



# Ô nhiễm trong môi trường nước

Bởi:

PGS. TS. NGUYỄN Phạm Văn Huân

Những nồng độ tối hạn cho phép (NĐTHCP) của các chất ô nhiễm mang chức năng quan trọng về chuẩn hóa chất lượng nước, nhằm đảm bảo sức khỏe dân cư (con người và thủy sinh vật) và điều chỉnh các khả năng phát thải những chất ô nhiễm vào môi trường nước.

Khái niệm về NĐTHCP dựa trên quan niệm về tính chất có ngưỡng trong tác động của các hóa chất (Pravdin, 1934). Nội dung của quan niệm đó là: đối với mỗi chất gây nên những hiệu ứng bất lợi nào đó trong cơ thể, tồn tại và có thể xác định được những liều lượng (nồng độ), tại đó những biến đổi thậm chí của các chỉ số chức năng nhạy cảm nhất của cơ thể sẽ là nhỏ nhất (ngưỡng). Với những liều lượng (nồng độ) thấp hơn, chất không có tác hại và sự hiện diện của nó ở môi trường nước với lượng không vượt quá những nồng độ này, có thể xem là an toàn.

## Các dạng định chuẩn nồng độ tối hạn cho phép

Trong một thời gian dài đã xây dựng và sử dụng hai dạng định chuẩn NĐTHCP – chuẩn vệ sinh và chuẩn nghề cá.

NĐTHCP vệ sinh của chất hóa học trong nước – đó là nồng độ cực đại, không ảnh hưởng trực tiếp hay gián tiếp tới tình trạng sức khỏe con người thế hệ hiện nay và tương lai trong khi tác động tới cơ thể và không làm giảm những điều kiện vệ sinh sử dụng nước (Crasovski và nnk., 1978, 1982).

Sơ đồ phương pháp luận của các NĐTHCP vệ sinh nhằm vào nghiên cứu sự ảnh hưởng của các chất ô nhiễm theo ba dấu hiệu độc hại: vệ sinh – độc tố học (độ nhạy cảm của cơ thể sống đối với tác động của các chất độc), khả năng cảm nhận (màu sắc, mùi, vị của nước) và vệ sinh chung (cường độ BOD, các quá trình khoáng hóa các chất chứa nitơ, phát triển và tử vong của vi thực vật hoại sinh). Theo từng dấu hiệu độc hại, người ta xác định những nồng độ ngưỡng (tác dụng) và dưới ngưỡng (không tác dụng). Nồng độ nhỏ nhất trong hai nồng độ đó cùng với dấu hiệu độc hại tương ứng, được chấp nhận là NĐTHCP.

Các NĐTHCP vệ sinh không dùng để bảo vệ nguồn lợi sinh thái của thủy vực. Nhiệm vụ của chúng là đảm bảo những điều kiện an toàn sử dụng nước cho con người. Các chuẩn mực vệ sinh chỉ điều chỉnh hàm lượng các chất ô nhiễm trong những thủy vực nào được dùng vào các mục đích sản xuất, ăn uống, sinh hoạt - văn hóa.

Sự xuất hiện những nguồn ô nhiễm và mở rộng phân bố địa lý của chúng đã dẫn đến xuất hiện nhiều khía cạnh mới có ý nghĩa không chỉ giới hạn với sự nguy hiểm cho con người. Thành thử, những yêu cầu về chất lượng nước mà các ngành kinh tế khác nhau sử dụng có thể rất khác nhau. Điều này dẫn đến sự phát triển một hệ thống độc lập các NĐTHCP nghề cá, nhằm bảo vệ các thủy vực như là cơ sở để tổ chức nuôi thả và đánh bắt cá.

Khi xây dựng các NĐTHCP nghề cá người ta sử dụng một sơ đồ nghiên cứu chuyên, gồm đánh giá ảnh hưởng của hóa chất tới các quá trình tự làm sạch nước, sản xuất chất hữu cơ sơ cấp và hoạt động sống của một số loài thủy sinh dị dưỡng. Các đối tượng bị thử là những đại biểu của một số mắt xích trong chuỗi dinh dưỡng của hệ sinh thái nước (vi khuẩn, tảo, thân mềm, giáp xác, cá). NĐTHCP là nồng độ cho phép lớn nhất (không tác dụng) của chất độc đối với mắt xích yếu (nhạy cảm) nhất trong số toàn bộ các đối tượng bị thử đã chọn. Ở đây nguyên lý chỉ tiêu độc quyết định cũng được dùng làm cơ sở của phương pháp. Một dấu hiệu độc hại bổ sung được đưa ra, đó là dấu hiệu nghề cá đánh giá được sự giảm chất lượng hàng hóa của sản phẩm cá do trong nó tích tụ một lượng chất độc không cho phép.

Những chuẩn mực nghề cá được thiết lập sau những NĐTHCP vệ sinh một bổ sung có tính logic cho pháp lý vệ sinh nước. “Những quy chế bảo vệ nước mặt khỏi ô nhiễm do nước thải” (số 372–61) và “Những quy chế bảo tồn vệ sinh biển” (số 483–14) có chứa những NĐTHCP của các chất độc hại đối với các đối tượng nước sử dụng kinh tế - sinh hoạt đối với các thủy vực nghề cá. Tới năm 1988, đã thiết lập được 959 chuẩn mực vệ sinh - phòng bệnh và 420 chuẩn mực nghề cá.

Sự bất cập hiện hành giữa số lượng các hóa chất mới được dùng trong sản xuất và khả năng thực tế thiết lập các NĐTHCP đối với chúng buộc người ta phải sử dụng các phương pháp khác nhau để có được những giá trị NĐTHCP tạm thời. Điều này cho phép sớm chọn ra phương pháp làm sạch nước thải hữu hiệu và hợp lý kinh tế. Triển vọng nhất là phương pháp toán học, nó có thể dự báo tác động độc của những hợp chất hóa học cả theo các tính chất lý hóa lẫn theo kết quả thử nghiệm độc tố học. Đối với nhiều chất, các giá trị tính toán về liều lượng cực đại không tác dụng (LLCĐ) khá trùng hợp với kết quả nhận được trong những thí nghiệm đồng bộ lâu dài. Thí dụ, đối với các hợp chất nitơ đã rút ra công thức

$$\lg LLCĐ = 0,88 \lg LD_{50} - 3,6, \quad (7.1)$$

ở đây  $LD_{50}$  - liều gây chết của hóa chất, gây tử vong 50 % khi đưa vào cơ thể động vật, mg/kg.

**Bảng 7.1.** So sánh một số NĐTHCP nghề cá và vệ sinh (Caminski, 1980)

Chất ô nhiễm	NĐTHCP nghề cá		NĐTHCP vệ sinh	
	Chỉ số độc quyết định	NĐTHCP mg/l	Chỉ số độc quyết định	NĐTHCP mg/l
Amoniac	Độc tính học	0,05	Vệ sinh chung	2,0
Anilin	–	0,0001	Vệ sinh-độc học	0,1
Hecsacloran	–	0,01	Khả năng nhận cảm	0,02
DDT	–	0,0	Vệ sinh-độc học	0,1
Cadimi	–	0,005	Vệ sinh-độc học	0,01
Carbofos	–	0,0	Khả năng nhận cảm	0,05
Coban	–	0,01	Vệ sinh-độc học	1,0
Nikel	–	0,01	Vệ sinh-độc học	0,1
Clorofos	–	0,0	Khả năng nhận cảm	0,05
Xianit	–	0,05	Vệ sinh-độc học	0,1
Kẽm	–	0,01	Vệ sinh chung	1,0

Từ bảng 7.1 thấy rằng, nhiều hợp chất, cực độc đối với quần lạc sinh vật, thì bằng NĐTHCP vệ sinh được định chuẩn chỉ theo dấu hiệu cảm nhận. Theo các chuẩn mực vệ sinh, cho phép sự có mặt trong nước những chất độc mạnh như coban, kẽm với nồng độ 100 lần lớn hơn liều lượng ngưỡng của chuẩn mực nghề cá, còn anilin – tới 1000 lần lớn hơn.

Tuy nhiên, những chuẩn mực chấp nhận còn xa mới hoàn thiện. Khi nghiên cứu ảnh hưởng của các chất tới những quá trình tự làm sạch môi trường nước (theo các chỉ tiêu BOD và nitorat hóa), các nhà vệ sinh học để ý không phải đến bản thân quá trình tự làm sạch, mà tới chuyện chúng có đảm bảo diệt được những vi sinh vật đột biến xâm nhập từ nước thải sản xuất – sinh hoạt và những quá trình khoáng hóa các chất hữu cơ hay không. Còn các nhà ngư học thì trước hết họ đánh giá hiệu quả các quá trình hình thành chất lượng nước cần thiết cho các mục đích nghề cá, trong đó họ chú tâm nhất tới việc bảo toàn sự toàn vẹn của các hệ thống bên trong thủy vực, hơn là việc thiết lập những NĐTHCP vệ sinh.

Nói chung, hệ thống các chỉ tiêu trên cơ sở những NĐTHCP chưa tính đến sự hòa hợp và đối kháng của các chất ô nhiễm khác nhau. Những chỉ tiêu đó cũng chưa nhìn nhận đến những quá trình như sự tích lũy các chất này bởi thủy sinh vật, thí dụ như tảo, rồi sau đó khi chết đại trà (theo mùa), chúng giải phóng các chất này. Chúng ta chưa có các phương pháp phân tích tin cậy đối với đại đa số chất ô nhiễm mà các chuẩn mực

NĐTHCP đã được thiết lập cho chúng. Nhiều khi tiêu chuẩn thì được định mức cho một số dạng chất, nhưng trong nước lại còn có những dạng khác, với những NĐTHCP khác. Cuối cùng, độ độc tính của các chất ô nhiễm phụ thuộc vào tình huống thủy hóa cụ thể, trên nền đó mà độc tính biểu hiện. Tác động của các chất độc liên hệ với các chỉ tiêu như nhiệt độ, ôxy hoà tan, pH, tập hợp các chất hữu cơ v.v... Ngoài ra, các quá trình chuyển hóa những chất ô nhiễm trong các hệ sinh thái nước còn bao gồm hàng loạt những giai đoạn, trong đó những sản phẩm trung gian có khi còn độc hại hơn là những chất ban đầu (Nicanorov và nnk., 1988).

Như vậy, mỗi thủy vực là một hệ sinh thái thống nhất, do đó nhiệm vụ bảo vệ nước phải giải quyết từ những lập trường sinh thái có căn cứ khoa học.

### **Những nguyên tắc định chuẩn sinh thái các nồng độ tới hạn cho phép**

Với cách tiếp cận sinh thái để xác định những áp lực cho phép của các chất ô nhiễm, phải tính đến ảnh hưởng của các nhân tố độc hại không chỉ tới một loại sinh vật, mà là tới sự phản ứng của quần xã và của hệ sinh thái nói chung. Chỉ tiêu chính phải là độ ổn định (bền vững) của hệ sinh thái. Đối với mỗi hệ sinh thái, cần tìm ra những chỉ tiêu riêng về chất lượng của môi trường tự nhiên tùy thuộc vào tiềm năng sinh thái của hệ sinh thái đó và những khả năng sinh thái của khu vực (Izrael, 1984).

Cơ sở để thiết lập các chuẩn mức sinh thái là luận điểm tiếp cận hệ thống sự điều tiết chất lượng môi trường tự nhiên.

Những quan niệm về áp lực sinh thái cho phép tới hạn (ALSTCPTH) của sự ô nhiễm lên hệ sinh thái do Iu. A. Izrael phát triển chính là kết quả của cách tiếp cận hệ thống. Ý nghĩa của ALSTCPTH dựa trên khái niệm về sự ổn định của các hệ sinh thái, bởi vì các hệ sinh thái chỉ có thể hoạt động bình thường trong những điều kiện ô nhiễm khi không vượt quá ALSTCPTH, được đề ra có tính toán tới tất cả những nhân tố tác động tổng cộng và phức hợp tới một hệ sinh thái cụ thể. Hiện nay, đã xác định được những nguyên tắc chung để luận chứng cho ALSTCPTH, được thực hiện, thí dụ, thông qua việc xây dựng khái niệm dung lượng dung hòa của các hệ sinh thái. Để luận chứng cho ALSTCPTH cần có sự phân tích toàn diện về các môi trường tự nhiên xung quanh, cơ sở của phép phân tích đó là sự theo dõi (monitoring) – hệ thống quan trắc dài hạn về mức độ và đặc điểm ô nhiễm. Trong hệ thống theo dõi chung, vai trò to lớn thuộc về việc phát hiện những phản ứng của những hợp phần sinh học của các hệ sinh thái đối với tác động của sự ô nhiễm. Giai đoạn thứ hai của việc phân tích toàn diện môi trường xung quanh là xác định được áp lực cho phép sinh thái và những tác động tới từng sinh vật, từng quần xã, từng hệ sinh thái, sinh quyển và lập ra các tiêu chuẩn sinh thái về áp lực cho phép. Khâu kích tính của toàn bộ hệ sinh thái có thể là một dạng sinh vật nào đó (tiêu điểm sinh thái) nhạy cảm đối với nhân tố này. Chính dạng sinh vật này sẽ quyết định áp lực lên toàn bộ hệ sinh thái nói chung.

Việc đặt vấn đề tiêu định chuẩn sinh thái về chất lượng nước đang làm lộ ra hàng loạt những khía cạnh chưa được nghiên cứu đầy đủ. Đó là các vấn đề tích tụ những chất ô nhiễm hóa học trong các mắt xích khác nhau của các chuỗi dinh dưỡng của các hệ sinh thái nước, sự phân hủy và chuyển hóa các chất hóa học trong môi trường nước.

### **Nồng độ tối hạn cho phép của các chất ô nhiễm trong môi trường biển**

Những NĐTHCP nghề cá được chấp nhận ở Liên Xô đã được lập ra cho các thủy vực nước ngọt. Việc phổ biến những NĐTHCP đó sang nước biển đôi khi sinh ra những kết luận “ngịch lý”. Thí dụ, NĐTHCP của kẽm là 10 µg/l, thấp hơn nhiều so với nồng độ trung bình của nguyên tố này trong Đại dương Thế giới, và nếu như tính đến hàm lượng cao hơn của các nguyên tố vi lượng trong những vùng thềm lục địa và các biển, thì có thể tạo ra ấn tượng rằng ô nhiễm Đại dương Thế giới do kẽm đã tới những giới hạn nguy hiểm. Trên thực tế không phải như vậy.

Theo những luận điểm cơ bản của địa sinh địa hóa và sinh thái địa hóa, thì sinh vật và quần xã sinh vật dần dần thích nghi với những nhân tố hóa học của môi trường. Vì vậy, có cơ sở để khẳng định rằng những nồng độ trung bình của các kim loại hiện đang tồn tại trong Đại dương Thế giới là tối ưu đối với các sinh vật, còn những cực hạn thì phản ánh mức tối hạn của hàm lượng kim loại không đủ ở trong nước (nếu nguyên tố cần cho hoạt động sống) hay dư thừa (nếu nguyên tố độc hại). Mức sau cùng là ranh giới tự nhiên có căn cứ tiến hóa của dải hàm lượng kim loại tối đa cho phép đối với toàn bộ cư dân của Đại dương Thế giới.

Những luận điểm trên đây, do S. A. Patin (1978, 1979) nêu lên, đã cho phép ông đề ra một cách tiếp cận mới, cách tiếp cận sinh địa hóa, đối với việc định chuẩn các NĐTHCP cho những nguyên tố hóa học nào (đặc biệt các kim loại nặng và trung chuyển) đồng thời vừa là những hợp phần vi lượng tự nhiên của nước, vừa là những tạp chất nhân tạo phổ biến trong môi trường biển. Mỗi hợp phần như vậy của môi trường cần có riêng cho mình một khoảng nồng độ trong nước (khoảng dung sai) cho phép đối với các thủy sinh vật, trong phạm vi khoảng đó thì các sinh vật, quần xã và quần thể của chúng có được khả năng thực hiện một cách tối ưu những chức năng sinh lý, sinh thái và các chức năng khác. Những ranh giới của các khoảng nồng độ của từng nguyên tố nên được thiết lập riêng biệt đối với những điều kiện đại dương và biển, bởi vì những phạm vi dao động và những nguyên nhân biến thiên hàm lượng các kim loại ở vùng thềm đại dương và ở các thủy vực biển rất khác nhau. Ước lượng định lượng về các ngưỡng dung sai sinh địa hóa ( $L$ ) được thực hiện theo các công thức:

$$L_t = C + 2S_L \quad \text{và} \quad L_d = C - 2S_L, \quad (7.2)$$

trong đó  $L_t$  và  $L_d$  - lần lượt là ngưỡng trên và ngưỡng dưới;  $C$  - nồng độ trung bình của kim loại trong nước biển;  $S_L$  - độ lệch chuẩn của tập hợp các kết quả đã sử dụng để ước lượng  $C$ .

Nếu như các NĐTHCP nghề cá được thiết lập chủ yếu dựa trên dấu hiệu độc ở cấp độ các cơ thể và quần xã, thì NĐTHCP sinh địa hóa được rút ra thậm chí không phải để cho những loài và quần xã riêng biệt, mà để cho toàn bộ sinh cảnh của các biển và các đại dương từ quan điểm về độ ổn định của các đặc trưng cấu trúc và các đặc trưng chức năng của các quần lạc sinh vật biển, tức ở một cấp độ cao hơn, cấp độ hệ sinh thái.

Trong khi thiết lập các NĐTHCP biển, người ta cũng sử dụng rộng rãi phương pháp độc tố học truyền thống, dựa trên những kết quả tìm kiếm thực nghiệm các ranh giới giữa nồng độ độc, nồng độ ngưỡng và nồng độ không tác dụng của các chất độc đối với những dạng, những nhóm và những giai đoạn phát triển khác nhau của các thủy sinh vật.

Theo định nghĩa của S. A. Patin (1979), nồng độ độc (nồng độ ức chế) là nồng độ của các chất ô nhiễm, tại đó những trị số tương đối (so với kiểm soát) của độ sống sót, khả năng sinh nở, tăng trưởng và các chỉ tiêu sản xuất sinh học (trong đó có tốc độ phân bào và quang hợp của tảo đơn bào) chắc chắn bị giảm hơn 50 % so với các chỉ số tương ứng ở phương án kiểm soát trong những thí nghiệm kéo dài không dưới 2–4 ngày. Các nồng độ ngưỡng là những nồng độ làm biến đổi các chỉ số tương tự như trên, nhưng với phạm vi dưới 50 % và chủ yếu trong các thí nghiệm liên tục, thời gian kéo dài so sánh được với độ dài của một vòng đời. Nồng độ không tác dụng tối đa là nồng độ của chất độc trong môi trường, tại đó các chỉ số hoạt động sống cơ bản của các thủy sinh vật trong những thí nghiệm liên tục bị sai khác không quá 25 % các chỉ số tương tự như trên ở chế độ kiểm soát.

Hiệu ứng độc được xem xét như là kết quả tương tác của ba nhân tố: sinh vật (hoặc một tập hợp sinh vật), lượng các chất độc và thời gian. Người ta nghiên cứu mối phụ thuộc của hiệu ứng độc vào nồng độ ứng với thời gian được giữ cố định và sự biến đổi hiệu ứng độc theo thời gian tại một nồng độ xác định của chất độc trong môi trường. Dựa theo các kết quả nhận được, ngoài các nồng độ độc, nồng độ ngưỡng và nồng độ không tác dụng (dưới ngưỡng), người ta còn xác định cả  $LC_{50}$ , mức gây kết cục tử vong đối với 50 % sinh vật trong những thí nghiệm cấp tính, kéo dài từ 2 đến 96 giờ, và  $LC_{100}$  – mức các nồng độ chết trong các thí nghiệm cấp tính.

Từ bảng 7.2 thấy rõ phạm vi lớn của các khoảng nồng độ ngưỡng và nồng độ độc đối với phần lớn nhóm sinh vật biển. Ở đây biểu lộ những đặc điểm phản ứng nhóm của thủy sinh vật đối với các chất độc nguồn gốc khác nhau. Xuất phát từ những khái niệm về sự bất đồng nhất các phản ứng sinh học và đáp lại của các nhóm thủy sinh vật khác nhau với sự có mặt các chất ô nhiễm trong nước, chúng ta có căn cứ để giả thiết về sự tồn tại “những tiêu điểm sinh thái” (Patin, 1979), tức những dạng, quần thể cũng như những mắt xích của quá trình sản xuất sinh học, dễ bị tổn thương nhất bởi tác động của những hợp phần ô nhiễm nào đó. Độ nhạy cảm cao của các đặc trưng sản xuất sinh học và hoạt tính quang hợp của thực vật phù du biển đối với tác động của những mức ô nhiễm tương đối thấp là điều đáng chú ý nhất. Độ nhạy cảm cao đối với tác động của các chất độc có ở các loài phù du giáp xác với khả năng tích tụ lượng lớn các tạp chất ô nhiễm nhờ cơ

chế lọc thức ăn. Những loài và dạng thủy sinh bé và những giai đoạn phôi và sau phôi của đại đa số loài động vật biển thường bị tác động tổn thương cao. Vì vậy, để xác định tác động sinh học của các chất ô nhiễm tới các sinh vật biển và quần xã của chúng, cần tiến hành những thí nghiệm sinh thái - độc tố học đặc biệt với nhiều loài thực và động vật phù du và những quần xã tự nhiên *in situ* của chúng, cũng như các dạng cá phổ biến, thân mềm và giáp xác ở những giai đoạn sớm của quá trình phát triển cá thể.

Trong bảng 7.3 trình bày những giá trị NĐTHCP của một số chất độc phổ biến, được rút ra dựa trên những cách tiếp cận sinh hóa học và sinh thái - độc tố học.

**Bảng 7.2.** Các giá trị nồng độ (mg/l) độc (từ số) và ngưỡng (mẫu số) của một số chất ô nhiễm trong môi trường biển đối với những nhóm sinh vật biển chính (Patin, 1979)

Các nhóm sinh vật	Thủy ngân	Cadimi	Chì	Đồng	Kẽm	Asen	Sản phẩm đầu hòa tan	DDT, PCB, các chất khác	Các chất tẩy
Tảo đơn bào	$10^{-4}$ -1 $10^{-4}$ - $10^{-2}$	0,01-1 $10^{-3}$ - $10^{-1}$	$10^{-2}$ - $10^{-1}$ $10^{-2}$ - $10^{-1}$	$10^{-2}$ - $10^{-1}$ $10^{-3}$ - $10^{-2}$	$10^{-1}$ -10 $10^{-1}$ -1	1 0,1-1	$10^{-1}$ - $10^3$ $10^{-2}$ - $10^2$	$10^{-5}$ -0,1 $10^{-5}$ - $10^{-3}$	$1-10^3$ $10^{-1}$ - $10^2$
Thực vật lớn	$10^{-2}$ -10 $10^{-2}$	-	-	$10^{-2}$	-	-	$10^2$ - $10^4$ $10^3$ - $10^4$	-	$1-10^2$
Thực vật đơn giản	- $10^{-3}$ - $10^{-2}$	-	$10^{-1}$ - $10^{-3}$	$10^{-2}$ - $10^2$	$10^{-1}$ - $10^{-3}$	-	-	-	-
Giáp xác	$10^{-4}$ -10 $10^{-5}$ - $10^{-3}$	$10^{-2}$ -10 $10^{-2}$ - $10^{-1}$	$10^{-1}$ - $10^{-2}$ $10^{-2}$	$10^{-3}$ - $10^2$ $10^2$	$10^{-2}$ - $10^2$ $10^{-2}$ - $10^{-1}$	-	$10^{-1}$ - $10^5$ $10^{-2}$ - $10^2$	$10^{-5}$ -0,1 $10^{-5}$ - $10^{-3}$	$1-10^3$ 1-10
Thân mềm	$10^{-3}$ -10 $10^{-3}$ -10	$10^{-1}$ -10 $10^{-2}$ - $10^{-1}$	1 -	$10^{-2}$ -10 $10^{-2}$ - $10^{-1}$	$10^{-2}$ - $10^{-1}$ $10^{-1}$	-	$10^{-1}$ - $10^5$ 1- $10^4$	$10^{-2}$ -10 $10^{-3}$ -1	$10^{-1}$ - $10^3$ -
Giun	$10^{-3}$ -10 -	1- $10^2$ 1	$10^{-1}$ - $10^2$ $10^{-1}$ -10	$10^{-1}$ -10 $10^{-3}$ - $10^{-1}$	$10^{-2}$ -10 $10^{-2}$ - $10^{-1}$	-	-	-	$10^{-1}$ -10 -
Cá	$10^{-3}$ -10 $10^{-4}$ - $10^{-2}$	$10^{-1}$ -10 $10^{-2}$ - $10^{-1}$	$10^{-2}$ - $10^2$ $10^{-2}$ - $10^{-1}$	$10^{-2}$ -1 $10^{-2}$ - $10^{-1}$	$10^{-2}$ - $10^2$ $10^{-2}$ -1	1-10 -	$10^{-2}$ -10 $10^{-2}$ -10	$10^{-4}$ -1 $10^{-4}$ -10	$1-10^{-3}$ -

**Bảng 7.3.** Các mức hàm lượng ngưỡng và cho phép ( $\mu\text{g/l}$ ) của các chất ô nhiễm trong quần thể động vật biển (Patin, 1979)

## Ô nhiễm trong môi trường nước

Chất	Ngưỡng sinh địa hóa trên của dung sai sinh thái		Nồng độ không tác dụng tối đa (theo các chỉ số độc tế học)	NĐTHCP đối với nước		NĐTHC P nghề cá
	Biển sâu	Biển nội		Đại dương	Biển nội	
Thủy ngân	0,1	1	0,1	0,1	1	5
Chì	5	10	10	10	10	100
Cadimi	1	1 – 10	10	1	10	5
Kẽm	50	50	10	50	50	10
Đồng	5	5	1 – 5	5	5	10
Asen	5	10	–	5	10	50
Sắt	20	50	–	20	50	–
Niken	5	10	–	5	10	10
Coban	1	5	–	1	5	10
Dầu tan	–	–	10	10	10	50
DDT, PCB	–	–	0,01	0,01	0,01	0
Chất tẩy	–	–	$10^2 - 10^3$	$10^2 - 10^3$	$10^2 - 10^3$	$10^2 - 10^3$

Việc so sánh các NĐTHCP biển và NĐTHCP nghề cá cho thấy rằng trong một số trường hợp chúng trùng nhau, nhưng thường là khác nhau tới 10 lần. Nguyên nhân những khác biệt đó là do các hệ phương pháp định chuẩn khác nhau, và cũng do đặc thù thành phần hóa học của các sinh vật biển và những đặc điểm sinh lý của sinh vật biển.