

PHẦN 3

NGHIÊN CỨU XÂY DỰNG CƠ SỞ DỮ LIỆU BAN ĐẦU VỀ GIÁM SÁT SINH HỌC Ở VIỆT NAM

3.1 GIỚI THIỆU

Các phương pháp quan trắc sinh học sông ngòi nhanh bằng việc sử dụng quần xã động vật không xương sống cỡ lớn được phát triển chủ yếu ở các nước vùng ôn đới, sau đó đã được sửa đổi để sử dụng ở các nước nhiệt đới. Thang điểm số BMWP được áp dụng rộng rãi và rất thành công sau khi được thay đổi cho phù hợp với các điều kiện ở địa phương ví dụ ở Thái Lan và Ấn Độ. Đây là phương pháp rẻ tiền, có lợi cho việc điều tra mở rộng trong việc đánh giá chất lượng môi trường nước ngọt, lại không gây ra ô nhiễm môi trường. Tuy nhiên, cho tới nay vẫn chưa có sự đầu tư nào của Nhà nước về những mục đích này ở Việt Nam.

Những nghiên cứu về vấn đề này cần phải đạt ba mục tiêu căn bản:

- Trước tiên, phải có những nghiên cứu đánh giá một cách đầy đủ cơ sở dữ liệu về các quần xã động vật không xương sống trong mối liên quan của nó với các đặc điểm môi trường bao gồm chất lượng nước của những con sông và suối ở Việt Nam.
- Để phù hợp với điều kiện Việt Nam, phương pháp BMWP cần phản ánh những điều kiện ở địa phương thông qua việc bổ sung thêm một số họ không có trong hệ thống gốc ở Anh và sửa đổi các giá trị điểm số phân bố theo các họ trong đó, sao cho nó phù hợp với điều kiện của Việt Nam.
- Để đánh giá hiệu lực của phương pháp cần phải áp dụng nó đối với một loạt các địa điểm có sự khác nhau về các đặc điểm vật lý và hóa học trên những hệ thống sông ngòi ở cả Bắc và Nam Việt Nam.

3.2 PHƯƠNG PHÁP

Mẫu nghiên cứu được thu nhập vào tháng tư và tháng tám năm 1999. Ở Bắc Việt Nam, các địa điểm thu mẫu được lấy theo thứ tự từ một con suối nhỏ, chảy mạnh trên núi Tam Đảo, chảy chậm qua những địa điểm ở đồng bằng xung quanh là đồng lúa và cuối cùng đổ ra sông Cầu, với các nguồn ô nhiễm tiềm năng khác nhau bao gồm nước thải từ các thành phố, thị trấn và các ngành công nghiệp cũng như nông nghiệp. Ở miền Nam, các địa điểm lấy mẫu được chọn ở trong và xung quanh thành phố cao nguyên Đà Lạt, những điểm thuộc suối Đac Ta Jun và cuối cùng là các điểm suối đổ ra sông Đa Nhim, bao gồm một phạm vi rộng về các điều kiện vật lý và hóa học. Tổng số có mười bốn điểm thu mẫu ở miền Bắc và mười lăm điểm ở miền Nam.

Tuy nhiên, do điều kiện khô hạn, năm điểm ở phía Bắc không thể thu mẫu vào tháng tư. Vào tháng tám, mực nước lớn, chảy mạnh, việc lấy mẫu không thực hiện được ở ba điểm thuộc sông Đa Nhim.

3.2.1 Các địa điểm thu mẫu

A. Tam Đảo, Vĩnh Phúc (Hình 3.1)

Điểm H1 - Trường học đi xuống

Sườn núi dốc, nằm giữa thung lũng sâu, độ dốc trung bình được xác định cao hơn 20%, với những dòng nước và thác nước nhỏ. Đá cuội chiếm ưu thế, đá tảng lộ ra, phần còn lại 30% là cát và sỏi. Chiều rộng trung bình 4 m, độ sâu 20 cm. Không có thực vật thủy sinh. Rừng tự nhiên ở liền kề chiếm ưu thế, nhưng ở phần dốc của thung lũng, sườn đồi được trồng trọt bao gồm những cây cối khác nhau kể cả chè.

Điểm H2 - Gân vườn thực vật (thuộc Vườn Quốc gia Tam Đảo)

Ở chân núi, tương đối phẳng (độ dốc được xác định 5%), nền đáy thường lẫn lộn các tảng đá lớn, cát và sỏi. Chiều rộng trung bình 8 m, sâu trung bình 30 cm; thực vật ở ven bờ là tự nhiên, nhưng những mảnh đất bậc thang nhỏ gần kề được trồng trọt nhiều loại cây khác nhau.

Điểm H3 - Cầu Chân suối

Dọc theo suối có làng nhỏ, mực nước nông, nằm ở phía trên một cái hồ nhân tạo (khô vào tháng tư) được dùng để cung cấp nước tưới cho những cánh đồng lúa ở phía dưới hồ. Nền đáy là sự pha trộn giữa cát, sỏi và bùn với một số sỏi cuội; tảo xanh phát triển không nhiều lắm. Chiều rộng trung bình 12 m, sâu trung bình 30 cm.

Điểm H4 - Cầu Nội

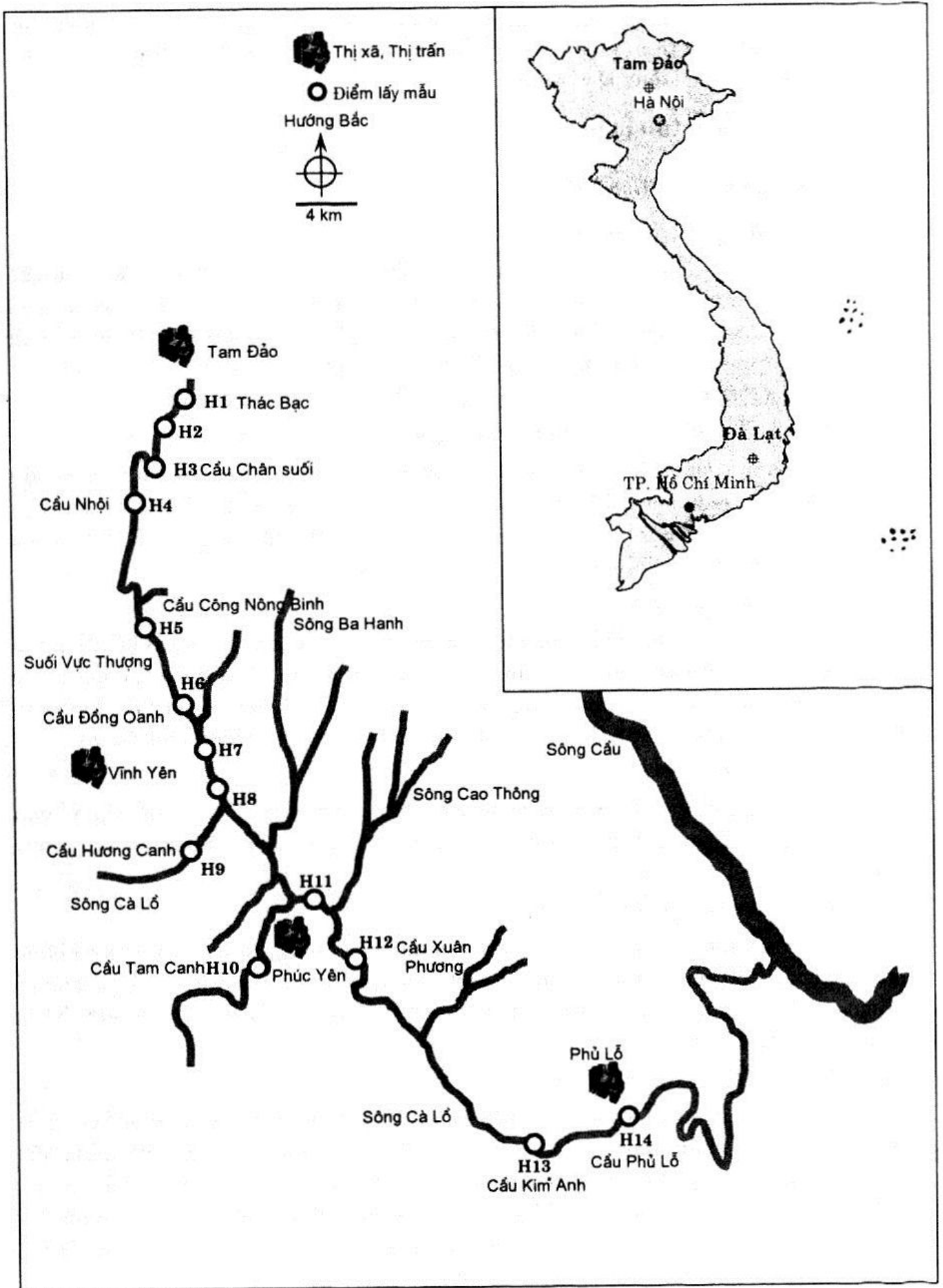
Khô vào tháng tư và không lấy được mẫu. Vào tháng tám, nước chảy chậm, vận tốc khoảng 5 - 10 cm/s; trầm tích bùn. Rộng 1,5 m, sâu 30 cm. Nông nghiệp ở đây kém phát triển.

Điểm H5 - Cầu công nông binh

Khô vào tháng tư và không lấy được mẫu. Vào tháng tám, nước chảy không mạnh, khoảng 30 cm/s. Hai bờ được che phủ bằng dạng thực vật là cây bụi, gồm có Mimosa... Chiều rộng trung bình 5 m, sâu 30 cm. Nền đáy lẫn sỏi cát và bùn. Nông nghiệp phát triển thấp.

Điểm H6 - Cầu Đồng Oanh

Khô vào tháng tư và không lấy được mẫu. Vào tháng tám, mẫu được lấy ở cửa của một con đập chắn nước. Ở đó dòng chảy được chia thành 2 con kênh, phía bên đường tạo thành một dòng mạnh chảy qua đập, phía kia nước chảy mạnh, cả hai nhập vào dưới dạng một bể sâu. Một số thực vật lớn phát triển như hoa súng, tóc tiên... Nền đáy gồm sỏi và bùn cát. Chiều rộng dưới ngã ba sông là 6 m, sâu trung bình 40 cm, xung quanh là những cánh đồng lúa.



Hình 3.1. Sơ đồ các điểm thu mẫu tại Tam Đảo

Điểm H7 - Cầu Bồn

Khô vào tháng tư và không lấy được mẫu. Vào tháng tám, nước đục và chảy chậm, khoảng 1 - 2 cm/s. Một số thực vật lớn ngập nước phát triển thưa thớt ở ven bờ. Có trầm tích bùn. Xung quanh là những đồng lúa.

Điểm H8 - Cầu Hàm Rồng

Khô vào tháng tư và không lấy được mẫu. Nước chảy chậm và đục, một phía bờ rất dốc. Có trầm tích bùn. Rộng khoảng 50 m và độ sâu được xác định là 2 m. Xung quanh là những đồng lúa.

Điểm H9 - Cầu Hương Canh

Sông rộng vùng đồng bằng, gần đường giao thông chính (Quốc lộ 2), cạnh thành phố. Chiều rộng trung bình khoảng 40 m vào tháng tư và tới 80 m vào tháng tám. Rất đục, độ sâu khó đo một cách chính xác, khoảng 40 cm vào tháng tư và trên 1m vào tháng tám. Có trầm tích bùn, không có thực vật. Một số ruộng lúa được trồng gần kề dọc một phía bờ, phía bên kia là làng xóm.

Điểm H10 - Cầu Tam Canh

Sông vùng đồng bằng rộng, nước chảy chậm, dòng chảy trong lòng sông kẹp giữa hai bờ dề. Có trầm tích bùn. Chiều rộng trung bình khoảng 40 m vào tháng tư và tới 70 m vào tháng tám. Với chiều sâu được xác định là 1,5 - 3 m vào những lần khảo sát. Lúa được trồng tập trung nhưng mức độ vừa phải, gần với rìa thành phố.

Điểm H11 - Cầu Xuân Hòa

Tương tự các đặc điểm ở điểm H10, nhưng đất liền kề được sử dụng xen kẽ giữa trồng lúa và trồng màu. Chiều rộng trung bình được xác định là 30 m vào tháng tư và tới 80 m vào tháng tám. Độ sâu được xác định từ 2 - 3 m. Có trầm tích bùn.

Điểm H12 - Cầu Xuân Phương

Sông vùng đồng bằng chảy chậm giữa hai bờ dề. Trầm tích phù sa. Chiều rộng trung bình khoảng 30 m vào tháng tư, sâu 2 m. Vào tháng tám rộng hơn nhiều (rộng 70 m, sâu hơn 3 m). Xung quanh là những đồng lúa, thi thoảng có những làng xóm.

Điểm H13 - Cầu Kim Anh

Sông rất rộng, nước đục, chảy chậm, nền đáy phù sa (bùn). Chiều rộng trung bình khoảng 120 m vào tháng tư và tới 200 m sau trận mưa vào tháng tám. Độ sâu xác định vào tháng tám từ 1 - 2 m trong khi tốc độ nước chảy đo được thấp hơn 10 cm/s. Một số thực vật lớn được thu bằng gầu Dredge, thực vật nổi (Phytoplankton) phát triển tốt. Đô thị hóa ở một phía bờ sông và đồng lúa ở phía bờ bên kia.

Điểm H14 - Cầu Phủ Lỗ

Nước chảy chậm vào tháng tư, nhưng chảy với tốc độ khoảng 40cm/s vào tháng tám. Trầm tích phù sa. Chiều rộng trung bình đo được là 50m do ảnh hưởng mạnh sau đợt hạn hán kéo dài vào tháng tư và 80 m trong đợt mưa vào tháng tám. Độ sâu đo được là 1,5m vào tháng tư và trên 2 m vào tháng tám. Thực vật lớn dưới

nước thừa thớt. Một địa điểm nửa đô thị, đang được đô thị hóa mạnh. Nền đáy phù sa (bùn).

B. Các điểm ở ngoài thành phố Đà Lạt (Hình 3.2)

Điểm R1 - Đa Lai

Chảy qua vùng trũng rộng trong một thung lũng dốc. Sườn dốc của thung lũng được che phủ với rừng thông lá kim, mặt bằng của thung lũng là trang trại trồng rau, xen kẽ những bụi cây với những ngôi nhà nằm rải rác. Chiều rộng suối đo vào tháng tư khoảng 2 m, vào tháng tám là 3 m, sâu 20 cm vào tháng tư và 30 cm vào tháng tám. Tốc độ nước chảy 40cm/s; nền đáy chủ yếu là cát.

Điểm R2 - Cầu Prent

Chảy qua vùng đồng cỏ, có trang trại trồng rau, chăn nuôi gia súc. Chiều rộng đo vào tháng tư khoảng 4 m vào tháng tám là 6 m, sâu 20 cm vào tháng tư và 30 cm vào tháng tám. Tốc độ nước chảy 1 cm/s; nền đáy chủ yếu là sỏi, đá; thực vật thừa thớt.

Điểm R3 - Đại An

Vùng trũng bằng phẳng được bao quanh với những đồi dốc. Thực vật của vùng trũng là cây bụi xen kẽ các trang trại trồng rau. Suối bao gồm một loạt ao và thác nước với những đảo đá. Rộng khoảng 30 m, độ sâu trung bình đo được là 5 cm.

Đáy suối là một hỗn hợp của đá tảng lộ thiên và những mảng cát và sỏi, không có thực vật. Tốc độ nước chảy 1 m/s, dữ dội.

Điểm R4 - Cầu Fimnom

Chảy qua vùng cây bụi với những phân lộ thiên là đá. Chiều rộng đo vào tháng tư khoảng 10 m vào tháng tám là 15 m, sâu 40 cm vào tháng tư và 40 cm vào tháng tám. Tốc độ nước chảy 1m/s vào tháng tư và tốc độ cao hơn nhiều và dữ dội vào tháng tám. Nền đáy chủ yếu là cát thô và sỏi.

Điểm R5 - Cầu Bông Lai

Vùng đồng cỏ trũng ở một phía bờ sông và phía bờ bên kia chủ yếu là nghề làm vườn. Luồng nước được nối vào và tại điểm này chia thành 2 con kênh chính do một hòn đảo lớn với những chỗ cạn và những vũng nước.

Chiều rộng khoảng 100 m, độ sâu trung bình được xác định là 1 m. Tốc độ của dải sóng được xác định là 80 cm/s, nền đáy chủ yếu là cát và sỏi với những tảng đá lộ thiên. Sự gom nhập từ nhiều nguồn làm cho nước giàu dinh dưỡng.

Điểm R6 - Liên Nghĩa

Vùng đồng trũng bằng phẳng, rộng với nghề làm vườn tập trung ở cả hai phía bờ. Chiều rộng của sông 200 m và sâu 1 m hoặc trên 1 m với rất nhiều các đảo đá. Thực vật có mặt không đáng kể, chỉ là một số tảo xuất hiện vào mùa hè và thực vật lớn có mặt vào khoảng tháng tư, nhưng không thấy vào tháng tám. Tốc độ nước chảy 80 cm/s, đáy sông gồm đá, sỏi lẫn cát. Rõ ràng ở đây cũng như điểm R5, sự màu mỡ của nước được nhiều nguồn đưa vào.

Điểm R7 - Trên thác Guga 300 m

Vùng đồng trùng hẹp (100 m) với những bụi cây thưa thớt lẫn với trang trại nông nghiệp. Chiều rộng đo vào tháng tư khoảng 40 m, sâu 1 m, nhưng không thu được mẫu vào tháng tám vì mực nước rất lớn. Tốc độ nước chảy 50 cm/s; nền đáy chủ yếu là đá tảng lộ thiên và cát.

Điểm R8 - Cầu Đại Ninh

Bao quanh bởi những vùng cây bụi và nghề nông với mật độ thưa. Chiều rộng đo vào tháng tư khoảng 150 m, sâu 2 m. Vào tháng tám không thu được mẫu vì mực nước rất lớn. Tốc độ nước chảy 30 cm/s; nền đáy chủ yếu là cát và bùn.

Điểm R9 - Trên thác Pongour 300 m

Bao quanh bởi những vùng hỗn hợp nông nghiệp với cường độ thấp gồm cây bụi và rừng. Chiều rộng đo vào tháng tư khoảng 200 m, sâu 3 - 4 m. Vào tháng tám không thu được mẫu vì mực nước rất lớn. Tốc độ nước chảy chậm; nền đáy chủ yếu là cát và bùn.

C. Các điểm ở trong thành phố Đà Lạt (Hình 3.2)

Điểm T1 - Cầu 3/2

Ở trung tâm thành phố, nguồn gây ra ô nhiễm là những lò giết mổ gia súc và những chất thải lỏng. Điều kiện ở đây cho thấy là rất xấu (mùi hôi thối). Kênh rộng 4 m, sâu 40 cm. Tốc độ nước chảy 50 cm/s; nền đáy chủ yếu là gạch đá vụn và bùn, có tảo sợi và nấm nước thải.

Điểm T2 - Dưới thác Cam ly

Một địa điểm du lịch công cộng trong thành phố với thác tự nhiên. Ở đây nhờ có thác nước nên hàm lượng oxy có khá hơn, nhưng nói chung chất lượng nước kém với nhiều bọt trên bề mặt, đặc biệt vào tháng tư. Xung quanh là vườn cây bụi và cỏ. Rộng 4 m, sâu 40 cm. Tốc độ nước chảy 30 cm/s; nền đáy lẫn đá lớn và sỏi cát.

Điểm T3 - Khu vực Phường 6

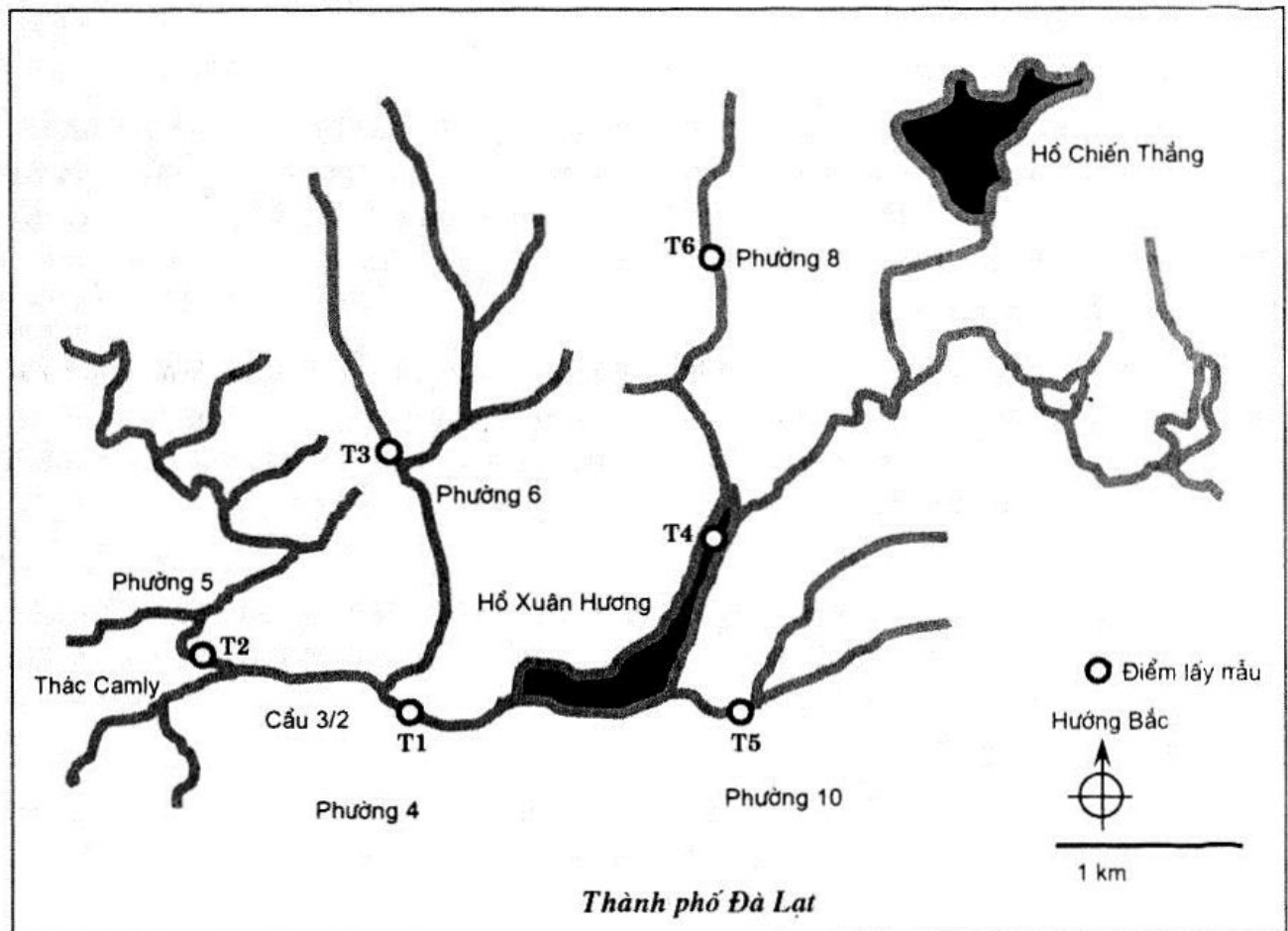
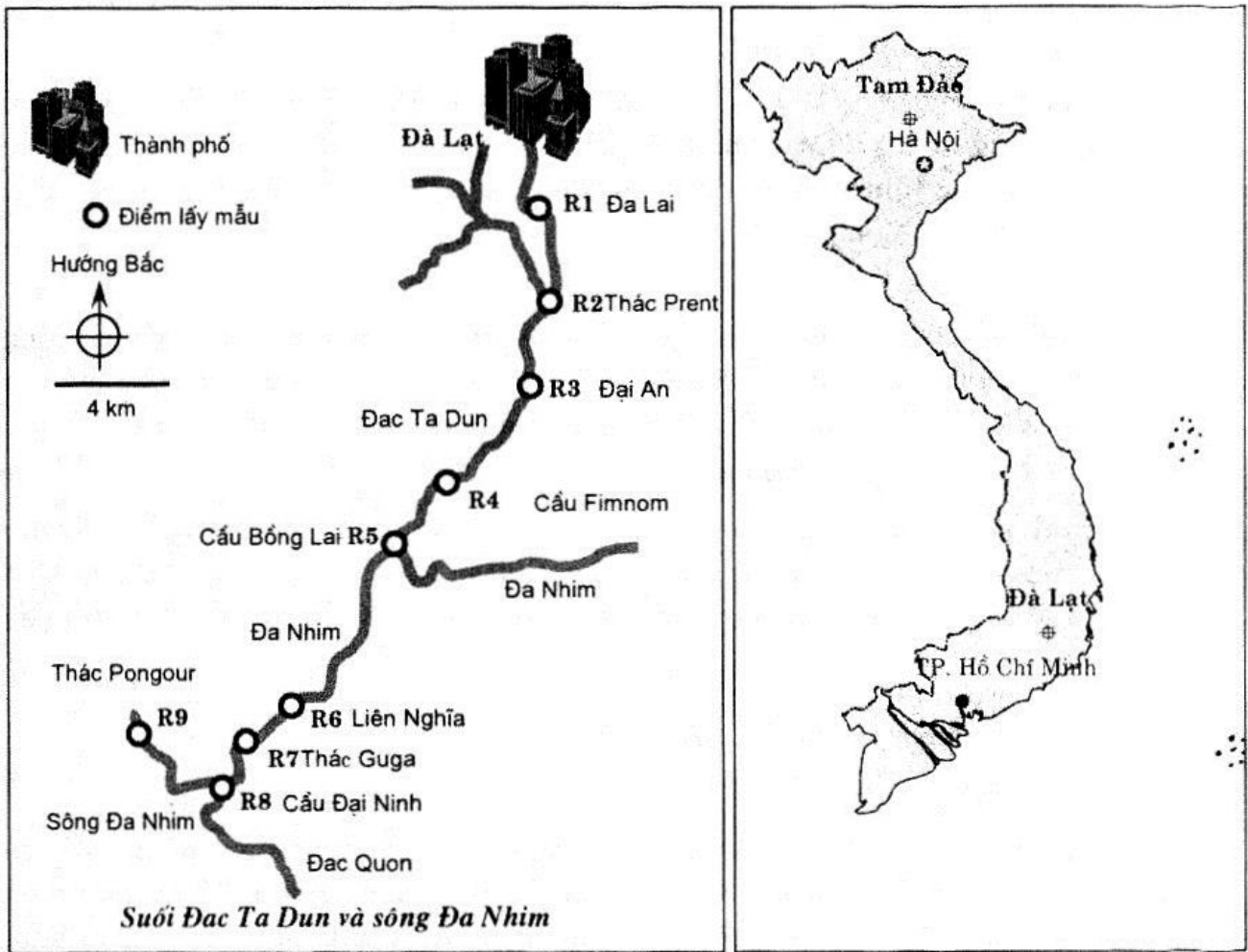
Dòng nước chảy qua một vùng ngoại ô của thành phố với nghề làm vườn rất phát triển. Kênh rộng 1,5 m, sâu 30 cm, với những đập nước làm bằng gỗ, làm cho tốc độ nước chảy giảm xuống còn vài cm/s; nền đáy là cát, đất sét với những đám thực vật lớn ngập nửa nước.

Điểm T4 - Hồ Xuân Hương

Do đang mở rộng công trình xây dựng, cải tạo phía đầu nguồn vào hồ và cả ở trong hồ, do đó việc lấy mẫu được tiến hành ở phần hồ phía trên, ở đó rộng và sâu (0,5 - 1 m), nền đáy là bùn và có ít thực vật lớn.

Điểm T5 - Khu vực Phường 10

Một địa điểm ngoại ô thành phố với nghề làm vườn tập trung và rất phát triển đến tận sát suối. Suối rộng 1 m, sâu 20 cm. Tốc độ nước chảy 25 cm/s; nền đáy là bùn với những đám thực vật lớn ngập nửa nước.



Hình 3.2. Sơ đồ các điểm thu mẫu tại Đà Lạt
36

Điểm T6 - Khu vực Phường 8

Một con kênh nhỏ thẳng tắp chảy qua một vùng rộng lớn với nghề làm vườn phát triển với ruộng bậc thang, mà ở đó việc sử dụng thuốc trừ sâu và phân hóa học được thực hiện thường xuyên. Kênh rộng 1 m, sâu 15 cm. Tốc độ nước chảy 10 cm/s; nên đáy là bùn và thực vật lớn phát triển thưa thớt.

3.2.2 Số liệu vật lý và hóa học

Với các phép đo tương đối, hầu hết bằng phương pháp so màu được xác định bằng bộ thiết bị quan trắc chất lượng nước "Lovibond".

Các đại lượng, đơn vị cùng các giá trị giới hạn trên và dưới của phép đo (trong đó độ chính xác được để trong ngoặc đơn), bao gồm:

pH	
Hàm lượng oxy hòa tan	(mg/l; 1 - 10)
Độ đục	(đơn vị độ đục chuẩn)
Nhiệt độ	(°C)
Độ dẫn	(μ S/cm)
Độ cứng	(mg CaCO ₃ /l)
Hàm lượng Photphat	(mgPO ₄ /l; 0,25 - 4)
Hàm lượng Amonia	(mg NH ₄ /l; 0,2 - 1)
Hàm lượng Nitrate	(mgN/l; 10 - 50)

3.2.3 Thu thập vật mẫu động vật không xương sống cỡ lớn

Vật mẫu động vật không xương sống cỡ lớn thu được bằng việc sử dụng phương pháp chuẩn như đã mô tả ở phần hai của tài liệu này. Ở những địa điểm hẹp và nông thì sử dụng vợt ao (pond net) để thu mẫu bằng cách vợt/đạp nước trong 3 phút và tìm kiếm bắt mẫu bằng tay trong 1 phút - tất cả sinh cảnh được lấy mẫu trong tổng số thời gian trên và được phân bố cho từng sinh cảnh tương ứng. Những địa điểm rộng hơn được thu mẫu bằng việc kết hợp của vợt ao ở những nơi gần bờ, mực nước nông và gầu Dredge ở những nơi mực nước sâu.

Mẫu được chuyển vào các khay màu trắng và tiến hành sắp xếp theo nhóm ngay ở hiện trường trước khi đưa vào bảo quản trong cồn để đưa về phòng thí nghiệm phân loại đến mức độ họ, sử dụng các khóa định loại đã được hoàn thiện kèm theo để phân loại. Trong nhiều trường hợp việc xác định độ phong phú tương đối là không cần thiết vì mất nhiều thời gian. Tuy nhiên, nếu làm được việc này thì càng tốt. Nhớ cho là tất cả các công việc trên như phân nhóm động vật, xác định độ phong phú tương đối (nếu có làm) phải được ghi chép đầy đủ theo từng điểm thu mẫu; các lọ mẫu phải có nhãn dán ghi đầy đủ các thông tin cần thiết.

3.3 KẾT QUẢ NGHIÊN CỨU

Các số liệu về đặc điểm vật lý và hóa học ở mỗi địa điểm quan sát được thể hiện trong bảng 3.1 và 3.2.

Vào tháng tư ở tất cả các điểm, hàm lượng nitrate đều dưới giới hạn phát hiện 10 mg/l; Trong khi đó vào tháng tám, ở năm trong số sáu điểm ở thành phố Đà Lạt và tại điểm R3 dọc theo suối từ Đà Lạt, nó đều ở trong hoặc trên mức 10 mg/l.

Vào tháng tư, hàm lượng photphat ở các điểm tại Tam Đảo cũng thấp, nhưng ở đa số các điểm trong và ngoài thành phố Đà Lạt lại cao. Điều này có phần trái ngược với tình trạng vào tháng tám khi mà hàm lượng ở các điểm tại Đà Lạt nói chung là thấp, chỉ trừ hai trường hợp ngoại lệ (bảng 3.2). Tuy vậy, ở một vài điểm tại Tam Đảo, hàm lượng photphat vào tháng tám cao hơn tháng tư. Hàm lượng amonia cao ở hầu hết các địa điểm ở thành phố Đà Lạt trong cả hai đợt lấy mẫu, nhưng có một số ít trường hợp ngoại lệ, thấp ở một số điểm, đặc biệt là vào tháng tư.

Hàm lượng oxy hòa tan trong phạm vi từ 10 mg/l tại Tam Đảo, điểm nằm trên núi cao (H1) - vào tháng tư và xuống đến 2,5 mg/ tại một điểm trong thành phố Đà Lạt (T1) vào tháng tám. Kết quả điều tra về động vật không xương sống cỡ lớn thông qua việc xác định sự có mặt hay vắng mặt của nó được thể hiện trong bảng 3.3. Số lượng các đơn vị phân loại đến họ trong tất cả các mẫu đã thu được trong phạm vi từ 27 họ tại Tam Đảo (điểm H1) đến 3 họ tại thành phố Đà Lạt (điểm T3), nơi đây có nghề làm vườn rất phát triển và như vậy có thể bị ảnh hưởng bởi thuốc trừ sâu.

Bảng 3.1. Dữ liệu về thủy lý - hóa học ở các điểm tại Tam Đảo và Đà Lạt, tháng tư, 1999

Điểm	pH	DO (mg/l)	Độ đục	Nhiệt độ (°C)	Độ dẫn (μ S)	Độ cứng (mg/l CaCO ₃)	PO ₄ (mg/l)	NH ₃ (mg/l)	N (mg/l)
H1	7.6	10	0	20	70	20	ND	0.1	ND
H2	7.6	8	0	26	50	20	0.25	0.2	ND
H3	7.6	7	0	30	40	20	0.5	0.2	ND
H4	Không lấy được mẫu vì khô hoặc gần như khô								
H5									
H6									
H7									
H8									
H9	7.6	7	100	30	250	100	0.25	0.1	ND
H10	7.7	6	150	28	240	140	0.25	0.5	ND
H11	7.6	6	100	28	220	100	0.5	0.4	ND
H12	7.8	6	120	27	220	140	0.25	0.3	ND
H13	8.0	6	100	31	240	100	0.25	0.2	ND
H14	7.6	6	110	29	200	100	0.25	0.2	ND
R1	7.6	7	12	20	40	20	3	0.3	ND
R2	6.8	7	16	23	30	20	2	0.1	ND
R3	7.8	8	90	22	50	20	3	0.1	ND
R4	7.6	7	250	25	50	20	4	0.1	ND
R5	7.6	7	85	26	70	20	0.5	0.2	ND
R6	7.6	7	120	24	70	20	0.25	0.3	ND
R7	7.6	6.5	120	26	80	20	0.5	0.3	ND
R8	7.6	6	150	25	60	20	0.25	0.2	ND
R9	7.6	4.5	200	28	40	20	3	0.1	ND
T1	7.0	2.5	40	22	260	60	0.5	>> 1	ND
T2	7.6	6	30	22	260	60	>4	>1	ND
T3	7.2	4	42	20	400	100	0.5	>1	ND
T4	7.2	6	60	23	170	60	0.2	>1	ND
T5	7.3	3	70	26	260	60	>4	>>1	ND
T6	7.4	5.5	40	23	280	60	<0.25	0.5	ND

Ghi chú:

- H1 - H14: Các điểm thu mẫu tại Tam Đảo
- R1 - R9: Các điểm thu mẫu ở sông và suối tại Đà Lạt
- T1 - T6: Các điểm thu mẫu tại Thành phố Đà Lạt
- ND: Thấp hơn giới hạn kiểm tra

Bảng 3.2. Dữ liệu về thủy lý - hóa học ở các điểm tại Tam Đảo và Đà Lạt, tháng tám, 1999

Điểm	pH	DO (mg/l)	Độ đục	Nhiệt độ (°C)	Độ dẫn (μ S)	Độ cứng (mg/l CaCO ₃)	PO ₄ (mg/l)	NH ₃ (mg/l)	N (mg/l)
H1	7.6	9	0	21	70	20	1	0.6	ND
H2	7.6	7	0	26	70	20	0.25	0.2	ND
H3	7.6	7	0	28	30	20	0.25	0.3	ND
H4	6.8	6.5	70	31	90	20	1	0.4	ND
H5	7	4.5	85	31	100	60	0.5	0.5	ND
H6	6.8	7	70	30	90	20	0.25	0.5	ND
H7	6.8	4	70	31	100	20	0.25	0.5	ND
H8	6.6	5	45	31	70	20	>4	0.8	ND
H9	6.8	5	40	33	70	20	0.25	>1	ND
H10	7.4	6	80	32	140	60	0.25	0.2	ND
H11	6.8	6	170	32	140	60	0.5	0.2	ND
H12	7.4	5	150	31	130	60	0.25	>1	ND
H13	7.4	4	150	31	120	60	>4	0.8	ND
H14	7.6	5	190	31	130	60	>4	0.5	ND
R1	6.6	7	14	21	40	20	0.25	0.6	ND
R2	6.6	7	27	22	30	20	0.25	0.4	10
R3	6.8	7	40	23	30	20	0.25	0.5	ND
R4	7.0	7	80	23	40	20	3	0.4	ND
R5	7.5	7	62	25	50	20	0.25	0.2	ND
R6	7.5	7	60	25	50	20	0.25	0.4	ND
R7	Không lấy được mẫu vì mực nước cao								
R8									
R9									
T1	7.6	3	19	21	250	60	0.5	>1	10
T2	7.6	7	21	21	260	60	0.5	>1	ND
T3	7.0	4	18	21	400	140	0.25	>1	30
T4	7.0	6	90	23	170	60	1	0.6	15
T5	7.4	4.5	12	24	230	60	0.5	>1	10
T6	7.0	6	25	25	300	100	0.25	0.6	30

Ghi chú:

- H1 - H14: Các điểm thu mẫu tại Tam Đảo
- R1 - R9: Các điểm thu mẫu ở sông và suối tại Đà Lạt
- T1 - T6: Các điểm thu mẫu tại Thành phố Đà Lạt
- ND: Thấp hơn giới hạn kiểm tra

Bảng 3.3. Tần số (sự có mặt/sự vắng mặt) của các đơn vị phân loại động vật không xương sống cỡ lớn trong các lần thu mẫu vào tháng tư và tháng tám năm 1999.
 4: xuất hiện vào tháng tư, 8: xuất hiện vào tháng tám; *: không lấy mẫu trong tháng
 Các điểm được sắp xếp theo chiều hướng giảm dần chất lượng nước, dựa vào hàm lượng oxy thấp nhất đo được

Điểm lấy mẫu	H1	H2	H3	H6	R1	R2	R3	R4	R5	R6	H4	R7	H10	H11	R8	T2	T4	T6	H8	H9	H12	H14	H5	R9	H7	H13	T3	T5	T1						
Số đơn vị phân loại	27	26	21	12	21	9	15	20	13	16	13	7	12	11	15	5	11	6	13	21	11	20	11	13	11	12	3	12	9						
Điểm BMWP	183	118	94	40	102	35	90	92	76	63	45	30	39	44	44	12	34	17	43	73	36	72	40	47	36	42	8	37	26						
ASPT	6.8	4.5	4.5	3.3	4.9	3.9	6	4.6	5.9	3.9	3.1	4.3	3.3	4	2.9	2.4	3.1	2.8	3.3	3.3	3.3	3.6	3.6	3.6	3.3	3.5	2.7	3.1	2.9						
Oligochaeta													8		4,8	4	8	*8	4	8	4,8			4*				8	4						
Erpobdellidae			4								*8						8												4,8						
Hirudidae																				8															
Corbiculidae				*8	4	4	4,8	8	8	4,8	*8		4,8	4,8					4,8	4,8	4	*8					8								
Unionidae											*8		4,8	4,8					4,8	4,8	4						8								
Amblemidae																				8		4													
Mytilidae													4	4,8																					
Pisidiidae																																			
Thiaridae		8	4,8	*8			4,8	8	4,8	8	4,8	*8	4,8	4,8	4*				*8	4,8	4,8	4,8	*8	4*	*8	4*									
Lymnaeidae			4				4	4	4	4	*8		8	8	4,8	4,8	4,8	4,8	4,8	4,8	8						4	4,8	4,8	4,8					
Planorbidae		8	4	*8				4	4	4			8	8	4*		8	4,8	*8	4,8	4,8						8	8	4,8						
Littorinidae				*8				4	4	4*	8		8	8	4*		8	8	4,8	4,8	4,8						*8	4,8	8						
Viviparidae			4					4	4	4	*8		4,8	4,8		4,8	4,8	4,8	*8	4,8	4,8	4,8	*8	4*	*8	4*									
Pilidae																	4				4,8														
Bithynidae													4,8						*8	4,8	4		*8					8							
Stenothyridae																			*8	8															
Potamidae	4	4				4	4,8	8																											
Parathelphusidae	8	8	4,8				8	8	8	4	*8	4*			4*						8	8	*8	4*	*8										
Palaemonidae		8	8	*8			8	4	8	4			4,8	4,8	4*	4,8	8		*8	4,8	4,8	8					*8	4,8						4,8	
Atyidae		4		*8								4*	4,8	4,8	4*				*8	4,8	4,8	4,8	*8	4*	*8	4*									
Baetidae	4,8	4,8	4			4,8	4,8	4	4,8	4,8	8				4*																				
Ecdyonunidae	4,8	4,8						8							4*										4*										

Điểm lấy mẫu	H1	H2	H3	H6	R1	R2	R3	R4	R5	R6	H4	R7	H10	H11	R8	T2	T4	T6	H8	H9	H12	H14	H5	R9	H7	H13	T3	T5	T1	
Lepidostomatidae	8				4																									
Hydroptilidae					4																									
Brachycentridae	8							4																						
Leptoceridae	4																													
Philopotamidae	4,8														4*															
Limnephilidae																														
Elmiphidae	4,8	4	8		4																	4,8		4*						
Halipidae																													4	
Hydrobiidae																														
Psephenidae	4,8	4																												
Ptilodactylidae	8																													
Curculionidae			8																											
Hydraenidae										8																				
Hydrophilidae		4																												
Dytiscidae																													4	
Lepidoptera	8	4	4,8																											
Tipulidae	4	4	4,8		4																									
Ceratopogonidae	8				4																									
Simuliidae		8			4			8										4,8											8	
Chironomidae	4	4,8	4	*8	4			4,8	4,8	8	*8		4,8			4	4,8	4,8	*8	*8	4,8						4,8	4,8	4,8	
Muscidae					4																									
Ephydriidae																													8	4
Culicidae																														
Stratiomyidae																														8
Tabanidae																														
Blepharoceridae																														8
Empididae																														4

3.4 THẢO LUẬN

Mặc dù còn có những hạn chế của các số liệu về các đặc điểm vật lý và hóa học thu được trong nghiên cứu này, nhưng các kết quả cũng đã nói lên những khác biệt đáng kể về chất lượng nước giữa các điểm nghiên cứu. Một vài điểm trong thành phố Đà Lạt có hàm lượng photphat và/hoặc amonia cao, chỉ thị cho nước thải và/hoặc chỉ thị cho những nguồn khác bị ô nhiễm hữu cơ. Hàm lượng oxy thấp ở ba điểm biểu thị nhu cầu oxy sinh hóa cao, mặc dù nhu cầu đó không được xác định vì điều kiện thời gian và nguyên liệu không cho phép. Tuy vậy, tại thành phố Đà Lạt có ba điểm (T2, T4, T6) cho thấy hàm lượng oxy tương đối cao trong cả hai đợt thu mẫu. Điểm T2 khá gần thác nước, chắc chắn có sự tái tạo oxy ở mức độ đáng kể. Điểm T6 ở ngoài thành phố, đầu nguồn của hầu hết các nguồn nước thải đổ vào, nhưng rất nông, nước chảy rất nhanh, điều đó cũng giúp cho sự tái tạo oxy. Điểm T4 hiện tại có một thuận lợi là người ta đang cải tạo chất lượng nước Hồ Xuân Hương bằng cách xử lý nước ở đầu con suối đổ vào hồ.

Chất lượng nước giảm đi ở các vùng đô thị trong cả hai miền Nam Bắc của Việt Nam, nhưng ở mức độ khác nhau giữa các địa điểm nghiên cứu. Nhìn chung, chất lượng nước có chiều hướng giảm dần về phía cuối nguồn của dòng chảy, được thể hiện rõ qua các số liệu về hàm lượng oxy đo được. Bảng 3.3 xếp loại tất cả các địa điểm có hàm lượng oxy thấp hơn trong cả hai lần đo và các đơn vị phân loại động vật không xương sống cỡ lớn có mặt tại mỗi điểm. Khi sử dụng phép đo chất lượng nước để xếp loại các điểm thì thấy rõ ràng là hầu hết các họ của Ephemeroptera, Trichoptera và chỉ một họ của Plecoptera được tìm thấy ở những điểm có chất lượng nước tốt, chủ yếu là những điểm ở đầu con suối. Có trường hợp ngoại lệ là họ Baetidae của bộ Ephemeroptera cũng xuất hiện ở hai trong số các điểm có chất lượng nước thấp. Điều này gần giống với các kết quả nghiên cứu ở vùng ôn đới, nơi mà vào thời gian này, các phương pháp quan trắc sinh học đã thành tiêu chuẩn quốc gia bao gồm cả điểm số BMWP.

Nhìn chung, ở Việt Nam, Odonata dường như chống chịu tốt hơn với điều kiện chất lượng nước thấp so với nó ở vùng ôn đới. Với những quan sát tương tự, Mustow (1977) đã hạ điểm cho một số họ Odonata trong hệ thống điểm của Thái Lan (BMWP^{THAI}). Tác giả đã sửa lại chút ít để có được một hệ thống điểm số cải tiến phù hợp với điều kiện của Thái Lan. Ở Việt Nam, các số liệu đã nghiên cứu cho thấy ba họ Odonata (Coenagrionidae, Corduliidae và Libellulidae) cần được hạ điểm hơn nữa. Một trường hợp ngoại lệ đáng quan tâm là dường như họ Amphipterygidae chỉ được tìm thấy ở những điểm sạch, có hàm lượng oxy hòa tan cao. Trong số các động vật thân mềm, hai họ Unionidae và Viviparidae cũng có khả năng chống chịu tốt hơn với sự ô nhiễm, điều này phù hợp với sự sắp xếp chúng trong hệ thống điểm BMWP^{THAI} của Mustow.

Một số họ thu được trong nghiên cứu này cũng như các họ khác được biết là đã được tìm thấy (hoặc có khả năng tìm thấy) ở Việt Nam, nhưng không tìm thấy ở Anh, không có trong danh sách điểm số BMWP ở Anh. Một vài họ trong số đó có trong điểm số BMWP^{THAI} của Mustow, ví dụ ba họ giáp xác mười chân (Decapoda). Tuy nhiên, Mustow đã đánh giá hai họ tôm Atyidae và Palaemonidae là không chịu

đựng được với sự ô nhiễm. Nhưng trong nghiên cứu này, chúng đã được tìm thấy cả ở những điểm có chất lượng nước rất thấp cũng như ở những điểm nước sạch, còn những loài cua thuộc họ Potamidae lại chỉ tìm thấy ở những điểm nước sạch.

Trong bảng 2.2, điểm số $BMWP^{THAI}$ được biến đổi thêm nữa, để tạo ra một hệ thống điểm số $BMWP^{VIET}$ phù hợp cho việc sử dụng ở Việt Nam. Ý nghĩa của vấn đề này như là một giải pháp đột phá, đặt cơ sở ban đầu, nhằm mở rộng và nâng cao giám sát sinh học môi trường nước ngọt ở Việt Nam. Trong tương lai, sự phân bố và khả năng chống chịu của các họ động vật không xương sống cỡ lớn ở các sông ngòi Việt Nam được biết đến nhiều hơn, kết quả của những điều tra có phạm vi rộng hơn sẽ tiếp tục được bổ sung. Những họ có ở Việt Nam nhưng không thu được chúng trong nghiên cứu này và cũng không có trong hệ thống điểm $BMWP$ hoặc $BMWP^{THAI}$ cũng chưa được đưa vào hệ thống điểm này.

Các giá trị của thang điểm số $BMWP^{VIET}$ và điểm số trung bình trên đơn vị phân loại (ASPT) được tính toán bằng việc sử dụng bảng 2.2. và kết quả thu được đã được thể hiện trong bảng 3.3. Xu hướng chung các giá trị ASPT giảm cùng với sự suy giảm hàm lượng oxy là rõ ràng, mặc dù còn có một số điều bất bình thường. Nhìn chung, một số rất ít các bất bình thường nằm trong cái đa số, cái tổng thể là hoàn toàn hợp lý. Ví dụ điểm H6, T2 và T4, tất cả đều có điểm số thấp hơn điểm dự đoán từ việc so sánh với những địa điểm khác có hàm lượng oxy tương tự. Điểm H6 hầu như khô và không thể lấy mẫu được vào tháng tư; khu hệ động vật vào tháng tám có thể bị mất dần là kết quả của sự khô hạn trước đó và do đó không phản ánh chính xác điều kiện ở thời gian lấy mẫu. Điểm T4 không có tính đặc trưng, vì ở đó mẫu được lấy ở một đầu của hồ hay đúng hơn là một con sông như lý do đã nêu ở phần trước. Điểm T2 khác thường ở chỗ nó là công viên du lịch công cộng, thường xuyên bị các đối tượng khác gây rối loạn. Thêm vào đó, hàm lượng oxy tương đối thấp (5,5) ở một địa điểm gần với thác nước mà lẽ ra nó phải cao phù hợp với mức oxy ở nước chảy tại thác, nhưng nó lại thấp hơn như đã quan sát thấy một cách thường xuyên. Hơn thế nữa, trên bề mặt nước có nhiều bọt làm cho người ta nghĩ đến sự có mặt của hóa chất độc hại có trong nước chẳng hạn như những chất tẩy rửa. Nhìn chung, xu hướng của những giá trị điểm số trong bảng 3.3. cho thấy các phương pháp giám sát sinh học có giá trị đáng kể trong việc đánh giá nhanh chất lượng nước ở Việt Nam, giống như chúng đã và đang được sử dụng rộng rãi ở Anh và một số nước khác.

Một điều rất quan trọng là phải nhanh chóng xây dựng một hệ thống cơ sở dữ liệu về giám sát sinh học được quản lý ở Cục Môi trường và thường xuyên được nghiên cứu cải tiến cho phù hợp với Việt Nam.

Cần thiết lập một hệ thống cộng tác viên, bao gồm những thành viên của Cục Môi trường, các sở Khoa học Công nghệ và Môi trường các tỉnh, trong một chương trình chung với sự đầu tư kinh phí của Nhà nước, do các nhà khoa học ở Khoa Sinh học, Trường Đại học Khoa học Tự nhiên, Đại học Quốc gia Hà Nội chủ trì với mục đích phát triển quan trắc sinh học ở Việt Nam; cải tiến, loại bỏ những sai sót trong hệ thống điểm $BMWP^{VIET}$ và nâng cao ý nghĩa của các kết quả cũng như số liệu, làm cho chúng trở nên có ích hơn qua một chương trình mở rộng về giám sát sông ngòi ở Việt Nam.

TÀI LIỆU THAM KHẢO

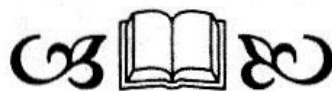
1. Đặng Ngọc Thanh (1974). *Thủy sinh học đại cương*. Nhà xuất bản Đại học và Trung học chuyên nghiệp, Hà Nội
2. Đặng Ngọc Thanh, Thái Trần Bái, Phạm Văn Miên (1980). *Định loại động vật không xương sống nước ngọt Bắc Việt Nam*. Nhà xuất bản Khoa học Kỹ thuật Hà Nội, 537tr.
3. Đặng Ngọc Thanh (1980). *Khu hệ động vật không xương sống nước ngọt Bắc Việt Nam*. Nhà xuất bản Khoa học Kỹ thuật Hà Nội, 464 tr.
4. Đặng Ngọc Thanh, Phạm Văn Miên, Nguyễn Xuân Quỳnh (1972-1973). *Khóa định loại động vật không xương sống nước ngọt*. Tài liệu thực tập thiên nhiên, thực tập lớn và chuyên đề cho sinh viên Thủy sinh vật, Bộ môn Động vật không xương sống. Lưu hành nội bộ, 27 tr.
5. Nguyễn Xuân Quỳnh (1995). *Nghiên cứu về động vật không xương sống trong các thủy vực có nước thải vùng Hà Nội*, Luận án Tiến sĩ, Trường Đại học Khoa học Tự nhiên, Đại học Quốc gia Hà Nội, 131 tr.
6. J. Alba - Tercedor and A. Sánchez - Ortega (1988). *Un método rápido y simple para evaluar la calidad biológica de las aguas corrientes basado en el de Hellowell* (1978). *Limnetica*, 4: 51 - 56.
7. T. Andersen (1977). *Danish legislation on the use and protection of freshwater areas*. *Folia Limnologica Scandinavica*. 17: 125 - 129.
8. R. O. Brinkhurst (1966). The Tubificidae (Oligochaeta) of polluted waters. *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie Verhandlungen*, 16: 854 - 859.
9. J. Jr. Cairns and J.R. Pratt (1993). *A History of Biological Monitoring Using Benthic Macroinvertebrates*. In: D.M. Rosenberg & V.H. Resh (eds). *Freshwater Biomonitoring and Benthic Invertebrates*, Chapman & Hall, New York.
10. P. Calow & L. Maltby (1987). *Review of methods for assessing the impact of episodic pollution*. Report to WRC Environment, Medmenham, UK. PRS1715 - M pp141.
11. J. R. Chandler (1970). *A biological approach to water quality management*. *Water Pollution Control*, 1970: 415 - 421.
12. B. C. Chessman (1995). *Rapid assessment of rivers using macroinvertebrates: a procedure based on habitat - specific sampling, family level identification and a biotic index*. *Australian Journal of Ecology*, 20: 122 - 129.

13. F. M. Chutter (1972). *An empirical biotic index of the quality of water of South African streams and rivers*. Water Research. 6: 19 - 30.
14. T. Colborn, J. Peterson Myers and D. Dummanoski (1996). *Our Stolen Future*. Little Brown & Co. Boston, USA 306 pp.
15. D. L. Coutemanch and S. P. Davies (1987). *A coefficient of community loss to assess detrimental change in aquatic communities*. Water Research, 21: 217 - 222.
16. L. J. De Bisthoven, C. Huysmans and F. Ollevier (1995). *The in-situ relationships between sediment concentrations of micropollutants and morphological deformities in Chironomus Gr thummi larvae (Diptera, Chironomidae) from lowland rivers, Belgium: a spatial comparison*. In: P. S. Cranston (ed.) Chironomids: from genes to ecosystems. CSIRO, Canberra.
17. N. De Pauw and G. Vanhooren (1983). *Method for biological quality assessment of watercourses in Belgium*. Hydrobiologia 100: 153 - 168.
18. D. De Zwart and R. C. Trivedi (1994). *Manual on Integrated Water Quality Evaluation*. Report 802023003. National Institute of Public Health and Environmental Protection (RIVM), Bilthoven, The Netherlands.
19. P. Donkin and J. Widdows (1986). *Scope for growth as a measure of environmental pollution and its interpretation using structure activity relationships*. Chemistry and Industry Nov. 1986, 732 - 737.
20. Environment Agency (1997). *Procedure for collecting and analysing macroinvertebrate samples for RIVPACS*. Environment Agency, Bristol, UK.
21. C. J. Goodnight and L. S. Whitley (1960). *Oligochaetes as indicators of pollution*. Proceedings of the American Waste Conference, Purdue University. 15: 139 - 142.
22. R. A. H. Green (1979). *Sampling Design and Statistical Methods for Environmental Biologists*. John Wiley and Sons, New York.
23. J. A. M. Hellowell (1978). *Biological surveillance of rivers: A biological monitoring handbook*. Water Research Centre Medmenham, UK.
24. J. A. M. Hellowell (1986). *Biological indicators of freshwater pollution and environmental management*. Ellesmere Applied Science Publishers, London.
25. W. L. Hilsenhoff (1988). *Rapid field assessment of organic pollution by a family - level biotic index*. Journal of the North American Benthological Society, 7: 65 - 68.
26. W. Hofmann (1988). *The significance of chironomid analysis (Insecta: Diptera) for palaeolimnological research*. Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology, 62: 501 - 509.
27. N. A. Holme and A. D. McIntyre (1971). *Methods for the study of marine benthos*. IBP Handbook No 16. Oxford - Blackwell.
28. S. Jobling, T. Reynolds, R. White, M. F. G. Parker and J. P. Sumpter (1995). *A variety of environmentally persistent chemicals including some phthalate*

- plasticisers are weakly estrogenic*. Environmental Health Perspectives. 103: 582 - 587.
29. J. R. Jones, B. H. Tracy, J. L. Sebaugh, D. H. Hazelwood and M. M. Smart (1981). *Biotic index testing for ability to assess water quality of Missouri Ozark streams*. Transactions of the American Fisheries Society, 110: 627 - 637.
 30. R. Kolkwitz and M. Marsson (1908). *Ökologie der pflanzlichen Saprobien*. Berichteder Deutschen Botanischen Gesellschaft. 26A: 505 - 519.
 31. R. Kolkwitz and M. Marson (1909). *Ökologie der tierischen Saprobien. Beiträge zur Lehre von des biologischen Gewässerbeurteilung*. Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie. 2: 126 - 152.
 32. C. Lindegaard (1995). *Classification of water - bodies and pollution*. In P. D. Armitage, P. S. Cranston and L. C. V. Pinder. The Chironomidae: biology and ecology of non - biting midges. pp. 385 - 404.
 33. T. T. Macan and E. B. Worthington (1974). *Life in Lakes and Rivers*. Collins, London.
 34. R. H. Mac Arthur and E. O. Wilson (1967). *The Theory of Island Biogeography*. Princeton University Press, Princeton, NJ.
 35. R. Margalef (1968). *Perspectives in Ecological Theory*. University of Chicago Press, London, 1 - 111.
 36. P. Matthiessen and P. E. Gibbs (1998). *Critical appraisal of the evidence for tributyltin - mediated endocrine disruption in molluscs*. Environmental Toxicology and Chemistry: 17: 44 - 48.
 37. E. F. Menhinick (1964). *A comparison of some species - diversity indices applied to samples of field insects*. Ecology 45: 859 - 861.
 38. J. L. Metcalfe (1989). *Biological water quality assessment of running waters based on macroinvertebrate communities: history and present status in Europe*. Environmental Pollution, 60: 101 - 139.
 39. S. E. Mustow (1997). *Aquatic macroinvertebrates and environmental quality of rivers in northern Thailand*. Unpublished PhD Thesis, University of London.
 40. National Water Council (1981). *River Quality: the 1980 survey and future outlook*. National Water Council, London.
 41. R. Pantle and H. Buck (1955). *Die biologische Überwachung der Gewässer und die Darstellung der Ergebnisse*. Gas - und Wasserfach. 96: 604.
 42. R. Patrick (1949). *A proposed biological measure of stream conditions, based on a survey of the Conestoga Basin, Lancaster County, Pennsylvania*. Proceedings of the Academy of Natural Sciences, Philadelphia, 101: 277 - 341.
 43. A. I. Payne (1986). *The Ecology of Tropical Lakes and Rivers*, John Wiley & Sons, Chichester, United Kingdom 301pp.

44. G. Persoone and N. De Pauw (1979). *Systems of biological indicators for water quality assessment*. In: O. Ravera (ed.) *Biological Aspects of Freshwater Pollution*. Pergamon Press, Oxford, 39 - 75.
45. L. C. V. Pinder, A. F. H. Marker, R. H. K. Mann, J. A. B. Bass and G. H. Copp (1997). *The River Great Ouse, a highly eutrophic, slow-flowing, regulated lowland river in eastern England*. *Regulated Rivers: Research and Management*, 13: 203 - 218.
46. L. C. V. Pinder and I. S. Farr (1987a). *Biological surveillance of water quality 2. Temporal and spatial variation in the macroinvertebrate fauna of the River Frome, a Dorset chalk stream*. *Archiv f. Hydrobiologie*. 109: 321 - 331.
47. L. C. V. Pinder and I. S. Farr (1987b). *Biological surveillance of water quality 3. The influence of organic enrichment of the macroinvertebrate fauna of small chalk streams*. *Archiv f. Hydrobiologie*. 109: 619 - 637.
48. L. C. V. Pinder, M. Ladle, T. Gledhill, J. A. B. Bass and A. M. Matthews (1987). *Biological surveillance of water quality 1: A comparison of macroinvertebrate surveillance methods in relation to assessment of water quality in a chalk stream*. *Archiv f. Hydrobiologie*. 109: 207 - 226.
49. L. C. V. Pinder and T. G. Pottinger (1998). *Endocrine Function in Aquatic Invertebrates and Evidence for Disruption by Environmental Pollutants*. Report to Environment Agency, Bristol, United Kingdom.
50. S. V. R. Rao, V. P. Singh and L. P. Mall (1978). *Pollution Studies of River Khan (Indore) India- I. Biological assessment of pollution*. *Water Research* 12 : 555 - 559.
51. V. H. Resh, and J. K. Jackson (1993). *Rapid Assessment Approaches to Biomonitoring Using Benthic Macroinvertebrates*. In: D. M. Rosenberg and V. H. Resh (eds): *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*. Chapman & Hall, New York pp. 195 - 233.
52. S. S. Roback (1974). *Insects (Arthropoda: Insecta)*. In: C. W. Jr Hart and S. L. H. Fuller (eds). *Pollution Ecology of Freshwater Invertebrates*. Academic Press, New York. pp. 313 - 376.
53. D. M. Rosenberg and V. H. Resh (eds) (1993). *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*. Chapman and Hall, New York.
54. C. E. Shannon and W. Weaver (1949). *The mathematical theory of communication*. University of Illinois Press, Urbana.
55. E. H. Simpson (1949). *Measurement of diversity*. *Nature* 163: 688, London.
56. V. Sladeczek (1973). *System of water quality from the biological point of view*. *Arch. Hydrobiol. Beih. Erg. Limnol.*, 7: 1 - 218.
57. V. Sladeczek (1979). *Continental systems for the assessment of river water quality*. In: L. James and L. Evison (eds). *Biological Indicators of Water Quality*, John Wiley and Sons, Chichester, 3.1 - 3.32.

58. J. P. Sumpter (1995). *Feminized responses in fish to environmental estrogens*. Toxicology Letters 82/83: 737 - 742.
59. R. J. Thorne and W. P. Williams (1997). *The response of benthic macroinvertebrates to pollution in developing countries: a multimetric system of bioassessment*. Freshwater Biology, 37: 671 - 686.
60. I. R. Walker (1993). *Paleolimnological biomonitoring using freshwater benthic macroinvertebrates*. In: D. M. Rosenberg and V. H. Resh (eds). *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*. Routledge, Chapman and Hall Inc. New York, 306 - 343.
61. I. R. Walker (1995). *Chironomids as indicators of past environmental change*. In: P. D. Armitage, P. S. Cranston and L. C. V. Pinder (eds). *The Chironomidae: Biology and ecology of non-biting midges*. Chapman & Hall, London 405 - 422.
62. A. J. Watton and H. A. Hawkes (1984). *The performance of an invertebrate colonisation sampler in biological surveillance of lowland rivers*. In: D. Pascoe and R. W. Edwards (eds). *Freshwater Biological Monitoring*. Pergamon Press, Oxford.
63. T. Wiederholm (1980). *Use of benthos in lake monitoring*. Journal of the Water pollution Control Federation. 52: 537 - 547.
64. R. W. Winner, M. W. Boesel and M. P. Farrell (1980). *Insect community structure as an index of heavy - metal pollution in lotic systems*. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 37: 647 - 655.
65. F. S. Woodiwiss (1964). *The biological system of stream classification used by the Trent River Board*. Chemistry and Industry 11: 443 - 447.
66. J. F. Wright, M. T. Furse and P. D. Armitage, (1993). *RIVPACS - A technique for evaluating the biological quality of rivers in the U.K.*, European Water Pollution Control 3: 15 - 25.
67. M. Zelinka and P. Marvan, (1961). *Zur Präzisierung der biologischen Klassifikation der Reinheit fliessender Gewässer*. Archiv f. Hydrobiologie, 57: 389 - 407.



NHÀ XUẤT BẢN ĐẠI HỌC QUỐC GIA HÀ NỘI

16 Hàng Chuối - Hai Bà Trưng - Hà Nội

Điện thoại: (04) 9715012; (04) 7685236. Fax: (04) 9714899

E-mail: nxb@vnu.edu.vn

★ ★ ★

Chịu trách nhiệm xuất bản:

Giám đốc: PHÙNG QUỐC BẢO

Tổng biên tập: PHẠM THÀNH HƯNG

Chịu trách nhiệm nội dung:

Hội đồng nghiệm thu giáo trình

Trường ĐHKHTN – Đại học Quốc gia Hà Nội

Người nhận xét: PGS. PHẠM BÌNH QUYÊN

TS. NGUYỄN XUÂN HUẤN

Biên tập: NGUYỄN THẾ HIỆN

Chế bản: NGÔ XUÂN NAM

Trình bày bìa: QUỐC TOẢN

**GIÁM SÁT SINH HỌC MÔI TRƯỜNG NƯỚC NGỌT
BẰNG ĐỘNG VẬT KHÔNG XƯƠNG SỐNG CỖ LỚN**

Mã số: 1K-04052-01404

In 500 cuốn, khổ 19 x 27 tại Nhà in Đại học Quốc gia Hà Nội

Số xuất bản: 33/981/XB-QLXB, ngày 15/7/2004.

Số trích ngang: 299 KH/XB

In xong và nộp lưu chiểu quý IV năm 2004.