

NGHIÊN CỨU SỬ DỤNG CÔNG CỤ HỌC ĐÁNH GIÁ NGUY CƠ CỦA NƯỚC THẢI CÔNG NGHIỆP ĐỐI VỚI HỆ SINH THÁI LƯU VỰC SÔNG SÀI GÒN – ĐỒNG NAI

Đỗ Hồng Lan Chi

Viện Môi trường và Tài nguyên, Đại học Quốc gia Tp.HCM

(Bài nhận ngày 06 tháng 07 năm 2005, hoàn chỉnh sửa chữa ngày 8 tháng 2 năm 2006)

TÓM TẮT : Hệ thống sông Sài Gòn – Đồng Nai đóng vai trò vô cùng quan trọng trong sự phát triển kinh tế – xã hội của các tỉnh, thành phố nằm trên lưu vực; đồng thời tiếp nhận các loại thải đô thị, công nghiệp và nông nghiệp. Sự đánh giá các nguy cơ độc học đối với hệ sinh thái bắt đầu trở thành một vấn đề rất quan trọng ở Việt Nam và việc đặt ra một hệ thống thử nghiệm sinh học thích hợp với các điều kiện của nước ta trong đó sử dụng một đại diện của sinh vật vi giáp xác sống trong hệ sinh thái đang xét là rất cần thiết. Nghiên cứu này nhằm phát triển và kiểm chứng các thử nghiệm độc học sinh thái với một loại sinh vật địa phương nhằm phục vụ đánh giá nguy cơ đối với hệ sinh thái từ các nguồn ô nhiễm khác nhau.

Vi giáp xác *Ceriodaphnia cornuta* (Cladocera) được phân lập từ sông Sài Gòn. Kết quả nghiên cứu đã xây dựng được một qui trình nuôi cấy *C. cornuta* thỏa mãn các điều kiện phát triển lâu dài, đồng thời các chỉ tiêu về kiểm tra chất lượng nuôi cấy cũng được xác lập.

Các thí nghiệm độc học cấp tính với *C. cornuta* được tiến hành trên các mẫu môi trường khác nhau như bùn lắng, nước và đất từ ruộng lúa vừa được phun thuốc bảo vệ thực vật, nước thải đô thị và công nghiệp. Độc tính khá cao được tìm thấy từ một số mẫu môi trường. Phân tích các các hệ số tương quan giữa kết quả phân tích độc học và phân tích hóa học - kết quả phân tích ô nhiễm đại lượng (phân tích lý hóa) và ô nhiễm vi lượng (hóa phân tích) đã được thực hiện. Nói chung, các trả lời về độc tính của mẫu xét nghiệm của *C. cornuta* tương quan tốt với *D. magna*, nhưng trong đa số các trường hợp thì *C. cornuta* nhạy cảm hơn *D. magna*. Nói chung có sự tương quan cao giữa chất ô nhiễm hữu cơ và kim loại với sự trả lời từ các thí nghiệm độc học.

Kết quả nghiên cứu cho thấy bộ sinh vật thử nghiệm *D. magna*, *C. cornuta*, *V. fischeri* rất thích hợp như một công cụ đánh giá nguy cơ độc học đối với hệ sinh thái như lưu vực Sài Gòn – Đồng Nai nhằm phục vụ mục đích lâu dài quản lý tổng hợp nguồn nước.

1. GIỚI THIỆU

Hệ thống sông Sài Gòn – Đồng Nai đóng vai trò quan trọng trong phát triển kinh tế – xã hội và trong quá trình công nghiệp hóa – đô thị hóa nhiều tỉnh, thành phố trên lưu vực sông.

Hiện trạng ô nhiễm đã và đang được quan trắc với những thông số thông dụng về lý hóa nhưng vẫn chưa quan tâm nhiều đến ô nhiễm sinh học và nhất là độc học sinh thái liên quan đến kim loại nặng và thuốc bảo vệ thực vật.

Việc quản lý chất lượng nguồn nước thông qua đánh giá nhận xét về độc học sinh thái là vấn đề có ý nghĩa quan trọng về mặt khoa học và thực tế nhưng còn chưa được quan tâm nghiên cứu đề xuất trong điều kiện nước ta. Nguyên nhân có thể là do chúng ta chưa nhận thức hết vai trò quan trọng của độc học sinh thái trong đánh giá và dự báo tác động của các chất nguy hại đối với môi trường nước, có thể do vấn đề còn mới mẻ hoặc còn do chưa đủ điều kiện thiết bị máy móc chuyên dụng, kể cả về kiến thức chuyên môn.

Trong nghiên cứu này, trên cơ sở triển khai các nghiên cứu thực nghiệm và kiểm chứng các thử nghiệm độc học sinh thái (ecotoxicology) hệ thống sông Sài Gòn – Đồng Nai khu vực thành phố Hồ Chí Minh, nhóm nghiên cứu sẽ (1) xây dựng và đề xuất các chỉ tiêu độc học

sinh thái thích hợp với chương trình quan trắc phân tích sinh học (biomonitoring) phục vụ công tác quản lý thống nhất và tổng hợp chất lượng nước hệ thống Sài Gòn – Đồng Nai và (2) trình bày nghiên cứu trường hợp cụ thể giám sát các chỉ tiêu ô nhiễm môi trường với các mẫu được lấy từ các loại mẫu khác nhau nằm trên lưu vực Sài Gòn – Đồng Nai, các thí nghiệm liên quan các thí nghiệm độc học được kiểm chứng bằng các phân tích lý hóa, ô nhiễm vi lượng cũng như kim loại nặng.

2. VẬT LIỆU VÀ PHƯƠNG PHÁP

2.1 Lấy mẫu

2.1.1.Mẫu bùn lắng

Năm mẫu bùn lắng được lấy từ sông Sài Gòn – Đồng Nai. Tại mỗi vị trí, hai mẫu được lấy ở hai bờ và một mẫu giữa dòng (3 mẫu) bằng gàu Eckmann. Mẫu được đựng trong túi plastic để vận chuyển, khi về đến phòng thí nghiệm 3 mẫu được trộn lẫn với nhau từ 3 lượng bằng nhau, sấy khô bằng nhiệt độ phòng và rây qua kích thước lỗ 1 mm để có mẫu đồng nhất.

2.1.2.Mẫu nước ruộng lúa

Mẫu nước ruộng lúa được lấy vào chai plastic 2 L, trong khi vận chuyển mẫu được giữ lạnh và khi về đến phòng thí nghiệm thì bảo quản ở nhiệt độ 4 °C, phân tích sau đó trong vòng 1 tuần.

2.1.3.Mẫu đất ruộng lúa

Tương ứng với địa điểm lấy nước ruộng lúa, các mẫu đất được lấy ở 5 cm lớp mặt, đựng vào chai sạch, khi vận chuyển mẫu được giữ lạnh (trong tối, 1 đến 7°C), khi về phòng thí nghiệm mẫu được rây qua kích thước 1 mm sau khi được làm đồng nhất (loại bỏ đá, các sinh vật lớn), bảo quản trong tủ lạnh và phân tích trong vòng 2 tuần.

2.1.4.Mẫu nước thải

Nước thải được lấy lúc triều thấp tại các điểm xả mà sau đó sẽ ra sông Sài Gòn – Đồng Nai. Mẫu được chứa trong các chai plastic 2 L, khi vận chuyển mẫu được giữ lạnh, khi về phòng thí nghiệm mẫu được bảo quản trong tủ lạnh và phân tích trong vòng 2 tuần.

2.2 Thí nghiệm Độc học

2.2.1.Chiết rút hữu cơ

Khoảng 20 g bùn lắng khô được chiết rút với 150 ml dichloromethan (DCM) bằng cách khuấy trộn trong vòng 6 h với máy lắc vòng tròn tốc độ 200 – 300 rpm. Sau khi để lắng, phần nổi được lọc trên Na₂SO₄ khan. Phần DCM được làm bay hơi với thiết bị Rotavapor (30 °C, 150 Torr/mmHg) đến thể tích 1 ml. Bổ sung 3 ml dimethyl sulfoxide (DMSO), và phần DCM còn lại được làm bay hơi ở 50°C, 550 Torr/mmHg).

2.2.2.Chiết rút nước

Bùn lắng khô được chiết rút bằng nước cất hai lần bằng cách trộn bùn lắng và nước với tỉ lệ 1:4 (w/v) trong một ống ly tâm. Sau khi khuấy trộn trong vòng 2 h bằng máy lắc vòng tròn tốc độ 200 – 300 rpm, các mẫu được ly tâm ở tốc độ 2000 rpm trong vòng 10 phút. Phần nổi được dùng cho thí nghiệm độc học sinh thái.

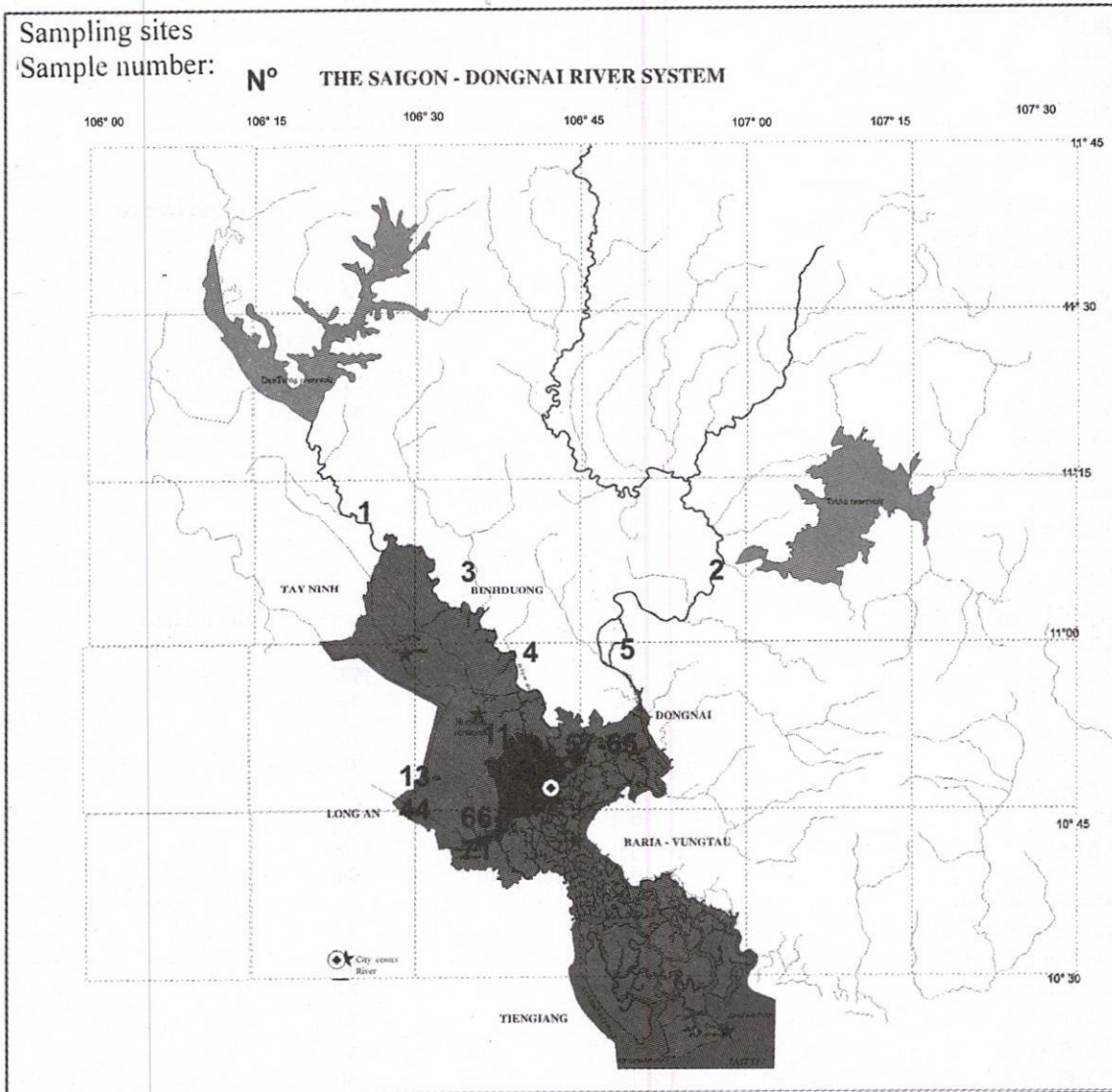
2.3.Thí nghiệm sinh học

2.3.1.Vibrio fischeri

Độc tính của các chiết rút của bùn lắng được đánh giá bằng vi khuẩn sống ở biển có tên là *Vibrio fischeri* (chế phẩm vi khuẩn đông khô của Azur Environmental, USA) với thiết bị Microtox® Analyser 500 (ISO, 1998). Nồng độ gây ức chế 50% độ phát quang của vi khuẩn (EC50) được xác định sau 5, 15 và 30 phút. Nồng độ DMSO tối đa sử dụng trong thí nghiệm là 2 % (Đỗ Hồng et al., 2000).

2.3.2.Daphnia magna và Ceriodaphnia cornuta

Daphnia magna hay con bọ nước là một loài vi giáp xác thông thường được tìm thấy trong nước ngọt. Nuôi cấy *Daphnia magna* Straus dòng 1829 được duy trì trong môi trường M4 (Elendt, 1990). *C. cornuta* được duy trì trên môi trường M4*. Thí nghiệm được thực hiện tuân theo phương pháp của OECD 202 (OECD, 1984) và sự bất hoạt của *Daphnia magna* được đọc sau 24h và 48h. Môi trường ISO (ISO, 1989) được dùng trong thí nghiệm (để pha loãng mẫu và để đối chứng). Nồng độ DMSO tối đa dùng trong thí nghiệm khoảng 0,1 % (Đỗ Hồng et al., 2000). Các vị trí lấy mẫu của các loại mẫu khác nhau được trình bày trong hình 1, bảng 1 như sau.



Hình 1 Các vị trí lấy mẫu trên sông Sài Gòn – Đồng Nai

1 – 5: bùn lắng, 11-44: nước và đất ruộng lúa, 57-65: nước thải công nghiệp, 66-71: nước thải sinh hoạt

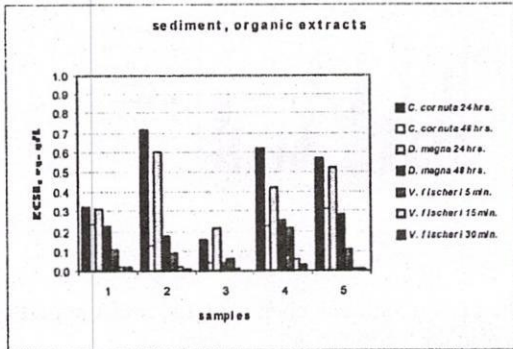
Bảng 1 Mô tả và đánh số các mẫu môi trường

| Vị trí | Đánh số | Xử lý mẫu | Đánh số | Xử lý mẫu |
|-----------------------------------|---------|------------------|---------|------------------|
| <i>1.1.1.1.1.1 Bùn lắng</i> | | | | |
| Đồng Sỏi, sông Sài Gòn | 1 | Chiết rút hữu cơ | 6 | Chiết rút nước |
| Trị An, sông Đồng Nai | 2 | | 7 | |
| Thủ Dầu Một | 3 | | 8 | |
| Cầu Ong Cộ | 4 | | 9 | |
| Cầu Hóa An | 5 | | 10 | |
| <i>1.1.1.1.1.2 Nước ruộng lúa</i> | | | | |
| Cầu Hóa An | 11 | | 22 | Chiết rút hữu cơ |
| Kênh tưới cầu Hóa An | 12 | | 23 | |
| Long Phước | 13 | | 24 | |
| Ô ruộng 1 | 14 | | 25 | |
| Ô ruộng 2 | 15 | | 26 | |
| Ô ruộng 3 | 16 | | 27 | |
| Ô ruộng 4 | 17 | | 28 | |
| Ô ruộng 5 | 18 | | 29 | |
| Ô ruộng 6 | 19 | | 30 | |
| Ô ruộng 7 | 20 | | 31 | |
| Ô ruộng 8 | 21 | | 32 | |
| <i>1.1.1.1.1.3 Đất</i> | | | | |
| Bình Mỹ – Cù Chi | 33 | Chiết rút nước | 45 | Chiết rút hữu cơ |
| Ruộng lúa Long Phước A | 34 | | 46 | |
| Ruộng lúa Long Phước B | 35 | | 47 | |
| Ruộng lúa Long Phước C | 36 | | 48 | |
| Đất ô ruộng 1 | 37 | | 49 | |
| Đất ô ruộng 2 | 38 | | 50 | |
| Đất ô ruộng 3 | 39 | | 51 | |
| Đất ô ruộng 4 | 40 | | 51 | |
| Đất ô ruộng 5 | 41 | | 53 | |
| Đất ô ruộng 6 | 42 | | 54 | |
| Đất ô ruộng 7 | 43 | | 55 | |
| Đất ô ruộng 8 | 44 | | 56 | |
| <i>1.1.1.1.1.4 Nước thải</i> | | | | |
| Nước thải Công nghiệp | | | | Chiết rút hữu cơ |
| Sóng Thần 1 | 57 | | 72 | |
| Sóng Thần 2 | 58 | | 73 | |
| Sóng Thần 3 | 59 | | 74 | |
| Linh Trung 1 | 60 | | 75 | |
| Linh Trung 2 | 61 | | 76 | |
| Linh Trung 3 | 62 | | 77 | |
| Linh Xuân 1 | 63 | | 78 | |
| Linh Xuân 2 | 64 | | 79 | |
| Linh Xuân 3 | 65 | | 80 | |
| Nước thải sinh hoạt | | | | |
| Tham Lương 1 | 66 | | 81 | |
| Tham Lương 2 | 67 | | 82 | |
| Tham Lương 3 | 68 | | 83 | |
| Phan Văn Trị 1 | 69 | | 84 | |
| Phan Văn Trị 2 | 70 | | 85 | |
| Phan Văn Trị 3 | 71 | | 86 | |

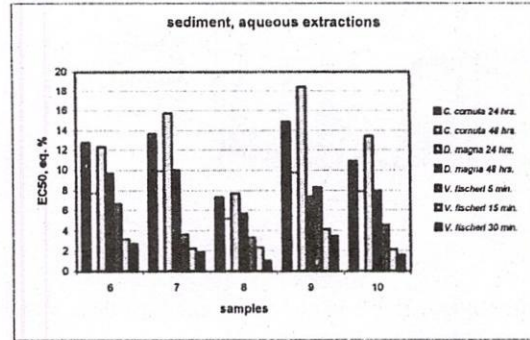
3. KẾT QUẢ VÀ THẢO LUẬN

3.1 Kết quả thí nghiệm độc học

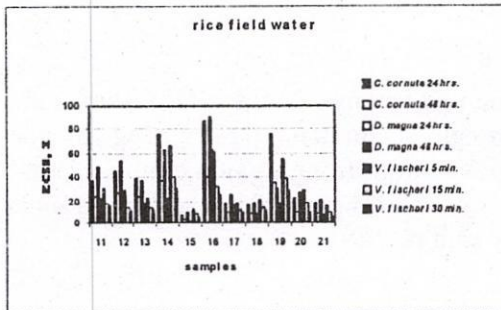
Kết quả thí nghiệm cho thấy đáp ứng của sinh vật thí nghiệm tương quan tốt với các ô nhiễm vi lượng như thuốc bảo vệ thực vật và kim loại nặng. Điều này cũng có nghĩa có thể các loại ô nhiễm vi lượng chịu trách nhiệm đối với các độc tính quan sát được. Ngược lại, đáp ứng của sinh vật thí nghiệm tương quan tốt với pH và tổng nitrogen. Trường hợp các thí nghiệm độc học tiến hành trực tiếp trên mẫu nước hoặc chiết rút nước, sự tương quan giữa pH và độc tính cho kết quả tương đồng với các nghiên cứu tương tự và đã được nghiên cứu nhiều. Các nghiên cứu tiếp theo cần xem xét ảnh hưởng pH sau khi điều chỉnh pH đến ngưỡng tối ưu và không điều chỉnh, như thế sẽ cho phép biết được ảnh hưởng của pH hoặc độc tính là do yếu tố khác pH. Tuy nhiên với các mẫu chiết rút quan sát được độc tính cao, có thể giả thiết hiệu quả chiết rút cao hơn ở pH thấp, dẫn đến kết quả độc tính cao. Sự tương quan cao giữa *C. cornuta* và *D. magna* cho thấy *C. cornuta* có thể thay thế được *D. magna* trong một “bộ công cụ” (battery) của thí nghiệm độc học cho hệ thống Sài Gòn – Đồng Nai.



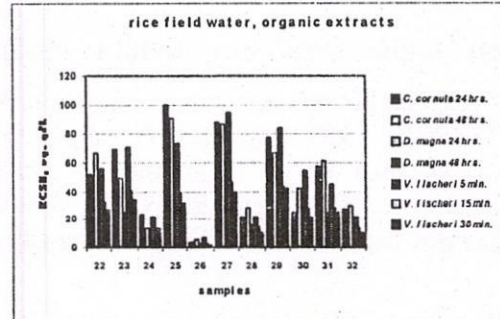
Hình 2 Độc tính của chiết rút hữu cơ của bùn lắng đối với sinh vật thí nghiệm



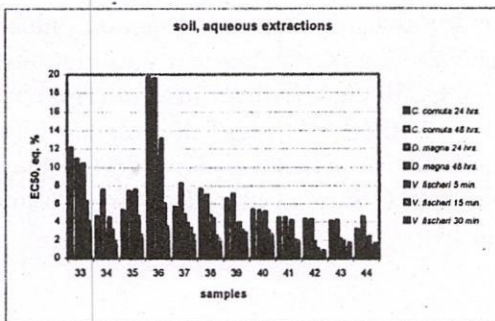
Hình 3 Độc tính của chiết rút nước của bùn lắng đối với sinh vật thí nghiệm



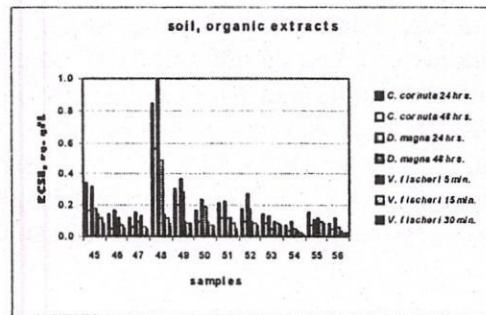
Hình 4 Độc tính của các mẫu nước ruộng đối với sinh vật thí nghiệm



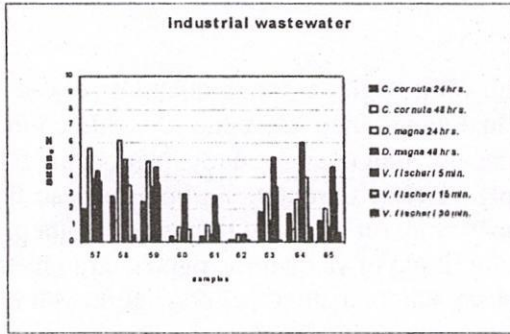
Hình 5 Độc tính của chiết rút hữu cơ của nước ruộng đối với sinh vật thí nghiệm



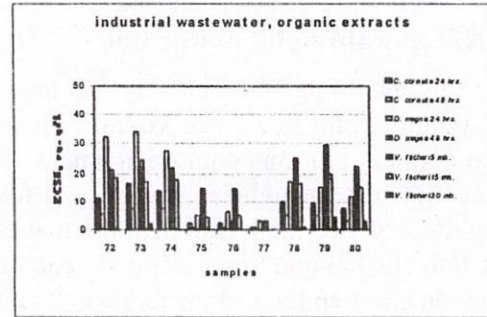
Hình 6 Độc tính của chiết rút nước của đất ruộng đối với sinh vật thí nghiệm



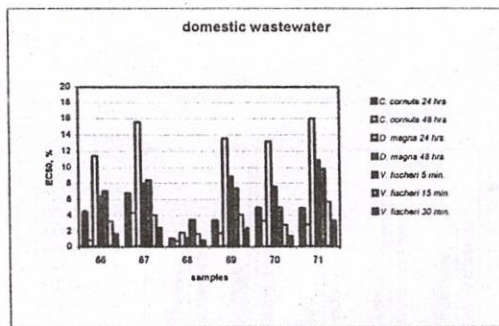
Hình 7 Độc tính của chiết rút hữu cơ của đất ruộng đối với sinh vật thí nghiệm



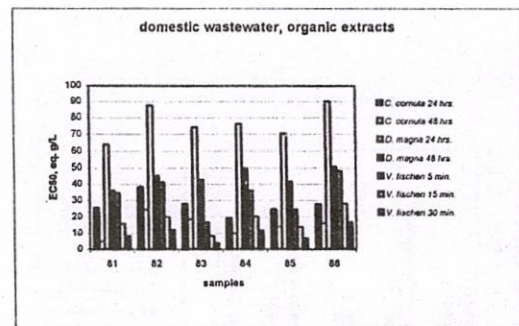
Hình 8 Độ tính của nước thải công nghiệp đối với sinh vật thí nghiệm



Hình 9 Độ tính của chiết rút hữu cơ của nước thải công nghiệp đối với sinh vật thí nghiệm



Hình 10 Độ tính của nước thải sinh hoạt đối với sinh vật thí nghiệm



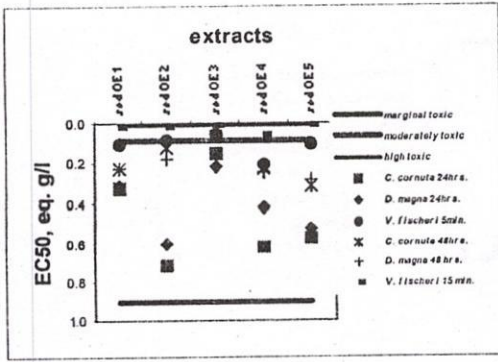
Hình 11 Độ tính của chiết rút hữu cơ của nước thải sinh hoạt đối với sinh vật thí nghiệm

3.2 Đánh giá rủi ro/nguy cơ đối với môi trường

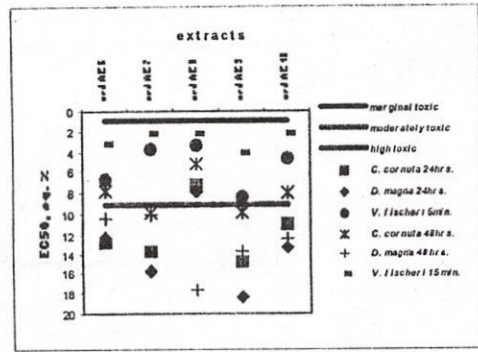
Kế thừa kết quả nghiên cứu của các nhà độc học môi trường trên thế giới (Fisher et al., 1998, Persoone, 1999, Bombardier et al., 1999), nhóm nghiên cứu đánh giá khả năng gây độc (potential hazard) đối với hệ sinh thái của các mẫu môi trường trong nghiên cứu này làm 4 mức độ như sau: Có khả năng gây độc cấp tính nhẹ, Có khả năng gây độc cấp tính, Có khả năng gây độc cấp tính cao và Có khả năng gây độc cấp tính rất cao.

3.3.Đánh giá độc tính của bùn lắng sông Sài Gòn – Đồng Nai

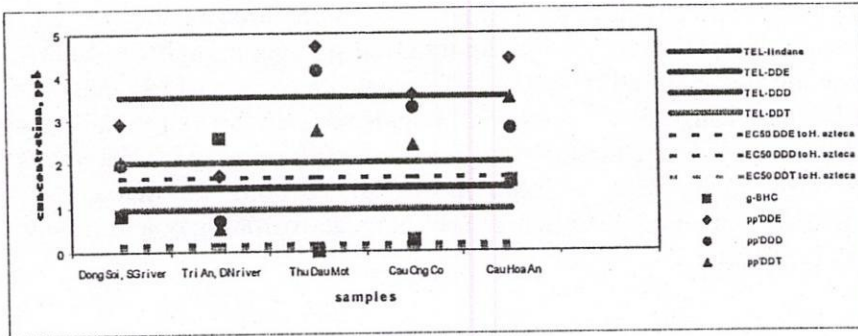
Hầu hết các mẫu thu được đều có khả năng gây độc cấp tính đối với sinh vật thí nghiệm (Hình 12). Hoạt động nông nghiệp truyền thống và gần đây là sự công nghiệp hóa khá nhanh tại các điểm lấy mẫu có thể đóng góp vào các độc tính này. Nhóm nghiên cứu nhận thấy hầu hết các mẫu có nồng độ DDT và các chất chuyển hóa của chúng đều vượt ngưỡng TEL của chất lượng bùn lắng (Smith, 1996) (Hình 13). EC50 cho *Hyalella azteca*, (Hoke et al., 1994), là 0.07 (0.06-0.28), 1.66 (1.55-1.78), and 0.19 (0.16-0.41) µg/l đối với lần lượt p,p'-DDT, DDE và DDD. Một số kim loại như đồng, kẽm, và nickel với nồng độ tìm thấy trong bùn lắng vượt quá tiêu chuẩn bùn lắng theo Ingersoll, (1996) và như vậy chúng có thể góp phần gây ra độc tính cho sinh vật thí nghiệm (Hình 14).



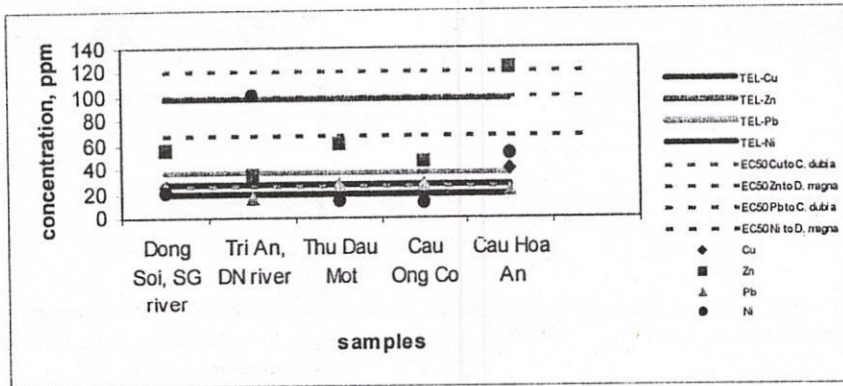
Hình 12 a Xếp loại độc tính các chiết rút hữu cơ của bùn lắng (sed: bùn lắng, OE: chiết rút hữu cơ)



Hình 12 b Xếp loại độc tính các chiết rút nước của bùn lắng (sed: bùn lắng, AE: chiết rút nước)



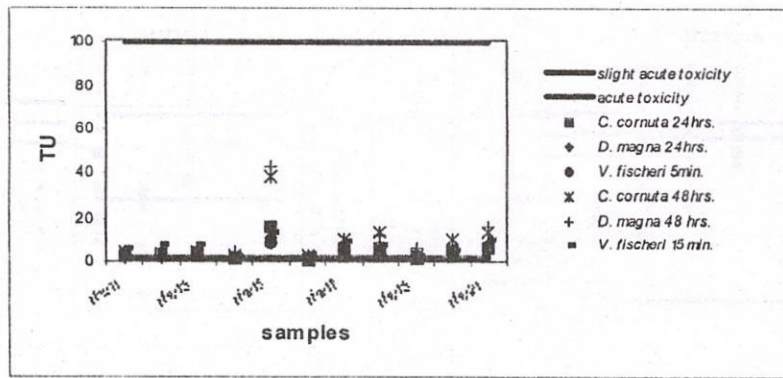
Hình 13 Organochlorines trong bùn lắng và so sánh với những ảnh hưởng đối với sinh vật (TEL: threshold effect level)



Hình 14 Kim loại trong bùn lắng và so sánh với những ảnh hưởng đối với sinh vật (TEL: threshold effect level)

3.4. Đánh giá độc tính của nước ruộng

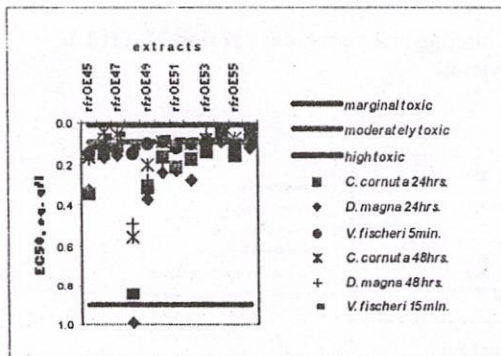
Các đánh giá về khả năng gây độc của các mẫu nước ruộng được trình bày trong hình 15. Hầu hết các mẫu nước ruộng cho kết quả độc cấp tính nhẹ. Mẫu 15 chứa 1263 ppb của organophosphorous diazinon, đây là nồng độ vượt quá EC50 của sinh vật thí nghiệm, thêm vào đó 8.45 ppb của organochlorine lindane. Những kết quả này cho thấy vấn đề áp dụng thuốc bảo vệ thực vật có thể gây nguy cơ cho hệ sinh thái. Kết quả này được xác nhận thêm một lần nữa ở kết quả độc tính trên các mẫu chiết rút hữu cơ.



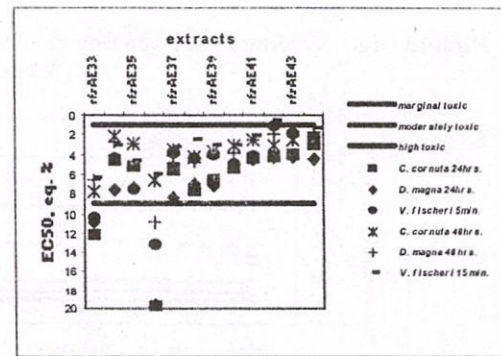
Hình 15 Xếp loại độc tính của các mẫu nước ruộng (rfw: nước ruộng)

3.5.Đánh giá độc tính của các mẫu đất ruộng

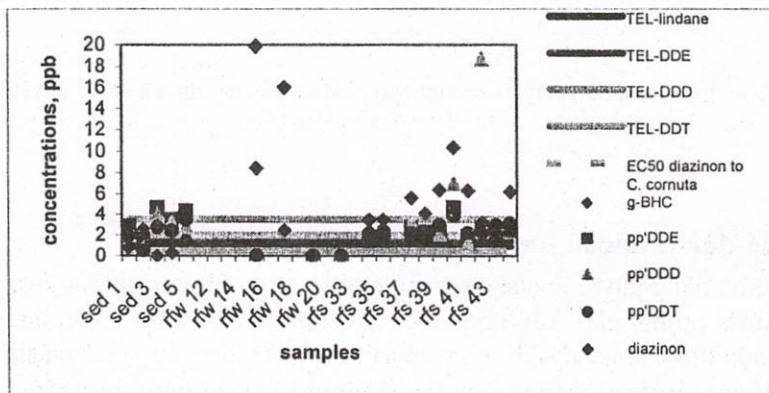
Các đánh giá về khả năng gây độc của các mẫu nước ruộng được trình bày trong hình 16. Hầu hết các mẫu nước ruộng cho kết quả độc cấp tính trên sinh vật thí nghiệm. Mẫu 42, 43, 44, 54 và 56 chứa một lượng xác định lindane và DDT mà tất cả các giá trị này đều vượt quá các giá trị nồng độ gây ảnh hưởng đối với sinh vật thí nghiệm và có thể giải thích khả năng gây độc cao đối với hệ sinh thái. Trong những năm gần đây vấn đề sử dụng bừa bãi thuốc bảo vệ thực vật đã được nhắc nhiều. Một cái nhìn tổng quát về nồng độ thuốc bảo vệ thực vật organochlorine trong các mẫu phân tích so sánh với các ngưỡng gây ảnh hưởng cho sinh vật được trình bày trong hình 17.



Hình 16 a Xếp loại độc tính của các chiết rút hữu cơ mẫu đất ruộng (rfs: đất ruộng, OE: chiết rút hữu cơ)



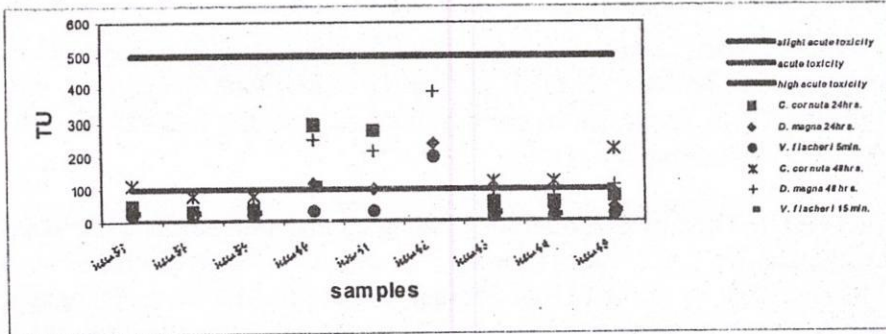
Hình 16 b Xếp loại độc tính của các chiết nước mẫu đất ruộng (rfs: đất ruộng, AE: chiết rút nước)



Hình 17 Organochlorines và organophosphorous trong bùn lắng, nước và đất ruộng, so sánh với các nồng độ ngưỡng và nồng độ gây ảnh hưởng TEL: threshold effect level, sed: bùn lắng, rfw: nước ruộng, rfs: đất ruộng

3.6.Đánh giá độc tính nước thải công nghiệp

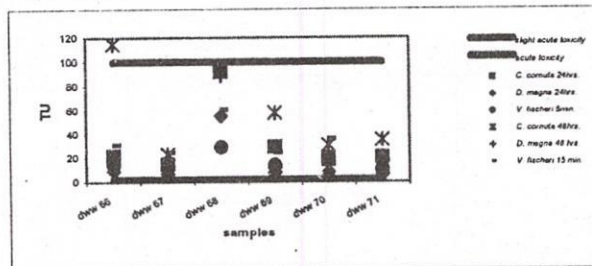
Sự đánh giá khả năng gây độc của nước thải công nghiệp của các mẫu phân tích được trình bày trong hình 4.18. Hầu hết các mẫu đều cho kết quả độc cấp tính, thậm chí cao và rất cao trong một số trường hợp. Điều này có thể chỉ ra rằng các hệ thống xử lý nước thải vận hành kém hiệu quả. Hơn nữa, kết quả phân tích cũng cho nồng độ kim loại nặng vượt xa nồng độ gây ảnh hưởng đối với sinh vật thí nghiệm, và nhất là kẽm, vượt quá tiêu chuẩn môi trường của Việt Nam (Hình 20)



Hình 18 Xếp loại độc tính của nước thải công nghiệp (iww: nước thải công nghiệp)

3.7.Đánh giá độc tính của nước thải sinh hoạt

Sự đánh giá khả năng gây độc của nước thải công nghiệp của các mẫu phân tích được trình bày trong hình 4.19. Hầu hết các mẫu đều cho kết quả độc cấp tính, và được xem là có khả năng gây độc đối với hệ sinh thái. Điều này có thể chỉ ra rằng các hệ thống xử lý nước thải sinh hoạt trong các khu dân cư vận hành kém hiệu quả. Hơn nữa, trong thực tế nước thải công nghiệp cũng được thải chung với nước thải sinh hoạt ở một số nơi trong thành phố Hồ Chí Minh. Thêm vào đó, các điều kiện vệ sinh môi trường không theo kịp sự phát triển của đô thị hóa. Tình trạng này đóng góp làm giảm thiểu chất lượng nước sông Sài Gòn – Đồng Nai. Nồng độ kim loại nặng phân tích được rất cao vượt quá ngưỡng ảnh hưởng của sinh vật thí nghiệm và tiêu chuẩn Việt Nam, hình 20.



Hình 19 Xếp loại độc tính nước thải sinh hoạt (dww: nước thải sinh hoạt)

4. KẾT LUẬN

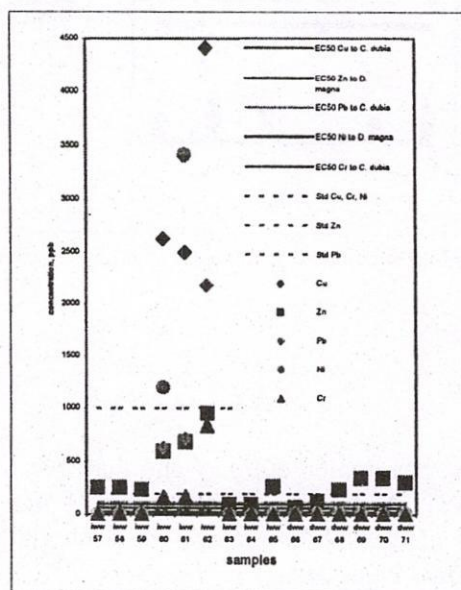
Các thí nghiệm độc học của nghiên cứu này cho thấy các đáp ứng của *C. cornuta* rất nhạy cảm và tương quan tốt với các đáp ứng sinh học của *D. magna*. Do đó có thể xem *C. cornuta* là một sinh vật có khả năng thích hợp trong việc đánh giá rủi ro/nguy cơ cho hệ sinh thái môi trường lưu vực Sài Gòn – Đồng Nai.

Kết quả của nghiên cứu cụ thể này cũng chứng minh hầu hết các mẫu phân tích lấy từ lưu vực Sài Gòn – Đồng Nai đều có khả năng gây độc cấp tính cho sinh vật thí nghiệm với các mức độ khác nhau từ nhẹ đến rất cao. Hình 21 tóm tắt và minh họa sự phân loại các độc tính của các loại mẫu môi trường khác nhau. Trong đó bùn lắng là một nơi tiếp nhận và dự trữ các chất ô nhiễm bền vững, ảnh hưởng đến đường đi cũng như nồng độ của các chất ô

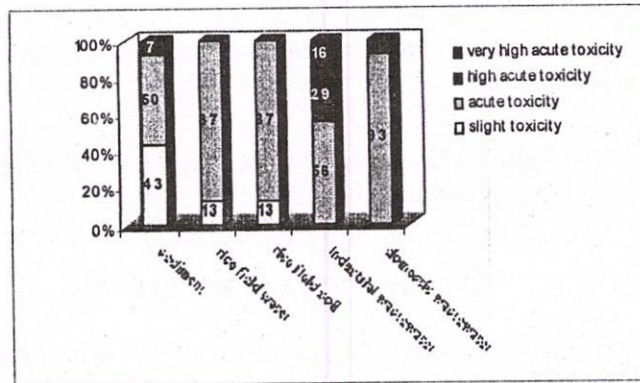
nhiễm, có khả năng gây độc cho hệ sinh thái. Dường như ô nhiễm từ quá trình công nghiệp và đô thị gây độc nhiều nhất cho hệ sinh thái, cũng như sự sử dụng thiếu kiểm soát các loại thuốc bảo vệ thực vật trong nông nghiệp, sản xuất lúa gạo. Điều này cho thấy các vấn đề môi trường khá nghiêm trọng cho vùng nghiên cứu xung quanh và tại thành phố Hồ Chí Minh, những biện pháp cấp bách về quản lý môi trường cần phải được cải tiến. Nói riêng trong trường hợp này, không chỉ những độc tính cấp mà nhóm nghiên cứu đã quan sát được, trong tương lai các nghiên cứu về độc tính mãn tính cũng cần được giới thiệu và thực hiện.

Kết quả nghiên cứu đề nghị các sinh vật sau đây như hệ công cụ đánh giá nguy cơ gây độc đối với hệ sinh thái lưu vực Sài Gòn – Đồng Nai: *Ceriodaphnia cornuta*, *Vibrio fischeri* và *Hyaella azteca*. Trong tương lai, có thể giới thiệu tảo lục đơn bào như *Chorella vulgaris*, mà chúng cũng hiện diện trong lưu vực này.

Nghiên cứu độc học môi trường với hệ công cụ như trên sẽ cho phép phân loại, đánh giá các thứ tự về khả năng gây độc. Trong đó, độc cấp tính nhẹ sẽ có khả năng gây nguy cơ nhẹ đối với hệ sinh thái, và tương tự loại độc cấp tính cao có khả năng gây nguy cơ cao hơn. Phương pháp tổng quát để đánh giá nguy cơ môi trường nói chung là phức tạp và cần tổng hợp các trả lời của sinh vật cũng như các nồng độ ô nhiễm đo đạc được. Các triển khai áp dụng vào thực tế của nghiên cứu này là rất nhiều: chất lượng bùn nạo vét của kênh rạch thành phố Hồ Chí Minh, giám sát ô nhiễm nước thải sinh hoạt và công nghiệp, cũng như sự sử dụng thiếu kiểm soát các loại thuốc bảo vệ thực vật. Trong một số trường hợp còn có thể xác định thành phần chịu trách nhiệm gây độc và như thế cung cấp giải pháp quản lý giảm thiểu ô nhiễm. Thí nghiệm độc học với *C. cornuta* cho các loại nước thải cũng cần được giới thiệu như một qui trình thông thường hàng ngày trong việc đánh giá chất lượng trước và sau xử lý và quản lý môi trường tại thành phố Hồ Chí Minh. Tóm lại, phương pháp này cần được xem xét như một công cụ đánh giá nguy cơ gây độc đối với môi trường, có thể phân loại độc tính các vị trí nghiên cứu trong lưu vực Sài Gòn – Đồng Nai.



Hình 20 Kim loại nặng trong nước thải, so sánh với nồng độ ảnh hưởng và tiêu chuẩn môi trường
Std: tiêu chuẩn môi trường VN, iw: nước thải công nghiệp, dw: nước thải sinh hoạt



Hình 21 Phân loại độc tính các mẫu môi trường từ lưu vực Sài Gòn – Đồng Nai

ECOTOXICOLOGICAL RISK ASSESSMENT FOR THE SAIGON-DONGNAI RIVER BASIN

Do Hong Lan Chi

Vietnam National University of Ho Chi Minh City, Institute for Environment and Resources

ABSTRACT : The Sai Gon – Dong Nai river system in Southern Viet Nam has a great social and economic importance but receives many industrial, domestic and agricultural discharges. Ecotoxicological risk assessment starts being an issue in Viet Nam and it is important to dispose of a test system, which is appropriate for the typical Vietnamese conditions with a species being representative of the invertebrates living in these aquatic ecosystems.

The micro crustacean *Ceriodaphnia cornuta* (Cladocera) was isolated in the Sai Gon river. A protocol was developed for the culturing of the organisms, and satisfactory results were obtained for the long-term reproduction of *C. cornuta*. Quality control criteria were established.

The effect of salinity on the toxicity of diazinon, methyl parathion or mercury salt was assessed with the test organisms. The results obtained for the mixture toxicity of salinity (NaCl) and the different toxicants were evaluated by graphical, algebraic and input/output concepts including isobolographics, Mixture Toxicity Index and the concept of Concentration Addition or Independent Action. The results for the mixture toxicity of NaCl and diazinon, methyl parathion or mercury showed independent action and additivity simultaneously.

Acute toxicity test with *D. magna*, *C. cornuta* and *V. fischeri* were developed and the ecotoxicity of different matrices sampled in the Sai Gon - Dong Nai rivers including sediment, rice field water and soil, industrial and domestic wastewater were tested with the different bioassays. Relatively high toxicity was observed in most samples from all matrices. Correlation analysis was performed between the responses of the tests and the analysis of physico-chemical and chemical (pesticides and metals) parameters. In general, the responses of *C. cornuta* were well correlated with *D. magna*, *V. fischeri* but in most cases *C. cornuta* showed a higher sensitivity. The correlations between the organic and metallic micro pollutants and the response of the ecotoxicity tests were generally quite high.

The results showed that an ecotoxicity battery of *D. magna*, *C. cornuta* and *V. fischeri* is suitable for the ecotoxicological risk assessment of tropical aquatic systems such as Sai Gon – Dong Nai river in Vietnam.

Keywords: ecotoxicological risk assessment, *D. magna*, *C. cornuta*, *V. fischeri*, tropical aquatic systems, acute toxicity, ecotoxicity battery.

TÀI LIỆU THAM KHẢO

- [1]. Allan J.D (1977), *An analysis of seasonal dynamics of a mixed population of Daphnia and the associated Cladoceran community*, Freshwat. Biol 7, pp.505-512.
- [2]. Amarasinghe P.B., Boersma M., Vijverberg J, (1997), *The effect of temperature, and food quantity and quality on the growth and development rates in laboratory-cultured copepods and Cladocerans from a Srilankan reservoir*, Hydrobiol 350, pp.131-144.
- [3]. APHA (1998), *Standard Methods for the examination of water and wastewater*, 1998, prep. and publ. jointly by American Public Health Association, Washington DC., USA.
- [4]. Berner D.B., 1985. *Morphological differentiation among species in the Ceriodaphnia cornuta complex (Crustacea, Cladocera)*, Verh. Internat. Verein. Limnol. 22: 3099-3103.
- [5]. Berner D.B., 1987, *Significance of head and carapace pores in Ceriodaphnia (Crustacea, Cladocera)*, Hydrobiol. 145: 75-84.
- [6]. Cowgill U.M., Milazzo D.P., 1990, *The sensitivity of two cladocerans to water quality variables: salinity and hardness*, Arch. Hydrobiol. 120(2):185-196.
- [7]. DeMott W.R., 1982, *Feeding selectivities and relative ingestion rates of Daphnia and Bosmina*. Limnol. Oceanography 27: 518-527.
- [8]. DeMott W.R., 1985, *Relation between filter mesh size, feeding mode, and capture efficiency for Cladocerans feeding on ultrafine particles*; Archiv. für Hydrobiol., Beihefte, Ergebnisse der Limnologie 21: 125-134.
- [9]. DeMott W.R., Kerfoot W.C., 1982, *Competition among Cladocerans: nature of the interaction between Bosmina and Daphnia*. Ecol. 63: 1949-1966.
- [10]. Do Hong L.C., Becker van Slooten K., Tarradellas J., 2001, *Ceriodaphnia cornuta: a pertinent organism for the ecotoxicological risk assessment of tropical estuarine ecosystems*, Proceedings 10th International Symposium on Toxicology Assessment, Québec, Canada, 26-31 August 2001.
- [11]. Do Hong L.C., 2002, *Development and validation of a bioassay for the ecotoxicological risk assessment of tropical fresh water systems*, Thèse N° 2520. Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne. Switzerland.
- [12]. Enserink L., 1995, *Food mediated life history strategies in Daphnia magna: their relevance to ecotoxicological evaluations*, Dissertation, Landbouw Universiteit. Wageningen (NL)
- [13]. Environmental Canada, 1990, *Biological test method: acute lethality test using Daphnia spp*, Environment Canada, rapport EPS 1/RM/11, Ontario, Canada
- [14]. Gliwicz Z.M., Lampert W., 1990, *Food threshold in Daphnia species in the absence and the present of blue-green filaments*, Ecol. 71: 691-702.
- [15]. Hanazato Y., 1987, *Population dynamics and production of Cladoceran zooplankton in the highly eutrophic Lake Kasumigaura*, Hydrobiol. 124: 13-22.
- [16]. Hardy E.R., Duncan A., 1994, *Food concentration and temperature effects on life cycle characteristics of tropical Cladocera (Daphnia gessneri Herbst, Diaphanosoma sersi Richard, Moina reticulata (Daday))*, Acta Amazonica 24: 119-134.

-
- [17]. ISO, 1989, *Qualité de l'eau - Détermination de l'inhibition de la mobilité de Daphnia magna Straus (Cladocera, Crustacea)*, Norme ISO 6341, Organisation Internationale de Normalisation Organisation, Genève, Suisse.
- [18]. Lâm Minh Triết, Nguyễn Thanh Hùng, Phùng Chí Sỹ, 2002, *Tổng quan hiện trạng môi trường lưu vực sông Sài Gòn – Đồng Nai*, Báo cáo tham luận.
- [19]. OECD, 1983, *Ligne Directrice de l'OCDE pour les essais de produits chimiques. Daphnia sp.*, essai d'immobilisation immédiate et essai de reproduction sur 14 jours. N° 202.
- [20]. Zhuang Dehui, 1989, *Growth, reproduction and population growth of Ceriodaphnia cornuta Sars and comparison of 7-day fecundity with Ceriodaphnia dubia*, Richard.
- [21]. Chin. J. Oceanol. Limnol. 7 (2): 105-111.

