *Spilophorella* Filipjev, 1917

44.*Spilophorella* sp.

Giống *Trochamus* Boucher & De Bovée, 1971

45. *Trochamus* sp.

Họ Ethmolaimidae Filipjev & Schuurmans Stekhoven, 1941

Giống *Comesa* Gerlach, 1956

46. *Comesa* sp.

Giống *Gomphonema* Wieser & Hopper, 1966

47. *Gomphonema parvum* Gagarin & Nguyen Vu Thanh, 2009

Giống *Neotonchus* Cobb, 1933

48. *Neotonchus* sp.

Họ Neotonchidae Wieser & Hopper, 1966

Họ Selachinematidae Cobb, 1915

Giống *Cheironchus* Cobb, 1917

49. *Cheironchus* sp.

Giống *Halichoanolaimus* de Man, 1886

50. *Halichoanolaimus* sp.

Giống *Synonchiella* Cobb, 1933

51. *Synonchiella* sp.

BỘ DESMODORIDA DE Coninck, 1965

Họ Aponchiidae Gerlach, 1963

Giống *Aponchium* Cobb, 1920

52. *Aponchium* sp.

Họ Desmodoridae Filipjev, 1922

Giống *Bolbonema* Cobb, 1920

53. *Bolbonema* sp.

Giống *Catanema* Cobb, 1920

54. *Catanema* sp.

Giống *Chromaspirina* Filipjev, 1918

55. *Chromaspirina* sp.

Giống *Desmodora* de Man, 1889

56. *Desmodora vietnamica* Gagarin & Nguyen Vu Thanh, 2010

Giống *Eubostrichus* Greeff, 1869

57. *Eubostrichus* sp.

Giống *Laxus* Cobb, 1894

58. *Laxus* sp.

Giống *Metachromadora* Filipjev, 1918

59. *Metachromadora* sp.

Giống *Molgolaimus* Ditlevsen, 1921

60. *Molgolaimus* sp.

Giống *Onyx* Cobb, 1891

61. *Onyx* sp.

Giống *Psammonema* Verschelde & Vincx, 1995

62. *Psammonema* sp.

Giống *Robbea* Gerlach, 1956

63. *Robbea* sp.

Giống *Spirinia* Gerlach, 1963

64. *Spirinia* sp.

Giống *Stilbonema* Cobb, 1920

65. *Stilbonema* sp.

Giống *Zalonema* Cobb, 1920

66. *Zalonema* sp.

Họ Desmoscolecidae Shipley, 1896

Giống *Tricoma* Cobb, 1894

67. *Tricoma* sp.

Họ Microlaimidae Micoletzky, 1922

Giống *Aponema* Jensen, 1978

68. *Aponema* sp.

Giống *Microlaimus* de Man, 1880

69. *Microlaimus* sp.

Giống *Spirobolbolaimus* Soetaert & Vincx, 1988

70. *Spirobolbolaimus* sp.

Họ Monoposthiidae Filipjev, 1934

Giống *Rhinema* Cobb, 1920

71. *Rhinema* sp.

BỘ DESMOSCOLECIDA Filipjev, 1929

Họ Cyartonematidae Tchesunov, 1989

Giống *Cyartonema* Cobb, 1920

72. *Cyartonema* sp.

BỘ MONHYSTERIDA Filipjev, 1929

Họ Linhomoeidae Filipjev, 1922

Giống *Anticyclus* Cobb, 1920

73. *Anticyclus* sp.

Giống *Desmolaimus* de Man, 1880

74. *Desmolaimus longicaudatus* Kreis, 1929

75. *Desmolaimus* sp.1

76. *Desmolaimus* sp.2

Giống *Disconema* Filipjev, 1918

77. *Disconema* sp.

Giống *Eleutherolaimus* Filipjev, 1922

78. *Eleutherolaimus* sp.

Giống *Linhomoeus* Bastian, 1865

79. *Linhomoeus* sp.

Giống *Metalinhomoeus* de Man, 1907

80. *Metalinhomoeus* sp.

Giống *Monhysteroides* Timm, 1961

81. *Monhysteroides* sp.

Giống *Terschellingia* de Man, 1888

82. *Terschellingia longicaudata* de Man, 1907

83. *Terschellingia lutosa* Gagarin & Tu, 2014

84. *Terschellingia obesa* Gagarin & Thanh, 2008

85. *Terschellingia* sp.1

86. *Terschellingia* sp.2

87. *Terschellingia* sp.3

88. *Terschellingia* sp.4

89. *Terschellingia yenensis* Gagarin, 2019

Họ Monhysteridae de Man, 1876

Giống *Monhystera* Bastian, 1865

90. *Monhystera* sp.

Họ Sphaerolaimidae Filipjev, 1918

Giống *Parasphaerolaimus* Ditlevsen, 1918

91. *Parasphaerolaimus* sp.

Giống *Sphaerolaimus* Bastian, 1865

92. *Sphaerolaimus maeoticus* Filipjev, 1922

Giống *Subsphaerolaimus* Lorenzen, 1978

93. *Subsphaerolaimus major* Nguyen Vu Thanh & Gagarin, 2009

Họ Xyalidae Chitwood, 1951

Giống *Amphimonhystera* Allgén, 1929

94. *Amphimonhystera* sp.

Giống *Amphimonhystrella* Timm, 1961

95. *Amphimonhystrella* sp.

Giống *Daptonema* Cobb, 1920

96. *Daptonema brevisetosum* Nguyen Vu Thanh & Gagarin 2009

97. *Daptonema dihystera* Gagarin & Thanh, 2005

98. *Daptonema dolichurus* Nguyen Thi Thu, Nguyen Vu Thanh & Gagarin, 2004

99. *Daptonema iners* Nguyen et al., 2004

100. *Daptonema pumilus* Nguyen Vu Thanh, Lai Phu Hoang & Gagarin, 2005

101. *Daptonema* sp.2

102. *Daptonema* sp.6

103. *Daptonema* sp.7

Giống *Elzalia* Gerlach, 1957

104. *Elzalia* sp.

Giống *Linhystera* Juario, 1974

105. *Linhystera* sp.

Giống *Marisalbinema* Tchesunov, 1990

106. *Marisalbinema* sp.

Giống *Paramonohystera* Steiner, 1916

107. *Paramonohystera* sp.

Giống *Promonhystera* Wieser, 1956

108. *Promonhystera* sp.

Giống *Pseudosteineria* Wieser, 1956

109. *Pseudosteineria* sp.

Giống *Retrotheristus* Lorenzen, 1977

110. *Retrotheristus* sp.

Giống *Scaptrella* Cobb, 1917

111. *Scaptrella* sp.

Giống *Sphaerotheristus* Timm, 1968

112. *Sphaerotheristus nothus* Nguyen Vu Thanh & Gagarin, 2005

Giống *Stylotheristus* Lorenzen, 1977

113. *Stylotheristus* sp.

Giống *Theristus* Bastian, 1865

114. *Theristus* sp.

BỘ PLECTIDA Gadea, 1973

Họ Aegialoalaimidae Lorenzen, 1981

Giống *Aegialoalaimus* de Man, 1907

115. *Aegialoalaimus* sp.1

116. *Aegialoalaimus* sp.2

117. *Aegialoalaimus* sp.3

Họ Camacolaimidae Micoletzky, 1924

Giống *Camacolaimus* de Man, 1889

118. *Camacolaimus* sp.

Giống *Deontolaimus* de Man, 1880

119. *Deontolaimus zeelandicus* de Man, 1880

Họ Ceramonematidae Cobb, 1933

Giống *Ceramonema* Cobb, 1920

120. *Ceramonema* sp.

Giống *Pselionema* Cobb, 1933

121. *Pselionema* sp.

Họ Haliplectidae Chitwood, 1951

Giống *Haliplectus* Cobb, 1913

122. *Haliplectus* sp.

Giống *Setoplectus* Vitiello, 1971

123. *Setoplectus* sp.

Họ Leptolaimidae Örley, 1880

Giống *Antomicron* Cobb, 1920

124. *Antomicron* sp.

Giống *Leptolaimus* de Man, 1876

125. *Leptolaimus rivalis* (Gagarin & Thanh, 2007) Holovachov & Boström, 2013

LỚP ENOPLA De Ley & Blaxter, 2004**BỘ ENOPLIDA Filipjev, 1929****Họ Anticomidae Filipjev, 1918**

Giống *Anticoma* Bastian, 1865

126. *Anticoma* sp.

Giống *Paranticoma* Micoletzky & Kreis, 1930

127. *Paranticoma* sp.

Họ Enchelidiidae Filipjev, 1918

Giống *Calyptronema* Marion, 1870

128. *Calyptronema cobbi* Wieser, 1953

Giống *Eurystomina* Filipjev, 1921

129. *Eurystomina ornata* (Eberth, 1863) Marion, 1970

Giống *Polygastrophora* de Man, 1922

130. *Polygastrophora* sp.

Họ Enoplidae Dujardin, 1845

Giống *Enoplus* Dujardin, 1845

131. *Enoplus* sp.

Họ Ironidae de Man, 1876

Giống *Parironus* Micoletzky, 1930

132. *Parironus* sp.

Giống *Thalassironus* de Man, 1889

133. *Thalassironus* sp.

Họ Leptosomatidae Filipjev, 1916

Giống *Barbonema* Filipjev, 1927

134. *Barbonema* sp.

Giống *Thoracostoma* Marion, 1870

135. *Thoracostoma* sp.

Họ Oncholaimidae Filipjev, 1916

Giống *Oncholaimellus* de Man, 1890

136. *Oncholaimellus* sp.

Giống *Oncholaimus* Dujardin, 1845

137. *Oncholaimus* sp.

Giống *Viscosia* de Man, 1890

138. *Viscosia* sp.

Họ Oxystominidae Chitwood, 1935

Giống *Halalaimus* de Man, 1888

139. *Halalaimus luticolus* Timm, 1961

Giống *Oxystomina* Filipjev, 1918

140. *Oxystomina* sp.

Họ Phanodermatidae Filipjev, 1927

Giống *Phanodermopsis* Ditlevsen, 1926

141. *Phanodermopsis* sp.

Họ Rhabdolaimidae Chitwood, 1951

Giống *Syringolaimus* de Man, 1888

142. *Syringolaimus* sp.

Họ Thoracostomopsidae Filipjev, 1927

Giống *Enoploides* Ssaweljev, 1912

143. *Enoploides* sp.

Giống *Enoplolaimus* de Man, 1893

144. *Enoplolaimus* sp.

Giống *Oxyonchus* (Filipjev, 1927) De Coninck & Schuurmans Stekhoven, 1933

145. *Oxyonchus* sp.

Giống *Thoracostomopsis* Ditlevsen, 1918

146. *Thoracostomopsis* sp.

Họ Tripyloididae Filipjev, 1918

Giống *Tripyloides* de Man, 1886

147. *Tripyloides* sp.

BỘ MONONCHIDA Jairajpuri, 1969**Họ Mononchidae Filipjev, 1934**

Giống *Mononchus* Bastian, 1865

148.*Mononchus* sp.

Giống *Mylonchulus* Cobb, 1916

149.*Mylonchulus* sp.

BỘ TRIPLONCHIDA Cobb, 1919

Họ Rhabdodemaniidae Filipjev, 1934

Giống *Rhabdodemia* Baylis & Daubney, 1926

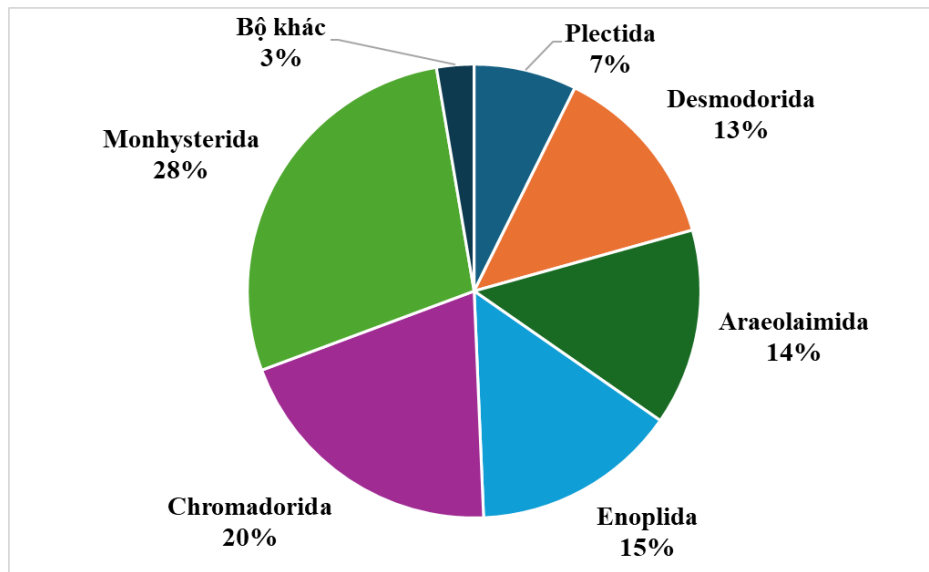
150.*Rhabdodemia* sp.

Phân tích thành phần loài tuyến trùng sống tự do tại hệ sinh thái rạn san hô ở Vịnh Nha Trang – Khánh Hòa ghi nhận tổng cộng 150 loài và dạng loài thuộc 124 giống, 36 họ, phân bố trong 9 bộ và 2 lớp.

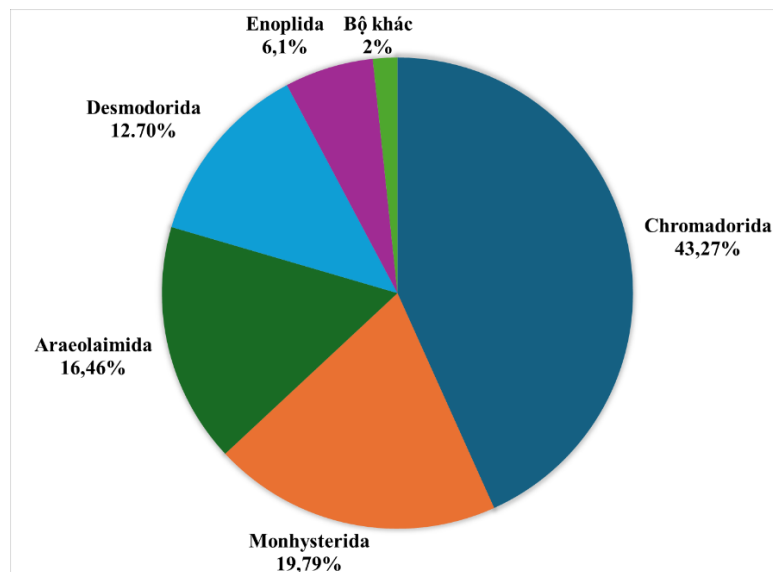
Số lượng loài ghi nhận được trong nghiên cứu này ít hơn so với kết quả của Grassi và cộng sự năm 2022 tại rạn san hô Maldives (173 giống, 36 họ) [120], nhưng lại cao hơn so với một số nghiên cứu khác, như nghiên cứu của An và cộng sự năm 2024 sử dụng siêu mã vạch eDNA tại rạn san hô Biển Đông chỉ ghi nhận 61 loài thuộc 51 giống và 37 họ [121]; hay nghiên cứu của Marzo và cộng sự năm 2024 tại rạn san hô Jardines de La Reina (miền Nam Cuba) ghi nhận 70 loài và ước tính khoảng 75 loài, trong đó chủ yếu tập trung ở hai họ Desmodoridae và Chromadoridae [122]. Cấu trúc thành phần chi tiết theo bộ, họ, giống và loài được thể hiện từ Hình 3.4 đến 3.7. Kết quả của nghiên cứu tại Vịnh Nha Trang so với các kết quả nghiên cứu khác trên thế giới ở hệ sinh thái rạn san hô cho thấy số lượng loài ở khu vực khá cao,. Việc định danh nhiều mẫu vật đã được thực hiện đến cấp độ loài; tuy nhiên, do một số mẫu mới ở giai đoạn ấu trùng hoặc không có dữ liệu mô tả tương ứng trong các tài liệu hiện hành, cho thấy khả năng chúng là các loài mới cho khoa học.

Về cấu trúc thành phần bộ tuyến trùng: nghiên cứu tại hệ sinh thái rạn san hô tại Vịnh Nha Trang cho thấy có 9 bộ tuyến trùng được ghi nhận bao gồm Araeolaimida, Chromadorida, Desmodorida, Desmoscolecida, Enoplida, Monhysterida, Mononchida, Plectida, Triplonchida, trong đó số lượng loài ghi nhận nhiều nhất thuộc về bộ Monhysterida với 42 loài chiếm tỉ lệ 28%, tiếp đến là bộ Chromadorida với 30 loài chiếm tỉ lệ 20%, bộ Enoplida với 22 loài chiếm 14,67%, bộ Araeolaimida với 21 loài chiếm 14%, bộ Desmodorida với 20 loài chiếm tỉ lệ 13,33%, bộ Plectida Gadea, 1973 với 11 loài chiếm tỉ lệ 7,33%, bộ Mononchida với 2 loài chiếm tỉ lệ 1,33% và 2 bộ Triplonchida và

Desmoscolecida với 1 loài mỗi bộ chiếm tỉ lệ 0,67% (Hình 3.4)



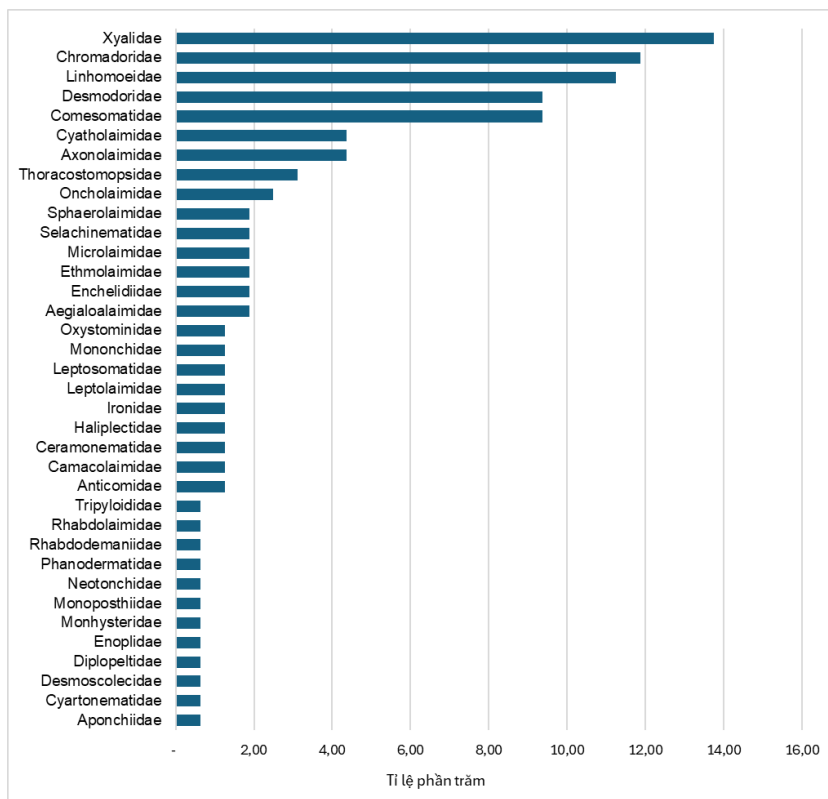
Hình 3.4. Biểu đồ tỉ lệ phần trăm các bộ tuyến trùng theo số lượng loài tại địa điểm thu mẫu



Hình 3.5. Biểu đồ tỉ lệ phần trăm các bộ tuyến trùng theo số lượng cá thể tại địa điểm thu mẫu

Kết quả phân tích thành phần tuyến trùng tại khu vực nghiên cứu cho thấy ba bộ chiếm ưu thế về số lượng cá thể là Chromadorida (43,27%), Monhysterida (19,79%) và Araeolaimida (16,46%). So sánh với các nghiên cứu khác trên thế giới, thành phần ưu thế ở Vịnh Nha Trang nhìn chung tương đồng với các hệ sinh thái rạn san hô ở nhiều khu vực khác nhau. Nghiên cứu tại đảo núi lửa Kueishan cho thấy ba bộ Chromadorida (39,5%), Monhysterida (33,6%) và Desmodorida (11,1%) chiếm ưu thế, trong khi tại rạn san hô miền Nam

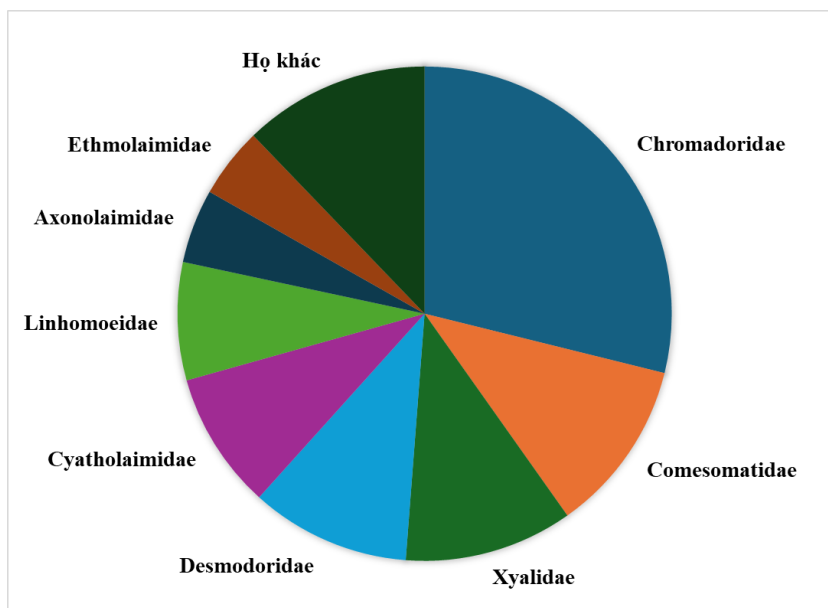
Cuba, Desmodorida và Chromadorida được ghi nhận là hai bộ ưu thế nhất [122,123]. Kết quả ở vịnh Nha Trang cho thấy sự tương đồng với xu hướng phân bố các bộ ưu thế của tuyến trùng trong các hệ sinh thái rạn san hô trên thế giới (Hình 3.5).



Hình 3.6. Biểu đồ tỉ lệ phần trăm các họ tuyến trùng theo số lượng loài tại địa điểm thu mẫu

Về thành phần họ, tại rạn san hô vịnh Nha Trang đã ghi nhận 36 họ tuyến trùng. Trong đó, Xyalidae có số loài cao nhất (13,75%), tiếp đến là Chromadoridae (11,88%) và Linhomoeidae (11,25%); trong khi một số họ chỉ chiếm tỷ lệ rất thấp (0,63%) như Aponchiidae, Cyartonematidae, Desmoscolecidae, Diplopeltidae, Enoplidae, Monhysteridae, Monoposthiidae, Neotonchidae, Phanodermatidae, Rhabdodemaniidae, Rhabdolaimidae và Tripyloididae (Hình 3.7). Xét theo số lượng cá thể, ba họ chiếm ưu thế là Chromadoridae (28,86%), Comesomatidae (11,33%) và Xyalidae (11,02%) (Hình 3.6). So sánh với các nghiên cứu khác, thành phần các họ ưu thế tại vịnh Nha Trang nhìn chung tương đồng với các rạn san hô trên thế giới, điển hình là Marsa Alam (Biển Đỏ, Ai Cập) với các họ Chromadoridae, Cyatholaimidae và Xyalidae, hay đảo Okinawajima (Nhật Bản) với Chromadoridae, Desmodoridae, Cyatholaimidae, Linhomoeidae và Oncholaimidae [115, 124].

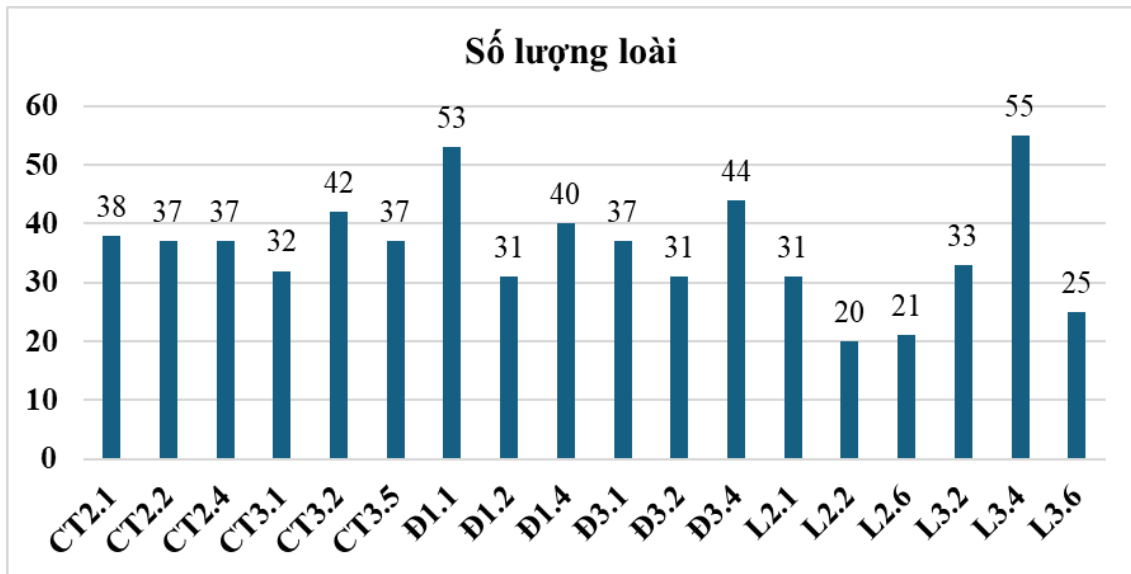
Như vậy, Chromadoridae có xu hướng là họ chiếm ưu thế nổi bật trong nhiều hệ sinh thái rạn san hô toàn cầu.



Hình 3.7. Biểu đồ tỉ lệ phần trăm các họ tuyến trùng theo số lượng cá thể tại địa điểm thu mẫu

Ở cấp độ loài, hai loài chiếm ưu thế tại khu vực nghiên cứu là *Dichromadora affinis* Gagarin & Nguyen Vu Thanh, 2011 (17,68%) và *Ptycholaimellus brevisetosus* Nguyen Vu Thanh, Nguyen Dinh Tu, Gagarin, Tchesunov & Nguyen Thanh Hien, 2012 (6,56%), cùng với *Daptonema* sp.6 (5,62%). Kết quả này cho thấy cấu trúc thành phần bộ, họ, giống loài của quần xã tuyến trùng tại vịnh Nha Trang vừa phản ánh tính đặc thù của riêng nó, vừa gợi mở bằng chứng so sánh hữu ích trong việc nhận diện các taxa ưu thế có vai trò sinh thái quan trọng ở quy mô toàn cầu.

Kết quả cho thấy số lượng loài giữa các điểm và giữa các khu vực nghiên cứu có sự khác biệt có ý nghĩa thống kê. Trong đó, địa điểm Đ1 có số lượng loài trung bình cao nhất (41,33 loài), phản ánh mức độ đa dạng loài cao hơn so với các khu vực khác. Các khu vực CT1, CT2, Đ2 và L2 có số lượng loài trung bình tương đối đồng đều, dao động quanh 37 loài. Riêng L1 có số lượng loài trung bình thấp nhất (24 loài).



Hình 3.8. Số lượng loài tuyển trùng của 18 mẫu nghiên cứu

Bảng 3.4. Số lượng loài tuyển trùng tại các khu vực nghiên cứu

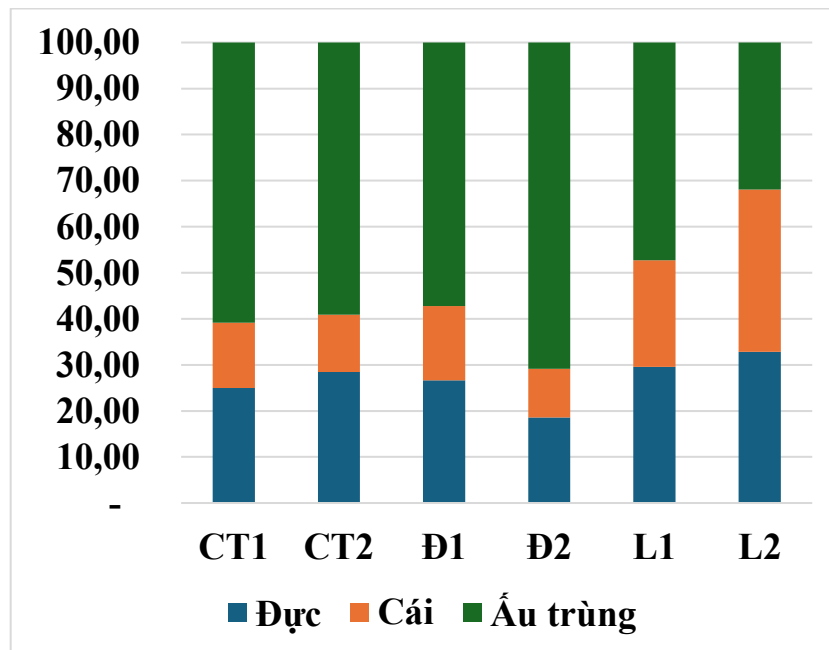
Địa điểm	Mẫu	Số lượng loài	Trung bình
CT1	CT1.1	38	37.33
	CT1.2	37	
	CT1.3	37	
CT2	CT2.1	32	37.00
	CT2.2	42	
	CT2.3	37	
Đ1	Đ1.1	53	41.33
	Đ1.2	31	
	Đ1.3	40	
Đ2	Đ2.1	37	37.33
	Đ2.2	31	
	Đ2.3	44	
L1	L1.1	31	24.00
	L1.2	20	
	L1.3	21	
L2	L2.1	33	37.67
	L2.2	55	
	L2.3	25	

Sự khác biệt này cho thấy điều kiện sinh thái giữa các khu vực không hoàn toàn đồng nhất. Tuy nhiên, cần lưu ý rằng số lượng loài cao không nhất thiết đồng nghĩa với môi trường sống ổn định hoặc chất lượng tốt, cũng như số

lượng loài thấp không nhất thiết phản ánh sự suy thoái môi trường. Trong phạm vi nghiên cứu này, chưa có phân tích định lượng về mối tương quan giữa đa dạng loài và các yếu tố môi trường (như đặc điểm trầm tích, độ mặn, ô nhiễm hữu cơ hay mức độ biến động sinh cảnh). Do đó, các nhận định về nguyên nhân tiềm ẩn chỉ mang tính gợi ý, cần được kiểm chứng thêm bằng các nghiên cứu chuyên sâu hơn (Hình 3.8 và Bảng 3.4)

3.1.5 Cấu trúc giới tính của quần xã tuyến trùng sống tự do ở hệ sinh thái rạn san hô tại Vịnh Nha Trang, tỉnh Khánh Hòa

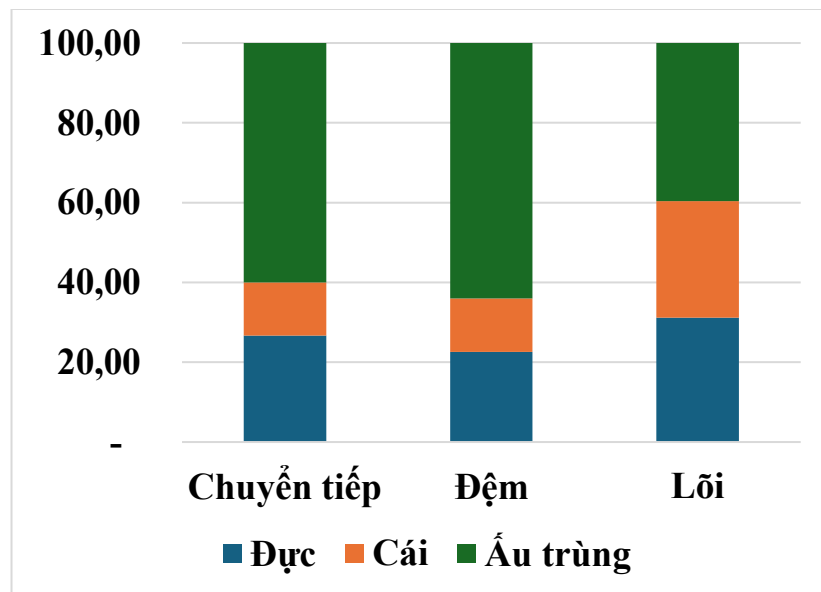
Phân tích cấu trúc giới tính của 18 mẫu thuộc 6 vị trí của 3 vùng (đệm, lõi và chuyển tiếp) ở hệ sinh thái rạn san hô ở Vịnh Nha Trang cho thấy ấu trùng chiếm tỷ lệ lớn nhất ở đa số các điểm dao động từ 31,95% đến 70,85%, chỉ có duy nhất vị trí L2 có tỉ lệ ấu trùng nhỏ hơn tỉ lệ cá thể đực và cái. Xét về tỉ lệ cá thể đực (tỉ lệ dao động từ 18,55% đến 32,81%) và cái (tỉ lệ dao động từ 10,60% đến 35,25%), có thể thấy được ở 6 điểm thu mẫu có 5/6 điểm tỉ lệ cá thể đực nhiều hơn tỉ lệ cá thể cái ngoại trừ vị trí L2 (Hình 3.9).



Hình 3.9. Cấu trúc giới tính quần xã tuyến trùng tại các điểm thu mẫu

Phân tích tỉ lệ giới tính theo từng vùng (đệm, lõi, chuyển tiếp) có được tỉ lệ ấu trùng luôn cao hơn tỉ lệ cá thể đực và cá thể cái và dao động từ 39,62% đến 59,99% và tỉ lệ cá thể đực (dao động từ 22,60% đến 31,18%) luôn cao hơn tỉ lệ cá thể cái (dao động từ 13,33% đến 29,20%) (Hình 3.10).

Xét theo từng vùng, ấu trùng luôn chiếm ưu thế so với cá thể đực và cái, dao động từ 39,62% đến 59,99%. Tỷ lệ cá thể đực (22,60%–31,18%) cũng ổn định ở mức cao hơn so với cái (13,33%–29,20%) trong cả ba vùng (Hình 3.8). Kết quả này tương đồng với nghiên cứu của Liu và cộng sự năm 2015 tại phía Bắc Biển Đông [126] ở điểm tỉ lệ ấu trùng cao hơn trưởng thành, nhưng khác biệt ở chỗ tỉ lệ cá thể đực tại Vịnh Nha Trang cao hơn cá thể cái.



Hình 3.10. Biểu đồ cấu trúc giới tính quần xã tuyến trùng 3 vùng thu mẫu

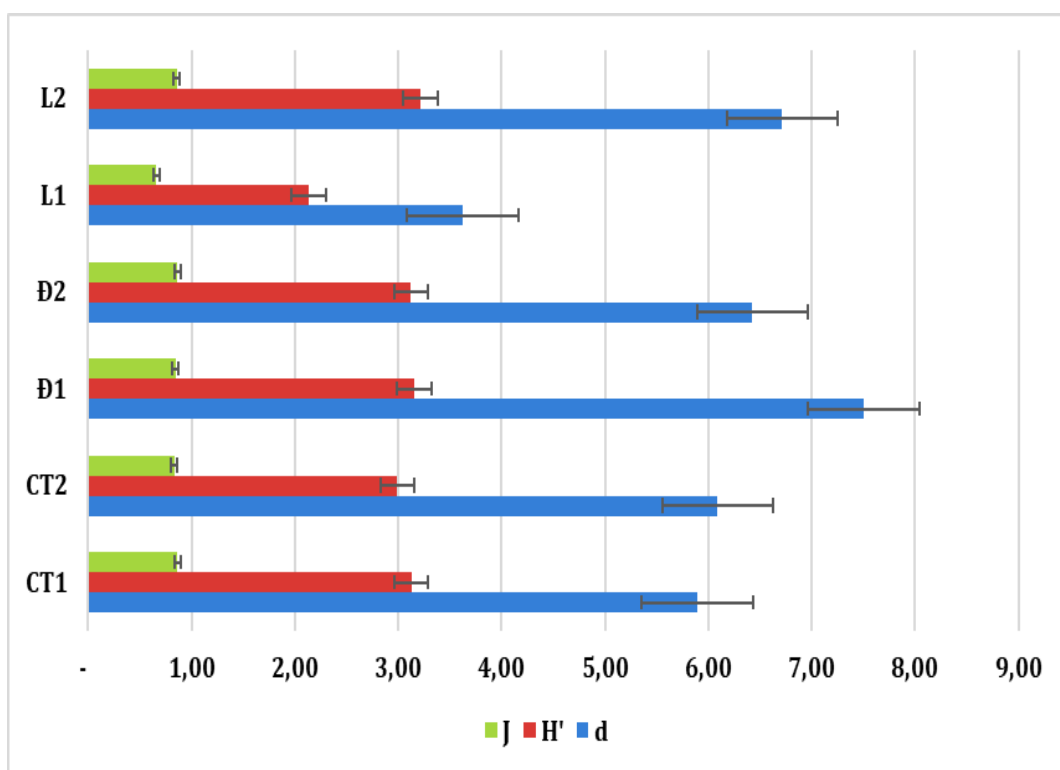
Tỷ lệ ấu trùng cao phản ánh tiềm năng tái sinh quần thể mạnh mẽ và khả năng thích nghi nhanh với biến đổi môi trường, đặc biệt trong điều kiện giàu dinh dưỡng hoặc sau giai đoạn phục hồi sau xáo trộn. Tỷ lệ đực cao hơn cái cho thấy cá thể đực có thể đóng vai trò quan trọng hơn trong quá trình sinh sản và duy trì quần thể tuyến trùng ở khu vực nghiên cứu.

3.1.6. Đa dạng sinh học của tuyến trùng sống tự do ở hệ sinh thái rạn san hô tại Vịnh Nha Trang, tỉnh Khánh Hòa

Kết quả chi tiết được trình bày trong Bảng 3.5 và Hình 3.11 cho thấy sự khác biệt về mức độ đa dạng sinh học của quần thể tuyến trùng sống tự do giữa các điểm thu mẫu và giữa ba vùng nghiên cứu (lỗi, đệm và chuyển tiếp). Nhìn chung, chỉ số đa dạng sinh học có sự biến động đáng kể giữa các điểm. Số lượng loài dao động từ 25,67 (L1) đến 43,67 (L2). Chỉ số Margalef (d) tăng từ 3,62 (L1) đến 6,71 (L2). Trong khi đó, chỉ số cân bằng J' không ghi nhận sự khác biệt có ý nghĩa thống kê giữa ba vùng (lỗi, đệm và chuyển tiếp).

Bảng 3.5. Các chỉ số đa dạng về số lượng loài (S), số lượng cá thể (N), chỉ số Margalef (d), chỉ số Shannon-Wiener (H') và chỉ số cân bằng (J')

Điểm thu mẫu	Các chỉ số đa dạng				
	S	N	d	J'	H'(loge)
CT1.1	38	420	6,126	0,839	3,051
CT1.2	37	630	5,585	0,854	3,085
CT1.3	37	413	5,977	0,898	3,242
Trung bình ±sai số	37,33±0,44	487,67±94,89	5,90±0,21	0,86±0,02	3,13±0,08
CT2.1	32	530	4,942	0,853	2,955
CT2.2	42	300	7,188	0,78	2,915
CT2.3	37	353	6,137	0,862	3,111
Trung bình ±sai số	37±3,33	394,33±90,44	6,09±0,77	0,83±0,03	2,99±0,08
Đ1.1	58	314	9,914	0,865	3,512
Đ1.2	31	166	5,869	0,817	2,807
Đ1.3	40	328	6,732	0,853	3,145
Trung bình ±sai số	43±10	269,33±68,89	7,51±1,61	0,85±0,02	3,16±0,24
Đ2.1	37	342	6,17	0,829	2,993
Đ2.2	31	256	5,41	0,88	3,021
Đ2.3	45	304	7,696	0,88	3,351
Trung bình ±sai số	37,67±4,89	300,67±29,78	6,43±0,85	0,86±0,02	3,12±0,15
L1.1	31	820	4,471	0,636	2,185
L1.2	20	1102	2,712	0,634	1,898
L1.3	26	880	3,687	0,715	2,329
Trung bình ±sai số	25,67±3,78	934±112	3,62±0,61	0,67±0,04	2,14±0,16
L2.1	39	510	6,095	0,873	3,197
L2.2	62	608	9,516	0,915	3,776
L2.3	30	600	4,533	0,785	2,672
Trung bình ±sai số	43,67±12,22	572,67±41,78	6,72±1,87	0,86±0,05	3,22±0,37



Hình 3.11. Biểu đồ các chỉ số Margalef (d), chỉ số cân bằng (J') và Shannon-Wiener (H) tại các điểm thu mẫu

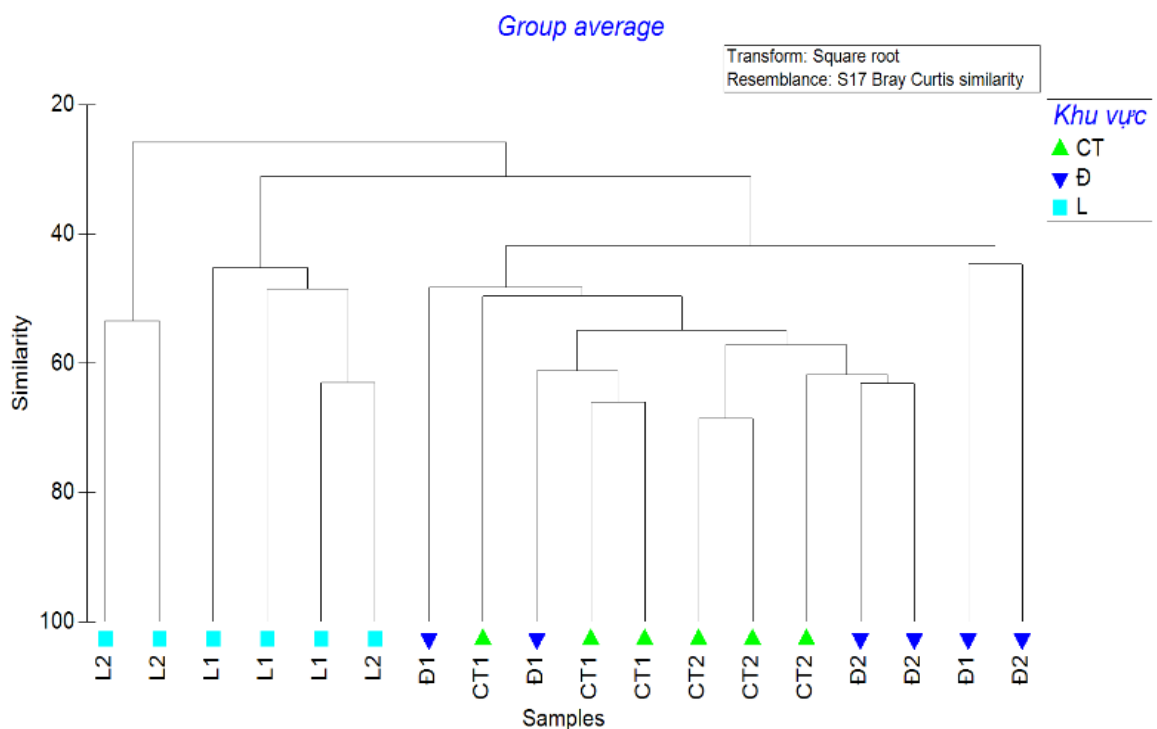
Chỉ số đa dạng loài Shannon-Wiener (H') là một trong các chỉ số quan trọng nhất trong quần xã sinh vật. Hệ số đa dạng sinh học cao khi số lượng loài lớn và với số lượng cá thể từng loài thường không nhiều trong điều kiện môi trường thuận lợi, đồng đều. Ngược lại trong điều kiện môi trường khắc nghiệt hoặc không đồng nhất, số lượng cá thể một vài loài có khả năng thích nghi hơn sẽ tăng đột biến trong khi các loài khác biến mất hoặc có số lượng rất ít. Theo nghiên cứu quần xã tuyến trùng tại hệ sinh thái rạn san hô thuộc Vịnh Nha Trang cho thấy chỉ số Shannon-Wiener (H') dao động từ 2,14 (L1) đến 3,21 (L2). Dựa trên các chỉ số đa dạng trong Bảng 3.2, có thể nhận thấy sự khác biệt rõ rệt giữa các khu vực khảo sát. Khu vực CT1 và Đ2 thể hiện cấu trúc quần xã ổn định với số loài trung bình khoảng 37–38, chỉ số Shannon (H') dao động quanh 3,1 và chỉ số đồng đều (J') cao ($>0,85$), phản ánh sự phân bố cá thể cân bằng, không có loài nào chiếm ưu thế vượt trội. Ngược lại, khu vực CT2 tuy có số loài tương tự nhưng mức độ đồng đều thấp hơn ($J' = 0,83$), cho thấy sự chênh lệch về số lượng cá thể giữa các loài.

Tại khu vực Đ1, tính dị hợp nội vùng thể hiện rõ với sự khác biệt lớn giữa các điểm thu mẫu: có điểm giàu loài và đa dạng cao ($S = 58$, $H' = 3,51$),

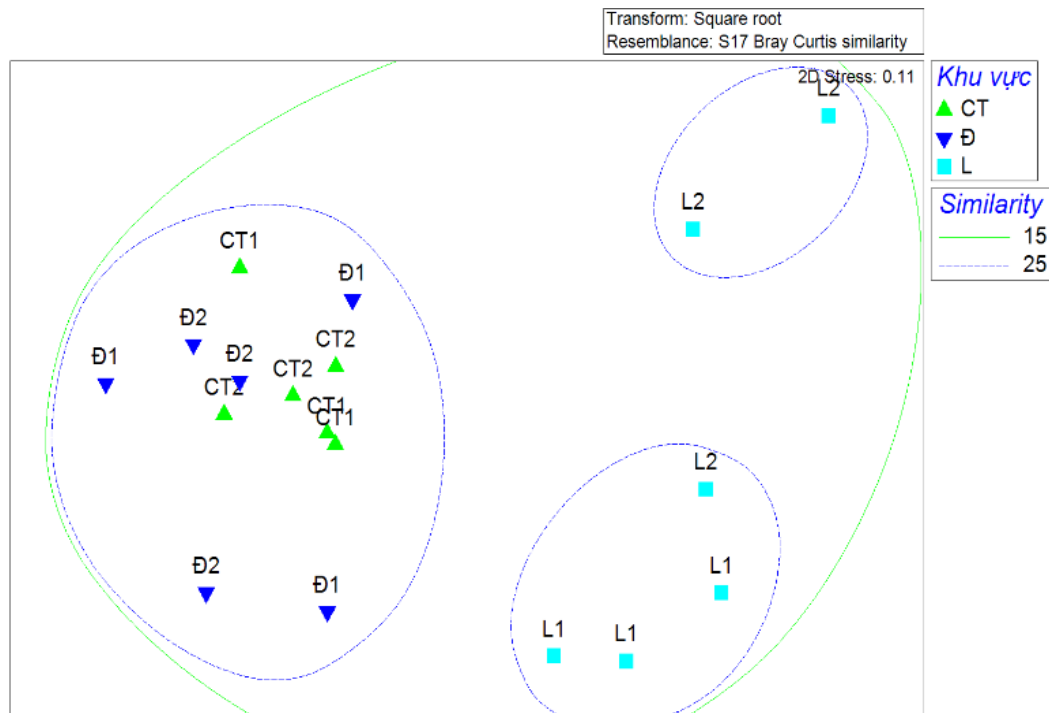
nhưng cũng có điểm nghèo loài và kém đa dạng ($S = 31$, $H' = 2,81$). Đặc biệt, khu vực L1 là nơi nghèo loài nhất ($S = 20-31$, $H' \approx 2,14$), mặc dù mật độ cá thể (N) rất cao, cho thấy quần xã bị chi phối bởi một vài loài ưu thế, dẫn đến sự mất cân bằng sinh thái. Trái lại, khu vực L2 nổi bật nhất với số loài phong phú (S có thể đạt 62), mức đồng đều cao ($J' = 0,86$) và chỉ số Shannon lớn nhất (H' trung bình = 3,22), phản ánh một quần xã đa dạng, cân bằng và có điều kiện môi trường thuận lợi. Từ các chỉ số đa dạng, có thể thấy rằng L2 là khu vực đa dạng và ổn định nhất; L1 cho thấy các dấu hiệu xáo trộn; CT1 và Đ2 có thể duy trì trạng thái tương đối cân bằng; trong khi Đ1 thể hiện dấu hiệu biến động nội vùng đáng kể. Tuy nhiên, nhận định này cần được kiểm chứng thêm bằng các phân tích thống kê và đánh giá mối tương quan với các yếu tố môi trường.

3.2. NGHIÊN CỨU ĐẶC ĐIỂM CẤU TRÚC QUẦN XÃ TUYẾN TRÙNG SỐNG TỰ DO TRONG MỐI TƯƠNG QUAN VỚI NHỮNG THAY ĐỔI CỦA MÔI TRƯỜNG Ở HỆ SINH THÁI RẠN SAN HÔ TẠI VỊNH NHA TRANG, TỈNH KHÁNH HÒA

3.2.3. Thay đổi trong cấu trúc quần xã tuyến trùng sống tự do ở hệ sinh thái rạn san hô tại Vịnh Nha Trang, tỉnh Khánh Hòa



Hình 3.12. Biểu đồ Cluster biểu thị độ tương đồng trong cấu trúc quần xã tuyến trùng sống tự do giữa các điểm khác nhau tại khu vực nghiên cứu



Hình 3.13. Biểu đồ MDS biểu thị độ tương đồng trong cấu trúc quần xã tuyến trùng sống tự do tại các địa điểm nghiên

Độ tương đồng trong thành phần loài tuyến trùng giữa các khu vực khảo sát (lỗi, đệm và chuyên tiếp) cũng như giữa các điểm thu mẫu được thể hiện thông qua phân tích Cluster và biểu đồ MDS (Hình 3.12, Hình 3.13). Kết quả phân cụm dựa trên chỉ số Bray–Curtis cho thấy sự phân tách rõ rệt giữa các nhóm mẫu. Cụ thể, các mẫu thuộc khu vực L1 và L2 hình thành một cụm riêng biệt với mức tương đồng nội nhóm khoảng 60–65%, phản ánh sự khác biệt đáng kể về cấu trúc quần xã so với các khu vực còn lại. Ngược lại, các mẫu tại CT1, CT2 và Đ2 có xu hướng tập hợp thành một cụm với độ tương đồng 60–70%, cho thấy sự chia sẻ nhiều đặc điểm sinh thái và cấu trúc loài tương đối đồng nhất. Khu vực Đ1 thể hiện tính dị hợp nội vùng: một số mẫu gần cụm CT–Đ2, trong khi một số khác tách biệt, phản ánh sự không đồng nhất về điều kiện môi trường hoặc áp lực sinh thái tại điểm này. Các quần xã tuyến trùng thường thể hiện sự nhạy cảm cao với những biến đổi rất nhỏ của điều kiện vi môi trường. Ngay cả trong phạm vi hẹp chỉ vài mét vuông, thành phần loài có thể khác biệt rõ rệt, phản ánh sự dị thể của nền đáy, nguồn thức ăn và mức độ ổn định của trầm tích. Sự khác nhau về kích thước hạt, hàm lượng chất hữu cơ, vụn san hô hay sự hiện diện của thảm tảo tạo nên các “ổ sinh cảnh nhỏ” quyết định sự ưu thế của những nhóm chức năng khác nhau. Quần xã tuyến trùng không chỉ phân

hóa theo chiều ngang của bề mặt đáy mà còn phân tầng theo chiều sâu trầm tích, cho thấy vai trò quan trọng của vi môi trường trong việc định hình cấu trúc cộng đồng [5],[54]. Chính vì vậy, chỉ cần những thay đổi nhỏ trong oxy, độ đục hay dinh dưỡng đều nhanh chóng được phản ánh qua sự biến động về mật độ, thành phần và đa dạng loài, khiến tuyến trùng trở thành nhóm chỉ thị sinh học hữu hiệu cho biến động môi trường ở quy mô vi mô [122].

Nhìn chung, kết quả phân tích cho thấy cấu trúc quần xã tuyến trùng tại các rạn san hô Vịnh Nha Trang có thể chia thành hai nhóm chính: (i) nhóm vùng lõi (L1, L2) đặc trưng với sự khác biệt rõ rệt về thành phần loài, và (ii) nhóm vùng chuyển tiếp-đệm. Sự phân tách này nhiều khả năng liên quan đến đặc trưng sinh cảnh khác nhau giữa vùng lõi so với vùng đệm và chuyển tiếp, đồng thời gợi ý rằng khu vực Đ1 có thể chịu tác động của các yếu tố môi trường bất ổn định, dẫn đến sự phân hóa nội vùng.

Phân tích PERMANOVA cho thấy thành phần loài khác biệt có ý nghĩa thống kê giữa các địa điểm thu mẫu (Pseudo-F = 2.86, $p = 0.001$). Yếu tố “địa điểm” giải thích một phần đáng kể biến thiên trong cấu trúc quần xã ($SS = 21,538$ trên tổng 39,629, tức khoảng 54%). Tuy nhiên, biến thiên trong nội bộ địa điểm vẫn chiếm tỷ lệ cao (46%), cho thấy ngoài yếu tố không gian, còn nhiều yếu tố môi trường khác ảnh hưởng đến sự phân bố loài. Kết quả phân tích pairwise PERMANOVA chỉ ra rằng thành phần loài tại các điểm CT khác biệt rõ rệt so với các điểm L (CT1–L1, CT1–L2, CT2–L1, CT2–L2, $p < 0.05$). Ngoài ra, điểm Đ2 cũng khác biệt đáng kể so với các điểm L. Ngược lại, sự khác biệt giữa CT1–CT2, Đ1–Đ2 và L1–L2 không có ý nghĩa thống kê. Phân tích độ tương đồng trung bình cho thấy quần xã tại CT2 (62.8%) và L1 (54.1%) có tính đồng nhất cao nhất trong nhóm, trong khi Đ1 (32.1%) và L2 (35.3%) biến động mạnh hơn. Sự tương đồng giữa nhóm CT và Đ khá cao (41–46%), trong khi giữa CT/Đ với L chỉ đạt 17–29%, khẳng định sự phân hóa mạnh mẽ của quần xã giữa các cụm địa điểm này.

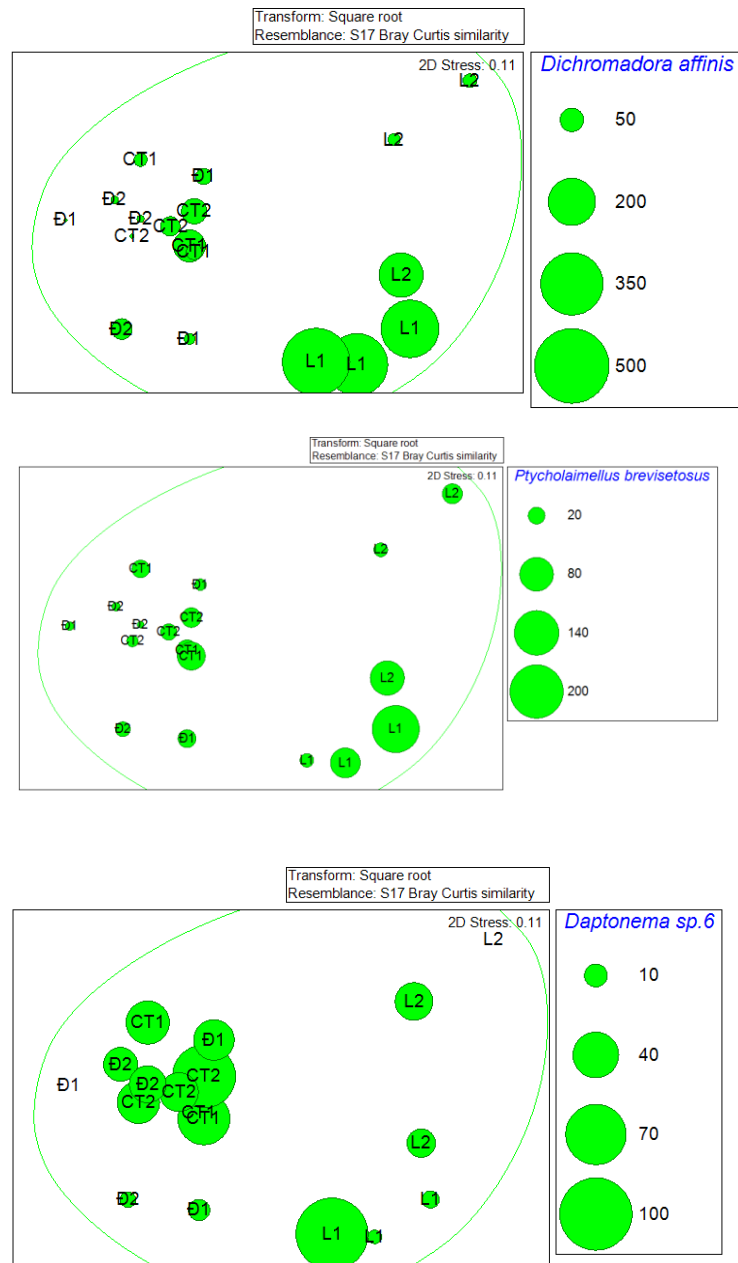
Phân tích so sánh Permanova giữa 3 khu vực Đ, CT, L cho thấy sự khác biệt rõ rệt trong cấu trúc quần xã tuyến trùng giữa các khu vực khảo sát. Không ghi nhận khác biệt đáng kể giữa CT và Đ ($t = 0.88$, $P = 0.731$). Ngược lại, cả hai cặp CT – L ($t = 2.16$, $P = 0.003$) và Đ – L ($t = 2.04$, $P = 0.002$) đều thể hiện sự sai khác có ý nghĩa thống kê. Phân tích mức độ tương đồng trung bình nội

bộ cho thấy CT (49.3%) và Đ (38.7%) có cấu trúc quần xã tương đối đồng nhất, trong khi L có mức tương đồng nội bộ thấp hơn (35.9%).

Đáng chú ý, mức tương đồng trung bình giữa L và các khu vực khác rất thấp (CT – L: 24.6%; Đ – L: 20.6%), phản ánh sự phân hóa mạnh mẽ của khu vực này so với phần còn lại. Như vậy, khu vực L đóng vai trò chính tạo nên sự khác biệt tổng thể về cấu trúc quần xã tuyến trùng giữa các khu vực khảo sát do khu vực vùng lõi là nơi đang được bảo vệ cho sự phục hồi san hô sau sự kiện tẩy trắng và các yếu tố khách quan như hoạt động du lịch và đánh bắt trái phép gây chết hàng loạt, nên đây là nơi có cấu trúc nền đáy thường có tính không đồng nhất, tạo điều kiện thuận lợi cho sự xuất hiện đồng thời nhiều kiểu hình tuyến trùng khác nhau, điều này phù hợp với nghiên cứu của Armenteros & Ruiz-Abierno (2015) [76] khi nói về tính chất nền đáy ở khu vực rạn san hô và cỏ biển.

3.2.4. Sự phân bố về thành phần loài ưu thế trong các quần xã tuyến trùng sống tự do của các khu vực khác nhau ở hệ sinh thái rạn san hô tại Vịnh Nha Trang, tỉnh Khánh Hòa.

Dữ liệu từ biểu đồ bubble plot cho thấy cả *Dichromadora affinis* và *Ptycholaimellus brevisetosus* đều có sự phân bố ưu thế rõ rệt tại nhóm điểm L1 và L2, thể hiện qua kích thước bong bóng lớn tương ứng với mật độ cao. Trong đó, *Dichromadora affinis* hầu như chỉ tập trung ở các điểm L, với mật độ rất cao và ít xuất hiện ở các điểm khác, phản ánh đặc tính phân bố hẹp và chọn lọc môi trường. Ngược lại, *Ptycholaimellus brevisetosus* ngoài sự ưu thế tại nhóm điểm L vẫn hiện diện rải rác với mật độ thấp ở một số điểm khác, cho thấy phạm vi phân bố rộng hơn. Sự khác biệt này có thể thấy rằng tại vùng lõi có những điều kiện sinh thái đặc thù, thuận lợi cho sự phát triển của các loài tuyến trùng trên. Ngoài ra loài *Daptonema* sp.6 cũng là loài chiếm ưu thế thứ 3 tính theo số lượng cá thể ở khu vực nghiên cứu tuy nhiên biểu đồ bubble plot cho thấy *Daptonema* sp.6 phân bố với mật độ cao nhất tại các trạm CT1, CT2 và Đ2, thể hiện vai trò ưu thế rõ rệt ở khu vực này. Tại nhóm L1, loài cũng xuất hiện với mật độ lớn, trong khi ở L2 và một số trạm khác, mật độ chỉ ở mức thấp hoặc rải rác (Hình 3.14)

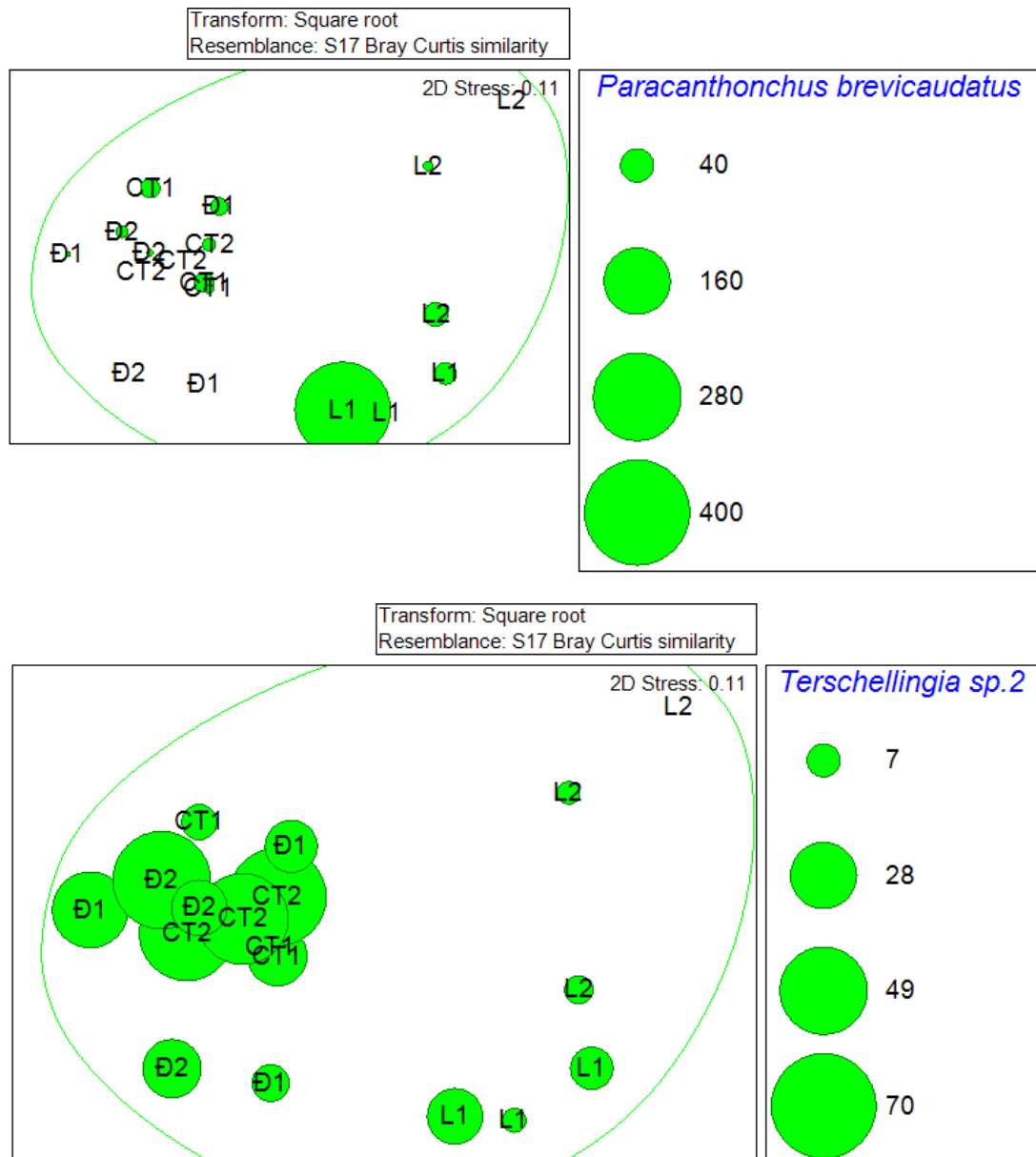


Hình 3.14. Ba loài chiếm ưu thế cao nhất trong tổng số cá thể thu được tại các khu vực nghiên cứu

So sánh với các nghiên cứu về quần xã tuyến trùng trên thế giới có thể thấy thấy các quần xã tuyến trùng ở rạn san hô thường được chi phối bởi một số họ và giống ưu thế có khả năng thích nghi cao với điều kiện nền đáy phức tạp và giàu carbonate. Trong đó, Chromadoridae là nhóm phổ biến nhất, với các giống như *Dichromadora* và *Chromadora* thường chiếm ưu thế tại nhiều rạn ở Ấn Độ Dương và Caribe [82], [127]. Họ Desmodoridae cũng được ghi nhận rộng rãi, đặc biệt với *Spirinia* và *Metachromadora*, thường xuất hiện ở nền đáy giàu mùn hữu cơ từ san hô chết [83]. Cyatholaimidae, với các đại diện

như *Cyatholaimus* và *Paracyatholaimus*, là nhóm ưu thế trong nhiều rạn san hô cát san hô [84]. Ngoài ra, Xyalidae (*Daptonema*, *Theristus*) và Linhomoeidae (*Terschellingia*) thường phát triển mạnh ở các vi môi trường giàu bùn hoặc vùng triều ven rạn [124]. Một số nhóm đặc thù khác như Oncholaimidae (*Oncholaimus*) và Epsilonematidae còn được coi là chỉ thị cho các vi sinh cảnh đặc biệt trong cấu trúc rạn. Nhìn chung, các nghiên cứu từ Caribe, Ấn Độ Dương đến Thái Bình Dương đều cho thấy sự lặp lại của các nhóm ưu thế này, phản ánh tính ổn định sinh thái và vai trò quan trọng của chúng trong duy trì cấu trúc cộng đồng ĐVKXSTB ở hệ sinh thái rạn san hô. Kết hợp với nghiên cứu tại khu vực Vịnh Nha Trang và các nghiên cứu trên thế giới có thể thấy được các loài thuộc giống *Dichromadora* là những loài phổ biến nhất trong quần xã tuyến trùng ở rạn san hô. Các loài thuộc giống *Daptonema* và *Terschellingia* thường xuất hiện ở vùng ven rạn. Đây cũng là hai giống có phạm vi phân bố rất rộng tại nhiều sinh cảnh biển khác nhau, đặc biệt ưu thế ở những khu vực có nền đáy hạt trung bình đến mịn và giàu chất hữu cơ.

Ngược lại với các loài phân bố rộng, một số loài chỉ chiếm ưu thế ở những khu vực nhất định và có thể hoàn toàn vắng mặt ở khu vực khác. Chẳng hạn, *Paracanthonus brevicaudatus* và *Terschellingia* sp.2 có số lượng cá thể gần tương đương nhau trong toàn bộ mẫu phân tích (lần lượt 428 và 426 cá thể). Tuy nhiên, *Terschellingia* sp.2 có phạm vi phân bố rộng hơn, được ghi nhận ở tất cả 18 điểm thu mẫu, trong khi *P. brevicaudatus* hiện diện tại 12/18 điểm, tập trung nhiều nhất ở khu vực L1. Đáng chú ý, ngay trong cùng một điểm L1, sự xuất hiện của loài này cũng không đồng đều giữa các lần lặp. Kết quả này cho thấy sự khác biệt đáng kể về tính chuyên biệt sinh cảnh giữa hai loài. Trong khi *Terschellingia* sp.2 có khả năng thích nghi cao, phân bố rộng rãi ở nhiều dạng nền đáy khác nhau, thì *P. brevicaudatus* lại có xu hướng ưa thích những điều kiện môi trường đặc thù, điển hình là nền đáy ở vùng lõi. Sự khác biệt giữa các lần lặp tại L1 phản ánh tính không đồng nhất vi mô của nền đáy rạn san hô, nơi điều kiện môi trường có thể thay đổi mạnh ngay trong phạm vi vài mét vuông, dẫn đến sự phân bố loài mang tính khảm (patchy distribution). Tuy nhiên khi xét về loài ưu thế từng khu vực thì có sự thay đổi so với loài ưu thế tính trên tổng số cá thể thu được tại khu vực nghiên cứu tại Vịnh Nha Trang cụ thể như sau (Hình 3.15)

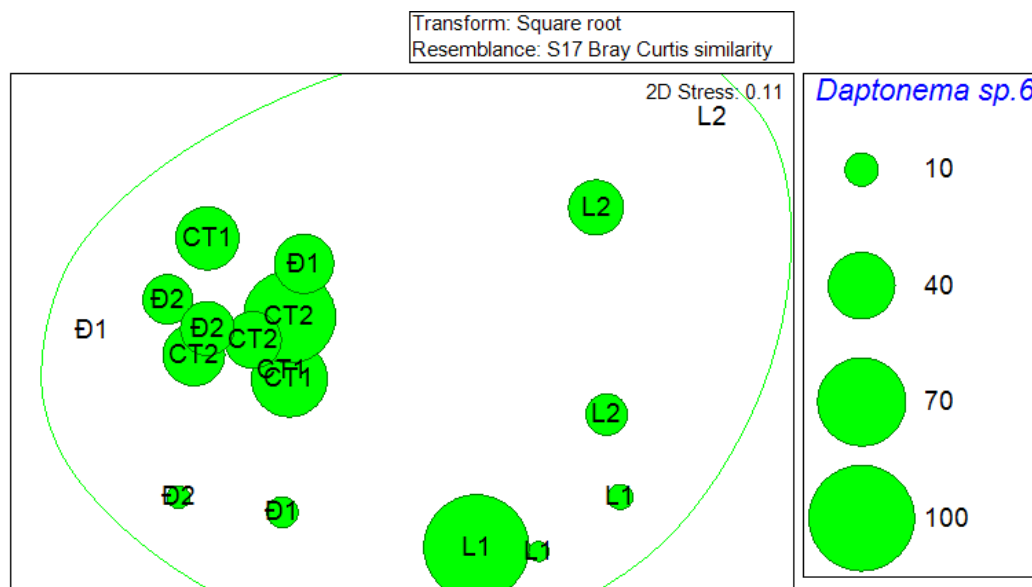


Hình 3.15. Sự khác nhau trong phân bố của các loài chiếm ưu tại các khu vực nghiên cứu

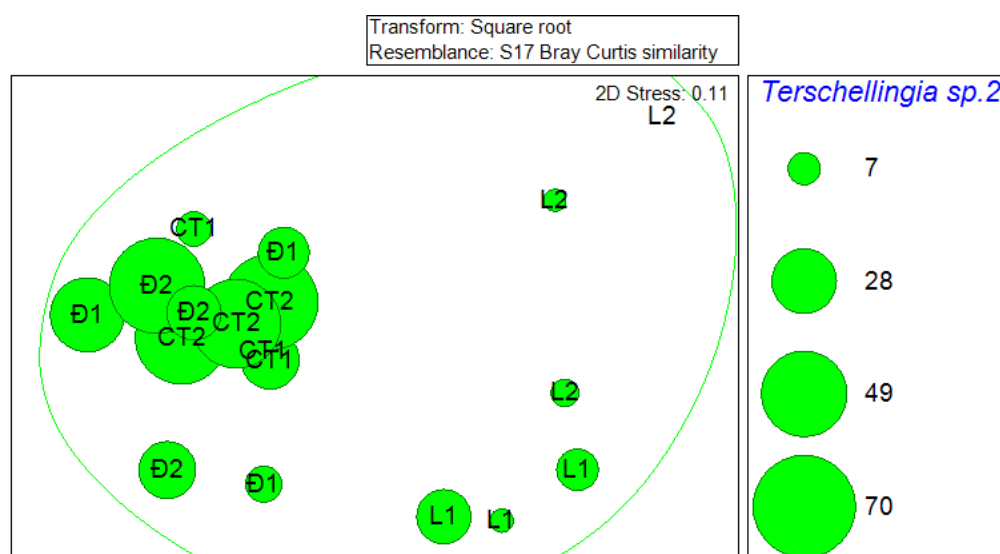
Tại vùng chuyển tiếp (CT), kết quả phân tích SIMPER cho thấy mức độ tương đồng về thành phần loài ở vùng chuyển tiếp là 55,85%, trong đó loài *Daptonema* sp.6 có mật độ trung bình 6,39 và đóng góp 9,18% vào sự tương đồng chung của quần xã. Giá trị Sim/SD = 11,16 cho thấy mức độ đóng góp của loài này rất ổn định giữa các mẫu, nghĩa là nó là một loài quan trọng và đặc trưng trong cấu trúc quần xã tuyến trùng ở khu vực nghiên cứu (Hình 3.16)

Tại vùng đệm: Phân tích SIMPER cho thấy được mức độ tương đồng về thành phần loài ở vùng chuyển tiếp là 55,85%, phản ánh sự đồng nhất tương đối giữa các mẫu trong nhóm. Trong đó, loài *Terschellingia* sp.2 có mật độ

trung bình 5,02 và đóng góp 9,76% vào tổng sự tương đồng, với giá trị Sim/SD = 3,09 cho thấy sự đóng góp của loài này khá ổn định giữa các mẫu. Kết quả này chỉ ra rằng *Terschellingia* sp.2 là một trong những loài chủ chốt định hình cấu trúc quần xã tuyến trùng ở khu vực vùng đệm (Hình 3.17)



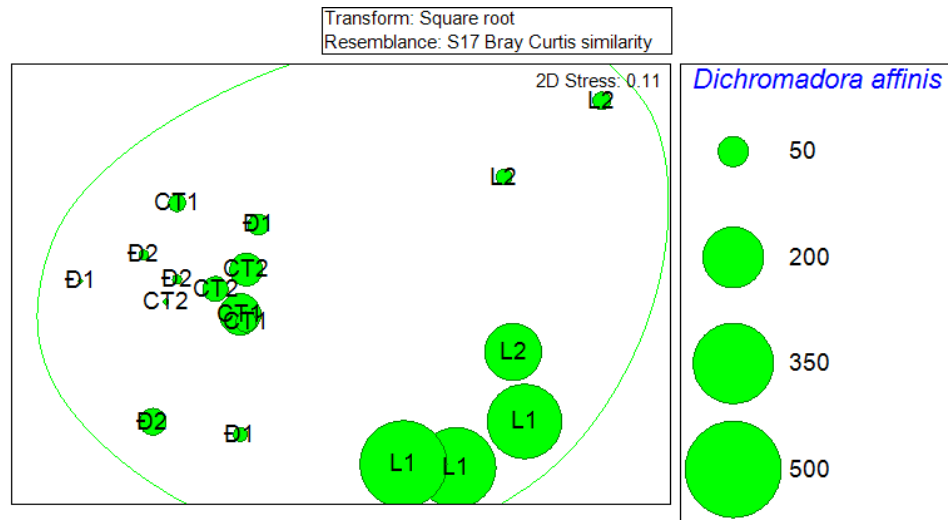
Hình 3.16. Loài ưu thế tại vùng chuyển tiếp tại các khu vực nghiên cứu



Hình 3.17. Loài ưu thế tại vùng đêm tại các khu vực nghiên cứu

Phân tích SIMPER cho vùng lõi cho thấy mức độ tương đồng trung bình giữa các mẫu đạt 39,16%, phản ánh sự đồng nhất ở mức trung bình trong cấu trúc quần xã. Trong đó, loài *Dichromadora affinis* có mật độ trung bình 12,87 cá thể và đóng góp 18,27% vào tổng sự tương đồng. Tuy giá trị $\text{Sim}/\text{SD} = 1,29$ cho thấy sự ổn định trong mức đóng góp của loài này không quá cao, nhưng kết quả vẫn khẳng định *Dichromadora affinis* là một loài chủ chốt, giữ vai trò

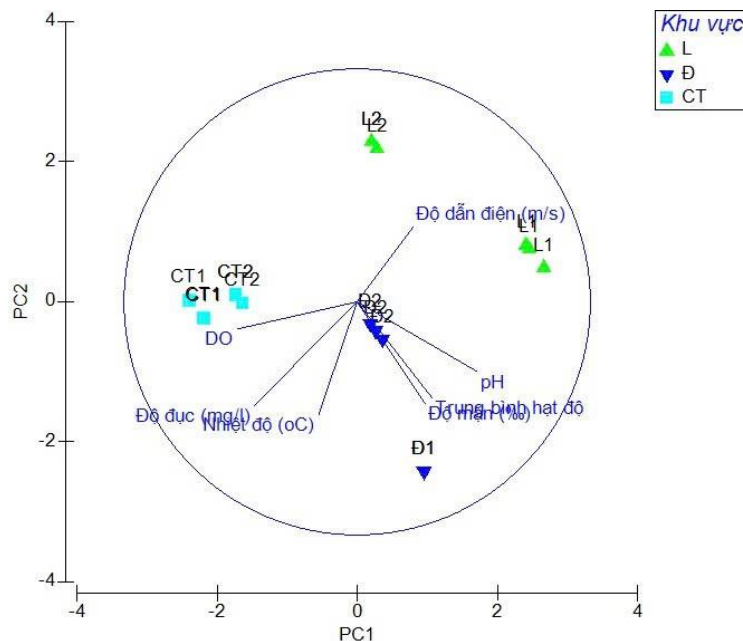
quan trọng trong việc định hình cấu trúc quần xã tuyến trùng ở vùng lõi, vùng đang được bảo vệ trước các hoạt động du lịch và đánh bắt (Hình 3.18)



Hình 3.18. Loài ưu thế tại khu vực vùng lõi tại các khu vực nghiên cứu

3.3. BƯỚC ĐẦU SỬ DỤNG TUYẾN TRÙNG ĐÁNH GIÁ CHẤT LƯỢNG THỦY VỰC Ở HỆ SINH THÁI RẠN SAN HÔ TẠI VỊNH NHA TRANG, TỈNH KHÁNH HÒA

3.3.1. Phân tích PCA về mối quan hệ giữa các yếu tố môi trường với sự khác biệt của cấu trúc các quần xã tuyến trùng biển sống tự do giữa các khu vực thu mẫu



Hình 3.19. Phân tích thành phần chính (PCA) các biến môi trường tại các điểm khảo sát ở Vịnh Nha Trang

Phân tích PCA cho thấy trục chính thứ nhất (PC1) giải thích 38,8% tổng biến thiên, chủ yếu chịu ảnh hưởng đối lập giữa pH (0,516) và độ mặn (0,292) so với DO (-0,515) và độ đục (-0,441). Đây có thể được coi là gradient chất lượng nước, trong đó pH cao và mặn cao tương phản với điều kiện DO thấp và nước đục. Trục PC2, chiếm 29,4% biến thiên, phản ánh sự biến đổi do nhiệt độ (-0,484), độ mặn (-0,437) và trung bình hạt (-0,412) theo chiều âm, đối lập với độ dẫn điện (0,322). Như vậy, PC2 đại diện cho gradient mặn – nhiệt độ – hạt trầm tích so với môi trường dẫn điện cao. Trục PC3 (19,6%) được chi phối bởi độ dẫn điện (0,654) và nhiệt độ (0,521), kết hợp một phần với kích thước hạt (0,288). Ba trục đầu tiên giải thích tới 87,9% biến thiên, cho thấy PCA đã nắm bắt phần lớn tín hiệu môi trường có thể ảnh hưởng đến cấu trúc quần xã tảo.

Biểu đồ điểm PCA cho thấy sự phân tách rõ rệt giữa các nhóm địa điểm. Các mẫu L (L1) có giá trị PC1 dương cao, nằm gần với pH và độ mặn, trong khi nhóm CT (CT1, CT2) lại lệch mạnh về phía âm của PC1, liên quan đến DO cao hơn và độ đục lớn hơn. Nhóm L2 phân bố lệch về phía dương của PC2, phản ánh ảnh hưởng của nhiệt độ thấp và hạt nhỏ hơn, trong khi nhóm Đ1 nằm về phía âm của PC2, gắn với điều kiện nhiệt độ và độ mặn cao hơn. Nhóm Đ2 phân bố gần trung tâm nhưng có xu hướng gắn với PC4, thể hiện sự đa dạng trong điều kiện vi mô. Điều này cho thấy các yếu tố pH, độ mặn và DO là những biến số môi trường chủ đạo phân hóa không gian các địa điểm, qua đó định hình khác biệt về quần xã tảo (Xem hình 3.19)

3.3.2. Phân tích BEST về mối quan hệ giữa các yếu tố môi trường với sự khác biệt của cấu trúc các quần xã tảo biển sống tự do giữa các khu vực thu mẫu

Kết quả phân tích BEST (Euclidean distance) cho mối tương quan giữa các yếu tố vô cơ của môi trường (trầm tích) và cấu trúc quần xã tảo biển tại các khu vực nghiên cứu (Bảng 3.6). Kết quả phân tích BEST cho thấy tổ hợp “kích thước hạt trung bình” và “độ đục” là bộ biến giải thích tốt nhất cho sự biến đổi cấu trúc quần xã tảo biển, với hệ số tương quan cao nhất $\rho = 0,721$ ($p < 0,01$). Ngoài ra, các tổ hợp biến có bổ sung thêm “độ dẫn điện” hoặc “nhiệt độ” ($\rho = 0,679$) cũng cho thấy mức tương quan cao, mặc dù không vượt trội so với cặp hạt – đục. Điều này củng cố giả thuyết rằng đặc tính vật lý của nền đáy

(hạt) kết hợp với điều kiện cột nước (đục) đóng vai trò chi phối trong việc định hình phân bố quần xã tuyến trùng, trong khi các yếu tố hóa học như độ mặn, pH hay DO có vai trò thứ yếu.

Bảng 3.6. Kết quả phân tích BEST (Euclidean distance) cho mối tương quan giữa các yếu tố vô cơ của môi trường (trầm tích) và cấu trúc quần xã tuyến trùng tại các khu vực nghiên cứu

Số biến	Hệ số tương quan	Kết quả
2	0.721	4,6
3	0.679	4-6
4	0.679	4-7
4	0.661	1,4-6
4	0.659	3-6
3	0.651	2,4,6
2	0.642	4,5
5	0.633	2,4-7
2	0.629	5,6
4	0.625	2,4-6
Chỉ số Global $R = 0.721$ $P = 1\%$		

(Trong đó: Biến 1 – độ mặn, biến 2 – DO, biến 3 – pH, biến 4 – trung bình hạt độ, biến 5 – độ dẫn điện, biến 6 – độ đục, biến 7 – nhiệt độ)

Về mặt sinh thái học, sự nhạy cảm của tuyến trùng với kích thước hạt phản ánh mối liên hệ trực tiếp giữa cấu trúc trầm tích và khả năng sống sót, di chuyển, chiến lược kiếm ăn của chúng. Đồng thời, độ đục là chỉ thị cho hàm lượng vật chất lơ lửng và hữu cơ, vốn ảnh hưởng đến nguồn thức ăn của nhiều nhóm tuyến trùng (vi khuẩn, mùn bã). Sự kết hợp này cho thấy tuyến trùng không chỉ phản ứng với chất lượng nước mà còn bị chi phối mạnh mẽ bởi điều kiện vật lý – cơ học của môi trường sống.

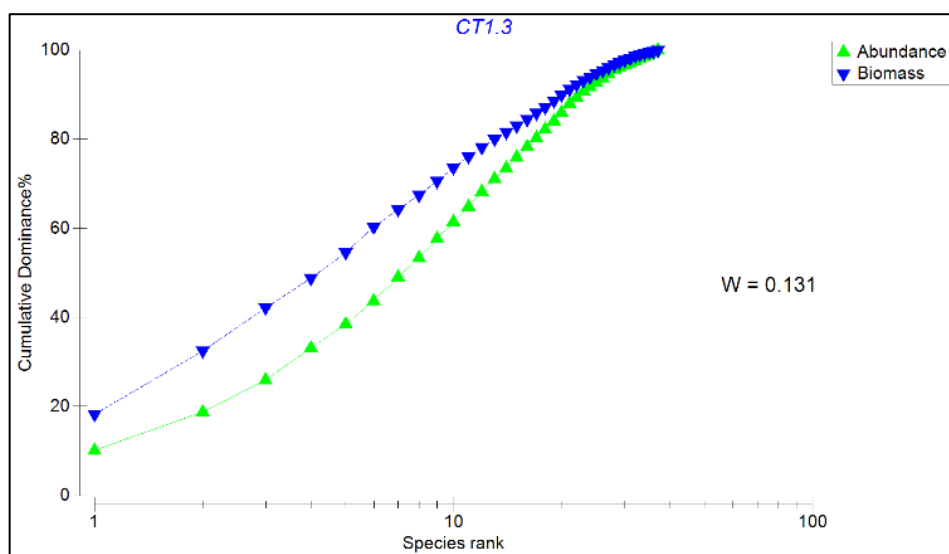
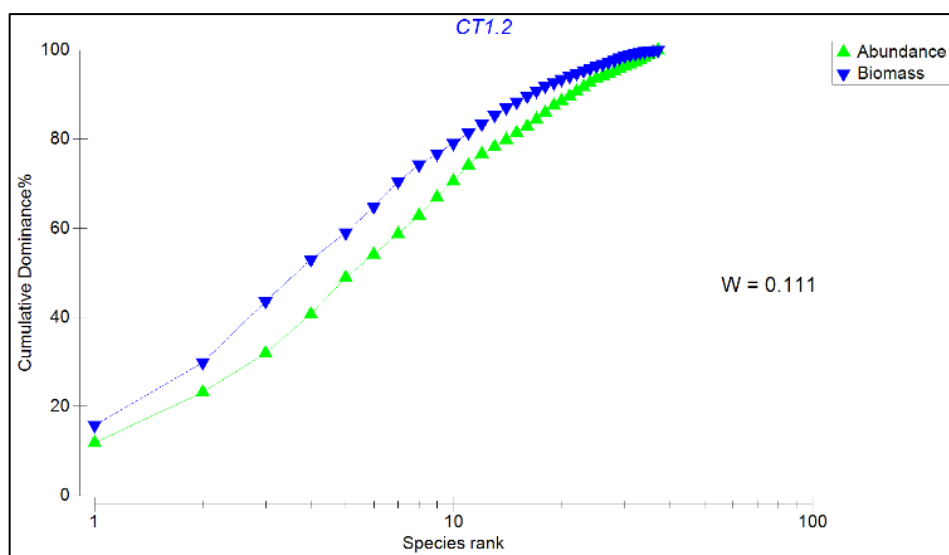
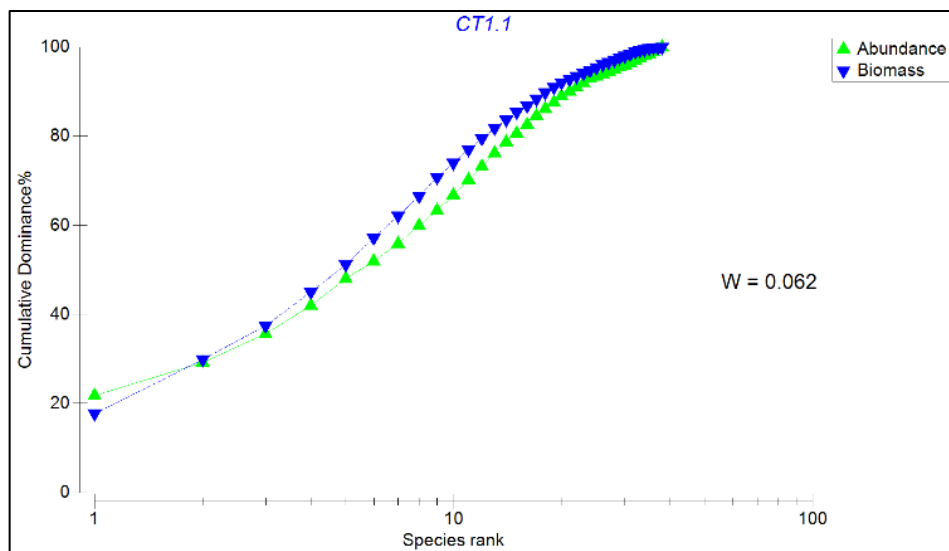
So sánh kết quả PCA và BEST cho thấy những góc nhìn bổ sung về mối quan hệ giữa môi trường và quần xã tuyến trùng. Phân tích PCA chỉ ra rằng các trục biến thiên chính của môi trường chủ yếu được chi phối bởi các yếu tố hóa học như pH, độ mặn và DO (PC1), cùng với gradient nhiệt độ và độ dẫn điện (PC2). Điều này phản ánh sự phân tầng hóa học và vật lý trong môi trường, vốn ảnh hưởng đến điều kiện sống tổng thể của tuyến trùng. Tuy nhiên, kết quả BEST lại cho thấy sự tương quan cao nhất giữa cấu trúc quần xã và tổ hợp các

yếu tố vật lý – cơ học, đặc biệt là kích thước hạt trung bình và độ đục ($\rho = 0,721$, $p < 0,01$). Như vậy, trong khi PCA nhấn mạnh vai trò của các gradient hóa học trong việc phân tách mẫu, thì BEST khẳng định rằng đặc tính nền đáy và độ đục mới là nhân tố giải thích tốt nhất sự khác biệt về cấu trúc quần xã tuyến trùng. Sự khác biệt này có ý nghĩa sinh thái quan trọng: tuyến trùng tuy phản ứng với thay đổi hóa học trong nước nhưng sự phân bố và cấu trúc của chúng được quyết định mạnh mẽ hơn bởi tính chất vật lý của nền đáy và điều kiện dinh dưỡng liên quan đến độ đục. Kết quả này cho thấy cần kết hợp cả hai cách tiếp cận – PCA để nhận diện gradient môi trường tổng thể và BEST để xác định các biến môi trường có ảnh hưởng trực tiếp – nhằm hiểu rõ hơn cơ chế chi phối phân bố tuyến trùng trong hệ sinh thái ven biển.

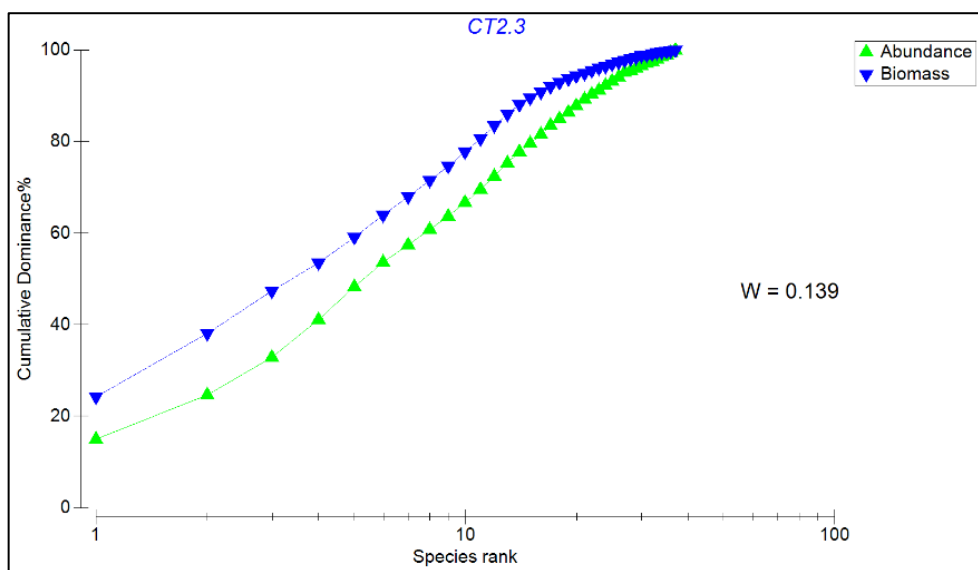
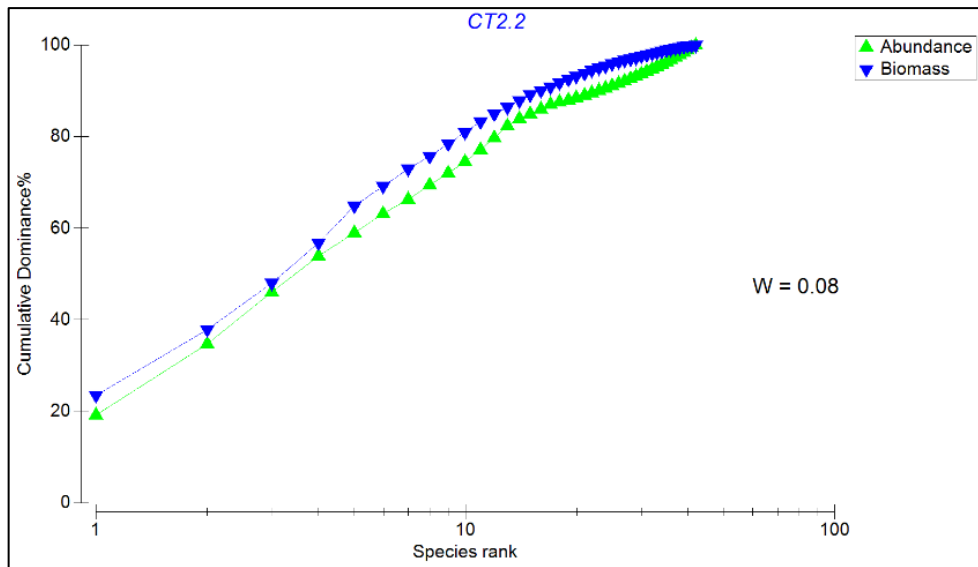
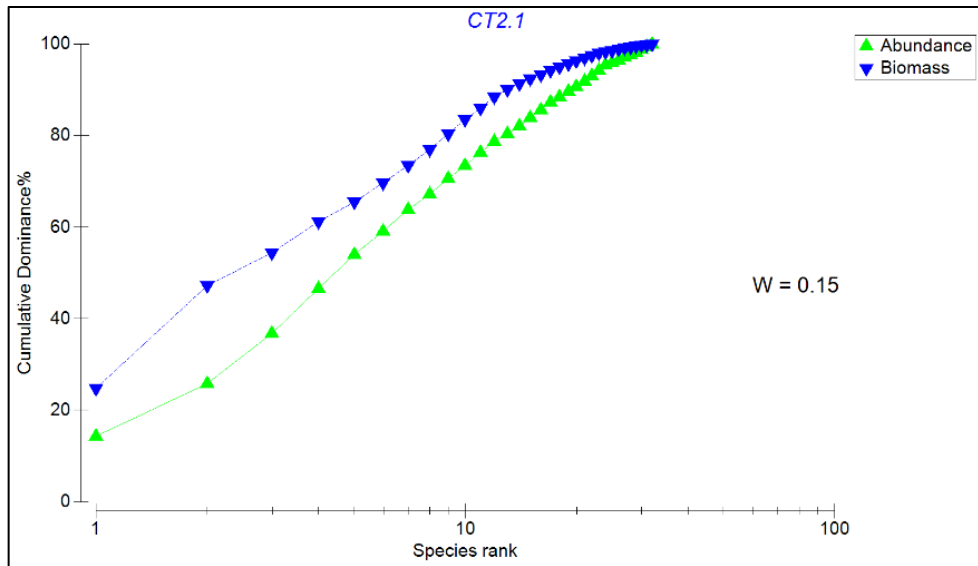
3.3.3. Đánh giá hiện trạng môi trường nước tại khu vực Vịnh Nha Trang sử dụng chỉ số môi trường W và đường cong ABC.

Kết quả phân tích ABC kết hợp với chỉ số W tại các vùng khảo sát cho thấy mức độ ổn định quần xã tuyến trùng có sự khác biệt giữa các trạm (Hình 3.20–3.25). Theo lý thuyết ABC, khi đường cong sinh khối nằm trên đường cong số lượng loài, quần xã được xem là ổn định; khi hai đường cong giao nhau, quần xã có dấu hiệu xáo trộn; còn trường hợp đường cong sinh khối nằm dưới đường cong số lượng loài phản ánh sự xáo trộn mạnh. Tại các trạm vùng chuyển tiếp (CT), hầu hết đường cong sinh khối đều nằm trên đường cong số lượng loài, phản ánh trạng thái tương đối ổn định. Mức ổn định tăng dần từ CT1.1 ($W = 0,062$) đến CT1.3 ($W = 0,131$); trong khi CT2.2 ($W = 0,08$) kém ổn định hơn so với CT2.1 ($W = 0,15$) và CT2.3 ($W = 0,139$).

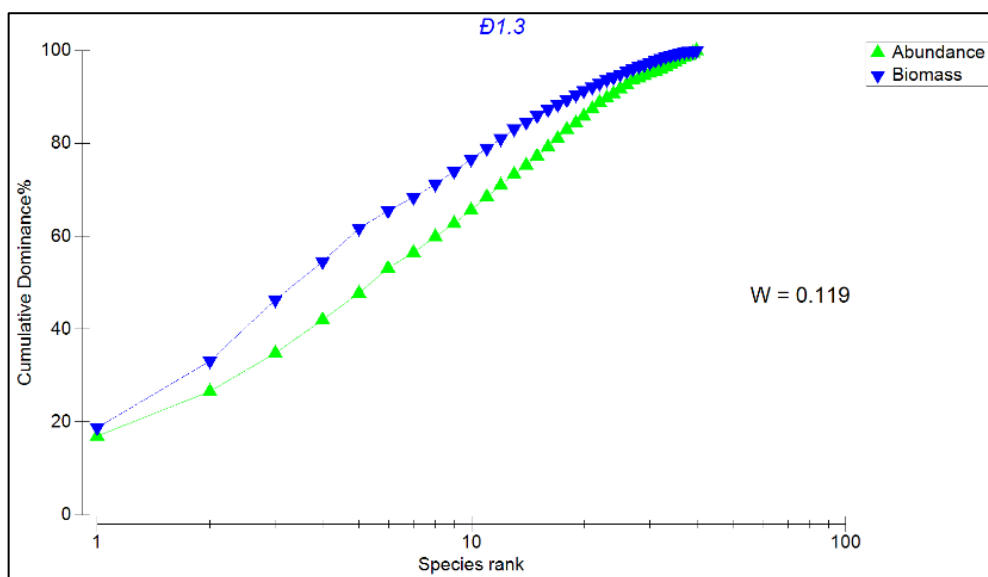
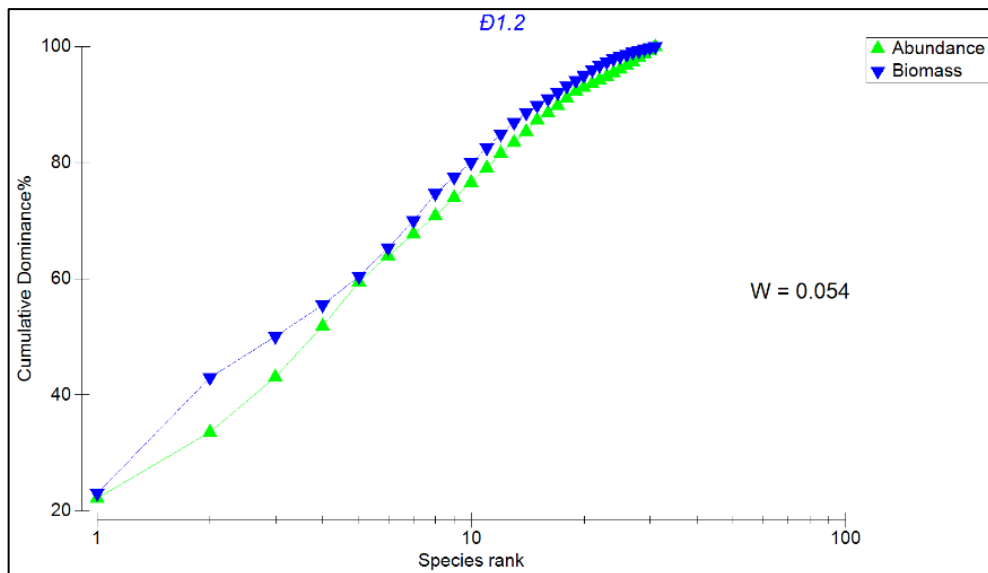
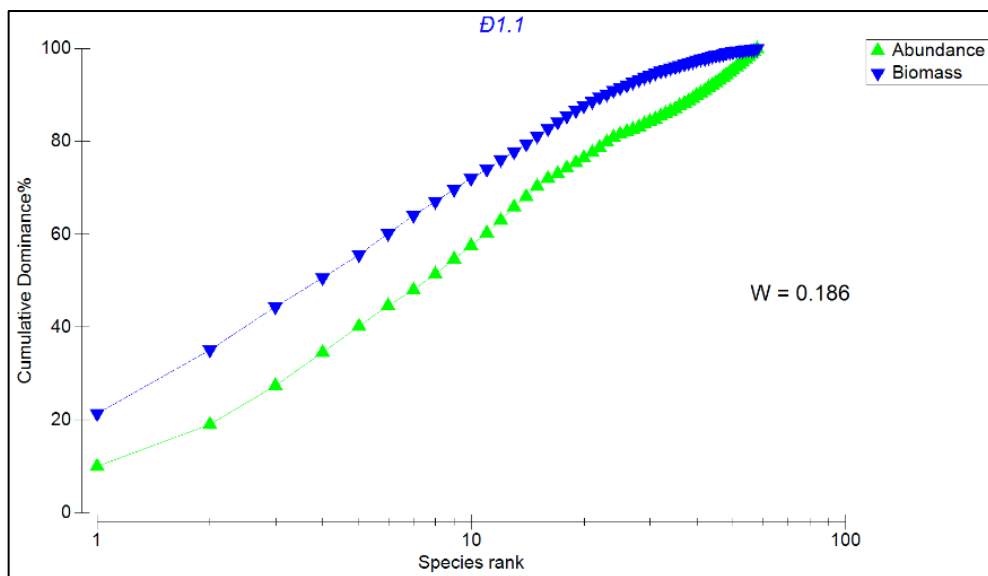
Ở các trạm vùng đệm (Đ), sự phân hóa rõ rệt hơn. Đ1.2 ($W = 0,054$) thể hiện dấu hiệu xáo trộn, trong khi Đ1.1 ($W = 0,186$) ổn định nhất; Đ1.3 ($W = 0,119$) ở mức trung gian. Ở cụm Đ2, các trạm đều có quần xã ổn định nhưng dao động từ thấp (Đ2.1, $W = 0,06$) đến cao (Đ2.2, $W = 0,115$). Tại các trạm vùng lõi (L), sự biến động mạnh hơn. L1.1 ($W = 0,064$) và L1.2 ($W = 0,066$) chỉ ở mức ổn định nhẹ, trong khi L1.3 ($W = -0,004$) cho thấy sự giao nhau giữa hai đường cong, phản ánh trạng thái xáo trộn. Ngược lại, L2.1 ($W = 0,319$) và đặc biệt L2.2 ($W = 0,378$) thể hiện mức ổn định rất cao, vượt trội so với các trạm khác; L2.3 ($W = 0,101$) ở mức trung bình.



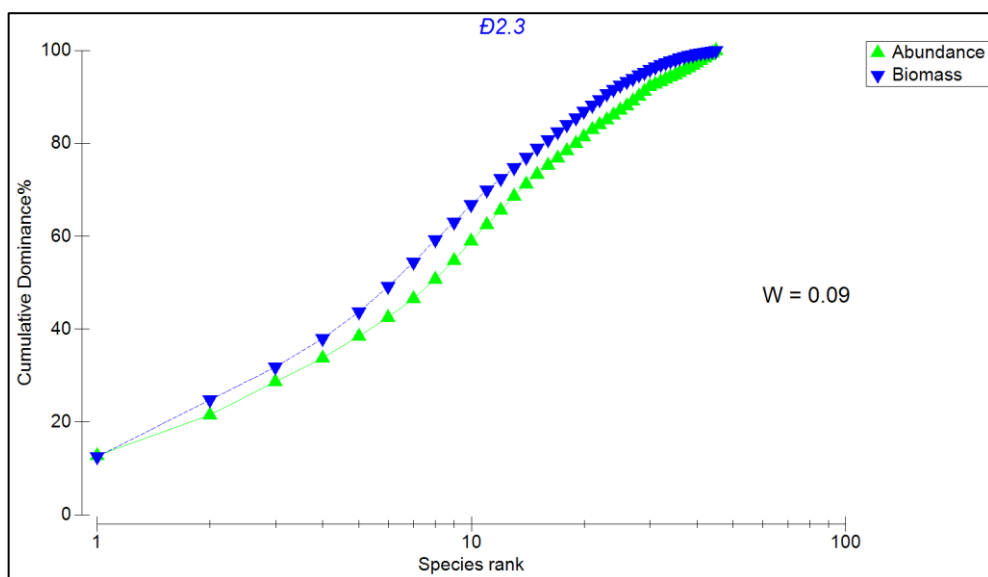
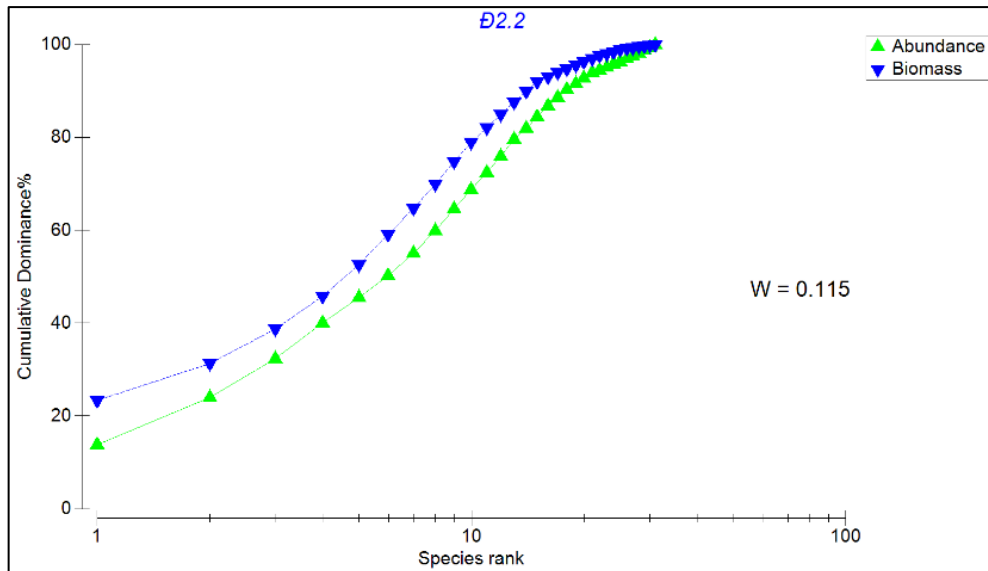
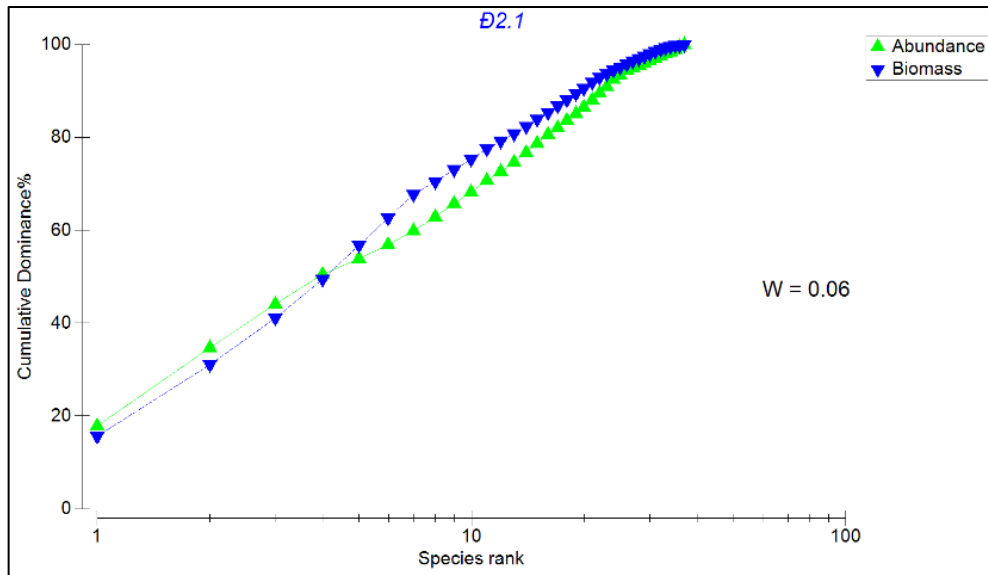
Hình 3.20. Đường cong ABC tại điểm CT1 tại Vịnh Nha Trang, Khánh Hòa



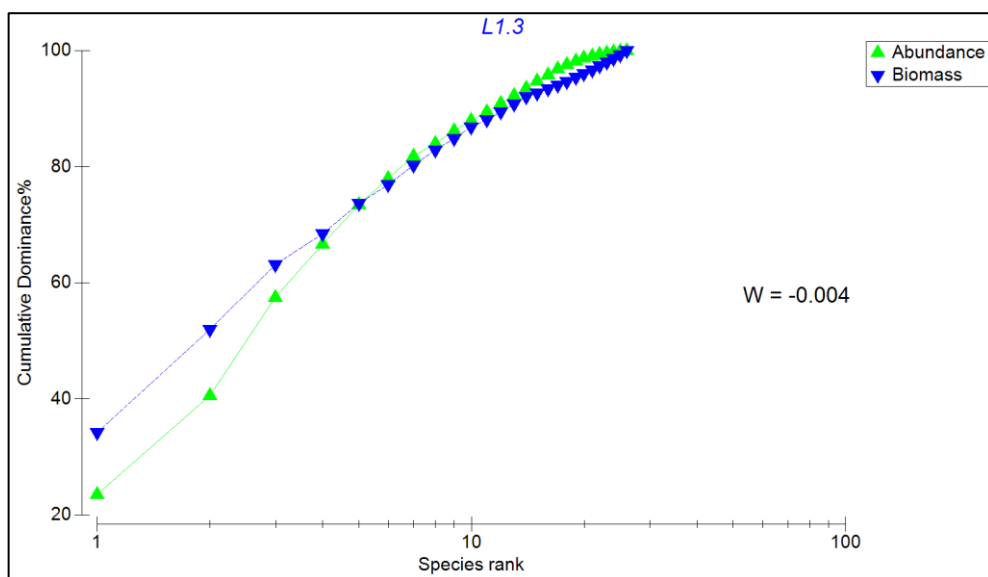
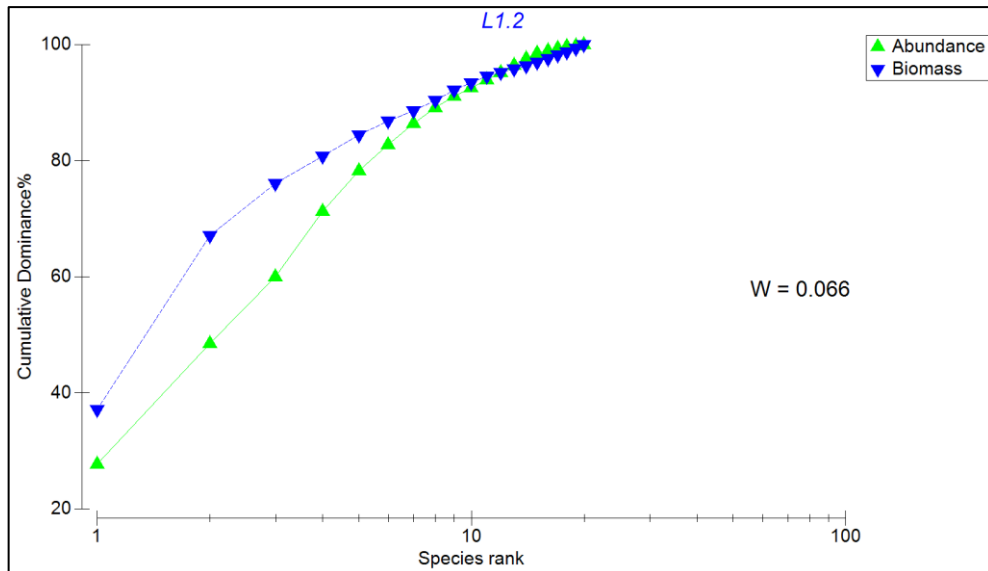
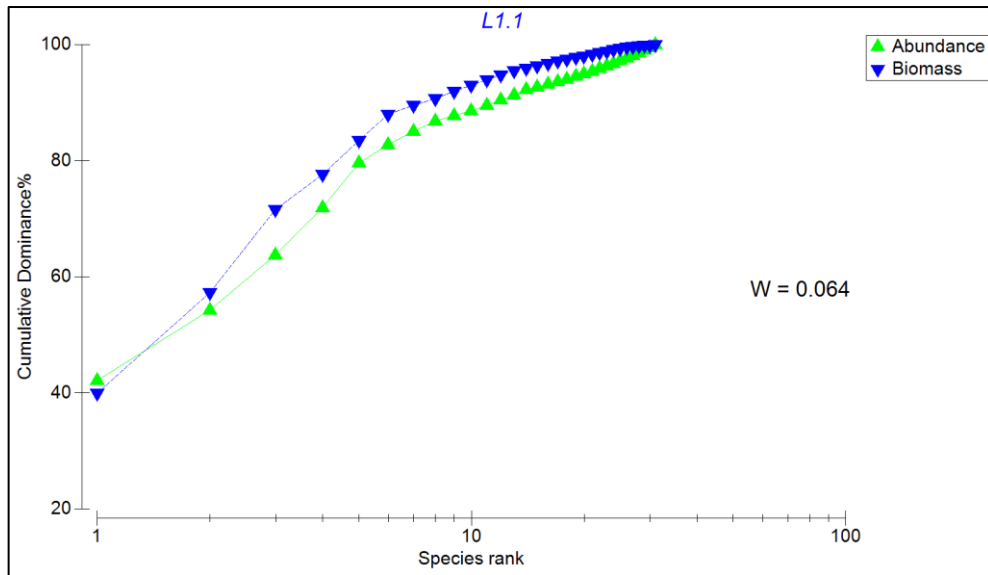
Hình 3.21. Đường cong ABC tại điểm CT2 tại Vịnh Nha Trang, Khánh Hòa



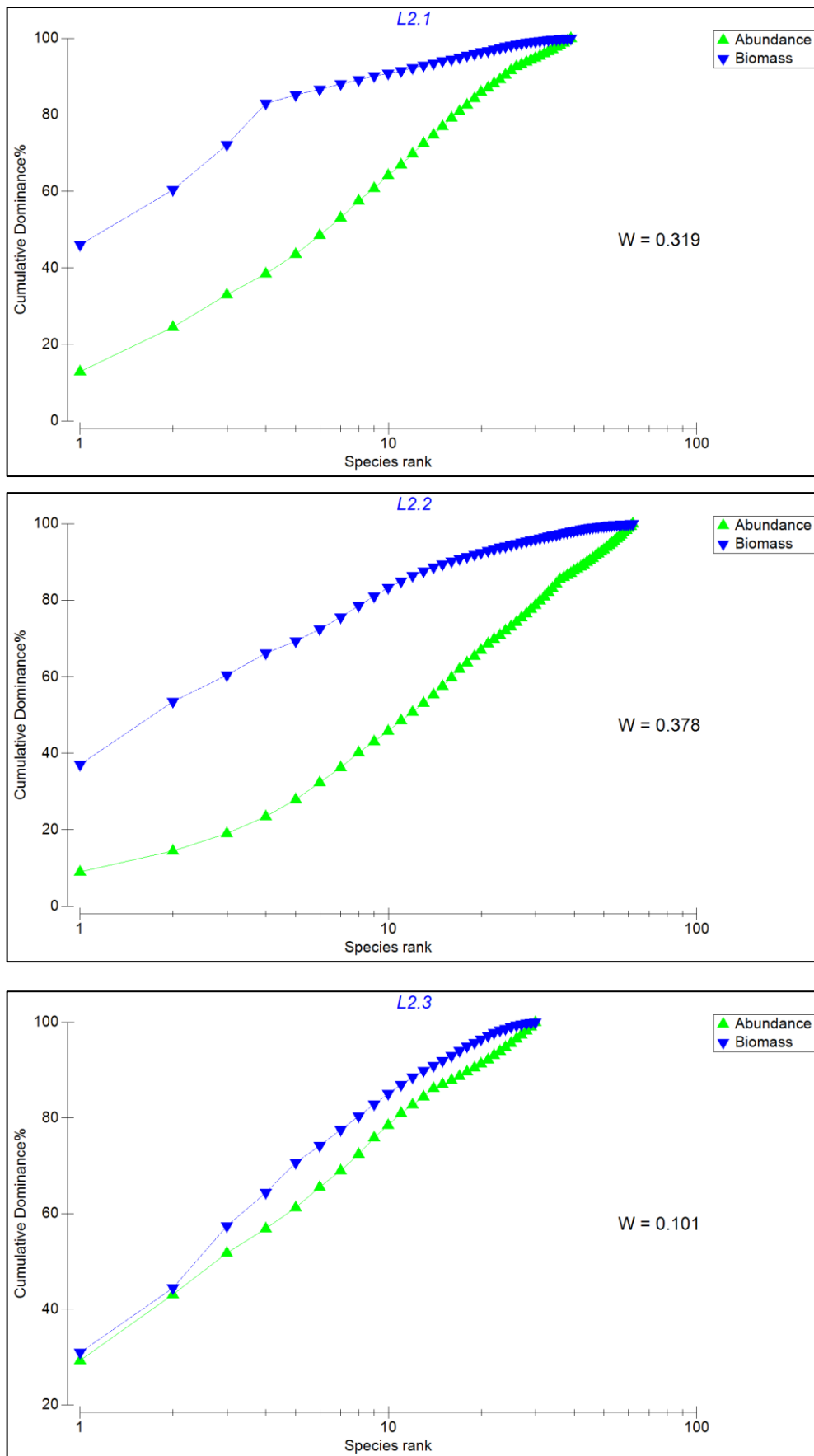
Hình 3.22. Đường cong ABC tại điểm Đ1.3 Vịnh Nha Trang, Khánh Hòa



Hình 3.23. Đường cong ABC tại điểm Đ2 tại Vịnh Nha Trang, Khánh Hòa



Hình 3.24. Đường cong ABC tại điểm L1 tại Vịnh Nha Trang, Khánh Hòa



Hình 3.25. Đường cong ABC tại điểm L2 tại Vịnh Nha Trang, Khánh Hòa

Kết quả phân tích cho thấy các cụm CT và Đ nhìn chung duy trì trạng thái môi trường ổn định ở mức trung bình đến cao, phản ánh mức độ ô nhiễm thấp và môi trường ít chịu tác động. Tuy nhiên, tại một số trạm như CT2.2 và Đ1.2, chỉ số ổn định có xu hướng giảm, cho thấy sự xuất hiện của các xáo trộn cục bộ, có thể do ảnh hưởng nhẹ từ các yếu tố bên ngoài hoặc các hoạt động nhân sinh. Đáng chú ý, khu vực vùng lõi (L) thể hiện sự phân hóa rõ rệt: trong khi L2, đặc biệt là L2.2, cho thấy điều kiện môi trường ổn định nhất, ít ô nhiễm và phản ánh hiệu quả bảo tồn tốt, thì L1, nhất là L1.3, lại thể hiện dấu hiệu xáo trộn rõ rệt ($W = -0,004$), cho thấy môi trường tại đây có khả năng bị tác động mạnh hơn, có thể do ô nhiễm cục bộ hoặc biến động sinh thái dưới tác động tự nhiên hay gián tiếp từ các khu vực lân cận.

Tổng hợp các kết quả trên cho thấy, những khu vực như L2 (đặc biệt là L2.2), CT1, CT2 (ngoại trừ CT2.2) và Đ2 có đặc trưng môi trường ổn định, mức độ ô nhiễm thấp; trong khi đó, L1 (đặc biệt L1.3) và Đ1.2 cho thấy dấu hiệu chịu tác động hoặc xáo trộn mạnh hơn. Điều này chứng tỏ rằng, ngay cả trong vùng lõi được bảo tồn, cấu trúc quần xã tuyến trùng vẫn có thể biến động, phản ánh sự nhạy cảm cao của hệ sinh thái đáy trước các thay đổi của môi trường. Do đó, việc giám sát định kỳ, kết hợp với phân tích các yếu tố thủy lý – hóa học, hàm lượng chất hữu cơ và các chất ô nhiễm là cần thiết nhằm phát hiện sớm các biến động, góp phần duy trì tính ổn định sinh thái lâu dài cho hệ sinh thái rạn san hô.

KẾT LUẬN VÀ KIẾN NGHỊ

KẾT LUẬN

Kết quả nghiên cứu đã cung cấp những thông tin cơ bản và quan trọng về đa dạng sinh học và đặc điểm sinh thái của quần xã tuyến trùng sống tự do tại khu vực rạn san hô Vịnh Nha Trang, tỉnh Khánh Hòa. Cụ thể:

- ❖ Ghi nhận tổng cộng 150 loài, thuộc 124 giống, 36 họ và 9 bộ, cho thấy mức độ đa dạng sinh học đạt từ trung bình đến cao. Ba loài ưu thế được ghi nhận phổ biến nhất trong toàn khu vực là *Dichromadora affinis*, *Ptycholaimellus brevisetosus* và *Daptonema* sp.6.
- ❖ Cấu trúc quần xã tuyến trùng thể hiện sự khác biệt rõ rệt giữa các vùng, phân hóa thành hai nhóm chính: vùng lõi và vùng đệm – chuyển tiếp. Trong đó, tổ hợp hai biến “kích thước hạt trung bình” và “độ đục” là những yếu tố giải thích tốt nhất cho sự sai khác trong cấu trúc quần xã giữa ba vùng nghiên cứu.
- ❖ Phân tích ABC–W cho thấy các khu vực chuyển tiếp và đệm có mức độ ổn định từ trung bình đến cao, mặc dù vẫn ghi nhận một số xáo trộn cục bộ. Riêng vùng lõi có sự phân hóa rõ: L1 biểu hiện trạng thái xáo trộn, trong khi L2 duy trì mức độ ổn định cao, phản ánh hiệu quả bảo tồn tốt hơn.

Nhìn chung, kết quả nghiên cứu cho thấy quần xã tuyến trùng là nhóm sinh vật chỉ thị có giá trị, phản ánh rõ sự khác biệt sinh thái và biến động môi trường giữa các khu vực trong cùng một hệ sinh thái rạn san hô.

KIẾN NGHỊ

Tích hợp dữ liệu sinh học phân tử trong công tác định danh tuyến trùng nhằm nâng cao độ chính xác đến cấp độ loài và phát hiện các loài tiềm năng mới cho khoa học.

Thực hiện khảo sát định kỳ theo mùa và theo năm, đồng thời mở rộng phạm vi nghiên cứu ra các khu vực rạn san hô khác để có cái nhìn toàn diện hơn về sự biến động không – thời gian của quần xã tuyến trùng.

Kết hợp dữ liệu đa dạng sinh học với các yếu tố vô sinh và hữu sinh (như trầm tích, chất hữu cơ, các thông số thủy – lý – hóa học và mức độ ô nhiễm) nhằm hiểu rõ hơn mối quan hệ giữa cấu trúc quần xã tuyến trùng và điều kiện môi trường, qua đó đề xuất các giải pháp quản lý và bảo tồn hiệu quả hệ sinh thái rạn san hô.

DANH MỤC TÀI LIỆU THAM KHẢO

1. Maggenti, A. R. (1991). Nematoda: Higher classification. In W. R. Nickle (Ed.), *Manual of agricultural nematology* (pp. 147–187). Marcel Dekker.
2. Lambshead, P. J. D. (1993). Recent developments in marine benthic biodiversity research. *Oceanis*, 19, 5–24.
3. Floyd, R., Abebe, E., Papert, A., & Blaxter, M. (2002). Molecular barcodes for soil nematode identification. *Molecular Ecology*, 11(5), 839–850.
4. Neher, D. A. (2010). Ecology of plant and free-living nematodes in natural and agricultural soil. *Annual Review of Phytopathology*, 48, 371–394. <https://doi.org/10.1146/annurev-phyto-073009-114439>.
5. Giere, O. (2009). *Meiobenthology: The Microscopic Motile Fauna of Aquatic Sediments*. Springer-Verlag.
6. Coull, B.C. (1999). Role of meiofauna in estuarine soft-bottom habitats. *Australian Journal of Ecology*, 24(4), 327–343.
7. Higgins, R.P., & Thiel, H. (1988). *Introduction to the Study of Meiofauna*. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C.
8. Fenchel, T. (1978). The ecology of micro- and meiofauna in aquatic sediments. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 9: 99–121.
9. Semprucci, F., Losi, V., Moreno, M., 2015, Meiofauna as an indicator for assessing the ecological quality status of marine coastal ecosystems: A review, *Ecological Indicators*, 48, 491–502.
10. Mare, M. F. (1942). A study of a marine benthic community with special reference to the micro-organisms. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 25(3), 517–554. <https://doi.org/10.1017/S0025315400055132>.
11. Giere, O. (2014). *Meiobenthology: The microscopic motile fauna of aquatic sediments* (2nd ed.). Springer, Berlin, Heidelberg.

<https://doi.org/10.1007/978-3-662-44106-8>

12. Balsamo, M., Semprucci, F., Frontalini, F., & Coccioni, R. (2012). Meiofauna as a tool for marine ecosystem biomonitoring. In A. Cruzado (Ed.), *Marine ecosystems* (pp. 77–104). InTech Publishers. <https://doi.org/10.5772/33918>.
13. Semprucci, F., Losi, V., & Moreno, M. (2015). A review of Italian research on free-living marine nematodes and the future perspectives on their use as Ecological Indicators (EcoInds). *Mediterranean Marine Science*, 16(2), 352–365. <https://doi.org/10.12681/mms.1064>.
14. Sapir, A. (2021). Why are nematodes so successful extremophiles? *Communicative & Integrative Biology*, 14(1), 24–26.
15. Lê Xuân Thụ (2005). Vịnh Nha Trang: Du lịch và Quản lý. Nxb Đại học Quốc gia Hà Nội
16. Võ, S. T., Nguyễn, H. Y., & Nguyễn, V. L. (2005). *Hệ sinh thái rạn san hô biển Việt Nam*. Nhà xuất bản Khoa học và Kỹ thuật.
17. Nguyễn Văn Long, Tống Phước Hoàng Sơn (2016). *Hiện trạng và biến động diện tích các hệ sinh thái biển tiêu biểu trong Vịnh Nha Trang*. Tạp chí Khoa học và Công nghệ Biển; Tập 17, Số 4 (2017): 469–479. DOI: 10.15625/1859-3097/17/4/8459.
18. Hoegh-Guldberg, O. (1999). Climate change, coral bleaching and the future of the world's coral reefs. *Marine and Freshwater Research*, 50(8), 839–866.
19. Kleypas, J. A., Feely, R. A., Fabry, V. J., Langdon, C., Sabine, C. L., Robbins, L. L., 2006, *Impacts of ocean acidification on coral reefs and other marine calcifiers: A guide for future research*, National Science Foundation, Washington D.C.
20. Burke, L., Reyntar, K., Spalding, M., & Perry, A. (2011). *Reefs at Risk*

Revisited. World Resources Institute.

21. Reaka-Kudla, M. L. (1997). The global biodiversity of coral reefs: a comparison with rainforests. In M. L. Reaka-Kudla, D. E. Wilson, & E. O. Wilson (Eds.), *Biodiversity II: Understanding and Protecting Our Biological Resources* (pp. 83–108). Joseph Henry Press.
22. Spalding, M. D., Ravilious, C., & Green, E. P. (2001). *World atlas of coral reefs*. University of California Press.
23. Moberg, F., & Folke, C. (1999). Ecological goods and services of coral reef ecosystems. *Ecological Economics*, 29(2), 215–233. [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(99\)00009-9](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(99)00009-9)
24. Sheppard, C., Davy, S., & Pilling, G. (2009). *The biology of coral reefs*. Oxford University Press.
25. Veron, J. E. N. (2000). *Corals of the World* (Vols. 1–3). Australian Institute of Marine Science.
26. Nair, K. K. C. (2014). Atolls of the world: Their structure and distribution. *Earth Science Reviews*, 134, 12–24. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2014.03.005>
27. Nair, K. K. C. 2014. “Atolls of the World: Their Structure and Distribution.” *Earth Science Reviews* 134: 12–24. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2014.03.005>.
28. Access Economics. (2005). *Measuring the economic and financial value of the Great Barrier Reef Marine Park: Report for the Great Barrier Reef Marine Park Authority*. Access Economics.
29. de Groot, R., Brander, L., van der Ploeg, S., Costanza, R., Bernard, F., Braat, L. & van Beukering, P. (2012). Global estimates of the value of ecosystems and their services in monetary units. *Ecosystem Services*, 1(1), 50–61. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2012.07.005>

30. Costanza, R., de Groot, R., Sutton, P., van der Ploeg, S., Anderson, S. J., Kubiszewski, I., ... & Turner, R. K. (2014). Changes in the global value of ecosystem services. *Global Environmental Change*, 26, 152–158.
31. TEEB. (2010). *The economics of ecosystems and biodiversity: Mainstreaming the economics of nature – A synthesis of the approach, conclusions and recommendations of TEEB*. United Nations Environment Programme.
32. Pandolfi, J. M., Connolly, S. R., Marshall, D. J., & Cohen, A. L. (2011). Projecting coral reef futures under global warming and ocean acidification. *Science*, 333(6041), 418–422. <https://doi.org/10.1126/science.1204794>.
33. Hughes, T. P., Barnes, M. L., Bellwood, D. R., Cinner, J. E., Cumming, G. S., Jackson, J. B. C., ... & Scheffer, M. (2017). Coral reefs in the Anthropocene. *Nature*, 546(7656), 82–90. <https://doi.org/10.1038/nature22901>
34. Connell, J. H. (1978). Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science*, 199(4335), 1302–1310. <https://doi.org/10.1126/science.199.4335.1302>
35. Glynn, P. W. (1993). Coral reef bleaching: Ecological perspectives. *Coral Reefs*, 12(1), 1–17. <https://doi.org/10.1007/BF00303779>
36. NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration). (2024). *What is coral bleaching?* Retrieved from <https://oceanservice.noaa.gov/facts/coralbleaching.html>
37. Hughes, T. P., Kerry, J. T., Baird, A. H., Connolly, S. R., Chase, T. J., Dietzel, A., ... & Torda, G. (2018). Global warming transforms coral reef assemblages. *Nature*, 556(7702), 492–496.
38. NOAA Coral Reef Watch. (2025, April 15). NOAA confirms fourth global coral bleaching event is underway. *National Oceanic and Atmospheric*

Administration. <https://www.noaa.gov/news-release/noaa-confirms-fourth-global-coral-bleaching-event-is-underway>

39. IPCC. (2007). *Climate change 2007: Impacts, adaptation and vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press.
40. Parry, M. L., Canziani, O. F., Palutikof, J. P., van der Linden, P. J., & Hanson, C. E. (Eds.). (2007). *Climate change 2007: Impacts, adaptation and vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the IPCC*. Cambridge University Press.
41. Võ Sĩ Tuấn, Nguyễn Văn Long, Trần Văn Bắc, & Nguyễn Hữu Duy. (2005). Hiện trạng và biến động rạn san hô ở Việt Nam. *Tạp chí Khoa học và Công nghệ Biển*, 5(1), 1–15.
42. Bộ Khoa học và Công nghệ. (2010). *Chương trình nghiên cứu đặc biệt về Biển Đông và hải đảo Việt Nam (giai đoạn 2006–2010) [Đề tài KT.03.11]*. Hà Nội: Bộ Khoa học và Công nghệ.
43. Tkachenko, K. S., Phan, H. M., & Nguyen, H. H. (2020). Decline in reef-building coral cover in Nha Trang Bay (Vietnam): *Acropora* and *Montipora* as the most affected genera. *Ocean Science Journal*, 55(4), 663–675. <https://doi.org/10.1007/s12601-020-00097-6>.
44. Nicholas, W. L. (1975). *The biology of free-living nematodes*. Oxford: Clarendon Press.
45. Yulia Trebukhova & Olga Pavlyuk (2006). *Species Composition and Distribution of Free-Living Marine Nematodes in Vostok Bay, Sea of Japan*. *Russian Journal of Marine Biology*, 32(1), 1–9.
46. Heip, C., Vincx, M., & Vranken, G. (1985). The ecology of marine nematodes. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, 23, 399–489.

47. Tiong Hong Ng, Chi-Ying Lee, Hao-Yuan Hsu, Yu-Chia Lin, & Chia-Hsiu Chen (2022). *Free-Living Marine Nematode Community Structure in the Conservation Area and Adjacent Area of Keelung, Taiwan*. PLOS ONE, 17(5), e0268691.
48. Abdul Aziz, Nurul-Syuhada Lajis, Bong Boon-Kiat, Rozaimi Che-Hashim, & Japar Sidik Bujang (2019). *An Ecological Study of Free-Living Marine Nematodes in Teluk Awar, Sarawak, Malaysia*. Journal of Tropical Biology and Conservation, 16, 25–36.
49. Huỳnh Thị Minh Thảo (2008). *Thành phần loài và mật độ tuyến trùng sống tự do ở vùng ven biển Bà Rịa–Vũng Tàu*. Tạp chí Sinh học, 30(2), 35–42.
50. Nguyen Xuan Hoa, Le Van Nam, Pham Thi Thanh Thuy, & Nguyen Ngoc Tuan (2017). *Density and Composition of Free-Living Nematode Communities in the Mekong Estuarine System, Vietnam*. Raffles Bulletin of Zoology, 65, 501–512.
51. Nguyễn Thị Xuân Phương. (2022). *Báo cáo tổng kết đề tài cơ sở: Nghiên cứu đa dạng sinh học quần xã tuyến trùng sống tự do và bước đầu sử dụng chúng như sinh vật chỉ thị môi trường tại Đầm Thủy Triều, tỉnh Khánh Hòa* (Mã số: IEBr ĐT.11-22). Phòng Tuyến trùng học, Viện Sinh thái và Tài nguyên sinh vật.
52. Bird, A. F., & Bird, J. (1991). *The structure of nematodes* (2nd ed.). Academic Press.
53. Platt, H. M., & Warwick, R. M. (1980). *The significance of free-living nematodes to the littoral ecosystem*. In: Price, J. H., Irvine, D. E. G., & Farnham, W. F. (Eds.), *The Shore Environment, Volume 2: Ecosystems* (pp. 729–759). London: Academic Press.
54. Warwick, R. M. (1981). The use of meiofauna in pollution monitoring in the marine environment. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, 19, 173–192.
55. Vincx, M., & Heip, C. (1987). The use of nematodes in ecological monitoring: A case study from the Belgian Continental Shelf. *Marine Pollution Bulletin*, 18(4), 187–193. <https://doi.org/10.1016/0025->

326X(87)90688-4.

56. Bongers, T., & Van de Haar, J. J. (1990). Nematodes as indicators of organic pollution in freshwater ecosystems. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology*, 24(1), 25–30. <https://doi.org/10.1007/BF02334200>
57. Blaxter, M. L., De Ley, P., Garey, J. R., Liu, L. X., Scheldeman, P., Vierstraete, A., Van Fleteren, J. R., Mackey, L. Y., Dorris, M., Frisse, L. M., Vida, J. T., Thomas, W. K., 1998, A molecular evolutionary framework for the phylum Nematoda, *Nature*, 392(6671), 71–75.
58. Holterman, M., van der Wurff, A., van den Elsen, S., van Megen, H., Bongers, T., Holovachov, O., Bakker, J., Helder, J., 2006, Phylum-wide analysis of SSU rDNA reveals deep phylogenetic relationships among nematodes and accelerated evolution toward crown clades, *Molecular Biology and Evolution*, 23(9), 1792–1800.
59. Wieser, W. (1953). Die Beziehung zwischen Mundhöhlengestalt, Ernährungsweise und Vorkommen bei freilebenden marinen Nematoden. *Arkiv för Zoologi*, 4, 439–484.
60. Wieser, W. (1960). Benthic studies in Buzzards Bay. II. The meiofauna. *Limnology and Oceanography*, 5(2), 121–137.
61. Boucher, G. (1972). Contribution à la connaissance des Nématodes libres marins de la région de Banyuls-sur-Mer. *Vie et Milieu*, 23(1), 161–184
62. Ward, A. R. (1975). Studies on marine nematodes from the south-east coast of England. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 55(3), 689–703.
63. Semprucci, F., Cesaroni, L., Guidi, L. & Balsamo, M. (2018). Do the morphological and functional traits of free-living marine nematodes mirror taxonomical diversity? *Marine environmental research* 135, 114–122.
64. Thistle, D., & Sherman, K. M. (1985). The nematode fauna of a deep-sea

- site exposed to hydrocarbons. *Marine Ecology Progress Series*, 27, 119–125.
65. Thistle, D., Eckman, J. E., & McClintock, J. B. (1995). The effect of a biologically produced structure on the composition of the surrounding soft-bottom meiofauna. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 188(2), 241–261.
 66. Daché, E., Zeppilli, D., Sarrazin, J., Singh, R., Baldrighi, E., Miljutin, D., & Boyé, A. (2025). MarNemaFunDiv: a first comprehensive dataset of functional traits for marine nematodes. *Scientific Data*, 12, 752. <https://doi.org/10.1038/s41597-025-05105-6>.
 67. Schmidt-Rhaesa, A. (2014). *Volume 2 Nematoda*. Berlin, Boston: De Gruyter. <https://doi.org/10.1515/9783110274257>.
 68. Decraemer, W., Vanreusel, A., & Fonseca, G. (2014). Chapter 6: Nematoda. In Schmidt-Rhaesa, A. (Ed.), *Handbook of Zoology: Gastrotricha, Cycloneuralia and Gnathifera* (Vol. 1, pp. 181–272). Berlin: De Gruyter.
 69. Bongers, T. (1990). The maturity index: An ecological measure of environmental disturbance based on nematode species composition. *Oecologia*, 83(1), 14–19
 70. Zeppilli, D., Bongiorno, L., Danovaro, R., & Santos, R. S. (2015). Functional diversity and traits of meiofauna indicate the status of deep-sea ecosystems. *Scientific Reports*, 5, 8715. <https://doi.org/10.1038/srep08715>.
 71. Semprucci, F., Losi, V., & Balsamo, M. (2016). Nematode functional traits as indicators of environmental changes in coastal marine habitats. *Ecological Indicators*, 70, 145–155.
 72. Semprucci, F., Balsamo, M., Appolloni, L., Sandulli, R., 2017, Meiofauna as a tool for marine ecosystem biomonitoring, *Marine Environmental*

Research, 127, 1–12.

73. Singh, K., Traunspurger, W., & Battaglene, S. (2009). Nematode community structure as a bioindicator of environmental stress. *Ecotoxicology*, 18(7), 701–713.
74. Vermeeren, H. (2004). *Nematodes as indicators of environmental pollution: Comparative studies in estuarine environments*. PhD thesis, Ghent University, Belgium.
75. Moens, T., Verbeeck, L., & Vincx, M. (2014). Nematode community responses to sediment characteristics in seagrass meadows and adjacent bare sediments. *Marine Ecology*, 35(1), 24–36.
76. Armenteros, M., & Ruiz-Abierno, A. (2015). Morphological diversity of free-living marine nematodes across spatial scales in reef-associated habitats. *Marine Ecology Progress Series*, 528, 61–74. <https://doi.org/10.3354/meps11276>.
77. Coccozza di Montanara, E., Semprucci, F., Balsamo, M., & Zeppilli, D. (2024). Ocean acidification impacts on meiobenthic nematode communities in volcanic CO₂ vent systems: A case study from Ischia (Italy). *Marine Environmental Research*, 195, 106046. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2024.106046>.
78. Ritz, K., Black, H. I. J., Campbell, C. D., Harris, J. A., & Wood, C. (2009). Selecting biological indicators for monitoring soils: A framework for balancing scientific and technical opinion to assist policy development. *Ecological Indicators*, 9(6), 1212–1221. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2009.02.009>.
79. Grassi, R. (2022). Nematode ecology in coral reef sediments: Trophic diversity and habitat adaptation. *Coral Reefs*, 41(3), 879–891. <https://doi.org/10.1007/s00338-022-02225-4>

80. Ruiz-Abierno, A., & Armenteros, M. (2017). Alpha, beta, and gamma diversity of free-living marine nematodes in structurally complex coral reef habitats. *Marine Biodiversity*, 47(3), 639–649. <https://doi.org/10.1007/s12526-016-0473-7>.
81. Diana, M. (2023). Nematode assemblages in Cuban coral reefs: Spatial variation and community structure. *Journal of Marine Biology*, 2023, Article ID 7632189. <https://doi.org/10.1155/2023/7632189>.
82. Raes, M. (2007). Marine nematode communities associated with tropical coral reef sands: Composition and function. *PhD thesis*, Ghent University.
83. Belgium. Pérez-García, J. A. (2019). Community composition of meiofauna and free-living nematodes in tropical reef ecosystems of the Caribbean Sea. *Zootaxa*, 4668(3), 401–435. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.4668.3.1>
84. Gobin, J. F. (2007). Meiobenthic nematode communities from hard-bottom habitats around Trinidad and Tobago. *Caribbean Journal of Science*, 43(2), 220–231.
85. Gagarin, V. G. & Nguyen, V. T. (2004). Four species of the genus *Halalaimus* de Man, 1888 (Nematoda: Enoplida) from Mekong River Delta, Vietnam. *International Journal of Nematology*, 14, 213-220.
86. Gagarin, V. G., Nguyen, V. T., Nguyen, D. T. & Nguyen, T. X. P. (2011). Two new species of the genus *Trissonchilus* (Nematoda, Enoplida, Ironidae) from the Red River mouth in Vietnam. *Zoologicheskii Zhurnal*, 9, 236-241.
87. Nguyen, T. X. P., Nguyen, D. T., Nguyen V. T. & Vanreusel, A. (2015b). Nematode diversity patterns at different spatial scales in the Tien Yen Estuary, Quang Ninh Province, Vietnam. *Proceeding of the National Scientific Conference on Ecology and Biological Resources*. Published by Publishing house for Science & Technology. 786-792.

88. Lai, P. H. (2007). *Meiobenthos with special reference to free-living marine nematodes as bioindicators for different mangrove types in Can Gio Biosphere Reserve, Vietnam*. Doctor of Natural Sciences, University of Bremen.
89. Ngo, X. Q., Vanreusel, A., Nguyen, V. T & Smol, N. (2007). Biodiversity of Meiofauna in the Intertidal Khe Nhan mudflat, Can Gio mangrove forest, Vietnam with special emphasis on free living nematodes. *Ocean Science Journal*, 42(3), 135- 152.
90. Ngo, X. Q., Duong, D. H., Nguyen, V. S., Lam, D. A., Tran, T., Nguyen, N. C. & Nguyen, V. T. (2009). Biodiversity of nematode communities in durian storm impacted area, Can Gio mangrove forest, Ho Chi Minh city. *Proceedings of the 3rd National Scientific Conference On Ecology and Biological Resources*, 732-738.
91. Nguyen, D. T. (2009). *Seasonal and spatial patterns in meiofauna community structure of the Can Gio mangrove forest (Vietnam) with a focus on nematodes and their role as bioindicator*. Doctor in Science: Biology, Ghent University
92. Mokievskii, V. O., Nguyen Vu Thanh, & Nguyen Thi Xuan Phuong. (2011). Meiofauna in Nha Trang Bay mangrove forests. *Oceanology*, 51(3), 419–427. <https://doi.org/10.1134/S000143701103011X>.
93. Nguyen, D. T. (2009). *Seasonal and spatial patterns in meiofauna community structure of the Can Gio mangrove forest (Vietnam) with a focus on nematodes and their role as bioindicator*. Doctor in Science: Biology, Ghent University.
94. Ngô Thị Lan. (2013). Đánh giá chất lượng môi trường ven biển dựa trên chỉ số trưởng thành của tuyến trùng (Maturity Index - MI). *Tạp chí Sinh học*, 35(4), 67–74.
95. Nguyễn Vũ Thanh, Phan Kế Long, Nguyễn Đình Tú. (2007). "Động Vật

Chí Việt Nam Tập 22". Nhà Xuất Bản Khoa Học và Kỹ Thuật

96. Phan Kế Long (Chủ biên), Nguyễn Vũ Thanh, Nguyễn Thị Xuân Phương, Nguyễn Thanh Hiền. 2021. Tuyến trùng sống tự do ở vùng cửa sông và rừng ngập mặn Việt Nam (Enoplida, Triplonchida, Tripyloidina, Plectida, Desmodorida và phân bộ Chromadorina). 400 trang. NXB Khoa học tự nhiên và Công nghệ
97. Nguyễn Đình Tứ, Phan Kế Long (đồng chủ biên), Nguyễn Thị Xuân Phương, Nguyễn Thanh Hiền, Nguyễn Vũ Thanh, 2022. Tuyến trùng sống tự do ở vùng ngập mặn, cửa sông và ven bờ biển Việt Nam bộ Monhysterida, Areolaimida và Chromadorida, 581 trang. NXB Khoa học tự nhiên và Công nghệ.
98. Hồ Thanh Hải. (1990). Ứng dụng sinh vật chỉ thị trong đánh giá môi trường nước. *Tạp chí Khoa học và Kỹ thuật Môi trường*, 8(2), 21–26.
99. Linke, H., Traunspurger, W., & Wurst, M. (1999). Free-living nematodes as indicators for ecological effects of pollution in marine habitats. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 42(2), 203–210.
100. Lê Văn Khoa, Nguyễn Văn Long, Phan Văn Ninh, 2007, Một số đặc điểm sinh thái học tuyến trùng trong môi trường nước ven biển Việt Nam, *Tạp chí Sinh học*, 29(3), 12–20.
101. Võ Sĩ Tuấn. (2008). Hiện trạng đa dạng sinh học và các tác động tại rạn san hô ven bờ Khánh Hòa. *Kỷ yếu Hội thảo Biển Đông 2008*, 55–60.
102. Vincx, M. (1996). Meiofauna in marine and freshwater sediments. In: Hall, G.S. (Ed.), *Methods for the examination of organismal diversity in soils and sediments*. CAB International, Wallingford, pp. 187–195.
103. De Grisse, A. (1969). Redescription ou modifications de quelques techniques utilisées dans l'étude des nématodes phytoparasitaires. *Mededelingen Rijksfaculteit Landbouwwetenschappen Gent*, 34(2), 351–

369.

104. Seinhorst, J. W. (1959). A rapid method for the transfer of nematodes from fixative to anhydrous glycerin. *Nematologica*, 4, 67–69.
<https://doi.org/10.1163/187529259X00381>
105. De Ley, P., & Blaxter, M. (2004). A new system for Nematoda: combining morphological characters with molecular trees, and translating clades into ranks and taxa. *Nematology Monographs and Perspectives*, 2, 633–653
106. Lorenzen, S. (1981). *Entwurf eines phylogenetischen Systems der freilebenden Nematoden*. Veröffentlichungen des Instituts für Meeresforschung Bremerhaven, Supplement 7, 449 pp.
107. Lorenzen, S. (1994). *The phylogenetic systematics of free living nematodes* (pp. 383–pp).
108. Warwick, R. M., Platt, H. M., & Somerfield, P. J. (1998). *Free-living marine nematodes. Part III: Monhysterids*. Field Studies Council, Shrewsbury, UK.
109. Warwick, R. M., Platt, H. M., & Somerfield, P. J. (1988). *Free-living marine nematodes. Part II: British Chromadorids*. Cambridge University Press.
110. Platt, H. M., & Warwick, R. M. (1983). *Free-living marine nematodes. Part I: British Enoplids*. Cambridge: Cambridge University Press.
111. NeMys Database: <https://nemys.ugent.be/>.
112. Bale, A. J., & Kenny, A. J. (2007). *Sediment analysis and seabed characterisation*. In: Eleftheriou, A. (Ed.), *Methods for the Study of Marine Benthos* (4th ed., pp. 43–86). Blackwell Science Ltd.
<https://doi.org/10.1002/9781444313282.ch3>.
113. Clarke, K. R., & Warwick, R. M. (2001). *Change in marine communities:*

An approach to statistical analysis and interpretation (2nd ed.). Plymouth: PRIMER-E Ltd.

114. Nguyễn Thị Mỹ Yến, Trần Văn Việt, Trần Duy Phương, 2017, Đánh giá chất lượng môi trường đáy thông qua cấu trúc quần xã động vật đáy vùng ven biển Tây Nam Bộ, *Tạp chí Khoa học Trường Đại học Cần Thơ*, 50, 45–55.
115. Warwick, R. M. (1986). A new method for detecting pollution effects on marine macrobenthic communities. *Marine Biology*, 92, 557–562. <https://doi.org/10.1007/BF00392551>.
116. Armenteros, M., Ruiz-Abierno, A., Sosa, Y., & Pérez-García, J. A. (2012). Habitat heterogeneity effects on macro- and meiofauna (especially nematodes) in Punta Francés coral reef (SW Cuban Archipelago). *Revista de Investigaciones Marinas*, 32(1), 50–61.
117. Mohammad, D. A. (2022). *Meiobenthic assemblages in some coral reef sites in Marsa Alam (Red Sea, Egypt) with emphasis on free living nematodes*. *Egyptian Journal of Aquatic Biology and Fisheries*, 26(6), 495–510. <https://doi.org/10.21608/ejabf.2022.273376>.
118. Nguyen Ngoc Anh Thu, Hoang Xuan Ben, Bui Quang Nghi, Nguyen Kha Phu, Nguyen Thi My Ngan, Vo Thi Thuy Linh, Vu Thi Lieu, Nguyen Thanh Tam, 2021. Species composition and density free-living marine Nematoda in coastal tidal areas of Khanh Hoa province. *Vietnam Journal of Marine Science and Technology*, 21(4A), 181–189.
119. Soetaert, K., Vincx, M., Wittoeck, J., & Tulkens, M. (1995). Meiobenthic distribution and nematode community structure in five European estuaries. *Hydrobiologia*, 311(1), 185–206.
120. Grassi, E., Montefalcone, M., Cesaroni, L., Guidi, L., Balsamo, M., & Semprucci, F. (2022). Taxonomic and functional nematode diversity in Maldivian coral degradation zones: Patterns across reef typologies and

- depths. *Frontiers in Marine Science*, 9, 878648. <https://doi.org/10.3389/fmars.2022.878648>
121. An, L., Wang, A., Zhang, Z., & Ren, X. (2024). Biodiversity of nematodes from coral reef sediments in the South China Sea based on eDNA metabarcoding. *Diversity*, 16(7), 362. <https://doi.org/10.3390/d16070362>
 122. Marzo Perez, Diana & Pérez-García, José & Apprill, Amy & Armenteros, Maickel. (2024). Diversity of Cryptofaunal Nematode Assemblages along the Jardines de La Reina Coral Reef, Southern Cuba. *Diversity*. 16. 264. [10.3390/d16050264](https://doi.org/10.3390/d16050264).
 123. Lin, H.-T., Yang, J.-I., Wu, Y.-T., Shiau, Y.-J., Lo, L., & Yang, S.-H. (2025). The spatiotemporal variations of marine nematode populations may serve as indicators of changes in marine ecosystems. *Marine Pollution Bulletin*, 211, 117373.
 124. Carletti, M., Viñuela Rodríguez, N., Rossetti, G., Rossi, V., Pulido Tan, B. G., & Reimer, J. D. (2025). The tip of the iceberg: Extraordinarily high diversity while examining two infralittoral nematode communities on Okinawa-jima Island, Japan, using morphology and DNA barcoding. *[Journal name not provided]*. Advance online publication. <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/40755798/>
 125. Tietjen, J. H. (1991). Ecology of free-living nematodes from the continental shelf of the central Great Barrier Reef province. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 32(5), 421–438. [https://doi.org/10.1016/0272-7714\(91\)90032-7](https://doi.org/10.1016/0272-7714(91)90032-7)
 126. Liu, X., Xu, M., Zhang, J., Zhang, Z., Li, Y., 2015, Community structure and biodiversity of free-living marine nematodes in the northern South China Sea, *Acta Oceanologica Sinica*, 34(6), 77–85.
 127. Mohamed, D. A. (2022). *Meiobenthic Assemblages in some Coral Reef*

Sites in Marsa Alam (Red Sea, Egypt) with Emphasis on Free Living Nematodes. Egyptian Journal of Aquatic Biology & Fisheries, 26(6), 495–510.

PHỤ LỤC

Phụ lục 1 Phân tích SIMPER về sự khác biệt trung bình của các quần xã tuyến trùng giữa các địa điểm thu mẫu và phần trăm đóng góp vào sự khác biệt đó của các loài tuyến trùng khác nhau

SIMPER

Similarity Percentages - species contributions

One-Way Analysis

Data worksheet

Name: Data2

Data type: Other

Sample selection: All

Variable selection: All

Parameters

Resemblance: S17 Bray Curtis similarity

Cut off for low contributions: 90.00%

Factor Groups

Sample	Địa điểm
--------	----------

CT1.1	CT1
-------	-----

CT1.2	CT1
-------	-----

CT1.3	CT1
-------	-----

CT2.1	CT2
-------	-----

CT2.2	CT2
-------	-----

CT2.3	CT2
-------	-----

Đ1.1	Đ1
------	----

Đ1.2	Đ1
------	----

Đ1.3	Đ1
------	----

Đ2.1	Đ2
------	----

D2.2 D2
 D2.3 D2
 L1.1 L1
 L1.2 L1
 L1.3 L1
 L2.1 L2
 L2.2 L2
 L2.3 L2

Group CT1

Average similarity: 58.04

Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
Sabatieria doancanhi	6.70	4.65	7.96	8.00	8.00
Daptonema sp.6	6.13	4.63	15.37	7.98	15.99
Ptycholaimellus brevisetosus	5.90	4.22	10.59	7.28	23.26
Dichromadora affinis	6.11	3.60	10.53	6.21	29.47
Paracomesoma longispiculum	5.81	3.53	4.30	6.08	35.55
Dorylaimopsis tumida	5.08	3.27	17.32	5.63	41.18
Hopperia sp.	4.00	2.74	4.90	4.73	45.91
Vasostoma sp.	3.67	2.68	13.12	4.63	50.53
Terschellingia sp.2	3.80	2.67	6.10	4.60	55.13
Halalaimus luticolus	3.36	2.66	16.00	4.59	59.72
Comesa sp.	3.26	2.35	5.36	4.05	63.77
Paracanthonchus brevicaudatus	3.12	2.11	1.93	3.64	67.41
Parodontophora sp.2	2.67	1.94	4.90	3.34	70.75
Sphaerolaimus maeoticus	3.23	1.93	1.63	3.33	74.08
Elzalia sp.	3.30	1.83	8.35	3.16	77.24
Viscosia sp.	2.38	1.53	3.15	2.63	79.87

Marylynnia sp.1	3.63	1.43	0.58	2.47	82.34
Pselionema sp.	1.89	1.32	9.37	2.28	84.62
Syringolaimus sp.	2.03	1.31	7.63	2.25	86.87
Actinonema sp.	1.99	1.21	19.06	2.08	88.95
Rhinema sp.	1.55	1.21	19.06	2.08	91.03

Group CT2**Average similarity: 62.47**

Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD		Contrib% Cum. %
Terschellingia sp.2	7.55	7.26	17.27	11.61	11.61
Daptonema sp.6	6.65	5.45	14.75	8.72	20.33
Molgolaimus sp.	5.83	4.50	2.39	7.20	27.53
Parodontophora sp.2	4.29	3.70	13.38	5.93	33.46
Ptycholaimellus brevisetosus	4.21	3.40	6.04	5.45	38.90
Elzalia sp.	3.84	3.24	14.41	5.19	44.09
Paracomesoma longispiculum	3.89	3.20	13.61	5.13	49.22
Linhomoeus sp.	4.48	2.86	1.53	4.58	53.80
Halalaimus luticolus	3.20	2.78	25.40	4.46	58.26
Dichromadora affinis	4.90	2.66	1.10	4.25	62.51
Pselionema sp.	3.10	2.63	15.96	4.20	66.71
Vasostoma sp.	2.49	1.78	1.97	2.85	69.56
Campylaimus sp.	2.37	1.77	2.14	2.83	72.39
Enoplus sp.	2.11	1.61	2.66	2.57	74.96
Actinonema sp.	2.18	1.54	3.12	2.47	77.43
Spirinia sp.	1.74	1.43	5.77	2.29	79.71
Comesa sp.	2.04	1.41	5.20	2.26	81.97
Hopperia sp.	1.43	1.25	25.40	1.99	83.97
Oxystomina sp.	1.67	1.25	25.40	1.99	85.96

Rhinema sp.	1.43	1.25	25.40	1.99	87.95
Dorylaimopsis tumida	2.38	1.11	0.58	1.78	89.73
Axonolaimus sp.	2.49	0.99	0.58	1.59	91.33

Group D1**Average similarity: 32.11**

Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
Dorylaimopsis tumida	7.09	3.85	1.02	12.00	12.00
Terschellingia sp.2	10.09	3.63	2.50	11.31	23.32
Molgolaimus sp.	5.83	3.18	0.83	9.89	33.21
Ptycholaimellus brevisetosus	4.44	2.99	19.45	9.30	42.51
Parodontophora sp.2	3.67	2.65	12.53	8.26	50.77
Elzalia sp.	3.73	2.54	4.74	7.92	58.70
Paracomesoma longispiculum	7.30	1.85	0.83	5.76	64.46
Dichromadora affinis	3.74	1.54	0.98	4.79	69.25
Halalaimus luticolus	1.70	1.23	6.41	3.82	73.07
Gomphonema parvum	2.38	1.12	0.58	3.48	76.55
Daptonema sp.6	4.15	0.93	0.58	2.90	79.45
Hopperia sp.	1.25	0.79	1.95	2.47	81.93
Viscosia sp.	1.25	0.79	1.95	2.47	84.40
Comesa sp.	3.67	0.69	2.95	2.16	86.56
Spirinia sp.	1.39	0.64	0.58	2.01	88.57
Sphaerolaimus maeoticus	1.33	0.48	0.58	1.50	90.07

Group D2**Average similarity: 50.22**

Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
Terschellingia sp.2	5.65	4.86	23.71	9.68	9.68
Pseudolella sp.	4.00	3.34	40.48	6.66	16.33

Sabatieria doancanhi	3.31	3.34	7.26	6.64	22.98
Dorylaimopsis tumida	3.25	3.31	24.93	6.58	29.56
Daptonema sp.6	3.99	3.28	1.85	6.52	36.08
Dichromadora affinis	3.55	2.34	24.93	4.65	40.74
Paracomesoma longispiculum	2.73	2.33	2.75	4.63	45.37
Molgolaimus sp.	4.51	2.24	0.58	4.47	49.84
Hopperia sp.	3.00	2.21	3.42	4.40	54.24
Halalaimus luticolus	2.48	2.16	3.83	4.31	58.55
Elzalia sp.	2.51	2.08	4.94	4.14	62.69
Comesa sp.	2.72	2.07	1.55	4.13	66.82
Ptycholaimellus brevisetosus	2.65	2.05	11.59	4.07	70.89
Linhystera sp.	2.49	1.84	2.27	3.67	74.56
Parodontophora sp.2	2.30	1.80	2.07	3.59	78.16
Viscosia sp.	2.02	1.36	11.72	2.71	80.86
Neotonchus sp.	1.44	1.35	24.93	2.69	83.55
Pselionema sp.	1.88	0.98	0.58	1.96	85.51
Spirinia sp.	1.81	0.79	0.58	1.56	87.07
Vasostoma sp.	1.96	0.78	0.58	1.55	88.62
Marylynnia sp.1	1.93	0.75	0.58	1.49	90.11

Group L1**Average similarity: 54.08**

Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
Dichromadora affinis	37.81	35.18	20.90	65.06	65.06
Spirinia sp.	8.04	5.91	3.05	10.93	75.99
Ptycholaimellus brevisetosus	8.88	3.36	0.90	6.22	82.20
Elzalia sp.	3.13	2.81	9.08	5.20	87.40
Gomphonema parvum	5.12	2.15	0.80	3.98	91.38

Group L2**Average similarity: 43.89**

Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum. %
Axonolaimus sp.	6.23	3.26	2.31	7.43	7.43
Ptycholaimellus brevisetosus	6.04	3.15	2.72	7.18	14.61
Gomphionema parvum	4.56	2.85	4.50	6.50	21.11
Dichromadora affinis	7.03	2.81	4.89	6.41	27.52
Chromadoridae	4.29	2.69	5.72	6.12	33.64
Laxus sp.	4.67	2.30	2.31	5.25	38.90
Microlaimus orientalis	4.76	2.27	2.53	5.18	44.08
Parapinnanema sp.	3.58	1.97	4.51	4.49	48.56
Oncholaimidae	3.51	1.86	6.77	4.24	52.80
Cyatholaimidae	4.06	1.79	8.30	4.08	56.88
Odontophora sp.	2.60	1.73	9.93	3.95	60.83
Spirinia sp.	2.95	1.44	4.24	3.28	64.11
Comesomatidae	2.19	1.37	5.95	3.11	67.22
Innocuonema sp.	3.31	1.07	0.58	2.44	69.67
Daptonema sp.6	3.05	0.90	0.58	2.06	71.72
Xyalidae	2.92	0.84	0.58	1.92	73.65
Parodontophora sp.2	2.63	0.83	0.58	1.89	75.54
Aponchium sp.	2.50	0.74	0.58	1.69	77.23
Syringolaimus sp.	2.92	0.73	0.58	1.67	78.90
Chromadora sp.	1.84	0.57	0.58	1.31	80.20
Eurystomina ornata	2.25	0.57	0.58	1.31	81.51
Theristus sp.	1.99	0.57	0.58	1.31	82.82
Chromaspirina sp.	1.66	0.52	0.58	1.20	84.01
Sabatieria doancanhi	1.86	0.52	0.58	1.20	85.21
Catanema sp.	2.50	0.52	0.58	1.19	86.40
Dorylaimopsis tumida	1.99	0.52	0.58	1.19	87.58

Neotonchus sp.	1.99	0.52	0.58	1.19	88.77
Stilbonema sp.	2.13	0.52	0.58	1.19	89.96
Longicyatholaimus sp.	1.37	0.42	0.58	0.96	90.92

Groups CT1 & CT2

Average dissimilarity = 56.86

Species	Group CT1	Group CT2		Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum. %
	Av.Abund	Av.Abund	Av.Abund				
Molgolaimus sp.	0.66	5.83	2.35	2.56	4.98	4.98	
Sabatieria doancanhi	6.70	1.54	2.30	3.05	4.89	9.87	
Terschellingia sp.2	3.80	7.55	1.73	3.76	3.67	13.54	
Dichromadora affinis	6.11	4.90	1.54	1.44	3.26	16.80	
Linhomoeus sp.	1.28	4.48	1.47	1.52	3.12	19.92	
Marylynnia sp.1	3.63	1.76	1.39	1.74	2.95	22.86	
Dorylaimopsis tumida	5.08	2.38	1.19	1.16	2.53	25.39	
Hopperia sp.	4.00	1.43	1.16	2.69	2.47	27.85	
Paracanthonchus brevicaudatus	3.12	0.82	1.15	1.72	2.44	30.29	
Axonolaimus sp.	0.00	2.49	1.11	1.30	2.35	32.64	
Campylaimus sp.	0.00	2.37	1.08	2.96	2.30	34.94	
Desmodora vietnamica	2.42	0.42	1.05	1.02	2.23	37.16	
Sphaerolaimus maeoticus	3.23	1.03	1.02	1.66	2.17	39.34	
Paracomesoma longispiculum	5.81	3.89	1.01	1.22	2.14	41.48	
Cheironchus sp.	2.36	0.42	0.98	1.16	2.07	43.55	
Viscosia sp.	2.38	0.42	0.88	2.04	1.88	45.43	
Ptycholaimellus brevisetosus	5.90	4.21	0.82	1.34	1.75	47.17	
Spirinia sp.	2.22	1.74	0.75	3.53	1.60	48.77	
Enoplus sp.	0.48	2.11	0.75	1.97	1.59	50.36	
Parodontophora sp.2	2.67	4.29	0.74	1.88	1.57	51.93	

Terschellingia longicaudata	1.56	0.00	0.73	0.67	1.55	53.48
Elzalia sp.	3.30	3.84	0.73	1.90	1.55	55.03
Enoplolaimus sp.	1.41	0.44	0.72	0.86	1.54	56.57
Syringolaimus sp.	2.03	0.75	0.72	1.71	1.53	58.10
Zalonema sp.	1.04	1.58	0.71	1.30	1.50	59.60
Comesoma sp.	1.87	1.20	0.66	1.63	1.41	61.01
Comesa sp.	3.26	2.04	0.63	1.42	1.33	62.34
Daptonema sp.6	6.13	6.65	0.62	1.21	1.31	63.65
Gomphionema parvum	1.08	1.48	0.59	1.30	1.25	64.90
Monhystera sp.	1.28	0.00	0.58	1.30	1.23	66.13
Vasostoma sp.	3.67	2.49	0.57	0.99	1.21	67.33
Leptolaimus rivalis	0.00	1.24	0.55	1.20	1.18	68.51
Trochamus sp.	1.08	1.54	0.55	1.24	1.17	69.68
Pselionema sp.	1.89	3.10	0.54	1.67	1.15	70.83
Neochromadora sp.	1.15	0.00	0.54	0.67	1.15	71.97
Stylotheristus sp.	0.96	0.42	0.52	0.92	1.10	73.07
Desmolaimus sp.2	0.00	1.02	0.45	1.30	0.96	74.03
Calyptronema cobbi	0.94	0.00	0.44	0.67	0.94	74.97
Linhystera sp.	0.94	0.00	0.44	0.67	0.94	75.90
Polygastrophora sp.	0.94	0.00	0.44	0.67	0.94	76.84
Oxystomina sp.	1.14	1.67	0.40	1.41	0.86	77.70
Actinonema sp.	1.99	2.18	0.40	1.36	0.86	78.56
Retrotheristus sp.	0.00	0.87	0.40	0.67	0.85	79.41
Mononchus sp.	0.83	0.00	0.40	0.67	0.84	80.25
Paracyatholaimus sp.	0.68	0.44	0.38	0.93	0.82	81.06
Spilophorella sp.	0.68	0.42	0.38	0.95	0.82	81.88
Pseudolella sp.	0.81	0.00	0.38	0.67	0.81	82.69
Graphonema sp.	0.85	0.00	0.36	0.67	0.77	83.46
Neotonchus sp.	0.85	0.00	0.36	0.67	0.77	84.23

Setosabatieria sp.	0.85	0.00	0.36	0.67	0.77	85.00
Subsphaerolaimus major	0.85	0.00	0.36	0.67	0.77	85.77
Parasphaerolaimus sp.	1.08	0.85	0.36	1.24	0.76	86.53
Microlaimus orientalis	0.00	0.82	0.36	0.67	0.76	87.29
Sphaerotheristus nothus	0.00	0.82	0.36	0.67	0.76	88.04
Eurystomina ornata	0.60	0.58	0.35	0.85	0.74	88.79
Metachromadora sp.	0.48	0.58	0.34	0.91	0.71	89.50
Paranticoma sp.	0.47	0.58	0.33	0.91	0.71	90.21

Groups CT1 & D1

Average dissimilarity = 58.74

	Group CT1	Group D1					
Species	Av.Abund	Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%	
Sabatieria doancanhi	9.30	0.83	4.23	3.06	7.21	7.21	
Dichromadora affinis	9.75	3.74	3.78	0.93	6.44	13.65	
Terschellingia sp.2	3.00	10.09	3.71	0.84	6.31	19.96	
Paracomesoma longispiculum	7.17	7.30	3.34	1.60	5.69	25.65	
Molgolaimus sp.	0.32	5.83	2.76	1.48	4.69	30.35	
Daptonema sp.6	7.78	4.15	2.44	1.77	4.16	34.50	
Dorylaimopsis tumida	5.36	7.09	2.16	1.58	3.67	38.17	
Marylynnia sp.1	3.86	3.12	1.99	1.47	3.38	41.56	
Neochromadora sp.	0.96	3.35	1.84	0.85	3.13	44.68	
Comesa sp.	2.47	3.67	1.74	1.18	2.96	47.64	
Ptycholaimellus brevisetosus	7.16	4.44	1.58	1.60	2.69	50.33	
Daptonema brevisetosum	0.00	3.14	1.57	0.73	2.67	53.00	
Desmodora vietnamica	2.58	0.00	1.29	0.74	2.19	55.19	
Vasostoma sp.	3.10	1.14	1.15	1.38	1.97	57.16	
Gomphonema parvum	0.34	2.38	1.14	1.53	1.93	59.09	

Elzalia sp.	2.36	3.73	1.12	1.56	1.90	60.99
Parodontophora sp.2	1.50	3.67	1.09	1.44	1.85	62.84
Hopperia sp.	3.34	1.25	1.04	1.72	1.78	64.62
Terschellingia longicaudata	1.76	0.93	1.04	0.94	1.76	66.38
Sphaerolaimus maeoticus	2.47	1.33	0.90	1.36	1.54	67.92
Paracanthonchus brevicaudatus	2.45	1.34	0.89	1.16	1.51	69.43
Cheironchus sp.	1.70	0.19	0.82	0.92	1.39	70.82
Neotonchus sp.	0.34	1.49	0.80	0.82	1.37	72.19
Enoplolaimus sp.	1.44	0.21	0.76	0.76	1.29	73.48
Comesoma sp.	1.01	1.34	0.70	1.44	1.19	74.66
Spirinia sp.	1.51	1.39	0.64	1.33	1.09	75.75
Linhomoeidae	0.00	1.12	0.56	0.67	0.95	76.70
Linhomoeus sp.	0.50	1.23	0.53	1.36	0.90	77.61
Eurystomina ornata	0.17	0.97	0.51	0.79	0.87	78.48
Halalaimus luticolus	2.47	1.70	0.51	1.31	0.87	79.34
Zalonema sp.	0.52	0.81	0.49	0.94	0.83	80.18
Syringolaimus sp.	0.99	0.19	0.42	1.10	0.71	80.88
Viscosia sp.	1.31	1.25	0.41	1.40	0.69	81.58
Pseudolella sp.	0.48	0.63	0.40	0.92	0.68	82.25
Actinonema sp.	0.84	0.48	0.39	1.55	0.67	82.92
Subsphaerolaimus major	0.34	0.63	0.37	0.94	0.64	83.56
Pselionema sp.	0.82	0.82	0.37	1.33	0.63	84.19
Stylotheristus sp.	0.66	0.21	0.37	0.87	0.62	84.81
Linhystera sp.	0.64	0.19	0.35	0.85	0.60	85.41
Enoplus sp.	0.17	0.64	0.35	0.83	0.60	86.01
Calyptronema cobbi	0.64	0.00	0.32	0.67	0.55	86.55
Polygastrophora sp.	0.64	0.00	0.32	0.67	0.55	87.10
Campylaimus sp.	0.00	0.61	0.30	1.11	0.52	87.61
Leptolaimus rivalis	0.00	0.58	0.29	1.20	0.50	88.11

Mononchus sp.	0.50	0.00	0.25	0.67	0.42	88.53
Longicyatholaimus sp.	0.00	0.48	0.24	0.67	0.41	88.94
Monhystera sp.	0.50	0.40	0.20	1.27	0.34	89.29
Oxystomina sp.	0.49	0.40	0.20	1.30	0.34	89.63
Spilophorella sp.	0.33	0.16	0.19	0.93	0.33	89.95
Onyx sp.	0.17	0.32	0.19	0.94	0.32	90.28

Groups CT2 & D1

Average dissimilarity = 53.43

Species	Group CT2	Group D1	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum. %
	Av.Abund	Av.Abund				
Daptonema sp.6	6.65	2.86	2.09	1.24	4.23	4.23
Linhomoeus sp.	4.48	1.42	1.65	1.68	3.35	7.57
Dichromadora affinis	4.90	3.05	1.62	1.39	3.27	10.84
Terschellingia sp.2	7.55	4.40	1.56	2.95	3.15	14.00
Molgolaimus sp.	5.83	3.54	1.41	1.50	2.85	16.85
Paracomesoma longispiculum	3.89	3.83	1.21	1.90	2.45	19.30
Axonolaimus sp.	2.49	0.42	1.20	1.39	2.42	21.72
Dorylaimopsis tumida	2.38	3.94	1.08	1.33	2.19	23.91
Marylynnia sp.1	1.76	2.30	1.06	1.40	2.15	26.06
Pselionema sp.	3.10	1.03	1.04	2.31	2.11	28.16
Daptonema brevisetosum	0.00	1.72	0.99	0.93	2.00	30.16
Actinonema sp.	2.18	0.73	0.87	1.59	1.75	31.92
Neochromadora sp.	0.00	1.87	0.85	0.67	1.73	33.64
Enoplus sp.	2.11	0.84	0.83	1.48	1.67	35.31
Gomphionema parvum	1.48	1.92	0.81	1.37	1.64	36.96
Vasostoma sp.	2.49	1.33	0.81	1.33	1.63	38.58
Paracanthonchus brevicaudatus	0.82	1.45	0.78	1.23	1.57	40.16

Trochamus sp.	1.54	0.42	0.76	1.23	1.54 41.69
Campylaimus sp.	2.37	0.92	0.76	1.53	1.53 43.23
Zalonema sp.	1.58	0.94	0.76	1.19	1.53 44.76
Parodontophora sp.2	4.29	3.11	0.74	1.26	1.49 46.25
Comesoma sp.	1.20	1.45	0.71	1.71	1.43 47.68
Ptycholaimellus brevisetosus	4.21	3.38	0.70	1.28	1.42 49.10
Viscosia sp.	0.42	1.76	0.69	1.65	1.39 50.49
Sabatieria doancanhi	1.54	1.28	0.68	1.14	1.38 51.87
Elzalia sp.	3.84	3.10	0.64	1.41	1.30 53.17
Spirinia sp.	1.74	1.72	0.62	1.57	1.26 54.43
Comesa sp.	2.04	2.36	0.62	1.04	1.25 55.68
Eurystomina ornata	0.58	1.03	0.61	0.92	1.24 56.92
Halalaimus luticolus	3.20	2.03	0.60	2.34	1.21 58.13
Neotonchus sp.	0.00	1.25	0.57	0.67	1.15 59.28
Rhinema sp.	1.43	0.44	0.55	1.48	1.12 60.39
Sphaerolaimus maeoticus	1.03	1.41	0.55	1.35	1.11 61.50
Leptolaimus rivalis	1.24	0.97	0.54	1.40	1.08 62.59
Desmolaimus sp.2	1.02	0.00	0.51	1.28	1.04 63.63
Linhomoeidae	0.00	1.08	0.49	0.67	1.00 64.62
Microlaimus orientalis	0.82	0.44	0.48	0.89	0.97 65.59
Sphaerotheristus nothus	0.82	0.44	0.48	0.89	0.97 66.55
Syringolaimus sp.	0.75	0.44	0.46	0.88	0.94 67.49
Oxystomina sp.	1.67	0.78	0.46	1.16	0.93 68.42
Retrotheristus sp.	0.87	0.00	0.46	0.66	0.93 69.34
Terschellingia longicaudata	0.00	0.99	0.45	0.67	0.91 70.25
Monhystera sp.	0.00	0.78	0.41	1.33	0.83 71.09
Enoploides sp.	0.00	0.86	0.41	1.33	0.83 71.91
Eubostrichus sp.	0.00	0.86	0.41	1.33	0.83 72.74
Chromadorita sp.	0.59	0.44	0.39	0.86	0.78 73.52

Antomicron sp.	0.42	0.62	0.38	0.96	0.77 74.29
Pseudolella sp.	0.00	0.59	0.36	0.67	0.74 75.03
Subsphaerolaimus major	0.00	0.59	0.36	0.67	0.74 75.77
Chromadora sp.	0.58	0.42	0.36	0.92	0.73 76.50
Paranticoma sp.	0.58	0.42	0.36	0.92	0.73 77.23
Longicyatholaimus sp.	0.00	0.73	0.36	0.67	0.73 77.96
Ceramonema sp.	0.62	0.00	0.32	0.66	0.65 78.62
Parasphaerolaimus sp.	0.85	0.76	0.30	1.07	0.61 79.23
Aponema sp.	0.42	0.44	0.30	0.85	0.60 79.83
Cheironchus sp.	0.42	0.44	0.30	0.85	0.60 80.44
Enoplolaimus sp.	0.44	0.34	0.30	0.94	0.60 81.04
Onyx sp.	0.00	0.59	0.29	0.67	0.60 81.63
Pseudosteineria sp.	0.00	0.59	0.29	0.67	0.60 82.23
Spilophorella sp.	0.42	0.42	0.29	0.83	0.59 82.82
Halichoanolaimus sp.	0.42	0.34	0.29	0.93	0.59 83.41
Promonhystera sp.	0.42	0.34	0.29	0.93	0.59 84.00
Stylotheristus sp.	0.42	0.34	0.29	0.93	0.59 84.58
Metachromadora sp.	0.58	0.00	0.29	0.66	0.58 85.16
Chromadorella sp.	0.00	0.62	0.28	0.67	0.58 85.74
Daptonema iners	0.00	0.62	0.28	0.67	0.58 86.31
Paramonhystera sp.	0.00	0.62	0.28	0.67	0.58 86.89
Parodontophora obesa	0.00	0.62	0.28	0.67	0.58 87.46
Theristus sp.	0.00	0.62	0.28	0.67	0.58 88.04
Hopperia sp.	1.43	1.76	0.25	1.04	0.51 88.54
Chromadorina sp.	0.42	0.00	0.23	0.66	0.46 89.01
Desmodora vietnamica	0.42	0.00	0.23	0.66	0.46 89.47
Oncholaimus sp.	0.42	0.00	0.23	0.66	0.46 89.94
Synochiella sp.	0.42	0.00	0.23	0.66	0.46 90.40

Groups CT1 & D2**Average dissimilarity = 58.25**

Species	Group CT1	Group D2	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum. %
	Av.Abund	Av.Abund				
Molgolaimus sp.	0.32	10.20	5.05	1.35	8.66	8.66
Dichromadora affinis	9.75	5.37	4.21	1.14	7.23	15.89
Terschellingia sp.2	3.00	10.93	3.96	1.51	6.81	22.70
Sabatieria doancanhi	9.30	3.79	2.75	1.95	4.73	27.43
Pseudolella sp.	0.48	5.53	2.52	1.69	4.33	31.76
Paracomesoma longispiculum	7.17	2.76	2.41	1.41	4.13	35.89
Ptycholaimellus brevisetosus	7.16	2.60	2.28	1.87	3.91	39.80
Daptonema sp.6	7.78	6.05	1.66	1.36	2.86	42.66
Marylynnia sp.1	3.86	1.86	1.62	1.51	2.78	45.44
Hopperia sp.	3.34	3.80	1.46	1.50	2.50	47.95
Aponema sp.	0.00	2.91	1.45	0.67	2.49	50.44
Desmodora vietnamica	2.58	0.17	1.26	0.74	2.16	52.60
Sphaerolaimus maeoticus	2.47	0.00	1.23	1.48	2.12	54.72
Vasostoma sp.	3.10	2.14	1.09	1.35	1.87	56.59
Dorylaimopsis tumida	5.36	3.56	1.03	0.86	1.76	58.36
Comesa sp.	2.47	2.96	1.01	1.51	1.73	60.08
Paracanthochus brevicaudatus	2.45	0.69	0.99	1.60	1.71	61.79
Linhystera sp.	0.64	2.21	0.93	1.57	1.60	63.39
Terschellingia longicaudata	1.76	0.00	0.88	0.67	1.51	64.90
Spirinia sp.	1.51	1.91	0.86	1.27	1.48	66.39
Viscosia sp.	1.31	1.93	0.85	1.08	1.46	67.85
Elzalia sp.	2.36	2.43	0.84	0.97	1.44	69.29
Cheironchus sp.	1.70	0.34	0.80	0.93	1.37	70.66
Pselionema sp.	0.82	1.86	0.79	1.56	1.36	72.02

Desmolaimus sp.1	0.00	1.53	0.77	0.79	1.32	73.33
Enoplolaimus sp.	1.44	0.00	0.72	0.67	1.24	4.57
Aegialoalaimus sp.3	0.00	1.37	0.68	0.67	1.17	75.74
Gomphonema parvum	0.34	1.03	0.57	0.93	0.98	76.72
Parodontophora sp.2	1.50	1.96	0.56	2.16	0.96	77.68
Aegialoalaimus sp.1	0.00	1.03	0.51	0.67	0.88	78.56
Desmolaimus sp.2	0.00	1.00	0.50	1.17	0.86	79.42
Comesoma sp.	1.01	0.66	0.50	1.31	0.86	80.28
Syringolaimus sp.	0.99	0.00	0.50	1.34	0.85	81.13
Halalaimus luticolus	2.47	2.13	0.49	1.36	0.83	81.96
Neochromadora sp.	0.96	0.00	0.48	0.67	0.83	82.79
Onyx sp.	0.17	0.80	0.43	0.80	0.73	83.52
Actinonema sp.	0.84	0.00	0.42	1.59	0.72	84.24
Enoplus sp.	0.17	0.89	0.42	1.46	0.72	84.96
Linhomoeus sp.	0.50	0.86	0.39	1.21	0.67	85.63
Zalonema sp.	0.52	0.69	0.37	1.15	0.64	86.27
Stylotheristus sp.	0.66	0.17	0.36	0.83	0.61	86.89
Desmolaimus longicaudatus	0.00	0.68	0.34	0.67	0.59	87.47
Terschellingia sp.3	0.00	0.68	0.34	0.67	0.59	88.06
Sphaerotheristus nothus	0.00	0.68	0.34	1.00	0.58	88.64
Calyptronema cobbi	0.64	0.00	0.32	0.67	0.55	89.19
Polygastrophora sp.	0.64	0.00	0.32	0.67	0.55	89.74
Neotonchus sp.	0.34	0.71	0.29	1.87	0.50	90.24

Groups CT2 & D2

Average dissimilarity = 50.49

Species	Group CT2	Group D2	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
	Av.Abund	Av.Abund				
Molgolaimus sp.	9.57	10.20	3.70	1.43	7.33	7.33

Terschellingia sp.2	15.21	10.93	3.16	1.72	6.26	13.60
Dichromadora affinis	7.03	5.37	3.01	1.43	5.96	19.56
Daptonema sp.6	11.33	6.05	2.86	1.44	5.66	25.22
Pseudolella sp.	0.00	5.53	2.76	1.90	5.48	30.69
Linhomoeus sp.	5.57	0.86	2.46	1.54	4.88	35.57
Hopperia sp.	0.53	3.80	1.64	0.94	3.24	38.81
Parodontophora sp.2	4.95	1.96	1.49	1.44	2.96	41.77
Aponema sp.	0.17	2.91	1.48	0.71	2.93	44.70
Elzalia sp.	4.32	2.43	1.43	1.32	2.84	47.54
Sabatieria doancanhi	1.19	3.79	1.31	1.77	2.60	50.14
Ptycholaimellus brevisetosus	4.53	2.60	1.19	1.48	2.35	52.50
Comesa sp.	1.07	2.96	1.13	1.30	2.24	54.73
Linhystera sp.	0.00	2.21	1.10	1.74	2.19	56.92
Axonolaimus sp.	2.12	0.17	1.03	1.41	2.04	58.96
Dorylaimopsis tumida	2.69	3.56	0.97	1.42	1.93	60.89
Vasostoma sp.	1.71	2.14	0.91	1.42	1.79	62.68
Viscosia sp.	0.17	1.93	0.88	0.82	1.75	64.43
Paracomesoma longispiculum	3.86	2.76	0.86	1.60	1.70	66.13
Spirinia sp.	0.87	1.91	0.81	1.18	1.61	67.74
Marylynnia sp.1	1.06	1.86	0.78	1.15	1.55	69.28
Desmolaimus sp.1	0.00	1.53	0.77	0.79	1.52	70.80
Gomphonema parvum	1.14	1.03	0.70	1.01	1.39	72.19
Pselionema sp.	2.47	1.86	0.69	1.44	1.36	73.55
Aegialoalaimus sp.3	0.00	1.37	0.68	0.67	1.35	74.90
Campylaimus sp.	1.60	0.37	0.63	1.38	1.25	76.15
Actinonema sp.	1.23	0.00	0.62	2.25	1.22	77.37
Trochamus sp.	1.19	0.00	0.59	1.05	1.17	78.55
Aegialoalaimus sp.1	0.00	1.03	0.51	0.67	1.02	79.56
Desmolaimus sp.2	0.35	1.00	0.44	1.40	0.88	80.44

Comesoma sp.	0.67	0.66	0.44	1.48	0.87	81.31
Onyx sp.	0.00	0.80	0.40	0.67	0.79	82.10
Enoplus sp.	1.20	0.89	0.38	1.38	0.75	82.85
Halalaimus luticolus	2.63	2.13	0.36	1.05	0.72	83.57
Zalonema sp.	0.87	0.69	0.36	1.28	0.71	84.28
Neotonchus sp.	0.00	0.71	0.35	2.90	0.70	84.98
Sphaerotheristus nothus	0.38	0.68	0.35	1.18	0.69	85.67
Paracanthochus brevicaudatus	0.38	0.69	0.34	1.21	0.68	86.35
Desmolaimus longicaudatus	0.00	0.68	0.34	0.67	0.68	87.03
Terschellingia sp.3	0.00	0.68	0.34	0.67	0.68	87.71
Retrotheristus sp.	0.64	0.00	0.32	0.67	0.64	88.34
Parasphaerolaimus sp.	0.33	0.67	0.28	1.85	0.56	88.90
Leptolaimus rivalis	0.56	0.00	0.28	1.12	0.55	89.45
Chromadorita sp.	0.35	0.40	0.26	0.89	0.51	89.96
Dichromadora sp.2	0.00	0.51	0.26	0.67	0.51	90.47

Groups D1 & D2

Average dissimilarity = 60.41

Species	Group D1		Group D2		Diss/SD	Contrib%	Cum. %
	Av.Abund	Av.Abund	Av.Diss	Av.Diss			
Terschellingia sp.2	10.09	10.93	4.16	4.16	1.46	6.89	6.89
Molgolaimus sp.	5.83	10.20	4.13	4.13	1.91	6.83	13.72
Paracomesomea longispiculum	7.30	2.76	3.04	3.04	0.98	5.04	18.76
Pseudolella sp.	0.63	5.53	2.45	2.45	1.60	4.05	22.82
Dichromadora affinis	3.74	5.37	2.44	2.44	1.23	4.04	26.85
Dorylaimopsis tumida	7.09	3.56	2.40	2.40	1.82	3.97	30.82
Daptonema sp.6	4.15	6.05	2.35	2.35	1.37	3.89	34.71
Comesa sp.	3.67	2.96	1.88	1.88	1.30	3.11	37.81
Neochromadora sp.	3.35	0.00	1.68	1.68	0.67	2.77	40.59

Marylynnia sp.1	3.12	1.86	1.65	1.14	2.74	43.33
Daptonema brevisetosum	3.14	0.00	1.57	0.73	2.60	45.92
Aponema sp.	0.19	2.91	1.48	0.71	2.46	48.38
Sabatieria doancanhi	0.83	3.79	1.48	2.20	2.45	50.83
Hopperia sp.	1.25	3.80	1.40	0.85	2.32	53.15
Ptycholaimellus brevisetosus	4.44	2.60	1.39	1.53	2.29	55.44
Elzalia sp.	3.73	2.43	1.11	1.56	1.84	57.28
Gomphonema parvum	2.38	1.03	1.02	1.18	1.69	58.97
Linhystera sp.	0.19	2.21	1.01	1.56	1.67	60.65
Vasostoma sp.	1.14	2.14	0.99	1.28	1.64	62.29
Parodontophora sp.2	3.67	1.96	0.91	1.08	1.51	63.80
Neotonchus sp.	1.49	0.71	0.86	1.11	1.43	65.23
Spirinia sp.	1.39	1.91	0.84	1.35	1.40	66.62
Viscosia sp.	1.25	1.93	0.84	1.11	1.39	68.01
Pselionema sp.	0.82	1.86	0.79	1.28	1.31	69.32
Desmolaimus sp.1	0.00	1.53	0.77	0.79	1.27	70.59
Comesoma sp.	1.34	0.66	0.71	1.10	1.17	71.77
Aegialoalaimus sp.3	0.00	1.37	0.68	0.67	1.13	72.90
Sphaerolaimus maeoticus	1.33	0.00	0.66	1.21	1.10	74.00
Paracanthonchus brevicaudatus	1.34	0.69	0.65	1.09	1.07	75.07
Linhomoeidae	1.12	0.00	0.56	0.67	0.92	75.99
Linhomoeus sp.	1.23	0.86	0.55	1.35	0.91	76.90
Zalonema sp.	0.81	0.69	0.52	1.26	0.86	77.76
Aegialoalaimus sp.1	0.00	1.03	0.51	0.67	0.85	78.61
Desmolaimus sp.2	0.00	1.00	0.50	1.17	0.83	79.44
Eurystomina ornata	0.97	0.00	0.48	0.67	0.80	80.24
Enoplus sp.	0.64	0.89	0.47	1.37	0.78	81.02
Terschellingia longicaudata	0.93	0.00	0.47	0.67	0.77	81.79
Halalaimus luticolus	1.70	2.13	0.46	1.38	0.75	82.54

Onyx sp.	0.32	0.80	0.45	0.91	0.75	83.29
Subsphaerolaimus major	0.63	0.17	0.34	0.84	0.57	83.87
Desmolaimus longicaudatus	0.00	0.68	0.34	0.67	0.57	84.43
Terschellingia sp.3	0.00	0.68	0.34	0.67	0.57	85.00
Sphaerotheristus nothus	0.19	0.68	0.31	1.04	0.52	85.52
Leptolaimus rivalis	0.58	0.00	0.29	1.20	0.48	86.00
Parasphaerolaimus sp.	0.37	0.67	0.27	1.74	0.45	86.45
Dichromadora sp.2	0.00	0.51	0.26	0.67	0.42	86.88
Terschellingia obesa	0.00	0.51	0.26	0.67	0.42	87.30
Aegialoalaimus sp.2	0.00	0.50	0.25	0.67	0.41	87.71
Campylaimus sp.	0.61	0.37	0.25	1.20	0.41	88.12
Actinonema sp.	0.48	0.00	0.24	0.67	0.40	88.52
Longicyatholaimus sp.	0.48	0.00	0.24	0.67	0.40	88.92
Chromadorita sp.	0.19	0.40	0.23	0.93	0.38	89.30
Cheironchus sp.	0.19	0.34	0.20	0.94	0.33	89.64
Antomicron sp.	0.37	0.00	0.19	0.67	0.31	89.95
Chromadorella sp.	0.37	0.00	0.19	0.67	0.31	90.25

Groups CT1 & L1

Average dissimilarity = 71.02

Species	Group CT1 Group L1		Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum. %
	Av.Abund	Av.Abund				
Dichromadora affinis	6.11	18.72	5.40	4.40	8.12	8.12
Paracanthochus brevicaudatus	3.12	7.44	2.79	0.96	4.19	12.31
Spirinia sp.	2.22	8.45	2.68	2.98	4.03	16.33
Sabatieria doancanhi	6.70	0.64	2.57	3.70	3.87	20.20
Paracomesoma longispiculum	5.81	0.00	2.46	3.09	3.70	23.90
Gomphonema parvum	1.08	6.07	2.14	1.71	3.21	27.11
Marylynnia sp.1	3.63	4.19	1.83	1.52	2.74	29.86

Hopperia sp.	4.00	0.00	1.70	4.69	2.56	32.42
Daptonema sp.6	6.13	4.76	1.68	4.55	2.52	34.94
Vasostoma sp.	3.67	0.00	1.58	4.35	2.38	37.32
Ptycholaimellus brevisetosus	5.90	8.03	1.56	1.44	2.34	39.66
Dorylaimopsis tumida	5.08	1.44	1.54	1.85	2.31	41.97
Halalaimus luticolus	3.36	0.00	1.45	7.29	2.18	44.15
Molgolaimus sp.	0.66	3.92	1.40	1.83	2.10	46.25
Sphaerolaimus maeoticus	3.23	0.00	1.38	2.46	2.07	48.31
Elzalia sp.	3.30	5.40	1.01	1.57	1.52	49.84
Desmodora vietnamica	2.42	0.86	1.00	1.10	1.50	51.34
Cheironchus sp.	2.36	0.00	0.98	1.09	1.47	52.81
Cyatholaimidae	0.00	2.27	0.96	0.67	1.44	54.24
Parodontophora sp.2	2.67	1.28	0.93	2.46	1.40	55.64
Halichoanolaimus sp.	0.60	2.29	0.91	1.19	1.36	57.01
Terschellingia longicaudata	1.56	1.44	0.88	0.87	1.32	58.33
Viscosia sp.	2.38	1.21	0.86	2.14	1.29	59.62
Pselionema sp.	1.89	0.00	0.81	4.10	1.22	60.84
Comesoma sp.	1.87	0.00	0.79	1.33	1.19	62.03
Xyalidae	0.00	1.79	0.76	0.67	1.14	63.17
Chromadora sp.	0.00	1.78	0.75	1.21	1.13	64.30
Chromadorita sp.	0.00	1.71	0.75	0.67	1.13	65.43
Microlaimus orientalis	0.00	1.71	0.73	1.32	1.09	66.52
Actinonema sp.	1.99	0.80	0.69	1.97	1.04	67.56
Syringolaimus sp.	2.03	0.86	0.69	1.81	1.03	68.59
Comesa sp.	3.26	1.76	0.66	1.08	1.00	69.59
Rhinema sp.	1.55	0.00	0.66	13.37	1.00	70.59
Neotonchus sp.	0.85	1.76	0.65	1.08	0.97	71.56
Parapinnanema sp.	0.48	1.66	0.64	1.45	0.96	72.52
Enoplolaimus sp.	1.41	0.00	0.62	0.67	0.93	73.45

Comesomatidae	0.00	1.39	0.59	0.67	0.88	74.33
Setosabatieria sp.	0.85	1.44	0.57	1.19	0.86	75.19
Linhomoeus sp.	1.28	0.00	0.54	1.31	0.82	76.01
Monhystera sp.	1.28	0.00	0.54	1.31	0.82	76.83
Eurystomina ornata	0.60	1.44	0.54	1.18	0.81	77.64
Trochamus sp.	1.08	0.86	0.52	1.41	0.78	78.42
Oxystomina sp.	1.14	0.00	0.51	1.29	0.76	79.18
Neochromadora sp.	1.15	0.00	0.51	0.67	0.76	79.94
Terschellingia sp.2	3.80	3.26	0.50	1.46	0.75	80.69
Linhomoeidae	0.00	1.13	0.48	0.67	0.72	81.41
Oncholaimidae	0.00	1.13	0.48	0.67	0.72	82.13
Parasphaerolaimus sp.	1.08	0.00	0.46	1.33	0.69	82.82
Onyx sp.	0.48	0.86	0.44	0.95	0.67	83.49
Stylotheristus sp.	0.96	0.00	0.43	0.67	0.64	84.13
Zalonema sp.	1.04	0.00	0.42	0.67	0.63	84.76
Calyptronema cobbi	0.94	0.00	0.41	0.67	0.62	85.38
Linhystera sp.	0.94	0.00	0.41	0.67	0.62	86.00
Polygastrophora sp.	0.94	0.00	0.41	0.67	0.62	86.62
Daptonema dihystra	0.00	0.91	0.39	0.67	0.59	87.21
Eubostrichus sp.	0.00	0.91	0.39	0.67	0.59	87.79
Terschellingia lutosa	0.00	0.91	0.39	0.67	0.59	88.38
Mononchus sp.	0.83	0.00	0.37	0.67	0.56	88.94
Pseudolella sp.	0.81	0.00	0.36	0.67	0.54	89.47
Graphonema sp.	0.85	0.00	0.34	0.67	0.51	89.99
Subsphaerolaimus major	0.85	0.00	0.34	0.67	0.51	90.50

Groups CT2 & L1

Average dissimilarity = 75.29

Species	Group CT2	Group L1		Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum. %
		Av.Abund	Av.Abund				
Dichromadora affinis		4.90	18.72	6.43	3.68	9.60	9.60
Paracanthonchus brevicaudatus		0.82	7.44	3.36	0.90	5.02	14.62
Spirinia sp.		1.74	8.45	3.09	6.01	4.61	19.23
Gomphionema parvum		1.48	6.07	2.15	1.68	3.22	22.45
Linhomoeus sp.		4.48	0.00	2.03	2.28	3.03	25.48
Ptycholaimellus brevisetosus		4.21	8.03	1.98	1.30	2.96	28.44
Terschellingia sp.2		7.55	3.26	1.97	3.91	2.95	31.38
Daptonema sp.6		6.65	4.76	1.88	2.60	2.80	34.18
Paracomesoma longispiculum		3.89	0.00	1.78	5.97	2.66	36.84
Marylynnia sp.1		1.76	4.19	1.71	1.00	2.55	39.40
Halalaimus luticolus		3.20	0.00	1.47	8.30	2.19	41.59
Pselionema sp.		3.10	0.00	1.42	6.44	2.12	43.71
Parodontophora sp.2		4.29	1.28	1.42	1.61	2.11	45.82
Molgolaimus sp.		5.83	3.92	1.18	1.69	1.75	47.58
Vasostoma sp.		2.49	0.00	1.13	2.80	1.69	49.27
Axonolaimus sp.		2.49	0.00	1.12	1.31	1.67	50.94
Campylaimus sp.		2.37	0.00	1.09	2.99	1.63	52.57
Cyatholaimidae		0.00	2.27	1.03	0.67	1.53	54.10
Halichoanolaimus sp.		0.42	2.29	0.99	1.27	1.48	55.58
Enoplus sp.		2.11	0.00	0.96	3.48	1.44	57.02
Chromadorita sp.		0.59	1.71	0.90	0.89	1.34	58.36
Dorylaimopsis tumida		2.38	1.44	0.89	1.52	1.32	59.68
Neotonchus sp.		0.00	1.76	0.82	1.33	1.23	60.91
Xyalidae		0.00	1.79	0.81	0.67	1.21	62.12
Parapinnanema sp.		0.00	1.66	0.77	1.32	1.14	63.26
Actinonema sp.		2.18	0.80	0.76	1.68	1.14	64.41
Oxystomina sp.		1.67	0.00	0.76	3.22	1.14	65.54

Chromadora sp.	0.58	1.78	0.73	1.19	1.09	66.63
Elzalia sp.	3.84	5.40	0.72	1.54	1.07	67.70
Zalonema sp.	1.58	0.00	0.71	1.33	1.06	68.75
Microtalamus orientalis	0.82	1.71	0.67	1.10	1.00	69.76
Trochamus sp.	1.54	0.86	0.66	1.19	0.99	70.75
Terschellingia longicaudata	0.00	1.44	0.66	0.67	0.99	71.73
Setosabatieria sp.	0.00	1.44	0.66	1.31	0.98	72.71
Hopperia sp.	1.43	0.00	0.66	8.30	0.98	73.69
Rhinema sp.	1.43	0.00	0.66	8.30	0.98	74.67
Viscosia sp.	0.42	1.21	0.63	0.89	0.95	75.62
Sabatieria doancanhi	1.54	0.64	0.63	1.16	0.95	76.57
Comesomatidae	0.00	1.39	0.63	0.67	0.94	77.51
Eurystomina ornata	0.58	1.44	0.58	1.20	0.86	78.37
Comesa sp.	2.04	1.76	0.57	1.60	0.86	79.23
Comesoma sp.	1.20	0.00	0.57	1.33	0.85	80.08
Leptotalamus rivalis	1.24	0.64	0.54	1.27	0.80	80.88
Syringotalamus sp.	0.75	0.86	0.51	0.88	0.77	81.64
Linhomoeidae	0.00	1.13	0.51	0.67	0.77	82.41
Oncholaimidae	0.00	1.13	0.51	0.67	0.77	83.18
Sphaerolaimus maeoticus	1.03	0.00	0.49	1.28	0.73	83.90
Sphaerotheristus nothus	0.82	0.64	0.47	0.92	0.70	84.60
Desmodora vietnamica	0.42	0.86	0.47	0.94	0.70	85.30
Desmotalamus sp.2	1.02	0.00	0.46	1.31	0.68	85.98
Daptonema dihystra	0.00	0.91	0.42	0.67	0.62	86.60
Eubostrichus sp.	0.00	0.91	0.42	0.67	0.62	87.23
Terschellingia lutosa	0.00	0.91	0.42	0.67	0.62	87.85
Retrotheristus sp.	0.87	0.00	0.40	0.67	0.60	88.45
Onyx sp.	0.00	0.86	0.40	0.67	0.60	89.05
Parasphaerolaimus sp.	0.85	0.00	0.40	1.33	0.60	89.66

Amphimonhystrella sp.	0.00	0.80	0.36	0.67	0.54	90.20
-----------------------	------	------	------	------	------	-------

Groups D1 & L1**Average dissimilarity = 77.07**

Species	Group D1 Av.Abund	Group L1 Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
Dichromadora affinis	3.05	18.72	7.71	4.03	11.12	11.12
Paracanthonus brevicaudatus	1.45	7.44	3.44	0.91	4.96	16.09
Spirinia sp.	1.72	8.45	3.33	2.78	4.81	20.90
Ptycholaimellus brevisetosus	3.38	8.03	2.39	1.29	3.45	24.35
Gomphonema parvum	1.92	6.07	2.06	1.46	2.98	27.33
Marylynnia sp.1	2.30	4.19	1.95	1.08	2.81	30.14
Daptonema sp.6	2.86	4.76	1.91	1.14	2.75	32.89
Paracomesoma longispiculum	3.83	0.00	1.85	1.45	2.68	35.57
Dorylaimopsis tumida	3.94	1.44	1.27	1.47	1.83	37.40
Elzalia sp.	3.10	5.40	1.15	1.73	1.65	39.06
Parodontophora sp.2	3.11	1.28	1.15	1.98	1.65	40.71
Cyatholaimidae	0.00	2.27	1.08	0.66	1.56	42.27
Halichoanolaimus sp.	0.34	2.29	1.06	1.29	1.52	43.79
Halalaimus luticolus	2.03	0.00	0.99	6.31	1.43	45.22
Xyalidae	0.44	1.79	0.92	0.79	1.33	46.55
Daptonema brevisetosum	1.72	0.00	0.91	0.94	1.32	47.87
Chromadorita sp.	0.44	1.71	0.91	0.79	1.32	49.19
Neotonchus sp.	1.25	1.76	0.89	1.36	1.29	50.48
Viscosia sp.	1.76	1.21	0.87	3.05	1.26	51.74
Hopperia sp.	1.76	0.00	0.85	3.25	1.23	52.97
Terschellingia sp.2	4.40	3.26	0.84	1.18	1.21	54.18
Terschellingia longicaudata	0.99	1.44	0.84	0.89	1.21	55.39

Molgolaimus sp.	3.54	3.92	0.81	1.37	1.17	56.56
Neochromadora sp.	1.87	0.00	0.80	0.67	1.16	57.72
Chromadora sp.	0.42	1.78	0.79	1.24	1.14	58.86
Comesa sp.	2.36	1.76	0.78	1.42	1.13	59.99
Microlaimus orientalis	0.44	1.71	0.76	1.34	1.10	61.09
Parapinnanema sp.	0.42	1.66	0.74	1.38	1.07	62.16
Eurystomina ornata	1.03	1.44	0.73	1.33	1.05	63.21
Sphaerolaimus maeoticus	1.41	0.00	0.72	1.32	1.05	64.26
Linhomoeus sp.	1.42	0.00	0.71	1.24	1.02	65.28
Comesoma sp.	1.45	0.00	0.71	1.05	1.02	66.31
Linhomoeidae	1.08	1.13	0.70	0.85	1.01	67.32
Setosabatieria sp.	0.00	1.44	0.69	1.29	1.00	68.32
Comesomatidae	0.00	1.39	0.66	0.66	0.95	69.27
Vasostoma sp.	1.33	0.00	0.62	1.12	0.89	70.16
Eubostrichus sp.	0.86	0.91	0.57	1.27	0.82	70.98
Sabatieria doancanhi	1.28	0.64	0.57	1.19	0.82	71.80
Oncholaimidae	0.00	1.13	0.54	0.66	0.78	72.58
Pselionema sp.	1.03	0.00	0.52	1.20	0.76	73.34
Onyx sp.	0.59	0.86	0.51	0.90	0.74	74.08
Actinonema sp.	0.73	0.80	0.50	0.87	0.72	74.80
Trochamus sp.	0.42	0.86	0.49	0.89	0.71	75.51
Syringolaimus sp.	0.44	0.86	0.49	0.87	0.70	76.21
Leptolaimus rivalis	0.97	0.64	0.47	1.27	0.67	76.88
Campylaimus sp.	0.92	0.00	0.46	1.27	0.67	77.55
Parironus sp.	0.44	0.80	0.45	0.89	0.65	78.20
Daptonema dihystra	0.00	0.91	0.44	0.66	0.64	78.83
Terschellingia lutosa	0.00	0.91	0.44	0.66	0.64	79.47
Zalonema sp.	0.94	0.00	0.44	0.67	0.63	80.10
Desmodora vietnamica	0.00	0.86	0.43	0.66	0.62	80.71

Enoplus sp.	0.84	0.00	0.39	0.67	0.56	81.28
Parasphaerolaimus sp.	0.76	0.00	0.39	1.33	0.56	81.84
Enoploides sp.	0.86	0.00	0.38	1.33	0.55	82.39
Monhystera sp.	0.78	0.00	0.38	1.33	0.55	82.94
Oxystomina sp.	0.78	0.00	0.38	1.33	0.55	83.50
Amphimonhystrella sp.	0.00	0.80	0.38	0.66	0.55	84.05
Anticoma sp.	0.00	0.80	0.38	0.66	0.55	84.60
Innocuonema sp.	0.00	0.80	0.38	0.66	0.55	85.15
Prochromadorella sp.	0.42	0.64	0.38	0.91	0.54	85.69
Sphaerotheristus nothus	0.44	0.64	0.37	0.89	0.54	86.23
Longicyatholaimus sp.	0.73	0.00	0.34	0.67	0.49	86.72
Pseudolella sp.	0.59	0.00	0.34	0.67	0.48	87.21
Subsphaerolaimus major	0.59	0.00	0.34	0.67	0.48	87.69
Desmolaimus sp.1	0.00	0.64	0.31	0.66	0.45	88.14
Laimella longicaudata	0.00	0.64	0.31	0.66	0.45	88.59
Odontophora sp.	0.00	0.64	0.31	0.66	0.45	89.04
Parodontophora fluviatilis	0.00	0.64	0.31	0.66	0.45	89.49
Setoplectus sp.	0.00	0.64	0.31	0.66	0.45	89.94
Terschellingia yenensis	0.00	0.64	0.31	0.66	0.45	90.39

Groups D2 & L1

Average dissimilarity = 79.19

Species	Group D2		Group L1		Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
	Av.Abund		Av.Abund					
Dichromadora affinis	3.55		18.72		7.32	4.99	10.31	10.31
Paracanthonchus brevicaudatus	1.16	7.44			3.44	0.92	4.83	15.14
Spirinia sp.	1.81	8.45			3.16	3.96	4.45	19.58
Ptycholaimellus brevisetosus	2.65	8.03			2.60	1.41	3.66	23.24

Gomphonema parvum	1.02	6.07	2.48	1.71	3.49	26.74
Pseudolella sp.	4.00	0.00	1.91	3.34	2.69	29.42
Marylynnia sp.1	1.93	4.19	1.81	1.04	2.55	31.97
Daptonema sp.6	3.99	4.76	1.58	1.37	2.23	34.20
Molgolaimus sp.	4.51	3.92	1.52	1.84	2.14	36.33
Hopperia sp.	3.00	0.00	1.47	2.08	2.07	38.40
Elzalia sp.	2.51	5.40	1.38	2.94	1.94	40.34
Paracomesoma longispiculum	2.73	0.00	1.32	3.07	1.86	42.20
Sabatieria doancanhi	3.31	0.64	1.28	2.58	1.81	44.01
Halalaimus luticolus	2.48	0.00	1.19	3.87	1.68	45.68
Linhystera sp.	2.49	0.00	1.18	2.71	1.66	47.34
Terschellingia sp.2	5.65	3.26	1.13	1.23	1.59	48.93
Cyatholaimidae	0.00	2.27	1.07	0.67	1.50	50.43
Halichoanolaimus sp.	0.42	2.29	1.04	1.22	1.47	51.90
Parodontophora sp.2	2.30	1.28	0.99	2.19	1.39	53.29
Chromadorita sp.	0.58	1.71	0.94	0.90	1.32	54.60
Vasostoma sp.	1.96	0.00	0.94	1.25	1.32	55.92
Pselionema sp.	1.88	0.00	0.93	1.31	1.30	57.22
Viscosia sp.	2.02	1.21	0.91	1.56	1.28	58.50
Dorylaimopsis tumida	3.25	1.44	0.87	1.57	1.23	59.73
Xyalidae	0.00	1.79	0.84	0.67	1.19	60.91
Parapinnanema sp.	0.00	1.66	0.80	1.32	1.12	62.04
Aponema sp.	1.72	0.00	0.78	0.67	1.10	63.14
Chromadora sp.	0.42	1.78	0.78	1.26	1.10	64.23
Comesa sp.	2.72	1.76	0.76	1.38	1.06	65.30
Microlaimus orientalis	0.42	1.71	0.75	1.42	1.06	66.35
Desmolaimus sp.1	1.61	0.64	0.72	1.19	1.01	67.36
Terschellingia longicaudata	0.00	1.44	0.69	0.67	0.97	68.33
Eurystomina ornata	0.00	1.44	0.68	1.31	0.96	69.29

Setosabatieria sp.	0.00	1.44	0.68	1.31	0.96	70.26
Desmolaimus sp.2	1.46	0.00	0.68	1.25	0.95	71.21
Enoplus sp.	1.33	0.00	0.65	1.32	0.92	72.13
Comesomatidae	0.00	1.39	0.65	0.67	0.92	73.05
Linhomoeus sp.	1.28	0.00	0.62	1.17	0.87	73.92
Neotonchus sp.	1.44	1.76	0.62	4.48	0.87	74.79
Zalonema sp.	1.16	0.00	0.57	1.22	0.80	75.59
Parasphaerolaimus sp.	1.20	0.00	0.56	1.33	0.78	76.37
Onyx sp.	0.83	0.86	0.55	0.86	0.78	77.15
Aegialoalaimus sp.3	1.18	0.00	0.54	0.67	0.75	77.91
Linhomoeidae	0.00	1.13	0.53	0.67	0.75	78.66
Oncholaimidae	0.00	1.13	0.53	0.67	0.75	79.41
Sphaerotheristus nothus	1.15	0.64	0.51	1.20	0.72	80.12
Desmodora vietnamica	0.43	0.86	0.49	0.92	0.68	80.81
Aegialoalaimus sp.1	1.02	0.00	0.46	0.67	0.65	81.46
Daptonema dihystra	0.00	0.91	0.43	0.67	0.61	82.07
Eubostrichus sp.	0.00	0.91	0.43	0.67	0.61	82.68
Terschellingia lutosa	0.00	0.91	0.43	0.67	0.61	83.29
Syringolaimus sp.	0.00	0.86	0.42	0.67	0.59	83.89
Trochamus sp.	0.00	0.86	0.42	0.67	0.59	84.48
Comesoma sp.	0.87	0.00	0.41	0.67	0.58	85.05
Campylaimus sp.	0.83	0.00	0.40	1.33	0.56	85.62
Oxystomina sp.	0.85	0.00	0.39	1.33	0.55	86.17
Desmolaimus longicaudatus	0.83	0.00	0.38	0.67	0.53	86.71
Terschellingia sp.3	0.83	0.00	0.38	0.67	0.53	87.24
Actinonema sp.	0.00	0.80	0.38	0.67	0.53	87.77
Amphimonhystrella sp.	0.00	0.80	0.38	0.67	0.53	88.30
Anticoma sp.	0.00	0.80	0.38	0.67	0.53	88.83
Innocuonema sp.	0.00	0.80	0.38	0.67	0.53	89.36

Parironus sp.	0.00	0.80	0.38	0.67	0.53	89.89
Aegialoalaimus sp.2	0.75	0.00	0.35	0.67	0.50	90.39

Groups CT1 & L2**Average dissimilarity = 76.98**

Species	Group CT1	Group L2				Contrib%	Cum. %
	Av.Abund	Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD			
Axonolaimus sp.	0.00	6.23	2.41	2.83	3.36	3.36	
Paracomesoma longispiculum	5.81	0.00	2.27	2.90	3.16	6.52	
Sabatieria doancanhi	6.70	1.86	1.93	2.09	2.70	9.21	
Microlaimus orientalis	0.00	4.76	1.93	1.89	2.69	11.90	
Laxus sp.	0.00	4.67	1.82	2.44	2.53	14.43	
Chromadoridae	0.00	4.29	1.67	6.46	2.33	16.76	
Cyatholaimidae	0.00	4.06	1.66	1.51	2.32	19.08	
Dichromadora affinis	6.11	7.03	1.60	1.05	2.23	21.30	
Oncholaimidae	0.00	3.51	1.39	2.60	1.93	23.23	
Gomphionema parvum	1.08	4.56	1.37	2.73	1.91	25.14	
Marylynnia sp.1	3.63	0.61	1.35	1.38	1.88	27.02	
Hopperia sp.	4.00	0.87	1.27	1.82	1.78	28.80	
Daptonema sp.6	6.13	3.05	1.25	1.22	1.74	30.54	
Vasostoma sp.	3.67	0.61	1.25	2.17	1.74	32.28	
Innocuonema sp.	0.00	3.31	1.25	1.30	1.74	34.02	
Dorylaimopsis tumida	5.08	1.99	1.23	1.32	1.72	35.74	
Parapinnanema sp.	0.48	3.58	1.20	2.35	1.68	37.42	
Xyalidae	0.00	2.92	1.15	1.20	1.61	39.02	
Halalaimus luticolus	3.36	0.56	1.10	2.92	1.53	40.55	
Sphaerolaimus maeoticus	3.23	0.61	1.09	1.73	1.52	42.07	
Comesa sp.	3.26	0.61	1.09	1.99	1.52	43.59	

Elzalia sp.	3.30	1.52	1.08	2.02	1.50	45.09
Odontophora sp.	0.00	2.60	1.03	6.83	1.43	46.52
Terschellingia sp.2	3.80	1.37	0.95	1.76	1.33	47.85
Aponchium sp.	0.00	2.50	0.93	1.33	1.29	49.14
Syringolaimus sp.	2.03	2.92	0.92	1.63	1.28	50.43
Catanema sp.	0.00	2.50	0.92	1.20	1.28	51.71
Cheironchus sp.	2.36	0.00	0.90	1.08	1.26	52.96
Comesomatidae	0.00	2.19	0.86	6.42	1.19	54.15
Ptycholaimellus brevisetosus	5.90	6.04	0.85	1.36	1.18	55.34
Desmodora vietnamica	2.42	1.41	0.85	1.10	1.18	56.51
Eurystomina ornata	0.60	2.25	0.80	1.22	1.12	57.63
Stilbonema sp.	0.00	2.13	0.79	1.28	1.11	58.74
Paracanthonchus brevicaudatus	3.12	2.13	0.79	1.42	1.09	59.83
Actinonema sp.	1.99	0.00	0.77	2.54	1.08	60.91
Viscosia sp.	2.38	1.06	0.76	1.61	1.06	61.97
Theristus sp.	0.00	1.99	0.76	1.24	1.06	63.03
Comesoma sp.	1.87	0.00	0.73	1.30	1.01	64.04
Spirinia sp.	2.22	2.95	0.72	1.34	1.01	65.05
Parodontophora sp.2	2.67	2.63	0.70	1.79	0.98	66.03
Chromadora sp.	0.00	1.84	0.70	1.28	0.97	67.00
Neotonchus sp.	0.85	1.99	0.67	1.23	0.94	67.94
Oncholaimellus sp.	0.00	1.94	0.66	0.67	0.92	68.86
Zalonema sp.	1.04	1.69	0.65	1.09	0.90	69.76
Terschellingia longicaudata	1.56	0.00	0.63	0.66	0.88	70.63
Chromaspirina sp.	0.00	1.66	0.62	1.32	0.87	71.50
Rhinema sp.	1.55	0.00	0.61	7.48	0.85	72.35
Enoplolaimus sp.	1.41	0.00	0.57	0.66	0.79	73.14
Onyx sp.	0.48	1.59	0.56	1.24	0.78	73.92
Pselionema sp.	1.89	0.76	0.55	1.81	0.76	74.68

Longicyatholaimus sp.	0.00	1.37	0.54	1.24	0.75	75.43
Oxyonchus sp.	0.00	1.43	0.53	1.30	0.73	76.16
Tricoma sp.	0.00	1.43	0.53	1.30	0.73	76.90
Endeolophos sp.	0.00	1.26	0.52	0.67	0.72	77.62
Thoracost sp.	0.00	1.26	0.52	0.67	0.72	78.34
Linhomoeus sp.	1.28	0.00	0.50	1.29	0.70	79.04
Monhystera sp.	1.28	0.00	0.50	1.29	0.70	79.74
Oxystomina sp.	1.14	0.80	0.47	1.33	0.65	80.39
Spilophorella sp.	0.68	1.37	0.47	1.10	0.65	81.05
Neochromadora sp.	1.15	0.00	0.46	0.66	0.65	81.69
Stylotheristus sp.	0.96	0.61	0.46	0.87	0.64	82.33
Polygastrophora sp.	0.94	0.61	0.45	0.88	0.62	82.96
Cyatholaimus sp.	0.00	1.18	0.44	1.32	0.61	83.57
Spirobolbolaimus sp.	0.00	1.18	0.44	1.32	0.61	84.18
Setosabatieria sp.	0.85	0.76	0.44	0.88	0.61	84.79
Parasphaerolaimus sp.	1.08	0.00	0.42	1.30	0.59	85.38
Trochamus sp.	1.08	0.00	0.42	1.30	0.59	85.96
Thoracostomopsidae	0.00	0.97	0.40	0.67	0.56	86.53
Molgolaimus sp.	0.66	0.76	0.40	0.88	0.56	87.08
Calyptonema cobbi	0.94	0.00	0.38	0.66	0.53	87.61
Linhystera sp.	0.94	0.00	0.38	0.66	0.53	88.14
Mononchus sp.	0.83	0.00	0.34	0.66	0.47	88.62
Anticyclus sp.	0.00	0.76	0.33	0.67	0.46	89.07
Pseudolella sp.	0.81	0.00	0.33	0.66	0.46	89.53
Robbea sp.	0.00	0.80	0.33	0.67	0.46	89.99
Graphonema sp.	0.85	0.00	0.32	0.66	0.44	90.43

Groups CT2 & L2

Average dissimilarity = 78.25

Species	Group CT2	Group L2		Av.Diss		Diss/SD	Contrib%	Cum.%
	Av.Abund	Av.Abund						
Terschellingia sp.2	7.55	1.37	2.61	4.50	3.61	3.61		
Molgolaimus sp.	5.83	0.76	2.10	2.48	2.90	6.51		
Dichromadora affinis	4.90	7.03	2.05	1.21	2.83	9.34		
Laxus sp.	0.00	4.67	1.94	2.43	2.68	12.01		
Linhomoeus sp.	4.48	0.00	1.86	2.19	2.57	14.58		
Chromadoridae	0.00	4.29	1.78	6.49	2.46	17.05		
Cyatholaimidae	0.00	4.06	1.78	1.50	2.46	19.51		
Microlaimus orientalis	0.82	4.76	1.73	1.43	2.39	21.90		
Axonolaimus sp.	2.49	6.23	1.65	1.45	2.28	24.18		
Paracomesoma longispiculum	3.89	0.00	1.63	4.85	2.25	26.43		
Daptonema sp.6	6.65	3.05	1.55	1.27	2.14	28.58		
Parapinnanema sp.	0.00	3.58	1.50	3.14	2.07	30.64		
Oncholaimidae	0.00	3.51	1.48	2.59	2.04	32.69		
Innocuonema sp.	0.00	3.31	1.33	1.30	1.83	34.52		
Gomphionema parvum	1.48	4.56	1.27	1.90	1.76	36.28		
Xyalidae	0.00	2.92	1.23	1.19	1.70	37.98		
Elzalia sp.	3.84	1.52	1.17	1.76	1.61	39.59		
Syringolaimus sp.	0.75	2.92	1.15	1.17	1.59	41.18		
Halalaimus luticolus	3.20	0.56	1.10	2.74	1.51	42.69		
Odontophora sp.	0.00	2.60	1.09	6.67	1.51	44.20		
Ptycholaimellus brevisetosus	4.21	6.04	1.05	1.02	1.45	45.65		
Campylaimus sp.	2.37	0.00	1.00	2.81	1.38	47.03		
Aponchium sp.	0.00	2.50	0.99	1.33	1.36	48.40		
Catanema sp.	0.00	2.50	0.98	1.20	1.35	49.74		
Pselionema sp.	3.10	0.76	0.95	1.92	1.31	51.05		
Comesomatidae	0.00	2.19	0.91	6.38	1.26	52.31		

Actinonema sp.	2.18	0.00	0.91	2.94	1.25	53.57
Enoplus sp.	2.11	0.00	0.88	3.20	1.22	54.78
Paracanthonchus brevicaudatus	0.82	2.13	0.87	1.06	1.21	55.99
Vasostoma sp.	2.49	0.61	0.87	1.73	1.20	57.19
Eurystomina ornata	0.58	2.25	0.86	1.23	1.18	58.38
Stilbonema sp.	0.00	2.13	0.85	1.28	1.17	59.54
Parodontophora sp.2	4.29	2.63	0.83	0.92	1.15	60.69
Theristus sp.	0.00	1.99	0.81	1.24	1.12	61.81
Neotonchus sp.	0.00	1.99	0.79	1.31	1.10	62.90
Dorylaimopsis tumida	2.38	1.99	0.78	1.21	1.08	63.98
Oncholaimellus sp.	0.00	1.94	0.69	0.67	0.96	64.94
Chromadora sp.	0.58	1.84	0.68	1.33	0.94	65.88
Comesa sp.	2.04	0.61	0.68	1.52	0.94	66.82
Trochamus sp.	1.54	0.00	0.67	1.22	0.93	67.74
Chromaspirina sp.	0.00	1.66	0.66	1.32	0.91	68.66
Marylynnia sp.1	1.76	0.61	0.66	1.22	0.91	69.56
Onyx sp.	0.00	1.59	0.65	1.16	0.90	70.46
Zalonema sp.	1.58	1.69	0.60	1.17	0.83	71.30
Rhinema sp.	1.43	0.00	0.60	5.91	0.83	72.13
Sabatieria doancanhi	1.54	1.86	0.60	1.22	0.83	72.95
Spirinia sp.	1.74	2.95	0.59	1.04	0.81	73.76
Longicyatholaimus sp.	0.00	1.37	0.57	1.23	0.79	74.55
Hopperia sp.	1.43	0.87	0.57	4.05	0.79	75.34
Oxystomina sp.	1.67	0.80	0.57	1.97	0.79	76.13
Oxyonchus sp.	0.00	1.43	0.56	1.31	0.77	76.90
Endeolophos sp.	0.00	1.26	0.56	0.67	0.77	77.67
Thoracost sp.	0.00	1.26	0.56	0.67	0.77	78.44
Desmodora vietnamica	0.42	1.41	0.52	1.36	0.72	79.16
Comesoma sp.	1.20	0.00	0.52	1.31	0.72	79.88

Spilophorella sp.	0.42	1.37	0.52	1.34	0.72	80.60
Leptolaimus rivalis	1.24	0.00	0.51	1.18	0.71	81.30
Tricoma sp.	0.42	1.43	0.51	1.41	0.71	82.01
Cyatholaimus sp.	0.00	1.18	0.47	1.32	0.65	82.66
Spirobolbolaimus sp.	0.00	1.18	0.47	1.32	0.65	83.30
Viscosia sp.	0.42	1.06	0.46	0.97	0.64	83.94
Thoracostomopsidae	0.00	0.97	0.43	0.67	0.59	84.54
Desmolaimus sp.2	1.02	0.00	0.42	1.29	0.58	85.11
Sphaerolaimus maeoticus	1.03	0.61	0.41	1.15	0.57	85.68
Retrotheristus sp.	0.87	0.00	0.37	0.66	0.51	86.19
Parasphaerolaimus sp.	0.85	0.00	0.37	1.31	0.51	86.70
Anticyclus sp.	0.00	0.76	0.35	0.67	0.49	87.19
Setosabatieria sp.	0.00	0.76	0.35	0.67	0.49	87.68
Robbea sp.	0.00	0.80	0.35	0.67	0.49	88.16
Sphaerotheristus nothus	0.82	0.00	0.33	0.66	0.46	88.62
Dorylaimopsinae	0.00	0.87	0.31	0.67	0.43	89.05
Linhomoeidae	0.00	0.87	0.31	0.67	0.43	89.48
Paramonohystera sp.	0.00	0.87	0.31	0.67	0.43	89.91
Laimella sp.	0.44	0.56	0.30	0.91	0.42	90.33

Groups D1 & L2

Average dissimilarity = 78.91

	Group D1	Group L2				
Species	Av.Abund	Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
Axonolaimus sp.	0.42	6.23	2.52	2.38	3.40	3.40
Dichromadora affinis	3.05	7.03	2.15	0.89	2.91	6.31
Laxus sp.	0.00	4.67	2.03	2.34	2.75	9.06
Microlaimus orientalis	0.44	4.76	1.99	1.60	2.70	11.76

Cyatholaimidae	0.00	4.06	1.87	1.46	2.53	14.29
Chromadoridae	0.44	4.29	1.70	3.23	2.30	16.59
Paracomesoma longispiculum	3.83	0.00	1.69	1.42	2.29	18.87
Oncholaimidae	0.00	3.51	1.55	2.46	2.10	20.97
Terschellingia sp.2	4.40	1.37	1.41	1.48	1.91	22.88
Ptycholaimellus brevisetosus	3.38	6.04	1.41	1.09	1.90	24.78
Parapinnanema sp.	0.42	3.58	1.39	2.25	1.88	26.66
Innocuonema sp.	0.00	3.31	1.39	1.28	1.88	28.54
Syringolaimus sp.	0.44	2.92	1.26	1.12	1.70	30.24
Xyalidae	0.44	2.92	1.24	1.23	1.68	31.92
Molgolaimus sp.	3.54	0.76	1.23	1.85	1.66	33.58
Gomphonema parvum	1.92	4.56	1.15	1.56	1.56	35.14
Odontophora sp.	0.00	2.60	1.15	5.26	1.55	36.69
Daptonema sp.6	2.86	3.05	1.14	1.20	1.55	38.24
Elzalia sp.	3.10	1.52	1.10	2.12	1.49	39.72
Dorylaimopsis tumida	3.94	1.99	1.05	1.25	1.42	41.14
Aponchium sp.	0.00	2.50	1.03	1.31	1.40	42.54
Catanema sp.	0.00	2.50	1.02	1.19	1.38	43.92
Comesomatidae	0.00	2.19	0.96	5.18	1.30	45.22
Comesa sp.	2.36	0.61	0.92	1.16	1.24	46.46
Paracanthonchus brevicaudatus	1.45	2.13	0.90	1.23	1.22	47.67
Eurystomina ornata	1.03	2.25	0.89	1.11	1.20	48.87
Stilbonema sp.	0.00	2.13	0.88	1.27	1.20	50.07
Marylynnia sp.1	2.30	0.61	0.87	1.04	1.18	51.25
Neotonchus sp.	1.25	1.99	0.83	1.23	1.12	52.37
Daptonema brevisetosum	1.72	0.00	0.83	0.93	1.12	53.49
Spirinia sp.	1.72	2.95	0.80	1.02	1.08	54.57
Parodontophora sp.2	3.11	2.63	0.79	1.28	1.07	55.64
Theristus sp.	0.62	1.99	0.78	1.23	1.05	56.69

Neochromadora sp.	1.87	0.00	0.74	0.66	1.00	57.69
Viscosia sp.	1.76	1.06	0.74	2.54	1.00	58.69
Chromadora sp.	0.42	1.84	0.73	1.38	0.99	59.67
Oncholaimellus sp.	0.00	1.94	0.72	0.66	0.98	60.65
Zalonema sp.	0.94	1.69	0.71	1.08	0.97	61.61
Chromaspirina sp.	0.00	1.66	0.69	1.30	0.94	62.55
Hopperia sp.	1.76	0.87	0.66	1.86	0.90	63.45
Comesoma sp.	1.45	0.00	0.65	1.03	0.87	64.32
Linhomoeus sp.	1.42	0.00	0.65	1.21	0.87	65.20
Halalaimus luticolus	2.03	0.56	0.64	1.64	0.87	66.06
Endeolophos sp.	0.42	1.26	0.64	0.84	0.86	66.93
Sabatieria doancanhi	1.28	1.86	0.64	1.23	0.86	67.79
Onyx sp.	0.59	1.59	0.61	1.11	0.83	68.62
Desmodora vietnamica	0.00	1.41	0.60	1.22	0.81	69.43
Oxyonchus sp.	0.00	1.43	0.58	1.29	0.79	70.22
Tricoma sp.	0.00	1.43	0.58	1.29	0.79	71.01
Thoracost sp.	0.00	1.26	0.58	0.66	0.79	71.80
Sphaerolaimus maeoticus	1.41	0.61	0.57	1.11	0.77	72.57
Vasostoma sp.	1.33	0.61	0.56	1.22	0.76	73.32
Linhomoeidae	1.08	0.87	0.55	0.89	0.75	74.07
Spilophorella sp.	0.42	1.37	0.55	1.25	0.74	74.81
Longicyatholaimus sp.	0.73	1.37	0.54	1.06	0.72	75.54
Pselionema sp.	1.03	0.76	0.50	1.31	0.67	76.21
Cyatholaimus sp.	0.00	1.18	0.49	1.30	0.66	76.87
Spirobolbolaimus sp.	0.00	1.18	0.49	1.30	0.66	77.53
Oxystomina sp.	0.78	0.80	0.47	1.42	0.64	78.17
Thoracostomopsidae	0.00	0.97	0.45	0.66	0.61	78.79
Paramonohystera sp.	0.62	0.87	0.43	0.92	0.58	79.37
Campylaimus sp.	0.92	0.00	0.42	1.25	0.57	79.93

Leptolaimus rivalis	0.97	0.00	0.42	1.26	0.57	80.50
Terschellingia longicaudata	0.99	0.00	0.39	0.66	0.53	81.03
Anticyclus sp.	0.00	0.76	0.37	0.66	0.51	81.53
Setosabatieria sp.	0.00	0.76	0.37	0.66	0.51	82.04
Robbea sp.	0.00	0.80	0.37	0.66	0.50	82.54
Eubostrichus sp.	0.86	0.56	0.37	1.21	0.50	83.04
Enoplus sp.	0.84	0.00	0.36	0.66	0.48	83.52
Parasphaerolaimus sp.	0.76	0.00	0.35	1.30	0.48	84.00
Enoploides sp.	0.86	0.00	0.35	1.31	0.48	84.47
Monhystera sp.	0.78	0.00	0.35	1.31	0.47	84.94
Pseudosteineria sp.	0.59	0.61	0.34	0.85	0.46	85.40
Dorylaimopsinae	0.00	0.87	0.32	0.66	0.44	85.84
Actinonema sp.	0.73	0.00	0.31	0.66	0.42	86.26
Stylotheristus sp.	0.34	0.61	0.31	1.01	0.42	86.67
Mylonchulus sp.	0.44	0.61	0.30	0.92	0.41	87.08
Pseudolella sp.	0.59	0.00	0.30	0.66	0.41	87.49
Subsphaerolaimus major	0.59	0.00	0.30	0.66	0.41	87.90
Deontolaimus zeelandicus	0.00	0.56	0.26	0.66	0.35	88.25
Euchromadorinae sp.	0.00	0.56	0.26	0.66	0.35	88.60
Laimella sp.	0.00	0.56	0.26	0.66	0.35	88.96
Stilbonematinae	0.00	0.56	0.26	0.66	0.35	89.31
Tripyloides sp.	0.00	0.56	0.26	0.66	0.35	89.67
Antomicron sp.	0.62	0.00	0.25	0.66	0.33	90.00
Chromadorella sp.	0.62	0.00	0.25	0.66	0.33	90.33

Groups D2 & L2

Average dissimilarity = 82.45

Group D2

Group L2

Species	Av.Abund	Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum. %
Axonolaimus sp.	0.42	6.23	2.49	2.47	3.26	3.26
Dichromadora affinis	3.55	7.03	2.11	1.01	2.76	6.02
Laxus sp.	0.00	4.67	2.01	2.42	2.63	8.64
Microlaimus orientalis	0.42	4.76	1.97	1.67	2.57	11.21
Molgolaimus sp.	4.51	0.76	1.87	1.50	2.45	13.67
Terschellingia sp.2	5.65	1.37	1.87	2.13	2.44	16.11
Chromadoridae	0.00	4.29	1.85	6.40	2.42	18.52
Cyatholaimidae	0.00	4.06	1.85	1.49	2.42	20.94
Pseudolella sp.	4.00	0.00	1.74	3.08	2.28	23.22
Ptycholaimellus brevisetosus	2.65	6.04	1.62	1.25	2.12	25.34
Gomphonema parvum	1.02	4.56	1.56	1.91	2.03	27.37
Parapinnanema sp.	0.00	3.58	1.55	3.12	2.03	29.40
Oncholaimidae	0.00	3.51	1.53	2.57	2.01	31.40
Innocuonema sp.	0.00	3.31	1.37	1.30	1.80	33.20
Syringolaimus sp.	0.00	2.92	1.29	1.10	1.69	34.89
Xyalidae	0.00	2.92	1.28	1.19	1.67	36.56
Paracomesoma longispiculum	2.73	0.00	1.21	2.88	1.58	38.14
Odontophora sp.	0.00	2.60	1.14	6.47	1.48	39.62
Hopperia sp.	3.00	0.87	1.08	1.34	1.42	41.04
Linhystera sp.	2.49	0.00	1.07	2.56	1.40	42.44
Comesa sp.	2.72	0.61	1.03	1.59	1.34	43.78
Elzalia sp.	2.51	1.52	1.02	2.70	1.34	45.12
Aponchium sp.	0.00	2.50	1.02	1.33	1.34	46.46
Catanema sp.	0.00	2.50	1.01	1.20	1.32	47.78
Daptonema sp.6	3.99	3.05	0.96	1.14	1.26	49.04
Eurystomina ornata	0.00	2.25	0.95	1.16	1.24	50.28
Comesomatidae	0.00	2.19	0.95	6.26	1.24	51.52
Stilbonema sp.	0.00	2.13	0.87	1.28	1.14	52.66

Paracanthonchus brevicaudatus	1.16	2.13	0.84	1.18	1.10	53.76
Theristus sp.	0.00	1.99	0.84	1.23	1.09	54.85
Halalaimus luticolus	2.48	0.56	0.83	1.79	1.08	55.94
Parodontophora sp.2	2.30	2.63	0.82	1.90	1.07	57.01
Viscosia sp.	2.02	1.06	0.82	1.45	1.07	58.08
Spirinia sp.	1.81	2.95	0.78	1.26	1.02	59.10
Vasostoma sp.	1.96	0.61	0.78	1.18	1.01	60.11
Marylynnia sp.1	1.93	0.61	0.75	1.20	0.98	61.09
Chromadora sp.	0.42	1.84	0.72	1.40	0.94	62.03
Sabatieria doancanhi	3.31	1.86	0.72	1.03	0.94	62.97
Oncholaimellus sp.	0.00	1.94	0.72	0.67	0.94	63.91
Aponema sp.	1.72	0.00	0.72	0.66	0.94	64.84
Pselionema sp.	1.88	0.76	0.71	1.24	0.93	65.77
Dorylaimopsis tumida	3.25	1.99	0.71	1.17	0.92	66.69
Chromaspirina sp.	0.00	1.66	0.69	1.32	0.90	67.59
Desmolaimus sp.1	1.61	0.00	0.68	1.04	0.89	68.47
Neotonchus sp.	1.44	1.99	0.63	2.92	0.83	69.30
Onyx sp.	0.83	1.59	0.63	1.14	0.82	70.13
Zalonema sp.	1.16	1.69	0.63	1.30	0.82	70.94
Desmolaimus sp.2	1.46	0.00	0.62	1.23	0.81	71.75
Enoplus sp.	1.33	0.00	0.60	1.29	0.78	72.53
Longicyatholaimus sp.	0.00	1.37	0.59	1.23	0.78	73.31
Spilophorella sp.	0.00	1.37	0.59	1.23	0.78	74.08
Oxyonchus sp.	0.00	1.43	0.58	1.31	0.76	74.84
Endeolophos sp.	0.00	1.26	0.58	0.67	0.75	75.59
Thoracost sp.	0.00	1.26	0.58	0.67	0.75	76.35
Linhomoeus sp.	1.28	0.00	0.57	1.15	0.74	77.09
Desmodora vietnamica	0.43	1.41	0.54	1.30	0.71	77.80
Tricoma sp.	0.41	1.43	0.53	1.43	0.69	78.49

Parasphaerolaimus sp.	1.20	0.00	0.51	1.31	0.67	79.16
Aegialoalaimus sp.3	1.18	0.00	0.49	0.66	0.64	79.80
Sphaerotheristus nothus	1.15	0.00	0.49	1.22	0.64	80.43
Cyatholaimus sp.	0.00	1.18	0.48	1.32	0.63	81.07
Spirobolbolaimus sp.	0.00	1.18	0.48	1.32	0.63	81.70
Oxystomina sp.	0.85	0.80	0.47	1.37	0.62	82.32
Thoracostomopsidae	0.00	0.97	0.45	0.67	0.58	82.90
Aegialoalaimus sp.1	1.02	0.00	0.43	0.66	0.56	83.46
Comesoma sp.	0.87	0.00	0.37	0.66	0.49	83.95
Anticyclus sp.	0.00	0.76	0.37	0.67	0.48	84.43
Setosabatieria sp.	0.00	0.76	0.37	0.67	0.48	84.91
Campylaimus sp.	0.83	0.00	0.37	1.30	0.48	85.39
Robbea sp.	0.00	0.80	0.36	0.67	0.48	85.87
Desmolaimus longicaudatus	0.83	0.00	0.35	0.66	0.45	86.32
Terschellingia sp.3	0.83	0.00	0.35	0.66	0.45	86.77
Aegialoalaimus sp.2	0.75	0.00	0.32	0.66	0.42	87.20
Dorylaimopsinae	0.00	0.87	0.32	0.67	0.42	87.62
Linhomoeidae	0.00	0.87	0.32	0.67	0.42	88.03
Paramonohystera sp.	0.00	0.87	0.32	0.67	0.42	88.45
Laimella sp.	0.41	0.56	0.32	0.93	0.41	88.87
Stylotheristus sp.	0.43	0.61	0.31	0.94	0.40	89.27
Dichromadora sp.2	0.72	0.00	0.30	0.66	0.39	89.66
Terschellingia obesa	0.72	0.00	0.30	0.66	0.39	90.05

Groups L1 & L2

Average dissimilarity = 69.91

Species	Group L1	Group L2		Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
	Av.Abund	Av.Abund	Av.Abund				

Dichromadora affinis	18.72	7.03	4.53	2.59	6.93	6.93
Paracanthonchus brevicaudatus	7.44	2.13	2.74	0.94	4.20	11.13
Axonolaimus sp.	0.00	6.23	2.43	2.86	3.72	14.85
Spirinia sp.	8.45	2.95	2.17	3.29	3.31	18.16
Laxus sp.	0.00	4.67	1.83	2.45	2.80	20.96
Chromadoridae	0.00	4.29	1.69	6.70	2.58	23.54
Marylynnia sp.1	4.19	0.61	1.60	0.93	2.45	25.99
Daptonema sp.6	4.76	3.05	1.55	1.31	2.37	28.36
Ptycholaimellus brevisetosus	8.03	6.04	1.51	1.42	2.31	30.67
Cyatholaimidae	2.27	4.06	1.50	1.44	2.30	32.97
Elzalia sp.	5.40	1.52	1.49	1.65	2.28	35.25
Microlaimus orientalis	1.71	4.76	1.28	1.16	1.95	37.20
Molgolaimus sp.	3.92	0.76	1.26	1.89	1.93	39.13
Innocuonema sp.	0.80	3.31	1.17	1.45	1.79	40.92
Gomphonema parvum	6.07	4.56	1.13	1.91	1.73	42.66
Xyalidae	1.79	2.92	1.10	1.13	1.69	44.34
Oncholaimidae	1.13	3.51	1.08	1.58	1.65	45.99
Syringolaimus sp.	0.86	2.92	1.07	1.17	1.64	47.63
Aponchium sp.	0.00	2.50	0.94	1.33	1.43	49.06
Catanema sp.	0.00	2.50	0.92	1.20	1.41	50.47
Halichoanolaimus sp.	2.29	0.00	0.92	1.15	1.40	51.87
Parodontophora sp.2	1.28	2.63	0.86	1.09	1.32	53.19
Comesomatidae	1.39	2.19	0.84	5.00	1.29	54.48
Stilbonema sp.	0.00	2.13	0.80	1.28	1.22	55.70
Terschellingia sp.2	3.26	1.37	0.79	1.35	1.21	56.92
Parapinnanema sp.	1.66	3.58	0.79	1.30	1.21	58.13
Odontophora sp.	0.64	2.60	0.78	1.91	1.19	59.32
Theristus sp.	0.00	1.99	0.76	1.24	1.17	60.49
Eurystomina ornata	1.44	2.25	0.72	1.30	1.10	61.59

Chromadorita sp.	1.71	0.00	0.69	0.66	1.06	62.65
Zalonema sp.	0.00	1.69	0.68	1.11	1.04	63.69
Oncholaimellus sp.	0.00	1.94	0.66	0.67	1.01	64.70
Comesa sp.	1.76	0.61	0.64	1.25	0.97	65.68
Chromaspirina sp.	0.00	1.66	0.63	1.33	0.96	66.64
Sabatieria doancanhi	0.64	1.86	0.63	1.33	0.96	67.59
Chromadora sp.	1.78	1.84	0.62	1.20	0.94	68.54
Neotonchus sp.	1.76	1.99	0.61	1.24	0.93	69.47
Viscosia sp.	1.21	1.06	0.61	0.86	0.93	70.40
Dorylaimopsis tumida	1.44	1.99	0.59	1.28	0.90	71.30
Onyx sp.	0.86	1.59	0.58	1.14	0.88	72.19
Terschellingia longicaudata	1.44	0.00	0.57	0.66	0.87	73.06
Linhomoeidae	1.13	0.87	0.55	0.88	0.83	73.89
Longicyatholaimus sp.	0.00	1.37	0.54	1.24	0.83	74.72
Spilophorella sp.	0.00	1.37	0.54	1.24	0.83	75.55
Oxyonchus sp.	0.00	1.43	0.53	1.31	0.81	76.36
Tricoma sp.	0.00	1.43	0.53	1.31	0.81	77.17
Endeolophos sp.	0.00	1.26	0.52	0.67	0.80	77.97
Thoracost sp.	0.00	1.26	0.52	0.67	0.80	78.77
Desmodora vietnamica	0.86	1.41	0.52	1.15	0.80	79.57
Setosabatieria sp.	1.44	0.76	0.50	1.14	0.76	80.33
Cyatholaimus sp.	0.00	1.18	0.44	1.33	0.68	81.01
Spirobolbolaimus sp.	0.00	1.18	0.44	1.33	0.68	81.69
Eubostrichus sp.	0.91	0.56	0.44	0.95	0.67	82.36
Thoracostomopsidae	0.00	0.97	0.41	0.67	0.62	82.98
Daptonema dihystra	0.91	0.00	0.36	0.66	0.55	83.53
Terschellingia lutosa	0.91	0.00	0.36	0.66	0.55	84.08
Trochamus sp.	0.86	0.00	0.35	0.66	0.53	84.62
Anticyclus sp.	0.00	0.76	0.33	0.67	0.51	85.12

Pselionema sp.	0.00	0.76	0.33	0.67	0.51	85.63
Oxystomina sp.	0.00	0.80	0.33	0.67	0.51	86.14
Robbea sp.	0.00	0.80	0.33	0.67	0.51	86.64
Actinonema sp.	0.80	0.00	0.31	0.66	0.48	87.12
Amphimonhystrella sp.	0.80	0.00	0.31	0.66	0.48	87.61
Anticoma sp.	0.80	0.00	0.31	0.66	0.48	88.09
Parironus sp.	0.80	0.00	0.31	0.66	0.48	88.57
Dorylaimopsinae	0.00	0.87	0.30	0.67	0.45	89.02
Hopperia sp.	0.00	0.87	0.30	0.67	0.45	89.47
Paramonohystera sp.	0.00	0.87	0.30	0.67	0.45	89.92
Desmolaimus sp.1	0.64	0.00	0.26	0.66	0.39	90.31

Phụ lục 2 Phân tích SIMPER về sự khác biệt trung bình của các quần xã tuyến trùng giữa các khu vực thu mẫu và phần trăm đóng góp vào sự khác biệt đó của các loài tuyến trùng khác nhau

SIMPER

Similarity Percentages - species contributions

One-Way Analysis

Data worksheet

Name: Data3

Data type: Other

Sample selection: All

Variable selection: All

Parameters

Resemblance: S17 Bray Curtis similarity

Cut off for low contributions: 90.00%

Factor Groups

Sample	Khu vực
--------	---------

CT1.1	CT
-------	----

CT1.2	CT
-------	----

CT1.3	CT
-------	----

CT2.1	CT
-------	----

CT2.2	CT
-------	----

CT2.3	CT
-------	----

Đ1.1	Đ
------	---

Đ1.2	Đ
------	---

Đ1.3	Đ
------	---

Đ2.1	Đ
------	---

Đ2.2	Đ
------	---

Đ2.3	Đ
------	---

L1.1	L
------	---

L1.2	L
------	---

L1.3	L
------	---

L2.1	L
------	---

L2.2	L
------	---

L2.3	L
------	---

Group CT**Average similarity: 55.85**

Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
Daptonema sp.6	6.39	5.13	11.16	9.18	9.18
Terschellingia sp.2	5.68	4.05	2.29	7.26	16.43
Ptycholaimellus brevisetosus	5.05	3.78	5.96	6.77	23.20
Paracomesoma longispiculum	4.85	3.37	6.50	6.03	29.23

Dichromadora affinis	5.50	3.33	1.85	5.97	35.20
Halalaimus luticolus	3.28	2.74	11.95	4.91	40.11
Parodontophora sp.2	3.48	2.58	3.61	4.63	44.74
Elzalia sp.	3.57	2.52	3.35	4.52	49.26
Vasostoma sp.	3.08	2.24	2.93	4.01	53.26
Dorylaimopsis tumida	3.73	2.21	1.35	3.95	57.21
Sabatieria doancanhi	4.12	1.93	1.10	3.46	60.67
Pselionema sp.	2.50	1.83	3.29	3.28	63.95
Comesa sp.	2.65	1.83	3.15	3.27	67.22
Hopperia sp.	2.72	1.58	2.42	2.83	70.04
Actinonema sp.	2.08	1.43	3.59	2.56	72.61
Linhomoeus sp.	2.88	1.35	1.03	2.41	75.02
Molgolaimus sp.	3.25	1.27	0.65	2.28	77.30
Rhinema sp.	1.49	1.23	16.36	2.21	79.50
Spirinia sp.	1.98	1.09	1.24	1.95	81.45
Marylynnia sp.1	2.70	1.04	0.73	1.87	83.32
Sphaerolaimus maeoticus	2.13	1.03	1.12	1.84	85.16
Oxystomina sp.	1.41	0.87	1.34	1.56	86.71
Paracanthonus brevicaudatus	1.97	0.81	0.72	1.46	88.17
Comesoma sp.	1.54	0.71	0.78	1.26	89.44
Trochamus sp.	1.31	0.61	0.77	1.09	90.52

Group D**Average similarity: 45.69**

Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum. %
Terschellingia sp.2	5.02	4.46	3.09	9.76	9.76
Dorylaimopsis tumida	3.60	3.28	3.43	7.18	16.94
Molgolaimus sp.	4.03	2.55	1.08	5.57	22.51

Ptycholaimellus brevisetosus	3.02	2.48	4.93	5.43	27.94
Elzalia sp.	2.80	2.44	3.92	5.34	33.28
Paracomesoma longispiculum	3.28	2.32	2.26	5.08	38.36
Parodontophora sp.2	2.71	2.25	3.06	4.93	43.30
Dichromadora affinis	3.30	2.20	2.36	4.82	48.12
Daptonema sp.6	3.43	2.19	1.11	4.79	52.91
Halalaimus luticolus	2.26	2.14	5.00	4.68	57.60
Comesa sp.	2.54	2.04	1.63	4.47	62.07
Hopperia sp.	2.38	1.84	3.32	4.03	66.11
Sabatieria doancanhi	2.30	1.52	1.12	3.33	69.44
Viscosia sp.	1.89	1.52	3.50	3.33	72.77
Pseudolella sp.	2.30	1.13	0.77	2.47	75.24
Spirinia sp.	1.77	0.95	0.78	2.08	77.32
Marylynnia sp.1	2.12	0.85	0.75	1.86	79.17
Pselionema sp.	1.46	0.79	0.73	1.72	80.89
Vasostoma sp.	1.65	0.73	0.73	1.61	82.50
Linhomoeus sp.	1.35	0.72	0.76	1.58	84.08
Linhystera sp.	1.47	0.61	0.71	1.34	85.42
Paracanthonus brevicaudatus	1.31	0.61	0.76	1.33	86.75
Gomphonema parvum	1.47	0.57	0.48	1.25	88.00
Campylaimus sp.	0.88	0.57	0.78	1.24	89.24
Neotonchus sp.	1.34	0.54	0.78	1.18	90.42

Group L**Average similarity: 39.16**

Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
Dichromadora affinis	12.87	7.15	1.29	18.27	18.27
Ptycholaimellus brevisetosus	7.03	4.00	2.22	10.20	28.47

Gomphonema parvum	5.31	3.10	2.83	7.92	36.39
Spirinia sp.	5.70	3.03	1.46	7.74	44.13
Elzalia sp.	3.46	1.65	0.79	4.21	48.34
Daptonema sp.6	3.91	1.46	1.17	3.74	52.07
Microlaimus orientalis	3.24	1.40	1.27	3.56	55.63
Parapinnanema sp.	2.62	1.30	1.33	3.32	58.96
Terschellingia sp.2	2.32	1.13	1.22	2.89	61.85
Paracanthonchus brevicaudatus	4.79	1.00	0.66	2.56	64.41
Cyatholaimidae	3.17	0.99	0.62	2.54	66.95
Molgolaimus sp.	2.34	0.86	0.71	2.19	69.14
Oncholaimidae	2.32	0.83	0.77	2.12	71.26
Neotonchus sp.	1.88	0.77	0.78	1.96	73.22
Chromadora sp.	1.81	0.69	0.77	1.77	74.99
Eurystomina ornata	1.85	0.66	0.78	1.68	76.67
Odontophora sp.	1.62	0.65	0.78	1.67	78.33
Axonolaimus sp.	3.11	0.65	0.45	1.66	80.00
Dorylaimopsis tumida	1.72	0.65	0.78	1.66	81.66
Xyalidae	2.36	0.63	0.46	1.60	83.26
Comesomatidae	1.79	0.61	0.77	1.56	84.82
Parodontophora sp.2	1.96	0.55	0.48	1.40	86.22
Chromadoridae	2.14	0.54	0.48	1.37	87.59
Laxus sp.	2.34	0.46	0.45	1.18	88.77
Innocuonema sp.	2.06	0.45	0.46	1.16	89.93
Syringolaimus sp.	1.89	0.42	0.48	1.07	91.00

Groups CT & D**Average dissimilarity = 49.98**

Group CT

Group D

Species	Av.Abund	Av.Abund		Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
Dichromadora affinis	5.50	3.30	1.62	1.33	3.23	3.23	
Molgolaimus sp.	3.25	4.03	1.60	1.44	3.19	6.43	
Daptonema sp.6	6.39	3.43	1.52	1.20	3.04	9.47	
Sabatieria doancanhi	4.12	2.30	1.44	1.37	2.88	12.35	
Paracomesoma longispiculum	4.85	3.28	1.20	1.45	2.39	14.74	
Marylynnia sp.1	2.70	2.12	1.17	1.29	2.34	17.08	
Linhomoeus sp.	2.88	1.35	1.12	1.22	2.23	19.31	
Pseudolella sp.	0.41	2.30	1.10	1.18	2.21	21.52	
Ptycholaimellus brevisetosus	5.05	3.02	1.10	1.53	2.20	23.72	
Terschellingia sp.2	5.68	5.02	1.06	1.46	2.12	25.84	
Vasostoma sp.	3.08	1.65	0.93	1.44	1.86	27.69	
Actinonema sp.	2.08	0.36	0.92	2.16	1.83	29.52	
Sphaerolaimus maeoticus	2.13	0.71	0.90	1.43	1.80	31.32	
Dorylaimopsis tumida	3.73	3.60	0.86	1.22	1.73	33.05	
Paracanthonchus brevicaudatus	1.97	1.31	0.84	1.43	1.68	34.73	
Gomphonema parvum	1.28	1.47	0.75	1.40	1.50	36.23	
Comesoma sp.	1.54	1.16	0.72	1.43	1.45	37.68	
Linhystera sp.	0.47	1.47	0.72	1.15	1.44	39.12	
Spirinia sp.	1.98	1.77	0.72	1.30	1.43	40.56	
Hopperia sp.	2.72	2.38	0.72	1.22	1.43	41.99	
Desmodora vietnamica	1.42	0.22	0.70	0.75	1.40	43.38	
Axonolaimus sp.	1.25	0.42	0.69	0.88	1.38	44.76	
Pselionema sp.	2.50	1.46	0.69	1.36	1.37	46.13	
Cheironchus sp.	1.39	0.52	0.67	0.90	1.35	47.48	
Zalonema sp.	1.31	1.05	0.67	1.18	1.34	48.82	
Elzalia sp.	3.57	2.80	0.66	1.35	1.33	50.15	
Syringolaimus sp.	1.39	0.22	0.66	1.22	1.31	51.46	
Neotonchus sp.	0.42	1.34	0.66	1.19	1.31	52.77	

Trochamus sp.	1.31	0.21	0.63	1.20	1.27	54.04
Parodontophora sp.2	3.48	2.71	0.63	1.27	1.26	55.30
Viscosia sp.	1.40	1.89	0.62	1.26	1.23	56.54
Neochromadora sp.	0.58	0.94	0.61	0.63	1.22	57.76
Enoplus sp.	1.29	1.09	0.60	1.28	1.21	58.97
Comesa sp.	2.65	2.54	0.60	1.33	1.20	60.17
Campylaimus sp.	1.19	0.88	0.60	1.35	1.20	61.37
Aponema sp.	0.21	1.08	0.54	0.64	1.09	62.46
Rhinema sp.	1.49	0.44	0.54	1.61	1.08	63.54
Terschellingia longicaudata	0.78	0.49	0.53	0.60	1.06	64.60
Halalaimus luticolus	3.28	2.26	0.53	1.92	1.05	65.66
Enoplolaimus sp.	0.92	0.17	0.49	0.68	0.99	66.64
Daptonema brevisetosum	0.00	0.86	0.47	0.56	0.95	67.59
Sphaerotheristus nothus	0.41	0.80	0.45	1.00	0.90	68.49
Desmolaimus sp.2	0.51	0.73	0.44	0.94	0.88	69.37
Oxystomina sp.	1.41	0.82	0.43	1.20	0.87	70.24
Eurystomina ornata	0.59	0.51	0.43	0.80	0.87	71.11
Monhystera sp.	0.64	0.60	0.42	1.22	0.83	71.94
Stylotheristus sp.	0.69	0.39	0.42	0.88	0.83	72.77
Leptolaimus rivalis	0.62	0.48	0.40	0.94	0.81	73.58
Onyx sp.	0.24	0.71	0.40	0.79	0.80	74.38
Parasphaerolaimus sp.	0.97	0.98	0.39	1.26	0.79	75.17
Desmolaimus sp.1	0.00	0.81	0.38	0.61	0.76	75.93
Subsphaerolaimus major	0.42	0.50	0.38	0.81	0.76	76.69
Microlaimus orientalis	0.41	0.43	0.33	0.78	0.66	77.36
Metachromadora sp.	0.53	0.31	0.33	0.80	0.65	78.01
Chromadorita sp.	0.29	0.51	0.32	0.77	0.64	78.65
Halichoanolaimus sp.	0.51	0.38	0.31	0.96	0.63	79.28
Spilophorella sp.	0.55	0.21	0.31	0.78	0.63	79.91

Paranticoma sp.	0.53	0.21	0.29	0.80	0.58	80.49
Paracyatholaimus sp.	0.56	0.00	0.28	0.67	0.57	81.06
Aegialoalaimus sp.3	0.00	0.59	0.28	0.44	0.55	81.61
Chromadora sp.	0.29	0.42	0.28	0.81	0.55	82.16
Laimella sp.	0.45	0.21	0.26	0.80	0.53	82.69
Promonhystera sp.	0.45	0.17	0.26	0.83	0.53	83.22
Aegialoalaimus sp.1	0.00	0.51	0.24	0.44	0.48	83.69
Linhomoeidae	0.00	0.54	0.24	0.44	0.48	84.17
Calyptronema cobbi	0.47	0.00	0.23	0.44	0.46	84.63
Polygastrophora sp.	0.47	0.00	0.23	0.44	0.46	85.10
Retrotheristus sp.	0.44	0.00	0.23	0.44	0.45	85.55
Antomicron sp.	0.21	0.31	0.22	0.63	0.44	85.99
Mononchus sp.	0.42	0.00	0.21	0.44	0.42	86.40
Enoploides sp.	0.00	0.43	0.20	0.70	0.40	86.80
Eubostrichus sp.	0.00	0.43	0.20	0.70	0.40	87.19
Desmolaimus longicaudatus	0.00	0.42	0.20	0.44	0.39	87.58
Terschellingia sp.3	0.00	0.42	0.20	0.44	0.39	87.97
Mononchida sp.	0.00	0.43	0.19	0.70	0.39	88.36
Graphonema sp.	0.42	0.00	0.19	0.44	0.38	88.74
Setosabatieria sp.	0.42	0.00	0.19	0.44	0.38	89.12
Parapinnanema sp.	0.24	0.21	0.19	0.61	0.37	89.49
Oncholaimus sp.	0.21	0.21	0.18	0.61	0.37	89.86
Tricoma sp.	0.21	0.21	0.18	0.61	0.37	90.23

Groups CT & L

Average dissimilarity = 69.41

Species	Group CT	Group L	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
	Av.Abund	Av.Abund				

Dichromadora affinis	5.50	12.87		3.87	1.49	5.58	5.58
Paracomesoma longispiculum	4.85	0.00	2.03	3.03	2.93	8.51	
Paracanthonchus brevicaudatus	1.97	4.79	1.95	0.76	2.81	11.32	
Spirinia sp.	1.98	5.70	1.77	1.36	2.55	13.87	
Gomphonema parvum	1.28	5.31	1.73	1.68	2.50	16.36	
Daptonema sp.6	6.39	3.91	1.59	1.79	2.29	18.65	
Terschellingia sp.2	5.68	2.32	1.51	1.56	2.18	20.83	
Sabatieria doancanhi	4.12	1.25	1.44	1.33	2.07	22.89	
Marylynnia sp.1	2.70	2.40	1.39	1.13	2.00	24.89	
Ptycholaimellus brevisetosus	5.05	7.03	1.36	1.18	1.96	26.85	
Cyatholaimidae	0.00	3.17	1.36	1.02	1.95	28.80	
Axonolaimus sp.	1.25	3.11	1.29	1.09	1.86	30.67	
Halalaimus luticolus	3.28	0.28	1.28	3.71	1.84	32.51	
Molgolaimus sp.	3.25	2.34	1.27	1.39	1.83	34.33	
Microlaimus orientalis	0.41	3.24	1.26	1.23	1.82	36.16	
Linhomoeus sp.	2.88	0.00	1.23	1.27	1.78	37.93	
Vasostoma sp.	3.08	0.31	1.21	2.33	1.74	39.68	
Dorylaimopsis tumida	3.73	1.72	1.11	1.40	1.60	41.27	
Hopperia sp.	2.72	0.43	1.05	1.73	1.51	42.79	
Parapinnanema sp.	0.24	2.62	1.03	1.73	1.48	44.27	
Elzalia sp.	3.57	3.46	0.99	1.70	1.43	45.70	
Xyalidae	0.00	2.36	0.99	0.93	1.42	47.12	
Parodontophora sp.2	3.48	1.96	0.97	1.37	1.40	48.52	
Oncholaimidae	0.00	2.32	0.96	1.22	1.39	49.91	
Laxus sp.	0.00	2.34	0.94	0.86	1.35	51.26	
Pselionema sp.	2.50	0.38	0.93	2.08	1.34	52.60	
Chromadoridae	0.00	2.14	0.86	0.96	1.24	53.85	
Sphaerolaimus maeoticus	2.13	0.31	0.84	1.34	1.21	55.06	
Syringolaimus sp.	1.39	1.89	0.82	1.20	1.18	56.24	

Innocuonema sp.	0.00	2.06	0.82	0.92	1.18	57.42
Actinonema sp.	2.08	0.40	0.78	2.22	1.13	58.55
Comesa sp.	2.65	1.19	0.75	1.44	1.08	59.63
Comesomatidae	0.00	1.79	0.75	1.17	1.07	60.70
Neotonchus sp.	0.42	1.88	0.73	1.28	1.06	61.76
Chromadora sp.	0.29	1.81	0.71	1.30	1.03	62.79
Desmodora vietnamica	1.42	1.13	0.71	1.04	1.02	63.81
Eurystomina ornata	0.59	1.85	0.69	1.21	1.00	64.81
Viscosia sp.	1.40	1.14	0.68	1.29	0.98	65.79
Odontophora sp.	0.00	1.62	0.67	1.34	0.97	66.76
Comesoma sp.	1.54	0.00	0.65	1.32	0.94	67.69
Rhinema sp.	1.49	0.00	0.63	7.76	0.91	68.61
Zalonema sp.	1.31	0.84	0.59	1.07	0.86	69.46
Halichoanolaimus sp.	0.51	1.14	0.58	0.85	0.83	70.29
Oxystomina sp.	1.41	0.40	0.58	1.75	0.83	71.12
Trochamus sp.	1.31	0.43	0.57	1.25	0.82	71.94
Cheironchus sp.	1.39	0.00	0.57	0.78	0.81	72.76
Enoplus sp.	1.29	0.00	0.56	1.23	0.81	73.57
Terschellingia longicaudata	0.78	0.72	0.54	0.62	0.78	74.35
Campylaimus sp.	1.19	0.00	0.52	0.89	0.75	75.11
Onyx sp.	0.24	1.22	0.51	1.01	0.74	75.85
Setosabatieria sp.	0.42	1.10	0.51	1.02	0.73	76.57
Aponchium sp.	0.00	1.25	0.48	0.70	0.69	77.26
Chromadorita sp.	0.29	0.86	0.48	0.57	0.69	77.95
Catanema sp.	0.00	1.25	0.47	0.66	0.68	78.63
Parasphaerolaimus sp.	0.97	0.00	0.41	1.37	0.59	79.23
Stilbonema sp.	0.00	1.07	0.41	0.68	0.59	79.82
Linhomoeidae	0.00	1.00	0.40	0.67	0.57	80.39
Enoplolaimus sp.	0.92	0.00	0.39	0.59	0.57	80.96

Theristus sp.	0.00	1.00	0.39	0.67	0.56	81.52
Spilophorella sp.	0.55	0.69	0.37	0.93	0.54	82.06
Stylotheristus sp.	0.69	0.31	0.35	0.75	0.50	82.56
Oncholaimellus sp.	0.00	0.97	0.34	0.44	0.49	83.05
Leptolaimus rivalis	0.62	0.32	0.33	0.80	0.48	83.52
Eubostrichus sp.	0.00	0.74	0.32	0.66	0.46	83.99
Chromaspirina sp.	0.00	0.83	0.32	0.69	0.46	84.45
Tricoma sp.	0.21	0.72	0.31	0.83	0.45	84.90
Longicyatholaimus sp.	0.00	0.69	0.28	0.67	0.40	85.30
Oxyonchus sp.	0.00	0.72	0.27	0.69	0.39	85.69
Polygastrophora sp.	0.47	0.31	0.27	0.60	0.39	86.07
Endeolophos sp.	0.00	0.63	0.27	0.44	0.39	86.46
Thoracost sp.	0.00	0.63	0.27	0.44	0.39	86.85
Sphaerotheristus nothus	0.41	0.32	0.27	0.62	0.39	87.23
Monhystera sp.	0.64	0.00	0.26	0.69	0.38	87.61
Laimella sp.	0.45	0.28	0.25	0.81	0.36	87.97
Neochromadora sp.	0.58	0.00	0.24	0.44	0.35	88.32
Paracyatholaimus sp.	0.56	0.00	0.24	0.67	0.35	88.67
Cyatholaimus sp.	0.00	0.59	0.23	0.69	0.33	89.00
Spirobolbolaimus sp.	0.00	0.59	0.23	0.69	0.33	89.33
Metachromadora sp.	0.53	0.00	0.22	0.69	0.32	89.65
Paranticoma sp.	0.53	0.00	0.22	0.69	0.32	89.97
Desmolaimus sp.2	0.51	0.00	0.22	0.69	0.31	90.28

Groups D & L

Average dissimilarity = 72.70

Species	Group D	Group L		Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
		Av.Abund	Av.Abund				

Dichromadora affinis	3.30	12.87	4.82	1.45	6.64	6.64
Paracanthonchus brevicaudatus	1.31	4.79	2.15	0.74	2.96	9.60
Spirinia sp.	1.77	5.70	2.02	1.34	2.78	12.38
Ptycholaimellus brevisetosus	3.02	7.03	2.00	1.25	2.76	15.13
Gomphonema parvum	1.47	5.31	1.81	1.49	2.49	17.63
Paracomesoma longispiculum	3.28	0.00	1.52	1.65	2.09	19.71
Cyatholaimidae	0.00	3.17	1.47	1.02	2.02	21.73
Daptonema sp.6	3.43	3.91	1.40	1.16	1.92	23.66
Microlaimus orientalis	0.43	3.24	1.37	1.25	1.88	25.54
Molgolaimus sp.	4.03	2.34	1.36	1.47	1.87	27.41
Axonolaimus sp.	0.42	3.11	1.35	0.98	1.85	29.26
Marylynnia sp.1	2.12	2.40	1.34	0.96	1.85	31.11
Terschellingia sp.2	5.02	2.32	1.31	1.43	1.80	32.91
Elzalia sp.	2.80	3.46	1.16	2.27	1.60	34.51
Parapinnanema sp.	0.21	2.62	1.12	1.72	1.54	36.05
Pseudolella sp.	2.30	0.00	1.07	1.17	1.48	37.53
Xyalidae	0.22	2.36	1.07	0.97	1.47	39.00
Oncholaimidae	0.00	2.32	1.04	1.21	1.43	40.43
Hopperia sp.	2.38	0.43	1.02	1.61	1.40	41.83
Laxus sp.	0.00	2.34	1.01	0.86	1.39	43.22
Dorylaimopsis tumida	3.60	1.72	0.97	1.34	1.34	44.56
Parodontophora sp.2	2.71	1.96	0.94	1.79	1.29	45.85
Chromadoridae	0.22	2.14	0.93	1.02	1.29	47.13
Halalaimus luticolus	2.26	0.28	0.91	2.33	1.26	48.39
Innocuonema sp.	0.00	2.06	0.88	0.91	1.21	49.60
Comesa sp.	2.54	1.19	0.87	1.40	1.20	50.80
Syringolaimus sp.	0.22	1.89	0.86	0.89	1.19	51.99
Viscosia sp.	1.89	1.14	0.83	1.90	1.15	53.14
Eurystomina ornata	0.51	1.85	0.81	1.22	1.12	54.25

Comesomatidae	0.00	1.79	0.80	1.16	1.11	55.36
Sabatieria doancanhi	2.30	1.25	0.80	1.33	1.10	56.46
Chromadora sp.	0.42	1.81	0.76	1.37	1.04	57.50
Neotonchus sp.	1.34	1.88	0.74	1.54	1.02	58.52
Odontophora sp.	0.00	1.62	0.73	1.33	1.00	59.52
Vasostoma sp.	1.65	0.31	0.72	1.19	0.99	60.52
Pselionema sp.	1.46	0.38	0.66	1.22	0.91	61.43
Linhystera sp.	1.47	0.00	0.65	1.11	0.90	62.33
Linhomoeus sp.	1.35	0.00	0.64	1.24	0.87	63.20
Halichoanolaimus sp.	0.38	1.14	0.61	0.83	0.84	64.04
Zalonema sp.	1.05	0.84	0.59	1.05	0.80	64.85
Onyx sp.	0.71	1.22	0.58	1.04	0.80	65.64
Chromadorita sp.	0.51	0.86	0.57	0.67	0.79	66.43
Comesoma sp.	1.16	0.00	0.53	0.87	0.74	67.17
Setosabatieria sp.	0.00	1.10	0.53	0.97	0.73	67.90
Linhomoeidae	0.54	1.00	0.53	0.77	0.72	68.62
Aponchium sp.	0.00	1.25	0.51	0.69	0.71	69.33
Desmodora vietnamica	0.22	1.13	0.51	1.01	0.71	70.03
Catanema sp.	0.00	1.25	0.51	0.66	0.70	70.73
Enoplus sp.	1.09	0.00	0.50	0.97	0.69	71.42
Terschellingia longicaudata	0.49	0.72	0.48	0.60	0.66	72.07
Theristus sp.	0.31	1.00	0.47	0.78	0.65	72.72
Aponema sp.	1.08	0.00	0.47	0.56	0.64	73.36
Parasphaerolaimus sp.	0.98	0.00	0.45	1.31	0.62	73.98
Stilbonema sp.	0.00	1.07	0.44	0.68	0.60	74.59
Daptonema brevisetosum	0.86	0.00	0.43	0.56	0.60	75.19
Oxystomina sp.	0.82	0.40	0.43	1.41	0.59	75.78
Desmolaimus sp.1	0.81	0.32	0.43	0.76	0.59	76.37
Campylaimus sp.	0.88	0.00	0.41	1.33	0.57	76.94

Eubostrichus sp.	0.43	0.74	0.41	0.88	0.56	77.50
Sphaerotheristus nothus	0.80	0.32	0.39	0.99	0.53	78.03
Neochromadora sp.	0.94	0.00	0.39	0.44	0.53	78.56
Sphaerolaimus maeoticus	0.71	0.31	0.38	0.78	0.52	79.08
Longicyatholaimus sp.	0.36	0.69	0.37	0.77	0.50	79.58
Oncholaimellus sp.	0.00	0.97	0.36	0.44	0.49	80.08
Endeolophos sp.	0.21	0.63	0.35	0.56	0.48	80.56
Chromaspirina sp.	0.00	0.83	0.34	0.69	0.47	81.04
Spilophorella sp.	0.21	0.69	0.33	0.79	0.46	81.50
Tricoma sp.	0.21	0.72	0.33	0.83	0.46	81.95
Desmolaimus sp.2	0.73	0.00	0.32	0.67	0.45	82.40
Leptolaimus rivalis	0.48	0.32	0.30	0.80	0.41	82.81
Actinonema sp.	0.36	0.40	0.30	0.61	0.41	83.22
Oxyonchus sp.	0.00	0.72	0.29	0.69	0.40	83.62
Thoracost sp.	0.00	0.63	0.29	0.44	0.40	84.02
Monhystera sp.	0.60	0.00	0.28	0.98	0.39	84.41
Trochamus sp.	0.21	0.43	0.27	0.59	0.37	84.78
Aegialoalaimus sp.3	0.59	0.00	0.26	0.44	0.35	85.13
Paramonohystera sp.	0.31	0.43	0.25	0.63	0.35	85.48
Stylotheristus sp.	0.39	0.31	0.25	0.85	0.35	85.83
Subsphaerolaimus major	0.50	0.00	0.25	0.66	0.34	86.18
Parironus sp.	0.22	0.40	0.25	0.59	0.34	86.52
Cyatholaimus sp.	0.00	0.59	0.24	0.69	0.34	86.85
Spirobolbolaimus sp.	0.00	0.59	0.24	0.69	0.34	87.19
Thoracostomopsidae	0.00	0.49	0.22	0.44	0.31	87.50
Aegialoalaimus sp.1	0.51	0.00	0.22	0.44	0.31	87.81
Cheironchus sp.	0.52	0.00	0.22	0.68	0.30	88.11
Daptonema dihystera	0.00	0.45	0.22	0.44	0.30	88.41
Terschellingia lutosa	0.00	0.45	0.22	0.44	0.30	88.71

Prochromadorella sp.	0.21	0.32	0.22	0.61	0.30	89.01
Pseudosteineria sp.	0.30	0.31	0.21	0.61	0.29	89.29
Laimella sp.	0.21	0.28	0.20	0.62	0.27	89.57
Amphimonhystrella sp.	0.00	0.40	0.19	0.44	0.26	89.83
Anticoma sp.	0.00	0.40	0.19	0.44	0.26	90.09

Phụ lục 3 Phân tích PERMANOVA về sự khác biệt của các quần xã tuyến trùng giữa các địa điểm thu mẫu và giữa các vùng
PERMANOVA
Permutational MANOVA

Resemblance worksheet

Name: Resem2

Data type: Similarity

Selection: All

Transform: Square root

Resemblance: S17 Bray Curtis similarity

Sums of squares type: Type III (partial)

Fixed effects sum to zero for mixed terms

Permutation method: Unrestricted permutation of raw data

Number of permutations: 999

Factors

Name Type Levels

Địa điểm Fixed 6

PERMANOVA table of results

Source	df	SS	MS	Pseudo-FP (perm)	Unique perms	P (MC)
Địa	5	17315	3463.1	2.6711	0.001 999	0.001
Res	12	15558	1296.5			

Total 17 32873

Factors

Name Type Levels

Địa điểm Fixed 6

PAIR-WISE TESTS

Term 'Địa điểm'

Groups	Unique t	P(perm)	perms	P(MC)
CT1, CT2	1.4741	0.092	10	0.133
CT1, Đ1	0.98796	0.51	10	0.437
CT1, Đ2	1.2761	0.109	10	0.209
CT1, L1	1.9881	0.108	10	0.032
CT1, L2	2.0551	0.093	10	0.029
CT2, Đ1	0.91692	0.728	10	0.528
CT2, Đ2	1.1953	0.199	10	0.277
CT2, L1	2.1225	0.111	10	0.029
CT2, L2	2.1854	0.103	10	0.024
Đ1, Đ2	0.8438	0.921	10	0.586
Đ1, L1	1.5628	0.109	10	0.091
Đ1, L2	1.6465	0.117	10	0.073
Đ2, L1	1.9432	0.105	10	0.031
Đ2, L2	2.0236	0.078	10	0.049
L1, L2	1.5779	0.115	10	0.086

Phụ lục 4 Phân tích PCA về mối quan hệ giữa các yếu tố môi trường với sự khác biệt của cấu trúc các quần xã tuyến trùng biển sống tự do giữa các khu vực thu mẫu

PCA Principal Component Analysis

Data worksheet

Name: Data5

Data type: Other

Sample selection: All

Variable selection: All

Eigenvalues

PC	Eigenvalues	%Variation	Cum.%Variation
1	2.72	38.8	38.8
2	2.06	29.4	68.3
3	1.37	19.6	87.9
4	0.57	8.1	96.0
5	0.27	3.9	99.9

Eigenvectors

(Coefficients in the linear combinations of variables making up PC's)

Variable	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5
Độ mặn (%)	0.292	-0.437	-0.409	0.112	-0.720
DO	-0.515	-0.117	-0.140	-0.615	-0.135
pH	0.516	-0.300	-0.102	0.057	0.514
Nhiệt độ (oC)	-0.166	-0.484	0.521	0.338	-0.127
Độ dẫn điện (m/s)	0.241	0.322	0.654	-0.075	-0.376
Độ đục (mg/l)	-0.441	-0.445	0.145	0.207	0.186
Trung bình hạt độ	0.321	-0.412	0.288	-0.666	0.083

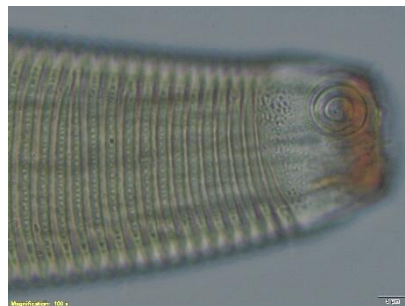
Principal Component Scores

Sample	SCORE1	SCORE2	SCORE3	SCORE4	SCORE5
L1.1	2.41	0.811	1.58	0.253	0.151
L1.2	2.67	0.485	1.81	-0.275	0.217
L1.3	2.46	0.751	1.63	0.155	0.163
L2.1	0.282	2.19	-1.36	-0.704	-0.2
L2.2	0.203	2.29	-1.43	-0.542	-0.221
L2.3	0.208	2.28	-1.43	-0.552	-0.219
D1.1	0.953	-2.42	-0.666	-0.682	-0.29
D1.2	0.955	-2.43	-0.665	-0.686	-0.29
D1.3	0.956	-2.43	-0.664	-0.687	-0.29
D2.1	0.361	-0.536	-1.06	1.1	0.444
D2.2	0.188	-0.314	-1.21	1.45	0.4
D2.3	0.264	-0.412	-1.15	1.3	0.419
CT1.1	-2.4	2.52E-2	0.489	-0.3	0.687
CT1.2	-2.19	-0.245	0.678	-0.736	0.741
CT1.3	-2.2	-0.226	0.665	-0.706	0.738
CT2.1	-1.74	0.103	0.897	0.606	-0.825
CT2.2	-1.64	-1.87E-2	0.982	0.41	-0.801
CT2.3	-1.73	9.75E-2	0.901	0.598	-0.824

Outputs

Plot: Graph16

HÌNH ẢNH MỘT SỐ LOÀI TUYẾN TRÙNG Ở HỆ SINH THÁI RẠN SAN HỒ VỊNH NHA TRANG, KHÁNH HÒA



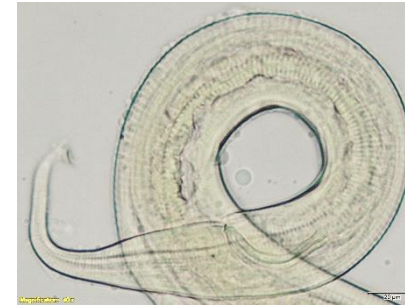
Zalonema sp.



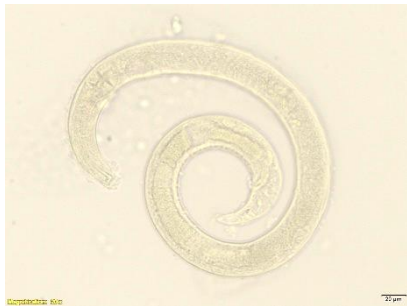
Terschellingia sp.



Rhinema sp.



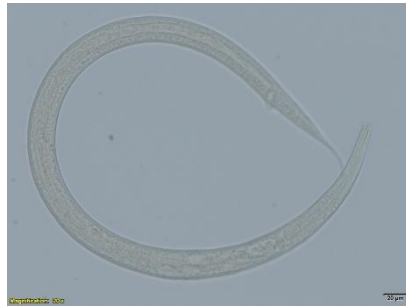
Chromadora sp.



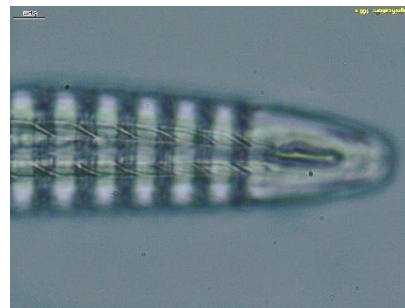
Comesa sp.



Dorylaimopsis tumida



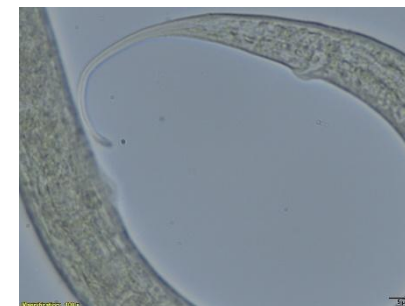
Parodontophora sp.

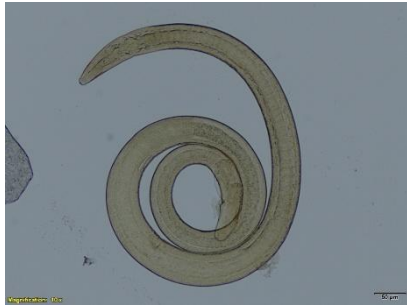


Pselionema sp.



Pseudolella sp.

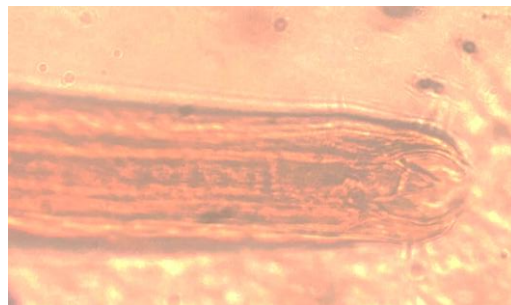




Spirinia sp.



Ceramonema sp.



Viscosia sp.