

NGUYEN XUAN QUYNH-CLIVE PINDER-STEVE TILLING

GIÁM SÁT SINH HỌC MÔI TRƯỜNG NƯỚC NGỌT

BẰNG ĐỘNG VẬT KHÔNG XƯƠNG SỐNG CỖ LỚN



NHÀ XUẤT BẢN ĐẠI HỌC QUỐC GIA HÀ NỘI

NGUYEN XUAN QUYNH – CLIVE PINDER – STEVE TILLING

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

NHÀ XUẤT BẢN ĐẠI HỌC QUỐC GIA HÀ NỘI

MỤC LỤC

Lời nói đầu.....	iv
Phần 1. Phương pháp nghiên cứu và lịch sử quan trắc sinh học	
các thủy vực nước chảy	2
1.1. Giới thiệu chung	2
1.2. Các phương pháp giám sát sinh học.....	3
1.2.1. Phương pháp sử dụng phản ứng của những loài đơn lẻ.....	3
1.2.2. Phương pháp nghiên cứu về đa loài	5
1.3. Tóm tắt lịch sử việc sử dụng động vật không xương sống cỡ lớn trong quan trắc sinh học.....	8
1.4. Ý nghĩa của số liệu quan trắc sinh học	11
1.5. Áp dụng quan trắc sinh học ở Đông Nam Á.....	12
1.6. Kết luận	18
Phần 2. Quan trắc sinh học bằng việc sử dụng	
động vật không xương sống cỡ lớn.....	20
2.1. Mục tiêu	20
2.2. Phương pháp	20
2.2.1. Chọn địa điểm lấy mẫu.....	20
2.2.2. Mô tả những địa điểm thu mẫu.....	21
2.2.3. Thu thập vật mẫu động vật không xương sống cỡ lớn	22
Phần 3. Nghiên cứu xây dựng cơ sở dữ liệu ban đầu	
về giám sát sinh học ở Việt Nam.....	30
3.1. Giới thiệu	30
3.2. Phương pháp	30
3.2.1. Các địa điểm thu mẫu	31
3.2.2. Số liệu vật lý và hóa học	37
3.2.3. Thu thập vật mẫu động vật không xương sống cỡ lớn	37
3.3. Kết quả nghiên cứu.....	38
3.4. Thảo luận	44
Tài liệu tham khảo	46

LỜI NÓI ĐẦU

Tập tài liệu này được soạn thảo dùng cho việc quan trắc và đánh giá chất lượng nước bằng sinh vật chỉ thị ở Việt Nam, trong khuôn khổ của dự án hợp tác nghiên cứu giữa Quỹ Sáng tạo Darwin của Chính phủ Anh, Hội Nghiên cứu Thực địa và Viện Sinh thái Nước ngọt Anh quốc với Khoa Sinh học, Trường Đại học Khoa học Tự nhiên, Đại học Quốc gia Hà Nội từ năm 1998 đến năm 2000.

Các tác giả xin chân thành cảm ơn Quỹ Sáng tạo Darwin Anh quốc, Hội Nghiên cứu Thực địa Anh quốc (Field Studies Council, UK), Viện Sinh thái nước ngọt Anh quốc (Institute of Freshwater Ecology, UK); các Giáo sư thuộc Bộ môn Động vật không xương sống, Khoa Sinh học, Trường Đại học Khoa học Tự nhiên, Đại học Quốc gia Hà Nội đã tạo mọi điều kiện và góp ý kiến cho việc soạn thảo tập tài liệu này.

Cuốn sách được biên soạn lần đầu tiên ở Việt Nam trên cơ sở tham khảo các tài liệu, các kết quả nghiên cứu đã được công bố trên thế giới về giám sát sinh học nước ngọt bằng sinh vật chỉ thị, và quan trọng hơn là dựa vào những kết quả nghiên cứu của chúng tôi theo hướng này trong thời gian 1998-2000 tại Việt Nam.

Hy vọng rằng cuốn sách sẽ được dùng làm tài liệu giảng dạy và nghiên cứu khoa học trong các trường đại học, cao đẳng, các cơ quan nghiên cứu khoa học có liên quan đến sinh học, bảo tồn đa dạng sinh học đất ngập nước, quan trắc và đánh giá chất lượng nước thông qua sinh vật chỉ thị là động vật không xương sống cỡ lớn.

Cuốn sách chắc chắn còn có những khiếm khuyết. Chúng tôi rất mong các chuyên gia, các bạn đồng nghiệp góp ý, để lần xuất bản sau cuốn sách được hoàn thiện hơn.

Các tác giả

PGS.TS. Nguyễn Xuân Quỳnh

Khoa Sinh học

Trường Đại học Khoa học Tự nhiên

Đại học Quốc gia Hà Nội

GS.TS. Steve Tilling

Hội Nghiên cứu Thực địa Anh quốc

GS.TS. Clive Pinder

Viện Sinh thái Nước ngọt Anh quốc

MỞ ĐẦU

Nước ngọt ở nhiều nơi trên thế giới đang bị nhiễm bẩn bởi nhiều chất gây ô nhiễm, một số trong các chất này có khả năng phá hủy hệ sinh thái và sức sống của động vật ở những nồng độ rất thấp. Hiện tại, rất nhiều hóa chất còn chưa được phát hiện mà những ảnh hưởng của chúng về mặt sinh lý, có thể do tác động qua lại của các hợp chất hóa học, sẽ bổ sung, cộng hưởng hoặc đối kháng nhau theo những cách rất phức tạp. Ngày nay, người ta có thể giám sát chất lượng nước bằng cách phân tích hóa học, nhưng việc dự báo một cách chắc chắn về các tác động của các hợp chất hóa học đến hệ sinh thái, đến đời sống của sinh vật và sức khỏe con người trong nhiều trường hợp còn gặp nhiều khó khăn. Tác động của hóa chất thường biểu hiện ở khả năng tồn tại, sức sống của mỗi sinh vật tiếp xúc với chúng và ở mức độ cao tác động đó có thể dẫn đến hủy diệt cuộc sống của sinh vật. Vì thế, quan trắc sinh học nước ngọt ngày càng trở nên quan trọng như là một phần bổ sung hoặc thậm chí thay thế cho những phân tích hóa học.

Các phương pháp quan trắc sinh học có thể được phân loại theo những phản ứng của mỗi loài riêng biệt và những phản ứng của cả quần xã. Nhóm một bao gồm các loài chỉ thị, các sinh vật nhạy cảm và sinh vật tích tụ, nhóm hai gồm các chỉ số sinh học, chỉ số đa dạng và chỉ số tương đồng.

Vấn đề nghiên cứu sử dụng động vật không xương sống cỡ lớn làm sinh vật chỉ thị để đánh giá và giám sát chất lượng nước ngọt đã được quan tâm ở các nước Châu Âu từ những năm đầu của thế kỷ 20. Ở đây nó được phát triển, ngày càng được hoàn thiện và đã tỏ ra có nhiều ưu điểm, bởi lẽ giám sát sinh học vừa tiện lợi trong việc sử dụng, đỡ tốn kém so với giám sát hóa học và lại không gây ra ô nhiễm đối với môi trường... Những năm gần đây, việc áp dụng quan trắc sinh học đã được chú ý tại Thái Lan và các nước Đông Nam Á.

Ở Việt Nam, một quy trình lấy mẫu và phân tích số liệu đã được thiết lập. Kết quả của những nghiên cứu trong những năm vừa qua theo hướng này do các nhà khoa học của Khoa Sinh học, Trường Đại học Khoa học Tự nhiên, Đại học Quốc gia Hà Nội thực hiện là đã xây dựng nên một khóa định loại động vật không xương sống cỡ lớn đến họ, đã hoàn thiện và đã cho in tại Nhà xuất bản Đại học Quốc gia Hà Nội năm 2001; đã thiết lập một quy trình lấy mẫu và một hệ thống tính điểm sử dụng trong quan trắc sinh học đối với các thủy vực nước chảy tại Việt Nam - chính là nội dung của cuốn tài liệu này. Có thể coi đây là những kết quả ban đầu, làm cơ sở cho những nghiên cứu tiếp theo nhằm từng bước hoàn thiện quy trình quan trắc đánh giá chất lượng nước thông qua sinh vật chỉ thị là động vật không xương sống cỡ lớn ở Việt Nam.

PHẦN 1

PHƯƠNG PHÁP NGHIÊN CỨU VÀ LỊCH SỬ

QUAN TRẮC SINH HỌC CÁC THỦY VỰC NƯỚC CHẢY

1.1 GIỚI THIỆU CHUNG

Sông, suối ở nhiều nơi trên thế giới đã và đang được chinh phục để sử dụng cho các mục đích khác nhau của con người. Trong bản báo cáo về sự sống ở sông và suối, Macan và Worthington (1974) đã khẳng định, con người đã sử dụng sông ngòi làm nơi đổ rác thải, ngay từ khi người ta mới bắt đầu cuộc sống định cư. Tuy nhiên, ở những vùng nông thôn, dân cư thưa thớt, những việc làm đó không gây ra sự ô nhiễm một cách nghiêm trọng, ảnh hưởng không lớn tới con người hay sức sống của hệ sinh thái như ở các thành phố lớn. Bởi lẽ ở các thành phố các sản phẩm rác thải sinh hoạt lẫn rác thải công nghiệp đều được đổ xuống những con sông gần nhất, điều đó không chỉ đưa đến những rủi ro nguy hiểm đối với sức khỏe con người, mà còn dẫn đến suy giảm một cách đáng kể sự đa dạng sinh học thông qua việc loại trừ các loài mẫn cảm và làm tăng những loài có khả năng chống chịu với nước bị ô nhiễm. Người ta có thể thường xuyên tìm thấy các dấu vết đó trong các hồ bị ảnh hưởng do tác động của con người và biến đổi tự nhiên của chúng qua nhiều thế kỷ, mà một trong số các phát hiện đó là những hóa thạch của động vật không xương sống và thực vật bị vùi lấp trong những lớp trầm tích cách đây hàng ngàn năm (Hofmann, 1988; Walker, 1993, 1995).

Vào cuối thế kỷ 19, khoa học nghiên cứu về hồ đã bắt đầu phát triển như một bộ phận quan trọng không thể thiếu trong nghiên cứu khoa học (Macan và Worthington, 1974) và vào đầu thế kỷ 20, quan trắc sinh học đã sử dụng những sinh vật ở nước như là những sinh vật chỉ thị cho sự ô nhiễm (Lindegaard, 1995). Với những hiểu biết về ảnh hưởng ngày một tăng của ô nhiễm lên các quần xã sinh vật ở nước và mối liên quan của nó đến phạm vi môi trường rộng hơn thì việc ứng dụng quan trắc sinh học ngày càng được mở rộng, mà trước hết và chủ yếu là mối liên quan của nó đối với sức khỏe con người, trong đó bao gồm cả những tác động sinh thái lên cuộc sống của chính họ.

Từ cuối thế kỷ 19 cho đến hết thế kỷ 20, việc cải tiến công nghệ xử lý rác thải đã có nhiều tiến bộ và do vậy đã cải tạo được chất lượng nước ở nhiều con sông mà trước đây đã bị ô nhiễm nặng. Tuy nhiên, sự tăng nhanh của các hóa chất tổng hợp sản xuất trong thế kỷ 20 đã tạo ra nhiều nguồn ô nhiễm nước ngọt mới. Nhiều loại

hóa chất, mặc dù chỉ ở nồng độ rất thấp cũng lại là nguyên nhân chính dẫn đến những tác động nghiêm trọng lên con người và sức sống của hệ sinh thái. Từ những số liệu nghiên cứu thực tế và qua các cuộc thảo luận người ta thấy rằng, có rất nhiều loại hóa chất có khả năng liên quan đến việc phá vỡ chức năng nội tiết ở người và quần thể động vật (Colborn và cộng sự, 1996; Pinder và Pottinger, 1998).

1.2 CÁC PHƯƠNG PHÁP GIÁM SÁT SINH HỌC

Những phương pháp dùng trong giám sát sinh học có thể được phân chia thành hai loại: Sử dụng những phản ứng của các loài đơn lẻ và sử dụng những phản ứng của đa loài (quần xã).

1.2.1 Phương pháp sử dụng phản ứng của những loài đơn lẻ

Phương pháp sử dụng những loài đơn lẻ để giám sát sinh học được chia thành 3 loại:

- Sử dụng những loài chỉ thị.
- Sử dụng những sinh vật nhạy cảm.
- Sử dụng những sinh vật tích tụ.

i. Các loài chỉ thị

Nói chung, đánh giá chất lượng nước dựa trên cơ sở của sự có mặt hay vắng mặt các loài đặc trưng đã ít được ủng hộ. Những loài nhất định như muỗi lác *Chironomus riparins* và giun ít tơ *Tubifex tubifex* và *Limnodrilus hoffmeisteri* thường có rất nhiều ở những nơi ô nhiễm hữu cơ, nhưng tuyệt nhiên không bị giới hạn chỉ trong những điều kiện như vậy. Những loài khác như giun tròn *Nais elinguis* có thể có nhiều ở một số thời điểm trong năm tại những suối bị ô nhiễm ở nước Anh, nhưng vào mùa khác thì có thể chúng lại không có ý nghĩa trong khu hệ sinh vật (Pinder và Farr, 1987b). Những loài không chống chịu được với ô nhiễm như nhiều loài phù du (Ephemeroptera), cánh úp (Plecoptera) và bướm đá (Trichoptera) có thể không có mặt với các lý do khác như là mất nơi sống phù hợp hoặc là những điều kiện địa lý không liên quan đến chất lượng nước. Những loài không chống chịu có thể gặp ở những nơi ô nhiễm, mà ở những địa điểm đó, các quần thể này không thể phát triển và tồn tại được, nhưng đó chỉ là do kết quả của sự trôi dạt từ những địa điểm sạch ở đầu con suối mang lại.

Những nhận xét trên đây đã làm cho nhiều nhà sinh học nước ngọt trở nên hoài nghi về lợi ích của “cái gọi là” những loài chỉ thị. Ví dụ, Roback (1974) đã có quan điểm cho rằng “sự có mặt hay vắng mặt của bất cứ loài côn trùng nào trong một con suối (khi nói đến điều bất lợi) không hơn không kém chỉ hiển nhiên là sự có mặt hay vắng mặt của nó”. Tuy nhiên, ông đã tiếp tục nghiên cứu và khẳng định một quan điểm mà nhiều nhà sinh học nước ngọt đã tán thành, cho rằng hầu hết những loài côn trùng được tìm thấy trong nước có độ phú dưỡng trung bình đều có thể chống chịu ở một phạm vi khá rộng các điều kiện vật lý và hóa học của môi trường sống.

ii. Các sinh vật nhạy cảm

Những nghiên cứu về loại này nhằm đánh giá tác động của những chất gây ô nhiễm thông qua ảnh hưởng của chúng lên mật độ, sự phát triển và sinh lý của các sinh vật. Ưu thế đặc biệt của phương pháp này là khả năng phát hiện ra những ảnh hưởng của các chất gây ô nhiễm ở những nồng độ khác nhau có tác động có hại đối với các sinh vật. Khi có những ảnh hưởng cụ thể với mức độ ô nhiễm nào đó thì một phản ứng tương ứng của sinh vật với sự tăng hoặc giảm nồng độ ô nhiễm có thể sẽ xảy ra.

Điều này đã được Donkin và Widdows (1996) xem như là một dụng cụ quan trắc, bao gồm những đặc điểm sau đây:

- Nhạy cảm đối với những thay đổi bất thường của môi trường, sự ô nhiễm có phạm vi rộng gây ra các phản ứng, từ điều kiện tối ưu đến điều kiện gây chết.
- Có một sự định lượng, khả năng dự báo liên quan đến những chất gây ô nhiễm.
- Trong quá trình phát triển của tự nhiên, thường xảy ra những thay đổi, đó là những phản ứng chung có thể nảy sinh từ những ảnh hưởng độc hại đặc trưng ở mức độ tế bào và hóa sinh nhất định trong cả hệ thống.

Phương pháp sử dụng sinh vật nhạy cảm cũng được áp dụng trong những nghiên cứu liên quan đến những điều khác thường về hình thái ở động vật, nó có thể là dấu hiệu để cảnh báo cho các nhà sinh học rằng sự có mặt của các chất gây ô nhiễm đã phá vỡ sự phát triển bình thường của sinh vật, cho dù có hoặc không có sự tác động rõ ràng lên các quần thể. Phương pháp này đã được áp dụng trong các nghiên cứu liên quan đến sự phá vỡ tuyến nội tiết của các cơ thể, ví dụ những ảnh hưởng lên chất tạo tính cái (feminisation) trong cá (Sumpter, 1995) cũng cho thấy đó là nguồn độc hại tiềm tàng đối với sức khỏe con người. Đối với những động vật không xương sống ở nước chỉ có một trường hợp duy nhất biểu hiện ảnh hưởng lên quần thể, gây ra do bị phá vỡ hệ thống nội tiết, đó là chất gây bất lực (imposex) trong các thân mềm ở biển, được sinh ra do các sinh vật này phải chống chịu với chất chống sinh vật bám tributyltin (Matthiessen và Gibbs, 1998).

Một bằng chứng nữa về những ảnh hưởng như thế cũng đã được tìm thấy ở những thân mềm nước ngọt hoặc ở những động vật không xương sống khác (Pinder và Pottinger, 1998). Tuy nhiên, dấu hiệu của những đặc điểm biến dạng hầu hết đều biểu hiện ở phần đầu cơ thể. Vỏ của ấu trùng hai cánh họ Chironomidae xuất hiện có liên quan đến khả năng chống chịu với những hóa chất công nghiệp và thuốc trừ sâu, và có thể nhờ đó mà có thêm một phương pháp tốt trong việc phát hiện sự có mặt của những chất gây ô nhiễm. Điều này rất có ý nghĩa đối với việc quan trắc và đánh giá chất lượng môi trường (De Bisthoven và cộng sự, 1995).

iii. Các sinh vật tích tụ

Một số sinh vật ở nước có khả năng đặc biệt trong việc tích tụ những loại chất gây ô nhiễm nhất định trong mô của chúng, làm cho chúng dễ bị phát hiện hơn qua những phân tích hóa học. Những sinh vật lý tưởng được sử dụng trong mục đích này nên cho sống định cư để số liệu thu được ở những nơi đặc trưng này có đủ độ tin cậy. Trong số các sinh vật thuộc loại này, rêu thường được sử dụng rộng rãi, nhưng các nhóm sinh vật khác như tảo, thực vật lớn, cá và động vật không xương sống khác cũng được sử dụng (Calow và Maltby, 1978). Tuy nhiên, do tính linh hoạt của cá và nhiều loài động vật không xương sống, hoặc do bị trôi dạt như các loài tảo cho nên khi giải thích các kết quả nghiên cứu cần phải rất thận trọng.

1.2.2 Phương pháp nghiên cứu về đa loài

Quan trắc chất lượng nước bằng cách sử dụng những nhóm sinh vật hay những quần xã sinh vật đã có từ lâu, đặc biệt ở Châu Âu. Resh và Jackson (1993) đã liệt kê những phương pháp khác nhau trong giám sát sinh học, được sử dụng trong một phạm vi lớn hay nhỏ và chia thành 6 loại:

- *Do mức độ phong phú.* Dựa vào một số xác định về số lượng của đơn vị phân loại có mặt tại một địa điểm, có thể tiến hành nhận dạng ở mức độ loài, họ, hoặc ở một vài mức độ khác dựa trên cơ sở hợp lý của sự tồn tại là “sự giàu đơn vị phân loại” giảm đi cùng với sự giảm chất lượng nước.
- *Sự liệt kê.* Phép đo đơn giản nhất là ghi nhận tổng số các cá thể không cần được nhận dạng, có chứa các dạng nhất định của stress, số lượng có thể tăng hoặc giảm, kể cả việc xác định những tỷ lệ giữa độ phong phú của các nhóm sinh vật khác nhau (Bảng 1.1.).
- *Sự đa dạng quần thể và chỉ số tương đồng.* Chỉ số Shannon - Weiner là chỉ số đa dạng được sử dụng phổ biến nhất, nhưng một vài chỉ số khác mà nhiều người biết đến cũng được liệt kê trong bảng 1.1. Lý do cơ bản mà chỉ số này được thừa nhận và áp dụng rộng rãi là sự đa dạng giảm cùng với giảm chất lượng nước. Hàng loạt các phương pháp biểu thị độ tương đồng giữa các quần thể cũng được giới thiệu. Những phương pháp này có thể dựa trên sự có mặt hay vắng mặt đơn thuần hoặc có thể bao gồm rất nhiều số liệu, áp dụng trong chương trình giám sát dựa trên sự khác nhau giữa các quần thể bị stress và những quần thể không bị stress cùng với mức độ tăng, giảm của stress.
- *Các chỉ số sinh học.* Sự đa dạng của các chỉ số sinh học đã được đưa ra sử dụng ở những vùng địa lý đặc biệt hoặc các loại sông cụ thể (bảng 1.1.). Mở rộng việc áp dụng của nó đối với các vùng địa lý khác nhau hoặc các loại sông là việc còn phải bàn thêm, nhưng trong một số trường hợp nó đã được sửa đổi ít nhiều và đã được sử dụng có kết quả. Ví dụ, thang tính điểm của Chutter (1972) đã dùng ở Nam Phi được Hilsenhoff (1988) chuyển đổi để sử dụng ở Wisconsin bằng cách biến đổi những giá trị chống chịu cho phù hợp với khu hệ sinh vật ở địa phương đối với một số đơn vị phân loại. Tương tự, thang tính điểm BMWP được biến đổi để sử dụng ở nhiều nước, trong đó có Thái Lan (Mustow, 1997).

- *Sự đo đếm các nhóm theo chức năng dinh dưỡng* cho ta thấy những tỷ lệ giữa số lượng động vật trong những nhóm dinh dưỡng đặc biệt (ví dụ số lượng của những mảnh vụn trên tổng số các cá thể; số lượng của thức ăn thừa trên số lượng các vật ăn lọc; số lượng của thức ăn chuyên hóa trên số lượng thức ăn tổng thể). Từ đó, người ta cho rằng những nhóm dinh dưỡng nhất định chống chịu với những dạng stress nhất định tốt hơn những loại khác.
- *Các chỉ số kết hợp* là sự kết hợp các chỉ số mà những chỉ số đó có được từ những phép đo đã đề cập ở trên để tránh làm giảm độ tin cậy đối với một phép đo riêng rẽ nào đó.

Bảng 1.1. Các chỉ số sinh học và chỉ số đa dạng được áp dụng phổ biến

Các chỉ số sinh học

(A) Các tỷ lệ

Chironomidae / Côn trùng khác	Winner <i>et al.</i> (1980)
<i>Asellus</i> / <i>Gammarus</i>	Watton and Hawkes (1984)
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i> / Oligochaeta khác	Brinkhurst (1966)
Chironomidae / Oligochaeta	Wiederholm (1980)
Tubificidae / Động vật không xương sống khác	Goodnight and Whitley (1960)

(B) Các chỉ số định lượng

Chỉ số sinh học Trent	Woodiwiss (1964)
Chỉ số sinh học Bỉ	DePauw and Vanhooren (1983)
Điểm số BMWP	National Water Council (1981)

(C) Các chỉ số bán định lượng

Điểm số Chandler	Chandler (1970)
Chỉ số Chutter's	Chutter (1972)

(D) Các chỉ số đa dạng

Chỉ số Shannon - Weiner	$-\sum Ni/N \log_2 Ni/N$	Shannon and Weiner (1949)
Chỉ số Simpson	$1 - \sum Ni(Ni-1)/N(N-1)$	Simpson (1949)
Chỉ số Margalef	$(S-1)/\log N$	Margalef (1968)
Chỉ số Menhinick	S/\sqrt{N}	Menhinick, 1964

(S = số loài trong mẫu;

Ni = số cá thể trong mỗi loài;

N = tổng số cá thể động vật trong mẫu).

i. Chỉ số sinh học

Các tỷ lệ: Đây là dạng đơn giản nhất của chỉ số sinh học nhưng thường được sử dụng ít nhất (Calow và Maltby, 1987), là sự mô tả cấu trúc của quần xã tùy thuộc vào độ phong phú của một đơn vị phân loại hoặc nhóm đơn vị phân loại so với đơn vị phân loại khác hoặc nhóm khác. Một vài tỷ lệ được đưa ra (Bảng 1.1.), nhưng tất cả đều dựa trên sự so sánh giữa các đơn vị phân loại chống chịu với ô nhiễm và những đơn vị phân loại khác được xem như là ít chống chịu. Thorne và Williams (1997), đã kiểm tra một vài chỉ số của dạng này, trên cơ sở số liệu của những con sông nhiệt đới ở Brazil, Ghana, Thái Lan và đã kết luận rằng không thể có những nghiên cứu phản ánh một cách chính xác 100% mức độ ô nhiễm của thủy vực.

Các chỉ số định lượng và bán định lượng: Trước đây, cả hai loại chỉ số sinh học định lượng và bán định lượng đều được sử dụng rộng rãi. Ngay tại thời điểm đó, có những xu hướng mạnh mẽ ngả về những phương pháp đánh giá nhanh và những chỉ số định lượng đơn giản hơn trong việc tính toán, đòi hỏi cường độ lấy mẫu ít hơn, mặc dù yêu cầu nghiêm ngặt đối với những quy trình lấy mẫu là cần thiết để đảm bảo khả năng lặp lại và so sánh giữa các mẫu. Những phương pháp này cũng khác nhau đáng kể về mức độ kiến thức phân loại mà chúng yêu cầu. Phương pháp đơn giản nhất (ví dụ điểm số quan trắc sinh học BMWP) (Bảng 1.2.) chỉ yêu cầu định loại đến mức độ họ, trong khi đó phương pháp phức tạp hơn (ví dụ điểm số Chandler) yêu cầu định loại đến giống, thậm chí đến loài với một số nhận xét về sự phong phú tương đối của chúng.

ii. Các chỉ số đa dạng

Rất nhiều chỉ số về số lượng được đưa ra như là những nhân tố mô tả sự đa dạng. Các phương pháp tính toán chỉ số được sử dụng thông dụng nhất trong đánh giá chất lượng nước được liệt kê ở Bảng 1.1. Trong đó chỉ số sinh học được chấp nhận chủ yếu dựa trên sự chống chịu của các đơn vị phân loại đối với ô nhiễm hữu cơ. Khi sử dụng các chỉ số đa dạng, cần lưu ý là chúng sẽ phản ánh không đúng nếu không chú ý đến điều kiện tự nhiên của nguồn stress là hóa học hay vật lý. Lợi thế của phương pháp này là: đơn vị phân loại chỉ cần được phân biệt giữa loại này với loại khác (tức là không cần phải định loại) chỉ yêu cầu một ít kiến thức về phân loại mà thôi. Tuy nhiên, các chỉ số đa dạng đòi hỏi định lượng số lượng cá thể trong mỗi đơn vị phân loại và do đó sẽ tốn nhiều thời gian hơn.

Mặc dù trước đây các chỉ số đa dạng được ứng dụng rộng rãi trong giám sát sinh học, nhưng Cairns và Pratt (1993) đã chỉ ra rằng chúng thường được thực hiện bởi những người không được huấn luyện, với sự hiểu biết nghèo nàn về sinh thái của khu hệ sinh vật, nơi lấy mẫu và mối liên quan giữa sự đa dạng với sự bền vững của hệ thống. Nhiều nhà sinh học cho rằng nhiều thông tin sinh học bị mất khi số liệu được chuyển đổi thành chỉ số đa dạng. Những chỉ số đa dạng không chứa thông tin về những sinh vật nhạy cảm với ô nhiễm đã làm sai lệch các kết quả đánh giá mức độ ô nhiễm của thủy vực.

1.3 TÓM TẮT LỊCH SỬ VIỆC SỬ DỤNG ĐỘNG VẬT KHÔNG XƯƠNG SỐNG CỖ LỚN TRONG QUAN TRẮC SINH HỌC

Lịch sử và thực tiễn của quan trắc sinh học nước ngọt đã được tổng kết thành định nghĩa như sau: “Sự giám sát bằng việc sử dụng những phản ứng của cơ thể sống để xác định môi trường có thích hợp hay không đối với cơ thể sống” (Cairns và Pratt, 1993). Điều này cũng đã được Hellowell (1978, 1986); Calow và Maltby (1987); Metcalfe (1989) và các tác giả khác ở Rosenberg và Resh (1993) nêu lên. 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 của Kolkwitz và Marsson (1908, 1909). Những nhà khoa học này đã thừa nhận 4 giai đoạn oxy hóa của chất hữu cơ, từ nghèo dinh dưỡng (Oligotrophic) với không bản đến rất bản (Polysaprobic) với nhiễm bản hữu cơ rất mạnh. Trung bình ở giữa hai thái cực là vùng bản vừa (Mesosaprobic), trong đó lại chia thành 2 bậc: bản vừa α , và bản vừa β . Các mức độ này được nhận biết tốt nhất qua chỉ số độ nhiễm bản (Saprobic index). Dựa vào danh sách các loài chỉ thị, nó được phân chia thành các giá trị nhiễm bản phù hợp với sự chống chịu ô nhiễm của từng loài. Danh sách các loài sinh vật, vi khuẩn, tảo, nguyên sinh động vật, trùng bánh xe, động vật không xương sống cỡ lớn đã được thu thập và những giá trị về độ nhiễm bản được xác định có liên quan đến sự phân bố và độ phong phú của sinh vật trong nước có chất lượng đã biết. Danh sách các loài sinh vật đã được Sladeczek (1973) nêu lên, bao gồm thông tin về 2.000 loài. Trong khi đó, chỉ số độ nhiễm bản được tính toán theo công thức sau (Metcalfe, 1989):

$$S = \sum s_i \cdot h_i / \sum h_i$$

Trong đó:

S là chỉ số độ nhiễm bản.

s_i là giá trị độ nhiễm bản cho mỗi loài.

h_i là tần số xuất hiện của mỗi loài nằm trong mức từ 1 - 5 (trong đó hiếm tương ứng với 1 và nhiều tương ứng với 5).

Mặc dù hệ thống trên được chấp nhận rộng rãi ở Châu Âu (Andersen, 1977; Pantle và Buck, 1955; Sladeczek, 1979; Zelinka và Marvan, 1961), nhưng nó cũng đã bị chỉ trích ở những mức độ khác nhau (Chutter, 1972; Jones và cộng sự, 1981; Persoone và De Pauw, 1979). Trừ Đức và Hà Lan ra, còn hầu hết các nước ở Châu Âu đã chấp nhận hệ thống này vào những năm 1970. Những phương pháp không được chấp nhận là những phương pháp dựa trên hệ thống độ nhiễm bản chỉ thiên về chỉ số sinh học và những hệ thống điểm quá đơn giản (Metcalfe, 1989).

Những chỉ số khác 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 định lượng “chỉ số sinh học Trent”

(TBI) của Woodiwiss (1964) và chỉ số bán định lượng - "Điểm số Chandler" (Chandler, 1970). Mặc dù cả hai chỉ số này đều được xây dựng để quan trắc chất lượng nước ở những vùng đặc biệt ở Anh, nhưng sau đó chúng đã được áp dụng rộng rãi hơn đối với cả những con sông không thích hợp lắm, điều này dễ dẫn đến khả năng có thể đưa ra những kết luận sai lầm liên quan đến chất lượng nước. Để đi đến những phương pháp chuẩn, một tổ chức nghiên cứu về quan trắc sinh học "Biological Monitoring Working Party", được thành lập ở Anh vào năm 1976, đã đưa ra một hệ thống mới đó là hệ thống điểm số BMWP (Bảng 1.2.) (Hội đồng nghiên cứu về nước cấp quốc gia, 1981). Trừ lớp Giun ít tơ, hệ thống này sử dụng số liệu ở mức độ họ, mỗi họ được quy cho một điểm số phù hợp với tính nhạy cảm của nó với sự ô nhiễm hữu cơ. Những điểm số riêng được cộng lại để cho điểm số tổng của mẫu. Có thể nhận được sự biến thiên của điểm số BMWP bằng cách chia điểm tổng số cho số họ có mặt, ta được một điểm số trung bình cho các đơn vị phân loại (ASPT) (Average Score Per Taxon). Nhược điểm của điểm số BMWP là ở chỗ căn cứ vào phạm vi của các họ thì có loài chống chịu, có loài ưa thích với điều kiện sinh thái hẹp. Ví dụ: đại diện của họ Chironomidae tìm thấy trong hầu hết những nơi sống là nước ngọt đã được biết đến, trong họ bao gồm những loài và giống có khả năng chống chịu cao, đôi khi trong một biên độ rộng của sự ô nhiễm, nhưng nó cũng gồm cả những loài và giống khác rất nhạy cảm và đặc hiệu trong sự ưa thích và chịu đựng sinh thái. Tuy vậy, toàn bộ họ được phân loại như là mức độ chống chịu với ô nhiễm bằng điểm số BMWP. Nhận xét tương tự cũng được áp dụng trong trường hợp của Giun ít tơ (Oligochaeta), mặc dù trong trường hợp này, chúng hoàn toàn được xếp vào loại có khả năng chống chịu cao.

Hệ thống điểm số 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. Kết quả là nó được chấp nhận một cách rộng rãi, làm cơ sở của quan trắc sinh học ở khắp nước Anh và khi được cải tiến nó còn được áp dụng ở các khu vực khác nhau, ở các nước khác nhau, bao gồm Tây Ban Nha (Alba - Tercedor và Sanchez - Ortega (1988), Ấn Độ (De Zwart và Trivedi (1994); Úc (Chessman (1995) và Thái Lan (Mustow (1997).

Vào năm 1975, khoảng 20 phương pháp khác nhau về quan trắc sinh học chất lượng nước đã được sử dụng ở Châu Âu (Metcalf, 1989), thúc đẩy EEC tổ chức một loạt các seminar với mục đích nhằm đạt được sự chuẩn hóa về phương pháp. Kết quả là chỉ số sinh học Trent mở rộng được chọn như là một phương pháp tham khảo (Persoone và De Pauw, 1979). Đây là một phương pháp mở rộng của Woodiwiss (1964) và nó đã được thử nghiệm ở Bỉ (De Pauw và Van Hooren, 1983). Tuy nhiên, nhiều nhà khoa học Bỉ không chấp nhận mà họ thích sử dụng chỉ số sinh học Pháp "French Indice Biotique". Chỉ số này nhận được từ một phương pháp đã được Tuffery và Verneaux (1968) đưa ra và nó đã trở thành cơ sở cho chỉ số sinh học Bỉ BBI (De Pauw và Van Hooren, 1983).

Bảng 1.2. Hệ thống điểm số BMWP được sử dụng ở Anh, 1981

Các họ		Điểm số
Phù du (Ephemeroptera)	Siphonuridae, Heptagenidae, Leptophlebiae, Ephemerellidae, Potamanthidae, Ephemeridae	10
Cánh úp (Plecoptera)	Taeniopterygidae, Leuctridae, Capniidae, Perlodidae, Perlidae, Chloroperlidae	
Cánh nửa (Hemiptera)	Aphelocheiridae	
Bướm đá (Trichoptera)	Phryganeidae, Molannidae, Beraeidae, Odontoceridae, Leptoceridae, Goeridae, Lepidostomatidae, Brachycentridae, Sericostomatidae	
Giáp xác (Crustacea)	Astacidae	8
Chuồn chuồn (Odonata)	Lestidae, Agriidae, Gomphidae, Cordulegastridae, Aeshnidae, Corduliidae, Libellulidae	
Bướm đá (Trichoptera)	Psychomyiidae, Philopotamidae	
Phù du (Ephemeroptera)	Caenidae	7
Cánh úp (Plecoptera)	Nemouridae	
Bướm đá (Trichoptera)	Rhyacophilidae, Polycentropodidae, Limnephilidae	
Giáp xác (Crustacea)	Corophidae, Gammaridae	6
Chân bụng (Gastropoda)	Neritidae, Viviparidae, Ancylidae	
Vỏ hai mảnh (Bivalvia)	Unionidae	
Chuồn chuồn (Odonata)	Platycnemidae, Coenagriidae	
Sán tiêm mao (Tricladida)	Planariidae, Dendrocoelidae	5
Cánh nửa (Hemiptera)	Mesoveliidae, Hydrometridae, Gerridae, Nepidae, Naucoridae, Notonectidae, Pleidae, Corixidae	
Bướm đá (Trichoptera)	Hydropsychida	
Cánh cứng (Coleoptera)	Haliplidae, Hygrobiidae, Dytiscidae, Gyrinidae, Hydrophilidae, Clambidae, Helodidae, Dryopidae, Elminthidae, Chrysomelidae, Curculionidae	
Hai cánh (Diptera)	Simuliidae, Tipulidae	
Đũa (Hirudinea)	Piscicolidae	4
Phù du (Ephemeroptera)	Baetidae	
Cánh rộng (Megaloptera)	Sialidae	
Đũa (Hirudinea)	Glossiphonidae, Hirudidae, Erpobdellidae	3
Chân bụng (Gastropoda)	Valvatidae, Hydrobiidae, Lymnaeidae, Physidae, Planorbidae	
Vỏ hai mảnh (Bivalvia)	Sphaeriidae	
Giáp xác (Crustacea)	Asellidae	
Hai cánh (Diptera)	Chironomidae	2
Giun ít tơ (Oligochaeta)	Tất cả lớp	1

Lịch sử quan trắc sinh học ở Bắc Mỹ được phát triển theo hướng có phần khác với Châu Âu (Cairns và Pratt, 1993) và bị ảnh hưởng nhiều qua công việc ban đầu của Patrick (Patrick, 1949) và nhờ ý tưởng của MacArthur và Wilson (1967). Patrick đã nghiên cứu chủ yếu về tảo silic và đã sử dụng các dẫn liệu về số lượng các loài sinh vật trong các nhóm chỉ thị nhưng không quan tâm đến những dấu hiệu đặc hiệu (Cairns và Pratt, 1993; MacArthur và Wilson, 1967). Tác giả cho rằng quần xã là kết quả của một 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 chỉ thị chưa chắc là đã có giá trị.

Trong một thời gian dài, 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. Resh và Jackson (1993) mô tả sự phát triển các phương pháp quan trắc sinh học ở Mỹ từ những năm 1960 đến nay qua 3 giai đoạn:

- Đầu tiên, tập trung vào các phương pháp định tính bao gồm mối liên quan về sự có mặt, vắng mặt, hoặc sự phong phú của những động vật không xương sống cỡ lớn nào đó với chất lượng môi trường.
- Trong thập kỷ tiếp theo, đã chuyển sang việc sử dụng những phương pháp định lượng nghiêm ngặt hơn gồm cả lấy mẫu lặp lại, phân tích thống kê và sử dụng các chỉ số đa dạng.
- Sau đó phương pháp lại được thay đổi. Vào thời gian này những phương pháp đánh giá nhanh được ưa dùng giống như những phương pháp truyền thống đã dùng ở Châu Âu.

Động lực của những thay đổi gần đây, một phần do lấy mẫu định lượng có giá thành cao, nhưng có người cho rằng do các chỉ số đa dạng bị chỉ trích, như đã đề cập ở trên và điều này đã được Cairns và Pratt (1993) nói đến một cách chi tiết.

1.4 Ý NGHĨA CỦA SỐ LIỆU QUAN TRẮC SINH HỌC

Dù có ô nhiễm hay không thì sự khác nhau về vật lý cũng như hóa học giữa các con sông đều có thể có ảnh hưởng lên quần xã sinh vật đáy. Pinder và đồng nghiệp (1997) đã chỉ ra rằng hệ thống tính điểm BMWP và ASPT có thể khác nhau một cách đáng kể ở các con kênh kế nhau có chất lượng nước như nhau nhưng khác nhau về những đặc điểm vật lý. Những biến đổi được thừa nhận là có tác động nhiều đến các quần xã động vật không xương sống cỡ lớn bao gồm vĩ độ, kinh độ, độ dốc và độ cao, khoảng cách từ nguồn, chiều rộng và độ sâu trung bình, nền đáy và độ kiềm (Wright và cộng sự, 1993). Điều này đã đặt ra câu hỏi là “giá trị nào cho một chỉ số sinh học có thể mong đợi ở một địa điểm có những điều kiện đặc biệt?” Hoặc từ quan điểm của các nhà quản lý thì “giá trị điểm số nào là mục đích để chúng ta hướng tới?” Ý tưởng của những nhận xét như vậy có thể được tham khảo cho những địa điểm còn hoang sơ (nguyên thủy), nhưng đây là khả năng hiếm có. Chúng ta thường phải sử dụng số liệu từ “những địa điểm có chất lượng nước tốt nhất”.

Từ năm 1977, các nhà sinh học ở Viện sinh thái nước ngọt Anh quốc (Institute of Freshwater Ecology) đã phát triển, cải tiến và xây dựng một mô hình mà chúng ta đã biết là RIVPACS (River Invertebrate Prediction And Classification System). Nó dự báo khu hệ động vật không xương sống cỡ lớn ở một địa điểm có những đặc điểm riêng biệt, không có ô nhiễm (Wright và cộng sự, 1993). Dạng hai của mô hình dựa vào số liệu của 438 địa điểm chính đã có số liệu, sau đó mô hình được mở rộng hơn nữa và được hiện đại hóa. RIVPACS có một số ứng dụng, nhưng ứng dụng phổ biến nhất là so sánh điểm số BMWP và ASPT ở một địa điểm với điểm số được dự báo. Đó là chỉ số về chất lượng môi trường - tỷ số của điểm số quan sát được trên điểm số dự báo. Bảng 1.3 chỉ ra những chỉ số chất lượng môi trường dựa vào điểm số BMWP và ASPT tương ứng với "loại sinh học" (Theo Wright và cộng sự, 1993).

Bảng 1.3. Giới hạn sinh học của điểm số BMWP và ASPT dựa vào mẫu thu được trong 3 mùa vụ (theo Wright và cộng sự, 1993)

"Loại sinh học"	Điểm số quan sát / Điểm số BMWP dự báo	Điểm số quan sát / Điểm ASPT dự báo
A	≥ 0.75	≥ 0.89
B	0.50 - 0.74	0.77 - 0.88
C	0.25 - 0.49	0.66 - 0.76
D	< 0.25	< 0.66

1.5 ÁP DỤNG QUAN TRẮC SINH HỌC Ở ĐÔNG NAM Á

Từ việc điểm lại một cách ngắn gọn lịch sử giám sát sinh học, chúng ta thấy rằng hầu như tất cả mọi công việc từ bắt đầu, phát triển và sử dụng các phương pháp quan trắc sinh học bằng việc sử dụng động vật không xương sống đều được thực hiện ở những vùng ôn đới. Thành công trong việc áp dụng các phương pháp này ở một nước thì cũng cho phép có thể sử dụng nó cho các nước khác. Do vậy, gần đây đã có một số thử nghiệm về tính hiệu quả của các phương pháp này ở các nước nhiệt đới hoặc các nước đang phát triển.

Chắc chắn rằng các kết quả nghiên cứu về phân loại học khu hệ động vật ở nước vùng nhiệt đới còn chưa ổn định và vẫn tiếp tục có những phát hiện mới, có thể là một trong các lý do về việc ít quan tâm đến quan trắc sinh học ở đây. Cũng có thể có quan niệm là những hệ sinh thái sông ngòi vùng nhiệt đới hoạt động khác với hệ sinh thái sông ngòi vùng ôn đới và bởi vậy những phương pháp được phát triển sau này không chuyển đổi dễ dàng cho các nước nhiệt đới. Tuy nhiên, theo các kết quả nghiên cứu gần đây, các quần xã động vật không xương sống ở nước vùng nhiệt đới, ít ra ở mức độ họ là tương tự với các quần xã động vật không xương sống vùng ôn đới (Payne, 1986) và trong một nghiên cứu gần đây, Thorne và Williams (1997) đã thấy rằng sự thay đổi của quần xã trong các phản ứng đối với các mức độ ô nhiễm là tương tự nhau ở mức độ họ ở cả hai vùng ôn đới và nhiệt đới.

Thorne và Williams (1997) đã thử một loạt các phương pháp đánh giá nhanh bằng sử dụng động vật không xương sống cỡ lớn ở Brazil, Ghana và Thái Lan. Hai mươi phương pháp phân tích được kiểm tra gồm đại diện của 5 loại chính được Resh và Jackson (1993) phân loại. Đó là các chỉ số độ phong phú, sự liệt kê, đánh giá về sự đa dạng và đồng dạng, các chỉ số sinh học và các đánh giá chức năng dinh dưỡng của các nhóm sinh vật. Trong số này, 7 phản ứng là hoàn toàn bình thường với các gradient của sự ô nhiễm, nhưng không bao gồm những vật chỉ thị của “sự liệt kê” hoặc của “chức năng dinh dưỡng”. Hai chỉ số đa dạng đã được thử nhằm xác định mối liên quan trong việc đối phó lại với những gradient độ ô nhiễm dự báo, chỉ số “đồng dạng/mất” cũng đã được thấy trong phép thử chuẩn. Ba chỉ số sinh học: BMWP và BMWP (ASPT) và phương pháp của Hilsenhoff (1988) cũng được kiểm tra. Cuối cùng tuy không có phép thử chuẩn nhưng cả hai loại điểm số BMWP đều được thỏa mãn.

Sau nhiều năm nghiên cứu, Thorne và Williams (1997) đã giới thiệu một tập hợp của 4 phương pháp và đưa ra “chỉ số toàn vẹn sinh học”. Hai trong số những chỉ số đó là độ phong phú (tổng số các họ và số họ của Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera (EPT), BMWP (ASPT) và chỉ số quần xã bị mất của Coutemanch và Davis (1987). Chỉ số EPT đã cho phép phân biệt tốt hơn giữa chất lượng nước loại I và loại II trong khi tổng số các họ là một chỉ số có lợi hơn trong tình trạng nước bị ô nhiễm nặng hơn mà ở đó, số lượng các họ EPT có khả năng bị giảm nhiều. ASPT là chỉ số sinh học được quan tâm nhất vì nó cho thấy ít bị trùng lặp với số họ hơn tổng số điểm BMWP. Chỉ số quần xã bị mất (Community Loss Index) được coi là thành công nhất trong các đánh giá “đồng dạng/mất” và nó cũng được tính toán dễ dàng.

Từ các chỉ số đã được lựa chọn như trên, Thorne và Williams (1997) đã nhận được “chỉ số toàn vẹn sinh học” (index of biotic integrity). Khi tiến hành kiểm tra chỉ số này ở 3 nước vùng nhiệt đới đều cho kết quả tốt và các tác giả đã thừa nhận rằng khi thử ngược chiều gradient ô nhiễm, đã cho phép xếp địa điểm nghiên cứu vào 1 trong 4 loại chất lượng nước. Để có những phương pháp nhạy hơn, cần phải có sự lựa chọn thêm. Việc phân loại đến giống hoặc loài có thể thực hiện được trong những phép đo về sự phong phú của quần xã bị mất và 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.

De Zwart và 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 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 hai 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.

Mustow (1997) đã nghiên cứu quần xã động vật không xương sống cỡ lớn 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 và Trivedi (1994), tác giả còn đưa ra một số thay đổi cho phù hợp với điều kiện ở Bắc Thái Lan. Theo Mustow (1997) thì 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 (Bảng 1.4) và hệ thống điểm BMWP đã được sửa đổi và gọi là điểm số BMWP^{THAI}.

Bảng 1.4. Các họ bổ sung vào điểm số BMWP gốc có trong điểm số BMWP^{THAI} của Mustow

Họ	Điểm số
(Tôm) Atyidae, Palaemonidae	8
(Chuồn chuồn) Chlorocyphidae, Macromidae	6
(Cánh cứng) Psephenidae	5
(Cánh rộng) Corydalidae	4
(Thân mềm) Thiaridae, Corbiculidae (Cua nước ngọt) Parathelphusidae (Chuồn chuồn) Protoneuridae	3

Mustow cũng cho rằng BMWP đã cho điểm số cao đối với một số họ Chuồn chuồn (Odonata) là không phản ánh chính xác mối liên quan giữa tính chống chịu đối với sự ô nhiễm ở Thái Lan và đã hạ cấp những họ chuồn chuồn tìm thấy trong hệ thống Mae Ping từ 8 xuống 6 điểm. Tác giả cũng cho rằng họ Thiaridae chống chịu với ô nhiễm tốt hơn, do vậy ông đề nghị cho họ này chỉ 3 điểm, hợp lý hơn là cho 6 điểm như đề xuất của De Zwart và Trivedi (1994).

Ở Việt Nam, mặc dù việc nghiên cứu, đánh giá mức độ ô nhiễm các thủy vực đã được quan tâm từ lâu, nhưng cho tới năm 1995 hầu như vẫn chưa có hệ thống phân loại độ nhiễm bản các thủy vực. Một điều cần lưu ý rằng, các hệ thống phân loại độ nhiễm bản như đã nêu ở trên, cùng với những chỉ tiêu trong các thang bậc phân loại đều là những dẫn liệu được nghiên cứu ở các thủy vực vùng ôn đới, hoàn toàn khác với điều kiện tự nhiên, cũng như đặc tính sinh học của các thủy vực ở nước ta.

Trên cơ sở nghiên cứu trong 10 năm, từ 1985 đến 1995, cùng với các dẫn liệu đã biết trước đây về các thủy vực có nước thải vùng Hà Nội, Nguyễn Xuân Quỳnh (1995) đã đề xuất một hệ thống phân loại độ nhiễm bẩn các thủy vực có nước thải ở Hà Nội dựa trên một số chỉ tiêu cơ bản về sinh học và kèm theo nó là những chỉ tiêu lý hóa học, quy định sự có mặt hay vắng mặt của một số loài hay nhóm loài ĐVKXS, được coi như sinh vật chỉ thị, quy định sự phát triển về số lượng và khối lượng của chúng ở những mức độ khác nhau. Từ những kết quả thu được, tác giả đã nhận định rằng: ĐVKXS (thông qua các giá trị về sinh vật lượng, sự khác nhau về tính đa dạng, mức độ phong phú về thành phần loài...) chỉ thị tốt cho mức độ ô nhiễm các thủy vực trong mối tương quan nghịch. Tác giả cũng đã đưa ra những nhận xét về mối liên quan giữa mức độ ô nhiễm của thủy vực với một số chỉ tiêu thủy lý hóa học và sinh học như sau:

- Mức độ nhiễm bẩn của thủy vực tăng lên, các giá trị về COD, BOD₅ tăng, hàm lượng oxy hòa tan giảm xuống, đồng thời thành phần loài và số lượng ĐVKXS cũng giảm theo.
- Ở các thủy vực bẩn ít, hàm lượng oxy hòa tan cao, COD, BOD₅ ở mức độ còn thấp, thủy vực ở trong tình trạng giàu dinh dưỡng vừa phải, tạo điều kiện cho ĐVKXS phát triển tốt nhất, đặc biệt là sinh vật lượng.
- Ở các thủy vực đã bị nhiễm bẩn nặng, trong thành phần động vật nổi, *Rotatoria* bao giờ cũng chiếm ưu thế so với giáp xác nổi (*Copepoda* và *Cladocera*). Giáp xác nổi giảm sút nhiều ở thủy vực bẩn vừa loại α và hầu như mất hẳn ở các thủy vực rất bẩn. 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*.

Từ năm 1997 đến năm 1999, với sự tài trợ của Quỹ Darwin của Chính phủ Anh, Hội Nghiên cứu Thực địa (Field Studies Council) và Viện Sinh thái Nước ngọt (Institute of Freshwater Ecology) Anh quốc đã phối hợp với Khoa Sinh học, Trường Đại học Khoa học Tự nhiên, Đại học Quốc gia Hà Nội thực hiện chương trình nghiên cứu "Bảo tồn đa dạng sinh học thông qua việc sử dụng ĐVKXS cỡ lớn làm sinh vật chỉ thị quan trắc và đánh giá chất lượng nước ở Việt Nam". Chương trình này bao gồm cả nội dung nghiên cứu và đào tạo.

Song song với công tác nghiên cứu, năm 1997, 3 cán bộ khoa học Việt Nam (2 của Khoa Sinh học, Trường ĐHKHTN, 1 của Cục Môi trường) đã sang Anh quốc tập huấn. Năm 1998, hai lớp tập huấn về nghiên cứu sử dụng ĐVKXS cỡ lớn làm sinh vật chỉ thị đánh giá chất lượng nước ngọt đã được tổ chức tại Hà Nội và Đà Lạt, với sự tham gia giảng dạy của các nhà khoa học đến từ Anh quốc và các cán bộ của Khoa Sinh học, Trường ĐHKHTN. Trên 50 cán bộ khoa học thuộc các trường đại học, viện nghiên cứu, Cục Môi trường, các Sở Khoa học Công nghệ và Môi trường các tỉnh đã tham dự hai khóa đào tạo này.

Từ năm 1999 - 2000, chương trình nghiên cứu được tiếp tục với sự tham gia của GS.TS. Steve Tilling (Field Studies Council, UK) và GS.TS. Clive Pinder (Institute of Freshwater Ecology, UK). Thời gian này tập trung nghiên cứu các dữ liệu ban đầu, xây dựng quy trình quan trắc và điều chỉnh hệ thống tính điểm BMWP cho phù hợp với Việt Nam.

Hiện nay, một quy trình lấy mẫu và phân tích số liệu đã được thiết lập. Kết quả của những nghiên cứu trong những năm vừa qua theo hướng sử dụng ĐVKXS cỡ lớn làm sinh vật chỉ thị quan trắc và đánh giá chất lượng nước đã và đang được các nhà khoa học thuộc Khoa Sinh học, Trường Đại học Khoa học Tự nhiên, Đại học Quốc gia Hà Nội thực hiện, đã xây dựng và đang hoàn thiện một khóa định loại ĐVKXS cỡ lớn đến họ, một quy trình lấy mẫu và một hệ thống tính điểm sử dụng trong quan trắc sinh học đối với các thủy vực nước chảy tại Việt Nam.

Những ưu điểm và những điều cần lưu ý đối với các phương pháp sinh học trong đánh giá chất lượng nước

↳ Những ưu điểm

Giám sát sinh học có những đóng góp quan trọng đối với quan trắc chất lượng nước theo những cách sau đây:

- Những quần xã sinh vật đóng vai trò như là những giám sát viên liên tục của nước thay cho việc lấy mẫu không liên tục để phân tích hóa học. Tuy nhiên, bằng kinh nghiệm cho thấy rằng trong một khung cảnh nhất định, chất thải tuôn ra trong khoảng thời gian ngắn có thể ảnh hưởng đến cá và các sinh vật khác bơi trong dòng nước chảy, nhưng có thể không ảnh hưởng nghiêm trọng đến thành phần của quần xã sinh vật đáy.
- Các quần xã sinh vật phản ứng với chất lượng nước khác nhau ở một phạm vi rộng do các yếu tố xác định và những chất ô nhiễm. Quan trắc hóa học phụ thuộc vào sự hiểu biết về chất ô nhiễm đang có mặt thuộc dạng nào. Với sự phức tạp của một số ngành công nghiệp ngày càng tăng lên thì khó khăn này trở nên nhiều hơn.
- Những quần xã sinh vật có khả năng hợp nhất những ảnh hưởng của các chất độc tổng hợp. Số liệu hóa học sẽ rất cần đến nó để tính toán những tác động qua lại và để dự đoán ảnh hưởng của chất độc lên khu hệ sinh vật.

↳ Những điều cần lưu ý

Trước đây các phương pháp sinh học về đánh giá chất lượng nước hay bị phê phán và thỉnh thoảng rơi vào tình trạng bị chê bai. Điều này có thể là do dùng sai và bị đơn giản hóa theo cách nghĩ của những người không phải thuộc chuyên môn sinh học. Vì vậy, những phương pháp sinh học về cơ bản là cần phải được quan tâm và áp dụng một cách rộng rãi, tuy vậy cần lưu ý một số điểm sau đây.

- Mặc dù giám sát sinh học có khả năng phát hiện ra những biến đổi sinh thái chỉ thị sự thay đổi chất lượng nước, nhưng nó không biết được nguyên nhân rõ ràng của sự thay đổi đó. Chỉ biết được các nguyên nhân đó bằng phân tích hóa học, đặc biệt trong các trường hợp nhiễm độc. Do vậy, bằng việc sử dụng phương pháp sinh học để phát hiện ra sự thay đổi cùng những ảnh hưởng và phải áp dụng phương pháp phân tích hóa học để tìm ra nguyên nhân. Như vậy, tốt nhất nên tiến hành cả hai phương pháp nhằm bổ sung, hỗ trợ cho nhau.
- Để quan trắc một số tiêu chuẩn chất lượng nước và các chất ô nhiễm khác nhau, giám sát sinh học có liên quan một cách chặt chẽ với toàn bộ thành phần trong quần xã và cả những phản ứng xảy ra sau đó. Tuy nhiên, để đánh giá một cách toàn diện, đòi hỏi phải cố gắng nhiều trong khâu thu mẫu, xử lý và phân loại mẫu. Trên thực tế, việc xử lý ô nhiễm là rất phức tạp và không hề đơn giản, nhất là đối với các dạng ô nhiễm có mức độ hại cao và mở rộng.
- Số liệu tổng hợp về giám sát sinh học, mặc dù rất có ý nghĩa đối với một nhà sinh học, nhưng thường không có ý nghĩa lắm đối với những người không phải là nhà sinh học chuyên nghiệp khi họ xử lý các số liệu cơ bản. Điều này hiển nhiên dẫn đến sự thiếu hụt thông tin.
- Giám sát sinh học có thể phát hiện ra những biến đổi sinh thái, nhưng lại có nhược điểm là chưa có khả năng giải thích rõ ràng về những biến đổi sinh thái đó trong điều kiện của chất lượng nước. Một vài dữ liệu giám sát được ứng dụng trực tiếp trong công tác bảo tồn, quản lý sông hồ và nghề cá. Như vậy, tiêu chuẩn chất lượng nước khác nhau phải được sử dụng vào các mục đích khác nhau. Khó khăn là làm sao tìm ra được những biến đổi sinh thái trong quan trắc chất lượng nước liên quan đến mục đích sử dụng nước.
- Giám sát sinh học khi đã xác định rằng nước có chất lượng thấp, thì sẽ phải rất thận trọng lúc sử dụng chúng. Nước có chất lượng sinh thái tốt, mặc dù có thể chấp nhận cho hầu hết các sử dụng, bao gồm cả trong nghề cá, nhưng không phải là luôn luôn không có mầm bệnh hoặc không chứa những sinh vật nhỏ bé có hại và do đó nó sẽ không được chấp nhận trong bảo vệ sức khỏe cộng đồng. Vì lý do này, yêu cầu phải có những phép thử vi sinh và hóa học đặc hiệu.

☞ Ưu thế của việc sử dụng ĐVKXS cỡ lớn ở đây làm chỉ thị cho chất lượng nước

Các ĐVKXS cỡ lớn ở đây thuộc một nhóm có những đặc điểm sau đây:

- Phân bố rộng và nhiều trong các hệ thống sông, suối, hồ, ao.
- Di chuyển không quá nhanh, do vậy dễ thu lượm.
- Có khóa phân loại ổn định, các tiêu chuẩn rõ ràng, **dễ định loại**.

- Tập trung phần lớn ở các vùng đáy sông nhất định, do đó nó là chỉ thị tốt đối với sự thay đổi của chất lượng nước.
- Có vòng đời dài nên việc thu mẫu không phải làm thường xuyên.
- Các đơn vị phân loại thu được không đồng nhất, như vậy có thể có những phản ứng với những thay đổi nào đó trong chất lượng nước.

Các loài này phản ứng nhanh với stress - ít ra là ở các giai đoạn mãn cảm. Phản ứng của nhiều loài ĐVKXS phổ biến đối với các dạng ô nhiễm khác nhau đã được thiết lập. Các yếu tố gây ra phản ứng của nhiều loài và giới hạn chịu đựng của chúng cũng đã được biết đến. Bằng việc sử dụng ĐVKXS như là chỉ thị của chất lượng nước, người ta đã tiến hành quan trắc và đánh giá mức độ ô nhiễm ở các thủy vực. Điều này rất có ý nghĩa thực tế đối với khu hệ sinh vật trong thủy vực, trong nghề cá và trong bảo tồn đa dạng sinh học.

1.6 KẾT LUẬN

Một điều không thể tránh khỏi là sự tăng nhanh của các hóa chất đưa vào môi trường làm tăng lên mối lo ngại về những ảnh hưởng của nó lên hệ sinh thái cũng như sức khỏe con người. Đối với quan trắc hóa học, cần phải lựa chọn giải pháp nhanh và rẻ để có thể đưa vào sử dụng trong tương lai không xa. Những phương pháp như vậy cũng đóng vai trò quan trọng trong việc xác định mục tiêu để cải tạo chất lượng nước và trong việc xúc tiến quan trắc để đạt được những mục tiêu đó.

Những phương pháp đánh giá nhanh, đơn giản nhưng chính xác, rẻ tiền, lại không gây ô nhiễm môi trường, những quy trình đi đôi với việc tính toán dễ dàng, những chỉ số về chất lượng môi trường đã được sử dụng rộng rãi chính là quan trắc sinh học. Nhưng vì hầu như các phương pháp đều được phát triển ở các vùng ôn đới nên cần có sự điều chỉnh một cách hợp lý trong việc áp dụng chúng ở những vùng nhiệt đới. Các nghiên cứu trong những năm gần đây đã khẳng định rằng, các chỉ số dựa trên sự nhận dạng ở mức độ họ đã được áp dụng là rất phù hợp ở những con sông nhiệt đới và chắc chắn rằng các chỉ số đó sẽ được cải thiện dần dần, thông qua sự cải biến để phản ánh đúng những hiện trạng cụ thể ở địa phương.

Kết quả nghiên cứu trong những năm gần đây cho thấy vấn đề giám sát sinh học chất lượng nước đã và đang bắt đầu có vai trò quan trọng ở các nước nhiệt đới bởi những tính ưu việt vốn có của nó.

Nhận xét chung

Jobling và cộng sự (1995) đã xác định rằng có khoảng 60.000 chất gây ô nhiễm hữu cơ xuất hiện trong nước ngọt, đều là từ các nguồn như khu dân cư, các ngành công nghiệp, thấm ra từ những nơi đổ rác, từ hoạt động nông nghiệp, chảy ra từ đô thị và sự lắng đọng của khí quyển. Trong số này, chỉ một số ít - vào khoảng 3000 chất đã được nhận biết là có liên quan. Những tàn tích của rác cũng là một trong những nguồn gây ô nhiễm nước ngọt nguy hiểm nhất, bởi rác cũng là hỗn hợp pha trộn ở mức độ cao của các hóa chất hữu cơ và vô cơ. Hơn thế nữa, sự chuyển hóa

của các hóa chất trong quá trình xử lý rác đưa đến đủ loại sản phẩm phụ, một số trong chúng chỉ tồn tại trong một thời gian ngắn, những chất còn lại thì lại rất bền, làm tăng lên nguy cơ về những ảnh hưởng của chúng lên hệ sinh thái cũng như sức khỏe con người.

Rõ ràng, dù quan trắc hóa học chất lượng nước sông có khả năng áp dụng trong thực tiễn ở một phạm vi rộng như đang được thực hiện, nhưng giá cả lại quá cao, khó thực hiện đối với những nước nghèo và ngay cả những nước giàu cũng phải được tính toán lại. Đối với quan trắc hóa học, việc lựa chọn các phương pháp nhanh và rẻ, có thể cũng sẽ được chú ý quan tâm hơn trong tương lai. Tuy nhiên, người ta không ngạc nhiên khi thấy các nhà quản lý nước ngày càng quan tâm đối với các phương pháp “đánh giá nhanh” của quan trắc sinh học như là một phương pháp bổ sung, thậm chí có khi còn thay thế cho quan trắc hóa học. Những phương pháp này cũng có vai trò quan trọng trong việc xác định mục tiêu cải tạo chất lượng nước và trong việc xúc tiến quan trắc nhằm đạt được các mục tiêu đó.

Kinh nghiệm ở châu Âu và những nơi khác đã chứng minh rằng việc quan trắc sông ngòi là việc cần làm thường xuyên. Hầu hết các phương pháp đánh giá sinh học đang được thực hiện đều dựa vào những ĐVKXS cỡ lớn ở đáy và chỉ yêu cầu định loại đến họ. Người ta cũng đã chứng minh rằng, phương pháp giám sát sinh học dựa vào ĐVKXS cỡ lớn ở đáy có nhiều ưu điểm và mang lại những kết quả rất khả quan trong thực tiễn.

Điều quan trọng mà tất cả các nhà sinh học, các nhà nghiên cứu môi trường, các nhà quản lý chất lượng nước ở các nước nhiệt đới cần phải lưu ý là những phương pháp đánh giá nhanh, đơn giản nhưng chính xác, những quy trình đi đôi với việc tính toán dễ dàng, những chỉ số về chất lượng môi trường đã được sử dụng rộng rãi như quan trắc sinh học, hầu như đều được phát triển ở những vùng ôn đới. Do vậy cần có mức độ điều chỉnh một cách hợp lý trong việc áp dụng chúng ở những vùng nhiệt đới.

PHẦN 2

QUAN TRẮC SINH HỌC BẰNG VIỆC SỬ DỤNG ĐỘNG VẬT KHÔNG XƯƠNG SỐNG CỖ LỚN

QUY TRÌNH LẤY MẪU

2.1 MỤC TIÊU

Nghiên cứu về mặt định tính khu hệ động vật không xương sống cỡ lớn ở một khúc sông có thể cho ta những thông tin về chất lượng môi trường ở đó. Và cũng chính từ những dẫn liệu đã thu được, chúng ta phát hiện được những thay đổi thực tế về chất lượng môi trường ở một hoặc nhiều địa điểm, phát hiện được những sự khác nhau về không gian trong chất lượng môi trường nước của một dòng sông hay cả vùng nghiên cứu.

Những thông tin này sẽ giúp cho việc xác định nguyên nhân của những tác động tiêu cực đến quần xã động vật. Những nguyên nhân vật lý (ví dụ quá trình điều khiển dòng chảy) hoặc sự thay đổi chất lượng nước, cả hai đều đã được quan sát như là những nguyên nhân khả dĩ làm biến đổi những quần xã động vật không xương sống cỡ lớn và đó là cơ sở quan trọng để giải thích các số liệu giám sát.

2.2 PHƯƠNG PHÁP

Mục đích của việc lấy mẫu là thu lượm một mẫu để so sánh với các mẫu khác, lấy ở cùng một địa điểm và trong cùng một giai đoạn hoặc so sánh với những mẫu tương tự được lấy từ những địa điểm khác của con sông hoặc từ những con sông khác. Điều này chỉ có thể đạt được khi sử dụng một tập hợp các quy trình lấy mẫu thống nhất. Bất cứ sự sai lệch nào so với những quy trình đã thống nhất từ trước và đã được sử dụng đều có thể gây khó khăn cho sự so sánh. Để mọi người có thể tiến hành thu mẫu theo một quy trình thống nhất, các phương pháp cần đơn giản và có giá thành thấp. Hệ thống được trình bày sau đây đã được sử dụng trong quan trắc sông ngòi ở nước Anh và xét thấy cũng rất phù hợp với Việt Nam.

2.2.1 Chọn địa điểm lấy mẫu

Những con sông cụ thể và những địa điểm được lựa chọn để lấy mẫu phải nằm trong phạm vi rộng của thiên nhiên và phải gắn với mục đích nghiên cứu. Việc lựa chọn các điểm lấy mẫu là nhằm xác định mức độ tác động và phạm vi của một hiện tượng ô nhiễm cụ thể hoặc điểm nguồn của sự ô nhiễm đó. Trong

trường hợp này, việc lựa chọn ít nhất có các điểm trên nguồn và một loạt các điểm dọc sông suối để có thể xác định những ảnh hưởng bất lợi lên quần xã có hay không? Nếu có, tác động đó lớn đến mức nào? Có thể cũng phải tiến hành điều tra lặp lại với khoảng thời gian đều đặn để xác định phạm vi phục hồi theo thời gian. Chúng ta có thể đặt mục tiêu kiểm kê chất lượng nước và đa dạng sinh học trong một hệ thống sông ngòi, hoặc ở mức độ vùng, hoặc ở mức độ quốc gia. Trong những trường hợp đó, số lượng các điểm lấy mẫu sẽ nhiều hơn và đòi hỏi phải có những điều tra lặp lại, sử dụng những điểm điều tra bổ sung ở những khoảng thời gian cần thiết, có thể 5 năm một lần như ở Anh, để quan trắc sự thay đổi về chất lượng của các nguồn nước ngọt.

Bất cứ nhằm mục đích nào thì những địa điểm cụ thể được lựa chọn phải là điển hình (đặc trưng) cho toàn bộ. Do đó cần xác định trước tất cả các sinh cảnh chính của những điểm có thể được lấy mẫu. Những nơi thường bị tác động do những ảnh hưởng cục bộ, không tiêu biểu như các cây cầu, các đập nước, các đê nhân tạo hoặc các ảnh hưởng xáo trộn do con người hay động vật lợi qua thì nên tránh.

2.2.2 Mô tả những địa điểm thu mẫu

Khi tiến hành nghiên cứu ở mỗi dòng sông, nếu các số liệu vật lý và hóa học ở mỗi địa điểm lấy mẫu đã có sẵn thì là một điều lý tưởng. Nó cho phép giải thích số liệu sinh học chính xác hơn bằng cách xây dựng một bức tranh về khu hệ sinh vật, về đặc điểm của các địa điểm với những đặc điểm tương tự. Nó cũng cho phép điều chỉnh hệ thống điểm số để phản ánh những điều kiện ở Việt Nam một cách chính xác hơn. Người ta cũng thừa nhận rằng do vấn đề tài chính eo hẹp và do nguồn nhân lực còn hạn chế nên không thể thực hiện được tất cả các nội dung nghiên cứu trong mọi trường hợp. Tuy nhiên, trong các nghiên cứu này cần thiết phải thu được một tập hợp các số liệu cơ bản ở mỗi địa điểm thu mẫu, bao gồm: độ sâu, chiều rộng, vận tốc dòng chảy, những mô tả về thực vật và những đặc điểm trầm tích. Trong nhiều trường hợp có thể phải tiêu tốn chút ít kinh phí để có được những chỉ tiêu lý học và hóa học cơ bản như độ pH, độ dẫn nhiệt, hàm lượng oxy, nhiệt độ nước. Ước tính diện tích các vùng có dạng nền đáy khác nhau (rất cần thiết để cho phép áp dụng quy trình lấy mẫu động vật không xương sống), khoảng thời gian dành cho việc lấy mẫu ở mỗi dạng, nơi sống tương ứng với vùng mà mỗi loại chiếm cứ.

Điều kiện tự nhiên của đáy sông nên được mô tả với 5 loại như bảng 2.1:

Bảng 2.1. Điều kiện tự nhiên của đáy sông với các đặc điểm tương ứng

TT	Loại	Kích thước hạt	Mô tả
1	Bùn/sét	<0,06mm	Cấu trúc mềm và không gây trầy da tay khi chà xát
2	Cát	0,06 - 2mm	Các hạt cát nhỏ, có cảm giác ráp khi xoa bóp giữa các ngón tay
3	Đá cuội/sỏi	2 - 64mm	Từ cát thô đến đá, vào khoảng nửa kích thước của nắm tay
4	Đá cuội/sỏi	>64mm	Kích thước bằng một nửa nắm tay hoặc lớn hơn
5	Nền đá		Phần trồi lên của đá nền

Cần lưu ý rằng, chỉ phân chất liệu bề mặt mới cần được xem xét và phân trăm che phủ của mỗi loại chất liệu mới cần được ước tính. Thông thường không thể ước tính chất lượng một cách rõ ràng và chính xác cho mỗi loại chất liệu vì nền đáy luôn là hỗn hợp của các loại chất liệu khác nhau. Do vậy, việc mô tả có thể như sau: 50% bùn/cát, 50% cát và sỏi với một số sỏi cuội... Tỷ lệ của những thực vật thủy sinh ở đáy sông cũng cần được ghi lại và phân thành các loại như chìm ngập trong nước, nổi trên mặt nước và nửa ngập. Nếu có thể được thì ghi tên những loài thực vật ưu thế.

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

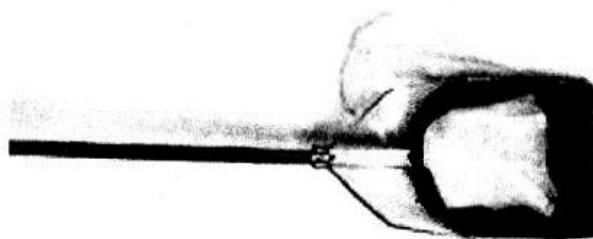
i. Dụng cụ thu mẫu

Các dụng cụ cần thiết để lấy mẫu động vật không xương sống gồm vợt ao (pond net) và gầu Dredge. Cả hai loại đều tuân theo thiết kế chuẩn.

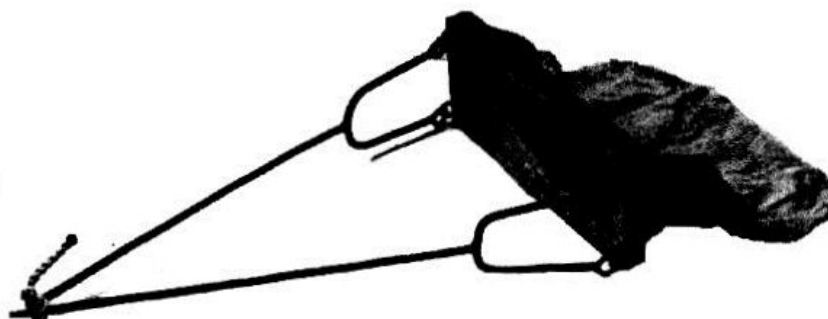
Vợt ao được sử dụng như là một dụng cụ chuẩn ở Anh và được minh họa trong hình 2.1. Vợt gồm một khung hình chữ nhật, cạnh dài từ 20 - 25 cm, cạnh ngắn khoảng 19 - 22 cm đỡ một cái túi lưới với chiều sâu khoảng 50 cm. Loại khác có kích thước túi lưới với chiều sâu là 30 cm. Kích thước mắt lưới thường có đường kính 1 mm. Ở Anh thường sử dụng loại lưới có lỗ hình ô van, kích thước 0,8×1,4 mm. Khung đỡ lưới được nối với một cán dài cỡ 1,5 m.

Gầu Dredge cần cho việc lấy mẫu ở những con sông sâu hơn. Loại thu mẫu tốt nhất ở Anh là gầu Dredge được mô tả bởi Holme và Mc Intyre (1971) và được minh họa trong hình 2.2. Nó gồm một khung chữ nhật bằng kim loại với kích thước 46×19 cm (± 2 cm).

Hình 2.1. Vợt ao



Hình 2.2. Gầu Dredge



ii. Phương pháp lấy mẫu

Việc lấy mẫu động vật không xương sống bao gồm cả lấy mẫu đập nước (Kick - sampling) ở nền sỏi nơi có thể lấy mẫu (Hình 2.3a) và lấy mẫu quét (sweep - sampling) đối với nơi có thực vật thủy sinh (Hình 2.3b). Tại những dòng sông lớn hơn có thể sử dụng lưới vét thay cho lấy mẫu đập nước. Trong tất cả mọi trường hợp, nên tiến hành dò tìm trực tiếp nơi cư trú của sinh vật khi không thể thực hiện lấy mẫu bằng các phương pháp cơ bản trên như thu mẫu ở phía dưới các tảng đá hoặc các khúc gỗ ngập nước bằng cách lật tìm bắt các động vật bám vào các giá thể này (Bảng 2.2).

Bảng 2.2. Tóm tắt tiến trình thu mẫu

<p>Công đoạn 1 - Hướng dẫn quan sát</p> <p>Thu thập động vật từ bề mặt nước</p> <p>(khoảng 1 phút cho công đoạn này và công đoạn 3)</p>		
<p>Công đoạn 2 - Thu mẫu chủ yếu</p> <p>Thu thập theo A, B hoặc C</p>		
<p><i>A. Nơi nông/có thể lội qua</i></p>	<p><i>B. Nước sâu hơn, lấy mẫu bằng cách đập ở tất cả các điểm, nhưng có thể lấy một ít ở những dòng chảy chính bằng vợt ao</i></p>	<p><i>C. Quá sâu, không thể thu thập các dẫn liệu từ dòng chảy chính bằng vợt ao</i></p>
<p>- 3 phút lấy mẫu bằng vợt ao (Pond - net) bằng cách đập và vợt. Dựa vào đặc điểm tự nhiên của nền đáy, dòng chảy, nơi sống của động vật đáy và động vật bơi lội tự do.</p> <p>- Phải thu mẫu ở tất cả các nơi sống trong mối tương quan về thời gian với bề mặt nền đáy tương ứng của chúng.</p>	<p>- 3 phút lấy mẫu bằng vợt ao (Pond - net) bằng cách đập và vợt thu động vật đáy và động vật bơi lội tự do.</p> <p>- Cố gắng thu thập được ở tất cả các nơi sống trong mối tương quan về thời gian với bề mặt nền đáy của chúng, mặc dù ở đây có thể không có khả năng thu thập vật mẫu ở dòng chảy chính.</p>	<p>- Đầu tiên, thu thập động vật đáy: từ 3 đến 5 lần kéo rê gầu dredge qua tất cả nơi sống trên bề mặt đáy thủy vực. Một lần kéo song song với bờ.</p> <p>- Sau đó, dùng vợt ao với thời gian 1 phút thu thập động vật bơi lội tự do và từ thực vật thủy sinh nơi chúng sống.</p>
<p>Công đoạn 3 - Hướng dẫn quan sát</p> <p>Thu thập các cá thể động vật từ các hòn đá ngập trong nước, các khúc gỗ ngập hoặc thực vật thủy sinh.</p> <p>Tổng thời gian cho công việc này là 1 phút chia đôi cho công đoạn 1 và 3.</p>		

Trước khi lấy mẫu bạn nên ước lượng tỷ lệ phần trăm diện tích và vị trí của mỗi sinh cảnh hiện có. Điều này bao gồm các khu vực thuộc các loại nền đáy khác nhau và các loài thực vật bị ngập nước, chưa bị ngập nước, còn nhô lên mặt nước (như đã trình bày ở trên). Sau đó nên sử dụng khoảng thời gian tương ứng để lấy mẫu ở mỗi nơi có động vật cư trú. Các mẫu từ các nơi cư trú khác nhau được giữ riêng biệt. Ở Anh, sau nhiều năm nghiên cứu người ta đã đưa ra khoảng thời gian thu mẫu tại mỗi điểm khảo sát là 3 phút cộng với 1 phút cho thao tác tìm kiếm. Sau đây là một ví dụ về phân bố thời gian lấy mẫu đối với một vị trí giả định (Bảng 2.3).

Bảng 2.3. Loại chất nền và tỷ lệ phần trăm tại vị trí lấy mẫu

TT	Chất nền	Tỷ lệ phần trăm đáy sông, suối được bao phủ	Thời gian thu mẫu tương ứng
1	Cát và sỏi hỗn hợp	50%	1 phút 30 giây
2	Bùn và sét	5%	9 giây
3	Thực vật bị ngập nước	30%	54 giây
4	Thực vật nhô trên mặt nước	15%	27 giây

Như vậy, trong trường hợp này một nửa thời gian (1 phút 30 giây) được sử dụng để lấy mẫu ở nơi cát và sỏi hỗn hợp, 30% (54 giây) được sử dụng để lấy mẫu ở nơi thực vật bị ngập nước và 15% còn lại (27 giây) để lấy mẫu ở nơi thực vật nhô trên mặt nước, còn lại 9 giây để lấy mẫu ở nơi đáy bùn và sét. Tất cả các công việc này có thể thực hiện một cách bình thường bằng cách xúc vớt hoặc bằng cách đập nước. Tiếp theo, còn một phút nên sử dụng để thu động vật từ các nơi cư trú khác có thể bị sót khi kéo lưới hoặc vì không thích hợp khi sử dụng các cách trên (ví dụ như ở dưới những tảng đá lớn) hoặc vì chúng chỉ trú ở một khu vực rất nhỏ.



2.3.a



2.3.b

Hình 2.3. Thao tác lấy mẫu

Phương pháp đã mô tả ở trên cho biết tổng thời gian lấy mẫu sẽ là 4 phút tại mỗi vị trí lấy mẫu, như đã được áp dụng ở Anh. Thời gian này cũng đã được nhóm nghiên cứu Thủy sinh học, Bộ môn Động vật không xương sống, Khoa Sinh học, Trường Đại học Khoa học Tự nhiên, Đại học Quốc gia Hà Nội áp dụng, kiểm nghiệm, so sánh. Kết quả cho thấy rằng thời gian 4 phút cho việc lấy mẫu tại mỗi điểm thu mẫu là phù hợp với điều kiện Việt Nam.

Ở các con sông sâu, người ta không thể sử dụng phương pháp lấy mẫu như đã mô tả ở trên, trừ các khu vực ven bờ, nơi đủ nông để lấy mẫu hoặc ở những nơi mà một số cách lấy mẫu có thể thực hiện được từ bờ. Ở các con sông đó, việc lấy mẫu có thể được bổ sung bằng cách dùng lưới vét hoặc đôi khi phải dùng phương pháp lấy mẫu thích hợp tùy thuộc vào vị trí riêng biệt. Tuy nhiên, một khi phương pháp lấy mẫu nào đó đã được áp dụng tại một vị trí riêng biệt thì phương pháp ấy nên được áp dụng ở tất cả các lần lấy mẫu sau đó, nếu không việc so sánh qua thời gian sẽ không thể thực hiện được và như vậy sẽ không thể xác định được sự thay đổi.

Nên thực hiện từ 3 - 5 lần kéo lưới vét; một lần kéo gần song song với bờ để thu các loài ven bờ. Lưới vét nên được quăng xuống vùng hạ lưu và kéo ngược trở lên. Việc thu mẫu ở nền đáy chắc và thô nên được tiến hành nhiều lần, di chuyển ngắn và mạnh để gây nên sự quấy động mạnh nhất. Ở các bề mặt đáy kém chắc và mịn hơn, việc thu mẫu sẽ được thực hiện nhanh hơn để lưới vét thu một cách có hiệu quả ở lớp trên của nền đáy. Tuy nhiên, nếu việc thu mẫu được tiến hành quá nhanh thì lưới vét sẽ chệch khỏi nền đáy và chỉ thu được một số ít động vật. Cần lưu ý rằng, việc thu mẫu bằng lưới vét nên được bổ sung bằng việc lấy mẫu dùng vợt ao cân dài ở bất kỳ nơi cư trú ven sông nào mà chưa được lấy mẫu đầy đủ khi dùng lưới vét. Các vật mẫu thu bằng lưới vét không cần giữ tách riêng, nhưng khi thu mẫu cả bằng lưới vét và vợt ao thì các mẫu này phải được giữ tách riêng.

Điều quan trọng là đối với mỗi vị trí thu mẫu, phương pháp lấy mẫu được xác định tại thời điểm ban đầu và sau đó không được thay đổi, nếu không việc so sánh giữa các năm sẽ không mang lại kết quả.

Ở Anh, ba lần mỗi năm được lấy mẫu trong các khoảng thời gian từ tháng 3 đến tháng 5, tháng 6 đến tháng 8 và tháng 9 đến tháng 11, ba lần trong năm đã thu được danh sách các loài tương đối đầy đủ. Ở Việt Nam, việc lấy mẫu nên được tiến hành bốn lần mỗi năm: vào tháng 3, tháng 6, tháng 9 và tháng 12. Nếu điều kiện không cho phép thì có thể thu mẫu mỗi năm hai lần đại diện cho hai mùa, mùa khô và mùa mưa.

iii. Xử lý mẫu

Các mẫu nên được cố định trong 10% foocmon (4% formaldehyt) ngay sau khi thu mẫu để ngăn ngừa các loài ăn thịt có trong mẫu khỏi ăn các sinh vật khác. Thuốc cố định làm cứng lớp cutin của côn trùng và giun ít tơ và làm giảm khả năng phân hủy trong quá trình vận chuyển và lưu trữ.

Phải làm công việc này ở ngoài trời, nơi thông thoáng mà không được làm ở bên trong xe ô tô; luôn luôn mang găng tay bảo vệ khi thao tác với foocmon đậm đặc và không nên hút thuốc.

Foocmon được đưa vào lọ mẫu bằng cách đổ từ từ và phải đầy nắp an toàn. Phải giữ lại một ít khí trong lọ mẫu để foocmon được trộn đều. Mẫu phải được giữ trong thuốc định hình, ít nhất là qua đêm để cho toàn bộ mẫu được thấm thuốc định hình. Tiếp sau đó, mẫu phải được giữ lại trong foocmon cho đến khi chúng

được phân loại; có thể rửa toàn bộ thuốc định hình và lưu trữ mẫu trong cồn 70% (cồn metylic công nghiệp). Cần thực hiện việc này ở trong một tủ hút hoặc ở khu vực thông thoáng và tránh hít thở phải hơi bốc lên. Tốt nhất là thêm cồn 90% vào để đạt độ ngập cao gấp hai lần mẫu để pha loãng bớt nước trong mẫu.

iv. Lựa chọn, định loại và đếm vật mẫu

Mẫu phải được rửa kỹ bằng nước trước khi phân loại. Tất cả các động vật giữ lại được sau khi lọc bằng lưới lọc có kích thước lỗ 500µm được xem như là phần của mẫu và nên được xác định đến họ, dùng khóa phân loại đã được công bố do các chuyên gia phân loại học về động vật không xương sống ở nước biên soạn.

Kết quả phân tích về thành phần động vật không xương sống được ghi chép vào phiếu điều tra. Nhớ là đồng thời với việc phân loại cần phải đếm số lượng cá thể của từng họ theo các mức độ dưới đây để có những nhận xét về mức độ phong phú của từng họ.

Việc ước lượng sự phong phú tương đối cho mỗi họ là rất cần thiết. Điều này sẽ cho phép xác định được những thay đổi chi tiết hơn mang tính định lượng trong cấu trúc của quần xã. Thực hiện công việc trên bằng cách dùng bảng độ phong phú từ một đến sáu loại như ở bảng 2.4.

Bảng 2.4. Xác định độ phong phú tương đối của động vật

STT	Mật độ gặp (cá thể)		Tên gọi	
	ở Anh	ở Việt Nam	Tiếng Anh	Tiếng Việt
1	Từ 1 – 2	Từ 1 - 2	Present (P)	Có mặt
2	Từ 3 - 10	Từ 3 - 10	Few (F)	Một vài
3	Từ 11 - 100	Từ 11 - 49	Common (C)	Phổ biến
4	Từ 101 - 1000	Từ 50 - 99	Abundant (A)	Nhiều
5	Từ 1001 - 10000	Từ 100 - 499	Very Abundant (VA)	Rất nhiều
6	Từ 10001 - 100000	> 500	Over Abundant (OA)	Quá nhiều

v. Phân tích số liệu

Điểm BMWP được tính toán bằng cách sử dụng những số điểm phân bố như trong bảng 2:5. Nó được dựa trên hệ thống tính điểm đã và đang được sử dụng nhiều năm ở Anh, nhưng đã sửa đổi, được bổ sung thêm một số họ có mặt ở Đông Nam Á, nhưng không có ở Anh và cũng đã tính đến sự khác biệt về tính chống chịu của một số họ giữa hai vùng. Những thay đổi này một phần dựa vào kết quả nghiên cứu của Mustow (1998) và những người khác ở Thái Lan; nhưng quan trọng hơn là dựa vào kết quả nghiên cứu về mối liên quan giữa các khu hệ động vật không xương sống với chất lượng nước ở Việt Nam và sẽ được mô tả, phân tích trong phần III của tài liệu này.

Bảng 2.5. Hệ thống điểm số BMWP đã sửa đổi để sử dụng ở Việt Nam (BMWP^{VIET})

	Các họ	Điểm số
Mayflies - Phù du	Heptageniidae, Leptophlebiidae, Ephemerellidae, Potamanthidae, Ephemeridae, Oligoneuridae	10
Stoneflies - Cánh úp	Leuctridae, Perlidae, Perlodidae	
Bugs - Cánh nửa	Aphelocheiridae	
Odonata - Chuồn chuồn	Amphipterygidae	
Caddis flies - Bướm đá	Phryganeidae, Molannidae, Odontoceridae/Brachycentridae, Leptoceridae, Goeridae, Lepidostomatidae	
Crabs - Cua	Potamidae	8
Caddis flies - Bướm đá	Psychomyiidae, Philopotamidae	
Mayflies - Phù du	Caenidae	7
Stoneflies - Cánh úp	Nemouridae	
Caddis flies - Bướm đá	Rhyacophilidae, Polycentropodidae, Limnephilidae	
Snails - Ốc	Neritidae, Ancyliidae	6
Caddis flies - Bướm đá	Hydroptilidae	
Dragonflies - Chuồn chuồn	Lestidae, Calopterygidae, Gomphidae, Cordulegastridae, Aeshnidae, Platycnemidae, Chlorocyphidae, Macromidae	
Bugs - Cánh nửa	Veliidae, Mesoveliidae, Hydrometridae, Gerridae, Nepidae, Naucoridae, Notonectidae, Belostomatidae, Hebridae, Pleidae, Corixidae	5
Beetles - Cánh cứng	Haliplidae, Dytiscidae, Gyrinidae, Hydraenidae, Hydrophilidae, Hygrobiidae, Helodidae, Dryopidae, Elminthidae, Chrysomelidae, Curculionidae, Psephenidae, Ptilodactylidae	
Caddis flies - Bướm đá	Hydropsychidae	
Dipteran flies - Hai cánh	Tipulidae, Simuliidae	
Mollusca - Thân mềm	Mytilidae	
Triclad - Sán tiêm mao	Planariidae (Dugesiidae)	
Mayflies - Phù du	Baetidae/Siphonuridae	4
Megaloptera - Cánh rộng	Sialidae, Corydalidae	
Dragonflies - Chuồn chuồn	Coenagrionidae, Corduliidae, Libellulidae	
Mollusca - Thân mềm	Pilidae, Viviparidae, Unionidae, Amblemidae	
Leeches - Đỉa	Piscicolidae	
True flies - Hai cánh	Ephydriidae, Stratiomyidae, Blepharoceridae	3
Snails, bivalves - Ốc, Vỏ hai mảnh (trai, hến)	Bithyniidae, Lymnaeidae, Planorbidae, Thiaridae, Littorinidae, Corbiculidae, Pisidiidae	
Leeches - Đỉa	Glossiphoniidae, Hirudidae, Erpobdellidae	
Crabs - Cua, Prawns - Tôm	Parathelphusidae, Atyidae, Palaemonidae	
Dragonflies - Chuồn chuồn	Protoneuridae	
Midges - Muỗi lác (Hai cánh)	Chironomidae	2
Worms - Giun ít tơ	Oligochaeta (Tất cả lớp)	1

Điểm tổng số được tính bằng cách cộng tất cả điểm của các họ lại với nhau. Một số tác giả như Pinder và Farr (1987), Thorne và Williams (1998) còn đề nghị sử dụng điểm số trung bình trên một đơn vị phân loại (ASPT). ASPT được tính bằng cách chia tổng số điểm cho số đơn vị phân loại có trong mẫu đã được tính điểm. Như vậy, nếu tổng số điểm là 144 và số đơn vị phân loại đã được tính điểm là 20 họ, điểm số ASPT sẽ là 7,2.

Với kết quả tính điểm theo BMWP và ASPT chúng ta có thể đánh giá mức độ ô nhiễm môi trường nước tại mỗi điểm nghiên cứu hay so sánh mức độ ô nhiễm giữa các địa điểm với nhau dựa vào bảng 2.6.

Bảng 2.6. Mối liên quan giữa chỉ số sinh học (ASPT) và mức độ ô nhiễm

Chỉ số sinh học (ASPT)	Mức độ ô nhiễm
Điểm 0	Nước cực kỳ bẩn (không có ĐVKXS cỡ lớn)
Điểm 1-2.9	Nước rất bẩn (Polysaprobe)
Điểm 3-4.9	Nước bẩn vừa (α - Mesosaprobe) hay khá bẩn
Điểm 5-5.9	Nước bẩn vừa (β - Mesosaprobe)
Điểm 6-7.9	Nước bẩn ít (Oligosaprobe), hay tương đối sạch
Điểm 8-10	Nước sạch

Nguồn: - Environment Agency, UK, 1997;
 - Richard Orton, Anne Bebbington và John Bebbington, 1995.

Những nghiên cứu trên đã chứng tỏ tính ưu việt, khả năng ứng dụng thực tiễn của hệ thống điểm số BMWP và ASPT, được xem như là một vật chỉ thị cho những khu vực bị ô nhiễm nghiêm trọng, đáp ứng nhanh đối với những địa điểm bị tác động ít nghiêm trọng hơn. 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 thuốc trừ sâu hoặc chất thải công nghiệp hoặc từ sự suy thoái về vật lý của nơi sống (ví dụ sự thay đổi dòng chảy). Điều này được minh họa trong bảng 2.7, người ta dùng nó làm cơ sở để giải thích các số liệu giám sát.

Ở Anh, các dẫn liệu thu được ở một địa điểm cụ thể sẽ được so sánh với các giá trị có thể xảy ra ở một địa điểm không ô nhiễm về các thuộc tính lý, hóa học tương tự nhau bằng cách sử dụng mô hình dự báo RIVPACS (xem phần I của tài liệu này). Mô hình này hiện nay không có ở Việt Nam, do vậy việc giải thích số liệu hiện tại chắc chắn còn mang tính chủ quan. Tuy nhiên, khi sự giám sát sinh học được sử dụng rộng rãi hơn và do vậy cơ sở dữ liệu đầy đủ hơn, khi có khả năng mở rộng nghiên cứu hơn thì chắc chắn kết quả nghiên cứu sẽ cho phép giải thích một cách khách quan hơn.

Bảng 2.7. Giải thích nguyên nhân gây chất lượng thấp của nước theo điểm ASPT và số lượng các đơn vị phân loại.
 "Độc hại" cũng có thể xảy ra do khả năng suy thoái vật lý ở nơi sống như là các yếu tố khả dĩ.
 (Trong dấu ngoặc chỉ cho biết có thể xảy ra nhưng nhỏ hơn giống như nguyên nhân thêm vào)

ASPT	Cao	Trung bình	Thấp
Số đơn vị phân loại			
Cao	Chất lượng tốt	Ô nhiễm hữu cơ	Ô nhiễm hữu cơ
Trung bình	Nhiễm độc	Ô nhiễm hữu cơ (+ nhiễm độc?)	Ô nhiễm hữu cơ (+ nhiễm độc?)
Thấp	Nhiễm độc	Ô nhiễm hữu cơ (+ nhiễm độc?)	Ô nhiễm hữu cơ và / hoặc nhiễm độc