

**BỘ GIÁO DỤC VÀ ĐÀO TẠO
TRƯỜNG ĐẠI HỌC CẦN THƠ**

NGUYỄN THỊ KIM LIÊN

**NGHIÊN CỨU PHƯƠNG PHÁP QUAN TRẮC
SINH HỌC TRONG ĐÁNH GIÁ CHẤT LƯỢNG
NƯỚC TRÊN TUYẾN SÔNG HẬU SỬ DỤNG
ĐỘNG VẬT KHÔNG XƯƠNG SỐNG CỖ LỚN**

**LUẬN ÁN TIẾN SĨ
NGÀNH NUÔI TRỒNG THỦY SẢN**

CẦN THƠ - 2017

**BỘ GIÁO DỤC VÀ ĐÀO TẠO
TRƯỜNG ĐẠI HỌC CẦN THƠ**

NGUYỄN THỊ KIM LIÊN

**NGHIÊN CỨU PHƯƠNG PHÁP QUAN TRẮC
SINH HỌC TRONG ĐÁNH GIÁ CHẤT LƯỢNG
NƯỚC TRÊN TUYẾN SÔNG HẬU SỬ DỤNG
ĐỘNG VẬT KHÔNG XƯƠNG SỐNG CỖ LỚN**

**CHUYÊN NGÀNH: NUÔI TRỒNG THỦY SẢN
MÃ SỐ: 62 62 03 01**

LUẬN ÁN TIẾN SĨ THỦY SẢN

CẦN THƠ – 2017

LỜI CẢM ƠN

Xin chân thành cảm ơn PGS. Ts. Vũ Ngọc Út đã tận tình hướng dẫn, đóng góp ý kiến nhằm đưa ra các phương hướng để phân tích số liệu, thảo luận kết quả và giúp đỡ tôi trong suốt thời gian thực hiện luận án này. Tác giả xin gửi lời cảm ơn sâu sắc đến PGS. Ts. Trương Quốc Phú đã góp ý và cung cấp các tài liệu tham khảo bổ ích để giúp tôi tìm ra những hướng đi đúng đắn trong quá trình thực hiện nghiên cứu này. Bên cạnh đó, tác giả cũng mong muốn gửi lời tri ân đến Cô Dương Thị Hoàng Oanh đã thường xuyên giúp đỡ, động viên và đóng góp ý kiến quý báu để tôi vượt qua những khó khăn trong thời gian thực hiện đề tài. Ngoài ra, tác giả cũng chân thành cảm ơn đến tập thể cán bộ Bộ môn Thủy sinh học ứng dụng, Khoa Thủy sản, Trường Đại học Cần Thơ đã tạo điều kiện tốt nhất để tôi có đầy đủ các trang thiết bị thu mẫu và phân tích mẫu cũng như sắp xếp các công việc chuyên môn phù hợp để tôi có đủ thời gian hoàn thành luận án đúng hạn. Xin gửi lời cảm ơn chân thành đến các em sinh viên thuộc các lớp Nuôi trồng thủy sản K36, lớp liên thông nuôi trồng thủy sản K37, lớp cao học K19 đã không ngại khó khăn dù trời nắng như đổ lửa cũng như những lúc mưa dầm, đôi khi trời trở rét vẫn cùng tôi tham gia các đợt thu thập mẫu và phân tích mẫu nhằm ghi nhận được các kết quả nghiên cứu một cách tốt nhất.

Cuối cùng là lời cảm ơn đến tất cả các thành viên trong gia đình đã động viên tinh thần và tạo điều kiện thuận lợi để tôi hoàn thành chương trình học nghiên cứu sinh.

Xin cảm ơn!

Tác giả

Nguyễn Thị Kim Liên

TÓM TẮT

Mục tiêu của nghiên cứu là xác định hiện trạng chất lượng nước, đặc điểm môi trường sống và tính đa dạng thành phần ĐVKXSCL nhằm phát triển phương pháp quan trắc sinh học trong đánh giá chất lượng nước trên sông Hậu. Nghiên cứu được thực hiện qua việc thu mẫu vào 4 thời điểm trong năm bao gồm mùa mưa (tháng 6/2013 và tháng 9/2013) và mùa khô (tháng 12/2013 và 3/2014) tại 14 điểm trên sông chính (đầu nguồn, giữa nguồn và cuối nguồn) và 22 điểm trên sông nhánh, nơi chịu tác động bởi các hoạt động sản xuất nông nghiệp (nhóm TV1), nuôi trồng thủy sản-gián tiếp (nhóm TV2), nuôi trồng thủy sản-trực tiếp (nhóm TV3) và sinh hoạt của dân cư (nhóm TV4). Các chỉ tiêu thu mẫu bao gồm các thông số chất lượng nước và thành phần ĐVKXSCL. Chất lượng nước được đánh giá qua phân tích PCA và chỉ số WQI. Thành phần ĐVKXSCL được phân tích theo các chỉ số sinh học như chỉ số đa dạng Shannon-Weaver, Margalef và Simpson và xây dựng hệ thống tính điểm trên cơ sở hệ thống BMWP^{VIET}. Kết quả cho thấy ở hầu hết các vị trí thu mẫu độ đục và TSS vào mùa mưa cao hơn mùa khô; hàm lượng DO giữa các khu vực biến động lớn (1,76-7,96 mg/L); hàm lượng các chất dinh dưỡng (TAN, N-NO₃⁻, TN, P-PO₄³⁻, TP) và vật chất hữu cơ (COD và TOM) vào mùa khô cao hơn mùa mưa. Kết quả phân tích PCA cho thấy có qui luật biến động chung của một số thông số chất lượng nước ở khu vực nghiên cứu. Hàm lượng vật chất lơ lửng đạt giá trị cao vào mùa mưa, trong khi hàm lượng dinh dưỡng và vật chất hữu cơ có giá trị cao nhất vào mùa khô. Chỉ số WQI biến động tương đối lớn giữa các vị trí thu mẫu và dao động từ 17,3-61,4 tương ứng với chất lượng nước từ ô nhiễm nhẹ đến ô nhiễm nặng. Nhìn chung, chất lượng nước trên sông Hậu khá giàu dinh dưỡng, đặc biệt ở các khu vực bị ảnh hưởng bởi hoạt động nuôi trồng thủy sản và sản xuất nông nghiệp.

Tổng cộng có 95 loài động vật đáy được phát hiện thuộc 7 nhóm, trong đó Gastropoda có thành phần loài phong phú nhất với 42 loài (45%), kế đến là Bivalvia có 25 loài (26%), các nhóm còn lại có số loài thấp hơn và biến động từ 1-9 loài (1-9%). Có sự tương đồng rất cao (chỉ số tương đồng từ 0,81-0,89) về thành phần loài động vật đáy giữa sông chính và sông nhánh thuộc tuyến sông Hậu. Trên sông chính, vùng đầu nguồn (61 loài) và giữa nguồn (58 loài) có thành phần loài phong phú hơn so với vùng cuối nguồn (44 loài). Mật độ động vật đáy trung bình trên sông chính có xu hướng giảm dần từ vùng đầu nguồn (1.312±905 ct/m²), giữa nguồn (629±668 ct/m²) đến cuối nguồn (327±372 ct/m²). Trên sông nhánh, nhóm TV1 và nhóm TV4 có tổng số loài động vật đáy cao hơn các nhóm thủy vực khác. Ngược lại, nhóm TV3 đạt mật độ cao nhất qua các đợt khảo sát. Tổng số loài động vật đáy ghi nhận được tại

các nhóm TV1, TV2, TV3 và TV4 lần lượt là 58 loài, 46 loài, 46 loài và 80 loài. Hầu hết các nhóm thủy vực đều có số loài động vật đáy tăng cao nhất vào đợt 4. Kết quả phân tích PCA cho thấy mật độ của Oligochaeta, Malacostraca và Insecta vào mùa khô cao hơn mùa mưa thể hiện mức độ ô nhiễm hữu cơ tăng lên trong mùa khô. Polychaeta và Hirudinea có xu hướng đạt mật độ cao vào đợt 2, đợt 3 và thấp vào đợt 1, đợt 4. Ngược lại, Gastropoda có qui luật biến động đạt mật độ cao vào đợt 1 và đợt 4 và đạt mật độ thấp vào đợt 2 và đợt 3. Trong khi đó Bivalvia xuất hiện thường xuyên tại các vị trí thu mẫu nhưng sự biến động mật độ của chúng không theo qui luật nhất định. Các chỉ số đa dạng Shannon-Weaver và Margalef ở sông chính luôn thấp hơn sông nhánh qua các giai đoạn khảo sát cho thấy sông nhánh có thành phần loài đa dạng hơn sông chính, tuy nhiên sự khác biệt này không có ý nghĩa ($p>0,05$).

Nghiên cứu đã phát hiện 66 họ ĐVKXSCL ở khu vực khảo sát, trong đó có 42 họ có trong hệ thống điểm $BMWP^{VIET}$ và 24 họ không có trong $BMWP^{VIET}$. Dựa trên đặc tính phân bố, điều kiện môi trường sống và giá trị chịu đựng ô nhiễm của các họ ĐVKXSCL đã được thiết lập, nghiên cứu đã bổ sung được 24 họ phân bố ở khu vực sông Hậu vào hệ thống điểm $BMWP^{VIET}$ ứng dụng cho lưu vực sông Hậu. Như vậy, việc đánh giá chất lượng nước bằng phương pháp sinh học sử dụng chỉ số ASPT có sự tương đồng cao hơn (89%) chỉ số ưu thế Berger-Parker (69%) và chỉ số đa dạng Shannon-Weaver (79%) khi so sánh với phương pháp đánh giá chất lượng nước bằng phương pháp lý, hóa học.

Từ khóa: Chất lượng nước, ĐVKXSCL, mật độ, các chỉ số đa dạng, $BMWP^{VIET}$, ASPT

ABSTRACT

This study aimed to determine the current status of water quality, habitat characteristics and biodiversity of the macroinvertebrates in order to develop a biological monitoring methodology for water quality assessment in the Hau River. The study was implemented by sampling water quality parameters and macroinvertebrates. Sampling was conducted 4 times in the rainy season (June, 2013 and September, 2013) and dry season (December, 2013 and May, 2014) at 14 sites on the mainstream (upstream, middle stream and downstream) and at 22 sites on the tributaries (sites impacted by agriculture activities (system 1), by indirect aquaculture (system 2), direct aquaculture (system 3) and human activities (system 4)). Water quality was assessed based on PCA analysis and water quality index (WQI). The macroinvertebrates composition was analyzed using diversity indices such as Shannon-Weaver, Margalef and Simpson. The results showed that turbidity and TSS concentration in the rainy season was higher than that in the dry season in most sampling locations; DO concentration was highly variable, ranging from 1.76-7.96 mg.L⁻¹; the concentrations of nutrients (TAN, N-NO₃⁻, TN, P-PO₄³⁻, TP) and organic matter (COD, TOM) in the dry season were higher than those in the rainy season. The results of PCA analysis showed that there was a common trend of variation in water quality in the study area. TSS reached a peak in the rainy season, while nutrient and organic matter contents were highest in the dry season. WQI varied significantly among sampling locations ranging from 17.3 to 61.4 which indicated the water quality was lightly polluted to heavily polluted, respectively. In general, water quality on the Hau River is relatively eutrophic, especially in the areas affected by aquaculture and agriculture activities.

A total of 95 species of macroinvertebrates were found in the study area belonging to seven groups, in which Gastropoda was the most abundant with 42 species (45%), followed by Bivalvia with 25 species (26%). The other groups contained lower number of species, from 1-9 (1-9%). There was a high similarity (similarity index from 0.81 to 0.89) on macroinvertebrates composition between the mainstream and tributaries of the Hau River. On mainstream, the upstream (61 species) and midstream (58 species) of Hau River had more abundant species composition than that of the downstream (44 species). Mean densities of benthic macroinvertebrates in the mainstream tended to decrease gradually from the upstream (1,312±905 inds/m²), midstream (629±668 inds/m²) to downstream (327±372 inds/m²). On tributaries, species number in system 1 and 4 were higher than that of other

systems. In contrast, group 3 reached the highest density through surveys. The total benthic species found in system 1, 2, 3 and 4 was 58 species, 46 species, 46 and 80 species, respectively. Most of these systems had highest species number in period 4. The PCA analytical results showed that the density of Oligochaeta, Malacostraca and Insecta in the dry season were higher than that in the wet season indicating organic pollution levels increasing in the dry season. Polychaeta and Hirudinea tended to achieve higher density in the period 2, and 3 and lower in period 1 and 4. However, Gastropoda tended to reach high densities in period 1, 4 and low densities in period 2 and 3. Meanwhile, Bivalvia appeared regularly at most of sampling sites but their distribution was irregular in the study area. Shannon-Weaver and Margalef indices in the mainstream were always lower than those in the tributaries indicating more diverse species number in the tributaries than in the main river, however, the differences were not significant ($p > 0.05$).

There were 66 families of macroinvertebrates recorded in this study, of which 42 families are listed in the BMWP^{VIET} system and the rest 24 families are not in the list of the BMWP^{VIET} system. Based on distribution characteristics, habitats and taxa tolerance values, 24 families of the found macroinvertebrates distributing in Hau River have been supplemented and adjusted into the BMWP^{VIET} system which can be applied specifically to conditions of the Hau river basin. Assessment of water quality by biological method using ASPT index (89%) had higher similarity than Berger-Parker dominance (69%) and Shannon-Weaver diversity indices (79%) comparing with physical chemistry method.

Keywords: Water quality, Macroinvertebrates, density, diversity indices, BMWP^{VIET}, ASPT

CỘNG HOÀ XÃ HỘI CHỦ NGHĨA VIỆT NAM

Độc lập - Tự do - Hạnh phúc

LỜI CAM ĐOAN

Tôi xin cam đoan công trình nghiên cứu “Phát triển phương pháp quan trắc sinh học trên sông Hậu sử dụng động vật không xương sống cỡ lớn” là công trình nghiên cứu khoa học của bản thân. Các số liệu, kết quả được trình bày trong luận án này là trung thực và chưa được ai công bố trong bất kỳ công trình nghiên cứu nào trước đây.

Tác giả luận án

Nguyễn Thị Kim Liên

MỤC LỤC

LỜI CẢM TẠ	I
TÓM TẮT	II
ABSTRACT.....	IV
LỜI CAM ĐOAN.....	VI
MỤC LỤC	VII
DANH SÁCH BẢNG	XI
DANH SÁCH HÌNH.....	XIV
BẢNG VIẾT TẮT	XVI
CHƯƠNG 1: GIỚI THIỆU.....	1
1.1 Đặt vấn đề	1
1.2 Mục tiêu của nghiên cứu	3
1.3 Ý nghĩa của nghiên cứu	3
1.4 Phạm vi nghiên cứu	3
1.5 Nội dung nghiên cứu	3
1.6 Điểm mới của luận án.....	3
1.7 Giới hạn phạm vi nghiên cứu.....	4
CHƯƠNG 2: LƯỢC KHẢO TÀI LIỆU.....	5
2.1 Quan trắc sinh học	5
2.1.1 Khái niệm về quan trắc sinh học.....	5
2.1.2 Vai trò, ý nghĩa của quan trắc sinh học trong đánh giá ô nhiễm	5
2.1.3 Cơ sở khoa học của phương pháp quan trắc sinh học	5
2.1.4 Ưu điểm và nhược điểm của phương pháp quan trắc sinh học	6
2.1.4.1 Ưu điểm.....	6
2.1.4.2 Nhược điểm	6
2.2 Lịch sử nghiên cứu phương pháp quan trắc sinh học sử dụng	
ĐVKXSCL	6
2.2.1 Tình hình nghiên cứu trong nước	7
2.2.1.1 Miền Bắc	8
2.2.1.2 Miền Trung	9
2.2.1.3 Miền Nam.....	11
2.3 Tình hình nghiên cứu trên Thế giới	13
2.3.1. Châu Âu	14
2.3.2 Khu vực Bắc Mỹ.....	15
2.3.3. Một số quốc gia ở Châu Á	15
2.3.3.1 Ấn Độ	15
2.3.3.2 Thái Lan.....	16
2.3.3.3 Trung Quốc	17
2.3.3.4. Malaysia.....	17
2.4 Các phương pháp sử dụng trong quan trắc sinh học	18
2.4.1 Sự lựa chọn các nhóm sinh vật sử dụng trong quan trắc sinh học.....	18
2.4.2 Việc lựa chọn các thông số hóa lý trong quan trắc sinh học	19
2.4.3 Các phương pháp quan trắc sinh học.....	19
2.4.3.1 Động vật không xương sống cỡ lớn (Macroinvertebrates)	20
2.4.3.2 Vai trò của ĐVKXSCL trong quan trắc chất lượng nước	24

2.5 Đặc điểm phân bố và môi trường sống của động vật không xương sống cỡ lớn	25
2.5.1 Sự phân bố của động vật không xương sống cỡ lớn.....	25
2.5.2.1 Lưu tốc dòng chảy.....	28
2.5.2.2 Hàm lượng oxy hòa tan (DO)	28
2.5.2.3 Tiêu hao oxy hóa học (COD).....	29
2.5.2.4 Hàm lượng nitrat ($N-NO_3^-$) và hàm lượng phosphat ($P-PO_4^{3-}$)..	29
2.5.2.5 Độ mặn.....	29
2.5.2.6 Tính chất nền đáy.....	29
2.5.2.7 Khả năng chịu đựng được sự ô nhiễm đối với các loài động vật không xương sống cỡ lớn khác nhau	31
2.5.3 Các nhóm động vật không xương sống cỡ lớn thường gặp	32
2.5.3.1 Ngành giun đốt (Annelida)	32
(1) Lớp giun ít tơ (Oligochaeta)	32
(2) Lớp giun nhiều tơ (Polychaeta)	34
2.5.3.2 Ngành Động vật thân mềm (Mollusca).....	35
(1) Lớp chân bụng (Gastropoda)	36
(2) Lớp hai mảnh vỏ (Bivalvia).....	37
2.5.3.3 Ngành phụ giáp xác (Crustacea)	38
2.5.3.4 Côn trùng thủy sinh (Insecta)	39
(1) Bộ phù du (Ephemeroptera).....	39
(2) Bộ chuồn chuồn (Odonata)	40
(3) Bộ cánh úp (Plecoptera)	41
(4) Bộ cánh nửa (Hemiptera)	41
(5) Bộ cánh lông (Trichoptera).....	42
(6) Bộ cánh cứng (Coleoptera).....	42
(7) Bộ hai cánh (Diptera)	43
2.6 Đa dạng thành phần động vật không xương sống cỡ lớn và ứng dụng trong quan trắc sinh học	44
2.6.1 Thành phần động vật không xương sống cỡ lớn	44
2.6.2 Ứng dụng động vật không xương sống trong đánh giá chất lượng nước bằng phương pháp sinh học	46
2.7 Các chỉ số ứng dụng trong quan trắc sinh học.....	49
2.7.1 Các chỉ số đa dạng	49
2.9.1.1 Ưu điểm của các chỉ số đa dạng.....	50
2.9.1.2 Nhược điểm của các chỉ số đa dạng.....	51
2.7.2. Các chỉ số sinh học	51
2.7.2.1. Chỉ số BMWP (Biological monitoring working party) và ASPT (Average Score Per Taxon)	51
2.7.2.2 Chỉ số ưu thế.....	52
CHƯƠNG 3: PHƯƠNG TIỆN VÀ PHƯƠNG PHÁP NGHIÊN CỨU	53
3.1 Vật liệu nghiên cứu	53
3.2 Phương pháp nghiên cứu	53
3.2.1 Địa điểm và cơ sở chọn điểm thu mẫu	53
3.2.1.1 Địa điểm thu mẫu.....	53
3.2.1.2 Cơ sở chọn điểm thu mẫu và phân chia các nhóm thủy vực	55

3.2.2	Chu kỳ thu mẫu:.....	56
3.2.3	Phương pháp thu và phân tích các thông số môi trường nước	56
3.2.4	Phương pháp thu và phân tích mẫu ĐVKXSCL.....	57
3.2.4.1	<i>Phương pháp thu mẫu: Động vật không xương sống cỡ lớn trong nghiên cứu này được chia thành 2 nhóm: Động vật không xương sống cỡ lớn sống đáy (động vật đáy) và côn trùng thủy sinh.....</i>	57
3.2.4.2	<i>Phương pháp phân tích mẫu.....</i>	58
3.2.5	Phương pháp phân tích và xử lý số liệu.....	58
3.2.5.1	<i>Nội dung 1: Đánh giá chất lượng nước mặt trên sông chính và sông nhánh thuộc tuyến sông Hậu.....</i>	59
3.2.5.2	<i>Nội dung 2: Đa dạng thành phần động vật đáy trên sông chính và sông nhánh thuộc tuyến sông Hậu.....</i>	60
3.2.5.3	<i>Nội dung nghiên cứu 3: Phát triển phương pháp quan trắc sinh học sử dụng động vật không xương sống cỡ lớn</i>	62
	<i>(1) Sử dụng động vật đáy trong quan trắc sinh học</i>	62
	<i>(2) Sử dụng động vật không xương sống cỡ lớn trong quan trắc sinh học.....</i>	63
	<i>(3) Bổ sung một số họ ĐVKXSCL phát hiện được ở khu vực nghiên cứu vào hệ thống BMW^{VIET}.....</i>	63
	<i>(4) Tóm tắt qui trình thực hiện phương pháp quan trắc sinh học ứng dụng cho lưu vực sông Hậu</i>	63
CHƯƠNG 4: KẾT QUẢ VÀ THẢO LUẬN		64
4.1 Nội dung 1: Xác định hiện trạng chất lượng nước trên sông chính và sông nhánh thuộc tuyến sông Hậu		64
4.1.1	Một số yếu tố lý học của nước tại các khu vực thu mẫu trên sông chính và sông nhánh thuộc tuyến sông Hậu	64
4.1.1.1	<i>Nhiệt độ nước.....</i>	64
4.1.1.2	<i>Giá trị pH.....</i>	65
4.1.1.3	<i>Độ đục.....</i>	66
4.1.1.4	<i>Tổng chất rắn lơ lửng (TSS)</i>	67
4.1.2	Một số thông số đánh giá mức độ dinh dưỡng tại các khu vực thu mẫu trên sông chính và sông nhánh thuộc tuyến sông Hậu	69
4.1.2.1	<i>Oxy hòa tan (DO)</i>	69
4.1.2.2	<i>Tiêu hao oxy hóa học (COD).....</i>	71
4.1.2.3	<i>Đạm Ammonium (TAN)</i>	72
4.1.2.4	<i>Hàm lượng Nitrat (N-NO₃⁻)</i>	73
4.1.2.5	<i>Lân hòa tan (P-PO₄³⁻).....</i>	74
4.1.2.6	<i>Tổng đạm (TN).....</i>	75
4.1.2.7	<i>Tổng lân (TP).....</i>	76
4.1.3	Hàm lượng vật chất hữu cơ (TOM) trên nền đáy thủy vực	78
4.1.4	Biến động một số yếu tố chất lượng nước trên sông Hậu theo mùa....	79
4.1.5	Đánh giá chất lượng nước trên sông Hậu bằng chỉ số WQI.....	83
4.1.5.1	<i>Chỉ số WQI_{hi}</i>	83
4.1.5.2	<i>Chỉ số WQI</i>	83
4.2 Nội dung 2: Đa dạng thành phần động vật đáy trên sông chính và sông nhánh thuộc tuyến sông Hậu		84

4.2.1	Tính chất nền đáy.....	84
4.2.2	Thành phần động vật đáy trên sông chính và sông nhánh thuộc tuyến sông Hậu	86
4.2.2.1	Thành phần loài động vật đáy trên sông chính	86
4.2.2.2	Mật độ động vật đáy trên sông chính	93
4.2.2.3	Đánh giá sự tương đồng thành phần động vật đáy trên sông chính	98
4.2.3	Sông nhánh	99
4.2.3.1	Thành phần loài động vật đáy trên sông nhánh	99
4.2.3.2	Mật độ động vật đáy trên sông nhánh	103
4.2.3.3	Sự tương đồng thành phần động vật đáy trên sông nhánh.....	110
4.2.3.4	So sánh thành phần loài và mật độ động vật đáy trên sông chính và sông nhánh thuộc tuyến sông Hậu.....	111
4.2.3	Phân tích nhân tố.....	114
4.2.4	Tương quan giữa các thông số môi trường nước với các nhóm động vật đáy.....	117
4.2.5	Tương quan đa biến giữa các thông số môi trường nước với số lượng động vật đáy.....	122
4.2.6	Các chỉ số đa dạng động vật đáy trên sông chính và sông nhánh thuộc tuyến sông Hậu	125
4.2.6.1	Chỉ số đa dạng Shannon-Weaver (H')	125
4.2.6.2	Chỉ số đa dạng Margalef (d)	127
4.2.6.3	Chỉ số ưu thế Berger-Parker (D).....	129
4.2.6.4	Chỉ số đồng đều Pielou's (J')	130
4.2.6.5	Tương quan giữa chỉ số chất lượng nước và các chỉ số đa dạng động vật đáy.....	131
4.3	Nội dung 3: Nghiên cứu phương pháp quan trắc sinh học sử dụng động vật không xương sống cỡ lớn.....	133
4.3.1	Sử dụng động vật không xương sống cỡ lớn sống đáy trong quan trắc sinh học	133
4.3.1.1	Đánh giá chất lượng nước bằng chỉ số đa dạng Shannon-Weaver	133
4.3.1.2	Đánh giá chất lượng nước bằng chỉ số ưu thế Berger-Parker.	134
4.3.1.3	So sánh đánh giá chất lượng nước bằng phương pháp quan trắc sinh học sử dụng động vật đáy và phương pháp lý hóa học.....	134
4.3.2	Sử dụng động vật không xương sống cỡ lớn trong quan trắc sinh học.....	138
4.3.2.1	Thành phần động vật không xương sống cỡ lớn trên sông Hậu	138
4.3.2.3	Đề xuất hệ thống điểm $BMWP^{VIET-HR}$ ứng dụng cho lưu vực sông Hậu.....	148
4.3.2.4	Đánh giá chất lượng nước bằng chỉ số ASPT sau khi bổ sung điểm các hộ phân bố ở khu vực sông Hậu vào hệ thống điểm $BMWP^{VIET}$	150
4.3.2.5	Tóm tắt qui trình thực hiện phương pháp quan trắc sinh học sử dụng động vật không xương sống cỡ lớn	154
	CHƯƠNG 5: KẾT LUẬN VÀ ĐỀ XUẤT	156
5.1	Kết luận.....	156
5.2	Đề xuất	156

TÀI LIỆU THAM KHẢO	157
PHỤ LỤC.....	171

DANH SÁCH BẢNG

	Trang
Bảng 2.1: Các nhóm sinh vật được sử dụng trong quan trắc chất lượng nước	20
Bảng 2.2: Những thuận lợi và khó khăn trong sử dụng ĐVKXSCL để đánh giá chất lượng nước	22
Bảng 2.3: Chỉ số Q và phân mức chất lượng nước	32
Bảng 2.4: Phân mức chất lượng nước dựa vào chỉ số đa dạng Shannon-Weaver (H') (Stau <i>et al.</i> , 1970).	51
Bảng 2.5: Thang xếp loại chỉ số sinh học ASPT và mức độ ô nhiễm (enviromental Agency, UK, 1997)	52
Bảng 2.6: Thang điểm đề xuất cho chỉ số ưu thế Berger-Parker	52
Bảng 3.1: Các điểm thu mẫu trên sông hậu (sông chính)	53
Bảng 3.2: Các điểm thu mẫu trên các sông nhánh thuộc sông Hậu	54
Bảng 3.3: Chu kỳ thu mẫu	56
Bảng 3.4: Phương pháp thu và phân tích một số thông số môi trường nước	56
Bảng 3.5: Trọng số (p_i) và giá trị chuẩn hóa (c_i) của một số thông số chất lượng nước	59
Bảng 3.6: Các thông số môi trường nước sử dụng trong hệ thống phân loại chất lượng nước do có sự tác động của con người	60
Bảng 3.7: Phương pháp phân tích số liệu của nội dung nghiên cứu 1	60
Bảng 3.8: Các chỉ số xác định tính đa dạng và sử dụng trong quan trắc sinh học sử dụng động vật đáy	61
Bảng 3.9: Các phương pháp phân tích số liệu của nội dung nghiên cứu 2	61
Bảng 3.10: Các chỉ số sử dụng trong quan trắc sinh học sử dụng ĐVKXSCL	63
Bảng 4.1: Nhiệt độ ($^{\circ}\text{C}$) nước tại các khu vực thu mẫu trên sông chính	65
Bảng 4.2: Nhiệt độ ($^{\circ}\text{C}$) nước của các nhóm thủy vực trên sông nhánh	65
Bảng 4.3: Giá trị pH tại các khu vực thu mẫu trên sông chính	66
Bảng 4.4: Giá trị pH của các nhóm thủy vực trên sông nhánh	66
Bảng 4.5: Độ đục (NTU) tại các khu vực thu mẫu trên sông chính	67
Bảng 4.6: Độ đục (NTU) của các nhóm thủy vực trên sông nhánh	67
Bảng 4.7: Hàm lượng TSS (mg/L) tại các khu vực thu mẫu trên sông chính	68
Bảng 4.8: Hàm lượng TSS (mg/L) của các nhóm thủy vực thu mẫu trên sông nhánh	68
Bảng 4.9: Hàm lượng DO (mg/L) tại các khu vực thu mẫu trên sông chính	70
Bảng 4.10: Hàm lượng DO (mg/L) của các nhóm thủy vực trên sông nhánh	71
Bảng 4.11: Hàm lượng COD (mg/L) tại các khu vực thu mẫu trên sông chính	72
Bảng 4.12: Hàm lượng COD (mg/L) của các nhóm thủy vực trên sông nhánh	72
Bảng 4.13: Hàm lượng TAN (mg/L) tại các khu vực thu mẫu trên sông chính	73
Bảng 4.14: Hàm lượng TAN (mg/L) của các nhóm thủy vực trên sông nhánh	73
Bảng 4.15: Hàm lượng N-NO ₃ ⁻ (mg/L) tại các khu vực thu mẫu trên sông chính	74
Bảng 4.16: Hàm lượng N-NO ₃ ⁻ (mg/L) của các nhóm thủy vực trên sông nhánh	74

Bảng 4.17: Hàm lượng P-PO ₄ ³⁻ (mg/L) tại các khu vực thu mẫu trên sông chính	75
Bảng 4.18: Hàm lượng P-P ₄ ³⁻ (mg/L của các nhóm thủy vực trên sông nhánh	75
Bảng 4.19: Hàm lượng TN (mg/L) tại các khu vực thu mẫu trên sông chính	76
Bảng 4.20: Hàm lượng TN (mg/L) tại các nhóm thủy vực trên sông nhánh	76
Bảng 4.21: Hàm lượng TP (mg/L) tại các khu vực thu mẫu trên sông chính	77
Bảng 4.22: Hàm lượng TP (mg/L) của các nhóm thủy vực trên sông nhánh	77
Bảng 4.23: Hàm lượng TOM (%) tại các khu vực thu mẫu trên sông chính	78
Bảng 4.24: Hàm lượng TOM (%) của các nhóm thủy vực trên sông nhánh	78
Bảng 4.25: Tổng phương sai được giải thích bởi các hợp phần nhân tố	79
Bảng 4.26: Ma trận xoay các hệ số tham gia của các biến thủy hóa vào các hợp phần cơ bản	79
Bảng 4.27: Vị trí các điểm thu mẫu (số quan sát) trong phân tích pca được thể hiện trong Hình 4.2, Hình 4.3, Hình 4.4 và Hình 4.5	81
Bảng 4.28: Tổng số loài động vật đáy vùng đầu nguồn, giữa nguồn và cuối nguồn	87
Bảng 4.29: Mật độ động vật đáy (ct/m ²) ở vùng đầu nguồn, giữa nguồn và cuối nguồn sông Hậu	94
Bảng 4.30: Mật độ động vật đáy qua 4 đợt khảo sát tại các khu vực thu mẫu trên sông nhánh thuộc sông Hậu	105
Bảng 4.31: Mật độ động vật đáy (cá thể/m ²) trên sông chính và sông nhánh thuộc sông Hậu	113
Bảng 4.32: Chỉ số tương đồng của động vật đáy trên sông Hậu	113
Bảng 4.33: Tổng phương sai được giải thích bởi các hợp phần nhân tố	115
Bảng 4.34: Ma trận xoay của các nhân tố chứa các biến mật độ động vật đáy	115
Bảng 4.35: Ma trận tương quan (Pearson correlation) giữa các yếu tố chất lượng nước và mật độ động vật đáy	121
Bảng 4.36: Tương quan (Pearson correlation) giữa chỉ số chất lượng nước, các chỉ số đa dạng, chỉ số ưu thế, thành phần loài (tpl) và mật độ động vật đáy	132
Bảng 4.37: Đánh giá chất lượng nước bằng chỉ số đa dạng h' và chỉ số WQI tại các điểm thu trên sông chính	136
Bảng 4.38: Đánh giá chất lượng nước bằng chỉ số đa dạng Shannon-Weaver (H') và chỉ số WQI tại các điểm thu trên sông nhánh thuộc tuyến sông Hậu	137
Bảng 4.39: Thành phần động vật không xương sống cỡ lớn phân bố trên sông chính và sông nhánh thuộc tuyến sông Hậu	138
Bảng 4.40: Các họ ĐVKXSCL có và không có trong hệ thống điểm BMWP ^{viet}	141
Bảng 4.41: Điểm số các họ ĐVKXSCL phân bố ở khu vực sông hậu được bổ sung vào BMWP ^{viet}	147
Bảng 4.42: Hệ thống điểm BMWP ^{VIET-HR} ứng dụng cho lưu vực sông Hậu	148
Bảng 4.43: Tổng số họ ĐVKXSCL, chỉ số BMWP ^{VIET-HR} và ASPT tại các vị trí thu mẫu trên sông chính thuộc sông Hậu	152
Bảng 4.44: Tổng số họ ĐVKXSCL, chỉ số BMWP ^{VIET-HR} và ASPT tại các vị trí thu mẫu trên sông nhánh thuộc sông Hậu	153

DANH SÁCH HÌNH

	Trang
Hình 3.1: Vị trí các điểm thu mẫu trên sông Hậu.....	55
Hình 3.2: Cách thu mẫu động vật đáy, (a) mẫu được thu bằng gàu đáy và (b) mẫu động vật đáy được lọc qua sàng (0,5mm).....	57
Hình 3.3: Cách thu mẫu côn trùng thủy sinh.....	58
Hình 4.1: Lưu tốc dòng chảy trên sông chính và sông nhánh của sông Hậu ...	69
Hình 4.2: Giá trị ước lượng của NT1-hàm lượng vật chất lơ lửng trong nước.....	81
Hình 4.3: Giá trị ước lượng của NT2-hàm lượng dinh dưỡng và vật chất hữu cơ.....	81
Hình 4.4: Giá trị ước lượng của NT3-đạm ammonium và chất hữu cơ trên nền đáy thủy vực.....	82
Hình 4.5: Giá trị ước lượng của NT4-lân trong nước.....	82
Hình 4.6: Chỉ số chất lượng nước (WQI) trên sông chính và sông nhánh.....	84
Hình 4.7: Tỷ lệ phân trăm cát, bùn và sét trên nền đáy của sông Hậu.....	85
Hình 4.8: Cấu trúc thành phần loài động vật đáy trên sông Hậu.....	86
Hình 4.9: Tổng số loài động vật đáy ở vùng đầu nguồn, giữa nguồn và cuối nguồn sông Hậu.....	88
Hình 4.10: Thành phần loài động vật đáy tại các điểm thu thuộc vùng đầu nguồn sông Hậu.....	89
Hình 4.11: Thành phần loài động vật đáy tại các điểm thu thuộc vùng giữa nguồn sông Hậu.....	91
Hình 4.12: Thành phần loài động vật đáy vùng cuối nguồn sông Hậu.....	92
Hình 4.13: Mật độ động vật đáy trung bình trên sông chính qua 4 đợt khảo sát.....	94
Hình 4.14: Mật độ động vật đáy tại các điểm thu vùng đầu nguồn sông Hậu.....	95
Hình 4.15: Mật độ động vật đáy tại các điểm thu vùng giữa nguồn sông Hậu.....	96
Hình 4.16: Mật độ động vật đáy tại các điểm thu vùng cuối nguồn sông Hậu.....	98
Hình 4.17: Sự tương đồng thành phần động vật đáy trên sông chính.....	98
Hình 4.18: Tổng số loài động vật đáy tại các nhóm thủy vực trên sông nhánh.....	99
Hình 4.19: Thành phần loài động vật đáy tại các điểm thu của nhóm thủy vực 1.....	101
Hình 4.20: Thành phần loài động vật đáy tại các điểm thu của nhóm thủy vực 2 và nhóm thủy vực 3.....	102
Hình 4.21: Thành phần loài động vật đáy của nhóm thủy vực 4.....	103
Hình 4.22: Mật độ động vật đáy trên sông nhánh qua 4 đợt khảo sát.....	104
Hình 4.23: Mật độ động vật đáy của nhóm thủy vực 1 trên sông nhánh.....	105
Hình 4.24: Mật độ động vật đáy của nhóm thủy vực 2 trên sông nhánh.....	106
Hình 4.27: Mật độ động vật đáy của nhóm thủy vực 3 trên sông nhánh.....	108
Hình 4.28: Mật độ động vật đáy của nhóm thủy vực 4 trên sông nhánh.....	110
Hình 4.29: Sự tương đồng thành phần động vật đáy của các nhóm thủy vực trên sông nhánh.....	111

Hình 4.30: Tổng loài động vật đáy qua các đợt thu trên sông chính và sông nhánh.....	112
Hình 4.31: Tổng loài động vật đáy trên sông Hậu.....	113
Hình 4.32-4.40: Một số động vật đáy chịu đựng được ô nhiễm hữu cơ.....	114
Hình 4.41: Giá trị ước lượng NT D1 - “nhóm động vật đáy chỉ thị ô nhiễm hữu cơ cao thuộc Oligochaeta, Malacostraca và Insecta”	116
Hình 4.42: Giá trị ước lượng NT D2-nhóm động vật đáy chỉ thị ô nhiễm hữu cơ trung bình thuộc Polychaeta, Hirudinea và Gastropoda.....	116
Hình 4.43: Giá trị ước lượng NT D3-nhóm động vật đáy chỉ thị ô nhiễm trung bình thuộc Bivalvia.....	117
Hình 4.44: Kết quả phân tích CCA về sự tương quan giữa các thông số môi trường nước với các nhóm động vật đáy	122
Hình 4.45: Chỉ số đa dạng Shannon-Weaver (H').....	126
Hình 4.46: Chỉ số đa dạng Margalef (d) trên sông chính và sông nhánh	128
Hình 4.47: Chỉ số ưu thế Berger-Paker trên sông chính và sông nhánh.....	130
Hình 4.48: Chỉ số đồng đều Pielou trên sông chính và sông nhánh	131
Hình 4.49-4.66: Một số hình ảnh ĐVKXSCL được bổ sung vào BMWP ^{viet}	147
Hình 4.67: Quy trình thực hiện phương pháp quan trắc sinh học	155

BẢNG VIẾT TẮT

CLN:	Chất lượng nước
ASPT:	Average Score Per Taxa
BMWP ^{VIET} :	Biological Monitoring Working Party
BPI:	Biological Pollution Index
CCA:	Canonical Correspondence Analysis
ĐBSCL:	Đồng bằng sông Cửu Long
ĐVKXS:	Động vật không xương sống
ĐVKXSCL:	Động vật không xương sống cỡ lớn
D:	Chỉ số ưu thế Berger-Parker
EPT:	Ephemeroptera, Plecoptera và Trichoptera
ETO:	Ephemeroptera, Trichoptera và Odonata
FBI:	Family Biology Index
H':	Chỉ số đa dạng Shannon-Weaver
J':	Chỉ số đồng đều Pielou's
d:	Chỉ số đa dạng Margalef
KMO:	Kaiser-Meyer-Olkin
NT:	Nhân tố
PCA:	Principal Canonical Analysis
TPCT:	Thành phố cần Thơ
TV:	Thủy vực
WQI:	Water Quality Index
Nhóm TV1:	Nhóm thủy vực 1
Nhóm TV2:	Nhóm thủy vực 2
Nhóm TV3:	Nhóm thủy vực 3
Nhóm TV4:	Nhóm thủy vực 4

CHƯƠNG 1: GIỚI THIỆU

1.1 Đặt vấn đề

Chất lượng nước là một trong những yếu tố quan trọng quyết định sự thành công trong nuôi trồng thủy sản, đặc biệt là nuôi trồng thủy sản nước ngọt ở vùng đồng bằng sông Cửu Long (ĐBSCL). Việc quan trắc và đánh giá chất lượng nguồn nước mặt đang được quan tâm rất lớn nhất là trong tình trạng nguồn nước trên tuyến sông Hậu và các vùng nuôi trồng thủy sản đang có nguy cơ bị ô nhiễm do nước thải sinh hoạt và các hoạt động sản xuất nông nghiệp, công nghiệp và ngay cả hoạt động nuôi trồng thủy sản. Nuôi trồng thủy sản ở ĐBSCL trong thời gian qua đã được khẳng định là một ngành mang lại hiệu quả kinh tế cao, góp phần giải quyết việc làm, tăng thu nhập cho người dân. Tuy nhiên, bên cạnh những thành tựu đạt được thì nghề nuôi trồng thủy sản ở một số tỉnh vùng ĐBSCL đang phải đối mặt với những nguy cơ ô nhiễm nguồn nước bên trong và xung quanh khu vực nuôi trồng thủy sản. Vấn đề khai thác nguồn nước mặt để nuôi cá theo nhu cầu của người dân hiện nay là không thể kiểm soát được. Nước thải từ nuôi cá (chất dinh dưỡng trong thức ăn cho cá và trầm tích) của hàng trăm hộ nuôi cá vẫn được đổ vào hệ thống sông, kênh, mương, ao dẫn đến sự ô nhiễm vi sinh vật nước nghiêm trọng (Võ Thị Lang và *ctv.*, 2009). Ngoài ra, theo kết quả giám sát ô nhiễm môi trường ở TP Cần Thơ từ năm 1999 đến năm 2008 của Sở TNMT Thành phố Cần Thơ (2009), gần như tất cả các kênh mương cấp thoát nước chính trong địa bàn thành phố đã và đang bị ô nhiễm ở mức báo động. Nước ở hầu hết các kênh mương đã chuyển sang màu đen và có mùi hôi, đặc biệt là nhiều nơi ở thành thị. Vấn đề ô nhiễm nước tại TP. Cần Thơ đã trở thành một mối quan tâm cấp bách vì hầu như tất cả nước thải chưa được xử lý vẫn được xả vào sông Hậu.

Sông Hậu có vai trò quan trọng trong việc cung cấp nguồn nước chủ yếu cho các hoạt động sản xuất nông nghiệp và nuôi trồng thủy sản của một số tỉnh thuộc vùng đồng bằng sông Cửu Long như An Giang, Cần Thơ, Vĩnh Long, Trà Vinh, Hậu Giang và Sóc Trăng. Đây là vùng có tiềm năng phát triển kinh tế, đặc biệt có nền nông nghiệp đa dạng. Sự phát triển kinh tế-xã hội nói chung và nông nghiệp nói riêng ở các tỉnh vùng ĐBSCL phụ thuộc rất nhiều vào nguồn nước của tuyến sông Hậu. Tuy nhiên, việc sử dụng tài nguyên nước cho các hoạt động kể trên chưa được quan tâm đúng mức, đồng thời cộng thêm việc xả thải nước sinh hoạt, các hoạt động sản xuất kinh doanh, chế biến thủy sản làm cho môi trường nước ngày càng trở nên ô nhiễm. Theo kết quả thống kê của Sở Tài Nguyên Môi Trường năm 2011 cho thấy ở hầu hết các vị trí quan trắc đều có giá trị các chất ô nhiễm cao hơn so với năm 2010, điều này cho thấy chất lượng nước của tuyến sông Hậu có dấu hiệu bị ô nhiễm. Vì vậy

để quản lý, khai thác và sử dụng nguồn tài nguyên nước một cách hợp lý thì việc quan trắc chất lượng nước cần phải được quan tâm nhiều hơn nữa.

Hiện nay, quan trắc chất lượng nước chủ yếu dựa vào phương pháp lý hóa học và phương pháp quan trắc sinh học. Trong đó, phương pháp quan trắc sinh học được thực hiện trên cơ sở sử dụng các nhóm sinh vật chỉ thị như cá, thực vật bậc cao, thực vật nổi, tảo khuê sống đáy và động vật không xương sống cỡ lớn (ĐVKXSCL) (De Pauw *et al.*, 1992). Phương pháp quan trắc chất lượng nước bằng cách sử dụng ĐVKXSCL được sử dụng phổ biến và được ứng dụng rộng rãi ở nhiều quốc gia trên thế giới như Hoa Kỳ, Nam Phi, Úc, các quốc gia liên minh Châu Âu và một số nước Châu Á (Hoàng Thị Thu Hương, 2009; Friberg *et al.*, 2010). Ở châu Á, đặc biệt là các nước đang phát triển, việc quan trắc chất lượng nước ở các sông, suối chủ yếu dựa vào các yếu tố lý hóa học, các nghiên cứu đánh giá chất lượng nước bằng phương pháp sinh học còn nhiều hạn chế (Morse *et al.*, 2007). Đánh giá chất lượng nước bằng phương pháp phân tích các yếu tố thủy lý hóa được xem như phương pháp phổ biến và thường được tiến hành một cách định kỳ do đó chỉ xác định được chất lượng nước tại từng thời điểm nghiên cứu. Vì thế khó có thể dự báo chính xác về các tác động lâu dài cũng như ảnh hưởng của các yếu tố môi trường đến khu hệ sinh vật trong nước, đồng thời chu kỳ thu mẫu phải được lặp đi lặp lại nhiều lần nên đòi hỏi phải tốn nhiều chi phí cho việc phân tích mẫu. Phương pháp quan trắc sinh học đòi hỏi kiến thức cơ bản về phân loại của nhóm sinh vật được sử dụng làm sinh vật chỉ thị trong đó ĐVKXSCL được sử dụng phổ biến do chỉ phân loại đến bậc họ, phương pháp này cũng cần có nguồn nhân lực thu thập mẫu ngoài hiện trường, tuy nhiên đây là phương pháp mang tính chất hiện đại hơn với chu kỳ thu mẫu dài hơn, có thể thu mẫu định kỳ 3 tháng/lần, do đó ít tốn kém chi phí thu mẫu.

Ở Việt Nam, Nguyễn Xuân Quỳnh và *ctv.* (2001) đã xây dựng được hệ thống điểm BMWP^{VIET} áp dụng cho các thủy vực nước ngọt của Việt Nam dựa trên những chuyển đổi của hệ thống tính điểm BMWP của Anh và Thái Lan. Để việc sử dụng hệ thống tính điểm BMWP ngày càng hoàn thiện hơn, Đặng Ngọc Thanh và *ctv.* (2002) đã có những điều chỉnh và bổ sung một số họ vào hệ thống điểm BMWP cho phù hợp với điều kiện nước ta. Đến nay đã có một số nghiên cứu ứng dụng về thành phần ĐVKXSCL và sử dụng chúng làm sinh vật chỉ thị đánh giá chất lượng nước nhưng chỉ chủ yếu tập trung ở khu vực miền Bắc và miền Trung. Riêng ở vùng đồng bằng sông Cửu Long, việc đánh giá chất lượng nước chủ yếu bằng phương pháp lý hóa học, còn phương pháp sinh học vẫn còn khá mới mẻ và chưa được ứng dụng nhiều. Vì vậy, nghiên cứu này được thực hiện nhằm đánh giá sự biến động của các thông số

chất lượng nước có liên quan đến sự phân bố của ĐVKXSCL, đồng thời xác định và bổ sung một số họ ĐVKXSCL phân bố ở khu vực sông Hậu nhưng không có trong hệ thống điểm BMWP^{VIET} làm cơ sở cho việc phát triển phương pháp quan trắc sinh học cho lưu vực sông Hậu.

1.2 Mục tiêu của nghiên cứu

Nghiên cứu được thực hiện với mục tiêu xác định hiện trạng chất lượng nước, đặc điểm môi trường sống và tính đa dạng thành phần ĐVKXSCL nhằm phát triển phương pháp quan trắc sinh học trong đánh giá chất lượng nước trên sông Hậu.

1.3 Ý nghĩa của nghiên cứu

Việc điều chỉnh, phát triển hệ thống BMWP^{VIET} đặc trưng cho lưu vực sông Hậu dựa trên nhóm ĐVKXSCL có ý nghĩa khoa học và thực tiễn rất lớn: (1) phát triển được cơ sở, hệ thống quan trắc sinh học đặc thù cho lưu vực sông Hậu (2) hỗ trợ đáng kể công tác quan trắc, đánh giá và quản lý chất lượng nước một cách hiệu quả do tính chính xác, tiện lợi và ít tốn kém của phương pháp này, nhất là ở những địa phương không có điều kiện đầu tư trang thiết bị phân tích chất lượng nước hiện đại.

Kết quả của luận án còn cung cấp cơ sở dữ liệu về các nhóm ĐVKXSCL trên tuyến sông Hậu phục vụ cho việc giảng dạy, học tập và làm cơ sở cho các nghiên cứu về đa dạng sinh học thủy sinh vật ở vùng ĐBSCL.

1.4 Phạm vi nghiên cứu

Nghiên cứu được thực hiện trên sông chính và sông nhánh của tuyến sông Hậu thuộc địa phận tỉnh An Giang, TPCT, Hậu Giang và Sóc Trăng. Nhóm ĐVKXSCL là đối tượng chính được sử dụng trong nghiên cứu này.

1.5 Nội dung nghiên cứu

- (1) Đánh giá chất lượng nước trên sông chính và sông nhánh thuộc tuyến sông Hậu
- (2) Xác định tính đa dạng thành phần động vật không xương sống cỡ lớn trên sông chính và sông nhánh thuộc tuyến sông Hậu
- (3) Phát triển phương pháp quan trắc sinh học sử dụng động vật không xương sống cỡ lớn

1.6 Điểm mới của luận án

Đây là nghiên cứu đầu tiên được thực hiện với qui mô lớn về nghiên cứu phương pháp quan trắc sinh học trong đánh giá chất lượng nước trên sông Hậu

sử dụng ĐVKXSCL. Nghiên cứu đã tìm ra được thành phần ĐVKXSCL bao gồm động vật đáy và côn trùng thủy sinh phân bố trên sông chính và sông nhánh thuộc tuyến sông Hậu, xác định được thành phần loài và mật độ động vật đáy cũng như đặc điểm chất lượng nước của các nhóm thủy vực bị ảnh hưởng bởi các hoạt động khác nhau như nuôi trồng thủy sản, sản xuất nông nghiệp và nước thải sinh hoạt. Bên cạnh đó, nghiên cứu cũng tìm ra được xu hướng chung của một số thông số chất lượng nước trên sông Hậu cũng như qui luật biến động của các nhóm động vật đáy qua các giai đoạn thu mẫu. Đặc biệt, nghiên cứu đã xác định được 66 họ ĐVKXSCL phân bố trên sông Hậu, trong đó có 24 họ không có trong hệ thống điểm BMWP^{VIET}. Dựa vào các thông số lý hóa học, đặc điểm môi trường sống của ĐVKXSCL và chỉ số chất lượng nước WQI, nghiên cứu đã hoàn thành việc bổ sung 24 họ ĐVKXSCL phân bố ở khu vực sông Hậu vào hệ thống điểm BMWP^{VIET} để ứng dụng trong quan trắc chất lượng nước cho lưu vực sông Hậu.

1.7 Giới hạn phạm vi nghiên cứu

Do khu vực nghiên cứu thuộc phạm vi rất rộng nên việc thu mẫu ĐVKXSCL ở vùng đầu nguồn, giữa nguồn và cuối nguồn trên sông Hậu chỉ được thực hiện ở phía bờ Nam sông Hậu. Tổng cộng có 4 đợt thu mẫu trong chu kỳ 1 năm và không lặp lại cho năm tiếp theo. Mặc khác, do hệ thống điểm BMWP được thiết lập để ứng dụng cho các dòng sông có môi trường nước ngọt nên nghiên cứu chỉ được thực hiện đến sông Đại Ngãi mà không thu đến cửa sông Trần Đề thuộc vùng cuối nguồn sông Hậu.

CHƯƠNG 2: LƯỢC KHẢO TÀI LIỆU

2.1 Quan trắc sinh học

2.1.1 Khái niệm về quan trắc sinh học

Hiện nay, có nhiều định nghĩa về quan trắc sinh học (Biomonitoring) tuy nhiên định nghĩa được nhiều độc giả đồng ý và chọn lựa nhất là “Quan trắc sinh học là việc sử dụng có hệ thống các phản ứng sinh học để đánh giá sự thay đổi các điều kiện môi trường trong chương trình quan trắc chất lượng nước. Trong đó những thay đổi này thường là do các nguồn tác động của con người,...” (Rosenberg, 1998).

2.1.2 Vai trò, ý nghĩa của quan trắc sinh học trong đánh giá ô nhiễm

Những nghiên cứu về các tác động là nguyên nhân phát triển các phương pháp giám sát sinh học trong quan trắc chất lượng môi trường nước, đôi khi phương pháp này có thể thay thế các phương pháp phân tích hóa học đắt tiền. Các phương pháp quan trắc sinh học có những ưu điểm đáng kể hơn so với phân tích hóa học. Trong những chương trình lấy mẫu đều đặn theo định kỳ để phân tích các thông số hóa học, đặc biệt trong môi trường thay đổi như không khí hoặc ở các thủy vực nước chảy thì những đỉnh cực đại hoặc cực tiểu theo các mức ô nhiễm giữa các khoảng thời gian lấy mẫu sẽ không phát hiện được. Tùy thuộc vào thời gian sống của sinh vật, sự phản hồi với mức độ ô nhiễm nước có thể kéo dài vài ngày đối với vi khuẩn, hàng tháng, hàng năm đối với thực vật lớn, ĐVKXSCL và động vật có xương sống. Mặt khác, nhiều chất gây ô nhiễm có thể có mặt trong bất cứ môi trường nào và là giới hạn thực tế đối với số sinh vật đem phân tích trong các chương trình giám sát hóa học. Bởi vì quần xã sinh vật sẽ phản hồi đối với bất kỳ chất độc nào hiện diện trong môi trường, nên bất kỳ sự thay đổi nào được phát hiện đều được xem là dấu hiệu báo trước đối với phân tích hóa học chi tiết về các mức gia tăng của các chất gây ô nhiễm đang tồn tại hoặc những chất ô nhiễm mới xuất hiện (Lê Văn Khoa và *ctv.*, 2007).

2.1.3 Cơ sở khoa học của phương pháp quan trắc sinh học

Quan trắc sinh học dựa trên cơ chế tất cả sinh vật sống đều chịu ảnh hưởng bởi các yếu tố vật lý, hóa học của môi trường sống do vậy việc sử dụng các sinh vật đặc trưng trong môi trường nhằm phản ánh tình trạng chất lượng của môi trường đó. Các sinh vật này được gọi là sinh vật chỉ thị, chúng có thể là một loài hay một nhóm loài và mẫn cảm với điều kiện môi trường, vì vậy khi môi trường biến đổi, các sinh vật này hoặc có mặt hoặc vắng mặt hoặc thay đổi số lượng cá thể nhằm biểu thị cho những biến đổi của môi trường.

2.1.4 Ưu điểm và nhược điểm của phương pháp quan trắc sinh học

2.1.4.1 Ưu điểm

Phương pháp quan trắc sinh học được sử dụng rộng rãi trong đánh giá chất lượng nước bởi các sinh vật chỉ thị có khả năng phản ánh chất lượng nước trong một thời gian dài do đó không cần phải thu mẫu liên tục như phương pháp lý hóa học, ngoài ra phương pháp này còn phản ánh được chất lượng nước trong một phạm vi rộng lớn. Phương pháp sinh học sử dụng ĐVKXSCL thông qua hệ thống điểm BMWP có thuận lợi quan trọng nhất là chỉ thu mẫu định tính mà không cần đếm số lượng cho một đơn vị phân loại. Mức độ phân loại được xác định đến bậc họ nhưng cũng có thể chấp nhận đến bộ hoặc ngay cả đến lớp cho một vài nhóm sinh vật (Rosenberg and Resh, 1993). Ngoài ra, hệ thống điểm BMWP rất có hiệu lực trong thực tiễn và tương đối dễ dàng áp dụng khi đòi hỏi của nó về mức độ kỹ năng phân loại tương đối bình thường (Lê Văn Khoa và *ctv.*, 2007).

2.1.4.2 Nhược điểm

Mặc dù quan trắc sinh học có thể phát hiện ra những biến đổi chất lượng nước ở các sinh thái nhưng không xác định được nguyên nhân và giải thích rõ ràng những biến đổi đó. Do vậy, để giải thích nguyên nhân của những biến đổi sinh thái này cần phải kết hợp thêm phương pháp lý hóa học. Quan trắc sinh học sử dụng ĐVKXSCL tuy có nhiều lợi thế hơn so với phương pháp lý hóa học, tuy nhiên vẫn còn một số hạn chế như: (1) Dễ bị các yếu tố khác ngoài yếu tố môi trường nước ảnh hưởng đến độ phong phú của chúng, (2) Chịu ảnh hưởng của mùa vụ nên rất phức tạp trong việc giải thích và so sánh, (3) Do tính linh hoạt trong di chuyển hoặc do bị trôi dạt nên có thể xuất hiện một số họ không phải ở khu vực lấy mẫu và (4) Một số họ có trong khu vực lấy mẫu nhưng không có trong hệ thống phân loại (Molefi Rajele, 2004). Ở các nước Đông Nam Á nơi mà những kiến thức về phân loại học còn khá hạn chế và đây cũng là một trong những khó khăn lớn nhất trong việc ứng dụng phương pháp quan trắc sinh học sử dụng ĐVKXSCL.

2.2 Lịch sử nghiên cứu phương pháp quan trắc sinh học sử dụng ĐVKXSCL

Các yếu tố vô sinh trong hệ sinh thái thủy sinh có thể được xem là kết quả của “sự kết hợp một cách linh động các thông tin có trong môi trường” để đánh giá chất lượng nước của thủy vực và quần thể sinh vật chịu ảnh hưởng kết hợp của các yếu tố gây sốc này của môi trường trong điều kiện nào đó chúng phản ứng lại trước khi các phân tích phát hiện ra, cho nên quan trắc sinh học và các phương pháp đánh giá khác là những công cụ quan trọng trong việc

hỗ trợ quản lý chất lượng nước của các thủy vực đặc biệt là các dòng sông, suối (De Pauw and Hawkes, 1993). Hệ thống các chỉ số ô nhiễm được thiết lập bằng cách cho điểm đối với các sinh vật chỉ thị đặc trưng ở các mức độ khác biệt cụ thể của môi trường. Những thay đổi như sự biến mất hay xuất hiện các loài sinh vật nào đó, sự biến động về mật số lượng, hoặc những thay đổi về đặc điểm hình thái, các yếu tố lý học hoặc tập tính của các sinh vật có thể chỉ thị điều kiện lý hóa học của môi trường sống nằm ngoài khoảng thích hợp của chúng (Armitage *et al.*, 1983).

Phương pháp quan trắc sinh học lần đầu tiên được Khoa Môi Trường ở Anh thực hiện vào năm 1970 trên các dòng sông theo hệ thống tính điểm BMWP (Biological Monitoring Working Party), đến năm 1976 sau khi được thảo luận ở các cuộc hội nghị, hội thảo thì hệ thống tính điểm BMWP chính thức được xuất bản. Hệ thống này tính điểm chủ yếu dựa vào quần thể ĐVKXSCL sống đáy. Trừ lớp giun ít tơ, hệ thống điểm BMWP sử dụng số liệu ở mức độ họ, mỗi họ được quy cho một điểm (dao động từ 1-10) phù hợp với tính nhạy cảm của chúng với các mức độ ô nhiễm hữu cơ khác nhau. Những điểm số riêng được cộng lại thành điểm số tổng của mẫu. Walley and Hawkes (1996, 1997) dựa vào hệ thống tính điểm BMWP để tính ra điểm trung bình trên bậc họ (ASPT, Average Score Per Taxa) nhằm đánh giá chất lượng nước ở các mức độ ô nhiễm khác nhau. Hệ thống điểm BMWP rất có ý nghĩa trong thực tiễn và tương đối dễ dàng áp dụng vì chỉ đòi hỏi về mức độ kỹ năng phân loại tương đối bình thường và được chấp nhận rộng rãi trong quan trắc sinh học ở khắp nước Anh. Sau khi được cải tiến thì hệ thống điểm này được áp dụng ở nhiều quốc gia trên thế giới như Tây Ban Nha, Ấn Độ, Úc và Thái Lan (Lê Văn Khoa và *ctv.*, 2007).

Ở Việt Nam, vào năm 2001 Khoa Sinh học, trường Đại học Khoa học Tự Nhiên, Đại học Quốc Gia Hà Nội phối hợp với các tổ chức quốc tế như: Hội nghiên cứu thực địa và Viện Sinh Thái Nước Ngọt Anh Quốc tiến hành nghiên cứu các dữ liệu ban đầu và điều chỉnh hệ thống tính điểm BMWP phù hợp với điều kiện ở Việt Nam được gọi là BMWP^{VIET}, hệ thống này được thiết lập trên cơ sở dựa vào hệ thống BMWP của Anh và Thái Lan và một số nghiên cứu ở Việt Nam. Để việc sử dụng hệ thống tính điểm BMWP ngày càng hoàn thiện hơn, vì thế Đặng Ngọc Thanh và *ctv.* (2002) đã có những điều chỉnh và bổ sung một số họ vào hệ thống điểm BMWP cho phù hợp với điều kiện nước ta.

2.2.1 Tình hình nghiên cứu trong nước

Ở nước ta đã có một số nghiên cứu về cấu trúc thành phần loài, sự phân bố cũng như tính đa dạng của ĐVKXSCL ở các vùng khác nhau như:

2.2.1.1 Miền Bắc

Sau khi hệ thống tính điểm BMWP^{VIET} được thiết lập thì Viện Sinh thái và Tài nguyên Sinh vật đã tiếp tục nghiên cứu nhằm xác định tính hiệu quả của phương pháp sử dụng ĐVKXSCL trong đánh giá chất lượng nước, nghiên cứu thực hiện trong khoảng thời gian từ 2001-2002 tại 28 điểm quan trắc thuộc lưu vực sông Cầu ở các Tỉnh Bắc Giang, Bắc Cạn, Bắc Ninh, Thái Nguyên. Kết quả cho thấy chất lượng nước tại các điểm khảo sát từ ô nhiễm vừa đến ô nhiễm nặng, những loài đại diện cho môi trường nước sạch như bộ cánh úp đã không được tìm thấy, điều này cho thấy chất lượng nước ở đây đang bị tác động nghiêm trọng. Từ kết quả của nghiên cứu này, tác giả đã bổ sung thêm 7 họ mới vào hệ thống điểm BMWP^{VIET} bao gồm 5 họ côn trùng thủy sinh (Ecdyonuridae, Polymitarcyidae, Sciomyzidae, Empididae và Muscidae) và 2 họ thân mềm (Stenothyridae và Hyalidae) (Nguyễn Vũ Thanh và Tạ Huy Thịnh, 2003). Ngoài ra, ở sông Đu thuộc tỉnh Thái Nguyên đã phát hiện được tổng cộng 70 họ ĐVKXSCL từ mùa hè 2006 đến mùa xuân 2008. Trong đó, lớp côn trùng chiếm ưu thế với 48 họ trên tổng số 70 họ được tìm thấy. Bộ Hemiptera có thành phần họ đa dạng nhất với 12 họ, tiếp đến là bộ Diptera với 8 họ, Coleoptera, Odonata, và Ephemeroptera đều có 7 họ và Trichoptera với 5 họ. Plecoptera chỉ tìm thấy 1 họ Perlidae. Các lớp còn lại như Gastropoda có 9 họ, Bivalvia (3 họ), Decapoda (4 họ), Isopoda (1 họ), Hirudina (3 họ) và 2 họ của Oligochaeta và Hydracarina. Nghiên cứu đã ứng dụng thành công chỉ số sinh học BMWP^{VIET} để đánh giá các vực nước bị ô nhiễm và không ô nhiễm hữu cơ, chỉ số BMWP^{VIET} phù hợp trong quan trắc chất lượng nước ở Việt Nam cũng các quốc gia khác trong khu vực (Hoàng Thị Thu Hương, 2009).

Bên cạnh đó, Đỗ Văn Tứ và Lê Hùng Anh (2011) đã khảo sát được 27 loài động vật đáy ở hồ Tây, Hà Nội, chiếm ưu thế về thành phần loài là lớp Gastropoda (13 loài, 48%) và Bivalvia (7 loài, 26%). Các nhóm còn lại có số lượng loài rất ít, trong đó lớp Crustacea và Oligochaeta có 2 loài (7%), lớp Polychaeta và Insecta chỉ có 1 loài. Một số loài phân bố phổ biến ở các điểm thu mẫu là *Branchiura sowerbyi*, *Tubifex sp.* và *Chironomus sp.* Đây là các giống loài có khả năng chống chịu với môi trường bị ô nhiễm nặng. Tuy nhiên có sự khác biệt về thành phần loài của vùng ven bờ với vùng giữa hồ và đáy hồ. Ở vùng ven bờ, nơi có kè bờ và nhiều giá thể bám khác như cọc, đá và các cây thủy sinh (Bèo, sen) thường xuất hiện nhiều loài động vật đáy như trai (*Sinanadonta elliptica*, *S. jourdyi*, *Cristaria bialata*), Trùng trục (*Nodularia douglasiae*), hến (*Corbicula spp*), ốc (*Angulyagra polyzonata*, *Sinotaia aeruginosa*), tôm (*Macrobrachium nipponence*), cua (*Somaniathelphusa*

dugasti). Vùng giữa hồ và đáy hồ chỉ có giun ít tơ và ấu trùng muỗi lác giống như vùng ven bờ.

2.2.1.2 Miền Trung

Tính đa dạng thành phần loài ĐVKXSCL và chất lượng nước mặt ở sông Hương đã khảo sát được 37 loài thuộc 25 họ, trong đó 8 loài thuộc 2 lớp của ngành Arthropoda, 21 loài thuộc 2 lớp của ngành Mollusca và 8 loài thuộc 3 lớp của Annelida. Nguồn nước ở sông Hương tại các điểm thu mẫu ở đầu nguồn tương đối tốt, chất lượng nước có xu thế giảm từ trung lưu về hạ lưu (Hoàng Đình Trung và *ctv.*, 2011). Nghiên cứu sử dụng ĐVKXSCL để đánh giá chất lượng môi trường nước sông Phú Lộc, Đà Nẵng đã xác định được 10 bộ và 1 dưới lớp với 16 họ và 1 dưới lớp nằm trong hệ thống điểm BMWP^{VIET} ở sông Phú Lộc. Chiếm ưu thế là bộ Coleoptera với 4 họ, các bộ Heteroptera, Basommatophora và Decapoda với 2 họ, các bộ còn lại chỉ có 1 họ, số lượng họ thấp hơn rất nhiều so với hầu hết các nghiên cứu trong nước được so sánh. Chỉ số ASPT không có sự sai khác có ý nghĩa giữa các mùa và giữa các khu vực nghiên cứu ($\alpha=0,05$), Chỉ số ASPT dao động từ $3,6\pm 0,24$ đến $4,16\pm 1,27$. Chất lượng môi trường nước hầu hết ở các khu vực nghiên cứu đều ở mức xếp loại ô nhiễm “Nước bẩn vừa α ” trong tất cả các mùa trong năm. Kết quả này cho thấy nước tại sông Phú Lộc ô nhiễm rất nghiêm trọng (Nguyễn Văn Khánh và *ctv.*, 2010).

Ngoài ra, nghiên cứu sử dụng ĐVKXSCL mà chủ yếu là côn trùng thủy sinh để đánh giá nhanh chất lượng nước mặt vùng ven vườn quốc gia Bạch Mã, tỉnh Thừa Thiên Huế làm chỉ thị sinh học để đánh giá chất lượng nước tại 7 điểm trên các thủy vực vùng nghiên cứu thông qua hệ thống tính điểm BMWP và chỉ số sinh học ASPT. Kết quả phân tích mẫu vật ĐVKXSCL thu được từ tháng 3/2009 đến tháng 12/2009 đã xác định được 43 họ gồm 39 họ, thuộc 9 bộ, 2 lớp của ngành Chân khớp (Arthropoda); 4 họ thuộc 1 bộ, 1 lớp Chân bụng (Gastropoda) của ngành Thân mềm (Mollusca). Trong đó, có 31 họ được cho vào hệ thống tính điểm BMWP. Nghiên cứu cho thấy chất lượng môi trường nước mặt tại đây từ mức "nước bẩn ít" (Oligosaprobe) đến "nước không bị ô nhiễm" (Hoàng Đình Trung và *ctv.*, 2010). Hơn nữa, nghiên cứu đánh giá chất lượng nước sông Cu Đê và hệ thống sông Túy Loan-Cầu Đỏ ở TP Đà Nẵng bằng chỉ thị ĐVKXSCL cũng được thực hiện. Kết quả nghiên cứu đã phát hiện được 14 bộ với 20 họ ĐVKXSCL có trong bảng điểm BMWP^{VIET}, chiếm ưu thế là bộ Basommatophora với 3 họ chiếm 15%, bộ Coleoptera, Decapoda, Odonata, Neotaenioglossa, mỗi bộ có 2 họ chiếm 10%, các bộ còn lại mỗi bộ có 1 họ chiếm 5%, chất lượng môi trường nước mặt tại đây đã bị ô nhiễm từ mức “nước ít bẩn” đến “nước bẩn vừa mức α ” (Đàm

Minh Anh và *ctv.*, 2010). Ngoài ra, Phan Thị Hiền (2011) tiến hành nghiên cứu cơ sở khoa học cho việc đánh giá chất lượng nước sông Hàn, thành phố Đà Nẵng bằng chỉ thị ĐVKXSCL. Sử dụng ĐVKXSCL để đánh giá nhanh chất lượng nước vùng ven Vườn Quốc gia Bạch Mã, tỉnh Thừa Thiên Huế đã xác định được 43 họ gồm: 39 họ thuộc 9 bộ, 2 lớp của ngành Chân khớp (Arthropoda); 4 họ thuộc 1 bộ, 1 lớp Chân bụng (Gastropoda) của ngành Thân mềm (Mollusca), trong đó, có 31 họ tham gia vào hệ thống tính điểm BMWP^{VIET}. Nghiên cứu cho thấy chất lượng môi trường nước mặt tại đây từ mức “nước bản ít” (Oligosaprobe) đến “nước không bị ô nhiễm” (Hoàng Đình Trung và *ctv.*, 2010). Hơn nữa, Nguyễn Văn Khánh và Phạm Thị Hồng Hà (2010) sử dụng chỉ thị sinh học ĐVKXSCL để đánh giá chất lượng nước của các hồ thành phố Đà Nẵng, kết quả đã phát hiện được 19 họ có trong bảng điểm BMWP^{VIET}; chất lượng môi trường nước mặt tại đây đã bị ô nhiễm từ mức “nước bản vừa α ” (α -Mesosaprobe) đến “nước cực kỳ bản”.

Nghiên cứu thành phần ĐVKXSCL tại cánh đồng Xuân Thiều, phường Hòa Hiệp, quận Liên Chiểu, thành phố Đà Nẵng, nhằm đánh giá chất lượng nước mặt tại các khu vực nghiên cứu thông qua chỉ số BMWP^{VIET} và chỉ số ASPT. Chỉ số ASPT không phụ thuộc vào sự đa dạng sinh học loài và sự thay đổi mùa trong năm do đó có khả năng đánh giá chất lượng nước hiệu quả hơn điểm BMWP trong một số trường hợp. Tuy nhiên chỉ số này lại có nhược điểm là chỉ phản ánh được ô nhiễm hữu cơ, ít có khả năng phản ánh về ô nhiễm các độc tố vì không tính đến các đơn vị phân loại. Kết hợp hai chỉ số trên có thể hạn chế nhược điểm của từng phương pháp riêng biệt. ASTP thấp và điểm BMWP^{VIET} thấp chỉ thị cho sự ô nhiễm hữu cơ. Nếu ASTP cao hơn và chỉ số BMWP^{VIET} thấp sẽ chỉ thị cho môi trường bị ô nhiễm do độc tố và các tác động vật lý. Căn cứ trên đó, các nhà nghiên cứu ở trường Đại học Đà Nẵng đã phát hiện được 26 họ ĐVKXSCL có trong bảng điểm BMWP^{VIET}; chất lượng môi trường nước mặt tại đây đã bị ô nhiễm từ mức “nước bản vừa α ” (α -Mesosaprobe) đến “nước rất bản” (Polysaprobe) (Nguyễn Văn Khánh và *ctv.*, 2009). Ngoài ra, còn có nghiên cứu sử dụng ĐVKXSCL để đánh giá chất lượng môi trường nước của Võ Văn Phú và *ctv.* (2010) tiến hành ở một số điểm trên sông Bồ, tỉnh Thừa Thiên Huế, nghiên cứu đã xác định được 44 họ gồm: 28 họ thuộc 2 lớp của ngành Chân khớp (Arthropoda), 15 họ thuộc 2 lớp của ngành Thân mềm (Mollusca), 1 họ thuộc lớp Địa và một số đại diện của lớp giun ít tơ, giun nhiều tơ của ngành giun đốt (Annelida). Trong đó, có 37 họ tham gia vào hệ thống tính điểm BMWP^{VIET}, nghiên cứu cho thấy chất lượng môi trường nước mặt tại đây đã bị ô nhiễm từ mức “nước bản vừa α ” (α -Mesosaprobe) đến “nước bản vừa β ” (β -Mesosaprobe).

2.2.1.3 Miền Nam

Nguyễn Thị Mai (2004) đã nghiên cứu về đa dạng thành phần loài ĐVKXSCL và sử dụng chúng đánh giá chất lượng môi trường nước ở khúc sông Sài Gòn thuộc quận 2, thành phố Hồ Chí Minh. Bên cạnh đó, nghiên cứu đa dạng sinh học động vật đáy cỡ lớn và chất lượng nước sinh học nền đáy sông Sài Gòn (đoạn chảy qua tỉnh Bình Dương), kết quả đã ghi nhận được 33 loài thuộc 6 lớp, 3 ngành, bao gồm: Ngành động vật thân mềm (Mollusca) có 2 lớp, 10 loài (30,3%); ngành giun đốt (Annelida) có 2 lớp, 6 loài (18,2%) và ngành chân khớp (Arthropoda) có 2 lớp, 17 loài (51,5%). Vào mùa mưa thành phần loài và số lượng loài động vật đáy (29 loài) cao hơn mùa khô (23 loài). Trong đó, nhóm ấu trùng côn trùng vào mùa mưa có số lượng loài đa dạng hơn mùa khô. Lớp Bivalvia và Oligochaeta có thành phần loài và số lượng loài không thay đổi giữa mùa mưa và mùa khô (Lê Văn Thọ và Đỗ Thị Bích Lộc, 2012). Hơn nữa, Phạm Anh Đức (2014) đã xây dựng thành công phương pháp đánh giá chất lượng nước dựa vào ĐVKXSCL ở đáy cho hạ lưu hệ thống sông Đồng Nai.

Riêng ở vùng đồng bằng sông Cửu Long, các nghiên cứu về lĩnh vực này chưa được thực hiện nhiều, phần lớn các khảo sát chỉ dừng lại ở mức xác định tính đa dạng thành phần loài động vật đáy trên các kênh, rạch, còn các nghiên cứu ứng dụng động vật đáy làm sinh vật chỉ để đánh giá chất lượng nước còn rất hạn chế. Lê Hoàng Việt và *ctv.* (2004) đã thiết lập danh mục sinh vật chỉ thị phục vụ công tác quan trắc môi trường, kết quả cho thấy thành phần động vật đáy ở các trạm quan trắc đã ghi nhận tổng cộng 16 họ, trong đó có 15 họ thuộc hệ thống cho điểm sinh vật chỉ thị của Anh (BMWP-ASPT), chỉ có 04 họ thuộc hệ thống cho điểm của Bỉ (BBI). Do đó, trong điều kiện Việt Nam hệ thống của Anh thích hợp hơn so với hệ thống của Bỉ (điều này phù hợp với kết luận của các nhà khoa học miền Bắc) và 16 họ này là các sinh vật được đưa vào danh mục sinh vật chỉ thị của khu vực. Sau khi cho điểm các sinh vật chỉ thị theo thang điểm BMWP-ASPT và thang điểm BMWP*-ASPT* (có hiệu chỉnh theo đặc điểm của nền đáy thủy vực), kết quả cho thấy: điểm số kết luận của thang điểm BMWP-ASPT đều cao hơn mức ô nhiễm thực tế (phản ánh qua các chỉ tiêu lý hóa) từ một đến hai bậc, trong khi đó điểm của thang BMWP*-ASPT* phản ánh mức ô nhiễm thực tế sát hơn. Do đó, nhóm tác giả này đã đề xuất nên sử dụng thang điểm BMWP*-ASPT* cho khu vực ĐBSCL. Để kết quả định tính từ việc áp dụng phương pháp sinh quan trắc phản ánh sát hơn điều kiện lý hóa của nước, tác giả đã đề xuất một thang chia mức ô nhiễm ra làm 5 cấp thay vì 6 cấp như những tài liệu công bố. Ngoài ra các kết quả thống kê còn cho thấy điểm số ASPT hay ASPT* không quan hệ

với từng chỉ tiêu lý hóa riêng biệt mà quan hệ rất chặt với một tổ hợp các chỉ tiêu lý hóa, số chỉ tiêu lý hóa trong tổ hợp càng nhiều thì độ tương quan càng lớn, điều này chứng tỏ sự tồn tại và phát triển của động vật đáy phụ thuộc vào tổ hợp các điều kiện lý hóa của môi trường nước và ASPT hay ASPT* có khả năng phản ánh khá toàn diện về chất lượng nước. Mặc dù, nghiên cứu này đã đưa ra thang điểm BMWP*-ASPT* cho khu vực ĐBSCL, tuy nhiên đến nay các nghiên cứu ứng dụng kết quả của nghiên cứu này còn rất ít.

Một số nghiên cứu có liên quan khác như nghiên cứu về đa dạng sinh học động vật đáy không xương sống cỡ lớn và chất lượng nước sinh học nền đáy tại sông Vàm Cỏ Đông tỉnh Long An đã được Lê Văn Thọ và Phan Doãn Đăng (2012) thực hiện, kết quả cho thấy đã ghi nhận được 41 loài, thuộc 6 lớp, 3 ngành, bao gồm: ngành thân mềm (Mollusca) có 2 lớp, 19 loài (46,3%); ngành giun đốt (Annelida) có 2 lớp, 8 loài (19,5%) và ngành chân khớp (Arthropoda) có 2 lớp, 14 loài (34,2%). Trong đó, lớp thân mềm hai mảnh vỏ (Bivalvia) có số loài cao nhất (13 loài-31,7%), tiếp đến là các dạng ấu trùng côn trùng (Insecta) ghi nhận được 9 loài (22,0%). Các nhóm loài còn lại có số loài dao động từ 4-6 loài, chiếm tỷ lệ từ 9,8-14,6%. Cấu trúc thành phần loài động vật đáy không xương sống cỡ lớn khu vực sông Vàm Cỏ Đông, tỉnh Long An tương đối đa dạng, bao gồm các loài nước ngọt, nước lợ và nhóm loài có nguồn gốc biển phân bố rộng muối. Trong đó điển hình là các loài nước ngọt như: Trai, hến, ấu trùng côn trùng, trùn chỉ và các loài nước lợ, loài phân bố rộng muối như: Giáp xác nhỏ và các loài giun nhiều tơ sống tự do. Số lượng loài của lớp Bivalvia và Gastropoda vào mùa khô có xu hướng cao hơn vào mùa mưa từ 2-3 loài. Nhóm các loài của lớp Polychaeta và Crustacea có xu hướng giảm qua các đợt khảo sát, với số loài giảm dao động từ 1-4 loài. Số loài ấu trùng côn trùng (Insecta) có xu hướng tăng lên qua các đợt khảo sát, với số loài tăng lên dao động từ 3-5 loài. Lớp giun ít tơ (Oligochaeta) có số loài thấp và ít thay đổi qua các đợt khảo sát.

Nghiên cứu phân vùng thủy vực dựa vào quần thể động vật đáy ở kênh Cái Mây, Phú Tân, An Giang cho thấy thành phần loài động vật đáy nghèo nàn với 21 loài, trong đó lớp Bivalvia chiếm ưu thế với giống hến nước ngọt (*Corbicula spp.*), đây là nhóm sinh vật chỉ thị cho môi trường chịu tác động trực tiếp của nguồn nước sông. Số lượng động vật đáy biến động rất lớn từ 20,9-3.569 g/m² do có sự khác biệt về kích thước và số lượng của các loài hến (Dương Trí Dũng và *ctv.*, 2008). Bên cạnh đó, nghiên cứu về khu hệ động vật không xương sống ở rừng tràm Trà Sư, An Giang cho thấy thành phần loài động vật đáy mức độ đa dạng thấp do nền đáy chủ yếu là xác bã hữu cơ phân hủy và bị nhiễm phèn nặng. Kết quả đã ghi nhận được 18 loài động vật đáy

thuộc các nhóm ngành chính như: Mollusca, Annelida và Arthropoda, trong đó lớp Bivalvia và Gastropoda thuộc Mollusca có số loài cao nhất (đều có 6 loài, 33%), các nhóm còn lại có số loài tương đối thấp từ 1-3 loài, lớp Polychaeta có số loài thấp nhất (1 loài, 5,6%). Một số loài động vật thân mềm chiếm ưu thế như: *Corbicula tenuis*, *Clea helena*, *Limnoperna siamensis* và *Pomacea* sp. Ngược lại, khu hệ động vật đáy ven bờ rất đa dạng và phong phú về thành phần loài với sự phát triển mạnh mẽ của các loài động vật thân mềm và ấu trùng của côn trùng thủy sinh. Nghiên cứu đã xác định được 26 loài động vật đáy, trong đó Gastropoda có số loài cao nhất (11 loài, 42,3%), kế đến là Bivalvia (4 loài, 15,4%). Các nhóm còn lại có số loài thấp (1-3 loài). Phần lớn các giống loài phân bố ở khu vực này đều thích nghi với đời sống nước ngọt và sống bám vào giá thể (Phan Doãn Đăng và *ctv.*, 2011).

Phân bố động vật đáy ở rạch cái Sao, tỉnh An Giang của Lê Công Quyền và *ctv.* (2011) đã phát hiện được 12 loài động vật đáy thuộc 5 lớp bao gồm Oligochaeta, Polychaeta, Crustacea, Gastropoda và Bivalvia. Số lượng động vật đáy qua các đợt khảo sát biến động từ 110-7.340 cá thể/m². Biến động khối lượng qua các đợt khảo sát từ 21,03-5.087,87g/m². Chỉ số đa dạng Shannon biến động từ 0,528 đến 2,019. Với mức tương đồng 50% sinh khối của động vật đáy, khu vực nghiên cứu được phân thành 2 vùng khác nhau vào mùa khô và 3 vùng vào mùa mưa. Kết quả phân tích chỉ số sinh học RBP III cho thấy mức độ ô nhiễm nước ở rạch Cái Sao từ ô nhiễm trung bình đến ô nhiễm rất nặng. Đánh giá chất lượng nước bằng chỉ số quan trắc sinh học BMWP^{VIET} ở kênh Cái Mây, huyện Phú Tân, tỉnh An Giang, kết quả cho thấy chất lượng nước ở các điểm khảo sát bị nhiễm bẩn hữu cơ từ khá bẩn đến rất bẩn. Chất lượng nước vào tháng 6 (đầu mùa mưa) tốt hơn vào tháng 11 (cuối mùa mưa) (Nguyễn Công Thuận và *ctv.*, 2010). Một nghiên cứu gần đây nhất về đa dạng thành phần loài ĐVKXS ven sông Mekong đã được tiến hành tại 8 khu vực chính thuộc các tỉnh An Giang, Đồng Tháp, Cần Thơ và Vĩnh Long. Kết quả ghi nhận 125 loài thuộc 3 ngành lớn, đó là ngành thân mềm, chân khớp và giun đốt. Qua đánh giá cho thấy khu hệ động vật rất đa dạng về thành phần loài với chỉ số đa dạng Shannon-Weaver (H') biến động từ 0,2-3,1 và phong phú về số lượng (1-1.251 cá thể/m²) (Ngô Xuân Quảng và *ctv.*, 2013).

2.3 Tình hình nghiên cứu trên Thế giới

Hiện nay, phương pháp quan trắc sinh học đã được ứng dụng rộng rãi ở nhiều quốc gia trên thế giới.

2.3.1. Châu Âu

Quan niệm hiện đại về quan trắc sinh học chất lượng nước sông và suối được khởi xướng ở Châu Âu với sự phát triển của hệ thống xác định độ nhiễm bẩn. Các nhà khoa học này đã thừa nhận 4 giai đoạn oxy hóa của chất hữu cơ từ nghèo dinh dưỡng (oligotrophic) với không ô nhiễm đến rất bẩn (polysaprobic) với nhiễm bẩn hữu cơ rất mạnh. Trung bình giữa hai thái cực là vùng nhiễm bẩn vừa (mesosaprobic), trong đó lại chia thành 2 bậc là bẩn vừa α và bẩn vừa β . Các mức độ này được nhận biết tốt nhất qua chỉ số độ nhiễm bẩn (saprobic index). Ngoại trừ Đức và Hà Lan, hầu hết các nước ở Châu Âu đã chấp nhận hệ thống này vào những năm 1970. Những chỉ số được phát triển để sử dụng ở Anh cũng dựa trên nguyên tắc: các nhóm sinh vật chống chịu khác nhau đối với chất hữu cơ sơ cấp và sự ô nhiễm. Hai chỉ số tốt hơn được biết đến sớm, đó là chỉ số sinh học Trent (TBI) và điểm số Chandler. Do vậy, để đi đến những phương pháp chuẩn, một tổ chức nghiên cứu về quan trắc sinh học được thành lập ở Anh vào năm 1976 đã đưa ra một hệ thống mới đó là hệ thống điểm số BMWP (Biological Monitoring Working Party) và hệ thống này đã được chấp nhận rộng rãi, làm cơ sở của quan trắc sinh học ở khắp nước Anh. Khi được cải tiến nó còn được áp dụng ở các khu vực khác nhau như Tây Ban Nha, Ấn Độ, Úc và Thái Lan (Kolkwits and Marsson, 1909; Woodiwiss, 1964; Chandler, 1970) (được trích bởi Lê Văn Khoa và *ctv.*, 2007). Hệ thống điểm BMWP sau đó được điều chỉnh và ứng dụng để đánh giá chất lượng nước, thành phần ĐVKXSCL trên sông Liwiewe ở Ba Lan vào mùa hè và mùa thu đa dạng hơn so với mùa xuân. Vào mùa xuân chỉ số EPT cao hơn, trong khi đó các mẫu thu vào mùa thu đa dạng hơn do có xuất hiện thêm các họ Odonata, Coleoptera và Heteroptera. Chỉ số BMWP-PL cao hơn vào mùa hè và mùa thu so với mùa xuân. Sự tương quan giữa hàm lượng oxy trong nước và số cá thể của ấu trùng Plecoptera và Trichoptera cũng được báo cáo (Krolak and Korycinska, 2008). Các chỉ số sinh học dựa vào cấu trúc quần thể ĐVKXSCL cũng có liên quan đến đặc điểm địa lý của vùng nghiên cứu. Chỉ số BMWP-PL được thiết lập trên cơ sở nghiên cứu 49 dòng sông ở Ba Lan. Đặc điểm của các họ ĐVKXSCL ở đây được xác định và cho điểm từ 1-10. Các họ nhạy cảm với sự ô nhiễm như ấu trùng của các họ Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera được cho điểm cao, trong khi đó các họ chịu đựng được môi trường ô nhiễm như Oligochaeta, một số họ của Diptera (Chironomidae, Culicidae), Hirudinea (Erpobdellidae, Hirudinidae), Crustacea (Asellidae) được cho điểm thấp hơn. Tổng số điểm của tất cả các họ được ghi nhận và kết quả cho phép phân loại chất lượng nước từ 1 đến 5 (Krolak and Korycinska, 2008).

2.3.2 Khu vực Bắc Mỹ

Ở Bắc Mỹ quan trắc sinh học được phát triển theo hướng có phần khác với Châu Âu và bị ảnh hưởng nhiều qua công việc ban đầu của Patrick (1949) và nhờ ý tưởng của MacArthur and Wilson (1967), Patrick đã nghiên cứu chủ yếu về tảo silic và đã sử dụng các dẫn liệu về số lượng loài sinh vật trong các nhóm chi thị nhưng không quan tâm đến những dấu hiệu đặc hiệu. Tác giả cho rằng quần xã là kết quả của sự đổi mới liên tục thông qua sự di nhập vào địa phận và sự diệt vong của loài, như vậy khái niệm về những loài chi thị chưa chắc đã có giá trị. Nhiều nhà sinh vật học ở Mỹ thích sử dụng chỉ số đa dạng định lượng và vừa mới đây mới quay lại với việc lấy mẫu định lượng kết hợp với phát triển các quy trình lấy mẫu nhanh (Lê Văn Khoa và *ctv.*, 2007). Metcalfe (1989) đã tổng kết việc ứng dụng của quan trắc quần xã ĐVKXSCL, trong đó một số ý kiến cho rằng cấu trúc quần xã ĐVKXSCL chưa đủ nhạy cảm để phân biệt các điều kiện môi trường và phân loại các mức độ ô nhiễm. Tuy nhiên, các nghiên cứu cho thấy nhiều lợi ích và tính hiệu quả khi sử dụng ĐVKXSCL để đánh giá các phản ứng của hệ sinh thái, những thay đổi chất lượng nước dù nhỏ cũng dẫn đến sự chọn lựa cấu trúc quần xã phù hợp với hệ sinh thái đó. Vì vậy, cần kết hợp giữa phương pháp cấu trúc quần xã và loài chi thị để cho kết quả đánh giá hiệu quả nhất (Rosenberg and Resh, 1993). Các nhà sinh thái học cơ bản và ứng dụng ở Bắc Mỹ đánh giá các tác động dựa trên lý thuyết cân bằng sinh thái và các phép đo đa dạng như chỉ số Shannon-Weaver (1949). Một loạt các chỉ số kết hợp số loài và mật độ (tuyệt đối và tương đối) ra đời và chúng được chấp nhận ngay trong các phương pháp đánh giá chất lượng nước. Trừ khi tính chính xác của định loại không cần thiết (chỉ yêu cầu phân riêng các taxa), các chỉ số đa dạng đã chứng minh tính thiết thực của nó. Một số chỉ số được ứng dụng khá rộng rãi (Simpson, 1949; Margalef, 1958; Shannon-Weaver, 1949; Menhinick, 1964) (trích bởi Phạm Anh Đức, 2014). Phần lớn trong môi trường nước ngọt ở Bắc Mỹ, nhóm côn trùng thủy sinh có thành phần loài đa dạng nhất, chiếm khoảng 70% tổng số loài được ghi nhận (Rosenberg *et al.*, 1997)

2.3.3. Một số quốc gia ở Châu Á

2.3.3.1 Ấn Độ

Trước đây hiện trạng ô nhiễm ở sông Khan của Ấn Độ, Rao *et al.* (1978) cho rằng tỉ lệ của Polychaeta trên tổng số cá thể của ĐVKXSCL sống đáy có thể được sử dụng trong đánh giá chất lượng nước trên sông, kết quả của nghiên cứu đã nhấn mạnh nước bị ô nhiễm nặng bởi các chất dinh dưỡng và sự ô nhiễm từ nước thải công nghiệp khi số lượng của Polychaeta chiếm trên 80% tổng mật độ ĐVKXSCL sống đáy.

Ở Ấn Độ, De Zwart and Trivedi (1994) đã chuyển đổi điểm số BMWP để sử dụng ở Ấn Độ bằng cách loại ra một số họ không có ở Ấn Độ và thêm vào một số họ khác có ở Ấn Độ và họ đã phân phối điểm số như sau: Syrphidae (2 điểm), Blepharoceridae, Psephenidae, Noteridae, Belostomatidae, Hebridae và Veliidae (5 điểm), Nereidae, Nephthyidae, Palaemonidae, Atyidae, Thiaridae (6 điểm). Một vài điểm số đã được phân phối trong hệ thống gốc cũng được thay thế để phản ánh các mức độ khác nhau về sự chống chịu của các họ nhất định đã được tìm thấy tại các con sông của Ấn Độ. Hai họ được cho là chống chịu tốt hơn so với điểm số gốc đã được giảm xuống đó là Dugesidae từ 5 xuống 4 điểm và Agriidae từ 8 xuống 6 điểm, trong khi đó 2 họ được coi là ít chống chịu và điểm số của nó được tăng lên, đó là Hydrobiidae (Bithyniidae) từ 3 lên 6 điểm và Platycnemididae từ 6 lên 8 điểm. Sau đó, hệ thống điểm BMWP đã được chấp nhận trên cả nước và đã được ứng dụng trong mạng lưới quan trắc chất lượng nước quốc gia tại 1.029 điểm thu thuộc 592 dòng sông (Akolkar *et al.*, 2008).

2.3.3.2 Thái Lan

Phương pháp quan trắc sinh học được khởi xướng vào những thập niên 1990 bằng cách sử dụng chỉ số BBI để đánh giá chất lượng nước ở nhiều dòng sông của Thái Lan và Indonesia, kết quả cho thấy chỉ số BBI có khả năng ứng dụng ở các nước nhiệt đới. Sau đó, Mustow (1997) đã nghiên cứu quần xã ĐVKXSCL ở 23 điểm thuộc hệ thống sông Mae Ping, Thái Lan. Đồng thời với việc chấp nhận một số thay đổi như đề xuất của De Zwart and Trivedi (1994), tác giả còn đưa ra một số thay đổi cho phù hợp với điều kiện ở Bắc Thái Lan. Theo Mustow (1997), ở Thái Lan có những họ chỉ có ở Thái Lan mà không có ở bảng số gốc của Anh, có những họ có cả ở Thái Lan và ở Anh, nhưng cần phải thay đổi lại điểm số của chúng cho phù hợp với điều kiện ở Thái Lan. Tác giả đã đề nghị 10 họ cần được điều chỉnh bổ sung và hệ thống điểm BMWP đã được sửa đổi và gọi là điểm số BMWP^{THAI}. Phương pháp sử dụng chỉ số BMWP/ASPT được sử dụng phổ biến nhất ở Thái Lan. Các nghiên cứu cho thấy phương pháp này thích hợp nhất nhưng điểm của các họ trong hệ thống này cần được điều chỉnh cho phù hợp với hệ động vật ở từng địa phương. Ngoài ra, Wongkam *et al.* (1999) sử dụng các chỉ số sinh học để đánh giá những tác động môi trường ở vùng thượng nguồn của sông Mae Klang. Mười vị trí dọc theo sông Mae Klang được thu mẫu ở các mùa khác nhau trong năm 1994, trong đó 4 nhóm sinh vật bao gồm thực vật nổi, vi khuẩn, protozoa và ĐVKXSCL được sử dụng làm sinh vật chỉ thị để phát hiện những tác động khác nhau ở các vị trí thu mẫu. Thành phần ĐVKXSCL sống đáy trên sông Thachin của Thái Lan đã xác định tổng cộng 79 loài và 4 loài

không xác định được thuộc 6 ngành, 11 lớp, 29 bộ, 50 họ, 66 giống. Các loài chiếm ưu thế phát hiện được ở nghiên cứu này như *Ophidonais sp.*, *Branchiura sp.*, *Paphia undulata* và *Polas dactylus* (Sripongpun, 2000).

2.3.3.3 Trung Quốc

Giai đoạn từ cuối thập niên 1970 đến thập niên 1980, các cơ quan nhà nước, các viện nghiên cứu và Trường Đại học đã giới thiệu các phương pháp định lượng và các chỉ số sinh học khác nhau để đánh giá chất lượng nước dọc theo các con sông Yangtze, Zhujiang, Jiyun và các con sông khác (Wang, 2002). Chỉ số đa dạng Shannon-Weaver về ĐVKXSCL sống đáy đã được ứng dụng trong quan trắc sinh học ở các cơ quan nhà nước từ năm 1982 (Hwang, 1982) (trích bởi Hoàng Thị Thu Hương, 2009). Ngoài ra, Qi (1991) đã sử dụng ĐVKXSCL làm sinh vật chỉ thị để đánh giá chất lượng nước ở sông Zhjiang, kết quả cho thấy các nhóm chiếm ưu thế ở khu vực nghiên cứu là Polychaeta, Oligochaeta và *Corbicula fluminea*. Trong nghiên cứu này tác giả đã sử dụng chỉ số BPI (Biological Pollution Index) để phân tích quần thể động vật đáy và chỉ số này có mối tương quan chặt chẽ với hàm lượng DO và BOD của nước sông. Ngoài ra, chỉ số FMI (Family Monitoring Index) cũng được dùng để đánh giá chất lượng nước ở sông Jia-hua của Trung Quốc. Phương pháp bán định lượng sử dụng chỉ số EPT và tính toán chỉ số FBI lần đầu tiên được sử dụng trong quan trắc chất lượng nước ở các dòng sông vào năm 1992 (Yang *et al.*, 1992). Giá trị chịu đựng ô nhiễm của ĐVKXSCL sống đáy đã được xác định ở khu bảo tồn thiên nhiên Lushan (Wang *et al.*, 2005).

2.3.3.4. Malaysia

Bishop (1973) đã nghiên cứu ĐVKXSCL phục vụ quan trắc sinh học ở các con sông vùng nhiệt đới, sự hiểu biết về ĐVKXSCL nước ngọt trong vùng còn hạn chế và chỉ một vài loài có liên quan mới được mô tả. Nghiên cứu ban đầu được tiến hành để đánh giá tiềm năng của ĐVKXSCL sống đáy (chỉ xác định đến bậc họ) trong dự báo chất lượng nước ở sông Linggi của Negeri Sembilan. Năm trạm thu mẫu đã được thiết lập với dự báo chất lượng nước ở các khu vực khác nhau, kết quả cho thấy chất lượng nước ở các trạm khác nhau, chất lượng nước giảm dần ở vùng hạ nguồn do lúc này sông chảy vào khu vực đô thị, khu dân cư và cuối cùng chảy ra eo biển Melaka, chỉ số đa dạng và chỉ số phong phú đạt giá trị cao ở vùng thượng nguồn và thấp ở hạ nguồn. Các nhóm chống chịu như Chironomidae, Tubificidae, Lumbriculidae có mặt ở hầu hết các trạm và thể hiện sự tương quan nghịch với chất lượng nước. Ngoài ra các nhóm nhạy cảm cũng có chỉ số đa dạng rất cao như Ephemeroptera, Plecoptera và Trichoptera (Ahmad *et al.*, 2002).

Chỉ số đa dạng Shannon, chỉ số ưu thế Margalef và chỉ số đồng đều Pielou được sử dụng để so sánh hiện trạng chất lượng nước dựa trên sự ưu thế và sự đa dạng của quần thể. Hệ thống điểm BMWP được tính toán để xác định sự ô nhiễm hữu cơ trong hệ sinh thái, kết quả nghiên cứu ở sông Linggi cho thấy chỉ số đa dạng có mối tương quan cao hơn chỉ số chất lượng nước (WQI) khi so sánh với các chỉ số sinh học. Các thông số chất lượng nước và sự ưu thế của côn trùng thủy sinh đã được nghiên cứu ở sông Telipok, Sabah, Malaysia (Budin *et al.*, 2007).

Ngoài ra, một số quốc gia khác cũng đã và đang sử dụng phương pháp quan trắc sinh học trong đánh giá chất lượng nước như: Hàn Quốc, Nhật, Indonesia, Nepal,....

2.4 Các phương pháp sử dụng trong quan trắc sinh học

2.4.1 Sự lựa chọn các nhóm sinh vật sử dụng trong quan trắc sinh học

Nhiều loại sinh vật khác nhau từ vi khuẩn, virus đến thực vật bậc cao và cá đã được chứng minh là các sinh vật phù hợp trong quan trắc sinh học (Hellowell, 1986). Ở Châu Á, khoảng 80% các chương trình quan trắc sử dụng động vật không xương sống. Nhóm phổ biến thứ hai là thực vật nổi, đặc biệt là tảo khuê (Gallacher, 2001). Các nghiên cứu quan trắc sinh học do chương trình quan trắc sức khỏe sinh thái (Ecological Health Monitoring) ở các dòng sông của MRC sử dụng 3 nhóm động vật không xương sống: (1) ĐVKXSCL ven bờ, (2) ĐVKXSCL sống đáy ở các vùng nước sâu, (3) động vật nổi trong cột nước và (4) tảo khuê đáy cho vùng ven bờ (MRC, 2008). Mặc dù động vật nổi ít được sử dụng trong các chương trình quan trắc sinh học vùng ven bờ, tuy nhiên những nghiên cứu cơ bản đã chứng minh rằng đây là nhóm sinh vật có giá trị trong việc sử dụng để đánh giá chất lượng nước (Davison *et al.*, 2006).

Việc sử dụng tảo khuê và 3 nhóm động vật không xương sống trong 3 hệ sinh thái khác nhau (vùng ven bờ, vùng nước sâu và trong cột nước) có những thuận lợi riêng biệt (Resh, 2007). Động vật không xương sống là sinh vật chỉ thị tốt các điều kiện tại chỗ. Trước tiên, chúng là những sinh vật nhạy cảm và thể hiện sự di cư trong một giới hạn nào đó khi môi trường sống có hiện tượng bất thường xảy ra, chúng thường có phản ứng đối với những tác động như khi có thuốc trừ sâu hoặc gia tăng hàm lượng bùn trong nước. Thứ hai, bởi vì vòng đời của chúng phức tạp và quan trọng đối với các bậc dinh dưỡng cao hơn trong chuỗi thức ăn, động vật không xương sống phản ánh các tác động tích lũy của các biến động môi trường trong thời gian ngắn. Cuối cùng, các cá

thể động vật không xương sống nhạy cảm ở các mức độ ô nhiễm khác nhau, chúng có giá trị làm sinh vật chỉ thị cho cả các tác động chung và các loại tác động riêng biệt.

Động vật không xương sống ven bờ phản ứng lại với những thay đổi trong quá khứ khi có sự tác động của con người như: chất thải sinh hoạt, phân bón hoặc thuốc trừ sâu hoặc sự gia tăng hàm lượng bùn do sự xói mòn và quá trình lắng tụ các trầm tích. Thêm vào đó, việc thu mẫu cần rất ít trang thiết bị và việc đánh giá đối với các hệ sinh thái ven bờ dễ dàng. Sự hiện diện của động vật đáy ở các dòng sông sâu là sinh vật chỉ thị có giá trị đối với các thay đổi gây sốc của các yếu tố môi trường nước. Những sinh vật này ít đa dạng hơn so với những sinh vật được tìm thấy ở các vùng ven bờ. Khác với các động vật không xương sống ở giữa dòng hoặc vùng ven bờ, động vật nổi quan trọng trong quan trắc sinh học ở các dòng sông lớn bởi vì chúng phản ánh những thay đổi xảy ra trong cột nước hơn là trên nền đáy. Tảo khuê đáy là sinh vật chỉ thị có giá trị đối với các tác động trong thời gian ngắn bởi vì chúng có tốc độ tăng trưởng nhanh và vòng đời ngắn. Hơn nữa, bởi vì chúng là năng suất sinh học sơ cấp nên chúng phản ứng nhanh với những thay đổi của cả yếu tố lý học và hóa học của môi trường (MRC, 2010).

2.4.2 Việc lựa chọn các thông số hóa lý trong quan trắc sinh học

Ở Đức, phương pháp quan trắc sinh học đã được ứng dụng để đánh giá tình trạng chất lượng nước cho các dòng sông cách đây hơn 100 năm nhưng nhiều nước khác lại sử dụng các thông số thủy lý hóa để đánh giá. Ngày nay, việc đánh giá chất lượng nước sử dụng kết hợp cả phương pháp sinh học và lý hóa học. Phương pháp lý hóa học chỉ đánh giá chất lượng nước tại thời điểm thu mẫu, ngược lại phương pháp sinh học có thể cung cấp thông tin chất lượng nước cả trong quá khứ và hiện tại bởi các sinh vật hiện diện trong môi trường nước có đời sống đủ dài để phản ánh đặc tính môi trường nước nơi chúng phân bố. Các thông số hóa lý bao gồm độ trong, độ đục, nhiệt độ, DO, pH và EC. Chú ý phải kiểm soát để hiệu chỉnh và tuân thủ nghiêm ngặt các qui định khi sử dụng các thiết bị đo bằng điện cực (MRC, 2010).

2.4.3 Các phương pháp quan trắc sinh học

Những phương pháp sử dụng trong quan trắc sinh học có thể chia thành hai loại: Phương pháp loài đơn lẻ và phương pháp đa loài. Phương pháp loài đơn lẻ là sử dụng phản ứng của các loài đơn lẻ bao gồm các loài chỉ thị, các sinh vật nhạy cảm và sinh vật tích tụ. Phương pháp đa loài sử dụng những phản ứng đa loài (quần xã) thông qua các chỉ số sinh học và chỉ số đa dạng (Lê

Văn Khoa và *ctv.*, 2007). So sánh sử dụng các nhóm sinh vật trong quan trắc chất lượng nước đã được tổng kết bởi Hellawell (1986) (Bảng 2.1).

Nhiều phương pháp đã được sử dụng để phân tích những ảnh hưởng của các hoạt động của con người lên môi trường thủy sinh. Chúng gồm có phương pháp lý hóa học và phương pháp sinh học, trong đó phương pháp sinh học sử dụng các sinh vật bao gồm: vi khuẩn, cá và các sinh vật thủy sinh khác làm sinh vật chỉ thị. Mặc dù theo Resh and Unzicker (1975), ĐVKXSCL ít được sử dụng trong các chương trình quan trắc, nhưng chúng đã được chứng minh là các sinh vật hữu ích trong quan trắc chất lượng nước ở hai phương pháp khác nhau, đó là các nghiên cứu về đa dạng quần thể và sử dụng chúng làm sinh vật chỉ thị. Tuy nhiên, theo thống kê của Hellawell (1986), trong số các nhóm sinh vật được sử dụng trong quan trắc chất lượng nước thì ĐVKXSCL là nhóm sinh vật sử dụng phổ biến nhất với 26% (Bảng 2.1).

Bảng 2.1: Các nhóm sinh vật được sử dụng trong quan trắc chất lượng nước

STT	Taxon	Mức độ thường xuyên(%)
1	Virus	1,0
2	Vi khuẩn	15,0
3	Nấm	3,5
4	Nấm men	2,5
5	Vi tảo	25,0
6	Thực vật lớn thủy sinh	3,5
7	Động vật nguyên sinh	17,5
8	ĐVKXSCL	26,0
9	Cá	6,0

(Nguồn: Hellawell, 1986)

2.4.3.1 Động vật không xương sống cỡ lớn (Macroinvertebrates)

Hầu hết các nhà nghiên cứu ở Châu Âu sử dụng nhóm thủy sinh như cá, thực vật bậc cao, thực vật nổi và tảo khuê cho việc quan sát và xác định hiện trạng sinh thái của các dòng sông (De Paw and Vanhooren, 1983). Nhiều sinh vật bao gồm sinh vật nổi (plankton), các sinh vật sống bám ở nền đáy (periphyton), vi tảo đáy (microphytobenthos), động vật đáy kích thước lớn (macrozoobenthos), thực vật bậc cao (macrophytes) và cá được sử dụng trong việc đánh giá chất lượng nước cho các dòng sông và suối (De Paw *et al.*, 1992).

Tuy nhiên, những kinh nghiệm từ các chương trình nghiên cứu ở Bắc Mỹ, Châu Âu và Châu Úc cũng như các nghiên cứu trên phạm vi lớn của hệ thống sông Cauvery ở Ấn Độ đã chứng minh rằng phương pháp quan trắc sinh học hữu dụng nhất để đánh giá chất lượng nước cho các dòng sông và suối chủ yếu là dựa vào ĐVKXSCL. Chúng là những sinh vật có ít nhất một giai đoạn

trong vòng đời của chúng sống trong hoặc trên nền đáy ở môi trường nước ngọt, bao gồm các loài giun dẹp, giun ít tơ, côn trùng thủy sinh và động vật thân mềm, là các nhóm sinh vật có thành phần loài phong phú nhất trong số các loài ĐVKXSCL sống đáy.

Có rất nhiều nghiên cứu sử dụng ĐVKXSCL sống đáy trong quan trắc sinh học, bởi vì chúng có môi trường sống giới hạn và khả năng di chuyển ít, chúng không thể thay đổi môi trường sống một cách nhanh chóng do vậy chúng phản ứng nhanh với bất cứ nguồn ô nhiễm nào xảy ra trong môi trường nên cấu trúc quần thể sẽ bị thay đổi. Bên cạnh đó, vòng đời của chúng đủ dài để có thể biết được các đặc điểm môi trường sống của chúng trước và sau khi ô nhiễm (Rosenberg and Resh, 1993).

Ở các thủy vực nước chảy ĐVKXSCL được xem như các sinh vật có kích thước đủ lớn để có thể bắt được bằng lưới hoặc giữ lại trên sàng với kích cỡ mắt lưới từ 250-1.000 μ m và có thể nhìn thấy bằng mắt thường với kích thước hầu hết lớn hơn 1 mm (De Pauw and Vanhooren, 1983; Sladeczek, 1973). Voshell and Reese (2002) cho rằng ĐVKXSCL giữ vai trò quan trọng trong các hệ sinh thái bởi vì chúng là nguồn thức ăn cho cá, lưỡng thê, chim sống nước, ngoài ra chúng còn tham gia vào việc phân hủy vật chất hữu cơ và dinh dưỡng. Phần lớn ĐVKXSCL có đời sống ở tầng đáy thủy vực và cư trú trong nền đáy (môi trường cư trú thường là nền đáy, mùn bã hữu cơ, khúc gỗ, thực vật bậc cao, tảo sợi,...) vì lý do này nên chúng thường được xem là ĐVKXSCL sống đáy. Ngoài ra, một số ít ĐVKXSCL sống ở bề mặt nước và bơi lội tự do trong tầng nước cũng được xem là sinh vật chỉ thị (Rosenberg and Resh, 1993). Tesfaye (1988) cho rằng sự ưu thế và thành phần loài của ĐVKXSCL sẽ biến động khi sự ô nhiễm nước tăng lên và vì thế có thể sử dụng chúng như là sinh vật chỉ thị trong quan trắc sinh học.

Việc ứng dụng quần xã ĐVKXSCL trong quan trắc sinh học, có một số ý kiến cho rằng cấu trúc quần xã ĐVKXSCL chưa đủ nhạy cảm để phân biệt các điều kiện môi trường và phân loại các mức độ ô nhiễm. Tuy nhiên, các nghiên cứu cho thấy nhiều lợi ích và tính hiệu quả khi sử dụng ĐVKXSCL để đánh giá các phản ứng của hệ sinh thái, những thay đổi chất lượng nước dù nhỏ cũng dẫn đến sự chọn lọc cấu trúc quần xã phù hợp với hệ sinh thái đó. Vì vậy, cần kết hợp giữa phương pháp cấu trúc quần xã và loài chỉ thị để cho kết quả đánh giá hiệu quả nhất (Rosenberg and Resh, 1993).

Động vật không xương sống cỡ lớn nước ngọt được sử dụng làm sinh vật chỉ thị để đánh giá chất lượng nước của các sông, suối bởi các lý do sau: (1) Một số loài rất nhạy cảm với môi trường nước bị ô nhiễm, những thay đổi môi

trường sống và môi trường khắc nghiệt, trong khi các loài khác thì chịu đựng được sự ô nhiễm tốt hơn, (2) Nhiều loài sống trong môi trường nước trên một năm, (3) Nhiều loài sống cố định, chúng không thể thoát ra khỏi môi trường nước ô nhiễm giống như cá và chim và (4) Dễ dàng thu thập mẫu. Có hai phương pháp thường sử dụng kết hợp để đánh giá chất lượng nước đó là sinh vật chỉ thị và các chỉ số đa dạng. Những thuận lợi chủ yếu trong việc sử dụng ĐVKXSCL trong quan trắc sinh học đã được tóm tắt bởi Hellawell (1986), Metcalfe (1989), De Pauw and Hawkes (1993) (trích bởi Rosenberg and Resh, 1993): quần thể ĐVKXSCL bao gồm nhiều đại diện có sự biến động lớn của các bộ thuộc hệ động vật trong vùng và khoảng dao động các loài như vậy sẽ cung cấp đủ khả năng có thể xảy ra để những loài nhạy cảm xuất hiện, sự thay đổi của ĐVKXSCL theo không gian và thời gian khá giới hạn. Chúng có thể được xem như những cư dân sinh sống trong các hệ sinh thái của vùng nghiên cứu và là những sinh vật sống hòa nhập với những điều kiện môi trường trong thời gian dài. Tuy nhiên, có những thuận lợi và khó khăn trong việc sử dụng ĐVKXSCL để đánh giá chất lượng nước (Bảng 2.2).

Bảng 2.2: Những thuận lợi và khó khăn trong sử dụng ĐVKXSCL để đánh giá chất lượng nước

Thuận lợi	Khó khăn
1. Là các sinh vật thường gặp trong môi trường nước, chúng dễ bị ảnh hưởng bởi điều kiện sinh thái và chất lượng nước với các mức độ dinh dưỡng khác nhau	1. Thu mẫu định lượng đòi hỏi phải thu mẫu với số lượng lớn nên tốn nhiều chi phí.
2. Nhiều loài phân bố rộng và nhạy cảm với những biến động các yếu tố môi trường	2. Các yếu tố khác ngoài các yếu tố môi trường nước có thể ảnh hưởng đến sự phân bố và sự ưu thế của các sinh vật
3. Đòi sống định cư trong tự nhiên cho phép phân tích được những biến đổi của môi trường của các nhóm sinh vật phân bố ở các vùng khác nhau	3. Sự biến động theo mùa có thể làm ảnh hưởng đến sự giải thích các kết quả nghiên cứu trong quá trình so sánh
4. Vòng đời dài cho thấy được những thay đổi thường xuyên hoặc gián đoạn, hoặc ảnh hưởng của mật độ khác nhau,...được giải thích theo	4. ĐVKXSCL có khuynh hướng trôi dạt nên không thuận lợi trong việc thu mẫu so với nhóm sống định cư
	5. Có quá nhiều phương pháp sẵn có để phân tích kết quả

thời gian	6. Sự hạn chế kiến thức phân loại học
5. Thu mẫu định tính và phương pháp phân tích mẫu đã được hoàn thiện, đơn giản, dụng cụ thu mẫu không đắt tiền	7. ĐVKXSCL sống đáy không nhạy cảm với những xáo trộn như là mầm bệnh và một số loại ô nhiễm
6. Sự phân loại của các nhóm sinh vật phổ biến và khóa phân loại sẵn có	
7. Nhiều phương pháp phân tích số liệu quần thể ĐVKXSCL đã được phát triển	
8. Các phản ứng của những loài thường gặp với các loại ô nhiễm nước khác nhau đã được thiết lập.	
9. ĐVKXSCL phù hợp đối với các nghiên cứu thực nghiệm	
10. Việc đo các thông số lý, hóa, sinh đối với stress của các cá thể sinh vật với những biến động của môi trường nước cũng đã được phát triển	

(Nguồn: Rosenberg and Resh, 1993)

Khi thu thập mẫu ĐVKXSCL, một số quan sát thực địa nên ghi chú đến sự biến động theo mùa có liên quan với sự hiện diện tỉ lệ lớn của các loài ĐVKXSCL, chủ yếu là côn trùng giai đoạn ấu trùng trong vòng đời của chúng. Ngoài ra, ĐVKXSCL thể hiện sự biến động lớn theo không gian ở những vị trí đặc biệt. Mẫu định lượng ĐVKXSCL không thể thu thập thường xuyên nên việc sử dụng loài ưu thế thường được ứng dụng để giải thích cho vấn đề này. Hơn nữa, ĐVKXSCL có thể bị cuốn trôi trong trường hợp bị lũ lụt hoặc dòng chảy quá nhanh, sự di cư hoặc sự xâm nhập của các loài ngoại lai (Van den Brink *et al.*, 1991).

Có khoảng hơn 100 phương pháp quan trắc sinh học khác nhau, trong đó khoảng 2/3 đánh giá sử dụng ĐVKXSCL. Các nhà khoa học ở châu Âu đã chứng minh phương pháp quan trắc thành công nhất là các phương pháp sử dụng quần thể ĐVKXSCL sống đáy (De Pauw and Hawkes, 1993).

2.4.3.2 Vai trò của ĐVKXSCL trong quan trắc chất lượng nước

Động vật không xương sống cỡ lớn không những có vai trò quan trọng trong chuỗi thức ăn của thủy vực mà còn giúp tiêu thụ các mảnh vụn hữu cơ và các chất dinh dưỡng khác nhằm làm giảm mức độ ô nhiễm của thủy vực (Voshell and Reese, 2002). Khi môi trường sống thay đổi hoặc bị ô nhiễm sẽ làm thay đổi cấu trúc thành phần loài của chúng, điều này cho thấy chúng rất nhạy cảm với những biến động các yếu tố môi trường, vì thế ĐVKXSCL thường được xem là sinh vật chỉ thị để đánh giá chất lượng nước mà chủ yếu trong môi trường nước ngọt bởi các ưu điểm của chúng như: (1) rất đa dạng, (2) khả năng chịu đựng được mức độ ô nhiễm môi trường nước dao động rất lớn, (3) có thể thu thập mẫu một cách dễ dàng bằng các dụng cụ đơn giản, (4) vòng đời của chúng dài, dao động từ vài tuần đến vài năm, và (5) dễ dàng tìm thấy trong môi trường nước.

Ở các thủy vực nước ngọt, các nhóm ĐVKXSCL thường gặp bao gồm Oligochaeta (giun ít tơ), Polychaeta (giun nhiều tơ), Gastropoda (chân bụng), Bivalvia (hai mảnh vỏ), Crustacea (giáp xác) và Insecta (côn trùng) chủ yếu giai đoạn ấu trùng và đây là các sinh vật hữu ích có vai trò làm sinh vật chỉ thị trong việc đánh giá chất lượng nước. Tuy nhiên, mỗi nhóm ĐVKXSCL đều có đặc tính sinh thái khác nhau, ví dụ như các loài *Tubifex tubifex* và *Limnodrilus hoffmeisteri* thuộc họ Tubificidae (lớp Oligochaeta) chỉ thị cho môi trường nước bị ô nhiễm hữu cơ và có khả năng tồn tại trong điều kiện thiếu oxy (Mason, 2002). Trong khi đó, giun nhiều tơ *Namalycastis longicirris* phát triển mạnh và chiếm ưu thế ở khu vực có nền đáy bùn nhuyễn màu đen, mùi hôi với nhiều xác bã hữu cơ (Lê Văn Thọ và Đỗ Thị Bích Lộc, 2012). Ngoài ra, Utzinger *et al.* (1997) kết luận rằng sự phân bố của các loài ốc nước ngọt là kết quả của sự tương tác các yếu tố sinh thái khác nhau, chúng thể hiện khả năng chịu đựng mức ô nhiễm cao và thích nghi với sự biến động theo mùa của các yếu tố lý hóa học. Bên cạnh đó, ấu trùng của côn trùng thủy sinh thuộc các bộ Ephemeroptera (phù du), Plecoptera (cánh úp) và Trichoptera (cánh lông) là các sinh vật rất nhạy cảm và thích nghi với môi trường nước sạch, ngược lại bộ Diptera (hai cánh) có khả năng chịu đựng được mức độ ô nhiễm cao (Rossaro *et al.*, 2007), do đó chúng được sử dụng làm sinh vật chỉ thị trong quan trắc sinh học để đánh giá mức độ ô nhiễm của thủy vực. Việc đánh giá chất lượng nước bằng phương pháp sinh học là dựa vào số lượng của các sinh vật chịu đựng được sự ô nhiễm để so sánh với các sinh vật nhạy cảm, nếu một thủy vực có số lượng ĐVKXSCL chịu đựng được ô nhiễm chiếm tỉ lệ cao và không có sự hiện diện của sinh vật nhạy cảm thì thể hiện chất lượng nước kém (Voshell and Reese, 2002).

2.5 Đặc điểm phân bố và môi trường sống của động vật không xương sống cỡ lớn

2.5.1 Sự phân bố của động vật không xương sống cỡ lớn

Các nhóm ĐVKXCL bao gồm: Polychaeta, Oligochaeta, Gastropoda, Bivalvia, Crustacea, Insecta,... Chúng có lối sống rất khác nhau và phụ thuộc vào tính chất nền đáy của thủy vực (nền đáy bùn, cát, cát-bùn, bùn-cát, bùn đã và đang phân hủy, đất phèn, đất mặn, đất phèn mặn,...). Các nhóm loài sống trong môi trường bùn, bùn-cát hoặc mùn bã thực vật được chia thành hai nhóm, gồm: (1) Nhóm loài sống trên mặt bùn (epifauna) gồm các loài giun nhiều tơ sống tự do Errantia-Polychaeta; các loài ốc, hai mảnh vỏ như *Corbiculidae*, *Amblemidae*, *Aloididae*, *Viviparidae*, *Thiaridae*,...; giáp xác Amphipoda, Isopoda, Tanaidacea; một số loài ấu trùng chuồn chuồn Odonata, ấu trùng Trichoptera; ấu trùng hai cánh họ Chironomidae; (2) Nhóm loài sống trong bùn hoặc cắm cơ thể sâu vào lớp bùn (infauna) gồm giun nhiều tơ sống định cư Sedentaria (Polychaeta), giun ít tơ thuộc họ Tubificidae. Nhóm loài sống cắm trong bùn có nhu cầu oxy thấp hơn nhóm loài sống trên mặt bùn. Chúng thường chỉ thị cho chất lượng nước bị nhiễm bẩn ở mức bẩn vừa đến bẩn nặng (Phạm Văn Miên và Lê Trinh, 2004). Sự ưu thế của Oligochaeta và Chironomidae cũng như một số loài của lớp đĩa thuộc họ Erpobdellidae và Glossiphonidae thể hiện đặc tính phân bố ở các dòng sông bị ô nhiễm nặng. Các nhóm thích nghi với môi trường nước sạch như: Ephemeroptera, Trichoptera, Bivalvia xuất hiện ở các dòng sông (Koprowska and Jabłońska-Barna, 2007). Nhóm hên nước ngọt, trai bám, ấu trùng côn trùng có độ đa dạng cao tại các khu vực phía thượng nguồn. Tại các khu vực phía hạ nguồn bao gồm nhóm các loài trùn chỉ, ấu trùng muỗi sống trong môi trường ô nhiễm hữu cơ có độ đa dạng cao.

Thành phần loài ĐVKXSCL sống đáy đặc trưng bởi các loài nước ngọt như các loài hên sông, trai bám, ấu trùng côn trùng, giun nhiều tơ và trùn chỉ. Trong đó, tại các điểm về phía thượng nguồn và ở khu vực giữa sông nơi có nền đáy là cát sỏi, nước chảy mạnh nhóm các loài trai bám, giun nhiều tơ, ấu trùng côn trùng bộ Chuồn chuồn (Odonata), ấu trùng bộ Cánh lông (Trichoptera) phân bố và phát triển mạnh. Tại các điểm về phía hạ lưu và khu vực gần hai bên bờ sông nơi có nền đáy là bùn nhuyễn, nhiều xác bã hữu cơ, nhóm các loài trùn chỉ, ấu trùng muỗi đỏ phân bố và phát triển mạnh (Lê Văn Thọ và Đỗ Thị Bích Lộc, 2012).

Số lượng họ ĐVKXSCL ở một số hệ thống kênh chính ở TPHCM không có sự khác biệt đáng kể theo mùa. Tuy nhiên có sự khác nhau lớn về thành phần loài trong họ. Sự khác biệt đó diễn ra chủ yếu ở các họ thuộc lớp

Côn trùng (Insecta) và lớp Giáp xác (Crustacea). Ngoài ra, các họ thuộc lớp Đia (Hirudinea) chỉ thấy xuất hiện vào mùa mưa, trái lại các họ thuộc lớp giun dẹp (Turbellaria) chỉ xuất hiện vào mùa khô. Số lượng cá thể ĐVKXSCL có sự khác biệt rõ nét theo mùa. Trong mùa khô số lượng cá thể cao hơn so với mùa mưa. Số lượng cá thể biến động lớn ở các họ thuộc lớp Chân bụng (Gastropoda), kể đến là các họ thuộc lớp Côn trùng (Insecta), lớp Giun ít tơ (Oligochaeta) và Giun nhiều tơ (Polycheata) (Trương Thanh Cảnh và Ngô Thị Trâm Anh, 2007).

Đa dạng sinh học ĐVKXSCL sống đáy và chất lượng nước sinh học nền đáy tại sông Vàm Cỏ Đông tỉnh Long An đã được Lê Văn Thọ và Phan Doãn Đăng (2012) thực hiện, kết quả cho thấy lớp Oligochaeta có số loài thấp và ít thay đổi qua các đợt khảo sát. Ngoài ra, Lê Văn Thọ và Đỗ Thị Bích Lộc (2012) khi nghiên cứu đa dạng sinh học động vật đáy cỡ lớn và chất lượng nước sinh học nền đáy sông Sài Gòn (đoạn chảy qua tỉnh Bình Dương) cũng cho thấy lớp Bivalvia và Oligochaeta có thành phần loài và số lượng loài không thay đổi giữa mùa mưa và mùa khô. Phạm Anh Đức và Đặng Quốc Dũng (2016) đã khảo sát được tổng cộng 42 loài động vật đáy trên sông Sài Gòn và các sông nhánh, Việt Nam, nghiên cứu cho thấy các hoạt động của con người ảnh hưởng mạnh mẽ đến sự ưu thế và phong phú của động vật đáy.

Nghiên cứu về quan trắc chất lượng nước sử dụng ĐVKXSCL và các thông số lý hóa học ở sông Behzat của Thổ Nhĩ Kỳ đã tìm thấy 67 taxa gồm Platyhelminthes (5 taxa), Annelida (10 taxa), Mollusca (11 taxa), Crustacea (2 taxa) and Insecta (39 taxa) (Duran, 2006). Cấu trúc quần thể ĐVKXSCL sống đáy ở dòng sông thuộc vùng Parana, Brazil đã tìm thấy 103 taxa thuộc 5 nhóm, trong đó chân khớp có thành phần loài phong phú nhất, đặc biệt là côn trùng thủy sinh. Các nhóm Chironomidae, Ephemeroptera, Coleoptera và Trichoptera có mật độ cao hơn các nhóm khác. Vùng giữa nguồn có mật độ, tính đa dạng và sự ưu thế của động vật đáy cao hơn các nhóm khác, sự phân bố của động vật đáy bị ảnh hưởng bởi đặc điểm của vị trí thu mẫu thuộc nước tĩnh hay nước chảy (Bagatini *et al.*, 2012). Tổng cộng có 340 taxa thuộc 113 họ, 23 bộ, 5 ngành được xác định ở 5 dòng sông chính của Hàn Quốc như sông Han (HRW), sông Nakdong (NRW), sông Geum (GRW), sông Youngsan (YRW) và sông Seomjin (SRW). Trong đó, côn trùng thủy sinh có thành phần loài phong phú nhất với 272 loài gồm 144 taxa thuộc Ephemeroptera, Plecoptera và Trichoptera (EPT; 62 phù du, 24 cánh úp và 58 bướm đá) và 35 loài Diptera (Jun *et al.*, 2016). Nghiên cứu về tính đa dạng và sự phân bố của động vật đáy tại 3 vị trí thu mẫu trên sông Ayiroor, Kerala, miền Nam của Ấn Độ đã khảo sát được 312 cá thể động vật đáy thuộc

4 taxa (Insecta, Oligocheata, Bivalvia and Gastropoda) và 3 ngành (Arthropoda, Mollusca và Annelida), trong đó Arthropoda là nhóm chiếm ưu thế với 70% tổng số lượng động vật đáy, kể đến là Mollusca (22%) và Annelida (8%) (Ambili and Reenamole, 2013).

. 2.5.2 Đặc điểm môi trường sống của Động vật không xương sống cỡ lớn

Sự đa dạng thành phần loài ĐVKXSCL có tương quan thuận với chất lượng nước, do đó các hoạt động của con người có thể làm suy giảm hệ sinh vật trong nước, bất cứ các hoạt động nào của con người trong vùng có hệ thống cấp thoát nước đều có thể gây ra sự thay đổi các yếu tố lý hóa học, điều này làm tác động xấu đến quần thể ĐVKXSCL sống đáy (Haileselasie and Teferi, 2012). Các yếu tố lý hóa học của các dòng sông và suối ở các nước nhiệt đới bị ảnh hưởng rất lớn do các hoạt động của con người, do sự thay đổi việc sử dụng tài nguyên đất, hoạt động sản xuất nông nghiệp và công nghiệp hóa gia tăng, tất cả các hoạt động này làm ảnh hưởng trực tiếp hoặc gián tiếp đến tốc độ dòng chảy và điều đó gây ảnh hưởng đến quần thể ĐVKXS sống đáy (Pringle *et al.*, 2000; Wishart *et al.*, 2000). Ngoài ra, sự phân bố và sự ưu thế của các sinh vật thủy sinh trong quần thể động vật đáy phụ thuộc vào nhiều yếu tố, Bazzanti and Seminara (2004) cũng cho rằng những khác biệt về độ phong phú và thành phần loài của sinh vật đáy là do sự khác nhau về đặc tính lý hóa học của các hệ sinh thái thủy sinh. Hai yếu tố quan trọng nhất ảnh hưởng đến sự phân bố của ĐVKXSCL là tính chất nền đáy và vật chất lơ lửng trong tầng đáy của thủy vực. Hơn nữa, một số yếu tố lý hóa học cũng ảnh hưởng có ý nghĩa đến sinh khối và tính đa dạng của ĐVKXSCL bao gồm: độ dốc của thủy vực, nhiệt độ nước và chiều rộng của thủy vực (Newlon and Rabe, 1977). Theo Voshell and Reese (2002) các yếu tố thủy lý quan trọng ảnh hưởng đến sự phân bố của động vật đáy bao gồm nhiệt độ nước, thể tích nước, lưu tốc dòng chảy, tính chất nền đáy và mối quan hệ năng lượng. Mặt khác, kết quả của nhiều nghiên cứu cũng cho thấy các yếu tố môi trường nước cũng ảnh hưởng nhiều đến biến động quần thể ĐVKXSCL (Subramanian and Sivaramakrishnan, 2007). Tương tự, Sittilert (1985) cho rằng có mối quan hệ có ý nghĩa giữa tính đa dạng thành phần loài ĐVKXSCL với các yếu tố môi trường nước bao gồm DO, pH và độ mặn khi nghiên cứu ở sông Thachin, Thái Lan. Do vậy, các yếu tố môi trường nước cũng được sử dụng nhiều trong quan trắc sinh học như là: độ mặn, nhiệt độ nước, pH, DO, BOD, TSS, TDS...

Quần thể Gastropoda thể hiện sự tương quan thuận với nhiệt độ, TDS, EC, độ cứng và độ mặn. Tuy nhiên, mật độ của Gastropoda có mối tương quan nghịch với giá trị pH, độ trong và hàm lượng DO (Saddozai *et al.*, 2013). Một

số yếu tố sinh thái ảnh hưởng đến sự phát triển của chúng là nhiệt độ, pH, DO, độ dẫn điện, tổng hàm lượng các muối hòa tan, độ sâu và phần trăm của thực vật bậc cao (Hussein *et al.*, 2011). Bên cạnh đó, vật chất hữu cơ trên nền đáy (BOM, Benthic Organic Matter) thủy vực là nguồn thức ăn chủ yếu cho ĐVKXS và một số loài cá ở các dòng sông. Thành phần của quần thể ĐVKXS phụ thuộc nhiều vào những biến động sinh thái như nguồn thức ăn, tính chất nền đáy, pH, nhiệt độ, hàm lượng oxy hòa tan, lưu tốc dòng chảy và sự tác động lẫn nhau giữa các sinh vật trong môi trường nước (Yamamuro, 2004).

2.5.2.1 Lưu tốc dòng chảy

Theo Allan (1995), lưu tốc nước cũng là một trong những yếu tố quan trọng nhất ảnh hưởng đến sự phân bố của ĐVKXSCL trên các sông, rạch. Dòng chảy sẽ hình thành nên hình dạng của các con sông, động vật không xương sống thủy sinh nhờ vào dòng chảy để mang các nguồn dinh dưỡng và các chất thải từ thượng nguồn đến hạ nguồn. Dòng chảy, chảy nhanh nhất ở tầng mặt và thấp nhất ở tầng đáy. Thủy vực có hình dạng đẹp sẽ giúp cho côn trùng sống trong khu vực này và không bị mang đi khỏi bởi dòng chảy (Voshell and Reese, 2002). Vùng thượng nguồn của sông rất quan trọng đối với sức khỏe của cả dòng sông bởi vì đây là nơi xuất phát các nguồn thức ăn và dinh dưỡng theo dòng chảy mang xuống vùng hạ nguồn.

2.5.2.2 Hàm lượng oxy hòa tan (DO)

Hàm lượng DO là yếu tố chính có ảnh hưởng nhiều đến biến động quần thể sinh vật trong các thủy vực bị ô nhiễm. Giá trị DO và pH có liên quan đến sự biến động và sự suy giảm của quần thể ĐVKXSCL. Qi (1991) sử dụng ĐVKXSCL làm sinh vật chỉ thị để đánh giá chất lượng nước ở sông Zhjiang, kết quả cho thấy Polychaeta, Oligochaeta và loài *Corbicula fluminea* chiếm ưu thế và tác giả đã sử dụng chỉ số ô nhiễm sinh học BPI (Biological Pollution Index) để phân tích quần thể động vật đáy trên sông, kết quả cho thấy chỉ số này có tương quan chặt chẽ với hàm lượng DO và BOD. Theo ghi nhận của Królak and Korycińska (2008) có mối tương quan nghịch có ý nghĩa thống kê giữa hàm lượng oxy và số cá thể của Hirudinea và Megaloptera ở sông Liwiec, Poland.

Các giống loài thuộc Oligochaeta về nguyên lý chúng không chịu đựng được hàm lượng DO thấp hơn 4mg/L, tuy nhiên một số loài như *Tubifex tubifex* có thể chịu đựng được hàm lượng DO rất thấp và có thể tồn tại và sinh sản trong điều kiện kỵ khí. Đây cũng là loài có thể chịu đựng được điều kiện thiếu oxy, tăng hàm lượng H₂S và methane (Cvetkova, 1972; Palmer, 1968, trích bởi Sundic and Radujkovic, 2012).

2.5.2.3 Tiêu hao oxy hóa học (COD)

Vào mùa khô hàm lượng COD, tổng đạm, tổng lân và oxy hòa tan trong nước thay đổi rất lớn, hàm lượng chất ô nhiễm tăng rất cao làm cho một số loài nhuyễn thể như *Sinotaia sp.*, *Assiminea brevicula*, *Corbicula castanae*, *Mycetopoda siliquata* biến mất (Đương Trí Dũng và ctv., 2011). Hàm lượng COD biến động từ 18,3 đến 31,3 ppm, COD đạt giá trị thấp vào mùa mưa và thấp nhất vào mùa hè và điều này trùng hợp với giai đoạn mật độ ĐVKXSCL đạt thấp nhất.

2.5.2.4 Hàm lượng nitrat ($N-NO_3^-$) và hàm lượng phosphat ($P-PO_4^{3-}$)

Nghiên cứu của Królak and Korycińska (2008) cho thấy mối tương quan nghịch giữa hàm lượng các ion nitrat và phosphat với số cá thể của ấu trùng côn trùng. Hàm lượng nitrate được ghi nhận khá thấp trong suốt giai đoạn nghiên cứu (<1ppm) với giá trị đạt cao nhất vào mùa hè (0,91ppm) và thấp nhất vào mùa mưa (0,51 ppm). Tương tự, hàm lượng $P-PO_4^{3-}$ đạt cao nhất vào mùa hè (1,22 ppm), thấp nhất trong suốt mùa mưa (0,58 ppm) và dựa vào hàm lượng $P-PO_4^{3-}$ có thể phân loại đây là thủy vực giàu dinh dưỡng ở mức trung bình (mesoeutrophic) (Monbet and McKelvie, 2007).

Trong nhiều trường hợp, sự ưu thế và đa dạng của ĐVKXSCL thì tương quan nghịch với độ đục cao và hàm lượng dinh dưỡng (như nitrogen và phosphorus) trong cột nước, pH thấp (≤ 6) và tương quan thuận với hàm lượng oxy hòa tan (Stewart and Downing, 2008).

2.5.2.5 Độ mặn

Độ mặn là một trong những yếu tố quan trọng ảnh hưởng đến sự phân bố của ĐVKXSCL. Phần lớn bộ Odonata và Trichoptera chỉ xuất hiện ở độ mặn thấp hơn 10-15‰ Oligochaeta chỉ xuất hiện độ mặn dưới 5 ‰. Các bộ Plecoptera, Ephemeroptera, Hemiptera và Isopoda chịu đựng được độ mặn thấp (2-10 ppm). riêng Diptera có khả năng chịu đựng được khoảng dao động lớn của độ mặn (5 đến trên 50 ppm) (Rutherford and Kefford, 2005). Ngoài ra Krolak and Korycinska (2008), độ mặn của nước ảnh hưởng có ý nghĩa thống kê đến sự đa dạng của các họ côn trùng và ấu trùng của ĐVKXSCL như Ephemeroptera.

2.5.2.6 Tính chất nền đáy

Tính chất nền đáy của thủy vực là yếu tố vật lý cơ bản ảnh hưởng đến loài ưu thế và mật độ của ĐVKXSCL. Khi tiến hành thí nghiệm trên sông Junna, Trung Quốc, kết quả cho thấy thành phần ĐVKXSCL khác biệt có ý nghĩa khi nền đáy có kích thước hạt nhỏ và xốp, trong khi đó thành phần ĐVKXSCL ít bị ảnh hưởng bởi hình dạng và bề mặt nền đáy gồ ghề. Thành

phần ĐVKXSCL phân bố ở nền đáy có nhiều đá cuội ổn định và ít biến động theo thời gian. Loài ưu thế và mật độ của ĐVKXSCL ở các nền đáy có đá cuội và sỏi cao hơn so với nền đáy có nhiều cát to và cát mịn (Duan *et al.*, 2008).

Nền đáy sẽ cung cấp nguồn thức ăn và là nơi ẩn náu cho ĐVKXSCL. Sự suy giảm tính chất nền đáy có thể phá hủy quần thể ĐVKXSCL ngay cả khi chất lượng nước tốt. Các viên đá, sỏi và cát ở nền đáy sẽ giúp hình thành những các hốc khác nhau cho côn trùng thủy sinh trú ẩn ở các dòng sông có nước chảy mạnh. Lá cây rơi rụng, tảo và thực vật thủy sinh sẽ tạo môi trường sống thích hợp cho ĐVKXSCL ở các dòng sông có nước chảy chậm. ĐVKXSCL phát triển thích nghi tốt với đời sống trong môi trường này, ví dụ như một số ấu trùng caddishfly sẽ sử dụng các mảnh vụn trên nền đáy thủy vực nằm giữa các viên đá, lá cây hoặc nhánh cây. Ấu trùng stonefly có các vuốt nhọn giúp cho chúng giữ chặt và bò, trườn trên nền đáy ở các thủy vực có dòng chảy mạnh. Vùng hạ nguồn và các hồ lớn khi dòng chảy giảm thì nền đáy trở nên mịn hơn, ít pha trộn và nhiều nguồn dinh dưỡng hữu cơ hơn nhưng hàm lượng DO giảm. Các sinh vật sống trong môi trường này thường tạo ra những cái hang nhỏ để giữ thức ăn, tìm kiếm con mồi hoặc làm nơi cư trú. Phần lớn các ĐVKXSCL sống trong môi trường này được xem là các sinh vật chịu đựng được sự ô nhiễm (giun, ốc sên và ấu trùng muỗi,..), ngoại trừ một số trường hợp không theo qui luật này. Một số mayfly không chịu đựng được hàm lượng DO thấp và có thể tồn tại ở những cái hang nhỏ trong khu vực này (Voshell and Reese, 2002).

Dựa trên những phản ứng của chúng với các tính chất nền đáy khác nhau, kết quả cho thấy hàm lượng vật chất hữu cơ trên nền đáy thủy vực là nguồn thức ăn quan trọng nhất, ví dụ như sự phong phú của ĐVKXSCL sẽ giảm và chuỗi thức ăn bị thay đổi khi các dòng sông có nền đáy hữu cơ với kích cỡ hạt to (>1mm) chiếm tỉ lệ thấp (Hall *et al.*, 2000). Ở nền đáy có vật chất hữu cơ, sự gia tăng số lượng hàm lượng vật chất hữu cơ có mối tương quan thuận với thành phần ĐVKXS ở thủy vực nước chảy (Culp *et al.*, 1983). Khi nền đáy có hàm lượng mùn bã hữu cơ bị giới hạn thì ĐVKXS sẽ sử dụng các mảnh vụn hữu cơ làm thức ăn (Rowe and Richardson, 2001). ĐVKXS có liên quan đến những mảnh vụn hữu cơ trên nền đáy cát bởi vì đây là nguồn thức ăn quan trọng cho quần thể cá ở những dòng sông có nền đáy cát (Benke *et al.*, 1979). Hàm lượng BOM là nguồn năng lượng quan trọng trong chuỗi thức ăn và ảnh hưởng đến toàn bộ năng suất ở các dòng sông có nền đáy cát (Hall *et al.*, 2000). Tuy nhiên, hầu hết các nghiên cứu thực nghiệm và quan sát về mối quan hệ giữa BOM và ĐVKXS đều tập trung ở các sinh thái có nền đáy với

kích cỡ hạt to hơn những thủy vực có kích thước hạt nhỏ hơn như cát (kích cỡ hạt từ 63 μm đến 2 mm) (Culp *et al.*, 1983).

Thành phần loài ĐVKXS ven bờ đa dạng nhất ở các vị trí có tính chất nền đáy với hàm lượng vật chất hữu cơ cao, trong khi đó thành phần loài đạt thấp nhất được tìm thấy ở các vị trí với nền đáy có đất phù sa và nền đáy có phân hữu cơ (Ngô Xuân Quảng và *ctv.*, 2013).

2.5.2.7 Khả năng chịu đựng được sự ô nhiễm đối với các loài động vật không xương sống cỡ lớn khác nhau

Động vật không xương sống cỡ lớn là sinh vật chỉ thị tốt để đánh giá chất lượng nước bởi vì chúng khác nhau về tính nhạy cảm đối với sự ô nhiễm nước, chúng là các nhóm sống ở nền đáy hoặc ít nhất có một giai đoạn trong chu kỳ phát triển sống ở nền đáy. Một số động vật đáy rất nhạy cảm và không thể tồn tại trong môi trường nước bị ô nhiễm. Một số loài khác ít nhạy cảm hơn và có thể được tìm thấy ở cả các dòng sông bị ô nhiễm nặng. Động vật đáy thường sống ở điều kiện sinh thái giống nhau trong suốt vòng đời của chúng. Việc thu mẫu động vật đáy trong hiện tại có thể cho thấy cái nhìn tổng thể về diễn biến chất lượng nước ở thời điểm một vài tháng trong quá khứ. Nếu chất lượng nước kém, sự ô nhiễm có thể xảy ra ở một vài tháng trước đó và điều đó sẽ được phản ánh thông qua sự biến động của quần thể động vật đáy. Sử dụng động vật đáy để đánh giá chất lượng nước bởi nhiều lý do: (1) chúng là các sinh vật có mặt ở khắp nơi, (2) sống cố định và vòng đời dài, (3) một số loài nhạy cảm với sự ô nhiễm và một số loài khác chịu đựng được sự ô nhiễm và (4) dễ dàng thu mẫu và xác định.

Theo Sallenave (2015), ĐVKXSCL được chia ra làm 4 nhóm dựa trên tính nhạy cảm của chúng đối với sự ô nhiễm để phân loại chất lượng nước.

Nhóm 1: Các sinh vật nhạy cảm với sự ô nhiễm hữu cơ và đòi hỏi hàm lượng oxy hòa tan trong nước cao. Các sinh vật này gồm: ấu trùng của cánh úp (stonefly), Dobsonfly, Alderfly, Watersnipefly.

Nhóm 2: Các sinh vật ít nhạy cảm với ô nhiễm hữu cơ và yêu cầu hàm lượng oxy hòa tan từ mức trung bình đến cao, gồm các nhóm: ấu trùng của Mayfly (phù du), Caddisfly (bướm đá), ấu trùng và con trưởng thành của Beetle (cánh úp), ấu trùng của chuồn chuồn ngô (Dragonfly), chuồn chuồn kim (Damsselfly), Cranefly, Crayfish.

Nhóm 3: Các sinh vật có khả năng chịu đựng được ô nhiễm và có thể tồn tại trong môi trường có hàm lượng oxy hòa tan ở mức trung bình, gồm các

nhóm ấu trùng hai cánh (Blackfly), ấu trùng muỗi không có màu đỏ (họ Chironimidae, bộ Diptera) và Scuds (Bộ Amphipoda).

Nhóm 4: Các sinh vật chịu đựng được ô nhiễm và có thể tồn tại ở các dòng sông với hàm lượng oxy hòa tan thấp, gồm các nhóm: giun ít tơ (Tubificidae, Oligochaeta), ấu trùng muỗi đỏ (họ Chironomidae, bộ Diptera), Đĩa (Leeches, bộ Hirudinea), các loại ốc dạng túi nhỏ (Pouch or bladder snails), giáp xác chân đều (bộ Isopoda, lớp Crustacea).

Ngoài ra, Sangprapdub *et al.* (1998) đã dựa vào tính nhạy cảm của ĐVKXSCL sống đáy được thực hiện từ các dữ liệu thu thập ở sông Pong, Thái Lan để chia ĐVKXSCL sống đáy thành 5 nhóm tương ứng với 5 mức chất lượng nước khác nhau (Q1 đến Q5). Nhóm 1 là nhóm nhạy cảm nhất và nhóm 5 chịu đựng ô nhiễm cao nhất. Tỷ lệ của mỗi nhóm được xem là sinh vật chỉ thị để đánh giá chất lượng nước, nhóm 1 chiếm tỷ lệ cao nhất thể hiện chất lượng nước tốt (Q1), chất lượng nước kém thì nhóm 4 và nhóm 5 chiếm tỷ lệ cao nhất (Q4 và Q5). Phương pháp này còn gọi là phương pháp chỉ số Q. Phân mức chất lượng nước dựa vào chỉ số Q thể hiện ở Bảng 2.3

Bảng 2.3: Chỉ số Q và phân mức chất lượng nước

Chỉ số Q	Chất lượng nước
Q1	Rất tốt
Q2	Tốt
Q3	Trung bình
Q4	Kém
Q5	Rất kém

2.5.3 Các nhóm động vật không xương sống cỡ lớn thường gặp

2.5.3.1 Ngành giun đốt (*Annelida*)

(1) Lớp giun ít tơ (*Oligochaeta*)

Oligochaeta có tập tính ăn không chọn lọc (ăn thụ động), chúng tiêu thụ những mảnh vụn hữu cơ, thực vật đáy cỡ nhỏ và các vi khuẩn có trên nền đáy (Giere and Pfannkuche, 1982). Oligochaeta là nguồn thức ăn giàu năng lượng cho nhiều loài động vật ăn thịt trong tầng đáy (Cummins and Wuycheck 1971).

Giun ít tơ có thành phần loài khá đa dạng và phân bố rộng trên toàn cầu, riêng ở khu vực Đông Nam Á, họ Tubificidae nghèo về thành phần loài, các loài thuộc họ Tubificidae như *Tubifex tubifex* và *Limnodrilus hoffmeisteri* chỉ thị cho môi trường nước bị nhiễm bẩn nặng. Họ Tubificidae chịu đựng được môi trường ô nhiễm hữu cơ rất nặng, chúng có khả năng tồn tại trong điều kiện

thiếu oxy (Mason, 2002). Vào mùa khô, số lượng sinh vật đáy thường cao hơn mùa mưa, bởi vì vào mùa khô hàm lượng chất hữu cơ trong nước cao (COD cao) là điều kiện để các loài sinh vật đáy thuộc họ Tubificidae phát triển. Các loài thuộc họ Tubificidae chỉ thị cho môi trường nước bị ô nhiễm hữu cơ nặng (Dương Trí Dũng và *ctv.*, 2011). Kết quả của nhiều nghiên cứu trong và ngoài nước đều cho thấy đặc điểm chỉ thị này. Ở hồ Uluabat của Thổ Nhĩ Kỳ mật độ động vật đáy vào mùa hè đạt giá trị cao hơn các mùa khác ở hầu hết các điểm thu mẫu. Sự biến động theo mùa được phát hiện có thể là do sự khác biệt về các họ chỉ xuất hiện một mùa trong năm (Sharma and Rawat, 2009). Loài ưu thế nhất là *Pristina aequisetata* (Naididae) thuộc lớp Oligochaeta có mật độ khá cao và xuất hiện ở giai đoạn từ tháng 6 đến tháng 9 ở tất cả các vị trí thu mẫu (Celik *et al.*, 2010). Trong số 11 loài thuộc lớp Oligochaeta được tìm thấy, khi phân tích CCA (Canonical Correspondence Analysis) kết quả cho thấy loài *Tubifex tubifex* (Tubificidae) có mối liên hệ với $N-NO_3^-$, $P-PO_4^{3-}$ và chlorophyll-a, trong khi đó *Nais communis* (Naididae) và *Potamothenis hammoniensis* (Tubificidae) có mối liên hệ với hàm lượng DO và nhiệt độ nước. Loài *Tubifex tubifex* thường được ghi nhận trong môi trường nước giàu dinh dưỡng (Milbrink *et al.*, 2002). Ngoài ra, *Nais communis* (Naididae) và *Potamothenis hammoniensis* (Tubificidae) phân bố rộng ở các dòng sông của Thổ Nhĩ Kỳ và Châu Âu trong điều kiện môi trường giàu dinh dưỡng với biến động hàm lượng dinh dưỡng lớn (Celik *et al.*, 2010). *Limnodrilus hoffmeisteri* (Tubificidae), *Limnodrilus profundicola* (Tubificidae), *Nais barbata* (Naididae) và *Nais variabilis* (Naididae) thường xuất hiện ở các điểm thu có độ trong cao. Wolfram *et al.* (2002) cho rằng đây là các loài thích nghi với môi trường nước giàu dinh dưỡng với hàm lượng DO cao.

Có mối tương quan thuận giữa các loài *Limnodrilus udekemianus*, *Ilyorilus templetoni*, *Psammoryctides albicola*, *Psammoryctides deserticola*, *Tubifex ignotus* và hàm lượng COD, độ đục và sự gia tăng hàm lượng vật chất lơ lửng trong nước. Những loài này tương quan nghịch với hàm lượng DO trong nước. Các loài *Enchytraeus buchholzi* và *Nais pseudobtusa* thì tương quan nghịch với nhiệt độ nước. Sự ưu thế của các loài thuộc lớp Oligochaeta cũng biến động và phụ thuộc vào vị trí và giai đoạn thu mẫu, vào tháng 6 giun *Limnodrilus hoffmeisteri* chiếm ưu thế ở tất cả các điểm thu mẫu, mật độ đạt cao nhất có thể lên đến 12.918 cá thể/m², *Limnodrilus hoffmeisteri* có mối tương quan thuận với hàm lượng nitrogen trong nước và đây cũng là loài chịu đựng được ô nhiễm hữu cơ cao (Sundic and Radujkovic, 2012).

Tất cả các loài Oligochaeta thể hiện sự thay đổi theo không gian và thời gian một cách mạnh mẽ, chúng chỉ thị những biến động về chất lượng nước và

đặc tính nền đáy của thủy vực (hàm lượng DO thấp và chlorophyll-a ở tầng đáy cao). Có mối tương quan có ý nghĩa giữa sự phong phú của các loài Oligochaeta với hàm lượng Chlorophyll-a trên nền đáy hoặc với nền đáy bùn-sét (Gillet *et al.*, 2007). Thành phần loài giun ít tơ nước ngọt Việt Nam chắc chắn có nhiều hơn số 46 loài đã tìm thấy, nét đặc trưng cơ bản là sự phong phú của họ Naididae (32 loài) so với các họ Aeolosomatidae và Tubificidae. Tuy nhiên, về mặt khối lượng thì họ Tubificidae (*A. pluriseta*, *L. hoffmeisteri* và *B. sowerbyi*) có ý nghĩa thực tiễn quan trọng nhất, và nhóm này thường có kích thước lớn và số lượng lớn (Đặng Ngọc Thanh và *ctv.*, 2002). Oligochaeta có vòng đời ngắn và phản ứng nhanh với những thay đổi của các yếu tố môi trường, do đó chúng có thể sử dụng làm sinh vật chỉ thị để đánh giá chất lượng nước thông qua việc tính toán các tỉ lệ như: *Limnodrilus hoffmeisteri*/Oligochaeta khác (Brinkhurst, 1966), Chironomidae/Oligochaeta (Wiederholm, 1980), Tubificidae/Động vật không xương sống khác (Goodnight and Whitley, 1960).

(2) Lớp giun nhiều tơ (Polychaeta)

Tương tự như lớp giun ít tơ, lớp giun nhiều tơ cũng bao gồm các loài thích nghi với môi trường nước giàu dinh dưỡng được thể hiện rõ trong các kết quả nghiên cứu. Trong mùa khô, loài giun nhiều tơ *Namalycastis longicirris* phát triển mạnh và chiếm ưu thế ở khu vực có nền đáy bùn nhuyển màu đen, mùi hôi với nhiều xác bã hữu cơ, nơi hợp lưu của rạch và sông với tỷ lệ ưu thế dao động trong khoảng từ 59-83% (Lê Văn Thọ và Đỗ Thị Bích Lộc, 2012). Có thể lấy các loài giống *Nephtys* làm chỉ thị cho sự phân bố độ mặn thì loài *Nephtys polybranchia* phân bố từ cửa sông và ven biển đến vùng nước ngọt hoàn toàn, còn các loài *Nephtys oligobranchia* và *Nephtys californiensis* phân bố ở nước mặn (Thái Trần Bái, 2007 và Đặng Ngọc Thanh và *ctv.*, 1980). Số loài giun nhiều tơ thích ứng với môi trường nước ngọt hoặc rất nhạt đã tìm thấy ở các thủy vực nội địa Việt Nam nhưng không nhiều, chỉ tìm thấy 2 loài chính thức, 5 loài nước lợ, ngoài ra còn có 1 loài giun biển di nhập vào theo nước triều. Loài *Caobangia billeti* Giard trước đây được xem là loài đặc hữu của Việt Nam, nhưng hiện nay đã được tìm thấy ở nhiều nơi khác trong vùng Đông Nam Á. Loài *Namalycastis longicirris* cũng đã được tìm thấy ở Bắc Việt Nam (Đặng Ngọc Thanh và *ctv.*, 2002), tuy nhiên hiện nay loài giun này được ghi nhận khá phổ biến ở các thủy vực nước ngọt của miền Nam Việt Nam.

Polychaeta trong môi trường nước ngọt gồm có 168 loài, 70 giống và 24 họ. Các họ thường xuất hiện nhất là Nereidae, Aeolosomatidae, Sabellidae, Spionidae và Histiobdellidae. Mười bốn họ chỉ có 1 giống và 1 loài.

Polychaeta có các vai trò quan trọng như: (1) Polychaeta là nguồn thức ăn cho cá sống đáy, (2) sử dụng làm môi để câu cá, (3) là nguồn thức ăn quan trọng trong nuôi trồng thủy sản, chủ yếu cho các loài thuộc lớp Crustacea do chúng có chứa hàm lượng PUFA cần thiết cho quá trình thành thực và sinh sản của tôm, (4) một số loài có thể dùng làm thực phẩm cho con người (*Eunice viridis.*), (5) sử dụng làm sinh vật chỉ thị để đánh giá ô nhiễm nước, (6) giữ vai trò quan trọng trong chu trình dinh dưỡng của thủy vực, (7) sử dụng làm sinh vật kiểm tra độc tố trong thủy vực và (8) sử dụng trong việc loại bỏ nguồn chất thải hữu cơ từ hệ thống nuôi trồng thủy sản (Khan and Murugesan, 2005).

2.5.3.2 Ngành Động vật thân mềm (*Mollusca*)

Nghiên cứu động vật không xương sống ven bờ trên sông Tiền và sông Hậu thuộc sông Mê Kông đã tìm thấy tổng cộng 56 loài động vật thân mềm (45%), trong đó lớp Gastropoda có số loài cao hơn (32 loài) lớp Bivalvia (24 loài) và là nguồn thực phẩm quan trọng cho người dân tại địa phương (Ngô Xuân Quảng và *ctv.*, 2013).

Đặc tính nhiệt đới của trai, ốc nước ngọt Việt Nam thể hiện ở sự có mặt của nhóm ốc nhồi (*Pila*) đặc trưng cho vùng nhiệt đới Châu Á như *Sermyla*, *Tarebia*, *Antimelania*, *Sulcospira* (*Thiaridae*), *Filopadulina* (*Viviparidae*), *Pseudodon*, *Pilsbryconcha* (*Unionidae*). Về mặt cấu trúc phân loại học, nét đặc trưng của vùng này là có thành phần loài hến (*Corbicula*), trai cóc (*Lambrotula*), trùng trục (*Oxynaia*, *Lanceolaria*), trai cánh (*Cristaria*) cũng như các giống ốc vặn (*Sinotaia*, *Angulyagra*) khá phong phú. Các thủy vực sông, suối là môi trường thích hợp cho các loài trai, hến; Các ao, đầm nhỏ, ruộng nước nông có nhiều thực vật lớn và mùn bã thích hợp với các loài thuộc họ ốc vặn *Viviparidae*. Các loài hến và ốc vặn có kích thước nhỏ dễ được cá ăn đáy sử dụng, chúng thường dễ phát triển thành số lượng lớn, tạo nên cơ sở thức ăn tự nhiên rất phong phú cho cá ở tầng đáy. Các giống loài có quan hệ gần gũi với trai ốc biển không nhiều, hiện chỉ có các giống *Limnoperna* (*Mytilidae*) và *Cremanoconchus* (*Littorinidae*) cả hai giống đều chỉ có 1 loài (Đặng Ngọc Thanh và *ctv.*, 2002). Nhiều loài động vật thân mềm thuộc lớp Bivalvia và Gastropoda được khai thác để làm thực phẩm, đồ trang sức, vật trang trí và tạo ra các tác phẩm nghệ thuật (Nagachinta *et al.*, 2005).

Vùng Indo-Burma thuộc sông Mekong là một trong những vùng có thành phần loài động vật thân mềm đa dạng nhất trên thế giới. Sông Mekong và các sông nhánh bị tác động bởi các hoạt động khác nhau của con người như: sản xuất nông nghiệp, nước thải sinh hoạt, nước thải công nghiệp và nước thải từ hoạt động khai thác khoáng sản, điều này sẽ ảnh hưởng đến sự phân bố của động vật thân mềm và một số loài có nguy cơ bị hủy diệt (Kohler *et al.*, 2012).

(1) Lớp chân bụng (Gastropoda)

Các giống loài thuộc lớp Gastropoda nước ngọt là sinh vật chỉ thị và giữ vai trò quan trọng ở các thủy vực nước sạch bởi vì chúng sống hoại sinh (Saprophytic). Một số loài Gastropoda là ký chủ trung gian lây nhiễm sán lá và các ký sinh trùng khác của động vật và con người (Brown, 1994). Chúng ăn tảo, động vật nổi và chất thải hữu cơ và là nguồn thức ăn cho nhiều loài cá, chim và con người. Dillon (2000) cho rằng sự phân bố của Gastropoda trong môi trường nước ngọt phụ thuộc vào khả năng của chúng đối với môi trường nơi chúng sinh sống và tồn tại ở đó. Tỷ lệ sống Gastropoda được qui định bởi các yếu tố lý hóa học khác nhau mà các yếu tố này giữ vai trò quan trọng trong việc xác định các đặc điểm chất lượng nước có liên quan đến những loài đặc biệt. Các yếu tố lý hóa học khác nhau của vực nước, sự ô nhiễm, vấn đề bệnh tật và sự hiện diện của thực vật thủy sinh là trong số những yếu tố ảnh hưởng rất lớn đến sự phân bố và mức độ phong phú của các loài Gastropoda. Quần thể Gastropoda thường đạt mật độ cao vào mùa hè và điều này cũng phù hợp với nghiên cứu của Nazneen *et al.* (1994). Một số ít loài ốc thuộc các họ Lymnaeidae và Bithyniidae có vai trò là vật chủ trung gian của giun sán ký sinh cũng như một số loài trai (*Sinohyriopsis cumingii*, họ Unionidae) được sử dụng vào nuôi cấy ngọc (Đặng Ngọc Thanh và *ctv.*, 2002).

Kích cỡ quần thể Gastropoda có sự biến động đáng kể trong suốt giai đoạn nghiên cứu, quần thể Gastropoda đạt số lượng cao hơn từ tháng 3 đến tháng 7 và thấp hơn từ tháng 8 đến tháng 2. Đỉnh cao của Gastropoda được ghi nhận vào tháng 6 và số lượng đạt thấp nhất vào tháng 2 (Saddozai *et al.*, 2013). Gastropoda nước ngọt ở hồ Manchar của Pakistan giai đoạn tháng 8/2011 đến tháng 07/2012 đã ghi nhận được 10 loài: *Bellamya bengalensis*, *Bellamya naticoides*, *Thiara tuberculata*, *Lymnaea acuminata chlamys*, *Lymnaea acuminata rufescens*, *Lymnaea acuminata patula*, *Physa acuta*, *Gabia arcuata*, *Planorbis exustus* and *Gyraulus euphraticus*. Quần thể Gastropoda có thành phần loài cao hơn vào mùa hè và thấp vào mùa đông (Saddozai *et al.*, 2013).

Khoảng 100 loài Gastropoda nước ngọt là ký chủ trung gian cho động vật ký sinh (sán lá) và trong số những loài chân bụng này thì các giống loài thuộc họ Pilidae và Thiaridae được ghi nhận là nơi ẩn náu của ấu trùng sán lá (Subba-Rao, 1993). Gastropoda nước ngọt là sinh vật chỉ thị, giữ vai trò quan trọng ở các thủy vực nước sạch bởi vì chúng là sinh vật hoại sinh có thể sử dụng các vật chất hữu cơ trong môi trường nước. Gastropoda sử dụng tảo, động vật nổi, chất thải hữu cơ và là nguồn thức ăn cho nhiều loài cá, chim và con người. Mật độ của Gastropoda biến động theo mùa, đỉnh cao mật độ

Gastropoda đạt được vào mùa thu trong khi mật độ của chúng thấp nhất vào mùa đông (Hussein *et al.*, 2011).

Strzelec and Królczyk (2004) cho rằng nhiều loài thuộc lớp Gastropoda chịu đựng được hầu hết các biến động của các yếu tố lý hóa học và sự hiện diện của chúng bị ảnh hưởng bởi chất lượng nền đáy và sự phong phú của cây cỏ thủy sinh, tác giả cho rằng ở các dòng sông nền đáy phù hợp nhất cho Gastropoda phát triển là nền đáy cát trên bề mặt có phủ một lớp mỏng vật chất hữu cơ mịn. Ngoài ra, Supian and Ikhwanuddin (2002) cho thấy loài ốc đĩnh *Melanoides tuberculata* thuộc họ Thiaridae xuất hiện thường xuyên nhất và phân bố rộng nhất, chúng được tìm thấy ở hầu hết các thủy vực nước ngọt và đạt mật độ cao nhất vào tháng 10. Mùa vụ sinh sản chính của ốc *Melanoides tuberculata* xảy ra từ tháng 6 đến tháng 11 hàng năm (Pointier *et al.*, 1993). Mặt khác, theo Flores and Zaffaralla (2012) các loài ốc thuộc họ Thiaridae thường chiếm ưu thế và duy trì bền bỉ nhất trong các hệ sinh thái khác nhau, ngoài ra Contreras-Arquieta (1998) cho rằng các loài ốc thuộc họ Thiaridae định cư nhanh, chịu đựng được các môi trường sống khác nhau là do chúng có vỏ dày và chắc, nhiều loài sinh sản đơn tính nên có khả năng tăng mật độ cao trong thời gian ngắn, tuổi thọ trung bình của loài ốc này khoảng 5 năm.

Utzinger *et al.* (1997) kết luận rằng sự phân bố của các loài ốc nước ngọt là kết quả của sự tương tác các yếu tố sinh thái khác nhau, chúng thể hiện khả năng chịu đựng mức ô nhiễm cao và thích nghi với sự biến động theo mùa của các yếu tố lý hóa học. Ngoài ra, theo Van Schayck (1985) các loài ốc nước ngọt không phụ thuộc trực tiếp vào thực vật thủy sinh nhưng chúng sẽ thích hơn khi môi trường có nhiều cây cỏ thủy sinh.

Khi môi trường bị ô nhiễm, có sự hiện diện của một số loài thuộc lớp Gastropoda chịu đựng được ô nhiễm như *Melanoides tuberculatus*, *Tarebia granifera* và *Pomacea canaliculata*, trong khi đó các loài ốc nước ngọt khác đều biến mất. Ở Châu Á, nhiều loài Gastropoda mang ký sinh trùng gây bệnh cho con người, ví dụ như nhiều loài ốc nước ngọt là ký chủ trung gian cho sán lá *Angiostrongylus cantonensis* khi chúng được con người ăn vào sẽ gây nên bệnh Angiostrongyliasis.

(2) Lớp hai mảnh vỏ (Bivalvia)

Bivalvia nước ngọt là thành phần quan trọng trong hệ sinh thái thủy sinh, chúng sử dụng những vật chất lơ lửng và lắng tụ trên nền đáy, do đó chúng có ảnh hưởng trực tiếp đối với hàm lượng vật chất lơ lửng trong cột nước và kiểm soát sự nở hoa của thực vật nổi (Vaughn *et al.*, 2008). Sự ưu thế và đa dạng của quần thể trai nước ngọt ở các dòng sông cho thấy tình trạng tốt của dòng

sông, môi trường ven sông và quần thể cá đều khỏe mạnh. Do đó, sự hiện diện của các loài trai nước ngọt sẽ chỉ thị môi trường sinh thái và chất lượng nước tốt (Martel *et al.*, 2001). Các loài trai thì nhạy cảm với sự suy giảm điều kiện sinh thái, sự ô nhiễm nước và ảnh hưởng gián tiếp đến sự tồn thất của các loài cá địa phương. Sự xuất hiện đa dạng và ưu thế của các loài trai nước ngọt thì rất thuận lợi bởi vì chúng ăn lọc, lọc sạch nước và vi khuẩn và là nguồn thức ăn cho động vật ăn thịt đồng thời sự hiện diện của chúng cũng cho thấy thành phần loài cá phong phú trong vùng (Bogan, 1993). Nhóm các loài hên sông, trai bám chiếm ưu thế tại những điểm gần đầu nguồn nơi có nền đáy sỏi, đá có xác bã hữu cơ lớn. Trong mùa mưa, loài Trai bám *Limnoperna siamensis* thích nghi với môi trường nền đáy đá, sỏi có mật độ phân bố cao và chiếm ưu thế với tỷ lệ ưu thế dao động trong khoảng từ 35-85% (Lê Văn Thọ và Đỗ Thị Bích Lộc, 2012).

Ở Việt Nam, việc bảo tồn động vật thân mềm nước ngọt được bắt đầu cùng với việc xuất bản quyển sách đỏ Việt Nam, trong quyển sách này gồm có 17 loài động vật thân mềm trong đó có 2 loài Gastropoda và 15 loài Bivalvia, tất cả các loài của Bivalvia có nguy cơ bị tuyệt chủng đều thuộc họ Unionidae.

2.5.3.3 Ngành phụ giáp xác (Crustacea)

Hầu hết các loài giáp xác thuộc bộ Amphipoda, Isopoda, Tanaidacea, Mysidacea ở vùng cửa sông, ven biển hoặc di nhập sâu vào vùng nước ngọt ở Việt Nam đều có nguồn gốc từ biển. Các loài di nhập xa nhất vào nội địa là các giống *Kamaka*, *Grandidierella*, *Apseudes*, *Tachaea*, tới biên giới Việt Nam-Campuchia trên sông Tiền và sông Hậu, sông Vàm Cỏ Đông, Vàm Cỏ Tây và tới khu vực Biên Hòa trên sông Đồng Nai (Phạm Anh Đức, 2014). Ở vùng đồng bằng sông Cửu Long, Ngô Xuân Quảng và *ctv.* (2013) đã nghiên cứu động vật không xương sống ven bờ trên sông Tiền và sông Hậu thuộc sông Mê Kông đã tìm thấy tổng cộng 26 loài thuộc lớp giáp xác, trong đó bộ Decapoda có 14 loài. Tính đa dạng nhiệt đới của thành phần loài giáp xác nước ngọt Việt Nam cũng như ở một số nhóm khác được thể hiện ở sự phong phú về số giống hơn số loài, trong khi số lượng các giống giáp xác tới 92 giống thì số loài của mỗi giống thường chỉ từ 1-3, số giống chỉ có 1 loài khá nhiều, số giống có trên 5 loài rất ít. Sự vắng mặt hoặc kém phong phú của một số nhóm giáp xác sống ở tầng đáy như Conchostraca, Amphipoda, Isopoda và Mysidacea tạo nên một tình hình thiếu cân đối về thành phần cũng như số lượng giữa tập hợp loài động vật ở tầng mặt và tầng đáy (Đặng Ngọc Thanh và *ctv.*, 2002).

Giáp xác sống trên nền đáy thủy vực bao gồm Amphipoda, Isopoda, Tanaidacea, Mysidacea: Hai loài giáp xác *Gammarus pulex* (Amphipoda) and

Astacus leptodactylus (Decapoda) có mối liên hệ với độ trong của nước, *G. pulex* được biết phân bố ở môi trường giàu dinh dưỡng. *Astacus leptodactylus* được biết đến là cryfish, đây là loài giáp xác xuất hiện thường xuyên nhất ở các vực nước của Thổ Nhĩ Kỳ với các mức độ dinh dưỡng khác nhau (Balık *et al.*, 2005). *Gammarus pulex* khá nhạy cảm với môi trường ô nhiễm hữu cơ. *Gammarus* cạnh tranh với *Asellus aquaticus* do chúng phân bố trong điều kiện môi trường tương tự nhau và có thể chiếm ưu thế hơn *Asellus* ở các thủy vực ít ô nhiễm, đặc biệt khi họ này sử dụng *Asellus* giai đoạn tiền trưởng thành làm thức ăn (Bloor and Banks, 2006). Loài *Asellus* thuộc họ Asellidae (Isopoda) chịu đựng được mức độ ô nhiễm trung bình và khả năng chịu đựng được ô nhiễm hữu cơ cao hơn so với *Gammarus*. Hơn nữa, Maltby (1995) cho rằng *Asellus* chịu đựng được sự giảm oxy-huyết gấp 5 lần và hàm lượng đạm gấp 2 lần so với *Gammarus*. Ở các thủy vực bị ô nhiễm, *Asellus* thường ưu thế hơn so với *Gammarus* (Bloor and Banks, 2006).

2.5.3.4 Côn trùng thủy sinh (Insecta)

Côn trùng thủy sinh là các sinh vật quan trọng ở các dòng sông, chúng lọc những vật chất lơ lửng trong nước, ăn tảo và là nguồn thức ăn cho cá và động vật thủy sinh khác. Một số côn trùng thủy sinh sống trong nước cả vòng đời của chúng, một số khác thì sống trong nước chỉ một số giai đoạn trong vòng đời của chúng. Theo Phạm Văn Miên và Lê Trình (2004), ĐVKXSCL có cấu tạo cơ thể phù hợp với các điều kiện sinh thái khác nhau. Cụ thể, các loài sống ở môi trường nước chảy mạnh có hình dáng cơ thể thon đẹp; chân khỏe với đùi bám chắc vào đá hoặc hàm khỏe và sắc; có thể đào hang hay làm tổ ẩn mình trong đó như nhiều loài thuộc các bộ Ephemeroptera, Odonata, Plecoptera... Các loài không có những đặc điểm kể trên thì tuyến nước bọt tiết chất keo gắn vào bờ đá hoặc cây cỏ ven suối (Trichoptera) hoặc tiết các chất dính cơ thể vào giá thể (Mitylidae, Arcidae-Bivalvia). Các loài ĐVKXSCL thuộc nhóm này thường chỉ thị cho chất lượng nước sạch, ít bẩn. Hầu hết các loài thuộc bộ Odonata sống ở môi trường nước chảy, ít bẩn; còn các loài Hemiptera sống ở môi trường nước ít bẩn đến bẩn vừa.

(1) Bộ phù du (Ephemeroptera)

Côn trùng thường có giai đoạn ấu trùng sống ở nước dài hơn sống trên cạn. Con trưởng thành của các bộ Ephemeroptera và Plecoptera chỉ làm nhiệm vụ sinh sản rồi chết, đời sống ngắn chỉ vài ngày đến vài tuần. Còn ấu trùng sống có thể tới 2-3 năm, trải qua 5 lần lột xác để thành con trưởng thành. Chúng thường phân bố ở các thủy vực nước sạch, ít bẩn. Các giống loài thuộc bộ Ephemeroptera rất nhạy cảm với những thay đổi các yếu tố môi trường. Tuy nhiên họ Baetidae chiếm ưu thế trong điều kiện môi trường khắc nghiệt

và thích nghi với môi trường giàu dinh dưỡng theo mùa (Hall *et al.*, 2006). Sự hiện diện của bộ Ephemeroptera trưởng thành xảy ra trong suốt mùa hè (Kosnicki and Buria, 2004). Trong khi bộ Ephemeroptera, ấu trùng chiếm một số lượng lớn trong thành phần động vật các sông, suối nước chảy vùng núi. Đặc điểm của thành phần loài ấu trùng Ephemeroptera ở Việt Nam là có sắc thái nhiệt đới rõ rệt với nhiều giống loài đặc trưng của vùng nhiệt đới như: *Povilla*, *Thalerosphyrus*, *Ecdyonuroides*, *Chromarcys*, *Habrophlebiodes*. Về mặt sinh thái học, nhóm loài thích ứng với đời sống nước chảy vùng sông, suối vùng núi nhiều hơn rõ rệt so với nhóm loài sống ở sông hồ vùng đồng bằng (mới chỉ thấy 3 loài) (Đặng Ngọc Thanh và *ctv.*, 2002).

(2) Bộ chuồn chuồn (Odonata)

Bộ Chuồn chuồn được chia thành 3 phân bộ là: phân bộ Anisozygoptera, phân bộ Zygoptera (Chuồn chuồn kim) và phân bộ Anisoptera (Chuồn chuồn ngô). Sự phân bố của các giống loài thuộc bộ Odonata có sự biến động khá cao, một số loài phân bố rộng trong khi các loài khác thể hiện sự phân bố đặc trưng ở một môi trường nào đó. Một số họ chỉ xuất hiện ở các dòng sông, suối có nhiệt độ nước thấp, một số họ khác phân bố trong ao với môi trường nước sạch và một vài họ thích nghi với những nơi đầm lầy. Sự hiện diện của chuồn chuồn kim và chuồn chuồn ngô có thể chỉ thị cho chất lượng sinh thái tốt. Chuồn chuồn kim có xu hướng nhạy cảm đối với sự ô nhiễm nước hơn so với chuồn chuồn ngô. Nhiều yếu tố sinh thái ảnh hưởng đến sự phân bố của Odonata giai đoạn ấu trùng. Sự acid hóa của nước, số lượng và loại cây cỏ thủy sinh, nhiệt độ nước, nước tĩnh hoặc nước chảy cũng ảnh hưởng đến sự phân bố của ấu trùng Odonata. Một số loài có thể chịu đựng được khoảng dao động lớn của các yếu tố môi trường, trong khi các loài khác thì rất nhạy cảm đối với những biến động của chất lượng nước. Giai đoạn ấu trùng của Odonata sống ở các thủy vực nước ngọt là giai đoạn chiếm nhiều thời gian nhất trong vòng đời của chuồn chuồn. Giai đoạn ấu trùng có thể kéo dài dưới nước từ vài tháng đến vài năm. Bộ chuồn chuồn phân bố rộng rãi trong các hệ sinh thái thủy sinh và chúng là sinh vật chỉ thị tốt cho hệ sinh thái này (Corbet, 1999). Sự đa dạng và sự phong phú của ấu trùng bộ Odonata có mối tương quan thuận với sự phong phú và đa dạng của ĐVKXSCL (Foote and Rice, 2005). Chuồn chuồn *Calopteryx haemorrhoidalis* trưởng thành có thể vắng mặt hoặc có thể có hình dạng cánh khác nhau ở những vùng đã bị phát quang (Cordero, 2006). Các đám sậy sẽ cung cấp nơi cư trú cho các con nhộng và con trưởng thành và tính không đồng nhất về không gian sống của chúng có thể gia tăng sự đa dạng của các loài thuộc bộ Odonata (Samways and Steytler, 1996). Các loài Zygoptera cũng có thể sử dụng các đám sậy để làm nơi đẻ trứng (Corbet,

1999). Các loài Zygoptera thì bay yếu hơn so với các loài Anisoptera và đám sậy sẽ là nơi ẩn náu cho chúng (Thompson *et al.*, 2003).

(3) Bộ cánh úp (Plecoptera)

Plecoptera (Stoneflies) phát triển qua 3 giai đoạn: trứng, nhộng và trưởng thành. Ở vùng Bắc Mỹ có khoảng 465 loài gồm 6 họ, trên thế giới có hơn 2.000 loài với 15 họ. Các giống loài thuộc họ Perlidae thường gặp nhất và có số loài cao nhất. Giai đoạn chưa trưởng thành chúng có đời sống thủy sinh, phân bố trong môi trường có hàm lượng oxy cao, chúng thường ở bên dưới các viên đá và di chuyển rất nhanh. Phần lớn các loài thuộc bộ Plecoptera sử dụng tảo và thực vật khác chìm trong nước, tuy nhiên hai họ Perlidae và Chloroperlidae là động vật ăn thịt, chúng sử dụng con nhộng của bộ Ephemeroptera và các côn trùng thủy sinh nhỏ khác. Plecoptera trưởng thành thường được tìm thấy ở vùng ven bờ sông hoặc suối, chúng không bay khỏi mặt đất và thường ở gần nơi có nhiều thức ăn như tảo và địa y. Con trưởng thành của nhiều loài có vòng đời ngắn, chúng thường có thành phần loài phong phú ở vùng ôn đới. Các giống loài thuộc bộ Plecoptera thường có nhu cầu oxy cao và rất nhạy cảm với sự ô nhiễm hữu cơ (Mason, 2002). Từ giai đoạn ấu trùng đến con trưởng thành của côn trùng thường diễn ra từ tháng 5 đến tháng 8 (Sterry, 1997). Chúng phân bố ở thủy vực nước chảy, những nơi có nền đáy đá, và sỏi. Một số nghiên cứu cho thấy có mối tương quan giữa các loài nào đó tương ứng với môi trường sống của nó, ví dụ như họ Perlidae and Perlodidae thường bắt gặp dưới những tảng đá lớn, trong khi đó họ Chloroperlidae có xu hướng xuất hiện ở những nơi có sỏi và Pteronarcyidae thường được tìm thấy ở phía dưới những chiếc lá ẩm ướt. Bởi vì bộ Plecoptera thì rất nhạy cảm với sự ô nhiễm nước nên chúng được xem là sinh vật chỉ thị cho môi trường nước sạch.

Môi trường nước ở sông Cầu hoàn toàn vắng mặt các đại diện của nhóm côn trùng thủy sinh chuyên sống trong môi trường nước sạch như bộ Cánh úp, điều đó khẳng định rằng nước sông đang bị tác động tiêu cực và chất lượng nước đang ngày một kém hơn (Nguyễn Vũ Thanh và Tạ Huy Thịnh, 2003).

(4) Bộ cánh nửa (Hemiptera)

Bộ Hemiptera bao gồm 3 phân bộ: Gerromorpha, Nepomorpha và Leptopodomorpha. Phân bộ Gerromorpha gồm hầu hết những cơ thể côn trùng sống trên bề mặt của nước. Trong phân bộ này, có hai họ lớn là Velliidae (trên thế giới có khoảng 850 loài) và họ Gerridae (khoảng 700 loài) (Chen *et al.*, 2005). Bộ Hemiptera thường phân bố ở các thủy vực nước tĩnh hoặc vùng nước tối. Dựa vào đặc điểm thích nghi với điều kiện môi trường sống khác

nhau, các giống loài thuộc bộ Hemiptera có thể được chia làm 3 nhóm khác nhau: (1) Nhóm sống hoàn toàn trong môi trường nước trong suốt vòng đời của chúng gồm có 6 họ: Belostomatidae, Corixidae, Naucoridae, Nepidae, Notonectidae, và Pleidae, (2) Nhóm sống bán thủy sinh gồm có 4 họ: Gerridae, Hydrometridae, Mesoveliidae, và Veliidae và (3) Nhóm sống vùng ven bờ gồm có 4 họ: Gelastocoridae, Hebridae, Ochteridae, và Saldidae.

Bộ Hemiptera có giá trị làm sinh vật chỉ thị, sinh thái của Hemiptera được biết nhiều hơn so với sinh thái của bộ Coleoptera (Hutchinson, 1993). Hầu hết các giống loài thuộc họ Hemiptera thích nghi với thủy vực nước tĩnh hoặc nước chảy nhẹ. Hemiptera thở bằng khí trời và vì thế chúng chịu đựng được môi trường khắc nghiệt tốt hơn so với các nhóm côn trùng khác. Giống *Hesperocorixa* và *Gerris* có thể chịu đựng pH nhỏ hơn 4,5 và là một trong những loài cuối cùng biến mất khi môi trường nước của các dòng sông bị acid hóa. Loài *Belostoma fluminea* có thể chịu đựng được điều kiện môi trường khắc nghiệt như hàm lượng BOD cao, DO thấp, và pH thấp. Tuy nhiên, chúng không có giá trị làm sinh vật chỉ thị do vòng đời của chúng không phụ thuộc vào chất lượng nước (Mackie, 2001).

(5) Bộ cánh lông (Trichoptera)

Vòng đời của Trichoptera (Caddishflies) thường trải qua 4 giai đoạn: trứng, ấu trùng, pupa và con trưởng thành. Có khoảng 18 họ với 1.261 loài ở khu vực Bắc Mỹ, 43 họ và trên 7.000 loài trên khắp thế giới.

Bộ Trichoptera là nhóm sinh vật nhạy cảm với những thay đổi các yếu tố môi trường, mặc dù một vài họ như Limnephilidae, Hydropsichidae ít nhạy cảm hơn so với các họ khác (Hall *et al.*, 2006). Limnephilidae trưởng thành có xu hướng phát triển từ tháng 5 đến tháng 6 (Sterry, 1997). Họ Limnephilidae có khuynh hướng ít nhạy cảm đối với hàm lượng đạm hơn họ Gammaridae, trái ngược với chỉ số ô nhiễm BMWP (Berenzens *et al.*, 2001).

(6) Bộ cánh cứng (Coleoptera)

Bộ cánh cứng thuộc họ Elmidae là các giống loài ĐVKXSCL thường gặp ở các thủy vực nước chảy. Có hơn 80 loài thuộc họ Elmidae được ghi nhận ở Bắc Mỹ và 46 loài ở Châu Âu, số lượng loài giảm chỉ còn khoảng 12 loài ở Anh, 4 loài ở Ireland và 3 loài ở Norway. Tất cả các loài thuộc họ Elmidae đều có ấu trùng sống trong nước với từ 5-8 giai đoạn tùy theo giống, một vài loài sống trên cạn nhưng hầu hết đều sống thủy sinh và hô hấp qua da. Phần lớn họ Elmidae xuất hiện ở các dòng sông, suối nơi có hàm lượng oxy cao, một số loài có thể sống dưới lòng đất và trong những khúc gỗ mục (Elliott, 2008). Bộ cánh cứng trưởng thành ăn tảo đáy và mùn bã hữu cơ, riêng giai đoạn ấu trùng

chúng chỉ sử dụng mùn bã hữu cơ. Tảo sợi được tìm thấy ở ruột của con *Limnius volckmari* (họ Elmidae) trưởng thành tại các vị trí có nhiều đá mà không có thực vật bậc cao, trong khi đó chỉ ghi nhận được mùn bã hữu cơ trong ruột ấu trùng của chúng và trong ruột của cả con trưởng thành và trong ruột của ấu trùng *Esolus parallelepipedus*. Hàm lượng các vật chất hữu cơ cũng quan trọng đối với sự ưu thế của họ Elmidae cũng như nhiều loài ĐVKXS khác ở các dòng sông (Moore *et al.*, 2007).

(7) Bộ hai cánh (Diptera)

Ấu trùng muỗi thuộc họ Chironomidae (Diptera) chịu đựng được sự ô nhiễm hữu cơ trong phạm vi rộng. Chúng sử dụng các vật chất hữu cơ, thích nghi với môi trường ô nhiễm. *Chironomus riparus* có khả năng sinh sản nhanh, và lan tỏa khắp nơi, vì thế chúng có ích trong việc tiêu thụ các vật chất hữu cơ (Mason, 2002). Ấu trùng muỗi đỏ có chứa nhiều hemoglobin điều này giúp chúng dự trữ hàm lượng oxygen và có thể tồn tại trong môi trường có hàm lượng oxy rất thấp, chúng được tìm thấy ở tất cả các vực nước bị ô nhiễm. Sự hiện diện của ấu trùng muỗi đỏ chỉ thị cho môi trường giàu vật chất hữu cơ.

Kết quả phân tích CCA (Canocial Correspondence Analysis) cho thấy trong số 4 loài thuộc họ Chironomidae thì loài *Chironomus plumosus* xuất hiện ở các vị trí gần với các hướng của NO_3^- , PO_4^{3-} và chlorophyll-a. Loài *Chironomus plumosus* là một trong những loài xuất hiện thường xuyên nhất ở các vực nước giàu dinh dưỡng trên khắp thế giới. Rossaro *et al.* (2007) cho rằng *Chironomus plumosus* có khả năng chịu đựng được mức độ ô nhiễm cao. Loài *Cryptochironomus defectus* (Chironominae) xuất hiện tại các vị trí gần với hướng của pH và độ trong, đây cũng là loài phân bố trong môi trường giàu dinh dưỡng. Loài *Cryptotendipes holsatus* cũng có mối liên hệ với độ trong của nước và được tìm thấy ở vùng ven bờ (Rossaro *et al.*, 2007).

Hutchinson (1993) đã kết luận rằng: "Bộ Diptera là nhóm côn trùng đa dạng nhất trong hệ sinh thái nước ngọt", tác giả cho rằng có khoảng 20.000 loài Diptera phân bố trong môi trường nước ngọt trên khắp thế giới, cao hơn gấp 4 lần so với các loài thuộc bộ Coleoptera. Ấu trùng muỗi thuộc họ Chironomidae là một trong những nhóm ĐVKXSCL phong phú nhất và chúng là nhóm côn trùng thủy sinh góp phần quan trọng trong các môi trường nước ngọt kể cả thủy vực nước tĩnh và nước chảy và đây cũng là giai đoạn dài nhất trong vòng đời của chúng (Epler, 2001). Do khả năng thích nghi của chúng tương đối lớn đối với các khoảng biến động của các yếu tố môi trường như nhiệt độ, pH, độ mặn, độ sâu, lưu tốc dòng chảy nên chúng có thể được tìm thấy ở nhiều môi trường khác nhau. Ấu trùng Chironomidae có thể được xem

là sinh vật chỉ thị ở các vực nước tù, đọng, bởi vì chúng ở mức dinh dưỡng thấp hơn trong chuỗi thức ăn nên chúng là nguồn thức ăn cho các nhóm động vật thủy sinh khác. Vì vậy, ấu trùng Chironomidae là nhóm sinh vật hữu ích trong việc làm sinh vật chỉ thị để đánh giá chất lượng nước ở các thủy vực nội địa do sự phong phú về thành phần loài và ưu thế về mật độ (Kirgiz, 1988). Có thể dựa vào tỉ lệ Chironomidae/côn trùng khác (Winner *et al.*, 1980) để đánh giá chất lượng nước.

Ngoài ra, trong môi trường còn có sự hiện diện của một số loài đĩa, đây là các loài có khả năng chịu đựng được sự ô nhiễm khá cao, tuy nhiên số loài của chúng thường được tìm thấy rất hạn chế, theo Ngô Xuân Quảng và *ctv.* (2013) khi nghiên cứu động vật không xương sống ven bờ trên sông Tiên và sông Hậu thuộc sông Mê Kông chỉ tìm thấy 1 loài đĩa thuộc họ Hirudinea. Các họ thường gặp trong tất cả các lần sinh giám sát là họ ươi bản như ruồi nhà (Chironomidae) và Thiêu thân (Baetidae). Số lượng các họ côn trùng thủy sinh cũng thay đổi trong quá trình quan trắc, số lượng họ được tìm thấy cao nhất vào tháng 2 (18 họ) và số họ thấp nhất vào tháng 5 và tháng 6 (8 họ). Tuy nhiên, quan sát về biến thiên của động vật đáy cỡ lớn khác như Thân mềm, giun ít tơ, hai mảnh vỏ cho thấy chúng không có thay đổi đáng kể về số lượng các họ trong cả năm và số họ bắt gặp trung bình trong tháng từ tháng 1 đến tháng 9 dao động từ 8-10 họ cho 1 vị trí quan trắc (Nguyễn Vũ Thanh và Tạ Huy Thịnh, 2003). Nhóm ấu trùng Chironomidae và Culicidae hiện nay chưa định loại tới loài, vì vậy chưa thể nhận định gì về thành phần loài của nhóm này, các giống đã tìm thấy phổ biến và có số lượng lớn như: *Chironomus*, *Tanytus*, *Glyptotendipes* và *Chaoborus* (Đặng Ngọc Thanh và *ctv.*, 2002).

2.6 Đa dạng thành phần động vật không xương sống cỡ lớn và ứng dụng trong quan trắc sinh học

2.6.1 Thành phần động vật không xương sống cỡ lớn

Khi tính toán các chỉ số đa dạng Shannon (H'), loài ưu thế (S) và chỉ số đồng đều (J) cho thấy sự đa dạng loài ĐVKXSCL đạt cao nhất ở các điểm thu có chất lượng nước tốt. Một thủy vực có tính đa dạng cao khi tìm thấy cả những loài chịu đựng được sự ô nhiễm và những loài nhạy cảm có thể đánh giá đây là thủy vực bền vững và ít bị ô nhiễm hơn so với thủy vực chỉ tìm thấy các loài chịu đựng được ô nhiễm và tính đa dạng thấp.

Môi trường nước ít bị tác động thường thể hiện sự đa dạng loài cao và số loài khác nhau hoàn toàn. Trong môi trường giàu dinh dưỡng, sự góp phần của các chất gây ô nhiễm hữu cơ đối với thủy vực sẽ gia tăng và khi mức độ ô nhiễm nước tăng lên thì số loài chịu đựng được ô nhiễm cũng tăng lên và số

loài nhạy cảm sẽ biến mất, khi đó tính đa dạng và sự ưu thế trong quần thể sẽ giảm xuống (Hellawell, 1986).

Turkmen and Kazanci (2010) đã ứng dụng các chỉ số đa dạng khác nhau để đánh giá sự phân bố của quần thể ĐVKXSCL sống đáy ở các sông, suối của Thổ Nhĩ Kỳ, các chỉ số đa dạng gồm chỉ số đa dạng Shannon, chỉ số đa dạng Simpson, chỉ số đa dạng Margalef, chỉ số đa dạng McIntosh và hai chỉ số đồng đều (chỉ số Pielou và chỉ số McIntosh). Kết quả cho thấy việc ứng dụng các chỉ số đa dạng này tùy theo mục đích riêng và phải dựa trên các biến số khác nhau phụ thuộc theo từng chỉ số đa dạng như: số lượng loài, số lượng cá thể... Hầu hết các chỉ số đa dạng và chỉ số đồng đều có ý nghĩa tương tự nhau, vì vậy tất cả các chỉ số này đều có thể sử dụng trong nghiên cứu đánh giá chất lượng sinh thái ở các sông, suối của các vùng có nguồn nước không bị xáo trộn.

Đã có nhiều nghiên cứu trong nước được thực hiện nhằm khảo sát tính đa dạng ĐVKXS đồng thời ứng dụng các chỉ số đa dạng để đánh giá tình trạng chất lượng nước trong vùng khảo sát. Tính đa dạng ĐVKXSCL sống đáy ở sông Vàm Cỏ Đông đã ghi nhận được 41 loài, thuộc 6 lớp, 3 ngành, bao gồm: Ngành Thân mềm (Mollusca) có 2 lớp, 19 loài (46,3%); ngành Giun đốt (Annelida) có 2 lớp, 8 loài (19,5%) và ngành Chân khớp (Arthropoda) có 2 lớp, 14 loài (34,2%). Trong đó, lớp Thân mềm hai mảnh vỏ (Bivalvia) có số loài cao nhất (13 loài-31,7%), tiếp đến là các dạng ấu trùng côn trùng (Insecta) ghi nhận được 9 loài (22,0%). Các nhóm loài còn lại có số loài dao động từ 4-6 loài, chiếm tỷ lệ từ 9,8-14,6%. Cấu trúc thành phần loài ĐVKXSCL sống đáy khu vực sông Vàm Cỏ Đông, tỉnh Long An tương đối đa dạng bao gồm các loài nước ngọt, nước lợ và nhóm loài có nguồn gốc biển phân bố rộng muối. Trong đó điển hình là các loài nước ngọt như: trai, hến, ấu trùng côn trùng, trùn chỉ và các loài nước lợ, loài phân bố rộng muối như: giáp xác nhỏ và các loài giun nhiều tơ sống tự do. Số lượng loài thuộc lớp Bivalvia và Gastropoda vào mùa khô có xu hướng cao hơn vào mùa mưa từ 2-3 loài. Nhóm các loài thuộc lớp Polychaeta và các loài Crustacea có xu hướng giảm qua các đợt khảo sát, với số loài giảm dao động từ 1-4 loài. Số loài ấu trùng côn trùng (Insecta) có xu hướng tăng lên qua các đợt khảo sát, với số loài tăng lên dao động từ 3-5 loài. Lớp Oligochaeta có số loài thấp và ít thay đổi qua các đợt khảo sát. Mật độ phân bố tại các điểm thu mẫu dao động từ 0-2.870 con/m². Các loài ấu trùng côn trùng và các loài trai sông, trai bám, hến sông là những nhóm phân bố tại hầu hết các điểm thu mẫu và có thành phần loài đa dạng nhất, tuy nhiên nhóm các loài giun ít tơ có mật độ phân bố cao nhất và chiếm ưu thế trong khu vực khảo sát. Điển hình là loài trùn chỉ *Branchiura*

sowerbyi, *Limnodrilus hoffmeisteri*, các loài hên *Corbicula bocourti*, *Corbicula baudoni*, *Corbicula leviuscula*, các loài trai bám *Limnoperna siamensis*, *Scaphula pinna*, các loài ấu trùng côn trùng như *Chironomus sp.*, *Ablabesmyia sp.* là những loài phát triển ưu thế tại các điểm thu mẫu. Chỉ số đa dạng H' của khu hệ động vật đáy tại các điểm khảo sát trên sông Vàm Cỏ Đông, tỉnh Long An dao động trong khoảng từ 0,6-2,2. Tính đa dạng thành phần loài động vật đáy (H') vào mùa khô (1,0-2,2) có xu hướng cao hơn mùa mưa (0,6-2,0) (Lê Văn Thọ và Phan Doãn Đăng, 2012).

Đa dạng sinh học quần thể ĐVKXSCL ven bờ ở sông MeKong thuộc tỉnh An Giang, Đồng Tháp, Cần Thơ và Vĩnh Long đã tìm thấy tổng cộng 125 loài thuộc 3 ngành: Thân mềm, chân khớp và giun đốt. Ở vùng ven bờ của sông Mekong, Mollusca và Decapoda được xem như là nguồn thức ăn chủ yếu cho người dân tại địa phương. Diptera, Hemiptera, Decapoda, Mesogastropoda, Mytinoida và Veneoida cũng xuất hiện ở hầu hết các điểm thu mẫu trong khi đó Coleoptera, Ephemeroptera, Hirudinea và Trichoptera chỉ được tìm thấy ở 2 vị trí. Chỉ số đa dạng Shannon-Weaver (H') biến động từ 0,2-3,1 (Ngô Xuân Quảng và ctv., 2013).

Thành phần loài ĐVKXSCL sống đáy tại 7 điểm khảo sát trên sông Sài Gòn thuộc tỉnh Bình Dương trong hai mùa, mùa khô và mùa mưa của năm 2009 đã ghi nhận được 33 loài thuộc 6 lớp, 3 ngành, bao gồm: Ngành Động vật thân mềm (Mollusca) có 2 lớp, 10 loài (30,3%); ngành Giun đốt (Annelida) có 2 lớp, 6 loài (18,2%) và ngành Chân khớp (Arthropoda) có 2 lớp, 17 loài (51,5%). Trong đợt khảo sát vào mùa mưa có thành phần loài và số lượng loài động vật đáy (29 loài) cao hơn mùa khô (23 loài). Trong đó, nhóm ấu trùng côn trùng (Insecta) vào mùa mưa có số lượng loài đa dạng hơn (13 loài) so với mùa khô (8 loài). Nhóm các loài thân mềm hai mảnh vỏ (Bivalvia) và giun ít tơ (Oligochaeta) có thành phần loài và số lượng loài không thay đổi qua hai mùa khảo sát. Nhóm thân mềm chân bụng (Gastropoda) và Giáp xác (Crustacea) có thành phần loài thay đổi, nhưng số lượng loài không thay đổi qua hai đợt khảo sát (Lê Văn Thọ và Đỗ Thị Bích Lộc, 2012).

2.6.2 Ứng dụng động vật không xương sống trong đánh giá chất lượng nước bằng phương pháp sinh học

Động vật không xương sống nước ngọt thường được sử dụng để đánh giá sức khỏe sinh thái của các dòng sông bởi các lý do sau đây: (1) một số loài thì nhạy cảm đối với sự ô nhiễm nước và sự biến động của các yếu tố môi trường nước, trong khi đó một số loài khác thì chịu đựng tốt hơn đối với sự ô nhiễm

nước, (2) nhiều loài sống trong nước với thời gian trên 1 năm, (3) chúng không thể thoát khỏi ô nhiễm giống như cá và chim, và (4) dễ dàng thu mẫu (Voshell and Reese, 2002). Ngoài ra, ĐVKXSCL được sử dụng để đánh giá chất lượng nước bởi vì đời sống của chúng có liên quan đến tính chất nền đáy và chúng có khả năng di chuyển ra khỏi nguồn nước bị ô nhiễm hoặc các tác động trong vực nước nơi chúng phân bố. Hơn nữa chúng dễ dàng được thu thập và phân loại. Có thể phân biệt 3 nhóm loài khi sử dụng chúng trong quan trắc sinh học: Nhóm sinh vật nhạy cảm đối với sự ô nhiễm bao gồm: mayflies (*Ephemeroptera*), stoneflies (*Plecoptera*) và caddisflies (*Odonata*). Nhóm sinh vật trung gian như dragonflies (*Odonata*) và damselflies (*Odonata*) thích nghi với nước sạch nhưng cũng có thể tồn tại trong các thủy vực bị ô nhiễm. Nhóm sinh vật chịu đựng được sự ô nhiễm và có khả năng tồn tại ở các vực nước bị ô nhiễm bao gồm các loài khác như muỗi (*Diptera*) và đũa (*Hirudinea*) (Voshell and Reese, 2002).

Theo nghiên cứu của Hynes (1998) sự hiện diện của nhiều họ thuộc nhóm ĐVKXSCL chịu đựng được mức độ ô nhiễm cao thường chỉ thị cho chất lượng nước kém. Một số nghiên cứu khác cũng cho thấy mối quan hệ giữa khả năng chịu đựng ô nhiễm hữu cơ của một số nhóm ĐVKXSCL theo thứ tự tăng dần như sau: Plecoptera, Ephemeroptera, Amphipoda, Isopods, Diptera và Oligochaeta (Mason, 1981, được trích bởi Chapman and Jackson, 1996).

Tỉ lệ sống và khả năng sinh sản của sinh vật đáy bị ảnh hưởng bởi sự biến động của các yếu tố môi trường diễn ra xung quanh chúng trong hệ sinh thái. Sự biến động chất lượng nước, nguồn thức ăn sẵn có và khả năng làm môi cho động vật ăn thịt sẽ làm thay đổi sự ưu thế và thành phần của sinh vật đáy, đây cũng là lý do động vật đáy là sinh vật hữu ích trong quan trắc sinh học để đánh giá sức khỏe sinh thái (Van Dolah *et al.*, 1999).

Việc đánh giá chất lượng nước bằng phương pháp sinh học là dựa vào số lượng của các sinh vật chịu đựng được sự ô nhiễm để so sánh với các sinh vật nhạy cảm, nếu một thủy vực có số lượng ĐVKXSCL chịu đựng được ô nhiễm chiếm tỉ lệ cao và không có sự hiện diện của sinh vật nhạy cảm thì thể hiện chất lượng nước kém (Voshell and Reese, 2002). Có hai phương pháp thường sử dụng để đánh giá chất lượng nước là sinh vật chỉ thị và các chỉ số đa dạng. Phương pháp dùng sinh vật chỉ thị là dựa vào sự biến động của các điều kiện lý hóa học của mỗi loài mà trong đó chúng có thể tồn tại được. Một số sinh vật có thể tồn tại trong khoảng biến động lớn của điều kiện môi trường và có thể chịu đựng được sự ô nhiễm ở mức cao hơn. Một số sinh vật khác rất nhạy cảm với những thay đổi của các điều kiện môi trường nước và không thể chịu đựng

được sự ô nhiễm, chẳng hạn như các sinh vật không chịu đựng được sự ô nhiễm bao gồm: mayflies, stoneflies và một số loài caddishflies (tương ứng với các bộ Ephemeroptera, Plecoptera và Trichoptera). Một số loài chịu đựng được sự ô nhiễm như đĩa, giun và một số ấu trùng thuộc bộ Diptera. Chất lượng nước được đánh giá bởi sự so sánh số cá thể của các sinh vật chịu đựng được ô nhiễm so với số cá thể của các sinh vật không chịu đựng được sự ô nhiễm. Khi số lượng của các sinh vật chịu đựng được sự ô nhiễm chiếm tỉ lệ cao và một vài cá thể không chịu đựng được sự ô nhiễm sẽ thể hiện chất lượng nước kém. Tuy nhiên, cần nhớ rằng các sinh vật chịu đựng được ô nhiễm cũng có thể được tìm thấy ở mức biến động lớn của các điều kiện môi trường. Phương pháp sử dụng các chỉ số đa dạng thích hợp hơn đối với số lượng của các loại sinh vật khác nhau được tìm thấy trong quần thể sinh vật. Nhìn chung, các quần thể với chỉ số đa dạng đạt giá trị cao thì bền vững hơn. Sự ô nhiễm hoặc có sự tác động thường xuyên ở các sinh thái có thể không tìm thấy những loài không chịu đựng được sự ô nhiễm và vì thế sẽ làm giảm đi tính đa dạng. Do vậy, khi so sánh thủy vực bị ô nhiễm thì tổng số cá thể của các sinh vật có thể giống nhau, tuy nhiên tính đa dạng có thể bị suy giảm (Voshell and Reese, 2002).

Phương pháp quan trắc sinh học có nhiều thuận lợi hơn so với phương pháp truyền thống dựa vào các yếu tố lý hóa học để đánh giá chức năng và sức khỏe sinh thái. Trước tiên, các sinh vật bao gồm vi sinh vật, thực vật bậc cao và ĐVKXS thì quan trọng đối với hầu hết với các chức năng của đất ngập nước. Các sinh vật quang tự dưỡng bao gồm tảo và thực vật sẽ chuyển hóa năng lượng mặt trời thành một dạng năng lượng sinh học sẵn có và do đó hình thành nền tảng của chuỗi thức ăn. Sinh vật phân hủy bao gồm nấm và vi khuẩn tự dưỡng có tính chất quyết định sự chuyển hóa dinh dưỡng và gây ra sự phân hủy các vật chất hữu cơ và là nguồn thức ăn quan trọng cho ĐVKXS và sau đó ĐVKXS được tiêu thụ bởi động vật có xương sống (Euliss *et al.*, 1999; Cummins and Merritt, 2001). Thứ hai, các họ ĐVKXS thì khác nhau về tính nhạy cảm đối với những thay đổi của các yếu tố lý học, hóa học và sinh học (Genet and Olsen, 2008). Vì vậy, đặc tính quần thể của chúng bao gồm tính đa dạng và sự ưu thế của các họ nhạy cảm cũng đã được nghiên cứu, chúng chỉ thị các khả năng có thể xảy ra và rất nhạy cảm đối với những biến đổi của môi trường nước mà điều này có thể hoặc không thể phát hiện khi sử dụng phương pháp quan trắc bằng các yếu tố lý hóa học đơn lẻ (Genet and Bourdaghs, 2006). Phương pháp quan trắc sinh học sử dụng các nhóm sinh vật khác nhau đã được phát triển cho các hệ sinh thái thủy sinh (Genet and Olsen, 2008). Động vật đáy là một trong bốn nhóm sinh vật nước quan trọng được dùng để

đánh giá sức khỏe sinh thái cho hạ lưu sông Mê Kông, một khu vực rộng lớn bao gồm các lưu vực thuộc Mê Kông của bốn quốc gia Thái Lan, Lào, Campuchia và Việt Nam. Hiện nay, phương pháp này đã được chuẩn hóa bởi Ủy hội sông Mê Kông (2010).

2.7 Các chỉ số ứng dụng trong quan trắc sinh học

2.7.1 Các chỉ số đa dạng

Các chỉ số đa dạng nhằm mục đích đánh giá cấu trúc quần thể ở các khía cạnh đối với sự xuất hiện của các loài. Các chỉ số đa dạng có liên quan đến số lượng các loài được phát hiện (sự phong phú hay độ giàu loài) với số lượng cá thể (sự ưu thế). Một số chỉ số đa dạng thường được sử dụng trong quan trắc sinh học như chỉ số đa dạng Shannon-Weaver (H') (1949), chỉ số Margalef (Da) (Lenat *et al.*, 1981), chỉ số Simpson (D) (Simpson, 1949), chỉ số đa dạng McIntosh (Mc) (McIntosh, 1967), chỉ số đồng đều Pielou (J') (Pielou, 1966). Trong các chỉ số này thì chỉ số đa dạng Shannon-Wiener được sử dụng tốt hơn trong việc đánh giá sự thay đổi chất lượng nước hơn các chỉ số khác, nhưng cần phải xác định đến loài. Phân mức chất lượng nước dựa vào chỉ số đa dạng Shannon-Weaver được trình bày ở Bảng 2.4. Chỉ số ưu thế bao gồm số lượng các cá thể, các loài ưu thế, sự ưu thế bậc họ và chỉ số EPT (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera). Trong một số trường hợp, họ Chironimidae cũng được sử dụng. Việc tính toán chỉ số ưu thế, cả hai mức độ loài và bậc họ, thì tốt hơn so với các phương pháp khác trong việc đánh giá những thay đổi chất lượng nước. Chỉ số EPT khá tương quan với chất lượng nước và cũng phản ánh được sức khỏe của các sinh thái, do đó chỉ số này cũng thường được sử dụng (Sangpradub *et al.*, 1998a).

Để góp phần hoàn thiện phương pháp quan trắc dựa trên sự hiểu biết đầy đủ về độ đa dạng của hệ sinh thái nước ngọt, nhất thiết phải tiến hành các nghiên cứu toàn diện đa dạng sinh học của các hệ sinh thái đặc trưng cho các vùng lãnh thổ khác nhau trong cả nước. Mỗi phương pháp có ưu nhược điểm riêng và có thể áp dụng riêng lẻ hay phối kết hợp tùy đặc trưng của từng vùng nghiên cứu. Các chỉ số đa dạng Shannon-Weaver và Margalef, chỉ số ưu thế Simpson và chỉ số đồng đều Pielou đã được sử dụng rộng rãi trong sinh quan trắc.

Sự đa dạng là điểm đặc trưng cơ bản của cấu trúc quần thể hoặc hệ sinh thái, kể cả trên cạn hoặc dưới nước (Odum, 1975). Một giả thiết cơ bản cho rằng sự xáo trộn của hệ sinh thái thủy sinh hoặc quần thể sinh vật dưới nước khi bị tác động bởi một yếu tố nào đó sẽ làm giảm đi sự đa dạng (Hellowell, 1986). Sự ô nhiễm và những tác động gây sốc sẽ làm giảm sự đa dạng nhiều

hay ít phụ thuộc vào mức độ ô nhiễm. Ngược lại, sự đa dạng thấp chỉ thị cho các điều kiện bị ô nhiễm, chúng có thể xảy ra do những stress khác như các điều kiện lý học ở vùng thượng nguồn (Hawkes, 1997). Những thay đổi theo thời gian về sự đa dạng tại một vị trí có ý nghĩa hơn so với những thay đổi theo không gian xuyên suốt chiều dọc của các con sông.

Các chỉ số đa dạng có thể được ứng dụng cho hầu hết các nhóm sinh vật hiện diện ở một con sông. Một vài chỉ số đa dạng chỉ tính toán một phần trong cấu thành quần thể, ví dụ tỉ lệ Chironomids/Oligochaetes như là một phần trong quần thể ĐVKXSCL (Brinkhurst, 1966). Các chỉ số đa dạng có liên quan khá chặt chẽ trong việc cung cấp thông tin về cấu trúc quần thể là các chỉ số so sánh và tương đồng. Các chỉ số này xác định xu hướng tương đồng đối với hai hay nhiều quần thể sinh vật. Chúng có thể được sử dụng để đánh giá sự gián đoạn trong quần thể mà nguyên nhân là do sự thay đổi các yếu tố môi trường hoặc để phát hiện và xác định tiêu chuẩn để đánh giá những thay đổi theo thời gian giữa các mẫu thu.

Việc sử dụng các chỉ số đa dạng trong nhiều phương pháp khoa học có thể được chấp nhận trên khắp thế giới và được ứng dụng rộng rãi. Ở qui mô toàn cầu, chiến lược bảo tồn thiên nhiên đã có tiêu chuẩn đánh giá sự đa dạng sinh học (sự nhạy cảm của các loài ưu thế). Các chỉ số đa dạng trong các nghiên cứu về đánh giá chất lượng nước thường được sử dụng trong việc đánh giá các quần thể trong những trường hợp trước và sau khi xảy ra, ví dụ sự xáo trộn trong phạm vi rộng của các vị trí ở vùng thượng nguồn và hạ nguồn. Phân mức chất lượng nước dựa vào chỉ số H' thể hiện ở Bảng 2.4.

2.9.1.1 Ưu điểm của các chỉ số đa dạng

Việc sử dụng các chỉ số đa dạng trong đánh giá chất lượng nước có nhiều ưu điểm như (1) dễ dàng sử dụng và tính toán; (2) có khả năng ứng dụng đối với tất cả các vực nước; (3) có sự giới hạn theo vùng địa lý và (4) chúng sử dụng tốt nhất cho các mục đích so sánh. Các mục tiêu cơ bản đối với các chỉ số đa dạng trên quan điểm kiểm soát và quản lý nguồn nước là:

- Cung cấp thông tin về hiện trạng sinh học mà không có sự đánh giá rõ ràng. Sự đa dạng của quần thể trong nước thiên nhiên hoặc nguồn nước không bị xáo trộn có thể biến động trong cùng một loại nguồn nước hoặc giữa các loại nguồn nước khác nhau. Phương pháp không thể đáp ứng được cái nhìn tổng quát vượt mức biến động lớn của các lưu vực sông bởi vì các điều kiện thủy lý hóa có sự biến động rất lớn (Andersen *et al.*, 1984).

- Tất cả các loài có trọng lượng bằng nhau mặc dù có sự khác biệt về khả năng chịu đựng được sự ô nhiễm nước và chưa có thông tin ghi nhận được về cấu trúc thành phần loài.

2.9.1.2. Nhược điểm của các chỉ số đa dạng

Việc sử dụng các chỉ số đa dạng cũng có một số hạn chế như (1) Các giá trị thay đổi phụ thuộc vào chỉ số được sử dụng, vị trí, kỹ thuật thu mẫu, đôi khi cả kích thước mẫu, (2) Sự diễn giải các giá trị chỉ thị liên quan tới các mức ô nhiễm không áp dụng cho mọi trường hợp, (3) Không thể phân biệt được giữa các quần xã chống chịu và không chống chịu ô nhiễm, (4) Không thể cung cấp thông tin về bản chất của các chất ô nhiễm hiện có, (5) Sự phản hồi của quần xã đối với ô nhiễm không thường xuyên tuyến tính và một số loài có thể tăng tính đa dạng và (6) tương đối vô cảm đối với cái khác ngoài những cực đoan ô nhiễm (Lê Văn Khoa và *ctv.*, 2007).

Bảng 2.4: Phân mức chất lượng nước dựa vào chỉ số đa dạng Shannon-Weaver (H') (Stau *et al.*, 1970).

Chỉ số đa dạng	Chất lượng nước
< 1	Rất ô nhiễm
1-2	Ô nhiễm trung bình
>2-3	Ô nhiễm nhẹ
>3-4,5	Sạch
>4,5	Rất sạch

2.7.2. Các chỉ số sinh học

2.7.2.1. Chỉ số BMWP (*Biological monitoring working party*) và ASPT (*Average Score Per Taxon*)

Hệ thống điểm BMWP được tính toán dựa vào kết quả nghiên cứu của Armitage *et al.*, (1983). Trong quan trắc sinh học việc tính toán điểm BMWP bằng cách lấy tổng số điểm của các họ hiện diện trong mẫu thu. Điểm của từng họ phản ánh khả năng chịu đựng mức độ ô nhiễm của chúng, các họ không chịu đựng được ô nhiễm sẽ có số điểm cao, ngược lại các họ chịu đựng được mức độ ô nhiễm sẽ có số điểm thấp (Sivaramakrishnan, 1992).

Chỉ số ASPT là điểm trung bình trên bậc họ (ASPT) được tính bằng cách chia điểm BMWP trên tổng số họ ghi nhận được. ASPT đạt giá trị cao thể hiện đặc tính môi trường nước sạch, ASPT đạt giá trị càng thấp cho thấy môi trường nước có mức độ ô nhiễm càng cao. Phân mức chất lượng nước dựa vào chỉ số ASPT được trình bày ở Bảng 2.5.

Bảng 2.5: Thang xếp loại chỉ số sinh học ASPT và mức độ ô nhiễm (Environmental Agency, UK, 1997)

Thứ hạng	Chỉ số ASPT	Xếp loại mức độ ô nhiễm
VI	0	Nước cực kỳ bẩn
V	1-2,9	Nước rất bẩn
IV	3-4,9	Nước bẩn vừa α
III	5-5,9	Nước bẩn vừa β
II	6-7,9	Nước ít bẩn
I	8-10	Nước sạch

2.7.2.2 Chỉ số ưu thế

Trong các chương trình quan trắc ở hệ thống sông Đồng Nai và hệ thống sông rạch ở Đồng bằng sông Cửu Long, Phạm Anh Đức (2004) đã sử dụng chỉ số ưu thế Berger-Parker để đánh giá chất lượng nước, chỉ số này được Berger và Parker xây dựng năm 1970 và ưu điểm lớn nhất của chỉ số này là tính toán rất đơn giản. Phạm Anh Đức (2004) đã bước đầu đề nghị thang điểm đánh giá chất lượng nước cho chỉ số ưu thế Berger-Parker (Bảng 2.6) như sau:

Bảng 2.6: Thang điểm đề xuất cho chỉ số ưu thế Berger-Parker

Giá trị D	Thang đánh giá mức độ bền vững	Thang đánh giá ô nhiễm
$D < 0,3$	Quần xã sinh vật rất bền vững	Ít bẩn (Oligosaprobic)
$0,3 < D < 0,5$	Quần xã sinh vật bền vững	Bẩn vừa (β -Mesosaprobic)
$0,5 < D < 0,7$	Quần xã sinh vật kém bền vững	Bẩn vừa (α -Mesosaprobic)
$D > 0,7$	Quần xã sinh vật rất kém bền vững	Rất bẩn (Polysaprobic)

CHƯƠNG 3: PHƯƠNG TIỆN VÀ PHƯƠNG PHÁP NGHIÊN CỨU

3.1 Vật liệu nghiên cứu

Các dụng cụ và vật liệu nghiên cứu chính bao gồm: Gầu đáy (gầu Petersen), sàng đáy (kích thước mắt lưới 0,5 mm), vợt thu mẫu côn trùng thủy sinh hình chữ D, sàng đáy, chai nút mài trắng và nâu, bọc nilon, kẹp gấp mẫu, formaline (37-40%), cồn (80°), khay nhựa, máy ảnh, máy định vị (GPS),...

3.2 Phương pháp nghiên cứu

3.2.1 Địa điểm và cơ sở chọn điểm thu mẫu

3.2.1.1 Địa điểm thu mẫu

Nghiên cứu được thực hiện tại các điểm trên sông chính và sông nhánh của sông Hậu thuộc địa bàn các tỉnh An Giang, TP Cần Thơ, Hậu Giang và Sóc Trăng. Tổng cộng có 36 điểm được thu mẫu gồm 14 điểm trên sông chính (5 điểm đầu nguồn, 5 điểm giữa nguồn và 4 điểm cuối nguồn) và 22 điểm trên sông nhánh. Vị trí các điểm thu mẫu được trình bày cụ thể ở Bảng 3.1, Bảng 3.2 và Hình 3.1. Trong Bảng 3.2 nguồn tác động lên môi trường nước tại các điểm thu mẫu cũng được mô tả chi tiết.

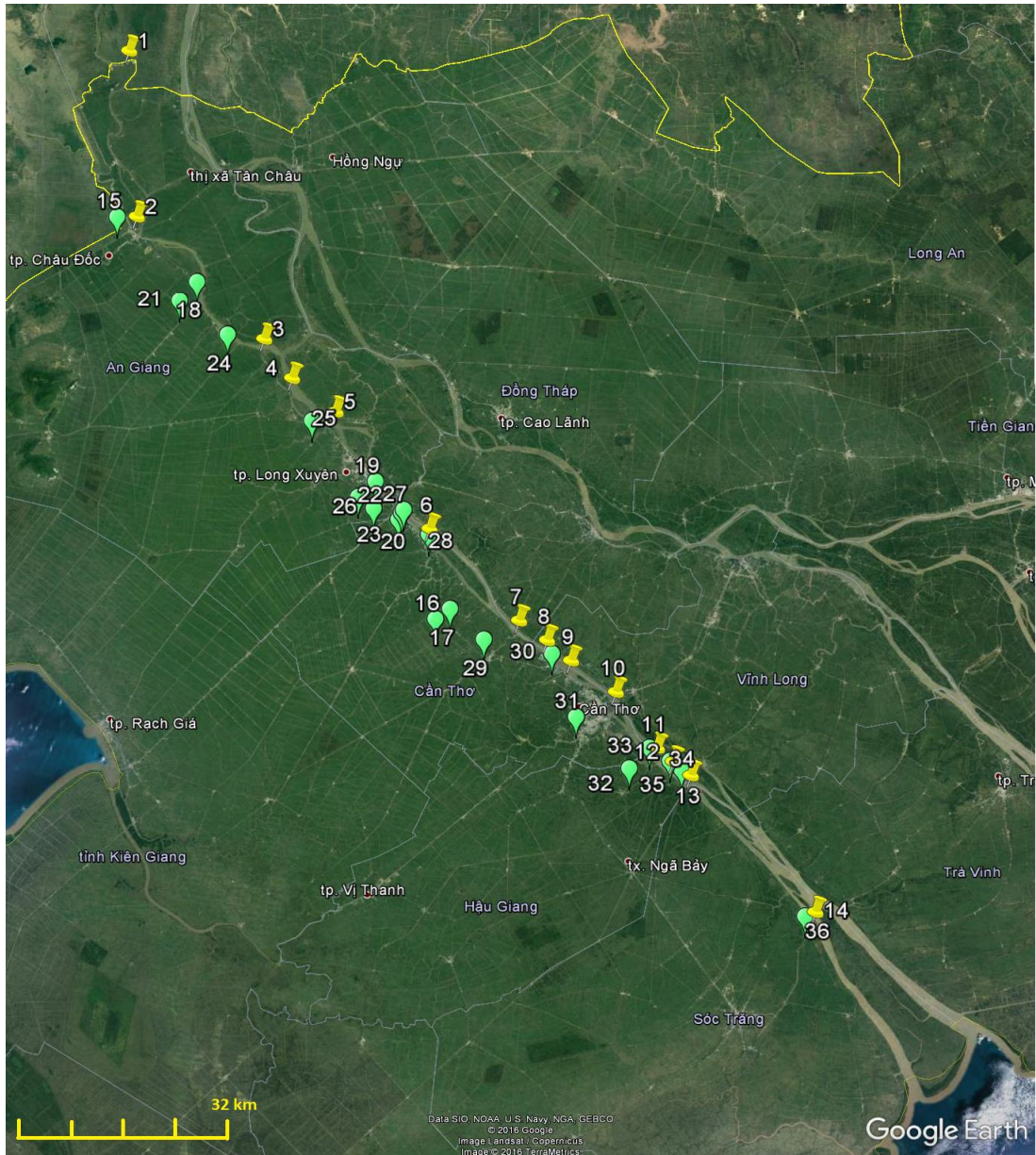
Bảng 3.1: Các điểm thu mẫu trên sông Hậu (sông chính)

STT	Điểm thu	Tọa độ	Độ sâu thu mẫu (m)	Thời gian thu mẫu	Nguồn tác động	Khu vực
1	Long Bình	N: 10°57'21,8" E: 105°06'07,4"	2,3-3,2	8g30-9g15	Nông nghiệp	Đầu nguồn
2	Châu Đốc	N: 10°43'10,0" E: 105°06'56,3"	1,4-2,0	11g30-12g10	Nuôi cá bè	
3	Bình Mỹ	N: 10°32'47,04" E: 105°17'45,48"	2,2-3,0	13g30-14g30	Nước thải sinh hoạt	
4	Cồn Bình Thủy	N: 10°29'25,68" E: 105°20'09,24"	2,4-3,2	7g00-7g30	Nước thải sinh hoạt	
5	Hòa Phú	N: 10°26'31,08" E: 105°23'47,64"	1,7-2,2	10g40-11g20	Nước thải sinh hoạt	
6	Thốt Nốt	N: 09°45'14,7" E: 105°32'00,8"	1,6-2,3	8g00-8g30	Nước thải sinh hoạt	Giữa nguồn
7	Ô Môn	N: 10°08'47,9" E: 105°39'19,5"	1,7-2,2	7g30-8g00	Nước thải sinh hoạt	
8	Trà Nóc	N: 10°07'11,9" E: 105°41'44,7"	1,7-2,4	10g30-11g00	Nước thải sinh hoạt	
9	Bình Thủy	N: 10°05'28,4" E: 105°43'45,6"	1,8-2,3	12g45-13g15	Nước thải sinh hoạt	
10	Ninh Kiều	N: 10°02'50,22" E: 105°47'31,38"	1,6-2,4	14g00-14g30	Nước thải sinh hoạt	Cuối nguồn
11	Đông Phú	N: 09°58'05,2" E: 105°50'59,9"	1,7-2,5	14g30-15g00	Nước thải sinh hoạt	

12	Mái Dầm	N: 09°56'54,0" E: 105°52'23,1"	1,7-2,2	12g30-13g00	Nước thải sinh hoạt
13	Cái Côn	N: 09°55'45,7" E: 105°53'52,3"	1,6-2,1	8g15-8g50	Nước thải sinh hoạt
14	Đại Ngãi	N: 09°44'06,9" E: 106°04'25,0"	1,8-2,7	8g00-8g45	Nước thải sinh hoạt

Bảng 3.2: Các điểm thu mẫu trên các sông nhánh thuộc sông Hậu

STT	Điểm thu	Tọa độ	Độ sâu thu mẫu (m)	Thời gian thu mẫu	Nguồn tác động
15	Vĩnh tế	N: 10°42'37,4" E: 105°06'02,9"	1,3-1,7	13g30-14g30	Sản xuất nông nghiệp (Nhóm TV 1)
16	Nông trường sông Hậu 1	N:10°08'20,5" E: 105°32'36,2"	1,3-1,8	14g00-14g30	
17	Nông trường sông Hậu 2	N: 10°09'05,4" E: 105°33'55,9"	1,3-1,9	14g50-15g30	
18	Vịnh Tre 1	N: 10°36'53,3" E: 105°12'24,4"	1,4-1,8	8g-8g40	Cách vùng nuôi trồng thủy sản 5-10 km (Nhóm TV 2)
19	Cái Sao 1	N: 10°19'55,44" E: 105°27'34,62"	1,4-2,0	12g30-13g10	
20	Thắng Lợi 2	N: 10°17'16,4" E: 105°29'48,3"	1,4-1,8	13g00-13g30	
21	Vịnh Tre 2	N: 10°35'42,3" E: 105°11'24,1"	1,4-1,8	9g00-9g45	Nuôi trồng thủy sản (Nhóm TV 3)
22	Cái Sao 2	N:10°18'34,92" E: 105°26'08,04"	1,4-2,0	13g30-14g00	
23	Thắng Lợi 1	N:10°16'41,6" E: 105°29'31,8"	1,4-1,9	12g00-12g40	
24	Cây Dương	N: 10°32'21,30" E: 105°15'01,68"	1,5-1,9	11g-11g45	Nước thải sinh hoạt (Nhóm TV 4)
25	Chắc Cà Đào	N:10°25'29,70" E: 105°22'29,82"	1,5-2,1	9g00-9g40	
26	Cái Sắn	N:10°17'36,96" E: 105°27'26,52"	1,4-2,0	14g30-15g10	
27	Bồ Ót	N:10°17'31,0" E: 105°29'57,6"	1,6-2,2	10g00-10g30	
28	Thốt Nốt	N:10°15'31,0" E: 105°32'0,3"	1,5-2,1	9g00-9g30	
29	Ô Môn	N:10°06'31,0" E: 105°36'46,7"	1,6-2,4	9g00-9g30	
30	Trà Nóc	N:10°05'20,6" E: 105°42'29,6"	1,5-2,0	12g00-12g30	
31	Cái Răng	N:09°59'57,84" E: 105°44'33,96"	1,7-2,3	15g00-15g30	
32	Cái Dầu 1	N: 09°55'36,2" E: 105°49'03,5"	1,5-2,1	7g15-7g45	
33	Cái Dầu 2	N: 09°55'50,0" E: 105°53'19,4"	1,4-2,1	13g30-14g00	
34	Mái Dầm	N:09°56'16,0" E: 105°52'28,1"	1,5-1,8	11g-11g30	
35	Cái Côn	N: 09°55'34,3" E: 105°53'27,4"	1,4-2,0	10g-10g30	
36	Đại Ngãi	N: 9°43'15,8" E: 106°04'01,4"	1,6-2,4	9g00-10g00	



Hình 3.1: Vị trí các điểm thu mẫu trên sông Hậu

3.2.1.2 Cơ sở chọn điểm thu mẫu và phân chia các nhóm thủy vực

Sông Hậu có chiều dài khoảng 200 km và được phân chia thành vùng đầu nguồn, giữa nguồn và cuối nguồn với khoảng cách 67 km giữa các vùng. Trên các sông nhánh, nguồn nước thuộc tuyến sông Hậu nguồn nước bị ảnh hưởng bởi các hoạt động sản xuất nông nghiệp, nuôi trồng thủy sản và nước thải sinh hoạt. Theo một số kết quả nghiên cứu thì sự phong phú và tính đa dạng thành phần loài của ĐVKXSCL bị ảnh hưởng rất lớn bởi các tác động của con người (Orwa *et al.*, 2014; Egler *et al.*, 2012, Temporetti *et al.*, 2001 and Pitta *et al.*, 1999). Do vậy, nghiên cứu này chọn các điểm chịu tác động bởi các hoạt động này như (i) ảnh hưởng trực tiếp bởi các hoạt động trồng lúa và rau màu thuộc địa phận tỉnh An Giang và Thành phố Cần Thơ gọi chung là

nhóm thủy vực 1 (Nhóm TV 1); (ii) nguồn nước chịu ảnh hưởng gián tiếp của nghề nuôi trồng thủy sản (chủ yếu là cá tra), cách khu vực nuôi trồng thủy sản khoảng 5-10 km gọi chung là nhóm thủy vực 2 (Nhóm TV 2); (iii) nguồn nước chịu ảnh hưởng trực tiếp của nghề nuôi trồng thủy sản (chủ yếu là nuôi cá tra trong ao đất) - nhóm thủy vực 3 (Nhóm TV 3); và (iv) môi trường nước chịu ảnh hưởng bởi nước thải sinh hoạt và rác thải của người dân sinh sống ở hai bên bờ sông - nhóm thủy vực 4 (Nhóm TV 4).

3.2.2 Chu kỳ thu mẫu: Việc thu mẫu trong nghiên cứu này được tiến hành định kỳ 3 tháng 1 lần trong thời gian 1 năm từ tháng 6/2013 đến tháng 03/2014 với tổng cộng 4 đợt thu được trình bày ở Bảng 3.3.

Bảng 3.3: Chu kỳ thu mẫu

Đợt	Thời gian	Giai đoạn	Mùa
1	Tháng 06/2013	Cuối mùa khô đầu mùa mưa	Mùa mưa
2	Tháng 09/2013	Giữa mùa mưa	
3	Tháng 12/2013	Cuối mùa mưa đầu mùa khô	Mùa khô
4	Tháng 03/2014	Giữa mùa khô	

3.2.3 Phương pháp thu và phân tích các thông số môi trường nước

Mẫu nước được thu ở tầng mặt có độ sâu từ 0,1-0,5m để phân tích các thông số chất lượng nước. Mẫu nước sau khi thu được đem về phòng thí nghiệm Khoa Thủy sản, trường Đại học Cần Thơ. Các thông số môi trường nước được thu và phương pháp phân tích được trình bày ở Bảng 3.4.

Bảng 3.4: Phương pháp thu và phân tích một số thông số môi trường nước

STT	Thông số môi trường nước	Phương pháp thu mẫu	Phương pháp phân tích
1	Nhiệt độ (°C)	Đo trực tiếp	Máy đo đa chỉ tiêu YSI 665
2	pH	Đo trực tiếp	Máy đo đa chỉ tiêu YSI 556
3	Độ đục (NTU)	Đo trực tiếp	Máy đo Nephelometric SQ118
4	Tổng vật chất lơ lửng (TSS, mg/L)	Trữ lạnh (4°C)	Phương pháp trọng lượng (2540-D. TSS) (APHA, 1995)
5	Oxy hòa tan (DO, mg/L)	Cố định mẫu bằng MnSO ₄ và KINaOH	Winkler 4500-O C (APHA, 1995)
6	Tiêu hao oxy hóa học (COD, mg/L)	Cố định mẫu bằng H ₂ SO ₄ 4M	Hoàn lưu kín 5220 B (APHA, 1995).

7	N-NO ₃ ⁻ (mg/L)	Trữ lạnh (4°C)	Khử Cd và Diazonium (APHA, 1999)
8	TAN (mg/L)	Trữ lạnh (4°C)	Phenate (APHA, 1999)
9	P-PO ₄ ³⁻ (mg/L)	Trữ lạnh (4°C)	So màu bằng phương pháp SnCl ₂ 4500-P-D (APHA, 1995).
10	Tổng đạm (TN, mg/L)	Trữ lạnh (4°C)	Công phá kjedahl và so màu bằng phương pháp Phenate, 4500-NH ₃ -F (APHA, 1995).
11	Tổng lân (TP, mg/L)	Trữ lạnh (4°C)	Công phá kjedahl và so màu bằng phương pháp SnCl ₂ (APHA, 1995)
12	Tổng vật chất hữu cơ (TOM)		Phương pháp định lượng (APHA, 1999)
13	Sa cấu đất		Whiting <i>et al.</i> (2011)

3.2.4 Phương pháp thu và phân tích mẫu ĐVKXSCL

3.2.4.1 Phương pháp thu mẫu: Động vật không xương sống cỡ lớn trong nghiên cứu này được chia thành 2 nhóm: Động vật không xương sống cỡ lớn sống đáy (động vật đáy) và côn trùng thủy sinh.

- **Động vật đáy:** Mẫu động vật đáy được thu bằng gàu Petersen (MRC, 2010, Nocentini, 1989; Vũ Ngọc Út và Dương Thị Hoàng Oanh, 2013, Phạm Anh Đức và Đặng Quốc Dũng, 2016). Trên sông chính, mẫu được thu ở bờ Nam sông Hậu. Tại mỗi điểm, tổng số 10 gàu (0,3 m²) được thu theo mặt cắt ngang của dòng sông. Đối với sông nhánh mẫu được thu 2 bên bờ sông, mỗi bên 5 gàu. Mẫu sau khi thu được cho vào sàng đáy (kích thước mắt lưới 0,5 mm), lọc rửa nhằm loại bỏ bùn, rác, sau đó mẫu được cho vào bọc nylon và cố định bằng formol với nồng độ 8-10% (Hình 3.2).



Hình 3.2: Cách thu mẫu động vật đáy, (A) Mẫu được thu bằng gàu đáy và (B) Mẫu động vật đáy được lọc qua sàng (0,5mm)

- **Côn trùng thủy sinh:** Mẫu côn trùng thủy sinh được thu bằng vợt ao (kích thước mắt lưới 0,25-0,5 mm, cạnh dài 40 cm) kết hợp việc tìm bắt các động vật bám vào giá thể hoặc cây cỏ thủy sinh (Hình 3.3). Mẫu côn trùng thủy sinh tại mỗi vị trí khảo sát được thu với đoạn dài khoảng 10 m với 3 lần lặp lại nên có tổng diện tích thu mẫu khoảng trên 10 m². Lưới thu mẫu được rửa thật sạch trước khi thu mẫu ở điểm kế tiếp. Mẫu sau khi thu được cho vào lọ nhựa và cố định bằng formol 8-10%.



Hình 3.3: Cách thu mẫu côn trùng thủy sinh

3.2.4.2 Phương pháp phân tích mẫu

- **Phân tích định tính:** Thành phần động vật đáy được định danh đến bậc loài, riêng mẫu côn trùng thủy sinh được định danh đến bậc họ bằng cách dựa vào các tài liệu phân loại đã được công bố như Bouchard (2012), Yunfang (1995), Sangpradub and Boosoong (2006), Đặng Ngọc Thanh và *ctv.*, (1980). Mẫu vật sau khi định danh được lưu giữ tại phòng thí nghiệm Thủy sinh, Bộ môn thủy sinh học ứng dụng, Khoa Thủy sản, Trường Đại học Cần Thơ.

- **Phân tích định lượng:** Sau khi xác định định tính, các nhóm động vật đáy được đếm riêng với từng cá thể và xác định mật độ theo công thức:

$$D = X/S$$

Trong đó: D là mật độ tính theo cá thể/m²

X là số cá thể ĐVKXSCL đếm được trong mẫu thu

S là diện tích thu mẫu (S= n x d), với n là số lượng gàu được

thu

d là diện tích miệng gàu

3.2.5 Phương pháp phân tích và xử lý số liệu

Số liệu thu thập được xử lý và phân tích bằng phần mềm phân tích thống kê SPSS 22.0 và XLSTAT 2016.

3.2.5.1 Nội dung 1: Đánh giá chất lượng nước mặt trên sông chính và sông nhánh thuộc tuyến sông Hậu

Kết quả của nội dung này là tổng quan về chất lượng nước mặt tại vùng nghiên cứu. Phân tích sự khác biệt của các yếu tố chất lượng nước cũng như mức độ ô nhiễm nước của các nhóm thủy vực trên sông chính và sông nhánh được trình bày ở Bảng 3.7. Chỉ số chất lượng nước (WQI) được tính toán theo Kannel *et al.* (2007) và Liu *et al.*, (2012) bởi công thức dưới đây và được liệt kê ở Bảng 3.5.

Công thức tính chỉ số chất lượng nước: $WQI = k (\sum C_i P_i) / (\sum P_i)$

Trong đó: k là hằng số dao động từ 0,25-1 ($k = 1$ khi nước không bị ô nhiễm (sạch hoặc có vật chất lơ lửng tự nhiên), $k = 0,75$ khi nước bị ô nhiễm nhẹ, sủi bọt, độ đục thấp với màu nước không tự nhiên, $k = 0,5$ khi nước có độ đục cao, màu nước không tự nhiên, nhiều vật chất hữu cơ lơ lửng và $k = 0,25$ khi nước bị ô nhiễm mức độ cao, màu nước hơi đen).

C_i là giá trị chuẩn hóa và P_i là trọng số của các thông số môi trường nước được trình bày ở Bảng 3.5.

Bảng 3.5: Trọng số (P_i) và giá trị chuẩn hóa (C_i) của một số thông số chất lượng nước (Kannel *et al.* (2007) và Liu *et al.*, (2012))

Yếu tố môi trường nước	P_i	Giá trị chuẩn hóa (C_i)										
		100	90	80	70	60	50	40	30	20	10	0
Nhiệt độ (°C)	1	21/16	22/15	24/14	26/12	26/10	30/5	32/0	36/-2	40/-4	45/-6	>45/<-6
pH	1	7	7-8	7-8,5	7-9	6,5-7	6-9,5	5-10	4-10	3-12	2-13	1-14
DO	4	≥7,5	>7	>6,5	>6	>5	>4	>3,5	>3	>2	≥1	<1
N-NH ₄ ⁺	3	<0,01	<0,05	<0,1	<0,2	<0,3	<0,4	<0,5	<0,75	<1	≤1,25	>1,25
N-NO ₂ ⁻	2	<0,005	<0,01	<0,03	<0,05	<0,1	<0,15	<0,2	<0,25	<0,5	≤1	>1
N-NO ₃ ⁻	2	<0,5	<2	<4	<6	<8	<10	<15	<20	<50	≤100	>100
COD	3	<5	<10	<20	<30	<40	<50	<60	<80	<100	≤150	>150

Ghi chú: Đơn vị tính cho các thông số chất lượng nước là mg/L, ngoại trừ pH và nhiệt độ (°C)

Ngoài ra, nghiên cứu cũng tính toán chỉ số chất lượng nước (WQI_{hi}) để đánh giá sự tác động của con người đến chất lượng nguồn nước sông Hậu (MRC, 2008) theo công thức:

$$WQI_{hi} = (\sum(p_1 + p_2 + \dots + p_n)/M) \times 10$$

Trong đó: - p là điểm số của mỗi mẫu, (nếu DO, N-NH₄⁺, COD và TP đáp ứng được mức hướng dẫn trong Bảng 3.6 sẽ được 2 điểm, nếu chỉ có N-NH₄⁺ và TP đáp ứng được mức hướng dẫn sẽ được 1 điểm, các trường hợp còn lại sẽ được 0 điểm).

- n là số mẫu thu trong 1 năm

- M là số điểm tối đa có thể đạt được của các mẫu trong 1 năm

Bảng 3.6: Các thông số môi trường nước sử dụng trong hệ thống phân loại chất lượng nước do có sự tác động của con người (MRC, 2008)

Các yếu tố môi trường nước	Đơn vị tính	Giá trị
DO	mg/L	≥ 6
N-NH ₄ ⁺	mg/L	< 0,05
COD	mg/L	< 4
TP	mg/L	< 0,08

Bảng 3.7: Phương pháp phân tích số liệu của nội dung nghiên cứu 1

STT	Nội dung phân tích	Phương pháp phân tích
1	- So sánh sự khác biệt của các thông số môi trường nước trong Bảng 3.4 giữa các nhóm thủy vực (khu vực) và trong cùng một nhóm thủy vực qua các giai đoạn khảo sát. - So sánh sự khác biệt về chất lượng nước (chỉ số WQI) của các nhóm thủy vực (khu vực) qua các giai đoạn thu mẫu	So sánh trung bình bằng phân tích phương sai một nhân tố (One-Way ANOVA) với kiểm định “Tukey HSD” ($p < 0,05$)
2	So sánh sự khác biệt của các thông số môi trường nước giữa sông chính và sông nhánh	Kiểm định t “Independent-Samples T-test” ($p < 0,05$)
3	Phân tích sự biến động và mối tương quan giữa các thông số môi trường nước (Bảng 3.4) của các nhóm thủy vực (khu vực) thu mẫu và theo mùa vụ thu mẫu	Phương pháp xác định thành phần cơ bản (Principal Component Analysis, PCA) Phân tích nhân tố (Factor analysis)

3.2.5.2 Nội dung 2: Đa dạng thành phần động vật đáy trên sông chính và sông nhánh thuộc tuyến sông Hậu

Nội dung nghiên cứu này nhằm phân tích sự khác biệt về thành phần, số lượng và cấu trúc thành phần loài động vật đáy theo từng nhóm thủy vực thu mẫu, tìm ra qui luật biến động các nhóm động vật đáy, đánh giá sự tương đồng thành phần động vật đáy trên sông chính và sông nhánh qua các giai đoạn khảo sát. Bên cạnh đó, nghiên cứu cũng đánh giá tính đa dạng thành phần động vật đáy, xác định mối tương quan giữa các chỉ số đa dạng, chỉ số ưu thế với thành phần loài và mật độ của động vật đáy. Các chỉ số đa dạng và một số phương pháp chính áp dụng trong phân tích số liệu được trình bày trong Bảng 3.8 và Bảng 3.9.

Bảng 3.8: Các chỉ số xác định tính đa dạng và sử dụng trong quan trắc sinh học sử dụng động vật đáy

	Các chỉ số	Công thức tính	Mô tả
1	Chỉ số đa dạng Shannon-Weaver (H')	$H' = - \sum p_i \ln p_i$	$p_i = n_i/N$ n_i là số lượng cá thể của loài thứ i N là tổng số cá thể động vật đáy
2	Chỉ số đa dạng Margalef (d)	$d = \frac{S-1}{\ln N}$	S là tổng số loài N là tổng số cá thể động vật đáy
3	Chỉ số ưu thế Berger-Parker (D)	$D = N_{Max}/N$	N_{Max} là tổng số cá thể của loài có số lượng cao nhất N là tổng số cá thể động vật đáy
4	Chỉ số đồng đều Pielou (J')	$J' = H'/\ln S$	H' là chỉ số đa dạng S là tổng số loài động vật đáy

Bảng 3.9: Các phương pháp phân tích số liệu của nội dung nghiên cứu 2

STT	Nội dung phân tích	Phương pháp phân tích
1	So sánh sự khác biệt về số lượng (mật độ) động vật đáy giữa các nhóm thủy vực trên sông chính và sông nhánh qua các giai đoạn thu mẫu	Kiểm định phi tham số (K-Independent t-ples) được áp dụng
2	- So sánh sự khác biệt về mật độ động vật đáy giữa sông chính và sông nhánh qua 4 đợt khảo sát - So sánh sự khác biệt chỉ số ưu thế Berger-Parker và chỉ số đồng đều Pielou giữa sông chính và sông nhánh	Kiểm định phi tham số "Mann-Whitney" ($p < 0,05$).
3	- So sánh sự tương đồng về thành phần động vật đáy giữa các khu vực đầu nguồn, giữa nguồn và cuối nguồn trên sông chính. - So sánh sự tương đồng về thành phần động vật đáy giữa các nhóm thủy vực 1, 2, 3 và 4 trên sông nhánh.	Phân tích cụm (Cluster analysis)
4	Đánh giá sự tương đồng về thành phần động vật đáy giữa sông chính và sông nhánh bằng chỉ số tương đồng Sorencen (1948)	$S = 2C/(A+B)$ Trong đó : A là số loài hiện diện ở khu vực A B là số loài hiện diện ở khu vực B

		C là số loài hiện diện ở cả khu vực A và B
5	Phân tích sự biến động và mối tương quan giữa các nhóm động vật đáy theo mùa vụ thu mẫu	Phương pháp xác định thành phần cơ bản (Principal Component Analysis, PCA) Phân tích nhân tố (Factor analysis)
6	Phân tích tương quan chính tắc giữa thành phần họ động vật đáy và các thông số môi trường nước	Phân tích CCA (Canocial Correspondence Analysis)
7	- Sự tương quan của các thông số môi trường nước (Bảng 3.4) với thành phần loài và mật độ động vật đáy. - Phân tích mối tương quan giữa các chỉ số WQI, các chỉ số đa dạng, chỉ số ưu thế, thành phần loài và mật độ động vật đáy.	Tương quan (Pearson correlation) ở mức ý nghĩa $p < 0,05$
8	So sánh sự khác biệt các chỉ số đa dạng, chỉ số ưu thế và chỉ số đồng đều trong Bảng 3.8 giữa các nhóm thủy vực	Phân tích phương sai một nhân tố (One-Way ANOVA) với kiểm định “Tukey HSD” ($p < 0,05$).
9	So sánh sự khác biệt của các chỉ số đa dạng Shannon-Weaver và Margalef giữa sông chính và sông nhánh	Kiểm định “Independent Samples T-test” ($p < 0,05$)

Ghi chú: Chỉ số ưu thế Berger-Parker và chỉ số đồng đều Pielou được chuyển sang ARCSIN căn bậc 2 trước khi xử lý số liệu

3.2.5.3 Nội dung nghiên cứu 3: Phát triển phương pháp quan trắc sinh học sử dụng động vật không xương sống cỡ lớn

(1) Sử dụng động vật đáy trong quan trắc sinh học

Nội dung này sẽ được tiến hành thông qua kết quả của các nội dung trên bao gồm: (1) Đặc điểm chất lượng nước của khu vực nghiên cứu (2) Biến động thành phần loài và mật độ động vật đáy (3) Các chỉ số đa dạng sinh học, chỉ số ưu thế và chỉ số đồng đều liên quan tới chất lượng nước (mức độ ô nhiễm), và từ đó (4) So sánh phân mức chất lượng nước khi sử dụng phương pháp sinh học (chỉ số đa dạng Shannon-Weaver và chỉ số ưu thế Berger-Parker) và phương pháp lý hóa học (chỉ số chất lượng nước, WQI) trong cùng

khu vực khảo sát nhằm tìm ra chỉ số quan trắc phù hợp nhất để đánh giá chất lượng nước cho lưu vực sông Hậu.

(2) Sử dụng động vật không xương sống cỡ lớn trong quan trắc sinh học

Nghiên cứu xác định được thành phần họ ĐVKXSCL phân bố tại các điểm thu trên sông Hậu qua các giai đoạn khảo sát để từ đó đánh giá khả năng ứng dụng hệ thống điểm BMWP^{VIET} (Biological Monitoring Working Party) thông qua việc tính toán chỉ số trung bình bậc họ (Average Score Per Taxon, ASPT) trong đánh giá chất lượng nước (Bảng 3.10). Nghiên cứu cũng tìm ra các họ có và không có trong hệ thống điểm BMWP^{VIET}, sau đó dựa vào (1) các thông số lý hóa học, (2) chỉ số chất lượng nước và (3) đặc điểm môi trường sống của ĐVKXSCL làm cơ sở cho việc bổ sung một số họ ĐVKXSCL phân bố ở tuyến sông Hậu vào hệ thống điểm BMWP^{VIET} ứng dụng trong quan trắc chất lượng nước cho lưu vực sông Hậu.

(3) Bổ sung một số họ ĐVKXSCL phát hiện được ở khu vực nghiên cứu vào hệ thống BMWP^{VIET}

Dựa trên đặc điểm phân bố, điều kiện môi trường sống và các chỉ số chịu đựng ô nhiễm, các họ ĐVKXSCL đã phát hiện được ở khu vực nghiên cứu nhưng không có trong hệ thống điểm BMWP^{VIET} được đề xuất bổ sung vào hệ thống này để đánh giá chất lượng nước cho các dòng sông thuộc lưu vực sông Hậu.

Bảng 3.10: Các chỉ số sử dụng trong quan trắc sinh học sử dụng ĐVKXSCL

	Các chỉ số	Công thức tính	Mô tả
1	BMWP ^{VIET} (Nguyễn Xuân Quỳnh, 2004)		Cho điểm theo từng họ từ 1 đến 10 điểm tương ứng với họ chịu đựng được ô nhiễm cao nhất là 1 điểm và tăng dần đối với các họ có tính nhạy cảm cao nhất là 10 điểm (Nguyễn Xuân Quỳnh (2004) (được trích bởi Lê Văn Khoa và <i>ctv.</i> , 2007)
2	Chỉ số trung bình bậc họ (ASPT)	$ASPT = \frac{\sum(BMWP^{VIET})}{N}$	N là tổng số họ có trong mẫu

(4) Tóm tắt qui trình thực hiện phương pháp quan trắc sinh học ứng dụng cho lưu vực sông Hậu

Trên cơ sở kết quả nghiên cứu của luận án, nghiên cứu sẽ tóm tắt qui trình thực hiện phương pháp quan trắc sinh học ứng dụng cho lưu vực sông Hậu.

CHƯƠNG 4: KẾT QUẢ VÀ THẢO LUẬN

4.1 Nội dung 1: Xác định hiện trạng chất lượng nước trên sông chính và sông nhánh thuộc tuyến sông Hậu

4.1.1 Một số yếu tố lý học của nước tại các khu vực thu mẫu trên sông chính và sông nhánh thuộc tuyến sông Hậu

4.1.1.1 Nhiệt độ nước

Nhìn chung, nhiệt độ nước có sự biến động qua các đợt thu mẫu theo mùa khô và mùa mưa. Nhiệt độ nước không có sự chênh lệch lớn giữa sông chính và sông nhánh cả trong mùa mưa và mùa khô, nhiệt độ nước tại các khu vực thu mẫu biến động trong khoảng từ 27,1-32°C, trung bình 29,29±1,16°C. Nhiệt độ nước khác biệt không có ý nghĩa ($p>0,05$) giữa các nhóm thủy vực qua các giai đoạn khảo sát, ngoại trừ đợt 2 trên sông chính và đợt 3 trên sông nhánh (Bảng 4.1 và Bảng 4.2). Vào đợt 2 trên sông chính có sự khác biệt ($p<0,05$) nhiệt độ nước ở vùng giữa nguồn (27,9±0,2°C) so với vùng đầu nguồn (28,9±0,5°C) và cuối nguồn (29,2±0,7°C), nguyên nhân là do vùng đầu nguồn và cuối nguồn (152,0±43,5 NTU và 123,6±15,8 NTU) có độ đục cao hơn vùng giữa nguồn (121,6±44,2 NTU) nên làm tăng khả năng hấp thụ ánh sáng từ đó làm tăng nhiệt độ nước (USEPA, 1997). Tương tự trên sông nhánh vào đợt 3, độ đục của nước có sự khác biệt ($p<0,05$) giữa nhóm TV1 (118,3±50,4 NTU) và nhóm TV4 (70,5±26,2 NTU) nên nhiệt độ ở nhóm TV1 (29,6±0,1°C) cao hơn nhóm TV4 (27,8±0,6°C). Nhiệt độ nước tại các nhóm thủy vực thu mẫu có xu hướng giảm thấp ở đợt 2 và đợt 3 so với đợt 1 và đợt 4 do thời điểm thu mẫu ở đợt 2 có mưa nhiều và đợt 3 không khí lạnh kéo dài nên nhiệt độ nước giảm thấp vào thời điểm này (Bảng 4.1, Bảng 4.2). Theo MRC (2015) đã khảo sát nhiệt độ nước vào năm 2013 ở lưu vực sông Mê Kông bao gồm Lào (11 điểm), Thái Lan (8 điểm), Campuchia (19 điểm) và Việt Nam (10 điểm), kết quả cho thấy nhiệt độ nước biến động trong khoảng 19,9-32,2°C. Nhiệt độ nước ở nghiên cứu hiện tại dao động trong khoảng chung của lưu vực. Nhiệt độ là một trong những yếu tố giới hạn sự phân bố, tăng trưởng, và sinh sản của Oligochaeta, nhiệt độ thích hợp cho Oligochaeta phát triển là 15,8-27,8°C (Sundic and Radujkovic, 2012). Ngoài ra, Pennak (1953) cho rằng nhiệt độ 30°C là mức nhiệt độ tới hạn mà hầu hết các loài Gastropoda đều tồn tại. Nhìn chung, nhiệt độ trong nghiên cứu này thích hợp cho đời sống của ĐVKXSCL.

Bảng 4.1: Nhiệt độ (°C) nước tại các khu vực thu mẫu trên sông chính.

Đợt	Đầu nguồn (n=5)	Giữa nguồn (n=5)	Cuối nguồn (n=4)
1	30,8±0,9 ^{a:y}	30,5±0,9 ^{a:z}	30,3±0,2 ^{a:z}
2	28,9±0,5 ^{b:x}	27,9±0,2 ^{a:x}	29,2±0,7 ^{b:y}
3	28,5±0,6 ^{a:x}	28,7±1,1 ^{a:xy}	27,4±0,1 ^{a:x}
4	28,9±0,8 ^{a:x}	30,4±1,3 ^{a:yz}	29,7±0,4 ^{a:yz}

Ghi chú: Số liệu trình bày trong bảng là số TB±ĐLC. Các giá trị trung bình có ký tự mũ a, b, c/x, y, z khác nhau trong cùng một hàng/cột thì khác biệt có ý nghĩa thống kê ($p<0,05$) bằng kiểm định Tukey HSD.

Bảng 4.2: Nhiệt độ (°C) nước của các nhóm thủy vực trên sông nhánh

Đợt	Nhóm TV1 (n=3)	Nhóm TV2 (n=3)	Nhóm TV3 (n=3)	Nhóm TV4 (n=13)
1	30,6±0,9 ^{a:y}	30,7±1,0 ^{a:y}	30,7±1,1 ^{a:x}	30,4±0,6 ^{a:z}
2	28,3±0,3 ^{a:x}	28,7±0,2 ^{a:x}	29,2±0,7 ^{a:x}	28,7±0,7 ^{a:y}
3	29,6±0,1 ^{b:xy}	28,4±0,6 ^{ab:x}	28,6±0,8 ^{ab:x}	27,8±0,6 ^{a:x}
4	30,6±1,0 ^{a:y}	29,7±0,9 ^{a:xy}	29,7±0,9 ^{a:x}	29,6±0,4 ^{a:z}

Số liệu trình bày trong bảng là số TB±ĐLC. Các giá trị trung bình có ký tự mũ a, b, c/x, y, z khác nhau trong cùng một hàng/cột thì khác biệt có ý nghĩa thống kê ($p<0,05$) bằng kiểm định Tukey HSD.

4.1.1.2 Giá trị pH

Kết quả khảo sát cho thấy giá trị pH có sự biến động khá lớn giữa các điểm thu mẫu và nằm trong khoảng 6,3-8,0, trung bình 7,1±0,3. pH trung bình vào mùa khô (đợt 3 và đợt 4) cao hơn mùa mưa (đợt 1 và đợt 2) ở hầu hết các nhóm thủy vực thu mẫu. Giá trị pH của các nhóm thủy vực khác biệt không có ý nghĩa thống kê ($p>0,05$) qua các giai đoạn khảo sát, ngoại trừ ở đợt 2 trên sông chính, pH có sự khác biệt ($p<0,05$) giữa các khu vực đầu nguồn (7,3±0,1), giữa nguồn (6,5±0,2) và cuối nguồn (6,9±0,2) (Bảng 4.3 và Bảng 4.4). Do thời điểm thu mẫu vào đợt 2 tại các vị trí thu mẫu ở khu vực giữa nguồn và cuối nguồn có mưa nhiều, pH của nước mưa thấp hòa lẫn vào nguồn nước trên sông nên pH ghi nhận được thấp hơn pH ở vùng đầu nguồn. Nhìn chung, kết quả thể hiện pH trên sông Hậu dễ bị biến động vào mùa mưa, mặc dù vậy nhưng sự chênh lệch pH giữa mùa mưa và mùa khô không đáng kể và đều trong giới hạn quy định tại QCVN 08-MT: 2015/BTNMT (A1) cho sinh hoạt và nuôi trồng thủy sản (6-8,5). Qua đó cho thấy mặc dù pH nước có khác nhau giữa các điểm và thời gian thu mẫu nhưng vẫn trong giới hạn cho phép để sử dụng nước cho các mục đích hiện nay. Theo Tripole *et al.* (2008), các vị trí có pH<5,5 thì thành phần ĐVKXSCL bị suy giảm. Oligochaeta có liên quan chặt chẽ với nền đáy thủy vực và vì thế chúng chịu đựng tốt hơn với môi trường có tính axit do chúng không bị ảnh hưởng bởi pH của nước (Mulholland *et al.*, 1992). Tuy nhiên, Sundic and Radujkovic (2012) cho rằng

giá trị pH của nước cũng ảnh hưởng đến sự phân bố của Oligochaeta vì chúng không thể định cư được trong môi trường có tính acid. Mặc khác, sự hiện diện của Ephemeroptera và Trichoptera bị ảnh hưởng mạnh khi môi trường có độ pH giảm và vì vậy chúng thường được sử dụng trong quan trắc môi trường nước bị axit hóa (Raddum *et al.*, 1988).

Bảng 4.3: Giá trị pH tại các khu vực thu mẫu trên sông chính

Đợt	Đầu nguồn (n=5)	Giữa nguồn (n=5)	Cuối nguồn (n=4)
1	7,1±0,1 ^{a;x}	6,9±0,1 ^{a;y}	7,2±0,3 ^{a;xy}
2	7,3±0,1 ^{c;x}	6,5±0,2 ^{a;x}	6,9±0,2 ^{b;x}
3	7,3±0,3 ^{a;x}	7,3±0,2 ^{a;z}	7,3±0,1 ^{a;xy}
4	7,5±0,3 ^{a;x}	7,2±0,2 ^{a;z}	7,5±0,1 ^{a;y}

Số liệu trình bày trong bảng là số TB±DLC. Các giá trị trung bình có ký tự mũ a, b, c hoặc x, y, z khác nhau trong cùng một hàng/cột thì khác biệt có ý nghĩa ($p<0,05$) bằng kiểm định Tukey HSD.

Bảng 4.4: Giá trị pH của các nhóm thủy vực trên sông nhánh

Đợt	Nhóm TV1 (n=3)	Nhóm TV2 (n=3)	Nhóm TV3 (n=3)	Nhóm TV4 (n=13)
1	6,7±0,1 ^{a;x}	6,7±0,2 ^{a;x}	6,7±0,3 ^{a;x}	6,9±0,4 ^{a;x}
2	7,0±0,4 ^{a;x}	7,1±0,2 ^{a;xy}	7,2±0,2 ^{a;xy}	6,9±0,3 ^{a;x}
3	7,1±0,0 ^{a;x}	7,1±0,1 ^{a;xy}	7,0±0,2 ^{a;xy}	7,2±0,2 ^{a;y}
4	7,2±0,4 ^{a;x}	7,6±0,4 ^{a;y}	7,3±0,2 ^{a;y}	7,4±0,2 ^{a;y}

Số liệu trình bày trong bảng là số TB±DLC. Các giá trị trung bình có ký tự mũ a, b, c hoặc x, y, z khác nhau trong cùng một hàng/cột thì khác biệt có ý nghĩa ($p<0,05$) bằng kiểm định Tukey HSD.

4.1.1.3 Độ đục

Độ đục của nước có sự biến động khá cao giữa các giai đoạn khảo sát, dao động từ 14-225 NTU. Độ đục trung bình ghi nhận được cho sông chính và sông nhánh lần lượt 84,3±45,0 NTU và 94±46,7 NTU. Độ đục ở hầu hết các khu vực khảo sát đạt giá trị cao nhất vào giai đoạn giữa mùa mưa (đợt 2). Trên sông chính, độ đục ở đợt 2 cao hơn (133±38,2 NTU) và khác biệt có ý nghĩa thống kê ($p<0,05$) so với các đợt còn lại (51,4±38,7 NTU đến 82,6±38,6 NTU). Vùng đầu nguồn và giữa nguồn sông Hậu, độ đục ở đợt 2 (152,0±43,5 NTU và 121,6±44,2 NTU) cao hơn nhưng khác biệt không có ý nghĩa ($p>0,05$) so với đợt 3 (87,5±45,7 NTU và 73,3±30,7 NTU), và khác biệt ($p<0,05$) so với đợt 1 (78,1±13,8 NTU và 62,4±13,1 NTU) và đợt 4 (48,8±34,3 NTU và 37,2±26,9 NTU). Vùng cuối nguồn sông Hậu, độ đục cũng đạt cao nhất vào đợt 2 nhưng khác biệt không có ý nghĩa ($p>0,05$) so với các đợt khác (Bảng 4.5). Trên sông nhánh, độ đục của các nhóm thủy vực cũng đạt cao nhất vào đợt 2, tuy nhiên nếu xét trong cùng một đợt thu mẫu thì độ đục khác biệt không đáng kể ($p>0,05$) giữa các nhóm thủy vực (Bảng 4.6). Trong 4 nhóm thủy vực trên sông nhánh, chỉ có nhóm thủy vực bị ảnh hưởng bởi nước thải

sinh hoạt vào đợt 2 có độ đục cao ($134,2 \pm 34,2$ NTU) và khác biệt ($p < 0,05$) so với các đợt khác ($54,3 \pm 32,5$ NTU đến $80,4 \pm 27,1$ NTU), các nhóm thủy vực còn lại độ đục khác biệt không có ý nghĩa ($p > 0,05$) qua các giai đoạn thu mẫu. Độ đục tăng cao vào giai đoạn giữa mùa mưa (đợt 2) là do nước lũ mang nhiều phù sa từ thượng nguồn đổ về cộng thêm nước mưa rửa trôi bùn và các vật chất từ hai bên bờ xuống lòng sông làm độ đục tăng cao vào thời điểm này. Một số nghiên cứu cho thấy phần lớn các loài thuộc Bivalvia không thể chịu đựng được môi trường nước có độ đục cao (Pennak, 1989). Tuy nhiên, Zhang *et al.* (2014) cho rằng *Limnoperna fortunei* và *Corbicula fluminea* (Bivalvia) được tìm thấy chủ yếu ở các vị trí có độ đục cao. Độ đục cao hay thấp đều ảnh hưởng đến sự phát triển của ĐVKXSCL, ví dụ như diêm thu Long Bình vào đợt 2 có độ đục cao ($224,7$ NTU) mật độ ghi nhận được 340 cá thể/ m^2 , và khi độ đục giảm thấp (15 NTU) thì mật độ động vật đáy tăng cao (1.293 cá thể/ m^2). Tuy nhiên, một số diêm thu có độ đục cao thì mật độ động vật đáy cũng tăng cao, chẳng hạn như diêm thu Cái Sao 2 và Thắng Lợi 1 do độ đục cao ở các vị trí này được hình thành bởi sự phát triển của tảo là nguồn thức ăn cho động vật đáy phát triển.

Bảng 4.5: Độ đục (NTU) tại các khu vực thu mẫu trên sông chính

Đợt	Đầu nguồn (n=5)	Giữa nguồn (n=5)	Cuối nguồn (n=4)
1	$78,1 \pm 13,8^{a;x}$	$62,4 \pm 13,1^{a;x}$	$70,0 \pm 10,4^{a;x}$
2	$152,0 \pm 43,5^{a;y}$	$121,6 \pm 44,2^{a;y}$	$123,6 \pm 15,8^{a;x}$
3	$87,5 \pm 45,7^{a;xy}$	$73,3 \pm 30,7^{a;xy}$	$88,0 \pm 46,6^{a;x}$
4	$48,8 \pm 34,3^{a;x}$	$37,2 \pm 26,9^{a;x}$	$72,5 \pm 54,9^{a;x}$

Số liệu trình bày trong bảng là số $TB \pm \text{ĐLC}$. Các giá trị trung bình có ký tự mũ a, b, c/x, y, z khác nhau trong cùng một hàng/cột thì khác biệt có ý nghĩa thống kê ($p < 0,05$) bằng kiểm định Tukey HSD.

Bảng 4.6: Độ đục (NTU) của các nhóm thủy vực trên sông nhánh

Đợt	Nhóm TV1 (n=3)	Nhóm TV2 (n=3)	Nhóm TV3 (n=3)	Nhóm TV4 (n=13)
1	$102,2 \pm 54,6^{a;x}$	$87,8 \pm 22,6^{a;x}$	$95,8 \pm 22,6^{a;x}$	$80,4 \pm 27,1^{a;x}$
2	$124,8 \pm 39,7^{a;x}$	$134,5 \pm 47,3^{a;x}$	$178,5 \pm 47,3^{a;x}$	$134,2 \pm 34,2^{a;y}$
3	$118,3 \pm 50,4^{a;x}$	$77,8 \pm 6,0^{a;x}$	$93,0 \pm 6,0^{a;x}$	$70,5 \pm 26,2^{a;x}$
4	$63,7 \pm 63,4^{a;x}$	$105,0 \pm 87,2^{a;x}$	$106,0 \pm 87,2^{a;x}$	$54,3 \pm 32,5^{a;x}$

Số liệu trình bày trong bảng là số $TB \pm \text{ĐLC}$. Các giá trị trung bình có ký tự mũ a, b, c/x, y, z khác nhau trong cùng một hàng/cột thì khác biệt có ý nghĩa thống kê ($p < 0,05$) bằng kiểm định Tukey HSD.

4.1.1.4 Tổng chất rắn lơ lửng (TSS)

Biến động tổng chất rắn lơ lửng (TSS) có xu hướng tương tự như độ đục của nước. TSS ở các khu vực thu mẫu qua 4 đợt khảo sát có sự chênh lệch rất lớn và dao động $5-161$ mg/L, trung bình $51,5 \pm 31,7$ mg/L. Hàm lượng TSS vào

mùa mưa cao hơn mùa khô ở hầu hết các vị trí thu mẫu của cả sông chính và sông nhánh. TSS trung bình ghi nhận được vào mùa mưa và mùa khô ở sông chính và sông nhánh lần lượt $62,5 \pm 32,7$ mg/L và $41,2 \pm 33,7$ mg/L; $60 \pm 28,6$ mg/L và $45,9 \pm 29$ mg/L. Trên sông chính, TSS cao nhất vào đợt 2 ($89,57 \pm 31,31$ mg/L) và khác biệt ($p < 0,05$) so với các đợt khác (Bảng 4.7). Vùng đầu nguồn, giữa nguồn và cuối nguồn sông Hậu có TSS đạt cao nhất vào đợt 2 và khác biệt ($p < 0,05$) so với đợt 1 và đợt 4, nhưng khác biệt không có ý nghĩa ($p > 0,05$) so với đợt 3. Trên sông nhánh, TSS trong cùng một đợt khảo sát khác biệt không đáng kể ($p > 0,05$) giữa các nhóm thủy vực (Bảng 4.8). TSS ở đợt 2 (tháng 09/2013) cao hơn so với các đợt khác do vào mùa mưa lưu lượng nước trên sông cao, nước chảy mạnh, lũ từ thượng nguồn đổ về mang nhiều phù sa cộng thêm vật chất bị rửa trôi từ hai bên bờ sông, do đó TSS tăng cao vào thời điểm này. Tương tự, nghiên cứu khác cũng cho thấy TSS trên sông Tiền ở khu vực cồn Phú Đa cao nhất vào tháng 9/2011 (Vũ Ngọc Út và *ctv.*, 2013). Theo QCVN 08-MT: 2015/BTNMT (A1) về chất lượng nước mặt thì giới hạn giá trị TSS là 20 mg/L, Qua đó cho thấy hầu hết các điểm khảo sát trong nghiên cứu này đều có TSS cao hơn giới hạn của QCVN 08-MT: 2015/BTNMT (A1). Ảnh hưởng của TSS lên sự phát triển của ĐVKXSCL có xu hướng tương tự như độ đục và đã được thảo luận ở trên.

Bảng 4.7: Hàm lượng TSS (mg/L) tại các khu vực thu mẫu trên sông chính

Đợt	Đầu nguồn (n=5)	Giữa nguồn (n=5)	Cuối nguồn (n=4)
1	$38,2 \pm 7,6^{a;x}$	$33,0 \pm 8,8^{a;x}$	$27,9 \pm 21,5^{a;x}$
2	$99,8 \pm 39,6^{a;y}$	$69,0 \pm 13,3^{a;y}$	$102,5 \pm 28,7^{a;y}$
3	$65,8 \pm 47,6^{a;xy}$	$43,8 \pm 34,0^{a;xy}$	$56,5 \pm 33,4^{a;xy}$
4	$26,6 \pm 22,1^{a;x}$	$18,0 \pm 12,7^{a;x}$	$39,3 \pm 32,5^{a;x}$

Số liệu trình bày trong bảng là số $TB \pm DLC$. Các giá trị trung bình có ký tự mũ a, b, c hoặc x, y, z khác nhau trong cùng một hàng/cột thì khác biệt có ý nghĩa ($p < 0,05$) bằng kiểm định Tukey HSD.

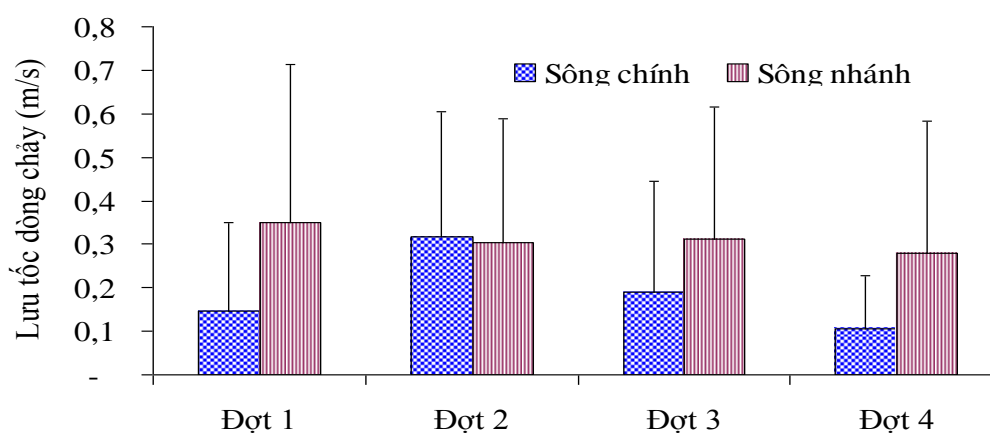
Bảng 4.8: Hàm lượng TSS (mg/L) của các nhóm thủy vực thu mẫu trên sông nhánh

Đợt	Nhóm TV1 (n=3)	Nhóm TV2 (n=3)	Nhóm TV3 (n=3)	Nhóm TV4 (n=13)
1	$57,7 \pm 28,6^{a;x}$	$47,3 \pm 9,1^{a;x}$	$52,7 \pm 13,8^{a;x}$	$43,7 \pm 14,2^{a;x}$
2	$51,0 \pm 22,3^{a;x}$	$66,0 \pm 45,0^{a;x}$	$86,3 \pm 50,8^{a;x}$	$76,1 \pm 29,4^{a;y}$
3	$65,7 \pm 27,9^{a;x}$	$46,3 \pm 13,3^{a;x}$	$74,0 \pm 35,8^{a;x}$	$46,5 \pm 18,9^{a;x}$
4	$32,7 \pm 35,4^{a;x}$	$57,3 \pm 52,6^{a;x}$	$75,3 \pm 47,5^{a;x}$	$27,7 \pm 17,0^{a;x}$

Số liệu trình bày trong bảng là số $TB \pm DLC$. Các giá trị trung bình có ký tự mũ a, b, c hoặc x, y, z khác nhau trong cùng một hàng/cột thì khác biệt có ý nghĩa ($p < 0,05$) bằng kiểm định Tukey HSD.

4.1.1.5 Lưu tốc dòng chảy

Lưu tốc dòng chảy tại các vị trí thu mẫu trên tuyến sông Hậu có sự biến động khá cao, dao động từ 0,02-1,22 m/s (trung bình $0,19\pm 0,23$ m/s) và 0,02-1,18 ($0,31\pm 0,31$ m/s) lần lượt cho sông chính và sông nhánh. Lưu tốc dòng chảy nhìn chung không có sự thay đổi lớn qua các giai đoạn thu mẫu trên sông nhánh, tuy nhiên trên sông chính lưu tốc dòng chảy có xu hướng tăng cao vào giai đoạn mưa lũ (tháng 09/2013) với mức trung bình $0,32\pm 0,29$ m/s, vào thời điểm này một số điểm thu có lưu tốc dòng chảy khá cao và có thể đạt đến 1,22 m/s. Do sông nhánh có lòng sông hẹp nên hầu hết các giai đoạn khảo sát lưu tốc dòng chảy ở sông nhánh cao hơn sông chính và khác biệt có ý nghĩa thống kê ($p < 0,05$) ở đợt 1 và đợt 4, nhưng khác biệt không đáng kể ($p > 0,05$) vào đợt 2 và đợt 3 (Hình 4.1). Sporka and Nagy (1998) cho rằng sinh vật đáy bị ảnh hưởng bởi điều kiện thủy văn của dòng sông chính, khi dòng nước trên sông thay đổi từ nước tĩnh sang nước chảy thì cả thành phần loài và sinh khối của các nhóm Oligochaeta và Chironomidae cũng như tổng mật độ động vật đáy sẽ bị giảm xuống. Nền đáy bùn và sỏi không ổn định và sẽ bị di chuyển đến nơi khác khi lưu tốc dòng chảy cao và từ đó làm thay đổi thành phần của động vật đáy.



Hình 4.1: Lưu tốc dòng chảy trên sông chính và sông nhánh của sông Hậu

4.1.2 Một số thông số đánh giá mức độ dinh dưỡng tại các khu vực thu mẫu trên sông chính và sông nhánh thuộc tuyến sông Hậu

4.1.2.1 Oxy hòa tan (DO)

Hàm lượng DO giữa các điểm thu mẫu biến động lớn và dao động từ 1,8-8,0 mg/L, trung bình $4,9\pm 1,4$ mg/L. Hàm lượng DO trung bình vào mùa mưa và mùa khô ở sông chính và sông nhánh lần lượt $5,5\pm 0,7$ mg/L và $5,1\pm 0,9$ mg/L; $4,8\pm 1,1$ mg/L và $4,4\pm 1,3$ mg/L. DO vào mùa mưa cao hơn mùa khô ở hầu hết các khu vực lấy mẫu. Trên sông chính, DO ở vùng đầu nguồn, giữa

nguồn và cuối nguồn khác biệt không đáng kể ($p>0,05$) trong cùng một đợt khảo sát. DO ghi nhận được ở đợt 2 là $5,7\pm 0,9$ mg/L, có xu hướng cao hơn các đợt còn lại (Bảng 4.9). Lưu tốc nước trung bình ở đợt 2 ($0,32\pm 0,29$ m/s) cao hơn các đợt khác ($0,11\pm 0,12$ m/s đến $0,19\pm 0,25$ m/s) nên giúp tăng khả năng khuếch tán oxy vào trong nước. Hàm lượng DO trung bình trên sông nhánh đều thấp hơn sông chính qua các giai đoạn thu mẫu nhưng khác biệt không có ý nghĩa ($p>0,05$) giữa các giai đoạn khảo sát (Bảng 4.9 và Bảng 4.10). Sông nhánh trực tiếp tiếp nhận các nguồn nước thải từ sản xuất nông nghiệp, nuôi trồng thủy sản và nước thải sinh hoạt. Các nguồn nước này chứa nhiều chất hữu cơ nên quá trình phân hủy các vật chất hữu cơ đã làm tiêu hao hàm lượng oxy hòa tan, từ đó làm giảm DO trong nước. Thông số COD trên sông nhánh cao hơn sông chính là minh chứng cho chất hữu cơ cao sẽ được trình bày trong phần sau. Nghiên cứu của những tác giả khác (Đào Huy Giáp và *ctv.*, 2010) cũng cho thấy DO trên hạ lưu sông Mêkông dao động từ 5-8,25 mg/L, trung bình $6,6\pm 0,9$ mg/L. Theo QCVN 08-MT: 2015/BTNMT (loại A1) về chất lượng nước mặt ($DO\geq 6$ mg/L), DO phần lớn các điểm thu mẫu qua các đợt khảo sát đều thấp hơn 6 mg/L (117 trường hợp trên tổng số 144 trường hợp khảo sát, chiếm 81%) thể hiện môi trường nước bị ô nhiễm hữu cơ. Một số loài ốc có mang nhạy cảm với môi trường nước có hàm lượng oxy thấp, tuy nhiên một số loài ốc có phổi có thể chịu đựng được môi trường nước có hàm lượng oxy thấp hoặc không có oxy. Giáp xác nước ngọt chịu đựng được ô nhiễm ở mức tương đối và có thể tìm thấy ở các thủy vực nước chảy và nước tĩnh, các loài sống trên sông có xu hướng ít chịu đựng được những biến động của nhiệt độ, pH và oxy hòa tan hơn những loài phân bố trong ao hoặc hồ (Pennak, 1989).

Bảng 4.9: Hàm lượng DO (mg/L) tại các khu vực thu mẫu trên sông chính

Đợt	Đầu nguồn (n=5)	Giữa nguồn (n=5)	Cuối nguồn (n=4)
1	$5,7\pm 0,7^{a;x}$	$4,7\pm 0,8^{a;xy}$	$5,2\pm 0,7^{a;x}$
2	$5,6\pm 1,1^{a;x}$	$5,7\pm 1,0^{a;y}$	$5,9\pm 0,5^{a;x}$
3	$4,9\pm 1,3^{a;x}$	$5,9\pm 1,3^{a;y}$	$5,1\pm 0,5^{a;x}$
4	$5,4\pm 1,2^{a;x}$	$3,7\pm 0,9^{a;x}$	$5,7\pm 1,5^{a;x}$

Số liệu trình bày trong bảng là số TB \pm ĐLC. Các giá trị trung bình có ký tự mũ a, b, c hoặc x, y, z khác nhau trong cùng một hàng/cột thì khác biệt có ý nghĩa ($p<0,05$) bằng kiểm định Tukey HSD.

Bảng 4.10: Hàm lượng DO (mg/L) của các nhóm thủy vực trên sông nhánh

Đợt	Nhóm TV1 (n=3)	Nhóm TV2 (n=3)	Nhóm TV3 (n=3)	Nhóm TV4 (n=13)
1	5,0±1,8 ^{a;x}	4,2±1,4 ^{a;x}	4,0±0,7 ^{a;x}	4,8±1,3 ^{a;x}
2	3,8±1,9 ^{a;x}	4,5±1,6 ^{a;x}	4,4±1,6 ^{a;x}	5,5±1,0 ^{a;x}
3	3,5±2,9 ^{a;x}	4,3±3,2 ^{a;x}	4,8±2,8 ^{a;x}	4,8±1,5 ^{a;x}
4	4,1±1,6 ^{a;x}	4,2±0,4 ^{a;x}	4,0±0,3 ^{a;x}	4,5±0,9 ^{a;x}

Ghi chú: Số liệu trình bày trong bảng là số TB±ĐLC. Các giá trị trung bình có ký tự mũ a, b, c hoặc x, y, z khác nhau trong cùng một hàng/cột thì khác biệt có ý nghĩa ($p < 0,05$) bằng kiểm định Tukey HSD.

4.1.2.2 Tiêu hao oxy hóa học (COD)

Hàm lượng vật chất hữu cơ trong nước được đánh giá bằng chỉ số COD. Kết quả cho thấy COD qua các giai đoạn khảo sát có sự dao động khá lớn từ 2,56-35,84 mg/L, trung bình 14,3±6,3 mg/L. Nhìn chung, trung bình COD trên sông nhánh cao hơn sông chính qua các đợt thu mẫu và khác biệt có ý nghĩa ($p < 0,05$) ở đợt 1 nhưng khác biệt không đáng kể ($p > 0,05$) ở đợt 2, đợt 3 và đợt 4. Trên sông chính, vùng đầu nguồn sông Hậu hàm lượng COD vào mùa khô (đợt 3 và đợt 4) cao hơn ($p < 0,05$) so với mùa mưa (đợt 1 và đợt 2) (Bảng 4.11). Khu vực này có điểm thu ở làng bè Châu Đốc nên có thể phân thải từ cá nuôi trong lồng bè chứa vật chất hữu cơ cao nên làm COD tăng cao (25,6 mg/L và 22,08 mg/L). Vùng giữa nguồn và cuối nguồn sông Hậu, COD khác biệt không có ý nghĩa ($p > 0,05$) qua các giai đoạn khảo sát. Trên sông nhánh, phần lớn các nhóm thủy vực đều có COD tăng cao vào đợt 4 và tăng cao nhất ở nhóm thủy vực chịu ảnh hưởng bởi nước thải nông nghiệp (22,8±6,88 mg/L) (Bảng 4.12). COD ở các nhóm thủy vực bị ảnh hưởng bởi nước thải nông nghiệp và thủy sản khác biệt không lớn ($p > 0,05$) qua các giai đoạn thu mẫu; trong khi đó nhóm thủy vực bị ảnh hưởng bởi nước thải sinh hoạt thì COD vào mùa khô (15,0±4,2 mg/L) cao hơn mùa mưa (11,6±5,2 mg/L) và khác biệt có ý nghĩa ($p < 0,05$). Nhìn chung, COD vào mùa khô cao hơn mùa mưa ở cả sông chính và sông nhánh. Đây cũng là phát hiện của các nghiên cứu trước trên sông Hậu (Tô Nguyệt Nga, 2009; Thái Thị Nguyên, 2013). Đa số các điểm thu mẫu (khoảng 80% các trường hợp khảo sát) có COD vượt 10 mg/L, cao hơn tiêu chuẩn về chất lượng nước mặt QCVN 08-MT: 2015/BTNMT (loại A1) từ 1-3,6 lần. Một số điểm thu có hàm lượng COD cao vào mùa khô (đợt 4) như Long Bình, Châu Đốc, Bình Mỹ, Bình Thủy, Trà Nóc, Nông Trường sông Hậu, Vĩnh Tre,... với COD biến động từ 18,2-29,8 mg/L thì mật độ động vật đáy cũng đạt khá cao (1.293-4.560 cá thể/m²).

Bảng 4.11: Hàm lượng COD (mg/L) tại các khu vực thu mẫu trên sông chính

Đợt	Đầu nguồn (n=5)	Giữa nguồn (n=5)	Cuối nguồn (n=4)
1	10,4±4,2 ^{a;x}	10,1±5,6 ^{a;x}	10,5±3,8 ^{a;x}
2	9,0±3,9 ^{a;x}	13,1±5,4 ^{a;x}	8,7±1,2 ^{a;x}
3	18,4±4,3 ^{a;y}	11,9±2,4 ^{a;x}	19,0±11,6 ^{a;x}
4	19,3±3,1 ^{a;y}	14,5±4,3 ^{a;x}	13,8±2,1 ^{a;x}

Ghi chú: Số liệu trình bày trong bảng là số TB±ĐLC. Các giá trị trung bình có ký tự mũ a, b, c hoặc x, y, z khác nhau trong cùng một hàng/cột thì khác biệt có ý nghĩa ($p < 0,05$) bằng kiểm định Tukey HSD.

Bảng 4.12: Hàm lượng COD (mg/L) của các nhóm thủy vực trên sông nhánh

Đợt	Nhóm TV 1 (n=3)	Nhóm TV 2 (n=3)	Nhóm TV 3 (n=3)	Nhóm TV 4 (n=13)
1	23,0±14,5 ^{a;x}	16,0±9,2 ^{a;x}	14,4±6,8 ^{a;x}	13,8±6,0 ^{a;xy}
2	20,3±10,7 ^{b;x}	8,1±5,2 ^{a;x}	11,8±4,8 ^{ab;x}	9,5±3,0 ^{a;x}
3	16,4±5,5 ^{a;x}	18,8±3,7 ^{a;x}	18,2±6,7 ^{a;x}	15,6±5,1 ^{a;y}
4	22,8±6,9 ^{a;x}	20,2±8,7 ^{a;x}	19,0±2,2 ^{a;x}	14,3±2,9 ^{a;y}

Ghi chú: Số liệu trình bày trong bảng là số TB±ĐLC. Các giá trị trung bình có ký tự mũ a, b, c hoặc x, y, z khác nhau trong cùng một hàng/cột thì khác biệt có ý nghĩa ($p < 0,05$) bằng kiểm định Tukey HSD

4.1.2.3 Đạm Ammonium (TAN)

Hàm lượng TAN qua 4 đợt khảo sát trên sông Hậu có sự chênh lệch tương đối cao giữa các vị trí thu mẫu (0,01-1,45 mg/L), trung bình 0,26±0,26 mg/L. Hàm lượng TAN ở sông chính thấp hơn sông nhánh ($p < 0,05$) ở đợt 1, đợt 3 và đợt 4 nhưng khác biệt không có ý nghĩa ($p > 0,05$) ở đợt 2. Trên sông chính, TAN ở đợt 3 đạt cao hơn (0,30±0,09 mg/L) các đợt còn lại (0,09±0,08 mg/L đến 0,16±0,10 mg/L) (Bảng 4.13). TAN vùng giữa nguồn luôn cao hơn so với các vùng đầu nguồn và cuối nguồn. Vùng giữa nguồn là khu vực tiếp nhận nguồn nước thải từ khu công nghiệp Trà Nóc nên có thể làm ảnh hưởng đến TAN. Ở sông nhánh, TAN ghi nhận được cao nhất ở khu vực bị ảnh hưởng trực tiếp bởi nước thải thủy sản. Tuy nhiên nếu so sánh trong cùng một đợt thu mẫu thì sự khác biệt này không có ý nghĩa thống kê ($p > 0,05$) giữa các nhóm thủy vực (Bảng 4.14). Có khoảng 39% các điểm thu mẫu có hàm lượng TAN nước mặt cao hơn giới hạn quy định cột A1 QCVN 08-MT:2015/BTNMT (0,3 mg/L). Theo kết quả của nghiên cứu này, TAN có mối tương quan thuận ($p < 0,05$) với mật độ của Gastropoda, khi TAN cao thì mật độ của Gastropoda cũng đạt khá cao, ví dụ tại điểm thu Cái Sao 2 vào giai đoạn mùa khô mật độ Gastropoda ghi nhận được 1.007-3.460 ct/m² với sự ưu thế của họ ốc đình (Thiaridae) tương ứng với TAN biến động từ 0,89-1,27 mg/L.

Bảng 4.13: Hàm lượng TAN (mg/L) tại các khu vực thu mẫu trên sông chính

Đợt	Đầu nguồn (n=5)	Giữa nguồn (n=5)	Cuối nguồn (n=4)
1	0,05±0,03 ^{a;x}	0,13±0,06 ^{a;x}	0,08±0,14 ^{a;x}
2	0,11±0,04 ^{a;x}	0,23±0,15 ^{a;x}	0,13±0,02 ^{a;xy}
3	0,28±0,08 ^{a;y}	0,35±0,11 ^{a;x}	0,26±0,05 ^{a;y}
4	0,11±0,06 ^{a;x}	0,20±0,19 ^{a;x}	0,04±0,01 ^{a;x}

Ghi chú: Số liệu trình bày trong bảng là số TB±ĐLC. Các giá trị trung bình có ký tự mũ a, b, c hoặc x, y, z khác nhau trong cùng một hàng/cột thì khác biệt có ý nghĩa thống kê ($p < 0,05$) bằng kiểm định Tukey HSD.

Bảng 4.14: Hàm lượng TAN (mg/L) của các nhóm thủy vực trên sông nhánh

Đợt	Nhóm TV1 (n=3)	Nhóm TV2 (n=3)	Nhóm TV3 (n=3)	Nhóm TV4 (n=13)
1	0,24±0,14 ^{a;xy}	0,63±0,71 ^{a;x}	0,78±0,44 ^{a;x}	0,19±0,27 ^{a;x}
2	0,17±0,06 ^{a;x}	0,24±0,16 ^{a;x}	0,29±0,19 ^{a;x}	0,13±0,04 ^{a;x}
3	0,62±0,28 ^{a;y}	0,52±0,30 ^{a;x}	0,71±0,49 ^{a;x}	0,38±0,19 ^{a;y}
4	0,26±0,10 ^{a;xy}	0,48±0,46 ^{a;x}	0,51±0,33 ^{a;x}	0,16±0,12 ^{a;x}

Ghi chú: Số liệu trình bày trong bảng là số TB±ĐLC. Các giá trị trung bình có ký tự mũ a, b, c hoặc x, y, z khác nhau trong cùng một hàng/cột thì khác biệt có ý nghĩa ($p < 0,05$) bằng kiểm định Tukey HSD.

4.1.2.4 Hàm lượng Nitrat ($N-NO_3^-$)

Hàm lượng $N-NO_3^-$ tại các vị trí thu mẫu trên sông chính và sông nhánh thuộc tuyến sông Hậu dao động từ 0,002-0,395 mg/L, trung bình 0,11±0,07 mg/L. Hàm lượng $N-NO_3^-$ trung bình của tất cả các khu vực khảo sát vào mùa khô cao hơn mùa mưa ngay cả trên sông chính và sông nhánh; trong đó $N-NO_3^-$ ghi nhận cao nhất vào đợt 4 ở hầu hết các nhóm thủy vực. Trên sông chính, $N-NO_3^-$ ở vùng đầu nguồn và giữa nguồn sông Hậu khác biệt không có ý nghĩa ($p > 0,05$) qua các đợt khảo sát, tuy nhiên ở vùng cuối nguồn hàm lượng $N-NO_3^-$ vào mùa khô (0,178±0,043 mg/L) cao hơn mùa mưa (0,051±0,030 mg/L) và khác biệt có ý nghĩa ($p < 0,05$) (Bảng 4.15). Kết quả này phù hợp với nghiên cứu của Vũ Ngọc Út và *ctv.* (2013), hàm lượng $N-NO_3^-$ trên sông Cỏ Chiên thuộc sông Tiền có sự biến động khá cao qua các tháng khảo sát nhưng có khuynh hướng tăng vào các tháng mùa khô, tập trung vào các tháng 3 đến tháng 5 hàng năm và giảm thấp vào mùa mưa. Ở sông nhánh, $N-NO_3^-$ trong cùng một đợt khảo sát không khác biệt ($p > 0,05$) giữa các nhóm thủy vực (Bảng 4.16). Hàm lượng $N-NO_3^-$ thích hợp cho nuôi trồng thủy sản từ 0,2-10 mg/L (Boyd, 1998). Theo tiêu chuẩn của QCVN 08-MT: 2015/BTNMT các điểm thu mẫu đều có hàm lượng $N-NO_3^-$ đạt giới hạn cho phép (loại A₁) (<2 mg/L). Hàm lượng $N-NO_3^-$ tăng cao vào đợt 4 trùng hợp với thời điểm mật độ động vật đáy tăng cao ở hầu hết các nhóm thủy vực với mật

độ trung bình từ 645 ± 646 cá thể/m² đến 2.137 ± 681 cá thể/m² và 722 ± 570 đến 2.536 ± 1.977 lần lượt cho sông chính và sông nhánh.

Bảng 4.15: Hàm lượng N-NO₃⁻ (mg/L) tại các khu vực thu mẫu trên sông chính

Đợt	Đầu nguồn (n=5)	Giữa nguồn (n=5)	Cuối nguồn (n=4)
1	0,098±0,050 ^{a;x}	0,101±0,072 ^{a;x}	0,041±0,042 ^{a;x}
2	0,068±0,021 ^{a;x}	0,070±0,007 ^{a;x}	0,060±0,011 ^{a;x}
3	0,145±0,141 ^{a;x}	0,133±0,015 ^{a;x}	0,150±0,021 ^{a;y}
4	0,145±0,058 ^{ab;x}	0,099±0,052 ^{a;x}	0,199±0,043 ^{b;y}

Ghi chú: Số liệu trình bày trong bảng là số TB±ĐLC. Các giá trị trung bình có ký tự mũ a, b, c hoặc x, y, z khác nhau trong cùng một hàng/cột thì khác biệt có ý nghĩa ($p<0,05$) bằng kiểm định Tukey HSD.

Bảng 4.16: Hàm lượng N-NO₃⁻ (mg/L) của các nhóm thủy vực trên sông nhánh

Đợt	Nhóm TV 1 (n=3)	Nhóm TV 2 (n=3)	Nhóm TV 3 (n=3)	Nhóm TV 4 (n=13)
1	0,086±0,035 ^{a;x}	0,141±0,057 ^{a;xy}	0,122±0,042 ^{a;y}	0,093±0,066 ^{a;x}
2	0,044±0,038 ^{a;x}	0,042±0,039 ^{a;x}	0,040±0,024 ^{a;x}	0,069±0,027 ^{a;x}
3	0,098±0,058 ^{a;x}	0,095±0,007 ^{a;xy}	0,066±0,019 ^{a;xy}	0,107±0,047 ^{a;x}
4	0,216±0,142 ^{a;x}	0,174±0,044 ^{a;y}	0,113±0,022 ^{a;y}	0,171±0,057 ^{a;y}

Ghi chú: Số liệu trình bày trong bảng là số TB±ĐLC. Các giá trị trung bình có ký tự mũ a, b, c hoặc x, y, z khác nhau trong cùng một hàng/cột thì khác biệt có ý nghĩa ($p<0,05$) bằng kiểm định Tukey HSD.

4.1.2.5 Lân hòa tan (P-PO₄³⁻)

Kết quả khảo sát hàm lượng P-PO₄³⁻ tại các điểm trên sông chính và sông nhánh biến động từ 0,007-0,51 mg/L, trung bình $0,1\pm 0,07$ mg/L. Hàm lượng P-PO₄³⁻ đạt cao nhất vào đợt 4, trong đó P-PO₄³⁻ khác biệt có ý nghĩa thống kê ($p<0,05$) giữa sông chính và sông nhánh do vào mùa khô lưu lượng nước trên sông thấp nên khả năng pha loãng nước thải từ nuôi trồng thủy sản, trồng lúa và rau màu vào các sông thấp hơn mùa mưa. Kết quả này tương tự như nghiên cứu của Nguyễn Thanh Phương và ctv. (2007), vào mùa khô (từ tháng 3 đến tháng 6) mực nước sông Hậu tại Châu Đốc rất thấp, lưu tốc dòng chảy yếu nên hàm lượng dinh dưỡng từ việc nuôi cá Tra bè không được pha loãng và tổng đi dẫn đến sự gia tăng hàm lượng NH₄⁺, N-NO₃⁻ và P-PO₄³⁻ trong nước. Trên sông chính, P-PO₄³⁻ giữa đợt 2, đợt 3 và đợt 4 khác biệt không nhiều ($p>0,05$) nhưng khác biệt có ý nghĩa ($p<0,05$) so với đợt 1 (Bảng 4.17). Trên sông nhánh, khi so sánh trong cùng một đợt thu mẫu thì P-PO₄³⁻ khác biệt không có ý nghĩa ($p>0,05$) giữa các nhóm thủy vực (Bảng 4.18). Nghiên cứu của Thái Thị Nguyên (2013) cũng cho thấy chất lượng nước trên tuyến sông Hậu có P-PO₄³⁻ dao động 0,017-0,415 mg/L. Theo QCVN 08-MT: 2015/BTNMT, P-

PO₄³⁻ trong nước mặt dùng cho cấp nước sinh hoạt tối đa 0,1 mg/L. Qua đó cho thấy ở hầu hết các điểm khảo sát nguồn nước trên sông Hậu có mức độ dinh dưỡng cao, đặc biệt vào mùa khô trên sông nhánh. Một số vị trí thu mẫu có hàm lượng P-PO₄³⁻ cao thì mật độ động vật đáy ghi nhận được cũng khá cao, đặc biệt các giống loài thuộc Gastropoda và Oligochaeta như sông Trà Nóc vào đợt 4 có P-PO₄³⁻ cao (0,33 mg/L) thì mật độ Gastropoda cao (1.733 ct/m²), Đông Phú vào đợt 4 (0,29 mg/L) có Oligochaeta đạt 1.067 ct/m². Cái Sao 2 vào đợt 3 và đợt 4 (P-PO₄³⁻ từ 0,12-0,17 mg/L tương ứng với mật độ Gastropoda từ 1.007-3.460 ct/m²).

Bảng 4.17: Hàm lượng P-PO₄³⁻ (mg/L) tại các khu vực thu mẫu trên sông chính

Đợt	Đầu nguồn (n=5)	Giữa nguồn (n=5)	Cuối nguồn (n=4)
1	0,173±0,192 ^{a;x}	0,096±0,055 ^{a;xy}	0,082±0,034 ^{a;x}
2	0,056±0,013 ^{a;x}	0,108±0,050 ^{ab;xy}	0,123±0,034 ^{b;x}
3	0,032±0,030 ^{a;x}	0,017±0,012 ^{a;x}	0,052±0,034 ^{a;x}
4	0,106±0,051 ^{a;x}	0,189±0,113 ^{a;y}	0,156±0,101 ^{a;x}

Ghi chú: Số liệu trình bày trong bảng là số TB±ĐLC. Các giá trị trung bình có ký tự mũ a, b, c hoặc x, y, z khác nhau trong cùng một hàng/cột thì khác biệt có ý nghĩa thống kê ($p < 0,05$) bằng kiểm định Tukey HSD.

Bảng 4.18: Hàm lượng P-PO₄³⁻ (mg/L) của các nhóm thủy vực trên sông nhánh

Đợt	Nhóm TV 1 (n=3)	Nhóm TV 2 (n=3)	Nhóm TV 3 (n=3)	Nhóm TV 4 (n=13)
1	0,112±0,019 ^{a;x}	0,089±0,032 ^{a;x}	0,062±0,032 ^{a;x}	0,081±0,036 ^{a;xy}
2	0,102±0,045 ^{a;x}	0,072±0,041 ^{a;x}	0,132±0,053 ^{a;x}	0,092±0,031 ^{a;yz}
3	0,123±0,056 ^{a;x}	0,082±0,086 ^{a;x}	0,116±0,058 ^{a;x}	0,049±0,032 ^{a;x}
4	0,163±0,093 ^{a;x}	0,167±0,085 ^{a;x}	0,124±0,039 ^{a;x}	0,121±0,036 ^{a;z}

Ghi chú: Số liệu trình bày trong bảng là số TB±ĐLC. Các giá trị trung bình có ký tự mũ a, b, c hoặc x, y, z khác nhau trong cùng một hàng/cột thì khác biệt có ý nghĩa thống kê ($p < 0,05$) bằng kiểm định Tukey HSD.

4.1.2.6 Tổng đạm (TN)

Hàm lượng TN tại các vị trí thu mẫu có sự chênh lệch tương đối cao và biến động trong khoảng 0,31-2,57 mg/L, trung bình 1,17±0,6 mg/L. Giá trị TN ở các khu vực khảo sát vào mùa khô cao hơn mùa mưa ở cả sông chính và sông nhánh. Trên sông chính, TN ghi nhận cao nhất vào đợt 4 và khác biệt ($p < 0,05$) so với đợt 1 và đợt 2, nhưng không khác biệt ($p > 0,05$) so với đợt 3. Trong cùng một đợt thu mẫu thì TN giữa vùng đầu nguồn, giữa nguồn và cuối nguồn khác biệt không đáng kể ($p > 0,05$) lớn (Bảng 4.19). Trên sông nhánh, biến động hàm lượng TN ghi nhận được tương tự như trên sông chính, nghĩa là TN đạt cao nhất vào đợt 4 ở tất cả các nhóm thủy vực, trong đó nhóm thủy

vực bị ảnh hưởng trực tiếp bởi nước thải thủy sản có TN đạt cao nhất. Tuy nhiên, trong cùng một đợt khảo sát thì TN giữa các nhóm thủy vực khác biệt không có ý nghĩa ($p>0,05$) (Bảng 4.20). Theo Boyd and Green (2002) để hạn chế tối đa khả năng gây phú dưỡng nguồn nước thì TN không được vượt quá 3 mg/L. Khi TN cao hơn 1,7 mg/L thì khả năng gây phú dưỡng nguồn nước rất cao (Ongley, 2009). Kết quả khảo sát cho thấy hầu hết các điểm thu mẫu trong mùa mưa có TN thấp, ngoại trừ các điểm Cái Sao và Nông trường Sông Hậu vào đầu mùa mưa (tháng 06/2013). Vào giữa mùa khô (tháng 03/2014) tỷ lệ các điểm thu mẫu có TN cao hơn 1,7 mg/L chiếm 22%, đặc biệt xuất hiện ở các điểm thu chịu ảnh hưởng bởi sản xuất nông nghiệp và thủy sản trên sông nhánh. Khi hàm lượng TN trong nước cao sẽ thuận lợi cho sự phát triển của Gastropoda, Malacostraca và Insecta, cụ thể ở một số điểm thu có hàm lượng TN cao như rạch cái Sao 2 (2,19 mg/L), kênh cây Dương (2,37 mg/L) vào đợt 3 thì mật độ động vật đáy ghi nhận được khá cao (1.017-1.927 ct/m²).

Bảng 4.19: Hàm lượng TN (mg/L) tại các khu vực thu mẫu trên sông chính

Đợt	Đầu nguồn (n=5)	Giữa nguồn (n=5)	Cuối nguồn (n=4)
1	0,93±0,41 ^{a;xy}	0,63±0,21 ^{a;x}	0,83±0,16 ^{a;x}
2	0,84±0,27 ^{a;x}	1,03±0,35 ^{a;xy}	1,07±0,19 ^{a;x}
3	1,21±0,32 ^{a;xy}	0,94±0,41 ^{a;xy}	1,00±0,36 ^{a;x}
4	1,50±0,26 ^{a;y}	1,27±0,33 ^{a;y}	1,09±0,18 ^{a;x}

Ghi chú: Số liệu trình bày trong bảng là số TB±ĐLC. Các giá trị trung bình có ký tự mũ a, b, c hoặc x, y, z khác nhau trong cùng một hàng/cột thì khác biệt có ý nghĩa ($p<0,05$) bằng kiểm định Tukey HSD.

Bảng 4.20: Hàm lượng TN (mg/L) tại các nhóm thủy vực trên sông nhánh

Đợt	Nhóm TV1 (n=3)	Nhóm TV2 (n=3)	Nhóm TV3 (n=3)	Nhóm TV4 (n=13)
1	1,48±0,88 ^{a;x}	0,94±0,69 ^{a;x}	1,28±0,47 ^{a;x}	0,95±0,30 ^{a;x}
2	1,13±0,25 ^{a;x}	1,11±0,39 ^{a;x}	1,04±0,61 ^{a;x}	1,11±0,35 ^{a;x}
3	1,30±0,32 ^{a;x}	1,65±0,91 ^{a;x}	1,59±0,55 ^{a;x}	1,36±0,44 ^{a;x}
4	1,54±0,43 ^{a;x}	1,83±0,53 ^{a;x}	1,83±0,30 ^{a;x}	1,27±0,51 ^{a;x}

Ghi chú: Số liệu trình bày trong bảng là số TB±ĐLC. Các giá trị trung bình có ký tự mũ a, b, c hoặc x, y, z khác nhau trong cùng một hàng/cột thì khác biệt có ý nghĩa ($p<0,05$) bằng kiểm định Tukey HSD.

4.1.2.7 Tổng lân (TP)

Hàm lượng TP ở các điểm khảo sát qua 4 đợt thu mẫu có sự chênh lệch tương đối lớn và dao động 0,01-1,12 mg/L, trung bình 0,29±0,25 mg/L. TP ở sông nhánh cao hơn sông chính nhưng khác biệt không có ý nghĩa ($p>0,05$) qua các giai đoạn khảo sát. Trên sông chính, TP ở đợt 4 đạt cao nhất (0,56±0,29 mg/L) và khác biệt ($p<0,05$) so với các đợt khác. Trong cùng một khu vực thu mẫu, TP ở vùng đầu nguồn khác biệt không đáng kể ($p>0,05$) qua

các giai đoạn thu mẫu, trong khi đó vùng giữa nguồn và cuối nguồn có TP ở đợt 4 đạt cao nhất và khác biệt ($p < 0,05$) so với các đợt khác (Bảng 4.21). Trên sông nhánh, TP trong cùng 1 đợt thu mẫu khác biệt không có ý nghĩa ($p > 0,05$) giữa các nhóm thủy vực khảo sát. Nhóm thủy vực bị ảnh hưởng bởi nước thải nông nghiệp và sinh hoạt có TP ở đợt 4 cao hơn và khác biệt ($p < 0,05$) so với các đợt còn lại, tuy nhiên đối với nhóm thủy vực ảnh hưởng trực tiếp hoặc gián tiếp bởi hoạt động nuôi trồng thủy sản thì TP khác biệt không đáng kể ($p > 0,05$) giữa các đợt thu mẫu (Bảng 4.22). Nhìn chung, TP thấp vào mùa mưa và cao vào mùa khô và trên sông nhánh cao hơn trên sông chính. Quá trình bón phân trong canh tác lúa có thể làm ảnh hưởng trực tiếp đến TP trên sông nhánh. Tại các điểm thu thuộc khu vực nuôi trồng thủy sản trên sông nhánh cũng có TP đạt khá cao do thường xuyên tiếp nhận lượng lớn chất thải của cá nên có TP đạt khá cao vào mùa khô. Vũ Ngọc Út và *ctv.* (2013) cũng cho thấy TP trên sông Cỏ Chiên thuộc sông Tiền đạt giá trị cao vào giai đoạn mùa khô và dao động từ 0,108-4,873 mg/L. Theo Boyd and Green (2002) nếu $TP > 0,1$ mg/L thì khả năng phú dưỡng rất dễ xảy ra. Nghiên cứu hiện tại cho thấy 134 trường hợp khảo sát (93%) có $TP > 0,1$ mg/L thể hiện môi trường nước có mức độ dinh dưỡng cao. Qua đó cho thấy TP trong nước ở các điểm thu mẫu trong nghiên cứu này tương đối cao và trên sông nhánh cao hơn sông chính. Khi môi trường nước có hàm lượng TP tăng cao thì mật độ động vật đáy của các nhóm thủy vực cũng tăng cao, đặc biệt vào giai đoạn mùa khô.

Bảng 4.21: Hàm lượng TP (mg/L) tại các khu vực thu mẫu trên sông chính

Đợt	Đầu nguồn (n=5)	Giữa nguồn (n=5)	Cuối nguồn (n=4)
1	0,25±0,20 ^{a;x}	0,16±0,06 ^{a;x}	0,12±0,04 ^{a;x}
2	0,24±0,04 ^{a;x}	0,21±0,07 ^{a;x}	0,18±0,06 ^{a;x}
3	0,19±0,10 ^{a;x}	0,12±0,06 ^{a;x}	0,13±0,07 ^{a;x}
4	0,54±0,41 ^{a;x}	0,55±0,25 ^{a;y}	0,60±0,21 ^{a;y}

Ghi chú: Số liệu trình bày trong bảng là số TB±ĐLC. Các giá trị trung bình có ký tự mũ a, b, c hoặc x, y, z khác nhau trong cùng một hàng/cột thì khác biệt có ý nghĩa thống kê ($p < 0,05$) bằng kiểm định Tukey HSD.

Bảng 4.22: Hàm lượng TP (mg/L) của các nhóm thủy vực trên sông nhánh

Đợt	Nhóm TV1 (n=3)	Nhóm TV2 (n=3)	Nhóm TV3 (n=3)	Nhóm TV4 (n=13)
1	0,17±0,08 ^{a;x}	0,18±0,13 ^{a;x}	0,18±0,07 ^{a;x}	0,16±0,04 ^{a;x}
2	0,33±0,17 ^{a;x}	0,26±0,05 ^{a;x}	0,21±0,02 ^{a;x}	0,23±0,09 ^{a;x}
3	0,22±0,07 ^{a;x}	0,22±0,21 ^{a;x}	0,20±0,10 ^{a;x}	0,14±0,09 ^{a;x}
4	0,76±0,25 ^{a;y}	0,65±0,43 ^{a;x}	0,57±0,46 ^{a;x}	0,59±0,31 ^{a;y}

Ghi chú: Số liệu trình bày trong bảng là số TB±ĐLC. Các giá trị trung bình có ký tự mũ a, b, c hoặc x, y, z khác nhau trong cùng một hàng/cột thì khác biệt có ý nghĩa ($p < 0,05$) bằng kiểm định Tukey HSD.

4.1.3 Hàm lượng vật chất hữu cơ (TOM) trên nền đáy thủy vực

Tỉ lệ phần trăm (%) vật chất hữu cơ trên nền đáy thủy vực (TOM) qua các giai đoạn khảo sát khác biệt không có ý nghĩa ($p>0,05$) giữa sông chính và sông nhánh. Biến động TOM giữa các điểm thu mẫu từ 2,4-10,0%, trung bình $5,7\pm 1,4$ %. TOM trung bình trên sông chính và sông nhánh lần lượt $5,5\pm 1,5$ % và $5,8\pm 1,4$ %, thấp hơn so với nghiên cứu của Vũ Ngọc Út và *ctv.* (2013) ở khu vực cồn Phú Đa, huyện chợ Lách, tỉnh Bến Tre thuộc khu vực sông Tiền, TOM trung bình $6,8\pm 2,2$ %.

Bảng 4.23: Hàm lượng TOM (%) tại các khu vực thu mẫu trên sông chính

Đợt	Đầu nguồn (n=5)	Giữa nguồn (n=5)	Cuối nguồn (n=4)
1	$4,8\pm 1,0^{a;x}$	$4,9\pm 1,7^{a;x}$	$5,6\pm 1,3^{a;x}$
2	$5,6\pm 1,8^{a;x}$	$5,1\pm 1,6^{a;x}$	$7,0\pm 1,9^{a;x}$
3	$5,2\pm 1,2^{a;x}$	$6,3\pm 1,2^{a;x}$	$5,8\pm 0,6^{a;x}$
4	$4,7\pm 1,9^{a;x}$	$6,0\pm 1,5^{a;x}$	$5,8\pm 1,4^{a;x}$

Ghi chú: Số liệu trình bày trong bảng là số TB \pm ĐLC. Các giá trị trung bình có ký tự mũ a, b, c hoặc x, y, z khác nhau trong cùng một hàng/cột thì khác biệt có ý nghĩa ($p<0,05$) bằng kiểm định Tukey HSD.

Bảng 4.24: Hàm lượng TOM (%) của các nhóm thủy vực trên sông nhánh

Đợt	Nhóm TV 1 (n=3)	Nhóm TV 2 (n=3)	Nhóm TV 3 (n=3)	Nhóm TV 4 (n=13)
1	$6,9\pm 0,9^{a;x}$	$5,6\pm 1,0^{a;x}$	$6,5\pm 1,2^{a;x}$	$5,2\pm 1,0^{a;x}$
2	$6,2\pm 3,4^{a;x}$	$6,2\pm 0,8^{a;x}$	$6,8\pm 0,6^{a;x}$	$5,1\pm 1,2^{a;x}$
3	$6,9\pm 2,2^{a;x}$	$5,6\pm 2,4^{a;x}$	$6,0\pm 1,7^{a;x}$	$5,7\pm 0,7^{a;x}$
4	$7,3\pm 2,6^{a;x}$	$6,2\pm 0,5^{a;x}$	$6,9\pm 1,2^{a;x}$	$5,3\pm 1,4^{a;x}$

Ghi chú: Số liệu trình bày trong bảng là số TB \pm ĐLC. Các giá trị trung bình có ký tự mũ a, b, c hoặc x, y, z khác nhau trong cùng một hàng/cột thì khác biệt có ý nghĩa ($p<0,05$) bằng kiểm định Tukey HSD.

Trên sông nhánh, nhóm TV1 có TOM cao hơn so với các nhóm thủy vực khác vào đợt 1, đợt 3 và đợt 4, trong khi đó nhóm TV3 có TOM cao hơn các nhóm thủy vực khác vào đợt 2. Nguyên nhân là do nhóm TV1 và nhóm TV3 bị tác động bởi nguồn nước thải từ các hoạt động sản xuất nông nghiệp và thủy sản, môi trường nhiều vật chất hữu cơ lắng tụ dưới nền đáy thủy vực làm cho hàm lượng TOM đạt cao hơn so với các nhóm TV khác. TOM trên sông nhánh có xu hướng cao hơn sông chính qua các đợt khảo sát, tuy nhiên sự khác biệt này không có ý nghĩa thống kê ($p>0,05$). Trong cùng một đợt khảo sát, TOM khác biệt không đáng kể ($p>0,05$) giữa các nhóm thủy vực kể cả trên sông chính và sông nhánh (Bảng 4.23 và Bảng 4.24). Vào mùa khô TOM có xu hướng cao hơn mùa mưa nhưng khác biệt không có ý nghĩa thống kê

($p > 0,05$). Hàm lượng vật chất hữu cơ trên nền đáy thủy vực có ảnh hưởng đến sự phát triển của động vật đáy, theo Culp *et al.* (1983) ở thủy vực nước chảy khi nền đáy có vật chất hữu cơ thì sự gia tăng hàm lượng vật chất hữu cơ có mối tương quan thuận với thành phần ĐVKXSCL. Ngoài ra, khi nền đáy có hàm lượng mùn bã hữu cơ bị giới hạn thì ĐVKXSCL sẽ sử dụng các mảnh vụn hữu cơ làm thức ăn (Rowe and Richardson, 2001).

4.1.4 Biến động một số yếu tố chất lượng nước trên sông Hậu theo mùa

Tổng cộng có 12 biến các yếu tố môi trường nước được đưa vào phân tích nhân tố bằng phương pháp xác định thành phần cơ bản (Principal Component Analysis, PCA). Kết quả cho thấy qui luật biến động của các thông số chất lượng nước trên sông Hậu qua các giai đoạn khảo sát. Các điểm thu của các yếu tố môi trường nước được sắp xếp theo thứ tự từ các điểm thu trên sông chính (14 điểm) đến các điểm thu trên sông nhánh (22 điểm) và sắp xếp lần lượt từ đợt 1 đến đợt 4 (Bảng 4.27). Giá trị KMO=0,654 (Kaiser-Meyer-Olkin Measure of Sampling Adequacy) trong phân tích cho thấy mức độ phù hợp của quá trình thiết lập các nhân tố dựa trên số các biến và số quan sát ($n=144$). Với 12 biến môi trường nước được tổ hợp thành 4 nhân tố giải thích được 63,31% tổng phương sai của số liệu (Bảng 4.25).

Bảng 4.25: Tổng phương sai được giải thích bởi các hợp phần nhân tố

Hợp phần	Phương sai được xác định			Phương sai được xác định sau khi xoay trục tọa độ		
	Tổng	% phương sai		Tổng	% phương sai	
		% tích lũy	% tích lũy		% tích lũy	% tích lũy
1	2,74	22,80	22,80	2,05	17,10	17,10
2	2,19	18,27	41,07	2,01	16,74	33,83
3	1,35	11,25	52,32	1,97	16,40	50,23
4	1,32	10,99	63,31	1,57	13,07	63,31

Nhân tố 1 (NT1) giải thích 17,1% sự biến động của số liệu thu được (tổng phương sai, Bảng 4.25). NT1 bị tác động rất mạnh bởi biến có hệ số tham gia “dương, +” của độ đục (0,91) và TSS (0,92) (Bảng 4.26), nhân tố 1 có thể được xem là nhân tố “*hàm lượng vật chất lơ lửng trong nước*” trong đó các giá trị ước lượng của NT1 (factor scores) có giá trị âm chứng tỏ rằng độ đục và TSS tại các vị trí thu mẫu tương ứng có giá trị thấp, ngược lại giá trị của NT1 có giá trị dương thì độ đục và TSS tại các vị trí thu mẫu tương ứng sẽ đạt giá trị cao hơn. Kết quả này cũng thể hiện hàm lượng TSS và độ đục ở đợt 2 (Tháng 9/2013, giai đoạn mùa mưa) (các mẫu thu từ 37-72) cao hơn so với các đợt khác (Hình 4.2). Bên cạnh đó, thông qua hợp phần này cũng cho thấy độ đục và TSS cùng mối tham gia đồng biến (cùng dấu) với NT1.

Bảng 4.26: Ma trận xoay các hệ số tham gia của các biến thủy hóa vào các hợp phần cơ bản

	Các hợp phần nhân tố (NT)			
	NT1	NT2	NT3	NT4
Nhiệt độ				0,67
pH		0,57		
Độ đục	0,91			
TSS	0,92			
DO			-0,75	
N-NO ₃ ⁻		0,62		
TAN			0,76	
TN		0,62		
P-PO ₄ ³⁻				0,80
TP		0,62		0,60
COD		0,63		
TOM			0,62	

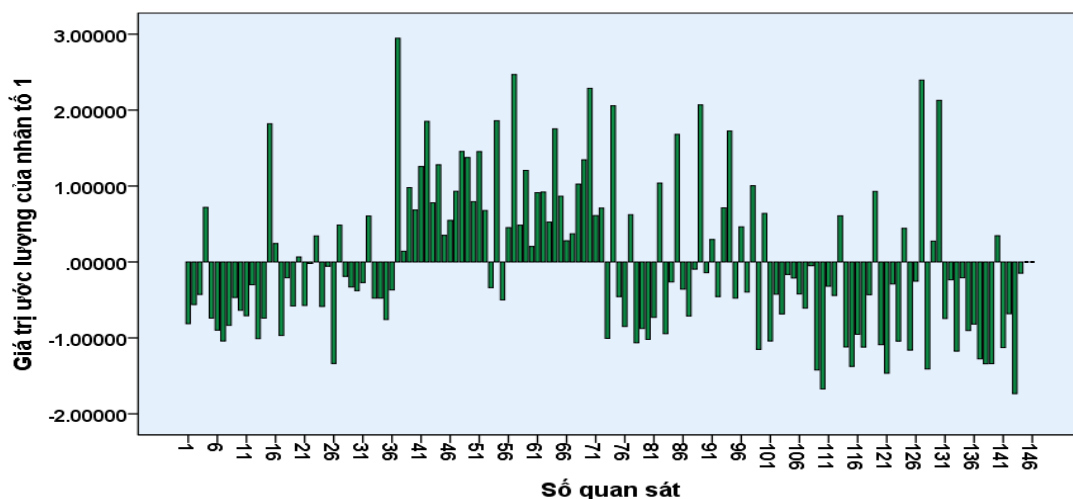
Phương pháp xác định: hợp phần cơ bản (PCA) Xoay ma trận Varimax – Kaiser. Các hệ số có giá trị < 0,5 không được thể hiện.

Nhân tố 2 (NT2) giải thích được 16,74% tổng phương sai (Bảng 4.25), NT2 có sự tham gia mạnh (hệ số dương, +) của các biến pH (0,57), N-NO₃⁻ (0,62), TN (0,62), TP (0,62) và COD (0,63) (Bảng 4.26). NT2 có thể gọi là nhân tố “*hàm lượng dinh dưỡng và vật chất hữu cơ trong nước*” và được sự tham gia đồng biến của các yếu tố này. Kết quả từ Hình 4.3 cho thấy vào mùa mưa (Đợt 1 và đợt 2 tương ứng với các vị trí từ 1 đến 72) các giá trị ước lượng của NT2 phần lớn nhỏ hơn 0; vào mùa khô (đợt 3 và đợt 4, tương ứng với các điểm thu từ 73 đến 144) phần lớn các giá trị ước lượng của NT2 lớn hơn 0; quy luật này thể hiện hàm lượng dinh dưỡng và vật chất hữu cơ trong nước biến động và có giá trị thấp vào mùa mưa và cao vào mùa khô.

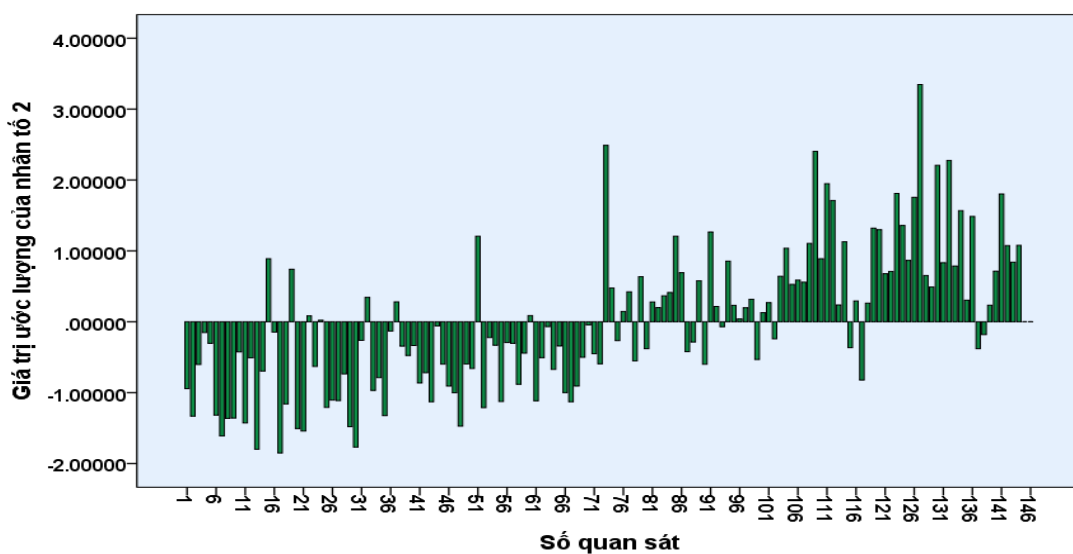
Nhân tố 3 (NT3) giải thích 16,40% tổng phương sai (Bảng 4.25), chịu tác động mạnh của các hàm lượng DO (-0,75) và các TAN (0,76) và TOM (0,62) (Bảng 4.26). NT 3 được gọi là nhân tố “*đạm ammonium và chất hữu cơ trên nền đáy thủy vực*”. Kết quả cho thấy DO có sự tham gia nghịch biến với TAN và TOM trong nhân tố này (có nghĩa là khi giá trị DO cao, thì các giá trị TAN và TOM thấp). Hình 4.4 cho thấy sự biến động của hàm lượng DO, TAN và TOM tại các khu vực thu mẫu không theo qui luật rõ ràng. Các điểm thu có giá trị ước lượng NT3<0 thì DO đạt giá trị cao, các điểm thu có giá trị này >0 thì DO thấp. Các điểm thu có giá trị ước lượng NT3<0 thì hàm lượng TAN và TOM đạt giá trị thấp và ngược lại.

Bảng 4.27: Vị trí các điểm thu mẫu (số quan sát) trong phân tích PCA được thể hiện trong Hình 4.2, Hình 4.3, Hình 4.4 và Hình 4.5

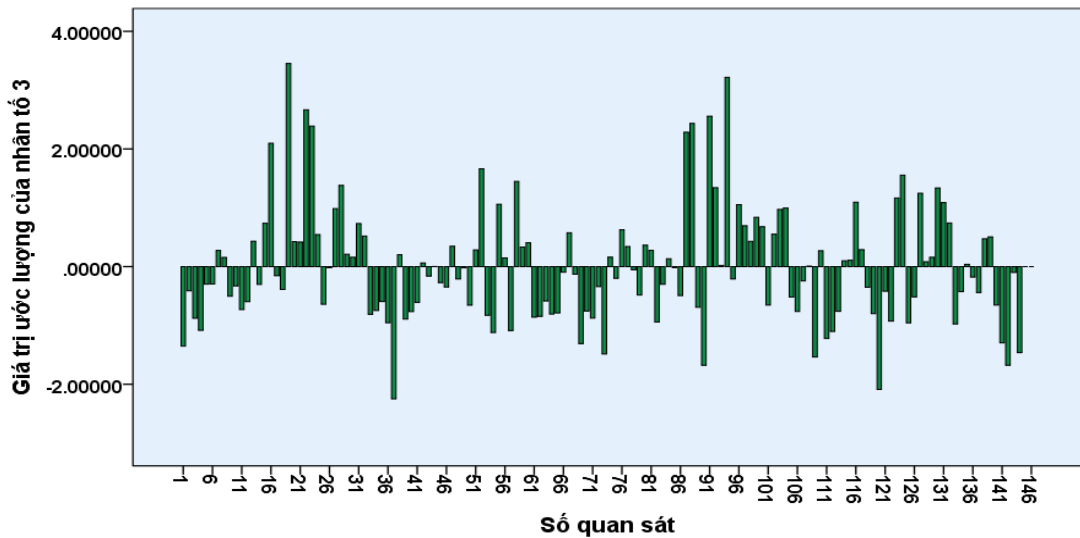
Đợt	Sông chính			Sông nhánh			
	Đầu nguồn	Giữa nguồn	Cuối nguồn	Nhóm TV1	Nhóm TV2	Nhóm TV3	Nhóm TV4
1	1, 2, 3, 4, 5	6, 7, 8, 9, 10	11, 12, 13, 14	15, 16, 17	18, 19, 20	21, 22, 23	24, 25, 26, 27, 28, 29, 30, 31, 32, 33, 34, 35, 36
2	37, 38, 39, 40, 41	42, 43, 44, 45, 46	47, 48, 49, 50	51, 52, 53	54, 55, 56	57, 58, 59	60, 61, 62, 63, 64, 65, 66, 67, 68, 69, 70, 71, 72
3	73, 74, 75, 76, 77	78, 79, 80, 81, 82	83, 84, 85, 86	87, 88, 89	90, 92	93, 94, 95	96, 97, 98, 99, 100, 102, 103, 104, 105, 106, 108
4	109, 110, 111, 112, 113	114, 115, 116, 117, 118	119, 120, 121, 122	123, 124, 125	126, 127, 128	129, 130, 131	132, 133, 134, 135, 136, 137, 138, 139, 140, 141, 142, 143, 144



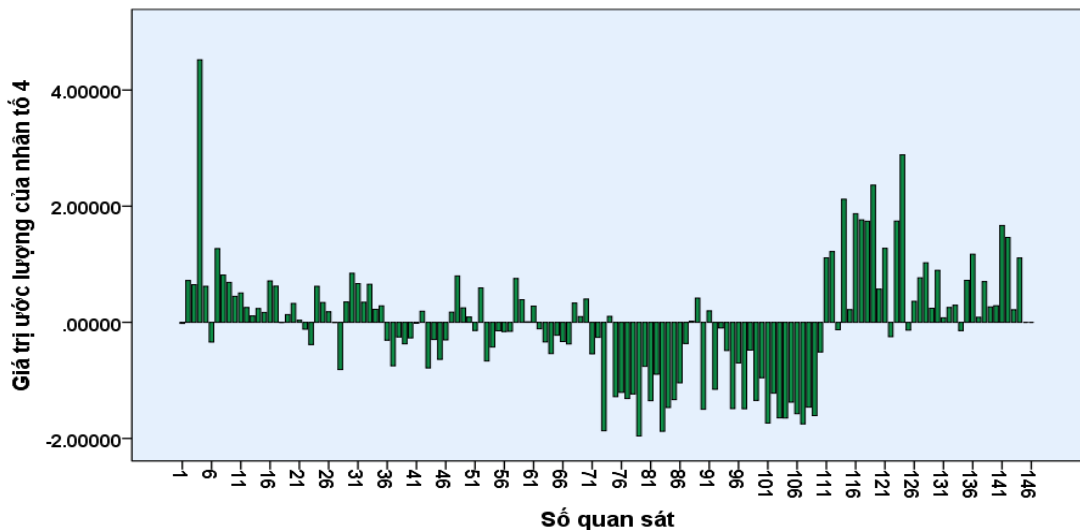
Hình 4.2: Giá trị ước lượng của NT1-Hàm lượng vật chất lơ lửng trong nước



Hình 4.3: Giá trị ước lượng của NT2-Hàm lượng dinh dưỡng và vật chất hữu cơ



Hình 4.4: Giá trị ước lượng của NT3-Đạm ammonium và chất hữu cơ trên nền đáy thủy vực



Hình 4.5: Giá trị ước lượng của NT 4-Lân trong nước

Nhân tố 4 giải thích 13,07% tổng phương sai (Bảng 4.25), NT4 có sự tham gia của nhiệt độ (0,67), $P-PO_4^{3-}$ (0,80) và TP (0,60) (Bảng 4.26), gọi chung là nhân tố “lân trong nước”. Sự tham gia của biến nhiệt độ, $P-PO_4^{3-}$ và TP là đồng biến trong NT4. Biến động hàm lượng lân trong nước vào đợt 1 và đợt 2 không theo qui luật rõ ràng, tuy nhiên vào đợt 3 (tháng 12/2013) tương ứng với các điểm thu từ 71 đến 110 phần lớn các giá trị ước lượng của NT4 < 0 cho thấy các vị trí thu mẫu có hàm lượng lân trong nước đạt giá trị thấp. Các điểm thu có các giá trị ước lượng > 0 tập trung ở hầu hết các điểm thu vào đợt 4 (tháng 03/2014) cho thấy hàm lượng lân trong nước đạt giá trị cao vào giai đoạn mùa khô (Hình 4.5).

4.1.5 Đánh giá chất lượng nước trên sông Hậu bằng chỉ số WQI

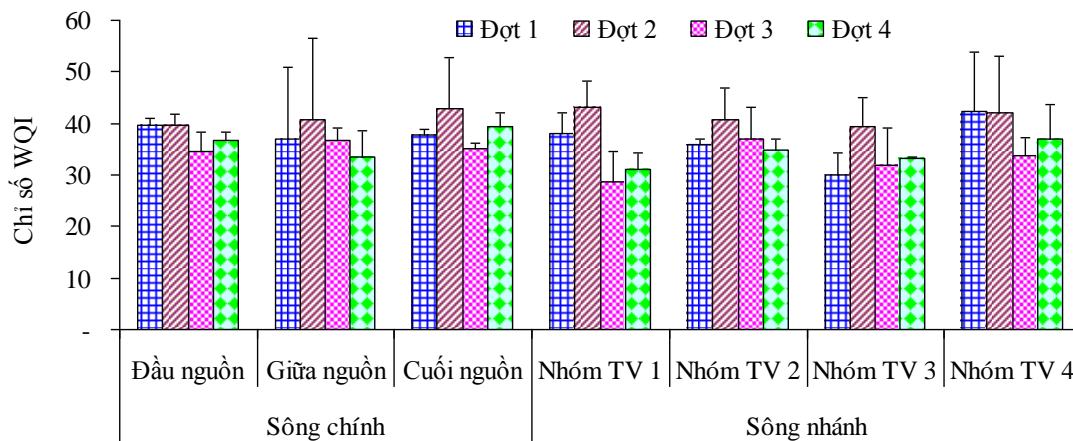
4.1.5.1 Chỉ số WQI_{hi}

Dựa vào 4 thông số môi trường nước: DO, N-NH₄⁺, COD và TP để tính toán chỉ số WQI_{hi} . Khi $10 \geq WQI_{hi} \geq 9,5$ thì chất lượng nước không bị tác động; $9,5 \geq WQI_{hi} \geq 8,5$ chất lượng nước bị tác động nhẹ; $8,5 \geq WQI_{hi} \geq 7$ chất lượng nước bị tác động ở mức trung bình và $WQI_{hi} < 7$ thì chất lượng nước bị tác động mạnh. Với kết quả ghi nhận được ở tất cả các khu vực khảo sát trong nghiên cứu này đều có WQI_{hi} nhỏ hơn 7, ngoại trừ điểm thu ở Cái Côn trên sông chính có $WQI_{hi} = 10$, điều này chứng tỏ chất lượng nước trên sông chính và sông nhánh thuộc tuyến sông Hậu bị tác động mạnh mẽ bởi các hoạt động của con người như nuôi cá trong ao đất và cá bè trên sông, hoạt động sản xuất nông nghiệp, công nghiệp cũng như nước thải sinh hoạt. Kết quả này cũng phù hợp với kết quả của MRC (2008) trong giai đoạn khảo sát từ 2000-2008, tất cả các vị trí khảo sát ở sông chính và sông nhánh của sông Mê Kông từ Phnom Penh, Campuchia đến Việt Nam đều bị tác động bởi các hoạt động của con người, trong đó các vị trí trên sông nhánh bị tác động mạnh hơn sông chính do sự gia tăng mật độ dân cư sinh sống ở hai bên sông và sự trao đổi nước với sông lớn dưới tác động của thủy triều bị hạn chế.

4.1.5.2 Chỉ số WQI

Theo Kannel *et al.* (2007) chỉ số WQI có thể được sử dụng rộng rãi ở một số quốc gia đang phát triển để đánh giá chất lượng nước với nhiều thông số chất lượng nước khác nhau, trong đó Liu *et al.* (2012) đã ứng dụng chỉ số WQI để đánh giá chất lượng nước trên sông Dongjiang, Trung Quốc dựa vào 7 thông số: Nhiệt độ, pH, DO, N-NH₄⁺, N-NO₂⁻, N-NO₃⁻ và COD với phân mức từ ô nhiễm nặng (0-25), ô nhiễm trung bình (26-50), ô nhiễm nhẹ (51-70), sạch (71-90) và rất sạch (91-100). Chỉ số WQI càng thấp thì môi trường nước càng bị ô nhiễm. Kết quả trong nghiên cứu này cho thấy chỉ số WQI có sự biến động tương đối lớn giữa các vị trí thu mẫu và dao động từ 17,3-61,4 tương ứng với chất lượng nước từ ô nhiễm nhẹ đến ô nhiễm nặng. Trên sông chính, chỉ số WQI trung bình khác biệt không có ý nghĩa ($p > 0,05$) giữa khu vực đầu nguồn, giữa nguồn và cuối nguồn qua các giai đoạn khảo sát. Chỉ số WQI có xu hướng cao vào giai đoạn giữa mùa mưa cho thấy chất lượng nước vào giai đoạn mùa mưa tốt hơn giai đoạn mùa khô nhưng khác biệt không đáng kể ($p > 0,05$) giữa các đợt thu mẫu ở khu vực giữa nguồn và cuối nguồn, riêng khu vực đầu nguồn thì chỉ số WQI ở đợt 3 khác biệt không lớn ($p > 0,05$) so với đợt 4, nhưng khác biệt ($p < 0,05$) so với đợt 1 và đợt 2 (Hình 4.6). Trên sông nhánh, biến động chỉ số WQI tương tự như ở sông chính, chỉ số WQI trung bình ghi nhận được lần lượt $39,2 \pm 10,0$, $40,9 \pm 10,2$, $35,5 \pm 2,6$ và $36,3 \pm 4,0$ tương ứng cho

đợt 1, đợt 2, đợt 3 và đợt 4, kết quả này cho thấy mức độ ô nhiễm môi trường nước vào mùa khô cao hơn mùa mưa. Nếu xét trong cùng một đợt thu mẫu, nhóm TV3 có chỉ số WQI thấp hơn các nhóm thủy vực khác ở đợt 1 và đợt 2, trong khi đó nhóm TV 1 có chỉ số WQI thấp hơn các nhóm thủy vực khác ở đợt 3 và đợt 4, tuy nhiên sự khác biệt này không có ý nghĩa ($p>0,05$) giữa các nhóm thủy vực (Hình 4.6). Tóm lại, do nhóm TV1 bị tác động bởi việc bón phân trong quá trình canh tác lúa và rau màu và nhóm TV3 bị ảnh hưởng bởi nước thải từ việc nuôi cá trong ao đất nên môi trường nước có nhiều dinh dưỡng, do đó mức độ ô nhiễm nước của hai nhóm thủy vực này cao hơn so với các nhóm thủy vực khác. Mặc dù có sự chênh lệch chỉ số WQI giữa sông chính và sông nhánh, tuy nhiên sự khác biệt này không có ý nghĩa ($p>0,05$) qua các giai đoạn khảo sát, trong đó chỉ số WQI của các nhóm thủy vực trên sông nhánh vào mùa khô luôn thấp hơn các khu vực trên sông chính cho thấy mức độ ô nhiễm trên sông nhánh cao hơn sông chính. Ngoài ra, kết quả xử lý tương quan (Pearson correlation) cho thấy không có mối tương quan chặt chẽ ($p>0,05$) giữa chỉ số WQI và độ sâu (từ 1,3-3,2 m) tầng nước thu mẫu động vật đáy, điều này có nghĩa là chất lượng nước mặt không có sự thay đổi đáng kể ở tầng nước thấp hơn 3,2 m.



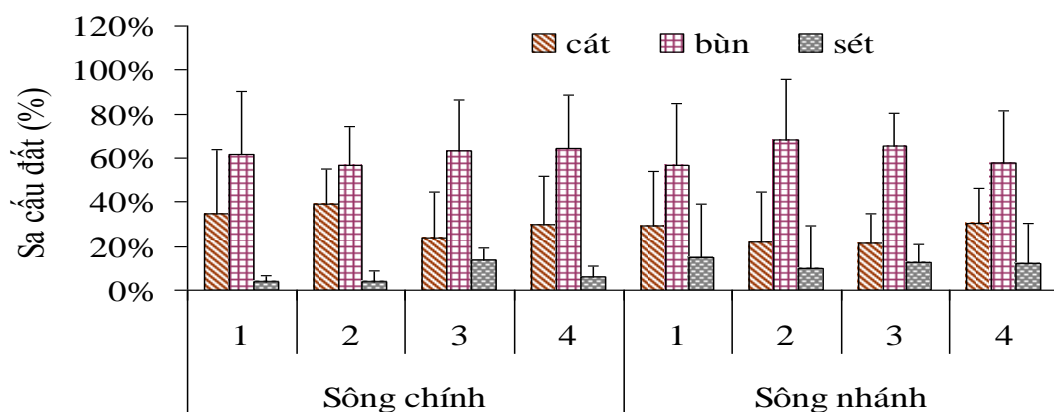
Hình 4.6: Chỉ số chất lượng nước (WQI) trên sông chính và sông nhánh

4.2 Nội dung 2: Đa dạng thành phần động vật đáy trên sông chính và sông nhánh thuộc tuyến sông Hậu

4.2.1 Tính chất nền đáy

Tính chất nền đáy không có sự khác biệt đáng kể qua các giai đoạn khảo sát ở cả sông chính và sông nhánh. Nền đáy của các điểm thu mẫu có tỉ lệ phần trăm bùn đất cao nhất (56%-68%) qua các giai đoạn thu mẫu, kế đến là tỉ lệ cát (22-39%), thấp nhất là tỉ lệ sét (4-15%) thể hiện nền đáy của sông chính

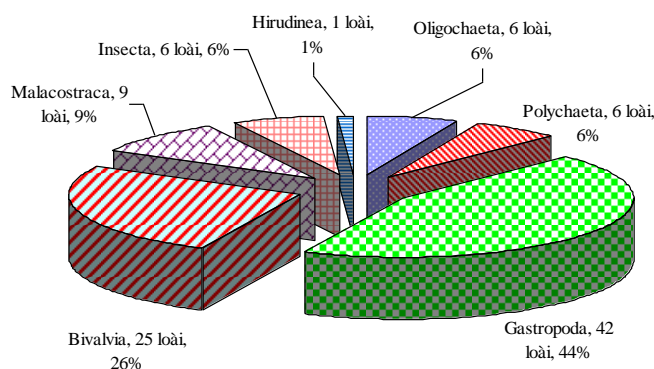
và sông nhánh chủ yếu là bùn mềm nhiều mùn bã hữu cơ (Hình 4.7). Theo Ruggiero and Merchant (1979) sự phân bố của động vật đáy có mối tương quan chặt chẽ với tính chất nền đáy hơn các thông số chất lượng nước. Trong nghiên cứu này, kết quả xử lý tương quan đơn biến (Pearson correlation) về tính chất nền đáy với mật độ động vật đáy cho thấy Oligochaeta, Polychaeta, Gastropoda, Malacostraca, Insecta, và Hirudinea tương quan không có ý nghĩa thống kê ($p > 0,05$) với tỉ lệ phần trăm cát, bùn và sét, trong khi Bivalvia có mối tương quan nghịch ($p < 0,05$) với tỉ lệ bùn và tương quan thuận với tỉ lệ sét. Strayer *et al.* (2001) cho rằng Oligochaeta có xu hướng đạt mật độ thấp hơn trong môi trường có nền đáy sét, kết quả này phù hợp với nghiên cứu hiện tại ví dụ ở điểm thu Thăng Lợi 1 vào đợt 2 có nền đáy sét (12% cát, 11% bùn và 78% sét) thì mật độ Oligochaeta đạt giá trị thấp (80 ct/m²) và Bivalvia đạt giá trị cao (12.950 ct/m²). Mật độ của Oligochaeta tăng lên (743 ct/m²) và Bivalvia giảm xuống (1.423 ct/m²) vào đợt 3 khi nền đáy có tỉ lệ bùn cao (3% cát, 88% bùn và 9% sét). Bên cạnh đó, theo Battle *et al.* (2007) mật độ của ĐVKXSCL ở nền đáy có kích thước hạt nhỏ, mịn biến động từ 3.700-11.700 ct/m², trong đó Oligochaeta chiếm tỉ lệ từ 77-95%. Ngoài ra, Strayer *et al.* (2001) cho rằng mật độ của ĐVKXSCL đạt giá trị thấp trong môi trường có nền đáy sét, nhiều loài Hirudinea được tìm thấy với số lượng thấp ở nền đáy bùn mềm và vùng ven bờ có sỏi đá, chúng phong phú trong môi trường có nhiều cây cỏ thủy sinh hơn nền đáy không có cây cỏ thủy sinh. Kết quả của nghiên cứu hiện tại không phù hợp với khảo sát của Prabhu *et al.* (2016), sự phong phú của Crustacea và Polychaeta có mối tương quan thuận với nền đáy bùn và sét, trong khi Bivalvia tương quan thuận với sự gia tăng tỉ lệ phần trăm của cát và giảm cùng với sự gia tăng tỉ lệ phần trăm của bùn và sét. Điều này là do có sự khác biệt về độ mặn của hai khu vực nghiên cứu bởi vì ĐVKXSCL phân bố trong môi trường nước ngọt có phản ứng khác nhau với những thay đổi của độ mặn (Dunlop *et al.*, 2008).



Hình 4.7: Tỉ lệ phần trăm cát, bùn và sét trên nền đáy của sông Hậu

4.2.2 Thành phần động vật đáy trên sông chính và sông nhánh thuộc tuyến sông Hậu

Kết quả nghiên cứu thành phần loài động vật đáy trên sông Hậu đã tìm thấy tổng cộng 95 loài thuộc 7 nhóm bao gồm lớp giun ít tơ (Oligochaeta), ngành phụ giun nhiều tơ (Polychaeta), lớp chân bụng (Gastropoda), lớp hai mảnh vỏ (Bivalvia), lớp giáp xác lớn (Malacostraca), lớp côn trùng (Insecta) và lớp đĩa (Hirudinea). Trong đó, Gastropoda có thành phần loài phong phú nhất với 42 loài (45%), kế đến là Bivalvia có 25 loài (26%), các nhóm còn lại có số loài thấp hơn và biến động 1-9 loài (1-9%) (Hình 4.8). Tổng số loài ghi nhận được trong nghiên cứu này thấp hơn nghiên cứu của Ngô Xuân Quảng và Ngô Thị Lan (2014) về thành phần loài và đa dạng quần xã động vật đáy không xương sống cỡ lớn sông Mekong, Việt Nam với 109 loài thuộc 3 ngành: Mollusca (44%), Arthropoda (40,4% gồm Crustacea và Insecta), Annelida (15,6%). Một số giống loài động vật đáy thường gặp qua các giai đoạn thu mẫu như *Branchiura sowerbyi*, *Limnodrilus hoffmeisteri*, *Tubifex sp.* (Oligochaeta), *Namalycastis longiciris*, *Tylorhynchus heterochaetus* (Polychaeta), *Clea helena*, *Melanoides tuberculata*, *Mekongia swainsoni*, *Filopadulina sumatrensis* (Gastropoda), *Corbicula fluminea* (Bivalvia), *Chironomus sp.* (Insecta).



Hình 4.8: Cấu trúc thành phần loài động vật đáy trên sông Hậu

4.2.2.1 Thành phần loài động vật đáy trên sông chính

Biến động thành phần loài động vật đáy tại vùng đầu nguồn, giữa nguồn và cuối nguồn sông Hậu qua các giai đoạn thu mẫu được trình bày ở Hình 4.9. Nhìn chung, tổng số loài động vật đáy trên sông chính có sự biến động khá lớn qua 4 đợt khảo sát và dao động 37-65 loài. Vùng đầu nguồn và giữa nguồn sông Hậu có thành phần loài phong phú hơn so với vùng cuối nguồn ở hầu hết các đợt thu mẫu (Hình 4.9). Tổng số loài động vật đáy phát hiện được là 61

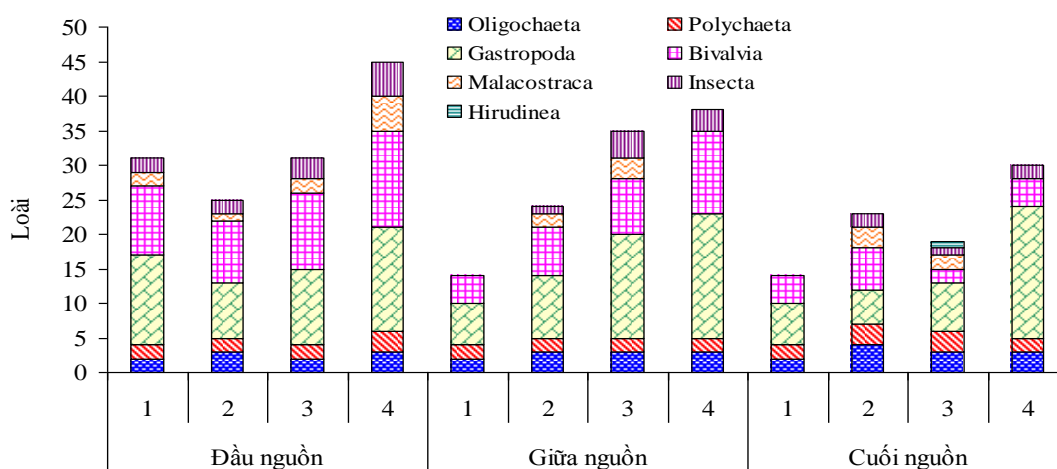
loài, 58 loài và 44 loài tương ứng cho vùng đầu nguồn, giữa nguồn và cuối nguồn. Tại mỗi khu vực khảo sát đều có sự hiện diện của các nhóm động vật đáy như Oligochaeta (3-4 loài), Polychaeta (2-3 loài), Gastropoda (22-24 loài), Bivalvia (7-19 loài), Malacostraca (5-7 loài) và Insecta (2-7 loài), riêng Hirudinea chỉ tìm thấy 1 loài (Bảng 4.28). Bên cạnh đó, thành phần loài động vật đáy có xu hướng tăng cao vào giữa mùa khô (đợt 4) và thấp trong mùa mưa lũ (đợt 2) (Hình 4.9). Một số nghiên cứu cũng cho thấy quần thể ĐVKXSCL giảm đáng kể trong mùa lũ nhưng sẽ phục hồi nhanh chóng (Elwood and Waters, 1969; Hilsenhoff, 1996).

Bảng 4.28: Tổng số loài động vật đáy vùng đầu nguồn, giữa nguồn và cuối nguồn qua các đợt thu mẫu

Nhóm	Đầu nguồn		Giữa nguồn		Cuối nguồn	
	Số loài	Tỉ lệ (%)	Số loài	Tỉ lệ (%)	Số loài	Tỉ lệ (%)
Oligochaeta	4	7%	3	5%	4	7%
Polychaeta	3	5%	2	3%	3	5%
Gastropoda	22	36%	24	39%	22	36%
Bivalvia	18	30%	19	31%	7	11%
Malacostraca	7	11%	6	10%	5	8%
Insecta	7	11%	4	7%	2	3%
Hirudinea	0	0%	0	0%	1	2%
Tổng cộng	61	100%	58	100%	44	100%

Nếu xét trong cùng một đợt thu mẫu, kết quả cho thấy thành phần loài động vật đáy có xu hướng cao ở vùng đầu nguồn và thấp ở vùng cuối nguồn qua các đợt khảo sát (Hình 4.9). Cụ thể, ở đợt 1 thành phần loài khác biệt có ý nghĩa thống kê ($p < 0,05$) giữa vùng đầu nguồn và cuối nguồn, do đây là thời điểm cuối mùa khô, đầu mùa mưa, vùng đầu nguồn sông Hậu có hàm lượng dinh dưỡng cao hơn (TN=0,93 mg/L và TP=0,25 mg/L) so với vùng cuối nguồn (TN=0,83 mg/L và TP=0,12 mg/L) nên thuận lợi cho các giống loài thích nghi với điều kiện dinh dưỡng cao phát triển. Trong khi đó ở đợt 2, vào mùa mưa lũ chất lượng nước không có sự khác biệt lớn ở khu vực sông Hậu, do đó thành phần loài khác biệt không có ý nghĩa ($p > 0,05$) giữa vùng đầu nguồn, giữa nguồn và cuối nguồn. Vào đợt 3 và đợt 4, biến động thành phần loài động vật đáy tương tự như ở đợt 1, nghĩa là có sự khác biệt ($p < 0,05$) thành phần loài giữa các vùng đầu nguồn và giữa nguồn với cuối nguồn. Vùng đầu nguồn sông Hậu vào giai đoạn mùa khô, nơi có nhiều các hoạt động xả thải nước sinh hoạt, sản xuất nông nghiệp và nuôi trồng thủy sản nên môi trường nước có hàm lượng dinh dưỡng cao và vật chất hữu cơ cao (COD=19,3±3 mg/L) tạo điều kiện cho các loài động vật đáy chịu đựng được ô nhiễm hữu cơ

phát triển (*Branchiura sowerbyi*, *Limnodrilus hoffmeisteri*, *Tylorrhynchus heterochaetus*) và không tìm thấy sự hiện diện của các loài nhạy cảm (Ephemeroptera).

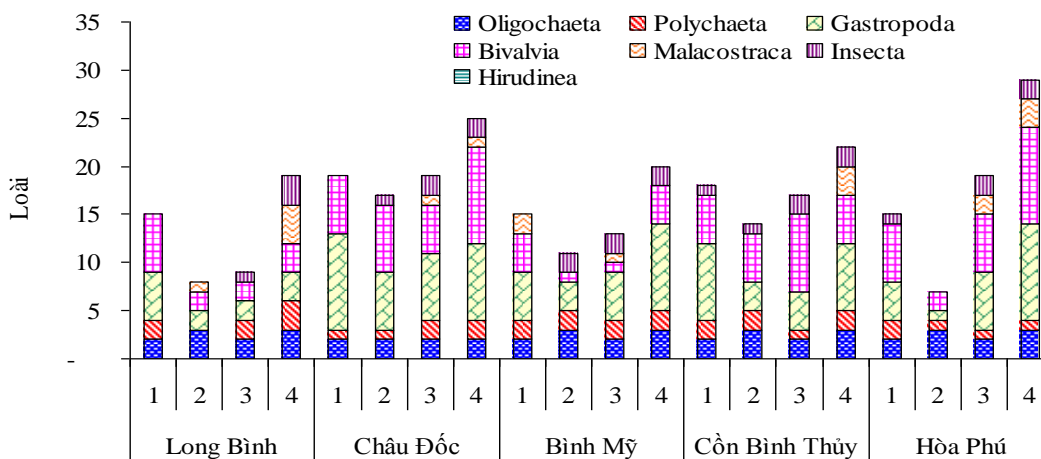


Hình 4.9: Tổng số loài động vật đáy ở vùng đầu nguồn, giữa nguồn và cuối nguồn sông Hậu

Vùng đầu nguồn sông Hậu gồm các điểm thu: Long Bình, Châu Đốc, Bình Mỹ, cồn Bình Thủy và Hòa Phú có tổng số loài động vật đáy qua các đợt khảo sát từ 25-45 loài, số loài động vật đáy ghi nhận được thấp nhất vào đợt 2 và cao nhất vào đợt 4. Thành phần loài động vật đáy khác biệt có ý nghĩa thống kê ($p < 0,05$) giữa đợt 4 và đợt 2, đợt 3, các trường hợp còn lại khác biệt không có ý nghĩa ($p > 0,05$) (Hình 4.10). Phần lớn các giống loài động vật đáy được tìm thấy thuộc lớp Gastropoda (8-15 loài) và lớp Bivalvia (9-14 loài), các nhóm còn lại có số loài rất thấp (1-5 loài). Vùng đầu nguồn sông Hậu có sự hiện diện thường xuyên của các giống loài *Branchiura sowerbyi*, *Limnodrilus hoffmeisteri* (Oligochaeta), *Namalycastis longiciris*, *Tylorrhynchus heterochaetus* (Polychaeta), *Clea helena*, *Melanoides tuberculata* (Gastropoda), *Corbicula fluminea* (Bivalvia), *Chironomus sp.* và *Rhyacophila sp.* (Insecta), phần lớn các giống loài này khi phát triển với mật độ cao chỉ thị môi trường nước bị ô nhiễm hữu cơ. Hầu hết các điểm thu vùng đầu nguồn sông Hậu đều có thành phần loài động vật đáy thấp nhất vào đợt 2 (7-14 loài) và tăng cao vào đợt 4 (19-29 loài) (Hình 4.10), có sự khác biệt này là do sự gia tăng của các giống loài thuộc lớp Malacostraca và Insecta vào giai đoạn mùa khô vì động vật đáy có đời sống gắn liền với nền đáy của thủy vực, vào mùa khô lưu lượng nước trên sông thấp, dòng chảy yếu nên khả năng lắng tụ các vật chất lơ lửng và vật chất hữu cơ trên nền đáy tăng lên là điều kiện thuận lợi cho sự phát triển cho các giống loài động vật đáy chịu đựng được ô nhiễm hữu cơ.

Kết quả cũng cho thấy điểm thu tại sông Châu Đốc và Hòa Phú có thành phần loài động vật đáy phong phú hơn các điểm thu khác vào giai đoạn giữa mùa khô (đợt 4) với tổng số loài ghi nhận được tương ứng là 25 và 29 loài, do khu vực này thường xuyên tiếp nhận nguồn nước thải từ hoạt động nuôi cá trong lồng bè và nước thải sinh hoạt, lượng thức ăn dư thừa và chất thải từ các hoạt động nuôi thủy sản trên sông đã làm cho môi trường nước bị ô nhiễm, nền đáy nhiều vật chất hữu cơ nên thuận lợi cho động vật đáy phát triển mà chủ yếu là các giống loài thuộc lớp Oligochaeta (*Branchiura sowerbyi*, *Limnodrilus hoffmeisteri*) có khả năng chịu đựng được môi trường nước bị ô nhiễm hữu cơ cao (Sundic and Radujkovic, 2012).

Điểm thu tại sông Long Bình nằm giáp ranh với biên giới Campuchia ảnh hưởng bởi hoạt động trồng lúa và rau màu, vào giai đoạn giữa mùa mưa và đầu mùa khô số loài động vật đáy giảm thấp (8-9 loài), tuy nhiên vào mùa khô có sự gia tăng mức độ dinh dưỡng của thủy vực, môi trường nước có nhiều vật chất hữu cơ (COD=22,4 mg/L) nên động vật đáy cũng phát triển nhiều vào thời điểm này (19 loài). Tương tự, điểm thu tại sông Bình Mỹ và cồn Bình Thủy xu hướng phát triển của quần thể động vật đáy giống như sông Long Bình, Châu Đốc và Hòa Phú, nghĩa là thành phần loài giảm thấp vào mùa mưa và tăng lên vào mùa khô.

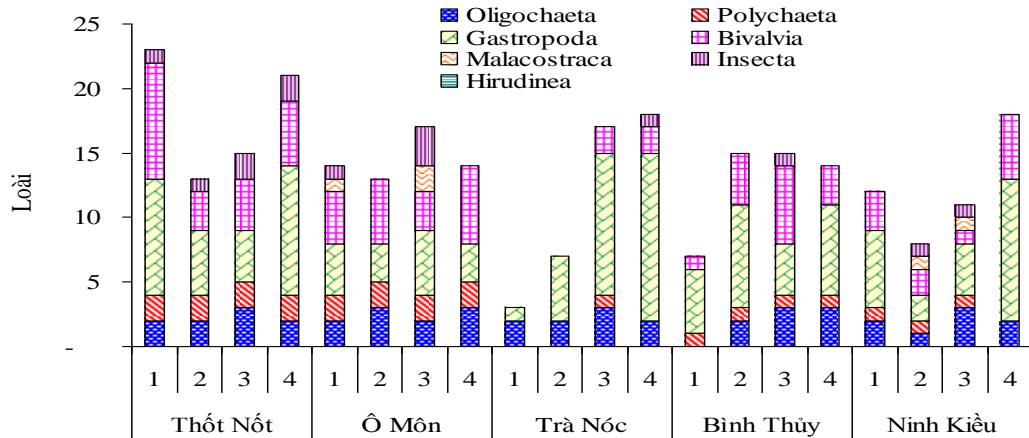


Hình 4.10: Thành phần loài động vật đáy tại các điểm thu thuộc vùng đầu nguồn sông Hậu

Vùng giữa nguồn sông Hậu gồm các điểm: Thốt Nốt, Ô Môn, Trà Nóc, Bình Thủy và Ninh Kiều, tổng số loài động vật đáy khảo sát được 58 loài, thấp hơn so với khu vực đầu nguồn. Tổng số loài động vật đáy vùng giữa nguồn thấp nhất ở đợt 1 (14 loài) và có xu hướng tăng lên vào đợt 3 (35 loài) và đợt 4 (38 loài), tuy nhiên thành phần loài động vật đáy tại các điểm thu mẫu không khác biệt ($p > 0,05$) qua các giai đoạn khảo sát.

Điểm thu ở sông Trà Nóc có số loài động vật đáy thấp nhất vào mùa mưa (3-7 loài) (Hình 4.11) và chỉ tìm thấy sự hiện diện của các giống loài thuộc lớp Oligochaeta và Gastropoda do đặc tính nền đáy thủy vực vào mùa mưa có nền đáy cát-bùn. Khi nền đáy có tỉ lệ cát cao thì khả năng lưu giữ các chất dinh dưỡng cũng như nguồn thức ăn cho chúng thấp hơn nền đáy bùn nên hạn chế sự phát triển của động vật đáy. Các giống loài thuộc lớp Oligochaeta, đặc biệt loài *Limnodrilus hoffmeisteri* thích nghi với tất cả các loại nền đáy thủy vực (Sundic and Radujkovic, 2012) nên chúng có khả năng phát triển ở khu vực này. Vào mùa khô, có sự gia tăng thành phần loài của Gastropoda với số loài ghi nhận được lần lượt 11 loài (đợt 3) và 13 loài (đợt 4) mà chủ yếu là sự phát triển của các giống loài thuộc họ ốc đĩnh (Thiaridae) và họ ốc vắn (Viviparidae). Kết quả này phù hợp với nhận định của Strzelec and Królczyk (2004), nhiều loài thuộc Gastropoda chịu đựng được hầu hết các biến động của các yếu tố lý hóa học và sự hiện diện của chúng bị ảnh hưởng bởi chất lượng nền đáy và sự phong phú của cây cỏ thủy sinh, ở các dòng sông nền đáy phù hợp nhất cho Gastropoda phát triển là nền đáy cát trên bề mặt có phủ một lớp mỏng vật chất hữu cơ mịn.

Các điểm thu còn lại gồm Thốt Nốt, Ô Môn, Bình Thủy và Ninh Kiều có xu hướng biến động thành phần loài động vật đáy tương tự như điểm thu ở Trà Nóc, tuy nhiên sự chênh lệch thành phần động vật đáy giữa mùa mưa và mùa khô ở mức độ thấp hơn so với sông Trà Nóc. Tóm lại, các điểm thu ở vùng giữa nguồn sông Hậu đều có sự hiện diện thường xuyên của các nhóm Oligochaeta (1-3 loài), Polychaeta (1-2 loài), Gastropoda (1-13 loài) và Bivalvia (1-9 loài) cho thấy đây là các nhóm thích nghi với thủy vực nước chảy. Riêng lớp Insecta chỉ xuất hiện thường xuyên tại Thốt Nốt với sự hiện diện của loài *Chironomus* sp. (Chironomidae) thuộc bộ Diptera, chịu đựng được sự ô nhiễm hữu cơ trong phạm vi rộng. Chúng sử dụng các vật chất hữu cơ, thích nghi với môi trường ô nhiễm, có khả năng sinh sản nhanh, và phân bố khắp nơi, vì thế chúng có ích trong việc tiêu thụ các vật chất hữu cơ (Mason, 2002). Lớp Malacostraca chỉ xuất hiện rải rác ở một số đợt thu mẫu tại Ô Môn và Ninh Kiều với một số loài được phát hiện như cua nhện (*Amarinus lacustris*), giáp xác chân đều (*Cyathura carinata*) và giáp xác bơi nghiêng (*Grammarus* sp.).

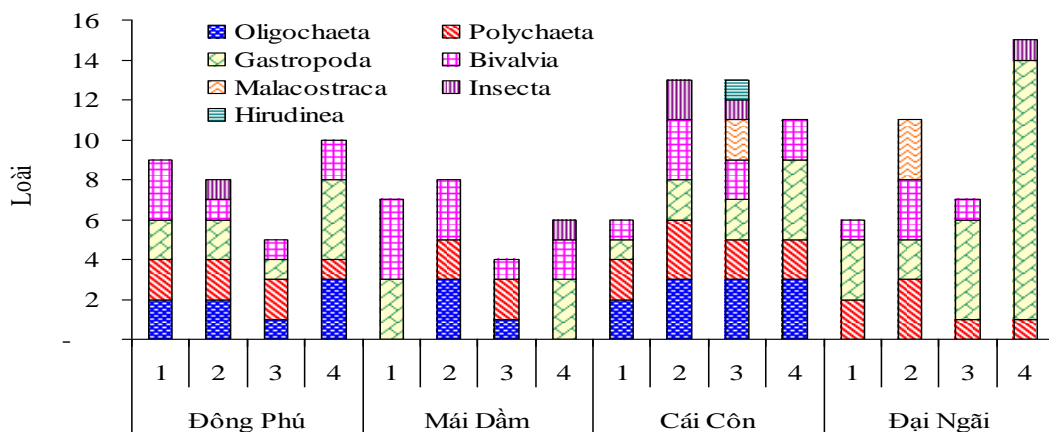


Hình 4.11: Thành phần loài động vật đáy tại các điểm thu thuộc vùng giữa nguồn sông Hậu

Vùng cuối nguồn sông Hậu gồm các điểm: Đông Phú, Mái Dầm, Cái Côn và Đại Ngãi, tổng số loài động vật đáy vùng cuối nguồn (44 loài) thấp hơn vùng đầu nguồn (58 loài) và giữa nguồn (61 loài), điều này có nghĩa là số loài động vật đáy có xu hướng giảm dần từ vùng đầu nguồn đến cuối nguồn. Đặc biệt có suy giảm đáng kể của các giống loài thuộc Bivalvia, chỉ xác định được 7 loài, thấp hơn nhiều so với vùng đầu nguồn (18 loài) và giữa nguồn (19 loài) (Bảng 4.28). Ở vùng hạ nguồn, các loài trai nước ngọt có thể bị biến mất do đặc tính chu kỳ sống và các tác động của con người, chất lượng nơi sống suy giảm hoặc do các loài cá vật chủ cũng đã biến mất bởi vì vòng đời của các loài trai nước ngọt bộ Unionoida rất độc đáo, giai đoạn ấu trùng của chúng phải gắn vào mang, da hoặc vây của một hay vài loài cá nhất định và chúng chỉ có thể sống sót nếu tìm đúng vật chủ thích hợp. Do giai đoạn ký sinh bắt buộc trên một số loài vật chủ nên những loài trai nước ngọt khá nhạy cảm với những thay đổi của môi trường và tác động của con người (McMahon and Bogan, 2001, trích bởi Đỗ Văn Tứ và Hoàng Thị Thanh Nhân, 2012). Thành phần loài động vật đáy có sự chênh lệch qua các giai đoạn khảo sát với tổng số loài ghi nhận được vào đợt 1 (14 loài), đợt 2 (23 loài), đợt 3 (19 loài) và đợt 4 (30 loài). Kết quả này cho thấy quần thể động vật đáy bị ảnh hưởng bởi chất lượng nước (Latha and Thanga, 2010), hàm lượng vật chất hữu cơ, tính chất nền đáy của thủy vực, sự phong phú của cây cỏ thủy sinh cũng như hàm lượng calcium (Qadri and Yousuf, 2004). Ngoài ra, vùng cuối nguồn gần vùng cửa sông, sự phân bố và phát triển của động vật đáy trong vùng cửa sông không chỉ phụ thuộc vào sự biến đổi của độ muối, nhiệt độ mà còn bị giới hạn bởi cấu trúc và tính chất của nền đáy, khu hệ động vật đáy cửa sông không kém đa dạng, đại bộ phận động vật đáy cửa sông là các loài ăn lọc, ăn bùn, mùn bã hữu cơ và ăn tạp. Chúng tạo nên nhóm tiêu thụ đặc biệt quan trọng trong xích

thức ăn mùn bã đồng thời đóng vai trò chủ chốt trong sự chuyển tải vật chất và biến đổi năng lượng (Nguyễn Đình Mão và Vũ Trung Tạng, 2016).

Nhìn chung, biến động thành phần loài động vật đáy tại các điểm thu ở khu vực cuối nguồn không theo qui luật nhất định, tại Đông Phú thành phần loài đạt thấp nhất vào đợt 3 (5 loài) và cao nhất vào đợt 4 (10 loài), ở mỗi đợt khảo sát đều có sự xuất hiện của các nhóm như Oligochaeta (1-3 loài), Polychaeta (1-3 loài), Gastropoda (1-4 loài) và Bivalvia (1-3 loài), riêng lớp Insecta chỉ tìm thấy vào giai đoạn giữa mùa mưa với sự hiện diện của loài *Chironomus* sp. thuộc họ Chironomidae (Hình 4.12). Tại Mái Dầm, số loài động vật đáy phát hiện được thấp hơn so với điểm thu ở Đông Phú qua các đợt khảo sát, các giống loài thuộc lớp Gastropoda được phát hiện ở đợt 1 và đợt 4, ngược lại các loài thuộc Oligochaeta và Polychaeta chỉ được tìm thấy ở đợt 2 và đợt 3 cho thấy môi trường nước có mức độ ô nhiễm hữu cơ cao hơn vào giai đoạn này. Tại Cái Côn, tổng số loài động vật đáy tương đối phong phú hơn so với điểm thu ở Đông Phú và Mái Dầm với sự xuất hiện thường xuyên của Oligochaeta (2-3 loài), Polychaeta (2-3 loài), Gastropoda (1-4 loài) và Bivalvia (1-3 loài), trong khi đó Hirudinea chỉ xuất hiện vào đợt 3 cho thấy môi trường nước có mức độ ô nhiễm cao hơn so với các đợt khác. Đối với điểm thu ở Đại Ngãi, do đây là thủy vực bị ảnh hưởng bởi độ mặn nên không tìm thấy sự hiện diện của các loài thuộc Oligochaeta, số loài động vật đáy đạt thấp nhất vào đợt 1 (6 loài) và cao nhất vào đợt 4 (15 loài). Một điều đáng ghi nhận tại điểm thu Đại Ngãi vào đợt 4 là có sự gia tăng thành phần loài của lớp Gastropoda (13 loài) mà chủ yếu là các loài thuộc họ ốc đĩnh (Thiaridae) (7 loài) với sự ưu thế của các loài *Melanooides erythrozona* và *Sermyla venustula*, đây là loài ốc đĩnh có khả năng chịu đựng được các điều kiện sinh thái khác nhau do chúng có vỏ dày và chắc, sinh sản nhanh trong thời gian ngắn (Flores and Zaffaralla, 2012). Ngoài ra cũng có sự hiện diện của họ Chironomidae thuộc lớp Insecta vào đợt 4 cho thấy môi trường nước bị ô nhiễm hữu cơ.



Hình 4.12: Thành phần loài động vật đáy vùng cuối nguồn sông Hậu

4.2.2.2 Mật độ động vật đáy trên sông chính

Nhìn chung, trong cùng một khu vực khảo sát số lượng động vật đáy có sự biến động khá cao nhưng khác biệt không có ý nghĩa ($p > 0,05$) qua các đợt thu mẫu. Mật độ động vật đáy trung bình trên sông chính có xu hướng giảm dần từ vùng đầu nguồn đến cuối nguồn sông Hậu với số lượng ghi nhận được trung bình 1.312 ± 905 ct/m², 629 ± 668 ct/m² và 327 ± 372 ct/m² tương ứng cho vùng đầu nguồn, giữa nguồn và cuối nguồn (Bảng 4.29 và Hình 4.13). Qua các giai đoạn khảo sát, vùng đầu nguồn sông Hậu có mật độ động vật đáy trung bình cao hơn vùng giữa nguồn và cuối nguồn với sự ưu thế của Oligochaeta ($341-1.303$ ct/m²), kế đến là Bivalvia ($47-465$ ct/m²), Gastropoda ($35-167$ ct/m²), các nhóm còn lại như Malacostraca, Insecta và Polychaeta có mật độ trung bình thấp hơn ($1-83$ ct/m²). Sự ưu thế của Oligochaeta ở khu vực đầu nguồn cho thấy môi trường bị ô nhiễm hữu cơ. Mật độ động vật đáy ghi nhận được cao nhất vào đợt 4 (2.137 ct/m²), trong đó Oligochaeta chiếm tỉ lệ cao nhất (61%) thể hiện chất lượng nước có mức độ ô nhiễm tăng lên vào mùa khô. Sự phóng thích trực tiếp một số lượng lớn nước thải giàu dinh dưỡng gồm các chất cặn lắng, thức ăn dư thừa và các sản phẩm của quá trình trao đổi chất vào trong nước và tích tụ dưới nền đáy (Temporetti *et al.*, 2001) làm thay đổi mạnh mẽ chất lượng nước một cách trực tiếp hoặc gián tiếp, từ đó làm thay đổi cấu trúc quần thể động vật đáy (Pitta *et al.*, 1999). Ở vùng giữa nguồn, mật độ động vật đáy thấp hơn vùng đầu nguồn, tuy nhiên biến động mật độ động vật đáy tương tự như vùng đầu nguồn, tức là mật độ vào mùa khô cao hơn mùa mưa, trong đó Oligochaeta ($126-313$ ct/m²) và Gastropoda ($138-477$ ct/m²) có số lượng cao hơn các lớp khác ($1-128$ ct/m²). Đối với vùng cuối nguồn sông Hậu, mật độ động vật đáy đạt rất thấp, nhưng nhìn chung mật độ trung bình cũng đạt cao nhất vào đợt 4 (645 ct/m²), trong đó Oligochaeta và Gastropoda cũng chiếm tỉ lệ cao hơn các nhóm còn lại.

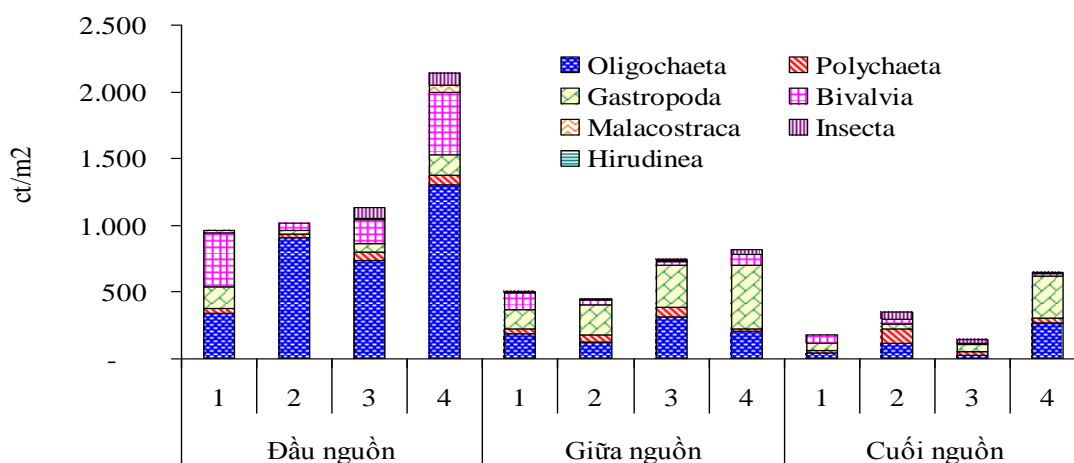
Khi xét về sự biến động số lượng động vật đáy giữa khu vực đầu nguồn, giữa nguồn và cuối nguồn, kết quả cho thấy trong cùng một giai đoạn thu mẫu mặc dù có sự chênh lệch khá lớn số lượng động vật đáy giữa các khu vực thu mẫu nhưng không có sự khác biệt ($p > 0,05$) lớn giữa vùng đầu nguồn, giữa nguồn và cuối nguồn, trong đó vùng đầu nguồn sông Hậu luôn có mật độ cao hơn so với vùng giữa nguồn và cuối nguồn (Bảng 4.29). Môi trường nước ở các vị trí thu mẫu vùng đầu nguồn sông Hậu bị tác động mạnh bởi các hoạt động của con người như nuôi trồng thủy sản, sản xuất nông nghiệp, công nghiệp và sinh hoạt nên chất lượng nước khá giàu dinh dưỡng. Hàm lượng TN và TP lần lượt cho vùng đầu nguồn, giữa nguồn và cuối nguồn $1,12 \pm 0,3$ mg/L và $0,97 \pm 0,27$ mg/L; $1,0 \pm 0,12$ mg/L và $0,3 \pm 0,16$ mg/L; $0,26 \pm 0,2$ mg/L và

0,26±0,23 mg/L nên thuận lợi cho sự phát triển của các loài động vật đáy thích nghi điều kiện giàu dinh dưỡng và vật chất hữu cơ cao mà chủ yếu là Oligochaeta (Armendariz *et al.*, 2011).

Bảng 4.29: Mật độ động vật đáy (ct/m²) ở vùng đầu nguồn, giữa nguồn và cuối nguồn sông Hậu

STT	Đợt 1	Đợt 2	Đợt 3	Đợt 4
Đầu nguồn	965±436 ^{a; x}	1.017±1.365 ^{a; x}	1.129±471 ^{a; x}	2.137±681 ^{a; x}
Giữa nguồn	506±523 ^{a; x}	445±411 ^{a; x}	748±1.021 ^{a; x}	818±716 ^{a; x}
Cuối nguồn	179±42 ^{a; x}	338±242 ^{a; x}	144±81 ^{a; x}	645±646 ^{a; x}

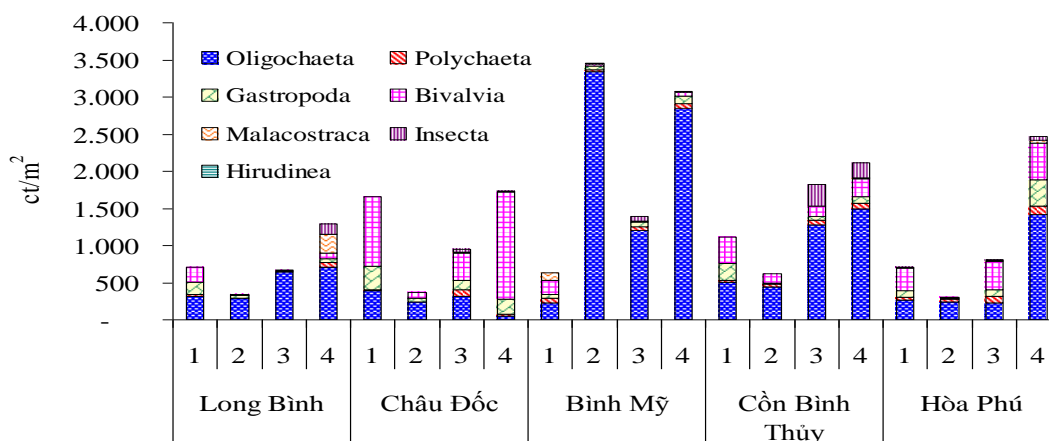
Ghi chú: Số liệu trình bày trong bảng là số TB±DLC. Các giá trị trung bình có ký tự mũ a, b, c.../x, y, z... khác nhau trong cùng 1 hàng/ cột thì khác biệt có ý nghĩa ($p < 0,05$) bằng kiểm định Tukey HSD.



Hình 4.13: Mật độ động vật đáy trung bình trên sông chính qua 4 đợt khảo sát

Vùng đầu nguồn sông Hậu, mật độ động vật đáy trung bình ghi nhận được 1.312 ± 905 ct/m², mật độ động vật đáy khác biệt không đáng kể ($p > 0,05$) qua các đợt khảo sát (Bảng 4.29 và Hình 4.14). Trong số các điểm thu ở khu vực đầu nguồn sông Hậu thì mật độ trung bình tại Bình Mỹ đạt cao nhất (2.133 ± 1.346 ct/m²), kế đến là cồn Bình Thủy (1.420 ± 678 ct/m²), Châu Đốc (1.180 ± 647 ct/m²), Hòa Phú (1.073 ± 956 ct/m²) và thấp nhất tại Long Bình (754 ± 396 ct/m²). Hầu hết các điểm thu mẫu đều có mật độ tăng cao vào đợt 4 với sự ưu thế của Oligochaeta ($707-2.847$ ct/m²), riêng tại Bình Mỹ lớp Oligochaeta tăng cao nhất với số lượng đạt được 3.340 ct/m², trong đó loài *Branchiura sowerbyi* chiếm tỉ lệ cao nhất (2.443 cá thể/m²). Do điểm thu ở sông Bình Mỹ nằm ở vị trí gần cồn Bình Thủy, nên đáy bùn nhiều mùn bã hữu cơ vì thời điểm này là giai đoạn giữa mùa mưa có sự rửa trôi các vật chất hữu cơ, rác thải sinh hoạt từ hai bên bờ sông đồng thời nước lũ từ thượng nguồn đổ về mang nhiều phù sa và lắng tụ dưới đáy sông là điều kiện thuận lợi cho giun ít tơ phát triển và chiếm ưu thế với mật độ cao. Nếu xét qua các đợt khảo sát thì mật độ của lớp Oligochaeta dao động $230-3.340$ ct/m². Theo Wright (1955), khi mật độ của Oligochaeta biến động từ $100-999$ cá thể/m² thì môi

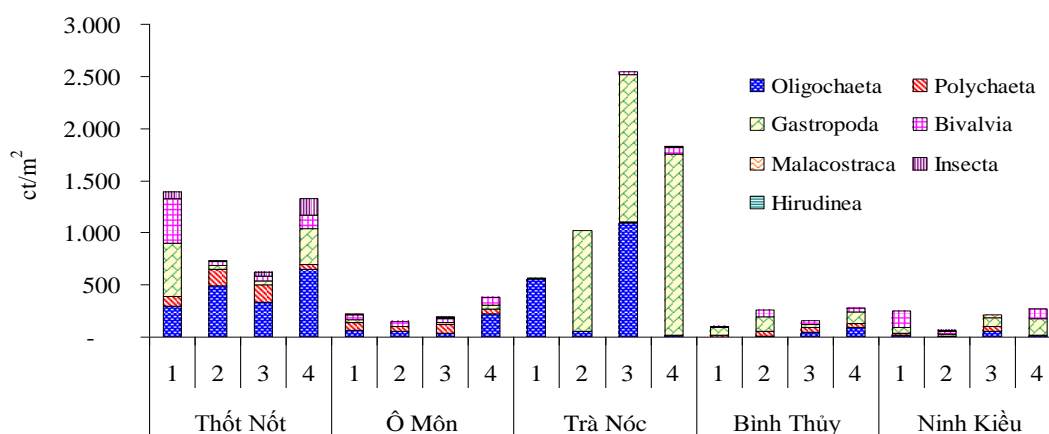
trường bị ô nhiễm nhẹ, mật độ biến động từ 1.000-5.000 cá thể/m² thì môi trường bị ô nhiễm ở mức trung bình và khi mật độ trên 5.000 cá thể/m² thì môi trường bị ô nhiễm nặng. Vì vậy, kết quả cho thấy môi trường nước tại các điểm thu ở khu vực đầu nguồn bị ô nhiễm từ mức nhẹ đến trung bình. Kết quả này phù hợp với nghiên cứu của Lê Văn Thọ và Đỗ Thị Bích Lộc (2012), tại các điểm về phía hạ lưu sông Sài Gòn và khu vực gần hai bên bờ sông nơi có nền đáy bùn nhuyễn, nhiều xác bã hữu cơ thì các loài trùn chỉ, ấu trùng muỗi đồ phân bố và phát triển mạnh. Bên cạnh sự phát triển ưu thế của Oligochaeta thì Bivalvia cũng chiếm tỉ lệ khá cao, đặc biệt tại điểm thu ở Châu Đốc nơi bị ảnh hưởng bởi nghề nuôi cá bè trên sông vào mùa khô, môi trường nước có nhiều vật chất hữu cơ (COD từ 18,2-25,6 mg/L), nền đáy cát-bùn thuận lợi cho Bivalvia phát triển với sự ưu thế của các loài hến sông thuộc họ Corbiculidae. Mật độ của Bivalvia phát hiện được cao nhất vào đợt 4 (1.440 ct/m²), trong đó loài *Corbicula fluminea* chiếm tỉ lệ cao nhất (1.050 ct/m², chiếm 60%).



Hình 4.14: Mật độ động vật đáy tại các điểm thu vùng đầu nguồn sông Hậu

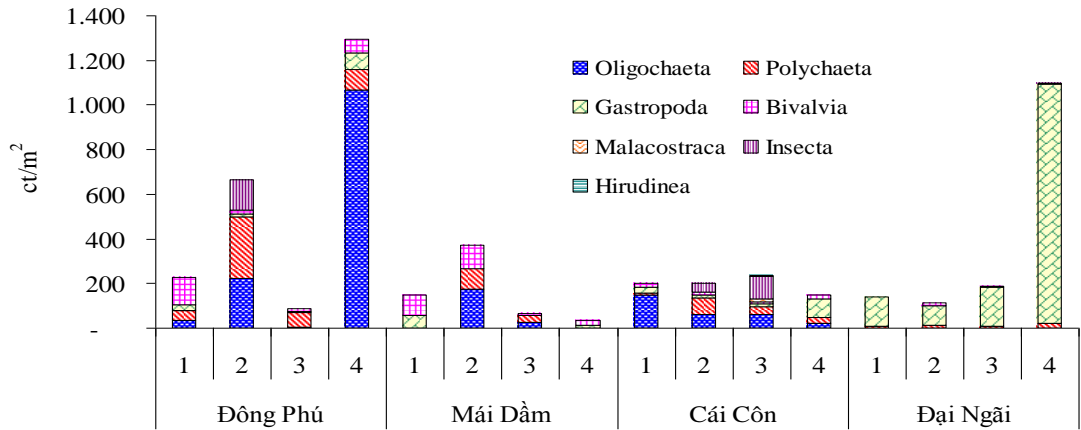
Vùng giữa nguồn sông Hậu, mật độ động vật đáy trung bình phát hiện được 629±668 ct/m², thấp hơn so với khu vực đầu nguồn, mật độ động vật đáy có xu hướng thấp trong mùa mưa và tăng cao vào mùa khô nhưng khác biệt không có ý nghĩa thống kê ($p > 0,05$) giữa các đợt khảo sát (Bảng 4.29). Do vào thời điểm mùa mưa và cũng là giai đoạn mùa lũ nên mực nước dâng cao, khả năng trao đổi nước mạnh hơn nên môi trường ít bị ô nhiễm hơn, do đó mật độ động vật đáy đạt thấp hơn. Số lượng động vật đáy đạt cao nhất tại điểm thu Trà Nóc (1.489±875 ct/m²), kế đến là Thốt Nốt (1.018±396 ct/m²), các điểm thu còn lại gồm Ô Môn, Bình Thủy và Ninh Kiều có số lượng trung bình thấp hơn và biến động từ 201±93 ct/m² đến 238±101 ct/m². Tại Thốt Nốt, mật độ động vật đáy giảm thấp vào đợt 2 (730 ct/m²) và đợt 3 (627 ct/m²) đồng thời tăng cao vào đợt 1 (1.390 ct/m²) và đợt 4 (1.327 ct/m²), trong đó Oligochaeta

xuất hiện thường xuyên với số lượng biến động 297-653 ct/m² (Hình 4.15). Sự xuất hiện thường xuyên của loài *Branchiura sowerbyi* (223-377 ct/m²) và *Limnodrilus hoffmeisteri* (17-417 ct/m²) với mật độ khá cao chỉ thị môi trường nước bị ô nhiễm hữu cơ ở các giai đoạn thu mẫu. Ở đợt 1, ngành Mollusca có số lượng cao nhất, trong đó Gastropoda có số lượng 507 ct/m² với sự hiện diện của một số loài có mật độ khá cao như *Filopadudina sumatrensis* (210 ct/m²), *Clea helena* (127 ct/m²), Bivalvia đạt mật độ 433 ct/m² với sự ưu thế của *Limnoperna fortunei* (113 ct/m²) và *Lanceolaria gladiola* (143 ct/m²). Ở đợt 2 và đợt 3, mặc dù có suy giảm mật độ động vật đáy tổng cộng so với đợt 1, tuy nhiên có sự gia tăng mật độ của lớp Polychaeta (160-170 ct/m²) cho thấy có sự thay đổi về tính chất nền đáy cũng như chất lượng nước giữa các giai đoạn khảo sát. Ở đợt 4 có sự gia tăng mật độ của Oligochaeta so với các đợt khác cho thấy mức độ ô nhiễm tăng lên vào thời điểm này. Các điểm thu Ô Môn, Bình Thủy và Ninh Kiều có mật độ động vật đáy thấp hơn các điểm thu khác, tuy nhiên sự biến động mật độ động vật đáy cũng có xu hướng thấp trong mùa mưa và cao trong mùa khô. Đối với điểm thu ở Trà Nóc, do chịu ảnh hưởng trực tiếp nguồn nước thải từ khu công nghiệp Trà Nóc, trong đó có nhà máy chế biến thủy sản Bình An nên môi trường nước khá giàu dinh dưỡng, đặc biệt vào giai đoạn mùa khô (TN=1,5 mg/L, TP=0,44 mg/L và COD = 20,5 mg/L), nền đáy bùn-cát nên thuận lợi cho sự phát triển của các loài thuộc Oligochaeta và Gastropoda. Mật độ của Oligochaeta và Gastropoda ghi nhận được lần lượt 20-1.100 ct/m² và 10-1.733 ct/m² với sự ưu thế của các loài *Melanoides turbeculata* (247 ct/m²), *Limnodrilus hoffmeisteri* (757 cá thể/m²) và *Filopadudina sumatrensis* (1.173 cá thể/m²), đây là các giống loài phân bố chủ yếu trong môi trường có nền đáy bùn-cát với nhiều vật chất hữu cơ (TOM dao động từ 4,7-6,6%).



Hình 4.15: Mật độ động vật đáy tại các điểm thu vùng giữa nguồn sông Hậu

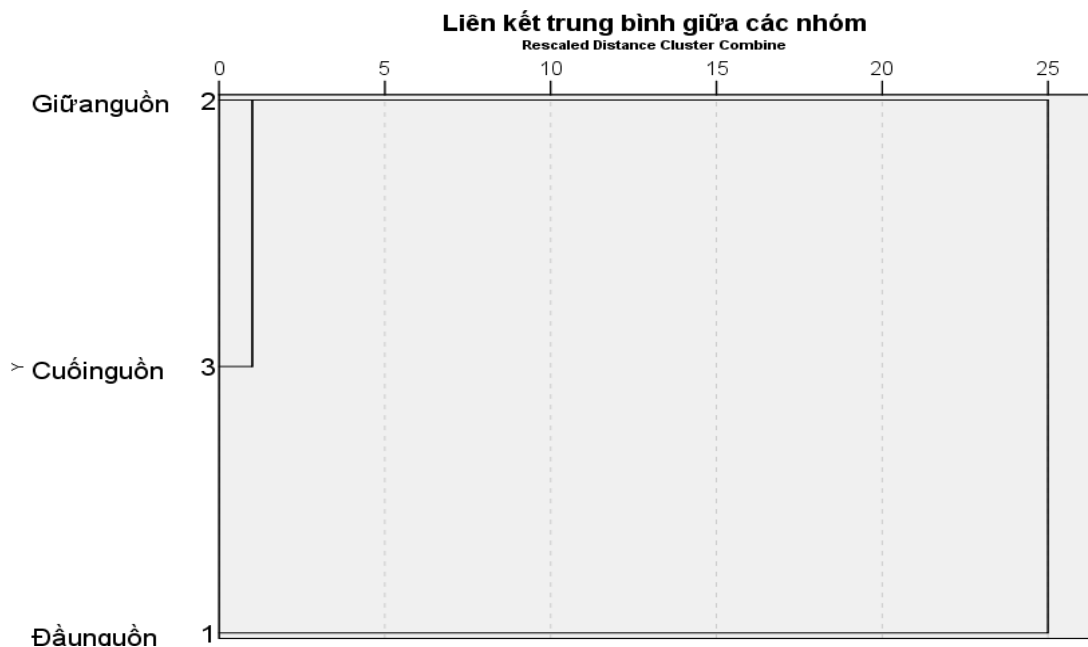
Vùng cuối nguồn sông Hậu, mật độ động vật đáy có sự chênh lệch khá cao giữa các điểm thu mẫu, trung bình 327 ± 372 ct/m², thấp hơn so với vùng đầu nguồn và giữa nguồn sông Hậu. Mật độ động vật đáy trung bình ghi nhận được cao nhất tại Đông Phú (568 ± 544 ct/m²), kế đến là Đại Ngãi (385 ± 478 ct/m²), Cái Côn (198 ± 37 ct/m²) và thấp nhất ở Mái Dầm (156 ± 152 ct/m²). Mật độ động vật đáy trung bình đạt cao nhất vào đợt 4 (645 ± 646 ct/m²) và thấp nhất ở đợt 2 (144 ± 81 ct/m²), tuy nhiên sự khác biệt này không có ý nghĩa thống kê ($p > 0,05$) giữa các đợt khảo sát (Bảng 4.29). Kết quả từ Hình 4.16 cho thấy tại Đông Phú, số lượng động vật đáy của lớp Oligochaeta biến động tương đối cao và dao động từ 3-1.067 ct/m² với sự ưu thế của *Limnodrilus hoffmeisteri* (370 ct/m²) và *Branchiura sowerbyi* (603 ct/m²) vào đợt 4. Ngoài ra, Polychaeta có số lượng dao động từ 43-273 ct/m², trong đó loài *Tylorhynchus heterochaetus* chiếm tỉ lệ cao nhất (243 ct/m², 37%), sự phát triển ưu thế của Oligochaeta và Polychaeta cho thấy môi trường nước khá giàu dinh dưỡng. Điểm thu tại Mái Dầm và Cái Côn, mật độ động vật đáy đạt thấp hơn so với Đông Phú với số lượng ghi nhận được lần lượt 37-373 ct/m² và 147-237 ct/m², trong đó lớp Insecta có xu hướng tăng cao vào đợt 3 tại Cái Côn với sự hiện diện của ấu trùng muỗi đỏ (*Chironomus* sp.) (103 ct/m²) chỉ thị cho môi trường giàu vật chất hữu cơ (TOM=6,5%), ngoài ra do khả năng thích nghi của ấu trùng muỗi đỏ tương đối lớn đối với các khoảng biến động của các yếu tố môi trường như nhiệt độ, pH, độ mặn, độ sâu, lưu tốc dòng chảy nên chúng có thể được tìm thấy ở nhiều môi trường khác nhau (Kirgiz, 1988). Tại Cái Côn, mặc dù mật độ động vật đáy ở đợt 4 thấp hơn so với các đợt khác, tuy nhiên có sự gia tăng số lượng của Gastropoda (80 ct/m²) vào thời điểm này với sự phong phú của *Clea helena* (37 ct/m²) và *Dostia violacea* (37 ct/m²). Tại điểm thu Đại Ngãi, thành phần và mật độ của động vật đáy có sự khác biệt so với các vị trí khác, trong khi các điểm thu khác có sự phong phú về thành phần loài và mật độ của các lớp Oligochaeta, Polychaeta và Insecta thì tại điểm thu ở Đại Ngãi các giống loài thuộc Gastropoda chiếm ưu thế qua các đợt khảo sát với số lượng dao động 88-1.073 ct/m². Mật độ động vật đáy đạt cao nhất vào đợt 4 (1.100 ct/m²) với sự ưu thế của các giống loài thuộc họ ốc đing (Thiaridae) như *Melanoides erythrozona* (243 ct/m²), *Sermyla venustula* (490 ct/m²) và *Thiara scabra* (57 ct/m²) do chúng có vỏ dày và chắc nên có khả năng tồn tại trong môi trường nước bị ô nhiễm.



Hình 4.16: Mật độ động vật đáy tại các điểm thu vùng cuối nguồn sông Hậu

4.2.2.3 Đánh giá sự tương đồng thành phần động vật đáy trên sông chính

Kết quả ở Hình 4.17 có thể chia các khu vực khảo sát thành 2 nhóm: nhóm 1 gồm khu vực giữa nguồn và cuối nguồn và nhóm 2 là khu vực đầu nguồn. Từ kết quả phân tích nhóm cho thấy đặc tính phân bố của quần thể động vật đáy ở khu vực giữa nguồn và cuối nguồn tương đồng với nhau, trong khi sự phân bố của động vật đáy ở khu vực đầu nguồn thì không tương đồng với hai khu vực còn lại..



Hình 4.17: Sự tương đồng thành phần động vật đáy trên sông chính

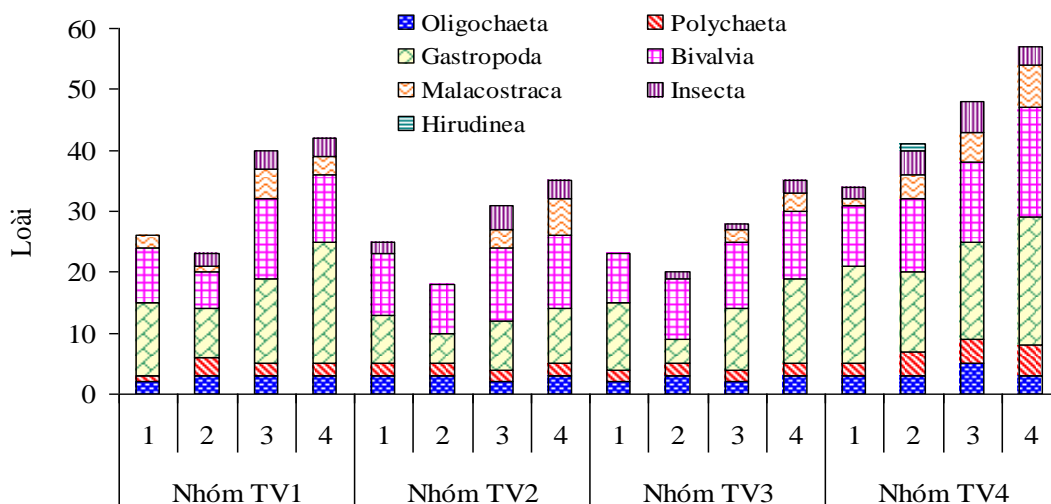
Ở nhóm 1, khu vực giữa nguồn và cuối nguồn có mật độ động vật đáy trung bình của Gastropoda (201 ± 127 ct/m²) và Oligochaeta (161 ± 66 ct/m²)

chiếm tỉ lệ cao hơn các nhóm khác, trong khi đó ở nhóm 2 khu vực đầu nguồn, mật độ động vật đáy bị chi phối chủ yếu bởi Oligochaeta (823 ct/m²) và Bivalvia (274 ct/m²). Nhìn chung, mật độ động vật đáy ở khu vực đầu nguồn có sự chênh lệch khá cao so với khu vực giữa nguồn và cuối nguồn, do vậy có thể thấy rằng tính chất nền đáy và mức độ dinh dưỡng của môi trường nước ở hai khu vực giữa nguồn và cuối nguồn tương đương nhau, trong khi đó ở khu vực đầu nguồn thì quần thể động vật đáy phát triển mạnh cả về thành phần loài và mật độ cho thấy mức độ ô nhiễm hữu cơ cao hơn ở khu vực này.

4.2.3 Sông nhánh

4.2.3.1 Thành phần loài động vật đáy trên sông nhánh

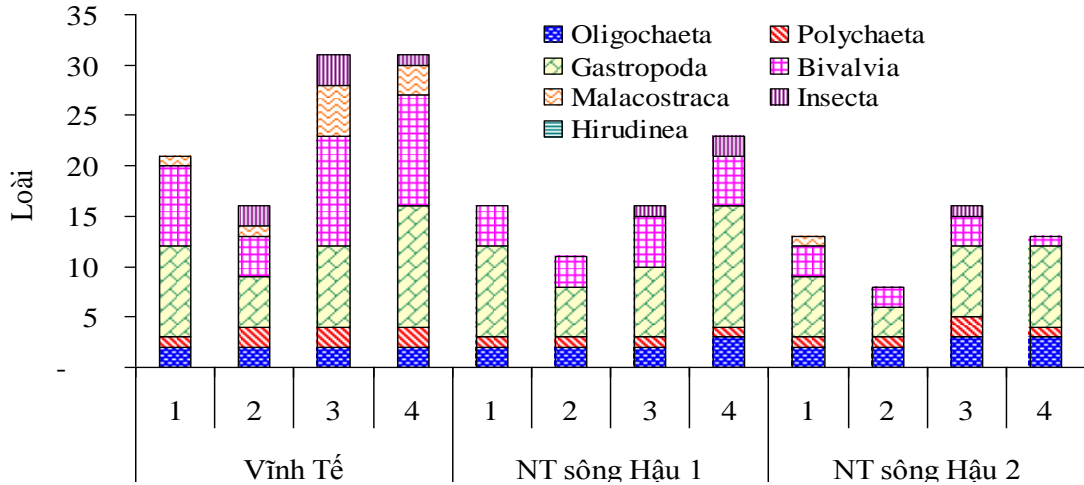
Thành phần loài động vật đáy tại các điểm thu trên sông nhánh có khuynh hướng biến động tương tự như các điểm thu trên sông chính, nghĩa là thành phần loài động vật đáy vào mùa khô đa dạng hơn mùa mưa, trong đó nhóm TV1 và nhóm TV4 có tổng số loài động vật đáy cao hơn các nhóm thủy vực khác. Tổng số loài động vật đáy ghi nhận được tại các nhóm TV1, TV2, TV3 và TV4 lần lượt 58 loài, 46 loài, 46 loài và 80 loài. Hầu hết các nhóm thủy vực đều có số loài động vật đáy tăng cao nhất vào đợt 4 (Hình 4.18), trong đó nhóm TV1, TV2 và TV3 có thành phần loài động vật đáy không khác biệt ($p > 0,05$) qua các giai đoạn khảo sát do các nhóm thủy vực này bị tác động bởi các nguồn nước thải từ nông nghiệp và thủy sản quanh năm. Riêng ở nhóm TV4, số loài động vật đáy khác biệt có ý nghĩa thống kê ($p < 0,05$) giữa đợt 2 và đợt 4. Các nhóm thủy vực đều có sự xuất hiện của các nhóm động vật đáy như Oligochaeta, Polychaeta, Gastropoda, Bivalvia và Insecta.



Hình 4.18: Tổng số loài động vật đáy tại các nhóm thủy vực trên sông nhánh

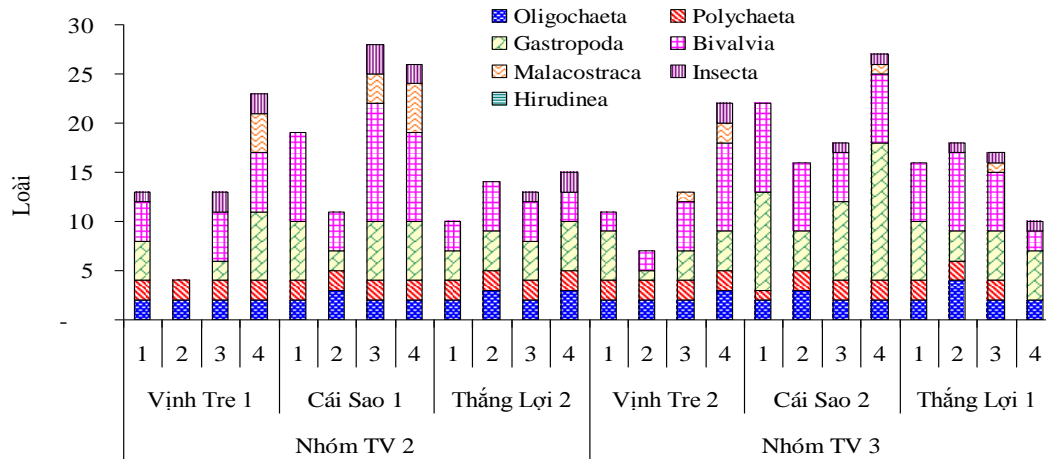
Nhóm thủy vực 1 gồm các điểm thu: Vĩnh tế, Nông trường sông Hậu 1 và Nông trường sông Hậu 2, đây là các vị trí thu mẫu bị tác động bởi hoạt

động sản xuất nông nghiệp với tổng số loài ghi nhận được 58 loài, cao hơn nhóm TV2 (46 loài) và nhóm TV3 (46 loài) nhưng thấp hơn nhiều so với nhóm TV4 (80 loài). Nghiên cứu của Egler *et al.* (2012) cũng cho thấy động vật đáy tại các điểm thu ở các dòng sông bị tác động bởi thuốc trừ sâu có thành phần loài kém phong phú (45-51 loài) hơn các điểm thu khác (80-92 loài). Ngoài ra, Vischetti *et al.* (2008) cho rằng các dòng sông tiếp nhận trực tiếp nguồn nước từ việc phun thuốc trừ sâu, đây là yếu tố quyết định sự suy giảm thành phần loài động vật đáy. Số loài động vật đáy vào mùa khô cao hơn mùa mưa với tổng số loài phát hiện được 26 loài, 23 loài, 40 loài và 42 loài tương ứng cho đợt 1, đợt 2, đợt 3 và đợt 4 (Hình 4.18). Số loài thuộc Gastropoda (4-11 loài) và Bivalvia (3-6 loài) cao hơn các nhóm còn lại (1-3 loài). Tại kênh Vĩnh Tế, thành phần loài động vật đáy vào mùa khô phong phú hơn mùa mưa một cách đáng kể với số loài ghi nhận được 16-21 loài vào mùa mưa và 31-31 loài vào mùa khô, trong đó các giống loài thuộc Gastropoda và Bivalvia chiếm tỉ lệ cao nhất. Các giống loài thường gặp như *Clea helena*, *Melanoides turbeculata*, *Melanoides erythrozona*, *Filopadulina sumatrensis* (Gastropoda), *Corbicula fluminea*, *Novaculina chinensis* và *Hyriopsis bialatus* (Bivalvia). Các giống loài thuộc lớp Malacostraca cũng gia tăng vào giai đoạn mùa khô (3-5 loài) với sự hiện diện của loài *Cyathura carinata* đạt mật độ cao (20-77 ct/m²) cho thấy chúng thích nghi với môi trường nước vào mùa khô (Hình 4.19). Ở kênh Nông Trường sông Hậu cả hai vị trí thu mẫu đều cho thấy qui luật biến động thành phần loài tương tự như ở kênh Vĩnh Tế, tuy nhiên số lượng loài xác định được thấp hơn kênh Vĩnh Tế. Số loài động vật đáy ghi nhận được 11-23 loài và 8-16 loài lần lượt cho Nông trường sông Hậu 1 và Nông trường sông Hậu 2, sự hiện diện của các loài Gastropoda và Bivalvia cũng tương tự như kênh Vĩnh Tế, riêng Malacostraca chỉ tìm thấy duy nhất một loài với mật độ thấp, điều này có thể là do sự khác biệt về hàm lượng vật chất hữu cơ trên nền đáy thủy vực ở kênh Nông trường sông Hậu (TOM=8,5±0,6% so với kênh Vĩnh Tế (TOM=4,4±0,03%) vào mùa khô. Bên cạnh sự suy giảm thành phần loài động vật đáy do ảnh hưởng của nông dược trong sản xuất nông nghiệp thì một phần nhỏ thuốc trừ sâu có thể hình thành trong các mô của động vật cỡ nhỏ, chúng là nguồn thức ăn cho các động vật cỡ lớn hơn trong chuỗi thức ăn, việc tích lũy các hóa chất này trong cơ thể động vật có thể ảnh hưởng đến đời sống của con người.



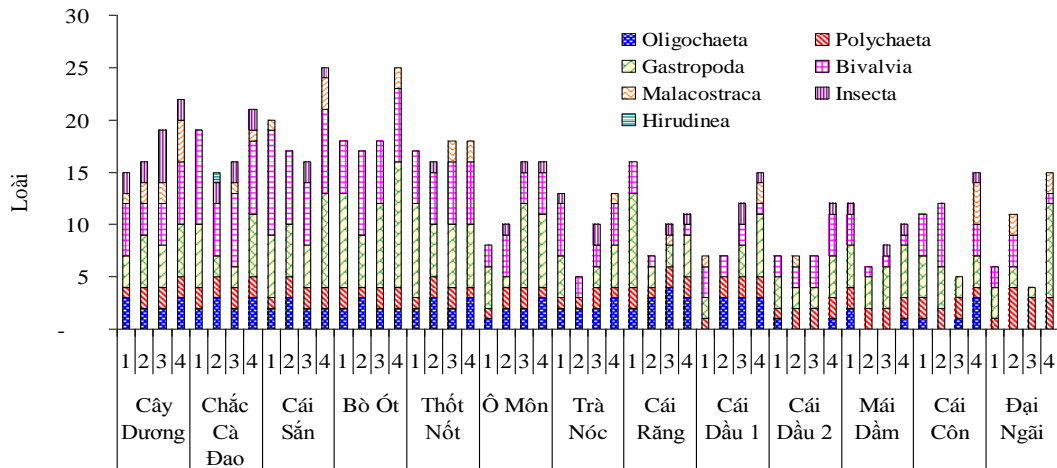
Hình 4.19: Thành phần loài động vật đáy tại các điểm thu của nhóm thủy vực 1

Các nhóm thủy vực gồm: Nhóm TV2 (Vịnh Tre 1, Cái Sao 1 và Thăng Lợi 2) và Nhóm TV3 (Vịnh Tre 2, Cái Sao 2 và Thăng Lợi 1) là các nhóm thủy vực bị tác động gián tiếp hoặc trực tiếp bởi các hoạt động nuôi trồng thủy sản. Sự biến động thành phần loài động vật đáy trong các thủy vực này cũng theo qui luật chung, nghĩa là tăng cao vào mùa khô và thấp vào mùa mưa. Tổng số loài động vật đáy của nhóm TV2 và TV3 đều cùng 46 loài, thấp hơn so với nhóm TV1 (58 loài) và nhóm TV4 (80 loài). Nhìn chung, thành phần động vật đáy có sự biến động tương đối lớn qua các giai đoạn thu mẫu, đặc biệt các điểm thu ở kênh Vịnh Tre và rạch Cái Sao, các điểm thu ở kênh Thăng Lợi có số loài động vật đáy biến động thấp hơn. Ở nhóm TV2, số loài động vật đáy ghi nhận được 4-23 loài, 11-28 loài và 10-15 loài tương ứng cho điểm thu Vịnh Tre 1, Cái Sao 1 và Thăng Lợi 2. Ở nhóm TV3, biến động số loài động vật đáy của Vịnh Tre 2, Cái Sao 2 và Thăng Lợi 1 lần lượt 7-22 loài, 16-27 loài và 10-18 loài (Hình 4.20). Hầu hết các vị trí thu mẫu đều có sự xuất hiện thường xuyên của các nhóm Oligochaeta, Polychaeta, Gastropoda và Bivalvia, riêng các giống loài thuộc Malacostraca chỉ được phát hiện vào đợt 3 và đợt 4, kết quả này một lần nữa khẳng định các giống loài *Cyathura carinata*, *Gammarus sp.*, *Hyale hawaiiensis* và *Amarinus lacustris* phát triển mạnh vào giai đoạn mùa khô. Ngoài ra, lớp Insecta mà chủ yếu là loài *Chironomus sp.* chỉ thị môi trường nước bị ô nhiễm cũng được tìm thấy tại các vị trí thu mẫu vào đợt 3 và đợt 4 cho thấy mức độ ô nhiễm hữu cơ vào mùa khô cao hơn mùa mưa.



Hình 4.20: Thành phần loài động vật đáy tại các điểm thu của nhóm thủy vực 2 và nhóm thủy vực 3

Nhóm thủy vực 4 có tổng cộng 13 điểm thu, đây là các thủy vực bị tác động bởi nước thải sinh hoạt, biến động thành phần loài động vật đáy qua các giai đoạn thu mẫu được trình bày ở Hình 4.21. Thành phần loài động vật đáy có sự biến động tương đối cao giữa các vị trí khảo sát (4-25 loài) với tổng số loài khảo sát được 80 loài, cao hơn so với các nhóm thủy vực khác. Qui luật biến động về thành phần loài động vật đáy qua các đợt thu mẫu cũng tương tự như các nhóm TV1, TV2 và TV3. Qua các đợt thu mẫu thành phần loài động vật đáy có xu hướng cao ở các vị trí Cây Dương, Chắc cà Đào, Cái Sắn, Bò Ót và Thốt Nốt, phần lớn đây là các điểm thu thuộc các kênh rạch của vùng đầu nguồn sông Hậu, các điểm còn lại có số loài thấp hơn (Hình 4.21). Oligochaeta, Polychaeta, Gastropoda, Bivalvia, Malacostraca và Insecta có số loài biến động lần lượt 1-4 loài, 1-4 loài, 1-12 loài, 1-7 loài, 1-4 loài và 1-5 loài, riêng lớp địa chỉ tìm thấy duy nhất 1 loài vào đợt 2 tại kênh Chắc Cà Đào. Một số đợt thu tại Cái Dầu 2 (đợt 2 và đợt 3), Mái Dầm (đợt 2 và đợt 3) và Cái Côn (đợt 2) không tìm thấy sự xuất hiện của giun ít tơ, điều này là do nền đáy thủy vực vào thời điểm này có nhiều vật chất hữu cơ kích thước lớn như xác lá cây rơi rụng và lắng tụ dưới nền đáy thủy vực nên không thích hợp cho Oligochaeta phát triển. Riêng điểm thu ở nhánh sông Đại Ngãi là thủy vực bị nhiễm mặn theo mùa có độ mặn biến động từ 0-8‰ nên không phù hợp cho sự phân bố của các loài Oligochaeta mà thay vào đó là sự phát triển của một số loài Polychaeta.

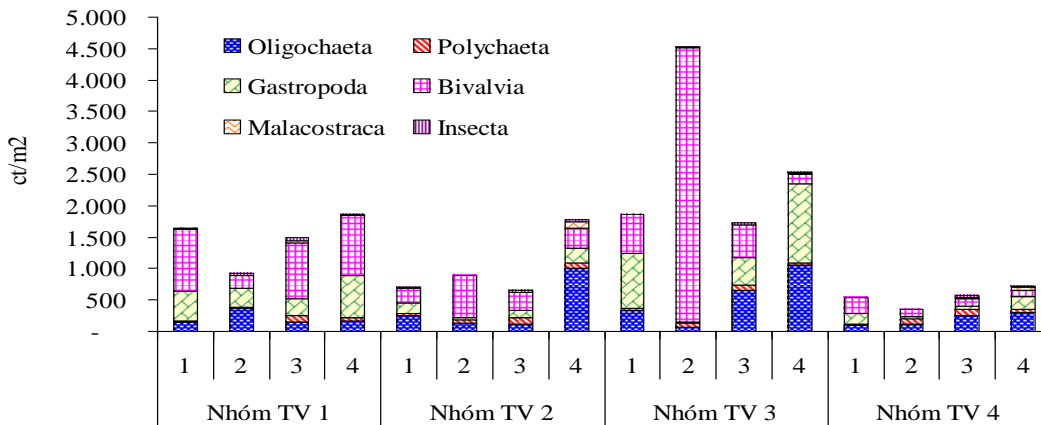


Hình 4.21: Thành phần loài động vật đáy của nhóm thủy vực 4

Tóm lại, nếu so sánh thành phần loài động vật đáy trên sông nhánh qua các giai đoạn khảo sát, kết quả cho thấy phần lớn các nhóm thủy vực có tổng số loài động vật đáy đạt giá trị thấp vào mùa mưa và giá trị cao vào mùa khô, tương tự với qui luật biến động thành phần loài trên sông chính. Trong cùng một đợt thu mẫu số loài động vật đáy cũng có sự chênh lệch giữa các nhóm thủy vực nhưng khác biệt không có ý nghĩa thống kê ($p > 0,05$). Các giống loài thường gặp trên sông nhánh như: *Branchiura sowerbyi*, *Limnodrilus hoffmeisteri* (Oligochaeta), *Tylorhynchus heterochaetus* (Polychaeta), *Clea helena*, *Filopadudina sumatrensis*, *Melanoides erythrozona* (Gastropoda), *Corbicula fluminea*, *Corbicula lamarckiana*, *Corbicula baudoni*, *Limnoperna fortunei* và *Novaculina chinensis* (Bivalvia).

4.2.3.2 Mật độ động vật đáy trên sông nhánh

Mật độ động vật đáy trên sông nhánh có sự biến động rất cao giữa các vị trí cũng như giữa các đợt thu mẫu và dao động từ 67-13.187 ct/m², trung bình 1.024±1.617 ct/m². Mật độ động vật đáy đạt cao nhất vào đợt 2 tại điểm thu kênh Thắng Lợi 1 và thấp nhất vào đợt 1 tại điểm thu sông Cái Dầu 2. Hầu hết các nhóm thủy vực đều có sự hiện diện của các nhóm Oligochaeta, Polychaeta, Gastropoda, Bivalvia, Malacostraca và Insecta. Do đây là các thủy vực nước chảy nên thích hợp cho sự phát triển của các giống loài thuộc ngành động vật thân mềm, vì vậy Gastropoda và Bivalvia có mật độ cao hơn so với các nhóm khác. Tương tự như sông chính, hầu hết các nhóm thủy vực trên sông nhánh đều có mật độ trung bình vào mùa khô cao hơn mùa mưa (Hình 4.22), mật độ động vật đáy đạt cao nhất vào mùa khô cũng được ghi nhận bởi Moretti and Callisto (2005) ở lưu vực sông Doce, Brazil, nơi có môi trường nước bị tác động mạnh bởi các hoạt động của con người.



Hình 4.22: Mật độ động vật đáy trên sông nhánh qua 4 đợt khảo sát

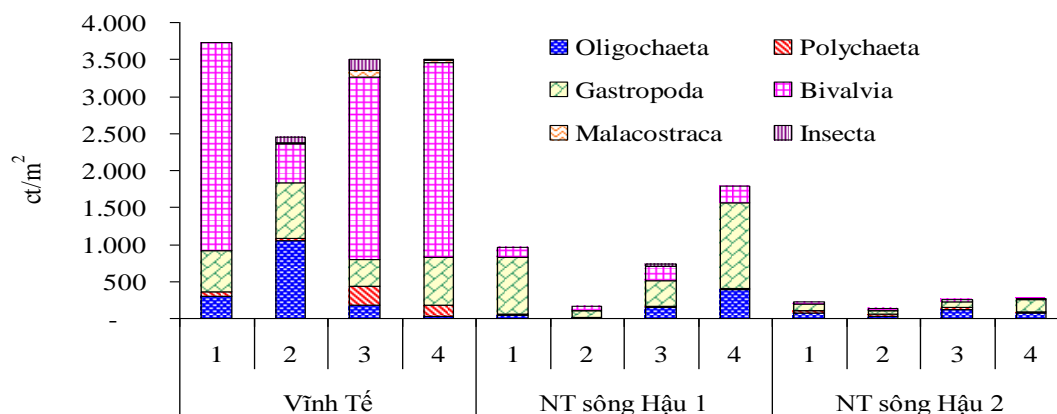
Ở nhóm thủy vực 1, mật độ động vật đáy tại các vị trí thu mẫu biến động khá lớn và dao động 133-3.500 ct/m², trung bình 1.478±1.452 ct/m². Mật độ động vật đáy trung bình qua các giai đoạn khảo sát biến động tương đối lớn với số lượng 1.638±1.849 ct/m², 917±1.334 ct/m², 1.500±1.749 ct/m² và 1.856±1.616 ct/m², tuy nhiên số lượng động vật đáy không khác biệt lớn ($p>0,05$) giữa các đợt thu mẫu (Bảng 4.30). Tại kênh Vĩnh Tế, mật độ động vật đáy ghi nhận được rất cao qua các giai đoạn khảo sát với số lượng biến động 2.457-3.730 ct/m², mật độ đạt thấp nhất vào đợt 2, tuy nhiên đây cũng là giai đoạn có sự phát triển ưu thế của các loài Oligochaeta như *Branchiura sowerbyi* (370 ct/m²) và *Limnodrilus hoffmeisteri* (677 ct/m²) chỉ thị môi trường nước bị ô nhiễm hữu cơ. Ngoài ra, còn có một số loài Gastropoda và Bivalvia đạt mật cao như *Melanoides erythrozona* (680 ct/m²) và *Corbicula fluminea* (440 ct/m²) thích nghi với nền đáy bùn-cát. Mật độ động vật đáy ghi nhận được ở các đợt 1, đợt 3 và đợt 4 cao hơn gấp 1,5 lần so với đợt 2, trong khi ở đợt 2 có sự ưu thế của Oligochaeta thì ở các đợt còn lại các giống loài Bivalvia chiếm tỉ lệ cao nhất (2.463-2.803 ct/m², 70-75%) với sự phong phú của *Corbiculina fluminea* và *Novaculina chinensis*. Các điểm thu tại kênh Nông Trường sông Hậu, số lượng động vật đáy thấp hơn so với kênh Vĩnh Tế và biến động 133-1.797 ct/m², có sự chênh lệch về số lượng động vật đáy giữa hai khu vực này là do sự khác biệt số lượng các giống loài Bivalvia, mật độ của Bivalvia ở kênh Nông Trường sông Hậu ghi nhận được (10-223 ct/m²) thấp hơn rất nhiều (khoảng 24 lần) so với mật độ ở kênh Vĩnh Tế. Nguyên nhân là do có sự khác nhau về tính chất nền đáy cũng như hàm lượng vật chất hữu cơ trên nền đáy thủy vực, kênh Vĩnh tế có nền đáy bùn-cát với hàm lượng vật chất hữu cơ thấp (TOM=4,8±0,5 %), trong khi đó ở kênh Nông trường Sông Hậu 1 và 2 nền đáy bùn với hàm lượng vật chất hữu cơ cao (TOM=5,8±2,8% và TOM= 9,4±0,7%) với kích thước các mảnh vụn hữu cơ

lớn làm hạn chế sự phát triển của các giống loài Bivalvia. Bên cạnh đó, điểm thu tại Nông trường sông Hậu 1 có sự phát triển ưu thế của Gastropoda ở đợt 1 và đợt 4 mà chủ yếu là giống *Melanoides* (450-560 ct/m²) (Thiaridae) cho thấy môi trường nước có nhiều vật chất hữu cơ.

Bảng 4.30: Mật độ động vật đáy qua 4 đợt khảo sát tại các khu vực thu mẫu trên sông nhánh thuộc sông Hậu

STT	Đợt 1	Đợt 2	Đợt 3	Đợt 4
Nhóm TV1 (n=3)	1.638±1.849 ^{a;x}	917±1.334 ^{a;x}	1.500±1.749 ^{a;x}	1.856±1.616 ^{a;x}
Nhóm TV2 (n=3)	711±344 ^{a;x}	882±1.211 ^{a;x}	650±177 ^{a;x}	1.779±177 ^{a;x}
Nhóm TV3 (n=3)	1.860±1.282 ^{a;x}	4.522±7.504 ^{a;x}	1.726±1.069 ^{a;x}	2.536±1.977 ^{a;x}
Nhóm TV4 (n=13)	539±464 ^{a;x}	351±335 ^{a;x}	572±432 ^{a;x}	722±570 ^{a;x}

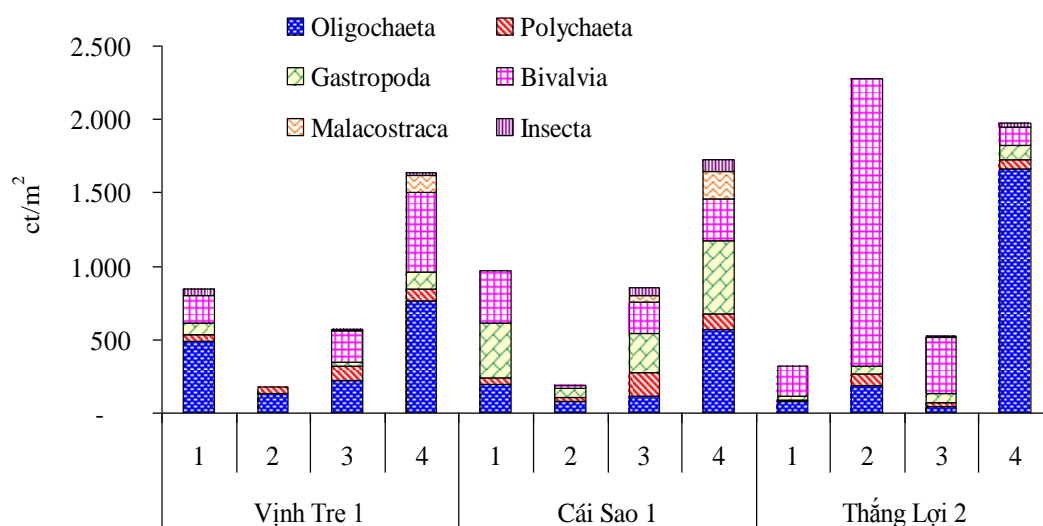
Ghi chú: Số liệu trình bày trong bảng là số TB±DLC. Các giá trị TB có ký tự mũ a, b, c/x, y, z khác nhau trong cùng 1 hàng/cột thì khác biệt có ý nghĩa ($p < 0,05$) bằng kiểm định Kruskal-Wallis (K-Independent samples)



Hình 4.23: Mật độ động vật đáy của nhóm thủy vực 1 trên sông nhánh

Mặc dù trong cùng một đợt thu mẫu có sự chênh lệch khá cao về mật độ động vật đáy nhưng khác biệt không có ý nghĩa ($p > 0,05$) giữa các nhóm thủy vực thu mẫu (Bảng 4.30 và Hình 4.23). Mật độ động vật đáy trung bình ở hầu hết các nhóm thủy vực đều đạt cao nhất vào đợt 4 (1.268 ± 1.145 ct/m²) trùng với thời điểm môi trường nước có mức độ dinh dưỡng cao (TN= $1,46 \pm 0,51$ mg/L, TP= $0,62 \pm 0,32$ mg/L) và hàm lượng vật chất hữu cơ cao (COD= $16,9 \pm 5,3$ mg/L) so với các đợt khác (TN= $1,2 \pm 0,19$ mg/L, TP= $0,2 \pm 0,04$ mg/L, COD= $14,1 \pm 2,6$ mg/L) riêng hàm lượng DO trung bình thấp (DO= $4,3 \pm 0,9$ mg/L) hơn các đợt còn lại (DO= $4,7 \pm 0,2$ mg/L) do phải tiêu tốn một lượng oxy cần thiết cho quá trình phân hủy vật chất hữu cơ trong thủy vực. Mật độ động vật đáy ở nhóm TV3 luôn cao hơn các nhóm thủy vực khác ở tất cả các giai đoạn thu mẫu do đây là nhóm thủy vực chịu tác động trực tiếp của nước thải từ hoạt động nuôi trồng thủy sản nên môi trường nước khá giàu dinh dưỡng thể hiện qua hàm lượng TAN cao nhất qua các giai đoạn khảo sát (TAN biến động từ $0,29 \pm 0,19$ mg/L đến $0,78 \pm 0,44$ mg/L) nên thuận lợi cho

động vật đáy phát triển với mật độ cao. Mật độ động vật đáy của nhóm TV1 cũng đạt khá cao qua các giai đoạn thu mẫu, chỉ thấp hơn nhóm TV3, do đây là nhóm thủy vực có nguồn nước bị ảnh hưởng các hoạt động sản xuất nông nghiệp nên thành phần loài thấp hơn (Lenat, 1984), ít tìm thấy các loài nhạy cảm, kết quả là xuất hiện nhiều loài ưu thế nên mật độ động vật đáy đạt cao hơn (Hepp *et al.*, 2010).



Hình 4.24: Mật độ động vật đáy của nhóm thủy vực 2 trên sông nhánh

Ở nhóm thủy vực 2, mật độ động vật đáy cũng có sự biến động tương đối cao giữa các điểm thu mẫu và dao động 177-2.280 ct/m², trung bình 1.006±724 ct/m², thấp hơn nhóm thủy vực 1. Qua các giai đoạn khảo sát, mật độ động vật đáy có sự chênh lệch khá cao lần lượt 711±344 ct/m², 882±1.211 ct/m², 650±177 ct/m² và 1.779 ct/m² tương ứng cho đợt 1, đợt 2, đợt 3 và đợt 4, nhưng khác biệt không có ý nghĩa thống kê ($p > 0,05$) giữa các đợt khảo sát (Bảng 4.30 và Hình 4.24). Do các điểm thu ở nhóm thủy vực này bị tác động gián tiếp bởi các hoạt động nuôi trồng thủy sản, chủ yếu là nuôi cá tra trong ao đất nên môi trường khá giàu dinh dưỡng, thích hợp cho sự phát triển của động vật đáy. Tất cả các vị trí khảo sát đều có số lượng động vật đáy tăng cao vào đợt 4 với sự ưu thế của Oligochaeta (570-1.667 ct/m²), trong đó *Limnodrilus hoffmeisteri* đạt mật độ cao nhất (233-1.450 ct/m²) cho thấy mức độ ô nhiễm môi trường nước tăng cao vào thời điểm này. Mật độ động vật đáy tại Vịnh Tre 1 và Cái Sao 1 giảm thấp vào đợt 2 do đây là giai đoạn mưa lũ, hàm lượng dinh dưỡng trong nước thấp hơn (TAN=0,05 mg/L và TAN=0,32 mg/L) so với các đợt khác (TAN=0,24±0,07 mg/L và TAN=1,11±0,31 mg/L) nên số lượng động vật đáy cũng đạt thấp vào giai đoạn này, riêng điểm thu ở Thăng Lợi 2 có sự phát triển ưu thế của loài *Novaculina chinensis* (Bivalvia) với mật độ 1.647 ct/m² (72%). Điều này là do điểm thu Thăng Lợi 2 vào đợt 2 có nền đáy

sét-bùn nên thuận lợi cho loài hai mảnh vỏ này phát triển, ngoài ra có thể đây là mùa vụ sinh sản của chúng, môi trường có mức độ dinh dưỡng cao (TAN=0,34 mg/L, TN=1,32 mg/L, TP=0,24 mg/L) do tiếp nhận nguồn nước thải từ hoạt động nuôi cá tra ở hai bên bờ sông là nguồn dinh dưỡng tốt cho chúng phát triển với mật độ cao.

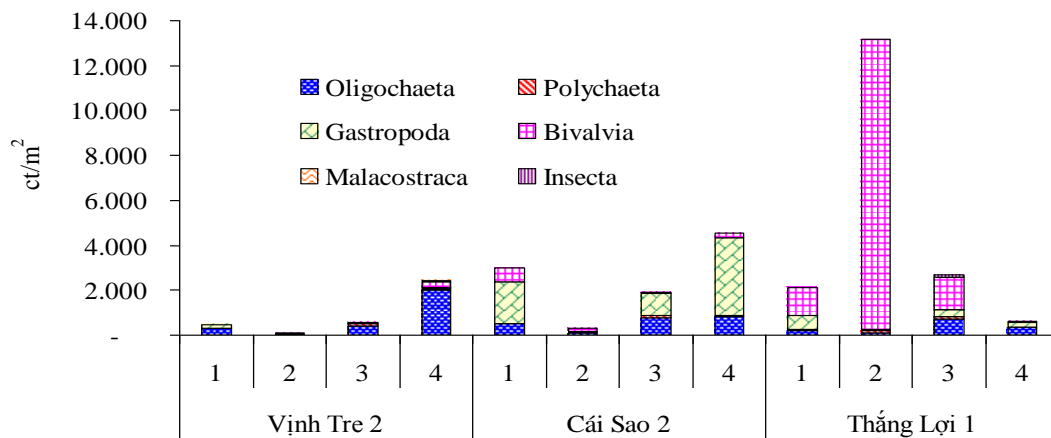
Mật độ quần thể động vật đáy ở nhóm thủy vực 3 cao hơn các nhóm thủy vực khác ở tất cả các đợt thu mẫu và biến động rất lớn qua các giai đoạn thu mẫu (87-13.187 ct/m²), trung bình 2.661±3.580 ct/m². Mật độ động vật đáy ghi nhận được 1.860±1.282 ct/m², 4.522±7.504 ct/m², 1.726±1.069 ct/m² và 2.536±1.977 ct/m² lần lượt cho đợt 1, đợt 2, đợt 3 và đợt 4, nhưng khác biệt không có ý nghĩa thống kê (p>0,05) giữa các giai đoạn khảo sát (Bảng 4.30 và Hình 4.27). Do đây là nhóm thủy vực bị ảnh hưởng trực tiếp bởi hoạt động nuôi trồng thủy sản, môi trường nước có hàm lượng dinh dưỡng cao (TN từ 0,35-2,19 mg/L, TP từ 0,23-1,07 mg/L) nên thuận lợi cho động vật đáy phát triển. Tại Vịnh Tre 2, Oligochaeta chiếm tỉ lệ cao nhất (62-83%) ở các đợt 1, đợt 3 và đợt 4 với mật độ biến động trong khoảng 287-2.017 ct/m² với sự ưu thế của loài *Limnodrilus hoffmeisteri* (263-1.250 ct/m²) chỉ thị ô nhiễm hữu cơ. Trong khi đó tại Cái Sao 2, điểm thu gần khu vực vùng nuôi cá Tra trọng điểm của công ty thủy sản NTACO, môi trường khá giàu dinh dưỡng nên Gastropoda chiếm tỉ lệ cao nhất (1.007-3.460 ct/m²) với sự ưu thế của *Thiara* (67-2.610 ct/m²) và *Melanoides* (390-1.330 ct/m²) vào đợt 1, đợt 3 và đợt 4. Đây là các loài ốc đĩnh có khả năng phát triển tốt trong môi trường có nhiều vật chất hữu cơ, tuy nhiên vào đợt 2 không tìm thấy sự hiện diện của chúng, điều này cho thấy có sự thay đổi chất lượng nước theo chiều hướng tốt hơn bởi vì đây là thời điểm giữa mùa mưa cũng là giai đoạn mùa lũ, nguồn nước trên sông được pha loãng, từ đó làm giảm đi sự ô nhiễm nước trong vùng. Đối với điểm thu ở kênh Thắng Lợi 1, mật độ của Bivalvia chiếm tỉ lệ cao nhất, nền đáy sét (12% cát, 11% bùn và 78% sét) nên thích hợp cho sự phát triển của các loài thuộc lớp Bivalvia với sự ưu thế của *Novaculina chinensis* (10.217 cá thể/m², 77,5%) (Hình 4.25 và Hình 4.26) vào đợt 2 và *Corbicula fluminea* (1.180-2.173 ct/m²) vào đợt 1, đợt 2 và đợt 3. Kết quả này cho thấy sự phát triển của các loài động vật đáy không chỉ phụ thuộc vào điều kiện dinh dưỡng trong môi trường nước mà còn phụ thuộc vào hàm lượng vật chất hữu cơ và tính chất nền đáy của thủy vực vì nền đáy mềm với hàm lượng vật chất hữu cơ cao tạo nguồn thức ăn đa dạng cung cấp nguồn dinh dưỡng góp phần tạo nên sự phong phú của các nhóm sinh vật đáy (Aura and Herrmann, 2011).



Hình 4.25: *Novaculina*



Hình 4.26: Mẫu bùn đáy có *Novaculina*



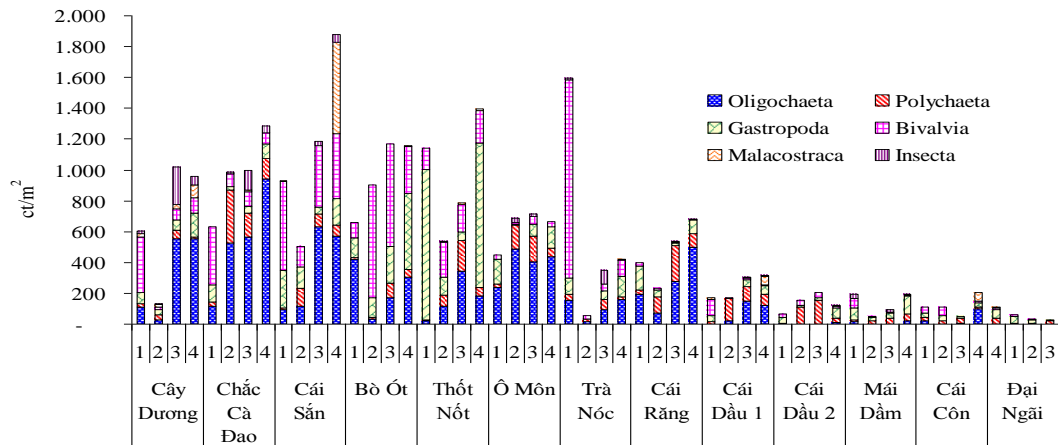
Hình 4.27: Mật độ động vật đáy của nhóm thủy vực 3 trên sông nhánh

Ở nhóm thủy vực 4, mật độ động vật đáy đạt thấp nhất trong các nhóm thủy vực thu mẫu và biến động rất lớn ($27-1.880 \text{ ct/m}^2$) qua các giai đoạn khảo sát, trung bình $546 \pm 464 \text{ ct/m}^2$. Mật độ động vật đáy trung bình ghi nhận được $539 \pm 464 \text{ ct/m}^2$, $351 \pm 335 \text{ ct/m}^2$, $572 \pm 432 \text{ ct/m}^2$, $722 \pm 570 \text{ ct/m}^2$ tương ứng cho các đợt 1, đợt 2, đợt 3 và đợt 4, tuy nhiên mật độ động vật đáy không khác biệt ($p > 0,05$) giữa các đợt khảo sát (Bảng 4.30). Nhìn chung, các điểm thu trên sông nhánh có sự lưu thông nguồn nước với sông chính thuộc khu vực đầu nguồn và giữa nguồn sông Hậu thì mật độ động vật đáy cao hơn các sông nhánh thuộc vùng cuối nguồn (Hình 4.28). Kết quả này cũng tương tự với qui luật biến động về thành phần động vật đáy trên sông chính thuộc tuyến sông Hậu. Do ảnh hưởng của nước thải sinh hoạt của các cư dân sinh sống ở hai bên bờ sông nên môi trường nước khá giàu dinh dưỡng, mặt khác do đây là thủy vực nước chảy nên các nguồn nước thải từ các hoạt động khác như nông nghiệp, thủy sản, công nghiệp có hàm lượng dinh dưỡng cao thải ra các con sông, nguồn dinh dưỡng này theo dòng chảy hòa lẫn vào các các sông, kênh, rạch từ đó làm tăng mức độ dinh dưỡng của thủy vực, tạo điều kiện thuận lợi cho động vật đáy phát triển. Tuy nhiên, mật độ động vật đáy trung bình của nhóm thủy vực này ghi nhận được thấp hơn nhiều so với các nhóm thủy vực

khác (thấp hơn 4,9 lần; 1,8 lần và 2,7 lần so với nhóm TV3, nhóm TV2 và nhóm TV1). Phần lớn các điểm thu mẫu đều có mật độ động vật đáy cao trong mùa khô và thấp trong mùa mưa. Tại kênh cây Dương, mật độ động vật đáy ghi nhận được thấp ở đợt 1 và đợt 2 (133-603 ct/m²) và cao hơn ở đợt 3 và đợt 4 (957-1.017 ct/m²) với sự ưu thế của Oligochaeta (557 ct/m²), ngoài ra còn có sự góp phần của ấu trùng Insecta với mật độ khá cao (53-240 ct/m²) với sự hiện diện của loài *Rhyacophila* sp. cho thấy môi trường nước bị nhiễm bẩn vào thời điểm này. Nguyên nhân có sự khác biệt về mật độ động vật đáy vào mùa mưa và mùa khô là do sự khác biệt về hàm lượng dinh dưỡng trong nước (TN từ 0,49-0,68 mg/L vào mùa mưa và 1,39-2,37 mg/L vào mùa khô). Các điểm thu ở kênh Chắc Cà Đao, Cái Sắn, Ô Môn, Cái rặng có sự biến động mật độ động vật đáy tương tự như kênh cây Dương. Riêng kênh Cái Sắn vào đợt 4, ngoài sự phát triển mạnh của Oligochaeta còn có Malacostraca chiếm tỉ lệ khá cao (597 ct/m², 32%) với sự ưu thế của loài *Corophium* sp. (540 ct/m², 29%).

Tại Bò Ót, sự phát triển của động vật đáy khá phong phú và biến động từ 657-1.170 ct/m², trong đó Oligochaeta chiếm ưu thế vào đợt 1 và giảm vào các đợt khác mà thay vào đó là sự gia tăng mật độ của Bivalvia và Gastropoda (Hình 4.28) mà chủ yếu là sự gia tăng số lượng của loài *Corbicula fluminea* (157-283 ct/m²) và *Limnoperna fortunei* (363-470 ct/m²), *Clea helena* (147 ct/m²) và *Filopadulina sumatrensis* (193 ct/m²). Tại Thốt Nốt, số lượng động vật đáy cũng đạt khá cao, trong đó Gastropoda chiếm ưu thế vào đợt 1 (973 ct/m²) với sự hiện diện số lượng lớn của ốc đĩnh *Melanoides* (607 ct/m²) có mật độ cao, mật độ của Gastropoda cũng đạt cao nhất ở đợt 4 (937 ct/m²) với sự ưu thế của loài ốc vụn *Filopadulina sumatrensis* (503 ct/m²), kể đến là ốc gạo *Mekongia swainsoni* (213 ct/m²). Đối với điểm thu ở Trà Nóc, mật độ động vật đáy đạt thấp nhất vào đợt 2 (57 ct/m²) và cao nhất vào đợt 1 (1.597 ct/m²), trong đó Bivalvia chiếm tỉ lệ cao nhất với sự ưu thế của loài vẹm vàng *Limnoperna fortunei* (1.243 ct/m²), đây là loài vẹm bám phát triển nhiều ở các thủy vực nước chảy có khả năng gây hại đến các loài động vật thân mềm khác do tập tính sống bám của chúng. Các điểm thu còn lại gồm Cái Dầu 1, Cái Dầu 2, Cái Côn và Đại Ngãi có mật độ động vật đáy thấp hơn các điểm thu khác và biến động 27-317 ct/m², trong đó Oligochaeta, Polychaeta, Gastropoda, Bivalvia, Malacostraca và Insecta có mật độ lần lượt 3-150 ct/m², 3-153 ct/m², 3-117 ct/m², 3-106 ct/m², 3-53 ct/m² và 3-27 ct/m², riêng điểm thu ở Đại Ngãi không tìm thấy sự xuất hiện của Oligochaeta qua các giai đoạn thu mẫu vì đây là thủy vực nước lợ nên không thích hợp cho sự phân bố của các giống loài Oligochaeta. Kết quả này cho thấy mức độ dinh dưỡng trong nước ở khu vực này thấp hơn các điểm thu khác. Các giống loài thường gặp

trên sông nhánh như: *Branchiura sowerbyi*, *Limnodrilus hoffmeisteri* (Oligochaeta), *Tylorhynchus heterochaetus* (Polychaeta), *Clea helena*, *Filopadudina sumatrensis*, *Melanoides tuberculata*, *Melanoides erythrozona* (Gastropoda), *Corbicula fluminea*, *Corbicula lamareckiana*, *Corbicula baudoni*, *Limnoperna fortunei* và *Novaculina chinensis* (Bivalvia).



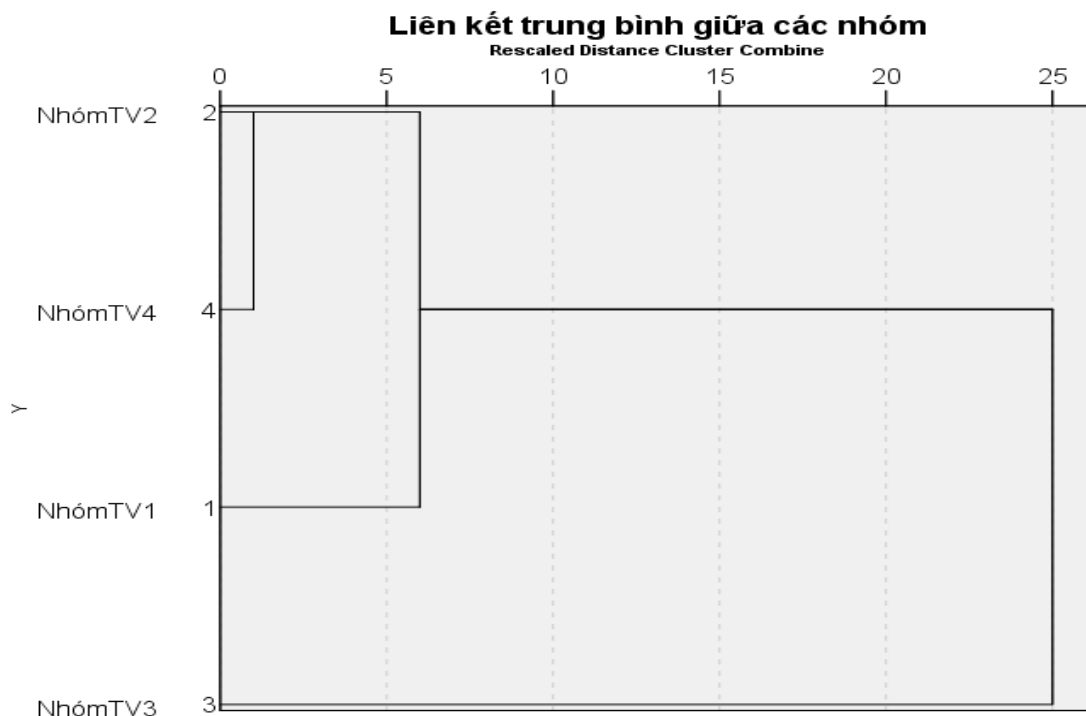
Hình 4.28: Mật độ động vật đáy của nhóm thủy vực 4 trên sông nhánh

Nhìn chung, phần lớn ở tất cả các điểm thu mẫu trên sông nhánh đều có sự hiện diện của loài *Limnodrilus hoffmeisteri* (Oligochaeta), cho thấy môi trường nước có nhiều vật chất hữu cơ (Uzunov, 1977) và đây cũng là loài có khả năng chịu đựng tốt trong môi trường bị ô nhiễm hữu cơ, do đó chúng được xem như là sinh vật chỉ thị tốt cho sự gia tăng mức độ ô nhiễm hữu cơ trên nền đáy thủy vực (Sladeczek, 1973; được trích bởi Sundic and Radujkovic, 2012). Ngoài ra, sự ưu thế của *Limnodrilus hoffmeisteri* tương quan thuận với mức độ dinh dưỡng do chúng có khả năng chịu đựng được hàm lượng oxy thấp trong quá trình phân hủy các vật chất hữu cơ vượt mức giới hạn (Gong and Xie, 2001). Tương tự như vậy, sự xuất hiện của loài *Branchiura sowerbyi* (Oligochaeta) ở tất cả các điểm thu mẫu có thể được xem là sinh vật chỉ thị cho môi trường nước bị ô nhiễm hữu cơ, loài *Branchiura sowerbyi* thường sống xen với *Limnodrilus hoffmeisteri* nhưng có mật độ thấp hơn rất nhiều.

4.2.3.3 Sự tương đồng thành phần động vật đáy trên sông nhánh

Kết quả từ Hình 4.29 cho thấy có thể chia các nhóm thủy vực trên sông nhánh thành 3 cụm: Cụm 1 gồm nhóm TV2 và nhóm TV4, cụm 2 là nhóm TV1 và cụm 3 là nhóm TV3. Như vậy có thể thấy rằng nhóm TV2 và nhóm TV4 có sự tương đồng về thành phần động vật đáy, trong khi đó nhóm TV1 và nhóm TV3 không có sự tương đồng với các nhóm TV khác. Ở cụm 1, các nhóm thủy vực bị ảnh hưởng gián tiếp bởi hoạt động nuôi trồng thủy sản và

nước thải sinh hoạt có sự tương đồng về thành phần động vật đáy thể hiện chất lượng nước tương đối giống nhau ở 2 nhóm thủy vực này. Mật độ động vật trung bình của lớp Oligochaeta đạt cao nhất (285 ± 133 ct/m²), kế đến là Bivalvia (258 ± 166 ct/m²) và Gastropoda (126 ± 16 ct/m²). Ở cụm 2, nhóm TV bị tác động bởi hoạt động sản xuất nông nghiệp, môi trường khá giàu dinh dưỡng với sự ưu thế của Bivalvia (761 ct/m²), Gastropoda (426 ct/m²) và Oligochaeta (206 ct/m²). Đối với cụm 3, nhóm thủy vực chịu ảnh hưởng trực tiếp bởi hoạt động nuôi trồng thủy sản, môi trường nước có mức độ dinh dưỡng cao nên thuận lợi cho sự phát triển của động vật đáy, đây là nhóm thủy vực có mật độ động vật đáy ghi nhận được cao nhất trong các nhóm thủy vực khảo sát với số lượng cao nhất thuộc Bivalvia (1.416 ct/m²), kế đến là Gastropoda (644 ct/m²) và Oligochaeta (527 ct/m²).

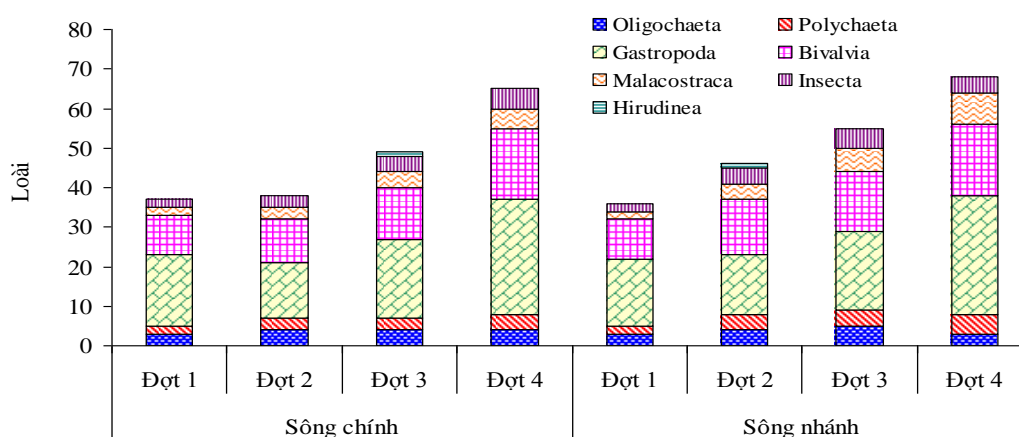


Hình 4.29: Sự tương đồng thành phần động vật đáy của các nhóm thủy vực trên sông nhánh

4.2.3.4 So sánh thành phần loài và mật độ động vật đáy trên sông chính và sông nhánh thuộc tuyến sông Hậu

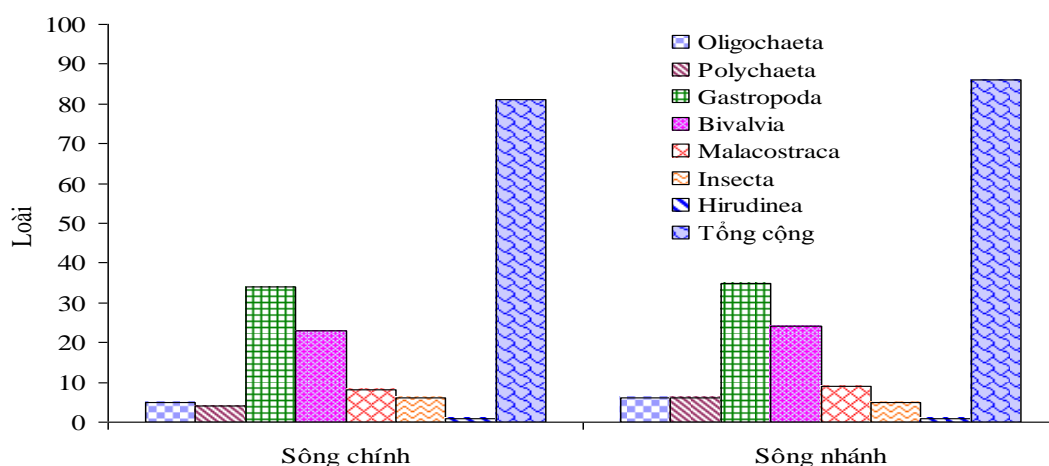
Nhìn chung, thành phần loài và mật độ của sông nhánh cao hơn sông chính nhưng khác biệt không có ý nghĩa thống kê ($p > 0,05$) qua các giai đoạn thu mẫu (Hình 4.30), trong đó thành phần loài và mật độ động vật đáy ở đợt 4 cao hơn các đợt còn lại. Do không có sự khác biệt lớn về hàm lượng dinh dưỡng cũng như hàm lượng vật chất hữu cơ trong nước và trên nền đáy thủy vực nên thành phần loài và mật độ động vật đáy ở sông nhánh chỉ đạt cao hơn sông chính nhưng khác biệt không đáng kể. Kết quả nghiên cứu chất lượng

nước trên sông Hậu cho thấy hàm lượng TN, TP, COD và TOM trên sông chính và sông nhánh ghi nhận lần lượt $1,03 \pm 0,35$ mg/L và $1,26 \pm 0,49$ mg/L; $0,27 \pm 0,23$ mg/L và $0,3 \pm 0,26$ mg/L; $13,2 \pm 5,7$ mg/L và $14,8 \pm 6,6$ mg/L; $5,5 \pm 1,5$ mg/L và $5,8 \pm 1,4$ mg/L. Kết quả này cho thấy sự phân bố của động vật đáy có mối liên quan với điều kiện môi trường nước của thủy vực. Dấu hiệu đầu tiên của môi trường nước giàu dinh dưỡng và ô nhiễm được phản ánh thông qua sự biến động của hệ thực vật và động vật, khi môi trường có lượng chất thải cao ngay sau khi chìm xuống đáy gây nên sự thay đổi thành phần các sinh vật đáy (Jumppanen, 1976).



Hình 4.30: Tổng loài động vật đáy qua các đợt thu trên sông chính và sông nhánh

Ngoài ra, do khu vực nghiên cứu là thủy vực nước chảy, nước lưu thông với nhau giữa sông chính và sông nhánh dưới tác động của thủy triều nên thành phần loài động vật đáy ghi nhận được trên 2 hệ thống thủy vực này không có sự khác biệt lớn qua 4 đợt khảo sát (Hình 4.31). Tổng số loài động vật đáy được phát hiện trên sông chính và sông nhánh lần lượt 81 loài và 86 loài, trong đó các giống loài thuộc ngành Mollusca có thành phần loài đa dạng nhất ở cả sông chính và sông nhánh. Thủy vực nước chảy thường thích hợp cho sự phát triển của các giống loài thuộc ngành động vật thân mềm, vì vậy Gastropoda và Bivalvia có thành phần loài cao hơn các nhóm khác với tổng số loài Gastropoda và Bivalvia phát hiện được lần lượt 34 loài (42%) và 23 loài (27%) trên sông chính, 35 loài (41%) và 24 loài (28%) trên sông nhánh. Các nhóm còn lại như: Oligochaeta, Polychaeta, Malacostraca, Insecta, Hirudinea có số loài rất thấp và biến động 1-9 loài (1-10%). Từ kết quả này có thể cho rằng đặc điểm môi trường nước không có sự khác biệt lớn tại các điểm thu trên sông chính và sông nhánh.



Hình 4.31: Tổng loài động vật đáy trên sông Hậu

Bảng 4.31: Mật độ động vật đáy (cá thể/m²) trên sông chính và sông nhánh thuộc sông Hậu

Đợt	Sông chính (n=14)	Sông nhánh (n=22)
1	577±502 ^a	893±955 ^a
2	619±858 ^a	1.069±2.787 ^a
3	712±747 ^a	866±856 ^a
4	1.240±940 ^a	1.268±1.145 ^a

Ghi chú: Số liệu trình bày trong bảng là số $Tb \pm DLC$. Các giá trị trung bình có ký tự mũ khác nhau trong cùng 1 hàng thì khác biệt có ý nghĩa ($p < 0,05$) bằng kiểm định phi tham số (Mann-Whitney).

Bảng 4.32: Chỉ số tương đồng của động vật đáy trên sông Hậu

	Đợt 1	Đợt 2	Đợt 3	Đợt 4
Sông chính	38	38	49	67
Sông nhánh	36	46	56	68
Số loài hiện diện ở cả sông chính và sông nhánh	31	34	45	60
Chỉ số Sorensen (1949) (S)	0,84	0,81	0,86	0,89

So sánh sự tương đồng thành phần loài động vật đáy giữa sông chính và sông nhánh, kết quả cho thấy tổng số loài động vật đáy phát hiện được không có sự khác biệt lớn và có xu hướng gia tăng qua các giai đoạn thu mẫu, số loài động vật đáy ghi nhận cao nhất vào giai đoạn giữa mùa khô (đợt 4) với 67 loài và 68 loài lần lượt cho sông chính và sông nhánh, đây cũng là thời điểm hàm lượng dinh dưỡng trong nước tăng cao nên thuận lợi cho động vật đáy phát triển cả về thành phần loài và mật độ. Chỉ số tương đồng (S) ghi nhận được khá cao và dao động từ 0,81-0,89 (Bảng 4.32), theo Phạm Anh Đức (2004) chỉ số $S < 0,3$ thì rất kém tương đồng, $0,3 < S < 0,5$ thì kém tương đồng, $0,5 < S < 0,7$ thì tương đồng và $S > 0,7$ thì rất tương đồng. Như vậy, với kết quả của nghiên

cứu này có thể khẳng định rằng có sự tương đồng rất cao về thành phần loài động vật đáy giữa sông chính và sông nhánh thuộc tuyến sông Hậu.



Hình 4.32:
Branchyura



Hình 4.33: *Limnodrilus*



Hình 4.34: Hirudinea



Hình 4.35: *Clea*



Hình 4.36: *Novaculina*



Hình 4.37: *Tubifex*



Hình 4.38:
Chironomus



Hình 4.39: *Melanoides*



Hình 4.40: *Thiara*

Hình 4.32-4.40: Một số động vật đáy chịu đựng được ô nhiễm hữu cơ

4.2.3 Phân tích nhân tố

Tổng cộng có 7 biến mật độ của các nhóm động vật đáy được đưa vào phân tích nhân tố bằng phương pháp hợp phần cơ bản (PCA) nhằm tìm ra qui luật biến động của mật độ các nhóm động vật đáy phân bố trên sông chính và sông nhánh thuộc tuyến sông Hậu qua các giai đoạn khảo sát. Các nhóm động vật đáy được sắp xếp theo thứ tự từ các điểm thu trên sông chính (14 điểm) đến các điểm thu trên sông nhánh (22 điểm) và sắp xếp lần lượt từ đợt 1 đến đợt 4. Vị trí các điểm thu mẫu thể hiện ở Hình 4.32, Hình 4.33, và Hình 4.34 đã được trình bày cụ thể ở Bảng 4.27. Giá trị KMO=0,545 (Kaiser-Meyer-Olkin, Measure of Sampling Adequacy) trong phân tích cho thấy mức độ phù hợp của quá trình thiết lập các nhân tố dựa trên số các biến và số quan sát (n=144). Với 7 biến động vật đáy được tổ hợp thành 3 nhân tố giải thích được 55,9 % tổng phương sai của số liệu (Bảng 4.33).

Bảng 4.33: Tổng phương sai được giải thích bởi các hợp phần nhân tố

Hợp phần	Phương sai được xác định			Phương sai được xác định sau khi xoay trục tọa độ		
	Tổng	% phương sai	% tích lũy	Tổng	% phương sai	% tích lũy
1	1,6	23,5	23,5	1,5	21,6	21,6
2	1,2	17,3	40,8	1,3	18,3	39,9
3	1,1	15,1	55,9	1,1	15,9	55,9

Bảng 4.34: Ma trận xoay của các nhân tố chứa các biến mật độ động vật đáy

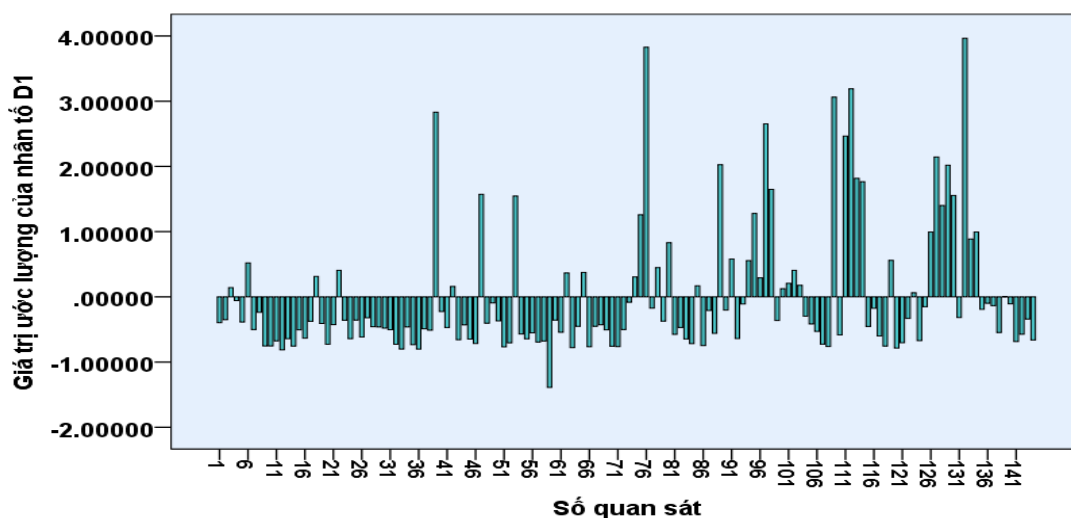
Các nhóm động vật đáy (Biến)	Các hợp phần nhân tố		
	D1	D2	D3
Oligochaeta	0,74		
Polychaeta		0,58	
Gastropoda		-0,60	
Bivalvia			0,93
Malacostraca	0,50		
Insecta	0,76		
Hirudinea		0,72	

Phương pháp xác định: hợp phần cơ bản (PCA) Xoay ma trận Varimax – Kaiser. Các hệ số có giá trị < 0,05 không được thể hiện trong Bảng 4.34.

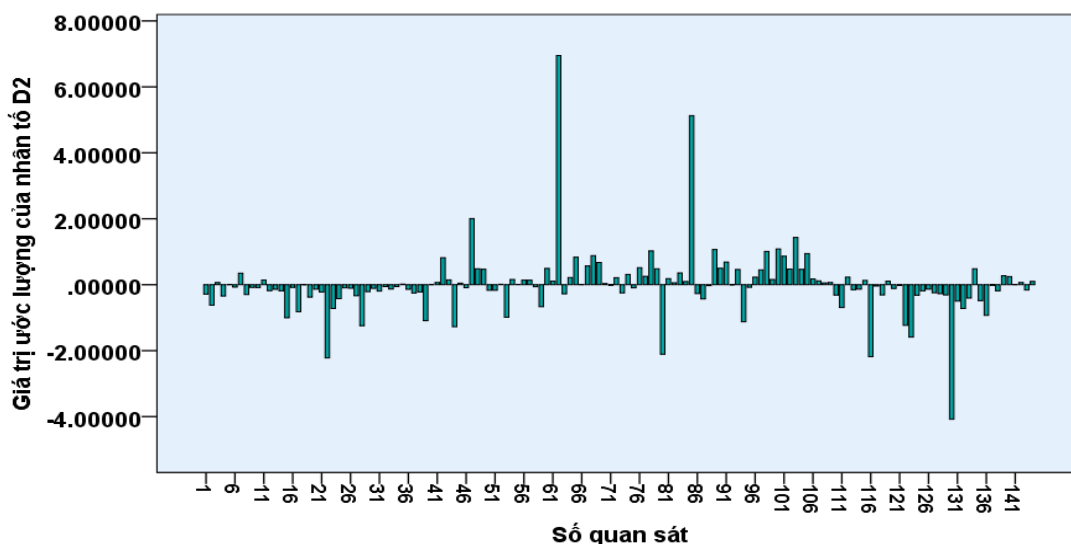
Nhân tố D1 (NT D1) giải thích 21,6% tổng phương sai (Bảng 4.33), NT D1 có chịu sự tác động mạnh của các biến Oligochaeta (0,74), Malacostraca (0,50) và Insecta (0,76) (Bảng 4.34), NT D1 có thể được xem là nhân tố “Nhóm động vật đáy chỉ thị ô nhiễm hữu cơ cao thuộc Oligochaeta, Malacostraca và Insecta”, trong đó các điểm thu mẫu có giá trị ước lượng NT D1 < 0 cho kết quả là các lớp Oligochaeta, Malacostraca và Insecta tại các vị trí tương ứng có mật độ thấp. Ngược lại, các điểm thu mẫu có giá trị ước lượng NT D1 > 0 thì các lớp Oligochaeta, Malacostraca và Insecta có mật độ cao hơn. Kết quả cũng thể hiện rằng sự biến động của các biến trong NT D1 có khuynh hướng tăng cao vào giai đoạn mùa khô, điều này có nghĩa là mật độ của các nhóm Oligochaeta, Malacostraca và Insecta vào mùa khô cao hơn mùa mưa cho thấy mức độ ô nhiễm hữu cơ tăng lên trong mùa khô (Hình 4.41).

Nhân tố D2 giải thích 18,3% tổng phương sai (Bảng 4.33), NT D2 bị chi phối mạnh bởi các biến có hệ số “dương” Polychaeta (0,58) và Hirudinea (0,72) và biến có hệ số “âm” Gastropoda (-0,60) (Bảng 4.34), NT D2 còn gọi là biến “Nhóm động vật đáy chỉ thị ô nhiễm hữu cơ trung bình thuộc Polychaeta, Hirudinea và Gastropoda” các điểm thu mẫu có giá trị ước lượng NT D2 mang giá trị âm thì mật độ của các lớp Polychaeta và Hirudinea đạt giá trị thấp. Ngược lại các vị trí thu mẫu có giá trị ước lượng NT D2 mang giá trị dương thì mật độ của Polychaeta và Hirudinea đạt số lượng cao. Riêng đối với lớp Gastropoda thì ngược lại, khi giá trị ước lượng NT D2 mang giá trị dương

thì Gastropoda tại các điểm thu mẫu tương ứng sẽ có mật độ thấp, và khi giá trị ước lượng NT D2 mang giá trị âm thì vị trí thu mẫu tương ứng sẽ có mật độ Gastropoda đạt cao hơn. Kết quả này cho thấy Polychaeta và Hirudinea có xu hướng đạt mật độ cao vào đợt 2 (giữa mùa mưa) và đợt 3 (đầu mùa khô) và thấp vào đợt 1 (đầu mùa mưa) và đợt 4 (giữa mùa khô). Ngược lại, lớp Gastropoda có qui luật biến động đạt mật độ cao vào đợt 1 và đợt 4 và đạt mật độ thấp vào đợt 2 và đợt 3 (Hình 4.42).



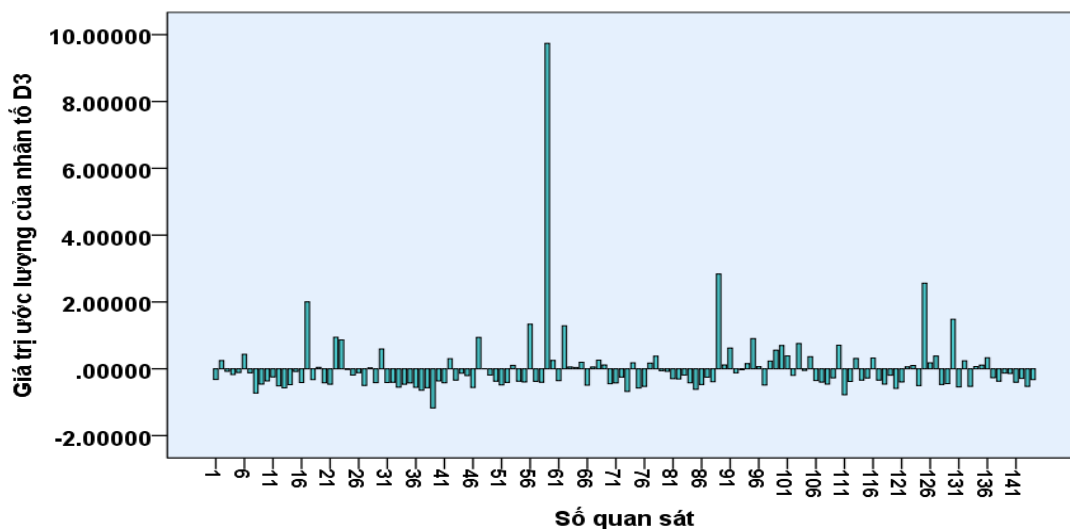
Hình 4.41: Giá trị ước lượng NT D1 - “Nhóm động vật đáy chỉ thị ô nhiễm hữu cơ cao thuộc Oligochaeta, Malacostraca và Insecta”



Hình 4.42: Giá trị ước lượng NT D2-Nhóm động vật đáy chỉ thị ô nhiễm hữu cơ trung bình thuộc Polychaeta, Hirudinea và Gastropoda

Nhân tố D3 giải thích 15,9% tổng phương sai (Bảng 4.33), nhân tố D3 bị chi phối bởi biến “dương” của lớp Bivalvia (Bảng 4.34) được gọi là nhân tố “Nhóm động vật đáy chỉ thị ô nhiễm hữu cơ trung bình thuộc Bivalvia”. Các vị trí khảo sát có giá trị ước lượng NT D3 dương thì Bivalvia đạt mật độ cao

và ngược lại các vị trí có giá trị ước lượng NT D3 âm thì Bivalvia có số lượng thấp. Kết quả từ Hình 4.43 cho thấy Bivalvia xuất hiện thường xuyên tại các vị trí thu mẫu tuy nhiên sự biến động của động vật hai mảnh vỏ không theo qui luật nhất định mà phụ thuộc vào tính chất của nền đáy và điều kiện dinh dưỡng của thủy vực.



Hình 4.43: Giá trị ước lượng NT D3-Nhóm động vật đáy chỉ thị ô nhiễm trung bình thuộc Bivalvia

4.2.4 Tương quan giữa các thông số môi trường nước với các nhóm động vật đáy

Để phân tích mối tương quan (Pearson correlation) giữa thành phần động vật đáy và một số yếu tố môi trường nước, trước tiên dựa vào các kết quả mật độ của các lớp động vật đáy và các yếu tố môi trường nước ghi nhận được tại các vị trí thu mẫu qua bốn đợt khảo sát ($n = 144$), sau đó sử dụng phần mềm SPSS 22.0 để phân tích. Kết quả cho thấy có mối tương quan thuận có ý nghĩa thống kê ($p < 0,05$) giữa Oligochaeta với pH và TP (Bảng 4.35). Theo Rossaro *et al.* (2007), pH của nước cũng ảnh hưởng đến sự phân bố của Oligochaeta, chúng không thể định cư được trong môi trường có tính acid. Các giống loài thuộc lớp Oligochaeta về nguyên lý chúng không chịu đựng được hàm lượng DO thấp hơn 4 mg/L, tuy nhiên một số loài như *Tubifex tubifex* có thể chịu đựng được hàm lượng DO rất thấp và có thể tồn tại và sinh sản trong điều kiện kỵ khí (Cvetkova, 1972; Palmer, 1968, trích bởi Sundic and Radujkovic, 2012). Trong khi đó, Polychaeta có mối tương quan nghịch với nhiệt độ nước và tương quan thuận với độ đục ($p < 0,05$). Oligochaeta và Polychaeta đều chỉ thị cho môi trường nước ô nhiễm hữu cơ, khi môi trường có hàm lượng vật chất hữu cơ cao sẽ cung cấp nguồn dinh dưỡng cần thiết cho động vật đáy phát

triển bởi vì các vật chất hữu cơ là một trong những nguồn năng lượng chính cho các loài động vật đáy (Wallace and Webster, 1996).

Lớp Gastropoda có mối tương quan nghịch có ý nghĩa ($p < 0,05$) với hàm lượng DO và tương quan thuận hàm lượng dinh dưỡng và hàm lượng vật chất hữu cơ trong nước như TAN, TN, TP và COD ($p < 0,05$), đồng thời Gastropoda cũng tương quan thuận ($p < 0,05$) với $P-PO_4^{3-}$ và hàm lượng vật chất hữu cơ trên nền đáy thủy vực (TOM) (Bảng 4.39). Theo kết quả nghiên cứu, tại một số vị trí thu mẫu khi hàm lượng COD cao ($COD > 20$ mg/L) thì mật độ của Gastropoda cũng chiếm tỉ lệ cao nhất, ví dụ như sông Trà Nóc vào đợt 4 (1.733 ct/m², 95%), Cái Sao-đợt 3 và đợt 4 (1.007-3.460 ct/m², 52-76%), NT Sông Hậu 1-đợt 4 (1.163 ct/m², 65%), đây cũng là các vị trí có hàm lượng TAN, TN, TP và COD đạt khá cao so với các vị trí khác trong cùng thời điểm nghiên cứu. Do vậy, Gastropoda nước ngọt có khả năng tồn tại trong môi trường có hàm lượng dinh dưỡng cao, kết quả này phù hợp với nghiên cứu của Utzinger *et al.* (1997), sự phân bố của các loài ốc nước ngọt là kết quả của sự tương tác các yếu tố sinh thái khác nhau, chúng thể hiện khả năng chịu đựng mức ô nhiễm cao và thích nghi với sự biến động theo mùa của các yếu tố lý hóa học. Ngoài ra, Dillon (2000) cho rằng sự phân bố của Gastropoda trong môi trường nước ngọt phụ thuộc vào khả năng của chúng đối với môi trường nơi chúng sinh sống và tồn tại ở đó.

Kết quả từ Bảng 4.35 cho thấy lớp Bivalvia không có mối tương quan rõ ràng với các yếu tố chất lượng nước ($p > 0,05$), tuy nhiên Bivalvia có mối tương quan thuận ($p < 0,05$) với Polychaeta. Theo một số nghiên cứu, Bivalvia nước ngọt là thành phần quan trọng trong hệ sinh thái thủy sinh, chúng sử dụng những vật chất lơ lửng và lắng tụ trên nền đáy, do đó chúng có ảnh hưởng trực tiếp đối với hàm lượng vật chất lơ lửng trong cột nước và kiểm soát sự nở hoa của thực vật nổi (Vaughn *et al.*, 2008). Bên cạnh đó, Bivalvia có khả năng chịu đựng ở khoảng biến động lớn đối với ô nhiễm, trong đó một số loài rất nhạy cảm với ô nhiễm nước, tuy nhiên một số loài khác có thể chịu đựng được điều kiện chất lượng nước bị suy giảm (Peckarsky *et al.*, 1990). Đối với Polychaeta, đây cũng là nhóm sinh vật sử dụng chủ yếu nguồn vật chất hữu cơ trong thủy vực, cho nên khi hàm lượng vật chất hữu cơ trong nước cao cũng thích nghi cho chúng phát triển.

Lớp Malacostraca có mối tương quan thuận với pH, hàm lượng vật chất hữu cơ trong nước ($p < 0,05$) và cũng tương quan thuận với các hàm lượng dinh dưỡng trong nước như $N-NO_3^-$, TN và TP ($p < 0,01$). Trong nghiên cứu này, phần lớn mật độ của Malacostraca tăng cao vào giai đoạn mùa khô trùng với thời điểm hàm lượng dinh dưỡng trong nước và vật chất hữu cơ tăng cao hơn

so với mùa mưa. Một số điểm thu có hàm lượng dinh dưỡng cao thì mật độ của Malacostraca cũng đạt khá cao như kênh Cái Sắn vào đợt 4 có loài *Corophium* sp. (540 ct/m²), sông Long Bình vào đợt 4 có loài *Hyale hawaiiensis* (237 ct/m²).

Lớp Insecta có mối tương quan nghịch với nhiệt độ và tương quan thuận với COD ($p < 0,05$), bên cạnh đó Insecta cũng tương quan thuận với TN ($p < 0,05$), qua các giai đoạn thu mẫu khi mật độ của lớp Insecta tăng lên thì mật độ của các nhóm Oligochaeta, Polychaeta và Malacostraca cũng tăng lên ($p < 0,01$), đặc biệt trong giai đoạn mùa khô. Khi môi trường có nhiều vật chất hữu cơ, sau khi lắng tụ dưới nền đáy thủy vực là điều kiện thuận lợi cho lớp Insecta mà chủ yếu là họ Chironomidae phát triển và gia tăng mật độ. Các nhóm Oligochaeta, Polychaeta, Malacostraca, Insecta (Chironomidae) là các nhóm sinh vật chịu đựng được mức độ ô nhiễm cao, khi các vị trí khảo sát có mức độ ô nhiễm càng cao thì mật độ của chúng cũng tăng cao. Do vậy, trong bảng chỉ số BMWP^{VIET} thì hai nhóm sinh vật được cho với số điểm thấp nhất với 1 điểm và 2 điểm tương ứng cho Oligochaeta và Chironomidae (Nguyễn Xuân Quỳnh, 2004) (được trích bởi Lê Văn Khoa và *ctv.*, 2007). Tương tự như vậy, Polychaeta cũng có mối tương quan thuận với ấu trùng của lớp Insecta, tuy nhiên Polychaeta không có trong bảng chỉ số BMWP^{VIET}, do đó kết quả này có thể sử dụng trong quá trình bổ sung và điều chỉnh các họ được tìm thấy vào trong bảng chỉ số BMWP^{VIET}. Ngoài ra, nghiên cứu của Rossaro *et al.* (2007) từ kết quả phân tích thích ứng tổng quan (CCA) cho thấy loài *Chironomus plumosus* (họ Chironomidae của lớp Insecta) xuất hiện ở các vị trí gần với các hướng của N-NO₃⁻, P-PO₄³⁻ và chlorophyll-a cho thấy chúng có mối tương quan thuận với các yếu tố N-NO₃⁻, P-PO₄³⁻ và chlorophyll-a. Do khả năng thích nghi của Chironomidae tương đối lớn đối với các khoảng biến động của các yếu tố môi trường như nhiệt độ, pH, độ mặn, độ sâu, lưu tốc dòng chảy nên chúng có thể được tìm thấy ở nhiều môi trường khác nhau (Kirgiz, 1988). Hơn nữa, Diptera thì phân bố rộng nhất và là nhóm côn trùng thủy sinh xuất hiện thường xuyên nhất trong môi trường nước ngọt (Armitage *et al.* 1983), vì vậy ấu trùng Chironomidae là nhóm sinh vật hữu ích trong việc làm sinh vật chỉ thị để đánh giá chất lượng nước ở các thủy vực nội địa do sự phong phú về thành phần loài và ưu thế về mật độ của chúng (Kirgiz, 1988). Ngoài ra, kết quả cũng cho thấy Insecta có mối tương quan nghịch với hàm lượng P-PO₄³⁻, kết quả này phù hợp với nghiên cứu của Krolak and Korycinska (2008), có mối tương quan nghịch giữa hàm lượng các ion nitrat và phosphat với số cá thể của côn trùng thủy sinh, điều này có nghĩa là khi hàm lượng P-PO₄³⁻ cao sẽ làm hạn chế sự phát triển của côn trùng thủy sinh.

Lớp Hirudinea xuất hiện khi môi trường có độ đục cao và hàm lượng vật chất hữu cơ cao ($p < 0,05$). Kết quả này phù hợp với nghiên cứu của Ngô Xuân Quảng và *ctv.* (2013) khi nghiên cứu động vật không xương sống ven bờ trên sông Tiền và sông Hậu thuộc sông Mê Kông, số loài thuộc lớp Hirudinea rất hạn chế, chỉ tìm thấy 1 loài địa thuộc họ Hirudinea. Địa hiểm khi được tìm thấy trên nền đáy thủy vực do chúng không có tập tính gắn cơ thể trên mặt nền đáy mịn, tuy nhiên chúng có khả năng chịu đựng được sự ô nhiễm khá cao, vì thế trong BMWP^{VIET} Hirudinea được phân phối với 3 điểm.

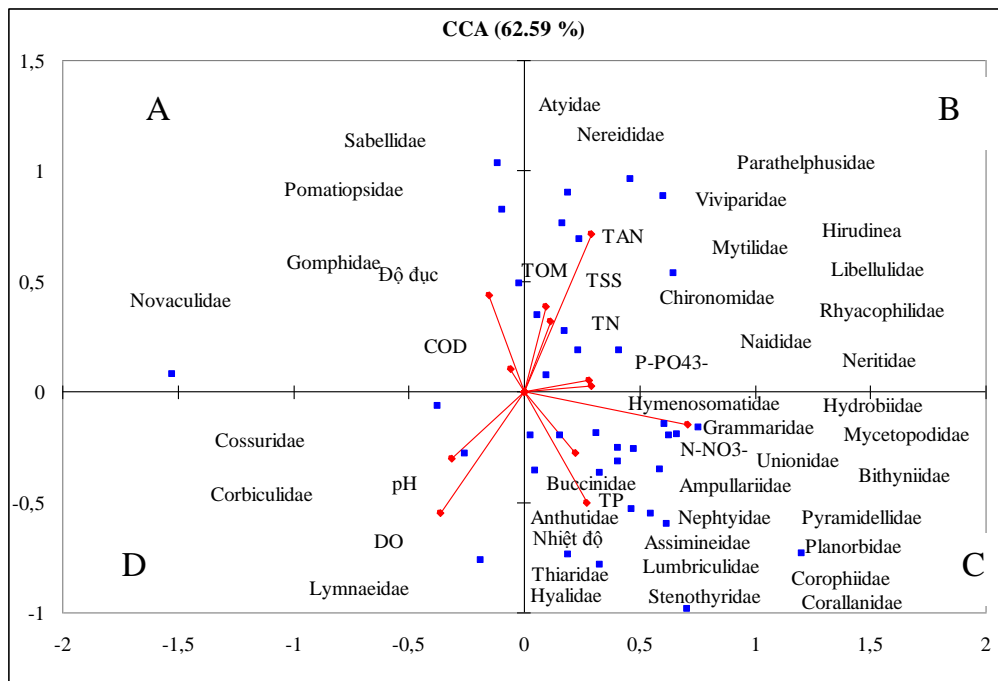
Bảng 4.35: Ma trận tương quan (Pearson Correlation) giữa các yếu tố chất lượng nước và mật độ động vật đáy

	Nhiệt độ	pH	Độ đục	TSS	DO	NO ₃ ⁻	TAN	TN	P-PO ₄	TP	COD	TOM	Oligochaeta	Polychaeta	Gastropoda	Bivalvia	Malacostraca	Insecta	Hirudinea	
Nhiệt độ	1																			
pH	-0,08	1																		
Độ đục	-0,13	-0,268*	1																	
TSS	-0,16	-0,238*	0,799*	1																
DO	-0,185*	0,08	0,02	0,10	1															
N-NO ₃ ⁻	0,09	0,275*	-0,268*	-0,248*	-0,171*	1														
TAN	-0,01	-0,16	0,11	0,15	-0,414*	0,14	1,00													
TN	-0,01	0,08	-0,01	0,02	-0,248*	0,259*	0,431*	1												
P-PO ₄ ³⁻	0,237*	-0,01	0,04	0,02	-0,210*	0,06	-0,01	0,187*	1											
TP	0,213*	0,252*	-0,04	-0,03	-0,179*	0,357*	0,07	0,343*	0,474*	1										
COD	0,04	0,10	0,08	0,10	-0,289*	0,244*	0,330*	0,411*	0,14	0,294*	1									
TOM	0,04	-0,02	0,06	0,02	-0,363*	0,05	0,280*	0,226*	0,193*	0,07	0,07	1								
Oligochaeta	0,00	0,258*	-0,02	-0,01	0,04	0,07	0,03	0,14	0,07	0,188*	0,10	0,03	1							
Polychaeta	-0,287*	0,04	0,208*	0,13	0,09	-0,12	0,08	0,16	-0,04	-0,04	-0,02	0,05	0,13	1						
Gastropoda	0,15	-0,05	-0,01	0,02	-0,184	0,09	0,438*	0,278*	0,167*	0,312*	0,267*	0,169*	0,10	-0,10	1					
Bivalvia	0,01	-0,02	0,15	-0,04	0,02	-0,10	0,06	0,03	0,10	-0,05	-0,01	0,03	-0,03	0,176*	0,03	1				
Malacostraca	0,02	0,198*	0,00	-0,02	0,00	0,217*	0,11	0,289*	0,02	0,233*	0,205*	-0,06	0,09	0,09	-0,01	0,02	1			
Insecta	-0,198*	0,13	-0,11	-0,05	0,09	-0,01	0,04	0,247*	-0,01	0,07	0,184*	0,06	0,318*	0,264*	-0,03	0,01	0,207*	1		
Hirudinea	-0,08	0,04	0,188*	0,11	0,00	-0,05	-0,02	-0,10	-0,07	-0,05	0,178*	-0,06	-0,01	0,270*	-0,06	-0,03	-0,02	0,09	1	

*. Tương quan có ý nghĩa thống kê ($p < 0,05$)

4.2.5. Tương quan đa biến giữa các thông số môi trường nước với số lượng động vật đáy

Phương pháp phân tích tương quan chính tắc (Canonical Correspondence Analysis, CCA) đã được ứng dụng rộng rãi để đánh giá ảnh hưởng của các thông số môi trường nước lên đặc tính phân bố của các nhóm động vật đáy (Kazanci *et. al.*, 2008; Sharifinia *et al.*, 2012). Trong nghiên cứu này phương pháp phân tích CCA được thực hiện nhằm tìm ra mối tương quan giữa hai tập biến, tập biến 1 gồm 37 họ động vật đáy và tập biến 2 gồm 12 các thông số môi trường nước trên tổng số 144 trường hợp quan sát ở khu vực sông chính và sông nhánh thuộc tuyến sông Hậu. Kết quả phân tích CCA được thể hiện ở Hình 4.35, để thuận lợi trong quá trình nhận xét và đánh giá kết quả nên Hình 4.44 được chia làm 4 góc (A, B, C và D).



Hình 4.44: Kết quả phân tích CCA về sự tương quan giữa các thông số môi trường nước với các nhóm động vật đáy

Các họ động vật đáy ở góc A gồm Sabellidae (Polychaeta), Novaculidae (Bivalvia), Pomatiopsidae (Gastropoda) và Gomphidae (Odonata) có xu hướng tương quan thuận với độ đục và hàm lượng COD và tương quan nghịch với nhiệt độ, TP và N-NO₃⁻ (Hình 4.44). Trong nghiên cứu này Novaculidae phân bố trong môi trường nước có hàm lượng vật chất hữu cơ biến động khá cao (COD từ 1,9-26,6 mg/L), khi môi trường có độ đục cao (191,5 NTU) thì mật độ của Novaculidae cũng ghi nhận được khá lớn (10.217 ct/m²). Tương tự, Pomatiopsidae chịu đựng được môi trường có hàm lượng COD biến động lớn (COD từ 5,1-29,8 NTU), Sabellidae phân bố trong môi

trường có COD từ 12,8-16,6 mg/L chỉ thị ô nhiễm hữu cơ mức trung bình. Gomphidae không chịu đựng được ô nhiễm hữu cơ cao nên trong BMWP^{VIET} Gomphidae được phân phối ở mức 6 điểm. Hiện nay, có rất ít tài liệu nghiên cứu về đặc điểm phân bố cũng như môi trường sống của Novaculidae, Sabellidae, Pomatiopsidae và Gomphidae nên ảnh hưởng của các thông số chất lượng nước lên sự phát triển của chúng chưa được thảo luận nhiều.

Có tổng cộng 11 họ động vật đáy ở góc B có mối tương quan thuận với TAN, P-PO₄³⁻, TN, TSS và TOM nhưng tương quan nghịch với pH và DO (Hình 4.44). Các họ ở góc B gồm Naididae (Oligochaeta), Nereididae (Polychaeta), Viviparidae, Neritidae (Gastropoda), Mytilidae (Bivalvia), Atyidae, Parathelphusidae (Malacostraca), Chironomidae, Libellulidae, Rhyacophilidae (Insecta) và Hirudinea. Kết quả cho thấy khi môi trường có hàm lượng dinh dưỡng và vật chất hữu cơ cao sẽ thuận lợi cho sự phát triển của các nhóm động vật đáy chịu đựng được ô nhiễm hữu cơ, do đó phần lớn các họ ở góc B được tìm thấy chịu đựng được ô nhiễm hữu cơ như Naididae (trước đây là họ Tubificidae) (Oligochaeta), mật độ của họ Naididae gia tăng cùng với sự gia tăng của vật chất hữu cơ, thay thế cho các loài động vật đáy khác ít chịu đựng được ô nhiễm, vì thế chúng được sử dụng làm sinh vật chỉ thị ô nhiễm hữu cơ cho các dòng sông (Lin and Yo, 2008). Ngoài ra, sự gia tăng mật độ của Oligochaeta sẽ làm giảm tính đa dạng thành phần loài động vật đáy, do đó chúng thường sử dụng làm sinh vật chỉ thị cho các thủy vực giàu vật chất hữu cơ (Slepukhina, 1984). Mặt khác, Jumadi *et al.* (2016) cho rằng các họ Parathelphusidae, Atyidae (Malacostraca), Viviparidae, Thiaridae (Gastropoda), Corbiculidae (Bivalvia) phân bố trên sông Baubau, Indonesia có thể chịu đựng được ô nhiễm nặng. Một số giống như *Chironomus* (Chironomidae), *Tubifex* (Naididae) chỉ thị ô nhiễm vừa mức α đến ô nhiễm nặng cũng được tìm thấy có mối tương quan thuận với hàm lượng nitrite, ammonium và orthophosphate nhưng tương quan nghịch với pH và hàm lượng DO (Kazanci *et al.*, 2008). Khi môi trường có nhiều vật chất lơ lửng trong nước, sau khi lắng tụ trên nền đáy thủy vực sẽ tạo điều kiện thuận lợi cho các loài thuộc lớp Polychaeta phát triển, trong nghiên cứu này loài giun nhiều tơ *Namalycastis longicirris* và *Tylorhynchus heterochaetus* (Nereidae) luôn xuất hiện thường xuyên ở hầu hết các điểm thu mẫu và mật độ của chúng sẽ tăng lên khi hàm lượng TSS tăng cao. Theo Lê Văn Thọ và Đỗ Thị Bích Lộc (2012), *Namalycastis longicirris* phát triển mạnh và chiếm ưu thế ở khu vực có nền đáy bùn nhuyến màu đen, mùi hôi với nhiều xác bã hữu cơ, nơi hợp lưu của rạch và sông với tỷ lệ ưu thế dao động trong khoảng từ 59-83%. Một số giun nhiều tơ như *Namalycastis* (Nereidae) và *Nephtys* (Nephtyidae) thì khá

chịu đựng được ô nhiễm hữu cơ (Shen and Qi, 1982). Sinh thái của Polychaeta ít được quan tâm nghiên cứu, tuy nhiên *Namalycastis* (Nereidae) và *Nephtys* (Nephtyidae) phát triển mạnh trong môi trường bị ô nhiễm và cùng xuất hiện với Oligochaeta (*Tubifex*), Nereidae và Nephtyidae ăn tạp hoặc ăn động vật, còn hầu hết các loài khác thì ăn lọc hoặc các vật chất lắng đọng trên nền đáy thủy vực (Davies, 1991). Polychaeta là nhóm chính trong số các nhóm ĐVKXSCL phân bố ở các thủy vực có nền đáy mềm. Polychaeta thì thường đa dạng và ưu thế, đặc biệt ở các khu vực bị tác động bởi các hoạt động gây ô nhiễm của con người (Gray and Elliott, 2009). Quá trình phân hủy vật chất hữu cơ sẽ làm tiêu hao hàm lượng oxy hòa tan từ đó làm giảm oxy trong nước, do vậy các nhóm đặt ở góc B phát triển nhiều trong môi trường có hàm lượng dinh dưỡng và vật chất hữu cơ cao và có mối tương quan nghịch với DO.

Ở góc C có tổng cộng 19 họ động vật đáy gồm Lumbriculidae (Oligochaeta), Nephtyidae (Polychaeta), Ampullariidae, Planorbidae, Pyramidellidae, Stenothyridae, Buccinidae, Hydrobiidae, Bithyniidae, Thiaridae, Assimineidae (Gastropoda), Mycetopodidae, Unionidae (Bivalvia), Anthutidae, Corallanidae, Corophiidae, Grammaridae, Hyalidae và Hymenosomatidae (Malacostraca). Các họ đặt ở góc C có mối tương quan thuận với nhiệt độ, TP và $N-NO_3^-$ và có liên quan với các thông số TAN, $P-PO_4^{3-}$, TN, TSS và TOM (Hình 4.44). Theo Hunter (1964), lớp Gastropoda có mật độ cao ở các hồ giàu dinh dưỡng, chúng ít được tìm thấy ở các hồ nghèo dinh dưỡng và biến mất khi môi trường loạn dưỡng (dystrophic) với hàm lượng canxi thấp, nhưng sự phong phú của Gastropoda có mối tương quan thuận với hàm lượng TP ở các hồ Ontario (Bendell and McNicol, 1995). Ngoài ra, khi môi trường bị ô nhiễm, có sự hiện diện của một số loài thuộc lớp Gastropoda chịu đựng được ô nhiễm như *Melanoides tuberculatus*, *Tarebia granifera* (Thiaridae) và *Pomacea canaliculata* (Ampullariidae), trong khi đó các loài ốc nước ngọt khác đều biến mất (Van Schayck, 1985).

Ở góc D gồm có 3 họ Cossuridae (Polychaeta), Corbiculidae (Bivalvia) và Lymnaeidae (Gastropoda), có mối tương quan thuận với hàm lượng DO và pH đồng thời có mối tương quan nghịch với TAN, $P-PO_4^{3-}$, TN, TSS và TOM (Hình 4.44). Sự hiện diện của Lymnaeidae ở góc D có tương quan thuận với pH và DO, kết quả tương tự cũng được phát hiện ở các thủy vực nước chảy phía Tây của Thổ Nhĩ Kỳ (Kazanci *et al.*, 2008). Ngoài ra, *Cossura* (Cossuridae) được tìm thấy ở các vị trí bị nhiễm mặn, theo Sivadas *et al.* (2010) *Cossura* có khả năng tồn tại trong môi trường bị stress, chịu đựng được hydrocarbon và các loại ô nhiễm khác. *Corbicula* (Corbiculidae) thường được tìm thấy ở cả các thủy vực có nền đáy ô nhiễm và không ô nhiễm, hàm lượng

DO thấp có liên quan đến việc suy giảm mật độ của *Corbicula fluminea* (Belanger, 1991). Tỷ lệ mật độ của *Corbicula* và tổng mật độ ĐVKXSCL tăng lên cùng với sự gia tăng sự xáo trộn của môi trường nước (Kerans and Karr, 1994). Khoảng 89% các vị trí thu mẫu trong các vực nước ở Flanders, Belgium, nơi có nền đáy bị ô nhiễm hữu cơ từ ô nhiễm nhẹ đến ô nhiễm nặng có sự phân bố của *Corbicula* (Lien and De Pauw, 2002).

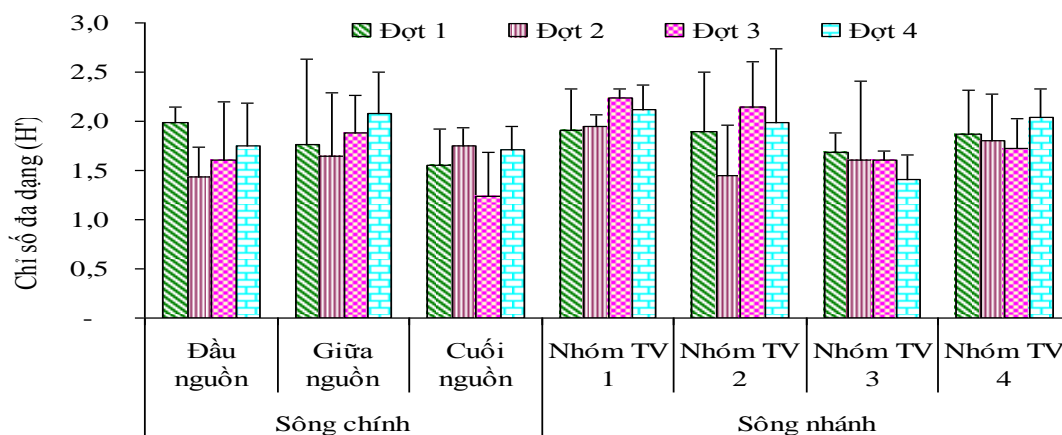
4.2.6 Các chỉ số đa dạng động vật đáy trên sông chính và sông nhánh thuộc tuyến sông Hậu

4.2.6.1 Chỉ số đa dạng Shannon-Weaver (H')

Tính đa dạng thành phần loài động vật đáy được thể hiện thông qua chỉ số đa dạng Shannon-Weaver (H'), kết quả cho thấy chỉ số H' có sự biến động tương đối lớn qua các giai đoạn khảo sát và dao động 0,39-2,61 đối với sông chính và 0,75-2,60 đối với sông nhánh, thấp hơn chỉ số H' (H' từ 1,3-3,2) trong nghiên cứu trên sông Mekong, Việt Nam của Ngô Xuân Quảng và Ngô Thị Lan (2014). Trên sông chính, chỉ số H' trong cùng một đợt khảo sát khác biệt không có ý nghĩa ($p > 0,05$) giữa khu vực đầu nguồn, giữa nguồn và cuối nguồn, đồng thời trong cùng khu vực thu mẫu thì chỉ số H' cũng không khác biệt ($p > 0,05$) qua các giai đoạn thu mẫu (Hình 4.45). Tuy nhiên, nếu xét chỉ số H' trung bình kết quả cho thấy H' đạt cao nhất vào giai đoạn giữa mùa khô ($1,86 \pm 0,40$) thể hiện động vật đáy có tính đa dạng cao vào thời điểm này. Điều này cho thấy tính đa dạng thành phần loài động vật đáy có sự thay đổi qua các giai đoạn khảo sát và phụ thuộc vào các yếu tố chất lượng nước (Flores and Zafaralla, 2012). Chỉ số H' đạt thấp nhất tại Trà Nóc ($H' = 0,39$) vào đợt 1 với số loài ghi nhận được 3 loài (567 cá thể/ m^2), và có sự ưu thế của loài *Limnodrilus hoffmeisteri* (507 ct/ m^2 , 89%) cho thấy khi môi trường có xuất hiện loài ưu thế thì tính đa dạng thành phần loài bị giảm đáng kể. Một số điểm thu không tuân theo qui luật chung về tính đa dạng loài trong điều kiện môi trường nước có mức độ dinh dưỡng cao, và khi đó các giống loài thích nghi với điều kiện dinh dưỡng cao sẽ tăng lên làm gia tăng tính đa dạng thành phần loài trong thủy vực. Ví dụ như chỉ số H' đạt cao nhất tại Thốt Nốt ($H' = 2,61$) vào đợt 1 với tổng số loài phát hiện được 23 loài (1.390 cá thể/ m^2) cao hơn so với các điểm thu khác, đây là điểm thu có tính đa dạng cao về thành phần loài và ưu thế về mật độ, kết quả này phù hợp với nghiên cứu của Yazdian *et al.* (2014) chỉ số đa dạng tăng lên vào mùa khô là do sự gia tăng số lượng loài hoặc sự gia tăng tổng số cá thể trong quần thể, khi mật độ của các loài khác nhau phân bố đồng đều thì chỉ số đa dạng cũng tăng lên.

Trên sông nhánh, chỉ số H' trung bình đạt thấp vào đợt 2 ($H'_s = 1,75$) và tăng lên vào đợt 4 ($H' = 1,96$) do có sự gia tăng mức độ ô nhiễm môi trường

nước vào mùa khô nên thành phần loài và mật độ động vật đáy cũng có xu hướng tăng lên vào thời gian này. Trong cùng một nhóm thủy vực, chỉ số H' khác biệt không có ý nghĩa ($p>0,05$) qua các giai đoạn thu mẫu nhưng nếu so sánh giữa các nhóm thủy vực thì thấy rằng nhóm TV1 luôn có chỉ số H' trung bình cao hơn so với các nhóm TV khác, tuy nhiên sự khác biệt này không có ý nghĩa ($p>0,05$), ngoại trừ ở đợt 3 có sự khác biệt chỉ số H' trung bình giữa nhóm TV1 ($H'=2,23\pm 0,09$) và nhóm TV3 ($H'=1,61\pm 0,10$) (Hình 4.36). Có sự khác biệt này là do có sự chênh lệch về hàm lượng vật chất hữu cơ trên nền đáy thủy vực cũng như mức độ ô nhiễm nước giữa hai nhóm thủy vực này, kết quả là thành phần loài và mật độ của nhóm TV1 cao hơn nhóm TV3 nên chỉ số H' của nhóm TV1 cũng tăng cao hơn nhóm TV3. Trong số các điểm thu ở sông nhánh, chỉ số H' đạt thấp nhất ($H'=0,75$) tại điểm thu Thăng Lợi 1 vào đợt 2 với tổng số loài được phát hiện 18 loài (13.187 cá thể/ m^2), có sự xuất hiện loài ưu thế *Novaculina chinensis* (10.217 cá thể/ m^2 , $77,5\%$) và *Corbicula fluminea* có mật độ cao (2.173 cá thể/ m^2 , $16,5\%$). Sự giảm tính đa dạng và tăng sự ưu thế của các loài động vật đáy tương ứng thường là do sự phản ứng của quần thể động vật đáy đối với những biến động các thông số chất lượng nước (Sharma and Chowdhary, 2011). Chỉ số H' đạt cao nhất ($H'=2,60$) tại Cái Sao 1 vào đợt 4 với 26 loài (1.723 cá thể/ m^2) do có sự gia tăng mức độ đồng đều về mật độ của các loài tại điểm thu này nên không tìm thấy sự xuất hiện của loài ưu thế, kết quả là tính đa dạng thành phần loài động vật đáy cao hơn so với các điểm thu khác. Chỉ số đa dạng càng cao thể hiện hệ sinh thái ít bị tác động, thành phần loài càng cao và sự phân bố mật độ của các loài càng đồng đều trong hệ sinh thái, do vậy việc sử dụng các chỉ số đa dạng để đánh giá sức khỏe sinh thái là thích hợp (Yazdian *et al.*, 2014).



Hình 4.45: Chỉ số đa dạng Shannon-Weaver (H')

Nhìn chung, chỉ số H' ở sông chính luôn thấp hơn sông nhánh thể hiện sông nhánh có thành phần loài đa dạng hơn sông chính, tuy nhiên sự khác biệt

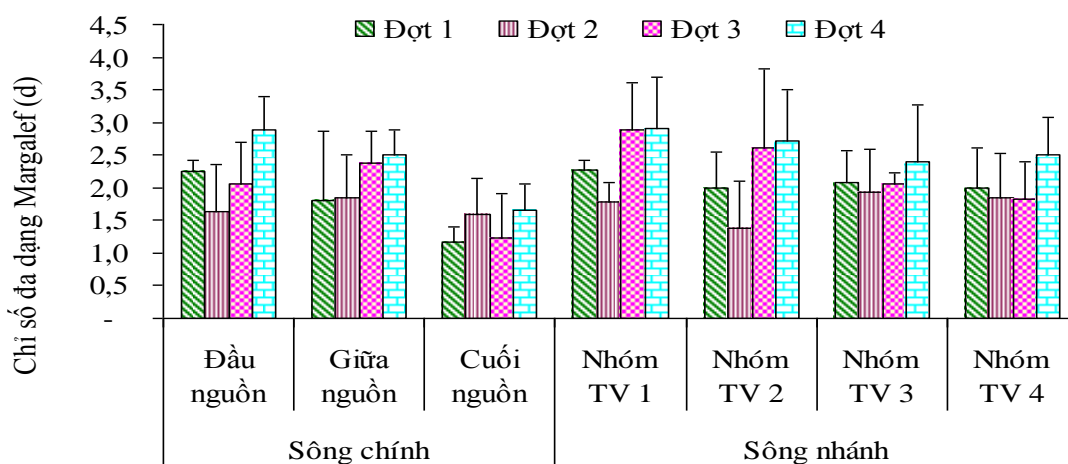
này không có ý nghĩa ($p > 0,05$) qua các giai đoạn thu mẫu. Do khu vực thu mẫu là thủy vực nước chảy nên có sự lưu thông nguồn nước giữa sông chính và sông nhánh, do đó tính đa dạng thành phần loài động vật đáy không có sự khác biệt giữa sông chính và sông nhánh.

4.2.6.2 Chỉ số đa dạng Margalef (d)

Chỉ số đa dạng Margalef có sự chênh lệch khá cao giữa các điểm thu mẫu và biến động từ 0,32-3,58 và 0,58-4,00 lần lượt cho sông chính và sông nhánh. Trên sông chính, biến động chỉ số đa dạng Margalef tương tự chỉ số đa dạng Shannon-Weaver, chỉ số d trung bình vào mùa khô cao hơn mùa mưa, chỉ số d ghi nhận lần lượt $1,78 \pm 0,75$, $1,70 \pm 0,61$, $1,94 \pm 0,73$ và $2,4 \pm 0,65$ tương ứng cho đợt 1, đợt 2, đợt 3 và đợt 4. Vào mùa mưa, chỉ số d ở đợt 1 và đợt 2 khác biệt không có ý nghĩa ($p > 0,05$) giữa khu vực đầu nguồn, giữa nguồn và cuối nguồn, tuy nhiên vào mùa khô chỉ số d ở đợt 3 và đợt 4 khác biệt có ý nghĩa ($p < 0,05$) ở vùng đầu nguồn và giữa nguồn so với cuối nguồn (Hình 4.46).

Sự biến động chất lượng nước trên sông chính sẽ ảnh hưởng đến tính đa dạng thành phần loài động vật đáy, khi chỉ số d càng cao thì thành phần loài càng đa dạng. Kết quả đánh giá chất lượng nước thể hiện chỉ số WQI vào mùa khô thấp hơn mùa mưa, điều này có nghĩa là mức độ ô nhiễm nước trên sông Hậu vào mùa khô cao hơn mùa mưa, khi môi trường có mức độ ô nhiễm tăng lên sẽ làm gia tăng sự phát triển của các loài chịu đựng được ô nhiễm, và làm giảm các loài nhạy cảm. Do đó, thành phần loài động vật đáy vào mùa khô đa dạng hơn mùa mưa chủ yếu là sự gia tăng của các giống loài chịu đựng được ô nhiễm, kết quả này phù hợp với nghiên cứu của Flores and Zafaralla (2012), tính đa dạng thành phần ĐVKXSCL trên sông bị ảnh hưởng bởi mức độ ô nhiễm nước trên sông Mananga, Philippines. Chỉ số d đạt thấp nhất ($d=0,32$) tại Trà Nóc vào đợt 1 với 3 loài (567 cá thể/ m^2) và cao nhất tại Hòa Phú ($d=3,58$) vào đợt 4 với tổng cộng 29 loài (2.470 cá thể/ m^2) và đây cũng là điểm thu có số loài cao nhất trong số các điểm thu mẫu. Trong khi chỉ số H' phụ thuộc vào mật độ của các loài có trong mẫu thu thì chỉ số d phụ thuộc vào số loài hiện diện trong mẫu, do vậy kết quả chỉ số d cao nhất và chỉ số H' cao nhất có khác biệt, tuy nhiên cả hai chỉ số này đều cho thấy tính đa dạng thành phần loài động vật đáy tại khu vực nghiên cứu. Như vậy, có thể thấy rằng chỉ số đa dạng Margalef phụ thuộc vào số loài mà không phụ thuộc vào số lượng cá thể trong mẫu thu (Sharma and Chowdhary, 2011). Chỉ số đa dạng Margalef càng cao thì chất lượng nước càng tốt, khi chỉ số d khoảng bằng 1 thì chất lượng nước gia tăng mức độ ô nhiễm và có thể suy giảm chất lượng sinh thái (Margalef, 1958, trích bởi Bhandarkar and Bhandarkar, 2013).

Trên sông nhánh, chỉ số d trung bình đạt thấp nhất vào đợt 2 ($d=1,78\pm0,63$) và cao nhất vào đợt 4 ($d=2,58\pm0,63$) tương tự như qui luật biến động của chỉ số H' . Nhìn chung, chỉ số d khác biệt không có ý nghĩa ($p>0,05$) giữa các nhóm thủy vực qua các giai đoạn thu mẫu, và trong cùng một nhóm thủy vực thì chỉ số d khác biệt không có ý nghĩa ($p>0,05$) giữa các đợt khảo sát, ngoại trừ nhóm TV4 (Hình 4.46), nhưng nhìn chung chỉ số d trung bình ở nhóm TV1 cao hơn các nhóm thủy vực khác cho thấy nhóm TV1 có thành phần loài đa dạng hơn so với các nhóm thủy vực còn lại. Trong số các nhóm thủy vực trên sông nhánh, chỉ số d đạt thấp nhất tại Vịnh Tre 1 ($d=0,58$) vào đợt 2 với tổng số loài ghi nhận được 4 loài (177 cá thể/ m^2) và cao nhất tại Cái Sao 1 ($d=4,00$) vào đợt 3 với 28 loài (853 cá thể/ m^2). Theo Hawkes (1978), chỉ số đa dạng cao chỉ thị chất lượng nước tốt nhưng chỉ số đa dạng thấp có thể không chỉ thị chất nước kém, tuy nhiên Kartikasari *et al.* (2013) cho rằng chỉ số đa dạng thấp thể hiện chất lượng nước kém, chỉ số đa dạng cao thể hiện chất lượng nước tốt. Trong nghiên cứu này, khi thành phần loài và mật độ động vật đáy tăng lên thì chỉ số H' cũng tăng lên đồng thời chỉ số WQI giảm, nghĩa là chất lượng nước giảm, nguyên nhân là do khi môi trường nước có sự gia tăng mức độ ô nhiễm (từ ô nhiễm nhẹ đến ô nhiễm trung bình) thì các giống loài thích nghi với điều kiện môi trường nước ô nhiễm ở mức trung bình sẽ phát triển cả về thành phần loài và mật độ, từ đó làm gia tăng chỉ số d . Tuy nhiên, khi môi trường bị ô nhiễm nặng thì thành phần loài sẽ bị giảm và gia tăng mật độ động vật đáy, do đó chỉ số đa dạng đạt giá trị thấp. Đặc biệt khi môi trường bị ô nhiễm rất nặng thì không tìm thấy sự hiện diện của động vật đáy (Phạm Anh Đức và *ctv.*, 2015) và khi đó chỉ số đa dạng bằng 0. Vì vậy, có thể thấy rằng tính đa dạng thành phần loài động vật đáy bị ảnh hưởng bởi nhiều yếu tố như điều kiện môi trường sống và mức độ ô nhiễm của thủy vực.



Hình 4.46: Chỉ số đa dạng Margalef (d) trên sông chính và sông nhánh

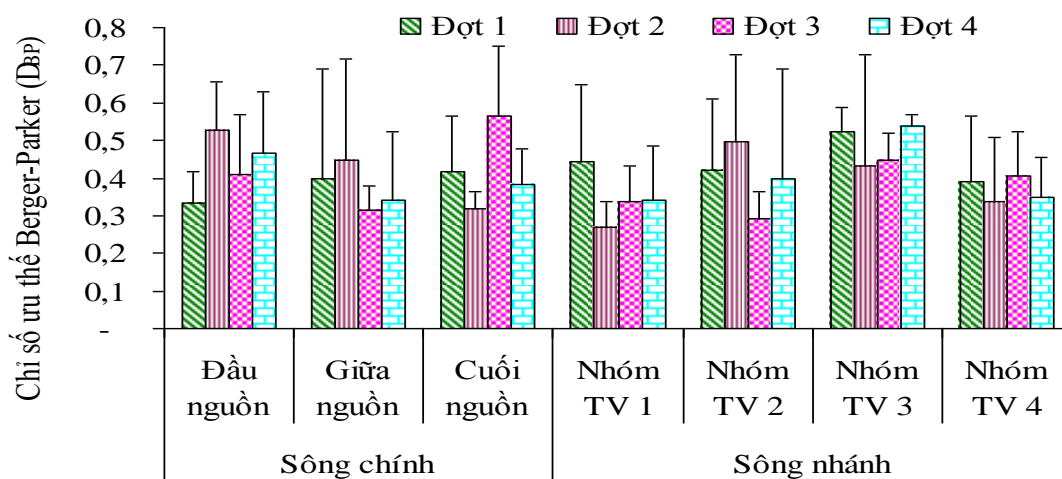
Biến động chỉ số d giữa sông chính và sông nhánh cũng theo qui luật tương tự như chỉ số H' , nghĩa là chỉ số d trung bình trên sông chính thấp hơn sông nhánh và khác biệt không có ý nghĩa ($p > 0,05$) giữa sông chính và sông nhánh qua các giai đoạn khảo sát, kết quả này cho thấy không có sự khác biệt về tính đa dạng thành phần loài động vật đáy giữa sông chính và sông nhánh

4.2.6.3 Chỉ số ưu thế Berger-Parker (D)

Trên sông chính, chỉ số ưu thế Berger-Parker có sự chênh lệch tương đối lớn giữa các vị trí thu mẫu và biến động từ 0,18-0,89. Chỉ số D trong cùng một giai đoạn thu mẫu khác biệt không có ý nghĩa ($p > 0,05$) giữa các khu vực đầu nguồn, giữa nguồn và cuối nguồn, và trong cùng một khu vực nghiên cứu chỉ số D cũng khác biệt không có ý nghĩa ($p > 0,05$) qua các giai đoạn khảo sát (Hình 4.47).

Chỉ số D đạt thấp nhất tại Bình Thủy vào đợt 2 ($D=0,18$) với 15 loài (260 cá thể/m²) và cao nhất tại Trà Nóc vào đợt 1 ($D=0,89$) với 3 loài (567 cá thể/m²). Thủy vực có chỉ số D càng cao cũng không có nghĩa là mật độ động vật đáy tại điểm thu đó càng cao, ví dụ như mật độ tại sông Trà Nóc đạt cao nhất vào đợt 3 (2.543 cá thể/m²) nhưng chỉ số ưu thế D_{BP} đạt thấp nhất ($D=0,39$) với 17 loài, trong khi đó ở đợt 1 mật độ động vật đáy đạt thấp nhất (567 cá thể/m²) nhưng chỉ số D đạt cao nhất ($D=0,89$) với 3 loài. Do đó, có thể thấy rằng chỉ số D phụ thuộc vào số loài và mật độ tổng cộng của vị trí thu mẫu. Chỉ số ưu thế cho thấy sự ưu thế của một số loài so với các loài khác trong quần xã đồng thời phản ánh tính đa dạng sinh học của động vật đáy tại các vị trí khảo sát bởi vì khi chỉ số D càng cao thì quần thể càng ít đa dạng và mức độ ô nhiễm nước càng tăng, và vì vậy mật độ của các loài động vật đáy chịu đựng được ô nhiễm cũng tăng lên.

Trên sông nhánh, chỉ số D biến động từ 0,15-0,78. Chỉ số D trong cùng một giai đoạn thu mẫu khác biệt không có ý nghĩa ($p > 0,05$) giữa các nhóm thủy vực, và trong cùng một thủy vực chỉ số D cũng khác biệt không có ý nghĩa ($p > 0,05$) qua các giai đoạn khảo sát (Hình 4.47). Chỉ số D đạt thấp nhất tại Cái Côn vào đợt 2 ($D=0,15$) với 12 loài (110 cá thể/m²) và cao nhất tại Trà Nóc ($D=0,78$) vào đợt 1 với 13 loài (1.597 cá thể/m²). Nhóm TV1 có chỉ số D trung bình thấp hơn so với các nhóm thủy vực khác cho thấy thành phần loài động vật đáy ở nhóm TV1 đa dạng hơn các nhóm thủy vực khác, đồng thời sự phân bố mật độ của các loài động vật đáy đồng đều hơn các nhóm thủy vực còn lại. Kết quả này phù hợp với kết quả của các chỉ số đa dạng Shannon-Weaver, Margalef trong cùng một khu vực khảo sát đã được trình bày ở phần trên.



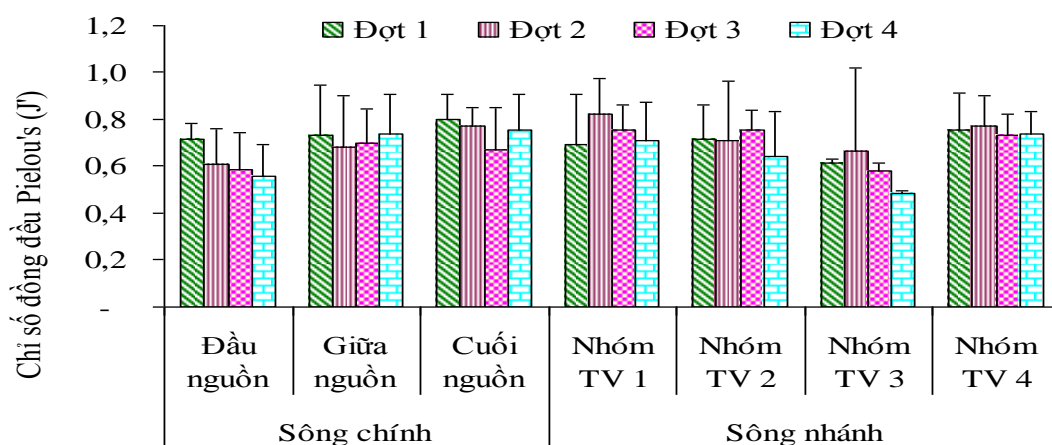
Hình 4.47: Chỉ số ưu thế Berger-Paker trên sông chính và sông nhánh

4.2.6.4 Chỉ số đồng đều Pielou's (J')

Nhìn chung, không có sự khác biệt lớn về chỉ số đồng đều Pielou (J') giữa các nhóm thủy vực trên sông chính và sông nhánh (Hình 4.48). Trên sông chính, chỉ số đồng đều Pielou (J') biến động từ 0,33-0,90, ở khu vực đầu nguồn, giữa nguồn và cuối nguồn có chỉ số J' lần lượt $0,62 \pm 0,13$, $0,71 \pm 0,18$ và $0,75 \pm 0,13$ cho thấy khu vực cuối nguồn mật độ của các loài động vật đáy phân bố đồng đều hơn so với khu vực đầu nguồn và giữa nguồn. Chỉ số J' có sự thay đổi qua các giai đoạn khảo sát, tuy nhiên chỉ số J' khác biệt không có ý nghĩa ($p > 0,05$) giữa các khu vực đầu nguồn, giữa nguồn và cuối nguồn (Hình 4.48). Chỉ số đồng đều cho thấy sự phân bố của quần thể ở mức độ loài, sự phân bố mật độ của các loài càng đồng đều thì quần thể càng ổn định, kết quả là tính đa dạng sinh học càng cao (Yazdian *et al.*, 2014). Trong nghiên cứu này, chỉ số J' đạt thấp nhất ($J'=0,33$) tại Trà Nóc vào đợt 2 với 7 loài (1.020 cá thể/m²) cho thấy thủy vực có thành phần loài động vật đáy kém đa dạng, chỉ số J' đạt cao nhất ($J'=0,90$) tại Bình Thủy vào đợt 4 với 14 loài (280 cá thể/m²) cho thấy thủy vực có tính đa dạng cao về thành phần loài bởi vì khi mật độ của các loài trong quần thể phân bố đồng đều thì chỉ số đa dạng cũng tăng lên (Yazdian *et al.*, 2014).

Biến động chỉ số J' tại các điểm thu trên sông nhánh (0,26-0,96) tương tự như sông chính. Chỉ số J' trung bình đạt giá trị cao nhất vào đợt 2 ($0,76 \pm 0,18$) và thấp nhất vào đợt 4 ($0,69 \pm 0,14$) cho thấy mật độ động vật đáy vào giữa mùa mưa phân bố đồng đều hơn giữa mùa khô. Xét trong cùng một đợt thu mẫu thì chỉ số J' khác biệt không có ý nghĩa ($p > 0,05$) giữa các nhóm thủy vực, ngoại trừ đợt 4 chỉ số J' khác biệt có ý nghĩa ($p < 0,05$) giữa nhóm TV3 ($0,49 \pm 0,01$) và nhóm TV 4 ($0,74 \pm 0,09$) (Hình 4.48), nguyên nhân là do nhóm TV3 bị ảnh hưởng bởi hoạt động nuôi trồng thủy sản nên môi trường nước giàu vật chất

hữu cơ, hàm lượng TSS cao ($75,3 \pm 47,5$ mg/L so với $27,7 \pm 17,0$ mg/L) là điều kiện thuận lợi cho sự phát triển của các giống loài động vật đáy chịu đựng được ô nhiễm, từ đó làm gia tăng mật độ của một số loài ưu thế và làm giảm sự đồng đều về mật độ, kết quả là chỉ số J' của nhóm TV3 thấp hơn so với nhóm TV4 và thành phần loài ở nhóm TV3 kém đa dạng hơn nhóm TV4. Kết quả này phù hợp với nhận định của Sharma and Chowdhary (2011), khi tất cả các loài trong mẫu thu phân bố với số lượng cá thể tương đương nhau thì chỉ số đồng đều đạt tối đa, chỉ số đồng đều giảm khi có sự gia tăng sự ưu thế của loài có trong mẫu.



Hình 4.48: Chỉ số đồng đều Pielou trên sông chính và sông nhánh

4.2.6.5 Tương quan giữa chỉ số chất lượng nước và các chỉ số đa dạng động vật đáy

So sánh sự tương quan giữa các chỉ số đa dạng và chỉ số chất lượng nước, kết quả cho thấy chỉ số đa dạng Shannon-Weaver có mối tương quan thuận có ý nghĩa ($p < 0,01$) với chỉ số đa dạng Margalef ($r = 0,72$), chỉ số đồng đều Pielou ($r = 0,68$), chỉ số WQI ($r = 0,38$) và thành phần loài động vật đáy ($r = 0,51$). Tuy nhiên chỉ số H' có mối tương quan nghịch với chỉ số ưu thế Berger-Parker ($r = -0,87$) và mật độ động vật đáy ($r = -2,11$) (Bảng 4.36). Điều này cho thấy khi thành phần loài động vật đáy càng đa dạng thì chỉ số WQI càng tăng thể hiện mức độ ô nhiễm nước càng giảm. Ngoài ra, thành phần loài động vật đáy càng đa dạng thì càng thể hiện mức độ ưu thế của loài nào đó giảm hoặc không xuất hiện và hiển nhiên mức độ đồng đều về mật độ của các loài động vật đáy trong quần xã tăng. Kết quả từ Bảng 4.36 cũng cho thấy chỉ số ưu thế D có mối tương quan thuận ($p < 0,01$) với mật độ động vật đáy ($r = 0,35$), nhưng tương quan nghịch với các chỉ số J' ($r = -0,81$), và chỉ số WQI ($r = -0,44$) và thành phần loài động vật đáy ($r = -0,18$). Khi thành phần loài và mật độ động vật đáy tăng lên thì chỉ số WQI sẽ giảm xuống, tuy nhiên mối tương quan này không có ý nghĩa ($p > 0,05$). Như vậy, có thể thấy rằng khi thủy

vực có chỉ số D càng cao thì tính đa dạng thành phần loài và mức độ đồng đều về mật độ động vật đáy càng giảm. Kết quả này tương tự với nghiên cứu của Latha and Thanga (2010), nghiên cứu sự biến động các chỉ số đồng đều và chỉ số đa dạng Shannon-Weaver tại 6 vị trí trong thời gian 2 năm trên sông Veli và Kadinamkulam, Ấn Độ cho thấy tính đa dạng loài và sự phân bố của động vật đáy có liên quan rõ ràng đến chất lượng nước, nước càng ô nhiễm thì chỉ số đa dạng càng thấp. Bên cạnh đó, chỉ số đồng đều có liên quan chặt chẽ với chỉ số đa dạng, giá trị đồng đều thấp nhất ghi nhận được ở các vị trí có chỉ số đa dạng thấp và giá trị đồng đều cao hơn phát hiện được ở các vị trí có chỉ số đa dạng cao hơn (Bhandarkar and Bhandarkar, 2013). Ngoài ra, Kalyoncu and Zeybek (2010) cho rằng chỉ số đa dạng Shannon-Weaver tương quan thuận với chỉ số đa dạng Simpson ($r=0,862$) và chỉ số đa dạng Margalef ($r=0,780$). Mặt khác, Azrina *et al.* (2006) nghiên cứu sự tương quan giữa chỉ số đa dạng và độ giàu loài của quần thể động vật đáy với các yếu tố lý hóa học của nước trên sông Langat, Malaysia, kết quả cho thấy các chỉ số này bị ảnh hưởng mạnh bởi hàm lượng TSS và EC của nước. Độ giàu loài tương quan nghịch với hàm lượng TSS, độ rộng của dòng sông và nhiệt độ, trong khi chỉ số đa dạng Simpson thì tương quan chặt với TSS và EC của nước. Tóm lại, tính đa dạng, sự ưu thế và mức độ đồng đều về mật độ động vật đáy bị ảnh hưởng mạnh bởi chất lượng nước, bất kỳ sự thay đổi nào của các thông số lý hóa học cũng ảnh hưởng đến sự phân bố của động vật đáy. Khi môi trường có chất lượng nước tốt sẽ thuận lợi cho các giống loài thích nghi với môi trường nước sạch (loài nhạy cảm) phát triển và khi môi trường nước bị ô nhiễm thì các giống loài nhạy cảm với ô nhiễm nước sẽ từ từ biến mất đồng thời các giống loài chịu đựng được ô nhiễm nước sẽ tồn tại và phát triển. Do đó, với đặc tính môi trường sống của động vật đáy như trên nên chúng thường được sử dụng để đánh giá chất lượng nước bằng phương pháp sinh học.

Bảng 4.36: Tương quan (Pearson correlation) giữa chỉ số chất lượng nước, các chỉ số đa dạng, chỉ số ưu thế, thành phần loài (TPL) và mật độ động vật đáy

	H'	d	D	J'	WQI	Mật độ ĐVĐ	TPL ĐVĐ
H'	1						
d	0,72**	1					
D	-0,87**	-0,40**	1				
J'	0,68**	0,05	-0,81**	1			
WQI	0,38**	0,14	-0,44**	0,42**	1		
Mật độ ĐVĐ	-0,21*	0,25**	0,35**	-0,58**	-0,16	1	
TPL ĐVĐ	0,51**	0,93**	-0,18*	-0,22**	-0,01	0,48**	1

*. Tương quan có ý nghĩa thống kê ($p < 0,05$)

** . Tương quan có ý nghĩa thống kê ($p < 0,01$)

4.3 Nội dung 3: Nghiên cứu phương pháp quan trắc sinh học sử dụng động vật không xương sống cỡ lớn

4.3.1. Sử dụng động vật không xương sống cỡ lớn sống đáy trong quan trắc sinh học

4.3.1.1 Đánh giá chất lượng nước bằng chỉ số đa dạng Shannon-Weaver

Chỉ số H' ở khu vực nghiên cứu trên sông Hậu có sự biến động tương đối cao giữa các điểm thu mẫu và dao động từ 0,4-2,6 và 0,8-2,6 lần lượt cho sông chính và sông nhánh (Bảng 4.37 và Bảng 4.38). Stau *et al.* (1970) đã đưa ra phân mức để đánh giá tình trạng ô nhiễm nước theo tính đa dạng loài như sau: khi H' từ 3,0-4,5: hơi ô nhiễm, H' từ 2,0-3,0: ô nhiễm nhẹ, H' từ 1,0-2,0 ô nhiễm trung bình và H' từ 0,0-1,0 thì ô nhiễm nặng. Với kết quả của nghiên cứu này thì chất lượng nước trên sông Hậu từ ô nhiễm nhẹ đến ô nhiễm nặng. Kết quả về chất lượng nước cũng tương tự nếu dựa vào phân mức chất lượng nước của Phạm Anh Đức và *ctv.* (2011) trong nghiên cứu đánh giá chất lượng nước sử dụng ĐVKXSCL sống đáy ở lưu vực sông Đồng Nai. Tuy nhiên, nếu dựa vào phân mức chất lượng nước của Wilhm and Dorris (1966), tác giả cho rằng việc sử dụng chỉ số đa dạng trong đánh giá chất lượng nước là dựa vào giả định các dòng sông sạch có chỉ số đa dạng cao, bởi vì quần thể động vật đáy ở dòng sông này chứa nhiều loài và số lượng cá thể của các loài thì tương đối bằng nhau và đưa ra mối quan hệ giữa sự đa dạng loài và tình trạng ô nhiễm của các vị trí thu mẫu: khi $H' > 3,0$ thì nước sạch, H' từ 1,0-3,0 chỉ thị ô nhiễm trung bình và $H' < 1,0$ chỉ thị ô nhiễm nặng. Do vậy, chất lượng nước trên sông chính và sông nhánh thuộc tuyến sông Hậu ở phân mức từ ô nhiễm trung bình đến ô nhiễm nặng. Kết quả cũng tương tự nếu dựa vào thang đánh giá ô nhiễm của Bae and Lee (2001) trong nghiên cứu sử dụng ĐVKXSCL để đánh giá chất lượng nước, khi H' từ 0,0-0,9: ô nhiễm nặng, H' từ 1,0-1,9: ô nhiễm vừa mức α , H' từ 2,0-2,9: ô nhiễm vừa mức β và H' từ 3,0-4,5: ít ô nhiễm. Chỉ số đa dạng H' được xem là một trong các chỉ số đáng tin cậy nhất trong quan trắc chất lượng nước trên sông sử dụng ĐVKXSCL sống đáy (Kalyoncu and Zeybek, 2010). Ghost and Biswas (2015) cũng đã sử dụng chỉ số H' để đánh giá sức khỏe sinh thái của các thủy vực ở miền đông Ấn Độ, chỉ số H' biến động từ 0,29-2,12 thể hiện chất lượng nước từ ô nhiễm trung bình đến ô nhiễm nặng. Chỉ số H' thấp còn cho thấy nguồn nước bị tác động mạnh bởi các hoạt động của con người. Bên cạnh đó, Phạm Anh Đức và Đặng Quốc Dũng (2016) cũng đã đánh giá chất lượng nước trên các sông nhánh và sông Sài Gòn bằng chỉ số H' sử dụng ĐVKXSCL sống đáy, kết quả cho thấy chất lượng nước ở vùng nghiên cứu ở mức từ ô nhiễm nhẹ đến ô nhiễm nặng. Nhìn

chung, chỉ số đa dạng Shannon-Weaver đã được ứng dụng khá rộng rãi trong quan trắc sinh học sử dụng ĐVKXSCL ở nước ta và trên thế giới. Dựa vào chỉ số H' thì chất lượng nước trên sông Hậu bị ô nhiễm ở các mức độ khác nhau, và tất cả các trường hợp khảo sát trên sông Hậu đều không tìm thấy chất lượng nước tốt.

4.3.1.2 Đánh giá chất lượng nước bằng chỉ số ưu thế Berger-Parker

Chỉ số ưu thế Berger-Parker ở khu vực nghiên cứu biến động từ 0,18-0,89 và 0,15-0,78 lần lượt cho sông chính và sông nhánh. Theo Phạm Anh Đức (2004) và Phạm Anh Đức và Phạm Thị Minh Nguyệt (2006) nghiên cứu sử dụng ĐVKXSCL ở hệ thống sông rạch TPHCM đã đề xuất thang điểm đánh giá chất lượng nước bằng chỉ số ưu thế Berger-Parker. Theo các tác giả này khi chỉ số $D_{BP} < 0,3$ thì ít ô nhiễm, $0,3 < D_{BP} < 0,5$: ô nhiễm vừa β , $0,5 < D_{BP} < 0,7$: ô nhiễm vừa α và $D_{BP} > 0,7$: ô nhiễm nặng. Chỉ số ưu thế càng cao thì tính đa dạng thành phần loài càng giảm, khi môi trường bị ô nhiễm ở mức độ cao hơn thì chỉ một vài loài có thể chịu đựng và tồn tại và sau đó phát triển mạnh mẽ để gia tăng mật độ quần thể do vào thời gian này chúng thích nghi dần với những thay đổi của môi trường nước đồng thời giảm sự cạnh tranh của các loài khác. Do đó, Padmanabha (2011) đã sử dụng chỉ số ưu thế Berger-Parker trong đánh giá mức độ ô nhiễm nước ở các hồ Kamana, Mandakally và Devanoor của Ấn Độ, tuy nhiên tác giả chỉ đưa ra xu hướng biến động chung của chỉ số này và cho rằng khi chỉ số ưu thế Berger-Parker càng cao thì mức độ ô nhiễm nước càng cao, điều này dẫn đến thành phần loài thấp, mật độ của một số loài tăng cao và chiếm ưu thế. Nghiên cứu chưa đưa ra được phân mức cụ thể để đánh giá chất lượng nước như chỉ số đa dạng Shannon-Weaver và hệ thống điểm BMWP. Như vậy, với kết quả của nghiên cứu này thì chất lượng nước trên sông Hậu ở mức từ ô nhiễm nhẹ đến ô nhiễm nặng, phù hợp với kết quả đánh giá chất lượng nước bằng chỉ số đa dạng Shannon-Weaver.

4.3.1.3 So sánh đánh giá chất lượng nước bằng phương pháp quan trắc sinh học sử dụng động vật đáy và phương pháp lý hóa học

Đánh giá chất lượng nước bằng phương pháp quan trắc sinh học sử dụng chỉ số H' và phương pháp lý hóa học sử dụng chỉ số WQI được trình bày ở Bảng 4.37 và Bảng 4.38. Kết quả cho thấy có sự trùng hợp khá cao (79%) về phân mức chất lượng nước khi sử dụng hai phương pháp này, nếu tính chỉ số H' trung bình và WQI trung bình tại các điểm thu trên sông chính và sông nhánh thì phân mức chất lượng nước giữa các đợt khảo sát giống nhau 100%. Nếu xét từng trường hợp khảo sát thì trong tổng số 144 trường hợp thu mẫu có

30 trường hợp (chiếm tỉ lệ 21 %) (11 trường hợp trên sông chính và 19 trường hợp trên sông nhánh) có sự khác biệt về phân mức chất lượng nước giữa hai phương pháp này (Bảng 4.37 và Bảng 4.38). Tuy nhiên, trong 30 trường hợp khác biệt này thì sự chênh lệch phân mức chất lượng nước rất thấp, ví dụ tại điểm thu Long Bình vào đợt 1, chỉ số $H' = 2,1$ cho thấy chất lượng bị ô nhiễm nhẹ (H' từ 1,0-2,0: ô nhiễm trung bình), trong khi đó chỉ số $WQI = 40,6$ thì chất lượng nước bị ô nhiễm trung bình. Nhìn chung, có sự trùng hợp khá cao về chất lượng nước giữa phương pháp sinh học và phương pháp lý hóa học trong cùng thời điểm nghiên cứu. Do vậy, có thể sử dụng chỉ số H' để đánh giá chất lượng nước trên sông chính và sông nhánh thuộc tuyến sông Hậu. Kết quả này phù hợp với nhận định của Sangpradub *et al.* (1998b) rằng sử dụng chỉ số đa dạng Shannon-Weaver để đánh giá chất lượng nước thì tốt hơn các chỉ số khác nhưng cần phải xác định đến bậc loài. Chỉ số Shannon-Weaver rất thích hợp để đánh giá tính đa dạng sinh học và chất lượng nước hơn so với các chỉ số đa dạng khác (Shannon, 1948, trích bởi Mandaville, 2002). Ngoài ra, Fengzhi *et al.* (2014) trong nghiên cứu đánh giá sức khỏe sinh thái sông ở vùng miền núi Shennongjia, Trung Quốc cho thấy có mối tương quan chặt chẽ ($p < 0,01$) khi sử dụng hai chỉ số đa dạng Shannon-Weaver và hệ thống điểm BMWP và chứng minh hai chỉ số này có thể sử dụng để đánh giá chất lượng nước.

Việc đánh giá chất lượng nước bằng phương pháp quan trắc sinh học sử dụng chỉ số D và bằng phương pháp lý hóa học sử dụng chỉ số WQI cho thấy có sự trùng hợp 69% về phân mức chất lượng nước khi sử dụng chỉ số D với phân mức chất lượng nước khi sử dụng chỉ số WQI. Tuy nhiên, mức độ trùng hợp chất lượng nước khi sử dụng chỉ số D thấp hơn khi sử dụng chỉ số H' . Trong tổng số 144 trường hợp khảo sát có 44 trường hợp (chiếm tỉ lệ 31%) (18 trường hợp trên sông chính và 26 trường hợp trên sông nhánh) có sự chênh lệch phân mức chất lượng nước giữa hai phương pháp này.

Như vậy, với kết quả ghi nhận được như trên thì việc sử dụng động vật đáy thông qua chỉ số đa dạng Shannon-Weaver để đánh giá chất lượng nước là phù hợp cho các dòng sông thuộc tuyến sông Hậu do có sự trùng hợp cao về kết quả chất lượng nước của phương pháp sinh học và phương pháp lý hóa học, và hiện nay chỉ số này đã được ứng dụng khá phổ biến ở nhiều quốc gia trên thế giới.

Bảng 4.37: Đánh giá chất lượng nước bằng chỉ số đa dạng H' và chỉ số WQI tại các điểm thu trên sông chính

Điểm thu	Chỉ số H'								Chỉ số WQI							
	Đợt 1		Đợt 2		Đợt 3		Đợt 4		Đợt 1		Đợt 2		Đợt 3		Đợt 4	
	H'	CLN	H'	CLN	H'	CLN	H'	CLN	WQI	CLN	WQI	CLN	WQI	CLN	WQI	CLN
Long Bình	2,1	3	1,4	2	1,0	2	2,1	3	40,6	2	41,1	2	37,3	2	37,7	2
Châu Đốc	2,0	2	1,7	2	2,3	3	1,6	2	39,4	2	36,1	2	28,8	2	36,0	2
Bình Mỹ	1,8	2	0,9	1	1,2	2	1,2	2	41,6	2	40,4	2	37,9	2	35,1	2
Cồn Bình Thủy	1,9	2	1,6	2	1,5	2	1,6	2	38,3	2	39,1	2	34,2	2	39,1	2
Hòa Phú	2,2	3	1,5	2	2,2	3	2,2	3	38,5	2	41,3	2	35,2	2	35,5	2
Thốt Nốt	2,6	3	1,5	2	1,9	2	2,1	3	56,7	3	36,4	2	35,8	2	36,9	2
Ô Môn	2,2	3	2,1	3	2,3	3	2,0	2	38,4	2	59,3	3	39,2	2	33,5	2
Trà Nóc	0,4	1	0,6	1	1,3	2	1,4	2	17,3	1	18,5	1	36,3	2	25,0	2
Bình Thủy	1,6	2	2,3	3	2,2	3	2,4	3	37,2	2	52,7	3	33,6	2	37,8	2
Ninh Kiều	2,1	3	1,7	2	1,8	2	2,5	3	34,5	2	36,4	2	38,8	2	34,7	2
Đông Phú	2,0	2	1,5	2	1,1	2	1,5	2	38,8	2	39,8	2	35,5	2	37,5	2
Mái Dầm	1,7	2	1,8	2	1,2	2	1,6	2	38,4	2	37,2	2	35,5	2	43,4	2
Cái Côn	1,3	2	1,9	2	1,9	2	2,0	2	36,3	2	57,8	3	33,3	2	37,8	2
Đại Ngãi	1,3	2	1,7	2	0,8	1	1,7	2	37,8	2	37,2	2	35,8	2	38,5	2
Trung bình	1,8	2	1,6	2	1,6	2	1,9	2	38,1	2	40,9	2	35,5	2	36,3	2

Ghi chú: Cột CLN và WQI: 1- Ô nhiễm nặng, 2-ô nhiễm TB, 3-ô nhiễm nhẹ, 4-sạch, 5-rất sạch

Bảng 4.38: Đánh giá chất lượng nước bằng chỉ số đa dạng Shannon-Weaver (H') và chỉ số WQI tại các điểm thu trên sông nhánh thuộc tuyến sông Hậu

Điểm thu	Chỉ số H'								Chỉ số WQI							
	Đợt 1		Đợt 2		Đợt 3		Đợt 4		Đợt 1		Đợt 2		Đợt 3		Đợt 4	
	H'	CLN	H'	CLN	H'	CLN	H'	CLN	WQI	CLN	WQI	CLN	WQI	CLN	WQI	CLN
Vinh Tế	1,5	2	1,8	2	2,2	3	1,8	2	37,5	2	37,3	2	35,6	2	34,4	2
NT sông Hậu 1	1,9	2	2,0	2	2,3	3	2,3	3	34,4	2	44,8	2	25,0	2	30,8	2
NT sông Hậu 2	2,3	3	2,0	2	2,2	3	2,2	3	42,3	2	47,1	2	25,0	2	28,0	2
Vinh Tre 1	1,9	2	1,2	2	2,1	3	2,2	3	36,9	2	39,5	2	43,3	2	33,3	2
Cái Sao 1	2,5	3	2,0	2	2,6	3	2,6	3	36,1	2	47,4	2	36,7	2	34,1	2
Thắng Lợi 2	1,3	2	1,1	2	1,7	2	1,2	2	34,4	2	35,4	2	31,1	2	37,2	2
Vinh Tre 2	1,5	2	1,8	2	1,6	2	1,5	2	35,0	2	38,2	2	33,3	2	33,3	2
Cái Sao 2	1,9	2	2,3	3	1,7	2	1,6	2	27,5	2	45,5	2	23,8	2	33,5	2
Thắng Lợi 1	1,6	2	0,7	1	1,5	2	1,1	2	27,8	2	34,4	2	38,3	2	32,9	2
Cây Dương	2,3	3	2,5	3	2,0	2	2,2	3	58,0	3	58,2	3	34,8	2	36,9	2
Chắc Cà Dao	2,5	3	2,0	2	1,9	2	1,7	2	54,5	3	54,0	3	33,6	2	36,9	2
Cái Sắn	2,4	3	2,4	3	1,7	2	2,3	3	49,5	2	53,1	3	29,1	2	30,1	2
Bò Ót	1,9	2	1,8	2	2,0	2	2,3	3	31,6	2	37,3	2	29,2	2	33,8	2
Thốt Nốt	1,6	2	2,3	3	2,0	2	2,2	3	30,3	2	57,9	3	33,2	2	35,0	2
Ô Môn	1,4	2	1,4	2	1,7	2	1,7	2	35,0	2	38,6	2	39,8	2	34,8	2
Trà Nóc	1,0	2	1,4	2	2,0	2	2,0	2	35,9	2	35,8	2	33,6	2	33,4	2
Cái Răng	2,0	2	1,5	2	1,6	2	1,5	2	33,0	2	35,8	2	30,8	2	34,7	2
Cái Dầu 1	1,8	2	0,9	1	1,9	2	2,0	2	29,4	2	19,1	1	29,6	2	35,0	2
Cái Dầu 2	1,6	2	1,4	2	1,4	2	2,0	2	39,3	2	41,6	2	37,7	2	38,1	2
Mái Dầm	2,2	3	1,6	2	1,9	2	1,8	2	61,4	3	36,3	2	38,3	2	35,9	2
Cái Cồn	2,2	3	2,3	3	1,3	2	2,3	3	54,8	3	41,9	2	34,3	2	36,0	2
Đại Ngãi	1,4	2	2,0	2	1,1	2	2,5	3	37,8	2	36,6	2	35,2	2	58,7	3
Trung bình	1,8	2,0	1,7	2,0	1,8	2,0	1,96	2,0	39,2	2,0	41,6	2,0	33,2	2,0	35,3	2,0

Ghi chú: Cột CLN, 1- Ô nhiễm nặng, 2-ô nhiễm TB, 3-ô nhiễm nhẹ, 4-sạch, 5-rất sạch

4.3.2 Sử dụng động vật không xương sống cỡ lớn trong quan trắc sinh học

4.3.2.1 Thành phần động vật không xương sống cỡ lớn trên sông Hậu

Nghiên cứu đã ghi nhận được tổng cộng 66 họ ĐVKXSCL phân bố trên sông Hậu gồm 27 bộ, trong đó côn trùng (Insecta) có số họ cao nhất với 28 họ (42%), kế đến là chân bụng (Gastropoda) có 12 họ (18%), giáp xác lớn (Malacostraca) với 11 họ (17%), các nhóm còn lại bao gồm giun nhiều tơ (Polychaeta), hai mảnh vỏ (Bivalvia), giun ít tơ (Oligochaeta), và đĩa (Hirudinea) có số họ thấp hơn và biến động từ 2-6 họ (3-9%) (Bảng 4.39 và Bảng 4.40).

Bảng 4.39: Thành phần động vật không xương sống cỡ lớn phân bố trên sông chính và sông nhánh thuộc tuyến sông Hậu

ĐVKXSCL	Số bộ	Số họ	Tỉ lệ
Oligochaeta	2	2	3%
Polychaeta	3	4	6%
Gastropoda	8	12	18%
Bivalvia	4	6	9%
Malacostraca	3	11	17%
Insecta	6	28	42%
Hirudinea	1	3	5%
Tổng cộng	27	66	100%

Lớp Insecta có số họ đa dạng hơn so với các lớp khác với tổng số họ ghi nhận được 28 họ thuộc 6 bộ, do đây là nhóm côn trùng thủy sinh phân bố chủ yếu trong môi trường nước ngọt, chúng được tìm thấy phần lớn ở giai đoạn ấu trùng. Các loài côn trùng thường có giai đoạn ấu trùng sống ở nước dài hơn sống trên cạn, một số ấu trùng của họ Ephemeroptera có thể sống trong nước tới 2-3 năm, trải qua 5 lần lột xác để thành con trưởng thành. Trong số các họ thuộc lớp Insecta được tìm thấy thì bộ Coleoptera có số họ cao nhất (7 họ) (Bảng 4.39). Một số giống loài thuộc bộ Coleoptera, ví dụ như họ Elmidae phân bố chủ yếu ở các thủy vực nước chảy, khi trưởng thành chúng ăn tảo đáy và mùn bã hữu cơ, riêng giai đoạn ấu trùng chúng chỉ sử dụng mùn bã hữu cơ. Do vậy, hàm lượng các vật chất hữu cơ cũng quan trọng đối với sự ưu thế của họ Elmidae cũng như nhiều loài ĐVKXS khác ở các dòng sông (Moore *et al.*, 2007). Đối với bộ Odonata, giai đoạn ấu trùng sống ở các thủy vực nước ngọt, đây là giai đoạn chiếm nhiều thời gian nhất trong vòng đời của chuồn chuồn. Giai đoạn ấu trùng có thể kéo dài dưới nước từ vài tháng đến vài năm, do đó chúng được tìm thấy với số họ tương đối cao (6 họ). Sự đa dạng và phong phú

của ấu trùng bộ Odonata có mối tương quan thuận với sự phong phú và đa dạng của ĐVKXSCL (Foote and Rice, 2005), do đó chúng thường được sử dụng làm sinh vật chỉ thị để đánh giá chất lượng nước ở các dòng sông. Họ Chironomidae là một trong các nhóm động vật không xương sống đa dạng nhất, tuy nhiên họ này thật khó xác định, một vài giống thuộc họ Chironomidae (chủ yếu *Chironomus*) chiếm ưu thế cùng với Oligochaeta và Hirudinea trong môi trường có nhiều nước thải hữu cơ cao, hàm lượng DO thấp và hàm lượng N và P trong nước và trong bùn đáy cao (Moretti and Callisto, 2005).

Lớp Gastropoda cũng có thành phần họ khá phong phú với tổng số họ được tìm thấy 12 họ thuộc 9 bộ, Gastropoda có đặc tính thích nghi với các thủy vực nước chảy, nơi có nhiều cây cỏ thủy sinh và giữ vai trò quan trọng trong các thủy vực nước sạch bởi vì chúng là sinh vật hoại sinh có thể sử dụng các vật chất hữu cơ trong môi trường nước. Gastropoda sử dụng tảo, động vật nổi, chất thải hữu cơ và là nguồn thức ăn cho nhiều loài cá, chim và con người (Hussein *et al.*, 2011). Trong số các nhóm Gastropoda được tìm thấy thì bộ Neotaenioglossa có số họ phong phú nhất (3 họ), trong đó họ Thiaridae phát triển nhiều ở khu vực bị ảnh hưởng bởi hoạt động sản xuất nông nghiệp, nền đáy có nhiều vật chất hữu cơ với sự ưu thế của loài *Melanoides erythrozona* (Thiaridae). Kết quả này cũng phù hợp với nghiên cứu của Nautiyal and Mishra (2013), sự ưu thế của họ Thiaridae ở sông Ken, Ấn Độ gia tăng ở các vị trí thuộc khu vực thành phố và những nơi bị ảnh hưởng bởi nước thải nông nghiệp.

Tổng cộng có 6 họ thuộc 4 bộ của lớp Bivalvia nước ngọt được tìm thấy, chúng là thành phần quan trọng trong hệ sinh thái thủy sinh, Bivalvia sử dụng những vật chất lơ lửng và lắng tụ trên nền đáy, do đó chúng có ảnh hưởng trực tiếp đối với hàm lượng vật chất lơ lửng trong cột nước và kiểm soát sự nở hoa của thực vật nổi (Vaughn *et al.*, 2008). Các họ thuộc Bivalvia ghi nhận được gồm có Arcoida, Mytilidae, Mycetopodidae, Unionidae, Corbiculidae và Novaculidae, trong đó họ Corbiculidae được tìm thấy ở hầu hết các vị trí thu mẫu qua các giai đoạn khảo sát, riêng họ Novaculidae chiếm ưu thế ở khu vực bị tác động bởi nước thải thủy sản, nơi có nền đáy sét-bùn. Kết quả này cũng phù hợp với nghiên cứu của Sharma and Chowdhary (2011), rằng đỉnh cao mật độ động vật thân mềm được phát hiện ở khu vực có nền đáy mềm và giàu vật chất hữu cơ.

Đối với lớp Malacostraca đã ghi nhận được 3 bộ gồm Isopoda, Amphipoda và Decapoda thuộc 12 họ. Theo Vainiolo *et al.* (2008), Amphipoda chiếm ưu thế ở vùng nước lạnh và vùng ôn đới, đặc biệt chúng đa

dạng trong các mạch nước ngầm và các thủy vực nước chảy nhưng ít được phát hiện ở vùng nhiệt đới. Do vậy trong nghiên cứu này Amphipoda có số họ rất thấp (3 họ) gồm Corophiidae, Grammaridae và Hyalidae. Các nhóm Oligochaeta, Polychaeta và Hirudinea cũng được phát hiện nhưng với số họ khá thấp và biến động từ 2-6 họ. Sự xuất hiện thường xuyên của Oligochaeta và Polychaeta ở khu vực nghiên cứu cho thấy nền đáy thủy vực có nhiều vật chất hữu cơ. Trong thành phần động vật đáy, ấu trùng Chironomidae chiếm ưu thế so với Oligochaeta ở thủy vực ít bẩn. Ở thủy vực bẩn vừa Oligochaeta và Chironomidae thay phiên nhau giữ vai trò ưu thế. Nhưng ở thủy vực bẩn vừa loại α , Oligochaeta luôn luôn chiếm ưu thế, còn ở thủy vực rất bẩn đã không còn gặp ấu trùng Chironomidae và Mollusca (Lê Văn Khoa và *ctv.*, 2007).

Kết quả từ Bảng 4.39 cho thấy trong tổng số 66 họ ĐVKXSCL phát hiện được thì có 42 họ (62%) nằm trong hệ thống điểm BMWP^{VIET} và 24 họ (38%) không nằm hệ thống điểm BMWP^{VIET}, các họ này bao gồm: 5 họ thuộc Insecta (Scirtidae, Anthomyiidae, Calliphoridae, Sciomyzidae và Syrphidae), 5 họ thuộc Gastropoda (Pyramidellidae, Pomatiopsidae, Stenothyridae, Buccinidae, Assimineidae), 7 họ thuộc Malacostraca (Anthuridae, Corallanidae, Corophiidae, Grammaridae, Hyalidae, Hymenosomatidae, Sesarmidae), 3 họ thuộc Bivalvia (Arcoidea, Mycetopodidae, Novaculidae) và 4 họ thuộc ngành phụ Polychaeta (Sabellidae, Nereididae, Nephtyidae, Cossuridae). Như vậy, có sự chênh lệch tương đối lớn về các họ ĐVKXSCL trên tuyến sông Hậu so với các họ ĐVKXSCL có hệ thống điểm BMWP^{VIET}. Có nhiều họ ĐVKXSCL phát hiện được trong nghiên cứu này không tìm thấy trong bảng BMWP^{VIET} là do hệ thống điểm BMWP^{VIET} được thiết lập trên cơ sở hệ thống BMWP của Anh và Thái Lan và một số nghiên cứu được thực hiện ở khu vực miền Bắc Việt Nam, có khu hệ động vật khác với khu hệ ở miền Nam Việt Nam, nhất là ĐBSCL. Chính vì thế rất nhiều họ ĐVKXSCL phân bố đặc trưng ở các dòng sông thuộc khu vực vùng ĐBSCL không được điều chỉnh và bổ sung vào hệ thống điểm BMWP^{VIET} và dẫn đến sự chênh lệch về phân mức chất lượng khi đánh giá bằng phương pháp sinh học sử dụng BMWP^{VIET} so với phương pháp lý hóa học. Hệ thống tính điểm áp dụng cho Anh, Thái Lan và hệ thống tính điểm cải tiến áp dụng cho Việt Nam đưa ra giá trị điểm trung bình cho những taxon tham gia tính điểm (ASPT) không chênh lệch nhau nhiều. Điều đó cho thấy có thể cải tiến hệ thống tính điểm để phù hợp với đặc điểm riêng về khu hệ cũng như tiêu chuẩn môi trường của mỗi quốc gia và từng vùng (Đặng Ngọc Thanh và *ctv.*, 2002). Ngoài ra, Lê Văn Khoa và *ctv.* (2007) cho rằng điểm số BMWP, ASPT có thể được sửa đổi cho phù hợp với các điều kiện ở địa phương, bao gồm việc bổ sung các đơn vị

phân loại ở địa phương và điều chỉnh mức độ nhạy cảm của chúng cho phù hợp với các điều kiện ở đó. Vì vậy, cần có sự điều chỉnh và bổ sung các họ ĐVKXSCL phân bố ở sông Hậu nhưng không có trong bảng điểm BMWP^{VIET} để áp dụng cho lưu vực sông Hậu.

Bảng 4.40: Các họ ĐVKXSCL có và không có trong hệ thống điểm BMWP^{VIET}

ĐVKXSCL	Bộ	Họ	Có trong BMWP ^{VIET}	Không có trong BMWP ^{VIET}
	Lumbriculida	Lumbriculidae	+	
Oligochaeta	Turbificida	Naididae	+	
	Canalipalpata	Sabellidae		+
		Nephtyidae		+
	Phyllodocida	Nereididae		+
Polychaeta	Scolecida	Cossuridae		+
		Ampullariidae (Pilidae)	+	
	Architaenioglossa	Viviparidae	+	
		Lymnaeidae	+	
	Basommatophora	Planorbidae	+	
	Heterostropha	Pyramidellidae		+
	Littorinimorpha	Stenothyridae		+
	Mesogastropoda	Pomatiopsidae		+
	Neogastropoda	Buccinidae		+
		Bithyniidae	+	
		Thiaridae	+	
	Neotaenioglossa	Assimineidae		+
Gastropoda	Neritopsina	Neritidae	+	
	Arcoida	Arcidae		+
	Mytiloidea	Mytilidae	+	
		Mycetopodidae		+
	Unionoidea	Unionidae	+	
		Corbiculidae	+	
Bivalvia	Veneroidea	Novaculidae		+
		Anthuridae		+
	Isopoda	Corallanidae		+
		Corophiidae		+
		Grammaridae		+
	Amphipoda	Hyalidae		+
		Atyidae	+	
Malacostraca	Decapoda	Hymenosomatidae		+

		Palaemonidae	+	
		Parathelphusidae	+	
		Sesarmidae		+
		Curculionidae	+	
		Dryopidae	+	
		Dytiscidae	+	
		Elmidae	+	
		Gyrinidae	+	
		Hydrophilidae	+	
	Coleoptera	Scirtidae		+
		Anthomyiidae		+
		Calliphoridae		+
		Chironomidae	+	
		Stratiomyidae	+	
		Syrphidae		+
	Diptera	Sciomyzidae		+
		Baetidae	+	
	Ephemeroptera	Caenidae	+	
		Belostomatidae	+	
		Hebridae	+	
		Mesoveliidae	+	
		Naucoridae	+	
		Nepidae	+	
	Hemiptera	Notonectidae	+	
		Aeshnidae	+	
		Coenagrionidae	+	
		Corduliidae	+	
		Gomphidae	+	
		Libellulidae	+	
		Macromiidae	+	
	Odonata	Protoneuridae	+	
Insecta	Trichoptera	Rhyacophilidae	+	
		Glossiphoniidae	+	
		Hirudidae	+	
Hirudinea	Hirudinea	Erpobdellidae	+	
Tổng cộng	27	66	42	24

4.3.2.2 Đề xuất bổ sung một số họ ĐVKXSCL vào hệ thống điểm BMWP^{VIET} để ứng dụng cho lưu vực sông Hậu

Có tổng cộng 24 họ ĐVKXSCL ở khu vực khảo sát được tìm thấy ở sông Hậu nhưng không có trong hệ thống điểm BMWP^{VIET}. Do vậy, để bổ sung các họ này vào hệ thống điểm BMWP^{VIET} ứng dụng trong đánh giá chất lượng nước cho lưu vực sông Hậu, nghiên cứu dựa trên các yếu tố (1) Đặc điểm môi trường sống thông qua các thông số lý hóa học đã khảo sát, (2) Chỉ số chất lượng nước (WQI) và (3) So sánh giá trị chịu đựng ô nhiễm của các họ đã được thiết lập có cùng số điểm (Plafkin *et al.*, 1989; Mackie, 2000) để tìm ra số điểm phù hợp nhất và bổ sung vào hệ thống điểm BMWP^{VIET}.

Ngành phụ Polychaeta gồm có 4 họ không có trong BMWP^{VIET} gồm: Sabellidae, Nephtyidae, Nereididae và Cossuridae. Họ Sabellidae có giá trị chịu đựng ô nhiễm là 6 điểm trong chỉ số FBI (Family Biotic Index) bằng với số điểm của Corbiculidae và Lymnaetidae. Trong hệ thống điểm BMWP^{VIET} họ Corbiculidae và Lymnaetidae có cùng giá trị chịu đựng ô nhiễm (3 điểm), trong nghiên cứu này họ Sabellidae được phát hiện tại điểm thu bị nhiễm mặn theo mùa vào đợt 1 và đợt 3, môi trường nước có mức độ ô nhiễm trung bình (WQI từ 35,2-37,8, WQI trung bình $36,5 \pm 1,8$, COD từ 12,8-16,6 mg/L, DO từ 4,4-5,4 mg/L), vì vậy có thể bổ sung họ Sabellidae vào hệ thống điểm BMWP^{VIET} với mức tương ứng 4 điểm là phù hợp. Họ Cossuridae hiện nay chưa tìm thấy giá trị chịu đựng ô nhiễm của chúng trong các tài liệu quan trắc sinh học, tuy nhiên họ Cossuridae cũng được tìm thấy tại điểm thu Đại Ngãi vào đợt 2 và đợt 4 tương ứng với chỉ số WQI biến động từ 36,6-58,7, trung bình $42,7 \pm 10,6$, phân bố trong điều kiện môi trường từ ô nhiễm nhẹ đến ô nhiễm trung bình, COD từ 10,7-10,9 mg/L, DO từ 5,7-5,8 mg/L. Do đó có thể bổ sung Cossuridae vào BMWP^{VIET} ở mức 4 điểm.

Họ Nephtyidae và Nereidae trong hệ thống điểm BMWP của Ấn Độ đã được De Zwart and Trivedi (1994) (được trích bởi Lê Văn Khoa và *ctv.*, 2007) phân phối với 6 điểm. Trong nghiên cứu này, Nereidae xuất hiện ở hầu hết các vị trí thu mẫu (88%) và xuất hiện cùng với Oligochaeta nhưng với mật độ thấp hơn, kết quả này cho thấy Nereidae chống chịu tốt với môi trường nước bị ô nhiễm hữu cơ. Họ Nereidae thích nghi với điều kiện môi trường nước có khoảng biến động hàm lượng vật chất hữu cơ cao (COD từ 1,9-35,8 mg/L), hàm lượng DO biến động lớn (DO từ 1,8-7,9 mg/L) và phân bố trong điều kiện chất lượng nước từ ô nhiễm nhẹ đến ô nhiễm nặng (WQI từ 17,3-61,4, trung bình $37,4 \pm 7,7$) (Bảng 4.41). Vì vậy, có thể bổ sung họ Nereidae vào BMWP^{VIET} với 4 điểm. Tương tự, họ Nephtyidae chỉ xuất hiện rải rác ở một số vị trí có môi trường nước ngọt hoàn toàn hoặc bị nhiễm mặn theo mùa, chất

lượng nước ở mức từ ô nhiễm nhẹ đến ô nhiễm trung bình (WQI từ 35,2-58,7, trung bình $42,7 \pm 10,6$) với hàm lượng COD từ 9,0-22,4 mg/L, DO từ 5,3-7,0 mg/L nên họ Nephtyidae được bổ sung ở mức 4 điểm vào BMWP^{VIET}.

Lớp Gastropoda có tổng cộng 5 họ không có trong BMWP^{VIET}, đó là Pyramidellidae, Stenothyridae, Pomatiopsidae, Buccinidae và Assimineidae. Đây là các họ ĐVKXSCL có điều kiện môi trường sống tương đối giống nhau, chúng phân bố trong môi trường có phân mức chất lượng nước từ ô nhiễm nhẹ đến ô nhiễm nặng với chỉ số WQI trung bình $41,9 \pm 23,8$; $36,2 \pm 5$; $38,9 \pm 8,5$; $37,4 \pm 7,9$ và $36,3 \pm 7,1$; chịu đựng được khoảng biến động lớn của hàm lượng vật chất hữu cơ (COD từ 10,9-20,5 mg/L; 4,8-32,6 mg/L; 5,1-29,8 mg/L; 1,9-35,8 mg/L; 3,2-35,8 mg/L) và hàm lượng DO (từ 2,1-5,7 mg/L; 2,1-8,0 mg/L; 3,6-8,0 mg/L; 1,8-8,0 mg/L và 1,8-8,0 mg/L) tương ứng cho các họ Pyramidellidae, Stenothyridae, Pomatiopsidae, Buccinidae và Assimineidae. Mặt khác, đây cũng là các họ có điều kiện môi trường sống tương tự với họ Ampullariidae (Pilidae) (WQI từ 17,3-58,2, trung bình $36,6 \pm 6,9$) với COD từ 1,9-35,8 mg/L và DO từ 2,0-8,0 mg/L) có trong BMWP^{VIET} với số điểm được phân phối là 4 điểm. Vì vậy có thể bổ sung 5 họ kể trên với mức 4 điểm vào BMWP^{VIET}.

Lớp Bivalvia có 3 họ gồm Arcidae, Mycetopodidae và Novaculidae không có trong BMWP^{VIET}, trong đó họ Arcidae phân bố ở môi trường có mức ô nhiễm trung bình với chỉ số WQI từ 30,8-37,7 (trung bình $34,9 \pm 3,6$), hàm lượng DO từ 4,0-7,0 mg/L, hàm lượng COD từ 10,6-29,8 mg/L. Do đó họ Arcidae được bổ sung vào BMWP^{VIET} ở mức 3 điểm. Các họ Mycetopodidae và Novaculidae (Solecurtidae) có trong môi trường tương đối giống nhau, chúng phân bố trong môi trường ở mức từ ô nhiễm nhẹ đến ô nhiễm nặng tương ứng với chỉ số WQI biến động từ 27,5-56,7 (trung bình $36,3 \pm 6,5$) và 27,5-58 (trung bình $37,3 \pm 7,4$), hàm lượng COD từ 4,8-35,8 mg/L và 1,9-26,6 mg/L, hàm lượng DO từ 2,0-7,7 mg/L và 2,0-7,9 mg/L. Đây cũng là các họ có điều kiện môi trường sống tương tự với họ Ampullaridae, vì vậy Mycetopodidae và Novaculidae được bổ sung vào BMWP^{VIET} ở mức 4 điểm.

Lớp Malacostraca gồm có 7 họ như Anthuridae, Corallanidae (Isopoda), Corophiidae, Gammaridae, Hyalidae (Amphipoda), Hymenosomatidae và Sesarmidae (Decapoda). Trong số các họ này thì Anthuridae đã được thiết lập giá trị ô nhiễm 5 điểm bằng với số điểm của họ Dytiscidae, và trong hệ thống điểm BMWP^{VIET} thì họ Dytiscidae được phân phối 5 điểm. Tuy nhiên, trong nghiên cứu này họ Anthuridae được phát hiện vào giai đoạn mùa khô với chỉ số WQI từ 30,1-39,2, trung bình $35,2 \pm 2,2$ (ô nhiễm trung bình), COD biến động từ 11,2-26,2 mg/L, DO từ 2,0-7,0 mg/L. Vì vậy, Anthuridae được bổ

sung vào BMWP^{VIET} với 4 điểm là phù hợp. Họ Corallanidae phân bố trong môi trường có chỉ số chất lượng nước với mức từ ô nhiễm nhẹ đến ô nhiễm trung bình (WQI biến động từ 17,3-58,2, trung bình 38,5±10,1), COD từ 5,1-35,8 mg/L. Đặc điểm môi trường sống của Corallanidae tương tự như họ Nereididae, do vậy có thể phân phối họ Corallanidae với 4 điểm vào BMWP^{VIET}.

Đối với họ Corophiidae (Amphipoda) chúng phân bố trong môi trường với chỉ số WQI biến động từ 30,1-58,7 (trung bình 37,6±8,8), COD từ 10,9-24,0 mg/L, DO từ 3,2-5,7 mg/L đặc tính phân bố của chúng tương tự với họ Corallanidae nên Corophiidae được phân phối với 4 điểm vào hệ thống BMWP^{VIET}. Họ Gammaridae đã được thiết lập giá trị chịu đựng ô nhiễm là 6 điểm bằng với số điểm của họ Corbiculidae (Plafkin *et al.*, 1989; Bode *et al.*, 1996; Mackie, 2000) và trong BMWP^{VIET} họ Corbiculidae được phân phối với 3 điểm. Tuy nhiên, trong nghiên cứu này Gammaridae xuất hiện trong điều kiện chất lượng nước ở mức từ ô nhiễm nhẹ đến ô nhiễm trung bình (WQI biến động từ 33,3-58,7, trung bình 38,0±6,3) nên Gammaridae được phân phối ở mức 4 điểm. Họ Hyalidae chỉ được tìm thấy vào giai đoạn giữa mùa khô (tháng 03/2014) và có cùng đặc tính môi trường sống với Gammaridae với chỉ số WQI trung bình 35,1±1,9 nên có thể được phân phối với 4 điểm vào BMWP^{VIET}.

Họ Hymenosomatidae và Sesarmidae thuộc nhóm cua và cua nhện, giá trị chịu đựng ô nhiễm của các nhóm tôm, cua được phân phối ở mức 6 điểm, tương đương với số điểm của Gammaridae (Plafkin *et al.*, 1989; Bode *et al.*, 1996; Mackie, 2000). Trong nghiên cứu này, đặc tính môi trường sống của Hymenosomatidae và Sesarmidae tương đối giống nhau với chỉ số WQI trung bình lần lượt là 37,2±6,3 và 40,7±8,4, và thích nghi với môi trường có khoảng biến động hàm lượng vật chất hữu cơ tương đối lớn (COD biến động từ 2,9-35,8 mg/L và 3,2-35,8 mg/L), và hàm lượng DO dao động khá cao (2,0-7,4 mg/L và 3,7-8,0 mg/L). Vì vậy có thể bổ sung các họ này ở mức 4 điểm bằng với số điểm của họ Gammaridae trong BMWP^{VIET}.

Lớp Insecta có 5 họ: Scirtidae, Anthomyiidae, Calliphoridae, Syrphidae và Sciomyzidae. Họ Scirtidae có giá trị chịu đựng ô nhiễm dùng để tính toán chỉ số FBI là 5 điểm (Plafkin *et al.*, 1989; Mackie, 2000) bằng điểm với họ Hydrophilidae và Curculionidae. Trong hệ thống điểm BMWP^{VIET} thì Hydrophilidae và Curculionidae được phân phối với 5 điểm. Tuy nhiên, trong nghiên cứu này họ Scirtidae chỉ được tìm thấy tại điểm thu Cái Răng vào đợt 1 trong môi trường nước có hàm lượng DO thấp (2,5 mg/L), hàm lượng vật chất hữu cơ ở mức trung bình (COD từ 3,2-15,4 mg/L), chất lượng nước ở mức ô

nhiễm trung bình cao ($WQI=33$) nên có thể bổ sung họ Scirtidae vào $BMWP^{VIET}$ với 3 điểm.

Họ Anthomyiidae có giá trị chịu đựng ô nhiễm là 6 điểm bằng với giá trị chịu đựng ô nhiễm của họ Corbiculidae, trong $BMWP^{VIET}$ thì họ Corbiculidae ở mức 3 điểm, nên có thể bổ sung họ Anthomyiidae vào $BMWP^{VIET}$ với 3 điểm. Ở nghiên cứu này họ Anthomyiidae xuất hiện tại các điểm thu có môi trường nước bị ô nhiễm hữu cơ cao với chỉ số WQI biến động từ 30,1-33,3, trung bình $32,2\pm 1,8$. Vì vậy, họ Anthomyiidae bổ sung vào $BMWP^{VIET}$ với 3 điểm là phù hợp. Đối với họ Calliphoridae chưa tìm thấy được giá trị chịu đựng ô nhiễm trong các tài liệu về quan trắc sinh học, đây là họ ruồi nhặng thường xuất hiện ở môi trường bị ô nhiễm, trong nghiên cứu này chúng được phát hiện tại các vị trí có chỉ số WQI biến động từ 33,5-36,9, trung bình $35,2\pm 2,4$, do đó có thể phân phối họ Calliphoridae vào hệ thống $BMWP^{VIET}$ ở mức 4 điểm.

Họ Syrphidae, đây là họ có đặc tính phân bố trong môi trường ô nhiễm hữu cơ nặng, do vậy chúng được phân phối với giá trị cao nhất là 10 điểm (Plafkin *et al.*, 1989; Mackie, 2000), cao hơn so với số điểm của các họ thuộc Oligochaeta, ví dụ như Tubificidae (9 điểm) và Naididae (8 điểm), nghĩa là Syrphidae có khả năng chịu đựng ô nhiễm cao hơn so với Oligochaeta, tuy nhiên trong hệ thống điểm $BMWP^{VIET}$ thì các họ thuộc Oligochaeta được phân phối với số điểm thấp nhất (1 điểm). Theo De Zwart and Trivedi (1994) trong hệ thống điểm $BMWP$ ở Ấn Độ, Syrphidae được cho 2 điểm và trong nghiên cứu này Syrphidae được phát hiện trong điều kiện có chỉ số WQI biến động từ 34,8-37,8 tương ứng với chất lượng nước từ ô nhiễm nhẹ đến ô nhiễm trung bình (WQI trung bình $36,3\pm 1,5$). Vì vậy, có thể bổ sung họ Syrphidae vào $BMWP^{VIET}$ với 4 điểm là phù hợp.

Họ Sciomyzidae được tìm thấy trong điều kiện chất lượng nước ở mức ô nhiễm trung bình cao (WQI từ 34,1-34,8, trung bình $34,5\pm 0,5$), hàm lượng DO từ 3,8-5,2 mg/L, COD biến động từ 14,4-26,2 mg/L. Kết quả thể hiện họ Sciomyzidae chịu đựng được ô nhiễm hữu cơ cao nên được phân phối với 3 điểm vào $BMWP^{VIET}$ để ứng dụng cho lưu vực sông Hậu.



Hình 4.49: Sabellidae



Hình 4.50: Cossuridae



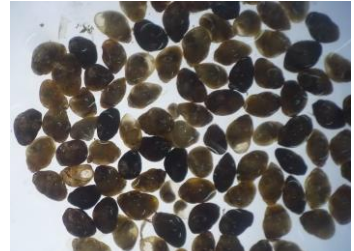
Hình 4.51: Nepthyidae



Hình 4.52: Nereidae



Hình 4.53: Pyramidellidae



Hình 4.54: Stenothyridae



Hình 4.55: Buccinidae



Hình 4.56: Assiminidae



Hình 4.57: Novaculidae



Hình 4.58: Arcidae



Hình 4.59: Mycetopodidae



Hình 4.60: Anthuridae



Hình 4.61: Corallanidae



Hình 4.62: Corophidae



Hình 4.63: Sesarmidae



Hình 4.64:
Hymenosomatidae



Hình 4.65: Syrphidae



Hình 4.66: Scirtidae

Hình 4.49-4.66: Một số hình ảnh ĐVKXSCL được bổ sung vào BMWP^{VIET}

Bảng 4.41: Điểm số các họ ĐVKXSCL phân bố ở khu vực sông Hậu được bổ sung vào BMWP^{VIET}

Lớp	Bộ	Họ	WQI	WQI _{TB}	Điểm số ô nhiễm (Min-max)	Điểm số ô nhiễm trung bình
	Canalipalpata	Sabellidae	35,2-37,8	36,5±1,8	4	4
		Nephtyidae	35,2-58,7	42,7±10,6	4-6	4
	Phyllodocida	Nereididae	17,3-61,4	37,4±7,7	2-6	4
Polychaeta	Scolecida	Cossuridae	36,6-58,7	42,7±10,6	4-6	4
Gastropoda	Heterostropha	Pyramidellidae	25,0-58,7	41,9±23,8	3-6	4
	Littorinimorpha	Stenothyridae	25,0-56,7	36,2±5	3-6	4
	Mesogastropoda	Pomatiopsidae	30,1-58,7	38,9±8,5	3-6	4
	Neogastropoda	Buccinidae	17,3-61,4	37,4±7,9	2-6	4
	Neotaenioglossa	Assimineidae	17,3-58,7	36,3±7,1	2-6	4
Bivalvia	Arcoida	Arcidae	30,8-37,7	34,9±3,6	3-4	3
	Unionoida	Mycetopodidae	27,5-56,7	36,3±6,5	3-6	4
	Veneroida	Novaculidae (Solecurtidae)	27,5-58,0	37,3±7,4	3-6	4
		Anthuridae	30,1-39,2	35,2±2,2	3-4	4
Isopoda	Corallanidae	Corophiidae	17,3-58,2	38,5±10,1	2-6	4
		Grammaridae	33,3-58,7	38,0±6,3	3-6	4
		Hyalidae	33,3-37,7	35,5±1,9	3-4	4
Amphipoda	Hymenosomatidae	Hymenosomatidae	28,0-61,4	37,2±6,3	3-6	4
		Sesarmidae	33,3-61,4	40,7±8,4	3-6	4
Malacostraca	Decapoda	Sesarmidae	33,3-61,4	40,7±8,4	3-6	4
Insecta	Coleoptera	Scirtidae	33,0		3	3
		Anthomyiidae	30,1-33,3	32,2±1,8	3	3
		Calliphoridae	33,5-36,9	35,2±2,4	3-6	4
		Syrphidae	34,8-37,8	36,3±1,5	3-4	4
	Diptera	Sciomyzidae	34,1-34,8	34,5±0,5	3-4	3
Tổng cộng	17 bộ	24 họ			4	

4.3.2.3 Đề xuất hệ thống điểm BMWP^{VIET-HR} ứng dụng cho lưu vực sông Hậu

Sau khi bổ sung 24 họ ĐVKXSCL phân bố ở tuyến sông Hậu nhưng không có trong hệ thống điểm BMWP^{VIET}, nghiên cứu đề xuất hệ thống điểm BMWP^{VIET-HR} ứng dụng cho lưu vực sông Hậu được trình bày ở Bảng 4.42. Một nghiên cứu tương tự đã được thực hiện trên sông Ping ở miền Bắc của Thái Lan, kết quả đã tìm thấy có những họ chỉ có ở Thái Lan mà không có ở bảng điểm gốc của Anh, có những họ có cả ở Anh và Thái Lan nhưng cần phải thay đổi lại điểm số cho phù hợp với điều kiện của Thái Lan. Sau đó tác giả đã

đề nghị loại bỏ 15 họ không có hiện diện ở Thái Lan và bổ sung vào 11 họ phân bố ở sông Ping vào hệ thống điểm BMWP và gọi đặt tên là BMWP^{THAI} (Mustow, 2002). Sau đây là BMWP^{VIET-HR} ứng dụng cho lưu vực sông Hậu.

Bảng 4.42: Hệ thống điểm BMWP^{VIET-HR} ứng dụng cho lưu vực sông Hậu

Tiếng Anh – Việt	Các họ	Điểm
Mayflies-Phù du	Ephemeroptera: Heptageniidae, Leptophlebiidae, Ephemerellidae, Potamanthidae, Ephemeridae, Oligoneuridae	10
Stoneflies-Cánh úp	Plecoptera: Leuctridae, Perlidae, Perlodidae	
Bugs-Cánh nửa	Hemiptera: Aphelocheiridae	
Damselflies và Dragon flies-Chuồn chuồn	Odonata: Amphipterygidae	
Caddisflies-Bướm đá	Trichoptera: Phryganeidae, Molannidae, Odontoceridae/Brachycentridae, Leptoceridae, Goeridae, Lepidostomatidae	
Crabs-cua	Crustacea: Potamidae	8
Caddis flies-Bướm đá	Trichoptera: Psychomyiidae, Philopotamidae	
Mayflies-Phù du	Ephemeroptera: Caenidae	7
Stoneflies-Cánh úp	Plecoptera: Nemouridae	
Caddisflies-Bướm đá	Trichoptera: Rhyacophilidae, Polycentropodidae, Limnephilidae	
Snails-Ốc	Mollusca: Neritidae, Ancylidae	6
Caddisflies-Bướm đá	Trichoptera: Hydroptilidae	
Dragon flies-Chuồn chuồn	Odonata: Lestidae, Agriidae (Calopterygidae), Gomphidae, Cordulegastridae, Aeshnidae, Corduliidae/ Libellulidae, Coenagrionidae/Platycnemidae, Chlorocyphidae, Macromidae	
Bugs-Cánh nửa	Hemiptera: Vellidae, Mesovellidae, Hydrometridae, Gerridae, Nepidae, Naucoridae, Notonectidae, Belostomatidae, Hebridae, Pleidae, Corixidae	5
Beetles-Cánh cứng	Coleoptera: Haliplidae, Hygrobiidae, Dytiscidae, Gyrinidae, Hydraenidae, Hydrophilidae, Helodidae, Dryopidae, Elminthidae, Chrysomelidae, Curculionidae, Psephenidae, Ptilodactylidae	
Caddis flies-Bướm đá	Trichoptera: Hydropsychidae	
Dipteran Flies-Hai cánh	Diptera: Tipulidae, Simuliidae	
Mollusca-Thân mềm	Bivalvia: Mytilidae	
Triclads-Sán tiêm mao	Platyhelminthes: Planariidae (Dugesidae)	
Mayflies-Phù du	Ephemeroptera: Baetidae/Siphonuridae	4
Alderflies và Dobsonflies-Cánh rộng	Megaloptera: Sialidae, Corydalidae	
Dragonflies-Chuồn chuồn	Odonata: Coenagrionidae, Corduliidae, Libellulidae	
Snails và Bivalves-Thân mềm	Mollusca: Pilidae, Unionidae, Viviparidae, Amblemidae, Pyramidellidae*, Stenothyridae*, Pomatiopsidae*, Buccinidae*, Assimineidae*, Mycetopodidae*, Novaculidae*	
Crabs-cua, Prawns-Tôm	Malacostraca: Anthuridae*, Hymenosomatidae*, Sesamidae*, Gammaridae*, Hyalidae*, Corophiidae*, Amphipods-Bơi nhện	
Polychaetes-Giun nhiều tơ	Polychaeta: Sabellidae*, Nephthyidae*, Nereididae*, Cossuridae*	
Dipteran Flies-Hai cánh	Diptera: Calliphoridae*, Syrphidae*	
Leeches-Đĩa	Oligochaeta: Piscicolidae	
True flies-Hai cánh	Diptera: Ephydriidae, Statiomyidae, Blepharoceridae	3
Snails, bivalves-Thân mềm	Mollusca: Hydrobiidae (Bithyniidae), Lymnaeidae, Planorbidae, Thiaridae, Corbiculidae, Sphaeriidae (Pisidiidae), Littorinidae, Arcidae*	
Leeches-Đĩa	Oligochaeta: Glossiphoniidae, Hirudidae, Erpobdellidae	
Crabs-Cua, Prawns-Tôm	Crustacea: Parathelphusidae, Atyidae, Palaemonidae,	
Beetles-Cánh cứng	Coleoptera: Scirtidae*	
Dragon files-Chuồn chuồn	Odonata: Protoneuridae	
Dipteran Flies-Hai cánh	Diptera: Anthomyiidae*, Sciomyzidae*	
Dipteran Flies-Hai cánh	Diptera: Chironomidae	2
Worms-Giun ít tơ	Oligochaeta (Tất cả lớp)	1

Ghi chú: các họ có dấu * phân bố ở khu vực sông Hậu được bổ sung vào BMWP^{VIET}

4.3.2.4 Đánh giá chất lượng nước bằng chỉ số ASPT sau khi bổ sung điểm các họ phân bố ở khu vực sông Hậu vào hệ thống điểm BMWP^{VIET}

Đánh giá chất lượng nước sử dụng hệ thống điểm BMWP^{VIET-HR} sau khi đã bổ sung 24 họ ĐVKXSCL phân bố ở khu vực sông Hậu thông qua chỉ số ASPT, kết quả cho thấy chỉ số ASPT biến động từ 2,78-4,07 tương ứng với chất lượng nước từ ô nhiễm trung bình đến ô nhiễm nặng (Bảng 4.43 và Bảng 4.44). Tổng số họ ĐVKXSCL ghi nhận được có sự biến động khá cao qua 4 đợt khảo sát và dao động từ 7-27 họ và 6-27 họ lần lượt trên sông chính và sông nhánh. Thành phần họ ĐVKXSCL ở hầu hết các vị trí khảo sát có xu hướng giảm vào đợt 2 và tăng cao vào đợt 4. Kết quả xử lý tương quan (Pearson correlation) cho thấy có mối tương quan chặt chẽ giữa tổng họ ĐVKXSCL và chỉ số BMWP, khi tổng họ ĐVKXSCL càng cao thì chỉ số BMWP có xu hướng đạt số điểm càng cao ($p < 0,01$), tuy nhiên nghiên cứu cũng cho thấy không có mối tương quan có ý nghĩa giữa tổng họ ĐVKXSCL và ASPT ($p > 0,01$). Do chỉ số ASPT là giá trị trung bình bậc họ, nếu các họ được phát hiện có giá trị chịu đựng ô nhiễm thấp thì chỉ số ASPT thấp và ngược lại.

Trên sông chính, số họ ĐVKXSCL ghi nhận thấp nhất tại Long Bình vào đợt 2 và cao nhất ở Hòa Phú vào đợt 4. Ở sông nhánh, điểm thu Cái Dầu 2 có số họ thấp nhất vào đợt 3 và điểm thu Vịnh Tre 2 có số họ cao nhất vào đợt 4. Một số họ ĐVKXSCL thường được tìm thấy thích nghi với điều kiện môi trường nước ô nhiễm hữu cơ gồm Naididae (Oligochaeta), Nereididae (Polychaeta), Assimineidae, Buccinidae, Thiaridae, Viviparidae (Gastropoda), Corbiculidae, Mytilidae, Unionidae (Bivalvia), Atyidae (Malacostraca) và Chironomidae (Insecta). Nghiên cứu cũng xác định được các họ nhạy cảm với ô nhiễm nước như Baetidae và Caenidae (Ephemeroptera) bởi vì theo Plafkin *et al.* (1989) các loài thuộc Ephemeroptera thường nhạy cảm với ô nhiễm nước, số lượng và tính đa dạng của chúng giảm khi mức độ ô nhiễm nước tăng lên. Một số nghiên cứu cho thấy ĐVKXSCL là nhóm sinh vật thường được sử dụng làm sinh vật chỉ thị (Bonada *et al.*, 2006) do chúng thích nghi với các đặc tính môi trường sống khác nhau, dễ dàng thu thập mẫu và phản ứng rõ ràng khi môi trường nước có sự biến động lớn (Moreno *et al.*, 2009). Ngoài ra, tầm quan trọng của việc sử dụng ĐVKXSCL làm sinh vật chỉ thị để đánh giá chất lượng nước trên sông cũng được chứng minh bởi các nhà nghiên cứu, khi điều kiện môi trường sống thay đổi, một số sinh vật có thể biến mất (sinh vật nhạy cảm), thay vào đó là sự xuất hiện của các sinh vật khác (sinh vật chịu đựng), do vậy sự biến động về thành phần và cấu trúc của sinh vật thủy sinh ở thủy vực nước chảy có thể chỉ thị mức độ ô nhiễm nước (Alba-Tercedor,

1996). Theo Benetti *et al.* (2012), các nhóm ĐVKXSCL phân bố trên sông gồm Insecta, Malacostraca, Annelida, Mollusca and Hirudinea ,... và đây cũng là các nhóm sinh vật được ghi nhận trong nghiên cứu này. Một trong những chỉ số sinh học được sử dụng phổ biến nhất là hệ thống điểm BMWP, mỗi họ ĐVKXSCL được quy cho số điểm có liên quan với giá trị chịu đựng ô nhiễm của chúng, tổng số điểm của các họ tại các vị trí thu mẫu được tính toán để phân loại mức độ ô nhiễm nước. Tuy nhiên, hệ thống điểm này cần được điều chỉnh cho phù hợp với mỗi quốc gia và từng vùng nghiên cứu. Với kết quả tính điểm theo BMWP^{VIET-HR} và ASPT, nghiên cứu có thể đánh giá mức độ ô nhiễm môi trường nước tại mỗi vị trí thu mẫu hay so sánh mức độ ô nhiễm giữa các vị trí với nhau. Những nghiên cứu ở Anh cũng cho thấy khi chỉ số ASPT giảm thì đó là kết quả của ô nhiễm hữu cơ, khi giảm tổng số các họ có thể là do kết quả của sự ô nhiễm độc hại, ví dụ như thuốc trừ sâu hoặc nước thải công nghiệp hoặc do sự thay đổi dòng chảy (Lê Văn Khoa và *ctv.*, 2007).

Ở nghiên cứu này, trong tổng số 144 trường hợp khảo sát (gồm 36 điểm thu mẫu/đợt và thu trong 4 đợt) có 16 trường hợp (chiếm 11%, gồm 6 trường hợp trên sông chính và 10 trường hợp trên sông nhánh) khác biệt về chất lượng nước giữa phương pháp sinh học và phương pháp lý hóa học, nhưng nhìn chung có sự trùng hợp rất cao (89%) về phân mức chất lượng nước của hai phương pháp này ở khu vực sông Hậu. Nếu so sánh với chỉ số ưu thế Berger-Parker và chỉ số đa dạng Shannon-Weaver thì chỉ số ASPT có sự trùng hợp cao hơn (69% và 79% so với 89%) khi so sánh với đánh giá chất lượng nước bằng phương pháp lý hóa học. Theo Kannel *et al.* (2007) trong cùng phương pháp lý hóa học khi đánh giá chất lượng nước bằng chỉ số WQI sử dụng 18 thông số môi trường nước, chỉ số WQI_m sử dụng 5 thông số (nhiệt độ, pH, DO, EC và TSS) và chỉ số WQI_{DO} chỉ sử dụng một thông số DO, kết quả cho thấy có sự trùng hợp khoảng 90% và 93% về phân mức chất lượng nước khi so sánh chỉ số WQI với chỉ số WQI_m và WQI_{DO}. Mặc dù trong cùng một phương pháp lý hóa học nhưng sự trùng hợp phân mức chất lượng nước cũng chỉ đạt từ 90-93%, do vậy khi so sánh giữa hai phương pháp khác nhau: phương pháp lý hóa học và phương pháp sinh học thì sự trùng hợp phân mức chất lượng nước khoảng 89% là khá cao. Như vậy, việc đánh giá chất lượng nước bằng phương pháp sinh học sử dụng ĐVKXSCL thông qua chỉ số ASPT cho kết quả trùng hợp với phương pháp lý hóa học cao hơn các chỉ số sinh học khác. Đây là phương pháp được sử dụng khá phổ biến ở nhiều quốc gia trên thế giới do yêu cầu phân tích chỉ đến bậc họ nên việc thu thập mẫu, phân tích và tính điểm theo hệ thống BMWP sẽ dễ dàng được áp dụng cho lưu vực sông Hậu.

Bảng 4.43: Tổng số hộ ĐVKXSCL, chỉ số BMWP^{VIET-HR} và ASPT tại các vị trí thu mẫu trên sông chính thuộc sông Hậu

Điểm thu	Đợt 1			Đợt 2			Đợt 3			Đợt 4		
	Tổng số hộ	BMWP	ASPT	Tổng số hộ	BMWP	ASPT	Tổng số hộ	BMWP	ASPT	Tổng số hộ	BMWP	ASPT
Long Bình	18	67	3,72	7	23	3,29	9	34	3,78	24	87	3,63
Châu Đốc	18	70	3,89	12	42	3,50	15	59	3,93	19	68	3,58
Bình Mỹ	14	48	3,43	11	41	3,73	11	40	3,64	18	64	3,56
Cồn Bình Thủy	16	54	3,38	14	57	4,07	16	58	3,63	18	65	3,61
Hòa Phú	15	54	3,60	10	34	3,40	17	66	3,88	27	99	3,67
Thốt Nốt	19	66	3,47	10	37	3,70	13	46	3,54	21	76	3,62
Ô Môn	20	73	3,65	10	36	3,60	17	61	3,59	13	47	3,62
Trà Nóc	11	37	3,36	10	34	3,40	14	48	3,43	15	52	3,47
Bình Thủy	14	53	3,79	11	40	3,64	13	45	3,46	18	62	3,44
Ninh Kiều	12	43	3,58	10	33	3,30	11	37	3,36	17	60	3,53
Đông Phú	11	42	3,82	10	35	3,50	11	39	3,55	11	38	3,45
Mái Dầm	12	44	3,67	11	39	3,55	13	48	3,69	14	53	3,79
Cái Côn	11	42	3,82	14	55	3,93	15	55	3,67	12	43	3,58
Đại Ngãi	11	43	3,91	19	73	3,85	11	40	3,64	17	64	3,76

Ghi chú: ASPT: 1-2,9: ÔN nặng; 3-4,9: ÔN TB α ; 5-5,9: ÔN TB β ; 6-7,9: ÔN nhẹ và 8-10: nước sạch

Bảng 4.44: Tổng số hộ ĐVKXSCL, chỉ số BMWP^{VIET-HR} và ASPT tại các vị trí thu mẫu trên sông nhánh thuộc sông Hậu

	Đợt 1			Đợt 2			Đợt 3			Đợt 4		
	Tổng số hộ	BMWP	ASPT	Tổng số hộ	BMWP	ASPT	Tổng số hộ	BMWP	ASPT	Tổng số hộ	BMWP	ASPT
Vĩnh Tế	22	81	3,68	11	38	3,45	22	84	3,82	22	79	3,59
Vịnh Tre 1	13	45	3,46	6	22	3,67	11	39	3,55	25	94	3,76
Vịnh Tre 2	11	38	3,45	8	28	3,50	14	50	3,57	27	98	3,63
Cây Dương	15	60	4,00	15	55	3,67	15	55	3,67	18	63	3,50
Chắc Cà Đào	15	54	3,60	11	39	3,55	16	61	3,81	18	66	3,67
Cái Sao 1	17	60	3,53	12	42	3,50	19	71	3,74	21	77	3,67
Cái Sao 2	15	53	3,53	12	43	3,58	16	54	3,38	20	67	3,35
Cái Sắn	13	49	3,77	14	52	3,71	14	48	3,43	23	80	3,48
Bò Ót	14	48	3,43	12	43	3,58	15	55	3,67	20	68	3,40
Thăng Lợi 1	17	63	3,71	13	48	3,69	14	48	3,43	17	59	3,47
Thăng Lợi 2	11	42	3,82	12	45	3,75	11	37	3,36	15	51	3,40
Thốt Nốt	13	44	3,38	14	50	3,57	13	47	3,62	16	58	3,63
NT sông Hậu 1	16	55	3,44	8	28	3,50	14	45	3,21	20	66	3,30
NT sông Hậu 2	14	48	3,43	8	27	3,38	16	55	3,44	14	47	3,36
Ô Môn	15	55	3,67	11	40	3,64	11	35	3,18	18	68	3,78
Trà Nóc	14	50	3,57	9	29	3,22	10	33	3,30	14	50	3,57
Cái Răng	18	68	3,78	9	30	3,33	9	25	2,78	12	43	3,58
Cái Dầu 1	11	42	3,82	10	35	3,50	14	49	3,50	16	55	3,44
Cái Dầu 2	15	56	3,73	11	43	3,91	7	28	4,00	12	39	3,25
Mái Dầm	15	52	3,47	9	36	4,00	11	40	3,64	14	50	3,57
Cái Côn	11	38	3,45	11	42	3,82	12	44	3,67	19	70	3,68
Đại Ngãi	10	39	3,90	15	59	3,94	12	48	4,00	17	66	3,88

Ghi chú: ASPT: 1-2,9: ÔN nặng; 3-4,9: ÔN TB α ; 5-5,9: ÔN TB β ; 6-7,9: ÔN nhẹ và 8-10: nước sạch

4.3.2.5 Tóm tắt qui trình thực hiện phương pháp quan trắc sinh học sử dụng động vật không xương sống cỡ lớn

Trên cơ sở kết quả nghiên cứu của luận án có thể tóm tắt qui trình đánh giá chất lượng nước bằng phương pháp sinh học sử dụng ĐVKXSCL (Hình 4.67) như sau:

- *Điều kiện áp dụng*: Phương pháp quan trắc sinh học sử dụng ĐVKXSCL thường được áp dụng cho các thủy vực nước chảy (sông, suối) thuộc hệ sinh thái nước ngọt.

- *Khảo sát và chọn điểm thu mẫu*: Do ĐVKXSCL (bao gồm mẫu côn trùng thủy sinh) phân bố ở những nơi có nhiều cây cỏ thủy sinh nên việc chọn điểm thu mẫu phải đặc trưng cho khu vực nghiên cứu nhằm thu được kết quả một cách tốt nhất.

- *Chu kỳ thu mẫu*: Thu mẫu định kỳ 3 tháng/lần gồm: tháng 03 (giữa mùa khô), tháng 06 (đầu mùa mưa), tháng 09 (giữa mùa mưa) và tháng 12 (đầu mùa khô) trong chu kỳ hàng năm. Trong trường hợp không đủ nguồn nhân lực hoặc hạn chế về nguồn kinh phí có thể thu 2 lần/năm, gồm tháng 03 và tháng 09 do đây là các thời điểm chất lượng nước có sự biến động lớn hơn so với các thời điểm khác.

- *Phương pháp thu mẫu và cố định mẫu*:

+ Sử dụng gàu Petersen để thu mẫu động vật đáy với số lượng 10 gàu tại mỗi điểm thu, nồng độ formol cần cố định tại hiện trường 8-10% và sau đó chuyển sang cồn 70-80° khi lưu trữ và phân tích trong phòng thí nghiệm.

+ Sử dụng vợt ao (kích thước mắt lưới 200-500 μ m) để thu mẫu côn trùng thủy sinh với diện tích khoảng 10-20 m² tại mỗi vị trí khảo sát, nồng độ formol cần cố định từ 8-10%, sau đó chuyển sang cồn 70-80°.

Cần lưu ý trong quá trình thu mẫu nên ghi chép lại hiện trạng thủy vực lúc thu mẫu, điều kiện thời tiết, các nguồn tác động (nếu có), màu nước, ... để làm cơ sở đánh giá kết quả đạt được.

- *Phương pháp phân tích mẫu*:

+ *Động vật đáy*: Dựa vào các tài liệu phân loại đã được công bố để định danh tên giống loài động vật đáy có trong mẫu thu. Đây là giai đoạn khó khăn nhất của phương pháp này, do vậy người thực hiện nên được tập huấn về kiến thức phân loại động vật đáy thì mới thu được kết quả đáng tin cậy.

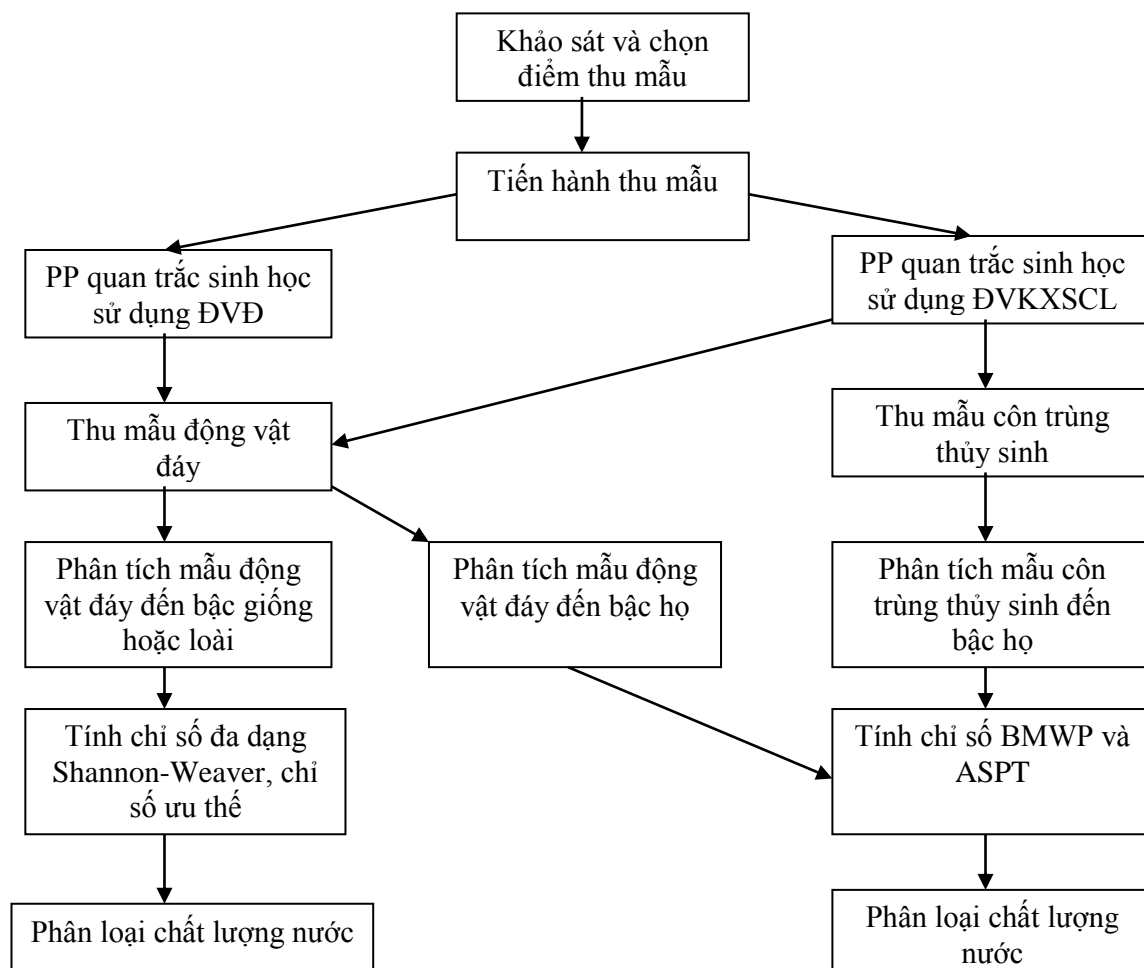
+ *ĐVKXSCL*: Phương pháp này tiến hành khá đơn giản hơn so với phương pháp chỉ sử dụng động vật đáy. Mẫu ĐVKXSCL bao gồm động vật đáy và côn

trùng thủy sinh được xác định đến bậc họ, do vậy người thực hiện chỉ cần có kiến thức cơ bản về phân loại học có thể ứng dụng được phương pháp này một cách dễ dàng.

- Các chỉ số cần tính toán trong đánh giá chất lượng nước

+ *Động vật đáy*: sau khi xác định được thành phần loài và mật độ của từng loài động vật đáy, tiến hành tính chỉ số đa dạng Shannon-Weaver, sau đó dựa vào phân mức chất lượng nước của Stau *et al.*, (1970) để phân loại chất lượng nước.

+ *ĐVKXSCL*: sau khi xác định được các họ ĐVKXSCL tại từng vị trí thu mẫu, tiến hành tính toán chỉ số $BMWP^{VIET-HR}$ (Bảng 4.42), từ đó tính toán chỉ số trung bình bậc họ (ASPT) để phân loại chất lượng nước.



Hình 4.67: Quy trình thực hiện phương pháp quan trắc sinh học

CHƯƠNG 5: KẾT LUẬN VÀ ĐỀ XUẤT

5.1 Kết luận

- Chất lượng nước trên sông Hậu bị tác động mạnh bởi các hoạt động của con người với phân mức chất lượng nước từ ô nhiễm nhẹ đến ô nhiễm nặng.

- Có qui luật biến động chung của một số thông số chất lượng nước ở khu vực nghiên cứu. Hàm lượng chất rắn lơ lửng đạt giá trị cao vào mùa mưa, trong khi hàm lượng dinh dưỡng và vật chất hữu cơ đạt cao nhất vào mùa khô, chất lượng nước giảm vào những tháng nước kiệt.

- Thành phần động vật đáy trên sông Hậu khá đa dạng với tổng số loài ghi nhận được 95 loài, trong đó Gastropoda có thành phần loài phong phú nhất với 42 loài (45%), kế đến là Bivalvia có 25 loài (26%), các nhóm còn lại biến động từ 1-9 loài (1-9%). Tính đa dạng thành phần loài động vật đáy không có sự khác biệt giữa sông chính và sông nhánh.

- Oligochaeta, Malacostraca và Insecta vào mùa khô cao hơn mùa mưa thể hiện mức độ ô nhiễm hữu cơ tăng lên trong mùa khô. Polychaeta và Hirudinea có xu hướng đạt mật độ cao vào tháng 09/2013, tháng 12/2013 và thấp vào tháng 06/2013 và tháng 03/2014. Ngược lại, Gastropoda đạt mật độ cao vào tháng 06/2013, tháng 03/2014 và thấp vào tháng 09/2013, tháng 12/2013, trong khi Bivalvia xuất hiện thường xuyên tại các vị trí thu mẫu tuy nhiên sự biến động mật độ của Bivalvia biến động lớn ở khu vực khảo sát.

- Thành phần loài động vật đáy càng đa dạng thì chỉ số WQI càng tăng. Do đó mức độ ô nhiễm nước giảm, sự ưu thế của động vật đáy giảm và mức độ đồng đều về mật độ của chúng tăng lên.

- Hệ thống BMWP^{VIET-HR} được thiết lập có thể ứng dụng trong quan trắc chất lượng nước trên sông Hậu trên cơ sở bổ sung 24 họ trong tổng số 66 họ ĐVKXSCL được ghi nhận thông qua phân tích tương quan giữa chất lượng nước và sự xuất hiện và phân bố của các nhóm này và các chỉ số sinh học ASPT, chỉ số đa dạng Shannon -Weaver và chỉ số ưu thế Berger-Parker.

5.2 Đề xuất

- Tiếp tục nghiên cứu thành phần ĐVKXSCL trên sông Tiền để xem xét khả năng ứng dụng hệ thống điểm BMWP^{VIET-HR} để từ đó phát triển chỉ số ứng dụng chung cho lưu vực sông Mekong trên lãnh thổ Việt Nam.

- Nghiên cứu phương pháp định danh nhanh các nhóm ĐVKXSCL để áp dụng phương pháp quan trắc sinh học tại địa phương.

TÀI LIỆU THAM KHẢO

1. Ahmad, A., A. Maimon, M. S. Othman and A. M. Pauzi, 2002. *The potential of local benthic macroinvertebrates as a biological monitoring tool for river water quality assessment* Regional Symposium on Environment and Natural Resources, Kuala Lumpur, Malaysia: 464-471.
2. Akolkar, P., S. Agrawal and R.C. Trivedi, 2008. *Biological monitoring of water quality in India - needs and constraints*. Scientific Conference 'Rivers in the Hindu Kush Himalaya. Ecology and Environmental Assessment', ASSESS-HKH project, Kathmandu and Dhulikhel, Nepal: 125-130.
3. Allan, J. D. 1995. *Stream ecology: structure and function of running waters*. London: Chapman and Hall. 388 p.
4. Andersen N. H., R. J. Steedman and T. Dudley, 1984. Patterns of exploitation by stream invertebrates of wood debris (xylophagy) verh. Int. Ver. Limnol., 22: 1847-1852.
5. Appleton, C. C., 1978. Review of literature on abiotic factors influencing the distribution and life cycles of Bilharziasis intermediate host snails. Malacol. Rev., 11: 1-25.
6. Armendariz L. C, A. R. Capitulo and E. S. Ambrosio, 2011. Relationships between the spatial distribution of oligochaetes (Annelida, Clitellata) and environmental variables in a temperate estuary system of South America (Rio de la Plata, Argentina). N. Z. J. Mar. Freshwater Res. 45(2): 263-279.
7. Armitage, P. D., D. Moss, J. F. Wrigght, and M. T. Furse, 1983. The Performance of a new Biological Water Quality Score System Based on Macroinvertebrates Over a Wide Range of Unpolluted Running-Water Sites. Water Res. 17:333-47.
8. Aura, C. M., P. O. Raburu, and J. Herrmann, 2011. Macro invertebrates' community structure In Rivers Kipkaren and Sosiani, River Nzoia basin, Kenya. J. Eco. Nat. Environ. (3): 39-46.
9. Aziz, M. A., and S. K. Raut, 1996. Thermal effect on the life-cycle parameters of the medically important freshwater snail species *Lymnaea (radix) luteola* (Lamarck). Mem Inst Oswaldo, Rio de Janeiro, 91(1): 19-127.
10. Azrina M. Z., C. K. Yap, A. R. Ismail et al., 2006. Anthropogenic impacts on the distribution and biodiversity of benthic macroinvertebrates and water quality of the Langat River, Peninsular Malaysia [J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 64: 337-347.
11. Bagatini M. Y., R.L. Delariva and J. Higtuti, 2012. Benthic macroinvertebrate community structure in a stream of the north-west region of Paraná State, Brazil. Biota Neotrop., vol. 12, no. 1.
12. Balık, S., H. Çubuk, R. Özkök and R. Uysal, 2005. Some Biological Characteristics of Crayfish (*Astacus leptodactylus* Eschscholtz, 1823) in Lake Eğirdir. Turkish Journal of Zoology, 29: 295-300.
13. Battle J. M., J. K. Jackson and B. W. Sweeney, 2007. Annual and spatial variation for macroinvertebrates in the Upper Mississippi River near Cape Girardeau, Missouri. Hydrobiologia. Vol.168/1: 39-54.
14. Bazzanti, M. and M. Seminara, 2004. Profundal macrobenthos structure as a measure of long-term environmental stress in a polluted lake. Water, Air and Soil Pollution, 33: 435-442.
15. Belanger, S. E., 1991. The effect of dissolved oxygen, sediment, and sewage treatment plant discharges upon growth, survival and density of Asitic clams. Hydrobiologia, 218: 113-126.7
16. Bendell, B. E. and D. K. McNicol, 1995. Lake acidity, fish predation, and the distribution and abundance of some littoral insects. – Hydrobiologia 302: 133-145.
17. Benetti, C. J., A. Perez-Bilbao and J. Garrido, 2012. Macroinvertebrates as Indicators of Water Quality in Running Waters: 10 Years of Research in Rivers with Different Degrees of Anthropogenic Impacts, Ecological Water Quality - Water Treatment and Reuse, Dr. Voudouris (Ed.), ISBN: 978-953-51-0508-4, InTech, Available from: <http://www.intechopen.com/books/ecological-water-quality-water-treatment-andreuse/macroinvertebrates-as-indicators-of-water-quality-in-running-waters-10-years-of-research-in-rivers-w>

18. Benke, A. C., D. M. Gillespie, F. K. Parrish, T. C. Van Arsdall, Jr., R. J. Hunter, and R. L. Henry, 1979. Biological basis for assessing impacts of channel modifications: invertebrate production, drift, and fish feeding in a south-eastern blackwater river. Environmental Resources Center Publication Number ERC 06-79, Georgia Institute of Technology, Atlanta, Georgia, USA.
19. Berenzens N., R. Schulz and M. Liess, 2001. Effects of chronic ammonium contamination on the macroinvertebrate community in running water microcosms. *Water research*, 35, 3478-3482.
20. Bhandarkar S. V. and W. R. Bhandarkar, 2013. A study on species diversity of benthic macroinvertebrates in freshwater lotic ecosystems in Gadchiroli district Maharashtra. *Int. J. of Life Sciences*, Vol.1 (1): 22-31.
21. Bishop, J. E., 1973. *Limnology of a small Malayan river, Sungai Gombak*. Junk Publishers, Hague, The Netherlands, 485pp.
22. Bloor M. C., and C. J. Banks, 2006. An evaluation of mixed species in-situ and ex-situ feeding assays: The altered response of *Asellus aquaticus* and *Gammarus pulex*. *Environment International*, 32, 22-27.
23. Bode RW, M. A. Novak, L. A. Abele, 1996. Quality assurance work plan for biological stream monitoring in New York State. NYS Department of Environmental Protection, Division of Water, Bureau of Monitoring and Assessment, Stream Biomonitoring Unit, Albany, NY.
24. Bogan, A. E., 1993. Freshwater bivalve extinctions (Mollusca: Unionoida): a search for causes. *American Zoologist* 33:599-609.
25. Bonada, N.; Prat, N.; Resh, V. H. and Statzner, B. 2006. Developments in aquatic insect biomonitoring: a comparative analysis of recent approaches. *Annual Review of Entomology* 51:495-523.
26. Bouchard R. W., 2012. Guide to Aquatic Invertebrate Families of Mongolia. Identification Manual for Students, Citizens Monitors, and Aquatic Resource Professionals. 218 pp.
27. Boyd, C. E. 1998. Water quality for pond aquaculture. Research and development series No.43, August 1998, 37 pp.
28. Boyd, C. E. and B. W. Green, 2002. Water quality monitoring in shrimp farming areas: an example from Honduras, Shrimp Farming and the Environment. Report prepared under the World Bank, NACA, WWF and FAO Consortium Program on Shrimp Farming and the Environment, Auburn, USA, pp. 29.
29. Bộ Tài Nguyên và Môi Trường, 2015. QCVN 08-MT: 2015/BTNMT. Quy chuẩn kỹ thuật quốc gia về chất lượng nước mặt.
30. Brinkhurst, R. O., 1966. The Tubificidae (Oligochaeta) of polluted waters, *Verh.Int.Verein.theor.angew. Limnol.* 16: p. 854-859.
31. Budin, K., A. Ahmed, N. Abdullah and M. Dawalih, 2007. *Correlation analysis on water quality parameter with aquatic insects abundance in Telipok River, Sabah, Malaysia*. 12th WSEAS International Conference on Applied Mathematics, Cairo, Egypt: 324-327.
32. Cañete R, M. Yong, J. Sánchez, L. Wong and A. Gutiérrez, 2004. Population dynamics of intermediate snail hosts of *Fasciola hepatica* and some environmental factors in San Juan Martinez Municipality, Cuba. *Mem. Inst. Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro*, 99(3):257-262.
33. Celik K., N. Akbulut, A. Akbulut and D. Ozatli, 2010. Macro Zoobenthos of Lake Uluabat, Turkey, related to some physical and chemical parameters. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, 5(4):520-529.
34. Contreras-Arquieta A., 1998. New records of snail *Melanoides tuberculata* (Muller, 1774) (Gastropoda: Thiaridae) in the Cuatro Ciénegas Basin, and its distribution in the state of Coahuila, Mexico. *Southwest. Nat.* 43(2):283-286.
35. Corbet, P. S., 1999. *Dragonflies: Behavior and Ecology*. Cornell University Press. Ithaca. New York. 829 pp.
36. Cordero, A. 2006. Dragonflies as forest-dependent animals. In RIVERA, A. C. (Ed.): *Forests and Dragonflies: 7-12*. Pensoft. Pontevedra (Spain).

37. Culp, J. M., S. J. Walde, and R. W. Davies, 1983. Relative importance of substrate particle size and detritus to stream benthic macroinvertebrate microdistribution. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 40:1568-1574.
38. Cummins, K. W. and J. C. Wuycheck, 1971. Caloric equivalents for investigation in ecological energetics. *International Association of Theoretical Applications of Limnology Community* 18:1–158.
39. Cummins, K.W. and R.W. Merritt, 2001. Applications of invertebrate functional groups to wetland ecosystem function and biomonitoring. p. 85-111. In R.B. Rader, D.P. Batzer, and S.A. Wissinger (eds.) *Bioassessment and Management of North American Freshwater Wetlands*. John Wiley and Sons, Inc., New York, NY, USA.
40. Chapman D. and J. Jackson, 1996. *Water quality Monitoring-A Practical Guide to the Design and Implementation of Freshwater Quality Studies and Monitoring Programmes*. Published on behalf of United Nations Environment Programme and the World Health Organization. ISBN 0 419 22320 7 (Hbk) 0 419 21730 4 (Pbk).
41. Chen, P.-p., N. Nieser and H. Zettel, 2005. *The aquatic and semiaquatic bugs (Heteroptera: Nepomorpha & Gerromorpha) of Malesia. Fauna Malesiana Handbooks 5*. Brill, Leiden – Boston, 546 pp. *Wat*
42. Dao Huy Giap, Tatporn Kunpradid, Chanda Vongsombath, Do Thi Bich Loc, and Prum Somany, 2010. Report on the 2008 biomonitoring survey of the lower Mekong River and selected tributaries, MRC Technical Paper No.27 Mekong River Commission, Vientiane. 69 pp.
43. Davidson S. P., T. Kunpradid, Y. Peerapornisal, N. T. M. Linh, B. Pathoumthong, C. Vongsambath and P. A. Duc, 2006. Biomonitoring of the lower Mekong River and selected tributaries. MRC Technical paper No. 13, Mekong River Commission, Vientiane. 100 pp. ISSN: 1683-1489.
44. De Pauw, N. and H. A. Hawkes, 1993. Biological monitoring of river water quality. In: *River Water Quality Monitoring and Control*, Walley, W. J and Judd, S. (Eds). Aston University. Birmingham, UK, pp. 87-111.
45. De Pauw, N., P. F. Ghetti, P. Manzini, and P. Spaggiari, 1992. Biological assessment methods for running water. 217-248. In: Newman, P., Piavaux, A. and Sweeting, R. (Eds.), *River water quality – assessment and control. Commission of the European Communities*. EUR 14606 EN-FR, 1992-III, Brussels, Belgium.
46. De Paw, N. and G. Vanhooren, 1983. Method for biological quality assessment of watercourse in Belgium. *Hydrobiologia*, 100:153-168.
47. De Zwart, D. and R. C. Trivedi, 1994. *Manual on integrated water quality evaluation*. National Institute of Public Health and Environmental Protection (RIVM), Bilthoven, The Netherlands.
48. Dillon, R. T. Jr., 2000. *The Ecology of Freshwater Molluscs*. Cambridge University Press, Cambridge, U.K. 509 pp.
49. Duan X., Z. Wang and S. Tian, 2008. Effect of streambed substrate on macroinvertebrate biodiversity. *Frontier of Environmental Science & Engineering in China*, 2 (1): 122-128.
50. Duc A. Pham, Quoi P. Le, and Nga P. Le, 2015. Linking Benthic Macroinvertebrates and Physicochemical Variables for Water Quality Assessment in Lower Dongnai River System, Vietnam. *International Journal of Environmental Science and Development*, Vol. 6, No. 2, February 2015.
51. Dunlop J. E, N. Horrigan, G. McGregor, B. J. Kefford, S. Choy, and R. Prasad, 2008. Effect of spatial variation on salinity tolerance of macroinvertebrates in Eastern Australia and implications for ecosystem protection trigger values. *Environmental Pollution* 151, pp. 621-630.
52. Duran M., 2006. Monitoring Water Quality using benthic Macroinvertebrates and Physicochemical Parameters of Behzat Stream in Turkey. *Polish J. of Environ. Stud.* Vol. 15, No. 5, 709-717.
53. Dương Trí Dũng, Nguyễn Công Thuận và Nguyễn Thành Công Thiện, 2008. Nghiên cứu phân vùng thủy vực dựa vào quần thể động vật đáy. *Tạp chí khoa học Đại học Cần Thơ*, số 1, trang 61-66.

54. Dương Trí Dũng, Nguyễn Văn Công và Lê Công Quyền, 2011. Sử dụng các chỉ số động vật đáy đánh giá sự ô nhiễm nước ở rạch Tâm Bót, Long Xuyên, tỉnh An Giang. Tạp chí Khoa học Đại học Cần Thơ, 20a 18-27.
55. Đàm Minh Anh, Võ Huy Cẩm, Nguyễn Thị Kim Chi, Nguyễn Thị Cúc, Huỳnh Dương Ngọc Diễm, Trần Thị Mỹ Nguyệt, Nguyễn Thị Thanh Nhung, Phan Thị Như ý, Phạm Thị Hồng Hà và Nguyễn Văn Khánh, 2010. Nghiên cứu đánh giá chất lượng nước sông ở thành phố Đà Nẵng bằng chỉ thị ĐVKXSCL. Tuyển tập báo cáo Hội nghị sinh viên nghiên cứu khoa học lần thứ 7 Đại học Đà Nẵng.
56. Đặng Ngọc Thanh, Hồ Thanh Hải, Dương Đức Tiến và Mai Đình Yên, 2002. Thủy sinh học các thủy vực nước ngọt nội địa Việt Nam. Nhà xuất bản Khoa học và Kỹ thuật, 399 trang.
57. Đặng Ngọc Thanh, Thái Trần Bái, Phạm Văn Miên, 1980. Định loại động vật không xương sống Bắc Việt Nam, NXB Khoa học và Kỹ thuật, Hà Nội. 572 trang.
58. Đỗ Văn Tú và Hoàng Thị Thanh Nhân, 2012. Tình trạng bảo tồn các loài trai nước ngọt (Bộ Unionoidea) ở Việt Nam. Hội nghị khoa học toàn quốc về sinh thái và tài nguyên sinh vật lần thứ 5.
59. Đỗ Văn Tú và Lê Hùng Anh, 2011. Hiện trạng khu hệ động vật đáy cỡ lớn ở Hồ Tây, Hà Nội. Hội nghị khoa học toàn quốc về sinh thái và tài nguyên sinh vật lần thứ 4.
60. Egler M., D. F. Buss, J. C. Moreira and D.F. Baptista, 2012. Influence of agricultural land-use and pesticides on benthic macroinvertebrate assemblages in an agricultural river basin in southeast Brazil. *Braz. J. Biol.* vol. 72, no. 3, p. 437-443.
61. Egler M., D. F. Buss, J.C. Moreira and D. F. Baptista, 2012. Influence of agricultural land-use and pesticides on benthic macroinvertebrate assemblages in an agricultural river basin in southeast Brazil. *Braz. J. Biol.*, 2012, vol. 72, no. 3, p. 437-443.
62. Elliott, J. M., 2008. The ecology of riffle beetles (Coleoptera: Elmidae). *Freshwater Review*. 1, pp. 189-203.
63. Elwood J. W. and T. F. Waters, 1969. Effects of floods on food consumption and production rates of a stream brook trout population. *T. Am. Fish. Soc.* 98(2):253-262.
64. Epler, J. H., 2001. Identification manual for the larval Chironomidae (Diptera) of North and South Carolina. version 1.0, Crawfordville, 53 pp.
65. Euliss, N. H., Jr., D. A. Wrubleski, and D. M. Mushet, 1999. Wetlands of the prairie pothole region: invertebrate species composition, ecology, and management. p. 471-514. In D.P. Batzer, R.B. Rader, and S.A. Wissinger (eds.) *Invertebrates in Freshwater Wetlands of North America: Ecology and Management*. John Wiley and Sons, Inc., New York, NY, USA.
66. Flores M. J. L. and M. T. Zaffaralla, 2012. Macroinvertebrate composition, diversity and richness in relation to the water quality status of Mananga River, Cebu, Philippines. *Philippine Sci. Lett.* 5(2):103-113.
67. Foote, A. L. and C. L. Rice, 2005. Odonata as biological indicators Canadian prairie wetlands. *Ecological Entomology*, 30: 273-283.
68. Friberg N., J. Skriver, S. E. Larsen, M. L. Pedersen and A. Buffagni, 2010. Stream macroinvertebrate occurrence along gradients in organic pollution and eutrophication. *Freshwater Biology* 55: 1405-1419.
69. Gallacher, D., 2001. The application of rapid bioassessment techniques based on benthic macroinvertebrates in East Asian rivers (a review). *Internationale Vereinigung für Theoretische Angewandte Limnologie Verhandlungen* 27:3503-3509.
70. Genet, J. A. and A. R. Olsen., 2008. Assessing depressional wetland quantity and quality using a probabilistic sampling design in the Redwood River watershed, Minnesota, USA. *Wetlands* 28:324-325.
71. Genet, J. A. and M. Bourdags, 2006. Development and validation of Indices of Biological Integrity (IBI) for depressional wetlands in the temperate prairies ecoregion. Minnesota Pollution Control Agency, Environmental Analysis and Outcomes Division, Biological Monitoring Unit, St. Paul, MN, USA. USEPA Report #CD-975768-01.

72. Gerritsen, J., R.E. Carlson, D.L. Dycus, C. Faulkner, G.R. Gibson, J. Harcum, and S.A. Markowitz, 1998. Lake and Reservoir Bioassessment and Biocriteria. Technical Guidance Document. US
73. Ghosh D. and J. K. Biswas, 2015. Macroinvertebrate diversity indices: A quantitative bioassessment of ecological health status of an oxbow lake in Eastern India. *J Adv Environ Health Res*, Vol. 3, No. 2, 78-90.
74. Gong Z. and P. Xie, 2001. Impact of eutrophication on biodiversity of the macrozoobenthos community in a Chinese shallow lake. *J. Fresh Water Ecol.* 16(2):171-178.
75. Gray J. S. and M. Elliott, 2009. *Ecology of Marine Sediments*. New York: Oxford University Press.
76. Giere O. and O. Pfannkuche, 1982. Biology and ecology of marine oligochaeta, a review. *Oceanogr Mar Biol Ann Rev* 20: 173-308.
77. Gillett D. J., A. F. Holland and D. M. Sanger, 2007. On the Ecology of Oligochaetes: Monthly Variation of Community Composition and Environmental Characteristics in Two South Carolina Tidal Creeks. *Estuaries and Coasts* Vol. 30, No. 2, p. 238–252.
78. Haileselesie, T. H and M. Teferi, 2012. Influence of Water Quality on the Diversity and distribution of Macroinvertebrates in Hiwane Second Order Streams, Northern Ethiopia. *Research Journal of Environmental and Earth Sciences* 4(4): 475-481.
79. Hall, L. W., W. D. Killen and R. D. Anderson, 2006. Characterization of benthic communities and physical habitat in the Stanislaus, Tuolumne, and Merced Rivers, California. *Environmental Monitoring and Assessment*, 115, 223-264.
80. Hall, R. O., J. B. Wallace and S. L. Eggert, 2000. Organic matter flow in stream food webs with reduced detrital resource base. *Ecology* 81:3445-3463.
81. Hawkes H. A., 1978. Invertebrate indicators of river water quality. *Proceeding of Symposium on Biological Indicators of Water Quality*, University of Newcastle upon Tyne. 1(2): 12-45.
82. Hawkes, H. A., 1997. Origin and development of the biological monitoring working party score system. *Water Resource*, 32: 964-968.
83. Hellowell, J. M., 1986. *Biological Indicators of Freshwater Pollution and Environmental Management*, Elsevier Publishers, London, 546p.
84. Hepp, L. U., S. V. Milesi, C. Blasi and R. M. Restello, 2010. Effects of agricultural and urban impacts on macroinvertebrates assemblages in streams (Rio Grande do Sul, Brazil). *Zoologia*, vol. 27, no. 1, p. 106-113.
85. Hilsenhoff W. L., 1996. Effects of a catastrophic flood on the insect fauna of Otter Creek, Sauk County, Wisconsin. *Tran. Wisc. Acad. Sci.* 84:103-110.
86. Hoàng Đình Trung, Lê Trọng Sơn, Mai Phú Quý và Đặng Ngọc Quốc Hưng, 2010. Sử dụng động vật không xương sống cỡ lớn để đánh giá nhanh chất lượng nước vùng ven Vườn Quốc gia Bạch Mã, tỉnh Thừa Thiên Huế. *Tạp chí Nghiên cứu và Phát triển*, S. 4(81).
87. Hoàng Đình Trung, Võ Văn Phú và Lê Thị Miên Ngọc, 2011. Đa dạng thành phần loài động vật không xương sống cỡ lớn và chất lượng nước mặt ở sông Hương.
88. Hoàng Thị Thu Hương, 2009. Monitoring and assessment of macroinvertebrate communities in support of river management in northern Vietnam. PhD. Gent University, Belgium.
89. Hunter, W. R. 1964. Physiological aspects of ecology in non-marine mollusks, p. 83-116. In *Physiology of Mollusca*, vol. 1, by K. M. Wilbur and C. M. Yonge-red.) Academic Press, New York. 473 pp.
90. Hussein M. A., A. H. Obuid-Allah, A. A. Mahmoud and H. M. Fangary, 2011. Population dynamics of freshwater snails (Mollusca: Gastropoda) at Qena Governorate, Upper Egypt. *Egypt. Acad. J. Biol. Sci.* 3(1):11- 22.
91. [Hutchinson, G. E.](#), 1993. *A Treatise on Limnology*. Vol. IV. The Zoobenthos. Ed. Y.H. Edmondson. John Wiley and Sons, Inc. Xx, 944pp.

92. Hynes, K. E. 1998. Benthic Macroinvertebrate Diversity and Biotic Indices for Monitoring of 5 Urban and Urbanizing Lakes within the Halifax Regional Municipality (HRM), Nova Scotia, Canada. Soil & Water Conservation Society of Metro Halifax. xiv, 114p.
93. Jumppanen K., 1976. Effects of waste waters on a lake ecosystem. *Ann. Zool. Fennici*. 13: 85-138.
94. Jun Y. C., N. Y. Kim, S. H. Kim, Y. S. Park, D. S. Kong and S. J. Hwang, 2016. Spatial Distribution of Benthic Macroinvertebrate Assemblages in Relation to Environmental Variables in Korean Nationwide Streams. *Water*, 8(1), 27; doi:[10.3390/w8010027](https://doi.org/10.3390/w8010027).
95. Kalyoncu H. and M. Zeybek, 2010. An application of different biotic and diversity indices for assessing water quality: A case study in the rivers Cukurca and Isparta (Turkey). *African Journal of Agriculture Research* Vol. 6(1), pp. 19-27.
96. Kalyoncu H., M., Barlas and O. O. Ertan, 2009. The Study of The Water Quality of The Aksu Stream According To The Biotic Index (Diatoms and Invertebrates) And Physico-Chemical Parameters, The Relations of The Organisms With The Water Quality. *TUBAV Turkish Sci. Res. Found.*, 2:1, 46-57.
97. Kalyoncu, H., B. Yorulmaz, M. Barlas, M. Z. Yildirim and M. Zeybek, 2008. Water quality of aksu stream and effect of physicochemical parameters on the macroinvertebrate diversity. *Sci. Eng. J. Firat. Univ.*, 20(1): 23-33.
98. Kannel P. R., S. Lee, Y. S. Lee, S. R. Kanel and S. P. Khan, 2007. Application of water quality indices and dissolved oxygen as indicators for river water classification and urban impact assessment, *Environ. Monit. Assess.*, vol. 132, pp. 93-110.
99. Kartikasari D., C. Retnaningdyah, and E. Arisoelaningsih, 2013. Application of water and ecology indices of benthic macroinvertebrate to evaluate water quality of Tertiary irrigation in Malang District. *The Journal of Tropical life science*. Vol. 3, No. 3, pp. 193-201.
100. Kazanci N., M. Dügel and S. Girgin, 2008. Determination of indicator genera of benthic macroinvertebrates communities in running waters in Western Turkey. Research article, review of *Hydrobiology*, Vol 1, p 1-16.
101. Kerans, B. L. and J. R. Karr, 1994. A benthic index of biotic integrity (B-IBI) for rivers of the Tennessee Valley. *Ecological Application*, 4: 768-785.
102. Kırgız, T. 1988. A preliminary study on Chironomidae Larvae in Lake Gala (in Turkish). IX. National Biology Congress, Cumhuriyet Univ., Fen Edebiyat Faculty, Biyology Department, Sivas, 11 pp.
103. Köhler F., M. Seddon, A. E. Bogan, V. T. Do, P. Sri-Aroon, D. Allen, 2012. The status and distribution of freshwater molluscs in the Indo-Burma region. Pages 66-88. In: Allen, D.J., Smith, K.G., and Darwall, W.R.T. (Compilers). *The Status and Distribution of Freshwater Biodiversity in Indo-Burma*. Cambridge, UK and Gland, Switzerland: IUCN.
104. Koprowska L. and I. Jabłońska-Barna, 2007. Biomonitoring of the Łyna River (North Poland) in the years. *International Journal of Oceanography and Hydrobiology*, ISSN 1730-413X, Vol. XXXVI, Supplement 4. 1974-2006 on the basis of the benthic macroinvertebrates
105. Kosnicki E. and S. Buria., 2004. Life history aspects of the mayfly *Siphonurus typicus* (Ephemeroptera: Siphonuridae) with a new application for measuring nymphal development and growth. *Hydrobiologia*, 1-3, 131-146.
106. Krolak E. and M. Korycinska, 2008. Taxonomic Composition of Macroinvertebrates in the Liwiec River and its Tributaries (Central and Eastern Poland) on the basis of Chosen Physical and Chemical parameters of Water and Season. *Polish J. of Environ. Stud.* Vol. 17, No. 1, 39-50.
107. Khan, S. J. and P. Murugesan, 2005. Polychaete diversity in Indian estuaries. *Indian J. Mar. Sci.*, 34: 114-119.
108. Latha C. and V. S. G. Thanga, 2010. Macroinvertebrate diversity of Veli and Kadinamkulam lakes, South Kerala, India. *J. Environ. Boil.* 31: 543-547.
109. Lenat D. R., 1984. Agriculture and stream water quality: biological evaluation of erosion control practices. *Environmental Management*, vol. 8, p. 333-344.

110. Lenat, D. R., D. L. Pensmore and K. W. Eagleson, 1981. Variable effects of sediment addition on stream benthos. *Hydrobiol.* 79: 187-194.
111. Lê Công Quyền, Trịnh Thị Lan và Vũ Ngọc Út, 2011. Phân bố động vật đáy ở rạch Cái Sao, tỉnh An Giang. Tạp chí Khoa học đại học Cần Thơ, 18b 127-136.
112. Lê Hoàng Việt, Phạm Văn Toàn, Lê Quang Minh và Kim LaVane, 2004. Thiết lập danh mục sinh vật chỉ thị phục vụ công tác quan trắc môi trường. Đề tài cấp Bộ B2002-31-43.
113. Lê Văn Khoa, Nguyễn Xuân Quỳnh và Nguyễn Quốc Việt, 2007. Chỉ thị sinh học môi trường. Nhà xuất bản giáo dục. 279 trang.
114. Lê Văn Thọ và Đỗ Thị Bích Lộc, 2012. Đa dạng sinh học của động vật đáy không xương sống cỡ lớn và chất lượng nước sinh học nền đáy sông Sài Gòn (đoạn chảy qua tỉnh Bình Dương). Hội nghị khoa học toàn quốc về sinh thái và tài nguyên sinh vật lần thứ 5.
115. Lê Văn Thọ và Phan Doãn Đăng, 2012. Đa dạng sinh học động vật đáy không xương sống cỡ lớn và chất lượng nước sinh học nền đáy tại sông Vàm Cỏ Đông tỉnh Long An. Hội nghị khoa học toàn quốc về sinh thái và tài nguyên sinh vật lần thứ 5.
116. Lien T. H. Nguyen and Niels De Pauw, 2002. The invasive *Corbicula* species (Bivalvia, Corbiculidae) and the sediment quality in Flanders, Belgium. *Bel. J. Zool.*, 132 (1): 41-48.
117. Lin, K. J. and S. P. Yo, 2008. The effect of organic pollution on the abundance and distribution of aquatic oligochaetes in an urban water basin, Taiwan. *Hydrobiologia*, vol. 596, No. 1, p. 213-223.
118. Liu Z., G. Sun, S. Huang, W. Sun, J. Guo, and M. Xu, 2012. Water quality index as a simple indicator of drinking water source in the Dongjiang River, China. *International Journal of Environmental Protection*, vol. 2, pp. 16-21.
119. Mackie, G. L. 2001. *Applied Aquatic Ecosystem Concepts*. Kendall/Hunt Publishing Company. xxv, 744 pp. ISBN 0-7872-7490-9
120. Maltby L., 1995. Sensitivity of the Crustaceans *Gammarus pulex* (L.) and *Asellus aquaticus* (L.) to short-term exposure to hypoxia and unionized ammonia: observation and possible mechanisms. *Wat. Res.* Vol 29, No. 3, pp. 781-787.
121. Mandaville, S. M. 2002. Benthic macroinvertebrates in freshwaters-taxa tolerance values, metrics and protocols. (Project H-1) Soil; water conservation society of Metro Halifax.
122. Martel, A. L., D. A. Pathy, J. B. Magill, C. B. Renaud, S. L. Dean and S. J. Kerr, 2001. Decline and regional extirpation of freshwater mussels (Unionidae) in a small river system invaded by *Dreissena polymorpha*: the Rideau River, 1993–2000. *Canadian Journal of Zoology* 79:2181–2191.
123. Mason C. F., 2002. *Biology of Freshwater Pollution*, Fourth Edition. Prentice Hall, London.
124. Mason, C., 2002. *Biology of Freshwater Pollution* 4th Edition. Pearson Educ. Ltd., London. 387 p.
125. Mekong River Commission, 2008. Biomonitoring of the lower Mekong River and selected tributaries 2004-2007, MRC Technical Paper No. 20, Mekong River Commission, Vientiane.
126. Mekong River Commission, 2010. Biomonitoring Methods for the Lower Mekong Basin.
127. Mekong River Commission, 2015. 2013 Lower Mekong regional water quality monitoring report. ISSN: 1683-1489. MRC Technical Paper No.51.
128. Metcalfe, J. L., 1989. Biological water quality assessment of running waters based on macroinvertebrate communities: History and present status in Europe. *Environ. Pollut.*, 60 (1-2), 101-139 (39 pages).
129. Milbrink, G., Timm, T. and S. Lundberg, 2002. Indicative profundal oligochaete assemblages in selected small Swedish lakes. *Hydrobiologia*, 468: 53-61.
130. Molefi Rajele, 2004. Comparison of SAAS and chemical monitoring of the river of the Lesotho highland water project. Integrate water resource management in the Faculty of Natural Science. University of the Western Cape.

131. Monbet P. and I. D. E. McKelvi, 2007. Phosphate: In handbook of water analysis. Ed. L M L Nollet, 2nd Ed CRC Press Cap, 8, 219.
132. Moreno P., Franca, J. S., Ferreira, W. R., Paz, A. D.; Monteiro, I. M. And Callisto, M. 2009. Use of the BEAST model for biomonitoring water quality in a neotropical basin. *Hydrobiologia* 630:231-242.
133. Moretti M. S. and M. Callisto, 2005. Biomonitoring of benthic macroinvertebrates in the middle Doce river watershed. *Acta Limnol. Bras.*, 17(3): 267:281.
134. Morse, J. C., Y. J. Bae, G. Munkhjargal, N. Sangpradub, K. Tanida, T. S. Vshivkova, B. X. Wang, L. F. Yang, and C. M. Yule, 2007. Freshwater biomonitoring with macroinvertebrates in East Asia. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 5: 33-42.
135. Muholland P., C. H. Driscoll, J. Elwood, M. Osgood, A. Palumbo, A. S. Rosemond, M. Smith and C. Schofield, 1992. Relationships between stream acidity and bacteria, macroinvertebrates, and fish: a comparison of north temperate and south temperate mountain streams, USA. *Hydrobiologia*, 239: 7-24.
136. Mustow S. E., 2002. Biological monitoring of rivers in Thailand: use and adaptation of the BMWP score. *Hydrobiologia*, Volume 479, Issue 1, pp 191–229.
136. Mustow, S. E., 1997. *Aquatic Macroinvertebrates and Environmental Quality of Rivers in Northern Thailand*. PhD thesis, London University, London, UK, 391pp.
137. Nagachinta A., M. Piamtipmanus, J. Jivaluk, W. Punyaganok, and J. Totanapoka, 2005. Utilization of freshwater molluscs of Thailand. Department of Fisheries, Ministry of Agriculture and Cooperatives, 155 p. In Thai.
138. Nautiyal P. and A. S. Mishra, 2013. Variations in benthic Macroinvertebrate fauna as indicators of land use in the Ken River, central India. *Journal of Threatened Taxa*, ISSN: 0974-7907, 5(7): 4096-4105.
139. Newlon, T. A. and F. W. Rabe, 1977. Comparison of macroinvertebrate samplers and the relationship of environmental factors to biomass and diversity variability in a small watershed. Research Technical Completion Report, project A-049-IDA; Idaho Water Resources Research Institute, University of Idaho, Moscow.
140. Nocentini, A. M., 1989. Iago maggiore. Researches on zoobenthos. *Memorie Dell' Istituto Italiano di Idrobiologia*, 46: 173-196.
141. Ngô Trọng Thuận, 2007. Dòng chảy mùa cạn ở Đồng bằng sông Cửu Long. Tuyển tập báo cáo Hội thảo khoa học lần thứ 10, Viện Khoa học khí tượng thủy văn và Môi trường, TPHCM.
142. Ngô Xuân Quảng và Ngô Thị Lan, 2014. Thành phần loài và đa dạng quần xã động vật đáy không xương sống cỡ lớn sông Mekong. *Tạp chí khoa học, Đại học sư phạm TPHCM*, số 58.
143. Ngô Xuân Quảng, Nguyễn Văn Sinh, Nguyễn Đình Tú, Phạm Văn Lâm và Ngô Thị Lan, 2013. Biodiversity of littoral macroinvertebrates in the Mekong river. *Tạp chí khoa học, Đại học Sư phạm TPHCM*, số 51.
144. Nguyễn Công Thuận, Nguyễn Hữu Chiêm và Dương Trí Dũng, 2010. Đánh giá chất lượng nước bằng chỉ số quan trắc sinh học BMWP^{VIETNAM} ở kênh Cái Mây, huyện Phú Tân, tỉnh An Giang. *Tạp chí Khoa học đại học Cần Thơ*, 15b 125-131.
145. Nguyễn Đình Mão và Vũ Trung Tạng, 2016. Sinh thái thủy sinh vật. Nhà xuất bản nông nghiệp, 251 trang
146. Nguyễn Thanh Phương, Trần Thị Tuyết Hoa, Vũ Ngọc Út, Huỳnh Trường Giang, Cao Tuấn Anh, Nguyễn Thị Thu Hằng, Phạm Trần Nguyên Thảo, Đặng Thụy Mai Thy, Ngô Thị Thu Thảo, Đặng Thị Hoàng Oanh, Nguyễn Minh Hậu, Nguyễn Quốc Thịnh và Đoàn Nhật Phương, 2007. Quan trắc môi trường và xác định tác nhân gây bệnh trên cá da trơn (*Tra-Pangasianodon hypophthalmus* và *Basa-Pangasius bocourti*) và Tôm càng xanh (*Macrobrachium rosenbergii*) ở tỉnh An Giang. Báo cáo tổng kết đề tài nghiên cứu khoa học cấp tỉnh. Sở Khoa học Công nghệ An Giang, 125 trang.
147. Nguyễn Thị Mai, 2004. Đa dạng thành phần động vật không xương sống cỡ lớn và sử dụng chúng đánh giá chất lượng môi trường nước khúc sông Sài Gòn thuộc quận 2 thành phố Hồ Chí Minh. *Tạp chí KHKT Nông lâm nghiệp*, số 3.

148. Nguyễn Văn Khánh và Phạm Thị Hồng Hà, 2010. Sử dụng chỉ thị sinh học ĐVKXSCL để đánh giá chất lượng nước của các hồ thành phố Đà Nẵng. Tạp chí khoa học, đại học Huế, số 63.
149. Nguyễn Văn Khánh, Phạm Văn Hiệp, Phan Thị Mai và Lê Thị Quế, 2009. Sử dụng Động vật không xương sống cỡ lớn đánh giá chất lượng nước bề mặt tại cánh đồng Xuân Thiều, phường Hòa Hiệp, quận Liên Chiểu, thành phố Đà Nẵng.
150. Nguyễn Văn Khánh, Trần Duy Vinh, Dương Công Vinh và Ứng Công Thạch, 2010. Sử dụng động vật không xương sống cỡ lớn để đánh giá chất lượng môi trường nước sông Phú Lộc, thành phố Đà Nẵng. Tạp chí Khoa học và Công nghệ, Đại học Đà Nẵng số 2 (37).
151. Nguyễn Vũ Thanh và Tạ Huy Thịnh, 2003. Sử dụng chỉ số sinh học ASPT đánh giá nhanh chất lượng sinh học nước ở lưu vực sông Cầu. Tạp chí sinh học, số 25, trang 1-10.
152. Nguyễn Xuân Quỳnh, Clive Pinder and Steve Tilling, 2001. Định loại các nhóm động vật không xương sống nước ngọt ở Việt Nam, NXB Đại học quốc gia Hà Nội.
153. Odum, H. T. 1975. Energy Quality Interactions of Sunlight, Water, Fossil Fuel and Land. *Proceedings of Water Requirements of Lower Colorado River Basin Energy Needs*. U. of Arizona. (165-194).
154. Ongley, E. D. 2009. Water Quality of the Lower Mekong River. In: Campell IC (ed) *The Mekong: Biophysical environment of an international river basin*. Academic, New York.
155. Orwa P. O., P. O. Raburu, S. O. Ngodhe and R. Kipkorir, 2014. Impacts of human activities on macroinvertebrate community structure along Chepkoilel river swamp, Kenya. *International Journal of Water Resources and Environmental Engineering*. Vol. 6(10), pp. 252-260.
156. Peckarsky, B. L., P.R. Fraissinet, M. A. Penton, and D. J. Conklin, Jr., 1990. *Freshwater Macroinvertebrates of Northeastern North America*. Cornell Univ. Press. ISBN: 0-8014-9688-8. XII, 442pp.
157. Pennak, R. W., 1953. *Freshwater invertebrates of United States*. New York: 1-768.
158. Pennak, R.W. 1989. *Freshwater invertebrates of the United States*. Third edition, 628 p. John Wiley and Sons, Inc., New York.
159. Pitta P., I. Karakassis, M. Tsapakis and S. Zivanovic, 1999. Natural vs. mariculture induced variability in nutrients and plankton in the eastern Mediterranean. *Hydrobiologia* 391:181-94.
160. Plafkin, J. L., Barbour, M. T., Porter, K. D., Gross, S. K., and Hugles, R. M., 1989. *Rapid Bioassessment Protocols for use in Streams and Rivers: Benthic Macroinvertebrates and Fish*. U.S. Environmental Protection Agency. EPA 440/4-89/001. 8 chapters, Appendices A-D.
161. Pointier J. P., Théron A. and Borel G., 1993. Ecology of the introduced snail *Melanoides tuberculata* (Gastropoda: Thiaridae) in relation to *Biomphalaria glabrata* in the marshy forest zone of Guadeloupe, French West Indies. *J. Mol. Stud.* 59:421-428.
162. Prabhu H. V., M. T. lakshmi pathi, K. Teum. H. Hailemichael, S. Btsuamlak, S. Zeresenay, A. T. R. Naik and T. J. Ramesha, 2016. Macro benthos-Sediment Relationship in Intertidal waters of Hirgigo Bay: massawa, Eriteria, N. E., Africa. *International Journal of Advanced Scientific and Technical Research*. Issue 6 volumn 1, ISSN 2249-9954.
163. Pringle, C. M., F. N. Scatena, P. Paaby-Hansen and M. Nunez-Ferrena, 2000. River conservation in Latin America and the Carribean. In: Boon, P.J., B.R. Davies and G.E. Petts, (Eds), *Global perspectives on River Conservation: Science, Policy and Practice*. John Wiley and sons, Ltd. Chichester, U.K. pp: 41-77.
164. Pham A. D., P. Q. Le and P. N. Le, 2011. Study on the Water Quality Assessment using Benthic Macroinvertebrates for Lower Dong Nai River monitoirng. *Proc. of The 1st Environment Asia International Conference on Energy, Environement and Climate Change*. Bangkok: Thai Society of Higher Education Institute on Environment.pp. 1026-1041.
165. Phạm Anh Đức và Phạm Thị Minh Nguyệt, 2006. Nghiên cứu ứng dụng GIS quản lý các chỉ tiêu sinh học nhằm hỗ trợ việc đánh giá chất lượng và phân vùng môi trường nước hệ thống sông rạch TPHCM. Đề tài nghiên cứu khoa học, Sở Khoa học và Công nghệ TPHCM, TPHCM.
166. Phạm Anh Đức, 2004. Nghiên cứu sử dụng động vật không xương sống cỡ lớn ở đáy phục vụ cho công tác giám sát chất lượng nước hệ thống sông rạch huyện Cần Giò - Tp.HCM. Luận văn

- thạc sỹ kỹ thuật Môi trường, Viện Môi trường và Tài nguyên – Đại học Quốc gia Tp.HCM, Tp.HCM.
167. Phạm Anh Đức, 2014. Xây dựng phương pháp đánh giá chất lượng nước dựa vào động vật không xương sống cỡ lớn ở đáy cho hạ lưu hệ thống sông Đồng Nai. Luận văn Tiến sĩ kỹ thuật môi trường, Viện Môi trường và Tài nguyên – Đại học Quốc gia Tp.HCM, Tp.HCM.
 168. Phạm Văn Miên và Lê Trinh, 2004. Nghiên cứu hoàn thiện các chỉ tiêu sinh học để đánh giá chất lượng và phân vùng môi trường nước các thủy vực Tp.HCM, Đề tài NCKH, Sở Khoa học và Công nghệ Tp.HCM, Tp.HCM.
 169. Phan Doãn Đăng, Thái Ngọc Trí, Thái Thị Minh Trang, Lê Văn Thọ, Huỳnh Vũ Ngọc Quý, Lê Thị Nguyệt Nga và Lưu Thị Phương Hoa, 2011. Nghiên cứu đa dạng sinh học khu hệ thủy sinh vật và chất lượng môi trường nước ở khu vực vệ cảnh quan rừng Tràm Trà Sư, tỉnh An Giang. Hội nghị khoa học toàn quốc về sinh thái và tài nguyên sinh vật lần thứ 4.
 170. Phan Thị Hiền, 2011. Nghiên cứu cơ sở khoa học cho việc đánh giá chất lượng nước sông Hàn, thành phố Đà Nẵng bằng chỉ thị ĐVKXSCL. Luận văn cao học, chuyên ngành sinh thái học, Trường Đại học Đà Nẵng.
 171. Qadri H. and A. R. Yousuf, 2004. Ecology of macrozoobenthos in Nigeen lake. *J. Res. Dev.* 4:59-65.
 172. Qi, S., 1991. Water-quality assessment using benthic macroinvertebrates in the Zhujiang (Pearl River) Delta, P.R. China. *Conservation and Management of Tropical Inland Waters: Problems, Solutions and Prospects*, Hong Kong.
 173. Raddum G., A. F. Jellheim and T. Hesthagen, 1988. Monitoring of acidification by the use of aquatic organisms. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 23: 2291-2297.
 174. Rao, S. V. R., Singh, V. P. and Mall, L. P., 1978. Pollution studies of River Khan (Indore) India. 1. Biological assessment of pollution. *Water Research*, 12: 555-559.
 175. Resh V. H., 2007. Multinational, freshwater biomonitoring programs in the developing world: lessons learned from African and Southeast Asian river surveys. *Environmental Management* 39:737-748.
 176. Resh, V. H. and J. D. Unzicker, 1975. Water quality monitoring and aquatic organisms: the importance of species identification. *Journal of the Water Pollution Control Federation* 47:9-19.
 177. Rosenberg, D. M. and V. H. Resh, 1993. *Freshwater biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*. Chapman and Hall, New York. ISBN: 0-412-02251-6. 488pp.
 178. Rosenberg, D. M., 1998. "A National Aquatic Ecosystem Health Program for Canada: We Should Go Against the Flow", *Bull. Entomol. Soc. Can.*, 30 (4), pp. 144-152.
 179. Rosenberg, D. M., I. J. Davies, D. G. Cobb and A. P. Wiens, 1997. *Ecological Monitoring and Assessment Network (EMAN) Protocols for Measuring Biodiversity: Benthic Macroinvertebrates in Fresh Waters*. Dept. of Fisheries and Oceans, Freshwater Institute, Winnipeg, Manitoba. 53, Appendices.
 180. Rossaro, B., L. Marziali, C. A. Cardoso, A. Solimini, G. Free, and R. Giacchini, 2007. A biotic index using benthic macroinvertebrates for Italian lakes. *Ecological Indicators*, 7: 412-429.
 181. Rowe, L., and J. S. Richardson, 2001. Community responses to experimental food depletion: resource tracking by stream invertebrates. *Oecologia* 129:473-480.
 182. Ruggiero M. A. and H. C. Merchant, 1979. Water quality, substrate, and distribution of macroinvertebrates in the Patuxent River, Maryland. *Hydrobiologia*. Volume 64, [Issue 2](#), pp 183-189.
 183. Rutherford, J. C., Kefford and B. J., 2005. The effects of time-varying salinity on freshwater invertebrates: towards a predictive model. Submitted to *Ecological Modelling*.
 184. Sadozai S., W. A. Baloch, W. M. Achakzai and N. Memon, 2013. Population dynamics and ecology of freshwater Gastropods in Manchar Lake Sindh, Pakistan. *The Journal of Animal and Plant Sciences*, 23(4): 2013, Page: 1089-1093 ISSN: 1018-7081.
 185. Sallenave R., 2015. *Stream Biomonitoring Using Benthic macroinvertebrates*. Circular 677. NMSU.

186. Samways, M. J. and N. S. Steytler, 1996. Dragonfly (Odonata) distribution patterns in urban and forest landscapes, and recommendations for riparian management. *Biological Conservation* 78: 279-288.
187. Sangpradub, N. and B. Boonsoong, 2006. Identification of freshwater invertebrates of the Mekong River and its tributaries. Mekong River Commission, Vientiane, 274 pp.
188. Sangpradub, N., Y. Inmuong, C. Hanjavanit and U. Inmuong. 1998a. A correlation study between freshwater benthic macroinvertebrate fauna and environmental quality factors in Nam Pong Basin. Research report submitted to TRF (Thailand Research Fund).
189. Sangpradub, N., Y. Inmuong, C. Hanjavanit and U. Inmuong. 1998b. Biotic indices for biological classification of water quality in the Pong catchment using benthic macroinvertebrate. *Journal of Science*, Khon Kaen University, Khon Kaen University, 26(4): 289-304. (in Thai).
190. Shannon C. E. and W. Weaver, 1949. The mathematical theory of communication. University of Illinois Press, Urbana.
191. Sharifinia M., J. I. Namin and A. B. Makrani, 2012. Benthic macroinvertebrate distribution in Tajan River using canonical correspondence analysis. *Caspian J. Env. Sci.* 10: 181-194.
192. Sharma K. K. and S. Chowdhary, 2011. Macroinvertebrate assemblages as biological indicators of pollution in a Central Himalayan River, Tawi (J and K). Full Length Research Paper. *International Journal of Biodiversity and Conservation* Vol. 3(5), pp. 167-174, May 2011.
193. Sharma, R. C. and J. S. Rawat, 2009. Monitoring of aquatic macroinvertebrates as bioindicator for assessing the health of wetlands: A case study in the Central Himalayas, India. *Ecological Indicators*, 9: 118-128.
194. Sittilert, Upachai, 1985. Species, Quantities and Distribution of Benthic Fauna in the Tachin River. M. Sc. Thesis, Kasetsart University, Bangkok.
195. Sivaramakrishnan, K. G., 1992. Composition and Zonation Of Aquatic Insect Fauna Of Kaveri and its Tributaries and the Identification of Insect Fauna as Indicator of Pollution. *D.O.E. Project Number 22/18/89-Re.*
196. Sladeczek, V., 1973. The reality of three British biotic indices. *Water Res.*, 7, 995-1002.
197. Slepukhina, T. D., 1984. Comparison of different methods of water quality evaluation by means of Oligochaeta. *Hydrobiologia*, vol. 115, No.1, p. 183-186.
198. Smith, D. G., 2001. Pennak's Freshwater Invertebrates of the United States, 4th Edition. John Wiley and sons, New York: 327-400.
199. Sở Tài nguyên và Môi trường TP Cần Thơ, 2009. Báo cáo diễn biến chất lượng môi trường Thành phố Cần Thơ 10 năm (1999 -2008).
200. Sripongpun G., 2000. Benthic Macroinvertebrates as a Biological Index of Water Quality in the Lower Thachin River.
201. Staub R., J. W. Applying A. M. Hofsteiler and I. J. Hass, 1970. The effects of industrial wastes on Memphis and Shelby County on primary planktonic producers. *Bioscience*, 20: 905-912.
202. Steinberg, C. and S. Schiefele, 1988. Biological indication of trophy and pollution of running waters. *Zeitschrift fur Wasser und Abwasser Forschung-Journal for Water and Wastewater Research* 21: 227-234.
203. Sterry P., 1997. Complete British Wildlife. Collins, London.
204. Stewart, T. W. and J. A. Downing, 2008. Composition of macroinvertebrate communities and relationships to environmental features in recently constructed wetlands. *Wetlands* 28:141-150.
205. Strayer D. L., L. C. Smith and N. Y., Millbrook, 2001. The zoobenthos of the freshwater tidal Hudson River and its response to the zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) invasion. *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 139/1, Monogr. Stud., p. 1-52.
206. Strzelec. M. and A. Królczyk, 2004. Factors affecting snail (Gastropoda) community structure in the upper course of the Warta River (Poland). *Biologia*, 59: 159-163.
207. Subba-Rao, N. V., 1993. Freshwater Molluscs of India. In: Roa K.S. (Ed.). Recent Advances in Freshwater Biology. New Delhi. Animal Publication, 2: 187-202.

208. Subramanian K. A and K. G. Sivaramakrishnan, 2007. Aquatic Insects for Biomonitoring Freshwater Ecosystems-A Methodology Manual. Ashoka Trust for Research in Ecology and Environment (ATREE).
209. Sundic, D. and B. Radujkovic, 2012. Study on freshwater oligochaeta of Montenegro and their use as indicators in water quality assessment. *Natura Montenegrina, Pogdorica*, 11(2): 117-383.
210. Supian Z. and A. M. Ikhwanuddin, 2002. Population dynamics of freshwater molluscs (Gastropod: *Melanoides tuberculata*) in Crocker Range Park, Sabah. *ASEAN Rev. Biodiv. Environ. Conserv. (ARBEC)*, pp. 1-9.
211. Temporetti P. F., M. F. Alonso, G. Baffico, D. D. Diaz, W. Lopez, F. L. Pedrozo, 2001. Trophic state of fish community and intensive fish production of salmonids in Alicura Reservoir (Patagonia, Argentina). *Lakes Reserv. Res. Manage*, 6:259-267.
212. Tesfaye, B., 1988. The Degradation of the Abo- Kebena River in Addis Ababa. Ethiopia. M.Sc Thesis, school of Graduates Studies, Addis Ababa University.
213. Tô Nguyệt Nga, 2009. Khảo sát chất lượng nước mặt trong thủy vực thành phố Long Xuyên (khu vực phường: Mỹ Bình, Mỹ Phước, Mỹ Long, Mỹ Xuyên) nhằm xác định mức ô nhiễm vùng nước. Đề tài cấp Trường, Trường Đại học An Giang.
214. Turkmen, G. and N. Kazanci, 2010. Application of various biodiversity indices to benthic macroinvertebrate assemblages in streams of a national park in Turkey. *Hydrobiology* 3,2: 111-125.
215. Thái Thị Nguyên, 2013. Biến động chất lượng nước trên sông Hậu. Luận văn tốt nghiệp cao học ngành Nuôi trồng thủy sản. Khoa Thủy sản, Trường Đại học Cần Thơ, 40 trang.
216. Thái Trần Bái, 2007. Động vật học không xương sống, nhà xuất bản Khoa học và Kỹ thuật, Hà Nội.
217. Thompson, D. J., J. R. Rouquette and B. V. Purse, 2003. Ecology of the Southern Damselfly. *Conserving Natura 2000 Rivers Ecology Series*. English Nature. Peterborough. 24 pp.
218. Tripole S., E. A. Vallania and M. C. Corigliano, 2008. Benthic macroinvertebrate tolerance to water acidity in the Grande river sub-basin (San Luis, Argentina). ISSN: 0213-8409, *Limnetica*, 27 (1): 29-38.
219. Trương Thanh Cảnh và Ngô Thị Trâm Anh, 2007. Nghiên cứu sử dụng Động vật không xương sống cỡ lớn để đánh giá chất lượng nước trên 4 hệ thống kênh chính tại TPHCM. Tạp chí phát triển Khoa học và công nghệ, tập 10, số 01.
220. United States Environmental Protection Agency (USEPA), 1997. Volunteer Stream Monitoring: a methods manual. U. S. Environmental Protection Agency Office of Wetlands, Oceans, and Watersheds Volunteer Monitoring (4503F). Washington, DC.
221. Utzinger, J., Mayombana, C., Mez, K. and Tanner, M., 1997. Evaluation of chemical and physical morphological factors as potential determinants of *Biomphalaria pfefferi* (Krauss, 1848) distribution. *Mem. Inst Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro*, 92(3): 323-328.
222. Uzunov J., 1977. Influence of the pollution on the Oligochaeta fauna of the rivers Mesta and Struma. *Hydrobiology*, 6: 25-35.
223. Vainola R. Æ J. D. S. Witt Æ M. Grabowski Æ J. H. Bradbury Æ K. Jazdzewski Æ B. Sket, 2008. Global diversity of amphipods (Amphipoda; Crustacea) in freshwater. *Hydrobiologia* 595:241–255 DOI 10.1007/s10750-007-9020-6.
224. Vam Dolah, R. F., J. L. Hyland, A. F. Holland, J. S. Rosen and T. R. Snoots, 1999. A benthic index of biological integrity for assessing habitat quality in estuaries of the southeastern USA. *Marine Environmental Research* 48:269–283.
225. Van den Brink, F. W. B. and G. Van der Velde, 1991. Macrozoobenthos of floodplain waters of the Rivers Rhine and Meuse in the Netherlands: a structural and functional analysis in relation to hydrology. *Reg. Riv.*, 6:265-277.
226. Van-Schayck, IR. C. P., 1985. Laboratory studies on the relation between aquatic vegetation and the presence of two *Bilharzia*-bearing snail species. *J. Aquat. Plant Manage*, 23: 87-91.

227. Vaughn, C. C., S. J. Nichols and D. E. Spooner, 2008. Community and foodweb ecology of freshwater mussels. *J N Am Benthol Soc* 27: 409-423.
228. Vischetti, C., A. Cardinali, E. Monaci, M. Nicell, F. Ferrari, M. Trevisan and E. Capri, 2008. Measures to reduce pesticide spray drift in a small aquatic ecosystem in vineyard estate. *Science of Total Environment*, vol. 389, p. 497-502.
229. Vo Thi Lang, Ky Quang Vinh and Ngo Thi Thanh Truc, 2009. Environmental Consequences of and Pollution Control Options for Pond "Tra" Fish Production in Thotnot District, Cantho City, Vietnam. EEPSEA Research Report.
230. Võ Văn Phú, Hoàng Đình Trung và Lê Mai Hoàng Thy, 2010. Sử dụng động vật không xương sống cỡ lớn để đánh giá chất lượng môi trường nước ở một số điểm trên sông Bồ, tỉnh Thừa Thiên Huế. *Tạp chí khoa học, Đại học Huế*, số 57.
231. Voshell Jr. and J. Reese, 2002. *A Guide to Freshwater Invertebrates of North America*. McDonald and Woodward Publishing Co. Blacksburg, VA.
232. Vũ Ngọc Út và Dương Thị Hoàng Oanh, 2013. *Giáo trình thực vật và động vật thủy sinh*. Nhà xuất bản Đại học Cần Thơ, 342 trang.
233. Vũ Ngọc Út, Nguyễn Bạch Loan, Huỳnh Trường Giang, Dương Thị Hoàng Oanh, Nguyễn Thị Kim Liên, Nguyễn Bá Quốc, Nguyễn Văn Ngoan, Âu Văn Hóa và Phan Thị Cẩm Tú, 2013. Nghiên cứu biện pháp hạn chế sự phát triển của vẹm vàng *Limnoperna fortunei* sống bám trên ốc gạo (*Cipangopaludina lecithoides*) trên địa bàn huyện Chợ Lách, Bến Tre. *Báo cáo tổng kết đề tài cấp Bộ*, 100 tr.
234. Vũ Trung Tạng, 2009. *Sinh thái học các hệ sinh thái cửa sông Việt Nam*. Nhà xuất bản giáo dục Việt Nam, 327 trang.
235. Wallace J. B. and Webster J. R., 1996. The role of macroinvertebrates in stream ecosystem function. *Annual Review of Entomology* 41: 115–139.
236. Walley, W. J. and H. A. Hawkes, 1996. A computer-based reappraisal of the Biological Monitoring Working Party scores using data from the 1990 river quality survey of England and Wales. *Water Research*, Vol. 30, No. 9, pp 2086 – 2094.
237. Walley, W. J. and H. A. Hawkes, 1997. A computer-based development of the Biological Monitoring Working Party score system incorporating abundance rating, site type and indicator value. *Water Research*, Vol. 31, No. 2, pp 201 – 210.
238. Wang, B. X., 2002. *Water quality biomonitoring using benthic macroinvertebrates in China*. PhD thesis, Nanjing Agricultural University, Nanjing, China, 187pp.
239. Wang, Y. J., H. Cheng, R. L. Edwards, Y. Q. He, X. G. Kong, Z. S. An, J. Y. Wu, M. J. Kelly, C. A. Dykoski, and X. D. Li, 2005. The Holocene Asian Monsoon: Links to solar changes and North Atlantic climate. *Science*, 308, 854– 857.
240. Whiting D., A. Card, C. Wilson and J. Reeder, 2011. *Estimating soil texture: Sand, Silt, or Clayey?* Colorado State University Extension.
241. Wiederholm, T., 1980. Use of benthos in lake monitoring. *J. Wat. Poll. Con. Fed.* 52:537–547.
242. Wilhm, J. L. and T. C Dorris, 1966. Species diversity of benthic macroinvertebrates in a stream receiving domestic and oil refinery effluents. *Amn. Midl. Nat.* 76: 427 - 449.
243. Winner, R. W., M. W. Bossel and M. P. Farrel, 1980. Insect community structure as an index of heavy-metal pollution in lotic ecosystems. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37: 647–655.
244. Wishart, M. J., B. R. Davies, P. J. Boon and C. M. Prongle, 2000. Global Disparities in River Conservation: “First World” Values and: Third World” realities. In: Boon, P.J., B.R. Davies and G.E. Petts, (Eds.), *Global Perspectives on River Conservation: Science, Policy and practice*. John Wiley and Sons, Ltd., Chichester, U. K., pp: 353-369.
245. Wolfram, G., V. A. Kowarc, U. H. Humpesch and G. W. Sieg, 2002. Distribution Pattern of 529 K. ÇELİK ET AL *Pan-American Journal of Aquatic Sciences* (2010), 5(4): 520-529.
246. Wongkam, W., S. Bowornsombat, Y. Peerapornpisal, W. Sonthichai, A. Rojanapaiboon, P. Chantaramongkol, and W. Roongreungwong, 1999. *Water resources assessment using biological*

- indices to study the environmental impact to the Mae Klang upland streams at Doi Inthanon national park. Research report, Chiang Mai University (in Thai with English Abstract).
247. Wright, S. 1955. Limnological survey of western Lake Erie. U.S. Fish and Wildlife Service, Special Scientific Report: Fisheries No.139.
248. Yamamuro A. M., 2004. Relationships between benthic organic matter and Macroinvertebrates in sand substrates of Northern Michigan streams. Master Graduate Program in Biological Sciences, Notre Dame University, Indiana.
249. Yang, L. F., Y. W. Li, and D. G. Qi, 1992. Community structure of aquatic insects and biomonitoring of water quality in Jiuhuahe River. *Acta Ecologica Sinica*, 12: 9-15.
250. Yazdian H., N. Jaafarzadeh and B. Zahraie, 2014. Relationship between macroinvertebrate bio-indices and physicochemical parameters of water: a tool for water resources managers. *Journal of Environmental Health Science and Engineering*, 12:30.
251. Yunfang H. M. S., 1995. Atlas of freshwater biota in China. China Ocean Press. 375 pp.
252. Zhang Y., L. Liu, L. Cheng, Y. Cai, H. Yin, J. Gao, Y. Gao, 2014. Macroinvertebrate assemblages in streams and rivers of a highly developed region (Lake Taihu Basin, China). *Aquatic biology Aquat Biol.* Vol. 23: 15–28.

PHỤ LỤC

Phụ lục 1: Mật độ động vật đáy tại các vị trí thu mẫu trên sông chính

Đợt	Điểm thu	Oligochaeta	Polychaeta	Gastropoda	Bivalvia	Malac- ostraca	Insecta	Hiru- dinea	Tổng cộng
1	Long Bình	320	20	163	207	0	0	0	710
	Châu Đốc	387	13	317	947	0	0	0	1.663
	Bình Mỹ	230	63	43	193	97	0	0	627
	Cồn Bình Thủy	507	30	223	350	0	10	0	1.120
	Hòa Phú	260	47	90	303	0	3	0	703
	Thốt Nốt	297	93	507	433	0	60	0	1.390
	Ô Môn	63	73	30	50	3	3	0	223
	Trà Nóc	557	0	10	0	0	0	0	567
	Bình Thủy	0	17	80	3	0	0	0	100
	Ninh Kiều	17	17	63	153	0	0	0	250
	Đông Phú	33	43	27	123	0	0	0	227
	Mái Dầm	0	0	57	90	0	0	0	147
	Cái Côn	150	7	27	20	0	0	0	203
	Đại Ngãi	0	10	128	3	0	0	0	141
2	Long Bình	287	0	43	7	3	0	0	340
	Châu Đốc	243	3	50	67	0	3	0	367
	Bình Mỹ	3.340	23	60	20	0	7	0	3.450
	Cồn Bình Thủy	440	40	17	120	0	3	0	620
	Hòa Phú	247	37	3	23	0	0	0	310
	Thốt Nốt	493	160	33	40	0	3	0	730
	Ô Môn	60	40	7	43	0	0	0	150
	Trà Nóc	60	0	960	0	0	0	0	1.020
	Bình Thủy	10	47	140	63	0	0	0	260
	Ninh Kiều	7	3	13	33	3	7	0	67
	Đông Phú	223	273	13	20	0	133	0	663
	Mái Dầm	173	93	0	107	0	0	0	373
	Cái Côn	63	73	10	13	0	43	0	203
	Đại Ngãi	0	19	88	72	66	0	0	245
3	Long Bình	643	10	10	7	0	3	0	673
	Châu Đốc	320	90	120	367	13	43	0	953
	Bình Mỹ	1.207	50	57	10	3	60	0	1.387
	Cồn Bình Thủy	1.273	70	43	147	0	290	0	1.823
	Hòa Phú	233	83	93	377	13	10	0	810
	Thốt Nốt	333	170	33	47	0	43	0	627
	Ô Môn	33	87	23	33	7	13	0	197
	Trà Nóc	1.100	7	1.410	27	0	0	0	2.543
	Bình Thủy	43	47	30	33	0	7	0	160

	Ninh Kiều	57	43	87	3	20	3	0	213
	Đông Phú	3	67	3	13	0	0	0	87
	Mái Dầm	27	30	0	10	0	0	0	67
	Cái Côn	63	33	13	10	10	103	3	237
	Đại Ngãi	0	7	177	3	0	0	0	187
4	Long Bình	707	70	43	83	250	140	0	1.293
	Châu Đốc	50	27	203	1.440	3	13	0	1.737
	Bình Mỹ	2.847	63	97	53	0	10	0	3.070
	Côn Bình Thủy	1.497	77	80	250	13	200	0	2.117
	Hòa Phú	1.417	117	350	500	33	53	0	2.470
	Thốt Nốt	653	40	347	130	0	157	0	1.327
	Ô Môn	223	50	30	80	0	0	0	383
	Trà Nóc	20	0	1733	70	0	3	0	1.827
	Bình Thủy	97	33	113	37	0	0	0	280
	Ninh Kiều	20	0	160	93	0	0	0	273
	Đông Phú	1.067	93	73	63	0	0	0	1.297
	Mái Dầm	0	0	13	20	0	3	0	37
	Cái Côn	23	27	80	17	0	0	0	147
	Đại Ngãi	0	20	1.073	0	0	7	0	1.100

Phụ lục 2: Mật độ động vật đáy tại các vị trí thu mẫu trên sông nhánh

Đợt	Điểm thu	Oligochaeta	Polychaeta	Gastropoda	Bivalvia	Malacos-traca	Insecta	Hiru-dinea	Tổng cộng
1	NT sông Hậu 1	47	7	767	140	0	0	0	960
	NT sông Hậu 2	77	23	93	27	3	0	0	223
	Vĩnh Tế	307	53	563	2.803	3	0	0	3.730
	Vĩnh Tre1	493	40	77	190	0	47	0	847
	Cái Sao 1	200	40	377	350	0	0	0	967
	Thăng Lợi 2	83	7	23	207	0	0	0	320
	Vĩnh Tre2	287	20	137	20	0	0	0	463
	Cái Sao 2	493	47	1.853	590	0	0	0	2.983
	Thăng Lợi 1	223	47	610	1.253	0	0	0	2.133
	Cái Sắn	97	10	240	580	3	0	0	930
	Cây Dương	110	23	73	360	20	17	0	603
	Chắc Cà	117	30	110	373	0	0	0	630
	Đào	420	10	130	97	0	0	0	657
	Bò Ót	23	7	973	140	0	0	0	1.143
	Thốt Nốt	237	23	160	27	0	0	0	447
	Ô Môn	157	40	100	1.287	0	13	0	1.597
	Trà Nóc	197	23	157	23	0	0	0	400
	Cái Răng	0	17	39	106	8	0	0	169
	Cái Dầu 1	3	3	40	20	0	0	0	67
	Cái Dầu 2	17	13	77	60	0	27	0	193

	Cái Côn	23	23	27	40	0	0	0	113
	Đại Ngãi	0	3	46	10	0	0	0	59
2	NT sông Hậu 1	13	7	87	53	0	0	0	160
	NT sông Hậu 2	33	27	47	27	0	0	0	133
	Vĩnh Tế	1047	37	757	523	10	83	0	2.457
	Vĩnh Tre1	133	43	0	0	0	0	0	177
	Cái Sao 1	80	30	57	23	0	0	0	190
	Thắng Lợi 2	183	83	53	1.960	0	0	0	2.280
	Vĩnh Tre2	33	37	3	13	0	0	0	87
	Cái Sao 2	103	17	20	153	0	0	0	293
	Thắng Lợi 1	80	133	20	12.950	0	3	0	1.3187
	Cái Sắn	117	117	140	133	0	0	0	507
	Cây Dương	27	37	27	23	13	7	0	133
	Chắc Cà Đao	527	343	17	90	0	7	3	987
	Bò Ót	33	10	127	733	0	0	0	903
	Thốt Nốt	117	73	113	230	0	3	0	537
	Ô Môn	490	150	7	13	0	27	0	687
	Trà Nóc	17	17	0	23	0	0	0	57
	Cái Răng	73	107	40	10	0	0	0	230
	Cái Dầu 1	22	142	0	6	0	0	0	169
	Cái Dầu 2	0	113	10	30	3	0	0	157
	Mái Dầm	0	23	20	7	0	0	0	50
	Cái Côn	0	20	37	53	0	0	0	110
	Đại Ngãi	0	54	20	10	30	0	0	114
	3	NT sông Hậu 1	147	13	347	203	0	30	0
NT sông Hậu 2		117	30	83	27	0	3	0	260
Vĩnh Tế		177	253	370	2.463	97	140	0	3.500
Vĩnh Tre 1		221	100	25	213	0	13	0	571
Cái Sao 1		113	160	267	220	43	50	0	853
Thắng Lợi 2		43	30	57	390	0	7	0	527
Vĩnh Tre 2		403	103	13	47	3	0	0	570
Cái Sao 2		797	63	1.007	57	0	3	0	1.927
Thắng Lợi 1		743	87	323	1.423	3	100	0	2.680
Cái Sắn		630	83	43	403	0	23	0	1.183
Cây Dương		557	50	67	77	27	240	0	1.017
Chắc Cà Đao		563	157	43	97	10	130	0	1.000
Bò Ót		170	97	240	663	0	0	0	1.170
Thốt Nốt		343	200	57	177	10	0	0	787
Ô Môn		407	167	77	50	0	13	0	713
Trà Nóc		93	70	50	47	0	87	0	347
Cái Răng		277	233	17	0	3	7	0	537
Cái Dầu 1	150	93	47	7	0	10	0	307	

	Cái Dầu 2	0	153	20	30	0	0	0	203
	Mái Dầm	0	40	30	7	0	17	0	93
	Cái Côn	7	33	10	0	0	0	0	50
	Đại Ngãi	0	23	3	0	0	0	0	27
4	NT sông Hậu 1	397	7	1.163	223	0	7	0	1.797
	NT sông Hậu 2	80	3	177	10	0	0	0	270
	Vĩnh Tế	27	147	653	2.637	30	7	0	3.500
	Vĩnh Tre 1	767	77	113	550	117	13	0	1.637
	Cái Sao 1	570	107	500	280	187	80	0	1.723
	Thăng Lợi 2	1.667	63	93	127	0	27	0	1.977
	Vĩnh Tre 2	2.017	70	30	253	33	33	0	2.437
	Cái Sao 2	807	60	3.460	213	3	17	0	4.560
	Thăng Lợi 1	337	0	247	20	0	7	0	610
	Cái Sắn	570	70	173	420	597	50	0	1880
	Cây Dương	557	10	153	100	83	53	0	957
	Chắc Cà Đao	943	133	93	70	3	40	0	1.283
	Bồ Ót	303	50	493	307	7	0	0	1.160
	Thốt Nốt	183	57	937	207	13	0	0	1.397
	Ô Môn	437	57	140	30	0	3	0	667
	Trà Nóc	160	20	130	107	3	0	0	420
	Cái Răng	500	90	83	3	0	3	0	680
	Cái Dầu 1	120	73	57	7	53	7	0	317
	Cái Dầu 2	10	27	67	13	0	3	0	120
	Mái Dầm	23	43	117	3	0	7	0	193
	Cái Côn	100	10	27	13	53	3	0	207
	Đại Ngãi	0	40	57	7	7	0	0	110

Phụ lục 3: Các thông số chất lượng nước trên sông chính

Đợt	Điểm thu	Nhiệt độ (°C)	pH	Độ đục (NTU)	TSS (mg/L)	DO (mg/L)	N-NO ₃ ⁻ (mg/L)	TAN (mg/L)	TN (mg/L)	P-PO ₄ ³⁻ (mg/L)	TP (mg/L)	COD (mg/L)
1	Long Bình	29,8	7,0	58	28	6,5	0,126	0,079	0,40	0,081	0,11	8,0
	Châu Đốc	30,0	7,0	81	33	5,2	0,085	0,063	0,68	0,129	0,17	5,1
	Bình Mỹ	31,8	7,2	77	41	6,6	0,074	0,053	1,02	0,071	0,17	14,7
	Cồn Bình Thủy	30,9	7,2	97	47	5,5	0,036	0,015	1,08	0,514	0,61	14,7
	Hòa Phú	31,6	7,1	77	42	5,0	0,167	0,035	1,49	0,070	0,19	9,3
	Thốt Nốt	29,8	7,0	74	26	5,0	0,104	0,216	0,58	0,042	0,06	4,8
	Ô Môn	29,8	7,0	49	32	3,9	0,108	0,082	0,43	0,181	0,21	3,2
	Trà Nóc	32,0	6,8	48	32	4,9	0,051	0,176	0,91	0,069	0,16	14,7
	Bình Thủy	30,3	6,9	68	27	5,7	0,028	0,097	0,44	0,118	0,18	14,4
	Ninh Kiều	30,8	6,8	74	48	3,8	0,214	0,090	0,76	0,073	0,20	13,4
	Đông Phú	30,4	7,0	71	23	5,6	0,035	0,007	0,93	0,092	0,14	5,1
	Mái Dầm	30,2	7,1	66	55	6,0	0,101	0,017	0,98	0,087	0,16	13,4
	Cái Côn	30,4	6,9	84	3	4,8	0,026	0,021	0,77	0,034	0,06	10,6
Đại Ngãi	30,1	7,6	59	31	4,4	0,003	0,293	0,64	0,114	0,13	12,8	
2	Long Bình	28,3	7,3	225	157	7,2	0,102	0,167	0,39	0,062	0,19	13,4
	Châu Đốc	28,5	7,3	107	60	4,2	0,063	0,155	1,03	0,077	0,26	10,6
	Bình Mỹ					5,6	0,059	0,068		0,045	0,20	8,6

	29,0	7,3	144	93				0,82			
Cồn Bình Thủy	29,0	7,3	143	69	5,2	0,047	0,084	0,99	0,047	0,29	9,3
Hòa Phú	29,5	7,1	142	120	5,9	0,072	0,098	0,98	0,050	0,24	2,9
Thốt Nốt	28,2	6,6	195	81	5,8	0,058	0,109	1,04	0,147	0,18	16,3
Ô Môn	27,9	6,5	130	65	5,7	0,074	0,049	0,50	0,033	0,13	15,7
Trà Nóc	27,8	6,3	85	85	7,3	0,074	0,435	1,46	0,154	0,31	18,6
Bình Thủy	27,7	6,7	96	57	4,8	0,075	0,285	1,18	0,085	0,26	6,1
Ninh Kiều	27,9	6,5	103	57	5,1	0,070	0,252	0,98	0,120	0,19	8,6
Đông Phú	28,6	6,7	126	78	6,5	0,052	0,126	1,26	0,111	0,27	8,3
Mái Dầm	29,5	6,6	104	133	5,9	0,049	0,101	0,83	0,155	0,17	7,4
Cái Côn	28,7	7,0	123	121	5,3	0,070	0,132	1,18	0,145	0,16	9,0
Đại Ngãi	30,1	7,1	142	78	5,7	0,070	0,150	1,02	0,080	0,12	10,2

Phụ lục 4: Các thông số chất lượng nước trên sông nhánh

Đợt	Điểm thu	Nhiệt độ (°C)	pH	Độ đục (NTU)	TSS (mg/L)	DO (mg/L)	N-NO ₃ ⁻ (mg/L)	TAN (mg/L)	TN (mg/L)	P-PO ₄ ³⁻ (mg/L)	TP (mg/L)	COD (mg/L)
1	NT sông Hậu 1	29,9	6,6	149	85	6,6	0,074	0,322	2,04	0,133	0,26	35,8
	NT sông Hậu 2	31,6	6,7	115	60	3,0	0,126	0,317	1,92	0,103	0,13	25,9
	Vĩnh Tế	30,4	6,8	42	28	5,5	0,059	0,074	0,47	0,099	0,12	7,4
	Vịnh Tre 1	30,1	6,9	102	46	5,3	0,113	0,167	0,38	0,058	0,10	11,5
	Cái Sao 1	31,8	6,8	62	39	2,7	0,207	1,452	1,71	0,121	0,32	26,6
	Thắng Lợi 2	30,2	6,5	100	57	4,7	0,104	0,273	0,74	0,088	0,12	9,9

	Vịnh Tre 2	30,2	6,7	72	37	4,8	0,077	0,281	0,74	0,053	0,13	8,3
	Cái Sao 2	31,9	6,9	112	58	3,6	0,161	1,047	1,51	0,036	0,26	21,8
	Thắng Lợi 1	29,9	6,4	103	63	3,6	0,128	1,022	1,59	0,098	0,15	13,1
	Cái Sắn	31,4	6,9	59	44	4,2	0,160	0,273	1,38	0,102	0,21	20,8
	Cây Dương	30,5	6,8	71	53	6,2	0,026	0,018	0,68	0,056	0,21	15,4
	Chắc Cà Đào	31,5	6,8	47	25	4,5	0,159	0,005	0,78	0,007	0,10	12,8
	Bò Ót	29,8	6,5	109	72	5,4	0,134	0,721	0,61	0,107	0,17	11,8
	Thốt Nốt	29,8	6,6	83	44	4,9	0,102	0,841	1,28	0,030	0,19	10,9
	Ô Môn	30	6,8	94	43	4,0	0,072	0,075	0,70	0,064	0,19	8,3
	Trà Nóc	30,2	6,9	82	31	5,1	0,006	0,090	0,62	0,129	0,14	10,2
	Cái Răng	30,9	6,9	106	62	2,5	0,219	0,033	1,17	0,088	0,15	16,0
	Cái Dầu 1	30	6,8	141	49	2,8	0,128	0,165	1,24	0,123	0,16	30,4
	Cái Dầu 2	30,6	6,9	63	36	6,1	0,074	0,075	0,95	0,114	0,19	9,9
	Mái Dầm	30,2	6,9	51	37	6,6	0,051	0,041	1,41	0,091	0,16	9,3
	Cái Côn	30,3	6,9	57	21	5,9	0,041	0,052	0,69	0,081	0,11	11,8
	Đại Ngãi	29,5	8	83	51	4,9	0,003	0,045	0,88	0,065	0,12	11,2
2	NT sông Hậu 1	28,1	6,8	153	71	2,6	0,088	0,220	1,41	0,100	0,51	32,6
	NT sông Hậu 2	28,3	6,7	142	55	2,8	0,026	0,185	1,01	0,148	0,29	14,1
	Vĩnh Tế	28,6	7,4	80	27	6,0	0,017	0,108	0,96	0,058	0,18	14,1
	Vịnh Tre 1	28,6	7,3	175	118	5,9	0,013	0,051	0,66	0,032	0,31	12,8
	Cái Sao 1	29	7,1	82	40	2,8	0,028	0,322	1,34	0,071	0,22	2,6
	Thắng Lợi 2	28,6	7	147	40	4,8	0,087	0,339	1,32	0,114	0,24	9,0
	Vịnh Tre 2	28,8	7,4	199	145	5,8	0,019	0,081	0,35	0,073	0,21	17,0
	Cái Sao 2	30	7,1	146	59	2,6	0,034	0,450	1,49	0,149	0,23	7,4
	Thắng Lợi 1	28,8	7	192	55	4,8	0,067	0,336	1,27	0,175	0,18	11,2
	Cái Sắn	29	7,2	125	45	4,0	0,070	0,189	1,76	0,087	0,36	10,2

	Cây Dương	29	7,3	138	89	5,7	0,030	0,102	0,49	0,127	0,13	5,1
	Chắc Cà Dao	29,5	7,2	170	63	4,8	0,040	0,146	0,88	0,066	0,19	11,5
	Bồ Ót	28,7	7,1	134	53	5,8	0,083	0,112	1,16	0,065	0,30	12,5
	Thốt Nốt	28,2	6,6	225	64	5,8	0,080	0,084	1,03	0,068	0,13	11,5
	Ô Môn	27,7	6,8	119	70	5,8	0,084	0,092	0,91	0,120	0,27	11,8
	Trà Nóc	27,9	6,6	90	56	4,5	0,061	0,181	0,75	0,088	0,25	10,2
	Cái Răng	27,6	6,4	109	57	3,9	0,099	0,189	0,95	0,087	0,23	8,0
	Cái Dầu 1	28,6	6,9	150	79	5,6	0,071	0,151	1,07	0,136	0,25	4,5
	Cái Dầu 2	28,8	6,7	135	93	7,4	0,089	0,111	0,99	0,102	0,34	8,0
	Mái Dầm	29,1	6,8	112	161	6,0	0,024	0,133	1,61	0,143	0,32	13,8
	Cái Côn	29,1	6,8	105	85	6,5	0,117	0,083	1,46	0,047	0,16	5,1
	Đại Ngãi	29,7	7,1	134	74	5,8	0,050	0,120	1,32	0,060	0,09	10,7
3	NT sông Hậu 1	29,5	7,1	77	41	1,8	0,126	0,800	1,09	0,063	0,28	11,2
	NT sông Hậu 2	29,6	7,1	104	60	1,8	0,137	0,760	1,14	0,130	0,14	16,0
	Vĩnh Tế	29,6	7,1	175	96	6,8	0,031	0,304	1,66	0,175	0,25	22,1
	Vịnh Tre 1	28,1	7,1	71	54	7,9	0,092	0,292	0,75	0,018	0,07	1,9
	Cái Sao 1	29,1	7	81	54	2,0	0,091	0,856	2,57	0,179	0,46	23,0
	Thắng Lợi 2	28,1	7,1	82	31	3,1	0,103	0,400	1,62	0,048	0,14	17,0
	Vịnh Tre 2	28,2	6,9	79	85	4,5	0,077	0,374	1,10	0,172	0,16	16,6
	Cái Sao 2	29,5	7	159	103	2,1	0,044	1,265	2,19	0,120	0,31	25,6
	Thắng Lợi 1	28	7,2	42	34	7,7	0,077	0,477	1,47	0,056	0,12	12,5
	Cái Sắn	28,7	7	101	70	4,0	0,101	0,933	0,89	0,089	0,32	14,7
	Cây Dương	28,1	6,8	42	37	5,2	0,059	0,287	2,37	0,028	0,10	14,4
	Chắc Cà Dao	28,5	7,1	111	78	4,1	0,002	0,295	1,49	0,096	0,22	24,6
	Bồ Ót	27,9	7,1	27	24	2,6	0,056	0,367	0,99	0,018	0,12	12,8
	Thốt Nốt	28,6	7	110	74	4,9	0,066	0,527	1,56	0,032	0,31	13,8

	Ô Môn	27,9	7,4	50	18	7,0	0,133	0,213	1,49	0,017	0,04	7,0
	Trà Nóc	27,8	7,2	79	46	4,2	0,123	0,443	0,88	0,050	0,12	9,9
	Cái Răng	28,1	7,3	63	42	3,7	0,150	0,438	1,75	0,010	0,13	13,4
	Cái Dầu 1	27,1	7,2	75	59	2,3	0,169	0,337	1,28	0,029	0,18	23,7
	Cái Dầu 2	27,3	7,2	77	34	6,8	0,132	0,284	1,33	0,085	0,10	14,1
	Mái Dầm	27,3	7,2	52	37	6,6	0,142	0,263	1,07	0,066	0,07	17,0
	Cái Côn	27,3	7,3	50	35	4,7	0,122	0,241	0,84	0,031	0,06	22,1
	Đại Ngãi	27,1	7,5	82	50	5,6	0,133	0,302	1,71	0,090	0,11	15,7
4	NT sông Hậu 1	31,1	7	37	18	4,0	0,278	0,329	1,60	0,163	0,89	29,8
	NT sông Hậu 2	31,3	6,9	136	73	2,5	0,316	0,312	1,93	0,256	0,91	16,0
	Vĩnh Tế	29,5	7,6	18	7	5,7	0,054	0,153	1,09	0,070	0,47	22,7
	Vịnh Tre 1	30,7	8	92	48	4,6	0,128	0,264	1,36	0,075	0,56	24,0
	Cái Sao 1	29	7,3	198	114	3,8	0,217	1,007	2,40	0,182	1,12	26,2
	Thắng Lợi 2	29,5	7,5	25	10	4,2	0,176	0,175	1,73	0,244	0,26	10,2
	Vịnh Tre 2	30,7	7,5	102	77	4,4	0,107	0,323	1,49	0,110	0,17	18,2
	Cái Sao 2	28,9	7,2	164	122	3,7	0,148	0,893	1,93	0,168	1,07	21,4
	Thắng Lợi 1	29,4	7,1	52	27	3,9	0,143	0,312	2,06	0,095	0,47	17,3
	Cái Sắn	29,1	7,3	82	40	3,9	0,239	0,536	2,05	0,120	0,80	20,5
	Cây Dương	29,5	7,8	34	20	5,6	0,120	0,090	1,39	0,139	0,34	11,2
	Chắc Cà Đào	29,1	7,4	76	39	6,0	0,147	0,204	2,41	0,102	0,50	13,1
	Bồ Ót	29,3	7	36	20	3,6	0,089	0,139	1,36	0,068	0,86	11,8
	Thốt Nốt	30,1	7,3	49	26	4,1	0,197	0,215	1,51	0,129	0,87	17,9
	Ô Môn	29,4	7,3	29	14	5,0	0,093	0,122	0,39	0,077	0,33	15,7
	Trà Nóc	29,6	7,1	31	15	3,7	0,174	0,154	1,05	0,174	0,21	14,1
	Cái Răng	29,9	7,2	52	27	3,6	0,266	0,134	1,17	0,124	0,13	12,8
	Cái Dầu 1	30,2	7,4	135	70	3,2	0,169	0,100	1,06	0,068	0,37	17,0

Cái Dầu 2	30	7,5	33	16	4,2	0,218	0,096	1,03	0,148	1,11	16,3
Mái Dầm	29,7	7,4	44	21	5,2	0,123	0,135	1,04	0,165	0,93	12,2
Cái Côn	29,3	7,4	18	7	4,4	0,233	0,189	1,10	0,101	0,50	12,8
Đại Ngãi	29,1	7,6	87	45	5,7	0,155	0,025	0,99	0,159	0,77	10,9