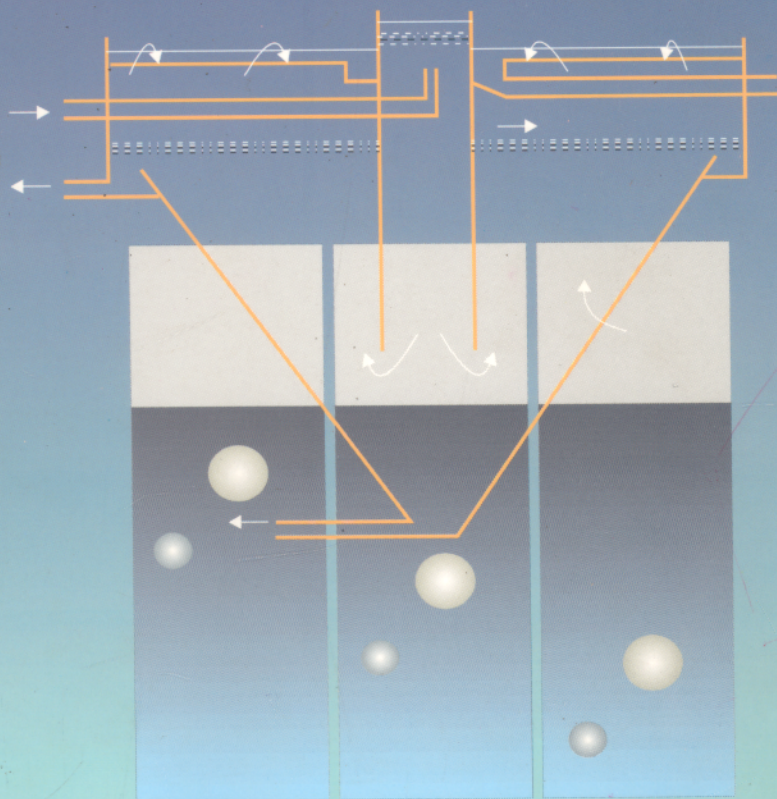




NGUYỄN THỊ THÚ THỦY

Xử lý nước cấp **SINH HOẠT & CÔNG NGHIỆP**



NHÀ XUẤT BẢN KHOA HỌC VÀ KỸ THUẬT

NGUYỄN THỊ THU THỦY

XỬ LÝ NƯỚC CẤP SINH HOẠT VÀ CÔNG NGHIỆP

Chị Lan

Nguyễn Chi Lan - CNMTA. K44.



NHÀ XUẤT BẢN KHOA HỌC VÀ KỸ THUẬT

HÀ NỘI - 2000

<i>Chịu trách nhiệm xuất bản</i>	:	PGS.PTS. TÔ ĐĂNG HẢI
<i>Biên tập</i>	:	PHẠM VĂN
<i>Sửa bản in</i>	:	PHẠM NIÊN
<i>Chế bản</i>	:	VĂN CẨM
<i>Trình bày bìa</i>	:	HƯƠNG LAN

In 1.500 cuốn khổ 16 x 24 cm tại Công ty In Hàng không
Số xuất bản 84-107 ngày 11-2-2000
In xong và nộp lưu chiểu tháng 4-2000.

LỜI NÓI ĐẦU

Một trong những mục tiêu và nhiệm vụ chủ yếu của thời kỳ đẩy mạnh Công nghiệp hóa và Hiện đại hóa đất nước mà Đại hội Đảng lần thứ VIII đã đề ra là “*dân cư thành thị và 80% dân số ở nông thôn được cung cấp nước sạch*” và cần “*Xây dựng quy hoạch bảo vệ và khai thác hợp lý nguồn nước, đáp ứng yêu cầu của sản xuất và đời sống*”. Để làm được việc đó chúng ta phải “*bằng và dựa vào khoa học và công nghệ*”. (Nghị quyết Trung ương lần thứ II, Khóa III). Vì thế, nhiệm vụ đặt ra đối với những người làm công tác nghiên cứu, ứng dụng cũng như cung cấp nước sạch cho nhân dân rất nặng nề. Cuốn sách “*Xử lý nước cấp cho sinh hoạt và công nghiệp*” này ra đời cũng chính là nhằm được góp một phần nhỏ vào sự nghiệp chung đó.

Trong khuôn khổ 10 chương với 260 trang, cuốn sách sẽ cung cấp cho bạn đọc một tầm nhìn tổng quát về cơ sở lý thuyết, nghiên cứu thực nghiệm của quá trình làm sạch nước thiên nhiên để tạo ra nước uống nói riêng, nước cấp cho sinh hoạt và công nghiệp nói chung. Nước thiên nhiên bao gồm từ hồ chứa, sông, suối, nước ngầm, nước biển..., vì thế nó chứa các hợp chất vô cơ, hữu cơ, khoáng chất, các chất khí và các vi sinh vật với hàm lượng khác nhau. Các chất đó có thể tồn tại ở dạng hòa tan, dạng keo hoặc cặn lơ lửng không tan, chúng có nguồn gốc tự nhiên và nhân tạo. Theo điều tra của Bộ Khoa học Công nghệ và Môi trường thì phần lớn các nguồn nước của Việt Nam ta đang bị ô nhiễm ngày càng nặng và trở nên nghiêm trọng bởi các hoạt động của con người, ở nhiều vùng đã tới mức báo động. Để giải quyết vấn đề các nguồn nước cung cấp cho sinh hoạt và công nghiệp đạt yêu cầu thì cần được qua xử lý, tác giả đã cố gắng làm sáng tỏ vấn đề này.

Trong phần lý thuyết, tác giả đã cố gắng sử dụng những công thức cơ bản dễ hiểu, ngắn gọn để sinh viên và bạn đọc có thể áp dụng thuận lợi trong việc làm đồ án, nghiên cứu thiết kế các máy móc trong dây chuyền công nghệ xử lý nước.

Ở phần nghiên cứu thực nghiệm về các mô hình xử lý nước cấp, tác giả đã đưa ra những ví dụ có thể sử dụng trong phạm vi hẹp ở các vùng nông thôn nghèo tới các công nghệ tiên tiến hiện đại mà các nước phát triển đang sử dụng.

Trong nội dung của các phương pháp xử lý nước, tác giả đã trình bày cách tách các chất bẩn vô cơ, hữu cơ, các vi sinh vật ra khỏi nước như:

- Xử lý nước bằng cơ học (lưới chắn, lắng, lọc, tuyển nổi...);
- Xử lý nước bằng hóa học (keo tụ, tạo bông, khử trùng, làm mềm nước, xử lý ổn định nước, trao đổi ion...);
- Quá trình chuyển khối (hấp phụ, hấp thụ, trao đổi khí ...).

Sách được biên soạn cho sinh viên ngành khoa học công nghệ và môi trường, song chúng tôi hy vọng rằng nó cũng sẽ có ích cho các kỹ sư, các nhà nghiên cứu về công nghệ xử lý nước cấp cho sinh hoạt và công nghiệp.

Tác giả xin chân thành cảm ơn GS.TS. Trần Hiếu Nhuệ và anh Nguyễn Công Thành đã dành thời gian đọc kỹ bản thảo và đã đóng góp nhiều ý kiến quý báu cho nội dung cuốn sách. Tác giả cũng xin bày tỏ lòng biết ơn Viện Khoa học và Công nghệ Môi trường, trường Đại học Bách Khoa và Nhà xuất bản Khoa học và Kỹ thuật đã tạo điều kiện để xuất bản cuốn sách kịp thời cho sinh viên sử dụng.

Tuy nhiên, trong sách không thể tránh khỏi những sai sót nhất định. Rất mong nhận được sự đóng góp của bạn đọc cho lần xuất bản tiếp theo. Xin trân trọng cảm ơn.

Tác giả
Nguyễn Thị Thu Thủy

MỤC LỤC

Chương 1. NƯỚC CẤP, NGUỒN NƯỚC VÀ CHẤT LƯỢNG NƯỚC

1.1. Tầm quan trọng của nước cấp	11
1.1.1. Ứng dụng của nước cấp	12
1.1.2. Các yêu cầu chung về chất lượng nước	12
1.2. Các nguồn nước tự nhiên	13
1.2.1. Chất lượng nước thô	14
1.2.2. Thành phần và chất lượng nước bề mặt	14
1.2.3. Thành phần và chất lượng nước ngầm	17
1.3. Các thông số đánh giá chất lượng và tiêu chuẩn chất lượng nước	20
1.3.1. Các thông số đánh giá chất lượng nước	20
1.3.1.1. Các chỉ tiêu vật lý	20
1.3.1.2. Các chỉ tiêu hóa học	24
1.3.1.3. Các chỉ tiêu vi sinh	30
1.3.2. Tiêu chuẩn chất lượng nước cấp	32

Chương 2. TỔNG QUAN VỀ XỬ LÝ NƯỚC CẤP

2.1. Chọn nguồn nước	35
2.2. Nguyên tắc chọn công nghệ xử lý nước	36
2.3. Các quá trình xử lý sơ bộ	40
2.3.1. Xử lý sơ bộ trong hồ chứa nước bề mặt	40
2.3.2. Quá trình oxy hóa sơ bộ	44
2.4. Xử lý nước ngầm	45
2.4.1. Thành phần nước ngầm	45
2.4.2. Các chất khí hòa tan trong nước ngầm	48
2.4.3. Làm sạch nước ngầm	49
2.4.4. Ví dụ các phương pháp kết hợp xử lý nước	50
2.5. Xử lý nước bề mặt	54

Chương 3. QUÁ TRÌNH LẮNG VÀ TUYẾN NỒI

3.1. Khái niệm chung	61
3.2. Các loại bể lắng	63

3.3. Ứng dụng quá trình lắng và tuyển nổi trong xử lý nước	67
3.4. Cơ sở lý thuyết của quá trình lắng tự do các hạt đơn lẻ	69
3.4.1. Quá trình lắng các hạt đơn lẻ	69
3.4.2. Phân bố tần suất vận tốc lắng của các hạt khác nhau trong nước	75
3.5. Lắng có keo tụ tạo bông	79
3.5.1. Cơ sở lý thuyết	79
3.5.2. Hiệu suất của quá trình lắng có keo tụ	82
3.6. Quá trình tuyển nổi	85
3.6.1. Các phương pháp tuyển nổi	86
3.6.2. Cơ sở của tuyển nổi gián áp	87
3.6.3. Các ví dụ về công nghệ và thiết bị tuyển nổi	89

Chương 4. QUÁ TRÌNH LỌC

4.1. Khái niệm chung	91
4.2. Quá trình lọc nhanh	93
4.2.1. Giới thiệu về lọc nhanh	93
4.2.2. Vật liệu lọc	94
4.2.3. Ứng dụng của quá trình lọc nhanh trong xử lý nước cấp	97
4.2.4. Các cơ chế của quá trình lọc nhanh	99
4.2.5. Quá trình rửa hoàn nguyên vật liệu lọc của các bể lọc nhanh	104
4.3. Quá trình lọc chậm	108
4.3.1. Giới thiệu	108
4.3.2. Cấu tạo bể lọc chậm	110
4.3.3. Nguyên lý làm việc của bể lọc chậm	111
4.3.4. Cơ chế của quá trình lọc chậm	112
4.3.5. Ảnh hưởng của rong tảo lên quá trình lọc chậm	113
4.3.6. Tổng tổn thất áp lực trong bể lọc chậm	113
4.3.7. Rửa bể lọc chậm	114
4.4. Động học của quá trình lọc nhanh	115
4.4.1. Nguyên lý giữ cặn bẩn trong cột lọc	116
4.4.2. Phương trình đặc trưng cho quá trình lọc nhanh	119
4.4.3. Các yếu tố khác ảnh hưởng tới chất lượng vận hành thiết bị lọc	122

4.5. Áp lực âm và sự tạo thành bọt khí	123
4.6. Bể lọc khô	126
4.7. Cấu trúc một vài thiết bị lọc	127

Chương 5. QUÁ TRÌNH KEO TỤ

5.1. Khái niệm	131
5.2. Cấu tạo hạt keo	133
5.3. Các phương pháp keo tụ	137
5.3.1. Keo tụ bằng các chất điện ly đơn giản	137
5.3.2. Keo tụ bằng hệ keo ngược dấu	138
5.3.3. Keo tụ hoặc tăng cường quá trình keo tụ bằng các hợp chất cao phân tử	140
5.4. Các cơ chế của quá trình keo tụ tạo bông	142
5.4.1. Cơ chế nén lớp điện tích, giảm thế điện động zeta nhờ ion trái dấu	143
5.4.2. Cơ chế hấp thụ trung hòa điện tích	143
5.4.3. Cơ chế hấp phụ - bắc cầu	145
5.4.4. Cơ chế keo tụ hấp phụ cùng lắng trong quá trình lắng	147
5.5. Động học của quá trình keo tụ	148
5.6. Các bước thực hiện một quá trình keo tụ	149
5.6.1. Trộn chất keo tụ và phá vỡ trạng thái ổn định của hệ keo	150
5.6.2. Quá trình tạo bông keo to hơn	155
5.7. Keo tụ trong phòng thí nghiệm	164

Chương 6. QUÁ TRÌNH KHỬ TRÙNG

6.1. Khử trùng bằng các phương pháp lý học	166
6.2. Khử trùng bằng các phương pháp hóa học	168
6.3. Các yếu tố ảnh hưởng tới quá trình khử trùng nước bằng clo	175
6.4. Khử trùng bằng ôzôn	179
6.5. Các phương pháp khử trùng khác	181

Chương 7. LÀM MỀM NƯỚC

7.1. Khai niệm chung	183
7.2. Làm mềm nước bằng phương pháp hóa học	184
7.2.1. Làm mềm nước bằng vôi	185
7.2.2. Làm mềm nước bằng vôi kết hợp với soda	188
7.2.3. Làm mềm nước bằng trinitriphotphat	190
7.3. Các biện pháp đẩy nhanh quá trình làm mềm nước	190
7.4. Thiết bị làm mềm nước bằng hóa chất	191
7.5. Làm mềm nước bằng phương pháp nhiệt	192
7.6. Xử lý nước cấp cho công nghiệp	193
7.6.1. Nước cấp cho nồi hơi	193
7.6.2. Nước cấp cho thiết bị làm lạnh	196

Chương 8. KHỬ SẮT VÀ MANGAN

8.1. Các phương pháp khử sắt trong xử lý nước cấp	198
8.1.1. Phương pháp oxy hóa sắt	198
8.1.2. Các biện pháp khử sắt bằng quá trình oxy hóa	202
8.1.2.1. Làm thoáng đơn giản trên bề mặt lọc	202
8.1.2.2. Làm thoáng bằng giàn mưa tự nhiên	202
8.1.2.3. Làm thoáng cưỡng bức	202
8.1.2.4. Các bước tiến hành tính toán	203
8.1.3. Khử sắt bằng hóa chất	206
8.1.3.1. Khử sắt bằng vôi	206
8.1.3.2. Khử sắt bằng clo	206
8.1.3.3. Khử sắt bằng kali permanganat	207
8.2. Công nghệ và thiết bị khử sắt	208
8.2.1. Các giai đoạn công nghệ	208
8.2.2. Thiết bị khử sắt	209
8.2.2.1. Thiết bị làm thoáng đơn giản trên bề mặt lọc	209
8.2.2.2. Làm thoáng tự nhiên	209
8.2.2.3. Tháp làm thoáng cưỡng bức	213
8.2.2.4. Bể lắng tiếp xúc	214
8.2.2.5. Bể lọc cặn sắt	215
8.3. Lựa chọn qui trình khử sắt bằng mô hình thực nghiệm	215
8.4. Khử mangan	217

8.4.1. Cơ sở lý thuyết của quá trình khử mangan	217
8.4.2. Các phương pháp khử mangan	219
8.4.2.1. Khử mangan bằng phương pháp hóa học	219
8.4.2.2. Các phương pháp khác để khử mangan	220
 <i>Chương 9. TRAO ĐỔI KHÍ VÀ KHỬ KHÍ</i>	
9.1. Khái niệm chung	222
9.2. Bản chất của quá trình trao đổi khí bằng phương pháp cơ học	223
9.3. Động học của quá trình trao đổi khí	227
9.4. Hệ số tách khí kỹ thuật	229
9.5. Hệ số hiệu suất quá trình trao đổi khí	230
9.6. Khử khí ôxy hòa tan trong nước	231
9.6.1. Khử khí ôxy hòa tan bằng phương pháp vật lý	231
9.6.2. Khử khí ôxy hòa tan bằng phương pháp hóa học	234
9.7. Giới thiệu một số thiết bị trao đổi khí	235
 <i>Chương 10. XỬ LÝ ỔN ĐỊNH NƯỚC</i>	
10.1. Các phương pháp đánh giá độ ổn định của nước	239
10.1.1. Xác định độ ổn định của nước bằng phương pháp thực nghiệm	239
10.1.2. Xác định độ ổn định của nước bằng phương pháp tính toán	240
10.2 Xử lý ổn định nước bằng axit để ngăn ngừa quá trình lắng đọng canxi cacbonat	241
10.3 Xử lý ổn định nước bằng kiềm để ngăn ngừa quá trình xâm thực	248
10.4. Xử lý nước để tạo màng bảo vệ bằng canxi cacbonat	250
10.5. Xử lý chống các dạng ăn mòn và đóng cặn bên trong ống dẫn nước	253
10.5.1. Các dạng ăn mòn và đóng cặn trong đường ống dẫn nước	253
10.5.2. Xử lý chống ăn mòn và đóng cặn bằng polyphosphat	253

10.5.3. Phương pháp chống ăn mòn đường ống dùng natri silicat	254
10.5.4. Xử lý ngăn ngừa lớp phủ vi sinh vật phát triển trong đường ống	255
Tài liệu tham khảo	256

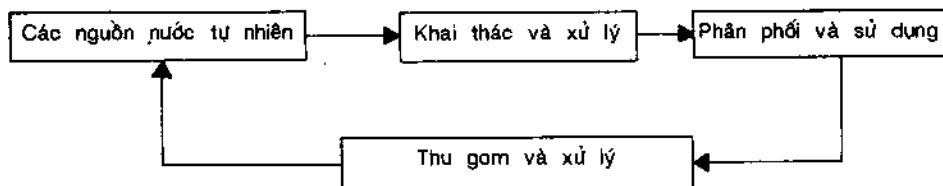
NƯỚC CẤP, NGUỒN NƯỚC VÀ CHẤT LƯỢNG NƯỚC

1.1. TẦM QUAN TRỌNG CỦA NƯỚC CẤP

Nước là một nhu cầu thiết yếu cho mọi sinh vật. Không có nước, cuộc sống trên Trái Đất không thể tồn tại được. Hàng ngày cơ thể người cần từ 3 đến 10 lít nước cho các hoạt động bình thường. Lượng nước này thông qua con đường thức ăn, nước uống đi vào cơ thể để thực hiện các quá trình trao đổi chất, trao đổi năng lượng, sau đó theo đường bài tiết (nước giải, mồ hôi...) mà thải ra ngoài.

Ngày nay, với sự phát triển công nghiệp, đô thị và sự bùng nổ dân số đã làm cho nguồn nước tự nhiên bị hao kiệt và ô nhiễm dần. Vì thế, con người phải biết xử lý các nguồn nước cấp để có được đủ số lượng và đảm bảo đạt chất lượng cho mọi nhu cầu sinh hoạt và sản xuất công nghiệp, cho chính mình và giải quyết hậu quả của chính mình.

Tổng quan về một vòng tuần hoàn nước cấp được trình bày ở hình 1-1, trong đó người ta khai thác nước từ các nguồn nước tự nhiên, dùng các biện pháp lý, hóa, sinh để xử lý, nhằm đạt được số lượng và chất lượng nước mong muốn, sau đó cấp đến hệ thống phân phối cho người tiêu dùng.



Hình 1-1. Tổng quan vòng tuần hoàn nước cấp

Nước sau khi sử dụng, được thu gom và xử lý ở hệ thống xử lý nước thải, rồi trả lại vào các nguồn nước tự nhiên, thực hiện vòng tuần hoàn mới.

1.1.1. Ứng dụng của nước cấp

Như đã nêu trên, nước là một nhu cầu không thể thiếu được trong cuộc sống sinh hoạt hàng ngày cũng như trong quá trình sản xuất công nghiệp. Trong sinh hoạt, nước cấp dùng cho nhu cầu ăn uống, vệ sinh, các hoạt động giải trí, các hoạt động công cộng như cứu hỏa, phun nước, tưới cây, rửa đường... Trong các hoạt động công nghiệp, nước cấp được dùng cho các quá trình làm lạnh, sản xuất thực phẩm như đồ hộp, nước giải khát, rượu, bia... Hầu hết mọi ngành công nghiệp đều sử dụng nước cấp như là một nguồn nguyên liệu không gì thay thế được trong sản xuất.

Tùy thuộc vào mức độ phát triển công nghiệp và mức sinh hoạt cao thấp của mỗi cộng đồng mà nhu cầu về nước với chất lượng khác nhau cũng rất khác nhau. Ở các nước phát triển, nhu cầu về nước có thể gấp nhiều lần so với các nước đang phát triển.

1.1.2. Các yêu cầu chung về chất lượng nước

Mỗi quốc gia đều có những tiêu chuẩn riêng về chất lượng nước cấp, trong đó có thể có các chỉ tiêu cao thấp khác nhau, nhưng nhìn chung, các chỉ tiêu này phải đạt tiêu chuẩn an toàn vệ sinh về số vi trùng có trong nước, không có chất độc hại làm nguy hại đến sức khỏe của con người và tốt nhất là phải đạt được các tiêu chuẩn của Tổ chức Sức khỏe Thế giới (WHO) hoặc của Cộng đồng Châu Âu.

Thông thường, nước cấp cho các nhu cầu sinh hoạt cần phải đảm bảo các chỉ tiêu về độ pH, nồng độ oxy hòa tan (DO), độ đục, màu sắc, hàm lượng sắt, mangan, độ cứng, mùi vị ... Ngoài ra, nước cấp sinh hoạt cần phải ổn định về mặt lý học, hóa học cùng các chỉ tiêu vệ sinh an toàn khác như số vi trùng trong nước.

Nước cấp cho nhu cầu công nghiệp ngoài các chỉ tiêu chung về chất lượng, còn tùy thuộc vào từng mục đích sử dụng mà đặt ra những yêu cầu riêng. Ví dụ, nước cấp cho nồi hơi ở các quá trình sử dụng hơi nước cần phải được làm mềm trước khi sử dụng; nước cấp cho các quá trình sản xuất thực phẩm phải bảo đảm tuyệt đối an toàn về mặt vệ sinh...

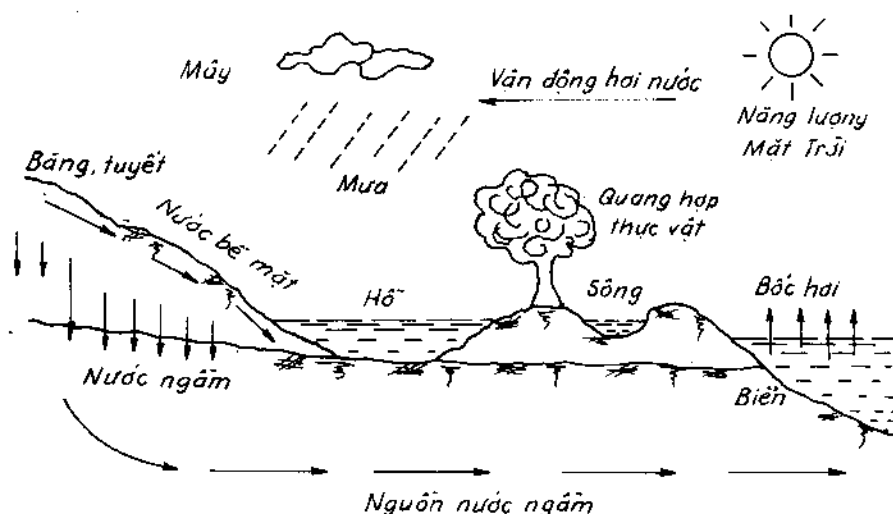
Trong xử lý nước cấp, tùy thuộc vào chất lượng nguồn nước và yêu cầu về chất lượng nước cấp mà người ta quyết định quá trình xử lý để có được chất lượng nước cấp đảm bảo các chỉ tiêu và ổn định chất lượng cấp cho các nhu cầu sử dụng.

1.2. CÁC NGUỒN NƯỚC TỰ NHIÊN

Hình 1-2 mô tả vòng tuần hoàn tự nhiên của nước, trong đó chúng ta có thể thấy được các nguồn nước thô trong tự nhiên bao gồm:

- nước mưa,
- nước bề mặt bao gồm nước sông, hồ, kênh, suối ...
- nước ngầm và nước biển.

Nhờ năng lượng mặt trời và các quá trình vận động của tự nhiên mà các nguồn nước nói trên luôn biến đổi và tuần hoàn. Cùng với sự phát triển của mình, con người đã và đang khai thác sử dụng các nguồn nước, đồng thời cũng can thiệp vào quá trình biến đổi các nguồn nước tự nhiên.



Hình 1-2. Vòng tuần hoàn tự nhiên của nước

1.2.1. Chất lượng nước thô

Trong tự nhiên không tồn tại các nguồn nước nguyên chất mà chỉ có các nguồn nước thô. Tùy thuộc vào địa hình và các điều kiện môi trường xung quanh mà các nguồn nước tự nhiên có thể có chất lượng khác nhau. Ở những vùng có núi đá vôi và điều kiện phong hóa mạnh, nước nguồn có chứa nhiều ion Ca^{2+} , Mg^{2+} , do vậy độ cứng của nước rất cao, hàm lượng các chất khoáng hòa tan rất lớn. Nước ở các ao hồ ít có điều kiện lưu thông, cùng với sự tích lũy lâu dài của các nguồn phân bón dư thừa chất dinh dưỡng như photpho, nitơ thì chỉ số ôxy hòa tan trong nước rất thấp và thường hay xảy ra quá trình phì dưỡng do sự phát triển của các loài rong tảo. Các nguồn nước tiếp nhận các dòng thải nước sinh hoạt thường bị ô nhiễm bởi các chất hữu cơ, các vi khuẩn gây bệnh. Các nguồn nước tiếp nhận các dòng thải nước công nghiệp, thường hay bị ô nhiễm bởi các chất hóa học độc hại như các kim loại nặng, các chất phóng xạ...

Thông thường chất lượng nước bề mặt thường bị ô nhiễm bởi các chất thải sinh hoạt, chất thải công nghiệp, hóa chất bảo vệ thực vật... còn các nguồn nước ngầm thường bị ô nhiễm bởi các khoáng chất hòa tan.

Con người, cùng với các hoạt động sinh tồn, phát triển của mình ngày càng trở thành một nhân tố gây ảnh hưởng lớn đến chất lượng các nguồn nước.

1.2.2. Thành phần và chất lượng nước bề mặt

Cũng như các nguồn nước tự nhiên khác, thành phần và chất lượng nước bề mặt chịu nhiều ảnh hưởng của các yếu tố tự nhiên, nguồn gốc xuất xứ, các điều kiện môi trường xung quanh và cả tác động của con người khi khai thác và sử dụng nguồn nước. Thông thường trong nước bề mặt có thể tìm thấy các thành phần sau đây:

- các hóa chất hòa tan dưới dạng ion và phân tử, có nguồn gốc hữu cơ hoặc vô cơ.
- các chất rắn lơ lửng trong đó có cả chất hữu cơ, vô cơ.
- các vi sinh vật, vi trùng, virus...

Bảng 1-1 dưới đây đưa ra thành phần các chất gây nhiễm bẩn nước bề mặt.

Bảng 1-1. Thành phần các chất gây nhiễm bẩn nước bề mặt

Chất rắn lơ lửng $d > 1 \mu\text{m}$	Các chất keo $d = 0,001 \div 1 \mu\text{m}$ (Chủ yếu $0,05 \div 0,2 \mu\text{m}$)	Các chất hòa tan $d < 0,001 \mu\text{m}$
- Đất sét - Cát - Keo $\text{Fe}(\text{OH})_3$ - Chất thải hữu cơ, vi sinh vật - Vi trùng $1 - 10 \mu\text{m}$ - Tảo	- Đất sét - Protein - Silicat SiO_2 - Chất thải sinh hoạt hữu cơ - Cao phân tử hữu cơ - Virut $0,03 \div 0,3 \mu\text{m}$	- Các ion K^+, Na^+, Ca^{2+}, NH_4^+, SO_4^{2-}, Cl^-, PO_4^{3-}... - Các chất khí CO_2, O_2, N_2, CH_4, H_2S... - Các chất hữu cơ - Các chất mùn

Nước bề mặt là nguồn nước tự nhiên gần gũi với con người nhất và cũng chính vì vậy mà nước bề mặt cũng là nguồn nước dễ bị ô nhiễm nhất. Ngày càng chúng ta thấy hiếm có một nguồn nước bề mặt nào đáp ứng được chất lượng tối thiểu cho nhu cầu sinh hoạt và công nghiệp mà không cần xử lý trước khi đưa vào sử dụng. Do hàm lượng cao của các chất có hại cho sức khỏe và có nhiều vi sinh vật có khả năng gây bệnh cho con người trong nước bề mặt mà ngày nay người ta thường xuyên đặt ra vấn đề quản lý nước bề mặt, giám định chất lượng nguồn nước, kiểm tra các thành phần hóa học, lý học, sinh học, mức độ ô nhiễm phóng xạ nguồn nước và nhất thiết phải khử trùng nếu như nước cấp được dùng cho mục đích sinh hoạt.

Nguyên chủ yếu của nước bề mặt là nước sông, chất lượng nước sông phụ thuộc vào các yếu tố xung quanh như mức độ phát triển công nghiệp, mật độ dân số trong lưu vực, hiệu quả của công tác quản lý các dòng thải vào sông. Ngoài ra, chất lượng nước sông còn phụ thuộc vào điều kiện thủy văn, tốc độ dòng chảy, thời gian lưu và thời tiết trong khu vực. Nơi có mật độ dân số cao, công nghiệp phát triển mà công tác quản lý các dòng thải công nghiệp, dòng thải nước sinh hoạt không được chú trọng thì nước sông thường bị ô nhiễm bởi các hóa chất độc hại, các chất hữu cơ ô nhiễm... Nơi có lượng mưa nhiều, điều kiện xói mòn, phong hóa dễ dàng thì nước sông thường bị ô nhiễm bởi các chất khoáng hòa tan, độ đục cao do các chất huyền phù và các chất rắn, chất mùn có trong nguồn nước. Ngày nay, hiếm thấy có nguồn nước sông nào đạt được chất lượng cho tiêu chuẩn nước cấp mà không cần xử lý.

Một nguồn khác đáng kể trong nguồn nước bề mặt là nước hồ. Chất lượng nước hồ phụ thuộc vào thời gian lưu, vào các điều kiện thời tiết và chất lượng các nguồn nước chảy vào hồ, trong đó có cả các nguồn nước thải sinh hoạt và nước thải công nghiệp. Ngoài ra, chất lượng nước hồ cũng còn phụ thuộc vào thời tiết trong khu vực, vào điều kiện sinh thái môi trường. Nơi thiếu ánh sáng mặt trời, điều kiện lưu thông kém và chất thải hữu cơ nhiều, nước hồ sẽ có lượng oxy hòa tan thấp, điều kiện yếm khí tăng, nước sẽ có mùi bị khó chịu. Nơi có nhiều ánh sáng mặt trời, điều kiện quang hợp dễ dàng, các chất dinh dưỡng tích tụ nhiều sẽ thúc đẩy quá trình phì dưỡng cũng gây tác hại đến chất lượng nước hồ. Thường nước hồ cũng không đảm bảo chất lượng của tiêu chuẩn nước cấp.

Tuy nhiên trong nước bề mặt, kể cả nước sông và nước hồ vẫn thường xuyên xảy ra quá trình tự làm sạch như quá trình lắng các chất huyền phù trong thời gian lưu, quá trình khoáng hóa các chất hữu cơ, quá trình nitrat hóa các hợp chất chứa nitơ, quá trình bốc hơi...

Nghiên cứu thành phần và chất lượng nước bề mặt, Tổ chức Y tế Thế giới đưa ra cách phân loại sau về các loại nhiễm bẩn nước.

a. Nước nhiễm bẩn do vi trùng, virus và các chất hữu cơ gây bệnh. Nguồn nhiễm bẩn này có trong các chất thải của người và động vật, trực tiếp hoặc gián tiếp đi vào nguồn nước. Hậu quả là các bệnh truyền nhiễm như tả, thương hàn, lỵ... sẽ lây lan thông qua môi trường nước, ảnh hưởng đến sức khỏe cộng đồng...

b. Nguồn nhiễm bẩn do các chất hữu cơ phân hủy từ động thực vật và các chất thải trong nông nghiệp. Các chất thải này tuy không trực tiếp gây bệnh nhưng lại là môi trường tốt cho các vi trùng, virus hoạt động và chính từ chỗ đó mà bệnh tật lây lan thông qua môi trường nước.

c. Nguồn nhiễm bẩn do các chất thải công nghiệp, chất thải rắn có chứa các chất độc hại của các cơ sở công nghiệp như phenol, xianua, crôm, cadimi, chì, kẽm... Các chất này tích tụ dần trong nguồn nước và gây ra những tác hại lâu dài.

d. Nguồn ô nhiễm dầu mỡ và các sản phẩm của dầu mỡ trong quá trình khai thác, sản xuất, chế biến và vận chuyển làm ô nhiễm nặng nguồn nước bề mặt và gây trở ngại lớn trong công nghệ xử lý nước bề mặt.

e. Nguồn ô nhiễm do các chất tẩy rửa tổng hợp trong sinh hoạt và trong công nghiệp tạo ra ngày càng nhiều các chất hữu cơ không khả năng phân hủy sinh học cũng gây ảnh hưởng ô nhiễm đến nguồn nước bề mặt.

f. Các chất phóng xạ từ các cơ sở sản xuất và sử dụng phóng xạ như các nhà máy sản xuất phóng xạ, các bệnh viện, các cơ sở nghiên cứu và công nghiệp, dầu vô tình hay cố ý, các cơ sở này vẫn là những nơi gây ô nhiễm phóng xạ cho các nguồn nước lân cận.

g. Các hóa chất bảo vệ thực vật cùng với ưu điểm là dùng để phòng chống sâu bọ, côn trùng, nấm... giúp ích cho nông nghiệp, nó còn mang lại tác hại là gây ô nhiễm cho các nguồn nước, nhất là khi chúng không được sử dụng đúng mức.

h. Các hóa chất hữu cơ tổng hợp được sử dụng rộng rãi trong các ngành công nghiệp như chất dẻo, dược phẩm, vải sợi... cũng là một trong những nguồn gây ô nhiễm đáng kể cho môi trường nước, đặc biệt những chất tổng hợp bền nước và rất khó tách ra khỏi môi trường nước.

i. Các hóa chất vô cơ nhất là các chất dùng làm phân bón cho nông nghiệp như các hợp chất photphat, nitrat... là nguồn dinh dưỡng cho quá trình phì dưỡng, làm ô nhiễm môi trường nước.

j. Một nguồn nước thải đáng kể từ các nhà máy nhiệt điện tuy không gây ô nhiễm trầm trọng nhưng cũng làm giảm chất lượng nước bề mặt với nhiệt độ quá cao của nó.

Tóm lại, ngoài các yếu tố địa hình, thời tiết là những yếu tố khách quan gây ảnh hưởng đến chất lượng nước bề mặt, chúng ta còn phải xét đến một yếu tố khác chủ quan hơn đó là các tác động của con người trực tiếp hay gián tiếp vào quá trình gây ô nhiễm môi trường nước bề mặt.

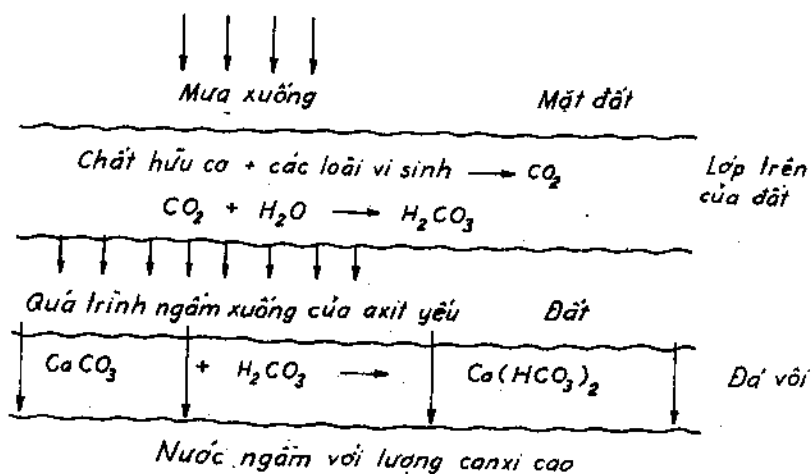
1.2.3. Thành phần và chất lượng nước ngầm

Không giống như nước bề mặt, nguồn nước ngầm ít chịu ảnh hưởng yếu tố tác động của con người. Chất lượng nước ngầm thường tốt hơn chất lượng nước bề mặt. Trong nước ngầm hầu như không có các hạt keo hay các hạt cặn lơ lửng, các chỉ tiêu vi sinh trong nước ngầm cũng tốt hơn các chỉ tiêu vi sinh trong nước bề mặt. Trong nước ngầm không chứa rong tảo là những thứ dễ gây ô nhiễm nguồn nước. Thành phần đáng quan tâm trong nước ngầm là các tạp chất hòa tan do ảnh hưởng của điều kiện địa

tăng, thời tiết nắng mưa, các quá trình phong hóa và sinh hóa trong khu vực. Ở những vùng có điều kiện phong hóa tốt, có nhiều chất thải rắn và lượng mưa lớn thì chất lượng nước ngầm dễ bị ô nhiễm bởi các chất khoáng hòa tan, các chất hữu cơ, mùn lâu ngày theo nước mưa thấm vào nguồn nước.

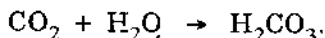
Mặc dù vậy, nước ngầm cũng có thể nhiễm bẩn do tác động của con người. Các chất thải của người và động vật, các chất thải hóa học, các chất thải sinh hoạt cũng như việc sử dụng phân bón hóa học ... Tất cả những chất thải đó theo thời gian ngấm dần vào nguồn nước, tích tụ dần và dẫn đến làm hư hỏng nguồn nước ngầm. Đã có không ít nguồn nước ngầm do tác động của con người đã bị ô nhiễm bởi các chất hữu cơ khó phân hủy, các vi khuẩn gây bệnh và nhất là các hóa chất độc hại như các kim loại nặng và không loại trừ cả các chất phóng xạ.

Hình 1-3 dưới đây mô tả một trong các quá trình dẫn đến gây ảnh hưởng chất lượng nước ngầm, đó là quá trình làm tăng độ cứng của nước ngầm.

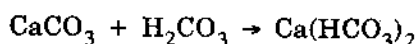


Hình 1-3. Quá trình tạo ra độ cứng của nước ngầm

Do tác động của nước mưa và khí CO_2 sinh thành trong các quá trình trao đổi chất và quá trình phân hủy các hợp chất hữu cơ, hàm lượng axit H_2CO_3 trong đất tăng lên qua phản ứng:



Lượng axit này sẽ phản ứng với các khoáng đá vôi có trong khu vực theo phản ứng:



Sản phẩm của quá trình này dễ hòa tan và dẫn đến làm tăng hàm lượng các ion Ca^{2+} trong nước, tức là làm tăng độ cứng của nước.

Bảng 1-2 trình bày một số thành phần có trong nước ngầm, trong nước bề mặt và những điểm khác nhau giữa hai nguồn nước này.

Bảng 1-2. Những điểm khác nhau giữa nước ngầm và nước bề mặt

Thông số	Nước bề mặt	Nước ngầm
Nhiệt độ	Thay đổi theo mùa	Tương đối ổn định
Hàm lượng chất rắn lơ lửng	Thường cao và thay đổi theo mùa	Thấp hoặc hầu như không có
Chất khoáng hòa tan	Thay đổi theo chất lượng đất, lượng mưa	Ít thay đổi, cao hơn nước bề mặt ở cùng một vùng
Hàm lượng sắt (Fe^{2+}) mangan (Mn^{2+})	Rất thấp, trừ dưới đáy hồ	Thường xuyên có
Khí CO_2 hòa tan	Thường rất thấp hoặc gần bằng không	Thường xuất hiện ở nồng độ cao
Khí O_2 hòa tan	Thường gần bão hòa	Thường không tồn tại
Khí NH_3	Xuất hiện ở các nguồn nước nhiễm bẩn	Thường có
Khí H_2S	Không	Thường có
SiO_2	Thường có ở nồng độ trung bình	Thường có ở nồng độ cao
NO_3^-	Thường thấp	Thường ở nồng độ cao, do phân bón hóa học
Các vi sinh vật	Vi trùng (nhiều loại gây bệnh) virus các loại và tảo	Các vi trùng do sắt gây ra thường xuất hiện

1.3. CÁC THÔNG SỐ ĐÁNH GIÁ CHẤT LƯỢNG VÀ TIÊU CHUẨN CHẤT LƯỢNG NƯỚC

1.3.1. Các thông số đánh giá chất lượng nước

Để đánh giá chất lượng nước, người ta đưa ra các chỉ tiêu về chất lượng nước như sau:

a. Các chỉ tiêu vật lý cơ bản như: độ đục, độ màu, độ pH, độ nhớt, tính phóng xạ, độ cứng, nhiệt độ...

b. Các chỉ tiêu hóa học của nước như: chỉ tiêu về nhu cầu oxy hóa học COD (Chemical Oxygen Demand), lượng oxy hòa tan DO, hàm lượng H_2S , Cl^- , SO_4^{2-} , PO_4^{3-} , F^- , I^- , Fe^{2+} , Mn^{2+} , các hợp chất nitơ, các hợp chất của axit cacbonic...

c. Các chỉ tiêu vi sinh: số vi trùng gây bệnh E.coli, các loại rong tảo, virut...

1.3.1.1. Các chỉ tiêu vật lý

a. Độ đục

Nước nguyên chất là một môi trường trong suốt và có khả năng truyền ánh sáng tốt, nhưng khi trong nước có các tạp chất huyền phù, cặn rắn lơ lửng, các vi sinh vật và cả các hóa chất hòa tan thì khả năng truyền ánh sáng của nước giảm đi. Dựa trên nguyên tắc đó mà người ta xác định độ đục của nước. Nước có độ đục cao tức là nước có nhiều tạp chất chứa trong nó và do vậy khả năng truyền ánh sáng qua nước giảm. Có nhiều phương pháp để xác định độ đục của nước và do vậy kết quả thường được biểu thị bằng các đơn vị khác nhau. Thí dụ, đơn vị JTU (Jackson Turbidity Unit) là đơn vị độ đục khi đo bằng ống đo độ đục Jackson. Khi dùng máy đo độ đục Nephel (Nephelometer) ta lại có đơn vị độ đục FTU hay đơn vị độ đục so sánh với dung dịch tiêu chuẩn (dùng khi độ đục bằng 5 đến 100 đơn vị).

Theo tiêu chuẩn Việt Nam, độ đục được xác định bằng chiều sâu lớp nước thấy được, gọi là độ trong, ở độ sâu đó người ta có thể đọc được hàng chữ tiêu chuẩn. Đối với nước sinh hoạt, độ đục phải lớn hơn 30 cm.

Bảng 1-3 dưới đây cho đơn vị độ đục theo thang đục silic và thang đo độ đục theo chiều cao lớp nước thấy được.

Bảng 1-3. Độ đục theo thang đục silic và theo chiều cao lớp nước thấy được

Thang đo theo chiều sâu lớp nước, cm	Độ đục theo thang đục silic, mg/l	Ghi chú
2	1000	Nhanh tắc bể lọc
4	360	Nhanh tắc bể lọc
6	190	Nhanh tắc bể lọc
8	130	Nhanh tắc bể lọc
10	100	Nhanh tắc bể lọc
15	65	Vận hành bể lọc khó khăn
30	30	Vận hành bể lọc có điều kiện
45	18	Vận hành riêng
80	10	Giới hạn trên của nước đưa vào

2. Độ màu của nước

Nước nguyên chất không màu, nước có màu là do các chất bẩn hòa tan trong nước tạo nên. Thí dụ, các hợp chất sắt không hòa tan làm cho nước có màu nâu đỏ, các chất mùn humic làm cho nước có màu vàng, các loài thủy sinh tạo cho nước có màu xanh lá cây... Nước thải sinh hoạt và nước thải công nghiệp thường tạo ra màu xám hoặc đen cho nguồn nước.

Màu thường gặp trong nước là màu vàng hoặc nâu, những màu đó thường do các chất hòa tan trong nước gây nên. Các chất hữu cơ gây màu trong nước thường có nguồn gốc từ thực vật sống trong nước hoặc đã phân hủy trong nước, các chất bào mòn từ đất đá, nước thải sinh hoạt và công nghiệp.

Các hợp chất humic thường tạo ra màu nâu hoặc vàng cho nước, chúng có thể là các axit fulvic $C_{10}H_{12}O_5$, các axit hymatomelanic $C_{10}H_{12}O_7$, các axit humic $C_{10}H_{18}O_{10}$ hoặc các hợp chất humus $C_{10}H_{18}O_5$...

Có thể giảm nồng độ các hợp chất humic và giảm cường độ màu của nước bằng các chất oxy hóa mạnh như Cl_2 , O_3 , $KMnO_4$, các chất này sẽ oxy hóa phần gây màu của các phân tử hợp chất humic. Sau đó có thể khử chúng ra khỏi nước bằng keo tụ, hấp phụ than hoạt tính và lọc. Nếu màu của nước do sắt (màu nâu), mangan (màu đen) hoặc các chất lơ lửng như tảo gây màu xanh lam, xanh lục thì có thể khử bằng lọc nhanh hoặc lọc

chậm, keo tụ tạo bông rồi lọc.

Các phương pháp xác định độ màu có thể là so sánh với dung dịch chuẩn trong ống Nessler, thường dùng dung dịch $K_2PtCl_6 + CaCl_2$; 1 mg/l K_2PtCl_6 bằng một đơn vị chuẩn màu. Có thể dùng phương pháp trắc quang với dụng cụ có các kính cường độ màu khác nhau, so sánh với màu dung dịch chuẩn hoặc sử dụng các ống so màu.

3. Độ cứng của nước

Độ cứng của nước là đại lượng biểu thị hàm lượng các ion canxi, magiê có trong nước. Trong xử lý nước thường phân biệt ba loại độ cứng: độ cứng toàn phần, độ cứng tạm thời và độ cứng vĩnh cửu. Dùng nước có độ cứng cao có tác hại là các ion canxi, magiê phản ứng với axit béo tạo ra các hợp chất khó hòa tan, trong sinh hoạt gây lắng phỉ xà phòng, trong sản xuất các muối canxi, magiê kết tủa gây trở ngại cho quá trình sản xuất. Khi tính theo hàm lượng $CaCO_3$ trong nước, người ta có thể chia ra làm ba loại:

- nước mềm có chứa ít hơn 50 mg $CaCO_3$ /l
- nước thường có chứa đến 150 mg $CaCO_3$ /l
- nước cứng có chứa trên 300 mg $CaCO_3$ /l.

4. Hàm lượng chất rắn trong nước

Hàm lượng chất rắn trong nước gồm có chất rắn vô cơ (các muối hòa tan, chất rắn không tan như huyền phù, đất cát...), chất rắn hữu cơ (gồm các vi sinh vật, vi khuẩn, động vật nguyên sinh, tảo và các chất vô rắn hữu cơ vô sinh như phân rác, chất thải công nghiệp...). Trong xử lý nước khi nói đến hàm lượng chất rắn, người ta đưa ra các khái niệm sau:

a. Tổng hàm lượng cặn lơ lửng TSS (Total Suspended Solid) là trọng lượng khô tính bằng miligam của phần còn lại sau khi bay hơi 1 lít mẫu nước trên nồi cách thủy rồi sấy khô ở $103^{\circ}C$ tới khi có trọng lượng không đổi, đơn vị là mg/l.

b. Cặn lơ lửng SS (Suspended Solid), phần trọng lượng khô tính bằng miligam của phần còn lại trên giấy lọc khi lọc 1 lít mẫu nước qua phễu, sấy khô ở $103^{\circ}C - 105^{\circ}C$ tới khi có trọng lượng không đổi, đơn vị là mg/l.

c. Chất rắn hòa tan DS (Dissolved Solid) bằng hiệu giữa tổng lượng cặn lơ lửng TSS và cặn lơ lửng SS:

$$DS = TSS - SS$$

d. Chất rắn bay hơi VS (Volatile Solid) là phần mất đi khi nung ở 550°C trong một thời gian nhất định. Phần mất đi là chất rắn bay hơi, phần còn lại là chất rắn không bay hơi.

5. Mùi, vị của nước

Các chất khí và các chất hòa tan trong nước làm cho nước có mùi vị. Nước thiên nhiên có thể có mùi đất, mùi tanh, mùi thối hoặc mùi đặc trưng của các hóa chất hòa tan trong nó như mùi clo, mùi amôniac, mùi sunfua hydrô... Nước có thể có vị mặn, ngọt, chát ... tùy theo thành phần và hàm lượng các muối hòa tan trong nước.

Các chất gây mùi vị trong nước có thể chia thành ba nhóm:

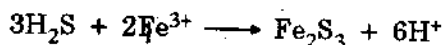
a. Các chất gây mùi vị có nguồn gốc vô cơ như NaCl, MgSO₄ gây vị mặn, muối đồng gây mùi tanh, các chất gây tính kiềm, tính axit của nước, mùi clo do Cl₂, ClO₂ hoặc mùi trứng thối của H₂S.

b. Các chất gây mùi có nguồn gốc hữu cơ trong chất thải công nghiệp, chất thải mại, dầu mỡ, phenol...

c. Các chất gây mùi từ các quá trình sinh hóa, các hoạt động của vi khuẩn, rong tảo như CH₃-S-CH₃ cho mùi tanh cá, C₁₂H₂₂O, C₁₂H₁₈O₂ cho mùi tanh bùn...

Các chất gây mùi trong nước phần lớn có thể khử được bằng cách làm thoáng khí chúng là các chất hòa tan dễ bay hơi. Sử dụng quá trình oxy hóa trong quá trình lọc nhanh, lọc chậm, lọc khô cũng có thể khử được nhiều chất gây mùi. Hiệu quả của quá trình phụ thuộc vào khả năng bị oxy hóa của các chất đó. Thường sử dụng các chất oxy hóa như Cl₂, ClO₂, O₃, KMnO₄...

Khi lọc nước qua than hoạt tính với thời gian tiếp xúc từ 10 đến 15 phút cũng có khả năng khử mùi tốt. Phương pháp dùng than hoạt tính có hiệu quả cao nhưng chi phí tốn kém. Phương pháp keo tụ bằng phèn nhôm, sắt cũng có thể mang lại hiệu quả đối với mùi gây ra bởi H₂S theo phản ứng:



Tuy nhiên, nhiều chất gây mùi vị ở trạng thái hòa tan nên phương

pháp sử dụng keo tụ khó mang lại hiệu quả cao.

6. Độ phóng xạ trong nước

Nước nhiễm phóng xạ do sự phân hủy phóng xạ trong nước thường có nguồn gốc từ các nguồn nước thải. Phóng xạ gây nguy hại cho sự sống nên độ phóng xạ trong nước thường được xem như là một trong những chỉ tiêu quan trọng về chất lượng nước.

1.3.1.2. Các chỉ tiêu hóa học

1. Hàm lượng oxy hòa tan DO (Dissolved Oxygen)

Ôxy hòa tan trong nước phụ thuộc vào các yếu tố như áp suất, nhiệt độ, đặc tính của nguồn nước bao gồm các thành phần hóa học, vi sinh, thủy sinh. Các nguồn nước mặt có bề mặt thoáng tiếp xúc trực tiếp với không khí nên thường có hàm lượng oxy hòa tan cao. Ngoài ra quá trình quang hợp và hô hấp của sinh vật trong nước cũng làm thay đổi lượng oxy hòa tan trong nước mặt. Nước ngầm thường có hàm lượng oxy hòa tan thấp do các phản ứng oxy hóa khử xảy ra trong lòng đất đã tiêu thụ một phần oxy.

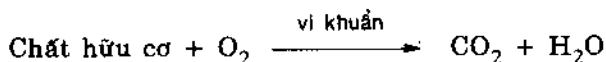
Ôxy hòa tan trong nước không tác dụng với nước về mặt hóa học. Khi nhiệt độ tăng, khả năng hòa tan oxy trong nước giảm, khi áp suất tăng, khả năng oxy hòa tan vào nước cũng tăng. Hàm lượng oxy hòa tan trong nước tuân theo định luật Henry, trong nước ngọt, ở điều kiện 1 at và 0°C, lượng oxy hòa tan trong nước đạt tới 14,6 mg/l, ở 35°C và 1 at, giá trị oxy hòa tan trong nước chỉ còn 7 mg/l. Thông thường nồng độ oxy bão hòa trong nước ở điều kiện tối hạn là 8 mg/l. Khi nhiệt độ tăng lượng oxy hòa tan trong nước giảm đi, đồng thời lượng oxy tiêu tốn cho các quá trình oxy hóa sinh học lại tăng lên, do đó DO trong các nguồn nước thường giảm đi đáng kể vào mùa hè.

2. Nhu cầu oxy hóa học COD (Chemical Oxygen Demand)

COD là lượng oxy cần thiết để oxy hóa hết các hợp chất hữu cơ trong nước, tạo thành CO_2 và H_2O . COD là một đại lượng dùng để đánh giá sơ bộ mức độ nhiễm bẩn của nguồn nước. COD biểu thị cả lượng chất hữu cơ không thể bị oxy hóa bằng vi khuẩn. Chất oxy hóa thường dùng ở đây là kali permanganat hoặc kali bícromat.

3. Nhu cầu oxy sinh học BOD (Biological Oxygen Demand).

BOD là lượng oxy cần thiết để vi khuẩn phân hủy các chất hữu cơ ở điều kiện hiếu khí. Trong môi trường nước, khi quá trình oxy hóa sinh học xảy ra thì các vi khuẩn sử dụng oxy hòa tan. Phản ứng xảy ra như sau:



Vận tốc của quá trình oxy hóa nói trên phụ thuộc vào số vi khuẩn có trong nước và nhiệt độ của nước.

BOD cũng là một chỉ tiêu dùng để xác định mức độ nhiễm bẩn của nước.

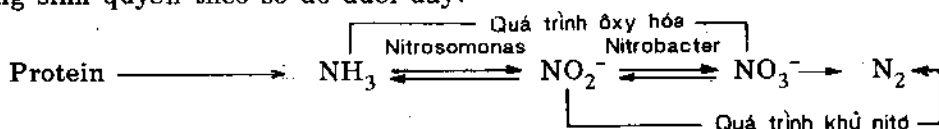
BOD có thể được xác định bằng phương pháp hóa học khi sử dụng kali permanganat, xanh metylen, xác định từ COD. Hoặc cũng có thể dùng phương pháp sinh học, dùng chai BOD hay phương pháp hô hấp. Nhược điểm của các phương pháp xác định này là tốn nhiều thời gian. Sau 5 ngày khoảng 70 đến 80% các chất hữu cơ bị oxy hóa, do đó BOD₅ biểu thị một phần tổng BOD. Theo lý thuyết, để oxy hóa gần hết hoàn toàn các chất hữu cơ (98 đến 99%) đòi hỏi sau 20 ngày. Thông thường BOD₅/COD = 0,5 ÷ 0,7.

4. Khí hydrôsunfua H₂S

Khí hydrôsunfua H₂S là sản phẩm của quá trình phân hủy các hợp chất hữu cơ, phân rác có trong nước thải. Khí hydrôsunfua làm cho nước có mùi trứng thối khó chịu. Với nồng độ cao, khí hydrôsunfua mang tính ăn mòn vật liệu.

5. Các hợp chất của nitơ

Các hợp chất của nitơ có trong nước là kết quả của quá trình phân hủy các hợp chất hữu cơ trong tự nhiên, trong các chất thải và trong các nguồn phân bón mà con người trực tiếp hoặc gián tiếp đưa vào nguồn nước. Các hợp chất này thường tồn tại dưới dạng amôniac, nitrit, nitrat và cả dạng nguyên tố nitơ (N₂). Có thể mô tả quá trình sinh thành các hợp chất nitơ trong sinh quyển theo sơ đồ dưới đây:



Dựa vào sơ đồ trên ta có thể nói rằng, tùy theo mức độ có mặt của các hợp chất nitơ mà ta có thể biết được mức độ ô nhiễm nguồn nước. Khi nước mới bị nhiễm bẩn bởi phân bón hoặc nước thải, trong nguồn nước có NH_3 , NO_2^- và NO_3^- . Sau một thời gian NH_3 và NO_2^- bị oxy hóa thành NO_3^- . Như vậy:

- nếu nước chứa NH_3 và nitơ hữu cơ thì coi như nước mới bị nhiễm bẩn và nguy hiểm.

- nếu nước chủ yếu có NO_2^- thì nước đã bị ô nhiễm thời gian dài hơn, ít nguy hiểm hơn.

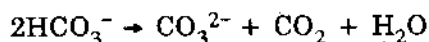
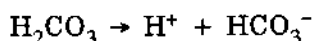
- nếu nước chủ yếu là NO_3^- thì quá trình oxy hóa đã kết thúc.

Ở điều kiện yếm khí, NO_3^- sẽ bị khử thành N_2 bay lên. Amôniac là chất gây nhiễm độc trầm trọng cho nước, gây độc cho loài cá.

Việc sử dụng rộng rãi các nguồn phân bón hóa học cũng làm cho hàm lượng amôniac trong nước tự nhiên tăng lên. Trong nước ngầm và nước đầm lầy hay gặp nitrat (NO_3^-) và amôniac với hàm lượng cao. Người ta đã phát hiện nếu trong nước uống có chứa hàm lượng cao NO_3^- thường gây bệnh xanh xao ở trẻ nhỏ và có thể dẫn đến tử vong.

6. Các hợp chất của axit cacbonic

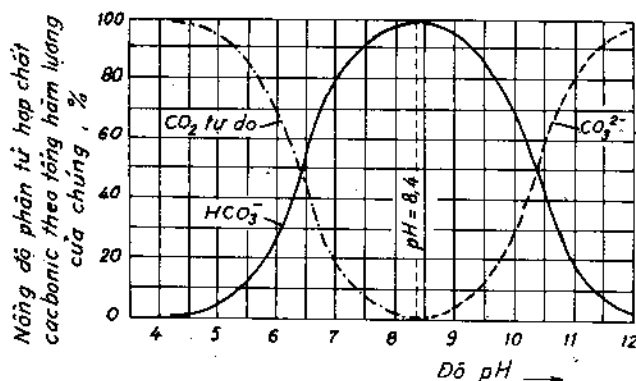
Độ ổn định của nước phụ thuộc vào trạng thái cân bằng giữa các dạng hợp chất của axit cacbonic. Axit cacbonic là một axit yếu, trong nước hợp chất này phân ly như sau:



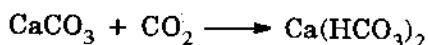
Tương quan hàm lượng giữa CO_2 , HCO_3^- và CO_3^{2-} ở một nhiệt độ nhất định phụ thuộc vào nồng độ của ion H^+ , nghĩa là phụ thuộc vào độ pH của nước. Tương quan này được biểu thị trên hình 1-4.

Biểu đồ trên hình 1-4 cho ta thấy, khi $\text{pH} < 4$, trong nước chỉ tồn tại CO_2 ; khi $\text{pH} < 8,4$, trong nước có cả CO_2 và HCO_3^- ; khi $\text{pH} > 8,4$, lượng CO_2 bị triệt tiêu và trong nước tồn tại cả HCO_3^- và CO_3^{2-} ; khi $\text{pH} > 12$ trong nước chỉ tồn tại CO_3^{2-} . Xét quá trình phân ly nói trên ta thấy, khi trong nước có một lượng HCO_3^- nào đó thì lập tức có một lượng CO_2 tương ứng cùng tồn tại. Lượng CO_2 cần có đó gọi là lượng CO_2 cân bằng. Nếu

nước có lượng CO_2 hòa tan vượt quá lượng CO_2 cân bằng thì khi tiếp xúc với các vật liệu có chứa CaCO_3 như bê tông, CaCO_3 sẽ được hòa tan do phản ứng với CO_2 như sau:



Hình 1-4. Biểu đồ tương quan hàm lượng CO_2 , HCO_3^- và CO_3^{2-} ở 25°C theo các giá trị pH khác nhau.



Lượng CO_2 tham gia phản ứng này gọi là CO_2 xâm thực. Ngược lại, nếu nước có lượng CO_2 hòa tan thấp hơn lượng CO_2 cân bằng thì một phần HCO_3^- sẽ bị phân hủy để tạo thành CO_2 và CO_3^{2-} . Khi lượng CO_3^{2-} trong nước vượt quá mức cân bằng nó sẽ kết hợp với Ca^{2+} và Mg^{2+} hòa tan theo phản ứng:

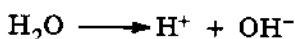


Muối CaCO_3 kết tủa khó hòa tan, dễ bám kết lắng đọng trong ống dẫn, thiết bị, gây cản trở quá trình vận chuyển và quá trình truyền nhiệt.

Nước có hàm lượng CO_2 hòa tan bằng lượng CO_2 cân bằng được gọi là nước ổn định. Trong kỹ thuật xử lý nước cấp, việc xử lý ổn định nước đóng vai trò quan trọng, có nghĩa là phải xác định hàm lượng CO_2 cân bằng và CO_2 tự do sao cho nước có được tính ổn định.

7. Độ pH của nước

Trong môi trường riêng của mình, một phần các phân tử nước phân ly theo phản ứng sau:



Nồng độ các ion H^+ và OH^- là các đại lượng biểu thị tính axit và tính kiềm của nước. Sự tương quan giữa nồng độ các ion H^+ và OH^- được biểu thị bằng biểu thức:

$$K_w = [\text{H}^+].[\text{OH}^-]$$

trong đó, K_w gọi là tích số ion của nước, K_w có giá trị phụ thuộc vào nhiệt độ nước. Nước tinh khiết ở 25°C có nồng độ ion H^+ bằng nồng độ ion OH^- :

$$[H^+] = [OH^-] = 10^{-7} \text{ mol/l}$$

Trong thực tế, tính axit cũng như tính kiềm của nước ít khi biểu thị bằng nồng độ các ion H^+ hoặc OH^- theo mol/l mà người ta biểu thị bằng đại lượng pH. Đại lượng pH có giá trị được định nghĩa theo phương trình sau:

$$pH = -\lg[H^+]$$

Tính chất của nước được xác định theo các giá trị khác nhau của pH. Khi $pH = 7$, nước có tính trung tính; khi $pH > 7$, nước có tính kiềm; khi $pH < 7$, nước có tính axit.

pH có thể được xác định bằng giấy chỉ thị màu hoặc bằng dụng cụ đo pH cực hydrô hoặc cực thủy tinh.

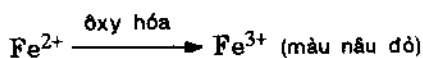
Vai trò của độ pH trong nước có ý nghĩa quan trọng trong các quá trình lý hóa, thí dụ khi xử lý nước bằng hóa học, quá trình chỉ có hiệu quả tối ưu ở một giá trị pH nhất định trong những điều kiện nhất định.

8. Sắt và mangan

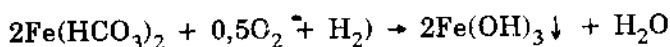
Trong nước ngầm, sắt thường tồn tại ở dạng hóa trị II của các muối bicacbonat, sunfat, clorua hòa tan, đôi khi sắt tồn tại trong keo của axit humic hoặc keo silic. Khi tiếp xúc với oxy hoặc các chất oxy hóa, sắt (II) bị oxy hóa thành sắt (III) và kết tủa thành bông cặn $Fe(OH)_3$ có màu nâu đỏ. Nước bề mặt thường chứa sắt (III) tồn tại ở dạng keo hữu cơ, cặn hoặc huyền phù. Nước thiên nhiên thường có sắt với hàm lượng tới 30 mg/l, đôi khi cao hơn. Với hàm lượng sắt lớn hơn 0,5 mg/l, nước có mùi tanh khó chịu, làm vàng quần áo khi giặt... Các cặn sắt kết tủa làm tắc hoặc làm giảm khả năng vận chuyển của hệ thống dẫn nước.

Cũng như sắt, mangan thường có trong nước ngầm với hàm lượng nhỏ hơn, ít khi vượt quá 2 mg/l. Với hàm lượng mangan trong nước lớn hơn 0,05 mg/l sẽ gây trở ngại nhiều trong việc sử dụng giống như nước có chứa sắt ở hàm lượng cao.

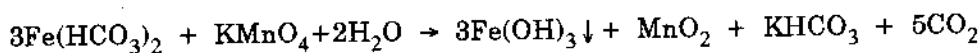
Sắt và mangan trong nước có thể bị oxy hóa theo các phản ứng sau:



Sắt II và mangan II có thể được khử khỏi nước bằng cách ôxy hóa qua quá trình làm thoáng trao đổi khí sau đó tách Fe^{3+} , Mn^{4+} không tan bằng quá trình lắng lọc:



Cũng có thể dùng chất ôxy hóa hóa học như KMnO_4 để ôxy hóa, sau đó tách bằng quá trình lắng lọc:



9. Các hợp chất của axit silic

Trong nước thiên nhiên thường có các hợp chất của axit silic, mức độ tồn tại của chúng phụ thuộc vào độ pH của nước. Các hợp chất này có thể tồn tại ở dạng keo hay dạng ion hòa tan. Sự tồn tại của các hợp chất này gây lắng đọng cặn silicat trên thành ống, nồi hơi, làm giảm khả năng vận chuyển và khả năng truyền nhiệt.

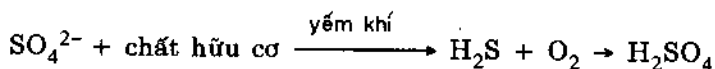
10. Các hợp chất clorua

Clo tồn tại trong nước ở dạng ion Cl^- . Ở nồng độ cho phép không gây độc hại, ở nồng độ cao (250 mg/l) cho làm nước có vị mặn. Các nguồn nước ngầm có thể có hàm lượng clo lên tới 500 ÷ 1000 mg/l. Sử dụng nước có hàm lượng clo cao có thể gây bệnh thận. Nước chứa nhiều ion Cl^- có tính xâm thực đối với bê tông. Ion Cl^- có trong nước do sự hòa tan các muối khoáng hoặc do quá trình phân hủy các hợp chất hữu cơ.

11. Các hợp chất sunfat

Ion SO_4^{2-} có trong nước do khoáng chất hoặc có nguồn gốc hữu cơ, với hàm lượng sunfat lớn hơn 250 mg/l, nước gây tổn hại đến sức khỏe con người. Hàm lượng SO_4^{2-} lớn hơn 300 mg/l, nước gây tính xâm thực mạnh đối với bê tông.

Ở điều kiện yếm khí, SO_4^{2-} phản ứng với các chất hữu cơ tạo thành khí H_2S là khí mang tính độc hại.



12. Các hợp chất photphat

Khi nguồn nước bị nhiễm bẩn phân rác và các hợp chất hữu cơ, quá trình phân hủy giải phóng ion PO_4^{2-} . Sản phẩm của quá trình có thể tồn tại ở dạng H_2PO_4^- , HPO_4^{2-} , PO_4^{3-} , $\text{Na}_3(\text{PO}_3)$, các hợp chất hữu cơ photpho... Khi trong nước có hàm lượng photphat cao, sẽ thúc đẩy quá trình phì dưỡng.

13. Các hợp chất florua

Nước ngầm ở giếng sâu hoặc ở các vùng đất có chứa quặng apatit thường có hàm lượng các hợp chất florua cao (2,0 đến 2,5 mg/l), tồn tại ở dạng cơ bản là canxi florua và magiê florua.

Các hợp chất florua khá bền vững, khó bị phân hủy ở quá trình tự làm sạch. Hàm lượng florua trong nước cấp ảnh hưởng đến việc bảo vệ răng. Nếu thường xuyên dùng nước có hàm lượng florua lớn hơn 1,3 mg/l hoặc nhỏ hơn 0,7 mg/l đều dễ mắc bệnh loại men răng.

14. Các hợp chất iotua

Các hợp chất iotua có trong các nguồn nước thiên nhiên với hàm lượng nhỏ, iotua cần thiết cho sự phát triển bình thường của con người. Ở những vùng nước thiếu iot thường xuất hiện bệnh bướu cổ. Mặc dù vậy, khi sử dụng thường xuyên nước có hàm lượng iotua cao cũng có hại cho sức khỏe.

1.3.1.3. Các chỉ tiêu vi sinh

Trong nước thiên nhiên có nhiều loại vi trùng, siêu vi trùng, rong, tảo và các loài thủy sinh khác. Tùy theo tính chất, các loại vi sinh trong nước được chia thành hai nhóm: nhóm vi sinh có hại và nhóm vi sinh vô hại. Nhóm vi sinh có hại bao gồm các vi trùng gây bệnh, các loại rong rêu, tảo, nhóm này cần phải loại bỏ khỏi nước trước khi sử dụng.

1. Vi trùng gây bệnh

Đó là các vi trùng trong nước gây bệnh lỵ, thương hàn, dịch tả, bại liệt... Việc xác định sự có mặt của các loại vi trùng gây bệnh thường rất khó và mất nhiều thời gian do sự đa dạng về chủng loại. Vì vậy trong thực tế thường áp dụng phương pháp xác định chỉ số vi trùng đặc trưng. Nguồn

gốc của vi trùng gây bệnh trong nước là các nguồn nhiễm bẩn phân rác, chất thải của người và động vật. Trong chất thải của người và động vật luôn có loại vi khuẩn E.coli sinh sống và phát triển. Sự có mặt của E.coli trong nước chứng tỏ nguồn nước đã bị ô nhiễm bởi phân rác, chất thải của người và động vật và có khả năng tồn tại các loại vi trùng gây bệnh. Số lượng E.coli nhiều hay ít tùy thuộc vào mức nhiễm bẩn của nguồn nước. Đặc tính của vi khuẩn E.coli là có khả năng tồn tại cao hơn các loài vi trùng gây bệnh khác, do đó sau khi xử lý nếu trong nước không còn phát hiện thấy vi khuẩn E.coli chứng tỏ các loại vi trùng gây bệnh khác đã bị tiêu diệt hết. Mặt khác, việc xác định số lượng vi khuẩn E.coli thường đơn giản và nhanh chóng cho nên loại vi khuẩn này được chọn làm vi khuẩn đặc trưng trong việc xác định mức nhiễm bẩn do vi trùng gây bệnh trong nước.

Người ta phân biệt trị số E.coli và chỉ số E.coli. Trị số E.coli là đơn vị thể tích nước có chứa 1 vi khuẩn E.coli, còn chỉ số E.coli là số lượng vi khuẩn E.coli có trong một lít nước.

Tiêu chuẩn nước cấp cho sinh hoạt ở các nước tiên tiến qui định trị số E.coli không nhỏ hơn 100 ml, nghĩa là cho phép có 1 vi khuẩn E.coli trong 100 ml nước, chỉ số E.coli tương ứng sẽ là 10. Tiêu chuẩn vệ sinh Việt Nam qui định chỉ số E.coli của nước sinh hoạt phải nhỏ hơn 20.

Ngoài ra, trong một số trường hợp, số lượng vi khuẩn hiêm khí và kỵ khí cũng được xác định, để tham khảo thêm trong việc đánh giá mức độ nhiễm bẩn của nguồn nước.

2. Các loại rong tảo

Các loại rong tảo phát triển trong nước làm cho nước nhiễm bẩn chất hữu cơ và làm cho nước có màu xanh. Trong nước có rất nhiều loài rong tảo sinh sống. Các loại gây hại chủ yếu và khó loại trừ là nhóm tảo điệp lục và tảo đơn bào. Trong kỹ thuật xử lý nước cấp, hai loại tảo đó thường đi qua bể lắng và đọng lại trên bề mặt lọc làm cho tổn thất áp lực trong bể tăng nhanh và thời gian giữa hai lần rửa lọc ngắn đi. Khi phát triển trong đường ống dẫn nước, rong tảo có thể làm tắc ống, đồng thời làm cho nước có tính ăn mòn do quá trình quang hợp hô hấp thải ra khí cacbonic. Vì vậy để tránh tác hại của rong tảo cần có các biện pháp phòng ngừa sự phát triển của chúng ngay tại nguồn nước. Tảo rong chỉ tồn tại trong nước

mặt và có bốn nhóm chính có thể phát triển trong nước sông, hồ, hồ chứa: tảo lục giống vi khuẩn hơn là giống các loài tảo khác; tảo lam, tảo hai nhân và tảo có đuôi.

Nguyên nhân của sự phát triển tảo trong các nguồn nước mặt là do có sự tồn tại của các chất dinh dưỡng như NH_4^+ , NH_3 , N_2 , PO_4^{3-} ... trong nước và nhờ ánh sáng mặt trời chiếu vào nguồn nước.

Các tác hại của tảo có trong nước ngoài việc, làm tắc bể lọc ống dẫn, hệ thống, còn gây tình trạng thừa, thiếu oxy trong nước, tạo ra các chất gây mùi vị trong nước, tăng nồng độ các chất hữu cơ trong nước, tạo ra các chất độc hại trong nước...

1.3.2. Tiêu chuẩn chất lượng nước cấp

1.3.2.1. Tiêu chuẩn chất lượng nước uống và nước sinh hoạt

Người ta thường sử dụng nguồn nước bề mặt và nước ngầm để xử lý cấp nước uống và nước sinh hoạt. Chất lượng nước ngầm thường tốt hơn chất lượng nước bề mặt do ít thay đổi hơn theo thời gian và thời tiết, đây chuyên công nghệ cũng đơn giản hơn, cần ít hóa chất hơn và chất lượng sau xử lý cũng tốt hơn. Tuy nhiên nguồn nước ngầm không phải là vô hạn, nên nếu chỉ sử dụng nước ngầm thì đến một lúc nào đó sẽ gây ảnh hưởng xấu đến địa tầng của khu vực.

Nước sau xử lý cần đảm bảo an toàn cho sử dụng. Các tiêu chuẩn phải đảm bảo an toàn về sức khỏe, mùi vị, thẩm mỹ và phù hợp càng nhiều càng tốt các tiêu chuẩn quốc tế. Nước cấp sinh hoạt phải đảm bảo không có vi sinh vật gây bệnh, nồng độ các chất độc, các chất gây bệnh mãn tính phải đạt tiêu chuẩn. Độ trong, độ mặn, mùi vị và tính ổn định phải cao.

Bảng 1-4. sau đây trình bày tác hại do hóa chất thường có trong nước.

1.3.2.2. Chất lượng nước cấp cho công nghiệp

Nước cấp cho các ngành công nghiệp như thực phẩm, dệt, giấy da, phim ảnh, hóa chất... đều cần đến chất lượng nước sinh hoạt, đồng thời còn có những yêu cầu riêng về độ cứng, hàm lượng sắt, mangan. Ngoài ra trong các ngành công nghiệp khác, lượng nước dùng cho quá trình làm nguội cần tương đối nhiều. Yêu cầu chất lượng nước làm nguội trong công nghiệp cho ở bảng 1-5. Nước cấp cho nồi hơi tuy không yêu cầu cao về các

Bảng 1-4. Các tác hại do hóa chất trong nước gây ra

Hóa chất	Tác hại
Asen (As)	Độc hại cho người, độc hại cho các loài thủy sinh
Clo (Cl_2)	Cho các phản ứng tạo thành triclometan là chất độc hại nguy hiểm. Độc hại cho cá và các loài thủy sinh
Canxi (Ca)	Tạo độ cứng của nước, gây bám cặn trong ống dẫn, thiết bị, làm hư hỏng quần áo. Không tốt cho cá và thủy sinh
Nitơ, amoniac NH_3 , NH_4^+	Kích thích quá trình phì dưỡng trong hồ, làm tăng các tạp chất bẩn trong nước. Độc hại cho các loài thủy sinh
Nitrat (NO_3^-)	Độc hại cho trẻ em, kích thích quá trình phì dưỡng. Làm tăng tạp chất trong nước
Ôxy hòa tan (DO)	Nồng độ thấp có hại cho cá. Thiếu ôxy không khử được mùi trong nước
Hydro sunfua H_2S	Nồng độ cao gây ăn mòn kim loại. Nồng độ bằng không hoặc quá thấp có thể tạo thành sunfua, ăn mòn bê tông
Phenol	Gây mùi vị trong nước uống. Độc hại cho các loài thủy sinh
Lưu huỳnh (S)	Gây mùi khó chịu trong nước. Độc hại cho các loài thủy sinh. Tạo axit ăn mòn bê tông. Ôxy hóa sunfua tạo sunfat tiêu thụ ôxy
Lưu huỳnh sunfit	Phản ứng với ôxy hòa tan, tiêu thụ ôxy trong nước
Lưu huỳnh sunfat (SO_4^{2-})	Làm cho nước có tính ăn mòn kim loại. Khi yếm khí tạo thành sunfua. Làm cho nước có vị mặn
PO_4^-	Tạo điều kiện cho quá trình phì dưỡng trong các ao hồ

chỉ tiêu hóa sinh, vi sinh nhưng yêu cầu cao về các chỉ tiêu hóa học. Bảng 1-6 cho các yêu cầu về chất lượng nước cấp nổi hơi.

Đối với nước cấp nổi hơi, yêu cầu chất lượng đòi hỏi tùy thuộc vào áp lực làm việc của nổi hơi và yêu cầu khá nghiêm ngặt để đề phòng khả năng cháy nổ, đảm bảo an toàn cho người và thiết bị, nâng cao tuổi thọ của thiết bị (bảng 1-6).

Bảng 1-5. Yêu cầu chất lượng nước cho quá trình làm nguội.

Các chỉ tiêu	Làm nguội một lần	Làm nguội nhiều lần
pH	7,2 đến 9,5	7,2 đến 9,5
Axit cacbonic xâm thực, mg/l	< 20	< 3
Độ cứng tạm thời, dH	8 đến 15	8 đến 15
Độ cứng toàn phần, dH	< 50	< 80
Tổng hàm lượng muối, mg/l	< 3000	< 1000
Hợp chất clorua, mg/l	< 1000	< 1000
Sắt, mg/l	< 1,0	< 1,0
Mangan, mg/l	< 0,15	< 0,15
Chất lơ lửng, mg/l	< 5	< 5

Bảng 1-6. Yêu cầu chất lượng nước cấp nồi hơi

Các chỉ tiêu	Áp suất nồi hơi, at				
	13	16	52	112	158
Độ cứng toàn phần, dH	< 0,1	0,1	< 0,05	< 0,01	< 0,01
Axit cacbonic, mg/l		< 10	< 10	< 5	< 5
Ôxy hòa tan, mg/l	< 50	< 50	< 50	< 20	< 20
Dầu mỡ, mg/l	< 3	< 3	< 3	< 1	< 1
Độ oxy hóa, KMnO_4 , mg/l		Càng thấp càng tốt			< 30
Sắt, mg/l					< 0,4
SiO_2 , mg/l	< 240	< 180	< 72	< 2	

TỔNG QUAN VỀ XỬ LÝ NƯỚC CẤP

2.1. CHỌN NGUỒN NƯỚC

Chất lượng nguồn nước có một ý nghĩa rất quan trọng cho quá trình xử lý nước, do vậy trong những điều kiện cho phép, cần chọn nguồn nước có chất lượng tốt nhất để có được hiệu quả cao trong quá trình xử lý. Bảng 2-1 sau đây đưa ra các tiêu chuẩn đánh giá chất lượng nguồn nước, dựa vào đó để lựa chọn một công nghệ thích hợp cho quá trình xử lý.

Bảng 2-1. Các chỉ tiêu đánh giá chất lượng nguồn nước

Chỉ tiêu	Rất tốt	Tốt	Xấu	Rất xấu
BOD ₅ , mg/l	0,75 ÷ 1,5	1,5 ÷ 2,5	2,5 ÷ 4	> 4
Số vi khuẩn coliform trung bình/100ml	50 ÷ 100	1005 ÷ 5000	5000 ÷ 20000	> 20000
pH	6 ÷ 8,5	5 ÷ 6	3,8 ÷ 5	< 3,8
Clo, mg/l	< 50	50 ÷ 250	250 ÷ 600	> 600
Flo, mg/l	< 1,5	1,5 ÷ 3,0	> 3	-

Chất lượng nguồn nước quyết định dây chuyền xử lý. Lựa chọn một dây chuyền xử lý nước phải phù hợp với từng nguồn nước, ví dụ thành phần, độ bẩn và bản chất của nó, số lượng nước nguồn và độ tin cậy của nguồn nước... Công nghệ xử lý cho nguồn nước cụ thể phải mang tính khả thi. Các phân tích về hóa học, lý học, vi trùng học cần thiết để có đủ thông tin về nguồn nước và để thấy được các điều kiện tiếp theo. Dựa vào hướng dẫn về các tiêu chuẩn chung, các thông số cần chú ý khi chọn nguồn nước bao gồm:

Nồng độ cặn lơ lửng trong nước quyết định nhiều đến dây chuyền công nghệ. Một phần dựa vào thông số này người ta quyết định có nên sử dụng

quá trình keo tụ tạo bông không, có công đoạn lắng không hay là phải có tất cả các quá trình thông thường.

Hàm lượng cacbon hữu cơ hòa tan DOC (Dissolved Organic Carbon), thể tích các hạt cặn trong nước tỷ lệ thuận với nồng độ các chất muối có trong nước, với nồng độ axit humic. Nếu DOC cao thì phải dùng cacbon hoạt tính để hấp phụ DOC hoặc cho nhiều chất keo tụ để phá vỡ trạng thái ổn định của DOC.

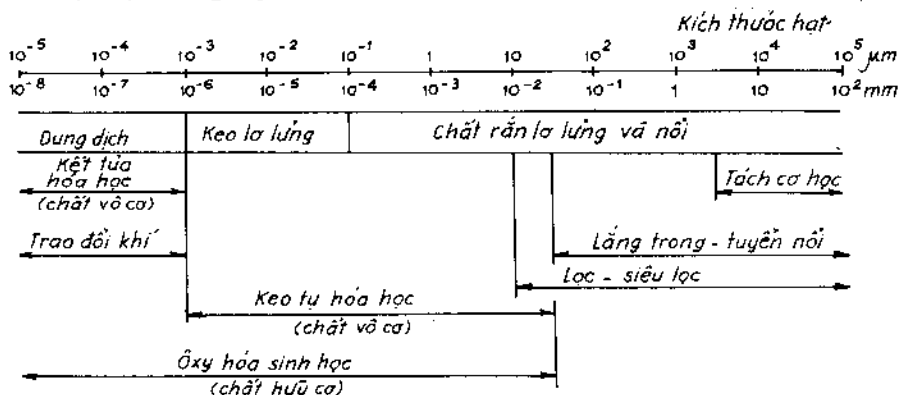
Các chất hữu cơ gây ra nhiều loại chất lơ lửng trong nước, từ những phân tử hữu cơ lớn như các chất muối, protein... cho đến các chất nhỏ như vi rút, vi trùng, tảo... chúng thường gây màu cho nước. Gần đây các chất mùn được xem như có chứa các chất độc trihalogenmetan (THM) là chất gây bệnh cấp tính, mãn tính và ác tính ở trong nước.

Nếu các chất hữu cơ như phenol, hóa chất bảo vệ thực vật hoặc chất tẩy rửa ở nồng độ không cho phép thì phải có quá trình oxy hóa sơ bộ vì chúng không thể bị tách khỏi bằng cách xử lý thông thường.

Nếu hàm lượng NO_3^- , NH_4^+ có giá trị cao thì phải xử lý sơ bộ bằng các quá trình khử nitrat, khử amôn hoặc phải dùng phương pháp oxy hóa như quá trình lọc khô.

2.2. NGUYÊN TẮC CHỌN CÔNG NGHỆ XỬ LÝ NƯỚC

Chọn lựa công nghệ xử lý nước phụ thuộc rất nhiều vào chất lượng và



Hình 2-1. Phương án lựa chọn quá trình xử lý dựa vào kích thước hạt cặn có trong nước.

đặc trưng của nguồn nước thô, yêu cầu chất lượng nước cấp và công suất trạm nước cấp cần xử lý. Hầu hết các chất bẩn trong nước có kích thước hạt từ milimet đến nanomet hoặc nhỏ hơn. Các hạt có kích thước nhỏ hơn được gọi là hạt keo ($10^{-4} + 10^{-6}$ mm). Hệ keo gồm các khoáng chất các chất keo phù du kết hợp đất vi trùng, tảo virus, polyme sinh học và các phân tử lớn. Các hạt có kích thước nhỏ hơn 10^{-6} mm là các chất hòa tan gồm có ion, các phân tử vô cơ đơn giản và các tổ hợp. Hình 2-1 đưa ra phương án lựa chọn quá trình xử lý dựa vào kích thước hạt.

Để có được các thông số chính xác về chất lượng và đặc trưng nguồn nước, người ta sử dụng các phương pháp phân tích khác nhau để phân tích các cỡ hạt trong nước. Bảng 2-2 đưa ra các phương pháp phân tích kích thước hạt cặn trong nước để có được những thông số nhằm đánh giá sơ bộ trước khi lựa chọn công nghệ xử lý.

Chất lượng của nguồn nước thay đổi theo vị trí và thời gian, từ chỗ này đến chỗ khác và từ mùa này qua mùa khác, do vậy công nghệ xử lý nước và quá trình vận hành cũng phải thay đổi dựa vào tính chất lý, hóa, sinh của nước thô. Trong một nguồn nước người ta cố gắng giữ chất lượng nước đưa vào xử lý không thay đổi theo mùa, bằng các quá trình xử lý sơ bộ.

Bảng 2-2. Các phương pháp phân tích kích thước hạt trong nước

Kỹ thuật	Phương pháp thông thường	Kích thước tương ứng	Thông số kích thước	Thông số phân bố
Kỹ thuật quét từng vùng	- Kính hiển vi - Kính hiển vi điện tử	1 đến 100 μm 0,001 đến 5 μm	Tiết diện, đường kính, diện tích bề mặt	Số hạt
Kỹ thuật quét dòng	- Phương pháp counter - Phương pháp Hiac - Phương pháp Royco	0,5 đến 100 μm 0,5 μm 1000 μm	Thể tích, diện tích bề mặt	Số hạt
Sàng	- Sàng dây - Vi sàng	> 40 μm 5 đến 40 μm	Đường kính sàng	Trọng lượng
Kỹ thuật lắng	- Ống hút - Máy đo độ lắng quang học - Lắng thẳng bằng - Ly tâm	1 đến 6 μm 1 đến 6 μm 1 đến 6 μm 0,05 đến 5 μm	Đường kính theo Stokes	

đặc trưng của nguồn nước thô, yêu cầu chất lượng nước cấp và công suất trạm nước cấp cần xử lý. Hầu hết các chất bẩn trong nước có kích thước hạt từ milimet đến nanomet hoặc nhỏ hơn. Các hạt có kích thước nhỏ hơn được gọi là hạt keo ($10^{-4} \div 10^{-6}$ mm). Hệ keo gồm các khoáng chất các chất keo phù du kết hợp đất vi trùng, tảo virut, polyme sinh học và các phân tử lớn. Các hạt có kích thước nhỏ hơn 10^{-6} mm là các chất hòa tan gồm có ion, các phân tử vô cơ đơn giản và các tổ hợp. Hình 2-1 đưa ra phương án lựa chọn quá trình xử lý dựa vào kích thước hạt.

Để có được các thông số chính xác về chất lượng và đặc trưng nguồn nước, người ta sử dụng các phương pháp phân tích khác nhau để phân tích các cỡ hạt trong nước. Bảng 2-2 đưa ra các phương pháp phân tích kích thước hạt cặn trong nước để có được những thông số nhằm đánh giá sơ bộ trước khi lựa chọn công nghệ xử lý.

Chất lượng của nguồn nước thay đổi theo vị trí và thời gian, từ chỗ này đến chỗ khác và từ mùa này qua mùa khác, do vậy công nghệ xử lý nước và quá trình vận hành cũng phải thay đổi dựa vào tính chất lý, hóa, sinh của nước thô. Trong một nguồn nước người ta cố gắng giữ chất lượng nước đưa vào xử lý không thay đổi theo mùa, bằng các quá trình xử lý sơ bộ.

Bảng 2-2. Các phương pháp phân tích kích thước hạt trong nước

Kỹ thuật	Phương pháp thông thường	Kích thước tương ứng	Thông số kích thước	Thông số phân bố
Kỹ thuật quét từng vùng	- Kính hiển vi - Kính hiển vi điện tử	1 đến 100 μm 0,001 đến 5 μm	Tiết diện, đường kính, diện tích bề mặt	Số hạt
Kỹ thuật quét dòng	- Phương pháp counter - Phương pháp Hiac - Phương pháp Royco	0,5 đến 100 μm 0,5 μm 1000 μm	Thể tích, diện tích bề mặt	Số hạt
Sàng	- Sàng dây - Vỉ sàng	> 40 μm 5 đến 40 μm	Đường kính sàng	Trọng lượng
Kỹ thuật lắng	- Ống hút - Máy đo độ lắng quang học - Lắng thăng bằng - Ly tâm	1 đến 6 μm 1 đến 6 μm 1 đến 6 μm 0,05 đến 5 μm	Đường kính theo Stokes	

Bảng 2-3. Phân loại nước thô và quá trình xử lý kèm theo.

Loại	Lượng coliform trung bình	Độ đục mg/l	Độ màu mgPt/Co	Sắt mg/l	Tổng chất rắn mg/l	Clor mg/l	Độ cứng mg/l	Phát triển tảo	Khả năng xử lý tối thiểu tương ứng chất lượng nước thô	Ví dụ nguồn
1	< 1	<25	< 50	< 1,0	<1500	< 600	<250	Không ảnh hưởng	Không	Suối được bảo vệ
2	< 2	<25	< 50	< 1,0	< 1500	< 600	< 250	Không ảnh hưởng	Clor hóa	Suối
3	< 50 < 2 < 50	<25	< 50	< 1,0	< 1500	< 600	< 250	Vượt quá	Xử lý hóa chất ban đầu và clor hóa	Hồ xây
4	< 50	<25	< 50	< 1,0	< 1500	< 600	< 250	Không ảnh hưởng	Tách sắt và clor hóa	Nước ngầm
5	< 50	<25	< 50	< 1,0	< 1500	< 600	< 250	Không ảnh hưởng	Giảm độ cứng và clor hóa	Nước ngầm
6	< 1000	<50	< 70	< 2,5	< 1500	< 600	< 250	Không ảnh hưởng	Lọc cát chậm và clor hóa	Nước suối từ trên núi
7	< 5000	< 75	-	< 2,5	< 1500	< 600	< 250	Không ảnh hưởng	Xử lý ban đầu (lọc cát chậm, clor hóa), lọc và clor hóa	Nước hồ trong
8	<20000	< 250	-	< 2,5	< 1500	< 600	< 250	Không ảnh hưởng	Keo tụ, lắng, lọc, clor hóa lọc hai chiều và clor hóa	Nước sông
9	<20000	<250	-	< 2,5	< 1500	< 600	< 250	Không ảnh hưởng	Sục khí, khử khí, keo tụ, lắng, lọc, clor hóa	Sông, hồ ít ôxy
10	<20000	<250	-	< 2,5	< 1500	< 600	< 250	Không ảnh hưởng	Xử lý ban đầu, keo tụ, lắng, lọc, clor hóa	Nước rất đục
11	<20000	< 250	-	< 2,5	< 1500	< 600	< 250	Không ảnh hưởng	Keo tụ, lắng, lọc, làm mềm và clor hóa	Nước sông

Lựa chọn công nghệ xử lý nước trước hết được tiến hành trong phòng thí nghiệm để tìm ra các thông số tối ưu và hóa chất sử dụng, liều lượng sử dụng, chất xúc tác, độ pH... Sau đó để đánh giá các thông số thiết kế và các điều kiện vận hành tối ưu, thử nghiệm công nghệ trên mô hình thực nghiệm là cần thiết. Tuy nhiên, các công việc nói trên cần đến nhiều thời gian, đặc biệt khi có xử lý vi sinh.

Các vấn đề cần được đề cập đến khi thiết kế quá trình xử lý nước bao gồm: chất lượng nước thô, yêu cầu và tiêu chuẩn của nước sau xử lý. Dựa vào các số liệu đã có, so sánh chất lượng nước thô và nước sau xử lý để quyết định cần tách gì ra khỏi nước, chọn các thông số chính về chất lượng nước và đưa ra kỹ thuật xử lý cụ thể, chọn hóa chất và liều lượng hóa chất cần dùng, tối ưu hóa các điều kiện vận hành cho từng bước xử lý và sắp xếp các bước xử lý cho thật hợp lý.

Bảng 2-3 cho phân loại nước thô và quá trình xử lý kèm theo. Bảng 2-4 trình bày hiệu suất tách của các quá trình xử lý.

Bảng 2-4. Hiệu suất có thể đạt được của các quá trình xử lý thông dụng.

Thông số \ Quá trình xử lý	Làm thoáng	Kéo tụ tạo bông	Lọc cát	Lắng nhanh	Lọc cát chậm	Clor hóa
DO	+	0	0	-	-	+
CO ₂	+++	0	0	+	++	+
Giảm độ đục	0	+++	+	+++	++++	0
Giảm độ màu	0	++	+	+	++	++
Khử mùi vị	++	+	+	++	++	+
Khử trùng	0	+	++	++	++++	++++
Khử sắt, mangan	++	+	+	++++	++++	0
Khử tạp chất hữu cơ	+	+	++	+++	++++	+++

Ghi chú :

++++ : tách triệt để

+: tách một phần

+++ : tách rất tốt

0 : không tách được

++ : tách tốt nhưng không hết

- : ảnh hưởng ngược lại

2.3. CÁC QUÁ TRÌNH XỬ LÝ SƠ BỘ

2.3.1. Xử lý sơ bộ trong hồ chứa nước bề mặt

Trước khi dẫn nước vào dây chuyền xử lý, người ta lưu nước một thời gian dài trong hồ chứa với mục đích:

- tạo quá trình lắng tự do của các hạt bụi và các kim loại nặng có nồng độ cao trong nước thô không tách được bằng quá trình keo tụ như coban, niken, xyanua (CN⁻), chì, cadimi và các kim loại độc hại khác cũng được lắng xuống đáy.

- xúc tiến quá trình làm sạch tự nhiên để tách được phần lớn các chất hữu cơ có kích thước nhỏ và các tạp chất vô cơ.

- có thể dùng biện pháp trao đổi khí nhân tạo để tăng hàm lượng oxy hòa tan trong nước.

- xử lý sơ bộ với dịch vôi để duy trì độ cứng của nước từ 8,5 đến 9,0°D.

Tóm lại, nhờ các quá trình hóa, lý, sinh học tự nhiên xảy ra trong hồ nên chất lượng nước hồ trở nên tốt hơn nguồn nước đã đưa vào hồ. Nhờ bổ sung quá trình nhân tạo nên nồng độ tảo thấp, độ cứng và nồng độ kim loại độc hại giảm đi, kết quả là giảm đi rất nhiều chi phí cho giai đoạn tiếp theo.

2.3.1.1. *Khử vi khuẩn, virus nhờ các quá trình tự nhiên trong các hồ chứa nước*

Các quá trình tự nhiên xảy ra trong hồ chứa nước có thể làm giảm đi đáng kể lượng vi sinh vật gây bệnh trong nước, vì nước không phải là môi trường tốt cho sự phát triển của vi khuẩn, vì rút gây bệnh như ở trong người và động vật do những điều kiện không thuận lợi sau:

- nồng độ các chất dinh dưỡng cần thiết cho vi khuẩn ở trong nước rất thấp.

- nhiệt độ của nước nhỏ hơn 37°C nên tốc độ sinh sản của vi khuẩn, vi rút rất chậm.

- các động vật nguyên sinh, nấm trong nước thường là kẻ thù của vi khuẩn, vi rút.

- tia cực tím của ánh sáng mặt trời tiêu diệt vi khuẩn ở lớp nước bề mặt.

- vi khuẩn, vi rút thường bị lắng cùng với các hạt cặn trong nước.

- các chất vô cơ, các chất độc trong nước có thể hủy hoại vi khuẩn, độ pH không thích hợp cho vi khuẩn.

Số lượng vi khuẩn, vi rút trong một đơn vị thể tích nước ở một điều kiện nhất định và theo một thời gian nhất định sẽ giảm đi theo định luật Chick:

$$\frac{dn}{dt} = -\alpha \cdot n$$

trong đó:

n - số lượng vi khuẩn, vi rút;

t - thời gian, ngày đêm;

α - hệ số tốc độ, (ngày đêm)⁻¹.

Tích phân phương trình trên từ $t = 0$ đến $t = t$ ta được:

$$n_t = n_0 e^{-\alpha t}; \quad \frac{n_0}{n_t} = e^{\alpha t} = R.$$

trong đó:

n_0 - số lượng vi khuẩn vi rút trong 1 lít nước ở thời điểm $t = 0$

n_t - số lượng vi khuẩn vi rút trong 1 lít nước ở thời điểm $t = t$

R - hệ số giảm số lượng vi khuẩn, virut.

Giá trị α phụ thuộc vào các yếu tố sau:

- sự có mặt của các loài có hại cho vi khuẩn, vi rút trong nước;

- nhiệt độ của nước, do mức độ sinh sản của vi khuẩn, vi rút phụ thuộc vào nhiệt độ của nước, nhiệt độ cao chúng dễ dàng sinh sản hơn, tất nhiên ở một giới hạn nhiệt độ nào đó;

- loại vi khuẩn, vi rút;

- sự tồn tại và hàm lượng các chất dinh dưỡng cho vi khuẩn và các loài có hại cho chúng;

- nồng độ cặn lơ lửng để hấp thụ tia cực tím gây hại cho vi khuẩn, vi rút;

- hàm lượng muối, độ pH và các chất độc hại trong nước đối với vi khuẩn vi rút.

Thí dụ, giá trị α nhỏ nhất đối với loài vi khuẩn E.coli trong nước sông Ranh (CHLB Đức) là $0,3 \text{ (ngày đêm)}^{-1}$. Trong thực tế, những hiểu biết về giá trị α còn bị hạn chế, đặc biệt đối với các vi khuẩn vi rút gây bệnh. Giá trị của α đối với các vi trùng tả cholerae, vi trùng thương hàn salmonella và virut polio đã tìm ra được bằng thực nghiệm, cho ở bảng 2-5.

Bảng 2-5. Giá trị α cho một số loài vi khuẩn vi rút gây bệnh

Loài vi khuẩn, vi rút	Nhiệt độ	α , (ngày đêm) ⁻¹
Vi trùng tả cholerae	10 đến 18°C	1,0
Vi trùng thương hàn salmonella	10 đến 21°C	1,0
Virut polio	15°C	0,4
	5°C	0,1

2.3.1.2. Ngăn ngừa sự phát triển của tảo

Để ngăn ngừa sự phát triển của tảo trong các nguồn nước, có thể sử dụng các phương pháp sau đây:

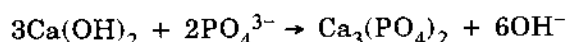
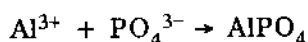
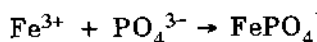
a. Sử dụng hóa chất để tiêu diệt tảo

Người ta có thể dùng các hóa chất như đồng sunfat CuSO_4 , nồng độ 0,1 đến 10 mg/l; những hợp chất của clo, nồng độ từ 0,3 đến 1,0 mg/l; natri sunfat; chất diệt cỏ 2,4 D... Khi đưa các loại hóa chất trên vào nước, tảo sẽ bị hủy diệt và lắng xuống đáy hồ chứa. Tuy nhiên, đưa hóa chất, đặc biệt là các hóa chất bảo vệ thực vật vào các hồ chứa nước dùng để sản xuất nước sinh hoạt với mục đích diệt tảo không phải là biện pháp tối ưu.

b. Giảm các chất dinh dưỡng cho tảo trong nước

Các chất dinh dưỡng như nitơ, photphat trong nước có thể được giảm bớt bằng cách ngăn ngừa việc thải nước thải sinh hoạt, chất thải của người và động vật cũng như các chất thải công nghiệp có chứa NH_4^+ , NO_3^- , PO_4^{3-} vào nguồn nước ... Hoặc trước khi thải các nguồn nước đó vào hồ phải thực hiện xử lý tách chúng ra khỏi nước thải. Có thể áp dụng các phương pháp tách chất dinh dưỡng ra khỏi nguồn nước thải như sau:

- xử lý sinh hóa kết hợp với khử NO_3^- trong điều kiện yếm khí;
- clo hóa, nâng cao độ pH hoặc làm thoáng khí;
- tách photphat ra khỏi nước bằng cách kết tủa với Fe^{3+} , Al^{3+} hoặc $\text{Ca}(\text{OH})_2$ như sau:



Ở các độ sâu khác nhau, hàm lượng các chất dinh dưỡng cũng khác nhau, một số số liệu về hàm lượng chất dinh dưỡng trong nước theo độ sâu cho trong bảng 2-6.

Bảng 2-6. Hàm lượng các chất dinh dưỡng ở các độ sâu khác nhau
(mol/m².năm) theo Vollenweider, 1968

Chiều sâu hồ chứa, m	Tải trọng cao nhất cho phép		Tải trọng nguy hiểm	
	N	P	N	P
5	1,0	0,07	2,0	0,13
10	1,5	0,1	3,0	0,20
50	4,0	0,25	8,0	0,50

c. Giảm cường độ ánh sáng tới hồ chứa

Biện pháp này tuy khó thực hiện nhưng trong thực tế nếu có thể thực hiện được cũng cần thiết áp dụng. Cường độ ánh sáng xuyên qua nước tính theo phương trình sau:

$$I = I_0 \cdot e^{-zd}$$

trong đó:

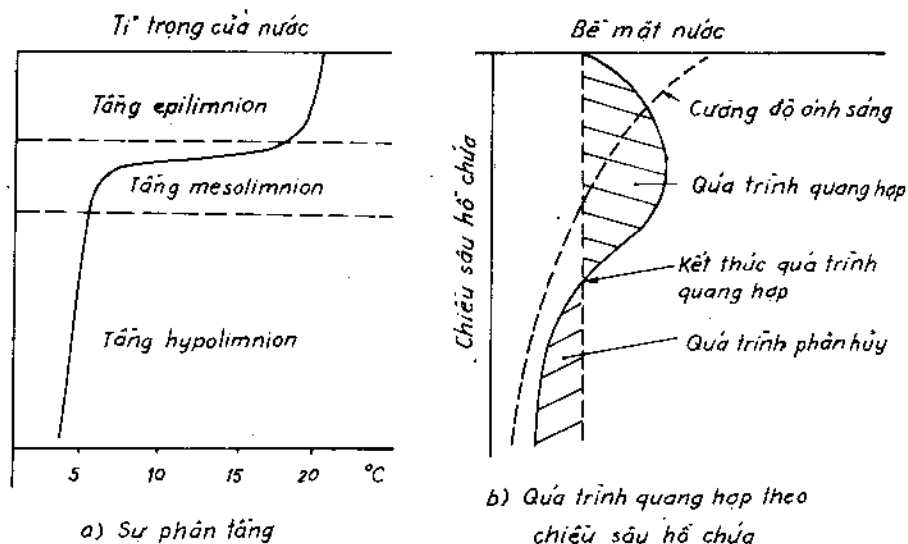
I_0 - cường độ ánh sáng tới bề mặt nước;

I - cường độ ánh sáng ở độ sâu d , m;

z - hệ số hấp phụ ánh sáng của nước. Hệ số z phụ thuộc vào độ đục của nước.

Như vậy, muốn giảm được lượng ánh sáng hấp phụ vào nước cần tăng độ sâu hoặc giảm hệ số hấp phụ ánh sáng của nước bằng cách giảm độ đục của nước. Trong thực tế, ở độ sâu lớn hơn 10 m có khả năng hạn chế rất nhiều sự phát triển của rong tảo. Hình 2-2 mô tả sự phân tầng của nước

trong hồ chứa và quá trình quang hợp theo chiều sâu của nước.



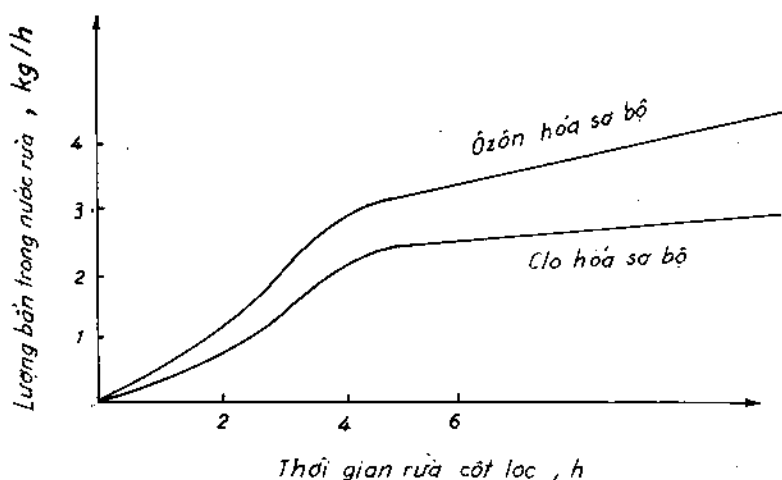
Hình 2-2. Sự phân tầng của nước và quá trình quang hợp theo chiều sâu lớp nước

2.3.2. Quá trình ôxy hóa sơ bộ

Trong một số trường hợp, quá trình ôxy hóa sơ bộ có tác dụng nâng cao hiệu suất của các quá trình tiếp theo như khử phenol mà trong quá trình keo tụ không thể khử được; tăng hiệu suất tách trong quá trình tiếp theo, giảm số lượng tảo trong nước, tránh phá vỡ trạng thái lơ lửng do tảo diatom; tăng hàm lượng tích tụ cặn bẩn trong cặn lơ lửng; tăng cường độ trong quá trình keo tụ tạo bông với các tạp chất như đất, vi trùng, tảo, chất mùn humic, tăng chất lượng nước lọc.

Trong xử lý nước uống hiện nay, thường người ta dùng ôzôn là chất ôxy hóa cho quá trình ôxy hóa sơ bộ vì khi nước thô chứa các chất hữu cơ, nếu dùng clo sẽ dẫn đến sự kết hợp với các chất hữu cơ tạo thành các hydrocarbon clorua, các chất này rất có hại cho sức khỏe như các dạng clorofoc khác nhau và các chất hữu cơ không bay hơi. Người ta thấy rằng việc tách các chất mùn còn dễ hơn tách các hợp chất do clo và chất mùn tạo nên. Ngày nay, trên thế giới có rất nhiều nhà máy xử lý nước dùng ôzôn cho quá trình ôxy hóa sơ bộ.

Do đặc tính ôxy hóa của ôzôn rất mạnh nên trong xử lý nước ôzôn



Hình 2-3. So sánh tác dụng của ôzôn và clo trong xử lý nước

được dùng nhiều với mục đích: khử trùng, ôxy hóa sắt và mangan, loại bỏ các loài tảo, ôxy hóa các chất hữu cơ như phenol, các chất tẩy rửa và các hóa chất bảo vệ thực vật, ôxy hóa các chất hữu cơ hòa tan, ôxy hóa các chất vô cơ như sunfua, nitrit, xyanua, tách độ đục và các chất rắn lơ lửng, xử lý bề mặt lọc (ôxy hóa trên cát than và than hoạt tính). Ôzôn còn có tác dụng làm chất trợ keo tụ để phá vỡ trạng thái ổn định của hệ keo. Ôzôn còn dùng làm chất trợ lọc để tăng quá trình keo tụ tạo bông trong lọc tạo bông. Sử dụng ôzôn thì lượng bản tích tụ được nhiều hơn trong cột lọc so với dùng clo. Thông thường người ta chỉ sử dụng clo để khử trùng khi đã tách hết các chất hữu cơ. Hình 2-3 trình bày so sánh tác dụng của ôzôn và clo trong quá trình xử lý nước.

2.4. XỬ LÝ NƯỚC NGẦM

2.4.1. Thành phần nước ngầm

Thành phần chất lượng của nước ngầm phụ thuộc vào nguồn gốc của nước ngầm, cấu trúc địa tầng của khu vực và chiều sâu địa tầng nơi khai thác nước. Ở các khu vực được bảo vệ tốt, ít có nguồn thải gây nhiễm bẩn, nước ngầm nói chung được đảm bảo về mặt vệ sinh và có chất lượng khá ổn định. Người ta chia nước ngầm ra làm hai loại khác nhau:

a. Nước ngầm hiếu khí (có oxy)

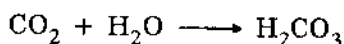
Thông thường nước có oxy có chất lượng tốt, có trường hợp không cần xử lý mà có thể cấp trực tiếp cho người tiêu thụ. Trong nước có oxy sẽ không có các chất khử như H_2S , CH_4 , NH_4^+ ...

b. Nước ngầm yếm khí (không có oxy)

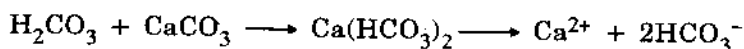
Trong quá trình nước thấm qua các tầng đất đá, oxy bị tiêu thụ. Khi lượng oxy hòa tan trong nước bị tiêu thụ hết, các chất hòa tan như Fe^{2+} , Mn^{2+} sẽ được tạo thành. Mặt khác các quá trình khử $\text{NO}_3^- \rightarrow \text{NH}_4^+$; $\text{SO}_4^{2-} \rightarrow \text{H}_2\text{S}$; $\text{CO}_2 \rightarrow \text{CH}_4$ cũng xảy ra.

1. Ion canxi Ca^{2+} trong nước ngầm

Nước ngầm có thể chứa Ca^{2+} với nồng độ cao. Trong đất thường chứa nhiều CO_2 do các quá trình trao đổi chất của rễ cây và các quá trình thủy phân các tạp chất hữu cơ nhờ vi sinh vật tạo ra khí CO_2 , khí CO_2 hòa tan trong nước mưa theo phản ứng sau:



Axit yếu sẽ thấm sâu xuống đất và hòa tan canxi cacbonat tạo ra ion Ca^{2+} :

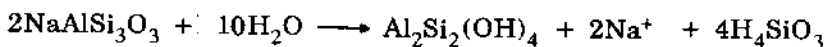


2. Ion magie Mg^{2+} trong nước ngầm

Nguồn gốc của các ion Mg^{2+} trong nước ngầm chủ yếu từ các muối magie silicat và $\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$, chúng hòa tan chậm trong nước chứa khí cacbonic CO_2 . Sự có mặt của Ca^{2+} và Mg^{2+} tạo nên độ cứng của nước.

3. Ion natri Na^+ trong nước ngầm

Sự hình thành của Na^+ trong nước chủ yếu theo phương trình phản ứng sau:

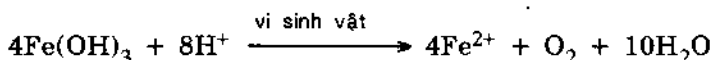


Na^+ cũng có thể có nguồn gốc từ NaCl , Na_2SO_4 là những muối có độ hòa tan lớn trong nước biển.

4. Ion Fe^{2+} trong nước ngầm

Các ion Fe^{2+} từ các lớp đất đá được hòa tan trong nước trong điều kiện

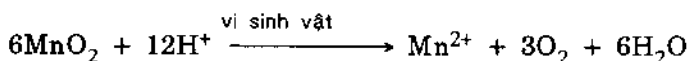
yếm khí như sau:



Khi không bị vi sinh vật tiêu thụ cho các quá trình oxy hóa các chất hữu cơ trong đất (hợp chất humic), sắt hóa trị ba $\text{Fe}(\text{OH})_3$ sẽ bị khử thành sắt hóa trị hai Fe^{2+} .

5. Ion mangan Mn^{2+} trong nước ngầm

Các ion mangan Mn^{2+} cũng được hòa tan trong nước từ các tầng đất đá ở điều kiện yếm khí như sau:

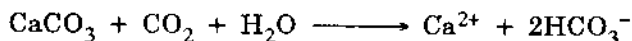


6. Ion amôn NH_4^+ trong nước ngầm

Các ion amôn NH_4^+ có trong nước ngầm có nguồn gốc từ các chất thải rắn và nước thải sinh hoạt, nước thải công nghiệp, chất thải chăn nuôi, phân bón hóa học và trong quá trình vận động của nitơ.

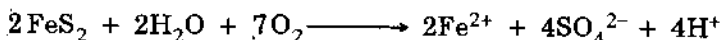
7. Ion bicacbonat HCO_3^-

Các ion bicacbonat HCO_3^- được tạo ra trong nước nhờ quá trình hòa tan của đá vôi có mặt khí cacbonic CO_2 :



8. Ion sunfat SO_4^{2-}

Các ion sunfat có nguồn gốc từ muối $\text{CaSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ hoặc do quá trình oxy hóa FeS_2 trong điều kiện ẩm với sự có mặt của O_2 như sau:



9. Các ion clorua Cl^-

Các ion clorua Cl^- có nguồn gốc từ quá trình phân ly muối NaCl hoặc nước thải sinh hoạt.

Tóm lại, trong nước ngầm có chứa các anion và các cation chủ yếu là Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Fe^{2+} , NH_4^+ và các anion chủ yếu là HCO_3^- , SO_4^{2-} , Cl^- . Điều quan trọng cần chú ý là tổng đương lượng của các cation bằng tổng đương lượng của các anion.

2.4.2. Các chất khí hòa tan trong nước ngầm

2.4.2.1. Khí O_2 hòa tan trong nước ngầm

Dựa vào nồng độ của oxy trong nước ngầm có thể chia nước ngầm thành hai nhóm:

a. Nước yếm khí:

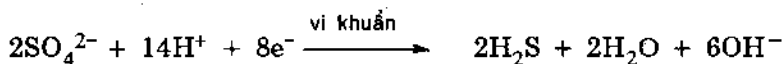
Trong quá trình lọc qua các tầng đất đá, oxy trong nước bị tiêu thụ, khi lượng oxy bị tiêu thụ hết, các chất hòa tan như Fe^{2+} , Mn^{2+} sẽ được tạo thành. Hơn nữa, cũng xảy ra các quá trình khử sau: $NO_3^- \rightarrow NH_4^+$; $SO_4^{2-} \rightarrow H_2S$ và $CO_2 \rightarrow CH_4$...

b. Nước dư lượng oxy hòa tan:

Trong nước có oxy sẽ không có các chất khử như NH_4^+ , H_2S , CH_4 ... thường khi nước có dư lượng O_2 sẽ có chất lượng tốt.

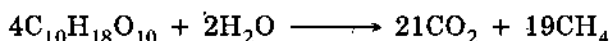
2.4.2.2. Khí hydro sunfua H_2S hòa tan trong nước ngầm

Khí hydro sunfua được tạo ra trong điều kiện yếm khí từ ion sunfua với sự có mặt của vi khuẩn :



2.4.2.3. Khí metan CH_4 và khí cacbonic CO_2

Metan và khí cacbonic được tạo thành trong điều kiện yếm khí từ các hợp chất humic với sự tham gia của vi khuẩn:



Có những nguồn nước ngầm chứa tới 40 mg CH_4/l .

Nồng độ các tạp chất chứa trong nước ngầm phụ thuộc vào vị trí địa lý của nguồn nước, thành phần các tầng đất đá trong khu vực, độ hòa tan của các tạp chất trong nước, sự có mặt của các chất dễ bị phân hủy bằng sinh hóa trong đất đá.

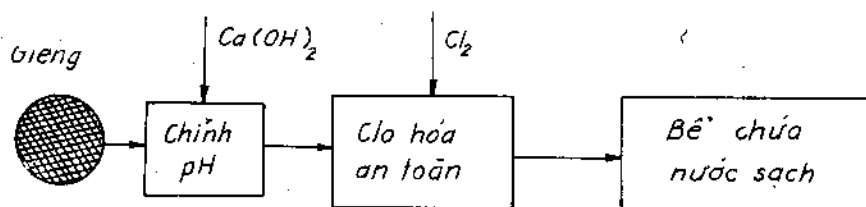
Nước ngầm cũng có thể bị nhiễm bẩn do các tác động của con người như phân bón, chất thải hóa học, nước thải sinh hoạt và công nghiệp, hóa chất bảo vệ thực vật... Các nguồn nước thường chứa hàm lượng lớn các chất hữu cơ NH_4^+ , PO_4^{3-} cũng như các loài vi sinh vật gây bệnh. Xử lý nước ngầm nhiễm bẩn là công việc khá khó khăn để đạt các chỉ tiêu

chất lượng nước cho sinh hoạt. Do vậy các khu vực khai thác nước ngầm cấp cho sinh hoạt và công nghiệp cần được bảo vệ cẩn thận, tránh bị nhiễm bẩn nguồn nước.

Để bảo vệ nguồn nước ngầm cần khoanh vùng khu vực bảo vệ và quản lý tốt các nguồn thải ở khu vực xung quanh.

2.4.3. Làm sạch nước ngầm

Trường hợp khi nước ngầm có đủ oxy, có thể sử dụng trực tiếp không cần xử lý. Tuy nhiên, vấn đề làm mềm nước, điều chỉnh độ pH và khử trùng vẫn rất cần thiết. Mô hình đơn giản của quá trình xử lý nước ngầm được thể hiện ở hình 2-4 dưới đây.

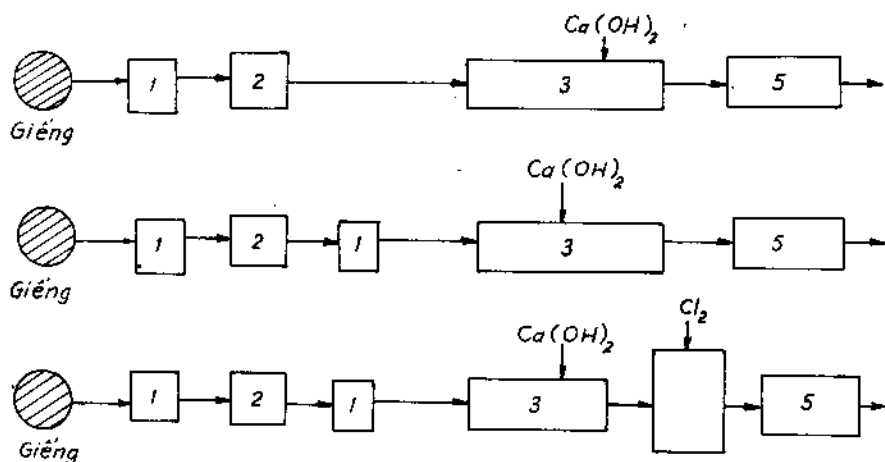


Hình 2-4. Mô hình đơn giản xử lý nước ngầm

Nếu nước ngầm không có đủ oxy hòa tan thì các hợp chất sắt (II), mangan (II), amôn NH_4^+ và H_2S có thể xuất hiện. Trong trường hợp đó việc cần trao đổi khí và sau đó là quá trình lọc trở nên rất cần thiết.

Trong quá trình trao đổi khí sẽ xảy ra sự nhận oxy, tách CH_4 , H_2S và khử CO_2 . Trong quá trình lọc tiếp theo, các ion sắt và mangan (II) sẽ bị oxy hóa tách ra, đồng thời một lượng nhỏ amoniac (1,5 mg/l) có thể được oxy hóa thành nitrat bằng quá trình sinh học. Cần nhấn mạnh rằng, trong các trường hợp này, lọc được coi là một thiết bị phản ứng trong đó các quá trình hóa học và sinh học xảy ra. Việc điều chỉnh độ pH sau lọc cũng rất cần thiết. Hóa chất sử dụng để điều chỉnh pH sau lọc là Ca(OH)_2 , NaOH hoặc Na_2CO_3 , tùy thuộc vào từng loại nước ngầm để phù hợp với các quá trình nói trên. Hình 2-5 mô tả vài sơ đồ xử lý nước ngầm phức tạp hơn.

Trong một số trường hợp, thời gian lưu của lọc không đủ để khử sắt (II) kết hợp với oxy tạo thành sắt (III), giải pháp đề ra là dùng dung dịch chất oxy hóa khử để oxy hóa sắt như clo, kali permanganat, ôzôn.



Hình 2-5. Các sơ đồ xử lý nước ngầm có làm thoáng và lọc
1. Lam thoáng; 2. Lọc cát nhanh; 3. Điều chỉnh pH; 4. Clo hóa; 5. Bể chứa nước sạch

Tách mangan đôi khi cũng là một vấn đề, phương án tốt nhất là tăng pH lên đến 8,3 trước khi lọc, vì ở điều kiện đó mangan có thể bị khử với oxy.

Để tách hàm lượng lớn amon (lớn hơn 1 mg/l), người ta sử dụng phương pháp lọc khô. Amoniac cần được oxy hóa hoàn toàn thành nitrat nên cần một lượng oxy khá lớn và lượng oxy đó không có đủ trong quá trình lọc cát nhanh kiểu lọc ướt. Lọc khô cũng có thể được sử dụng có hiệu quả để tách sắt và mangan, kể cả khi nồng độ amon trong nước thấp. Lọc khô có nhược điểm là vận hành khó khăn hơn lọc nhanh cát ướt, do quá trình rửa ngược chiều phức tạp hơn và năng lượng tiêu hao cũng lớn hơn.

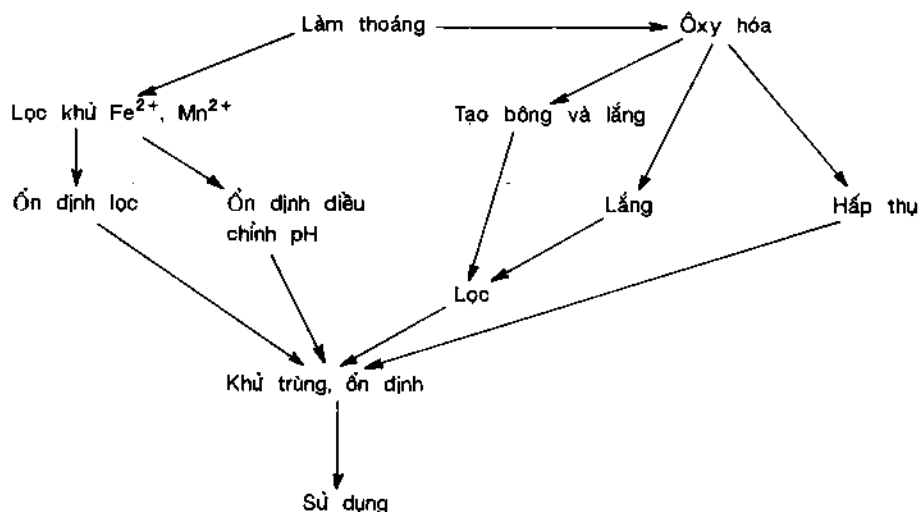
2.4.4. Ví dụ các phương pháp kết hợp xử lý nước

Khả năng xử lý nước ngầm bằng các quá trình khác nhau được mô tả trong hình 2-6 dưới đây.

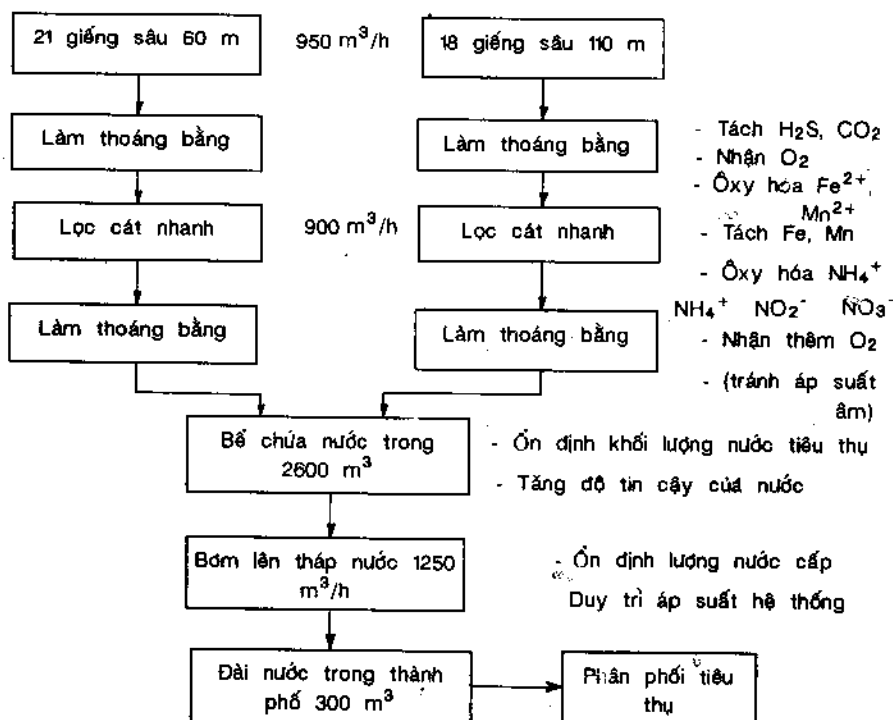
Như vậy, tùy theo chất lượng nguồn nước, có thể sử dụng các phương án khác nhau để xử lý nước ngầm đạt chất lượng mong muốn cho người tiêu dùng.

Hình 2-7 trình bày sơ đồ khối công nghệ xử lý nước ngầm ở thành phố Bergen op Zoom (Hà Lan).

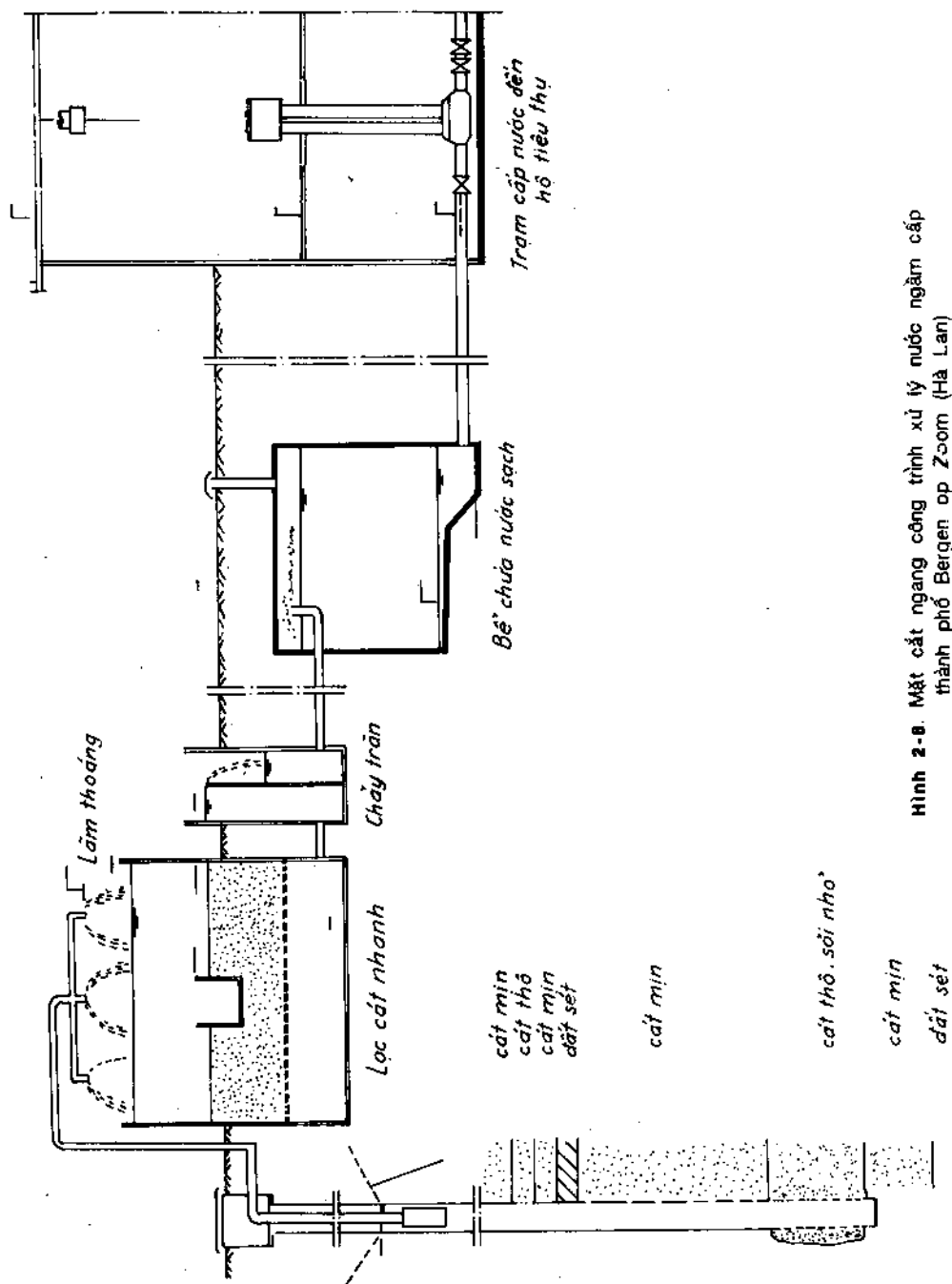
Hình 2-8 trình bày một mặt cắt công trình xử lý nước ngầm khác.



Hình 2-6. Các khả năng xử lý nước ngầm

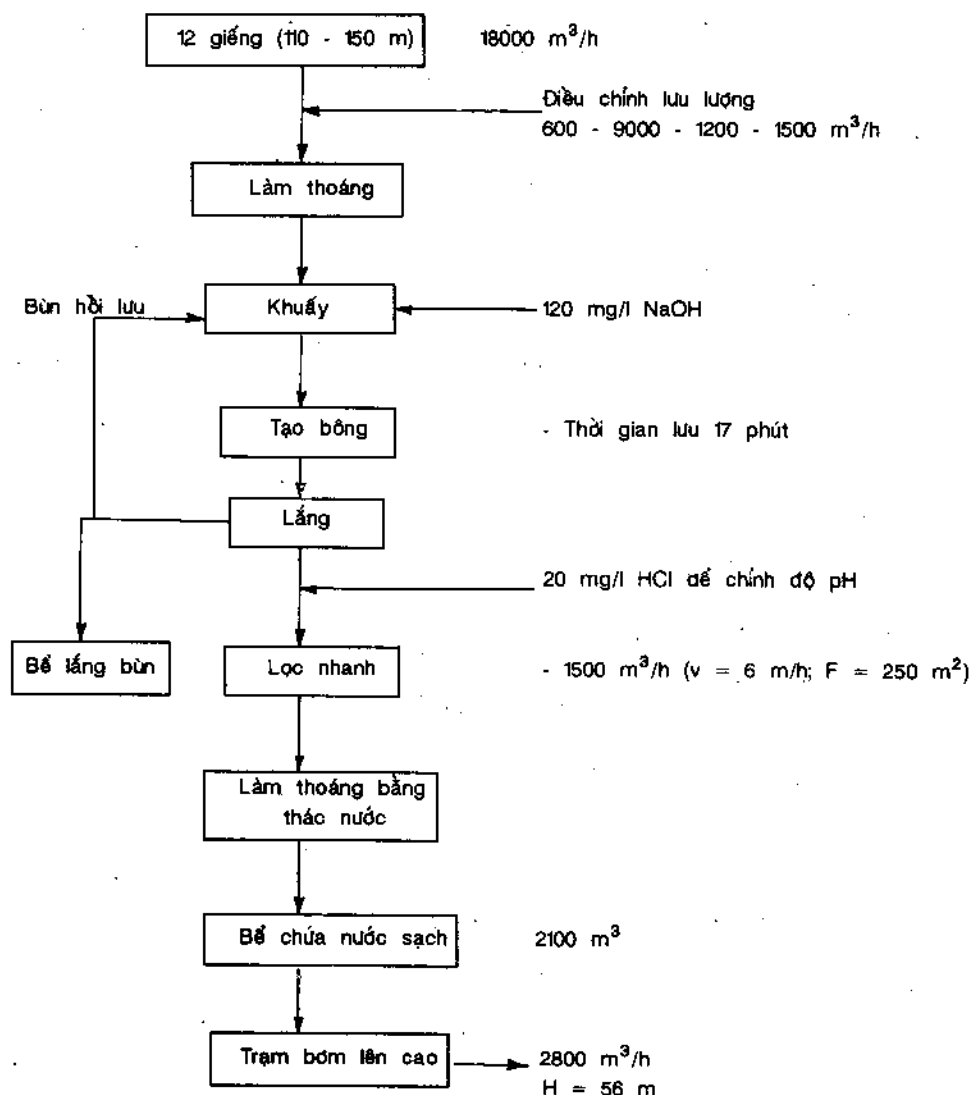


Hình 2-7. Công nghệ xử lý nước ngầm ở thành phố Bergen op Zoom (Hà Lan)



Hình 2-8. Mặt cắt ngang công trình xử lý nước ngầm cấp thành phố Bergen op Zoom (Hà Lan)

Hình 2-9 mô tả sơ đồ công nghệ dây chuyền xử lý nước ngầm ở nhà máy nước Schijf (Hà Lan) và bảng 2-8 cho các thông số chất lượng nước sau khi đã xử lý ở nhà máy nước này.



Hình 2-9. Công nghệ xử lý nước cấp thành phố Schijf (Hà Lan)

Bảng 2-8. Chất lượng nước sau xử lý ở nhà máy nước Schijf (Hà Lan)

Các thông số hóa lý	Nước thô	Nước sau xử lý	Các thông số hóa lý	Nước thô	Nước sau xử lý
Nhiệt độ, °C	11	11	SiO ₂ , mg/l	25	20
Độ màu, mg Pt/l	55	14	H ₂ S, mg/l	+	0
Mùi	+	-	NH ₄ ⁺ , mg/l	0,95	< 0,1
Độ dẫn điện, µS	480	489	NH ₄ ⁺ hữu cơ, mg/l	<0,1	< 0,1
pH	7,0	7,48	Fe ²⁺ , mg/l	8,5	0,03
KMnO ₄ cho oxy hóa, mg/l	30	28	Mn, mg/l	0,12	0
Cl ⁻ , mg/l	19,5	54,5	Ca ²⁺ , mg/l	98,5	46,5
NO ₂ ⁻ , mg/l	0	0	Mg ²⁺ , mg/l	4,9	4,5
NO ₃ ⁻ , mg/l	<0,5	2,5	Na ⁺ , mg/l	17,6	62,5
SO ₄ ²⁻ , mg/l	13,3	13,8	K ⁺ , mg/l	3,2	3,2
HCO ₃ ⁻ , mg/l	317	244	NHCO ₃ , mg/l	0	108
CO ₂ tự do, mg/l	55	18	O ₂ tự do, mg/l	0	-
CO ₃ ²⁻ , mg/l	0	0	Độ cứng toàn phần, mg/l	15,0	7,6
PO ₄ ³⁻ , mg/l	0,1	0,1	Độ cứng bicarbonat, mg/l	14,6	7,6
			Chất rắn hòa tan toàn phần, mg/l	360	345

2.5. XỬ LÝ NƯỚC BỀ MẶT

Thành phần và chất lượng nước bề mặt phụ thuộc vào chất lượng của nguồn nước, môi trường tự nhiên, bản chất của nước thải và chất thải vào nguồn nước... Các thông số chính cần quan tâm đến nước bề mặt bao gồm: chất lượng về mặt vi trùng học, chất lượng, thành phần huyền phù và độ pH. Chất hữu cơ (độ màu), hàm lượng sắt, mangan...

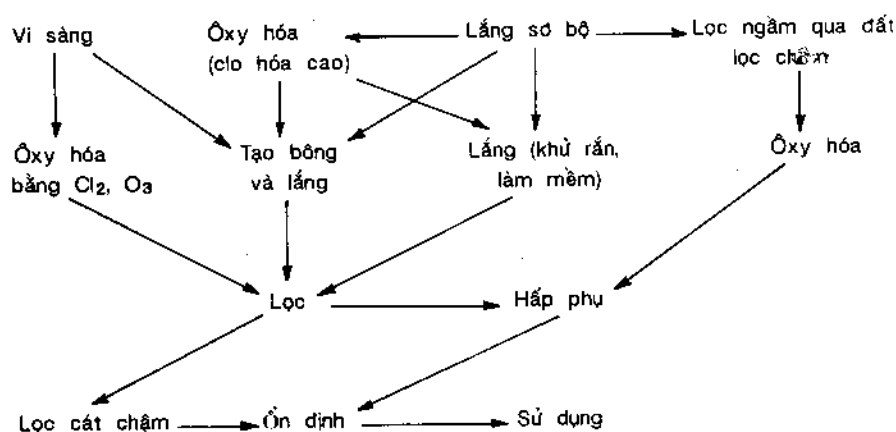
Đối với nước sông suối, ở thượng nguồn sạch hơn so với nơi đông dân cư. Trong trường hợp nước rất sạch vẫn phải khử trùng bằng clo. Nước bề mặt cần có đủ thời gian lưu để lắng các chất vô cơ và các chất mùn, làm trong nước.

Các xử lý sơ bộ đối với nước bề mặt rất quan trọng. Hồ nhân tạo để tăng thời gian lưu của nước thô và các quá trình làm sạch tự nhiên xảy ra trong đó hoặc lấy nước bề mặt lọc qua một lớp đất cát của mặt đất bằng cách đào nhiều giếng gần sông có chiều sâu bằng chiều sâu lòng sông và cách sông chừng 30 đến 50 m. Do quá trình ngấm từ sông vào giếng nên chất lượng nước giếng tốt hơn nhiều. Sử dụng quá trình lọc thô. Nếu nước có nhiều rong tảo thì nhất thiết phải xử lý rong tảo trước khi cho vào xử lý.

Có thể cho bột cacbon hoạt tính trước quá trình lắng lọc cát nhanh để khử mùi vị.

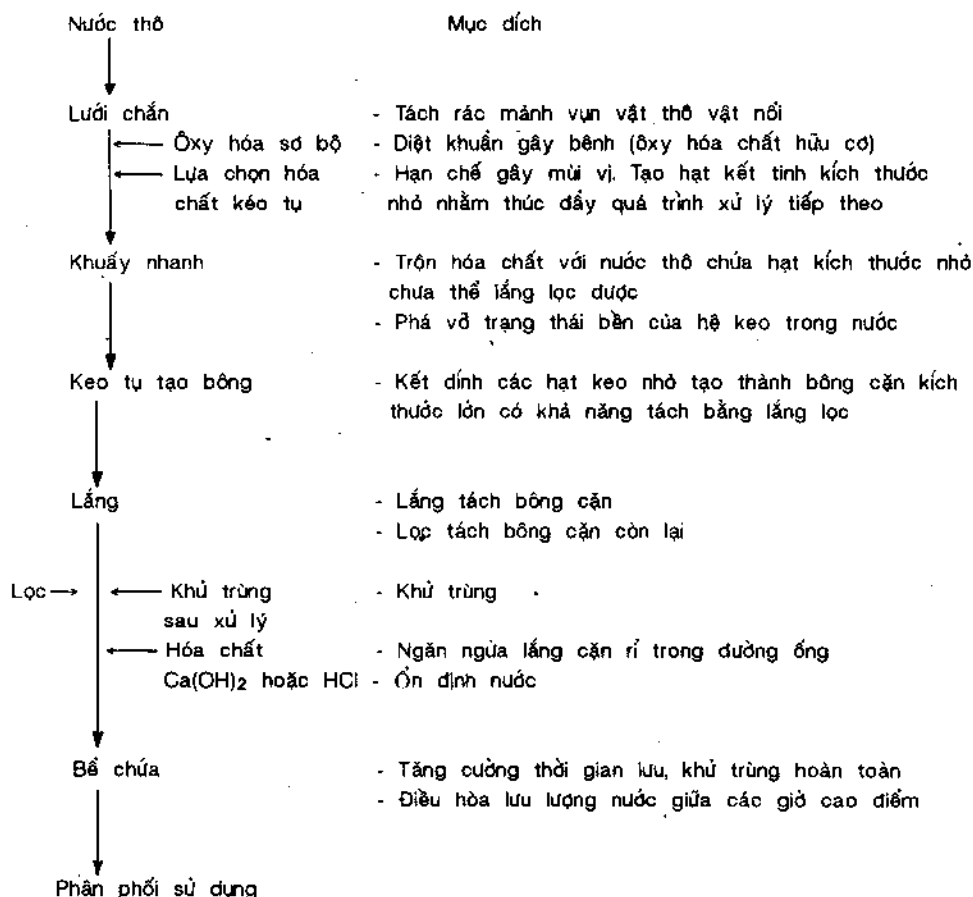
Công nghệ xử lý nước bề mặt thay đổi theo thời gian vì chất lượng nước bề mặt thường thay đổi theo mùa và nhu cầu nước sinh hoạt cũng thay đổi theo thời gian.

Các khả năng xử lý nước bề mặt được trình bày trên hình 2-10 và các trường hợp thường dùng là lọc ngầm qua đất, vi lọc khử tảo, ôzôn hóa và lọc, khử trùng. Với nước hồ sạch có thể chỉ cần keo tụ tạo bông, lọc và khử trùng. Với nước sông thường cho lắng lọc qua đất, ôxy hóa bằng ôzôn, lọc qua than hoạt tính và khử trùng. Với nước sông bình thường thì ôxy hóa sơ bộ, keo tụ, tạo bông, lắng, lọc qua than hoạt tính và khử trùng.



Hình 2-10. Các khả năng xử lý nước mặt.

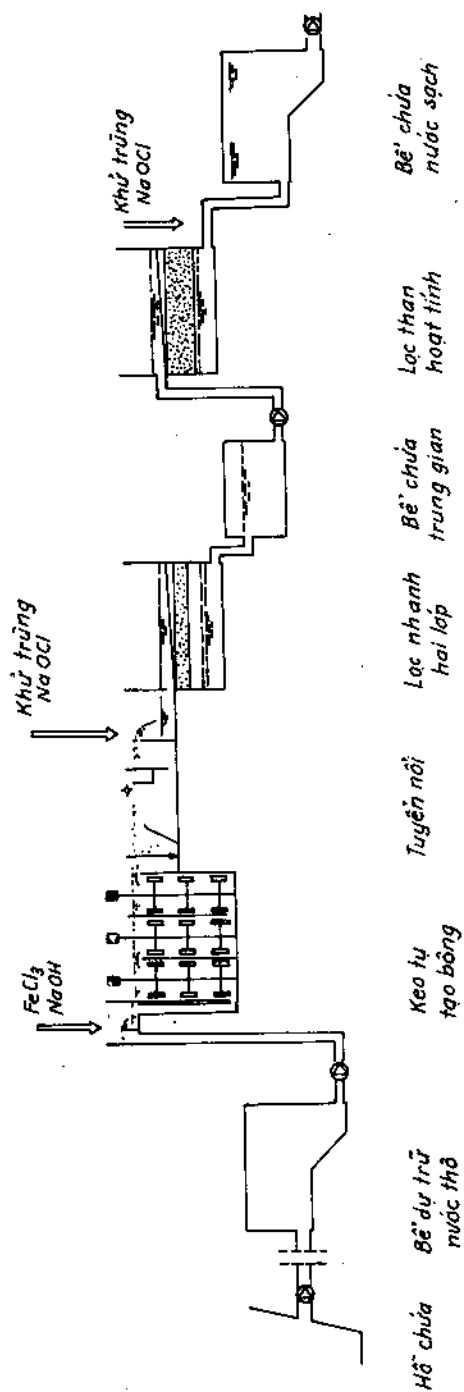
Hình 2-11 cho sơ đồ tổng quát xử lý nước bề mặt cấp cho sinh hoạt.



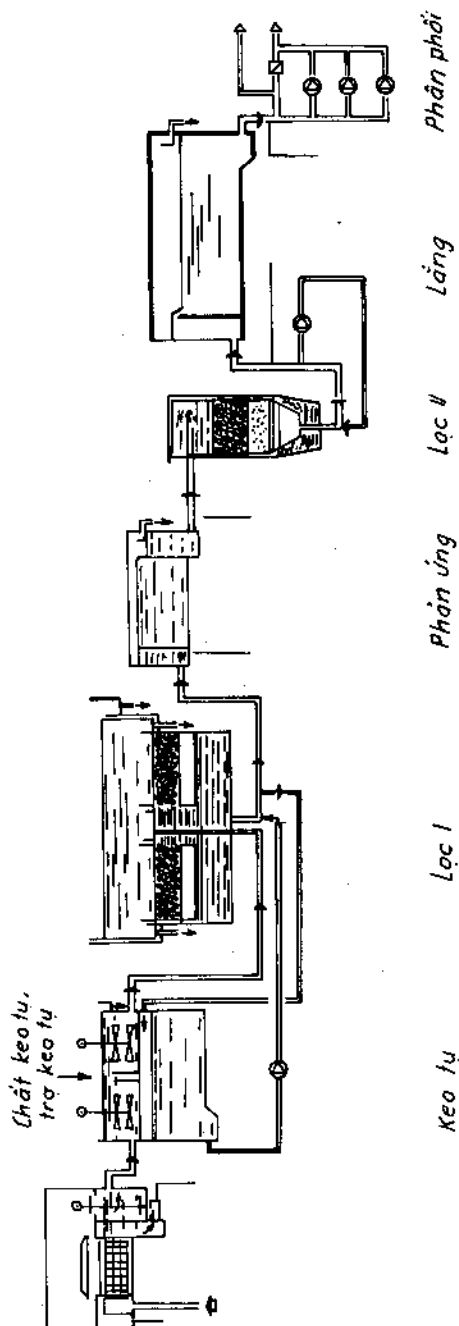
Hình 2-11. Sơ đồ tổng quát xử lý nước bề mặt

Hình 2-12 trình bày sơ đồ công nghệ nhà máy xử lý nước bề mặt Zevenbergen (Hà Lan) và bảng 2-9 tóm tắt chất lượng nước sau xử lý ở nhà máy này.

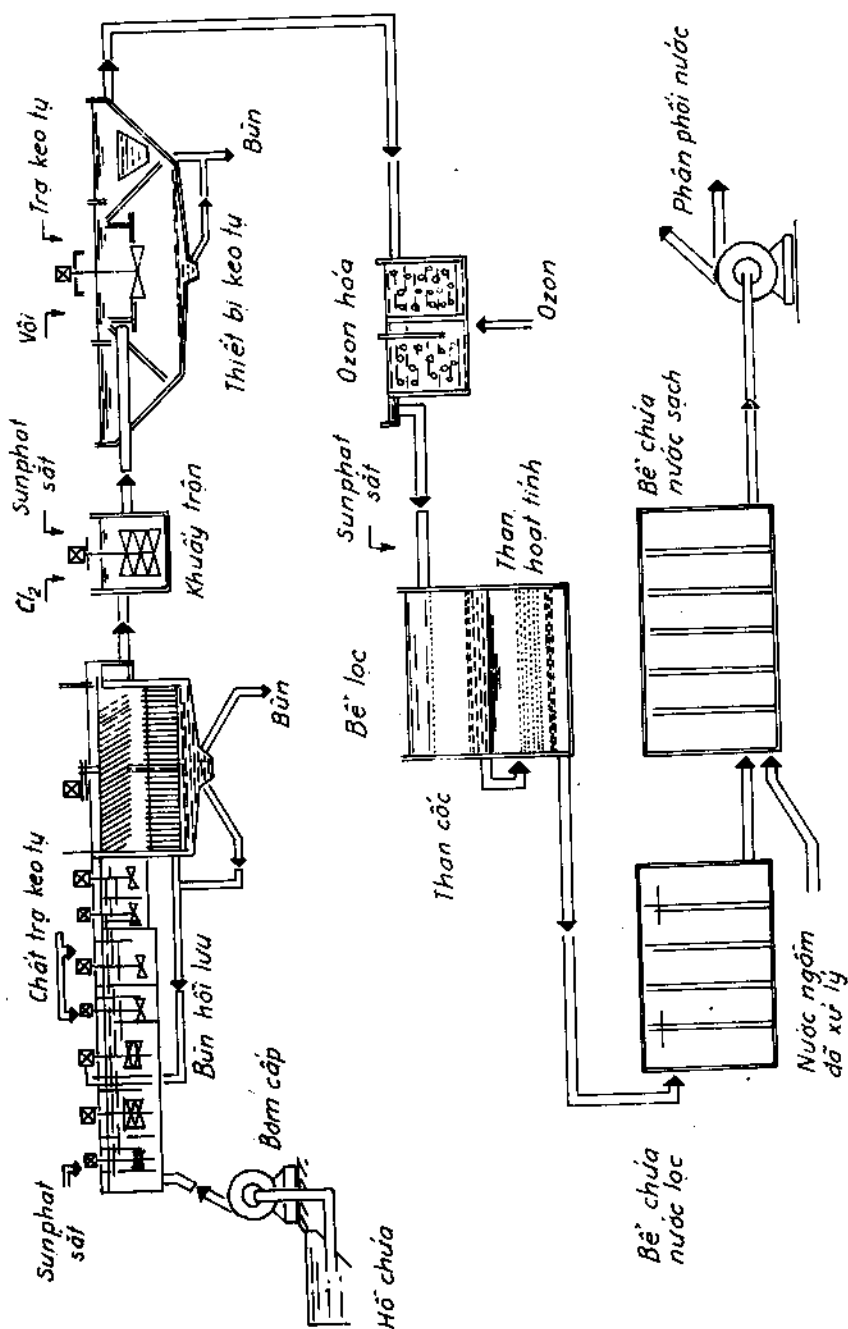
Sau đây là các ví dụ về công nghệ xử lý nước của Hà Lan và Cộng hòa Liên bang Đức.



Hình 2-12. Sơ đồ công nghệ nhà máy xử lý nước nó Zevenbergen (Hà Lan)



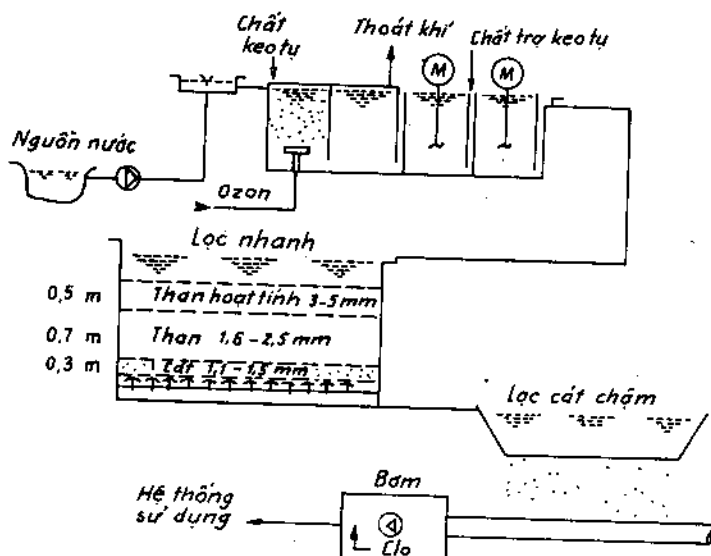
Hình 2-13. Hệ thống xử lý nước hồ của Công hòa Liên bang Đức



Hình 2-14. Hệ thống xử lý nước cấp của thành phố Donau (CHLB Đức)

Bảng 2-9. Chất lượng nước sau xử lý ở nhà máy nước Zevenberg (Hà Lan)

Các thông số hóa lý	Nước thô	Sau tuyển nổi	Sau lọc cát nhanh	Sau lọc than hoạt tính	Nước trong
Nhiệt độ, °C	17	-	-	-	-
Màu, mg Pt/l	-	6	<5	< 5	< 5
Độ đục, FTU	0,68	0,55	0,06	0,06	-
pH	8,62	8,2	8,18	8,05	8,08
Tổng cacbon hữu cơ, mg C/l	4,4	4,0	4,0	1,9	1,9
Tia cực tím 254 nm/d = 1	-	-	5,66	1,62	-
KMnO ₄ , mg/l	11,3	8,3	7,0	2,6	2,6
Cl ⁻ , mg/l	49	65,2	68,2	68,5	69,2
NO ₂ ⁻ , mg/l	0,26	0,18	0	0,01	0
HCO ₃ ⁻ , mg/l	127	126	127	128	130
NH ₄ ⁺ , mg/l	0,15	0,14	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Fe, mg/l	0,03	10	0,02	0,02	0,02
Mn, mg/l	0,01	0,01	0,01	< 0,01	0,01
O ₂ , mg/l	7,7	9,4	9,7	8,9	9,3
Cl ₂ , mg/l	0	0	0,67	0	0,20
Độ cứng toàn phần, mmol/l	1,35	1,34	1,33	1,33	1,35



Hình 2-15. Sơ đồ công nghệ xử lý nước cấp của thành phố Essen (CHLB Đức)

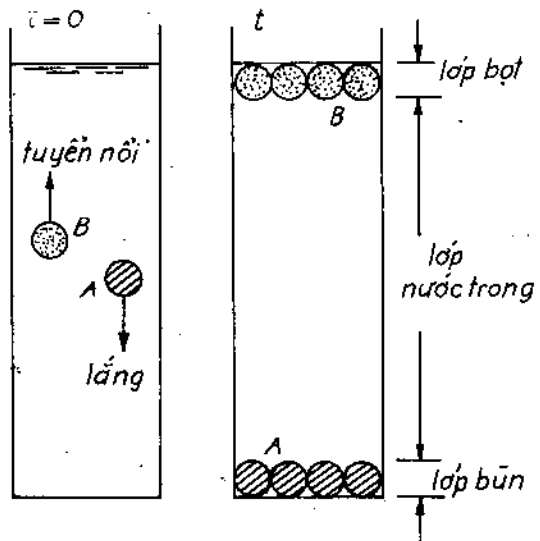
QUÁ TRÌNH LẮNG VÀ TUYỂN NỔI

3.1. KHÁI NIỆM CHUNG

Lắng và tuyển nổi là những quá trình làm sạch cơ bản trong công nghệ xử lý nước. Nước cần xử lý được đưa vào bể và giữ tại đó trong suốt quá trình làm việc. Nhờ diện tích tiết diện bể lớn, tốc độ dòng chảy nhỏ mà quá trình xảy ra

trong bể gần như ở trạng thái tĩnh. Dưới tác dụng của lực trọng trường, các hạt cặn có khối lượng riêng lớn hơn khối lượng riêng của chất lỏng bao quanh nó sẽ tự lắng xuống (quá trình lắng); trong khi đó các hạt cặn có khối lượng riêng nhỏ hơn khối lượng riêng của chất lỏng sẽ dần nổi lên trên bề mặt (quá trình tuyển nổi). Hình 3-1 mô tả nguyên lý của quá trình lắng và tuyển nổi.

Bằng cách đó, các

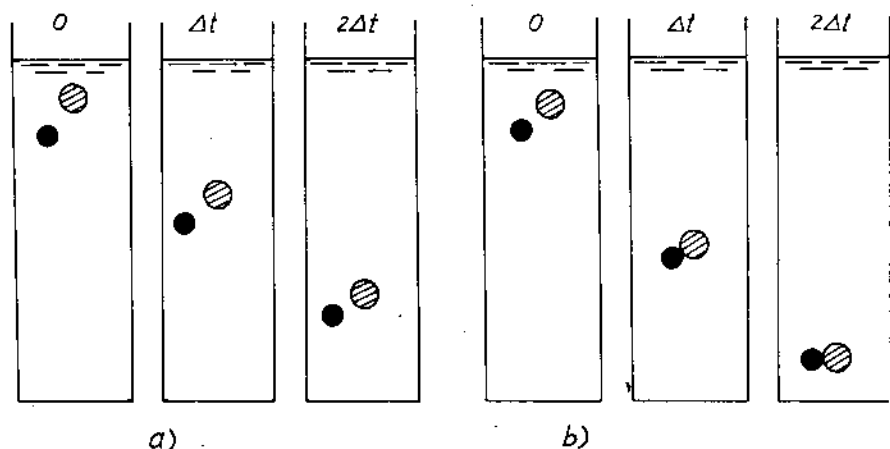


Hình 3-1. Mô tả nguyên lý của quá trình lắng và tuyển nổi.
 a. Trước quá trình; b. Sau quá trình.
 A- Hạt có khối lượng riêng lớn;
 B- Hạt có khối lượng riêng nhỏ

hạt cận lơ lửng có mặt trong nước thô, hoặc là di chuyển xuống đáy, tạo thành lớp bùn cận, hoặc là di chuyển lên trên bề mặt nước, tạo thành lớp váng bọt, phần nước trong giữ lại ở giữa sẽ được đưa ra ngoài. Như đã biết, tốc độ lắng xuống hoặc nổi lên của các hạt cận sẽ cao hơn và thời gian cần thiết cho quá trình làm sạch thỏa đáng sẽ nhỏ đi khi các hạt có kích thước lớn và khối lượng riêng của chúng khác nhiều so với khối lượng riêng của chất lỏng mà trong đó chúng tồn tại. Bằng biện pháp nhân tạo, người ta có thể làm tăng kích thước hạt nhờ quá trình tạo bông keo, như vậy sẽ làm tăng tốc độ lắng của các hạt, khi chúng có khả năng tiếp xúc với nhau, để lại tạo ra các hạt có kích thước lớn hơn. Trường hợp các hạt có mang điện tích, chúng sẽ đẩy nhau hoặc kết hợp với nhau, việc bổ sung các tác nhân keo tụ như phèn nhôm hoặc sắt (keo tụ hóa học) sẽ làm cho quá trình keo tụ thực hiện có hiệu quả hơn và dẫn đến quá trình lắng tốt hơn. Khối lượng riêng của các hạt cận lơ lửng còn có thể thay đổi được nhờ việc bổ sung vào trong nước các chất nhẹ hơn hoặc nặng hơn làm cho quá trình lắng hay nổi được thực hiện nhanh hơn. Ví dụ, cho vào nước các hạt đất sét, bột đá ... sẽ đẩy nhanh quá trình lắng; trong khi đó, khi dùng các bọt khí thổi vào nước sẽ đẩy nhanh quá trình tuyển nổi. Bằng những biện pháp đó, quá trình lắng - tuyển nổi sẽ đơn giản và hiệu quả hơn, đồng thời cũng tách được các hạt lơ lửng trong nước có khối lượng riêng lớn hơn nước như rong tảo. Các tạp chất hòa tan trong nước cũng có thể được tách ra khỏi nước nhờ quá trình lắng khi sử dụng hóa chất làm kết tủa chúng trong chất lỏng.

Trong kỹ thuật xử lý nước cấp và nước thải, nhiều bể lắng chỉ thực hiện quá trình lắng nhờ các lực tự nhiên như trọng lực và quá trình liên kết tự nhiên giữa các hạt cận, không cần đến tác động nào khác. Quá trình như vậy được gọi là quá trình lắng - tuyển nổi tự do. Khi xét đến khả năng liên kết giữa các hạt trong nước, người ta phân chia quá trình lắng tự do theo hai loại: lắng tự do của các hạt không liên kết và lắng tự do khi các hạt có khả năng liên kết với nhau. Lắng tự do của các hạt riêng lẻ (không khả năng liên kết) xảy ra khi khả năng liên kết tự nhiên của các hạt không đáng kể, ví dụ trường hợp các hạt cát. Trong quá trình lắng này, các hạt cận luôn duy trì tính đồng nhất, không thay đổi kích thước, không thay đổi khối lượng riêng và do vậy tốc độ lắng của chúng được xem như không đổi (hình 3-2a). Ngược lại, trong quá trình lắng có kèm theo

quá trình tạo bông keo thì các hạt tương tác với nhau, tạo ra bông keo và do vậy, kích thước và trọng lượng có thay đổi, vận tốc của quá trình cũng do vậy mà thay đổi (hình 3-2b).



Hình 3-2. Mô tả quá trình lắng tự do

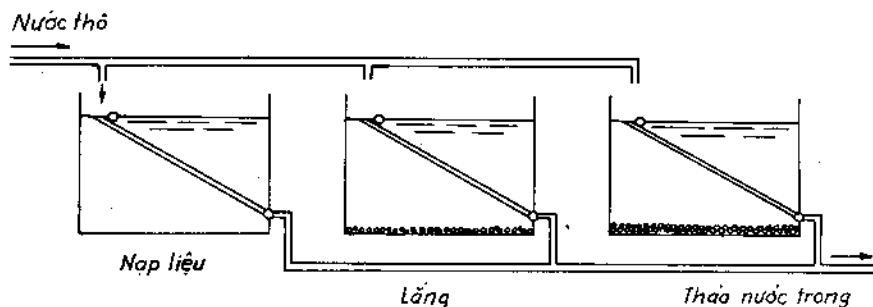
a. Các hạt không khả năng keo tụ b. Các hạt có khả năng keo tụ

Quá trình lắng của các hạt có khả năng keo tụ chủ yếu là các tạp chất hữu cơ, thường gặp trong công nghệ xử lý nước thải đô thị và nước thải công nghiệp.

3.2. CÁC LOẠI BỂ LẮNG

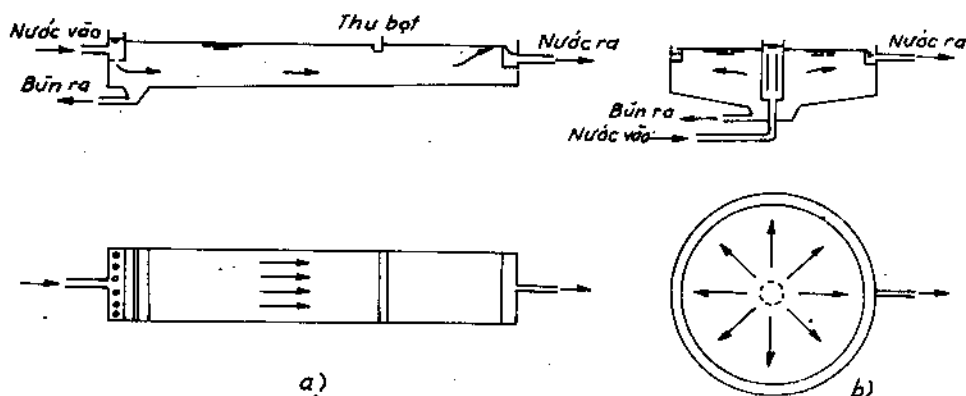
Có rất nhiều loại bể lắng khác nhau: theo hình dạng, chúng có thể có dạng chữ nhật, hình vuông hoặc tròn; theo cách đưa nước vào, chúng có thể là loại liên tục hoặc gián đoạn; theo hướng dòng chảy, có thể có loại nằm ngang hoặc thẳng đứng. Công nghệ lắng tĩnh trong các bể lắng luân phiên nạp-lắng-tháo được trình bày ở hình 3-3. Công nghệ này đang được sử dụng rộng rãi để cung cấp nước cho nồi hơi hoặc xử lý nước thải công nghiệp với đặc tính quá trình làm việc theo từng mẻ. Công nghệ này cũng thích hợp cho xử lý nước cấp công cộng hoặc xử lý nước thải đô thị vì ở đó cần duy trì dòng chảy liên tục.

Để tách các hạt cặn riêng rẽ, không có khả năng keo tụ, người ta dùng các bể lắng có dòng chảy nằm ngang như mô tả ở hình 3-4, phương pháp



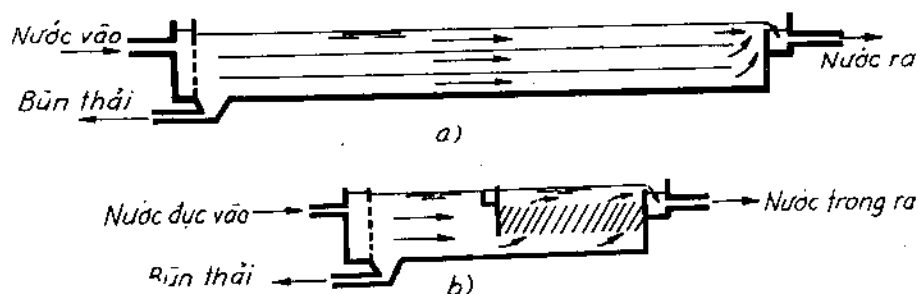
Hình 3-3. Sơ đồ lắng tĩnh trong các thùng lắng luân phiên nạp - lắng - tháo nước.

này cho kết quả tốt nhất. Với cùng một lưu lượng và thể tích bể, các bể lắng hình chữ nhật dài, hẹp và sâu cho hiệu quả lắng cao hơn. Tuy nhiên, tùy thuộc vào điều kiện cụ thể, các bể lắng tròn hoặc vuông thường được sử dụng khi xét đến khả năng sử dụng mặt bằng và khả năng tiết kiệm chi phí vật liệu xây dựng.



Hình 3-4. Bể lắng ngang.
a. Loại chữ nhật; b. Loại tròn

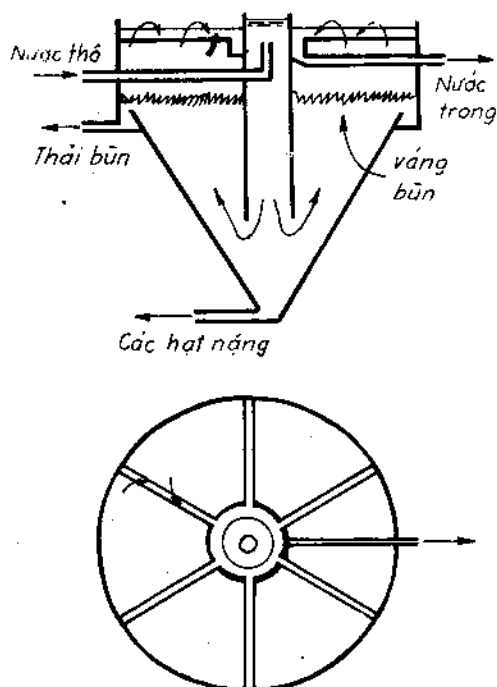
Với cùng một thể tích và cùng một hiệu quả, để nâng công suất của thiết bị người ta có thể làm tăng diện tích lắng bằng nhiều cách. Hình 3-5 chỉ ra cách tăng diện tích lắng bằng cách sử dụng các khay kiểu nằm ngang, các tấm chắn hoặc ống nghiêng. Biện pháp này có thể làm tăng đáng kể công suất của thiết bị trong một thể tích nhỏ. Tuy nhiên, cấu trúc của thiết bị khá phức tạp nên chi phí cho một đơn vị thể tích thiết bị khá cao, do vậy cũng tùy điều kiện cụ thể để đưa ra quyết định sử dụng.



Hình 3-5. Thùng lắng dạng khay a) và kiểu dùng tấm chắn nghiêng b).

Để tách các hạt cặn có khả năng keo tụ, các loại bể lắng ngang như trên cũng được áp dụng, tuy nhiên, trong nhiều trường hợp, dùng bể lắng dọc cũng mang lại kết quả tốt. Các bể lắng dọc loại này thường có chiều sâu lớn hơn và có cấu trúc đầu vào phức tạp hơn, nhằm phân chia dòng nước vào trên toàn bộ diện tích cắt ngang dòng chảy càng đồng đều càng tốt. Bất kể tiết diện lắng là hình tròn hay hình chữ nhật, việc tạo ra sự phân bố dòng chảy đồng đều là yếu tố quan trọng nhằm đảm bảo quá trình lắng đạt hiệu quả cao nhất.

Hình 3-6 trình bày một bể lắng đáy côn lớn, có chiều sâu rất cao. Vận tốc của dòng chảy giảm dần từ dưới lên. Ngay trên đáy côn lớn, vận tốc chiếm chỗ của nước vào không gian



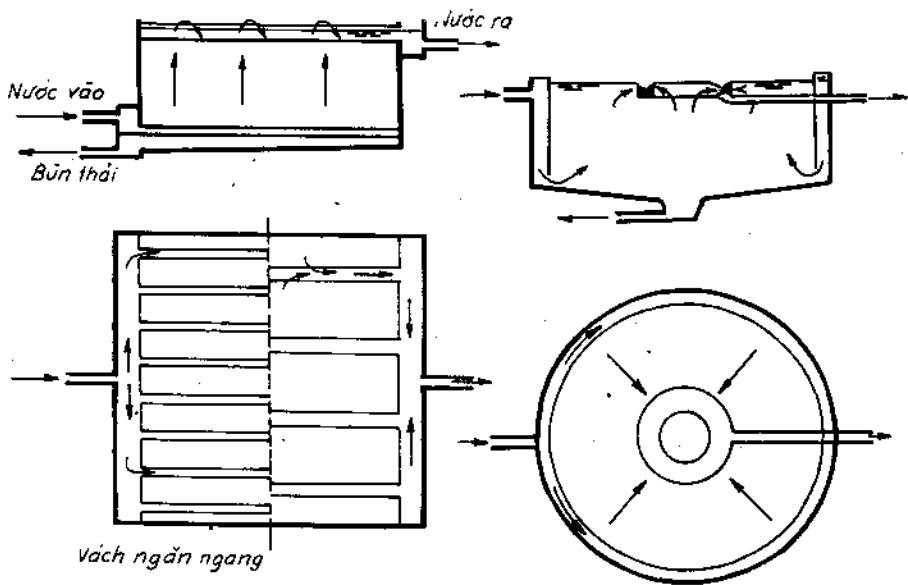
Hình 3-6. Bể lắng đáy kiểu đáy côn chiều sâu lớn.

các cặn lắng bằng vận tốc lắng của các hạt và do vậy một phần lớn các hạt bông keo ở đây tạo ra một lớp bùn đặc. Trong lớp bùn đặc này, nồng độ các bông keo rất cao, xúc tiến thêm quá trình tạo keo và có tác dụng lọc các hạt có kích thước nhỏ hơn. Mặt khác, chiều sâu lớn làm tăng chi phí cấu trúc, do vậy khi sử dụng phương án này cần cân nhắc kỹ hiệu quả

kinh tế. Hình 3-7 trình bày cấu trúc các bể lắng đứng dạng vuông và dạng tròn rất thông dụng trong công nghệ xử lý nước.

Từ cấu trúc của các bể lắng đã mô tả ở các hình trên (từ hình 3-3 đến hình 3-7), chúng ta có thể rút ra các điểm quan trọng sau đây:

1. Cấu trúc của cửa nhập nước vào phải làm sao phân bố được dòng chảy thật đồng đều trên toàn bộ diện tích tiết diện dòng chảy.
2. Vùng lắng, trong đó các phần tử lắng đi qua lớp nước phải sao cho không có sự rối loạn do sự thay thế chất lỏng vào vị trí hạt lắng.
3. Cấu trúc của cửa thoát nước cũng phải làm sao cho quá trình thu nước đồng đều trên toàn tiết diện thu.
4. Vùng chứa bùn phải đảm bảo cho việc tích lũy bùn và định kỳ thải ra ngoài.



Hình 3-7. Bể lắng đứng.
a. Kiểu hình vuông; b. Kiểu đáy côn nông.

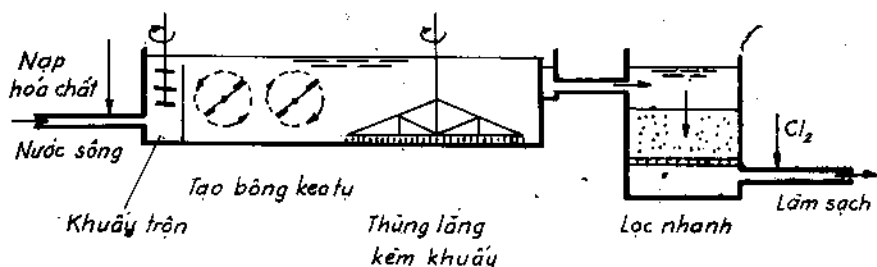
Ngoài ra cũng cần quan tâm đến các yếu tố khác như vùng tích tụ váng bọt và thải bọt. Có thể sử dụng các thanh chắn ngang định kỳ gạt bọt nhưng không gây ảnh hưởng xấu đến quá trình lắng (hình 3-7a). Mọi yếu tố khác có liên quan đến vấn đề thiết kế thủy lực và thiết kế quá trình

cũng cần phải được giải quyết một cách hợp lý, để tránh gây ảnh hưởng đến hiệu quả của bể lắng.

3.3. ỨNG DỤNG QUÁ TRÌNH LẮNG VÀ TUYẾN NỒI TRONG XỬ LÝ NƯỚC

Mặc dù quá trình lọc có thể đảm bảo chất lượng nước cấp sinh hoạt và nước cấp công nghiệp khá tốt. Tuy nhiên, quá trình lọc cát nhanh hoặc chậm chỉ có thể làm việc tốt khi hàm lượng chất rắn trong nước không quá cao, không lớn hơn 2 đến $5 \cdot 10^{-3} \text{ kg/m}^3$ đối với các thiết bị lọc cát nhanh hay chậm ở giai đoạn xử lý cuối, và không lớn hơn 10 đến $30 \cdot 10^{-3} \text{ kg/m}^3$, loại trừ trường hợp $50 \cdot 10^{-3} \text{ kg/m}^3$ khi xử lý sơ bộ với quá trình lọc hai giai đoạn. Nhiều nguồn nước sông có hàm lượng chất rắn cao nhưng khi sử dụng biện pháp lắng cũng có thể mang lại kết quả tốt. Trong nhiều trường hợp chỉ cần đến lắng tự do cũng có thể thỏa mãn mọi yêu cầu, tuy nhiên khi có hàm lượng cao các tạp chất dễ keo tụ, kết quả tốt nhất và có giá thành thấp nhất vẫn là biện pháp xử lý kết hợp với keo tụ hóa học (hình 3-8).

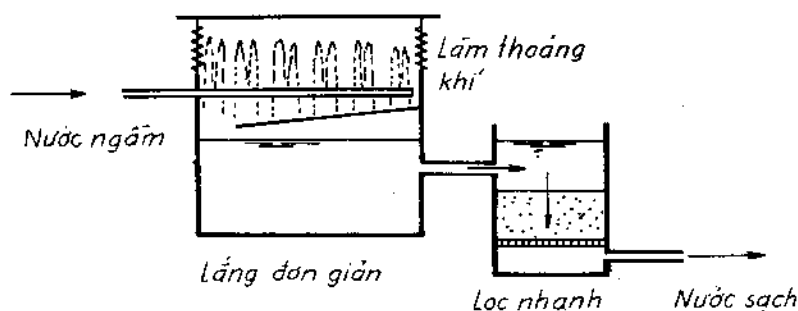
Ở giai đoạn khai thác, số lượng và chất lượng của một số nguồn nước sông quá thấp, do vậy cần thiết phải có giai đoạn dự trữ để đảm bảo quá trình cấp nước không bị gián đoạn. Các bồn chứa nước như thế thường lưu nước đến hàng tháng và do vậy với thời gian này quá trình lắng xảy ra có thể đảm bảo tách được hoàn toàn cặn bẩn trong nước. Tuy nhiên, trong nước vẫn còn giàu các chất dinh dưỡng và làm tăng sự phát triển của rong rêu. Do khối lượng riêng của các loài rong rêu này gần như tương đương



Hình 3-8. Xử lý nước kết hợp keo tụ hóa học tuyển nổi, lắng, lọc và khử trùng.

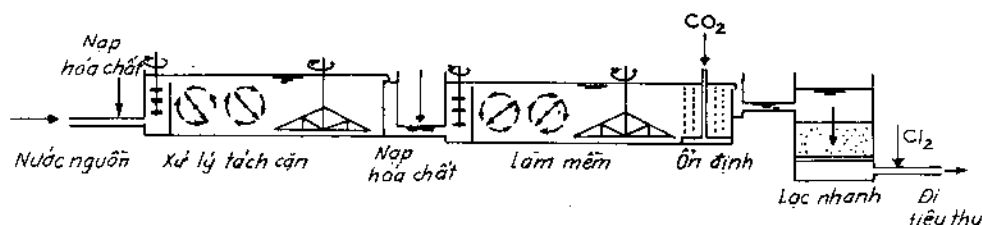
với khối lượng riêng của nước nên chỉ bằng quá trình lắng chắc chắn không có khả năng loại trừ chúng ra khỏi nước.

Như đã nói, quá trình lắng còn đồng thời được sử dụng để tách các tạp chất hòa tan trong nước cùng với việc bổ sung hóa chất để kết tủa các tạp chất hòa tan. Nguồn nước ngầm yếm khí thường có hàm lượng cao các ion sắt hòa tan, bằng cách làm thoáng khí, các ion sắt có thể bị oxy hóa và chuyển thành sắt hydroxít không hòa tan, sau đó một phần lớn trong chúng có thể tách ra khỏi nước nhờ quá trình lắng đơn giản hoặc lắng kết hợp với keo tụ hóa-học như ở hình 3-9.



Hình 3-9. Xử lý nước ngầm bằng làm thoáng khí kết hợp lắng, lọc.

Ứng dụng của quá trình lắng còn liên quan đến quá trình khử độ cứng của nước khi làm mềm nước bằng soda - vôi để chuyển hóa muối canxi, magie hòa tan thành canxi cacbonat và magie hydroxít không hoàn tan. Khi độ cứng trong nước nguồn lớn, lượng bùn để lại sau quá trình làm mềm có thể lên đến từ 100 đến $500.10^{-3} \text{ kg/m}^3$, gây ra vấn đề xử lý bùn đáng quan tâm (hình 3-10).

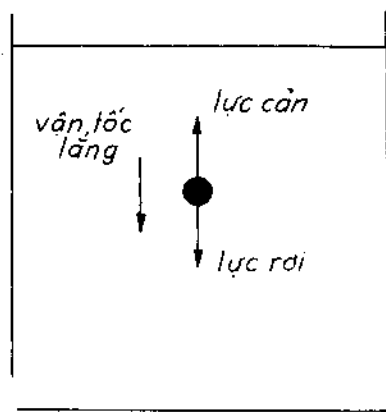


Hình 3-10. Xử lý nước kết hợp keo tụ hóa học, lắng, làm mềm, ổn định và khử trùng.

3.4. CƠ SỞ LÝ THUYẾT CỦA QUÁ TRÌNH LẮNG TỰ DO CÁC HẠT ĐƠN LẺ

3.4.1. Quá trình lắng các hạt đơn lẻ

Lắng các hạt đơn lẻ xảy ra khi trong suốt quá trình lắng các hạt không thay đổi kích thước, hình dạng và trọng lượng của chúng. Trong chất lỏng, các hạt như vậy sẽ chuyển động rơi thẳng đứng khi khối lượng riêng của nó lớn hơn khối lượng riêng của chất lỏng bao quanh nó. Chuyển động của hạt sẽ tăng tốc dần cho đến khi lực ma sát của chất lỏng bằng với lực rơi. Sau đó vận tốc thẳng đứng của hạt so với chất lỏng lơ lửng sẽ không đổi. Lực đẩy tác động vào hạt lúc đó bằng lực rơi theo chiều thẳng đứng (hình 3-11). Lực rơi sẽ được tính như sau:



Hình 3-11. Quá trình lắng của một hạt riêng lẻ trong nước tĩnh.

$$F_i = (\rho_s - \rho_w)g.V$$

trong đó:

ρ_s, ρ_w - khối lượng riêng của hạt lắng và khối lượng riêng của nước;

g - gia tốc trọng trường; $g = 9,81 \text{ m/s}^2$;

V - thể tích chiếm chỗ của hạt lắng trong chất lỏng.

Theo định luật Newton, lực ma sát (lực cản) tác động lên hạt lắng bằng:

$$F_d = C_D \cdot \frac{\rho_w}{2} s^2 \cdot A$$

trong đó:

C_D - hệ số ma sát, đại lượng không thứ nguyên;

s - vận tốc lắng của hạt;

A - diện tích tiết diện của hạt lắng theo chiều chuyển động của nó.

Cân bằng hai lực trên và coi như chuyển động đều, ta tính được vận tốc lắng như sau:

$$s = \sqrt{\frac{2}{C_D} \cdot \frac{\rho_s - \rho_w}{\rho_w} \cdot g \cdot \frac{V}{A}}$$

Nếu coi hạt lắng là những hạt có dạng cầu với đường kính hạt là d , ta có:

$$A = \frac{\pi d^2}{4} \quad \text{và} \quad V = \frac{\pi}{6} d^3$$

Lúc đó vận tốc lắng được tính như sau:

$$s = \sqrt{\frac{4}{3C_D} \cdot \frac{\rho_s - \rho_w}{\rho_w} \cdot g \cdot d}$$

Trong thực tế, giá trị của hệ số ma sát C_D không phải là hằng số như giả thiết của Newton, C_D phụ thuộc vào chỉ số Reynold của quá trình lắng:

$$Re = \frac{s \cdot d}{\nu}$$

trong đó ν là độ nhớt động học của chất lỏng. Với nước sạch, ν phụ thuộc vào nhiệt độ như bảng sau đây:

$t^{\circ}\text{C}$	0	5	10	15	20	25	30	35	40
$10^{-6} \nu, \text{ m}^2/\text{s}$	1,79	1,52	1,31	1,15	1,01	0,90	0,80	0,78	0,66

Người ta đã quan sát được quan hệ giữa Re và C_D bằng thực nghiệm với các hạt có hình dáng khác nhau và quan hệ đó được chỉ ra ở hình 3-12.

Đối với hạt hình cầu, quan hệ giữa Re và C_D có thể được tóm lược như sau:

- Khi $Re < 1$, chuyển động của nước và của hạt lắng được xem như ở điều kiện chảy tầng và sức cản ma sát chỉ phụ thuộc vào độ nhớt, trường hợp này C_D tỷ lệ nghịch với Re theo quan hệ sau:

$$C_D = \frac{24}{Re}$$

- Khi $Re > 2000$, chuyển động của nước và của hạt lắng xảy ra hoàn toàn trong điều kiện chảy rối. Lực xoáy so với lực cản do độ nhớt sẽ không đáng kể là bao nhiêu và C_D được xem như không đổi. Đối với hạt hình cầu, ta có C_D không phụ thuộc vào Re và bằng:

$$C_D = 0,40$$

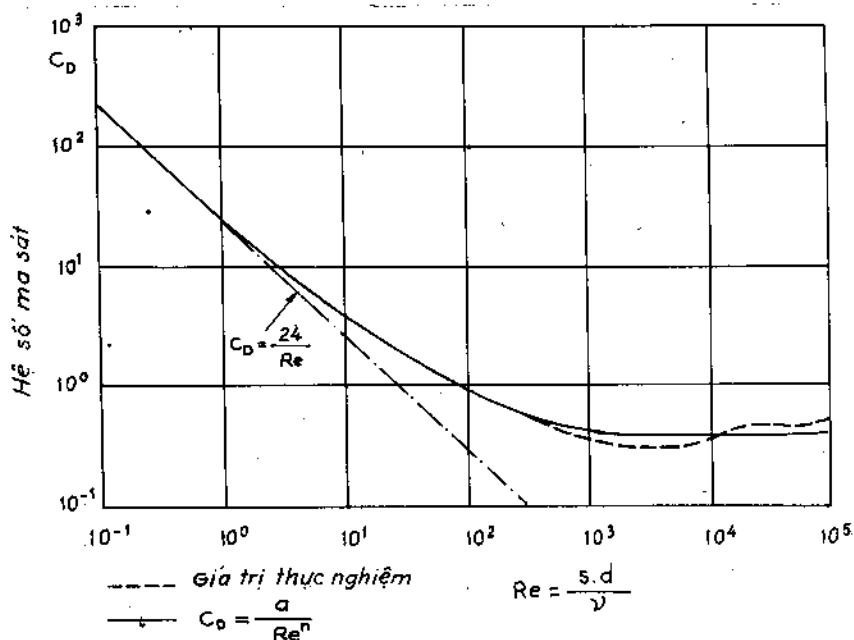
- Khi $1 < Re < 2000$, ở điều kiện này được gọi là chế độ quá độ, kể cả lực xoáy và lực cản do độ nhớt đều có giá trị quan trọng như nhau.

Không thể có một công thức chính xác để tính C_D , tuy nhiên khi $Re < 10^4$ (kể cả chế độ chảy tầng) có thể tính C_D gần đúng theo công thức sau:

$$C_D = \frac{24}{Re} + \frac{3}{\sqrt{Re}} + 0,34$$

Cũng nhờ thực nghiệm người ta nhận thấy rằng:

- khi $1 < Re < 50$: $C_D = \frac{24}{Re^{3/4}} \quad Re = 1, C_D = 24$



Hình 3-12. Quan hệ giữa chuẩn số Re và hệ số ma sát C_D đối với các hạt hình cầu.

$$\text{- khi } 50 < Re < 1620: C_D = \frac{4,7}{Re^{1/3}} \quad Re = 50, C_D = 1,276$$

$$\text{- khi } Re > 1620: C_D = 0,40 \quad Re = 1620, C_D = 0,4.$$

Thay thế các giá trị trên vào công thức tính vận tốc lắng, ta nhận được các công thức sau đây:

$$Re < 1 \quad s = \frac{1}{18} \cdot \frac{g}{\nu} \cdot \frac{\rho_s - \rho_w}{\rho_w} d^2$$

$$1 < Re < 50 \quad s = \frac{1}{10} \cdot \frac{g^{0,8}}{\nu^{0,6}} \left(\frac{\rho_s - \rho_w}{\rho_w} \right)^{0,8} d^{1,4}$$

$$50 < Re < 1620 \quad s = \frac{1}{2,13} \cdot \frac{g^{0,6}}{\nu^{0,2}} \left(\frac{\rho_s - \rho_w}{\omega_w} \right)^{0,6} d^{0,8}$$

$$Re > 1620 \quad s = 1,83g^{0,5} \left(\frac{\rho_s - \rho_w}{\rho_w} \right)^{0,5} d^{0,5}$$

Các công thức tính vận tốc lắng vừa nêu trong thực tế rất ít khi dùng vì lẽ rất khó biết được chính xác Re trong quá trình lắng. Để có thể tính chính xác hơn vận tốc lắng, người ta đã đề xuất ra một cách tính khác như sau:

Trước hết tính theo công thức:

$$C_D Re^2 = \frac{4}{3} \cdot \frac{\rho_s - \rho_w}{\rho_w} \frac{g}{\nu^2} d^3$$

Thực chất công thức vừa nêu là kết quả biến đổi của hai công thức đã biết về s và Re ở trên.

Sau khi tính được $C_D \cdot Re^2$, dựa vào bảng sau để tính Re :

$$\text{Nếu } Re < 1 \quad C_D Re^2 = 24 \cdot Re = 0 \text{ đến } 24$$

$$1 < Re < 50 \quad C_D Re^2 = 24 \cdot Re^{5/4} = 24 \text{ đến } 3190$$

$$50 < Re < 1620 \quad C_D Re^2 = 4,7 \cdot Re^{5/3} = 3190 \text{ đến } 1,05 \cdot 10^6$$

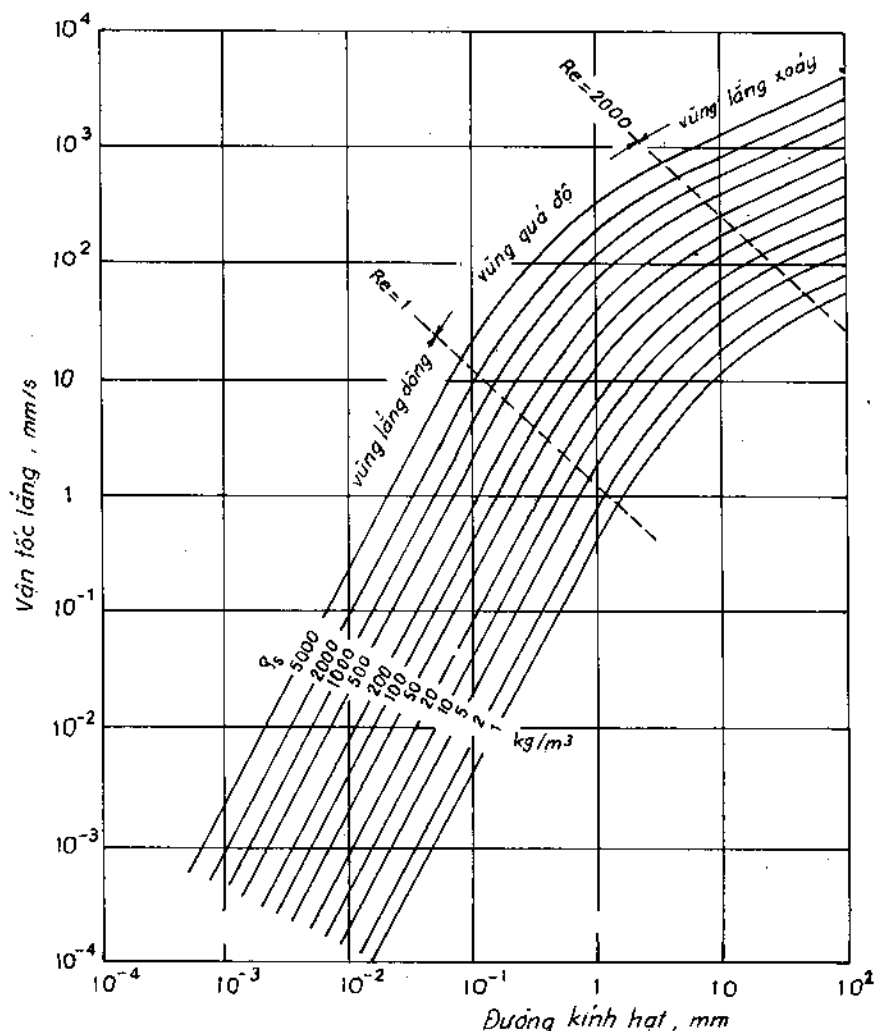
$$Re > 1620 \quad C_D Re^2 = 0,4 Re^2 = 1,05 \cdot 10^6 \text{ đến } \infty$$

Dựa vào bảng ta tính được Re , sau khi có Re tính giá trị của vận tốc

lắng theo công thức:

$$s = \text{Re} \frac{\nu}{d}$$

Ví dụ, cho hạt cận hình cầu có $\rho_s = 2650 \text{ kg/m}^3$; $\rho_w = 1000 \text{ kg/m}^3$, đường kính hạt $0,9 \text{ mm}$, ở 5°C nước có độ nhớt là $\nu = 1,52 \cdot 10^{-6} \text{ m}^2/\text{s}$. Tính vận tốc lắng:

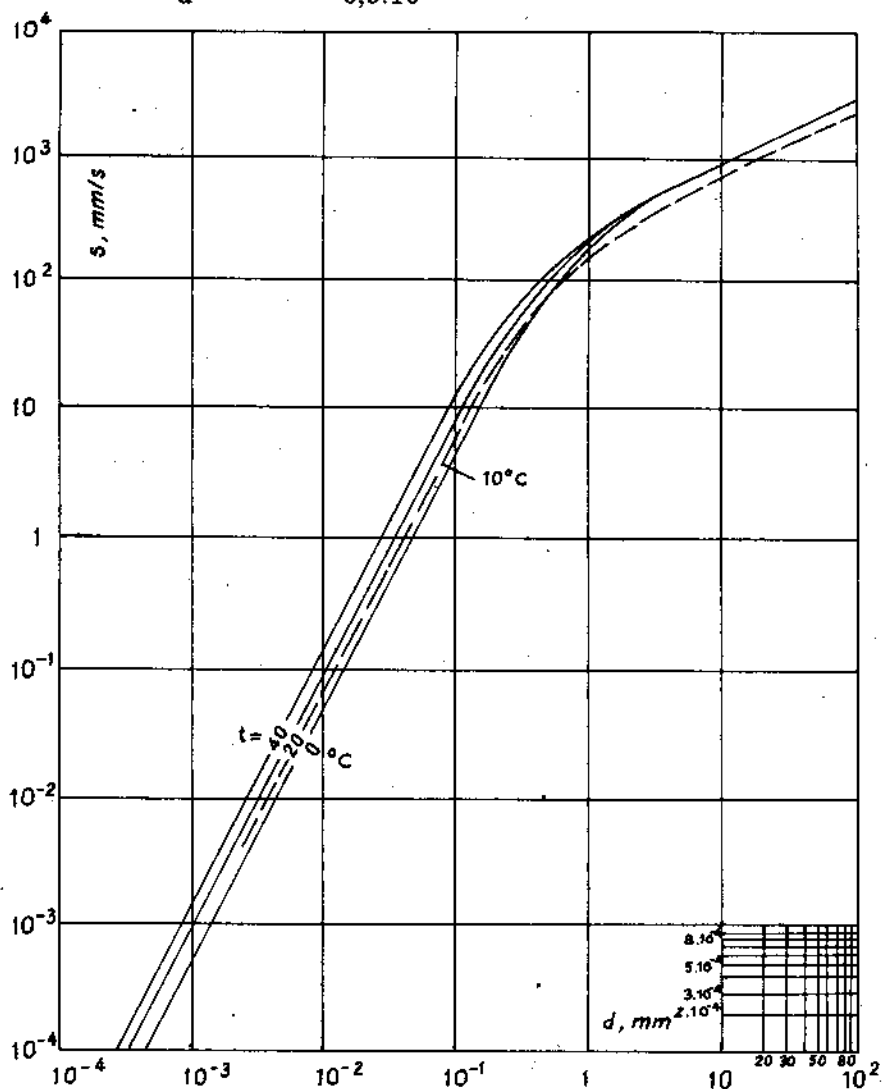


Hình 3-13. Đồ thị xác định vận tốc lắng theo đường kính và khối lượng riêng của hạt lắng ở 10°C

$$C_D Re^2 = \frac{4}{3} \cdot \frac{2650 - 1000}{1000} \cdot \frac{9,81}{1,52^2 \cdot 10^{-12}} \cdot 0,9^3 \cdot 10^{-9} = 6810$$

Với giá trị $C_D Re^2 = 6810 \Rightarrow Re = 78,8$.

$$s = Re \frac{\nu}{d} = 78,8 \cdot \frac{1,52 \cdot 10^{-6}}{0,9 \cdot 10^{-3}} = 0,133 \text{ m/s.}$$



Hình 8-14. Vận tốc lắng của hạt lắng hình cầu ($\rho_s = \rho_w = 1650 \text{ kg/m}^3$) trong nước tĩnh ở các nhiệt độ khác nhau.

Trong thực tế, các hạt lắng không hoàn toàn đều có dạng hình cầu, do đó tỷ số giữa diện tích tiết diện và thể tích hạt lớn hơn nhiều, hơn nữa quá trình lắng ở điều kiện chảy rối có giá trị C_D rất cao. Do vậy, kết quả tính toán so với thực tế thường lớn hơn rất nhiều.

Ngoài các cách tính nói trên, để xác định vận tốc lắng, người ta còn có thể sử dụng một phương pháp đơn giản hơn, bằng cách sử dụng đồ thị quan hệ vận tốc lắng và đường kính hạt lắng, với điều kiện cho rằng quá trình lắng là quá trình lắng của các hạt riêng rẽ trong môi trường nước tĩnh. Hình 3-13 cho đồ thị để xác định vận tốc lắng theo đường kính hạt lắng. Tất nhiên giá trị thu được chỉ mang tính định hướng vì ở đây đã giả thiết quá trình một cách đơn giản nhất.

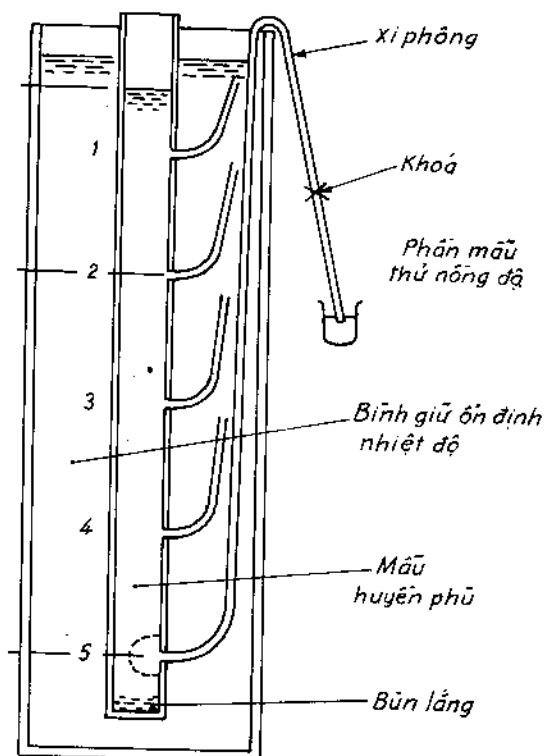
Cũng có tác giả cho rằng vận tốc lắng tỷ lệ với bình phương của đường kính, do vậy khi sử dụng quá trình keo tụ hóa học, kích thước hạt tăng lên gấp 10 thì vận tốc lắng sẽ tăng lên hàng trăm lần, kết quả là hiệu quả của quá trình làm sạch sẽ được tăng lên đáng kể.

Dựa vào công thức tính vận tốc lắng nói trên, ta thấy vận tốc lắng phụ thuộc vào độ nhớt của chất lỏng, như vậy cũng phụ thuộc vào nhiệt độ, bởi lẽ độ nhớt của chất lỏng phụ thuộc vào nhiệt độ. Giữa mùa hè và mùa đông, nhiệt độ nước chênh lệch nhau từ 25°C xuống 0°C , độ nhớt động học tăng lên 2 lần, như vậy vận tốc lắng có thể giảm đi 50% và kết quả là hiệu quả làm sạch nước vào mùa hè cũng giảm đi đáng kể. Hình 3-14 trình bày mối quan hệ giữa vận tốc lắng và nhiệt độ theo đường kính hạt lắng.

3.4.2. Phân bố tần suất vận tốc lắng của các hạt khác nhau trong nước

Trong nước thiên nhiên, các hạt có hình dạng, kích thước và khối lượng riêng khác nhau nên vận tốc lắng của chúng cũng khác nhau. Về lý thuyết, phân bố tần suất vận tốc lắng của các hạt có thể tính được khi biết các yếu tố thể tích, khối lượng và hình dạng các hạt cặn lơ lửng trong nước. Tuy nhiên, các yếu tố này không thể biết được chính xác nên việc xác định rất khó khăn và hầu như không bao giờ thực hiện được. Do đó người ta thường dựa vào lý thuyết toán học của quá trình lắng và đo trực tiếp trong phòng thí nghiệm. Thiết bị thí nghiệm bao gồm một bình hình trụ bằng chất dẻo trong suốt, đường kính 0,15 đến 0,30 m cho quá trình

lắng của các hạt đơn lẻ ở các độ sâu từ 1,0 đến 2,0 m. Nhiệt độ luôn giữ ổn định và mẫu lắng được lấy ở các chiều sâu khác nhau. Bình được nạp đầy nước chứa cặn lơ lửng sau đó khuấy đều để các hạt phân bố đều từ dưới lên trên. Quá trình thí nghiệm tính từ lúc bắt đầu ngừng khuấy. Sau từng khoảng thời gian nhất định, lấy mẫu ở các chiều sâu khác nhau và phân tích các thông số sau: chất rắn, huyền phù, độ đục, độ màu, hàm lượng



Hình 3-15. Thiết bị phân tích lắng tĩnh

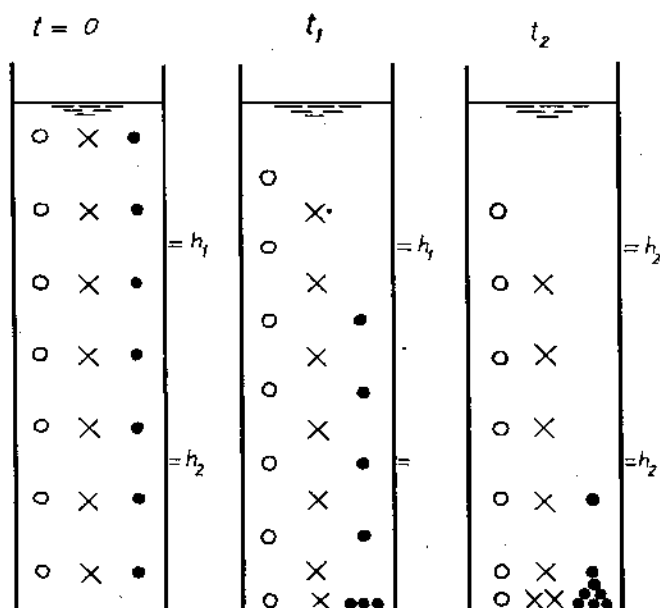
sắt, nhôm, độ cứng, nhu cầu oxy hóa hóa học, nhu cầu oxy hóa sinh học hoặc các thông số khác thay đổi trong quá trình lắng. Nguyên lý thực hiện thí nghiệm được trình bày ở hình 3-15 và hình 3-16.

Giả sử trong mẫu nước có ba loại hạt khác nhau, do vậy có ba vận tốc lắng khác nhau. Mỗi vận tốc lắng có giá trị không đổi trong quá trình thí nghiệm và các hạt cặn lắng xuống dưới một cách đều đặn, không hề ảnh hưởng lẫn nhau.

Ví dụ, mẫu lấy tại thời điểm t_1 ở chiều sâu h_1 không chứa hạt A nhưng nồng độ hạt B và C thì vẫn giữ nguyên như trong huyền phù gốc. Kết quả quá trình được ghi lại trong bảng sau:

Thời gian	Chiều sâu	Loại hạt có mặt
t_1	h_2	o x ●
t_1	h_1	o x
t_2	h_2	o x
t_2	h_1	o

Vận tốc lắng của từng loại hạt là tỷ số giữa chiều sâu lắng và thời gian lắng:



Hình 3-18. Sơ đồ thí nghiệm lắng tĩnh

- với hạt ● $\frac{h_1}{t_1}, \frac{h_2}{t_2} < s < \frac{h_2}{t_1}$
- với loại hạt x $\frac{h_1}{t_2} < s < \frac{h_1}{t_1}$
- với loại hạt o $s < \frac{h_1}{t_1}$

Trong nước tự nhiên các loại hạt thay đổi nhiều và phân bố tần suất vận tốc lắng là một đường cong. Khi ta lấy số mẫu đủ để phân tích, việc xác định vận tốc lắng có thể thực hiện dễ dàng bằng phương pháp này. Tần suất vận tốc lắng cho thí nghiệm này được chỉ ra ở bảng 3-1.

Bảng 3-1. Phân tích quá trình lắng của một huyền phù gồm các hạt riêng lẻ

Thời gian, s	0	900	1800	2700	3600	5400	7200
$h = 0,5\text{m}; \frac{h}{t} \cdot 10^{-3}, \text{ m/s}$		0,556	0,278	0,185	0,139	0,093	0,069
C, ppm	86	57	25	8	3	1	0
$100 \frac{C}{C_0}, \%$	100	66	29	9	4	1	0
$h = 1,25\text{m}; \frac{h}{t} \cdot 10^{-3}, \text{ m/s}$		1,389	0,695	0,463	0,347	0,232	0,174
C, ppm	86	83	63	49	37	16	6
$100 \frac{C}{C_0}, \%$	100	96	73	57	42	19	7

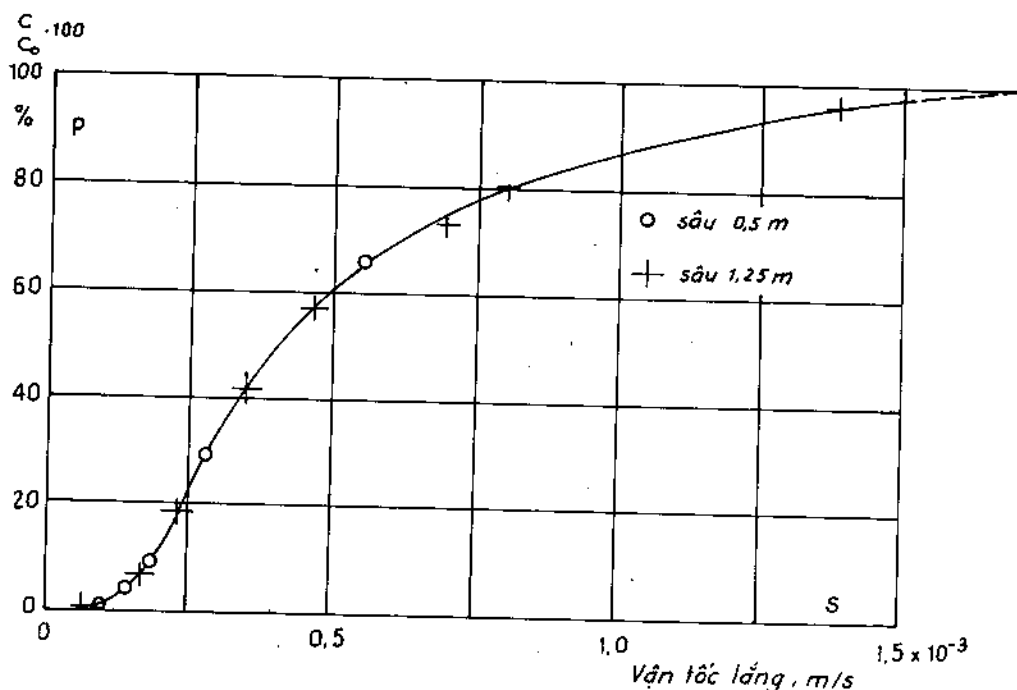
Dựa vào các kết quả có được ở bảng trên, ta có thể lập đồ thị phân bố tần suất vận tốc lắng như ở hình 3-17.

Dựa vào biểu đồ ở hình 3-17 ta có thể đưa ra các kết luận sau:

- Do hình dạng kích thước của các hạt lắng trong suốt quá trình lắng không thay đổi (các hạt lắng không ảnh hưởng lẫn nhau) nên giá trị vận tốc ở mọi chiều sâu không thay đổi, vận tốc lắng trên đồ thị ở chiều sâu 0,5 m trùng với vận tốc lắng ở chiều sâu 1,25 m.

- Từ sơ đồ nói trên người ta cũng có thể tính được bao nhiêu phần trăm hạt cặn trong nước sẽ lắng trong thiết bị lắng tĩnh. Giả sử hồ lắng hay bể lắng có chiều sâu 2 m, thời gian lưu nước là 1 h, có nghĩa là hạt cặn cuối cùng có thể lắng được phải đi với khoảng cách dài nhất từ bề mặt nước đến đáy bể 2 m trong 1 giờ. Nói cách khác, vận tốc lắng của hạt đó phải bằng hoặc lớn hơn vận tốc $s = \frac{h}{t} = \frac{2}{3600} = 0,56 \cdot 10^{-3} \text{ m/s}$.

- Dựa vào đồ thị, theo vận tốc $0,56 \cdot 10^{-3} \text{ m/s}$ ta có 63% số hạt cặn lơ



Hình 3-17. Đồ thị phân bố tần suất vận tốc lắng lập trên các số liệu thực nghiệm ở bảng 3-1.

lững có vận tốc lắng lớn hơn $0,56 \cdot 10^{-3}$ m/s, 37% số hạt huyền phù có vận tốc lắng lớn hơn s và chắc chắn sẽ lắng xuống một cách dễ dàng. Tuy nhiên, ngay từ đầu các hạt đã được khuấy từ dưới lên trên nên các hạt không tập trung hết trên bề mặt mà phân bố đều trong toàn thể tích. Do đó có rất nhiều hạt không phải lắng với chiều sâu 2 m mà chỉ ở chiều sâu nhỏ hơn 2 m, nên một phần trong số những hạt cặn có vận tốc lắng nhỏ hơn s vẫn lắng được tới đáy và như vậy hiệu suất lắng sẽ là 37% cộng với số phần trăm các hạt có vận tốc lắng nhỏ hơn s mà vẫn có thể lắng được.

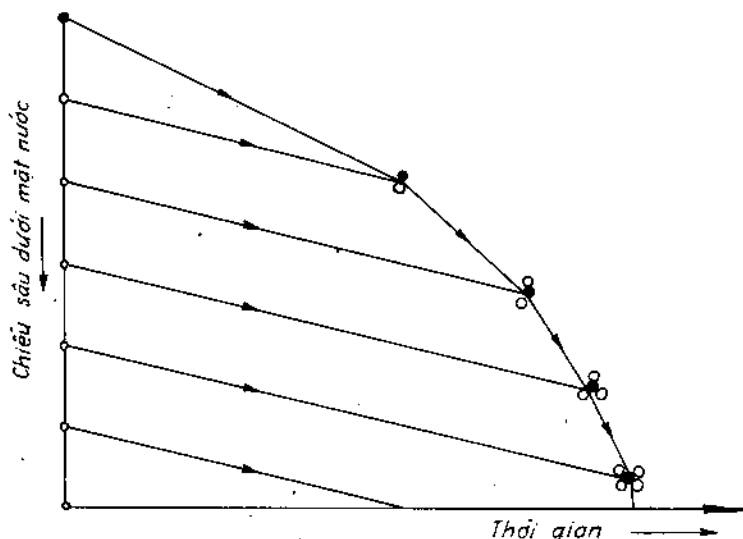
3.5. LẮNG CÓ KEO TỤ TẠO BÔNG

3.5.1. Cơ sở lý thuyết

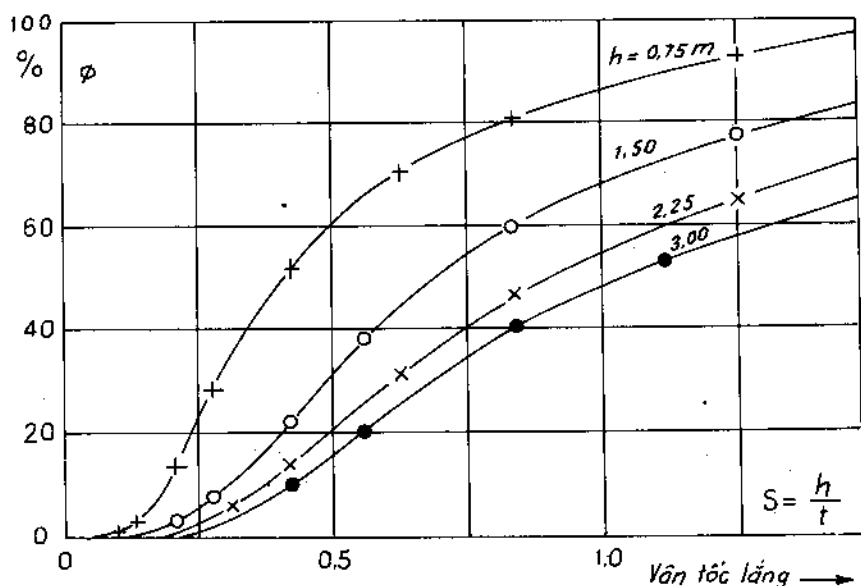
Lắng có keo tụ tạo bông xảy ra khi nước là một huyền phù chứa nhiều hạt với kích thước khác nhau và vận tốc lắng khác nhau. Khi hàm lượng hạt lớn, trong quá trình lắng chúng sẽ va chạm vào nhau, hấp phụ và kết

đỉnh với nhau tạo thành hạt có kích thước lớn hơn và vận tốc lắng sẽ lớn hơn. Kết quả là ở phần trên bể lắng, vận tốc lắng s_0 nhỏ hơn, càng xuống dưới đáy vận tốc càng cao vì kích thước hạt tăng lên.

Hình 3-18 mô tả quá trình lắng có tạo bông cặn theo thời gian và theo



Hình 3-18. Mô tả quá trình lắng có tạo bông cặn theo thời gian và theo chiều sâu của bể.

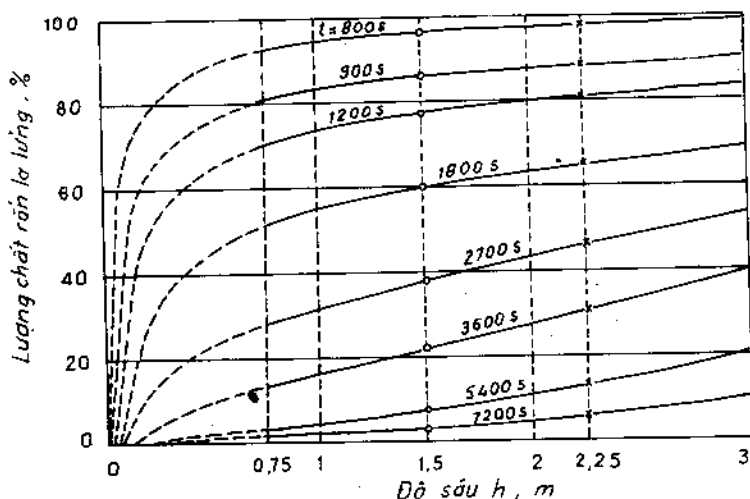


Hình 3-19. Quan hệ giữa vận tốc lắng và hàm lượng cặn lơ lửng ở các chiều sâu khác nhau.

chiều sâu của bể. Do các bong cặn lớn dần lên nên lực cản ma sát do nước chuyển động ngược chiều với hạt cũng tăng lên, tỷ lệ với kích thước của bong cặn. Ngoài ra, khi bong cặn lớn lên thì lực kéo trên một đơn vị diện tích tiết diện bong cặn cũng lớn lên và tỷ lệ thuận với kích thước bong cặn. Khi bong cặn lớn đến một kích thước nhất định, lực kéo đủ lớn để phá vỡ bong cặn làm cho kích thước của bong cặn không thể tăng được nữa. Từ thời điểm đó, vận tốc lắng sẽ không thay đổi và hiệu quả lắng không tăng, dù thời gian lắng có thể kéo dài hơn.

Vậy với quá trình lắng có tạo bong keo tụ, ở mỗi độ sâu khác nhau sẽ có một đường cong tích lũy biểu thị tần suất phân bố vận tốc lắng quan hệ giữa vận tốc và mật độ huyền phù.

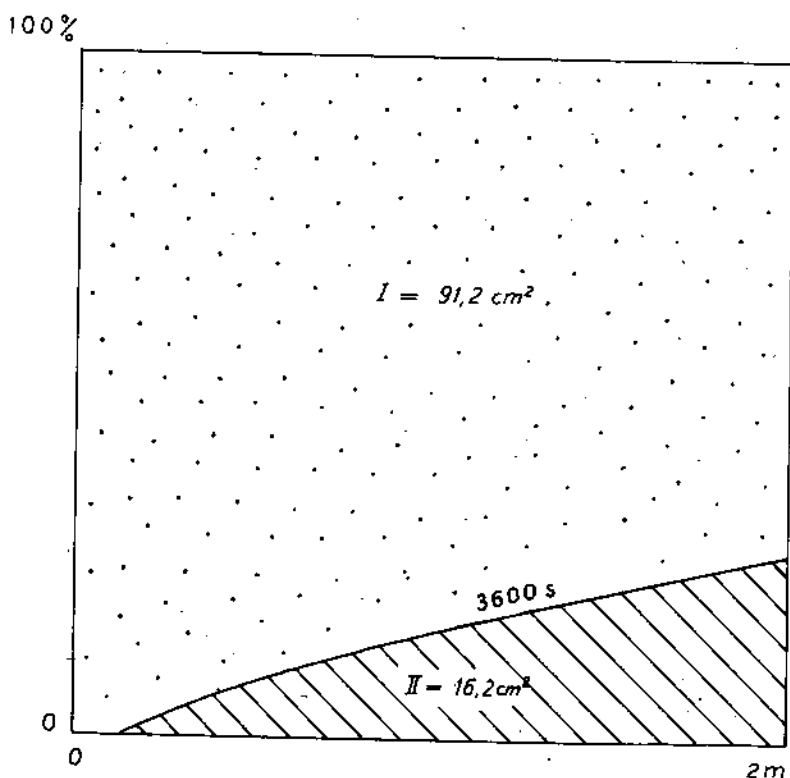
Quan sát đồ thị ở hình 3-19 ta thấy, theo chiều trục hoành khi chiều sâu tăng từ 0,75 đến 3,0 m, vận tốc lắng của hạt tăng lên do tạo bong cặn to hơn; theo chiều trục tung, ứng với mỗi vận tốc lắng nhất định, tại mỗi chiều cao nhất định, người ta có thể biết được bao nhiêu phần trăm số hạt trong huyền phù (có vận tốc lớn hơn vận tốc tương ứng đó) có thể lắng một cách dễ dàng, được tách ra khỏi nước và bao nhiêu phần trăm còn lưu lại trong huyền phù.



Hình 3-20. Quan hệ giữa hàm lượng chất rắn lơ lửng theo chiều sâu và thời gian lắng.

3.5.2. Hiệu suất của quá trình lắng có keo tụ

Để thiết kế một bể lắng cho quá trình lắng có vận tốc không thay đổi thì rất đơn giản, vì có thể xác định được tần suất phân bố vận tốc của hạt cặn. Yếu tố quyết định như đã nói ở trên là vận tốc lắng so với chiều cao bể lắng H và thời gian lưu T_0 trong bể. Ngược lại, khi lắng có xảy ra keo tụ, vận tốc lắng tăng dần từ trên xuống dưới, do đó không có một đường cong tần suất phân bố vận tốc lắng và sự thay đổi theo thời gian và chiều sâu cũng không xác định được, nên không thể sử dụng chúng cho thiết kế.



Hình 3-21. Hàm lượng chất rắn ban đầu và lượng chất rắn lơ lửng còn lại sau 1 giờ ở độ sâu 2 m.

Để thiết kế bể lắng có kèm theo keo tụ thì phức tạp và rất tốn thời gian mà ta phải chấp nhận. Cũng sử dụng thiết bị phân tích lắng tĩnh như ở hình 3-15 nhưng có chiều cao bình lớn hơn và tiến hành như với thí nghiệm cho lắng tĩnh, ta được kết quả ghi trong bảng 3-2 và từ đó thiết lập đồ thị biểu

diễn quan hệ phân bố tần suất vận tốc lắng như ở hình 3-20 và đồ thị quan hệ hàm lượng chất rắn lơ lửng theo chiều sâu và thời gian lưu của quá trình như ở hình 3-21.

Bảng 3-2. Các số liệu thực nghiệm quá trình lắng có tạo bông keo tụ.

Thời gian lắng, s	Chiều sâu dưới mặt nước			
	0,75 m	15 m	2,25 m	3,0 m
0	100	100	100	100
600	93	96	98	99
900	81	86	88,5	89,5
1200	70,5	77,5	81	83
1800	51,5	60	65	69
2700	28,0	38	46,5	53
3600	13,5	22	31	40
5400	3,0	8	13,5	20
7200	1,5	3	6	9,5

Xuất phát từ đồ thị thu được ở hình 3-21, hàm lượng chất rắn lơ lửng còn trong dung dịch có thể biết được theo thời gian và theo độ sâu lắng sau khi thí nghiệm. Ta thấy ở chiều sâu lắng 2,0 m và thời gian lưu 3600 s, các kết quả có thể được biểu thị trên hình 3-21, trong đó trục hoành biểu thị độ sâu 2 m và trục tung biểu thị hàm lượng chất rắn lơ lửng. Phần trên của đồ thị hàm lượng chất rắn lơ lửng có trong dung dịch còn phần dưới biểu thị lượng rắn còn lại theo thời gian sau 1 giờ = 3600 s.

Ở đây diện tích của vùng I biểu thị hàm lượng chất rắn lơ lửng ban đầu và diện tích vùng II biểu thị lượng chất rắn còn lại. Tính diện tích của hai vùng ta có thể tính được tỷ số tách của quá trình lắng như sau:

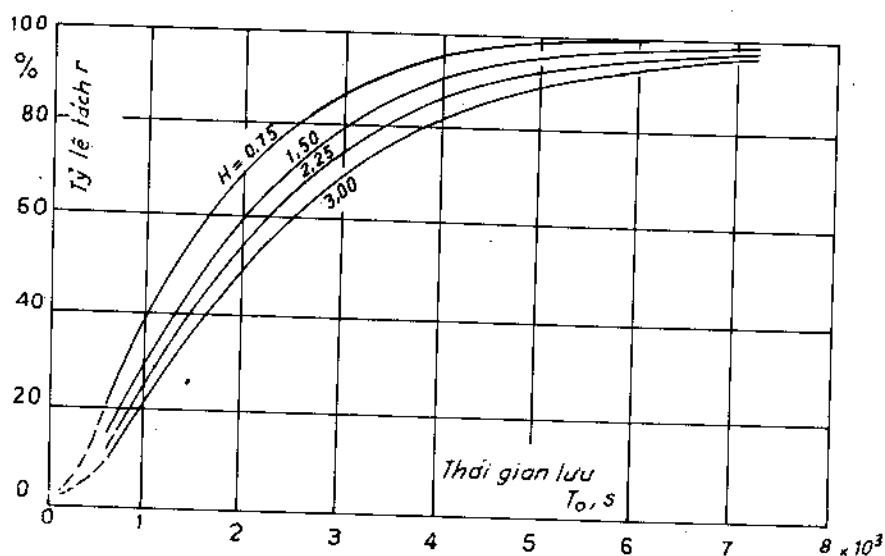
$$r = \frac{91,2 - 16,2}{91,2} \cdot 100\% = 82,2\%$$

trong đó:

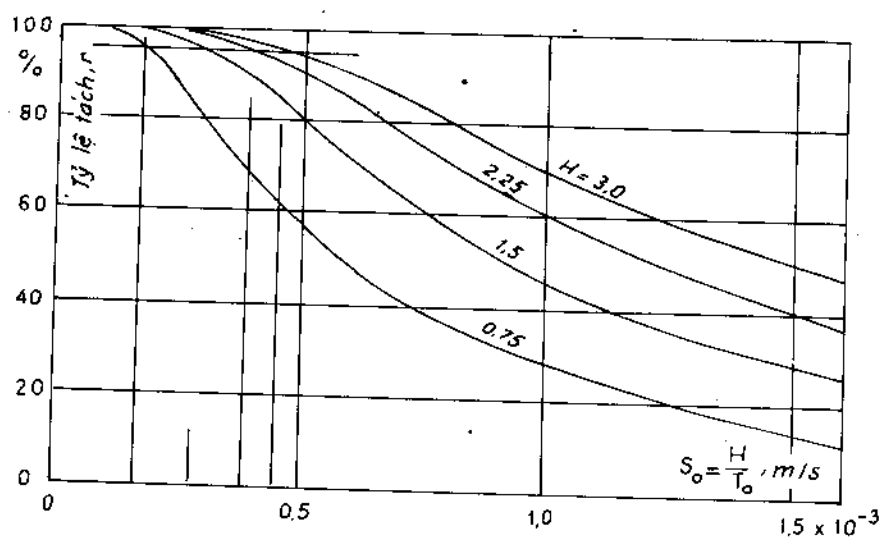
91,2 là diện tích của vùng I;

16,2 là diện tích của vùng II.

Kết quả là với thời gian lưu 3600 s, ở độ sâu 2 m, hiệu suất lắng (tỷ số tách) bằng 82,2%.



Hình 3-22. Quan hệ giữa hiệu suất lắng và thời gian lắng ở các độ sâu khác nhau.



Hình 3-23. Quan hệ giữa hiệu suất lắng và vận tốc lắng ở các độ sâu khác nhau.

Cũng từ các số liệu trên và cách tính như trên, người ta có thể thiết lập được đồ thị quan hệ giữa hiệu suất lắng (tỷ lệ tách) và vận tốc lắng ở các độ sâu khác nhau như ở hình 3-22 và hiệu suất lắng (tỷ số tách) theo thời gian lưu ở các độ sâu khác nhau như ở hình 3-23.

Từ các sơ đồ trên ta thấy, khi lắng có keo tụ tạo bông, hiệu suất lắng phụ thuộc vào hai yếu tố: vận tốc lắng và thời gian lắng hay chiều cao của bể lắng.

Khi thiết kế bể lắng có lưu lượng Q (m^3/s), thời gian lắng T_0 và vận tốc lắng s_0 thì kích thước bể tính như sau:

$$V = Q \cdot T_0; A = \frac{Q}{s_0}; H = s_0 \cdot T_0$$

trong đó:

V - thể tích bể;

A - tiết diện bể;

H - chiều cao bể.

Điều chủ yếu khi tính toán thiết kế bể lắng là chọn s_0 , T_0 sao cho chi phí xây dựng bể thấp nhất.

3.6. QUÁ TRÌNH TUYỂN NỔI

Tuyển nổi là một quá trình tách các hạt rắn trong pha lỏng khi khối lượng riêng của các hạt này nhỏ hơn khối lượng riêng của nước. Về nguyên lý, tuyển nổi là quá trình ngược lại của quá trình lắng. Quá trình tuyển nổi thường được tăng cường bằng cách thổi khí vào nước, các hạt lơ lửng sẽ lớn dần lên nhờ bám vào bọt khí và nổi nhanh lên phía trên do tỷ trọng của bọt khí và cặn bám lên đó nhỏ hơn tỷ trọng của nước rất nhiều.

Đã từ lâu người ta thường dùng phương pháp tuyển nổi để tách các chất rắn lơ lửng ra khỏi nước. Trong công nghiệp, tuyển nổi được áp dụng để xử lý các chất khoáng, tái sinh nguyên liệu từ nước rửa, làm sạch nước thải và xử lý bùn. Trong xử lý nước cấp, quá trình tuyển nổi được kết hợp với quá trình keo tụ, tạo bông, đặc biệt là đối với các chất mùn và tảo sau quá trình keo tụ tạo bông, được tách ra khỏi nước bằng tuyển nổi.

3.6.1. Các phương pháp tuyển nổi

Nhờ gradient dòng chảy mạnh, các bọt khí được tạo ra trong hỗn hợp khí, nước và chất rắn. Kích thước các bọt khí vào khoảng 1 mm, chúng có thể làm nổi quặng, than và các chất rắn lơ lửng trong nước.

3.6.1.1. Phương pháp thổi khí vào nước

Phương pháp này tạo ra một hỗn hợp khí nước và chất rắn, người ta làm nổi một số chất nhất định như quặng than và làm trong một khối lượng nhất định trong xử lý nước thải. Hạt khí thổi vào thường có kích thước chừng 1mm.

3.6.1.2. Phương pháp tuyển nổi bằng điện cực

Phương pháp này dựa trên cơ sở sự điện ly của nước tạo thành những dòng khí rất nhỏ. Các điện cực sử dụng đặt ở dưới đáy của thiết bị tuyển nổi. Phương pháp này có ưu điểm là khí sinh ra dưới đáy bình xuất hiện đồng đều và không cần cho vào gradient vận tốc.

3.6.1.3. Phương pháp dùng chân không

Dưới áp suất thường, nước bão hòa không khí, khi thiết bị tuyển nổi được chân không hóa cường bức thì xuất hiện các dòng khí với đường kính nhỏ hơn 0,1 mm và kích thích quá trình tuyển nổi. Nhược điểm của phương pháp này là lượng khí có thể tạo thành bọt rất nhỏ so với các phương pháp khác.

3.6.1.4. Phương pháp giãn áp

Phương pháp sử dụng không khí áp lực 300 kPa đến 650 kPa thổi vào nước đến cân bằng bão hòa. Nhờ sự giãn áp đột ngột của nước, các bọt khí với đường kính nhỏ hơn 0,2 mm xuất hiện. Trong xử lý nước cấp, tuyển nổi bằng phương pháp giãn áp được chia làm ba loại:

a. Phương pháp toàn dòng

Toàn bộ nước thô bão hòa khí cho vào được giãn áp. Nhược điểm của phương pháp này là làm phá vỡ bông keo tụ.

b. Phương pháp một phần của dòng

Một phần nước thô được tăng áp bằng cách thổi khí vào và sau đó

được giãn áp bằng cách trộn đều với một phần nước thô chưa bão hòa khí. Phương pháp này hạn chế được sự phá vỡ bông keo tụ so với phương pháp toàn dòng. Tuy nhiên, phương pháp này không thích hợp để tuyển nổi nước thô đã tạo bông.

c. Phương pháp hồi lưu

Trong phương pháp này, một phần nước trong tạo ra sau quá trình tuyển nổi sẽ được tăng áp bằng cách thổi khí vào và trộn với dòng nước thô. Phương pháp này rất thông dụng do đơn giản và cho kết quả tốt.

3.6.2. Cơ sở của tuyển nổi giãn áp

Lượng không khí cho vào được tính theo định luật Henry - Dalton:

$$C_i = K_{Hi} \cdot p_i$$

trong đó:

C_i - nồng độ của khí i trong nước;

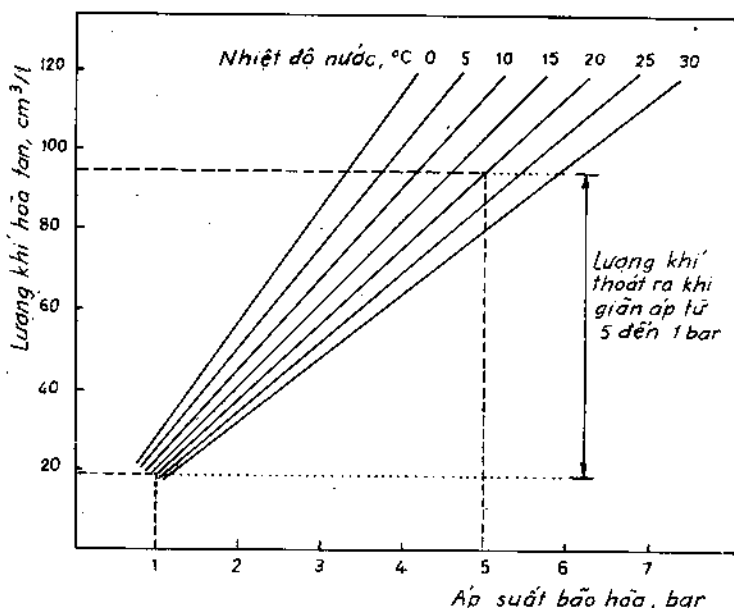
K_{Hi} - hằng số Henry

p_i - áp suất riêng phần của khí i .

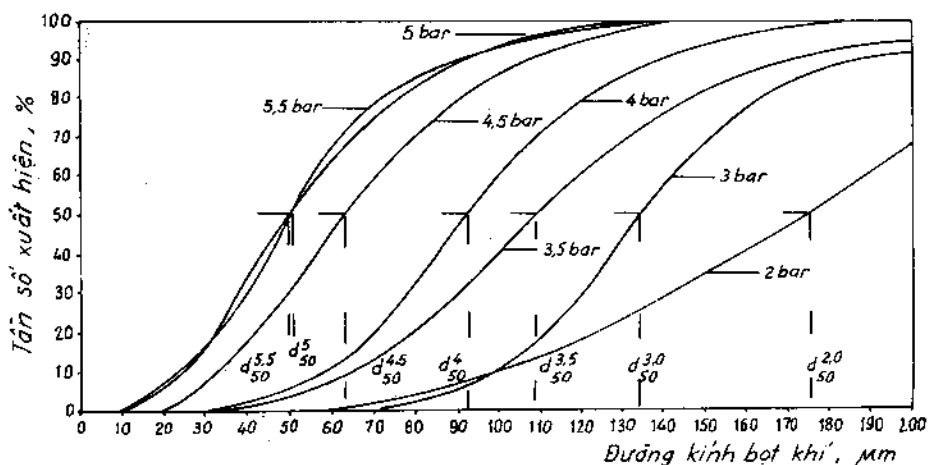
Ở nhiệt độ không đổi, lượng khí hòa tan vào nước tỷ lệ thuận với áp suất riêng phần của khí.

Các giá trị lý thuyết mô tả một trạng thái cân

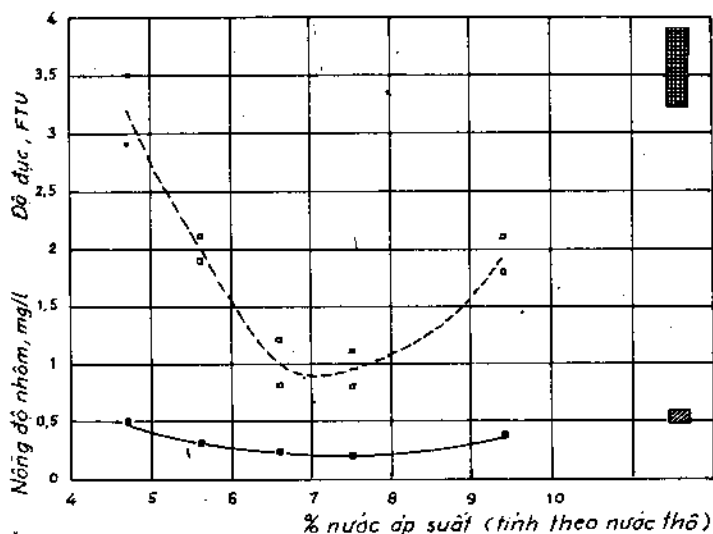
bằng mà trạng thái đó chỉ đạt được bão hòa sau một thời gian lưu dài và thực tế độ bão hòa chỉ đạt tới 90%. Hình 3-24 mô tả trạng thái bão hòa của không khí trong nước phụ thuộc vào áp suất bão hòa và nhiệt độ. Áp



Hình 3-24. Trạng thái bão hòa của không khí trong nước phụ thuộc vào áp suất và nhiệt độ (theo Henry và Dalton)



Hình 3-25. Tần số xuất hiện bột khí đường kính khác nhau phụ thuộc vào áp suất bão hòa khác nhau.



Quá trình tuyển nổi: -- độ đục FTU ; ● nồng độ nhôm, mg/l

Quá trình lắng: ■ độ đục FTU ; ▨ nồng độ nhôm, mg/l

Điều kiện ban đầu: nồng độ nhôm = 4 mg/l ; độ đục = 50 FTU ; pH = 7,0
áp suất bão hòa p = 5,0 bar

Hình 3-26. Ảnh hưởng của lượng nước áp suất đến độ đục và nồng độ nhôm còn lại sau tuyển nổi

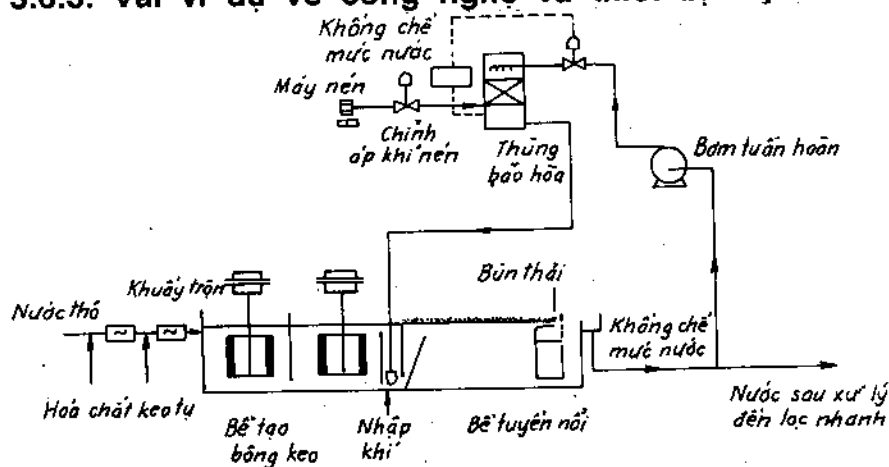
suất bão hòa xác định lượng khí thoát ra khi giảm áp và đồng thời xác định độ lớn của các bọt khí xuất hiện.

Hình 3-25 chỉ ra độ lớn của bọt khí giảm khi áp suất tăng. Khi áp suất lớn hơn 5 bar thì kích thước bọt khí rất nhỏ. Các thông số ảnh hưởng khác là vận tốc của nước cao áp trong dòng lỏng và dạng của bọt khí hình thành khi keo tụ với cặn bẩn trong nước.

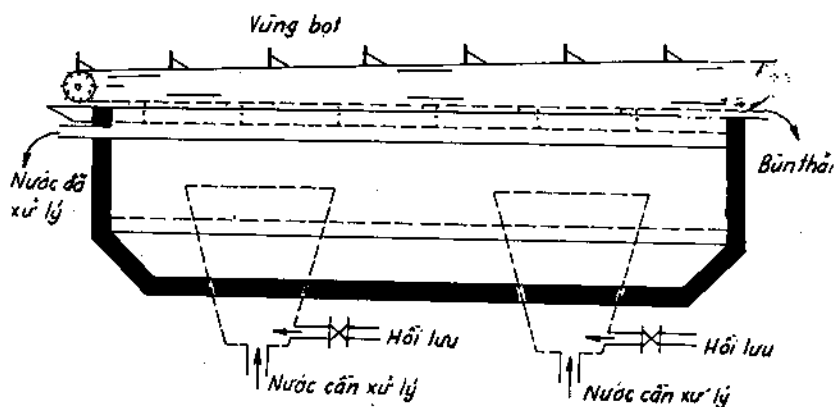
Để quá trình tuyển nổi làm việc có hiệu quả cao, ngoài việc cần tạo ra bọt khí có kích thước đạt yêu cầu thì việc trộn đều hai loại nước (nước áp suất sau khi thổi khí và nước thô không thổi khí) cũng rất quan trọng, khi cho lượng nước áp suất vào thì các bọt khí lớn lên do giãn áp và vì thế quá trình tuyển nổi làm việc tốt hơn. Khi sử dụng lượng nước áp suất quá lớn thì tạo nên hiện tượng xoáy trong bể và phá vỡ các bông keo tụ, hiệu suất quá trình tuyển nổi sẽ giảm đi. Do đó việc xác định lượng nước áp suất tối ưu để trộn vào huyền phù bông keo tụ sao cho quá trình tuyển nổi được tốt nhất cũng rất quan trọng.

Hình 3-26 trình bày ảnh hưởng của lượng nước áp suất pha trong nước thô đến độ đục và nồng độ nhôm còn lại sau khi tuyển nổi trong quá trình tuyển nổi sữa loãng bằng sunfat nhôm, với điều kiện ban đầu như sau: nồng độ nhôm $C_{Al} = 4 \text{ mg/l}$; độ đục = 50 FTU; độ pH = 7,0 và áp suất bão hòa $p = 5,0 \text{ bar}$.

3.6.3. Vài ví dụ về công nghệ và thiết bị tuyển nổi



Hình 3-27. Sơ đồ hệ thống xử lý nước kết hợp keo tụ và tuyển nổi có một phần nước tăng áp đã xử lý cho tuần hoàn trở lại



Hình 3-28. Sơ đồ nguyên lý một bể tuyển nổi

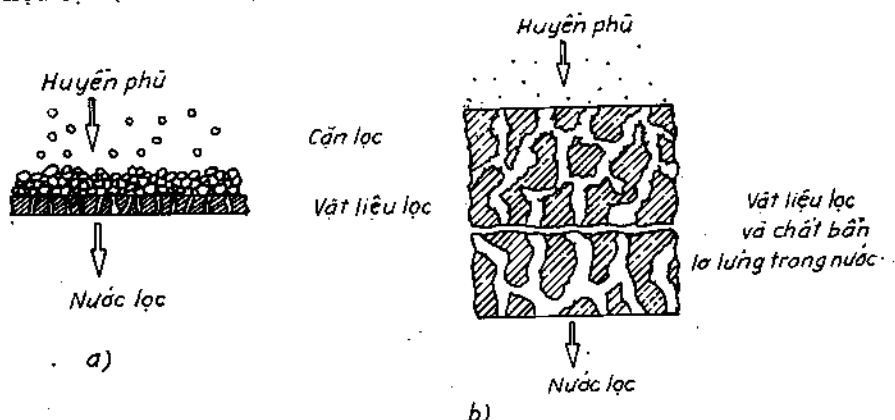
Hình 3-27 trình bày sơ đồ hệ thống keo tụ, tuyển nổi theo phương pháp tăng áp suất một phần nước đã xử lý tuần hoàn trở lại. Hình 3-28 trình bày sơ đồ nguyên lý của một bể tuyển nổi.

QUÁ TRÌNH LỌC

4.1. KHÁI NIỆM CHUNG

Lọc là một quá trình làm sạch nước thông qua lớp vật liệu lọc nhằm tách các hạt cặn lơ lửng, các thể keo tụ và ngay cả vi sinh vật trong nước. Kết quả là sau quá trình lọc, nước sẽ có được chất lượng tốt hơn cả về mặt vật lý, hóa học và sinh học.

Xét theo cấu trúc lớp vật liệu lọc, người ta có thể có lọc bề mặt (lọc tạo bánh) hay lọc sâu (cột lọc). Ở lọc bề mặt, vật liệu lọc là lớp bề mặt có các mao quản nhỏ, phần chất rắn trong nước có kích thước lớn hơn kích thước mao quản sẽ bị giữ lại trên bề mặt vật liệu lọc, chỉ có nước và những phần tử có kích thước nhỏ hơn lỗ mao quản mới có khả năng thông qua (hình 4-1a). Ngược lại, lọc sâu khi lớp vật liệu tạo thành cột lọc, khi lọc, các vật liệu lơ lửng trong nước được giữ lại trong không gian giữa các hạt vật liệu lọc (hình 4-1b).



Hình 4-1. Mô tả về lọc bề mặt và lọc sâu
a. Lọc bề mặt; b. Lọc sâu

Trong thực tế xử lý nước, vật liệu lọc có thể sử dụng ở dạng hạt như cát, sỏi, than, xỉ, thủy tinh... trong đó cát được sử dụng rộng rãi nhất do giá thành rẻ, dễ kiếm và hiệu suất lọc khá cao. Ngoài ra, cũng có thể sử dụng kết hợp cát với các loại vật liệu khác tạo ra những cột lọc nhiều lớp và do vậy hiệu quả lọc được nâng cao.

Trong quá trình lọc, các chất bẩn trong nước được tách ra khỏi nước, tích tụ dần trên bề mặt vật liệu lọc và trong các lỗ mao quản, dần dần gây cản trở cho quá trình lọc, trở lực qua lớp vật liệu lọc tăng lên và năng suất lọc giảm xuống, khi đó phải vệ sinh lớp vật liệu lọc để tái tạo lại khả năng lọc của nó.

Thường trong công nghệ xử lý nước, người ta sử dụng công nghệ lọc sâu. Trong công nghệ lọc sâu, tùy thuộc vào tốc độ lọc và thời gian giữa hai lần hoàn nguyên vật liệu lọc, người ta chia thành lọc nhanh và lọc chậm. Sự khác biệt giữa hai quá trình này được trình bày trong bảng 4-1.

Bảng 4-1. Sự khác biệt giữa quá trình lọc nhanh và lọc chậm

Thông số	Lọc chậm	Lọc nhanh
Bề mặt lọc	100 đến 10000 m ²	Tối đa 100 m ²
Chiều sâu cột nước trên mặt vật liệu lọc	0,8 đến 1,8 m	1 đến 3 m
Chiều cao vật liệu lọc	0,6 đến 1,0 m	0,5 đến 2,5 m
Đường kính hạt	0,1 đến 0,5 mm	0,5 đến 5 mm
Độ đồng đều của hạt	Không quan trọng	Rất quan trọng
Trở lực lọc	1 đến 2,0 m cột nước	đến 3 m H ₂ O
Vận tốc lọc	0,05 đến 0,5 m/h	3 đến 20 m/h
Thời gian lọc	1 đến 12 tháng	10 đến 150 giờ
Làm sạch - rửa lọc	Làm sạch 3 đến 5 cm phần trên vật liệu lọc	Dùng dòng chảy ngược
Tác dụng	- Tách có hiệu quả vi sinh, tạp chất hữu cơ - Giảm DOC - Ôxy hóa amoniac - Tách được các chất gây đục kích thước nhỏ	- Tách các chất gây đục - Có tính hấp phụ khi dùng than hoạt tính - Tách được axit (khi dùng cột lọc CaCO₃) - Ôxy hóa tách được sắt và mangan - Ứng dụng lọc nhanh sinh học NH₄⁺, hữu cơ, C, NO₂⁻, NO₃⁻

4.2. QUÁ TRÌNH LỌC NHANH

4.2.1. Giới thiệu về lọc nhanh

Trong quá trình lọc nhanh, nước cần xử lý đi qua lớp hạt có kích thước trung bình lớn, vận tốc rất cao. Người ta chia bề dày lớp vật liệu lọc thành nhiều lớp mỏng với kích thước hạt khác nhau. Ban đầu đa số cặn bẩn trong nước tiếp xúc với bề mặt vật liệu lọc lớp trên cùng và đều giữ lại ở đó. Theo thời gian, bề dày lớp màng cặn tăng dần, độ bền liên kết của lớp màng cặn với vật liệu lọc giảm đi. Khi lực liên kết giữa lớp màng và vật liệu lọc yếu đi, lớp màng cặn bị phá vỡ, một phần cặn bẩn bị cuốn đi sâu hơn xuống các lớp hạt lọc bên dưới và lại kết bám lên bề mặt hạt tại đó. Cứ như vậy, với mỗi lớp hạt lọc, hiệu quả lọc là kết quả của hai quá trình ngược nhau: quá trình kết bám của lớp cặn mới từ nước lên bề mặt hạt lọc và quá trình tách cặn bẩn từ bề mặt hạt lọc đưa vào nước. Hai quá trình trên diễn ra đồng thời và lan dần theo chiều sâu lớp vật liệu lọc. Đối với quá trình lọc từ trên xuống, người ta sử dụng kích thước các hạt cát tương đối đồng đều, thay đổi từ 0,5 đến 2,0 mm hoặc lớn hơn tùy theo từng trường hợp.

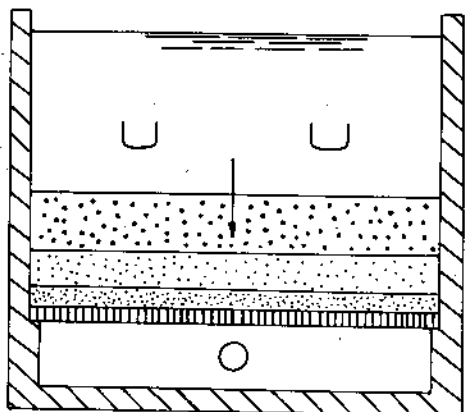
Vận tốc lọc nhanh thông thường là $1,5 \cdot 10^{-3}$ m/s, vận tốc lớn như vậy đã gây ra hiện tượng chống làm tắc vật liệu lọc, vì vậy việc làm sạch hoàn nguyên vật liệu lọc theo chu kỳ là cần thiết. Do vật liệu lọc có kích thước hạt lớn, nên các chất bẩn trong nước được giữ lại lắng sâu trong mao quản vật liệu lọc. Do đó đối với lọc nhanh việc dùng dòng nước ngược chiều để rửa và hoàn nguyên vật liệu lọc là cần thiết. Dòng ngược chiều đó sẽ cọ rửa các hạt, làm xốp lớp hạt và cuốn theo các chất bẩn thành nước thải.

Quá trình lọc nhanh được sử dụng lần đầu tiên vào năm 1895 ở Mỹ do Somerville và New Jerxy thực hiện và năm 1895 ở châu Âu sử dụng cho quá trình xử lý nước cấp cho thành phố Zurich, Thụy Sĩ.

Nước đưa vào lọc có thể đi qua lớp vật liệu lọc từ trên xuống dưới hay từ dưới lên trên. Sử dụng dòng chảy từ trên xuống dưới có ưu điểm là tạo được động lực cho quá trình nhờ chênh lệch áp suất trước và sau khi qua lớp vật liệu lọc nhờ lực trọng trường. Nhược điểm của biện pháp này là khi rửa vật liệu lọc phải sử dụng dòng ngược chiều, các hạt nhỏ được đẩy lên trên và các hạt to được giữ lại ở dưới đáy. Do đó khi làm nước tiếp xúc

với các hạt bé trước để làm tắc mao quản lọc, trở lực lọc tăng nhanh và thời gian cần rửa lọc bị rút ngắn. Để giải quyết vấn đề này, người ta cần dùng vật liệu có kích thước hạt đều nhau, do vậy giá thành cao hơn.

Khi sử dụng dòng chảy từ dưới lên trên, nước bắn tiếp xúc với các hạt lớn của lớp vật liệu lọc trước, do đó lớp vật liệu có khả năng giữ được nhiều chất bẩn, trở lực lọc không tăng được là bao. Ở phần trên của lớp vật liệu lọc, nước sạch tiếp xúc với vật liệu hạt nhỏ mịn nên chất lượng nước lọc tốt hơn. Đó là quá trình lọc từ hạt to đến hạt bé, quá trình như vậy cũng có thể được áp dụng cho dòng chảy từ trên xuống bằng cách dùng nhiều lớp vật liệu lọc có kích thước giảm dần theo chiều dòng chảy. Để tránh hiện tượng đảo ngược của lớp vật liệu lọc do quá trình rửa ngược chiều, người ta dùng khối lượng riêng của hạt lớn dần tỷ lệ nghịch với kích thước hạt. Ví dụ, có thể dùng than antraxit làm lớp trên cùng, cát nặng hơn ở giữa và cát thạch anh có khối lượng riêng lớn nhất ở lớp dưới cùng (hình 4-2). Lớp vật liệu lọc có cấu trúc như sau: than antraxit 0,6 m, đường kính hạt 0,6 mm, $\rho_a/\rho_w = 1,5$; cát 0,4 m, đường kính hạt 0,8 mm, $\rho_a/\rho_w = 2,6$ và cát thạch anh 0,2 m, đường kính hạt 0,5 mm, $\rho_a/\rho_w = 4,2$.



Hình 4-2. Lọc qua lớp vật liệu lọc nhiều lớp.

4.2.1. Vật liệu lọc

Vật liệu lọc dạng hạt thường được sử dụng là cát tự nhiên, cát thạch anh nghiền, đá hoa nghiền, bột sứ nghiền hoặc sứ xốp, antraxit...

Tiêu chuẩn lựa chọn vật liệu lọc tùy theo giá thành, điều kiện khai thác, vận chuyển và phải thỏa mãn các yêu cầu cơ bản sau.

- Bảo đảm thành phần hạt theo yêu cầu phân loại;
- Bảo đảm độ đồng đều về kích thước hạt;

- Có độ bền cơ học cao;
- Độ bền hóa học đảm bảo.

Khi không có số liệu thí nghiệm, để thiết kế bể lọc nhanh, có thể chọn tốc độ lọc tương ứng với chiều dày và thành phần hạt của lớp vật liệu lọc theo bảng 4-2.

Bảng 4-2. Các chỉ tiêu cơ bản về tốc độ lọc và vật liệu lọc cho bể lọc nhanh

	Kích thước hạt lọc, mm			Hệ số không đồng nhất	Chiều dày lớp vật liệu lọc, m.	Tốc độ lọc theo chế độ làm việc, m/h	
	Tối thiểu	Tối đa	Tương đương			Bình thường	Tăng cường
Một lớp cát thạch anh	0,5	0,5	0,7 ÷ 0,8	2,0 ÷ 2,2	0,7	6	7,5
	0,7	1,5	0,9 ÷ 1,0	1,8 ÷ 2,0	12 ÷ 13	8	10
	0,9	1,8	1,1 ÷ 1,2	1,5 ÷ 1,7	18 ÷ 2,0	10	12
Hai lớp: cát thạch anh và antraxit	0,5	1,2	0,8	2	0,4 ÷ 0,5		
	0,8	1,8	1,1	2	0,4 ÷ 0,5	10	12

Thường sử dụng vật liệu lọc nhiều lớp (hai hoặc ba lớp) ở dạng hạt có kích thước và tính chất vật lý khác nhau, nhằm tăng dung tích chứa cặn bẩn trong lớp vật liệu lọc. Để cặn bẩn không bị giữ lại ngay trong lớp trên cùng của tầng lọc, thường người ta xếp kích thước hạt của lớp vật liệu lọc phía trên lớn hơn phía dưới (bề dày của các lớp có thể xem ở bảng 4-3). Lớp vật liệu có kích thước to và thô nằm trên nên phải có khối lượng riêng nhỏ để sau quá trình rửa bã bằng dòng ngược chiều, các lớp không bị đảo ngược hoặc xáo trộn lẫn nhau. Sau khi rửa lọc, các lớp phải được tự sắp xếp lại như ban đầu và phân lớp rõ ràng. Các thông số về cột vật liệu lọc hai và ba lớp có ghi trong bảng 4-3.

Thông thường lớp đệm dưới cùng dùng sỏi với bề dày 0,25 m.

So với bể lọc nhanh một lớp vật liệu lọc, có cùng bề dày lớp vật liệu lọc thì bể lọc hai lớp có mức tăng tổn thất áp lực nhỏ hơn và thời gian lọc hiệu quả lớn hơn với cùng một nguồn nước và cùng vận tốc lọc (hình 4-3).

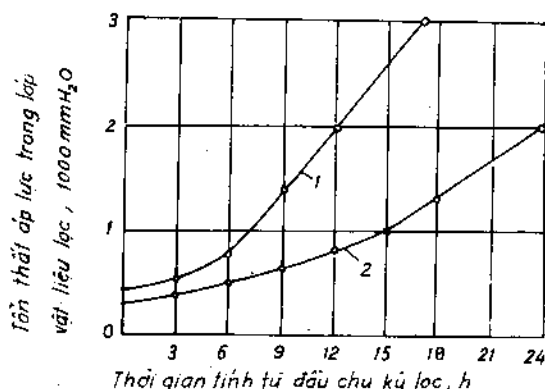
Như vậy bể lọc nhanh hai lớp có thể làm việc với tốc độ lọc lớn hơn (10 đến 12 m/h) và thời gian lọc kéo dài hơn. Cấu tạo và vận hành bể lọc

Bảng 4-3. Cấu tạo của cột vật liệu lọc 2 và 3 lớp

Vật liệu	Chiều cao mỗi lớp, m	Khối lượng riêng, kg/m^3	Độ lớn hạt, mm
Than antraxit	0,5	500 ÷ 700	1,7 ÷ 2,5
Cát	1,2	1000	0,8
Than hoạt tính	0,3 ÷ 0,6	250 ÷ 350	3,0 ÷ 5,0
Than antraxit	0,6 ÷ 1,2	500 ÷ 370	1,5 ÷ 2,5
Cát	0,5 ÷ 0,8	1000	0,6 ÷ 0,8

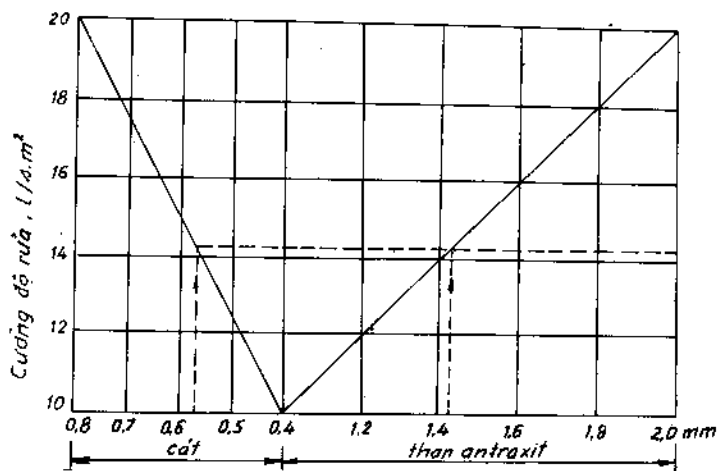
nhiều lớp hoàn toàn như bể lọc một lớp. Bể lọc nhanh hai lớp có khả năng làm việc tốt với nguồn nước có hàm lượng cặn cao hơn 15 mg/l nhưng không quá 50 mg/l. với lọc nhiều lớp

Thành phần của hai lớp vật liệu lọc là yếu tố quyết định đến hiệu quả của bể lọc. Lớp than antraxit có kích thước tối thiểu 0,8 đến 1,0 mm. Hạt lớn nhất có kích thước gấp ba lần hạt nhỏ nhất. Như vậy với mỗi loại cát lọc phải có một kích thước antraxit tương ứng và một cường độ rửa thích hợp. Tương quan giữa hai lớp vật liệu lọc có thể chọn theo đồ thị ở hình 4-4.



Hình 4-3. Quan hệ giữa tổn thất áp lực và thời gian lọc.

a. Lọc một lớp; b. Lọc hai lớp



Hình 4-4. Quan hệ giữa hai vật liệu lọc và cường độ rửa

Vì cặn bẩn có khả năng thâm nhập rất sâu vào trong lớp vật liệu lọc nên chất lượng nước lọc phụ thuộc rất nhiều vào sự ổn định của tốc độ lọc trong bể lọc hai lớp. Do vậy bể lọc hai lớp đòi hỏi phải có một hệ thống điều chỉnh tốc độ lọc tự động hoàn chỉnh và chế độ quản lý vận hành chặt chẽ.

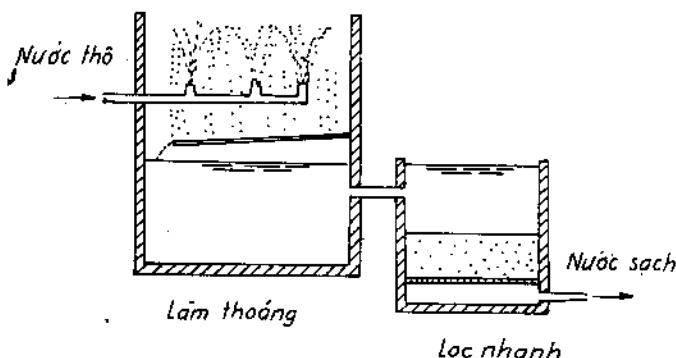
Thành phần hạt của vật liệu lọc có thể xác định bằng cách sàng và phân tích qua một bộ sàng có kích thước lỗ khác nhau theo trình tự từ lớn đến bé (bộ sàng tiêu chuẩn), các cỡ mắt sàng chênh nhau không quá 0,25 mm.

4.2.3. Ứng dụng của quá trình lọc nhanh trong xử lý nước cấp

Trong kỹ thuật xử lý nước cấp, quá trình lọc nhanh có thể được áp dụng trong nhiều trường hợp khác nhau, có thể sử dụng hoàn toàn độc lập, có thể ban đầu xử lý tách bớt các tạp chất lơ lửng trước khi đưa vào quá trình lọc chậm (vật liệu lọc là cát), có thể là quá trình xử lý cuối cùng để tách nốt các chất bẩn còn lưu lại sau quá trình keo tụ và lắng.

Đối với nước ngầm lấy ở độ sâu khá lớn, chất lượng nước thô khá tốt nên quá trình lọc nhanh độc lập được sử dụng phổ biến (hình 4-5).

Các vật liệu lọc thường có kích thước hạt khoảng trên 2 mm và vận tốc lọc tới $1,5 \cdot 10^{-3}$ m/s hoặc cao hơn.

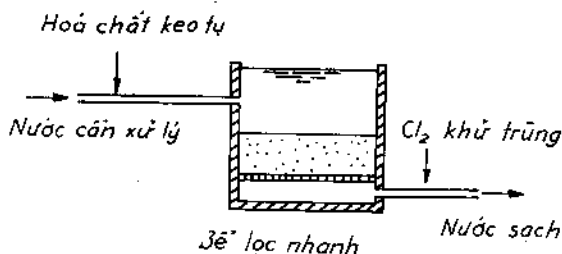


Hình 4-5. Ứng dụng của lọc nhanh trong hệ thống xử lý nước ngầm.

Trường hợp trong nước ngầm có lẫn nước bề mặt, quá trình lọc nhanh độc lập vẫn có thể dùng với kích thước hạt nhỏ hơn và có thêm quá trình khử trùng bằng ôzôn hoặc clo trước hoặc sau khi lọc.

Đối với nước bề mặt khi hàm lượng chất rắn lơ lửng không cao và độ đục thấp, người ta kết hợp các quá trình lọc nhanh, khử trùng với keo tụ tạo bông bằng cách sử dụng phèn nhôm hoặc phèn sắt hoặc một chất keo tụ có trọng lượng phân tử cao (hình 4-6).

Như trên đã nói, quá trình lọc để xử lý nước bề mặt bắt đầu được sử dụng từ năm 1829 ở London. Người ta sử dụng lọc cát chậm để xử lý nước sông Thames. Kết quả thu được chất lượng

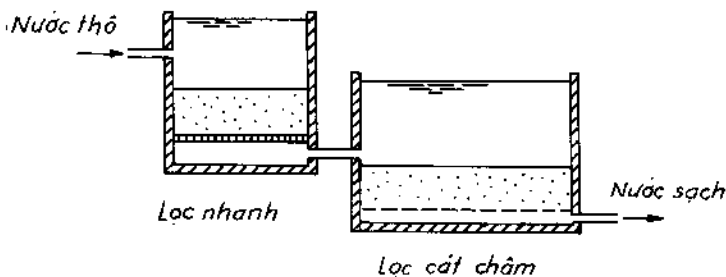


Hình 4-6. Xử lý nước kết hợp khử trùng, keo tụ và lọc nhanh khi nước bề mặt có chất lượng tương đối tốt

nước sau quá trình lọc cát chậm rất tốt, với điều kiện nước nguồn có lượng hạt rắn huyền phù nhỏ hơn 2 đến 10 g/m³ và lượng chất hữu cơ kể cả amoniac không cao như ở điều kiện yếm khí. Khi lượng chất rắn huyền phù cao thì chúng gây tắc cột lọc, làm cho vận tốc lọc chậm đi và chu kỳ lọc ngắn lại. Để ngăn ngừa hiện tượng đó, người ta sử dụng quá trình lọc nhanh trước quá trình lọc chậm để tách bớt các chất rắn lơ lửng trong nước trước khi chuyển đến quá trình lọc cát chậm (hình 4-7).

Chất lượng nước sau khi lọc nhanh chứa lượng chất rắn lơ lửng khoảng 2 đến 5 g/m³ đã đủ điều kiện để đi vào lọc chậm.

Vật liệu lọc nhanh có thể



Hình 4-7. Xử lý nước bề mặt kết hợp quá trình lọc nhanh và lọc chậm.

dùng cỡ hạt đường kính lớn, từ 1,0 đến 2,0 mm. Quá trình này có thể xử lý được nước thô hàm lượng cặn từ 20 đến 50 g/m³ hoặc cao hơn. Ngược lại với lọc chậm, quá trình lọc nhanh không có khả năng tạo ra nước lọc an toàn về mặt vi trùng, do đó trong quá trình xử lý nước sinh hoạt người

ta kết hợp cả quá trình khử trùng ngay trong quá trình lọc.

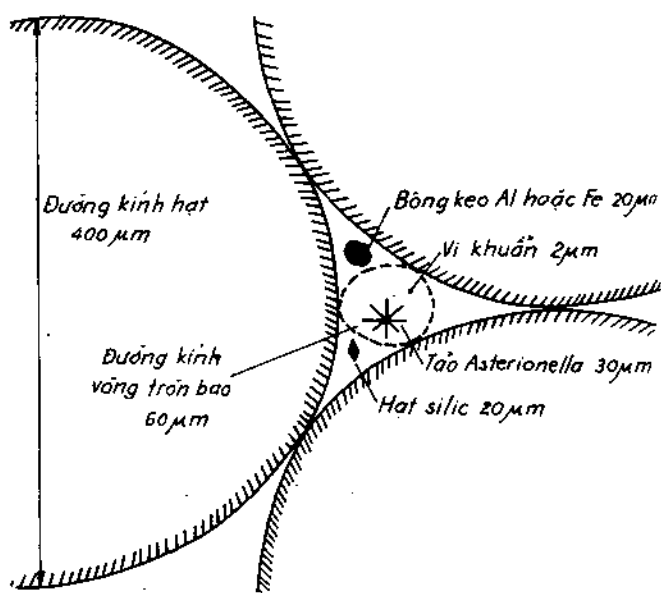
4.2.1. Các cơ chế của quá trình lọc nhanh

Quá trình lọc là sự kết hợp các cơ chế khác nhau để tách pha rắn ra khỏi pha lỏng. Các cơ chế có thể bao gồm: cơ chế sàng, cơ chế lắng, cơ chế hấp phụ, cơ chế hoạt hóa và cơ chế sinh hóa. Sau đây ta sẽ nói đến các cơ chế đó.

4.2.4.1. Cơ chế sàng

Quá trình tách các hạt rắn lơ lửng có kích thước lớn hơn kích thước mao quản của vật liệu lọc được thực hiện bằng cơ chế sàng. Các hạt rắn lơ lửng được giữ lại trên bề mặt vật liệu lọc trong trường hợp này không phụ thuộc vào vận tốc lọc. Nhược điểm của cơ chế này là những hạt có kích thước nhỏ, thậm chí chỉ 0,4 μm và lỗ mao quản nhỏ, đến 60 μm cũng không giữ nổi các hạt keo có kích thước 0,001 đến 0,1 μm và các loại vi sinh có kích thước 1 đến 10 μm . Ngay cả các bông keo của phèn nhôm hoặc sắt có kích thước 20 đến 50 μm cũng vẫn có thể lọt qua lỗ mao quản (hình 4-8). Ngoài ra khi xảy ra hiện tượng bắc cầu giữa các hạt lơ lửng trong lỗ mao quản cũng có thể giữ lại các hạt có kích thước nhỏ.

Quá trình chuyển động của các phần tử lơ lửng trong mao quản vật liệu lọc được thực hiện nhờ gradient vận tốc làm cho các hạt có kích thước nhỏ tiếp xúc và liên kết với nhau tạo thành bông keo to hơn. Các bông này được giữ lại sâu trong các lỗ mao quản, làm cho tiết diện tự do của mao quản nhỏ dần đi và hiệu suất cơ chế



Hình 4-8. Kích thước mao quản và các hạt lơ lửng

sàng sẽ tăng lên theo thời gian.

Trong thực tế, cơ chế sàng chỉ tách được một phần không đáng kể các chất lơ lửng trong nước. Khi nước chứa nhiều phần tử lơ lửng kích thước lớn thì cơ chế sàng đóng vai trò quan trọng. Để tránh hiện tượng tăng trở lực lọc theo thời gian, nên chọn vật liệu lọc có kích thước lớn và thô.

4.2.4.2. Cơ chế lắng

Cơ chế lắng giải thích quá trình tách các phần tử lơ lửng có kích thước nhỏ hơn kích thước lỗ mao quản. Các phần tử lơ lửng lắng trên bề mặt hạt vật liệu lọc theo nguyên lý giống như quá trình lắng trong bể lắng, tuy nhiên khi lắng trong bể lắng, các phần tử lắng xuống đáy bể, còn ở đây chúng lắng trên bề mặt hạt vật liệu lọc. Nếu không gian tự do của mao quản là $p = 1 \text{ m}^3$ và vật liệu lọc là hạt tròn có đường kính d , thì tiết diện bề mặt vật liệu lọc sẽ là:

$$\frac{6}{d} \cdot (1 - p), \text{ m}^2/\text{m}^3$$

Do vậy, nếu độ rỗng là $0,4 \text{ m}^3$ và đường kính hạt là $0,8 \text{ mm}$ thì tiết diện bề mặt vật liệu lọc lên đến $4500 \text{ m}^2/\text{m}^3$ với chiều sâu lớp vật liệu lọc là $1,2 \text{ m}$.

Thậm chí chỉ một phần bề mặt này có tác dụng (không tính đến chỗ các hạt vật liệu lọc tiếp xúc nhau) và chỉ kể đến bề mặt đối diện với hạt lắng thì bề mặt lắng trên 1 m^3 vật liệu lọc cũng có thể đạt đến 300 m^2 .

Hiệu suất của cơ chế lắng là hàm số của tỷ số giữa tải trọng bề mặt và vận tốc lắng s của các hạt rắn lơ lửng.

Đối với chế độ lắng dòng, theo định luật Stokes ta có:

$$s = \frac{1}{18} \cdot \frac{g}{\nu} \cdot \frac{\Delta\rho}{\rho} \cdot d^2$$

trong đó:

d - đường kính hạt lơ lửng trong nước;

ρ và $\rho + \Delta\rho$ - khối lượng riêng của nước và của các phần tử lơ lửng trong nước;

g - gia tốc trọng trường, $g = 9,81 \text{ m/s}^2$;

ν - độ nhớt động học của chất lỏng. Với nước ở 10°C

$\nu = 1,31 \cdot 10^{-6} \text{ m}^2/\text{s}$ ta có $\frac{\Delta\rho}{\rho} \approx 0,1$ cho các hạt lơ lửng có chứa 95% nước hấp phụ, ta có:

$$s = 0,0416 \cdot 10^6 \cdot d^2.$$

Bằng cơ chế này rất khó tách được các phần tử nhỏ, nhẹ trong nước. Mặc dù trong quá trình lọc, keo tụ tạo bông xảy ra, tạo ra các bông to lắng với vận tốc nhanh hơn. Hiện tượng vận tốc lắng của hạt tăng lên theo chiều sâu của vật liệu lọc do gradient vận tốc tạo ra bông keo lớn hơn đã làm cho tiết diện tự do của mao quản bé đi làm cho nước cọ sát mạnh vào lớp cặn và do vậy giảm chất lượng của nước lọc.

4.2.4.3. Cơ chế hấp phụ

Hấp phụ là cơ chế quan trọng nhất trong quá trình lọc nhanh để tách các hạt keo, các phần tử lơ lửng và các tạp chất hòa tan. Lực hấp phụ chỉ có tác dụng khi khoảng cách giữa các hạt lơ lửng trong nước và bề mặt hấp phụ rất nhỏ, do đó cơ chế hấp phụ chỉ có tác dụng khi các cơ chế khác đã đưa các hạt bẩn cần tách trong nước đến tiếp cận với bề mặt vật liệu lọc.

Cơ chế vận chuyển này bao gồm các lực như lực trọng trường, lực quán tính, lực khuếch tán, lực thủy động và lực xoáy. Cơ chế vận chuyển chất lỏng và vận chuyển các hạt rắn trong nước làm cho các hạt bẩn trong nước có đủ động năng đến tiếp xúc với bề mặt vật liệu lọc. Khi đó lực hấp phụ giữa các hạt bẩn trong nước và vật liệu lọc sẽ mạnh hơn lực đẩy và quá trình hấp phụ xảy ra.

Các hạt cát với cấu trúc tinh thể của chúng, ở pH bình thường, thường mang điện tích âm, do đó cát có khả năng hấp phụ các hạt mang điện tích dương ở dạng keo hoặc hạt lơ lửng như tinh thể cacbonat, các bông keo tụ nhôm, mangan, sắt, oxyt nhôm hydrat... những sản phẩm này thường có điện tích bề mặt dương, kể cả các cation sắt, nhôm, mangan... Quá trình hấp phụ các ion dương đã làm giảm điện thế âm của bề mặt vật liệu lọc. Khi có quá nhiều hạt tích điện dương tích tụ lên bề mặt vật liệu lọc sẽ xảy ra hiện tượng quá bão hòa và bề mặt vật liệu lọc trở nên tích điện dương, do đó lại xảy ra quá trình hấp phụ thứ hai, hấp phụ các hạt mang điện tích âm xảy ra. Các hạt keo có nguồn gốc từ động thực vật, các chất bẩn

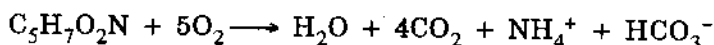
hòa tan, các anion như NO_3^- , PO_4^{3-} ... sẽ được hấp phụ ở giai đoạn này. Quá trình hấp phụ các hạt mang điện tích âm sẽ đạt đến bão hòa và trên bề mặt vật liệu lọc lại xảy ra quá trình hấp phụ các hạt mang điện tích dương. Hiện tượng đảo thế bề mặt vật liệu lọc xảy ra liên tục và điện thế bề mặt sẽ giảm dần theo thời gian lọc. Do đó lực hấp phụ giảm và hiệu suất lọc theo cơ chế này cũng giảm dần theo thời gian.

Trường hợp trong nước chủ yếu chỉ chứa các hạt mang điện tích âm, muốn tách chúng ra khỏi nước thì ngay từ đầu phải tạo ra được điện thế dương trên bề mặt vật liệu lọc, bằng cách phủ một lớp hạt mang điện tích dương hoặc một lớp lỏng các cation polyme trên bề mặt vật liệu lọc.

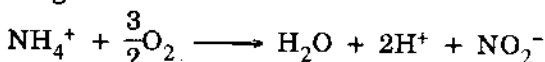
4.2.4.4. Cơ chế hoạt hóa (Chemical Activity)

Cơ chế này biến đổi các chất bất hòa tan trong nước thành các hợp chất đơn giản, vô hại hoặc là làm sao cho chúng tạo thành những hợp chất không tan để có thể tách chúng ra khỏi nước nhờ cơ chế sàng, lắng, hấp phụ.

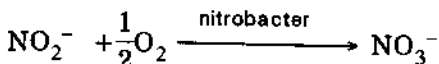
Khi trong nước có oxy hòa tan, các chất hữu cơ có thể bị phân hủy hiếu khí theo phản ứng sau:



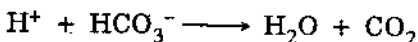
Như vậy phải cần đến 1,4 g O_2 để tạo ra 0,16 g amoniac trên 1 g chất hữu cơ. Dioxýt cacbon tạo ra trong trường hợp này luôn bị hòa tan trong nước. Amoniác được oxy hóa nhờ vi khuẩn vi sinh (nitrosomonas) tạo ra nitrit theo phản ứng sau:



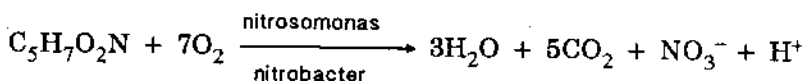
và với nitrobacter tạo thành nitrat:



Ngoài ra cũng còn xảy ra phản ứng:

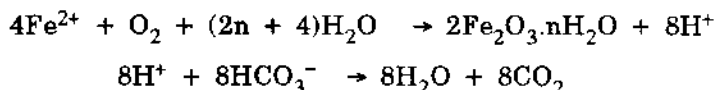


Như vậy có thể nói quá trình oxy hóa các chất hữu cơ tạo ra năng lượng cung cấp cho vi khuẩn tiến hành quá trình trao đổi chất như sau:

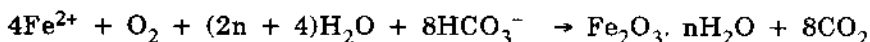


Lượng oxy cần thiết tăng tới 2,0 g cho 1 g chất hữu cơ. Để chuyển hóa hoàn toàn 1 g amoniac có trong nước cần không ít hơn 3,6 g O₂.

Đối với quá trình khử sắt, lượng oxy cần đến ít hơn nhiều. Để chuyển sắt hòa tan thành sắt oxyt hydrat không tan khi có mặt bicarbonat theo phản ứng:

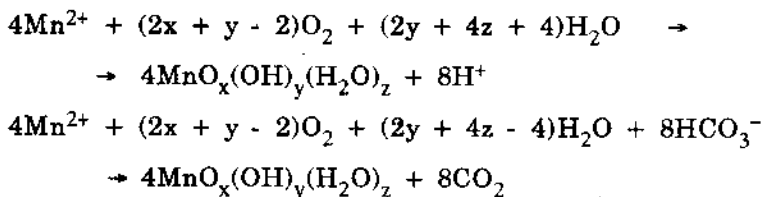


Cộng hai quá trình trên ta có:

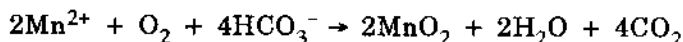


Như vậy chỉ cần đến 0,14 g O₂ để chuyển hóa 1 g sắt.

Quá trình khử mangan xảy ra như sau:



Giá trị của $2x + y$ cao nhất là 4 nên $2x + y - 2$ không bao giờ lớn hơn 2. Lượng oxy cần thiết do vậy là 0,29 g cho 1 g mangan, tương ứng với phản ứng sau:



trong đó các ion Mn^{2+} đã bị khử thành MnO_2 .

Các phản ứng hóa học và hóa sinh nói trên chỉ xảy ra trên bề mặt các hạt vật liệu lọc, nơi ở đó có mặt chất xúc tác hoặc vi khuẩn cần thiết cho quá trình chuyển hóa.

4.2.4.5. Cơ chế sinh học (Biological Activity)

Cơ chế cuối cùng trong quá trình lọc nhanh là cơ chế hoạt động của các chất hữu cơ vi sinh có mặt trên và trong bề mặt vật liệu lọc. Với mục đích khử sắt, mangan và các chất hữu cơ trong nước, người ta cấy các vi khuẩn lên lớp bề mặt vật liệu lọc để chúng trở thành tác nhân cho quá trình khử các chất hữu cơ và vô cơ trong nước. Các chất hữu cơ và vô cơ trong nước một phần trở thành thức ăn cho vi khuẩn, cung cấp năng lượng cho chúng hoạt động và một phần chuyển hóa vào tế bào để cho chúng

phát triển. Trong quá trình chuyển hóa các chất nói trên, nhờ vi khuẩn các chất hữu cơ phân hủy dần, ví dụ amoniac chuyển hóa thành nitrit rồi sau đó thành nitrat; các chất khác chuyển hóa thành các chất vô cơ vô hại như nước, CO_2 , nitrat, photphat... Sản phẩm của quá trình đi theo nước lọc cùng với một phần các vi khuẩn bị phân hủy, có phần được khoáng hóa.

Quá trình lọc nhanh không đảm bảo chất lượng nước về mặt vi trùng học, bởi lẽ lượng vi trùng E.coli chỉ có thể giảm đi được 20%, do đó cùng với quá trình lọc nhanh người ta kết hợp quá trình keo tụ trước khi lọc, sau đó là quá trình lọc chậm và quá trình khử trùng để đảm bảo có được chất lượng nước an toàn về mặt vệ sinh.

4.2.5. Quá trình rửa hoàn nguyên vật liệu lọc của các bể lọc nhanh

Cùng với thời gian, lớp cặn bẩn bám trên bề mặt hạt vật liệu lọc tăng dần, khả năng lọc giảm đi, tổn thất áp lực qua lớp bề mặt vật liệu lọc tăng lên. Khi tổn thất áp lực tăng đến giá trị giới hạn, thường 1,5 đến 3,0 m thì phải tiến hành rửa lớp vật liệu lọc, loại bỏ hết cặn bẩn để phục hồi lại năng lực của lớp vật liệu lọc.

Bằng cách đo chênh lệch áp suất trước và sau bể lọc người ta có thể xác định được tổn thất áp suất lọc và do đó tính được thời điểm cần rửa lọc.

Hiệu quả lọc, chu kỳ lọc và tuổi thọ của lớp vật liệu lọc phụ thuộc rất nhiều vào kết quả của công việc rửa lọc. Nếu rửa lọc không sạch cặn bẩn, chúng sẽ tích tụ lại và dần dần rút ngắn chu kỳ rửa lọc, thậm chí có thể phải thay vật liệu lọc mới. Do đó việc tìm ra điều kiện tối ưu cho công việc rửa lọc là hết sức quan trọng trong thiết kế cấu tạo thiết bị và các chi tiết của bể lọc.

Thông thường, người ta dùng dòng nước, dòng khí hoặc kết hợp dòng khí - dòng nước đi ngược chiều với chiều lọc để rửa lớp vật liệu lọc. Rửa lọc bằng dòng khí có ưu điểm là tạo ra được dòng xoáy lớn trong cột lọc và làm sạch nhanh được vật liệu lọc. Tuy nhiên, người ta chỉ dùng khí để làm sạch ở giai đoạn đầu với mục đích tách các chất cặn bám dính ra khỏi bề mặt vật liệu lọc, sau đó dùng dòng kết hợp khí - nước để rửa, cuối cùng dùng nước sạch với mục đích tách cặn bẩn còn lại và khử khí còn tồn tại

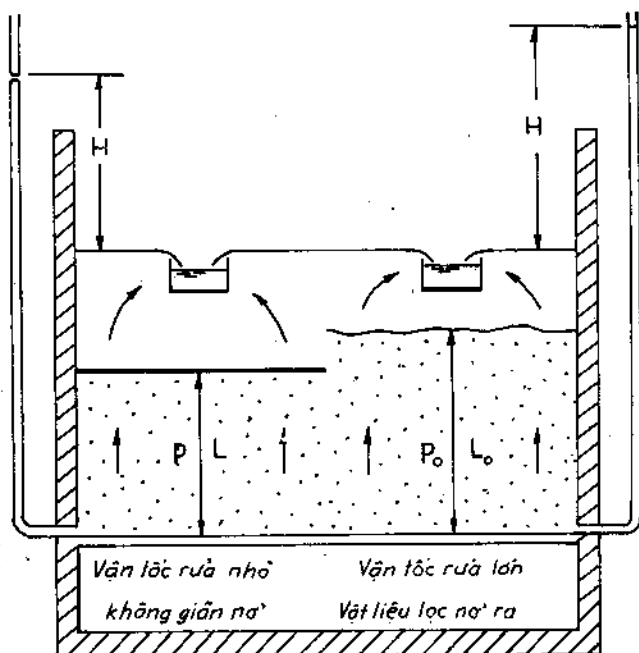
trong cột lọc.

Trong quá trình rửa, thể tích vật liệu lọc tăng lên một khoảng từ 10 đến 30% thể tích ban đầu do sự giãn nở không gian giữa các hạt vật liệu lọc (hình 4-9). Độ giãn nở tùy thuộc vào kích thước hạt vật liệu lọc, tính chất vật liệu lọc, tốc độ rửa lọc và cặn bẩn bám trên vật liệu lọc.

Tính toán kết cấu hệ thống rửa lọc đòi hỏi phải xác định được cường độ rửa lọc, độ giãn nở của lớp vật liệu lọc, cấu tạo hệ thống thu, phân phối nước rửa lọc và quá trình rửa lọc.

Hiệu quả làm sạch của quá trình rửa lọc phụ thuộc vào cường độ nước rửa (lưu lượng nước rửa trên một đơn vị diện tích bề mặt lớp lọc).

Cặn bẩn bám trên bề mặt hạt cát thường tạo thành lớp vỏ khá bền vững, bằng lực lõi cuốn bình thường khó có thể phá vỡ được lớp vỏ bọc đó. Do vậy cường độ rửa lọc phải đủ lớn để tạo ra được sự xáo trộn trong lớp vật liệu lọc làm cho các hạt va đập cọ xát vào nhau và tự phá vỡ lớp vỏ bọc. Để tạo ra được sự xáo trộn phải có lực đẩy của dòng nước đủ thắng lực ỳ của hạt cặn do lực ma sát và trọng lực giữa các hạt tạo nên. Cặn bẩn khi rửa sẽ bị dòng nước rửa cuốn đi do có trọng lượng riêng nhỏ hơn trọng lượng riêng của các hạt vật liệu lọc có kích thước nhỏ, do đó việc xác định cường độ rửa khi rửa lọc cho từng loại vật liệu là rất quan trọng.



Hình 4-9. Sự giãn nở lớp vật liệu lọc khi rửa lọc.

Ở trạng thái tĩnh một hạt đơn lẻ nổi được khi tổng lực tác dụng lên hạt bằng không, nghĩa là:

$$F_w = F_M - F_A = V_K(\rho_K - \rho_F) \cdot g$$

trong đó:

F_w - tổng lực tác động lên hạt;

F_M - lực trọng trường của hạt;

F_A - lực đẩy của nước tác động vào hạt;

V_K - thể tích hạt;

ρ_K, ρ_F - khối lượng riêng của hạt và của chất lỏng;

g - gia tốc trọng trường, $g = 9,81 \text{ m/s}^2$.

Nếu tính cho toàn bộ các hạt có trong chất lỏng, ta có:

$$F_t = F_{Mt} - F_{At} = V_{Kt}(\rho_K - \rho_F) \cdot g$$

F_t - tổng lực tác động lên các hạt;

V_{Kt} - thể tích của tất cả các hạt.

Trở lực tác động lên tất cả các hạt được tính theo công thức:

$$F_t = \Delta P \cdot A_F$$

ΔP - chênh lệch áp suất;

A_F - bề mặt vật liệu lọc.

Thể tích lớp vật liệu lọc có thể biểu diễn theo thể tích cột lọc thông qua độ rỗng của hạt:

$$V_{Kt} = V_F(1 - \varepsilon)$$

$$\text{do đó:} \quad \varepsilon = \frac{V_F - V_{Kt}}{V_F}$$

trong đó:

ε - độ rỗng của vật liệu;

V_F - thể tích của cột lọc.

Biến đổi các biểu thức trên ta thu được:

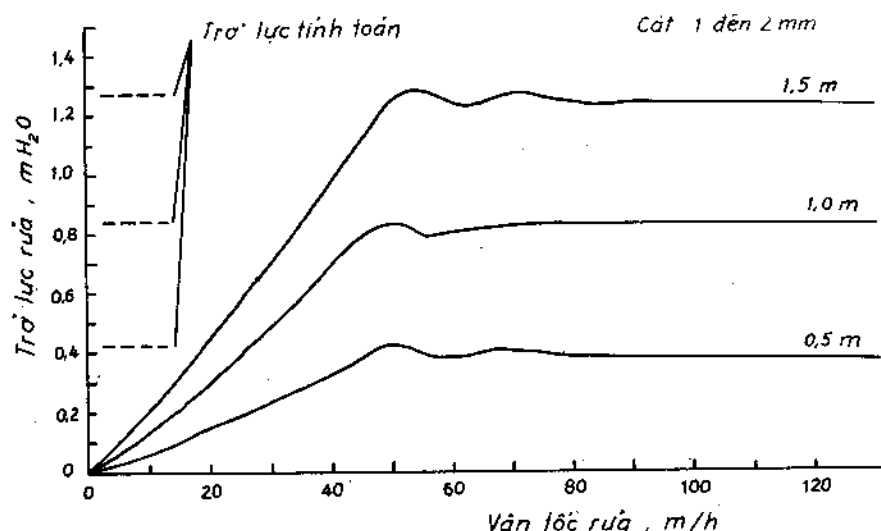
$$\Delta P = \frac{V_F}{A_F} (1 - \varepsilon)(\rho_K - \rho_F)g = h_F(1 - \varepsilon)(\rho_K - \rho_F)g$$

trong đó $h_F = \frac{V_F}{A_F}$ là chiều cao của cột lọc

Vận tốc rửa cũng có thể tính tương tự như vận tốc lắng nhưng chỉ có thể tính cho cả cột lọc và không tính theo phương trình cho từng hạt riêng rẽ.

Trong quá trình lọc, các hạt vật liệu lọc đóng dính vào nhau, do đó thời gian đầu của quá trình rửa hoàn nguyên vật liệu lọc bằng dòng ngược chiều, cần sự chênh lệch áp suất cao để phá vỡ sự kết bám của vật liệu lọc.

Quan hệ giữa trở lực và vận tốc rửa của quá trình hoàn nguyên vật liệu lọc được trình bày ở hình 4-10.



Hình 4-10. Quan hệ giữa trở lực và vận tốc rửa của quá trình hoàn nguyên vật liệu lọc.

Khi rửa lọc bằng khí và nước kết hợp, sẽ giảm được lượng nước rửa lọc. Quy trình rửa có thể theo hai giai đoạn: sục khí và rửa nước hoặc ba giai đoạn: sục khí, sục khí - nước kết hợp và rửa nước.

Trên cơ sở nghiên cứu lý thuyết kết hợp với kinh nghiệm thực tế, người ta đã xác định được mức độ giãn nở, cường độ rửa lọc và thời gian rửa cần thiết tương ứng với các loại vật liệu lọc như ở bảng 4-4.

Bảng 4-4. Cường độ rửa lọc và thời gian rửa lọc

Bể lọc một lớp cát thạch anh với đường kính tương đương, mm	Độ giãn nở tương đối %	Quy trình rửa lọc bằng	Cường độ rửa lọc, l/s.m ²	Thời gian rửa, phút
0,7 - 0,8	45	Nước	14 - 16	7 - 5
0,9 - 1,0	30	Nước	16 - 18	7 - 5
1,1 - 1,2	20	Nước	18 - 20	7 - 5
0,7 - 0,8 0,9 - 1,0 1,1 - 1,2	20	Gió	15 - 20	6 -
		Nước	8 - 11	7 - 5
		Gió	15 - 20	6 - 5
	20	Nước	9 - 12	7 - 5
	15	Gió	15 - 20	6 - 5
		Nước	10 - 13	7 - 5
0,7 - 0,8 0,9 - 1,0	20	Gió	15 - 20	3 - 2
		Gió	15 - 20	
		Nước	2 - 3	4 - 3
		Nước	5 - 6	6 - 5
Bể lọc hai lớp	50	Nước	15 - 16	8 - 6

4.3. BỂ LỌC CHẬM

4.3.1. Giới thiệu

Lọc chậm thường được áp dụng cho xử lý nước uống, đôi khi được áp dụng cho xử lý nước cấp. Năm 1829, tác giả James Simpson đã thiết kế thiết bị lọc chậm đầu tiên cho nhà máy cấp nước Chelsea ở London. Trong thiết bị này, nước xử lý đi qua một lớp cát mịn với vận tốc nhỏ ($0,03 \cdot 10^{-3}$ đến $0,15 \cdot 10^{-3}$ m/s), vận tốc này nhỏ đến nỗi một chu kỳ lọc kéo dài từ vài tuần đến vài tháng hoặc lâu hơn, sau đó mới cần phải rửa vật liệu lọc. Vật liệu lọc có kích thước hạt từ 0,15 đến 0,35 mm, có khả năng giữ được trên bề mặt vật liệu lọc các hạt keo và các chất lơ lửng trong nước.

Vật liệu lọc có thể được hoàn nguyên bằng cách cào lớp cặn tích tụ ở trên và cào lớp cát bẩn trên bề mặt đi một lớp dày từ 1 đến vài centimet.

Theo nguyên lý lọc chậm, bể lọc có ưu điểm là hiệu quả làm sạch nước cao, loại trừ được đến 95 - 99% cặn bẩn và vi khuẩn có trong nước, lọc

được nước tự nhiên không cần xử lý hóa chất, không đòi hỏi thiết bị phức tạp, quản lý vận hành đơn giản, tách tốt các chất vi sinh hữu cơ, giảm được cacbon hữu cơ hòa tan, ôxy hóa được amoniac, tách được các hạt bẩn kích thước rất nhỏ.

Nhược điểm của phương pháp lọc chậm là diện tích lọc lớn, khối lượng xây dựng lớn, khó khăn trong việc cơ giới hóa và tự động hóa quá trình rửa lọc. Do vậy lọc chậm ít được áp dụng cho các nhà máy có công suất lớn. Lọc chậm do tốc độ quá thấp nên thường không kinh tế. Để khắc phục nhược điểm đó người ta phải sử dụng quá trình lọc nhanh.

Bể lọc chậm có hiệu quả rất cao trong việc khử cặn lơ lửng và làm trong nước vì vật liệu lọc là cát có kích thước nhỏ, mịn. Đối với các nguồn nước có độ đục cao thì nhược điểm là thời gian giữa hai lần rửa lọc bị rút ngắn và chóng dẫn đến tình trạng tắc bể. Hiệu suất làm việc của bể lọc chậm chỉ tối ưu khi hàm lượng cặn lơ lửng nhỏ hơn 10 g/m^3 . Nếu nước thô có hàm lượng cặn lớn hơn 10 g/m^3 thì trước khi đưa vào bể lọc chậm, người ta phải xử lý sơ bộ bằng quá trình lắng keo tụ và lọc nhanh.

Bể lọc chậm có thể làm việc tốt với nguồn nước tự nhiên có độ đục tính theo hàm lượng cặn từ 20 mg/l đến 50 mg/l . Khi nước có hàm lượng cặn cao hơn cần có biện pháp lắng sơ bộ trước khi cho vào bể lọc. Nếu nguồn nước bị nhiễm bẩn rong rêu, cần có biện pháp phòng ngừa sự phát triển của rong tảo trong bể lọc bằng cách làm mái che hoặc xử lý bằng hóa chất. Nếu lấy nước trực tiếp từ sông, hồ cần có lưới chắn cho cá và các loài thủy sinh khác không xâm nhập vào bể. Khi tổn thất áp lực trong bể lọc đạt đến trị số giới hạn 1 đến 2 m thì ngừng vận hành bể lọc. Bể lọc chậm có thể được rửa bằng phương pháp thủ công hoặc thủy lực với mục đích làm sạch màng lọc và lớp cát trên bề mặt. Bằng phương pháp thủ công người ta dùng xẻng xúc một lớp cát dày 2 đến 3 cm bề mặt vật liệu lọc đem rửa đi. Sau khoảng 10 đến 15 lần rửa, chiều dày lớp cát lọc còn lại khoảng 0,6 đến 0,7 m thì xúc toàn bộ số cát đó đi rửa và thay cát sạch vào theo chiều dày thiết kế.

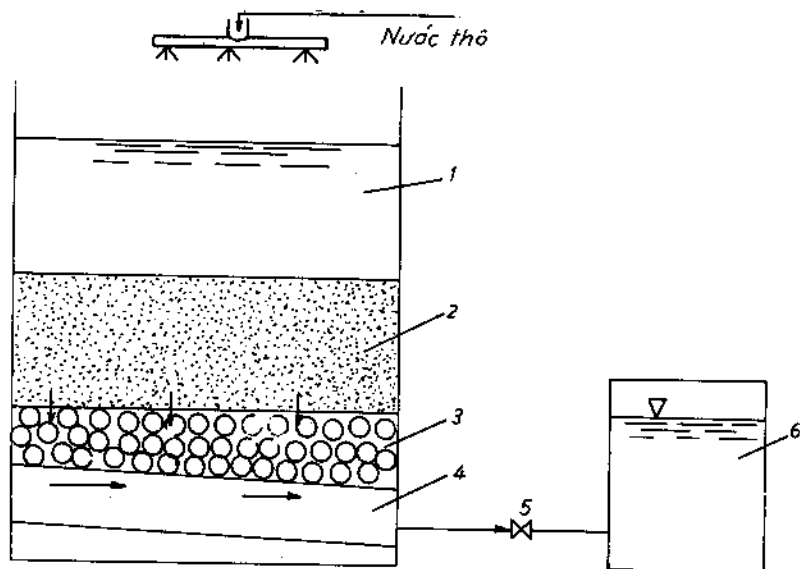
Nếu rửa bằng phương pháp thủy lực, người ta thiết kế thêm mương phân phối và thu nước rửa, mép mương cao hơn mặt cát 5 đến 10 cm. Cho nước sạch vào, dùng cào xới lớp cát trên mặt theo hướng dòng chảy cho đến khi nước rửa hết đục.

4.3.2. Cấu tạo bể lọc chậm

Người ta thiết kế đáy bể lọc chậm bằng gạch xếp nghiêng trên đó xếp lớp nằm ngang gối lên các hàng gạch nghiêng để tạo ra các ống thu và dẫn nước bên dưới. Trên mặt đồ lớp sỏi đỡ lớp cát lọc. Đối với các bể lọc có kích thước lớn có thể dùng các tấm bê tông đục lỗ lớn hoặc bê tông xếp đặt trên hệ thống cột và dầm bê tông.

Đáy bể thiết kế có độ dốc về máng thu nước chính. Nếu bể quá rộng có thể có nhiều máng thu và tập trung nước. Đáy bể phải có lớp chống thấm bảo vệ.

Để giữ cát không lọt qua khe hoặc lỗ của sân thu xuống các mương dẫn nước bên dưới, cần rải lớp sỏi đỡ cát lọc. Tùy theo độ chênh lệch của cát và khe hoặc lỗ thu ở sân, lớp sỏi đỡ được dài thành lớp mỏng có kích thước lớn dần từ trên xuống: lớp trên cùng giáp lớp cát lọc có kích thước giới hạn lớn hơn 4 lần kích thước hạt cát. Ví dụ cát lọc có kích thước hạt 0,15 đến 0,5 mm thì lớp sỏi đầu tiên phải có cỡ hạt 0,6 đến 2,0 mm. Kích thước của các lớp tiếp theo lấy hệ số lớn hơn 4 lần. Lớp sỏi cuối cùng phải



Hình 4-11. Cấu trúc bể lọc cát chậm

1. Lớp nước thô cần lọc;
2. Lớp cát;
3. Lớp sỏi đỡ;
4. Máng thu nước lọc;
5. Van điều chỉnh tốc độ lọc;
6. Bể chứa nước sạch.

có kích thước nhỏ nhất bằng 2 lần kích thước khe hoặc lỗ thu nước của sàn đáy. Hình 4-11 mô tả cấu trúc bể lọc chậm.

Bề dày mỗi lớp hạt để đạt mục đích lớp trên không lọt qua lớp dưới chỉ cần bằng ba lần kích thước sỏi lớn nhất của lớp. Tuy nhiên, do các hạt cát bé khó thực hiện được việc rải đồng đều như vậy nên thường cho bề dày bằng 50 mm, các lớp sỏi lớn 80 đến 120 mm. Như vậy tổng chiều dày lớp sỏi đỡ thường là 0,4 đến 0,55 m. Trước khi đưa vào bể, sỏi cát phải được rửa sạch, càng rải đều các lớp càng tốt và các hạt sỏi, cát càng có kích thước hạt đồng đều càng có hiệu quả cao.

Lớp cát lọc thường dùng loại cát thạch anh có cỡ hạt từ 0,15 đến 0,7 mm, đường kính hiệu quả tương đương 0,2 đến 0,35 mm. Cát phải được làm sạch khỏi các chất bẩn, tạp chất hữu cơ. Bề dày lớp cát lấy từ 0,6 đến 1,0 m. Trường hợp nước có mùi vị cần phải khử qua bể lọc chậm, có thể rải thêm một lớp than hoạt tính dày 0,1 m nằm ở khoảng giữa lớp cát lọc.

Lớp nước cần lọc thường duy trì từ 0,6 đến 1,8 m trên bề mặt cát. Tường bể có thể xây bằng gạch đá hoặc đổ bê tông cốt thép.

Bể lọc chậm có thể chia thành nhiều ngăn để luân phiên rửa cặn. Nếu rửa cặn bằng phương pháp thủ công thì tổng số ngăn làm việc phải có diện tích đảm bảo công suất thiết kế. Nếu diện tích mỗi ngăn là F_1 thì số ngăn sẽ là:

$$n = \frac{F}{F_1} + 1$$

và không được nhỏ hơn 2 ngăn. Nếu diện tích mỗi ngăn càng lớn thì giá trị xây dựng cho 1 m² mặt cát lọc càng nhỏ nhưng thời gian rửa lọc lâu hơn và chi phí vận hành sẽ tăng lên.

4.3.3. Nguyên lý làm việc của bể lọc chậm

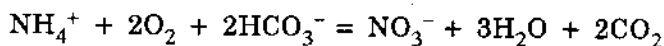
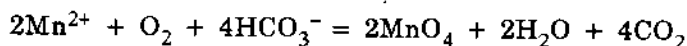
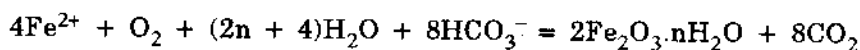
Trước khi cho bể vào vận hành phải đưa nước vào bể qua ống thu nước dâng dần lên để đuổi hết không khí ra khỏi lớp cát lọc. Khi mức nước dâng lên trên mặt cát lọc từ 20 đến 30 cm thì ngừng cấp nước, mở van cho nước nguồn vào bể đến độ cao thiết kế. Mở van điều chỉnh tốc độ lọc và điều chỉnh cho bể lọc làm việc đúng tốc độ tính toán. Trong quá trình làm việc,

tổn thất áp lực qua bể lọc tăng dần lên, khi tổn thất áp lực đạt đến trị số giới hạn khoảng 1 đến 2 m (tùy theo loại bể) thì ngừng vận hành để rửa lọc theo phương pháp trên.

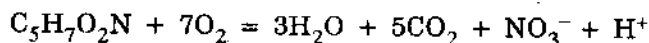
Thời gian lọc hiệu quả của bể lọc chậm là thời gian tương ứng với tổn thất áp lực trong cột lọc đạt đến giá trị tối đa cho phép và chất lượng nước lọc đạt yêu cầu tính theo hàm lượng cặn tối mức cho phép.

4.3.4. Cơ chế của quá trình lọc chậm

Cũng như mọi quá trình lọc, hiệu suất khử tạp chất của bể lọc chậm được tổng hợp từ các cơ chế làm sạch khác nhau như cơ chế sàng (cơ chế cơ học), cơ chế lắng, cơ chế hấp phụ và cơ chế hoạt hóa. Ví dụ Fe^{2+} , Mn^{2+} chuyển thành sắt, mangan không hòa tan và các amôn chuyển thành nitrat:



Một phần các chất hữu cơ bị oxy hóa tạo ra năng lượng cung cấp cho vi khuẩn trong quá trình trao đổi chất:



còn một phần chuyển hóa thành tế bào vi khuẩn trong quá trình sinh sản và phát triển của chúng.

Nồng độ các chất hữu cơ trong nước có hạn nên lượng vi khuẩn tồn tại trong bể lọc không lớn. Cuối cùng các chất hữu cơ chứa trong nước đưa vào bể lọc sẽ dần dần phân hủy thành các chất vô cơ như H_2O , CO_2 , NO_3^- , SO_4^{2-} , PO_4^{3-} , ... và được đưa ra ngoài cùng với nước lọc.

Bề dày tối thiểu của lớp cát lọc để phân hủy hoàn toàn các chất hữu cơ là 0,7 m cộng với 0,3 đến 0,5 m dự trữ để có thể tiếp hành rửa bể lọc nhiều lần trước khi thay cát mới hoặc bổ sung thêm vào bể.

Lượng oxy cần thiết để khử 1 g Fe^{2+} là 0,14 g, để khử 1 g Mn^{2+} là 0,29 g, để khử 1 g NH_4^+ là 3,6 g và khử 1 g chất hữu cơ là 2,0 g.

Bể lọc chậm có ưu điểm cơ bản là khử được các vi sinh vật kể cả vi trùng E.coli và các vi trùng gây bệnh khác. Các vi sinh vật và vi khuẩn kết dính lên bề mặt hạt vật liệu lọc nhờ các cơ chế đã trình bày ở trên.

Khi nước có hàm lượng chất dinh dưỡng cao, các vi khuẩn, vi sinh đã oxy hóa các chất hữu cơ làm thức ăn cho chúng thành các chất vô cơ đơn giản. Do đó mặt trên của vật liệu lọc xuất hiện các sinh vật ăn vi khuẩn và phần dưới lớp vật liệu lọc, nhờ quá trình sinh hóa, nồng độ các chất hữu cơ giảm đi, các vi khuẩn thiếu thức ăn bị tiêu diệt dần và chất lượng nước lọc được đảm bảo.

4.3.5. Ảnh hưởng của rong tảo lên quá trình lọc

Do thời gian giữa hai lần rửa lọc rất dài nên dễ tạo điều kiện cho rong tảo phát triển trong lớp nước bảo vệ trên bề mặt lọc, ảnh hưởng và làm dao động hàm lượng oxy trong nước trước và sau quá trình lọc. Vào ban đêm có thể dẫn đến tình trạng thiếu oxy hòa tan trong nước và thậm chí dẫn đến bằng 0, làm cho nước sau xử lý vẫn còn chứa NH_4^+ , Fe^{2+} , Mn^{2+} và các chất gây mùi vị khó chịu.

Trong điều kiện khí hậu nhiệt đới, tảo phát triển mạnh dễ phủ kín bề mặt lọc, cản trở quá trình lọc và rút ngắn thời gian giữa hai lần rửa lọc do trở lực bể lọc tăng nhanh. Để tránh hiện tượng đó, người ta thường làm mái che cho bể lọc chậm với mục đích hạn chế sự phát triển của tảo trong bể lọc và hạn chế sự ô nhiễm từ không khí và môi trường xung quanh.

Ở những vùng lạnh, mái che còn có tác dụng tránh hiện tượng đóng băng vào mùa đông.

Trong nước thô, sự có mặt của tảo cũng có ảnh hưởng tốt là tảo sử dụng các chất hữu cơ có trong nước để phát triển. Do đó một số chất hữu cơ bền, khó xử lý chứa trong nước thô được chuyển thành tế bào tảo để phân hủy. Ngoài ra theo các tài liệu nghiên cứu khác, tảo còn sinh ra một số độc tố trong nước làm tăng khả năng diệt vi khuẩn.

4.3.6. Tổng tổn thất áp lực trong bể lọc chậm

Trong quá trình lọc, cặn bẩn trong nước thô được tích lũy ở lớp mỏng trên cùng của lớp vật liệu lọc, tạo thành lớp màng làm giảm khe rỗng giữa các hạt vật liệu lọc. Do đó quá trình lọc bị cản trở khi tổn thất áp lực tăng lên. Mức độ tổn thất áp lực càng tăng khi hàm lượng cặn trong nước thô càng lớn, vận tốc lọc cao và kích thước hạt vật liệu lọc quá nhỏ.

Tổn thất áp lực trong các lớp cát không thể tính toán được mà chỉ có

thể xác định bằng thực nghiệm.

Ở giai đoạn đầu của chu kỳ lọc, tổn thất áp lực tăng chậm, sau đó tăng rất nhanh ở cuối chu kỳ lọc. Cặn lơ lửng trong nước thô chỉ có thể thâm nhập vào một chiều sâu nhỏ của bể lọc chậm, do đó tổn thất áp lực chỉ tăng lên ở chiều sâu nhỏ trên mặt lớp cát lọc. Các quá trình sinh hóa xảy ra trong lòng lớp vật liệu lọc không ảnh hưởng tới tổn thất áp lực.

Áp lực của nước, nếu không có tổn thất, trong bể lọc sẽ tăng theo chiều sâu của bể. Nhưng tổn thất áp lực trong quá trình lọc sẽ làm giảm áp lực này và quá trình diễn ra như sau:

Bắt đầu chu kỳ lọc, tổn thất áp lực tăng theo chiều sâu và có giá trị cực đại ở H_0 dưới đáy. Sau một thời gian lọc, cặn được tích lũy thì tổn thất áp lực lại tăng lên và làm giảm áp lực còn lại của nước. Nhưng sự tăng tổn thất áp lực này sẽ không đổi tại thời điểm t nào đó trong toàn bộ chiều sâu của lớp vật liệu H_L . Do đó, ngay trên bề mặt lớp vật liệu lọc (cách vài milimet từ bề mặt) sẽ có áp lực nước thấp nhất. Khi quá trình lọc thực hiện được một thời gian dài, áp lực phần trên lớp vật liệu lọc có thể đạt giá trị âm và tạo thành các bọt khí gây nguy hiểm cho quá trình lọc. Các bọt khí tạo thành sẽ tích tụ ở các khe rỗng giữa các hạt vật liệu lọc, cản trở quá trình chảy xuống dưới của nước, tăng tổn thất áp lực, giảm vận tốc lọc. Tổn thất áp lực lớn nhất H_{max} là giá trị tới hạn, kết hợp giữa chiều cao của lớp nước bảo vệ trên lớp vật liệu lọc và tổn thất áp lực ban đầu H_0 của chính lớp vật liệu lọc. Do đó, đối với bể lọc chậm, áp lực âm phải được ngăn ngừa bằng mọi biện pháp.

4.3.7. Rửa bể lọc chậm

Rửa hoàn nguyên vật liệu lọc nhằm làm sạch màng lọc và lớp cát trên cùng có thể được thực hiện bằng phương pháp rửa thủ công hoặc rửa bằng thủy lực.

4.3.7.1. Phương pháp thủ công

Khi tổn thất áp lực đạt đến giá trị tối đa cho phép hoặc khi số lượng tảo bị chết nhiều và chất lượng nước lọc không đạt yêu cầu thì người ta chờ cho nước lọc rút xuống dưới mặt cát lọc chừng 20 cm, dùng xẻng xúc đi một lớp cát dày 2 đến 3 cm (tùy thuộc vào chiều sâu lớp cặn thâm nhập vào lớp vật liệu lọc) trên mặt lớp vật liệu lọc đem đi rửa. Chiều sâu này

phụ thuộc vào chất lượng nước thô, kích thước hạt và sự phân bố kích thước hạt trong lớp vật liệu lọc. Sau khoảng 10 đến 15 lần rửa, chiều dày lớp cát lọc còn lại khoảng 0,6 đến 0,7 m thì cần bổ sung cát lọc. Sau một thời gian dài (nhiều năm), các chất bẩn trong nước và sản phẩm của các quá trình sinh hóa đã tích tụ nhiều ở chiều sâu phía dưới lớp vật liệu lọc, lúc đó phải thay lớp vật liệu lọc mới.

Phương pháp rửa lọc chậm bằng thủ công có ưu điểm là không cần đến trang bị hiện đại, không cần đến trình độ kỹ thuật cao, tuy nhiên có nhược điểm là tốn kém sức lao động.

4.3.7.2. Phương pháp thủy lực

Khi rửa bể lọc chậm bằng phương pháp thủy lực thì hai đầu đối diện trên bề mặt vật liệu lọc phải thiết kế các máng phân phối nước sạch và thu nước rửa. Máng máng cao hơn mặt cát từ 5 đến 10 cm. Cho nước sạch vào bể theo van phân phối sao cho tạo nên dòng chảy trên mặt cát lọc với bề dày lớp nước 20 đến 30 cm. Dùng cào xới lớp cát trên mặt lần lượt theo hướng dòng chảy cho đến khi nước rửa hết đục.

Bể lọc chậm có thể làm việc tốt với nguồn nước tự nhiên có độ đục tính theo hàm lượng cặn cao nhất là 50 mg/l. Nếu nước có hàm lượng cặn cao hơn cần có biện pháp lắng sơ bộ trước khi cho vào bể lọc. Nếu nguồn nước bị nhiễm bẩn rong tảo, cần có biện pháp ngăn ngừa sự phát triển của rong tảo trong bể bằng mái che hoặc xử lý hóa chất. Nếu lấy nước trực tiếp từ sông ngòi cần có lưới chắn cá và các thủy sinh khác không cho vào bể lọc.

4.4. ĐỘNG HỌC CỦA QUÁ TRÌNH LỌC NHANH

Các thông số chủ yếu của một cột lọc bao gồm: vận tốc lọc, chiều dày lớp vật liệu lọc, kích thước hạt lọc và sự phân bố kích thước hạt, tổn thất áp lực theo chiều sâu lớp vật liệu lọc, thời gian lọc, thời gian của một chu kỳ lọc. Tất cả các thông số đó ảnh hưởng trực tiếp đến chất lượng nước lọc, hiệu suất lọc và có thể xác định được bằng thực nghiệm nhờ bể lọc thí nghiệm.

4.4.1. Nguyên lý giữ cặn bẩn trong cột lọc

Chất lượng nước lọc phụ thuộc vào hai yếu tố: chiều dày lớp vật liệu lọc và thời gian kể từ khi bắt đầu lọc.

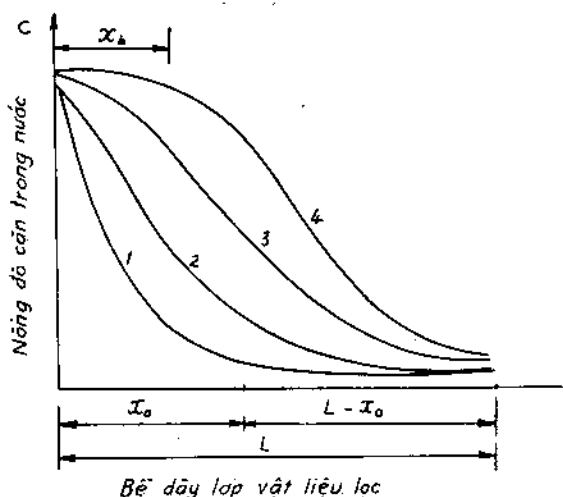
Theo nguyên lý giữ cặn bẩn của môi trường hạt, tốc độ lọc tối đa được xác định theo tương quan giữa lực đẩy của dòng nước và lực kết dính tác dụng lên hạt cặn. Nếu ta chia bề dày lớp hạt lọc thành nhiều lớp mỏng, ban đầu đa số cặn bẩn trong nước khi tiếp xúc với bề mặt các hạt lọc ở lớp trên cùng đều bị giữ lại ở đó, dần dần tạo thành một màng cặn bao bọc hạt vật liệu lọc.

Bề dày của màng cặn tăng dần lên và cấu trúc của màng không bền vững, đến lúc lực liên kết giữa màng và vật liệu lọc quá yếu, màng cặn bị dòng nước phá vỡ, một phần cặn bẩn bị nước cuốn đi xa hơn, xuống các lớp hạt lọc bên dưới và lại kết bám lên bề mặt hạt ở đó. Cứ như vậy, với mỗi lớp hạt lọc, hiệu quả lọc là kết quả của hai quá trình ngược nhau: Quá trình kết bám của lớp cặn mới trong nước lên bề mặt hạt lọc và quá trình tách cặn bẩn từ bề mặt hạt lọc đưa vào nước.

Hai quá trình trên diễn ra đồng thời và lan dần theo chiều sâu của lớp vật liệu lọc.

Nếu xác định nồng độ cặn trong nước theo chiều dày lớp vật liệu lọc tại các thời điểm khác nhau tính từ lúc khởi đầu quá trình lọc và dựng thành biểu đồ ta sẽ có như ở hình 4-12.

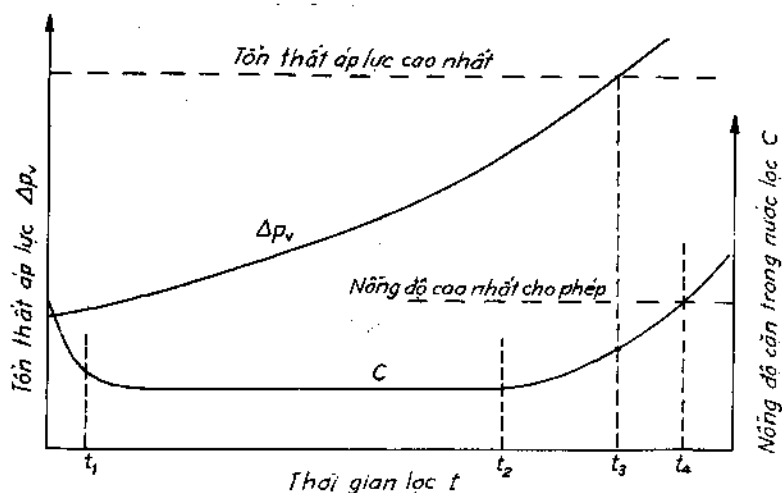
Ứng với mỗi thời điểm nhất định của quá trình lọc $t_1 < t_2 < t_3$ tương ứng với một đường cong đặc trưng cho nồng độ cặn trong nước theo chiều dày lớp hạt. Vào



Hình 4-12. Diễn biến quá trình lọc theo chiều dày lớp vật liệu lọc.

giai đoạn đầu, sau 0; 5; 10 giờ ta thấy hàm lượng cặn trong nước giảm rất nhanh theo chiều dày lớp hạt lọc. Đa số cặn bẩn bị giữ lại ở các lớp trên cùng. Lúc đó quá trình kết bám cặn xảy ra là chủ yếu. Đến một bề dày x_0 nào đó, nồng độ cặn trong nước gần như không đổi trong suốt lớp hạt lọc còn lại. Điều đó chứng tỏ trong nước nguồn chứa một lượng cặn không có khả năng kết dính và không bị hấp thụ lên bề mặt các hạt vật liệu lọc. Thời gian lọc tăng lên, các đường cong 2, 3, 4 cho thấy khả năng giữ cặn của các lớp hạt lọc bên trên giảm dần. Cặn bị giữ lại ở các lớp sâu hơn. Đoạn x_0 trên đường cong cho thấy các lớp bên trên đã mất hoàn toàn khả năng lọc, hết khả năng hấp thụ lên bề mặt hạt lọc. Cứ tiếp tục như vậy, bề dày của lớp bão hòa cặn sẽ tăng lên cho đến lúc toàn bộ lớp lọc hết tác dụng giữ cặn, nồng độ cặn trong nước ra khỏi lớp vật liệu lọc bằng nồng độ cặn của nước đưa vào thiết bị lọc.

Hình 4-13 trình bày tương quan giữa nồng độ cặn trong nước lọc và thời gian lọc. Ta thấy rằng trong khoảng thời gian t_1 đến t_2 , nước lọc có nồng độ cặn không đổi, sau đó tăng lên rất nhanh. Gọi t_2 là thời gian lọc có hiệu quả, vậy đối với mỗi loại hạt lọc và với mỗi bề dày lớp hạt sẽ có một thời gian lọc hiệu quả tương ứng.



Hình 4-13. Biểu đồ xác định thời gian lọc hiệu quả

Đối với tổn thất áp lực trong cột lọc cũng hoàn toàn đúng như vậy: tổn thất áp lực càng lớn ở độ sâu càng lớn của chiều dày lớp vật liệu lọc tính từ trên xuống và tổn thất áp lực tăng theo thời gian lọc.

Đối với bể lọc nhanh, tổn thất áp lực lấy cao nhất là 2,5 m, đó là giới hạn chiều cao lớp nước bảo vệ trên bề mặt vật liệu lọc. Độ tăng tổn thất áp lực trong lớp vật liệu lọc không được vượt quá bề dày lớp nước để tránh tạo ra chân không trong lớp cát lọc.

Đối với thời gian làm việc của bể lọc, kết quả thực nghiệm cho thấy rằng, các chỉ tiêu kinh tế của bể lọc phụ thuộc vào các thông số công nghệ và cấu tạo của nó.

Qua thực tế người ta còn thấy rằng:

- Chọn vật liệu lọc có kích thước nhỏ hay lớn không ảnh hưởng tới giá thành xây dựng bể.

- Tăng chiều cao lớp nước bảo vệ trên vật liệu lọc hay tăng giảm chiều dày lớp vật liệu lọc, giá thành xây dựng cũng ít thay đổi.

Nếu giảm vận tốc lọc sẽ ảnh hưởng nhiều tới giá thành xây dựng. Để có thể sử dụng vận tốc lọc lớn, người ta phải chọn vật liệu lọc có kích thước lớn, tức bể lọc có chiều dày lớp vật liệu lọc lớn, như vậy chiều sâu nhập vào của tạp chất vào lớp vật liệu lọc cũng lớn hơn. Khi vận tốc tăng có nghĩa là tăng vận tốc cọ sát giữa các hạt lơ lửng trong nước với bề mặt vật liệu lọc nên trở lực thủy lực cũng tăng lên, nhưng ưu điểm là tăng khả năng thấm sâu của các hạt xuống mao quản vật liệu lọc.

Tuy nhiên, chất lượng nước lọc theo thời gian vẫn có thể không đảm bảo, do đó thời gian làm việc của bể lọc phải đảm bảo đạt các yêu cầu sau: chất lượng nước lọc đảm bảo yêu cầu và thời gian trong đó tổn thất áp lực nhỏ hơn giá trị tối đa cho phép.

Vậy thời gian làm việc tối ưu của bể lọc cũng phụ thuộc vào tính chất lý hóa sinh học của nước thô cần xử lý, vận tốc lọc và đặc điểm của lớp vật liệu lọc (chiều dày kích thước và sự phân bố hạt vật liệu lọc). Cũng cần lưu ý rằng, chất lượng nước thô thay đổi theo vị trí và theo mùa.

Trong thực tế, thời gian lọc để đảm bảo chất lượng nước lọc thường lớn hơn thời gian đảm bảo tổn thất áp lực nhỏ hơn giá trị tối đa đối với mọi điều kiện vận hành bể lọc. Để đảm bảo có giải pháp kinh tế thì sự khác nhau của hai thời gian đó không được nhiều quá, thường từ 1 đến 1,5 ngày.

4.4.2. Phương trình đặc trưng cho quá trình lọc nhanh

Để tìm ra phương trình đặc trưng cho quá trình lọc nhanh ta hãy xét một lớp hạt vật liệu lọc có chiều dày Δx , cách bề mặt khối vật liệu lọc một khoảng x giới hạn bằng hai mặt phẳng I - I và II - II như trên hình 4-14.

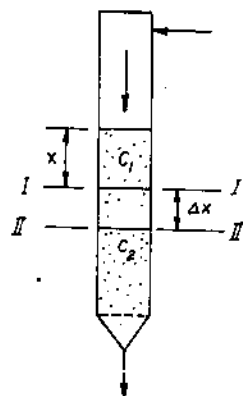
Đến mặt phẳng I-I, nước có nồng độ cân C_1 , qua đoạn Δx đến mặt phẳng II-II, nước có nồng độ cân C_2 . Biến thiên của nồng độ cân qua đoạn đường Δx sẽ là:

$$\Delta C = -(C_2 - C_1) = - \frac{\partial C}{\partial x} \Delta x$$

Đạo hàm riêng $\frac{\partial C}{\partial x}$ biểu thị sự thay đổi nồng độ cân trong nước theo chiều dày của lớp hạt vật liệu lọc và được gọi là gradient nồng độ cân.

Giá trị của gradient nồng độ cân phụ thuộc vào khoảng cách x từ mặt lớp hạt lọc đến điểm tính toán và thời gian làm việc t của quá trình lọc. Dấu (-) trong công thức trên biểu thị tương quan thuận nghịch của nồng độ cân và khoảng cách x .

Giả sử nguồn nước có hàm lượng cân C_0 (g/cm³) trên một đơn vị diện tích của lớp lọc dày Δx , sau một đơn vị thời gian lọc được một lượng nước tương ứng với tốc độ lọc v . Lượng cân bị lớp lọc Δx giữ lại trên một đơn vị diện tích sau một đơn vị thời gian sẽ là:



Hình 4-14. Sơ đồ tính chiều dày lớp vật liệu lọc

$$\Delta G = v \cdot \Delta C = v \frac{\partial C}{\partial x} \Delta x$$

Nếu gọi ρ là khả năng hấp thụ cân của một đơn vị thể tích hạt lọc thì lượng cân bị hấp thụ sau một đơn vị thời gian sẽ là:

$$\Delta G = v \frac{\partial \rho}{\partial t} \Delta x$$

Dựa vào định luật bảo toàn vật chất, lượng cân bắn tách ra khỏi nước

bằng lượng cặn bị hạt lọc hấp thụ lên bề mặt, ta có:

$$-v \cdot \frac{\partial C}{\partial x} \cdot \Delta x = \frac{\partial \rho}{\partial t} \Delta x$$

Để giải được nồng độ cặn C và khả năng hấp thụ cặn của một đơn vị thể tích hạt lọc ρ , cần dựa vào bản chất vật lý của quá trình lọc để có một phương trình nữa.

Như đã nói trên, hiệu quả của quá trình lọc nhanh là kết quả của hai quá trình đối lập, kết bám và tách cặn xảy ra đồng thời trên bề mặt hạt lọc. Do đó, sự biến thiên nồng độ cặn trong lớp lọc Δx có thể viết:

$$\Delta C = \Delta C_1 - \Delta C_2$$

trong đó:

ΔC_1 - biến thiên nồng độ cặn do kết dính lên bề mặt hạt lọc;

ΔC_2 - biến thiên nồng độ cặn do quá trình tách cặn ra khỏi bề mặt hạt lọc.

ΔC_1 luôn tỷ lệ thuận với nồng độ cặn trung bình của nước lọc C với chiều dày Δx của lớp lọc:

$$\Delta C_1 = b \cdot C \cdot \Delta x$$

ΔC_2 tỷ lệ thuận với lượng cặn tích lũy trong lớp hạt lọc $\rho \cdot \Delta x$ và tỷ lệ nghịch với lưu lượng nước qua lớp hạt lọc với tốc độ v :

$$\Delta C_2 = a \cdot \frac{\rho \cdot \Delta x}{v}$$

a, b - các thông số lọc của quá trình lọc.

Thay ΔC_1 và ΔC_2 vào phương trình tính ΔC , đồng thời thay $\frac{\partial C}{\partial x} \cdot \Delta x$, ta có:

$$- \frac{\partial C}{\partial x} = b \cdot C - \frac{a}{v} \rho$$

Đây là phương trình biểu thị nguyên lý cơ bản của quá trình lọc nhanh.

Ở đầu quá trình lọc, lượng cặn hấp thụ lên vật liệu lọc chưa có, có thể coi $\rho = 0$. Tích phân phương trình biểu thị nguyên lý cơ bản của quá trình lọc nhanh ta có:

$$C = C_0 e^{-bx}$$

trong đó:

C_0 - nồng độ ban đầu của cặn trong nước chưa lọc. Hết thời gian lọc hiệu quả, lớp hạt vật liệu lọc đạt đến trạng thái bão hòa cặn, khi đó nồng độ cặn trong nước không đổi trong suốt toàn bộ chiều dày lớp hạt lọc và

ta có: $\frac{\partial C}{\partial x} = 0$; $C = C_0$, lúc đó ρ là giới hạn bão hòa của khả năng hấp thụ cặn. Vậy phương trình cơ bản của quá trình lọc nhanh lúc đó có dạng:

$$b \cdot C_0 = \frac{a}{v} \rho_{1,h} \longrightarrow a = \frac{b \cdot C_0 \cdot V}{\rho_{1,h}}$$

trong đó $\rho_{1,h}$ là giới hạn bão hòa của khả năng hấp thụ cặn.

Lấy vi phân hai vế của phương trình trên theo thời gian và kết hợp

với - $V \cdot \frac{\partial C}{\partial x} \cdot \Delta x = \frac{\partial \rho}{\partial z} \cdot \Delta x$ ta được phương trình mô tả quá trình thay đổi nồng độ cặn trong nước theo chiều dày lớp hạt lọc và theo thời gian lọc:

$$\frac{\partial^2 C}{\partial x \cdot \partial t} + a \frac{\partial C}{\partial x} + b \frac{\partial C}{\partial t} = 0$$

Mặt khác, nếu lấy vi phân phương trình $\Delta C_2 = a \cdot \frac{\rho \Delta x}{v}$ theo chiều dày x và kết hợp với phương trình trên ta có:

$$\frac{\partial^2 \rho}{\partial x \cdot \partial t} = a \frac{\partial \rho}{\partial x} + b \frac{\partial \rho}{\partial t} = 0$$

Đây là phương trình mô tả sự thay đổi của ρ theo chiều dày lớp vật liệu lọc và theo thời gian lọc.

Trong thực tế, cặn thiên nhiên thường rất đa dạng và có tính chất hóa lý hoàn toàn khác nhau; còn vật liệu lọc thì thường không đồng nhất về kích thước. Khi rửa lọc thường xảy ra hiện tượng phân loại thủy lực, các hạt lớn hơn rơi xuống nhanh hơn làm cho lớp lọc có kích thước hạt tăng dần từ trên xuống. Sự không đồng nhất của cặn và vật liệu lọc làm cho các thông số lọc a , b có giá trị thay đổi theo chiều dày lớp lọc và là các

hàm số $a = \varphi_1(x)$; $b = \varphi_2(x)$. Dạng của các hàm số này chỉ có thể xác định bằng thực nghiệm.

Trong điều kiện lọc lý tưởng, các thông số a và b có giá trị không đổi và là hằng số. Trong thực tế, để có thể xác định được các thông số của quá trình lọc, cần đơn giản trong tính toán bằng cách sử dụng các chuẩn số đồng dạng với quá trình lọc lý tưởng.

4.4.3. Các yếu tố khác ảnh hưởng tới chất lượng vận hành thiết bị lọc

4.4.3.1. Các thông số vật lý

1. Độ nhớt của nước thô

Khi độ nhớt của nước cần xử lý giảm thì trở lực thủy lực cũng giảm và hiệu suất tách rắn - lỏng có xu hướng tốt lên. Trong thực tế vận hành cột lọc vào mùa hè tốt hơn mùa đông vì độ nhớt tỷ lệ nghịch với nhiệt độ.

2. Kích thước của hạt vật liệu lọc

Kích thước hạt vật liệu lọc là một trong các thông số có ảnh hưởng lớn đến quá trình lọc. Khi kích thước hạt vật liệu nhỏ thì hiệu suất tách tăng lên vì tăng bề mặt lọc nhưng đồng thời cũng làm tăng trở lực lọc.

3. Kích thước của các hạt lơ lửng trong nước

Do cơ chế vận chuyển các hạt tới tiếp xúc với bề mặt lọc phụ thuộc trực tiếp vào kích thước của hạt keo cần tách. Vì vậy, khi kích thước hạt tăng lên (với các hạt lớn hơn $1 \mu\text{m}$) thì khả năng cọ sát của các hạt với bề mặt lọc cũng tăng lên và các hạt dễ được giữ lại trên bề mặt lọc.

4.4.3.2. Các thông số hóa học

Hiệu suất lọc phụ thuộc vào khả năng hấp phụ các hạt lơ lửng trong nước lên bề mặt lọc, đó là cơ chế chính của quá trình lọc. Khả năng đó giảm dần theo thời gian lọc (như đã giải thích ở trên) nên hiệu suất lọc cũng phụ thuộc vào chu kỳ rửa hoàn nguyên vật liệu lọc.

1. Ảnh hưởng của độ pH

Điện thế bề mặt của các hạt vật liệu lọc phụ thuộc vào độ pH. Vật liệu lọc thường dùng là cát, than, ... các vật liệu này đều có điện thế bề mặt âm với giá trị pH từ 7 đến 9 và đó là giá trị pH thường dùng trong xử lý

nước. Để tách các hạt bông keo của sắt bằng quá trình lọc, hiệu quả cao nhất ở pH bằng 7 (theo Omelia và Stump) và ở pH bằng 7 đến 9 (theo Stanley).

2. Ảnh hưởng của ion hóa trị cao

Mô hình lớp điện tích kép chỉ ra rằng, khi tăng cường độ của ion thì lớp khuếch tán bị nén mạnh hơn và lực hút mạnh hơn lực đẩy (xem phần keo tụ). Thực nghiệm chỉ ra rằng, đối với các hạt huyền phù cũng như hạt vật liệu lọc, khi thế điện động ζ tăng thì hiệu suất lọc giảm, có nghĩa là tăng lực đẩy của lớp điện tích kép.

Phân tích bằng kính hiển vi đối với các kích thước hạt bông keo người ta thấy rằng, khi điện tích âm tăng lên thì độ thấm sâu của hạt cận xuống vật liệu lọc cũng tăng lên.

4.5. ÁP LỰC ÂM VÀ SỰ TẠO THÀNH BỌT KHÍ

Sự phân bố áp lực trên toàn bộ chiều cao của bể lọc phụ thuộc vào chiều cao của lớp nước bảo vệ phía trên bề mặt vật liệu lọc. Có thể phân biệt hai trường hợp cực trị sau:

a. Chiều cao lớp nước bảo vệ lớn (tới 1,4 m), bể lọc sẽ vận hành với áp lực dư.

b. Chiều cao lớp nước bảo vệ nhỏ (dưới 0,4 m), bể lọc vận hành trong điều kiện áp lực âm.

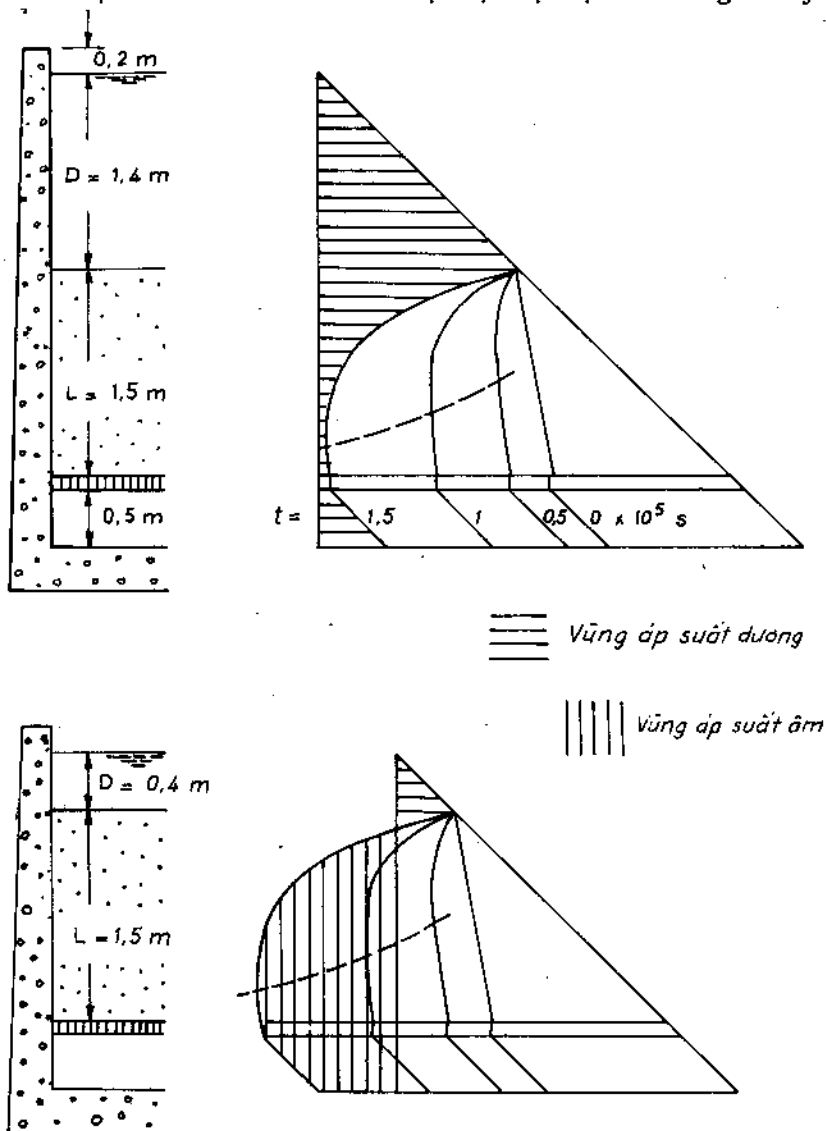
Hiện tượng trên được giải thích như sau (xem hình 4-15).

Nước trên bề mặt vật liệu lọc được bão hòa với không khí, nghĩa là tổng áp lực của khí và hơi nước bằng áp lực của khí quyển. Theo chiều cao của cột nước bảo vệ từ trên xuống dưới, áp lực của cột nước tăng dần, còn tổng áp lực của khí vẫn giữ nguyên. Áp lực của nước bắt đầu giảm khi nước đi qua lớp vật liệu lọc, còn áp lực của khí vẫn giữ nguyên nếu không có quá trình sinh hóa nào xảy ra trong lớp vật liệu lọc, như vậy áp lực của khí sẽ lớn hơn áp lực của nước và hình thành áp lực âm, có nghĩa là tại đó mao quản chứa khí và không có nước chảy qua nên tồn thất áp suất tăng đột ngột, làm kết thúc sớm quá trình lọc. Nếu các bọt khí chỉ tạo thành ở một vùng của bể lọc thì vùng còn lại sẽ kéo cạn ra khỏi bể lọc

cùng với nước lọc.

Nếu các bọt khí tích tụ trong toàn bộ chiều cao lớp vật liệu lọc thì sẽ tự nhiên hình thành các dòng dẫn nước qua lớp vật liệu lọc mà không có hiệu quả của quá trình lọc nước.

Nếu các bọt khí dính kết với các hạt vật liệu lọc sẽ làm giảm tỷ trọng

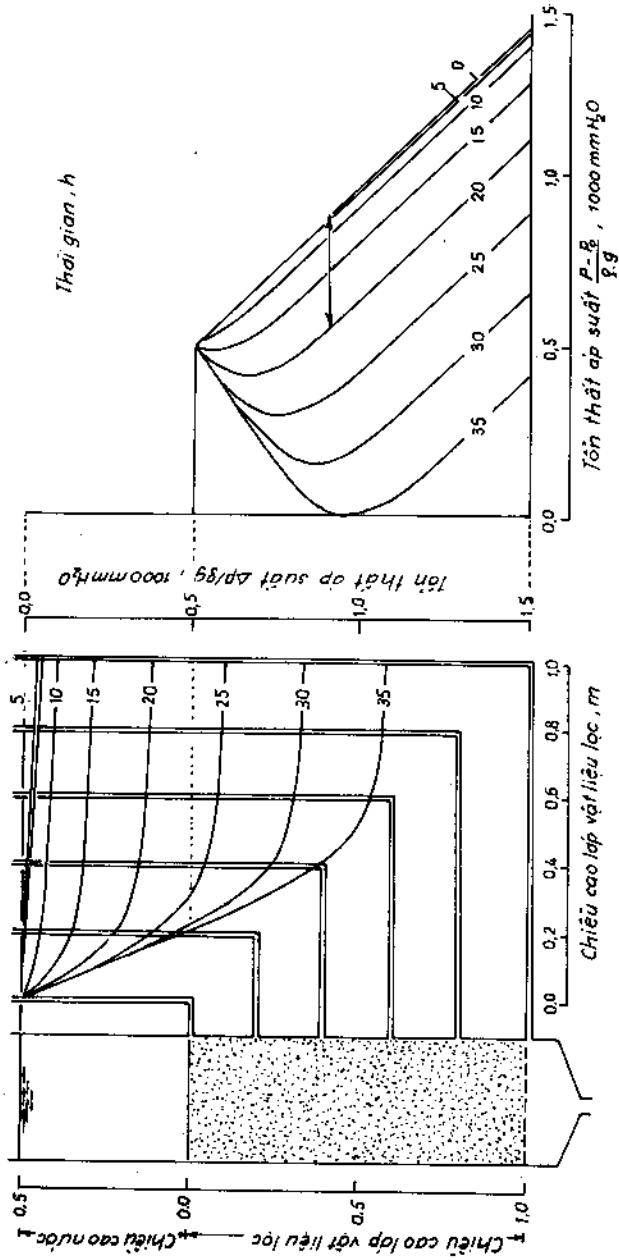


Hình 4-15. Phân bố áp lực trong lớp vật liệu lọc phụ thuộc vào chiều cao lớp nước bảo vệ.

của chúng, kéo chúng nổi lên và trôi ra khỏi bể lọc cùng với nước rửa lọc. Đây cũng là nguyên nhân gây mất vật liệu lọc trong quá trình rửa.

Hình 4-16 trình bày tổn thất áp lực trong cột lọc (đồ thị của Micheau).

Trong nhiều trường hợp, hiện tượng tạo bọt khí (áp lực âm) sẽ trở nên thực sự nghiêm trọng và người ta phải xúc bột vật liệu lọc ra để tăng chiều cao lớp nước bảo vệ. Tóm lại, trong quá trình lọc xử lý nước cần hết sức quan tâm đến hiện tượng áp lực âm trong bể lọc.



Hình 4-18. Đồ thị Micheau, mô tả tổn thất áp lực trong cột lọc.

4.6. BỂ LỌC KHÔ

Lọc khô là quá trình lọc nước trong đó nước cần xử lý chảy từ trên xuống dưới qua lớp vật liệu lọc cùng với sự chuyển động của khí có khối lượng tương tự (hoặc nhỏ hơn hoặc lớn hơn).

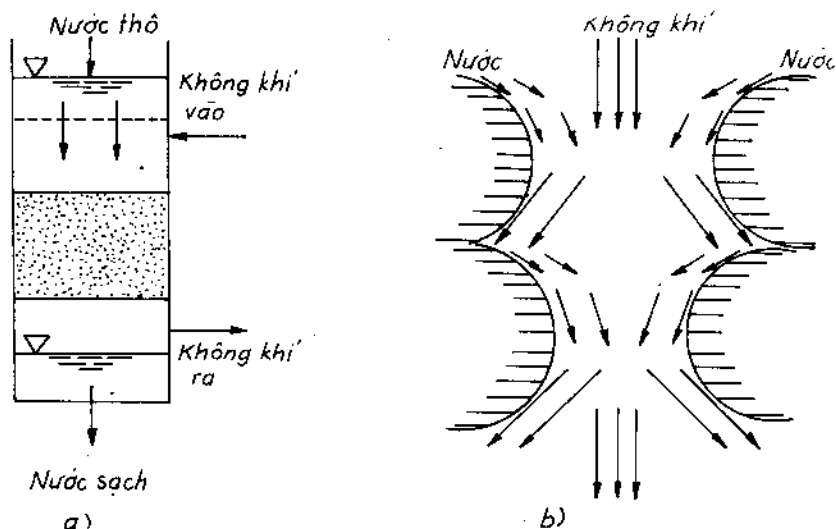
Nhược điểm của quá trình lọc nhanh là lượng oxy hòa tan trong nước bị hạn chế. Ở điều kiện thường, giá trị oxy hòa tan bão hòa trong nước thay đổi từ 14 g/m^3 khi nước có nhiệt độ 0°C và 8 g/m^3 khi nước có nhiệt độ 30°C . Trong quá trình lọc, lượng oxy bị tiêu thụ một phần cho quá trình oxy hóa sắt, mangan, một phần lớn hơn để khử các chất hữu cơ và một lượng rất lớn oxy cần cho quá trình nitrat hóa amoniac. Khi trong nước có amoniac, cần đến $3,6 \text{ g O}_2$ để oxy hóa 1 g NH_3 , do đó việc tách amoniac bằng quá trình lọc nhanh bị hạn chế đến $2 + 3 \text{ g/m}^3$. Khi nước thô có chứa lượng amoniac cao thì quá trình lọc hai lần có thông khí ở giữa là hết sức cần thiết. Do vậy để giảm giá thành của quá trình này, người ta có thể sử dụng quá trình lọc khô như mô tả ở hình 4-17.

Hình 4-18 trình bày sơ đồ nguyên lý thiết bị lọc khô. Trong đó nước thô chảy từ trên xuống đi qua vật liệu lọc mang theo cả một lượng không khí cùng nó để bù vào lượng oxy bị tiêu thụ.

Trong thiết bị lọc khô, nước và khí cùng đi qua lớp vật liệu lọc, do đó nước lọc dưới đáy thiết bị không bị dâng lên cao. Qua đó lượng oxy cần thiết thường xuyên được bù vào để oxy hóa, ví dụ oxy hóa amoniac. Lọc khô còn tạo ra quá trình trao đổi khí CO_2 , H_2S , CH_4 ... và cả quá trình oxy hóa hóa học hoặc oxy hóa vi sinh học các chất hữu cơ. Ngoài ra, do nước và không khí đi cùng chiều nên so với lọc ướt thì nước tiếp xúc gần bề mặt lớp vật liệu lọc hơn, qua đó các quá trình khử như khử sắt, khử mangan sẽ tiến hành thuận lợi hơn.

Tóm lại quá trình lọc khô có các ưu điểm sau:

- Cung cấp đủ oxy cho quá trình oxy hóa có chứa một lượng lớn amoniac trong nước thô, có thể tách được 5 đến 10 g/m^3 và sau bể lọc khô, nước vẫn đảm bảo lượng oxy hòa tan bão hòa.
- Chỉ một phần khe rỗng của vật liệu lọc bị nước chiếm chỗ, do đó vận tốc lọc có thể đạt giá trị lớn hơn rất nhiều so với bể lọc ướt. Nhờ vận tốc lớn nên các hạt cặn được vận chuyển lên bề mặt vật liệu lọc và nhờ cơ chế hấp phụ chúng được giữ lại ở đó, hiệu suất lọc tăng lên.
- Vận tốc dòng chảy qua các hạt vật liệu lọc tạo thế năng chảy và làm tăng điện tích âm của các hạt vật liệu lọc, tạo ảnh hưởng tốt đến quá



Hình 4-17. Biểu diễn quá trình lọc khô
a. Sơ đồ lọc khô; b. Phân bố dòng chảy trong cột lọc

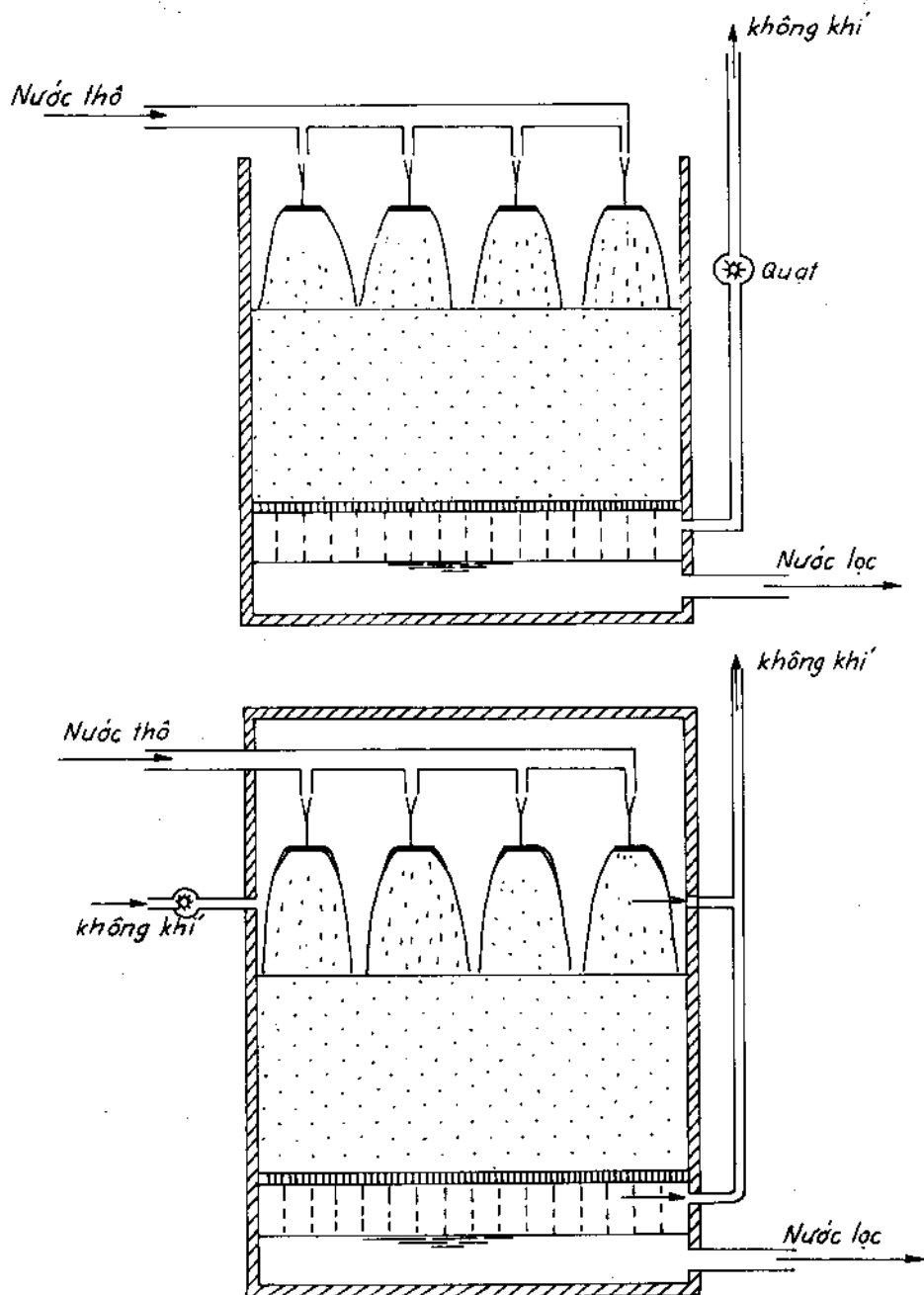
trình hấp phụ các hạt keo mang điện tích dương và các bông cặn sắt.

• Các chất khí hòa tan trong nước dễ bay hơi như CO_2 , H_2S , CH_4 ... và các chất hữu cơ gây mùi cho nước cũng bị khử cùng với quá trình chuyển động của khí.

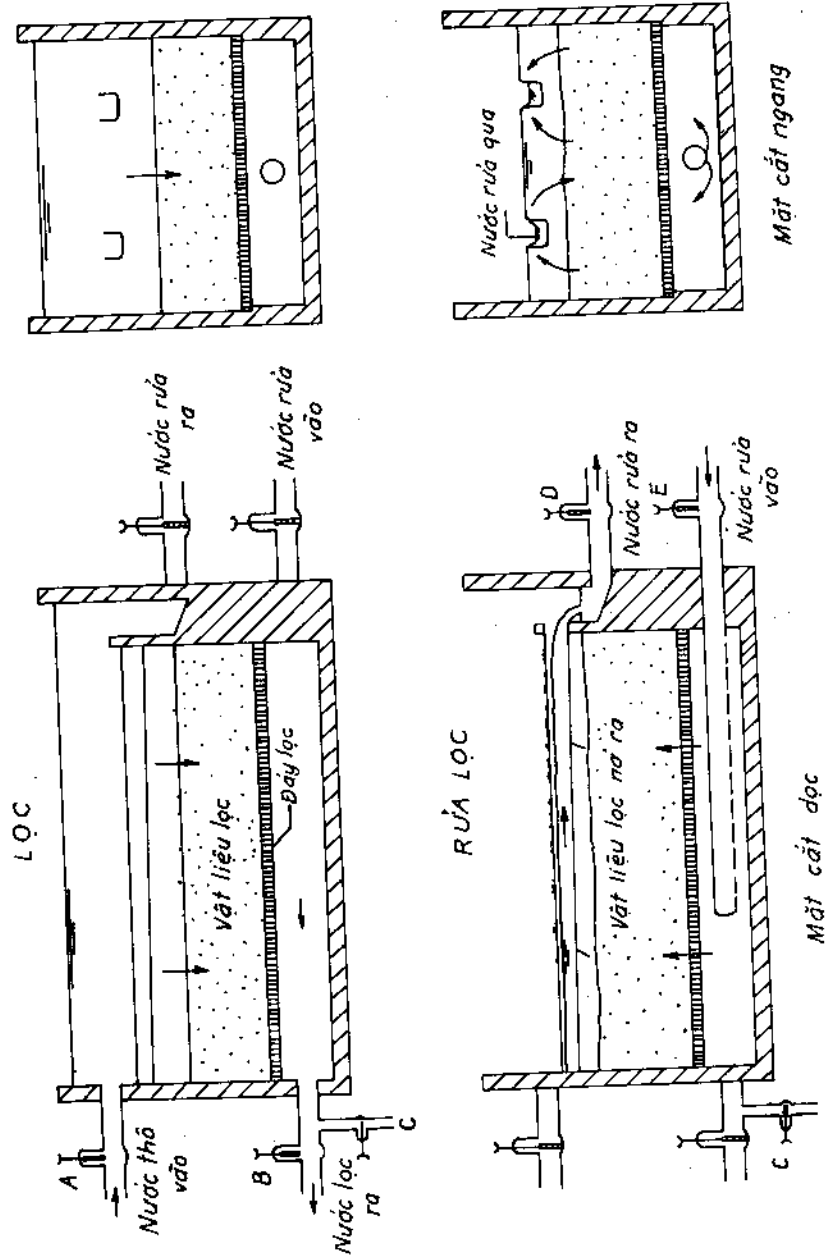
Bể lọc khô có cấu tạo đơn giản, nước cần xử lý được phun đều trên toàn bộ diện tích bề nhờ các miệng phun hoặc giàn phun quay 4 đến 6 cánh, quay với vận tốc 20 đến 30 vòng/phút. Các lỗ phun có đường kính phun từ 3 đến 4 mm. Chiều cao của lớp vật liệu lọc từ 1,5 đến 2,0 m, cát lọc có kích thước từ 1 đến 2 mm. Người ta có thể dùng sỏi vỡ với cùng kích thước để tăng tổng diện tích bề mặt hạt vật liệu lọc. Đáy của bể lọc được bố trí bằng một lớp đỡ với các trục lọc để có thể tiến hành rửa bằng khí hoặc nước kết hợp. Bề mặt nước lọc được chứa cách đáy bể một khoảng nhất định để tách nước và khí ra khỏi hỗn hợp. Nước lọc tự chảy sang bể chứa.

4.7. CẤU TRÚC MỘT VÀI THIẾT BỊ LỌC

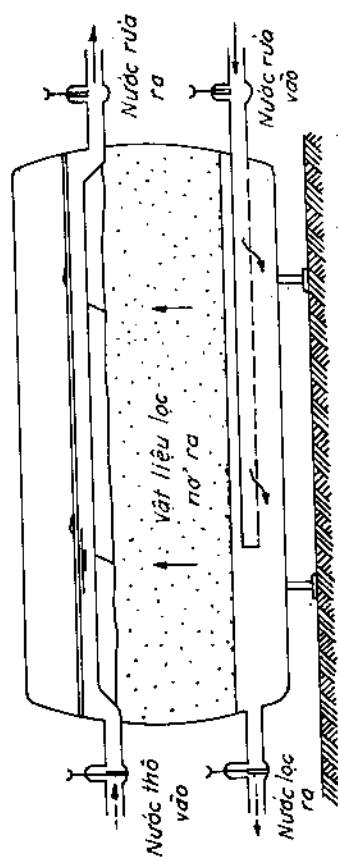
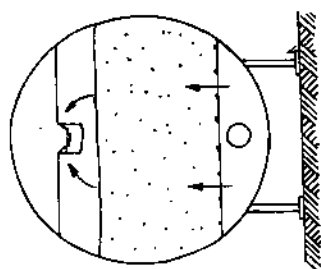
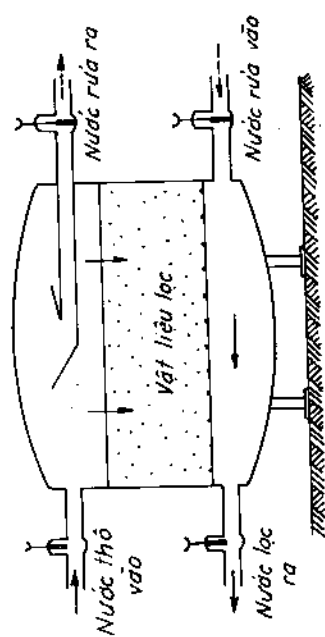
Hình 4-19 và 4-20 say đây nêu cấu trúc của thiết bị lọc nhanh tự do và thiết bị lọc nhanh cưỡng bức thường gặp trong công nghệ xử lý nước.



Hình 4-1B. Mô tả nguyên lý thiết bị lọc khô.



Hình 4-19. Thiết bị lọc nhanh tự do



Hình 4-20. Thiết bị lọc nhanh cường bức

QUÁ TRÌNH KEO TỤ

5.1. KHÁI NIỆM

Tạp chất trong nước thiên nhiên thường đa dạng về chủng loại và kích thước, chúng có thể là các hạt cát, sét, mùn, sinh vật phù du, sản phẩm hữu cơ phân hủy... Kích thước hạt dao động từ vài phần triệu milimet đến vài milimet. Bằng các biện pháp xử lý cơ học như lắng lọc, tuyển nổi, chỉ có thể loại bỏ được các hạt có kích thước lớn hơn 10^{-4} mm, với các hạt kích thước nhỏ hơn 10^{-4} mm, nếu dùng quá trình lắng tĩnh thì phải tốn rất nhiều thời gian và cũng rất khó có thể có được hiệu quả cao, do vậy cần phải áp dụng phương pháp xử lý lý hóa học, đó là phương pháp keo tụ.

Keo tụ là một phương pháp xử lý nước có sử dụng hóa chất, trong đó các hạt keo nhỏ lơ lửng trong nước nhờ tác dụng của chất keo tụ mà liên kết với nhau tạo thành bông keo có kích thước lớn hơn và người ta có thể tách chúng ra khỏi nước dễ dàng bằng các biện pháp lắng lọc hay tuyển nổi.

Các chất keo tụ thường được sử dụng là phèn nhôm, phèn sắt dưới dạng dung dịch hòa tan, các chất điện ly hoặc các chất cao phân tử...

Như đã nói ở Chương 2, khả năng áp dụng các quá trình xử lý nước tùy thuộc vào kích thước hạt tạp chất chứa trong nước.

Bằng cách sử dụng quá trình keo tụ người ta còn có thể tách được, hoặc làm giảm đi các thành phần có trong nước như các kim loại nặng, các chất bẩn lơ lửng, các anion PO_4^{3-} ... và có thể cải thiện được độ đục và màu sắc của nước.

Bảng 5-1 thống kê các khả năng có thể đạt được khi xử lý nước bằng quá trình keo tụ.

Bảng 5-1. Tác dụng của quá trình keo tụ trong xử lý nước cấp

Các thành phần trong nước	Khả năng tách tối đa nhờ quá trình keo tụ
Các chất vô cơ	
- Độ đục	+++
- Chất rắn lơ lửng	+++
- Photphat PO_4^{-3}	+++
- Nitrat NO_3^-	0
- Amon NH_4^+	0
- Clorua Cl^-	{ -, 0, + tùy theo hóa chất sử dụng
- Sunfat SO_4^{2-}	
- Florua F^-	++
- Sắt	+++
- Mangan	+
- Nhôm	+++
- Đồng	+++
- Kẽm	++
- Coban	0
- Niken	0
- Vanadi	+++
- Asen	+++
- Cadimi	++, +++
- Crom	++
- Chì	+++
- Selen	+++
- Thủy ngân	++
- Bari	+
- Xianua CN^-	0
Các chất hữu cơ	
- Màu (theo mg Pt/l)	+++
- Mùi	0, +
- COD (theo O_2)	+++
- TOC (theo C)	+++
- BOD (theo O_2)	+++
- Phenol ($\text{C}_6\text{H}_5\text{OH}$)	0
- Cacbon mạch vòng	++
- Hóa chất bảo vệ thực vật (parathion, BHC, dieldrin)	+, ++
Các vi sinh vật	
- Virut	+++
- Vi trùng	+++
- Tảo	++

Ghi chú:

0: không giảm; +: từ 0 đến 20%; ++: 20 đến 60%; +++: trên 60%

5.2. CẤU TẠO CỦA HẠT KEO

Tùy thuộc vào nguồn gốc xuất xứ, thông thường các hạt cặn trong nước đều có thể mang điện tích âm hoặc dương, ví dụ các hạt cặn gốc silic, các tạp chất hữu cơ đều mang điện tích âm; các hydroxit sắt, nhôm mang điện tích dương. Khi thế cân bằng điện động của nước bị phá vỡ, các thành phần mang điện tích sẽ kết dính với nhau nhờ lực liên kết phân tử và lực điện từ, tạo thành một tổ hợp các phân tử, nguyên tử hoặc các ion tự do, các tổ hợp tạo thành được gọi là hạt keo. Tùy thuộc vào thành phần cấu tạo, các hạt keo sẽ có những tính chất khác nhau. Người ta có thể chia các hạt keo thành hai loại: keo kỵ nước và keo háo nước. Trong kỹ thuật xử lý nước bằng quá trình keo tụ, keo kỵ nước đóng vai trò chủ đạo. Ngoài ra, người ta còn phân loại theo các dạng sau:

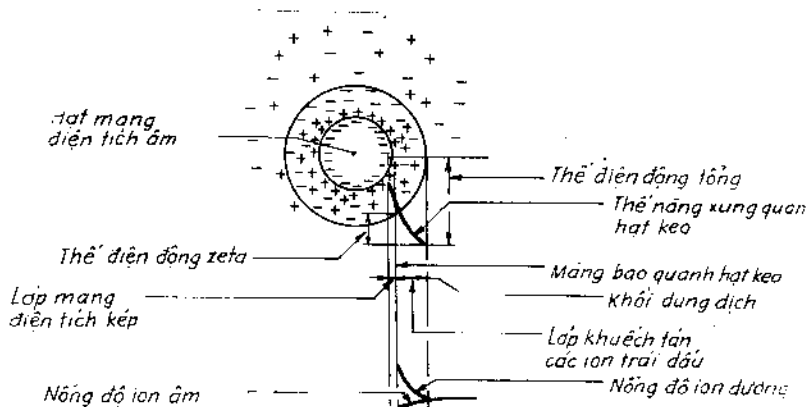
- Keo phân tử là những phân tử lớn (polyme) tạo thành hạt keo;
- Keo phân tán gồm nhiều phân tử phân tán (cát, đất sét) tạo thành hạt keo;
- Keo liên kết gồm nhiều phân tử khác nhau liên kết với nhau tạo thành hạt keo.

Keo kỵ nước (hydrophobic) không tan, phân chia thành các hạt nhỏ, không ngấm dầu, nước. Ví dụ, các kim loại như vàng, bạc, silic...

Keo ngấm nước (hydrophilic) có khả năng hấp phụ các phân tử nước. Ví dụ, vi trùng, vi rút, các polyme hòa tan, lòng trắng trứng...

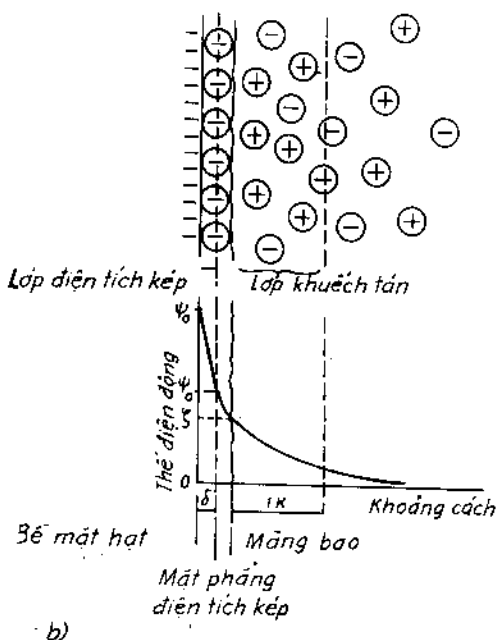
Keo kỵ nước hình thành sau quá trình thủy phân các chất xúc tác như phen nhôm, phen sắt. Ban đầu các phân tử mới hình thành liên kết lại với nhau thành các khối đồng nhất, ví dụ khi dùng phen sắt, sau khi thủy phân sẽ tạo ra các khối liên kết gồm nhiều phân tử $\text{Fe}(\text{OH})_3$. Nhờ có điện tích bề mặt lớn, các khối này có khả năng hấp thụ chọn lọc một loại ion nào đó, hoặc có trong thành phần các ion của khối hoặc gần giống một trong các ion trong khối về tính chất và kích thước, tạo thành lớp vỏ bọc ion. Lớp vỏ ion này cùng với khối phân tử bên trong tạo thành hạt keo. Bề mặt nhân keo mang điện tích của lớp ion gắn chặt trên đó, có khả năng hút một số ion tự do mang điện tích trái dấu để bù lại một phần điện tích. Như vậy, quanh khối liên kết phân tử ban đầu có hai lớp ion mang điện tích trái dấu bao bọc, gọi là lớp điện tích kép của hạt keo. Lớp ion ngoài

cung do lực liên kết yếu nên thường không có đủ điện tích trung hòa với lớp điện tích bên trong và do vậy hạt keo luôn mang một điện tích nhất định. Để cân bằng điện tích trong môi trường, hạt keo lại thu hút quanh mình một số ion trái dấu ở trạng thái khuếch tán (hình 5-1).



1)

Nếu hạt keo ở trong trạng thái tĩnh thì điện tích của hạt được bù bởi điện tích của lớp ion khuếch tán. Do chuyển động Brown, lớp ion khuếch tán không di chuyển đồng thời với hạt keo, bởi vì lực liên kết không bền vững. Do đó, hạt keo trong nước luôn là hạt keo mang điện tích. Từ hình 5-1 ta thấy, thế nhiệt động φ trên bề mặt nhân keo bằng tổng điện tích các ion của lớp vỏ nhân, còn thế điện động ζ trên bề mặt hạt keo bằng tổng điện tích của lớp ion kép trên bề mặt hạt keo. Thế điện động ζ có giá trị nhỏ hơn thế nhiệt động φ



b)

Hình 5-1. Mô tả cấu trúc hạt keo.
a. Khái niệm về lớp điện tích kép;
b. Mô tả điện thế trên bề mặt hạt keo.

5.2. CẤU TẠO CỦA HẠT KEO

Tùy thuộc vào nguồn gốc xuất xứ, thông thường các hạt cặn trong nước đều có thể mang điện tích âm hoặc dương, ví dụ các hạt cặn gốc silic, các tạp chất hữu cơ đều mang điện tích âm; các hydroxit sắt, nhôm mang điện tích dương. Khi thế cân bằng điện động của nước bị phá vỡ, các thành phần mang điện tích sẽ kết dính với nhau nhờ lực liên kết phân tử và lực điện từ, tạo thành một tổ hợp các phân tử, nguyên tử hoặc các ion tự do, các tổ hợp tạo thành được gọi là hạt keo. Tùy thuộc vào thành phần cấu tạo, các hạt keo sẽ có những tính chất khác nhau. Người ta có thể chia các hạt keo thành hai loại: keo kỵ nước và keo háo nước. Trong kỹ thuật xử lý nước bằng quá trình keo tụ, keo kỵ nước đóng vai trò chủ đạo. Ngoài ra, người ta còn phân loại theo các dạng sau:

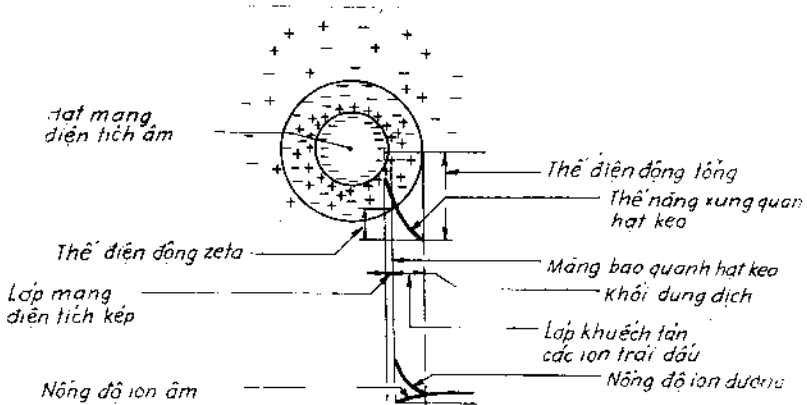
- Keo phân tử là những phân tử lớn (polyme) tạo thành hạt keo,
- Keo phân tán gồm nhiều phân tử phân tán (cát, đất sét) tạo thành hạt keo;
- Keo liên kết gồm nhiều phân tử khác nhau liên kết với nhau tạo thành hạt keo.

Keo kỵ nước (hydrophobic) không tan, phân chia thành các hạt nhỏ, không ngấm dầu, nước. Ví dụ, các kim loại như vàng, bạc, silic...

Keo ngấm nước (hydrophilic) có khả năng hấp phụ các phân tử nước. Ví dụ, vi trùng, vi rút, các polyme hòa tan, lòng trắng trứng...

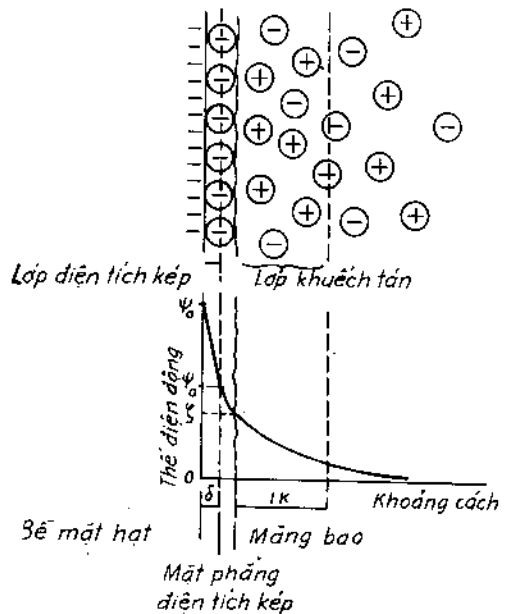
Keo kỵ nước hình thành sau quá trình thủy phân các chất xúc tác như phen nhôm, phen sắt. Ban đầu các phân tử mới hình thành liên kết lại với nhau thành các khối đồng nhất, ví dụ khi dùng phen sắt, sau khi thủy phân sẽ tạo ra các khối liên kết gồm nhiều phân tử $\text{Fe}(\text{OH})_3$. Nhờ có điện tích bề mặt lớn, các khối này có khả năng hấp thụ chọn lọc một loại ion nào đó, hoặc có trong thành phần các ion của khối hoặc gần giống một trong các ion trong khối về tính chất và kích thước, tạo thành lớp vỏ bọc ion. Lớp vỏ ion này cùng với khối phân tử bên trong tạo thành hạt keo. Bề mặt nhân keo mang điện tích của lớp ion gắn chặt trên đó, có khả năng hút một số ion tự do mang điện tích trái dấu để bù lại một phần điện tích. Như vậy, quanh khối liên kết phân tử ban đầu có hai lớp ion mang điện tích trái dấu bao bọc, gọi là lớp điện tích kép của hạt keo. Lớp ion ngoài

cung do lực liên kết yếu nên thường không có đủ điện tích trung hòa với lớp điện tích bên trong và do vậy hạt keo luôn mang một điện tích nhất định. Để cân bằng điện tích trong môi trường, hạt keo lại thu hút quanh mình một số ion trái dấu ở trạng thái khuếch tán (hình 5-1).



7)

Nếu hạt keo ở trong trạng thái tĩnh thì điện tích của hạt được bù bởi điện tích của lớp ion khuếch tán. Do chuyển động Brown, lớp ion khuếch tán không di chuyển đồng thời với hạt keo, bởi vì lực liên kết không bền vững. Do đó, hạt keo trong nước luôn là hạt keo mang điện tích. Từ hình 5-1 ta thấy, thế nhiệt động φ trên bề mặt nhân keo bằng tổng điện tích các ion của lớp vỏ nhân, còn thế điện động ζ trên bề mặt hạt keo bằng tổng điện tích của lớp ion kép trên bề mặt hạt keo. Thế điện động ζ có giá trị nhỏ hơn thế nhiệt động φ



b)

Hình 5-1. Mô tả cấu trúc hạt keo.
a. Khái niệm về lớp điện tích kép;
b. Mô tả điện thế trên bề mặt hạt keo.

một trị số bằng tổng diện tích của các ion trái dấu nằm trong lớp điện tích kép.

Theo lý thuyết về lớp điện tích kép, nếu hạt muốn keo tụ thì thế điện động zeta cần phải giảm thấp dưới giá trị tối hạn. Trong trường hợp keo đất sét, giá trị tối hạn này được quan sát thấy ở khoảng 0 ± 10 mV. Do vậy, quá trình keo tụ được xem như bước đầu tiên trong việc kết hợp các hạt riêng rẽ nhờ việc giảm thế điện động zeta. Quá trình tạo bông keo xảy ra nhờ khuấy trộn và hình thành việc kết hợp các hạt bông keo nhỏ.

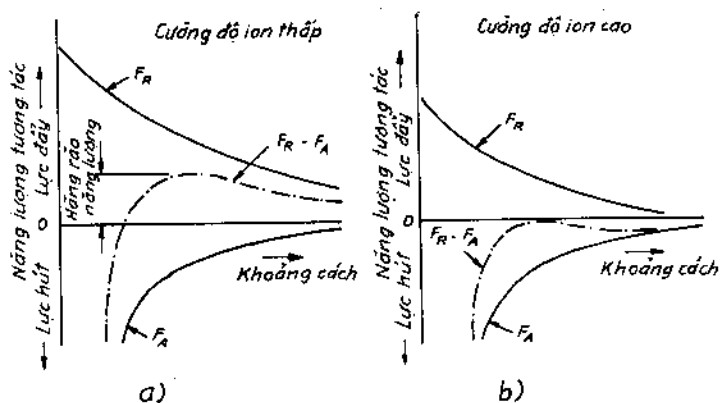
Trong pha phân tán keo, diện tích bề mặt của các hạt keo có ảnh hưởng rất lớn đến các ion bao quanh. Các ion trái dấu bị thu hút về bề mặt và các đồng ion (các ion cùng loại điện tích) bị đẩy ra khỏi bề mặt. Kết hợp hỗn hợp các xu hướng chuyển động nhiệt và hút hoặc đẩy ion lẫn nhau sẽ tạo ra một lớp trong của bề mặt tích điện của hạt keo và một lớp ngoài có số đương lượng các ion trái dấu phân bố trong pha khuếch tán tạo ra lớp bề mặt điện tích kép (hình 5-1).

Theo Stern, tác giả phân chia lớp điện tích kép thành 2 lớp: lớp điện tích kép Stern với các ion trái dấu hút nhau rất mạnh trên bề mặt hạt keo và lớp khuếch tán, có bề dày phụ thuộc vào cường độ ion của dung dịch. Điện thế trên bề mặt giữa lớp ngoài của lớp Stern và lớp trong của lớp khuếch tán được gọi là thế điện động zeta. Các lực hút và lực đẩy tĩnh điện được xem như là các lực phân tán hoặc lực London - Van der Waals tồn tại giữa các hạt keo. Độ lớn của các lực này thay đổi tỷ lệ nghịch với khoảng cách giữa các hạt và chúng độc lập với cường độ ion của nước. Khả năng ổn định của hạt keo là kết quả tổng hợp giữa lực hút và lực đẩy. Nếu lực tổng hợp là lực hút thì xảy ra quá trình keo tụ.

Hình 5-2 trình bày năng lượng tương tác của hệ keo khi cường độ ion trong dung dịch cao và thấp. Ở khoảng cách gần bề mặt, lực hấp dẫn London - Van der Waals thường mạnh. Ở khoảng cách xa bề mặt hơn, lực đẩy tĩnh điện có thể vượt quá lực hút tĩnh điện. Lực đẩy ở một khoảng cách nhất định sẽ mạnh hơn hoặc yếu hơn tùy thuộc vào diện tích bề mặt và vào khả năng các ion trái dấu có thể bù vào bề mặt đó (cường độ ion trong pha lỏng).

Độ ổn định của hệ keo phụ thuộc vào lực tổng hợp. Khi xảy ra quá

trình hấp thụ thuần túy (hấp phụ nhờ lực tĩnh điện và / hoặc lực Van der Waals, hấp thụ ion trái dấu thường chiếm ưu thế hơn hấp phụ ion cùng dấu (hình 5-1b)



Hình 5-2. Mô tả năng lượng tương tác của hệ keo.

Khi thủy phân ion kim loại như Fe^{3+} hoặc Al^{3+} bổ sung vào nước, quá trình thủy phân xảy ra tức thời và hình thành các phức hydrôxyl. Nồng độ các phức hydrôxyl phụ thuộc vào nồng độ các ion kim loại và giá trị pH. Các phức hydrôxyl có mang điện tích và thời gian tồn tại của chúng rất ngắn. Các ion dương bị hấp phụ trên bề mặt các hạt keo và điện tích bề mặt bị trung hòa do giảm thế điện động zeta. Số các ion trái dấu đòi hỏi để trung hòa điện tích bề mặt khá nhỏ so với số các ion yêu cầu để "nén" lớp điện tích kép. Nồng độ các ion trái dấu cần bổ sung tỷ lệ thuận với nồng độ các hạt keo trong nước và bổ sung dư lượng các ion trái dấu sẽ tạo ra sự tái ổn định của hệ keo do chuyển đổi nghịch chiều điện tích bề mặt.

Khi các muối kim loại như $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ và $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 16\div 18\text{H}_2\text{O}$ được bổ sung vào nước với nồng độ đủ, nhôm hoặc sắt hydrôxít được hình thành và tạo ra kết tủa. Các hạt keo có mặt trong nước tác động như các hạt nhân để kết tủa và tạo ra kết tủa. Cơ chế này được biết với tên gọi "keo tụ nhanh".

Khi năng lượng động học của các hạt keo không đủ để tạo ra sự chuyển động, huyền phù sẽ trở nên bền vững, bằng biện pháp khuấy trộn hoặc bổ sung các polyme có khả năng keo tụ, người ta có thể phá vỡ trạng

thái cân bằng của hệ, làm cho các hạt keo xích lại gần nhau hơn, tăng lực hút, giảm lực đẩy và do vậy làm cho quá trình keo tụ đạt hiệu quả hơn.

Khi sử dụng biện pháp giảm thế điện động zeta, người ta nhận thấy rằng điện thế zeta của hạt keo kỵ nước dao động trong giới hạn 0,05 đến 0,1 V. Để lực hút phân tử thắng được lực đẩy tĩnh điện thì điện thế zeta phải nhỏ hơn 0,03 V và quá trình keo tụ càng đạt hiệu quả khi điện thế zeta tiến tới 0. Trạng thái hệ keo khi điện thế zeta bằng 0 được gọi là trạng thái đẳng điện và trị số pH của hệ ở trạng thái đẳng điện được gọi là điểm đẳng điện.

5.3. CÁC PHƯƠNG PHÁP KEO TỤ

Trong công nghệ xử lý nước bằng phương pháp keo tụ, người ta thường sử dụng:

1. Phương pháp keo tụ dùng các chất điện ly đơn giản;
2. Phương pháp keo tụ dùng hệ keo ngược dấu như các muối nhôm hoặc sắt.
3. Phương pháp keo tụ dùng các chất polyme. Phương pháp này còn sử dụng cả khi cần tăng cường quá trình keo tụ cho các phương pháp khác.

5.3.1. Keo tụ bằng các chất điện ly đơn giản

Bản chất của phương pháp là cho vào nước các chất điện ly ở dạng ion đơn giản ngược dấu. Khi nồng độ các ion ngược dấu tăng lên thì càng có nhiều ion được chuyển từ lớp khuếch tán vào lớp điện tích kép, dẫn tới việc giảm điện thế zeta, đồng thời lực đẩy tĩnh điện cũng giảm đi. Nhờ chuyển động Brown, các hạt keo với điện tích nhỏ khi va chạm dễ kết dính bằng lực hút phân tử Van der Waals, tạo nên các bông cặn lớn hơn. Khi kích thước của bông cặn đạt đến 1 μm thì chuyển động Brown hết tác dụng. Nếu muốn tăng kích thước bông cặn lên nữa thì cần phải tác động (khuấy trộn) để các cặn xích lại gần nhau hơn.

Quá trình keo tụ bằng các chất điện ly đơn giản được xem như một cơ chế keo tụ tối ưu vì nó giải thích qua sự nén điện trong lớp khuếch tán vào lớp điện tích kép để phá vỡ trạng thái ổn định của hệ keo trong nước. Mặc dù vậy, trong thực tế, quá trình keo tụ dùng chất điện ly đơn giản ít

có ý nghĩa, do nồng độ chất điện ly để đạt tới việc phá vỡ trạng thái ổn định của hệ keo đòi hỏi rất cao.

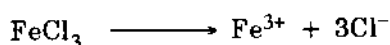
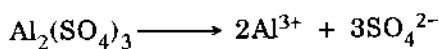
Kết quả thực nghiệm cho thấy rằng, khi sử dụng chất điện ly với các ion có hóa trị cao, hiệu quả keo tụ càng lớn và nồng độ chất điện ly đòi hỏi sẽ giảm đi.

Cũng như các phương pháp keo tụ khác, keo tụ dùng các chất điện ly đơn giản đòi hỏi liều lượng chất điện ly cho vào nước phải thật chính xác. Nếu nồng độ chất điện ly trong nước vượt quá mức cần thiết sẽ dẫn đến quá trình tích điện trở lại đối với các hạt keo, làm điện thế zeta tăng lên, hiệu quả keo tụ giảm đi và hệ keo trong nước sẽ trở về trạng thái bền vững.

Do các nhược điểm nói trên, trong thực tế xử lý nước, phương pháp keo tụ dùng chất điện ly đơn giản rất ít khi và hầu như không được sử dụng.

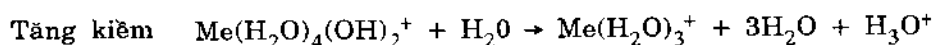
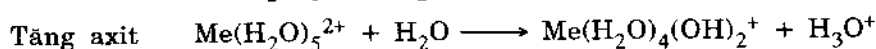
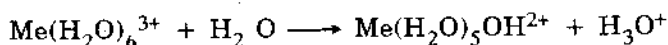
5.3.2. Keo tụ bằng hệ keo ngược dấu

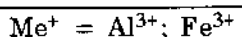
Trong quá trình này người ta sử dụng muối nhôm hoặc sắt hóa trị 3, còn gọi là phèn nhôm hoặc sắt làm chất keo tụ, đây là hai loại hóa chất rất thông dụng trong xử lý nước cấp, nhất là xử lý nước sinh hoạt. Các muối này được đưa vào nước dưới dạng dung dịch hòa tan, trong dung dịch chúng phân ly thành các cation và anion theo phản ứng sau:



Nhờ hóa trị cao của các ion kim loại, chúng có khả năng ngậm nước tạo thành phức chất hexa $\text{Me}(\text{H}_2\text{O})_6^{3+}$ (trong đó Me^{3+} có thể là Al^{3+} hoặc Fe^{3+}). Tùy thuộc vào giá trị pH của môi trường mà chúng có khả năng tồn tại ở các điều kiện khác nhau, thí dụ với nhôm, các phức chất này tồn tại ở pH từ 3 đến 4; với sắt, chúng tồn tại ở pH từ 1 đến 3.

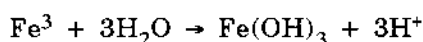
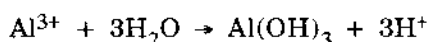
Khi tăng pH, các phản ứng xảy ra như sau:





Với nhôm khi pH bắt đầu từ 6 trở lên và với sắt, khi pH bắt đầu từ 5 trở lên, các phản ứng dừng lại ở trạng thái hydroxit $\text{Me}(\text{OH})_3$ kết tủa lắng xuống. Độ hòa tan của các hydroxit $\text{Me}(\text{OH})_3$ này quá nhỏ nên ở pH tối ưu, các ion kim loại này được tách hết ra khỏi nước. Quá trình tạo thành $\text{Me}(\text{OH})_4^-$ chỉ xảy ra khi $\text{pH} \geq 7,5$ đối với nhôm và $\text{pH} \geq 10$ đối với sắt.

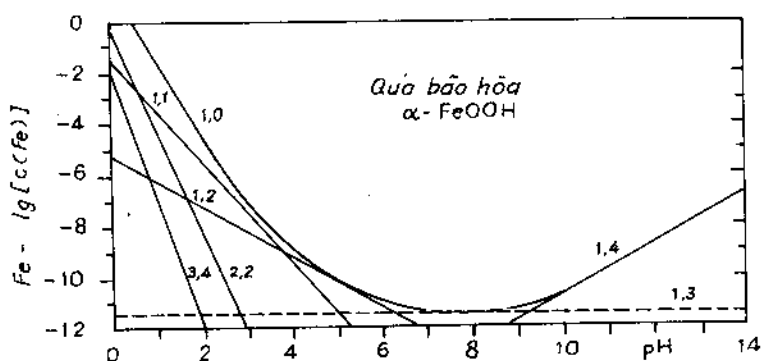
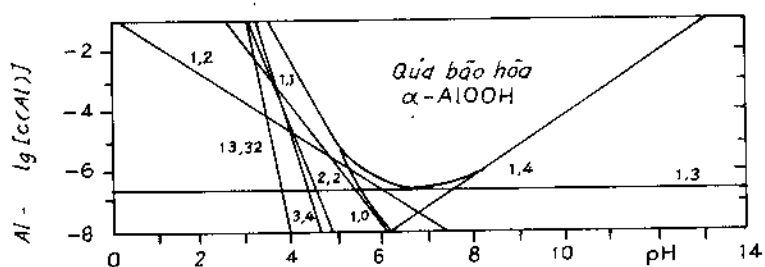
Các sản phẩm hydroxit tan tạo thành trong phạm vi pH từ 3 đến 6, đó là các sản phẩm mang nhiều nguyên tử kim loại, ví dụ $\text{Al}_3(\text{OH})_4^{5+}$. Các hợp chất này mang điện tích dương mạnh và có khả năng kết hợp với các hạt keo tự nhiên mang điện tích âm tạo thành bông cặn. Các hydroxit nhôm hoặc sắt tạo thành khác nhau tùy thuộc vào pH và các điều kiện của quá trình, song chúng đều là những hợp chất mang điện dương và có hoạt tính tạo bông keo tụ cao nhờ hoạt tính bề mặt lớn. Các bông keo này khi lắng xuống sẽ hấp phụ, cuốn theo các hạt keo, cặn bẩn chất hữu cơ, chất mang mùi vị... tồn tại ở trạng thái hòa tan hoặc lơ lửng trong nước. Mặt khác, các ion kim loại tự do còn kết hết với nước qua phản ứng thủy phân cũng tạo thành các hydroxyt như sau:



Hình 5-3 mô tả quá trình tạo thành các phức chất nhôm và sắt trong phản ứng thủy phân phụ thuộc vào độ pH của môi trường.

Quan sát quá trình keo tụ dùng phèn nhôm, sắt ta thấy có khả năng tạo ra ba loại bông cặn sau:

1. Loại thứ nhất là tổ hợp của các hạt keo tự nhiên bị phá vỡ thế điện động zeta, loại này chiếm số ít.
2. Loại thứ hai gồm các hạt keo mang điện tích trái dấu nên kết hợp với nhau và trung hòa về điện tích. Loại này không có khả năng kết dính và hấp phụ trong quá trình lắng tiếp theo vì vậy số lượng cũng không đáng kể.
3. Loại thứ ba được hình thành từ các hạt keo do thủy phân chất keo tụ với các anion có trong nước nên bông cặn có hoạt tính bề mặt cao, có khả năng hấp thụ các chất bẩn trong khi lắng, tạo thành các bông cặn lớn hơn. Trong xử lý nước bằng keo tụ, loại bông cặn thứ ba chiếm ưu thế và



Hình 5-3. Đồ thị biểu diễn độ ổn định của các sản phẩm thủy phân nhôm, sắt phụ thuộc vào pH. Các chỉ số ghi trên hình dành cho các ion kim loại và ion OH^- . Ví dụ, 2,2 ứng với $\text{Fe}_2(\text{OH})_2^{4+}$; 3,4 ứng với $\text{Fe}_3(\text{OH})_4^{5+}$...

có tính quyết định đến hiệu quả keo tụ nên các điều kiện ảnh hưởng đến sự hình thành bông cặn loại này được quan tâm hơn cả.

Các loại phèn nhôm, sắt thường sử dụng trong quá trình keo tụ gồm: nhôm sunfat $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 14\text{H}_2\text{O}$, nhôm clorua $\text{AlCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$, nhôm polyclorua $[\text{Al}(\text{OH})_{1,5}(\text{SO}_4)_{0,125}\text{Cl}_{1,25}]_n$, aluminat natri NaAlO_2 , sắt(III) sunfat $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 8\text{H}_2\text{O}$, sắt(II) sunfat $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$, sắt clorua FeCl_3 , sunfat sắt nhôm $\text{AlFe}(\text{SO}_4)_3 \cdot n\text{H}_2\text{O}$, sunfat clo sắt FeClSO_4 , $\text{FeCl}_3\text{Fe}(\text{SO}_4)_3$...

5.3.3. Keo tụ hoặc tăng cường quá trình keo tụ bằng các hợp chất cao phân tử.

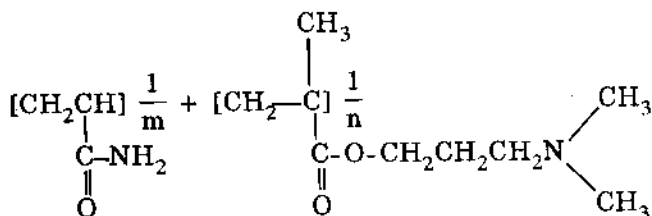
Quá trình này sử dụng các chất cao phân tử tan trong nước, chúng có cấu tạo mạch dài, với phân tử lượng từ 10^3 đến 10^7 g/mol và đường kính phân tử trong dung dịch vào khoảng 0,1 μm đến 1 μm . Chúng cũng còn

được sử dụng làm chất trợ keo tụ, tức là sử dụng cùng với phèn nhôm hoặc sắt là những chất keo tụ chính. Chúng giúp cho quá trình keo tụ xảy ra nhanh hơn và tạo ra các bông keo có kích thước lớn hơn để có thể tách ra khỏi nước một cách dễ dàng.

Dựa vào hóa trị người ta phân chia các loại cao phân tử dùng trong keo tụ ra làm ba loại: loại anion, loại cation và loại không ion. Ngoài ra cũng có thể phân chia chúng theo cấu tạo hóa học, theo độ lớn phân tử lượng như độ tích điện của chúng. Ngoài các chất cao phân tử tự nhiên người ta còn sử dụng cả các chất cao phân tử tổng hợp làm chất keo tụ. Trong xử lý nước sinh hoạt người ta thường dùng các chất cao phân tử tự nhiên, các polyacrylamit anion và không ion.

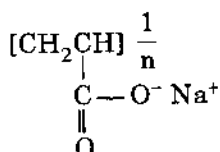
Sau đây là một vài thí dụ về các chất cao phân tử dùng trong quá trình keo tụ:

1. Polyme trùng hợp từ acrylamit và N, N-dimetylaminopropylmethacrylat.



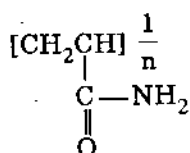
Sản phẩm của phản ứng trên là một loại cao phân tử cation có cấu tạo mạch thẳng, mật độ hóa trị phụ thuộc vào quá trình trùng hợp polyme $\frac{n}{n+m}$, vào độ pH của môi trường, sự tạo thành este và độ nhạy của quá trình thủy phân.

2. Polynatriacrylat, sản phẩm trùng hợp của natriacrylat:



đây là một ví dụ về polyme anion mạch thẳng.

3. Polyacrylamit, sản phẩm của quá trình trùng hợp acrylamit:



đây là một ví dụ về hợp chất cao phân tử không ion, mạch thẳng, phân tử lượng rất cao và là một trong những chất keo tụ tốt.

Các polyme cấu tạo mạch dài, phân tử lượng cao, khi phân ly trong nước chúng keo tụ các hạt cặn bẩn trong nước dưới dạng liên kết chuỗi. Các liên kết này tạo điều kiện thuận lợi cho việc hình thành và lắng tủa bông cặn.

Trong xử lý nước hiện nay, người ta dùng nhiều các chất polyme tự nhiên, các polyacrylamit anion và không ion, lượng polyme dùng tối đa đến 0,5 mg/l. Tuy nhiên, các loại polyme này có nhược điểm là không bảo quản được lâu, đặc biệt khi đã hòa tan trong nước, công nghệ sản xuất tốn kém, giá thành cao, vì vậy việc sử dụng polyme làm chất keo tụ ở nước ta còn bị hạn chế.

5.4. CÁC CƠ CHẾ CỦA QUÁ TRÌNH KEO TỤ TẠO BÔNG

Nghiên cứu các quá trình keo tụ và tạo bông, người ta đưa ra các cơ chế của quá trình như sau:

1. Quá trình nén lớp điện tích kép.

Quá trình đòi hỏi nồng độ cao của các ion trái dấu cho vào để giảm thế điện động zeta. Sự tạo bông nhờ trung hòa điện tích, giảm thế điện động zeta làm cho lực hút mạnh hơn lực đẩy và tạo ra sự kết dính giữa các hạt keo.

2. Quá trình keo tụ do hấp phụ, trung hòa điện tích tạo ra điểm đẳng điện zeta bằng 0.

Các hạt keo hấp phụ ion trái dấu lên bề mặt song song với cơ chế nén lớp điện tích kép nhưng cơ chế hấp phụ mạnh hơn. Ví dụ, kết tủa $\text{Al}(\text{OH})_3$ hoặc $\text{Fe}(\text{OH})_3$ lên bề mặt, làm giàu lớp điện tích kép trong sản phẩm thủy phân mono hoặc dime. Hấp phụ ion trái dấu làm trung hòa điện tích, giảm

thể điện động zeta tạo ra khả năng kết dính giữa các hạt keo.

3. Quá trình keo tụ do hấp phụ tĩnh điện thành từng lớp các hạt keo đều tích điện, nhờ lực tĩnh điện chúng có xu hướng kết hợp với nhau.

4. Quá trình keo tụ do hiện tượng bắc cầu. Các polyme vô cơ hoặc hữu cơ (không phải Al hoặc Fe) có thể ion hóa, nhờ cấu trúc mạch dài chúng tạo ra cầu nối giữa các hạt keo. Điều cần lưu ý ở đây là tính toán đủ lượng tối ưu để tránh hiện tượng tái ổn định của hệ keo.

5. Quá trình keo tụ ngay trong quá trình lắng, hình thành các tinh thể $\text{Al}(\text{OH})_3$, $\text{Fe}(\text{OH})_3$, các muối không tan, các polyelectrolit. Cơ chế này không phụ thuộc vào quá trình tạo bông, không có hiện tượng tái ổn định hệ keo. Khi lắng, chúng hấp thụ cuốn theo các hạt keo khác, các cặn bẩn, các chất vô cơ, hữu cơ lơ lửng và hòa tan trong nước.

Sau đây ta sẽ nghiên cứu từng cơ chế cụ thể.

5.4.1. Cơ chế nén lớp điện tích kép, giảm thế điện động zeta nhờ ion trái dấu

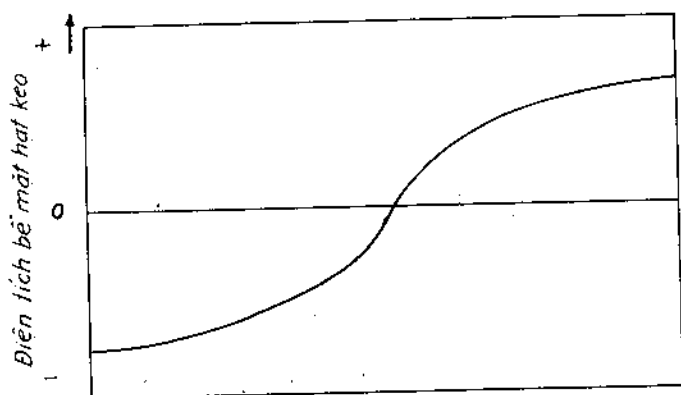
Khi bổ sung các ion trái dấu vào nước với nồng độ cao, các ion sẽ chuyển dịch từ lớp khuếch tán vào lớp điện tích kép và làm tăng điện tích trong lớp điện tích kép, giảm thế điện động zeta và giảm lực tĩnh điện. Mức giảm điện thế phụ thuộc vào nồng độ và hóa trị của ion trái dấu đưa vào. Nồng độ và hóa trị của ion bổ sung càng cao, quá trình trung hòa điện tích càng nhanh, lực đẩy tĩnh điện càng giảm. Đến một lúc nào đó, lực hút van der Waals thắng lực đẩy tĩnh điện, các hạt keo xích lại gần nhau, kết dính với nhau và tạo thành bông keo tụ (hình 5-2b).

5.4.2. Cơ chế hấp thụ - trung hòa điện tích

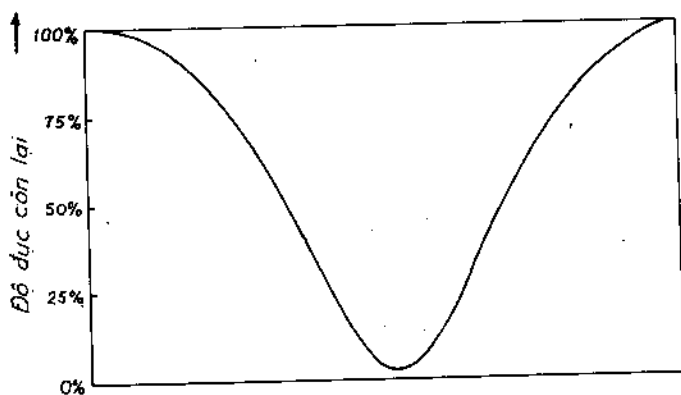
Ngoài cơ chế nén lớp điện tích kép nói trên, các hạt keo cũng hấp phụ lên bề mặt các ion dương trái dấu, làm thay đổi điện tích bề mặt hạt keo. Các ion ngược dấu, đặc biệt là các ion tích điện cao được hấp phụ tạo nên sự trung hòa điện tích, ví dụ các nhóm hydroxyt kim loại tích điện dương, các polyme hữu cơ cation và các ion kim loại hóa trị cao. Các ion này phá vỡ trạng thái bền của hệ keo nhờ hai cơ chế đồng thời nói trên, cơ chế nén lớp điện tích kép và cơ chế hấp phụ ion trái dấu trên bề mặt hạt keo, làm giảm thế điện động zeta, giảm lực đẩy tĩnh điện, tăng lực hút, tạo điều

kiện cho các hạt keo kết dính vào nhau, trong đó cơ chế hấp phụ - trung hòa điện tích đóng vai trò đáng kể.

Tuy nhiên, lượng ion trái dấu đưa vào chỉ có được hiệu quả tối ưu ở một giá trị nào đó, khi lượng ion trái dấu đưa vào vượt giá trị đó sẽ xảy ra hiện tượng tái ổn định của hệ keo trong nước, thúc đẩy quá trình tích điện trở lại đối với các hạt keo, làm tăng thế điện động zeta và hiệu quả



a)



b)

Hình 5-4. Mô tả hiệu quả của cơ chế hấp phụ - trung hòa điện tích các ion trái dấu.
a. Sự phụ thuộc giữa điện tích bề mặt hạt keo và lượng ion trái dấu đưa vào; b. Hiệu quả về độ đục thu được theo lượng ion trái dấu đưa vào.

quá trình keo tụ giảm đi.

Hình 5-4a mô tả sự phụ thuộc giữa điện thế bề mặt hạt keo và lượng ion trái dấu đưa vào, hình 5-4b trình bày hiệu quả của quá trình keo tụ phụ thuộc vào lượng ion trái dấu có trong dung dịch. Rõ ràng là người ta chỉ có được một hiệu quả tối ưu khi lượng ion trái dấu đưa vào đạt giá trị tối ưu, ngược lại, sẽ gây ảnh hưởng xấu đến quá trình keo tụ.

5.4.3. Cơ chế hấp phụ - bắc cầu

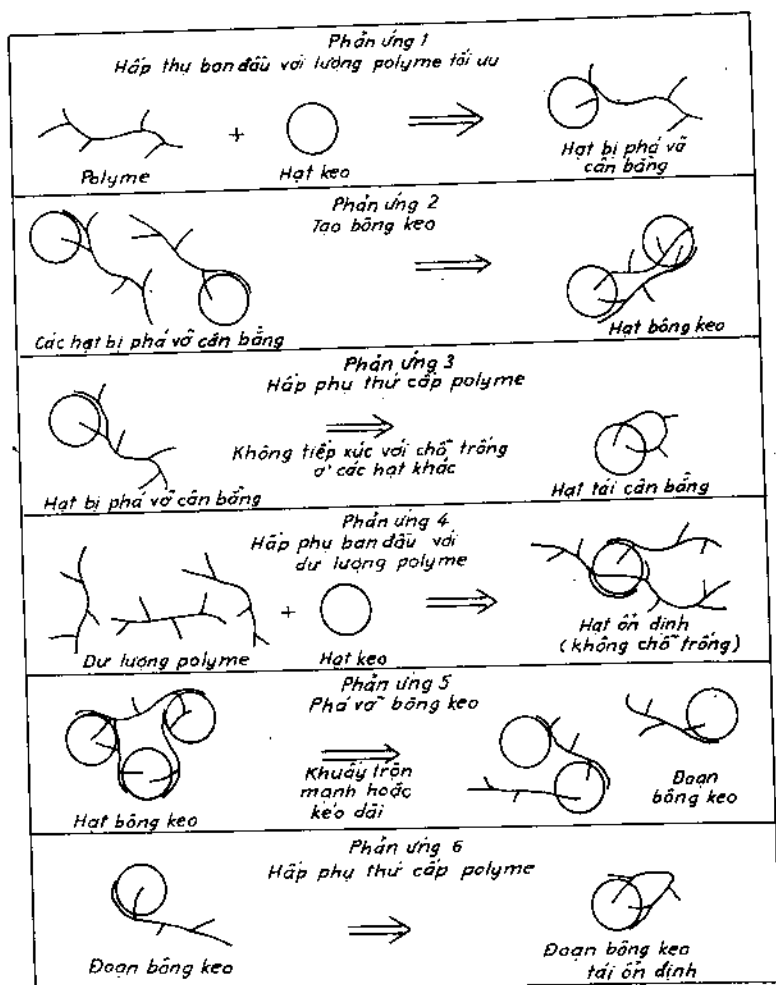
Khi sử dụng chất keo tụ là các hợp chất polyme, nhờ cấu trúc mạch dài, các đoạn phân tử polyme hấp phụ lên bề mặt hạt keo, tạo ra cầu nối với nhau, hình thành bông keo tụ có kích thước lớn làm tăng tốc độ lắng của các hạt keo. Khả năng tạo bông keo tụ nhờ cơ chế bắc cầu, phụ thuộc vào nhóm polyme và hạt keo trong nước, phụ thuộc vào quá trình hấp phụ chất polyme lên bề mặt hạt keo cũng như số lượng polyme có trong dung dịch. Cũng giải thích tương tự cơ chế nói trên, lượng polyme đưa vào dung dịch cũng chỉ cần đến một giá trị tối ưu, vượt quá giới hạn tối ưu đó, quá trình hấp phụ sẽ dẫn đến hiệu quả xấu là tạo ra sự cân bằng trong hệ keo, thường nồng độ polyme đưa vào dung dịch vào khoảng 1 mg/l. Nồng độ tối đa bổ sung thường tỷ lệ thuận với nồng độ hạt keo trong dung dịch và đúng hơn là tỷ lệ thuận với diện tích bề mặt các hạt keo có trong dung dịch. Hình 5-5 trình bày sơ đồ nguyên lý của cơ chế bắc cầu trong quá trình phá vỡ cân bằng hệ keo nhờ các polyme.

Quá trình tạo bông keo với các polyme nhờ cơ chế bắc cầu có thể được thực hiện qua các bước sau đây:

1. Phân tán dung dịch polyme vào trong hệ huyền phù;
2. Vận chuyển polyme trong hệ tới bề mặt hạt;
3. Hấp phụ polyme lên bề mặt hạt;
4. Liên kết giữa các hạt đã hấp phụ polyme với nhau.

Quá trình phân tán polyme vào trong hệ huyền phù và vận chuyển đến bề mặt hạt cho đến nay vẫn chưa có công trình nào nói đến. Quá trình hấp phụ polyme xảy ra rất nhanh và không thuận nghịch ngay trên bề mặt giữa pha lỏng và pha rắn.

Hiệu quả của quá trình keo tụ với polyme nhờ cơ chế bắc cầu, phụ



hình 5-5. Sự tạo qua trình tác động phá vỡ cân bằng hệ keo nhờ các polyme.

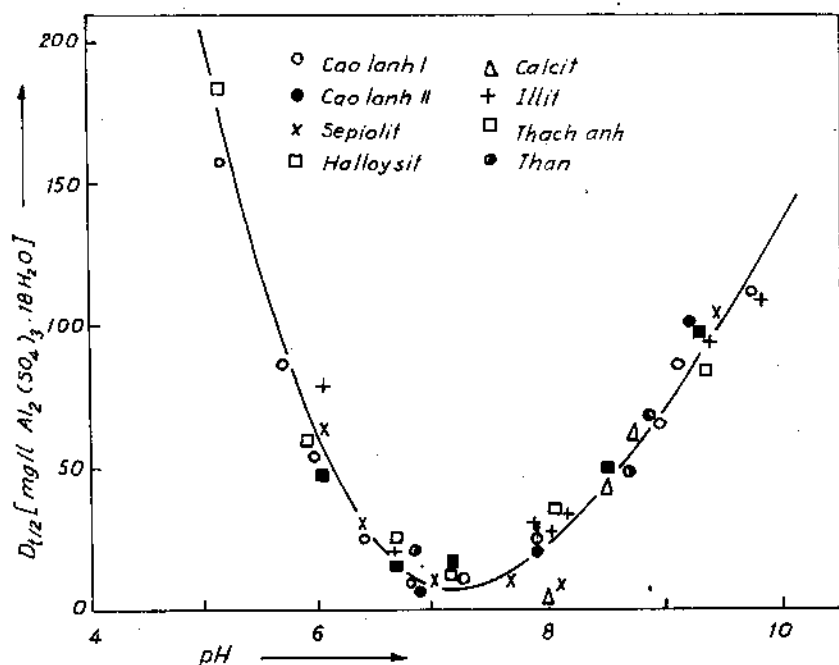
thuộc vào trọng lượng phân tử polyme. Khi tăng trọng lượng phân tử, độ hòa tan của nó kém đi, dung dịch sẽ có độ nhớt cao hơn, liều lượng dùng tối ưu sẽ cao hơn, bông cần tạo ra lớn hơn, quá trình lắng nhanh hơn.

Giá trị pH của môi trường cũng có ý nghĩa đáng kể: với các polyme không ion, ảnh hưởng của pH không lớn lắm nhưng với các polyme anion ở pH cao và các polyme cation ở pH thấp sẽ ảnh hưởng tới quá trình ion hóa của chúng, dẫn đến ảnh hưởng tới quá trình tạo bông keo.

Ngoài ra, cường độ ion trong hệ cũng có thể xúc tiến hay cản trở quá trình tạo bông keo.

5.4.4. Cơ chế keo tụ hấp phụ cùng lắng trong quá trình lắng

Các ion kim loại hóa trị cao sử dụng trong quá trình keo tụ như Al^{3+} , Fe^{3+} tạo ra trong nước các sản phẩm thủy phân khác nhau như $\text{Fe}_2(\text{OH})_2^{4+}$; $\text{Al}_3(\text{OH})_4^{5+}$; $\text{Fe}(\text{OH})_2^+$, $\text{Al}_{13}(\text{OH})_{34}^{5+}$, $\text{Al}_7(\text{OH})_{17}^{4+}$, $\text{Al}(\text{OH})_2^+$, $\text{Al}(\text{OH})_4^-$, $\text{Fe}(\text{OH})_4^-$... Ở các giá trị cao và thấp của pH, các liên kết này tồn tại và tích điện, nhưng ở một giá trị pH trung bình nào đó thì chỉ có một các hydroxyt nhôm hoặc sắt tạo ra và lập tức chúng lắng xuống. Trong quá trình lắng chúng kéo theo cả các bông keo và tạp chất có trong hệ huyền phù như các hạt keo khác, các cặn bẩn, các chất hữu cơ, chất mang mùi vị tồn tại ở trạng thái hòa tan hay lơ lửng. Cơ chế đó được gọi là cơ chế cùng lắng. Nó có thể tách được nhiều loại keo và điều đặc biệt của cơ chế này là không phụ thuộc vào quá trình tạo bông keo tụ nói trên và không có sự tái trở lại trạng thái ổn định như các cơ chế khác.



Hình 5-8. Tác dụng tạo bông keo của các huyền phù khác nhau phụ thuộc vào pH, khi sử dụng $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$ làm chất keo tụ. Cơ chế cùng lắng xuống trong quá trình lắng.

Hình 5-6 trình bày hiệu quả của quá trình tạo bông keo của các hạt huyền phù khác nhau phụ thuộc vào pH khi sử dụng $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$ làm chất keo tụ có nối đến cơ chế cùng lắng xuống.

5.5. ĐỘNG HỌC CỦA QUÁ TRÌNH KEO TỤ

Quá trình keo tụ các tạp chất trong nước xảy ra qua các giai đoạn sau: giai đoạn pha trộn các chất keo tụ trong nước, giai đoạn thủy phân chất keo tụ đồng thời phá hủy trạng thái ổn định của hệ keo và giai đoạn hình thành bông cặn. Khi hệ keo trong nước đã bị các chất keo tụ làm mất đi trạng thái ổn định của nó thì tốc độ tạo bông keo quyết định bởi chuyển động tạo ra sự tiếp xúc giữa các hạt keo với nhau. Quá trình tiếp xúc giữa các hạt keo đạt được nhờ khuếch tán và chuyển động có hướng. Khuếch tán chỉ có tác dụng để hình thành bông keo nhỏ, muốn hình thành bông keo có kích thước lớn hơn thì phải có chuyển động định hướng của các hạt để chúng tiếp xúc với nhau. Trong xử lý nước dùng quá trình keo tụ, chuyển động định hướng với vận tốc nhỏ của các hạt có một ý nghĩa đáng kể.

Hiệu quả keo tụ phụ thuộc vào nhiều yếu tố, với mỗi nguồn nước cụ thể, khi đã xác định được loại hóa chất sử dụng và liều lượng tối ưu thì hiệu quả keo tụ chỉ còn phụ thuộc vào các yếu tố vật lý đó là cường độ khuấy trộn nước để làm tăng số lượng va chạm giữa các hạt cặn. Dưới tác động của chuyển động nhiệt, ban đầu các hạt cặn kích thước nhỏ va chạm và kết dính tạo thành hạt có kích thước lớn hơn cho đến khi chúng không còn khả năng tham gia vào chuyển động nhiệt nữa, lúc này tác động khuấy trộn tham gia vào quá trình tạo bông cặn lớn hơn. Cường độ khuấy trộn được biểu thị bằng gradient vận tốc G và thời gian phản ứng tạo thành bông cặn t . Trong thực tế, hai đại lượng này thường được xác định bằng thực nghiệm cho từng trường hợp cụ thể. Chuyển động nhiệt, chuyển động phân tử Brown để tạo ra các bông cặn có kích thước nhỏ tuân theo định luật Smoluchowski như sau:

$$\frac{\partial N}{\partial t} = -\alpha_p \cdot \frac{4kT}{3\mu} \cdot N^2$$

trong đó:

N - số phân tử chuyển động;

α_p - hệ số va chạm của quá trình tạo bông cặn;

k - hằng số Boltzmann;

μ - độ nhớt động học;

t - thời gian;

T - nhiệt độ.

Để tạo ra được bông cặn kích thước lớn hơn khi chúng không còn khả năng chuyển động nhiệt (chuyển động Brown) ta có biểu thức sau:

$$\frac{\partial N}{\partial t} = - \alpha_0 \cdot \frac{4}{\pi} \cdot \phi \cdot G \cdot N$$

trong đó:

G - gradient vận tốc [$\text{ms}^{-1}\text{m}^{-1}$] = s^{-1} ;

ϕ - phân thể tích chất rắn (thể tích/thể tích);

α_0 - hệ số va chạm của bông cặn kích thước lớn.

Quan hệ trên chỉ đúng khi gradient vận tốc không đổi nhưng trong thực tế phải lấy gradient vận tốc trung bình.

Gradient vận tốc trung bình có thể tính theo năng lượng qua công thức:

$$G = \sqrt{\frac{P}{\mu \cdot V}} = \sqrt{\frac{\epsilon}{\mu}}$$

trong đó:

P - công suất sử dụng (năng lượng tiêu hao trong bể phản ứng tạo thành bông cặn), $\text{W.kg.m}^2.\text{s}^{-3}$;

V - thể tích bể phản ứng;

μ - độ nhớt động học.

5.6. CÁC BƯỚC THỰC HIỆN MỘT QUÁ TRÌNH KEO TỤ

Để thực hiện một quá trình keo tụ, người ta phải tiến hành các bước sau đây:

a. Định lượng và hòa trộn chất keo tụ. Nhiệm vụ của bước này là đưa đủ số lượng chất keo tụ cần thiết vào trong nước cần xử lý và hòa trộn

đồng đều chúng trong hệ thống.

b. Phá vỡ trạng thái ổn định của hệ keo, chất gây đục trong nước;

c. Tạo ra bông keo tụ kích thước nhỏ nhờ gradient vận tốc lớn để cho các chất keo bông nhỏ tạo thành;

d. Tạo ra bông keo tụ lớn nhờ gradient vận tốc nhỏ để tách các hạt cặn ra khỏi nước, có thể cần hoặc không cần chất tạo keo tụ.

5.6.1. Trộn chất keo tụ và phá vỡ trạng thái ổn định của hệ keo

Hóa chất keo tụ được đưa vào với lưu lượng nhỏ và tốc độ khuấy trộn cao, tạo dòng xoáy để trộn đều hóa chất trong nước và phá vỡ trạng thái ổn định của hệ keo. Cả hai quá trình này đều được thực hiện đồng thời và được tiến hành ở các thiết bị khác nhau.

So với khối lượng nước cần xử lý, lượng hóa chất cần sử dụng thường chỉ chiếm một tỷ lệ rất nhỏ cho nên việc hòa trộn đều hóa chất vào nước là tối cần thiết và rất quan trọng. Mặt khác, phản ứng giữa hóa chất và nước xảy ra rất nhanh, ngay sau khi chúng tiếp xúc với nước. Do đó, với mục đích là để đạt được độ đồng đều và phá vỡ trạng thái ổn định của hệ keo, cần đến cường độ khuấy cao. Cường độ khuấy phụ thuộc trực tiếp vào năng lượng tiêu hao để tạo ra dòng chảy. Gradient vận tốc ở giai đoạn này được tính theo công thức sau:

$$G = 10 \sqrt{\frac{\omega}{\mu}} \quad , \text{ s}^{-1}$$

trong đó:

G - gradient vận tốc, s^{-1} ;

μ - độ nhớt động học của nước, $\text{kg.cm}^2/\text{s}$;

ϵ - năng lượng cần để khuấy trộn 1 m^3 nước, W/m^3 :

$$\omega = \frac{P}{V}$$

P - năng lượng toàn bộ tiêu hao trong quá trình, W ;

V - thể tích khuấy trộn, m^3 .

Với cường độ khuấy cao, thời gian khuấy thông thường vào khoảng 30 s

đến 120 s là có thể đạt được hiệu quả. Nếu thời gian khuấy kéo dài, có thể sẽ gây ảnh hưởng đến các phản ứng tiếp theo. Ở giai đoạn này, người ta thường lấy gradient vận tốc trong khoảng 500 đến 1000 s⁻¹.

Thiết bị dùng trong giai đoạn này có thể là loại khuấy trộn thủy lực, khuấy trộn cơ khí... Khuấy trộn thủy lực dùng bể có vách ngăn, tấm chắn, tấm đột thu đột mở và trích hóa chất vào nước nhờ bơm. Khuấy trộn thủy lực nhờ vùng xoáy thủy lực trước và sau bơm, sử dụng bước nhảy thủy lực hoặc tấm chảy tràn.

5.6.1.1. Khuấy trộn thủy lực

Nguyên lý của khuấy trộn thủy lực là sử dụng các loại vật cản để tạo ra sự xáo trộn trong dòng chảy giữa hỗn hợp hóa chất và nước. Giá trị gradient vận tốc trong trường hợp này được tính theo năng lượng cần tiêu hao để thắng sức cản thủy lực do các vật cản tạo ra. Năng lượng cần tiêu hao được tính như sau:

$$P = \frac{Q.H\rho}{100.\eta}, W$$

trong đó:

Q - lưu lượng nước cần xử lý, m³/s;

ρ - tỷ trọng của nước, kg/m³;

η - hiệu suất của quá trình;

H - tổng tổn hao áp lực do vật cản tạo ra, m.

Tùy theo hình thức cấu tạo thiết bị, quá trình trộn thủy lực được thực hiện bằng các thiết bị trộn trong ống, bể trộn vách ngăn hay bể trộn đứng.

a. Trộn trong ống dẫn

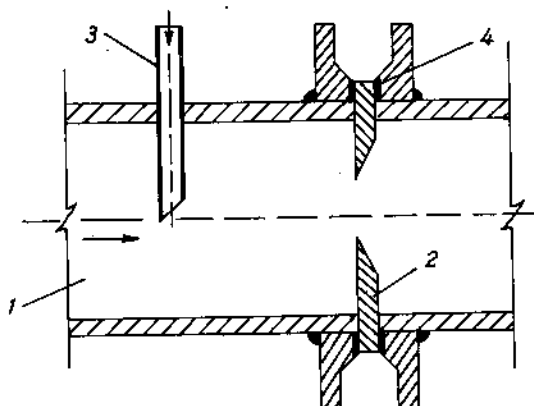
Kiểu trộn này thường dùng để trộn sơ bộ hai hay nhiều hóa chất vào nước. Ống dẫn nước nguồn đến bể trộn chính được thu nhỏ sao cho vận tốc nước đạt đến 1,2 ÷ 1,5 m/s. Chiều dài đoạn ống trộn được tính theo tổng tổn thất áp lực bằng 0,3 đến 0,4 m. Nếu ống dẫn nước nguồn không có đủ chiều dài cần thiết thì dùng vòng chắn nước thay cho đoạn ống trộn. Hình 5-7 mô tả cấu trúc trộn dùng vòng chắn nước.

Vòng chắn có tác dụng tạo ra dòng chảy rối trong ống, đường kính lỗ vòng chắn tính toán sao cho có được tổn thất cục bộ tại đó vào khoảng 0,3

đến 0,4 m.

b. Bể trộn dùng vách ngăn

Nguyên lý trộn ở đây là dùng vách ngăn đặt trên chiều chuyển động của chất lỏng. Vách ngăn có thể là các cửa đặt so le hoặc dùng tấm vách đục lỗ. Mục đích là làm thay đổi tốc độ dòng chảy tạo nên dòng xoáy để trộn hóa chất vào nước. Thường người ta sử dụng từ ba vách ngăn trở lên. Tiết diện của đặt so le hay tiết diện lỗ trên tấm lỗ tính toán sao cho vận tốc dòng chảy qua đó đạt 1,0 m/s. Đường kính lỗ thường lấy từ 20 đến 40 mm. Số lỗ trên một vách ngăn tính theo công thức sau:



Hình 5-7. Cơ cấu trộn hóa chất vào nước dùng vòng chắn.

a. Ống dẫn nước; 2. Vòng chắn;
3. Ống dẫn hóa chất; 4. Joăng cao su.

$$n = \frac{4.Q}{\pi.d^2.v}$$

trong đó:

Q - lưu lượng thể tích nước khi vào bể, $m^3.s^{-1}$;

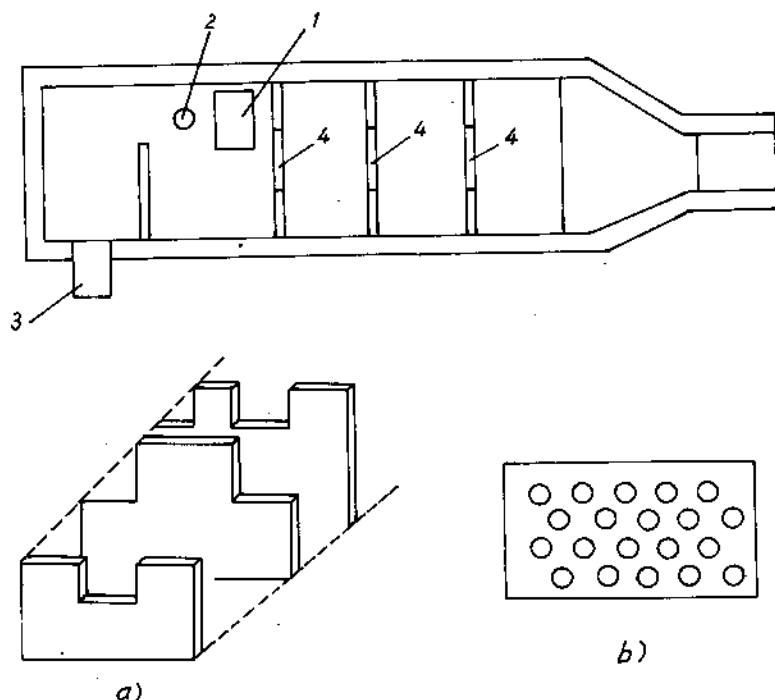
d - đường kính lỗ, m;

v - tốc độ nước qua lỗ, $m.s^{-1}$.

Tổn thất áp lực qua mỗi vách ngăn lấy từ 0,1 đến 0,15 m, tổng tổn thất lấy đến 0,3 ÷ 0,45 m. Kích thước bể trộn tính theo vận tốc nước chảy ở phần mương thu cuối bể, thường chọn 0,6 ÷ 0,7 $m.s^{-1}$, ở đầu bể không nhỏ hơn 0,3 $m.s^{-1}$. Khoảng cách giữa các vách ngăn chọn không nhỏ hơn chiều rộng của bể. Hình 5-8 mô tả cấu trúc bể trộn dùng vách ngăn.

Bể trộn vách ngăn thường được sử dụng để trộn vào nước các hóa chất ít cặn như phèn, soda, thời gian trộn chừng 2 phút. Không nên dùng loại bể này để trộn dung dịch sữa vôi vì cặn vôi lắng xuống sẽ làm tăng trở

ực vách ngăn.



Hình 5-8. Bể trộn dùng vách ngăn

a. Vách ngăn cửa so le; b. Vách ngăn đục lỗ

1. Cửa nhập nước; 2. Cửa nhập hóa chất; 3. Cửa xả tràn; 4. Vách ngăn.

c. Bể trộn đứng

Bể trộn đứng dùng trong hệ thống có sử dụng sữa vôi. Bể có cấu trúc hình trụ hoặc vuông, đáy hình côn với góc côn $30 \div 40^\circ$. Nước chảy ngược chiều với dung dịch hóa chất, các hạt cặn vôi sẽ được giữ lại ở trạng thái lơ lửng và hòa tan dần.

Kích thước bể trộn tính theo vận tốc nước dâng ở phần thân trên là $25 \div 28 \text{ mm.s}^{-1}$. Vận tốc nước vào dưới đáy bể lắng khoảng $1,0$ đến $1,2 \text{ m.s}^{-1}$. Chiều cao bể tính theo thời gian hòa trộn từ $1,5$ đến 2 phút nếu trộn vôi với phèn, 3 phút nếu trộn không vôi. Kích thước máng thu tính cho vận tốc nước trong máng nhỏ hơn $0,6 \text{ m/s}$. Cấu trúc bể hòa trộn đứng xem ở hình 5-9.

Phương pháp trộn thủy lực có ưu điểm là cấu tạo thiết bị đơn giản, chi phí đầu tư và vận hành thấp. Nhược điểm cơ bản của phương pháp này là không điều chỉnh được cường độ khuấy trộn khi cần thiết và do tổn thất áp lực nên công trình phải xây dựng cao hơn để thắng tổn thất áp lực.

Ngoài các cấu trúc thủy lực nêu trên, người ta cũng còn sử dụng vùng xoáy thủy lực để trộn hóa chất vào nước.

5.6.1.2. Khuấy trộn cơ khí

Khuấy trộn cơ khí là dùng năng lượng của cánh khuấy để tạo ra dòng chuyển động rối.

Cánh khuấy có thể có nhiều dạng cấu tạo khác nhau. Năng lượng cần thiết để cánh khuấy chuyển động

trong nước được tính theo công thức như sau:

$$P = 51.C_D.f.V^3, \text{ W}$$

trong đó:

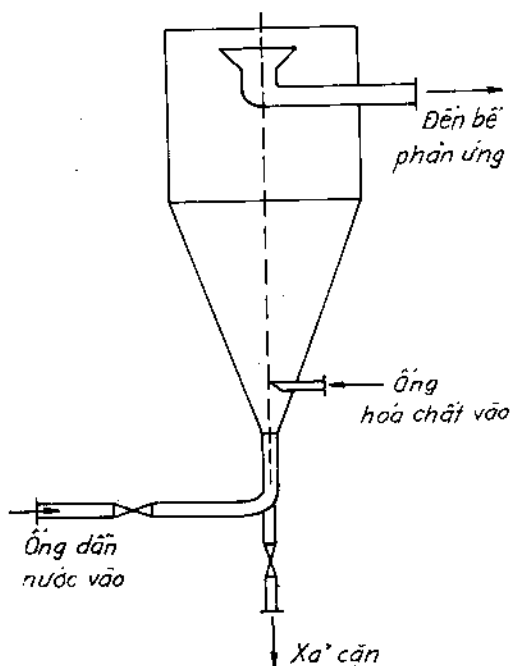
C_D - hệ số sức cản của nước; phụ thuộc vào tỷ lệ giữa chiều rộng và chiều dài cánh khuấy:

- khi $l/b = 5$, $C_D = 1,2$;
- khi $l/b = 20$, $C_D = 1,5$;
- khi $l/b > 21$, $C_D = 1,9$.

f - diện tích hữu ích của cánh khuấy tính theo diện tích vuông góc với chiều chuyển động của cánh khuấy.

v - vận tốc chuyển động tương đối của cánh khuấy so với nước:

$$v = 0,75 \cdot \frac{2\pi}{60} \cdot R.n, \quad \text{m/s}$$



Hình 5-9. Thiết bị trộn kiểu đứng.

R - bán kính vành ngoài của cánh khuấy, m;

n - số vòng quay của trục cánh khuấy, vòng/ph.

Từ các công thức trên ta thấy, năng lượng tiêu hao cho quá trình khuấy phụ thuộc vào tiết diện cánh khuấy và tốc độ chuyển động của nó, do vậy khi muốn điều chỉnh năng lượng tiêu hao và cường độ khuấy trộn thì cần điều chỉnh tốc độ quay của cánh khuấy.

Giá trị gradient vận tốc thường lấy từ 800 đến 1000 s^{-1} nên thời gian khuấy trộn ngắn hơn, từ 30 giây đến 1 phút.

Bể khuấy trộn thường có cấu trúc hình vuông hoặc tròn, đáy côn, tỷ lệ chiều cao so với chiều rộng hoặc đường kính là 2 : 1. Nước và hóa chất cho vào phía dưới đáy bể sau khi hòa trộn được lấy ra ở phía trên mặt bể rồi đưa đến bể phản ứng. Tốc độ quay của cánh khuấy phụ thuộc vào cấu tạo, ví dụ, với cánh khuấy kiểu tuabin, tốc độ quay trên trục 300 ÷ 1500 vòng/ph, kiểu cánh phẳng 50 ÷ 500 vòng/ph. Cánh khuấy có thể chế tạo từ hợp kim thép không gỉ hoặc cũng có thể làm bằng gỗ.

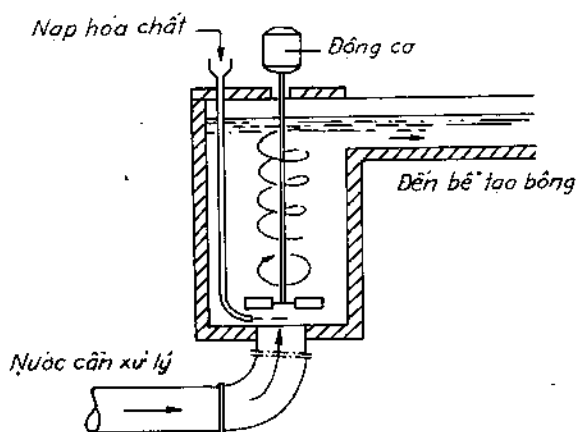
Phương pháp khuấy trộn cơ khí có nhiều ưu điểm hơn so với phương pháp khuấy trộn thủy lực, nó có thể điều chỉnh được cường độ khuấy theo ý muốn, thời gian khuấy trộn ngắn hơn nên chỉ cần dung tích bể trộn nhỏ, tiết kiệm vật liệu chế tạo bể. Nhược điểm của khuấy trộn cơ khí là chi phí thiết bị cao, đòi hỏi trình độ quản lý và vận hành cao. Vì lý do đó, khuấy trộn cơ khí thường sử dụng trong các dây chuyền xử lý nước công suất lớn. Bể trộn thường xây dựng thành nhiều ngăn tùy theo công suất sử dụng và qui trình công nghệ của nhà máy. Hình 5-10 mô tả thiết bị khuấy trộn cơ khí dùng trong xử lý nước.

5.6.2. Quá trình tạo bông keo tụ kích thước lớn hơn

Sau khi đã hòa trộn đều chất keo tụ trong nước, giai đoạn thủy phân đã kết thúc và trạng thái ổn định của hệ keo trong nước đã bị phá vỡ thì chuyển sang giai đoạn hình thành bông cặn lớn. Để tránh cho các bông cặn lớn hình thành không bị phá vỡ phải giảm dần cường độ khuấy trộn, đưa giá trị gradient vận tốc trung bình xuống 70 s^{-1} đến 30 s^{-1} và thời gian phản ứng từ 15 đến 45 phút.

Quá trình tạo bông có kích thước lớn được thực hiện trong các thiết bị

phản ứng đặc biệt như bể phản ứng tạo bông dùng cánh khuấy, với thời gian lưu từ 20 đến 30 phút, gradient vận tốc từ 100 s^{-1} đến 10 s^{-1} , sử dụng hai hoặc nhiều bể lắp nối tiếp với vận tốc khuấy giảm dần. Cũng có thể dùng loại bể thủy lực có vách ngăn để tạo bông với vận tốc dòng chảy từ 0,1 m/s đến 0,2 m/s, hoặc sử dụng phương pháp tạo bông cặn nhờ khuấy trộn dòng chảy ngay trong ống, với chiều dài ống lớn hơn 20 m

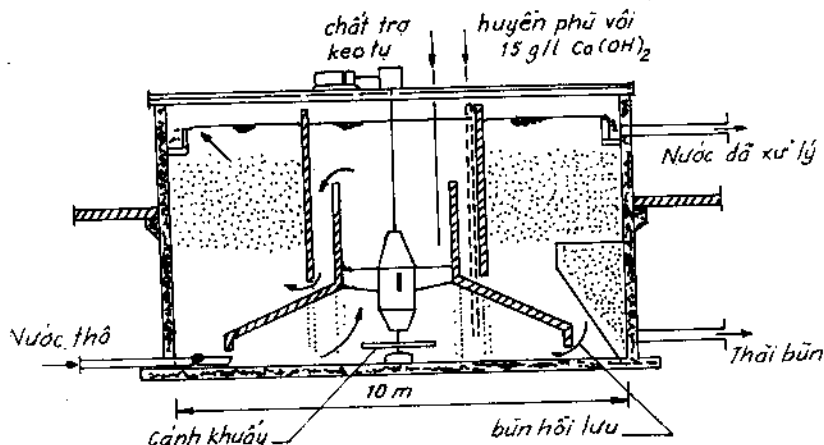


Hình 5-10. Thiết bị trộn hóa chất bằng cơ khí

theo chiều dòng chảy ngược. Ngoài ra người ta còn sử dụng quá trình tạo bông cặn kết hợp trực tiếp trong quá trình lắng với thời gian lưu rất lâu.

5.6.2.1. Bể phản ứng tạo bông keo tụ dùng năng lượng cơ khí

Quá trình khuấy trộn được thực hiện bằng năng lượng của cánh khuấy, tạo nên dòng chảy rối của dung dịch. Hình 5-11 trình bày thiết bị tạo bông



Hình 5-11. Bể tạo bông keo tụ dùng năng lượng cơ khí.

keo sử dụng năng lượng cơ học của cánh khuấy.

Ở giữa vùng phía dưới thiết bị, cánh khuấy quay với tốc độ lớn tạo ra gradient vận tốc lớn. Khi cho chất keo tụ và chất trợ keo tụ vào, lập tức quá trình hòa trộn hóa chất vào nước xảy ra, phá vỡ trạng thái ổn định của hệ keo. Sau đó nước và bông keo tụ có kích thước nhỏ tạo thành, chảy tràn qua tường ngăn vào bể tạo bông keo có kích thước lớn hơn rồi lắng xuống. Một phần nước và bông cặn được hồi lưu trở lại bể phản ứng có cánh khuấy qua khe hở dưới đáy, với mục đích làm tăng mật độ hạt nhân để tạo bông keo, làm tăng quá trình keo tụ, một phần bông to lắng xuống và theo ống xả cặn ra ngoài. Nước trong và bông keo có kích thước nhỏ qua máng tràn dẫn lên phía trên đến thiết bị lọc.

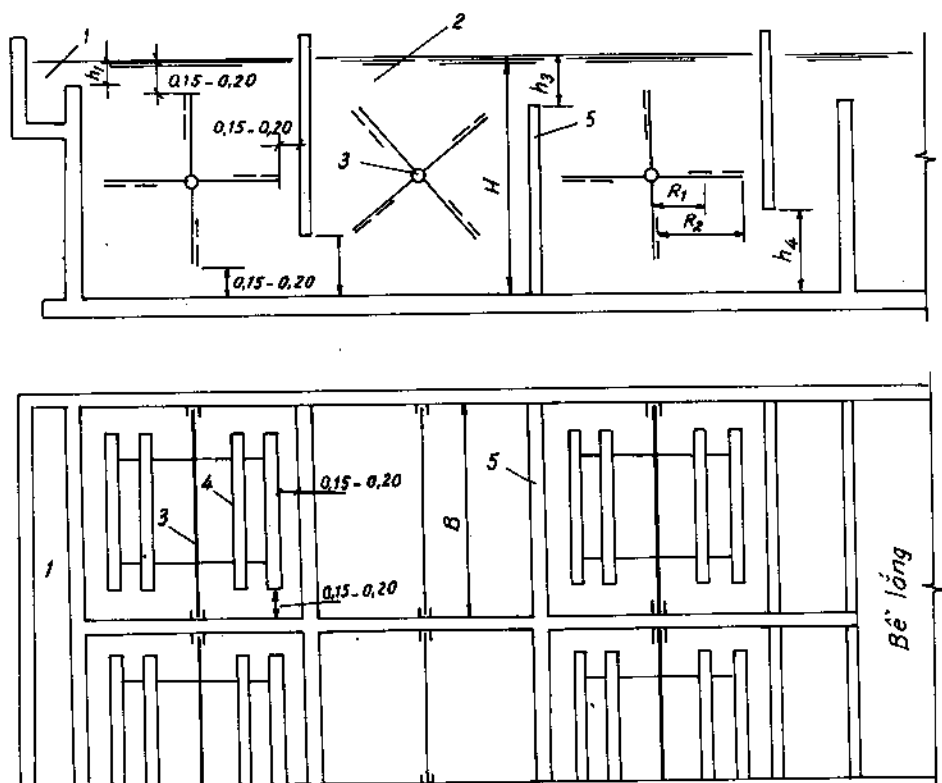
Trong thực tế, bể phản ứng dùng năng lượng cơ học được chia thành nhiều ngăn với mặt cắt ngang dòng chảy có dạng hình vuông kích thước cơ bản $3,6 \times 3,6$ m, $3,9 \times 3,9$ m hoặc $4,2 \times 4,2$ m. Số ngăn phụ thuộc vào lượng nước cần tạo bông keo tụ. Dung tích bể tính theo thời gian lưu của nước là 10 đến 30 phút. Để quá trình tạo bông keo đạt hiệu quả cao theo thời gian và các bông keo tạo ra không bị gradient vận tốc lớn phá vỡ, thường mỗi ngăn người ta chia ra làm nhiều buồng bằng các vách ngăn hướng dòng theo phương thẳng đứng, mỗi buồng đặt một guồng cánh khuấy. Cánh khuấy được cấu tạo sao cho cường độ khuấy trộn giảm dần từ buồng đầu đến buồng cuối, tương ứng với sự lớn dần lên của bông keo.

Theo các kết quả thực nghiệm, giá trị gradient vận tốc ở buồng đầu tiên thường vào khoảng 80 s^{-1} đến 100 s^{-1} và ở buồng cuối cùng vào khoảng 30 s^{-1} đến 40 s^{-1} . Để giảm sự chênh lệch nhiều về cường độ khuấy trộn ở hai buồng kế tiếp nhau, thiết bị phản ứng càng chia làm nhiều buồng càng tốt. Tuy nhiên, số buồng nhiều sẽ làm tăng chi phí xây dựng, tăng số lượng thiết bị cơ khí, truyền động, làm phức tạp quản lý và vận hành. Thông thường số buồng được chế tạo từ 3 đến 4 và chênh lệch gradient vận tốc giữa hai buồng tiếp nhau từ 15 đến 20 s^{-1} .

Trong thực tế, việc giảm cường độ khuấy trộn giữa các buồng phản ứng kế tiếp nhau được thực hiện bằng cách giảm dần số vòng quay của cánh khuấy. Ngoài ra, các vách ngăn hướng dòng giữa các buồng phản ứng được cấu tạo sao cho giá trị gradient vận tốc bằng giá trị trung bình của hai buồng trước và sau nó, như vậy sẽ đảm bảo được chế độ giảm dần đều

cường độ khuấy trộn. Tóm lại, cấu tạo bể phải đảm bảo điều kiện phân phối đều nước vào các ngăn, khi cần thiết có thể cách ly từng ngăn riêng biệt để bảo dưỡng sửa chữa. Nước từ bể phản ứng được dẫn bằng ống hoặc máng dẫn sang bể lắng. Vận tốc dẫn vào khoảng $0,15$ đến $0,30 \text{ m.s}^{-1}$ tương ứng với gradient vận tốc trong ống dẫn lớn hơn 20 s^{-1} .

Bể phản ứng tạo bông keo công suất lớn dùng năng lượng cơ học có ưu điểm là có khả năng điều chỉnh cường độ khuấy trộn theo ý muốn. Nhược điểm là cần máy móc cơ khí thiết bị chính xác và điều kiện quản lý vận hành phức tạp. Vì vậy nó không được áp dụng cho các công trình xử lý công suất lớn, mức độ cơ giới hóa cao.



Hình 5-12. Bể phản ứng tạo bông keo dùng năng lượng cơ học, công suất lớn.
1. Máng phân phối nước vào; 2. Buồng phản ứng; 3. Trục quay; 4. Cánh khuấy; 5. Vách ngăn.

5.6.2.2. Bể phản ứng tạo bông keo dùng năng lượng thủy lực

Năng lượng sử dụng trong quá trình là năng lượng của dòng nước kết hợp với cách cấu tạo thêm trong thiết bị để tạo điều kiện thuận lợi cho quá trình tiếp xúc và kết dính giữa các hạt keo và cặn bẩn trong nước. Theo cách cấu tạo và vận hành, người ta chia ra bể phản ứng xoáy, bể phản ứng dùng vách ngăn và bể phản ứng có lớp cặn lơ lửng. Các bể thủy lực có đặc điểm chung là cường độ khuấy trộn nhỏ, giá trị gradient vận tốc trung bình từ 30 đến 50 s⁻¹, thời gian phản ứng kéo dài từ 15 đến 45 phút. Thông thường có hai loại bể phản ứng xoáy được sử dụng là bể phản ứng xoáy hình trụ và bể phản ứng xoáy hình côn.

a. Bể phản ứng xoáy hình trụ

Nước đã trộn hóa chất được bơm vào theo đường tiếp tuyến với chu vi của bể, do tốc độ qua vòi phun lớn, nước chảy quanh thành bể tạo thành chuyển động xoáy từ trên xuống. Các lớp nước có bán kính khác nhau, tốc độ chuyển động khác nhau tạo điều kiện tốt cho các hạt keo và cặn bẩn va chạm kết dính vào nhau tạo ra bông cặn có kích thước lớn hơn.

Đường kính bể tính theo công thức sau:

$$D = \sqrt{\frac{Q \cdot t}{60\pi \cdot H \cdot n}}, \text{ m}$$

trong đó:

Q - lưu lượng nước cần xử lý, m³/h;

t - thời gian lưu của nước trong bể, thường lấy từ 15 đến 20 phút;

H - chiều cao bể phản ứng, lấy bằng 0,9 chiều cao vùng lắng của bể lắng đứng, m;

n - số bể phản ứng làm việc đồng thời.

Cường độ khuấy trộn trong bể xác định theo gradient vận tốc, tính theo công thức sau:

$$G = \sqrt{\frac{Q \cdot \rho \cdot v^2}{2 \cdot V \cdot \eta}}, \text{ s}^{-1}$$

trong đó:

Q - lưu lượng nước vào bể, m³/s;

ρ - khối lượng riêng của nước, kg/m^3 ;

v - vận tốc nước qua vòi phun, m/l ;

V - thể tích bể phản ứng, m^3 ;

μ - hệ số nhớt động học của nước.

b. Bể phản ứng xoáy hình côn

Bể có cấu trúc như một chiếc phễu lớn. Nước đi vào từ đáy bể và dâng lên trên bề mặt bể. Trong quá trình dâng lên, tiết diện bể tăng dần nên tốc độ nước giảm dần. Do ảnh hưởng của quán tính nên tốc độ dòng nước phân bố không đều trên cùng một mặt phẳng ngang, càng vào gần tâm bể, tốc độ càng lớn và dòng chảy ở tâm có xu hướng phân tán dần ra phía thành bể. Ngược lại, do ma sát các dòng chảy phía ngoài lại bị các dòng bên trong kéo lên theo. Chuyển động thuận nghịch đó đã tạo ra các dòng xoáy nhỏ phân bố đều trong bể, làm tăng hiệu quả khuấy trộn. Bông keo tạo ra có kích thước tăng dần theo chiều nước chuyển động, tốc độ nước giảm dần nên bông cặn không bị phá vỡ. Nước và bông keo hình thành được thu gom trên mặt bể, rồi chuyển sang bể lắng.

Dung tích bể được tính với thời gian lưu từ 6 đến 10 phút, góc giữa các tường nghiêng lấy từ 50° đến 70° . Tốc độ nước nhỏ nhất tại mặt cắt ngang trên mặt bể 4 đến 5 mm/s , tốc độ nước khi vào đáy bể là tốc độ lớn nhất, vào khoảng 700 đến 1200 mm/s . Tổn thất áp lực trong bể cho mỗi mét chiều cao bể lấy trong khoảng 20 đến 50 mm . Tốc độ chuyển động của nước trong ống hoặc máng dẫn sang bể lắng không lớn hơn 0,1 m/s , để đảm bảo cho bông cặn không bị phá vỡ. Khoảng cách dẫn nước sang bể lắng càng nhỏ càng tốt. Nước trước khi vào bể lắng phải tách hết khí hòa tan để tránh hiện tượng bọt khí dâng lên phá vỡ bông cặn hình thành.

Ưu điểm của loại bể này là hiệu quả cao, dung tích nhỏ, tổn thất áp lực thấp. Nhược điểm của nó là khó tính toán bộ phận thu nước bề mặt để đảm bảo không phá vỡ bông keo. Ngoài ra, hình dáng cấu tạo đặc biệt nên khó xây dựng bằng bê tông cốt thép, vì vậy thường áp dụng cho các công trình công suất nhỏ. Hình 5-13 mô tả bể phản ứng xoáy hình côn.

c. Bể phản ứng có vách ngăn

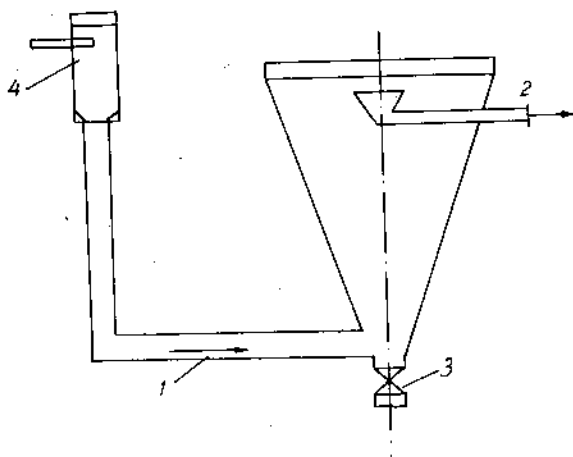
Nguyên lý cấu tạo bể là dùng vách ngăn để tạo ra sự đối chiều liên

tục của dòng nước. Mỗi khi dòng nước đổi chiều, giữa các lớp nước có sự thay đổi vận tốc, gây hiện tượng xoáy và tạo ra hiệu quả khuấy trộn. Các hạt cặn dễ va chạm và kết dính với nhau, tạo thành bông keo. Bể có cấu tạo hình chữ nhật, bên trong có các vách ngăn hướng dòng nước chuyển động zigzác theo phương nằm ngang hoặc thẳng đứng. Hình 5-14 mô tả cấu trúc bể phản ứng có vách ngăn hướng dòng theo phương thẳng đứng.

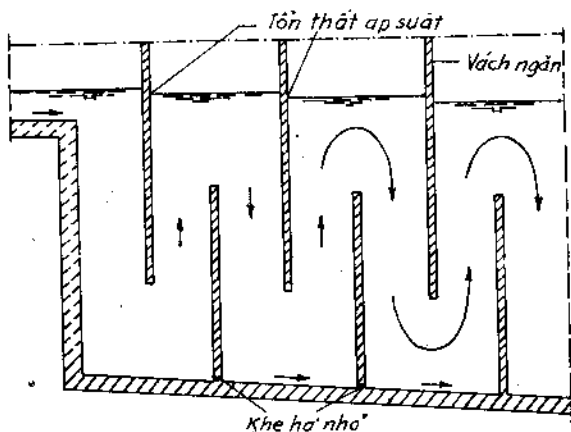
Nước từ bể trộn đi vào bể phản ứng, chảy dọc theo các vách ngăn đi qua các chỗ ngoặt rồi ra khỏi bể. Số lượng các vách ngăn được tính theo dung tích bể, thời gian cần lưu của nước trong bể và tốc độ chuyển động của nước giữa các vách ngăn. Thời gian lưu lấy từ 20 đến 40 phút tùy theo chất lượng nước.

Tốc độ chuyển động của nước quyết định cấu tạo của bể. Nếu tốc độ không đổi cho toàn bể thì chọn khoảng cách giữa các vách ngăn bằng nhau và vận tốc nước chọn trong khoảng 0,2 đến 0,3 m/s.

Để tránh sự phá vỡ bông cặn, bể thường xây dựng cho tốc độ giảm dần từ 0,3 m/s ở đầu bể và 0,1 m/s ở cuối bể. Cường độ khuấy trộn tính theo



Hình 5-13. Mô tả bể phản ứng xoáy hình côn.



Hình 5-14. Bể phản ứng có vách ngăn hướng dòng theo phương thẳng đứng

gradient vận tốc như sau:

$$G = \sqrt{\frac{[nv_1^2 + (n-1)v_2^2].Q.\rho}{2.V.\mu}}, s^{-1}$$

trong đó:

n - số vách ngăn;

$n-1$ - số chỗ ngoặt đổi chiều dòng nước;

v_1 - tốc độ nước chảy giữa các vách ngăn, m/s;

v_2 - tốc độ nước chảy giữa các chỗ ngoặt, m/s;

Q, V, ρ, μ - các đại lượng đã nói trên.

Trường hợp nước có tốc độ giảm dần sau mỗi lần đổi hướng (vách ngăn rộng ra) thì tính theo công thức:

$$G = \sqrt{\frac{(\sum v_1^2 + \sum v_2^2).Q.\rho}{2.V.\mu}}, s^{-1}$$

Tổn thất áp lực trong bể bằng tổng tổn thất theo chiều dài ở các đoạn giữa hai vách ngăn và tổng tổn thất cục bộ tại các chỗ ngoặt, tính theo công thức:

$$h = 0,15.v^2, m$$

v - vận tốc nước qua các chỗ ngoặt, m/s.

Thường người ta thiết kế có từ 8 đến 10 chỗ ngoặt đổi chiều. Để tiện cho việc sử dụng, sửa chữa và cọ rửa, khi khoảng cách giữa các ngăn không nhỏ hơn 0,7 m thì người ta có thể cho dòng chảy ngang, còn nếu khoảng cách ngăn nhỏ hơn 0,7 m thì chiều nước chảy nên theo phương thẳng đứng. Cấu tạo và tính toán của hai kiểu bể nói trên đều như nhau.

Ưu điểm của bể phản ứng tạo bông keo dùng vách ngăn là cấu tạo đơn giản, dễ lắp ráp và vận hành. Nhược điểm của phương án này là khối lượng xây dựng lớn, do nhiều vách ngăn, bể phải đủ cao hoặc dài để thỏa mãn tổn thất áp lực toàn bể.

5.6.2.3. Thiết bị tạo bông keo nhờ đảo trộn dòng chảy trong ống dẫn

Nguyên lý làm việc của thiết bị loại này là nhờ tốc độ dòng chảy trong ống dẫn (gradient vận tốc) tạo điều kiện cho các hạt keo và cặn bẩn trong

nước tiếp xúc và kết dính với nhau. Tốc độ dòng chảy phụ thuộc vào lưu lượng và đường kính ống. Thời gian lưu của phản ứng tạo bông cặn phụ thuộc vào chiều dài của ống dẫn. Thiết bị loại này đơn giản, kích thước bông cặn tạo ra nhỏ, thường ứng dụng thích hợp cho phương pháp lọc trực tiếp.

5.6.2.4. Bể phản ứng có lớp cặn lơ lửng

Nước vào bể qua ống phân phối đều đặt ở đáy. Đáy hình phễu làm giảm dần vận tốc đi lên của dòng nước và phân phối đều trên toàn bề mặt bể. Khi qua hết phần đáy, nước đã được khuấy trộn sơ bộ và hình thành các bông cặn nhỏ. Khi nước tiếp tục đi lên, các bông cặn đó tiếp tục hấp thụ các bông cặn nhỏ và lớn dần lên, lên đến bề mặt bể các bông cặn sẽ bị cuốn đi theo dòng chảy ngang sang bể lắng. Hiệu quả phản ứng của loại bể này phụ thuộc vào việc phân phối đều và tốc độ đi lên của dòng nước. Nếu tốc độ quá lớn sẽ không đủ thời gian lưu để kết bông tối ưu, nếu tốc độ quá bé thì các bông cặn lớn có thể lắng ngay trong bể. Tốc độ nước phụ thuộc vào hàm lượng cặn của nguồn nước, ví dụ như trong bảng sau:

Hàm lượng cặn trong nguồn nước, mg/l	Tốc độ đi lên của dòng nước, mm/s
20	0,9
20 - 50	1,2
50 - 250	1,6
> 250	2,2

Bề dày lớp nước phần trên đáy nghiêng thường chọn lớn hơn 3 m và thời gian lưu của nước chọn lớn hơn hoặc bằng 20 phút. Bể phản ứng có lớp cặn lơ lửng thường đặt ngay trước bể lắng ngang. Nước trên bề mặt bể phản ứng được đưa sang bể lắng bằng vách chảy tràn, tốc độ chảy tràn nhỏ hơn 0,05 m/s để tránh phá vỡ bông keo. Sau vách ngăn sử dụng tấm hướng dòng ngấp sâu bằng 1/4 chiều sâu bể lắng. Khoảng cách từ tường ngăn hướng dòng đến vách ngăn chảy tràn tính theo tốc độ nước qua đó nhỏ hơn 0,03 m/s. Bể phản ứng tạo bông thường thiết kế có bề rộng bằng bề rộng bể lắng ngang sau nó.

Để phân phối đều vào bể, người ta đặt các ống phân phối dọc theo đáy bể, khoan hai hàng lỗ phân phối phía dưới. Hướng tâm lỗ tạo góc 45° so với phương thẳng đứng. Đường kính lỗ phân phối lấy lớn hơn 25 mm. Tổng

diện tích lỗ phân phối lấy bằng 30, đến 40 % diện tích mặt cắt ngang ống phân phối.

Tổn thất áp lực trong lớp nước chứa cặn lấy từ 1 đến 2 cm cho 1 m chiều cao cột nước và tổn thất áp lực trong hệ thống phân phối cũng lấy giá trị nhỏ. Trước khi vào bể phản ứng có lớp cặn lơ lửng, nước được đưa qua bộ phận tách khí để tránh phá vỡ bông keo hình thành.

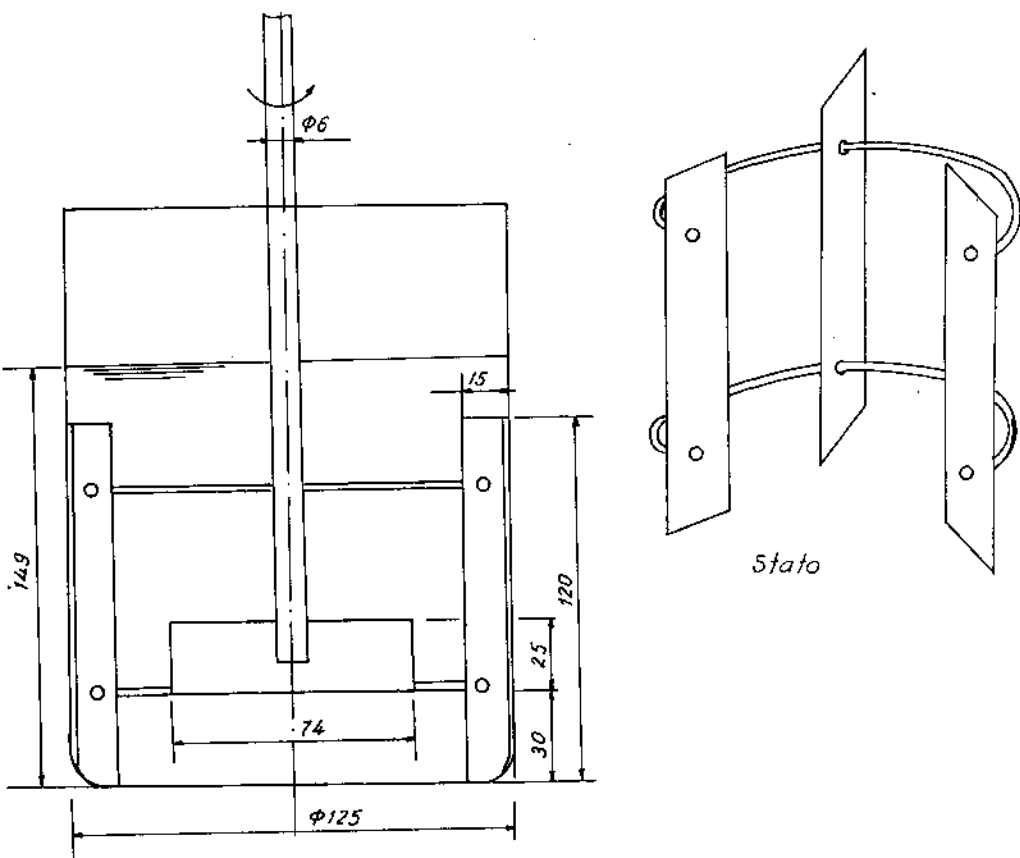
Ưu điểm của bể phản ứng có lớp bông cặn lơ lửng là cấu tạo bể đơn giản, không cần thiết bị cơ khí, không tốn chiều cao xây dựng. Nhược điểm là không điều chỉnh được cường độ khuấy trộn nên chỉ áp dụng cho các nguồn nước có nhiệt độ ổn định.

5.7. KEO TỤ TRONG PHÒNG THÍ NGHIỆM

Để xác định loại hóa chất keo tụ cho mỗi nguồn nước, loại phèn, loại chất trợ keo tụ, lượng hóa chất tối ưu, độ pH và điều kiện vận hành tối ưu như tốc độ khuấy, gradient vận tốc, thời gian khuấy và các thông số khác của quá trình keo tụ, người ta dùng một hệ thống keo tụ tạo bông trong phòng thí nghiệm gọi là Jar Test. Hệ thống Jar Test gồm 6 bình, dung tích mỗi bình 2 lít, mỗi bình có động cơ và cánh khuấy riêng, các cánh khuấy có cấu tạo và kích thước giống nhau. Vận tốc của mỗi cánh khuấy được điều chỉnh bằng năng lượng cấp vào động cơ tương ứng.

Tùy theo mục đích của thí nghiệm mà các bình của hệ thống được vận hành ở các chế độ khác nhau, mỗi lần thí nghiệm dùng cho một mục đích. Ví dụ, khi muốn xác định lượng hóa chất tối ưu thì lượng hóa chất cho vào bình là khác nhau, các thông số còn lại sẽ hoàn toàn như nhau. Sau quá trình keo tụ tạo bông kết thúc, nước đã tạo bông keo ở cả 6 bình được để yên từ 15 phút đến 1 giờ, tùy loại bông keo tụ. Sau đó xác định chất lượng nước của từng bình theo độ đục, độ màu, hàm lượng chất rắn, DOC, BOD... theo từng mục đích thí nghiệm để có được các thông số cần thiết. Bình nào có chất lượng nước tốt hơn là bình đó có hiệu quả keo tụ tạo bông tối ưu. Với từng mục đích cụ thể sẽ có được các thông số cụ thể.

Cấu tạo của một bình Jar Test như ở hình 5-15, gồm bình dung tích 2 lít, cánh khuấy và bộ phận. Bình có đường kính 125 mm, cao 180 mm, cánh khuấy là một miếng thép hình chữ nhật không rỉ, có kích thước rộng



Hình 5-15. Cấu tạo chi tiết bình Jar Test trong thí nghiệm keo tụ.

74 mm, cao 25 mm, khoảng cách từ đáy bình đến cánh khuấy khoảng 30 mm. Phần đứng yên có cấu tạo từ thép không rỉ gồm ba thanh rộng 125 mm cao 120 mm đặt đều nhau 120° trên giá liên kết tròn.

Các điều kiện của quá trình bao gồm: độ pH, nhiệt độ, lượng hóa chất keo tụ, chất Otrợ keo tụ, tốc độ khuấy (giá trị gradient vận tốc), thời gian khuấy, thời gian tạo bông keo và thời gian lắng. Trên cơ sở các thông số đó, xác định các thông số chất lượng của nước sau thí nghiệm.

QUÁ TRÌNH KHỬ TRÙNG

Trong nước thiên nhiên, ngoài các tạp chất vô cơ, hữu cơ... còn có nhiều loại vi sinh vật như vi khuẩn, vi trùng, virus gây bệnh như tả, lỵ, thương hàn... Tiêu chuẩn của một nguồn nước cấp tốt là phải loại trừ được các nguồn gây bệnh đó và do vậy, khử trùng nước là một quá trình không thể thiếu được trong công nghệ xử lý nước cấp, nhất là nước cấp dùng trong sinh hoạt và công nghệ chế biến thực phẩm, đồ uống... Hơn nữa, nước cấp dùng trong các quá trình công nghệ, nhất là trong quá trình làm lạnh, cũng cần phải được khử trùng để ngăn ngừa khả năng phát triển và tích tụ của các loài sinh vật trong hệ thống dẫn nước, làm giảm năng lực truyền nhiệt và làm tăng tổn thất thủy lực của hệ thống. Người ta nhận thấy rằng, chỉ với các quá trình xử lý cơ học thì không thể loại trừ được các loài vi sinh vật và vi trùng có trong nước. Do vậy, để có được nguồn nước cấp đảm bảo chất lượng vệ sinh, bắt buộc phải tiến hành các biện pháp khử trùng nước trước khi cung cấp nước đến người tiêu dùng. Dựa vào nguyên lý của quá trình, có thể có hai phương pháp khử trùng nước, đó là phương pháp lý học và phương pháp hóa học.

6.1. PHƯƠNG PHÁP LÝ HỌC

6.1.1. Phương pháp nhiệt

Đây là phương pháp đơn giản và lâu đời nhất. Người ta đun nước sôi đến nhiệt độ 100°C , ở nhiệt độ này đa số các vi sinh vật bị tiêu diệt và nước đun sôi có thể đảm bảo tiêu chuẩn chất lượng vệ sinh. Tuy nhiên, cũng còn một số ít vi sinh vật khi nhiệt độ tăng cao liền chuyển sang dạng bào tử có lớp vỏ bảo vệ vững chắc, chúng không hề bị tiêu diệt dù có đun sôi liên tục trong vòng 15 đến 20 phút. Trong trường hợp này, để tiêu diệt

các vi khuẩn đã chuyển sang dạng bào tử, cần đun sôi ở điều kiện bình thường trong 15 đến 20 phút, sau đó để nước nguội xuống 35°C nhằm giúp cho các bào tử phát triển trở lại (thường sau khoảng 2 giờ), kể đó lại đun sôi nước lần nữa. Bằng cách đó, ta có được chất lượng nước tốt hơn.

Phương pháp khử trùng này có ưu điểm là đơn giản, dễ làm nhưng có nhược điểm là tiêu hao năng lượng lớn và chỉ thích hợp với qui mô nhỏ.

6.1.2 Phương pháp dùng tia tử ngoại

Hầu hết mọi vi sinh vật đều có thể bị tiêu diệt bằng tia tử ngoại (tia cực tím) và người ta dựa vào nguyên lý này để khử trùng nước. Nước cần khử trùng cho chảy qua thiết bị trong đó có đặt các đèn bức xạ tia tử ngoại. Tùy thuộc vào cường độ bức xạ tia tử ngoại, số lượng vi sinh có trong nguồn nước và thời gian lưu trong thiết bị mà chất lượng nước ra khỏi thiết bị có mức độ khử trùng cao hay thấp. Ngoài ra, người ta cũng có thể sử dụng bức xạ tử ngoại trực tiếp của ánh sáng mặt trời để khử trùng nước, đó là cách làm đơn giản nhất, tuy nhiên hiệu quả khó có thể nâng cao. Khử trùng bằng tia tử ngoại là một phương pháp tiên tiến nhưng hiệu quả bị hạn chế khi trong nước có các tạp chất hữu cơ và các hạt rắn lơ lửng.

6.1.3. Khử trùng bằng siêu âm

Khử trùng bằng siêu âm là một phương pháp khử trùng triệt để nhưng tốn kém. Người ta dùng dòng siêu âm có cường độ tác dụng không nhỏ hơn 2 W/cm^2 trong thời gian trên 5 phút, điều kiện đó, toàn bộ vi sinh vật có trong nước bị tiêu diệt.

6.1.4. Khử trùng bằng phương pháp lọc

Người ta biết rằng, hầu hết các vi sinh vật có trong nước, trừ siêu vi trùng, đều có kích thước vào khoảng 1 đến $2 \mu\text{m}$. Do vậy, nếu đem nước lọc qua lớp lọc có kích thước khe lọc nhỏ hơn $1 \mu\text{m}$ thì có thể loại trừ được chúng ra khỏi nguồn nước. Lớp lọc trong trường hợp này thường là vật liệu sành, sứ xốp có khe hở cực nhỏ. Phương pháp này cũng khá đơn giản, tuy nhiên đòi hỏi lớp vật liệu lọc phải có điều kiện vận hành khó khăn và nguồn nước đưa vào lọc phải có hàm lượng cặn không lớn hơn 2 mg/l .

Khử trùng bằng các phương pháp vật lý nói trên có ưu điểm là không làm thay đổi tính chất lý hóa của nước, không gây nên các hậu quả phụ nhưng hiệu suất thấp, thường áp dụng ở qui mô sản xuất nhỏ và các điều kiện kỹ thuật cho phép.

6.2. KHỬ TRÙNG BẰNG CÁC PHƯƠNG PHÁP HÓA HỌC

Cơ sở của phương pháp khử trùng bằng các hóa chất là sử dụng các chất oxy hóa mạnh để oxy hóa men của tế bào vi sinh vật và tiêu diệt chúng. Các hóa chất thường dùng là các halogen như clo, brom, iot, clo dioxyt, các hypoclorit và các muối của nó, ôzôn, kali permanganat, hydro peroxyt... Phương pháp khử trùng hóa học có hiệu suất cao nên được sử dụng rất rộng rãi và cho mọi qui mô.

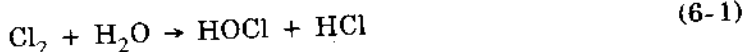
6.2.1. Khử trùng bằng clo và các hợp chất của clo

6.2.1.1. Bản chất của quá trình khử trùng bằng clo

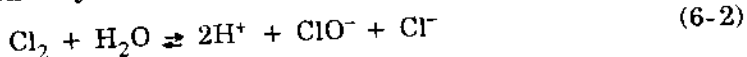
Clo là một chất oxy hóa mạnh, ở bất cứ dạng nào, nguyên chất hay hợp chất, khi clo tác dụng với nước đều cho các phân tử hypoclorit axit HOCl , một hợp chất có năng lực khử trùng rất mạnh. Quá trình hủy diệt vi sinh vật xảy ra qua hai giai đoạn.

Đầu tiên chất khử trùng khuếch tán xuyên qua vỏ tế bào của vi sinh vật, sau đó phản ứng với men bên trong tế bào và phá hoại quá trình trao đổi chất dẫn đến diệt vong tế bào. Tốc độ phản ứng quá trình khử trùng được xác định bằng động học của quá trình khuếch tán chất diệt trùng qua vỏ tế bào và động học của quá trình phân hủy men tế bào. Tốc độ quá trình khử trùng tăng khi nồng độ của chất khử trùng và nhiệt độ của nước tăng, ngoài ra tốc độ khử trùng còn phụ thuộc vào dạng không phân ly của chất khử trùng, vì quá trình khuếch tán qua vỏ tế bào xảy ra nhanh hơn cả quá trình phân ly. Tốc độ khử trùng cũng còn phụ thuộc vào cả hàm lượng các chất hữu cơ, các cặn lơ lửng và các chất khử khác. Khi trong nước có hàm lượng cao của các chất này thì tốc độ quá trình khử trùng sẽ giảm đi đáng kể.

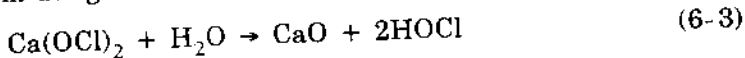
Khi cho clo tác dụng với nước, phản ứng đặc trưng xảy ra là quá trình thủy phân clo, tạo thành axit hypoclorit và axit clohydric:



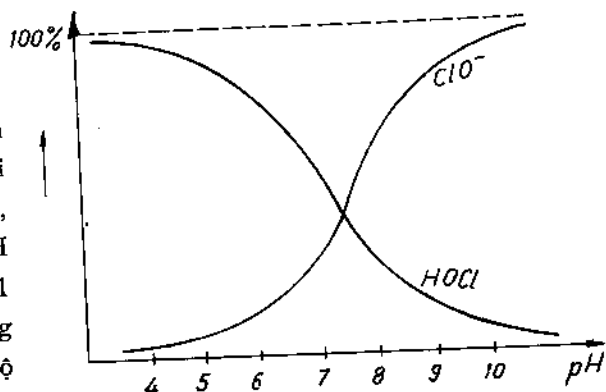
và ở dạng phân ly ta có:



Tương tự, khi dùng clorua vôi làm chất khử trùng, ta có phản ứng sau:



Như đã nói, khả năng diệt trùng của clo phụ thuộc sự tồn tại của các ion HClO có trong nước, mà quá trình phân ly HOCl theo các phản ứng 6-2 và 6-4 nói trên lại phụ thuộc vào nồng độ H^+ , tức là phụ thuộc vào độ pH của môi trường. Hình 6-1 cho mối quan hệ giữa nồng độ ion ClO^- và nồng độ HOCl theo các giá trị pH.



khác nhau. Qua quan sát hình 6-1. Quan hệ giữa thành phần HOCl và ClO^- và giá trị pH của môi trường. người ta nhận thấy, khi pH tăng thì nồng độ HOCl giảm, nồng độ ion ClO^- tăng và chúng chỉ xảy ra cân bằng khi $\text{pH} \approx 7$.

Khi cho clo trực tiếp phản ứng với nước theo phương trình 6-2 nói trên, người ta cũng nhận thấy rằng, quá trình thủy phân xảy ra theo hai chiều phụ thuộc vào giá trị pH của môi trường. Thành phần của Cl_2 , HOCl và ClO^- có trong nước phụ thuộc vào pH như trình bày ở hình 6-2.

Kết quả thực nghiệm cho thấy, quá trình thủy phân Cl_2 chỉ xảy ra hoàn toàn khi $\text{pH} > 4$. Hằng số của quá trình thủy phân clo trong nước ở nhiệt độ 25°C bằng:

$$K = \frac{[\text{HOCl}] [\text{H}^+] [\text{Cl}^-]}{[\text{Cl}_2]} = 4,05 \cdot 10^{-4} \quad (6-5)$$

Với HOCl , giá trị của hằng số phân ly thay đổi từ $1,5 \cdot 10^{-8}$ ở 0°C đến

2.10^{-8} ở 10°C và

$2,7.10^{-8}$ ở 25°C .

Tính theo hằng số phân ly ứng với các giá trị pH khác nhau, tỷ số nồng độ % giữa HOCl và ClO^- thay đổi khá mạnh. Bảng 6-1, trình bày mức độ phân ly của HOCl theo các giá trị pH ở nhiệt độ 20°C .

Do tác dụng khử trùng của các phân tử HOCl mạnh hơn nhiều

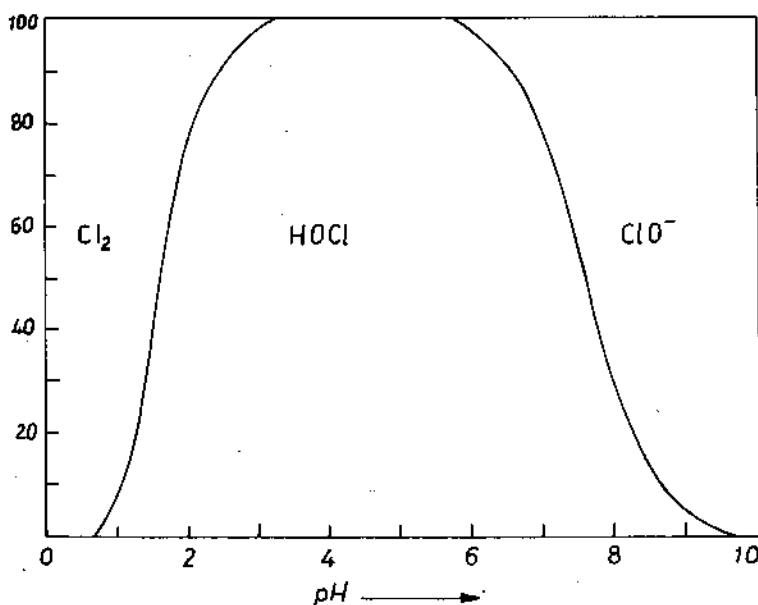
so với các ion ClO^- điều này giải thích tại sao khi ở pH thấp, tức là khi hàm lượng HOCl lớn hơn hàm lượng ClO^- rất nhiều thì hiệu quả khử trùng đạt được cao.

Bảng 6-1. Mức độ phân ly của HOCl phụ thuộc vào pH ở 20°C

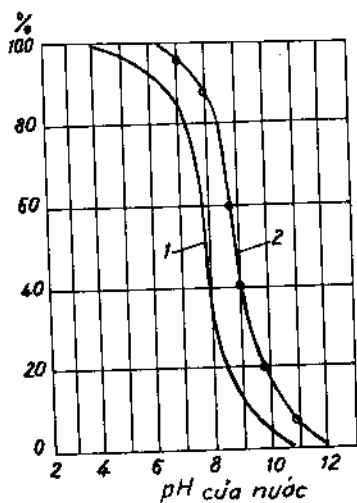
pH	5	6	7	8	9	10	11
ClO^- , %	0,05	0,50	2,50	21,00	97,00	99,50	99,90
HOCl, %	99,95	99,50	97,50	79,00	3,00	0,50	0,70

Hình 6-3 cho thấy, HOCl không phân ly là thành phần khử trùng chính trong nước, thành phần này chỉ có giá trị cao ở pH thấp, điều đó cũng nói lên rằng quá trình dùng clo để khử trùng nước chỉ có được hiệu quả cao khi tiến hành ở pH thấp.

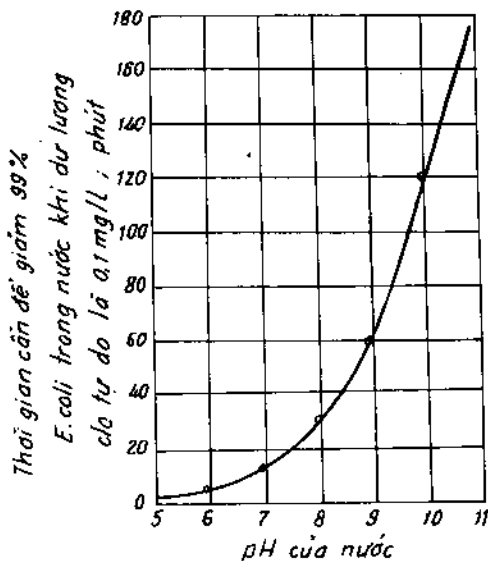
Xét về hiệu quả theo thời gian, để tiêu diệt được 99% số vi trùng E.coli có trong nước với liều lượng 0,1 mg/l clo tự do, thời gian cần thiết tăng từ 6 phút khi pH = 6 đến 180 phút khi pH = 11.



Hình 6-2. Quan hệ của các thành phần Cl_2 , HOCl và ClO^- phụ thuộc vào giá trị pH.

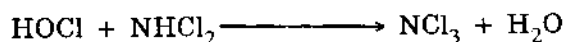
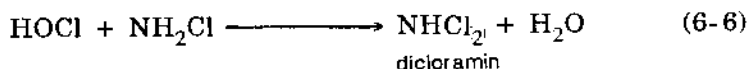
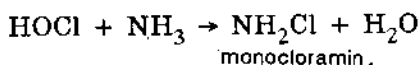


Hình 6-3. Nồng độ HOCl không phân ly ⁽¹⁾ và tỷ lệ vi trùng E.coli bị diệt sau 30 phút ⁽²⁾ theo các giá trị pH khác nhau.



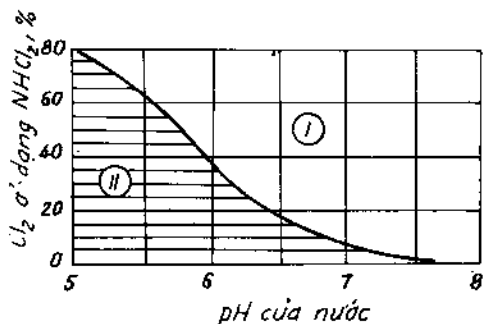
Hình 6-4. Quan hệ giữa pH và thời gian khử trùng cần thiết.

Khi trong nước có mặt amoniac hoặc các hợp chất có chứa nhóm amôn, chúng có thể tác dụng với clo axit hypoclorit hoặc ion hypoclorit để sinh thành các hợp chất cloramin theo các phản ứng sau:



Sản phẩm monocloramin và dicloramin sinh thành tùy thuộc vào trị số pH của môi trường. Trị số pH càng cao, lượng clo kết hợp để tạo thành dicloramin càng thấp và nồng độ monocloramin càng cao. Hơn nữa, nhiều nghiên cứu cho thấy rằng, năng lực diệt trùng của monocloramin thường thấp hơn so với năng lực diệt trùng của dicloramin vào khoảng 3 đến 5 lần, còn so với clo, năng lực diệt trùng của dicloramin lại thấp hơn từ 20 đến 25 lần. Chính điều đó giải thích tại sao quá trình khử trùng lại xảy ra có hiệu quả hơn khi trị số pH của môi trường thấp.

Hình 6-5 trình bày khả năng sinh thành monocloramin và dicloramin

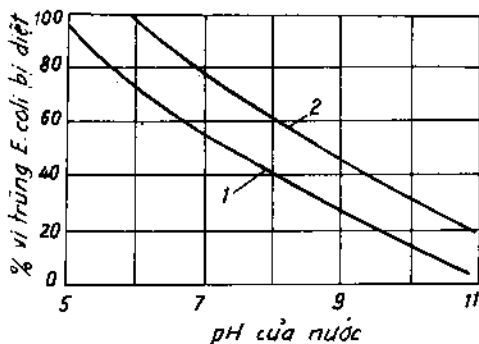


Hình 6-5. Nồng độ monocloramin và dicloramin ứng với các giá trị pH ở 20°C.

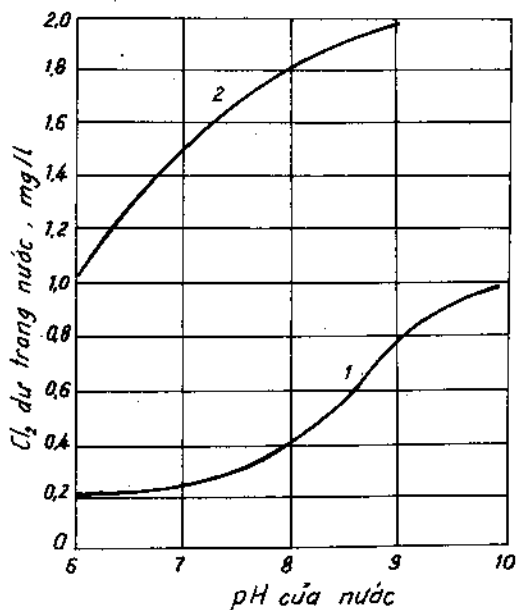
ở các giá trị pH khác nhau, khi nhiệt độ môi trường là 20°C.

Hình 6-6 chỉ ra rằng, khả năng diệt trùng của cloramin giảm dần khi nâng cao độ pH, tức là khi hàm lượng monocloramin tăng lên.

Để đảm bảo cho quá trình khử trùng đạt được hiệu quả hoàn toàn, thường người ta tính đến một lượng clo dư thích hợp trong nước sau quá trình khử trùng. Với các hệ thống cấp nước sinh hoạt, lượng clo dư để ngăn ngừa sự nhiễm bẩn trở lại thường lấy từ 0,2 đến 0,3 mg/l tính theo clo tự do.



Hình 6-6. Quan hệ giữa khả năng diệt trùng của cloramin (0,8 mg/l clo và 0,2 mg/l NH_3) và pH của môi trường.
1. Thời gian tiếp xúc 15 phút; 2. Thời gian tiếp xúc 30 phút



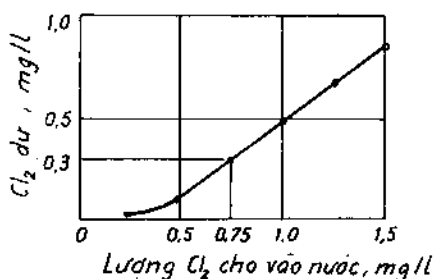
Hình 6-7. Hàm lượng clo dư cần thiết cho quá trình khử trùng hoàn toàn ở các giá trị pH khác nhau.
1. Clo tự do; 2. Clo kết hợp (cloramin)

Trong hệ thống khử trùng có chứa amoniac hoặc các hợp chất có chứa nhóm amon, lượng clo tham gia phản ứng để tạo thành cloramin được gọi là clo kết hợp, tổng hàm lượng clo tự do dưới dạng Cl_2 , HOCl và ClO^- và lượng clo kết hợp được gọi là clo hoạt tính khử trùng. Do khả năng diệt trùng của clo tự do và clo kết hợp khác nhau mà lượng clo dư cần thiết để đảm bảo khử trùng triệt để cũng được đánh giá ở các mức khác nhau. Hình 6-7 cho biết mức clo dư cần thiết theo các giá trị pH của môi trường.

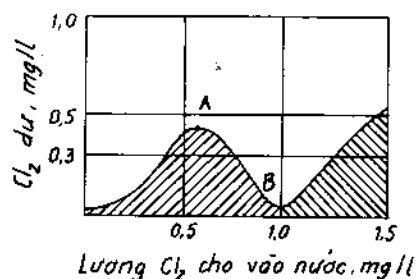
Tổng lượng clo cần thiết cho vào nước để đảm bảo sau quá trình khử trùng có được lượng clo dư mong muốn thường được xác định trực tiếp bằng thực nghiệm theo qui trình sau:

Cho mẫu nước với lượng bằng nhau vào các bình nghiệm, theo trình tự tăng dần cho clo vào các bình nghiệm, khuấy đều rồi để yên trong 30 phút. Phân tích các mẫu để xác định lượng clo dư. Kết quả trình bày trên biểu đồ theo lượng clo cho vào và lượng clo dư thu được như trên hình 6-8. Bằng cách đó có thể xác định được lượng clo cần cho vào khi quyết định lượng clo dư sau xử lý. Ví dụ, khi cần lượng clo dư là 0,3 mg/l, cần có lượng clo cho vào là 0,75 mg/l.

Cũng theo cách đó, nhưng khi trong nước có chứa amoniac hoặc các muối amon thì biểu đồ hấp thụ có dạng như ở hình 6-9.



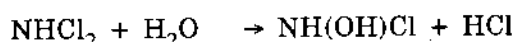
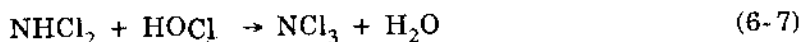
Hình 6-8. Biểu đồ tương quan giữa lượng clo cho vào hấp thụ và lượng clo dư khi trong nước không có amoniac hoặc muối amon.



Hình 6-9. Biểu đồ tương quan giữa lượng clo cho vào hấp thụ và lượng clo dư khi trong nước có amoniac hoặc muối amon.
I- Cloramin; II- Clo tự do

Ban đầu clo phản ứng với các hợp chất chứa nitơ để tạo thành cloramin, khi tỷ số phân tử $\text{Cl}_2/\text{NH}_4^+$ nhỏ hơn 1,1, quá trình đồng thời tạo ra các mono và dicloramin, tỷ số nồng độ của các cloramin này phụ thuộc

vào giá trị pH của môi trường. Như vậy dư lượng clo có trong nước ở giai đoạn đầu đều ở dạng cloramin (đoạn đường cong OA trên hình 6-9). Nếu tiếp tục cho clo vào, tỷ số phân tử $\text{Cl}_2/\text{NH}_4^+$ sẽ tăng lên trên 1,1, lúc này bắt đầu xảy ra quá trình oxy hóa mono và dicloramin bằng axit HOCl theo các phản ứng sau:



Như vậy hàm lượng clo dư kết hợp bắt đầu giảm theo mức độ tăng clo cho vào nước. Khi tỷ số phân tử $\text{Cl}_2/\text{NH}_4^+$ có trong nước tăng đến 2, nghĩa là có 10 mg Cl_2 trên 1 mg N ở dạng NH_4^+ thì toàn bộ cloramin đều bị oxy hóa và hàm lượng clo dư kết hợp giảm xuống đến gần đến 0, điểm B trên hình 6-9. Nếu tiếp tục tăng lượng clo vào nước sẽ làm cho lượng clo dư tăng dần lên, đoạn sau điểm B trên hình 6-9, lúc này lượng clo dư hoàn toàn là lượng clo tự do, chúng có độ hoạt tính cao và năng lực khử trùng lớn. Như vậy, khi trong nước có chứa amoniac hoặc amon thì lượng clo cần thiết cho vào nước trước hết phải đủ để oxy hóa hết cloramin và do vậy cần sử dụng nhiều hơn mới đảm bảo được hiệu quả khử trùng. Phương pháp tăng lượng clo như thế được gọi là phương pháp clo hóa điểm cực trị.

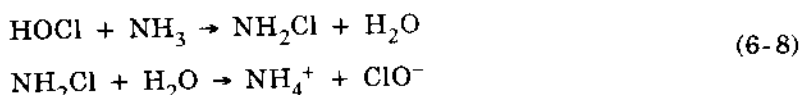
Nếu hàm lượng amoniac hoặc muối amôn quá lớn, có thể chọn liều lượng clo cho vào nước như ở hình 6-7. Nghĩa là chọn liều lượng clo vừa đủ để đảm bảo sau 6 phút tiếp xúc vẫn có được lượng clo dư hoạt tính ở dạng cloramin. Ví dụ khi $\text{pH} = 6$, lượng cloramin hoạt tính không được nhỏ hơn 1 mg/l và khi $\text{pH} = 7$ không được nhỏ hơn 1,5 mg/l.

Để khử trùng nước nhiễm bẩn nặng, đặc biệt khi trong nước có nhiều vi trùng có sức đề kháng cao với các chất oxy hóa và trong trường hợp cần khử màu, mùi, vị của nước, có thể sử dụng liều lượng clo đến 10 mg/l hoặc hơn để đảm bảo cả hiệu quả khử trùng triệt để và cả việc oxy hóa các chất gây mùi vị. Tuy nhiên, khi lượng clo dư sau khử trùng quá lớn, nhất thiết phải tìm biện pháp khử bớt clo dư xuống đến tiêu chuẩn cho phép, từ 0,3 đến 0,5 mg/l.

Khi trong nước có chứa phenol, nếu cho clo vào sẽ tạo ra clophenol gây

mùi vị khó chịu, trong trường hợp này nhất thiết phải tiến hành amoniac hóa trước khi khử trùng. Quá trình amoniac hóa được thực hiện bằng cách đưa vào nước một lượng amoniac hoặc muối amon với liều lượng 0,5 đến 1,0 g tính theo NH_4^+ cho 1 g clo. Kế đó cho clo vào nước để chúng kết hợp tạo thành cloramin và clo sẽ không có khả năng kết hợp với phenol để tạo ra clophenol. Nếu pH thấp, phản ứng tạo cloramin xảy ra chậm. Nên tiến hành amoniac hóa khi $\text{pH} > 7$ để tạo điều kiện thuận lợi cho phản ứng và ngăn ngừa phản ứng phụ tạo ra clophenol.

Nếu trong nước sau khử trùng có dư lượng NH_3 , quá trình sinh thành cloramin cần tiếp tục nhưng sau đó cloramin lại thủy phân thành NH_4^+ và ClO^- theo phản ứng sau:



Quá trình phân ly cloramin diễn ra chậm vì vậy trong thời gian đầu tác dụng khử trùng có thấp hơn so với clo, nhưng theo thời gian, tác dụng khử trùng kéo dài và vẫn có hiệu quả. Nếu khử trùng bằng cách kết hợp clo với amoniac một cách hợp lý sẽ giảm được lượng clo cần dùng và đạt được hiệu quả cả việc khử mùi vị. Tỷ lệ clo và amoniac thường chọn theo thực nghiệm tùy theo chất lượng nước nguồn, thường người ta lấy lượng amoniac bằng 10 đến 25% lượng clo. Thời gian tiếp xúc tính từ thời điểm khuấy trộn clo và amoniac trong nước đến thời điểm sử dụng không ít hơn 1 giờ. So với dùng clo tự do, thời gian tiếp xúc cần thiết lớn hơn 2 lần.

6.3. CÁC YẾU TỐ ẢNH HƯỞNG ĐẾN QUÁ TRÌNH KHỬ TRÙNG NƯỚC BẰNG CLO

6.3.1. Ảnh hưởng của pH

Như đã thấy, yếu tố pH là một yếu tố quan trọng quyết định hiệu quả của quá trình khử trùng bằng clo. Khi pH tăng, hiệu quả khử trùng giảm. Bảng 6-2 dưới đây cho các kết quả thực nghiệm xác định lượng clo dư tối thiểu cần thiết ứng với các giá trị pH khác nhau để diệt trùng hoàn toàn.

Bảng 6-2. Hàm lượng clo dư tối thiểu để diệt trùng hoàn toàn

pH	Lượng clo dư tối thiểu, mg/l	
	Clo tự do sau 10 phút tiếp xúc	Clo hoạt tính kết hợp dạng cloramin sau 60 phút tiếp xúc
6 - 7	0,2	10
7 - 8	0,2	150
8 - 9	0,4	180
9 - 10	0,8	-
> 10	> 1,0	-

6.3.2. Ảnh hưởng của nhiệt độ

Nhiệt độ tăng làm cho độ nhớt giảm, đồng thời chuyển động nhiệt tăng lên, quá trình khuếch tán chất khử trùng qua vỏ tế bào sinh vật tăng và quá trình khử trùng đạt hiệu quả cao hơn. So với clo, cloramin chịu ảnh hưởng của nhiệt độ mạnh hơn. Ảnh hưởng của nhiệt độ đến tốc độ khử trùng được biểu diễn qua mối quan hệ sau:

$$\lg \frac{t_1}{t_2} = \frac{E(T_2 - T_1)}{R \cdot T_2 \cdot T_1} \quad (6-9)$$

trong đó:

t_1, t_2 - thời gian tiếp xúc (phút) cần để diệt trùng trong nước đến mức yêu cầu tương ứng ở nhiệt độ T_1 và T_2 tính theo $^{\circ}\text{K}$;

E - năng lượng hoạt hóa của chất khử trùng;

R - hằng số chất khí, $R = 1,99$ kcal/độ.

6.3.3. Ảnh hưởng của nồng độ

Khi tăng nồng độ chất khử trùng, thời gian tiếp xúc cần thiết sẽ giảm xuống và mối quan hệ này được biểu thị qua quan hệ sau:

$$C^n \cdot t = K \quad (6-10)$$

trong đó:

C - nồng độ chất khử trùng;

t - thời gian cần thiết để khử trùng đến một giới hạn nhất định;

n - số mũ;

K - hằng số quá trình.

Phương trình trên còn có thể viết như sau:

$$\lg t = \lg K - n \lg C \quad (6-11)$$

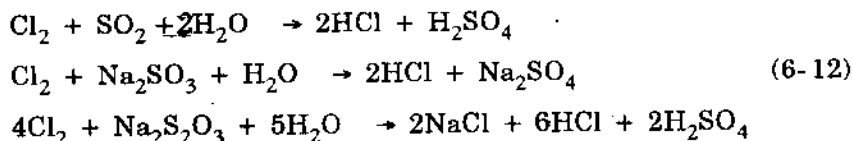
Như vậy $\lg t$ là hàm số tuyến tính phụ thuộc vào $\lg C$ và tang góc nghiêng của đường biểu diễn hàm số $\lg t$ có giá trị của số mũ n . Với cloramin, n nằm trong giới hạn 0,5 đến 1,5.

Nếu coi $n = 1$, từ (6-10) ta thấy khả năng diệt trùng của clo tỷ lệ nghịch với mức độ pha loãng của nó. Khi nồng độ clo giảm hai lần, thời gian cần thiết phải tăng lên 2 lần. Đối với quá trình oxy hóa phenol, $n = 6$ và do vậy khi nồng độ giảm xuống 2 lần thì thời gian tiếp xúc phải tăng lên $2^6 = 64$ lần.

6.3.4. Khử clo dư trong nước

Khử dư lượng clo trong nước khi clo hóa với liều lượng cao có thể dùng phương pháp hóa học, khử clo thành clorit hoặc dùng phương pháp vật lý, hấp thụ clo bằng than hoạt tính hoặc làm thoáng bề mặt.

Khử clo bằng hóa chất như dùng SO_2 , Na_2SO_3 , $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$ theo các phản ứng sau:



Axit clohydric và axit sunphuric hình thành được trung hòa bằng độ kiềm dư của nước. Để khử hết 1 mg clo dư cần đến 0,9 mg SO_2 .

Để khử 1 mg clo dư cần 3,05 mg Na_2SO_3 tinh thể hoặc 0,85 mg $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$. Người ta thường sử dụng $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$ thương mại có thành phần hoạt tính từ 30 đến 50 %. Trước khi cho $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$ vào nước cần hòa tan thành dung dịch có nồng độ 1 đến 2% rồi định lượng cho vào nước. Lượng $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$ sử dụng phải tính toán đủ, không để dư lượng vì $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$ dư trong nước sẽ gây mùi vị khó chịu.

Ngoài phương pháp sử dụng hóa chất nói trên, người ta có thể dùng phương pháp vật lý như dùng than hoạt tính để lọc clo dư. Lớp lọc hấp phụ qua than hoạt tính có chiều dày 2 đến 2,5 m, kích thước hạt từ 1,5 đến 2,5 mm, tốc độ lọc 20 - 30 m/h. Việc tái sinh than hoạt tính khi nó

đã hết khả năng hấp phụ clo được tiến hành bằng rửa qua dung dịch kiềm nóng hoặc canxi hypoclorit. Phương pháp làm thoáng chỉ khử được một phần clo dư hòa tan, còn hypoclorit do không bay hơi nên phương pháp này kém hiệu quả. Khử clo và cloramin bằng phương pháp làm thoáng chỉ đạt được hiệu quả khi pH của môi trường nhỏ hơn 5.

6.3.5. Các hóa chất khử trùng gốc clo

Phần lớn quá trình khử trùng dùng clo nguyên chất, ở điều kiện thường đó là chất khí có màu vàng lục, mùi khó chịu và rất độc. Ở 150°C và áp suất 5,75 at, clo hóa lỏng, có trọng lượng riêng là 1,43 kg/l, nhiệt dung riêng 0,2262 kcal/kg.độ. Độ hòa tan của clo trong nước phụ thuộc vào nhiệt độ và áp suất riêng phần của nó trên bề mặt chất lỏng. Bảng 6-3 cho biết các số liệu về độ hòa tan của clo trong nước.

Bảng 6-3. Độ hòa tan của clo trong nước ở các nhiệt độ khác nhau

Áp suất mm Hg	Độ hòa tan của clo trong nước theo nhiệt độ (°C), mg/l						
	0	10	20	30	40	50	90
200	4,8	3,3	2,7	2,3	2,1	1,8	1,4
500		6,9	5,3	4,3	3,6	3,1	2,2
700		9,65	7,3	5,8	4,8	4,0	2,8
1000			9,0	7,3	5,9	5,0	3,3
200			17,0	13,0	10,2	8,4	5,2

Khi áp lực bằng 1 at và nhiệt độ nước 10°C, một lít nước hòa tan được 3 lít khí clo (9,65 mg).

Trong kỹ thuật xử lý nước, thường người ta sử dụng clo lỏng, cho bốc hơi rồi tiến hành hòa tan vào nước qua thiết bị đặc biệt gọi là clorato.

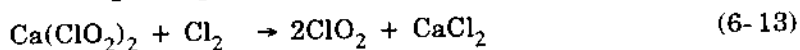
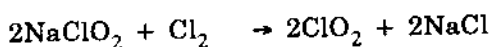
6.3.6. Sử dụng canxi hypoclorit $\text{Ca}(\text{OCl})_2$

Canxi hypoclorit là sản phẩm của quá trình bão hòa dung dịch sữa vôi với clo. Theo lý thuyết thì 1 kg $\text{Ca}(\text{OCl})_2$ sạch chứa 49,6% Cl_2 , trong sản phẩm thương mại, hàm lượng clo hoạt tính chỉ có từ 30 đến 45% $\text{Ca}(\text{OCl})_2$ không hút ẩm, có thể bỏ quản lâu trong kho tối, khô ráo mà không bị giảm độ hoạt tính.

Clorua vôi là sản phẩm của quá trình phản ứng clo với vôi tôi, trong

clorua vôi cũng có thể có chứa đến 40 - 45% canxi hypoclorit với lượng clo hoạt tính từ 20 đến 25%. Clorua vôi dễ hút ẩm và phân hủy khí clo nên cần được bảo quản khô ráo, cẩn thận.

Clo dioxit ClO_2 là chất khí màu xanh, dễ hòa tan trong nước và kém bền dưới ánh sáng. ClO_2 thường dùng để khử trùng nước có chứa phenol hoặc có hàm lượng chất hữu cơ cao, do không phản ứng tạo ra clophenol. Clo dioxit được sản xuất trực tiếp tại chỗ bằng cách sục khí clo vào dung dịch natri clorit hay canxi clorit đã được axit hóa:



Theo kinh nghiệm, cứ 1 kg natri clorit và 400 g clo khí tạo ra được 450 g ClO_2 ở dạng dung dịch. Khả năng diệt trùng của ClO_2 ở pH = 7 tương đương clo.

6.3.7. Khử trùng bằng natri hypoclorit NaClO

Đây là hóa chất đã từng được sử dụng phổ biến rộng rãi, dung dịch NaClO được điều chế bằng cách điện phân muối ăn hoặc phản ứng trực tiếp clo với dung dịch NaOH . Hàm lượng clo hoạt tính phụ thuộc vào điều kiện phản ứng và có thể có từ 6 đến 8 g/l khi sử dụng quá trình điện phân hoặc có thể cao hơn khi sử dụng phản ứng trực tiếp clo với dung dịch NaOH . Ở điều kiện nhiệt độ cao và pH thấp, dung dịch NaClO dễ phân hủy, tạo khí Cl_2 và gây ô nhiễm môi trường.

6.4. KHỬ TRÙNG BẰNG ÔZÔN

Khử trùng bằng ôzôn là phương pháp khá tiên tiến và ngày càng được ứng dụng rộng rãi. Ôzôn trong nước không chỉ đơn thuần phá hủy men tế bào vi sinh vật mà nó còn có khả năng phá hủy cả nguyên sinh chất của tế bào, trong khi clo chỉ có thể phá hủy men tế bào. Với các siêu vi trùng là các vi khuẩn không có men thì ôzôn có hiệu quả tác dụng hơn hẳn clo. Người ta đã quan sát thấy rằng, với lượng ôzôn dư bằng 0,45 mg/l, chỉ sau 2 phút siêu vi trùng có thể bị tiêu diệt, trong khi đó phải cần đến 1 mg/l clo và thời gian tiếp xúc đến 3 giờ. Với các vi khuẩn dạng bào tử, so với clo, ôzôn có tác dụng mạnh hơn từ 300 đến 600 lần. Ngoài ra, ôzôn còn có

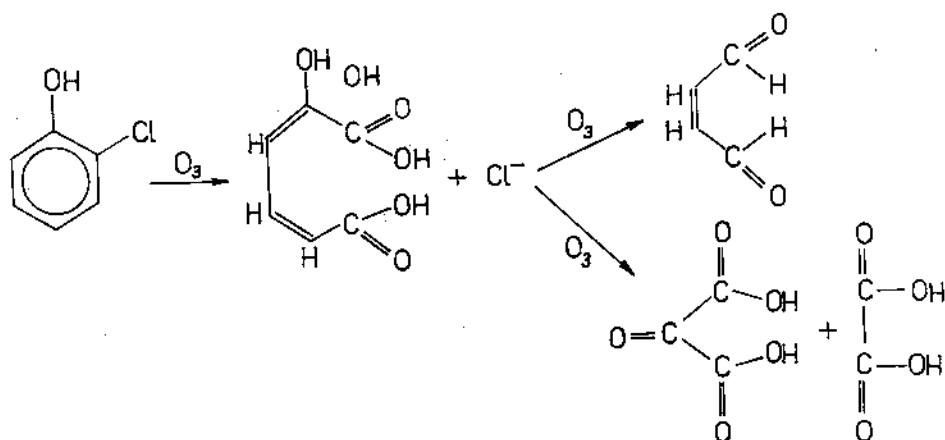
khả năng oxy hóa các hợp chất hữu cơ gây ra màu, mùi vị, trong nước tốt hơn clo.

Ôzôn là chất khí có màu ánh tím, hóa lỏng ở nhiệt độ -112°C . So với clo, ôzôn ít hòa tan trong nước và độ hòa tan trong nước của ôzôn cũng phụ thuộc vào nhiệt độ. Bảng dưới đây cho biết các số liệu về độ hòa tan của ôzôn theo nhiệt độ:

Nhiệt độ	Độ hòa tan của ôzôn
0°C	1,42 g/l
10°C	1,04 g/l
30°C	0,45 g/l

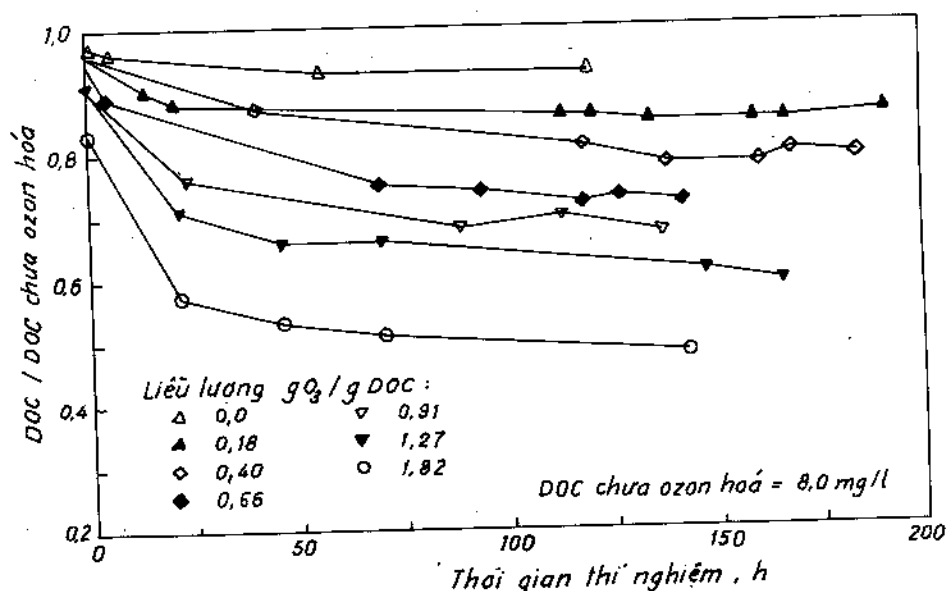
Trong nước, ôzôn phân hủy rất nhanh thành oxy phân tử và oxy nguyên tử. Tốc độ phân hủy của ôzôn trong nước tăng theo nồng độ muối, độ pH và nhiệt độ. Ôzôn có khả năng oxy hóa phenol và không để lại mùi vị gì. Ôzôn có khả năng oxy hóa nhanh các ion Fe^{2+} , Mn^{2+} , S^{2-} , NO_2^- ... nhưng lại không oxy hóa NH_4^+ , đó là điều khác hẳn với clo.

Đối với các hợp chất hữu cơ, ôzôn có khả năng oxy hóa trực tiếp các mối liên kết đôi $\text{C}=\text{C}$, thí dụ với clophenol, ôzôn có khả năng oxy hóa theo phản ứng sau:



Sản phẩm của quá trình ôzôn hóa thường là các chất giàu oxy và giảm phân tử lượng các hóa chất.

Hình 6-10 dưới đây cho thấy rõ hiệu quả của quá trình ôzôn hóa các chất hữu cơ hòa tan (DOC).



Hình 6-10. Hiệu quả của quá trình ôzôn hóa các chất hữu cơ hòa tan (DOC)

Ưu điểm của quá trình khử trùng bằng ôzôn là thời gian tác dụng nhanh, hiệu quả khử trùng cao với các loài vi khuẩn, vi rút. Ôzôn là nguồn nguyên liệu dễ sản xuất. Ôzôn có khả năng tạo lắng cặn các chất hữu cơ, tăng độ phân cực và nhất là không tạo ra các chất trihalogenmetan (THM) gây độc hại như khi dùng clo. Nhược điểm của phương pháp khử trùng dùng ôzôn là giá thành đầu tư cho hệ thống cao, cần bước xử lý tiếp theo nhất là cần xử lý sinh học.

6.5. CÁC PHƯƠNG PHÁP HÓA HỌC KHÁC

Ngoài các phương pháp sử dụng clo hoặc ôzôn, người ta còn có thể sử dụng phương pháp khử trùng bằng iot hoặc bằng ion của các kim loại nặng.

Iot là chất oxy hóa mạnh nhưng khó tan nên thường được sử dụng ở dạng dung dịch bão hòa. Cũng như các khí khác, độ hòa tan của iot trong nước phụ thuộc vào nhiệt độ. Khi pH của môi trường nhỏ hơn 7, lượng iot

cần dùng thường trong khoảng 0,3 đến 1 mg/l, không nên sử dụng liều lượng cao hơn, để làm cho nước có mùi vị của iot. Trong thực tế người ta thường dùng iot để khử trùng ở các bể bơi.

Các ion kim loại nặng, ở nồng độ rất thấp cũng có thể tiêu diệt được các vi sinh vật và các hải rong tảo sống trong nước. Bảng 6-4 dưới đây cho biết nồng độ của một số ion kim loại nặng có khả năng tiêu diệt vi trùng và rêu tảo.

Bảng 6. Nồng độ diệt trùng của các ion kim loại nặng.

Kim loại	Nồng độ cần thiết để tiêu diệt, mg/l	
	vi trùng E-coli	rêu, tảo
Bạc	0,04	0,05
Đồng	0,08	0,15
Cadimi	0,15	0,10
Crôm	0,70	0,70
Kẽm	1,40	1,40

Diệt trùng bằng ion kim loại nặng đòi hỏi thời gian tiếp xúc lâu. Ví dụ, khi sử dụng bạc với nồng độ 0,03 mg/l để khử trùng nước ở pH = 7,5 và nhiệt độ 15°C, thời gian để khử 99% vi trùng là 177 phút. Tuy nhiên, phương pháp này cũng khá tốn kém và khi hàm lượng kim loại nặng trong nước cao dễ gây ảnh hưởng đến sức khỏe của con người.

Chương 7

LÀM MỀM NƯỚC

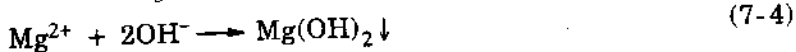
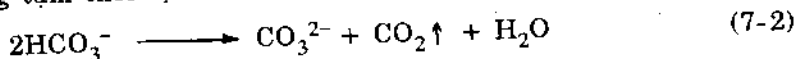
7.1. KHÁI NIỆM CHUNG

Độ cứng của nước cấp là một trong các chỉ tiêu quan trọng về chất lượng nước cấp, nhất là nước cấp cho nồi hơi. Theo định nghĩa, độ cứng của nước là số đo hàm lượng các ion kim loại Ca^{2+} và Mg^{2+} có trong nước. Độ cứng toàn phần là tổng hàm lượng các ion Ca^{2+} và Mg^{2+} tính cho một lít nước:

$$\text{Độ cứng toàn phần} = \frac{[\text{Ca}^{2+}]}{40} + \frac{[\text{Mg}^{2+}]}{24}, \text{ mmol/l.} \quad (7-1)$$

Người ta phân biệt hai loại độ cứng, đó là độ cứng cacbonat hay còn gọi là độ cứng tạm thời và độ cứng không cacbonat hay còn gọi là độ cứng vĩnh cửu.

Độ cứng tạm thời tạo kết tủa khi đun nóng nước theo phản ứng:



Vậy độ cứng tạm thời bằng tổng hàm lượng các muối canxi bicacbonat $\text{Ca(HCO}_3)_2$ và magiê bicacbonat $\text{Mg(HCO}_3)_2$ có trong nước, tính theo mmol/l.

Ngoài đơn vị mmol/l người ta còn biểu thị độ cứng theo miligam đương lượng (mgdl/l) = 0,5 mmol/l. Ở từng nước lại sử dụng đơn vị đo độ cứng khác nhau, ví dụ ở Đức dùng đơn vị $1^\circ\text{D} = 10 \text{ mg CaO/l}$, ở Pháp dùng đơn vị $1^\circ\text{F} = 10 \text{ mg CaCO}_3/\text{l}$, ở Nga dùng $1^\circ\text{R} = 1 \text{ mg Ca}^{2+}/\text{l}$. Bảng 7-1 cho

các giá trị chuyển đổi đơn vị đo độ cứng ở một số nước.

Bảng 7-1. Bảng chuyển đổi đơn vị độ cứng của một số nước.

	°F	°D	Độ Clark (Anh)	°R (Nga)	ppm CaCO ₃
°F (Pháp)	1	0,56	0,7	4,0	10
°D (Đức)	1,78	1	125	7,2	17,8
Độ Clark r (Anh)	1,43	0,8	1	5,7	14,3
°R (Nga)	0,25	0,14	0,18	1	2,5
ppm CaCO ₃	0,10	0,056	0,07	0,4	1

1 ppm (một phần triệu) = 1 miligam/lit (1 mg/l)

1 ppb (một phần tỷ) = 1 microgam/l (1 µg/l).

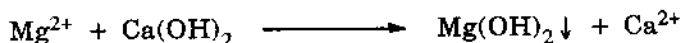
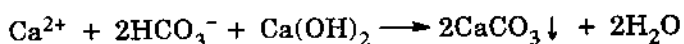
Nước có độ cứng cao thường gây nhiều tác hại cho người sử dụng. Khi dùng nước có độ cứng cao trong sinh hoạt, gây lãng phí xà phòng và các chất tẩy rửa, tạo cặn lắng bám trên bề mặt các trang bị sinh hoạt. Trong ứng dụng công nghiệp, độ cứng của nước gây cản trở cho quá trình vận chuyển và làm giảm năng lực truyền nhiệt, giảm tuổi thọ của thiết bị. Do vậy làm mềm nước cấp là công việc rất cần thiết trong công nghệ xử lý nước cấp. Mục tiêu của quá trình làm mềm nước là giảm đến mức cho phép hàm lượng các ion Ca²⁺, Mg²⁺ trong nước cấp. Theo qui định của Tổ chức Y tế Thế giới (WHO) thì nước cấp cho sinh hoạt phải có độ cứng nhỏ hơn 5 mmol/l (cũng có những nước chỉ tiêu này đòi hỏi đến 1,5 mmol/l).

Có nhiều phương pháp làm mềm nước như phương pháp hóa học, phương pháp nhiệt, phương pháp trao đổi ion và phương pháp tổng hợp. Sau đây sẽ trình bày một số phương pháp cơ bản.

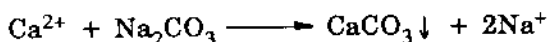
7.2. LÀM MỀM NƯỚC BẰNG PHƯƠNG PHÁP HÓA HỌC

Cơ sở của phương pháp hóa học làm mềm nước là đưa các hóa chất có khả năng kết hợp với các ion Ca²⁺, Mg²⁺ có trong nước, tạo ra các kết tủa CaCO₃, MgCO₃, Mg(OH)₂... và loại trừ chúng ra khỏi nước bằng biện pháp lắng lọc. Các hóa chất được sử dụng có thể là Ca(OH)₂, Na₂CO₃, NaOH... Các quá trình cơ thể xảy ra theo các phản ứng sau đây:

- Với canxi hydroxyt (Ca(OH)_2)



- Với natri cacbonat (Na_2CO_3):



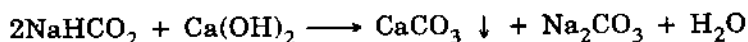
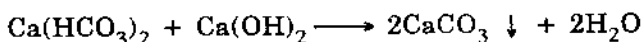
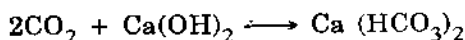
- Với natri hydroxyt (NaOH):



Tuy nhiên, khi xử lý nước uống dùng hóa chất có chứa natri cần hết sức lưu ý, sao cho hàm lượng natri tối đa cho phép trong nước phải nhỏ hơn 150 mg/l.

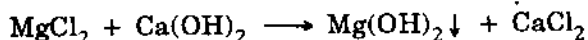
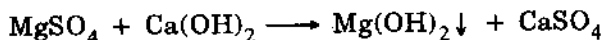
7.2.1. Làm mềm nước bằng vôi Ca(OH)_2

Đây là phương pháp thông dụng nhất nhằm khử độ cứng cacbonat, được áp dụng khi cần giảm cả độ cứng và độ kiềm của nước. Trình tự các phản ứng của quá trình xảy ra như sau:



Theo phương trình phản ứng, cứ 1 mol Ca(OH)_2 sẽ tạo ra 2 mol ion cacbonat CO_3^{2-} , một mol trong số đó sẽ tạo thành kết tủa với ion canxi Ca^{2+} có trong thành phần của nước, một mol còn lại kết tủa với ion Ca^{2+} có trong nước vôi đưa vào, như vậy 1 mol vôi đưa vào sẽ làm giảm được một mol độ cứng.

Tổng hàm lượng canxi có thể khử ra khỏi nước phụ thuộc vào nồng độ ion HCO_3^- có trong thành phần của nước. Nếu tổng hàm lượng ion HCO_3^- và CO_3^{2-} có trong nước nhỏ hơn tổng hàm lượng các ion Ca^{2+} và Mg^{2+} thì một phần ion Mg^{2+} sẽ tồn tại dưới dạng các muối axit mạnh như MgSO_4 , MgCl_2 và phản ứng với vôi sẽ xảy ra như sau:



Các phản ứng trên có tác dụng làm giảm độ cứng theo ion Mg^{2+} nhưng không làm giảm độ cứng toàn phần vì giảm được lượng ion Mg^{2+} nhưng lại làm tăng một lượng tương đương Ca^{2+} . Để giải quyết vấn đề này, người ta phải pha thêm một lượng ion CO_3^{2-} vào nước sao cho tích số nồng độ CO_3^{2-} và Ca^{2+} (đã thế chỗ của Mg^{2+}) lớn hơn tích số hòa tan của $CaCO_3$.

Khả năng của quá trình làm mềm nước bằng vôi phụ thuộc vào độ hòa tan của $CaCO_3$ và $Mg(OH)_2$. Trong nước thiên nhiên, độ hòa tan của các hợp chất này phụ thuộc vào thành phần ion của nước và lượng CO_3^{2-} , OH^- tự do.

Bảng 7-2 cho giới hạn làm mềm nước theo lý thuyết phụ thuộc vào độ hòa tan của $CaCO_3$ và $Mg(OH)_2$.

Bảng 7-2. Giới hạn làm mềm nước theo lý thuyết

Nhiệt độ °C	Độ hòa tan		Giới hạn làm mềm mgdl/l
	$CaCO_3$ mgdl/l	$Mg(OH)_2$ mgdl/l	
0	0,15	0,40	0,55
80	0,03	0,20	0,23

Các hợp chất $CaCO_3$ và $Mg(OH)_2$ có khả năng tạo ra dung dịch quá bão hòa, khi đó trong nước đã làm mềm sẽ còn lại một lượng $Ca(OH)_2$ dư. Nếu lượng $Ca(OH)_2$ dư quá lớn sẽ lại làm tăng độ cứng và độ kiềm của nước đã làm mềm. Như vậy, hiệu quả của quá trình làm mềm nước bằng vôi phụ thuộc vào điều kiện cân bằng bão hòa của nước bởi các hợp chất $CaCO_3$ và $Mg(OH)_2$ được tạo ra.

Liều lượng vôi cần thiết phụ thuộc vào tỷ lệ thành phần của các ion có trong nước. Nếu hàm lượng Ca^{2+} lớn hơn HCO_3^- thì lượng vôi được xác định theo công thức sau:

$$m_v = 28 \left[\frac{CO_2}{22} + \frac{HCO_3^-}{61} \pm \frac{m_{ph}}{e} + 0,5 \right] \frac{100}{c_v}$$

trong đó:

m_v - lượng vôi sử dụng, mg/l;

CO_2 - hàm lượng CO_2 tự do trong nước, mg/l;

HCO_3^- - hàm lượng ion bicacbonat trong nước, mg/l;

m_{ph} - lượng phèn ($FeCl_3$ hoặc $FeSO_4$) tính theo sản phẩm ngậm nước, mg/l;

e - đương lượng của phèn; $e = 54$ với $FeCl_3$, $e = 76$ với $FeSO_4$.

Giá trị 0,5 trong công thức trên là lượng dự phòng để đảm bảo lắng cặn $CaCO_3$ khi pH xấp xỉ 9,5.

C_v - tỷ lệ vôi tinh khiết theo CaO trong vôi thô, %

$\frac{m_{ph}}{e}$ lấy giá trị đương khi cho phèn vào nước cùng với vôi hoặc sau khi cho vôi; lấy dấu âm khi cho phèn trước vôi (vì khi phèn thủy phân đã làm giảm độ kiềm tự nhiên của nước).

Trường hợp hàm lượng Ca^{2+} nhỏ hơn hàm lượng HCO_3^- thì lượng vôi cần thiết được xác định theo công thức thực nghiệm sau:

$$m_v = 28 \left[\frac{Ca_2}{22} + 2 \frac{HCO_3^-}{61} - \frac{Ca^{2+}}{20} \pm \frac{m_{ph}}{e} + 1 \right] \frac{100}{C_v}$$

trong đó:

Ca^{2+} - hàm lượng Ca^{2+} trong nước, mg/l;

Các ký hiệu khác có ý nghĩa như trong công thức trên.

Ở đây lấy lượng dự phòng là 1 mgdl/l vì phải chuyển $Mg(HCO_3)_2$ thành $Mg(OH)_2$ không hòa tan.

Để tăng cường quá trình lắng cặn $CaCO_3$ và $Mg(OH)_2$ khi làm mềm nước bằng vôi, người ta pha thêm phèn vào nước. Do phản ứng làm mềm xảy ra ở pH lớn hơn 9 nên không dùng phèn nhôm, vì trong môi trường kiềm, phèn nhôm tạo ra aluminat hòa tan.

Lượng phèn cần thiết cho quá trình được xác định theo công thức thực nghiệm sau:

$$m_{ph} = 3^3 \sqrt{M}, \text{ mg/l}$$

trong đó:

M - tổng hàm lượng cặn trong nước làm mềm, mg/l.

Giá trị của M được tính theo hai trường hợp sau:

- khi hàm lượng $Ca^{2+} > HCO_3^-$, ta có:

$$M = M_o + 50 \frac{CO_2}{22} + 2 \times 50 \frac{HCO_3^-}{61} + m_v \frac{100 - C_v}{100}$$

- khi hàm lượng $Ca^{2+} < HCO_3^-$, ta có:

$$M = M_o + 50 \frac{CO_2}{22} + 2 \times 50 \frac{HCO_3^-}{61} + 29 \frac{Mg^{2+}}{12} + 50C_v + m_v \frac{100 - C_v}{100}$$

trong đó M_o là hàm lượng cặn không hòa tan trong nước nguồn. Các ký hiệu khác có ý nghĩa như chú thích ở trên.

Để kiểm tra hiệu quả của quá trình làm mềm nước bằng vôi, chỉ cần xác định giá trị pH sau khi pha vôi vào nước. Vì như ta đã biết, phản ứng làm mềm nước sẽ diễn ra triệt để khi đã đạt đến cân bằng bão hòa của $CaCO_3$ và $Mg(OH)_2$ trong nước. Tương ứng với trạng thái bão hòa đó, độ ổn định của nước phải được thể hiện ở một giá trị pH_c nào đó. Ở trạng thái bão hòa tự nhiên ứng với pH_s của nước, tốc độ phản ứng lắng cặn diễn ra rất chậm. Để tăng tốc độ lên, cần phải có một lượng dư ion OH^- , biểu thị bằng giá trị ΔpH , như vậy giá trị pH_c sẽ được biểu thị bằng công thức sau:

$$pH_c = pH_s + \Delta pH$$

trong đó:

pH_c - độ pH bão hòa của nước ở cuối quá trình làm mềm;

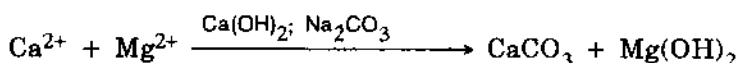
pH_s - độ pH của nước ở trạng thái bão hòa tự nhiên;

ΔpH - lượng dư các ion OH^- cần bổ sung để tăng tốc độ phản ứng lắng cặn. Trong trường hợp khử độ cứng cacbonat, $\Delta pH = 0,5$.

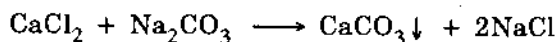
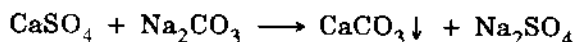
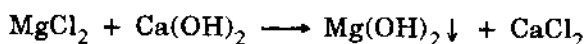
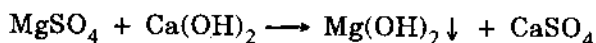
Trong thực tế, khi làm mềm nước bằng vôi để khử $CaCO_3$, pH_s thường có giá trị từ 9,5 đến 9,8; để khử $Mg(OH)_2$, pH_s có giá trị từ 10,6 đến 11,5.

7.2.2. Làm mềm nước bằng vôi kết hợp với soda

Khi tổng hàm lượng các ion Mg^{2+} và Ca^{2+} lớn hơn tổng hàm lượng các ion HCO_3^- và CO_3^{2-} , nếu sử dụng vôi thì chỉ khử được độ cứng magiê, độ cứng toàn phần không hề giảm. Để giải quyết vấn đề này người ta phải sử dụng đến soda và quá trình sẽ xảy ra theo phản ứng sau:



Thực chất của quá trình trên bao gồm các phản ứng thành phần sau:



Quan sát quá trình trên ta nhận thấy rằng, cứ 1 mol ion Ca^{2+} cần 1 mol soda và không phụ thuộc vào hàm lượng ion HCO_3^- trong nước (thực ra ta đã chủ động cho Na_2CO_3 vào).

Ion CO_3^{2-} trong soda đã thay thế ion của các axit mạnh để tạo ra CaCO_3 kết tủa.

Theo các phương trình phản ứng trên ta có thể tính được lượng vôi và soda cần thiết theo các công thức sau:

$$m_v = 28 \left[\frac{\text{CO}_2}{22} + \frac{\text{HCO}_3^-}{61} + \frac{\text{Mg}^{2+}}{12} \pm \frac{m_{ph}}{e} + 0,5 \right] \frac{100}{C_v}$$

$$m_s = 53 \left[\frac{\text{Ca}^{2+}}{20} + \frac{\text{Mg}^{2+}}{12} + \frac{\text{HCO}_3^-}{61} \pm \frac{m_{ph}}{e} + 1 \right] \frac{100}{C_s}$$

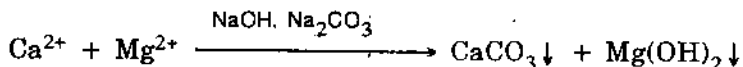
trong đó:

m_s - lượng soda tính theo sản phẩm thô, mg/l;

C_s - hàm lượng Na_2SO_3 tinh khiết trong sản phẩm thô, %.

Các ký hiệu còn lại xem ở các công thức trên.

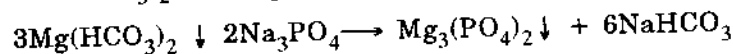
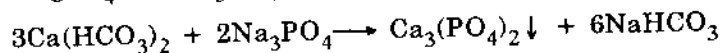
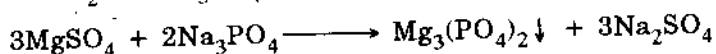
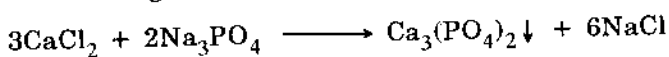
Ngoài phương pháp sử dụng kết hợp vôi và soda, người ta còn có thể sử dụng phương pháp kết hợp xút NaOH và soda. Quá trình xảy ra theo phản ứng sau:



Phương pháp này có ưu điểm là sử dụng natri hiđrôxyt để pha chế hơn, ít tạo bùn hơn, tốc độ phản ứng ít bị ảnh hưởng bởi nhiệt độ và có được tốc độ phản ứng nhanh hơn.

7.2.3. Làm mềm nước bằng trinitriphosphat (Na_3PO_4)

Phương pháp này được áp dụng khi cần xử lý làm mềm nước thật triệt để, mà sử dụng vôi và soda vẫn chưa đem lại được kết quả mong muốn. Người ta cho trinitriphosphat vào nước để khử hết các ion Ca^{2+} , Mg^{2+} thành dạng muối không tan theo các phản ứng sau:



Quá trình làm mềm nước bằng trinitriphosphat chỉ diễn ra thuận lợi ở nhiệt độ lớn hơn 100°C . Hiệu quả của quá trình có thể đạt đến 0,04 - 0,05 mgdl/l. Do giá thành của Na_3PO_4 cao nên người ta chỉ dùng với liều lượng nhỏ và thực hiện quá trình sau khi đã xử lý sơ bộ với vôi và soda.

7.3. CÁC BIỆN PHÁP ĐẨY NHANH QUÁ TRÌNH LÀM MỀM NƯỚC

Có thể nói, quá trình làm mềm nước bằng hóa chất xảy ra qua hai giai đoạn. Giai đoạn đầu là phản ứng hóa học của các chất với các ion Ca^{2+} , Mg^{2+} có trong nước, giai đoạn này xảy ra hầu như tức thời sau khi cho hóa chất vào nước. Kế đó là giai đoạn tạo bông cặn kết tủa. Tốc độ chung của quá trình làm mềm nước được xác định bằng tốc độ diễn biến của giai đoạn hai. Để có thể đẩy nhanh tốc độ của quá trình người ta tiến hành các biện pháp sau:

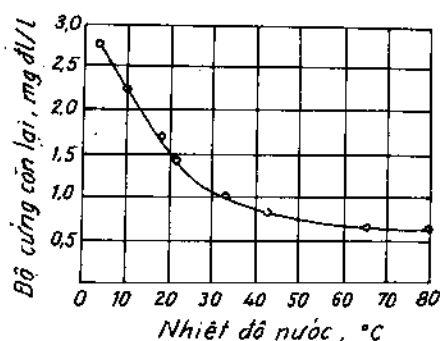
Dun nóng nước để quá trình tạo bông cặn diễn ra nhanh hơn do độ hòa tan của CaCO_3 và $\text{Mg}(\text{OH})_2$ giảm. Ảnh hưởng của nhiệt độ đến hiệu quả làm mềm nước được trình bày ở hình 7-1. Trong hình 7-1, người ta dễ dàng nhận ra rằng, khi quá trình tiến hành ở nhiệt độ cao, hiệu quả của quá trình đạt được tốt hơn so với khi tiến hành quá trình ở nhiệt độ thấp. Hiệu quả có thể đạt được hầu như hoàn toàn khi tiến hành ở 100°C .

Một cách khác để làm tăng tốc độ quá trình là cho dư lượng hóa chất. Biện pháp này không được sử dụng khi làm mềm nước bằng vôi, vì dư lượng vôi sẽ làm tăng độ cứng của nước sau làm mềm, lượng vôi dư trong

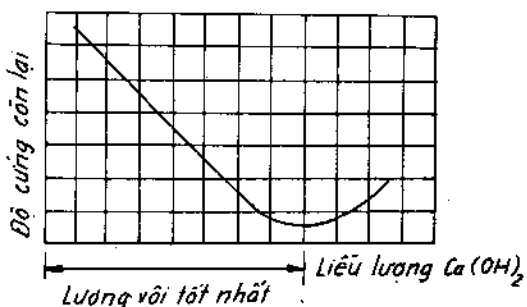
nước sau làm mềm không được để quá 0,5 mgdl/l. Khi làm mềm nước bằng vôi kết hợp với soda, nếu cho quá lượng vôi sẽ gây lãng phí soda và làm tăng độ kiềm của nước.

Tương quan giữa liều lượng vôi và độ cứng của nước sau làm mềm được trình bày ở hình 7-2. Trên hình ta thấy việc để dư lượng vôi sẽ làm cho quá trình làm mềm nước không đạt hiệu quả. Do vậy trong thực tế khi tiến hành quá trình, cần tính toán thật cẩn thận lượng vôi cho vào.

Để tạo môi trường kết tinh, người ta sử dụng bể lắng có lớp cặn lơ lửng. Các hạt cặn lơ lửng được tạo ra trước sẽ trở thành nhân kết tinh các bông cặn CaCO_3 và Mg(OH)_2 .



Hình 7-1. Ảnh hưởng của nhiệt độ đến hiệu quả của quá trình làm mềm nước bằng vôi và soda



Hình 7-2. Quan hệ giữa độ cứng sau làm mềm và liều lượng vôi sử dụng

7.4. THIẾT BỊ LÀM MỀM NƯỚC BẰNG HÓA CHẤT

Một hệ thống làm mềm nước hoàn chỉnh thường bao gồm: thiết bị pha chế hóa chất, thiết bị phản ứng, thiết bị lắng và thiết bị lọc, trong đó thiết bị phản ứng là tối quan trọng trong quá trình này.

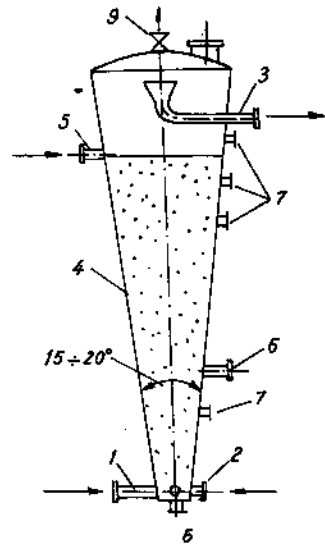
Trong thực tế xử lý làm mềm nước, thiết bị làm mềm thường được sử dụng là bể phản ứng xoáy.

Bể phản ứng xoáy (hình 7-3) có tác dụng tạo bông cặn ổn định, có cấu

tạo giống như các bể phản ứng xoáy thông thường khác. Trong vận hành, để tạo điều kiện kết tinh, người ta đưa thêm vào bể các hạt đá hoa nghiền hoặc cát có đường kính từ 0,2 đến 0,3 mm. Các hạt tiếp xúc được đưa vào phần trên của bể, nhờ trọng lực chúng chuyển động dần xuống, tiếp xúc với dòng nước đi từ dưới lên, cặn CaCO_3 và Mg(OH)_2 kết bám dần quanh hạt, lớn dần lên đến cỡ $1,5 \div 2,0$ mm thì được xả ra ngoài.

Bể phản ứng xoáy chỉ có tác dụng kết tinh được cặn CaCO_3 , nên khi hàm lượng magie trong nước vượt quá 10 đến 15 mg/l phải đặt thêm bể lắng sau phản ứng để tách Mg(OH)_2 . Bể lắng và bể lọc trong hệ thống có cấu tạo và cách thức vận hành như trong trường hợp xử lý thông thường. Điều cần chú ý ở đây là khi rửa lọc phải tính đến khả năng phá lớp cặn CaCO_3 bám trên bề mặt bể lọc.

Nếu chọn qui trình xử lý bằng nước đun nóng trong môi trường pH cao, cát thạch anh có thể bị hòa tan, do đó nên dùng than antraxit làm vật liệu lọc.

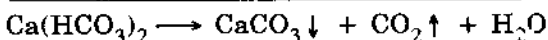
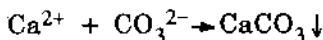
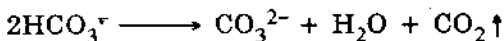


Hình 7-3. Bể phản ứng xoáy.

1. Ống đưa nước vào; 2. Ống đưa hóa chất vào; 3. Ống dẫn nước ra;
4. Hạt tiếp xúc; 5. Ống dẫn hạt tiếp xúc vào; 6. Ống dẫn hạt tiếp xúc ra;
7. Ống lấy mẫu thử; Ống xả khô;
9. Van xả khí.

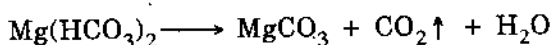
7.5. LÀM MỀM NƯỚC BẰNG PHƯƠNG PHÁP NHIỆT

Cơ sở lý thuyết của phương pháp này là dùng nhiệt để bốc hơi khí cacbonic hòa tan trong nước. Trạng thái cân bằng của các hợp chất cacbonic sẽ chuyển dịch theo phương trình phản ứng sau:

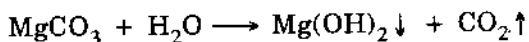


Tuy nhiên, khi đun nóng nước chỉ khử được hết khí CO_2 và giảm độ cứng cacbonat của nước, còn lượng CaCO_3 hòa tan vẫn tồn tại trong nước.

Riêng đối với magiê, quá trình khử xảy ra qua hai bước. Ở nhiệt độ thấp (đến 18°C) ta có phản ứng:



Khi tiếp tục tăng nhiệt độ, MgCO_3 bị thủy phân theo phản ứng:



Như vậy, bằng phương pháp nhiệt có thể giảm được độ cứng cacbonat đáng kể. Nếu kết hợp cả phương pháp dùng hóa chất với phương pháp nhiệt, bông cặn tạo ra sẽ có kích thước lớn và lắng nhanh do độ nhớt của nước giảm khi nhiệt độ tăng và đồng thời giảm được lượng hóa chất cần sử dụng.

Làm mềm nước bằng phương pháp nhiệt thường được áp dụng cho xử lý nước cấp nồi hơi, vì ở đây có thể sử dụng nhiệt lượng dư của nồi hơi.

7.6. XỬ LÝ NƯỚC CẤP CHO CÔNG NGHIỆP

Trong công nghiệp, nước cấp được sử dụng nhiều cho các hệ thống nồi hơi và làm lạnh. Nước cấp cho nồi hơi ngoài các chỉ tiêu thông thường cho nước cấp, còn đòi hỏi một chỉ tiêu chất lượng đặc biệt cao hơn về độ cứng của nước, nhằm ngăn ngừa tối đa sự lắng, đóng cặn làm ăn mòn hệ thống, giảm năng lực truyền nhiệt và có thể gây ra những hậu quả xấu cho hệ thống. Chất lượng nước cấp cho các hệ thống làm lạnh cũng cần thỏa mãn các tiêu chuẩn chung như hạn chế sự lắng cặn, chống sự phát triển của rong rêu, phòng ngừa hiện tượng ăn mòn và giảm hiệu quả làm lạnh của hệ thống.

7.6.1. Nước cấp cho nồi hơi

Năng lượng hơi nước được sử dụng rộng rãi trong nhiều ngành công nghiệp với nguyên lý chung là nhờ nhiệt chuyển hóa thành hơi và do đó các loại cặn không tan và hòa tan trong nước được giữ lại trong nồi hơi.

Nước cấp cho nồi hơi do vậy phải đạt các chỉ tiêu chất lượng cao về độ cứng, để tránh các hiện tượng lắng cặn, đóng cặn và ăn mòn hệ thống, thiết bị.

Dưới tác dụng của nhiệt, quá trình bốc hơi nước xảy ra và cùng với quá trình đó, các hóa chất trong nước biến đổi theo các quá trình lý học riêng, nhiều chất sinh ra và nhiều chất bị phân hủy dẫn đến sự tạo thành cặn không hòa tan kết bám hoặc lắng đọng, gây cản trở cho quá trình truyền nhiệt và vận chuyển trong thiết bị. Tùy theo nguồn gốc xuất xứ, mỗi loại cặn có tính chất lý hóa đặc trưng về màu sắc, độ cứng, độ kết bám lên bề mặt kim loại, chiều dày lớp cặn...

Xét về thành phần hóa học, cặn kết bám trong hệ thống nồi hơi được phân thành các nhóm sau:

1. Cặn của các hợp chất kim loại kiềm thổ, chủ yếu là canxi, magie như CaCO_3 , CaSO_4 , CaSiO_3 , $\text{Ca}(\text{PO}_4)_2$, MgO , $\text{Mg}(\text{OH})_2$ và $\text{Mg}_3(\text{PO}_4)_2$ và được gọi tên theo thành phần tối đa như cacbonat, sunfat, photphat...

2. Cặn của các hợp chất sắt như FeSiO_3 , $\text{FeO}_3(\text{PO}_4)_2$, NaFePO_4 , Fe_2O_3 , Fe_3PO_4 ...

3. Cặn của các hợp chất đồng và cặn silicat.

Tác hại chung của các loại cặn nói trên là chúng đều có độ dẫn nhiệt thấp, gây cản trở cho quá trình truyền nhiệt.

Các phương pháp xử lý cặn trong nồi hơi

Có nhiều biện pháp để giảm thiểu lượng cặn sinh ra trong quá trình chuyển hóa nước thành hơi nước, trong đó phải kể đến việc làm mềm triệt để nước cấp cho nồi hơi để tránh hiện tượng đóng cặn, đó là biện pháp quan trọng nhất. Ngoài ra phải kể đến việc ngăn ngừa hiện tượng xâm thực trong hệ thống cấp nước, chống sự xâm nhập của nước làm lạnh, ngăn ngừa hiện tượng đốt nóng cục bộ trong hệ thống và xử lý nước bên trong hệ thống nồi hơi.

Các nghiên cứu cho thấy, cặn CaSO_4 , CaSiO_3 là những cặn kết bám lên thành nồi hơi rất rắn chắc, các cặn CaCO_3 và $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$, $\text{Ca}(\text{OH})_2$ là những cặn lắng ở dạng bùn, chúng có thể dễ dàng tháo bỏ khỏi hệ thống nhờ áp lực sẵn có của nồi hơi.

Để ngăn ngừa hiện tượng đóng cặn, nước trong nồi hơi phải được duy

trì ở điều kiện nào đó để luôn tạo ra cặn ở dạng bùn, nghĩa là phải luôn duy trì trong nước một lượng ion PO_4^{3-} và CO_3^{2-} . Tuy nhiên, các ion CO_3^{2-} chỉ giữ được trong các hệ thống áp lực dưới 1,6 MPa (khoảng 16 at) khi áp lực lớn hơn phải duy trì lượng ion PO_4^{3-} , do vậy quá trình photphat hóa nước cấp nổi hơi là việc làm tối cần thiết. Cùng với việc photphat hóa nổi hơi, dầu nước đưa vào mềm hoặc cứng đều phải kiềm hóa, một trong những điều kiện để có thể tách cặn ra khỏi nổi hơi một cách dễ dàng.

a. Quá trình photphat hóa nổi hơi

Nồng độ ion PO_4^{3-} trong nước nổi hơi được xác định theo công thức:

$$i = N + 0,1.C_{\text{SiO}_3^{2-}} + 0,01.C_{\text{SO}_4^{2-}}$$

trong đó:

N - hằng số dư, có giá trị 5 mg/kg đối với nổi hơi một cấp và 3 mg/kg đối với nổi hơi hai cấp;

$C_{\text{SiO}_3^{2-}}$, $C_{\text{SO}_4^{2-}}$ - nồng độ các ion SiO_3^{2-} và SO_4^{2-} có trong nước.

Theo thực nghiệm, giá trị i không được lớn hơn 15 đối với hệ nổi hơi một bậc và không lớn hơn 30 đối với hệ nổi hơi hai bậc khi dùng nhiên liệu lỏng. Với các nổi hơi dùng nhiên liệu khác, i phải nhỏ hơn hoặc bằng 50.

Khi nổi hơi bắt đầu hoạt động, lượng photphat cần đưa vào được tính như sau:

$$P_1 = \frac{V.i}{100.C_p}, \text{ mg.}$$

trong đó:

P_1 - lượng photphat cần đưa vào, kg/h;

V - thể tích nước trong nổi hơi, m^3 ;

C_p - hàm lượng PO_4^{3-} có trong sản phẩm thô, %.

Trong thời gian nổi hơi hoạt động, phải bổ sung liên tục một lượng photphat vào nước cấp theo công thức sau:

$$P_2 = \frac{Q_c}{10C_p} (28,5 C_o + Q_x.i)$$

trong đó:

P_2 - lượng photphat sử dụng, kg/h;

C_o - độ cứng của nước cấp, mg đl/l;

Q_c - lưu lượng nước cấp vào, m³/h;

Q_x - lưu lượng nước xả ra theo cần, m³/h.

i - nồng độ ion PO_4^{3-} trong nước nổi hơi.

Các hóa chất thường dùng cho quá trình photphat hóa nổi hơi là Na_3PO_4 , Na_2HPO_4 , $(NaPO_3)_6$, $Na_5P_3O_{10}$.

b. Quá trình kiểm hóa nổi hơi

Liều lượng chất kiểm cho vào nước khi nước đã được làm mềm tính theo công thức sau:

$$m_K = \frac{P_h}{1 + P_h} \cdot K_1 - K_2, \text{ mg đl/kg}$$

trong đó:

m_K - liều lượng chất kiểm cho vào nước, mg đl/kg;

P_h - lưu lượng hơi, kg/h;

K_1 - độ kiềm cần thiết của nước nổi hơi, mg đl/kg;

K_2 - độ kiềm thực của nước cấp cho nổi hơi, mg đl/kg.

Chất kiểm thường dùng là NaOH, không nên dùng Na_2CO_3 hoặc $NaHCO_3$, vì ở điều kiện nhiệt độ cao, các chất này thủy phân tạo thành khí CO_2 làm ăn mòn thiết bị.

7.6.2. Nước cấp cho thiết bị làm lạnh

Các hệ thống làm lạnh có thể hoạt động theo hai nguyên lý:

- Hệ thống xả thẳng: nước sau khi dùng làm lạnh không dùng lại

- Hệ thống tuần hoàn: nước sau khi dùng được đưa đến dàn làm thoáng để giảm nhiệt độ rồi cho sử dụng tiếp.

Tùy theo phương pháp và cấu tạo của hệ thống làm lạnh mà chất lượng nước cấp phải thỏa mãn các tiêu chuẩn khác nhau. Nếu không cần dùng tuần hoàn trở lại thì người ta dùng trực tiếp nước nguồn, xử lý sơ bộ như lắng, clo hóa sơ bộ chống sự phát triển của rong rêu.

Với hệ thống tuần hoàn, chất lượng nước cấp yêu cầu cao hơn. Nước phải được xử lý sơ bộ, xử lý ổn định, xử lý ngăn chặn sự phát triển của rong rêu và cá khử độ cứng nếu cần. Mục đích của việc xử lý nước cho các quá trình làm lạnh là để chống đóng, lắng cặn trong hệ thống, chống hiện tượng ăn mòn kim loại, chống sự phát triển của rong rêu, vì tất cả các hiện tượng đó đều làm giảm hiệu quả trao đổi nhiệt của bề mặt làm lạnh.

KHỬ SẮT VÀ MANGAN

Trong nước thiên nhiên, sắt tồn tại dưới nhiều dạng khác nhau. Trong nước mặt, sắt có thể tồn tại ở dạng ion sắt hóa trị 3 hoặc dưới dạng các phức chất sắt, các hợp chất hữu cơ và vô cơ của sắt ở thể keo và thể hạt phân tán lơ lửng. Trong nước ngầm, sắt thường tồn tại ở dạng ion sắt hóa trị 2 trong thành phần của các muối hòa tan như bicacbonat, sunfat, clorua...

Khi trong nước có hàm lượng sắt cao, nước có vị tanh và tạo ra cặn bẩn màu vàng làm giảm chất lượng nước cấp cho sinh hoạt và công nghiệp. Do vậy, khử sắt đến giới hạn cho phép là công việc rất cần thiết để đảm bảo chất lượng nước cấp.

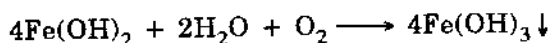
8.1. CÁC PHƯƠNG PHÁP KHỬ SẮT TRONG XỬ LÝ NƯỚC CẤP

8.1.1. Phương pháp oxy hóa sắt

Nguyên lý của phương pháp này là oxy hóa sắt (II) thành sắt (III) và tách chúng ra khỏi nước dưới dạng hydroxyt sắt (III). Trong nước ngầm, sắt (II) bicacbonat là một muối không bền, nó dễ dàng thủy phân thành sắt (II) hydroxyt theo phản ứng:

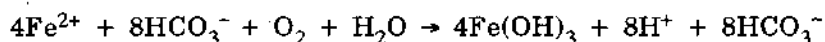


Nếu trong nước có oxy hòa tan, sắt (II) hydroxyt sẽ bị oxy hóa thành sắt (III) hydroxyt theo phản ứng:



Sắt (III) hydroxyt trong nước kết tủa thành bông cặn màu vàng và có thể tách ra khỏi nước một cách dễ dàng nhờ quá trình lắng lọc.

Kết hợp các phản ứng trên ta có được phản ứng chung của quá trình oxy hóa sắt như sau:



Theo định luật tác dụng khối lượng, tốc độ phản ứng oxy hóa nói trên có thể được tính như sau:

$$-\frac{d\text{Fe}^{2+}}{dt} = K \frac{[\text{O}_2][\text{Fe}^{2+}]}{[\text{H}^+]^2}$$

Như vậy tốc độ của phản ứng phụ thuộc vào hàm lượng ion H^+ được giải phóng. Tuy nhiên, trong nước ngầm thường chứa ion HCO_3^- với hàm lượng lớn và có tác dụng như dung dịch đệm. Các ion H^+ được giải phóng từ phản ứng oxy hóa sắt (II) lập tức kết hợp với các ion HCO_3^- và như vậy ta có thể coi nồng độ ion H^+ trong nước là không đổi. Tích phân phương trình trên ta được:

$$[\text{Fe}^{2+}] = [\text{Fe}^{2+}]_0 e^{-K \frac{[\text{O}_2]}{[\text{H}^+]^2}}$$

trong đó:

$[\text{Fe}^{2+}]_0$ - hàm lượng sắt (II) trong nước nguồn;

$[\text{Fe}^{2+}]$ - hàm lượng sắt (II) trong nước sau thời gian phản ứng t;

$[\text{O}_2]$ - hàm lượng oxy hòa tan trong nước;

$[\text{H}^+]$ - hàm lượng ion H^+ ;

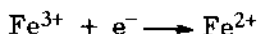
K - hằng số tốc độ phản ứng, phụ thuộc vào nhiệt độ và chất xúc tác.

Khi trong nước có chứa các muối đồng, mangan, photpho, cũng như khi nước tiếp xúc với cặn lắng của sắt (III) hydroxyt và mangan oxyt, do tác dụng xúc tác của chúng, quá trình oxy hóa sẽ diễn ra nhanh hơn (hình 8-1).

Người ta cũng nhận thấy rằng, tốc độ phản ứng oxy hóa sắt tăng khi pH của nước tăng (nồng độ H^+ giảm) và khi nồng độ oxy hòa tan tăng (hình 8-2).

Nước ngầm thường không chứa oxy hòa tan hoặc có hàm lượng oxy hòa tan rất thấp. Để tăng nồng độ oxy hòa tan trong nước ngầm, biện pháp đơn giản nhất là làm thoáng. Hiệu quả của bước làm thoáng được xác định theo nhu cầu oxy cho quá trình khử sắt.

Quá trình oxy hóa khử xảy ra như sau:



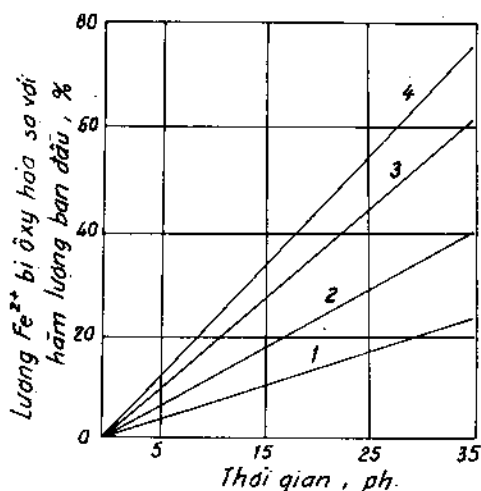
Qua tính toán người ta thấy rằng, với nước ngầm có tổng hàm lượng muối nhỏ hơn 1000 mg/l, có thể coi hệ số hoạt hóa là 1, để đảm bảo sau khi oxy hóa lượng Fe^{2+} còn lại trong nước là 0,3 mg/l, thế oxy hóa khử cần thiết cho quá trình này phụ thuộc vào pH và được tính theo phương trình sau:

$$E = 1,34 - 0,177\text{pH}$$

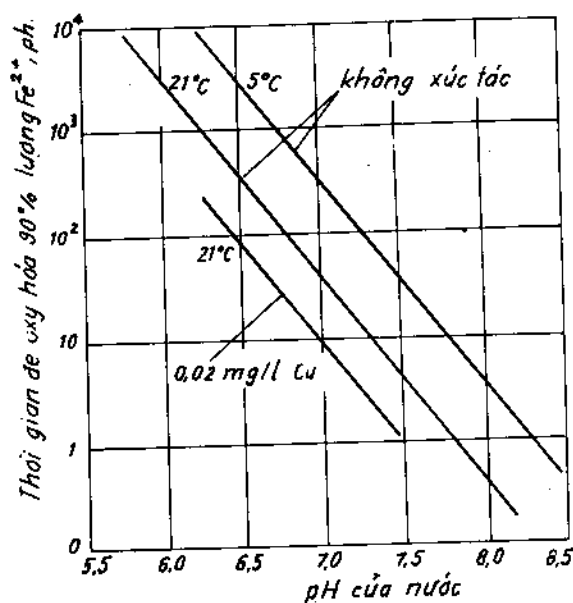
Như vậy, nếu pH của nước càng lớn thì thế oxy hóa khử cần thiết càng nhỏ và quá trình khử sắt diễn ra càng nhanh. Thường thì các nguồn nước ngầm có thế oxy hóa khử gần như bằng không, giá trị pH nhỏ hơn 7,5 nên sắt (II) luôn luôn ở trạng thái hòa tan và không bị oxy hóa. Hình 8-3 trình bày trường ổn định của sắt trong nước ngầm và khi sắt không ở dạng tổ hợp với các hợp chất hữu cơ.

Đồ thị ở hình 8-3 cho thấy, khi pH nhỏ hơn 4,5, nếu thế oxy hóa - khử E trong nước lớn hơn 0,8 V thì sắt tồn tại ở dạng ion Fe^{3+} và FeOH^{2+} , còn nếu thế oxy hóa nhỏ hơn 0,8 V thì sắt tồn tại ở dạng ion Fe^{2+} hòa tan. Nếu trong nước có sunfua, khi thế oxy hóa khử E nhỏ hơn -0,2 V, pH lớn hơn 4,5 sẽ tạo ra sự lắng đọng FeS ; nếu pH từ 4,5 đến 8; E từ 0,05 V đến 0,8 V thì sắt (II) bị oxy hóa thành sắt (III) và lắng đọng ở dạng cặn $\text{Fe}(\text{OH})_3$, khi pH lớn hơn 10,3, trong nước có lắng đọng cặn $\text{Fe}(\text{OH})_2$.

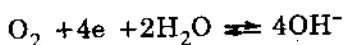
Oxy hòa tan trong nước là chất oxy hóa và làm tăng thế oxy hóa khử của nước, quá trình xảy ra như sau:



Hình 8-1. Ảnh hưởng của chất xúc tác đến tốc độ phản ứng oxy hóa Fe^{2+} bằng oxy của không khí tại nước có pH = 6 ÷ 9 và nhiệt độ nước 25°C
1. Nước tinh khiết; 2. Nước có 0,02 mg/l Cu; 3. Nước có 0,02 mg/l MnO_2 ; 4. Nước có 2 mg/l $(\text{NaPO}_3)_6$



Hình 8-2. Quan hệ giữa tốc độ quá trình oxy hóa Fe^{2+} thành Fe^{3+} và độ pH của nước



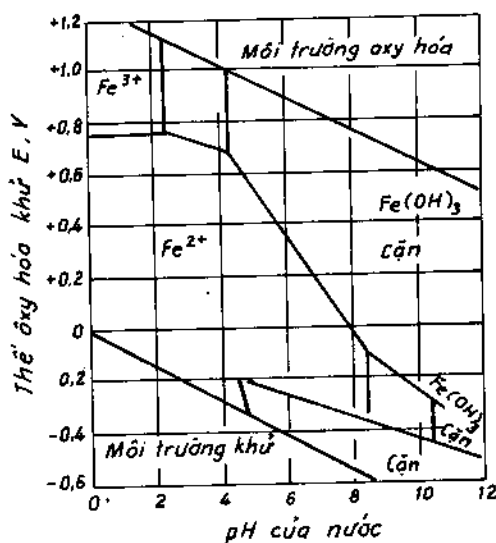
Ở nhiệt độ 25°C người ta tính được thế oxy hóa khử của quá trình này bằng:

$$E = 1,231 - 0,059\text{pH} + 0,0145 \lg p_{\text{O}_2}$$

trong đó:

p_{O_2} - áp suất riêng phần của oxy hòa tan trong nước, at,

Để tiện tính toán có thể lấy hàm lượng oxy hòa tan trong nước tính theo mol thay cho p_{O_2} .



Hình 8-3. Đồ thị trường ổn định của sắt trong nước ngầm với hàm lượng sắt 0,2 mg/l và hàm lượng HCO_3^- bằng 2 mg dl/l.

8.1.2. Các biện pháp khử sắt bằng quá trình oxy hóa

8.1.2.1. Làm thoáng đơn giản trên bề mặt lọc

Nước cần khử sắt được làm thoáng bằng giàn phun mưa ngay trên bề mặt lọc. Chiều cao giàn phun thường lấy cao khoảng 0,7 m, lỗ phun có đường kính 5 đến 7 mm, lưu lượng tưới vào khoảng $10 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{h}$. Lượng oxy hòa tan trong nước sau làm thoáng ở nhiệt độ 25°C lấy bằng 40% lượng oxy hòa tan bão hòa (ở 25°C lượng oxy hòa tan bão hòa bằng 8,1 mg/l).

8.1.2.2. Làm thoáng bằng giàn mưa tự nhiên

Nước cần làm thoáng được tưới lên giàn làm thoáng một bậc hay nhiều bậc với các sàn rải xỉ hoặc tre gỗ. Lưu lượng tưới và chiều cao tháp cũng lấy như trường hợp trên. Lượng oxy hòa tan sau làm thoáng bằng 55% lượng oxy hòa tan bão hòa. Hàm lượng CO_2 sau làm thoáng giảm 50%.

8.1.2.3. Làm thoáng cưỡng bức

Cũng có thể dùng tháp làm thoáng cưỡng bức với lưu lượng tưới từ 30 đến $40 \text{ m}^3/\text{h}$. Lượng không khí tiếp xúc lấy từ 4 đến 6 m^3 cho 1 m^3 nước. Lượng oxy hòa tan sau làm thoáng bằng 70% lượng oxy hòa tan bão hòa. Hàm lượng CO_2 sau làm thoáng giảm 75%.

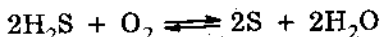
Trong nước ngầm, ngoài Fe^{2+} đôi khi còn chứa các hợp chất của lưu huỳnh dưới dạng H_2S hòa tan, các ion HS^- và S^{2-} . Các hợp chất này có tác dụng khử đối với sắt nên chúng gây ảnh hưởng lớn đến quá trình oxy hóa sắt. Khi pH của nước nằm trong khoảng 6 đến 8, hệ oxy hóa khử các hợp chất sunfua có dạng:



Thế oxy hóa khử của quá trình này bằng:

$$E = E_0 + \frac{0,059}{2} \lg \frac{[\text{S}]}{[\text{S}^{2-}]}$$

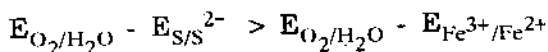
Ở 25°C thế oxy hóa khử chuẩn của hệ là $E_0 = -0,48 \text{ V}$, do vậy nếu trong nước có oxy hòa tan thì phản ứng oxy hóa S^{2-} sẽ xảy ra trước:



Lượng oxy còn lại sau phản ứng trên sẽ tiếp tục oxy hóa Fe^{2+} thành

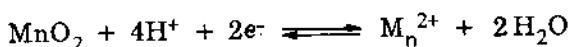
Fe^{3+} , nếu như thế oxy hóa khử do oxy tạo ra lúc đó còn lớn hơn giá trị $E = 1,34 - 0,177 \text{ pH}$.

Các phản ứng diễn ra theo trình tự trên như sau:



Nếu trong nước có chứa các chất hữu cơ, một phần oxy hòa tan sẽ tham gia vào quá trình phân hủy các chất hữu cơ. Trong trường hợp này lượng oxy hòa tan cần thiết cho mọi phản ứng phải lớn hơn tổng số lượng oxy để oxy hóa các hợp chất hữu cơ, lượng oxy để oxy hóa lưu huỳnh và sắt.

Khi trong nước có mangan và độ pH của nước có giá trị từ 6 đến 8 sẽ tồn tại cân bằng oxy hóa khử của mangan:



Qua tính toán người ta thấy ở 25°C , thế oxy hóa khử của quá trình trên bằng:

$$E_{\text{Mn}^{4+}/\text{Mn}^{2+}} = 1,23 - 0,12\text{pH} - 0,03 \lg[\text{Mn}^{2+}]$$

Nếu thế oxy hóa khử của nước sau làm thoáng lớn hơn giá trị $E_{\text{Mn}^{4+}/\text{Mn}^{2+}}$ thì ion Mn^{2+} sẽ bị oxy hóa đến Mn^{4+} và dioxyt mangan tạo thành sẽ là chất xúc tác đẩy nhanh quá trình oxy hóa sắt, do thế tiêu chuẩn E_0 của hệ mangan lớn hơn E_0 của hệ sắt.

Nếu thế oxy hóa khử của nước $E_{\text{O}_2/\text{H}_2\text{O}}$ nhỏ hơn thế oxy hóa khử $E_{\text{Mn}^{4+}/\text{Mn}^{2+}}$ thì Mn^{2+} không bị oxy hóa thành Mn^{4+} , mangan dioxyt không được tạo ra và sự tồn tại của ion Mn^{2+} sẽ không gây ảnh hưởng đến quá trình oxy hóa sắt.

8.1.2.4. Các bước tiến hành tính toán

Để lựa chọn qui trình khử sắt bằng phương pháp làm thoáng, người ta tiến hành các bước tính toán sau đây:

Bước 1

Xác định thế oxy hóa khử của nước theo phương trình $E = 1,34 - 0,177\text{pH}$. Như vậy để có được E , nhất thiết phải biết được pH của nước. Trường hợp làm thoáng đơn giản bằng giàn mưa trực tiếp trên mặt bể lọc thì lượng CO_2 trong nước coi như không giảm. Sau làm thoáng, sắt bị thủy

phân, cứ 1 mg/l sắt (II) thủy phân sẽ tạo thành 1,6 mg/l CO_2 và giảm 0,036 mg dl/l độ kiềm. Ta có tương quan:

$$C_{(\text{CO}_2)} \text{ tổng} = C_{(\text{CO}_2)} \text{ ban đầu} + 1,6 \text{ Fe}^{2+}, \text{ mg/l}$$

$$\text{và } K_i = K_{i0} - 0,036 \text{ Fe}^{2+}, \text{ mg dl/l}$$

trong đó:

$C_{(\text{CO}_2)}$ - hàm lượng CO_2 của nước nguồn trước khi làm thoáng;

K_{i0} - độ kiềm ban đầu của nước nguồn;

K_i - độ kiềm của nước sau quá trình thủy phân sắt.

Sau khi tính được CO_2 và K_i ta có thể xác định được pH của nước rồi tính thế oxy hóa khử E.

Trường hợp làm thoáng bằng phương pháp dùng tháp phun mưa, lượng CO_2 tự do trong nước giảm đi 50% và do vậy:

$$C_{\text{CO}_2} = 0,5C_{(\text{CO}_2)} + 1,6\text{Fe}^{2+}, \text{ mg/l}$$

$$K_i = K_{i0} - 0,036 \text{ Fe}^{2+}, \text{ mg dl/l}$$

Nếu làm thoáng cưỡng bức, lượng CO_2 trong nước giảm 80%, ta có

$$C_{\text{CO}_2} = 0,2C_{\text{CO}_2} + 1,6\text{Fe}^{2+}, \text{ mg/l}$$

Bước 2

Xác định thế oxy hóa khử sau làm thoáng với:

$$E_{\text{O}_2/\text{H}_2\text{O}} = 1,231 - 0,059\text{pH} + 0,0145\lg[\text{O}_2]$$

Trường hợp làm thoáng đơn giản trên bề mặt bể lọc, lượng oxy tiêu hao để khử hết 1 mg/l H_2S là 0,47 mg/l O_2 và cũng một lượng oxy tương ứng dùng để khử các chất hữu cơ. Để khử hết 1 mg/l Fe^{2+} cần 0,143 mg/l O_2 . Lượng oxy còn lại sẽ là:

$$C_{\text{O}_2} = C_{\text{O}_2} \text{ hòa tan} - [0,47C_{\text{H}_2\text{S}} + 0,143C_{\text{Fe}^{2+}} + C_{\text{O}_2} \text{ chất hữu cơ}], \text{ mg/l}$$

$C_{\text{H}_2\text{S}}, C_{\text{Fe}^{2+}}$ - hàm lượng H_2S và Fe^{2+} có trong nước nguồn.

$C_{\text{O}_2} \text{ chất hữu cơ}$ - lượng oxy cần thiết để oxy hóa chất hữu cơ.

Với các trường hợp khác tính tương tự như trên.

Bước 3

So sánh các giá trị $E_{\text{Fe}^{3+}/\text{Fe}^{2+}}$ yêu cầu và $E_{\text{O}_2/\text{H}_2\text{O}}$ theo tính toán được.

Khi $E_{O_2/H_2O} > 3E_{Fe^{3+}/Fe^{2+}}$ thì chọn để thiết kế. Trong đó hệ số 3 áp dụng để đáp ứng tốc độ oxy hóa có thể chấp nhận được khi khử sắt.

Theo lý thuyết, thế oxy hóa khử sau khi làm thoáng nếu lớn hơn thế oxy hóa khử yêu cầu thì sắt (II) trong nước sẽ bị oxy hóa thành sắt (III). Mục đích của xử lý nước trong giai đoạn này là loại bỏ sắt ra khỏi nước vì vậy tốc độ quá trình oxy hóa sắt là rất quan trọng và đó là điều kiện cơ bản để lựa chọn kiểu cấu tạo công trình tách cặn sắt sau làm thoáng. Nếu tốc độ phản ứng chậm, bông cặn $Fe(OH)_3$ có thể hình thành sau khi nước đã qua xử lý và do đó dẫn đến sự lắng đọng trong hệ thống phân phối nước.

Ví dụ tính toán

Chọn qui trình khử sắt cho nguồn nước có hàm lượng sắt $C_{Fe^{2+}} = 15$ mg/l, độ kiềm $K_{10} = 2$ mg dl/l, pH = 6,8, lượng CO_2 ban đầu $C_{CO_2(O)} = 30$ mg/l.

Lượng CO_2 sau khi thủy phân sắt:

$$C_{CO_2} = C_{CO_2(O)} + 1,6.C_{Fe^{2+}} = 30 + 1,6 \times 15 = 54 \text{ mg/l}$$

Độ kiềm sau khi thủy phân sắt:

$$K_i = K_{10} - 0,0036.C_{Fe^{2+}} = 2 - 0,0036 \times 15 = 1,46 \text{ mg dl/l}$$

Dựa vào biểu đồ xác định hàm lượng CO_2 trong nước có thể xác định được pH sau khi thủy phân sắt là 6,4, thế oxy hóa khử yêu cầu bằng:

$$E_{Fe^{3+}/Fe^{2+}} = 1,34 - 0,177pH = 1,34 - 0,177 \times 6,4 = 2,1 \text{ V}$$

Lượng oxy còn lại sau khi oxy hóa sắt trong trường hợp làm thoáng bằng giàn mưa trên mặt bể lọc:

$$CO_2 = 3,24 - 0,143 \times 15 = 1,095 \text{ mg/l} = 3,4.10^{-5} \text{ mol/l}$$

trong đó $CO_2 = 3,24$ tính theo điều kiện bình thường như ở chương trao đổi khí.

Thế oxy hóa khử sau khi khử sắt:

$$\begin{aligned} E_{O_2/H_2O} &= 1,231 - 0,059pH + 0,0145 \lg[O_2] \\ &= 1,231 - 0,059 \times 6,4 + 0,0145 \lg 3,4.10^{-5} = 0,764 \text{ V} \end{aligned}$$

So sánh $E_{O_2/H_2O} = 0,764 \text{ V}$ và

$$3E_{Fe^{3+}/Fe^{2+}} = 3 \times 0,21 = 0,63 \text{ V}$$

ta thấy $E_{O_2/H_2O} > 3E_{Fe^{3+}/Fe^{2+}}$. Như vậy việc chọn phương án khử sắt bằng làm thoáng với giàn mưa trên mặt bể lọc là có thể được.

8.1.3. Khử sắt bằng hóa chất

Khi trong nước nguồn có hàm lượng tạp chất hữu cơ cao, các chất hữu cơ sẽ tạo ra dạng keo bảo vệ của các ion sắt, như vậy muốn khử sắt phải phá vỡ được màng hữu cơ bảo vệ bằng tác dụng của các chất oxy hóa mạnh. Đối với nước ngầm, khi hàm lượng sắt quá cao đồng thời tồn tại cả H_2S thì lượng oxy thu được nhờ làm thoáng không đủ để oxy hóa hết H_2S và sắt, trong trường hợp này cần dùng đến hóa chất để khử.

8.1.3.1. Khử sắt bằng vôi

Phương pháp này có thể áp dụng cả cho nước mặt và nước ngầm. Nhược điểm các phương pháp là phải dùng đến các thiết bị pha chế công kênh, quản lý phức tạp, cho nên thường kết hợp khử sắt với quá trình xử lý khác như xử lý ổn định nước bằng kiềm hóa, làm mềm nước bằng vôi kết hợp với soda

Khi cho vôi vào nước, độ pH của nước tăng lên. Ở điều kiện giàu ion OH^- , các ion Fe^{2+} thủy phân nhanh chóng thành $Fe(OH)_2$ và lắng xuống một phần, thế oxy hóa khử tiêu chuẩn của hệ $Fe(OH)_2/Fe(OH)_3$ giảm xuống, do đó sắt (II) dễ dàng chuyển hóa thành sắt (III). Sắt (III) hydroxit kết tụ thành bông cặn, lắng trong bể lắng và có thể dễ dàng tách ra khỏi nước.

Lượng vôi cần thiết cho quá trình được tính như sau:

$$[CaO] = 0,8 [CO_2] + 1,8[Fe]$$

trong đó:

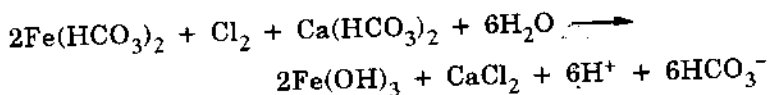
$[CaO]$ - lượng vôi cần thiết cho quá trình, mg/l;

$[CO_2]$ - hàm lượng CO_2 tự do trong nước nguồn, mg/l;

$[Fe]$ - tổng hàm lượng sắt trong nước, mg/l.

8.1.3.2. Khử sắt bằng clo

Quá trình khử sắt bằng clo được thực hiện nhờ phản ứng sau:



với tốc độ oxy hóa bằng:

$$-\frac{d\text{Fe}^{2+}}{dt} = K \frac{[\text{Fe}^{2+}][\text{Cl}_2]^{1/2}}{[\text{Cl}^-][\text{H}^+]^3}$$

Để oxy hóa 1 mg Fe^{2+} người ta thấy rằng phải cần đến 0,64 mg Cl_2 và đồng thời độ kiềm của nước giảm đi 0,018 mg dl/l.

Từ phương trình tốc độ oxy hóa nói trên ta thấy, tốc độ quá trình oxy hóa sắt bằng clo tăng nhanh khi giảm nồng độ ion H^+ , tức là tăng pH của nước. Tuy nhiên, do clo là chất oxy hóa mạnh nên phản ứng oxy hóa sắt bằng clo vẫn xảy ra nhanh ở $\text{pH} \geq 5$.

Trường hợp nước nguồn có các hợp chất amoni hòa tan, clo sẽ kết hợp với chúng để tạo thành cloramin. Với thế oxy hóa khử của clo là 1,36V và của cloramin là 0,76 V, chỉ bằng một nửa thế oxy hóa khử của clo, do vậy quá trình oxy hóa bị chậm lại. Khi nước có pH bằng 7, quá trình oxy hóa sắt (II) bằng cloramin kết thúc sau 60 phút. Vì vậy, với nước có chứa các hợp chất amoni hòa tan với nồng độ đáng kể thì việc sử dụng clo để khử sắt là hoàn toàn không lợi.

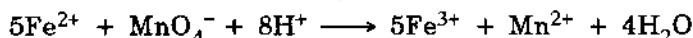
Đồng thời với việc khử sắt bằng clo, các chất hữu cơ cũng được khử khỏi nước, do đó liều lượng clo cần thiết cho quá trình còn phụ thuộc vào hàm lượng các chất hữu cơ có trong nước. Thông thường người ta bổ sung một lượng clo để khử các tạp chất hữu cơ bằng:

$$m_{\text{Cl}} = 0,5[\text{O}_2], \text{ mg/l}$$

trong đó $[\text{O}_2]$ - độ oxy hóa bằng kali permanganat của muối tính chuyển ra oxy.

8.1.3.3. Khử sắt bằng kali permanganat (KMnO_4)

Khi dùng KMnO_4 để khử sắt, quá trình xảy ra rất nhanh vì cation mangan (IV) hydroxyt vừa được tạo thành sẽ là nhân tố xúc tác cho quá trình khử. Phản ứng khử xảy ra theo phương trình sau:



Thế tiêu chuẩn của một cặp $(\text{MnO}_4^- + 8\text{H}^+)/(\text{Mn}^{2+} + 4\text{H}_2\text{O})$ là $E_0 = 1,51 \text{ V}$ và của $\text{Fe}^{3+}/\text{Fe}^{2+}$ là $0,77 \text{ V}$.

Hệ số cân bằng của phản ứng nói trên được tính như sau:

$$K = \frac{[\text{Mn}^{2+}][\text{Fe}^{3+}]^5}{[\text{MnO}_4^-][\text{Fe}^{2+}][\text{H}^+]^8} = 10^{63,5}$$

Như vậy nồng độ ion do phản ứng tạo ra lớn hơn 63,5 lần nồng độ các ion bị oxy hóa. Trong quá trình khử sắt, các ion Fe^{3+} được tạo thành sẽ thủy phân và tạo bông cặn ngay nên nồng độ ion Fe^{3+} trong nước còn không đáng kể. Phản ứng trên vì thế không xảy ra thuận nghịch mà xảy ra theo chiều thuận một cách nhanh và triệt để. Người ta thấy rằng, để khử hết 1 mg Fe^{2+} cần đến 0,564 mg KMnO_4 .

8.2. CÔNG NGHỆ VÀ THIẾT BỊ KHỬ SẮT

8.2.1. Các giai đoạn công nghệ

Công nghệ khử sắt bao gồm các giai đoạn cơ bản sau:

8.2.1.1. Giai đoạn đưa các hóa chất vào nước

Giai đoạn này gồm có quá trình làm thoáng nước để làm giàu oxy và khử khí cacbonic cùng với việc pha trộn hóa chất vào nước như vôi, phèn, clo, ôzôn, kali permanganat...

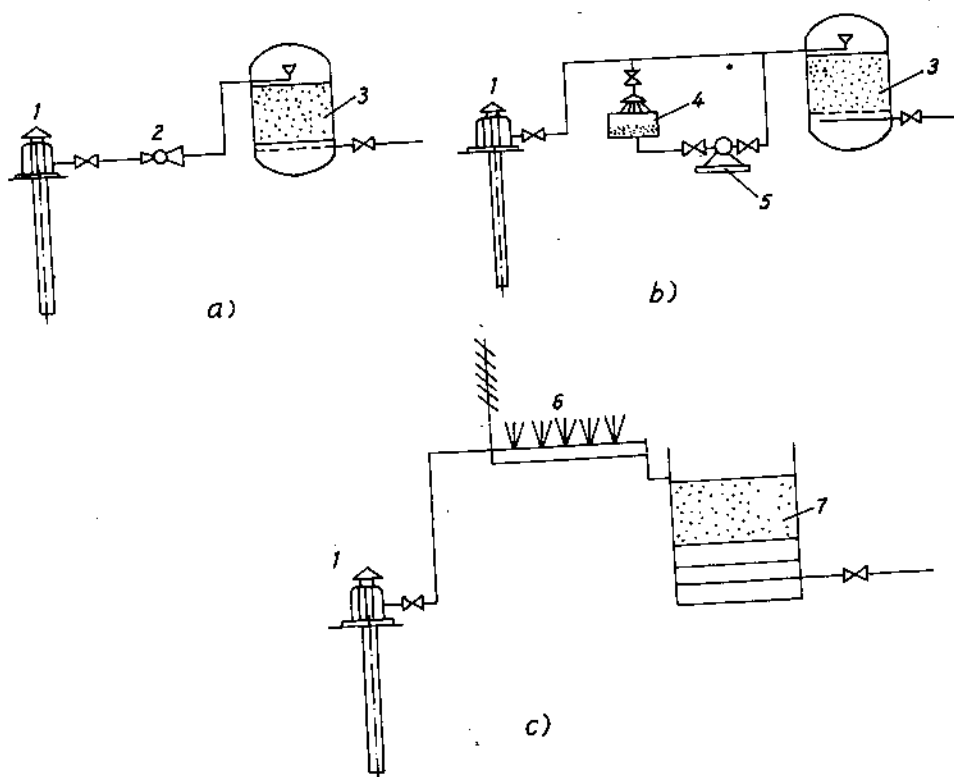
8.2.1.2. Giai đoạn xử lý sơ bộ

Mục đích của giai đoạn này là nhằm tạo ra những điều kiện cho phản ứng oxy hóa khử diễn ra được hoàn toàn, nhanh chóng. Các thiết bị cần thiết cho giai đoạn này là bể lắng tiếp xúc, bể lọc sơ bộ, bể lọc tiếp xúc, bể lắng ngang hoặc lắng trong.

8.2.1.3. Giai đoạn làm sạch

Giai đoạn này cần đến các bể lọc khác nhau. Tùy theo hàm lượng và thành phần sắt trong nước nguồn cùng với chất lượng nước nguồn mà quyết định qui trình khử sắt cụ thể, thường được xác định bằng thực nghiệm tại chỗ kết hợp với các kết quả tính toán sơ bộ. Khi hàm lượng sắt và khí CO_2 trong nước thấp, qui trình khử sắt có thể chỉ cần đến làm thoáng đơn giản và lọc theo một trong các sơ đồ trình bày ở hình 8-4.

Khi hàm lượng sắt cao trên 6 mg/l và cần khử triệt để khí cacbonic, qui trình khử sẽ bao gồm cả ba giai đoạn trên. Đầu tiên là làm thoáng tự



Hình 8.4. Các sơ đồ khử sắt.

- a. Thu khí bằng ejectơ và lọc qua bể áp lực; b. Làm thoáng bằng thùng hỗn hợp khí nước; c. Làm thoáng bằng ống phun mưa.
1. Trạm bơm giếng; 2. Ejectơ thu khí; 3. Bể lọc áp lực; 4. Thùng hỗn hợp khí nước; 5. Máy bơm ly tâm; 6. ống phun mưa; 7. Bể lọc nhanh

hiên (hình 8-5) hoặc làm thoáng cưỡng bức (hình 8-6), sau đó chuyển sang bể lắng tiếp xúc và bể lọc nhanh.

8.2.2. Thiết bị khử sắt

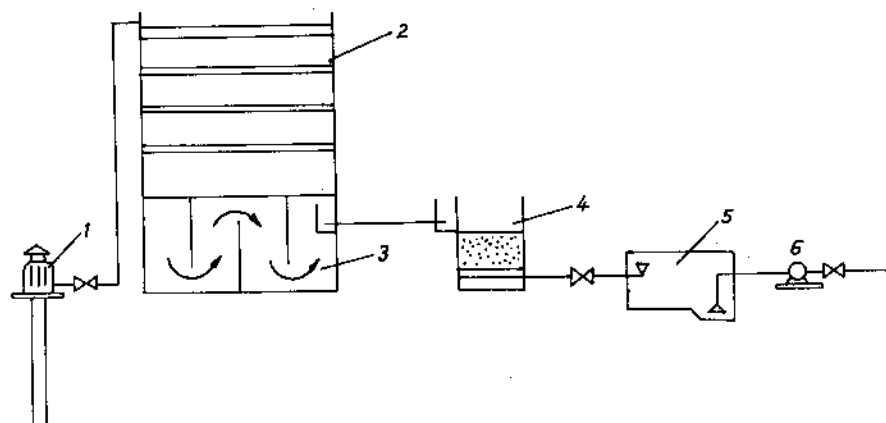
8.2.2.1. Làm thoáng đơn giản trên bề mặt bể lọc

Người ta dùng giàn ống khoan lỗ phun mưa trên bề mặt lọc, lỗ phun có đường kính 5 đến 7 mm, tia nước dùng áp lực phun lên với độ cao 0,5 đến 0,6m. Lưu lượng phun vào khoảng $10\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{h}$. Làm thoáng trực tiếp trên bề mặt bể lọc chỉ nên áp dụng khi nước nguồn có hàm lượng sắt thấp và không phải khử CO_2 .

8.2.2.2. Tháp làm thoáng tự nhiên

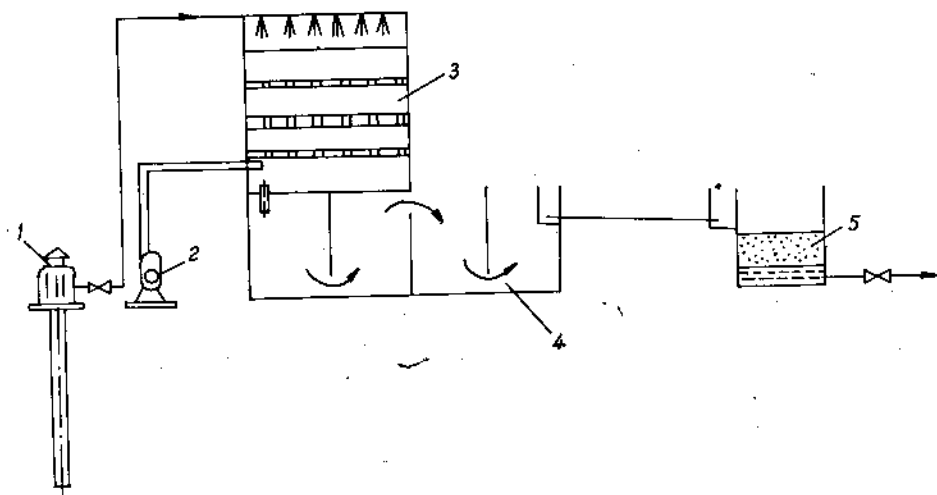
Sử dụng tháp làm thoáng tự nhiên khi cần làm giàu oxy kết hợp với

khử khí CO_2 . Do khả năng trao đổi của O_2 lớn hơn CO_2 nên tháp được thiết kế cho trường hợp khử CO_2 . Hình 8-7 trình bày kiểu giàn làm thoáng tự nhiên để khử sắt rất thông dụng ở Việt Nam.



Hình 8-5. Sơ đồ hệ thống khử sắt bằng làm thoáng tự nhiên.

1. Bơm cấp; 2. Tháp làm thoáng tự nhiên; 3. Bể lắng tiếp xúc; 4. Bể lọc nhanh; 5. Bể chứa; 6. Bơm cấp phân phối



Hình 8-6. Sơ đồ hệ thống khử sắt bằng làm thoáng cưỡng bức. 1. Bơm cấp nước; 2. Quạt cấp không khí; 3. Tháp làm thoáng cưỡng bức; 4. Bể lắng tiếp xúc; 5. Bể lọc nhanh

Diện tích mặt thoáng của
giàn tính theo công thức:

$$F = \frac{Q}{a}, m^2$$

trong đó:

Q - lưu lượng nước cần xử
lý, m^3/h ;

a - lưu lượng tươi, thường
lấy từ 5 đến $10 m^3/m^2.h$.

Tổng diện tích bề mặt tiếp
xúc cần thiết xác định như sau:

$$A = \frac{G}{K \Delta C}, m^2$$

G - lượng CO_2 cần khử, kg/h

$$G = \frac{Q(C_d - C_r)}{1000}, kg/h$$

ở đây:

C_d - hàm lượng CO_2 tự do trong nước khi thủy phân sắt:

$$C_d = 1,6Fe^{2+} + C_o, mg/l$$

trong đó:

C_o - hàm lượng CO_2 tự do trong nước nguồn, mg/l ;

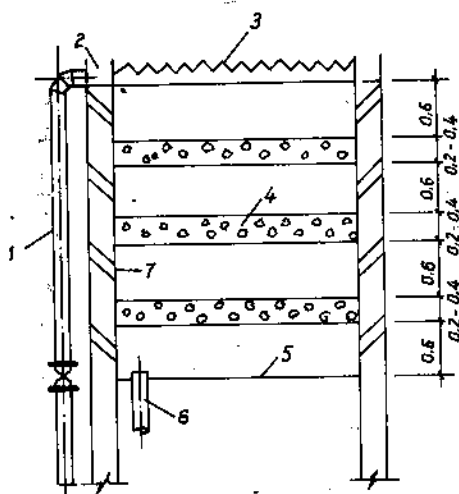
C_r - hàm lượng CO_2 tự do cho phép còn trong nước sau làm thoáng,
xác định theo độ pH của nước và độ kiềm sau khi thủy phân sắt;

K - hệ số tách khí, m/h . Xác định K theo đồ thị ở hình 8-9;

ΔC - động lực trung bình của quá trình tách khí.

$$\Delta C = \frac{C_d - C_r}{2,3 \lg \frac{C_d}{C_r}}, kg/m^3$$

Thể tích cần thiết của lớp vật liệu tiếp xúc xác định theo công thức
sau:



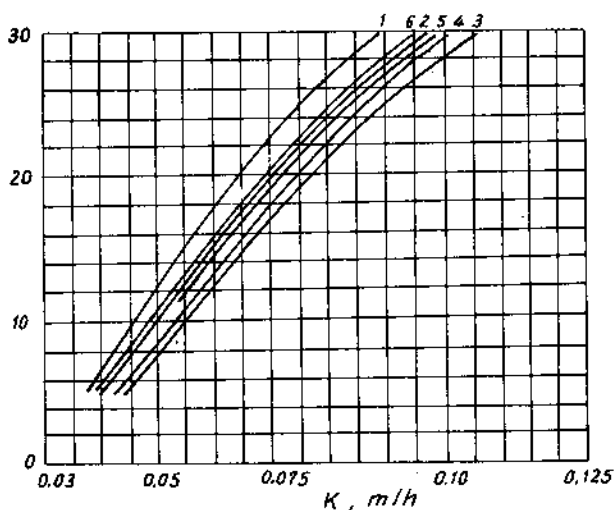
Hình 8-7. Giàn làm thoáng tự nhiên. 1. Ống dẫn nước nguồn; 2. Máng phân phối; 3. Máng tràn hình răng cưa (có thể là ống khoan lỗ) để tạo ra các tia nước đều; 4. Lớp vật liệu tiếp xúc; 5. Sàn thu nước; 6. Ống tập trung nước; 7. Tấm nan chớp.

$$V = \frac{A}{S}, \text{ m}^3$$

trong đó:

S - diện tích bề mặt tiếp xúc riêng của lớp vật liệu, m^2/m^3 . S chọn theo bảng 8-1;

A - diện tích bề mặt tiếp xúc cần thiết, m^2 .



Hình 8.8. Giá trị hệ số tách khí K khi lưu lượng tuổi 10 $\text{m}^3/\text{m}^2\text{h}$.

1. Sỏi có đường kính trung bình 42 mm; 2. Than cốc với đường kính trung bình 43 mm;
3. Than cốc đường kính trung bình 41 mm; 4. Than cốc đường kính trung bình 29 mm;
5. Than cốc đường kính trung bình 24 mm.

Bảng 8-1. Đặc tính của một số vật liệu tiếp xúc

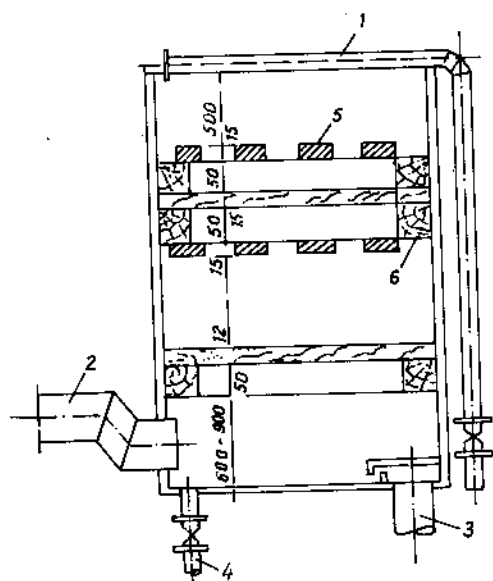
Vật liệu	Đường kính trung bình, mm	Số lượng hạt trong 1 m^3 , hạt/ m^3	Diện tích bề mặt, m^2/m^3
Sỏi cuội	42	14400	80,5
Than cốc dạng cục	43	14000	77
	41	15250	86
	29	27700	110
	24	64800	120

Với các vật liệu khác, diện tích bề mặt tiếp xúc được xác định theo từng trường hợp cụ thể:

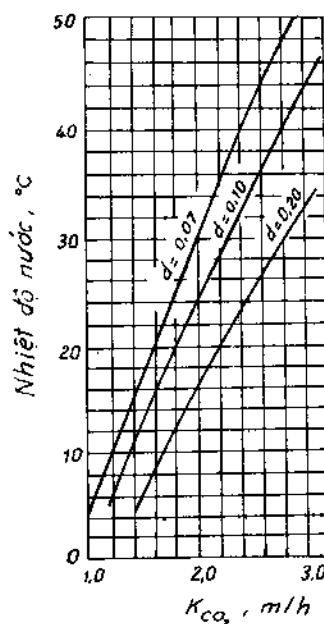
Chiều dày lớp vật liệu tiếp xúc trên mỗi tầng của giàn vào khoảng 0,3 đến 0,4 m. Từ thể tích lớp vật liệu tiếp xúc cần thiết và diện tích bề mặt ta tính ra số tầng tiếp xúc cần có.

8.2.2.3. Tháp làm thoáng cưỡng bức

Cấu tạo của tháp làm thoáng cưỡng bức cũng gần giống như tháp làm thoáng tự nhiên, ở đây chỉ khác là không khí được đưa vào tháp cưỡng bức bằng quạt gió. Không khí đi ngược chiều với chiều rơi của các tia nước. Lưu lượng tươi thường lấy từ 30 đến 40 m³/m²h. Lượng không khí cấp vào từ 4 đến 6 m³ cho 1 m³ nước cần làm thoáng. Hình 8-9 trình bày cấu tạo kiểu tháp làm thoáng cưỡng bức với các sàn tiếp xúc bằng gỗ thanh.



Hình 8-9. Tháp làm thoáng cưỡng bức 1. Giàn ống phun; 2. Ống dẫn khí từ quạt đến; 3. Ống thu nước; 4. Ống xả; 5. Sàn tiếp xúc bằng gỗ thanh; 6. Dầm đỡ.



Hình 8-10. Hệ số tách khí áp dụng cho giàn làm thoáng cưỡng bức với lưu lượng khí cho 1 m³ nước. Lưu lượng tươi 40 m³/m²h.

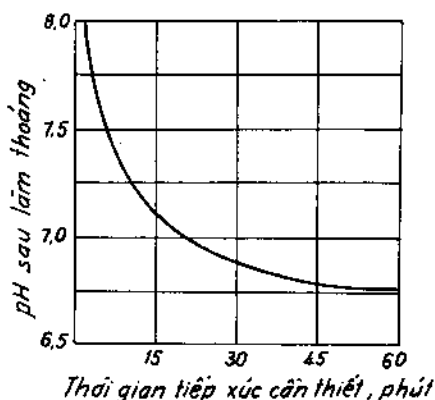
Áp lực cần thiết của quạt gió phải lớn hơn tổng tổn thất của luồng khí đi qua tháp tính theo mm cột nước. Tổn thất qua lớp vật liệu tiếp xúc lấy 10 mm cho một mét chiều cao, qua lớp sàn phân phối lấy bằng 10 mm, tổn

thất cục bộ lấy từ 15 đến 20 mmH₂O. Phương pháp tính toán thiết kế tương tự như tháp làm thoáng tự nhiên, chú ý đến bề mặt trong của tháp cũng được coi như là bề mặt tiếp xúc. Hệ số tách khí xác định theo đồ thị ở hình 8-10.

Nên dùng tre cây hoặc gỗ thanh làm vật tiếp xúc trong tháp làm thoáng cưỡng bức, cũng có thể dùng sỏi, thanh bê tông, thép khi không có tre, gỗ.

8.2.2.4. Bể lắng tiếp xúc

Bể lắng tiếp xúc có chức năng giữ nước lại sau quá trình làm thoáng trong một thời gian đã để quá trình oxy hóa và thủy phân sắt diễn ra hoàn toàn, đồng thời tách một phần cặn nặng trước khi chuyển sang bể lọc. Tốc độ oxy hóa và thủy phân sắt phụ thuộc vào độ pH của nước, do vậy dung tích bể lắng được xác định theo thời gian nước lưu lại tương ứng với độ pH của nước (hình 8-11). Trong thực tế thường lấy thời gian lưu của nước từ 30 đến 45 phút.



Hình 8-11. Tương quan giữa độ pH với thời gian cần thiết cho quá trình oxy hóa và thủy phân sắt sau làm thoáng.

Bể lắng tiếp xúc có thể được thiết kế như bể lắng đứng khi công suất xử lý dưới 30000 m³/ngày và thường đặt ngay dưới giàn làm thoáng. Trường hợp khử sắt kết hợp ở dạng hữu cơ (thường gặp đối với nước mặt) và sử dụng các chất oxy hóa, nên dùng bể lắng ngang để kết hợp cả quá trình lắng cặn trong nước, với thời gian lưu không nhỏ hơn 2 giờ.

Bể lọc tiếp xúc hay bể lọc sơ bộ được áp dụng khi hàm lượng sắt trong nước nguồn cao hoặc cần khử đồng thời cả mangan. Bể lọc tiếp xúc có cấu tạo như các bể lọc thông thường với lớp vật liệu lọc bằng sỏi, than antraxit, sành, sứ... có kích thước hạt lớn. Tốc độ lọc thường không chế trong khoảng 15 đến 20 m/h.

8.2.2.5. Bể lọc cặn sắt

Để lọc sạch nước có chứa cặn sắt, sử dụng các bể lọc nhanh thông thường. Do khác với bể lọc cặn bẩn bình thường ở chỗ quá trình oxy hóa và thủy phân sắt còn tiếp tục xảy ra trong lớp vật liệu lọc, nên ngay từ đầu chu kỳ lọc, cặn đã bám sẵn trong lớp vật liệu lọc và độ chứa cặn của lớp vật liệu lọc sẽ cao hơn. Vì vậy, vật liệu lọc có thể lấy cấp phối hạt lớn hơn, đường kính trung bình hạt từ 0,9 đến 1,3 mm, bề dày lớp vật liệu lọc 1,0 đến 1,2 m, tốc độ lọc lấy từ 5 đến 10 m/h. Do cặn sắt kết bám chắc nên phải rửa lọc bằng nước và khí kết hợp, lưu lượng nước rửa thực tế thường dùng từ 10 đến 12 l/m².s và lưu lượng khí đến 20 l/m².s. Nếu sử dụng bể lọc hai lớp gồm antraxit và cát thạch anh thì hiệu quả xử lý sẽ cao hơn.

8.3. LỰA CHỌN QUI TRÌNH KHỬ SẮT BẰNG MÔ HÌNH THỰC NGHIỆM

Để có được qui trình công nghệ khử sắt an toàn và hợp lý nhất, người ta tiến hành thực nghiệm bằng mô hình ngay tại nguồn nước theo trình tự sau:

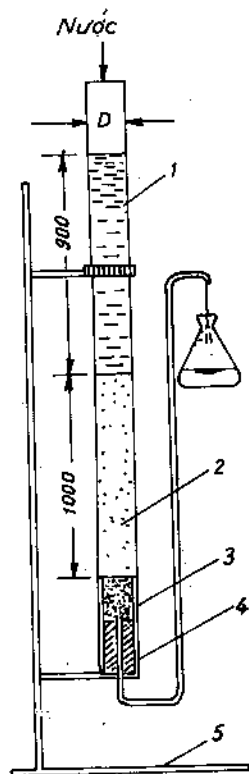
8.3.1. Làm thoáng đơn giản và lọc

Dùng ống lọc thực nghiệm bằng thủy tinh hay nhựa trong suốt (hình 8-12), đường kính tối thiểu 50 mm, bên trong nạp đầy lớp cát lọc có cỡ hạt 0,8 đến 1,8 mm cao 1 m. Dùng bơm lấy nước liên tục từ giếng lên với lưu lượng lớn hơn 0,3 lần lưu lượng sẽ khai thác. Dùng ống cao su trích lấy một phần nước để làm thí nghiệm. Đầu ống cao su đặt cao hơn ống lọc 0,4 m. Tốc độ lọc khống chế từ 6 đến 8 m/h. Tiến hành lọc liên tục trong 10 ngày để tạo ra trên bề mặt các hạt cát một lớp sắt (III) hydroxit. Sau đó giảm tốc độ lọc xuống 5 m/h và tiếp tục lọc thêm 7 giờ nữa. Tiến hành lấy mẫu nước đã lọc để phân tích theo trình tự: 10 ngày đầu mỗi ngày một lần, 7 giờ cuối mỗi giờ một lần. Nếu hàm lượng sắt trong các mẫu cuối đạt yêu cầu thì qui trình lọc đã áp dụng là phù hợp.

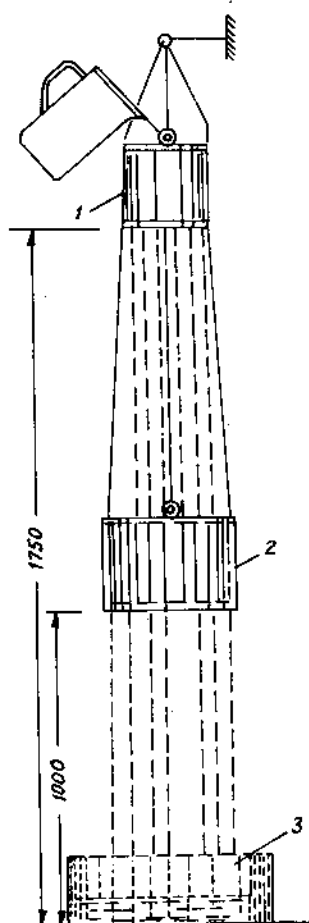
8.3.2. Làm thoáng, lắng tiếp xúc và lọc

Nếu qui trình trên không đạt yêu cầu thì tiếp tục thí nghiệm theo qui

trình này. Dùng các chậu đục lỗ 1 và 2 làm giàn mưa (hình 8-13). Chậu 1 có đường kính 100 mm, đáy khoan 100 lỗ đường kính 0,5 mm, chậu 2 có đường kính 150 mm, khoan 225 lỗ cùng đường kính 0,5 mm. Lấy 5 lít nước từ giếng lên đổ vào chậu 1 với lưu lượng tưới 10 m³/m².h. Nước chảy xuống chậu 3 để lắng 30 phút rồi lọc qua ống lọc với tốc độ 5 m/h. Tiến hành phân tích mẫu nước trước lắng, sau lắng và sau lọc. Lập lại thí nghiệm nhiều lần với lưu lượng tưới, thời gian lắng và tốc độ lọc khác nhau. Chọn qui trình có giá trị tối ưu nhất về khử sắt.



Hình 8-12. Cấu trúc ống lọc thí nghiệm khử sắt. 1 Ống lọc; 2 Đệm cát lọc; 3. Sỏi đỡ; 4. Nút cao su; 5. Giá đỡ



Hình 8-13. Thiết bị thực nghiệm làm thoáng. 1, 2. Chậu làm thoáng; 3. Chậu lắng.

8.3.3. Làm thoáng, pha vôi, lắng và lọc

Nếu qui trình ở mục 8.3.2. nói trên vẫn chưa cho kết quả mong muốn, cần điều chỉnh độ pH của nước sau làm thoáng bằng cách pha thêm nước vôi bão hòa. Tiến hành thực nghiệm với các liều lượng vôi và thời gian lắng khác nhau và chọn lấy kết quả tối ưu.

8.3.4. Pha clo, lắng tiếp xúc và lọc

Khi thực nghiệm bằng làm thoáng không thu được hiệu quả khử sắt thì chuyển sang dùng clo để oxy hóa sắt. Công việc được tiến hành như sau: Lấy 5 bình thủy tinh dung tích 2 l, đổ đầy nước và pha clo với những liều lượng khác nhau vào các bình rồi để lắng 45 phút. Lọc qua ống lọc rồi phân tích. Mẫu có hiệu quả với lượng clo tối thiểu thì sẽ được chọn.

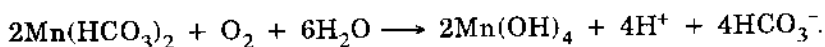
Trong thực tế quá trình thử sắt còn chịu nhiều các yếu tố khác, do vậy để xác định được qui trình tối ưu cần phải tiến hành thí nghiệm ở qui mô bán sản xuất và ngay cả trong quá trình xử lý.

8.4. KHỬ MANGAN

8.4.1. Cơ sở lý thuyết của quá trình khử mangan

Mangan trong nước ngầm thường cùng tồn tại với sắt ở dạng ion hóa trị hai và dạng keo hữu cơ trong nước bề mặt. Do vậy, quá trình khử mangan thường được tiến hành đồng thời với quá trình khử sắt.

Mangan (II) hòa tan khi bị oxy hóa sẽ chuyển dần thành mangan (III) và mangan (IV) ở dạng hydroxit kết tủa. Quá trình oxy hóa xảy ra theo phản ứng sau:



Như vậy quá trình khử mangan phụ thuộc vào pH của nước, pH càng cao tức là nồng độ ion H^+ càng thấp, tốc độ oxy hóa và thủy phân mangan càng lớn và quá trình oxy hóa mangan sẽ đạt hiệu quả cao nhất ở một giá trị pH nào đó.

Xét phương trình biểu diễn thể oxy hóa khử mangan sau:

$$E_{\text{Mn}^{4+}/\text{Mn}^{2+}} = 1,23 - 0,12\text{pH} - 0,03 \lg a_{\text{Mn}^{2+}}$$

trong đó:

$a_{Mn^{2+}}$ - hoạt độ của ion Mn^{2+} trong nước:

$$a_{Mn^{2+}} = f_{Mn^{2+}} \cdot C_{Mn^{2+}}$$

$f_{Mn^{2+}}$ - hệ số hoạt độ;

$C_{Mn^{2+}}$ - nồng độ ion Mn^{2+} trong nước.

Trong môi trường nước, hệ số hoạt độ $f_{Mn^{2+}}$ thường có giá trị 0,6. Nếu muốn giảm hàm lượng mangan xuống còn 0,2 mg/l theo tiêu chuẩn vệ sinh, ta có:

$$a_{Mn^{2+}} = 0,6 \times 0,2 \text{ mg/l}$$

Thế oxy hóa khử cần thiết sẽ là:

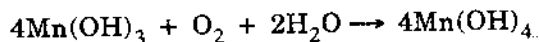
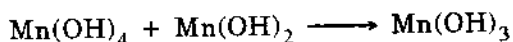
$$E_{Mn^{4+}/Mn^{2+}} = 1,23 - 0,12pH = 0,03lg2,2 \cdot 10^{-6} = 1,29 - 0,12pH$$

Trong thực tế, sau làm thoáng quá trình oxy hóa xảy ra ngay với các chất dễ bị oxy hóa, do vậy đến mangan, thế oxy hóa khử của nước thường chỉ còn lại khoảng 0,2 V.

Thay vào phương trình tính E nói trên ta thấy rằng, để đưa hàm lượng mangan xuống đến 0,2 mg/l, pH của nước phải có giá trị xấp xỉ 9.

Kết quả thực nghiệm cho thấy, khi $pH < 8$ và không có chất xúc tác thì quá trình oxy hóa mangan (II) thành mangan (IV) diễn ra rất chậm. Độ pH tối ưu cho quá trình thường trong khoảng 8,5 đến 9,5.

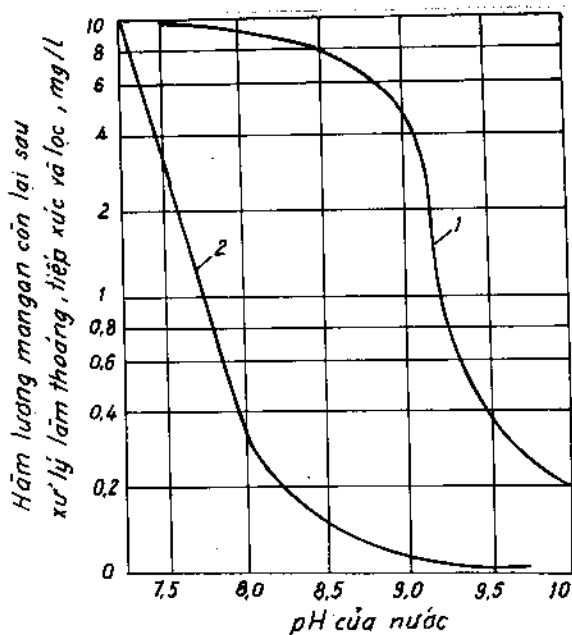
Tương tự như với sắt, qui trình xử lý mangan cơ bản cũng bao gồm các khâu làm thoáng, lắng và lọc. Trong quá trình lọc, lớp vật liệu lọc được phủ dần một lớp mangan hydroxit $Mn(OH)_4$ tích điện âm, lớp $Mn(OH)_4$ có tác dụng làm chất xúc tác hấp thụ các ion Mn^{2+} và oxy hóa Mn^{2+} theo phản ứng sau:



Lớp phủ $Mn(OH)_4$ mới tạo thành lại tham gia vào phản ứng mới và cứ như vậy tạo ra một chu trình phản ứng liên tục. Như vậy, hiệu quả khử mangan phụ thuộc vào lớp phủ $Mn(OH)_4$ do chính bản thân quá trình khử tạo ra trên bề mặt hạt vật liệu lọc. Đồ thị ở hình 8-14 cho thấy vai trò quan trọng của lớp xúc tác đến hiệu quả khử mangan bằng oxy. Khi chưa

có lớp xúc tác, hiệu quả khử chỉ đạt được với pH lớn hơn 9, khi có xúc tác, phản ứng có hiệu quả ngay ở pH = 8,2.

Trong thực tế, để sớm đưa bể lọc vào chế độ hoạt động ổn định, cần pha thêm vào nước dung dịch KMnO_4 với hàm lượng 1 đến 3 mg/l trong vài ngày đầu, hoặc nâng giá trị pH của nước lên trên 9.



Hình 8-14. Hiệu quả của chất xúc tác trong quá trình khử mangan bằng oxy.

1. Xử lý hai bậc; 2. Xử lý một bậc.

8.4.2. Các phương pháp khử mangan

Cũng như khử sắt, khử mangan có thể dùng phương pháp oxy hóa và phương pháp hóa học. Sau đây sẽ trình bày sơ lược các phương pháp đó.

8.4.2.1. Khử mangan bằng phương pháp oxy hóa

Công nghệ khử mangan về cơ bản cũng giống như khử sắt, bao gồm giàn mưa, lắng tiếp xúc và lọc. Riêng phần bể lọc, do phản ứng oxy hóa mangan xảy ra chậm nên lớp cát lọc phải có bề dày từ 1,2 đến 1,5 m. Cũng bằng thực nghiệm người ta chọn biện pháp thích hợp nhất để quá trình có thể đạt được hiệu quả và đảm bảo tạo ra được lớp màng $\text{Mn}(\text{OH})_4$ bảo vệ bao quanh các hạt vật liệu lọc làm màng xúc tác cho chu kỳ lọc tiếp theo. Nếu rửa sạch vật liệu lọc thì vào chu kỳ sau lại cần có thời gian để tạo ra lớp màng tiếp xúc mới (thường từ 5 đến 10 ngày). Để đạt được hiệu quả lọc cao, người ta khuyên nên dùng cát đen đã được phủ một lớp dioxyt mangan làm vật liệu lọc.

Trường hợp nước có chứa cả sắt và mangan, phải tiến hành làm thực nghiệm để tìm ra qui trình xử lý kết hợp một cách hợp lý. Giàn làm thoáng phải đảm bảo đủ lượng oxy hòa tan cho cả quá trình oxy hóa sắt và mangan. Do sắt bị oxy hóa trước nên quá trình oxy hóa mangan sẽ xảy ra ở lớp cát lọc nằm dưới. Tùy theo chất lượng nước nguồn và các điều kiện kinh tế kỹ thuật do phép mà có thể kết hợp xử lý như sau:

a. Xử lý khử một bậc

Xử lý một bậc bao gồm làm thoáng, lắng tiếp xúc, lọc một hoặc hai lớp. Việc chọn lựa cụ thể tùy theo điều kiện nếu sau khi sắt bị oxy hóa hết, độ pH của nước còn giữ được cao hơn 8 thì quá trình oxy hóa mangan sẽ diễn ra thuận lợi. Bể lọc cần có lớp cát với bề dày không nhỏ hơn 1,5 m, trong trường hợp này nên dùng bể lọc hai lớp (than antraxit và cát) để có được hiệu quả cao. Ưu điểm của qui trình này là chỉ cần có một cấp bể lọc, cặn $\text{Fe}(\text{OH})_3$ tạo ra sẽ là nhân tố xúc tác oxy hóa. Tuy nhiên, việc rửa lọc sẽ rất phức tạp vì nếu rửa sạch cặn sắt ở lớp vật liệu phía trên (lưu lượng rửa lớn) thì khó giữ được lớp màng xúc tác $\text{Mg}(\text{OH})_4$ ở lớp cát lọc phía dưới.

b. Xử lý khử hai bậc

Khi hàm lượng sắt và mangan trong nước nguồn cao hoặc không thỏa mãn yêu cầu khi lọc một bậc thì chọn qui trình lọc hai bậc. Quá trình khử sắt hoàn thành ở bậc một gồm các khâu làm thoáng, lắng lọc sau đó xử lý nâng pH của nước lên trên 8. Nếu lượng oxy hòa tan còn lại không đủ để oxy hóa mangan thì tiến hành làm thoáng và lọc qua bể lọc thứ hai để xử lý mangan. Quy trình này có nhược điểm là tốn kém nhưng hiệu quả xử lý cao và ổn định. Các bể lọc có chức năng rõ ràng nên vận hành rửa lọc không phức tạp.

8.4.2.2. Các phương pháp khác để khử mangan

a. Phương pháp khử mangan dùng chất oxy hóa mạnh

Chất oxy hóa mạnh ở đây có thể là clo, ôzôn, KMnO_4 , dùng để oxy hóa Mn^{2+} thành Mn^{4+} . Clo oxy hóa Mn^{2+} ở pH bằng 7 trong thời gian 60 đến 90 phút. Dioxyt clo ClO_2 và ôzôn (O_3) oxy hóa Mn^{2+} ở pH bằng 6,5 đến 7 trong thời gian từ 10 đến 15 phút.

Để oxy hóa 1 mg Mn^{2+} cần đến 1,35 mg ClO_2 hoặc 1,45 mg O_3 . Nếu

trong nước có các hợp chất amoni thì quá trình ôxy hóa Mn^{2+} chỉ xảy ra sau khi clo kết hợp với amoni tạo thành cloramin và trong nước còn dư clo tự do. Kali permanganat ôxy hóa Mn^{2+} ở mọi dạng tồn tại, kể cả dạng keo hữu cơ, thành $Mn(OH)_4$.

6. Phương pháp khử mangan bằng sinh học

Phương pháp này sử dụng lớp vật liệu đã được cấy trên bề mặt một loại vi khuẩn có khả năng hấp thụ mangan trong quá trình sinh trưởng. Xác vi khuẩn chết sẽ tạo ra trên bề mặt hạt vật liệu lọc màng dioxyt mangan MnO_2 có tác dụng như chất xúc tác quá trình khử mangan.

TRAO ĐỔI KHÍ VÀ KHỬ KHÍ

9.1. KHÁI NIỆM CHUNG

Các khí hòa tan trong nước do nhiều nguồn gốc khác nhau nên bản chất cũng khác nhau. Sự có mặt của chúng trong nước cũng có thể có tác dụng tích cực cho quá trình xử lý nước, cũng có thể có tác dụng bất lợi cho quá trình. Hàm lượng cao của khí CO_2 trong nước sẽ làm cho nước không ổn định và xúc tiến quá trình xâm thực hệ thống đường ống thiết bị, ngoài ra CO_2 còn gây ảnh hưởng cản trở quá trình oxy hóa sắt và mangan. Hydrosulfua hòa tan trong nước làm cho nước có mùi khó chịu, đồng thời cũng tạo ra môi trường ăn mòn kim loại. Amoniac hòa tan trong nước sẽ kết hợp với clo trong quá trình khử trùng, tạo ra cloramin, dẫn đến làm tăng lượng clo cần thiết cho quá trình khử trùng. Bình thường thì hàm lượng oxy hòa tan trong nước gây ảnh hưởng ăn mòn kim loại của hệ thống xử lý cung cấp nước nhưng để khử sắt và mangan thì lại phải làm sao cho nước có hàm lượng oxy hòa tan cao, đủ để cung cấp cho quá trình khử. Khí clo, ôzôn có tác dụng khử trùng ở một giới hạn hàm lượng nào đó, song nếu quá giới hạn cần thiết, chúng lại là những tác nhân gây hại đến chất lượng nước và hệ thống xử lý. Xuất phát từ những đòi hỏi trên, trong kỹ thuật xử lý nước, người ta phải tiến hành các biện pháp nhằm loại bỏ những khí gây hại cho quá trình, bổ sung những khí có lợi cho quá trình, hạn chế đến mức tối đa ảnh hưởng của loại khí này, song lại tăng cường hiệu quả của một số loại khí khác. Trao đổi khí trong công nghệ xử lý nước kết hợp cả quá trình hấp thụ khí có lợi vào nước và khử bỏ khí có hại ra khỏi nước, nhằm đạt được nước cấp có chất lượng cao nhất và quá trình xử lý ổn định nhất.

Quá trình trao đổi khí thường được tiến hành nhờ các biện pháp cơ học như: làm thoáng tự nhiên, làm thoáng cưỡng bức, thổi khí sạch vào

nước, đưa không khí đã được làm giàu một khí nào đó tiếp xúc với nước... Ngoài ra người ta cũng có thể sử dụng các biện pháp hóa học. Tùy theo chất lượng nguồn nước, thành phần các khí hòa tan, mục đích riêng của quá trình, trong điều kiện kinh tế kỹ thuật và hiệu quả cần đạt được mà lựa chọn biện pháp xử lý cần thiết.

9.2. BẢN CHẤT CỦA QUÁ TRÌNH TRAO ĐỔI KHÍ BẰNG PHƯƠNG PHÁP CƠ HỌC

Cơ sở của phương pháp là dựa trên hiện tượng khuếch tán tự nhiên của các phân tử khí từ môi trường khí sang môi trường nước và ngược lại. Quá trình khuếch tán xảy ra ở bề mặt tiếp xúc giữa pha lỏng và pha khí, khi áp suất riêng phần của một chất khí nào đó trong pha này nhỏ hơn trong pha kia. Nếu áp suất riêng phần của khí ở hai pha bằng nhau, quá trình trao đổi sẽ ngừng lại. Như vậy, ở những điều kiện nhất định, trong nước sẽ tồn tại một lượng khí hòa tan nào đó, gọi là độ hòa tan của khí. Độ hòa tan của khí trong pha lỏng phụ thuộc vào:

- bản chất của khí với đặc tính riêng là hệ số khuếch tán K_D ;
- nồng độ của khí trong môi trường (g/m^3), phụ thuộc vào áp suất riêng phần của nó trong môi trường;
- nhiệt độ của pha lỏng;
- hàm lượng tạp chất trong pha lỏng.

Theo định luật Henry, ở điều kiện cân bằng ta có:

$$C_i = K_{H_i} \cdot p_i \quad (9-1)$$

trong đó:

- C_i - nồng độ của chất khí i trong pha lỏng, mol/m^3 ;
- p_i - áp suất riêng phần của chất i trong pha khí, bar;
- K_{H_i} - hằng số Henry của khí i , $\text{mol/m}^3 \cdot \text{bar}$.

và:

$$p_i = x_i \cdot P_g \quad (9-2)$$

trong đó:

- x_i - phần thể tích của khí i trong pha khí;

P_g - áp suất chung của hỗn hợp khí.

Hằng số Henry của chất khí phụ thuộc vào nhiệt độ. Bảng 9-1 cho hằng số Henry của một số chất khí theo nhiệt độ.

9.2.1. Ảnh hưởng của nồng độ đến độ hòa tan của chất khí

Khi quá trình hấp thụ hoặc nhả khí trên bề mặt phân cách pha lỏng - pha khí dừng lại, chứng tỏ đã xảy ra một sự cân bằng động giữa hai môi trường. Trạng thái cân bằng đó đặc trưng bằng độ hòa tan tương ứng hoặc nồng độ bão hòa của khí trong pha lỏng. Khi nồng độ của chất khí trong pha khí tăng lên thì nồng độ bão hòa của nó trong pha lỏng cũng tăng lên. Tương quan giữa nồng độ bão hòa $C_s(g/m^3)$ và nồng độ khí trong pha khí $C_k(g/m^3)$ có thể biểu thị bằng biểu thức sau:

$$C_s = K_D \cdot C_k \quad (9-3)$$

Hệ số khuếch tán K_D phụ thuộc vào bản chất của chất khí, nhiệt độ của môi trường. Bảng 9-2 cho giá trị hệ số khuếch tán K_D của một số chất khí.

Bảng 9-1. Hằng số Henry của một số chất khí ở các nhiệt độ khác nhau.

Nhiệt độ, °C	Hằng số Henry K_{Hi} mol/m ³ bar		
	N ₂	O ₂	CO ₂
0	1,047	2,153	75,43
5	0,927	1,888	62,70
10	0,828	1,674	52,57
15	0,750	1,504	44,87
20	0,691	1,366	38,66
25	0,646	1,247	33,42
30	0,603	1,148	29,28

Nồng độ C_k xác định từ định luật cơ bản của các chất khí:

$$pV = nRT \quad (9-4)$$

trong đó:

p - áp suất riêng phần của khí trong hỗn hợp khí;

V - thể tích hỗn hợp khí;

n - số mol khí có trong hỗn hợp;

R - hằng số chất khí, $R = 8,3143 \text{ J/kmol}$;

T - nhiệt độ hỗn hợp, $^{\circ}\text{K}$.

Do đó có thể viết:

$$\frac{n}{V} = \frac{P}{RT}, \text{ mol/m}^3 \quad (9-5)$$

Để tính nồng độ theo khối lượng, nhân nồng độ mol với trọng lượng phân tử M_p của khí, ta có:

$$C_k = \frac{n}{V} M_p = \frac{P \cdot M_p}{RT}, \text{ g/m}^3 \quad (9-6)$$

Từ đó ta có:

$$C_s = K_D \cdot C_k = K_D \frac{P \cdot M_p}{RT}, \text{ g/m}^3 \quad (9-7)$$

Như vậy nồng độ hòa tan bão hòa của một chất khí nào đó trong pha lỏng phụ thuộc vào áp suất riêng phần của nó trong môi trường khí.

Theo định luật Dalton, áp suất riêng phần của một chất khí trong hỗn hợp khí bằng tích áp suất hỗn hợp và tỷ lệ dung tích khí ở điều kiện tiêu chuẩn $P_0 = 101325 \text{ Pa}$. Nếu tính cho O_2 trong không khí ta có:

$$P_{\text{O}_2} = 101325 \times 0,20948 = 21226 \text{ Pa} \quad (9-8)$$

Trong kỹ thuật, với quá trình làm thoáng, không khí thường bị bão hòa bởi hơi nước, do vậy áp suất riêng phần của các chất khí trong không khí thường bị giảm đi do có mặt của hơi nước, vậy:

$$p' = f(P - p_w) \quad (9-9)$$

f - tỉ lệ chất khí trong không khí khô;

P - áp suất hỗn hợp không khí khô;

p_w - áp suất hơi nước (xem bảng 9-3).

Vậy ta có thể viết công thức xác định nồng độ bão hòa của các chất khí trong quá trình làm thoáng như sau:

$$C_s = K_D \cdot \frac{f(P - p_w)}{RT} \cdot M_{p'}, \text{ g/m}^3 \quad (9-10)$$

Bảng 9-2. Giá trị hệ số khuếch tán K_D của một số chất khí

Chất khí	Nguyên tử lượng, g/mol	Hệ số khuếch tán K_D			
		0°C	10°C	20°C	30°C
O ₂	32,00	0,0493	0,0398	0,0337	0,0296
H ₂ S	34,08	4,690	3,650	2,870	-
CO ₂	44,51	1,710	1,230	0,942	0,738
O ₃	48,00	0,641	0,539	0,395	0,259
Không khí	-	0,0288	0,0234	0,0209	0,0179

Ở đây áp suất không khí và hơi nước thay đổi theo nhiệt độ của môi trường. Tỷ lệ của các khí trong không khí khô ở điều kiện tiêu chuẩn thường lấy như sau:

N ₂	78,08%
O ₂	20,948%
CO ₂	0,032%
Các khí khác	0,976%

Bảng 9-3. Áp suất hơi nước trong không khí

Nhiệt độ; °C	0	10	20	25	30
Áp suất; kPa	0,611	1,23	2,33	3,17	4,24
hơi nước; mmHg	4,58	9,21	17,50	23,80	31,80

9.2.2. Ảnh hưởng của nhiệt độ đến độ hòa tan của khí

Quá trình hòa tan của khí vào nước đi đôi với việc giải phóng năng lượng. Khi nhiệt độ nước tăng lên, độ hòa tan của khí giảm đi, điều đó được phản ánh ở giá trị của hệ số khuếch tán K_D (bảng 9-2). Mức độ ảnh hưởng của nhiệt độ đến độ hòa tan của khí chỉ có thể xác định chính xác bằng thực nghiệm cho từng loại khí.

9.2.3. Ảnh hưởng của tạp chất trong nước đến độ hòa tan của khí

Khi trong nước có các tạp chất độ hòa tan của khí sẽ giảm đi, ảnh hưởng của tạp chất đến độ hòa tan được biểu thị như sau:

$$C_s = \frac{K_D}{\gamma} C_k$$

γ là hệ số tính đến ảnh hưởng của các tạp chất có trong nước.

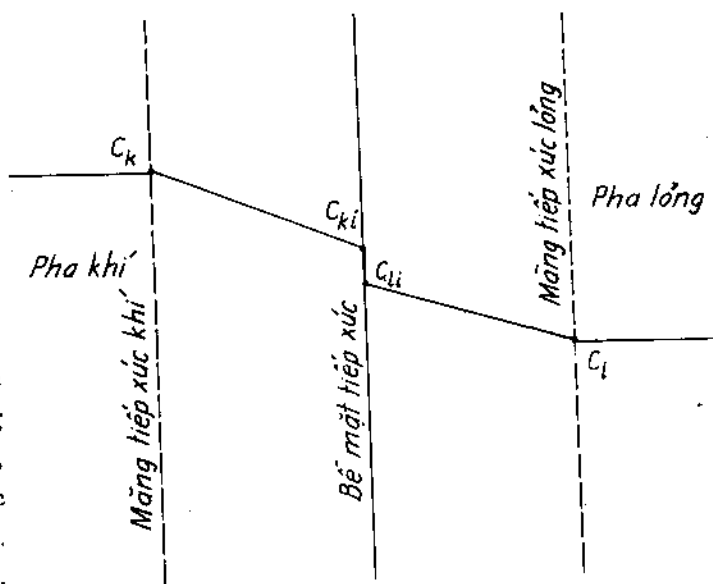
Với nước tinh khiết $\gamma = 1$. Nếu lượng tạp chất trong nước tăng, giá trị của γ tăng và do đó độ hòa tan của khí trong nước giảm. Giá trị của hệ số khuếch tán K_D trong bảng 9-2 tương ứng với trường hợp nước tinh khiết. Tuy nhiên, do ảnh hưởng của nồng độ các tạp chất đến độ hòa tan của khí không lớn lắm nên trong thực tế có thể bỏ qua.

9.3. ĐỘNG HỌC CỦA QUÁ TRÌNH TRAO ĐỔI KHÍ

Quá trình trao đổi khí trên bề mặt pha lỏng và pha khí sẽ xảy ra theo hai chiều. Chiều thuận là chiều khí chất khí được hấp thụ vào pha lỏng, chiều nghịch là chiều khí chất khí tách ra khỏi pha lỏng. Ta hãy nghiên cứu quá trình thuận nghịch này trên sơ đồ ở hình 9.1.

Theo lý thuyết hấp thụ, quá trình hấp thụ là hiện tượng khuếch tán liên tục của khí qua bề mặt tiếp xúc giới hạn giữa pha lỏng và pha khí.

Trên bề mặt tiếp xúc ở cả hai pha đều xuất hiện màng khuếch tán. Trong lớp màng khuếch tán khí, nồng độ chất khí giảm dần từ giá trị ban đầu C_k đến giá trị C_{ki} tại bề mặt tiếp xúc. Qua bề mặt tiếp xúc sang lớp màng khuếch tán lỏng, nồng độ khí tiếp tục giảm từ C_{li} đến C_l . Theo định luật Fick, khối lượng khí qua



Hình 9-1. Sơ đồ nguyên lý hấp thụ khí vào pha lỏng

bề mặt tiếp xúc có diện tích F trong một đơn vị thời gian tỷ lệ thuận với chênh lệch nồng độ khí và được biểu thị như sau:

- trong pha khí:

$$m = K_k \cdot F(C_k - C_{ki}), \text{ g/s} \quad (9-11)$$

- trong pha lỏng:

$$m = K_l \cdot F(C_{li} - C_l), \text{ g/s} \quad (9-12)$$

trong đó:

K_k, K_l - hệ số tách khí riêng của pha khí và pha lỏng, m/s;

F - diện tích bề mặt tiếp xúc giữa hai pha, m^2 .

Các giá trị C_{ki} và C_{li} về thực chất rất khó xác định, tuy nhiên có thể viết:

$$C_{li} = K_D \cdot C_{ki} \quad (9-13)$$

và do đó ta có:

$$m = \left(\frac{1}{K_l} + \frac{K_D}{K_k} \right)^{-1} \cdot F \cdot (K_D C_k - C_l) \quad (9-14)$$

Khi ký hiệu K_c là hệ số tách khí chung đặc trưng cho hệ số tách khí riêng của hai pha và hệ số khuếch tán K_D , ta có:

$$\frac{1}{K_c} = \frac{1}{K_l} + \frac{K_D}{K_k}, \text{ s/m} \quad (9-15)$$

và do đó:

$$m = K_c \cdot F \cdot (K_D \cdot C_k - C_l) \quad (9-16)$$

Do giá trị của hệ số tách khí riêng của pha khí K_k rất lớn so với hệ số tách khí riêng của pha lỏng K_l , nên tỷ số $\frac{K_D}{K_k}$ có giá trị không đáng kể so với $\frac{1}{K_l}$ và ta có thể xem $K_c = K_l$. Vậy ta có:

$$m = K_l \cdot F \cdot (K_D C_k - C_l), \text{ g/s} \quad (9-17)$$

Đó là phương trình động học cơ bản của quá trình trao đổi khí. Với các giá trị K_D, K_l, C_l, C_k xác định, muốn nâng cao hiệu quả của quá trình trao đổi khí thì phải tăng bề mặt tiếp xúc pha, điều đó có thể thực hiện được khi làm thoáng. Kỹ thuật làm thoáng có thể là tách dòng, phun mưa

hoặc tạo bọt khí trong pha lỏng. Việc xác định diện tích bề mặt tiếp xúc và hệ số tách khí thường gặp rất nhiều khó khăn, do vậy với từng quá trình cụ thể cần đưa vào các hệ số đặc trưng để việc tính toán được dễ dàng thuận tiện hơn.

9.4. HỆ SỐ TÁCH KHÍ KỸ THUẬT

Ở các điều kiện môi trường ổn định, giá trị của hệ số tách khí K_1 và diện tích bề mặt tiếp xúc F sẽ là hằng số. Với thời gian tiếp xúc không đổi, lượng khí được trao đổi V cũng không đổi và diện tích bề mặt tiếp xúc thực $a = F/V$ cũng không đổi. Nếu ký hiệu K là hệ số tách khí kỹ thuật, ta có:

$$K = \frac{F}{V} K_1 = a \cdot K_1 \quad (9-18)$$

Để biểu thị sự biến thiên của nồng độ khí theo thời gian, ta có thể viết:

$$\frac{m}{V} = \frac{dC}{dt} = K(C_s - C), \text{ g/m}^3 \cdot \text{s} \quad (9-19)$$

Lấy tích phân phương trình trên theo nồng độ ban đầu $t = 0$ là C_0 , ta có:

$$C(t) = C_s - (C_s - C_0)e^{-K \cdot t} \quad (9-20)$$

$$\text{hay: } \frac{C_s - C(t)}{C_s - C_0} = e^{-K \cdot t} \quad (9-21)$$

trong đó:

C_s - nồng độ hòa tan bão hòa của khí;

$$C_s = K_D C_k \quad (9-22)$$

C_t - nồng độ khí hòa tan ở thời điểm t ;

t - thời gian xảy ra quá trình trao đổi khí.

Như vậy hệ số tách khí kỹ thuật K có thể xác định dễ dàng bằng phương pháp thực nghiệm, bằng cách xác định nồng độ khí hòa tan ở các thời điểm

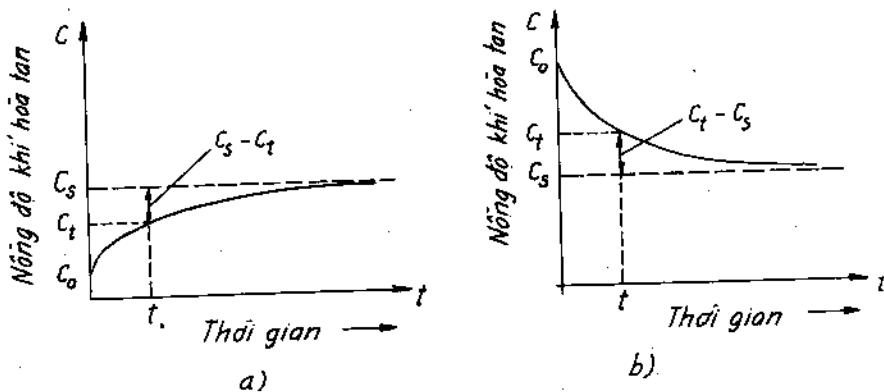
tương ứng và dựng đồ thị tương quan giữa $\frac{C_s - C_t}{C_s - C_0}$ với thời gian t theo phương

trình:

$$\log \frac{C_s - C_t}{C_s - C_o} = \log e^{-K.t} = 0,4343 K.t \quad (9-23)$$

Để có được kết quả mong muốn cần xác định chính xác nồng độ hòa tan bão hòa C_s trong các điều kiện thực tế.

Biến thiên nồng độ khí hòa tan theo thời gian được biểu thị trên đồ thị ở hình 9-2.



Hình 9-2. Biến thiên nồng độ khí hòa tan theo thời gian
a. Quá trình hấp thụ, b. Quá trình nhả hấp thụ.

9.5. HỆ SỐ HIỆU SUẤT QUÁ TRÌNH TRAO ĐỔI KHÍ

Trong thực tế, việc xác định thời gian t trong các phương trình (9-21), (9-23) nói trên gần như không thực hiện được. Nếu giả thiết thời gian t_k là hằng số đặc trưng cho một bước làm thoáng trong các điều kiện ổn định, ta có thể viết:

$$\frac{C_s - C_t}{C_s - C_o} = e^{-K.t} = \text{const} = 1 - K_\eta \quad (9-24)$$

trong đó:

C_1 - nồng độ khí hòa tan sau làm thoáng;

C_o - nồng độ khí có trong nước trước khi làm thoáng.

Ta cũng có thể viết:

$$\frac{C_s - C_1}{C_s - C_o} = 1 + \frac{C_o - C_1}{C_s - C_o} = 1 - K_\eta \quad (9-25)$$

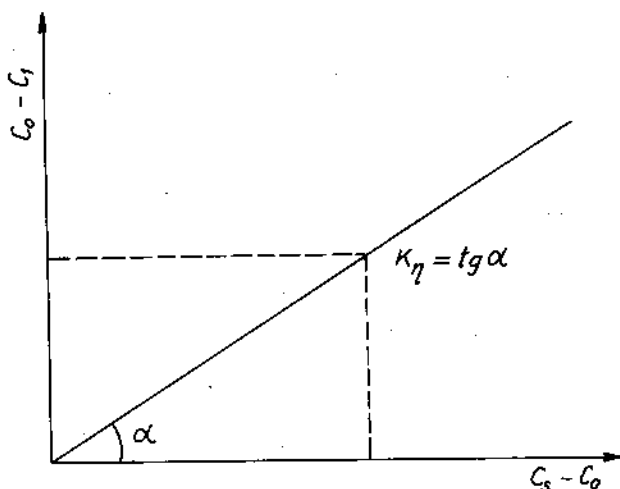
và như vậy:

$$K_{\eta} = \frac{C_1 - C_0}{C_s - C_0} \quad (9-26)$$

Người ta gọi K_{η} là hệ số hiệu suất của công trình làm thoáng và giá trị của K_{η} bằng:

$$K_{\eta} = 1 - e^{-K \cdot t} \quad (9-27)$$

Hình 9-3 trình bày tương quan giữa hệ số hiệu suất K_{η} và nồng độ khí hòa tan trong quá trình làm thoáng.



Hình 9-3. Quan hệ giữa hệ số hiệu suất K_{η} và nồng độ khí hòa tan

9.6. KHỬ KHÍ ÔXY HÒA TAN TRONG NƯỚC

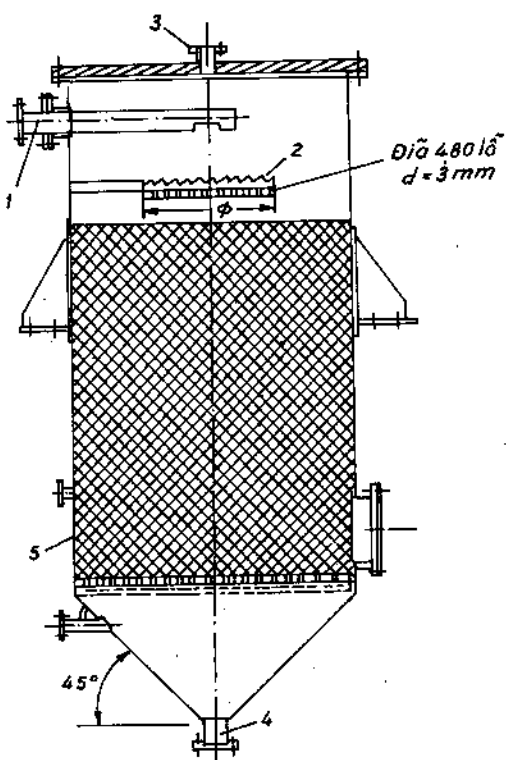
Như đã nói, chỉ tiêu ôxy hòa tan trong nước là một thông số rất quan trọng khi nói đến chất lượng nước cấp. Do vậy, khử khí ôxy hòa tan là một công việc không thể bỏ qua trong công nghệ xử lý nước cấp. Ôxy hòa tan trong nước có thể được khử hoặc bằng phương pháp vật lý, hoặc bằng phương pháp hóa học. Sau đây sẽ trình bày khái quát hai phương pháp phổ biến này.

9.6.1. Khử ôxy hòa tan bằng phương pháp vật lý

Phương pháp này dùng đến tháp làm thoáng. Nước cần khử ôxy được phun đều trên tiết diện tháp trong điều kiện sôi. Khi dùng phương pháp nhiệt, nước được phun ở điều kiện nhiệt độ cao hơn 100°C , áp lực phun lớn hơn 1 at. Khi sử dụng tháp chân không, độ chân không phải duy trì tương ứng với điểm sôi của nước ở nhiệt độ tự nhiên. Bằng phương pháp chân không, có thể khử toàn bộ các khí hòa tan ra khỏi nước.

Hình 9-4 giới thiệu tháp xử lý dùng chân không. Tháp có cấu tạo hình trụ kín. Người ta đưa nước cần xử lý vào qua ống 1, phân phối đều trên

sàn 2, qua lớp vật liệu tiếp xúc 5 trong môi trường chân không. Nước được tách kết khí khi đi qua tháp qua ống. Độ chân không trong tháp được tạo ra nhờ máy hút chân không qua ống trên đỉnh tháp. Để nước có thể thoát ra, đáy sàn tiếp xúc phải đặt cao hơn mực nước trong thùng thu một khoảng $H = P + 1$ (m) trong đó P là độ chân không trong tháp tính theo mét cột nước. Để giảm bớt chiều cao của tháp, có thể dùng bơm hút nước ra khỏi đáy tháp, áp lực bơm hút phải lớn hơn độ chân không chừng 1 mH₂O. Diện tích tiết diện tiếp xúc thường xác định theo lưu lượng sao cho có được lưu lượng tưới từ 40 đến 60 m³/m².h.



Hình 9-4. Tháp xử lý khử khí kiểu chân không.

Chiều cao lớp vật liệu tiếp xúc xác định theo khối vật liệu cần có để có được đủ diện tích bề mặt tiếp xúc, khi đã biết diện tích bề mặt riêng của vật liệu tiếp xúc.

Diện tích tiếp xúc tính theo lượng khí cần khử:

$$m = 0,001Q (C_1 - C_2) = m = K_1 F (K_D \cdot C_k - C_1)$$

trong đó:

Q - lưu lượng nước cần khử khí: m³/s;

C₁, C₂ - hàm lượng khí hòa tan trong nước trước khi vào và sau khi ra khỏi thép, mg/m³.

Hệ số tách khí K₁ xác định theo đồ thị. Khối lượng vật liệu tiếp xúc

tính theo công thức:

$$M = \frac{F}{f}, \text{ m}^3 \quad (9-28)$$

f - diện tích bề mặt riêng của vật liệu tiếp xúc, m^2/m^3 .

Công suất bơm chân không hay ejectơ chân không dùng trong hệ thống được xác định như sau:

- trường hợp khử ôxy:

$$W = \frac{m_{\text{O}_2} (273 + t)}{360 p_{\text{O}_2}}, \text{ m}^3/\text{h} \dots \quad (9-29)$$

- trường hợp khử CO_2 và O_2 :

$$W = \frac{m_{\text{CO}_2} (273 + t)}{500 p_{\text{CO}_2}}, \text{ m}^3/\text{h} \dots \quad (9-30)$$

trong đó:

m_{O_2} , m_{CO_2} - lượng O_2 và CO_2 cần khử, kg/h ;

t - nhiệt độ nước, $^\circ\text{C}$;

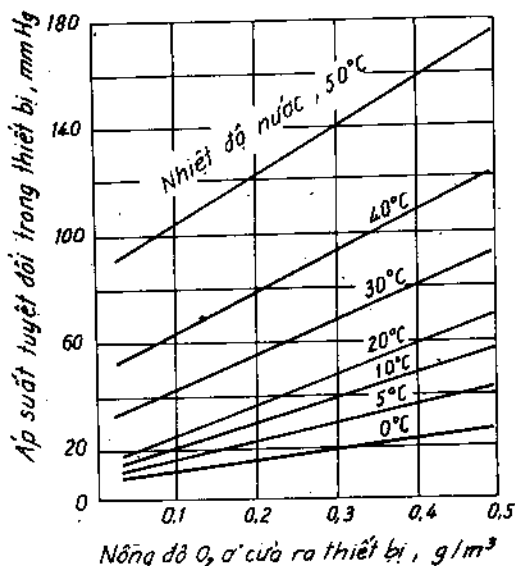
p_{O_2} , p_{CO_2} - áp lực riêng phần của O_2 và CO_2 trên mặt nước khi ra khỏi thiết bị. Giá trị của p_{O_2} , p_{CO_2} có thể tính như sau:

$$p = \frac{C_r}{C_b}, \text{ at} \quad (9-31)$$

trong đó:

C_r - hàm lượng O_2

hoặc CO_2 trong nước khi ra khỏi thiết bị, g/m^3 ;



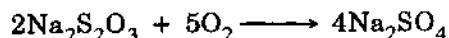
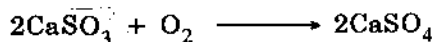
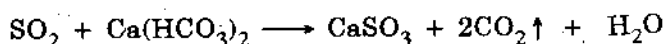
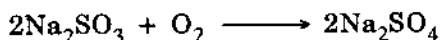
Hình 9-8. Quan hệ giữa áp lực tuyệt đối trong giàn khử chân không với nhiệt độ nước và hàm lượng O_2 trong nước ra khỏi giàn.

C_b - hàm lượng O_2 hoặc CO_2 hòa tan bão hòa trong nước khi áp suất riêng phần của chúng là 1 at, g/m³.

Độ chân không cần thiết xác định theo đồ thị ở hình 9-5.

9.6.2. Khử khí ôxy hòa tan bằng phương pháp hóa học

Cơ sở của phương pháp là đưa vào nước các chất dễ bị ôxy hóa bằng ôxy hòa tan. Khi cho chất khử vào, nồng độ ôxy hòa tan sẽ giảm xuống. Chất khử thường dùng có thể là Na_2SO_3 , SO_3 , natri tiosunfat, hydrazin... Phản ứng khử ôxy xảy ra theo các phương trình sau:



Các phản ứng khử đều tạo ra cặn muối khó hòa tan trong nước. So sánh các phản ứng ta thấy, với Na_2SO_3 để khử 1 phân tử O_2 sẽ tạo ra hai phân tử Na_2SO_4 , nếu dùng $Na_2S_2O_3$ để khử hết 5 phân tử O_2 chỉ tạo ra bốn phân tử Na_2SO_4 , như vậy lượng tạo ra ít hơn so với lượng O_2 khử được. Các phản ứng ôxy hóa trên thường xảy ra rất chậm ở nhiệt độ nước thấp (hình 9-6). Tốc độ phản ứng có thể tăng rất nhanh khi đun nóng nước. Nếu nhiệt độ nước tăng lên 10°C thì tốc độ phản ứng sẽ tăng lên gấp đôi. Nếu tăng gấp đôi liều lượng hóa chất cần thiết thì tốc độ phản ứng sẽ tăng lên bốn lần. Để tăng tốc độ phản ứng có thể dùng $CuSO_4$, coban sunfat hoặc mangan ôxyt làm chất xúc tác.

Liều lượng chất khử tính theo công thức sau:

$$m_{kh} = 1,1\beta.[O_2], \text{ mg/l}$$

trong đó:

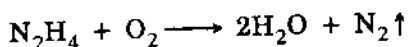
β - lượng chất phản ứng để khử hết 1 mg O_2 hòa tan, đối với Na_2SO_3 không ngâm nước, $\beta = 7,9$; với tinh thể $Na_2SO_3 \cdot 7H_2O$, $\beta = 16$; với khí SO_2 , $\beta = 4$.

$[O_2]$ - nồng độ ôxy hòa tan, mg/l.

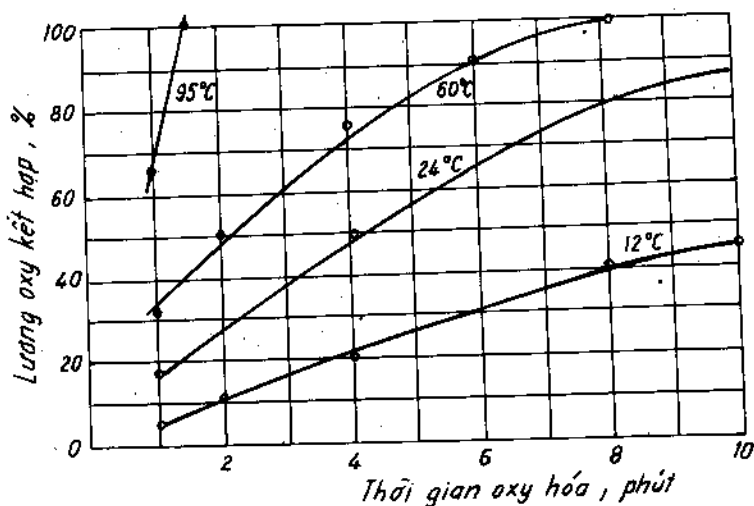
Liều lượng chất xúc tác tính theo sản phẩm không ngâm nước là đồng sunfat 2,5 mg/l; coban sunfat 0,003 mg/l. Chất xúc tác được cho cùng lúc

vào nước trước hoặc cùng lúc khi cho các hóa chất khử.

Khi dùng hydrazin để khử O_2 hòa tan, phản ứng sẽ tạo ra khí N_2 và nước:



Để khử 1 mg O_2 theo lý thuyết cần 1 mg N_2H_4 , nhưng trong thực tế thường dùng đến 1,5 mg. Hydrazin có trên thị trường thường bảo quản ở dạng dung dịch hydrazin hydrat nồng độ 35% (ở



Hình 9-6. Phản ứng khử oxy hòa tan bằng Na_2SO_3 ở các nhiệt độ khác nhau

nồng độ cao hơn hydrazin dễ bị cháy). Khí cho vào nước, dung dịch được pha thành nồng độ 0,5 đến 1,0%. So với Na_2SO_3 , hydrazin có nhiều ưu điểm hơn: không làm tăng lượng cặn không hòa tan trong nước; tính theo trọng lượng hydrazin sử dụng ít hơn 8 lần. Ở nhiệt độ cao, phản ứng khử oxy bằng hydrazin xảy ra nhanh, khi nhiệt độ nước thấp hơn $50^\circ C$, phản ứng xảy ra chậm. Để đẩy nhanh tốc độ phản ứng có thể dùng MnO_2 , đồng hoặc coban sunfat làm chất xúc tác.

9.7. GIỚI THIỆU MỘT SỐ THIẾT BỊ TRAO ĐỔI KHÍ

Sau đây giới thiệu một số loại thiết bị dùng trong quá trình trao đổi khí.

Hình 9-7 mô tả thiết bị trao đổi khí loại đĩa nhiều tầng có bay hơi. Thiết bị gồm nhiều đĩa xếp tầng đồng tâm trên một trục, các đĩa phía trên

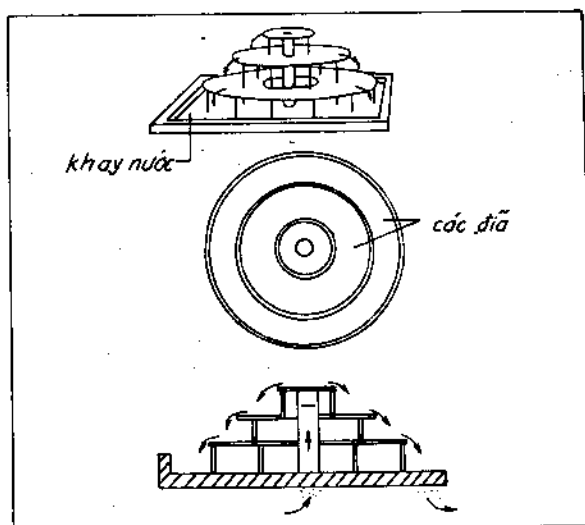
nhỏ hơn đĩa phía dưới. Người ta cho nước chảy từ trên xuống qua các đĩa và thực hiện quá trình trao đổi.

Hình 9-8 mô tả thiết bị trao đổi khí kiểu đĩa lỗ, thường sử dụng 4 đến 8 đĩa, các đĩa cách nhau khoảng 30 đến 50 cm, vận tốc nước khoảng $0,02 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{s}$. Trên các tầng đĩa đổ sỏi dày 10 cm.

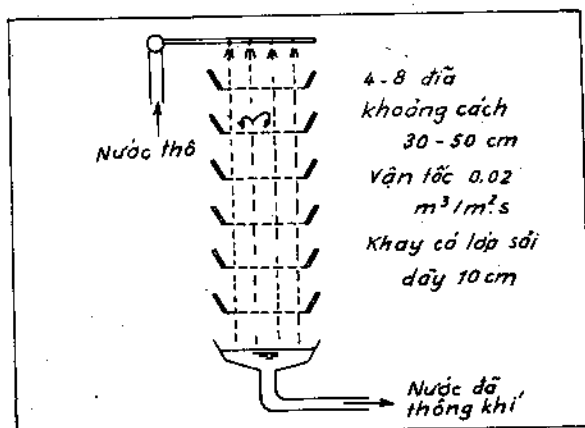
Hình 9-9 mô tả thiết bị trao đổi khí kiểu nhiều bậc chảy tràn. Thông thường người ta thiết kế từ 4 đến 6 bậc, chiều cao mỗi bậc khoảng 30 cm; với lưu lượng chảy vào khoảng $0,01 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{s}$.

Hình 9-10 trình bày thiết bị trao đổi khí loại nhiều bậc kiểu kín. Hình 9-11 mô tả thiết bị trao đổi khí kiểu phun tia.

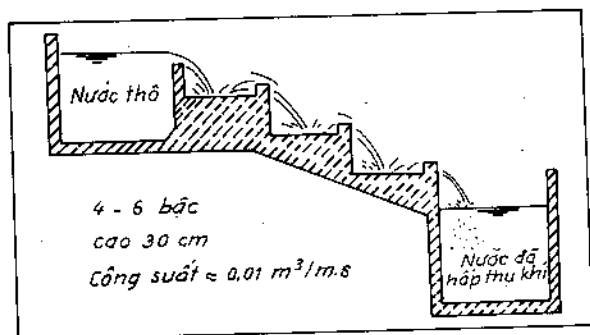
Hình 9-12 mô tả thiết bị trao đổi khí loại tháp có tấm chắn lượn sóng.



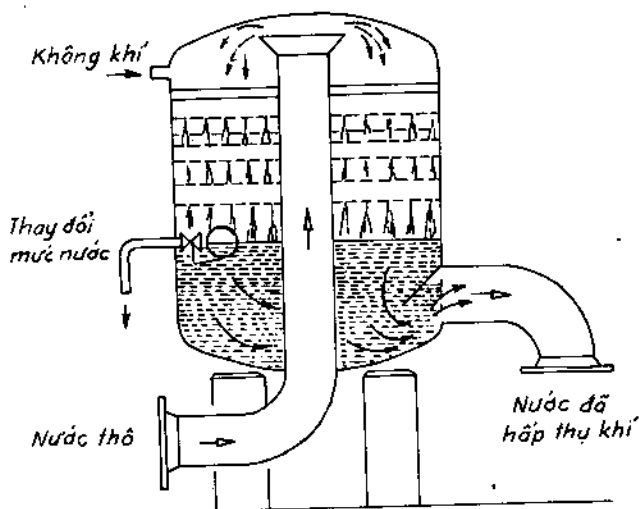
Hình 9-7. Thiết bị trao đổi khí loại đĩa nhiều tầng có bay hơi



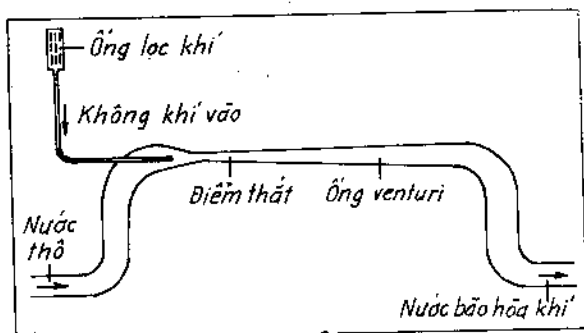
Hình 9-8. Thiết bị trao đổi khí loại đĩa lỗ có lớp sỏi



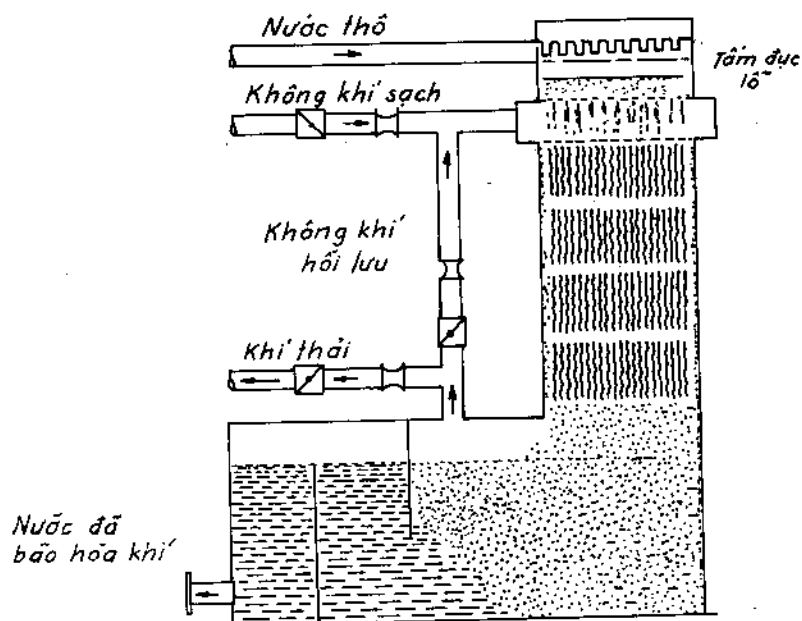
Hình 9-9. Thiết bị trao đổi khí kiểu bậc chảy tràn



Hình 9-10. Thiết bị trao đổi khí kiểu kín



Hình 9-11. Thiết bị trao đổi khí kiểu phun tia



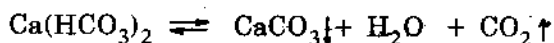
Hình 9-12. Thiết bị trao đổi khí loại tháp có đường lượn sóng

XỬ LÝ ỔN ĐỊNH NƯỚC

Mục đích của xử lý ổn định nước là giữ cho nước luôn ở môi trường trung tính, nhằm ngăn ngừa hiện tượng giảm chất lượng nước trong quá trình vận chuyển, đồng thời ngăn ngừa quá trình xâm thực hoặc lắng cặn CaCO_3 trong hệ thống đường ống cung cấp, phân phối nước đến các hộ tiêu thụ. Như vậy, nhiệm vụ của xử lý ổn định nước là loại trừ khả năng xâm thực của CO_2 hoạt tính có trong nước, điều chỉnh độ pH của nước và clo hóa lần cuối để tránh sự phát triển tái phát của vi trùng, vi rút...

10.1. CÁC PHƯƠNG PHÁP ĐÁNH GIÁ ĐỘ ỔN ĐỊNH CỦA NƯỚC

Độ ổn định của nước có thể được xác định bằng thực nghiệm hoặc bằng tính toán dựa theo tương quan của các hợp chất nằm trong thể cân bằng động đặc trưng cho tính chất của nước qua phương trình phản ứng thuận nghịch sau:



10.1.1. Xác định độ ổn định của nước bằng phương pháp thực nghiệm

Để xác định độ ổn định của nước, ban đầu xác định độ pH_0 và độ kiềm K_{10} của mẫu nước, đem bão hòa mẫu nước bằng CaCO_3 , sau đó xác định lại độ pH_1 và độ kiềm K_1 . Thực chất của phương pháp là nếu trong nước có dư lượng cacbonic tự do, nó sẽ chuyển một phần canxi cacbonat thành canxi bicacbonat làm cho độ pH và độ kiềm của nước tăng lên. Ngược lại, nếu trong nước quá bão hòa canxi cacbonat, nó sẽ tách ra khỏi nước ở dạng kết tủa bám trên bề mặt các hạt canxi cacbonat mới đưa vào, làm

cho độ kiềm và pH của nước giảm xuống.

Chỉ tiêu ổn định của nước được biểu thị bằng biểu thức sau:

$$C_o = \frac{K_{lo}}{K_t} = \frac{pH_o}{pH_t}$$

trong đó:

K_{lo} , K_t - độ kiềm của nước trước và sau khi bão hòa bằng canxi cacbonat;

pH_o , pH_t - độ pH của nước trước và sau khi bão hòa bằng canxi cacbonat.

Nếu giá trị C_o bằng 1, tức là độ pH của nước trước và sau khi bão hòa bằng canxi cacbonat không đổi, nước được coi là ổn định. Nếu C_o nhỏ hơn 1, nghĩa là độ pH của nước sau khi bão hòa lớn hơn độ pH của nước trước khi bão hòa, nước có tính xâm thực. Nếu C_o lớn hơn 1, sẽ có sự lắng đọng kết bám canxi cacbonat.

10.1.2. Xác định độ ổn định của nước bằng phương pháp tính toán

Phương pháp này sử dụng chỉ số bão hòa I tính theo công thức:

$$I = pH_o - pH_s$$

trong đó:

pH_o - độ pH của nước cần xử lý;

pH_s - giá trị pH cân bằng sau khi bão hòa nước bằng canxi cacbonat, xác định theo phương pháp Langelier.

Nếu chỉ số bão hòa I nằm trong khoảng - 0,25 đến + 0,25 thì nước được coi là ổn định; nếu chỉ số bão hòa $I < - 0,25$ thì nước được coi là có tính xâm thực; nếu $I > + 0,25$ thì nước sẽ tạo ra sự lắng đọng canxi cacbonat.

Nước có chỉ số bão hòa dương được coi là nước không mang tính xâm thực vì trong trường hợp này có sự lắng đọng kết bám canxi cacbonat lên thành ống hoặc thiết bị, tạo ra một lớp bảo vệ vững chắc ngăn không cho nước tiếp xúc trực tiếp với đường ống thiết bị. Tuy nhiên, trong thời kỳ đầu, khi lớp canxi cacbonat chưa hình thành thì bề mặt ống và thiết bị có

tiếp xúc trực tiếp với nước và bị xâm thực bởi ôxy hòa tan trong nước.

Khi chỉ số bão hòa I có giá trị âm, cụ thể là nhỏ hơn - 0,25, thì không có lớp bảo vệ được tạo ra và bề mặt đường ống, thiết bị bị xâm thực do tiếp xúc trực tiếp với nước, trường hợp này nước được coi là mang tính xâm thực.

Áp dụng những hiểu biết nói trên, để bảo vệ đường ống và thiết bị của hệ thống khỏi bị quá trình xâm thực khi tiếp xúc trực tiếp với nước, người ta đưa ra biện pháp xử lý ổn định nước theo trình tự sau:

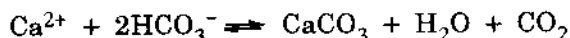
Ở thời kỳ đầu, khi hệ thống đường ống, thiết bị mới đưa vào sử dụng, người ta đưa vào nước các hóa chất thích hợp, nhằm tạo ra sự lắng đọng canxi cacbonat lên thành ống để hình thành lớp bảo vệ. Ở thời kỳ này, nước cần có chỉ số bão hòa dương.

Khi đã có được lớp phủ bảo vệ vững chắc, người ta xử lý nước để có được giá trị chỉ số bão hòa gần bằng 0. Bởi lẽ nếu tiếp tục dùng nước có chỉ số bão hòa dương sẽ dẫn đến làm tăng chiều dày lớp cặn canxi cacbonat bám trên bề mặt tiếp xúc, giảm dần tiết diện đường ống dẫn, giảm năng lực vận chuyển của hệ thống. Ngược lại, nếu không duy trì được chỉ số bão hòa ổn định xấp xỉ bằng 0, quá trình xâm thực có thể xảy ra, khi $I < 0$, lúc này do tác dụng của CO_2 hòa tan, lớp phủ canxi cacbonat hình thành trước đó bị hòa tan vào nước và quá trình xâm thực sẽ xảy ra.

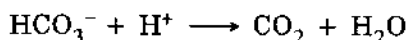
Nói tóm lại, xử lý ổn định nước là quá trình duy trì chỉ số bão hòa một cách thích hợp, tức là thay đổi hợp lý tỷ lệ giữa nồng độ ion HCO_3^- và CO_2 có trong nước để có thể bảo vệ được đường ống, thiết bị của hệ thống khỏi bị quá trình xâm thực hoặc kết bám CaCO_3 trên thành đường ống và thiết bị.

10.2. XỬ LÝ ỔN ĐỊNH NƯỚC BẰNG AXIT ĐỂ NGĂN NGỪA QUÁ TRÌNH LẮNG ĐỘNG CANXI CACBONAT

Hợp chất $\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$ là hợp chất không bền vững và do vậy nó thường tồn tại ở dạng phân ly:



Nếu chỉ số bão hòa I có giá trị dương, chứng tỏ lượng CO_2 tự do trong nước nhỏ hơn hàm lượng cân bằng. Để bù lại sự thiếu hụt CO_2 , phản ứng sẽ chuyển dịch sang phía phải, khi đó hàm lượng HCO_3^- trong nước giảm đi, hàm lượng CaCO_3 và CO_2 tăng lên. Muốn tăng hàm lượng CO_2 mà không muốn tạo ra CaCO_3 , người ta phải pha thêm axit vào nước để có được phản ứng sau:



Lượng axit cần thiết cho quá trình ổn định nước nói trên được xác định theo độ pH_0 ban đầu của nước và giá trị pH_s cân bằng sau khi bão hòa nước bằng CaCO_3 .

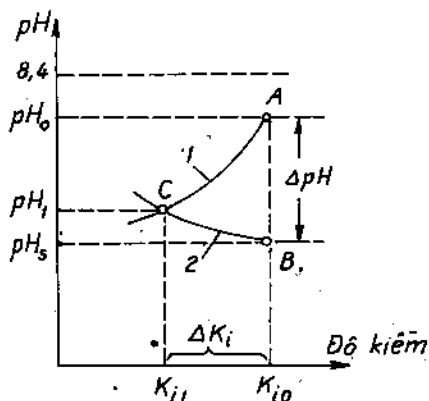
Người ta biết rằng, đối với nước thiên nhiên, khi pH nhỏ hơn 8,4 thì độ kiềm của nước thực tế bằng hàm lượng ion HCO_3^- có trong nước. Trong trường hợp này, qui luật biến đổi của pH có thể được biểu diễn bằng phương trình phân ly bậc một của axit cacbonic:

$$K_1 = \frac{[\text{H}^+][\text{HCO}_3^-]}{[\text{H}_2\text{CO}_3]}$$

và giá trị pH sẽ được tính như sau:

$$\text{pH} = \text{p}K_1 - \lg[\text{H}_2\text{CO}_3] + \lg[\text{HCO}_3^-]$$

Với nguồn nước có độ kiềm toàn phần là K_{10} , các giá trị pH_0 và pH_s được xác định trên đồ thị (hình 10-1) ở các điểm A và B có cùng hoành độ K_{10} . Đoạn AB biểu thị giá trị của chỉ số bão hòa I. Khi axit hóa nước, cùng với sự giảm độ kiềm, độ pH của nước cũng giảm theo (đường cong 1 trên đồ thị), nhưng độ pH_s cân bằng bão hòa lại tăng lên (đường cong 2 trên đồ thị). Quỹ đạo chuyển dịch đồng thời của hai điểm A và B sẽ cắt nhau tại C, ở đó $\text{pH}_0 = \text{pH}_s$ và nước được ổn định. Giá trị độ kiềm



Hình 10-1. Đồ thị giải thích quá trình xử lý ổn định nước bằng axit hóa

tương ứng với điểm ổn định là K_1 , ở đó $pH_1 = pH_0 = pH_s$. Như vậy, nếu biết được qui luật biến đổi của pH_0 và pH_s khi độ kiềm của axit giảm do axit hóa thì có thể lập hai phương trình $pH_0 = f_1(K_1)$ và $pH_s = f_2(K_1)$. Giải các phương trình trên ta sẽ được ΔK_1 và xác định được pH_1 .

Xác định lượng axit cần thiết cho quá trình axit hóa như vậy sẽ tùy thuộc vào độ pH của môi trường và do đó có thể xảy ra các trường hợp sau:

1. Khi $pH_s < pH_0 < 8,4$

2. Khi $pH_0 > 8,4 > pH_s$

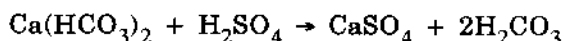
3. Khi $pH_0 > pH_s > 8,4$

Trường hợp thứ nhất $pH_s < pH_0 < 8,4$

Khi $pH_0 < 8,4$, giá trị độ kiềm được xác định bằng hàm lượng ion HCO_3^- có trong nước và ta có thể viết:

$$pH = pK_1 + \lg K_1 - \lg[H_2CO_3]$$

Khi axit hóa nước, ví dụ bằng axit sunfuric, phản ứng xảy ra như sau:



Như vậy quá trình axit hóa sẽ dẫn đến hàm lượng ion HCO_3^- giảm đi và H_2CO_3 tự do tăng lên, theo tỷ lệ 1:1. Bởi lẽ 1 ion gam HCO_3^- đúng bằng 1 đương lượng gam của nó, còn 1 ptg H_2CO_3 bằng 2 đương lượng gam của nó, như vậy khi tăng hoặc giảm độ kiềm của nước với giá trị ΔK_1 tính theo mg dl/l thì hàm lượng H_2CO_3 tính theo mol/l sẽ biến đổi theo chiều nghịch với giá trị $2\Delta K_1$ và ta có:

$$pH_0 = pK_1 + \lg[K_{10} - \lg[H_2CO_3]_0 - 0,3$$

$$pH_1 = pK_1 + \lg[K_{10} + \Delta K_1] - \lg[H_2CO_3 - 2\Delta K_1] - 0,3$$

Biến thiên pH của nước được xác định theo công thức.

$$\Delta pH = pH_1 - pH_0 = \lg \frac{K_{10} + \Delta K_1}{K_{10}} - \lg \frac{[H_2CO_3]_0 - 2\Delta K_1}{[H_2CO_3]_0}$$

trong đó:

K_{10} - độ kiềm của nước nguồn, mg dl/l;

$[H_2CO_3]_0$ - hàm lượng axit cacbonic của nước nguồn theo ptg/l;

pH_o , pH_i - độ pH của nước trước và sau xử lý axit.

Ta đã biết, khi axit hóa nước, chỉ có sự thay đổi của độ kiềm là có ảnh hưởng đến giá trị của pH_s , còn ảnh hưởng của sự biến đổi tổng hàm lượng muối là không đáng kể. Biến thiên của pH_s có thể tính theo công thức sau:

$$pH_s = \lg \frac{K_{io}}{K_{io} + \Delta K_i}$$

Theo đồ thị ở hình 10-1 ta có:

$$I = -\Delta pH + \Delta pH_s$$

Giải các phương trình trên ta có:

$$\Delta K_i = K_{io} \left[\frac{\sqrt{\varphi^2 B + 2\varphi B + 1} - (\varphi B + 1)}{\varphi B} \right]$$

ΔK_i - biến thiên của độ kiềm, mg dl/l;

K_{io} - độ kiềm của nước nguồn, mg dl/l;

φ - tỷ số giữa nồng độ H_2CO_3 và K_{io} của nước nguồn, giá trị của φ phụ thuộc vào pH_o ;

B - hệ số tính toán, $B = 10^l$.

Cũng có thể viết như sau:

$$\Delta K_i = \alpha K_{io}$$

trong đó α là hệ số phụ thuộc vào pH của nước nguồn và chỉ số bão hòa

I. Giá trị của α xác định theo đồ thị ở hình 10-2.

Lượng axit cần thiết để ổn định nước trong trường hợp này sẽ là:

$$m_a = \Delta K_i \cdot e \cdot \frac{100}{P} = \frac{100 \alpha \cdot K_{io} \cdot e}{P}, \text{ mg/l}$$

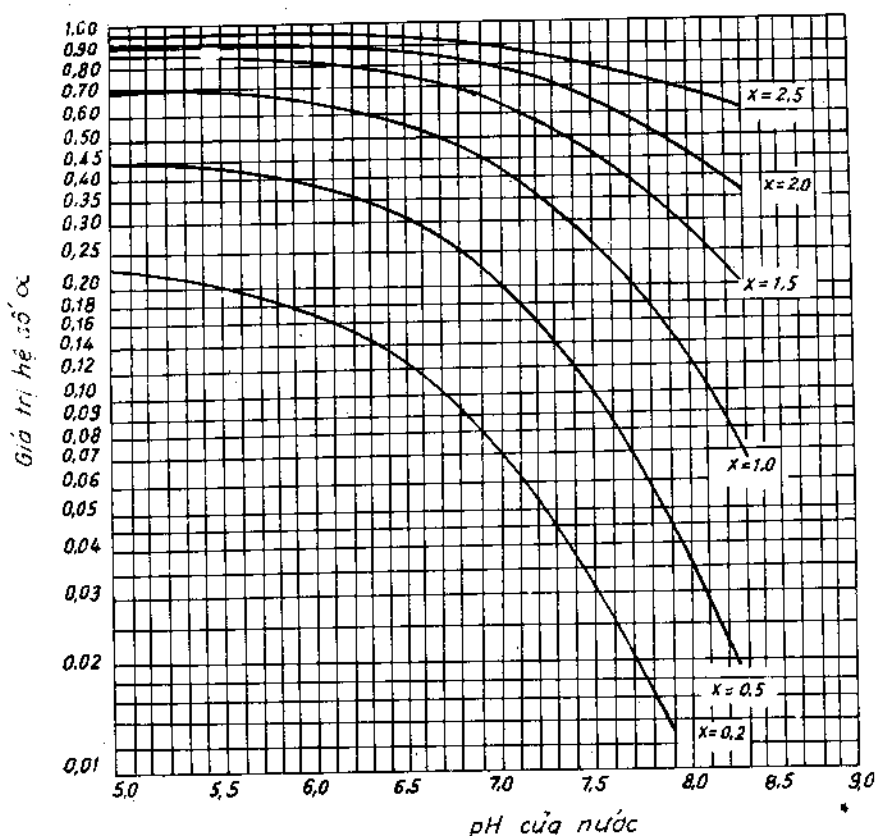
trong đó:

e - đương lượng của axit, với H_2SO_4 , $e = 49$ mg/mgdl; với HCl, $e = 36,5$ mg/mgdl;

P - hàm lượng H_2SO_4 hay HCl tinh khiết trong sản phẩm kỹ thuật, %.

Trường hợp thứ hai $pH_o > 8,4 > pH_s$.

Nước sau khi làm mềm bằng vôi hoặc soda thường có $pH_o > 8,4 > pH_s$.



Hình 10-2. Đồ thị xác định giá trị α khi xử lý ổn định bằng axit với nước có $\text{pH}_s < \text{pH}_0 < 8,4$.

Trường hợp này, độ kiềm toàn phần của nước được xác định bằng tổng hàm lượng các ion HCO_3^- và CO_3^{2-} hoặc CO_3^{2-} và OH^- . Với loại nước này, bằng phân tích có thể xác định được độ kiềm theo phenolphthalein K_F và độ kiềm toàn phần K_{10} . Khi cho vào nước một lượng axit tương đương với độ kiềm của nó tính theo phenolphthalein thì xảy ra phản ứng trung hòa các ion OH^- và chuyển ion CO_3^{2-} thành ion HCO_3^- , giá trị pH_s sẽ giảm xuống 8,4. Độ kiềm toàn phần lúc này bằng:

$$K_{11} = K_{10} - K_F, \text{ mg dl/l}$$

trong đó:

K_{11} - độ kiềm của nước sau khi axit hóa, mg dl/l;

K_F - độ kiềm của nước tính theo phenolphthalein mg dl/l.

Như vậy sau khi axit hóa với liều lượng tương đương độ kiềm K_F , để

cho nước ổn định cần bổ sung thêm một lượng axit nữa cho đến khi $pH_o = pH_s$.

Việc xác định tổng lượng axit cần thiết được tiến hành như sau:

1. Xác định pH_s của mẫu nước đã axit hóa với liều lượng bằng K_F , mg dl/l (tức là nước có độ kiềm $K_{is} = K_{io} - K_F$)

2. Xác định chỉ số bão hòa I cho mẫu nước trên sau khi đã axit hóa đến $pH = 8,4$:

$$I_1 = 8,4 - pH_s$$

3. Xác định hệ số α theo đồ thị ở hình 10-2 với $pH = 8,4$ và giá trị I_1 tính được.

4. Xác định toàn bộ lượng axit cần để ổn định theo công thức:

$$m_a = e(\alpha K_{il} + F) \frac{100}{P} = e[\alpha(K_{io} - K_F) + K_F] \frac{100}{P} =$$

$$= e[\alpha K_{io} + (1 - \alpha)K_F] \frac{100}{P}, \text{ mg/l}$$

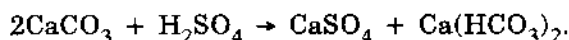
Trường hợp thứ ba $pH_o > pH_s > 8,4$

Nước sau khi làm mềm thường có $pH_o > pH_s > 8,4$. Qui luật biến đổi của pH khi giá trị của nó lớn hơn 8,4 được biểu thị bằng phương trình phân ly bậc 2 của axit cacbonic:

$$K_2 = \frac{[H^+][CO_3^{2-}]}{[HCO_3^-]}$$

$$pH = pK_o - \lg \frac{[HCO_3^-]}{[CO_3^{2-}]}$$

Khi axit hóa nước bằng H_2SO_4 trong khoảng $pH > 8,4$ sẽ xảy ra phản ứng sau:



Sau phản ứng hàm lượng HCO_3^- tăng lên, hàm lượng CO_3^{2-} giảm đi theo tỷ số ion gam là 1:1. Tương quan của sự biến thiên theo hàm lượng tính theo mg dl/l giữa ion HCO_3^- và CO_3^{2-} là 1:2. Biến thiên của pH được

xác định theo phương trình:

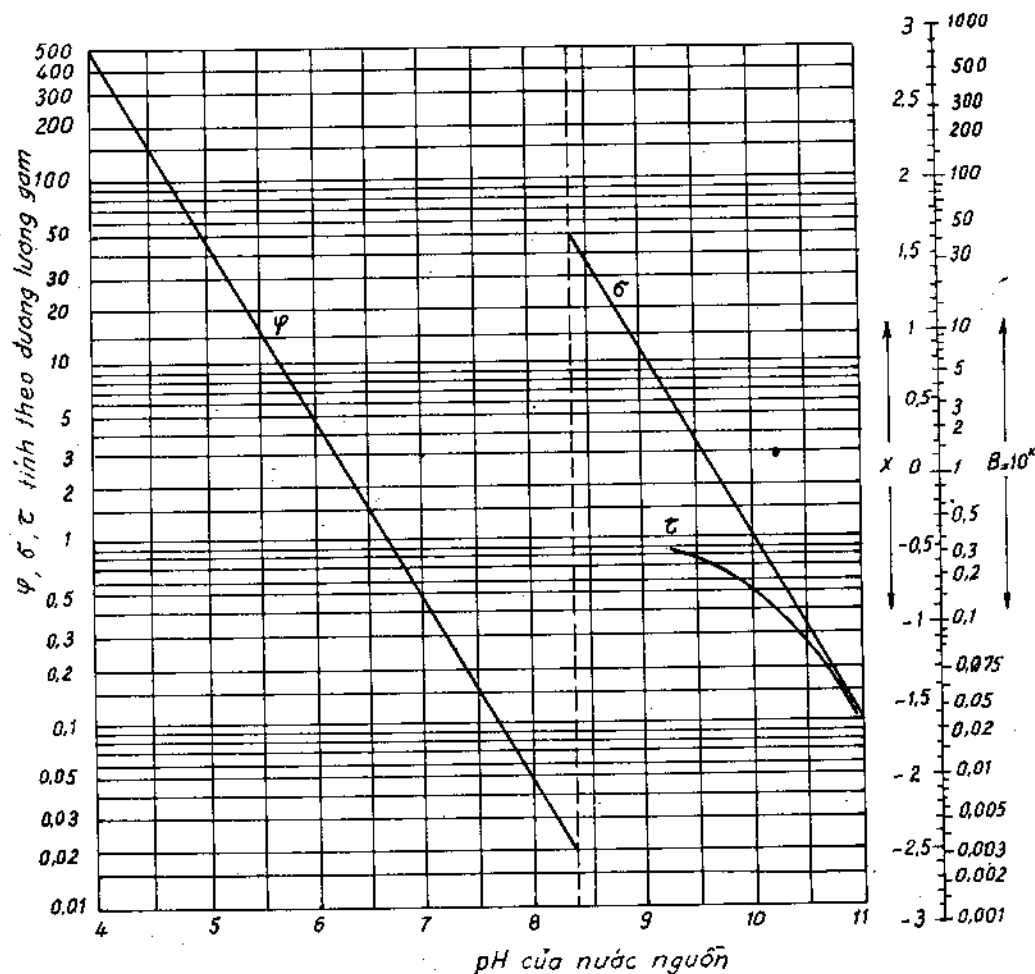
$$\Delta pH = \frac{[\text{HCO}_3^-]}{[\text{HCO}_3^-] + \Delta[\text{HCO}_3^-]} + \lg \frac{[\text{CO}_3^{2-}]_0 - 2\Delta[\text{HCO}_3^-]}{[\text{CO}_3^{2-}]_0}$$

trong đó:

$[\text{HCO}_3^-]_0$, $[\text{CO}_3^{2-}]_0$ - hàm lượng ban đầu của các ion tương ứng trong nước nguồn.

Vì độ kiềm toàn phần trong nước nguồn là:

$$K_{\text{to}} = [\text{HCO}_3^-]_0 + [\text{CO}_3^{2-}]_0$$



Hình 10-3. Đồ thị tính φ , σ , τ theo pH của nước nguồn.

nên khi axit hóa, biến thiên của độ kiềm sẽ là:

$$\Delta K_i = -\Delta[\text{HCO}_3^-]$$

Thay $\Delta[\text{HCO}_3^-] = -\Delta K_i$ ta được:

$$\Delta \text{pH} = \lg \frac{[\text{HCO}_3^-]}{[\text{HCO}_3^-]_0 + \Delta K_i} + \lg \frac{[\text{CO}_3^{2-}] + 2\Delta K_i}{[\text{CO}_3^{2-}]_0}$$

Giải các phương trình trên ta được

$$K_i = K_{i0} \left[\frac{\sqrt{(\tau.B + 2\sigma.B + 1)^2 - 8\tau.\sigma.B(B - 1)}}{4\sigma.B} - \frac{(\tau.B + 2\sigma.B + 1)}{4\sigma.B} \right]$$

trong đó: $\tau = \frac{[\text{HCO}_3^-]_0}{K_{i0}}$ phụ thuộc vào pH của nước và có thể tra ở đồ

thị hình 10-3.

$\sigma = \frac{[\text{HCO}_3^-]_0}{[\text{CO}_3^{2-}]_0}$ phụ thuộc vào pH và tra ở đồ thị hình 10-3.

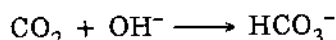
Trong thực tế, để đơn giản tính toán, có thể xác định sơ bộ lượng axit cần thiết theo công thức sau:

$$m_a = \frac{e.K_F}{P} . 100, \text{ mg/l.}$$

trong đó e, P, K_F có ý nghĩa như ở các công thức trên.

10.3) XỬ LÝ ỔN ĐỊNH NƯỚC BẰNG KIỀM ĐỂ NGĂN NGỪA QUÁ TRÌNH XÂM THỰC

Khi nước có dư lượng CO_2 xâm thực, cần sử dụng kiềm để khử CO_2 tự do theo phản ứng sau:



Lượng kiềm cần thiết được xác định theo giá trị pH_0 và pH_s của nước.

Cũng tương tự như quá trình axit hóa, quá trình kiềm hóa cũng có thể xảy ra trong các trường hợp:

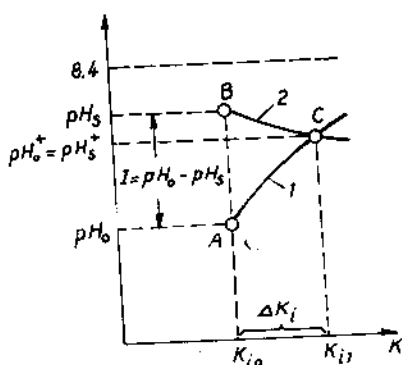
$$\text{pH}_0 < \text{pH}_s < 8,4 \text{ và } \text{pH}_0 < 8,4 < \text{pH}_s$$

Để tính lượng kiềm cần thiết cho quá trình ta cũng tính theo từng

trường hợp riêng biệt.

Trường hợp $pH_o < pH_s < 8,4$

Khi pH nhỏ hơn 8,4 trong quá trình kiềm hóa, biến đổi của pH sẽ tuân theo phương trình phân ly bậc 1 của axit cacbonic. Đồ thị ở hình 10-4 mô tả quá trình như sau:



Hình 10-4. Đồ thị biểu diễn quá trình kiềm hóa ổn định nước khi $pH_o < pH_s < 8,4$

Các điểm A, B biểu thị các giá trị K_{10} và pH_o , pH_s . Điểm ổn định C có độ kiềm K_{11} và $pH_o^+ = pH_s^+$. Trong quá trình kiềm hóa, cùng với sự tăng lên của độ kiềm K_{10} , các giá trị pH_o tăng và pH_s giảm. Quy luật biến đổi của pH_o và pH_s tuân theo các đường cong 1 và 2. Giải các phương trình biểu thị đường cong 1 và 2 ta nhận được giá trị biến thiên của độ kiềm.

$$\Delta K_i = \beta K_{10}$$

trong đó β là hệ số phụ thuộc vào pH_o và chỉ số bão hòa I của nước. β được xác định theo đồ thị ở hình 10-5.

Lượng kiềm cần thiết được xác định theo công thức

$$m_k = e \cdot \Delta K_i \cdot \frac{100}{P} = e \cdot \beta \cdot K_{10} \cdot \frac{100}{P}, \quad \text{mg/l}$$

trong đó:

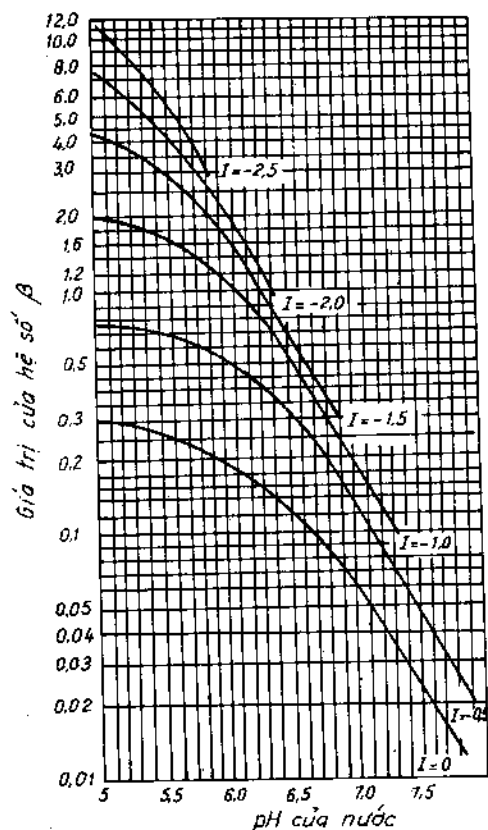
e - đương lượng của chất kiềm, đối với NaOH, $e = 40$ mg/mg dl; đối với Na_2CO_3 , $e = 53$ mg/mg dl; đối với $Ca(OH)_2$, $e = 28$ mg/mg dl;

P - Độ tinh khiết của chất kiềm trong sản phẩm kỹ thuật, %.

Trường hợp $pH_o < 8,4 < pH_s$

Khi nước có độ khoáng hóa thấp, thường có tính xâm thực cao và có chỉ tiêu $pH_o < 8,4 < pH_s$. Đồ thị phản ánh quá trình kiềm hóa trong trường hợp này được trình bày ở hình 10-6.

Đường cong 1 biểu thị sự biến thiên của pH_o , đường cong 2 biểu thị sự biến thiên của pH_s . Nước ổn định tại giao điểm C. Khi giải hệ phương



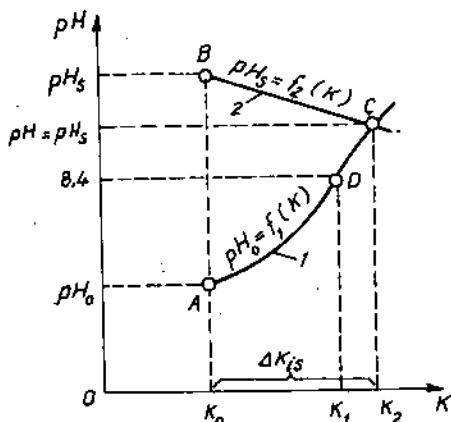
Hình 10-5. Đồ thị xác định hệ số β của quá trình đó:

trình kiềm hóa khi $pH_0 < pH_s < 8,4$

pH_0 và pH_s của nước nguồn. χ, ξ được xác định theo đồ thị ở hình 10-7.

Liều lượng kiềm cần thiết được xác định theo công thức sau đây:

$$m_k = e(\chi + \xi + \chi \cdot \xi) K_{io} \frac{100}{P}, \text{ mg/l}$$



Hình 10-6. Đồ thị trình bày quá trình kiềm hóa ổn định nước trong trường hợp $pH_0 < 8,4 < pH_s$.

trình biểu thị các đường cong 1 và 2 ta xác định được biến thiên của độ kiềm ΔK_{is} :

$$\Delta K_{is} = (\chi + \xi + \chi \xi) K_{io}$$

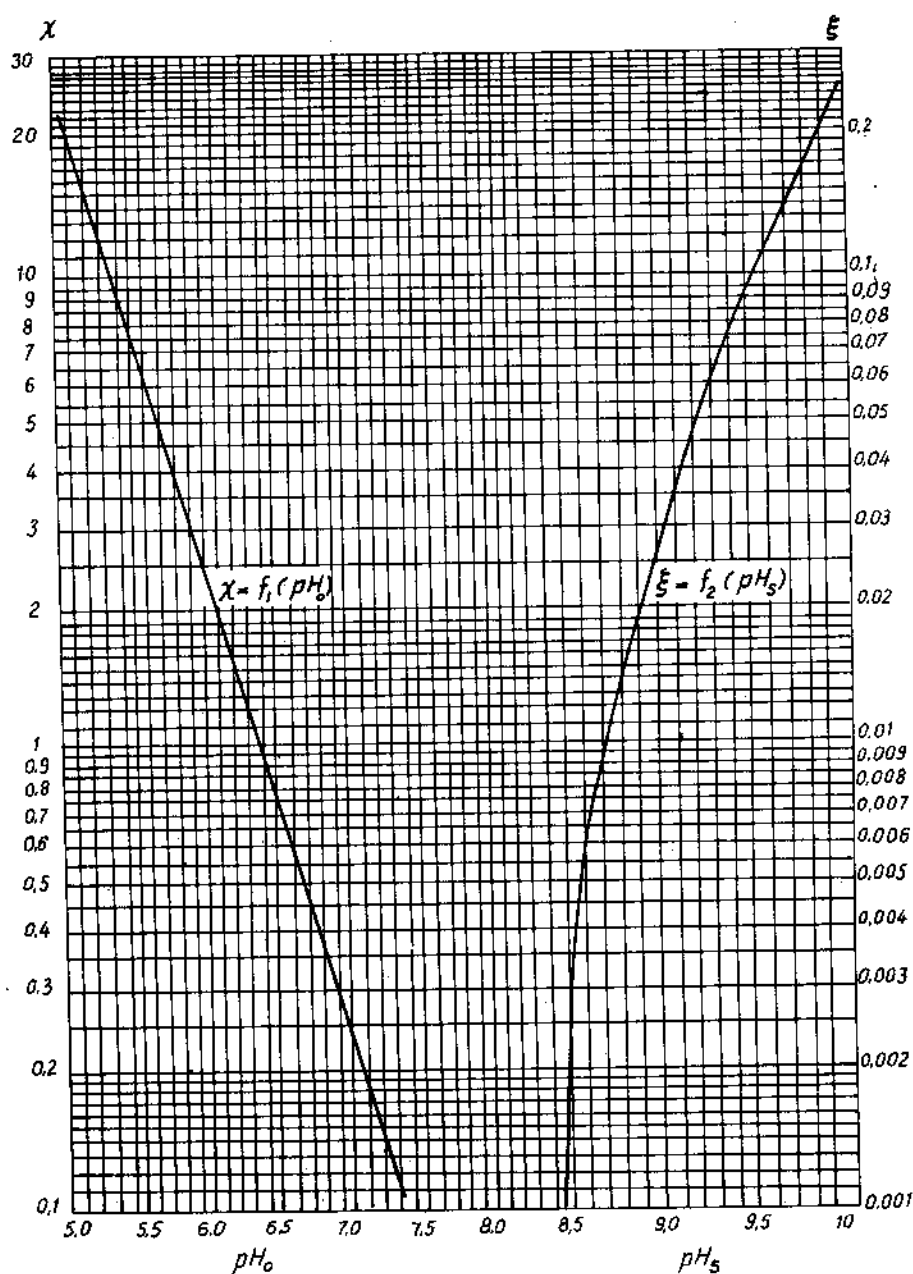
χ, ξ - Các hệ số phụ thuộc vào

pH_0 và pH_s của nước nguồn. χ, ξ được xác định theo đồ thị ở hình 10-7.

Liều lượng kiềm cần thiết được xác định theo công thức sau đây:

10.4. XỬ LÝ NƯỚC ĐỂ TẠO MÀNG BẢO VỆ BẰNG CANXI CACBONAT

Thực tế cho thấy rằng, để tạo ra sự kết bám $CaCO_3$ lên bề mặt tiếp xúc cần phải duy trì chỉ số bão hòa I trong khoảng từ +0,5 đến +0,7. Khi I có giá trị lớn hơn +0,7 sẽ xảy ra hiện tượng tách cặn $CaCO_3$ và làm cho nước trở nên đục.



Hình 10-7. Đồ thị xác định hệ số χ , ξ khi kiểm hóa nước có $pH_0 < 8,4 < pH_5$

Khi ổn định nước đã pha phen, cần xác định lại các chỉ số về độ kiềm, hàm lượng CO_2 tự do và chỉ số bão hòa I sau quá trình keo tụ.

Các chất kiềm thường dùng để ổn định nước là vôi, xút, soda, trong đó vôi là hóa chất rẻ tiền và dễ sản xuất nhưng pha chế phức tạp và giá thành thiết bị cao.

Chất kiềm hóa được đưa vào nước tại nhiều điểm khác nhau tùy theo yêu cầu. Việc xử lý ổn định nước nguồn nên tiến hành từ đầu dây chuyền xử lý để tránh ăn mòn công trình. Khi xử lý nước sông có độ đục cao, độ màu thấp, có thể cho vôi vào bể trộn dưới dạng sữa vôi. Nếu nước sông có độ màu cao, cần xử lý bằng phen ở pH từ 5,5 đến 6,0. Vôi phải được xử lý qua lắng để tránh ảnh hưởng đến quá trình keo tụ. Có thể cho sữa vôi vào trước bể lọc hoặc nước vôi trong vào sau bể lọc. Để nâng cao độ pH của nước lên đến 8,2, có thể sử dụng bất kỳ chất kiềm nào. Nếu cần đưa pH của nước lên cao hơn 8,3, cần sử dụng kết hợp vôi hoặc xút với soda.

Đối với nước có độ kiềm thấp, liều lượng vôi hay xút sử dụng bị giới hạn bởi lượng CO_2 hay HCO_3^- có trong nước.

Nếu cho thừa vôi hoặc xút, độ kiềm OH^- sẽ tăng lên nhưng không giúp cho việc tạo lớp màng CaCO_3 . Do đó liều lượng vôi hoặc xút phải xác định theo điều kiện giới hạn:

$$a_{cp} = k \left[\frac{[\text{CO}_2]_o}{22} + K_{io} \right], \text{ mg dl/l.}$$

trong đó:

$[\text{CO}_2]_o$ - hàm lượng CO_2 tự do trong nước nguồn mg/l;

K_{io} - độ kiềm của nước nguồn, mg dl/l;

k - hệ số dự phòng theo độ kiềm bicacbonat, lấy bằng 0,7 đến 0,8.

Nếu lượng kiềm xác định theo công thức này nhỏ hơn liều lượng yêu cầu để xử lý ổn định tính theo các công thức khác thì phải sử dụng kết hợp vôi với soda hoặc xút với soda. Khi đó lượng soda được tính theo công thức sau:

$$a_1 = a_o - a_{cp}, \text{ mg dl/l}$$

a_o - lượng kiềm cần thiết để xử lý ổn định nước, mg dl/l.

Quá trình xử lý tạo màng bảo vệ CaCO_3 có thể quan sát trực tiếp tại

một số điểm trên mạng lưới đường ống hoặc kiểm tra gián tiếp bằng sự thay đổi tổn thất áp lực trong đường ống. Để khắc phục hiện tượng không đồng đều của lớp màng tạo ra, thường đầu đường ống dày và cuối đường ống mỏng, người ta tiến hành chế độ kiềm hóa luân phiên, tức là một thời gian kiềm hóa thì ngừng lại và cho nước có tính ăn mòn vào ống để hòa tan tốt lớp màng CaCO_3 . Sự hòa tan rất nhanh ở đầu dòng chảy và yếu dần về phía cuối, như vậy chỗ màng CaCO_3 dày hơn lại sẽ bị bào mòn mạnh hơn. Nếu xử lý luân phiên hai chu kỳ đó (kiềm hóa và không kiềm hóa) sẽ tạo ra lớp màng CaCO_3 có độ dày đồng đều trong toàn bộ đường ống.

10.5. XỬ LÝ CHỐNG CÁC DẠNG ĂN MÒN VÀ ĐÓNG CẶN BÊN TRONG ĐƯỜNG ỐNG DẪN NƯỚC

10.5.1. Các dạng ăn mòn và đóng cặn trong đường ống dẫn nước

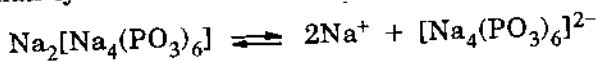
Trong các hệ thống dẫn nước, thường xảy ra hiện tượng khả năng dẫn nước của ống giảm dần. Nguyên nhân chính là do cặn đọng bên trong ống làm giảm tiết diện hữu ích. Cặn đọng trong ống thường ở dạng cặn thô lắng đọng dưới đáy, do nước chưa xử lý sạch còn chứa cặn sắt, lắng dần và nén dần thành lớp cứng. Khi nước quá bão hòa CaCO_3 thì chúng bám đều vào thành ống dẫn dần trở nên lớp cặn rắn chắc. Nếu nước có chứa cả cặn thô thì lớp bám lệch tâm, dưới dày trên mỏng. Hoặc có thể do lắng cục bộ, tạo thành các điểm nhô nhô trên thành ống. Nguyên nhân là do ôxy hóa mạnh không đồng đều trên bề mặt hoặc do sự phát triển vi khuẩn sắt tạo nên. Lớp cặn hình thành cũng có thể do lớp phủ sinh vật do các loài vi sinh vật, rong rêu tảo có trong nước, khi gặp điều kiện thuận lợi chúng phát triển và bám vào thành ống.

10.5.2. Xử lý chống ăn mòn và đóng bám cặn bằng polyphosphat

Khi nước có chỉ số bão hòa âm, dùng phương pháp kiềm hóa để chống ăn mòn thường phức tạp và nhiều khi không đạt được kết quả mong muốn, nhất là đối với các hệ thống cấp nước công nghiệp. Biện pháp xử lý đạt

hiệu quả trong trường hợp này là sử dụng natri hexametaphotphat: $\text{Na}_2[\text{Na}_4(\text{PO}_3)_6]$

Bản chất của phương pháp là khi hòa tan $\text{Na}_2[\text{Na}_4(\text{PO}_3)_6]$ vào nước thì hợp chất này phân ly thành hai ion Na^+ và ion phức $[\text{Na}_4(\text{PO}_3)_6]^{2-}$.



Khi cho $\text{Na}_2[\text{Na}_4(\text{PO}_3)_6]$ vào nước với hàm lượng nhỏ, tổng hàm lượng của Ca^{2+} , Mg^{2+} , Fe^{2+} ... trong nước sẽ tạo ra các phức chất không hòa tan $\text{Ca}[\text{Ca}_2(\text{PO}_3)_6]$, $\text{Mg}[\text{Mg}_2(\text{PO}_3)_6]$, $\text{Fe}[\text{Fe}_2(\text{PO}_3)_6]$... các phức chất này bám lên thành ống tạo thành lớp bảo vệ không cho nước tiếp xúc trực tiếp với kim loại và ngăn cản quá trình xâm thực. Trong nước thiên nhiên, thường có chủ yếu là ion Ca^{2+} nên phức chất tạo ra cơ bản là $\text{Ca}[\text{Ca}_2(\text{PO}_3)_6]$.

Tốc độ hình thành lớp màng bảo vệ phụ thuộc vào lượng natri hexametaphotphat cho vào nước, liều lượng cho vào càng cao thì tốc độ sinh thành màng bảo vệ càng nhanh. Thực nghiệm cho thấy rằng, với hàm lượng hóa chất nhỏ hơn 25 mg/l, màng lắng đọng bao gồm các phức chất của canxi và sắt. Khi tăng hàm lượng hóa chất lên 50 mg/l, màng lắng chỉ còn phức chất canxi, như vậy sự xâm thực bị ngăn chặn triệt để ngay từ đầu. Tuy nhiên, nếu lượng natri hexametaphotphat tính theo P_2O_5 cao hơn 70 mg/l thì có thể tạo ra các hợp chất hòa tan ở dạng $\text{Na}_2[\text{Ca}_2(\text{PO}_2)_6]$, $\text{Na}_2[\text{Mg}_2(\text{PO}_3)_6]$ và $\text{Na}_2[\text{Fe}_2(\text{PO}_3)_6]$ và lớp màng bảo vệ không hình thành được, quá trình xâm thực lại xảy ra.

Do lượng natri hexametaphotphat đưa vào nước cao, phương pháp này chỉ nên áp dụng để xử lý chống ăn mòn cho các hệ thống cấp nước công nghiệp.

Khi nguồn nước có chỉ số bão hòa dương, lượng natri hexametaphotphat cho vào sẽ ngăn chặn quá trình tạo cặn kết bám rắn chắc trên thành ống. Nguyên nhân là natri hexametaphotphat có khả năng tạo thành màng bao bọc lấy tinh thể cặn CaCO_3 không cho chúng tiếp tục lớn lên và dính vào nhau, lượng hexametaphotphat cần dùng tính theo P_2O_5 là 1 đến 2 mg/l.

10.5.3. Phương pháp chống ăn mòn đường ống dùng natri silicat Na_2SiO_3

Khi cho thủy tinh lỏng Na_2SiO_3 vào nước, các ion Ca^{2+} , Mg^{2+} sẽ thế

chỗ Na^+ và tạo thành CaSiO_3 hoặc MgSiO_3 . Các hợp chất tạo ra ở dạng cặn kết bám lên thành ống và tăng dần lên thành lớp màng bảo vệ.

Ngoài ra phản ứng thủy phân thủy tinh lỏng tạo ra phản ứng kiềm hóa làm cho giá trị của chỉ số bão hòa chuyển sang dấu dương.

Tùy theo độ pH của nước nguồn mà sử dụng thủy tinh lỏng Na_2SiO_3 với các tỷ số môđun $a = \text{SiO}_2/\text{Na}_2\text{O}$ tương ứng như sau:

pH	6 ÷ 7	7 ÷ 8
$a = \text{SiO}_2/\text{Na}_2\text{O}$	2,4 ÷ 2,8	2,8 ÷ 3,2

Liều lượng sử dụng thông thường từ 7 đến 30 mg/l (tính theo SiO_2), liều lượng cao dùng cho nước có hàm lượng muối cao (trên 1000 mg/l).

Để xử lý đường ống có hiệu quả, thời kỳ đầu dùng liều lượng thủy tinh lỏng cao nhằm nhanh chóng tạo ra lớp màng bảo vệ, sau đó duy trì ở liều lượng từ 3 đến 3 mg/l. Dung dịch thủy tinh lỏng pha vào nước có nồng độ không lớn hơn 3%.

10.5.4. Xử lý ngăn ngừa lớp phủ sinh vật phát triển trong đường ống

Biện pháp hiệu quả nhất để ngăn ngừa lớp phủ sinh vật phát triển trong đường ống là xử lý ngay từ nguồn nước, chủ yếu với các nguồn nước mặt. Ngăn ngừa sự phát triển của rong rêu tảo và vi sinh tại nguồn nước bằng phương pháp thông dụng là dùng CuSO_4 rải lên mặt hồ. Nhược điểm của việc sử dụng CuSO_4 là phải khống chế liều lượng cẩn thận để không có hại cho cá và các vi sinh vật khác. Nếu ảnh hưởng tới môi sinh thì phải xử lý nước thô bằng clo hóa ngay tại đầu nguồn. Liều lượng và phương pháp pha clo phải xác định cẩn thận cho từng trường hợp cụ thể.



TÀI LIỆU THAM KHẢO

1. Nguyễn Thị Thu Thủy, Direct filtration of surface water, World Publication, Hà Nội, 1997
2. Christopher R. Schulz and Daniel A. Okun, Surface water treatment for communities in developing countries, Willey - Interscience Publication, 1984
3. G.J.F.R. Alaerts, Environmental process technology, Delft, Netherlands, 1987
4. California department of health services, Water treatment plant operation, California State University, 1996
5. Jekel M., Drewes J.E., Übung wasserreinigung II, Technische Universität Berlin, Fachbereich Umwelttechnik, Fachgebiet Wasserreinigung, 1995
6. Jekel M., Drewes J.E., Bedeutung der Trinkwasserverordnung Vorlesung - Skript für Technische Universität Berlin Fachgebiet Wasserreinigung, 1996
7. Michael J. Humenick, Jr., Pollution engineering technology/4 Water and wastewater treatment, 1997
8. Buiteman, Water treatment processes, Delft, Netherlands, 1988
9. James C. Lamb, III, Water quality and its control, 1985
10. Samuel , Faust, Osman M.Aly, Chemistry of water treatment, Butterworth Publishers, 1983
11. John Bratby, Coagulation and flocculation, Uplands Press Ltd, 1980
12. Werner Stumm, James J. Morgan, Aquatic chemistry, Willey - Interscience, John Willey & Sons, Inc, 1988
13. Mark J. Hammer, Water and wastewater technology, second edition, John Wiley & Sons, Inc. 1986.
14. AWWA seminar, Proceedings, Coagulation and filtration presented at the AWWA conference, June 7, 1981, No 20155
15. Nato Advanced Study Institute, the scientific basis of flocculation, Christ's College, Cambridge, England, 1977
16. Trịnh Xuân Lại, Đồng Minh Thu, Xử lý nước cấp sinh hoạt và công nghiệp, tập I, II, Nhà xuất bản Khoa học và Kỹ thuật, Hà Nội, 1988.

