

CHƯƠNG 5

TÍNH LAN TRUYỀN Ô NHIỄM CHẤT HỮU CƠ TRÊN MẠNG KÊNH SÔNG

Sự đô thị hóa trong cả nước và khu vực phía Nam đang diễn ra ở mức độ cao. Sự phát triển nhanh các khu dân cư, các khu công nghiệp và tiểu thủ công nghiệp, các công trình giao thông, xây dựng,.. ở khu vực thành phố Hồ Chí Minh và các khu vực lân cận đang có tác động xấu tới môi trường sinh thái. Hầu hết các nguồn nước thải dân sinh, công nghiệp, thủ công nghiệp,.. chưa được xử lý hoặc xử lý sơ bộ đều được xả trực tiếp vào mạng kênh sông, gây ô nhiễm nghiêm trọng cho sông Sài Gòn, Đồng Nai, Thị Vải và mạng kênh sông lân cận. Một đặc điểm có ảnh hưởng quan trọng tới quá trình tự làm sạch nguồn nước là toàn bộ mạng kênh sông đều chịu ảnh hưởng của thủy triều, gây khó khăn cho việc tiêu thoát nước. Dưới tác động của các yếu tố tự nhiên và xã hội, sức ép về ô nhiễm môi trường nói chung và ô nhiễm kênh rạch nói riêng ngày càng gia tăng. Nước sông kênh bị ô nhiễm gây ra hậu quả nghiêm trọng về sức khỏe, về sản xuất nông nghiệp, nuôi trồng thủy sản, về cảnh quan đô thị, nhất là các dự án đầu tư từ bên ngoài ngày một nhiều, tốc độ gia tăng dân số còn cao. Vì vậy song song với luật bảo vệ môi trường, vấn đề cải tạo mạng kênh rạch và tìm các biện pháp khả thi giải quyết vấn đề ô nhiễm là một công việc cấp bách. Để làm cơ sở cho việc quản lý và lựa chọn các giải pháp cải tạo, mô hình toán sẽ là một công cụ đắc lực.

Trong chương 4 đã trình bày mô hình tính lan truyền mặn trên mạng kênh sông với độ mặn xem như chất bảo toàn. Khác với nước mặn, nước bị nhiễm bẩn (bởi các chất hữu cơ hoặc các chất có tương tác sinh hóa khác), ngoài các quá trình lan truyền, tán xạ, nước ô nhiễm còn chịu sự biến đổi của các quá trình sinh hóa khác nhau trong đó quá trình oxy hóa đóng vai trò chủ yếu và từ đó các chất ô nhiễm được xem là các chất không bảo toàn. Mặc dù khác nhau về bản chất vật lý nhưng quá trình lan truyền mặn và lan truyền chất ô nhiễm vẫn tuân theo các luật bảo toàn, và về dạng các phương trình một chiều mô tả quá trình lan truyền ô nhiễm vẫn là phương trình tải khuếch tán (hoặc tán xạ). Vì thế phương pháp trình bày trong chương 4 vẫn có thể áp dụng cho bài toán lan truyền chất ô nhiễm. Trong chương này không đi sâu phân tích phương pháp mà chỉ áp dụng phương pháp đã trình bày cho bài toán lan truyền ô nhiễm chất hữu cơ. Nội dung trình bày trong chương này dựa trên tập bài giảng của tác giả trình bày trong khuôn khổ dự án giảm thiểu ô nhiễm cho khu vực Biên Hòa VIE/95/053.

3.1. Các yếu tố thủy văn tác động tới quá trình tự làm sạch

Dòng chảy là yếu tố quyết định chủ yếu tới quá trình tự làm sạch của mạng kênh sông. Hầu hết các kênh sông ở Việt Nam nói chung và ở Đồng bằng sông Cửu Long nói riêng đều chịu ảnh hưởng của chế độ triều. Ở vùng bán nhật triều, trong một ngày, triều có hai lần lên xuống. Khi triều xuống, nước biển bị đẩy chuyển xuống hạ lưu một đoạn và pha loãng một phần, quãng đường dịch chuyển xa hay gần phụ thuộc vào vận tốc dòng chảy. Khi triều lên, lượng nước thải chưa pha loãng

hết lại bị đẩy ngược trở lại tạo thành những khu vực bùng nhùng của nước thải, ở đó dòng chảy rất nhỏ. Như vậy ở một khía cạnh nào đó triều là một yếu tố có tác động xấu tới quá trình tự làm sạch.

Do đặc điểm của chế độ thủy văn, ở Đồng bằng sông Cửu Long có làm hai mùa rõ rệt: mùa mưa và mùa khô. Về mùa mưa, lưu lượng thượng nguồn về nhiều, tốc độ dòng chảy lớn nên khả năng di chuyển và pha loãng nước thải tốt hơn, mặc dù sau mỗi trận mưa đầu mùa các nguồn bẩn bị cuốn ra kênh rạch nhiều hơn. Về mùa khô (kéo dài gần 6 tháng) lưu lượng thượng lưu kiệt dần và thường kiệt nhất vào tháng 4. Đối với hệ thống sông Sài Gòn - Đồng Nai ngoài lưu lượng xả của hai hồ Trị An (vào mùa khô cỡ $220\text{m}^3/\text{s}$) và Dầu Tiếng (cỡ $20\text{m}^3/\text{s}$), trên sông Đồng Nai-Sài Gòn chỉ còn lưu lượng triều vào ra, lúc nước lớn tại Nhà Bè vào tháng 4 cỡ $10000\text{m}^3/\text{s}$ và tại Phú An cỡ $2000\text{m}^3/\text{s}$. Trong tháng 3, lưu lượng tại Nhà Bè có thể tới từ 15 - $20.000\text{m}^3/\text{s}$. Lưu lượng triều này lớn hơn nhiều lần lưu lượng tới từ thượng lưu và quyết định sự tự làm sạch của sông Sài Gòn và Đồng Nai. Trong tương lai gần, với các hệ thống thủy điện Thác Mơ, Phước Hòa,.. sông Sài Gòn có thêm được từ 40 - $60\text{m}^3/\text{s}$ vào mùa khô. Tuy nhiên, với sự gia tăng phát triển công nghiệp, nông nghiệp và dân sinh, lượng nước lấy đi từ sông Sài Gòn - Đồng Nai không cũng gia tăng. Vì thế nước triều vẫn giữ vai trò chủ đạo, và quá trình chuyển tải nước thải phụ thuộc vào độ chênh lệch của mực nước triều trong ngày. Mực nước chân triều cao sẽ gây cản trở cho việc thoát nước thải về hạ lưu.

5.2. Nước thải và cơ chế hóa sinh tác động tới quá trình tự làm sạch của sông

Nước ô nhiễm thải vào kênh rạch có nguồn gốc chính từ nước thải sinh hoạt và nước thải công nghiệp. Theo số liệu tính toán năm 1995 của Công ty thoát nước đô thị thành phố Hồ Chí Minh, lượng nước thải ra 5 hệ kênh chính của thành phố (tính bằng $\text{m}^3/\text{ngày-đêm}$) như sau:

Bảng 5.1:

	Công nghiệp	Sinh hoạt	Tổng cộng
Tham Lương-Bến Cát-Vàm Thuật	20.453	35.880	56.333
Nhiêu Lộc-Thị Nghè	5.726	130.194	135.920
Tân Hóa- Lò Gốm	7.830	58.520	66.350
Bến Nghé	3.281	66.303	69.584
Kênh Đôi - Tàu Hủ	5.576	125.526	133.102
Tổng cộng	44.866	416.423	461.289
Tỷ lệ	10%	90%	100%

Từ bảng 5.1 rõ ràng nước thải sinh hoạt chiếm tới 90% tổng lượng nước thải hàng ngày. Cũng theo tính toán của Công ty thoát nước, nước thải được phân loại như sau (tính bằng $\text{m}^3/\text{ngày-đêm}$):

Bảng 5.2:

Dạng ô nhiễm	Tham Lương	Nhiều Lộc - Thị Nghè	Tân Hóa-Lò Gốm	Bến Nghé-Sài Gòn	Kênh Đêi-Kênh Tẻ
Sinh học	744	2798	40	2268	5081
Hữu cơ	45961	129474	62470	657	125211
Vô cơ	8433	2533	2791	1209	1834
Kim loại nặng	21	21	517	35	375
Ít ô nhiễm	1175	1095	532	322	604

Từ số liệu này rõ ràng dạng ô nhiễm chủ yếu là hữu cơ và vì thế có thể dùng chỉ tiêu nhu cầu sinh hóa BOD (Biochemical Oxygen Demand) để đánh giá mức độ ô nhiễm.

Trong quá trình tự làm sạch, các chất thải bản hữu cơ bị phân hủy bằng con đường sinh hóa nhờ các vi sinh sống trong nước là chủ yếu và bị pha loãng trong dòng chảy. Lượng oxy cần thiết để vi sinh vật phân hủy chất thải bản hữu cơ trong một đơn vị thể tích mẫu nước được gọi là nhu cầu oxy sinh hóa BOD và được tính bằng mg/l oxy. Nước tự nhiên có hòa tan một lượng oxy nhất định gọi là DO (Dissovel Oxygen). Sự thay đổi hàm lượng oxy trong nước thường do nhiều nguyên nhân:

- Sự hòa tan oxy từ không khí vào nước;
- Sự sản sinh oxy trong nước do quá trình quang hợp của

thực vật thủy sinh;

- Sự mất oxy cho quá trình oxy hóa để phân hủy các chất hữu cơ trong nước và phân hủy các chất cặn lắng dưới đáy;
- Một phần oxy cần cho sự hô hấp của động thực vật thủy sinh.

Việc mô phỏng sự thay đổi của BOD và DO trong nước chiếm phần lớn các công trình dành cho nghiên cứu chất lượng nước. Một mặt DO là chỉ tiêu chung cho sự sống trong môi trường nước và phần lớn các chất thải bản trong nước có tương tác với oxy qua phản ứng oxy hóa. Mặt khác BOD là nguyên nhân chính làm giảm sút hàm lượng DO trong nước. Do vậy mô hình mô phỏng BOD bao giờ cũng gắn với DO.

5.3. Các loại mô hình chất lượng nước

Hầu hết các mô hình chất lượng nước được sử dụng hiện nay dùng để xem xét chuyển động của chất thải bản trong dòng chảy như sông, hồ, cửa sông hay các thủy vực nói chung. Các mô hình cho chất lượng nước ngầm cũng được xây dựng nhưng ít phổ cập hơn các mô hình về nước mặt do khả năng số liệu. Ta thường gặp các mô hình mô tả ảnh hưởng của một nguồn thải liên tục vào một thủy vực (gọi là nguồn điểm) và các mô hình mô phỏng ảnh hưởng tương tác của nhiều nguồn trên một diện rộng.

Nhiều mô hình chất lượng nước là mở rộng của mô hình đơn giản Streeter-Phelps được xây dựng vào năm 1925 để dự đoán biến đổi của BOD và DO trong dòng chảy của sông Ohio

với nguồn điểm và tốc độ biến đổi bậc một. Nhưng theo xu thế phát triển nhiều mô hình phức tạp được phát triển để mô phỏng sự tương tác của nhiều yếu tố cùng tham gia quá trình như hoá học, sinh học. Chẳng hạn việc tiêu tốn oxy hòa tan trong nước do phân hủy các chất hữu cơ, do động thực vật thủy sinh,... mặc dù mô hình càng phức tạp thì càng đòi hỏi nhiều số liệu thực tế để xác định các tham số, kiểm nghiệm và đòi hỏi kĩ thuật và thời gian giải trên máy tính. Chính vì vậy tùy mục tiêu, khả năng số liệu và kinh phí mà lựa chọn mô hình.

Có các mô hình cho các đại lượng không phụ thuộc thời gian (hay thường gọi là dừng) hoặc phụ thuộc thời gian (không dừng). Nói chung với sông kênh ảnh hưởng triều thì các điều kiện và các đại lượng luôn thay đổi theo thời gian (chẳng hạn triều giờ) và do đó phải sử dụng các mô hình không dừng.

Mô hình cũng có thể là tất định (deterministic) hoặc ngẫu nhiên (stochastic). Mô hình tất định xem các qui luật đã được xác định, còn các mô hình ngẫu nhiên có xét tính ngẫu nhiên của các đại lượng tham gia vào quá trình đang xét.

Tất cả các hệ thống thực đều tương tác trong không gian ba chiều, trong khi đó các mô hình mô phỏng một hệ thống nào đó có thể một, hai hoặc ba chiều tùy thuộc vào mục tiêu và tính trội của từng quá trình. Chẳng hạn dòng chảy trong sông kênh thì hướng biến đổi chủ đạo xảy ra theo dọc trục dòng chảy, cho nên có thể sử dụng mô hình một chiều. Trong khi đó nếu cần xem xét ảnh hưởng chi tiết của một nguồn thải trong thủy vực chịu ảnh hưởng của thủy triều thì lại cần mô hình hai hoặc ba chiều.

Các mô hình chất lượng nước có thể xây dựng để giải bằng tay, bằng máy tính nhỏ hoặc giải trên máy PC. Hiện nay do sự phát triển mạnh mẽ của máy PC và phương pháp giải số, hầu hết các mô hình chất lượng nước đều cần máy PC, không những để thực hiện tính toán mà còn thực hiện các demo toàn cục giúp cho các nhà quản lí có được bức tranh tổng thể và sự thay đổi của bức tranh này khi có tác động cải tạo hoặc phát triển.

Ta cũng thấy các mô hình mô phỏng và các mô hình tối ưu mặc dù hai mô hình này có mối quan hệ với nhau. Mô hình mô phỏng là tính toán trạng thái chất lượng nước với điều kiện dòng chảy, các điều kiện khí tượng thủy văn và điều kiện xả được xác định trước. Còn mô hình tối ưu là phải chọn các chế độ thủy văn, chế độ xả sao cho chất lượng của thủy vực đạt tiêu chuẩn cho trước. Mô hình tối ưu khó hơn nhiều và đòi hỏi kĩ năng về toán học. Trong một chừng mực nào đó, để có bài toán tối ưu ta phải làm nhiều bài toán mô phỏng rồi từ đó lựa chọn giải pháp tối ưu tương đối.

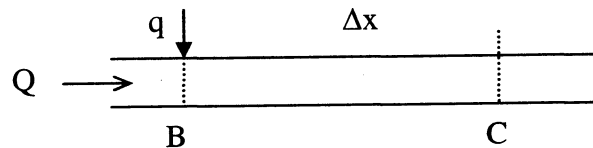
Cũng có thể thấy các mô hình dựa trên phương pháp tham số đám đông hoặc phương pháp tham số phân bố. Các phương pháp này xuất phát từ thủy văn. Phương pháp tham số đám đông dùng để xét bài toán kích cỡ lớn khi không cần xét chi tiết, còn phương pháp tham số phân bố dùng để xét các quá trình thật chi tiết.

5.4. Mô hình Streeter-Phelps và đường cong suy giảm Oxy

Mô hình chất lượng nước phát triển rất nhanh từ những năm 60. Các quá trình được xem xét đầu tiên chỉ là BOD, DO và nhiệt độ, sau này thêm nhiều yếu tố được xem xét như độ

mặn, nitơ, photpho, tảo,...Độ chính xác của mô hình không chỉ phụ thuộc vào tính phức tạp của các yếu tố được đưa vào mô hình mà còn phụ thuộc vào khả năng có thể có được của số liệu thực đo dùng để xác định các thông số của mô hình.

Để có khái niệm ta xét một ví dụ đơn giản sau đây: Một thành phố có lượng nước thải là q ($m^3/ngày\text{-đêm}$), lượng Oxy hòa tan (DO) trong nước thải là $0mg/L$ và nồng độ BOD trong nước thải là L_1 . Nước thải được xả vào sông với dòng chảy trên sông có lưu lượng là Q (m^3/s) và vận tốc trung bình là u (m/s). Nước sông có nồng độ DO là D_1 và nồng độ BOD là L_2 .



Hình 15:

Giả sử đã biết hằng số tiêu tốn Oxy để phân hủy chất hữu cơ trong nước thải là K_1 , hằng số thẩm Oxy từ không khí vào nước là K_2 . Vấn đề đặt ra là xem sự biến đổi Oxy hòa tan DO trong dòng chảy tại điểm C ở hạ lưu điểm xả và ngay tại điểm xả B ra sao? (Xem hình 15).

Để tính toán các giả thiết sau đây sẽ được sử dụng:

- Dòng chảy là dừng (không thay đổi theo thời gian),
- Nước thải phân bố đều trên mặt cắt ngang sông,
- Không có sự phân tán (dispersion) dọc dòng chảy,
- Tốc độ oxy hóa chất bẩn tuân theo phản ứng tỷ lệ bậc 1,

- Chỉ có một nguồn thải bẩn trong đoạn BC,
- Chỉ có nguồn bổ xung Oxy từ không khí (bỏ qua các nguồn khác).

Những giả thiết nêu trên đây (chỉ gần đúng trong thực tế) chỉ là cách đơn hóa cách thiết lập mô hình tính toán. Xem đoạn BC có chiều dài Δx , mặt cắt ngang có diện tích A và thể tích V . Bây giờ ta viết phương trình bảo toàn (cân bằng) DO cho đoạn BC theo nguyên lí: Sự thay đổi DO trong khoảng thời gian Δt trong đoạn BC là do dòng chảy mang vào thể tích V tại điểm B, lượng Oxy thẩm vào V từ không khí với tốc độ K_2 , lượng Oxy sản sinh chính trong thể tích V (do các nguyên nhân sinh hóa, ..) trừ đi lượng Oxy do dòng chảy mang ra khỏi thể tích V tại điểm C và lượng Oxy tiêu tốn ngay trong V để phân huỷ chất thải. Nguyên lí này có thể viết như sau:

DO vào + DO sản sinh trong V - (DO ra + DO mất trong V) = Sự thay đổi DO trong V

Hoặc

$$Q.D_u + gV - \left[Q \left(D_u + \frac{\partial D_u}{\partial x} \Delta x \right) + fV \right] = \frac{V \cdot \Delta D_u}{\Delta t} \quad (5.1)$$

Trong đó: D_u là lượng Oxy hòa tan trong dòng chảy, g là lượng Oxy thẩm vào từ không khí giả thiết bằng $K_2(D_s - D_u)$ với D_s là lượng Oxy bão hòa trong nước sông, f là lượng tiêu tốn oxy cho phân hủy chất hữu cơ với tốc độ K_1 và giả thiết bằng $K_1.L$ với L là nồng độ BOD trong dòng chảy. Nếu xem dòng chảy là dừng với $Q = u.A$ thì (5.1) có dạng:

$$u \frac{\partial D_u}{\partial x} = K_2 \cdot (D_s - D_u) - K_1 \cdot L \quad (5.2)$$

Nếu dùng khái niệm độ thiếu hụt Oxy (hay độ suy giảm Oxy) $D = D_s - D_u$ thì nghiệm số của phương trình (5.2) có dạng:

$$D = \frac{K_1 \cdot L}{K_2 - K_1} (e^{-K_1 \cdot x/u} - e^{-K_2 \cdot x/u}) + D_0 e^{-K_2 \cdot x/u} \quad (5.3)$$

Trong đó $D_0 = D_s - D_1$, lượng suy giảm Oxy ban đầu trong dòng chảy, D là độ suy giảm oxy ở khoảng cách x từ điểm xả theo hạ lưu dòng chảy (điểm C trên hình 5.1). Phương trình (5.3) mô tả đường cong suy giảm Oxy và được sử dụng rộng rãi trong mô hình chất lượng nước (với các trường hợp đơn giản thỏa mãn các giả thiết nêu trên).

Một trong các mô hình chất lượng nước được xây dựng sớm nhất là mô hình của Streeter-Phelps dùng cho sông Ohio vào năm 1925. Mô hình này dùng để dự đoán sự suy giảm Oxy hòa tan dọc dòng chảy trong sông do ảnh hưởng của nước thải. Mô hình được xét cho dòng chảy dừng (không phụ thuộc thời gian) trong kênh dạng chữ nhật. Giả thiết cơ bản được sử dụng trong mô hình là tốc độ suy giảm Oxy do phân hủy chất hữu cơ là bậc 1, tức là:

$$r_0 = -K_1 L \quad (5.4)$$

Trong đó r_0 là tốc độ suy giảm Oxy (mg/L ngày); K_1 là hệ số suy giảm (1/ngày); L là nồng độ BOD tức thời tại điểm đang xét (mg/L).

Ta viết phương trình cân bằng vật chất trong một khoảng thời gian Δt cho một đoạn sông có chiều dài Δx với thể tích

dựa theo nguyên lý (tương tự nguyên lý nêu trên áp dụng cho DO) sau đây:

BOD vào thể tích V + BOD sản sinh trong V - (BOD ra khỏi V + BOD bị chuyển hóa) = sự thay đổi BOD trong thể tích V trong khoảng thời gian Δt .

Vì dòng chảy là dừng nên vận tốc dòng chảy $u = \text{constant}$, cũng lí luận tương tự như khi thiết lập (5.2) ta có phương trình sau đây cho nồng độ L của BOD trong nước sông ở hạ lưu điểm xả:

$$u \frac{\partial L}{\partial x} = -K_1 L \quad \text{Hay} \quad \frac{dL}{L} = -\frac{K_1}{u} dx \quad (5.5)$$

nghiệm số của (5.5) là $L = L_0 e^{-K_1 \cdot x/u} \quad (5.6)$

Với L_0 là nồng độ BOD tại điểm xả ($x = 0$). Vì dòng chảy đều với vận tốc u , nên quãng đường di chuyển của một điểm vật chất sau khoảng thời gian T trong dòng chảy sẽ là $x = u \cdot T$ và vì thế biểu thức (5.6) được thay bằng (T là thời gian di chuyển từ $x = 0$ tới điểm có tọa độ x với vận tốc u):

$$L = L_0 e^{-K_1 \cdot T} \quad (5.7)$$

Lưu ý rằng L_0 là nồng độ BOD tại mắt cắt sông có nguồn xả (không phải BOD của nguồn xả). Như vậy khi thay vào (5.4) tốc độ suy giảm Oxy sẽ là:

$$r_0 = -K_1 \cdot L_0 e^{-K_1 T} \quad (5.8)$$

Chất thải hữu cơ và vô cơ không phải bao giờ cũng ở trạng thái lơ lửng mà cũng lắng đọng xuống đáy. Dưới tác

động của dòng chảy một phần chất ô nhiễm bị oxy hóa nhưng phần lớn chất cặn lắng bị phân hủy hiếu khí. Tuy nhiên việc khảo sát chi tiết phần phân hủy này rất khó cho nên được bỏ qua trong nhiều nghiên cứu.

Việc tái hình thành Oxy trong dòng chảy do nhiều nguyên nhân. Đầu tiên và chủ yếu là do sự chênh lệch giữa Oxy trong nước và trong không khí và do quá trình chuyển động tương đối giữa khí và nước mà tạo nên sự thẩm Oxy từ không khí vào nước. Hiện tượng quang hợp của thực vật thủy sinh cũng sinh ra Oxy trong nước, tuy nhiên cơ chế hình thành cũng rất phức tạp, vì thế trong những nghiên cứu ban đầu hiện tượng này được bỏ qua. Tốc độ thẩm Oxy từ không khí vào nước cũng được xem là tỷ lệ bậc 1 với độ suy giảm Oxy hòa tan so với lượng Oxy bão hòa. Như vậy:

$$r_R = K_2(D_s - D_u) \quad (5.9)$$

Trong đó: r_R là tốc độ thẩm khí (g/m^3 -ngày hoặc mg/L -ngày); K_2 là hằng số thẩm khí (1/ngày); D_s là nồng độ Oxy bão hòa trong nước (g/m^3 hoặc mg/L); D_u là nồng độ Oxy hòa tan (g/m^3 hoặc mg/L). Chú ý rằng dòng chảy càng nhanh thì Oxy thẩm vào nước càng nhiều và dòng chảy càng sâu thì càng khó thẩm Oxy xuống sâu, cho nên hằng số thẩm khí K_2 thường tỷ lệ nghịch với độ sâu trung bình H của dòng chảy và tỷ lệ thuận với vận tốc trung bình u . Một trong các công thức thực nghiệm sử dụng cho các sông có độ sâu từ 0,6 đến 3,4m là:

$$K_2 = \frac{5,23 u}{H^{1,67}} \quad (5.10)$$

Với H là độ sâu trung bình (m) và u là vận tốc trung bình (m/s)

Công thức (5.6) có thể biến đổi về dạng:

$$K_1 = \frac{u}{X} \ln \frac{L_0}{L} \quad (5.11)$$

(5.11) thường được dùng để xác định hệ số K_1 trong dòng chảy đều nếu biết nồng độ L_0 và nồng độ L tại điểm X từ điểm xả.

Các hằng số K_1 và K_2 nói chung là hàm số của nhiệt độ và được xác định theo giá trị của các hằng số này ở 20°C theo công thức:

$$K_{1,T} = K_{1,20} (1,047)^{(T-20)} ; \quad K_{2,T} = K_{2,20} (1,022)^{(T-20)} \quad (5.12)$$

Trong hầu hết các phân tích về chất lượng nước sông ta giả thiết rằng chất thải bản xả vào sông được hòa trộn và phân phối đều trên toàn bộ mặt cắt ngang của sông. Đây là một giả thiết gần đúng để tính toán với mô hình một chiều. Khi xét lân cận điểm xả thì giả thiết này hầu như không đúng và chỉ đúng ở một khoảng cách xa điểm xả và vận tốc dòng chảy không lớn.

Trong các công thức từ (5.6) đến (5.8) nêu trên L_0 là nồng độ BOD tại mặt cắt ngang sông ngay tại điểm xả chứ không phải nồng độ trong nguồn xả hoặc nồng BOD của nước sông khi chưa có nguồn xả mà là sự hỗn hợp của hai nguồn này. Với giả thiết xáo trộn đều (well-mixed) trên mặt cắt ngang ngay tại điểm xả, nồng độ L_0 được tính như sau:

$$L_0 = \frac{Q_r L_r + q_w L_w}{Q_r + q_w} \quad (5.13)$$

Trong đó: L_r là nồng độ BOD ban đầu của nước sông với lưu lượng Q_r khi chưa có nước thải; L_w là nồng độ BOD trong

nguồn thải với lưu lượng q_w . (5.13) có thể áp dụng cho DO hoặc nồng độ của một chất nào đó tại mặt cắt sông có nguồn thải.

Với (5.8) - (5.9) phương trình (5.1) có thể viết ở dạng vi phân sau đây:

$$\frac{\partial D_u}{\partial t} + u \frac{\partial D_u}{\partial x} = -K_1 L_0 e^{-K_1 t} + K_2 (D_s - D_u) \quad (5.14)$$

Trong trường hợp dừng (không phụ thuộc thời gian mà chỉ phụ thuộc vào tọa độ không gian x), dùng biến là độ thiếu hụt Oxy $D = D_s - D_u$ và $dx = u \cdot dT$ (với dT là khoảng thời gian di chuyển một đoạn dx với vận tốc u không đổi) phương trình (5.14) có dạng:

$$\frac{dD}{dT} + K_2 D = K_1 L_0 e^{-K_1 T} \quad (5.15)$$

Tại $T = 0$ (tương ứng với $x = 0$) độ thiếu hụt Oxy là D_0 (được tính theo công thức tương tự (5.13)), khi đó nghiệm của (5.15) là:

$$D = \frac{K_1 L_0}{K_2 - K_1} (e^{-K_1 T} - e^{-K_2 T}) + D_0 e^{-K_2 T} \quad (5.16)$$

(5.16) là công thức cổ điển mô tả sự suy giảm Oxy theo mô hình Streeter-Phelps. Công thức này được dùng phổ biến để xem xét sơ bộ sự suy giảm của Oxy hòa tan trong sông kênh có dòng chảy dừng và đều với một nguồn thải.

Hình 16 là biểu diễn đồ thị đường cong suy giảm Oxy dựa theo phương trình (5.15) và (5.16). Sự phân hủy sinh học xảy ra ngay sau khi có xả nước thải vào dòng chảy. Sự phân hủy này có

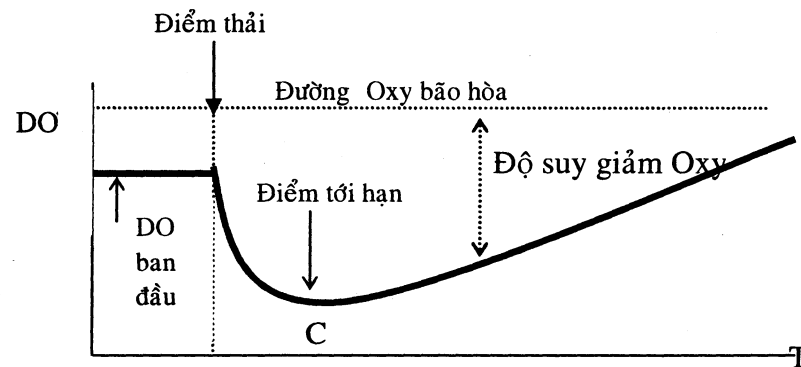
sử dụng Oxy, do đó đường cong giảm dần (độ suy giảm tăng dần). Do độ thấm Oxy từ không khí vào nước tỷ lệ với độ suy giảm, cho nên độ suy giảm tăng thì độ thấm khí cũng tăng và đến một điểm tới hạn X_c , tại đó tốc độ thấm vào bằng tốc độ tiêu thụ Oxy, sau điểm này Oxy hòa tan bắt đầu tăng (độ suy giảm giảm), tốc độ thấm vào lớn hơn tốc độ tiêu thụ do đó đường cong trên đồ thị tăng dần. Tại điểm tới hạn X_c độ suy giảm đạt giá trị cực đại D_c tại đó trong phương trình (5.15) xảy

$$ra \frac{dD}{dT} = 0, \text{ hay: } D_c = \frac{K_1}{K_2} L_0 e^{-K_1 T} \quad (5.17)$$

Trong đó: T là thời gian dịch chuyển với vận tốc u từ điểm xả tới điểm tới hạn. Giá trị T có thể xác định bằng cách vi phân phương trình (5.16) theo T và cho đạo hàm bằng 0. Kết quả là biểu thức:

$$T = \frac{1}{K_2 - K_1} \ln \left[\frac{K_2}{K_1} \left(1 - \frac{D_0 (K_2 - K_1)}{K_1 L_0} \right) \right] \quad (5.18)$$

từ công thức này có thể xác định được tọa độ X_c của điểm tới hạn C tại đó xảy ra cực trị: $X_c = u \cdot T$ (hình 16).



Hình 16: Đường cong suy giảm Oxy

Công thức (5.17) và (5.18) đôi khi được dùng để đánh giá sơ bộ yêu cầu (hay tiêu chuẩn) đối với nguồn thải như nêu trong ví dụ dưới đây.

Ví dụ áp dụng (5.17)-(5.18): Xét dòng chảy trong kênh nhỏ có lưu lượng $4\text{m}^3/\text{s}$. Nồng độ BOD trong dòng chảy được cho phép sao cho duy trì nồng độ Oxy hòa tan không dưới $5,5\text{mg/L}$. Giá trị K_1 là $0,26$ 1/ngày ở nhiệt độ 25°C . Lưu lượng nước thải không vượt quá $1,5\text{m}^3/\text{s}$. Nhiệt độ của nước sông là 25°C và giá trị K_2 là $0,41$ 1/ngày ở 25°C . Ở nhiệt độ này nồng độ Oxy bão hòa trong nước là $8,2\text{mg/L}$. Xác định nồng độ BOD cho phép trong nước thải và tại điểm xả trên sông, nếu tại điểm xả trên sông sau khi xáo trộn với nước thải nồng độ Oxy hòa tan là $7,5\text{mg/L}$. Nồng độ BOD trong sông khi chưa có nguồn thải là 5mg/L .

Từ số liệu đã cho:

$$+ \text{Độ suy giảm Oxy tại điểm thải } D_0 = 8,2 - 7,5 = 0,7\text{mg/L}$$

$$+ \text{Độ suy giảm tới hạn } D_c = 8,2 - 5,5 = 2,7\text{ mg/L}$$

Để tìm nồng độ BOD tại điểm xả L_0 và thời gian tới hạn T_c phải dùng đồng thời (5.17) và (5.18).

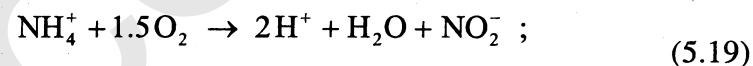
$$2,7 = \frac{0,26}{0,41} L_0 e^{-0,26T}; T = \frac{1}{0,41 - 0,26} \ln \left[\frac{0,41}{0,26} \left(1 - \frac{0,7(0,41 - 0,26)}{0,26 L_0} \right) \right]$$

Hai phương trình này được giải bằng xấp xỉ liên tiếp. Đầu tiên cho trước một giá trị T , thay vào phương trình đầu tiên tìm được L_0 , rồi thay vào phương trình thứ hai sẽ tìm được T .

bao giờ thấy hai giá trị T gần nhau thì thôi. Có thể chọn $T = 2,71$ ngày (kết quả sau khi tính lặp). Thay vào phương trình đầu tiên sẽ được $L_0 = 8,59\text{ mg/L}$. Dùng công thức (5.13) : $1,5 L_w + 4 \cdot 5 = (4 + 1,5) \times 8,59$ suy ra $L_w = 18,16\text{ mg/L}$. Đây là nồng độ BOD cho phép trong nước thải.

5.5. Đường cong suy giảm Oxy có kể tới quá trình Nitơ

Các hợp chất Nitơ hữu cơ khi bị thủy phân trong dòng chảy cũng có vai trò quan trọng trong quá trình làm suy giảm Oxy hòa tan. Do tác động của các vi sinh sống trong nước Ammonia (NH_4^+) bị hấp thu và tạo ra Nitrite (NO_2^-) và Nitrate (NO_3^-). Quá trình này có tên là Nitrat hóa và lượng Oxy cần thiết cho quá trình này có tên là nhu cầu Oxy Nitơ (NOD) và mô phỏng bằng các phản ứng:



Đối với quá trình Nitơ cũng giả thiết tuân theo các phản ứng bậc 1 như BOD, tức là $N = N_0 e^{-K_n t}$, trong đó N là nồng độ NOD (mg/L) trong dòng chảy tại thời điểm t , còn N_0 là nồng độ NOD trong dòng chảy ngay tại điểm xả. K_n là hệ số suy giảm NOD (1/ngày). Nếu kể tới quá trình Nitrat hóa phương trình suy giảm Oxy có dạng:

$$\frac{dD}{dT} = K_1 L_0 e^{-K_1 T} + K_n N_0 e^{-K_n T} - K_2 D \quad (5.20)$$

Nghiệm của (5.20) là

$$D = \frac{K_1 L_0}{K_2 - K_1} (e^{-K_1 T} - e^{-K_2 T}) + \frac{K_n N_0}{K_2 - K_n} (e^{-K_n T} - e^{-K_2 T}) + D_0 e^{-K_2 T} \quad (5.21)$$

Để thấy (5.16) là một trường hợp của (5.21) khi coi $K_n = 0$. Cũng từ (5.20) có thể tính được giá trị tối hạn D_c của độ suy giảm Oxy:

$$D_c = \frac{1}{K_2} (K_1 L_0 e^{-K_1 T} + K_n N_0 e^{-K_n T}) \quad (5.22)$$

5.6. Đường cong suy giảm Oxy có kể tới quá trình phân tán (dispersion)

Nếu gọi $C^*(y,z,t)$ là nồng độ một chất bất kì tại điểm (y,z) trên mặt cắt ngang $A(x_0,y,z,t)$ nằm tại điểm x_0 vuông góc với trục x của dòng chảy và $u(y,z,t)$ là vận tốc dòng chảy tại điểm (y,z,t) này, thì tổng lượng vật chất qua phân tố diện tích dA trong một đơn vị thời gian sẽ là $u \cdot C^* \cdot dA$ và tổng lượng vật chất M qua cả diện tích A sẽ là:

$$M = \int_A u \cdot C^* \cdot dA \quad (5.23)$$

Nói chung u và C^* không giống nhau tại các điểm thuộc mặt cắt A ; gọi U và C là các giá trị trung bình tương ứng trên mặt cắt A của u và C^* , khi đó sẽ có $u = U + u'$ và $C^* = C + c'$ thay vào (5.23) sẽ được:

$$M = A \cdot U \cdot C + \int u' \cdot c' \cdot dA \quad (5.24)$$

số hạng thứ hai (tích phân) trong (5.24) là phần vật chất qua mặt cắt A do sự phân bố không đều của vận tốc và nồng độ so với giá trị trung bình trên mặt cắt ngang. Phần này có tên là độ phân tán (dispersion). Người ta giả thiết rằng phần khối lượng này tuân theo luật Fick, khi đó công thức (5.24) có dạng:

$$M = A \cdot U \cdot C - A \cdot E \cdot \frac{\partial C}{\partial x} \quad (5.25)$$

Trong đó E được gọi là hệ số phân tán (dispersion coefficient). Hệ số này nói chung là hàm số của vận tốc và mật độ. Cũng do ý nghĩa này đối với sông có mặt cắt ngang rộng và lớn thì vận tốc và nồng độ tức thời khác không nhiều vận tốc và nồng độ trung bình mặt cắt, do đó phần đóng góp do sự phân tán sẽ nhỏ và kéo theo hệ số E sẽ nhỏ. Cũng lưu ý rằng một số tác giả và người sử dụng có nhầm lẫn khi coi hệ số này là khuếch tán. Nếu C là nồng độ trung bình mặt cắt của một chất bất kì, R_a là tốc độ sản sinh và R_s là tốc độ mất vật chất trong thể tích V , áp dụng nguyên lý cân bằng vật chất như đã nêu ở phần trên (với BOD và DO) ta có phương trình cân bằng sau cho trường hợp không dừng:

$$\frac{\partial C}{\partial t} + U \frac{\partial C}{\partial x} = \frac{1}{A} \frac{\partial}{\partial x} (AE \frac{\partial C}{\partial x}) + R_a - R_s \quad (5.26)$$

$$\frac{\partial C}{\partial t} + U^* \frac{\partial C}{\partial x} = E \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + R_a - R_s \quad (5.27)$$

Với U^* là vận tốc trung bình mặt cắt đã được hiệu chỉnh. (5.27) là dạng thường gặp trong bài toán lan truyền chất có

tính tới các quá trình chuyển hóa, tất nhiên các số hạng R_a và R_s sẽ có dạng cụ thể tùy thuộc vào vật chất cụ thể cần mô phỏng. Nói chung để giải (5.27) phải nhờ các mô hình số trên máy tính, tuy nhiên do (5.27) có dạng chung nên có thể áp dụng cùng thuật toán số như đã giới thiệu trong chương 4.