



TRUNG TÂM TƯ VẤN CHUYỂN GIAO CÔNG NGHỆ  
NƯỚC SẠCH VÀ MÔI TRƯỜNG  
PGS. TSKH. NGUYỄN XUÂN NGUYÊN  
PGS. TS. TRẦN ĐỨC HẠ

# CHẤT LƯỢNG NƯỚC SÔNG HỒ VÀ BẢO VỆ MÔI TRƯỜNG NƯỚC

NHÀ XUẤT BẢN KHOA HỌC VÀ KỸ THUẬT





TRUNG TÂM TƯ VẤN CHUYỂN GIAO CÔNG NGHỆ  
NƯỚC SẠCH VÀ MÔI TRƯỜNG

PGS.TSKH. NGUYỄN XUÂN NGUYÊN, PGS.TS. TRẦN ĐỨC HẠ

# **CHẤT LƯỢNG NƯỚC SÔNG HỒ VÀ BẢO VỆ MÔI TRƯỜNG NƯỚC**



NHÀ XUẤT BẢN KHOA HỌC VÀ KỸ THUẬT  
HÀ NỘI - 2004

*Chịu trách nhiệm xuất bản:* **PGS.TS. Tô Đăng Hải**

*Biên tập:* **Nguyễn Kim Anh, Nguyễn Văn Đàm,**

**Phạm Thị Thu Hằng**

*Vẽ bìa:* **Hương Lan**

**5.50**

**KHKT-2004**

**SÁCH KHÔNG BÁN**

---

In 700 cuốn, khổ 16 x 24cm, tại Công ty Phát hành sách Hà Nội.

Giấy phép xuất bản số 6-255 cấp ngày 5/1/2004.

In xong và nộp lưu chiểu quý III/ 2004.

## LỜI GIỚI THIỆU

Trung tâm Tư vấn Chuyển giao Công nghệ Nước sạch và Môi trường (CTC) thuộc Ban chỉ đạo Quốc gia về Cung cấp nước sạch và Vệ sinh môi trường là một tổ chức khoa học, công nghệ có chức năng đào tạo nâng cao trình độ cho cán bộ khoa học và công nghệ, cán bộ quản lý và công nhân kỹ thuật theo các chương trình của Ban chỉ đạo Quốc gia về Cung cấp nước sạch và Vệ sinh môi trường, trong lĩnh vực phòng chống ô nhiễm công nghiệp.

Xin trân trọng giới thiệu cuốn sách "Chất lượng nước sông hồ và bảo vệ môi trường nước" do Trung tâm Tư vấn Chuyển giao Công nghệ Nước sạch và Môi trường biên soạn. Cuốn sách gồm bảy chương:

*Chương 1. Chất lượng nước sông hồ và tiêu chuẩn của nước sông hồ*

*Chương 2. Quá trình pha loãng nước thải trong sông hồ*

*Chương 3. Chuyển hóa các chất ô nhiễm trong sông hồ*

*Chương 4. Tự làm sạch bằng phương pháp hóa sinh*

*Chương 5. Khả năng pha loãng để đồng hóa nước sông hồ là tổng hợp tương tác hóa học và tự làm sạch hóa sinh*

*Chương 6. Tác động tổ hợp của nước thải qua số cửa thải bất kỳ ra sông hồ*

*Chương 7. Các biện pháp kỹ thuật quản lý chất lượng nước sông hồ*

Cuốn sách được dùng làm tài liệu tham khảo hấp dẫn và bổ ích cho các cán bộ khoa học, cán bộ giảng dạy và sinh viên chuyên ngành hoá sinh, đặc biệt cho các cán bộ khoa học thuộc lĩnh vực xử lý nước thải và vệ sinh môi trường.

Trong quá trình biên soạn chắc chắn không tránh khỏi những thiếu sót. Rất mong nhận được sự đóng góp ý kiến của bạn đọc. Thư từ xin gửi về:

**Trung tâm Tư vấn**

**Chuyển giao Công nghệ Nước sạch và Môi trường (CTC)**

**1001 Đường Hoàng Quốc Việt - Hà Nội**

*Nhà xuất bản Khoa học và Kỹ thuật*



## CHƯƠNG 1

# CHẤT LƯỢNG NƯỚC SÔNG HỒ VÀ TIÊU CHUẨN CỦA NƯỚC SÔNG HỒ

### 1.1. MỤC ĐÍCH TIÊU CHUẨN HÓA CHẤT LƯỢNG NƯỚC SÔNG HỒ

Để bảo vệ nước mặt khỏi bị ô nhiễm do nước thải cần phải có các yêu cầu về tiêu chuẩn chất lượng nước. Tùy thuộc vào hình thức sử dụng nước, các tiêu chuẩn này do các cơ quan bảo vệ nguồn nước phối hợp với cơ quan y tế và các cơ quan bảo vệ pháp luật quy định và là nhiệm vụ mà các tổ chức, cá nhân dùng nước phải thực hiện. Các tiêu chuẩn về chất lượng nước được thiết lập theo các chỉ số chung (như chất rắn, oxy hòa tan, pH, lượng muối, clorua, sunfat, độ màu, mùi.v.v..) và các chỉ số riêng (các chất độc hại). Đối với các chất độc hại lấy *nồng độ giới hạn cho phép* (NDGHCP), tức là nồng độ tối đa của chất đó có trong nước; nếu chất đó lưu lại một thời gian khá dài mà không gây độc hại được coi như là nước không có chất độc hại.

Lượng chất có trong nước phải ở nồng độ giới hạn cho phép. Nếu nước chứa chất nào đó có liều lượng theo tiêu chuẩn qui định, sử dụng một thời gian lâu không thấy có độc hại thì được coi là nước không có chất độc hại; ngược lại nếu nồng độ các chất đó vượt quá tiêu chuẩn qui định về chất lượng nước sông hồ thì lập tức phải loại bỏ.

Căn cứ vào những mục đích và các loại hình dùng nước, người ta định ra các tiêu chuẩn riêng về chất lượng nước sông hồ cho từng mục đích sử dụng, ví dụ nước dùng để uống hoặc cung cấp nước kỹ thuật, đánh bắt cá, tưới tiêu... và từ đó định ra các yêu cầu về chất lượng nước sông hồ. Tùy từng đối tượng riêng có thể dùng cả nước thải, ví dụ cung cấp nước kỹ thuật hoặc tưới tiêu. Trong trường hợp này tiêu chuẩn yêu cầu về nước trùng với

nồng độ giới hạn cho phép của nước sông hồ, nhưng đối với nước uống hoặc nước nuôi cá, có thể chỉ sử dụng nước sông hồ khi phù hợp với yêu cầu tiêu chuẩn đã qui định.

Làm sạch nước thải đòi hỏi chi phí tốn kém hơn vì trong nước có chất ô nhiễm. Loại bỏ các tạp chất đòi hỏi các phương pháp phức tạp hơn và tốn kém hơn so với làm sạch nước khỏi các chất gây ô nhiễm bằng phương pháp truyền thống. Đối với nước thải của các xí nghiệp ở gần sông hồ lớn, việc làm sạch sẽ thuận tiện hơn, vì các sông hồ này có khả năng tự làm sạch cao.

Giải quyết vấn đề bảo vệ môi trường nước có mục tiêu duy nhất, là bảo đảm tiêu chuẩn chất lượng nước sông hồ. Việc kiểm tra tiêu chuẩn có thể thực hiện gián tiếp, ví dụ dựa vào quy định *giới hạn thải cho phép* (GHTCP) nhưng không có thể thay thế cho NĐGHCP, vì NĐGHCP không phụ thuộc vào điều kiện địa phương mà phụ thuộc vào đặc tính của các chất và tác động của nó tới con người hoặc sinh vật trong sông hồ. Nếu phenol có NĐGHCP là 0,001 mg/l thì cần phải kiểm tra khắp mọi chỗ nước thải ra. Giới hạn thải cho phép phụ thuộc điều kiện cụ thể của địa phương và có thể nó thay đổi không những đối với các sông hồ khác nhau mà còn đối với ngay trong một hồ nước, một con sông, thậm chí đối với từng đoạn hồ, từng khúc sông.

Như vậy chỉ có NĐGHCP là tiêu chuẩn chất lượng nước, trên cơ sở đó thiết lập được các giá trị khác trong đó có cả GHTCP, thực tế NĐGHCP phải được thiết lập trên cơ sở các phương pháp khoa học và có sự phối hợp giữa các tổ chức nghiên cứu khoa học trong lĩnh vực y học và các ngành nghề khác nhau.

## 1.2. TIÊU CHUẨN XẢ NƯỚC THẢI CHỨA NHIỀU CHẤT Ô NHIỄM

Khi trong nước có một chất độc hại duy nhất thì việc tiêu chuẩn hóa nó không khó khăn gì, lượng cho phép chất đó trong nước sông hồ phải bằng NĐGHCP. Khi có một tổ hợp gồm một số chất độc hại cùng có trong nước thì việc tiêu chuẩn hóa rất phức tạp. Theo tính chất tác động của các chất độc hại, cơ quan y tế chia ra làm ba nhóm, còn theo các cơ quan bảo vệ cá thì chia làm bốn nhóm. Mỗi nhóm hợp nhất các chất có dấu hiệu tác động giống nhau về độ độc hại và vệ sinh, gây ảnh hưởng tới vệ sinh môi trường chung

và tới các tế bào. Các cơ quan bảo vệ nghề cá còn quan tâm tới dấu hiệu tác động đến nghề nuôi cá, chất có dấu hiệu độc hại gây tác hại cho cá ngay cả ở nồng độ nhỏ nhất.

Theo nguyên tắc tiêu chuẩn về vệ sinh, khi trong nước có đồng thời một số chất độc hại thì xuất hiện tác động cộng tính. Nước không độc hại nếu độ ô nhiễm của nó không vượt quá liều lượng quy định về mặt toán học có thể biểu thị bằng biểu thức:

$$\sum_1^z C_i / \text{NDGHCPC}_i \leq 1 \quad (1.1)$$

trong đó:  $C_i$  - nồng độ chất  $i$  trong nước sông hồ, mg/l;

NDGHCPC <sub>$i$</sub>  - nồng độ giới hạn cho phép của chất đó;

$z$  - số lượng loại chất thải.

Biểu thức (1.1) có thể diễn giải như sau: đối với các chất giới hạn cho phép thì tổng nồng độ giới hạn cho phép không được lớn hơn 1. Vì vậy khi trong nước có một số các chất giới hạn cho phép, nồng độ của nó phải nhỏ hơn nồng độ giới hạn tương ứng cho phép. Từ phương trình (1.1) phân chia phân nồng độ chất  $i$  nào đó ta sẽ được:

$$C_i / \text{NDGHCPC}_i + \sum_1^{z-1} C_{z-1} / \text{NDGHCPC}_{z-1} \leq 1$$

Từ đây ta có tiêu chuẩn nồng độ của chất riêng biệt ở điều kiện đã cho:

$$C_i = \text{NDGHCPC}_i \left( 1 - \sum_1^{z-1} C_{z-1} / \text{NDGHCPC}_{z-1} \right)$$

Do nồng độ của tất cả các chất  $z$  - l phụ thuộc vào lưu lượng nước thải  $q_i$ , nồng độ của từng chất trong nước thải  $C_{ni}$ , sự pha loãng nước thải tại điểm tính toán  $n_i$ , thì tổng tỷ số nồng độ các chất trong nước ở điểm tính toán  $C_{z-1}$  với nồng độ giới hạn cho phép được xác định bằng điều kiện cụ thể tại chỗ của sông hồ. Ở những sông hồ khác nhau hoặc ở những đoạn sông hồ khác nhau, điều kiện cụ thể khác nhau, thì tỷ số nồng độ cũng khác nhau. Đối với mỗi điều kiện cụ thể, nồng độ cho phép  $C_i$  của chất  $i$  thải ra cùng với nước thải hoàn toàn có thể xác định được. Lượng chất trong nước có thể trùng với nồng độ giới hạn cho phép của chất đó chỉ ở trường hợp nếu không có các chất khác trong nước. Trường hợp như vậy thực tế có rất ít khả năng,

vì nước thải trong sản xuất, đặc biệt sản xuất hóa học, có nhiều thành phần khác nhau, nên nước sông hồ sẽ không có tính đồng nhất mà cần phải hướng đến giải quyết các vấn đề bảo vệ nguồn nước để đảm bảo nước trong sông hồ có nồng độ giới hạn cho phép, đảm bảo vệ sinh.

Người ta đã tiến hành hàng loạt ví dụ thấy rằng, khi nước có nồng độ giới hạn cho phép thì nguyên lý cộng tính vẫn áp dụng được. Nhưng cũng không loại trừ trong số lớn trường hợp tổ hợp tác động của nhiều chất trong nước sẽ không theo một quy luật cộng tính, chẳng hạn nước có hiện tượng màu xanh khi chất nào đó làm tăng độ độc tính hoặc gây ra tác động độc hại cho chất khác. Những chất có khả năng kết hợp với chất khác tạo ra những hợp chất tổ hợp mà độ độc tính của nó cao hơn độ độc tính của mỗi chất tạo ra hợp chất. Ví dụ do tương tác thủy ngân với các vi sinh vật trong sông hồ bằng vitamin B<sub>12</sub> (C<sub>63</sub>H<sub>88</sub>CoN<sub>14</sub>O<sub>14</sub>P) tạo ra hợp chất hữu cơ thủy ngân coban, độ độc tính của nó cao hơn độ độc tính của thủy ngân nhiều lần. Hợp chất hữu cơ này có khả năng tích tụ lại ở các mô lipit của thủy sinh sau đó xâm nhập vào con người với liều lượng gây nguy hiểm đến tính mạng. Tổ hợp chất độc hại có thể được tạo ra khi tác động tương hỗ các ion kim loại màu và kim loại nặng với axit hữu cơ, thường là với axit humic tự nhiên và tích tụ lại ở các mô lipit xâm nhập vào con người với liều lượng không cho phép. Khi thiết lập nồng độ giới hạn cho phép của các chất phải tính đến khả năng tạo ra trong nước sông hồ các hợp chất có độ độc cao.

Có ý kiến cho rằng nguyên lý cộng tính thường đối với các chất có dấu hiệu độc hại với cơ thể qua các con đường là thức ăn, mùi và màu, vì vậy cần phải kiểm tra nghiêm ngặt cả về lý thuyết và thực nghiệm để hạn chế lĩnh vực sử dụng. Quá trình hoàn thiện hệ nồng độ giới hạn cho phép phải được tiến hành liên tục, ví dụ như trước đây người ta đưa ra quy định giá trị nồng độ giới hạn cho phép đối với đồng là từ 0,001 đến 0,01 mg/l, sunfat 100 – 500 mg/l, clorua 300–350 mg/l, nhưng đến nay đã thay đổi. Nồng độ giới hạn cho phép của một số chất có thể chính xác ở một mức khác như làm mềm đi hoặc làm loãng ra. Ví dụ đối với sản phẩm dầu lửa, các cơ quan bảo vệ ngành cá cho rằng NDGHCP bằng 0,05 mg/l, có dấu hiệu độc hại với ngành cá. Trong nước sông hồ có thể có các loại alcol mà C<sub>6</sub>H<sub>5</sub>OH là loại đơn giản, ba dạng crezol CH<sub>3</sub>C<sub>6</sub>H<sub>4</sub>OH (orto-, meta-, para-), năm dạng xilenol C<sub>6</sub>H<sub>3</sub>OH(CH<sub>3</sub>)<sub>2</sub>(2,3-, 2,4-, 2,5-, 3,4-, 3,5-), timol CH<sub>3</sub>(C<sub>3</sub>H<sub>7</sub>)C<sub>6</sub>H<sub>3</sub>OH, guaicol C<sub>6</sub>H<sub>4</sub>(OH)OCH<sub>3</sub> (ortometoxyphenol).

Do clophenol  $\text{ClC}_6\text{H}_4\text{OH}$  tạo ra khi clo hóa nước có nồng độ giới hạn cho phép nhỏ đến nỗi với phenol có thể chỉ tạo ra axit cacbonic và ortocrezol, chính vì vậy đối với các chất này thiết lập nồng độ giới hạn cho phép bằng 0,001 mg/l, còn đối với các phenol khác có thể nhỏ hơn nữa.

Như đã nói trên, người ta chia tất cả các chất độc hại ra làm ba nhóm, trong đó nhóm độc hại hữu cơ là những chất làm cho nước có vị, mùi và màu. Nhưng những chất làm cho nước có vị cũng đồng thời làm cho nước có mùi, còn đa số các chất tạo ra màu nước không có mùi và vị. Vì vậy các chất hữu cơ giới hạn cho phép chia ra làm ba phân nhóm theo vị, mùi và màu.

Phương pháp hiện đại thiết lập nồng độ giới hạn cho phép tối ưu của chất nào đó là người ta pha loãng chất đó vào nước để làm thay đổi nồng độ của nó. Các chất cho vào nước có thể tác động tương hỗ với nước do thủy phân và biến thành chất khác có những tính chất khác nhau. Ở điều kiện thực tế nước sông hồ có thể có hàng chục, hàng trăm chất khác nhau do sự tác động tương hỗ của chúng, các chất mới có thể có độc tính cao hơn hoặc thấp hơn. Vì vậy cần thiết phải thiết lập nồng độ giới hạn cho phép để kiểm tra nồng độ của chất nghiên cứu trong dung dịch. Nếu chất này trong quá trình tác động tương hỗ hóa học có khả năng chuyển thành các chất khác trong dung dịch thì trước tiên phải xem chất nào chuyển hóa, chất nào không tương tác mà tạo thành sản phẩm.

Thời gian gần đây người ta đã thiết lập được nồng độ giới hạn cho phép của trên 700 chất trong đó chỉ số ít các chất có nồng độ giới hạn cho phép. Nhưng việc sử dụng NĐGHCP tương đối khó khăn khi số lượng chất tăng lên đến vài nghìn. Nếu dùng giá trị NĐGHCP ở mức độ lý thuyết như hiện nay thì nhiệm vụ của nó rất phức tạp và không thể giải quyết được. Do vậy cần thiết phải áp dụng phương pháp dùng máy tính tìm kiếm chất cần thiết và (NĐGHCP) của nó, cuối cùng là tính toán. Thiết lập hệ thống tự động như vậy sẽ dự báo được ảnh hưởng của nước thải tới chất lượng nước sông hồ.

### 1.3. LƯU LƯỢNG NƯỚC SÔNG HỒ DÙNG ĐỂ TÍNH TOÁN

Lưu lượng nước sông hồ dùng để tính toán là lưu lượng trung bình nhỏ nhất đảm bảo tần suất 95%. Trong đó ban đầu dùng lưu lượng nước trung

bình năm có tần suất 95% và dùng lưu lượng nước trung bình tháng nhỏ nhất của năm có tần suất 95% để tính toán. Như đã biết, giá trị tương ứng với tần suất  $P\%$  được đặc trưng bằng  $P\%$  trường hợp, các giá trị ngẫu nhiên của tập hợp có giá trị lớn hơn giá trị tần suất  $P\%$ , còn ở  $(100 - P)\%$  trường hợp có giá trị nhỏ hơn.

**Bảng 1.1. Thống kê lưu lượng trung bình năm và lưu lượng trung bình tháng nhỏ nhất ( $m^3/s$ )**

| STT | Trung bình năm | Trung bình tháng nhỏ nhất | STT | Trung bình năm | Trung bình tháng nhỏ nhất |
|-----|----------------|---------------------------|-----|----------------|---------------------------|
| 1   | 1773           | 308                       | 10  | 1112           | 335                       |
| 2   | 1655           | 144                       | 11  | 1034           | 374                       |
| 3   | 1440           | 356                       | 12  | 1013           | 340                       |
| 4   | 1413           | 262                       | 13  | 995            | 246                       |
| 5   | 1350           | 254                       | 14  | 964            | 360                       |
| 6   | 1339           | 283                       | 15  | 903            | 217                       |
| 7   | 1270           | 370                       | 16  | 847            | 266                       |
| 8   | 1227           | 410                       | 17  | 698            | 328                       |
| 9   | 1145           |                           |     |                |                           |

Để xác định lưu lượng có tần suất  $P\%$  ta tính theo công thức:

$$m = P(N + 0,4)/100 + 0,3 \quad (1.2)$$

trong đó:  $m$  - số lưu lượng tần suất  $P\%$ ;

$N$  - số thành phần của các lưu lượng đo được;

$P$  - phần trăm tần suất đưa ra.

Đối với tần suất 95% ta sẽ được:  $m = 0,95(N + 0,4) + 0,3$

Thay các giá trị tương ứng vào phương trình này ta tìm được:

$$m = 0,95(17 + 0,4) + 0,3 = 16,85$$

Như vậy lưu lượng trung bình năm tần suất 95% ở giữa các số 16 và 17, nghĩa là giữa lưu lượng 847 và 698  $m^3/s$ . Bằng cách nội suy ta xác định được:

$$\Delta m = 16,85 - 16 = 0,85$$



$$Q_{95\%} = Q_{sr} - \Delta m (Q_{sr} - Q_{stt})$$

trong đó:  $Q_{sr}$ - lưu lượng tương ứng với số trước ( $N^{16}$ );

$Q_{stt}$ - lưu lượng tương ứng với số sau ( $N^{17}$ )

Thay giá trị số vào công thức cuối cùng ta được:

$$Q_{95\%} = 847 - 0,85(847 - 698) = 720 \text{ m}^3/\text{s}$$

Lưu lượng trung bình năm tần suất 95% bằng  $720 \text{ m}^3/\text{s}$ , nhưng trong các số liệu nghiên cứu không có lưu lượng trung bình như vậy, nên không có khả năng tính toán lưu lượng trung bình tối thiểu của tháng, do đó phải tìm theo phương pháp nội suy giữa các lưu lượng trung bình tối thiểu tháng từ dãy nghiên cứu giữa các số 16 và 17:  $Q_{11} = 266 - 0,85(266 - 328) = 318,6 \text{ m}^3/\text{s}$ .

Như vậy theo phương pháp đã cho, lưu lượng tính toán tần suất 95% lưu lượng sẽ bằng  $318,6 \text{ m}^3/\text{s}$ . Trong khi đó lưu lượng trung bình năm tần suất 95% sẽ giảm xuống từ số trước đến số sau là hoàn toàn logic, lưu lượng tối thiểu trung bình tháng nhỏ nhất theo tính toán tăng lên là không logic. Để thiết lập lưu lượng trung bình tháng tần suất 95% cần phải thống kê tất cả lưu lượng trung bình trong thời gian quan sát. Trong ví dụ đã cho là 17. 12 = 204 lưu lượng trung bình tháng. Đối với trường hợp này xác định số lưu lượng tần suất 95%:  $m = 0,95(204 + 0,4) + 0,3 = 194,5$ . Lưu lượng tính toán thực tế tần suất 95% phải ở giữa lưu lượng trung bình tháng thứ 194 và 195. Để tìm giá trị của nó không cần phải lập bảng thống kê tất cả lưu lượng trung bình tháng, ví dụ từ bảng 1.2.

**Bảng 1.2. Thống kê lưu lượng trung bình của tháng**

| Thứ tự tháng | Lưu lượng trung bình tháng | Thứ tự tháng | Lưu lượng trung bình tháng | Thứ tự tháng | Lưu lượng trung bình tháng |
|--------------|----------------------------|--------------|----------------------------|--------------|----------------------------|
| 185          | 328                        | 191          | 287                        | 197          | 254                        |
| 186          | 324                        | 192          | 287                        | 198          | 250                        |
| 187          | 308                        | 193          | 283                        | 199          | 246                        |
| 188          | 303                        | 194          | 266                        | 200          | 225                        |
| 189          | 303                        | 195          | 266                        | 201          | 217                        |
| 190          | 290                        | 196          | 262                        | 202          | 164                        |

Lưu lượng thứ 194 và 195 như nhau, bằng  $266 \text{ m}^3/\text{s}$ , vì vậy không cần phải dùng phương pháp nội suy.

Lưu lượng trung bình của tháng theo tính toán ở tần suất 95% được xác định theo phương pháp đã trình bày, bằng  $266 \text{ m}^3/\text{s}$  mà không phải  $318,6 \text{ m}^3/\text{s}$ . Vậy ta cần phải thiết lập xem lưu lượng  $318,6 \text{ m}^3/\text{s}$  trong số lưu lượng trung bình tháng của sông hồ tương ứng với tần suất nào. Có thể thiết lập bằng nội suy với  $m = 186,4$ , để xác định tần suất dùng phương trình (1.2), ta có:

$$P = \frac{m-0,3}{N+0,4} 100$$

Thay tất cả các giá trị cần thiết vào công thức này ta được:

$$P = \frac{186,4-0,3}{204+0,4} 100 = 91\%$$

Đối với tập hợp tổng quát lưu lượng trung bình tháng nhận được thì lưu lượng tính toán chỉ tương ứng với tần suất 91%, nghĩa là không thỏa mãn về độ tin cậy. Cũng cần phải lưu ý rằng việc xác định lưu lượng theo phương pháp luận bằng  $318,6 \text{ m}^3/\text{s}$  là hoàn toàn ngẫu nhiên. Tất cả đều phụ thuộc vào giá trị lưu lượng trung bình tháng nhỏ nhất trong năm ở tần suất 95%, lưu lượng trung bình năm, số 16 tương ứng với tần suất 90%, lưu lượng trung bình tháng nhỏ nhất trong năm này bằng  $266 \text{ m}^3/\text{s}$ ; lưu lượng số 17 tương ứng với tần suất 96%, còn lưu lượng trung bình tháng nhỏ nhất trong năm này là  $328 \text{ m}^3/\text{s}$ . Có sự sai lệch như vậy, nghĩa là không được dùng lưu lượng tính toán.

#### 1.4. NHU CẦU OXY SINH HÓA (BOD) CỦA NƯỚC

Nhu cầu oxy sinh hóa BOD là chỉ số độ ô nhiễm của nước theo các chất hữu cơ, có thể dùng làm thông tin ban đầu để thiết lập các biện pháp khác nhau bảo vệ nguồn nước. Song, BOD không phải là nồng độ chung của chất hữu cơ có trong nước. COD là nồng độ như vậy trong trường hợp nếu chất hữu cơ có khả năng oxy hóa bằng bicromat. BOD chỉ là một phần COD, đối với một số chất thì nó lớn nhưng đối với một số chất khác thì nó lại nhỏ. Nếu đối với nước thải sinh hoạt phần này tương đối ổn định hoặc dao động trong phạm vi không lớn lắm, thì đối với nước thải sản xuất phụ thuộc vào bản chất chất ô nhiễm nó có thể dao động trong phạm vi rất rộng từ vài chục

phần trăm đến 100%. Đối với những chất không có khả năng oxy hóa sinh hóa, nói chung BOD bằng "0" trong khi đó COD tương đối lớn. Ví dụ COD của axit picric bằng 1283 mg/g, metaaminphenol là 2493 mg/g hoặc 1905 mg/g trong khi đó BOD lại bằng "0". Trong nước có các chất hữu cơ khác nhau với nồng độ khác nhau có thể cho BOD giống nhau, khi đó độ độc hại trong nước tỷ lệ với trọng lượng. Như vậy BOD không thể coi là tương đương với nồng độ chất và là chỉ tiêu làm sạch nước. BOD trong nước chỉ được coi là có khả năng chứa chất hữu cơ để oxy hóa.

Khi phân tích nước thải và nước sông hồ người ta xác định BOD sau 5 ngày đêm ( $BOD_5$ ). Do xác định  $BOD_5$  đơn giản và cần ít thời gian hơn so với xác định BOD toàn bộ, (đòi hỏi 20, 30 ngày đêm hoặc lâu hơn nữa). Một trong những bất cập để xác định BOD toàn bộ là trong nước nồng độ nhỏ chẳng hạn như nước sông hồ, nó sẽ nitrat hóa ngay lập tức, trong khi đó xác định BOD toàn bộ đòi hỏi một lượng oxy tiêu hao trong quá trình hóa sinh để oxy hóa trước khi nitrat hóa, nghĩa là trước khi xuất hiện trong nước nitrit ở nồng độ 0,1 mg/l. Việc xác định được BOD toàn bộ như vậy là do có ý kiến cho rằng oxy hóa cacbon của hợp chất hữu cơ kết thúc hoàn toàn ngay khi bước vào nitrat hóa. Nhưng quá trình oxy hóa sinh hóa trong đa số trường hợp không kết thúc khi bắt đầu nitrat hóa và do vậy lượng oxy tiêu hao để oxy hóa sinh hóa chất hữu cơ trước khi bắt đầu nitrat hóa không đặc trưng BOD toàn bộ. Như vậy, một trong những thực nghiệm thì nitrit xuất hiện ở bảy ngày đêm, khi đó BOD là 8,7 mg/l. Khi tiến hành thí nghiệm nitrat hóa bằng tioure  $CS(NH_2)_2$ , yêu cầu BOD sinh hóa tiếp tục đến 11 ngày đêm và 18 ngày đêm là 14,3 mg/l, tiêu hao giá trị BOD toàn bộ là 5,6 mg/l hoặc gần 40%. Những số liệu dẫn ra ở trên có thể chỉ mới đặc trưng một phần nào, có thể còn thấy sự sai lệch khác nhau về giá trị BOD toàn bộ so với giá trị của nó trước khi nitrat hóa. Ở đây quan trọng là không phải tính toán BOD cho  $t$  ngày đêm nào cả hay BOD trước khi nitrat hóa mà là BOD toàn bộ tương ứng với oxy hóa phần cacbon của chất nền.

Oxy hóa sinh hóa các chất hữu cơ được chia ra làm hai pha: pha thứ nhất xảy ra oxy hóa cacbon đến  $CO_2$  và hydro đến nước  $H_2O$ ; còn ở pha thứ hai cơ bản oxy hóa hợp chất amoni đến nitrat. Nếu theo cách xác định BOD toàn bộ thì BOD phải đặc trưng pha thứ nhất oxy hóa sinh hóa chất hữu cơ chỉ liên quan tới việc tạo thành  $CO_2$  và  $H_2O$ . Mặt khác biết rằng tập hợp các

quá trình lý sinh thường xảy ra trong cơ thể sống có liên quan tới sự hấp thụ oxy từ môi trường xung quanh và sinh ra khí  $\text{CO}_2$  và  $\text{H}_2\text{O}$ . Trong đó quá trình oxy hóa chất hữu cơ, năng lượng sẽ được giải phóng đảm bảo cho hoạt động của cơ thể. Như vậy BOD đặc trưng cho phần nồng độ chất hữu cơ tiêu hao cho các vi sinh vật để duy trì yêu cầu năng lượng của nó. Bởi vì bất cứ một cơ thể sống nào cũng cần các chất hữu cơ với hai mục đích, một là để tiếp nhận năng lượng cần cho hoạt động sống và để tái tạo lại các tế bào mới, BOD chỉ có thể tương đương một phần nồng độ mà không phải toàn bộ nồng độ của chất hữu cơ có trong nước. Nếu BOD chỉ đặc trưng phần nồng độ chất nền thì dùng năng lượng vi sinh để tạo ra các tế bào mới, nghĩa là với mục đích đó thì nó có khả năng dùng lượng chất nền bằng hiệu của COD – BOD toàn bộ.

Hiện nay cũng có ý kiến cho rằng trong COD có BOD, nhưng trong thực tế nếu dùng những số liệu phân tích như vậy sẽ không thể đánh giá chính xác được chất lượng nước, nên từ đây nảy sinh ra một số hệ quả để đánh giá chính xác chất lượng nước cần phải xác định các giá trị BOD và COD. Để đơn giản khi viết công thức ta đưa ra các ký hiệu sau đây:

$Y_{bd}$  - COD ban đầu của nước chưa được làm sạch;

$Y_{cc}$  - COD của nước đã làm sạch;

$L_{bd}$  - BOD toàn bộ ban đầu của nước chưa làm sạch;

$L_{cc}$  - BOD toàn bộ cuối cùng của nước làm sạch;

$R$  - lượng chất nền dùng làm mềm (bằng đơn vị COD).

Lượng chất nền có thể dùng để làm mềm là  $Y_{bd} - L_{bd}$ , lượng còn lại trong nước đã làm sạch có  $Y_{cc} - L_{cc}$  không có thể dùng vi sinh vật làm mềm nước được. Khi đó cân bằng theo chất nền có thể viết ở dạng sau:

$$R = Y_{bd} - L_{bd} - (Y_{cc} - L_{cc}) \quad (1.3)$$

Còn COD của nước đã làm sạch khi  $BOD_{cc}$  bằng 0 thì sẽ là:

$$Y_{cc} = Y_{bd} - L_{bd} - R \quad (1.4)$$

$$\text{Hoặc} \quad Y_{cc}/Y_{bd} = 1 - L_{bd}/Y_{bd} - R/Y_{bd} \quad (1.5)$$

Khi làm sạch nước thải bằng aeroten là hướng tới khả năng làm tăng tối thiểu bùn hoạt tính, bởi vì xử lý tiếp tương đối phức tạp và đòi hỏi chi phí lớn. Song khi đạt được điều kiện nhất định thì COD của nước làm sạch lượng chất nền  $Y_{cr}$  có khả năng giảm xuống tối đa. Nhưng nếu  $Y_{cr}$  còn lớn và có thể giảm nó xuống được nữa bằng cách tăng cường bùn hoạt tính, thì khả năng chuyển các chất hữu cơ hòa tan vào trạng thái không hòa tan đó chính là các chất rắn, việc tách chất rắn ra khỏi nước đơn giản và ít tốn kém hơn là làm sạch nước. Cuối cùng chuyển các chất hòa tan thành các chất không hòa tan là một trong những công nghệ được dùng làm sạch nước, song cũng cần phải xử lý các chất cặn tạo ra. Để bảo vệ nước sông hồ khỏi bị ô nhiễm điều quan trọng là giảm nồng độ của cả chất hòa tan và không hòa tan đến giới hạn cần thiết.

Trong mối quan hệ này cũng cần khẳng định rằng COD cũng như BOD là những chất cụ thể gây ô nhiễm nước. Vì vậy lấy tiêu chuẩn chất lượng nước theo COD, bởi vì chỉ một mình COD cũng có thể làm cho nước không độc hại trừ khi có chất độc hữu cơ. Nếu nước thải vào sông hồ có COD cao cần phải nhận dạng chất tạo ra COD, xác định nồng độ của nó và khả năng thải nó vào sông hồ loại nước như vậy. Bởi lượng oxy hòa tan trong nước sông hồ được tiêu chuẩn hóa do vậy có thể tiêu chuẩn hóa cả oxy thu hồi. Điều đặt ra ở đây là vậy trong loại nước nào thì phải xác định BOD, rõ ràng là BOD cần xác định trong nước thải ra sông hồ. Nếu trong nước có chứa chất hữu cơ rắn có nhu cầu oxy để oxy hóa, thì cần phải xác định BOD trong mẫu nước chưa lọc, bởi vì chất lượng nước sông hồ không phải là oxy tiêu hao để oxy hóa chất hữu cơ hòa tan hay không hòa tan. Cần phải biết phần nào BOD cho chất hữu cơ hòa tan và phần nào cho chất hữu cơ không hòa tan để có khả năng oxy hóa sinh hóa. Các chất hữu cơ hòa tan và không hòa tan có thể oxy hóa với tốc độ khác nhau, nghĩa là có hệ số không bền vững khác nhau, nếu xác định được các hệ số này sẽ cho phép dự báo gần đúng động học tự làm sạch nước sông hồ, các chất có trong sông hồ làm cho nồng độ oxy hòa tan trong nước sông hồ thay đổi theo thời gian do kết quả tự làm sạch.

Ý nghĩa về giá trị của BOD được phân biệt đối với các chất hòa tan và không hòa tan là để tìm các biện pháp bảo vệ nguồn nước. Như vậy, nếu nước thải có BOD cao thì phải làm sạch sơ bộ trước khi thải ra sông hồ. Đầu

tiền phải xem xét khả năng giảm BOD do các chất rắn có thể loại bỏ khỏi nước bằng công nghệ đơn giản là lọc, trong khi đó làm sạch nước khỏi các chất hòa tan đòi hỏi phương pháp phức tạp và tốn kém hơn, chẳng hạn như dùng phương pháp hấp thụ. Nhưng trong bất cứ trường hợp nào khi xác định BOD trong nước chưa lọc hoặc tách các chất hòa tan (nước lọc) và các chất rắn cần phải thật thận trọng, đảm bảo sự phân bố oxy đều khắp chai, và tất nhiên cần phải ức chế nitrat hóa, nếu không sẽ không thể thiết lập được BOD chung cho những chất dùng trong công nghiệp có thời gian phơi sáng 30, 40 ngày đêm và lâu hơn nữa. Như đã nói trên, để ức chế nitrat hóa có thể dùng tioure nồng độ 0,5 - 1 mg/l. Thực nghiệm chỉ ra rằng, khi thêm vào nước thử nghiệm 0,5 mg/l tioure, lượng nitrit trong thời gian 11 ngày đêm được duy trì ở mức 0,05 mg/l; 18 ngày đêm lượng nitrit tăng lên đến 0,1 mg/l và tiếp tục sẽ không thay đổi; sau 20 ngày đêm thì kết thúc yêu cầu oxy. Alyl, tioure và etylen tioure là những chất gây ức chế có hiệu quả của quá trình nitrat hóa, có các chất này, nồng độ nitrit không thay đổi trong thời gian 40 ngày đêm và lâu hơn nữa, không cản trở tới quá trình của BOD. Bởi vì có tioure nên nồng độ của nitrit sẽ tăng lên, tuy có tương đối chậm, cho phép sử dụng nó khi xác định BOD đối với các chất sinh học mềm, yêu cầu oxy sẽ kết thúc sau gần 20 ngày đêm. Đối với các chất sinh học mạnh đòi hỏi thời gian trên 20 ngày đêm. Để ức chế nitrat hóa tốt nhất sử dụng alyltioure hay etylen tioure.

Cần phải xem xét riêng nước thải có chứa lượng lớn nitơ amoni (ví dụ nước trong sản xuất hóa học, các tổ hợp động vật v.v). Khi nồng độ nitơ amoni lớn thì chất gây ức chế nitrat hóa ở lượng cho phép sẽ không mạnh lắm. Trong những trường hợp như vậy sẽ tiếp tục lọc các chất không hòa tan và xác định BOD riêng cho các pha rắn và pha lỏng. Cần phải lọc pha lỏng qua cát để loại các ion amoni ra khỏi nước, nhưng vì có một lượng không có thể lọc triệt để được nên xác định BOD đối với pha lỏng cần phải tiến hành với sự ức chế nitrat hóa. Người ta chia các chất hữu cơ đưa vào biểu thức (1.5) theo giá trị tỷ lệ  $L_{bd}/Y_{bd} = BOD_{th} / COD$  ra thành chất dễ oxy hóa và khó oxy hóa.

Ví dụ đối với rượu etylic, tỷ lệ này bằng 0,875, đối với etylenglycol - 0,84. Như vậy có thể làm sạch nước thải khỏi các chất bằng các công trình sinh học mà không làm tăng bùn hoạt tính hoặc màng sinh học. Các chất này

là những chất dễ oxy hóa bằng sinh học. Đối với izopren thì tỷ số này bằng 0,17, còn đối với dầu lửa là 0,1. Những chất như vậy thuộc về những chất khó oxy hóa.

Khi tỷ lệ  $R/Y_{bi}$  cao có khả năng làm sạch nước thải khỏi các chất tương tự. Nhưng thực tế làm sạch nước thải có các chất này bằng aeroten có khả năng tăng bùn hoạt tính một ít và làm cho COD nước thải sạch hơn.

Khi phân tích nước bằng hóa học thường xác định  $BOD_5$  chứ không phải  $BOD_{tb}$ . Tất nhiên xác định  $BOD_{tb}$  đòi hỏi thời gian dài nhưng có khó khăn trong quá trình phân tích, nếu không có phương pháp khác để xác định  $BOD_{tb}$  thời gian ngắn hơn thì phải chấp nhận cách phân tích hiện tại. Trong bất kỳ trường hợp nào điều đó là cần thiết bởi vì theo tiêu chuẩn và các qui định bảo vệ nước mặt khỏi bị ô nhiễm do nước thải đòi hỏi phải xác định được  $BOD$  để tính toán công trình và đánh giá chất lượng nước. Để kiểm tra định kỳ chất lượng nước có thể giới hạn bằng xác định  $BOD_5$  và ngay cả  $BOD_2$  để giảm thời gian phân tích, vì vậy cần phải có sự hiệu chỉnh để cho phép tính toán lại  $BOD_5$  hay  $BOD_2$  thành  $BOD_{tb}$  và đưa vào bảng số liệu phân tích.

## 1.5. NỒNG ĐỘ CHẤT NỀN

Nồng độ chất nền được đặc trưng bằng lượng chất ô nhiễm trong nước sông hồ pha loãng và đóng vai trò quan trọng trong việc hình thành chất lượng nước hồ.

Để có được cách giải quyết đúng đắn về bảo vệ nguồn nước, cần phải biết nồng độ chính của chất nền được tạo ra do tác động của tự nhiên hay do sinh hoạt của con người. Khi nghiên cứu hệ thống bảo vệ sức khỏe đối với các khu dân cư dọc hai bờ sông hay quanh khu vực hồ có nhiều cửa thải, đặc biệt quan trọng cần phải làm rõ nguồn gốc nồng độ chất nền trong nước thải sinh hoạt. Để đánh giá nồng độ chất nền cần phải bắt đầu từ đầu sông trước cửa thải thứ nhất nghĩa là từ chỗ nước còn sạch. Nồng độ nền của các chất ở cửa thải thứ nhất có thể xác định trực tiếp bằng phân tích nước sông hồ. Nhưng nếu các số liệu này khó nhận được thì nồng độ chất nền ở các đoạn này có thể được thiết lập bằng cách tính toán theo các công thức. Trong thực tế thường lấy nồng độ chất nền tính toán bằng giá trị trung bình của một loạt

quan sát. Nhưng chọn cách đó không phải thường xuyên đúng cả, đặc biệt khi các giá trị đo được không nhiều. Vì vậy nếu chọn không đúng sẽ không giải quyết tốt được vấn đề bảo vệ nguồn nước.

Trong thực tế các giá trị không tin cậy phải loại bỏ, nhưng không phải thường xuyên có thể điều chỉnh được. Để loại bỏ giá trị không tin cậy ra khỏi tập hợp nghiên cứu ta phải dùng nhiều phương pháp. Dưới đây xem xét hai phương pháp đơn giản và đáng tin cậy:

Theo phương pháp thứ nhất gọi lưu lượng để kiểm tra  $Q = \text{test}$  sau khi đưa các giá trị vào bảng thống kê ta tìm được giá trị:

$$Q_{in} = (X_k - X_{k-1}) / (X_k - X_1) \quad (1.6)$$

trong đó:  $X_k$  - giá trị nghi vấn;

$X_{k-1}$  - giá trị bên cạnh.

Sau đó theo bảng 1.3. xác định giá trị  $Q_{bc}$  phụ thuộc vào số thành phần dãy  $k$  ( số giá trị đo được ) và hệ số tin cậy  $\alpha$ , là xác suất tin cậy.

**Bảng 1.3. Giá trị đại lượng  $Q_{bc}$**

| Số quan sát              |      | 3    | 4    | 5    | 6    | 7    | 8    | 9    | 10   |
|--------------------------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|
| $Q_{bc}$<br>khi $\alpha$ | 0,95 | 0,94 | 0,76 | 0,64 | 0,56 | 0,51 | 0,47 | 0,44 | 0,41 |
|                          | 0,99 | 0,99 | 0,89 | 0,76 | 0,70 | 0,64 | 0,58 | 0,55 | 0,53 |

Nếu  $Q_{in} < Q_{bc}$  thì vẫn cần phải bảo toàn giá trị nghi vấn ở dãy đã lấy và cả số giá trị lấy để xác định giá trị trung bình  $\bar{x}$ . Nếu  $Q_{in} > Q_{bc}$  thì cần phải bỏ giá trị nghi vấn đi và không tính đến khi xác định  $\bar{x}$ .

Đối với ví dụ trên, về tỷ lệ nồng độ chất nền với BOD theo công thức (1.6) ta được:

$$Q_{in} = (20 - 0,6) / (20 - 0,2) = 0,98$$

Đại lượng quan sát  $Q_{bc}$  bằng 0,44 khi  $\alpha = 0,95$  và 0,55 khi  $\alpha = 0,99$  phù hợp với trường hợp khi  $Q_{in} > Q_{bc}$ , từ đây  $X_9 = 20$  BOD là một trong những tập hợp đã cho và phải loại bỏ ra khỏi nghiên cứu.



Theo phương pháp thứ hai từ tất cả các xác định  $k = 1, 2 \dots n$  có cả giá trị nghi vấn người ta sẽ tìm được giá trị trung bình toán học  $\bar{X} = \sum_{k=1}^n X_k / n$ . Sau đó xác định sai số trung bình:

$$S = \sqrt{\sum_{k=1}^n (X_k - \bar{X})^2 / (n-1)} \quad (1.7)$$

$$V_{\max} = |(\bar{x} - x_k) / S| \quad (1.8)$$

Sau đó theo bảng 1.4 có giá trị  $\beta$  là xác suất, giá trị  $V_{\max}$  trong dãy quan sát được  $n$ . Nếu  $\beta > 0,1$  thì giá trị  $X_k$  không phải là sai số, và cần phải chọn. Khi  $0,1 > \beta > 0,01$  giá trị  $X_k$  có thể chọn hoặc không chọn (khi  $\beta$  gần tới 0,1 thì chọn, còn khi  $\beta$  gần tới 0,01 thì không chọn). Khi  $\beta < 0,01$  thì không chọn giá trị  $X_k$  coi như là thành phần tập hợp đã cho.

**Bảng 1.4. Giá trị  $V_{\max}$**

| $n$ | $V_{\max}$ khi $\beta$ |      |       |      | $n$ | $V_{\max}$ khi $\beta$ |      |       |      |
|-----|------------------------|------|-------|------|-----|------------------------|------|-------|------|
|     | 0,1                    | 0,05 | 0,025 | 0,01 |     | 0,1                    | 0,05 | 0,025 | 0,01 |
| 3   | 1,41                   | 1,41 | 1,41  | 1,41 | 15  | 2,33                   | 2,49 | 2,64  | 2,8  |
| 4   | 1,65                   | 1,69 | 1,71  | 1,72 | 16  | 2,35                   | 2,52 | 2,67  | 2,84 |
| 5   | 1,79                   | 1,87 | 1,91  | 1,96 | 17  | 2,38                   | 2,55 | 2,7   | 2,87 |
| 6   | 1,89                   | 2    | 2,07  | 2,13 | 18  | 2,4                    | 2,58 | 2,73  | 2,9  |
| 7   | 1,97                   | 2,09 | 2,18  | 2,27 | 19  | 2,43                   | 2,6  | 2,75  | 2,93 |
| 8   | 2,04                   | 2,17 | 2,27  | 2,37 | 20  | 2,45                   | 2,62 | 2,78  | 2,96 |
| 9   | 2,1                    | 2,24 | 2,35  | 2,46 | 21  | 2,47                   | 2,64 | 2,8   | 2,98 |
| 10  | 2,15                   | 2,29 | 2,41  | 2,54 | 22  | 2,49                   | 2,66 | 2,82  | 3,01 |
| 11  | 2,19                   | 2,34 | 2,47  | 2,61 | 23  | 2,5                    | 2,68 | 2,84  | 3,03 |
| 12  | 2,23                   | 2,39 | 2,52  | 2,66 | 24  | 2,52                   | 2,7  | 2,86  | 3,05 |
| 13  | 2,26                   | 2,43 | 2,56  | 2,71 | 25  | 2,54                   | 2,72 | 2,88  | 3,07 |
| 14  | 2,3                    | 2,46 | 2,6   | 2,78 |     |                        |      |       |      |

## CHƯƠNG 2

# QUÁ TRÌNH PHA LOÃNG NƯỚC THẢI TRONG SÔNG HỒ

## 2.1. KHÁI NIỆM VỀ PHA LOÃNG NƯỚC THẢI TRONG SÔNG HỒ

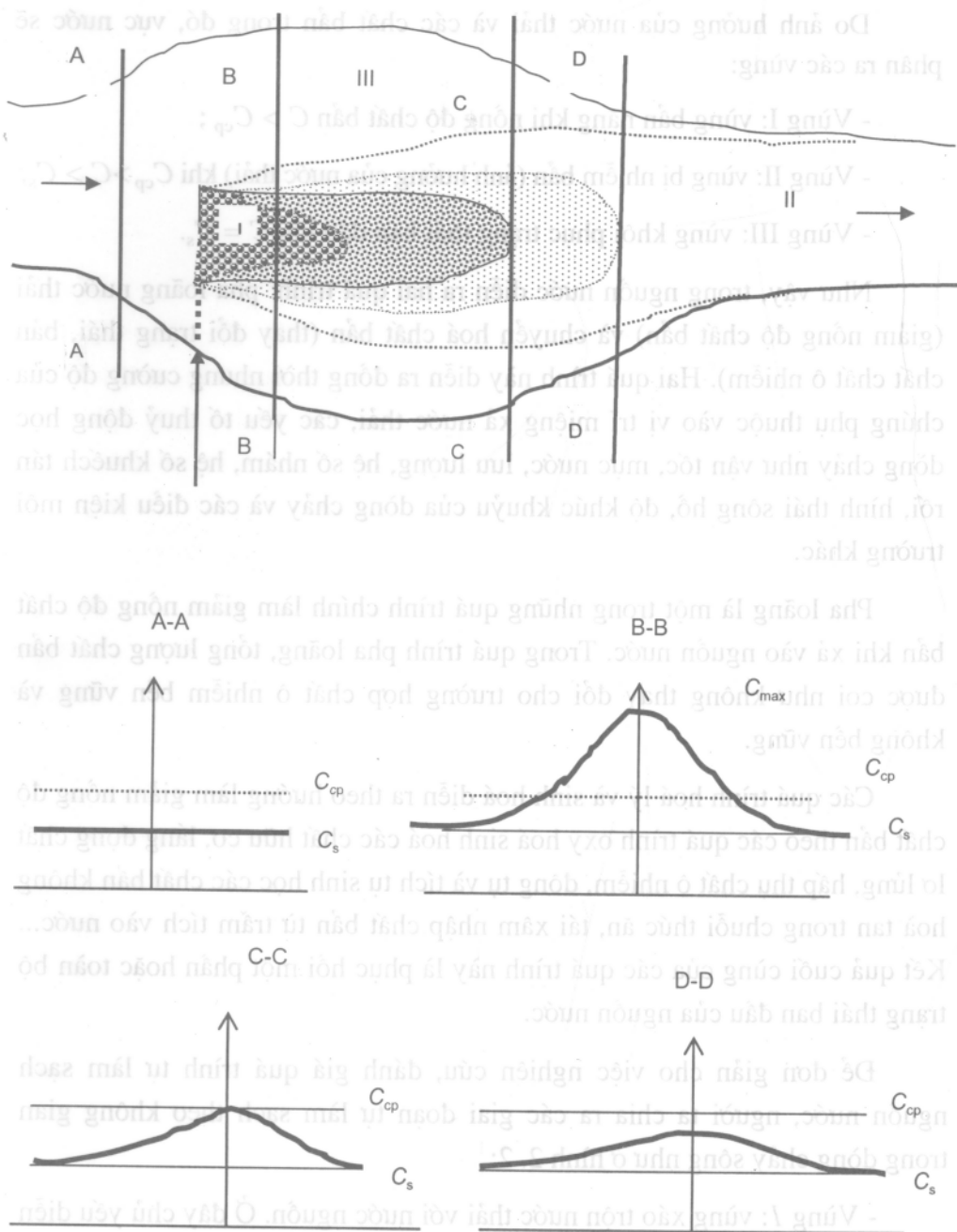
### 2.1.1. Sự phân bố các chất ô nhiễm trong sông hồ sau khi tiếp nhận nước thải

Sau khi xả nước thải vào nguồn, các chất ô nhiễm sẽ phân bố và chuyển hoá theo các quy luật tự nhiên, được gọi là quá trình tự làm sạch. Đó là tổ hợp các quá trình như: thuỷ động học, sinh học, hoá học, hoá lý... diễn ra trong sông hồ bị nhiễm bẩn sau khi tiếp nhận nước thải nhằm phục hồi trạng thái (thành phần và tính chất) ban đầu. Như vậy, khi xả nước thải vào sông hồ, các chất bẩn tiếp tục được xử lý nhờ tổ hợp các quá trình vật lý, hoá học và sinh hoá diễn ra trong nguồn nước.

Tự làm sạch bao gồm hai quá trình cơ bản: quá trình pha loãng nước thải với nguồn nước và quá trình chuyển hoá chất bẩn trong đó theo thời gian.

Sau khi tiếp nhận nước thải, nồng độ chất ô nhiễm trong sông hồ sau cống xả nước thải sẽ được phân bố như ở hình 2. 1.

Các chất bẩn trong nước thải xâm nhập vào các vùng của thuỷ vực dưới tác động của dòng chảy và các yếu tố thuỷ động học khác. Đây là quá trình khuếch tán rối tạo nên sự xáo trộn pha loãng nước sông hồ với nước thải. Nồng độ chất bẩn trong vùng bị ảnh hưởng của nước thải sẽ giảm dần. Nếu có sự phân giải các chất hữu cơ cũng như chuyển hoá các chất bẩn khác, nồng độ chất bẩn ( $C$ ) trong nước sẽ tiến đến bằng nồng độ trước khi xả nước thải ( $C_0$ ).



**Hình 2.1. Phân bố nồng độ các chất ô nhiễm trong thủy vực sau khi tiếp nhận nước thải:**

$C_s$  - nồng độ chất bẩn trong sông hồ trước khi tiếp nhận nước thải;  $C_{cp}$  - nồng độ giới hạn cho phép của chất bẩn trong sông hồ

Do ảnh hưởng của nước thải và các chất bẩn trong đó, vực nước sẽ phân ra các vùng:

- Vùng I: vùng bán nặng khi nồng độ chất bẩn  $C > C_{cp}$ ;
- Vùng II: vùng bị nhiễm bẩn (ảnh hưởng của nước thải) khi  $C_{cp} > C > C_s$ ;
- Vùng III: vùng khôi phục trạng thái ban đầu khi  $C = C_s$ .

Như vậy, trong nguồn nước diễn ra hai quá trình: pha loãng nước thải (giảm nồng độ chất bẩn) và chuyển hoá chất bẩn (thay đổi trạng thái, bản chất chất ô nhiễm). Hai quá trình này diễn ra đồng thời nhưng cường độ của chúng phụ thuộc vào vị trí miệng xả nước thải, các yếu tố thủy động học dòng chảy như vận tốc, mực nước, lưu lượng, hệ số nhám, hệ số khuếch tán rối, hình thái sông hồ, độ khúc khuỷu của dòng chảy và các điều kiện môi trường khác.

Pha loãng là một trong những quá trình chính làm giảm nồng độ chất bẩn khi xả vào nguồn nước. Trong quá trình pha loãng, tổng lượng chất bẩn được coi như không thay đổi cho trường hợp chất ô nhiễm bền vững và không bền vững.

Các quá trình hoá lý và sinh hoá diễn ra theo hướng làm giảm nồng độ chất bẩn theo các quá trình oxy hoá sinh hoá các chất hữu cơ, lắng đọng chất lơ lửng, hấp thụ chất ô nhiễm, đông tụ và tích tụ sinh học các chất bẩn không hoà tan trong chuỗi thức ăn, tái xâm nhập chất bẩn từ trầm tích vào nước... Kết quả cuối cùng của các quá trình này là phục hồi một phần hoặc toàn bộ trạng thái ban đầu của nguồn nước.

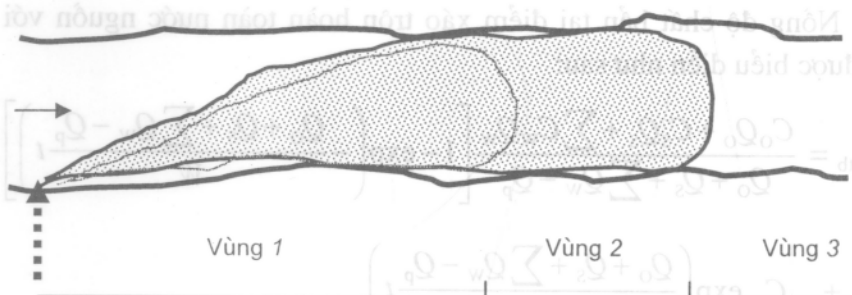
Để đơn giản cho việc nghiên cứu, đánh giá quá trình tự làm sạch nguồn nước, người ta chia ra các giai đoạn tự làm sạch theo không gian trong dòng chảy sông như ở hình 2. 2:

- Vùng 1: vùng xáo trộn nước thải với nước nguồn. Ở đây chủ yếu diễn ra quá trình pha loãng nước sông với nước thải;

- Vùng 2: vùng pha loãng hoàn toàn nước sông với nước thải. Điểm ranh giới giữa vùng 1 và vùng 2 chỉ là quy ước, vì trong thực tế không có điểm xáo trộn hoàn toàn nước thải với nước sông. Tuy nhiên thời điểm

khoảng 80% lượng nước sông tham gia pha loãng nước thải được coi là điểm xáo trộn hoàn toàn. Tại vùng này chủ yếu diễn ra các quá trình hoá lý và sinh hoá để chuyển hoá chất bẩn;

- Vùng 3: vùng khôi phục trạng thái ban đầu của nguồn nước.



Hình 2.2. Sơ đồ phân bố các vùng tự làm sạch trong sông

### 2.1.2. Quá trình pha loãng nước sông hồ với nước thải

Để xác định được nồng độ các chất ô nhiễm trong nước thải tại cống xả ra nguồn, cần thiết phải tính toán sự xáo trộn và tự làm sạch của nguồn nước từ chỗ đó đến điểm kiểm tra lấy nước sử dụng gần nhất. Khi xả nước thải vào sông hồ, sẽ diễn ra quá trình xáo trộn pha loãng nước nguồn với nước thải. Quá trình pha loãng nước sông, hồ với nước thải đặc trưng bằng số lần pha loãng  $n$  và xác định như sau:

$$n = \frac{Q' + q}{q} = \frac{C_{nth} - C_{ng}}{C_t - C_{ng}} \quad (2.1)$$

trong đó:  $Q'$  - lưu lượng nước nguồn tham gia pha loãng với nước thải;

$$Q' = a \cdot Q \quad (2.2)$$

$Q$  - lưu lượng nước nguồn nhỏ nhất đảm bảo tần suất 95%;

$a$  - phần nước sông tham gia pha loãng với nước thải, được gọi là hệ số pha loãng;

$q$  - lưu lượng nước thải xả vào nguồn;

$C_{nth}$  - nồng độ chất bẩn trong nước thải xả vào nguồn;

$C_{ng}$  - nồng độ chất bẩn trong nguồn nước;

$C_t$  - nồng độ chất bẩn trong nước thải tại thời điểm  $t$ .

Hệ số pha loãng  $\alpha$  đặc trưng cho phần nước nguồn tham gia xáo trộn với nước thải, phụ thuộc vào chế độ thủy động học của dòng chảy và của cống xả nước thải.

Nồng độ chất bẩn tại điểm xáo trộn hoàn toàn nước nguồn với nước thải được biểu diễn như sau:

$$C_{tb} = \frac{C_o Q_o + C_s Q_s + \sum C_w Q_w}{Q_o + Q_s + \sum Q_w - Q_p} \left[ 1 - \exp \left( - \frac{Q_o + Q_s + \sum Q_w - Q_p}{W} t \right) \right] + C_s \cdot \exp \left( \frac{Q_o + Q_s + \sum Q_w - Q_p}{W} t \right) \quad (2.3)$$

trong đó:  $W$ - dung tích nước sông, hồ;

$t$ - thời gian dòng chảy;

$Q_w$  - lượng nước bổ sung trên đoạn dòng chảy nghiên cứu trong thời gian  $t$ ;

$Q_p$  - lượng nước hao hụt (bay hơi, chảy khỏi thủy vực theo các nhánh sông...) trong thời gian  $t$ .

Nếu trong đoạn sông không có tổn thất nước  $Q_p$  thì nồng độ trung bình của vật chất tại điểm xáo trộn hoàn toàn sẽ là:

$$C_{tb} = \frac{C_o Q_o + C_s Q_s + \sum C_w Q_w}{Q_o + Q_s + Q_w} \quad (2.4)$$

Đối với hồ động (có lưu thông nước), nồng độ chất ô nhiễm tại thời điểm xáo trộn hoàn toàn có thể biểu thị bằng biểu thức sau đây:

$$C_{tb} = (C_o Q_o + \sum C_{ng} \cdot Q_{ng}) \beta / W \quad (2.5)$$

Đối với biển:  $C_{tb} \approx C_{ng}$ .

Như vậy số lần pha loãng lớn nhất  $n_{max}$  sẽ là:

- Đối với sông:

$$n_{\max} = (Q_o + \sum Q_{ng})/Q_o \quad (2.6)$$

- Đối với hồ:

$$n_{\max} = \frac{C_o - C_{ng}}{(C_o Q_o + \sum C_{ng} \cdot Q_{ng}) \frac{\beta}{W} - C_{ng}} \quad (2.7)$$

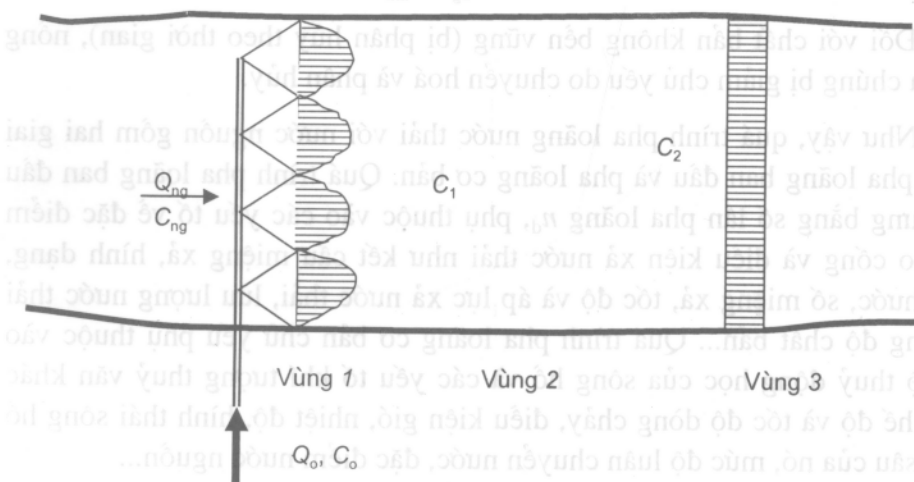
trong đó  $\beta$  là chu kỳ trao đổi nước hoàn toàn, xác định như sau:

$$\beta = \frac{W}{Q_o + Q_s + \sum Q_w - Q_p} \quad (2.8)$$

Nồng độ chất bẩn  $C_{tb}$  tại thời điểm  $t$  sau khi xả nước thải vào hồ sẽ là:

$$C_{tb} = (C_o \cdot Q_o + C_s \cdot Q_s + \sum Q_w \cdot C_w - C_p \cdot Q_p) \frac{\beta}{W} \left[ 1 - \exp\left(-\frac{t}{\beta}\right) \right] + C_s \cdot \exp\left(\frac{t}{\beta}\right) \quad (2.9)$$

Nghiên cứu quá trình pha loãng trong sông hồ theo sơ đồ trên hình 2.3 thấy rằng: tại tiết diện ban đầu (tại miệng xả) số lần pha loãng bằng 1 ( $C_t = C_{nth}$ ). Sau đó nồng độ chất bẩn sẽ giảm dần theo ba vùng như trên hình 2.3.



Hình 2.3. Sơ đồ pha loãng nước thải trong dòng chảy sông

Tại vùng 1: pha loãng ban đầu do dòng chảy rối từ cống xả nước thải

tạo nên và được đặc trưng bằng số lần pha loãng ban đầu  $n_1$  ( $n_1 \geq 1$ ):

$$n_1 = (C_0 - C_{ng}) / C_1 - C_{ng} \quad (2.10)$$

Tại vùng 2: pha loãng cơ bản do chế độ thủy động học dòng chảy sông hồ tạo nên và đặc trưng bằng số lần pha loãng cơ bản  $n_2$ :

$$n_2 = (C_1 - C_{ng}) / (C_2 - C_{ng}) \quad (2.11)$$

Nhân các biểu thức (2.10) và (2.11) với nhau, sẽ có:

$$(C_0 - C_{ng}) / (C_2 - C_{ng}) = n_1 \cdot n_2 = n \quad (2.12)$$

Nếu  $n_1$  là số lần pha loãng ban đầu (xảy ra tại vùng 1- vùng xáo trộn ban đầu do tác động của dòng chảy rối) và ký hiệu là  $n_d \equiv n_1$ ;  $n_2$  là số lần pha loãng cơ bản (xảy ra trong vùng pha loãng cơ bản dưới tác động của các yếu tố thủy động học dòng chảy) và ký hiệu là  $n_c \equiv n_2$ , thì số lần pha loãng chung  $n$  sẽ là:

$$n = n_1 \cdot n_2 = n_d \cdot n_c \quad (2.13)$$

Tại vùng 3: pha loãng hoàn toàn nước thải với nguồn nước. Hệ số  $\gamma$  tại vùng này sẽ bằng 1. Đối với các chất bền bền vững (không bị phân hủy theo thời gian) thì nồng độ chất bẩn tại vùng thứ ba này  $C_3$  sẽ là:

$$C_3 = \frac{C_{ng} \cdot Q_{ng} + C_{nth} \cdot Q_{nth}}{Q_{ng} + Q_{nth}} \quad (2.14)$$

Đối với chất bẩn không bền vững (bị phân hủy theo thời gian), nồng độ của chúng bị giảm chủ yếu do chuyển hoá và phân hủy.

Như vậy, quá trình pha loãng nước thải với nước nguồn gồm hai giai đoạn: pha loãng ban đầu và pha loãng cơ bản. Quá trình pha loãng ban đầu đặc trưng bằng số lần pha loãng  $n_d$ , phụ thuộc vào các yếu tố về đặc điểm cấu tạo cống và điều kiện xả nước thải như kết cấu miệng xả, hình dạng, kích thước, số miệng xả, tốc độ và áp lực xả nước thải, lưu lượng nước thải và nồng độ chất bẩn... Quá trình pha loãng cơ bản chủ yếu phụ thuộc vào chế độ thủy động học của sông hồ và các yếu tố khí tượng thủy văn khác như: chế độ và tốc độ dòng chảy, điều kiện gió, nhiệt độ, hình thái sông hồ và độ sâu của nó, mức độ luân chuyển nước, đặc điểm nước nguồn...

Quá trình xáo trộn và pha loãng nước sông hồ với nước thải có ý nghĩa rất lớn trong việc bảo vệ nguồn nước:



- Giảm được nồng độ chất bẩn tại các điểm cục bộ trong sông hồ;
- Phân bố đều tải trọng chất bẩn trong toàn bộ dung tích nước nên tăng cường được quá trình tự làm sạch (phân bố tải trọng chất bẩn cho vi sinh vật);
- Do giảm được tải lượng chất bẩn cục bộ, phù hợp với khả năng tự điều chỉnh của hệ sinh thái vực nước nên độ ổn định của hệ được bảo đảm;
- Dựa vào số lần pha loãng nước nguồn với nước thải, ta có thể xác định được mức độ xử lý nước thải cần thiết và thiết lập được các biện pháp bảo vệ sông hồ khác.

## 2.2. TÍNH TOÁN QUÁ TRÌNH PHA LOÃNG NƯỚC THẢI TRONG SÔNG HỒ

### 2.2.1. Tính toán pha loãng nước thải trong sông hồ theo mô hình ổn định một chiều

Dòng thải từ các đô thị, cơ sở sản xuất đổ ra sông thường là dòng thải liên tục. Sau một thời gian thải nhất định, quá trình phát tán chất ô nhiễm từ nguồn thải vào sông trở nên ổn định. Nghĩa là nồng độ chất ô nhiễm trong sông tại những điểm xác định không thay đổi theo thời gian. Phương trình khuếch tán rối một chiều, ổn định để tính toán lan truyền chất bẩn bền vững trong sông hồ (phương trình khuếch tán) khi cho  $\partial C/\partial t = 0$ ;  $\partial C/\partial y = 0$ ;  $\partial C/\partial Z = 0$ ;  $\partial^2 C/\partial y^2 = 0$ ;  $\partial^2 C/\partial Z^2 = 0$ ;  $V_y = 0$ ;  $V_z = 0$  và  $F = 0$ ) sẽ là:

$$V_x \frac{\partial C}{\partial x} = E_x \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} \quad (2.15)$$

Biểu thức này được Frolov sử dụng để tính toán quá trình pha loãng nước thải trong sông. Phát triển nghiên cứu của Frolov, năm 1954 Rodzinler [36] đề xuất biểu thức xác định hệ số xáo trộn nước thải trong sông ( $a$ ) như sau :

$$a = \frac{1 - e^{a\sqrt[3]{x}}}{1 + \frac{Q}{q} e^{a\sqrt[3]{x}}} \quad (2.16)$$

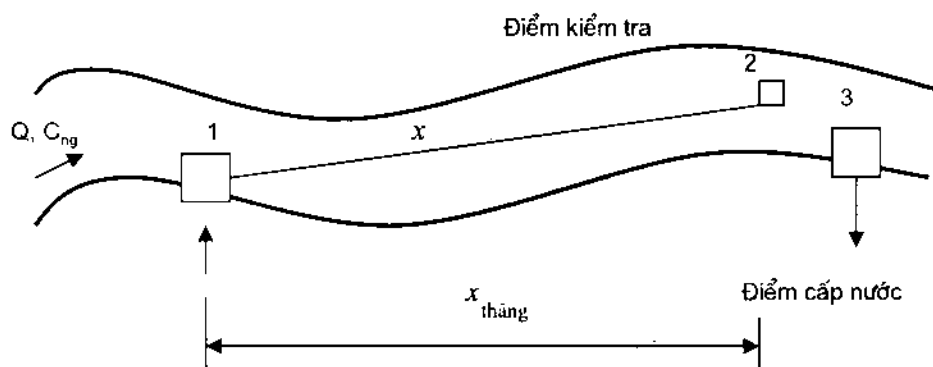
trong đó:  $x$  - khoảng cách từ miệng xả đến điểm tính toán theo chiều dòng chảy trong sông, m;

$\alpha$  - hệ số thực nghiệm xác định theo công thức:

$$\alpha = \varphi \cdot \xi \cdot \sqrt[3]{\frac{E}{q}} \quad (2.17)$$

$\varphi$  - hệ số hình thái sông (dòng chảy), phụ thuộc vào độ khúc khuỷu, xác định theo biểu thức (sơ đồ hình 2.4):

$$\varphi = \frac{x}{x_{\text{thẳng}}} \quad (2.18)$$



**Hình 2.4. Sơ đồ tính toán xác định hệ số pha loãng  $a$  trong dòng sông**

$\xi$  - hệ số phụ thuộc vào vị trí cống xả nước thải,  $\xi = 1$  khi xả nước thải ven bờ và  $\xi = 1,5$  khi xả nước thải giữa lòng sông;

$E$  - hệ số khuếch tán rối.

Trong trường hợp sông lớn, chảy qua vùng đồng bằng thì  $E$  có thể xác định như sau:

$$E = \frac{v_{tb} \cdot H_{tb}}{200} \quad (2.19)$$

trong đó:  $H_{tb}$  - độ sâu trung bình của lòng sông, m;

$v_{tb}$  - tốc độ trung bình của dòng chảy trong sông, m/s.

## 2.2.2. Tính toán pha loãng nước thải trong sông hồ theo mô hình không ổn định một chiều

Trong sông và kênh mương, sự lan truyền chất bẩn trong nước thải vào nước nguồn chủ yếu là do xáo trộn và pha loãng theo các quy luật khuếch tán rối. Nếu xem sự phân bố chất bẩn là đồng nhất trong tất cả mọi điểm của mặt cắt, hệ số khuếch tán và tốc độ dòng chảy không thay đổi theo chiều dài của dòng chảy thì phương trình pha loãng nước thải có thể viết dưới dạng sau:

$$\frac{\partial C}{\partial t} + V \frac{\partial C}{\partial x} - E_x \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + KC = 0 \quad (2.20)$$

Phương trình (2.20) được giải trong khoảng  $0 \leq x \leq \alpha$  và  $0 \leq t \leq \alpha$ . Điều kiện ban đầu của phương trình này là  $C_{x,0} = C_s$  (nồng độ trung bình của chất bẩn trong sông trước khi xả nước thải) và điều kiện biên là  $C_{0,t} = f(t)$ ,  $C_{x,t} \neq \infty$ . Hàm  $f(t)$  có thể thay đổi và chúng ta có thể xem xét nó trong ba trường hợp sau đây:

**a) Trường hợp  $C_{0,t} = C_0$**  (nồng độ trung bình của chất bẩn tại điểm xả nước thải không thay đổi). Dùng phương pháp Laplace lấy tích phân phương trình (2.20) [37] sẽ tính được nồng độ chất bẩn trong sông, kênh tại điểm  $x$  sau thời gian xả chất thải  $t$ :

$$C_{x,t} = \left( C_0 - \frac{C_s}{1+2K_1} \right) \exp \left[ \left( \frac{V}{2E_x} - \sqrt{\frac{V^2}{4E_x^2} + \frac{1+2K_1}{E_x}} \right) x \right] + \frac{C_s}{1+2K_1} \quad (2.21)$$

**b) Trường hợp nguồn thải vào đoạn sông có nồng độ chất bẩn thay đổi theo thời gian.** Hàm biểu diễn sự thay đổi này là:  $C_{0,t} = C_0 (1 - e^{-Mt})$ , trong đó  $M$  là hệ số. Dùng toán tử Laplace để giải phương trình (2.21), ta có thể xác định được nồng độ chất bẩn tại thời điểm  $(x, t)$  như sau:

$$C_{x,t} = \left[ C_0 \left( 1 - \frac{1}{1+2M_1} \right) - \frac{C_s}{2K_1} \right] \exp \left( \frac{V}{2E_x} - \sqrt{\frac{V^2}{4E_x^2} + \frac{1+2K_1}{2E_{x1}}} \right) x + \frac{C_s}{1+2K_1} \quad (2.22)$$

**c) Trường hợp xả tức thời một lượng chất bẩn  $G$  vào sông** (dòng thải gián đoạn: các trường hợp bị sự cố xả nước thải trong sản xuất, va chạm tàu thuyền, tràn dầu...). Theo Taylor [7], nồng độ chất bẩn tại điểm  $(x, t)$  sau khi đổ lượng chất thải  $G$  sẽ được xác định như sau:

$$C_{x,t} = \frac{G}{\omega \sqrt{4\pi E_x t}} \exp \left[ -\frac{(x - V_t)^2}{4E_x t} - K_t \right] \quad (2.23)$$

trong đó:  $G$  - lượng chất ô nhiễm đổ tức thời vào sông, tấn hoặc kilogam...;

$\omega$  - diện tích phần tiết diện ướt dòng chảy bị nhiễm bẩn (nếu chất bẩn là dầu nổi thì chỉ là phần phía trên bề mặt).

Nồng độ chất bẩn lớn nhất theo thời gian lan truyền trong sông được xác định theo biểu thức:

$$C_{\max} = \frac{Ge^{-Kt}}{\omega \sqrt{4\pi E_x t}} \quad (2.24)$$

## 2.3. TÍNH TOÁN QUÁ TRÌNH PHA LOÃNG NƯỚC THẢI TRONG HỒ

Trong trường hợp xả nước thải vào hồ, quá trình lan truyền chất bẩn do khuếch tán tịnh tiến theo phương  $x$  và khuếch tán rối theo phương  $y$ . Nếu nước thải xả ổn định thì sẽ có dạng mô hình ổn định hai chiều:

$$V_x \frac{\partial C}{\partial x} = E_y \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} \quad (2.25)$$

Sử dụng mô hình của Rufell M. A, số lần pha loãng  $n$ :

$$n = n_d \cdot n_c \quad (2.26)$$

Số lần pha loãng ban đầu của nước thải trong hồ,  $n_d$ , phụ thuộc vào chiều sâu đặt cống xả nước thải  $H$  trong hồ, xác định như sau:

- Khi xả nước thải tầng mặt:

$$n_d = \frac{q + 0,0118H^2}{q + 0,00118H^2} \quad (2.27)$$

- Khi xả nước thải tầng đáy:

$$n_d = \frac{q + 0,0087H^2}{q + 0,000435H^2} \quad (2.28)$$

Số lần pha loãng cơ bản,  $n_c$ , được xác định như sau:

- Khi xả nước thải ven bờ:

$$n_c = 1 + 0,412 \left( \frac{x}{\Delta x} \right)^{0,627+0,0002 \left( \frac{x}{\Delta x} \right)} \quad (2.29)$$

- Khi xả nước thải xa bờ:

$$n_c = 1,85 + 2,32 \left( \frac{x}{\Delta x} \right)^{0,41+0,0064 \left( \frac{x}{\Delta x} \right)} \quad (2.30)$$

trong đó:  $x$  - khoảng cách từ cống xả đến điểm tính toán, m;

$\Delta x$  - khoảng cách giữa các tiết diện tính toán, m, lấy như sau:

- trường hợp xả nước ven bờ:  $\Delta x = 6,53H^{1,167}$ ; (2.31)

- trường hợp xả nước xa bờ:  $\Delta x = 4,41H^{1,167}$  (2.32)

## 2.4. CÁC VÍ DỤ TÍNH TOÁN

**2.4.1.** Xác định số lần pha loãng nước sông với nước thải tại điểm kiểm tra, cách điểm xả nước thải theo chiều dòng chảy  $x = 4,5$  km và theo đường thẳng  $x_{thẳng} = 4,1$  km.

- Lưu lượng nước sông nhỏ nhất bảo đảm tần suất 95% là  $Q = 24$  m<sup>3</sup>/s.

- Tốc độ trung bình của dòng chảy trong sông là  $v_{tb} = 0,45$  m/s.

- Độ sâu trung bình của sông ứng với lưu lượng nước sông nhỏ nhất:

$$H_{tb} = 2,13 \text{ m.}$$

*Giải:*

a. Xác định hệ số pha loãng  $a$  theo (2.16) với các bước sau đây:

- Hệ số hình thái sông:  $\varphi = \frac{x}{x_{thẳng}} = \frac{4,5}{4,1} = 1,1.$

- Hệ số khuếch tán rối:  $E = \frac{v_{tb} \cdot H_{tb}}{200} = \frac{0,45 \cdot 2,13}{200} = 0,0048$

-  $\xi = 1,5$  do xả xa bờ.

$$\text{- Hệ số } \alpha = \varphi \cdot \xi \cdot \sqrt[3]{\frac{E}{q}} = 1,1 \cdot 1,5 \cdot \sqrt[3]{\frac{0,0048}{0,736}} = 0,308$$

$$a = \frac{1 - e^{-\alpha \sqrt[3]{x}}}{1 + \frac{Q}{q} \cdot e^{-\alpha \sqrt[3]{x}}} = \frac{1 - 2,72^{-0,308 \cdot \sqrt[3]{4500}}}{1 + \frac{24}{0,376} \cdot 2,72^{-0,308 \cdot \sqrt[3]{4500}}} = 0,83$$

**2.4.2.** Xác định độ tăng hàm lượng chất lơ lửng trong hồ chứa nước tại vị trí cách cống xả nước thải tầng mặt ven bờ là 200 m. Độ sâu của cống xả nước thải ra hồ chứa nước là 3,0 m, lưu lượng nước thải là 0,025 m<sup>3</sup>/s; hàm lượng chất lơ lửng trong nước thải là 150 mg/l.

*Giải:*

Số lần pha loãng ban đầu khi xả nước thải ra hồ ở tầng mặt xác định theo (2.27):

$$n_d = \frac{0,025 + 0,0118 \times 3^2}{0,025 + 0,00118 \times 3^2} = 3,68$$

Khoảng cách giữa các tiết diện tính toán  $\Delta x$  xác định theo (2.31):

$$\Delta x = 6,35 \times 3^{1,167} = 23,53$$

Số lần pha loãng cơ bản của nước thải với nước hồ xác định theo (2.29):

$$n_c = 1 + 0,412 \left( \frac{200}{23,53} \right)^{0,627 + 0,0002 \left( \frac{200}{23,53} \right)} = 2,58$$

Số lần pha loãng chung (theo 2.13):

$$n = 3,68 \times 2,58 = 9,5$$

Nếu coi nồng độ chất lơ lửng ban đầu (trước khi xả nước thải vào hồ chứa) bằng 0, độ tăng hàm lượng chất lơ lửng trong hồ sẽ là:

$$C_t = \frac{150}{9,5} = 15,8 \text{ mg/l}$$

## CHƯƠNG 3

# CHUYỂN HOÁ CÁC CHẤT Ô NHIỄM TRONG SÔNG HỒ

### 3.1. CÁC TÁC NHÂN GÂY Ô NHIỄM NGUỒN NƯỚC

Ô nhiễm nước, theo định nghĩa của Tổ chức Y tế Thế giới (WHO), là sự giảm tính phù hợp của nước tự nhiên đối với mục đích sử dụng đã định. Như vậy, ô nhiễm nước là sự thay đổi chất lượng nước nguồn theo hướng tiêu cực do các tác nhân khác nhau. Hiện nay, trong các hệ sinh thái nước, người ta đã xác định được trên 1.500 tác nhân ô nhiễm khác nhau như các chất hữu cơ không bền vững, các chất hữu cơ bền vững, dầu mỡ, các kim loại nặng... Khi tác nhân ô nhiễm được đưa vào môi trường, chúng sẽ bị biến đổi dưới ảnh hưởng của các yếu tố môi trường (ánh sáng, nhiệt độ, chế độ thủy văn, sinh vật...) sau đó tiếp xúc với đối tượng nhận (con người, sinh vật, vật liệu).

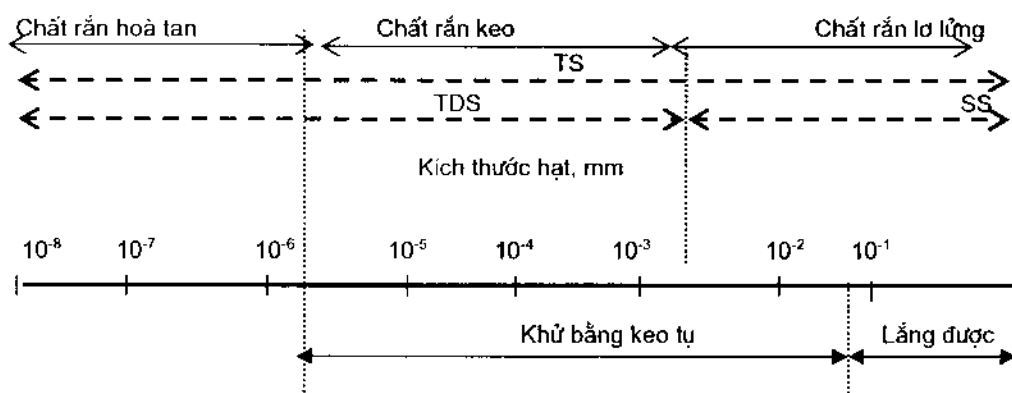
Để đánh giá mức độ ô nhiễm và kiểm soát được nó, người ta thường xem xét các tác nhân ô nhiễm đồng thời với quá trình ô nhiễm do các tác nhân này gây ra.

#### 3.1.1. Các chất rắn không hoà tan

Tổng chất rắn là thành phần vật lý đặc trưng của nước thải. Các chất rắn không hoà tan có hai dạng: chất rắn keo và chất rắn lơ lửng. Chất rắn lơ lửng (SS) được giữ lại trên giấy lọc kích thước lỗ  $1,2\text{ }\mu\text{m}$ , bao gồm chất rắn lơ lửng lắng được (lắng trong bình Imhoff sau 30 phút) và chất rắn lơ lửng không lắng được. Phân loại chất rắn trong nước thải được trình bày trên hình 3.1.

Khi xả nước thải vào nguồn nước mặt, các chất rắn không hoà tan có thể lắng đọng vào đầu cống xả. Cặn lắng có thể cản trở dòng chảy, thay đổi

kích thước và chế độ thủy lực sông hồ. Hiện tượng lắng cặn hữu cơ kèm theo quá trình hô hấp trong lớp bùn, gây thiếu oxy và tạo nên các khí độc hại như  $H_2S$ ,  $CH_4$ ,  $N_2$ ... ở vùng cống xả. Nước vùng này có màu đen và mùi hôi của hydro sunfua.



*Hình 3.1. Các loại chất rắn trong nước thải*

### 3.1.2. Các hợp chất hữu cơ dễ phân huỷ sinh học

Trong nước thiên nhiên và nước thải, tồn tại nhiều tạp chất hữu cơ nguồn gốc tự nhiên hay nhân tạo: polysaccarit, protein, hợp chất hữu cơ chứa nitơ, axit humic, lipid (dầu, mỡ), phụ gia thực phẩm, chất hoạt động bề mặt, phenol và các dẫn xuất của chúng (chất thải của người, động vật, thực vật, chất bảo vệ thực vật, dược phẩm, thuốc màu, nhiên liệu...), chất hữu cơ tạo phức, hydrocacbon và dẫn xuất của chúng. Các hợp chất hữu cơ có thể tồn tại dưới dạng hoà tan, keo, không hoà tan, bay hơi hoặc không bay hơi, dễ phân huỷ hoặc khó phân huỷ... Phần lớn chất hữu cơ trong nước đóng vai trò cơ chất đối với vi sinh vật, chúng tham gia vào quá trình dinh dưỡng và tạo năng lượng cho vi sinh vật.

Xác định riêng từng loại chất hữu cơ là việc làm rất khó khăn và tốn kém, vì vậy người ta thường xác định tổng các chất hữu cơ. Các thông số thường được chọn là tổng hàm lượng cacbon hữu cơ (Total Organic Cacbon – TOC), một phần hoà tan của nó là lượng cacbon hữu cơ hoà tan (Dissolved Organic Cacbon - DOC), lượng chất hữu cơ có thể oxy hoá được bằng phương pháp hoá học ứng với thông số nhu cầu oxy hoá học (Chemical Oxygen Demand - COD), lượng chất hữu cơ có thể bị oxy hoá

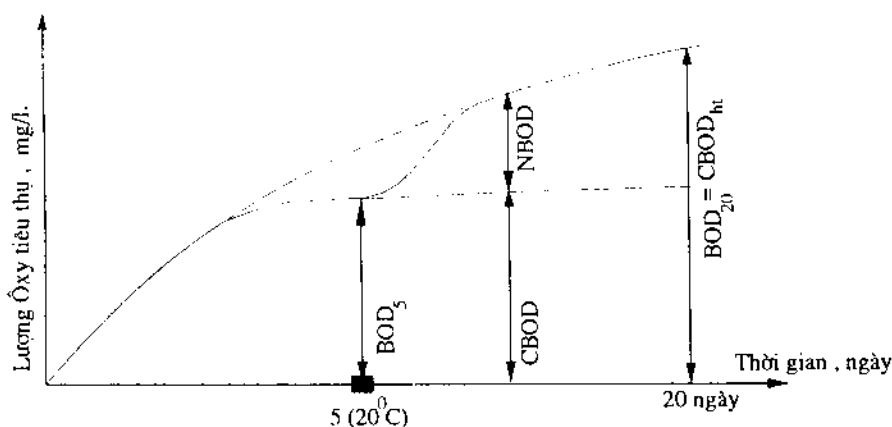


sinh hoá ứng với lượng tiêu thụ oxy của vi khuẩn (Biological Oxygen Demand – BOD).

Trong nước thải sinh hoạt và một số loại nước thải công nghiệp, các chất hữu cơ chủ yếu là cacbon hydrat (CHO) như đường, xenluloza; các chất dầu mỡ (CHO) như axit béo dễ bay hơi; các chất đạm (CHONSP) như axit amin và ure (CHON)<sub>m</sub>. Do khó khăn trong việc xác định các thành phần hữu cơ riêng biệt, người ta thường xác định tổng các chất hữu cơ thông qua lượng oxy tiêu thụ, đặc trưng bằng các chỉ tiêu COD, BOD nêu trên.

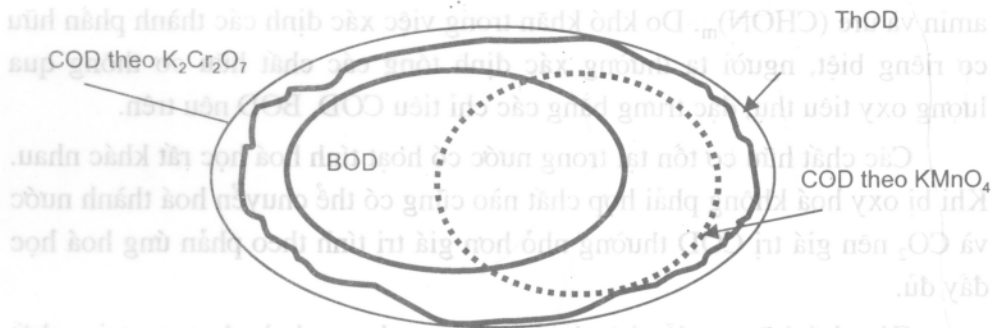
Các chất hữu cơ tồn tại trong nước có hoạt tính hoá học rất khác nhau. Khi bị oxy hoá không phải hợp chất nào cũng có thể chuyển hoá thành nước và CO<sub>2</sub> nên giá trị COD thường nhỏ hơn giá trị tính theo phản ứng hoá học đầy đủ.

Các chất hữu cơ dễ phân huỷ sinh học như cacbohydrat, protein, chất béo... có nguồn gốc từ nước thải sinh hoạt hoặc nước thải công nghiệp được đo bằng BOD. Nhu cầu oxy hoá sinh hóa (BOD) là lượng oxy yêu cầu để vi khuẩn oxy hoá các chất hữu cơ có trong nước thải. Trong thời gian đầu (khoảng 5 ngày trong điều kiện 20°C) các vi khuẩn hiếu khí sử dụng oxy để oxy hoá các chất hữu cơ (CBOD). Sau đó, trong điều kiện dư oxy, các loại vi khuẩn nitrit và nitrat hoá bắt đầu hoạt động để oxy hoá các hợp phần nitơ thành nitrit và nitrat (NBOD) theo biểu đồ nêu trên hình 3.2. Hàm lượng P và S nhỏ nên nhu cầu oxy cho hai thành phần này cũng nhỏ. Còn đối với quá trình oxy hoá nitơ thành nitrat, một lượng oxy được tiêu thụ tương đối lớn (các quá trình nitrat hoá).



Hình 3.2. Biểu đồ quá trình tiêu thụ oxy (để xác định BOD) trong nước thải

Giữa đại lượng COD và BOD có mối quan hệ với nhau. Tuy nhiên tỷ lệ này thay đổi đối với từng loại nước thải, nước nguồn và cả trong quá trình xử lý. Mối quan hệ giữa ThOD, BOD<sub>5</sub>, COD theo K<sub>2</sub>Cr<sub>2</sub>O<sub>7</sub>, COD theo KMnO<sub>4</sub> được nêu trên hình 3.3.



**Hình 3.3. Quan hệ giữa các đại lượng đặc trưng cho chất hữu cơ trong nước**

Thông thường trong sông hồ cũng như trong nước thải sinh hoạt ở điều kiện 20<sup>0</sup>C sau 5 ngày lượng oxy tiêu thụ chủ yếu cho oxy hoá sinh hoá cho các chất hữu cơ cacbon (BOD<sub>5</sub>) và sau 20 ngày lượng oxy tiêu thụ cho quá trình sinh hoá là ổn định (BOD<sub>20</sub>). Mối quan hệ giữa các nhu cầu oxy trong nước thải sinh hoạt có thể xác định gần đúng theo tỷ lệ là:

$$ThOD : COD_{Cr_2O_7} : BOD_{20} : COD_{MnO_4} : BOD_5 = 1 : 0,95 : 0,71 : 0,65 : 0,48 \quad (3.1)$$

Dựa vào (3.1), khi biết trước một chỉ tiêu nào đó có thể sơ bộ ước tính các chỉ tiêu khác. Chỉ tiêu COD theo permanganat thường phân tích đơn giản. Qua chỉ tiêu này ta ước tính được giá trị gần đúng chỉ tiêu COD và BOD<sub>5</sub>, từ đây tìm khoảng pha loãng thích hợp khi phân tích các chỉ tiêu đó.

Quá trình oxy hoá sinh hoá các chất hữu cơ trong nước thường tạo nên sự thiếu hụt oxy, làm mất cân bằng sinh thái trong nguồn nước. Quá trình phân huỷ chất hữu cơ bởi vi sinh vật với lượng oxy tiêu thụ lớn làm cho nồng độ oxy hoà tan không ổn định và thiếu hụt nhiều, tạo ra điều kiện kỵ khí. Trong nguồn nước mặt, thời điểm nguy kịch nhất đối với hệ sinh thái là khi hàm lượng oxy hoà tan trong nước thấp nhất. Như vậy, chỉ tiêu oxy hoà tan (Dissolved Oxygen – DO) là thông số quan trọng đặc trưng chất lượng

nước mặt và liên hệ mật thiết với chỉ tiêu BOD và COD. Sự có mặt của oxy hoà tan thúc đẩy quá trình oxy hoá hoá học cũng như oxy hoá sinh hoá trong nước. Khả năng hoà tan oxy trong nước thấp, ở điều kiện bão hoà nồng độ của nó dao động từ 8 đến 10 mg/l, phụ thuộc vào áp suất khí quyển, nhiệt độ và hàm lượng muối hoà tan trong nước. Các nguồn nước mặt phú dưỡng thường có sự dao động và thiếu hụt oxy hoà tan rất lớn.

### 3.1.3. Các chất hữu cơ độc tính cao

Các chất hữu cơ có độc tính cao thường là các chất bền vững, khó bị vi sinh vật phân huỷ. Một số chất hữu cơ tích lũy và tồn lưu lâu dài trong môi trường và cơ thể thủy sinh vật thông qua chuỗi thức ăn, gây nên ô nhiễm tiềm tàng. Các chất hữu cơ có độc tính cao là phenol và các dẫn xuất của nó, các hoá chất bảo vệ thực vật, các loại tanin và lignin, các loại hydrocacbon đa vòng ngưng tụ...

Phenol có nguồn gốc từ một số ngành công nghiệp, thường làm cho nước có mùi và gây tác hại cho hệ sinh thái cũng như sức khỏe con người. Một số dẫn xuất của phenol có khả năng gây ung thư. Theo TCVN 5942-1995, nồng độ các hợp chất phenol trong nguồn nước mặt loại A không được quá 0,001 mg/l và trong nguồn nước mặt loại B không quá 0,02 mg/l.

Các loại hoá chất bảo vệ thực vật được sử dụng rộng rãi trong nông nghiệp, thường là các nhóm phospho hữu cơ, clo hữu cơ, cacbamat, pyretroid tổng hợp... Chúng thường có độc tính cao đối với người và động vật. Tiêu chuẩn Môi trường Việt Nam quy định nồng độ cho phép tối đa tổng các hoá chất bảo vệ thực vật trong nước bề mặt là 0,15 mg/l, riêng với DDT là 0,01 mg/l.

Các hydrocacbon đa vòng, nguồn gốc từ công nghiệp hoá dầu, bột giấy, dược phẩm... có độc tính cao, có khả năng tích lũy lâu dài trong cơ thể sinh vật. Trong số đó có các chất gây ung thư, biến dị như 7,12 - benzopyren, các dioxin, PCB...

### 3.1.4. Các chất dinh dưỡng

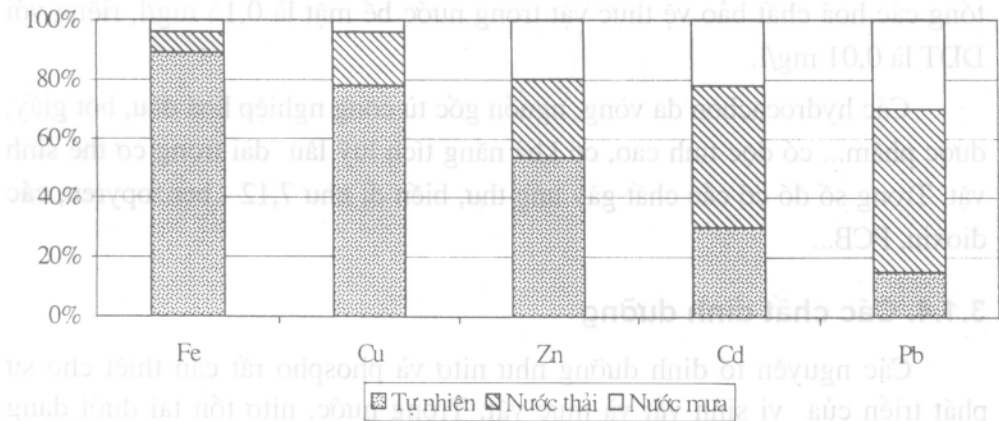
Các nguyên tố dinh dưỡng như nitơ và phospho rất cần thiết cho sự phát triển của vi sinh vật và thực vật. Trong nước, nitơ tồn tại dưới dạng nitơ hữu cơ, nitơ amoni, nitơ nitrit và nitơ nitrat. Nitơ gây ra hiện tượng phú dưỡng và độc hại đối với nguồn nước sử dụng ăn uống. Trong nước cấp,

hàm lượng N-NO<sub>3</sub> không được quá 45 mg/l, bởi chúng có thể gây ra mối đe dọa nghiêm trọng đối với sức khoẻ con người. Trong đường ruột trẻ nhỏ thường tìm thấy một số loại vi khuẩn có thể chuyển hoá nitrat thành nitrit. Nitrit này có ái lực với hồng cầu trong máu mạnh hơn oxy. Khi thay thế oxy, nó tạo nên methemoglobin. Hợp chất này không nhận oxy và gây ra bệnh xanh xao ở trẻ nhỏ, thậm chí còn dẫn đến tử vong. Phospho trong nước thường tồn tại dưới dạng orthophosphat (PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>, HPO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, H<sub>2</sub>PO<sub>4</sub><sup>-</sup>, H<sub>3</sub>PO<sub>4</sub>) hay polyphosphat [Na<sub>3</sub>(PO<sub>3</sub>)<sub>6</sub>] và phosphat hữu cơ. Phospho là nguyên nhân chính gây ra bùng nổ tảo ở một số nguồn nước mặt, gây ra hiện tượng tái nhiễm bẩn và nước có màu, mùi khó chịu.

Các chất thải đô thị (nước thải và rác thải) còn làm cho hàm lượng nitơ và phospho trong sông hồ tăng. Đây là nguyên nhân chính gây hiện tượng phì dưỡng trong sông hồ vùng nhiệt đới. Trong hệ thống thoát nước và sông hồ, các chất hữu cơ chứa nitơ bị amoni hoá. Sự tồn tại của NH<sub>4</sub><sup>+</sup> hoặc NH<sub>3</sub> chứng tỏ sông hồ bị nhiễm bẩn bởi các chất thải đô thị. Trong điều kiện có oxy, nitơ amoni sẽ bị các loại vi khuẩn *Nitrosomonas* và *Nitrobacter* chuyển hoá thành nitrit và nitrat. Hàm lượng nitrat cao cản trở khả năng sử dụng nước cho mục đích sinh hoạt, ăn uống.

3.1.5. Các kim loại nặng

Hầu hết kim loại nặng tồn tại trong nước ở dạng ion, có nguồn gốc tự nhiên hoặc từ các hoạt động của con người. Ví dụ về tỷ lệ tương đối nguồn bổ sung kim loại nặng vào các hồ đô thị vùng Alpo (Thụy Sĩ) được biểu diễn theo sơ đồ ở hình 3.4.



Hình 3.4. Nguồn gốc một số kim loại nặng trong các hồ khu vực Alpo (Thụy Sĩ)

Kim loại nặng có tính độc hại cao đối với sinh vật và theo con đường thức ăn sẽ tác động đến con người. Các kim loại nặng như chì (Pb), thủy ngân (Hg) crom (Cr), cadmi (Cd), asen (As), niken (Ni) và selen (Se) phổ biến nhiều trong tự nhiên và có hiệu ứng độc hại cao. Do không phân rã nên kim loại nặng tích tụ trong chuỗi thức ăn của hệ sinh thái. Quá trình này bắt đầu với nồng độ thấp trong nước hoặc cặn lắng, sau đó tích tụ nhanh trong thực vật và động vật nước. Đến sinh vật bậc cao, sự tích tụ kim loại nặng nồng độ lớn đủ gây nên độc hại đối với cơ thể. Chì có khả năng tích lũy lâu dài trong cơ thể, có độc tính đối với não, làm giảm khả năng tổng hợp glucoza và chuyển hoá pivurat... Thủy ngân có độc tính cao đối với vi sinh vật và con người. Trong nước uống, nồng độ thủy ngân không vượt quá 1 µg/l. Asen là kim loại có thể tồn tại trong nhiều dạng hợp chất vô cơ hoặc hữu cơ, là chất độc mạnh có tác dụng tích lũy và khả năng gây ung thư. Cadmi có độc tính cao đối với thủy sinh vật, thậm chí người là cơ quan dễ bị tổn thương nhất do tác động của cadmi.

### 3.1.6. Dầu mỡ

Dầu mỡ là chất lỏng khó tan trong nước, tan trong các dung môi hữu cơ. Dầu mỡ có thành phần hoá học phức tạp. Độc tính và tác động sinh thái của dầu mỡ phụ thuộc vào từng loại dầu. Dầu thô có chứa hàng nghìn phân tử khác nhau nhưng phần lớn là hydrocacbon có số cacbon từ 4 đến 26. Trong dầu thô còn chứa lưu huỳnh, nitơ, kim loại... Các loại dầu nhiên liệu sau khi tinh chế có chứa các chất độc như hydrocacbon thơm đa vòng, polyclobiphenyl, chì... Vì vậy các loại dầu mỡ có độ độc cao và tương đối bền vững trong môi trường nước.

Hầu hết các loài thực vật, động vật đều bị tác hại do dầu mỡ. Các loài thủy sinh và cây ngập nước dễ bị chết do dầu mỡ ngăn cản quá trình hô hấp, quang hợp và cung cấp dinh dưỡng. Các loài tảo kém nhạy cảm với tác động trực tiếp của các loại dầu so với thủy sinh vật khác. Tuy nhiên nó lại có tính nhạy cảm thứ cấp. Một số loài tảo phát triển mạnh trong môi trường dầu.

### 3.1.7. Các vi sinh vật gây bệnh

Các vi sinh vật gây bệnh qua môi trường nước là vi trùng, siêu vi trùng và giun sán. Nguồn nước bị ô nhiễm vi sinh vật do tiếp nhận nước thải sinh

hoạt, phân, rác thải hoặc nước rác. Một số loại vi khuẩn gây bệnh qua đường nước được nêu trong bảng 3.1.

**Bảng 3.1. Một số sinh vật gây bệnh qua đường nước**

| Sinh vật                     | Bệnh truyền theo đường nước |
|------------------------------|-----------------------------|
| <b>Vi trùng</b>              |                             |
| <i>Samonella typhi</i>       | Thương hàn                  |
| <i>Samonella paratyphi</i>   | Phổ thương hàn              |
| <i>Samonella sp.</i>         | Viêm dạ dày, ruột           |
| <i>Shigella sp.</i>          | Ly                          |
| <i>Vibrio cholerae</i>       | Tả                          |
| <b>Virut</b>                 |                             |
| <i>Entorovirus</i>           | Nhiều loại bệnh             |
| <i>Rotavirus</i>             | Tiêu chảy                   |
| <b>Động vật nguyên sinh</b>  |                             |
| <i>Giardia lamblia</i>       | Tiêu chảy                   |
| <i>Cryptosporidium</i>       | Tiêu chảy                   |
| <b>Giun sán</b>              |                             |
| <i>Diphylobothrium latum</i> | Bệnh giun sán               |
| <i>Taenia saginata</i>       | Bệnh giun                   |

Trong thực tế không thể xác định tất cả các loại vi sinh vật gây bệnh qua đường nước, vì phức tạp và đòi hỏi nhiều thời gian. Mặt khác trong nguồn nước có các loại vi sinh vật này tồn tại và phát triển thì có xuất hiện các loại vi khuẩn *coli*. Vì vậy người ta thường dùng chỉ tiêu tổng vi khuẩn dạng *coli* (tổng số *coliform*) để đánh giá môi trường có phù hợp với các loại vi khuẩn gây bệnh hoặc chỉ tiêu *E.coli* để đánh giá môi trường có bị nhiễm phân hay nước thải sinh hoạt hay không.

### 3.2. QUÁ TRÌNH CHUYỂN HOÁ VÀ PHÂN HUỶ CHẤT BẮN KHÔNG BỀN VỮNG TRONG SÔNG HỒ

Đối với các chất bẩn không bền vững, khi được đưa vào nguồn nước, dưới tác động của các quá trình sinh học, hoá học và vật lý, chúng sẽ bị phân huỷ hoặc chuyển hoá từ dạng này sang dạng khác. Sự chuyển hoá này có xu thế phục hồi trạng thái ban đầu cho nguồn nước. Đây là một sự tổng hợp nhiều quá trình diễn ra trong nguồn nước:

- Các quá trình oxy hoá sinh hoá các chất bẩn (chủ yếu là chất hữu cơ) trong nước, trong cặn lơ lửng và trong cặn đáy;

- Các quá trình trực tiếp oxy hoá chất ô nhiễm nhờ oxy hoà tan trong nước hoặc oxy hoá quang hoá...;

- Các quá trình hoá lý: hấp thụ, keo tụ, lắng, tạo các chất khó hoà tan, bay hơi, tạo váng bọt...

- Các quá trình dinh dưỡng để tích tụ các chất bẩn và chất độc hại trong chuỗi thức ăn hoặc bài tiết chúng thành cặn lắng;

- Các quá trình cạnh tranh sinh học dẫn đến việc tiêu diệt các loại vi khuẩn gây bệnh và vi sinh vật có hại trong nước.

Tốc độ chuyển hoá chất ô nhiễm từng quá trình phụ thuộc vào hàng loạt yếu tố như: thành phần và đặc điểm quần thể thủy sinh vật trong vực nước, nhiệt độ nước, độ pH, cường độ chiếu sáng, độ sâu lớp nước, thành phần cặn lơ lửng và các chất hoà tan, đặc điểm bùn đáy... Quá trình tự làm sạch nguồn nước được biểu thị dưới dạng phương trình vi phân như sau:

$$\frac{dC_{tg}}{dt} = \frac{dC_1}{dt} + \frac{dC_2}{dt} + \dots + \frac{dC_n}{dt} \quad (3.2)$$

Nếu tất cả các quá trình (từ 1 đến  $n$ ) đều diễn ra theo phản ứng bậc một thì (3.2) có thể viết là:

$$C_t = C_0 \cdot \exp [-(K_1 + K_2 + K_3 + \dots + K_n) t] \quad (3.3)$$

Quá trình tiêu thụ oxy để oxy hoá sinh hoá các chất hữu cơ là quá trình chủ yếu để phân huỷ chất bẩn trong nước thải khi xả vào nguồn. Quá trình này phụ thuộc nhiều vào các điều kiện thực hiện quá trình như nhiệt độ, tốc độ dòng chảy trong sông hồ, điều kiện quang hợp, chiều sâu lớp nước trong sông hồ, BOD của nước sông hồ và của nước thải ban đầu... Hệ số  $K_1$  đặc trưng cho quá trình tiêu thụ oxy để oxy hoá sinh hoá chất hữu cơ nhờ vi khuẩn, xác định bởi hai yếu tố: phân huỷ chất hữu cơ trong điều kiện tĩnh (phòng thí nghiệm)  $K_1$  và trong điều kiện động  $K_d$ . Theo Velner Kh. A.,  $K_1$  được xác định như sau:

$$K_1 = K_d + K_i \quad (3.4)$$

Giá trị  $K_1$  theo Cazarian B. G. là:

$$K_1 = A.t^{-b} \quad (3.5)$$

trong đó:  $A$  và  $b$  - các giá trị thực nghiệm.

Với cơ số logarit thập phân,  $A$  từ 0,51 đến 3,71. Đối với nguồn nước không lớn,  $b$  bằng 0,5 đến 0,61. Theo Rodzinler I. D. trong dòng nước chuyển động, quan hệ giữa  $K_d$  và  $K_1$  phải được thể hiện như sau:

$$K_1 = K_d \cdot K_t \quad (3.6)$$

Hằng số tốc độ tiêu thụ oxy  $K_1$  phụ thuộc vào các điều kiện diễn ra trong quá trình tự làm sạch như nhiệt độ nước, tốc độ dòng chảy... và được biểu diễn theo biểu thức sau đây:

$$K_{1(T)} = K_{1(20^{\circ}\text{C})} \cdot \theta^{T-20} \cdot K_d \quad (3.7)$$

trong đó:  $K_{1(T)}$  - hằng số tốc độ tiêu thụ oxy trong nguồn nước với tốc độ dòng chảy  $v$  (m/s), trong điều kiện nhiệt độ  $T$  ( $^{\circ}\text{C}$ );

$K_{1(20^{\circ}\text{C})}$  - hằng số tốc độ tiêu thụ oxy của nước nguồn trong điều kiện tĩnh ( $v = 0$ ) ở điều kiện  $20^{\circ}\text{C}$ ;  $K_{1(20^{\circ}\text{C})}$  thường được chọn bằng  $0,1 \text{ ngày}^{-1}$  (nếu là biểu thức cơ số logarit tự nhiên);

$\theta$  - hệ số bù nhiệt độ Arrhenius, thường chọn từ 1,01 đến 1,08;

$K_d$  - hệ số kể đến sự tăng tốc độ tiêu thụ oxy trong nguồn nước động ( $v > 0$ );  $K_d$  thường được xác định theo biểu thức Plats R.V.

- Với biểu thức cơ số logarit tự nhiên:

$$K_d = 10 - 9e^{-(7+80v)v} \quad (3.8)$$

Hoặc với biểu thức cơ số logarit thập phân:

$$K_d = 10 - 9 \cdot 10^{-(3+35v)v} \quad (3.9)$$

Trong điều kiện  $v = 0$ , giá trị  $K_d = 1$  và  $v > 0,2 \text{ m/s}$ ,  $K_{d(v)} = K_d(v = 0,2 \text{ m/s})$

Giá trị  $K_d$  phụ thuộc tốc độ dòng chảy  $v$  (m/s) và theo Plats R.V. là:

$$K_d = 10 - \exp[-(7+80v)v] \text{ hoặc } K_d = 10 - 9 \exp[-(3+35v)v] \quad (3.10)$$

Đối với sông có nhiều đoạn, giá trị  $K_1$  được xác định như sau:

$$K_1 = \frac{\sum_i K_{1,i} L_{0,i} \cdot 10^{-K_{1,i}}}{\sum_i L_{0,i} \cdot 10^{-K_{1,i}}} \left[ 10 - 9 \cdot 10^{-(3+35v)v} \right] \quad (3.11)$$



Khi xả nước thải vào sông hồ, BOD được chuyển hoá bởi hai quá trình: phân huỷ BOD (oxy hoá) và lắng đọng BOD. Vì vậy hệ số  $K_1$  có thể biểu diễn như sau:

$$K_1 = K_d + K_s \quad (3.12)$$

trong đó:  $K_s$  - hệ số giảm BOD do quá trình lắng đọng,  $K_s$  được xác định theo biểu thức:

$$K_s = \frac{v_s}{H} \quad (3.13)$$

ở đây:  $v_s$  - tốc độ lắng tính cho BOD phân cận, m/ngày;

$H$  - chiều sâu của dòng chảy, m.

Hệ số  $K_s$  có ý nghĩa rất lớn đối với việc quản lý các kênh mương thoát nước đô thị khi tiếp nhận trực tiếp nước thải từ các tuyến cống thoát nước đô thị. Giá trị  $v_s$  trong biểu thức (3.13) thường lấy bằng 0,1 đến 10 m/ngày đêm, phụ thuộc vào từng loại nước thải và chế độ thủy động học của kênh mương thoát nước.

Theo các nghiên cứu của chương trình nước thuộc Hội Bảo vệ Môi trường Mỹ USEPA trong kênh mương hệ số  $K_d$  phụ thuộc vào độ sâu  $H$  và được biểu thị bằng các biểu thức sau đây:

$$K_d = 0,3 \left( \frac{H}{8} \right)^{-0,434} \quad \text{khi } 0 < H \leq 2,4 \text{ m} \quad (3.14)$$

$$K_d = 0,3 \quad \text{khi } H > 2,4 \text{ m}$$

Giá trị  $K_d$  còn phụ thuộc vào nhiệt độ  $T$ ;  $K_T$  thường bằng  $K_{20}^0 \cdot v^{T-20}$ , trong đó  $v = 0,1047$ .

Việc nghiên cứu, xác lập giá trị hệ số phân huỷ chất hữu cơ theo BOD  $K_1$  có ý nghĩa quan trọng trong tính toán ô nhiễm nguồn nước. Giá trị này khác nhau đối với các loại nước thải, nước thiên nhiên và nguồn nước mặt khác nhau.  $K_1$  phụ thuộc điều kiện tự nhiên, chế độ thủy động học, nồng độ và thành phần chất bẩn của sông hồ cụ thể. Các nghiên cứu trước đây của Bộ môn Cấp thoát nước (Đại học Xây dựng) cho thấy giá trị  $K_1$  đối với các hồ nội thành Hà Nội dao động từ 0,015 đến 0,15/ngày đêm; đối với các sông thoát nước,  $K_1$  từ 0,1 đến 0,25/ngày đêm.

Trong điều kiện nhiệt đới gió mùa với tổng lượng bức xạ Mặt trời lớn, nhiệt độ cao, sự chuyển hoá các chất bẩn trong các sông hồ đô thị đều diễn ra mạnh. Theo nghiên cứu của Bộ môn Cấp thoát nước – Môi trường

nước (Trường Đại học Xây dựng), hệ số chuyển hoá các chất hữu cơ tính theo BOD<sub>5</sub> trong các ao hồ đô thị các tỉnh phía Bắc, phụ thuộc vào thời gian nước lưu lại trong đó và hàm lượng chất bẩn xả vào, là:

$$K_1 = 0,229 t^{-0,656} \quad (3.15)$$

Tuy nhiên, do các quá trình phân dưỡng, do các chất bẩn bề mặt trôi vào, trong hồ sẽ có một lượng chất bẩn bổ sung. Theo Bộ môn Cấp thoát nước - Môi trường nước (1991), hàm lượng chất bẩn bổ sung tính theo BOD<sub>5</sub> của các hồ nội thành ở các tỉnh phía Bắc là 2,5 - 4,5 mg/l, phụ thuộc vào vị trí, cấu tạo và thời gian nước lưu lại trong hồ.

Theo các nghiên cứu của bộ môn Cấp thoát nước - Môi trường nước (1985), hằng số tốc độ tiêu thụ oxy sinh hoá  $K_1$ , đặc trưng cho khả năng tự làm sạch của các kênh, sông thoát nước được xác định theo công thức sau đây:

$$K_1 = 0,0142 + 0,14 \lg L_0, \quad l/ngàyđêm \quad (3.16)$$

trong đó:  $L_0$  - BOD<sub>5</sub> của điểm đầu đoạn sông, mg/l.

Hệ số  $K_1$  nêu trên được xác định trong quá trình nghiên cứu tự làm sạch các sông thoát nước Hà Nội (chủ yếu là sông Kim Ngưu và sông Tô Lịch) với tải lượng BOD của nước thải trong thời điểm nghiên cứu không lớn. Tuy nhiên, biểu thức (3.16) chưa nêu được mối quan hệ giữa chiều sâu kênh mương với tốc độ oxy hoá chất hữu cơ. Các quá trình hô hấp cận lắng, quang hợp, nổi vẩn cận, lắng cận BOD... phụ thuộc nhiều vào chiều sâu, tốc độ dòng chảy trong kênh cũng như nồng độ BOD trong đó.

Nước mưa, nước thải đô thị, nước thải công nghiệp... là những dòng điển hình chứa hàm lượng chất rắn cao. Khi thải ra sông, chúng là nguyên nhân gây ra độ đục của nước. Trong quá trình vận chuyển, phân chất rắn sẽ lắng dần xuống đáy sông do tác dụng của trọng lực. Sự lắng đọng của hạt rắn được tăng cường bởi các quá trình tạo bông, keo tụ tự nhiên nhưng lại bị cản trở bởi sự chảy rối của dòng. Lượng chất rắn lơ lửng được loại khỏi dòng chảy nhờ lắng đọng có thể tính theo công thức sau:

$$R_D = \frac{\omega \cdot S}{H} \quad (3.17)$$

trong đó:  $R_D$  - lượng chất rắn lắng đọng trong một đơn vị thời gian, một đơn vị thể tích nước, g/s.m<sup>3</sup>;

$S$  - hàm lượng chất rắn lơ lửng,  $g/m^3$ ;

$H$  - độ sâu của lớp nước,  $m$ ;

$\omega$  - tốc độ lắng của hạt rắn,  $m/s$ .

Trong quá trình phát tán nồng độ, một lượng đáng kể hoá chất, đặc biệt là các chất độc có khả năng hấp thụ vào các hạt rắn lơ lửng. Quá trình hấp thụ xảy ra trong sông có thể coi là đẳng nhiệt và trong lĩnh vực môi trường có thể giả thiết nồng độ các chất đủ nhỏ để đường đẳng nhiệt là tuyến tính. Trong trường hợp này quá trình hấp thụ được mô tả bởi dạng đặc biệt của phương trình Freundlich:

$$F = K_d \cdot C \quad (3.18)$$

trong đó:  $F$  - lượng hoá chất trong một đơn vị khối lượng chất rắn,  $g/g$ ;

$K_d$  - hệ số phân bố,  $m^3/g$ ;

$C$  - nồng độ hoá chất trong nước,  $g/m^3$ .

Một số hoá chất, thường là các hợp chất hữu cơ dễ bay hơi ( $VOC_s$ ), khi vận chuyển trong dòng chảy còn thực hiện cả quá trình phát tán nồng độ ra ngoài không khí. Quá trình đó gọi là sự bay hơi. Ở đây coi nồng độ của cấu tử dễ bay hơi trong không khí bằng 0, phương trình mô tả hiện tượng bay hơi có dạng sau:

$$r_v = -K_v \cdot C \quad (3.19)$$

trong đó:  $r_v$  - lượng cấu tử bay hơi trong một đơn vị thời gian, một đơn vị thể tích nước,  $g/s.m^3$ ;

$K_v$  - hằng số bay hơi,  $s^{-1}$ ;

$C$  - nồng độ của cấu tử dễ bay hơi trong nước,  $g/m^3$ .

Nước thải từ bệnh viện, lò mổ và nước thải sinh hoạt là những dòng thải điển hình có chứa các vi sinh vật gây bệnh. Sự có mặt của chúng trong nước sông sẽ trực tiếp ảnh hưởng tới sức khoẻ của cư dân sử dụng nguồn nước này. Do đó quá trình sinh trưởng và chết đi của chúng trong sông cũng là vấn đề cần được nghiên cứu.

Sự phân hủy của vi khuẩn và virus gần đúng tuân theo quy luật động học bậc một:

$$R_B = -K_B.C_B \quad (3.20)$$

trong đó:  $R_B$  - lượng vi khuẩn bị chết trong một đơn vị thời gian, một đơn vị thể tích nước, con/h.l;

$K_B$  - hằng số chết của vi khuẩn,  $h^{-1}$ ;

$C_B$  - hàm lượng vi khuẩn trong nước, con/l.

Sự thay đổi số lượng *coliform* trong nguồn nước có thể biểu diễn theo mô hình của Chick như sau:

$$N_t = N_a 10^{-Kt} \quad (3.21)$$

trong đó:  $N_a$  và  $N_t$  - số lượng *coliform* thời điểm ban đầu và sau thời gian  $t$ , MPN/100 ml;

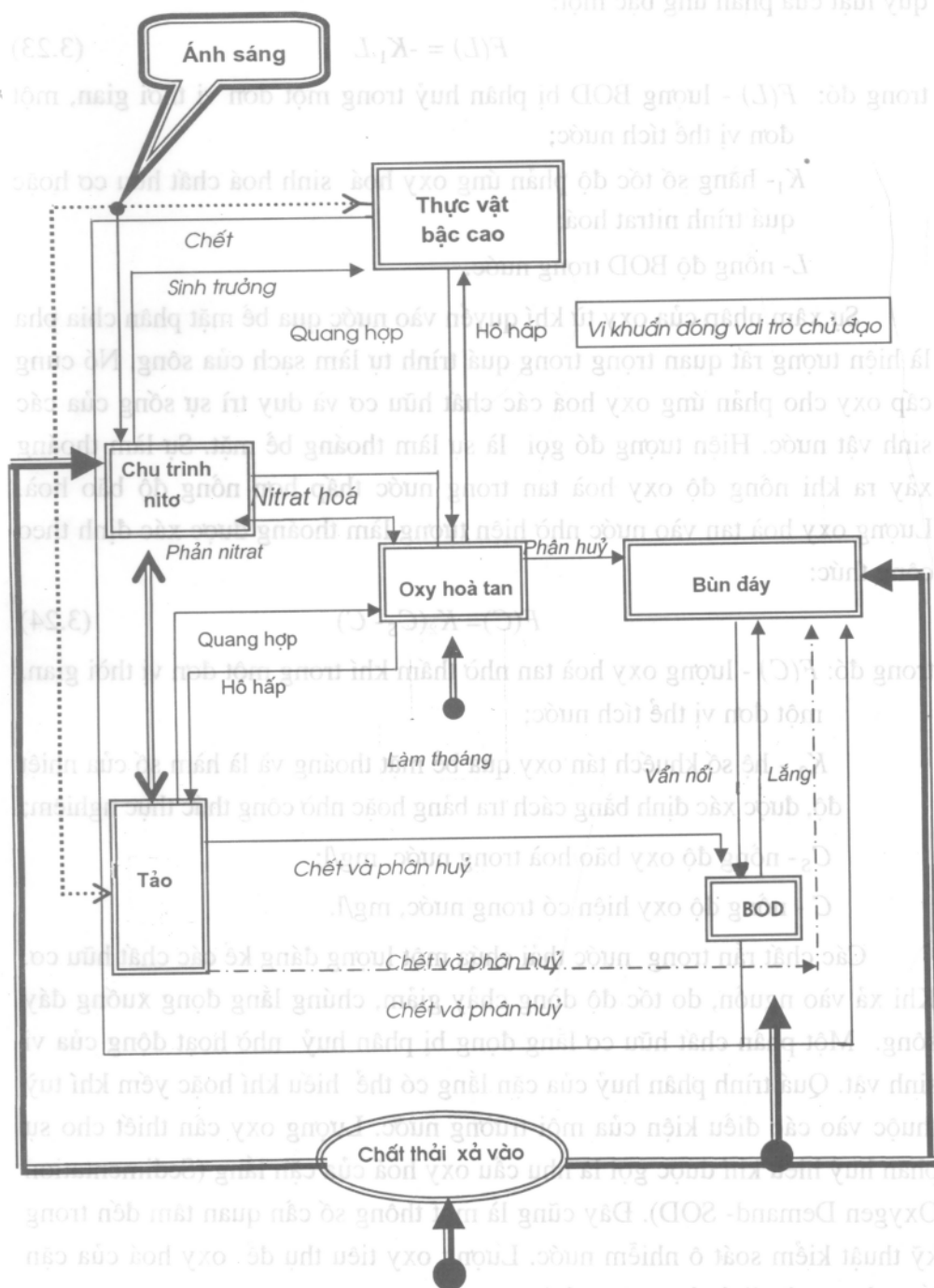
$K$  - hằng số diệt khuẩn, phụ thuộc vào nhiệt độ của nước sông:

$$K = K_{20}\theta^{T-20} \quad (3.22)$$

Thông thường, ở 20°C, giá trị  $K_{20}$  là 0,436 ngày<sup>-1</sup> (đối với sông nhỏ) cho đến 0,785 ngày<sup>-1</sup> (đối với sông lớn). Giá trị  $\theta$  là 1,0 - 1,75.

### 3.3. QUÁ TRÌNH HOÀ TAN VÀ TIÊU THỤ OXY TRONG SÔNG

Oxy hoà tan và BOD là hai thông số cơ bản để đánh giá tình trạng chất lượng nước sông sau khi tiếp nhận nước thải. Đại lượng oxy hoà tan và BOD có mối quan hệ khăng khít với nhau bởi vì bản chất của BOD chính là lượng oxy do vi khuẩn tiêu thụ để oxy hoá các chất hữu cơ. Chất lượng nước nguồn và thành phần hệ sinh thái trong sông phụ thuộc vào chế độ và nồng độ oxy hoà tan. Vi khuẩn tiêu thụ oxy đóng vai trò chủ đạo trong chu trình vật chất trong sông. Khi xả nước thải vào sông sẽ diễn ra quá trình phân huỷ chất bẩn theo sơ đồ ở hình 3.5.



**Hình 3.5. Sơ đồ chuyển hoá chất bẩn trong nguồn nước mặt sau khi nhận chất thải**

Quá trình oxy hoá BOD và nitrat hoá có thể coi gần đúng tuân theo quy luật của phản ứng bậc một:

$$F(L) = -K_1.L \quad (3.23)$$

trong đó:  $F(L)$  - lượng BOD bị phân huỷ trong một đơn vị thời gian, một đơn vị thể tích nước;

$K_1$ - hằng số tốc độ phản ứng oxy hoá sinh hoá chất hữu cơ hoặc quá trình nitrat hoá;

$L$ - nồng độ BOD trong nước.

Sự xâm nhập của oxy từ khí quyển vào nước qua bề mặt phân chia pha là hiện tượng rất quan trọng trong quá trình tự làm sạch của sông. Nó cung cấp oxy cho phản ứng oxy hoá các chất hữu cơ và duy trì sự sống của các sinh vật nước. Hiện tượng đó gọi là sự làm thoáng bề mặt. Sự làm thoáng xảy ra khi nồng độ oxy hoà tan trong nước thấp hơn nồng độ bão hoà. Lượng oxy hoà tan vào nước nhờ hiện tượng làm thoáng được xác định theo công thức:

$$F(C) = K_2(C_s - C) \quad (3.24)$$

trong đó:  $F(C)$  - lượng oxy hoà tan nhờ thẩm khí trong một đơn vị thời gian, một đơn vị thể tích nước;

$K_2$  - hệ số khuếch tán oxy qua bề mặt thoáng và là hàm số của nhiệt độ, được xác định bằng cách tra bảng hoặc nhờ công thức thực nghiệm;

$C_s$ - nồng độ oxy bão hoà trong nước, mg/l;

$C$  - nồng độ oxy hiện có trong nước, mg/l.

Các chất rắn trong nước thải chứa một lượng đáng kể các chất hữu cơ. Khi xả vào nguồn, do tốc độ dòng chảy giảm, chúng lắng đọng xuống đáy sông. Một phần chất hữu cơ lắng đọng bị phân huỷ nhờ hoạt động của vi sinh vật. Quá trình phân huỷ của cặn lắng có thể hiếu khí hoặc yếm khí tùy thuộc vào các điều kiện của môi trường nước. Lượng oxy cần thiết cho sự phân huỷ hiếu khí được gọi là nhu cầu oxy hoá của cặn lắng (Sedimentation Oxygen Demand- SOD). Đây cũng là một thông số cần quan tâm đến trong kỹ thuật kiểm soát ô nhiễm nước. Lượng oxy tiêu thụ để oxy hoá của cặn lắng được xác định theo công thức sau:

$$R_s = \frac{K_s}{H} \quad (3.25)$$

trong đó:  $R_s$  - lượng oxy tiêu thụ bởi SOD trong một đơn vị thời gian và một đơn vị thể tích nước;

$K_s$  - hệ số hấp thụ oxy của cặn lắng;

$H$  - độ sâu trung bình của dòng chảy, m.

Cả ba quá trình nêu trên: sự oxy hoá BOD, sự làm thoáng bề mặt và sự phân huỷ của cặn lắng đều là những quá trình làm thay đổi oxy hoà tan trong nước (DO). Ngoài những quá trình đó DO còn bị ảnh hưởng bởi hoạt động sống của các sinh vật nước là tảo và cỏ dại. Nếu tính đến quá trình quang hợp xảy ra trong sông, biểu thức mô tả chế độ oxy trong dòng chảy được biểu diễn như sau:

$$F(C) = K_2(C_s - C) - \alpha \cdot P - K_1L \quad (3.26)$$

trong đó:  $\alpha$  - hệ số đặc trưng cho quá trình cung cấp oxy do quang hợp;

$P$  - cường độ quang hợp.

Ban ngày DO tăng lên nhờ quá trình quang hợp còn ban đêm DO giảm xuống do bị tiêu thụ trong quá trình hô hấp. Như vậy, ảnh hưởng chính trong hoạt động sống của các loài sinh vật nước tới độ oxy hoà tan là làm cho DO dao động giữa ngày và đêm.

Trong quá trình sinh dưỡng, tảo và thực vật bậc cao sử dụng các chất dinh dưỡng có trong nước làm thức ăn. Thành phần các chất dinh dưỡng N, P, C cần thiết với tỷ lệ N: P: C = 15: 1: 105 là thích hợp cho sinh vật phát triển. Khi hàm lượng các chất dinh dưỡng thấp, tảo và cỏ dại phát triển ở mức độ bình thường thì ảnh hưởng của quang hợp và hô hấp tới DO có xu hướng cân bằng nhau và có thể bỏ qua. Với mức dinh dưỡng cao sẽ gây ra sự tăng trưởng rất nhanh về sinh khối và có thể dẫn tới hiện tượng "phú dưỡng". Khi đó quá trình quang hợp và hô hấp ảnh hưởng rất mạnh đến DO. Ban ngày DO tăng cao còn ban đêm lại giảm xuống rất thấp. Trong trường hợp này cần phải tính toán sự thay đổi DO do quang hợp và hô hấp thông qua vòng tuần hoàn của nitơ trong nước. Như vậy, oxy hoà tan là chỉ tiêu cơ bản, giữ vai trò quan trọng trong hệ sinh thái sông, hồ. Nồng độ DO phụ thuộc vào rất nhiều yếu tố như quá trình khuếch tán oxy qua bề mặt, quá trình hô hấp, quang hợp của thực vật, thực vật lơ lửng, thực vật đáy, quá

trình phân huỷ chất hữu cơ của vi sinh vật (đặc trưng là BOD). Các quá trình này thường rất phức tạp, luôn có quan hệ hữu cơ và chịu tác động hàng loạt các yếu tố tác động đồng thời. Các yếu tố làm thay đổi hàm lượng chất hữu cơ tính theo BOD<sub>5</sub> trong sông hồ là sự oxy hoá sinh hoá các chất hữu cơ nhờ vi khuẩn, nấm và một số loại vi sinh vật khác, các quá trình hoá lý trong nước như sự bay hơi các chất hữu cơ dễ bay hơi, quá trình hấp phụ, quá trình chuyển hoá các chất hữu cơ dạng keo, hoà tan thành cặn lắng trong chu trình dinh dưỡng, các quá trình quang hợp gây “nước nở” hoa làm tái nhiễm bẩn.... Song yếu tố đảm bảo oxy là một trong những yếu tố cơ bản để quá trình oxy hoá sinh hoá các chất hữu cơ diễn ra theo chiều thuận. Chính vì vậy mô hình cho hai chỉ tiêu này thường được xây dựng chung và áp dụng đồng thời. Mô hình cơ bản để đánh giá chất lượng nước sông và hồ có dòng chảy theo các chỉ tiêu BOD<sub>5</sub> hoặc oxy hoà tan (DO) là mô hình Phelp - Streeter, như sau:

$$\frac{dL}{dt} = -K_1 L \quad (3.27)$$

$$\frac{dC}{dt} = -K_1 L + K_2 (C_p - C) \quad (3.28)$$

hay là: 
$$\frac{dD}{dt} = K_1 L - K_2 D \quad (3.29)$$

trong đó:  $C$  và  $C_p$  - nồng độ oxy tính toán và nồng độ oxy bão hoà, mg/l;

$L$  - nồng độ BOD, mg/l;

$K_1$  - hằng số tốc độ tiêu thụ oxy, 1/ngày/đêm;

$K_2$  - hằng số tốc độ hoà tan oxy bề mặt, 1/ngày/đêm;

$D$  - độ thiếu hụt oxy, mg/l.

Giải phương trình (3.29) thu được biểu thức xác định độ thiếu hụt oxy trong sông sau thời gian xả nước thải  $t$  như sau:

$$D = \frac{K_1 L_0}{K_2 - K_1} \{ \exp(-K_1 t) - \exp(-K_2 t) \} + D_0 \exp(-K_2 t) \quad (3.30)$$

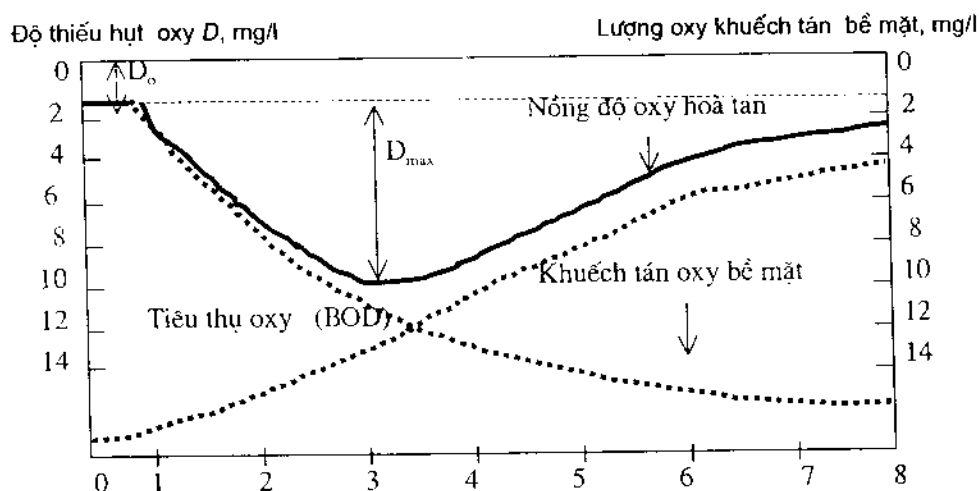
Các đường cong biểu diễn chế độ oxy trong sông sau điểm xả nước thải theo các biểu thức (3.28), (3.29) và (3.30) được nêu trên hình 3.6.

Thời gian tính từ điểm xả nước thải đến khi nồng độ oxy trong sông



thấp nhất (tương ứng với độ thiếu hụt oxy lớn nhất) gọi là thời gian tới hạn  $t_k$ . Thời gian tới hạn  $t_k$  có thể xác định theo biểu thức sau đây:

$$t_k = \frac{1}{K_2 - K_1} \ln \left\{ \frac{K_2}{K_1} \left[ 1 + \frac{D_0}{L_0} \left( 1 - \frac{K_2}{K_1} \right) \right] \right\} \quad (3.31)$$



**Hình 3.6. Chế độ oxy trong sông sau khi tiếp nhận nước thải**

Để đảm bảo cho hệ sinh thái sông ít biến động, nước sông kịp thời phục hồi về trạng thái chất lượng ban đầu sau khi tiếp nhận nước thải thì thời gian  $t_k$  không được vượt quá 2 ngày. Tương ứng với thời gian tới hạn là độ thiếu hụt oxy lớn nhất  $D_{\max}$  được xác định như sau:

$$D_{\max} = \frac{K_1}{K_2} L_0 \exp(-K_1 t_k) \quad (3.32)$$

Nếu tính đến các quá trình hô hấp bùn đáy, mô hình của Streeter và Phelps được Thomas kế thừa và phát triển như sau:

$$D = \frac{K_1 L_0}{K_2 - K_1 - K_s} \left\{ \exp[-(K_1 + K_s)t] - \exp(-K_2 t) \right\} + D_0 \exp(-K_2 t) \quad (3.33)$$

trong đó:  $L_0$  - nồng độ BOD ban đầu của nước thải, mg/l;

$D_0$  - độ thiếu hụt oxy ban đầu, mg/l;

$K_s$  - hệ số hô hấp (tiêu thụ oxy) ở lớp bùn cặn đáy, 1/ngàyđêm;

Năm 1965, Camp đã sửa đổi mô hình của Streeter - Phelps với việc tính đến sự tăng BOD do vẫn còn đáy xâm nhập trở lại trong nước  $S$  và tăng oxy hoà tan do quang hợp  $P$  như sau:

$$\frac{dL}{dt} = -(K_1 + K_2)L + S \quad (3.34)$$

$$\frac{dD}{dt} = K_1L - K_2D - P \quad (3.35)$$

Theo O'Connor và Di Toro, chế độ oxy trong dòng chảy bị ảnh hưởng bởi hô hấp của thủy sinh vật  $R$ . Như vậy mô hình BOD và oxy hoà tan có dạng:

$$\begin{aligned} \frac{dL}{dt} &= -K_1L \\ \frac{dD}{dt} &= K_1L - K_2D - (P - R) \end{aligned} \quad (3.36)$$

Tích phân các phương trình trên ta được:

$$D = \frac{K_1L_0}{K_2 - K_1} [\exp(-K_1t) - \exp(-K_2t)] - \frac{(P - R)}{K_2} [1 - \exp(-K_2t)] + D_0 \exp(-K_2t) \quad (3.37)$$

Phương pháp tiếp cận này của O'Connor và Di Toro được gọi là phương pháp Delta.

Nồng độ BOD là  $L$  và oxy hoà tan là  $C$  trong dòng chảy khi tính đến khuếch tán theo chiều dài được O'Connor và Dobbins, thiết lập như sau:

$$E_x \frac{d^2L}{dx^2} - V \frac{dL}{dx} - (K_1 + K_2)L + L_a = 0 \quad (3.38)$$

$$E_x \frac{d^2C}{dx^2} - V \frac{dC}{dx} + K_2(C_s - C) - K_1L - D_b = 0 \quad (3.39)$$

trong đó:  $E_x$  - hệ số khuếch tán theo phương  $x$ ;

$V$  - tốc độ dòng chảy, m/s;

$L_a$  - đại lượng BOD bổ sung (ví dụ do tái nhiễm bẩn hoặc cuốn trôi bề mặt), mg/ngàyđm;

$C$  - nồng độ ô xy hoà tan, mg/l;

$C_s$  - nồng độ ô xy bão hoà, mg/l;

$D_b$  - độ tiêu thụ oxy do sinh vật đáy và thực vật bậc cao, mg/l.

Tích phân các phương trình trên với các điều kiện biên như:  $L(x=0) = L_0$ ;  $C(x=0) = C_0$ ;  $(K_1 + K_3)L = L_a$ ;  $K_2(C_s - C) = K_1 L_a / (K_1 + K_3) + D_b$  khi  $x \rightarrow \infty$  sẽ được:

$$L = L_0 \exp(mx) + \frac{L_a}{K_1 + K_3} [1 - \exp(mx)] \quad (3.40)$$

trong đó:

$$m = \frac{V \left[ V^2 + 4(K_1 + K_3)E_x \right]^{1/2}}{2E_x}$$

và

$$D = \frac{K_1(L_0 - \frac{L_a}{K_1 + K_3})[\exp(mx) - \exp(-rx)]}{K_2 - (K_1 + K_3)} + D_0 \exp(rx) + \left[ \frac{D_b}{K_2} + \frac{K_1 L_a}{K_2(K_1 + K_3)} \right] (1 - \exp(rx)) \quad (3.41)$$

trong đó:  $r = \frac{V - \left[ V^2 + 4K_2 E_x \right]^{0.5}}{2E_x}$

Nước thải sau xử lý sinh học hoàn toàn, xả ra sông hồ vẫn còn chứa lượng nitơ amoni cao (trên 20 mg/l). Nitơ amoni sẽ chuyển thành nitrit và nitrat qua quá trình nitrat hoá nhờ *Nitrosomonas* và *Nitrobacter*. Quá trình nitrat hoá tiêu thụ oxy và phản ứng diễn ra theo phương trình bậc một:

$$r_N = -K_N N \quad (3.42)$$

trong đó:  $r_N$  - lượng nitơ amoni được chuyển thành nitrat;

$K_N$  - hằng số tốc độ tiêu thụ oxy cho quá trình nitrat hoá;

$N$  - nồng độ nitơ amoni.

Như vậy, nếu tính đến quá trình nitrat hoá, phương trình (3.28) sẽ có dạng:

$$\frac{dC}{dt} = -K_1 L - K_N N + K_2(C_s - C) \quad (3.43)$$

Giá trị  $K_N$  trong điều kiện 20 đến 28°C được Tetra Tech năm 1978, tìm được là 0,1-0,54 ngày<sup>-1</sup>. Trong chương trình QUAL2E, để mô hình hoá chất lượng nước sông, Brown và Barwell, 1987, kiến nghị giá trị  $K_N$  đối với một số sông điển hình là 0,1 đến 1,0 ngày<sup>-1</sup>. Theo Thomann và Mueller, 1987,

$K_N$  nằm trong giá trị hẹp, từ 0,1 đến 0,5 ngày<sup>-1</sup>. Mô hình Phelp - Streeter (3.29) chỉ kể đến các yếu tố tiêu thụ oxy do quá trình hô hấp của vi khuẩn hiếu khí trong tầng nước và hoà tan oxy qua bề mặt vào trong nước khi có thiếu hụt oxy. Nhiều yếu tố khác như hô hấp trong tầng cận đáy, quang hợp, nitrit, nitrat hoá... chưa đề cập đến trong (3.29). Trong lịch sử phát triển mô hình oxy hoà tan - BOD, các nghiên cứu đã cố gắng bao quát tất cả các quá trình sinh thái diễn ra trong sông, hồ, như các mô hình của Dobbins, Thomas, Camp, O'Connor... Đây là các mô hình tổng quát, có ý nghĩa to lớn, phản ánh một cách đầy đủ nhất quá trình tương tác giữa DO-BOD. Từ các mô hình này, các tác giả đã hoàn thiện, phát triển, mở rộng phù hợp với từng hoàn cảnh cụ thể, mục đích nghiên cứu. Tuy nhiên việc hoàn thiện này chỉ làm phức tạp hoá thêm mô hình tính toán. Mặt khác, trong việc dự báo cũng như thiết kế công trình bảo vệ nguồn nước, độ sai số tính toán chất lượng nước theo (3.29) nằm trong giới hạn cho phép. Khi đề cập đến cả sự pha loãng nước thải trong sông, hồ, biểu thức xác định nồng độ chất bẩn lớn nhất theo BOD<sub>5</sub> tại điểm tính toán như sau:

$$L_{\max} = L_{\text{ngày}} \cdot 10^{K_1 t} + \frac{1}{n} (L_{\text{nt}} - L_{\text{ngày}}) \cdot 10^{K_1 t} + L_{\text{bs}} \quad (3.44)$$

trong đó:  $L_{\text{ngày}}$  - BOD của sông, hồ trước khi xả nước thải ;

$L_{\text{nt}}$  - BOD của nước thải ;

$L_{\text{bs}}$  - BOD bổ sung do các quá trình sinh hoá khác diễn ra trong sông hồ như sự phi dưỡng, lên men cận đáy, cuốn trôi chất bẩn từ trên bờ xuống sông hồ;

$K_1$  - hằng số tiêu thụ oxy, đặc trưng cho sự phân huỷ sinh hóa chất hữu cơ trong sông (theo logarit thập phân), 1/ngày đêm;

$t$  - thời gian dòng chảy trong sông, ngày đêm;

$n$  - số lần pha loãng nước sông với nước thải.

Quá trình khuếch tán oxy qua bề mặt vào nước là sự bổ cập oxy chủ yếu cho dòng chảy sông, kênh, mương. Hằng số tốc độ hoà tan oxy bề mặt  $K_2$  của các biểu thức nêu trên được biểu diễn dưới các dạng sau đây.

#### a) Hàm của tốc độ dòng chảy $V$ và chiều sâu $H$

$$K_2 = aV^x H^y$$

- Theo O'Connor và Dobbins:

$$K_2 = 3,93 \frac{V^{0,5}}{H^{1,5}} \quad (3.45)$$

trong đó:  $K_2$  - giá trị logarit tự nhiên;

$V$  - tốc độ dòng chảy, m/s;

$H$  - chiều sâu dòng chảy, m.

- Theo Churchill:

$$K_2 = 5,026 \frac{V}{H^{1,67}} \quad (3.46)$$

- Theo Owens và Gibbs, 1964, / 2 /:

$$K_2 = 5,32 \frac{V^{0,67}}{H^{1,85}} \quad (3.47)$$

### **b) Hàm của hệ số khuếch tán $E_x$ và chiều sâu $H$**

Theo O'connor và Dobbins:

$$K_2 = \sqrt{E_x} \frac{V^{0,5}}{H^{1,5}} \quad (3.48)$$

Đối với dòng chảy tự nhiên,  $E_x$  thường bằng  $2,09.10^{-5} \text{cm}^2/\text{s}$ .

### **c) Hàm của hệ số khuếch tán phân tử $D_0$ , tốc độ dòng chảy $v$ và chiều sâu sông, hồ $H$**

Đại lượng  $K_2$ , hằng số tốc độ hoà tan oxy, phụ thuộc các yếu tố nhiệt độ, vận tốc dòng chảy, độ sâu sông hồ...  $K_2$  có thể xác định theo biểu thức:

$$K_2 = \frac{(D_0 - V)^{1/2}}{H^{3/2}}, \text{ ngày/đêm} \quad (3.49)$$

trong đó:  $D_0$  - hệ số khuếch tán phân tử;

$V$  - tốc độ dòng chảy;

$H$  - độ sâu sông hồ.

Ngoài ra hệ số  $K_2$  còn phụ thuộc vào nhiệt độ nước sông, hồ, lưu lượng dòng chảy...  $K_2$  còn có thể được xác định theo bảng 3.2. Các biểu thức  $K_2$  xác định theo mô hình của O'Connor và Dobbins dùng cho các sông rộng, độ sâu lớn ( $H$  từ 0,13 đến 9,14 m) và tốc độ dòng chảy nhỏ ( $V$  từ 0,15 - 0,49 m/s), của Churchill cho các sông có chiều sâu trung bình từ 0,61 đến

3,35 m và tốc độ dòng chảy trung bình 0,55 đến 1,5 2 m, của Owen cho các kênh, mương nông ( $H = 0,12 - 0,73$  m) và tốc độ dòng chảy nhỏ ( $V = 0,03$  đến 0,55 m/s).

**Bảng 3.2. Các giá trị điển hình của hệ số  $K_2$  ở 20°C**

| Loại nguồn nước mặt          | Giá trị $K_2$ (logarit tự nhiên ) |
|------------------------------|-----------------------------------|
| Nước trong ao nhỏ            | 0,10 - 0,23                       |
| Suối đục và hồ lớn           | 0,23 - 0,35                       |
| Sông có dòng chảy chậm       | 0,35 - 0,46                       |
| Sông có dòng chảy trung bình | 0,46 - 0,69                       |
| Sông có dòng chảy nhanh      | 0,69 - 1,15                       |
| Sông có dòng chảy xiết       | >1,15                             |

Đối với hồ hoặc thủy vực tĩnh, quá trình khuếch tán oxy phụ thuộc vào tốc độ gió trên bề mặt và theo Broecker, được đặc trưng bằng hệ số chuyển khối oxy  $K_w$ , m/ngày:

$$K_w = 0,684U_w \quad (3.50)$$

trong đó:  $K_w = K_2/H$  ;

$U_w$ - tốc độ gió trên bề mặt hồ ở độ cao 10 m, m/s.

Theo Banks và Herrear quan hệ giữa hệ số chuyển khối oxy và vận tốc gió được mô tả dưới dạng phi tuyến như sau:

$$K_1 = 0,728U_w^{0,5} - 0,317U_w + 0,0372U_w^2 \quad (3.51)$$

## 3.4. QUÁ TRÌNH PHÚ DƯỠNG HỒ

### 3.4.1. Đặc điểm sinh thái hồ

Hồ là thủy vực được giới hạn bởi bờ, có thể khép kín hoặc không khép kín. Khác với nguồn nước sông, trong hồ yếu tố dòng chảy thể hiện không rõ rệt nên sự phát tán và đồng nhất vật chất bị hạn chế. Các hồ có thể được hình thành tự nhiên hoặc nhân tạo. Hồ tự nhiên được hình thành do sự vận động của vỏ trái đất tạo nên những vùng trũng chứa nước hoặc do các đoạn sông thay đổi hướng dòng chảy và bị lấp lại... Hồ nhân tạo do con người đào hoặc

xây dựng đập chắn giữ để lấy nước cấp hoặc sản xuất điện. Chế độ thủy văn và chất lượng nước của hồ tự nhiên và hồ nhân tạo khác nhau, phụ thuộc vào sự khai thác sử dụng nước và đặc điểm hệ sinh thái trong đó.

Người ta có thể phân ra các loại hồ nông (độ sâu dưới 7 m) và hồ sâu (độ sâu trên 7 m). Đối với hồ sâu, chế độ phân tầng về nhiệt độ, các chất dinh dưỡng, chế độ oxy thể hiện rõ rệt. Hồ nông có điều kiện quang hợp tốt và khả năng phú dưỡng cao. Theo hàm lượng muối hoà tan, hồ có thể phân ra các loại hồ nước mặn, nước lợ và nước ngọt.

Chất lượng nước hồ cũng như khả năng sử dụng hồ vào các mục đích sinh hoạt, sản xuất... phụ thuộc vào nồng độ các chất dinh dưỡng trong đó. Người ta thường phân loại hồ theo các mức độ dinh dưỡng sau đây:

- Hồ nghèo dinh dưỡng (oligotrophic);
- Hồ dinh dưỡng trung bình (mezotrophic);
- Hồ giàu dinh dưỡng (eutrophic).

Tốc độ dòng chảy trong hồ luôn thay đổi về hướng và giá trị của nó. Dòng chảy chủ đạo trong hồ thường do gió hoặc nguồn nước bổ cấp tạo nên. Hình dạng của hồ cũng không đồng nhất và thường có những vùng nước lặng trong hồ. Những yếu tố này tạo nên sự phân tầng và phân vùng rõ rệt trong hồ. Chất lượng nước ở các tầng và các vùng khác nhau sẽ khác nhau. Các tính chất đặc trưng của hồ được thể hiện như sau.

#### **3.4.1.1. Sự phân tầng nhiệt độ**

Sự phân tầng nhiệt độ thường thấy rõ rệt ở các hồ sâu. Hồ thường phân ra ba tầng:

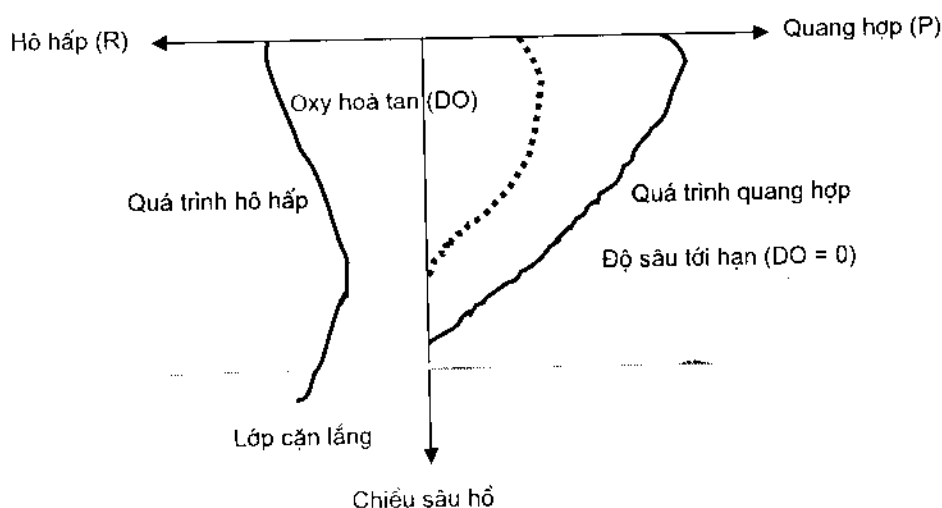
- Tầng mặt (epilimnion), sâu từ vài centimet đến một mét. Nhiệt độ nước trong tầng này phụ thuộc vào nhiệt độ khí quyển và thay đổi theo thời gian. Về mùa hè, nhiệt độ nước thường thấp hơn nhiệt độ khí quyển một vài độ. Về mùa đông thì ngược lại, nhiệt độ nước hồ cao hơn nhiệt độ môi trường bên ngoài. Trong tầng này nước thường được xáo trộn do gió. Gradient nhiệt trong tầng này là tạm thời.

- Tầng giữa (metalimnion) phân cách giữa tầng mặt và tầng đáy, chiều dày thường trên 2 mét. Trong tầng này, nhiệt độ thay đổi đột ngột theo chiều sâu.

- Tầng đáy (hypolimnion) là tầng ổn định, không có sự xáo trộn do gió. Dưới đáy hồ, nhiệt độ của nước dần đạt đến 4°C.

### 3.4.1.2. Chế độ oxy

Nồng độ oxy hoà tan (DO) là một trong những yếu tố giới hạn của hệ sinh thái hồ. Trong hồ chủ yếu diễn ra hai quá trình liên quan đến chế độ oxy là quá trình hô hấp của sinh vật ( $R$ ), tiêu thụ oxy để oxy hoá các chất hữu cơ và quá trình làm tăng oxy tự do từ quang hợp của thực vật bậc cao và tảo ( $P$ ). Cường độ các quá trình này phụ thuộc vào chiều sâu của hồ làm cho nồng độ oxy thay đổi rõ rệt theo chiều sâu. Mặt khác cũng thấy rằng sự hô hấp của vi khuẩn ở trong cặn lắng để oxy hoá các chất hữu cơ cũng làm giảm rõ rệt oxy ở tầng đáy. Biểu đồ phân bố chế độ oxy theo chiều sâu hồ được nêu trên hình 3.7.



**Hình 3.7. Biểu đồ phân bố chế độ oxy trong hồ theo chiều sâu**

Ở tầng mặt nước, do cường độ ánh sáng xâm nhập vào nước lớn, quá trình quang hợp diễn ra mạnh, lượng oxy tạo thành tăng, nhiều lúc vượt quá mức bão hoà. Ngoài ra trong tầng này oxy còn được khuếch tán từ khí quyển vào qua bề mặt. Oxy tích lũy lớn làm cho nồng độ oxy hoà tan cao. Ở tầng giữa, cường độ chiếu sáng giảm, lượng oxy tích lũy cân bằng với lượng oxy sử dụng cho hô hấp của thủy sinh vật (vi khuẩn, động vật và thực vật). Đến độ sâu nhất định (khoảng 2,5 đến 3,5 m), nồng độ oxy hoà tan trong nước giảm đến không. Trong tầng dưới, ánh sáng không chiếu tới nên không diễn ra quá trình quang hợp. Một phần oxy tự do từ tầng trên phát tán xuống được hấp thụ vào lớp cặn lắng. Quá trình hô hấp trong lớp cặn lắng cũng làm nồng độ oxy giảm đột ngột. Độ thiếu hụt oxy tăng nhanh.



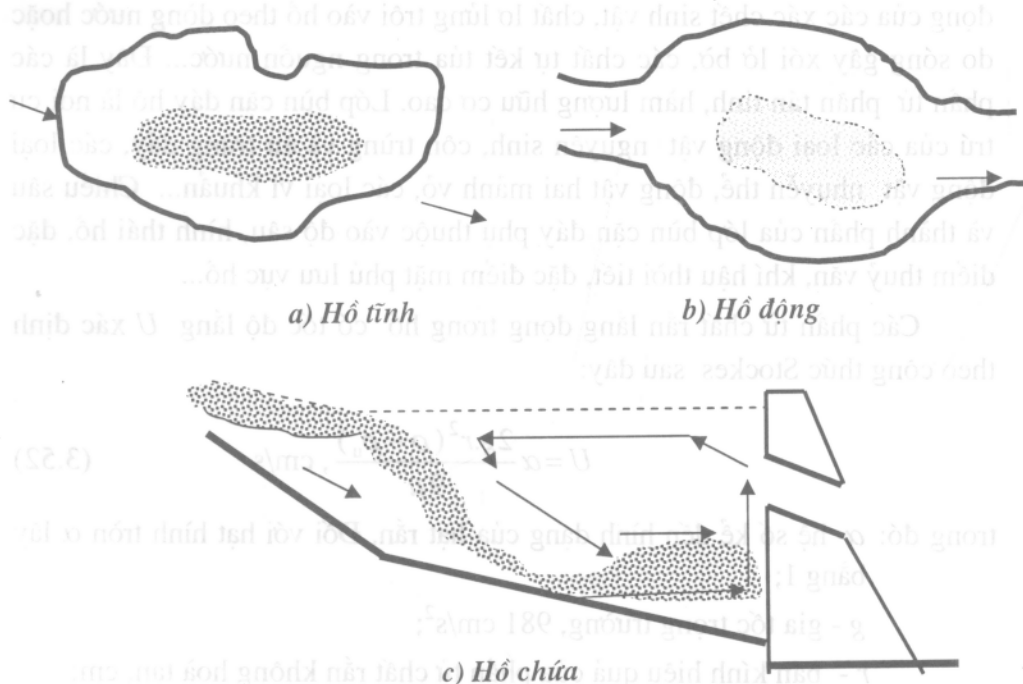
Một số vi khuẩn thực hiện khử nitrat, sunfat... để giải phóng oxy cho quá trình hô hấp kỵ khí.

3.4.1.3. Sự phân bố các chất trong hồ

Sự phân bố vật chất theo tầng nước trong hồ phụ thuộc vào chiều sâu đáy, diện tích bề mặt hồ... Hình dạng các đường đồng mức vật chất thay đổi, phụ thuộc vào hình thái hồ. Thông thường, nồng độ chất bẩn giảm dần từ ven bờ ra giữa hồ. Thành phần thủy sinh vật trong hồ cũng thay đổi theo nguyên lý này. Phía trong bờ, các loại thực vật bậc cao, thực vật ngập nước, động vật đáy phát triển mạnh. Hàm lượng chất hữu cơ trong cận lắng cao hơn rất nhiều so với giữa hồ.

Các hồ khác nhau thường có diện tích bề mặt và hình thái khác nhau. Trong hồ có những vùng xáo trộn mạnh do gió, do chênh lệch nhiệt độ tạo dòng chảy ngầm... nhưng cũng có những vùng nước đứng yên. Sự phân bố vật chất trong các vùng này cũng rất khác nhau.

3.4.1.4. Cận lắng trong hồ



Hình 3.8. Sơ đồ phân bố cận lắng trong các loại hồ

Trong hồ, do tốc độ dòng chảy nhỏ, các phân tử bùn cặn trong nguồn nước bổ cập chảy vào sẽ bị lắng đọng lại. Tuy nhiên sự lắng đọng này phụ thuộc vào hình thái và độ sâu hồ, hướng dòng chảy, điều kiện khí hậu, thời tiết... Cặn lắng có thể tập trung ổn định ở lớp đáy giữa hồ (hình 3.8a), không ổn định khi dòng chảy thay đổi (hình 3.8b) hoặc ở trạng thái lơ lửng trong hồ chứa nước (hình 3.8c).

Sự phân bố cặn lắng trong hồ phụ thuộc vào trạng thái dòng chảy và chế độ thủy văn của nó. Các lớp cặn lắng sẽ ảnh hưởng đến chế độ oxy và sự phân bố vật chất trong hồ. Trong nhiều trường hợp, quá trình lắng cặn thay đổi sẽ làm thay đổi rõ rệt chất lượng nước hồ.

Trong hồ có hai loại bùn cặn lắng: bùn cặn vùng ven bờ và bùn cặn lắng tích tụ ở đáy sông hồ.

Gió và sóng là yếu tố làm cho bùn cặn vùng ven bờ thay đổi thành phần cơ học. Vùng bờ chủ yếu là đá, cuội, sỏi và cát. Đây là những giá thể để tảo và thực vật ngập nước dính bám và các loại lau, sậy... phát triển.

Lớp bùn cặn đáy hình thành trong thời gian dài, là sản phẩm lắng đọng của các xác chết sinh vật, chất lơ lửng trôi vào hồ theo dòng nước hoặc do sóng gây xói lở bờ, các chất tự kết tủa trong nguồn nước... Đây là các phân tử phân tán tinh, hàm lượng hữu cơ cao. Lớp bùn cặn đáy hồ là nơi cư trú của các loại động vật nguyên sinh, côn trùng và ấu trùng đáy, các loại động vật nhuyễn thể, động vật hai mảnh vỏ, các loại vi khuẩn... Chiều sâu và thành phần của lớp bùn cặn đáy phụ thuộc vào độ sâu, hình thái hồ, đặc điểm thủy văn, khí hậu thời tiết, đặc điểm mặt phủ lưu vực hồ...

Các phân tử chất rắn lắng đọng trong hồ có tốc độ lắng  $U$  xác định theo công thức Stockes sau đây:

$$U = \alpha \frac{2gr^2(\rho - \rho_u)}{9\mu}, \text{ cm/s} \quad (3.52)$$

trong đó:  $\alpha$  - hệ số kể đến hình dạng của hạt rắn. Đối với hạt hình tròn  $\alpha$  lấy bằng 1;

$g$  - gia tốc trọng trường,  $981 \text{ cm/s}^2$ ;

$r$  - bán kính hiệu quả của phân tử chất rắn không hoà tan, cm;

$\rho$  và  $\rho_u$  - tỷ trọng của hạt chất rắn và của nước,  $\text{g/cm}^3$ ;

$\mu$  - độ nhớt động học,  $\text{g/cm.s}$ .

Như vậy quá trình lắng cặn trong hồ phụ thuộc chủ yếu vào kích thước và tỷ trọng của hạt. Đối với một số phân tử chất rắn, các giá trị này có thể xác định theo bảng 3.3.

Tuy nhiên, công thức Stokes chỉ đúng đối với các hạt bền vững, không thay đổi hình dạng, kích thước và tỷ trọng trong quá trình lắng. Đối với một số loại phân tử, ví dụ như tảo, do diễn ra các quá trình sinh hoá nên kích thước luôn thay đổi khi lưu lại trong hồ.

**Bảng 3.3. Kích thước và tỷ trọng một số phân tử chất rắn lắng đọng trong hồ**

| Loại hạt       | Bán kính $r$ , $\mu\text{m}$ | Tỷ trọng, $\text{g/cm}^3$ |
|----------------|------------------------------|---------------------------|
| Sét            | 1 - 2                        | 2,5 - 2,7                 |
| Bùn tinh       | 2 - 6                        | 2,5 - 2,7                 |
| Bùn trung bình | 6 - 20                       | 2,5 - 2,7                 |
| Bùn thô        | 20 - 60                      | 2,5 - 2,7                 |
| Tảo            | 1 - 50                       | 0,98 - 1,03               |

#### **3.4.4.5. Sự thay đổi chất lượng nước theo mùa**

Các yếu tố nhiệt độ, cường độ bức xạ... ảnh hưởng rõ rệt đến các quá trình sinh hoá trong thủy vực. Do đó, chất lượng nước trong hồ thay đổi theo mùa, theo các điều kiện khí hậu và thời tiết. Về mùa xuân và mùa hè, các hồ giàu dinh dưỡng (eutrophic) thường có hiện tượng "nước nở hoa" và hậu quả là nguồn nước bị tái nhiễm bẩn. Về mùa đông, chất lượng nước hồ tương đối ổn định.

#### **3.4.2. Các quá trình phú dưỡng hồ**

Trong quá trình đô thị hoá, nước thải chứa hàm lượng lớn nguyên tố dinh dưỡng như N, P và các nguyên tố dinh dưỡng khác... có nguồn gốc từ nước thải sinh hoạt, nước thải công nghiệp, nước cuốn trôi bề mặt, nước mưa và nước chảy tràn từ đồng ruộng do phân bón hoá học xả vào ao sông hồ đô thị sẽ gây "nước nở hoa" tạo ra hiện tượng phú dưỡng. Quá trình phú dưỡng làm cho nước có màu, mùi vị khó chịu và hàm lượng chất hữu cơ tăng lên.

Hồ thường được đánh giá theo mức độ dinh dưỡng: hồ nghèo dinh dưỡng (oligotrophic) hay hồ giàu dinh dưỡng (eutrophic) theo các chỉ tiêu nêu trong bảng 3.4.

**Bảng 3.4. Các chỉ tiêu đánh giá mức độ dinh dưỡng hồ**

| Các đặc tính            | Hồ nghèo dinh dưỡng<br>(oligotrophic) | Hồ giàu dinh dưỡng<br>(eutrophic) |
|-------------------------|---------------------------------------|-----------------------------------|
| Chiều sâu               | Sâu<br>tầng đáy > tầng mặt            | Nông<br>tầng đáy < tầng mặt       |
| Màu                     | Xanh - lam                            | Lục                               |
| Độ sâu nhìn thấy được   | > 5 m                                 | < 5 m                             |
| pH                      | Trung tính                            | Trung tính - kiềm                 |
| Mức độ hoà tan oxy      | Bão hoà                               | Chỉ bão hoà bề mặt                |
| Nồng độ chất dinh dưỡng | N < 0,2 mg/l<br>P < 0,02 mg/l         | N > 0,2 mg/l<br>P > 0,02 mg/l     |
| Nồng độ chlorophyll a   | 0,3 - 2,5 mg/l                        | 5 - 140 mg/l                      |
| Thực vật phù du         | Nghèo, chủ yếu là tảo                 | Phong phú, phần lớn là tảo lam    |
| Động vật nổi            | Nghèo                                 | Phong phú                         |
| Động vật đáy            | Phong phú                             | Nghèo                             |
| Cặn lắng                | Hàm lượng chất hữu cơ thấp            | Hàm lượng chất hữu cơ cao         |

Nước thải sinh hoạt có hàm lượng chất hữu cơ cao, BOD nằm trong mức từ 200 đến 300 mg/l, COD từ 300 đến 500 mg/l, *coliform* từ  $10^6$  đến  $10^9$  MPN/100 ml. Theo tiêu chuẩn xây dựng TCXD 51-84, mỗi người trong một ngày xả vào hệ thống thoát nước là 50 - 60 g cặn lơ lửng, 30 - 35g BOD, 7g nitơ amoni, 1,7 g  $P_2O_5$ ... Trong nước thải sinh hoạt, hàm lượng các nguyên tố dinh dưỡng theo N và P lớn. Tỷ lệ tổng N: tổng P là 4 (tỷ lệ tổng nitơ vô cơ : tổng phospho vô cơ là 3,6). Theo Thomann và Mueller, lượng các loại hợp chất nitơ và phospho do một người xả vào nước thải sinh hoạt trong một ngày được nêu trong bảng 3.5.

**Bảng 3.5. Lượng nitơ và phospho tính cho một người xả  
vào hệ thống thoát nước trong một ngày**

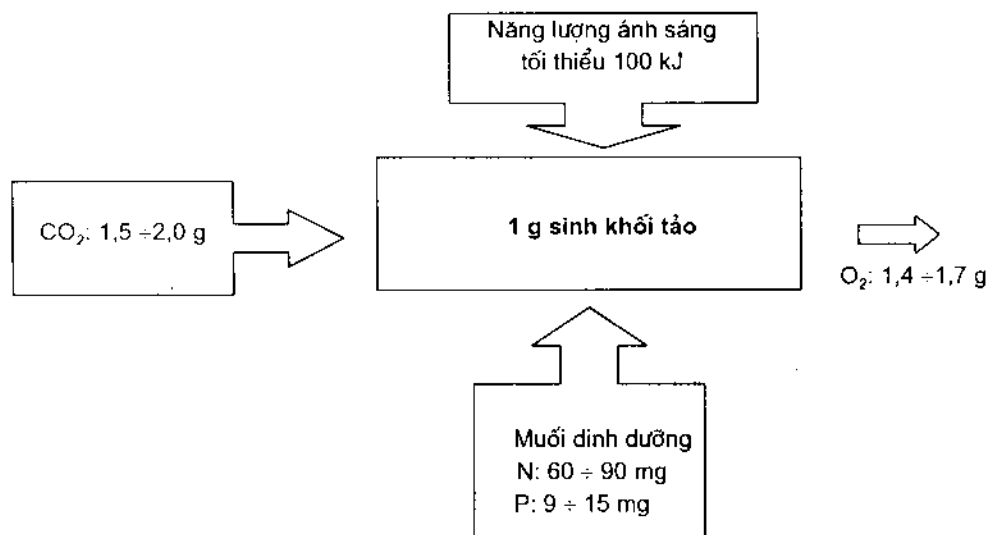
| Loại chất dinh dưỡng             | Tải lượng, g/người.ngày |
|----------------------------------|-------------------------|
| Nitơ                             | 23                      |
| - Nitơ hữu cơ                    | 8,5                     |
| - Amoniac tự do                  | 14,5                    |
| Phospho (kể cả chất tẩy giặt)    | 4,5                     |
| - Phospho hữu cơ                 | 1,7                     |
| - Phospho vô cơ                  | 2,8                     |
| Phospho (không kể chất tẩy giặt) | 2,3                     |

Trong nước mưa, hàm lượng nitơ và phospho phụ thuộc vào lưu vực thoát nước, đặc điểm mặt phủ... Nguồn nitơ và phospho chảy vào sông hồ do nước mưa cuốn trôi bề mặt theo các số liệu nghiên cứu ở Mỹ, được nêu trong bảng 3.6.

**Bảng 3.6. Lượng nitơ và phospho theo nước mưa chảy vào sông hồ (kg/ha.năm)**

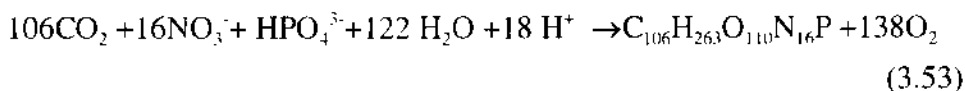
| Nguyên tố | Rừng                | Nông nghiệp      | Đô thị          | Nước mưa        |
|-----------|---------------------|------------------|-----------------|-----------------|
| Nitơ      | 3<br>(1,3 - 10,2)   | 5<br>(0,5 - 50)  | 5<br>(1 - 20)   | 24              |
| Phospho   | 0,4<br>(0,01 - 0,9) | 0,5<br>(0,1 - 5) | 1<br>(0,1 - 10) | 1<br>(0,05 - 5) |

Quá trình phú dưỡng liên quan trực tiếp đến chuỗi thức ăn trong môi trường nước. Trong điều kiện nhiệt đới, giàu ánh sáng Mặt trời và nhiệt độ cao, nitơ và phospho là nguồn các chất dinh dưỡng để tảo phát triển và có thể đến mức bùng nổ. Nhu cầu năng lượng và vật chất trong quá trình quang hợp được biểu diễn trên hình 3.9.



**Hình 3.9. Quan hệ năng lượng và vật chất trong quá trình quang hợp của tảo**

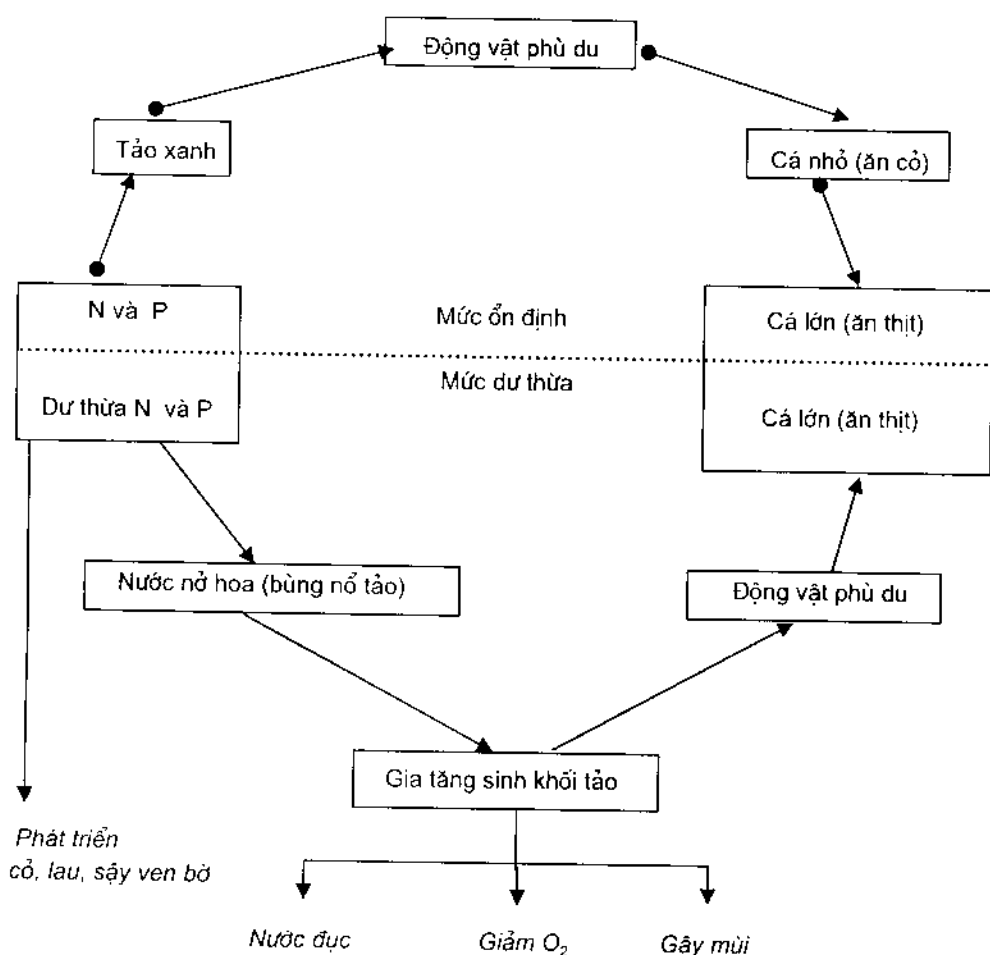
Quá trình quang hợp của tảo do Stumpp và Morgan (1981) đưa ra như sau:



Cân bằng phương trình trên sẽ có tỷ lệ C: N: P = 40: 7,2: 1. Như vậy để phát triển tảo cần lượng nitơ lớn gấp 7,2 lần lượng phospho.

Sự dư thừa nitơ và phospho làm cho tảo và phù du sinh sôi, phát triển hàng loạt, gây hiện tượng phú dưỡng, nước nở hoa. Quá trình phú dưỡng làm cho nước đục, có màu, mùi tanh... Tảo chết hàng loạt làm cho hàm lượng chất hữu cơ tính theo BOD hoặc COD theo  $\text{KMnO}_4$  tăng lên, gây tái nhiễm bẩn. Mặt khác sự lắng đọng của tảo và các hợp chất phospho làm cho hồ nhanh chóng bị lão hoá. Khi khôi phục, nạo vét hồ, phần lớn phospho trầm tích chuyển sang trạng thái hoà tan xâm nhập lại vào nước làm hàm lượng phospho trong nước tăng nên đột ngột, gây bùng nổ tảo tức thời. Khi điều kiện môi trường thay đổi, tảo chết hàng loạt, gây tái nhiễm bẩn. Các yếu tố này sẽ làm cho các sông hồ bị ô nhiễm nặng, mức độ phú dưỡng tăng, bùn cặn lắng đọng nhiều, môi trường chuyển dần sang yếm khí, màu và mùi nước thay đổi... Một số loại tảo hấp thụ chất độc hại trong nước thải

công nghiệp khi chết, chúng làm cho nồng độ các chất độc hại trong nước tăng lên đột ngột.



**Hình 3.10. Hiện tượng phú dưỡng trong ao hồ**

Tỷ lệ tổng N và tổng P quyết định yếu tố giới hạn phú dưỡng theo chỉ tiêu N hay chỉ tiêu P. Theo các nghiên cứu của Forsberg và các cộng sự, tỷ lệ N:P dùng để định yếu tố giới hạn khi kiểm soát phú dưỡng như sau:

- Khi N: P > 12 thì P là yếu tố giới hạn;
- Khi N: P < 7 thì N là yếu tố giới hạn;
- Khi N: P = 7 - 12 thì P và N đều không phải là yếu tố giới hạn.

Trong nước thải đô thị, tỷ lệ N: P thường là 4:1, nhưng trong các ao hồ tự nhiên, do phospho hao tổn vì lắng đọng, chuyển hoá, hấp thụ do thực vật... nên tỷ lệ này trong nước thường là 20. Các nghiên cứu của Bộ môn Cấp thoát nước và Trung tâm Kỹ thuật môi trường đô thị và khu công nghiệp trường Đại học Xây dựng cho biết, nồng độ nitơ và phospho tại một số hồ đô thị khu vực phía Bắc nêu trong bảng 3.7.

**Bảng 3.7. Hàm lượng nitơ tổng số và phospho tổng trong một số hồ đô thị phía Bắc**

| Hồ                       | Độ sâu H, m | Tổng N, mg/l | Tổng P, mg/l | Tỷ lệ N:P |
|--------------------------|-------------|--------------|--------------|-----------|
| Hồ Tịnh Tâm (Huế)        | 1,5         | 3,25         | 0,17         | 19,11     |
| Hồ An Biên (Hải Phòng)   | 2,9         | 3,19         | 0,15         | 21,2      |
| Hồ Bảy Mẫu (Hà Nội)      | 3,0         | 5,19         | 0,24         | 21,6      |
| Hồ Tây (Hà Nội)          |             | 1,62         | 0,08         | 20,2      |
| Hồ Goong (Vinh)          | 2,5         | 4,21         | 0,20         | 21,05     |
| Hồ Biwa (Nhật Bản)*      | 4,0         | 0,95         | 0,05         | 19        |
| Hồ Ruduskoe (CHLB Nga)** | 10          | 1,15         | 0,07         | 16,4      |

Nguồn: \*Kurata và Satouchi, 1988.

\*\*Culisheva và Stravinskaia, 1989.

Như vậy, hầu hết các hồ đều có tỷ lệ N: P trên 12. Tỷ lệ này phụ thuộc từng loại hồ, độ sâu của nó, tải lượng phospho, nitơ... Đối với các hồ đô thị, tỷ lệ này luôn lớn hơn 20. Vì vậy chỉ tiêu tổng phospho là chỉ tiêu giới hạn để đánh giá mức độ phú dưỡng ao hồ.

### 3.4.3. Quá trình phú dưỡng do yếu tố phospho

Phospho xâm nhập vào nước có nguồn gốc từ nước thải đô thị, phân hoá học, cuốn trôi từ đất, nước mưa hoặc phospho trầm tích hoà tan trở lại. Có các loại phospho tồn tại trong nước như sau:

- Phospho hoạt tính hoà tan (thường gọi là orthophosphat hay là



phosphat hữu cơ hoà tan). Dạng phospho này rất thích hợp với thực vật. Chúng thường có dạng  $\text{H}_2\text{PO}_4^+$ ,  $\text{HPO}_4^{2-}$  và  $\text{PO}_4^{3-}$ .

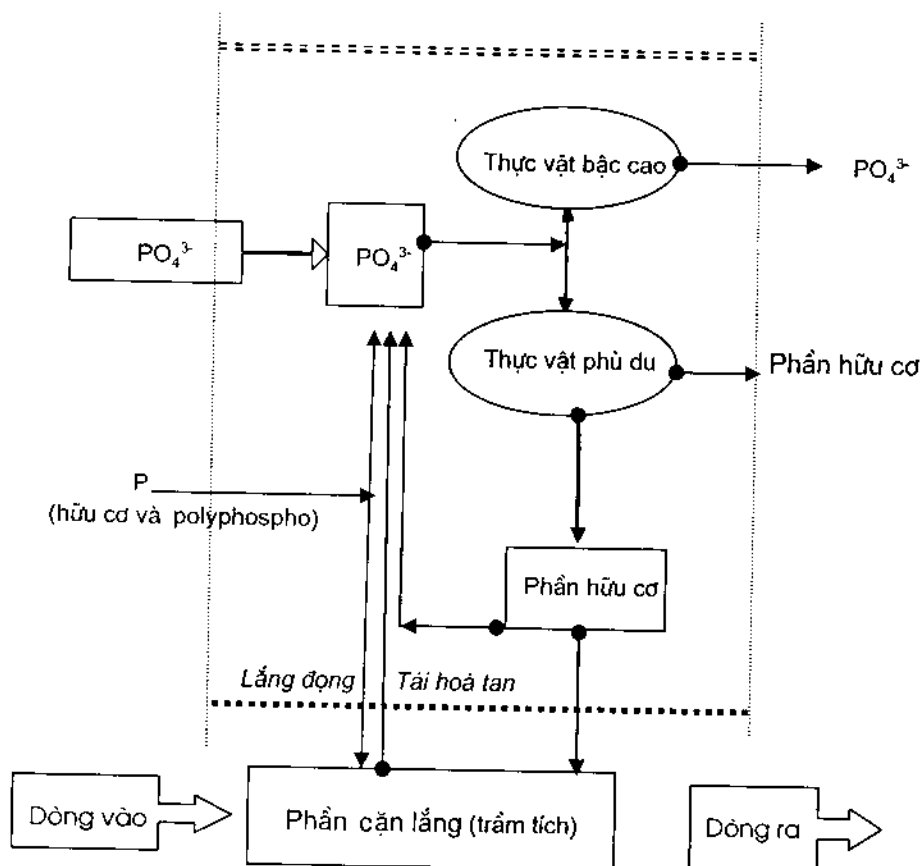
- Phospho hữu cơ liên kết tồn tại như một thành phần sinh khối của thực vật, động vật và vi khuẩn.

- Phospho hữu cơ không liên kết dưới dạng hợp chất hữu cơ không hoà tan hoặc keo. Nó là sản phẩm của sự phân huỷ sơ bộ phospho hữu cơ liên kết.

- Phospho vô cơ liên kết dưới dạng các loại muối phosphat hoặc orthophosphat hấp phụ trong sét, trong phức chất với các chất rắn.

- Phospho vô cơ không liên kết chủ yếu là các chất tẩy giặt.

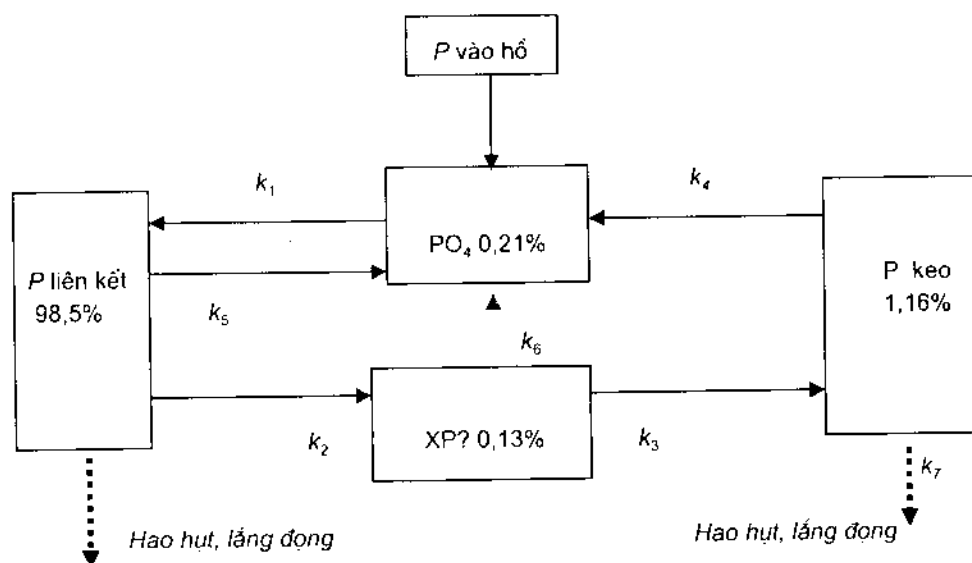
Quá trình chuyển hoá phospho trong nước được nêu trong hình 3.11.



**Hình 3.11. Sơ đồ chuyển hoá phospho trong nước**

Theo Jorgensen, 1986, mô hình phú dưỡng được chia thành hai loại: mô hình đơn giản tập trung vào các chất dinh dưỡng và mô hình phức hợp tập trung vào các quá trình sinh thái trong hồ. Mô hình phú dưỡng phức hợp tập trung vào vòng tuần hoàn phospho trong hệ sinh thái. Mô hình này có độ chính xác cao nhưng đòi hỏi đầu tư lớn về thời gian và kinh phí. Đối với các hồ đô thị nước ta, hiện tượng phú dưỡng trong các hồ rất phổ biến. Vì vậy mô hình phú dưỡng (mô hình đơn giản hoặc mô hình phức hợp) đóng vai trò rất quan trọng trong kiểm soát, quản lý chất lượng nước.

Theo Wetzel, 1983, mối quan hệ giữa các dạng phospho trong hồ (phospho hoà tan và phospho liên kết) được biểu diễn như ở hình 3.12).



**Hình 3.12. Tỷ lệ quan hệ giữa các dạng phospho trong hồ**

Các hệ số  $k_1, k_2, k_3, k_4, k_5, k_6$  và  $k_7$  là hằng số tốc độ các quá trình chuyển hoá phospho trong nước. Vi sinh vật đóng vai trò quan trọng trong sự phân huỷ các chất hữu cơ chứa phospho. Nhiều vi khuẩn và nấm có khả năng giải phóng phosphat và trả lại phospho cho vòng tuần hoàn vật chất.

Chuyển hoá phospho trong hồ được xác lập trên cơ sở phương trình cân bằng vật chất với sự biến đổi theo phản ứng bậc một trong điều kiện trộn tốt:

$$V \frac{dp}{dt} = W - Q.p - k_s V.p \quad (3.54)$$

trong đó:  $V$  - dung tích,  $m^3$ ;

$p$  - nồng độ phospho tổng,  $mg/m^3$ ;

$t$  - thời gian, năm;

$W$  - tải lượng phospho tổng,  $mg/năm$ ;

$Q$  - lưu lượng nước vào hồ,  $m^3/năm$ ;

$k_s$  - hằng số tốc độ lắng đọng phospho theo phản ứng bậc 1,  $năm^{-1}$ ;

Trên cơ sở giải phương trình (3.54), Vollenweider, đã thiết lập được biểu thức xác định tải lượng phospho bề mặt như sau:

$$p = \frac{L}{q_s(1 + \sqrt{\tau_s})} \quad (3.55)$$

trong đó:  $L$  - tải lượng đơn vị phospho bề mặt trong một năm,  $g P/m^2.năm$ ;

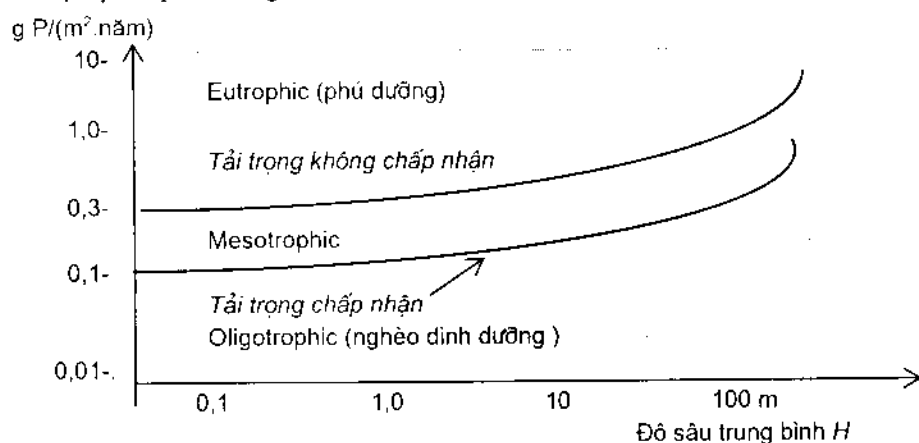
$q_s$  - tải lượng thủy lực bề mặt,  $m^3/(m^2.năm)$ ;

$\tau_s$  - thời gian lưu thủy lực của nước trong hồ, năm;

Thời gian lưu thủy lực  $\tau_s$  được xác định bằng tỷ lệ  $V/Q$ . Theo Vollenweider, trong điều kiện phản ứng bậc 1,  $\tau_s$  là:

$$\tau_s = \frac{1}{k_s} \quad (3.56)$$

Tải lượng phospho vào hồ ảnh hưởng rõ rệt đến chế độ dinh dưỡng của hồ. Tải lượng này phụ thuộc vào độ sâu của hồ. Theo biểu đồ ở hình 3.13, có thể xác định được mức độ dinh dưỡng của các hồ vùng nhiệt đới theo tải lượng bề mặt phospho tổng số theo chiều sâu  $H$ .



**Hình 3.13. Biểu đồ xác định mức độ dinh dưỡng theo tải lượng bề mặt tổng phospho và độ sâu hồ**

Theo Jahl, 1969, nồng độ orthophosphat ảnh hưởng rõ rệt đến chế độ dinh dưỡng. Đối với khu vực được xáo trộn nhiều, nồng độ cho phép của  $\text{PO}_4^{3-}$  là 0,35 mg/l. Theo tính toán của K. F. Jalah, 1978, về mặt lý thuyết ở 20°C và hàm lượng oxy hoà tan trong nước là 9,2 mg/l thì nồng độ giới hạn của  $\text{PO}_4^{3-}$  là:

$$P_c = (9,5 \times 9,2)/(154,2 \times 32) = 0,2 \text{ mg/l} \quad (3.57)$$

Như vậy, nước sẽ dễ nở hoa khi nồng độ  $\text{PO}_4^{3-}$  trên 0.2 mg/l.

Trong hồ giàu dinh dưỡng, các loại phù du thực vật như các loại tảo *Cyanophyta*, *Chlorococcales*, *Centric Diatoms* và *Euglenophyta* phát triển mạnh. Hàm lượng *Chlorophyl* phụ thuộc vào tải lượng phospho và tỷ lệ N:P. Ngoài ra, tải lượng phospho còn ảnh hưởng rõ rệt đến nồng độ phospho, độ thiếu hụt oxy bề mặt, độ trong của nước... Khi tỷ lệ N:P >12, mối quan hệ giữa tải lượng phospho với các yếu tố chất lượng nước được thể hiện rõ rệt và được biểu diễn bằng các biểu thức tương quan trên cơ sở các nghiên cứu thực nghiệm. Vollenweider, 1980, Watson và McCauley đã tìm được mối quan hệ giữa hàm lượng phospho và chlorophyl trung bình năm trong hồ theo quan hệ tuyến tính. Các tác giả Triphonova và Barbashop, đã biểu diễn mối quan hệ giữa các đại lượng này như sau:

$$Y = 0,575 + 0,205 X; \quad r = 0,822 \text{ và } n = 14 \quad (3.58)$$

trong đó:  $X$  - nồng độ phospho trung bình, mg/m<sup>3</sup>;

$Y$  - nồng độ chlorophyl  $a$  trong nước.

Một số các nghiên cứu khác tìm được mối quan hệ giữa nồng độ chlorophyl  $a$  với nồng độ phospho trong nước theo quan hệ logarit. Theo Dillon và Rigler:

$$\log(\text{Chl } a) = 1,449 \log(p_v) - 1,136 \quad (3.59)$$

Theo Rast và Lee, 1978:

$$\log(\text{Chl } a) = 0,76 \log(p) - 0,259 \quad (3.60)$$

Theo Bartschvaf Gakstatter, 1978:

$$\log(\text{Chl } a) = 0,807 \log(p) - 0,194 \quad (3.61)$$

trong đó: Chl *a* - nồng độ chlorophyl *a*,  $10^{-3}$  mg/l;

$p_v$  - nồng độ phospho trong hồ về mùa xuân,  $10^{-3}$  mg/l;

$p$  - nồng độ phospho trong hồ,  $10^{-3}$  mg/l.

Nghiên cứu của Smith và Shapio, tìm được mối quan hệ giữa nồng độ chlorophyl *a* với tỷ lệ nitơ tổng phospho tổng như sau:

$$\log(\text{Chl } a) = 1,55 \log(p) - b \quad (3.62)$$

$$\text{trong đó: } b = 1,55 \left[ \frac{6,404}{0,0204 (N : P) + 0,334} \right] \quad (3.63)$$

Nồng độ chlorophyl ảnh hưởng rõ rệt lên độ trong của nước hồ. Cơ sở của mối quan hệ này là định luật Beer - Lamber. Một số nghiên cứu [2] biểu diễn mối tương quan này dưới dạng:

$$SD = 6,35 \text{ Chl } a^{-0,473} \quad (3.64)$$

trong đó: *SD* - độ trong đĩa Secchi, m.

Nồng độ phospho ảnh hưởng rõ rệt đến chất lượng nước các loại hồ. Các nghiên cứu của Tổ chức Hợp tác Kinh tế và Phát triển (Organization for Economic Cooperation and Development - OECD) nêu trong bảng 3.8 cho thấy mối quan hệ tuyến tính giữa tải lượng phospho và các chỉ tiêu chất lượng nước.

**Bảng 3.8. Kết quả nghiên cứu của các dự án OECD về quan hệ giữa tải lượng phospho và các chỉ tiêu chất lượng nước**

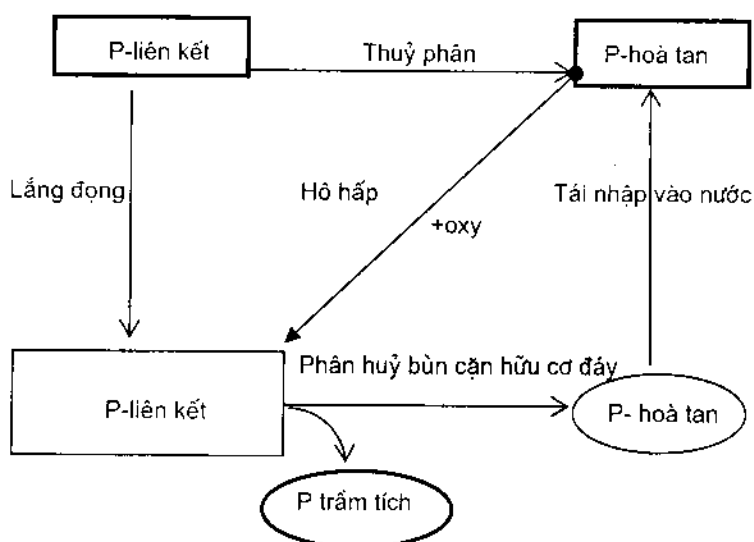
| Các nghiên cứu của dự án OECD                                  | Biểu thức tương quan    | <i>n</i> | <i>r</i> | Sai số chuẩn |
|----------------------------------------------------------------|-------------------------|----------|----------|--------------|
| Nồng độ phospho tổng số trung bình năm, µg/l                   |                         |          |          |              |
| Các nghiên cứu của OECD                                        | 1,55P <sup>0.82</sup>   | 87       | 0,93     | 0,192        |
| Các hồ nông và hồ chứa nước                                    | 1,02P <sup>0.88</sup>   | 24       | 0,95     | 0,185        |
| Các hồ khu vực Alơ                                             | 1,58P <sup>0.83</sup>   | 18       | 0,93     | 0,212        |
| Các hồ Bắc Âu                                                  | 1,12P <sup>0.92</sup>   | 14       | 0,86     | 0,252        |
| Các nghiên cứu ở Mỹ                                            | 1,95P <sup>0.79</sup>   | 31       | 0,95     | 1,60         |
| Nồng độ chlorophyl trung bình năm, µg/l                        |                         |          |          |              |
| Các nghiên cứu của OECD                                        | 0,37P <sup>0.79</sup>   | 67       | 0,88     | 0,257        |
| Các hồ nông và hồ chứa nước                                    | 0,54P <sup>0.72</sup>   | 22       | 0,87     | 0,238        |
| Các hồ khu vực Alơ                                             | 0,47P <sup>0.78</sup>   | 12       | 0,94     | 0,189        |
| Các hồ Bắc Âu                                                  | 0,13P <sup>1.03</sup>   | 13       | 0,82     | 0,329        |
| Các nghiên cứu ở Mỹ                                            | 0,39P <sup>0.79</sup>   | 20       | 0,89     | 0,261        |
| Nồng độ chlorophyl max trong năm, µg/l                         |                         |          |          |              |
| Các nghiên cứu của OECD                                        | 0,74P <sup>0.89</sup>   |          |          |              |
| Các hồ nông và hồ chứa nước                                    | 0,77P <sup>0.86</sup>   |          |          |              |
| Các hồ khu vực Alơ                                             | 0,83P <sup>0.92</sup>   |          |          |              |
| Các hồ Bắc Âu                                                  | 0,47P <sup>1.00</sup>   |          |          |              |
| Độ trong trung bình năm theo phương pháp đo bằng đĩa Secchi, m |                         |          |          |              |
| Các nghiên cứu của OECD                                        | 14,7P <sup>-0.39</sup>  | 67       | -0,69    | 0,237        |
| Các hồ nông và hồ chứa nước                                    | 8,47P <sup>-0.26</sup>  | 26       | -0,55    | 0,237        |
| Các hồ khu vực Alơ                                             | 15,3P <sup>-0.30</sup>  | 18       | -0,74    | 0,171        |
| Các nghiên cứu ở Mỹ                                            | 20,3P <sup>-0.52</sup>  | 22       | -0,82    | 0,196        |
| Độ thiếu hụt oxy bề mặt, gO <sub>2</sub> /m <sup>2</sup> .ngày |                         |          |          |              |
| Các nghiên cứu của OECD                                        | 0,1P <sup>0.55</sup>    |          |          |              |
| Các hồ Bắc Âu                                                  | 0,085P <sup>0.467</sup> |          |          |              |
| Các nghiên cứu ở Mỹ                                            | 0,115P <sup>0.67</sup>  |          |          |              |

Như vậy, trong trường hợp tỷ lệ tổng N / tổng P trong hồ trên 12, người ta thường dùng chỉ tiêu tổng tải lượng phospho vào hồ trong năm hoặc nồng độ trung bình của nó trong nước hồ để đánh giá mức độ dinh dưỡng của nó (bảng 3.9).

**Bảng 3.9. Các chỉ tiêu đánh giá mức độ dinh dưỡng hồ**

| Chỉ tiêu                             | Oligotrophic | Mesotrophic | Eutrophic |
|--------------------------------------|--------------|-------------|-----------|
| Tổng phospho, mg/m <sup>3</sup>      | < 10         | 10 - 20     | > 20      |
| Tổng chlorophyl a, mg/m <sup>3</sup> | < 4          | 4 - 10      | > 10      |
| Độ trong theo đĩa Secchi, m          | > 4          | 2 - 4       | < 2       |
| Độ bão hoà oxy tầng đáy, %           | > 80         | 10 - 80     | < 10      |

Phospho dòng vào thường trầm tích và lắng đọng trong hồ. Sự xâm nhập trở lại phospho từ bùn đáy thường gây nên sự biến đổi đột ngột chất lượng nước hồ. Quá trình hô hấp ở lớp cận đáy tiêu thụ lượng lớn oxy ở tầng nước đáy hồ. Độ tiêu thụ oxy tầng đáy liên quan đến quá trình chuyển hoá phospho ở đây và được biểu diễn trên hình 3.14.



**Hình 3.14. Mô hình chuyển hoá phospho liên quan đến lớp cận đáy**

Theo Rast và Lee nhu cầu tiêu thụ oxy ở vùng đáy phụ thuộc vào tải lượng phospho trong hồ như sau:

$$D = 0,0851 \left[ \frac{L}{q_s(1 + \sqrt{\tau_w})} \right]^{0,467} \quad (3.65)$$

trong đó:  $D$  - nhu cầu tiêu thụ oxy bề mặt đáy hồ, g  $O_2/m^2.ngày$ ;

$L$  - tải lượng đơn vị phospho bề mặt trong một năm, g  $P/m^2.năm$ ;

$q_s$  - tải lượng thủy lực bề mặt,  $m^3/(m^2.năm)$ ;

$\tau_s$  - thời gian lưu thủy lực của nước trong hồ, năm.

Chapa và Canale, 1991, đã phát triển mô hình của Rast và Lee như sau:

$$D = 0,086 p^{0,478} \quad (3.66)$$

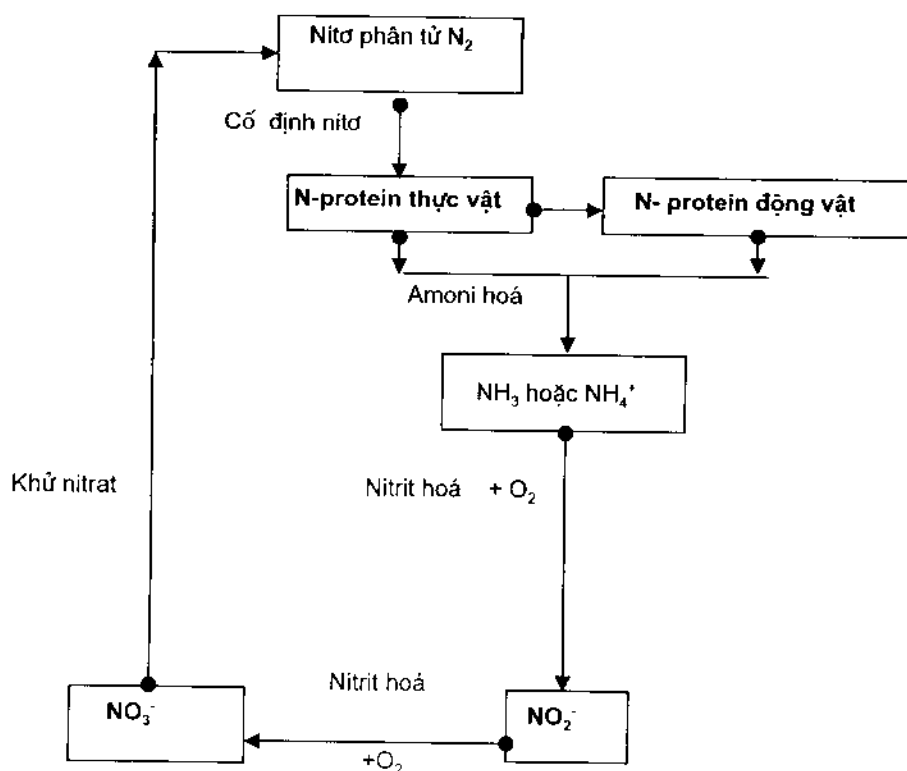
trong đó:  $p$  - nồng độ phospho tổng số trung bình trong hồ,  $\mu g/l$ .

Như vậy, đối với các ao hồ tự nhiên và nhân tạo, chỉ tiêu phospho liên quan mật thiết đến chế độ dinh dưỡng và chất lượng nước.

#### 3.4.4. Quá trình phú dưỡng do yếu tố nitơ

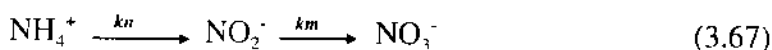
Nitơ là nguyên tố dinh dưỡng cần thiết cho sinh vật. Khi trong nước hồ tỷ lệ N/P nhỏ hơn 7,2 thì lượng nitơ tổng số trong nước bổ cập vào hồ sẽ là yếu tố chính ảnh hưởng đến quá trình dinh dưỡng. Các hợp chất nitơ trong nước như amoniac ( $NH_3$ ), amoni ( $NH_4^+$ ), nitrit ( $NO_2^-$ ) và nitrat ( $NO_3^-$ ) có nguồn gốc trong nước mưa và nước thải đô thị. Các mô hình chất lượng nước cũng thường dựa trên cơ sở chu trình nitơ trong đó (hình 3.15). Do vận chuyển trong đường cống thoát nước, nitơ protein được amoni hoá chuyển thành nitơ amoni hoặc amoniac. Quá trình nitrat hoá lấy oxy hoà tan trong nước để chuyển nitơ amoni thành nitơ nitrit hoặc nitơ nitrat. Nitơ amoni cũng là nguyên tố dinh dưỡng cần thiết của tảo và các loại phù du thực vật.





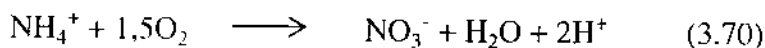
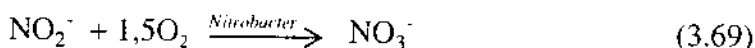
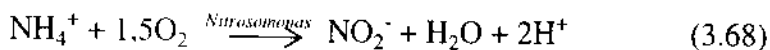
**Hình 3.15. Chu trình nitơ trong tự nhiên**

Phần lớn các mô hình chất lượng nước đều dựa trên quá trình nitrat hoá diễn ra theo phản ứng bậc 1:



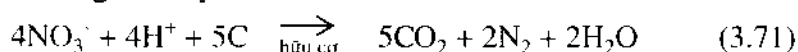
trong đó:  $k_n$  và  $k_m$  - hằng số tốc độ nitrit và nitrat hoá.

Các phương trình phản ứng của quá trình nitrit và nitrat hoá được biểu diễn như sau:



Quá trình nitrat hoá cần 4,57 g oxy cho 1 g nitơ amoni. Các loại vi khuẩn *Nitrosomonas* và *Nitrobacter* là các loại vi khuẩn hiếu khí thích hợp ở điều kiện nhiệt độ từ 20°C đến 30°C.

Trong điều kiện không có oxy tự do mà môi trường vẫn còn chất hữu cơ cacbon, một số loại vi khuẩn khử nitrat hoặc nitrit để lấy oxy cho quá trình oxy hoá các chất hữu cơ. Quá trình khử nitrat được biểu diễn theo phương trình phản ứng sau đây:



Mô hình toán biểu diễn quá trình nitrit hoá và nitrat hoá như sau:

$$\begin{aligned} \frac{dN_1}{dt} &= -K_n N_1 \\ \frac{dN_2}{dt} &= -\frac{dN_1}{dt} - K_m N_2 \end{aligned} \quad (3.72)$$

trong đó:  $N_1$  và  $N_2$  - hàm lượng nitơ amoni và nitrit trong nước.

Từ (3.70) sẽ được các biểu thức xác định sự thay đổi hàm lượng nitơ amon và nitrit theo thời gian:

$$\begin{aligned} N_{1,t} &= N_{1,0} \cdot 10^{-K_n t} \\ N_{2,t} &= N_{2,0} \cdot 10^{-K_m t} + N_{1,0} \left( \frac{K_n}{K_n - K_m} \right) \left( 10^{-K_n t} - 10^{-K_m t} \right) \end{aligned} \quad (3.73)$$

Với trường hợp có pha loãng nước thải với nước nguồn, theo Rodziner I.D., hàm lượng  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_2^-$  và  $\text{NO}_3^-$  có thể xác định như sau:

$$\begin{aligned} N_{1,t} &= (N_{1,0} / n) \cdot 10^{-K_n t} \\ N_{2,t} &= \frac{k_n \cdot 2,56 \cdot N_{1,0}}{n(k_n - k_m)} \left( 10^{-k_m t} - 10^{-k_n t} \right) \\ N_{3,t} &= \frac{3,44 N_{1,0}}{n} \left( 1 - \frac{k_n}{k_n - k_m} 10^{-k_m t} - \frac{k_m}{k_n - k_m} 10^{-k_n t} \right) \end{aligned} \quad (3.74)$$

trong đó:  $k_n$ ,  $k_m$  - hằng số tốc độ chuyển hoá  $\text{NH}_4^+$  và  $\text{NO}_2^-$  trong điều kiện 20°C, với cơ sở logarit thập phân  $k_n$ ,  $k_m$  được chọn là 0,032/ngàydêm và 4,96/ngàydêm ;

2,56 và 3,44 là các hệ số chuyển đổi nồng độ từ ion amon sang nitrit và sang nitrat.

Quá trình khử nitrat cũng được đề cập đến trong số mô hình chất lượng nước. Chuyển hoá các hợp chất nitơ trong hồ có thể xác định theo các nghiên cứu của Reed S. C., như sau:

$$N_c = N_i e^{-k_T [1 + 60,6(pH - 6,6)]}$$

$$k_T = k_{20} \theta^{T-20}$$

$$\theta = 1,039 \quad (3.75)$$

$$T = \frac{0,5A.T_a + QT_i}{0,5A + Q}$$

trong đó:  $N_i$  và  $N_c$  - hàm lượng nitơ tổng dòng vào và dòng ra khỏi hồ ;

$A$  - diện tích bề mặt hồ,  $m^2$ ;

$T_a$  - nhiệt độ không khí bên ngoài,  $^{\circ}C$ ;

$T_i$  - nhiệt độ nước thải vào hồ,  $^{\circ}C$ ;

$Q$  - lưu lượng nước thải,  $m^3/ngàyđêm$ ;

$t$  - thời gian nước lưu lại trong hồ;

$pH = 7,3. e^{0,0005}$

Khi tỷ lệ tổng N / tổng P trong nước hồ nhỏ hơn 7, nitơ là yếu tố giới hạn của quá trình phú dưỡng. Sự phát triển của sinh khối phù du phụ thuộc vào nồng độ phospho tổng. Trong trường hợp tỷ lệ N/P nhỏ hơn 4, Dillon và Rigler, đã xây dựng biểu thức tương quan giữa nồng độ chlorophyl và nồng độ nitơ tổng trong nước hồ như sau:

$$\log (Chl\ a) = 1,4 \log N - 1,9 \quad (3.76)$$

trong đó:  $Chl\ a$  - nồng độ chlorophyl,  $\mu g/l$ ;

$N$  - nồng độ nitơ tổng số trong nước,  $\mu g/l$ .

## CHƯƠNG 4

# TỰ LÀM SẠCH BẰNG PHƯƠNG PHÁP HOÁ SINH

### 4.1. VAI TRÒ TỰ LÀM SẠCH BẰNG PHƯƠNG PHÁP HOÁ SINH

Tự làm sạch bằng phương pháp hoá sinh là một quá trình quan trọng trong khử độc nguồn nước nhằm loại bỏ hoàn toàn các chất bẩn hữu cơ không bền vững ban đầu trong nước. Nhà khoa học Franxev đã nhiều năm nghiên cứu để giải quyết những điểm không hợp lý việc làm sạch triệt để và toàn diện nước thải trước khi thải ra sông hồ, vì nó liên quan đến làm giảm mức sinh sản của vi khuẩn là nguồn thức ăn cho cá, như vậy sản lượng cá sẽ giảm đi. Quan điểm hiện nay cho rằng, nếu sử dụng hợp lý phương pháp tự làm sạch hệ thống nước sông hồ sẽ mang lại lợi ích kinh tế cao.

Trong quá trình phân huỷ hoá sinh, các hợp chất bị thay đổi về chất, dẫn đến việc phân huỷ chất ban đầu và tạo thành các chất khác trong một số trường hợp, đó là những chất không có hại, ví dụ như nước và axit cacbonic. Trong những trường hợp khác, đặc biệt trong quá trình chuyển hoá của các chất thải công nghiệp, các hợp chất thu được thường có độc tính cao hơn chất ban đầu.

Phương pháp tự làm sạch hoá sinh ngoài mặt tích cực còn có thể có mặt tiêu cực khi xuất hiện trong nước các sản phẩm bất lợi. Nhược điểm của phương pháp làm sạch này là nồng độ oxy trong nước sông hồ bị giảm, dẫn đến việc thiếu hụt oxy trầm trọng, đặc biệt vào mùa đông, nếu có lớp băng phủ bên trên, sẽ thiếu sự thông khí. Tuy nhiên các quá trình tự làm sạch loại bỏ nhiều các hợp chất nhiễm bẩn hoặc biến chúng trở thành các hợp chất không độc hại vẫn là điểm tích cực mang lại ý nghĩa kinh tế to lớn, nhiều trường hợp phương pháp này không đòi hỏi tốn kém trong việc làm sạch nước thải.

Để có thể xem xét và đánh giá tác động của các quá trình tự làm sạch đến chất lượng nước trong sông hồ, cần thiết phải có một mô hình toán học liên quan đến các đặc tính số lượng của các quá trình này. Cho đến nay trong nghiên cứu các quá trình tự làm sạch, các nhà khoa học trên thế giới đã thực hiện những thí nghiệm toàn diện, phát hiện ra nhiều quy luật hoặc làm chính xác thêm nhiều quy luật. Những mô hình toán học tự làm sạch đưa ra đã cho phép tái tạo lại một cách chính xác bức tranh về chất lượng nước sông hồ.

Để xây dựng được mô hình toán học của quá trình tự làm sạch phù hợp với quá trình chảy tự nhiên vào sông hồ, điều quan trọng là phải lựa chọn đúng các bậc phản ứng oxy hoá sinh hoá.

## 4.2. CÁC BẬC PHẢN ỨNG TRONG QUÁ TRÌNH TỰ LÀM SẠCH

Gần đây, về quá trình tự làm sạch, chủ yếu là căn cứ vào sự thay đổi BOD của nước trong sông hồ. Để đánh giá thay đổi này, phương trình được áp dụng rộng rãi là phương trình phản ứng bậc I:

$$\frac{dL}{dt} = -k.L$$

trong đó:  $L$  - BOD của nước trong thời gian  $t$  từ khi bắt đầu quá trình;

$k$ - hệ số tỷ lệ (hệ số không bền vững), là một hằng số tốc độ về nhu cầu oxy.

Song trên thực tế có chênh lệch BOD so với quy luật của phản ứng bậc I. Cũng có lúc dường như giá trị  $k$  không phải là không thay đổi theo thời gian mà giảm dần cùng với thời gian. Sử dụng phương trình bậc I để tính toán bể lọc sinh học, các nhà khoa học đã nghiên cứu và chứng minh được rằng, tốc độ thay đổi BOD trong các bể lọc sinh học đối với nước thải có nồng độ cao trong suốt giai đoạn đầu của quá trình làm sạch nào đó là không đổi và như vậy là không đúng với phản ứng bậc I. Liên quan đến việc này, trong nhiều công bố đã xuất hiện những đề xuất mô tả quá trình tự làm sạch bằng các phương trình động học theo các bậc phản ứng khác, ví dụ phản ứng bậc II:

$$\frac{dL}{dt} = -k_2 L^2 \quad (4.1)$$

và thậm chí cả phản ứng bậc  $n$ :

$$\frac{dL}{dt} = -k_n L^n \quad (4.2)$$

Nhiều nhà nghiên cứu đã chọn mô hình toán học riêng của mình tương ứng với số liệu thực nghiệm và phương trình, đối với họ những cách khác coi là không thể chấp nhận được. Điều này chứng tỏ rằng, có nhiều yếu tố phức tạp tác động lên quá trình hoá sinh, thực ra không theo một phương trình của bất kỳ bậc phản ứng nhất định nào. Vì vậy việc lựa chọn phương trình bậc phản ứng này hay bậc phản ứng khác trong các công bố đã nêu chỉ là về hình thức, mà không phân tích các yếu tố ảnh hưởng đến bậc phản ứng của quá trình hoá sinh. Thực tế chỉ trên cơ sở phân tích các yếu tố đó mới có thể lựa chọn bậc phản ứng một cách thích hợp để mô tả quá trình tự làm sạch nước sông hồ.

Đối với những phản ứng có sự tham gia của hai chất hoặc nhiều chất, trong quá trình hoá động học áp dụng phương trình phản ứng bậc II hoặc phương trình có bậc phản ứng cao hơn. Trong đó, khi các chất tham gia phản ứng với số lượng bằng nhau hoặc tương đương, thì quá trình có thể mô tả bằng những phương trình dạng (4.1) hoặc (4.2).

Trong quá trình hoá sinh chất hữu cơ không trực tiếp tham gia vào phản ứng tương hỗ với các chất khác mà chỉ tác động với chính nó (ở đây không xem xét phản ứng hoá học, có thể xảy ra cùng với quá trình hoá sinh, ví dụ oxy hoá trực tiếp chất hữu cơ bằng oxy hoà tan, bởi vì mức độ của những phản ứng như vậy là rất nhỏ so với quá trình oxy hoá hoá sinh). Đây là một tình huống cần phải cân trọng khi áp dụng các phương trình dạng (4.1) hoặc (4.2) để thể hiện quá trình hoá sinh, mặc dù trong quá trình này có vài thành phần tham gia: chất nền hữu cơ bị oxy hóa bởi các vi khuẩn, nồng độ của nó thường được thể hiện qua BOD,  $L$ , khối lượng của các vi khuẩn  $S$  và nồng độ oxy hoà tan trong nước  $O$ .

Đơn thuần về mặt hiện tượng, tất nhiên có thể chấp nhận tốc độ oxy hoá hoá sinh của chất hữu cơ tỷ lệ với tích của nồng độ các chất tham gia vào quá trình:

$$\frac{dL}{dt} = -k' L.S.O \quad (4.3)$$

Song để giải quyết bậc phản ứng nào là phù hợp trong quá trình tác động tương hỗ của những đại lượng này, phải xem xét giá trị riêng của từng bậc phản ứng trong quá trình phân huỷ hoá sinh của chất hữu cơ.

### 4.3. VAI TRÒ OXY HÒA TAN TRONG QUÁ TRÌNH TỰ LÀM SẠCH

Về vai trò nồng độ oxy hoà tan trong nước trong quá trình oxy hoá sinh hóa, gần đây đã có nhiều quan điểm khác nhau và khá trái ngược nhau. Người ta thấy rằng, hàm lượng oxy hoà tan trong nước cao hơn bình thường làm tăng tốc độ oxy hoá sinh các chất hữu cơ. Người ta đặc biệt chú ý đến vai trò của nồng độ cao oxy hoà tan trong quá trình làm sạch sinh học các nguồn nước thải trong các bể lọc axit, thường dùng oxy kỹ thuật hoặc không khí đã làm giàu oxy để lọc. Trong đó năng suất của các bể lọc axit vào khoảng 1.3 đến 2 lần cao hơn năng suất của các bể lọc thông thường dùng không khí để lọc. Cần phải nói rằng, những số liệu thực nghiệm đã có không cho phép rút ra kết luận chung rằng năng suất cao hơn của các bể lọc axit (so với các bể lọc thông thường) đạt được do nồng độ cao của oxy hoà tan. Các bể lọc axit làm việc với nồng độ bùn hoạt tính cao (6 - 8 g/l), từ 5 đến 8 lần cao hơn lượng bùn trong bể lọc sinh học, cho nên, rõ ràng là năng suất cao hơn của các bể lọc axit là do chính liều lượng cao của bùn hoạt tính. Còn về oxy hoà tan, nồng độ của nó cần phải phù hợp với liều lượng bùn; bởi vì liều lượng bùn trong các bể lọc axit cao hơn nhiều so với trong các bể lọc sinh học, và nồng độ oxy hoà tan trong nước đã được làm sạch trong các bể lọc axit cũng phải tương ứng cao hơn.

Những nghiên cứu đáng chú ý về việc nêu bật vai trò của nồng độ cao hơn của oxy hoà tan đã được thực hiện trước đây. Trong đó người ta đưa ra công thức sau đây có liên quan đến tốc độ oxy hoá sinh của chất nền hữu cơ với nồng độ oxy hoà tan:

$$r = v_{\max} [O_2] / (K_{O_2} + [O_2]) \quad (4.4)$$

trong đó:  $v_{\max}$  – tốc độ oxy hoá tối đa với nồng độ chất nền đã cho và lượng oxy không hạn chế;

$r$  – tốc độ oxy hoá quan sát được;

$[O_2]$  – nồng độ oxy hoà tan;

$K_{O_2}$  – hằng số biểu thị nồng độ oxy, trong đó  $r = 0,5 v_{\max}$

Từ công thức (4.4) suy ra rằng, nồng độ oxy hoà tan có ảnh hưởng đến tốc độ oxy hoá sinh, nếu  $K_{O_2}$  – nồng độ oxy  $[O]$ , và không nên gạt bỏ nó ra khỏi mẫu số. Tham khảo trong các trích dẫn  $K_{O_2} = 1$  mg/l với trị số BOD = 480 mg/l,  $K_{O_2} = 0,6$  mg/l với trị số BOD = 275mg/l và  $K_{O_2} = 0,3$  mg/l với

trị số BOD = 80 mg/l. Với các trị số BOD nêu trên, cùng với nước thải chảy vào hồ chứa nước, khoảng 15 đến 20 mg/l, trị số  $K_{O_2}$  không được lớn hơn 0,1 đến 0,2 mg/l. Người ta cho rằng sẽ không có sai số đáng kể trong mô tả quá trình, nếu loại bỏ đại lượng, chiếm khoảng 10% trị số của một đại lượng bất kỳ nào đó, cũng đặc trưng cho quá trình này. Trong trường hợp này, nếu  $K_{O_2} = 0,2$  mg/l và chiếm 10% nồng độ oxy hoà tan, thì nồng độ oxy hoà tan phải là 2 mg/l. Trên thực tế, nồng độ oxy hoà tan thường vượt quá trị số này, do đó  $K_{O_2}$  cần phải chiếm dưới 10% nồng độ oxy hoà tan trong nước. Nếu loại bỏ  $K_{O_2}$  trong mẫu số của công thức (4.4), khi đó nồng độ oxy hoà tan trong biểu thức này sẽ bị giản ước và kết quả là tốc độ oxy sinh hoá của chất hữu cơ không phụ thuộc vào nồng độ oxy hoà tan.

Những thông số về ảnh hưởng của nồng độ oxy hoà tan đến tốc độ oxy hoá sinh của chất hữu cơ trong các bể lọc sinh học đã được viện dẫn theo quy luật động học của quá trình oxy hoá phenol có các cấu trúc khác nhau đối với bùn hoạt tính. Nghiên cứu sự suy biến sinh học của phenol (axit cacbonic) trong các bể lọc sinh học, với liều lượng bùn hoạt tính như thường lệ, người ta đã khẳng định rằng, tăng nồng độ oxy hoà tan từ 0,1 đến 2 mg/l sẽ làm tăng đáng kể tốc độ oxy hoá. Tiếp tục tăng hàm lượng oxy hoà tan trên thực tế không ảnh hưởng đến tốc độ oxy hoá. Tăng nồng độ oxy hoà tan lớn hơn 25 mg/l có tác động xấu đến vi sinh vật trong bể lọc sinh học.

Nghiên cứu cho thấy rằng, nồng độ tối ưu của oxy hoà tan trong quá trình tự làm sạch nước trong các bể lọc sinh học có phenol là 1,5 đến 2 mg/l. Trong khoảng nồng độ oxy hoà tan trong nước sông hồ dưới 5 mg/l với mỗi lần giảm hàm lượng của nó từ 1 đến 2 mg/l các vi khuẩn phải thích nghi với điều kiện mới, thời gian của mỗi lần như vậy kéo dài khoảng vài chục phút đến vài giờ, trong khoảng thời gian đó sự sống của các vi khuẩn sẽ bị chậm lại chút ít và sau khi thích nghi, tốc độ của quá trình lại hồi phục. Như vậy, để đảm bảo hoạt động bình thường cho việc oxy hoá sinh chất hữu cơ trong các hồ chứa nước, nồng độ oxy hoà tan không được thấp hơn 1,5 đến 2 mg/l. Hàm lượng oxy hoà tan cao hơn trong thực tế không ảnh hưởng đến tốc độ của quá trình tự làm sạch. Điều này tạo cơ sở để không nghiên cứu nồng độ oxy hoà tan trong biểu thức (4.3) và ta có:



$$\frac{dL}{dt} = -k' L.S \quad (4.5)$$

Ở đây, tốc độ tự làm sạch phụ thuộc vào hai yếu tố: BOD của nước và khối lượng vi khuẩn.

#### 4.4. ẢNH HƯỞNG CỦA KHỐI LƯỢNG VI KHUẨN ĐẾN CƯỜNG ĐỘ TỰ LÀM SẠCH

Một trong những yếu tố chính điều tiết tốc độ oxy hoá hoá sinh của nước nhiễm bẩn hữu cơ là khối lượng vi khuẩn. Chính liều lượng của bùn hoạt tính cho phép thay đổi tốc độ oxy hoá các chất trong các bể lọc sinh học và chính liều lượng này điều tiết năng suất của các bể lọc sinh học. Rõ ràng, khối lượng riêng của vi khuẩn trong nước ở các hồ chứa nước có ảnh hưởng đến tốc độ tự làm sạch.

Việc tăng khối lượng vi khuẩn gắn liền với việc đồng hoá chúng bởi chất nền hữu cơ trong nước. Mối quan hệ nổi bật nhất của sự thay đổi khối lượng vi khuẩn với nồng độ của chất nền có thể quan sát được trong các bể lọc sinh học, là nơi khối lượng riêng sinh học và nồng độ của chất nền hữu cơ lớn hơn rất nhiều so với trong nước của hồ chứa. Tất nhiên điều kiện sinh thái trong các bể lọc sinh học là rất khác nhau, nhưng khi chọn mô hình toán học, thích hợp cho hiện tượng mô tả, thì sự khác nhau này có thể chấp nhận được trong tính toán.

Đặc biệt sự gia tăng khối lượng sinh học trong các bể lọc sinh học được các chuyên gia chú ý. Nhiều công trình nghiên cứu đã khẳng định sự gia tăng khối lượng sinh học tại thời điểm  $t$ , bằng  $\Delta S = S_t - S_0$ , tỷ lệ với trị số BOD đã mất tại thời điểm  $t$  này :

$$\Delta S = a \cdot X_t \quad (4.6)$$

trong đó:  $a$  – hệ số tỷ lệ;

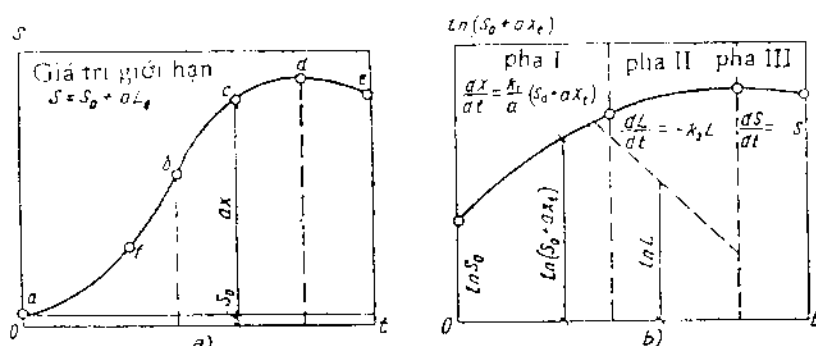
$$X_t = L_0 - L_t; \quad (4.7)$$

ở đây:  $L_0$  và  $L_t$  – hàm lượng BOD ở thời điểm ban đầu khi  $t = 0$  và ở thời điểm  $t$ .

Hệ số tỷ lệ  $a$  trong công thức (4.6) là phần BOD đã tách ra, và được tổng hợp vào khối lượng sinh học, như vậy  $1 - a$  là phần BOD bị vi khuẩn phân huỷ để làm nhiên liệu. Khi đó, khối lượng bùn hoạt tính trong bể lọc

sinh học tại một thời điểm  $t$  nào đó sẽ là:

$$S_t = S_0 + \Delta S = S_0 + aX_t$$



**Hình 4.1. Tốc độ gia tăng bùn hoạt tính theo thời gian:**

a – khối lượng bùn  $s$ ; b – tốc độ thay đổi khối lượng bùn

Đường cong biểu thị sự thay đổi khối lượng sinh học của bùn hoạt tính theo thời gian (hình 4.1) được chia ra ba giai đoạn: giai đoạn I (đoạn  $a-b$ ) khối lượng sinh học tăng liên tục; giai đoạn II (đoạn  $b-d$ ) tốc độ phát triển giảm dần; giai đoạn III (đoạn  $d-e$ ) thể hiện quá trình tự oxy hoá của bùn hoạt tính, tức là tương ứng với quá trình hô hấp nội sinh.

Giai đoạn I được giới hạn bằng khoảng thời gian tối thiểu để sinh vật sinh sản và tương ứng với giai đoạn đầu của quá trình với tỷ lệ  $\max L_0/S_0$ . Đồng thời các tác giả của các công trình đã khẳng định rằng, giai đoạn I diễn ra trong môi trường dồi dào các chất dinh dưỡng, mặc dù không có bất kỳ sự xác định nào đặc trưng cho sự dồi dào này về mặt số lượng được đưa ra. Thực tế nồng độ chất nền và chủ yếu là tải trọng riêng lên bùn không chỉ đặc trưng về số lượng, mà còn xác định bản chất của quá trình chảy và bậc phản ứng, và như vậy đó là sự lựa chọn mô hình toán học để biểu thị quá trình. Thực ra, trong giai đoạn I tốc độ phát triển của khối lượng sinh học tỷ lệ với chính khối lượng sinh học:

$$\frac{dS}{dt} = \frac{d(S_0 + \Delta X_t)}{dt} = k_1 S_t \quad (4.8)$$

Như vậy, trong trường hợp này sự tăng trưởng của khối lượng sinh học không bị hạn chế bởi nồng độ chất nền, vì như đã nhận xét trên đây, sự tăng

thêm này là rất dồi dào, thể hiện ở chỗ thu được một sản phẩm nhất định trong quá trình vi sinh kỹ thuật.

Trong quá trình làm sạch nước thải bằng phương pháp sinh học, việc đảm bảo cho vi khuẩn các chất dinh dưỡng là rất khác nhau, phụ thuộc vào nồng độ và bản chất của chất nền trong nước cần làm sạch. Trong quá trình làm sạch các chất lỏng có nồng độ cao, trong đó có cả chất nền dễ bị oxy hoá, trong một khoảng thời gian nào đó kể từ khi bắt đầu quá trình, tải trọng riêng trên khối lượng có thể không ảnh hưởng đến việc tăng trưởng của khối lượng sinh học, tốc độ của sự tăng trưởng này thực ra chỉ tỷ lệ với đại lượng  $S_t$ . Nhưng các chất lỏng có nồng độ thấp thì biểu thức (4.8) không thích hợp để biểu thị tốc độ tăng trưởng của khối lượng sinh học. Biểu thức này không thích hợp cả trong chất lỏng có nồng độ khá cao nhưng có chứa các chất khó bị oxy hoá, có giá trị năng lượng thấp và khối lượng sinh học tăng ít. Vì vậy, khái niệm dồi dào các chất dinh dưỡng áp dụng cho nước thải chỉ là quy ước, đòi hỏi phải có sự giải thích tương ứng, nếu không sẽ rất khó lựa chọn đúng mô hình toán học thích hợp cho quá trình.

Còn về biểu thức (4.8) sẽ cho:

$$\ln \frac{S_T}{S_0} = \ln \frac{S_0 + a \cdot X_t}{S_0} = k_1 t \quad (4.9)$$

Từ đây giai đoạn phát triển của khối lượng sinh hoá này có tên gọi là loga, còn hằng số  $k_1$  là tốc độ phát triển loga.

Từ công thức (4.9) suy ra: Đối với khối lượng sinh hoá:  $S_t = S_0 e^{k_1 t}$ ; đối với BOD đã lấy đi  $X_t = S_0 (e^{k_1 t} - 1)/a$ , suy ra tốc độ biến thiên của BOD trong giai đoạn I:

$$\frac{dX}{dt} = \frac{k_1}{a} S_0 e^{k_1 t} = \frac{k_1}{a} S_t = \frac{k_1}{a} (S_0 + a \cdot X_T)$$

hoặc kết hợp với công thức (4.7):

$$\frac{d(L_0 - L_t)}{dt} = \frac{k_1}{a} [S_0 + a(L_0 - L_t)]$$

Đoạn đường cong thể hiện sự thay đổi khối lượng sinh hóa, phản ánh giai đoạn I (xem hình 4.1) là một đường thẳng, vì trong những điều kiện đã có, phản đường cong này tương ứng với hằng số phát triển tốc độ loga  $k_1$ . Trong đó, khi  $t = 0$  đường cong này cắt trục tung và bằng  $\ln S_0$ .

Như đã nói trên, các tác giả gọi giai đoạn II là giai đoạn giảm tốc. Thực ra sau điểm *b* (xem hình 4.1a) tiếp tuyến với đường cong tại các điểm khác nhau sẽ cắt trục hoành dưới một góc nhỏ hơn và sẽ bằng 0 tại điểm *d*. Song trên hình 4.1, đoạn cong thể hiện giai đoạn II lại không liên quan tới khối lượng sinh học mà chỉ thể hiện tốc độ giảm BOD theo bậc phản ứng I. Tiếp theo là giai đoạn III (giai đoạn tự oxy hoá), lại được biểu thị thông qua khối lượng sinh học. Có nghĩa là đường cong trên hình 4.1 thực ra là cấu thành từ ba phần riêng biệt, mỗi phần trong đó được biểu thị bằng phương trình của mình. Sự biểu thị bằng ba phương trình riêng biệt của các đoạn đồ thị khác nhau của cùng một quá trình được tạo ra chỉ có thể giải thích là trong trường hợp này, sự gia tăng khối lượng sinh học liên quan đến đại lượng BOD không thích hợp với quá trình này. Dừng vi khuẩn là chất nền hữu cơ có hai mục đích gắn liền nhau: năng lượng và tạo hình. Nếu lên hai mặt này của quá trình hoá sinh: oxy hoá chất nền hữu cơ và sự gia tăng khối lượng sinh học khẳng định tiêu hao chất nền cho cả hai mục đích này được biểu thị bằng những giá trị khác nhau. Năng lượng thu được khi oxy hoá hợp chất hữu cơ đo bằng đơn vị oxy, tức là bằng đơn vị BOD, còn sự gia tăng khối lượng bùn - bằng đơn vị thể tích hoặc khối lượng (bằng mg chất khô hoặc bằng ml chất lỏng). BOD giảm trong quá trình làm sạch sinh học chất lỏng thái nhờ việc tăng khối lượng bùn và điều đó không đưa đến sự khác biệt giữa số lượng chất nền bị oxy hoá hoá sinh và số lượng chất nền chuyển sang dạng hữu cơ - tức là khối lượng bùn trong các bể lọc sinh học hoặc trên màng lọc sinh học. Trong một vài công trình sự gia tăng khối lượng sinh học gắn liền với BOD. Tất nhiên, về chức năng có thể gắn nó với BOD, bởi vì như đã nói trên đây, BOD đặc trưng cho một phần nào đó của chất nền hữu cơ, phần này sử dụng vi khuẩn để đáp ứng nhu cầu năng lượng của mình cũng như để tạo ra những tế bào mới. Về mặt này, có thể thiết lập mối tương quan giữa hai đại lượng bất kỳ, thay đổi trong cùng một quá trình theo một quy luật nào đó. Trong trường hợp này, có thể gắn một đại lượng - sự gia tăng khối lượng sinh học - với một đại lượng bất kỳ từ những đại lượng như BOD, COD, cacbon hữu cơ... chỉ có chúng mới thích hợp để đo lường. Nhưng những mối tương quan này chỉ là hình thức và cá biệt đối với các chất nền hữu cơ khác nhau, các mối quan hệ này không thể có chung một quy luật thống nhất, hợp lý đối với bất kỳ chất hữu cơ nào. Còn về mối quan hệ giữa sự gia tăng khối lượng sinh học với hiệu số COD - BOD, người ta đã

chứng minh được mối quan hệ này là toàn diện, hợp lý đối với bất kỳ chất nền nào chịu oxy hoá sinh.

Xuất phát từ cân bằng của chất hữu cơ, số lượng chất nền hữu cơ dùng để gia tăng khối lượng sinh học, được biểu thị trong đại lượng COD, trong đó khối lượng sinh khối tạo thành bằng:

$$\Delta S = R/r$$

trong đó:  $r$  - đương lượng oxy, bằng COD của một phần trọng lượng riêng (g, mg) của sinh khối.

Đại lượng  $R$  có thể biểu thị:

$$R = Y_{bd} - L_{bd} \quad (4.10)$$

Nước thải từ sản xuất có thể chứa các chất hữu cơ không có khả năng dùng các vi khuẩn cho mục đích năng lượng cũng như tạo hình. Số lượng của hợp chất hữu cơ này, tính bằng đơn vị oxy bằng:  $Y_{cc} - L_{cc}$ , và tồn tại trong nước đã làm sạch sinh học.

Trong một công trình nghiên cứu về nước thải bị nhiễm bẩn bởi các chất dễ bị oxy hoá, người ta đưa vào nước sạch một ít BOD và COD. Song biểu thức (4.10) lại không phù hợp với nước thải từ sản xuất. Nghiên cứu điều kiện làm sạch sinh học nước thải công nghiệp có chứa dầu thì BOD của nước thải chiếm 17% COD, tác giả không thể thu được cân bằng chất theo biểu thức (4.10). Mặc dù hiệu số COD – BOD rất lớn, sự gia tăng của bùn trong các bể sinh học vẫn không đáng kể, bởi COD của nước đã làm sạch sinh học là rất lớn.

Song như đã chứng minh, nghiên cứu làm sạch sinh học nước thải công nghiệp khỏi những chất khó bị oxy hoá cần phải ngâm khí kéo dài, sự gia tăng thực tế của bùn hoạt tính trong bể lọc sinh học ít hơn từ 10 đến 15%. Nguyên nhân của hiện tượng này hình như là do trong suốt quá trình ngâm khí kéo dài, một phần nào đó của vi khuẩn sẽ chết dần và tự phân huỷ. Cho nên cân bằng thích hợp nhất giữa sự gia tăng khối lượng sinh học và chất nền có thể thu được theo biểu thức:

$$\Delta S = [Y_{bd} - L_{bd} - (Y_{cc} - L_{cc})]/r - a \quad (4.11)$$

trong đó:  $a$  - tiêu hao khối lượng sinh học của sự tự phân.

Trị số  $a$  phụ thuộc vào một loạt yếu tố: đặc tính của chất nền, độ sâu của quá trình làm sạch, thời gian ngâm khí... Đối với những chất khó bị oxy hoá, đại lượng  $a$  có thể cho phép bằng 10 đến 16%.

Như vậy, khi giải biểu thức này về COD của nước đã làm sạch, ta có:

$$Y_{cc} = Y_{bd} - L_{bd} + L_{cc} - (\Delta S + a)r \quad (4.12)$$

Khi giải công thức (4.11) về BOD đã ước lượng, ta có:

$$L_{bd} - L_{cc} = Y_{bd} - Y_{cc} - (\Delta S + a)r \quad (4.13)$$

Biểu thức (4.13) cho phép xác định phần BOD đã ước lượng theo trị số COD của chất lỏng đã làm sạch và chưa làm sạch và sự gia tăng tối đa của khối lượng sinh học. Khi hiệu quả làm sạch càng cao, BOD của chất lỏng đã làm sạch càng thấp so với  $BOD_{bd}$  và có thể bỏ qua, biểu thức này xác định toàn bộ BOD của chất lỏng chưa làm sạch. Trong đó COD cần được xác định vào giai đoạn đầu và cuối của thí nghiệm trong nước chưa lọc cùng với khối lượng sinh học. Trong trường hợp này không đòi hỏi phải xác định sự gia tăng khối lượng sinh học. Song cần nhớ rằng, do sự thất thoát đáng kể khối lượng sinh học khi tự phân không được định hình bằng đại lượng COD hữu hạn, khi được xác định bằng phương pháp như vậy,  $BOD_{bd}$  sẽ cao hơn một chút và phải bổ sung vào đó một lượng bằng  $a$  gam.

Công thức (4.11) cho phép đánh giá cân bằng chất nền và khối lượng sinh học, nhưng không thể xác định sự thay đổi khối lượng sinh học theo thời gian, điều đó là cần thiết khi nghiên cứu vai trò của khối lượng sinh học trong động lực học của quá trình sinh hoá. Mô hình toán học của sự thay đổi khối lượng sinh học theo thời gian có thể thu được từ phương trình:

$$\frac{dS}{dt} = K_p S_t R_t - K_y S_t \quad (4.14)$$

trong đó:  $S_t$  – khối lượng vi khuẩn tại thời điểm  $t$ ;

$R_t$  – nồng độ chất nền, có khả năng làm gia tăng khối lượng sinh học cũng tại thời điểm  $t$ ;

$K_p$  – hằng số gia tăng khối lượng sinh học;

$K_y$  – hằng số tiêu hao của khối lượng sinh học.

Trong thế giới động vật có một giá trị dinh dưỡng nhất định với những ưu việt về năng lượng và tạo hình. Trong quá trình làm sạch nước thải hoặc tự làm sạch hệ thống nước, chất nền hữu cơ với bản chất khác biệt thì ưu thế

tạo hình của nó có thể rất thấp. Không còn nghi ngờ gì về việc sự gia tăng của khối lượng sinh học tỷ lệ với lượng chất nền  $R$  dùng vì khuẩn cho mục đích tạo hình, nhưng trong nước thải và nước trong hồ chứa có không ít các chất hữu cơ với nồng độ khá cao, tuy nhiên chúng không làm gia tăng rõ rệt khối lượng sinh học, ví dụ hydrocacbon nặng. Từ công thức (4.14), đại lượng  $R$  chỉ đặc trưng cho số lượng vật chất hữu cơ, từ đó có khả năng tạo nên thể chất của tế bào vi khuẩn. Song để gia tăng khối lượng sinh học mà không có sự tham gia của chất tạo hình thì các vi khuẩn còn cần phải sử dụng một số lượng năng lượng nhất định. Như vậy, vi khuẩn hấp thụ hơn một nửa chất hữu cơ (70%) để gia tăng khối lượng sinh học và gần một nửa (30 -40%) để cân bằng môi trường bên trong, tức là cho mục đích năng lượng. Từ đây suy ra sự gia tăng khối lượng sinh học phải tỷ lệ không chỉ với số lượng vật chất sử dụng vì khuẩn cho mục đích tạo hình mà còn tỷ lệ với lượng chất dùng cho mục đích năng lượng. Vì lượng chất này tính bằng BOD, nên phương trình tốc độ thay đổi của khối lượng sinh học phải có dạng:

$$\frac{dS}{dt} = k_p S_t R_t L_t - k_y S_t \quad (4.15)$$

trong đó:  $L_t$  - BOD của nước tại thời điểm  $t$ .

Biểu thức (4.15) hoàn toàn phù hợp với sự thay đổi khối lượng sinh học trong nước ở hồ chứa. Nó chứng minh rằng, nếu chất nền đã cho có một giá trị tạo hình nhất định, nhưng nghèo về phương diện năng lượng, thì sự gia tăng khối lượng sinh học sẽ gần bằng 0, và cũng sẽ như vậy nếu chất nền có ưu thế về năng lượng, nhưng lại không có giá trị tạo hình. Trong bể lọc sinh học với lượng lớn bùn hoạt tính, tốc độ thay đổi khối lượng sinh học theo thời gian có thể bị kìm hãm bởi các độc tố do khối lượng sinh học sinh ra. Trong trường hợp này về phải của phương trình (4.15) phải bao gồm cả số thứ ba tính đến sự kìm hãm bởi độc tố. Trong hồ chứa nước, khối lượng sinh học của vi khuẩn khá nhỏ, và có thể không cần xem xét đến tác động kìm hãm của các chất chuyển hoá. Về mặt này, đã nêu bật lên độ chính xác của phương trình (4.15) đối với nước trong hồ chứa.

Trong phương trình (4.15) có ba đại lượng chưa biết:  $S_t$ ,  $R_t$ ,  $L_t$ , cho nên cần phải có thêm hai phương trình phụ, đặc trưng cho sự thay đổi theo thời gian:  $R_t$  và  $L_t$ . Các đại lượng này là hiệu số của COD – BOD và BOD, là những liều lượng nồng độ chất hữu cơ có trong nước của hồ chứa. Trong khi

đó sự gia tăng khối lượng sinh học gắn với nồng độ chất nền trong nước tự nó không hợp quy luật, bởi vì khái niệm như vậy không tương ứng với cơ cấu thu hồi từ khối lượng sinh học các chất hữu cơ và đồng hoá chúng bằng các tế bào vi khuẩn. Cho nên cần thiết phải xem xét vấn đề này, mặc dù chỉ đơn thuần về mặt hiện tượng.

#### 4.5. THU HỒI CHẤT NỀN TỪ NƯỚC BẰNG CÁC TẾ BÀO VI KHUẨN VÀ NHU CẦU CỦA CHẤT NỀN

Nhiều chuyên gia trong lĩnh vực làm sạch nước thải cho rằng, trong quá trình chuyển hoá chất nền hữu cơ, sự hấp thụ chất nền từ dung dịch bằng màng của tế bào vi khuẩn là một quá trình quan trọng xảy ra trước đó. Một trong những tác giả đầu tiên mô tả cơ cấu thu hồi chất nền từ nước là một nhà khoa học của Cộng hòa Liên bang Nga. Năm 1934 ông đã chứng minh rằng, bùn hoạt tính hấp thụ từ nước không chỉ keo hữu cơ mà còn hấp thụ cả các chất hữu cơ hoà tan và sự hút sinh học của chất hữu cơ hoà tan bắt đầu thời điểm các tế bào vi khuẩn tiếp xúc với chất nền hoà tan. Sự ổn định hoạt động là bản chất của hệ thống chuyển hoá có khả năng chống lại tác động từ bên ngoài. Do đó có thể cho rằng, trong các điều kiện đẳng nhiệt với bề mặt tế bào, trong một đơn vị thời gian, một phần nào đó của chất nền đã bị hấp thụ sẽ được chuyển vào trong tế bào, phần này phụ thuộc vào bản chất và cấu tạo của chất nền. Số lượng mới của chất nền được hút bám trên bề mặt màng đàn hồi tương ứng với hằng số cân bằng hút bám. Như vậy, tế bào sống là một chất hút đặc sắc, có khả năng cùng một lúc hấp thụ và nhả hấp, tức là tự tái sinh.

Động học của quá trình như vậy có thể thể hiện như sau: Trên bề mặt của các tế bào vi khuẩn tối hạn bão hoà chất nền chứa  $a$  g chất trong 1 g khối lượng vi khuẩn. Với hàm lượng thực tế của chất hút  $b$  g/g của khối lượng vi khuẩn và nồng độ chất nền trong nước với  $c$  g/g thì tốc độ thay đổi số lượng chất hút trong một đơn vị khối lượng chất nền phải tỷ lệ với diện tích bề mặt chất hút  $\omega$ , với sự thiếu hụt bão hoà chất hút  $a - b$ , với nồng độ chất hút trong dung dịch  $c$  và tỷ lệ nghịch với sự giảm chất hút  $b$  từ bề mặt chất hút  $\omega$  do chất hút được chuyển vào bên trong tế bào:

$$\frac{db}{dt} = k_1 \omega (a - b)c - k_2 \omega b \quad (4.16)$$



trong đó:  $\omega$  - diện tích riêng bề mặt khối lượng vi khuẩn,  $\text{cm}^2/\text{g}$ ;

$k_1$  - hệ số tỷ lệ, đặc trưng cho khả năng hút chất nền của các tế bào vi khuẩn;

$k_2$  - hệ số tỷ lệ đặc trưng cho sự giải hấp của chất hút từ bề mặt của các tế bào vào bên trong chúng;

$k_1$  và  $k_2$  đo bằng  $\text{g}/(\text{cm}^2 \cdot \text{s})$  hoặc  $\text{g}/(\text{cm}^2 \cdot \text{h})$ .

Giải công thức (4.16) về đại lượng  $b$ , ta có:

$$b = \frac{k_1 \omega \cdot a \cdot c - db/dt}{(k_2 + k_1 c) \omega} \quad (4.17)$$

Việc giảm chất bám trên bề mặt tế bào thông qua việc chuyển nó vào bên trong vi khuẩn được bổ sung bằng các quá trình hút chất bám liên tục từ dung dịch. Với nồng độ chất nền cao trong dung dịch, hàm lượng chất nền trong chất hút trên thực tế phải là không đổi, với nồng độ thấp - hàm lượng này thay đổi rất chậm. Khi đó tỷ số  $db/dt$  phải bằng 0, hoặc quá nhỏ nên có thể bỏ qua. Chia tử số và mẫu số trong công thức (4.17) cho  $k_2 \omega$ , ta có:

$$b = \frac{(k_1/k_2) a \cdot c}{1 + (k_1/k_2) c} \quad (4.18)$$

Tương ứng với công thức (1.3), thay thế trị số cuối của COD và BOD cho trị số hiện tại, tức là:  $Y_d = Y_t$  và  $L_d = L_t$  và giải công thức liên quan đến  $Y_t$ , ta có:

$$Y_t = Y_d - [R + (L_d - L_t)]$$

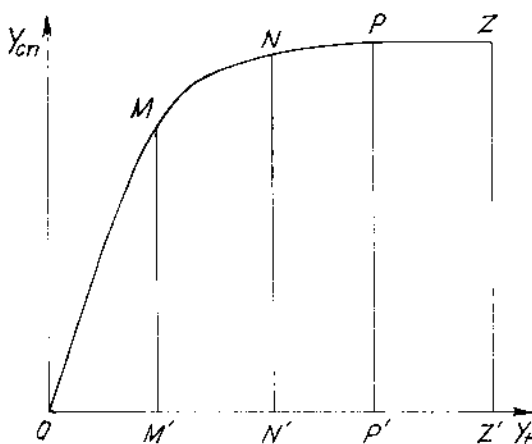
Hình 4.2 trình bày đường đẳng nhiệt hấp thụ chất nền của các tế bào vi khuẩn.

Đại lượng trong dấu ngoặc vuông là  $\text{COD} = Y_d$  tại thời điểm  $t$ . Khi đó ta có thể viết:  $Y_t = Y_d - Y_{\text{lg}}$ . Hàm lượng chất hút  $b$  nhằm mục đích đồng nhất cũng phải được thể hiện bằng đại lượng COD. Bởi vì chỉ số này là chất nền bị-khối lượng sinh học hấp thụ, ta ký hiệu là  $Y_{\text{cn}}$ . Đưa những đại lượng trên vào biểu thức (4.18) ta có:

$$Y_{\text{cn}} = \frac{(k_1/k_2) a \cdot Y_t}{1 + (k_1/k_2) Y_t} \quad (4.19)$$

Biểu thức (4.19) thể hiện đường đẳng nhiệt hấp thụ Langmuir, đồ thị của đường đẳng nhiệt này được thể hiện ở hình 4.2. Biểu thức (4.19) và hình

4.2 cho phép giải thích vai trò động lực học của chất hữu cơ trong quá trình oxy hoá sinh nồng độ của nó là một yếu tố quan trọng.



**Hình 4.2. Đường đẳng nhiệt hấp thụ**

Như vậy, từ hình 4.2 ta thấy, khi giảm COD của nước từ trị số  $Z'$  xuống  $P'$ , đại lượng  $Y_{cn}$  là không đổi, bởi vì đoạn đẳng nhiệt  $PZ$  trên thực tế song song với trục hoành. Độ nghiêng của đoạn  $NP$  rất nhỏ nên có thể bỏ qua. Như vậy, khi giảm COD từ  $OZ'$  xuống  $ON'$ , đại lượng  $Y_{cn}$  sẽ không đổi, tức là trong vùng thay đổi nồng độ các chất hữu cơ trong nước việc chuyển chất nền vào bên trong tế bào sẽ không thay đổi. Ở đoạn  $OMN$ , đại lượng  $Y_{cn}$  bị giảm cùng với việc giảm COD của nước, trong đó đoạn  $OM$  tỷ lệ thuận với đại lượng  $Y_t$ . Vì vậy khi COD của nước thấp hơn  $ON'$ , việc chuyển chất nền từ bề mặt các tế bào vào bên trong chúng sẽ bị giảm cùng với việc giảm COD của nước.

## 4.6. HỆ SỐ KHÔNG BỀN VỮNG

Chính tính chất của các chất hữu cơ ảnh hưởng đến tốc độ quá trình tự làm sạch nước trong hồ chứa. Những tính chất này thay đổi theo thời gian do sự chuyển hoá các chất ban đầu sang các sản phẩm trung gian khác nhau, điều đó gây nên sự thay đổi tốc độ tự làm sạch, nghiêng về phía giảm tốc độ, vì các sản phẩm được tạo ra ít có giá trị về phương diện năng lượng và tạo hình. Sự thay đổi tốc độ tự làm sạch quyết định sự biến thiên hệ số không

bền vững theo thời gian, hệ số này phụ thuộc vào tính chất của các chất nền bị oxy hóa và đó chính là đặc trưng của chất nền.

Nếu xem xét tốc độ thay đổi nồng độ của một chất cụ thể nào đó, thì hệ số không bền vững của nó rõ ràng là không thay đổi. Song BOD của nước thể hiện nồng độ không phải của một chất nào đó, mà thể hiện nồng độ chung của tất cả các chất hữu cơ có trong nước, được tính bằng đơn vị oxy. Như vậy, tốc độ thay đổi BOD là tốc độ thay đổi nồng độ không phải của riêng một chất nào đó, mà là tập hợp của các tốc độ thay đổi nồng độ của tất cả các sản phẩm hữu cơ có trong nước.

Do trong giai đoạn đầu của quá trình những chất có trong nước bị oxy hoá với tốc độ nhanh nhất, hệ số không bền vững trong khoảng thời gian này phải có trị số lớn nhất. Trong khoảng thời gian này, theo mức độ phân huỷ sinh hoá, những chất này dần dần bị triệt tiêu và bắt đầu khống chế các sản phẩm bị oxy hoá với tốc độ chậm hơn. Như vậy, nếu sự thay đổi BOD đặc trưng cho sự thay đổi nồng độ của một chất bất kỳ nào đó hoặc của một tập hợp các chất, bị oxy hoá với cùng một tốc độ hoặc với tốc độ gần bằng nhau, thì hệ số không bền vững sẽ là một hằng số. Song quá trình này xuất hiện theo sơ đồ đã mô tả, nên hệ số không bền vững với BOD được xác định bằng thực nghiệm sẽ là một đại lượng tiêu biểu nào đó, thể hiện khả năng oxy hoá sinh hoá của tất cả các sản phẩm có trong nước tại thời điểm hiện tại. Bởi vì khả năng này sẽ bị giảm dần theo thời gian, nên hệ số không bền vững sẽ liên tục bị giảm, và nói chung trong mắt xích đầu tiên của quá trình chuyển hoá, đó không thể là một đại lượng không đổi. Điều nói thêm là trong mắt xích cuối cùng của quá trình chuyển hoá, trong nước sẽ xuất hiện các sản phẩm có giá trị năng lượng tương đối như nhau mặc dù rất ít, cho nên đối với các sản phẩm cuối cùng những hệ số không bền vững có thể thay đổi rất ít, thực tế là một đại lượng không đổi.

Đặc tính đã nêu về sự thay đổi tốc độ của quá trình và của các hệ số không bền vững không phụ thuộc vào bậc phản ứng. Điều này có thể chứng minh qua ví dụ dựa trên số liệu thực nghiệm làm sạch chất thải lỏng trong bể lọc sinh học. Để đối chiếu, trong bảng 4.1 dẫn ra số liệu các hệ số không bền vững, đối với bậc phản ứng I:

$$k_1 = \frac{1}{t} \lg \frac{L_0}{L_t} \quad (4.20)$$

**Bảng 4.1. Hệ số không bền vững**

| Khoảng<br>thời<br>gian<br>tiến<br>hành<br>lọc, giờ | COD      |     | BOD                               |                             | Tốc độ giảm<br>trung bình<br>mg/ (l.h) |     | BOD<br><br>COD | Y <sub>T</sub> -L <sub>t</sub><br><br>Y <sub>t</sub> | R <sub>t</sub><br><br>T <sub>t</sub> | Hệ số không bền<br>vững |        |
|----------------------------------------------------|----------|-----|-----------------------------------|-----------------------------|----------------------------------------|-----|----------------|------------------------------------------------------|--------------------------------------|-------------------------|--------|
|                                                    | mg/l     | %   | mg/l                              | %                           |                                        |     |                |                                                      |                                      |                         |        |
|                                                    |          |     |                                   |                             |                                        |     |                |                                                      |                                      |                         |        |
|                                                    | COD      | BOD | Theo<br>bậc I,<br>h <sup>-1</sup> | Theo<br>bậc II,<br>l/(mg.h) |                                        |     |                |                                                      |                                      |                         |        |
| 0                                                  | 135<br>8 | 100 | 870                               | 100                         | -                                      | -   | 0,64           | 0,36                                                 | 0,36                                 | -                       | -      |
| 1                                                  | 809      | 60  | 527                               | 61                          | 549                                    | 343 | 0,65           | 0,36                                                 | 0,36                                 | 0,22                    | 0,0075 |
| 2                                                  | 310      | 23  | 223                               | 25,6                        | 499                                    | 304 | 0,72           | 0,28                                                 | 0,3                                  | 0,3                     | 0,0017 |
| 3                                                  | 72       | 5   | 39                                | 4,5                         | 238                                    | 184 | 0,54           | 0,46                                                 | 0,34                                 | 0,45                    | 0,008  |
| 6                                                  | 42       | 3   | 21                                | 2,4                         | 10                                     | 6   | 0,5            | 0,5                                                  | 0,34                                 | 0,27                    | 0,008  |
| 12                                                 | 32       | 2   | 12                                | 1,4                         | 1,7                                    | 1,5 | 0,38           | 0,62                                                 | 0,34                                 | 0,155                   | 0,007  |
| 24                                                 | 22       | 1,6 | 7                                 | 0,8                         | 0,8                                    | 0,4 | 0,32           | 0,68                                                 | 0,34                                 | 0,087                   | 0,006  |

Ghi chú:  $Y_t = \text{COD}_t$ ;  $L_t = \text{BOD}_t$ ;  $R_t$  xác định theo công thức (4.16).

Như vậy theo bậc phản ứng II:

$$k_2 = \frac{1}{t} \left( \frac{1}{L_t} - \frac{1}{L_0} \right) \quad (4.21)$$

Từ hai cột cuối của bảng 4.1 thấy rằng, hệ số không bền vững thay đổi theo phản ứng bậc I cũng như bậc II. Lúc đầu chúng tăng, điều đó như đã thấy, có liên quan đến việc tăng khối lượng sinh học, sau đó chúng giảm dần, chứng tỏ trong nước có các chất khó bị oxy hoá hơn.

Nghiên cứu đặc tính phân huỷ của các chất hữu cơ còn tồn tại trong nước đã được làm sạch sau một khoảng thời gian nào đó, ví dụ trong 6 giờ, BOD của nước sau khoảng thời gian lọc này sẽ được tính là ban đầu, tương đương với việc chuyển điểm đầu tiên của toạ độ đồ thị chuyển động BOD và COD vào điểm tương đương qua 6 giờ lọc (4.5 và 4.6). Những số liệu đã có được ghi trong bảng 4.2.

Từ bảng 4.2 lưu ý rằng trong nước đã làm sạch còn lại các chất khó bị oxy hoá, chứng tỏ cường độ yếu hơn so với bậc phản ứng II.

**Bảng 4.2. Hệ số không bền vững đối với chất lỏng được làm sạch từng phần**

| Khoảng thời gian<br>tiến hành lọc,<br>Tinh theo giờ | Dư lượng độ bẩn còn lại trong nước |     |          |     | Hệ số không bền vững    |                            |
|-----------------------------------------------------|------------------------------------|-----|----------|-----|-------------------------|----------------------------|
|                                                     | theo COD                           |     | theo BOD |     | theo bậc I,<br>$h^{-1}$ | theo bậc II,<br>$l/(mg.h)$ |
|                                                     | mg/l                               | %   | mg/l     | %   |                         |                            |
| 0(6)                                                | 42                                 | 100 | 21       | 100 | -                       | -                          |
| 6(12)                                               | 32                                 | 76  | 12       | 57  | 0,04                    | 0,006                      |
| 18(24)                                              | 22                                 | 52  | 7        | 33  | 0,027                   | 0,0052                     |

*Ghi chú:* Trong dấu ngoặc đơn chỉ thời gian bắt đầu lọc.

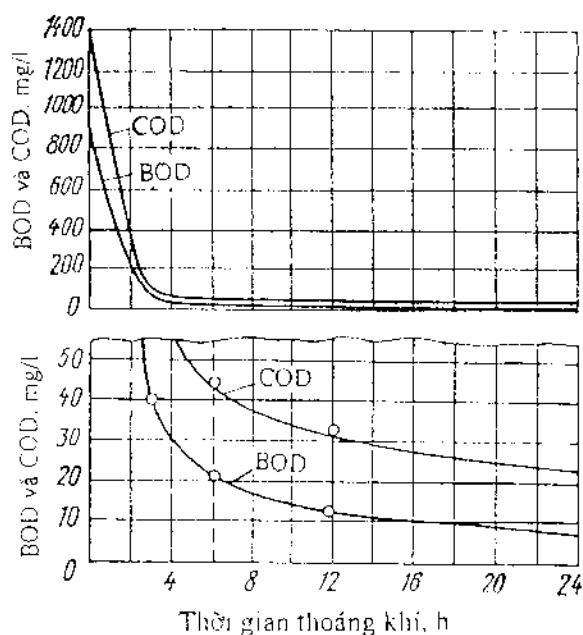
Song không nên cho rằng phản ứng bậc II trong trường hợp này thích hợp hơn phản ứng bậc I. Sắp tới sẽ là ngược lại, bởi vì lọc trong một chu kỳ dài như vậy, ví dụ như trong 18h, đặc tính thay đổi các hằng số chuyển động phải gần với phản ứng bậc I, hơn là gần với phản ứng bậc II. Với thời gian lọc khá dài và trị số ban đầu BOD tuy không đáng kể (21 mg/l), bùn hoạt tính phải ở trong tình trạng hô hấp nội sinh và cải thiện nước bằng các sản phẩm phân hủy vật chất tế bào, các sản phẩm này tạo ra lượng COD khá lớn tương ứng với lượng BOD không lớn lắm nhưng cũng đáng kể. Cho nên lượng BOD đo được trong nước đã làm sạch là một đại lượng chung nào đó  $L_{0\sigma}$ , xác định lượng BOD trong nước như một sản phẩm còn sót lại của quá trình chuyển hoá cũng như của quá trình phân hủy tế bào. Đối với phản ứng bậc I:

$$L_{0\sigma} = L_0 e^{-k_1 t} + \nu \Delta S_1$$

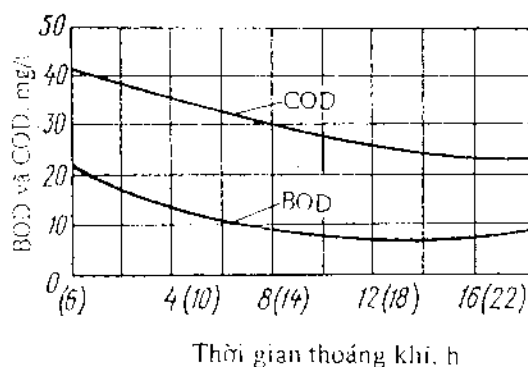
trong đó:  $\Delta S_1$  – khối lượng sinh học bị phân rã trong khoảng thời gian xem xét;

$\nu$  – sự giảm COD thấp hơn BOD.

Các hệ số không bền vững dường như không thay đổi theo thời gian, trong đó đối với phản ứng bậc I hệ số không bền vững lớn hơn, hệ số tỷ lệ bằng trị số BOD của một đơn vị khối lượng sản phẩm phân hủy.



**Hình 43.** Quá trình thay đổi BOD và COD của nước khi làm sạch nước trong bể lọc sinh học



**Hình 44.** Quá trình thay đổi BOD và COD của nước trong 6h sau khi lọc trong bể lọc sinh học

Đối với phản ứng bậc II:

$$L_{0\sigma} = \frac{L_0}{1+k_2 t_{L_0}} + \nu \cdot \Delta s_t$$

Trong trường hợp này hệ số không bền vững tương ứng có trị số:

- Đối với phản ứng bậc I:

$$k_1 = \frac{1}{t} \lg \frac{L_0}{L_{0s} - v \cdot \Delta S_t}$$

- Đối với phản ứng bậc II:

$$k_2 = \frac{1}{t} \left( \frac{1}{L_{0s} - v \cdot \Delta S_t} - \frac{1}{L_0} \right)$$

Theo các biểu thức này có được  $k_1$  và  $k_2$  đối với các trị số BOD đã dẫn trong bảng 4.2. Các đại lượng tương ứng đã tính được có ở bảng 4.3. Khi tính đã chấp nhận nếu lọc trong 6 h thì  $v \cdot \Delta S_t$  bằng 2 mg/l, còn nếu lọc trong 18 h thì  $v \cdot \Delta S_t$  bằng 4 mg/l.

Từ những số liệu đã cho ở bảng 4.3 có chú ý đến quá trình hình thành BOD của nước được làm sạch sinh hoá, hệ số không bền vững, tương ứng với phản ứng bậc I, thích hợp với hiện tượng này hơn là hệ số của phản ứng bậc II.

**Bảng 4.3. Hệ số không bền vững đối với chất lỏng đã được làm sạch từng phần có tính đến các yếu tố hình thành BOD của nước đã được làm sạch**

| Khoảng thời gian tiến hành lọc | $L_{0st}$ | $v \cdot \Delta S_t$ | $k_1$ ,<br>$h^{-1}$ | $k_2$ ,<br>$l/(mg \cdot h)$ |
|--------------------------------|-----------|----------------------|---------------------|-----------------------------|
| 0(6)                           | 21*       | -                    | -                   | -                           |
| 6(12)                          | 12        | 2                    | 0,053               | 0,0088                      |
| 18(24)                         | 7         | 4                    | 0,047               | 0,016                       |

Ghi chú: \* $L_{0st} = L_0$  với  $t = 0$

Thực ra, các hệ số phản ứng bậc I là những đại lượng của cùng một bậc trong quá trình lọc 6 h cũng như với 18 h, chỉ giảm có 10%, còn với bậc II hệ số không bền vững của quá trình lọc 18 h lớn gấp 2 lần so với quá trình lọc 6 h, điều đó trái với tự nhiên trong quá trình oxy hoá sinh hoá, mà kết quả là trong nước sẽ còn sót lại những sản phẩm khó bị oxy hoá với hệ số không bền vững nhỏ hơn.

Như vậy, từ phép tính đã nêu, thấy rằng trong nước được làm sạch hoàn toàn bằng quá trình sinh hoá và chứa các sản phẩm cuối cùng của quá trình chuyển hoá, hệ số không bền vững là một đại lượng ít thay đổi, đồng thời quá trình phân huỷ hoá sinh tiếp theo của các sản phẩm này có thể diễn biến theo phản ứng bậc I.

Công việc phức tạp hơn với việc chảy vào hồ nước thải đã được làm sạch hay chưa được làm sạch (tuân thủ định mức của BOD). Ở đây sự thay đổi hệ số không bền vững theo thời gian có thể rất rõ rệt, vì những chất hữu cơ ban đầu có trong nước sẽ bị ảnh hưởng bởi quá trình chuyển hoá nhiều mặt xích phức tạp. Có thể sự phát triển mạnh mẽ hơn của vi khuẩn trong giai đoạn đầu của quá trình làm sạch, là nơi các chất có giá trị năng lượng và tạo hình bị phân huỷ sinh hoá. Sau đó, tùy theo mức độ loại khỏi nước thải ngay khi chảy vào hồ chứa, khối lượng vi khuẩn sẽ giảm do bị pha loãng cũng như bị chết dần và bị huỷ diệt, đồng thời cường độ gia tăng của vi khuẩn giảm xuống do sự thay đổi các sản phẩm giai đoạn đầu của quá trình chuyển hoá sang các sản phẩm ở giai đoạn cuối. Tất cả những nguyên nhân này làm giảm trị số của hệ số không bền vững.

Nếu nguyên nhân thứ hai có thể bỏ qua thì nguyên nhân thứ nhất - chuyển đổi các sản phẩm đầu của quá trình chuyển hoá sang các sản phẩm cuối không thể không nghiên cứu. Cho nên hiện nay sự thay đổi hệ số không bền vững được chú ý nhiều hơn và có nhiều công thức khác nhau để đánh giá sự thay đổi của nó theo thời gian. Để tính sự thay đổi hệ số không bền vững theo thời gian, người ta áp dụng công thức thực nghiệm:

$$k = A.t^b \quad (4.22)$$

trong đó:  $b$  – hệ số thử nghiệm không thứ nguyên;

$A$  – hệ số thử nghiệm, phụ thuộc vào tính chất thuỷ lực của dòng chảy bằng  $t^{b-1}$ .

Tất nhiên có thể chọn biểu thức thực nghiệm, mô tả sự thay đổi của hệ số không bền vững theo thời gian. Song sự mô tả đó chỉ là hình thức, do không nêu lên được nguyên nhân và quy luật của sự thay đổi hệ số  $k$ . Ngoài ra, đối với từng loại chất thải lỏng, các hệ số  $A$  và  $b$  sẽ là của từng chất thải lỏng đó. Như vậy, những trị số  $A$  và  $b$  của một loại nước nào đó có thể áp dụng cho loại nước khác nếu chứa các chất hữu cơ như nhau. Đúng đắn nhất là xác lập mặt xích chuyển hoá của các chất ban đầu với sự đồng nhất hoá các sản phẩm trung gian, sự xác lập các hằng số động học của quá trình chuyển hoá từ sản phẩm này sang sản phẩm khác. Sau khi xác định sự thay đổi nồng độ của từng sản phẩm trung gian theo thời gian và quy đổi chúng sang BOD, có thể đánh giá sự thay đổi của BOD theo thời gian và như vậy xác định được hiệu quả của quá trình tự làm sạch. Quá trình thay đổi hệ số



chung không bền vững có thể trình bày như sau: Giả thiết trong nước song song chứa các chất hữu cơ bị oxy hoá, và với các hệ số không bền vững khác nhau. Để đơn giản hơn ta chấp nhận những chất nền này sẽ lập tức bị oxy hoá trước axit cacbonic và nước không tạo thành các chất chuyển hoá trung gian. Toàn bộ BOD của nước đó tại thời điểm ban đầu  $t = 0$  sẽ bằng:

$$L_0 = \sum_{i=1}^Z v_i C_{oi}, \quad (4.23)$$

trong đó:  $C_{oi}$  – nồng độ của sản phẩm  $i$  tại thời điểm ban đầu;

$v_i$  – hệ số tỉ lệ, bằng BOD của trọng lượng sản phẩm  $i$ ;

$i$  – số chất có trong hỗn hợp ( $i = 1, 2, \dots$ ).

Tốc độ chung của sự thay đổi BOD sẽ bằng tốc độ hợp thành của sự thay đổi BOD của từng chất riêng biệt. Tốc độ này có thể xác định được bằng cách vi phân biểu thức cho BOD của hỗn hợp các chất trong khoảng thời gian  $t$ :

$$L_t = \sum_{i=1}^Z v_i C_{ti} = \sum_{i=1}^Z v_i C_{oi} \cdot 10^{-k_i t} \quad (4.24)$$

Lấy vi phân công thức (4.49), ta có:

$$\frac{dL}{dt} = -k_1 L_t = - \sum_{i=1}^Z k_i v_i C_{oi} \cdot 10^{-k_i t} \quad (4.25)$$

suy ra:

$$k_1 = \frac{\sum_{i=1}^Z k_i v_i C_{oi} \cdot 10^{-k_i t}}{L_t} = \frac{\sum_{i=1}^Z k_i v_i C_{oi} \cdot 10^{-k_i t}}{\sum_{i=1}^Z v_i C_{oi} \cdot 10^{-k_i t}} \quad (4.26)$$

Trong những trường hợp phức tạp hơn, khi sản phẩm  $i$  có thể xuất hiện trong nước như là một chất chuyển hoá từ chất ban đầu, tức là sản phẩm có nồng độ của nó là một hàm số nào đó của thời gian  $t$  [ $C_i(t)$ ], hệ số chung không bền vững có thể xác định theo biểu thức:

$$k_i(t) = \frac{\sum_{i=1}^Z k_i v_i C_i(t)}{\sum_{i=1}^Z v_i C_i(t)} \quad (4.27)$$

Biểu thức (4.26) và (4.27) cho phép xác định tất cả trị số của hệ số không bền vững theo thời gian đối với hỗn hợp các chất mà không phải dùng công thức thực nghiệm. Song đối với việc này cần thiết đồng nhất hoá các chất trong nước - đó là một vấn đề phức tạp, để giải quyết cần phải có các thiết bị máy móc đặc biệt và đội ngũ chuyên gia có đủ trình độ. Việc giải quyết những vấn đề như vậy hy vọng trong tương lai sẽ không gặp bất kỳ khó khăn nào.

Ta có công thức tương tự biểu thức (4.26) và cho phép tính được tất cả các trị số của hệ số không bền vững thay đổi theo thời gian, và cũng không cần đến đồng nhất hoá các chất có trong hỗn hợp, nếu xác định được trị số BOD, do các chất đưa vào nước, tức là nếu viết vào chỗ  $v_i C_{oi}$  một trị số bằng nó  $L_{oi}$ . Trong trường hợp này thay cho công thức (4.23) cần phải viết:

$$L_{\Sigma} = \sum_{i=1}^Z L_{oi}$$

Khi đó  $k_1$  có thể tính theo biểu thức:

$$k_1 = \frac{\sum_{i=1}^Z k_i L_{oi} \cdot 10^{-k_i t}}{\sum_{i=1}^Z L_{oi} \cdot 10^{-k_i t}} \quad (4.28)$$

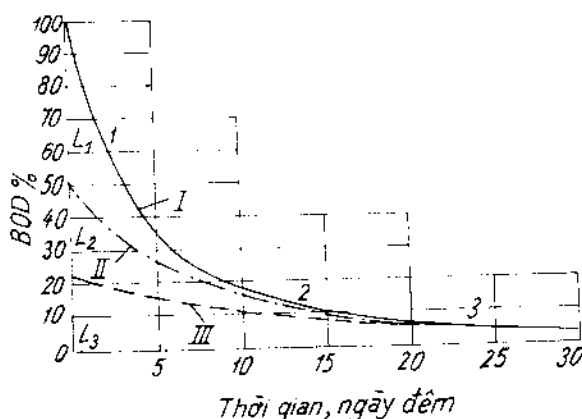
Rất tiếc, việc đo lường trực tiếp để xác định BOD được đưa vào nước theo từng sản phẩm đơn lẻ có trong hỗn hợp là không thể được, nhưng đại lượng BOD có thể “thiết kế lại”, nếu có đường cong tiến trình BOD của hỗn hợp các chất, có thể được dựng dựa trên các số liệu phân tích thông thường. Ý nghĩa của việc “thiết kế lại” này như sau. Đoạn cuối của đường cong tiến trình BOD phải phản ánh nhu cầu oxy bằng chất cuối cùng  $z$  (hoặc bằng những chất cuối cùng  $z$  ví dụ có cùng một hệ số không bền vững). Trên đoạn cuối của đường cong tiến trình BOD để riêng hai thời điểm  $t_z$  và  $t_{z-1}$ ; trong đó  $t_{z-1}$  không nhất thiết ít hơn một ngày đêm; chỉ đơn giản là tổng thời gian đã qua mà có thể phân biệt từ  $t_1$  sang 2, 3 ngày đêm. Ở đây điều quan trọng là để phù hợp với thời gian đẳng nhiệt  $t_{z-1}$ , BOD  $L_{z-1}$  sẽ lớn hơn BOD một chút, phù hợp với thời gian  $t_z$ . Theo những trị số thời gian này và BOD, tính được hệ số không bền vững của sản phẩm cuối (hoặc những sản phẩm cùng):

$$k_z = \frac{1}{t_z - t_{z-1}} \lg \frac{L_{z-1}}{L_z} \quad (4.29)$$

Dựa trên một trong những trị số của BOD, ví dụ  $L_z$ , và trị số đã có được của hệ số không bền vững ta có BOD ban đầu (với  $t = 0$ ), mà chất cuối đưa vào trong nước trước khi bắt đầu phân huỷ:

$$L_{0z} = L_z / 10^{-k_z t_z} = L_z \cdot 10^{k_z t_z} \quad (4.30)$$

Sau đó, cho một vài giá trị khoảng thời gian  $t$ , tìm giá trị BOD, mà chất cuối đưa vào nước tại những thời điểm này. Tính trị số đại lượng  $L_{0t}$  từ  $L_t$ , tìm ra đặc tính của tiến trình BOD theo thời gian không có sản phẩm cuối. Đối với phép tính thứ hai cũng như vậy, tìm hệ số không bền vững và toàn bộ BOD cho sản phẩm trước đó trong quá trình chuyển hoá (hoặc các sản phẩm trước đó). Tiếp tục tính đến khi có được hệ số không bền vững và toàn bộ BOD đối với sản phẩm đầu tiên trong quá trình chuyển hoá.



**Hình 4.5. Đường cong quá trình BOD của nước có chứa hỗn hợp các chất với các mức độ không bền vững khác nhau:**

- I – BOD của nước, chứa tất cả ba chất; II – BOD của nước, chứa chất thứ hai và thứ ba;  
III – BOD của nước, chứa chất thứ ba

Sau đây giải thích thêm những điều nêu trên bằng ví dụ, từ đó nguyên tắc “thiết kế lại” sẽ có sức thuyết phục hơn. Cho rằng những số liệu thí nghiệm trong quá trình BOD đặc trưng bằng những đại lượng đã dẫn ở bảng 4.4. Dựa trên những số liệu này dựng đường cong quá trình BOD (hình 4.5). Ấn định thời gian đẳng nhiệt là 30 ngày đêm, bởi vì trong 10 ngày tiếp theo sự thay đổi BOD chỉ có 2,3% (để đơn giản tính trị số BOD theo phần trăm của toàn bộ BOD).

Chia đường cong quá trình BOD thành ba phần. Tất nhiên có thể chia nó thành nhiều phần, tùy thuộc vào việc cần có chi tiết để xác định trị số của hệ số không bền vững và động thái thay đổi theo thời gian, nhưng để ví dụ chỉ cần ba phần.

**Bảng 4.4. Những số liệu của quá trình BOD của chất thải lỏng có chứa hỗn hợp một vài chất hữu cơ có giá trị tạo hình và năng lượng khác nhau**

| Thời gian đẳng nhiệt, ngày đêm | Nhu cầu oxy $X_t$ | $L_t = L_0 - X_t$ | $L_3$ | $L_{1,2} = L_0 - L_3$ | $L_2$ | $L_1 = L_{1,2} - L_2$ |
|--------------------------------|-------------------|-------------------|-------|-----------------------|-------|-----------------------|
| 0                              | 0                 | 100               | 22    | 78                    | 26    | 52                    |
| 1                              | 20                | 80                | 21    | 59                    | 21    | 38                    |
| 2                              | 36                | 64                | 19,4  | 44,6                  | 18,6  | 26                    |
| 3                              | 49                | 51                | 16    | 35                    | 15,6  | 8                     |
| 5                              | 65                | 35                | 15,5  | 19,5                  | 11,5  | 8                     |
| 10                             | 84                | 16                | 11,2  | 4,8                   | 4,8   | 0                     |
| 15                             | 90                | 10                | 7,9   | 2,1                   | 2,1   | 0                     |
| 20                             | 94                | 6                 | 5,6   | 0,4                   | -     | -                     |
| 25                             | 96,1              | 3,9               | 3,9   | 0                     | -     | -                     |
| 30                             | 97,2              | 2,8               | 2,9   | 0                     | -     | -                     |
| 40                             | 99,5              | 0,5               | -     | -                     | -     | -                     |

Chọn trên đoạn thứ ba của đường cong hai điểm tạm thời, ví dụ  $t_z = 30$  và  $t_z = 25$  ngày đêm. Những điểm tạm thời này tương ứng với  $L_{25} = 3,9\%$  và  $L_{30} = 2,8\%$ . Hệ số không bền vững của chất nền khó bị oxy hoá, thể hiện đoạn đường cong BOD, được tính theo công thức (4.54):

$$k_{1,3} = \frac{1}{30-25} \lg \frac{3,9}{2,8} = 0,20,15 = 0,03 / (\text{ngày đêm})^{-1}$$

Bây giờ theo công thức (4.55) cần xác định toàn bộ BOD của chất nền khó bị oxy hoá :

$$L_{40,3} = 2,8 \cdot 10^{(0,03 \cdot 30)} = 22\%$$

Với những khoảng thời gian  $t$  như vậy, ta tính BOD của chất nền này theo thời gian và thu được đại lượng  $L_{1,2}$  và tính từ  $L_1$  của toàn bộ đường cong; có BOD của nước, được xác định bởi chất nền thứ nhất và thứ hai  $L_{1,2}$ . Dụng đường cong mới BOD cho  $L_{1,2}$  và chọn hai điểm tạm thời mới trên đoạn cuối của đường cong này. Cho  $t_c = 15$  ngày đêm và  $t_{c-1} = 10$  ngày đêm. Tại các điểm thời gian tạm thời này trị số tương ứng của BOD sẽ là  $L_{10} = 4,8\%$  và  $L_{15} = 2,1\%$ . Hệ số không bền vững của đoạn cong này :

$$k_{1,2} = \frac{1}{15-10} \lg \frac{4,8}{2,1} = 0,073/(\text{ngày đêm})^{-1}$$

Toàn bộ BOD tương ứng với chất nền, xác định nhu cầu oxy trên đoạn thứ hai của đường cong:

$$L_{0,2} = 2,1 \cdot 10^{0,073 \cdot 15} = 26\%$$

Biết tổng trị số của đoạn thứ hai và thứ ba của đường cong, dễ dàng có được toàn bộ BOD, theo quy luật chất nền bị oxy hoá dễ dàng hơn, mà chất nền này xác định tiến trình nhu cầu oxy trên đoạn thứ nhất của đường cong:

$$L_{0,1} = 100 - 22 - 26 = 52\%$$

Để thiết lập hệ số không bền vững cho chất nền, xác định nhu cầu oxy trên đoạn thứ nhất của đường cong, cần chấp nhận một trị số BOD nào đó trong một khoảng thời gian nào đó  $t$ . Cho nên cần xác định BOD trên đoạn thứ hai của đường cong trong khoảng thời gian  $t$ . Tính được, ví dụ,  $BOD_5$  trên đoạn thứ hai của đường cong:

$$L_{5,2} = 26 \times 10^{-0,073 \cdot 5} = 11,5\%$$

Tổng nhu cầu oxy của chất nền thứ nhất và thứ hai khi  $t = 5$  (ngày đêm) bằng 19,5%. Khi đó  $BOD_5$  của chất nền thứ nhất là  $19,5 - 11,5 = 8\%$ . Bây giờ đã có các thông số cần thiết để tính hệ số không bền vững của chất nền thứ nhất:

$$k_{1,1} = \frac{1}{5} \lg \frac{52}{8} = 0,16/(\text{ngày đêm})^{-1}$$

Trong bảng 4.4, những số liệu của dòng 2 được xác định bằng thực nghiệm, còn của dòng thứ 3-7 theo tính toán.

Từ những tính toán đã có thấy rằng, chất thải lỏng này chứa 52% các chất "mềm" về mặt hoá sinh, đặc trưng bằng hệ số không bền vững  $k_{1,1} = 0,16$  (ngày đêm) $^{-1}$ ; 22% các chất "cứng" về mặt hoá sinh và 26% các chất trung gian với hệ số không bền vững  $k_{1,2} = 0,073$  (ngày đêm) $^{-1}$ .

Bây giờ đã có tất cả những số liệu cần thiết để tính hệ số không bền vững cho chất nền trong nước trong bất kỳ thời gian nào. Đặt các số liệu có được vào công thức (4.28) ta có:

$$k_1 = \frac{0,16 \times 52 \cdot 10^{-0,16t} + 0,073 \times 26 \cdot 10^{-0,073t} + 0,03 \times 22 \cdot 10^{-0,03t}}{52 \cdot 10^{-0,16t} + 26 \cdot 10^{-0,073t} + 22 \cdot 10^{-0,03t}}$$

Với các giá trị  $t$  khác nhau có thể thu được hệ số không bền vững cho giai đoạn tạm thời này. Như vậy, khi  $t = 0$  có được  $k_1 = 0,11$  (ngày đêm)<sup>-1</sup>; khi  $t = 1$  có được:  $k_1 = 0,1$  (ngày đêm)<sup>-1</sup>; khi  $t = 10$  có  $k_1 = 0,05$  (ngày đêm)<sup>-1</sup>.

Từ thí dụ trên đây thấy rằng, các hệ số không bền vững thay đổi theo thời gian có thể được xác định không cần các công thức thực nghiệm, nhưng tất nhiên phải có đủ các thông số về quá trình BOD của loại nước đã có. Như vậy ta thấy được ưu thế hiển nhiên của công thức (4.28) so với công thức (4.22), hơn nữa công thức (4.28) được thiết lập trên cơ sở các thông số của quá trình BOD trong nước có nguồn gốc sinh hoạt.

Trong ví dụ này, các hệ số không bền vững của các đoạn khác nhau của đường cong tiến trình BOD chênh nhau hơn 5 lần 0,16 và 0,03 (ngày đêm)<sup>-1</sup>. Khi chia đường cong tiến trình BOD thành nhiều đoạn hơn thì sự khác nhau trong đại lượng  $k_1$  có thể sẽ lớn hơn. Tất nhiên không nên bỏ qua hệ số không bền vững theo thời gian, nhưng nếu trường hợp những trị số  $k_1$  chênh nhau không lớn hơn 20 đến 30%, hoàn toàn có thể tính toán theo giá trị trung bình của hệ số không bền vững. Trong trường hợp như vậy, một sai số nào đó trong phép tính không được vượt sai số đối với độ chính xác của thông tin ban đầu. Đồng thời trị số trung bình  $k_1$  xác định theo công thức (4.20) hoặc theo biểu thức :

$$k_1 = \frac{1}{t} \lg \frac{X_t}{X_{2t} - X_t}$$

trong đó:  $X_t$  và  $X_{2t}$  - nhu cầu oxy cho quá trình hoá sinh trong khoảng thời gian  $t$  và  $2t$ ;

$$X_t = L_0 (1 - 10^{-k_1 t})$$

Trong phương pháp đã trình bày xác định được trị số tĩnh của hệ số không bền vững, dựa trên các thông số thí nghiệm về quá trình tiến triển của BOD trong các bình oxy bất động, tức là trong nước bất động. Nhiều nhà khoa học đã chứng minh rằng, khi nước chuyển động thì tốc độ giảm BOD lớn hơn rất nhiều so với khi nước bất động trong các bình oxy.

**Bảng 4.5. Sự thay đổi BOD theo thực nghiệm**

| Khoảng cách,<br>km | Thời gian hành<br>trình, ngày đêm | Tốc độ<br>chảy,<br>m/s | BOD  |      | Hệ số không<br>bền vững,<br>(ngày đêm) <sup>-1</sup> |
|--------------------|-----------------------------------|------------------------|------|------|------------------------------------------------------|
|                    |                                   |                        | mg/l | %    |                                                      |
| 0                  | 0                                 | 0                      | 50   | 100  |                                                      |
| 1,2                | 0,08                              | 0,17                   | 34,6 | 68,6 | 2                                                    |
| 2                  | 0,21                              | 0,11                   | 31,3 | 62,2 | 1                                                    |
| 3                  | 0,33                              | 0,11                   | 26,3 | 53,8 | 0,85                                                 |
| 5,1                | 0,4                               | 0,15                   | 17,2 | 34,4 | 1,15                                                 |

Từ bảng 4.5 thấy rằng, hệ số không bền vững trong nguồn nước hồ chảy trong giai đoạn đầu là 20 lần và trong các giai đoạn tiếp theo là 8,5 đến 11,5 lần lớn hơn trong các điều kiện đúng tiêu chuẩn của các bình oxy, bằng 0,1 (ngày đêm)<sup>-1</sup> đối với các chất thải sinh hoạt nhiễm bẩn, hoặc những chất có tính chất tương tự nước thải nhiễm bẩn.

Trong nước hồ tự nhiên xảy ra những quá trình có khả năng tăng cường nồng độ các chất hữu cơ trong nước:

- Quá trình chuyển hoá hoá sinh của các chất trong lớp nước sâu;
- Quá trình chuyển hoá hoá sinh khi có các chất vẩn bẩn;
- Quá trình chuyển hoá hoá sinh khi có các lớp lắng đọng dưới đáy;
- oxy hoá hoá học bởi oxy hoà tan trong nước;
- Oxy hoá hoá học không có oxy hoà tan trong nước;
- Oxy hoá quang hoá;
- Hút bám và kết tủa;
- Sự tích tụ;
- Tạo thành các hợp chất khó hoà tan;
- Các chất khí và chất dễ bốc hơi thoát ra từ nước;
- Lớp váng cô đặc;
- Các quá trình khác.

Tốc độ của mỗi quá trình đặc trưng bởi hàng số của chính quá trình đó, phụ thuộc vào nhiệt độ của nước, pH, tia chiếu mặt trời, thành phần khoáng và cơ học của các chất vẩn bẩn, các lớp lắng đọng dưới đáy và các yếu tố khác. Các yếu tố đã nêu trên tất nhiên thúc đẩy quá trình tách ra và phân huỷ các chất hữu cơ trong nguồn nước.

## CHƯƠNG 5

# TỰ LÀM SẠCH NƯỚC SÔNG HỒ QUA CÁC QUÁ TRÌNH HÓA HỌC VÀ SINH HỌC

### 5.1. CÁC CHẤT BỀN VỮNG VÀ KHÔNG BỀN VỮNG

Nồng độ của các chất bền vững thay đổi chỉ do sự pha loãng và được xác định bằng công thức:

$$C_{\max} = C_f + (C_{nt} - C_f)/n \quad (5.1)$$

trong đó:  $C_f$  - nồng độ chất nền;

$C_{nt}$  - nồng độ nước thải.

Khi cần thiết xác định nồng độ của chất bền vững trong dòng ô nhiễm tối thiểu thì việc tính toán được thực hiện cũng theo công thức này nhưng thay đổi  $n$  bằng  $n_k$  trong nồng độ bền vững, nghĩa là để pha loãng trong dòng ô nhiễm tối thiểu  $n_k$  được xác định theo công thức:

$$n_k = (\beta \cdot q + Q) / \beta \cdot q \quad (5.2)$$

trong đó:  $\beta$  - hệ số biểu thị phần lưu lượng nước thải  $q$  trộn với nước sông hồ tại dòng ô nhiễm tối thiểu.

Khi thay đổi nồng độ các chất do pha loãng, phương trình về tốc độ thay đổi nồng độ các chất có dạng:

$$\frac{dC_{\max}}{dt} = -\lambda(t)(C_{\max} - C_{tb}) \quad (5.3)$$

Đối với nồng độ các chất có trong sông hồ sử dụng phản ứng bậc I, được xem như là yếu tố của độ không bền vững. Thay vào phương trình (5.3) giá trị  $C_{\max}$  từ công thức  $C_{\max} = C_f + \Delta C_{\max}$ ; giá trị  $C_f$  từ biểu thức  $C_{tb} = C_f + \Delta C_{tb}$



$C_{tb}$ - nồng độ trung bình.

Các số liệu này đưa vào tính toán độ không bền vững ta tìm được:

$$\frac{d\Delta C}{dt} = -\lambda(t) (\Delta C_{\max} - \Delta C_{tb}) - k(\Delta C_{\max} - \Delta C_{tb}) \quad (5.4)$$

Rõ ràng thành phần thứ nhất của (5.4) đặc trưng cho tốc độ thay đổi nồng độ chất do pha loãng, còn thành phần thứ hai do tính không bền vững. Rút gọn công thức (5.4) ta được:

$$\frac{d\Delta C}{dt} = -[\lambda(t) + k](\Delta C_{\max} - \Delta C_{tb}) \quad (5.5)$$

Giải phương trình vi phân thay đổi nồng độ đối với các chất không bền vững khác với giải phương trình đối với các chất bền vững về điều kiện giới hạn. Nếu đối với các chất bền vững nồng độ thêm vào trộn lẫn hoàn toàn (trường hợp giới hạn) bằng  $\Delta C_{tb}$  và khi điều kiện khá ổn định nó sẽ không có thể thay đổi thì đối với các chất không bền vững nồng độ thêm vào  $\Delta C_{tb}$  trong thời gian tương đối dài phải bằng 0. Nếu trong thời gian tương đối dài mà nồng độ hoặc BOD của chất nào đó không bằng 0 thì sẽ gây ra không những sự ô nhiễm nước thứ cấp mà còn không phân huỷ hoàn toàn các chất không bền vững đang nghiên cứu. Với cách tính toán này trong trường hợp giới hạn thay công thức (5.5) ta được:

$$\frac{d\Delta C}{dt} = -[\lambda(t) + k]\Delta C_{\max}$$

từ đây ta có:

$$\Delta C_{\max} = C e^{-\int \lambda(t) dt - kt} \quad (5.6)$$

Lấy tích phân từ điều kiện ban đầu sẽ tìm được: khi  $t = 0$  thì  $C = \Delta C_{nt}$ . Thay giá trị  $C$  này vào công thức (5.3) ta được:

$$\Delta C_{\max} = \Delta C_{nt} e^{-\int \lambda(t) dt} e^{-kt} \quad (5.7)$$

Nếu coi chất bền vững mà  $k = 0$  thì theo biểu thức  $n = \Delta C_{nt} / \Delta C_{\max}$  sẽ là:

$$e^{-\int \lambda(t) dt} = \frac{1}{n}$$

khi đó thay biểu thức này vào công thức (5.7) ta tìm được:

$$\Delta C_{\max} = \frac{\Delta C_{nt}}{n} e^{-kt} \quad (5.8)$$

Khác với công thức  $C_{\max} = C_f + \Delta C_{\max}$ ,  $\Delta C_{\max}$  đối với chất không bền vững sẽ là nồng độ bổ sung vào lượng chính của chất đó, cũng như thay đổi tính không bền vững mà trong thời gian  $t$  có thể vượt qua được khoảng cách từ nguồn cho đến vùng nghiên cứu. Vì vậy đối với  $C_{\max}$  của chất không bền vững thay vào công thức  $C_{\max} = C_f + \Delta C_{\max}$  cần phải viết:

$$C_{\max} = \Delta C_{\max} + C_f e^{-kt} \quad (5.9)$$

Thay vào phương trình (5.8)  $\Delta C_{nt}$  từ công thức  $C_{nt} = C_f + \Delta C_{nt}$  và  $\Delta C_{\max}$  từ công thức (5.9) ta được:

$$C_{\max} = \left( C_f + \frac{C_{nt} - C_f}{n} \right) e^{-kt} \quad (5.10)$$

Nếu cho chất bền vững  $C$  vào hồ thì nó sẽ chuyển đến vùng nghiên cứu một lượng không đổi  $q\Delta C_{nt}$ . Song chất không bền vững sẽ biến đổi và phân huỷ. Còn đến vùng nghiên cứu một lượng làm giảm đi một giá trị  $e^{-kt}$ , khi đó sự cân bằng lượng chất bổ sung không bền vững ở đoạn này sẽ là:

$$q\Delta C_{nt} e^{-kt} = (q + \gamma Q) \Delta C_{\max}$$

Nếu chia cho  $q$  và thay  $(q + \gamma Q)/q = n$  ta được công thức (5.8) và sau đó được công thức (5.10).

Đối với một số giá trị  $k$  có thể lấy số liệu theo bảng 5.1, ví dụ ở một số nhà máy chế biến dầu lửa có giá trị  $k$  khác nhau là do khác nhau về thành phần hydrocacbon trong sản phẩm dầu mỏ.

**Bảng 5.1. Hệ số không bền vững của một số chất trong điều kiện tĩnh ở một số xí nghiệp chế biến dầu mỏ**

| Chất                                   | Cơ số e               | $k_{10}$ , (ngày đêm) <sup>-1</sup> , cơ số logarit |        |        |       |
|----------------------------------------|-----------------------|-----------------------------------------------------|--------|--------|-------|
|                                        |                       | e                                                   |        | 10     |       |
|                                        |                       | Khi nhiệt độ °C                                     |        |        |       |
|                                        |                       | 0                                                   | 20     | 0      | 20    |
| Sản phẩm dầu mỏ                        | 1,10.10 <sup>-7</sup> | 0,0096                                              | 0,025  | 0,0042 | 0,011 |
| Phenol                                 | 1,32.10 <sup>-6</sup> | 0,114                                               | 0,3    | 0,049  | 0,13  |
| Ion amoni NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> | 3,20.10 <sup>-7</sup> | 0,028                                               | 0,073  | 0,012  | 0,032 |
| Nitrit NO <sub>2</sub> <sup>+</sup>    | 5,00.10 <sup>-5</sup> | 4,32                                                | 11,4   | 1,88   | 4,96  |
| Chất hoạt tính bề mặt                  | 1,10.10 <sup>-7</sup> | 0,018                                               | 0,0475 | 0,0078 | 0,021 |

Biểu thức (5.10) cho phép xác định đồng thời nồng độ chất không bền vững trong nước sông hồ ở dạng ô nhiễm. Đôi khi có thể tính toán riêng từng sự thay đổi nồng độ chất ô nhiễm chính và chất có trong nước sông hồ với chất lỏng thải ra. Trong từng trường hợp cần sử dụng công thức:

$$C_{\max} = \frac{n-1}{n} C_t e^{-kt} + \frac{C_{nt}}{n} e^{-kt} \quad (5.11)$$

## 5.2. BOD CỦA NƯỚC SÔNG HỒ

Biểu thức (5.10) và (5.11) cho phép dự báo được nồng độ của bất kỳ chất không bền vững nào nhưng không dùng để dự báo BOD, mặc dù ở đây có nói về tính không bền vững. Người ta dùng phương trình cơ bản sau để tính BOD:

$$\text{Div}[C.v] - \text{div}[D_i \text{ grad} C] + \beta.\omega.C + G = -\frac{\partial C}{\partial t} \quad (5.12)$$

trong đó:  $\beta$  - hệ số chuyển khối [ $\text{MT}^{-1}$ ];

$\omega$  - tiết diện bề mặt chuyển đổi cấu tử giữa các pha trong đơn vị thể tích;

$G$  - nguồn cấu tử;

$v$  - hệ số tổng lượng.

Khi đánh giá sự thay đổi BOD cũng cần tính đến cả các nguồn chất khác trong nước cũng có yêu cầu oxy. Đối với BOD thì chất chuyển hóa trước hết là nguồn ô nhiễm của các vi sinh vật khác nhau trong sông hồ. Cả những sản phẩm các chất không bền vững ban đầu thuộc về chất chuyển hóa nồng độ của nó sẽ giảm liên tục, nên yêu cầu oxy cho các sản phẩm cũng biến đổi liên tục. Do BOD của nước sông hồ không thể bằng không ngay cả khi  $t$  hướng tới vô cực thì trong thời điểm đó nồng độ của các chất riêng biệt ở điều kiện đó sẽ bằng không, với tốc độ nhỏ thì chất này không phân huỷ được bằng hóa sinh.

Ngoài các nguồn chất ô nhiễm hữu cơ bền trong yêu cầu oxy còn có nhiều nguồn bên ngoài cũng có yêu cầu oxy. Các chất khác nhau thấm từ đất, từ môi trường không khí tạo thành các chất không bền vững, khi đánh giá BOD cần phải tính đến trường hợp nếu các chất chứa trong dung dịch thải được xem như là có cả ở dạng ô nhiễm nước sông hồ có hệ số không bền vững như nhau thì các chất tạo ra BOD nền và BOD dung dịch thải nó

có thể khác nhau, vì BOD nên có thể được tạo ra bởi các chất khác nhau hơn là BOD dung dịch thải. Chính vì vậy biểu thức (5.10) và (5.12) không phù hợp cho việc tính toán BOD, bởi vì yếu tố tính không bền vững  $e^{-k_1 t}$  như nhau và ô nhiễm chính là các chất tham gia vào nước sông hồ cùng với chất lỏng thải ra. Biểu thức (5.12) dùng để tính BOD nhưng có phân chia ra các yếu tố tính không bền vững đối với chất nền  $k_f$  và ô nhiễm tham gia vào nước sông hồ cùng với nước thải  $k_m$ .

$$L_{\max} = \frac{n-1}{n} L_1 e^{-k_1 t} + \frac{L_{m1}}{n} e^{-k_m t} \quad (5.13)$$

Công thức (5.13) dùng để tính toán sự thay đổi BOD do các chất có trong nước sông hồ cùng với dung dịch thải và các chất ô nhiễm nên nhưng sẽ không tránh khỏi việc ô nhiễm nước lần hai. Không tính đến yếu tố này công thức (5.13) cho thấy rằng, khi  $t$  tiến đến vô cùng ( $t \rightarrow \infty$ ) thì BOD sẽ bằng 0, như đã nói đó là điều không thể. Khi nước sông hồ ô nhiễm lần hai thì các chất hữu cơ rửa trôi khác nhau sẽ gần bờ nên công thức (5.9) có dạng:

$$L_{\max} = \frac{n-1}{n} L_1 e^{-k_1 t} + \frac{L_{m1}}{n} e^{-k_m t} + \sum_{i=1}^Z v_i C_i \quad (5.14)$$

trong đó:  $C_i$  - nồng độ chất nền tương ứng;

$v_i$  - BOD đơn vị khối lượng của chất;

$i = 1, 2, \dots$ ;

$Z$  - số chất tạo ra nước ô nhiễm lần hai.

Dùng biểu thức (5.14) cần phải biết những chất nào xâm nhập vào nước, nồng độ  $C_i$  của nó và BOD đơn vị khối lượng của các chất  $v_i$ . Những dữ liệu như vậy cần phải trải qua một thời gian nghiên cứu và tích lũy mới có được, nhưng hiện nay các thông tin về các nguồn ô nhiễm nước này chưa có, nên rất cần có những thông tin cần thiết để dự báo BOD của nước sông hồ. Có thể thay thế giá trị của nó bằng một số giá trị BOD bổ sung trên cơ sở nghiên cứu thực nghiệm tại các hồ khác nhau.

Dùng giá trị BOD bổ sung để biết được các nguồn ô nhiễm nước sông hồ, ký hiệu BOD bổ sung là  $L_{pi}$  thay vào công thức (5.14) ta được:

$$L_{\max} = \frac{n-1}{n} L_1 e^{-k_1 t} + \frac{L_{m1}}{n} e^{-k_m t} + L_{pi} \quad (5.15)$$

Giá trị cụ thể  $L_{pi}$  được xác định bằng đặc tính vi khuẩn của hồ và đất nơi tiếp xúc với cửa thải ra sông trong khoảng thời gian  $\frac{1}{2}$  ngày đêm.  $L_{pi}$  thường chấp nhận đối với sông trên miền núi trong khoảng 0,6 đến 0,8 mg/l; đối với sông ở miền đồng bằng chảy qua vùng có chất hữu cơ không được quá 0,7 đến 2 mg/l; đối với đầm lầy hoặc sông chảy qua vùng có các chất kết tủa do khí quyển tạo ra thì có thể mang theo lượng lớn chất hữu cơ 2,3 đến 2,5 mg/l. Các giá trị này được xem là những định hướng để tiếp tục loại bỏ theo cách tích góp các số liệu thực nghiệm về chất lượng nước mặt từ các miền khác nhau và về BOD của chất chuyển hóa dạng vi sinh vật khác nhau.

Trường hợp tính toán BOD chi tiết được sẽ rất thuận lợi cho việc dự báo theo biểu thức thu được sau khi biến đổi công thức (5.15) và có dạng:

$$L_{\max} = L_f e^{-k_f t} + \frac{L - L_f}{n} \frac{t}{n} e^{-k_m t} + L_{pi} \quad (5.16)$$

Nếu giá trị của hệ số không bền vững  $k_f$  và  $k_m$  tương đối gần nhau thì giá trị  $k_f - k_m$  sẽ nhỏ, còn  $e^{-(k_f - k_m)t}$  sẽ gần tới 1. Do vậy công thức (5.16) có dạng đơn giản hơn:

$$L_{\max} = L_f e^{-k_f t} + \frac{L - L_f}{n} t e^{-k_m t} + L_{pi} \quad (5.17)$$

Có thể nói rằng khi giá trị  $k_f$  và  $k_m$  khác nhau một cách rõ rệt sẽ rất khó xác định chính xác BOB vì thường rất nhỏ, nhưng có ý nghĩa rất lớn để dự báo nồng độ chất không bền vững và BOD. Để tính hệ số không bền vững phải tính đến điều kiện động trong nước sông hồ, nghĩa là theo công thức:

$$k_1 = \frac{\sum_{i=1}^Z k_i L_{oi} \cdot 10^{-k_i t}}{\sum_{i=1}^Z L_{oi} \cdot 10^{-k_i t}} \quad (5.18)$$

Như vậy  $k_1$  có thể xác định theo thực nghiệm, theo tài liệu hoặc xác định theo biểu thức (5.18).

Khi tính BOD trong thực tế thường lấy  $k_1 = 0,1$  (ngày đêm)<sup>-1</sup> cần phải coi đó là không đúng và thậm chí không cho phép đặc biệt khi thải vào hồ nước thải sản xuất.

Bởi  $k_1 = 0,1(\text{ngày đêm})^{-1}$  được dùng cho nước thải sinh hoạt không xử lý. Sau khi đã làm sạch bằng sinh học thì nước như vậy sẽ có gần  $k_1$  gần  $0,07 - 0,08(\text{ngày đêm})^{-1}$ . Với nước thải từ sản xuất trước và sau khi làm sạch bằng sinh học thì  $k_1$  có thể cao hơn  $0,1(\text{ngày đêm})^{-1}$  rất nhiều và cũng có thể nhỏ hơn rất nhiều.

Qua phân tích trên, giá trị hệ số không bền vững thể hiện yêu cầu oxy của các chất có trong nước sông hồ và dung dịch thải vào hồ là rất quan trọng.

Khi xác định  $k_1$  đối với các chất riêng biệt hoặc khi thiết lập động năng của BOD do dung dịch thải công nghiệp có chất độc hại thì giá trị đó có thể mô phỏng bằng các vi khuẩn phân huỷ chúng bằng hóa sinh.

Khi thải vào hồ dung dịch thải sau khi làm sạch bằng sinh học, bản thân nó đã có sẵn vi sinh vật từ các công trình làm sạch bằng sinh học thì việc tự làm sạch nước sông hồ khỏi các chất đòi hỏi phải có thời gian lâu hơn. Nếu chính dung dịch thải đó có chứa các chất hữu cơ độc hại thải vào hồ không qua xử lý sơ bộ bằng sinh học thì cường độ phân huỷ bằng hóa sinh có thể phụ thuộc vào sự pha loãng để giảm tác động độc hại của các chất tới sinh vật trong sông hồ.

Khi xả nước thải qua cửa thải tập trung không kể ở đoạn đầu của sông hồ, với quá trình tự làm sạch, vấn đề xác định  $k_1$  là quan trọng không những chỉ đối với vi sinh vật mà còn đối với cả dung dịch thải ra. Do vậy phải tiến hành pha loãng ban đầu khi xả dung dịch thải vào sông hồ.

Khi dự báo chất lượng nước theo các chất không bền vững và BOD, nhất thiết phải tính đến nhiệt độ của nước, người ta thường sử dụng biểu thức:

$$k_{1(T)} = k_{1(20^\circ)} 1,047^{T - 20^\circ} \quad (T \leq 30) \quad (5.19)$$

Trong tất cả các tài liệu đều dùng dải nhiệt độ  $5 - 30^\circ\text{C}$  cho công thức này, nếu giới hạn trên có thể đạt được thì nhiệt độ nước trong sông hồ có thể cao hơn, còn giới hạn dưới không đạt được vì nhiệt độ nước về mùa đông thấp. Đối với nhiệt độ từ  $0$  đến  $5^\circ\text{C}$ , hệ số không bền vững có thể tính lại theo công thức:

$$k_{1(T)} = k_{1(20^\circ)} [1,12(T + 1)^{-0,038}]^{T - 20^\circ} \quad (5.20)$$

### 5.3. CÁC CHẤT RẮN

Nồng độ các chất rắn trong nước sông hồ có thể xác định theo công thức (5.1) nếu các chất rắn này không có khả năng lắng xuống đáy hoặc tạo ra một trầm tích. Để cho các chất rắn chảy ra sông được thì độ lớn về thủy lực không được vượt quá 0,4 mm/s, còn chảy vào hồ và các bể chứa là 0,2mm/s. Trong nước sông hồ theo tiêu chuẩn thì nồng độ của chất rắn  $C_i$  đối với hồ loại I là 0,25 mg/l, còn đối với hồ loại II là 0,75 mg/l. Tham số  $C_i$  được xác định theo công thức:  $C_i = (C_{nt} - C_f)/n$ .

Đối với sông hồ có nồng độ chất rắn không vượt quá 30 mg/l cho phép tăng nồng độ tới 5%. Như vậy trong trường hợp này yêu cầu bình thường sẽ phải dùng:

$$\frac{C_i}{C_f} = \frac{C_{nt} - C_f}{nC_f} 100 \leq 5$$

Nếu  $C_f$  đã tính được thì để xác định nồng độ toàn bộ của chất rắn tối nhất nên dùng biểu thức:

$$C_{\max} = C_f + C_i \quad (5.21)$$

Mặc dù có những hạn chế nêu trên về độ lớn thủy lực của các chất rắn được thiết lập bằng các tiêu chuẩn không kể việc lắng xuống đáy và tạo ra trầm tích. Có thể tạo ra một lượng chất rắn trong hồ thí dụ do thau rửa bờ và đáy sông hồ làm tăng độ lớn các hạt về thủy lực khi tự nó tạo thành keo tụ, tạo ra trong nước sông hồ các hợp chất ít hòa tan và các yếu tố khác. Vì vậy khi tính toán dự báo cần thiết phải đánh giá khả năng các chất rắn lắng xuống đáy sông hồ.

Để tính nồng độ chất rắn thay đổi theo dòng chuyển động do một phần kết tủa xuống đáy theo công thức:

$$C_{Cr} = C_{vc} + (C_{bd} - C_{vc}) e^{-Bl(u-k)/Q} \quad (5.22)$$

trong đó:  $C_{Cr}$  - nồng độ chất rắn trong nước sông hồ trên khoảng cách  $l$ ;

$C_{vc}$  - nồng độ chất rắn mà dòng chảy có khả năng vận chuyển theo tỷ lệ với chất rắn;

$C_{bd}$  - nồng độ chất rắn ở thiết diện đầu ( $l = 0$ );

$u$  - độ lớn thủy lực của hạt rắn;

$B$  - bề rộng của sông;

$Q$  - lưu lượng nước trong sông.

Nồng độ chất rắn vận chuyển trong sông hồ được tìm thấy theo biểu thức:

$$C_{vc} = 150 \eta^2 N v^2 G/H \quad (5.23)$$

ở đây:  $\eta$  và  $N$  - tham số phụ thuộc vào hệ số  $C$  và xác định theo công thức:

$$\eta = 1 - \frac{M}{3C} ; N = \frac{MC}{g}$$

Tham số cơ học chất lỏng của bơm  $G$  trong công thức (5.23) là hàm số của hệ số  $C$  và số không thứ nguyên  $G_1 = u/v_{Cr}$  (bảng 5.2).

**Bảng 5.2. Tham số  $G = f(C, G_1)$**

| $G_1$  | Giá trị $G$ khi $C$ |        |        |         |        |
|--------|---------------------|--------|--------|---------|--------|
|        | 20                  | 30     | 40     | 50      | 60     |
| 0,0001 | 0,998               | 0,995  | 0,96   | 0,986   | 0,98   |
| 0,001  | 0,96                | 0,934  | 0,9    | 0,86    | 0,816  |
| 0,002  | 0,927               | 0,874  | 0,812  | 0,742   | 0,669  |
| 0,005  | 0,827               | 0,716  | 0,601  | 0,484   | 0,387  |
| 0,01   | 0,687               | 0,52   | 0,373  | 0,259   | 0,177  |
| 0,02   | 0,479               | 0,29   | 0,169  | 0,099   | 0,066  |
| 0,03   | 0,337               | 0,168  | 0,084  | 0,044   | 0,026  |
| 0,04   | 0,254               | 0,11   | 0,052  | 0,026   | 0,015  |
| 0,06   | 0,141               | 0,049  | 0,0188 | 0,0089  | 0,0045 |
| 0,08   | 0,079               | 0,0231 | 0,0084 | 0,0033  | 0,0015 |
| 0,1    | 0,044               | 0,0123 | 0,0038 | 0,00143 | 0,0005 |

Tham số  $k$  trong công thức (5.17) tính theo công thức:

$$k = u \cdot G/(1 - G) \quad (5.24)$$

Vì lưu lượng nước trong sông:

$$Q = v \cdot B \cdot H \quad (5.25)$$

thay vào công thức (5.17) biểu thức (5.19) và (5.20) ta được:

$$C_{Cr} = C_{vc} + (C_{bd} - C_{vc}) e^{\frac{u}{nH(1-G)}} \quad (5.26)$$

Và như vậy nếu chất rắn không kết tủa xuống đáy thì nồng độ của nó được xác định theo biểu thức (5.16). Nhưng cũng vì thế mà một phần chất rắn có thể lắng xuống đáy, nồng độ của nó giảm đến  $C_{Cr}$  được xác định theo công thức (5.21) khi đó rõ ràng trầm tích đáy sẽ xảy ra:



$$C_d = C_{\max} - C_{Cr} \quad (5.27)$$

Để đánh giá khả năng tạo ra trầm tích đáy cần thiết phải tính theo công thức (5.22), biểu thức (5.21) không tính được sự thay đổi nồng độ chất rắn do pha loãng, còn công thức (5.16) tính toán sự pha loãng, không tính khả năng thay đổi nồng độ chất rắn do kết tủa một phần của nó.

Vì vậy kết quả xác định  $C_{\max}$  và  $C_{Cr}$  theo công thức (5.21) và (5.26) chúng phải trùng nhau. Nếu  $C_{Cr} \geq C_{\max}$  thì cần phải lấy nồng độ chất rắn theo công thức (5.21, bởi vì trường hợp này không có các hạt chất rắn có khả năng lắng xuống đáy sông hồ.

Nếu  $C_{Cr} < C_{\max}$  thì có thể thấy có tình trạng sau: ở đầu chỗ sông hồ nghiên cứu nồng độ chất rắn  $C_{\max}$  là tổng hợp và tiếp tục thay đổi nồng độ này xảy ra không phải do pha loãng mà là do kết tủa một số hạt rắn tính theo biểu thức (5.26).

Các giá trị  $C_{bd}$  đưa vào biểu thức (5.26) tương ứng với nồng độ chất rắn ở vị trí ban đầu. Nếu nước thải đưa vào hồ chứa qua cửa thải phân tán thì  $C_{bd}$  xác định theo công thức

$$C_{bd} = C_f + (C_{nt} - C_f)/n_{bd} \quad (5.28)$$

Đưa nước thải vào qua cửa thải tập trung khi không pha loãng ban đầu (bảng 1) thì:  $C_{bd} = C_{nt}$ . Khi đánh giá khả năng sa lắng chất rắn ở trên các đoạn sông  $C_{bd}$  phải lấy giá trị tương ứng với biểu thức:

$$C_1 = C_f + \frac{C_{nt} - C_f}{n_1} \quad (5.29)$$

$$C_2 = C_f + (C_1 - C_f)/n_2 \quad (5.30)$$

$$C_i = C_f + (C_{i-1} - C_f)/n_i = \Delta C_{i-1}/n_i \quad (5.31)$$

Nghĩa là nồng độ ban đầu của chất rắn ở đoạn  $i$  nào đó sẽ bằng nồng độ ở đầu cuối của đoạn trước nó.

Có trường hợp yêu cầu đánh giá lượng chất rắn lắng xuống đáy và lớp trầm tích tạo ra dưới đáy. Lượng chất rắn lắng xuống đáy tính bằng tấn/ngày đêm (khi đo lưu lượng nước là  $m^3/s$  và nồng độ  $g/m^3$ ):

$$P = 0,0864 (q + \gamma Q) (C_{\max} - C_{Cr}) \quad (5.32)$$

Để xác định lớp trầm tích cần phải biết diện tích đáy  $F$  mà chất rắn sa lắng, có thể lấy diện tích này bằng diện tích dòng ô nhiễm rửa trôi cực đại:

$$F = 0,5 (S + b)l \quad (5.33)$$

trong đó:  $S$  - chiều dài cửa thải phân tán, m; khi xả nước thải qua cửa thải tập trung:  $S = 0$ ;

$b$  - chiều rộng cực đại của dòng ô nhiễm ở điểm tính toán, m;

$l$  - khoảng cách từ chỗ thải đến chỗ tính toán, m;

Có thể lấy giá trị  $b$  theo biểu thức:

$$b = (q + \gamma Q)/vH \quad (5.34)$$

trong đó:  $v$  - tốc độ chảy trung bình;

$H$  - chiều sâu chỗ đặt máy bơm.

Chiều dày lớp trầm tích qua một năm sẽ là:

$$\delta = N.P/\rho.F \quad (5.35)$$

trong đó:  $N$  - số ngày trong năm mà chất rắn sa lắng xuống đáy (nói chung  $N$  có thể nhỏ hơn 365 ngày);

$\rho$  - mật độ trầm tích đáy, tấn/m<sup>3</sup>.

Thay vào công thức (5.35)  $\rho$  và  $F$  theo biểu thức (5.23) và (5.24) ta được:

$$\delta = \frac{0,173N(q + \gamma Q)(C_{\max} - C_{Cr})}{\rho(S + b)l} \quad (5.36)$$

Thay vào phương trình (5.36) các giá trị  $l$  khác nhau và tất cả các giá trị ( $\gamma$ ,  $b$ ,  $C_{\max}$ ,  $C_{Cr}$ ) phụ thuộc vào nó, có thể theo dõi được động năng tạo thành trầm tích theo chiều dài dòng ô nhiễm. Độ lớn thủy lực  $u$  là đại lượng cơ bản tính toán trong công thức (5.26), còn trong công thức (5.36) là mật độ trầm tích đáy  $\rho$ . Trong nhiều trường hợp các giá trị này được xác định trực tiếp bằng thực nghiệm, nhưng điều đó tương đối khó và đòi hỏi phải có thời gian. Vì vậy, trong trường hợp các hạt rắn là các chất tự nhiên hoặc là các chất có đặc tính vật lý gần nhau thì có thể sử dụng các số liệu trong bảng 5.3.

**Bảng 5.3. Độ lớn thủy lực của hạt rắn khi nhiệt độ nước 15°C**

| $D, \text{mm}$  | 0,001             | 0,005             | 0,01              | 0,05              | 0,1               | 0,2                | 0,05              | 1,0               |
|-----------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|--------------------|-------------------|-------------------|
| $U, \text{M/C}$ | $8 \cdot 10^{-7}$ | $3 \cdot 10^{-5}$ | $8 \cdot 10^{-5}$ | $2 \cdot 10^{-3}$ | $8 \cdot 10^{-3}$ | $21 \cdot 10^{-2}$ | $6 \cdot 10^{-2}$ | $1 \cdot 10^{-1}$ |

**Bảng 5.4. Điều chỉnh giá trị  $\alpha$  khi nhiệt độ của nước khác 15°C**

| $d, \text{ mm}$ | Giá trị các hệ số ở các nhiệt độ (°C) |       |      |       |       |
|-----------------|---------------------------------------|-------|------|-------|-------|
|                 | 0 - 4                                 | 5 - 8 | 9-12 | 13-16 | 17-20 |
| 1               | 0,83                                  | 0,9   | 0,95 | 1     | 1,04  |
| 0,5             | 0,74                                  | 0,84  | 0,92 | 1     | 1,07  |
| 0,2             | 0,68                                  | 0,8   | 0,89 | 1     | 1,1   |
| 0,1             | 0,66                                  | 0,78  | 0,86 | 1     | 1,12  |
| 0,05            | 0,66                                  | 0,77  | 0,85 | 1     | 1,15  |
| 0,01            | 0,66                                  | 0,77  | 0,85 | 1     | 1,15  |
| 0,005           | 0,66                                  | 0,77  | 0,85 | 1     | 1,15  |

Đối với một số trầm tích mật độ được dẫn ra trong bảng 5.5.

Giá trị  $\rho$  không tính lượng chất hữu cơ mà khi tăng nó thì mật độ trầm tích giảm.

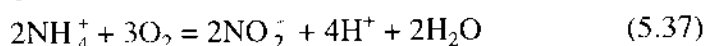
**Bảng 5.5. Mật độ trầm tích đáy phụ thuộc vào thành phần hạt**

| Trầm tích              | Lượng hạt, % theo khối lượng đường kính (mm) |            |             |             |              |         | $\rho$ ,<br>tấn/m <sup>2</sup> |
|------------------------|----------------------------------------------|------------|-------------|-------------|--------------|---------|--------------------------------|
|                        | cát                                          |            | bụi         | bùn         |              | đất sét |                                |
|                        | 0,2 - 0,1                                    | 0,1 - 0,05 | 0,05 - 0,01 | 0,01- 0,005 | 0,005- 0,003 | 0,01    |                                |
| Bùn mỏng               | -                                            | -          | 10 - 20     | 40-70       |              | 10 - 20 | 0,7 - 0,8                      |
| Bùn                    | -                                            | 20-40      |             | 40-70       |              | -       | 0,8 - 0,9                      |
| Bùn có tạp chất là cát | 10-20                                        |            | 40-70       |             | 10 - 20      | -       | 0,9 -1,1                       |
| Cát mịn                | -                                            | 40 -70     | -           | 10 - 20     | -            | -       | 1,1 - 1,2                      |

## 5.4. NITRIT VÀ NITRAT

Những năm gần đây người ta chú ý nhiều đến ô nhiễm nước do các hợp chất nitơ, một trong những nguyên tố sinh học có khả năng tạo vi khuẩn trong sông hồ. Có khuyến cáo là trong nước không có nitơ dạng amoni thì

khả năng tạo vi khuẩn nhiều hơn, bởi vì nó có trong tế bào thực vật nhiều hơn. Nitơ trong amoni có nồng độ giới hạn cho phép tương đối nhỏ, 0,4 mg/l đối với các hồ nuôi thủy sản. Khi nitro hóa bằng hóa sinh theo phản ứng:



sẽ tiêu hao một lượng oxy hòa tan trong nước.

Ở giai đoạn đầu nitro hóa theo phản ứng (5.37), nitơ trong amoni biến thành nitrit, nồng độ giới hạn cho phép của nó trong các hồ nuôi cá là 0,02mg/l, nhỏ hơn 20 lần so với nitơ amoni. Do vậy cần thiết phải chú ý tới dự báo nồng độ các dạng hợp chất nitơ khác nhau trong nước sông hồ.

Theo phương trình (5.37). ở giai đoạn thứ nhất nitro hóa giảm lượng chất ban đầu - ion amoni chuyển thành nitrit vào nước. Phản ứng hóa sinh của nhánh thứ nhất chuyển hóa tương ứng với biểu thức:

$$A = A_0 e^{-(k_a + k_{a1})t} \quad (5.39)$$

trong đó:  $A_0$  - lượng sản phẩm ban đầu  $A$  ở thời điểm  $t = 0$ ;

$k_a, k_{a1}$  - hằng số phản ứng.

Lấy  $A_0 = [\text{NH}_4^+]_{(0)}$  và  $A = [\text{NH}_4^+]$  để thay logarit thập phân 0,434 ( $k_a + k_{a1} = k_{am}$ ), ta sẽ được biểu thức sau đây để đánh giá nồng độ ion amoni thay đổi theo thời gian:

$$[\text{NH}_4^+] = \frac{[\text{NH}_4^+]_{(0)}}{n} 10^{-k_{am}t}$$

Các nitrit tạo ra ở mắt xích thứ nhất sẽ oxy hóa ở mắt xích thứ hai đến nitrat. Nồng độ của nitrit được tính theo biểu thức:

$$B = \frac{k_a A_0}{(k_a + k'_a) - (k_b + k'_b)} \left[ e^{-(k_b + k'_b)t} - e^{-(k_a + k'_a)t} \right] \quad (5.40)$$

Ký hiệu 0,434 ( $k_b + k_{b1} = k_{nit}$ ) ta được biểu thức đối với nồng độ nitrit ở thời điểm bất kỳ:

$$[\text{NO}_2^-] = \frac{k_{am} \cdot 2,56 [\text{NH}_4^+]_{(0)}}{n(k_{am} - k_{nit})} (10^{-k_{nit}t} - 10^{-k_{am}t}) \quad (5.41)$$

trong đó: 2,56 - hệ số để tính toán nồng độ ion amoni chuyển thành nitrit.

Bởi vì các nitrat là sản phẩm cuối cùng của quá trình chuyển hóa bằng oxy hoá, nồng độ của nó được xác định theo biểu thức:

$$[\text{NO}_3^-] = \frac{3,44[\text{NH}_4^+]_{(0)}}{n} \left( 1 - \frac{k_{\text{am}}}{k_{\text{am}} - k_{\text{nit}}} 10^{-k_{\text{nit}} t} - \frac{k_{\text{nit}}}{k_{\text{am}} - k_{\text{nit}}} 10^{-k_{\text{am}} t} \right) \quad (5.42)$$

trong đó: 3,44 - hệ số để tính nồng độ ion amoni chuyển hóa vào nitrat.

Lượng giảm ion amoni trong thời gian  $t$  là:

$$[\text{NH}_4^+]_{(t)} = \frac{[\text{NH}_4^+]_{(0)}}{n} (1 - 10^{-k_{\text{am}} t})$$

Để tính toán theo các công thức đã đưa ra, cần phải thiết lập trong điều kiện thí nghiệm các hệ số không bền vững  $k_{\text{am}}$  và  $k_{\text{nit}}$ .

## 5.5. OXY HÒA TAN

Nồng độ oxy hòa tan là một trong những thông số cơ bản của chất lượng nước sông hồ. Như đã biết, BOD do phản ứng được mô tả bằng phương trình Phelp - Streeter:

$$\frac{dD}{dt} = k'_1 L - k'_2 D \quad (5.43)$$

Tích phân nó với thang logarit thập phân sẽ cho :

$$D = \frac{k_1}{k_2 - k_1} L_0 (10^{-k_1 t} - 10^{-k_2 t}) + D_0 \cdot 10^{-k_2 t} \quad (5.44)$$

trong đó:  $D$  - mức thiếu oxy trong thời gian  $t$ ;

$D_0$  - mức thiếu oxy ban đầu khi  $t = 0$ ;

$L_0$  - BOD toàn bộ của nước;

$k_1$  - hệ số không bền vững do ô nhiễm hữu cơ của nước, (ngày đêm)<sup>-1</sup>;

$k_2$  - hệ số phản ứng phụ thuộc vào tốc độ chảy qua và nhiệt độ của nước, (ngày đêm)<sup>-1</sup>.

Khi tính toán theo phương trình (5.44) thường sẽ xác định được thời gian  $t$ , khi đó sẽ xác định được lượng thiếu oxy tối đa và như vậy lượng oxy hòa tan tối thiểu. Thời gian này gọi là thời gian tới hạn  $t_c$ , còn điểm nồng độ cực tiểu của oxy là điểm uốn của oxy. Điểm uốn của oxy tương ứng với yêu cầu oxy cho 2 ngày đêm và sự tiếp tục giảm nồng độ của nó sẽ ngừng lại, từ thời điểm đó nồng độ oxy lại bắt đầu tăng lên.

Bởi oxy tham gia vào nước từ không khí do phản ứng tốn hơn so với oxy hóa bằng hóa sinh. Trên cơ sở như vậy, công thức được sử dụng rộng rãi

để xác định BOD của nước thải, sau khi xả vào sông hồ có nồng độ của oxy hòa tan trong dòng ô nhiễm không được dưới giá trị cho phép:

$$L_m = \frac{2,5Q_y}{q}(O_f - 0,4L_f - 4) - 10 \quad (5.45)$$

ở đây: 4 - nồng độ cho phép tối thiểu của oxy trong nước sông hồ, mg/l;

0,4 và 2,5 - hệ số thu được khi tính BOD trong hai ngày đêm.

Công thức này đã được đưa vào các giáo trình và nhiều cơ sở xem nó là số liệu để thiết kế và điều kiện cho phép xả nước thải ra sông hồ (để thỏa mãn yêu cầu của các cơ sở nuôi cá cần thay 4 mg/l oxy thành 6 mg/l), đòi hỏi chế độ oxy của sông hồ được đánh giá chính là theo công thức này.

Như đã nói trên, biểu thức (5.45) thu được qua hai ngày đêm để có nồng độ oxy trong nước sông hồ đạt tối thiểu, do đó trong tính toán chỉ tính BOD hai ngày đêm.

Như vậy, nếu dung dịch thải vào sông hồ chứa BOD theo công thức này thì nồng độ chuẩn của oxy 4 mg/l (hoặc 6 mg/l) sẽ có trong sông hồ chỉ ở chỗ đạt đến 2 ngày đêm, khi đó ở điểm kiểm tra cần phải đảm bảo tiêu chuẩn chất lượng nước có thể ở khoảng cách hoàn toàn xa cửa thải nhưng nhỏ hơn khoảng cách đến điểm hành trình hai ngày đêm (đối với hồ nuôi cá cách cửa thải 500 m nước chảy đến phải vài chục phút).

Ngoài ra trong phương trình (5.32) hệ số không bền vững của các chất trong nước có BOD bằng  $0,1 \text{ (ngày đêm)}^{-1}$  là đối với nước thải sinh hoạt, vì vậy phương trình (5.45) không thuận lợi cho việc tính toán cho nước thải công nghiệp, vấn đề là không phải chỉ trong trường hợp này  $k_1 = 0,1 \text{ (ngày đêm)}^{-1}$  mà còn đối với trạng thái tĩnh của nước. Như trên đây đã nói, trong nước trạng thái động, giá trị hệ số không bền vững có thể tăng lên 10 lần theo yêu cầu oxy và khử oxy của nước.

Biểu thức (5.45) chỉ áp dụng đối với mùa hè vì nó chỉ được dùng để tính toán phản ứng, trong khi đó thì cần thiết phải dự báo chế độ oxy ngay cả đối với mùa đông, khi nước đóng băng sẽ không có phản ứng.

Biểu thức (5.45) có được từ biểu thức (5.44) cũng như phương trình ban đầu (5.43) không tính đến pha loãng nước thải và vì vậy chỉ đúng đối với những đoạn sông hồ nước đông tụ. Thường đông tụ như vậy ở cách xa cửa thải hơn là điểm kiểm tra nơi cần phải duy trì tiêu chuẩn chất lượng nước.

Nó có thể chỉ ở những sông hồ rất nhỏ có lưu lượng nước vài chục đến hàng trăm lít trong một giây (tốt nhất là trăm lít).

Hệ số  $\gamma$  trong công thức (5.45) không có liên quan tới hành trình 2 ngày đêm.

Trong trường hợp lý tưởng không thấy có điểm uốn của oxy nào, làm giàu dòng ô nhiễm bằng oxy tạo ra không chỉ bằng phản ứng mà còn bằng cách đưa oxy vào cùng với nước pha loãng. Vì vậy trong dòng ô nhiễm nồng độ oxy thay đổi khác với giá trị ban đầu nào đó, bằng lượng oxy trong dung dịch thải ra (khi dung dịch thải qua cửa thải phân tán) hoặc trong hỗn hợp dung dịch thải với nước sông hồ đến một giá trị phù hợp với điều kiện cụ thể của địa phương. Nếu BOD dung dịch thải ra không lớn lắm thì do oxy tham gia với dòng sạch vào dòng ô nhiễm và phản ứng nồng độ của nó tăng lên dần từ cửa thải và không thấy có điểm uốn của oxy.

Để đánh giá chế độ oxy của sông hồ cần phải có những công thức khác để tính tất cả các yếu tố cơ bản hình thành ra nó. Khi thiết lập sự cân bằng oxy trong dòng ô nhiễm phải xem xét tới cả phần đến và đi của oxy.

Phần đến: Lượng oxy ban đầu trong nước xả ra, sự tham gia của oxy trong phản ứng, tham gia của oxy vào dòng thải với dòng nước sạch pha loãng.

Phần đi: Phải có sự tiêu hao oxy để oxy hóa bằng hóa sinh chất hữu cơ và nitro hóa; yêu cầu oxy của các trầm tích đáy và sinh vật đáy, sự tiêu hao oxy cho các vi sinh vật dưới nước, trừ các vi khuẩn (cuối cùng nhu cầu của oxy đặc trưng bằng giá trị BOD), sự tiêu hao oxy cho việc oxy hóa trực tiếp bằng hóa học.

Không phải tất cả các yếu tố này đều có giá trị như nhau mà vấn đề chính là nó không thay đổi. Như tham gia của oxy với nước sạch pha loãng và vào thời kỳ mùa hè cho phản ứng xảy ra là yếu tố không thay đổi, ngoài ra lượng oxy trong dung dịch thải còn là yếu tố chính. Nhưng là nguồn oxy do quang hợp, bởi vì quang hợp chỉ thấy trong thời gian nhất định mà không phải thường xuyên trong năm, phụ thuộc vào điều kiện khí hậu, thời gian nắng trong ngày và điều kiện thời tiết. Vì vậy ở các sông chảy tương đối mạnh thì sự phát triển của thực vật bị hạn chế. Trong tính toán kỹ thuật theo dự báo chất lượng nước sông hồ sẽ phải tính các yếu tố có đặc tính tương đối ổn định, vì vậy oxy quang hợp không nên đề cập đến.

Yêu cầu oxy để khoáng hóa các chất hữu cơ thấy ở tất cả các sông hồ và độ ô nhiễm rất lớn là sự tiêu hao oxy. Thời gian gần đây tăng cường đưa các hợp chất amoni vào sông hồ không tránh khỏi việc tiêu hao oxy cho nitro hóa.

Mọi sự sống trong sông hồ đều có thể tiếp cận với điều kiện hiếu khí đòi hỏi cần oxy để thở nhưng do sự thay đổi sự sống (trước hết là cá) khó có thể yêu cầu oxy cho một khối lượng nước sông hồ nhất định mà phải tiến hành tính toán một số lượng oxy phải tiêu hao để thở của sinh vật đáy và khoáng hóa các chất hữu cơ trầm tích đáy. Cuối cùng bao hàm tất cả các thành phần của phương trình ban đầu để tính toán nhưng không triệt tiêu các thành phần mà là hình thức tổ hợp thành phần. Chung quy là cần oxy để thở cho các sinh vật đáy, hoặc khoáng hóa các chất hữu cơ trầm tích đáy áp dụng với điều kiện tự nhiên của hồ. Ngoài ra để bảo vệ sông hồ khỏi ô nhiễm cũng cần một lượng oxy tiêu hao cho các mục đích trên, thường không vượt quá 10 - 15% tiêu hao cho khoáng chất, các chất hòa tan, chất keo và phân tán để tính lượng BOD.

Liên quan đến việc phân hủy có thể kết luận rằng phương trình (5.43) tương đối đầy đủ để mô tả chế độ oxy trong đó có cả thành phần tính toán tiêu hao oxy cho nitro hóa.

$$\frac{dD}{dt} = k_1' L + k_{\text{NH}_4}' [\text{O}_{\text{NH}_4}] - k_2' D \quad (5.46)$$

Giải phương trình này sẽ cho:

$$D = \frac{k_1 L}{k_2 - k_1} L_0 (10^{-k_1 t} - 10^{-k_2 t}) + \frac{k_{\text{NH}_4} [\text{O}_{\text{NH}_4}]}{k_2 - k_{\text{NH}_4}} (10^{-k_{\text{NH}_4} t} - 10^{-k_2 t}) + D_0 \cdot 10^{-k_2 t} \quad (5.47)$$

trong đó:  $[\text{O}_{\text{NH}_4}]$  - lượng oxy để nitro hóa hợp chất amoni,  $[\text{O}_{\text{NH}_4}] = 3,44[\text{NH}_4^+]$ ;

$[k_{\text{NH}_4}]$  - hệ số không bền vững của nitơ amoni.

Biểu thức (5.46) và cách giải của (5.47) chỉ tính BOD mà không bao hàm hiệu ứng pha loãng. Để tính hiệu ứng pha loãng cần phải tính ảnh hưởng của nó tới sự thay đổi BOD, nồng độ ion amoni và sự thiếu hụt oxy; trong đó  $L_0$  là BOD hỗn hợp dung dịch thải vào nước sông hồ. Theo công thức (5.13) đối với thời điểm  $t = 0$  (khi  $L_{pi} = 0$ ) thay ký hiệu  $L_0$  bằng  $L_{cm}$  ta được:



$$L_{cm} = [L_{nt} + (n - 1)L_f]/n \quad (5.48)$$

Tương tự ta viết công thức đối với nồng độ oxy yêu cầu để nitro hóa:

$$[O_{cm}] = 3,44[NH_4^+]_{(nt)} + (n - 1) [NH_4^+]_{(f)}/n \quad (5.49)$$

Sự thay đổi thiếu oxy do pha loãng thể hiện bằng nồng độ tuyệt đối của oxy hòa tan:

$$D = a - b_1 \quad (5.50)$$

$$D_0 = a - b_0 \quad (5.51)$$

trong đó:  $a$  - độ hòa tan của oxy ở nhiệt độ đã cho của nước;

$b_1$  - nồng độ oxy hòa tan trong nước sông hồ ở một khoảng cách  $l$  từ cửa thải để tính phản ứng xảy ra;

$b_0$  - nồng độ oxy trong nước ở điểm không tính phản ứng xảy ra;

Giả thiết rằng dung dịch thải có thể thải vào sông hồ với lượng oxy hòa tan nào đó  $b_{nt}$ , có thể dùng công thức để xác định  $b_0$  ký hiệu là  $b_{cm}$ .

$$b_{cm} = [b_{nt} + (n - 1) b_f]/n \quad (5.52)$$

Thay vào phương trình (5.47) biểu thức (5.48) đến (5.52) và giải nó với  $b_1$  ta được công thức để xác định nồng độ oxy hòa tan trong nước sông hồ về mùa hè, để tính yêu cầu oxy từ không khí khi tự làm sạch với dung dịch thải và tính toán về hòa tan.

$$b_1 = \psi \left\{ a(1 - 10^{-k_2 t}) + \frac{b_{nt} = (n-1)b_f}{n} 10^{-k_2 t} - \frac{k_{cm} \left[ L_{nt} + (n-1)L_f \cdot 10^{-k_1 t} \right]}{n(k_2 - k_{cm})} \left( 10^{-k_{cm} t} - 10^{-k_2 t} \right) - \frac{3,44k_{NH_4} \left[ [NH_4^+]_{(nt)} + (n-1)[NH_4^+]_{(f)} + f \cdot 10^{-k_{NH_4} t} \right]}{(k_2 - k_{NH_4})} \left( 10^{-k_{NH_4} t} - 10^{-k_2 t} \right) \right\} \quad (5.53)$$

trong đó:  $\psi$  - hệ số tính toán giảm nồng độ oxy hòa tan do tiêu hao để khoáng hóa trầm tích đáy và cho các yêu cầu khác mà không tính bằng biểu thức (5.53).

Đối với các sông hồ sạch, chất lượng nước tương ứng với tiêu chuẩn,  $\psi$

có thể lấy bằng 1. Khi xuất hiện trầm tích đáy khá nhiều ở những đoạn sông hồ ô nhiễm thì  $\psi$  sẽ lấy bằng  $0,8 \div 0,9$ , nhỏ hơn giá trị nước chảy qua đoạn sông hồ ô nhiễm.

Trong đó tất cả hằng số động năng phải dùng để tính nhiệt độ nước sông hồ và ảnh hưởng tốc độ chuyển động của nước.

Để tính toán theo công thức (5.53) cần phải biết hệ số không bền vững của hỗn hợp chất lỏng ô nhiễm và nước sông hồ:

$$k_{nt} = \frac{1}{t} \lg \frac{L_{nt} + (n-1)L_f}{L_{nt} \cdot 10^{-k_{nt}t} + (n-1)L_f \cdot 10^{-k_ft}}$$

Về mùa đông nếu nước sông hồ đóng băng và phản ứng không xảy ra thì cân bằng lượng oxy trong dòng ô nhiễm cực đại có dạng:

$$\begin{aligned} \gamma \cdot Q \cdot b_1 + q \cdot b_{nt} - q \cdot L_{nt} (1 - 10^{-k_{nt}t}) - \gamma \cdot Q \cdot L_f (1 - 10^{-k_{nt}t}) - \\ - 3,44q[NH_4^+]_{(nt)} (1 - 10^{-k_{NH_4^+}t}) - \\ - \gamma \cdot Q \cdot 3,44 [NH_4^+]_{(f)} (1 - 10^{-k_{NH_4^+}t}) = (q + \gamma Q) b_1 \end{aligned} \quad (5.54)$$

Chia tất cả các thành phần trong phương trình (5.41) cho  $q$  thay  $(q + \gamma Q)/q = n$  và giải nó với  $b_1$  ta được:

$$\begin{aligned} b_1 = \frac{n-1}{n} \left[ b_f - L_f (1 - 10^{-k_ft}) \right] + \frac{b_{nt}}{n} - \frac{L_{nt}}{n} (1 - 10^{-k_{nt}t}) - \\ - \frac{3,44(1-10^{-k_{NH_4^+}t})}{n} \left[ [NH_4^+]_{(nt)} + (n-1)[NH_4^+]_{(f)} \right] \end{aligned} \quad (5.55)$$

Khi xả nước thải qua cửa thải phân tán với  $L_{nt}$ ,  $b_{nt}$  và  $[NH_4^+]_{(nt)}$  cần phải lấy  $L_H$ ,  $[NH_4^+]_{(H)}$  và  $b_H$  xác định chúng theo biểu thức (5.28).

Vấn đề tạo nồng độ của oxy hòa tan trong nước sông hồ về mùa hè và mùa đông ta xem xét các thí dụ sau đây: Nước thải xả ra sông có lưu lượng nước  $Q = 240 \text{ m}^3/\text{s}$ , sau khi làm sạch bằng sinh học có lưu lượng  $q = 0,6 \text{ m}^3/\text{s}$ , có  $BOD = 15 \text{ mg/l}$ ,  $b_{nt} = 2 \text{ mg/l}$ . Đặc tính thủy lực và chất lượng nước sông hồ: tốc độ chảy  $v = 0,39 \text{ m/s}$ ; chiều sâu của nước  $H = 1,8$ ; hệ số gồ ghề của đáy  $n_g = 0,025$ ;  $b_f = 8,1 \text{ mg/l}$ ;  $BOD_f = 2,62 \text{ mg/l}$ ;  $k_f = 0,12$  (ngày đêm) $^{-1}$ . Hệ số không bền vững của chất hữu cơ có trong nước thải sau khi làm sạch bằng sinh học  $k_{nt} = 0,07$  (ngày đêm) $^{-1}$ . Trong nước sông hồ không

có nitơ amoni, nước sông hồ sạch vì vậy  $\psi = 1$ . Tốc độ chảy lớn hơn 0,2m/s. Lấy hệ số độ không bền vững tăng lên 10 lần để tính toán. Vậy sẽ tính với  $k_f = 0,6$  (ngày đêm)<sup>-1</sup>;  $k_{nt} = 0,35$  (ngày đêm)<sup>-1</sup>.

Về mùa đông nhiệt độ dùng để tính toán của nước 2°C vậy tính theo công thức (5.15).

$$K_{nt(2)} = 0,35 [1,12(2+1)^{-0,038}]^{2-20} = 0,35 \times 0,28 = 0,098 \text{ (ngày đêm)}^{-1}$$

$$K_{nt1} = 0,6 \times 0,28 = 0,17 \text{ (ngày đêm)}^{-1}$$

**Bảng 5.6. Hệ số pha loãng và nồng độ của oxy trong sông hồ ở những khoảng cách khác nhau từ cửa thải**

| l, km | Tấn/ ngày đêm | Mùa hè   |     |              | Mùa đông |     |              |
|-------|---------------|----------|-----|--------------|----------|-----|--------------|
|       |               | $\gamma$ | $n$ | $b_n$ , mg/l | $\gamma$ | $n$ | $b_n$ , mg/l |
| 0,5   | 0,015         | 0,007    | 3,7 | 6,4          | 0,0084   | 4,5 | 6,74         |
| 1     | 0,03          | 0,016    | 7,4 | 7,1          | 0,02     | 9   | 7,4          |
| 2     | 0,06          | 0,038    | 16  | 7,7          | 0,045    | 19  | 7,7          |
| 5     | 0,15          | 0,09     | 37  | 7,8          | 0,13     | 53  | 8            |
| 10    | 0,3           | 0,2      | 97  | 7,84         | 0,33     | 133 | 7,8          |
| 20    | 0,6           | 0,45     | 181 | 7,85         | 0,62     | 251 | 7,6          |
| 30    | 0,9           | 0,67     | 268 | 8,07         | 0,82     | 330 | 7,3          |
| 50    | 1,5           | 0,87     | 348 | 8,38         | 0,98     | 390 | 6,9          |

Từ những tính toán trên ta thấy rằng, khi xả vào hồ nước thải đã làm sạch bằng sinh học về mùa hè không có điểm uốn của oxy. Trong dòng ô nhiễm thấy nồng độ của oxy hòa tan tăng lên từ từ do có phản ứng và đưa nước sạch pha loãng vào. Về mùa đông ban đầu nồng độ oxy hòa tan tăng lên do đưa nước đã pha loãng vào nên tiêu hao oxy cao hơn cho khoáng chất hữu cơ, yêu cầu oxy bắt đầu nâng lên dần với nước pha loãng, nồng độ của oxy trong dòng ô nhiễm bắt đầu giảm xuống, cũng có nơi thấp hơn tiêu chuẩn yêu cầu cho nghề nuôi cá 6 mg/l.

Trong thí dụ nghiên cứu nồng độ oxy bằng 8,1 mg/l là lượng rất cao. Trong tự nhiên, đặc biệt mùa đông, lượng oxy hòa tan có thể rất nhỏ, nên trong chế độ mùa đông tốc độ yêu cầu oxy có thể thấp hơn tính toán.

## 5.6. KHẢ NĂNG TRUNG HÒA NƯỚC SÔNG HỒ

Dùng biểu thức sau có thể xác định được pH:

$$\text{pH} = \text{pk}_1 + \lg \frac{f_{\text{HCO}_3} [\text{HCO}_3^-] - [\text{C}_k]}{[\text{CO}_2^{\text{tự do}}] + [\text{C}_k]} \quad (5.56)$$

$$\text{pH} = \text{pk}_1 + \lg \frac{f_{\text{HCO}_3^-} [\text{HCO}_3^-] - 0,273[C_{\text{kiềm}}]}{[\text{CO}_2^{\text{tự do}}] - [C_{\text{kiềm}}]} \quad (5.57)$$

$$\text{pH} = \text{pk}_1 + \lg \frac{f_{\text{HCO}_3^-} [\text{HCO}_3^-] - [C_{\text{axit}}] - 0,273[C_{\text{kiềm}}]}{[\text{CO}_2^{\text{tự do}}] + [C_{\text{axit}}] - [C_{\text{kiềm}}]} \quad (5.58)$$

Sau khi đưa axit hoặc kiềm vào hồ, từ những giá trị phân tích đưa vào các biểu thức này do pha loãng có thể chỉ nồng độ của axit hoặc kiềm trong nước thải  $C_{\text{Knt}}$  và  $C_{\text{Ont}}$  thay đổi. Vì vậy  $C_K$  hoặc  $C_O$  với  $C_{\text{Knt}}$  hay  $C_{\text{Ont}}$  liên quan với số lần pha loãng  $n$ .

Khi xả axit vào:

$$\text{pH} = \text{pk}_1 + \lg \frac{f_{\text{HCO}_3^-} [\text{HCO}_3^-] - [C_{\text{K.nt}}]/n}{[\text{CO}_2^{\text{tự do}}] + [C_{\text{K.nt}}]/n} \quad (5.59)$$

Khi xả kiềm vào:

$$\text{pH} = \text{pk}_1 + \lg \frac{f_{\text{HCO}_3^-} [\text{HCO}_3^-] - 0,273[C_{\text{O.nt}}]/n}{[\text{CO}_2^{\text{tự do}}] + [C_{\text{O.nt}}]/n} \quad (5.60)$$

Khi đồng thời cả axit và kiềm:

$$\text{pH} = \text{pk}_1 + \lg \frac{f_{\text{HCO}_3^-} [\text{HCO}_3^-] - ([C_{\text{K.nt}}] - 0,273[C_{\text{O.nt}}])/n}{[\text{CO}_2^{\text{tự do}}] + ([C_{\text{K.nt}}] - [C_{\text{O.nt}}])/n} \quad (5.61)$$

Ở giới hạn cho phép  $\text{pH} = 6,5 \div 8,5$ , các axit tự do và kiềm không có thể có trong nước sông hồ. Nếu chỗ thải tính toán nước thải xả ra sông lượng axit mới ( $\text{pH} = 6,5$ ) hoặc kiềm ( $\text{pH} = 8,5$ ). Nếu axit và kiềm trong nước thải ở cửa thải tính toán được có giá trị cao thì nó phải thể hiện bằng nồng độ ion  $[\text{HCO}_3^-]$  và  $[\text{CO}_2^{\text{tự do}}]$ .

## 5.7. CÁC SẢN PHẨM CHUYỂN HÓA

Ở các phần trên ta đã nghiên cứu các quy luật chuyển hóa song song và liên tục các chất không bền vững và các biểu thức toán học tương ứng cho phép xác định được nồng độ của sản phẩm tạo thành.

Mỗi biểu thức đối với nồng độ chất tạo thành đưa vào một lượng chất ban đầu  $A_0$ , phân tích các biểu thức thấy rằng thay đổi nồng độ do pha loãng có thể đó chỉ là chất ban đầu. Vì vậy để xác định nồng độ của sản phẩm trung gian hoặc sản phẩm cuối cùng cần phải thay nồng độ  $A_0$  vào công thức tương ứng liên quan với sự pha loãng  $n$  lần tính toán cho thời gian  $t$  sẽ dự đoán được nồng độ sản phẩm tương ứng. Vì thế cần phải thay thời gian  $t$  bằng tỷ số  $l/v$  hoặc thay khoảng cách  $l$  bằng giá trị  $vt$ .

Không cần thiết phải đưa ra tất cả các công thức mà chỉ những biểu thức để chuyển hóa liên tục mạch nối ba. Khi sản phẩm thứ ba là bền vững, nồng độ của sản phẩm ban đầu sẽ là:

$$C_{\max A} = [C_{fA} + (C_{ntA} - C_{fA})/n] 10^{-\sum k_a t} \quad (5.62)$$

trong đó:  $\sum k_a = k_a + k'_a$  - tổng tất cả hằng số tạo ra sản phẩm theo phản ứng song song ở nhánh chuyển hóa thứ nhất.

Đối với sản phẩm trung gian thứ hai:

$$C_{\max A} = \frac{k_a [C_{fA} + (C_{ntA} - C_{fA})/n]}{\sum k_a - \sum k_\sigma} \left( 10^{-\sum k_\sigma t} - 10^{-\sum k_a t} \right) \quad (5.63)$$

ở đây  $k_a$  - hằng số động năng tạo thành sản phẩm song song đặc trưng tốc độ tạo thành sản phẩm.

Đối với sản phẩm thứ ba (sản phẩm cuối cùng) của mạch chuyển hóa liên tục:

$$C_{\max B} = \left( C_{fA} + \frac{C_{ntA} - C_{fA}}{n} \right) \left( 1 - \frac{k_a \cdot 10^{-\sum k_\sigma t}}{\sum k_a - \sum k_\sigma} + \frac{k_a - \sum k_a + \sum k_\sigma}{\sum k_a - \sum k_\sigma} 10^{\sum k_a t} \right) \quad (5.64)$$

Khi trong nước sông hồ có các chất đó cũng như tạo thành sản phẩm có nồng độ  $C_{fB}$ ,  $C_{fC}$  do chuyển hóa, cần phải bổ sung nồng độ chất nền vào.

## 5.8. ẢNH HƯỞNG CỦA MUỐI THỦY PHÂN

Khi xả muối thủy phân vào sông hồ cần thiết phải xác định nồng độ anion axit mạnh, cation kiềm yếu hoặc của axit yếu và kiềm yếu không phân ly. Giải quyết vấn đề này ta dùng biểu thức (5.1) đối với chất bền vững và (5.10) đối với chất không bền vững. Nhưng các muối thủy phân sẽ làm thay đổi pH của nước, mối liên quan giữa pH của nước với nồng độ muối thủy phân trong dung dịch thải xả ra được thiết lập bằng các biểu thức sau:

Đối với muối tạo ra do axit mạnh và kiềm yếu:

$$pH_K = 0,5 (pC_{nt}/n + pK_w - pK_{BOH}) + pf_H \quad (5.65)$$

trong đó:  $K_w$ - tích ion nước,  $K_w = [H^+][OH^-] = 10^{-14}$ ;

$f_H$ - hệ số hoạt tính của hydro.

Đối với muối tạo ra do kiềm mạnh và axit yếu:

$$pH_0 = 0,5 (pK_w - pC_{nt}/n + pK_{HA}) - pf_{OH} \quad (5.66)$$

Cần nhận thấy rằng các biểu thức này không tính đến các ion hydro được tích lại trong nước sông hồ khi thải muối axit mạnh và kiềm yếu hoặc các ion hydroxyl tích tụ trong nước; còn khi thải muối kiềm mạnh và axit yếu chúng sẽ tác dụng tương hỗ với các ion bicacbonat và trung hòa tạo ra phân tử nước và axit cacbonic tự do (ở giai đoạn thứ nhất) và cacbonat (ở giai đoạn thứ hai). Vì vậy giá trị pH tác dụng của nước sông hồ phải xác định cùng với việc tính toán lượng hợp chất axit cacbonic, nghĩa là theo biểu thức (5.58), (5.60) có thể giải quyết được vấn đề này nếu đưa nồng độ axit  $[C_{kg}]$  hoặc kiềm  $[C_{og}]$  từ muối thủy phân và giá trị pH. Trong trường hợp này nồng độ axit và kiềm sẽ là:

$$[C_{kg}] = 10^{-pH_K} \text{ và } [C_{og}] = 10^{-pH_0 - 14}$$

Tính toán công thức (5.58) và (5.59) ta được:

Khi xả vào sông hồ dung dịch thải có chứa axit tự do và muối của axit mạnh và kiềm yếu:

$$pH = pk_1 + \lg \frac{f_{HCO_3} [HCO_3^-] - [C_{K.nt}]/n - [C_{kg}]}{[CO_2^{tự do}] + [C_{K.nt}]/n + [C_{kg}]}$$

Khi xả vào sông hồ dung dịch thải có chứa kiềm tự do và muối axit yếu và kiềm mạnh:

$$\text{pH} = \text{p}K_1 + \lg \frac{f_{\text{HCO}_3^-} [\text{HCO}_3^-] - 0,273 \left( \frac{C_{\text{O}_{2\text{nt}}}}{n} + \left[ \frac{C_{\text{og}}}{n} \right] \right)}{[\text{CO}_2^{\text{tdo}}] - \left[ \frac{C_{\text{O}_{2\text{nt}}}}{n} - \left[ \frac{C_{\text{og}}}{n} \right] \right]}$$

Ảnh hưởng của pha loãng muối để tạo ra  $C_{\text{tg}}$  hoặc  $C_{\text{og}}$  được tính bằng biểu thức (5.64) và (5.65).

## 5.9. NHIỆT ĐỘ CỦA NƯỚC

Giảm nhiệt độ của chất lỏng thải vào sông hồ bằng cách trộn lẫn nước thải với nước lạnh của sông hồ. Nhưng do nhiệt độ của nước lớn nên việc làm mát xảy ra chậm, vì vậy giảm nhiệt độ do trộn lẫn với nước nguội hơn của hồ để làm mát.

Để xác định nhiệt độ của nước, dùng các công thức tính toán sự giảm nhiệt độ chỉ do pha trộn. Tiêu chuẩn bảo vệ nước mặt khỏi bị ô nhiễm do nước thải cho phép tăng nhiệt độ nước sông hồ nhưng không được vượt quá 3°C về mùa hè. Tăng nhiệt độ của nước:

$$T_y = \frac{T_m - T_f}{n}$$

trong đó  $T_f$  - nhiệt độ của nước sông hồ cao hơn nước thải của cửa thải.

Nhiệt độ chung của nước ở điểm kiểm tra:  $T_{\text{max}} = T_f + T_y$ .

## 5.10. ẢNH HƯỞNG CỦA SỰ HẤP THỤ VÀ PHA LOÃNG TỚI CHẤT LƯỢNG NƯỚC

Để đánh giá việc tạo nên chất lượng nước, cần thiết phải tính đến sự pha loãng vì hiệu ứng hấp thụ phụ thuộc vào nồng độ chất bị hấp thụ và chất hấp thụ.

### 5.10.1. Chất bền vững

Để mô tả chất bền vững từ nước sông hồ cần phải đưa yếu tố pha loãng vào biểu thức:

$$C = C_0 e^{-k_{\text{ch}} t}$$

Khi không có hấp thụ giá trị  $C_{\text{max}}$  là nồng độ chất trong dòng nhiều cực đại được xác định theo công thức (5.1). Thay giá trị  $C_{\text{max}}$  theo công thức (5.1) ta được phương trình đối với nồng độ chất bền vững trong dòng ô

hiệu lực đại thay đổi do pha loãng và hấp thụ:

$$C_{\max C} = [C_f + (C_m - C_f)/n] 10^{-k_{\text{est}} t} \quad (5.67)$$

Lấy các chất hấp thụ trong nước sông hồ ra chủ yếu là chất rắn, nhưng các chất rắn có thể có cả trong dung dịch thải, nên là hỗn hợp các loại nước thải khác nhau chảy vào chỗ thu gom chung, ở những điểm khác nhau. Các loại nước thải như vậy có thể tham gia vào dòng chung và các chất rắn được giải phóng từ chất hấp thụ có thể lấy ra khỏi nước theo thời gian do dung dịch loãng vận chuyển đến sông hồ. Theo thời gian giữa các chất rắn có khả năng hấp thụ và các chất ở trạng thái cân bằng có thể có cân bằng:

$$C_{\text{ndc}} = C_{\text{fl}} + C_{\text{fr}}$$

trong đó:  $C_{\text{ndc}}$  - nồng độ chung của chất có trong nước không hấp thụ;

$C_{\text{fl}}$  và  $C_{\text{fr}}$  - lượng chất trong pha lỏng và rắn.

Trong trường hợp chung, khi pha loãng dung dịch bằng nước có nồng độ nhỏ hơn chất hấp thụ thì nó phải chuyển một phần từ trạng thái hấp thụ vào hòa tan tương ứng với hằng số cân bằng. Nhưng thực nghiệm cho thấy, quá trình này không có khả năng. Như vậy ta chỉ thừa nhận chuyển vào trạng thái hấp phụ những chất rắn trong chính dung dịch thải ra, chính là trong ngay nước sông hồ, mặc dù pha loãng bằng nước sạch hoặc nước có nồng độ nhỏ hơn chất hấp thụ. Do đó trong công thức (5.67) giá trị nồng độ chất hấp thụ  $C_{\text{fl}}$  chỉ ở trong pha lỏng, nhưng cần phải tính độ ô nhiễm chung khi đưa chất hấp thụ vào cùng với cả pha lỏng và pha rắn. Để tính toán theo công thức (5.67) cần phải biết hệ số động năng hấp thụ  $K_{\text{ht}}$ , lẽ tất nhiên xác định nó trực tiếp bằng thực nghiệm thì tốt hơn.

Đưa một đường ống không bị hấp thụ vào nước thải có chứa chất rắn, chẳng hạn clorit, theo nghiên cứu nồng độ của đường ống ở khoảng cách lựa chọn từ cửa thải sẽ xác định được sự pha loãng dung dịch thải bằng nước sông hồ  $n_m$ . Theo giá trị pha loãng này xác định nồng độ tính toán chất nghiên cứu ở điểm đã cho và đưa nó vào để xác định trực tiếp bằng thực nghiệm. Nếu nồng độ cuối cùng nhỏ hơn tính toán thì có sự khác nhau về nồng độ chất nghiên cứu do hiệu ứng hấp thụ, hệ số hấp thụ tính theo biểu thức:

$$K_{\text{ht}} = \frac{1}{t_{\text{in}}} \lg \frac{(n_{\text{in}} - 1)C_f + C_{\text{nt}}}{n_{\text{in}} C_{\text{max}}} \quad (5.68)$$



Trong biểu thức (5.68) có cả giá trị  $C_f$ , vì vậy trong trường hợp chung coi chất nghiên cứu có trong nước sông hồ như là chất ô nhiễm chính, nồng độ của nó cân bằng với các hạt hấp thụ. Tham số  $t_m$  ký hiệu thời gian nước đến điểm lấy mẫu để tích phân, trước đây đã tìm thấy  $k_{ht}$  phụ thuộc vào nồng độ chất rắn là chất hấp thụ cơ bản. Các chất rắn như vậy sẽ tham gia vào dòng thải với dòng nước sạch pha loãng.

Nếu không tính nồng độ chất rắn trong dung dịch thải ở quá trình hấp thụ thì phải chấp nhận nó bằng không.

Nồng độ hạt rắn chất nền trong dòng thải cực đại :

$$S_{\max} = S_f \cdot \frac{S_f}{n} = \frac{(n-1)S_f}{n} \quad (5.69)$$

Thay giá trị nhận được vào biểu thức:

$$k'_{ht} = \frac{1}{S_f} \ln \frac{C_0}{C}$$

tính toán biểu thức (5.67) ta được:

$$k_{ht} = \frac{n}{(n-1)S_f} \lg \frac{(n-1)C_f + C_{nt}}{nC_{\max}} \quad (5.70)$$

Các giá trị đo được trực tiếp bằng thực nghiệm hoặc bằng tính toán sẽ đưa vào biểu thức (5.70), thay  $k_{ht}$  trong công thức (5.67) vào biểu thức  $k_{ht} = k'_{ht}S$ , có thể xác định được nồng độ chất hấp thụ với việc tính toán sự thay đổi nồng độ các hạt rắn hấp thụ được đưa vào nước với nước sạch pha loãng:

$$C_{\max c} = [C_f + (C_{nt} - C_f)/n] 10^{-k_{ht}S_{\max}} \quad (5.71)$$

Kết quả hấp phụ sẽ dẫn đến sự phân bố lại các chất hấp thụ giữa pha lỏng và pha rắn. Lượng chung của nó trong một đơn vị thể tích nước (cả ở pha lỏng và pha rắn) không thay đổi. Biểu thức (5.67) và (5.71) đặc trưng nồng độ chất hấp thụ chỉ ở pha lỏng. Để đánh giá lượng chất hấp thụ trong pha rắn cần thiết lập đại lượng:

$$C_{ht} = C_{\max} - C_{\max c} = [C_f + (C_{nt} - C_f)/n] (1 - 10^{-k_{ht}S_{\max}}) \quad (5.72)$$

Khi đó lượng chất hấp thụ trong một đơn vị trọng lượng pha rắn  $C_T = C_{ht}/S_{\max}$  hoặc tính toán theo công thức (5.71) và (5.72):

$$C_T = \frac{C_i + (n-1)C_f}{(n-1)S_f} (1 - 10^{-k_{hf} S_{\max}})$$

Nồng độ chất bền vững trong pha lỏng  $C_{\max}$  được xác định theo công thức (5.67) hoặc (5.71), nếu các hạt rắn được tách ra đó chính là lượng chất rắn có trong nước sa lắng xuống đáy. Khi đó nước theo chất hấp thụ thực tế sẽ sạch hơn còn độ ô nhiễm của hồ không thay đổi. Để kiểm tra khả năng các hạt hấp thụ lắng xuống, trên cơ sở đó đánh giá toàn bộ trạng thái sông hồ. Không cho phép tích tụ chất ở trầm tích đáy, nên cần phải xem xét đến vấn đề giảm giá trị  $C_{nt}$ , có khả năng giảm  $C_f$  và  $S_f$ , nghĩa là làm sạch nước thải tại các điểm trước khi thải vào sông hồ. Song cũng có khả năng các chất rắn ô nhiễm hấp thụ một phần lắng xuống đáy, một phần còn lại trong pha lỏng. Vì vậy theo công thức (5.16) cần phải xác định lượng chất rắn nào còn ở trong nước, còn theo công thức (5.17) lượng nào lắng xuống đáy. Khi sử dụng biểu thức (5.69) không đánh giá được nồng độ chất rắn trong dòng ô nhiễm mà chỉ thể hiện phần chính của nó, trong trường hợp này  $S_{\max}$  được xác định theo công thức:

$$S_{\max} = \frac{n-1}{n} S_f + \frac{S}{n} \quad (5.73)$$

Khi tính toán theo công thức (5.73) phải xem xét hai trường hợp: trường hợp thứ nhất khi độ lớn thủy lực chất rắn trong dung dịch thải và trong nước sông hồ như nhau; trường hợp thứ hai khi độ lớn thủy lực các hạt khác nhau một cách rõ rệt.

Trong trường hợp thứ nhất, nồng độ  $C_{Cr}$  nhận được theo biểu thức (5.26) phải trùng với  $S_{\max}$  theo công thức (5.73). Còn trong trường hợp thứ hai, sự trùng hợp phải được phân biệt đối với chất rắn nền và đối với chất rắn thải vào hồ cùng với dung dịch.

Trong những tính toán này phải chọn nồng độ vào  $C_{bd}$  cho đúng trong biểu thức (5.26). Đối với các chất chính  $C_{bd} = S_f$  không phụ thuộc vào cấu trúc của thải. Đối với các chất rắn thải ra sông hồ cùng với nước thải, giá trị  $C_{bd}$  sẽ phụ thuộc vào cấu trúc của thải: Đối với cửa thải điểm:  $C_{bd} = S_{nt}$ ; đối với cửa thải phân tán:  $C_{bd} = S_{nt}/n_{bd}$  (ở đây  $n_{bd}$  - sự pha loãng ban đầu tạo ra do cửa thải phân tán). Cũng cần phải thiết lập lượng ô nhiễm chất hấp thụ nào còn lại trong pha lỏng và lượng nào sẽ di chuyển xuống đáy bằng các hạt rắn, nghĩa là cần phải biết lượng chất hấp thụ riêng ở một đơn vị khối lượng chất rắn hấp thụ.

Đối với chất rắn vào sông hồ với dung dịch thải, lượng chất hấp thụ riêng chỉ có thể thiết lập được bằng thực nghiệm. Nếu chất hấp thụ có trong một dung dịch có khả năng hấp thụ chất rắn, còn trong dung dịch khác quá trình hấp thụ xảy ra sau khi kết hợp các nước thải này lại trong một thời gian vận chuyển nó đến hồ chứa thì cần phải đo bằng thực nghiệm để thiết lập hệ số phân bố  $k_{hr}$ , sau đó tính lượng chất hấp thụ riêng trong một đơn vị khối lượng chất rắn theo lý thuyết thì chấp nhận làm sạch nước thải bằng hấp thụ trong điều kiện tĩnh. Lượng chất hấp thụ riêng trong chất rắn chính được tính toán với  $S$  theo công thức (5.73), viết biểu thức (5.71) theo dạng đơn giản hơn:

$$C_{maxc} = C_{max} \cdot 10^{-k_{hr} S_{maxl}}$$

Nồng độ chất ô nhiễm trong pha lỏng và rắn của dòng ô nhiễm cực đại  $C_{maxlr}$  với một phần kết tủa của pha rắn xuống đáy sẽ là:

$$C_{maxlr} = C_{maxc} + S_{rnt} \quad (5.74)$$

Phần lắng xuống trầm tích đáy là:

$$C_{day} = (S_{max} - S_r)_{nt} \quad (5.75)$$

Khi đánh giá phần lắng xuống trầm tích đáy chất rắn nền và các hạt rắn theo vào nước sông hồ với dung dịch thải, lượng hấp thụ xuống trầm tích đáy có thể xác định như là chất rắn trung bình:

$$C_{day} = \frac{S_{lday} \cdot C_T + S_{ntday} \cdot C_{nt,r}}{S_{lday} + S_{ntday}} \quad (5.76)$$

trong đó:  $S_r$  và  $S_{nt,day}$  - nồng độ chất rắn nền và các hạt vào hồ với nước thải và lắng xuống đáy;

$C_{nt,r}$  - lượng chất hấp thụ riêng trong các chất rắn có trong nước thải thải ra.

Khi cần xác định lượng chất rắn ô nhiễm lắng xuống do chất hấp thụ, diện tích trầm tích đáy và chiều dày lớp của nó được tính bằng công thức (5.18), (5.19) và (5.21) hoặc (5.22).

### 5.10.2. Chất không bền vững

Khác với các chất bền vững, nồng độ của chất không bền vững thay đổi do bị phân hủy bằng hóa sinh trong thể tích nước cũng như trong trạng thái hấp phụ. Trong đó tốc độ của quá trình hóa sinh đối với các chất ở trong

trạng thái hấp thụ lớn hơn nhiều so với tốc độ của quá trình tương tự trong thể tích nước tự do. Bởi lẽ, một mặt do nồng độ các chất thăng hoa không bền vững tăng và các vi sinh vật trên bề mặt hạt hấp thụ, mặt khác do ảnh hưởng của đế rắn (bề mặt các hạt hấp thụ).

Ở pha lỏng nồng độ chất thăng hoa không phụ thuộc vào có chất bền vững hay không, khi có các hạt hấp thụ sẽ xác định bằng biểu thức (5.67). Nhưng nếu chất không bền vững có nồng độ trong nước thay đổi do phân huỷ bằng hóa sinh thì nó sẽ bằng  $C_{maxc}$ , nhưng cũng có giá trị nhỏ hơn  $C_{maxc}$ .

Giá trị  $C_{maxc}$  có thể nhận được bằng nhân  $C_{maxc}$  với yếu tố không bền vững  $10^{-k_l}$ . Tính toán yếu tố không bền vững, nồng độ của chất không bền vững trong pha lỏng sẽ là:

$$C_{maxc} = [C_f + (C_{hl} - C_f)/n] 10^{-(k+k_{hl}t)} \quad (5.77)$$

Chất không bền vững hấp thụ, nồng độ của nó được xác định bằng công thức (5.56) cũng sẽ bị phân huỷ bằng hóa sinh do  $C_{hl}$  giảm đến giá trị:

$$C_{hl,d} = C_{hl} \cdot 10^{-k_{hl}t} \quad (5.78)$$

ở đây:  $k_{hl}$  - hệ số độ không bền vững trong trạng thái hấp thụ.

Thay vào biểu thức (5.77) giá trị  $C_{hl}$  từ công thức (5.72) ta được:

$$C_{hl,d} = [C_f + (C_{nt} - C_f)/n] (1 - 10^{-k'_{hl} S_{max} t}) 10^{-(k_{ct})} \quad (5.79)$$

Và như vậy nếu các hạt hấp thụ tách ra khỏi nước, thí dụ lắng xuống đáy, nồng độ chất hữu cơ có trong pha lỏng sẽ đặc trưng bằng biểu thức (5.77). Nếu các hạt còn ở trong nước thì nồng độ chung của chất không bền vững trong nước là tổng công thức (5.77) và (5.79):

$$C_{maxc,d,đáy} = [C_f + (C_{nt} - C_f)/n] [10^{-(k+k_{nt}t)} + (1 - 10^{-k'_{hl} S_{max} t}) 10^{-k_{ct}t}]$$

Nhưng cũng như đối với các chất bền vững sẽ có khả năng hơn là kết tủa một phần hạt rắn với cấu trúc hấp phụ không bền vững với sự phân bố nó giữa pha lỏng và trầm tích đáy.

Biểu thức tính toán tương ứng được từ công thức (5.74)-(5.76) với yếu tố bổ sung độ không bền vững:

$$C_{max,d} = C_{maxc} \cdot 10^{-k_l t} + C_r S_{cr} \cdot 10^{-k_{c,d} t} \quad (5.80)$$

$$C_{đáy} = (S_{max} - S_{cr}) C_r \cdot 10^{-k_{c,c} t} \quad (5.81)$$

$$C_{\text{đáy}} = \frac{S_{\text{f.đáy}} \cdot C_T + S_{\text{nt.đáy}} \cdot C_{\text{nt}}}{S_{\text{f.đáy}} + S_{\text{nt.đáy}}} 10^{-k_{cc} \cdot t} \quad (5.82)$$

Để tính toán theo biểu thức này cần phải lấy giá trị hệ số không bền vững. Rõ ràng ban đầu phải có giá trị hệ số không bền vững  $k_1$  xác định bằng thí nghiệm ở điều kiện tĩnh. Ảnh hưởng của điều kiện động tới tốc độ phân hủy các chất không bền vững trong hồ đối với pha lỏng được tính toán theo biểu thức (4.63) với việc xác định  $k_d$  theo công thức (4.65). Giá trị hệ số không bền vững đối với chất hấp phụ trong điều kiện động (nghĩa là ở trạng thái hấp phụ mà các hạt chuyển động với pha lỏng)  $k_{cd}$ , trong điều kiện tĩnh (nghĩa là hấp phụ ở các hạt lắng xuống trầm tích đáy)  $k_{cc}$  còn chưa được nghiên cứu.

Như đã nói trên, tốc độ phân hủy bằng hóa sinh các chất hữu cơ trong trạng thái hấp thụ phải thực hiện với tốc độ quá trình trong điểm tự do. Điều đó có nghĩa rằng  $k_{cd}$  phải lớn hơn  $k$ , còn  $k_{cc}$  lớn hơn  $k_1$ . Trong đó không loại trừ  $k_{cc}$  trong lớp bề mặt trầm tích đáy, rửa bằng nước và dưới tác động động học của nó.

Như vậy tốc độ tự làm sạch nước sông hồ khỏi các chất không bền vững ở trạng thái hấp thụ phải lớn hơn tốc độ tự làm sạch trong thể tích nước do đó phải lớn hơn tốc độ khử oxy của nước và tích tụ sản phẩm chuyển hoá trong nước hoặc trầm tích đáy.

Tốc độ tự làm sạch của sông hồ đối với các chất không bền vững ở trạng thái hấp thụ thường lớn hơn tốc độ tự làm sạch của sông hồ khi thể tích nước đã được pha loãng. Do vậy tốc độ tự làm sạch phải lớn hơn tốc độ khử oxy của nước và tích tụ sản phẩm chuyển hóa trong nước hoặc ở trầm tích đáy, khả năng tăng độ độc hại. Vì vậy, đòi hỏi tốc độ oxy tương đối lớn ở các lớp nước tự nhiên để có khả năng khử oxy và tạo ra điều kiện kỵ khí ở trầm tích đáy. Tất cả điều đó nói lên sự cần thiết phải nghiên cứu chi tiết động năng phân hủy bằng hóa sinh của các chất không bền vững ở trạng thái hấp thụ để chế tạo thiết bị áp dụng tính chất toán học cho phép dự báo định lượng quá trình và bảo vệ sông hồ khỏi bị ô nhiễm.

### **BOD của nước**

Nghiên cứu BOD của nước sông hồ dưới tác động pha loãng và tự làm sạch được mô tả bằng các biểu thức (5.17). Cách thức BOD gây tác động phụ cho việc hấp thụ có thể mô tả bằng sự phụ thuộc dưới đây:

$$L_{\max \text{ ht}} = \frac{n-1}{n} L_T \cdot 10^{-k_{\text{ht}} t} + \frac{L}{n} \cdot 10^{-(k_{\text{nt}} + k'_{\text{ht}} S_{\max} t)} + L_{p,y} \cdot 10^{-k'_{\text{ht},p,y} S_{\max} t_{p,y}} \quad (5.83)$$

Đưa chỉ số “ $p,y$ ” vào trong  $k_{\text{ht}}$  và  $t$  chỉ ra rằng, các chất tham gia vào nước sông hồ ở đoạn cuối dòng chảy do rửa trôi đất từ bề mặt hoặc do kết quả của quá trình bên trong sông hồ có thể được hấp thụ với các hệ số động năng khác hơn so với các chất tham gia vào nước sông hồ với dung dịch thái qua cửa thải nghiên cứu.

Lượng chất hữu cơ hấp thụ được thể hiện bằng BOD sẽ là hiệu các giá trị xác định bằng các biểu thức (5.17) và (5.83):

$$L_{\text{ad}} = \frac{L}{n} (1 - 10^{-k'_{\text{ht}} S_{\max} t}) 10^{-k_{\text{nt}} t} + L_{p,y} (1 - 10^{-k_{\text{ht},p,y} S_{\max} t_{p,y}})$$

Lượng chất nền hữu cơ biểu thị bằng BOD trong pha hấp thụ rắn  $L_T = L_{\text{ad}}/S_{\max}$ .

Bây giờ ta viết phương trình để xác định BOD của nước trong dòng ô nhiễm cực đại có tính đến phân hủy bằng hóa sinh chất hữu cơ trong pha rắn và pha lỏng:

$$L_{\max \text{ l,r}} = L_{\max \text{ ht}} + L_T S_{\text{nt}} \cdot 10^{-k_{\text{cd}} t}$$

trong đó:  $L_{\max \text{ ht}}$  được xác định theo công thức (5.83).

BOD của trầm tích đáy:

$$L_{\text{đáy}} = L_T (S_{\max} - S_{\text{nt}}) \cdot 10^{-k_{\text{cd}} t}$$

Thời gian kéo dài của quá trình hóa sinh trong trầm tích đáy  $t_{\text{đáy}}$  có thể khác với thời gian kéo dài của quá trình này trong pha lỏng, bằng thời gian  $t$  của nước chảy từ cửa thải đến điểm nghiên cứu (thể hiện bằng sự khác nhau trong chỉ số  $t$ ). Cần phải xem xét sự suy giảm trầm tích đáy trong mặt cắt một năm lấy  $t_{\text{tr}}$  theo các tháng và coi là cơn lũ mà trầm tích đáy bị rửa trôi. Ở các sông hồ và các bể chứa nước trầm tích đáy bị rửa trôi.

Ở các sông hồ và các bể chứa nước, nếu việc rửa trôi trầm tích đáy không xảy ra, dự báo sự suy giảm nó sẽ được xem xét chỉ theo thời gian.

Việc tính toán BOD có tính đến hấp thụ tương đối phức tạp, đòi hỏi phải có giá trị hệ số không bền vững trong trạng thái tự do và hấp thụ chất nền, nhưng hiện nay chưa thiết lập được các giá trị này. Do vậy người ta chấp nhận lượng oxy cho khoáng hóa trầm tích đáy vào khoảng 10 đến 15% BOD của nước.

## CHƯƠNG 6

# TÁC ĐỘNG TỔ HỢP CỦA NƯỚC THẢI QUA SỔ CỬA THẢI BẤT KỲ RA SÔNG HỒ

### 6.1. CHẤT LƯỢNG NƯỚC SÔNG HỒ TẠI NƠI CÓ CÁC KHU CÔNG NGHIỆP, KHU DÂN CƯ

Mô hình toán học cho phép dự báo chất lượng nước sông hồ khi thải nước thải qua một cửa thải. Tại các nơi có khu công nghiệp và khu dân cư sẽ phát sinh nguồn nước thải mang theo các chất ô nhiễm khác nhau thải ra sông, hồ làm ô nhiễm môi trường. Để đánh giá đúng chất lượng nước sông hồ và lựa chọn hệ thống bảo vệ nguồn nước, nhằm đảm bảo sức khỏe cho dân cư trong khu vực, cần thiết phải xác định tác động tổ hợp của nước thải tới sông hồ qua tất cả các cửa thải.

Đối với các khu công nghiệp và khu dân cư phức tạp có các xí nghiệp hoạt động đã lâu, riêng từng đoạn sông hồ có thể có các chất ô nhiễm nặng vượt quá tiêu chuẩn quy định. Ở các điều kiện này việc làm sạch nước thải còn phải hướng tới đảm bảo vệ sinh môi trường của sông hồ. Yếu tố vệ sinh rất có ý nghĩa đối với toàn bộ nước sông hồ hoặc của những đoạn sông hồ cần lấy mẫu nghiên cứu và tính toán, đặc biệt giữa nguồn nước thải ra khi đã được làm sạch và nơi bố trí các xí nghiệp đang hoạt động. Nâng cao mức độ làm sạch nước thải, giảm việc khử oxy của nước thải nhằm đạt được điều kiện vệ sinh tốt hơn tại đoạn sông hồ nghiên cứu. Giải quyết được vấn đề như vậy cần phải biết đánh giá điều kiện hình thành chất lượng nước sông hồ

dưới tác động của nước thải qua tất cả các cửa thải. Thời gian gần đây hệ thống bảo vệ nguồn nước đã được xem xét trong phạm vi toàn hệ thống các sông ngòi.

Như vậy phương pháp dự báo ảnh hưởng của nước thải tới nguồn nước sông hồ phải tiến hành dự báo trong phạm vi toàn bộ hệ thống sông hồ, đó là một vấn đề rất lớn. Đặc biệt phải nghiên cứu tìm ra những biện pháp bảo vệ nguồn nước có triển vọng cho từng giai đoạn kế hoạch phát triển trong vòng 15 - 25 năm.

Chỉ có tiến hành tính toán một cách tổng thể mới có thể xác định được hệ thống bảo vệ nguồn nước cần thiết và có kế hoạch lần lượt xây dựng và tối ưu hóa khả năng bố trí các nguồn thải. Thiết kế và xây dựng các biện pháp bảo vệ nguồn nước sẽ xuất hiện sự cần thiết phải bố trí các cụm công nghiệp cho thích hợp, vì vậy vai trò và các yếu tố thoát nước thải có ý nghĩa rất quan trọng.

Sự tác động tốt hoặc không tốt của các chất tới nước sông hồ, nghĩa là tăng hoặc giảm tác động độc hại của các chất. Những tính toán để dự báo có thể cho phép giảm nồng độ chất có nguy cơ dẫn đến hậu quả không tốt hoặc thay đổi vị trí cửa thải hoặc bố trí các xí nghiệp thải ra các chất đó ở khoảng các xa nhau để các chất này tác dụng với nhau ở nồng độ nhỏ khi pha loãng.

Ngược lại khi cho các chất vào sông hồ có khả năng làm suy yếu tác động độc hại của các chất khác và cũng có thể bố trí các xí nghiệp gần nhau để tăng cường sự tương tác của các chất với nhau. Ngoài ra còn có thể tăng cường điều kiện sinh thái trong sông hồ, cách giải quyết như vậy có thể làm tăng mức độ làm sạch nước thải mà không tốn kém, đảm bảo vệ sinh cho sông hồ, giảm chi phí cho việc xây dựng các trạm xử lý và thiết bị làm sạch nước thải.

## **6.2. TÁC ĐỘNG ĐỒNG THỜI NƯỚC THẢI QUA NHIỀU CỬA THẢI TỚI SÔNG HỒ**

Nghiên cứu việc xả nước thải qua một số cửa thải được bố trí theo sơ đồ ở hình 6.1, mặt cắt  $a-a$  dưới tác động của ba cửa thải. Ban đầu ta xem xét ảnh hưởng của nước thải tới sông hồ của cửa thải số 1 để cân bằng lượng chất thải ô nhiễm xả ra qua cửa thải này:



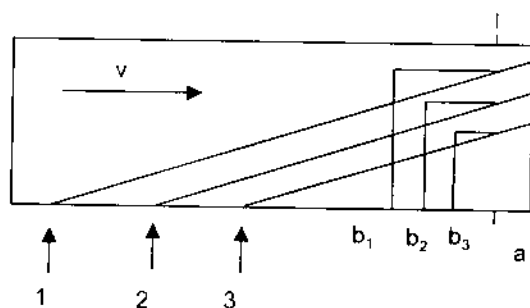
$$q_1 C_{n1} + \gamma_1 Q C_f = (q_1 + \gamma_1 Q) C_1 \quad (6.1)$$

trong đó:  $C_{n1}$ ,  $C_f$  và  $C_1$ - nồng độ chất có trong dung dịch thải của cửa thải 1, nồng độ chất nền và nồng độ dòng ô nhiễm cực đại  $a - a$

$\gamma_1$  - hệ số trộn tại cửa thải 1;

$q_1$  - lưu lượng tại cửa thải 1;

$Q$  - lưu lượng chung.



**Hình 6.1. Tác động của nước thải vào sông hồ xả ra qua một số cửa thải**

Chia tất cả các thành phần của phương trình (6.1) cho  $q$ , đặt  $(q_1 + \gamma_1 Q)/q = n$  và giải phương trình theo  $C_1$  ta có:

$$C_1 = C_f + (C_{n1} - C_f)/n_1 \quad (6.2)$$

Bây giờ giả sử giữa cửa thải 1 và mặt cắt  $a - a$  xuất hiện cửa thải 2, cho cân bằng lượng chất trong mặt cắt  $a - a$  đối với trường hợp này:

$$q_2 C_{n2} + \gamma_2 (Q + q_1) C_1 = [q_2 + \gamma_2 (Q + q_1)] C_2 \quad (6.3)$$

trong đó:  $\gamma_2$ - hệ số trộn chỉ phần nào lưu lượng sông hồ bằng  $Q + q_1$  trộn với nước thải của 2 với lượng  $q_2$ ;

$C_2$ - nồng độ chính của chất thải cửa 2.

Để xác định được nồng độ chính, chia tất cả các thành phần của phương trình (6.3) cho  $q_2$  và thay  $[q_2 + \gamma_2 (Q + q_1)]/q_2 = n_2$ , ta được:

$$C_2 = C_1 + (C_{n2} - C_1)/n_2 \quad (6.4)$$

Trong công thức (6.4) khác với biểu thức (6.2),  $C_1$  không phải là nồng độ chính trước cửa thải 2 mà là nồng độ chất ở mặt cắt  $a - a$  được hình thành khi pha loãng nước thải của cửa thải 1. Cuối cùng có thể xác định được nồng

độ cấu tử mà nước sông hồ đến cửa thải 2 và đó là nồng độ chính  $C_{p2}$ , trong trường hợp này với công thức (6.4) cân phải viết:

$$C_2 = C_{t2} + (C_{nt2} - C_{t2})/n'_2 \quad (6.5)$$

Giá trị  $C_{t2} > C_1$  bởi vì khoảng cách từ cửa thải 1 đến cửa thải 2 nhỏ hơn đến mặt cắt  $a-a$  do vậy pha loãng nước thải cửa thải 1 ở mặt cắt cửa thải 2 ( $n'_2$ ) nhỏ hơn ở mặt cắt  $a-a$  ( $n_1$ ). Giá trị  $C'_2$  lớn hơn  $C_2$  với giá trị:

$$C'_2 - C_2 = C_{t2} - C_1 - (C_{t2} - C_1)/n_2 \quad (6.6)$$

Từ công thức (6.6) thấy rằng, thay đổi tiếp nồng độ  $C_{t2}$  sẽ tạo ra bằng pha loãng nước thải của cửa 2 ( $n_2$ ) thực tế không phù hợp với quá trình chảy qua, vì vậy trên đoạn sông giữa cửa thải 2 và mặt cắt  $a-a$  thay đổi nồng độ  $C_1$  phải được xác định bằng các điều kiện pha loãng nước thải cửa thải 1 mà không phải cửa 2. Vì vậy biểu thức (6.4) là cách giải đúng phù hợp với quá trình chảy qua tạo ra nồng độ chất do pha loãng.

Thay giá trị  $C_1$  từ công thức (6.2) vào biểu thức (6.4) ta có:

$$C_2 = C_t + (C_{nt1} - C_t)/n_1 + (C_{nt2} - C_t)/n_2 - (C_{nt1} - C_t)/(n_1 n_2) \quad (6.7)$$

Gia số nồng độ chất trong nước thải cửa 1 và 2 trước cửa 1 được đưa vào phương trình này. Thành phần thứ ba của vế phải phương trình (6.7) nhỏ hơn hai thành phần đầu rất nhiều do mẫu số của nó lớn, vì vậy không có thể giải quyết một cách chính xác được. Kết quả là nhận được biểu thức rất đơn giản:

$$C_2 = C_t + (C_{nt1} - C_t)/n_1 + (C_{nt2} - C_t)/n_2 \quad (6.8)$$

Giá sử giữa mặt cắt  $a-a$  và cửa thải 2 xuất hiện cửa thải 3 có nước thải thải ra với lượng  $q_3$  sẽ được trộn ở mặt cắt  $a-a$  với  $q_3(q_1 + q_2 + Q)$  của nước sông có nồng độ cấu tử  $C_2$ . Bằng cách giải tương tự ta được giá trị nồng độ của các cấu tử này ở dòng ô nhiễm cực đại mặt cắt  $a-a$  cộng lại dưới tác động của tất cả ba dung dịch thải:

$$C_3 = C_2 + (C_{nt3} - C_2)/n_3 \quad (6.9)$$

Thay vào phương trình (6.9) giá trị  $C_2$  từ công thức (6.8) có nghĩa là thuận lợi hơn cả  $(C_{nti} - C_t)/n_i = \Delta C_{nti}/n_i$ :

$$C_3 = C_t + \frac{\Delta C_{nt1}}{n_1} + \frac{\Delta C_{nt2}}{n_2} + \frac{\Delta C_{nt3}}{n_3} - \frac{\Delta C_{nt1}}{n_1 n_3} - \frac{\Delta C_{nt2}}{n_2 n_3}$$

Bỏ hai thành phần cuối cùng của vế phải vì nhỏ, ta được:

$$C_3 = C_f + \frac{\Delta C}{n_1} + \frac{\Delta C}{n_2} + \frac{\Delta C}{n_3}$$

Trường hợp chung tại số cửa thải bất kỳ:

$$C_{\max} = C_f + \sum_i \frac{\Delta C}{n_i} \quad (6.10)$$

### 6.3. DỰ BÁO CHẤT LƯỢNG NƯỚC SÔNG HỒ THEO CÁC CHỈ SỐ KHÁC NHAU KHI XẢ NƯỚC THẢI RA SÔNG HỒ QUA NHIỀU CỬA THẢI

Từ công thức (6.10) thấy rằng, khi xả nước thải ra sông hồ qua một số cửa thải thì nồng độ cấu tử trong nước bằng nồng độ chính của nó trước cửa thải thứ nhất cộng với tổng gia số nồng độ của cấu tử ở điểm tính toán.

Trường hợp chung nhất khi nước thải xả ra do các điểm đặt ở cả hai bờ sông thì sẽ thấy gia số nồng độ ở dòng ô nhiễm cực tiểu tạo ra từ nước thải của các điểm hai bên bờ đối nhau tới gia số nồng độ ở dòng ô nhiễm cực đại tạo ra từ nước thải xả vào sông hồ của từng bờ. Ký hiệu nồng độ các chất và giá trị pha loãng của nước thải một bên bờ bằng chỉ số  $i$  còn bờ bên kia là  $k$ , ta được công thức đối với các chỉ số chất lượng nước khác nhau. Sau đây nhớ rằng ảnh hưởng nồng độ các chất từ nước thải bờ bên kia cần phải được tính đối với các điểm mà khoảng cách từ cửa thải bờ bên kia đến nó là  $l > l_0$ . Nồng độ chất bền vững ở dòng ô nhiễm cực đại sẽ được xác định bằng biểu thức trong nó gia số nồng độ được thay bằng chính nồng độ đó:

$$C_{\max} = C_f + \sum_i \frac{C_i - C_f}{n_i} + \sum_k \frac{C_k - C_f}{n_k} \quad (6.11)$$

Nồng độ chất không bền vững được xác định theo biểu thức:

$$C_{\max} = C_f \cdot 10^{-kt_l} + \sum_i \frac{C_i - C_f}{n_i} 10^{-kt_i} + \sum_k \frac{C_k - C_f}{n_k} 10^{-kt_k} \quad (6.12)$$

Khi tính nồng độ chính cho cửa thải thứ nhất, người ta lấy thời gian nước chảy từ cửa thải thứ nhất đến điểm xem xét, lấy hệ số không bền vững chất để tính toán tác động của động năng dòng chảy. Ngoài ra, vì ở đây xác định nồng độ chỉ của một chất vào nước sông hồ qua các cửa thải khác nhau được coi như là đối với tất cả các cửa thải. BOD ở chỗ tính toán được xác

định theo biểu thức:

$$L_{\max} = L_f \cdot 10^{-k_f t_i} + \sum_i \frac{L_i - L_f \cdot 10^{-(k_f - k_i)t_i}}{n_i} 10^{-k_i t_i} + \\ + \sum_k \frac{L_k - L_f \cdot 10^{-(k_f - k_k)t_k}}{n_k} 10^{-k_k t_k} + L_{p.y.} \quad (6.13)$$

Nếu không có sự khác nhau về hệ số độ không bền vững của chất nền và nước thải và giá trị  $10^{-(k_f - k_{nt})}$  gần tới 1 thì BOD có thể xác định theo công thức:

$$L_{\max} = L_f \cdot 10^{-k_f t_i} + \sum_i \frac{L_i - L_f}{n_i} 10^{-k_i t_i} + \sum_k \frac{L_k - L_f}{n_k} 10^{-k_k t_k} + L_{p.y.}$$

Mức độ tăng nồng độ chất rắn được xác định theo công thức:

$$C_y = \sum_i \frac{C_{nt,i} - C_f}{n_i} + \sum_k \frac{C_{nt,K} - C_f}{n_k}$$

Đối với các sông hồ có nồng độ chất rắn trong nước cao hơn 30 mg/l:

$$\frac{C_y}{C_f} = \frac{1}{C_f} \left( \sum_i \frac{C_{nt,i} - C_f}{n_i} + \sum_k \frac{C_{nt,K} - C_f}{n_k} \right) 100 \leq 5$$

Khi cần thiết đánh giá nồng độ toàn bộ chất rắn dùng biểu thức (5.16). Khi có khả năng kết tủa chất rắn xuống đáy thì kiểm tra được tiến hành theo công thức (5.21), (5.24), (5.26) và (5.27). Nồng độ của nitơ amoni:

$$[NH_4^+]_{(max)} = [NH_4^+]_{(f)} \cdot 10^{-k_{am} t_i} + \sum_i \frac{[NH_4^+]_{(nti)} [NH_4^+]_{(f)}}{n_i} 10^{-k_{am} t_i} + \\ + \sum_k \frac{[NH_4^+]_{(ntk)} - [NH_4^+]_{(f)}}{n_k} 10^{-k_{am} t_k} \quad (6.14)$$

Lượng chính của hợp chất amoni cơ bản được tạo ra bằng tách ra từ cơ thể động thực vật ở trầm tích đáy.

Nếu ở đoạn xem xét quá trình này không lớn thì lượng ion chính của amoni  $[NH_4^+]_{(f)}$  có thể loại trừ khỏi tính toán. Nồng độ nitrit được xác định theo biểu thức mà cơ bản là bằng công thức (5.28):

$$\begin{aligned}
[\text{NO}_2^-]_{(\text{max})} = & \frac{2,56k_{\text{am}}}{k_{\text{am}} - k_{\text{nit}}} \left[ \sum_1^i \frac{[\text{NH}_4^+]_{(i)} - [\text{NH}_4^+]_{(f)}}{n_i} (10^{-k_{\text{nit}} t_i} - 10^{-k_{\text{am}} t_i}) + \right. \\
& + \sum_1^k \frac{[\text{NH}_4^+]_{(k)} - [\text{NH}_4^+]_{(f)}}{n_k} (10^{-k_{\text{nit}} t_k} - 10^{-k_{\text{am}} t_k}) \left. \right] + [\text{NO}_2^-]_{(f)} \cdot 10^{-k_{\text{nit}} t_f} + \\
& + \sum_1^k \frac{[\text{NO}_2^-]_{(k)} - [\text{NO}_2^-]_{(f)}}{n_k} 10^{-k_{\text{nit}} t_k}
\end{aligned} \quad (6.15)$$

Nồng độ nitrat được xác định theo biểu thức mà cơ bản là công thức (5.29):

$$\begin{aligned}
[\text{NO}_3^-]_{(\text{max})} = & 3,44 \left[ \sum_1^i \frac{[\text{NH}_4^+]_{(i)}}{n_i} \left( 1 - \frac{k_{\text{am}}}{k_{\text{am}} - k_{\text{nit}}} 10^{-k_{\text{nit}} t_i} - \frac{k_{\text{nit}}}{k_{\text{am}} - k_{\text{nit}}} 10^{-k_{\text{am}} t_i} \right) + \right. \\
& + \sum_1^k \frac{[\text{NH}_4^+]_{(k)}}{n_k} \left( 1 - \frac{k_{\text{am}}}{k_{\text{am}} - k_{\text{nit}}} 10^{-k_{\text{nit}} t_k} - \frac{k_{\text{nit}}}{k_{\text{am}} - k_{\text{nit}}} 10^{-k_{\text{am}} t_k} \right) \left. \right] + \\
& + [\text{NO}_3^-]_{(f)} + \sum_1^i \frac{[\text{NO}_3^-]_{(i)} - [\text{NO}_3^-]_{(f)}}{n_i} +
\end{aligned} \quad (6.16)$$

Trong biểu thức (6.14), (6.15) và (6.16) có một số lượng hợp chất nitơ chứa trong nước hồ là chất ô nhiễm chính.

Như đã chỉ trong các biểu thức (5.40) và (5.42) nồng độ oxy hòa tan được xác định bằng các mô hình toán học cho mùa hè và mùa đông. Nồng độ oxy hòa tan đối với mùa hè:

$$B_t = \psi (A + B_i + B_k - L_i - L_k - [O_{N,i}] - [O_{N,k}])$$

trong đó:  $A = a (1 - 10^{-k_f t_f})$ ;

$$B_i = \sum_1^i \frac{(n-1)b + b_{ni}}{n_i} 10^{-k_1 t_i};$$

$$B_k = \sum_1^i \frac{(n-1)b + b_{ni}}{n_k} 10^{-k_1 t_k};$$

$$L_i = \sum_1^i \frac{k_{CMi} \left[ \frac{(n-1)L + L_{ni}}{n_i (k_2 - k_{CMi})} \right]}{n_i (k_2 - k_{CMi})} (10^{-k_{CMi} t_i} - 10^{-k_2 t_i});$$

$$L_k = \sum_1^k \frac{k_{CMk} \left[ \frac{(n-1)L + L_{nk}}{n_k (k_2 - k_{CMk})} \right]}{n_k (k_2 - k_{CMk})} (10^{-k_{CMk} t_k} - 10^{-k_2 t_k});$$

$$[O_{N,i}] = \sum_1^i \frac{4,45k_{NH_4} \left[ \frac{(n-1)[NH_4^+]_{(i)} + [NH_4^+]_{(i)}}{n_i (k_2 - k_{NH_4})} \right]}{n_i (k_2 - k_{NH_4})} (10^{-k_{NH_4} t_i} - 10^{-k_2 t_i})$$

$$[O_{N,k}] = \sum_1^k \frac{4,45k_{NH_4} \left[ \frac{(n-1)[NH_4^+]_{(k)} + [NH_4^+]_{(k)}}{n_k (k_2 - k_{NH_4})} \right]}{n_k (k_2 - k_{NH_4})} (10^{-k_{NH_4} t_k} - 10^{-k_2 t_k})$$

Để xác định nồng độ oxy hòa tan, cần thiết phải biết hệ số của phản ứng  $k_2$ , được xác định theo công thức:

$$k_2 = 10,8 \left[ 1 + \sqrt{v/(gH)} \right] \sqrt{g i_d / H} \quad (6.17)$$

trong đó:  $v$  - tốc độ chảy, m/s;

$H$  - chiều sâu trung bình, m;

$i_d$  - độ lệch của đáy.

Trong đa số trường hợp  $k_2$  có thể chọn theo bảng 6.1.

**Bảng 6.1. Giá trị hằng số của phản ứng  $k_2$**

| Đặc tính của sông hồ   | Giá trị $k_2$ khi nhiệt độ nước sông hồ, °C |       |       |      |       |       |
|------------------------|---------------------------------------------|-------|-------|------|-------|-------|
|                        | 5                                           | 10    | 15    | 20   | 25    | 30    |
| Hồ nước động           | -                                           | -     | 0,11  | 0,15 | -     | -     |
| Sông lớn và trung bình | 0,16                                        | 0,17  | 0,185 | 0,2  | 0,215 | 0,236 |
| Chảy chậm, chảy nhanh  | 0,38                                        | 0,425 | 0,46  | 0,5  | 0,54  | 0,585 |
| Sông nhỏ chảy nhanh    | -                                           | 0,648 | 0,74  | 0,8  | 0,865 | 0,935 |

Để dự báo nồng độ oxy hòa tan cần phải biết hằng số tốc độ tiêu hao nó cho quá trình nitro hóa  $k_{NH_4}$ . Nhưng không có hằng số như vậy, vì quá trình nitro hóa hai giai đoạn. Từ công thức oxy tiêu hao cho giai đoạn đầu lớn gấp 3 lần giai đoạn 2, điều đó cho biết  $k_{NH_4} = k_{am}$  trong công thức (6.16) đưa hệ số 3,44 sẽ phản ánh toàn bộ tiêu phí oxy cho oxy hóa ion amoni, sai số trong tính toán không được thay  $k_{NH_4}$  bằng  $k_{am}$ . Mặt khác, từ bảng 5.2 hệ số nitro hóa chuyển từ  $NO_2^-$  thành  $NO_3^-$  hầu như 160 lần cao hơn hệ số giai đoạn oxy hóa ion amoni thành nitrit giai đoạn đầu. Điều đó giải thích rằng không có nồng độ nitrit trong nước hồ, chúng chỉ tạo ra khi oxy hóa đến nitrat. Về vấn đề này 25% lượng oxy tiêu hao trong quá trình nitro hóa sẽ đòi hỏi phải tăng cường tốc độ. Nếu nồng độ của hợp chất amoni rất lớn và yêu cầu oxy để nitro hóa cho giai đoạn 2 có thể thực hiện được bằng cân bằng oxy thì yêu cầu oxy để nitro hóa cần thiết phải tính toán riêng. Trong trường hợp này nhịp độ yêu cầu oxy để oxy hóa nitơ amoni đến nitrit có thể xác định theo biểu thức:

$$[O_{NO_2}] = 2,66[NH_4^+](1 - 10^{-k_{am}t})$$

Nhịp độ yêu cầu oxy cho nitro hóa giai đoạn hai:

$$[O_{NO_3}] = 1,3[NO_2^-](1 - 10^{-k_{nit}t})$$

Nhịp độ chung nitro hóa hợp chất amoni:

$$[O_{NO_3}] = 3,44[NH_4^+](1 - 10^{-k_{am}t})(1 - 10^{-k_{nit}t})$$

Đối với điều kiện mùa đông khi không có phản ứng:

$$B_1 = Y(A + B_1 + B_k - [O_{N,i}] - [O_{N,k}])$$

trong đó:

$$A = \frac{n_i - 1}{n_i} \left[ b_i - L_i (1 - 10^{-k_i t_i}) \right];$$

$$B_i = \sum_i \left[ b_{ni} - L_{ni} (1 - 10^{-k_{ni} t_i}) \right] / n_i;$$

$$B_k = \sum_k \left[ b_{nk} - L_{nk} (1 - 10^{-k_{nk} t_k}) \right] / n_k;$$

$$[O_{N,i}] = \sum_i \frac{3,44}{n_i} (1 - 10^{-k_{NH_4^+} t_i}) \left[ [NH_4^+]_{(i)} - (n_i - 1) [NH_4^+]_{(f)} \right];$$

$$[O_{N,k}] = \sum_k \frac{3,44}{n_k} (1 - 10^{-k_{NH_4^+} t_k}) \left[ [NH_4^+]_{(k)} - (n_k - 1) [NH_4^+]_{(f)} \right].$$

Tất cả các hệ số không bền vững ( $k_i$ ,  $k_{ni}$ ,  $k_{NH_4}$ ) phải tính đến ảnh hưởng của các yếu tố động phụ thuộc vào tốc độ chuyển động và nhiệt độ của nước. Hệ số  $\Psi$  tính toán sự giảm nồng độ oxy hòa tan do yêu cầu của các sinh vật đáy, đối với điều kiện mùa hè bằng 0,8 - 0,9. Đối với điều kiện mùa đông do giảm tốc độ yêu cầu oxy lấy  $\Psi = 0,95$ .

Độ pH của nước sông hồ sau đây chấp nhận:

- Khi xả axit vào:

$$pH = K_1 + \lg \frac{f_{HCO_3} [HCO_3^-] - \sum_i C_{Ki} / n_i - \sum_k C_{Kk} / n_k}{[CO_2^{tự do}] + \sum_i C_{Ki} / n_i + \sum_k C_{Kk} / n_k} \quad (6.18)$$

Khi xả kiềm vào:

$$pH = K_1 + \lg \frac{f_{HCO_3} [HCO_3^-] - 0,273 \left( \sum_i C_{oi} / n_i + \sum_k C_{ok} / n_k \right)}{[CO_2^{tự do}] + \sum_i C_{oi} / n_i + \sum_k C_{ok} / n_k} \quad (6.19)$$

Khi đồng thời xả vào hồ nước thải cả axit và kiềm, tốt nhất là sử dụng công thức kết hợp  $pH = K_1 + \lg A - \lg B$ , trong đó:



$$A = f_{\text{HCO}_3} \left[ \text{HCO}_3^- \right] - \sum_i \left[ \frac{C_{\text{Ki}}}{n_i} \right] - \sum_k \left[ \frac{C_{\text{Kk}}}{n_k} \right] -$$

$$0,273 \left( \sum_i C_{\text{oi}} / n_i + \sum_k C_{\text{ok}} / n_k \right)$$

$$B = \left[ \text{CO}_2^{\text{tudo}} \right] + \sum_i \left[ \frac{C_{\text{Ki}}}{n_i} \right] + \sum_k \left[ \frac{C_{\text{Kk}}}{n_k} \right] - \sum_i C_{\text{oi}} / n_i - \sum_k C_{\text{ok}} / n_k$$

Nồng độ chất bền vững để tính toán hấp thụ:

$$C_{\text{max}} = C_f \cdot 10^{-k_{\text{ht}} t_1} + \sum_i \frac{C_{\text{nti}} - C_f}{n_i} 10^{-k_{\text{ht}} t_i} + \sum_k \frac{C_{\text{ntk}} - C_f}{n_k} 10^{-k_{\text{ht}} t_k} \quad (6.20)$$

Nồng độ chất không bền vững để tính toán hấp thụ:

$$C_{\text{maxht}} = C_f \cdot 10^{-(k + k_{\text{ht}}) t_1} + \sum_i \frac{C_{\text{nti}} - C_f}{n_i} 10^{-(k + k_{\text{ht}}) t_i} + \sum_k \frac{C_{\text{ntk}} - C_f}{n_k} 10^{-(k + k_{\text{ht}}) t_k} \quad (6.21)$$

Theo biểu thức (6.20) và (6.21), xác định nồng độ chất chỉ phụ thuộc về pha lỏng mà các hạt chất rắn tách ra được với chất hấp thụ.

Nếu các hạt hấp thụ còn có ở trong nước thì nồng độ chất sẽ phân bố lại giữa pha lỏng và pha rắn, phải được xác định cùng với việc tính toán của công thức (5.58) và (5.64). BOD để tính hấp thụ trên cơ sở biểu thức (5.67):

$$L_{\text{maxht}} = L_f \cdot 10^{-k_1 t_1} + \sum_i \frac{L_{\text{nti}} - L_f \cdot 10^{-(k_1 - k_i) t_i}}{n_i} 10^{-(k_i + k_{\text{ht}}) t_i} +$$

$$+ \sum_k \frac{L_{\text{ntk}} - L_f \cdot 10^{-(k_1 - k_k) t_k}}{n_k} 10^{-(k_k + k_{\text{ht}}) t_k} + L_{\text{py}} \cdot 10^{-k_{\text{ht}} t_{\text{py}}}$$

Các tính toán theo BOD để tính hấp thụ khó khăn nên chỉ tiến hành ở những trường hợp đặc biệt nhất, thông thường do hấp thụ nên BOD của nước giảm xuống 10 đến 15%. Khi trong nước tạo ra các sản phẩm trung gian và sản phẩm cuối cùng thì dự báo nồng độ của nó sau đây sẽ thực hiện bằng mô hình toán học và theo các công thức (5.46) - (5.48).

Trong trường hợp này, để có được một công thức chung cho số của thải bất kỳ sẽ rất phức tạp, có chăng thì biểu thức cũng rất cồng kềnh nên rất

hạn chế. Chúng ta cần phải nghiên cứu chất nào trong mỗi loại dung dịch thải có thể tạo ra các sản phẩm trung gian và biết được tất cả các hệ số cần thiết độ không bền vững, phải tính nồng độ sản phẩm chuyển hóa theo thời gian bằng thời gian mới chảy từ cửa thải đến điểm tính toán. Những nồng độ của sản phẩm trung gian và sản phẩm cuối cùng được chuyển hóa như vậy  $C_{pp}$  tại điểm tính toán chưa được pha loãng. Như vậy cần phải thiết lập nồng độ nào của sản phẩm này chuyển hóa trong điểm tính toán có kể đến pha loãng và ảnh hưởng của nồng độ chính, nếu sản phẩm đó có trong nước sông hồ cao hơn ở cửa thải thứ nhất. Trong đó không cần thiết phải tính toán sự thay đổi nồng độ của sản phẩm trung gian khi bị phân hủy, vì thế chính nồng độ  $c_{pp}$  của sản phẩm trung gian có trong dung dịch thải, được xác định theo thời gian có tính đến quá trình phân hủy. Cần thiết phải tính toán sự phân hủy của sản phẩm có trong nước sông hồ gây ra ô nhiễm chính, bởi vì trong thời gian chảy từ cửa thải thứ nhất đến điểm kiểm tra sản phẩm này sẽ không tránh khỏi có sự chuyển hóa về hóa sinh.

Chúng ta hãy xem xét sự tham gia của sản phẩm trung gian qua hai cửa thải bố trí tại cùng một bờ nhưng khoảng cách khác nhau, như vậy thời gian đưa nước thải từ mỗi cửa thải đến điểm tính toán và sự pha loãng nước thải tại chỗ đó sẽ khác nhau. Nếu ký hiệu nồng độ của sản phẩm trung gian ở cửa thải thứ nhất là  $C_{pp1}$  và ở cửa thải thứ hai là  $C_{pp2}$  thì các nồng độ này được thiết lập bằng việc tính toán sự chuyển hóa các chất trong đó nồng độ của sản phẩm theo thời gian  $t_1$  đối với cửa thải thứ nhất và  $t_2$  đối với cửa thải thứ hai. Nồng độ chung của sản phẩm ở vị trí tính toán là:

$$C_c = (C_{pp1} - C_r \cdot 10^{-k_p \cdot p \cdot t_1}) / n_1 + (C_{pp2} - C_r \cdot 10^{-k_p \cdot p \cdot t_2}) / n_2 + C_{p.p.r} \cdot 10^{-k_p \cdot p \cdot t_1}$$

Biến đổi công thức này:

$$C_c = C_{pp1}/n_1 + C_{pp2}/n_2 + C_{p.p.r} (10^{-k_p \cdot p \cdot t_1} - 10^{-k_p \cdot p \cdot t_2}) / n_1 - 10^{-k_p \cdot p \cdot t_2} / n_2)$$

Bây giờ có thể viết biểu thức chung để đánh giá nồng độ của sản phẩm trung gian khi đưa vào sông hồ nước thải qua số cửa thải bất kỳ  $i'$  và  $k'$ :

$$C_{pp.c} = \sum_{i'} \frac{C_{p.p.i'}}{n_{i'}} + \sum_{k'} \frac{C_{p.p.k'}}{n_{k'}} + C_{p.p.r} \left( 10^{-k_p \cdot p \cdot t_1} - \sum_{i'} \frac{10^{-k_p \cdot p \cdot t_{i'}}}{n_{i'}} - \sum_{k'} \frac{10^{-k_p \cdot p \cdot t_{k'}}}{n_{k'}} \right)$$

Để đánh giá việc tăng nhiệt độ của nước dùng biểu thức sau:

$$T_y = \sum_i \frac{T_{oi} - T_f}{n_i} + \sum_k \frac{T_{mk} - T_f}{n_k}$$

#### 6.4. ẢNH HƯỞNG CỦA CÁC DÒNG CHẢY MẶT VÀ DÒNG CHẢY NGẦM TỚI CHẤT LƯỢNG NƯỚC SÔNG HỒ

Thời gian gần đây có nhiều số liệu nghiên cứu liên quan đến giá trị dòng nước mặt gây ô nhiễm cho các sông hồ nên xuất hiện vấn đề bảo vệ nước sông hồ khỏi bị ô nhiễm của các loại nước này. Với dòng nước mặt thì thau rửa các sản phẩm dầu và chất rắn được thau rửa khỏi khu vực thành phố, song trong lĩnh vực sản xuất nông nghiệp còn có các loại phân bón, thuốc bảo vệ thực vật và các hóa chất khác được hòa tan vào sông hồ cùng với nước mưa làm cho ô nhiễm nước sông hồ ngày càng tăng lên.

Bảo vệ nước sông hồ khỏi ô nhiễm nước thải là vấn đề rất khó và phải được giải quyết ở phạm vi rộng lớn bằng các biện pháp kỹ thuật hạn chế, điều đó đặt ra cho các chuyên gia phải nghiên cứu sản xuất các loại phân bón mới ở dạng hòa tan. Khi bón vào đất sao cho nó không những không bị rửa trôi mà còn không bị sôi lở đất, tạo ra các hóa chất phá vỡ các vi sinh vật trong đất, tạo ra các hệ thống tiêu nước hữu cơ để thoát nước và xả nước để tái sử dụng, đưa nước đến những bể chứa khác nơi nước không bị ô nhiễm độc hại, hướng tới khử muối trước khi tái sử dụng và các cách giải quyết kỹ thuật bằng hữu cơ khác.

Thực hiện các biện pháp để bảo vệ nước sông hồ khỏi bị ô nhiễm rất khó khăn, đòi hỏi phải có thời gian và đầu tư rất lớn về tài chính và lao động. Vì vậy hiện nay có tính khả thi là đánh giá ảnh hưởng của dòng nước và nước ngầm tới chất lượng nước sông hồ. Về vấn đề này cần phải thực hiện trước hết là biện pháp bảo vệ nguồn nước. Để giải quyết nhiệm vụ này có thể sử dụng các công thức đã cho ở phần trên.

Theo các số liệu về chế độ dòng nước mặt đánh giá lưu lượng của nước (vận chuyển bằng các kênh, mương, sông, suối...) đưa vào sông hồ tính toán. Việc tính toán tiếp theo được thực hiện theo các công thức (6.11) - (6.13) và các công thức khác. Như vậy chính là đánh giá ảnh hưởng của dòng nước mặt hay dòng thoát nước tới sông hồ, nếu nó tham gia vào không phải bằng cách thu gom nào đó mà bằng các đường thoát hoặc ngầm qua đáy lên. Trong trường hợp này để áp dụng biện pháp như đã phân tích thì lưu

lượng nước mặt hoặc nước ngầm tham gia vào phải thay đổi, nghĩa là thay bằng một lưu lượng tổng hợp của các điểm trên đoạn nghiên cứu.

Về vấn đề này cần phải phân chia chiều dài của đoạn  $L_b$  ở đó dòng nước mặt hoặc nước ngầm  $Q_{m.ng}$  tham gia vào sông hồ với lưu lượng trên đơn vị chiều dài của đường bờ  $q_y$  ra các đoạn riêng biệt có chiều dài  $L_{db}$ :

$$q_y = Q_{m.ng} / \ell_{db} \quad (6.22)$$

Khi đó lưu lượng của đoạn đường bờ sẽ là:

$$q_{db} = q_y \ell_{db} \quad (6.23)$$

Lưu lượng đoạn bờ  $q_{db}$  này có quan hệ tới điểm cắt nào đó, ví dụ điểm giữa chẳng hạn.

Nước ngầm có thể được thoát không phải qua đường cắt ngang mà qua một số nhánh có độ rộng  $b_J$ . Trường hợp này được coi là tương đương với việc xả nước thải vào hồ qua cửa thải phân tán có chiều dài bằng  $b_J$ , trong trường hợp đã cho phải tính cả sự pha loãng ban đầu  $n_{bd}$  và nồng độ ban đầu của chất ô nhiễm  $C_{bd}$  theo các công thức đối với cửa thải phân tán.

Các dòng bề mặt và ngầm có thể chảy vào sông từ cả hai bờ. Trong đó có thể diện tích xả nước khác nhau ở các bờ  $\Omega_{m.ng}$  cho lưu lượng nước khác nhau  $Q_{cm.ng}$  và như vậy có lưu lượng nước khác nhau trên một đơn vị chiều dài của đường bờ. Các giá trị  $C_{ni}$  và  $C_{nk}$  có thể khác nhau. Thay vào các công thức (6.22) và (6.23) những số liệu ban đầu tương ứng có thể có được giá trị cần thiết để tính toán.

Trong trường hợp chung với chiều dài đường bờ tương đối lớn, có thể thay đổi giá trị diện tích xả nước, lượng nước thu gom  $Q_{m.ng}$  và lưu lượng riêng  $q_y$ , gặp những trường hợp như vậy thì phân chia tất cả diện tích xả nước và chiều dài đường bờ ra thành nhiều đoạn với các điều kiện bằng nhau. Tốt nhất là phân chia ra các đoạn để có được các giá trị  $q_{db}$  gần nhau nhằm giảm bớt một số tính toán, bởi vì các giá trị trung gian dùng để tính toán như hệ số khuếch tán  $D$ , hệ số tính đến điều kiện thủy lực trong sông hồ  $\alpha$  và một số tính toán khác có thể là giá trị giống nhau chỉ xác định một lần.

Đối với những con sông không lớn, ở đó có tính đến việc tham gia của nước ô nhiễm qua đường bờ có tính nhất thời, lưu lượng nước theo chiều dài của sông sẽ là đại lượng thay đổi. Vì vậy khi dự báo ảnh hưởng của dòng nước bề mặt hoặc dòng nước thoát vào làm ảnh hưởng tới chất lượng nước

sông thì lưu lượng nước sông lúc này sẽ thay đổi. Trường hợp này cần bổ sung tất cả lưu lượng của các dòng bề mặt hoặc dòng nước ngầm vào giá trị ban đầu của sông.

Thực tế các đoạn hoặc các điểm cắt chia đường bờ càng nhỏ thì việc tính toán càng chính xác. Vì vậy số đoạn cắt đường bờ phải theo các yêu cầu nhằm đạt được mức chính xác của dự báo.

## 6.5. THAI GIỚI HẠN CHO PHÉP CÁC CHẤT Ô NHIỄM

Theo quy định, việc xả nước thải vào sông hồ chỉ được phép nếu tại điểm kiểm tra chất lượng nước phù hợp với tiêu chuẩn quy định. Thật vậy, việc xem xét các yêu cầu này phải được kiểm tra thường xuyên. Nhưng việc kiểm tra này sẽ gặp khó khăn bởi vì phải mất một lượng chất kiểm tra rất lớn khi chất có trong nước cần kiểm tra chỉ với nồng độ rất nhỏ. Thậm chí việc kiểm tra chỉ tiêu với BOD ở mức 3 mg/l cũng sẽ gặp những khó khăn nhất định liên quan đến những yêu cầu oxy để nitro hóa không được tham gia vào BOD. Theo công thức (5.1) với  $C_{nt}$  ta thấy, trong dòng ô nhiễm cực đại của mặt cắt nghiên cứu ở chỗ pha loãng dung dịch thải bằng  $n$  lần thì nồng độ của chất bằng tiêu chuẩn, nghĩa là  $C_{max} = C_{lc}$  ta sẽ được:

$$C_{nt} = n(C_{lc} - C_f) + C_f \quad (6.24)$$

ở vế phải thêm vào  $(n-1)$  và tính toán theo  $C_{lc}$  khi đó ta được:

$$C_{nt} = (n - 1)(C_{lc} - C_f) + C_f \quad (6.25)$$

Khi  $C_{lc} > C_f$  và thực hiện việc pha loãng thì giá trị  $C_{nt}$  có thể tương đối lớn nên dễ xác định hơn  $C_{lc}$ . Từ công thức (6.25) thấy rằng, khi  $C_{lc} = C_f$  nồng độ chất ô nhiễm trong dung dịch thải khi pha loãng bất kỳ trong hồ không thể cao quá  $C_{lc}$ . Nghĩa là khi thực hiện các phương pháp dự báo thì phải xem xét từng loại nước thải vào sông hồ. Tất cả các công thức trong phần này chính là tính toán tác động tổ hợp chất lượng nước sông hồ của tất cả nước thải vào sông hồ và biểu thức (6.25) tính bằng giá trị  $C_f$ . Nếu  $C_f$  bằng tiêu chuẩn cũng sẽ làm thay đổi chất lượng của nước sông hồ do thải vào sông hồ một lượng nước thải từ các cửa thải. Do vậy tại điểm tính toán có thể chỉ thải nước thải đã làm sạch đến  $C_{lc}$  như vậy thì phức tạp và tốn kém điều đó không có được.

Nếu nồng độ chính lớn hơn nồng độ tiêu chuẩn, từ công thức (6.25) nước thải của điểm xem xét phải được thải ra với nồng độ  $C_{nt}$  nhỏ hơn tiêu

chuẩn. Giá trị  $C_f$  có thể lớn hơn  $C_{lc}$  chỉ trong trường hợp nơi sử dụng nước bố trí cao hơn để nước thải ra không cần phải có yêu cầu tiêu chuẩn bảo vệ độ sạch của nước sông hồ.

Trong trường hợp này ô nhiễm nước sông hồ không phải do người sử dụng nước, vì vậy phải tìm biện pháp ngăn ngừa nhưng mục tiêu tính toán có thể chỉ bắt buộc nước thải thải ra đến  $C_{lc}$  và chỉ trong trường hợp khi nó thải ra chính các chất như vậy. Nếu vì điều kiện công nghệ không cho phép thải ra như vậy thì phải tính toán theo công thức (6.24) với điều kiện  $C_{nt} = C_f$ . Nhưng trong nước thải ra nồng độ các chất bằng nồng độ cho phép không có nghĩa là người dùng nước không vi phạm đến quy định cho phép thải nước thải ra hồ. Lưu lượng nước thải có chiều hướng tăng lên theo quy mô sản xuất. Vì vậy dùng giá trị kiểm tra có tác dụng là sự tác động của điểm tính toán tới hồ tương ứng với quy định phải là đặc tính không biến đổi khi thay đổi lưu lượng nước thải và nồng độ chất ô nhiễm trong nó.

Quy định bảo vệ nước mặt khỏi bị ô nhiễm do nước thải sẽ hạn chế việc thải các chất ô nhiễm theo lượng chất trong một đơn vị thời gian (giây, giờ, ngày đêm), gần đây người ta nói tới việc thải ra trong giới hạn cho phép hoặc giảm việc thải ra đến giới hạn cho phép. Để phù hợp với việc hạn chế thải ra giới hạn cho phép phải tính toán lượng chất:

$$P_{y,j} = q_j C_{y,j} \quad (6.26)$$

trong đó:  $q_j$  - lưu lượng nước thải thải vào sông hồ qua cửa thải;

$C_{y,j}$  - nồng độ chất "y" cho phép trong nước thải trong điều kiện đã cho để đảm bảo tiêu chuẩn chất lượng nước.

Từ công thức (6.26) ta thấy, khi tăng lưu lượng nước thải lên thì phải giảm nồng độ chất gây ô nhiễm xuống. Thải giới hạn cho phép được thiết lập theo từng chất tiêu chuẩn cho phép đối với nước thải thải vào sông hồ theo từng cửa thải. Nếu điểm kiểm tra tác động của nước thải chỉ của một cửa thải thì sau khi thiết lập giá trị pha loãng  $n$  lần cho phép thải thì nồng độ chất ô nhiễm có thể xác định theo công thức (6.24) hoặc (6.25) và thay các giá trị của nó vào biểu thức (6.26). Nhưng nếu điểm kiểm tra tác động của nước thải thải ra qua một số cửa thải thì không áp dụng biểu thức (6.24) và (6.25). Khi đó cần đánh giá chất lượng nước theo công thức:

$$C_{ly} + (C_{ny,1} - C_{ly})/n_1 + (C_{ny,2} - C_{ly})/n_2 + \dots + (C_{ny,j} - C_{ly})/n_j \leq C_{lc,y} \quad (6.27)$$

trong đó:  $j$  - số của bất kỳ bố trí trên một bờ này hay bờ khác của sông (nghĩa là ở đây tất cả cửa thải được tính toán dưới tác động của nước thải đều phải có điểm kiểm tra).

Nếu điều kiện (6.27) không được đảm bảo thì các giá trị  $C_{nt,y,j}$  đưa vào công thức (6.26). Nếu thấy rằng trong cách tính toán theo điều kiện (6.27) không thực hiện được thì phải xem xét lại điều kiện của nó.

Ở đây có thể giảm nồng độ chất ở các nước thải ở mức độ lớn nhất làm ảnh hưởng tới việc không thực hiện được điều kiện (6.27) hoặc ở nước thải của tất cả các cửa thải.

Tăng cường sự pha loãng nước thải thông qua các cửa thải phân tán là một cách đảm bảo điều kiện (6.27). Nếu khả năng pha loãng không đảm bảo được thì cách duy nhất là giảm  $C_{nt,y}$ , nghĩa là tăng mức độ làm sạch nước thải. Người ta cũng đưa ra vấn đề đánh giá thải giới hạn cho phép từ khả năng của hồ, sự phân bố thải giới hạn cho phép tỷ lệ với lưu lượng nước thải. Với cách tính như vậy thì thải giới hạn cho phép sẽ là:

$$P_{y,j} = q_j Q C_{tc,y} \sum_{j=1}^{i+k} q_j \quad (6.28)$$

Cũng cần khẳng định rằng, thải giới hạn thải cho phép thiết lập theo công thức (6.28) có thể chỉ đối với các sông rất nhỏ có điểm kiểm tra hoặc điểm tính toán nằm ở sau điểm pha trộn. Đối với các sông mà điểm kiểm tra hoặc điểm tính toán đặt trước điểm pha trộn thì công thức (6.28) không sử dụng và chỉ cần sử dụng điều kiện (6.27).

Vì vậy trong trường hợp này nước thải của mỗi cửa thải lấy điểm tính toán với độ pha loãng  $n_j$ . Khi tính toán tất cả nước thải phải làm sạch chất y đến nồng độ  $C_{nt,y}$  như nhau là nhược điểm của công thức (6.28). Trong khi ở một điểm theo điều kiện địa phương có thể đạt được một cách dễ dàng, chi phí không lớn mà làm sạch nước thải tốt hơn, thì ở điểm khác việc đảm bảo nồng độ cần thiết lại gặp phải những khó khăn và chi phí lớn. Vì vậy dùng biểu thức (6.28) trong trường hợp cho phép chỉ dùng gần đúng. Kết quả thu được phân tích tính tối ưu của phương án này theo quan điểm kinh tế kỹ thuật khi cần đưa vào tính toán phải hiệu chỉnh cho phù hợp.

Nếu thải giới hạn cho phép được thiết lập đối với các chất không bền vững hoặc đối với BOD thì công thức (6.27) và (6.28) cần phải tính đến yếu tố không bền vững theo các biểu thức (6.12), (6.13)...

Việc chọn đúng giá trị  $C_{lc}$  có ý nghĩa rất lớn. Đối với các chỉ tiêu chất lượng nước không đưa vào nhóm độc hại thì  $C_{lc}$  bằng nồng độ giới hạn cho phép.

Nếu chất  $y$  có dấu hiệu độc hại thì  $C_{lc}$  chỉ là phần nồng độ giới hạn cho phép của chất đó, vì vậy sẽ tính toán trong nước hồ không phải chỉ có một chất mà là các chất khác nhau nhưng có chung một dấu hiệu độc hại. Một trong những chất này có thể loại ra khỏi nước thải một cách dễ dàng với chi phí xây dựng và khai thác các thiết bị làm sạch thấp, còn các chất khác đòi hỏi trang thiết bị phức tạp đắt tiền hơn. Nếu lấy giá trị tiêu chuẩn nồng độ giới hạn cho phép cao thì khó loại được các chất ra khỏi nước, còn nếu lấy giá trị tiêu chuẩn nồng độ thấp gần với nồng độ ô nhiễm thì dễ loại các chất và chi phí ít hơn.

Thải giới hạn cho phép đối với axit có thể được thiết lập trên cơ sở biểu thức (6.18). Khi thải vào sông hồ nước thải axit sẽ cho phép giảm pH của nước ở điểm kiểm tra đến 6,5. Thay  $pH = 6,5$  vào biểu thức (6.18) và giải nó với lượng axit tương ứng mà có thể thải vào sông hồ ta được:

$$\sum_{j=1}^{i+k} \frac{C_{Ky,j}}{n_j} = \frac{f_{HCO_3} \left[ HCO_3^- \right] - \left[ CO_2^{tự\ do} \right] 10^{6,5-pH_i}}{1 + 10^{6,5-pK_1}} \quad (6.29)$$

Từ biểu thức (6.29) nồng độ axit được thiết lập và thay vào công thức (6.26) để được thải giới hạn cho phép theo axit. Khi tiêu chuẩn hóa chất cặn axit phải kiểm tra theo biểu thức (6.27). Khi xí nghiệp thải ra nhiều loại axit khác nhau thì có thể thiết lập thải giới hạn cho phép tổng cho tất cả các axit khi tính nồng độ của nó bằng g-mol/l. Nếu có loại axit nào đó yêu cầu khắt khe hơn thì chất cặn axit cho phép nhỏ hơn, còn đối với các axit khác có thể có lượng lớn hơn thì thải giới hạn cho phép của các axit này có thể tăng lên tương ứng, nhưng phải trong giới hạn thải cho phép với tổng tất cả axit.

Trường hợp thay đổi pH axit thải vào sông hồ cho phép không phải 6,5 mà bằng giá trị khác, thì chỉ số mũ thập phân trong công thức (6.29) là 6,5 phải thay bằng giá trị khác.

Thải giới hạn cho phép đối với kiềm có thể được thiết lập trên cơ sở biểu thức (6.19). Bởi vì khi thải vào sông hồ nước thải kiềm, pH của nước sông hồ có thể tăng tới 8,5, thay vào biểu thức (6.19)  $pH = 8,5$  và giải với lượng kiềm tương ứng ta được:



$$\sum_{j=1}^{i+k} \left[ \frac{C_{oy,j}}{n_j} \right] = \frac{f_{HCO_3} \left[ HCO_3^- \right] - \left[ CO_2 \text{ tự do} \right] 10^{8,5-pK_1}}{0,273 - 10^{8,5-pK_1}} \quad (6.30)$$

Nồng độ kiềm tính toán theo công thức (6.30) và đưa vào biểu thức (6.26) để được thải giới hạn cho phép. Nếu cation của kiềm phù hợp với tiêu chuẩn thì độ cho phép thải được kiểm tra theo công thức (6.27) và sẽ nhận được giá trị chính xác hơn. Khi xí nghiệp xả vào hồ một số kiềm có thể tăng việc xả về giới hạn cho phép nên yêu cầu kiểm chặt chẽ hơn đối với cation kiềm. Nồng độ chất rắn và nhiệt độ nước thải để thiết lập thải giới hạn cho phép theo các chỉ số cũng được xác định từ điều kiện (6.27).

Giả sử dựa vào các tính toán theo công thức (6.27) thiết lập được rằng, đối với điểm đã cho có thể tách  $0,2 C_{tc}$  theo các chất rắn, trong đó nước thải thải vào sông hồ tiêu chuẩn loại I với:  $C_{tc} = 0,25 \text{ mg/l}$  ta sẽ được:  $C_{nt} - C_f = 0,2 \times 0,25$ , từ đây  $C_{nt} = C_f + 0,05 \text{ mg/l}$ .

Khi đánh giá nồng độ chất ô nhiễm trong nước thải xả ra theo công thức (6.27) phải nghiên cứu các nồng độ của chất "y" nào đó tham gia vào sông hồ với nước thải khác nhau. Để thỏa mãn điều kiện này phải xem xét vấn đề thải các chất khác nhau có trong nước thải khác nhau nhưng là một chất độc hại. Trong trường hợp này khả năng tìm được cách giải tối ưu về chi phí bảo vệ sức khỏe rất là lớn.

Ở các điều kiện này cần giải quyết bài toán tối ưu trên cơ sở kinh nghiệm tổ chức các dự án và sự hợp tác trong nghiên cứu. Đảm bảo tiêu chuẩn chất lượng nước sông hồ khi xả ra trong nó có số lớn các chất độc hại đòi hỏi phải có một hệ thống làm sạch đất liền. Trong trường hợp này chất lượng nước sông hồ ở điểm kiểm tra đối với chất độc hại sẽ đặc trưng bằng tỷ số  $\sum C_i / C_{ghcpi} = D_s$  (ở đây  $D_s$  - số liều lượng tổ hợp chất của một chất độc hại;  $C_{ghcpi}$  - nồng độ giới hạn cho phép của chất độc hại  $i$ ). Để đạt được các số liệu yêu cầu thì bài toán có thể giải quyết như sau. Đầu tiên lấy dự toán đầu tư cơ bản cho hệ thống làm sạch nước thải tại tất cả các điểm của khu vực  $\sum k$  đảm bảo cho trạng thái vệ sinh sông hồ bình thường nghĩa là  $D_s = 1$ . Sau đó xây dựng hệ thống làm sạch đơn giản và rẻ tiền nhưng không đảm bảo được điều kiện  $D_s = 1$ .

## CHƯƠNG 7

# CÁC BIỆN PHÁP KỸ THUẬT QUẢN LÝ CHẤT LƯỢNG NƯỚC SÔNG HỒ

### 7.1. KIỂM SOÁT Ô NHIỄM NƯỚC

#### 7.1.1. Điều kiện vệ sinh khi xả nước thải vào nguồn

Nước mặt trong trạng thái tự nhiên rất đa dạng về thành phần hoá học, về sự phân bố các chất hữu cơ, chất vô cơ và vi sinh vật. Đặc điểm này cùng với các yếu tố khí hậu thuỷ văn tạo nên sự hình thành hệ thống thuỷ sinh vật đặc trưng cho các vùng sinh thái. Dưới tác động của con người, thành phần và tính chất của nước thiên nhiên có thể bị thay đổi, dẫn đến sự mất cân bằng của hệ sinh thái.

Để đảm bảo chất lượng nước theo yêu cầu sử dụng, người ta chia nguồn nước theo hai nhóm sử dụng chính:

- Nguồn nước loại A phục vụ cho mục đích làm nguồn cung cấp nước ăn uống và sinh hoạt;
- Nguồn nước loại B phục vụ cho các mục đích sản xuất, vui chơi giải trí...

Nguồn nước phải đảm bảo các yêu cầu sử dụng. Sau khi tiếp nhận nước thải tại một điểm nhất định nào đó, chất lượng nước phải đáp ứng yêu cầu tiêu chuẩn sử dụng. Điểm này thường ở phía trước điểm lấy nước sử dụng với một khoảng cách an toàn (thường gọi là khoảng cách ly vệ sinh). Điểm này được gọi là điểm kiểm tra chất lượng nước nguồn.

**Bảng 7.1. Tiêu chuẩn chất lượng nước sử dụng**

| Loại nguồn                                             | Tiêu chuẩn chất lượng nước sử dụng |
|--------------------------------------------------------|------------------------------------|
| <b>Tiêu chuẩn nguồn cấp nước đô thị và công nghiệp</b> |                                    |
| Cấp nước sinh hoạt                                     | A                                  |
| Cấp nước sản xuất                                      | B                                  |
| <b>Tiêu chuẩn nguồn cấp nước cho nông nghiệp</b>       |                                    |
| Cấp nước dân cư                                        | A                                  |
| Nuôi trồng thủy sản                                    | B                                  |
| Nước cho tưới tiêu                                     | B                                  |
| <b>Nguồn cấp nước cho các mục đích khác</b>            |                                    |
| Vui chơi giải trí dưới nước                            | A                                  |
| Giao thông đường thủy                                  | A                                  |
| Nước thải tại trạm xử lý nước thải tập trung           | C                                  |

Nồng độ giới hạn cho phép của các chất ô nhiễm trong nước thải trước khi xả ra nguồn phải đáp ứng hai điều kiện sau đây:

- Nước thải sau khi pha loãng, xáo trộn và làm sạch trong nguồn nước, tính đến điểm kiểm tra không được làm cho nước nguồn có nồng độ chất ô nhiễm vượt giá trị quy định đối với chất lượng nước nguồn theo mục đích sử dụng (quy định trong các TCVN 5942-1995 đối với nước mặt, TCVN 5943-1995 đối với nước biển ven bờ, TCVN 6774:2000 đối với nước mặt nuôi trồng thủy sản và TCVN 6773:2000 đối với nước tưới nông nghiệp);

- Nước thải sau khi xả vào nguồn không được làm ô nhiễm thủy vực hạ lưu miệng xả (quy định trong: TCVN 5945-1995 - Tiêu chuẩn xả đối với nước thải công nghiệp, TCVN 6772:2000 - Tiêu chuẩn xả đối với nước thải sinh hoạt; TCVN 6980:2001- Tiêu chuẩn nước thải công nghiệp thải vào vực nước sông dùng cho mục đích cấp nước sinh hoạt; TCVN 6981:2001- Tiêu chuẩn nước thải công nghiệp thải vào vực nước hồ dùng cho mục đích cấp nước sinh hoạt; TCVN 6982:2001- tiêu chuẩn nước thải công nghiệp thải vào vực nước sông dùng cho mục đích thể thao và giải trí dưới nước; TCVN 6983:2001- Tiêu chuẩn nước thải công nghiệp thải vào vực nước hồ dùng cho mục đích thể thao và giải trí dưới nước, TCVN 6984:2001- Tiêu chuẩn nước thải công nghiệp thải vào vực nước sông dùng cho mục đích

bảo vệ thủy sinh; TCVN 6985:2001- Tiêu chuẩn nước thải công nghiệp thải vào vực nước hồ dùng cho mục đích bảo vệ thủy sinh; TCVN 6986:2001- Tiêu chuẩn nước thải công nghiệp thải vào vực nước biển ven bờ dùng cho mục đích bảo vệ thủy sinh; TCVN 6987:2001 - Tiêu chuẩn nước thải công nghiệp thải vào vực nước biển ven bờ dùng cho mục đích thể thao và giải trí dưới nước và TCXD 188:1996 - Tiêu chuẩn xả đối với nước thải đô thị).

Trạng thái vệ sinh nguồn nước được đảm bảo khi một hoặc một nhóm các chất ô nhiễm có nồng độ thỏa mãn yêu cầu sau đây:

$$\sum_{i=1}^m \frac{C_i}{C_{i, \text{cp}}} \leq 1 \quad (7.1)$$

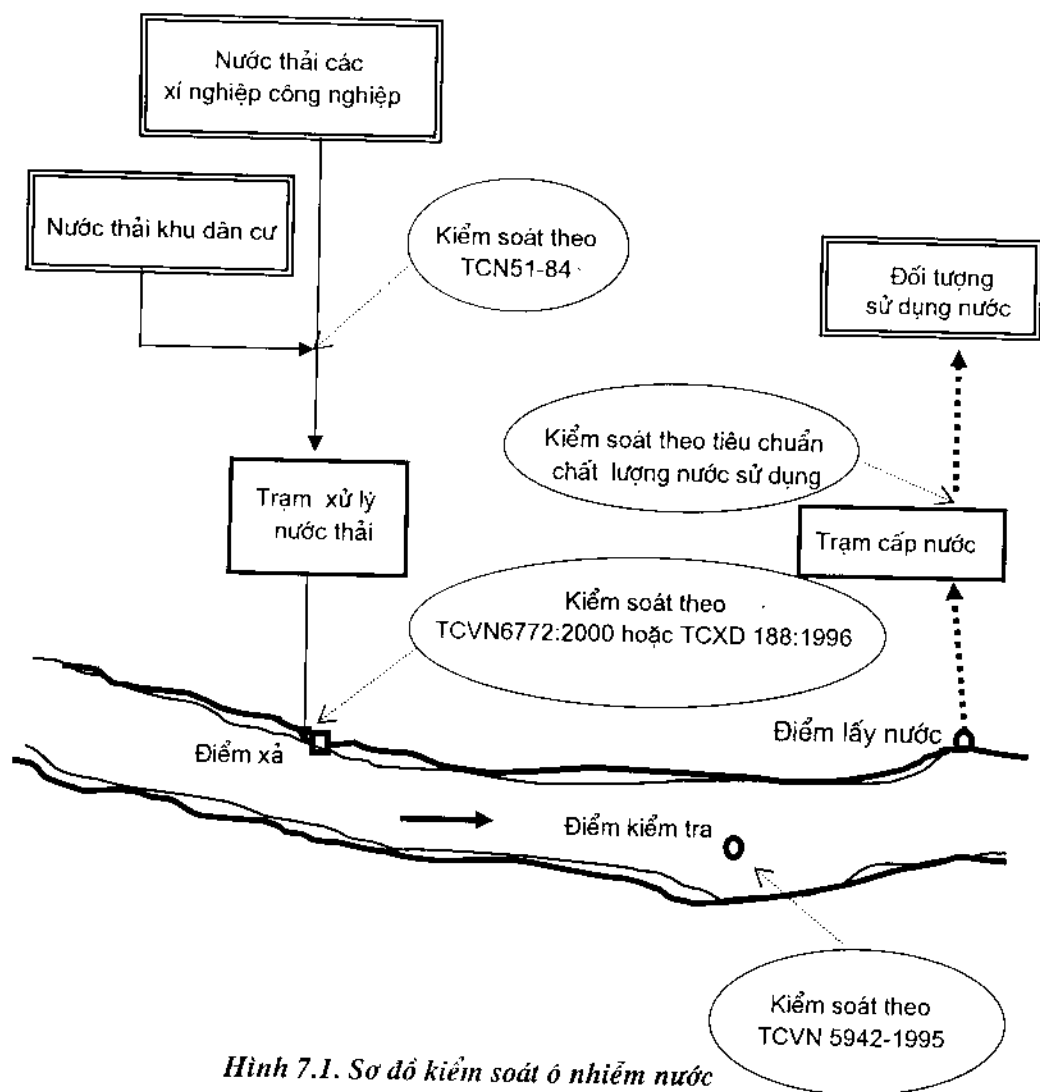
trong đó:  $C_i$  – nồng độ thực tế (hoặc nồng độ tính toán) của chất ô nhiễm thứ  $i$  tại điểm kiểm tra;

$C_{i, \text{cp}}$  – nồng độ giới hạn cho phép của chất ô nhiễm thứ  $i$  quy định đối với nguồn nước sử dụng;

$m$ - số phân tử ô nhiễm trong nước thải.

### 7.1.2. Các giải pháp kiểm soát ô nhiễm môi trường nước

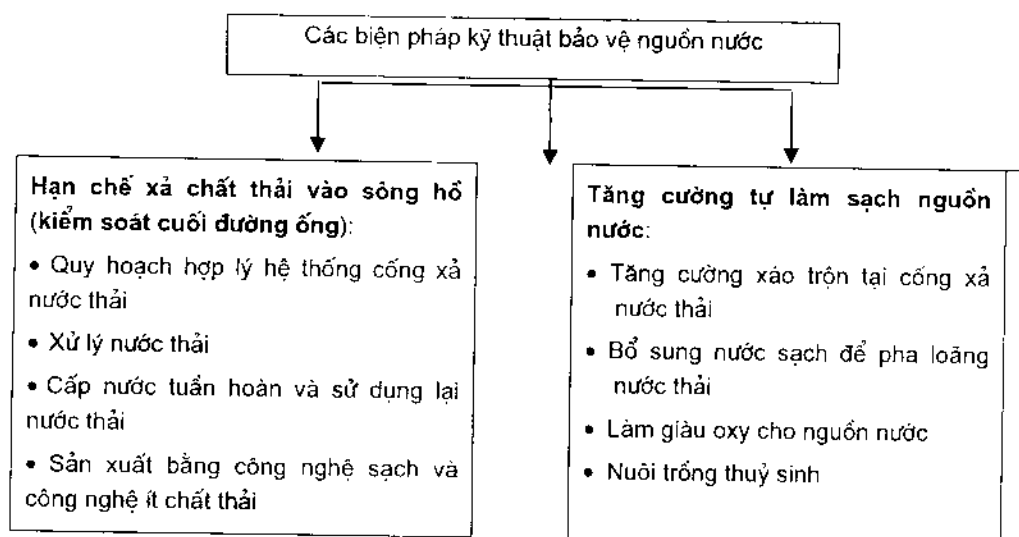
Để bảo vệ nguồn nước có hiệu quả, tất cả các tính toán kiểm tra các chỉ tiêu môi trường của nguồn nước phải được thực hiện trong điều kiện xáo trộn nước thải với nước nguồn yếu nhất. Nếu trong trường hợp này chất lượng nước nguồn đảm bảo thì trong các trường hợp khác, với mức độ tự làm sạch cao hơn, chất lượng nước chắc chắn sẽ đảm bảo yêu cầu sử dụng. Đối với sông suối, điểm kiểm tra thường ở hạ du miệng xả nước thải và cách điểm lấy nước sử dụng 500 đến 1000m. Trường hợp nguồn nước mặt sử dụng nuôi cá, điểm kiểm tra cách cống xả nước thải 500m (đối với sông lớn) hoặc ngay tại cống. Đối với hồ, hồ chứa nước và biển ven bờ, do dòng chảy luôn thay đổi, điểm kiểm tra cách cống xả nước thải 1000 m (đối với hồ) và 300 m (đối với biển) về mọi hướng. Sơ đồ kiểm tra đánh giá chất lượng nước được trình bày trên hình 7.1.



**Hình 7.1. Sơ đồ kiểm soát ô nhiễm nước**

Việc kiểm soát ô nhiễm để xác định mức độ xử lý nước thải cần thiết cho khu dân cư hoặc đô thị cũng được thực hiện theo sơ đồ nêu trên hình 7.1. Như vậy việc xác định mức độ xử lý nước thải cần thiết của đối tượng thoát nước phải dựa trên hai điều kiện cần và đủ nêu trên. Việc xả nước thải vào nguồn phải được tính toán trong điều kiện bất lợi nhất. Đối với sông có lưu lượng dòng chảy không ổn định, lưu lượng tính toán là lưu lượng trung bình của các tháng mùa khô với tần suất thủy văn đảm bảo 95%. Đối với các sông hạ du đập thủy điện, tính toán kiểm tra đánh giá chất lượng nước tại thời điểm xả nước qua đập với lưu lượng nhỏ nhất. Đối với biển, hồ và hồ chứa, kiểm tra chất lượng nước khi gió thổi đưa nước thải về điểm sử dụng nước gần nhất và khi mực nước thấp nhất.

Để chất lượng nước tại điểm sử dụng đảm bảo yêu cầu, việc xả nước thải ra nguồn cần phải được kiểm soát chặt chẽ, đồng thời phải có các biện pháp tăng cường tự làm sạch nguồn nước. Sơ đồ tổng hợp các biện pháp kỹ thuật bảo vệ nguồn nước được trình bày trên hình 7.2.



**Hình 7.2. Sơ đồ tổng hợp các biện pháp kỹ thuật bảo vệ nguồn nước**

Một số giải pháp lựa chọn để kiểm soát ô nhiễm nước có thể tham khảo theo ví dụ của Keese và Bower, 1968, nêu trong bảng 7.2.

**Bảng 7.2. Các giải pháp kiểm soát ô nhiễm nước**

| Nguyên lý                      | Phương pháp                                   | Ví dụ                                                                                                                                            |
|--------------------------------|-----------------------------------------------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| 1                              | 2                                             | 3                                                                                                                                                |
| A. Giảm sự phát sinh chất thải | 1. Cấp nước tuần hoàn cho sản xuất            | Thu gom nước làm nguội để tái tuần hoàn và sử dụng                                                                                               |
|                                | 2. Tách dòng thải có nồng độ chất ô nhiễm cao | Loại chất thải rắn bằng thủ công hay cơ khí và thải riêng biệt một cách dễ dàng                                                                  |
|                                | 3. Loại trừ chất thải                         | Dùng bã thải công nghiệp thực phẩm để nuôi gia súc hoặc nuôi cá                                                                                  |
|                                | 4. Thay đổi loại nguyên liệu đầu vào          | Nghiên cứu, tìm kiếm nguyên liệu thay thế thích hợp                                                                                              |
|                                | 5. Thay đổi quá trình công nghệ sản xuất      | Đổi từ chiết suất bằng áp lực sang bằng dung môi trong công nghiệp dầu thực vật để đạt hiệu suất chiết cao và giảm hàm lượng dầu trong dòng thải |

|                                                                  |                                                 |                                                                                                                                                                   |
|------------------------------------------------------------------|-------------------------------------------------|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
|                                                                  | 6. Thay đổi hay hoàn thiện sản phẩm đầu ra      | Các chất tẩy rửa với hàm lượng phospho thấp hơn, thay đổi vật liệu bao bì từ loại thải bỏ sang có thể thu hồi tái sử dụng trong công nghiệp đóng bao và đóng chai |
| B. Giảm chất thải sau phát sinh                                  | 7. Thu hồi vật liệu                             | Thu gom xơ quả trong công nghiệp dầu cọ, phơi khô làm nhiên liệu đốt lò hơi                                                                                       |
|                                                                  | 8. Sản xuất sản phẩm phụ                        | Kết hợp chăn nuôi, trồng trọt thành thể thống nhất như hệ chăn nuôi gia cầm, gia súc, thủy vật thủy sinh và cây trồng                                             |
|                                                                  | 9. Xử lý chất thải                              | Kênh oxy hoá tuần hoàn, hồ sinh học, bãi lọc ngập nước...                                                                                                         |
|                                                                  | 10. Tái sử dụng dòng thải                       | Nuôi trồng thực vật thủy sinh, tưới cây làm màu mỡ đất, sản xuất khí sinh học                                                                                     |
| C. Tăng cường khả năng tự làm sạch của nguồn tiếp nhận nước thải | 11. Bổ sung nước pha loãng                      |                                                                                                                                                                   |
|                                                                  | 12. Xả nước thải phân tán                       |                                                                                                                                                                   |
|                                                                  | 13. Khuấy trộn nước trong sông hồ               |                                                                                                                                                                   |
|                                                                  | 14. Cung cấp oxy cưỡng bức cho sông hồ          |                                                                                                                                                                   |
|                                                                  | 15. Quy hoạch, bố trí lại dòng thải vào sông hồ |                                                                                                                                                                   |
| D. Các giải pháp sinh thái chống phú dưỡng nguồn nước            | 16. Xử lý hoá học trong hồ                      | Dùng phèn nhôm $Al_2(SO_4)_3$ hoặc các loại hoá chất khác để kết tủa phospho                                                                                      |
|                                                                  | 17. Giảm sinh khối trong nguồn nước             | Đưa động vật ăn cỏ vào ăn cỏ trong hồ hoặc phun thuốc diệt cỏ để kiểm soát nồng độ tảo và cỏ                                                                      |

Đối với các nước đang phát triển, giảm sự phát sinh chất thải và nâng cao hiệu quả, thu hồi chất thải là phương hướng thích hợp và khả thi nhất. Nếu tiến hành kiểm soát ô nhiễm nước theo phương pháp 1-3 của nguyên lý A, tải lượng chất ô nhiễm được giảm đáng kể và chỉ số chi phí lợi ích trong trường hợp này sẽ tăng lên. Nếu đầu tư theo phương pháp 5 – 6 (theo hướng thay đổi công nghệ sản xuất sạch hơn) thì tình trạng ô nhiễm môi trường sẽ giảm đi đáng kể.

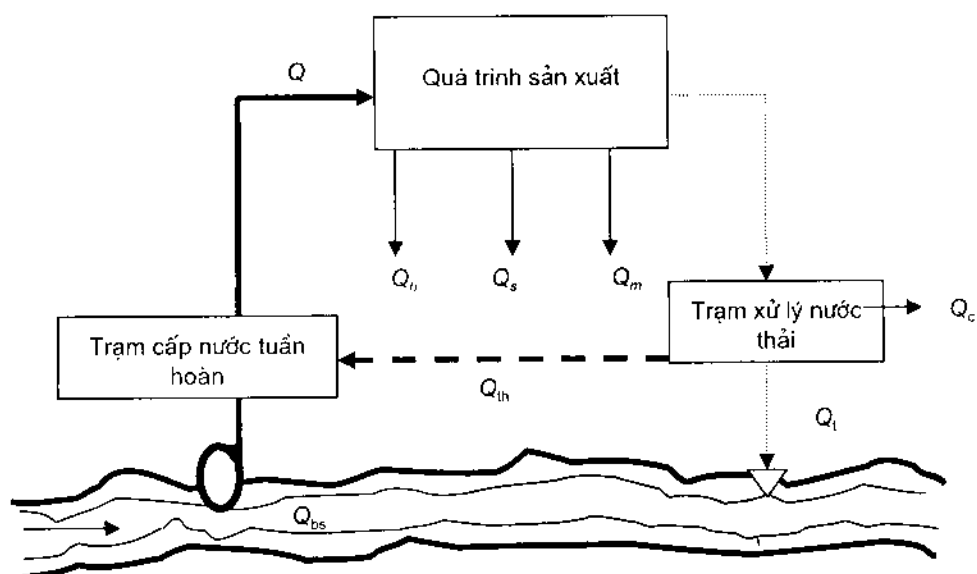
## 7.2. CÁC BIỆN PHÁP HẠN CHẾ XẢ CHẤT THẢI RA NGUỒN

### 7.2.1. Cấp nước tuần hoàn và sử dụng lại nước

#### 7.2.1.1. Hệ thống cấp nước tuần hoàn

Đây là quá trình dùng lại nước thải sau khi xử lý. Các loại nước thải quy ước sạch thường được xử lý sơ bộ, sau đó dùng lại trong hệ thống cấp

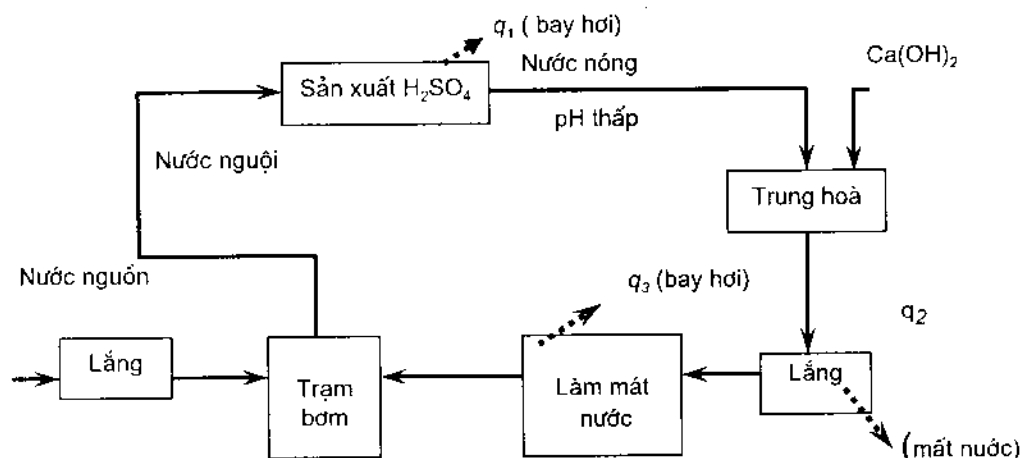
nước tuần hoàn. Nước cấp bổ sung thêm bù vào phần nước hao hụt trong quá trình sản xuất và để giảm hàm lượng muối hoà tan do bay hơi nước trong quá trình làm nguội và giải nhiệt.



**Hình 7.3. Sơ đồ nguyên tắc hệ thống cấp nước tuần hoàn:**

$Q$  - lượng nước sử dụng;  $Q_{th}$  - lượng nước tuần hoàn;  $Q_{bs}$  - lượng nước cấp bổ sung;  $Q_c$  - lượng nước giữ lại cùng cặn nước thải;  $Q_s$  - lượng nước tham gia vào sản phẩm;  $Q_m$  - lượng nước hao hụt, mất mát;  $Q_v$  - lượng nước sản xuất hơi;  $Q_l$  - lượng nước thải xả ra nguồn (do không đáp ứng yêu cầu sử dụng hoặc để giảm lượng các chất hoà tan TDS trong nước cấp)

**Ví dụ :** Cấp nước tuần hoàn cho quá trình sản xuất axit sunfuric  $H_2SO_4$  bằng phương pháp ngưng tụ khí  $SO_2$  nhờ làm nguội qua hệ thống trao đổi nhiệt (hình 7.4).



**Hình 7.4. Sơ đồ quá trình cấp nước tuần hoàn trong khâu sản xuất axit sunfuric**

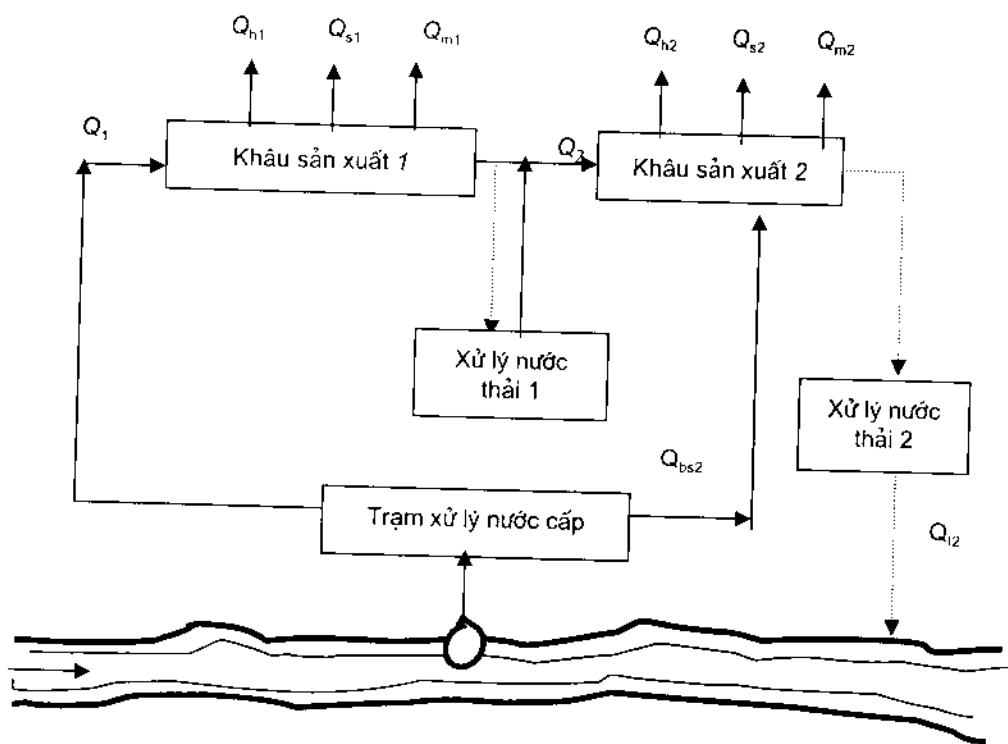


Trong quá trình này nước cấp làm mát bị nóng lên, một lượng nước  $q_1$  bị mất do bay hơi. Nước thải sản xuất axit sunfuric bị nóng lên và pH giảm do bị lẫn axit dò rỉ trong phân xưởng. Nước thải được trung hoà bằng vôi  $\text{Ca(OH)}_2$  và lắng tách cặn. Một lượng nước  $q_2$  được giữ lại với bùn cặn lắng. Nước thải sau khi trung hoà và tách cặn, được làm nguội. Một lượng nước  $q_3$  bay hơi trong quá trình giải nhiệt. Nước nguồn cần bổ sung sẽ là:

$$Q_{bs} = q_1 + q_2 + q_3$$

### 7.2.1.2. Hệ thống cấp nước dùng lại

Trong hệ thống cấp nước dùng lại, nước thải khâu sản xuất phía trước có thể sử dụng để cấp cho khâu sản xuất phía sau khi yêu cầu chất lượng và lưu lượng không cao. Hệ thống này sẽ làm giảm lượng nước thải xả ra nguồn. Sơ đồ hệ thống cấp nước dùng lại được trình bày trên hình 7.5.



Hình 7.5 . Sơ đồ hệ thống cấp nước dùng lại:

$Q_1$  - lượng nước sử dụng khâu sản xuất 1;  $Q_2$  - lượng nước cấp cho khâu sản xuất 2;  $Q_{bs}$  - lượng nước cấp bổ sung;  $Q_s$  - lượng nước tham gia vào sản phẩm;  $Q_m$  - lượng nước hao hụt, mất mát;  $Q_h$  - lượng nước sản xuất hơi;  $Q_l$  - lượng nước thải xả ra nguồn

Hiệu quả sử dụng nước trong sản xuất được đánh giá bằng các chỉ số:

- Tỷ lệ tuần hoàn nước  $P_{th}$ :

$$P_{th} = \frac{Q_{th}}{Q} \cdot 100\%$$

- Hệ số sử dụng nước  $K_{sn}$ :

$$K_{sn} = \left[ \frac{Q - Q_t}{Q} \right] < 1$$

Tỷ lệ tuần hoàn  $P_{th}$  hoặc hệ số sử dụng nước  $K_{sn}$  càng lớn, ý nghĩa về môi trường và tiết kiệm nước của hệ thống cấp nước càng cao.

Nước tuần hoàn cũng như nước dùng lại cần thoả mãn yêu cầu nhất định về chất lượng theo các thông số: nhiệt độ, độ cứng cacbonat, pH, hàm lượng cặn lơ lửng, các nguyên tố dinh dưỡng, COD...

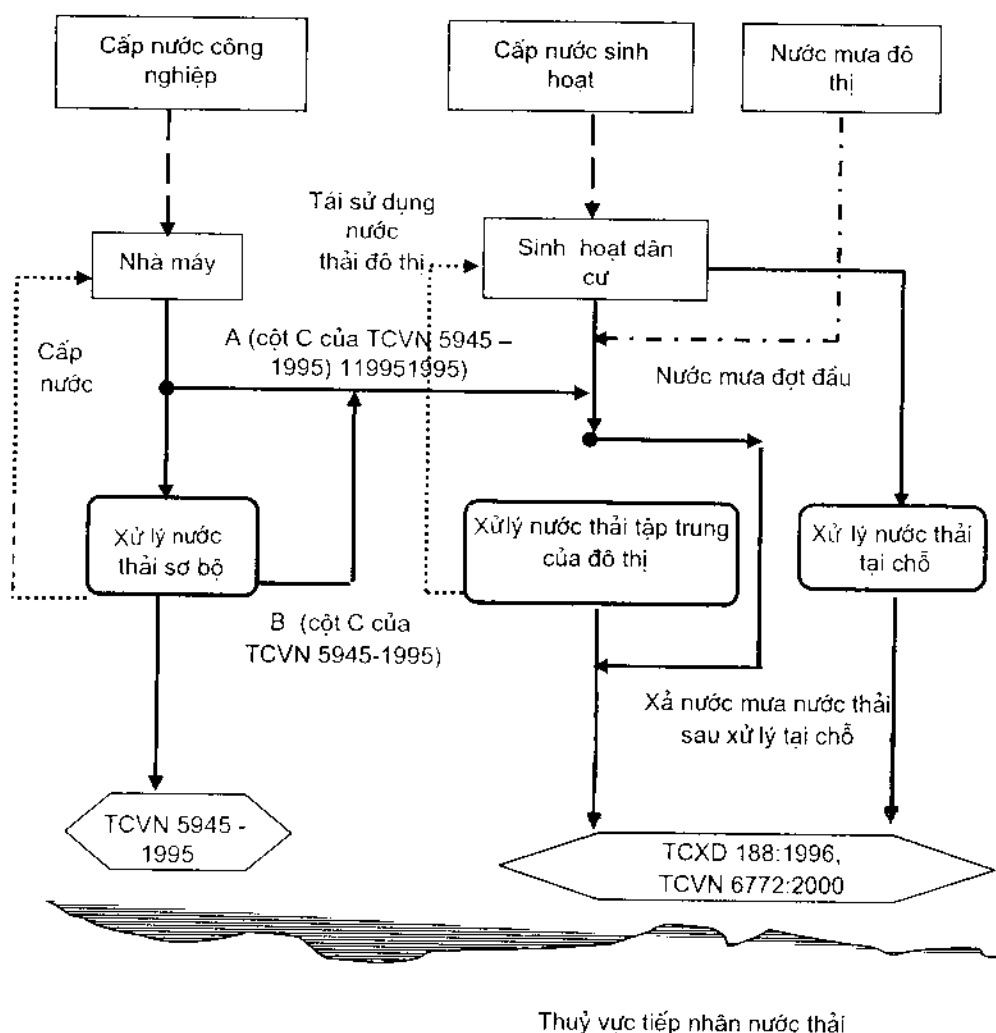
### 7.2.2. Xử lý nước thải

Xử lý nước thải là giai đoạn cuối cùng của hệ thống thoát nước thải. Xử lý nước thải là quá trình công nghệ làm cho nước thải trở nên sạch hơn, đủ tiêu chuẩn vệ sinh để xả vào môi trường tiếp nhận.

Trên cơ sở nguyên tắc kiểm soát ô nhiễm nước nêu trên, nước thải đô thị được tổ chức xử lý, đáp ứng yêu cầu xả vào môi trường theo sơ đồ nêu trên hình 7.6.

Nước thải chưa xử lý không thể đạt được các tiêu chuẩn môi trường do đó phải được xử lý trước khi xả vào nguồn nước. Hệ thống thoát nước và xử lý nước thải có thể tổ chức thành hệ thống tập trung, hệ thống phân tán hay xử lý nước thải tại chỗ. Nước thải sinh hoạt có thể xử lý tại chỗ trong các công trình làm sạch sơ bộ (tách dầu mỡ, tách và xử lý cặn trong "nước đen"...), trong công trình xử lý cục bộ đối với hệ thống thoát nước độc lập hoặc công trình xử lý tập trung tại trạm xử lý khu vực xử lý nước thải tại chỗ sẽ làm giảm chi phí đầu tư xây dựng các tuyến cống thoát nước.

Để lựa chọn được phương pháp cũng như dây chuyền công nghệ, cần thiết phải xác định mức độ xử lý nước thải. Trước tiên chúng ta phải tính toán xác định số lần pha loãng nước thải với nước nguồn  $n$  tại điểm tính toán (điểm kiểm tra). Sau đó mức độ xử lý nước thải  $E$  theo các thông số tính toán được xác định theo các phương trình sau đây.



**Hình 7.6. Sơ đồ tổ chức xử lý nước thải đô thị**

- Đối với nước thải chứa một chất ô nhiễm :

$$C_0 \leq C_{ng} + n.C_{cp} \quad (7.2a)$$

$$E = \frac{C_{nt} - C_0}{C_{nt}} \cdot 100, \% \quad (7.2b)$$

trong đó:  $C_0$  - nồng độ chất ô nhiễm trong nước thải xả ra nguồn;

$C_{nt}$  - nồng độ chất ô nhiễm trong nước thải trước khi xử lý;

$C_{ng}$  - nồng độ chất ô nhiễm trong nước nguồn trước khi tiếp nhận nước thải;

$C_{cp}$  - nồng độ giới hạn cho phép của chất ô nhiễm quy định theo mục đích sử dụng nguồn nước;

$n$  - số lần pha loãng nước nguồn với nước thải tại điểm tính toán;

$E$  - mức độ xử lý nước thải cần thiết.

- Đối với nước thải chứa nhiều chất ô nhiễm:

$$C_{i,0} \leq n.(C_{i,cp} - C_{i,ng}) + C_{i,ng} \quad (7.3a)$$

$$C_{i,0} = (1 - \frac{E_i}{100})C_{i,nt} \quad (7.3b)$$

$$\frac{1}{n} \sum_{i=1}^m (1 - \frac{E_i}{100}) \frac{C_{i,nt}}{C_{i,cp}} + \frac{n-1}{n} \sum_{i=1}^m \frac{C_{i,ng}}{C_{i,cp}} < 1 \quad (7.3c)$$

trong đó:  $i$  - chất ô nhiễm thứ  $i$ ;

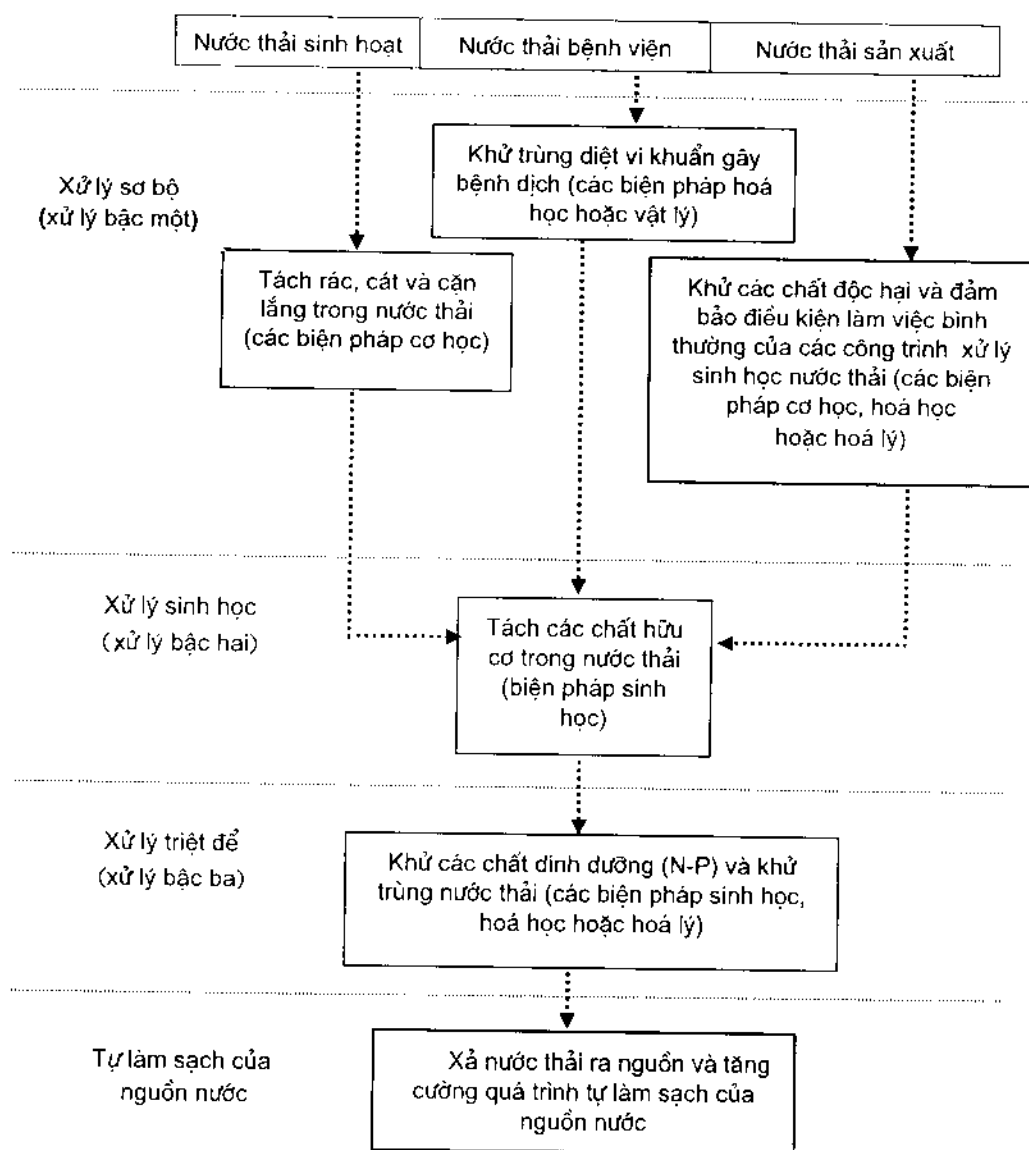
$m$  - số phần tử chất ô nhiễm (thông số tính toán) trong nước thải.

Các bậc xử lý liên quan đến mức độ xử lý cần đạt được theo các tiêu chuẩn vệ sinh môi trường. Nước thải đô thị thường được xử lý theo 3 bước (mức độ) nêu trên hình 7.7.

- *Bước thứ nhất ( xử lý bậc một hay xử lý sơ bộ )*: Làm trong nước thải bằng phương pháp cơ học để loại các chất rắn thô như rác, cát, xỉ... và bùn, cặn. Đây là mức độ bắt buộc đối với tất cả các dây chuyền công nghệ xử lý nước thải. Hàm lượng cặn lơ lửng trong nước thải sau khi xử lý ở giai đoạn này phải thấp hơn 150 mg/l nếu nước thải được xử lý sinh học tiếp tục hoặc thấp hơn các quy định nêu trong các tiêu chuẩn môi trường liên quan nếu xả nước thải trực tiếp vào nguồn nước mặt.

- *Bước thứ hai (xử lý bậc hai hay xử lý sinh học)*: Xử lý nước thải bằng phương pháp sinh học. Giai đoạn xử lý này được xác định trên cơ sở tình trạng sử dụng và quá trình tự làm sạch của nguồn nước tiếp nhận nước thải. Trong bước này chủ yếu là xử lý các chất hữu cơ dễ oxy hoá sinh hoá (BOD) để khi xả ra nguồn nước thải không gây ô nhiễm hữu cơ và thiếu hụt oxy.

- *Bước thứ ba (xử lý bậc ba hay xử lý triệt để)*: Loại bỏ các hợp chất nitơ và phospho khỏi nước thải. Giai đoạn này rất cần thiết đối với các nước khí hậu nhiệt đới, nơi mà quá trình phú dưỡng ảnh hưởng sâu sắc đến chất lượng nước mặt.



**Hình 7.7. Các bước xử lý nước thải đô thị**

- *Xử lý bùn cặn trong nước thải:* Trong nước thải có các chất không hoà tan như rác, cát, cặn lắng, dầu mỡ... Các loại cát (chủ yếu là thành phần vô cơ và tỷ trọng lớn) được phơi khô và đổ san nền, rác được nghiền nhỏ hoặc vận chuyển về bãi chôn lấp rác. Cặn lắng được giữ lại trong các bể lắng đợt một (thường được gọi là cặn sơ cấp) có hàm lượng hữu cơ lớn được kết hợp với bùn thứ cấp (chủ yếu là sinh khối vi sinh vật dư), hình thành trong quá trình xử lý sinh học nước thải, xử lý theo các bước tách nước sơ bộ, ổn

định sinh học trong điều kiện yếm khí hoặc hiếu khí và làm khô. Bùn cặn sau xử lý có thể được sử dụng để làm phân bón.

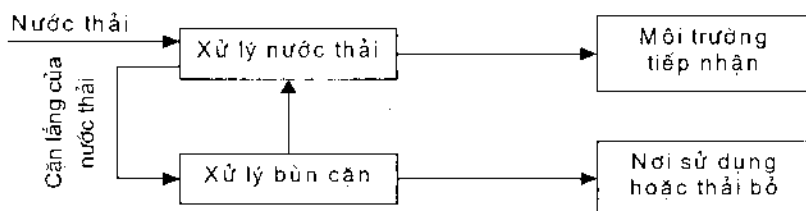
- *Giai đoạn khử trùng* sau quá trình làm sạch nước thải là yêu cầu bắt buộc đối với một số loại nước thải hoặc một số dây chuyền công nghệ xử lý trong điều kiện nhân tạo.

Nồng độ chất bẩn sau quá trình xử lý qua các bước nêu trên hình 7.7 có thể xác định theo bảng 7.3.

**Bảng 7.3. Nồng độ các chất ô nhiễm trong nước thải sau các bậc xử lý**

| Các bước xử lý                                        | Hàm lượng chất lơ lửng (SS), mg/l | BOD <sub>5</sub> , mg/l |
|-------------------------------------------------------|-----------------------------------|-------------------------|
| Xử lý bậc một bằng biện pháp cơ học                   | đến 80                            | -                       |
| Xử lý bậc hai bằng biện pháp sinh học không hoàn toàn | 25 - 80                           | 25 - 80                 |
| Xử lý bậc hai bằng biện pháp sinh học hoàn toàn       | 15 - 25                           | 15 - 25                 |
| Xử lý bậc ba (xử lý triệt để)                         | < 15                              | < 15                    |

Công nghệ xử lý nước thải được lựa chọn cho mỗi trường hợp cụ thể phụ thuộc vào hai yếu tố chính: thành phần, tính chất và các điều kiện đầu vào khác của nước thải, tiêu chuẩn chất lượng nước thải đầu ra. Trong nội dung xử lý nước thải luôn bao gồm hai phần chính: xử lý nước thải và xử lý bùn cặn. Sơ đồ chung của một trạm xử lý nước thải như trên hình 7.8.



**Hình 7.8. Sơ đồ chung của một trạm xử lý nước thải**

Việc lựa chọn dây chuyền công nghệ xử lý nước thải hợp lý có ý nghĩa quyết định đối với hiệu quả đầu tư, nhưng không có một mô hình cố sẵn nào mà nó phụ thuộc vào từng điều kiện cụ thể.

Nội dung chính của quá trình xử lý nước thải bao gồm:

- Xử lý các vật chất lơ lửng vào keo.
- Xử lý các chất tan (chủ yếu là các chất hữu cơ).
- Xử lý các chất dinh dưỡng (N, P...).
- Xử lý các vi sinh vật gây bệnh...
- Xử lý bùn cặn hình thành trong quá trình xử lý nước thải.

Theo cơ chế của quá trình làm sạch, các phương pháp xử lý nước thải sinh hoạt có thể được phân ra thành các loại sau:

- *Xử lý nước thải bằng phương pháp cơ học* trong các công trình và thiết bị như song chắn rác, bể lắng cát, bể tách dầu mỡ, bể lắng trọng lực... Đây là các thiết bị, công trình xử lý sơ bộ tại chỗ tách các chất phân tán thô nhằm bảo đảm cho hệ thống thoát nước hoặc các công trình xử lý phía sau hoạt động ổn định.

- *Xử lý nước thải bằng phương pháp sinh học kỵ khí*: Quá trình xử lý dựa trên cơ sở phân huỷ các chất hữu cơ giữ lại trong công trình nhờ sự lên men kỵ khí. Các công trình được ứng dụng rộng rãi là các loại bể tự hoại, giếng thấm, bể lắng hai vỏ (bể lắng Imhoff), bể lắng trong kết hợp ngăn lên men, bể lọc ngược qua tầng cặn kỵ khí (UASB)...

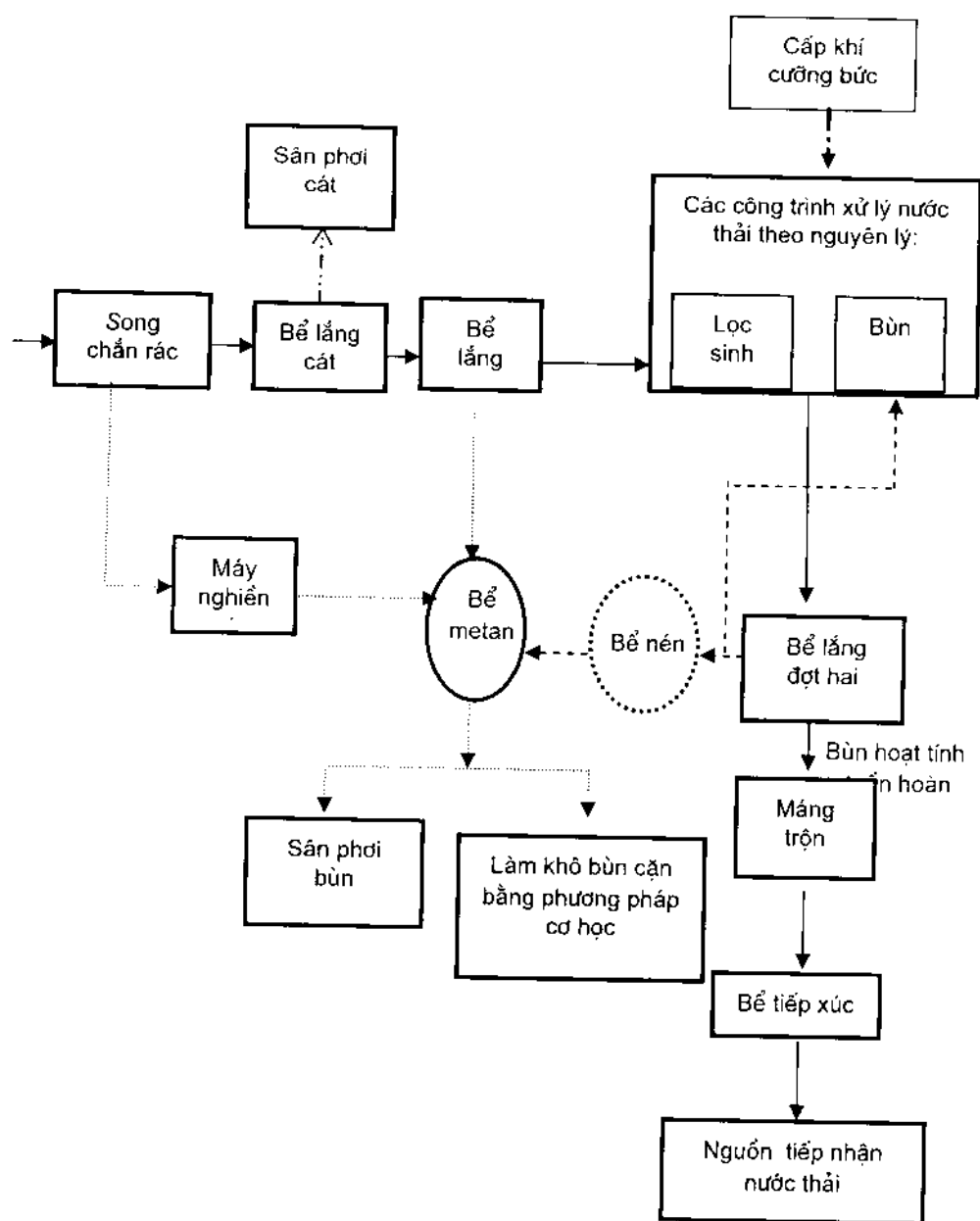
- *Xử lý nước thải bằng phương pháp sinh học hiếu khí*: Quá trình xử lý dựa trên sự oxy hoá các chất hữu cơ có trong nước thải nhờ oxy hoà tan. Các công trình xử lý nhân tạo thường dùng là bể aeroten trộn, kênh oxy hoá tuần hoàn, bể lọc sinh học, đĩa lọc sinh học..., các công trình xử lý tự nhiên thường dùng là hồ sinh vật, cánh đồng tưới, cánh đồng lọc, bãi lọc ngập nước...

- *Xử lý nước thải bằng phương pháp hoá học*: Đó là các quá trình khử trùng nước thải bằng hoá chất, khử nitơ, phospho bằng các chất hoá học. Thường xử lý hoá học là khâu cuối cùng của dây chuyền xử lý trước khi xả vào nguồn.

Chọn sơ đồ trạm xử lý nước thải phải tùy từng trường hợp cụ thể. Trạm xử lý được thiết kế với thời hạn tính toán từ 20 đến 30 năm, nên phải chú ý đến:

- Sự phát triển của thành phố;
- Tiêu chuẩn dùng nước ngày càng tăng;
- Trang thiết bị vệ sinh ngày càng hiện đại.

Các phương pháp dây chuyền công nghệ và các công trình xử lý nước thải trong đó phải được lựa chọn trên các cơ sở sau:



**Hình 7.9. Sơ đồ dây chuyền công nghệ xử lý nước thải theo phương pháp sinh học trong điều kiện nhân tạo:**

- |        |                   |            |                     |
|--------|-------------------|------------|---------------------|
| —→     | đường nước thải ; | - - - - -> | cát từ bể lắng cát; |
| .....→ | đường bùn cặn;    | - . . . .→ | đường cấp khí       |



- Quy mô (công suất) và đặc điểm đối tượng thoát nước (lưu vực phân tán của đô thị, khu dân cư, bệnh viện...).

- Đặc điểm nguồn tiếp nhận nước thải và khả năng tự làm sạch của nó.

- Mức độ và các giai đoạn xử lý nước thải cần thiết.

- Điều kiện tự nhiên khu vực: đặc điểm khí hậu, thời tiết, địa hình, địa chất thủy văn...

- Điều kiện cung cấp nguyên vật liệu để xử lý nước thải tại địa phương.

- Khả năng sử dụng nước thải cho các mục đích kinh tế tại địa phương (nuôi cá, tưới ruộng giữ mực nước tạo cảnh quan đô thị...).

- Diện tích và vị trí đất đai sử dụng để xây dựng trạm xử lý nước thải.

- Nguồn tài chính và các điều kiện kinh tế khác.

- Sự chấp nhận và tham gia của cộng đồng.

Ví dụ về dây chuyền công nghệ xử lý nước thải bằng phương pháp sinh học trong điều kiện nhân tạo khi lưu lượng nước thải trên 5.000 m<sup>3</sup>/ngày được nêu trên sơ đồ ở hình 7.9.

Hiệu quả xử lý của một số công trình xử lý nước thải truyền thống được nêu trong bảng 7.4.

**Bảng 7.4. Hiệu quả làm sạch của một số công trình xử lý nước thải truyền thống**

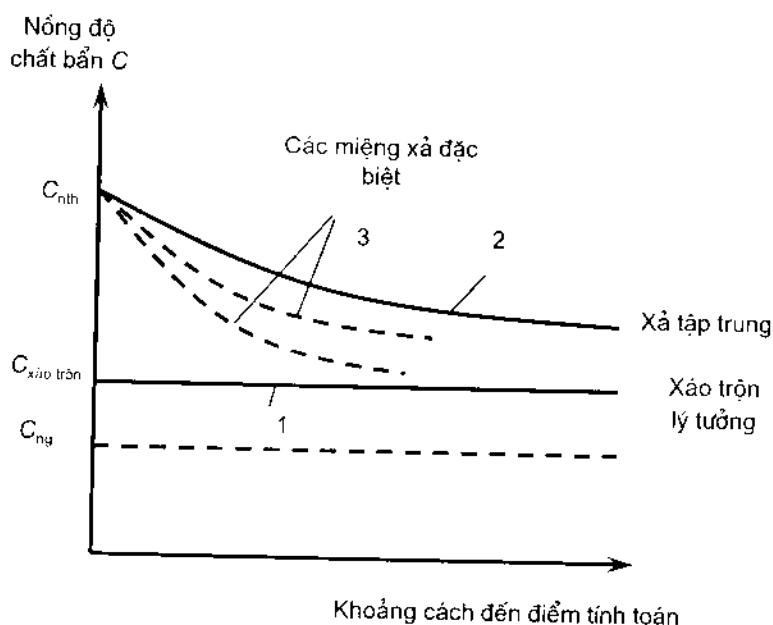
| S<br>STT | Tên công trình               | Công suất<br>thích hợp<br><br>(m <sup>3</sup> /ngày) | Hiệu quả xử lý theo chỉ<br>tiêu |             |             | Điều kiện<br>áp dụng                 |
|----------|------------------------------|------------------------------------------------------|---------------------------------|-------------|-------------|--------------------------------------|
|          |                              |                                                      | SS                              | BOD         | Σ N, ΣP     |                                      |
| 1        | 2                            | 3                                                    | 4                               | 5           | 6           | 7                                    |
| I        | Các công trình xử lý tại chỗ |                                                      |                                 |             |             |                                      |
| 1        | Bể tự hoại                   | < 50                                                 | 40 -<br>60%                     | 25 -<br>30% |             |                                      |
| 2        | Giếng thấm                   | < 50                                                 |                                 | 90 -<br>95% | 90 -<br>95% | Áp dụng khi<br>mức nước<br>ngầm thấp |
| 3        | Bãi lọc ngầm                 | < 50                                                 |                                 | 90 -<br>95% | 90 -<br>95% | Áp dụng khi<br>mức nước<br>ngầm cao  |
| II       | Công trình xử lý cơ học      |                                                      |                                 |             |             |                                      |
| 1        | Bể lắng đứng                 | < 20.000                                             | 40 -48%                         |             |             |                                      |

|     |                                                                    |                 |          |            |          |                          |
|-----|--------------------------------------------------------------------|-----------------|----------|------------|----------|--------------------------|
| 2   | Bể lắng đứng với lớp mỏng (lắng lamen)                             | < 20.000        | đến 80%  |            |          |                          |
| 3   | Bể lắng ngang                                                      | 15.000 - 30.000 | đến 60%  |            |          |                          |
| 4   | Bể lắng ly tâm                                                     | > 20.000        | đến 60%  |            |          |                          |
| 5   | Bể lắng hai vỏ                                                     | < 5.000         | 55 - 60% | khoảng 75% |          | Kết hợp xử lý bùn cặn    |
| 6   | Bể lắng trong kết hợp ngăn lên men                                 | 500 - 10.000    | 65 - 70% | khoảng 75% |          | Kết hợp xử lý bùn cặn    |
| III | <b>Công trình xử lý sinh học trong điều kiện tự nhiên</b>          |                 |          |            |          |                          |
| 1   | Xử lý nước thải trong đất                                          | < 5.000         | 85 - 95% | 90 - 95%   | 90 - 95% | Yêu cầu quỹ đất xây dựng |
| 2   | Hồ sinh vật                                                        | < 15.000        | 80 - 90% | 70 - 95%   | đến 97%  | Yêu cầu quỹ đất xây dựng |
| IV  | <b>Công trình xử lý sinh học hiếu khí trong điều kiện nhân tạo</b> |                 |          |            |          |                          |
| 1   | Aerotan trộn thông thường                                          | đến 20.000      |          | 70 - 95%   |          |                          |
| 1   | Aerotan đẩy thông thường                                           | > 10.000        |          | 70 - 75%   |          |                          |
| 2   | Aerotan trộn hoạt động theo mẻ                                     | < 5.000         | đến 80%  | đến 95%    | 90 - 95% |                          |
| 3   | Aerotan thổi khí kéo dài                                           | 50 - 500        |          | 85 - 95%   |          | Kết hợp ổn định bùn cặn  |
| 4   | Aerotan hệ Bardenpho                                               | 50 - 5.000      |          | đến 90%    | 70 - 80% |                          |
| 5   | Kênh oxy hoá tuần hoàn                                             | 50 - 5.000      |          | 85 - 95%   | 40 - 80% |                          |
| 6   | Bể lọc sinh học nhỏ giọt                                           | 50 - 1.500      |          | đến 90%    | đến 95%  |                          |
| 7   | Bể lọc sinh học cao tải                                            | 1.500 - 20.000  |          | 60 - 85%   |          |                          |
| 8   | Đĩa lọc sinh học                                                   | < 500           |          | đến 95%    | đến 95%  |                          |
| 9   | Bể lọc sinh học với vật liệu lọc ngập nước (bể bioten)             | 50 - 1.500      |          | đến 95%    | đến 95%  |                          |
| V   | <b>Công trình xử lý sinh học kỵ khí trong điều kiện nhân tạo</b>   |                 |          |            |          |                          |
| 1   | Bể lọc kỵ khí                                                      | < 50            |          | 70 - 90%   |          |                          |
| 2   | Bể UASB                                                            | 50 - 500        | ~ 75%    | 70 - 75%   |          |                          |

### 7.3. PHA LOÃNG NƯỚC THẢI VÀ BỔ SUNG NƯỚC CHO NGUỒN

#### 7.3.1. Tăng cường quá trình pha loãng ban đầu nước nguồn với nước thải bằng các loại cống xả nước thải đặc biệt

Quá trình pha loãng nước nguồn với nước thải được đặc trưng bằng số lần pha loãng chung  $n = n_d \cdot n_c$ . Như vậy để tăng  $n$  cần tăng số lần pha loãng ban đầu  $n_d$  hoặc số lần pha loãng cơ bản  $n_c$ . Mục đích tăng cường pha loãng nước nguồn với nước thải là tạo điều kiện để nồng độ chất ô nhiễm trong dòng hỗn hợp nhanh chóng đạt trạng thái trung bình ( $C_{xáo.trộn}$ ) theo sơ đồ ở trên hình 7.10.



Hình 7.10. Biểu đồ quá trình xáo trộn pha loãng ban đầu nước sông với nước thải:

- 1- xáo trộn lý tưởng ; 2- xả nước thải tập trung;  
3- các biện pháp tăng cường xáo trộn, pha loãng

##### 7.3.1.1. Cấu tạo miệng xả nước thải đặc biệt

Mục đích xây dựng các miệng xả nước thải đặc biệt là tăng cường quá trình pha loãng ban đầu giữa nước sông hồ với nước thải (làm tăng hệ số pha loãng ban đầu  $n_d$ ). Các điều kiện để đảm bảo điều kiện xả nước thải là:

- Tại đầu miệng xả phải có áp lực nhất định để quá trình khuếch tán rối thuận lợi. Tốc độ nước thải tại đầu miệng xả phải đạt tốc độ yêu cầu để hạn chế sự tích tụ các hạt cặn tại khu vực cống xả, tốc độ này thường lớn

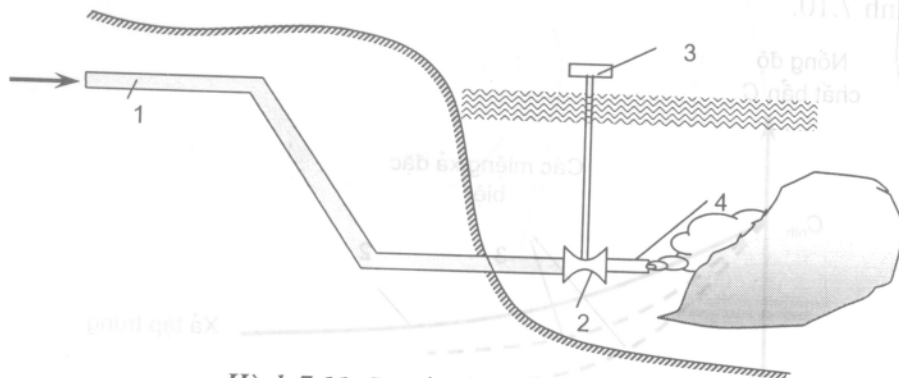
hơn hoặc bằng 2 m/s.

- Tăng cường quá trình khuếch tán rồi nước thải trong nước nguồn bằng cách xả ngập hoặc xả phân tán.

Sau đây giới thiệu vài loại cống xả.

#### a) Cống xả ejectơ

Ưu điểm của loại cống xả ejectơ là điều kiện xáo trộn nước nguồn và nước thải tốt hơn, kết hợp được với việc bổ sung oxy qua ejectơ, khả năng tự làm sạch sông hồ sẽ tăng lên (hình 4.11).

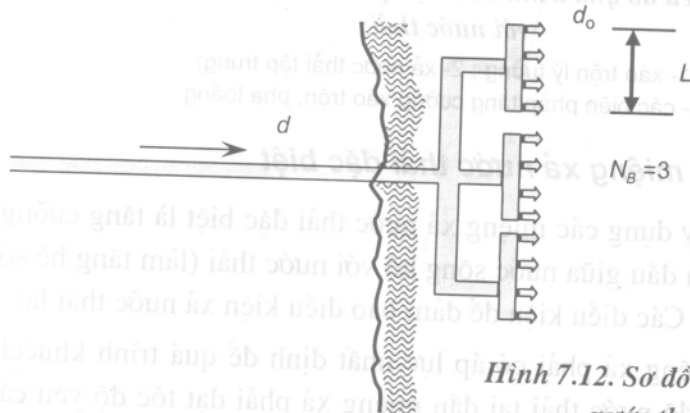


Hình 7.11. Sơ đồ cấu tạo cống xả ejectơ:

- 1- ống có áp (nhờ áp lực trạm bơm hoặc chênh cao địa hình);  
2- ejectơ; 3- ống thu khí; 4- ống trộn kết hợp hướng dòng

#### b) Cống xả phân tán

Cống xả nước thải thường được chia thành nhiều nhánh và tạo thành các miệng xả phân tán theo sơ đồ nêu trên hình 7.12.



Hình 7.12. Sơ đồ cấu tạo miệng xả nước thải phân tán

Đối với loại cống xả này, ống chính có đường kính  $d$  như sau:

$$d \leq \frac{0,5 v_0 d_0^2 q_0^{\min}}{U_0 l_1 q_0^{\max}} \quad (7.4)$$

trong đó:  $v_0$  - tốc độ nước tại miệng xả ( $v_0 \geq 2$  m/s);

$d_0$  - đường kính miệng xả;

$U_0$  - tốc độ lắng của các hạt cặn;

$l_1$  - khoảng cách giữa hai miệng xả nước thải và lấy bằng  
(4 ÷ 10)  $d_0$ ;

$q_0^{\min}, q_0^{\max}$  - lưu lượng min, max tại miệng xả.

Áp lực cần thiết tại miệng vòi phun A như sau:

$$P_A = \frac{0,496 N_B^2 (\beta_v - 1)}{\mu^2 N^2 d_0^5 l} \quad (7.5)$$

trong đó:  $N_B$  - số nhánh của cống xả nước thải;

$\beta_v$  - hằng số kể đến việc xả nước thải không điều hoà và lấy là :

$$1,2 \geq \beta_v > 1$$

$N$  - số miệng xả nước thải trong một nhánh

$$N = L/l_1 + 1 \quad (7.6)$$

$\mu$  - hệ số sức cản thuỷ lực tại vòi phun.

Điều kiện để thực hiện tốt quá trình pha loãng nước nguồn với nước thải là:

- Tốc độ nước thải tại miệng xả  $v_0 > 2$  m/s;

- Cống xả nước thải đặt ngập độ sâu  $H$  đáp ứng yêu cầu :  $H / d_0 \geq 30$ .

Theo Lapsov N. N., 1974, [38], số lần pha loãng nước hồ với nước thải trong trường hợp này là:

$$n = A \left( \frac{0,2L}{d_0} \right)^{p.s} \quad (7.7)$$

trong đó:  $A$  - hệ số, đặc trưng cho quá trình pha loãng ban đầu. Khi xả nước thải tập trung  $A$  chọn bằng 1; khi xả nước thải phân tán hệ số  $A$  chọn là:

$$A = 0,74 (L/l_1 + 2,1)^{-0,4} \quad (7.8)$$

$L$  - khoảng cách từ miệng xả đến điểm tính toán;

$l_1$  - khoảng cách giữa các điểm xả phân tán;

$P$  - đại lượng đặc trưng cho chế độ thủy động học trong hồ, được xác định như sau:

$$P = \frac{v_{TB}}{0,000015v_0 + v_{TB}} \quad (7.9)$$

ở đây:  $v_{TB}$  - tốc độ trung bình dòng chảy trong hồ;

$v_0$  - tốc độ nước thải tại miệng xả ( $v_0 > 2$  m/s);

$S$  - hệ số phụ thuộc độ sâu của hồ:

$$S = 0,875 \frac{0,325H}{360 + \left(\frac{v}{v_0}\right)10^5} \quad (7.10)$$

$H$  - độ ngập của cống xả nước thải trong hồ.

**Ví dụ:** Xác định số lần pha loãng  $n$ ,  $C_x$  khi xả tập trung với các điều kiện đây:

$$H = 30 \text{ m}; Q_{nh} = 0,32 \text{ m}^3/\text{s}; L = 500 \text{ m}; v_{TB} = 0,02 \text{ m/s}$$

$$C_0 = 150 \text{ mg/l}; C_{ng} = 10 \text{ mg/l}$$

Sơ bộ chọn  $v_0 = 2,5$  m/s; từ  $Q = \frac{3,14d_0^2}{4v}$  xác định được:

$$d_0 = \sqrt{\frac{4v_0 Q}{3,14 \cdot 2,5}} = 0,404 \text{ m}$$

Với điều kiện:  $\frac{H}{d_0} > 30$  Chọn  $d_0 = 0,4\text{m}$ ,  $v = 2,53$  m/s.

Khi xả nước thải tập trung chọn  $A = 1$ , ta có:

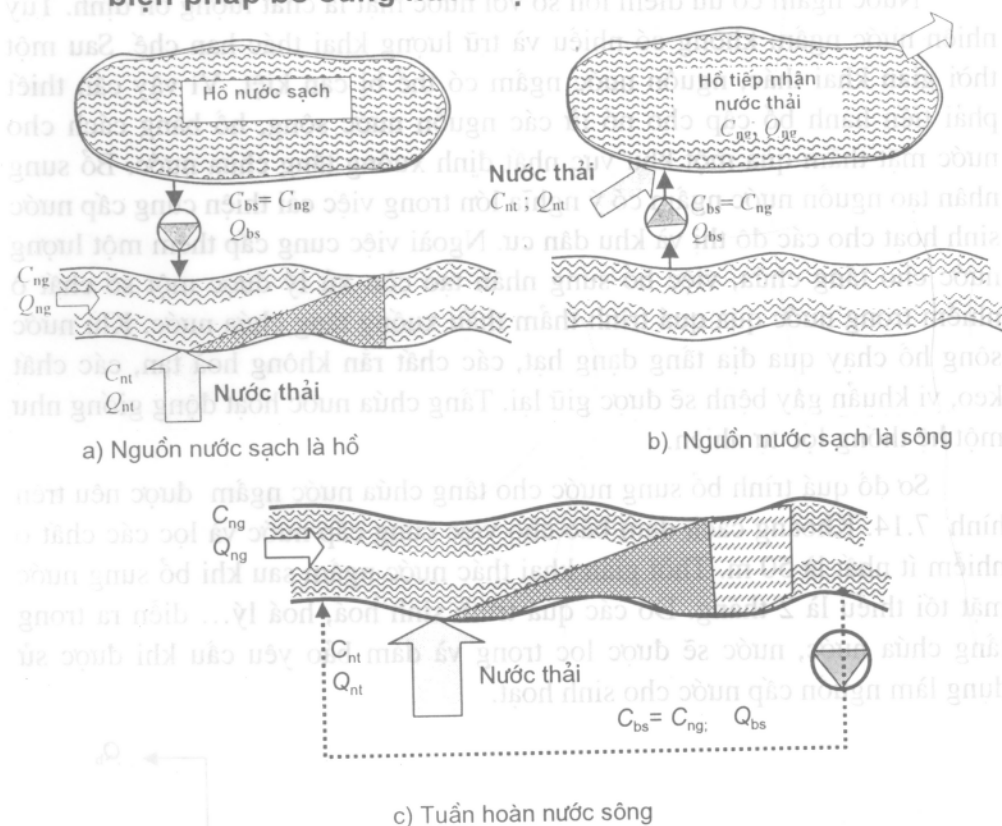
$$P = \frac{0,02}{0,000015 \cdot 2,53 + 0,02} = 0,997$$

$$S = \frac{0,875 + 0,325 \cdot 30}{360 + \left(\frac{0,02}{2,53}\right)10^5} = 0,884$$

$$n = 1 \left( \frac{0,2 \cdot 500}{0,4} \right) = 126$$

Từ  $n = (C_0 - C_{ng}) / (C_x - C_{ng})$ , thay vào ta tính được  $C_x$ .

### 7.3.2. Tăng cường pha loãng nước nguồn với nước thải bằng biện pháp bổ sung nước sạch



**Hình 7.13. Sơ đồ bổ cập nước sạch cho thủy vực tiếp nhận nước thải để tăng cường quá trình pha loãng**

Chất lượng nước trong phụ thuộc vào hai yếu tố: tải lượng chất bẩn và lưu lượng nước pha loãng. Đặc trưng cho mối quan hệ này là công thức:

$$C = a + b.G/Q \quad (7.11)$$

trong đó:  $C$  - nồng độ chất bẩn trong nước sau khi hoà trộn;

$G$  - tải lượng chất bẩn;

$Q$  - lưu lượng nước sau khi pha loãng;

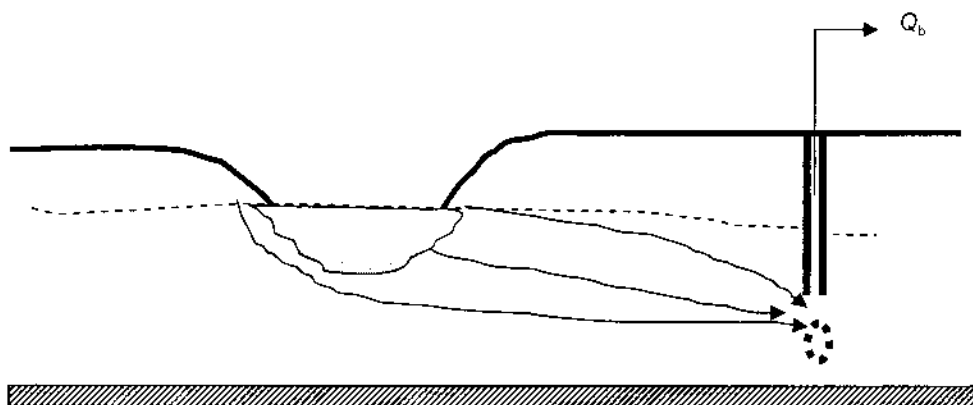
$a, b$  - hệ số thực nghiệm phụ thuộc loại nước, chế độ thủy văn.

Để có được nồng độ chất ô nhiễm tại điểm tính toán nằm trong giới hạn cho phép hay  $C = C_{yc}$ , phải có  $Q_{yc}$  (hay  $Q$ ) =  $Q_{ng} + Q_{nth} + Q_{bs}$ .

### 7.3.3. Bổ sung nhân tạo nguồn nước ngầm

Nước ngầm có ưu điểm lớn so với nước mặt là chất lượng ổn định. Tuy nhiên nước ngầm không có nhiều và trữ lượng khai thác hạn chế. Sau một thời gian khai thác, nguồn nước ngầm có thể bị cạn kiệt. Vì vậy cần thiết phải tiến hành bổ cập cho nó từ các nguồn nước sông, hồ bằng cách cho nước mặt thấm qua một khu vực nhất định xuống tầng chứa nước. Bổ sung nhân tạo nguồn nước ngầm có ý nghĩa lớn trong việc cải thiện cung cấp nước sinh hoạt cho các đô thị và khu dân cư. Ngoài việc cung cấp thêm một lượng nước cho tầng chứa, việc bổ sung nhân tạo còn xử lý được một số chất ô nhiễm trong nước qua quá trình thẩm thấu xuống tầng chứa nước. Khi nước sông hồ chảy qua địa tầng dạng hạt, các chất rắn không hoà tan, các chất keo, vi khuẩn gây bệnh sẽ được giữ lại. Tầng chứa nước hoạt động giống như một hệ thống lọc tự nhiên.

Sơ đồ quá trình bổ sung nước cho tầng chứa nước ngầm được nêu trên hình 7.14. Khoảng cách đảm bảo cho việc cung cấp nước và lọc các chất ô nhiễm ít nhất là 50 m. Thời gian khai thác nước ngầm sau khi bổ sung nước mặt tối thiểu là 2 tháng. Do các quá trình sinh hoá, hoá lý... diễn ra trong tầng chứa nước, nước sẽ được lọc trong và đảm bảo yêu cầu khi được sử dụng làm nguồn cấp nước cho sinh hoạt.



*Hình 7.14. Sơ đồ bổ sung nước mặt cho tầng chứa nước ngầm*

Nếu bổ sung nhân tạo được phối hợp với việc trữ nước dưới đất, nước lấy từ sông trong mùa mưa có thể tích vào tầng chứa nước và lấy lại trong mùa khô hạn khi nước sông ít hoặc không có. Như vậy sẽ dễ dàng và kinh tế khi lấy nước tích trữ ở tầng nước ngầm hơn là dùng các hồ chứa nước mặt. Việc bổ sung nước cho tầng chứa nước ngầm còn làm giảm tổn thất nước do bay hơi và ngăn ngừa được sự phát triển của rong tảo.

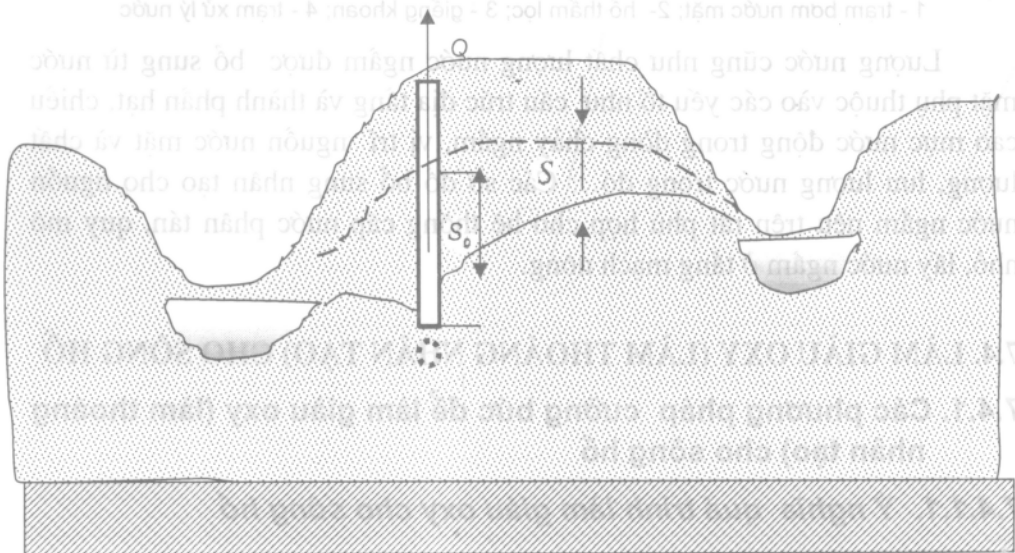


Các phương pháp chính để bổ sung nhân tạo cho các tầng chứa nước là thấm thấu theo dải và trải nước trên bề mặt bãi lọc.

7.3.3.1. Thấm thấu theo dải

Khi thấm theo dải, người ta thường bố trí các giếng thu hoặc đường hầm ngang thu nước chạy dọc theo bờ sông hồ theo một khoảng cách nhất định. Ban đầu, nước ngầm có thể cấp cho sông. Khi nước ngầm bị hút, dòng nước ngầm chảy vào sông sẽ bị giảm, mực nước ngầm sẽ bị hạ. Với lượng nước hút lớn, mực nước ngầm sát sông hồ có thể bị hạ thấp hơn mực nước sông. Nước từ sông có thể chảy vào tầng chứa nước. Khi độ thấm của đáy sông lớn, lượng nước bổ sung vào tầng chứa nước sẽ không làm ảnh hưởng đến mực nước ngầm nhiều. Nước bị hút phần lớn bổ sung bằng nguồn nước lấy từ sông.

Ngoài các yếu tố địa chất thuỷ văn, quá trình bổ sung nhân tạo cho nguồn nước ngầm bằng cách thấm theo dải còn phụ thuộc vào các yếu tố như lưu lượng hút  $Q$  từ đường hầm hoặc từ các giếng và khoảng cách  $L$  như trên hình 7.16. Để đảm bảo thời gian cho quá trình lọc khi chảy từ sông đến đường hầm thì khoảng cách  $L$  không được nhỏ hơn 20 m và thích hợp là 50m. Thông số quan trọng là thời gian thấm nước dưới đất. Thời gian thấm thông thường từ 3 tuần đến hai tháng. Thời gian này phụ thuộc vào lưu lượng hút  $Q$ , chiều dài  $L$ , độ dày và độ rỗng của tầng chứa nước.

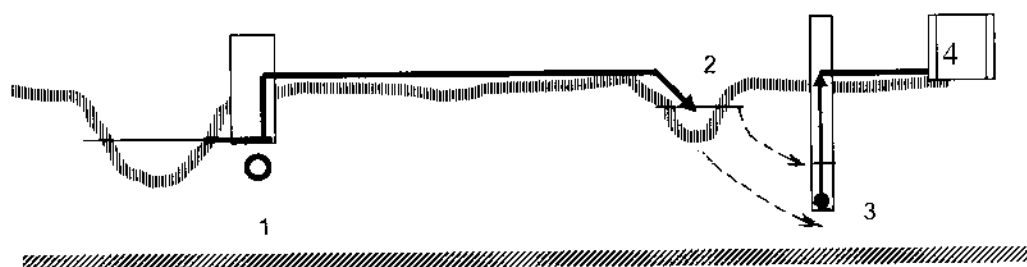


Hình 7.15. Quá trình bổ sung nước ngầm

Cách để thu hồi lại nước bổ sung là các giếng hút đặt thành hàng dưới đáy sông nối với một tuyến ống hút trung tâm hoặc đặt ống (rãnh) thu nước nằm ngang dưới đáy sông. Nước bổ sung vào tầng chứa nước thường lấy từ đáy sông, hồ. Trong một số trường hợp, do cận lợ lắng bít các khe hở dưới đất, tổn thất áp lực tăng lên và khả năng thấm lọc bị giảm. Tuy nhiên, khi lũ về, tốc độ dòng chảy lớn, lớp cận đáy sông cũng có thể bị cuốn trôi.

### 7.3.3.2. Truyền tải nước

Khi nguồn nước mặt và tầng chứa nước cách xa nhau, người ta phải vận chuyển nước mặt đến vị trí có cấu trúc địa tầng thích hợp và cho nước thấm vào đất, thực hiện quá trình bổ sung nước cho dòng chảy ngầm. Sơ đồ truyền tải nước được nêu trên hình 7.16.



**Hình 7.16 . Sơ đồ bổ sung nước ngầm bằng cách truyền tải:**

1 - trạm bơm nước mặt; 2- hồ thấm lọc; 3 - giếng khoan; 4 - trạm xử lý nước

Lượng nước cũng như chất lượng nước ngầm được bổ sung từ nước mặt phụ thuộc vào các yếu tố như cấu trúc địa tầng và thành phần hạt, chiều cao mực nước động trong dòng chảy ngầm, vị trí nguồn nước mặt và chất lượng, lưu lượng nước trong đó... Các sơ đồ bổ sung nhân tạo cho nguồn nước ngầm nêu trên rất phù hợp cho hệ thống cấp nước phân tán, quy mô nhỏ, lấy nước ngầm ở tầng mạch nông.

## 7.4. LÀM GIÀU OXY (LÀM THOÁNG NHÂN TẠO) CHO SÔNG HỒ

### 7.4.1. Các phương pháp cưỡng bức để làm giàu oxy (làm thoáng nhân tạo) cho sông hồ

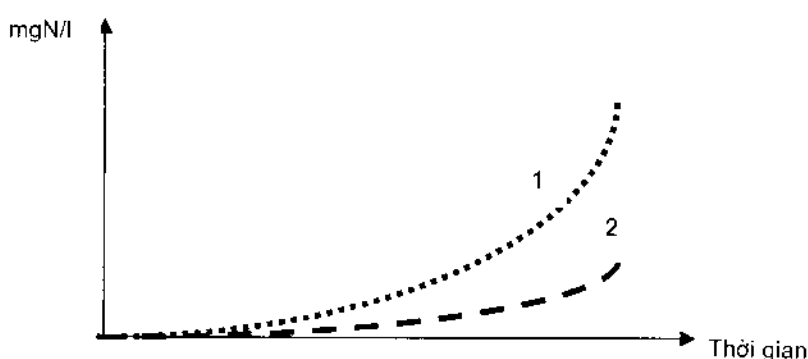
#### 7.4.1.1. Ý nghĩa quá trình làm giàu oxy cho sông hồ

Quá trình tự làm sạch, một trong những yếu tố hình thành chất lượng nước quan trọng nhất được diễn ra hiệu quả trong điều kiện đầy đủ oxy.

Mục đích của biện pháp làm thoáng nhân tạo cho sông hồ là tăng cường quá trình tự làm sạch trong đó bằng cách cấp oxy cưỡng bức. Quá trình làm thoáng này sẽ cung cấp thêm oxy để vi khuẩn tiếp tục oxy hoá các chất hữu cơ theo nước thải xả vào nguồn nước. Cơ chế oxy hoá các chất trong nguồn nước giống như cơ chế tự oxy hoá, tuy nhiên còn kèm theo hàng loạt các phản ứng khác, hỗ trợ cho quá trình phục hồi chất lượng nước sau khi tiếp nhận nước thải.

Trong điều kiện bão hoà oxy, tốc độ phân huỷ các chất hữu cơ sẽ tăng lên gấp hai lần so với nguồn nước thiếu hụt oxy. Ngoài việc cung cấp đủ oxy, quá trình làm thoáng còn làm tăng số lần va chạm giữa các phần tử tham gia phản ứng. Khả năng tiếp xúc và thu nhận, hấp phụ các chất hữu cơ của vi khuẩn tăng lên rõ rệt. Sự khuấy trộn cũng làm dịch chuyển khối lượng lớn nước từ tầng dưới lên tầng trên, từ vùng tối sang vùng sáng, từ vùng nhiệt độ thấp sang vùng nhiệt độ cao..., tạo điều kiện tốt cho quá trình quang hợp, tách khí, chống phân tầng nước... Nhờ làm thoáng cưỡng bức, nồng độ oxy hoà tan trong sông hồ sẽ tăng lên do quá trình khuếch tán bề mặt và do quang hợp.

Quá trình làm thoáng nhân tạo còn làm bay hơi các chất dễ bay hơi trong nước, đặc biệt là các sản phẩm phân huỷ cặn đáy như axit hữu cơ, phenol, este, andehit, hydro sunfua... Việc làm giàu oxy còn thúc đẩy quá trình khoáng hoá các chất hữu cơ chứa nitơ, đặc biệt là các quá trình amoni hoá, nitrat hoá và oxy hoá trong nước. Hàm lượng nitrat trong nước hồ tăng lên rõ rệt sau khi được làm thoáng (hình 7.17).



**Hình 7.17. Hàm lượng nitơ nitrat ( $N-NO_3$ ) trong các ao hồ có làm thoáng cưỡng bức (1) và không có làm thoáng cưỡng bức (2)**

Quá trình thổi khí, làm thoáng nhân tạo còn làm giảm đáng kể các loại

vi khuẩn gây bệnh. Khi thở khí, xuất hiện các loại vi khuẩn hiếu khí phân huỷ chất hữu cơ. Với cường độ hoạt động mạnh, chúng sẽ tranh giành oxy cũng như tạo nên các sản phẩm kìm hãm vi khuẩn gây bệnh phát triển.

#### 7.4.1.2. Tính toán hiệu quả làm thoáng nhân tạo nguồn nước

Theo Phelp – Streeter, quá trình tiêu thụ oxy để oxy hoá sinh hoá các chất hữu cơ được biểu diễn theo phương trình:

$$\frac{dL_t}{dt} = -k_1 L_t \quad (7.12)$$

trong đó:  $k_1$  - hằng số tốc độ tiêu thụ oxy.

Oxy đưa vào nguồn nước nhờ quá trình làm thoáng nhân tạo được biểu diễn theo phương trình:

$$\frac{dD_t}{dt} = k_2 D_t \quad (7.13)$$

trong đó:  $k_2$  - hằng số tốc độ hoà tan oxy.

Hàm lượng oxy tổng cộng sẽ là:

$$\frac{dD_t}{dt} = k_1 L_t - k_2 D_t \quad (7.14)$$

Sau khi tích phân sẽ thu được:

$$D_t = \frac{k_1}{k_2 - k_1} L_{\infty} (10^{-k_1 t} - 10^{-k_2 t}) + D_0 10^{-k_2 t} \quad (7.15)$$

Mô hình của Phelp - Streeter chưa phản ánh đầy đủ các quá trình khác liên quan đến hoà tan và tiêu thụ oxy trong nguồn nước như các quá trình quang hợp, pha loãng...

Hiệu quả quá trình làm thoáng nhân tạo thường được biểu diễn dưới dạng phương trình chuyển khối:

$$\frac{dC_t}{dt} = K_a (C_p - C_t) \quad (7.16)$$

trong đó:  $K_a$  - hệ số chuyển khối thể tích;

$C_p$  - nồng độ oxy bão hoà;

$C_t$  - nồng độ oxy hoà tan sau làm thoáng.

Phedorop N. F. và Volosin I. F. (1971) [ 40] sau khi giải phương trình vi phân chuyển khối (4.14) đã đưa ra biểu thức xác định độ thiếu hụt oxy

sau làm thoáng như sau:

$$D_1 = \frac{k_1}{(k_3 - k_2) - k_1} L_0 (10^{-k_1 t} - 10^{-k_2 t} - 10^{-k_3 t}) + D_0 (10^{-k_2 t} + 10^{-k_3 t}) \quad (7.17)$$

trong đó:  $k_3$  - hằng số tốc độ hoà tan oxy do làm thoáng nhân tạo (thông thường bằng hệ số chuyển khối thể tích  $k_a$ );

$D_0$  và  $L_0$  - độ thiếu hụt oxy và BOD trong sông hồ trước khi làm thoáng.

Lượng oxy cần thiết để làm thoáng xác định theo biểu thức (7.16) sẽ là:

$$B = k_a C_p \frac{W}{1000} \quad (7.18)$$

trong đó:  $B$  - lượng oxy cần cung cấp, kg;

$W$  - dung tích nước cần làm giàu oxy,  $m^3$ .

Khi làm thoáng, lượng oxy cần thiết cung cấp cho sông hồ bao gồm hai thành phần: lượng oxy để oxy hoá sinh hoá chất hữu cơ làm giảm BOD trong nước từ  $L_0$  đến  $L_1$  yêu cầu ( $Q_1^K$ ) và lượng không khí để xáo trộn, chống phân tầng nước ( $Q_2^K$ ).

Lượng oxy cần thiết để oxy hoá sinh hoá các chất hữu cơ xác định như sau:

$$Q_1^K = \frac{m_1 Q (L_0 - L_1)}{m_2 D_1} \quad (7.19)$$

trong đó:  $Q$  - lưu lượng nước sông hồ cần được làm thoáng;

$m_1$  - độ tiêu thụ oxy (lượng oxy cần thiết), để tách 1 kg BOD, lấy bằng 1,5 đến 2,0 kg;

$m_2$  - hệ số chất lượng nước thải.

Lượng không khí cần cấp để chống phân tầng thông thường được lấy từ 0,1 đến 0,6  $m^3$  cho 1  $m^3$  nước sông hồ.

#### **7.4.1.3. Các biện pháp làm thoáng nhân tạo**

Hiện nay có nhiều biện pháp làm thoáng nhân tạo để cấp oxy cho nguồn nước. Đó là các biện pháp động học, cơ khí, thuỷ động lực học, khí nén hoặc biện pháp tổng hợp bao gồm các quá trình sục khí, khuấy trộn...

Các thiết bị động học như đập tràn, khung tràn... ứng dụng động năng

của dòng chảy để hoà tan oxy vào nước. Do bề mặt tiếp xúc và tốc độ dòng chảy lớn, một lượng lớn oxy khí quyển được khuếch tán và hoà tan vào nước. Các biện pháp này thường được sử dụng kết hợp với các đập và thác nước.

Các thiết bị cơ khí chủ yếu là các loại máy khuấy, bố trí trên mặt nước sông hồ. Quá trình khuấy trộn vừa tạo điều kiện khuếch tán oxy từ khí quyển vào nước cũng như luân chuyển các khối nước trong nguồn từ vùng này qua vùng khác. Các thiết bị cơ khí có hiệu quả làm thoáng cao, tuy nhiên cũng có nhược điểm như cản trở giao thông, hạn chế bề mặt, ảnh hưởng đến cảnh quan thủy vực...

Các máy nén khí hoặc máy thổi khí cũng được ứng dụng để làm giàu oxy cho nguồn nước. Trường hợp làm thoáng theo nguyên tắc này sẽ có hiệu quả cao, tuy nhiên điện năng tiêu thụ tương đối lớn. Hiệu quả làm thoáng bằng khí nén phụ thuộc vào nhiệt độ nước, độ thiếu hụt oxy trong sông hồ, độ phân tán bọt khí, áp lực khí nén, độ ngập của thiết bị phân phối khí...

Các thiết bị làm thoáng thủy động lực học là các loại ejector hoạt động theo nguyên lý hút khí nhờ chênh lệch áp suất trong đường ống. Không khí được trộn đều với nước trong phần thu hẹp của đường ống (ejector). Áp suất trong đường ống thường do bơm ly tâm tạo nên.

Để tăng hiệu quả làm thoáng, người ta còn có thể kết hợp các biện pháp cơ khí với khí nén, tạo oxy bằng phương pháp điện phân... Tuy nhiên mỗi phương pháp có một điều kiện áp dụng riêng, vì vậy cần phải cân nhắc tính toán trong các trường hợp cụ thể.

#### **7.4.2. Các công trình và thiết bị làm thoáng theo nguyên lý động học**

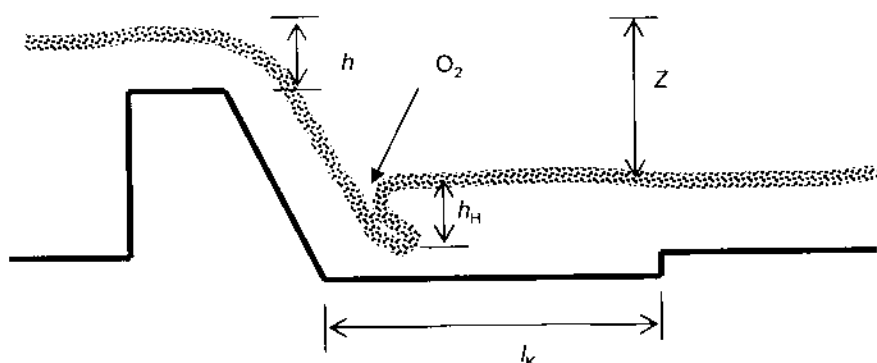
Các công trình làm thoáng theo nguyên lý động học là các đập tràn, khung làm thoáng hoặc thiết bị phun mưa.

##### **7.4.2.1. Đập tràn làm thoáng**

Đập tràn làm thoáng là dạng công trình động học, trong đó oxy từ khí quyển hoà tan vào nước nhờ động năng của dòng chảy khi qua đập (hình 7.18).

Đây là quá trình khuếch tán oxy từ bề mặt tiếp xúc khí - nước mà hiệu quả của nó phụ thuộc vào độ chênh mực nước phía trước và phía sau đập tràn, nhiệt độ, độ thiếu hụt oxy trong nước, chiều dày lớp nước tiếp xúc... Người ta thường dùng các dạng đập tràn ngưỡng rộng, đập tràn thành mỏng, tấm chắn dạng răng cưa, tấm chắn lỗ hình chữ nhật... để lấy oxy từ không

khí vào nước. Do lớp nước được dần mỏng, điều kiện tiếp xúc giữa nước và không khí tăng, hiệu quả hoà tan oxy vào nước sẽ tăng lên.



**Hình 7.18. Sơ đồ khuếch tán oxy qua đập tràn**

Yếu tố cơ bản để xác định kích thước và cấu tạo của đập tràn là độ chênh mực nước phía trước và sau đập  $Z$ , được xác định theo biểu thức sau đây:

$$Z = 1,5(1 - \varphi_{20}) , \text{ m} \quad (7.20)$$

trong đó:  $\varphi_{20}$  - đại lượng thiếu hụt oxy đối với nước sạch ở  $20^\circ\text{C}$ , được xác định như sau:

$$\varphi_{20} = \varphi_t^{1/n} \quad (7.21)$$

$\varphi_t$  - đại lượng thiếu hụt oxy đối với nước bản ở nhiệt độ  $t^\circ\text{C}$  và xác định như sau:

$$\varphi_t = \frac{C_p - C_s}{C_p - C_0} \quad (7.22)$$

Nồng độ oxy bão hoà  $C_p$  trong nước ở nhiệt độ  $t(^\circ\text{C})$  phụ thuộc vào áp suất khí quyển và chiều dày lớp nước tiếp xúc  $h$  (chiều dày lớp nước qua đập tràn):

$$C_p = 0,95C \left( 1 + \frac{h}{2h_a} \right), \text{ mg/l} \quad (7.23)$$

trong đó:  $C_p$  - nồng độ oxy bão hoà tra theo bảng ở nhiệt độ  $t(^\circ\text{C})$  và áp suất chuẩn của không khí  $h_a$  (m cột nước);

$h$  - chiều dày lớp nước tràn qua đập tràn, m;

$C_o$  và  $C_s$  - nồng độ oxy hoà tan phía trước và phía sau đập tràn.

Tổ hợp các yếu tố ảnh hưởng đến quá trình khuếch tán oxy vào nước  $n$ :

$$n = n_1 \cdot n_2 \cdot n_3 \quad (7.24)$$

trong đó:  $n_1$  - số bậc của công trình đập tràn;

$n_2$  - hệ số kể đến ảnh hưởng của nhiệt độ đối với quá trình hoà tan oxy. Giá trị  $n_2$  có thể xác định như sau:

$$n_2 = 1 + 0,02 (t - 20) \quad (7.25)$$

ở đây:  $n_3$  - hệ số kể đến ảnh hưởng của chất lượng nước làm thoáng. Đối với nước thải chưa xử lý  $n_3$  là 0,65, nước thải sau xử lý là 0,7, nước sông hồ hơi bẩn là 1,0, nước sông hồ hơi sạch là 1,6 và nước sông hồ sạch là 1,8.

Đập tràn được tính toán sao cho khả năng khuếch tán oxy khí quyển là tốt nhất. Thông thường lưu lượng nước tràn qua một mét dài đập tràn  $q$  được chọn như sau:

- Đập tràn ngưỡng rộng,  $q = 40 \text{ l/s.m}$ ;
- Đập tràn thành mỏng hoặc tấm chắn răng cưa,  $q = 80 \text{ l/s.m}$ ;
- Tấm chắn thành mỏng lỗ hình chữ nhật,  $q = 120 \div 160 \text{ l/s.m}$ .

Quá trình làm thoáng oxy qua đập tràn có hiệu quả nhất khi tạo nên được bước nhảy thuỷ lực  $h_H$  là 0,8 - 0,9 m và chiều dài của giếng tiêu năng  $l_K$  là 4 m.

#### **7.4.2.2. Các thiết bị làm thoáng dạng khung tràn, dàn mưa hoặc vòi phun**

Điều kiện tiếp xúc giữa oxy không khí và nước sẽ tăng lên khi nước được phun hoặc chảy theo các tia nhỏ. Các vòi phun nước, guồng quay... là các thiết bị làm thoáng dạng này. Các tia nước được tạo nên nhờ hoạt động của máy bơm hoặc guồng quay. Để tăng cường sự tiếp xúc giữa nước và không khí, người ta còn sắp xếp các khối vật liệu tiếp xúc dạng ống, tấm ... để các tia nước rơi, đập vào và tiếp tục phân nhỏ hoặc dàn thành màng mỏng. Hệ thống vòi phun nước ở các hồ đô thị vừa làm giàu oxy, tăng cường quá trình tự làm sạch nguồn nước vừa tạo cảnh quan đô thị.

Các thiết bị làm thoáng dạng khung tràn, dàn mưa hoặc vòi phun yêu cầu điện năng tiêu thụ lớn. Thông thường điện năng tiêu thụ là  $1 \text{ kW.h/l kg O}_2$ .



### 7.4.2.3. Ví dụ tính toán

Tính toán đập tràn dạng tấm chắn răng cưa để làm thoáng oxy cho nước thải sau xử lý có lưu lượng trung bình  $100.000 \text{ m}^3/\text{ngày}$  và hệ số không điều hoà  $K$  là 1,5. Nồng độ oxy hoà tan trong nước thải  $C_0 = 0$ , nồng độ oxy hoà tan yêu cầu trong nước sông  $C_s = 6 \text{ mg/l}$ , nhiệt độ nước thải  $t = 25^\circ\text{C}$ .

Nồng độ oxy bão hoà trong nước ở điều kiện áp suất 1 at và  $t = 25^\circ\text{C}$  tra bảng là  $8,18 \text{ mg/l}$ . Nồng độ oxy bão hoà thực tế khi chọn bề dày lớp nước qua đập tràn  $h$  bằng  $0,05 \text{ m}$  ( $50 \text{ mm}$ ) tính theo công thức (7.22) là:

$$C_p = 0,95 \times 8,18 \cdot \left(1 + \frac{0,05}{10}\right) = 7,8 \text{ mg/l}$$

Đại lượng thiếu hụt oxy đối với nước thải ở  $25^\circ\text{C}$  là:

$$\varphi_1 = \frac{8,18 - 6}{8,18 - 0} = 0,267$$

trong đó :  $n_2$  - hệ số kể đến ảnh hưởng của nhiệt độ đối với quá trình hoà tan oxy xác định theo (7.24) :

$$n_2 = 1 + 0,02 (25 - 20) = 1,1$$

Hệ số chất lượng nước  $n_3$  là 0,7. Chọn đập tràn 3 bậc nên  $n_1 = 3$ .

$$n = n_1 n_2 n_3 = 3 \times 1,1 \times 0,7 = 2,31 \text{ hay } 1/n = 0,432$$

$$\varphi_{20} = 0,267^{0,432} = 0,555$$

Độ chênh mực nước phía trước và phía sau đập tràn xác định theo công thức (7.18) là:

$$Z = 1,5(1 - 0,555) = 0,72 \text{ m}$$

Chiều cao bước nhảy thủy lực  $h_H = 0,8 \text{ m}$ . Với đập tràn tấm chắn răng cưa chọn  $q = 80 \text{ l/s.m}$ , chiều ngang mỗi bậc của đập tràn  $B$  là:

$$B = \frac{1000 K \cdot Q}{86400 q} = \frac{1000 \times 1,5 \times 100000}{86400 \times 80} = 21,8 \text{ m}$$

Tổng chiều dài của ba bậc đập tràn là:

$$L = 3l_K = 3 \times 4 = 12 \text{ m}$$

### 7.4.3. Máy khuấy làm thoáng

#### 7.4.3.1. Cơ chế làm thoáng và khuấy trộn của các loại máy khuấy

Khuấy trộn cơ khí là biện pháp dễ vận hành, lắp đặt đơn giản và hiệu quả cấp khí cao. Yêu cầu của quá trình khuấy trộn làm thoáng là cung cấp đủ oxy, phân tán đều chúng trong nước và khuấy trộn đều mọi thành phần trong hồ hoặc kênh mương.

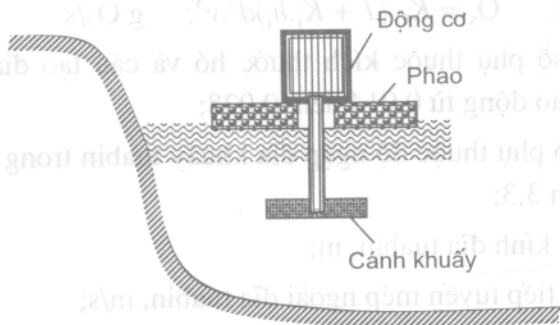
Khuấy trộn thực chất là quá trình làm khuếch tán oxy không khí vào trong nước. Năng lượng của cánh khuấy chuyển vào nước thải tạo nên dòng chảy rối trong aeroten và hình thành hiện tượng "khuếch tán sóng" trên bề mặt để lôi kéo oxy vào trong nước. Như vậy các thiết bị khuấy trộn bề mặt khi hoạt động tạo ra quá trình hoà tan oxy vào nước. Quá trình bơm nước từ tầng sâu lên bề mặt tạo ra màng mỏng và giọt nhỏ tiếp xúc với không khí. Quá trình thứ hai là hút các bọt khí trên bề mặt xuống sâu và tuần hoàn lại nước. Ngoài chuyển động tuần hoàn theo chiều dọc, nước trong bể còn chuyển động xoay quanh trục thiết bị theo chiều ngang. Tổng hợp các chuyển động làm cho bề mặt tiếp xúc giữa khí và nước luôn được thay đổi với cường độ mạnh, làm tăng hiệu quả hoà tan oxy vào nước.

Hiệu quả hoà tan oxy vào nước  $O_s$ , kg  $O_2$ /h, phụ thuộc vào các yếu tố như công suất của máy khuấy  $N$ , cường độ tuần hoàn hay lưu lượng nước vận chuyển qua cánh khuấy  $q_t$ , kích thước hình học của bể xử lý, đường kính của cánh khuấy  $d$ , tốc độ tiếp tuyến của cánh khuấy  $n$  (hoặc  $v$ ), chiều sâu ngập nước của cánh khuấy  $h_i$ .

#### 7.4.3.2. Các loại máy khuấy làm thoáng cho sông hồ

Để cung cấp oxy và khuấy trộn đều hỗn hợp nước thải làm giàu oxy cho chúng, người ta thường dùng các loại máy khuấy dạng tuabin.

Máy khuấy tuabin có trục thẳng đứng gắn với tuabin hình côn cánh phẳng, tuabin đĩa cánh phẳng hoặc tuabin dạng cánh quạt giống bơm ly tâm (hình 7.19).



**Hình 7.19. Sơ đồ cấu tạo các loại cánh khuấy làm thoáng bề mặt**

Máy khuấy làm thoáng bề mặt kiểu tuabin được lắp đặt trên mặt hồ và quay quanh trục đứng. Khi làm việc thiết bị tạo ra dòng tuần hoàn theo chiều đứng do nước được bơm từ tầng dưới lên bề mặt và chuyển động xoay ngang của nước trong bể theo chiều quay tuabin, tạo ra giọt nhỏ và màng mỏng tiếp xúc với không khí. Đồng thời quá trình khuấy tạo nên các phễu hút khí trên bề mặt đưa vào tầng nước sâu. Các loại máy khuấy tuabin thường được sử dụng là tuabin dạng đĩa phẳng, tuabin hình côn cánh phẳng, tuabin hình côn cánh cong, tuabin dạng ống phun. Máy khuấy tuabin bề mặt còn có thể đặt trên phao. Phía dưới các đĩa tuabin thường có các ống hút ổn định dòng.

Máy khuấy tuabin dạng đĩa cánh phẳng là một đĩa kim loại hàn các cánh quạt tấm phẳng theo bán kính của đĩa. Khi chuyển động quay quanh trục đứng, cánh quạt đưa nước từ tâm ra xung quanh, và giữa đĩa tạo nên chân không hút nước từ dưới lên.

Các loại máy khuấy tuabin tốc độ lớn có thể đặt trên các phao. Tuabin gồm bánh xe công tác có các cánh giống như bánh xe công tác máy bơm và phía dưới có ống hút. Hệ thống phao là các thùng kín bằng thép không gỉ hoặc composit. Khi hoạt động, tuabin quay hút nước từ dưới lên và đẩy nó bắn ra xung quanh theo tám hướng dòng. Công suất hoà tan oxy có thể từ 7 đến 9 kg  $O_2$ /h. Máy khuấy loại này thường đặt trong hồ hoặc aeroten có chiều sâu trên 3 m.

Nguyên lý hoạt động của phần lớn thiết bị khuấy trộn cơ khí gần giống như của máy bơm ly tâm. Công suất của máy khuấy được xác định theo lưu lượng nước vận chuyển qua cánh khuấy và tốc độ nước trong vùng khuấy trộn. Đĩa khuấy dạng tuabin là loại thường dùng để khuấy trộn, hoà tan oxy bề mặt.

Lượng oxy được hoà tan vào nước  $O_2$  nhờ các đĩa khuấy tuabin bề mặt có thể xác định theo biểu thức sau:

$$O_2 = K_C (1 + K_i h_i) d^2 v^3; \quad \text{g O}_2/\text{s} \quad (7.26)$$

trong đó:  $K_C$  - hệ số phụ thuộc kích thước hồ và cấu tạo đĩa cánh khuấy tuabin, dao động từ 0,014 đến 0,028;

$K_i$  - hệ số phụ thuộc độ ngập đĩa khuấy tuabin trong nước, thường từ 1,9 đến 3,3;

$d$  - đường kính đĩa tuabin, m;

$v$  - tốc độ tiếp tuyến mép ngoài đĩa tuabin, m/s;

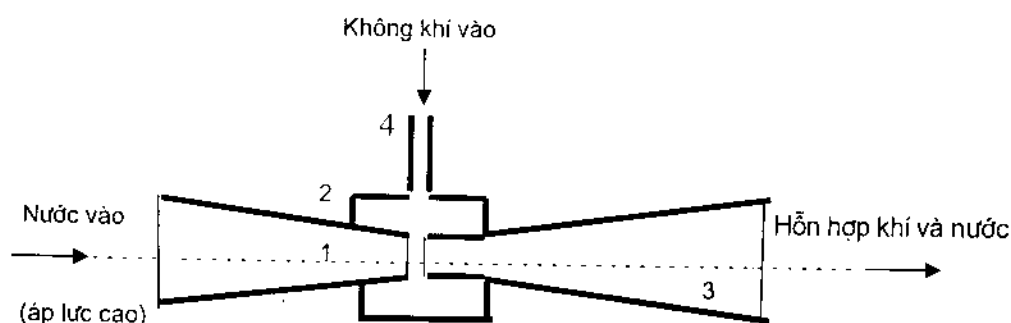
$h_i$  - độ ngập đĩa tuabin trong nước, m.

#### 7.4.4. Thiết bị cấp khí ejectơ

##### 7.4.4. 1. Cấu tạo và nguyên lý hoạt động thiết bị cấp khí ejectơ

Ejectơ là thiết bị thu khí tự nhiên, có thể chế tạo bằng gang đúc, thép hàn hay bằng chất dẻo. Cấu tạo của thiết bị ejectơ được nêu trên hình 7.20.

Nguyên lý hoạt động của ejectơ là khi nước chuyển động trong ống phun với áp lực lớn và tốc độ tăng làm giảm áp suất cục bộ đột ngột trong phần thu hẹp của ejectơ, hút không khí theo ống thu khí 4 vào ngăn trộn. Hỗn hợp nước và khí được đẩy ra ngoài, khuấy trộn đều với nước trong công trình xử lý.

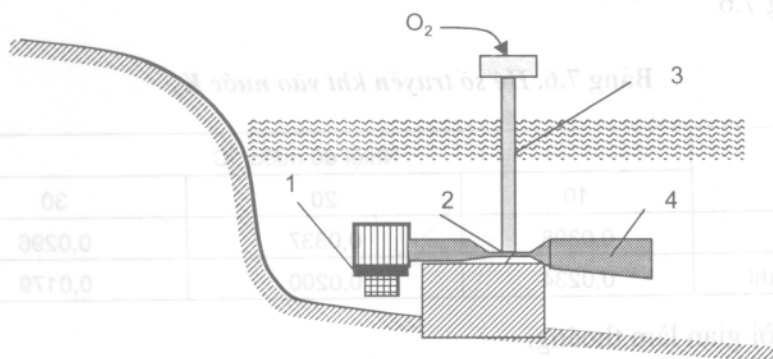


**Hình 7.20. Sơ đồ cấu tạo ejectơ thu khí:**

1- ống phun nước; 2- ngăn trộn; 3- ngăn đẩy hỗn hợp khí và nước; 4- ống thu khí

Khi chế tạo ejectơ cần chú ý: ống phun nước, ngăn trộn và ngăn mở rộng phải đồng trục. Chiều dài của ngăn trộn lấy bằng 6 đến 8 lần đường kính của nó. Khoảng cách khe hở từ cuối ống phun đến đầu ngăn đẩy hỗn hợp khí nước lấy bằng 0,7 đến 0,9 đường kính miệng phun.

Để tạo áp lực phun, hút và trộn đều lượng lớn khí và nước, người ta thường nối đầu ống phun nước của thiết bị ejectơ với ống đẩy của máy bơm nước. Các hãng sản xuất bơm thường chế tạo các máy thổi khí đặt ngập theo nguyên tắc lắp ejectơ thu khí trên đường ống đẩy của máy bơm chìm, thường gọi là máy thổi khí dạng jet.



**Hình 7.21. Nguyên lý hoạt động của máy thổi khí dạng jet:**

1- bơm; 2- ống ejectơ; 3- hệ thống lấy không khí; 4- ống trộn và hướng dòng

#### 7.4.4.2. Tính toán thiết kế thiết bị cấp khí ejectơ

Khi dùng ejectơ thu khí, khí và nước đi cùng chiều với nhau. Lượng oxy hoà tan trong nước  $C$  được xác định theo công thức sau:

$$C = C_0 + (C_s + C_0) \frac{1 - e^{-\left[ K_2 \left( 1 + \frac{K_d}{R} \right) \right]}}{1 + \frac{K_d}{R}} \quad (7.27)$$

trong đó:  $C_0$  - nồng độ oxy hoà tan có sẵn trong nước, mg/l;

$C_s$  - nồng độ oxy bão hoà trong nước, phụ thuộc vào nhiệt độ và tổng các chất hoà tan trong nước, xác định theo bảng 7.4

**Bảng 7.4. Nồng độ oxy bão hoà trong nước khi tổng các chất hoà tan (TDS) dưới 1000 mg/l**

| Nhiệt độ nước, °C | 18  | 19  | 20  | 21  | 22  | 23  | 24  | 25  |
|-------------------|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|
| $C_s$ , mg/l      | 9,5 | 9,4 | 9,2 | 9,0 | 8,8 | 8,7 | 8,5 | 8,4 |

$K_2$  - hệ số phụ thuộc vào độ ngập của ejectơ trong nước  $h_a$  và xác định theo bảng 7.5.

**Bảng 7.5. Giá trị  $K_2$  phụ thuộc độ ngập ejectơ trong nước  $h_a$** 

| Độ ngập ejectơ $h_a$ , m | 0,5 | 0,6  | 0,7 | 0,8 | 0,9 | 1,0 | 3,0  | 4,0  | 5,0  | 6,0  |
|--------------------------|-----|------|-----|-----|-----|-----|------|------|------|------|
| $K_2$                    | 0,4 | 0,46 | 0,6 | 0,8 | 0,9 | 1   | 2,08 | 2,52 | 2,92 | 3,30 |

$K_d$  - hệ số truyền khí vào nước, phụ thuộc vào nhiệt độ và lấy theo bảng 7.6

**Bảng 7.6. Hệ số truyền khí vào nước  $K_d$** 

|           | Nhiệt độ nước, °C |        |        |
|-----------|-------------------|--------|--------|
|           | 10                | 20     | 30     |
| Oxy       | 0,0398            | 0,0337 | 0,0296 |
| Không khí | 0,0234            | 0,0200 | 0,0179 |

$t$  - thời gian làm thoáng;

$R$  - tỷ lệ giữa lượng không khí và nước qua ejectơ, xác định theo biểu thức:

$$R = \frac{q_k}{q_n} \quad (7.28)$$

ở đây:  $q_k$  - lưu lượng không khí, m<sup>3</sup>/s;

$q_n$  - lưu lượng nước, m<sup>3</sup>/s.

Lưu lượng không khí cần thu  $q_k$  cũng có thể lấy bằng 10% lưu lượng nước  $q_n$ .

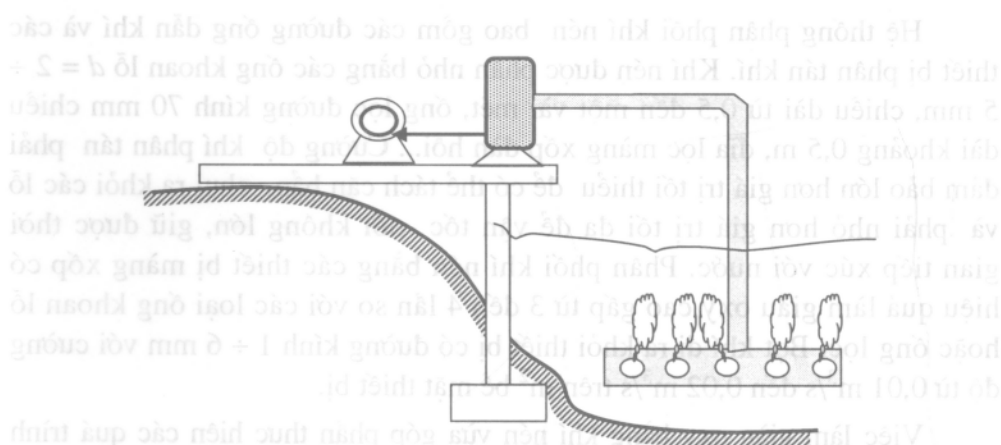
Dựa vào lưu lượng không khí cần hút  $q_k$  (m<sup>3</sup>/s) có thể xác định các kích thước cơ bản của ejectơ.

#### 7.4.5. Làm giàu oxy bằng khí nén

##### 7.4.5.1. Nguyên tắc làm giàu oxy bằng khí nén

Hiệu quả làm giàu oxy cho nước được đảm bảo khi điều kiện tiếp xúc giữa các pha nước - khí tăng lên. Khi làm giàu oxy bằng các thiết bị động học, khối chất lỏng (nước) được phân nhỏ để dễ tiếp xúc với oxy không khí. Ngược lại, khi làm giàu oxy bằng khí nén, khí được phân nhỏ để dễ tiếp xúc và hoà tan trong nước. Vì vậy, thiết bị làm giàu oxy cho nước bao gồm hai

bộ phận: máy nén khí và hệ thống phân phối khí, sơ đồ cấu tạo được nêu trên hình 7.22.



**Hình 7.22. Sơ đồ thiết bị làm giàu oxy cho nguồn nước bằng khí nén**

Do lấy oxy không khí để oxy hoá sinh hoá các chất hữu cơ trong sông hồ, lượng không khí cần thiết  $B$  ( $\text{m}^3$  khí/  $\text{m}^3$  nước làm thoáng) để xử lý BOD trong  $1 \text{ m}^3$  hỗn hợp nước thải và nước sông hồ xác định theo công thức sau đây:

$$B = \frac{Z(L_a - L_t)}{K_1 K_2 n_1 n_2 (C_p - C_0)} \quad (7.29)$$

trong đó:  $Z$  - lượng oxy đơn vị cần thiết mg để khử 1 mg BOD trong nước thải,  $Z$  thường lấy từ 0,9 đến 2,2, phụ thuộc vào mức độ oxy hoá chất hữu cơ;

$L_a, L_t$  - BOD của nước trước và sau khi thổi khí, mg/l;

$K_1$  - hệ số phân tán bọt khí lấy bằng 0,75 đối với ejectơ;

$n_1$  - hệ số phụ thuộc nhiệt độ trung bình nước thải  $T$ , xác định như sau:

$$n_1 = 1 + 0,02(T - 20) \quad (7.30)$$

$n_2$  - hệ số tính đến tốc độ vận chuyển oxy vào hỗn hợp bùn nước, đối với nước thải sinh hoạt  $n_2$  bằng 0,85 và nước thải công nghiệp bằng 0,7;

$C_p$  - độ hoà tan oxy không khí vào nước, phụ thuộc vào nồng độ oxy bão hoà  $C_s$  và độ ngập của ejectơ  $h_a$ , xác định theo công thức:

$$C_p = C_s \frac{10,3 + 0,5h_a}{10,3} \quad (7.31)$$

Hệ thống phân phối khí nén bao gồm các đường ống dẫn khí và các thiết bị phân tán khí. Khí nén được phân nhỏ bằng các ống khoan lỗ  $d = 2 \div 5$  mm, chiều dài từ 0,5 đến một vài mét, ống lọc đường kính 70 mm chiều dài khoảng 0,5 m, đĩa lọc màng xếp đàn hồi... Cường độ khí phân tán phải đảm bảo lớn hơn giá trị tối thiểu để có thể tách cặn bẩn, chui ra khỏi các lỗ và phải nhỏ hơn giá trị tối đa để vận tốc nổi không lớn, giữ được thời gian tiếp xúc với nước. Phân phối khí nén bằng các thiết bị màng xếp có hiệu quả làm giàu oxy cao gấp từ 3 đến 4 lần so với các loại ống khoan lỗ hoặc ống lọc. Bọt khí đi ra khỏi thiết bị có đường kính  $1 \div 6$  mm với cường độ từ  $0,01 \text{ m}^3/\text{s}$  đến  $0,02 \text{ m}^3/\text{s}$  trên  $\text{m}^2$  bề mặt thiết bị.

Việc làm giàu oxy bằng khí nén vừa góp phần thực hiện các quá trình oxy hoá chất hữu cơ trong nguồn nước, chống hiện tượng phân tầng và phú dưỡng nguồn nước. Lượng không khí cần cấp thông thường là  $0,1 \div 0,6 \text{ m}^3/\text{m}^3$  nước nguồn. Tuy nhiên hệ thống cấp khí nén thường cấu tạo phức tạp, chi phí điện năng lớn. Hiện nay, để giải quyết hiện tượng thiếu hụt oxy cục bộ, người ta dùng hệ thống cấp khí nén di động với việc đặt máy thổi khí (hoặc máy nén khí) trên phao. Thiết bị phân tán khí là các ống dẻo màng xếp có khả năng đàn hồi.

Một trong biện pháp cấp khí nén cho nước có chi phí vận hành thấp là hút và trộn nước với khí qua thiết bị nâng thuỷ lực. Biện pháp này trộn đều được khí nén với khối nước sâu. Tuy nhiên phạm vi sử dụng thiết bị nâng thuỷ lực bị hạn chế do diện tích phục vụ không lớn.

## 7.5. CÁC BIỆN PHÁP KHÁC ĐỂ TĂNG CƯỜNG QUÁ TRÌNH TỰ LÀM SẠCH VÀ CẢI THIÊN CHẤT LƯỢNG NƯỚC HỒ

### 7.5.1. Giảm thiểu nguồn ô nhiễm từ tầng đáy và bùn cặn

#### 7.5.1.1. Nạo vét lòng hồ

Hầu hết các hồ đô thị khu vực đồng bằng phải tiếp nhận nước thải không qua xử lý và chưa được nạo vét, lượng bùn trầm tích trong hồ rất lớn, độ dày trung bình khoảng 20 đến 50 cm. Vì vậy, trừ một số hồ nhạy cảm và hồ lớn (ví dụ như Hồ Tây ở Hà Nội...), còn lại tất cả các hồ cần tháo cặn nước, nạo vét và cải tạo lại mái và lòng hồ.



Biện pháp này thường chỉ áp dụng cho các hồ nhỏ, đặc biệt là các hồ nội thành. Vấn đề lớn nhất của giải pháp này là việc xử lý bùn cặn nạo vét (ô nhiễm các kim loại nặng gây độc, với yêu cầu diện tích lớn cho bãi chôn lấp bùn) và dễ gây ra hiện tượng phospho tái hoà nhập tức thời vào nước lớn, làm thay đổi môi trường sống của thủy sinh. Sau khi nạo vét hồ Hoàn Kiếm năm 1993, pH thay đổi đột ngột, môi trường sống thay đổi, rùa ngoi lên mặt nước nhiều lần và hệ thủy sinh thay đổi.

Chi phí cho giải pháp này thường cao. Tuy nhiên, so với giải pháp bao phủ lát đáy, giải pháp này hiệu quả cao hơn do loại bỏ được toàn bộ chất ô nhiễm tích tụ ra khỏi hồ.

Điều kiện lý tưởng để áp dụng phương pháp này là trường hợp không yêu cầu bảo vệ hệ thủy sinh trong quá trình nạo vét. Khi đó nước hồ sẽ được tháo cạn, toàn bộ bùn đáy được nạo vét bằng các thiết bị cơ giới.

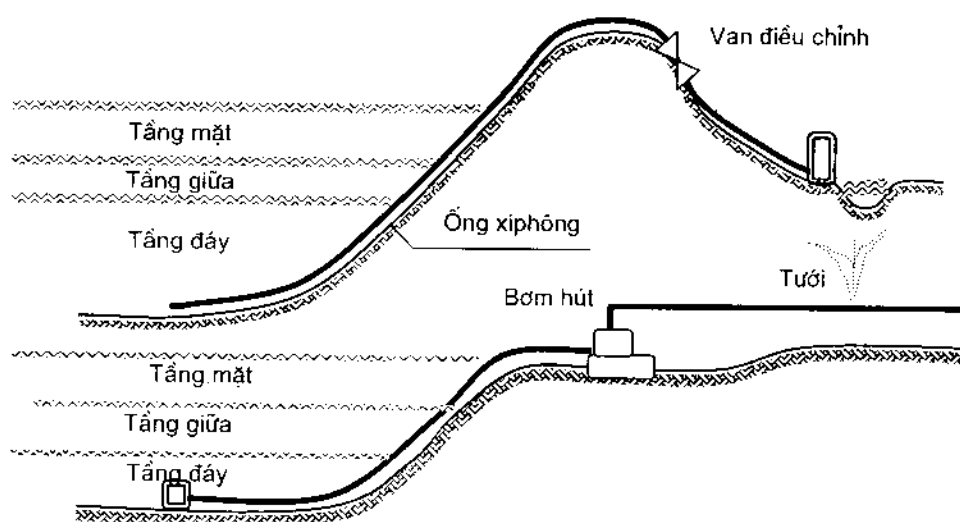
Trong trường hợp yêu cầu bảo vệ hệ thủy sinh, quá trình nạo vét cần được tiến hành từ từ nhằm hạn chế sự tái hoà nhập phospho trong bùn vào nước và tránh sự thay đổi đột ngột môi trường sống của hệ thủy sinh.

Hạn chế tác động của bùn cặn đáy tới chất lượng nước bằng biện pháp bao phủ lớp bùn cặn đáy. Biện pháp này nhằm ngăn cản sự tái hoà nhập của các chất ô nhiễm từ bùn đáy. Lớp vật liệu phủ không thể là cát hay sỏi, vì đây sẽ là môi trường thuận lợi cho thực vật bậc cao phát triển trong vòng 1 - 2 năm sau khi che phủ. Theo Cooke (1980) [21], vật liệu bao phủ tốt nhất là dùng polyetylen dày 0,1 mm. Ưu điểm của phương pháp này là không những ngăn cản các chất ô nhiễm tái hoà nhập mà còn ngăn cản các khí độc tạo ra trong quá trình phân huỷ bùn đáy hoà tan vào nước và sự phát triển của thực vật bậc cao.

#### **7.5.1.2. Thay nước tầng đáy**

Nước tầng đáy thường nghèo oxy và giàu chất dinh dưỡng do quá trình lắng và bổ sung từ bùn đáy. Biện pháp này nhằm bổ sung oxy cho tầng đáy và giảm lượng dinh dưỡng trong nước.

Biện pháp được xây dựng trên ý tưởng của Olszewsky (1961) và được áp dụng tại các hồ ở Thụy Sĩ, Ôxtrâyli và rất nhiều hồ khác trên thế giới. Nguyên tắc làm việc của biện pháp này được trình bày ở hình 7.23.



**Hình 7.23. Sơ đồ thay nước đáy hồ**

Ưu điểm của giải pháp này là có thể áp dụng mềm dẻo cho tất cả các loại hồ, thực hiện dễ dàng với chi phí thấp. Nếu kết hợp biện pháp này với biện pháp giảm tải lượng ô nhiễm đầu vào thì công tác kiểm soát sẽ đạt hiệu quả cao, nồng độ chất dinh dưỡng trong hồ giảm nhanh.

Trong quá trình thực hiện cần đóng phai dòng ra, sau đó bổ sung lượng nước vào hồ bằng lượng nước đã mất đi. Do quá trình pha loãng, một lần nữa nồng độ các chất ô nhiễm trong hồ sẽ giảm.

Đây là giải pháp ngắn hạn với ưu điểm đơn giản, chi phí không cao. Tuy nhiên, giải pháp này chỉ đạt hiệu quả cao khi kết hợp với việc kiểm soát dòng vào.

Biện pháp này thích hợp cho các hồ chưa có điều kiện nạo vét hoặc áp dụng để xử lý các vùng ô nhiễm cục bộ trong hồ.

### **7.5.1.3. Cải thiện điều kiện oxy trong hồ**

Sục khí hoặc tăng cường khả năng khuếch tán oxy vào nước: làm các đài phun nước, guồng nước, các trò chơi mặt nước (thuyền đập nước...). Các hình thức vui chơi giải trí và tạo cảnh quan này còn làm xáo trộn nước từ tầng này qua tầng kia, tạo điều kiện quang hợp và tiếp xúc oxy, tảo và vi khuẩn phát triển tốt.

#### **7.5.1.4. Bổ sung nitrat vào bùn đáy như là vật mang oxy**

Đây là phương pháp của Riplox (1976) [9] nhằm giảm tải lượng chất ô nhiễm trong bùn đáy hồ. Phương pháp này đã được áp dụng tại hồ Lillesjon diện tích 4,2 ha, sâu 4,2 m (bùn đen, P cao, nồng độ Fe trên bề mặt bùn thấp) theo các bước sau:

- Cho 13 tấn  $\text{FeCl}_3$  nhằm tăng lượng sắt trong hồ dẫn đến giảm lượng phosphat và loại bỏ  $\text{H}_2\text{S}$ ;
- Cho 5 tấn  $\text{Ca(OH)}_2$  để trung hoà;
- Cho 12 tấn  $\text{Ca(NO}_3)_2$  để oxy hoá chất hữu cơ và các chất vô cơ ( $\text{FeS}$ ).

Các chất hoá học được xối vào trong bùn, nitrat được biến đổi thành khí nitơ và thoát ra khỏi nước. Kết quả nghiên cứu theo Bjork, 1985, cho thấy, sau vài tuần P tổng bé hơn 3 mg/l, trong tầng đáy xấp xỉ bằng 0,004 mg/l.

Phương pháp này thích hợp cho các hồ không có khả năng nạo vét và là giải pháp tình thế cho các hồ ô nhiễm. Giải pháp này chưa được ứng dụng tại Việt Nam.

#### **7.5.2. Nuôi trồng thủy sinh vật**

Nuôi trồng thủy sinh vật trong nguồn nước là giải pháp mang tính lâu dài và bền vững nhằm ổn định hệ sinh thái chất lượng nước. Các loại động thực vật sẽ hấp thụ và tiêu thụ các chất dinh dưỡng hữu cơ dư thừa và các loại phù du động thực vật, tạo nên chuỗi thức ăn khép kín. Giải pháp này có thể áp dụng riêng lẻ hoặc tổ hợp các biện pháp sau đây.

##### **7.5.2.1. Sử dụng và trồng thực vật bậc cao**

Các loại thực vật bậc cao đóng vai trò quan trọng trong việc ổn định chất lượng nước. Chúng sử dụng các muối dinh dưỡng (chủ yếu là N và P) và các kim loại nặng (như Cu, Hg, Cd và Zn) để đồng hoá và phát triển sinh khối.

Thực vật bậc cao được chia làm hai loại: thực vật nổi và thực vật ngập nước.

Thực vật nổi thu nhận các chất dinh dưỡng và các nguyên tố vi lượng qua bộ rễ. Sinh khối của các loại bèo như: *Eichhornia crassipes*, *Salvina*, *Spirodella*, *Lema*, *Postia stratiotes*... phát triển mạnh trong môi trường nước

thải. Các loại thực vật bậc cao ngập nước như rong *Hydrilla verticillata*, *Ceratophyllum*..., cây thân bậc như *Scirpus longii*, *Typha latifolia*, *Pragmites communis*... có khả năng hấp thụ các chất dinh dưỡng và các nguyên tố vi lượng qua thân và lớp vỏ. Đây là quá trình lọc và hấp thụ các chất hoà tan. Thực vật ngập nước còn đóng vai trò lớn trong việc cung cấp oxy cho vi khuẩn để phân huỷ chất hữu cơ. Khi áp dụng biện pháp này cần thường xuyên thu hồi thực vật nổi và thực vật ngập nước, tránh tình trạng tái nhiễm bẩn và tái nhiễm độc. Sử dụng các loại thực vật nổi và thực vật ngập nước (bèo tây, rong đuôi chó...). Song song với biện pháp này phải tiến hành thu hồi chúng thường xuyên, tránh tình trạng nhiễm bẩn lần thứ hai. Ven hồ và chỗ có nguồn thải đổ vào có thể trồng cây có khả năng hấp thụ chất dinh dưỡng cao. Tăng cường chủng loại và số lượng thực vật phù du cũng như cá và động vật không xương thuộc loại hai mảnh vỏ, nhằm giảm lượng phù du thực vật và ổn định hệ sinh thái trong hồ.

#### **7.5.2.2. Hạn chế mức độ phát triển của tảo**

Nguyên tắc chung của giải pháp này là tăng cường khả năng tiêu thụ của động vật phù du, các loài cá và động vật hai vỏ bằng việc tăng mật độ cũng như chủng loại của chúng. Giải pháp này có thể làm giảm chủng loại, mật độ và tốc độ phát triển của tảo, tránh hiện tượng nước “nở hoa” và tạo nên sự cân bằng trong hệ sinh thái.

Ngoài ra người ta còn có thể hạn chế tốc độ phát triển của tảo bằng các chất hoá học như ức chế sự phát triển của tảo bằng dung dịch  $\text{CuSO}_4$  4%

## TÀI LIỆU THAM KHẢO

1. **Asit K. Biswas.** *Water Resources, Environmental Planning, Management and Development.* McGraw-Hill, 1996.
2. **Chapra S.C.,** *Surface Water Quality Modeling.* McGraw-Hill, 1997.
3. **Danda.** *Water Resources Management.* Denmark, 2000.
4. **George Tchobanoglous.** *Water Quality.* University of California, 1985.
5. **Global Water Partnership.** *Integrated Water Resources Management.* Stockholm, 2000.
6. **Harremoos Poul.** *Water Quality Proceses.* Denmark Technical University, 1998.
7. **James A.** *Mathematical Model in Water Pollution Contro .* New York, 1978.
8. **James A.** *Anlntroduction to Water Quality Monitoring.* John Wiley & Sons, 1984.
9. **Jongensen, S. E.** *Lake management.* Pergamon Press, Oxford, 1980.
10. **Jorgensen S. E., Vollenweider R. A.** *Guideline of Lake Managemen, Volume 1: Principles of Lake Management,* UNEP and ILEC, 1991.
11. **Mervin D. Palmer.** *Water Quality Modeling.* The World Bank, Washington , D.C., 2001.
12. **Metcalf & Eddy.** *Waste water Engineering: Treatment, Disposal , Reuse. ( Third Edition),* McGraw - Hill, 1991.
13. **Poul Harrenmoos.** *Water Quality Processes,* Denmark Technical University, 1998.
14. **Saburo Matsui...** *Guideline of Lake Management, Vol. 4: Toxic Substances Management in Lake and Reservoirs.* UNEP and ILEC, 1991.
15. **Steven C. Chapra.** *Sufarce Water - Quality Modeling.* McGraw-Hill, 1991.
16. **Straskraba M., Tundisi J.G.** *Guideline of Lake Management , Volume 9: Reservoir Water Quality Management,* ILEC, 1999.
17. **The World Bank.** *Pollution Prevention and Abbatement Handbook.,* Washington, D.C., 1998.
18. **Livingstone D. R., Forlin L.** *Molecular Biomass and Toxic Consequences of Impact by Organic Pollution in Aquatic Organisms, Water Quality and Stress Indicators in Marine and Freshwater Ecosystems.* 1997.
19. **Saborowski, R. and Buchholz.** *DNA as Biological Masker in Aquatic Organisms.* 1990.
20. **Sarkar A.** *Evaluation of the Analysis of PCBs, DDT and Related Compounds in Aquatic Environment.* CEC Report. B/C11. 900783, Brussels X11/90.
21. **Krasner S.W., Hwang C. J. and McGuire M. J.** 1981 Development of a Closed – loop Stripping Technique for the Analysis of Taste and Odor Causing Substances in Drinking Water. In *Advances in the Identiffication and Analysis of Organic Pollutants in Water.* Vol.2 (Edited by Keith L.H). Ann Arbor Scientific Publication, Ann Arbor.
22. **Aliabina G. A. và ...** *Chuyển hoá các chất hữu cơ và các chất dinh dưỡng trong các hồ bị phú dưỡng nhân tạo.* NXB Khoa học Leningrad, 1989 (tiếng Nga).
23. **Djurinin N. I., Sisokin A. I.** *Mô hình hoá toán học và dự báo ô nhiễm nước lục địa.* NXB Khí tượng thủy văn , Leningrad, 1989 ( tiếng Nga).
24. **Ibad - Zade Iu. A.** *Vận chuyển nước trong kênh mương.* NXB Xây dựng, Mascova, 1983 ( tiếng Nga).
25. **Lapsop N. N.** *Tính toán công xả nước thải.* NXB Xây dựng Leningrad, 1977 (tiếng Nga).
26. **Lapsop N. N., Bezobrazop Iu.B.** *Phương pháp dự báo chất lượng nước .* Đại học Xây dựng Leningrad, 1991 ( tiếng Nga).
27. **Rodziller I. D.** *Dự báo chất lượng nước nguồn tiếp nhận nước thải,* Mascova, 1984 (tiếng Nga).

# MỤC LỤC

|                                                                                                         |     |
|---------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----|
| Lời giới thiệu                                                                                          | 3   |
| <b>Chương 1. Chất lượng nước sông hồ và tiêu chuẩn của nước sông hồ</b>                                 | 5   |
| 1.1. Mục đích tiêu chuẩn hóa chất lượng nước sông hồ                                                    | 6   |
| 1.2. Tiêu chuẩn xả nước thải chứa nhiều chất ô nhiễm                                                    | 9   |
| 1.3. Lưu lượng nước sông hồ dùng để tính toán                                                           | 12  |
| 1.4. Nhu cầu oxy sinh hóa (BOD) của nước                                                                | 17  |
| 1.5. Nồng độ chất nền                                                                                   |     |
| <b>Chương 2. Quá trình pha loãng nước thải trong sông hồ</b>                                            | 20  |
| 2.1. Khái niệm về pha loãng nước thải trong sông hồ                                                     | 27  |
| 2.2. Tính toán quá trình pha loãng nước thải trong sông hồ                                              | 30  |
| 2.3. Tính toán quá trình pha loãng nước thải trong hồ                                                   | 31  |
| 2.4. Các ví dụ tính toán                                                                                |     |
| <b>Chương 3. Chuyển hoá các chất ô nhiễm trong sông hồ</b>                                              | 33  |
| 3.1. Các tác nhân gây ô nhiễm nguồn nước                                                                | 40  |
| 3.2. Quá trình chuyển hoá và phân huỷ chất bán không bền vững trong sông hồ                             | 46  |
| 3.3. Quá trình hoà tan và tiêu thụ oxy trong sông                                                       | 56  |
| 3.4. Quá trình phú dưỡng hồ                                                                             |     |
| <b>Chương 4. Tự làm sạch bằng phương pháp hóa sinh</b>                                                  | 78  |
| 4.1. Vai trò tự làm sạch bằng phương pháp hóa sinh                                                      | 79  |
| 4.2. Các bậc phản ứng trong quá trình tự làm sạch                                                       | 81  |
| 4.3. Vai trò oxy hòa tan trong quá trình tự làm sạch                                                    | 83  |
| 4.4. Ảnh hưởng của khối lượng vi khuẩn đến cường độ tự làm sạch                                         | 90  |
| 4.5. Thu hồi chất nền từ nước bằng các tế bào vi khuẩn và nhu cầu của chất nền                          | 92  |
| 4.6. Hệ số không bền vững                                                                               |     |
| <b>Chương 5. Tự làm sạch nước sông hồ qua các quá trình hóa học và sinh học</b>                         | 106 |
| 5.1. Các chất bền vững và không bền vững                                                                | 109 |
| 5.2. BOD của nước sông hồ                                                                               | 113 |
| 5.3. Các chất rắn                                                                                       | 117 |
| 5.4. Nitrit và nitrat                                                                                   | 119 |
| 5.5. Oxy hòa tan                                                                                        | 125 |
| 5.6. Khả năng trung hòa nước sông hồ                                                                    | 127 |
| 5.7. Các sản phẩm chuyển hóa                                                                            | 128 |
| 5.8. Ảnh hưởng của muối thủy phân                                                                       | 129 |
| 5.9. Nhiệt độ của nước                                                                                  | 129 |
| 5.10. Ảnh hưởng của sự hấp thụ và pha loãng tới chất lượng nước                                         |     |
| <b>Chương 6. Tác động tổ hợp của nước thải qua số cửa thải bất kỳ ra sông hồ</b>                        | 137 |
| 6.1. Chất lượng nước sông hồ tại nơi có các khu công nghiệp, khu dân cư                                 | 138 |
| 6.2. Tác động đồng thời nước thải qua nhiều cửa thải tới sông hồ                                        |     |
| 6.3. Dự báo chất lượng nước hồ theo các chỉ số khác nhau khi xả nước thải ra sông hồ qua nhiều cửa thải | 141 |
| 6.4. Ảnh hưởng của các dòng chảy mặt và dòng chảy ngầm tới chất lượng nước sông hồ                      | 149 |
| 6.5. Thái giới hạn cho phép các chất ô nhiễm                                                            | 151 |
| <b>Chương 7. Các biện pháp kỹ thuật quản lý chất lượng nước sông hồ</b>                                 | 156 |
| 7.1. Kiểm soát ô nhiễm nước                                                                             | 162 |
| 7.2. Các biện pháp hạn chế xả chất thải ra nguồn                                                        | 174 |
| 7.3. Pha loãng nước thải và bổ sung nước cho nguồn                                                      | 183 |
| 7.4. Làm giàu oxy (làm thoáng nhân tạo) cho sông hồ                                                     | 197 |
| 7.5. Các biện pháp khác để tăng cường quá trình tự làm sạch và cải thiện chất lượng nước hồ             |     |
| <b>Tài liệu tham khảo</b>                                                                               |     |

chất lượng nước sông hồ và



**204165**

