



ISO 9001:2000

BỘ GIÁO DỤC VÀ ĐÀO TẠO
TRƯỜNG ĐẠI HỌC SƯ PHẠM KỸ THUẬT THÀNH PHỐ HỒ CHÍ MINH
50 NĂM XÂY DỰNG VÀ PHÁT TRIỂN

NGUYỄN VĂN SỨC



GIÁO TRÌNH

CÔNG NGHỆ XỬ LÝ NƯỚC THẢI



NHÀ XUẤT BẢN
ĐẠI HỌC QUỐC GIA TP. HỒ CHÍ MINH

PGS.TS. NGUYỄN VĂN SỨC
(*Chủ biên*)

CÔNG NGHỆ XỬ LÝ NƯỚC THẢI

NHÀ XUẤT BẢN ĐẠI HỌC QUỐC GIA
THÀNH PHỐ HỒ CHÍ MINH

LỜI MỞ ĐẦU

Sự phát triển dân số, công nghiệp hóa đã và đang gây ra một áp lực nặng nề cho môi trường. Nguồn nước thải sinh hoạt, công nghiệp không được xử lý đã làm ô nhiễm nguồn nước, làm thay đổi môi trường sống của động vật thủy sinh và ảnh hưởng đến sức khỏe của con người. Do vậy, xử lý nước thải là một công việc hết sức cần thiết để loại bỏ những chất độc hại trước khi thải ra môi trường.

*Giáo trình “**Công nghệ xử lý nước thải**” được biên soạn với mong muốn đóng góp những kiến thức cơ bản về xử lý nước thải cho những đối tượng là sinh viên các trường đại học và cao đẳng ngành Công nghệ môi trường.*

*Giáo trình “**Công nghệ xử lý nước thải**” được tham khảo và đúc rút từ các công trình nghiên cứu của các nhà khoa học môi trường, các tài liệu giảng dạy của các viện, trường đại học nổi tiếng trên thế giới với những nội dung được chắt lọc và cô đọng nhất giúp cho người đọc dễ tiếp cận, nắm bắt nhanh chóng bản chất của các quá trình trong xử lý nước thải.*

Phần lớn nội dung được biên soạn trong giáo trình tập trung cho quá trình xử lý nước thải bằng công nghệ sinh học. Đây là công nghệ được sử dụng khá phổ biến hiện nay trên thế giới. Hầu hết, các nhà máy xử lý nước thải ở Việt Nam đều sử dụng công nghệ sinh học. Độc giả có thể tìm hiểu các quá trình xử lý sinh học để khử sBOD, NBOD và P bằng các kỹ thuật hiếu khí, thiếu khí, kỵ khí với các quá trình tăng trưởng bám dính hoặc tăng trưởng lơ lửng.

Ngoài công nghệ sinh học, một số các công nghệ khác liên quan đến lĩnh vực hóa học, vật lý và hóa lý được áp dụng riêng biệt hoặc kết hợp trong hệ thống xử lý nước thải như kết tủa, keo tụ/bông tụ, oxy hóa bậc cao, tuyển nổi, trích ly, hấp phụ và trao đổi ion cũng được trình bày một cách chi tiết nhằm đáp ứng cho độc giả có thể vận dụng một cách linh hoạt khi giải quyết một đối tượng nước thải cụ thể nhằm đạt được hiệu quả cao nhất trong xử lý nước thải.

Trong quá trình biên soạn sẽ không thể tránh khỏi những sai sót, tác giả xin chân thành tiếp thu những đóng góp của độc giả.

Tác giả

CÁC KÝ HIỆU VÀ ĐƠN VỊ

<i>Ký hiệu</i>	<i>Nội dung</i>		<i>Đơn vị</i>
<i>DO</i>	<i>Oxy hòa tan</i>	<i>Dissolved oxygen</i>	<i>mg/l</i>
<i>TS</i>	<i>Tổng chất rắn</i>	<i>Total solids</i>	<i>mg/l</i>
<i>TSS</i>	<i>Tổng chất rắn lơ lửng</i>	<i>Total suspended solids</i>	<i>mg/l</i>
<i>TDS</i>	<i>Tổng chất rắn hòa tan</i>	<i>Total dissolved solids</i>	<i>mg/l</i>
<i>VSS</i>	<i>Chất rắn lơ lửng bay hơi</i>	<i>Volatile suspended solids</i>	<i>mg/l</i>
<i>FSS</i>	<i>Fixed suspended solids</i>	<i>Chất rắn lơ lửng cố định</i>	<i>mg/l</i>
<i>BOD</i>	<i>Nhu cầu oxy sinh hóa</i>	<i>Biochemical oxygen demand</i>	<i>mg/l</i>
<i>BOD₅</i>	<i>Nhu cầu oxy sinh hóa sau 5 ngày ủ ở nhiệt độ 20 °C</i>	<i>Biochemical oxygen demand with 5-d incubation at 20 °C</i>	<i>mg/l</i>
<i>BOD_U</i>	<i>Tổng nhu cầu oxy sinh hóa cho cac bon và ni tơ</i>	<i>Total of oxygen demand measured of carbonaceous and nitrogenous demands</i>	<i>mg/l</i>
<i>COD</i>	<i>Nhu cầu oxy hóa học</i>	<i>Chemical oxygen demand</i>	<i>mg/l</i>
<i>TOC</i>	<i>Tổng cacbon hữu cơ</i>	<i>Total organic carbon</i>	<i>mg/l</i>
<i>TKN</i>	<i>Tổng ni tơ kjeldahl</i>	<i>Total kjeldahl nitrogen</i>	<i>mg/l</i>
<i>HRT(t_R)</i>	<i>Thời gian lưu nước</i>	<i>Hydraulic retention time</i>	<i>T</i>
<i>SRT (θ_c)</i>	<i>Thời gian lưu bùn trung bình</i>	<i>Mean cell residence time</i>	<i>T</i>
<i>MLSS</i>	<i>Chất rắn lơ lửng trộn lẫn chất lỏng</i>	<i>Mixed liquor suspended solids</i>	<i>mg/l</i>
<i>F/M</i>	<i>Tỷ lệ thức ăn – vi sinh vật</i>	<i>Food-to-microorganic ratios</i>	<i>kg BOD/kg MLSS</i>

<i>FMT</i>	<i>Bể khuấy trộn hoàn chỉnh</i>	<i>Full mixing tank</i>
<i>CAS</i>	<i>Quá trình bùn hoạt tính truyền thống</i>	<i>Conventional Activated Sludge</i>
<i>SFAS</i>	<i>Quá trình bùn hoạt tính nạp từng bậc</i>	<i>Step Feed Activated Sludge</i>
<i>CSAS</i>	<i>Quá trình bùn hoạt tính tiếp xúc ổn định</i>	<i>Contact Stabilization Activated Sludge</i>
<i>CMAS</i>	<i>Quá trình bùn hoạt tính khuấy trộn hoàn chỉnh</i>	<i>Complete Mix Activated Sludge</i>
<i>SBRAS</i>	<i>Quá trình bùn hoạt tính mẻ kế tiếp</i>	<i>Sequencing Batch Reactor Activated Sludge</i>
<i>RBC</i>	<i>Tiếp xúc sinh học quay</i>	<i>Rotating biological contact</i>
<i>AEBR</i>	<i>Bể kỵ khí tăng trưởng bám dính lớp bùn giãn nở dòng hướng lên</i>	<i>Upflow Attached Growth Anaerobic Expanded-Bed Reactor</i>
<i>AFBR</i>	<i>Bể kỵ khí lớp giả hóa lỏng tăng trưởng bám dính</i>	<i>Attached Growth Anaerobic Fluidized-Bed Reactor</i>
<i>ASBR</i>	<i>Bể kỵ khí gián đoạn kế tiếp</i>	<i>Anaerobic Sequencing Bed Reactor</i>
<i>CEPT</i>	<i>Xử lý phốt pho bậc một tăng cường chất hóa học</i>	<i>Chemically Enhanced Primary Treatment</i>
<i>AOP</i>	<i>Oxy hóa bậc cao</i>	<i>Advanced Oxidation Processes</i>
<i>DAF</i>	<i>Bể tuyển nổi khí hòa tan</i>	<i>Dissolved air flotation</i>
<i>UASB</i>	<i>Bể phản ứng dòng chảy ngược qua lớp bùn kỵ khí</i>	<i>Upflow anaerobic sludge blanket</i>

η	Độ nhớt của nước	Viscosity of water	N.s/m
ρ	Tỷ khối	Density	Kg/m ³
R	Số Reynold	Reynold number	
Q	Lưu lượng	Flow rate	m ³ /s
C_D	Hệ số thải	Coefficient of discharge	
G	Sự chênh lệch tốc độ trung bình	Mean velocity gradient	s ⁻¹
d	Đường kính của hạt	Diameter of particles	m/s
g	Gia tốc trọng trường	Gravitational acceleration	m/s ²
V_s	Tốc độ lắng của hạt	Setting velocity of particles	m/s
ρ_P	Tỷ khối của hạt rắn	Density of particales	Kg/m ³
$EBCT$	Thời gian tiếp xúc lớp trống	Emty-bed contact time	S
V_0	Vận tốc ngang hoặc tải trọng bề mặt	Overflow rate or surface loading rate	m ³ /(m ² .d)
A	Diện tích bề mặt	Surface area	m ²
W, L	Chiều rộng, chiều dài của bể	Width and length	M
Y	Hiệu suất sinh khối	Biomass yeld	Kg/kg
K_I	Hệ số phân hủy oxy	Deoxygenation coefficiency	
K_S	Hằng số bão hòa một nửa	Half-saturation coefficient	mg/l
μ_g	Tốc độ tăng trưởng sinh khối riêng	Biomass specific growth rate	mg sinh khối mới / mg sinh khối. thời gian
μ_{max}	Tốc độ tăng trưởng riêng cực đại	Maximum biomass specfic growrh rate	

S	Nồng độ chất nền	Substrate concentration	mg/l
r_{SU}	Tốc độ sử dụng chất nền	Rate of substrate utilization	mg BOD /l.d
K	Hằng số sử dụng chất nền cực đại	Maximum specific substrate utilization rate	mg chất nền/ mg sinh khối. s
K_e	Hằng số hô hấp nội bào	Endogenous decay coefficient	s^{-1}
r_o	Tốc độ sử dụng oxy	Oxygen uptake rate	mg O_2 /l.d
q_e	Dung lượng hấp phụ	Adsorption capacity	mg/g

Chương 1

NGUỒN GỐC VÀ THÀNH PHẦN CỦA NƯỚC THẢI

Mục tiêu chương 1: sau khi học xong chương này, sinh viên nắm được:

- *Nguồn gốc, tính chất của nước thải.*
- *Ảnh hưởng của nước thải chưa xử lý đến môi trường tự nhiên và sức khỏe của con người.*
- *Cơ sở hạ tầng và phương pháp thu thập dữ liệu cho hệ thống thu gom nước thải.*
- *Các phương pháp xử lý nước thải.*

1.1. NGUỒN GỐC NƯỚC THẢI

Nước thải có nguồn gốc từ các nguồn nước sử dụng trong công nghiệp và sinh hoạt. Nước mưa và nước thấm cũng là một nguồn nước thải khá lớn. Bản thân nước mưa là nước sạch nhưng khi rơi xuống mặt đất sẽ bị pha trộn và nhiễm bẩn.

1.1.1. Nước thải sinh hoạt

Nước thải sinh hoạt bao gồm nước thải đen và nước thải xám. Nước thải từ toilet được gọi là nước thải đen. Nước thải đen chứa hàm lượng cao chất rắn và một lượng đáng kể thức ăn cho vi khuẩn (nitơ và photpho). Nước thải đen có thể được tách thành hai phần: phân và nước tiểu. Mỗi một người, hàng năm có thể thải ra trung bình 4 kg N và 0,4 kg P trong nước tiểu và 0,55 kg N và 0,18 kg P trong phân.

Nước thải xám bao gồm nước giặt rũ quần áo, tắm rửa và nước sử dụng trong nhà bếp. Nước từ trong nhà bếp có thể chứa lượng lớn chất rắn và dầu mỡ.

Cả hai loại nước thải đen và thải xám có thể chứa mầm bệnh của người, đặc biệt là nước thải đen.

1.1.2. Nước thải công nghiệp

Rất khó phân loại nước thải từ tất cả các ngành công nghiệp. Mỗi một ngành công nghiệp có nước thải đặc trưng của ngành đó. Ví dụ, nước thải của ngành công nghiệp dệt nhuộm chứa các chất hữu cơ mang màu và một số hóa chất độc hại khó phân hủy. Nước thải của các cơ sở xi mạ chứa hàm lượng kim loại nặng cao và có pH thấp. Nước thải chế biến thực phẩm chủ yếu là chứa các hợp chất hữu cơ dễ phân hủy bằng vi sinh.

1.2. TÍNH CHẤT CỦA NƯỚC THẢI

1.2.1. Tính chất vật lý của nước thải

Tính chất vật lý của nước thải bao gồm nhiệt độ, màu sắc, mùi vị và chất rắn.

1. Nhiệt độ

Nhiệt độ của nước thải thay đổi rất lớn, phụ thuộc vào mùa trong năm. Sự thay đổi nhiệt độ ảnh hưởng đến tốc độ lắng, mức độ oxy hòa tan và hoạt động của vi sinh vật. Nhiệt độ của nước thải là một yếu tố hết sức quan trọng đối với một số bộ phận của nhà máy xử lý nước thải như bể lắng và bể lọc.

2. Màu sắc

Nước thải chứa oxy hòa tan (*DO*) thường có màu xám. Nước thải có màu đen thường có mùi hôi thối chứa lượng oxy hòa tan rất ít hoặc không có.

3. Chất rắn

Chất rắn bao gồm các chất lơ lửng hoặc các chất hòa tan trong nước và nước thải. Chất rắn được chia thành các phần khác nhau, nồng độ của chúng cho biết chất lượng của nước thải và là tham số quan trọng để kiểm soát các quá trình xử lý. Thành phần chất rắn trong nước thải bao gồm:

- *Tổng chất rắn*, (*TS*), bao gồm tổng chất rắn lơ lửng (*TSS*) và tổng chất rắn hòa tan (*TDS*). Mỗi một phần của chất rắn lơ lửng và chất rắn hòa tan có thể chia thành phần bay hơi hoặc phần cố định. Tổng chất rắn là các chất còn lại trong cốc sau khi bay hơi mẫu nước thải trong một giờ hoặc qua đêm trong lò nung ở nhiệt độ từ 103⁰C đến 105⁰C. *TS* được xác định bằng công thức:

$$mg\ TS/l = \frac{(A-B) \times 1000}{\text{Thể tích mẫu, ml}} \quad (1.1)$$

A - trọng lượng của cặn khô + trọng lượng của cốc, *mg*

B - trọng lượng của cốc, *mg*

1000 – hệ số chuyển đổi 1000 *ml/l*

- *Tổng chất rắn lơ lửng*, (*TSS*), được quy cho cặn không có khả năng lắng. *TSS* là một tham số quan trọng đối với nước thải và là một trong những tiêu chuẩn trong xử lý nước. Tiêu chuẩn *TSS* đối với nước thải sau

khi xử lý sơ cấp và thứ cấp thường bằng 30 và 12 mg/l. TSS được xác định bằng cách lọc mẫu đã được trộn đều qua giấy lọc có kích thước lỗ bằng 0,2 μm . Cặn giữ lại trên giấy lọc được nung trong lò nung trong thời gian ít nhất là 1 giờ ở nhiệt độ từ 103 $^{\circ}\text{C}$ đến 105 $^{\circ}\text{C}$ cho đến khi khối lượng không đổi. TSS được xác định bằng công thức:

$$\text{mg TSS} = \frac{(C - D) \times 1000}{\text{Thể tích mẫu, ml}} \quad (1.2)$$

C - trọng lượng của giấy lọc và cốc nung + cặn khô, mg

D - trọng lượng của giấy lọc và cốc nung, mg

- Tổng chất rắn hòa tan, (TDS), chất rắn hòa tan được gọi là cặn không có khả năng lọc. Tổng chất rắn hòa tan trong nước thải thô nằm trong khoảng từ 250 – 850 mg/l.

TDS được xác định như sau: mẫu sau khi được trộn đều, lọc qua giấy lọc sợi thủy tinh có kích thước lỗ bằng 2,0 μm . Dịch lọc được bay hơi trong thời gian ít nhất là 1 giờ trong lò nung ở nhiệt độ $180 \pm 2^{\circ}\text{C}$. Trọng lượng tăng lên của cốc nung là trọng lượng của TDS được xác định bằng công thức:

$$\text{mgTDS/l} = \frac{(E - F) \times 1000}{\text{thể tích mẫu, ml}} \quad (1.3)$$

E - trọng lượng cặn khô + cốc nung, mg

F - trọng lượng cốc, mg

- Chất rắn bay hơi (chất rắn cố định – cặn từ TS, TSS hoặc TDS) được nung ở 550 $^{\circ}\text{C}$. Trọng lượng bị mất sau khi nung là chất rắn bay hơi. Ngược lại, chất rắn còn lại là chất rắn cố định. Phần chất rắn bay hơi và chất rắn cố định được xác định bằng công thức:

$$\text{mg chất rắn bay hơi/l} = \frac{(G - H) \times 1000}{\text{Thể tích mẫu, ml}} \quad (1.4)$$

$$\text{mg chất rắn cố định /l} = \frac{(H - I) \times 1000}{\text{Thể tích mẫu, ml}} \quad (1.5)$$

G – trọng lượng của cặn + trọng lượng cốc trước khi nung, mg

H – trọng lượng cặn + cốc nung hoặc phin lọc sau khi nung, mg

I – trọng lượng cốc hoặc phin lọc, mg

Xác định phần bay hơi của chất rắn để kiểm soát hoạt động của nhà máy xử lý nước thải, bởi vì nó cho biết kết quả thô của lượng chất hữu cơ trong phần chất rắn của nước thải.

Kết quả xác định chất rắn bay hơi và chất rắn cố định không phân biệt độ chính xác giữa chất hữu cơ và vô cơ, bởi vì lượng mất khi nung không xác nhận chỉ có hợp chất hữu cơ mà còn một số hợp chất muối vô cơ cũng bị phân hủy. Xác định các chất hữu cơ có thể được tiến hành bằng kiểm tra nhu cầu oxy sinh hóa (*BOD*), nhu cầu oxy hóa học (*COD*) và tổng cacbon hữu cơ (*TOC*).

- *Chất rắn có khả năng lắng* - các vật liệu lơ lửng có khả năng lắng trong một thời gian xác định. Chất rắn lắng được biểu diễn theo đơn vị *ml/l* hoặc *mg/l*.

Phương pháp thể tích để xác định chất rắn có khả năng lắng như sau:

Cho nước thải vào ống đồng hình trụ có các vạch chia thể tích. Sau khi hỗn hợp được trộn đều, để im trong thời gian 45 phút. Dùng đĩa thủy tinh đầu bọc cao su đảo nhẹ quanh thành ống. Sau đó, để im thêm 15 phút nữa. Ghi thể tích chất rắn lắng theo *ml/l*.

Một thí nghiệm khác để xác định chất rắn có khả năng lắng là phương pháp trọng lượng. Đầu tiên, xác định tổng chất rắn lơ lửng như đã giới thiệu ở trên. Sau đó, xác định chất rắn lơ lửng không có khả năng lắng từ dung dịch của cùng một mẫu đã được để lắng trong thời gian 1 giờ, tiếp theo, xác định *TSS (mg/l)* của dịch lỏng. Kết quả thu được là tổng chất rắn không có khả năng lắng. Chất rắn có khả năng lắng được xác định theo công thức:

$$[mg \text{ chất rắn có khả năng lắng } / l] = [mg \text{ TSS} / l] - (mg \text{ chất rắn không có khả năng lắng} / l) \quad (1.6)$$

1.2.2. Thành phần hóa học của nước thải

Chất rắn lơ lửng và chất rắn hòa tan trong nước thải chứa các chất hữu cơ và vô cơ. Chất hữu cơ có thể là hydrat cacbon, mỡ, dầu, chất béo, chất hoạt động bề mặt, protein, thuốc trừ sâu, các hợp chất hữu cơ bay hơi, các chất hóa học độc hại, v.v. Các chất vô cơ bao gồm kim loại nặng, chất dinh dưỡng (N, P), pH, độ kiềm, clo, sulfua... Các chất khí như CO_2 , N_2 , O_2 , H_2S và CH_4 cũng có thể có mặt trong nước thải.

Nồng độ nitơ trong nước thải sinh hoạt thô (nước thải chưa xử lý) từ 25 – 85 *mg/l* đối với tổng nitơ (bao gồm N-nitrat, N-amoni, N-nitrit và N- hữu cơ); 12 – 50 *mg/l* là N – NH_4^+ ; 8 – 35 *mg/l* là N – hữu cơ. Nồng độ nitơ hữu cơ được xác định bằng tổng nitơ kiel Dahl (TKN).

Tổng nồng độ photpho trong nước thải thô nằm trong khoảng từ 2 – 20 *mg/l*, trong đó bao gồm từ 1 – 5 *mg/l* là photpho hữu cơ và từ 1-15

mg/l là phốt pho vô cơ. Phốt pho và nitơ trong nước thải là những chất dinh dưỡng cho sự phát triển và tái tạo của vi sinh vật trong quá trình xử lý nước thải và trong nước tự nhiên.

Nồng độ chất hữu cơ của nước thải thường được đo bằng nhu cầu oxy sinh hóa trong thời gian 5 ngày (BOD_5), nhu cầu oxy hóa học (COD) và tổng cacbon hữu cơ (TOC). Đo BOD_5 là đo lượng oxy đòi hỏi để oxy hóa chất hữu cơ trong mẫu trong thời gian 5 ngày ổn định sinh học ở 20^0C . Giai đoạn này là giai đoạn oxy hóa cacbon BOD ($CBOD$). Xử lý nước thải bậc hai được thiết kế đặc biệt để khử $CBOD$.

Tỷ lệ của C, N và P trong nước thải là một tham số hết sức quan trọng đối với quá trình xử lý sinh học. Tỷ lệ chung chấp nhận được trong nước thải BOD/N/P để xử lý sinh học là 100/5/1 tương ứng, nghĩa là 100 mg/l BOD, 5 mg/l N và 1 mg/l P.

Nhu cầu oxy hóa học (COD) là đo lượng tương đương oxy với hàm lượng chất hữu cơ trong mẫu bị oxy hóa bởi chất oxy hóa mạnh như là K_2CrO_4 . Đo COD thuận tiện cho việc kiểm soát quá trình xử lý nước thải vì thời gian xác định nhanh hơn BOD_5 . Giá trị COD thường cao hơn BOD_5 . Tỷ lệ điển hình giữa COD và BOD_5 trong nước thải thô thường là 0,5: 1 và có thể giảm xuống 0,1: 1 đối với nước thải sau khi xử lý bậc hai. Vùng COD tiêu chuẩn đối với nước thải thô từ 200 – 600 mg/l .

1.2.3. Thành phần sinh học của nước thải

Các nhóm vi sinh vật chủ yếu tìm thấy trong nước thải là các vi khuẩn, nấm, *protozoa*, vi thực vật, động vật và *virus*. Hầu hết các vi sinh vật (vi khuẩn và *protozoa*) có lợi trong xử lý nước thải. Tuy nhiên, một số vi khuẩn gây bệnh, nấm, *protozoa* và *virus* tìm thấy trong nước thải cũng được quan tâm đặc biệt do tính độc hại của chúng.

Vi khuẩn chỉ thị: các vi sinh vật gây bệnh thường được đào thải bởi con người từ hệ thống tiêu hóa. Nguồn bệnh lan truyền trong nước thường là bệnh tiêu chảy, thương hàn, sốt thương hàn, lỵ, v.v. Nói chung, nồng độ vi khuẩn gây bệnh trong nước thải có nồng độ rất thấp và rất khó nhận biết. Hiện nay, một số loại vi khuẩn như tổng *coliforms* (TC), *coliform* của phân (FC) và khuẩn nhiễm trùng phân (FC) được sử dụng làm vi sinh vật chỉ thị cho nguồn nước và nước thải bị ô nhiễm nguồn bệnh.

1.3. TÁC ĐỘNG CỦA NƯỚC THẢI CHƯA ĐƯỢC XỬ LÝ

Các chất bẩn trong nước thải là tác nhân tác động trực tiếp đối với môi trường và sức khỏe con người. Đó là chất rắn lơ lửng, chất hữu cơ phân hủy sinh học, vi khuẩn gây bệnh, hợp chất hữu cơ khó phân hủy,

chất dinh dưỡng (N, P), kim loại nặng và các chất vô cơ hòa tan. Bảng 1.1. đưa ra sự tác động điển hình của các chất ô nhiễm trong nước thải đối với môi trường và con người.

Chất rắn trong nước thải sinh hoạt có thể lắng đọng thành cặn, làm tắc hệ thống ống thoát nước, lấp đầy kênh rạch và sông ngòi. Dầu mỡ tạo thành bọt trôi nổi gây mất thẩm mỹ của nguồn nước tự nhiên.

Chất dinh dưỡng N và P gây ra sự phú dưỡng trong nước. Các hồ và nước sông chảy với tốc độ chậm bị ảnh hưởng nhiều hơn so với nước sông chảy tốc độ nhanh hơn. Trong các hồ và sông có dòng chảy chậm, tảo được nuôi dưỡng bằng các chất dinh dưỡng, khi chúng bị phân hủy sẽ lắng xuống mặt đáy như trầm tích. Sau đó, chất dinh dưỡng lại được giải phóng khỏi trầm tích trở lại pha nước. Đây là chu trình sinh sản và chết của tảo trong môi trường nước. Trong giai đoạn đầu, sự sống dưới nước phú dưỡng khá phong phú, tảo phát triển rất mạnh, một lượng lớn tảo bắt đầu chết để cho một chu kỳ sinh sản mới. Sự phân hủy tảo chết làm cho BOD của nước tăng lên, dẫn đến nước bị suy giảm lượng oxy. Một số loại tảo tiết ra chất độc có thể làm nguy hại đến các loại chim ăn cá và làm gây bong lên da khi tiếp xúc với nước. Nước bị phú dưỡng sẽ nâng giá thành xử lý, đặc biệt trong xử lý nước cho mục đích sinh hoạt.

Kim loại nặng và các chất độc hại khác được sử dụng trong nhà là những nguồn ô nhiễm cho nguồn nước. Kim loại nặng bao gồm Cu, Zn, Cd, Ni, Cr và Pb có nguồn gốc từ những vật liệu chế tạo đường ống cung cấp nước, các chất tẩy rửa, các loại vật liệu sử dụng để lợp mái nhà, hệ thống thoát nước, v.v. Khi hàm lượng kim loại nặng trong nước thải đủ cao, chúng sẽ đầu độc vi khuẩn, thực vật, động vật và con người. Các nguồn khác của những vật liệu độc hại có trong nước thải gia đình là thuốc chữa bệnh quá đất, chất diệt côn trùng và diệt cỏ, các dung môi hữu cơ, sơn và các chất hóa học khác. Các chất này có thể ăn mòn đường ống dẫn nước thải và làm ảnh hưởng nghiêm trọng đến các hệ thống của nhà máy xử lý nước thải. Khi có mặt với hàm lượng cao, kim loại nặng trong nước thải sẽ gây bất lợi cho quá trình xử lý.

Để ngăn cản sự hủy hoại môi trường, nước thải cần phải được xử lý. Xử lý nước thải là loại bỏ các chất rắn và *BOD* của nước thải. Trên cơ sở đó, cần phải đưa ra mức độ xử lý nước thải để đạt được nồng độ tới hạn của chất bẩn trước khi thải ra môi trường. Mức độ xử lý nước thải sẽ phụ thuộc vào các tiêu chuẩn cho phép của từng quốc gia.

Phân tích BOD trong nước thải

Phân tích trong phòng thí nghiệm đối với các vật liệu hữu cơ trong nước và nước thải bao gồm các thí nghiệm nhu cầu oxy sinh hóa (*BOD*),

nhu cầu oxy hóa học (*COD*), tổng cacbon hữu cơ (*TOC*) và tổng nhu cầu oxy (*TOD*). Phân tích *BOD* liên quan đến sử dụng vi khuẩn. Phân tích *COD* là sử dụng tác nhân hóa học. *TOC* và *TOD* được đo bằng các thiết bị chuyên dụng.

Xác định *BOD* được sử dụng rộng rãi để đo nồng độ chất ô nhiễm trong các nhà máy xử lý nước thải, định lượng hiệu suất khử các chất hữu cơ của quá trình xử lý và đánh giá khả năng tự phân hủy chất ô nhiễm của hệ thống sông ngòi. Phép đo *BOD* là để xác định:

- Số phân tử oxy tiêu thụ trong một thời gian ủ để phân hủy các hợp chất hữu cơ (*CBOD*).
- Oxy sử dụng để oxy hóa các chất vô cơ như là sulfit, và Fe(II).v.v.
- Khử các dạng của nitơ (*NBOD*) với chất ức chế như trichloromethylpyridine. Nếu chất ức chế không được sử dụng, thì nhu cầu oxy đo được là tổng của *COD*, *NBOD* và được gọi là tổng *BOD* hay là *BOD* sử dụng (*BOD_u*).

Mức độ oxy hóa các hợp chất của nitơ trong 5 ngày ủ phụ thuộc vào loại và nồng độ vi sinh vật thực hiện oxy hóa sinh học. Vi khuẩn nitrat hóa thường không có mặt trong nước thải thô. Vi sinh vật nitrat hóa có mặt với số lượng đủ lớn trong nước sau khi xử lý sinh học (xử lý bậc hai). Do vậy, nước thải sau khi xử lý bậc hai được sử dụng để gây mầm vi khuẩn cho phân tích *NBOD* của các mẫu khác. Sự ức chế nitrat hóa là cần thiết để phân tích *CBOD*.

Kết quả đo *BOD* sau 5 ngày ủ được xem là nhu cầu oxy sinh hóa để khử cacbon hữu cơ (*CBOD*) nếu ức chế vi khuẩn nitrat hóa. Khi nitrat hóa không được ức chế thì kết quả đo được là *BOD₅*. Quy trình phân tích *BOD* có thể tham khảo trong phụ lục 5.

Khi nước thải không được gây mầm, *BOD* được tính theo công thức:

$$BOD, mg/l = \frac{D_1 - D_2}{P} \quad (1.6)$$

Khi nước thải được gây mầm:

$$BOD, mg/l = \frac{(D_i - D_c) - (B_i - B_c)f}{P} \quad (1.7)$$

Trong đó:

D_1, D_i – oxy hòa tan (*DO*) của mẫu ngay sau khi pha loãng, mg/l.

D_2, D_c – *DO* của mẫu pha loãng sau khi ủ ở 20°C

P - Phần thể tích của mẫu được sử dụng, ml trong thể tích của bình đo BOD thường bằng 300 ml

B_i - DO của mẫu gây mầm so sánh trước khi ủ, mg/l

B_c - DO của mẫu gây mầm sau khi ủ, mg/l

f - tỷ lệ của mầm trong mẫu pha loãng và mầm trong mẫu kiểm soát

P - phần trăm mầm trong mẫu pha loãng / phần trăm mầm trong mẫu kiểm soát

Nếu vật liệu gây mầm được thêm vào mẫu trực tiếp và mẫu kiểm soát thì f sẽ là:

f - thể tích của mầm trong mẫu / thể tích của mầm trong mẫu kiểm soát.

Ví dụ 1.1

Để đo BOD , lấy mỗi 75 mẫu nước thải sinh hoạt sau khi xử lý cho vào 3 lọ đo BOD có thể tích 300 ml mà không dùng mầm. DO ban đầu trong 3 lọ được tương ứng là 8,86, 8,88 và 8,83. Mức DO sau 5 ngày ủ ở nhiệt độ 20^0C được tương ứng là 5,49, 5,65 và 5,53. Xác định BOD năm ngày (BOD_5) đối với mẫu nước thải này.

Giải:

1. Xác định DO tiêu thụ trung bình x :

$$x = \frac{[(8,86 - 5,49) + (8,88 - 5,65) + (8,83 - 5,53)]}{3} = 3,30(mg/l)$$

2. Xác định % giống trong mẫu pha loãng:

$$P = \frac{75}{300} = 0,25$$

3. Tính BOD_5 : $BOD_5 = \frac{x}{P} = \frac{3,30mg/l}{0,25} = 13,2mg/l$

Ví dụ 1.2

Mẫu nước thải được pha loãng với hệ số 1/20 sử dụng dung dịch kiểm soát mầm. Mức DO trong bình chứa mẫu và bình chứa mầm được đo sau mỗi ngày một lần. Các kết quả đưa ra trong bảng dưới đây. 1 ml của vật liệu mầm được thêm vào trực tiếp để pha loãng mẫu và thêm vào bình kiểm soát. Xác định giá trị BOD hàng ngày.

Giải:

1. Tính f và P : $f = \frac{1ml}{1ml} = 1,0$; $P = \frac{1}{20} = 0,05$

Kết quả thay đổi nhu cầu oxy và nhu cầu oxy sinh hóa theo thời gian

Thời gian, ngày	Oxy hòa tan, mg/l		
	Mẫu pha loãng	Kiểm soát mầm	BOD, mg/l
0	7,98	8,25	-
1	5,05	8,18	57,2
2	4,13	8,12	74,4
3	8,07	8,07	87,6
4	2,95	8,03	96,2
5	2,60	7,99	102,4
6	2,32	7,96	107,4
7	2,11	7,93	111,0

2. Tính BOD_t :

Ngày 1:

$$BOD_1 = \frac{(D_i - D_c) - (B_i - B_c)f}{P}$$

$$= \frac{(7,98 - 5,05) - (8,25 - 8,18) \times 1}{0,05} = 57,2(\text{mg/l})$$

Một cách tương tự, BOD ngày 2:

$$BOD_2 = \frac{(7,98 - 4,13) - (8,25 - 8,12) \times 1}{0,05} = 74,4(\text{mg/l})$$

Đối với các ngày khác, BOD có thể xác định tương tự. Các kết quả của BOD_5 được trình bày trong bảng trên bằng 102,4 mg/l.

Bảng 1.1. Ảnh hưởng của nước thải đến môi trường

Chất ô nhiễm	Nguồn gốc	Tác động đến môi trường
Chất rắn lơ lửng (SS)	Nước sinh hoạt, nước thải công nghiệp, xói mòn bờ dòng chảy	Gây ra sự lắng đọng bùn và điều kiện kỵ khí trong môi trường nước
Hợp chất hữu cơ phân rã sinh học	Nước thải sinh hoạt và nước thải công nghiệp	Gây ra phân hủy sinh học dẫn đến sử dụng quá lượng oxy mà nguồn nước có thể tiếp nhận dẫn đến các điều kiện không thích hợp

Vi khuẩn gây bệnh (<i>Pathogens</i>)	Nước thải sinh hoạt	Truyền bệnh cho cộng đồng
Chất dinh dưỡng	Nước thải sinh hoạt và nước thải công nghiệp	Có thể gây ra hiện tượng phú dưỡng
Các chất hữu cơ khó phân hủy	Nước thải công nghiệp	Có thể gây ra mùi và vị, có thể là chất độc hoặc chất gây ung thư
Kim loại nặng	Nước thải công nghiệp, nước hầm mỏ...	Độc
Các chất vô cơ hòa tan	Nước sử dụng cho sinh hoạt và công nghiệp.	Ảnh hưởng đến việc sử dụng lại nguồn nước thải

1.4. HỆ THỐNG THU GOM NƯỚC THẢI

1.4.1. Mạng lưới thu gom nước thải

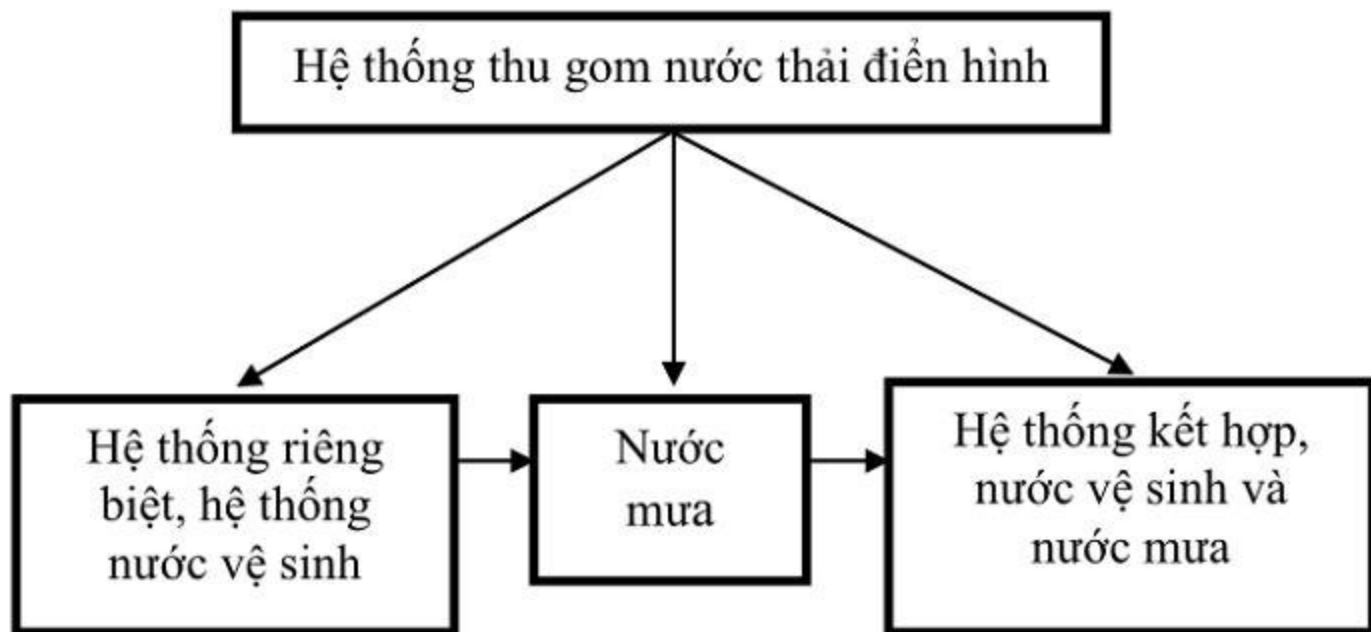
Trước khi đưa vào hệ thống xử lý, nước thải cần phải được thu gom từ các cơ sở sản xuất (nước thải công nghiệp) hoặc từ các khu vực dân cư (nước thải sinh hoạt). Hệ thống thu gom nước thải được tính toán thiết kế đồng bộ và phù hợp với công suất của nhà máy xử lý. Hình 1.1 dưới đây đưa ra sơ đồ điển hình hệ thống thu gom nước thải bao gồm hệ thống thu gom nước thải riêng biệt và hệ thống thu gom nước thải kết hợp với nước mưa pha trộn.

1.4.2. Hệ thống thu gom nước thải kết hợp

Sử dụng cho cả nước mưa và nước thải. Hệ thống thích hợp với những vùng có mùa mưa kéo dài và những vùng khó lắp đặt hai hệ thống trong đường phố dày đặc các mạng lưới dịch vụ khác như điện, viễn thông, ống dẫn khí...

Hệ thống thu gom kết hợp không thích hợp với những vùng có mùa mưa ngắn và những vùng có đường giao thông còn xấu dẫn đến tích lũy cát trong đường ống.

Hệ thống thu gom kết hợp có giá thành thấp hơn 40% so với hệ thống riêng biệt.



Hình 1.1. Sơ đồ hệ thống thu gom nước thải

1.4.3. Thiết kế hệ thống thu gom nước thải

Để thiết kế và lắp đặt hệ thống thu gom nước thải cần thiết phải nắm được những điểm chính sau đây:

1. Xây dựng bản đồ chi tiết của khu vực
2. Nghiên cứu về thổ nhưỡng (các loại đất)
3. Nghiên cứu thủy văn (nước ngầm)
4. Các số liệu về thời tiết (mưa)
5. Xây dựng chi tiết sơ đồ nơi giao nhau của các con đường, các khu vực lắp đặt hệ thống điện, cáp viễn thông...
6. Nghiên cứu khả năng tiêu thụ nước và cung cấp nước sạch
7. Ghi nhận những vùng phát triển công nghiệp, dịch vụ thương mại, các khu vực dân cư...
8. Chỉ ra những điểm thu nước thải, trạm bơm và nơi lấy nước thải để xử lý
9. Dự đoán phát triển dân số
10. Dự đoán các vùng sẽ phát triển

Thiết kế hệ thống dẫn nước là tìm ra các phần chênh lệch của dòng chảy trên cùng một đường ống. Tuy nhiên, vẫn có những thay đổi về tính chất dòng chảy trong hệ thống ống dẫn cho nên cần phải được xem xét các điểm sau đây một cách cẩn thận trong thiết kế:

1. Nước cống chứa các chất lơ lửng. Chất lơ lửng có khả năng lắng ở đáy của đường ống và làm cho tốc độ dòng chảy chậm lại dẫn đến làm tắc ống dẫn. Để tránh lắng trong đường ống, cần thiết phải đặt

ống dẫn với một độ nghiêng (gradient) để tạo ra tốc độ chảy có khả năng tự làm sạch.

2. Đường ống dẫn nước thải tuân theo nguyên lý trọng lực và được lắp đặt theo một độ nghiêng liên tục tới nơi thải. Ở đó nước thải được xử lý hoặc chôn lấp.
3. Tốc độ dòng chảy trong cống đủ mạnh sao cho chất lơ lửng trong nước thải không bị kết lại với nhau để lắng, nghĩa là tốc độ sẽ tạo ra khả năng tự làm sạch trong đường ống. Điều này hết sức quan trọng bởi vì, nếu như một số chất lắng đọng xảy ra mà không bị loại bỏ sẽ làm cản trở dòng chảy, gây ra sự lắng đọng tiếp theo dẫn đến làm tắc đường ống. Bề mặt phẳng bên trong đường ống bị tắc do bị ăn mòn liên tục gây bởi chất rắn lơ lửng trong nước thải. Do vậy, cần thiết phải giới hạn dòng chảy cực đại trong đường ống.

1.4.4. Những công trình phụ của hệ thống cống

Các công trình phụ của hệ thống cống bao gồm cửa cống, lỗ đèn chiếu sáng, bể hầm, siphon, trạm bơm... Cửa cống có dạng hình tròn hoặc hình chữ nhật, liên kết với cống dẫn để đảm bảo cho công nhân bảo hành có thể đi vào để quan sát, làm sạch và cọ rửa. Cửa cống còn được xem là hệ thống thông gió với các lỗ ở nắp đậy. Cửa cống, tại đó là nơi nối liền của hai hay nhiều đường cống, đường kính ống dẫn, hướng ống dẫn có thể thay đổi hoặc sắp đặt các vị trí ghép nối các đường ống có độ cao khác nhau.

1.4.5. Định lượng lưu lượng nước thải

Để đảm bảo lượng nước sử dụng trong một khu vực dân cư hay một khu đô thị, việc xây dựng hệ thống cấp nước cần phải có những số liệu sau:

1. Tốc độ tiêu thụ nước (số lít nước trong một ngày trên một đầu người)
2. Số lượng dân sẽ được cung cấp:

$$(Lượng\ nước) = (Nhu\ cầu\ trên\ đầu\ người) \times (dân\ số) \quad (1.8)$$

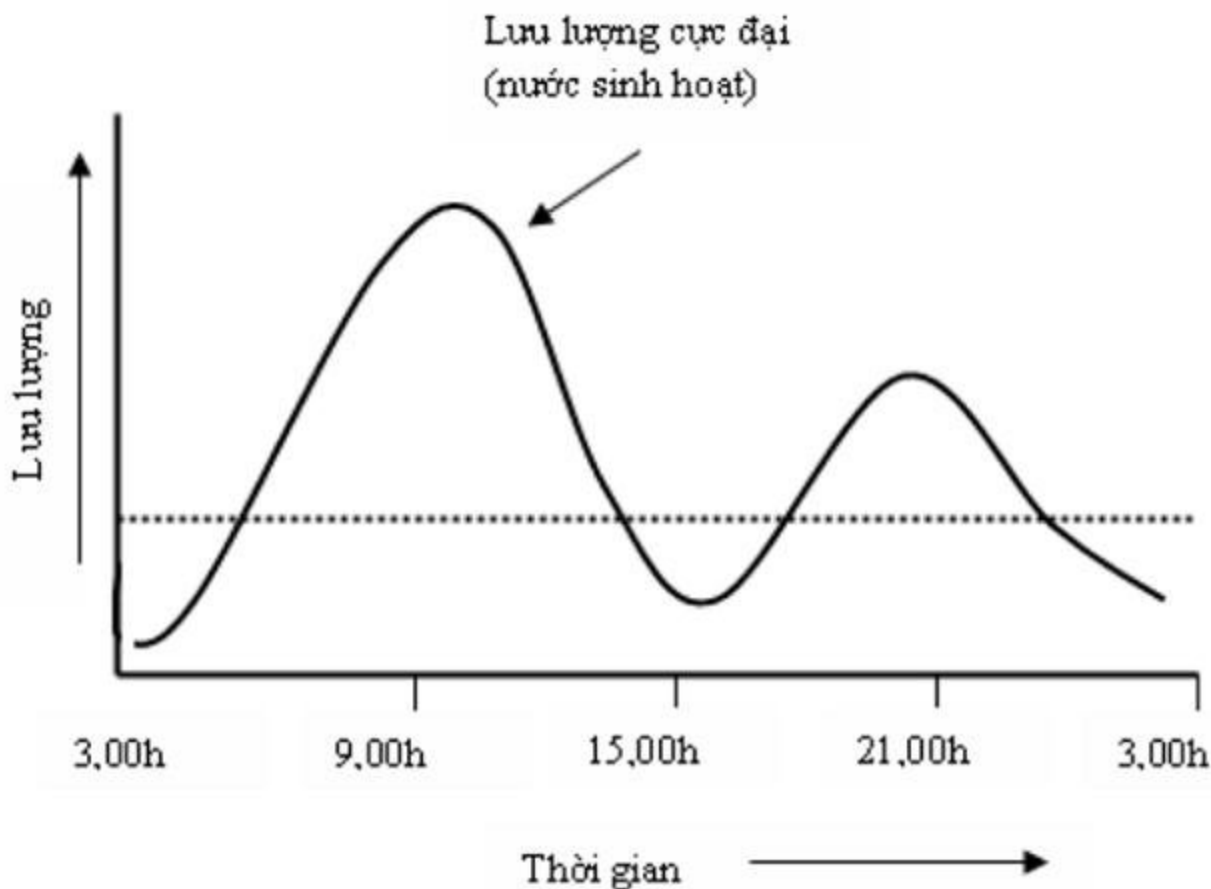
Sẽ rất khó khăn để đánh giá một cách chính xác số lượng nước có thể đảm bảo nhu cầu cho cộng đồng vì có rất nhiều những tham số thường xuyên thay đổi ảnh hưởng đến sự tiêu thụ nước. Những yếu tố ảnh hưởng đến nhu cầu sử dụng nước trên một đầu người là:

1. Quy mô của thành phố; nhu cầu nước trên một đầu người đối với thành phố.
2. Hiện diện các khu công nghiệp

3. Điều kiện về thời tiết
4. Thói quen sử dụng nước và tình trạng về kinh tế
5. Chất lượng của nước: Nếu nước có chất lượng cao và an toàn, mức độ tiêu thụ sẽ tăng lên vì người ta không tìm các nguồn nước khác để sử dụng (ví dụ như đào giếng và sử dụng nước mưa...).
6. Áp suất trong hệ thống phân phối nước
7. Giá thành của nước

Tương ứng với lượng tiêu thụ nước sạch, một lượng nước thải thải ra hàng ngày vào hệ thống cống dẫn. Sự thay đổi lưu lượng nước thải tương ứng theo thời gian của ngày, ngày của tuần và mùa của năm (hình 1.2). Định lượng sự biến đổi lưu lượng nước thải hết sức quan trọng để thiết kế và vận hành nhà máy xử lý nước thải. Bằng cách sử dụng giờ, ngày, tháng sử dụng nước, hệ số cực đại của lưu lượng nước thải có thể được xác định theo công thức:

$$\text{Hệ số cực đại (PF)} = \frac{\text{Lưu lượng cực đại}}{\text{Lưu lượng trung bình trong một thời gian dài}} \quad (1.9)$$



Hình 1.2. Sự thay đổi lưu lượng nước thải theo thời gian trong ngày

Các tham số lưu lượng cực đại và lưu lượng trung bình thường được xác định bằng cách so sánh các giá trị lưu lượng cực đại có sẵn từ các nhà máy xử lý khác nhau. Để có những kết quả chính xác về lưu lượng cực đại cần phân tích các số liệu và thời gian ít nhất là 3 năm.

Lượng nước thải khi không có nước mưa trong mùa khô được xác định theo đầu người như sau:

$$(Lượng\ nước\ thải) = (Nước\ thải\ trên\ đầu\ người\ đóng\ góp\ mỗi\ ngày) \times (Dân\ số) \quad (1.10)$$

1.4.6. Thiết kế thời gian sử dụng và dự đoán dân số cho hệ thống thu gom nước thải

Cần phải dự đoán chính xác số lượng nước thải và sự phát triển dân số kèm theo trong tương lai. Nói chung, hệ thống thu gom nước thải phải đảm bảo hoạt động có hiệu quả từ 5 – 10 năm sau khi xây dựng.

Thiết kế thời gian sử dụng được thiết lập như sau:

- Kéo dài thời gian sử dụng của các thiết bị
- Có khả năng mở rộng
- Có thể tiên đoán trước sự tăng trưởng dân số, bao gồm phát triển công nghiệp, phát triển thương mại, di cư và nhập cư, v.v.
- Các nguồn nguyên liệu có sẵn

Phương pháp dự đoán dân số:

Một số phương pháp đã được chấp nhận để dự đoán dân số trong tương lai cho dưới đây:

1. Phương pháp toán học
2. Phương pháp phần trăm tăng trưởng không đổi
3. Phương pháp tăng trưởng giảm
4. Phương pháp đường cong logic

Phương pháp số học

Đây là phương pháp dự đoán dựa vào giả thiết tốc độ tăng là hằng số và được biểu diễn bằng phương trình:

$$\frac{dP}{dt} = k_a \quad (1.11)$$

Trong đó:

P – dân số

t – thời gian (năm)

k_a – hằng số tăng trưởng toán học

Sắp xếp và lấy tích phân phương trình trên với P_1 và P_2 là dân số tương ứng ở thời gian t_1 và t_2 .

$$\int_{P_1}^{P_2} dP = \int_{t_1}^{t_2} k_a dt \quad (1.12)$$

Giải phương trình tích phân, nhận được:

$$P_2 - P_1 = k_a(t_2 - t_1)$$

$$k_a = \frac{P_2 - P_1}{t_2 - t_1} = \frac{\Delta P}{\Delta t} \quad (1.13)$$

hoặc: $P_t = P_0 + k_a t \quad (1.14)$

Trong đó:

P_t – dân số ở thời gian tương lai

P_0 – dân số hiện tại, thường sử dụng P_2 (thống kê gần nhất)

Tỷ lệ giảm của phương pháp tăng trưởng - độ giảm trung bình trong phần trăm tăng được tìm thấy, sau đó được trừ phần trăm tăng mới nhất để nhận phần trăm tăng ở thập kỷ tiếp theo.

Giả thiết của tăng trưởng phần trăm không đổi hoặc tăng trưởng số học cho rằng tốc độ tăng tỷ lệ với dân số. Do vậy, có thể viết:

$$\frac{dP}{dt} = k_p P \quad (1.15)$$

Lấy tích phân, thu được:

$$\ln P_2 - \ln P_1 = k_p(t_2 - t_1)$$

$$k_p = \frac{\ln P_2 - \ln P_1}{t_2 - t_1} \quad (1.16)$$

Số lượng dân số được tính theo công thức:

$$\ln P = \ln P_2 + K_p(t - t_2) \quad (1.17)$$

Phương pháp tăng trưởng giảm

Đây là tốc độ giảm của sự tăng trên cơ sở tốc độ tăng trưởng là một hàm của sự thiếu hụt dân số. Có thể biểu diễn bằng toán học như sau:

$$\frac{dP}{dt} = k_d(P_s - P) \quad (1.18)$$

Trong đó: P_s – dân số bão hòa, giá trị tổng.

Lấy tích phân phương trình trên, ta có:

$$\int_{P_1}^{P_2} \frac{dP}{P_s - P} = k_d \int_{t_1}^{t_2} dt \quad (1.19)$$

$$-\ln \frac{P_s - P_2}{P_s - P_1} = k_d (t_2 - t_1) \quad (1.20)$$

Sắp xếp lại, nhận được:

$$k_d = \frac{1}{t_2 - t_1} \ln \frac{P_s - P_1}{P_s - P_2} \quad (1.21)$$

Dân số trong tương lai sẽ là:

$$P = P_0 + (P_s - P_0)(1 - e^{-k_d t}) \quad (1.22)$$

P_0 – dân số cơ bản.

Phương pháp đường cong logistic

Phương pháp làm khớp – đường cong logistic để mô hình hóa khuynh hướng với dạng chữ S đối với trung tâm dân số lớn để phán đoán dân số một thời gian dài. Công thức của đường cong logistic như sau:

$$P = \frac{P_s}{1 + e^{a+b\Delta t}} \quad (1.23)$$

P_s – dân số bão hòa, a và b là hằng số.

$$P_s = \frac{2P_0P_1P_2 - P_1^2(P_0 + P_2)}{P_0P_2 - P_1^2} \quad (1.24)$$

$$a = \ln \frac{P_s - P_0}{P_0} \quad (1.25)$$

$$b = \frac{1}{n} \ln \frac{P_0(P_s - P_1)}{P_1(P_s - P_0)} \quad (1.26)$$

n là khoảng thời gia của hai lần điều tra dân số

1.5. MỤC ĐÍCH VÀ CÁC PHƯƠNG PHÁP XỬ LÝ NƯỚC THẢI

1.5.1. Mục đích xử lý nước thải

Mục đích của xử lý nước thải là đảm bảo nước sau khi xử lý thải ra môi trường phải an toàn, không làm nguy hại đến sức khỏe cộng

đồng và không làm ô nhiễm các nguồn nước hoặc gây ra thiệt hại cho môi trường khác.

Hệ thống xử lý nước thải được thiết kế để làm giảm một số thành phần trong nước thải như các vật liệu hữu cơ, chất rắn, chất dinh dưỡng (N, P), các vi sinh vật gây bệnh và các chất ô nhiễm khác tới mức chấp nhận theo quy định của từng quốc gia. Ở Việt Nam, có bộ tiêu chuẩn nước thải công nghiệp và tiêu chuẩn thải TCVN (xem phần phụ lục).

Các nguồn tiếp nhận của nước thải sau khi xử lý chủ yếu là sông, suối, ao, hồ.

Nước thải sau khi được xử lý phải đạt được nồng độ tới hạn. Nghĩa là, khi thải ra nguồn tiếp nhận không làm cho các chất bẩn vượt quá ngưỡng mà sông, suối, hồ, ao có khả năng tự làm sạch.

1.5.2. Các phương pháp xử lý nước thải

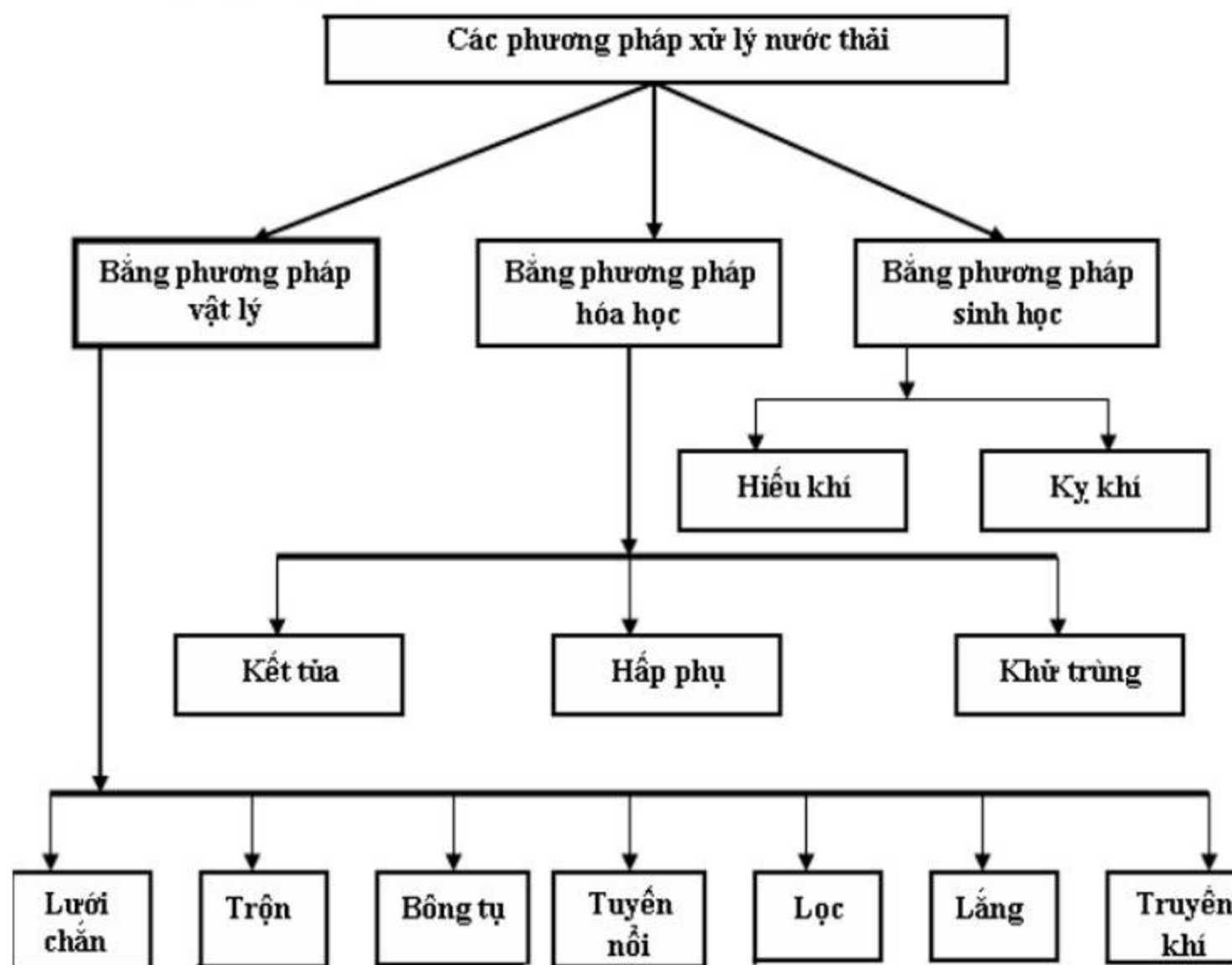
Tùy thuộc vào tính chất của các loại nước thải (nước thải sinh hoạt, nước thải công nghiệp hoặc hỗn hợp nước thải công nghiệp và sinh hoạt), các phương pháp xử lý sau đây thường được áp dụng:

- Phương pháp vật lý: chắn bằng lưới lọc các vật liệu thô trôi nổi trong nước thải; khuấy trộn; keo tụ/ bông tụ, tuyển nổi, lắng, lọc...
- Phương pháp hóa học: kết tủa; hấp phụ, hấp thụ; oxy hóa khử và khử trùng.
- Phương pháp sinh học: quá trình hiếu khí; quá trình kỵ khí

Phương pháp xử lý bậc cao bao gồm phương pháp vật lý và hóa học như quá trình khử nitơ và photpho trong nước thải (xử lý bậc ba), là sự kết hợp của cả ba quá trình: vật lý, hóa học và sinh học, trong đó chủ yếu là quá trình sinh học (đối với quá trình nitrat hóa và khử nitrat). Để khử photpho, trước hết sử dụng quá trình sinh học để chuyển đổi photpho hữu cơ thành các ortho photphat bằng chu trình kỵ khí/hiếu khí, sau đó, photpho dưới dạng ortho photphat được kết tủa bằng các tác nhân hóa học. Hình 1.3 đưa ra sơ đồ tổng quát của các phương pháp xử lý nước thải. Trong thực tế, một nhà máy xử lý nước thải thường có thể kết hợp cả ba phương pháp: vật lý, hóa học và sinh học hoặc sử dụng từng phương pháp riêng rẽ. Ví dụ, khi xử lý nước thải sinh hoạt chỉ chứa chất thải dễ phân hủy bằng vi sinh vật, thường kết hợp phương pháp vật lý (lưới chắn rác, khuấy trộn, lắng...), phương pháp sinh học (hiếu khí hoặc kỵ khí hoặc cả hai) và phương pháp hóa học (khử trùng). Nhiều loại nước thải có thành phần phức tạp (chứa kim loại nặng, hàm lượng COD cao) như nước thải dệt nhuộm, nước thải thuộc da, xi mạ, v.v., cần phải kết hợp cả ba phương pháp với tất cả các kỹ thuật mới đạt hiệu quả xử lý cao.

1.5.3. Phân loại mức độ xử lý nước thải

- **Xử lý bậc một**, trong giai đoạn xử lý bậc một, các phương pháp vật lý như chắn rác, lắng, tuyển nổi, v.v., được sử dụng để loại bỏ các vật rắn trôi nổi và có khả năng lắng.
- **Xử lý bậc hai**, các quá trình hóa học và sinh học được sử dụng để loại bỏ hầu hết các vật chất hữu cơ. Chất lượng nước thải đạt loại A, B (QCVN 24:2009/BTNMT).
- **Xử lý bậc ba**, tách các thành phần khác như nitơ và phốt pho, hai thành phần này rất khó loại bỏ trong xử lý bậc hai. Chất lượng nước được nâng cao và có thể sử dụng lại.
- **Xử lý bậc 4**, để loại bỏ các hạt keo tan. Loại bỏ các vật liệu hữu cơ không phân hủy sinh học.
- **Xử lý bậc 5**, loại bỏ các chất vô cơ.



Hình 1.3. Sơ đồ tổng quát các phương pháp xử lý nước thải

Xử lý bậc bốn trở đi còn được gọi là xử lý bậc cao. Sơ đồ xử lý nước thải đưa ra trong hình 1.4. Bảng 1.2 trình bày tóm tắt mức độ xử lý được áp dụng trong xử lý nước thải. Bảng 1.3 mô tả sự phân loại các quá trình xử lý nước thải được đề nghị bởi WHO.

Bảng 1.2. Mức độ xử lý nước thải

Mức độ xử lý	Mục đích
Tiền xử lý	Loại bỏ các thành phần của nước thải như là rế, mảnh gỗ, vật trôi nổi, cát và dầu mỡ.
Bậc một	Loại bỏ hoàn toàn hoặc từng phần chất rắn lơ lửng và các vật chất hữu cơ từ nước thải
Bậc hai	Loại bỏ vật chất hữu cơ có khả năng phân rã sinh học (hòa tan hoặc lơ lửng) và các chất lơ lửng. Khử trùng cũng là một trường hợp điển hình trong xử lý bậc hai
Bậc ba	Loại bỏ các chất lơ lửng tàn dư (sau xử lý bậc hai) thường được sử dụng bằng phương pháp lọc với môi trường lọc là cát hoặc lọc bằng lưới lọc kích thước lỗ nhỏ hoặc lưới lọc mịn. Khử trùng cũng là một trường hợp trong xử lý bậc ba. Loại bỏ các chất dinh dưỡng cũng có thể tiến hành trong giai đoạn này.
Xử lý bậc cao	Loại bỏ các vật liệu lơ lửng và hòa tan còn lại sau khi xử lý sinh học khi mà nước thải được yêu cầu sử dụng lại.

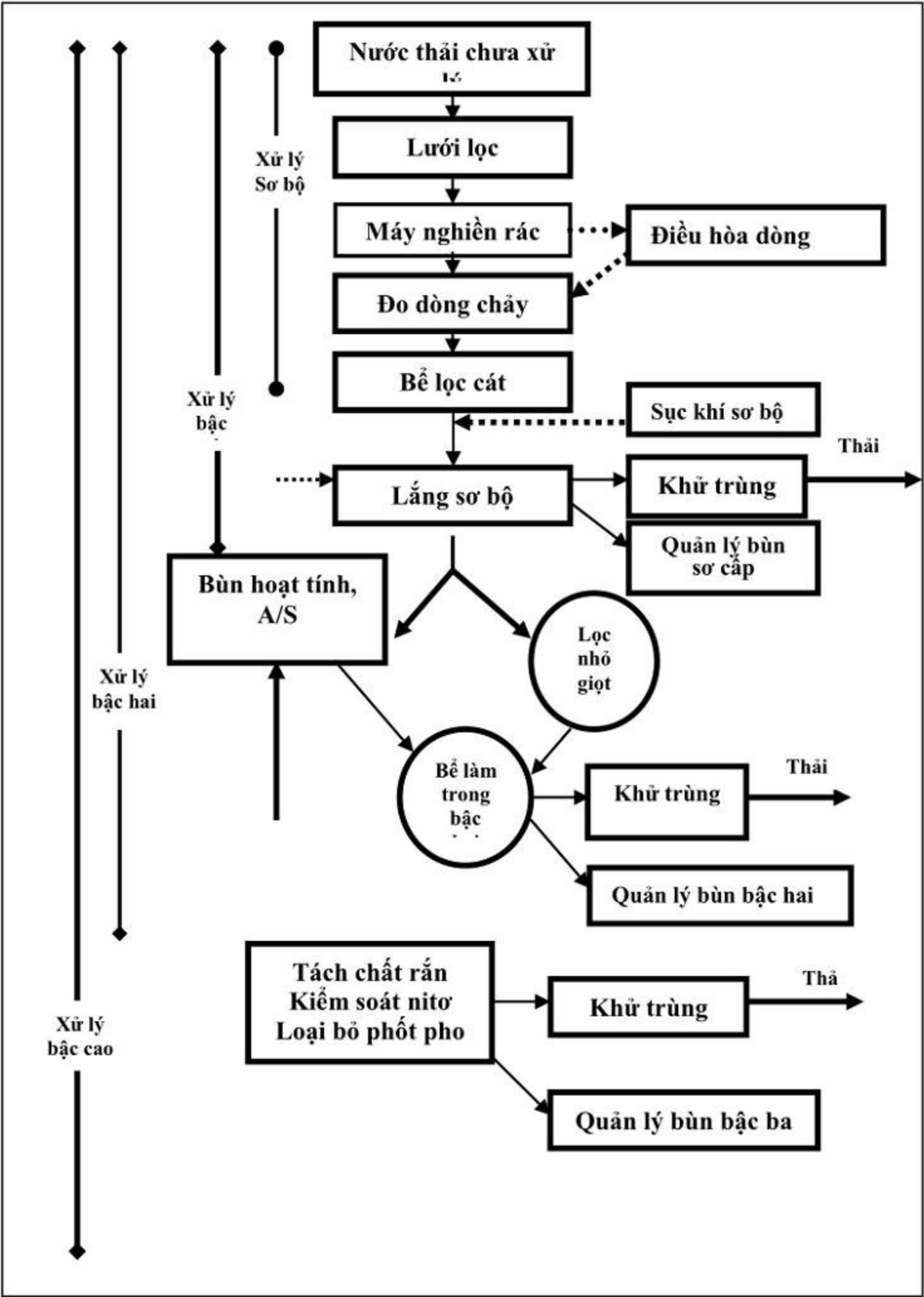
Mục tiêu của xử lý bậc một là hạn chế sự hư hại gây ra bởi các chất rắn có độ cứng và rác cho các thiết bị và đường ống ở các quá trình xử lý tiếp theo. Trong xử lý sơ bộ, sử dụng phương pháp vật lý (lọc, lắng sơ bộ) có thể được tăng cường bằng cách thêm vào các chất hóa học. Các chất hữu cơ được loại bỏ chủ yếu trong xử lý bậc hai với các quá trình hóa học và sinh học. Trong xử lý bậc cao, chất rắn lơ lửng còn lại và các thành phần khác của nước thải không thể giảm thiểu trong quá trình xử lý trước đó được loại bỏ bằng sự kết hợp các quá trình khác nhau như hấp phụ, oxy hóa, lọc sâu, v.v.

Xử lý bậc một bao gồm tiền xử lý và lắng bậc một để loại bỏ rác, chất rắn vô cơ và chất rắn hữu cơ có khả năng lắng.

Xử lý bậc hai tiếp theo xử lý bậc một bằng các quá trình sinh học để khử BOD tan (sBOD) và chất rắn hữu cơ lơ lửng không lắng ở bể lắng bậc một. Quá trình nitrat hóa và khử nitrat xảy ra trong xử lý bậc hai

**Bảng 1.3. Đặc trưng của quá trình xử lý nước thải
theo mức độ tăng dần (WHO)**

Xử lý sơ bộ	Bậc hai	Bậc 3	Bậc cao
Song, lưới chắn rác	Bùn hoạt tính	Nitrat hóa	Xử lý bằng hóa học
Loại bỏ cát	Sục khí kéo dài	Khử nitrat	Thẩm thấu ngược
Lắng sơ bộ	Bể sục khí	Kết tủa hóa học	Điện ly
Nghiền rác	Lọc nhỏ giọt	Khử trùng	Hấp phụ bằng than hoạt tính
Tách dầu mỡ	Đĩa quay sinh học	Lọc trực tiếp	Trao đổi ion chọn lọc
Ổn định dòng chảy	Xử lý kỵ khí /UASB	Oxy hóa bằng hóa chất	Lọc áp suất
Trung hòa pH	Lọc kỵ khí	Tách phốt pho bằng sinh học	Oxy hóa
Imhoff tank	Hồ ổn định	Xây dựng các bể chứa	Khử độc
	Cánh đồng tưới	Nuôi trồng thủy sản	
	Nuôi trồng thủy sản		



Hình 1.4. Sơ đồ công nghệ xử lý nước thải

CÂU HỎI ÔN TẬP VÀ BÀI TẬP

Câu hỏi lý thuyết

1. Trình bày tính chất của nước thải. Nêu sự khác biệt nước thải đen và nước thải xám.
2. Ảnh hưởng như thế nào đến môi trường nếu nước thải không được xử lý?
3. Nêu sơ đồ xử lý nước thải bằng các phương pháp khác nhau.
4. Nêu ra những điểm cần thiết trước khi xây dựng hệ thống thu gom nước thải.
5. Trình bày các phương pháp xử lý nước thải.

Bài tập

1. Lấy 50 ml mẫu nước thải để phân tích chất rắn lơ lửng. Cân đĩa bay hơi có mẫu và không có mẫu bằng cách làm khô bằng bay hơi hoặc nung cho đến khi trọng lượng không đổi. Kết quả thu được như sau:

Trọng lượng đĩa = 42,4723g. Trọng lượng đĩa + cặn của mẫu sau khi bay hơi ở 105°C = 42,4986g. Trọng lượng đĩa + cặn của mẫu sau khi nung ở 550°C = 42,4863 g. Trọng lượng cốc nung + giấy lọc = 21,5308 g. Trọng lượng cặn và giấy lọc + cốc nung sau khi làm khô ở 105°C = 21,5447 g. Trọng lượng cặn và giấy lọc + cốc nung sau khi nung ở 550°C = 21,5349g. Tính nồng độ của TS, chất rắn bay hơi, chất rắn cố định, TSS, chất rắn lơ lửng bay hơi và chất rắn lơ lửng cố định.

2. Tính lượng BOD_5 và TSS sinh ra trên một đầu người mỗi ngày. Giả sử lưu lượng trung bình của nước thải sinh hoạt bằng 378 lít/người/ngày với nồng độ BOD_5 và TSS tương ứng là 200 và 240 mg/l.

3. Một thành phố có số dân là 113000 người trong tháng 4 năm 1980 và 129000 người trong tháng 4 năm 1990. Xác định dân số trong tháng 1 năm 1999 bằng cách so sánh (a) phương pháp toán học (b) phương pháp phần trăm không đổi, (c) phương pháp tăng trưởng giảm.

Chương 2

XỬ LÝ SƠ BỘ NƯỚC THẢI

Mục tiêu chương 2. Sau khi học xong chương này, sinh viên nắm được:

- Nắm được cơ sở hạ tầng của quá trình xử lý sơ bộ
- Có khả năng tính toán và thiết kế các thiết bị chắn rác
- Có khả năng tính toán và thiết kế các đập để ổn định dòng chảy
- Có khả năng tính toán thiết kế các loại bể lắng cát
- Có khả năng tính toán và thiết kế bể điều hòa

2.1. GIỚI THIỆU CHUNG

Xử lý sơ bộ là giai đoạn đầu tiên của nhà máy xử lý nước thải. Khử trùng đôi khi cũng được sử dụng trong giai đoạn xử lý sơ bộ. Hệ thống và thiết bị sử dụng trong giai đoạn xử lý sơ bộ bao gồm:

1. Song và lưới chắn rác
2. Máy nghiền rác
3. Bể lắng cát, dầu mỡ
4. Bể làm thoáng sơ bộ
5. Tệt trùng

2.2. THIẾT BỊ CHẮN RÁC

2.2.1. Lưới chắn rác

Sử dụng lưới chắn rác để loại bỏ hoàn toàn các vật liệu trôi nổi như rác, giẻ rách, giấy, nilon, xác chết động vật, mảnh vỡ kim loại để bảo vệ cho hệ thống bơm của nhà máy cũng như ngăn cản không cho chúng đi vào giai đoạn xử lý sau. Lưới chắn rác có thể được chia ra nhiều loại: lưới chắn rác thô, chắn rác trung bình hoặc lưới chắn rác mịn (hình 2.1). Hoạt động làm sạch của lưới chắn rác có thể bằng thủ công hoặc cơ khí. Bảng 2.1 đưa ra các loại lưới chắn rác thường được dùng trong giai đoạn xử lý sơ bộ.

Bảng 2.1. Các loại lưới chắn rác

Loại lưới chắn rác	Bề mặt lưới			
	Phân loại kích thước (inch)	Kích thước lỗ (inch)	Vật liệu chế tạo lưới	Áp dụng
Song chắn rác	Thô	0,6 – 1,5	Thép, thép không rỉ	Xử lý sơ bộ
Lưới chắn nghiêng	Trung bình	0,01-0,1	Thép không rỉ	Xử lý thứ cấp
Lưới nghiêng quay	Thô	0,03×0,09×2	Tấm đồng	Xử lý sơ bộ
Dạng trống (quay)	Thô	0,1-0,2	Thép không rỉ, dây thép đan	Xử lý sơ bộ
	Trung bình	0,01 – 0,1	Thép không rỉ, sợi thép đan	Xử lý sơ bộ
	Mịn	0,01 – 0,1	Thép không rỉ	Xử lý thứ cấp
Đĩa quay	Trung bình	0,01 – 0,4	Thép không rỉ	Xử lý sơ bộ
	Mịn	0,001 – 0,02	Thép không rỉ	Xử lý sơ bộ
Ly tâm	Mịn	0,002-0,02	Thép không rỉ, polyeste...	Xử lý sơ cấp, bậc hai

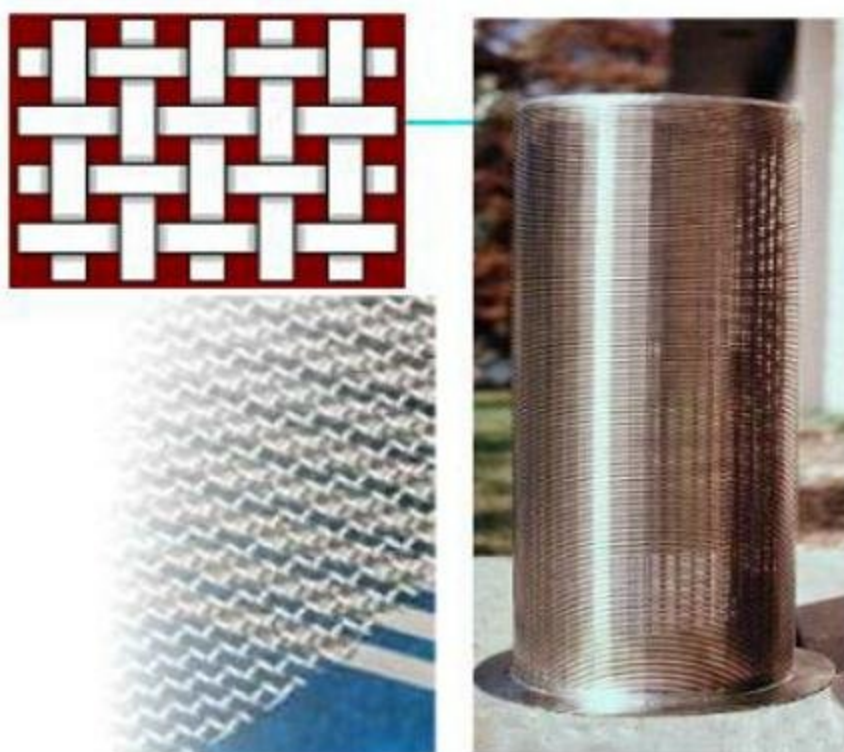
Lưới chắn rác thô làm sạch bằng thủ công sử dụng phổ biến nhất được đặt ở trước hệ thống bơm nước thải. Sau đây, chúng ta sẽ nghiên cứu về cơ sở lý thuyết và thiết kế song chắn rác (bar rack) trong nhà máy xử lý nước thải.

2.2.2. Song chắn rác

Song chắn rác (hình 2.2) bao gồm các thanh bằng thép không rỉ, sắp xếp song song với nhau tạo thành các khe hở. Hình dáng bề mặt của các thanh hướng về phía dòng thải chảy tới. Thanh có thể là hình chữ nhật, hình chữ nhật có cạnh sắc, hình bán nguyệt, hình tròn...

Tồn thất thủy lực qua song chắn rác là một hàm của tốc độ dòng chảy tới và tốc độ dòng chảy qua song chắn rác (hình 2.3). Phương trình Bernoulli có thể sử dụng để xác định tồn thất thủy lực qua song chắn rác:

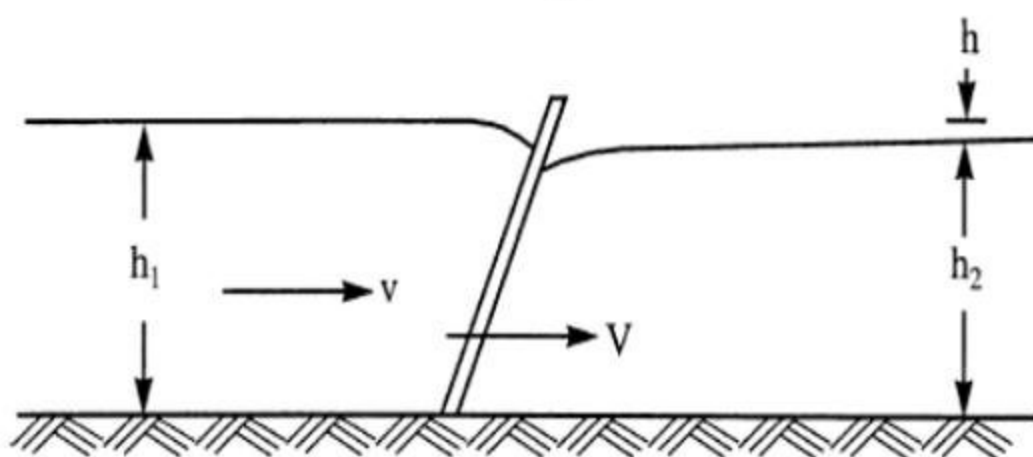
$$h_1 + \frac{v^2}{2g} = h_2 + \frac{V^2}{2g} + \Delta h \quad (2.1)$$



Hình 2.1. Các loại lưới lọc



Hình 2.2. Song chắn rác



Hình 2.3. Tổn thất thủy lực qua song chắn rác

Độ chênh lệch dòng nước thải chảy qua song chắn rác được xác định bởi công thức:

$$h = h_1 - h_2 = \frac{V^2 - v^2}{2gC^2} \quad (2.2)$$

Trong đó:

h_1 - độ sâu phía trên dòng chảy, m

h_2 - độ sâu phía dưới dòng chảy, m

h - tổn thất áp lực, m

V - tốc độ dòng chảy qua thanh chắn rác, m/s

v - tốc độ dòng chảy tới song chắn rác, m/s

g - gia tốc trọng trường, $9,81m.s^2$

C - hệ số thải, giá trị điển hình của $C = 0,84$, $C^2 = 0,74$

Phương trình (2.2) có thể viết:

$$h = \frac{1}{0,7} \left(\frac{V^2 - v^2}{2g} \right) \quad (2.3)$$

Phương trình 2.4. dưới đây trình bày sự tổn thất áp lực liên quan đến hình dáng của thanh và khe hở của song chắn rác:

$$H = \beta \left(\frac{w}{b} \right)^{4/3} \frac{v^2}{2g} \sin \theta \quad (2.4)$$

Trong đó:

H - tổn thất áp lực, m

w - độ rộng cực đại của mặt thanh chắn rác đối diện với dòng thải, m

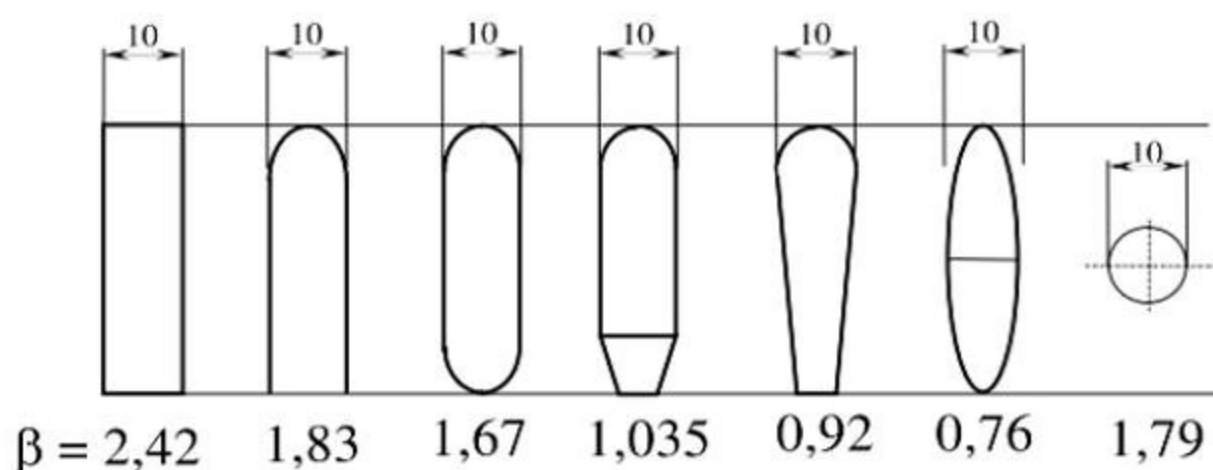
b - khe hở nhỏ nhất giữa các thanh chắn rác

v - tốc độ dòng thải tới song chắn rác

g - gia tốc trọng trường

θ - góc nghiêng của song chắn rác

β - hệ số phụ thuộc vào hình dáng thanh chắn rác (hình 2.4 và bảng 2.2)



Hình 2.4. Hình dáng thanh chắn rác

Bảng 2.2. Giá trị của β

Hình dáng thanh chắn rác β
Hình chữ nhật mép nhọn 2.42
Hình chữ nhật với bề mặt tròn 1.83
Hình tròn 1.79
Hình chữ nhật có mặt hình bán nguyệt ở phía trên và dưới dòng chảy 1.67
Dạng giọt nước mắt 0.76
Các thông số thiết kế song chắn rác
- Vận tốc dòng chảy trong thời gian lưu lượng cực đại không vượt quá 0,7 m/s.
- Độ rộng khe hở giữa các song chắn rác từ 25 đến 44 mm
- Song chắn rác đặt nghiêng với độ dốc từ 300 đến 450
- Tổn thất thủy lực qua song chắn rác cho phép từ 0,60 đến 0,70 m. Song chắn rác nên được làm sạch khi tổn thất thủy lực lớn hơn các giá trị cho phép này.

Ví dụ 2.1

Tính tốc độ (V) qua song chắn rác khi tốc độ (v) của nước thải tới song chắn rác là 0,60 m/s và tổn thất thủy lực đo được là 38 mm

Giải:

Sử dụng phương trình (2.3):

$$h = \frac{V^2 - v^2}{0,7(2g)}$$

$$0,038m = \frac{V^2 - (0,60m/s)^2}{0,7(2 \times 9,81m/s^2)}$$

$$V^2 = 0,082$$

$$V = 0,94m/s$$

Ví dụ 2.2

Thiết kế song chắn rác. Cho biết các thông số sau đây:

- + *Lưu lượng thiết kế cực đại vào mùa mưa là $0,631m^3/s$*
- + *Tốc độ qua song chắn rác ở dòng chảy cực đại trong mùa mưa là $0,90 m/s$*
- + *Tốc độ qua song chắn rác thiết kế cực đại vào mùa khô là $0,6 m/s$*
- + *Song chắn rác đặt nghiêng $\theta = 60^0$, với thiết bị làm sạch bằng cơ học*
- + *Độ sâu phía trên song chắn rác của dòng chảy bằng $1,12 m$*

Giải:

Tính khoảng cách và đường kính của thanh:

(a) *Xác định tổng diện tích khe hở (A) qua song chắn rác:*

$$A = \frac{F_{\max}}{v}$$

$F_{\max}$ - dòng chảy cực đại của nước thải

v - Tốc độ qua song chắn rác ở dòng cực đại vào mùa mưa

$$A = \frac{0,631m^3/s}{0,90m/s} = 0,70m^2$$

(b) *Tính tổng chiều rộng các khe của song chắn rác*

$$w = A/d$$

w - tổng độ rộng của các khe hở, m

d - độ sâu của dòng thải, m

$$w = 0,70 m / 1,12 m = 0,625 m$$

(c) *Chọn chiều rộng của khe bằng $25 mm$*

(d) *Tính số khe hở, $n = w(m) / 0,025m = 0,625m / 0,025m = 25$.*

Sử dụng 24 thanh có chiều rộng bằng $10 mm$ và chiều dày $50 mm$

(e) Tính chiều rộng (W) của buồng đặt song chắn rác:

$$\text{Chiều rộng } (W) = 0,625 \text{ m} + 0,01 \text{ m} \times 24 = 0,86 \text{ m}$$

(f) Tính chiều cao của song chắn rác

$$\text{Chiều cao} = 1,12 \text{ m} / \sin 60^\circ = 1,12 \text{ m} / 0,866 = 1,29 \text{ m}$$

Cho phép tăng độ rộng của khung thêm tối thiểu là 0,6m, như vậy chiều cao của song chắn rác được chọn là 2 m

(g) Xác định hệ số hiệu dụng (EC)

$EC = (\text{Tổng độ rộng của khe hở}) / (\text{Chiều rộng của buồng đặt song chắn rác})$

$$EC = 0,625 \text{ m} / 0,865 \text{ m} = 0,72$$

2.2.3. Lưới chắn rác mịn

Lưới chắn rác mịn được sử dụng trong các nhà máy xử lý nước thải để xử lý sơ bộ hoặc xử lý sơ cấp (bậc 1). Khe hở của lưới lọc có thể được đan bằng dây thép, đục thành lỗ trên tấm kim loại hoặc sắp xếp các thanh chắn sát nhau với độ rộng của khe hở từ 1.5 – 6.4 mm. Lưới lọc mịn trong tiền xử lý có thể ở dạng quay hoặc cố định (hình 2.5).

Tổn thất áp lực qua lưới lọc mịn có thể được xác định theo phương trình:

$$h = \frac{1}{2g} \left(\frac{v}{C} \right)^2 = \frac{1}{2} \left(\frac{Q}{CA} \right)^2 \quad (2.5)$$

Trong đó:

h - tổn thất áp lực, m

v - tốc độ, m/s

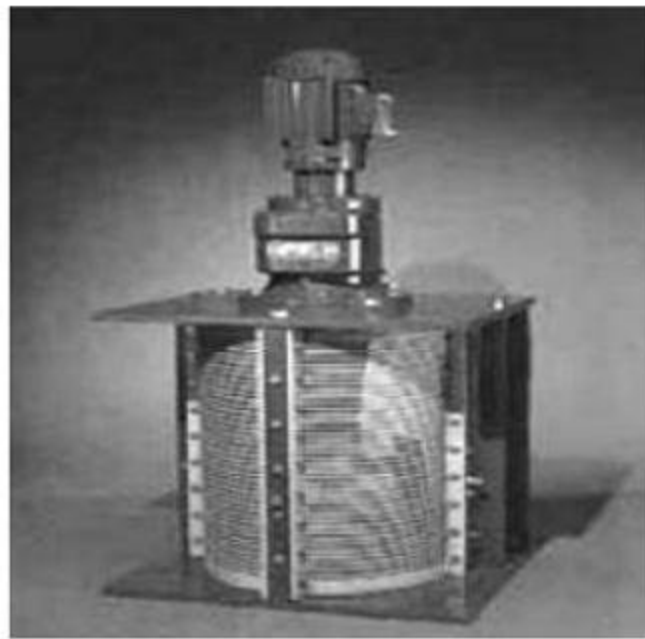
C - hệ số thải của lưới

g - gia tốc trọng trường, m/s^2

Q - dòng qua lưới lọc m^3/s

A - diện tích khe hở có hiệu quả của phần lưới lọc đặt trong nước, m^2

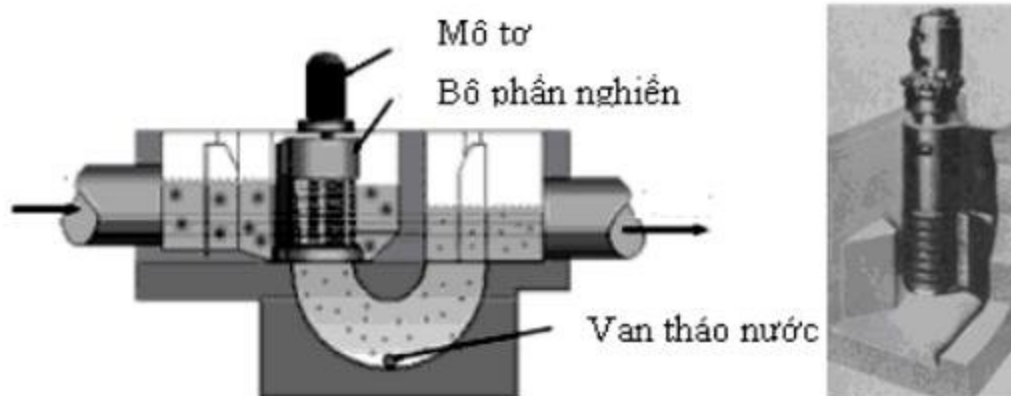
Giá trị của C phụ thuộc vào kích thước, khe hở và phần trăm diện tích khe hở của lưới. Giá trị điển hình của C đối với lưới lọc mịn sạch là 0,60. Tổn thất áp lực của nước sạch qua lưới lọc sạch tương đối nhỏ. Tuy nhiên, tổn thất áp lực của nước thải qua lưới lọc mịn trong thời gian vận hành phụ thuộc vào phương pháp và số lần làm sạch, phụ thuộc vào kích thước và số lượng của chất rắn lơ lửng trong nước thải và kích thước khe hở của lưới lọc.



Hình 2.5. Lưới lọc quay (Rotary discscreen)

2.2.4. Thiết bị nghiền rác

Thiết bị nghiền rác (hình 2.6) có thể thay thế song chắn rác hoặc lưới lọc được sử dụng để cắt và nghiền các vật liệu thô tới kích thước từ 6 – 10 mm sao cho chúng không làm hư hại các thiết bị xử lý trong hệ thống sau đó và được thu lại trong bể lắng sơ cấp (bể lắng loại 1).



Hình 2.6. Thiết bị nghiền rác

2.3. BỂ LẮNG CÁT

2.3.1. Mục đích của bể lắng cát

- Bảo vệ các thiết bị khỏi bị ăn mòn
- Giảm sự lắng đọng chất rắn trong các đường ống và các kênh dẫn
- Giảm tần số làm sạch các thiết bị

2.3.2. Đặc trưng của chất rắn trong nước thải

- Hàm lượng chất rắn từ 35% đến 80%
- Hàm lượng chất bay hơi từ 1% đến 55%
- Khối lượng riêng của cát xấp xỉ bằng $1,6 \text{ gam/cm}^3$

2.3.3. Thiết kế bể lắng cát

Mục đích thiết kế:

- Cung cấp đủ thời gian lưu để cát lắng
- Duy trì tốc độ không đổi để rửa sạch bùn hữu cơ

Tốc độ chảy của nước thải trong bể lắng được xác định theo phương trình của Camp – Shields:

$$V_c = \sqrt{\frac{8 \times k \times g \times d}{f} \left(\frac{\rho_p - \rho_w}{\rho_w} \right)} \quad (2.6)$$

Trong đó:

V_c - vận tốc của nước, m/s

g - gia tốc trọng trường, $9,81 m/s^2$

d - đường kính hạt rắn, m

f - hệ số ma sát Darey – Weisbach, bằng 0,02 đối với nước thải sinh hoạt

ρ_p - khối lượng riêng của hạt rắn, kg/m^3

ρ_w - khối lượng riêng của nước, kg/m^3

k - hằng số thực nghiệm, liên quan đến độ dày của chất hữu cơ bằng 0,04 – 0,06

Vận tốc điển hình, $V_c = 15$ tới 30 cm/s đối với các hạt hữu cơ. Khó khăn trong thiết kế bể lắng cát là duy trì V_c luôn không đổi vì sự không ổn định của lưu lượng nước thải.

Để khắc phục vấn đề này, người ta thiết kế các loại đập chắn cho nước chảy qua để duy trì tốc độ của nước thải.

1- Kiểm soát dòng chảy qua đập chắn có lỗ

Công thức để kiểm soát dòng chảy qua lỗ như sau:

$$Q = C_d A \sqrt{gH} \quad (2.7)$$

Trong đó:

Q - lưu lượng nước thải

C_d - hệ số thải

A - diện tích lỗ

g - gia tốc trọng trường

H - chiều cao nước trên trung tâm của lỗ

2- Kiểm soát dòng chảy qua đập

Phương trình thái đối với đập ngang hình chữ nhật là:

$$Q = C_D LH^{3/2} \quad (2.8)$$

Trong đó:

Q – lưu lượng, m^3/s

L – chiều dài đập chắn, m

H – chiều cao từ đỉnh đập tới bề mặt nước, m.

Gọi y là chiều cao của đập, hệ số thái C_D được xác định bằng công thức:

$$C_D = 1,78 + 0,24 \frac{H}{y} \quad (2.9)$$

Q còn được xác định theo công thức:

$$Q = \frac{2}{3} L \sqrt{\frac{2}{3} g H^3} \quad (2.10)$$

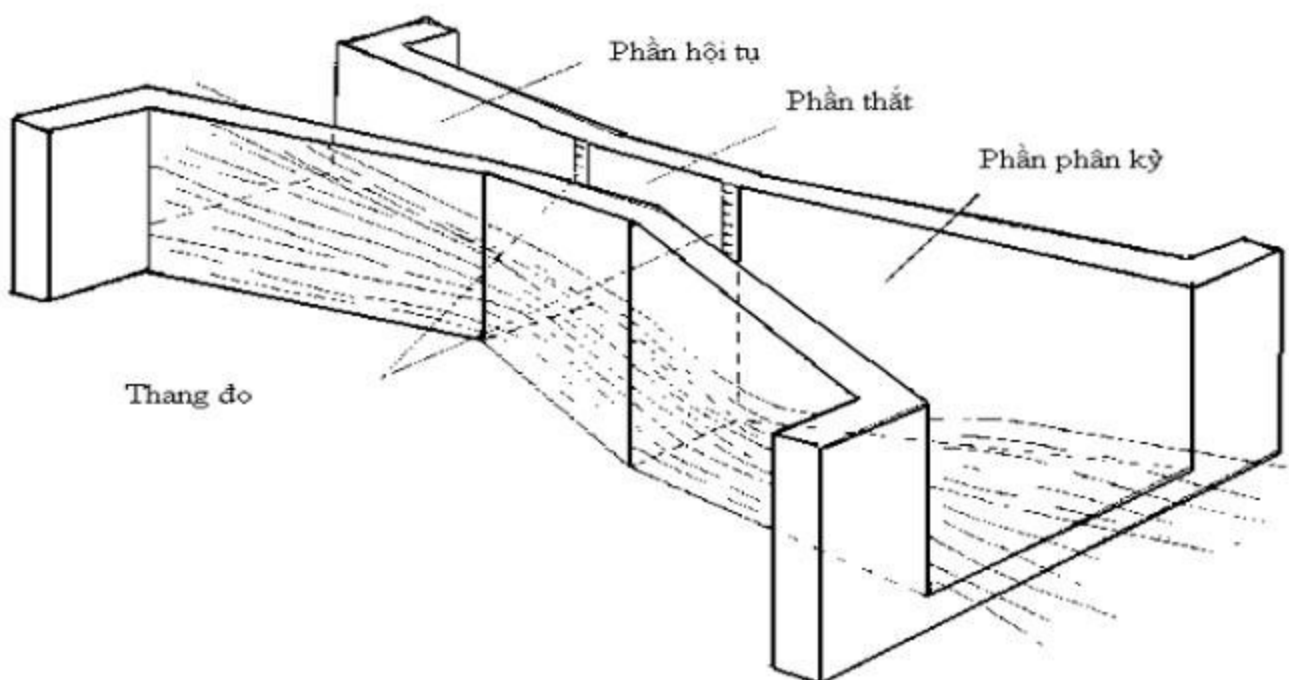
g – gia tốc trọng trường

Phương trình (2.10) có thể được viết:

$$Q = 1,705 LH^{3/2} \quad (2.11)$$

3- Kiểm soát dòng chảy bằng máng parshall

Máng parshall được phát triển bởi R.L Parshall vào năm 1920 cho hệ thống của Anh. Nó đã được sử dụng rộng rãi để đo lưu lượng của một kênh hở (hình 2.7)



Hình 2.7. Máng Parshall

Máng Parshall bao gồm phần hội tụ, phần thắt hẹp và phần tỏa ra. Đáy của phần thắt nghiêng về phía theo dòng chảy. Đáy của phần tỏa ra bị dốc hướng lên. Hình học tạo ra độ sâu tới hạn xảy ra gần phần đầu của phần khe hẹp và cũng tạo ra vòng nước ngược có thể cho phép đo độ sâu H_a . Phép đo điểm thứ hai H_b ở vị trí dưới của phần thắt. Tỷ lệ H_b/H_a là hệ số ngập của máng đưa ra trong bảng 2.3. Lưu lượng qua máng là một hàm của H_a và được xác định bằng công thức:

$$Q = 4WH_a^{1,522W^{0,026}} \quad (2.12)$$

Trong đó:

Q – lưu lượng dòng thải tự do, m^3/s

W - độ rộng của vùng thắt, m

H_a - độ sâu của nước ở thượng nguồn trước điểm đo, m

Bảng 2.3. Tỷ lệ H_b/H_a tương ứng với độ rộng của vùng thắt trong máng Parshall

$W (m)$	H_b/H_a
76 - 299	< 0,6
0,3 – 2,44	< 0,7
3,05 – 15,2	< 0,8

2.3.4. Tiêu chuẩn thiết kế bể lắng cát

Có ba dạng bể lắng cát thường được sử dụng trong các nhà máy xử lý nước thải: bể lắng cát ngang hoặc bể lắng cát dòng chảy ngang hình chữ nhật; bể lắng cát sục khí, và bể lắng dòng xoáy (vortex). Tốc độ lắng của các hạt hình cầu phân tán trong dòng chảy tầng được trình bày theo định luật Stoke:

$$v_s = \frac{g(\rho_s - \rho)d^2}{18\eta} \quad (2.13)$$

Trong đó:

v_s - tốc độ lắng, m/s

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

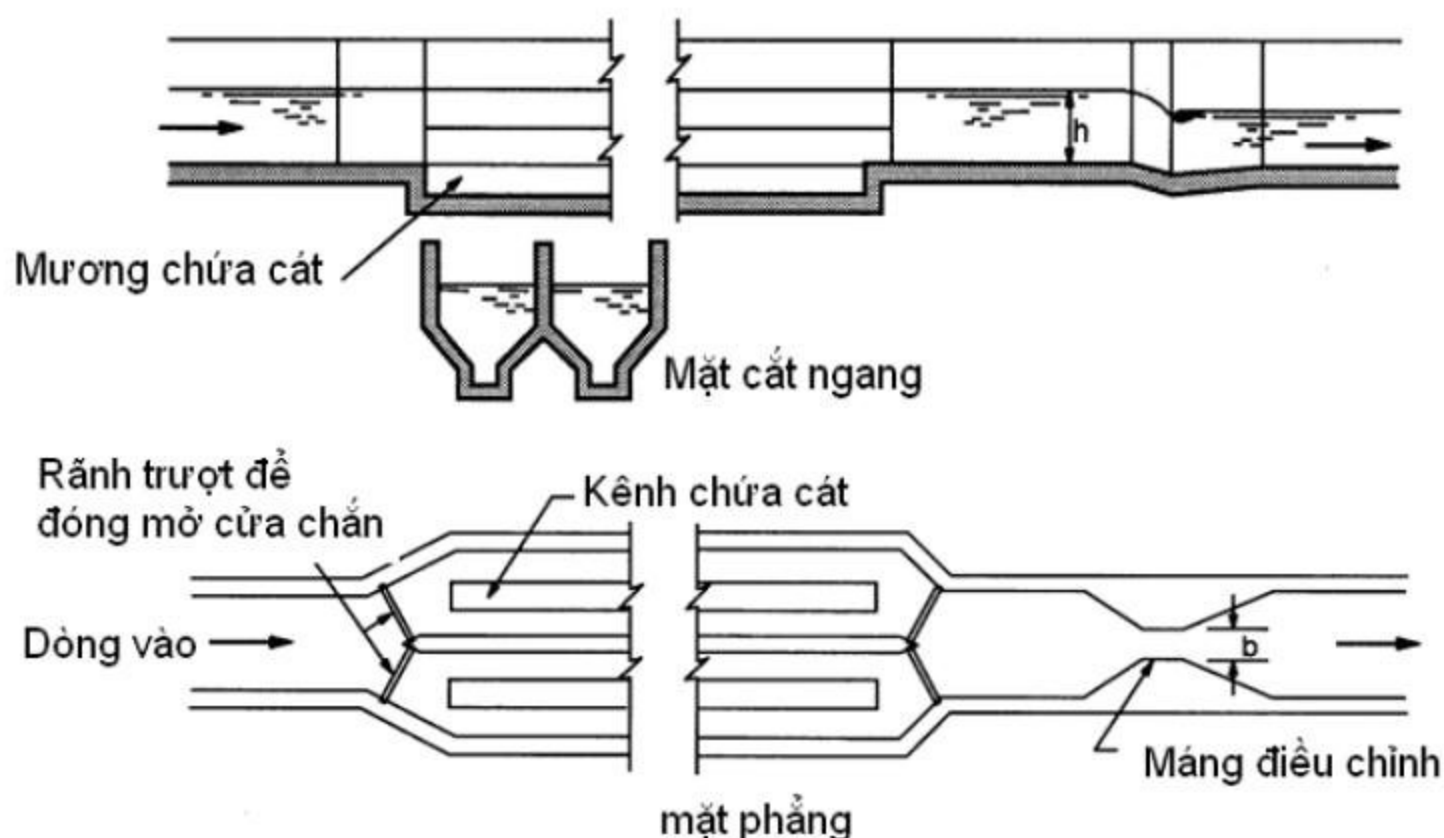
ρ_s – khối lượng riêng của hạt rắn, kg/m^3

ρ - khối lượng riêng của chất lỏng, kg/m^3

η - độ nhớt của chất lỏng, $kg/s.m$

2.3.4.1. Bể lắng cát hình chữ nhật

Bể lắng cát hình chữ nhật có thể kiểm soát tốc độ dòng chảy tốt hơn các loại bể lắng khác và thường được sử dụng trong các nhà máy xử lý nước thải có công suất nhỏ (hình 2.8). Bảng 2.4. đưa ra tiêu chuẩn thiết kế bể lắng cát ngang hình chữ nhật.



Hình 2.8. Bể lắng cát hình chữ nhật có kênh dẫn hẹp để ổn định dòng chảy

Bảng 2.4. Tiêu chuẩn thiết kế bể lắng cát ngang

Tham số thiết kế	Khoảng	Đơn vị
Thời gian lưu (s)	45-90	60
Tốc độ ngang (m/s)	0,25-0,4	0,3
Tốc độ lắng đối với (m/phút)		
$d = 0,21mm$	1,0-1,3	1,15
$d = 0,15mm$	0,6-0,9	0,75
Tổn thất thủy lực trong vùng kiểm soát theo % của % độ sâu của kênh	30-40	36
Độ dài cho phép bổ sung đối với sự sáo trộn vùng vào và vùng ra (%)	25-50	40

2.3.4.2. Bể lắng cát sục khí

1- Ưu điểm của bể lắng cát sục khí:

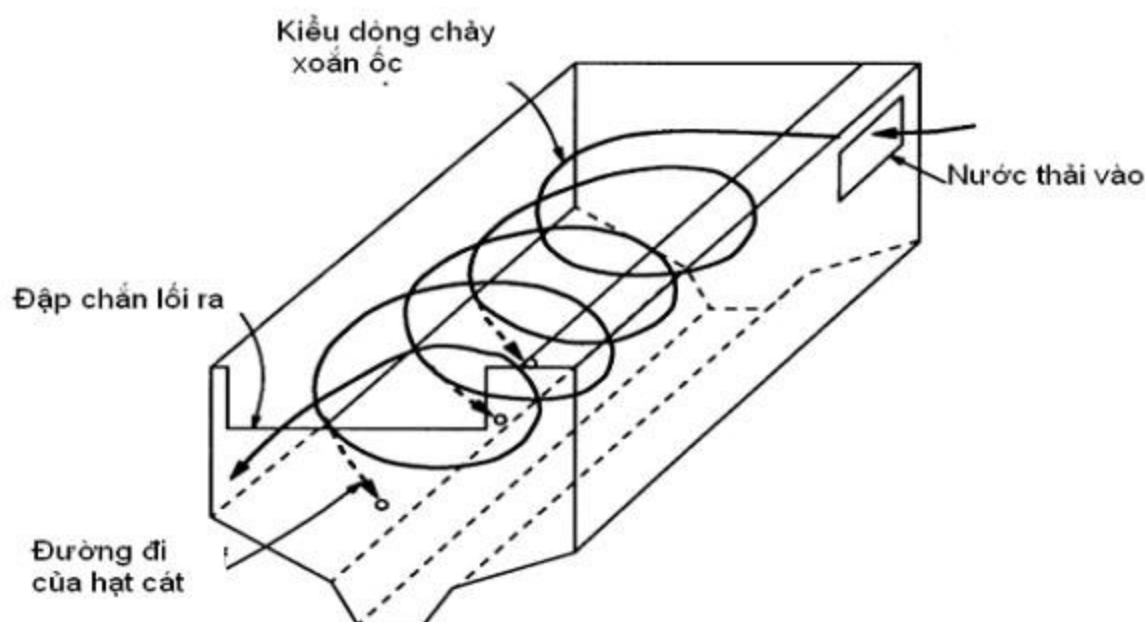
- Có thể sử dụng để bổ sung hóa chất, khuấy trộn và keo tụ trước xử lý bậc một. Bể lắng cát sục khí được mô tả trong hình 2.9
- Nước thải còn mới, do vậy sẽ khử được mùi và khử BOD5.
- Tổn thất thủy lực rất nhỏ
- Loại dầu mỡ bằng thiết bị gạt
- Khử các vật liệu hữu cơ có khả năng bị thổi rửa bằng sục khí.

2- Nhược điểm

Giải phóng các hợp chất hữu cơ bay hơi (VOC) và gây mùi.

3- Thông số thiết kế bể lắng cát sục khí

- Sâu từ 2 đến 5 m; chiều dài từ 7,5 đến 20 m; chiều rộng từ 2,5 đến 7 m; tỷ lệ chiều rộng / độ sâu: 1: 1 - 5: 1; tỷ lệ chiều dài / chiều rộng: 2,5: 1 - 1.
- Tốc độ ngang tại bề mặt: từ 0,6 đến 0,8 m/s.
- Thời gian lưu tại lưu lượng cực đại từ 2 đến 5 phút.
- Cung cấp không khí từ 4,6 đến 12,4 lít / s. m theo chiều dài bể. Lưu lượng khí cao hơn được sử dụng đối với bể rộng và sâu hơn.

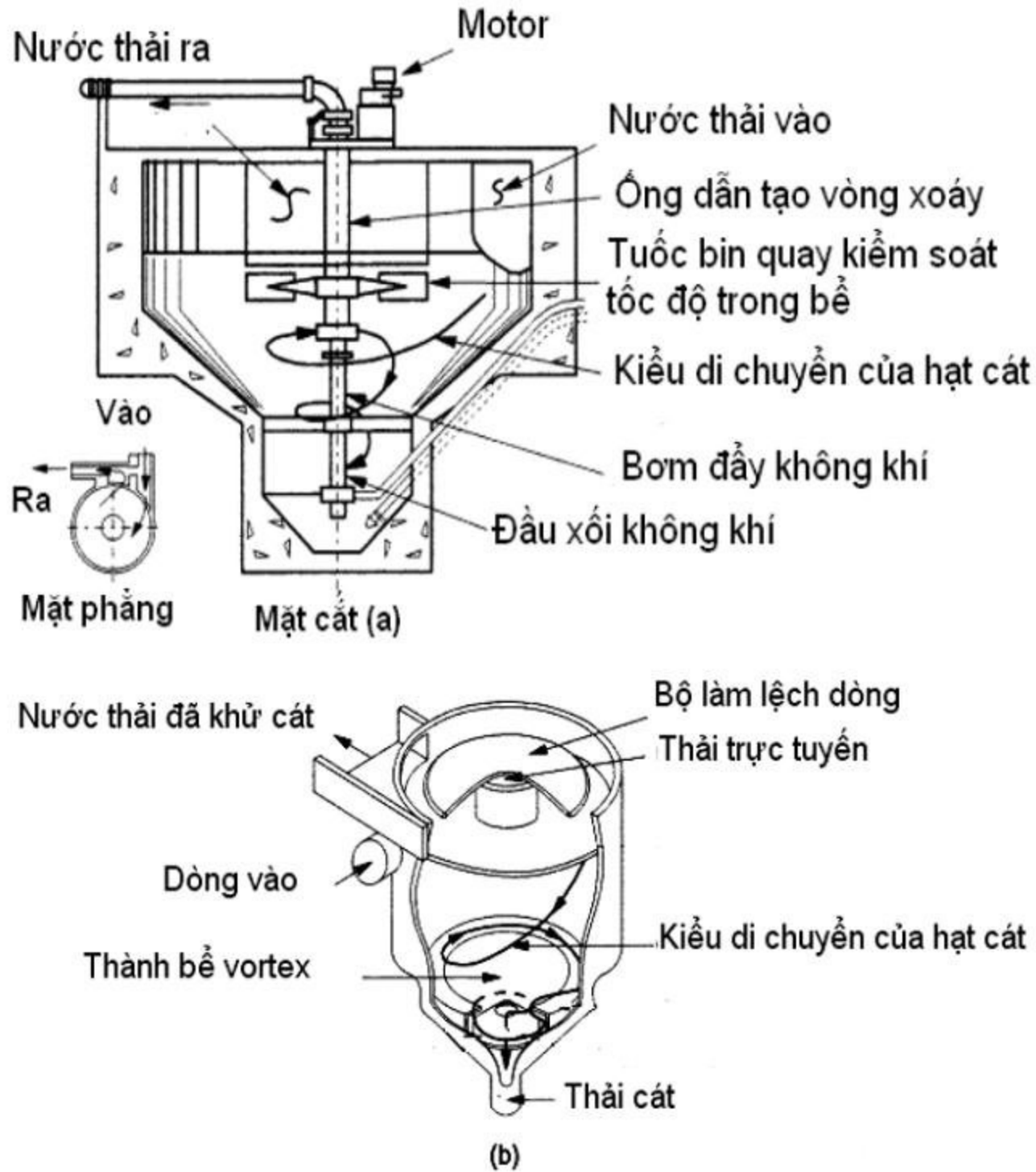


Hình 2.9. Bể lắng cát sục khí

2.3.4.3. Bể lắng cát dòng xoáy

Nguyên tắc của bể lắng dòng xoáy (vortex) là nước thải chứa cát đi vào bể lắng theo hướng tiếp tuyến với bể và tạo ra dòng xoáy. Dưới tác

dụng của lực ly tâm và trọng lực, cát và các chất rắn khác nhanh chóng được thu vào vùng trung tâm của bể, đi vào phễu thu cát và lắng dọc theo độ dốc của đáy bể (hình 2.10a và 2.10b). Ưu điểm của bể lắng cát dòng xoáy là có thể tích hợp nên tiết kiệm được mặt bằng; hiệu suất tách cát cao; nhu cầu năng lượng thấp; dung tích của bể đạt đến 3000 l/s; giảm số lượng đập chắn và bảo dưỡng.

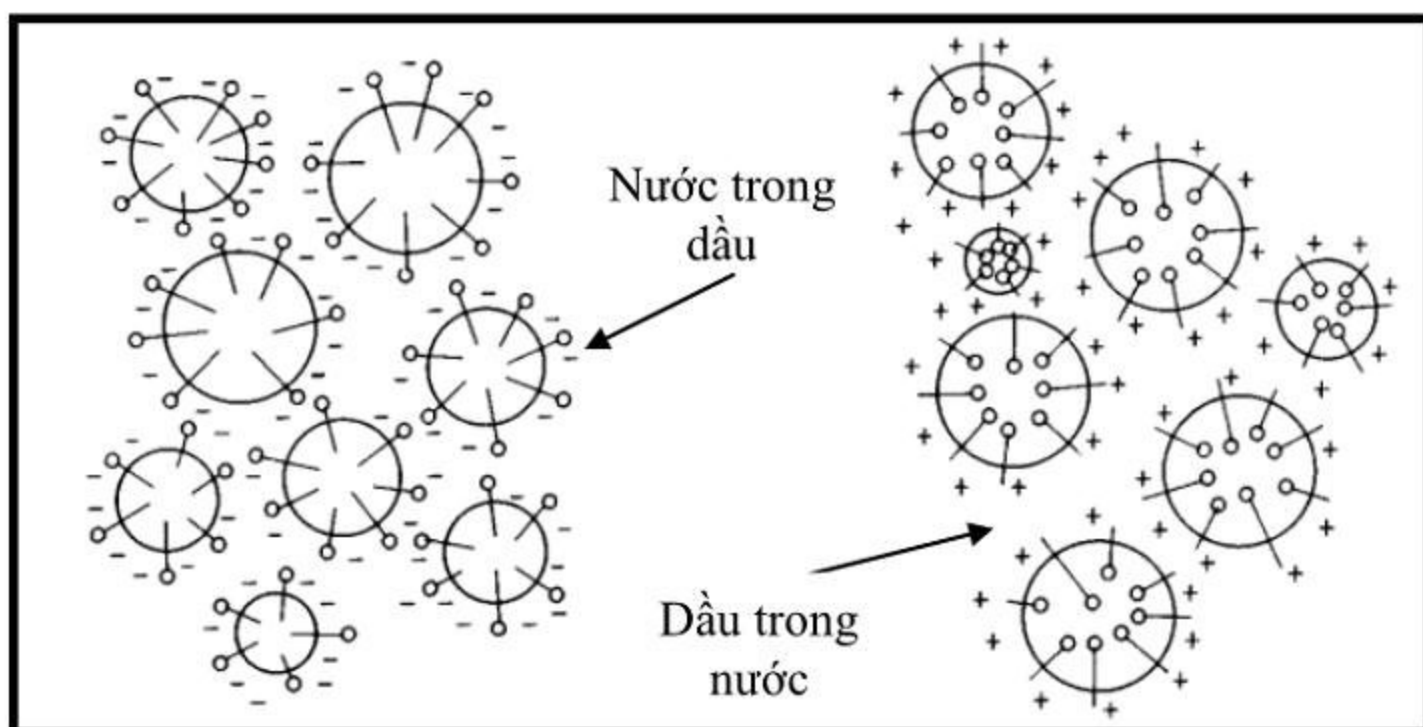


Hình 2.10 (a) và (b): Bể lắng cát dòng xoáy

2.4. BỂ TÁCH DẦU

2.4.1. Đặc điểm của dầu mỡ trong nước thải

Dầu trong nước thải tồn tại ở các dạng nhũ tương và bền về liên kết cơ học, hóa học và vật lý. Dạng tồn tại của dầu được mô tả trong hình 2.11.



Hình 2.11. Các dạng tồn tại của dầu trong nước thải

Nói chung, để tách dầu ra khỏi nước cần phải phá vỡ các dạng bền của dầu bằng các phương pháp hóa học (điện ly) hoặc bằng phương pháp vật lý (keo tụ).

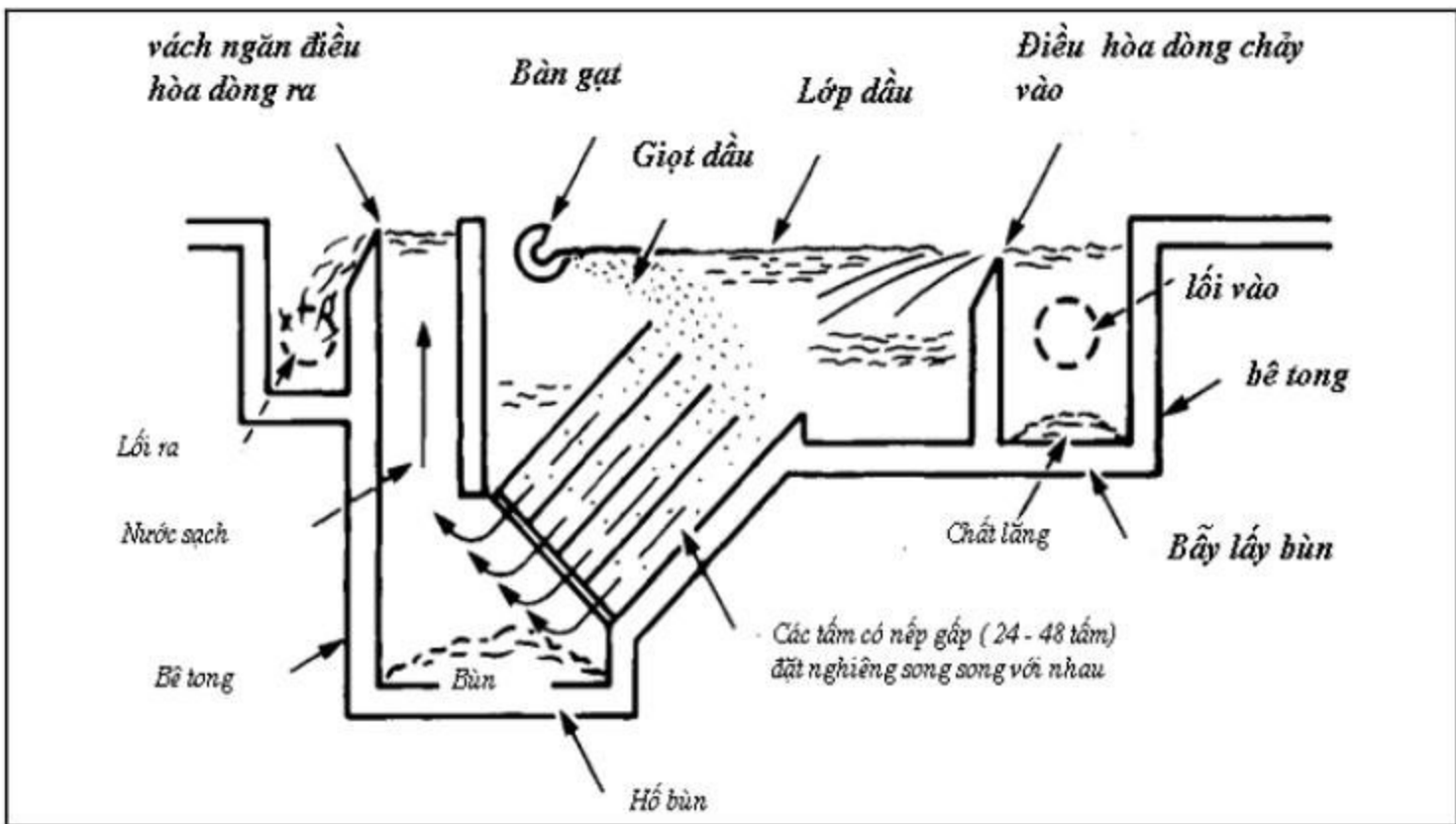
2.4.2. Phương pháp xử lý dầu mỡ

Có hai quá trình tách dầu mỡ thường được sử dụng:

1. Tách trọng lực của dầu mỡ tự do, không tạo nhũ tương
2. Xử lý hóa học và tách nhũ tương

Tách bằng trọng lực với dầu mỡ tự do, là chất rắn không tan sử dụng thiết bị API (American Petroleum Institute) và thiết bị CPI (Corrugate Plate Interceptor) CPI. Lý thuyết tách tuân theo định luật Stocke.

CPI bao gồm một bể hình chữ nhật, nước chảy theo chiều dọc bể. Dầu nổi lên trên được vớt ra bằng cần gạt. Thiết bị tách CPI (hình 2.12) bao gồm hộp nghiêng chứa 12 – 48 đĩa có nếp nhăn đặt song song với nhau và cách nhau từ 1,9 – 3,8 cm. Khi nước thải chảy giữa các đĩa, các giọt dầu nhỏ nổi lên theo độ nghiêng để đi vào mặt lõm phía trên các nếp gấp, tại đó chúng tập hợp lại thành một khối lớn và di chuyển theo chiều dọc các đĩa đi xuống phía dưới và sau đó nổi lên trên bề mặt.



Hình 2.12. Hệ thống tách dầu CPI

2.5. BỂ ĐIỀU HÒA

Nước thải chảy vào nhà máy xử lý có sự thay đổi về lưu lượng và tính chất của nó. Để đạt được hiệu quả xử lý tốt nhất, lưu lượng dòng thải cần phải ổn định. Ổn định lưu lượng dòng thải bằng cách xây dựng bể điều hòa dòng chảy trước khi vào các hệ thống xử lý. Trong hầu hết các trường hợp, bể điều hòa dòng chảy được đặt sau lưới chắn rác, bể lắng cát và trước bể lắng sơ cấp.

Thông qua điều hòa, tốc độ nước hoặc lưu lượng được kiểm soát qua hệ thống xử lý nước thải. Ngoài ra, điều hòa dòng chảy có thể kiểm soát dòng chảy qua mỗi giai đoạn của hệ thống xử lý, cho phép đủ thời gian đối với các quá trình xử lý bằng các phương pháp vật lý, sinh học và hóa học.

Bể điều hòa có thể được thiết kế trong dây chuyền xử lý hoặc bên cạnh dây chuyền xử lý (hình 2.11a và 2.11b). Thể tích cần thiết của bể điều hòa được thiết kế dựa trên dòng khối lượng của nước thải biến đổi theo thời gian. Các yếu tố chính cần phải nghiên cứu trong khi thiết kế bể điều hòa là hình dáng, thiết bị trộn và cung cấp không khí, hệ thống bơm...

2.5.1. Những ưu, nhược điểm khi sử dụng bể điều hòa

1- Ưu điểm

- Tăng cường xử lý sinh học, giảm thiểu bị sốc do tải trọng cao các chất ức chế vi sinh vật vì chúng đã bị pha loãng và có pH ổn định.

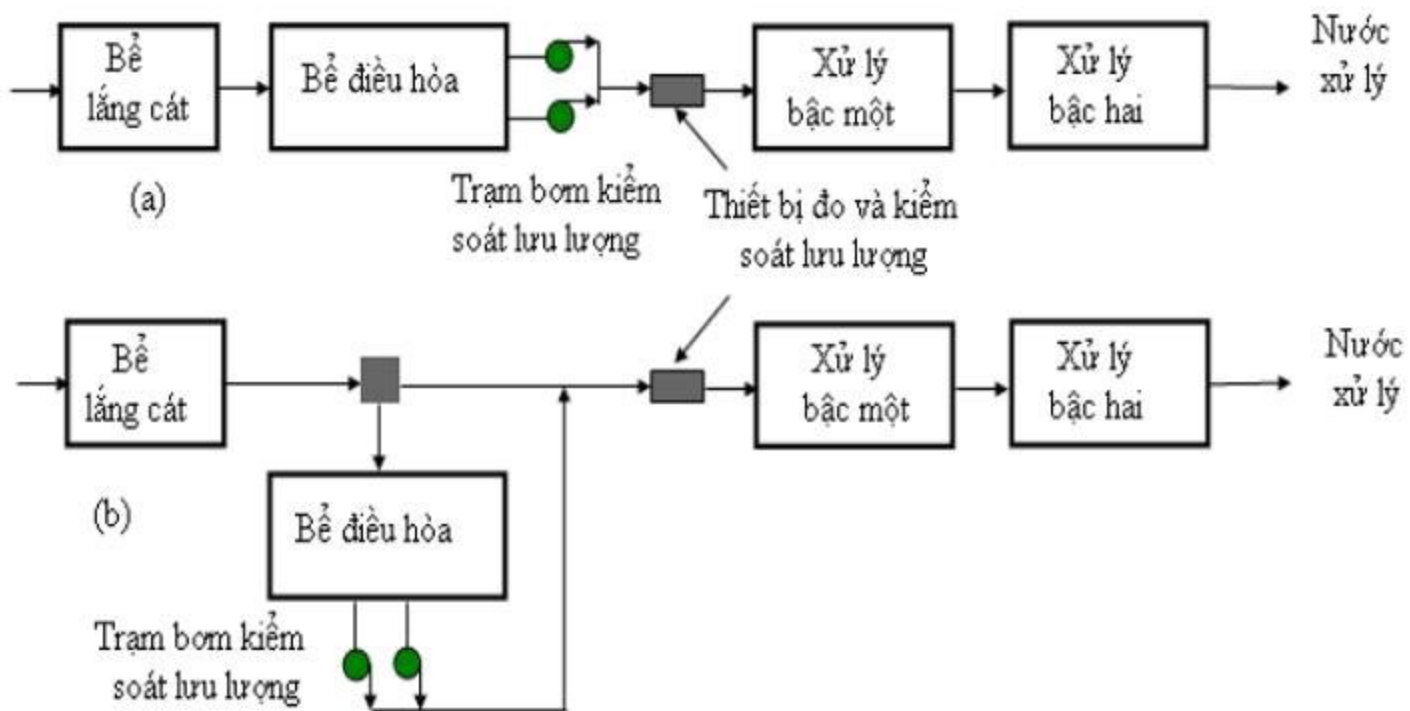
- Cải thiện quá trình lắng các bể lắng thứ cấp (sau khi xử lý sinh học) do duy trì được tải trọng chất rắn.
- Nâng cao hiệu quả đối với nhà máy công suất nhỏ đã quá tải.

2- Nhược điểm

- Cần có một diện tích đất lớn để xây dựng
- Gây mùi.
- Phải bảo dưỡng bổ sung
- Tăng giá thành xử lý

2.5.2. Xây dựng và vận hành bể điều hòa

Vật liệu xây dựng bể điều hòa có thể bằng đất, bê tông hoặc bể bằng thép. Hình học của bể được thiết kế theo kiểu bể phản ứng khuấy trộn hoàn chỉnh, sử dụng thiết bị sục khí khí nén hoặc bằng thiết bị khuấy cơ học. Hàm lượng DO trong quá trình sục khí trong bể điều hòa bằng 1 mg/l . Tốc độ cung cấp khí bằng $0,16 \text{ l/m}^3.s$.



Hình 2.13. Bể điều hòa dòng chảy trong dây chuyền
(a) – online; (b) – sideline

Ví dụ 2.3

Xác định kích thước bể điều hòa sử dụng những ghi nhận số liệu hàng ngày sau đây

Thời gian (giờ)	Lưu lượng m^3/s	Thời gian (giờ)	Lưu lượng (m^3/s)
Giữa đêm	0,0492	Giữa trưa	0,01033
1	0,0401	1 giờ chiều	0,0975
2	0,0345	2	0,0889
3	0,0296	3	0,0810
4	0,0288	4	0,0777
5	0,0312	5	0,0755
6	0,0375	6	0,0700
7	0,0545	7	0,0700
8	0,0720	8	0,0688
9	0,0886	9	0,0644
10	0,0972	10	0,0542
11	0,1022	11	0,0512

Giải:

1- Tính thể tích bể điều hòa bằng phương pháp cộng thể tích lưu

Bảng phân tích điều hòa lưu lượng

(1) Thời gian	(2) Lưu lượng m^3/s	(3) Thể tích m^3	(4) Thể tích ra m^3	(5) Thể tích lưu m^3	(6) Σ thể tích lưu m^3
8 giờ sáng	0,072	259,2	235,8	23,4	23,4
9	0,0886	318,96	235,8	83,16	106,56
10	0,0972	349,92	235,8	114,12	220,68
11	0,1022	367,92	235,8	132,12	352,8
12	0,1033	371,88	235,8	136,08	488,88
1 giờ chiều	0,0975	351	235,8	115,2	604,08
2	0,0889	320,04	235,8	84,24	688,32
3	0,081	291,6	235,8	55,8	744,12

4	0,0777	279,72	235,8	43,92	788,04
5	0,0755	271,8	235,8	36	824,04
6	0,0740	266,4	235,8	30,6	854,64
7	0,0700	252	235,8	16,2	870,84
8	0,0688	247,68	235,8	11,88	882,72
9	0,0644	231,84	235,8	-3,96	878,76
10	0,0542	195,12	235,8	-40,68	838,08
11	0,0513	184,68	235,8	-51,12	786,96
12	0,0492	177,12	235,8	-58,68	728,28
1 giờ sáng	0,0401	144,36	235,8	-91,44	636,84
2	0,0345	124,2	235,8	-111,6	525,24
3	0,0296	106,56	235,8	-129,24	396
4	0,0288	103,68	235,8	-132,12	253,88
5	0,0312	112,32	235,8	123,48	140,4
6	0,0375	135	235,8	-100,8	39,6
7	0,0545	196,2	235,8	-39,6	0

Bước 1:

Tính lưu lượng trung bình Q

$$Q = \sum q / 24 = 0,0655$$

Bước 2:

Tính lưu lượng quan sát được và lưu lượng trung bình từ các số liệu đã cho trong bảng trên. Lưu lượng quan sát được ban đầu lúc 8 giờ sáng.

Bước 3:

Xây dựng bảng sắp xếp theo trình tự, bắt đầu từ 8 giờ sáng. Tính từ cột 3 đến 6 cho các bước sau:

Bước 4:

Đối với cột 3, chuyển lưu lượng thành thể tích trong thời gian 1 giờ

$$\text{Thể tích} = 0,072 \text{ m}^3/\text{s} \times 1 \text{ h} \times 3600 \text{ s/h} = 259,2 \text{ m}^3$$

Bước 5:

Đối với cột 4, mỗi một hàng: tính thể tích trung bình để xử lý:

$$\begin{aligned}\text{Thể tích} &= Q \times 1h \times 3600 \text{ s/h} \\ &= 0,0655 \text{ m}^3/\text{s} \times 1 \text{ h} \times 3600 \text{ s/h} \\ &= 235,8 \text{ m}^3\end{aligned}$$

Bước 6:

Đối với cột 5: tính thể tích dư cần thiết để lưu.

$$\text{Cột 5} = \text{cột 3} - \text{cột 4}$$

$$\text{Ví dụ: } 259,2 \text{ m}^3 - 235,8 \text{ m}^3 = 23 \text{ m}^3$$

Bước 7:

Đối với cột 6: tính tổng thể tích tích lũy của hiệu số (cột 5)

Ví dụ: đối với khoảng thời gian thứ hai, lưu giữ tích lũy là:

$$cs = 23,4 \text{ m}^3 + 83,16 \text{ m}^3 = 106,56 \text{ m}^3$$

Chú ý giá trị sau cùng của tích lũy sẽ bằng zero. Nghĩa là bể điều hòa không chứa nước để sẵn sàng cho ngày tiếp theo.

Bước 8:

Tìm thể tích cần thiết của bể điều hòa.

Thể tích cần thiết của bể điều hòa đối với một ngày là lượng tích lũy cực đại. Trong trường hợp đang xét, là $882,72 \text{ m}^3$ lúc 8 giờ (cột 6). Tuy nhiên, cần cung cấp từ 20 – 50% dung tích dư để cho lưu lượng thay đổi không mong muốn, lắp đặt thiết bị, và sự lắng đọng bồi đắp bể của chất rắn. Như vậy tổng thể tích bể lưu sẽ là:

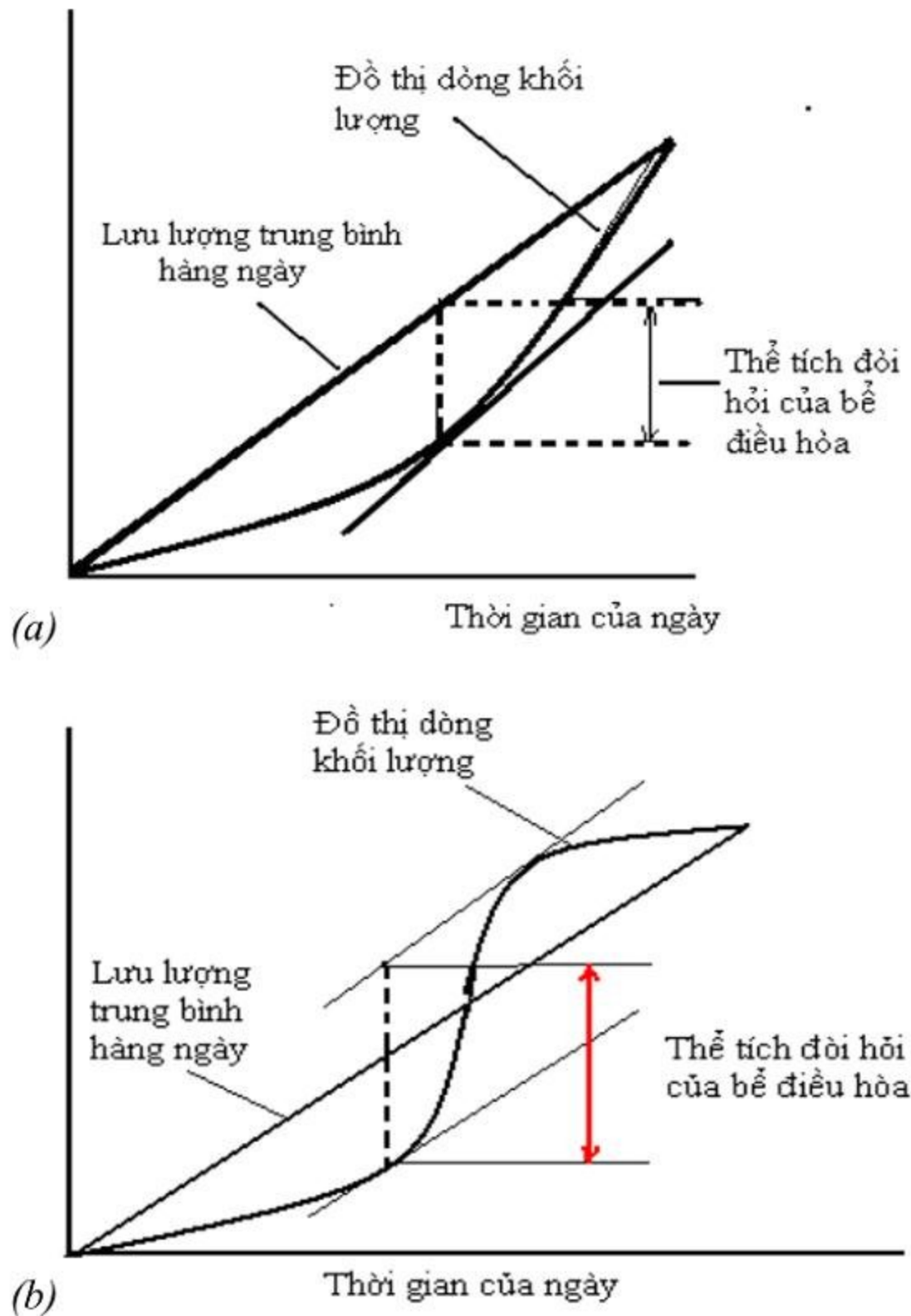
$$\text{Tổng thể tích bể} = 882,72 \text{ m}^3 \times 1,35 = 1192 \text{ m}^3$$

2- Phương pháp giải bằng đồ thị (hình 2.15)

Bước 1: Tính thể tích tích lũy tương tự như trong phần 1

Bước 2: Vẽ đồ thị giữa ngày trên trục X (điểm gốc là giữa đêm) theo thể tích tích lũy trên trục Y

Bước 3: Nối điểm ban đầu và điểm cuối của đồ thị. Kết quả cho lưu lượng trung bình hàng ngày (m^3/d).



Hình 2.15: Đồ thị xác định thể tích bể điều hòa
(a) lưu lượng đạt cực đại một lần trong ngày;
(b) lưu lượng nước thải đạt cực đại hai lần trong ngày

Bước 4: Vẽ hai đường song song theo lưu lượng trung bình và đường tiếp tuyến tới đường cong ở điểm cao nhất và điểm thấp nhất.

Bước 5: Xác định thể tích đòi hỏi của bể điều hòa

Chất rắn lắng trong bể lắng cát thuộc lắng phân tán tuân theo Định luật Stocke. Để lắng có hiệu quả, vận tốc lắng, V_s phải bằng hoặc lớn hơn vận tốc ngang, V_0 của dòng nước thải vào bể lắng ($V_s \geq V_0$).

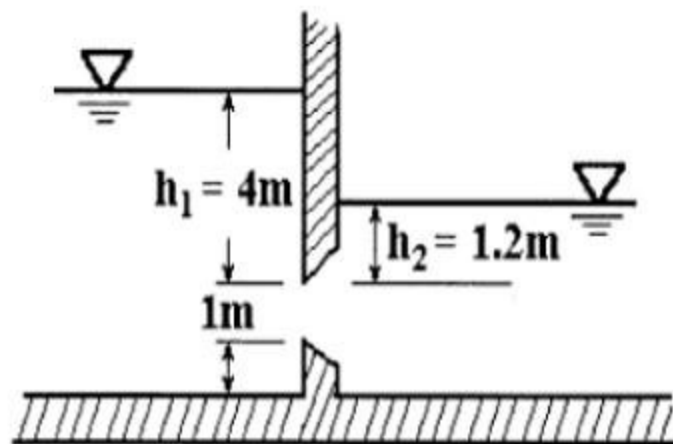
CÂU HỎI ÔN TẬP VÀ BÀI TẬP

Câu hỏi lý thuyết

1. Hãy cho biết mục đích của song chắn rác và bể lắng cát
2. Tại sao phải thiết kế đập chắn? Đập chắn có ý nghĩa gì trong hệ thống lắng của nhà máy xử lý nước thải?
3. Khi thiết kế bể lắng cát phải chú ý đến những điểm gì?
4. Tại sao lại phải xây dựng bể điều hòa? Trong hệ thống xử lý nước thải nào không cần phải có bể điều hòa?
5. Trình bày các bước tính toán thiết kế xây dựng bể điều hòa.
6. V_s là vận tốc lắng của hạt rắn, V_0 là vận tốc ngang của nước thải trong bể lắng cát. Trong điều kiện nào thì hạt cát lắng hoàn toàn trong bể lắng cát?

Bài tập

1. Song chắn rác cơ học được sử dụng trong một kênh dẫn nước thải với tốc độ cực đại là $1m/s$. Các thanh chắn rác có độ dày bằng 15 mm và độ rộng của khe hở bằng 25 mm . Xác định:
 - a) Tốc độ giữa các thanh
 - b) Giảm thủy lực theo đơn vị m
2. Lưu lượng trung bình được thiết kế của một nhà máy xử lý nước thải là $0,438\text{ m}^3/s$. Thiết kế bể lắng cát sục khí khi thời gian lưu của lưu lượng đỉnh là 4,0 phút (thông thường từ 3 – 5 phút). Cho hệ số lưu lượng trung bình tới lưu lượng đỉnh bằng 3.
3. Mức nước ở trên dòng chảy và dưới dòng chảy tương ứng là 4,0 và 1,2 m (minh họa trong hình dưới đây). Một lỗ hình chữ nhật có mép nhọn với kích thước cao 1m và rộng 1,2 m . Tính lưu lượng thải Q .



- 1- Một bể kiểm soát lưu lượng hình chữ nhật có một đập chắn hình chữ nhật có chiều dài $1,5\text{ m}$. Dòng vào bể là $0,283\text{ m}^3/\text{s}$. Đỉnh của đập cách đáy của bể $1,2\text{ m}$. Tính độ sâu của bể.
- 2- Thiết kế bể lắng cát hình chữ nhật. Cho biết các thông tin sau đây: lưu lượng $Q = 0,5787\text{ m}^3/\text{s}$; đường kính của hạt tối thiểu có thể lắng $d = 0,20\text{ mm}$; tỷ trọng của hạt bằng $2,65$; tốc độ dòng chảy ngang bằng $0,30\text{ m/s}$; độ sâu lý thuyết của bể bằng $1,0\text{ m}$. Tính kích thước và độ dốc của bể lắng cát.
- 3- Một nhà máy xử lý nước thải sẽ tiếp nhận lưu lượng $35000\text{ m}^3/\text{d}$. Tính diện tích bề mặt, thể tích và thời gian lưu của bể lắng cát hình chữ nhật sâu 3 m sẽ tách cát có tỷ trọng $\geq 1,9$ và kích thước $\geq 0,2\text{ mm}$.

Chương 3

LẮNG, KEO TỤ VÀ TUYỀN NỔI

Mục tiêu chương 3. Sau khi học xong chương này, sinh viên:

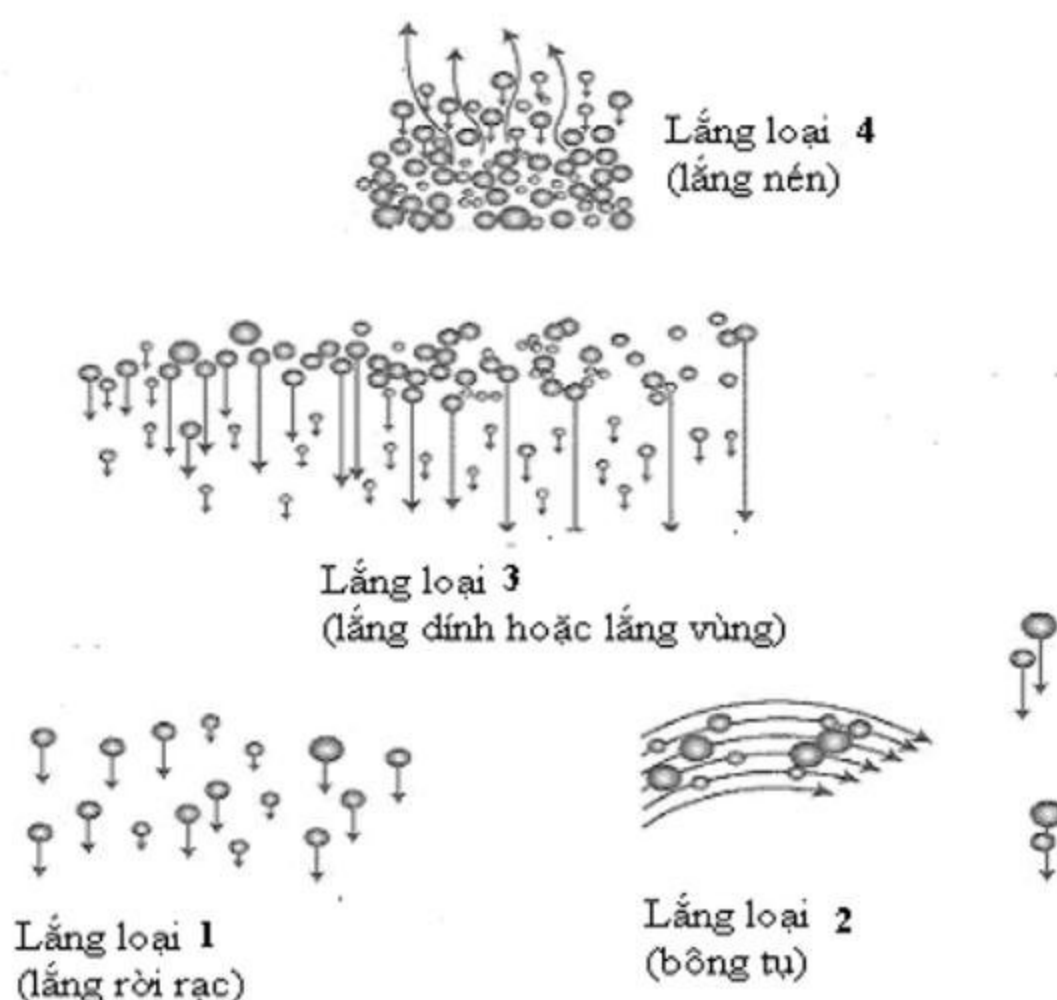
- *Nắm được lý thuyết cơ bản của quá trình lắng, quá trình keo tụ /bông tụ trong xử lý nước thải*
- *Thiết kế được hệ thống keo tụ / bông tụ*
- *Nắm được phương pháp tính và thiết kế bể lắng đợt I cho lắng loại 2*
- *Thiết kế được bể lắng đợt II cho lắng dính và lắng vùng (lắng loại 3 và loại 4).*
- *Nắm được đặc trưng và khả năng áp dụng của các loại bể lắng.*

3.1. QUÁ TRÌNH LẮNG

Lắng là quá trình nhằm tách chất rắn ra khỏi dịch lỏng. Quá trình tách này rất phức tạp vì các hạt rắn không có một hình dáng, khối lượng riêng và kích thước cố định. Để đơn giản hóa trong nghiên cứu lý thuyết lắng, người ta thường đưa ra một hệ lắng lý tưởng, trong đó các hạt rắn có tính chất lắng tương đối giống nhau được phân loại thành kiểu lắng loại 1, 2, 3 và loại 4.

- **Loại 1:** lắng của các hạt rắn phân tán ở nồng độ thấp. Không có sự bông tụ và tương tác lẫn nhau giữa các hạt rắn.
- **Loại 2:** lắng của các hạt ở nồng độ thấp có sự liên kết hoặc bông tụ giữa các hạt. Khi sự kết hợp giữa các hạt xảy ra, khối lượng sẽ tăng lên dẫn đến tốc độ lắng nhanh lên.
- **Loại 3:** lắng dính hay lắng vùng. Các chất rắn ở nồng độ cao sẽ đẩy lẫn nhau ngăn cản tốc độ lắng. Ngoài lực đẩy, khoảng trống giữa các hạt rắn rất nhỏ để cho dòng chảy của dịch chất chảy xung quanh hạt rắn tạo ra động lực cho hạt rắn lắng.
- **Loại 4:** lắng vùng (hay lắng nén), trong quá trình lắng, nước bị đẩy khỏi chất rắn tạo thành lớp lắng nén khá chặt.

Hình 3.1 dưới đây minh họa lắng loại 1, loại 2, loại 3 và loại 4. Lắng loại 3 và loại 4 diễn hình trong bể lắng bậc II xử lý bùn hoạt tính.



Hình 3.1: Các kiểu lắng loại 1, 2, 3 và 4

3.1.1. Lắng của các hạt rời rạc

Khi nồng độ của các hạt rắn thấp, mỗi một hạt rắn sẽ lắng rời rạc và không bị tác động bởi các hạt rắn khác. Tốc độ lắng của một hạt rắn đơn lẻ trong chất lỏng dưới tác dụng của trọng lực sẽ tăng lên khi khối lượng riêng của hạt lớn hơn khối lượng riêng của chất lỏng. Vận tốc lắng của hạt rắn bị ngăn cản bởi lực của dòng chảy chất lỏng. Tốc độ lắng của hạt rắn trở nên không đổi khi có sự cân bằng của các lực này. Tốc độ lắng ở giai đoạn cân bằng lực được gọi là tốc độ lắng tới hạn.

Hầu hết các tính toán lý thuyết và thực tế đối với tốc độ lắng, đều giả thiết hạt rắn có dạng hình cầu. Phương trình tổng quát đối với tốc độ lắng tới hạn của hạt rắn hình cầu xuất phát từ sự cân bằng các lực tác dụng lên hạt rắn. Đó là lực kéo (D), lực nâng (B) và trọng lực (W), (hình 3.2).

Lực trọng trường tác động lên hạt rắn (trọng lượng), W được xác định bởi công thức:

$$W = -\rho_l g \frac{4}{3} \pi r^3 = -\rho_l g \frac{\pi}{6} d^3 \quad (3.1)$$

Trong đó:

ρ_l - khối lượng riêng của hạt rắn hình cầu, kg/m^3

d – đường kính của quả cầu, m

r – bán kính của quả cầu, m

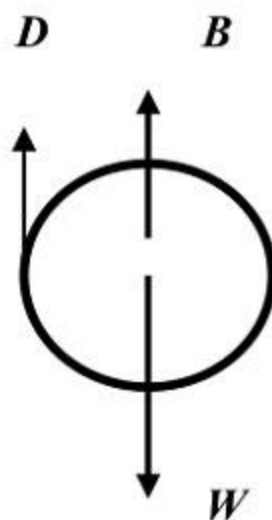
g – gia tốc trọng trường, m/s^2

Lực nâng quả cầu do sự thay thế dịch chất, B :

$$B = \rho g \frac{4}{3} \pi r^3 = \rho g \frac{\pi}{6} d^3 \quad (3.2)$$

Trong đó:

ρ - khối lượng riêng của dịch chất



Hình 3.2: Các lực tác động lên hạt rắn hình cầu trong quá trình lắng

Lực kéo quả cầu D bằng:

$$D = \frac{1}{2} \rho C_D \left(\frac{\pi}{4} d^2 \right) V_s^2 \quad (3.3)$$

C_D – hệ số kéo (vô hướng)

V_s – tốc độ của hạt, m/s

Động lượng vuông góc đối với quả cầu:

$$\rho_1 \frac{\pi}{6} d^3 \frac{\partial V_s}{\partial t} = W + B + D \quad (3.4)$$

Trong thực tế, hạt rắn gia tốc chỉ trong một thời gian ngắn. Do vậy, chúng ta có thể xem tốc độ cuối khi lực kéo, trọng lực và lực nâng cân bằng:

$$\frac{\partial V_s}{\partial t} = 0 \rightarrow W + B + D = 0 \quad (3.5)$$

$$-\rho_1 g \frac{\pi}{6} d^3 + \rho g \frac{\pi}{6} d^3 + \frac{1}{2} \rho C_D \left(\frac{\pi}{4} d^2 \right) V_s^2 = 0$$

$$\rightarrow V_s^2 = \frac{(\rho_1 - \rho)g \frac{\pi}{6} d^3}{\frac{1}{2} \rho C_D \frac{\pi}{4} d^2}$$

$$V_s = \left[\frac{4}{3} \left(\frac{\rho_1 - \rho}{\rho} \right) \frac{gd}{C_D} \right]^{1/2} \quad (3.6)$$

Trong đó:

C_D – hàm số của số Reynold, R_e

$$R_e = \frac{\phi V_s d \rho}{\eta} \quad (3.7)$$

ϕ là hệ số hình dáng được tính cho các hạt cát không có hình dáng đồng nhất và có giá trị bằng 0,85. Mối quan hệ giữa hệ số kéo C_D và số Reynold được trình bày trong hình 3.3.

Trên đồ thị trong hình 3.3 có thể quan sát được ba vùng rõ rệt:

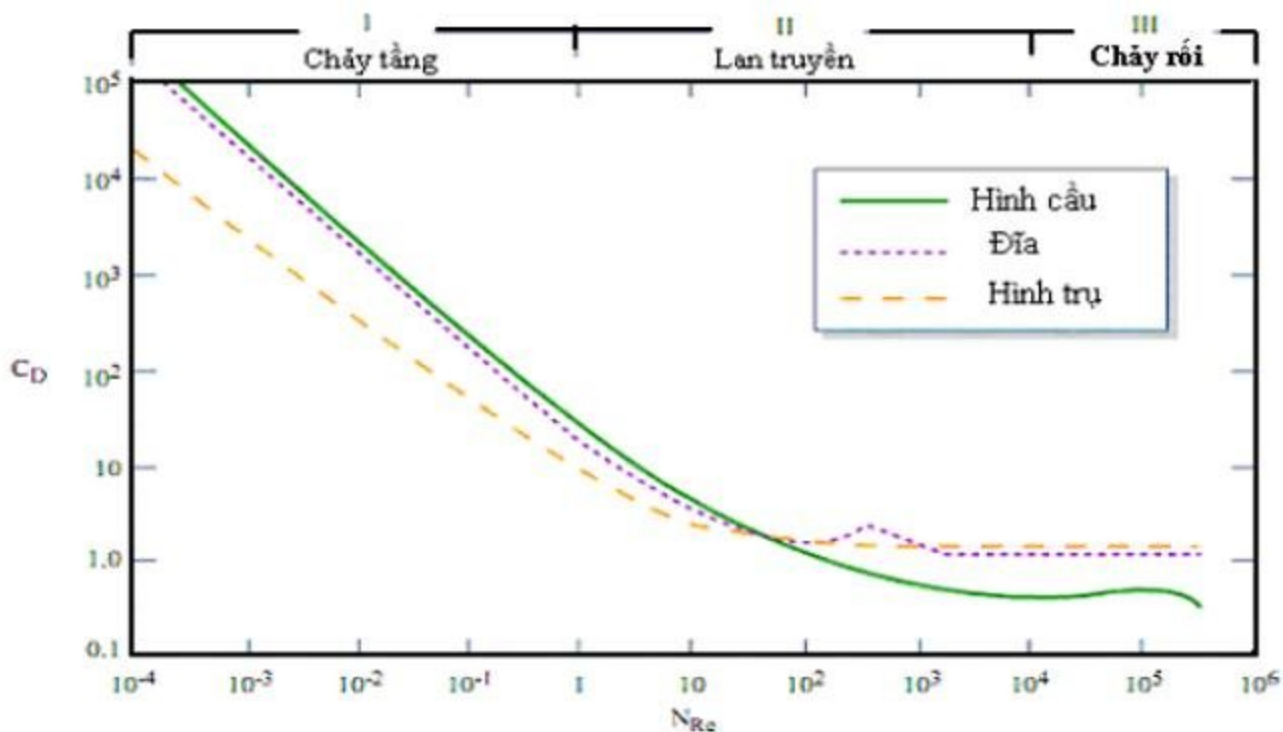
1. Vùng dòng chảy tầng, $R_e < 1$, tại vùng này, lực nhớt lớn hơn rất nhiều so với lực quán tính, do vậy:

$$C_D = 24/R_e \text{ (vùng này không xuất hiện lực kéo).}$$

Tốc độ quả cầu sẽ là:

$$V_s = \frac{gd^2(\rho_1 - \rho)}{18\eta}$$

(Định luật Stocke đối với dòng chảy tầng).



Hình 3.3: Mối quan hệ giữa C_D và R_e

2. Vùng dòng chảy chuyển tiếp, $1 < R_e < 10^4$, tại vùng này, độ nhớt xấp xỉ lực quán tính:

$$C_D = \frac{24}{R_e} + \frac{3}{\sqrt{R_e}} + 0,34 \quad (3.8)$$

3. Dòng chảy rối, $R_e > 10^4$:

$$C_D = 0,4$$

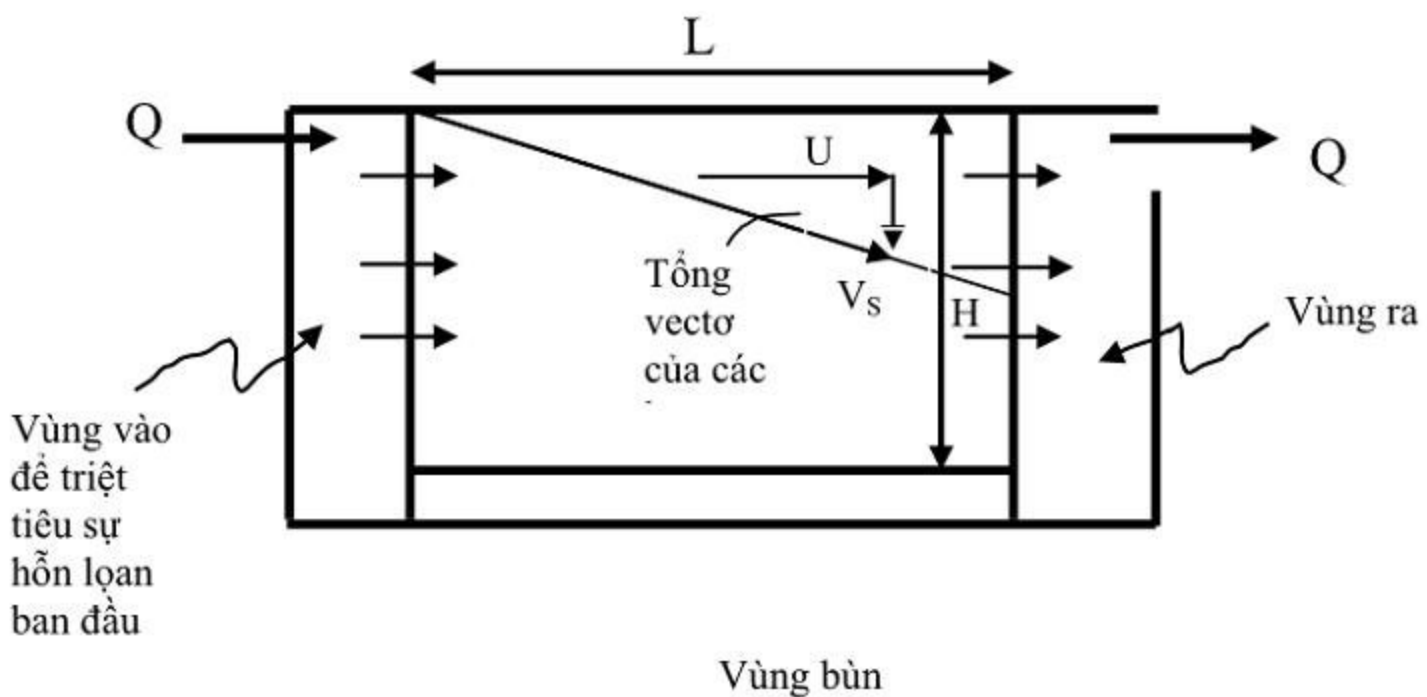
$$V_s \approx \sqrt{\frac{gd(\rho_1 - \rho)}{0,3\rho}} \quad (3.9)$$

Đây là dòng chảy trong bể lắng hình chữ nhật và được mô tả trong hình 3.4.

Thời gian lắng, thời gian lưu và vận tốc ngang trong bể lắng được xác định bằng các biểu thức:

$$\text{Thời gian lắng: } t_s = \frac{H}{V_s} \quad (3.10)$$

$$\text{Thời gian lưu: } t_R = \frac{L}{U} \quad (3.11)$$



Hình 3.4: Dòng chảy trong bể lắng hình chữ nhật

U - vận tốc ngang, m/s và được xác định theo biểu thức:

$$U = \frac{Q}{HW} \quad (3.12)$$

W - chiều rộng của bể (m); HW – diện tích tiết diện của bể theo hướng của dòng chảy, (m^2).

Nếu vận tốc ngang U lớn, hạt rắn dễ bị trở lại trạng thái lơ lửng. Thông thường, vận tốc ngang được lựa chọn: $U \leq 9 \times V_0$.

Để nhận được sự lắng thích hợp với kích thước bể đạt hiệu quả nhất thì $t_R = t_S$ khi $V_S = V_0$ (hình 3.5); V_0 còn được gọi là tải trọng bề mặt (hình 3.5).

Mối quan hệ giữa V_0 , U , H và L được biểu diễn qua các công thức sau đây:

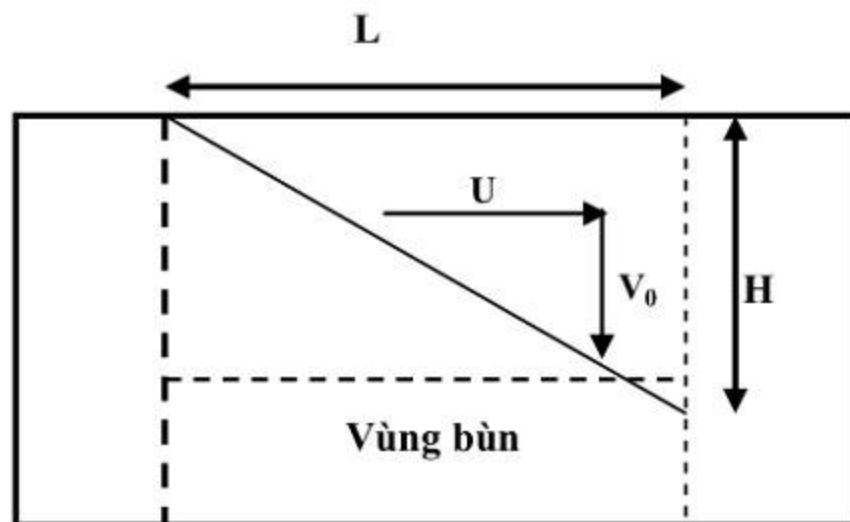
$$\frac{V_0}{U} = \frac{H}{L} \quad (3.13)$$

$$V_0 = \frac{HU}{L} = \frac{H \left(\frac{Q}{HW} \right)}{L} = \frac{Q}{LW} = \frac{Q}{A_p} \quad (3.14)$$

Trong đó:

A_p – diện tích mặt phẳng của bể, m^2

$V_0 = \frac{Q}{A_p}$ - tải trọng bề mặt của bể, (m^3/m^2-d)



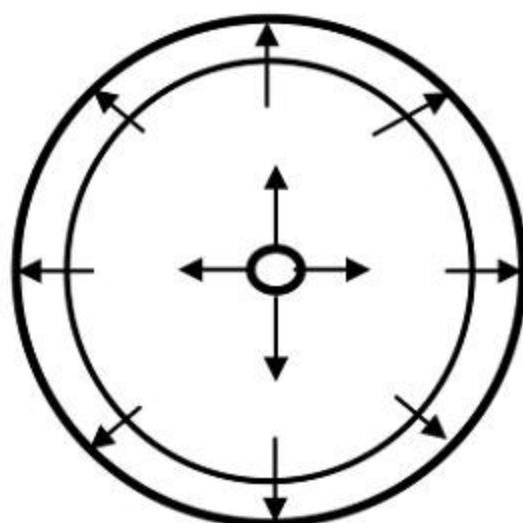
Hình 3.5: Dòng chảy trong bể lắng hình chữ nhật với tải trọng bề mặt V_0

Thông thường bể lắng là bể hình tròn với dòng vào ở trung tâm và dòng ra dọc theo mép bể (hình 3.6 và 3.7). Với bể có bán kính r :

$$U = \frac{Q}{2\pi rH} \quad (3.15)$$

Độ dốc của đường cong trong hình 3.7 được biểu diễn bằng tỷ số của dh/dr :

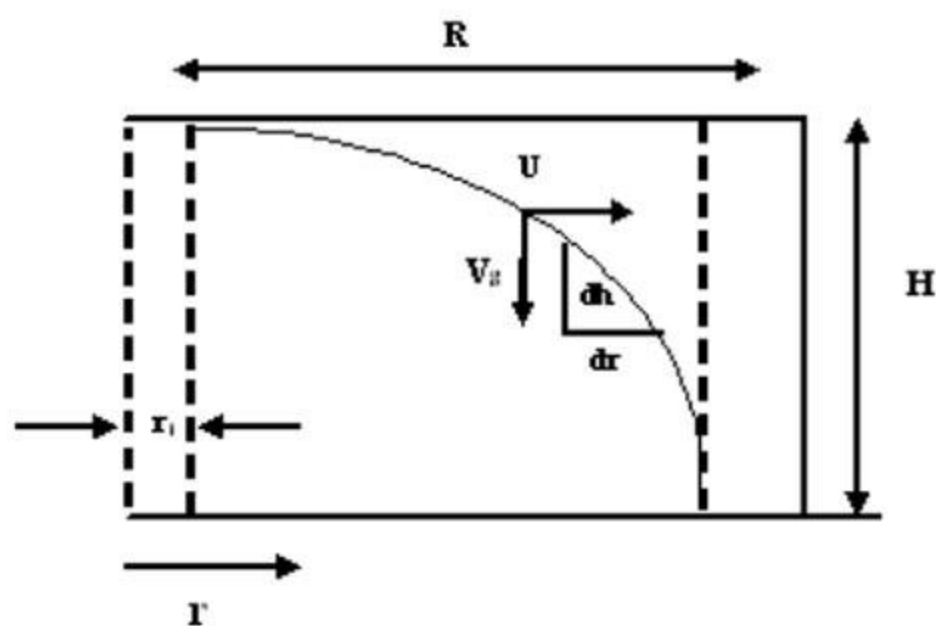
$$\frac{dh}{dr} = \frac{V_s}{U} \quad (3.16)$$



Hình 3.6: Bể lắng tròn

Thay $V_s = V_0$ và U trong phương trình (3.15):

$$\frac{dh}{dr} = \frac{V_0}{U} = \frac{V_0 2\pi r H}{Q}$$



Hình 3.7: Dòng chảy trong bể lắng tròn

Lấy tích phân từ 0 đến H :

$$\int_0^H dh = \frac{V_0 2\pi H}{Q} \int_{r_1}^R r dr \quad (3.17)$$

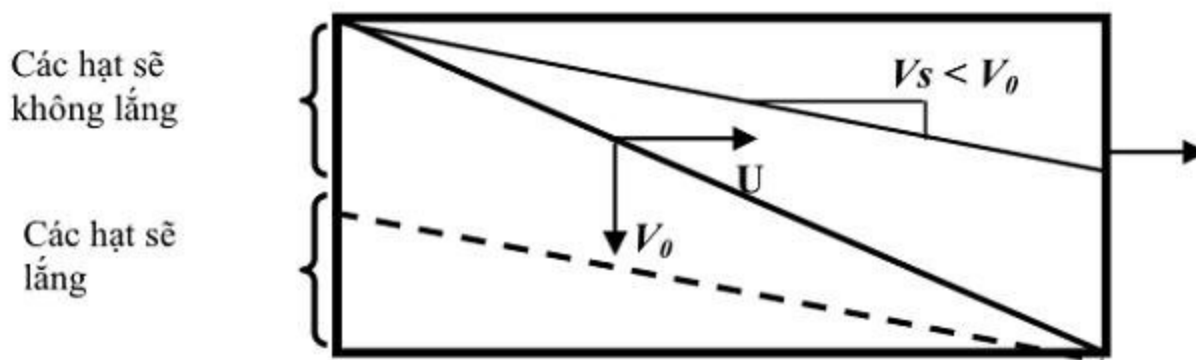
$$H = \frac{V_0 2\pi H}{Q} \frac{r^2}{2} \Big|_{r_1}^R = \frac{HV_0}{Q} 2\pi(R^2 - r_1^2) = \frac{HV_0}{Q} A_p \quad (3.18)$$

$V_0 = \frac{Q}{A_p}$ - tải trọng bề mặt giống như bề hình chữ nhật.

Độ sâu của bể: $H = V_0 \times t_R$

Trong tính toán lý thuyết, người ta đều giả thiết tốc độ lắng là đồng nhất ở mọi thời điểm. Điều này không thể xảy ra trong thực tế, các hạt có kích thước nhỏ hơn có tốc độ lắng $V_S < V_0$ sẽ không lắng đồng thời. Nghĩa là, chúng có thể đi ra khỏi vùng lắng (hình 3.8).

Nếu sự phân bố tốc độ lắng của hạt rắn được biểu diễn bằng hàm số: $F(V_S)$ như được mô tả trong hình 3.9. Trong đó, F là phần các hạt rắn sẽ lắng với tốc độ lắng $\leq V_S$.



Hình 3.8: Khả năng lắng và không lắng của hạt rắn có tốc độ $V_S = V_0$ và $V_S < V_0$

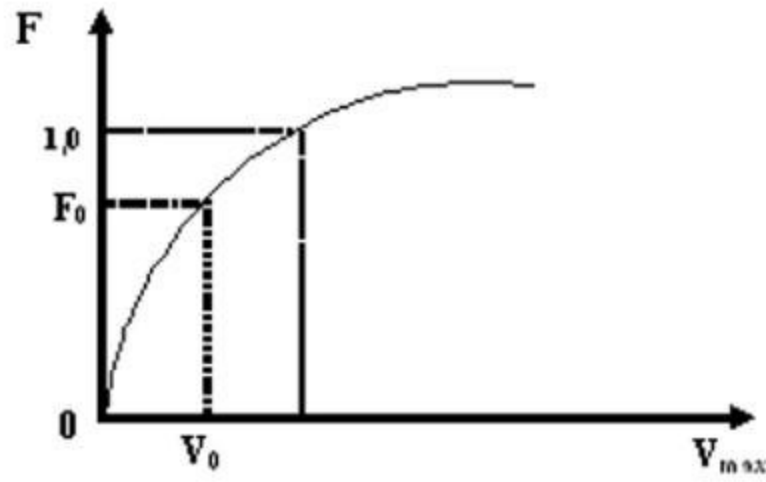
Phần lắng đối với tốc độ ngang của hạt rắn V_0 là:

$$(1 - F_0) + \int_0^{F_0} \frac{V}{V_0} dF = \text{Phần lắng} \quad (3.19)$$

Trong đó:

$(1 - F_0)$ - tất cả các hạt rắn lắng nhanh hơn V_0

$\int_0^{F_0} \frac{V}{V_0} dF$ - phần các hạt có tốc độ nhỏ hơn V_0 sẽ lắng



Hình 3.9: Phân bố tốc độ lắng của hạt rắn

Ví dụ 3.1:

Xác định tốc độ lắng tới của hạt cát có đường kính trung bình bằng 0,5 mm và khối lượng riêng bằng 2600 kg/m^3 , lắng trong nước ở 20°C . Khối lượng riêng của nước ở 20°C bằng $998,2 \text{ kg/m}^3$ và độ nhớt η bằng $1,002 \times 10^{-3} \text{ N.s/m}^2$

Giải:

1. Áp dụng định luật Stocke đối với lắng tới của hạt cát

$$V_s = \frac{gd^2(\rho_1 - \rho)}{18\eta}$$

$$V_s = \frac{9,81 \text{ m/s}^2 (2600 - 998,2) \text{ kg/m}^3 (5 \times 10^{-4} \text{ m})^2}{18 \times 1,002 \times 10^{-3} \text{ N.s/m}^2} = 0,22 \text{ m/s}$$

2. Kiểm tra số Renold, R_e

Áp dụng công thức (3.7) tính số R_e :

$$R_e = \frac{0,85(0,22 \text{ m/s})(5 \times 10^{-4} \text{ m})(998,2 \text{ kg/m}^3)}{1,002 \times 10^{-3} \text{ N.s/m}^2} = 93,2$$

Do số $R_e > 1$, do vậy không thể xác định tốc độ lắng bằng định luật Stocke. Sử dụng phương trình (3.6):

$$V_s = \left[\frac{4}{3} \left(\frac{\rho_1 - \rho}{\rho} \right) \frac{gd}{C_D} \right]^{1/2}$$

3. Xác định hệ số kéo C_D theo công thức (3.8)

$$\begin{aligned}
 a. \quad C_D &= \frac{24}{R_e} + \frac{3}{\sqrt{R_e}} + 0,34 \\
 &= \frac{24}{93,2} + \frac{3}{\sqrt{93,2}} + 0,34 = 0,91
 \end{aligned}$$

b. Tính vận tốc lắng cuối của hạt rắn:

Thay C_D vào phương trình (3.8)

$$\begin{aligned}
 V_s^2 &= \frac{(4/3)(9,81 \text{ m/s}^2)(2600 - 998,2) \text{ kg/m}^3 (5 \times 10^{-4} \text{ m})}{0,91(998,2 \text{ kg/m}^3)} \\
 &= 0,0121 \text{ m}^2/\text{s}^2 \\
 V_s &= 0,11 \text{ m/s}
 \end{aligned}$$

4. Tính lại bước 2 và bước 3 để kiểm tra sự chính xác của vận tốc lắng trong bước 3b

a. Sử dụng tốc độ lắng tính được trong bước 3b để tính lại số R_e :

$$R_e = \frac{0,85(0,11)(5 \times 10^{-4})(998,2)}{1,002 \times 10^{-3}} = 46,5$$

b. Tính lại giá trị C_D :

$$C_D = \frac{24}{46,5} + \frac{3}{\sqrt{46,5}} + 0,34 = 1,30$$

c. Tính lại tốc độ của hạt rắn:

$$\begin{aligned}
 V_s^2 &= \frac{(4/3)(9,81)(2600 - 998,2)(5 \times 10^{-4})}{1,30(998,2)} = 0,0081 \text{ m}^2/\text{s}^2 \\
 V_s &= 0,09 \text{ m/s}
 \end{aligned}$$

5. Lặp lại các bước 2 và 3 sử dụng kết quả trong bước 4. Kết quả thu được: $R_e = 38,1$; $C_D = 1,46$; $V_s = 0,085 \text{ m/s}$

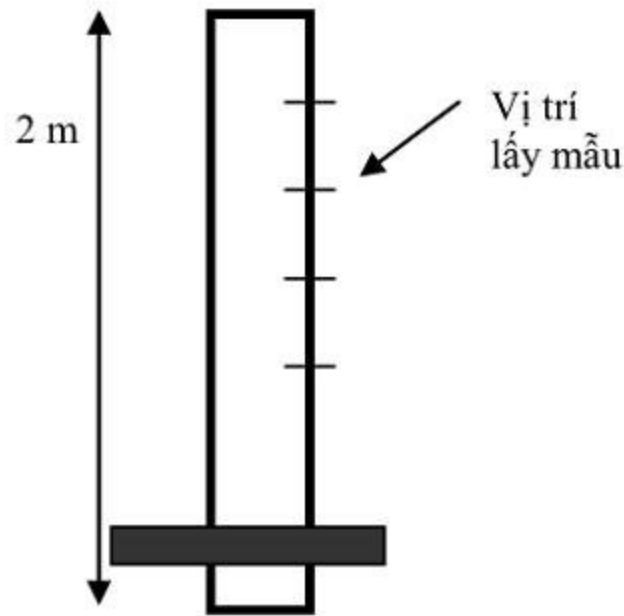
6. Lặp lại các bước 2 và 3 sử dụng kết quả trong bước 5. Kết quả thu được: $R_e = 36,0$; $C_D = 1,51$; $V_s = 0,083 \text{ m/s}$.

3.1.2. Thiết kế bể lắng bậc I cho lắng bông tụ loại 2

Khi thiết kế bể lắng cho lắng loại hai, đòi hỏi phải hiểu biết sự phân bố tốc độ lắng. Thiết bị nghiên cứu lắng phòng thí nghiệm là một cột

lắng bằng plastic, có độ sâu tương đương bề lắng và với đường kính ≥ 5 in, để làm giảm hiệu ứng của thành ống.

Chất rắn lơ lửng được trộn đều, sau đó cho vào cột lắng (hình 3.10). Có thể sử dụng dung dịch kết tủa $\text{Fe}(\text{OH})_3$ hoặc $\text{Al}(\text{OH})_3$ để nghiên cứu lắng.



Hình 3.10. Mô hình cột lắng

Trong mỗi một thời gian nhất định, mẫu được lấy ở các vị trí khác nhau trên cột lắng. Xác định tỷ số hàm lượng chất rắn (C_t) tại thời gian t và nồng độ chất rắn ban đầu (C_0). Vẽ đồ thị biểu diễn sự phụ thuộc vào độ sâu lấy mẫu trên cột lắng theo thời gian. Xây dựng đồ thị các đường cong phần trăm tương đương cách nhau một khoảng bằng 10% (hình 3.11). Phần trăm lắng của chất rắn ở mỗi vị trí lấy mẫu được xác định bằng công thức:

$$R\% = \left(1 - \frac{C_t}{C_0}\right) \times 100 \quad (3.24)$$

Tỷ số tại điểm giao nhau giữa đường đẳng nồng độ và thời gian là tải trọng vận tốc V_0 :

$$V_0 = \frac{H}{t_i} \quad (3.25)$$

Trong đó:

$R\%$ - phần trăm chất rắn bị khử tại thời gian t

C_t – nồng độ chất rắn tại thời gian t ở độ sâu đã biết, mg/l

C_0 – nồng độ ban đầu của chất rắn, mg/l

H – chiều cao của cột, m

t_i – thời gian được xác định tại điểm giao nhau của đường đẳng phần trăm lắng vuông góc với trục thời gian.

Trong thực tế, khi thiết kế bể lắng bậc một, người ta thường nhân thêm hệ số an toàn và lấy bằng 0,65 đối với tải trọng và bằng 1,75 đối với thời gian lưu. Tổng phần trăm chất rắn bị loại được xác định theo công thức:

$$\%R = \sum_{h=1}^n \left(\frac{\Delta h_n}{H} \right) \left(\frac{R_n + R_{n+1}}{2} \right) \times 100\%$$

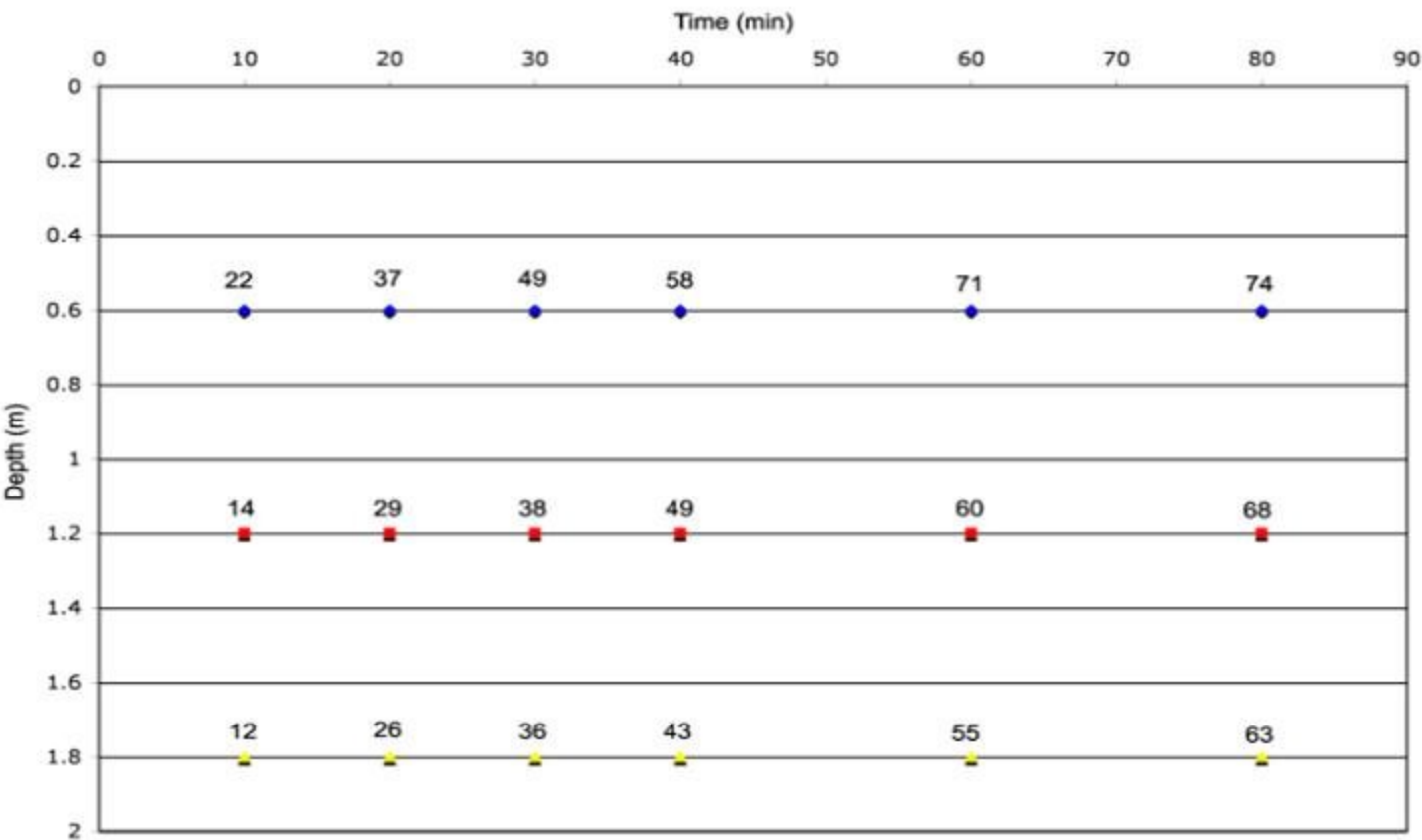
(3.26)

Ví dụ các thí nghiệm cột lắng đo được:

Đơn vị: %

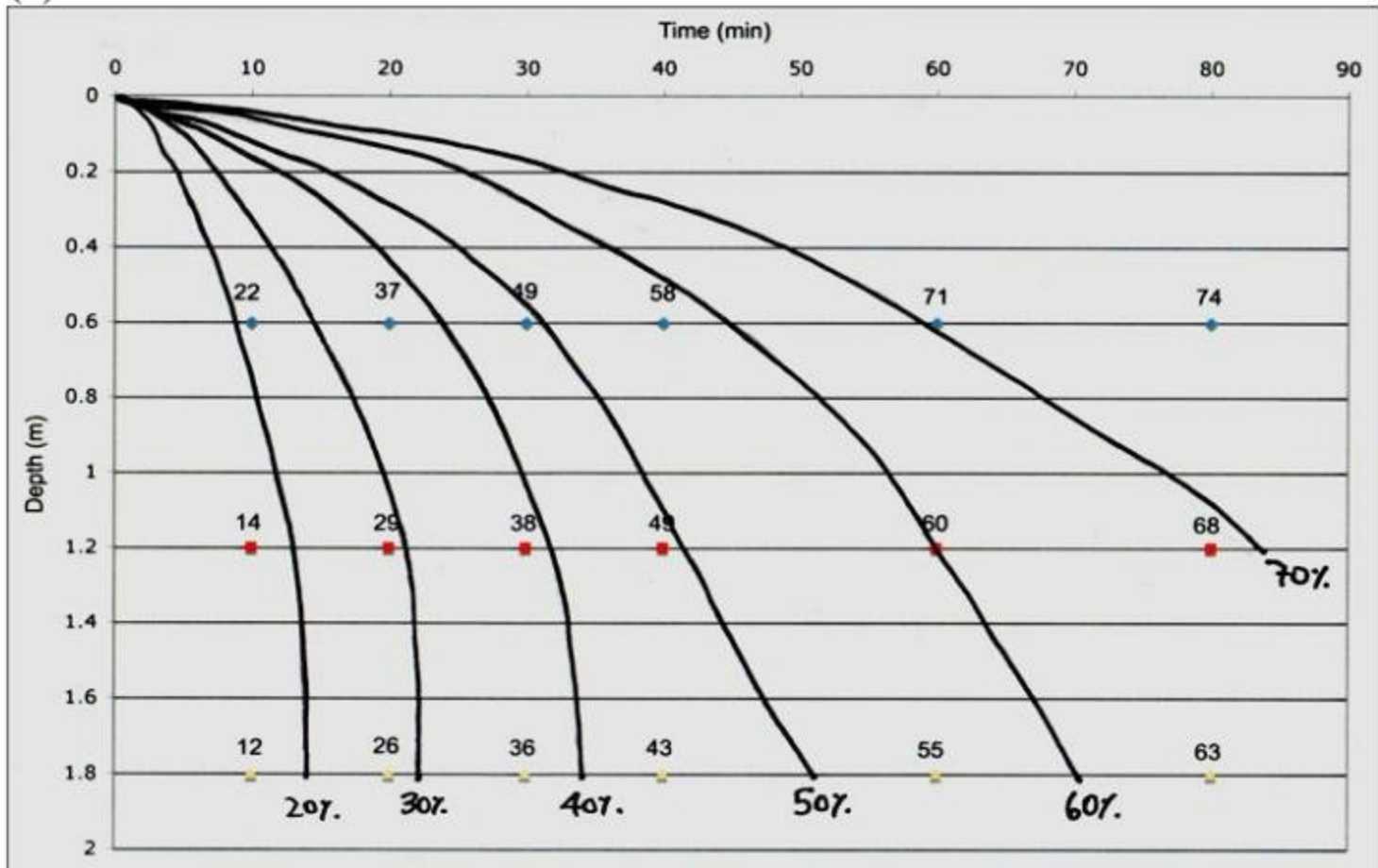
Chiều sâu, m	Thời gian, phút					
	10	20	30	40	60	80
0,6	22	37	49	58	71	74
1,2	14	29	38	45	60	68
1,8	12	26	36	43	55	63

1. Xây dựng đồ thị số liệu

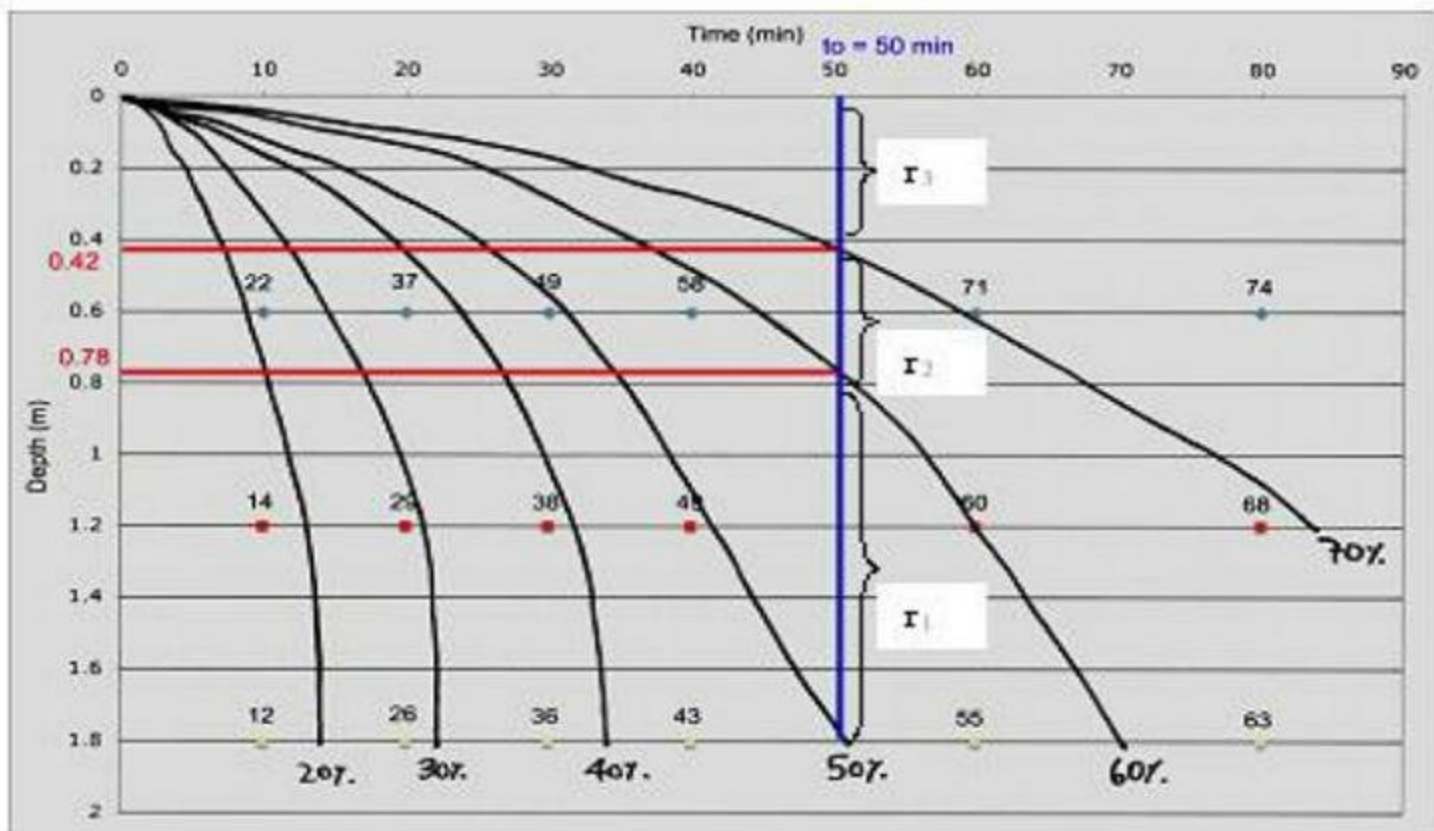


2. Vẽ đồ thị đường cong phần trăm lắng không đổi:

(a)



(b)



Hình 3.11: Đồ thị đường cong phần trăm lắng trong thí nghiệm cột lắng cho lắng loại 2

3. Tính tổng phần trăm chất rắn bị loại

Phương pháp 1:

$$V_0 = (1,8 \text{ m}) / (50 \text{ phút}) = 0,036 \text{ m/phút}$$

Từ đồ thị, ở thời gian t_0 , 50% chất rắn bị loại có $V_s \geq V_0$. Cần thiết phải xác định chất rắn sẽ bị loại, nhưng có $V_s \leq V_0$.

Phần chất rắn thực tế bị loại theo tỷ lệ: h/H trong các vùng r_1 , r_2 và r_3 :

$$r_1 = \frac{(1,8m + 0,7m)}{1,8m} \times (60 - 50) = 7,2\%$$

$$r_2 = \frac{(0,78m + 0,42m)}{1,8m} \times (70 - 60) = 3,3\%$$

$$r_3 = \frac{(0,42m + 0m)}{1,8m} \times (100 - 70) = 3,5\%$$

Tổng phần chất rắn bị loại ở các độ sâu được cộng với phần đã bị loại có $V_s \geq V_0$

$$\%R = 50\% + 7,2\% + 3,3\% + 3,5\% = 64\%$$

Phương pháp 2:

Áp dụng công thức (3.26).

$$r_1 = \frac{(1,8 - 0,78)m}{1,8m} \times \frac{(60 + 50)\%}{2} = 31\%$$

$$r_2 = \frac{(0,78 - 0,42)m}{1,8} \times \frac{(70 + 60)\%}{2} = 13\%$$

$$r_3 = \frac{(0,42 - 0)m}{1,8} \times \frac{(100 + 70)\%}{2} = 19,8\%$$

Tổng chất rắn bị loại:

$$R\% = r_1 + r_2 + r_3 = 31\% + 13\% + 19,8\% = 64\%$$

3.1.3. Một số loại bể lắng bậc I để lắng bông tụ loại 2

Mục đích: để loại các chất hữu cơ có khả năng lắng trong một bể lớn ở điều kiện thụ động với:

- Hiệu suất khử của bể lắng:
 - BOD₅: từ 30% đến 40%
 - TSS: từ 50% đến 70%

- Chất rắn lắng: được thu bằng thiết bị nạo vào hồ thu bùn, từ hồ bùn chúng được bơm ra nơi xử lý bùn.
- Dầu, mỡ và các vật liệu trôi nổi khác được thu bằng thiết bị gạt ở bề mặt.
- Nước sau khi lắng thải qua đập vào hệ thống xử lý tiếp theo.

Một số loại bể lắng bậc một thường được thiết kế trong hệ thống xử lý nước thải gồm:

- Lắng ngang
- Lắng chất rắn tiếp xúc
- Lắng bề mặt nghiêng

Tiêu chuẩn thiết kế bể lắng bậc một cho xử lý bậc I, xử lý bậc II và bùn tuần hoàn đưa ra trong bảng 3.1.

Bảng 3.1. Các tham số điển hình trong thiết kế bể lắng

	Trong khoảng	Điển hình
BỂ LẮNG BẬC I CHO XỬ LÝ BẬC II		
Thời gian lưu (h)	1,5 – 2,5	2
Tải trọng bề mặt khi lưu lượng trung bình ($m^3/m^2 d$)	30 – 50	40
Ở lưu lượng đỉnh theo giờ ($m^3/m^2 d$)	80 – 120	100
Tải trọng đập ($m^3/m d$)	125 – 500	250
BỂ LẮNG BẬC I VỚI Bùn HOẠT TÍNH TUẦN HOÀN		
Thời gian lưu (h)	1,5 – 2,5	2
Tải trọng khi lưu lượng trung bình ($m^3/m^2 d$)	24 – 32	28
Ở lưu lượng đỉnh theo giờ ($m^3/m^2 d$)	48 – 70	60
Tải trọng đập ($m^3/m d$)	125 – 500	250
BỂ HÌNH CHỮ NHẬT CHO XỬ LÝ BẬC I		
Độ sâu (m)	3 – 4,9	4,3
Chiều dài (m)	15 – 90	24 – 40
Chiều rộng (m)	3 – 24	4,9 – 9,8
Tốc độ lan truyền ($m/phút$)	0,6 – 1,2	0,9

BỂ HÌNH TRÒN CHO XỬ LÝ BẬC I		
Độ sâu (m)	3 – 4,9	4,3
Đường kính (m)	3 – 60	12 – 45
Độ dốc đáy (mm/mm)	1/16 – 1/6	1/12
Tốc độ lan truyền (r/phút)	0,02 – 0,05	0,03

Nguồn: Metcalf & Eddy, 2003

3.1.3.1. Bể lắng dòng chảy ngang

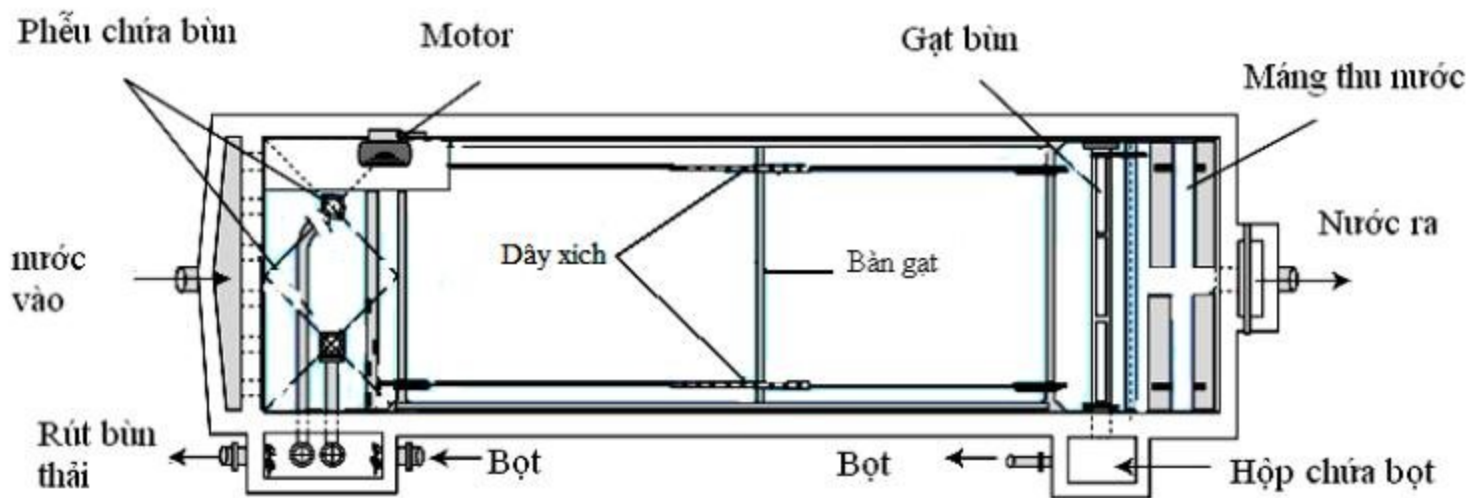
Ưu điểm:

- Chiếm ít diện tích khi nhiều đơn vị xử lý được sử dụng.
- Kinh tế hơn vì sử dụng các tường chung cho nhiều đơn vị.
- Dễ che chắn để kiểm soát mùi.
- Tạo khoảng cách dài để lắng dễ xảy ra.
- Ít có dòng chảy quẩn.
- Tiêu thụ năng lượng ít khi thu bùn.

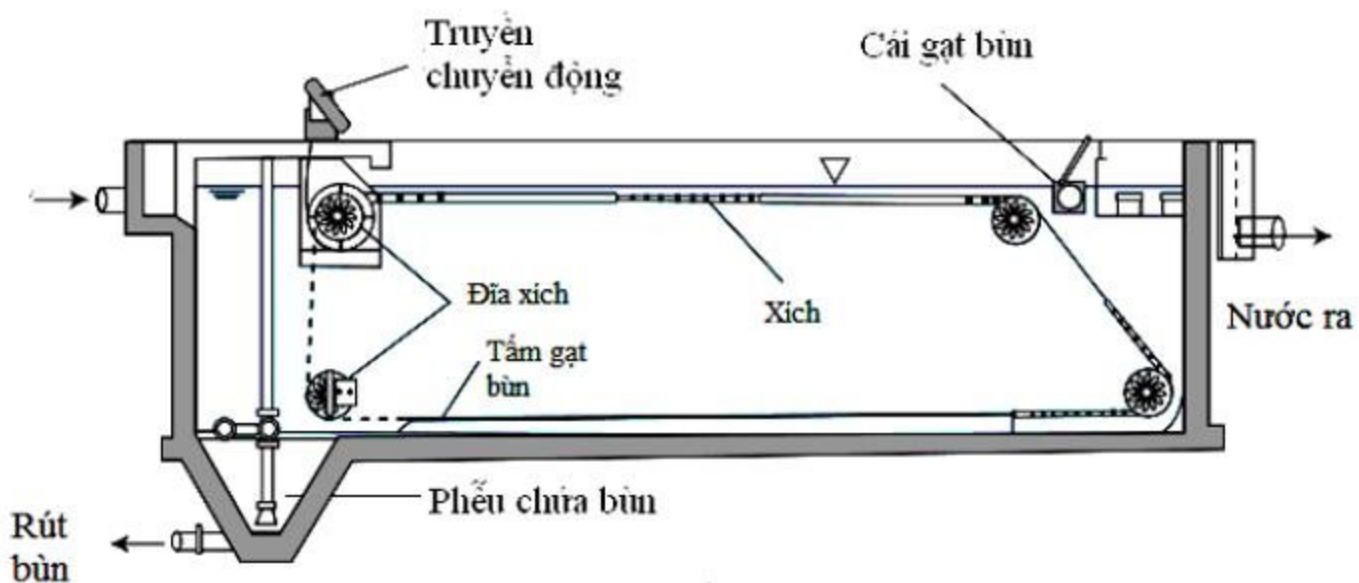
Nhược điểm:

- Có những khoảng không gian không làm việc.
- Nhạy cảm với dòng dâng.
- Hạn chế chiều rộng bởi các thiết bị thu bùn.
- Đòi hỏi nhiều đập chắn để duy trì tải trọng thấp.
- Chi phí cao cho bảo quản hệ thống thu gom bùn.

Bể lắng dòng chảy ngang được minh họa trong hình 3.12



a) Hình chiếu bằng



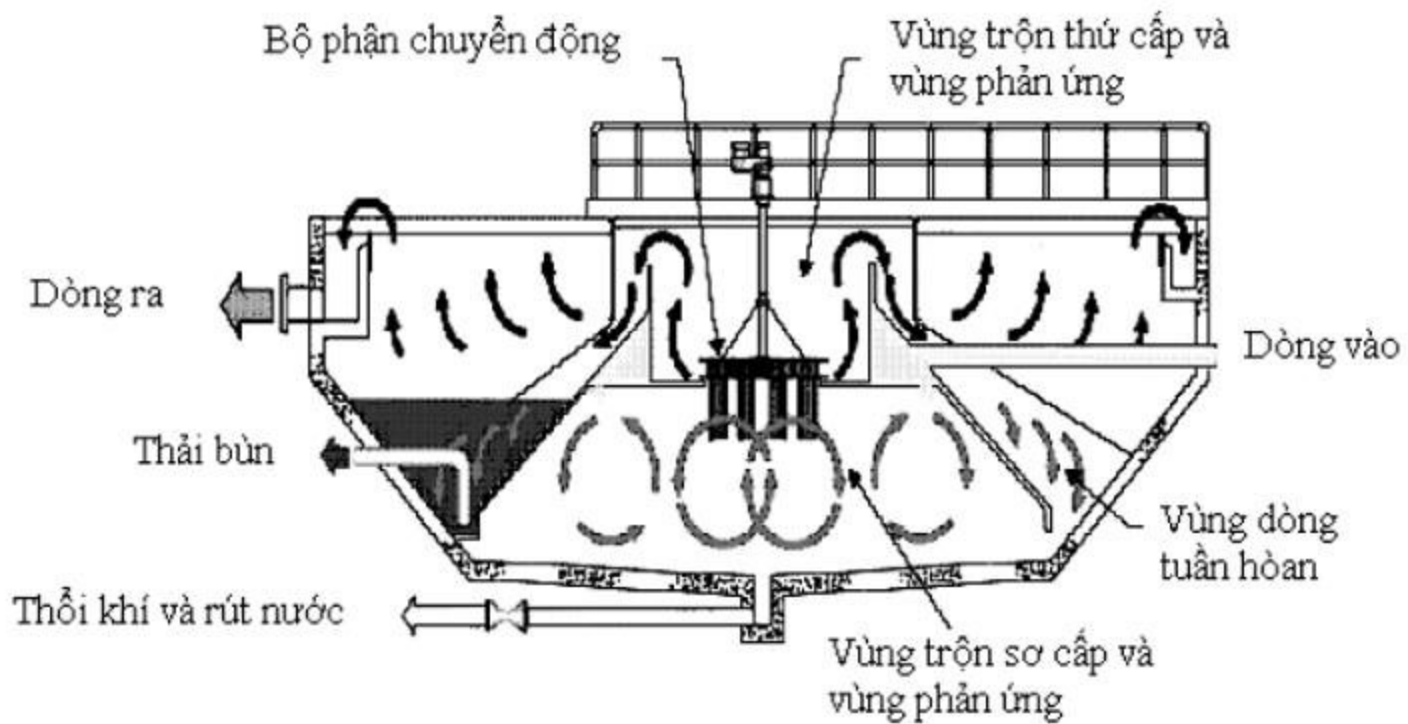
b) Hình cắt dọc

Hình 3.12: Sơ đồ bể lắng ngang hình chữ nhật

3.1.3.2. Bể lắng chất rắn tiếp xúc

Mô tả bể lắng chất rắn tiếp xúc:

- Chất rắn vào bể tiếp xúc với chất rắn trong lớp bùn. Lớp bùn hoạt động như tấm chắn, các chất rắn tập hợp lại với nhau thành các hạt có kích thước lớn hơn ở lại bên trong lớp bùn. Chất lỏng dâng lên, trong khi đó mặt phân cách giữ chất rắn ở phía dưới (hình 3.13). Đặc điểm chung của bể lắng chất rắn tiếp xúc bao gồm:
- Thực hiện thủy lực và thời gian lưu tốt hơn đối với lượng chất rắn tương đương bị loại trong bể lắng ngang.
- Bể lắng có thể là bể tròn hoặc bể hình chữ nhật.
- Không thích hợp đối với bùn sinh học vì thời gian lưu bùn dài có thể tạo ra mùi hôi thối khó chịu.



Hình 3.13: Bể lắng chất rắn tiếp xúc

3.1.3.3. Bể lắng tấm nghiêng

Các hệ thống lắng nghiêng được mô tả trong hình 3.14. Bể lắng nghiêng nói chung bao gồm các tấm phẳng hoặc các ống được lắp đặt trong bể lắng trên cơ sở hướng di chuyển của dịch chất liên quan đến hướng lắng của chất lơ lửng:

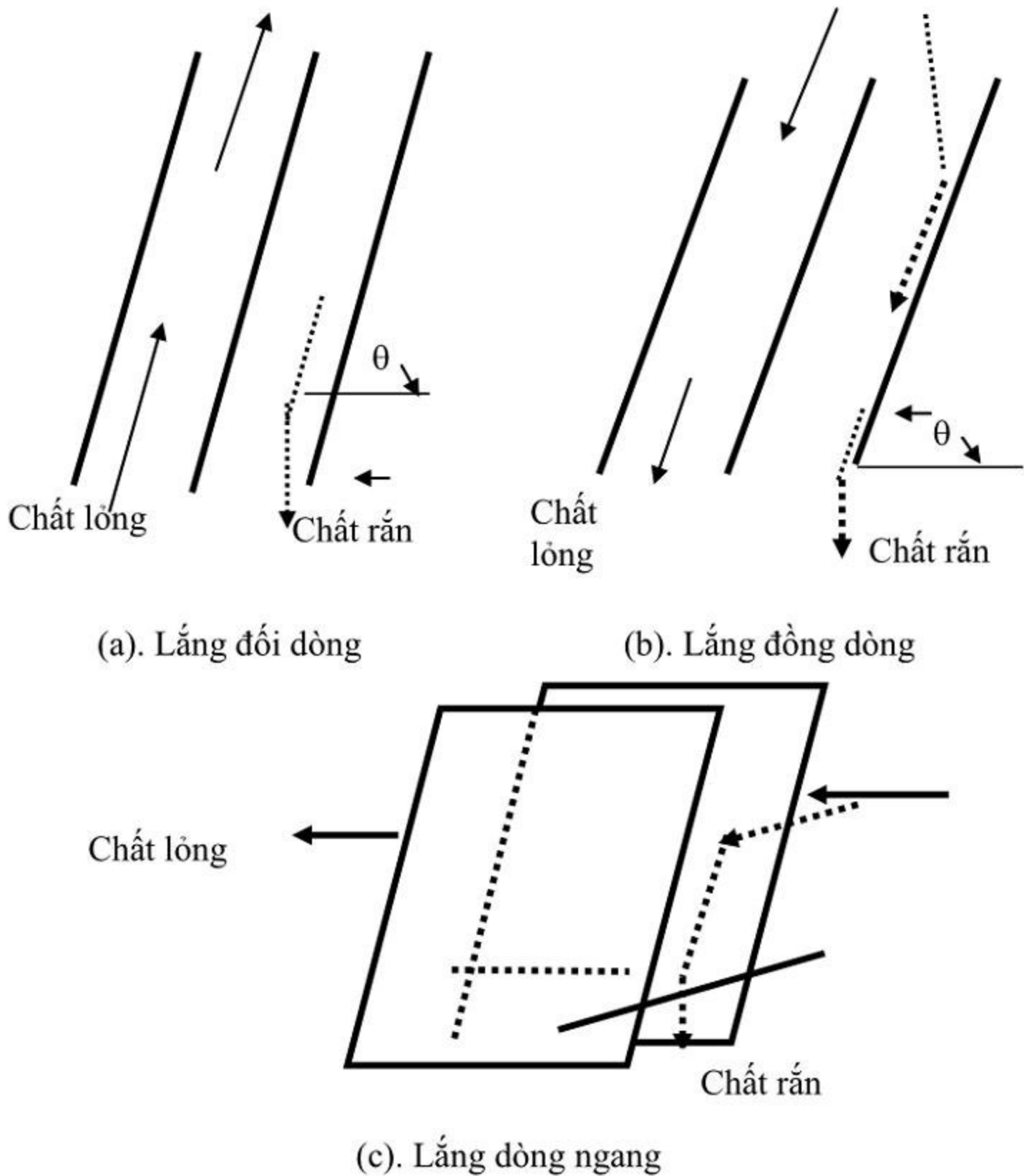
- Đối dòng
- Đồng dòng
- Dòng ngang

Mục đích đặt các tấm hoặc các ống để tăng diện tích lắng và giảm độ sâu của bể lắng. Từ công thức xác định tốc độ lắng $V_s \geq V_0$ của hạt rắn:

$$V_0 = \frac{Q}{A} \quad (3.27)$$

Q – lưu lượng (hằng số), A – diện tích bề mặt bể lắng.

Khi tăng diện tích bề mặt bể lắng, tốc độ V_0 sẽ giảm dần đến tăng hiệu quả lắng của hạt rắn.



Hình 3.14. Các kiểu lắng tấm nghiêng

1. Lắng đôi dòng

Thời gian t cho hạt rắn lắng một khoảng cách giữa hai bề mặt nghiêng song song với nhau được xác định bằng công thức:

$$t = \frac{W}{V_s \cos \theta} \quad (3.28)$$

W – khoảng cách vuông góc giữa các bề mặt, θ là góc nghiêng so với hướng của dòng chảy. Chiều dài bề mặt L_P , đủ cho thời gian lắng t nếu tốc độ của chất lỏng là V_0 :

$$L_p = \frac{W(V_0 - V_s \sin \theta)}{V_s \cos \theta} \quad (3.29)$$

Điều kiện để hạt lơ lửng lắng là $V_0 \geq V_s$:

$$V_s \geq \frac{V_0 W}{L_p \cos \theta + W \sin \theta} \quad (3.30)$$

2. Lắng đồng dòng

Trong lắng đồng dòng, thời gian để các hạt lắng trong một khoảng cách vuông góc giữa hai bề mặt tương tự như lắng đối dòng. Chiều dài bề mặt được xác định dựa trên dòng dịch chất hướng xuống dưới:

$$L_p = W \frac{(V_0 + V_s \sin \theta)}{V_s \cos \theta} \quad (3.31)$$

Điều kiện để khử hạt rắn lơ lửng:

$$V_s \geq \frac{V_0 W}{L_p \cos \theta - W \sin \theta} \quad (3.32)$$

3. Lắng dòng ngang

Thời gian cho hạt lơ lửng lắng một khoảng cách vuông góc giữa hai bề mặt tấm nghiêng cho trong phương trình (3.28). Dòng chất lỏng nằm ngang không tương tác với tốc độ lắng vuông góc của hạt rắn, do vậy:

$$L_p = \frac{V_0 W}{V_s \cos \theta} \quad (3.33)$$

và

$$V_s \geq \frac{V_0 W}{L_p \cos \theta} \quad (3.34)$$

4. Các dạng hình học dòng chảy khác

Ba kiểu lắng phân tích ở trên chỉ áp dụng cho các hệ tấm phẳng đặt song song với nhau. Để đơn giản hóa cho các dạng hình học khác, người ta đưa ra một tham số S_c , được định nghĩa như sau:

$$S_c = V_s \frac{(\sin \theta + L_r \cos \theta)}{V_0} \quad (3.35)$$

$L_r = L/W$ là chiều dài tương đối của tấm lắng.

Tốc độ lắng V^* là đại lượng được xác định trong trường hợp đặc biệt, khi tất cả các hạt với tốc độ V_0 hoặc lớn hơn tốc độ khử, V_s , sẽ lắng

đối với bề mặt đặt song song, $S_c = 1$. Tuy nhiên, giá trị S_c đối với các ống tròn bằng $4/3$ và đối với ống hình dẫn hình vuông, $S_c = 11/8$.

Thiết kế tải trọng cũng được xác định bằng V^* :

$$V^* = \frac{K_3 K V_s}{L_r} \quad (3.36)$$

trong đó K_3 là hằng số và bằng $8,64 \times 10^2 \text{ m}^3/\text{d.m}^2$, và:

$$K = \frac{S_c L_r}{\sin \theta + L_r \cos \theta} \quad (3.37)$$

Đối với các giá trị đã cho và khoảng không của bề mặt khi $\theta = 0$, phương trình (3.37) trở thành:

$$\frac{S_c}{L} = \text{const} \quad (3.38)$$

Ví dụ 3.2:

Một bể lắng được lắp đặt 2 m các tấm phẳng nghiêng hình vuông. Mỗi tấm cách nhau 2 in. Góc đặt nghiêng của các tấm có thể thay đổi từ 50° đến 85° . Lối vào và lối ra của bể có thể lắp đặt sao cho bể có thể sử dụng đối với các kiểu lắng đối dòng hoặc đồng dòng hoặc dòng ngang. Nếu như không cần thiết xử lý các vấn đề về thủy lực do phân bố dòng chảy, vậy sắp đặt các tấm nghiêng như thế nào là tốt nhất?

Giải:

Từ các phương trình (3.30-3.34), xác định tỷ lệ V_0/V_s đối với lắng đối dòng ở góc nghiêng $\theta = 85^\circ$:

$$\frac{V_s}{V_0} = \frac{50}{2000 \cos 85^\circ + 50 \sin 85^\circ} = \frac{50}{174,3 + 49,8} = 0,223$$

Bài toán đặt ra cần có giá trị nhỏ nhất của V_0 trong vùng góc nghiêng θ . Các giá trị V_0 thu được của lắng ngược dòng, đồng dòng và dòng ngang ở các góc nghiêng khác nhau đưa ra trong bảng dưới đây:

Góc (θ)	5	15	30	45	60	75	85
Đối dòng (V_s/V_0)	0,025	0,026	0,028	0,035	0,048	0,088	0,223
Đồng dòng (V_s/V_0)	0,025	0,026	0,029	0,036	0,052	0,106	0,402
Dòng ngang (V_s/V_0)	0,025	0,026	0,029	0,035	0,050	0,096	0,287

Từ các kết quả thu được, có thể thấy sự khác biệt không lớn giữa ba loại lắng đối với góc đặt nhỏ hơn 60^0 . Khi góc đặt lớn hơn 60^0 , lắng đối dòng cho phép lắng của các hạt với tốc độ lắng nhỏ nhất.

3.1.4. Các thông số thiết kế bể lắng bậc I

3.1.4.1. Mục đích thiết kế

Cung cấp đủ thời gian ở điều kiện tĩnh để lắng cực đại xảy ra.

Các điều kiện ảnh hưởng làm giảm hiệu suất khử chất rắn bao gồm:

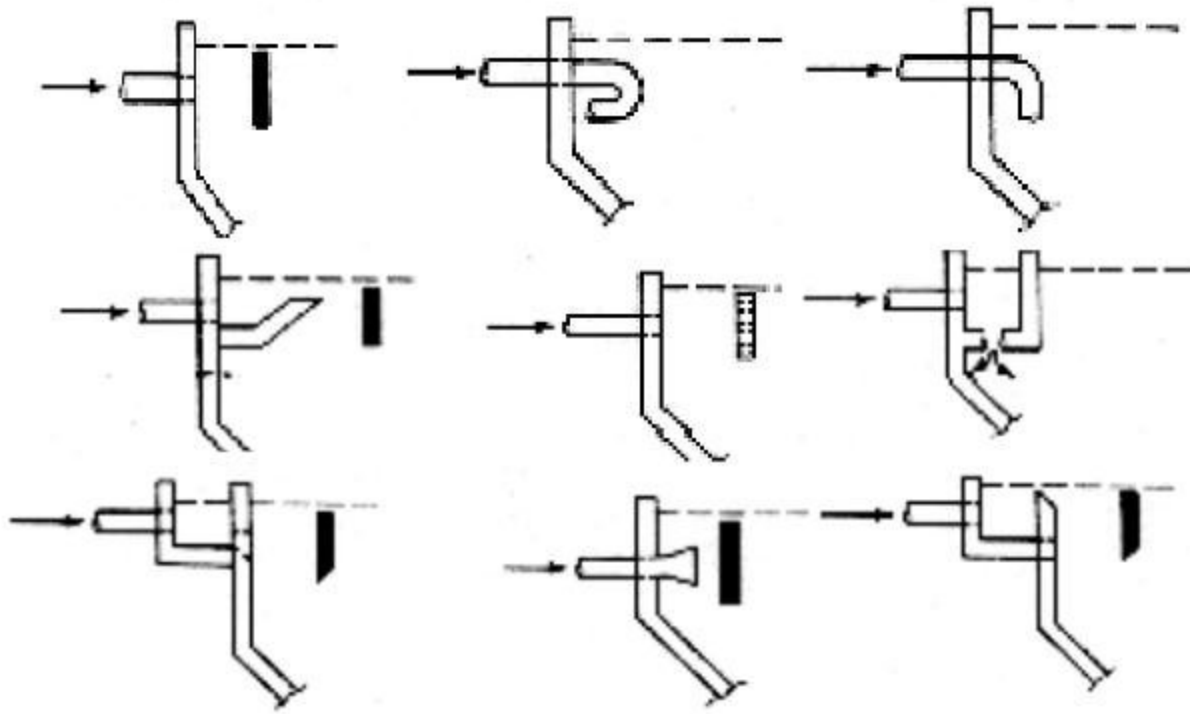
- Dòng xoáy tạo ra do dịch chất đi vào bể
- Dòng chảy bề mặt tạo ra bởi gió
- Dòng đứng tạo ra bởi cấu trúc bề mặt
- Dòng đối lưu đứng tạo ra bởi nhiệt độ khác nhau giữa dòng vào và bể
- Dòng mật độ gây ra nước lạnh hoặc nước nặng chảy phía dưới bể và nước nóng và nhẹ chảy qua trên bề mặt của nó.
- Dòng tạo ra do hệ thống thu bùn.

3.1.4.2. Cơ cấu dòng vào

Dòng vào bể lắng được đi qua các đập hoặc vách ngăn với mục đích:

- Tiêu hao năng lượng trong dòng vào bởi các vách ngăn hoặc đập.
- Lưu lượng phân bố bằng nhau dọc theo bề rộng bể.
- Ngăn cản xoáy nước do nhiễu loạn nhiệt độ và phân tầng tỷ trọng.
- Cung cấp tổn thất áp lực nhỏ.
- Kiểm soát lưu lượng, thiết bị gạt bọt, bảo dưỡng.
- Tốc độ tại đường ống vào: $0,3m/s$.

Một số hệ thống tạo dòng vào bể lắng bậc I được minh họa trong hình 3.15:

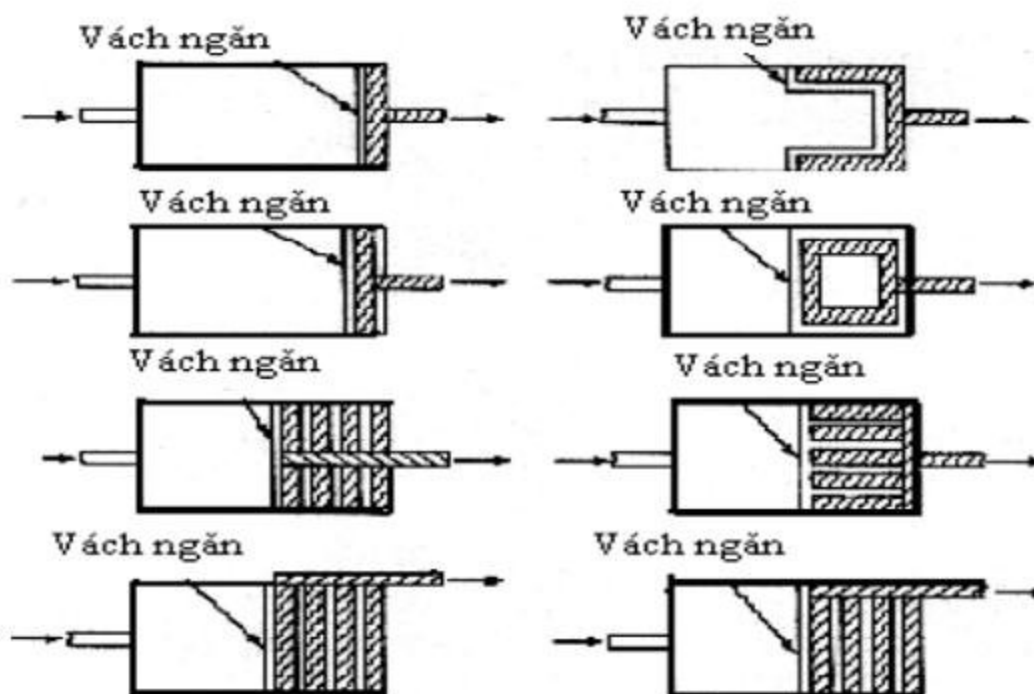


Hình 3.15: Các kiểu thiết kế cho dòng vào bể lắng

3.1.4.3. Cơ cấu dòng ra

Mục đích thiết kế các vách ngăn, đập đối với dòng ra là:

- Lưu lượng phân bố đồng nhất trên một diện tích lớn của bể.
- Hạn chế làm nổi các hạt và thoát vào dòng ra.
- Giảm thiểu các vật liệu trôi nổi đi ra ngoài.
- Tải trọng đập đối với các nhà máy: $\leq 44 \text{ l/s} - 124 \text{ m}^3/\text{m}\cdot\text{d}$;
- Xây dựng vách ngăn ở trước đập để giữ các vật liệu trôi nổi thoát vào dòng ra. Một số kiểu sắp xếp vách ngăn trong bể lắng đợt I đưa ra trong hình 3.16.



Hình 3.16: Sắp xếp vách ngăn trong bể lắng

Ví dụ 3.3

Một nhà máy xử lý nước thải tiếp nhận lưu lượng nước thải $3.500 \text{ m}^3/\text{d}$. Tính diện tích bề mặt, đường kính, thể tích và thời gian lưu của bể lắng tròn có độ sâu 3m . Cho biết tải trọng bề mặt của bể, $SOR = 60 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{d}$.

Giải:

1. Tính diện tích bề mặt bể:

$$A = \frac{Q}{SOR} = \frac{(35000 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1})}{60 (\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1})} = 583 \text{ m}^2$$

2. Tính đường kính bể:

$$A = \pi r^2; \quad r = \sqrt{\frac{A}{\pi}} = \sqrt{\frac{583}{\pi}} = 13,6 \text{ m}$$

$$D = 2r = 27,0 \text{ m}$$

3. Tính thể tích bể:

$$V = A \times H = 583 \times 3 = 1749 \text{ m}^3$$

4. Tính thời gian lưu:

$$t_R = \frac{V}{Q} = \frac{1749}{35000} = 0,05 \text{ d} = 1,2 \text{ h}$$

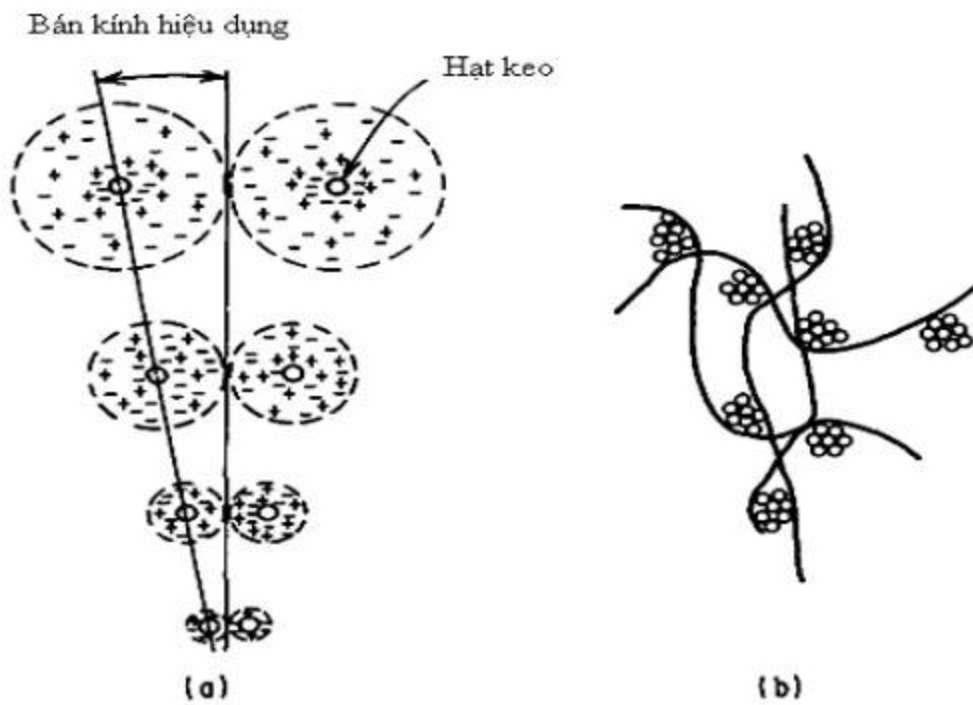
t_R là thời gian trung bình lưu nước thải trong bể lắng

$$t_R = \frac{V}{Q}$$

3.2. KEO TỤ, BÔNG TỤ

Lắng rời rạc như đã trình bày trong phần bể lắng cát thường rất hiếm gặp trong xử lý nước thải. Khi chất rắn lơ lửng rơi xuống phía dưới, chúng sẽ va chạm và dính lại với nhau để tạo thành các hạt có kích thước lớn hơn. Hiện tượng tạo thành các hạt lớn hơn từ các hạt có kích thước nhỏ được gọi là bông tụ. Để tăng khả năng bông tụ có thể cho thêm các tác nhân hóa học hoặc các polymer.

Lắng hạt rắn bao gồm hai quá trình: keo tụ và bông tụ.



Hình 3.17: Quá trình keo tụ và bông tụ của các hạt keo

(a) Keo tụ, (b) Bông tụ

3.2.1. Keo tụ

Keo tụ là phá vỡ độ bền và liên kết các hạt keo; bông tụ là tạo thành các hạt lớn hơn từ các hạt nhỏ (hình 3.17).

Các hạt keo bắt gặp nước tự nhiên và nước thải bao gồm sét, silica, sắt, các kim loại nặng khác, chất màu và những chất rắn hữu cơ như các mẫu xác chết sinh vật. Người ta phân biệt ra hai loại keo ưa nước (hydrophilic) và keo kỵ nước (hydrophobic). Hầu hết các loại sét tự nhiên là keo kỵ nước. Các chất hữu cơ gây màu là keo ưa nước.

Các hạt keo tồn tại trong dung dịch với kích thước rất bé vì chúng mang điện cùng dấu nên giữa các hạt keo luôn xuất hiện lực đẩy tĩnh điện và không bị lắng. Sự chênh lệch điện thế giữa lớp bề mặt biến dạng của hạt keo và dung dịch luôn tồn tại được gọi là thế zeta. Đối với hạt keo trong các nguồn nước tự nhiên ở pH trong khoảng từ 5 đến 8, thế zeta có giá trị từ -14 đến -30 mV. Hạt keo càng có thế zeta âm thì hạt keo đó càng bền. Khi thế zeta biến mất, các hạt keo có thể tiến lại gần với nhau hơn dẫn đến làm tăng khả năng va chạm. Để làm trong nước, các chất điện ly được thêm vào để khử thế zeta của hạt keo.

Quá trình keo tụ có thể xảy ra theo một số cơ chế chính sau đây:

1. Nén lớp kép,

Khi có mặt chất điện ly mang điện tích trái dấu, lớp ion tích điện xung quanh hạt keo sẽ bị nén lại. Nếu lực nén đủ lớn, lực Van der Waals giữa các hạt keo sẽ thắng được lực đẩy giữa các hạt keo. Lớp kép khuếch tán tạo ra bởi các cation tấn công các hạt mang điện âm (lớp cố định), các

cation và anion gắn với nhau một cách lỏng lẻo trong lớp khuếch tán ở ngoài cùng (hình 3.18a và 3.18b).

2. Trung hòa điện tích

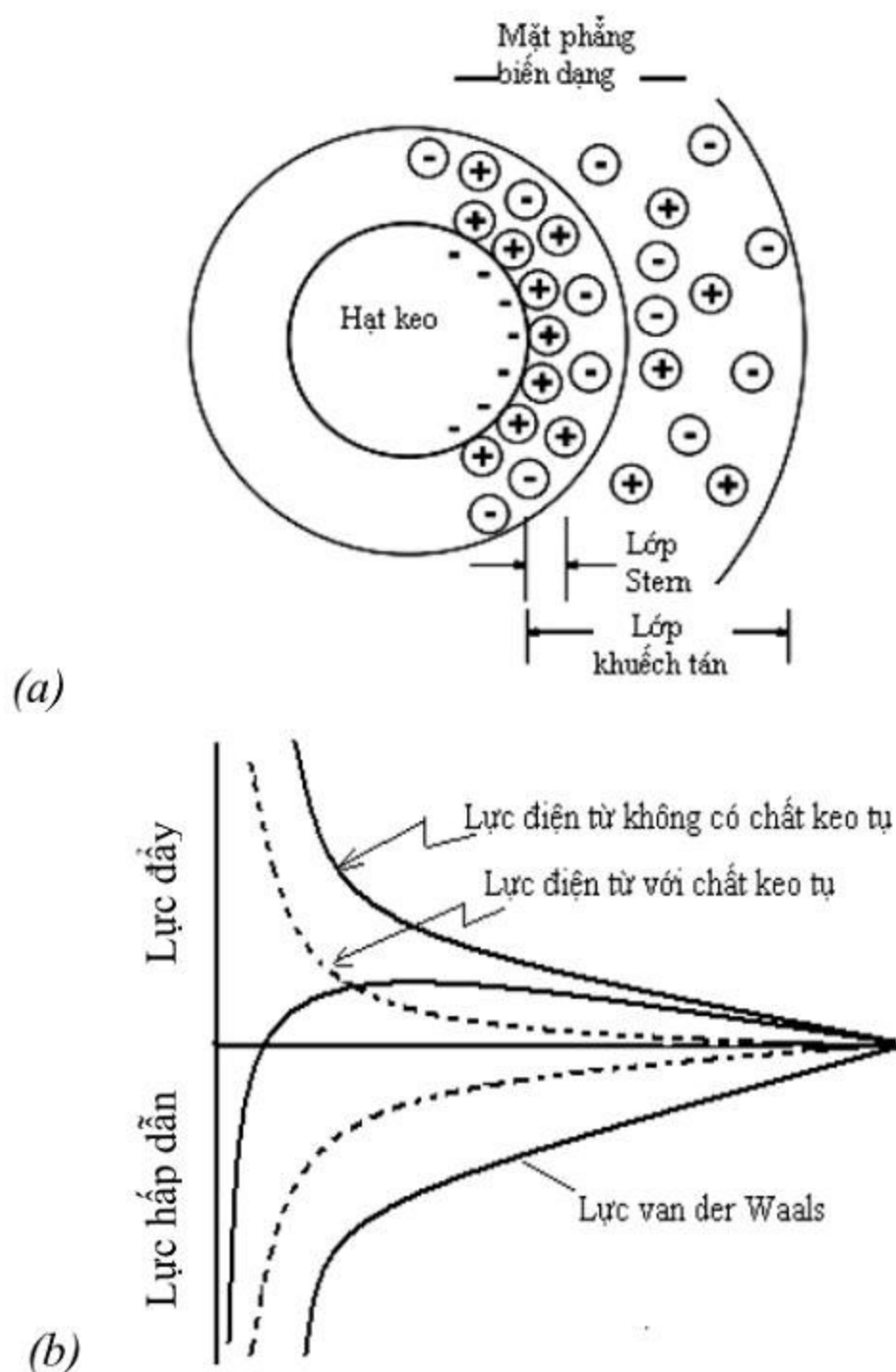
Thêm các ion tích điện dương hấp phụ trên bề mặt của hạt keo có thể giảm điện tích bề mặt và giảm lực đẩy.

3. Bẫy trong kết tủa

Các muối của Al và Fe thêm vào ở khoảng pH thích hợp sẽ kết tủa như là những bông tuyết với nhân là các hạt keo.

4. Cầu nối các hạt keo

Các phân tử hữu cơ kích thước lớn (cả anion và cation) gắn nhiều hạt lại với nhau tạo ra một bông tuyết lớn làm tăng tốc độ lắng.



Hình 3.18: (a) Lớp kép khuếch tán và (b) các lực tương tác trên bề mặt hạt keo

3.6.1.1. Các phản ứng hóa học trong nước của một số chất keo tụ

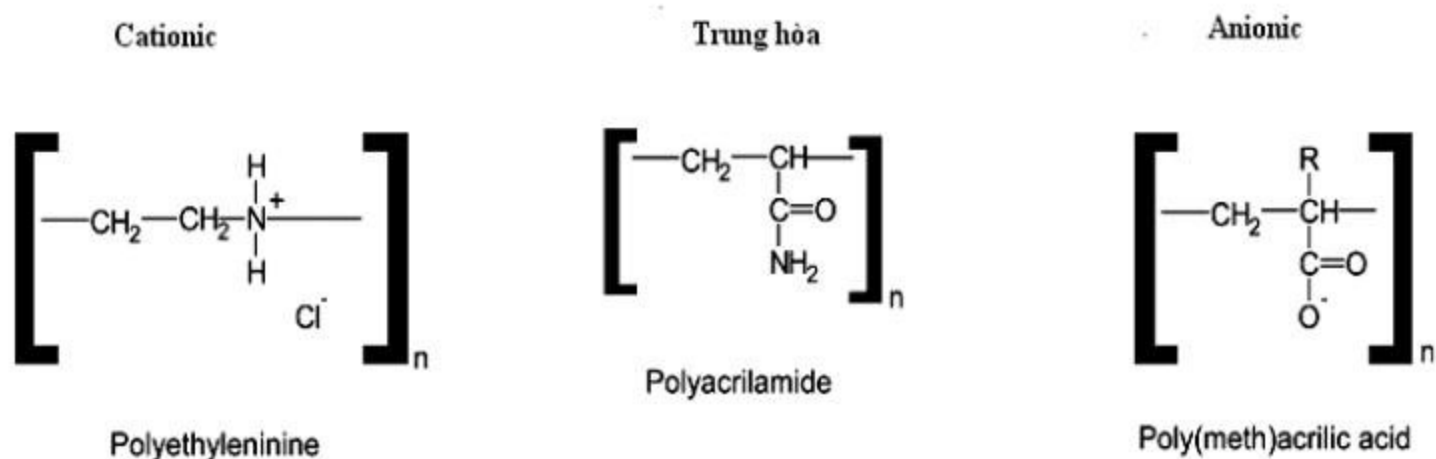
Một số hợp chất hóa học thường được sử dụng trong quá trình keo tụ là:

1. $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 14\text{H}_2\text{O}$ hoặc $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$ (phèn nhôm)
2. FeCl_3
3. FeCl_3 (với vôi)
4. $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ (với vôi)
5. $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ (với vôi)

Các chất điện ly cũng là chất keo tụ bao gồm:

- Chất điện ly tự nhiên (tinh bột, xenlulô, chitosan...)
- Chất điện ly tổng hợp từ các monomer (polyamine, sulphonate...).

Ví dụ một số chất điện ly tổng hợp:

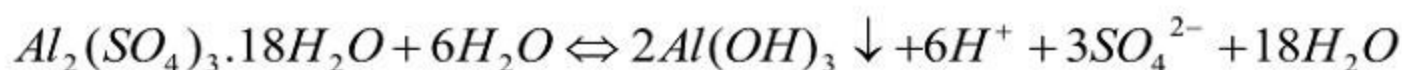


Những hợp chất có khả năng làm tăng quá trình keo tụ/bông tụ và lắng được gọi là chất trợ bông tụ (chất bổ sung) bao gồm:

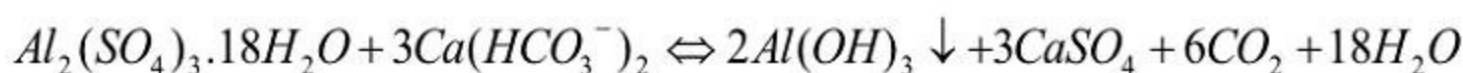
- Silica hoạt hóa
- Các chất điện ly

1. Phản ứng thủy phân của phèn nhôm

Khi thêm phèn nhôm vào trong nước thải sẽ tạo ra thủy phân của sulfat dẫn đến $\text{Al}(\text{OH})_3$ kết tủa theo các phản ứng:



Nếu trong nước thải có độ kiềm lớn, phèn nhôm sẽ tác dụng với độ kiềm:



Nếu như độ kiềm không đủ, có thể thêm vôi vào để kết tủa $Al(OH)_3$:



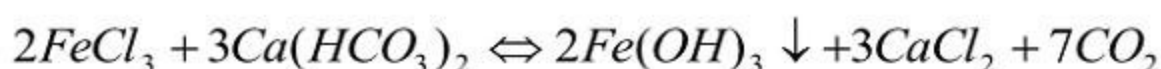
2. Phản ứng thủy phân của $FeCl_3$ và $Fe_2(SO_4)_3$

Khi thêm $FeCl_3$ vào nước thải, phản ứng thủy phân xảy ra với sự tạo thành $Fe(OH)_3$ không tan kéo các hạt keo theo cơ chế quét:

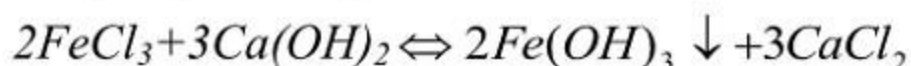


Do sinh ra H^+ trong phản ứng thủy phân, nên phải cân đệm pH để duy trì kết tủa $Fe(OH)_3$.

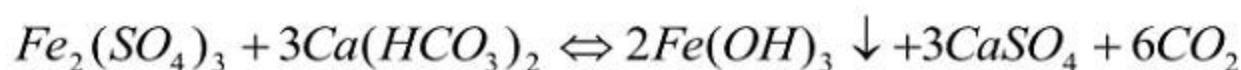
Khi độ kiềm trong nước thải đủ lớn, giống như phèn nhôm, phản ứng của $FeCl_3$ với độ kiềm tương ứng như sau:



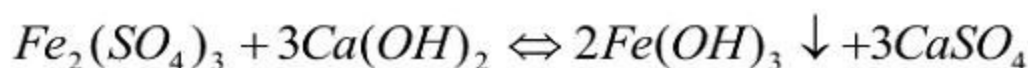
Trong trường hợp bổ sung thêm vôi khi độ kiềm của nước thải nhỏ:



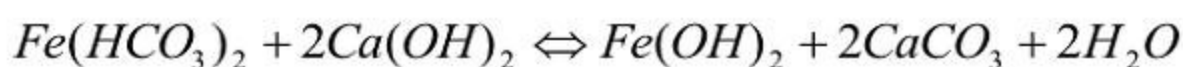
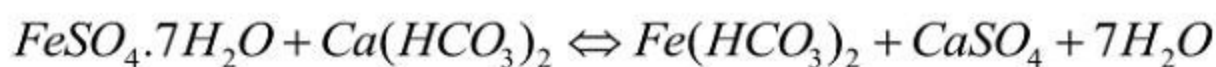
Phản ứng của sulfat sắt (III) khi có mặt độ kiềm hoặc vôi:



Khi vôi được bổ sung:



3. Phản ứng của sulfat sắt (II) với độ kiềm và vôi



3.2.2. Bông tụ

Bông tụ là quá trình kết hợp các hạt keo đã tích tụ lại thành từng bông lớn có khả năng lắng bởi cầu nối của tác nhân hóa học (hình 3.19).

Bông tụ xảy ra bởi:

1. Chuyển động Brown – một hành vi quan trọng đối với các hạt keo có kích thước nhỏ ($< 0,5 \mu m$). Khi chuyển động Brown, các hạt keo tiến lại với nhau đủ gần để kết tụ thành bông lớn.
2. Bông tụ xảy ra do tạo thành sự chênh lệch tốc độ bên trong nước thải để tăng tương tác của các hạt (ví dụ khuấy nhẹ bằng cơ học).

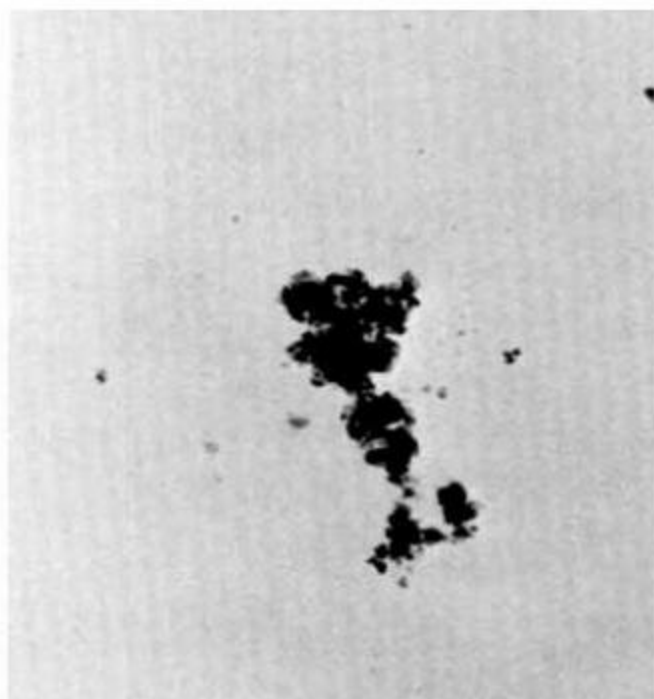
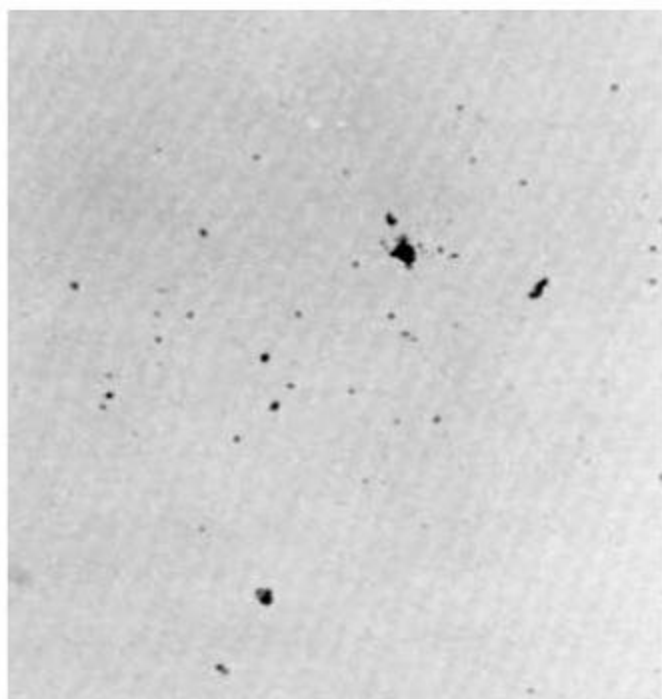
Lắng bông tụ thường được gọi là lắng loại 2.

3.2.3. Thiết kế quá trình keo tụ/bông tụ

Áp dụng keo tụ/bông tụ trong xử lý nước thải có thể sử dụng quá trình gián đoạn hoặc quá trình liên tục.

3.2.3.1. Keo tụ/bông tụ gián đoạn

- Hai bể phản ứng được sử dụng đồng thời. Mỗi một bể hoạt động theo một chu trình đầy đủ (cho nước thải vào, keo tụ, bông tụ, lắng).
- Mỗi một giai đoạn được tiến hành theo từng đợt và phụ thuộc vào thời gian.
- Sau khi bể phản ứng chứa đầy nước thải, thêm chất keo tụ, nước thải được khuấy mạnh (khoảng 1-3 phút).
- Tốc độ khuấy giảm xuống. Giai đoạn lắng bắt đầu khi khuấy trộn dừng hẳn. Thời gian lắng khoảng vài giờ.



Hình 3.19: Quá trình keo tụ và bông tụ của các hạt keo
(a): keo tụ; (b): bông tụ

3.2.3.2. Hệ thống keo tụ/bông tụ liên tục

Hệ thống keo tụ / bông tụ liên tục bao gồm:

- Hệ thống bổ sung chất hóa học: bơm liên tục chất keo tụ vào nước thải.
- Bể trộn nhanh: tạo điều kiện cho tốc độ di chuyển cao của hạt keo và trộn chất keo tụ với nước thải.
- Bể bông tụ: khuấy nhẹ để gia tăng sự kết hợp của hạt keo
- Bể lắng: để tách các hạt bông tụ.

3.2.3.3. Mô hình toán học của quá trình bông tụ

Tốc độ bông tụ có thể xác định từ phương trình:

$$\ln \frac{N_p}{N_p^0} = -\frac{4}{\pi} \eta \Omega G_{ave} t \quad (3.19)$$

Trong đó:

N_p – số hạt keo tách

N_p^0 – số hạt keo ban đầu

η - hiệu suất va chạm của hạt

Ω - thể tích của hạt keo trên một đơn vị của chất lơ lửng

G_{ave} – sự chênh lệch tốc độ trung bình, sự biến đổi vận tốc của nước trong một đơn vị thời gian.

Chênh lệch tốc độ trung bình G_{ave} được xác định bởi công thức:

$$G_{ave} = \sqrt{\frac{P_{ave}}{\mu V}} \quad (3.20)$$

P_{ave} – năng lượng bị tiêu tốn trong thể tích V của dịch chất.

Công suất cần thiết trong xử lý nước và xử lý nước thải với mức độ khuấy trộn được đo bằng gradient G . Gradient G là một hàm số của công suất áp vào một đơn vị thể tích:

$$G = \sqrt{\frac{P}{\mu V}} \quad (3.21)$$

G – Gradient tốc độ, s^{-1}

P – công suất áp, W

V – thể tích nước trong bể trộn, m^3

μ - độ nhớt động lực, $Pa.s$

G có thể xác định bằng thực nghiệm. Tổng số các hạt va chạm tỷ lệ với $G \times t_0$, trong đó t_0 là thời gian lưu trong bể và bằng V/Q . Giá trị điển hình của G đối với nước thải có màu và độ đục cao và thấp đưa ra trong bảng 3.2.

Bảng 3.2: Giá trị điển hình của G trong xử lý nước thải

Điều kiện	$G(s^{-1})$	$G \times t_0$ (vô hướng)
Keo tụ khử màu, độ đục thấp	20 – 70	80.000 tới 200.000
Keo tụ khử chất rắn, độ đục cao	30 - 80	36.000 – 96.000
Làm mềm, 10% chất rắn	130 - 200	200.000 – 250.000
Làm mềm, 39% chất rắn	150 – 300	390.000 – 400.000

Khi thiết kế thiết bị trộn để trộn nhanh và trộn trong bể bông tụ, công suất truyền cho chất lỏng trong bể có vách ngăn bởi cánh khuấy (hình 3.20) có thể xác định theo phương trình của Rushton đối với dòng chảy rối:

$$P = K_T (n)^3 (D_i)^5 \rho \quad (3.22)$$

P - công suất, W

K_T - hằng số cánh khuấy

n - tốc độ quay, vòng/giây

D_i - đường kính cánh khuấy

ρ - khối lượng riêng của chất lỏng, kg/m^3

Trong bể không có vách ngăn công suất truyền có thể thấp và bằng khoảng 1/16 giá trị thu được từ phương trình Rushton. Các giá trị hằng số cánh khuấy K_T được nhà sản xuất cung cấp.

Công suất truyền bởi thiết bị trộn có cánh khuấy dạng mái chèo là một hàm của lực kéo lên mái chèo:

$$P = \frac{C_D A \rho (v_p)^3}{2} \quad (3.23)$$

Trong đó:

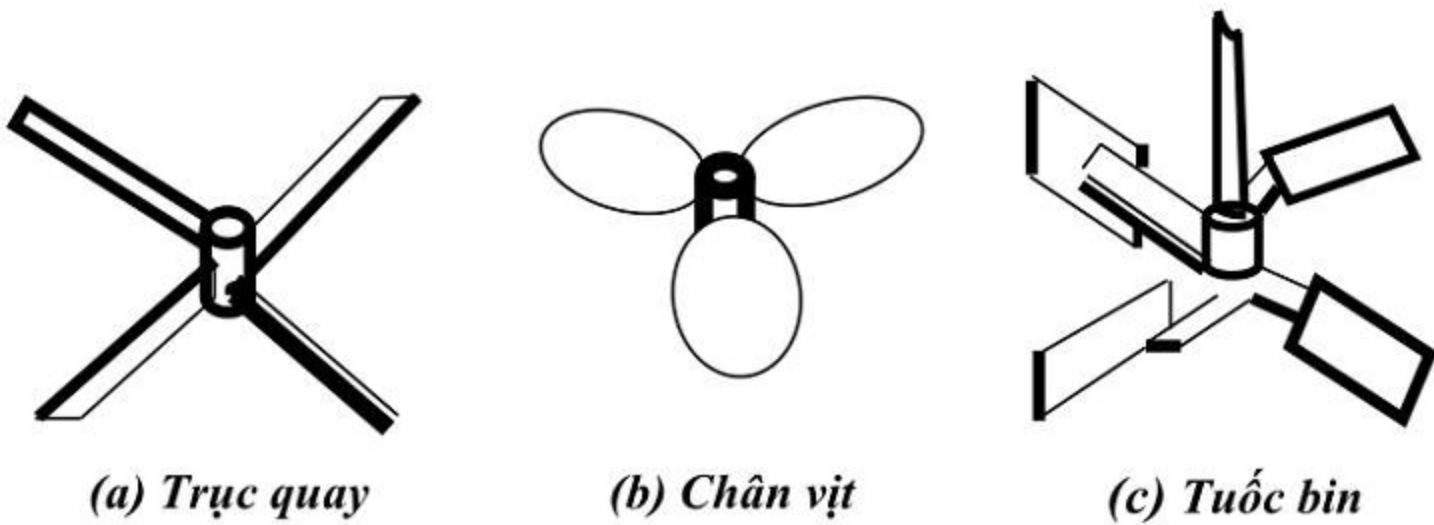
P - công suất truyền, W

C_D - hệ số kéo của mái chèo

ρ - khối lượng riêng của dịch chất, kg/m^3

A - diện tích tiết diện của mái chèo, m^2

v_p - tốc độ tương đối của mái chèo m/s



Hình 3.20. Các kiểu cánh khuấy sử dụng trong bông tụ

Đối với thiết bị trộn bằng khí nén:

$$P = KQ_a \ln \left(\frac{h + 10,33}{10,33} \right) \quad (3.24)$$

P – công suất truyền, W

K – hằng số = 1,689

Q_a – lưu lượng dòng khí ở áp suất khí quyển, $m^3/phút$

h – áp suất không khí ở điểm thải, m

3.2.3.4. Tiếp xúc chất rắn của dòng hướng lên

Trộn, bông tụ và lắng có thể tiến hành trong một bể phản ứng. Dòng vào của nước thải và tác nhân hóa học được trộn trong trung tâm bể có cấu trúc dạng hình nón. Dòng chất rắn đi xuống đáy (đôi khi được gọi là tấm chắn), khi đó dòng thải đi từ phía dưới đi lên. Chất rắn lắng tạo thành một tấm chắn bùn. Ưu điểm của hệ thống tiếp xúc lớp chất rắn của dòng hướng lên làm giảm được kích thước của bể lắng. Bể lắng tiếp xúc chất rắn của dòng hướng lên chỉ phù hợp với nước thải có chất lượng ổn định.

Ví dụ 3.7

Thành phố A có kế hoạch xây dựng nhà máy xử lý nước để khử Fe. Một nhà máy keo tụ Fe độ đục thấp đã được đề nghị xây dựng với các tham số thiết kế như sau:

$$Q = 2m^3/s$$

$$t_0 \text{ trộn nhanh} = 10s$$

$$G \text{ trộn nhanh} = 1000 s^{-1}$$

$$t_0 \text{ bông tụ} = 20 \text{ phút}$$

$$G \text{ bông tụ} = 30 \text{ s}^{-1}$$

$$\text{Nhiệt độ nước} = 18^{\circ}\text{C}$$

$$\mu = 1,053 \cdot 10^{-3} \text{ Pa.s}$$

Chọn máy khuấy model JTQ1500 tốc độ quay 110 rpm (1,83rps) với cánh khuấy phẳng. Cho $K_T = 6,3$.

Thiết kế bể đông tụ và trộn nhanh, kích thước của thiết bị (công suất lớn nhất của thiết bị = 11,9 kW với hệ số truyền hiệu quả của motor vào nước = 0,8). Lấy tỷ lệ đường kính cánh khuấy và đường kính bể là 0,33.

Giải:

a) Thiết kế trộn nhanh

Thể tích của bể trộn nhanh:

$$V = (Q)(t_0) = (2 \text{ m}^3/\text{s})(10 \text{ s}) = 20 \text{ m}^3$$

Thiết bị có công suất trộn lớn nhất có thể đạt được:

$$(11,19 \text{ kW})(0,8) = 8,95 \text{ kW}$$

Hệ số 0,8 được giả thiết là hiệu suất truyền công suất của motor vào nước. Thể tích cần thiết để khuấy trộn có thể tìm được từ phương trình (3.21) cho $G = 1000 \text{ s}^{-1}$ và công suất của nước bằng 8,95 kW. Độ nhớt η của nước ở 18°C bằng $1,053 \times 10^{-3} \text{ Pa.s}$:

$$V = \frac{P}{G^2 \mu} = \frac{8,95 \times 10^3 \text{ W}}{(1,000 \text{ s}^{-1})^2 (1,053 \times 10^{-3} \text{ Pa.s})} = 8,50 \text{ m}^3$$

- Số bể cần xây dựng:

$$\frac{20 \text{ m}^3}{8,50 \text{ m}^3/\text{bể}} = 2,35 \text{ hay } 3 \text{ bể}$$

Mỗi bể sẽ có thể tích bằng $6,67 \text{ m}^3$.

- Đường kính cánh khuấy được xác định theo phương trình (3.22):

$$D_i = \left(\frac{(P)}{(K_T)(n)^3(\rho)} \right)^{1/5} = \left(\frac{(8,95 \times 10^3 \text{ W})}{(6,30)(1,83 \text{ rps})^3 (1,000 \text{ kg/m}^3)} \right)^{1/5} = (0,23)^{1/5} = 0,75 \text{ m}$$

- Đường kính bể sẽ là: $\frac{0,75}{0,33} = 2,27 \text{ m}$

- Diện tích bề mặt của bể: $\frac{\pi(2,27)^2}{4} = 4,05 \text{ m}^2$

- Độ sâu của bể:
$$\frac{6,67m^3}{4,05m^2} = 1,65m$$

b) Thiết kế bể bông tụ

- Thể tích để bông tụ:

$$V = (Q)(t_0) \\ = (2m^3/s)(20phút)(60s/phút) = 2.400 m^3$$

- Xây dựng 3 bể trộn nhanh giống nhau: $2.400 m^3 / 3 = 800 m^3$

Mỗi một bể chia thành ba buồng để đạt được sự bông tụ giảm dần. Thiết kế G cho mỗi ngăn là $40s^{-1}$, $30s^{-1}$ và $20s^{-1}$. Giá trị trung bình G sẽ là $30s^{-1}$.

Thể tích cực đại có thể trộn:

$$V = \frac{P}{G^2 \mu} = \frac{8,95 \times 10^3 W}{(30s^{-1})(1,053 \times 10^{-3} Pa.s)} = 9.444m^3$$

Ở giá trị G này, công suất của máy trộn sẽ không hạn chế. Sử dụng bể $800m^3$ chia thành ba ngăn, mỗi ngăn $267m^3$. Công suất đòi hỏi cho ngăn thứ hai sẽ là:

$$P = G^2 \mu V = (30s^{-1})^2 (1,053 \times 10^{-3} Pa.s) (267m^3) = 253W = 0,253kW$$

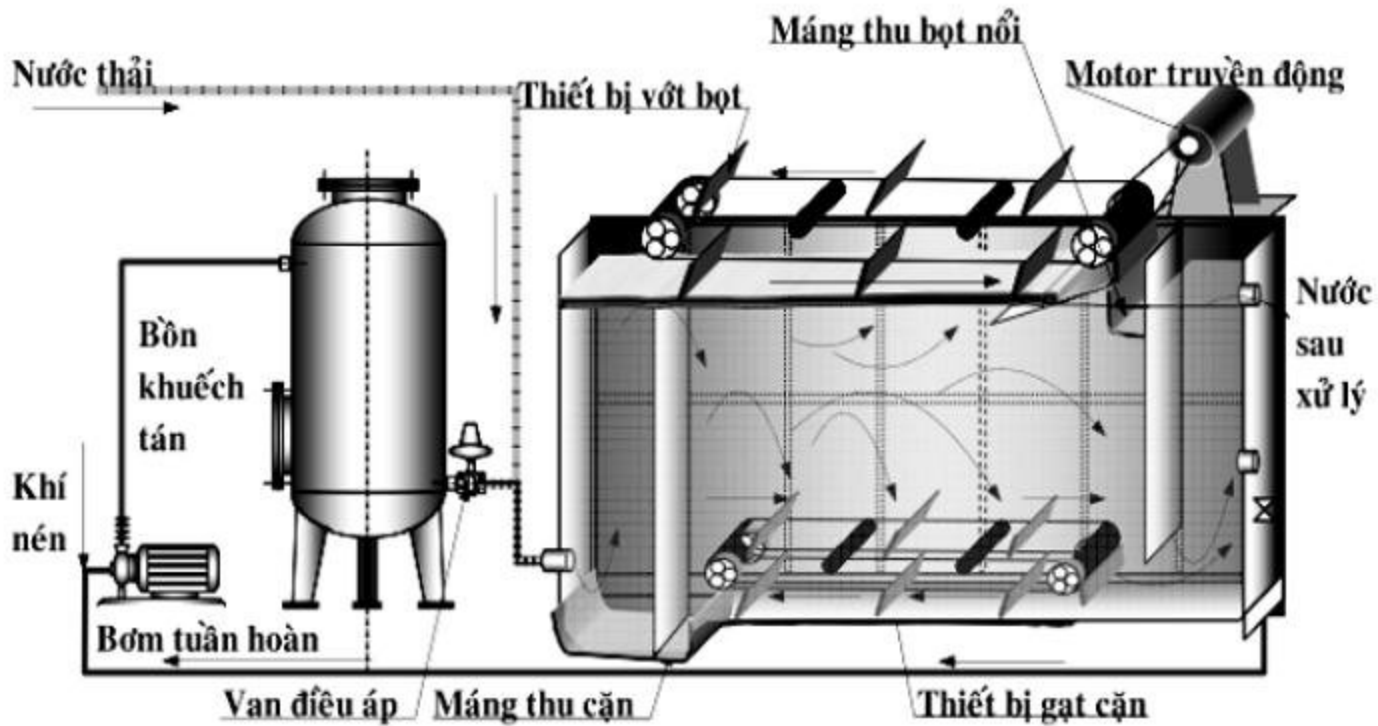
Giả sử độ sâu của ngăn đông tụ là $4m$, và là hình vuông diện tích ngăn sẽ là:

$$\frac{267m^3}{4m} = 66,75m^2$$

Mỗi cạnh của hình vuông bằng $(66,75m^2)^{1/2} = 8,17m$. Chọn tỷ lệ đường kính cánh khuấy và chiều dài bể bằng $0,3$. Đường kính cánh khuấy là: $(8,17m) \cdot (0,3) = 2,45m$.

3.3. TUYỂN NỔI

Tuyển nổi khí hòa tan (DAF) đã được sử dụng rộng rãi trong hơn 40 năm gần đây để khử chất rắn lơ lửng (TSS), dầu, mỡ và nhu cầu oxy sinh hóa (BOD). Hệ thống DAF thường được sử dụng để xử lý sơ bộ nước thải, thu hồi sản phẩm và nén bùn sinh học trong các ngành công nghiệp chế biến thực phẩm, các ngành sản xuất giấy và công nghiệp dầu mỏ (hình 3. 21).



Hình 3.21. Hệ thống DAF

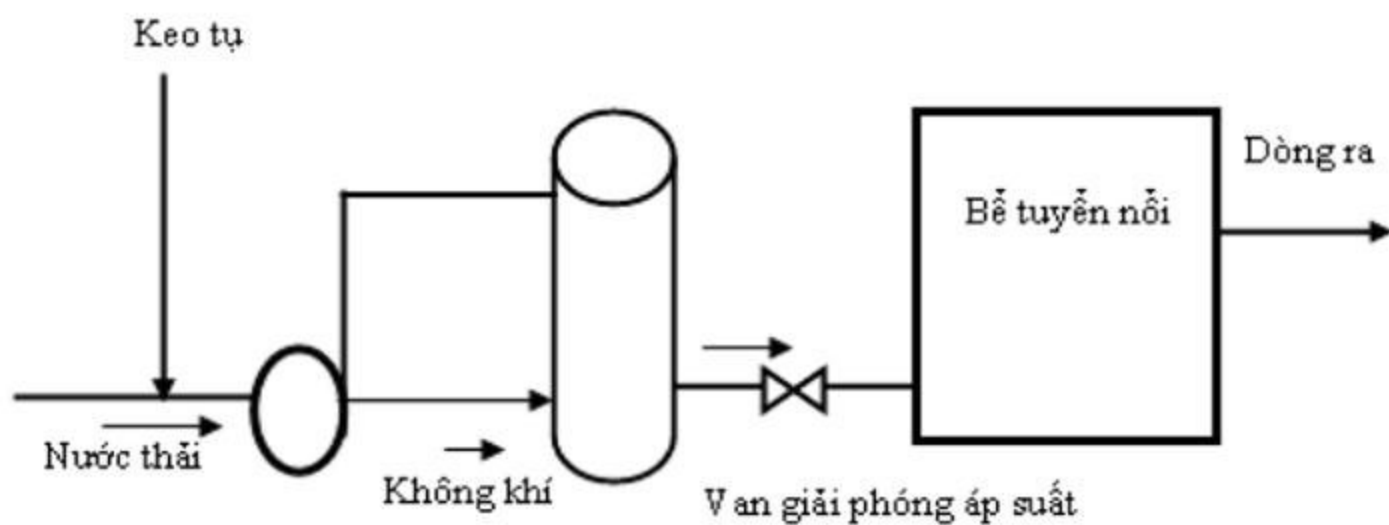
3.3.1. Cơ sở lý thuyết

Lượng không khí có thể hòa tan trong nước được xác định theo định luật Henry: đối với chất khí không ion hóa có độ tan thấp trong nước, thể tích hòa tan trong nước thay đổi với áp suất tuyệt đối. Ví dụ, ở áp suất 5 bar, khí hòa tan gấp năm lần so với ở áp suất khí quyển. Lượng khí giải phóng ra từ dung dịch khi giảm áp suất tới áp suất khí quyển được xác định bằng công thức:

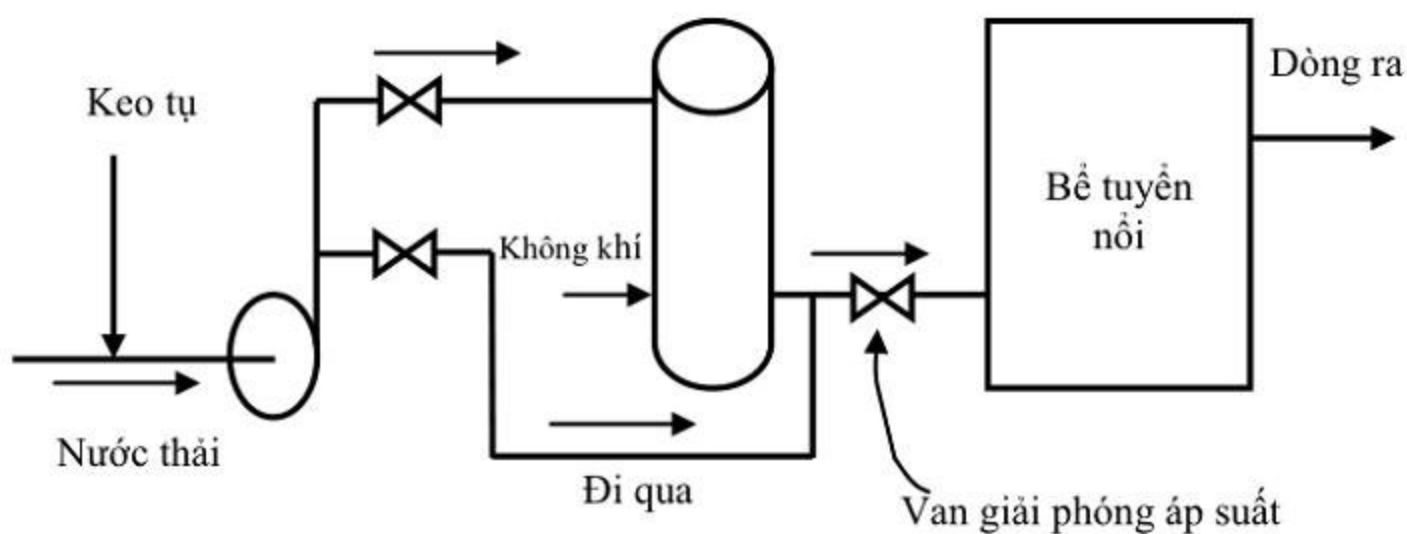
$$G_R = G_A \left(\frac{P_A}{14,7} - 1 \right) \quad (3.24)$$

G_R - lượng khí giải phóng, mg/l ; G_A - độ tan của chất khí ở áp suất khí quyển, mg/l ; P_A - áp suất tuyệt đối trong bể bão hòa

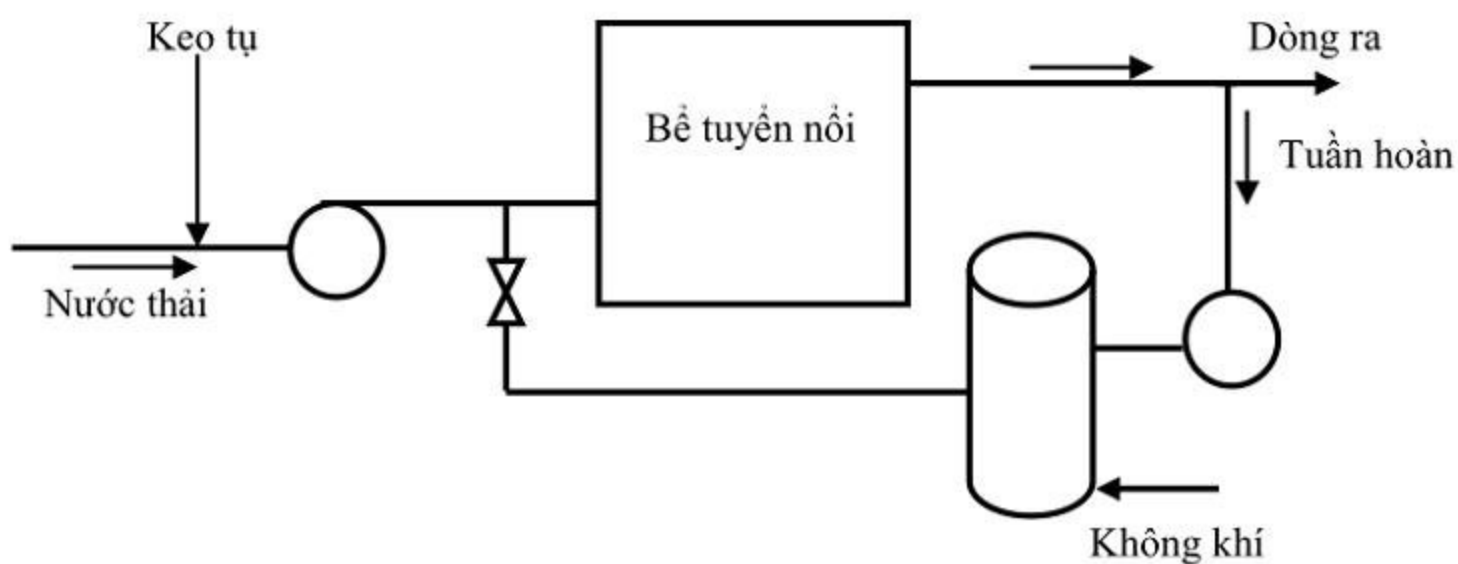
Công thức (3.24) phải được hiệu chỉnh đối với hiệu suất hấp thụ của chất khí trong bể bão hòa vì thường bị ảnh hưởng bởi sự khuấy trộn và thời gian lưu. Hiệu suất thay đổi trong khoảng từ 40% đến 60%. Do vậy, lượng khí giải phóng ra chỉ bằng khoảng một nửa so với giá trị tính bằng công thức (3.24). Bọt khí được tạo ra bằng phương pháp phân tán có kích thước xấp xỉ 1000 μm . Bọt khí bám vào bề mặt hạt rắn theo cơ chế bám dính hoặc vướng vào các bọt khí khác đã bám dính trên bề mặt hạt rắn. Để tăng cường cơ chế bám dính, người ta bổ sung vào nước thải chất keo tụ như phèn nhôm, polymer để khử sự tích điện trên hạt và các bọt khí. Có ba hệ thống tuyển nổi DAF, bao gồm hệ thống sục khí toàn bộ nước thải, hệ thống sục khí một phần và hệ thống tuần hoàn (hình 3.22a, 322 b và 322c).



(a) Sục khí toàn bộ nước thải



(b) Sục khí từng phần nước thải



(c) Sục khí tuần hoàn

Hình 3.22: Các hệ thống DAF

3.3.2. Thiết kế hệ thống DAF

3.3.2.1. Cân bằng khối lượng trong bể DAF

Hình 3.23 dưới đây mô tả sự vận chuyển và cân bằng khối lượng vật chất trong hệ thống DAF.

Phương trình cân bằng khối lượng trong hệ thống DAF:

$$\text{Tốc độ tích lũy} = \text{tốc độ khối lượng vào} - \text{tốc độ khối lượng ra} \pm \text{tốc độ khối lượng phản ứng}$$

Có thể biểu diễn phương trình cân bằng vật chất bằng biểu thức toán học. Gọi M_a là khối lượng của không khí:

$$\frac{dM_a}{dt} = \frac{dM_{ain}}{dt} - \frac{dM_{aout}}{dt} \pm \frac{dM_{arxn}}{dt} \quad (3.25)$$

Ở trạng thái dừng (ổn định) và không có phản ứng hóa học:

$$\frac{dM_a}{dt} = 0 \text{ và } \frac{dM_{arxn}}{dt} = 0$$

Xét các trường hợp:

1. Tốc độ khối lượng của không khí vào (dM_{ain}/dt)

$$= \text{Tốc độ khối lượng vào} + \text{Tốc độ khối lượng tuần hoàn} \quad (3.26)$$

$$= s_a Q + sR.$$

Theo định luật Henry, ta có:

$$s = KP \quad (3.27)$$

K – hằng số Henry; P – áp suất của không khí.

$$\text{vì } s_a = K (1 \text{ atm})$$

$$\text{do vậy: } s = s_a P \quad (3.28)$$

Do khí không bão hòa hoàn toàn, đặt $R = Rf$. Thay vào phương trình (3.26), ta có tốc độ của khối lượng không khí vào:

$$= s_a Q + s_a P R f \quad (3.29)$$

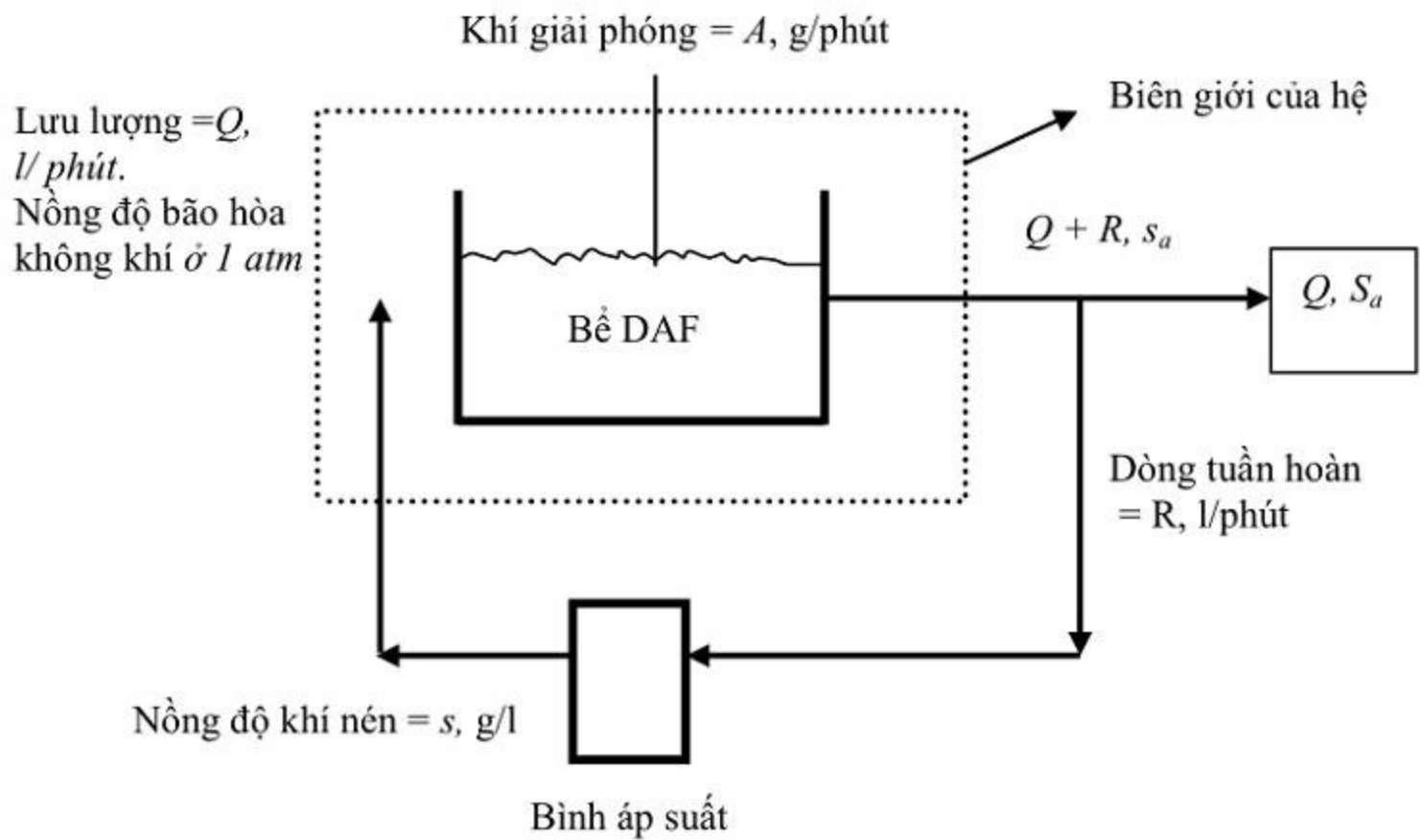
Đặt $X = R / Q \rightarrow R = XQ$. Phương trình (3.25) có thể được viết như sau:

$$\text{Tốc độ khối lượng vào} + \text{Tốc độ tuần hoàn} = s_a Q (1 + fPX) \quad (3.30)$$

2. Xét trường hợp tốc độ khối lượng khí ra, dM_{aout}/dt

$$dM_{aout}/dt = \text{Tốc độ giải phóng} + \text{Tốc độ dòng thải} \quad (3.31)$$

$$= A + s_a(Q + R) = A + s_a(Q + XQ) = A + s_a Q(1 + X)$$



Hình 3.23: Dòng vật chất trong hệ DAF

Trở lại phương trình cân bằng khối lượng của hệ ở trạng thái dừng và không có phản ứng hóa học, ta có:

$$0 = s_a Q(1 + fPX) - [A + s_a Q(1 + X)] \quad (3.32)$$

Triển khai phương trình:

$$= s_a Q + s_a QfPX - A - s_a Q - s_a QX$$

sắp xếp lại:

$$A = s_a Q + s_a QfPX - s_a Q - s_a QX$$

$$= s_a QX(fP - 1)$$

thay $X = R/Q$ và $R = XQ$:

$$A = s_a (fP - 1)R \quad (3.33)$$

Cơ sở thiết kế hệ thống DAF là dựa vào tỷ số khối lượng của khí giải phóng và của chất rắn.

Từ các phương trình đã biết:

$$A = s_a (fP - 1)R$$

$$S = S_a Q; \frac{A}{S} = \frac{s_a (fP - 1)R}{S_a Q} \rightarrow \frac{A}{S} = \frac{1,3s_a (fP - 1)R}{S_a Q} \quad (3.34)$$

1,3 là hệ số chuyển đổi đơn vị: s_a ml/l thành s_a theo g/l và S_a mg/l thành S_a theo g/l

3.3.2.2. Một số tham số cơ bản trong thiết kế DAF

- 1- Tỷ lệ $A/S = 0,005$ tới $0,06$
- 2- $P = 275$ tới 350 kPa ($40 - 50$ psi)
- 3- $R/Q = 0,15 - 1,2$
- 4- Tải trọng bề mặt $= 0,2 - 1,5$ lít/ m^2 -min
- 5- Tải trọng chất rắn $= 0,1 - 1$ kg/ m^2 -h
- 6- Thời gian lưu $= 10 - 60$ min

CÂU HỎI ÔN TẬP VÀ BÀI TẬP

1. Trình bày cơ sở của lý thuyết lắng
2. Lắng rời rạc là gì? Lắng rời rạc được áp dụng trong bể lắng nào?
3. Trình bày cơ chế keo tụ
4. Trình bày cơ sở lý thuyết của tuyển nổi.

Bài tập

1. Thiết kế hệ thống lắng cho nước thô với các tính chất sau:

Lưu lượng cực đại hàng ngày: $4m^3/s$

Lưu lượng trung bình hàng ngày: $3m^3/s$

Chất keo tụ: phèn nhôm

Tốc độ sa lắng đối với bông tụ: $3,2$ m/h

Yêu cầu thiết kế bể hình chữ nhật dòng chảy ngang với dây xích và hệ thống vét bùn. Giả sử độ nhớt động lực của nước bằng $0,000131$ kg/ $m \cdot s$. và khối lượng riêng bằng $999,7$ kg/ m^3 . Xác định số bể lắng cần thiết, kích thước của bể lắng, tốc độ chảy tràn và thời gian lưu nước. Thiết bị vét bùn vào bể lắng có kích thước chiều dài tiêu chuẩn là 6 m, do vậy chiều rộng bể lắng thiết kế phải tăng lên $6m$. Các tham số thiết kế tiêu chuẩn của bể lắng hình chữ nhật dòng chảy ngang đưa trong bảng dưới đây:

Các tham số yêu cầu thiết kế

<i>Tham số</i>	<i>Đơn vị</i>	<i>Giá trị</i>
<i>Số lượng tối thiểu của bể</i>		2
<i>Độ sâu của nước</i>	<i>m</i>	3-5
<i>Tỷ lệ chiều dài và độ sâu tối thiểu</i>		15: 1
<i>Tỷ lệ chiều rộng và chiều sâu</i>		3:1 tới 6:1
<i>Tỷ lệ chiều dài và chiều rộng tối thiểu</i>		4:1 tới 5:1
<i>Lưu lượng chảy tràn</i>	<i>m/h</i>	1,25 tới 2,5
<i>Tốc độ trung bình của dòng chảy ngang = V_f</i>	<i>m/phút</i>	0,3 tới 1,1
<i>Thời gian lưu</i>	<i>giờ</i>	1,5 tới 4
<i>Tải trọng đập lỏi ra</i>	<i>m³/m-h</i>	9 tới 13

2. Một nhà máy xử lý nước thải tiếp nhận một lưu lượng nước thải $35000 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$. Xác định diện tích bề mặt (m^2), đường kính (m), thể tích (m^3), và thời gian lưu của bể lắng sơ cấp hình tròn có độ sâu 3m. Biết tải trọng bề mặt của bể bằng $60 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$.

3. Nước thải được thí nghiệm lắng trong điều kiện phòng thí nghiệm với những kết quả thu được theo nồng độ lắng chất lơ lửng đưa ra trong bảng dưới đây.

- Từ các số liệu lắng, hãy cho biết đây là kiểu lắng nào?
- Nước thải trong trường hợp này được đưa vào xử lý trong bể lắng hình chữ nhật có thời gian lưu 2 giờ và độ sâu bằng 4m. Xác định phần trăm chất rắn lơ lửng sẽ bị loại bỏ.
- Nếu như lưu lượng nước thải là $7500 \text{ m}^3/\text{d}$. Diện tích và thể tích của bể lắng sẽ bằng bao nhiêu?

Kết quả thí nghiệm cột lắng

<i>Tại 30 phút</i>		<i>Tại 60 phút</i>		<i>Tại 90 phút</i>	
<i>Độ sâu dưới bề mặt, h (cm)</i>	<i>Tỷ lệ C/C_0</i>	<i>Độ sâu dưới bề mặt, h (cm)</i>	<i>Tỷ số C/C_0</i>	<i>Độ sâu dưới bề mặt, h (cm)</i>	<i>Tỷ số C/C_0</i>
38	0,23	34	0,05	32	0,03
118	0,81	114	0,46	112	0,23
198	0,94	194	0,73	192	0,52
278	0,97	274	0,86	272	0,70
358	0,98	354	0,92	352	0,83

Chương 4

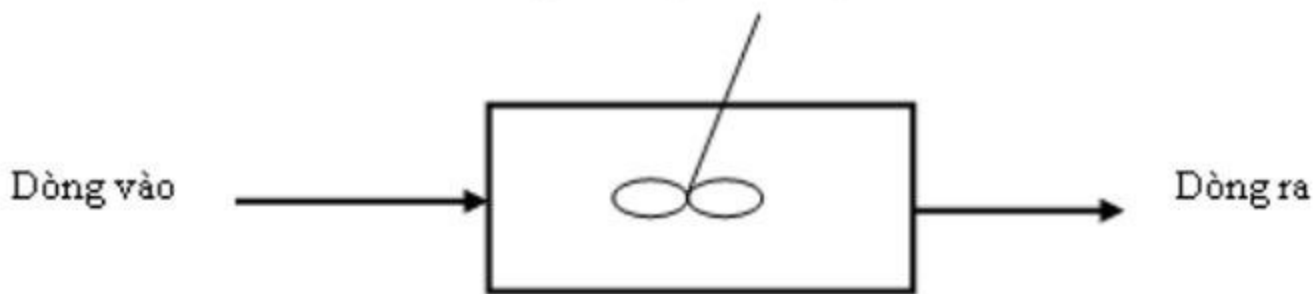
BỂ PHẢN ỨNG VÀ ĐỘNG HỌC PHẢN ỨNG SINH HỌC TRONG XỬ LÝ NƯỚC THẢI

Mục tiêu chương 4. Sau khi học xong chương này, sinh viên:

- *Nắm được các khái niệm cơ bản của động học phản ứng trong hóa học và hóa sinh.*
- *Trình bày được các mô hình toán học bể phản ứng, so sánh đánh giá hiệu quả của các loại bể phản ứng trong kỹ thuật xử lý nước thải.*
- *Nắm được các phản ứng sinh hóa, phản ứng xúc tác của enzym và vi khuẩn. Xác định các thông số động học và mối liên hệ của chúng trong xử lý nước thải.*
- *Tính toán được các tham số tối ưu cho hệ thống xử lý nước thải*

4.1. KHÁI NIỆM BỂ PHẢN ỨNG TRONG XỬ LÝ NƯỚC THẢI

Bể phản ứng là thuật ngữ chung để trình bày cho bất kỳ một hồ nước tự nhiên hoặc bể nhân tạo tiếp nhận và thải nước. Bên trong nó là các quá trình biến đổi sinh học hoặc hóa học xảy ra sao cho nước ở dòng ra có tính chất khác với dòng vào (hình 4.1).



Hình 4.1: Mô hình bể phản ứng

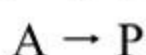
Các bể phản ứng được gọi theo các quá trình xảy ra, ví dụ bể phản ứng hóa học, bể phản ứng sinh học và bể phản ứng vật lý.

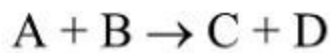
4.2. ĐỘNG HỌC BỂ PHẢN ỨNG

Trong bể phản ứng xử lý nước thải, các phản ứng sinh học hoặc hóa học thường xảy ra một hay hai giai đoạn.

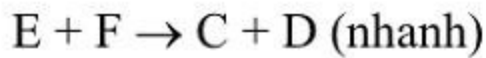
Ví dụ:

- Phản ứng một giai đoạn:





- Phản ứng hai giai đoạn:



Một số các phản ứng không xảy ra hoàn toàn (không đạt đến cân bằng một cách nhanh chóng). Do vậy, cần thiết phải biết bậc của phản ứng để dự đoán trạng thái của hệ, hay mức độ xử lý nước thải.

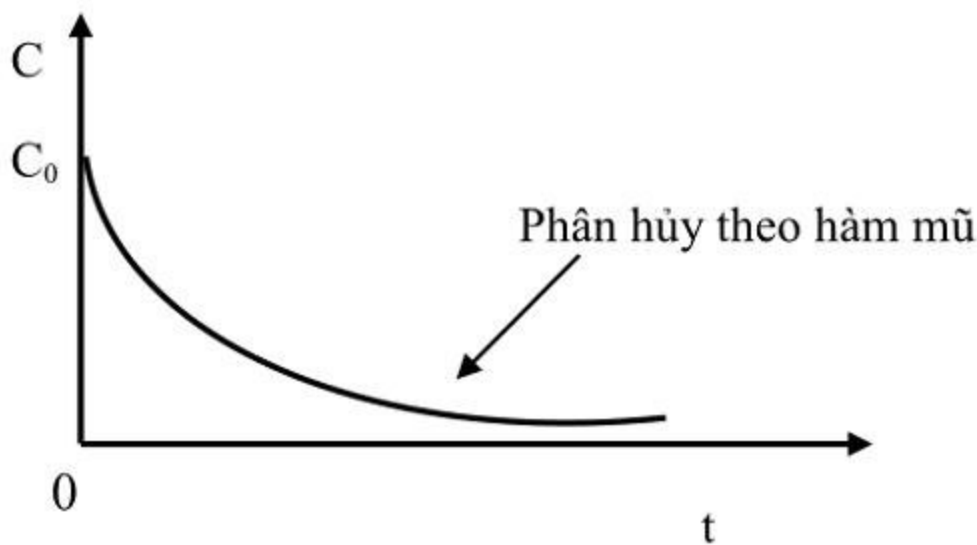
- a. *Phản ứng bậc nhất:*

Tốc độ của phản ứng tỷ lệ với nồng độ:

$$\frac{dC}{dt} = -kC \quad (4.1)$$

k - hằng số tốc độ phản ứng bậc nhất, $1/t$.

C - nồng độ (khối lượng trên đơn vị thể tích, mg/l).



Hình 4.2: Đường cong phân hủy chất hữu cơ theo thời gian

$$\frac{dC}{dt} = -kC$$

$$\frac{dC}{C} = -kdt$$

Lấy tích phân thu được:

$$\int \frac{dC}{C} = \ln C = \int -kdt = -kt \quad (4.2)$$

$$\ln C = -kt + \text{const}$$

$$C = C_0 e^{-kt} \quad (4.3)$$

(C_0 – nồng độ ban đầu)

Sự phân hủy chất hữu cơ bằng vi sinh vật theo thời gian được biểu diễn trong hình 4.2.

b. Phản ứng bậc hai

Phản ứng bậc hai liên quan đến hai chất A + B

$$\frac{dC_A}{dt} = -kC_A C_B \quad (4.4)$$

$$\frac{dC_B}{dt} = -kC_A C_B \quad (4.5)$$

k - hằng số tốc độ phản ứng bậc hai

Đơn vị của k : $1 / [(\text{thời gian (t)} \times \text{nồng độ (M)})]$

Nếu $C_B \gg C_A$:

$$\text{thì: } \frac{dC_A}{dt} \approx -k' C_A \quad (4.6)$$

trong đó $k' = kC_B$

k' là hằng số tốc độ giả bậc nhất $[1/T]$

kC_B gần như không đổi

c. Phản ứng bậc không:

$$\frac{dC}{dt} = k \quad (4.7)$$

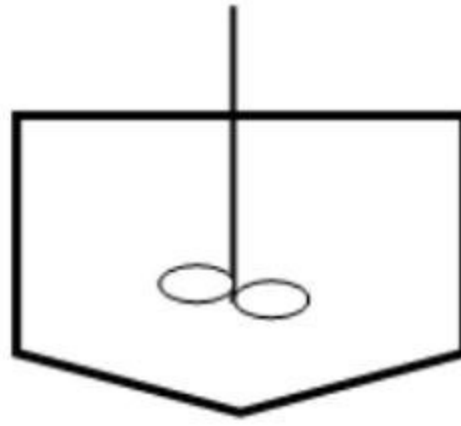
Tốc độ của phản ứng không phụ thuộc vào nồng độ chất phản ứng.

Thông thường, các phản ứng trong xử lý nước và nước thải tuân theo động học phản ứng bậc nhất

4.3. CÁC BỂ PHẢN ỨNG

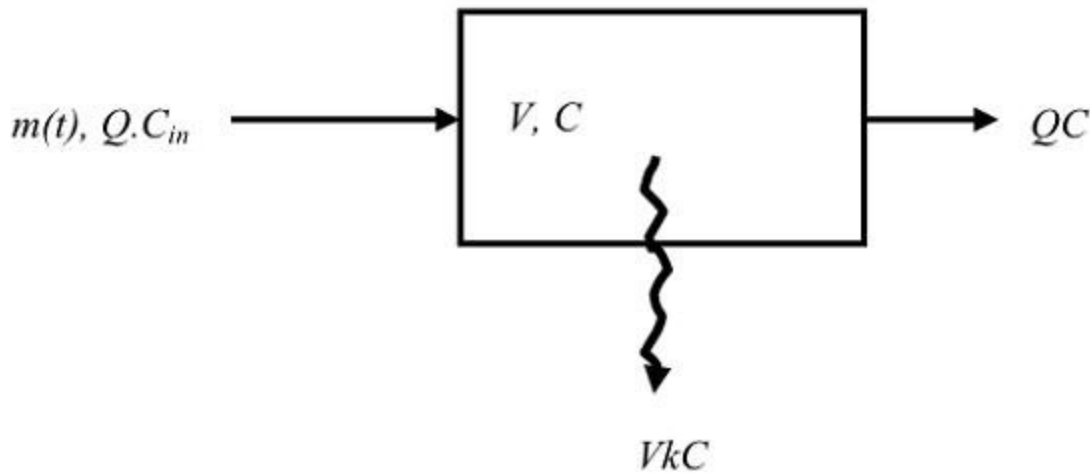
4.3.1. Bể phản ứng gián đoạn

Bể phản ứng đơn giản là bể trộn hoàn chỉnh (FMT), hay được gọi là bể phản ứng khuấy trộn dòng liên tục (CFSTR). Hình 4.3 mô tả bể phản ứng khuấy trộn hoàn chỉnh (FMT).



Hình 4.3: Bể phản ứng FMT

Bể phản ứng CFSTR lý tưởng có nồng độ của chất phân bố đồng đều bên trong bể - dòng vào được trộn đều ngay lập tức và hoàn toàn. Hình 4.4 mô tả dòng khối lượng đối với bể CFSTR:



Hình 4.4: Cân bằng vật chất trong bể CFSTR

$m(t)$ – dòng khối lượng vào trên đơn vị thời gian = $Q.C_{in}$, kg/s

V – thể tích của bể, m^3

Q – lưu lượng dòng, m^3/s

C_{in} – nồng độ chất ô nhiễm vào bể, mg/l

C – nồng độ chất ô nhiễm trong bể, mg/l

k – hằng số tốc độ bậc nhất, t^{-1}

Cân bằng khối lượng trong bể CFSTR được mô tả như sau:

$$m(t) - CQ = CkV + \frac{dC}{dt}V \quad (4.8)$$

(Khối lượng
Dòng vào / t)

(Khối lượng
dòng ra / t)

(Khối lượng
phân hủy)

(Thay đổi khối
lượng trong bể)

Chia hai vế cho V , ta có:

$$\frac{m(t)}{V} - C \frac{Q}{V} = Ck + \frac{dC}{dt} \quad (4.9)$$

thay $t_R = \frac{V}{Q}$ = thời gian lưu, phương trình (4.7) trở thành:

$$\frac{dC}{dt} + C \left(k + \frac{1}{t_R} \right) = \frac{m(t)}{V} \quad (4.10)$$

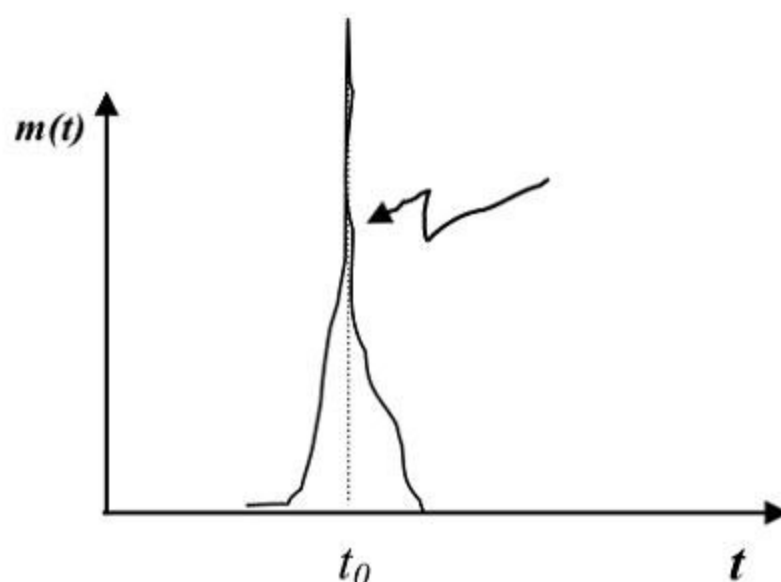
1. Xét trường hợp nước thải bơm vào bể theo từng đợt (gián đoạn), tại thời gian t_0 , (hình 4.5). Tại $t = t_0$, ta có: $m(t) = \delta(t - t_0)$.

Trong đó: $\delta(t - t_0)$ - hàm delta dirac:

$$\int_0^{\infty} \delta(t - t_0) dt = 1 \quad (4.11)$$

$$\delta(t - t_0) = 0 \rightarrow t \neq t_0 = \infty \rightarrow t = t_0$$

$$m(t) = \delta(t - t_0)$$



Hình 4.5: Lượng chất ô nhiễm vào bể tại $t = t_0$

Khi bơm vào tại thời điểm $t = t_0 = 0$,

$$C(t) = \frac{M}{V} \exp \left(-kt - \frac{t}{t_R} \right)$$

do $C_0 = \frac{M}{V}$, nồng độ tại $t = 0$:

$$C(t) = C_0 \exp - \left(kt + \frac{t}{t_R} \right) \quad (4.11)$$

Nếu: $Q = 0, t_R \rightarrow \infty \rightarrow C(t) = C_0 e^{-kt}$

Đây là trường hợp của bể phản ứng gián đoạn.

Nếu: $k = 0 \rightarrow C(t) = C_0 e^{-t/t_R}$

Với giá trị k lớn, nghĩa là có sự giảm nhanh chóng nồng độ theo thời gian. Với $k = 0, C/C_0 = 0,38$, khi $t = t_R$, dẫn đến toàn bộ lượng chất đi ra khỏi bể. Nhiều đơn vị xử lý nước thải và hệ thống nước tự nhiên hoạt động tương tự như bể FMT.

2. Xét bể FMT với khối lượng chất thải đưa vào bể liên tục:

Phương trình cân bằng vật chất được viết:

$$m(t) = \text{const} = Q_i C_{in} \quad (4.12)$$

Điều kiện ban đầu: $C = C_0$ tại $t = 0$

$C_{in} = \text{const}$ đối với $t \geq 0$

Nồng độ tại thời điểm t được xác định theo công thức:

$$C_{(t)} = \frac{C_{in}}{1 + kt_R} \left[1 - e^{-\left(\frac{t}{t_R} + kt\right)} \right] + C_0 e^{-\left(\frac{t}{t_R} + kt\right)} \quad (4.13)$$

Khi $t \rightarrow \infty$, đạt trạng thái ổn định:

$$C = \frac{C_{in}}{1 + kt_R} \quad (4.14)$$

Hiệu suất xử lý là tỷ số của nồng độ bị khử so với nồng độ ban đầu ($C_{in} - C$):

$$\frac{C_{in} - C}{C_{in}} = 1 - \frac{1}{1 + kt_R} = \frac{kt_R}{1 + kt_R} = \text{Hiệu suất}$$

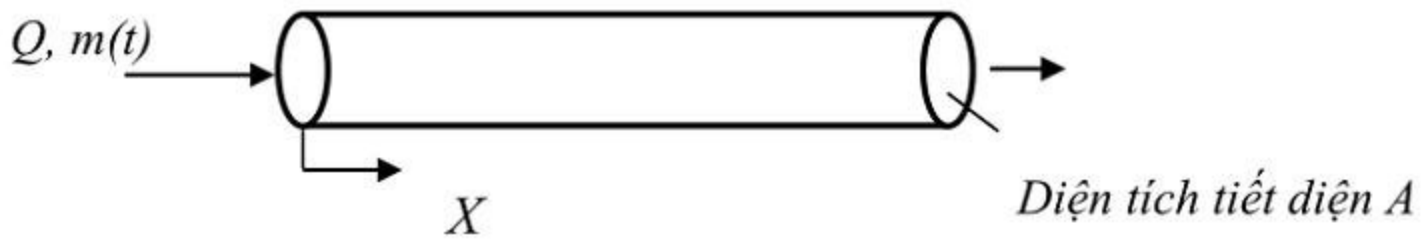
Bể phản ứng FMT hoặc CFSTR có:

Nồng độ đồng nhất trong bể bằng nồng độ trong dòng ra. Đối với dòng vào có nồng độ không đổi thì:

$$\frac{C}{C_{in}} = \frac{1}{1 + kt_R} \quad (4.15)$$

4.3.2. Bể dòng chảy đều (PFR) ngược với bể FMT

Bể PFR có hình dạng dài và tiết diện nhỏ (hình 4.6).



Hình 4.6: Bể phản ứng PFR

Bể PFR có thể tích V , thời gian lưu, $t_R = V/Q$.

Dòng thải chảy vào bể liên tục, Q với nồng độ chất ô nhiễm, C_{in} . Sau thời gian t_R , nồng độ lồi ra là C :

$$C = C_{in} e^{-kt_R} \quad (4.16)$$

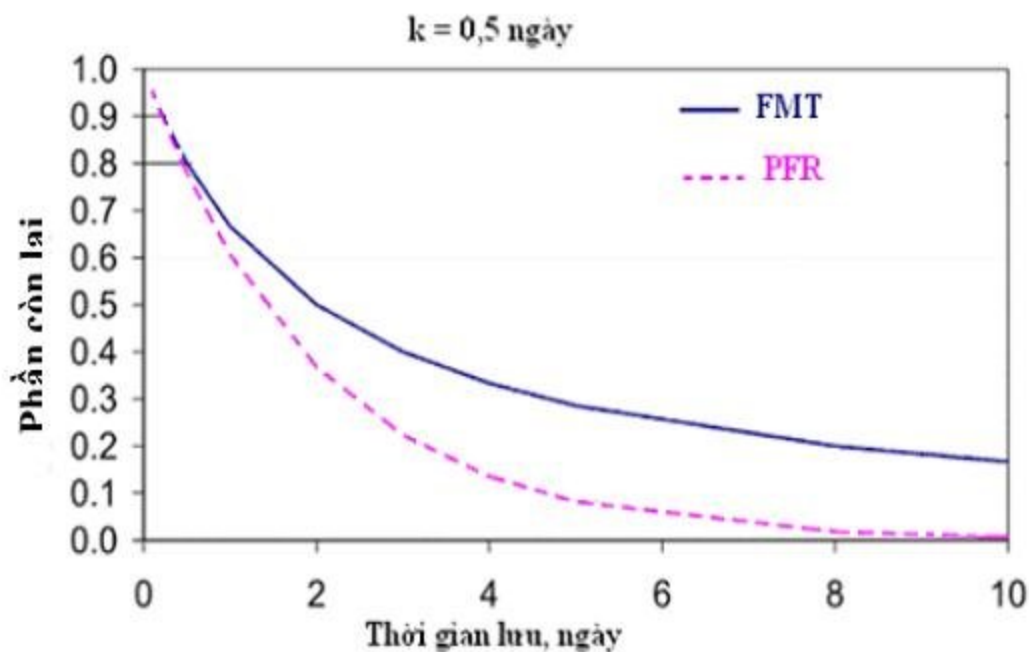
Hiệu suất đạt được trong bể PFR xác định bằng công thức:

$$\frac{C_{in} - C}{C_{in}} = 1 - e^{-kt_R} \quad (4.17)$$

Sự khác biệt của C , C_{in} giữa bể FMT và PFR khi chúng có cùng thể tích V , lưu lượng Q , thời gian lưu t_R , nồng độ dòng vào C_{in} , hệ số phân rã bậc nhất k , tỷ số C/C_{in} được xác định theo công thức:

$$FMT: \frac{C}{C_{in}} = \frac{1}{1 + kt_R}, PFR: \frac{C}{C_{in}} = e^{-kt_R}$$

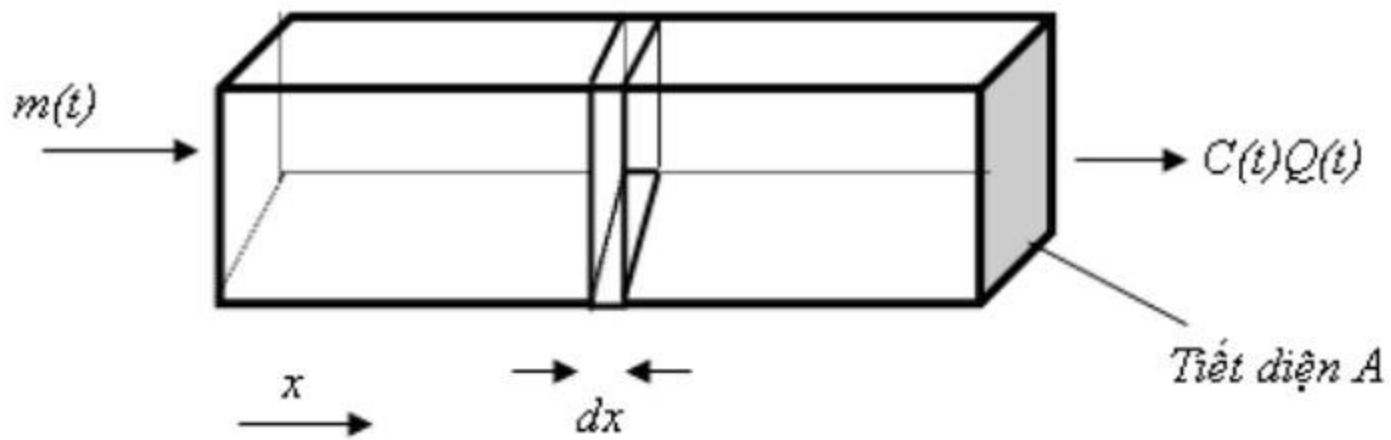
Ở cùng một thời gian lưu t_R , bể dòng chảy đều cho hiệu suất xử lý tốt hơn bể FMT (hình 4.7). Tuy nhiên, trong thực tế khó đạt được dòng chảy đều lý tưởng, do vậy, trong bể phản ứng thường thiết kế thêm vách ngăn.



Hình 4.7: So sánh hiệu quả xử lý của bể FMT và PFR

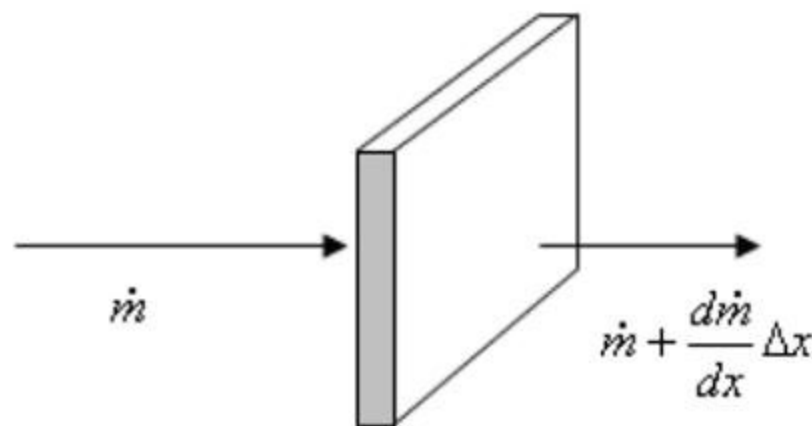
4.3.3. Bể phản ứng dòng khuếch tán

Mô hình bể phản ứng dòng khuếch tán đưa ra trong hình 4.8.



Hình 4.8: Mô hình bể phản ứng dòng khuếch tán

Cân bằng khối lượng qua lát cắt dx được mô tả trong hình 4.9:



Hình 4.9: Lát cắt có độ dày dx ($\dot{m}$ - dòng khối lượng)

Hai cơ chế truyền khối qua lát cắt minh họa trong hình 4.10:

1. Dòng chảy tầng = AUC

2. Dòng khuếch tán: $AD \frac{\partial C}{\partial x}$

Phương trình cân bằng vật chất qua lát cắt được biểu diễn:

$$\frac{(\text{Khối lượng vào})}{(\text{Đơn vị thời gian})} - \frac{(\text{Khối lượng ra})}{(\text{Đơn vị thời gian})} - \frac{(\text{Khối lượng mất đi})}{(\text{Đơn vị thời gian})} = \frac{(\text{Thay đổi khối lượng})}{(\text{Đơn vị thời gian})} \quad (4.17)$$

$$\dot{m} - \left(\dot{m} + \frac{\partial \dot{m}}{\partial x} \right) \Delta x - \Delta V C k = \Delta V \frac{\partial C}{\partial t} \quad (4.18)$$

$$\begin{cases} \dot{m} = QC - AD \frac{\partial C}{\partial x} = AUC - AD \frac{\partial C}{\partial x} \\ \frac{\partial \dot{m}}{\partial x} = AU \frac{\partial C}{\partial x} - AD \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} \end{cases} \quad (4.19)$$

Giả sử A, U, D là hằng số:

Trở về phương trình (4.18):

$$\begin{aligned} \dot{m} - \left(\dot{m} + \frac{\partial \dot{m}}{\partial x} \right) \Delta x - \Delta V &= \Delta V \frac{\partial C}{\partial t} \\ -AU \frac{\partial C}{\partial x} \Delta x + AD \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} \Delta x - \Delta V C k &= \Delta V \frac{\partial C}{\partial t} \end{aligned}$$

Chia hai vế cho ΔV và có:

$$\begin{aligned} \frac{\Delta x}{\Delta V} &= \frac{1}{A} \\ -U \frac{\partial C}{\partial x} + D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - kC &= \frac{\partial C}{\partial t} \\ \frac{\partial C}{\partial t} + U \frac{\partial C}{\partial x} &= D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - kC \end{aligned} \quad (4.20)$$

Ở trạng thái ổn định: $\frac{\partial C}{\partial t} = 0$

và dòng chảy đều $D = 0$

$$\rightarrow U \frac{\partial C}{\partial x} = -kC; \quad \frac{C(x)}{C_{in}} = e^{-\frac{kx}{U}} \quad (4.21)$$

$$\frac{C}{C_{in}} = e^{-kt_R} \quad (\text{ở dòng ra}) \quad (4.22)$$

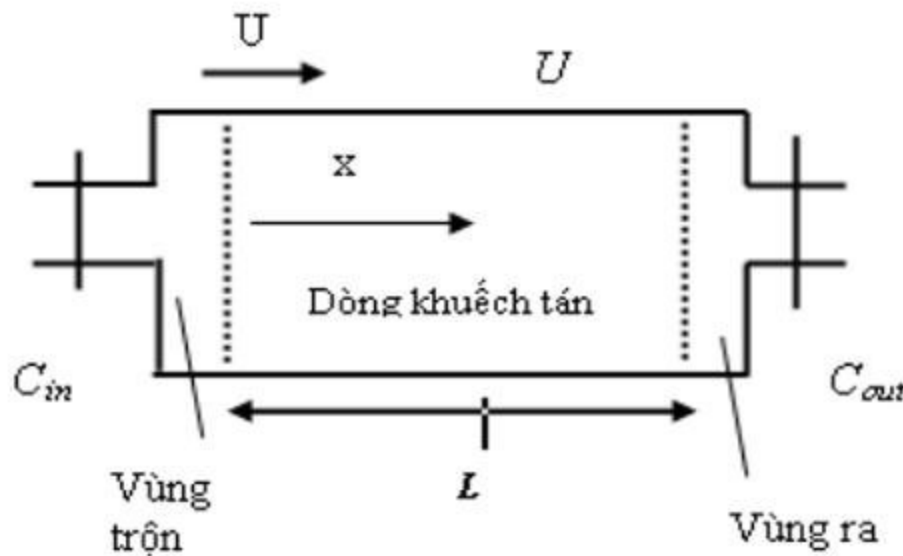
Lời giải cho bể dòng khuếch tán với nồng độ chất thải C (hình 4.13):

Phương trình cân bằng khối lượng:

$$\frac{\partial C}{\partial t} + U \frac{\partial C}{\partial x} = D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - kC \quad (4.23)$$

Dòng vào được giả thiết cho qua một ống dẫn có kích thước nhỏ, nên dòng khuếch tán tại đây có thể bỏ qua. Do vậy, tại điểm của dòng vào:

$$QC|_{in} = QC - DA \frac{\partial C}{\partial x} \Big|_{x=0} \quad (4.24)$$



Hình 4.10: Dòng khuếch tán với nồng độ chất thải C

Tại điểm của dòng ra:

$$QC - DA \frac{\partial C}{\partial x} \Big|_{x=L} = QC|_{out} \quad (4.25)$$

Ở lối ra dòng khuếch tán cũng không đáng kể, do vậy:

$$QC|_{x=L} = QC|_{out} \quad (4.26)$$

hoặc:

$$\frac{\partial C}{\partial x} = 0 \text{ tại } x = L$$

Lời giải là một hàm của số Peclet (Pe) cho tỷ lệ của khối lượng dòng ngang với khối lượng dòng khuếch tán:

$$Pe = \frac{QL}{AD} = \frac{UL}{D} \quad (4.27)$$

Khi $D \rightarrow 0$, $Pe \rightarrow \infty$: bể phản ứng là bể PFM

Khi $D \rightarrow \infty$, $Pe \rightarrow 0$: bể phản ứng là bể FMT.

D được xác định bằng thực nghiệm. Hệ số khuếch tán theo chiều dọc đối với dòng chảy của kênh hở:

$$D = 0,03 \frac{UW^2}{R_H} \quad (4.28)$$

R_H – bán kính thủy lực = diện tích / chu vi.

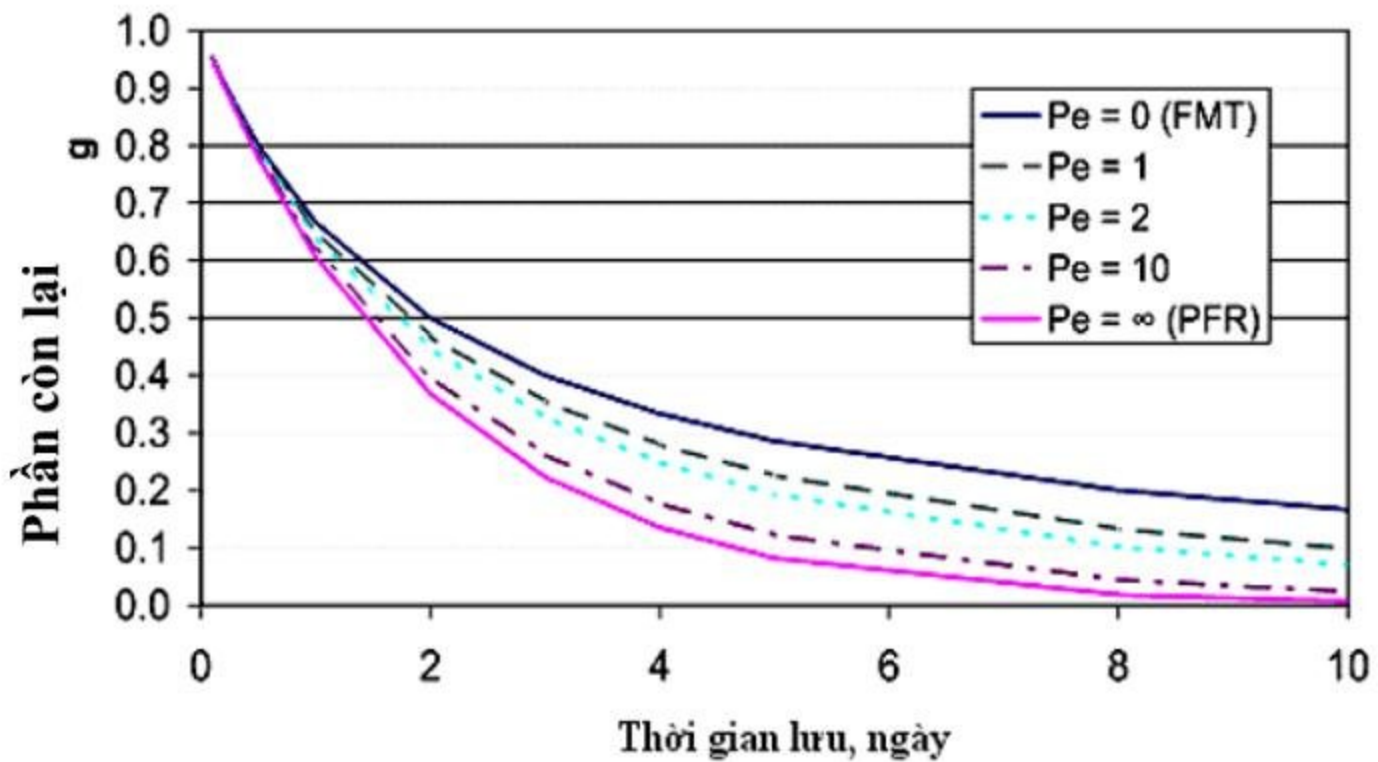
So sánh hiệu suất xử lý giữa bể dòng chảy đều ($Pe = \infty$) và bể trộn lẫn hoàn chỉnh ($Pe = 0$) được minh họa trong hình 4.11.

Phương trình thực nghiệm đối với khối lượng dòng vào liên tục (nồng độ không thay đổi) như sau:

$$\frac{C}{C_{in}} = \frac{4a \exp(Pe/2)}{(1+a)^2 \exp(aPe/2) - (1-a)^2 \exp(-aPe/2)} \quad (4.29)$$

Trong đó:

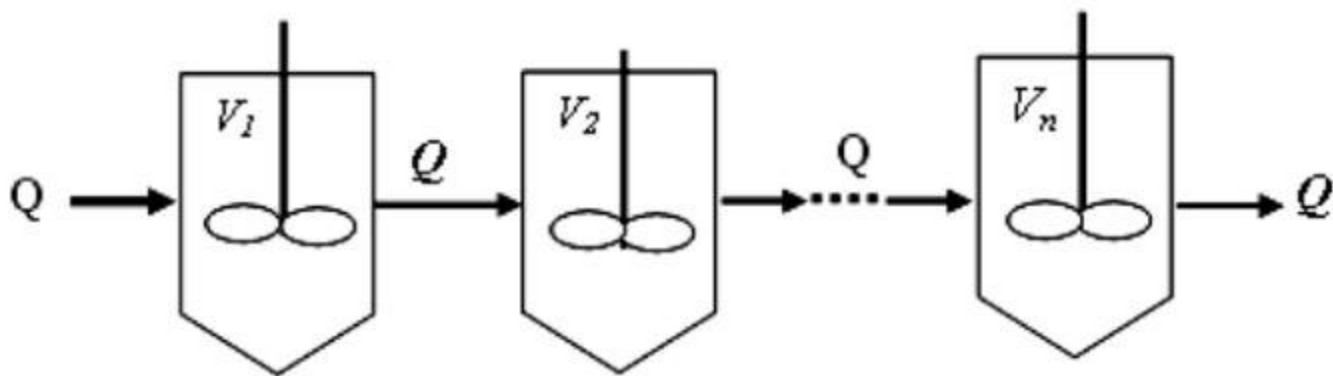
$$a = \left(1 + \frac{4kt_R}{Pe}\right)^{1/2} \quad (4.30)$$



Hình 4.11: Hiệu suất xử lý ở các giá trị Pe khác nhau

4.3.4. Bể phản ứng khuấy trộn hoàn chỉnh nối tiếp

Có thể tạo ra bể dòng khuếch tán, thậm chí là dòng chảy đều bằng cách đặt các bể FMT nối tiếp nhau (hình 4.12):



Hình 4.12: Bể phản ứng khuấy trộn hoàn chỉnh nối tiếp

Nghiên cứu cân bằng khối lượng trong bể thứ i của dãy:

$$V_i \frac{dC_i}{dt} = QC_{i-1} - QC_i - V_i k C_i \quad (4.31)$$

Chia cho thể tích V , ta có:

$$\begin{aligned} \frac{dC_i}{dt} &= \frac{C_{i-1} - C_i}{V_i/Q} - k C_i \\ &= \frac{C_{i-1} - C_i}{t'_R} - k C_i \end{aligned} \quad (4.32)$$

Giả sử tất cả bể có cùng thể tích và thời gian lưu, t_R bằng nhau:

$$C_1(t) = n C_0 \exp - \left(kt + \frac{t}{t'_R} \right) \quad (4.33)$$

Trong đó: $C_0 = \frac{M}{nV}$

Lời giải đối với nhiều bể bằng sự biến đổi *Laplace*:

$$\frac{C_n}{C_0} = \frac{n^n}{(n-1)!} \left(\frac{t}{nt'_R} \right)^{n-1} \exp - \left(\frac{t}{t'_R} + kt \right) \quad (4.34)$$

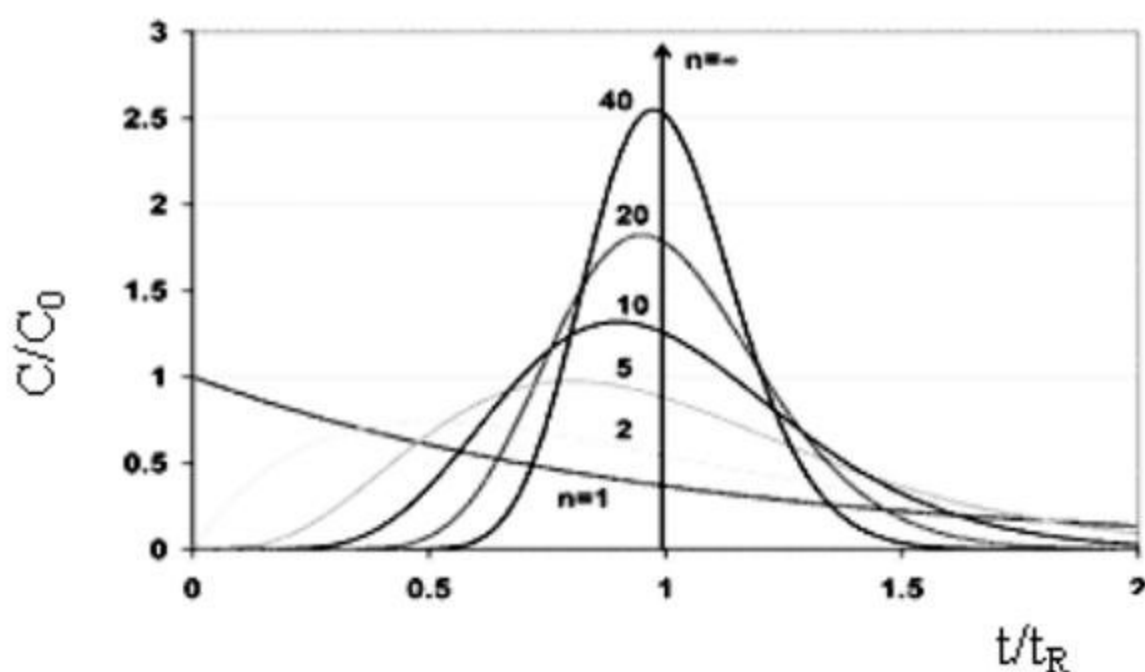
Kết quả thu được giữa tỷ số C_n/C_0 vào t/t_R trong công thức (4.34) trình bày trong hình 4.13.

Trong trường hợp các bể kế tiếp giống bể dòng khuếch tán:

$$Pe \approx 2n - 1$$

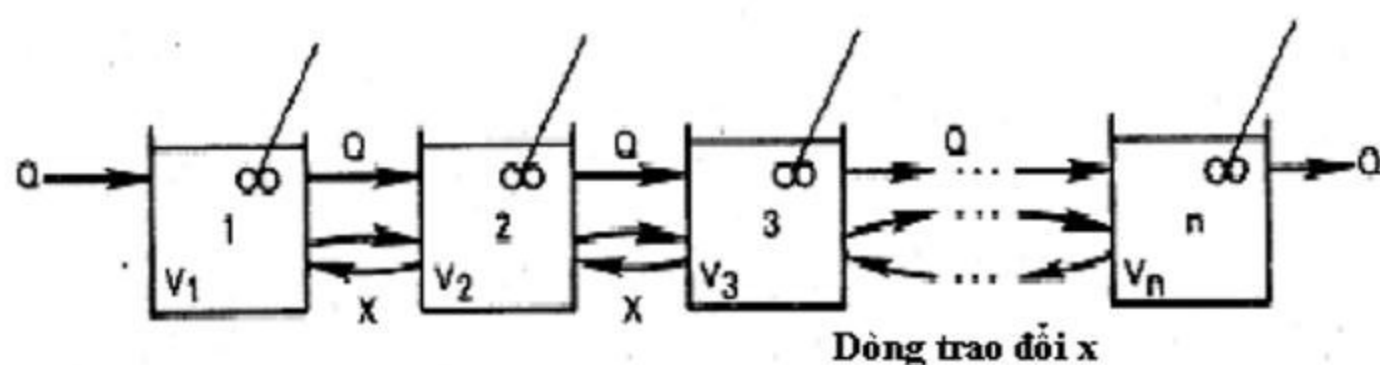
Đối với trạng thái ổn định trong mỗi bể và trong n bể:

$$\begin{aligned} 1 \text{ FMT: } \frac{C_1}{C_{in}} &= \frac{1}{(1 + kt'_R)}; & 2 \text{ FMT: } \frac{C_2}{C_1} &= \frac{1}{(1 + kt'_R)} \\ \frac{C_2}{C_{in}} &= \frac{1}{(1 + kt'_R)^2}; & n \text{ FMT: } \frac{C_n}{C_{in}} &= \frac{1}{(1 + kt'_R)^n} \end{aligned} \quad (4.35)$$



Hình 4.13: Sự phụ thuộc C_n/C_0 vào t/t_R

4.3.5. Bể FMT nối tiếp có dòng trao đổi



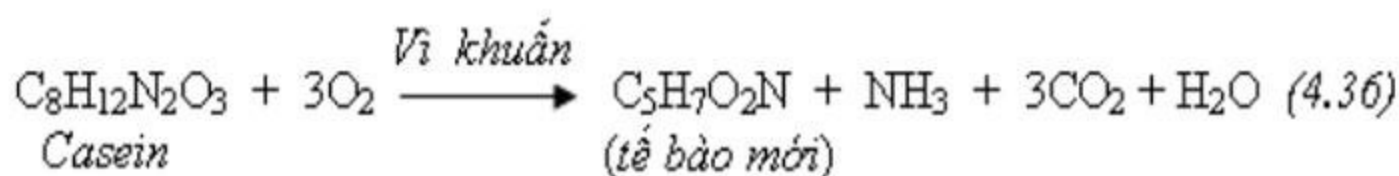
Hình 4.14: Bể phản ứng FMT nối tiếp có dòng trao đổi

Dòng trao đổi tạo ra hiệu ứng khuấy trộn bổ sung cho các bể kế tiếp giống như một bể phản ứng FMT mô tả trong hình 4.14.

Bể dòng chảy đều thường được sử dụng trong bể sục khí xử lý sinh học bậc hai và bể tiếp xúc để khử trùng bằng clo

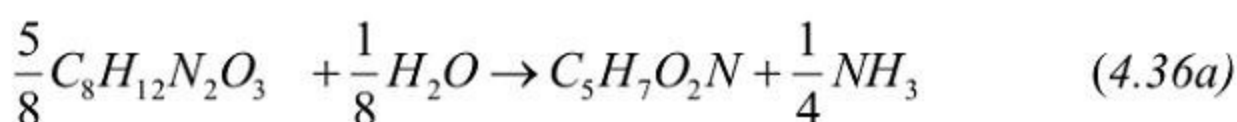
4.4. CÁC PHẢN ỨNG SINH HÓA TRONG XỬ LÝ NƯỚC THẢI

Phương trình hóa học đối với sự oxy hóa sinh học của nước thải:

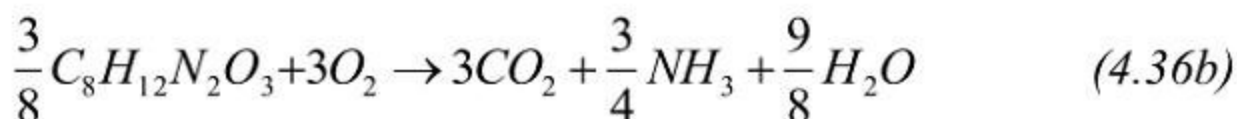


Công thức của tế bào vi khuẩn là $C_{60}H_{87}O_{23}N_{12}P$. Vi khuẩn trong phản ứng (4.36) là vi khuẩn dị dưỡng (*heterotrophs*), hay vi khuẩn hiếu khí (*aerobic*). Vi khuẩn dị dưỡng sử dụng cacbon hữu cơ làm nguồn năng lượng và nguồn cacbon để phát triển. Các vi khuẩn tự dưỡng (*autotrophic*), vi khuẩn kỵ khí (*anaerobic*) sử dụng CO_2 làm nguồn cacbon. Vi khuẩn *aerobic* sử dụng oxy như là chất nhận electron. Đối với vi khuẩn kỵ khí sử dụng các nguồn khác để làm chất nhận electron. Các vi khuẩn (thiếu khí) anoxic, sử dụng nitrit hoặc nitrat để khử thành N_2 (denitrat). Các vi khuẩn chỉ có thể sử dụng oxy để phát triển hoặc là có thể sử dụng O_2 hoặc NO_2^-/NO_3^- gọi là vi khuẩn tùy ý. Để hiểu được khái niệm nhận electron, phương trình (4.36) được chia thành hai thành phần sau:

- Tổng hợp (tế bào mới):



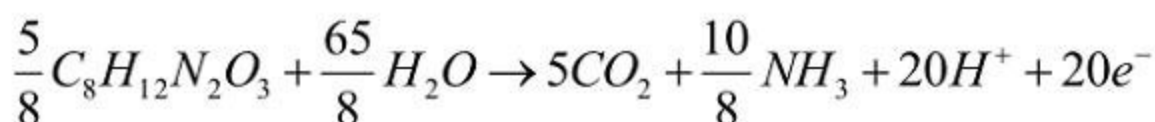
- Sinh năng lượng:



Để nhận biết rõ hơn các chất nhận electron và cho electron, các phương trình (4.36a) và (4.36b) được viết thành:

- Tổng hợp:

Chất cho electron:

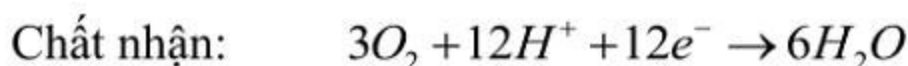
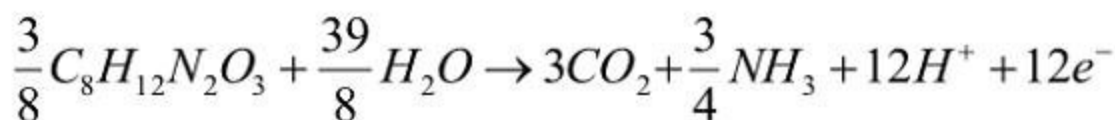


Chất nhận electron:



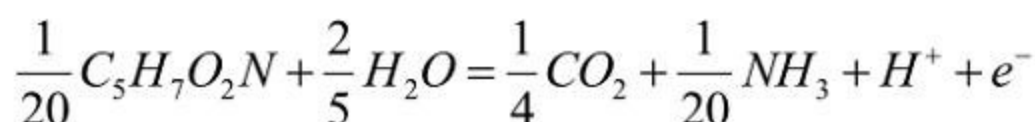
- Năng lượng:

Chất cho:

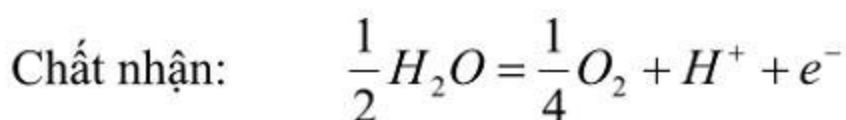
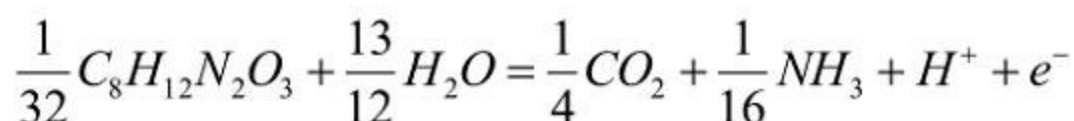


Các phương trình này có thể chuẩn hóa sao cho một electron ở phía phải của mỗi phương trình:

Tế bào:



Chất cho:



Từ các phương trình trên ta có thể thấy năng lượng cần thiết để sử dụng:

- Năng lượng đòi hỏi để tạo tế bào mới
- Năng lượng được tạo ra trong chất cho electron để truyền electron tới chất nhận. $C_8H_{12}N_2O_3$ đóng vai trò là chất cho electron. O_2 đóng vai trò là chất nhận electron. Các chất nhận electron kỵ khí được sắp xếp theo dãy giảm dần về mặt năng lượng: $NO_3^- > Fe > SO_4^{2-}$

Sự khác nhau trong sản sinh năng lượng kết hợp với các chất nhận electron khác nhau được minh họa bằng các phản ứng của glucose trong bảng 4.1.

Vi sinh vật phát triển cần:

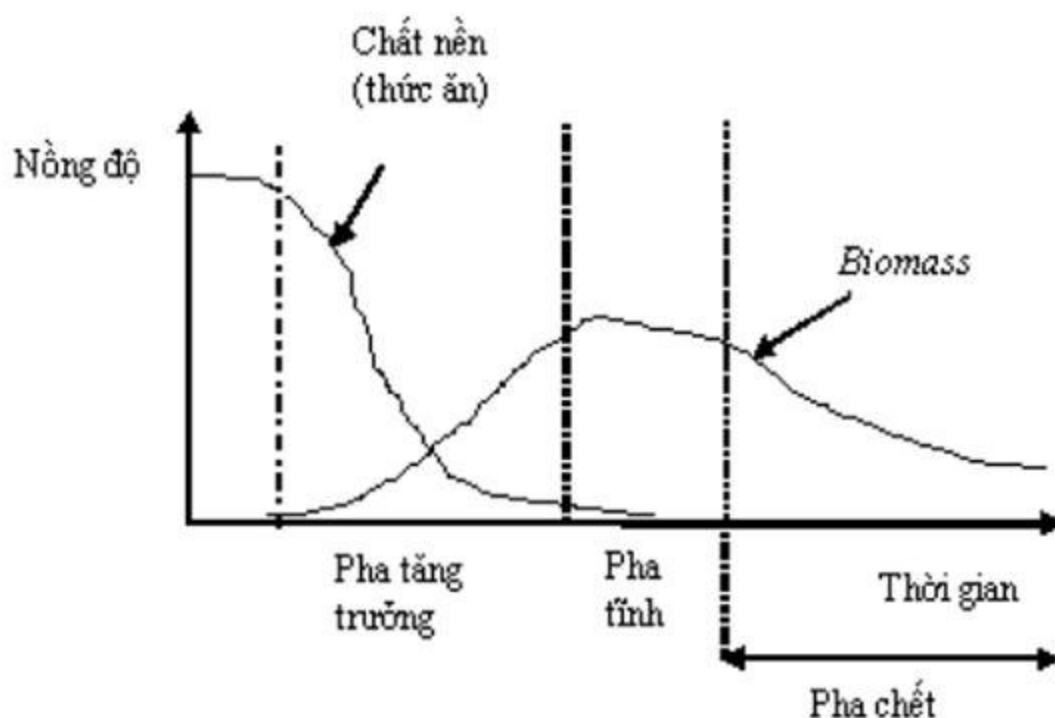
- Nguồn cacbon để tạo thành vật liệu của tế bào.
 - Nguồn năng lượng để tổng hợp nhiên liệu của tế bào.
 - Nguồn thức ăn để tạo vật liệu tế bào.
- + Nguồn thức ăn đa lượng: N và P.
- + Các nguồn thức ăn cần thiết khác: S, K, Mg, Ca, Fe, Na, Cl.
- + Nguồn thức ăn vi lượng: Zn, Mn, Mo, Se, Cu và Ni...

Bảng 4.1: Các phản ứng sinh hóa của glucose

Phản ứng	Năng lượng tự do (kJ/mol glucose)
Phản ứng aerobic $C_6H_{12}O_6 + O_2 \rightarrow 6CO_2 + 6H_2O$	- 2880
Khử nitrat $5C_6H_{12}O_6 + 24NO_3^- + 24H^+ \rightarrow 30CO_2 + 42H_2O + 12N_2$	-2720

Phản ứng khử sulfat $2\text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6 + 6 \text{SO}_4^{2-} + 9\text{H}^+ \rightarrow 12\text{CO}_2 + 12\text{H}_2\text{O} + 3\text{H}_2\text{S} + 3\text{HS}^-$	-492
Sinh metan $\text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6 \rightarrow 3\text{CO}_2 + 3\text{CH}_4$	-428
Lên men etanol $\text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6 \rightarrow 2\text{CO}_2 + 2\text{CH}_3\text{CH}_2\text{OH}$	-244

Vi khuẩn sinh sản trong 20 phút cho tới vài ngày (một vi khuẩn với thời gian 30 phút sinh sản có thể tạo ra số lượng vi khuẩn là $2^{24} = 16.8$ triệu vi khuẩn trong 12 giờ). Vi khuẩn phát triển ở tốc độ cao, sớm hơn hay muộn hơn tùy thuộc các nguồn thức ăn cần thiết. Trong nuôi cấy (lượng chất hữu cơ cố định và không có sự bổ sung thức ăn), sự phát triển vi sinh vật được biểu diễn trong hình 4.15.



Hình 4.15: Các chu kỳ sinh trưởng của vi sinh vật

Xử lý nước thải sinh học phụ thuộc vào sự cân bằng giữa chất nền (thức ăn) và sinh khối. Một cách lý tưởng, bể phản ứng sinh học sẽ hoạt động trong pha tĩnh. Do vậy, cần phải nắm được trong quá trình xử lý có bao nhiêu chất nền sinh ra, bao nhiêu sinh khối và chất nền được sử dụng nhanh như thế nào.

4.4.1. Hiệu suất sinh khối

Hiệu suất sinh khối (Y) được định nghĩa:

$$Y = (\text{lượng sinh khối tạo ra})/(\text{lượng chất nền tiêu thụ}) \quad (4.37)$$

Hiệu suất sinh khối có thể xác định bằng các phương pháp sau đây:

A. Xác định hiệu suất sinh khối Y từ các phép đo BOD hoặc COD

Các vật liệu hữu cơ trong nước thải được đo theo BOD hoặc COD .

Sinh khối được lấy theo VSS là chất rắn lơ lửng.

TSS là tổng chất rắn lơ lửng bằng khối lượng của chất rắn giữ lại sau khi lọc trên phin lọc sợi thủy tinh có kích thước lỗ bằng $1,58\mu m$.

VSS , chất rắn bay hơi bằng khối lượng mất đi của chất rắn sau khi nung ở $500^\circ C$.

FSS , chất rắn lơ lửng cố định bằng cặn còn lại sau khi nung hay bằng $TSS - VSS$.

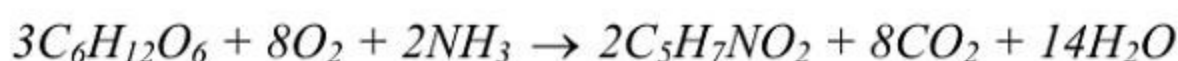
TS , tổng chất rắn bằng tổng cặn sau khi bay hơi và làm khô ở $104^\circ C$.

TDS , tổng chất rắn hòa tan bằng khối lượng của chất rắn đi qua phin lọc và còn lại sau khi làm khô ở $104^\circ C$.

$$TS = TSS + TDS.$$

B. Xác định hiệu suất Y từ tỷ lượng của phản ứng

Glucose $\rightarrow$ tế bào



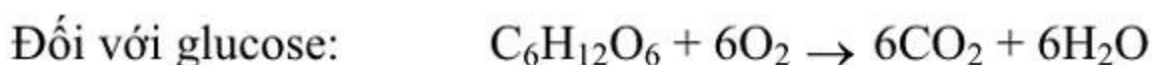
Trọng lượng phân tử (MW):

$$3(180) \quad 8(32) \quad 2(17) \quad 2(113)$$

- Hiệu suất theo glucose:

$$Y = (2 \text{ mol } (113g/mol)) / (3 \text{ mol } (180g/mol)) = 0,42 \text{ (g cells)/g(glucose)}$$

Hiệu suất theo COD (COD là nhu cầu oxy hóa học bằng lượng oxy cần thiết để oxy hóa chất nền):



$$COD: \frac{\Delta O_2}{\Delta C_6H_{12}O_6} = \frac{6 \text{ mol} \cdot 32g/mol}{1 \text{ mol} \cdot 180g/mol} = 1,07 \frac{gCOD}{g(glucose)}$$

- Hiệu suất đối với COD :

$$Y = \frac{2 \text{ mol} \times 113g/mol}{3 \text{ mol}(glucose) \times 180g/mol (glucose) \times 1,07gO_2/g (glucose)}$$

$$= 0,39 \frac{g(cell)}{g(COD)}$$

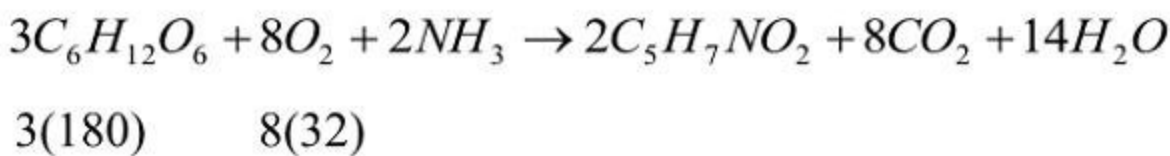
Hiệu suất thực thường nhỏ hơn so với lý thuyết vì vi sinh vật sử dụng một lượng chất nền để duy trì tế bào.

C. Xác định hiệu suất Y từ năng lượng sinh học

Phương pháp A là phương pháp thích hợp nhất cho thực tế, thiết kế ở quy mô phòng thí nghiệm.

Để thiết kế cũng cần phải biết lượng oxy cần thiết được sử dụng để chuyển glucose thành năng lượng và tạo ra sinh khối.

Từ tỷ lệ của phản ứng:

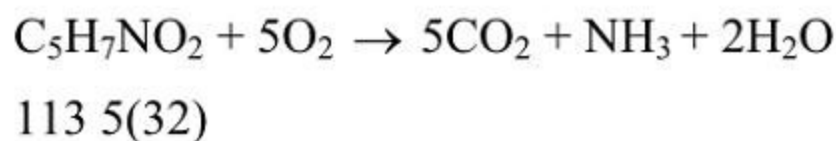


$$\begin{aligned} O_2 \text{ sử dụng} / \text{glucose} &= \frac{8 \text{ mol} \times 32 \text{ gO}_2 / \text{mol}}{3 \text{ mol} \times 180 \text{ g}(\text{glucose}) / \text{mol}} \\ &= 0,474 \frac{\text{gO}_2}{\text{g}(\text{glucose})} \\ &= 0,44 \frac{\text{gO}_2}{\text{gCOD}} \end{aligned}$$

Có thể thấy lượng O_2 bị thiếu hụt. Nếu đủ lượng oxy cần thiết thì lượng oxy phải bằng: $1,0 \text{ gO}_2 / \text{g COD}$?

Do một lượng COD sử dụng để tái tạo tế bào.

Từ phương trình phản ứng:



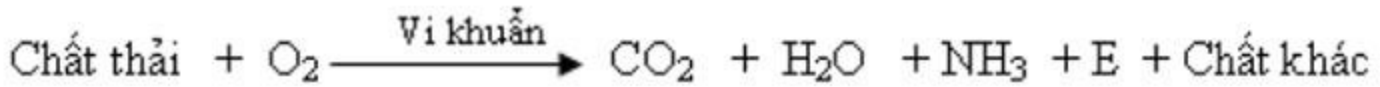
$$\frac{\text{gCOD}}{\text{gcell}} = \frac{5(32)}{113} = 1,42 \frac{\text{gCOD}}{\text{gcell}}$$

Hiệu suất tế bào sẽ là:

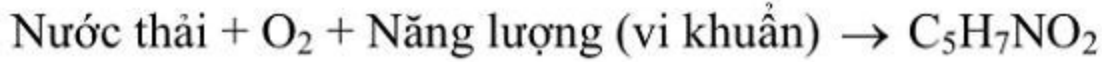
$$Y = 0,42 \frac{\text{g}(\text{cell})}{\text{g}(\text{gluc.})} = 0,42 \frac{\text{g}(\text{cell})}{\text{g}(\text{gluc.})} \times \frac{1,42}{1,07} = 0,56 \frac{\text{g}(\text{CODcell})}{\text{g}(\text{CODgluc.})}$$

Cứ 1 gam COD trong nước thải chứa glucose cần 0,56 gam sử dụng để sinh sản tế bào và 0,44 gam bị oxy hóa bởi oxy. Nước thải thường được biểu diễn theo BOD – nhu cầu oxy sinh hóa. BOD xảy ra trong ba quá trình:

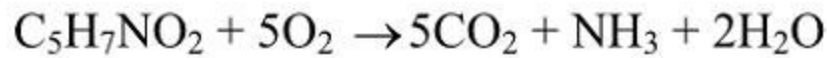
1. Oxy hóa thành năng lượng



2. Tổng hợp tế bào



3. Hô hấp nội bào (vi sinh vật sử dụng chính sinh khối để duy trì tế bào)



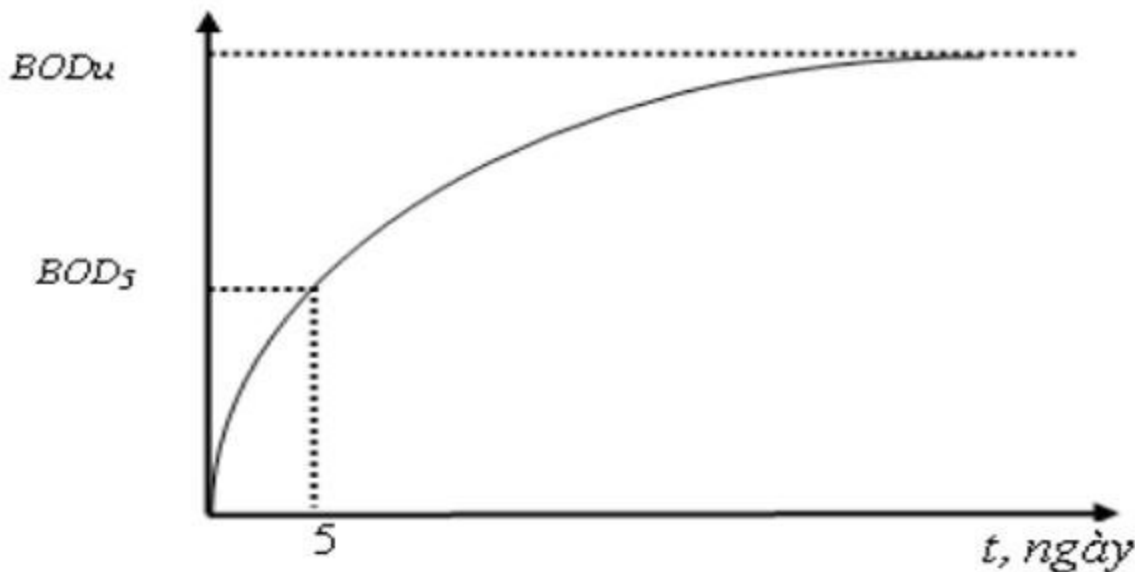
BOD được đo trong lọ thí nghiệm tiêu chuẩn:

Nước thải + mầm vi khuẩn trong lọ. Đo nồng độ oxy hòa tan, *DO*. Lọ được bịt kín và ủ trong thời gian *t* ngày. *DO* được đo ở ngày cuối cùng, *t* ngày. Sự chênh lệch của *DO* là *BOD*:

$$\Delta DO = BOD$$

t thường được lấy 5 ngày = *BOD*₅.

t thường được đo 20 ngày = *BOD*₂₀, khi *BOD*₅ quá nhỏ hoặc đo cho nước thải chậm phân hủy. Đôi khi *t* được lấy để đo *DO* rất dài, thậm chí đến 100 ngày đối với nước khó phân hủy như nước thải nhà máy giấy, các loại nước thải phân hủy chậm.



Hình 4.16: Đường cong *BOD* theo thời gian

BOD được xác định trong thời gian *t* và *BOD*_u (*BOD* sử dụng để oxy hóa hoàn toàn chất thải), hình 4.16 liên hệ bằng công thức:

$$BOD_t = BOD_u (1 - e^{-k_1 t}) \quad (4.38)$$

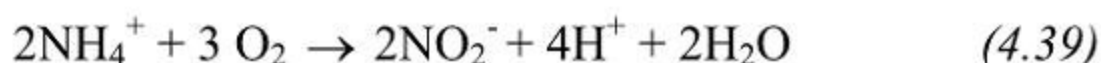
*k*₁ là hằng số khử oxy

Trong xử lý nước thải, lượng oxy cần thiết (bảng 4.2) không những để oxy hóa cacbon hữu cơ mà còn được sử dụng để khử nitơ – hữu cơ và nitơ amoni (NH_4^+). Hình 4.17 biểu diễn đường cong *BOD* trong nước thải.

BOD sử dụng để khử N được gọi là *NBOD*.

NBOD biểu diễn nhu cầu oxy để chuyển amoni thành nitrat bởi vi sinh vật theo phản ứng:

- Với sự tham gia của vi khuẩn *nitrosomonas*:



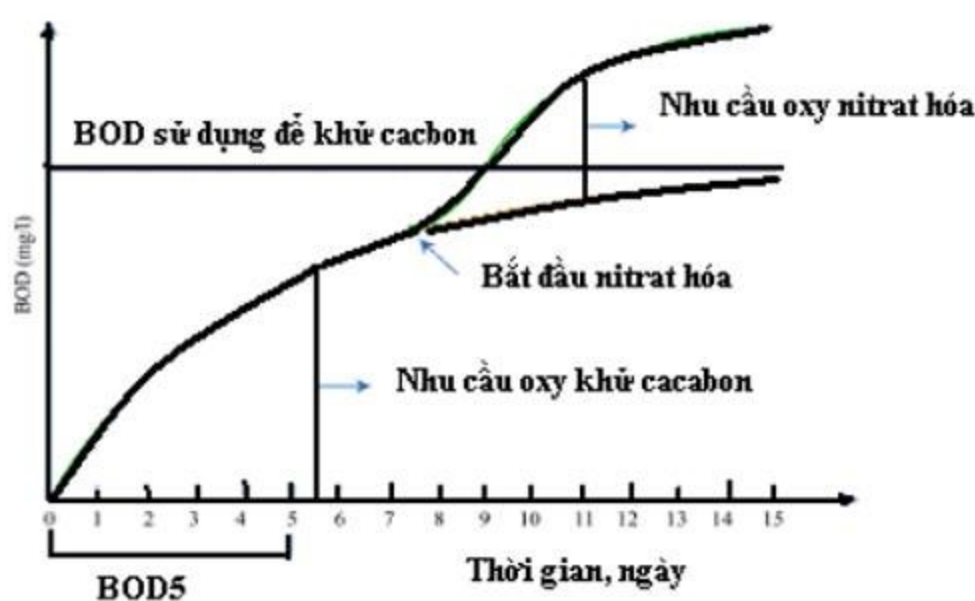
- Với sự tham gia của vi khuẩn *nitobactery*:



NBOD có thể được xác định một cách tỷ lệ từ phản ứng nitrat hóa:



1 gam NH_4^+ tiêu thụ 4,57 g oxy. *NBOD* có thể bị khử bằng cách thêm chất ức chế nitrat hóa vào lọ *BOD* khi bắt đầu thí nghiệm.



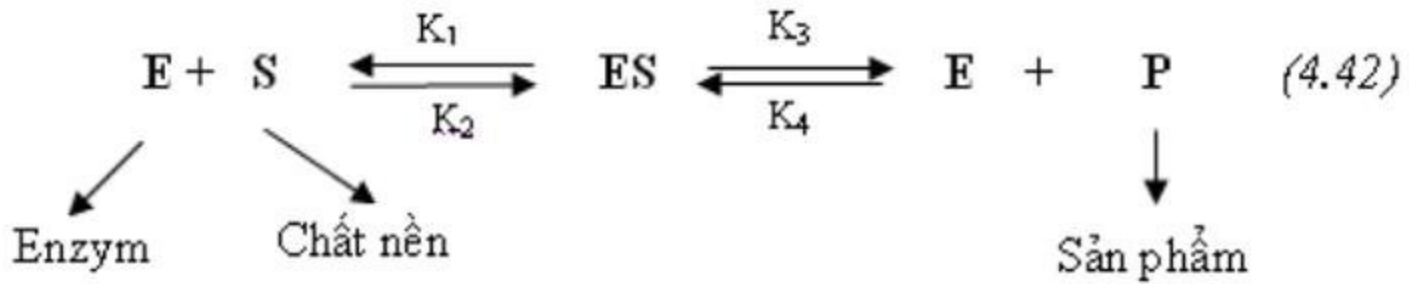
Hình 4.17: Đường cong phản ứng nhu cầu oxy để khử cacbon hữu cơ và khử nitơ

Bảng 4.2: Các giá trị điển hình của *BOD* trong các loại nước thải

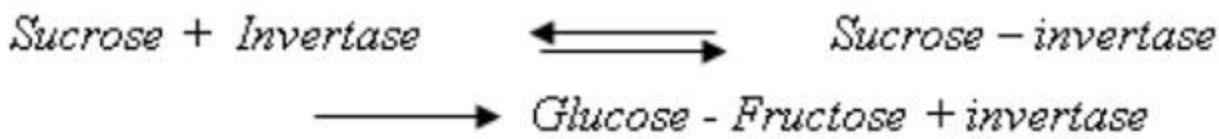
Nước thải đô thị	<i>COD</i> (mg/l)	<i>CBOD</i> ₅ (mg/l)	<i>NBOD</i> (mg/l)	<i>BOD</i> ₅ / <i>COD</i>
Chưa xử lý	450	200	220	0,3 - 0,8
Xử lý sơ bộ	250	130		0,4 - 0,6
Xử lý bậc hai	50	30	40	0,1 - 0,3
Pha trộn nước cống	370	170	290	

4.4.2. Các phản ứng sinh học liên quan đến xúc tác enzym

Phản ứng xúc tác của enzym được biểu diễn theo phương trình phản ứng sau:

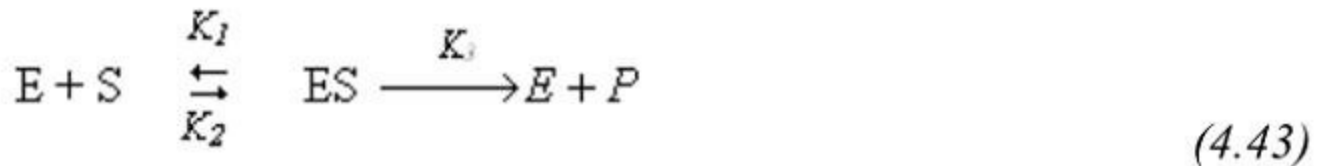


Ví dụ:



4.4.3. Động học của phản ứng xúc tác enzym

Michaelis và Menten (1913) đề nghị phương trình để xác định động học của phản ứng xúc tác enzym:



Giả sử phản ứng tại thời điểm ban đầu, $t = t_0 = 0$:

$$[E] = [E]_0 \quad [ES] = 0 \quad [S] \gg [E]$$

Tốc độ phân hủy phức trung gian ở trạng thái ổn định:

$$\frac{d[ES]}{dt} = K_1[E][S] - K_2[ES] - K_3[ES] \approx 0 \quad (4.44)$$

Ngoài ra:

$$[E] + [ES] = [E]_0 \rightarrow [E] = [E]_0 - [ES]$$

$$K_1([E]_0 - [ES])[S] = (K_2 + K_3)[ES]$$

$$K_1[E]_0[S] = ((K_2 + K_3) + K_1[S])[ES]$$

$$[ES] = \frac{K_1[E]_0[S]}{K_1[S] + (K_2 + K_3)} = \frac{[E]_0[S]}{[S] + \frac{K_2 + K_3}{K_1}} = \frac{[E]_0[S]}{[S] + K_m} \quad (4.45)$$

K_m - hằng số Michaelis – Menton, hoặc hằng số tốc độ một nửa, hoặc hằng số bão hòa một nửa (hình 4.18).

Tốc độ tạo thành sản phẩm, r :

$$\begin{aligned} r &= \frac{d[P]}{dt} = K_3[ES] \\ &= \frac{K_3[E]_0[S]}{[S] + K_m} \end{aligned} \quad (4.46)$$

$K_3[E]_0$ là tốc độ cực đại tạo thành P, xảy ra khi tất cả E ở trong dạng ES:

$$\frac{d[P]}{dt} = K_3[ES]_{\max} = K_3[E]_0 = r_{\max}, \quad r = r_{\max} \frac{[S]}{[S] + K_m} \quad (4.47)$$

Trong điều kiện phòng thí nghiệm, Monod (949) tìm ra biểu thức tương tự trong sự tăng trưởng tế bào nuôi cấy:

$$\mu_g = \mu_{\max} \left(\frac{S}{K_s + S} \right) \quad (4.48)$$

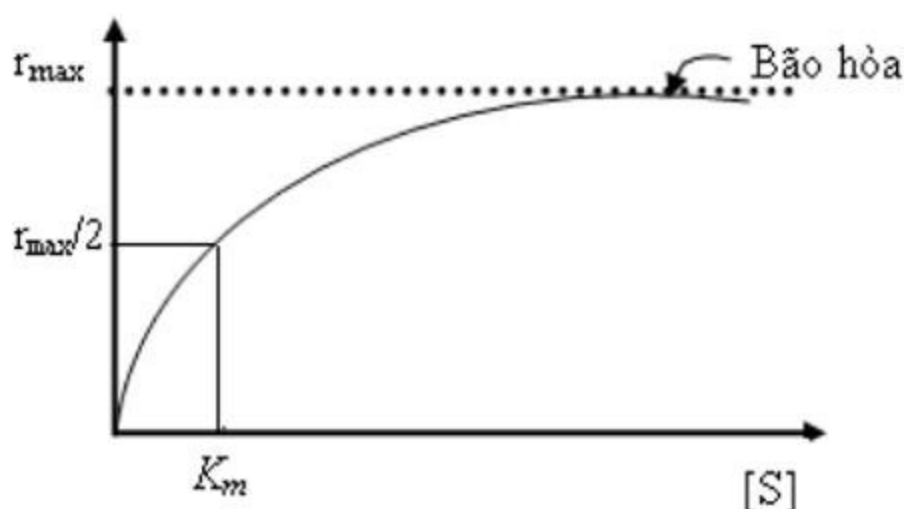
S – nồng độ chất nền, mg/l

K_s – hằng số bão hòa một nửa, mg/l

μ_g – tốc độ tăng trưởng tế bào riêng

$\mu_{\max}$ – tốc độ tăng trưởng riêng cực đại

Mục đích của xử lý nước thải là nuôi vi sinh vật để tiêu thụ chất nền trong nước thải. Tốc độ sử dụng chất nền liên quan đến sự tăng trưởng sinh học và tuân theo phương trình Monod (hình 4.19). Phương trình Monod tính đến ảnh hưởng của nồng độ chất nền (S) cũng như là ảnh hưởng của nồng độ sinh khối (X).



Hình 4.18: Đường cong tăng trưởng $r_{\max}$

Tốc độ sử dụng chất nền, r_{SU} :

$$r_{SU} = -\frac{KXS}{K_s + S} \quad (4.49)$$

r_{SU} - tốc độ sử dụng chất nền, $mg/l.t$

K – hằng số tốc độ sử dụng chất nền riêng cực đại, $[g \text{ chất nền} / g \text{ vi sinh vật}]$.

X – nồng độ vi sinh vật (sinh khối), mg/l .

S – nồng độ của chất nền, mg/l .

K_s – hằng số bão hòa một nửa, mg/l .

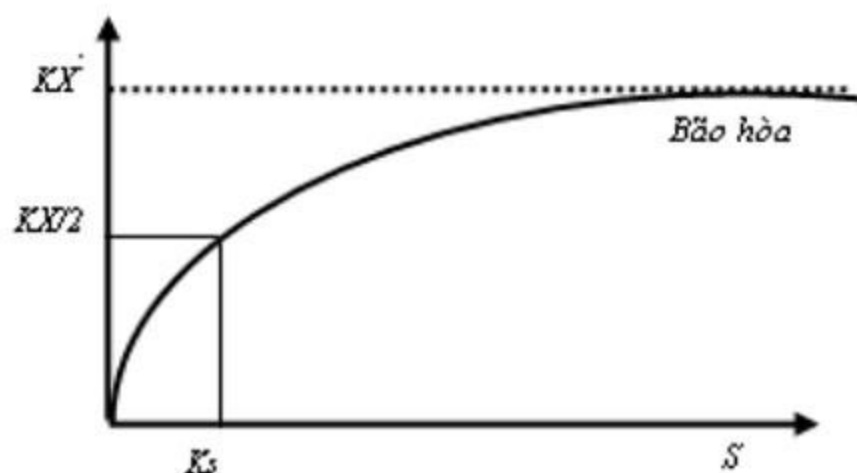
Tốc độ tăng trưởng riêng μ_g [khối lượng tế bào mới / khối lượng tế bào $\times$ thời gian], liên quan đến tốc độ sử dụng chất nền r_{SU} [khối lượng chất nền / thời gian] bởi hiệu suất tạo thành tế bào [khối lượng tế bào mới / khối lượng chất nền] và nồng độ tế bào $X \times$ [khối lượng tế bào / thể tích].

$$-r_{SU} = \frac{\mu_g}{Y} X, \quad -r_{SU} = \frac{KXS}{K_s + S} = \frac{\mu_g}{Y} X = \frac{\mu_{\max} \left(\frac{S}{K_s + S} \right)}{Y} X \quad (4.50)$$

và: $K = \frac{\mu_{\max}}{Y} \quad (4.51)$

K – hằng số tốc độ sử dụng chất nền riêng cực đại

$\mu_{\max}$ – tốc độ phát triển riêng cực đại



Hình 4.19: Đường cong biểu diễn tốc độ sử dụng chất nền

Thực tế, vi khuẩn tăng trưởng nói chung nhỏ hơn μ_{max} và phụ thuộc vào chất nền có trong nước thải và hô hấp nội bào:

$$r_g = -Yr_{SU} - k_e X \quad (4.52)$$

r_g - tốc độ sinh bùn thực (tăng trưởng) thường có đơn vị ($gVSS/m^3.d$); k_e - hằng số phân hủy hô hấp nội bào (d^{-1}).

Phân hủy nội bào bao gồm:

- Vật liệu tế bào được sử dụng để sinh năng lượng duy trì tế bào.
- Bị ăn bởi *protozoa* và các vi sinh vật khác.

4.4.4. Tốc độ tăng trưởng sinh khối riêng

Tốc độ tăng trưởng sinh khối riêng μ được xác định bởi công thức:

$$\mu = \frac{r_g}{X} = -\frac{Y}{X} r_{SU} - k_e = +\frac{Y}{X} \frac{KXS}{K_S + S} - k_e = Y \frac{KS}{K_S + S} - k_e \quad (4.53)$$

$$\mu = \mu_{max} \frac{S}{K_S + S} - k_e = \mu_g - k_e \quad (4.54)$$

$$\mu \text{ có đơn vị: } \left(\frac{gVSS}{gVSS.d} \right)$$

4.4.5. Các giá trị hệ số sinh học điển hình trong xử lý nước thải

Hằng số tốc độ sử dụng chất nền cực đại, $K = 5 \text{ g bsBOD} / \text{g VSS.d}$ (*bsCOD* tan có khả năng phân hủy sinh học).

Hằng số bão hòa một nửa, $K_S = 60 \text{ mg BOD/l} = 40 \text{ mg bs COD/l}$.

Hiệu suất tăng trưởng tế bào, $Y = 0,6 \text{ mg VSS} / \text{mg BOD}$.

$$= 0,4 \text{ mg VSS bs COD}.$$

Hằng số tốc độ hô hấp nội bào, $k_e = 0,1 \text{ mg VSS} / \text{mg VSS.d}$.

Tốc độ tiêu thụ oxy được xác định bằng công thức:

$$r_0 = -r_{SU} - 1,42 r_g \quad (4.55)$$

r_0 = tốc độ tiêu thụ oxy, $\text{mg } O_2/\text{l.d}$

r_{SU} theo $\text{mg bs COD} / \text{l.d}$ hoặc $\text{mg BOD} / \text{l.d}$.

r_g theo $\text{mg VSS} / \text{l.d}$.

$1,42 = \text{COD của tế bào theo g bs COD/g VSS}$.

4.4.6. Các yếu tố môi trường ảnh hưởng đến sự tăng trưởng của tế bào

a. Ảnh hưởng của nhiệt độ

	Vùng nhiệt độ ($^{\circ}\text{C}$)	Vùng tối ưu ($^{\circ}\text{C}$)
Psychrophilic (ưa lạnh) :	10 – 30	12 – 18
Mesophilic (ưa mát) :	20 – 50	25 – 40
Thermophilic (ưa nóng) :	35 – 75	55 – 65

Tốc độ tăng trưởng thay đổi theo nhiệt độ:

$$k_T = k_{20} \theta^{(T-20)} \quad (4.55)$$

Trong đó: k_T – tốc độ phản ứng ở nhiệt độ $T^{\circ}\text{C}$.

k_{20} – tốc độ phản ứng ở 20°C .

θ – hệ số hoạt độ nhiệt độ.

$\theta = 1,047 \rightarrow$ tăng trưởng gấp đôi với $\Delta T = 15^{\circ}\text{C}$

$\theta = 1,072 \rightarrow$ tăng trưởng gấp đôi với $\Delta T = 10^{\circ}\text{C}$

T – nhiệt độ $^{\circ}\text{C}$.

Khi nhiệt độ thấp ($5 - 10^{\circ}\text{C}$), đòi hỏi kéo dài thời gian lưu và giảm tải trọng để bù trừ cho hoạt động sinh học thấp.

b. Ảnh hưởng của pH

Hoạt động của vi sinh vật trong khoảng pH rất rộng (pH từ 4 – 9). Tuy nhiên, khoảng pH thích hợp nhất là 6,5 – 7,5

c. Ảnh hưởng của oxy hòa tan (DO)

Lượng oxy cần thiết để vi sinh vật hoạt động trong các điều kiện:

Hiếu khí: $DO > 1,5$ đến $2,0 \text{ mg/lít}$.

Thiếu oxi: $DO < 0,2 \text{ mg/lít}$ (khử nitrat).

Kỵ khí: $DO \ll 0,1 \text{ mg/lít}$ $\text{NO}_3 < 1 \text{ mg/lít}$.

CÂU HỎI VÀ BÀI TẬP

Câu hỏi lý thuyết

1. Thế nào là bể gián đoạn, bể liên tục và dòng nút. Sự khác nhau của các loại bể phản ứng.

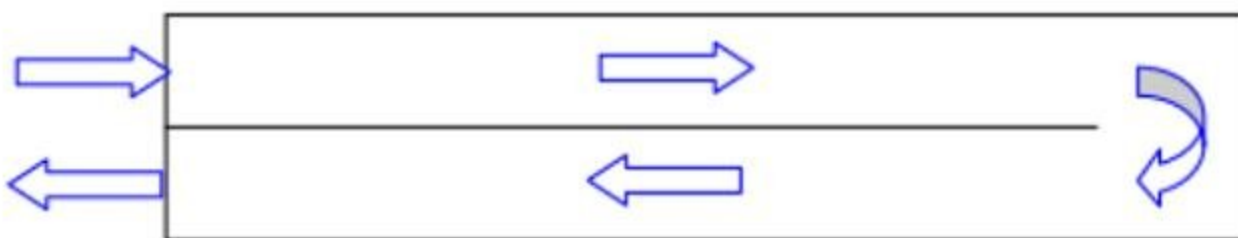
2. Vai trò của oxy trong xử lý nước thải. Các phản ứng sinh hóa đối với gluco có thuận lợi về nhiệt động học. Giải thích đường cong khử *CBOD* và *NBOD* trong hình 4.7.
3. Sự khác nhau của vi khuẩn dị dưỡng và tự dưỡng như thế nào?
4. Viết phương trình oxy hóa sinh hòa của vi sinh vật trong nước thải.
5. Trình bày động học phản ứng xúc tác enzyme.
6. Hãy cho biết bể gián đoạn kế tiếp trong xử lý nước thải tương tự như bể dòng nút hay bể khuấy trộn hoàn chỉnh, tại sao?

Bài tập

1. Một hệ thống xử lý nước thải sẽ được thiết kế để xử lý nước thải sinh hoạt chứa 200 mg/l BOD . Dòng nước thải chảy vào bể phản ứng có thời gian lưu lý thuyết là 1 ngày (d) với lưu lượng là 0,2 triệu gallon mỗi ngày (mgd). Các chất hữu cơ bị oxy hóa ở tốc độ $1 \text{ } d^{-1}$ (tốc độ phản ứng bậc nhất).

So sánh hiệu quả xử lý ở trạng thái ổn định tương đối của các bể phản ứng có hình dáng sau đây. Cho biết tất cả các bể có tổng thời gian lưu lý thuyết giống nhau.

- a) Bể hình tròn khuấy trộn hoàn chỉnh, đường kính 80 feet, với dòng vào ở trung tâm và dòng ra dọc theo thành bể. Xác định độ sâu của bể.
- b) Bể dòng chảy phân tán hình chữ nhật, chiều dài 100 feet và chiều rộng 50 feet, chứa một vách ngăn theo chiều dọc ở giữa. Xác định chiều sâu của bể



- c) Bể dòng chảy khuếch tán có cùng kích thước như bể trong phần b nhưng không có vách ngăn.



- d) Các bể hình tròn khuấy trộn hoàn chỉnh giống nhau và nối tiếp nhau. Xác định đường kính và độ sâu của các bể.

e) Bạn sẽ lựa chọn bể có hình dáng như thế nào và tại sao?

2. Một bể phản ứng dòng chảy đều, dòng vào có nồng độ chất độc hữu cơ (TTO) bằng 150 mg/l với lưu lượng là 380 l/phút . Phản ứng bậc nhất xảy ra với hằng số tốc độ bằng $0,4/\text{h}$.

a) Xác định thời gian lưu cần thiết và thể tích của bể để đạt được nồng độ chất TTO của dòng ra bằng 20 mg/l .

b) Xây dựng đồ thị TTO bị khử theo thời gian lưu.

3. Nếu sử dụng bể phản ứng khuấy trộn hoàn chỉnh để xử lý nước thải như trong câu 1. Hãy xác định:

a) Xác định thời gian lưu cần thiết và thể tích của bể để đạt được nồng độ chất TTO của dòng ra bằng 20 mg/l .

b) Xây dựng đồ thị TTO bị khử theo thời gian lưu

c) Thời gian lưu phải lớn hơn bao nhiêu so với bể dòng chảy đều để đạt được 80% khử TTO ?

Chương 5

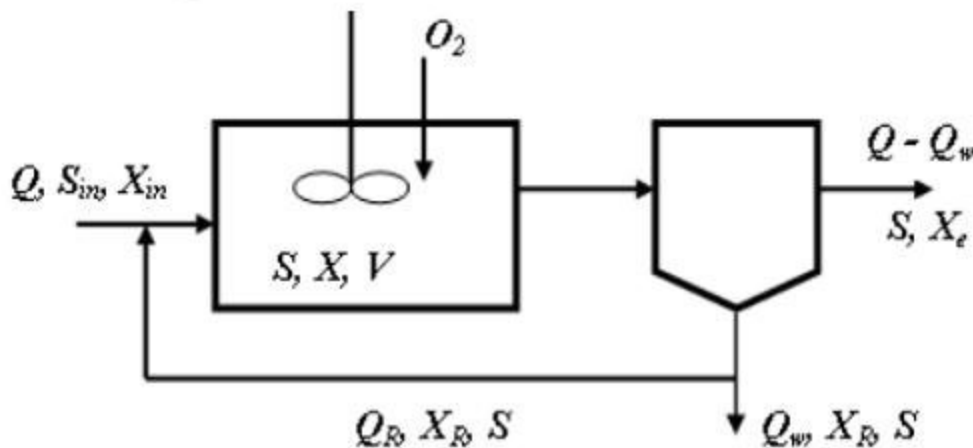
XỬ LÝ NƯỚC THẢI BẰNG QUÁ TRÌNH BÙN HOẠT TÍNH

Mục tiêu chương 5. Sau khi học xong chương này, sinh viên:

- *Nắm được các khái niệm cơ bản về các quá trình xử lý nước thải*
- *Nắm được các tham số cần thiết để tính toán các quá trình bùn hoạt tính, bùn kỵ khí.*
- *Nắm được nguyên lý thiết kế bể lắng bậc II.*
- *Tính toán thiết kế hệ thống xử lý nước thải hoàn chỉnh.*

5.1. MÔ HÌNH HÓA BỂ PHẢN ỨNG BÙN HOẠT TÍNH

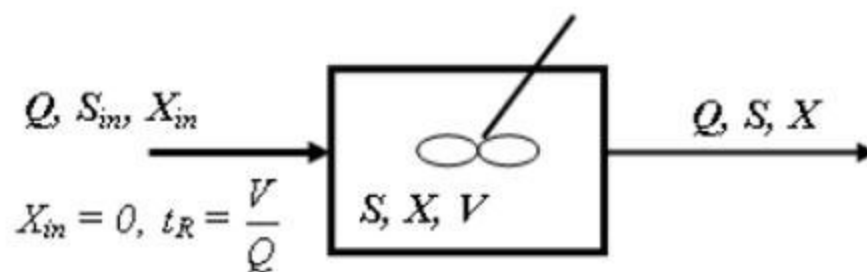
Mô hình hóa bể phản ứng nhằm mục đích xây dựng phương trình cân bằng khối lượng cho toàn bộ hệ thống xử lý nước thải để đạt được hiệu quả cao nhất trong thiết kế và vận hành. Sơ đồ toàn bộ quá trình bùn hoạt tính đưa ra trong hình 5.1.



Hình 5.1: Mô hình xử lý bùn hoạt tính

Xét hệ xử lý đơn giản nhất - bể phản ứng FMT (Full Mixing Tank) với động học Monod:

Hình 5.2 trình bày bể phản ứng FMT:



Hình 5.2: Bể phản ứng FMT

Trong đó:

Q - lưu lượng nước thải, m^3/s

S_{in} - nồng độ chất nền ban đầu, mg/l

X_{in} - nồng độ bùn hoạt tính sau khi qua xử lý bậc một, mg/l

S - nồng độ chất nền trong bể sục khí, mg/l

X - nồng độ bùn hoạt tính trong bể sục khí, mg/l

V - thể tích bể sục khí, m^3

Q - lưu lượng nước thải dòng ra, m^3/s

• Tăng trưởng tế bào

Phương trình tăng trưởng tế bào được biểu diễn như sau:

$$V \frac{dX}{dt} = V(\mu_g X - K_e X) - QX \quad (5.1)$$

Trong đó, $V \frac{dX}{dt}$ là biến đổi sinh khối; $\mu_g X$ - tăng trưởng;

$K_e X$ - vi sinh vật chết (hô hấp nội bào); QX - nồng độ dòng ra (trong trường hợp này $\mu_g = \mu$).

Ở trạng thái ổn định: $\frac{dX}{dt} = 0$

$$\mu_g X - k_e X = \frac{Q}{V} X = \frac{X}{t_R} \quad (5.2)$$

do: $\mu_g X = -Yr_{SU} \quad (5.3)$

r_{SU} - tốc độ sử dụng chất nền, $mg/t < 0$.

Y - hiệu suất tế bào, $mg VSS/mg BOD$.

và: $t_R = \frac{V}{Q}$

Từ phương trình (5.10) nhận được:

$$\frac{1}{t_R} = \mu_g - k_e = -\frac{Yr_{SU}}{X} - k_e \quad (5.4)$$

Một tham số khác rất quan trọng là thời gian lưu bùn hay tuổi của bùn, θ_c được định nghĩa:

$$\theta_c = \frac{\text{Tổng khối lượng chất rắn trong hệ}}{\text{Tốc độ loại chất rắn ra khỏi hệ}} \quad (5.5)$$

hoặc:

$$\theta_c = \frac{VX}{QX} = \frac{V}{Q} = t_R \quad (5.6)$$

vì $t_R = \theta_c$ và $\frac{1}{t_R} = \mu_g - k_e$

do vậy: $\frac{1}{t_R} = \mu_{\max} \frac{S}{S + K_S} - k_e \quad (5.7)$

Gọi S là chất ô nhiễm còn lại sau khi xử lý:

$$S = \frac{K_S(1 + t_R k_e)}{t_R(\mu_{\max} - k_e) - 1} \quad (5.8)$$

$k_e, K_S, \mu_{\max}$ là các tham số sinh học đặc trưng, do vậy là những hằng số. S là một hàm của thời gian lưu t_R (tham số thiết kế) và không phụ thuộc vào nồng độ chất ô nhiễm ban đầu, S_{in} .

Ta cũng có thể xét tham số thiết kế khác là U :

$$U = -\frac{r_{SU}}{X} \quad (5.9)$$

U được gọi là tỷ lệ thức ăn và vi sinh vật tương tự như tỷ lệ F/M .

vì: $r_{SU} = -\frac{\mu_g X}{Y}$

nên: $r_{SU} = -\mu_{\max} \frac{S}{S + K_S} \frac{X}{Y} \quad (5.10)$

Mối liên quan giữa S và U được biểu diễn theo công thức:

$$S = \frac{K_S U Y}{\mu_{\max} - U Y} \quad (5.11)$$

Phương trình (5.8) và phương trình (5.10) cho biết nồng độ chất thải ở dòng ra và là hàm số phụ thuộc vào đặc tính số lượng sinh học ($\mu_{\max}$ và K_S) và tham số thiết kế U .

Hiệu suất xử lý được xác định bằng phương trình:

$$E(\%) = \frac{S_{in} - S}{S_{in}} \times 100 \quad (5.12)$$

trong đó: E – hiệu suất xử lý (%)

Mối liên quan giữa E và S_{in} :

$$E = \left(1 - \frac{K_S (1 + t_R k_e) / S_{in}}{t_R (\mu_{\max} - k_e) - 1} \right) \quad (5.13)$$

Để xác định nồng độ sinh khối (biomass) X , từ phương trình cân bằng khối lượng của chất nền S :

$$V \frac{dS}{dt} = QS_{in} - QS + Vr_{SU} \quad (5.14)$$

Trong đó:

$V \frac{dS}{dt}$ - tốc độ thay đổi chất nền.

QS_{in} – lượng chất ô nhiễm (chất nền hay thức ăn cho vi sinh vật) vào hệ.

QS – lượng chất ô nhiễm ra.

Vr_{SU} - lượng chất ô nhiễm chuyển thành tế bào ($r_{SU} < 0$).

Chia hai vế cho thể tích (V) trong phương trình (5.22):

$$\frac{dS}{dt} = \frac{Q}{V} (S_{in} - S) - \frac{\mu_g}{Y} X \quad (5.15)$$

$$= \frac{1}{t_R} (S_{in} - S) - \frac{\mu_g}{Y} X \quad (5.16)$$

$$\text{Xét ở trạng thái ổn định, } \frac{dS}{dt} = 0: \frac{S_{in} - S}{t_R} = \frac{\mu_g}{Y} X \quad (5.17)$$

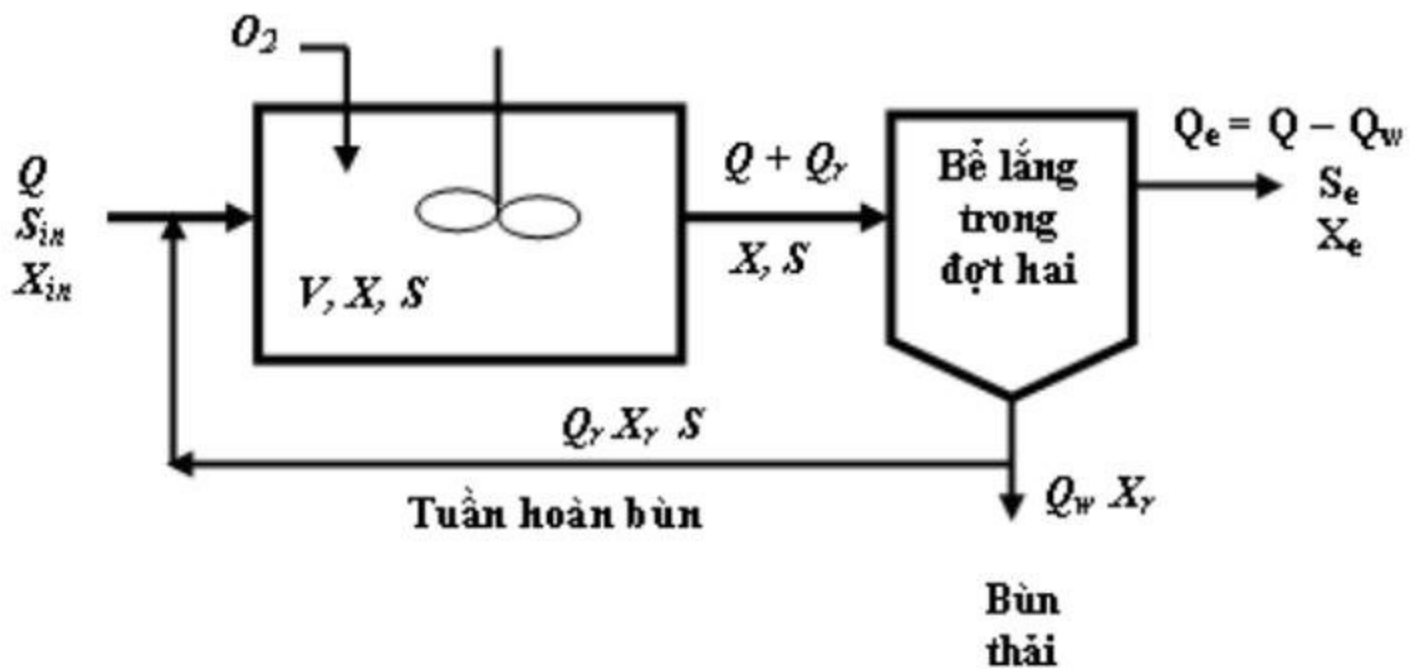
Từ phương trình (5.4), $\mu_g = \frac{1}{t_R} + k_e$ và phương trình (5.8) của S .

Thay vào phương trình (5.17) và giải cho X ta có:

$$X = Y \left[\frac{S_{in}}{1 + k_e t_R} - \frac{K_S}{\mu_{\max} t_R - (1 + k_e t_R)} \right] \quad (5.18)$$

5.2. XỬ LÝ Bùn Tuần Hoàn

Hình 5.3. mô tả hệ thống bùn tuần hoàn với lưu lượng nước thải ban đầu, Q (m^3/s), nồng độ chất ô nhiễm, S_{in} (mg/l) và nồng độ bùn hoạt tính (tạo ra từ quá trình xử lý bậc một), X_{in} (mg/l). Bể sục khí có thể tích V (m^3), có nồng độ chất ô nhiễm, S (mg/l) và nồng độ bùn hoạt tính, X (mg/l). Nước thải sau khi xử lý qua bể lắng đợt hai có lưu lượng bằng $(Q + Q_r)$, Q_r là lưu lượng dòng tuần hoàn (m^3/s) với nồng độ chất ô nhiễm S và bùn hoạt tính X . Lưu lượng dòng chảy qua bể lắng đợt hai là Q_e (m^3/s) với nồng độ bùn hoạt tính, X_e (mg/l) và nồng độ chất ô nhiễm, S_e (mg/l). Lưu lượng bùn thải từ bể lắng đợt hai, Q_w (m^3/s) với nồng độ bùn, X_r (mg/l).



Hình 5.3: Sơ đồ hệ thống bùn tuần hoàn

Dòng tuần hoàn trích từ bể lắng đợt hai nhằm bổ sung bùn hoạt tính cho bể sục khí có lưu lượng Q_r (m^3/s), nồng độ bùn X_r và chất ô nhiễm còn lại S . Mô hình ở trên giả thiết chỉ có X lắng trong bể lắng bậc hai. S hòa tan không bị lắng.

5.2.1. Các thông số điển hình trong hệ thống xử lý bùn tuần hoàn

X – Nồng độ vi sinh vật (mg VSS/L) 2000 – 4000 mg VSS/L.

S – Nồng độ chất nền, mg COD/l 220 mg BOD₅/l.

X_e – 15 mg VSS /L

X_r = 2000 – 4000 mg VSS /l.

5.2.2. Cân bằng vật chất và các tham số thiết kế trong hệ thống bùn tuần hoàn

Cân bằng khối lượng cho toàn bộ quá trình:

$$V \frac{dX}{dt} = QX_{in} - Q_e X_e - Q_w X_r + V\mu_g X - V k_e X \quad (5.19)$$

Ở trạng thái ổn định với $X_{in} = 0$:

$$V(\mu_g - k_e)X = Q_e X_e + Q_w X_r = P \text{ (sự tạo bùn)} \quad (5.20)$$

Tuổi của bùn:

$$\begin{aligned} \theta_c &= \frac{VX}{Q_w X_r + Q_e X_e} \\ &= \frac{VX}{Q_w X_r + (Q - Q_w)X_e} \end{aligned} \quad (5.21)$$

Trong điều kiện ổn định, lượng tế bào tạo thành cân bằng với lượng tế bào bị mất. Do vậy:

$$\theta_c = \frac{VX}{V \left(\mu_{\max} \frac{S}{S + K_s} - k_e \right) X} \quad (5.22)$$

$$\rightarrow \frac{1}{\theta_c} = \mu_{\max} \frac{S}{S + K_s} - k_e \quad (5.23)$$

Chú ý $\theta_c \neq t_R$ (tuổi bùn tách biệt với thời gian lưu).

Phương trình (5.32) có thể sắp xếp lại để giải cho S:

$$S = \frac{K_s(1 + \theta_c k_e)}{\theta_c(\mu_{\max} - k_e) - 1} \quad (5.24)$$

Phương trình (5.24) giống phương trình (5.8) đối với bể khuấy trộn hoàn chỉnh, trừ t_R được thay bằng θ_c .

Thay thế t_R bằng θ_c là sự thay đổi có ý nghĩa; người ta có thể thiết kế cho θ_c lớn để nhận được hiệu quả xử lý cao (S thấp) và không phụ thuộc vào thể tích bể. Giá thành xử lý phụ thuộc vào thể tích bể, do vậy, xử lý bùn hoạt tính tuần hoàn có thể tiết kiệm được kinh phí

Thông số thiết kế điển hình tuổi bùn, $\theta_c = 4 - 10 \text{ d}$, và thời gian lưu, $t_R = 4 - 10 \text{ h}$, sẽ tiết kiệm 24 lần kích thước bể

Xác định U – tốc độ sử dụng chất nền

$U = [(sử dụng chất nền để tăng trưởng tế bào) / đơn vị thời gian] / (đơn vị khối lượng của tế bào):$

$$U = \frac{Q(S_{in} - S)}{VX} = \frac{S_{in} - S}{t_R X} \quad (5.25)$$

hoặc:
$$U = \frac{V \frac{1}{Y} \mu_{\max} \left(\frac{S}{K_s + S} \right) X}{VX} = \frac{\mu_{\max}}{Y} \left(\frac{S}{K_s + S} \right) = \frac{\mu_g}{Y} \quad (5.26)$$

Đơn vị của Y [M chất nền / M tế bào. T] hoặc $(g \text{ COD}) / (g \text{ VSS.d})$.

Phương trình (5.26) có thể được sử dụng để tìm S là hàm số của U :

$$S = \frac{UYK_s}{\mu_{\max} - UY} \quad (5.27)$$

Ngoài ra, có thể xác định tỷ lệ thức ăn và vi sinh vật (F/M). Nhưng phải chú ý một số trích dẫn có thể bị nhầm lẫn:

- Theo Reynolds & Richards:

$$\begin{aligned} F/M &= (\text{Khử chất nền}) / (\text{đơn vị khối lượng tế bào} \times \text{thời gian}) \\ &= \frac{Q(S_{in} - S)}{VX} = U \end{aligned} \quad (5.28)$$

- Theo Metcalf và Eddy:

$$\begin{aligned} F/M &= (\text{chất nền vào}) / (\text{đơn vị khối lượng tế bào} \times \text{thời gian}) \\ &= \frac{QS_{in}}{VX} = \frac{S_{in}}{t_R X} \end{aligned} \quad (5.29)$$

vì
$$E = \frac{S_{in} - S}{S_{in}}$$

$$\left[\frac{F}{M} \right]_{M+E} = \frac{U}{E} = \frac{1}{E} \left[\frac{F}{M} \right]_{R/R} \quad (5.30)$$

Tuy nhiên, hầu hết các tham khảo đều sử dụng phương trình của Metcalf và Eddy (5.29) cho tỷ số F/M .

5.2.3. Một số phương trình bổ sung đối với θ_c cho thiết kế

Từ các phương trình trước, ta có:

$$\frac{1}{\theta_c} = \mu_{\max} \frac{S}{S + K_s} - k_e \quad (5.31)$$

$$\mu_{\max} \frac{S}{S + K_s} = UY \quad (5.32)$$

$$\rightarrow \frac{1}{\theta_c} = UY - k_e \quad (5.33)$$

và từ phương trình (5.39) ta có: $U = E \frac{F}{M}$

$$\frac{1}{\theta_c} = E \frac{F}{M} Y - k_e \quad (5.34)$$

Tốc độ tạo bùn P được định nghĩa:

$$P = \frac{XV}{\theta_c} = [\text{Khối lượng tế bào trong hệ}] / [\text{tốc độ khử chất rắn ra khỏi hệ}] \quad (5.35)$$

Nồng độ bùn tuần hoàn, X_r được xác định bằng thí nghiệm qua chỉ số bùn, SDI hoặc chỉ số thể tích bùn, SVI :

$$X_r = SDI = 1/SVI$$

5.2.4. Dòng tuần hoàn, Q_r

Xét cân bằng khối lượng đối với bể lắng trong đợt hai:

$$\begin{array}{ccccccc} (Q + Q_r)X & = & Q_e X_e & + & Q_w X_r & + & Q_r X_r & (5.36) \\ \text{(Bùn trong dòng vào)} & & \text{(Bùn của dòng ra)} & & \text{(Bùn thải)} & & \text{(Bùn tuần hoàn)} \end{array}$$

Tỷ lệ tuần hoàn, r được xác định:

$$r = \frac{Q_r}{Q} \quad (5.37)$$

Thay vào phương trình cân bằng vật chất:

$$Q_e X_e + Q_w X_r = (Q + Q_r)X - Q_r X_r$$

Ta có:

$$\frac{Q_e X_e + Q_w X_r}{Q} = (1 + r)X - rX_r \quad (5.38)$$

Từ phương trình (5.21):
$$\theta_c = \frac{VX}{Q_w X_r + Q_e X_e}$$

Thay vào phương trình (5.46), thu được:

$$\theta_c = \frac{VX}{Q[(1+r)X - rX_r]}$$

Hay
$$\theta_c = \frac{t_R}{1+r-r(X_r/X)} \quad (5.39)$$

Từ phương trình (5.39), có thể kiểm soát r và tỷ số X_r/X , ta có thể đạt được $\theta_c > t_R$ và cải thiện được quá trình xử lý.

Nồng độ bùn hoạt tính X được xác định từ cân bằng khối lượng đối với chất ô nhiễm sau xử lý S :

Ở trạng thái ổn định:

$$V \frac{dS}{dt} = QS_{in} - QS + Vr_{SU} = 0 \quad (5.40)$$

Ta đã biết tốc độ sử dụng chất nền:

$$r_{SU} = -\frac{\mu_g}{Y} X$$

và:
$$\begin{aligned} \frac{1}{t_R}(S_{in} - S) &= \frac{\mu_g}{Y} X \\ &= \frac{\mu_{max}}{Y} \frac{S}{K_S + S} X \end{aligned} \quad (5.41)$$

Từ phương trình:
$$\mu_{max} \frac{S}{K_S + S} = \frac{1}{\theta_c} + k_e$$

$$\rightarrow \frac{1}{t_R}(S_{in} - S) = \frac{X}{Y} \left(\frac{1}{\theta_c} + k_e \right) \quad (5.42)$$

hoặc
$$X = \frac{\theta_c}{t_R} \left[\frac{Y(S_{in} - S)}{1 + \theta_c k_e} \right] = \frac{\theta_c}{t_R} Y_{obs} (S'_{in} - S) \quad (5.43)$$

Trong đó Y_{obs} – hiệu suất quan sát được.

Thay phương trình (5.24) đối với S vào phương trình (5.43):

$$X = \frac{\theta_c}{t_R} Y \left[\frac{S_{in}}{1 + \theta_c k_e} - \frac{K_s}{\mu_{max} \theta_c - (1 + \theta_c k_e)} \right] \quad (5.44)$$

Phương trình (5.43) và phương trình (5.44) cho tốc độ tạo bùn P :

$$P = \frac{QY(S_{in} - S)}{1 + \theta_c k_e} \quad (5.45)$$

5.2.5. Nhu cầu oxy trong bể sục khí

Lượng oxy đòi hỏi ($kgO_2/ngày$):

$$R_{O_2} = Q(S_{in} - S) - 1,42 P \quad (5.46)$$

Trong đó:

P – tốc độ tạo bùn, $kg VSS/d$ và $P = Q_e X_e + Q_w X_r$

1,42 là $g COD/g$ sinh khối.

1,42 mang dấu (-) vì nó đại diện cho phần chất nền lấy để chuyển thành sinh khối và sau đó ra khỏi hệ trước khi sử dụng nhu cầu oxy.

Nếu nồng độ chất ô nhiễm trong nước thải được ghi nhận theo BOD_5 , lượng oxy đòi hỏi cho toàn bộ BOD (BOD_u) được xác định theo phương trình:

$$R_{O_2} = \frac{Q(S_{in} - S)}{f} - 1,42 P \quad (5.47)$$

$$f = BOD_5/BOD_u$$

Phương trình (5.47) chỉ mới tính cho lượng oxy cần thiết để khử $CBOD$. Thực tế, trong nước thải có một lượng lớn N ở dạng N- hữu cơ, N- NH_4 . Do vậy phải cần một lượng oxy bổ sung để cho quá trình nitrat hóa:

$$R_{O_2N} = 4,57 Q(TNK_0 - TNK) \quad (5.48)$$

Trong đó:

R_{O_2N} – lượng oxy đòi hỏi để nitrat hóa, kgO_2/d

Q – lưu lượng nước thải, m^3/d

TNK_0 – tổng lượng nitơ trong nước thải, được xác định bằng phương pháp Keldan, kg/d

TKN – tổng lượng nitơ trong nước sau xử lý được xác định bằng phương pháp Keldan, kg/d .

Do vậy, lượng oxy cần thiết để khử $CBOD_u$ và nitrat hóa, $R_{O_2,N}$, được xác định theo công thức:

$$R_{O_2,N} = [Q(S_{in}-S)/f] - 1,42 P + 4,57Q(TNK_0 - TNK) \quad (5.49)$$

Tốc độ tiêu thụ oxy là lượng oxy đòi hỏi trên một đơn vị thể tích của bể sục khí:

$$OUR = \frac{R_{O_2}}{V} = \frac{S_{in} - S}{t_R f} - 1,42 \frac{P}{V} + \frac{4,57}{t_R} (TKN_0 - TKN) \quad (5.50)$$

hoặc:

$$OUR = \frac{S_{in} - S}{t_R f} - 1,42 \frac{Y(S_{in} - S)}{t_R (1 + k_e \theta_c)} + \frac{4,57}{t_R} (TKN_0 - TKN) \quad (5.51)$$

Thể tích không khí đòi hỏi, V_{kk} , để khử BOD và nitrat hóa trong quá trình xử lý hiếu khí được xác định theo công thức:

$$V_{kk} = \frac{R_{O_2,N} (kg/d)}{d(kg/m^3) \times 0,231} \quad (5.52)$$

d – tỷ khối của không khí, kg/m^3

0,231 - phần trăm của oxy trong không khí (w/w)

Tốc độ thể tích không khí điển hình là $62 m^3$ không khí/ $kg BOD_5$.

Nồng độ DO đòi hỏi tối thiểu là $0,2 - 2,0 mg/l$.

Hiệu suất truyền oxy = (Khối lượng oxy hòa tan trong nước)/(khối lượng oxy trong không khí cho vào).

5.2.6. Các quá trình cải tiến xử lý bùn hoạt tính

Các quá trình cải tiến bùn hoạt tính được sử dụng bao gồm: bùn hoạt tính truyền thống (CAS); bùn hoạt tính nạp từng bậc (SFAS); bùn hoạt tính tiếp xúc ổn định (CMAS); bùn hoạt tính sục khí kéo dài (EAAS); bùn hoạt tính oxy tinh khiết cao (HOPAS); bùn hoạt tính chọn lọc (SAS) và bùn hoạt tính mẻ kế tiếp (SBRAS)...

5.2.6.1. Quá trình bùn hoạt tính truyền thống (CAS)

Trong quá trình bùn hoạt tính truyền thống, bể sục khí sinh học có hình chữ nhật với dòng ra và bùn tuần hoàn (RAS) bổ sung ở một phía. Dung dịch được trộn ở phía đối diện. Dòng chảy được phân bố gần như dòng chảy đều. Phân bố thời gian lưu phụ thuộc vào tỷ lệ chiều dài và rộng của bể. Trong quá trình CAS, nước thải được trộn đều bằng các thiết

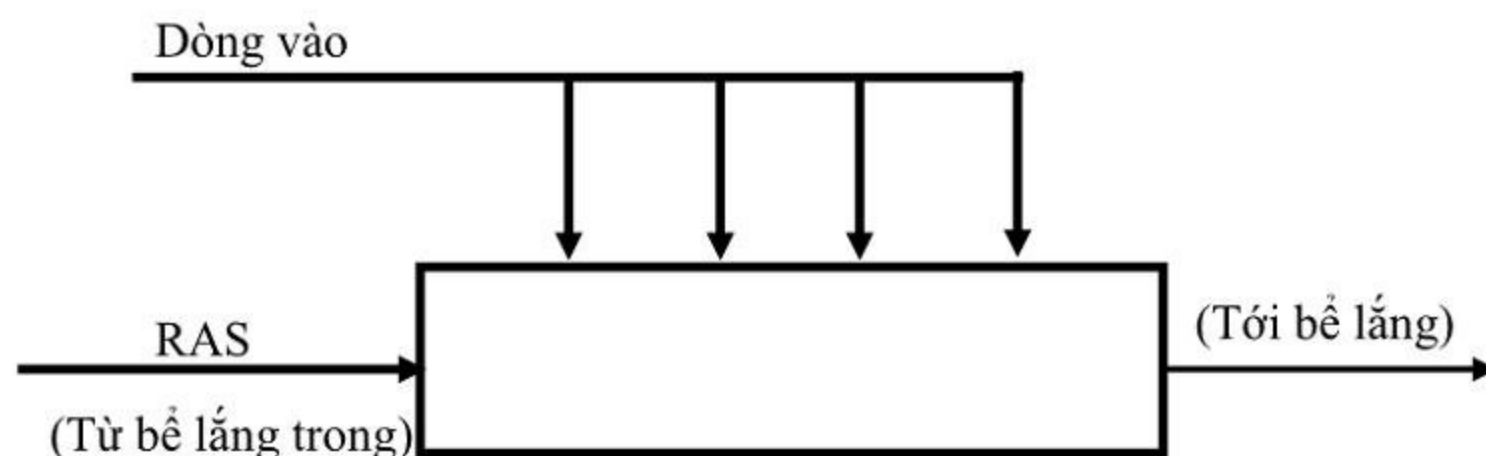
bị sục khí. Thời gian lưu nước điển hình từ 4- 8 giờ, thời gian lưu bùn từ 3 – 8 ngày. Các tiêu chuẩn thiết kế quá trình CAS đưa ra trong bảng 5.1.

Bảng 5.1: Tiêu chuẩn thiết kế hệ thống xử lý bùn hoạt tính truyền thống

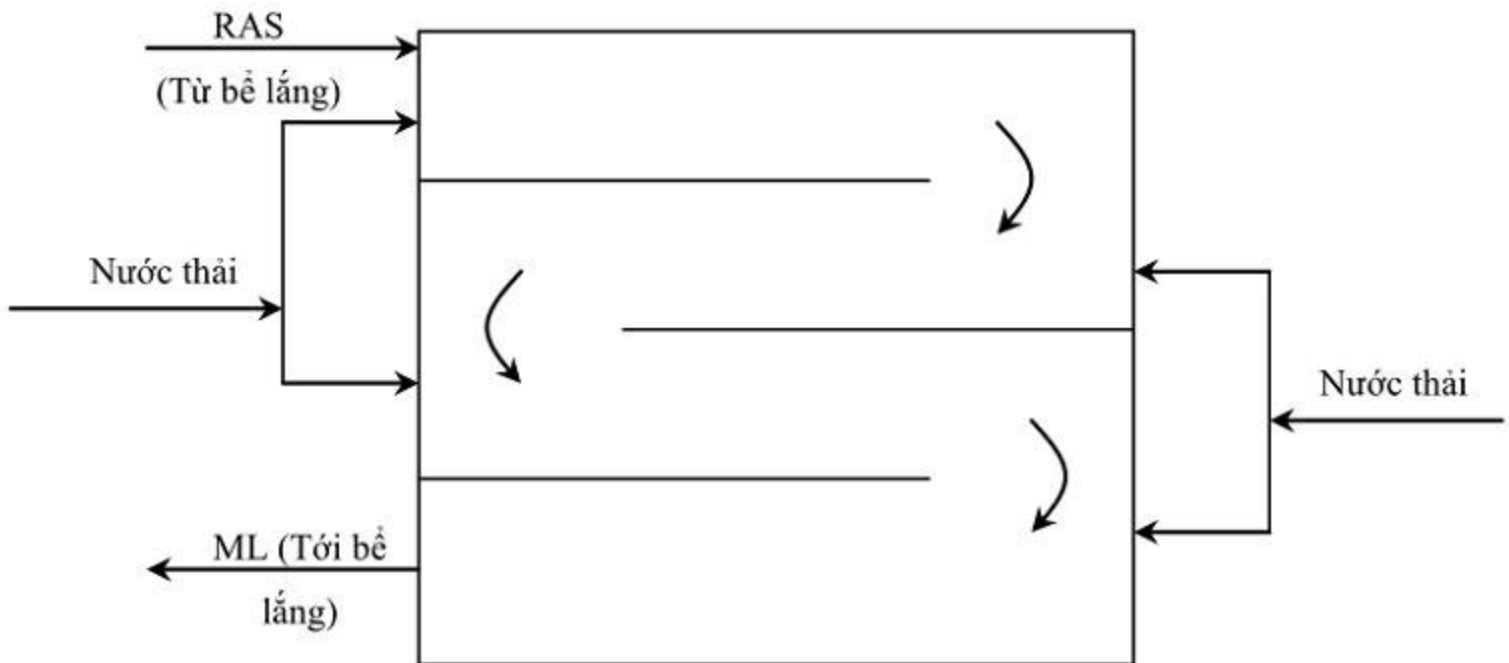
Tham số	Giá trị
Tải trọng hữu cơ	0,2 – 0,5 kg BOD ₅ /kg MLSS.d
Tải trọng thể tích	0,4 – 1,8 kg BOD ₅ /m ³ . d
Thời gian lưu bùn	5 – 15 ngày
Thời gian lưu nước	3 – 8 giờ
Nồng độ MLSS	2,000 – 4,000 mg/l
Tỷ lệ bùn tuần hoàn	25 – 100%
Độ sâu của nước	3 – 5 m
Oxy cung cấp	1,2 – 1,5 kg O ₂ /kg BOD ₅
Sự tạo bùn	0,5 – 0,7 kg/kg khử BOD ₅

5.2.6.2. Quá trình bùn hoạt tính nạp từng bậc (SFAS)

Sự khác biệt của quá trình SFAS và quá trình CAS là nước thải được nạp vào các vị trí dọc theo thành bể sục khí. Do vậy, nồng độ nước thải được phân bố đều trong toàn bộ bể phản ứng. (hình 5.4a và 5.4b).



(a) Bể đơn hẹp với dòng vào bổ sung ở một số điểm dọc theo chiều dài của bể.



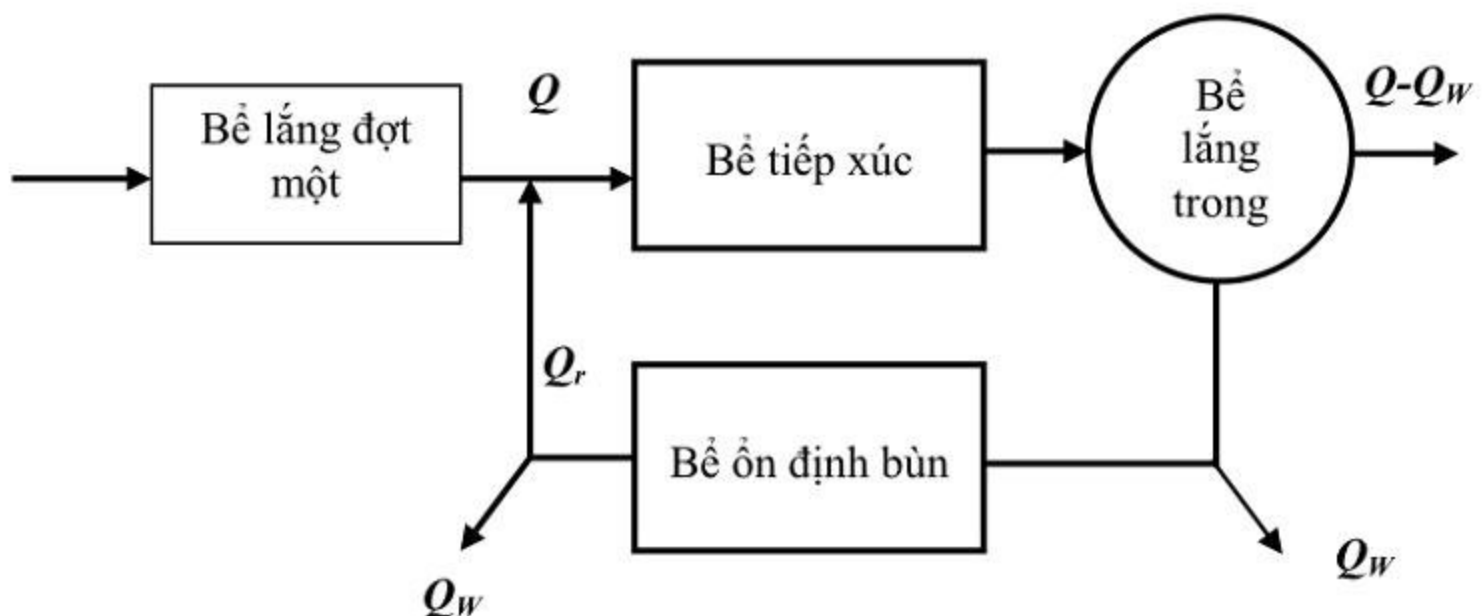
(b) Dây bể hẹp với dòng vào được nạp vào mỗi bể

Hình 5.4: Quá trình bùn hoạt tính nạp từng bậc

Nguồn: Grandy và cộng sự, 1999

5.2.6.3. Quá trình bùn hoạt tính tiếp xúc ổn định (CSAS)

Đối với quá trình CSAS, bể sinh học được chia thành hai vùng: (i) vùng tiếp xúc, tại đó chất hữu cơ bị loại khỏi nước thải; (ii) vùng ổn định, tại đó ổn định chất hữu cơ bằng sức khí bùn tuần hoàn từ bể lắng trong. Nồng độ của *MLSS* trong bể ổn định tương đối cao, cho nên tổng thể tích của bể sinh học sẽ nhỏ hơn CAS. Trong khi đó, thời gian lưu bùn (*SRT*) được duy trì như nhau (hình 5.5). Do vậy, quá trình CSAS sẽ được sử dụng để thay thế quá trình CAS khi thể tích lớn. Thời gian lưu nước (*HRT*) phụ thuộc vào dòng bùn tuần hoàn (*RAS*), đối với vùng tiếp xúc và vùng ổn định từ 0.5 đến 2,0 giờ và từ 4 đến 6 giờ tương ứng.



Hình 5.5: Quá trình bùn hoạt tính tiếp xúc ổn định (CSAS)

5.2.6.4. Quá trình bùn hoạt tính khuấy trộn hoàn chỉnh (CMAS)

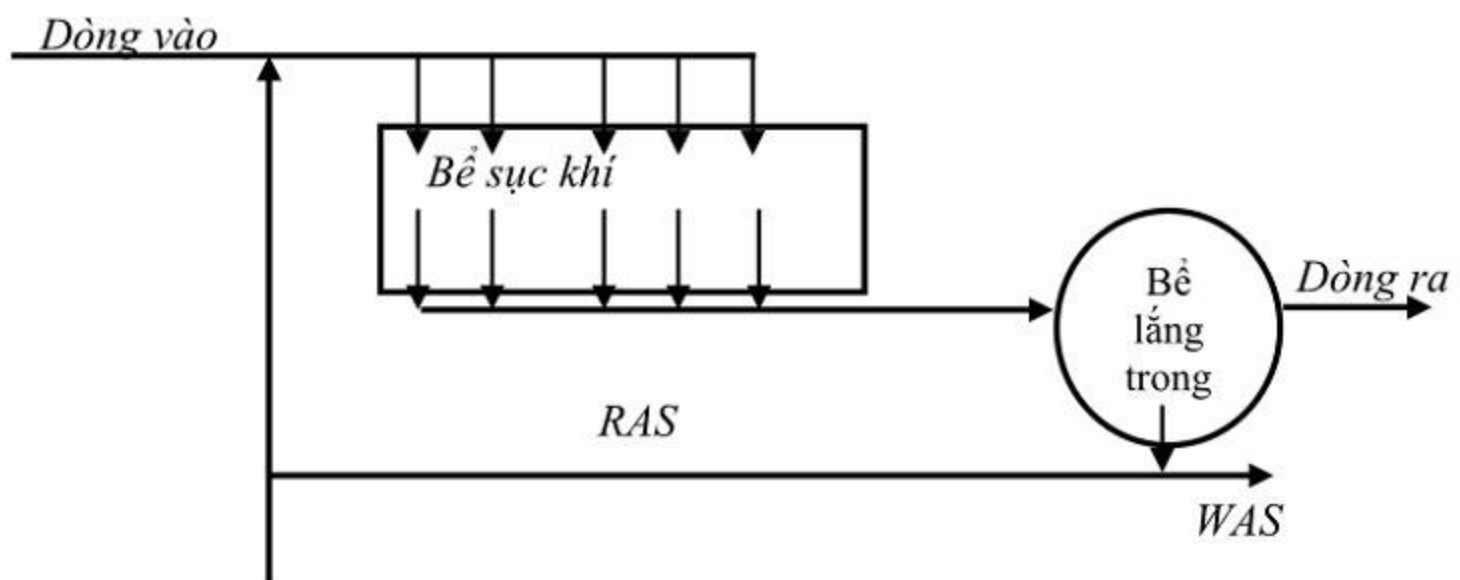
Quá trình CMAS được cải tiến từ quá trình truyền thống (CAS), khi nảy sinh nhu cầu về xử lý nước thải công nghiệp có độ ô nhiễm cao (hình 5.6). Trong quá trình CAS, nồng độ của chất hữu cơ cao ở lối vào gây sốc cho hoạt động của vi sinh vật, dẫn đến làm hạn chế hoạt động của quá trình. Điều này có thể khắc phục trong quá trình CMAS. Mặt khác, trong hệ thống CMAS nồng độ của chất hữu cơ có khả năng phân rã được duy trì ở mức thấp bởi sự phân bố đồng nhất của dòng vào theo chiều dài của bể phản ứng.

5.2.6.5. Quá trình sục khí kéo dài

Sục khí kéo dài trong quá trình bùn hoạt tính khuấy trộn hoàn chỉnh, được vận hành ở thời gian lưu nước (HRT) tương đối dài ($t_R = 16 - 24$ hoặc 36 giờ) và tuổi bùn cao ($\theta_c = 20 - 30$ ngày).

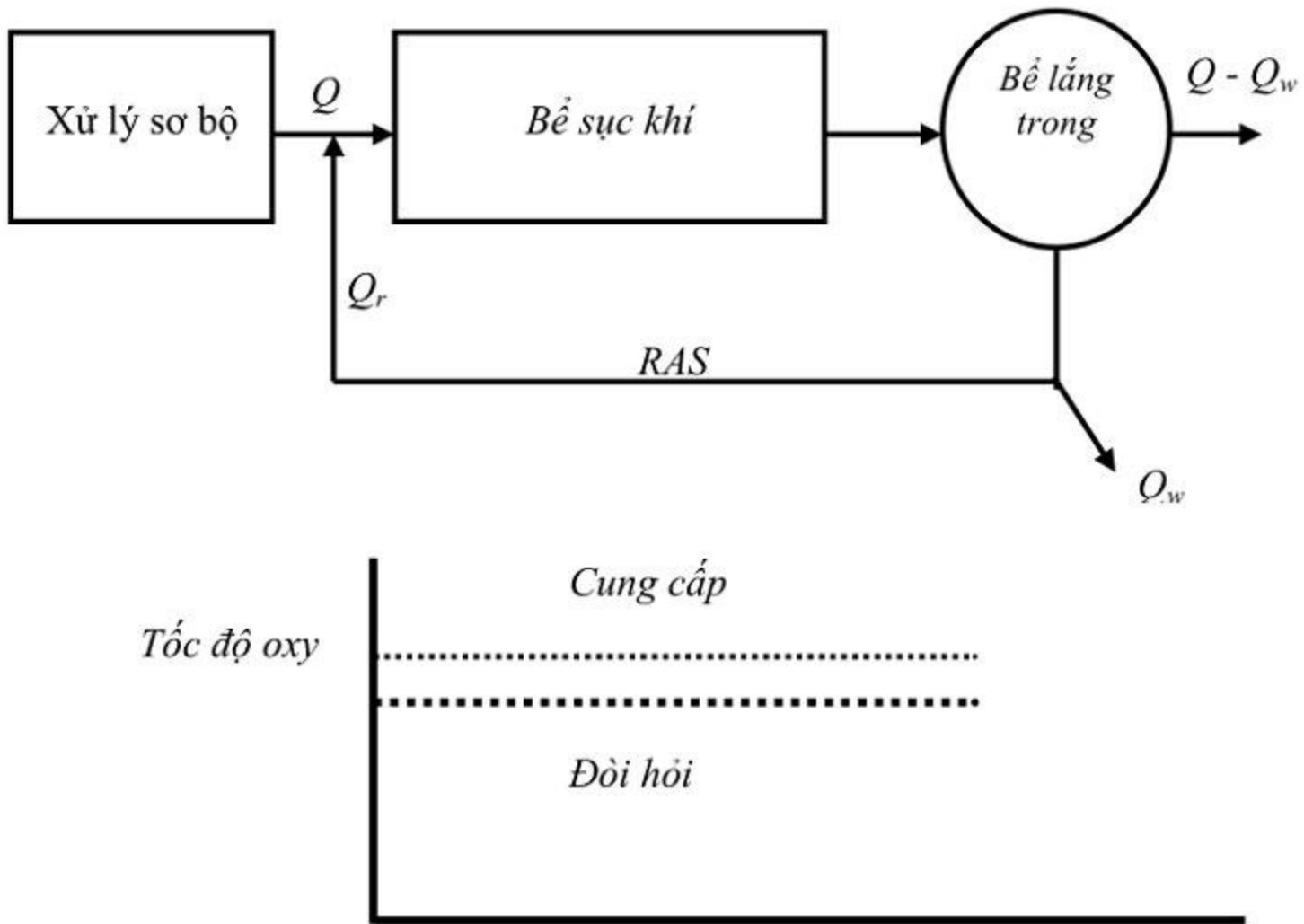
Đặc trưng của quá trình là thời gian sục khí kéo dài, nồng độ $MLSS$ cao, tốc độ bơm bùn tuần hoàn (RAS) lớn và bùn thải hoạt tính ít. Sục khí kéo dài thường được sử dụng trong các nhà máy xử lý nước thải có quy mô nhỏ như ở trường học, khu dân cư, công viên, v.v. Dòng thải vào hệ thống xử lý chỉ cần qua lưới chắn rác và bể lắng cát mà không cần bể lắng đợt I (hình 5.7).

Hệ thống sục khí kéo dài cho phép nhà máy hoạt động có hiệu quả trong vùng rộng của lưu lượng nước thải và sự thay đổi lớn tải trọng chất hữu cơ.



Hình 5.6: Quá trình CMAS; sử dụng hệ thống sục khí khuếch tán; trộn hoàn chỉnh đạt được bởi sự phân bố dòng vào dọc theo một phía của bể; dòng ra được thu ở phía đối diện.

Nguồn: Grandy và cộng sự., 1999



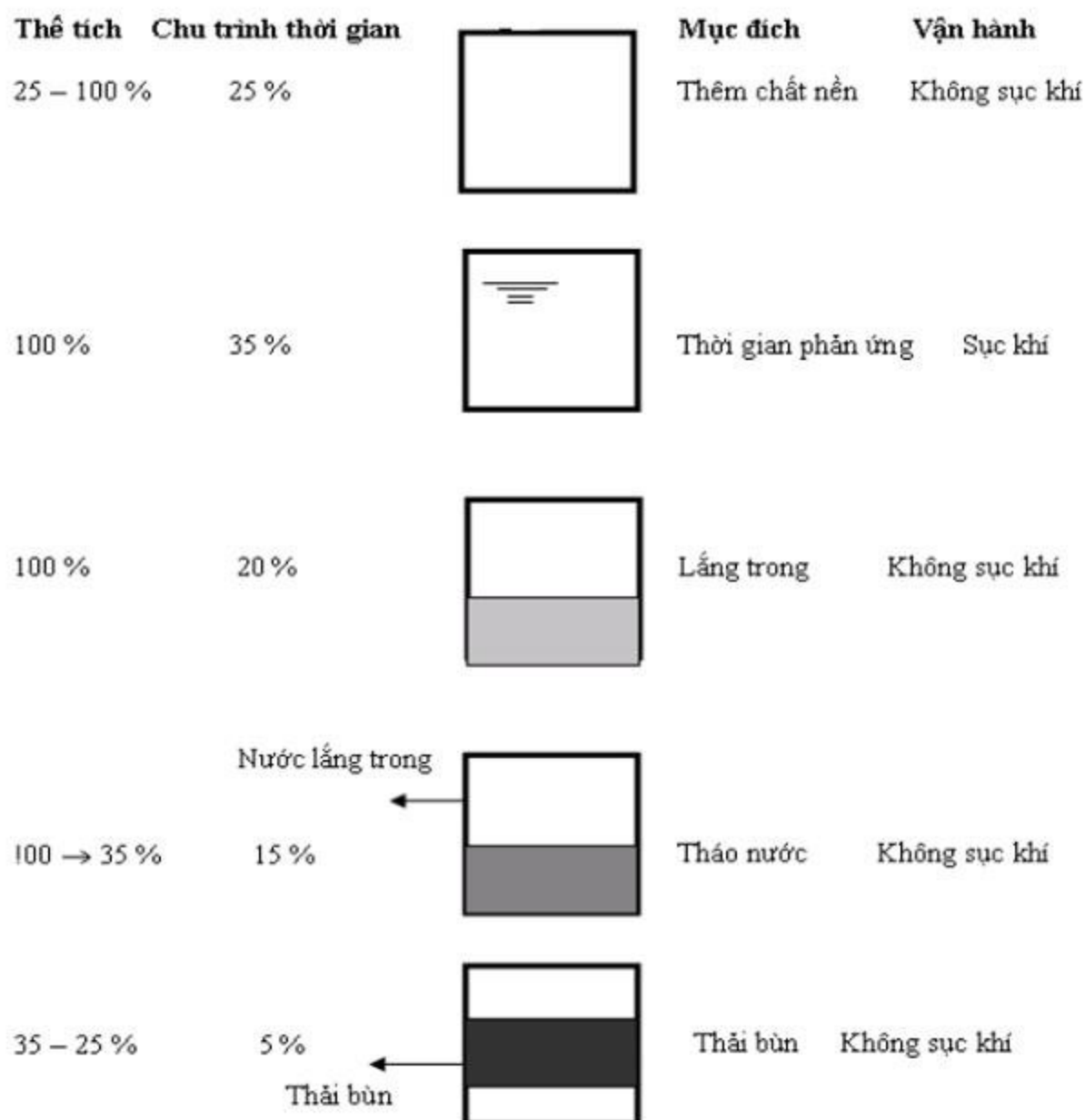
Hình 5.7: Quá trình sục khí kéo dài

5.2.6.6. Quá trình bùn hoạt tính mẻ kế tiếp (SBRAS)

Bể phản ứng gián đoạn kế tiếp (SBRAS) hoạt động kế tiếp, không có bể lắng bậc hai. Hoạt động của một bể SBRAS có 5 bước kế tiếp khác nhau:

- Nạp đầy nước thải
- Phản ứng
- Lắng
- Rút nước
- Thải bùn

Chu trình thời gian trong quá trình SBRAS thay đổi từ 4 – 48 giờ với tuổi bùn (SRT) từ 15 – 18 ngày ((hình 5.8)). Tỷ lệ F/M thay đổi theo sự thay đổi của chu trình thời gian và thường có giá trị nằm trong khoảng từ 0,03 đến 0,18. Ưu điểm của quá trình SBRAS là không cần tuần hoàn lại bùn.

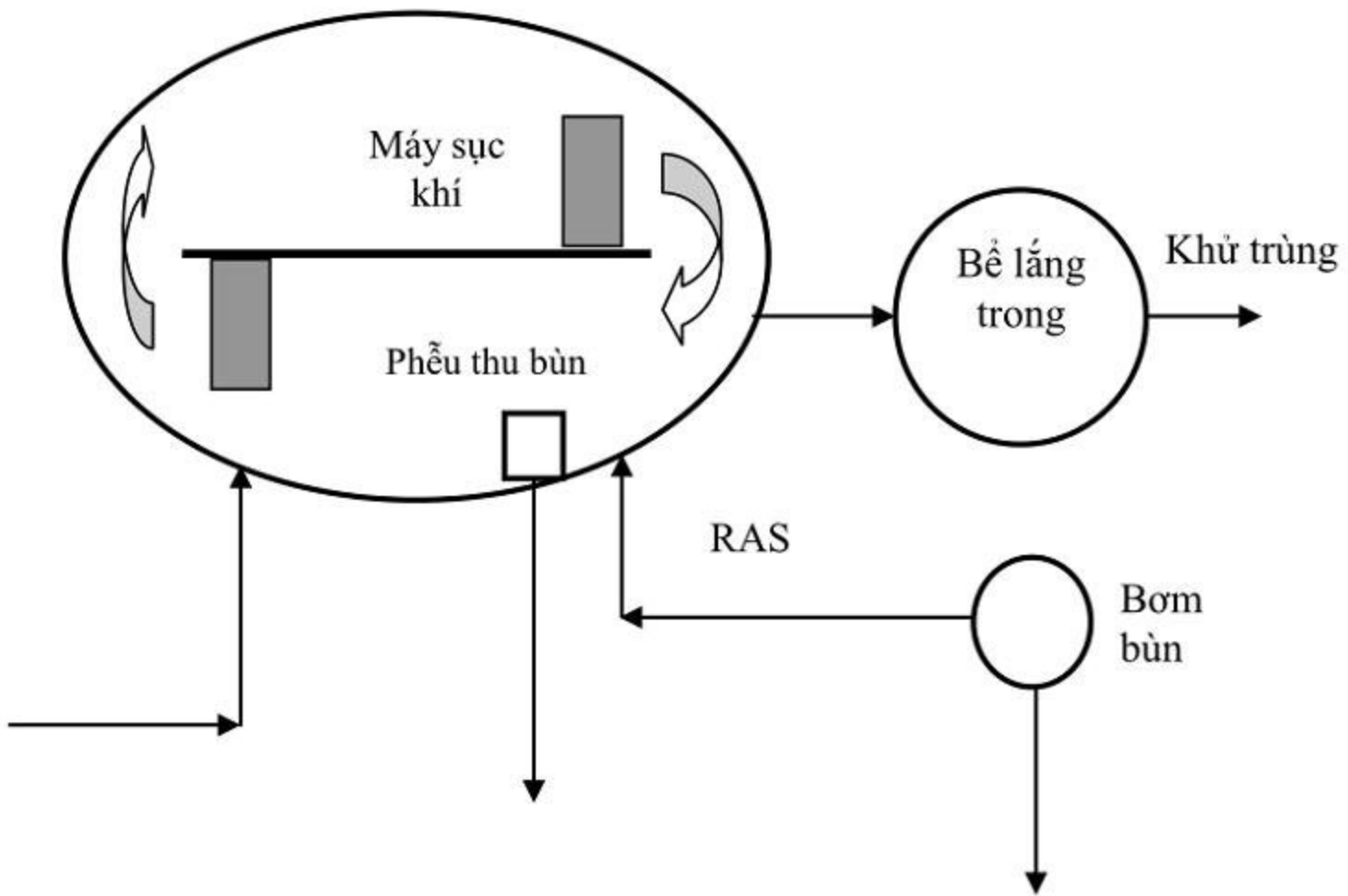


Hình 5.8: Chu trình thời gian hoạt động của hệ thống SBRAS

5.2.6.7. Mương oxy hóa

Mương oxy hóa là một quá trình xử lý bùn hoạt tính cải tiến sử dụng thời gian lưu bùn (*SRT*) kéo dài để phân hủy chất hữu cơ có khả năng phân hủy sinh học. Mương oxy hóa là một hệ thống khuấy trộn hoàn chỉnh điển hình, nhưng có thể cải tiến để đạt được dòng chảy đều. Hệ thống mương oxy hóa điển hình bao gồm một hoặc nhiều mương có hình tròn, hình ovan hay hình móng ngựa. Thiết bị sục khí có thể đặt nằm ngang hoặc thẳng đứng để tạo ra dòng chảy, truyền oxy và sục khí trong mương.

Xử lý sơ bộ, như là song chắn rác và lắng cát thường được tiến hành trước mương oxy hóa. Lắng sơ bộ nước thải trước khi cho vào mương oxy hóa là cần thiết. Lọc bậc bốn có thể được đòi hỏi sau khi lắng trong, phụ thuộc vào yêu cầu chất lượng nước sau khi xử lý. Dòng vào mương oxy hóa được sục khí và trộn với bùn tuần hoàn từ bể lắng đợt hai. Sơ đồ của quá trình điển hình đối với nhà máy bùn hoạt tính sử dụng mương oxy hóa đưa ra trong hình 5.9.



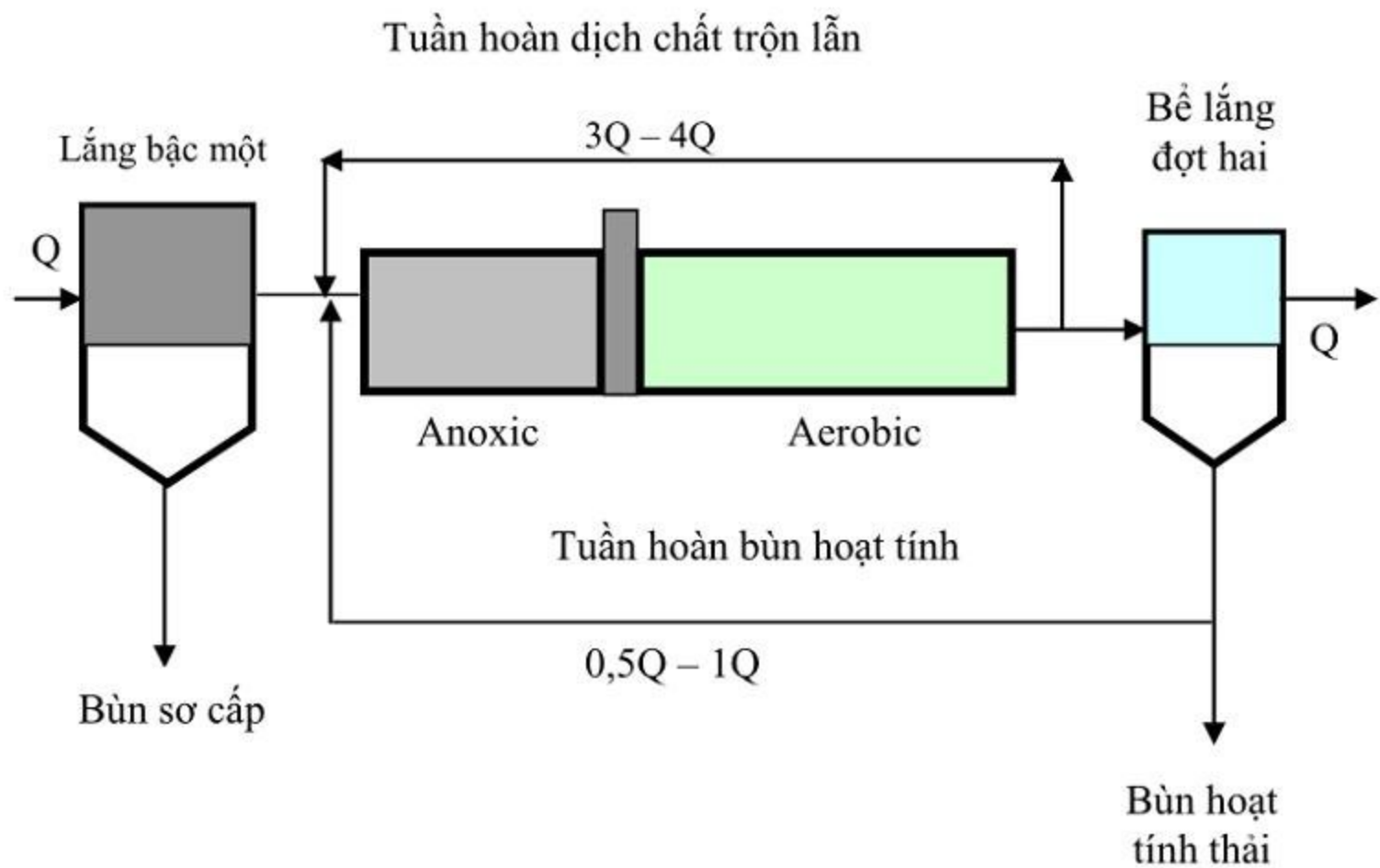
Hình 5.9: Mương oxy hóa

Nguồn: EPA, 2000

Sục khí bề mặt bằng động cơ quét, thiết bị sục khí đĩa hoặc khuếch tán bọt khí mịn. Quá trình trộn đưa oxy vào hỗn hợp dịch chất để thúc đẩy sự phát triển của vi sinh vật và tạo sự chuyển động của dòng nước thải để tăng tiếp xúc của vi sinh vật với nước thải mới đưa vào bể. Sục khí làm tăng lượng oxy hòa tan tại một vùng hẹp của mương nhưng làm giảm sinh khối tiêu thụ oxy khi dịch chất trộn lẫn di chuyển qua mương. Chất rắn được duy trì ở trạng thái lơ lửng, di chuyển xung quanh mương.

Quá trình nitrat hóa xảy ra trong mương oxy hóa với hiệu suất cao, nếu thiết kế thời gian lưu bùn thích hợp. Nước dòng ra trong quá trình mương oxy hóa thường được đưa vào bể lắng đợt hai. Một bể kỵ khí có thể được lắp đặt trước mương oxy hóa để nâng cao khả năng khử photpho.

Mương oxy hóa cũng có thể vận hành để khử nitrat. Một trong những hệ thống phổ biến nhất để nâng cao khả năng khử nitrat là quá trình cải tiến Ludzack – Ettinger (MLE) được minh họa trong hình 5.10.



Hình 5.10: Khử nitrat bằng hệ thống MLE

Nguồn EPA, 2000

Những ưu điểm và nhược điểm của mương oxy hóa

a. Ưu điểm

Ưu điểm chính của mương oxy hóa là có khả năng khử được chất ô nhiễm với chi phí vận hành và bảo dưỡng thấp. Một số ưu điểm khác của mương oxy hóa là:

- Thời gian lưu nước kéo dài và trộn hoàn toàn, hạn chế được sốc do tải trọng thay đổi
- Tạo ra ít bùn hơn quá trình sinh học khác nhờ kéo dài hoạt động của vi sinh vật.
- Chi phí năng lượng thấp

b. Nhược điểm

- Nồng độ chất rắn lơ lửng của dòng ra tương đối cao so với các quá trình bùn hoạt tính cải tiến khác.
- Đòi hỏi diện tích đất lớn hơn so với quá trình bùn hoạt tính khác.

Tiêu chuẩn thiết kế mương oxy hóa

a. Xây dựng

Mương oxy hóa thường xây dựng bằng bê tông cốt thép, một số vật liệu khác cũng thường được sử dụng như cao su butyl, khoáng sét... Nói chung các vật liệu phải chịu được ăn mòn.

b. Các tham số thiết kế

Nước thải sau khi lọc qua song chắn rác đi vào mương oxy hóa, được sục khí và được lưu thông với vận tốc khoảng từ 0,25 đến 0,35 m/s để duy trì chất rắn ở trạng thái lơ lửng. Tỷ lệ tuần hoàn, *RAS*, từ 75 đến 150 %, và nồng độ hỗn hợp chất rắn lơ lửng, *MLSS* từ 1500 đến 5000 mg/l. Tiêu chuẩn thiết kế mương oxy hóa bị chi phối bởi các tham số trong nước thải đưa vào mương và tính chất của nước thải sau khi xử lý kể cả quá trình nitrat hóa và khử nitrat. Những tham số đặc trưng cho thiết kế mương oxy hóa bao gồm:

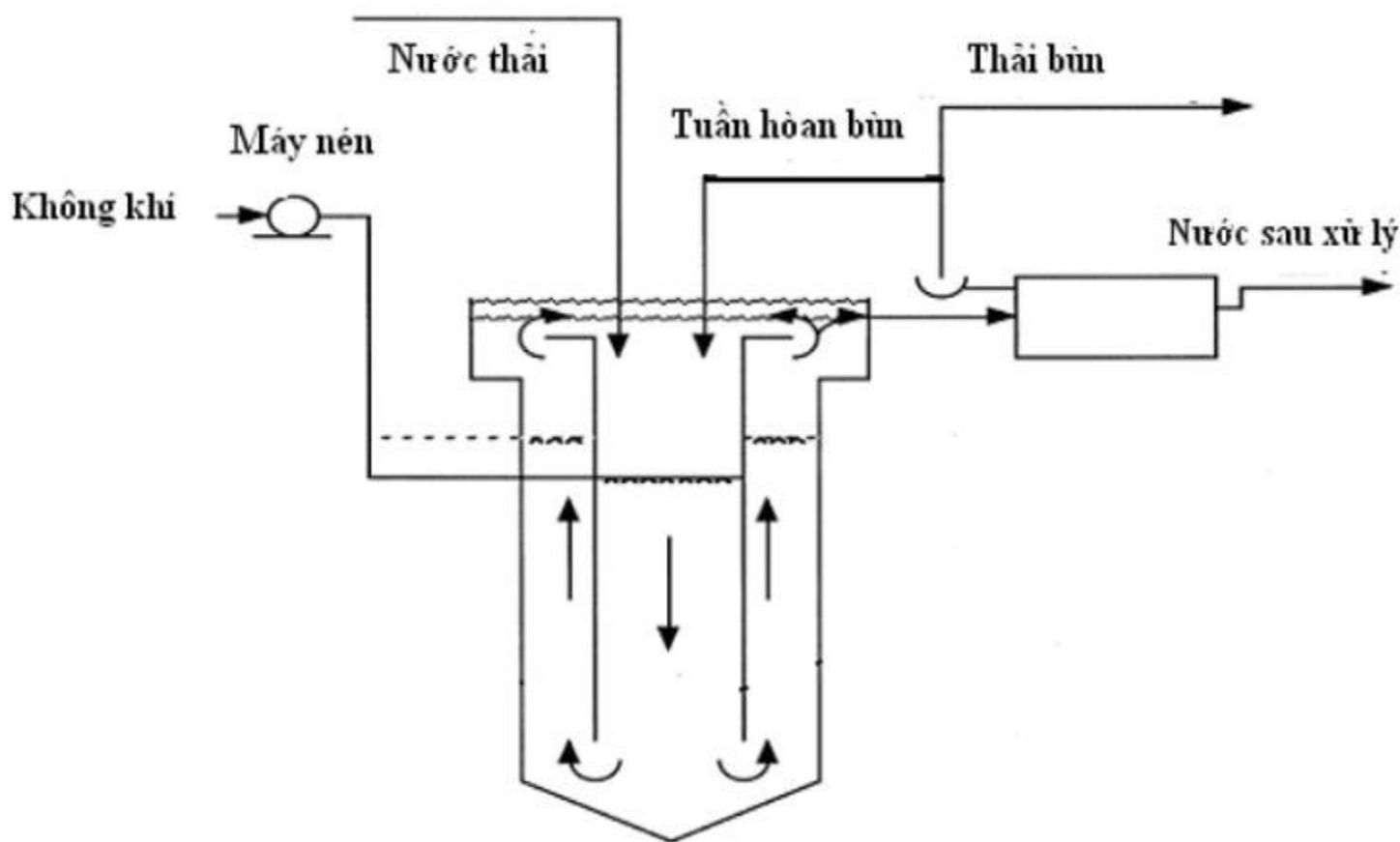
- 1- Thời gian lưu chất rắn (*SRT*): thể tích cần thiết của mương oxy hóa được tính toán dựa trên *SRT* đòi hỏi để đáp ứng yêu cầu chất lượng của nước thải. *SRT* được lựa chọn như là một hàm của sự nitrat hóa và nhiệt độ, của dịch chất trộn lẫn ít nhất. Các giá trị thiết kế *SRT* thay đổi từ 4 đến 48 ngày hoặc nhiều hơn. Giá trị điển hình của *SRT* đòi hỏi để nitrat hóa nằm trong khoảng từ 12 đến 24 ngày.
- 2- Tải trọng *BOD*: tốc độ tải trọng *BOD* thay đổi từ nhỏ hơn 160.000 mg/1000 lít đến lớn hơn 4×10^7 mg/1000 lít. Tốc độ tải trọng *BOD* bằng 240.000 mg/1000 lít mỗi ngày được sử dụng khá phổ biến trong thiết kế. Tuy nhiên, tốc độ tải trọng *BOD* không sử dụng một cách điển hình để xác định có hay không sự nitrat hóa xảy ra.
- 3- Thời gian lưu nước, (*HRT*): ít được sử dụng để làm cơ sở cho thiết kế mương oxy hóa. Nói chung, *HRT* bên trong mương oxy hóa nằm trong khoảng từ 6 – 30 giờ đối với hầu hết các nhà máy xử lý nước thải sinh hoạt.

5.2.6.8. Bể trục sâu

Bể trục sâu là một cải tiến của quá trình bùn hoạt tính được phát triển ở Anh (hình 5.11). Bể trục sâu được sử dụng khi mặt bằng rất nhỏ và đắt. Bể trục sâu được sử dụng khi nước thải có độ ô nhiễm cao. Bể trục sâu kiểu hình giếng, bao gồm một trục thẳng đứng có độ sâu khoảng 120 – 150 m, sử dụng hệ thống sục khí hình chữ U. Bể trục sâu thay thế bể lắng trong đợt một và bể sục khí. Nó được lót một lớp vỏ bằng thép với một ống đồng tâm tạo thành bể phản ứng hình khuyên. Nước thải, bùn hoạt tính tuần hoàn và không khí được bơm vào trung tâm của giếng. Áp suất cao thu được ở độ sâu làm tăng khả năng hòa tan của oxy. Nồng

độ *DO* trong bể trục sâu có thể đạt đến từ 25 đến 60 *mg/l*. Dòng chảy trong bể trục sâu là kiểu dòng chảy đều. Tỷ lệ *F/M* nằm trong khoảng từ 0,5 đến 5,0 trên ngày và thời gian lưu nước *HRT* từ 0,5 đến 5 giờ. Một bể tuyền nổi được thiết kế bên cạnh bể trục sâu để tách bùn từ hỗn hợp bùn thải. Hầu hết chất rắn sinh học được tuần hoàn lại bể trục sâu.

Ưu điểm của bể trục sâu là giá thành xây dựng và vận hành thấp, không cần diện tích mặt bằng lớn, có khả năng hoạt động trong mọi điều kiện của thời tiết.



Hình 5.11: Bể trục sâu

5.3. SO SÁNH CÁC QUÁ TRÌNH Bùn HOẠT TÍNH

Ưu điểm và nhược điểm của các quá trình bùn hoạt tính đưa ra trong bảng 5.2. dưới đây:

Bảng 5.2: So sánh các quá trình bùn hoạt tính

Quá trình	Ưu điểm	Nhược điểm
Bùn hoạt tính truyền thống (CAS)	▪ Quen thuộc ▪ Quá trình và thiết kế thiết bị đã được biết ▪ Các tham số hoạt động được mô tả tốt ▪ Thuận lợi trong áp dụng	▪ Giá vận hành và vốn đầu tư trung bình ▪ Khả năng lắng bùn trung bình

Bùn hoạt tính nạp từng bậc (SFAS)	▪ Giảm bề sinh học so với CAS ▪ Giảm giá thành đầu tư so với CAS	▪ Vận hành phức tạp hơn ▪ Giảm hiệu quả nitrat hóa
Bùn hoạt tính tiếp xúc ổn định (CSAS)	▪ Giảm thiểu bề phản ứng sinh học so với CAS ▪ Giảm giá thành đầu tư so với CAS	▪ Vận hành phức tạp hơn ▪ Giảm hiệu quả nitrat hóa
Bùn hoạt tính khuấy trộn hoàn chỉnh (CMAS)	▪ Thiết kế và vận hành đơn giản ▪ Chịu được nhiều hơn sốc tải do chất độc so với các quá trình khác ▪ Áp dụng trong vùng rộng các tải trọng khác nhau	▪ Giá đầu tư và vận hành trung bình ▪ Dễ bị ảnh hưởng do sự phát triển của vi sinh vật dạng sợi
Bùn hoạt tính bể gián đoạn kế tiếp (SBRAS)	▪ Thiết kế và hoạt động đơn giản ▪ Nước sau xử lý có chất lượng cao ▪ Đặc tính của quá trình vận hành có khả năng điều chỉnh bởi sự điều chỉnh các chu kỳ hoạt động.	▪ Thải không liên tục ▪ Thể tích bể tương đối lớn

Nguồn: Grandy và cộng sự, 1999

5.4. TÍNH CHẤT CỦA NƯỚC THẢI SAU KHI XỬ LÝ

Các tham số chủ yếu xác định chất lượng nước thải sau khi xử lý sinh học là nồng độ còn lại các hợp chất hữu cơ, chất rắn lơ lửng và chất dinh dưỡng:

- 1- Các hợp chất hữu cơ còn lại có khả năng phân hủy sinh học tan bao gồm:
 - a. Các chất hữu cơ thoát ra trong quá trình xử lý.
 - b. Các chất hữu cơ tạo thành như là một sản phẩm trung gian trong phân rã sinh học của nước thải.
 - c. Thành phần cellular (do tế bào chết hoặc phân ly).
 - d. Chất hữu cơ lơ lửng.
 - e. Sinh khối tạo ra trong quá trình xử lý thoát ra trong bể lắng cuối.
 - f. Chất rắn hữu cơ dạng keo thoát ra từ quá trình lắng.

2- Nitơ và photpho:

- Chứa trong sinh khối chất rắn lơ lửng ở dòng ra.
- Nitơ tan ở các dạng amoni, nitrat, nitrit và nitơ hữu cơ.
- Orthophốt phát hữu cơ.

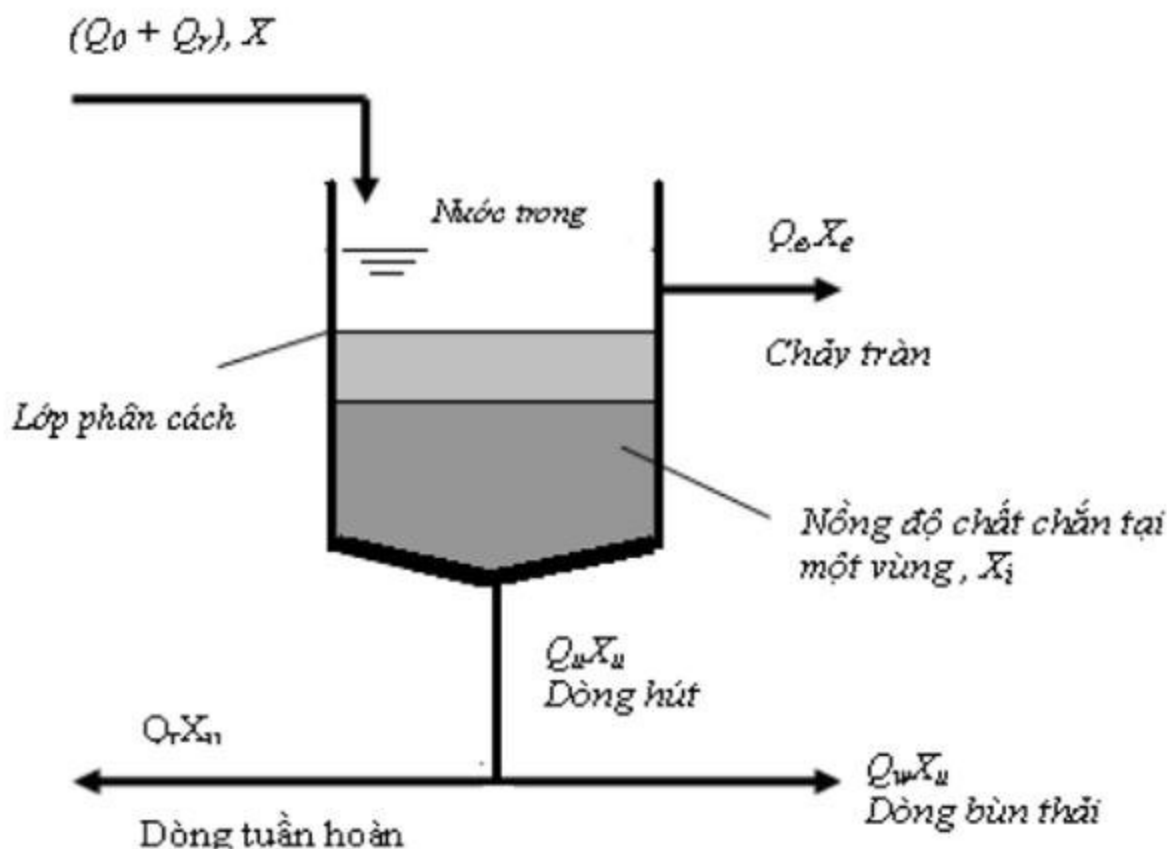
3- Các hữu cơ không phân hủy sinh học:

- Có mặt ban đầu trong nước thải.
- Sản phẩm phụ của phân rã sinh học.

Trong quá trình bùn hoạt tính để xử lý nước thải sinh hoạt với thời gian lưu bùn bằng 4 ngày hoặc hơn, *BOD* cacbon của mẫu nước sau xử lý thường có giá trị điển hình nhỏ hơn $3,0 \text{ mg/l}$. Hàm lượng *BOD* dự đoán theo lý thuyết trong nước thải sau xử lý thường nhỏ hơn 1 mg/l , nhưng thực tế thường nằm trong khoảng $2 - 4 \text{ mg/l}$. Chất rắn lơ lửng từ 5 đến 15 mg/l .

5.5. BỂ LẮNG BẠC HAI ĐỐI VỚI BÙN HOẠT TÍNH

Bể lắng bậc hai là một bộ phận quan trọng trong quá trình xử lý bùn hoạt tính. Cơ sở thiết kế bể lắng bậc hai bao gồm các tham số: tải trọng bề mặt, tải trọng chất rắn, hệ số an toàn cho những sự cố về dòng chảy như lưu lượng tăng đột ngột, lưu lượng dòng bùn hoạt tính tuần hoàn và sự dao động của nồng độ *MLSS*. Sơ đồ và các tham số liên quan đến thiết kế bể lắng bậc hai đưa ra trong hình 5.12. Tải trọng bề mặt sử dụng để thiết kế bể lắng đợt hai đưa ra trong bảng 5.3.



Hình 5.12: Bể lắng bậc hai

Bể lắng bậc hai được phân chia thành hai vùng: vùng lắng trong và vùng nén bùn. Tổng diện tích của hai vùng là kích thước đòi hỏi để thiết kế. Diện tích phần lắng trong phải đủ lớn sao cho lưu lượng dòng chảy tràn nhỏ hơn tốc độ lắng của lớp phân cách để cho chất rắn lắng hoàn toàn trong bể.

Tốc độ lắng ban đầu v_0 của vùng lắng với nồng độ X , m/h được xác định:

$$v_0 = \frac{Q_e}{A_0} \quad (5.53)$$

Q_e – lưu lượng dòng chảy tràn, m^3/h

A_0 – diện tích bề mặt bể lắng trong, m^2

Diện tích vùng cô đặc bùn phụ thuộc vào dòng khối lượng trong bể. Dòng khối lượng được định nghĩa là khối lượng chất rắn đi qua một đơn vị diện tích trong một đơn vị thời gian ($kg/(m^2.h)$). Chất rắn và chất lỏng trong bể lắng đợt hai di chuyển theo hướng đi xuống. Ở trong vùng cô đặc, lượng chất lỏng ít hơn nhiều so với lượng chất rắn, do vậy tốc độ chất lỏng nhỏ hơn tốc độ chất rắn và nồng độ của chất rắn tăng dần theo chiều sâu của bể.

Bảng 5.3: Các tham số thiết kế điển hình đối với bể lắng bậc hai của quá trình bùn hoạt tính

Kiểu xử lý	Độ sâu (m)	Tải trọng ($m^3/m^2.d$)		Tải trọng chất rắn ($kg/m^2.h$)	
		Trung bình	Đỉnh	Cực đại	Đỉnh
Lắng sau bùn hoạt tính với không khí (bao gồm sục khí kéo dài)	3,5-6	16-28	40-64	4-6	8
Chọn lọc khử chất dinh dưỡng sinh học	3,5-6	16-28	40-64	5-8	9
Lắng sau khi bùn hoạt tính với oxy	3,5-6	16-28	40-64	5-7	9
Lắng sau khi sục khí kéo dài	3,5-6	8-16	24-32	1-5	7
Lắng đối với quá trình khử P; nồng độ dòng ra, mg/l	3,5-6				
<i>Tổng phốt pho</i>		16-24			

Nguồn: Metcalf & Eddy, 2003

Độ sâu của lớp nén bùn trong bể lắng bậc hai đòi hỏi phải đủ kích thước để tránh chất rắn không bị tuần hoàn trở lại vùng lắng trong và được sử dụng để lưu giữ bùn tạm thời. Dòng chất rắn trong vùng cô đặc di chuyển đi xuống bị tác động bởi hai lực: trọng lực và lực hút (do bơm hút). Các tham số thiết kế điển hình áp dụng cho bể lắng đợt hai đưa ra trong bảng 5.3. Ở độ sâu bất kỳ trong bể lắng, dòng khối lượng di chuyển do tác dụng của trọng lực được xác định bởi công thức:

$$G_g = V_i X_i \quad (5.54)$$

G_g - dòng trọng lực, $(kg/(m^2.h))$.

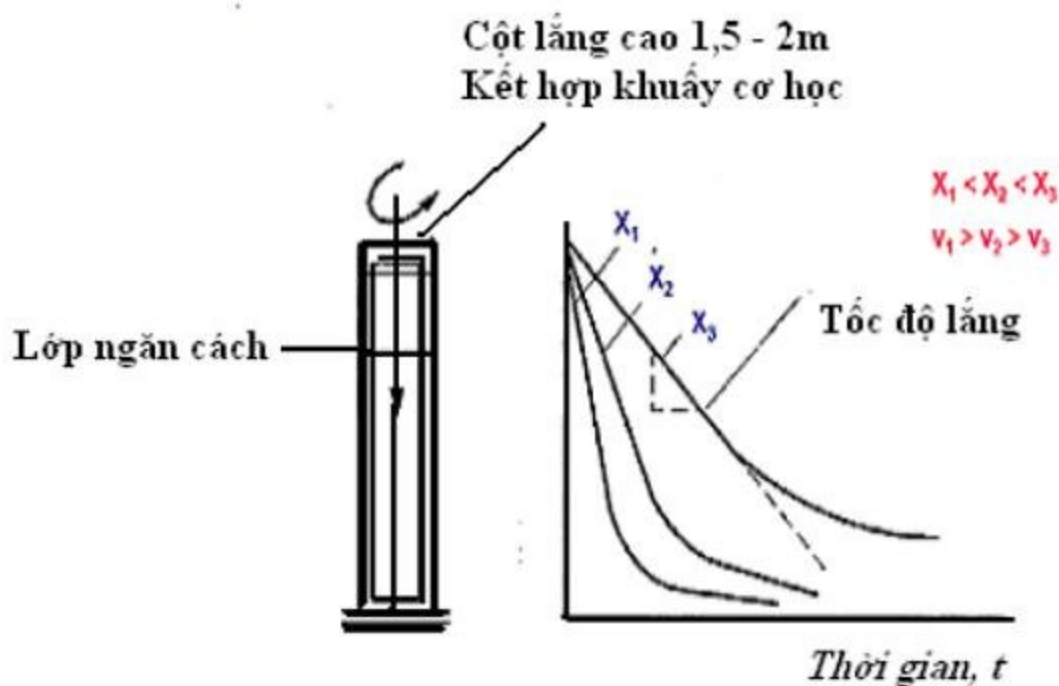
V_i - tốc độ lắng tại một vùng chất rắn cô đặc có nồng độ X_i , (m/h) .

X_i - nồng độ của chất rắn, (kg/m^3)

Các bước thực hiện để tính toán thiết kế bể lắng đợt hai

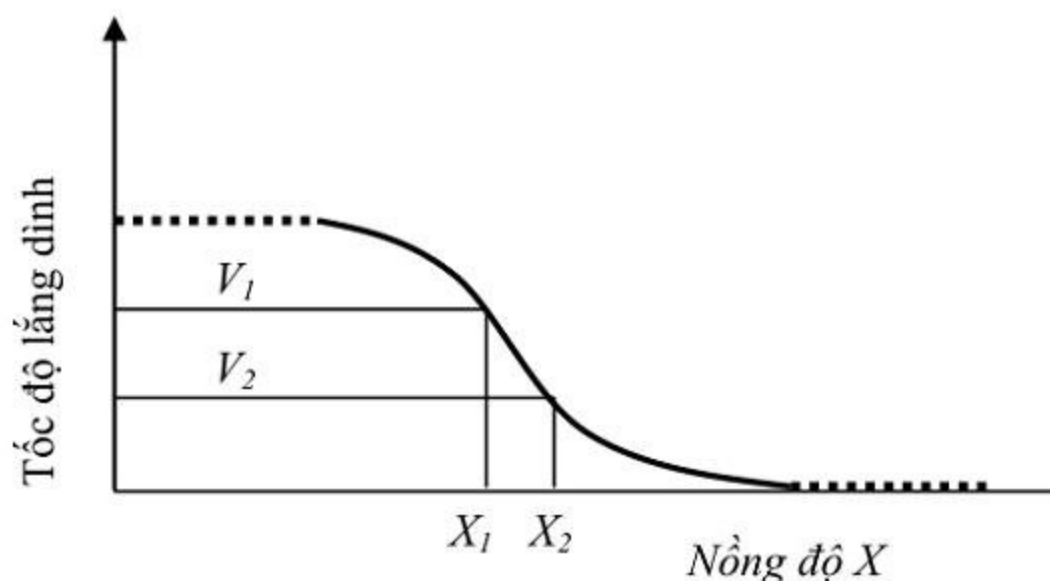
Bước A- Xác định tốc độ lắng vùng

Thiết lập một thí nghiệm bao gồm một cột lắng bằng vật liệu trong suốt có chiều cao từ 1,5 – 2 m được trang bị máy khuấy cơ học. Sau mỗi thời gian nhất định, lấy một thể tích của vùng cô đặc để xác định nồng độ chất rắn (bằng phương pháp trọng lượng). Sau mỗi thời gian thu được nồng độ chất rắn trong vùng cô đặc là $X_1, X_2, X_3...$, tương ứng với thể tích lấy phân tích, $V_1 > V_2 > V_3...$, trong các thời gian, $t_1, t_2, t_3...$, xây dựng đồ thị của nồng độ X_i theo thời gian t . Độ dốc của phần ban đầu của các đường cong là tốc độ lắng dính (hình 5.13).



Hình 5.13: Xác định tốc độ lắng bằng cột lắng

Bước B – Xây dựng tốc độ lắng từ bước A theo nồng độ

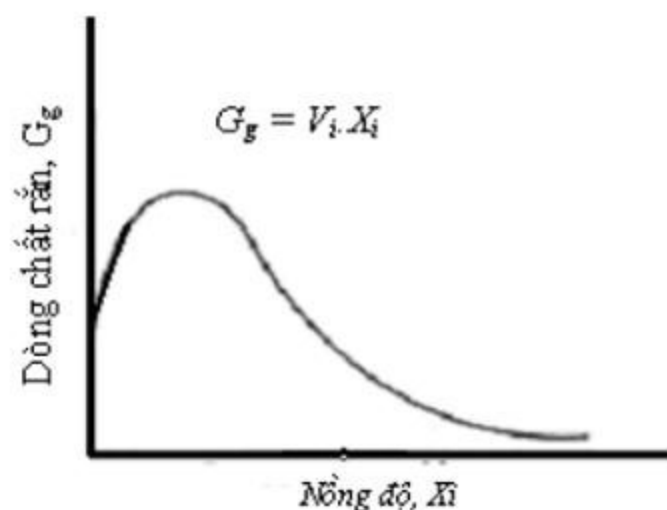


Hình 5.14: Sự phụ thuộc tốc độ lắng vào nồng độ

Từ các kết quả nhận được ở bước A, xây dựng đồ thị biểu diễn sự phụ thuộc của tốc độ lắng vào nồng độ (hình 5.14).

Bước C – Vẽ đồ thị dòng trọng lực theo nồng độ

Dòng trọng lực G_g được xác định bằng tích của nồng độ X_i và thể tích V_i tương ứng thu được trong bước B. Mỗi liên hệ giữa G_g và nồng độ X_i được biểu diễn trên hình 5.15.



Hình 5.15: Đồ thị biểu diễn dòng chất rắn G_g theo nồng độ X_i

Bước D - Xác định dòng hút

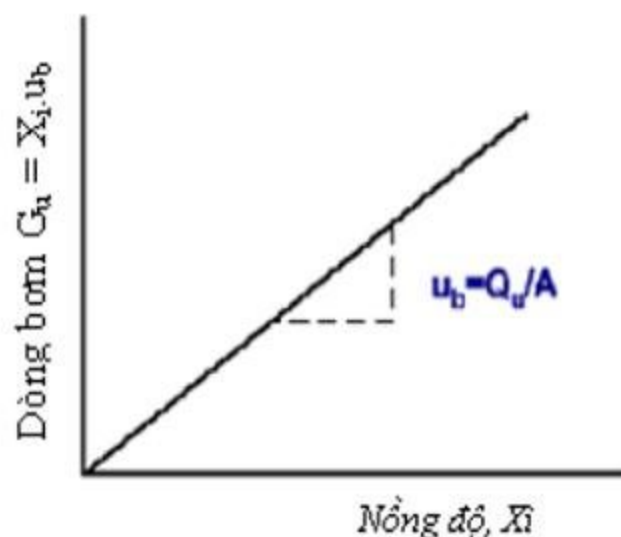
Dòng chất rắn đi xuống do bơm hút với tốc độ u_b , u_b được xác định theo công thức:

$$u_b = \frac{Q_u}{A} \quad (5.55)$$

u_b - tốc độ dòng chất rắn bị hút, m/h .

Q_u - lưu lượng dòng đi xuống, m^3/h .

A - diện tích bề mặt của bể lắng, m^2 .



Hình 5.16: Đồ thị biểu diễn dòng khối lượng G_u theo X_i

Ở độ sâu bất kỳ của bể lắng, dòng khối lượng đi xuống, G_u ($kg/(m^2 \cdot h)$) luôn là tích số của vận tốc u_b và nồng độ X_i :

$$G_u = u_b X_i \quad (5.56)$$

Xây dựng đồ thị của G_u phụ thuộc vào nồng độ X_i . Độ dốc của đồ thị là vận tốc u_b (hình 5.16).

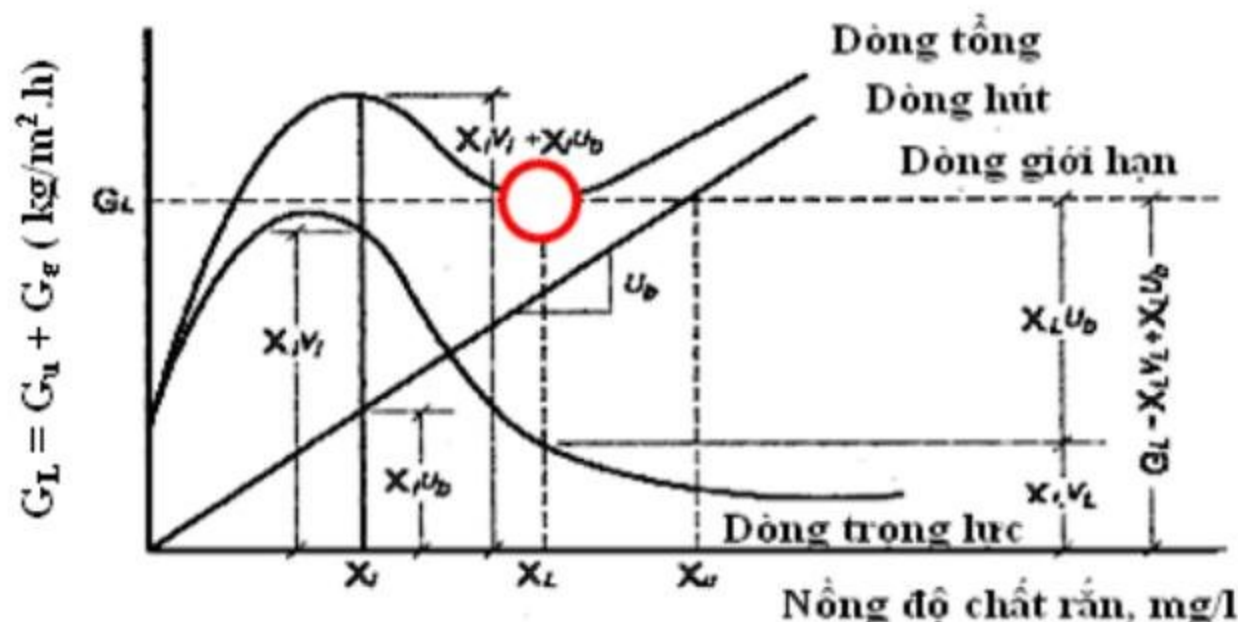
Bước E- Xác định dòng toàn phần của chất rắn

Dòng toàn phần G của chất rắn trong bể lắng với nồng độ X_i được xác định theo công thức:

$$G = G_g + G_u \quad (5.57)$$

hay: $G = X_i v_i + X_i u_b, G = X_i (v_i + u_b)$

Đồ thị của dòng toàn phần G đưa ra trong hình 5.17.



Hình 5.17: Đồ thị xác định dòng toàn phần G_L

Bước F - Xác định dòng giới hạn G_L

Dòng giới hạn G_L được xác định trên đồ thị (hình 5.17) bằng cách vẽ đường tiếp tuyến với điểm cực tiểu trong dòng toàn phần G . Điểm giao nhau của đường nối từ điểm tiếp tuyến với trục tung là giá trị G_L . Để đảm bảo toàn bộ chất rắn lắng nằm trong bể, dòng vào bể lắng phải nhỏ hơn dòng giới hạn.

Mục đích thiết kế của bể lắng đợt hai là làm thế nào để đạt dòng giới hạn G_L . Diện tích vùng cô đặc bùn được xác định theo công thức:

$$A = \frac{QX_0}{G_L} \quad (5.58)$$

Trong đó:

Q - lưu lượng dòng vào, m^3/h

G_L - dòng giới hạn, $kg/(m^2.h)$

X_0 - nồng độ chất rắn của dòng vào, kg/m^3

5.6. HỆ THỐNG TRỘN VÀ SỤC KHÍ

Hiệu quả xử lý của quá trình bùn hoạt tính phụ thuộc vào lượng oxy hòa tan trong bể sục khí và sự truyền oxy từ oxy không khí hoặc từ oxy tinh khiết. Oxy truyền vào dịch lỏng trong bể sục khí bởi sự phân tán các bọt khí bị nén qua hệ thống khuếch tán ở dưới đáy, hoặc đi vào dịch lỏng bằng sục khí bề mặt.

5.6.1. Truyền oxy và sử dụng oxy

Truyền oxy và sử dụng oxy qua hai giai đoạn. Giai đoạn đầu, oxy hòa tan (DO) trong dịch lỏng bằng cách khuếch tán hoặc bằng sục khí cơ học hoặc cả hai. Giai đoạn tiếp theo, oxy hòa tan được vi khuẩn sử dụng trong quá trình chuyển hóa chất hữu cơ. Khi tốc độ oxy sử dụng vượt quá tốc độ oxy hòa tan, oxy hòa tan trong chất lỏng sẽ bị thiếu hụt.

Tốc độ truyền oxy từ bọt khí vào trong dung dịch được xác định bởi công thức:

$$r = k(\beta C_s - C_i) \quad (5.59)$$

Trong đó:

r - tốc độ truyền oxy từ không khí vào chất lỏng, $mg/l.h$

k - hệ số truyền, h^{-1}

β - hệ số bão hòa oxy của nước thải: 0,8 – 0,9.

C_s – nồng độ DO khi bão hòa ở mặt nước, mg/l

C_i – nồng độ DO trong dịch lỏng, mg/l

$\beta C_s - C_i$ – thiếu hụt DO , mg/l

5.6.2. Sục khí khuếch tán

Hệ thống sục khí khuếch tán bao gồm hệ khuếch tán đặt ở dưới hỗn hợp chất lỏng. Thiết bị khuếch tán có thể bằng gốm dưới dạng hình ống, vòm hay đĩa phẳng (hình 5.18, 5.19). Không khí nén đi qua màng khuếch tán tạo ra các bọt.



Hình 5.18. Màng phân phối khí



Hình 5.19. Phổi khí kiểu xương cá

Không khí nén đi qua ống dẫn với sự giảm áp suất. Áp suất giảm tổng cộng từ máy thổi khí tới màng khuếch tán không được vượt quá 3,4 kPa ở điều kiện hoạt động bình thường.

Giá trị của hệ số ma sát f đối với ống bằng thép dẫn không khí nén bằng:

$$f = 0,029 D^{0,027} / Q^{0,148} \quad (5.60)$$

f – hệ số ma sát

D – đường kính của ống, m

Q – lưu lượng không khí, $m^3/phút$

Sự giảm áp suất (headloss) trong đường ống thẳng được xác định bởi công thức:

$$H = f (L/D) h_r \quad (5.61)$$

H - giảm áp suất trong ống, mm

L – độ dài của ống, m

D – đường kính của ống, m

h_r – tốc độ ban đầu, mm

Có thể tính gần đúng sự giảm áp suất trong ống bằng công thức:

$$H = 9,82 \times 10^{-8} (fLTQ^2)/(PD^5) \quad (5.62)$$

Trong đó:

T – nhiệt độ không khí, K

P – áp suất tuyệt đối, atm

Áp suất tuyệt đối có thể được xác định từ áp suất tăng lên bằng cách sử dụng phương trình:

$$T_2 = T_1(P_2/P_1)^{0,281} \quad (5.63)$$

Cổ định hệ thống phân phối không khí có thể chuyển thành độ dài tương đương của ống dẫn khí thẳng:

$$L = 55,4 \cdot CD^{1/2} \quad (5.64)$$

Trong đó:

L – chiều dài ống tương đương, m

D – đường kính của ống, m

C – hệ số cản trở (0,25 – 2,0)

Máy thổi khí: sử dụng để truyền khí tới áp suất 103 kPa . Có hai loại máy thổi khí thường được sử dụng là máy dịch chuyển vị trí quay (PD) và máy thổi ly tâm. Máy thổi ly tâm thường được sử dụng để cung cấp không khí lớn hơn 85 $m^3/phút$, khá phổ biến ở châu Âu. Máy thổi PD được sử dụng chỉ ở các nhà máy nhỏ với dòng khí thấp có áp suất lớn hơn từ 40 đến 50 kPa và lưu lượng dòng là 15 $m^3/phút$.

Công suất cần thiết đối với máy thổi khí được xác định từ lưu lượng dòng khí, áp suất vào, ra và nhiệt độ của không khí bằng phương trình dựa trên giả thiết các điều kiện nén đoạn nhiệt:

$$p = \frac{wRT_1}{29,7ne} \left(\frac{P_2}{P_1} \right)^{0,283} - 1 \quad (5.65)$$

hoặc:

$$p = \frac{nRT_1}{8,41e} \left[\left(\frac{P_2}{P_1} \right)^{0,283} - 1 \right] \quad (5.66)$$

Trong đó:

P – công suất đòi hỏi, kW hoặc hP

w – khối lượng của dòng khí, kg/s

R – hằng số khí: $8,314 \text{ kJ/kmol.K}$

T_1 - nhiệt độ tuyệt đối lối vào, K

P_1 – áp suất tuyệt đối lối vào, atm

P_2 – áp suất tuyệt đối lối ra, atm

$n = (k-1)/k = 0,283$ đối với không khí

$k = 1,395$ đối với không khí

e – hiệu suất của máy (0,7 – 0,9)

Ví dụ 5.1

Xác định công suất cần thiết của máy thổi khí để cung cấp 890 kg oxy mỗi ngày qua hệ thống khuếch tán không khí với hiệu suất truyền là 7,2%. Giả sử nhiệt độ ở lối vào là $27^\circ C$, áp suất thải khí ở 6 m nước và hiệu suất của máy thổi bằng 80%.

Giải:

Bước 1. Tính khối lượng dòng khí, w

$$\text{Oxy đòi hỏi: } = (890 \text{ kg/d}) / (0,072) = 12360 \text{ kg/d}$$

Trong không khí có 23,2% oxy

$$w = (12360 \text{ kg/d}) / 0,232 = 53280 \text{ kg/d} = 0,617 \text{ kg/s}$$

Bước 2: Xác định công suất đòi hỏi của máy thổi, P

$$T_1 = 27 + 273 = 300(K)$$

$$P_1 = 1 \text{ atm}$$

$$P_2 = 1 \text{ atm} + 6\text{m}/10.345 \text{ m/atm} = 1,58 \text{ atm}$$

$$e = 0,8$$

Sử dụng phương trình (5.68):

$$\begin{aligned} P &= \frac{nRT_1}{8,41e} \left[\left(\frac{P_2}{P_1} \right)^{0,283} - 1 \right] \\ &= \frac{0,617 \times 8,314 \times 300}{8,41 \times 0,8} \left[\frac{1,58}{1} \right]^{0,283} - 1 = 31,6 \text{ kW} \end{aligned}$$

5.6.3. Hệ thống sục khí cơ học

Sục khí cơ học bao gồm các motor điện và cánh quạt truyền, đặt cố định hoặc nổi trên mặt nước (hình 5.20). Dòng điện chuyển động cánh quạt làm tung nước thành bọt trong không khí. Sự vận chuyển oxy xảy ra cả ở bề mặt của giọt nước và bề mặt của nước thải.



Hình 5.20. Sục khí cơ học

Sục khí cơ học liên quan đến tốc độ truyền oxy, được biểu diễn theo $kg\ oxy / kW.h$ ở điều kiện tiêu chuẩn, tại đó nước máy với $0,0\ mg/l\ DO$ và nhiệt độ thí nghiệm ở $20\ ^\circ C$. Máy sục khí bề mặt thương mại có khả năng truyền oxy $1,2 - 2,4\ kgO_2/kW.h$. Máy sục khí cơ học lựa chọn để lắp đặt trong xử lý nước thải theo công suất của nhà sản xuất và chất lượng nước, nhiệt độ và độ cao và mức DO thích hợp. Số liệu hoạt động phải được hiệu chỉnh cho phù hợp với điều kiện sử dụng theo phương trình sau:

$$N = N_0 \left(\frac{\beta C_W - C_L}{C_{S20}} \right) 1,024^{T-20} \alpha \quad (5.67)$$

Trong đó:

N - tốc độ truyền oxy ở điều kiện thực tế, $kg/kW.h$

N_0 - tốc độ truyền oxy cung cấp bởi nhà sản xuất, $kg/kW.h$

β - hệ số hiệu chỉnh sức căng bề mặt nước mặn (thường bằng 1)

C_W - nồng độ bão hòa oxy đối với nước máy đã biết ở độ cao và nhiệt độ

C_L – nồng độ DO vận hành ($2,0 \text{ mg/l}$)

C_{S20} – nồng độ oxy bão hòa trong nước máy ở 20°C , $\text{mg/l} = 0,02$

T – nhiệt độ, $^\circ\text{C}$

α - hệ số hiệu chỉnh truyền oxy đối với nước thải: $0,6 - 0,9$.

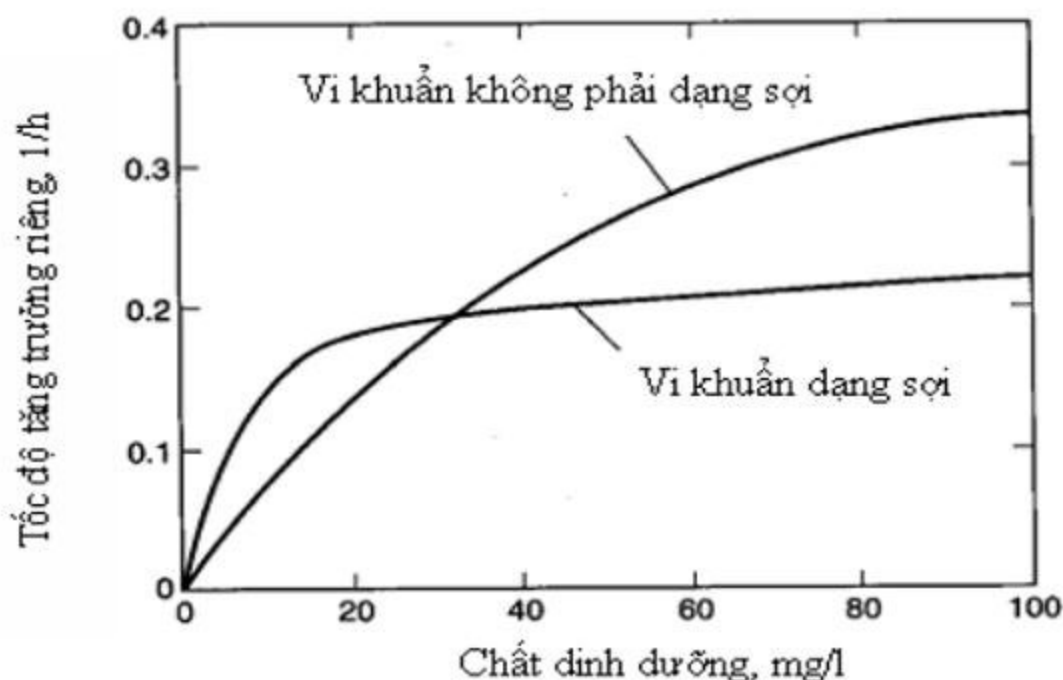
CÂU HỎI ÔN TẬP VÀ BÀI TẬP

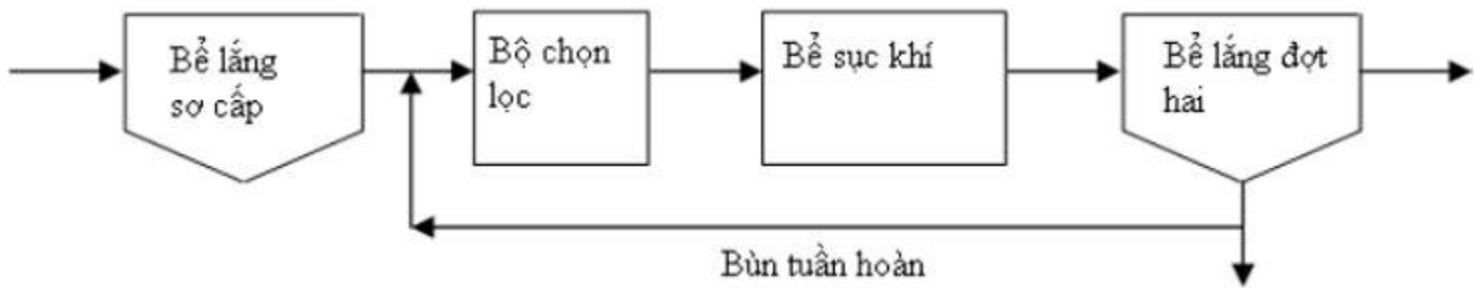
Câu hỏi lý thuyết

1. Viết phương trình cân bằng vật chất cho bể sục khí.
2. Viết phương trình cân bằng vật cho bể lắng bậc hai.
3. Trình bày quá trình hoạt động bể phản ứng gián đoạn kế tiếp.

4. Vi khuẩn hình sợi tạo váng trong hệ thống xử lý bùn hoạt tính khác với vi khuẩn tạo bông theo một số trao đổi chất. Thứ nhất, vi khuẩn dạng sợi có đường cong tăng trưởng khác với vi khuẩn tạo bông như hình vẽ dưới đây. Thứ hai, vi khuẩn dạng sợi chỉ sử dụng oxy như là chất nhận electron và không thể sử dụng nitrat cho chức năng đó. Vi khuẩn tạo bông có thể sử dụng hoặc là oxy hoặc là nitrat như là chất nhận electron. Thứ ba, vi khuẩn dạng sợi không thể lưu giữ polyphosphat hoặc sử dụng axetat để tăng trưởng như là một số vi khuẩn tạo bông.

Thiết kế hệ thống xử lý nước thải đã sử dụng một hoặc nhiều các tính chất này để tạo ra bộ phận chọn lọc có lợi cho vi khuẩn tạo bông hơn là vi khuẩn có dạng sợi. Bộ chọn lọc được tạo ra là một hoặc nhiều bể ở phía trước bể sục khí theo sơ đồ dưới đây. Mục đích của bộ chọn lọc là để hạn chế sự tăng trưởng của vi khuẩn dạng sợi và bằng cách đó để kiểm soát tạo bọt của bùn.





Hãy cho biết các điều kiện có thể tạo ra trong bộ chọn lọc để đạt được mục đích thích hợp cho vi khuẩn tạo bông.

5. Ban điều hành nhà máy xử lý nước thải sinh hoạt quyết định giảm thời gian lưu bùn (SRT) của quá trình xử lý bùn hoạt tính của nhà máy từ 6 ngày xuống 3 ngày bằng cách tăng tỷ lệ tuần hoàn bùn. Mục đích là để giảm sự đòi hỏi oxy. Anh, chị hãy yêu cầu một chuyên gia về lĩnh vực này để cho sự đánh giá có tính định tính về kế hoạch của nhà máy.

a) Lượng oxy đòi hỏi có thực sự giảm? b) MLVSS sẽ tăng, giảm hoặc không đổi? c) Tính chất lắng của bùn sẽ được cải thiện, hay không thay đổi, hay kém đi? d) Nồng độ BOD ở dòng ra sẽ tăng lên, giảm đi, hay vẫn không thay đổi?

Bài tập

1. Ghi nhận của nhà máy xử lý nước thải bùn hoạt tính truyền thống cho các giá trị cho trong bảng dưới đây:

<i>Lưu lượng nước thải, Q</i>	<i>$7570 \text{ m}^3/\text{d}$</i>
<i>Nhiệt độ nước thải</i>	<i>20°C</i>
<i>Thể tích bể sục khí</i>	<i>2260 m^3</i>
<i>BOD_5 dòng vào</i>	<i>143 mg/l</i>
<i>TSS dòng vào</i>	<i>125 mg/l</i>
<i>TS dòng vào</i>	<i>513 mg/l</i>
<i>TS dòng ra</i>	<i>418 mg/l</i>
<i>TSS dòng ra</i>	<i>24 mg/l</i>
<i>BOD dòng ra</i>	<i>20 mg/l</i>
<i>Lưu lượng dòng tuần hoàn, Q_r</i>	<i>$3180 \text{ m}^3/\text{d}$</i>
<i>MLSS (= 0,8 MLVSS)</i>	<i>2600 mg/l</i>
<i>TSS trong bùn thải</i>	<i>8900 mg/l</i>
<i>Thể tích bùn thải</i>	<i>$200 \text{ m}^3/\text{d}$</i>

Tính các tham số hoạt động của nhà máy:

- Tải trọng thể tích của BOD
- Tỷ số F/M
- Thời gian lưu nước, t_R
- Tỷ lệ tuần hoàn bùn hoạt tính
- Hiệu suất khử đối với BOD, TSS và tổng chất rắn (TS).

2. Bể sục khí đối với quá trình khuấy trộn hoàn chỉnh có kích thước thiết kế cho lưu lượng nước thải là $4500 \text{ m}^3/\text{d}$. Hàm lượng COD dòng vào bằng 150 mg/l . Hàm lượng COD thiết kế cho dòng ra là 7 mg/l . Các tham số thiết kế được đề nghị: tuổi của bùn bằng 10 ngày, MLVSS bằng 1400 ml . Chỉ số thể tích bùn là 100 mg/l . Hãy lựa chọn các giá trị này để tính sự thay đổi lưu lượng dòng thải và độ ô nhiễm. Các hằng số động học thu được trong phòng thí nghiệm cho dưới đây:

$$Y = 0,60 \text{ mg VSS/ mg COD và } k_e = 0,06/\text{d}.$$

Tính:

- a) Thời gian lưu nước và thể tích của bể sục khí
- b) Tỷ lệ thức ăn và vi sinh vật, F/M
- c) Tốc độ tạo bùn (sản lượng bùn)
- d) Tỷ lệ tuần hoàn bùn
- e) Lượng oxy đòi hỏi

3. Một bể lắng trong kết hợp với quá trình bùn hoạt tính tiếp nhận $2,64 \text{ m}^3/\text{phút}$ nước từ bể sục khí có nồng độ chất rắn bằng 2000 mg/l . Sử dụng các số liệu sau đây để xác định diện tích lý tưởng của bể lắng hoạt động với vận tốc dòng đi xuống là $9,14 \text{ m/d}$.

Chất rắn (mg/l)	V_s (m/h)
0	0
500	3,67
1000	2,74
1500	2,01
2000	1,37
2500	0,73

3000	0,42
4000	0,22
5000	0,13
6000	0,07

4. Nhà máy xử lý bùn hoạt tính đặt ở độ cao 210 m, mức DO thích hợp trong bể sục khí là 2,0 mg/l. Vùng nhiệt độ hoạt động từ $8^{\circ}\text{C} - 32^{\circ}\text{C}$. Giá trị bão hòa DO ở 8°C , 20°C và 32°C là 11,84 và 9,02 mg/l và 7,29 mg/l tương ứng. Hệ số hiệu chỉnh truyền oxy của bể ở điều kiện tiêu chuẩn là 2,0 kg oxy/kW.h. Xác định công suất cần thiết để cung cấp 780 kg oxy mỗi ngày cho hệ sục khí.

5. Thiết kế hệ thống bùn hoạt tính để sử dụng xử lý bậc hai nước thải sinh hoạt có lưu lượng $10.000 \text{ m}^3/\text{ngày}$. Sau khi lắng trong bậc 1, BOD bằng 150 mg/l, và nước sau khi xử lý bậc hai BOD bằng 5 mg/l. Bể trộn hoàn chỉnh được sử dụng và phân tích các hằng số sinh học thu được:

$$+ Y = 0,5 \text{ kg/kg}$$

$$+ k_e = 0,051/d$$

$$+ \theta_c = 10 d$$

Giả sử nồng độ $MLSS$ bằng 3000 mg/l và nồng độ dòng tuần hoàn bằng 10.000 mg/l.

- Vẽ sơ đồ hệ thống
- Tính thể tích bể
- Xác định khối lượng và thể tích chất rắn phải thải ra hàng ngày
- Xác định tỷ lệ tuần hoàn

6. Xác định BOD trong một mẫu nước thải bằng cách pha loãng như sau: thêm 250 ml nước cất vào 5 ml mẫu để làm đầy lọ BOD 300 ml. Đo BOD của mẫu pha loãng thu được giá trị nồng độ oxy hòa tan ban đầu bằng 7,9 mg/l. Sau 5 ngày ủ, nồng độ oxy hòa tan đo được là 4,5 mg/l.

a) Xác định BOD_5 của nước thải.

b) Hằng số tốc độ khử oxy, k_1 , bằng 0,013/d. Xác định BOD_u của mẫu nước thải.

Chương 6

QUÁ TRÌNH SINH TRƯỞNG BÁM DÍNH

Mục tiêu chương 6. Sau khi học xong chương này, sinh viên nắm được:

- Lý thuyết cơ bản của tăng trưởng bám dính
- Tính toán thiết kế hệ thống lọc nhỏ giọt
- Tính toán thiết kế hệ thống tiếp xúc sinh học quay.
- Các phương pháp xử lý nước thải kết hợp

6.1. GIỚI THIỆU CHUNG

Tăng trưởng bám dính có thể phân loại thành ba nhóm chính:

- Quá trình tăng trưởng bám dính không ngập lụt (*nonsubmerged attached growth processes*).
- Quá trình tăng trưởng lơ lửng với lớp màng nhồi cố định (*suspended growth processes*).
- Quá trình tăng trưởng bám dính ngập lụt (*submerged attached growth processes*).

1- **Quá trình tăng trưởng bám dính không ngập lụt:**

Lọc nhỏ giọt (trickling filter) và tiếp xúc sinh học quay (rotating biological contactor) với vật liệu lọc bằng đá hoặc plastic là một quá trình của tăng trưởng bám dính không ngập lụt.

Vật liệu lọc trong lọc nhỏ giọt có thể bằng đá, sỏi hoặc plastic.

Đối với tiếp xúc sinh học quay thường bằng plastic có nếp gấp.

Ưu điểm của quá trình tăng trưởng bám dính

- Đòi hỏi ít năng lượng
- Vận hành đơn giản
- Không có hiện tượng bùn váng trong bể lắng đợt II
- Có tính nén bùn tốt
- Ít có nhu cầu bảo trì thiết bị
- Hồi phục nhanh từ tải trọng chất độc tăng đột ngột.

2- Quá trình tăng trưởng lơ lửng với lớp vật liệu nhồi cố định

Đây là một quá trình được sử dụng khá phổ biến hiện nay. Vật liệu nhồi để lơ lửng trong bể sục khí với nước thải và làm tăng hiệu quả của quá trình bùn hoạt tính:

- Tăng khả năng xử lý
- Sự ổn định của quá trình tốt hơn
- Giảm sự tạo bùn
- Nâng cao khả năng lắng của bùn
- Giảm tải trọng chất rắn lên bể lắng đợt II
- Không tăng giá thành bảo dưỡng và vận hành

3- Quá trình tăng trưởng bám dính ngập lụt

Quá trình này được thực hiện từ những thập niên 1970 và 1980 để cải tiến quá trình xử lý đó là dòng nước thải đi xuống hoặc đi lên qua bể phản ứng được nhồi vật liệu lọc mà không cần sử dụng bể lắng bậc II.

6.2. LỌC NHỎ GIỌT

Lọc nhỏ giọt là quá trình tăng trưởng bám dính, trong đó vi sinh vật đáp ứng cho xử lý bám dính vào các vật liệu nhồi lơ. Vật liệu lơ được sử dụng trong quá trình tăng trưởng bám dính bao gồm đá, sỏi, xi quặng, cát, gỗ, và phần lớn các chất dẻo tổng hợp (hình 6.1). Sơ đồ bể lọc nhỏ giọt đưa ra trong hình 6.2.

Quá trình xử lý bằng công nghệ lọc nhỏ giọt xảy ra khi dòng nước thải chảy qua lớp màng sinh học gắn trên vật liệu lọc. Độ sâu của lớp vật liệu lọc bằng đá từ 0,9 – 2,5 m, trung bình là 1,8 m. Lớp lọc thường là hình tròn và nước thải được phân bố trên lớp lọc bằng thiết bị phân phối quay tròn. Lọc nhỏ giọt sử dụng vật liệu nhồi bằng plastic có thể làm tăng hiệu quả xử lý. Ngày nay, phần lớn phin lọc nhỏ giọt chủ yếu sử dụng vật liệu bám dính bằng plastic. Độ sâu của lớp vật liệu lọc bằng plastic nằm trong khoảng từ 4 đến 12 m.

Lớp nhớt sinh học phát triển trên bề mặt vật liệu lọc trong lọc nhỏ giọt chứa vi sinh vật để phân hủy các hợp chất hữu cơ trong nước thải. Cộng đồng vi sinh vật trong phin lọc bao gồm vi khuẩn hiếu khí và vi khuẩn tùy nghi, một số loại nấm, tảo và protozoan, các động vật bậc cao hơn như giun, ấu trùng của côn trùng...

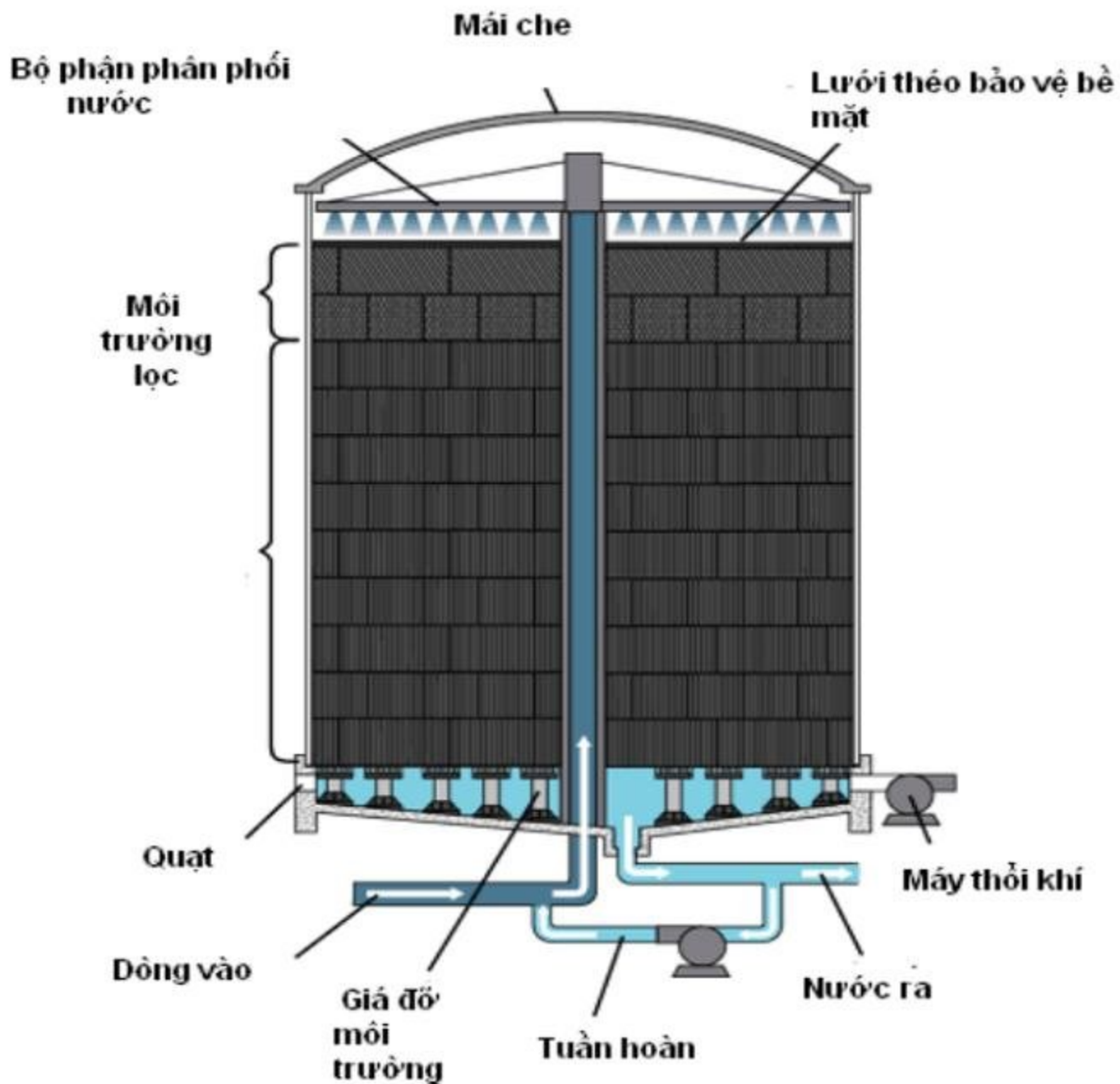
Vi khuẩn tùy nghi có thể chiếm ưu thế trong lọc nhỏ giọt và phân hủy chất hữu cơ trong nước thải cùng với vi khuẩn hiếu khí và vi khuẩn

ky khí. Độ dày lớp nhớt sinh học có thể đạt đến 10 mm. Vật liệu hữu cơ từ nước thải hấp phụ lên trên bề mặt lớp nhớt sinh học. Ở phần bên ngoài (0,1 – 0,2 mm), vật liệu hữu cơ bị phân rã bởi vi khuẩn hiếu khí, dần dần lớp nhớt sinh học dày thêm do vi sinh vật phát triển, khí oxy khó thấm sâu vào phía trong do vậy môi trường kỵ khí bên trong lớp nhớt sinh học gần với bề mặt vật liệu lọc được thiết lập. Tương tự như oxy, các chất hữu cơ của nước thải sẽ dần bị thiếu hụt nên vi sinh vật trong lớp nhớt sinh học sẽ ở trạng thái hô hấp nội bào và mất khả năng gắn vào bề mặt vật liệu lọc dẫn đến bị rửa trôi và một lớp nhầy sinh học mới được tạo thành. Hiện tượng mất lớp nhầy sinh học được gọi là sự bong tróc có liên quan đến tải trọng chất hữu cơ và tải trọng thủy lực áp lên bề mặt phin lọc. Tải trọng thủy lực tính cho tốc độ dịch chuyển và tải trọng chất hữu cơ tính cho tốc độ trao đổi chất trong lớp nhớt sinh học. Tải trọng thủy lực và sự bong tróc có thể kiểm soát bằng cách sử dụng thiết bị phân phối nước với một mô tô điện điều khiển tốc độ quay.

Cơ chế mất lớp nhầy sinh học khi sử dụng vật liệu nhồi bằng đá khác với vật liệu nhồi bằng plastic. Tính liên tục, bong tróc trong một phạm vi nhỏ của lớp màng xảy ra ở bề lọc tốc độ cao do sự dịch chuyển thủy lực trong khi đó sự bong tróc xảy ra ở phạm vi rộng vào thời gian mùa xuân ở vật liệu lọc bằng đá xảy ra ở những vùng nóng. Sự bong tróc là do hoạt động của các ấu trùng, chúng rất hoạt động vào mùa xuân có nhiệt độ ấm áp. Khi bề lọc nhồi vật liệu lọc bằng đá xảy ra bong tróc, nước ra từ bề lọc trước khi lắng sẽ chứa lượng *BOD* và *TSS* cao hơn nước thải vào.



Hình 6.1: Phin lọc sử dụng trong lọc nhỏ giọt bằng plastic



Hình 6.2: Bể lọc nhỏ giọt

6.2.1. Phân loại lọc nhỏ giọt và áp dụng

Áp dụng và tải trọng của lọc nhỏ giọt dựa trên những tiêu chuẩn đã được xác định khi sử dụng vật liệu lọc bằng đá được đưa ra trong bảng 6.1. Thiết kế lọc nhỏ giọt được phân loại bởi tải trọng thủy lực hoặc tải trọng chất hữu cơ. Lọc tải trọng thấp, lọc tải trọng trung bình hay lọc tải trọng cao được sử dụng để thiết kế lọc nhỏ giọt.

1- Lọc tải trọng thấp là một quá trình tương đối đơn giản, cho chất lượng nước sau khi xử lý phụ thuộc vào chất lượng nước thải vào bể lọc. Bể lọc có thể có dạng hình tròn hay hình chữ nhật. Nói chung, dòng nước thải áp vào bể lọc từ bể chứa được duy trì bằng hệ thống bơm. Trong hầu hết bể lọc tốc độ chậm, chỉ có phần trên của bể lọc từ 0,6 đến 1,2 m là có lớp nhầy sinh học. Phần sâu hơn có thể tập trung vi khuẩn tự dưỡng nitrat hóa oxy hóa amoni thành nitrit và nitrat. Nếu như mật độ vi khuẩn nitrat hóa đủ lớn và bể lọc hoạt động tốt trong điều kiện khí hậu và nước thải thích hợp, lọc tốc độ chậm sẽ khử tốt *BOD* và nước sau bể lọc được nitrat hóa cao.

2- Lọc tải trọng cao và trung bình, vật liệu nhồi trong lọc tải trọng cao hoặc tải trọng trung bình có thể bằng đá hoặc plastic. Dòng thải có thể chảy liên tục và được tuần hoàn qua bể lọc. Tuần hoàn nước thải đã qua bể lọc cho phép tải trọng chất hữu cơ có thể cao hơn, cho tốc độ liều cao hơn trên bể lọc để cải thiện sự phân bố chất lỏng và kiểm soát tốt hơn độ dày lớp nhớt sinh học, cung cấp nhiều oxy cho dòng nước thải vào bể lọc và khôi phục các vi khuẩn có khả năng sống. Tuần hoàn có thể ngăn cản được sự đọng nước trong bể lọc và làm giảm sự phiền phức do mùi và ruồi muỗi.

Bảng 6.1 Phân loại áp dụng lọc nhỏ giọt

Tính chất thiết kế	Tốc độ chậm	Tốc độ trung bình	Tốc độ cao	Tốc độ cao	Lọc thô
Kiểu vật liệu lọc	Đá	Đá	Đá	Plastic	Đá/plastic
Tải trọng thủy lực, $m^3/m^2.d$	1-4	4-10	10-40	10-75	40-200
Tải trọng chất hữu cơ, $BOD/m^3.d$	0,07-0,22	0,24-0,48	0,4-2,4	0,6-3,2	> 1,5
Tỷ lệ tuần hoàn	0	0-1	1-2	1-2	0-2
Bong tróc	Không liên tục	Không liên tục	Liên tục	Liên tục	Liên tục
Độ sâu, m	1,8-2,4	1,8-2,4	1,8-2,4	3,0-12,2	0,9-6
Hiệu suất khử BOD , %	80-90	50-80	50-90	60-90	40-70
Chất lượng nước ra	Nitrat hóa tốt	Nitrat hóa bình thường	Không nitrat hóa	Không nitrat hóa	Không nitrat hóa
Công suất, $kW/10^3 m^3$	2-4	2-8	6-10	6-10	10-20

3- Lọc thô là kiểu lọc tốc độ cao xử lý tải trọng hữu cơ lớn hơn $1,6 kg/m^3.d$ và tải trọng thủy lực tới $190 m^3/m^2.d$. Trong hầu hết các trường hợp, lọc thô được sử dụng trước khi xử lý bậc hai. Trong lọc thô, vật liệu nhồi thường bằng plastic. Ưu điểm của lọc thô là chi phí năng lượng thấp để khử BOD của nước thải có nồng độ chất hữu cơ cao vì năng lượng đòi hỏi chỉ sử dụng để bơm nước thải và dòng tuần hoàn.

4- Lọc hai giai đoạn, hệ thống lọc hai giai đoạn với bể lắng trung gian để tách chất rắn sinh ra từ giai đoạn thứ nhất thường được sử dụng với nước thải có nồng độ hữu cơ cao, được sử dụng khi cần thiết nitrat hóa. Lọc hai giai đoạn có bể lắng trong trung gian để khử *BOD* ở giai đoạn thứ nhất, sự nitrat hóa xảy ra ở giai đoạn thứ hai.

5- Nitrat hóa, khử *BOD* và nitrat hóa có thể thực hiện trong bể lọc chậm được nhồi bằng đá hoặc plastic hoạt động ở tải trọng chất hữu cơ thấp. Vi khuẩn dị dưỡng với hệ số hiệu suất cao và tăng trưởng nhanh hơn so với vi khuẩn nitrat hóa trong không gian lớp vật liệu nhồi. Như vậy, quá trình nitrat hóa có ý nghĩa chỉ xảy ra sau khi nồng độ *BOD* trong nước thải nhỏ hơn 30 mg/l để khởi động nitrat hóa và ít hơn 15 mg/l để hoàn tất nitrat hóa. Nitrat hóa cũng có thể được thực hiện trong các phin lọc chậm riêng biệt tiếp theo là bể lắng bậc II.

6.2.2. Các yếu tố cần phải được xem xét trong thiết kế bể lọc nhỏ giọt

- Kiểu và tính chất vật lý của vật liệu lọc được sử dụng
- Tốc độ liều lượng
- Kiểu và tính chất liều lượng của hệ thống phân phối.
- Hình dạng của hệ thống ống thoát nước ngầm
- Cung cấp khí
- Bể lắng

1- Tốc độ liều lượng là độ sâu của chất lỏng thải trên bề mặt vật liệu nhồi của bể lọc đối với mỗi một lần đi qua của thiết bị phân phối nước. Khi tốc độ quay càng cao, tốc độ liều lượng càng thấp. Trước đây, người ta thường sử dụng tốc độ quay của phân phối nước bằng 0,5 tới 2 phút mỗi một vòng. Với 2 hoặc 4 cánh tay, tốc độ quay từ 10- 60 giây/vòng. Các kết quả nghiên cứu cho thấy nếu giảm tốc độ quay, bể lọc sẽ hoạt động có hiệu quả hơn.

Tốc độ quay đối với bộ phận phân phối nước được xác định theo công thức:

$$n = \frac{(1 + R) + (q)(10^3 \text{ mm} / m)}{(A)(DR)(60 \text{ min} / h)} \quad (6.1)$$

Trong đó:

n – tốc độ quay, vòng/min

q – tải trọng thủy lực áp vào phin lọc của nước thải, $m^3/m^2.d$

R – tỷ lệ tuần hoàn

A – số cánh tay trong bộ phận phân phối nước

DR – tốc độ liều, mm/lần qua của cánh tay phân phối nước.

2- Hệ thống phân phối, bao gồm hai hay nhiều cánh tay được gắn trên một trục nằm giữa bể lọc và quay theo mặt phẳng ngang. Cánh tay là những ống rỗng chứa các vòi để phun nước thải lên bể lọc. Sự di chuyển của cánh tay phân phối nước có thể được sử dụng bằng chính phản ứng động học của nước thải hoặc bằng mô tô điện.

3- Thoát nước, hệ thống thu nước trong lọc nhỏ giọt bao gồm các máng thoát nước ngầm **thu** hồi nước thải sau lọc và chất rắn thải ra từ vật liệu nhồi để vận chuyển tới bể lắng.

4- Dòng khí, cung cấp một lượng khí đầy đủ là một yếu tố quan trọng để bể lọc nhỏ giọt hoạt động có hiệu quả trong xử lý nước thải và ngăn chặn mùi. Gió lửa tự nhiên là một phương pháp cổ điển sử dụng trong bể lọc nhỏ giọt, nhưng luôn không đủ lượng không khí cần thiết. Ngày nay, các loại quạt áp suất thấp được sử dụng cho dòng khí ổn định.

Trong trường hợp sử dụng gió lửa tự nhiên, lực đẩy dòng khí được tạo ra là sự chênh lệch nhiệt độ phòng và nhiệt độ không khí bên trong các lỗ. Nếu nước thải lạnh hơn nhiệt độ phòng, nhiệt độ không khí trong các lỗ sẽ thấp và hướng của dòng khí sẽ đi từ trên xuống dưới. Ngược lại, nếu nhiệt độ không khí bên ngoài thấp hơn nhiệt độ của nước thải, thì dòng khí sẽ di chuyển từ dưới lên trên. Trường hợp thứ hai không thích hợp từ quan điểm truyền khối bởi vì áp suất riêng phần của oxy sẽ thấp nhất trong những vùng cần nhiều oxy. Gió lửa là áp suất tạo ra từ sự chênh lệch nhiệt độ và độ ẩm được xác định theo công thức:

$$D_{air} = 353 \left(\frac{1}{T_c} - \frac{1}{T_h} \right) Z \quad (6.2)$$

Trong đó:

D_{air} – gió lửa của không khí, mm của nước

T_c – nhiệt độ lạnh, K

T_h – nhiệt độ nóng, K

Z – chiều cao của phin lọc, m

Để tính lượng oxy sử dụng trong lọc nhỏ giọt, người ta giả thiết hiệu suất truyền oxy bằng 5%, như vậy, lượng oxy đòi hỏi được xác định theo công thức:

(1) Lượng oxy sử dụng chỉ để khử *BOD*:

$$R_O = (20 \text{ kg/kg}) [0,80e^{-9L_B} + 1,2e^{-0,17L_B}] (PF) \quad (6.3)$$

(2) Khử *BOD* và nitrat hóa:

$$R_O = (40 \text{ kg/kg}) [0,8e^{-9L_B} + 1,2e^{-0,17L_B} + 4,6N_{OX}/BOD] (PF) \quad (6.4)$$

Trong đó:

R_O – lượng oxy cung cấp, $\text{kg O}_2/\text{kg BOD}$ áp vào bể lọc

L_B – tải trọng *BOD* tới bể lọc, $\text{kg BOD}/\text{m}^3.d$

N_{OX}/BOD – tỷ lệ nitơ bị oxy hóa và *BOD* của dòng vào, mg/mg

PF – hệ số định. Xác định bằng cách lấy tải trọng cực đại chia cho tải trọng trung bình.

Lưu lượng dòng khí ở 20°C và 1.0 atm được tính như sau:

Tỷ khối của oxy ở 20°C và 1.0 atm bằng $1,204 \text{ kg/m}^3$ và phần trăm của oxy trong không khí bằng 23,18 % (theo w/w). Như vậy, thể tích của oxy trong mỗi một kg không khí là $3,58 \text{ m}^3/\text{kg} = [1 / (1,024 \text{ kg/m}^3) (0,2318)]$ và lưu lượng dòng khí cần thiết được xác định bằng công thức:

$$AR_{20} = \frac{(R_0)(Q)(S_0)(3.58 \text{ m}^3 / \text{kg} / \text{kgO}_2)}{(10^3 \text{ g} / \text{kg})(1440 \text{ min} / d)} \quad (6.5)$$

AR_{20} – lưu lượng dòng khí ở 20°C và 1 atm, m^3/min

Q – lưu lượng nước thải, m^3/d

S_0 – *BOD* của nước thải vào, g/m^3

Lưu lượng không khí được hiệu chỉnh theo nhiệt độ và áp suất tương ứng với khí lý tưởng:

$$AR_{T_A} = AR_{20} \left(\frac{273,15 + T_A}{273,15} \right) \left(\frac{760}{P_0} \right) \quad (6.6)$$

AR_{T_A} – lưu lượng dòng khí ở nhiệt độ phòng, $^\circ\text{C}$

T_A – nhiệt độ phòng, $^\circ\text{C}$

P_0 – áp suất ngay tại nhà máy, mm Hg

Khi nhiệt độ lớn hơn 20°C , lưu lượng dòng khí tăng lên 1%:

$$AR_{T>20^\circ\text{C}} = AR_T \left(1 + \frac{T_A - 20}{100} \right) \quad (6.7)$$

Sự giảm áp suất của dòng khí khi đi qua lớp nhồi liên quan đến tốc độ không khí ở bên ngoài theo biểu thức:

$$\Delta P = N_P \left(\frac{v^2}{2g} \right) \quad (6.8)$$

ΔP – sự giảm tổng áp suất, kPa

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

v – tốc độ bên ngoài, m/s

N_P – trở kháng của tháp

N_P được xác định theo công thức:

$$N_P = 10,33(D)e^{(1,36 \times 10^{-5})(L/A)} \quad (6.9)$$

Trong đó:

D – độ sâu của lớp nhồi, m

L – tải trọng chất lỏng, kg/h

A – tiết diện của tháp, m^2

6.2.3. Quá trình thiết kế

Quá trình lọc nhỏ giọt xem ra có vẻ đơn giản, hệ thống bao gồm lớp vật liệu nhồi để cho nước thải đi qua và bể lắng trong bên ngoài. Tuy nhiên, lọc nhỏ giọt là một hệ thống khá phức tạp nếu như xét đến các tính chất tăng trưởng bám dính và động thủy lực bên trong bể. Như vậy, thiết kế bể lọc nhỏ giọt chủ yếu dựa vào kinh nghiệm bắt nguồn từ các quá trình xây dựng phin lọc ở quy mô pilot hoặc các nhà máy trước đó. Yếu tố để quyết định đến thiết kế bể lọc cần được xem xét là hoạt động của nhà máy để khử *BOD* và nitrat hóa.

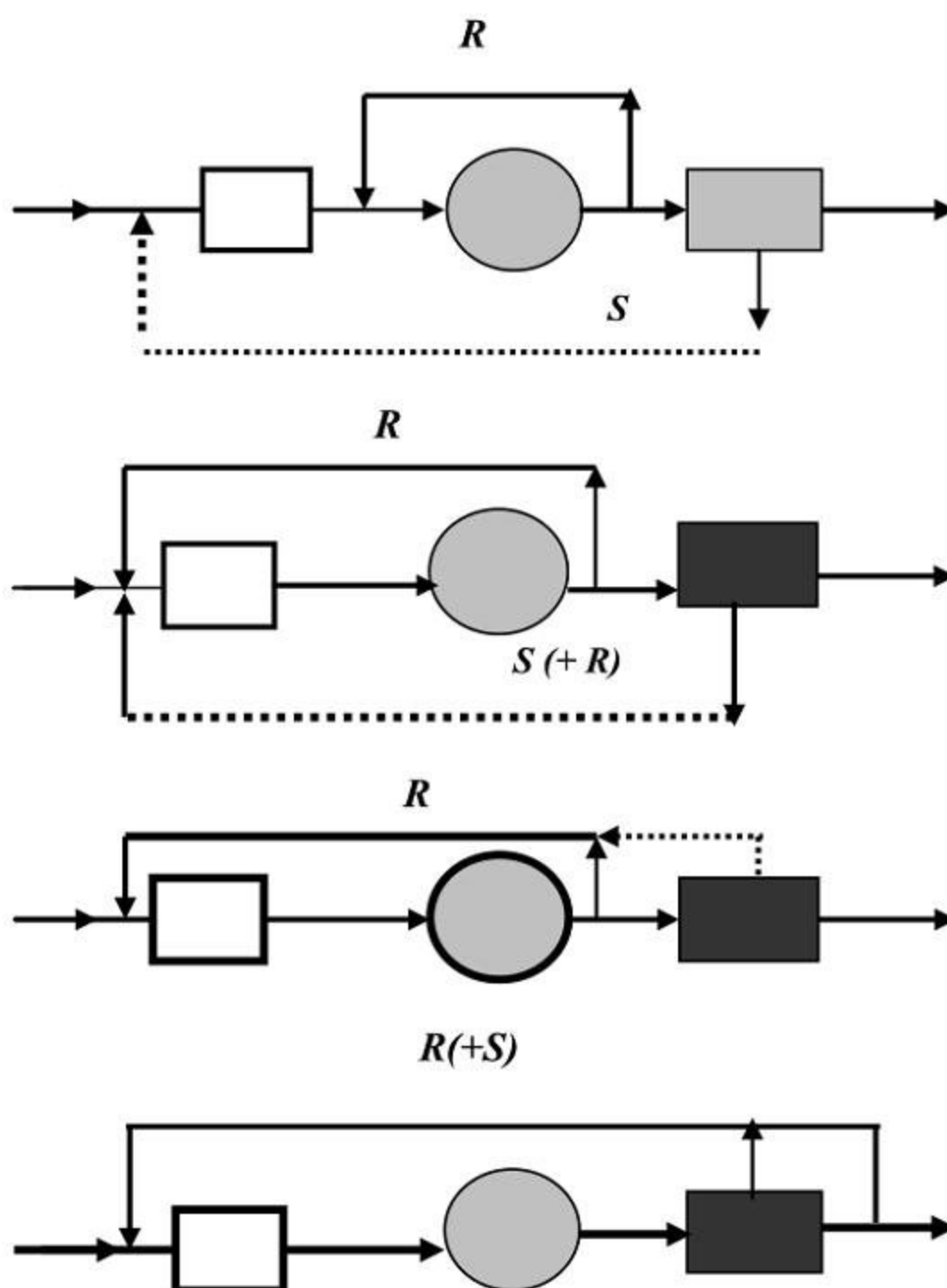
1- Tính chất của dòng ra, lọc nhỏ giọt được xem là một giải pháp công nghệ sử dụng ít năng lượng hơn quá trình bùn hoạt tính. Nhưng lọc nhỏ giọt có những nhược điểm là tạo ra mùi và chất lượng nước xử lý thấp, nguyên nhân là do cung cấp khí không đầy đủ, thiết kế bể lắng trong kém. Ngày nay, với sự thiết kế thích hợp, lọc nhỏ giọt đã và đang được sử dụng thành công trong xử lý nước thải.

2- Tiêu chuẩn tải trọng, trong quá trình bùn hoạt tính, hiệu suất phân hủy sinh học liên quan tới tuổi của bùn đối với sinh khối hoặc tỷ lệ F/M. Đối với cả hai tham số này, chất rắn hoặc sinh khối có thể được lấy ra và xác định tính chất. Tuy nhiên, trong lọc nhỏ giọt, xác định tính chất của sinh khối trong hệ là không thể. Do tăng trưởng bám dính phân bố không

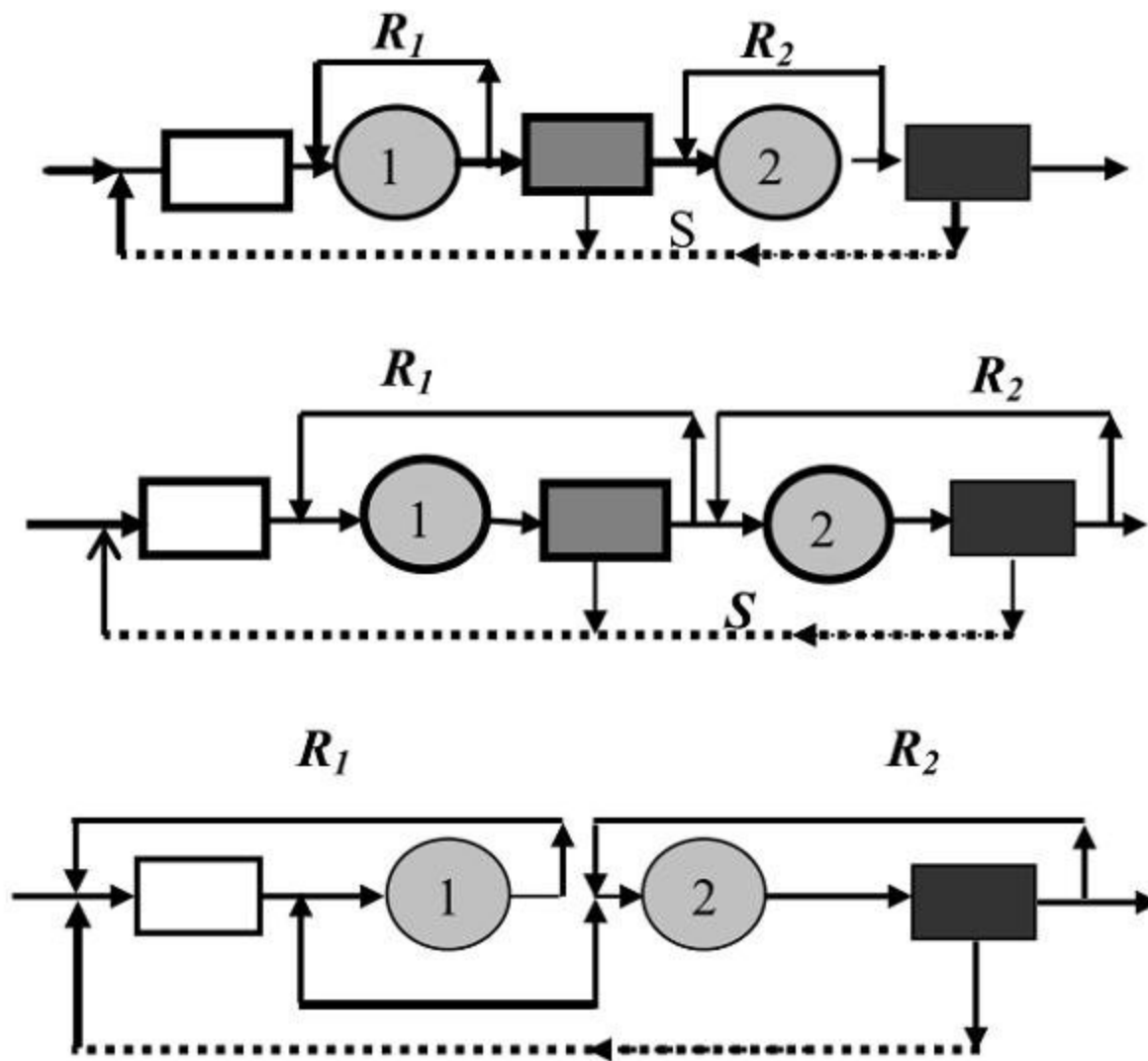
đồng nhất, độ dày của lớp nhầy sinh học luôn bị thay đổi, nồng độ chất rắn sinh học có thể thay đổi trong một vùng rất rộng từ 40 – 100 g/l và chất lỏng không chảy đồng nhất trong toàn bộ diện tích bề mặt của lớp nhồi.

Như vậy, để thiết kế bể lọc nhỏ giọt, một số tham số thô được sử dụng như tải trọng thể tích, tải trọng đơn vị diện tích, tỷ lệ áp thủy lực...

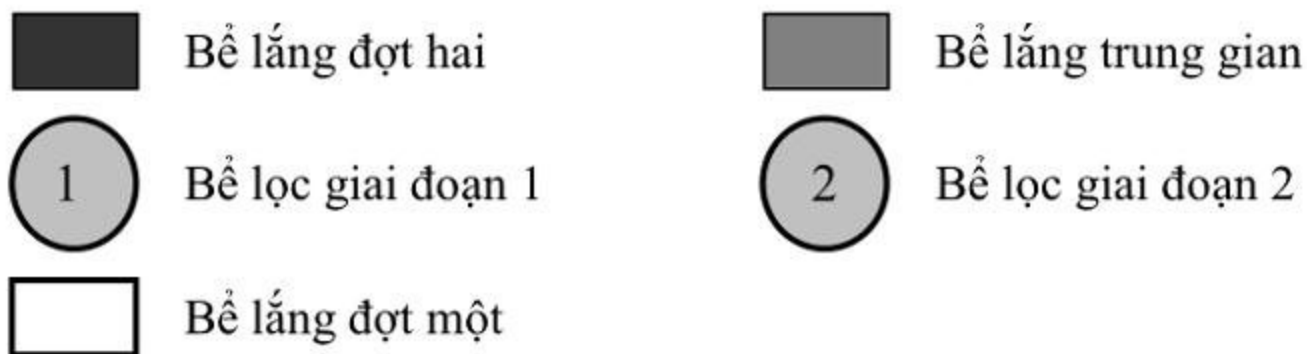
Để khử *BOD*, tải trọng thể tích *BOD* đã được hiệu chỉnh với hoạt động xử lý cho cả khử *BOD* và nitrat hóa. Mô hình thiết kế ban đầu đối với bể lọc nhỏ giọt sử dụng đá làm vật liệu nhồi đã được phát triển bằng NRC (National Research Council). Công thức của NRC dựa trên số liệu hiệu suất khử *BOD* và tải trọng *BOD* ban đầu. Lọc nhỏ giọt tốc độ trung bình và tốc độ nhanh có thể thiết kế theo quá trình một hoặc hai giai đoạn (hình 6.3a và 6.3b).



Hình 6.3a: Quá trình lọc nhỏ giọt một giai đoạn



Hình 6.3b: Quá trình lọc nhỏ giọt hai giai đoạn



3- Thiết kế khử BOD

Đối với bể lọc sử dụng vật liệu nhồi bằng đá, phương trình NRC đối với giai đoạn một có dạng:

$$E_1 = \frac{100}{1 + 0,4432 \sqrt{\frac{W_1}{VF}}} \quad (6.10)$$

Trong đó:

E_1 – hiệu suất khử BOD ở giai đoạn 1 ở 20 °C bao gồm dòng tuần hoàn, %

W_I – tải trọng BOD tới phin lọc, kg/d

V – thể tích của lớp nhồi, m^3

F – hệ số tuần hoàn

Hệ số tuần hoàn được xác định theo công thức:

$$F = \frac{1 + R}{(1 + R/10)^2} \quad (6.11)$$

R – tỷ lệ tuần hoàn

Hệ số tuần hoàn biểu diễn số lần đi qua trung bình của các vật liệu sinh học qua bể lọc. Tỷ lệ tuần hoàn thường thay đổi từ 0- 2,0.

Đối với hệ lọc chậm hai giai đoạn, hiệu suất khử BOD của giai đoạn thứ hai được xác định:

$$E_2 = \frac{100}{1 + \frac{0,4432}{1 - E_1} \sqrt{\frac{W_2}{VF}}} \quad (6.12)$$

E_2 – hiệu suất khử BOD đối với giai đoạn thứ hai ở 20^0C , %

E_1 – phần BOD bị khử ở giai đoạn thứ nhất

W_2 – Tải trọng BOD áp vào phin lọc giai đoạn hai, kg/d

Ảnh hưởng của nhiệt độ nước thải đến hiệu suất khử BOD được tính như sau:

$$E_T = E_{20}(1,035)^{T-20} \quad (6.13)$$

E_T – hiệu suất khử BOD ở nhiệt độ T theo 0C , %

E_{20} – hiệu suất khử BOD ở 20^0C , %

4- Công thức để thiết kế vật liệu nhồi plastic

Trong lọc nhỏ giọt sử dụng vật liệu lọc nhồi bằng plastic, công thức thiết kế dựa trên giả thiết lượng BOD còn lại theo độ sâu có thể được mô hình hóa bởi quan hệ phản ứng bậc nhất. Thời gian tiếp xúc của dịch chất qua bể lọc được xác định bằng công thức:

$$t = \frac{CD}{q^n} \quad (6.14)$$

$$q = \frac{Q}{A} \quad (6.15)$$

Trong đó:

t – thời gian tiếp xúc, *phút*

C – hằng số đối với lớp nhồi sử dụng

D – độ sâu của lớp nhồi, *m*

q - tải trọng thủy lực, $l/m^2 \cdot \text{phút}$

n – hằng số thủy lực đối với vật liệu nhồi được sử dụng

Q – lưu lượng vào, $l/\text{phút}$

A – tiết diện phin lọc, m^2

Xét sự biến đổi nồng độ *BOD* trong bể lọc theo thời gian đối với độ sâu tuân theo phản ứng bậc nhất:

$$\frac{dS}{dt} = -kS \quad (6.16)$$

k – hằng số tốc độ được xác định bằng thực nghiệm

S – nồng độ *BOD* ở thời gian t

Lấy tích phân phương trình (6.16) từ 0 đến t ta sẽ có:

$$\frac{S_e}{S} = e^{-kD/q^n} \quad (6.17)$$

S_e – nồng độ *BOD* của dòng ra đã được lắng, mg/l

S_0 – nồng độ *BOD* dòng vào, mg/l

k – hệ số nhồi và khả năng xử lý của nước thải, $(l/s)^{0,5}/m^2$ (khi $n = 0,5$)

D – độ sâu lớp nhồi, m

q - tỷ lệ áp dụng thủy lực của nước xử lý sơ cấp bao gồm cả dòng tuần hoàn, $l/m^2 \cdot s$

n – hằng số đặc trưng cho lớp nhồi.

5- Thiết kế lọc chậm để nitrat hóa

Có hai kiểu quá trình thiết kế đã được sử dụng để thực hiện nitrat hóa trong lọc nhỏ giọt. Đó là hệ thống kết hợp với khử *BOD* hoặc hệ thống nitrat tiếp theo sau xử lý bậc hai. Quá trình xử lý bậc hai có thể là tăng trưởng lơ lửng hoặc tăng trưởng bám dính. Tác động chính đến hoạt động nitrat hóa là nồng độ *BOD* của dòng vào và lượng oxy hòa tan bên trong bể lọc nhỏ giọt. Khi tỷ lệ *BOD* và *TKN* trong nước thải vào tăng lên, phần lớn diện tích bề mặt phin lọc bao phủ bởi vi sinh dị dưỡng và

tốc độ nitrat hóa bị giảm xuống. Một số nghiên cứu đã cho thấy nếu nồng độ BOD đủ lớn sẽ ức chế sự nitrat hóa. Tốc độ nitrat hóa xảy ra cực đại ở nồng độ BOD tan ($sBOD$) dưới 5 mg/l .

Cơ sở thiết kế kết hợp khử BOD và nitrat hóa, hiệu suất nitrat hóa đã được hiệu chỉnh với tải trọng BOD đối với bể lọc nhỏ giọt sử dụng vật liệu nhồi bằng đá. Để đạt được 90% hiệu suất nitrat hóa, tải trọng BOD cần ít hơn $0,08 \text{ kg } BOD/m^3.d$.

Thay cho giá trị tải trọng thể tích BOD ($g \text{ } BOD/m^3.d$), hiệu suất nitrat hóa liên quan đến tải trọng BOD trên cơ sở diện tích bề mặt của lớp nhồi. So sánh hiệu suất nitrat hóa đối với vật liệu nhồi bằng đá và plastic, hiệu suất nitrat hóa tương tự nhau ($g \text{ } BOD/m^2.d$). Để đạt được lớn hơn 90% hiệu suất nitrat hóa thì tải trọng diện tích bề mặt BOD phải nhỏ xấp xỉ bằng $2,4 \text{ g } BOD/m^2$.

Sự oxy hóa BOD và $N-NH_4^+$ trong bể lọc nhỏ giọt nhồi bằng plastic được đặc trưng bằng tốc độ oxy hóa thể tích:

$$VOR = \frac{[S_0 + 4,6(NO_x)]Q}{(V)(10^3 \text{ g/kg})} \quad (6.18)$$

Trong đó:

VOR – tốc độ oxy hóa thể tích, $kg/m^3.d$

S_0 – nồng độ BOD của dòng vào, g/m^3

NO_x – lượng N-ammoni bị oxy hóa, g/m^3

Q – lưu lượng nước thải vào, m^3/d

V – thể tích lớp nhồi, m^3

Phương trình sau đây xác định tốc độ nitrat hóa:

$$R_n = 0,082 \left(\frac{BOD}{TKN} \right)^{-0,44} \quad (6.19)$$

Trong đó: R_n – tốc độ nitrat hóa, $g \text{ } N/m^2.d$

BOD/TKN – tỷ lệ BOD/TKN , g

6- Nitrat hóa bậc ba, Một số nhà máy xử lý nước thải sử dụng bể lọc nhỏ giọt với vật liệu nhồi bằng plastic sau quá trình xử lý bậc hai để nitrat hóa. Nồng độ BOD vào bể lọc rất thấp, nhỏ hơn 10 mg/l . Hoạt động nitrat hóa của bể lọc phụ thuộc vào tải trọng ammoni, lượng oxy và thiết kế vật liệu nhồi. Nồng độ nước ra của $N-NH_4^+$ thay đổi theo nhiệt độ.

Để xác định thể tích lớp nhồi cần thiết và tốc độ áp thủy lực đối với phin lọc nhỏ giọt nitrat hóa, phương trình kinh nghiệm sau đây được sử dụng:

$$r_n(Z,T) = r_{n,max} \left(\frac{N}{Kn + N} \right) e^{-rZ} \quad (6.20)$$

Trong đó:

$r_n(Z,T)$ – tốc độ khử N-NH₄ bề mặt hoặc tốc độ nitrat hóa ở độ sâu Z và nhiệt độ T , $g/m^2.d$

$r_{n,max}$ – tốc độ khử N-NH₄ bề mặt cực đại ở nhiệt độ T ($^{\circ}C$), $g/m^2.d$

N – nồng độ NH₄ trong toàn bộ dịch chất, mg/l

r – hằng số kinh nghiệm mô tả sự giảm tốc độ như là một hàm số của độ sâu.

Z – Độ sâu của phin lọc, m

Sự giảm dần của nitrat hóa theo độ sâu quy cho rZ có thể do các nguyên nhân: (1) giảm sự tăng trưởng sinh khối khi nồng độ N-NH₄ thấp. (2) hoạt động tiêu diệt lẫn nhau của vi sinh vật. (3) sự thay đổi hiệu suất thẩm ướt. Giá trị $r_{n,max}$ được cho để kiểm soát đặc tính truyền khối của oxy của bể và sinh khối.

Trong lọc nhỏ giọt, quá trình nitrat hóa chỉ xảy ra khi quá trình khử BOD gần kết thúc

6.2.4. Ưu và nhược điểm của các quá trình lọc sinh học nhỏ giọt

Ưu nhược điểm của các quá trình lọc nhỏ giọt được trình bày trong bảng 6.2 dưới đây:

Bảng 6.2: So sánh các quá trình lọc nhỏ giọt

Quá trình	Ưu điểm	Nhược điểm
MỤC ĐÍCH XỬ LÝ		
Thô	▪ Kinh tế, đặc biệt đối với nước thải ô nhiễm cao ▪ Đơn giản thiết kế và vận hành ▪ Quá trình và thiết kế dễ dàng	▪ Cần thiết xử lý tiếp trước khi thải ra môi trường ▪ Cần thiết bể lắng trong bậc hai
Oxy hóa cacbon	▪ Kinh tế ▪ Đơn giản thiết kế và vận hành ▪ Quá trình và thiết kế dễ dàng	▪ Vận hành phù hợp nhưng có thể không có khả năng tin cậy đáp ứng được các tiêu chuẩn nghiêm ngặt. ▪ Đòi hỏi bể lắng bậc hai

Kết hợp oxy hóa cacbon và nitrat hóa	▪ Đơn giản thiết kế và vận hành	▪ Quá trình tương đối mới
Giai đoạn nitrat hóa riêng biệt	▪ Đơn giản thiết kế và vận hành	▪ Lựa chọn quá trình tương đối mới
KẾT HỢP LỌC NHỎ GIỌT VÀ BÙN HOẠT TÍNH		
Lọc nhỏ giọt /chất rắn tiếp xúc	▪ Hiệu suất ổn định và tin cậy ▪ Dễ thiết kế và vận hành ▪ Năng lượng thấp ▪ Đã biết tốt quá trình và thiết kế	▪ Vốn đầu tư thấp
Lọc sinh học hoạt tính	▪ Đơn giản trong thiết kế và vận hành ▪ Năng lượng thấp ▪ Đã biết quá trình và thiết kế thiết bị.	▪ Hiệu suất cao
Lọc thô/ bùn hoạt tính	▪ Hiệu suất ổn định và tin cậy ▪ Đơn giản trong thiết kế và vận hành. ▪ Đầu tư thấp.	▪ Chi phí cho năng lượng: trung bình
Lọc sinh học/ bùn hoạt tính	▪ Hiệu suất tin cậy và ổn định ▪ Thiết kế đơn giản và vận hành đơn giản. ▪ Giá đầu tư thấp. ▪ Cải thiện đặc tính lắng bùn hoạt tính.	▪ Giá đầu tư cho năng lượng trung bình.

Nguồn: Grandy và cộng sự, 1999

6.3. TIẾP XÚC SINH HỌC QUAY

Tiếp xúc sinh học quay (RBC) là một dạng của bể sinh học tăng trưởng bám dính. RBC bao gồm một trục nằm ngang, bọc lớp nhựa tạo những gập khúc làm môi trường cho vi sinh bám dính. Trục quay được đặt một phần trong nước thải (thường là 40%). Với tốc độ quay 1/2 vòng mỗi phút, tầng trưởng bám dính kế tiếp nhau tiếp xúc với nước thải và không khí (hình 6.4).

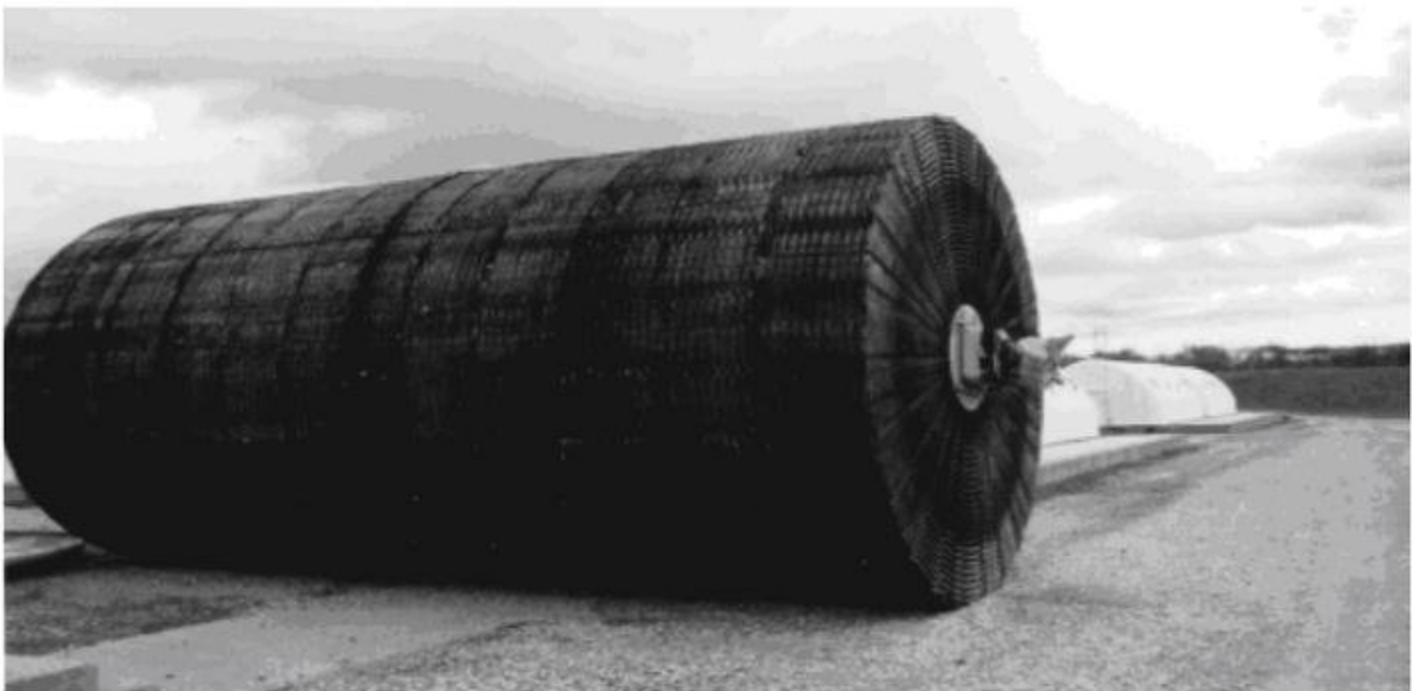
Các vật liệu hữu cơ có khả năng phân hủy sinh học và hợp chất chứa nitơ được chuyển hóa bởi vi khuẩn bám dính trên môi trường. Sinh khối tạo ra tách khỏi môi trường bám dính chuyển vào nước thải tới bể lắng trong. Ở tải trọng đủ thấp, vi khuẩn nitrat hóa có thể phát triển trên bề mặt môi trường để chuyển N- amoni thành N – nitrat.

6.3.1. Mô tả thiết bị

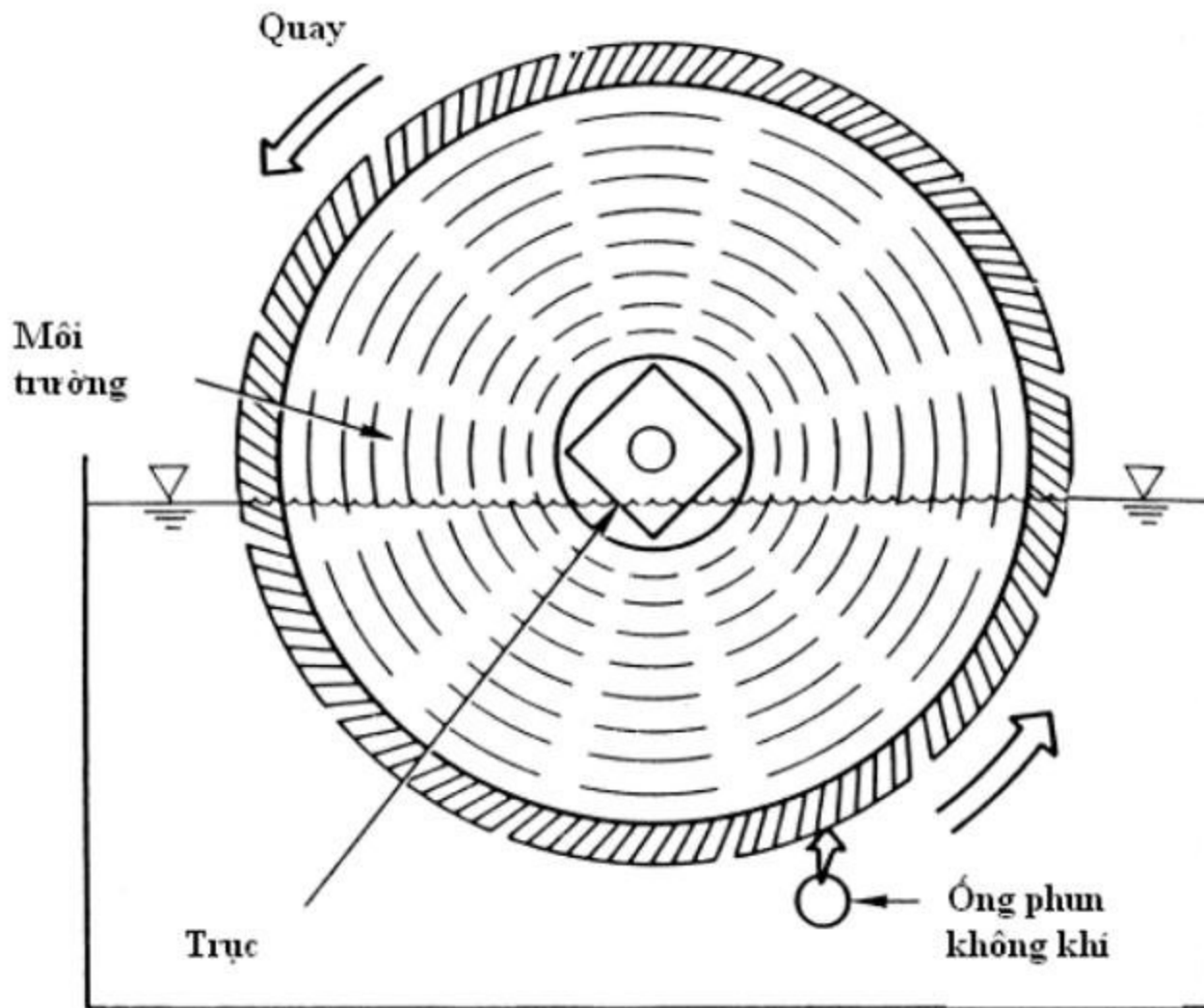
Kích thước của RBC được cung cấp bởi hầu hết các nhà sản xuất cùng tiêu chuẩn: môi trường bọc có đường kính 3,66 m và dài 7,62 m ở trên trục nằm ngang dài 8,32 m với tốc độ quay 1,6 vòng mỗi phút và tốc độ ngoại biên của đĩa là 18,3 m/phút.

Môi trường bám dính được làm bằng polyethylene có khối lượng riêng cao chứa chất ức chế (carbon black). Những tấm riêng biệt được gấp nếp tương tự trong lọc nhỏ giọt để tăng độ chắc chắn cho đĩa, tăng diện tích bề mặt, cải thiện sự truyền khối và định rõ khoảng trống giữa các đĩa riêng biệt (không gian môi trường / khối lượng riêng). Diện tích bề mặt riêng của môi trường bám dính khoảng bằng 115 và 175 m²/m³. Đối với mỗi một trục tiêu chuẩn của nhà sản xuất, diện tích bề mặt thường bằng 9300 m² và 13900 m².

Trục quay (thiết bị riêng biệt của RBC) nói chung, được sắp xếp theo một dãy để có công suất và hiệu quả cực đại. Các trục tách với nhau bằng đập chắn tạo thành hệ thống RBC hoàn chỉnh. Một trục điển hình có thể tích bằng 45m³. Trục của mỗi RBC riêng biệt vuông góc với hướng dòng chảy qua hệ thống. Các trục quay theo hướng di chuyển ngược với hướng dòng chảy để tối thiểu vòng xoay ngắn, (hình 6.5).



Hình 6.4: Tiếp xúc sinh học quay



Hình 6.5: Sơ đồ hoạt động của RBC

6.3.2. Các quá trình trong RBC

RBC được sử dụng để khử các vật liệu hữu cơ có khả năng phân hủy sinh học và chuyển N – amoni và N – hữu cơ thành N – nitrat. RBC sử dụng có hiệu quả để loại bỏ vật liệu hữu cơ.

Kết hợp quá trình oxy hóa cacbon và nitrat hóa có thể đạt được trong hệ thống RBC. Sự oxy hóa vật liệu hữu cơ xảy ra trong giai đoạn thứ nhất của hệ thống. Khử nồng độ chất nền tan đạt tới 20 mg/l theo COD (25 mg/l theo BOD_5). Tải trọng hữu cơ thấp đủ cho sinh vật dị dưỡng oxy hóa cacbon hữu cơ hoàn toàn ở giai đoạn tiếp theo của quá trình. Như vậy, tải trọng hữu cơ là một yếu tố quan trọng để phân biệt mức độ xử lý.

RBC cũng có thể được sử dụng cho nitrat hóa dòng thải chứa $N-NH_4^+$ cao và nồng độ chất hữu cơ thấp; nitrat hóa thường xảy ra ở giai đoạn riêng biệt. Do nồng độ chất hữu cơ thấp, nên không cần bể lắng trong. Tỷ lệ BOD_5/TKN của dòng vào nhỏ hơn 1,0 mg/l hoặc BOD_5 bằng 15 mg/l cho biết quá trình nitrat hóa ở giai đoạn riêng biệt sẽ xảy ra.

6.3.3. Ưu điểm và nhược điểm của quá trình RBC

Ưu điểm và nhược điểm của RBC đưa ra trong bảng 6.3. dưới đây

Bảng 6.3: Ưu điểm và nhược điểm của RBC

Ưu điểm	Nhược điểm
▪ Cơ khí đơn giản ▪ Quá trình đơn giản, dễ vận hành ▪ Đòi hỏi năng lượng thấp ▪ Dễ xây dựng và mở rộng khi cần thiết	▪ Nhạy cảm với tính chất của nước thải ▪ Khả năng linh hoạt của quá trình bị hạn chế ▪ Khả năng tăng cường bị hạn chế ▪ Đòi hỏi xử lý sơ bộ trước

6.3.4. Quá trình thiết kế RBC

6.3.4.1. Khử BOD

Mô hình phản ứng bậc nhất được áp dụng để xác định nồng độ BOD tan trong mỗi bậc của RBC:

$$S_n = \frac{-1 + \sqrt{1 + (4)(0,00974)(A_s / Q)S_{n-1}}}{(2)(0,00974)(A_s / Q)} \quad (6.20)$$

Trong đó:

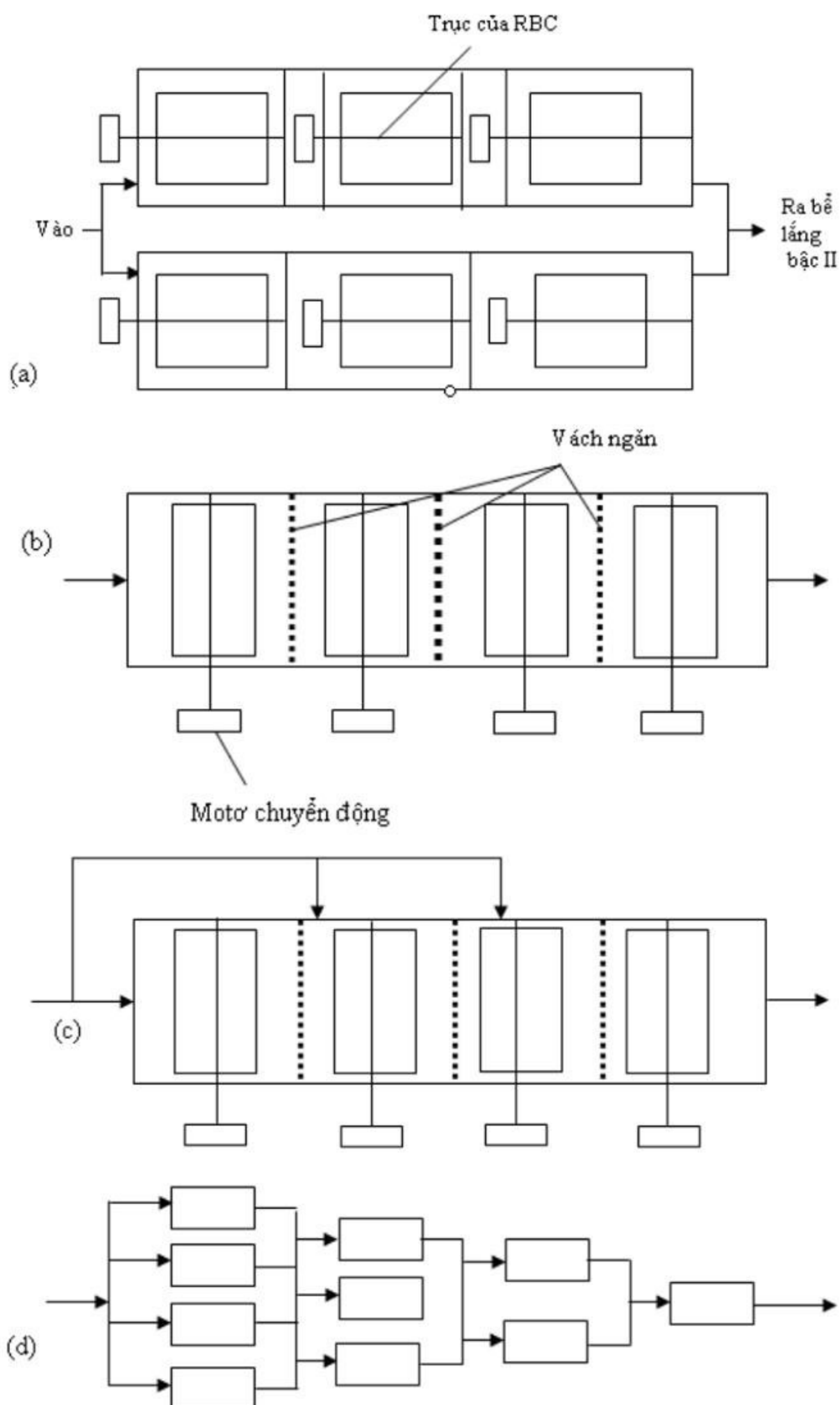
S_n – nồng độ BOD tan ($sBOD$) trong mỗi giai đoạn, mg/l

A_s - diện tích bề mặt của đĩa trên giai đoạn n , m^2

Q – lưu lượng nước thải, m^3/d

6.3.4.2. Bậc của các đơn vị RBC

Bậc là sự phân chia thành từng ngăn đĩa RBC để tạo thành một dãy các đĩa RBC riêng biệt. Áp dụng quá trình RBC bao gồm một số đơn vị RBC hoạt động trong một dãy. Số bậc phụ thuộc vào mục tiêu xử lý chất thải. Ở mỗi bậc có thể được ngăn cách bởi các vách ngăn. Sự sắp xếp các bậc RBC được mô tả trong hình 6.6 dưới đây.



Hình 6.6: Sắp xếp các bậc RBC điển hình trong xử lý nước thải.
(a) và (b): trục RBC theo hướng dòng chảy nước thải hoặc vuông góc với dòng chảy; (c) và (d): nạp nước thải từng bậc

6.3.4.3. Các bước thực hiện trong thiết kế RBC

1. Xác định BOD tan ($sBOD$) của dòng vào và dòng ra, lưu lượng nước thải.
2. Xác định diện tích đĩa RBC đối với bậc thứ nhất dựa trên lượng $sBOD$ cực đại ($12 - 15 \text{ g } sBOD/m^3 d$).
3. Xác định số trục RBC bằng cách sử dụng mật độ đĩa tiêu chuẩn bằng $9300 \text{ m}^2/\text{trục}$.
4. Lựa chọn số dãy RBC để thiết kế, dòng chảy ở mỗi dãy, số bậc và diện tích của đĩa trên một trục ở mỗi bậc. Đối với trạng thái tải trọng thấp hơn, Có thể sử dụng mật độ đĩa cao hơn.
5. Dựa trên giả thiết thiết kế ở bước 4, tính nồng độ $sBOD$ trong mỗi bậc. Xác định nồng độ $sBOD$ ở dòng ra sẽ đạt được. Nếu không đạt được giá trị $sBOD$ thích hợp ở dòng ra, phải thay đổi số bậc, số trục mỗi bậc hoặc số đĩa mỗi bậc.
6. Thiết kế bể lắng đợt hai.

6.4. QUÁ TRÌNH XỬ LÝ HIẾU KHÍ KẾT HỢP

Một số quá trình xử lý hiếu khí kết hợp đã và đang được phát triển, trong đó chủ yếu là quá trình kết hợp lọc nhỏ giọt với quá trình bùn hoạt tính. Quá trình xử lý kết hợp sẽ đạt được các ưu điểm của hai quá trình riêng biệt, đó là:

- Ổn định và chống được sốc do tải trọng thay đổi của quá trình tăng trưởng bám dính.
- Thể tích hiệu dụng và năng lượng đòi hỏi thấp của quá trình tăng trưởng bám dính để khử một phần BOD .
- Vai trò của tăng trưởng bám dính như là giai đoạn xử lý sơ bộ, có thể nâng cao khả năng lắng bùn hoạt tính.
- Nâng cao chất lượng nước thải sau xử lý với xử lý tiếp theo bằng quá trình bùn hoạt tính. Có ba nhóm xử lý kết hợp đưa ra sau đây.

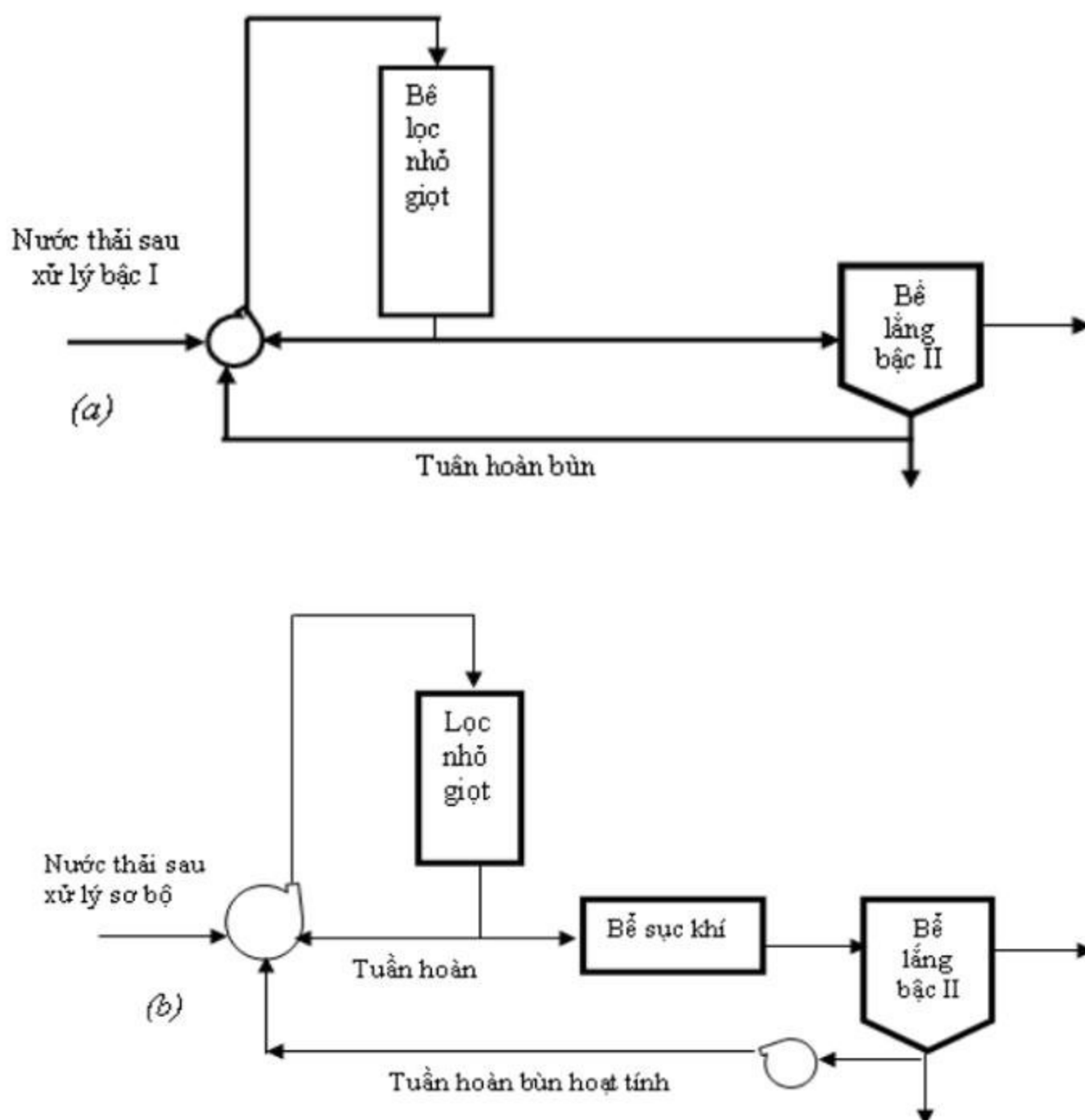
1- Quá trình lọc nhỏ giọt/tiếp xúc chất rắn và lọc nhỏ giọt/bùn hoạt tính

Nhóm thứ nhất của quá trình kết hợp được minh họa trên hình 6.7, được gọi là lọc chậm / tiếp xúc chất rắn (TF/SC) hoặc lọc chậm / quá trình bùn hoạt tính (TF/AS). Sự khác nhau chính giữa các quá trình này là thời gian vận hành ngắn của TF/SC so với TF/AS. Trong cả hai quá

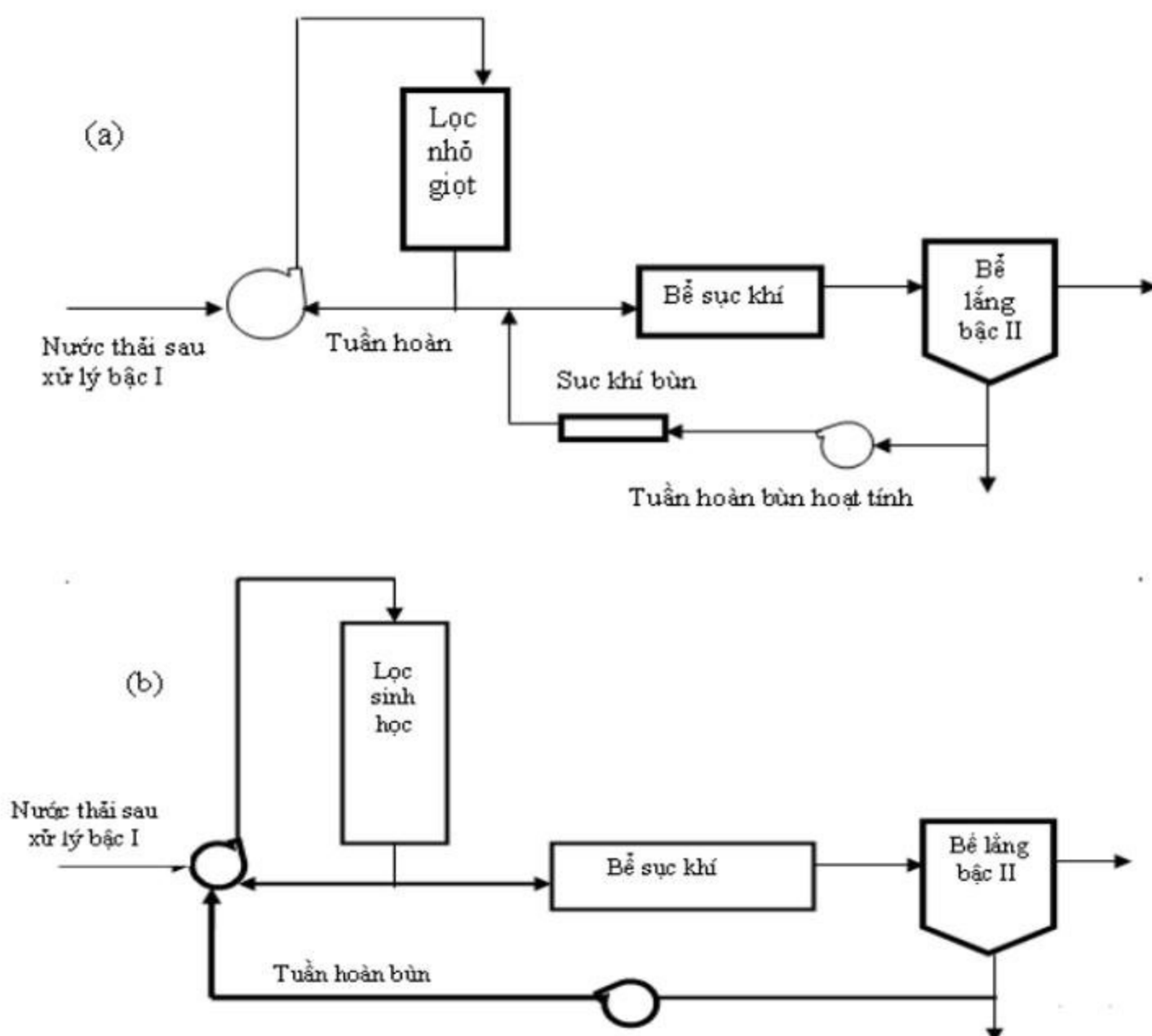
trình, nước ra từ bể lọc nhỏ giọt được đưa trực tiếp vào quá trình bùn hoạt tính và bùn hoạt tính tuần hoàn từ bể lắng bậc II được đưa vào bể sục khí.

2- Quá trình lọc sinh học hoạt tính và bùn hoạt tính lọc sinh học

Nhóm thứ hai của quá trình kết hợp tương tự như nhóm thứ nhất đã được trình bày ở trên, trong đó bùn hoạt tính được tuần hoàn trực tiếp vào bể lọc chậm (hình 6.8) và bể sục khí có thể hoặc không cần sử dụng. Quá trình lọc sinh học hoạt tính (ABF) và quá trình bùn hoạt tính lọc sinh học (BF/AS) ít được sử dụng do giá thành xử lý cao.

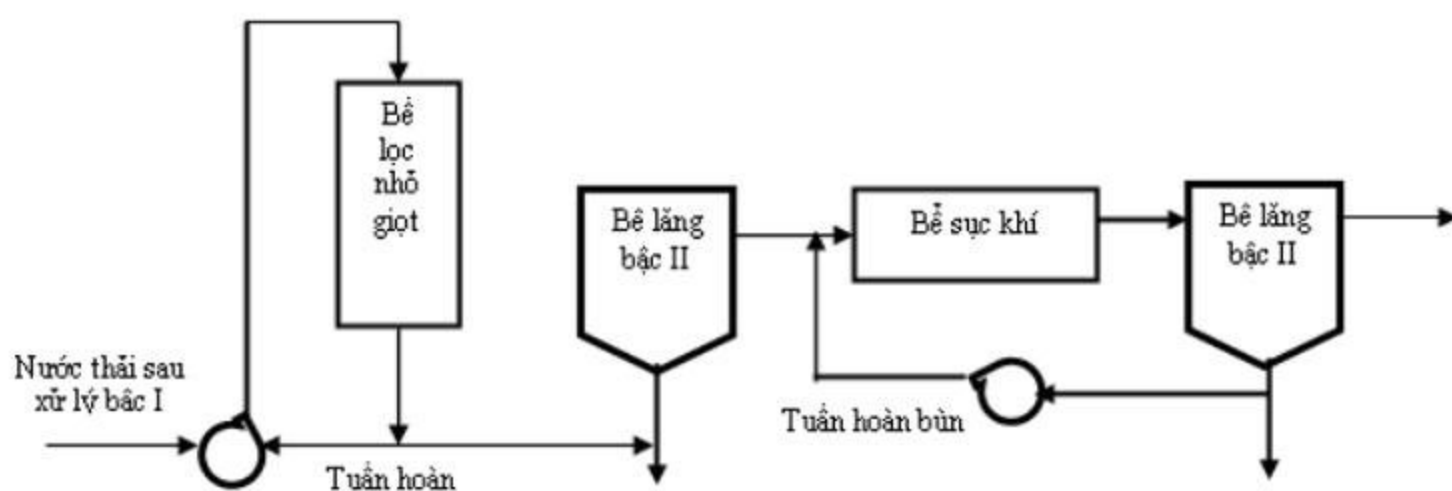


Hình 6.7: Các quá trình kết hợp lọc chậm/bùn hoạt tính
(a) quá trình TF/SC; (b) quá trình TF/AS



Hình 6.8: Quá trình kết hợp lọc sinh học / bùn hoạt tính với tuần hoàn bùn vào bể lọc sinh học.

(a): lọc sinh học hoạt tính, ABF; (b): lọc sinh học / bùn hoạt tính, BF/AF



Hình 6.9: Quá trình bùn hoạt tính kết hợp lọc nhỏ giọt với bể lắng trong trung gian

Nguồn: Metcalf và Eddy, 2003

3- Quá trình nối tiếp lọc sinh học nhỏ giọt – bùn hoạt tính

Quá trình nối tiếp lọc nhỏ giọt và bùn hoạt tính được minh họa trong hình 6.9. Quá trình này thường được sử dụng với mục đích: (i) nâng cấp hệ thống bùn hoạt tính; (ii) giảm cường độ nước thải khi nước thải công nghiệp và nước thải sinh hoạt được xử lý trong cùng một hệ thống; (iii) bảo vệ quá trình bùn hoạt tính nitrat hóa khỏi các chất độc và chất ức chế.

Trong hệ thống xử lý nước thải có độ ô nhiễm cao, các bể lắng trung gian thường được sử dụng giữa các đơn vị lọc chậm và bể sục khí để giảm tải trọng chất rắn tới hệ thống bùn hoạt tính và làm giảm thể tích sục khí.

CÂU HỎI ÔN TẬP VÀ BÀI TẬP

Câu hỏi lý thuyết

1. Trình bày cơ chế sự tăng trưởng bám dính.
2. Hãy cho biết ưu và nhược điểm của lọc nhỏ giọt.
3. Trình bày nguyên lý của tiếp xúc sinh học quay.
4. Mô tả quá trình bùn hoạt tính kết hợp lọc nhỏ giọt, cho ví dụ.

Bài tập

1. Thiết kế bể lọc nhỏ giọt tốc độ chậm để xử lý $6,0 \cdot 10^6$ lit/ ngày. Nước thải có hàm lượng *BOD* là 210 mg/l. Dòng ra sẽ có hàm lượng *BOD* bằng 30 mg/l và tải trọng hữu cơ là $320 \text{ g/m}^3/\text{d}$.
2. Thiết kế RBC để khử *BOD*. Cho các điều kiện thiết kế sau đây:

Tham số	Đơn vị	Dòng vào	Tham số đạt được ở dòng ra
Lưu lượng	m^3/d	4000	
<i>BOD</i>	g/m^3	140	20
<i>sBOD</i>	g/m^3	90	10
<i>TSS</i>	-	-	-

3. Xác định lưu lượng dòng khí cần thiết của lọc nhỏ giọt. Cho biết tính chất của nước thải như sau:
 - Lưu lượng: $19000 \text{ m}^3/\text{d}$

- Nồng độ BOD : 140 mg/l
- Nhiệt độ: 20°C

Điều kiện cho thiết kế:

- Tải trọng BOD : $0,56 \text{ kg/m}^3.d$
 - Hệ số định tải trọng hữu cơ: 1,4
 - Đường kính tháp lọc: 22 m
 - Số tháp lọc: 2
 - Độ sâu lớp nhồi: $6,1 \text{ m}$
 - Nhiệt độ không khí = -7 đến 28°C
 - Độ ẩm = 20 đến 100 %
4. Một nhà máy xử lý nước thải sẽ tiếp nhận $3500 \text{ m}^3/d$, nước thải có nồng độ $CBOD_5$ bằng 250 mg/l . Sau khi xử lý sơ bộ đã khử xấp xỉ 25% BOD . Tính đường kính (m) của bể lọc chậm có chiều sâu 3 m . Cho biết bể lọc chậm có tải trọng thủy lực bằng $5 \text{ m}^3.m^{-2}.d^{-1}$ và tải trọng hữu cơ bằng $250 \text{ g } CBOD.m^{-2}.d^{-1}$.

Chương 7

XỬ LÝ NƯỚC THẢI BẰNG QUÁ TRÌNH KỶ KHÍ

Mục tiêu chương 7. Sau khi học xong chương này sinh viên nắm được:

- Cơ sở lý thuyết của quá trình kỵ khí
- Nắm vững các tham số ảnh hưởng đến quá trình kỵ khí
- Tính toán thiết kế cho hệ thống xử lý kỵ khí.
- Thiết kế hệ thống UASB.

7.1. GIỚI THIỆU CHUNG

7.1.1. Các giai đoạn của quá trình kỵ khí

Quá trình kỵ khí (anaerobic) là quá trình phân hủy sinh học chất thải trong đó không có oxy hòa tan và nitrat hóa. Quá trình kỵ khí được sử dụng khá phổ biến để chuyển vật liệu hữu cơ có khả năng phân hủy sinh học thành metan và CO_2 .

Chất dinh dưỡng trong nước thải cho vi khuẩn phân hủy có thành phần rất phức tạp. Chúng bao gồm các polymer sinh học như protein, cacbonhydrat và lipid. Quá trình phân hủy các hợp chất hữu cơ bao gồm (1) giai đoạn thủy phân, (2) giai đoạn sinh axit, (3) giai đoạn sinh acetat, (4) giai đoạn sinh metan.

(1) Giai đoạn thủy phân

Do vi khuẩn không có khả năng hấp thu vật chất hữu cơ có kích thước lớn và cấu trúc phức tạp, cho nên, giai đoạn đầu tiên của quá trình kỵ khí là thủy phân polymer qua hoạt động của các enzyme ngoại vi để tạo nên các phân tử bé hơn để chúng có thể vượt qua ngưỡng của tế bào. Trong quá trình thủy phân, protein bị thủy phân thành các amino axit, polysaccharide thành các đường đơn giản hơn và lipid trở thành các axit béo mạch dài (LCFA). Thủy phân là một trường hợp đáng chú ý nhất trong quá trình xử lý kỵ khí, nó quyết định tốc độ của toàn bộ quá trình và rất nhạy cảm với nhiệt độ. Do vậy, thiết kế bể phản ứng kỵ khí thường dựa vào giai đoạn thủy phân.

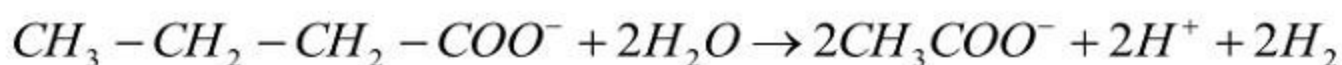
(2) Giai đoạn sinh axit

Trong thời gian sinh axit, các sản phẩm thủy phân là những hợp chất tan, có kích thước bé khuếch tán vào bên trong tế bào của vi khuẩn qua màng tế bào và tiếp theo là lên men hoặc là oxy hóa kỵ khí. Quá trình này xảy ra bởi một sự cộng sinh phức tạp của các vi sinh vật thủy phân hoặc vi

sinh vật không thủy phân là nguồn năng lượng cho vi khuẩn sinh axit. Các sản phẩm axit bao gồm một loạt các hợp chất hữu cơ có kích thước nhỏ, chủ yếu là các axit béo dễ bay hơi (VFA - acetat và các axit hữu cơ cao hơn như propionat và butyrat) H_2 , CO_2 , axit lactic, etanol và amonia.

(3) Sinh acetat

Các axit mạch ngắn được tạo ra trong giai đoạn sinh axit được tiếp tục biến đổi thành acetat, khí hydro và CO_2 bởi vi khuẩn sinh acetat. Sự oxy hóa $-\beta$ là cơ chế của oxy hóa kỵ khí các axit béo mạch dài cho các sản phẩm acetat và hydro. Hydro và CO_2 một phần bị biến thành acetat bởi vi khuẩn cùng nguồn gốc sinh acetat. Hai sản phẩm quan trọng trung gian là axit propionat và butyrat trong phân hủy kỵ khí được biến đổi thành hydro và acetat bởi vi khuẩn sinh acetat sản xuất ra hydro:



(4) Sinh metan

Đây là giai đoạn cuối cùng của sự phân hủy kỵ khí các vật liệu hữu cơ, nhóm vi khuẩn sinh metan khử CO_2 bằng hydro và khử cacboxylat acetat để tạo thành metan (CH_4). Vi khuẩn sinh metan là vi khuẩn kỵ khí có khả năng sử dụng chỉ một số chất nền nhất định. Chúng sử dụng chất nền hữu cơ hoặc nguồn cacbon riêng biệt như là acetat, H_2 . Một số chủng là chủng tự dưỡng chỉ sử dụng CO_2 hoặc CO để làm nguồn cacbon. Nói chung, từ 70% đến 80% metan được tạo thành từ các vật liệu hữu cơ có nguồn gốc từ acetat, phần còn lại chủ yếu từ H_2 và CO_2 .

Xử lý anaerobic bao gồm các quá trình: tăng trưởng lơ lửng kỵ khí; tăng trưởng bám dính lơ lửng dòng hướng lên hoặc dòng hướng xuống; tăng trưởng lớp bám dính- dịch lỏng; tăng trưởng bám dính bùn kỵ khí dòng hướng lên (UASB), v.v.

Ưu nhược điểm của quá trình kỵ khí được tổng kết trong bảng 7.1.

Bảng 7.1. Ưu và nhược điểm của quá trình kỵ khí

Ưu điểm	- Sử dụng ít năng lượng - Tạo ra ít bùn sinh học - Sử dụng ít chất dinh dưỡng - Tạo ra metan – nguồn năng lượng - Bể phản ứng cần thể tích nhỏ - Hạn chế ô nhiễm khí
----------------	--

	- Đáp ứng nhanh khi bổ sung chất nền sau một thời gian dài không cho vào
Nhược điểm	- Khởi động chậm - Có thể phải bổ sung kiềm - Phải xử lý tiếp bằng aerobic - Không khử được P và N - Nhạy cảm với nhiệt độ - Dễ bị ảnh hưởng do các chất độc - Tạo ra khí có mùi và ăn mòn

7.1.2. Các yếu tố ảnh hưởng đối với quá trình anaerobic

Để thiết kế hệ thống xử lý kỵ khí cần phải quan tâm một số các tham số quan trọng sau đây:

1- Tính chất của nước thải

Quá trình xử lý kỵ khí được áp dụng cho nhiều loại nước thải có mức độ ô nhiễm khác nhau. Đặc biệt thích hợp cho các loại nước thải có mức độ ô nhiễm cao và có nhiệt độ ấm.

2- Biến đổi lưu lượng và tải trọng

Khi lưu lượng dòng thay đổi, thường gây ra rối loạn cân bằng của quá trình men hóa và tạo metan. Đối với những hợp chất hữu cơ tan, dễ phân hủy sinh học như là đường hoặc tinh bột, phản ứng sinh axit có thể xảy ra nhanh hơn ở tải trọng cao và có thể tăng lượng axit béo bay hơi (VFA), và khí hydro nhưng sẽ làm giảm pH. Do vậy, cần thiết phải điều hòa lưu lượng dòng chảy vào bể để tránh các điều kiện tải trọng và lưu lượng cực đại.

3- Nồng độ chất hữu cơ và nhiệt độ

Nồng độ chất hữu cơ và nhiệt độ ảnh hưởng đến quá trình hoạt động trong bể anaerobic. Nhiệt độ thích hợp cho bể hoạt động từ 25 – 35 °C. Nồng độ COD lớn hơn 1500 – 2000 mg/l cần thiết để tạo ra đủ lượng metan đun nóng nước thải mà không cần nguồn nhiệt bên ngoài. Khi nồng độ COD bằng 1300 mg/l hoặc ít hơn thì nên xử lý bằng phương pháp hiếu khí.

Xử lý kỵ khí có thể tiến hành ở nhiệt độ thấp và có thể duy trì ở nhiệt độ từ 10-20 °C trong bể phản ứng tăng trưởng bám dính lơ lửng. Ở nhiệt độ thấp hơn, tốc độ phản ứng xảy ra chậm và thời gian lưu kéo dài, cần thể tích bể lớn và tải trọng COD thấp. Hơn nữa, ở nhiệt độ từ 10–

20⁰C, sự phân hủy các axit mạch dài bị hạn chế. Nếu lượng axit mạch dài tích lũy trong bể nhiều sẽ gây ra bọt.

4- Thành phần các vật liệu hữu cơ không hòa tan

Thành phần các chất hữu cơ không hòa tan ảnh hưởng đến sự lựa chọn kiểu bể phản ứng. Ví dụ, nước thải với nồng độ chất rắn cao thường được xử lý trong bể tăng trưởng bám dính lơ lửng.

5- Độ kiềm của nước thải

Với nồng độ CO₂ cao (điển hình từ 30 – 50%) ở trong hỗn hợp khí được sinh ra khi xử lý kỵ khí, nồng độ kiềm cần duy trì trong khoảng 2000 – 4000 mg/l theo CaCO₃ để đảm bảo pH của nước thải gần trung tính.

Mối quan hệ giữa độ kiềm và pH được xác định trong hệ cân bằng carbonat:

$$\frac{[HCO_3^-][H^+]}{[H_2CO_3]} = K_{a1} \quad (7.1)$$

K_{a1} là hằng số axit thứ nhất phụ thuộc vào nhiệt độ và hoạt độ.

Nồng độ axit H₂CO₃ được xác định bằng cách sử dụng định luật Henry và áp suất riêng phần của CO₂ trong khí quyển trên mặt nước:

$$x_g = \frac{P_T}{H} P_g \quad (7.2)$$

Trong đó:

x_g – phần mol của chất khí trong nước, mol chất khí/ mol của nước
 $= (mol \text{ chất khí}, n_g) / [(mol \text{ chất khí}, n_g) + (mol \text{ của nước}, n_w)]$.

P_T – tổng áp suất (bằng 1 atm).

H – hằng số Henry [atm (mol khí / mol không khí)/(mol khí/mol nước)]

P_g – Phần mol của khí trong không khí..

6- Chất dinh dưỡng

Mặc dù quá trình xử lý kỵ khí sinh ra ít bùn, do vậy, cần ít lượng N và P để tăng trưởng sinh khối. Nhiều loại nước thải công nghiệp có thể không đủ chất dinh dưỡng, do vậy, cần phải bổ sung N và P. Tùy thuộc vào tính chất của chất ô nhiễm và thời gian lưu mà các chất dinh dưỡng bao gồm N, P và S thường được bổ sung trong khoảng từ 10 đến 13 mg N, từ 2 đến 2,6 mg P và 2 mg S cho 100 mg sinh khối. Hơn nữa, để duy trì quá trình sinh metan, nồng độ pha loãng của N, P và S tương ứng bằng 50, 10 và 5 mg là thích hợp.

7- Các chất dinh dưỡng đa lượng

Các nguyên tố kim loại có một vai trò quan trọng trong quá trình hoạt động sinh metan. Hàm lượng các nguyên tố được bổ sung theo *mg/g* sản phẩm acetat: Fe = 0,02, Co = 0,004, Ni = 0,003 và Zn = 0,02.

8- Tạo khí metan

Nước thải có mức độ ô nhiễm cao sẽ tạo ra lượng lớn metan trên một đơn vị thể tích của nước thải xử lý để cung cấp nguồn năng lượng làm tăng nhiệt độ của nước thải. Ở điều kiện chuẩn, lượng CH₄ sinh ra trên một đơn vị COD trong điều kiện kỵ khí bằng 0,35 lít CH₄ / g COD. Thể tích bị chiếm bởi 1 mol CH₄ được xác định bằng công thức:

$$V = \frac{nRT}{P} \quad (7.3)$$

V - thể tích bị chiếm bởi chất khí, *l*

N - số mol của chất khí, *mol*

R - hằng số khí, *R* = 0,082037 atm.l/mol.⁰K

T - nhiệt độ K (273,15 + ⁰C)

P - áp suất tuyệt đối, atm

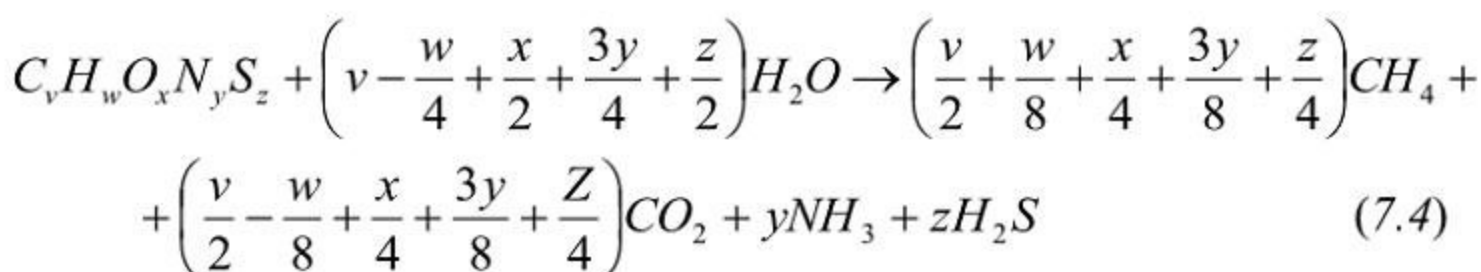
Như vậy, ở 35 ⁰C thể tích bị chiếm bởi một mol CH₄ là:

$$V = [(1 \text{ mol})(0,082057 \text{ atm.l/mol.K})(273,15 + 35^{\circ}\text{C})]/(1 \text{ atm}) = 25,29 \text{ l.}$$

1 mol CH₄ tương đương với 64 g, lượng CH₄ sinh ra mỗi 1 đơn vị COD biến đổi trong điều kiện kỵ khí ở 35 ⁰C tương đương với 0,4 l:

$$(25,29 \text{ l})(64 \text{ g COD})/\text{molCH}_4 = 0,4 \text{ l CH}_4/\text{gCOD.}$$

Nếu như thành phần của nước thải đã biết và bỏ qua lượng thành phần được sử dụng để tổng hợp tế bào, có thể xác định lượng CH₄, CO₂, NH₃ và H₂S trong điều kiện kỵ khí theo công thức:



Khí NH₃ tạo thành sẽ phản ứng với CO₂ tạo thành ion amoni theo phương trình phản ứng:



Đây là phản ứng biểu diễn sự tạo độ kiềm trong điều kiện kỵ khí chuyển hợp chất chứa protein (N). Phần *mol* của CO_2 , CH_4 và H_2S được biểu diễn bằng các phương trình (7.6, 7.7 và 7.8) tương ứng. Phần *mol* của H_2S nhỏ hơn chút ít do bị tạo phức hoặc kết tủa với ion kim loại:

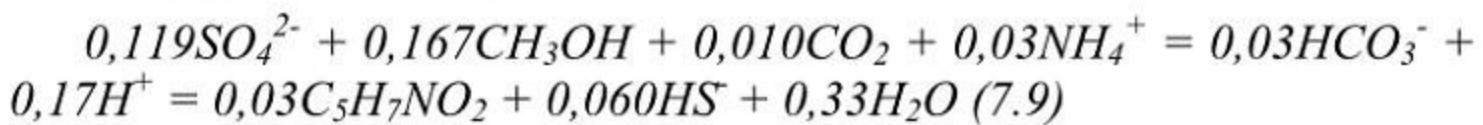
$$f_{\text{CO}_2} = \frac{4v - w + 2x - 5y + 2z}{8(v - y + z)} \quad (7.6)$$

$$f_{\text{CH}_4} = \frac{4v + w - 2x - 5y - 2z}{8(v - y + z)} \quad (7.7)$$

$$f_{\text{H}_2\text{S}} = \frac{z}{8(v - y + z)} \quad (7.8)$$

9- Sự tạo thành sulfit

Các hợp chất của lưu huỳnh như sulfit, sulfat, thiosulfat có thể có mặt với một nồng độ đáng kể trong nước thải công nghiệp và nước thải sinh hoạt. Các hợp chất của lưu huỳnh trong nước thải đóng vai trò là chất nhận electron đối với vi khuẩn khử sulfat tiêu thụ chất hữu cơ trong bể kỵ khí và tạo ra khí H_2S . Quá trình khử sulfat thành H_2S được biểu diễn bằng phương trình phản ứng sau:



H_2S có thể bị oxy hóa thành H_2SO_4 theo phản ứng:



H_2S là một khí có mùi khó chịu, ăn mòn kim loại. H_2S hòa tan nhiều trong nước với độ tan là 2650 mg/l ở 35°C .

Nồng độ các hợp chất của lưu huỳnh dễ bị oxy hóa thành lưu huỳnh trong nước thải sẽ gây ra hiệu ứng không có lợi cho quá trình xử lý kỵ khí. Vi khuẩn khử sulfat cạnh tranh với vi khuẩn tạo metan đối với *COD* sẽ làm giảm lượng khí metan tạo ra. Khi nồng độ các sulfit nhỏ hơn 20 mg/l , cần thiết phải tối ưu hóa hoạt động tạo metan của bể kỵ khí. Khi nồng độ sulfit cao hơn 20 mg/l có thể gây độc. Hoạt động của vi khuẩn sinh metan giảm đến 50% hoặc cao hơn khi nồng độ của H_2S từ 50 đến 250 mg/l . pH là một trong những yếu tố quan trọng để xác định độ độc của H_2S . H_2S tồn tại trong nước ở dạng ion HS^- hoặc S^{2-} phụ thuộc vào pH của dung dịch tương ứng theo các phản ứng sau:



Áp dụng định luật tác dụng khối lượng ta có:

$$\frac{[HS^{-}][H^{+}]}{[H_2S]} = K_{a1} \text{ và } \frac{[S^{2-}][H^{+}]}{[HS^{-}]} = K_{a2} \quad (7.13)$$

Trong đó K_{a1} và K_{a2} là hằng số phân ly axit của H_2S tương ứng bằng 1.10^{-7} mol/l và 10^{-10} mol/l ở $25^{\circ}C$.

Phần trăm H_2S là một hàm của pH, có thể xác định theo phương trình:

$$H_2S(\%) = \frac{[H_2S] \times 100}{[H_2S] + [HS^{-}]} = \frac{100}{1 + [HS^{-}]/[H_2S]} = \frac{100}{1 + K_{a1}/[H^{+}]} \quad (7.14)$$

10- Độc tố của amoni

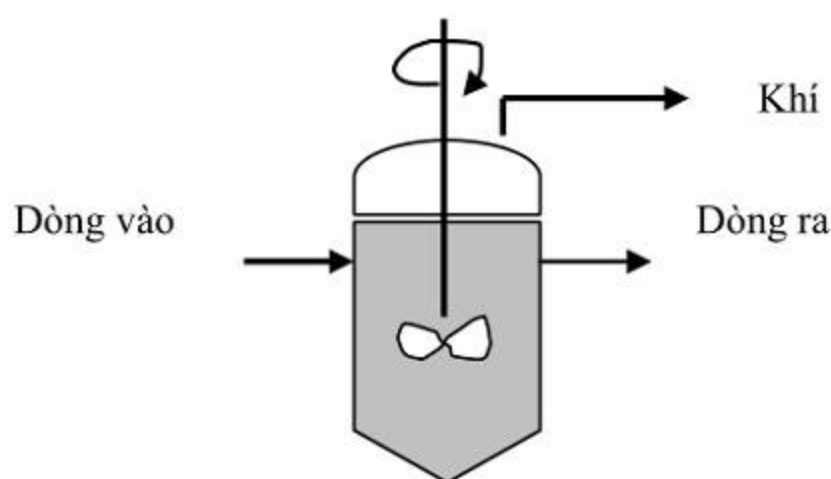
Độc tố của amoni cũng cần quan tâm đối với quá trình xử lý kỵ khí khi nước thải có nồng độ amoni cao. Khi nồng độ NH_3 đủ lớn, có thể gây độc cho vi khuẩn tạo metan. Ngưỡng độc của amoni là 100 mg/l theo $N-NH_3$. Tuy nhiên, sau thời gian thích nghi, vi khuẩn sinh metan có thể chịu đựng được nồng độ amoni tới $5000 - 8000 \text{ mg/l}$.

7.2. CÁC QUÁ TRÌNH XỬ LÝ KỶ KHÍ

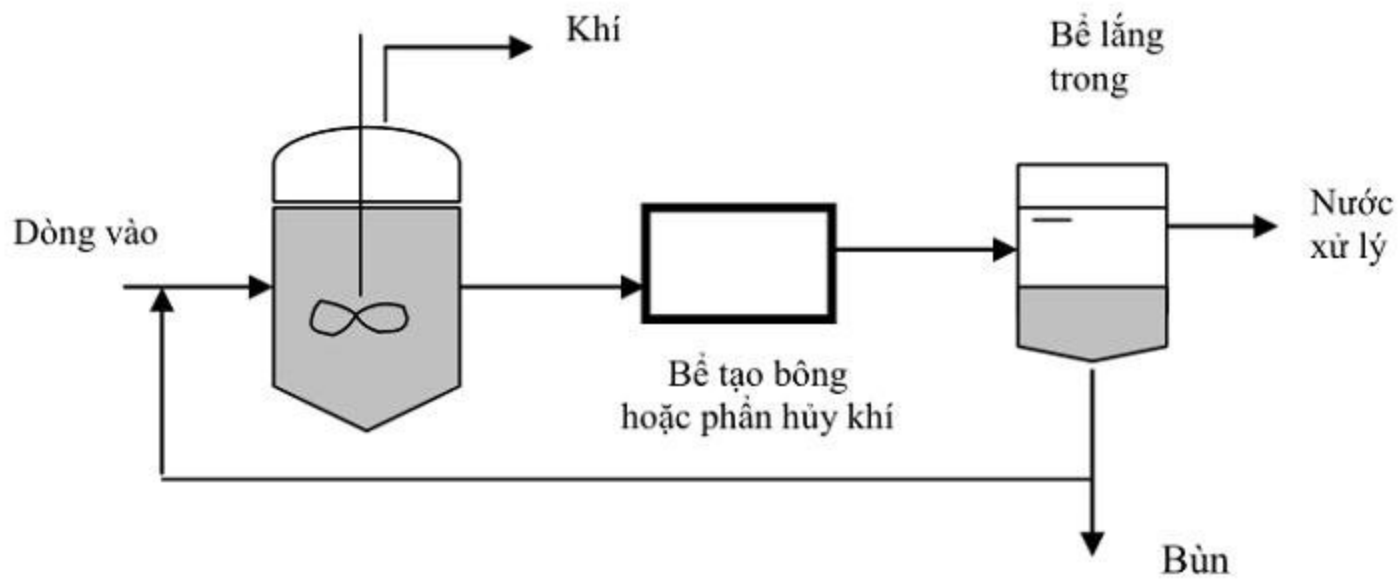
7.2.1. Quá trình tăng trưởng lơ lửng kỵ khí

Đây là quá trình được áp dụng rất sớm để xử lý nước thải công nghiệp (hình 7.1a, 7.1b và 7.1c). Quá trình tăng trưởng lơ lửng kỵ khí bao gồm:

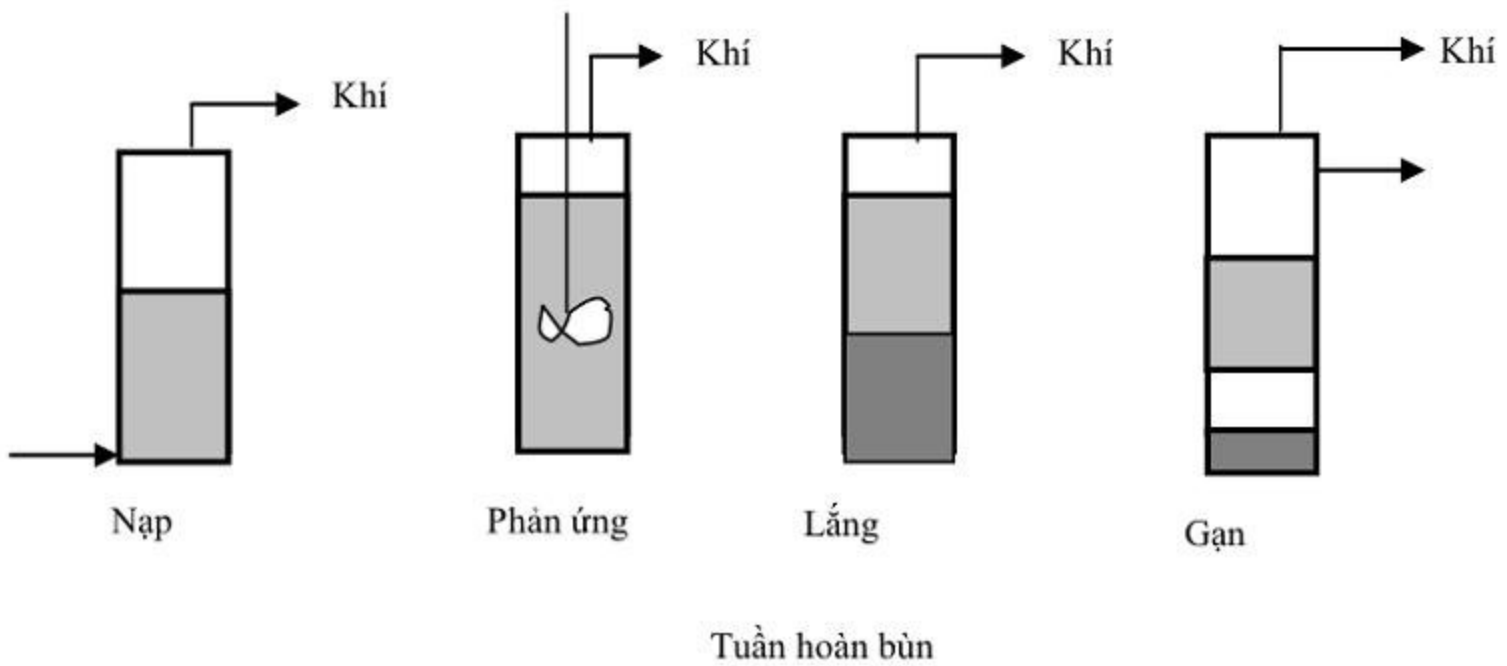
- Bể phân hủy kỵ khí tăng trưởng lơ lửng khuấy trộn hoàn chỉnh.
- Quá trình tiếp xúc kỵ khí.
- Bể kỵ khí gián đoạn kế tiếp.



Hình 7.1a: Bể kỵ khí phân hủy tăng trưởng lơ lửng khuấy trộn hoàn chỉnh



Hình 7.1b: Quá trình tiếp xúc kỵ khí;



Hình 7.1c: Bể kỵ khí gián đoạn kế tiếp

7.2.2. Quá trình khuấy trộn hoàn chỉnh

Đối với bể phân hủy kỵ khí khuấy trộn hoàn chỉnh, thời gian lưu nước (HRT) và thời gian lưu bùn (SRT) bằng nhau. Thời gian lưu bùn từ 15 đến 30 ngày để đảm bảo hệ số an toàn cho quá trình hoạt động ổn định. Bể phân hủy kỵ khí khuấy trộn hoàn chỉnh không có hệ thống tuần hoàn bùn có thể xử lý nước thải có mức độ ô nhiễm các hợp chất hữu cơ hòa tan cao. Tải trọng thể tích chất hữu cơ đối với bể khuấy trộn hoàn chỉnh thường từ 1,0 đến 5,0 kg $BOD/m^3.d$.

7.2.3. Bể kỵ khí gián đoạn kế tiếp

Bể kỵ khí gián đoạn kế tiếp (ASBR) có thể được xem như là quá trình tăng trưởng lơ lửng. Trong đó, phản ứng sinh học xảy ra và quá trình tách lỏng rắn trong cùng một bể. Hoạt động của ASBR bao gồm

bốn giai đoạn: (i) nạp nước thải, (ii) phản ứng, (iii) lắng, (iv) gạn và thải nước. Trong thời gian phản ứng, quá trình khuấy trộn lặp lại nhiều lần trong thời gian một giờ. Mỗi lần khuấy khoảng một vài phút để chất nền và sinh khối phân bố đồng nhất.

7.3. THIẾT KẾ QUÁ TRÌNH TĂNG TRƯỞNG KỶ KHÍ

Quá trình thiết kế tăng trưởng kỵ khí trước hết, nên tiến hành trong phòng thí nghiệm hoặc từ các kết quả thí nghiệm ở nhà máy ở dạng pilot. Quy trình thiết kế và tham số thiết kế điển hình đưa ra trong bảng 7.2 và 7.3.

Bảng 7.2: Quy trình thiết kế quá trình tăng trưởng kỵ khí

STT	Miêu tả
1	Lựa chọn thời gian lưu bùn, SRT, để đạt được nồng độ trong nước sau khi xử lý và phần trăm khử <i>COD</i> .
2	Xác định sản lượng sinh chất rắn hàng ngày và khối lượng chất rắn trong hệ để duy trì thời gian lưu nước, HRT.
3	Lựa chọn nồng độ chất rắn và xác định thể tích bể.
4	Xác định tốc độ tạo khí.
5	Xác định lượng dư bùn thải và chất dinh dưỡng cần thiết.
6	Kiểm tra tải trọng thể tích chất hữu cơ.
7	Xác định độ kiềm cần thiết.

Bảng 7.3: Các tham số thiết kế đối với bể khuấy trộn tăng trưởng lơ lửng

Giá trị			
Tham số	Đơn vị	Vùng	Điển hình
Hiệu suất chất rắn, y			
Sự lên men	$g\ VSS/g\ COD$	0,06 – 0,12	0,10
Tạo metan	$g\ VSS/g\ COD$	0,02 – 0,06	0,064
Kết hợp toàn bộ quá trình	$gVSS/g\ COD$	0,05 – 0,10	0,08
Hệ số phân rã, k_e			
Sự lên men	$g/g.d$	0,02 – 0,06	0,04
Sinh metan	$g/g.d$	0,01 – 0,04	0,02

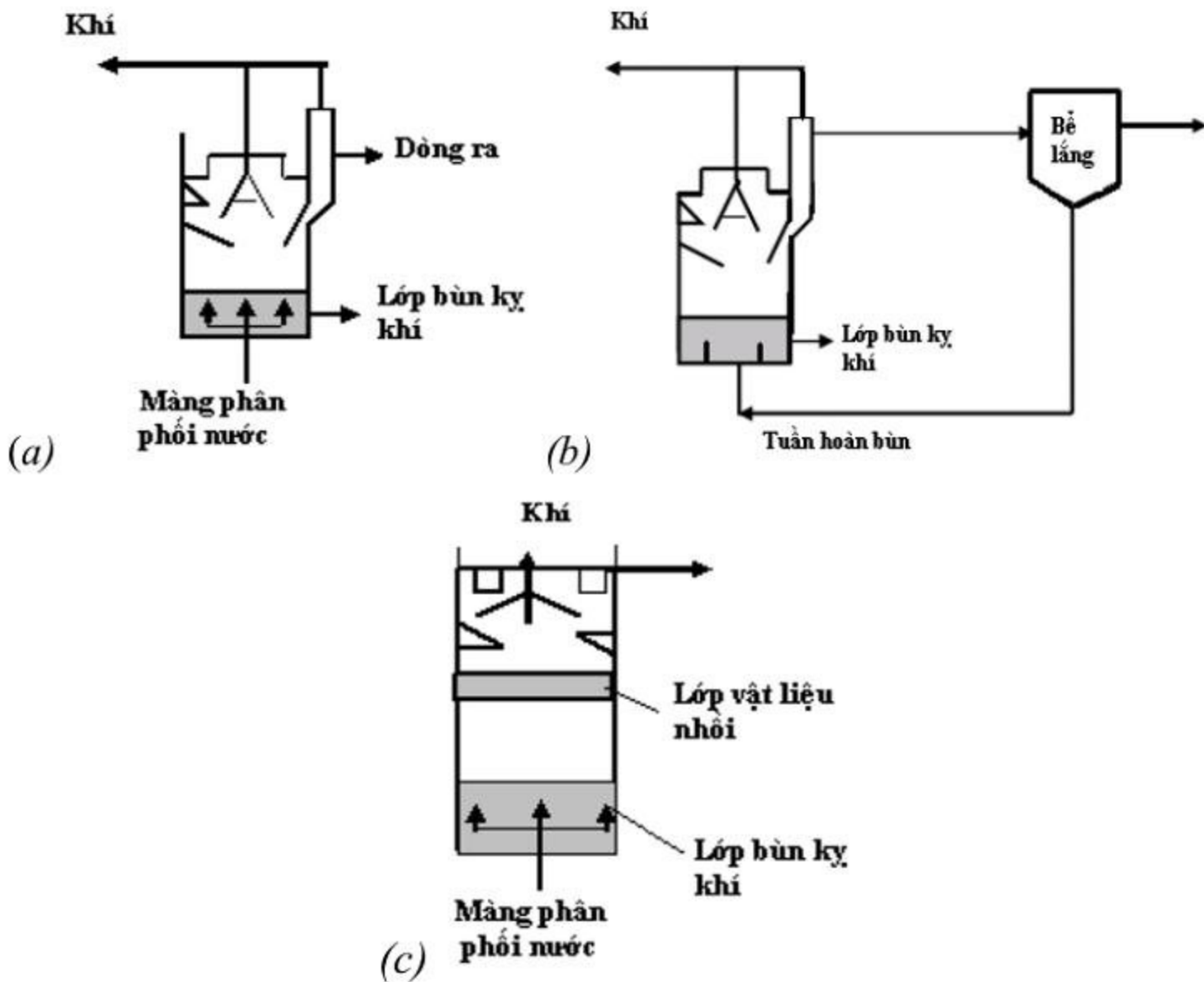
Kết hợp toàn bộ quá trình	$g/g.d$	0,02 – 0,04	0,03
Tốc độ tăng trưởng riêng cực đại			
35 °C	$g/g.d$	0,30 – 0,38	0,35
30 °C	$g/g.d$	0,22 – 0,28	0,25
25 °C	$g/g.d$	0,18 – 0,24	0,20
Hằng số tốc độ một nửa, K_S			
35 °C	mg/l	60 - 200	160
30 °C	mg/l	300 - 500	360
25 °C	mg/l	800 - 1100	900
Mêtan			
Tạo ra ở 35 °C	$m^3/kg\ COD$	0,4	0,4
Khối lượng riêng ở 35 °C	kg/m^3	0,6346	0,6346
Hàm lượng khí	%	60 - 70	65
Lượng năng lượng	kJ/g	50,1	50,1

Nguồn: Metcalf & Eddy, 2003

7.4. QUÁ TRÌNH LỚP BÙN KỶ KHÍ

Một trong những phát triển đáng ghi nhận trong công nghệ xử lý kỵ khí là bể phản ứng chảy ngược qua lớp bùn kỵ khí (UASB). Nguyên lý hoạt động của UASB được minh họa trong các hình 7.2a, 7.2b, 7.2c. Nước thải vào bể được phân phối đều ở phía dưới và chảy từ dưới lên qua lớp bùn kỵ khí. UASB được cải tiến có thêm bể lắng trong hoặc vật liệu nổi ở phần trên của bể.

Do tạo thành những bông bùn hạt, nồng độ của chất rắn ở dưới đáy có thể đạt đến 50 – 100 g/l và từ 5 đến 40 g/l trong các vùng khác ở phía trên bể. Hạt bùn kỵ khí có kích thước từ 1,0 – 3,0 mm có tính nén bùn tốt với giá trị $SVI < 20\ ml/g$. Để phát triển bùn hạt, có thể cần đến hàng tháng, một lượng bùn kỵ khí nhỏ để tạo mầm làm gia tăng hoạt động của hệ thống thường được lấy từ các bể UASB đã vận hành trước.



Hình 7.2: Sơ đồ các bể UASB:

- (a) quá trình UASB truyền thống;
 (b) UASB với bể lắng và tuần hoàn bùn;
 (c) UASB với lớp nhồi để vi sinh tăng trưởng bám dính cố định

Thiết kế UASB

1- Tải trọng thể tích chất hữu cơ

Tải trọng *COD* là một hàm số của cường độ nước thải, phần *COD* không tan trong nước thải, nồng độ *TSS* trong nước sau khi xử lý. Giá trị tải trọng *COD* điển hình trong quá trình UASB đưa ra trong bảng 7.4.

Tải trọng thể tích là một hàm của nhiệt độ đối với nước thải chứa chủ yếu *COD* hòa tan (*sCOD*) đưa ra trong bảng 7.5. Tải trọng này áp dụng cho thể tích lớp bùn và hệ số thể tích hiệu dụng của bể bằng 0,8 tới 0,9. Tải trọng đưa ra cao hơn đối với nước thải chứa chủ yếu axit béo bay hơi (*VFA*) là dựa trên tiềm năng thu được bùn hạt dày đặc hơn. Thời gian lưu nước t_R đưa ra để thiết kế nước thải sinh hoạt (bảng 7.6) dựa trên thí nghiệm bể dạng pilot.

Bảng 7.4: Tải trọng thể tích COD đối với UASB ở 30 °C để khử COD được 95%

Nước thải, COD, mg/l	Tải trọng thể tích, kgCOD/m ³ .d			
	Phần bùn COD	Bùn đông tụ	Bùn hạt khử TSS cao	Bùn hạt khử TSS thấp
1000 – 2000	0,10 – 0,30	2 – 4	2 – 4	8 – 12
	0,30 – 0,60	2 – 4	2 – 4	8 – 14
	0,60 – 1,0		-	-
2000 - 6000	0,10 – 0,30	3 – 5	3 – 5	12 – 18
	0,3 – 0,6	4 – 8	2 – 6	12 – 24
	0,60 – 1,0	4 - 8	2 - 6	-
6000 - 9000	0,10 – 0,30	4 – 6	4 – 6	15 – 20
	0,30 – 0,6	5 – 7	3 – 7	15 – 24
	0,60 – 1,0	6 - 8	3 - 8	-
9000 - 18000	0,1- 0,3	5 – 8	4 – 6	15 – 24
	0,3 – 0,6	-	3 – 7	-
	0,60 – 1,0	-	3 - 7	-

Nguồn: Metcalf & Eddy, 2003

Bảng 7.5: Tải trọng thể tích chất hữu cơ là hàm của nhiệt độ đối với sCOD để khử từ 85% đến 90% COD. Nồng độ bùn trung bình bằng 25 g/l.

	Tải trọng thể tích, kg sCOD/m ³ .d			
	VFA của nước thải		Nước thải không có VFA	
Nhiệt độ, °C	Vùng	Điện hình	Vùng	Điện hình
15	2 – 4	3	2 – 3	2
20	4 – 6	5	2 – 4	3
25	6 – 12	6	4 – 8	4
30	10 – 18	12	8 – 12	10
35	15 – 24	18	12 – 18	14
40	20 – 32	25	15 – 24	18

Nguồn: Metcalf & Eddy, 2003

Bảng 7.6: Thời gian lưu nước, t_R để xử lý nước thải sinh hoạt trong UASB có chiều cao 4m

Nhiệt độ, $^{\circ}C$	t_R trung bình, h	t_R cực đại, đối với đỉnh từ 4 – 6 giờ, h
16 - 19	10 - 14	7 - 9
22 - 26	7 - 9	5 - 7
>26	6 - 8	4 - 5

Nguồn: Metcalf & Eddy, 2003

Đặc trưng cơ bản của bể UASB cho phép sử dụng tải trọng thể tích COD cao so với các quá trình kỵ khí khác là do phát triển bùn hạt mật độ cao.

2- Tốc độ dòng chảy hướng lên

Tốc độ dòng chảy hướng lên dựa trên lưu lượng và diện tích của bể và là một tham số then chốt. Các giá trị điển hình tốc độ dòng chảy trong UASB đưa ra trong bảng 7.6

Tốc độ chảy hướng lên của dòng nước thải v được xác định bằng công thức:

$$v = \frac{Q}{A} \quad (7.15)$$

v - tốc độ dòng hướng lên, m/h

A – tiết diện của bể, m^2

Q – lưu lượng, m^3/h

Bảng 7.7: Tốc độ dòng chảy hướng lên điển hình trong bể UASB

Loại nước thải	Tốc độ dòng chảy lên, m/h		Chiều cao của bể, m	
	Trong khoảng	Điển hình	Trong khoảng	Điển hình
COD gần 100% tan	1,0 – 3,0	1,5	6 - 10	8
COD tan một phần	1,0 – 1,25	1,0	3 - 7	6
Nước thải sinh hoạt	0,8 – 1,0	0,7	3 - 5	5

Nguồn: Metcalf & Eddy, 2003

3- Kích thước của bể phản ứng

Để xác định kích thước của bể phản ứng cần phải xem xét các yếu tố như tải trọng thể tích COD , vận tốc bề mặt và thể tích xử lý hiệu dụng của UASB. Thể tích xử lý hiệu dụng là thể tích bị chiếm bởi lớp bùn kỵ khí và sinh khối hoạt động. Thể tích bổ sung tồn tại giữa thể tích hiệu dụng và không gian thu khí. Thể tích tiêu chuẩn của bể phản ứng dựa trên sự chấp nhận tải trọng chất hữu cơ được xác định bằng công thức:

$$V_n = \frac{QS_0}{L_{org}} \quad (7.16)$$

V_n – thể tích chất lỏng tiêu chuẩn (hiệu dụng) của bể, m^3 .

Q – lưu lượng nước thải, m^3/h

S_0 – COD của dòng vào, $kgCOD/m^3.d$

L_{org} – tải trọng chất hữu cơ, $kgCOD/m^3.d$.

Để xác định toàn bộ thể tích chất lỏng ở phía dưới bộ phận thu khí, hệ số hiệu dụng được sử dụng. Đó là phần bị chiếm bởi lớp bùn và thường nhận giá trị từ 0,8 – 0,9. Tổng thể tích đòi hỏi của chất lỏng trong bể UASB trừ diện tích chứa khí được xác định bằng phương trình:

$$V_L = \frac{V_n}{E} \quad (7.17)$$

V_L - tổng thể tích chất lỏng của bể, m^3

V_n - thể tích chất lỏng hiệu dụng của bể, m^3

E - hệ số hiệu dụng

Diện tích bề mặt của bể:

$$A = \frac{Q}{v} \quad (7.18)$$

Chiều cao chất lỏng của bể được xác định bằng công thức:

$$H_L = \frac{V_L}{A} \quad (7.19)$$

V_L - tổng thể tích chất lỏng của bể, m^3

A - tiết diện của bể, m^2

H_L - chiều cao của bể trên cơ sở thể tích chất lỏng, m .

Thể tích thu khí bổ sung vào thể tích của bể UASB. Do vậy, chiều cao của bể cũng sẽ dài thêm. Gọi H_T là tổng chiều cao của bể, H_T sẽ bằng:

$$H_T = H_L + H_G \quad (7.20)$$

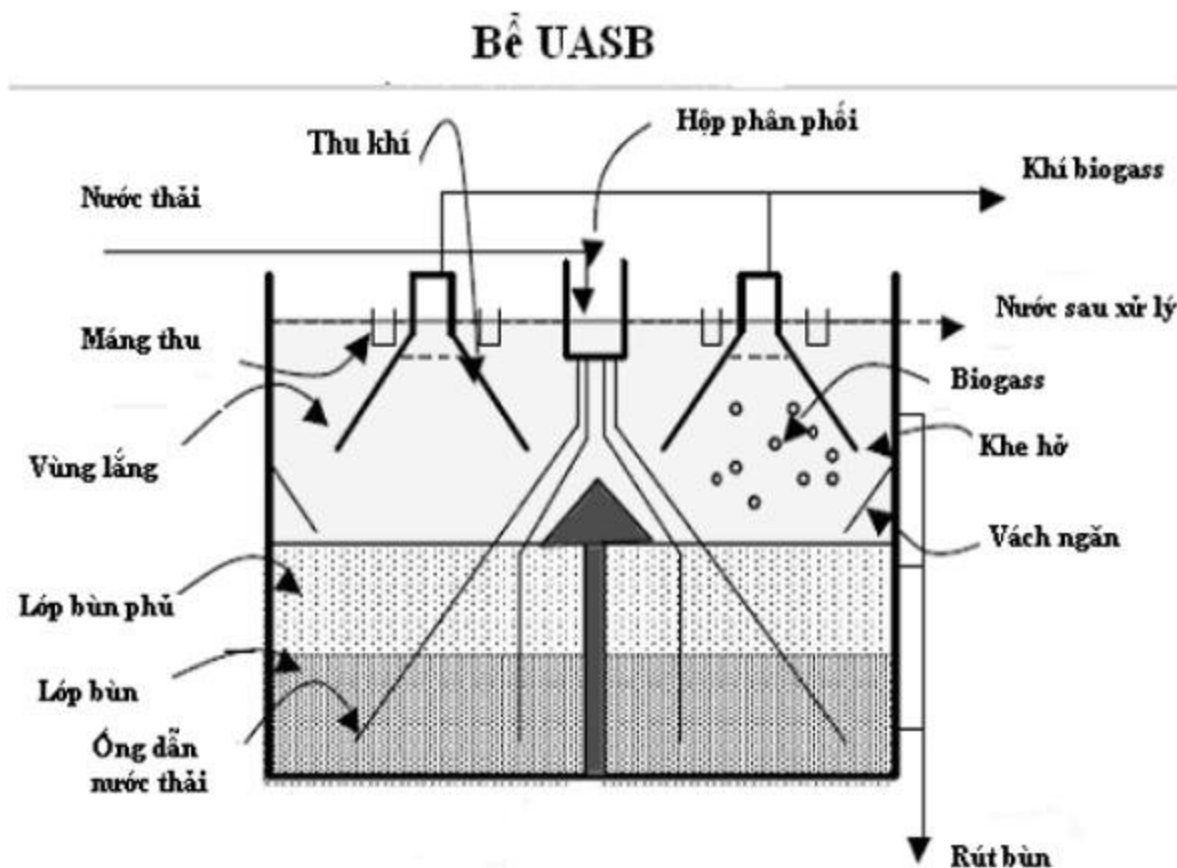
Trong đó H_G – chiều cao phần thu và giữ khí của bể, m .

4- Thu khí và tách chất rắn

Bộ phận tách khí và chất rắn được thiết kế để thu khí sinh học (biogass) và ngăn cản chất rắn thải ra ngoài. Sau khi tách khí, chất rắn quay trở lại lắng xuống vùng chứa lớp bùn. Một số tiêu chuẩn thiết kế bộ phận tách khí – chất rắn đưa ra như sau:

- Thành của bộ phận thu khí nằm nghiêng có độ dốc trong khoảng từ $45 - 60^\circ$.
- Diện tích của khe hở giữa bộ phận thu khí không nhỏ hơn từ 15 – 20 % tổng diện tích bề mặt của bể.
- Chiều cao của bộ phận thu khí nằm trong khoảng từ 1,5 – 2 m khi bể cao từ 5 – 7 m .
- Bề mặt tiếp xúc khí – lỏng nên được duy trì trong bộ phận thu khí để dễ dàng giải phóng khí và kiểm soát lớp váng tạo thành.
- Phần gờ lên của các vách ngăn thiết kế ở phía dưới khe hở cách xa từ 100 – 200 mm để tránh bọt khí nổi lên đi vào ngăn lắng.

Cấu tạo bể UASB được minh họa trong hình 7.3.



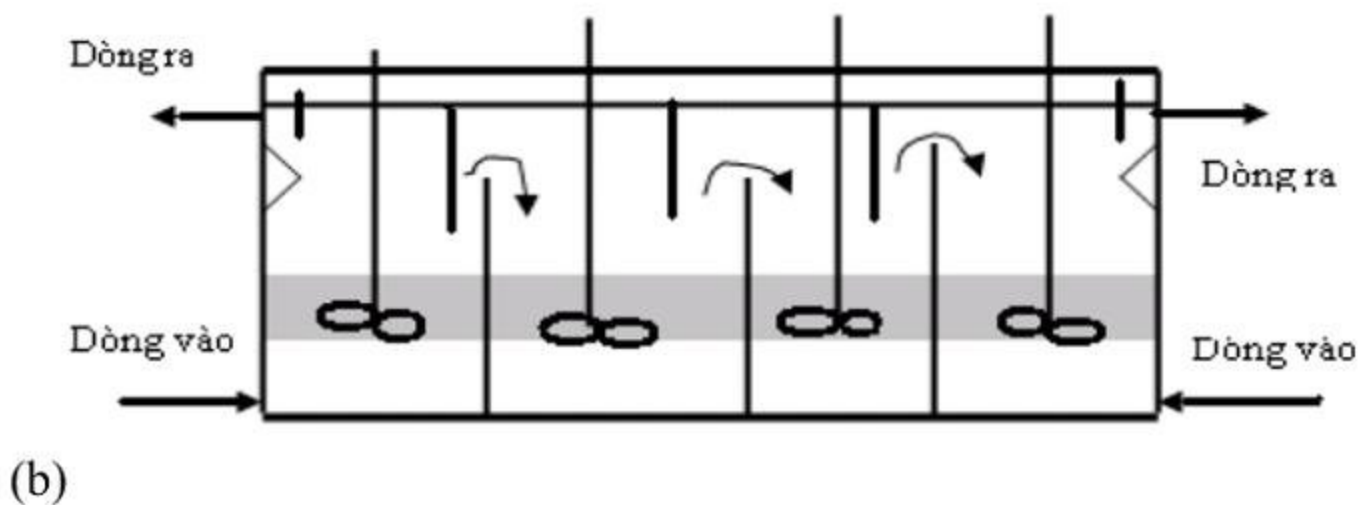
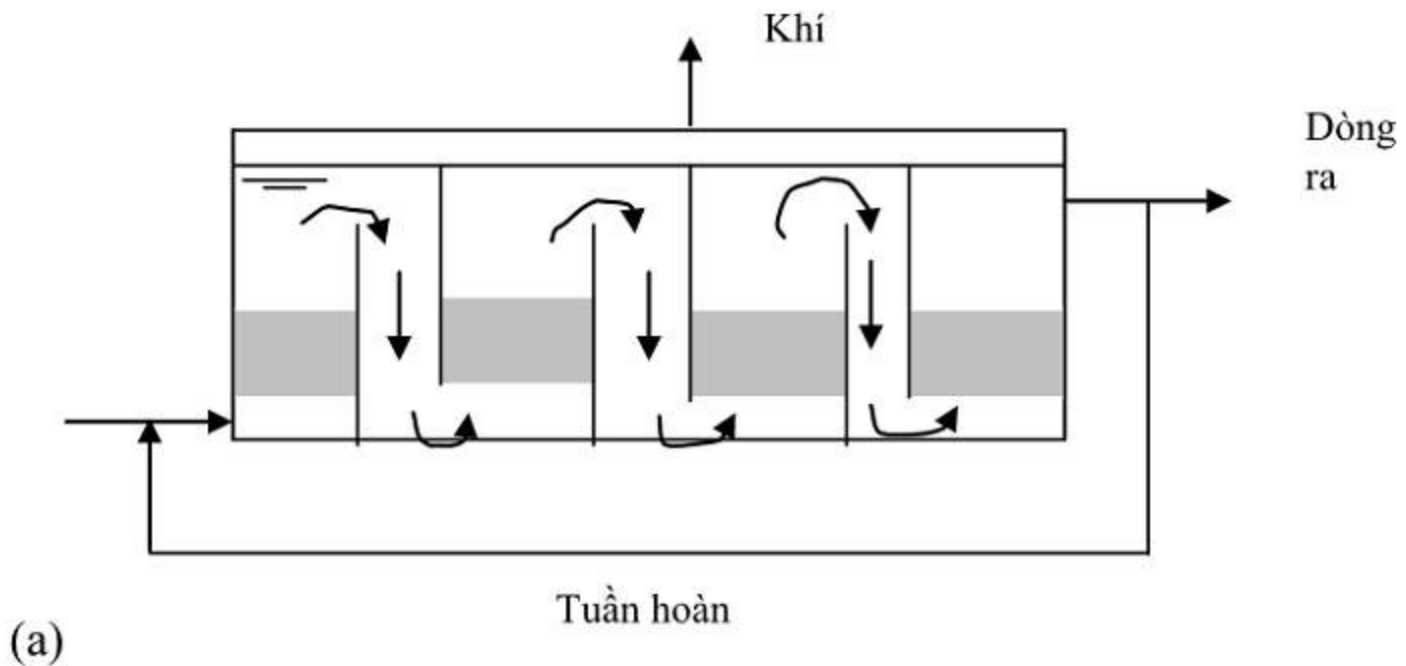
Hình 7.3: Bể UASB

7.6. QUÁ TRÌNH BỂ KỸ KHÍ VÁCH NGẮN

Trong bể kỹ khí vách ngăn (ABR), các vách ngăn được sử dụng để hướng dòng chảy của nước thải qua một loạt bể chứa lớp bùn. Bùn trong bể nổi lên và hạ xuống với sự tạo khí nhưng chuyển động qua bể với tốc độ chậm (hình 7.4a).

Ưu điểm của bể ABR:

- Đơn giản, không có vật liệu nhồi, không có bộ phận tách khí đặc biệt, không có thiết bị khuấy.
- Thời gian lưu bùn dài (SRT) với thời gian lưu nước ngắn.
- Có thể xử lý nhiều loại nước thải.
- Ổn định, chịu được sốc tải trọng



Hình 7.4: Quá trình thay thế lớp bùn kỹ khí, (a) bể vách ngăn kỹ khí; (b) bể lớp bùn di chuyển

7.7. BỂ KỶ KHÍ LỚP BÙN DI CHUYỂN (AMBR)

Quá trình của bể AMBR giống với ABR với thiết bị bổ sung là hệ thống khuấy cơ học nhằm duy trì bùn trong hệ thống mà không bị nén hoặc lắng. Trong quá trình AMBR, điểm nạp nước thải vào thay đổi theo từng thời kỳ để điểm lấy nước sau khi xử lý cũng bị thay đổi nhằm mục đích phân bố lớp bùn kỵ khí trong bể luôn được đồng nhất.

7.8. QUÁ TRÌNH KỶ KHÍ TĂNG TRƯỞNG BÁM DÍNH

7.8.1. Bể kỵ khí tăng trưởng bám dính dòng hướng lên

Trong bể có lớp nhồi cố định dòng hướng lên (hình 7.5b). Lớp nhồi cố định và dòng nước thải chảy qua không gian giữa lớp nhồi và sinh khối. Hệ thống lọc kỵ khí lớp nhồi cố định với dòng hướng lên là một bể hình chữ nhật hoặc hình trụ. Vật liệu nhồi được sắp xếp trong bể có thể chiếm toàn bộ độ sâu của bể hoặc từng phần (từ 50 đến 70%) đối với bể được thiết kế lai tạp (hybrid). Vật liệu nhồi sử dụng phổ biến nhất là các tấm nhựa uốn gấp hoặc có dạng ống. Tiết diện bề mặt riêng của lớp nhồi trung bình từ $100 \text{ m}^2/\text{m}^3$. Ưu điểm của bể kỵ khí tăng trưởng bám dính dòng hướng lên là thể tích bể tương đối nhỏ và vận hành đơn giản. Hạn chế chính của bể kỵ khí tăng trưởng bám dính dòng hướng lên là giá thành của vật liệu nhồi và thường hay bị tắc do lớp bùn bám lên lớp vật liệu. Quá trình kỵ khí tăng trưởng bám dính phù hợp cho các loại nước thải có nồng độ chất rắn lơ lửng thấp.

7.8.2. Bể kỵ khí tăng trưởng bám dính lớp bùn giãn nở dòng hướng lên (AEBR)

Trong bể AEBR, vật liệu nhồi thường dùng là cát thạch anh với đường kính từ 0,2 đến 0,5 mm với tỷ trọng bằng 2,65. Để duy trì hoạt động giãn nở của lớp vật liệu nhồi (dao động khoảng 20 % theo thể tích), lưu lượng dòng vào khoảng bằng 2 m/h là thích hợp. AEBR được sử dụng để xử lý nước thải sinh hoạt.

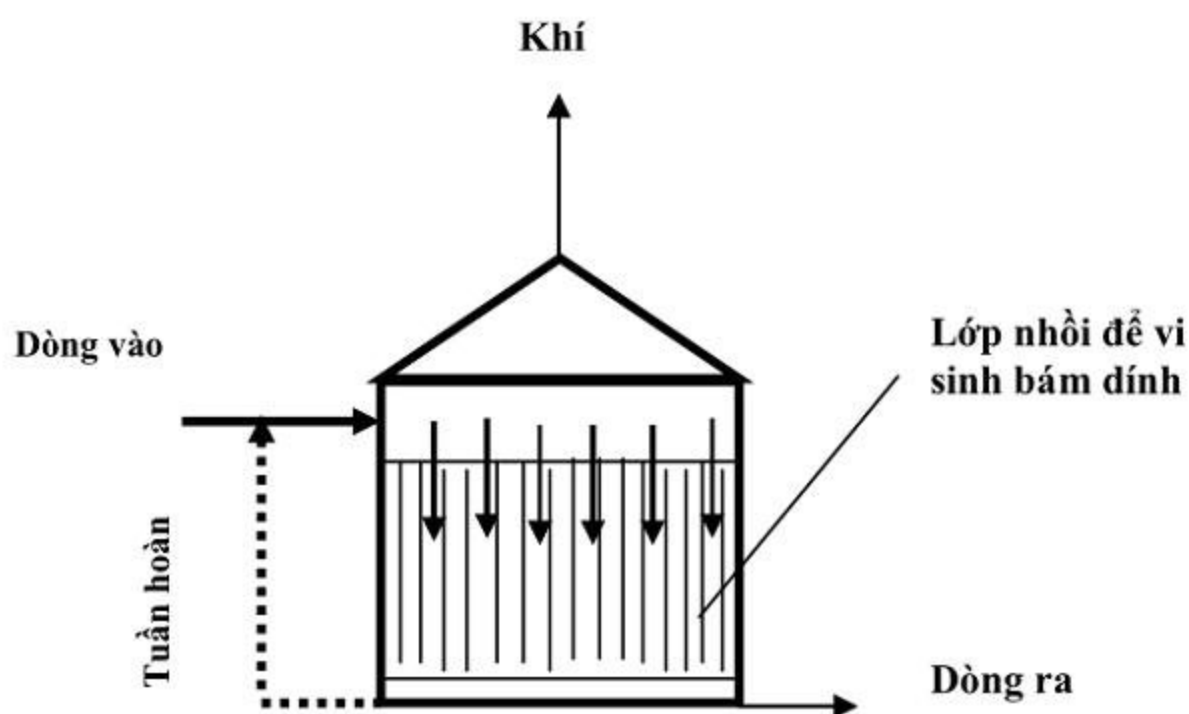
7.8.3. Bể kỵ khí lớp giả hóa lỏng tăng trưởng bám dính (FBR)

Quá trình hoạt động của FBR tương tự AEBR. Vật liệu nhồi là cát có kích thước 0,3 mm. Nhưng FBR có lưu lượng dòng vào lớn hơn lưu lượng dòng vào của AEBR, khoảng 20 m/h để đảm bảo lớp nhồi giãn nở 100 %. Để duy trì tốc độ nước, hệ thống tuần hoàn nước ra được thiết kế. Bể FBR có độ sâu từ 4 đến 6 m. Ngoài cát thạch anh là vật liệu nhồi, một số các vật liệu khác cũng được sử dụng như diatomic, nhựa trao đổi ion và than hoạt tính. Ưu điểm của FBR là có nồng độ sinh khối cao, chịu được tải trọng

chất hữu cơ lớn. Tuy nhiên, FBR có nhược điểm là phải cần hệ thống bơm để tạo lớp giả hóa lỏng mới có khả năng giãn nở hoàn toàn.

7.8.4. Quá trình tăng trưởng bám dính dòng hướng xuống

Quá trình kỵ khí tăng trưởng dòng hướng xuống được minh họa trong hình 7.5 và đã được áp dụng xử lý nước thải có độ ô nhiễm cao. Vật liệu nhồi được sử dụng bao gồm than xỉ, ống nhựa, v.v. Chiều cao lớp nhồi từ 2 đến 4 m, có hệ thống tuần hoàn nước dòng ra. Bể tăng trưởng bám dính dòng hướng xuống có thể hoạt động ở tải trọng từ 5 – 10 kg COD/ $m^3.d$ đối với nước thải có chất hữu cơ dễ bị phân hủy sinh học.



Hình 7.5: Bể phản ứng kỵ khí tăng trưởng bám dính dòng hướng xuống

CÂU HỎI ÔN TẬP VÀ BÀI TẬP

Câu hỏi lý thuyết

1. Trình bày ưu và nhược điểm của quá trình xử lý kỵ khí.
2. Hãy cho biết các yếu tố ảnh hưởng đến quá trình kỵ khí.
3. Cho biết nguyên lý hoạt động của bể UASB và bể kỵ khí vách ngăn.
4. So sánh quá trình kỵ khí và hiếu khí.
5. Phân biệt sự khác nhau của bể anaerobic và anoxic?

Bài tập

1. Xác định kích thước của bể phản ứng, tốc độ sinh khí, năng lượng, tốc độ tạo chất rắn, độ kiềm và chất dinh dưỡng cần thiết đối với quá

trình tiếp xúc kỵ khí để xử lý nước thải đạt 90% COD bị khử. Đặc tính của nước thải cho trong bảng dưới đây:

<i>Tính chất</i>	<i>Đơn vị</i>	<i>Giá trị</i>
Lưu lượng	m^3/d	300
COD	g/m^3	6000
sCOD (COD tan)	g/m^3	4000
Tỷ lệ COD /TSS	g/g	1,8
Phần phân hủy TSS	%	80
Nitơ (N)	g/m^3	10
Phốt pho, P	g/m^3	20
Độ kiềm	$g\ CaCO_3/m^3$	500
Nhiệt độ	$^{\circ}C$	25

Các tham số thiết kế và giả thiết

- Nồng độ TSS trong dòng ra = $150\ g/m^3$
- Hệ số an toàn để thiết kế SRT = 1,5
- $VSS/TSS = 0,85$
- $f_d = 0,15g$, xác vi sinh vật $VSS/g\ VSS$ của sinh khối phân hủy
- Lượng chất dinh dưỡng đòi hỏi dựa trên tỷ số VSS: N = 12% và P = 2,4%
- Ở SRT > 40 d, TSS có khả năng phân hủy đã biến đổi.
- MLSS = $6000\ g/m^3$
- Tốc độ lắng = $24\ m/d$
- Thành phần khí = 65% CH₄ và 35% CO₂
- $\mu_g = 0,20\ g/g.d$
- $K_S = 900\ mg/l$
- $k_e = 0,03\ g/g.d$
- Y (hiệu suất chất rắn = $0,08g\ VSS/g\ COD$).

2. Thiết kế quá trình xử lý của UASB. Đối với quá trình xử lý nước thải công nghiệp bằng UASB, cần phải xác định: (i) kích thước của bể; (ii) thời gian lưu; (iii) thời gian lưu bùn của bể, SRT; (iv) nồng độ trung

bình *VSS* trong vùng sinh khối của bể phản ứng; (v) sự tạo khí metan; (vi) Năng lượng sinh ra từ quá trình tạo metan; (vii) độ kiềm đòi hỏi đối với nước thải với các tính chất cho trong bảng dưới đây để đạt được hơn 90% khử *COD*. Nước thải chủ yếu chứa chất tan của các hợp chất cacbon hydrat và bùn hạt kỵ khí. Giả sử, 50% *COD* và *VSS* của dòng vào bị phân hủy, 90% sunfat của dòng vào bị khử bằng sinh học và nồng độ *VSS* ở dòng ra bằng 150 g/m^3 . Giả sử, các tham số thiết kế lựa chọn là các tham số điển hình trong các bảng 7.3, 7.4.

Tính chất của nước thải

<i>Thành phần</i>	<i>Đơn vị</i>	<i>Giá trị</i>
Lưu lượng	m^3/d	1000
<i>COD</i>	g/m^3	2300
<i>sCOD</i>	g/m^3	2000
<i>TSS</i>	g/m^3	200
<i>VSS</i>	g/m^3	150
Độ kiềm	g/m^3 theo CaCO_3	500
SO_4	g/m^3	200
Nhiệt độ	$^\circ\text{C}$	30

Các tham số thiết kế và giả thiết

a. Từ bảng 7.3:

$$Y = 0,08 \text{ g VSS/g COD}$$

$$k_e = 0,03 \text{ g VSS/VSS.d}$$

$$\mu_m = 0,25 \text{ g VSS/g VSS.d}$$

b. $f_d = 0,15 \text{ g tế bào VSS/g phân hủy sinh khối VSS}$

c. Sinh metan ở $35^\circ\text{C} = 0,40 \text{ l CH}_4/\text{g COD}$

d. Hệ số thể tích hiệu dụng của bể là 85%

đ. Chiều cao của phần thu khí là 2,5m

Chương 8

CÁC PHƯƠNG PHÁP XỬ LÝ NITƠ, PHỐT PHO VÀ XỬ LÝ NƯỚC THẢI BẰNG HỒ SINH HỌC

Mục tiêu chương 8. Sau khi học xong chương này, sinh viên nắm được:

- Bản chất của quá trình khử nitơ và phốt pho trong nước thải..
- Các quy trình công nghệ khử nitơ và phốt pho.
- Tính toán thiết kế hệ thống khử nitơ và phốt pho.
- Công nghệ xử lý nước thải bằng quá trình tự nhiên
- Tính toán thiết kế trong xử lý nước thải bằng hồ sinh học.

8.1. GIỚI THIỆU

Nitơ (N) và phốt pho (P) là chất dinh dưỡng cần thiết cho sự phát triển của thực vật thủy sinh. Khi dư lượng N và P trong môi trường nước, nước có thể trở thành phú dưỡng. Ví dụ: rong tảo (algae) phát triển cần lượng N, P theo tỷ lệ mol hoặc khối lượng:

Algae: $C_{106}H_{263}O_{110}N_{16}P_1$: C: N: P = 106: 16: 1 (theo mol).

Nồng độ điển hình của N và P trong nước thải:

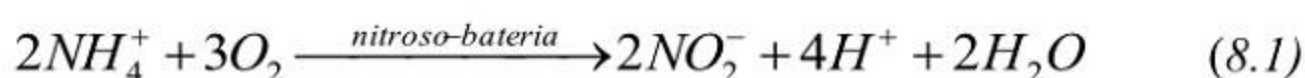
	Tổng N, mg/l	Tổng P, mg/l
Nước thải thô	50 (15 – 100)	10 (4 – 15)
Sau xử lý sơ bộ	~40	~7
Sau xử lý bậc hai	25 - 30	~6
Khử N bằng sinh học	5 - 8	
Khử P bằng sinh học		<1

8.2. QUÁ TRÌNH NITRAT HÓA

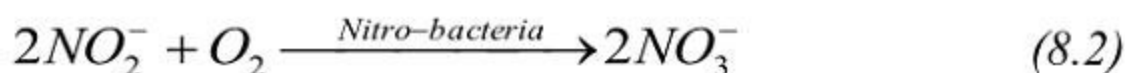
Quá trình khử nitơ trong nước thải được gọi là quá trình nitrat hóa – chuyển amonia thành nitrat.

Quá trình nitrat hóa gồm hai giai đoạn:

1. Oxy hóa amonia thành nitrit:

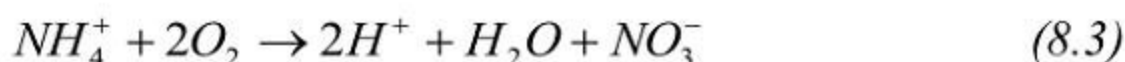


2. Oxy hóa nitrit thành nitrat:

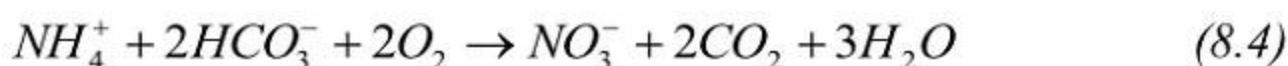


Quá trình nitrat hóa ít thuận lợi về nhiệt động học. Tuy nhiên, quá trình có thể tiến hành trong xử lý sinh học ở bể bùn hoạt tính (AST). Vi khuẩn nitrat hóa phát triển chậm hơn vi khuẩn dị dưỡng và có hiệu suất tế bào thấp. Do vậy, thời gian lưu phải kéo dài để đạt được nitrat hóa trong bể AST.

Phương trình tổng cộng của phản ứng nitrat hóa:



Vi khuẩn nitrat hóa cần ít lượng oxy từ bên ngoài, vì oxy được tạo ra trong quá trình cố định CO_2 và N vào tế bào. Vi khuẩn sử dụng độ kiềm trong quá trình nitrat hóa:



Từ phương trình (8.4), cho thấy cứ 1 gam N sử dụng 7,14 g độ kiềm (*Alk*) theo $CaCO_3$. Quá trình nitrat hóa được minh họa trong hình 8.1.

Tổng phản ứng nitrat hóa với hệ số tỷ lượng của phản ứng được viết:



Theo phản ứng (8.5), 1 gam N cần 4,25 gam O_2 , 0,16 g tế bào mới hình thành, 7,07 g kiềm theo $CaCO_3$ được sử dụng.

8.2.1. Động học nitrat hóa

Tốc độ nitrat hóa là một hàm số của động học nồng độ amoni:

$$\mu = \frac{1}{X} \frac{dS}{dt} = \bar{\mu} \frac{S}{K_S + S} \quad (8.6)$$

μ - tốc độ tăng trưởng nitrat hóa, d^{-1}

$\bar{\mu}$ - tốc độ tăng trưởng riêng cực đại của nitrat hóa, d^{-1}

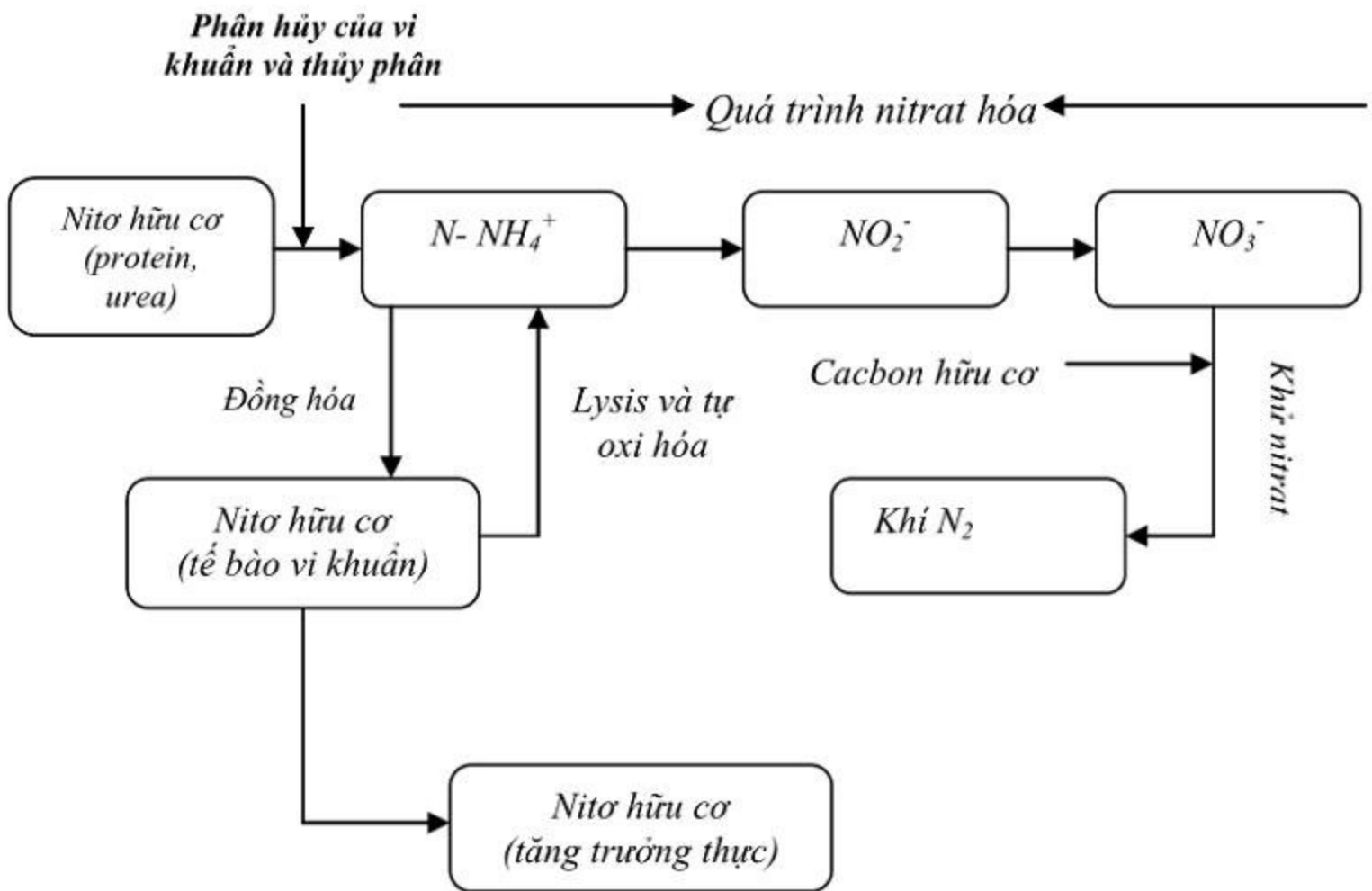
X – nồng độ vi khuẩn, mg/l

S – nồng độ chất nền, mg/l

t – thời gian ngày, ngày

K_S – hằng số tốc độ một nửa, nghĩa là nồng độ chất nền (mg/l) tại một nửa tốc độ tăng trưởng

Phương trình (8.6) giả thiết không có sự truyền khối hoặc giới hạn truyền oxy.



Hình 8.1. Quá trình khử nitơ

Giá trị K_S đối với vi khuẩn *Nitrosomonas* và *Nitrobacteri* nói chung bằng hoặc ít hơn 1 mg/l (trong đa số trường hợp bằng từ $0,18$ đến $1,0 \text{ mg/l}$) ở nhiệt độ của chất lỏng bằng 20°C . Biểu diễn mô hình Monod đối với nitrat cho một sự biến đổi liên tục giữa động học bậc nhất và bậc không dựa trên nồng độ chất nền. Vì các giá trị K_S đối với nitrat hóa nhỏ hơn nhiều so nồng độ amoni trong nước thải. Do vậy, động học tăng trưởng nitrat hóa được biểu diễn bằng phương trình bậc không:

$$\mu = \frac{1}{X} \frac{dS}{dt} = \bar{\mu} \quad (8.7)$$

Phương trình (8.7) cho thấy tốc độ nitrat hóa phụ thuộc vào nồng độ chất nền ban đầu và chế độ khuấy trộn. Khi chất nền (S) bị khử và đạt đến giá trị K_S hoặc nhỏ hơn, phản ứng xảy ra theo cơ chế phản ứng bậc nhất.

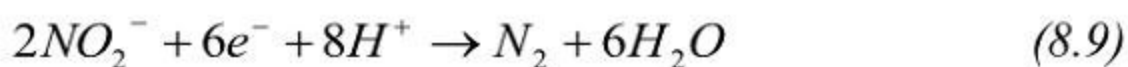
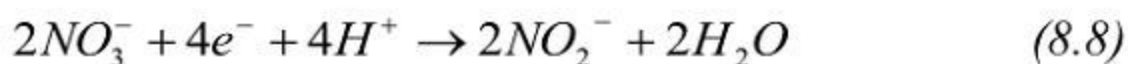
Tốc độ tăng trưởng trung bình cực đại, $\bar{\mu}$ và K_S tăng khi tăng nhiệt độ. Khoảng giá trị điển hình của các hệ số động học đối với quá trình tăng trưởng lơ lửng sử dụng môi trường tinh khiết để nuôi cấy đưa ra trong bảng 8.1.

Bảng 8.1. Giá trị các hệ số động học đối với quá trình nitrat hóa tăng trưởng lơ lửng (trong môi trường nuôi cấy tinh khiết)

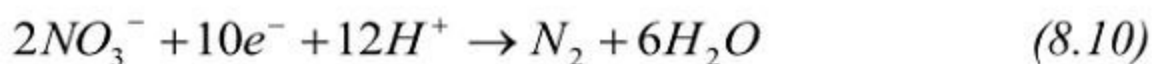
Hệ số động học	Đơn vị	Giá trị (20 ⁰ C)	
		Vùng	Điện hình
<i>Nitrosomonas</i>			
μ_m	d^l	0,3-2,0	0,7
K_s	$NH_4^+-N, mg/l$	0,2 -2,0	0,6
<i>Nitrobacter</i>			
μ_m	d^l	0,4 – 3,0	1,0
K_s	$NO_3-N, mg/l$	0,2 – 5,0	1,4
Toàn bộ			
μ_m	d^l	0,3 – 3,0	1,0
K_s	$NH_4^+-N, mg/l$	0,2 – 5,0	1,4
Y	$mg VSS/ mg NH_4^+-N$	0,1 – 0,3	0,2
k_e	d^l	0,03 – 0,06	0,05

8.2.2. Khử nitrat

Khử nitrat sinh học là quá trình chuyển nitrat thành khí nitơ và biến thành tế bào bởi vi khuẩn hiếu khí tùy ý dị dưỡng và một số loại nấm. Khử nitrat bao gồm nhóm vi khuẩn *Pseudomonas*, *Micrococcus*, *Archrombacter* và *bacillus*. Các nhóm sinh vật này có thể sử dụng nitrat hoặc oxy là chất nhận electron (cho hydro) để chuyển nitrat thành khí nitơ. Khử nitrat xảy ra trong cả hai điều kiện hiếu khí và thiếu khí. Biến đổi nitrat thành sản phẩm khí xảy ra hai giai đoạn được gọi là khử nitrat dị hóa với một loạt các phản ứng của enzyme kèm theo. Giai đoạn đầu tiên là chuyển nitrat thành nitrit và giai đoạn tiếp theo là chuyển nitrat thành khí nitơ:

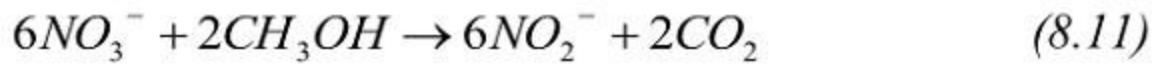


Phản ứng chung của cả quá trình:

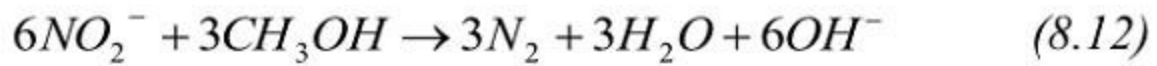


Mỗi một phân tử nitrat bị khử, có thể mất 5 electron. Khi metanol (CH_3OH) được sử dụng để làm nguồn cacbon, khử nitrat dị hóa được biểu diễn theo phản ứng nhiều giai đoạn:

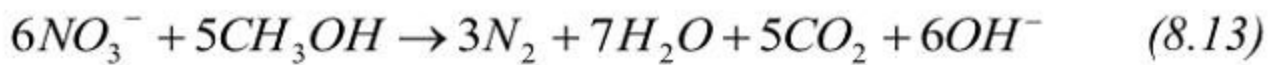
Giai đoạn thứ nhất:



Giai đoạn thứ hai:



Phản ứng tổng cộng của quá trình biến đổi:



Có thể thấy nitrat là chất nhận electron và metanol là chất cho electron. Khi metanol sử dụng để làm nguồn cacbon trong chuyển đổi nitrat thành tế bào (vi sinh vật), phương trình tỷ lệ sẽ là:



Nếu như sự tổng hợp tế bào không đáng kể, thì cứ 1,9 mg metanol cần thiết để khử 1 mg N – NO_3^- (tỷ lệ metanol /nitơ). Trong trường hợp metanol được sử dụng một phần để tổng hợp tế bào thì lượng metanol tăng lên đến 2,47 mg. Tổng lượng metanol đòi hỏi có thể tính từ lượng khử nitrat và nitrit và khử oxy theo công thức:

$$C_m = 2,47 (\text{NO}_3 - \text{N}) + 1,53 (\text{NO}_2 - \text{N}) + 0,87 \text{DO} \quad (8.15)$$

C_m – lượng metanol đòi hỏi, mg/l.

$\text{NO}_3 - \text{N}$ – nitơ- nitrat bị khử, mg/l.

$\text{NO}_2 - \text{N}$ – nitơ – nitrat bị khử, mg/l

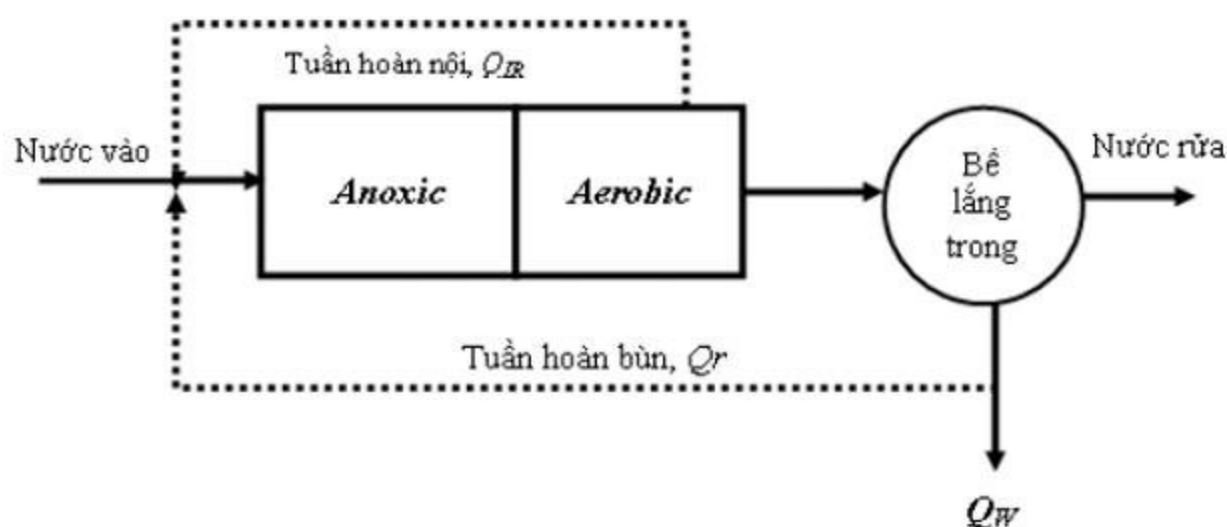
DO – lượng oxy hòa tan bị khử, mg/l.

Lượng sinh khối tạo thành C_b (mg/l) có thể được tính theo công thức:

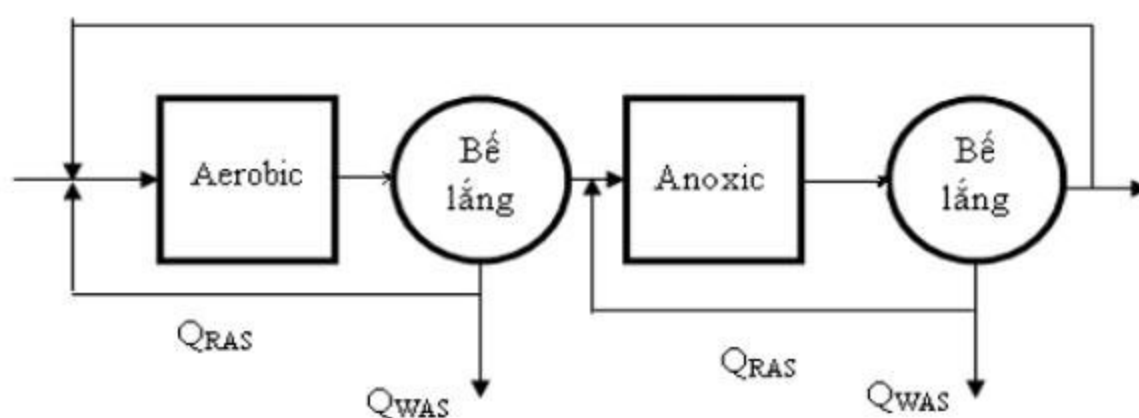
$$C_b = 0,053 (\text{NO}_3 - \text{N}) + 0,32 (\text{NO}_2 - \text{N}) + 0,19 \text{DO}$$

Điều kiện kỵ khí trong chất lỏng không thích hợp cho khử nitrat và nồng độ DO từ 1 đến 2 mg/l không đủ để khử nitrat

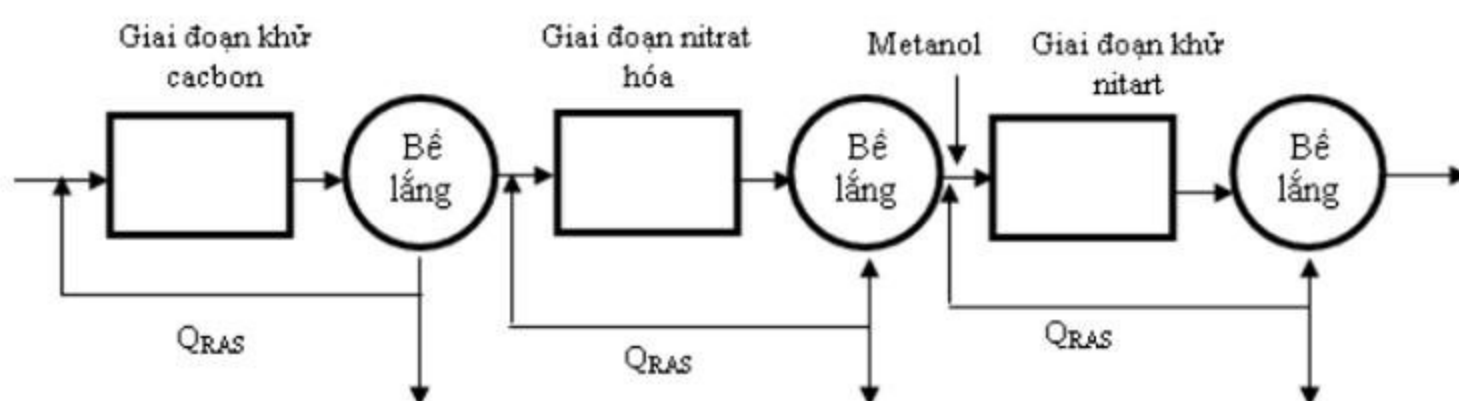
Hình 8.2a, 8.2b, 8.2c và 8.2d mô tả các quá trình khử nitơ.



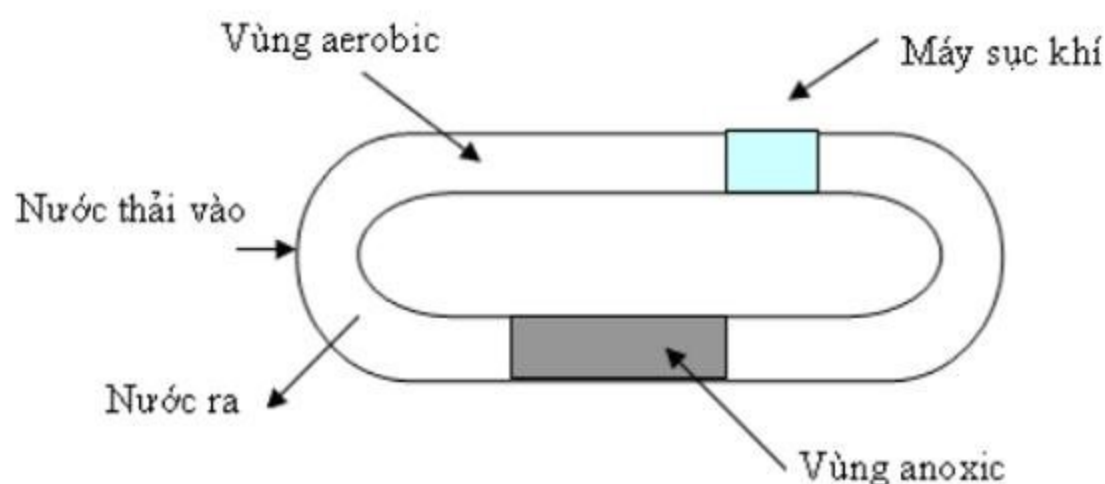
Hình 8.2a: Quá trình khử nitơ kết hợp thiếu khí và hiếu khí



Hình 8.2.b: Quá trình bùn hoạt tính kép để khử nitơ



Hình 8.2c: Quá trình bùn bậc ba để khử nitơ



Hình 8.2d: Khử nitơ trong mương oxy hóa

8.2.3. Đo tốc độ nitrat hóa và khử nitrat hóa

Mặc dù động học nitrat hóa đã được mô phỏng bằng các phản ứng bậc không và bậc nhất, phương trình Monod biểu diễn ảnh hưởng của chất nền đến sự tăng trưởng của vi khuẩn nitrat hóa đã xác định được là phù hợp với số liệu trong hầu hết các nghiên cứu nitrat hóa. Ảnh hưởng của các chất nền giới hạn độc lập riêng biệt đến tốc độ tăng trưởng riêng cũng có thể được biểu diễn tương tự. Như vậy, ảnh hưởng của NH_4^+ và oxy hòa tan đến tốc độ tăng trưởng của *Nitrosomonas* được trình bày như sau:

$$\mu_N = \mu_{N\max} \left[\frac{\text{NH}_4^+}{K_N + \text{NH}_4^+ - N} \right] \left[\frac{\text{DO}}{K_0 + \text{DO}} \right] \quad (8.16)$$

Trong đó: μ_N là tốc độ tăng trưởng riêng của *Nitrosomonas* (1/h); $\mu_{N\max}$ là tốc độ tăng trưởng riêng cực đại của *Nitrosomonas*. K_N là hằng số bão hòa một nửa (mg/l), DO là lượng oxy hòa tan (mg/l), K_0 là hằng số bão hòa đối với oxy (mg/l).

Mối quan hệ tương tự cũng có thể được viết đối với sự oxy hóa nitrit thành nitrat theo *Nitrobacter* và với N-NO_2^- là chất nền. Do tốc độ phản ứng của giai đoạn này quyết định tốc độ phản ứng của cả quá trình, tốc độ tăng trưởng nitrit hóa có thể được mô phỏng dựa trên sự chuyển đổi amoni thành nitrit bằng *Nitrosomonas*.

Tốc độ oxy hóa amoni có thể đo lượng amoni bị oxy hóa thành nitrat. Cần phải biết rằng trên 99% tổng amoni nitơ ($\text{NH}_3 + \text{NH}_4^+ - \text{N}$) trong nước thải sinh hoạt ở pH 7 là ở dạng amoni ($\text{NH}_4^+ - \text{N}$). Tốc độ oxy hóa amoni (q_N) đối với bùn hoạt tính thường biểu diễn theo đơn vị mg $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ bị khử mỗi giờ đối với mỗi gam MLVSS trong bể sục khí như sau:

$$\frac{d(\text{NH}_4^+ - N)}{dt} = q_N X \quad (8.17)$$

Tốc độ oxy hóa amoni (q_N) nói chung thường bằng 1-3 mg/g/h).

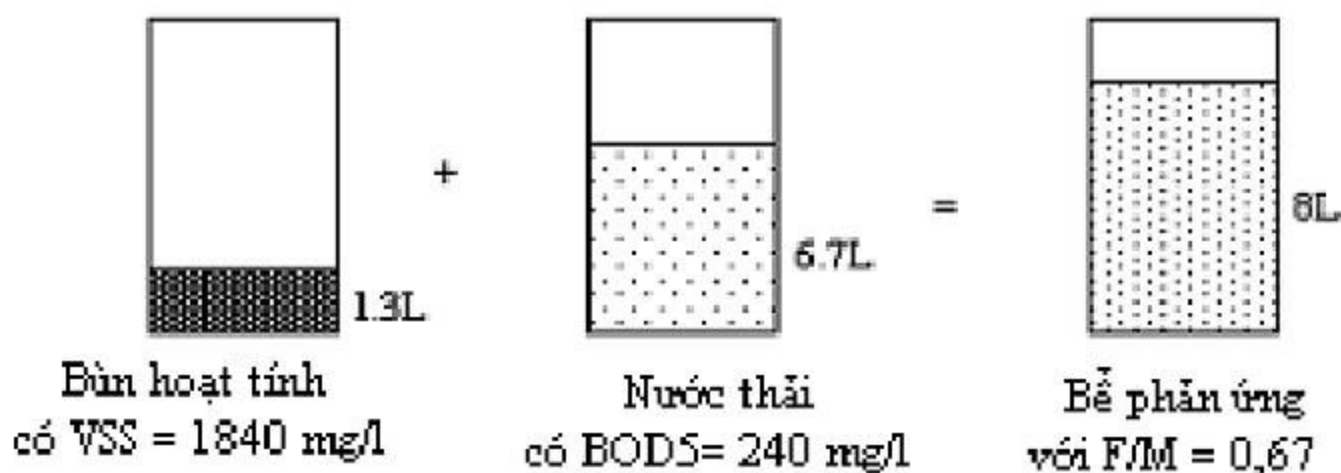
Thiết bị và dụng cụ:

- Một bể phản ứng 10 lít
- Máy sục khí
- Pipet
- Máy đo DO
- Thiết bị đo $\text{NH}_3 + \text{NH}_4^+ - \text{N}$ và $\text{NO}_2 + \text{NO}_3 - \text{N}$
- Dụng cụ đo VSS
- Dụng cụ lọc

Quy trình

Quy trình để xác định tốc độ oxy hóa amoni (q_N) như sau:

1. Chuẩn bị 8 lít mẫu nước thải
 2. Chuẩn bị 8 lít bùn hoạt tính đã thích nghi
 3. Lấy một phần nước thải và bùn hoạt tính cho vào bể phản ứng 8 lít. Tỷ lệ pha loãng sử dụng có thể cùng tỷ lệ F/M ở nhà máy xử lý nước thải mà ta quan tâm. Ví dụ tỷ lệ $F/M = 0,67$. Như vậy, 1,3 lít bùn hoạt tính có $VSS = 240 \text{ mg/l}$ có thể trộn với 6,7 lít nước thải thô có BOD_5 bằng 240 mg/l để thu được tỷ lệ F/M bằng 0,67 trong bể phản ứng 8 lít.
- Đo VSS của hỗn hợp
 - Sục khí bể phản ứng để đạt mức DO gần bằng 2 mg/l . Nếu như bơm khí với khuếch tán khí không có khả năng trộn, thì cần bổ sung máy khuấy cơ học.
 - Xác định nồng độ tổng amoni ($NH_3 + NH_4^+ -N$) nitrit và nitrat ($NO_2^- + NO_3^- -N$) trong các khoảng thời gian 0; 0,5; 1; 1,5; 2; 2,5; 3; 4; 5 giờ trong dịch lọc sau khi lọc bằng giấy lọc có kích thước lỗ $0,45 \mu m$.

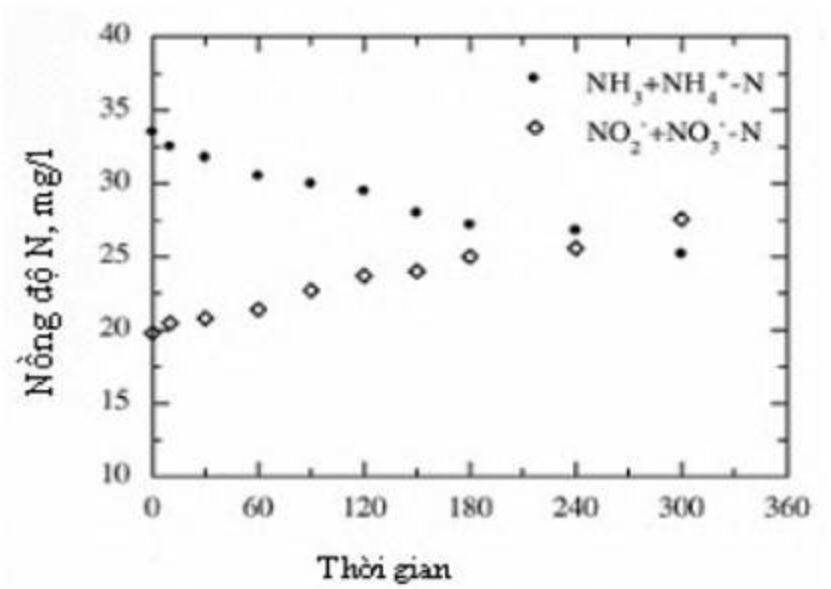


Phân tích số liệu

Vì nitơ hữu cơ sẽ bị biến đổi bởi vi khuẩn để tạo thành tổng amoni nitơ, nên đo tốc độ tạo thành nitrit và nitrat được xem là chất chỉ thị cho tốc độ oxy hóa amoni. Bảng 8.2 và hình 8.3 đưa ra các số liệu ví dụ xác định tốc độ oxy hóa amoni.

Bảng 8.2. Ví dụ xác định nitrat hóa

Thời gian (h)	$\text{NH}_3 + \text{NH}_4^+ - \text{N}$ mg/l	$\text{NH}_3 + \text{NH}_4^+ - \text{N}$ trung bình (mg/l)	$\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^- - \text{N}$ mg/l	$\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^- - \text{N}$ trung bình (mg/l)
0		33,5		19,8
0				
0,5		31,8		20,8
1		30,5		21,4
1				
1,5		30,0		22,7
1,5				
2		29,5		23,7
2				
2,5		28,0		24,0
2,5				
3		27,2		25,0
3				
4		26,8		25,6
4				
5		25,2		25,2
5				



Hình 8.3. Tốc độ oxy hóa amoni

Tốc độ oxy hóa amoni là:

$$(27,6 - 19,8 \text{ mg NO}_2^- + \text{NO}_3^- / \text{l}) / 5 \text{ h} / 2,454 \text{ mg/l} = 6,4 \times 10^{-4} \text{ mg/mg/h.}$$

Trong đó lượng sinh khối ban đầu ($MLVSS$) trong bể phản ứng = $2,454 \text{ mg/l}$.

Để xác định tốc độ khử nitrat hóa, quy trình được thực hiện tương tự nhưng lượng oxy cấp cho bể phản ứng ở mức $DO < 0,1 \text{ mg/l}$. Các bước thực hiện như sau:

1. Đo VSS của hỗn hợp
2. Trộn phản ứng với máy khuấy từ và đo DO để đảm bảo mức $DO < 0,1 \text{ mg/l}$
3. Thêm NaNO_3 nếu thấy cần thiết, để cung cấp nồng độ nitrat ban đầu bằng 25 mg/l .
4. Xác định nồng độ tổng amoni ($\text{NH}_3 + \text{NH}_4^+ - \text{N}$), nitrit và nitrat ($\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^- - \text{N}$) trong các khoảng thời gian 0; 0,5; 1; 1,5; 2; 2,5; 3; 4; 5 h trong dịch lọc sau khi lọc bằng giấy lọc có kích thước lỗ $0,45 \mu\text{m}$.

8.3. KHỬ PHỐT PHO

Phốt pho (P) là nguyên tố dinh dưỡng hiện diện một lượng tương đối lớn trong nước thải sinh hoạt. Các thành phần của phốt pho tìm thấy trong nước thải bao gồm orthophosphat, polyphosphat và phốt pho hữu cơ. Các orthophosphat (PO_4^{3-} , HPO_4^{2-} , H_2PO_4^- , H_3PO_4) được hấp thụ sinh học không cần phân hủy tiếp tục. Polyphosphat bị thủy phân rất chậm trong môi trường nước và biến thành các dạng orthophosphat. Nồng độ điển hình của phốt pho trong nước thải và trong các giai đoạn xử lý đưa ra trong bảng 8.3. Phốt pho là một trong những tác nhân đóng góp cho sự phú dưỡng trong các nguồn nước tiếp nhận.

Khử phốt pho điển hình trong xử lý sinh học bậc hai đạt từ 10 đến 30% tổng phốt pho. Hệ thống khử phốt pho được thiết kế để tạo điều kiện tốt nhất cho vi sinh vật tích lũy phốt pho (PAO). Một số loại vi khuẩn như *Acinetobacter* tổng hợp polyphosphat và lưu giữ trong tế bào. PAO thích hợp bởi các điều kiện luân phiên anaerobic/ aerobic.

8.3.1. Các giai đoạn khử phốt pho

1- Giai đoạn thứ nhất – giai đoạn anaerobic

Lượng cacbon và electron có sẵn được lưu giữ trong polyhydroxybutyrat (PHB) và các axit dễ bay hơi khác. Sự lưu giữ này

không thể thực hiện được nếu chất nhận electron như là O_2 hoặc NO_3^- có mặt. Do vậy, cần thiết phải có điều kiện anaerobic, đồng thời, polyphosphat bị phân hủy và ortho-P giải phóng vào hỗn hợp lỏng.

2- Giai đoạn thứ hai - giai đoạn aerobic hoặc anoxic (khử nitrát)

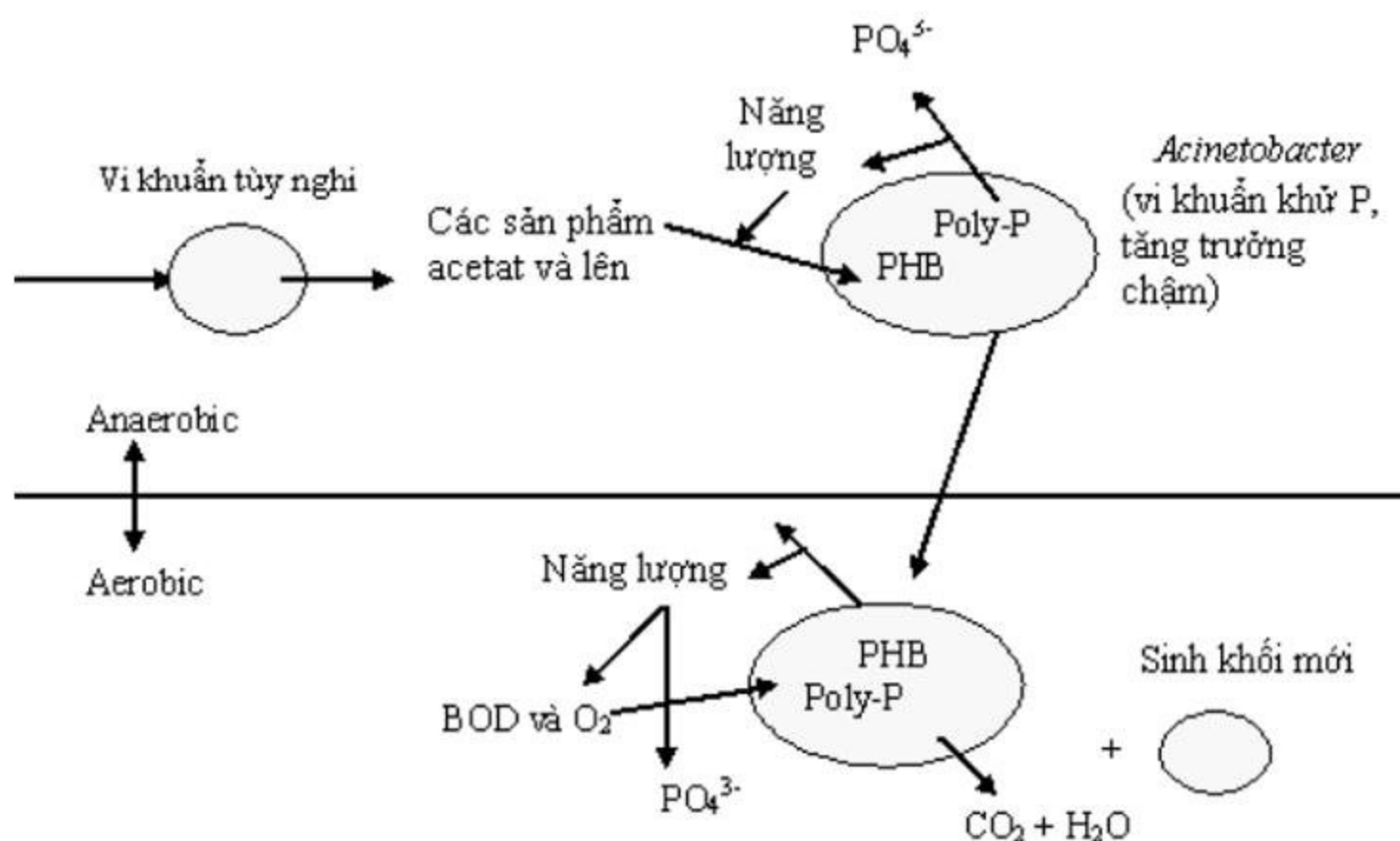
Vi khuẩn chuyển hóa PHB, hấp thu ortho-P và lưu giữ như poly-P bên trong tế bào. Vi khuẩn được làm giàu photpho ở dạng polyphosphat.

Bảng 8.3: Nồng độ điển hình của photpho trong nước thải

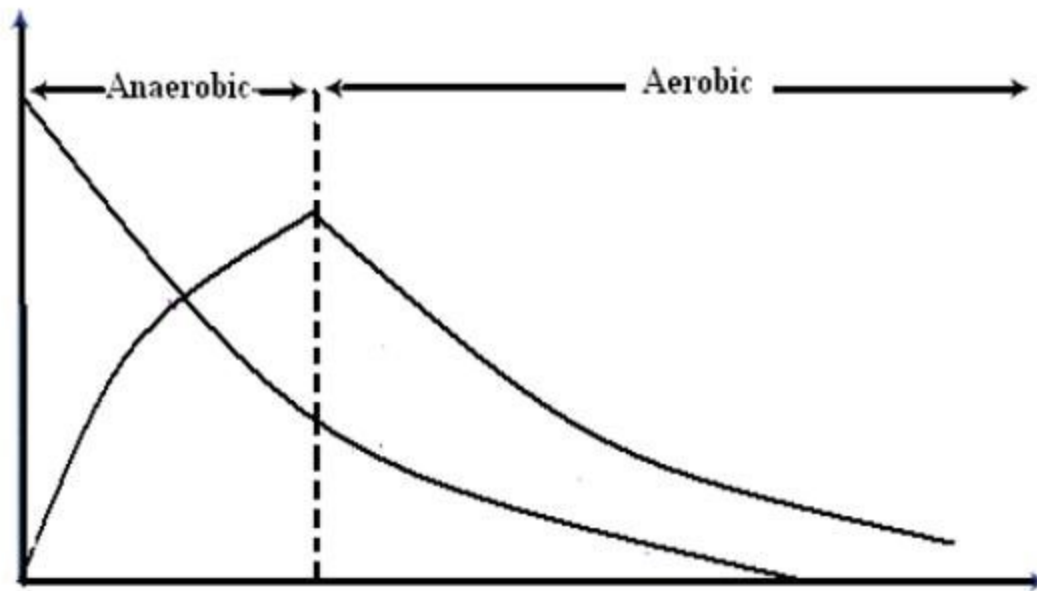
Nước thải	Nồng độ photpho tổng, mg/l	Nồng độ photpho hòa tan, mg/l
Nước thải sinh hoạt chưa xử lý	10	7
Sau khi xử lý bậc một	8	7
Sau khi xử lý bậc hai	7	7

3- Giai đoạn cuối – loại vi khuẩn (bùn sinh học) giàu photpho

Chìa khóa thành công để khử photpho là tạo điều kiện cho các loại vi khuẩn có khả năng tích lũy photpho phát triển. Các bể phản ứng anaerobic gây men hóa phân hủy COD thành acetat, một thức ăn rất thích hợp cho PAO. Giai đoạn này được gọi là giai đoạn chọn lọc. Quá trình luân phiên anaerobic/aerobic để khử P với vi khuẩn liên quan được minh họa trong hình 8.4 và hình 8.5.



Hình 8.4: Cơ chế khử photpho



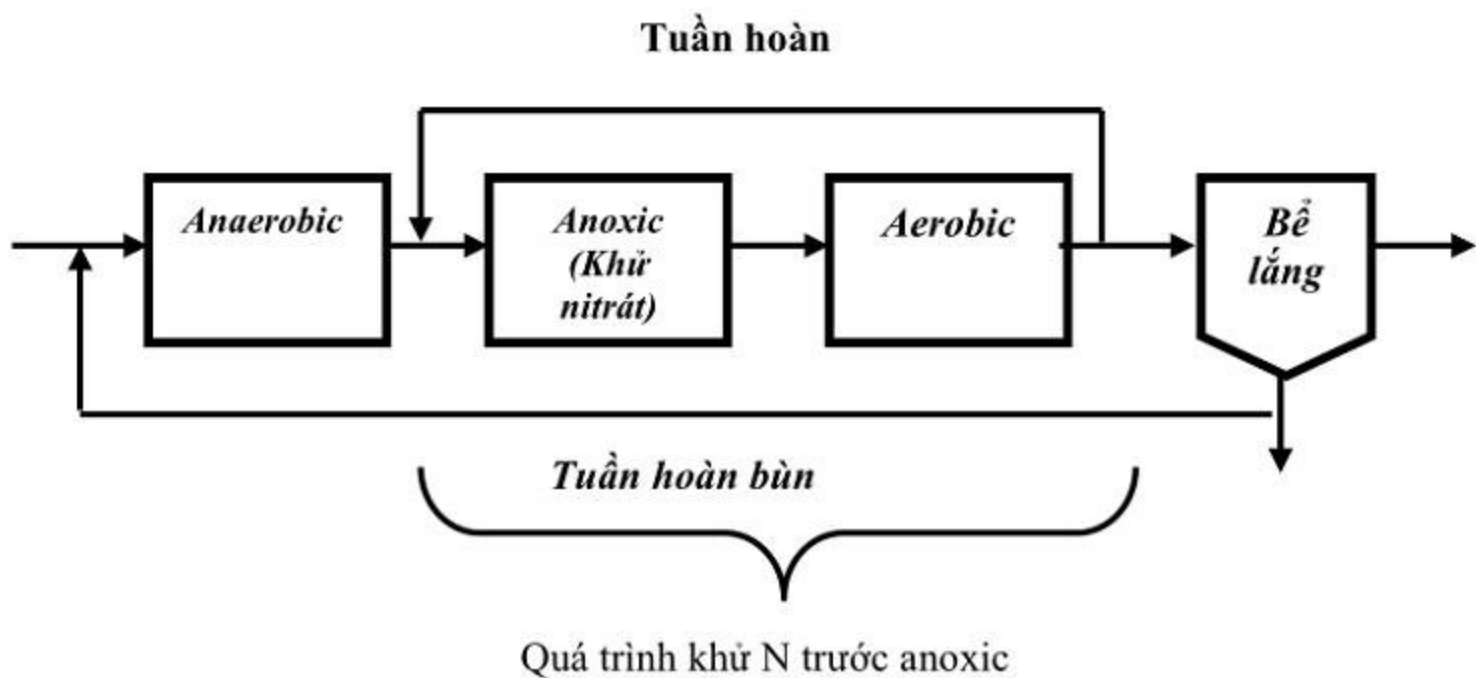
Hình 8.5: Sự giảm dần BOD và P trong bể khử chất dinh dưỡng

8.3.2. Các quá trình xử lý phốt pho

8.3.2.1. Các quá trình sinh học

Sơ đồ của các quá trình khử phốt pho đưa ra trong các hình 8.6a, 8.6b và 8.6c. Trong đó bao gồm các quá trình (A^2O), khử nitrat trước khi khử phốt pho (hình 8.6a); quá trình Bardenpho là sự kết hợp anoxic và aerobic sau khi xử lý anaerobic (hình 8.6b). Hình 8.6c minh họa quá trình anaerobic/aerobic kết hợp phương pháp kết tủa phốt pho sau khi được làm giàu (quá trình phostrip).

A. Hệ thống khử nitrat trước (quá trình A^2O)

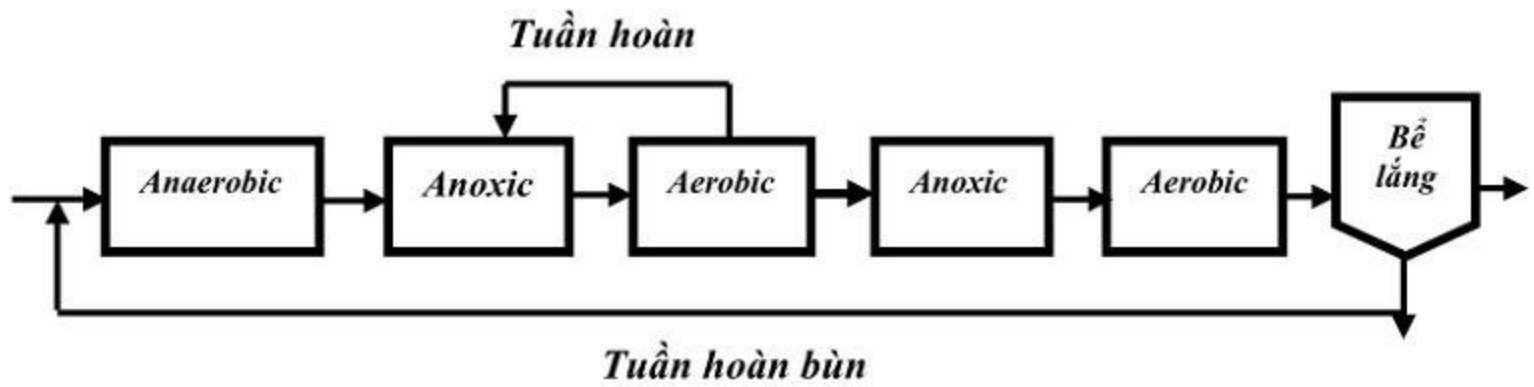


Hình 8.6a: Quá trình A^2O khử phốt pho

B. Quá trình Bardenpho

Quá trình Bardenpho có thể cho nồng độ rất thấp nitơ và phốt pho trong nước ra sau khi xử lý mà không dùng bất cứ một tác nhân hóa học.

Quá trình bardenpho để xử lý nước thải được phát triển bởi James Barnar ở Nam Phi vào thập kỷ 70.

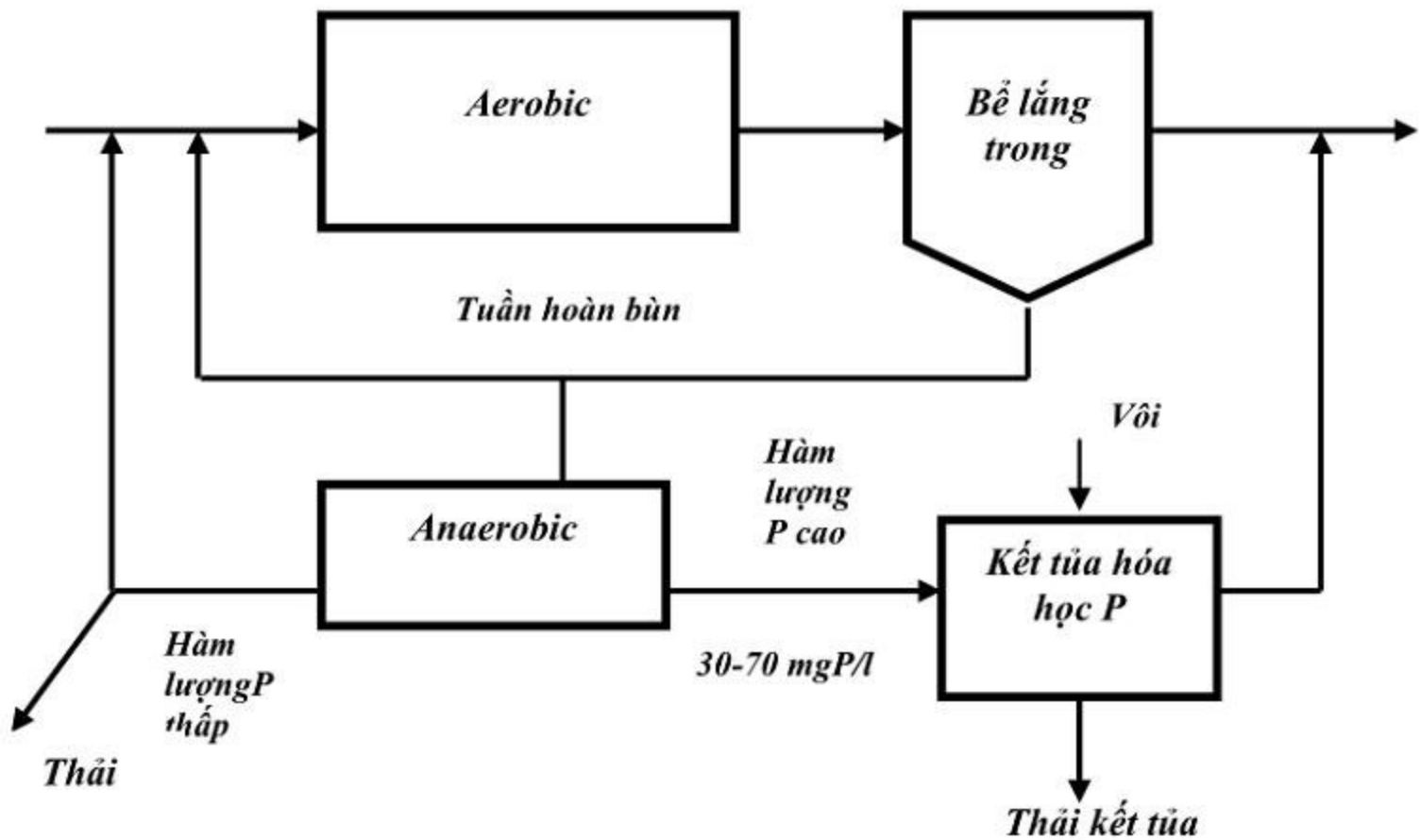


Hình 8.6.b: Quá trình baedenpho khử phốt pho

Quá trình Bardenpho có thể khử 93% N và 65 % P.

C. Quá trình phostrip

Trong quá trình phostrip, P – hữu cơ bị thủy phân trong bể anaerobic giải phóng poly – P vào trong nước với nồng độ 30 – 70 mg P/l. Sau đó, vôi được thêm vào để kết tủa $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$. Hệ thống Phospostrip hoạt động khá phức tạp. Bể phản ứng gián đoạn (SBR) có thể cũng được sử dụng để khử phốt pho và nitơ.



Hình 8.6c: Quá trình phostrip

8.3.2.2. Xử lý phốt pho bậc một tăng cường chất hóa học (CEPT)

Phương pháp CEPT được gọi là xử lý sơ cấp bậc cao. Chất hóa học được sử dụng để trợ giúp cho quá trình xử lý và cải thiện lắng. Các chất hóa học sử dụng thường là FeCl_3 , $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$, các polymer anion...

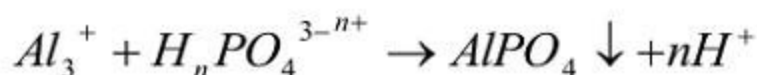
Nồng độ điển hình FeCl_3 từ 20 – 30 mg/l; polymer - 0,25 mg/l.

Phản ứng kết tủa P:

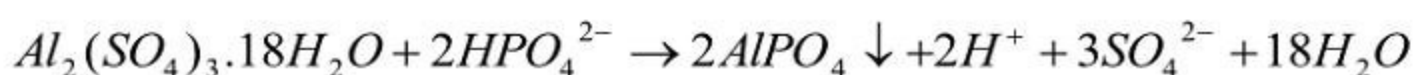
Kết tủa với FeCl_3



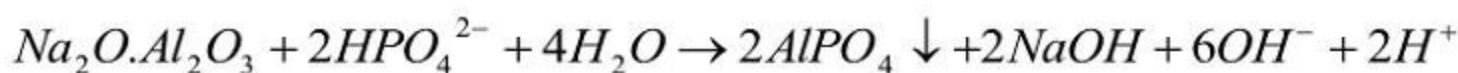
Kết tủa P với muối nhôm:



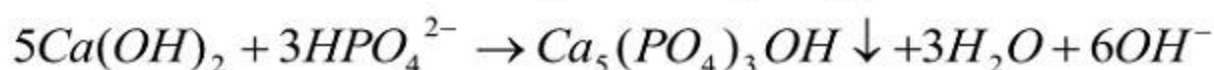
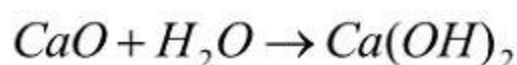
Nhôm sulfat ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ (alum) thường được sử dụng. Phản ứng kết tủa được viết như sau:



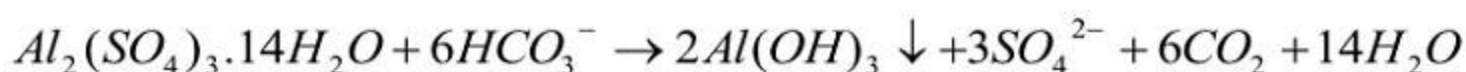
Đối với natri aluminat:



Phản ứng kết tủa với vôi:



Phèn nhôm và clorua sắt làm giảm pH, trong khi đó vôi lại làm tăng pH. pH tối ưu đối với phèn nhôm và sắt clorua nằm giữa 5,5 và 7,0. pH hiệu dụng của vôi là 10. Theo lý thuyết, cứ 9,6 g phèn nhôm cần thiết để loại 1gam photpho. Tuy nhiên, cần một lượng dư nhôm để phản ứng tạo phức với độ kiềm tự nhiên. Phản ứng giữa độ kiềm và phèn nhôm như sau:

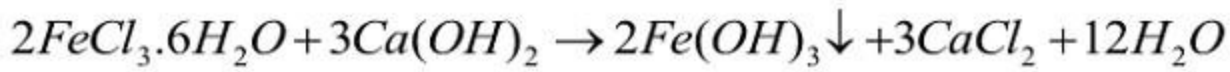


Lượng phèn nhôm đòi hỏi để loại P theo tỷ lệ 13:1, 16: 1 và 22: 1, tương đương 75, 85 và 95 phần trăm P tương ứng bị loại.

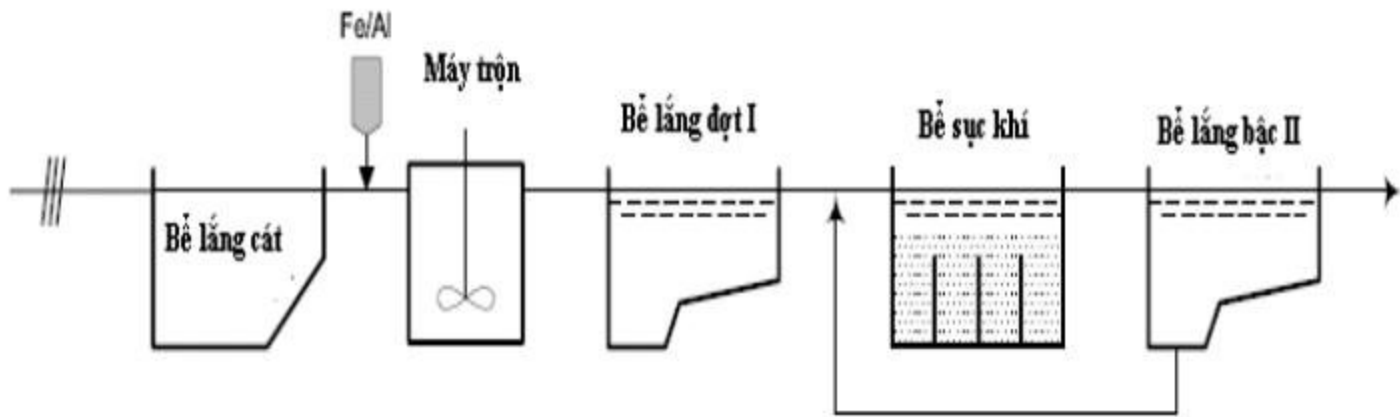
Tỷ lệ mol của ion Fe^{3+} và orthophốtphat là 1:1. Tương tự như phèn nhôm, một lượng lớn của Fe đòi hỏi để kết tủa photpho và phản ứng với độ kiềm trong nước thải. Phản ứng giữa Fe^{3+} với độ kiềm tự nhiên như sau:



Tỷ lệ khối lượng giữa Fe: P là 1,8: 1. Tỷ lệ khối lượng của vôi CaO và P là 2,2: 1. Phản ứng giữa Fe^{2+} với kiềm xảy ra chậm. Do vậy, vôi hoặc một số chất kiềm khác có thể bổ sung vào để tăng pH và cung cấp ion hydroxyt để keo tụ tốt hơn:



Cả ion Fe^{2+} và Fe^{3+} được sử dụng để kết tủa photpho. Ion Ca^{2+} phản ứng với ion photphat khi có mặt ion hydroxit để tạo thành hydroxyl apatit. Hình 8.7 dưới đây mô tả sơ đồ xử lý photpho nhiều giai đoạn kết hợp phương pháp CEPT và sục khí.



Hình 8.7: Khử photpho bằng phương pháp CEPT kết hợp phương bùn hoạt tính

8.3.2.3. Xác định các hằng số sinh học

Hằng số hiệu suất tế bào (Y) là một trong những tham số quan trọng sử dụng trong mô hình động học sinh học. Y biểu diễn khối lượng của sinh khối tạo ra trên mỗi chất nền bị khử. Tốc độ phân rã nội bào, k_d , của sinh khối miêu tả tốc độ sinh khối mất đi do hô hấp nội bào. Hệ số hiệu suất tế bào Y , và tốc độ phân rã hô hấp nội bào, k_d , là những tham số quan trọng để phán đoán sự tạo thành bùn thải hoạt tính. Trong quá trình BPR, photpho bị khử ở trong dạng bùn hoạt tính.

Tỷ lượng giữa chất hữu cơ tiêu thụ và vi sinh vật tạo ra có thể được biểu diễn bằng phương trình:

$$\frac{dX}{dt} = Y \frac{dS}{dt} - k_d X \quad (8.18)$$

Trong đó:

X – nồng độ của chất rắn lơ lửng bay hơi trộn lẫn chất lỏng (MLVSS), mg/l; t – thời gian, ngày; S – nồng độ chất nền, mg/l; Y – hệ số hiệu suất, mg VSS/mgCOD; k_d – hằng số phân rã hô hấp nội bào, 1/d;

Phương trình này có thể được viết sau khi chia cho X :

$$\frac{dX}{Xdt} = Y \frac{dS}{Xdt} - k_d \quad (8.19)$$

hoặc:

$$\frac{\Delta X}{X\Delta t} = Y \frac{\Delta S}{X\Delta t} - k_d \quad (8.20)$$

Trong đó, $\frac{\Delta X}{X\Delta t}$ là lượng khối lượng tế bào riêng sinh ra trong một đơn vị thời gian, 1/d; và $\frac{\Delta S}{X\Delta t}$ là tốc độ sử dụng chất nền riêng, U (1/d)

Tốc độ tăng trưởng của khối lượng sinh vật, $\frac{\Delta X}{\Delta t}$, được biểu diễn như tốc độ tăng trưởng riêng, μ (nghĩa là, tốc độ tăng trưởng trên đơn vị trung bình của sinh khối trong một khoảng thời gian).

$$\text{Như vậy:} \quad \mu = Y \times U - k_d \quad (8.21)$$

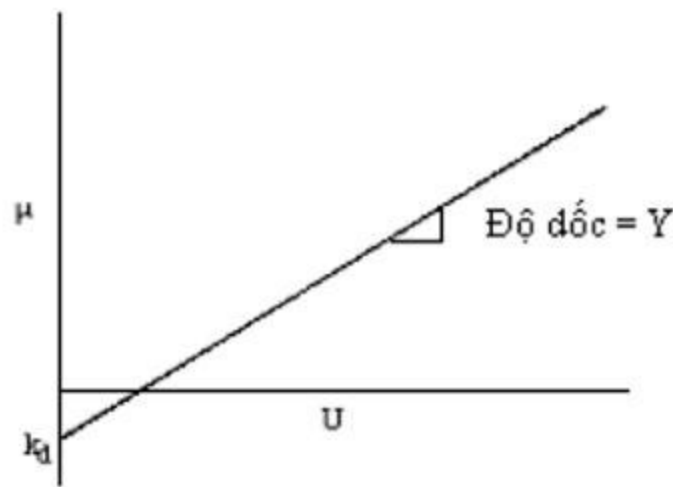
Xác định Y và k_d bằng phương pháp gián đoạn

Các tham số Y và k_d chủ yếu ảnh hưởng đến sự tạo bùn hoạt tính và có mối liên hệ tương đối ít để phán đoán chất lượng của dòng ra. Tuy nhiên, khử P trong quá trình BPR xảy ra qua thải bùn hoạt tính, do vậy, Y và k_d là những tham số quan trọng trong thiết kế BPR. Để xác định Y và k_d có thể sử dụng phương pháp thí nghiệm gián đoạn và đo sự thay đổi của VSS để xác định sự tăng trưởng của sinh khối. Như vậy, bể phản ứng phải được khuấy trộn mạnh trước khi lấy mẫu để phân tích VSS và COD . Giá trị của S và X được chọn từ phần ban đầu của đường cong tại đó sinh khối ở pha tăng trưởng logarit. Các số liệu này được chuyển đổi thành U là tốc độ sử dụng chất nền và μ , tốc độ tăng trưởng riêng, đối với một khoảng thời gian (Δt từ $i-1$ cho tới i) bằng cách sử dụng phương trình sau đây:

$$U_i = \frac{(S_{i-1} - S_i) / \Delta t_i}{(X_{i-1} + X_i) / 2} \quad (8.22)$$

$$\mu_i = \frac{(X_i - X_{i-1}) / \Delta t_i}{(X_i + X_{i-1}) / 2} \quad (8.23)$$

Vẽ đồ thị của mối liên hệ tuyến tính giữa μ và U có thể xác định k_d và Y . Trong đó, Y bằng độ dốc của đồ thị, k_d bằng khoảng cách từ điểm gốc đến điểm cắt của đường ngoại suy của đồ thị và trục tung.



Hình 8.8. Đồ thị tuyến tính mối quan hệ giữa U và μ

8.4. XỬ LÝ NƯỚC THẢI BẰNG HỒ SINH HỌC

Sử dụng các bể có độ sâu ít để xử lý nước thải bằng các quá trình tự nhiên và được xem như quá trình xử lý bậc hai, hoặc xử lý bậc ba.

Xử lý nước thải bằng hồ sinh học có tốc độ oxy hóa nước thải chậm hơn các hệ thống kỹ thuật.

8.4.1. Các loại của hồ sinh học

1- Hồ kỵ khí

Khử COD bằng lắng, sau đó bùn được phân hủy ở lớp đáy.

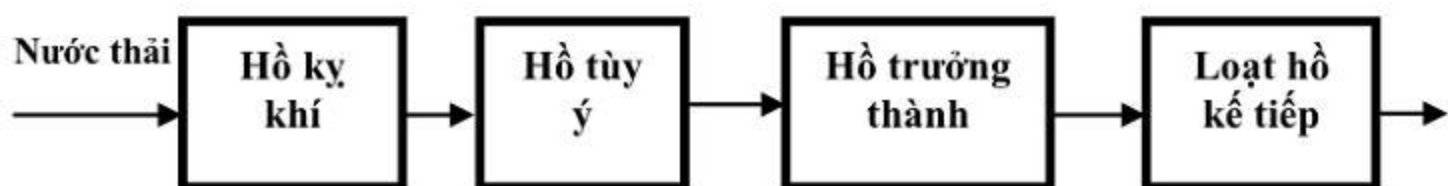
2- Hồ tùy ý

Vi khuẩn phân hủy chất thải, sử dụng oxy và tạo khí CO_2 , alga sử dụng CO_2 và tạo ra O_2 .

3- Hồ trưởng thành

Khử trùng.

Hồ sinh học được phân bố theo hình 8.9.



Hình 8.9. Phân bố hệ thống hồ sinh học

8.4.2. Hồ kỵ khí

Hồ kỵ khí chủ yếu là hồ lắng tải trọng chất thải cao. Chất rắn thiếu oxy lắng xuống hồ. Phân hủy kỵ khí bùn xảy ra ở đáy hồ.

8.4.2.1. Quá trình phân hủy kỵ khí

1- **Thủy phân** (*hydrolysis*), các hợp chất hữu cơ phức tạp (proteine polysaccaride (đường đa vòng) bị phá vỡ thành các hợp chất đơn giản bởi vi khuẩn.

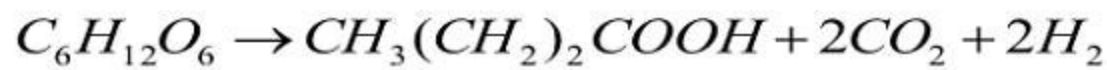
2- **Men hóa** (*sinh axit*), oxy hóa các axit béo và alcol. Men hóa các amino axit và carbohydrate tạo thành các axit béo bay hơi và hydro.

Ví dụ:

Đường (gluco) tạo thành axit acetic:



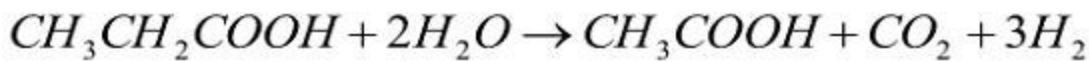
Hoặc axit propionic và axit butiric khi nồng độ H_2 cao:



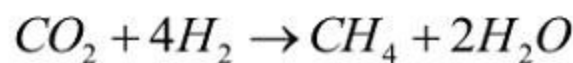
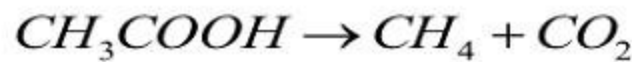
(axit propionic)

(axit butyric)

3- **Sinh acetic**, chuyển các axit béo phức tạp thành axit acetic:



4- **Phản ứng tạo metan**, chuyển axit acetic thành metan và CO_2 ; H_2 và CO_2 thành metan:



Ở nhiệt độ lớn hơn 15^0C , sự phân hủy sẽ tạo ra đủ khí sinh học (biogas) gây ra nổi bọt trên bề mặt. Thành phần biogas bao gồm 70% CH_4 và khoảng 30% CO_2 .

Để phân hủy chất thải tích lũy trong hồ và cần làm sạch hoàn toàn, thời gian cần từ 1 – 3 năm.

Thời gian lưu nước ngắn cỡ 1 ngày, độ sâu của hồ từ 2 - 5 m (thường là 3 m).

8.4.2.2. Thiết kế hồ kỵ khí

Thiết kế hồ kỵ khí thường theo kinh nghiệm: dựa trên tải trọng thể tích ($gBOD/m^3.d$) và nhiệt độ không khí tối thiểu vào mùa đông, T_a :

$T_a \leq 10^0C$	tải trọng =	100 g $BOD/m^3.d$
$T_a \approx 20^0C$		300
$T_a \geq 25^0C$		350

$100 \text{ g BOD/m}^3.d$ vào hồ sâu $3m = 3000 \text{ kg/ha.d}$

pH là tham số ảnh hưởng lớn đến hồ kỵ khí:

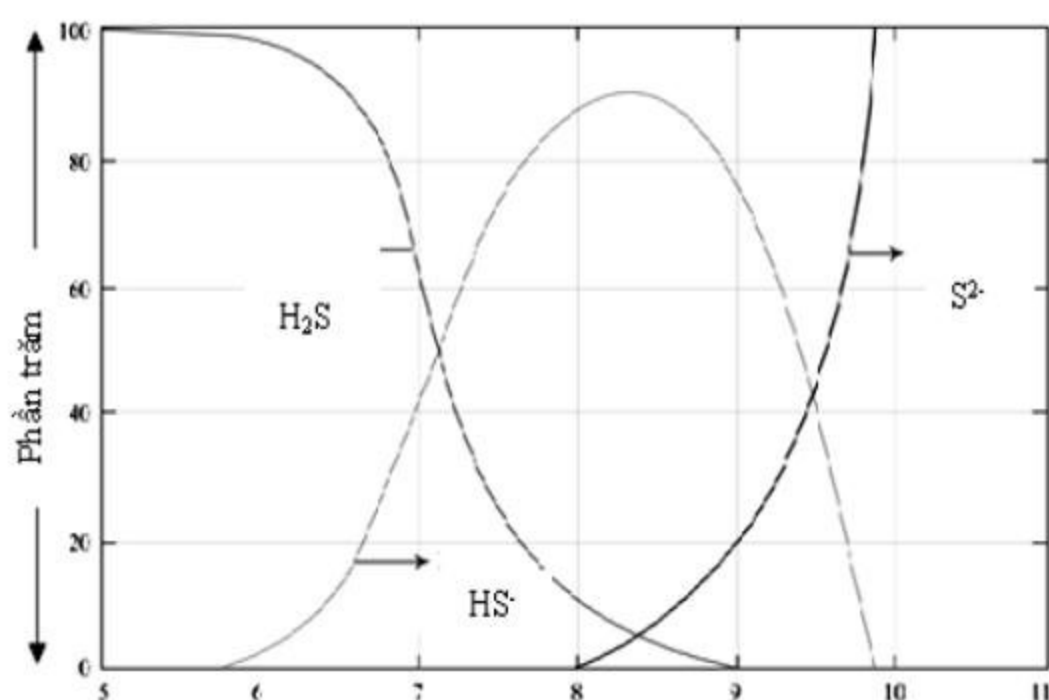
Ở $\text{pH} \approx 7$, hồ hoạt động tốt.

Lưu huỳnh, S, trở thành ion bisulfit (HS^-) không có mùi.

Khi pH thấp (dưới 7), H_2S tạo thành và gây ra mùi.

Dưới $\text{pH} \approx 6.2$, gây độc đối với vi khuẩn kỵ khí.

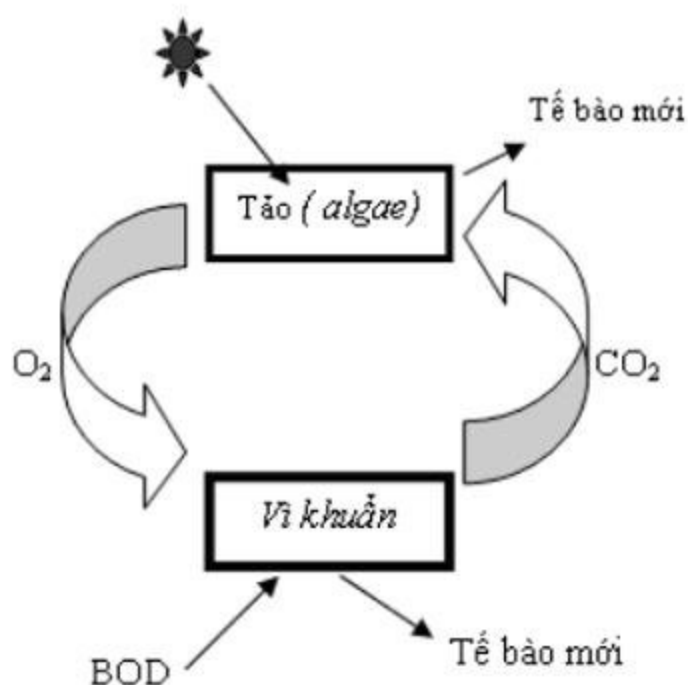
Phân bố các thành phần của lưu huỳnh trong hồ sinh học đưa ra trong hình 8.10.



Hình 8.10. Phân bố của lưu huỳnh theo pH

8.4.3. Hồ tùy nghi

Tải trọng nước thải thấp hơn nhiều so với hồ kỵ khí, từ 00 – 400 kg/ha.d của BOD.



Hình 8.11: Hoạt động của hồ tùy nghi

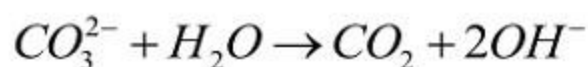
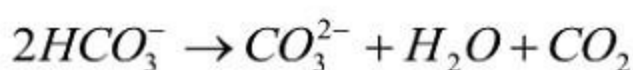
Nước hồ trong điều kiện hiếu khí và có mật độ rong tảo lớn, tạo ra oxy bằng phản ứng quang hóa khi có ánh nắng mặt trời. Lượng oxy sinh ra để oxy hóa nước thải bằng vi khuẩn (hình 8.11). Bên dưới lớp nước bề mặt là lớp đáy kỵ khí tại đó lớp bùn bị phân hủy. Hồ tùy ý có thể hoạt động như là hồ xử lý sơ cấp (không có hồ kỵ khí để xử lý sơ bộ) hoặc là hồ xử lý bậc hai (sau hồ kỵ khí). Hồ hoạt động thay đổi theo hai hướng: thời gian và không gian.

8.4.3.1. Sự thay đổi theo không gian trong hồ tùy nghi

Rong tảo đòi hỏi ánh sáng nhưng độ sâu của vùng ánh sáng (ánh sáng truyền qua) có thể bị giới hạn trong hồ do lượng rong tảo phát triển mạnh và độ đục của nước. Ánh sáng truyền trong nước chỉ đạt đến độ sâu khoảng 30 cm. Rong tảo có khuynh hướng di chuyển tới mức ánh sáng tối ưu trong hồ. Những vật không tự di chuyển phải nhờ có gió khuấy trộn để điều hòa vùng có ánh sáng. Gió cũng là một nguyên nhân xáo trộn oxy từ vùng quang hóa tới độ sâu của hồ. Trong vùng nhiệt đới, hồ có các tầng nhiệt độ khác nhau và có thể quan sát được ở độ sâu 1.5 m.

- Vào buổi sáng – gió khuấy trộn, nhiệt độ đồng nhất theo độ sâu.
- Vào giữa ngày – ấm ở bề mặt, khi có gió tạo thành các lớp phân bố nhiệt không đều: nóng ở bề mặt, lạnh phía dưới.
- Vào buổi tối – trên bề mặt mát, khi có gió xảy ra thì lớp nước bề mặt mát hơn lớp đáy.

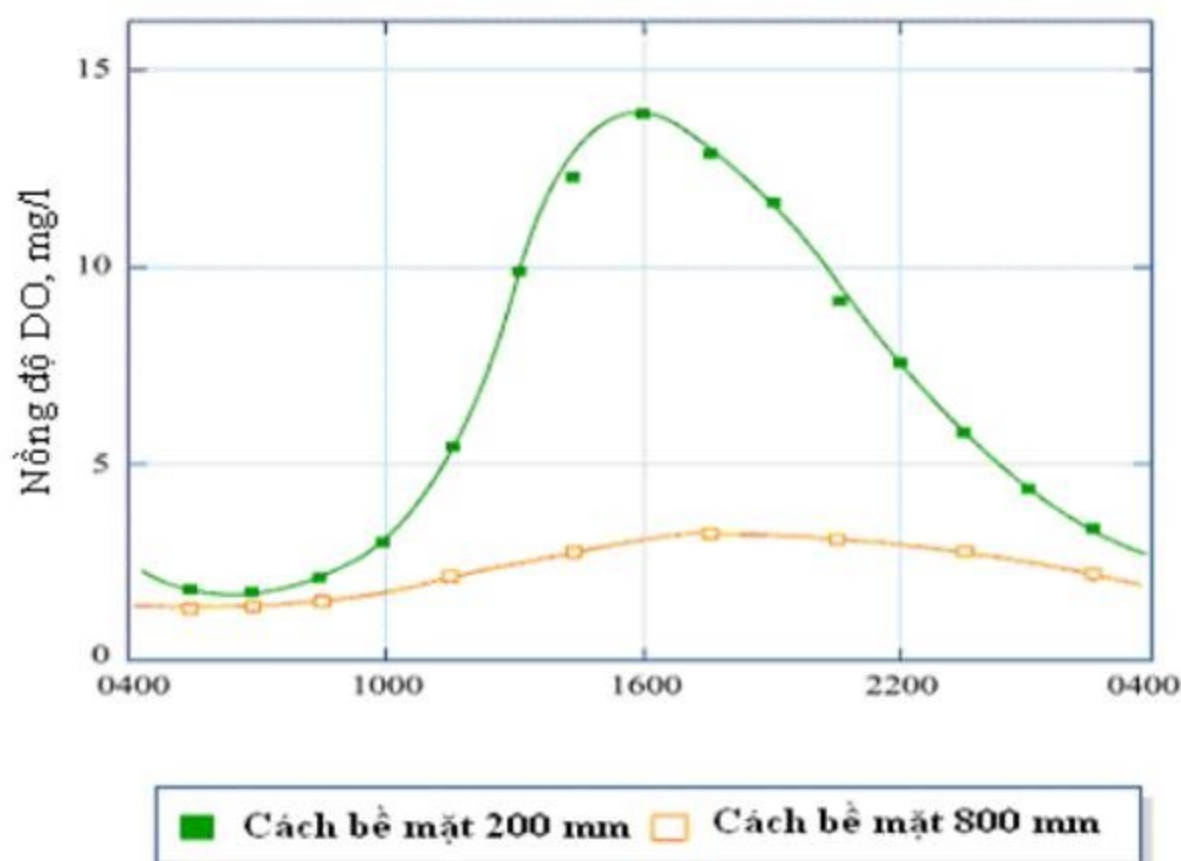
Độ sâu tối ưu cho alga di chuyển – không lên trên bề mặt (vì quá nóng) hoặc không quá sâu (quá tối) – vùng tối ưu ở từ 30 đến 50 cm dưới bề mặt. Có sự thiếu hụt oxy, ở độ sâu tại đó DO bằng không, và tầng thiếu oxy di chuyển lên trên hay xuống dưới trong ngày (hình 8.12). Ngoài tạo ra oxy, vi khuẩn tiêu thụ CO₂ dẫn đến thiếu hụt CO₂ trong cân bằng carbonat:



Sự làm giảm pH sẽ giết chết vi khuẩn *Fecal*. Từ sự biến đổi DO đo được theo thời gian có thể thấy pH của nước và DO tăng lên về ban ngày do vậy sẽ làm giảm lượng *Coliform*. Khi tăng BOD và TSS sẽ làm cho tảo xanh (*chlorophyll-a*) phát triển.

Chiều sâu của hồ có tính quyết định đến sự phát triển của vi sinh vật:

Nếu độ sâu, $H < 1\text{ m}$, thực vật và muối phát triển. $H > 1,8\text{ m}$, hồ mang tính chất anaerobic chiếm ưu thế.



Hình 8.12: Sự thay đổi nồng độ DO vào ban ngày trong hồ tùy nghi

8.4.3.2. Thiết kế hồ tùy nghi

Trong thực tế, hồ được thiết kế theo kinh nghiệm, dựa trên tải trọng diện tích (kg BOD/ ha.d) là hàm của nhiệt độ. Tải trọng BOD đối với hồ tùy nghi ở nhiệt độ khác nhau được đưa ra trong bảng 8.4.

Bảng 8.4: Tải trọng BOD đối với hồ tùy nghi

Nhiệt độ trung bình của mùa đông, $^{\circ}\text{C}$	Độ sâu của nước (m)	Tải trọng BOD (kg/(ha.d))
<0	1,5 – 2,1	11 – 22
0 – 15	1,2 – 1,8	22 – 45
> 15	1,1	45 - 90

Nguồn USEPA (1974)

Thời gian lưu nước của hồ được xác định bằng công thức:

$$t_R = \frac{V}{Q}$$

t_R được lựa chọn phụ thuộc vào nhiệt độ:

$$t_R \geq 5 \text{ ngày đối với } T < 20^{\circ}\text{C}.$$

$$t_R \geq 4 \text{ ngày đối với } T \geq 20^{\circ}\text{C}.$$

Diện tích bề mặt đòi hỏi của hồ tùy nghi được xác định bằng công thức:

$$A = \frac{Q(BOD)}{(LR)(1000)} \quad (8.24)$$

Trong đó:

A – diện tích đòi hỏi của hồ tùy nghi, ha .

BOD – nồng độ BOD trong dòng vào, mg/l

Q – lưu lượng nước thải vào, m^3/d .

LR – tải trọng BOD đối với nhiệt độ trung bình của mùa đông, $kg/ha.d$.

1000 – hệ số chuyển đổi, $1000\text{ g} = 1\text{ kg}$

8.4.4. Hồ trưởng thành

Hồ trưởng thành được sử dụng để khử vi khuẩn và vi rút gây bệnh. Đối với vi khuẩn *Ecoli* có thể bị khử đến 6 đơn vị log (6 số 99, 9999%). Đối với *virus* có thể khử 99,9997%.

Cơ chế khử vi khuẩn trong hồ trưởng thành:

- Khử bằng ánh sáng mặt trời – ánh sáng UV và sự tạo thành gốc $HO^\bullet$ khử hoạt tính của vi khuẩn.
- pH cao của nước hồ cũng là tác nhân tiêu diệt *virus*.
- Hồ trưởng thành thường có độ sâu gần $1m$ và thời gian lưu tới 10 ngày

CÂU HỎI ÔN TẬP VÀ BÀI TẬP

Câu hỏi lý thuyết

1. Trình bày quá trình nitrat hóa và khử nitrat
2. Giải thích tại sao để khử photpho lại phải qua quá trình kỵ khí – hiếu khí ?
3. Trình bày quá trình xử lý nước thải kết hợp khử N và P.
4. Xử lý nước thải bằng hồ sinh học tự nhiên là gì? Miêu tả tóm tắt hoạt động và mục đích của các loại hồ sinh học.

Bài tập

1. Phèn nhôm được cho vào bể sục khí của quá trình bùn hoạt tính truyền thống để loại photpho. Giới hạn nồng độ tổng photpho ở dòng ra là $0,5\text{ mg/l}$. Liều lượng của phèn nhôm thêm vào là 140 mg/l . Tổng nồng độ trung bình của photpho là $10,0\text{ mg/l}$ và $9,0\text{ mg/l}$ đối với dòng vào và dòng ra (dòng vào của bể sục khí) của bể lắng trong bậc một. Xác định tỷ

lệ mol của nhôm và phot pho và tỷ lệ khối lượng của nhôm cho vào lượng nhôm trong nước thải. Xác định lượng bùn tạo ra, giả sử $0,5 \text{ mg/l}$ chất rắn sinh học được sinh ra bởi 1 mg/l do khử BOD và sử dụng các số liệu cho sau đây đối với bể sục khí (với liều lượng của phèn nhôm)

$$BOD \text{ vào} = 148 \text{ mg/l}$$

$$BOD \text{ ra} = 10 \text{ mg/l}$$

$$TSS \text{ vào} = 140 \text{ mg/l}$$

$$TSS \text{ ra} = 12 \text{ mg/l}$$

Ngoài ra, cần xác định sự tăng sản lượng bùn của xử lý sinh hóa so với xử lý sinh học, giả sử 30 mg/l đối với TSS và BOD trong hệ thống truyền thống.

2. Thiết kế một hồ tùy ý ở nhiệt độ ôn hòa khi lưu lượng nước thải là $3800 \text{ m}^3/\text{d}$ và nồng độ BOD_5 bằng 200 mg/l .

- Chọn độ sâu của hồ thích hợp.
- Tính diện tích bề mặt của hồ dựa trên tải trọng diện tích BOD_5 .
- Tính thể tích hồ và thời gian lưu nước.
- Tính tải trọng thể tích ($\text{kg } BOD_5/(\text{1000m}^3\text{-d})$).
- Nếu như sự phân hủy trong hồ tùy ý có thể được xem là quá trình bậc nhất với tốc độ phân rã là $0,2 \text{ d}^{-1}$. Nồng độ BOD_5 trong nước ra từ hồ sẽ bằng bao nhiêu?

3. Lưu lượng thiết kế của hồ tùy ý cho một thành phố nhỏ là $1100 \text{ m}^3/\text{d}$ với nồng độ BOD bằng 210 mg/l . Nhiệt độ trung bình của mùa đông bằng 10°C . Hãy thiết kế ba hệ thống hồ với tải trọng chất hữu cơ nhỏ hơn 80 kg/ha.d trong hồ thứ nhất. Xác định thời gian lưu khi độ sâu trung bình của bùn bằng $0,5 \text{ m}$. Cho biết $2,0 \text{ mm}$ nước bị mất do bị thấm và bay hơi mỗi ngày.

Chương 9

BÙN SINH HỌC VÀ ỔN ĐỊNH BÙN

Mục tiêu chương 9. Sau khi học xong chương này, sinh viên nắm được:

- Tính chất của bùn sinh học.
- Quá trình ổn định bùn sinh học bằng phương pháp kỵ khí
- Các quy trình công nghệ xử lý và ổn định bùn sinh học.
- Tính toán thiết kế hệ thống xử lý bùn thải

9.1. BÙN SINH HỌC

Thành phần điển hình của bùn sinh học được đưa ra trong bảng 9.1. Các dạng bùn sinh học tạo ra trong quá trình xử lý nước thải:

- **Bùn sơ cấp:** chất rắn hữu cơ, cát, các hạt vô cơ mịn, dầu, mùi, chất lỏng đặc, bao gồm 1% bọt, nồng độ chất rắn 4% - 6%, VSS: 60% - 80%.
- **Bùn hoạt tính thải:** sinh khối màu nâu tối, lơ lửng không có hại nhưng sau đó có mùi khó chịu. Nồng độ chất rắn từ 0,5% – 1,0%, VSS: 60 – 80%

Bảng 9.1. Thành phần của bùn sinh học

Thành phần	Bùn sơ cấp	Bùn hoạt tính (WAS)	Bùn phân hủy
pH	5,0 – 6,5	6,5 – 7,5	6,5 ~7,5
Tổng chất rắn khô, %	3 ~ 8	0,5 ~ 1	5 ~10
TVS, % khối lượng khô	60 ~ 90	60 ~ 80	30 ~ 60
Tỷ trọng của hạt bùn,	1,3 ~ 1,5	1,2 ~ 1,4	1,3 ~ 1,6
Tỷ trọng thô	1,02 ~ 1,03	1,0 ~ 1,005	1,03 ~ 1,04
BOD_5/TVS	0,5 ~ 1,1	-	-
COD/TVS	1,2 ~1,6	-	-
Độ kiềm, mg/l theo $CaCO_3$	500 ~ 1500	200 ~ 500	2500 ~3500

- **Bùn lọc chậm:** tương tự như bùn hoạt tính thải, nồng độ chất rắn: 4% - 5%, VSS: 45% – 70%

- **Bùn phân hủy kỵ khí:** màu đen, đặc quánh, mùi giống đất vườn, VSS: 30% - 60%; chất rắn: 3% - 12%.
- **Bùn hoạt tính phân hủy hiếu khí:** màu nâu tối, chất rắn: 1% - 2%, VSS: 35% - 40%.
- **Bùn khử nước cơ học:** chất rắn: 15% – 40%. Chất rắn sinh học – sau khi xử lý là những sản phẩm có ích được sử dụng làm phân bón, tăng độ phì nhiêu cho đất trồng.

9.2. ĐỊNH LƯỢNG CHẤT RẮN (BÙN)

Tổng chất rắn tạo ra trong quá trình xử lý nước thải được xác định bằng công thức:

$$W_s = W_{sp} + W_{ss} \quad (9.1)$$

Trong đó:

W_s – tổng chất rắn khô, kg/d

W_{sp} – chất rắn sơ cấp thô, kg/d

W_{ss} – chất rắn thứ cấp thô, kg/d

$$W_{sp} = f \cdot SS \cdot Q$$

f – phần chất rắn lơ lửng bị loại trong lắng bậc một

$f \approx 0,4$ tới $0,6$, thường bằng $0,5$ đối với nước thải sinh hoạt

SS – nồng độ chất rắn lơ lửng trong nước thải, mg/l

Q – lưu lượng, m^3/d

$$W_{ss} = K \cdot BOD \cdot Q \quad (9.2)$$

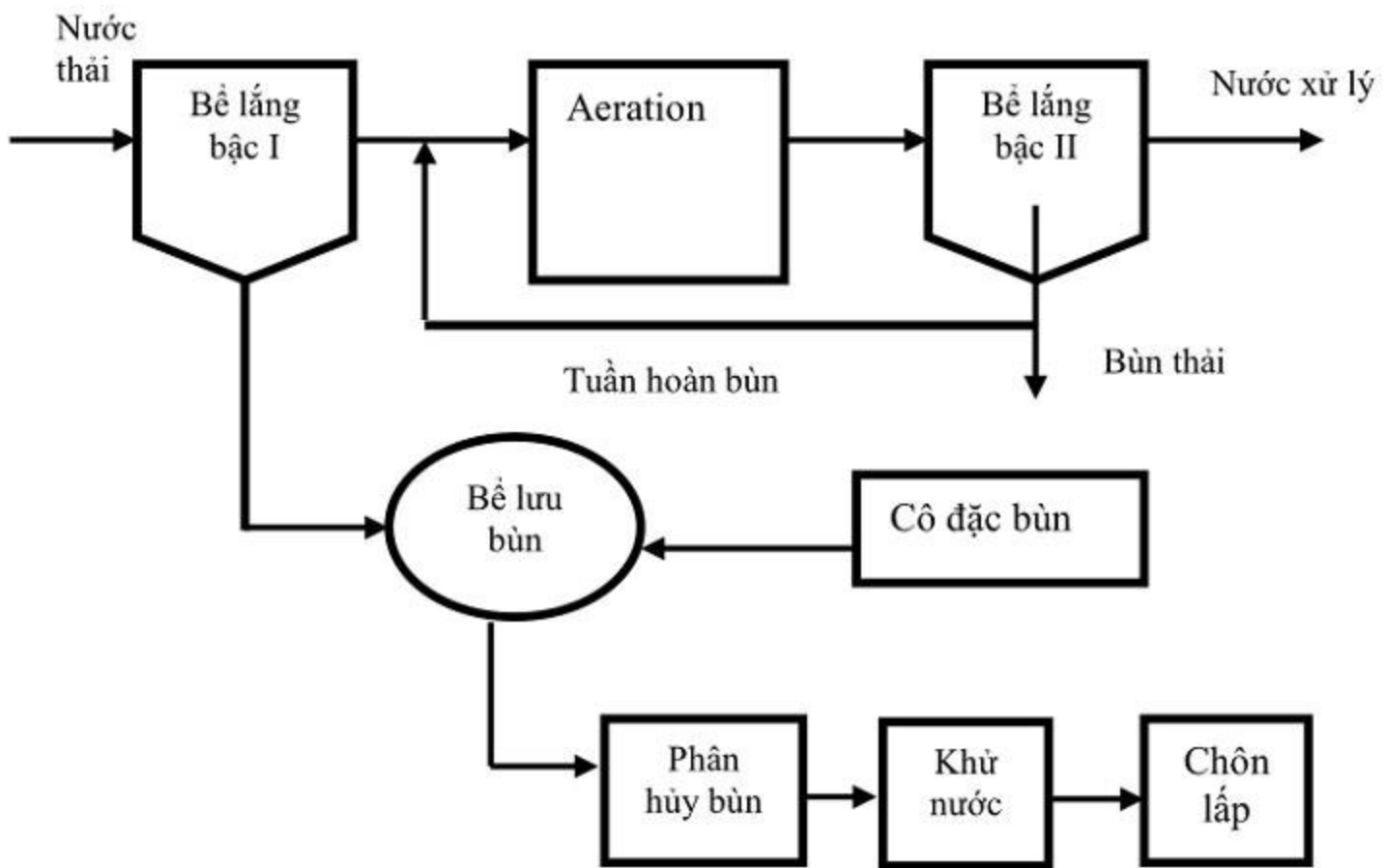
K – phần BOD của nước thải trở thành sinh khối (biomass)

$K \approx 0,3 - 0,5$ (đối với $F/M = 0,05 - 0,5 \text{ kgBOD/kg MLVSS.d}$)

K thấp đối với AST và RBC sục khí tăng cường.

9.3. HỆ THỐNG XỬ LÝ BÙN

Hệ thống xử lý bùn được minh họa trong hình 9.1, bao gồm quá trình xử lý sinh học (tạo ra bùn hoạt tính). Bùn được tập trung ở bể thu bùn sau khi được cô đặc. Tiếp theo là quá trình phân hủy bùn, làm mất nước và chôn lấp.



Hình 9.1: Hệ thống xử lý bùn hoạt tính

Quá trình làm đặc bùn cũng có thể xảy ra sau khi trộn bùn sơ cấp và thứ cấp. Chất rắn sinh học rất khó tách khỏi nước do các nguyên nhân sau đây:

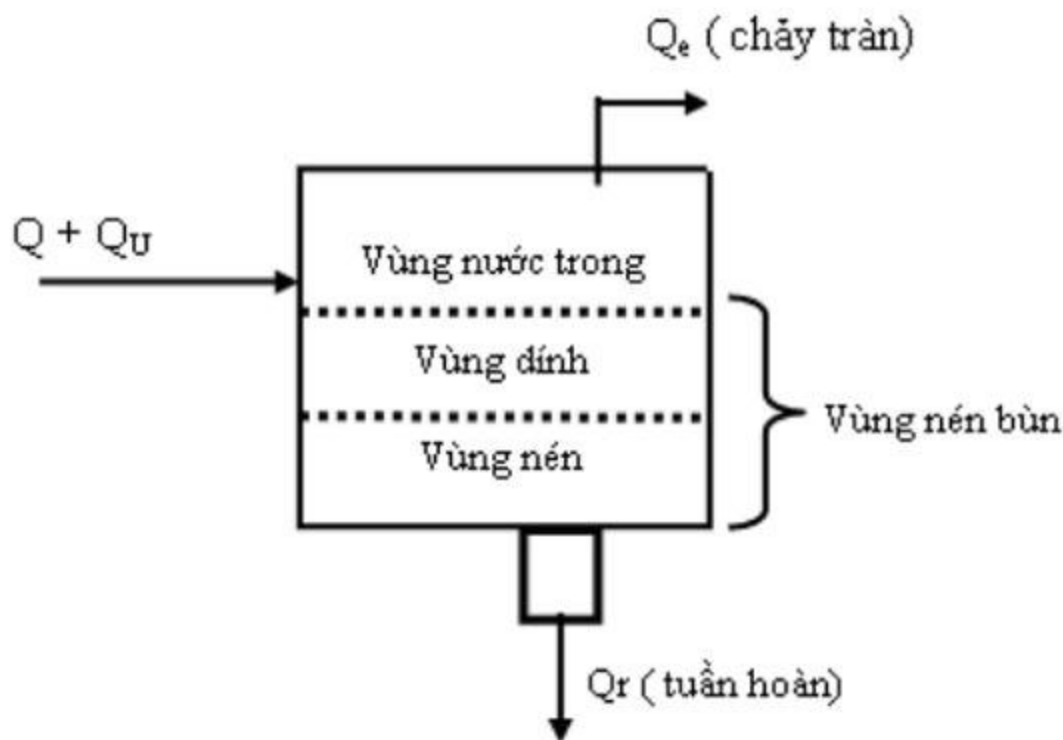
- Nước được giữ trong cấu trúc của bông tụ.
- Nước bị hấp thụ bởi hạt bùn.
- Nước chứa trong các tế bào vi khuẩn.

Tuy nhiên, bùn sơ cấp chứa các phần tử kích thước lớn nên dễ tách nước.

9.3.1. Bể lắng bùn

Để lắng bùn (làm đậm đặc bùn), bể lắng bùn hoạt động ở trạng thái ổn định và được minh họa trong hình 9.2. Một bể làm đậm đặc bùn lý tưởng bao gồm có hai vùng:

- Vùng làm trong: các hạt riêng biệt lắng từ nước thải (lắng loại I và loại II)
- Vùng nén bùn: tăng đột ngột nồng độ chất rắn và vùng nén (lắng loại III và loại IV)



Hình 9.2. Các vùng phân lớp trong bể cô đặc bùn

Trong vùng làm trong, chất rắn không tiếp xúc với nhau. Ở vùng nén bùn, chất rắn liên kết với nhau do vậy cần phải nén chúng lại và đẩy các phân tử nước ra khỏi chất rắn. Sự lắng của chất rắn trong vùng nén là một hàm của nồng độ chất rắn. Tốc độ lắng của chất rắn có thể xác định bằng thực nghiệm, (xem phần thiết kế bể lắng bậc II).

9.3.2. Nén bùn

1- Nén bùn bằng trọng lực

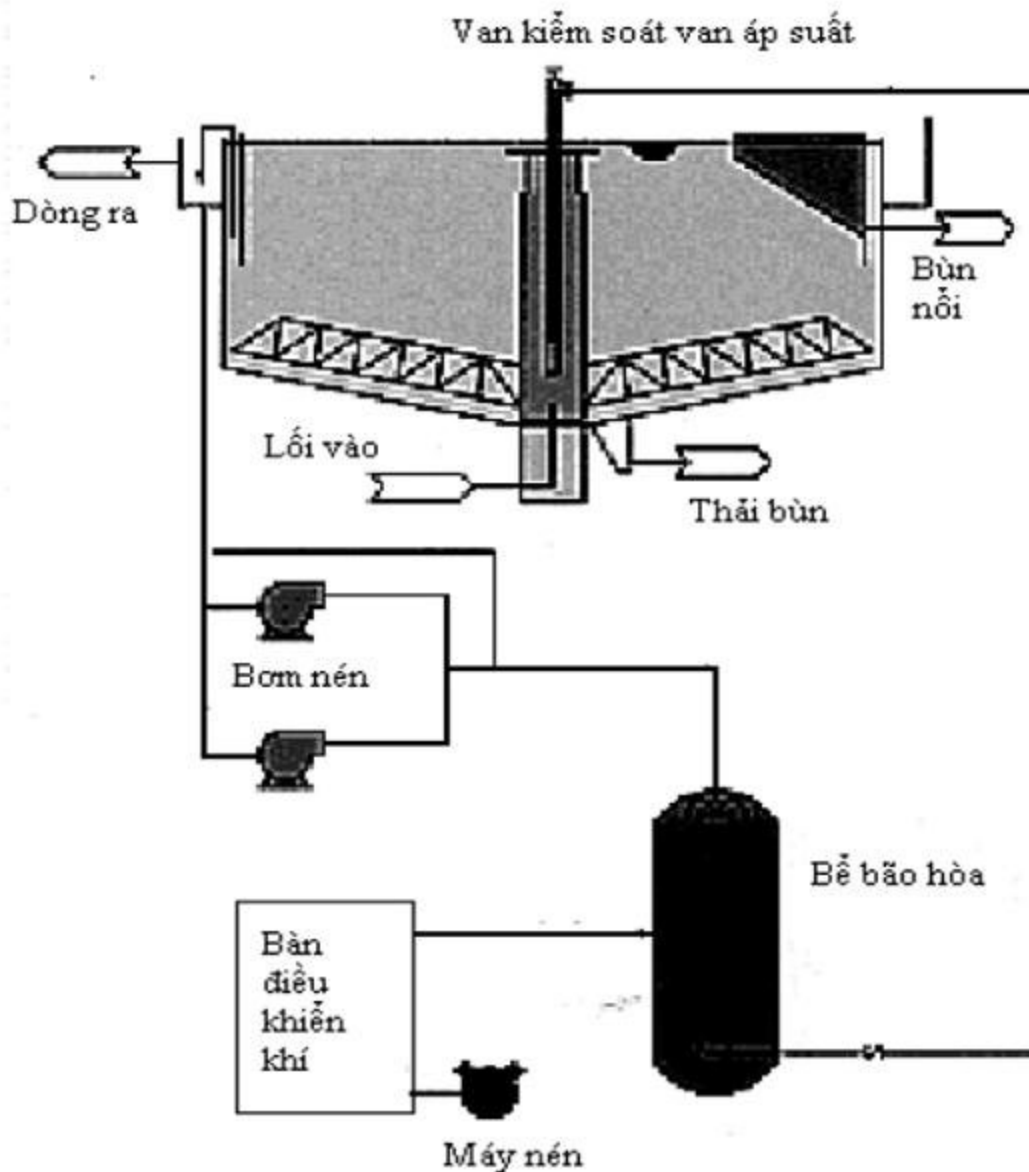
Đây là phương pháp khá phổ biến. Nguyên tắc của phương pháp là cào bùn, phá vỡ hạt bùn và giải phóng nước. Bùn sơ cấp được nén từ 4% – 8%, bùn hoạt tính được nén từ 1% - 3%. Hỗn hợp bùn sơ cấp và thứ cấp được nén từ 4% - 6%. Bùn nén được rút ra ở đáy, nước trong rút ra ở phần trên và cho tuần hoàn lại bể làm trong đợt I.

Tiêu chuẩn hoạt động:

- Chất rắn áp trên đơn vị diện tích đáy, đối với:
- Bùn thứ cấp: $100 - 150 \text{ kg/m}^2.d$
- Bùn thứ cấp + AST: $40 - 80 \text{ kg/m}^2.d$
- Bùn AST: $20-40 \text{ kg/m}^2.d$
- Chất rắn trong bùn nén chiếm từ 90 – 95%
- Lớp bùn ở đáy có độ sâu 1m đảm bảo cho bùn nén chặt (thời gian lưu bùn, $\theta_c = 24h$)

2- Tuyển nổi khí hòa tan (DAF)

Phương pháp tuyển nổi khí hòa tan hầu hết được áp dụng với chất rắn có độ nổi trung gian, ví dụ như bùn hoạt tính. Không khí hòa tan trong nước thải ở áp suất cao. Khi nước thải đi vào bể, không khí thoát khỏi dung dịch và hoạt động như hạt nhân ngưng tụ (hình 9.3). Những bọt khí bám vào chất rắn nổi lên bề mặt, ở đó chất rắn tạo bọt đi qua đập. DAF là một kỹ thuật lắng đơn giản. Bùn nén chứa khoảng 3% – 6% chất rắn. Công nghệ DAF không phù hợp cho bùn sơ cấp hoặc lọc chậm. Tải trọng điển hình chất rắn của công nghệ DAF bằng $240 \text{ kg/m}^2.d$. Nếu polymer thêm vào để làm chất trợ nổi chất rắn có thể loại đến 90% – 98% chất rắn.



Hình 9.3. Sơ đồ tuyển nổi DAF

Ưu điểm của DAF:

- Sử dụng mặt bằng có diện tích nhỏ
- Có khả năng xử lý sự thay đổi lớn chất vô cơ và hữu cơ và dòng chất thải hòa tan
- Thời gian lưu thấp
- Độ trong cao đối hầu hết các loại nước thải

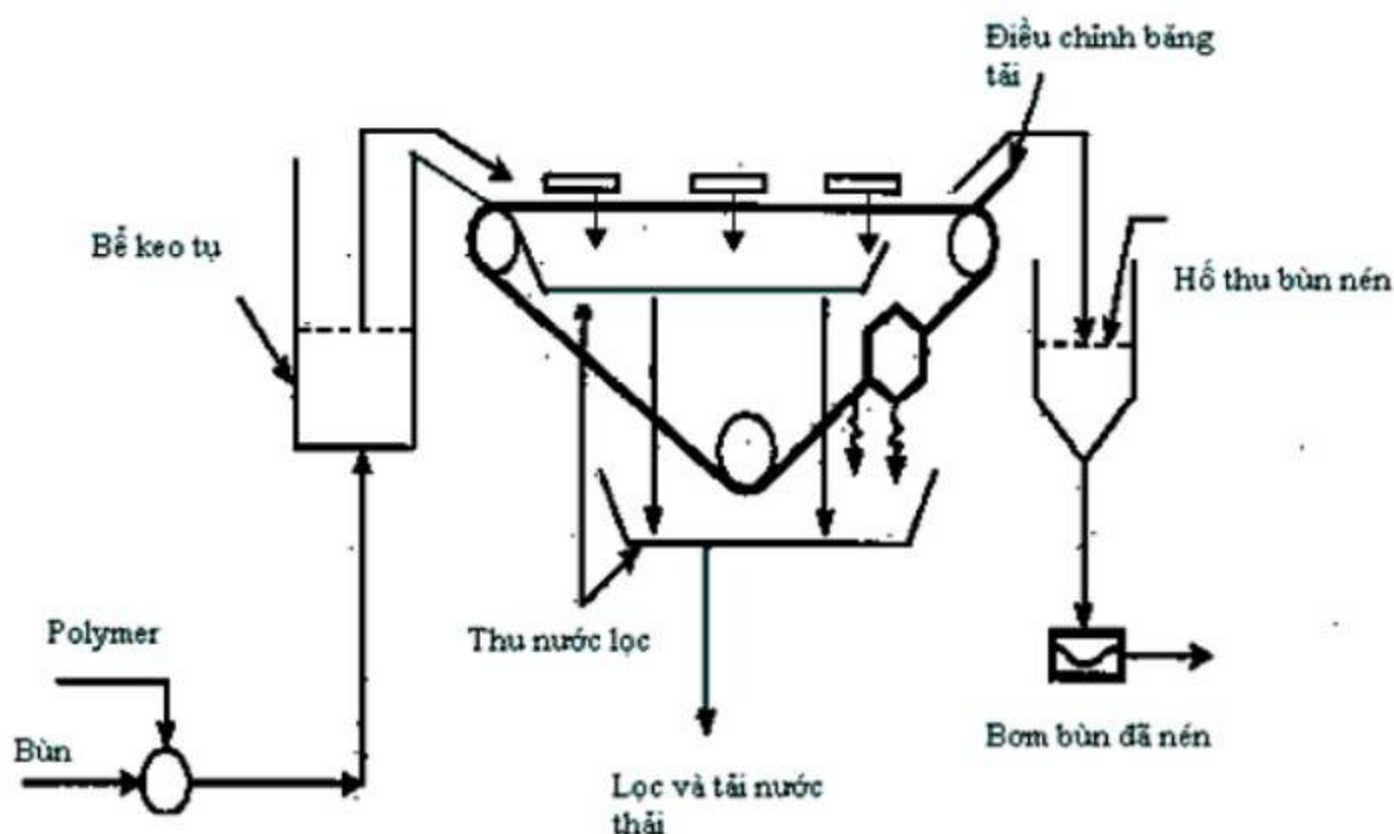
- Dễ dàng làm sạch và bảo dưỡng
- Bùn có mật độ cao có hàm lượng nước thấp
- Giá thành thiết kế thấp đối với lưu lượng nhỏ

3- Nén bùn bằng ly tâm

Ly tâm là quá trình tách chất rắn ra khỏi chất lỏng bằng cách sử dụng lực ly tâm. Bùn được ly tâm để chất rắn đậm đặc (có thể thêm polymer) bùn nén từ 5% – 8%. Phương pháp này tiêu tốn năng lượng và chỉ sử dụng khi không gian hẹp.

4- Nén bùn bằng băng tải trọng lực

Bùn được xử lý với polymer để tạo bông sau đó vận chuyển tới băng chuyền có lỗ kế tiếp liên tục. Nước được tách ra khỏi bùn dưới tác dụng của trọng lực (hình 9.4)



Hình 9.4: Hệ thống nén bùn bằng tải trọng lực

9.4. ỔN ĐỊNH BÙN

Quá trình xử lý chất rắn để làm cho chúng ổn định, nghĩa là bùn không bị phân hủy tiếp tục, không bị thối rữa. Ổn định bùn để khử mùi và vi sinh vật gây bệnh.

Các quá trình được lựa chọn để ổn định bùn:

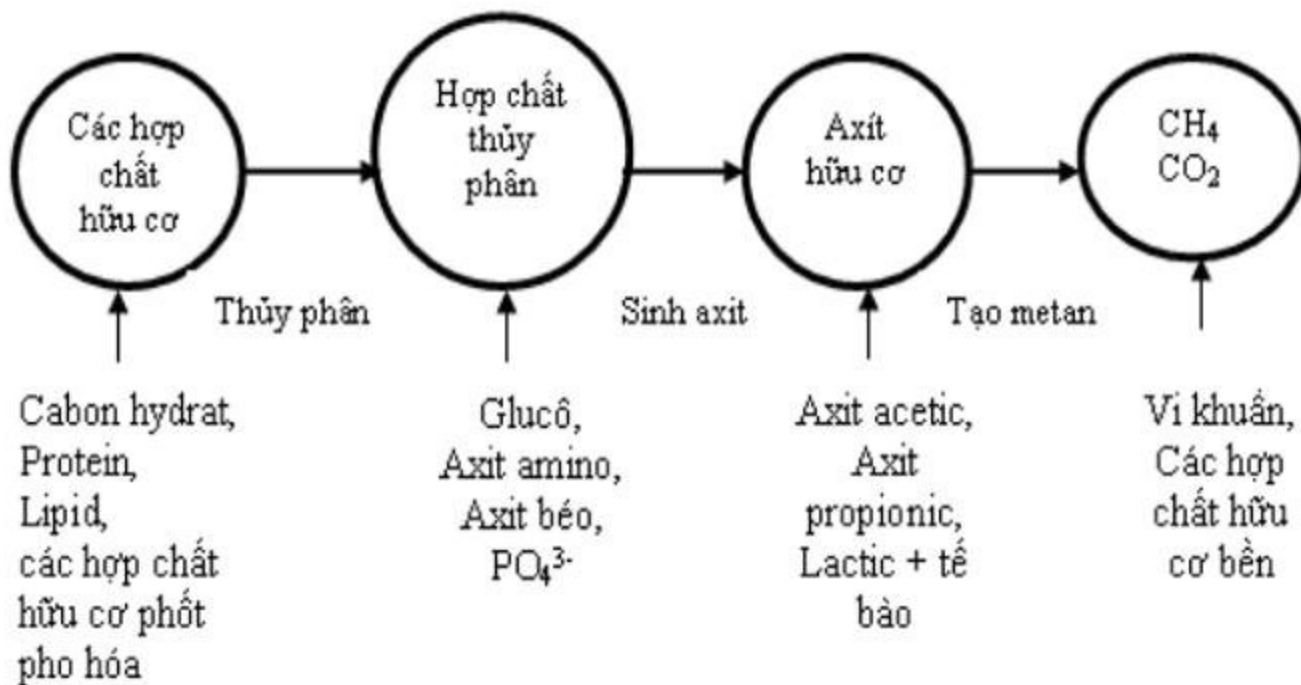
- Phân hủy kỵ khí
- Phân hủy hiếu khí

- Phân trộn (composting)
- Bền hóa kiềm (trộn vôi)
- Thiêu đốt

9.4.1. Phân hủy kỵ khí

Phương pháp phân hủy kỵ khí được sử dụng khá phổ biến để ổn định bùn. Các giai đoạn phân hủy kỵ khí bao gồm:

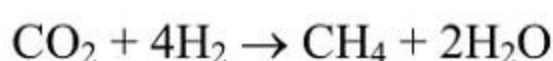
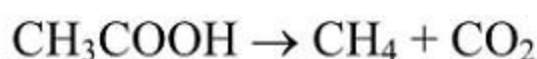
- 1) Thủy phân phân hủy các chất hữu cơ phức tạp
- 2) Sinh axit (lên men) tạo thành các axit béo bay hơi
- 3) Acetic hóa, phân hủy các axit béo phức tạp thành axit acetic
- 4) Metan hóa, chuyển axit acetic thành CO_2 và CH_4

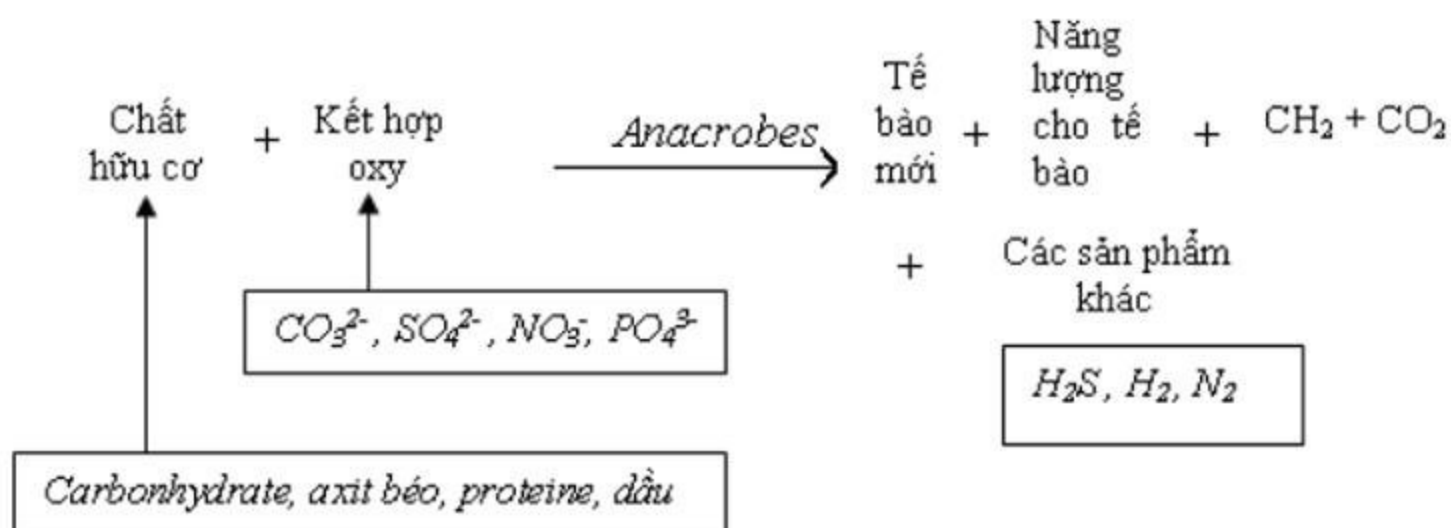


Hình 9.5. Quá trình ổn định bùn

Toàn bộ quá trình ổn định sẽ phân hủy khoảng 40% – 60% VSS . Lượng VSS bị phân hủy phụ thuộc vào tính chất của bùn – phần trăm phân hủy thấp khi các chất hữu cơ phức tạp và khó phân hủy có mặt trong bùn. Hình 9.5 mô tả quá trình phân hủy bùn kỵ khí bằng vi sinh vật. Phản ứng tổng quát của quá trình ổn định bùn có thể được biểu diễn trong hình 9.6.

Ví dụ, phản ứng đặc trưng đối với glucose (một carbonhydrat và đường đơn giản):





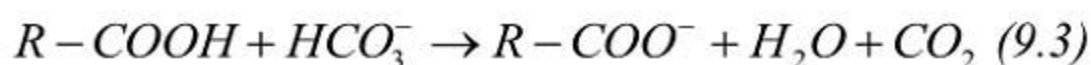
Hình 9.6. Phản ứng tổng quát của quá trình ổn định bùn

Quá trình phân hủy kỵ khí

Quá trình phân hủy kỵ khí diễn hình đối với cacbonhydrat, protein chất béo và dầu mỡ được biểu diễn như sau:

- Cacbonhydrat → Đường đơn giản → alcohol, aldehydes → axit hữu cơ
- Protein → amino axit → axit hữu cơ + NH₃
- Protein: phân tử phức tạp lớn của C, H, O, N và có thể chứa P, S.
- Amino axit chứa nhóm amino:
- Chất béo và dầu mỡ → axit hữu cơ.

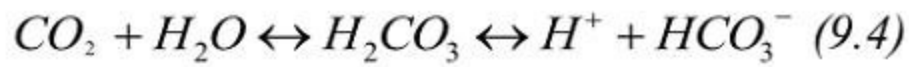
Các axit hữu cơ tạo thành từ sự phân hủy là các axit bay hơi có khối lượng phân tử thấp có thể thoát ra ở áp suất khí quyển. Vi khuẩn sinh metan (*Methanogenic bacteria*) có ở khắp mọi nơi trong tự nhiên có thể tạo ra phản ứng sinh metan ngay lập tức. Tuy nhiên, với nồng độ vi khuẩn rất thấp nên cần phải gây “mầm” vi sinh vật trong bể kỵ khí cho chúng khởi động. Vi khuẩn anaerobic khác khởi động nhanh hơn vi khuẩn sinh metan và có thể tạo ra axit béo bay hơi. Hai loại vi khuẩn này phát triển đồng thời trong bể phản ứng kỵ khí. Vi khuẩn sinh metan bị ức chế ở pH < 6,5. Vi khuẩn lên men và sinh axit bị ức chế ở pH < 5. Giữa pH 6,5 và pH 5, lượng axit bay hơi sinh ra với nồng độ đạt tới 2000 – 6000 mg/l. Bùn trở thành “chua”- tính axit. Vi khuẩn sinh metan rất nhạy cảm với nhiệt độ và pH. Hình 9.7 trình bày các trạng thái lên men metan của chất thải có thành phần phức tạp. Độ kiềm của bùn thay đổi pH do quá trình trung hòa lượng axit sinh ra:



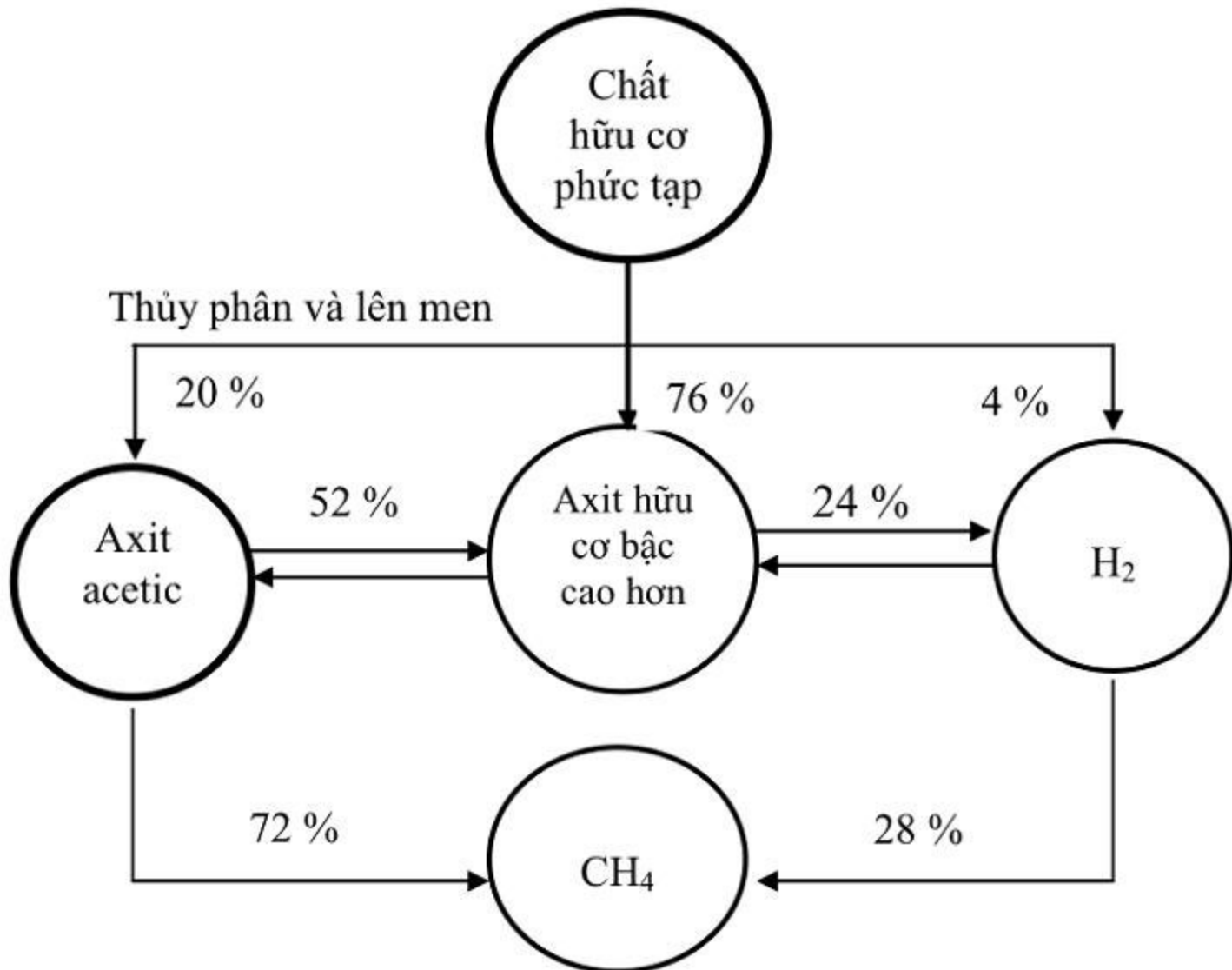
Khả năng duy trì đệm pH của hệ giảm xuống do một phần HCO₃⁻ bị mất trong quá trình trung hòa. pH sẽ thay đổi rất mạnh khi độ kiềm

theo CaCO_3 trong hệ nhỏ hơn 1000 mg/l . Độ kiềm được duy trì trong hệ anaerobic bằng hai cách:

1. Từ sản phẩm phụ, khí CO_2 :



2. Bổ sung NaHCO_3



Hình 9.7. Phần trăm các quá trình phân hủy chất hữu cơ phức tạp trong quá trình kỵ khí

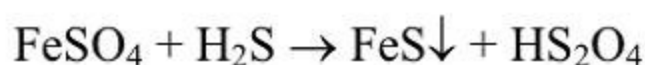
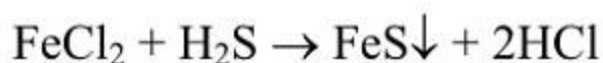
Chìa khóa để thực hiện thành công trong xử lý kỵ khí là giữ cân bằng vi khuẩn sinh metan và vi khuẩn sinh axit béo. Do vậy, phải kiểm soát pH để theo dõi trạng thái của hệ

9.4.2. Các điều kiện cho phân hủy kỵ khí

Hiệu quả của phân hủy kỵ khí phụ thuộc vào các yếu tố như nhiệt độ, pH, độ kiềm, axit béo bay hơi (*VFA*), các hợp chất ức chế, v.v. Bảng 9.2 đưa ra các tham số đặc trưng trong quá trình ổn định bùn bằng phương pháp kỵ khí.

Các hợp chất ức chế trong quá trình kỵ khí

Nồng độ cao của một số kim loại, khí amonia và sulfit là những chất ức chế của quá trình kỵ khí (bảng 9.3). Khử H_2S có thể sử dụng muối của sắt ($FeCl_2$ hoặc $FeSO_4$):



Khí hydro có thể ngăn cản quá trình sinh metan và acetat nhưng bị tiêu thụ bởi CO_2 . Do vậy, hệ cần phải đạt được sự cân bằng của các khí trong quá trình hoạt động trong bể kỵ khí.

Bảng 9.2. Các tham số trong ổn định bùn bằng phương pháp kỵ khí

Tham số	Tối ưu	Vùng sử dụng
Nhiệt độ	35^0C	$29 - 35^0C$
pH	$7 - 7,2$	$6,7 - 7,4$
Độ kiềm (Alk)		1000 – 5000 mg/l theo $CaCO_3$
Axit bay hơi		50 – 250 mg/l của axit acetic (ở 200 mg/l cực đại)
Thành phần khí	$55 - 75 \% CH_4$	
Khử chất rắn	50- 75% VSS 25 – 45% TSS	
Sản lượng khí	$0,75 - 1,1 m^3 /$ kgVSS phân hủy	

9.5. PHÂN HỦY HIẾU KHÍ

Quá trình phân hủy hiếu khí tương tự như quá trình bùn hoạt tính (hình 9.7) và có một số ưu điểm so với quá trình kỵ khí như sau:

- Giá thành đầu tư thấp
- Ít gặp khó khăn trong quá trình hoạt động
- Ít kiểm soát và bảo dưỡng

Nhược điểm:

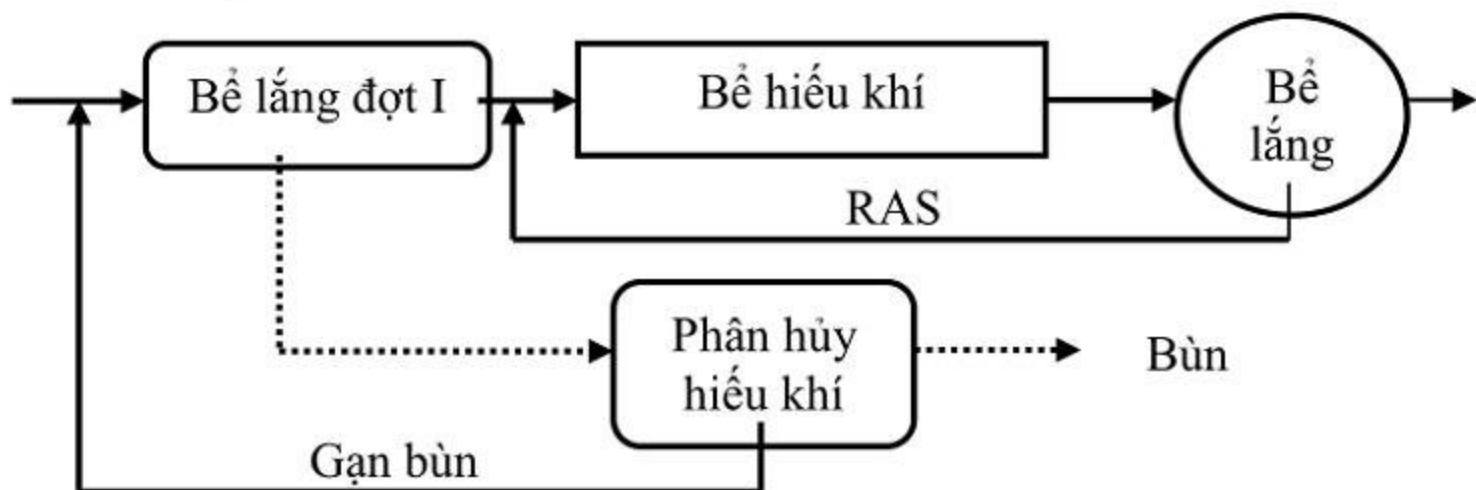
Cần nhiều năng lượng cho sục khí và khuấy trộn, không tạo ra khí metan là một loại khí có lợi cho sản xuất năng lượng. Hàm lượng chất rắn của bùn thấp, thể tích bùn lớn hơn và khó loại nước.

Phân hủy bùn bằng phương pháp hiếu khí được sử dụng ở nhà máy xử lý nước thải nhỏ. Hoạt động phân hủy bùn hiếu khí tương tự như hoạt động của bể AST

Bảng 9.3. Các chất ức chế trong quá trình kỵ khí

Chất	Nồng độ ức chế trung bình (mg/l)	Nồng độ ức chế mạnh (mg/l)
Na ⁺	3.500 – 5.500	8.000
K ⁺	2.500 – 4.500	12.000
Ca ²⁺	2.500 – 4.500	8.000
Mg ²⁺	1.000 – 1.500	3.000
N-NH ₄ ⁺ (phụ thuộc vào pH)	1.500 – 3.000	3.000
H ₂ S	200	200
Cu	-	0,5 (tan) 50 – 70 (tổng)
Cr(VI)	-	3,0 (tan) 200 – 250 tổng
Cr(III)	-	180 – 420 (tổng)
Ni	-	2,0 (tan) 20,0 (tổng)
Zn	-	1,0 (tan)

Thời gian lưu bùn xấp xỉ bằng 40 ngày ở 20 °C, 60 ngày ở 15 °C. Tải trọng chất rắn bay hơi (VS) xấp xỉ bằng 1,6 – 4,8 kg VS/ m³.d. (cao hơn so với phân hủy kỵ khí). Hoạt động của vi sinh vật chủ yếu trong giai đoạn hô hấp nội bào.



Hình 9.7. Hệ thống ổn định bùn bằng phương pháp hiếu khí

Các phản ứng hóa học xảy ra trong phân hủy hiếu khí

- Phân hủy sinh khối:



- Nitrát hóa:



9.6. CÁC QUÁ TRÌNH KHÁC ĐỂ PHÂN HỦY BÙN

Để tách nước và ổn định bùn, ngoài phương pháp phân hủy kỵ khí và hiếu khí đã giới thiệu ở trên, một số phương pháp khác cũng đã được áp dụng:

- Phơi khô bùn ngoài không khí hoặc rải bùn trên một lớp cát thô. Phương pháp này thường gây ra mùi, chỉ thực hiện được khi mùa khô, cần nhiều mặt bằng và nhân lực.
- Phân compost bằng cách trộn với chất hữu cơ như mùn cưa, vỏ trấu làm phân bón khô.
- Lọc áp suất.
- Ly tâm.
- Làm khô bằng sân phơi cát.

CÂU HỎI ÔN TẬP VÀ BÀI TẬP

Câu hỏi lý thuyết

1. Thế nào là bùn sơ cấp, bùn thứ cấp? Tính chất của bùn sinh học?
2. Hãy đưa ra các kỹ thuật công nghệ xử lý bùn sinh học.
3. Trình bày quá trình ổn định bùn.

Bài tập

1. Xác định lượng chất rắn tạo ra trong xử lý sơ cấp và thứ cấp ở nhà máy xử lý nước thải bùn hoạt tính. Giả sử bể lắng sơ cấp loại 65% TSS và 33 % BOD₅. Xác định thể tích bùn trong hai bể lắng biết rằng ở mỗi bể lắng sơ cấp và thứ cấp tương ứng chứa 6 và 12 % chất rắn. Cho biết:

- Lưu lượng trung bình nước thải = 3785 m³/d; TSS của dòng vào bể sơ cấp = 240 mg/l; BOD vào bể sơ cấp = 200 mg/l; BOD dòng vào bể thứ cấp = 30 mg/l; TSS dòng vào bể thứ cấp = 24 mg/l; Y = 0,23 kg bùn rắn trên BOD khử.

2. Xác định thể tích bùn bị giảm khi bùn được nén từ 4% tới 7% theo nồng độ chất rắn. Lượng bùn sinh ra hàng ngày là 100 m^3 .

3. pH của hệ thống xử lý bùn đo được bằng 6,3. Cần bao nhiêu NaOH để làm pH của bùn tăng lên 7,0? Thể tích của bể xử lý bùn bằng 378 m^3 . Kết quả thu được từ thí nghiệm jar test cho biết cứ thêm 36 mg NaOH vào 2 lít jar test, pH sẽ tăng lên 7,0.

4. Xác định kích thước bể kỵ khí cần thiết để xử lý bùn sơ cấp ở các điều kiện cho dưới đây, sử dụng bể trộn lẫn hoàn chỉnh. Ngoài ra, hãy kiểm tra tải trọng và định lượng khí metan và tổng lượng khí tạo thành.

Lưu lượng thiết kế: $3785 \text{ m}^3/\text{d}$; chất rắn khô khử: $0,15 \text{ kg/m}^3$; khử BOD_u : $0,14 \text{ kg/m}^3$; tỷ trọng của bùn: 1,01; lượng chất rắn của bùn: 5%; θ_c : 15 ngày; nhiệt độ: 35°C ; Y : 0,5 kg tế bào/kg BOD_u ; K_e : $0,04 \text{ d}^{-1}$; Hiệu suất sử dụng nước thải: 0,66.

5. Xác định kích thước của bể hiếu khí để xử lý bùn sơ cấp với lưu lượng bùn 590 kg/d cộng với bùn kỵ khí là 380 kg/d . Giả sử bùn đã được trộn có hàm lượng chất rắn bằng 3,8% và thời gian lưu là 18 ngày.

6. Parkin và Owen (1986) báo cáo các giá trị của các tham số sau đây đối với sự phân hủy kỵ khí của bùn xử lý bậc I.

K_s – hằng số bão hòa một nửa = $1,8 (1,12^{(T-35)}) [\text{g COD/l}]$; $\mu_{\max}$ – tốc độ tăng trưởng riêng cực đại = $0,27 (1,035^{(T-35)}) [\text{d}^{-1}]$; k – tốc độ sử dụng chất nền riêng cực đại = $6,67 (1,035^{(T-35)}) [\text{d}^{-1}]$; k_e – tốc độ hô hấp nội bào = $0,03 (1,035^{(T-35)}) [\text{d}^{-1}]$; Y – hiệu suất tế bào = $0,04 [\text{g VSS/g COD}]$; T – nhiệt độ $[^\circ\text{C}]$.

Nếu lưu lượng bùn vào bể gấp đôi và nhiệt độ đồng thời giảm từ 35°C tới 20°C , vậy những tỷ lệ gì sẽ làm hệ số an toàn giảm xuống?

Chương 10

XỬ LÝ NƯỚC THẢI BẰNG PHƯƠNG PHÁP HÓA LÝ

Mục tiêu chương 10. Sau khi học xong chương này, sinh viên nắm được:

- Cơ sở lý thuyết của quá trình hấp phụ
- Phương pháp trao đổi ion
- Tính toán thiết kế hệ thống hấp phụ
- Tính toán thiết kế tháp khử khí
- Các quá trình oxy hóa bậc cao trong xử lý nước thải

10.1. HẤP PHỤ

Hấp phụ là quá trình trong đó các chất trong dung dịch tập trung trên một bề mặt thích hợp; đây là một quá trình truyền khối của các thành phần trong pha lỏng di chuyển tới pha rắn. Quá trình hấp phụ xảy ra theo một số giai đoạn như sau: (i). Di chuyển chất tan trong dung dịch, (ii). Khuếch tán màng, (iii). Di chuyển vào lỗ chất hấp phụ, (iv). Hấp phụ hoặc hấp thu.

Hấp phụ có thể xảy ra trên bề mặt của pha hấp phụ hoặc trong các lỗ có kích thước lớn, nhỏ hoặc trung bình. Lực hấp phụ bao gồm:

- Lực Coulombic
- Điện tích điểm và lưỡng cực.
- Tương tác lưỡng cực – lưỡng cực.
- Các phân tử trung hòa tích điện điểm
- Lực London và lực Van der Waals.
- Liên kết cộng hóa trị.
- Liên kết hydro.

10.1.1. Hấp phụ đẳng nhiệt

Lượng của chất bị hấp phụ có thể bị hấp thu bởi chất hấp phụ là một hàm số của tính chất, nồng độ của chất bị hấp phụ và nhiệt độ của môi trường hấp phụ. Các tính chất của chất bị hấp phụ bao gồm độ tan, cấu trúc phân tử, trọng lượng phân tử, độ phân cực và độ bão hòa hydrocarbon (đối với chất hữu cơ). Nói chung, lượng chất bị hấp phụ là

một hàm số của nồng độ ở nhiệt độ không đổi. Khi hấp phụ chất tan trong dung dịch ở nhiệt độ không đổi được gọi là hấp phụ đẳng nhiệt. Nồng độ pha hấp phụ sau khi cân bằng được xác định theo biểu thức:

$$q_e = \frac{(C_0 - C_e)V}{m} \quad (10.1)$$

Trong đó:

q_e – nồng độ chất bị hấp phụ trên pha rắn sau khi cân bằng, *mg chất bị hấp phụ / g chất hấp phụ*

C_0 – nồng độ ban đầu của chất bị hấp phụ, *mg/l*

C_e – nồng độ cân bằng còn lại trong dung dịch của chất bị hấp phụ, *mg/l*

V – thể tích của chất lỏng trong bình thí nghiệm, *lít*

m – khối lượng chất hấp phụ, *gam*.

Các mô hình hấp phụ đẳng nhiệt

Các mô hình hấp phụ đẳng nhiệt được sử dụng để biểu diễn các số liệu thí nghiệm đẳng nhiệt đã được phát triển bởi Freundlich, Langmuir, Brunauer, Emmet và Teller (BET).

1- Mô hình hấp phụ đẳng nhiệt Langmuir

Mô hình hấp phụ Langmuir được định nghĩa như sau:

$$q_e = \frac{K_L Q_a^0 C_e}{1 + K_L \cdot C_e} \quad (10.2)$$

Trong đó:

q_e – dung tích hấp phụ khi cân bằng hấp phụ, *mg/g*.

K_L – hằng số hay hệ số Langmuir, *lít/g*;

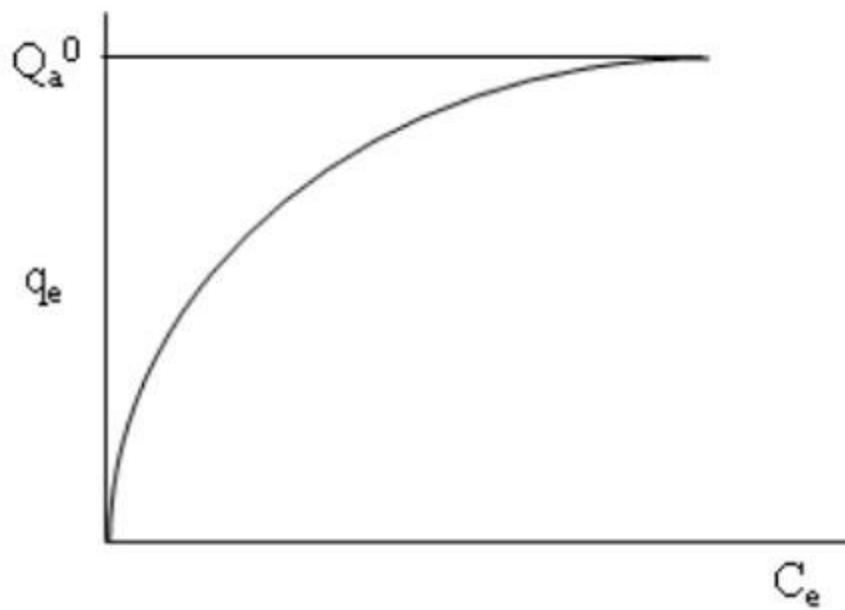
Q_a^0 - dung lượng hấp phụ cực đại, *mg/g*

C_e – nồng độ chất bị hấp phụ trong dung dịch sau khi cân bằng, *mg/l*

Đẳng nhiệt Langmuir dựa trên một số giả thiết sau đây:

- Hấp phụ đơn lớp, các vị trí hấp phụ là cố định có cùng năng lượng trên bề mặt chất hấp phụ.
- Hấp phụ thuận nghịch. Cân bằng hấp phụ đạt được khi tốc độ hấp phụ của các phân tử lên trên bề mặt chất hấp phụ bằng tốc độ giải hấp phụ của phân tử từ bề mặt chất hấp phụ đi vào dung dịch.

Đồ thị của mô hình Langmuir theo biểu thức (10.4) được biểu diễn trong hình 10.1.



Hình 10.1. Đồ thị của mô hình Langmuir

Các hằng số trong phương trình đẳng nhiệt Langmuir có thể xác định bằng đồ thị của $C_e/(x/m)$ theo C_e của phương trình bậc nhất:

$$\frac{C_e}{q_e} = \frac{1}{K_L \cdot Q_a^0} + \frac{C_e}{Q_a^0} \quad (10.3)$$

Xây dựng đồ thị tuyến tính của C_e/q_e theo C_e , phần đường thẳng bị chặn giữa trục tung và độ thị bằng $1/K_L Q_a^0$ và hệ số góc của đồ thị bằng $1/Q_a^0$.

2- Phương trình hấp phụ đẳng nhiệt Freundlich

Đối với trường hợp năng lượng bề mặt của chất hấp phụ không đồng nhất, mô hình Freundlich được sử dụng:

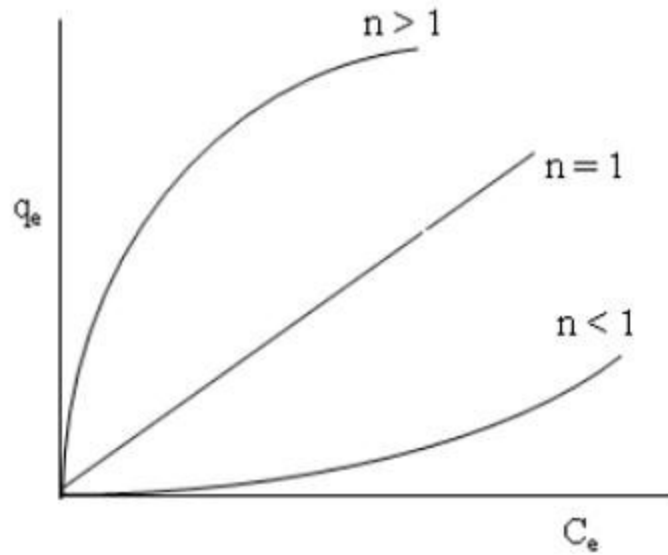
$$q_e = K_F \cdot C_e^{1/n} \quad (10.4)$$

Trong đó:

K_F – hệ số dung lượng Freundlich, (mg chất bị hấp phụ/ g chất hấp phụ)(l lít nước / mg chất bị hấp phụ)

$1/n$ – tham số cường độ Freundlich.

Mối liên quan giữa giá trị n trong phương trình Freundlich đưa ra trong hình 10.2



Hình 10.2. Đồ thị của mô hình Freundlich

Các hằng số trong đẳng nhiệt Freundlich có thể được xác định bằng cách vẽ đồ thị $\log(x/m)$ theo C_e trong phương trình bậc nhất:

$$\log q_e = \log k_F + \frac{1}{n} \log C_e \quad (10.5)$$

3- Mô hình hấp phụ BET (Brunauer, Emmett và Teller)

Mô hình BET giả thiết hấp phụ đa lớp và năng lượng giữa các lớp hấp phụ cân bằng trừ lớp hấp phụ đầu tiên. Công thức toán học của BET được trình bày như sau:

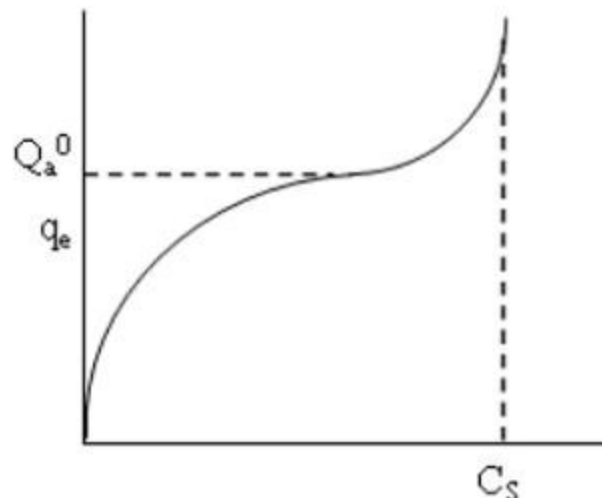
$$q_e = \frac{K_B C_e Q_a^0}{(C_S - C_e) \{1 + (K_B - 1)(C_e / C_S)\}} \quad (10.6)$$

C_S - nồng độ bão hòa (độ tan giới hạn) của chất tan, mg/l

K_B - tham số liên quan đến cường độ liên kết đối với tất cả các lớp

Khi $C_e \ll C_S$, $K_B \gg 1$ và $K = K_B / C_S$ thì mô hình BET tiếp cận tới mô hình Langmuir.

Đồ thị của mô hình BET đưa ra trong hình 10. 3



Hình 10.3. Đồ thị của mô hình BET

Các hằng số trong hấp phụ đẳng nhiệt BET có thể được xác định bằng cách vẽ đồ thị $C_e/(C_s - C_e)q_e$ theo C_e trong phương trình bậc nhất:

$$\frac{C_e}{(C_s - C_e).q_e} = \frac{K_B - 1}{K_B.Q_a^0} \times \frac{C_e}{C_s} + \frac{1}{K_B.Q_a^0} \quad (10.7)$$

Trong đó: $\frac{K_B - 1}{K_B.Q_a^0.C_e}$ là hệ số góc của đồ thị và $\frac{1}{K_B.Q_a^0}$ là khoảng cách từ gốc tọa độ đến điểm giao nhau của trục tung và đồ thị.

Hấp phụ đẳng nhiệt Langmuir được giả thiết là hấp phụ đơn lớp, các tâm hấp phụ trên bề mặt chất hấp phụ có năng lượng đồng nhất. Đẳng nhiệt Freundlich cũng được giả thiết hấp phụ đơn lớp nhưng không đòi hỏi năng lượng các tâm hấp phụ phải đồng nhất. Đẳng nhiệt hấp phụ BET là sự mở rộng của đẳng nhiệt Langmuir và Freundlich với sự hấp phụ đa lớp.

10.1.2. Hấp phụ hỗn hợp nhiều cấu tử

Trong xử lý nước thải bằng phương pháp hấp phụ, sẽ có nhiều thành phần có trong nước thải tham gia hấp phụ lên bề mặt chất rắn. Quá trình hấp phụ xảy ra với nhiều chất có cơ chế hấp phụ sẽ rất phức tạp. Để xác định dung lượng hấp phụ của một chất trong nhiều chất bị hấp phụ có trong pha lỏng, cần thiết phải tiến hành thí nghiệm trước đối với từng chất bị hấp phụ, hỗn hợp của chúng để tìm ra điều kiện thích hợp cho quá trình xử lý. Dung tích hấp phụ đối với mỗi nguyên tố từ nghiên cứu hấp phụ gián đoạn trong dung dịch chứa nhiều nguyên tố được xác định bằng phương trình:

$$q_{e,i-multi} = \frac{(C_{0,i-multi} - C_{e,i-multi}).V}{m} \quad (10.8)$$

$q_{e,i-multi}$ - dung tích hấp phụ cân bằng của của nguyên tố i quan sát được trong nghiên cứu gián đoạn hấp phụ nhiều nguyên tố, mg chất bị hấp phụ / g chất hấp phụ.

$C_{0,i-multi}$ - nồng độ ban đầu của chất i , mg/l hoặc $mmol/l$

$C_{e,i-multi}$ - nồng độ sau khi cân bằng hấp phụ của chất i , mg/l

V - thể tích của dung dịch nghiên cứu, l .

m - khối lượng của chất hấp phụ, g

Mô hình Langmuir áp dụng cho đa cấu tử trong dung dịch hấp phụ được trình bày như sau:

$$q_{e,i} = \frac{Q_{a,i}^0 \cdot K_i \cdot C_{e,i}}{1 + \sum_i K_i \cdot C_{e,i}} \quad (10.9)$$

Trong phương pháp hấp phụ cột, ví dụ sử dụng than hoạt tính để hấp phụ nhiều chất hữu cơ đồng thời trong nước thải. Dung tích hấp phụ đối với mỗi một chất sau khi qua cột được xác định bằng biểu thức:

$$q_{m,i} = \frac{(t_e - \int_{C_b}^{C_e} f(t)dt)QC_{e,i}}{W} = \frac{(V_e - \int_{V_b}^{V_e} f(V)dV)C_{e,i}}{W} \quad (10.10)$$

$$\text{và: } q_{v,i} = \frac{(t_e - \int_{C_b}^{C_e} f(t)dt)QC_{e,i}}{V} = \frac{(V_e - \int_{V_b}^{V_e} f(V)dV)C_{e,i}}{V} \quad (10.11)$$

$q_{m,i}$ - lượng của chất i hấp phụ trên một đơn vị khối lượng của chất hấp phụ, mg/g .

$q_{v,i}$ - lượng của chất i hấp phụ trên mỗi một đơn vị thể tích chất hấp phụ, mg/ml .

Q - tốc độ dòng chảy qua cột, $ml/phút$.

$C_{e,i}$ - nồng độ của chất i nước rửa ra khỏi cột ban đầu, mg/ml

W - trọng lượng khô của chất hấp phụ nhồi trong cột, g

V - thể tích của chất hấp phụ khô nhồi trong cột, ml

t_e và V_e - thời gian (phút) và thể tích qua cột để đạt bão hòa chất hấp phụ (lít)

t_b và V_b - thời gian và thể tích qua cột đạt đến điểm thoát (phút và lít tương ứng)

$f(t)$ và $f(V)$ - hàm số biểu diễn đường cong rửa thu được từ thí nghiệm cột

Diện tích trong vùng đường cong thoát (breakthrough), A ở điều kiện hấp phụ bão hòa được biểu diễn bởi công thức:

$$A = (t_e - \int_{C_b}^{C_e} f(t)dt) \quad (10.12)$$

Hiệu suất xử lý bằng phương pháp cột được xác định:

$$\text{Hiệu suất} = \frac{q_{m,i} \times W}{C_e \times Q \times (t_e - t_b)} \times 100\% \quad (10.13)$$

10.1.3. Chất hấp phụ

Các chất hấp phụ được sử dụng khá phổ biến trong xử lý nước thải bao gồm than hoạt tính, các polymer tổng hợp. Ngày nay, nhiều loại vật liệu hấp phụ vô cơ đã được nghiên cứu và điều chế để sử dụng trong xử lý nước thải.

Than hoạt tính được điều chế từ xương động vật, gỗ, vỏ trấu, gạo dứa, v.v. Chất lượng của than hoạt tính phụ thuộc chủ yếu vào vật liệu ban đầu và phương pháp điều chế than hoạt tính. Than hoạt tính có kích thước lỗ lớn $> 25\text{nm}$, trung bình $> 1\text{nm}$ và $< 25\text{nm}$; vi lỗ $< 1\text{nm}$. Có hai loại than hoạt tính là than hoạt tính bột (PAC) có đường kính hạt $< 0,074\text{mm}$, và than hoạt tính hạt (GAC) đường kính $> 0,1\text{mm}$. Bảng 10.1 đưa ra các đặc tính của than hoạt tính hạt và than hoạt tính bột.

Bảng 10.1: So sánh một số tính chất của than hoạt tính hạt và than hoạt tính bột

Thông số	GAC	PAC
Tổng diện tích bề mặt (m^2/g)	700 – 1300	800 – 1800
Khối lượng riêng (kg/m^3)	400 – 500	360 – 740
Khối lượng riêng, tẩm ướt trong nước (kg/l)	1 – 1,5	1,3 – 1,4
Vùng kích thước hạt (mm , [μm])	0,1 – 2,36	[5 – 50]
Kích thước hiệu dụng (mm)	0,6 – 0,9	
Hệ số đồng nhất (UC)	$\leq 1,9$	
Bán kính lỗ trung bình ($\text{\AA}$)	16 – 30	20 – 40
Tro (%)	≤ 8	≤ 6
Độ ẩm đóng gói (%)	2 – 8	3 – 10

Nguồn: Metcalf & Eddy, 2003

Than hoạt tính được sử dụng trong việc làm sạch các loại nước thải như:

- Loại các hợp chất hữu cơ bền
- Loại bỏ lượng tàn dư các hợp chất vô cơ như là nitơ, sunfit và kim loại nặng.
- Khử mùi và vị
- Nước sau khi xử lý có $BOD = 2\text{--}7\text{ mg/l}$; $COD = 10\text{--}20\text{ mg/l}$.
- Ở một số điều kiện tối ưu COD có thể khử đến nhỏ hơn 10 mg/l .

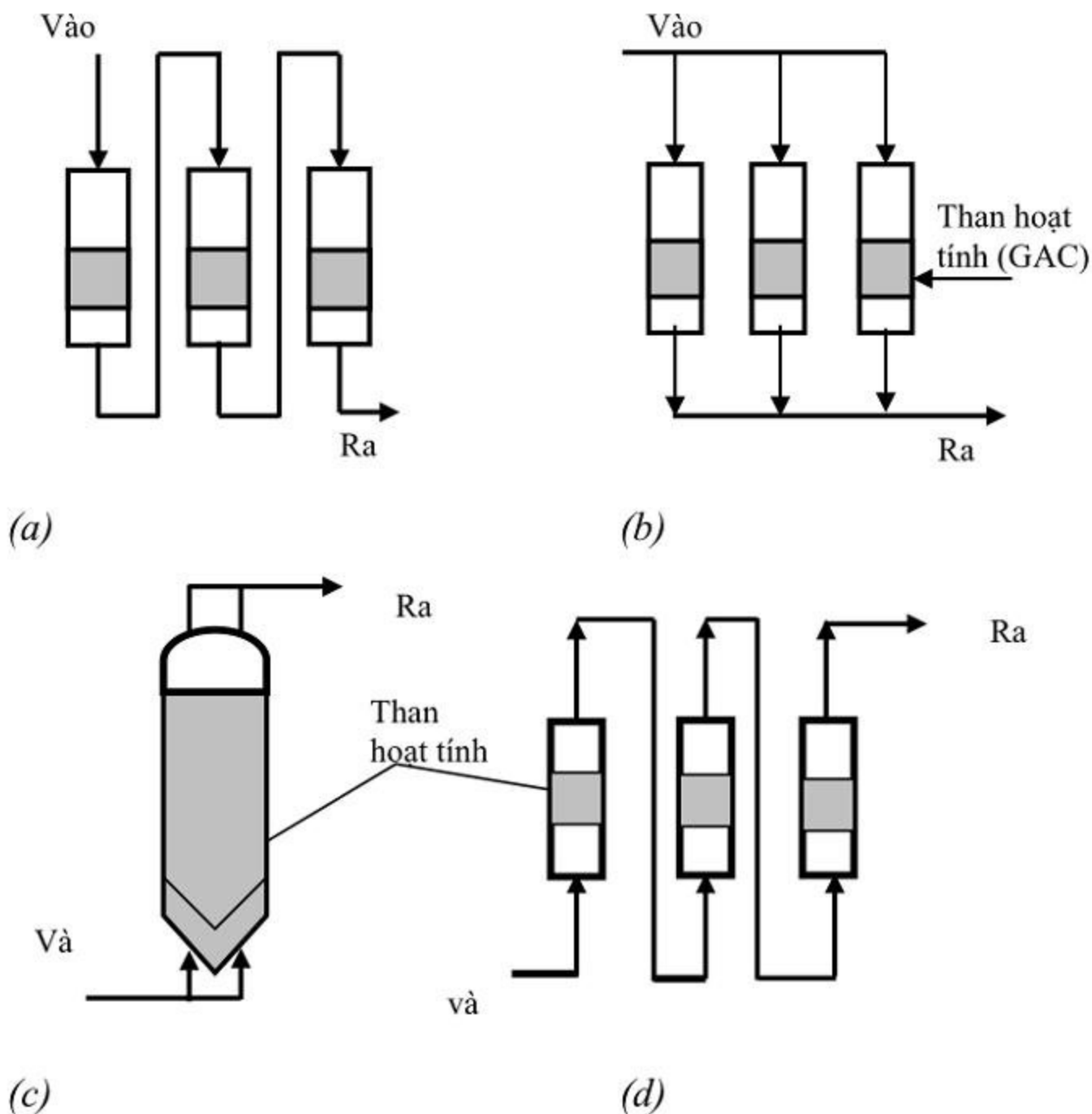
1- Xử lý với than hoạt tính hạt (GAC)

Nước thải xử lý được cho qua lớp GAC (lớp tiếp xúc) cố định trong cột hấp phụ. Dòng chảy của nước thải qua lớp GAC trong cột có thể

được nén bằng áp suất, bằng trọng lực, hướng từ dưới lên hoặc từ trên xuống trong cột đơn hoặc nhiều cột nối tiếp nhau (hình 10.4).

2- Xử lý với than hoạt tính dạng bột (PAC)

Để nâng cao chất lượng nước sau khi được xử lý trong các nhà máy xử lý nước thải sau quá trình xử lý sinh học, than hoạt tính bột được cho vào bể tiếp xúc chứa dòng ra. Sau một thời gian tiếp xúc, than hoạt tính bột được lắng xuống đáy bể. Do kích thước hạt rất mịn nên các chất điện ly được thêm vào để tăng hiệu quả lắng, hoặc lọc qua hệ thống lọc cát nhanh. Trong một số trường hợp, PAC được trực tiếp cho vào bể sục khí của quá trình bùn hoạt tính để loại bỏ những hợp chất hữu cơ khó phân hủy. Trong quá trình xử lý bằng phương pháp hóa lý, PAC được sử dụng kết hợp với các chất hóa học để kết tủa chất ô nhiễm.

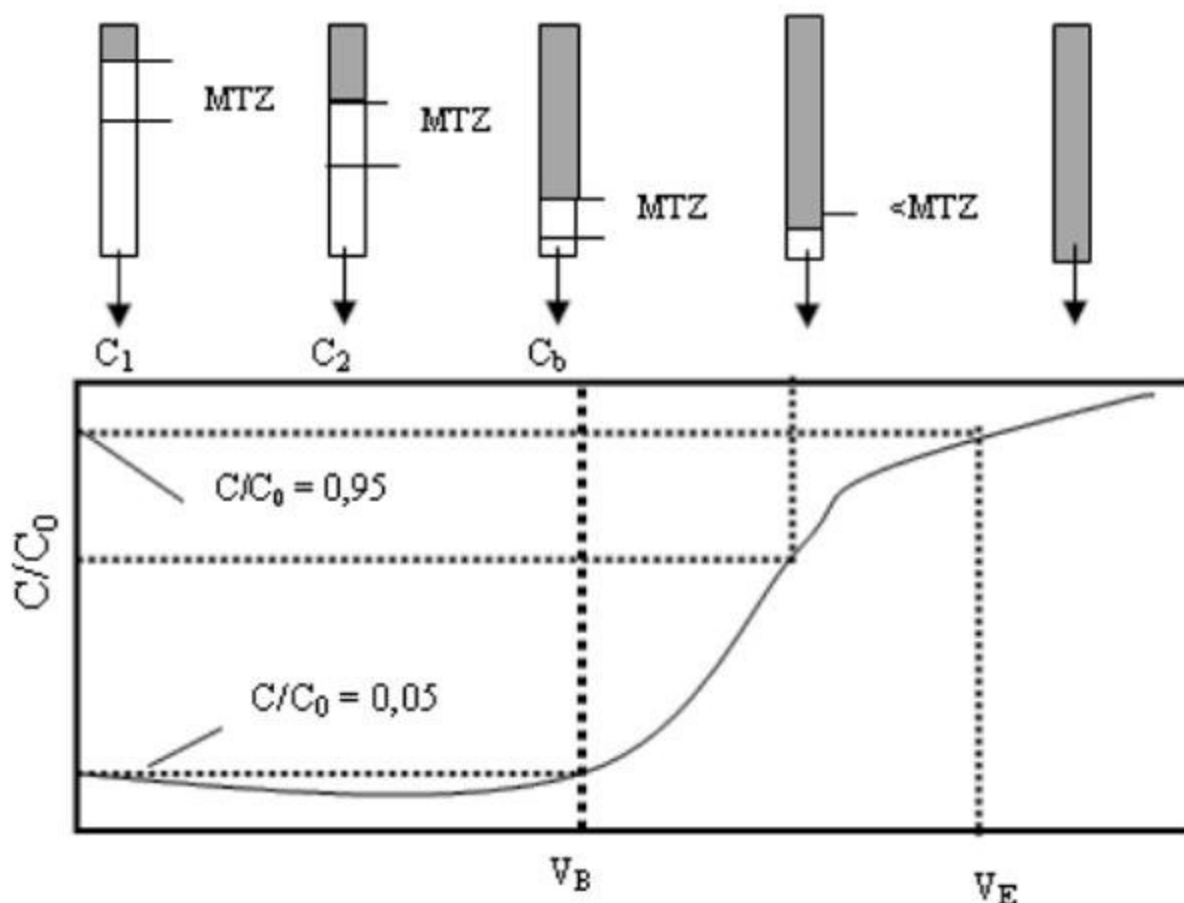


Hình 10.4: Các cột hấp phụ than hoạt tính hạt (GAC),
(a) dòng chảy đi xuống; (b) dòng chảy song song đi xuống,
(c) lớp than di chuyển; (d) dòng chảy đi lên

10.1.4. Động học hấp phụ

10.1.4.1. Vùng truyền khối

Diện tích của lớp GAC, tại đó quá trình hấp phụ xảy ra được gọi là vùng truyền khối (MTZ) (hình 10.5). Sau khi chất ô nhiễm trong nước thải bị hấp phụ trong vùng MTZ, nước thải hướng xuống phía dưới vùng có độ sâu cân bằng với lớp MTZ, nồng độ chất ô nhiễm còn lại sẽ giảm đến giá trị tối thiểu. Không có sự hấp phụ xảy ra thêm dưới lớp MTZ. Khi lớp trên cùng của GAC đã bão hòa chất bị hấp phụ, lớp MTZ sẽ di chuyển xuống phía dưới cho đến khi điểm thoát (breakthrough) xảy ra. Điểm thoát là vị trí, tại đó nồng độ tối ưu chất ô nhiễm trong nước rửa đạt 5% giá trị của nồng độ ở dòng vào. Lớp GAC đạt bão hòa khi nồng độ chất ô nhiễm trong nước rửa bằng 95% nồng độ chất ô nhiễm của dòng vào. Chiều dài lớp MTZ là một hàm của tải trọng nước chảy vào cột và tính chất của than hoạt tính. Nếu như tải trọng nước quá lớn, chiều cao của lớp MTZ sẽ lớn hơn chiều sâu của lớp GAC dẫn đến chất ô nhiễm không bị hấp phụ hoàn toàn trên cột. Khi bão hòa, nồng độ chất ô nhiễm trong nước rửa sẽ cân bằng với nồng độ chất ô nhiễm ban đầu.



Hình 10.5. Quá trình truyền khối trên cột hấp phụ GAC

Mối liên hệ giữa chiều cao của lớp MTZ và chiều cao của cột hấp phụ, thể tích V_B , và V_E được biểu diễn theo công thức:

$$H_{MTZ} = Z \left[\frac{V_E - V_B}{V_E - 0,5(V_E - V_B)} \right] \quad (10.14)$$

H_{MTZ} – chiều cao của vùng truyền khối, m

Z – chiều cao của cột hấp phụ, m

V_E – thể tích qua cột tới bão hòa, l, m^3

V_B – thể tích qua cột tới điểm thoát, l, m^3

Diện tích phần trên của đường cong thoát, S_b biểu diễn khối lượng của chất bị hấp phụ bên trong cột tương đương theo phương trình:

$$S_b = f(C_0 - C)dV \quad (10.15)$$

Lấy tích phân từ $V = 0$ đến $V = V_B$, thể tích qua cột cho đến điểm thoát. Khi cột GAC bão hòa hoàn toàn, ta có: $C = C_0$.

10.1.4.2. Dung tích hấp phụ tại điểm thoát

Trong thực tế, dung tích hấp phụ tại điểm thoát bão hòa $(x/m)_b$ của than hoạt tính trong cột đạt được nhỏ hơn nhiều so với lý thuyết và được xác định gần đúng bằng phương trình:

$$\left(\frac{x}{m}\right)_b = \frac{x_b}{m_{GAC}} = Q \left(C_0 - \frac{C_b}{2}\right) \frac{t_b}{m_{GAC}} \quad (10.16)$$

$(x/m)_b$ – dung tích hấp phụ thực tế, g/g

x_b – khối lượng chất bị hấp phụ trong cột GAC ở điểm thoát bão hòa, g

m_{GAC} – khối lượng than hoạt tính trong cột, g

Q – lưu lượng, m^3/d

C_0 – nồng độ chất bị hấp phụ trong nước rửa, g/m^3

C_b – nồng độ chất bị hấp phụ tại điểm thoát, g/m^3

t_b – thời gian đạt đến điểm thoát bão hòa, d

Giả sử nồng độ C_0 không đổi và nồng độ của chất bị hấp phụ trong nước rửa tăng tuyến tính với thời gian từ 0 cho đến C_b . Hiệu số $(C_0 - C_b/2)$ biểu diễn nồng độ trung bình của chất hấp phụ tới điểm thoát bão hòa. Thời gian đạt tới điểm thoát bão hòa được xác định theo biểu thức:

$$t_b = \frac{(x/m)_b m_{GAC}}{Q(C_0 - C_b/2)} \quad (10.17)$$

10.1.4.3. Phân tích và thiết kế lớp tiếp xúc than hoạt tính hạt

Kích thước của lớp tiếp xúc than hoạt tính sử dụng trong cột nhồi được xác định dựa vào bốn yếu tố: (i) thời gian tiếp xúc, (ii) tải trọng

nước, (iii) độ sâu của lớp cacbon, và (iv) số lần tiếp xúc. Thông thường, khi thiết kế số cột than hoạt tính, ít nhất phải thiết kế hai cột để thay đổi cho việc tái sinh hoặc thay thế mà không làm gián đoạn quá trình xử lý.

Phương trình cân bằng khối lượng ở trạng thái ổn định trong cột than hoạt tính được viết:

$$\text{Tích lũy} = \text{Vào} - \text{Ra} - \text{Lượng hấp phụ} \quad (10.18)$$

$$0 = QC_0t - QC_e t - m_{GAC} q_e$$

Q – lưu lượng thể tích, l/h

C_0 – nồng độ ban đầu của chất bị hấp phụ, mg/l

t – thời gian, giờ

C_e – nồng độ sau khi cân bằng của chất bị hấp phụ, mg/l

m_{GAC} – khối lượng chất hấp phụ, g

q_e – dung lượng hấp phụ, mg/g

Từ phương trình (10.16), tốc độ sử dụng chất hấp phụ được xác định:

$$\frac{m_{GAC}}{Qt} = \frac{C_0 - C_e}{q_e} \quad (10.19)$$

Nếu nồng độ lúc cân bằng, C_e nhỏ hơn nhiều so với lượng bị hấp phụ, có thể bỏ qua tích của $QC_e t$ trong phương trình (10.19). Do vậy:

$$\frac{m_{GAC}}{Qt} \approx \frac{C_0}{q_e} \quad (10.20)$$

Các thông số sau đây thường được sử dụng để thiết kế cột nhồi hấp phụ GAC:

1- Thời gian tiếp xúc lớp trống (EBCT)

$$EBCT = \frac{V_b}{Q} = \frac{A_b D}{v_f A_b} = \frac{D}{v_f} \quad (10.21)$$

$EBCT$ – thời gian tiếp xúc lớp trống, h

V_b – thể tích của GAC trong cột, m^3

Q – lưu lượng thể tích, m^3

A_b – tiết diện của lớp lọc GAC, m^2

D – chiều cao lớp GAC trong cột, m

v_f – tốc độ chảy tuyến tính, m/h

2- Khối lượng riêng của than hoạt tính

Khối lượng riêng của than hoạt tính được xác định:

$$\rho_{GAC} = \frac{m_{GAC}}{V_b} \quad (10.22)$$

ρ_{GAC} - khối lượng riêng của cacbon, g/l

m_{GAC} - khối lượng của cacbon, g

V_b - thể tích của lớp lọc cacbon, l

3- Số lượng nước thải ST, m³ đưa vào xử lý trên một đơn vị khối lượng (g) cacbon

$$ST = m^3/g = \frac{Qt}{m_{GAC}} = \frac{V_b t}{EBCT \times m_{GAC}} \quad (10.23)$$

$$\text{hay: } ST = \frac{V_b t}{EBCT(\rho_{GAC} \times V_b)} = \frac{t}{EBCT \rho_{GAC}} \quad (10.24)$$

4- Tốc độ sử dụng cacbon (CUR) biểu diễn một gam cacbon trên 1m³ nước xử lý

$$CUR(g / m^3) = \frac{m_{GAC}}{Qt} = \frac{1}{ST} \quad (10.25)$$

5- Thể tích của nước được xử lý đối với EBCT đã cho, biểu diễn theo lít (l)

$$\text{Thể tích của nước thải được xử lý (l)} = \frac{\text{Khối lượng GAC đối với EBCT đã cho}}{\text{Tốc độ sử dụng GAC}} \quad (10.26)$$

6- Thời gian phục vụ của lớp hấp phụ (d)

$$\text{Thời gian sống (d)} = \frac{\text{Thể tích nước thải được xử lý đối với EBCT đã cho}}{Q} \quad (10.27)$$

10.2. TRAO ĐỔI ION

Trao đổi ion là một quá trình, trong đó các ion của chất tan trong dung dịch trao đổi ion với các nhóm chức của chất trao đổi ion. Chất trao

đổi ion thường ở dạng rắn và không tan. Phương pháp trao đổi ion được sử dụng phổ biến trong xử lý nước sinh hoạt như làm mềm nước, tách Fe và Mn và một số chất hòa tan khác trong nước ngầm. Quá trình trao đổi ion có thể là phương pháp gián đoạn (phương pháp mẻ) hoặc phương pháp liên tục (cột nhồi).

10.2.1. Chất trao đổi ion

Chất trao đổi ion tự nhiên đã được phát hiện rất sớm, đó là các zeolite sử dụng để làm mềm nước. Zeolite là aluminosilicate phức hợp với Na và các ion linh động. Ngày nay, các zeolite được điều chế có những ưu điểm vượt trội so với zeolite tự nhiên như dung tích trao đổi lớn hơn và tăng khả năng hấp phụ chọn lọc hơn.

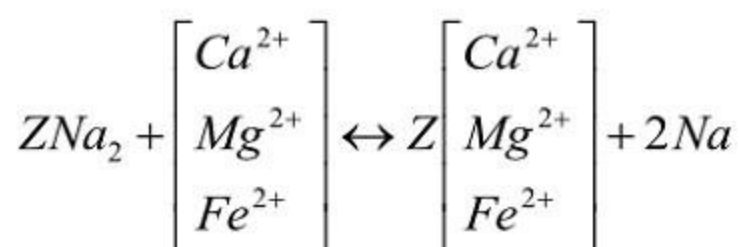
Các chất trao đổi ion hữu cơ được tổng hợp trên cơ sở đồng polymer hóa styrene và divinylbenzene là một thành tựu to lớn trong công nghệ hóa học. Các chất trao đổi ion hữu cơ tổng hợp đã được sử dụng rộng rãi trong xử lý môi trường nước. Có năm loại chất trao đổi ion tổng hợp thường được sử dụng:

- Nhựa trao đổi ion axit mạnh
- Nhựa trao đổi ion bazơ mạnh
- Nhựa trao đổi ion axit yếu
- Nhựa trao đổi ion bazơ yếu

10.2.2. Phản ứng trao đổi ion

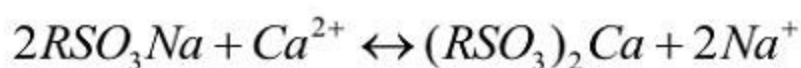
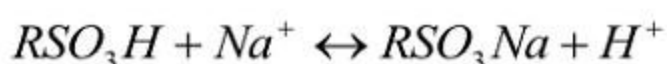
Các phản ứng đặc trưng của các chất trao đổi ion tự nhiên và nhân tạo xảy ra như sau:

Đối với Na-Zeolite tự nhiên (ZNa₂):

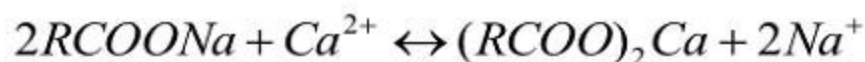


Đối với nhựa tổng hợp (R):

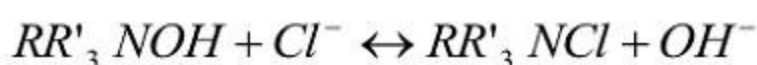
+ Trao đổi của ion axit mạnh:



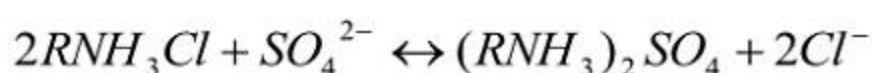
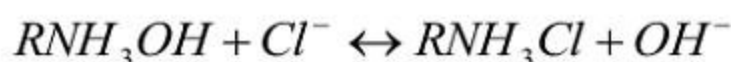
+ Trao đổi ion axit yếu:



+ Trao đổi của anion bazơ mạnh:



+ Trao đổi anion bazơ yếu:



10.2.3. Dung tích trao đổi của nhựa trao đổi ion

Dung tích trao đổi của nhựa trao đổi ion thường được biểu diễn theo gam của $CaCO_3$ trong mỗi một m^3 nhựa (g/m^3) hoặc đương lượng gam trong một m^3 ($g\ eq/m^3$):

$$\frac{1eq}{m^3} = \frac{(1eq)(50gCaCO_3/eq)}{m^3} = 50gCaCO_3 / m^3 \quad (10.28)$$

10.2.4. Hóa học của trao đổi ion

Hóa học của quá trình trao đổi ion có thể biểu diễn bằng phương trình phản ứng của chất A trong nhựa trao đổi ion và ion B trong dung dịch như sau:



R- là nhóm anion gắn trên nhựa trao đổi ion, A và B là cation trong dung dịch. Theo định luật tác dụng khối lượng ta có thể viết:

$$\frac{[A^+]_S^n [R_n^-B^{+n}]_R}{[R^-A^+]_R^n [B^{+n}]_S} = K_{A^+ \rightarrow B^{+n}} \quad (10.30)$$

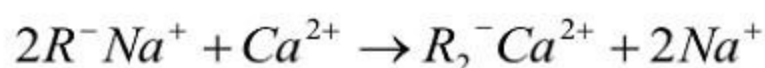
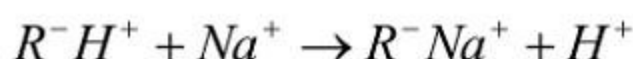
$K_{A^+ \rightarrow B^{+n}}$ - hệ số chọn lọc

$[A^+]_S$ - nồng độ chất A trong dung dịch

$[R^-A^+]_R$ - nồng độ A trong nhựa trao đổi

Phản ứng trao đổi giữa ion Na^+ và ion Ca^{2+} để làm mềm nước sử dụng nhựa trao đổi ion axit mạnh R. Nhựa được tái sinh lại sau khi bão hòa bằng HCl và NaCl như sau:

+ Phản ứng trao đổi:



+ Tái sinh



Phương trình cân bằng đối với Ca^{2+} và Na^+ như sau:

+ Đối với Na^+

$$\frac{[H^+][R^-Na^+]}{[R^-H^+][Na^+]} = K_{H \rightarrow Na}$$

+ Đối với Ca^{2+}

$$\frac{[Na^+]^2[R^-Ca^{2+}]}{[R^-Na^+]^2[Ca^{2+}]} = K_{Na \rightarrow Ca}$$

Hệ số chọn lọc phụ thuộc chủ yếu vào bản chất và hóa trị của ion, dạng của nhựa, pH và nồng độ ion trong nước. Hệ số chọn lọc tăng dần theo dãy:

+ Đối với cation:



+ Đối với anion:



10.2.5. Ứng dụng phương pháp trao đổi ion

1- Kiểm soát nitơ

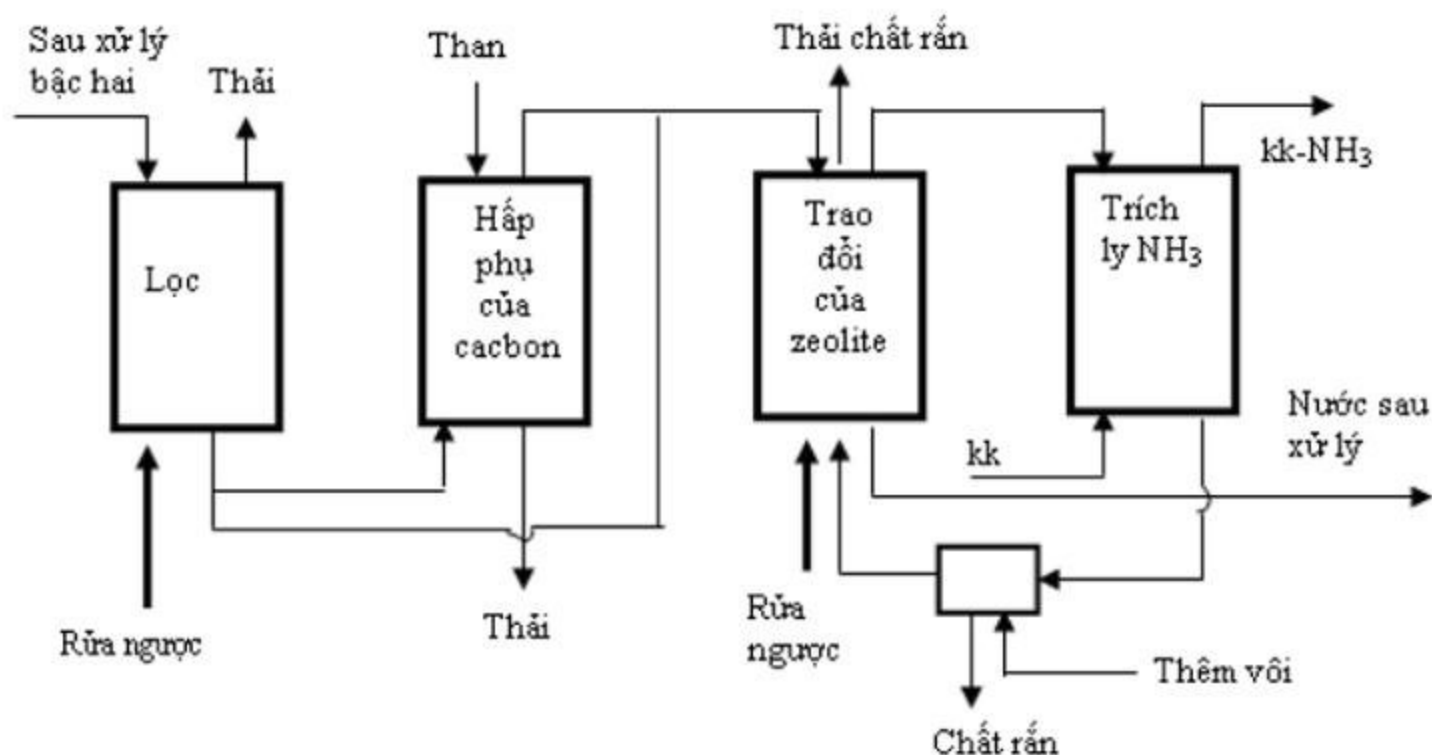
Để kiểm soát nitơ, ion cần phải tách từ nước thải là amoni (NH_4^+) và nitrat (NO_3^-). Các zeolite tự nhiên thường được sử dụng để hấp phụ ion amoni, khoáng clinopotilotie là một ví dụ. Do có ái lực rất mạnh với ion amoni nên clinopotilotie được sử dụng khá rộng rãi trong xử lý nước thải. Tái sinh lại khi zeolite bão hòa bằng $Ca(OH)_2$, ion amoni chuyển thành ammoniac tách ra khỏi chất trao đổi bằng phương pháp trích ly. Hình 10.6 giới thiệu sơ đồ tách amoni bằng zeolite.

Khi sử dụng nhựa trao đổi ion tổng hợp để loại NO_3^- , hai vấn đề thường gặp phải là: (i) ảnh hưởng của các anion khác, đặc biệt là ion SO_4^{2-} sẽ làm cho dung tích trao đổi của nhựa giảm xuống; (ii) vì ái lực đối với NO_3^- yếu hơn SO_4^{2-} nên sẽ có hiện tượng lượng nitrat bất ngờ giải phóng ra khỏi cột. Để khắc phục các khó khăn này, một số loại nhựa đã được tổng hợp với dung tích trao đổi lớn hơn đến 25% tổng dung tích trao đổi của nitrat và sulphat.

2- Tách kim loại nặng

Loại bỏ ion kim loại ra khỏi nước thải sau khi xử lý trước khi thải ra môi trường là một trong những đòi hỏi của nhiều hệ thống xử lý nước thải. Trao đổi ion là một trong những phương pháp thường được áp dụng trong các trường hợp sau đây:

- Tách trước các ion kim loại có khả năng gây độc cho vi sinh vật trước khi xử lý bậc hai.
- Thu hồi ion kim loại trong nước thải của các cơ sở xi mạ, luyện kim, sản xuất linh kiện điện tử.
- Tách ion kim loại sau khi tách trước bằng các phương pháp hóa học như kết tủa, oxy hóa khử...
- Thu hồi kim loại quý



Hình 10.6: Sơ đồ tách amoni

Quá trình trao đổi ion phụ thuộc rất mạnh vào pH của môi trường hấp phụ. Các ion kim loại có thể tồn tại những ion tự do hoặc ion phức sẽ làm tăng hoặc giảm dung tích hấp phụ của nhựa trao đổi ion.

10.3. TRÍCH LY

10.3.1. Cơ sở của phương pháp trích ly

Phương pháp trích ly được sử dụng để loại bỏ các hợp chất hữu cơ bay hơi (*VOCs*), amonia, H_2S . Cơ sở của phương pháp là sự trao đổi khối lượng giữa pha khí và pha nước tuân theo định luật Henry:

$$\frac{C_G}{C_W} = H' \quad (10.31)$$

H' – hệ số của định luật Henry

C_G – nồng độ của chất khí trong pha khí (mol/m^3)

C_W – nồng độ của chất khí trong pha nước (mol/m^3)

Các giá trị H' của một số chất khí đưa ra trong bảng 10.2. Định luật Henry có thể biểu diễn theo áp suất riêng phần:

$$H = \frac{P}{C_W} \quad (10.32)$$

Trong đó:

H – hệ số của định luật Henry ($atm \cdot m^3/mol$)

P – áp suất riêng phần của chất khí (atm)

và:

$$H' = H/RT \quad (10.33)$$

R – hằng số khí $= 8,206.10^{-5} \text{ atm} \cdot m^3/mol \cdot K$;

T – nhiệt độ tuyệt đối ($^{\circ}K$).

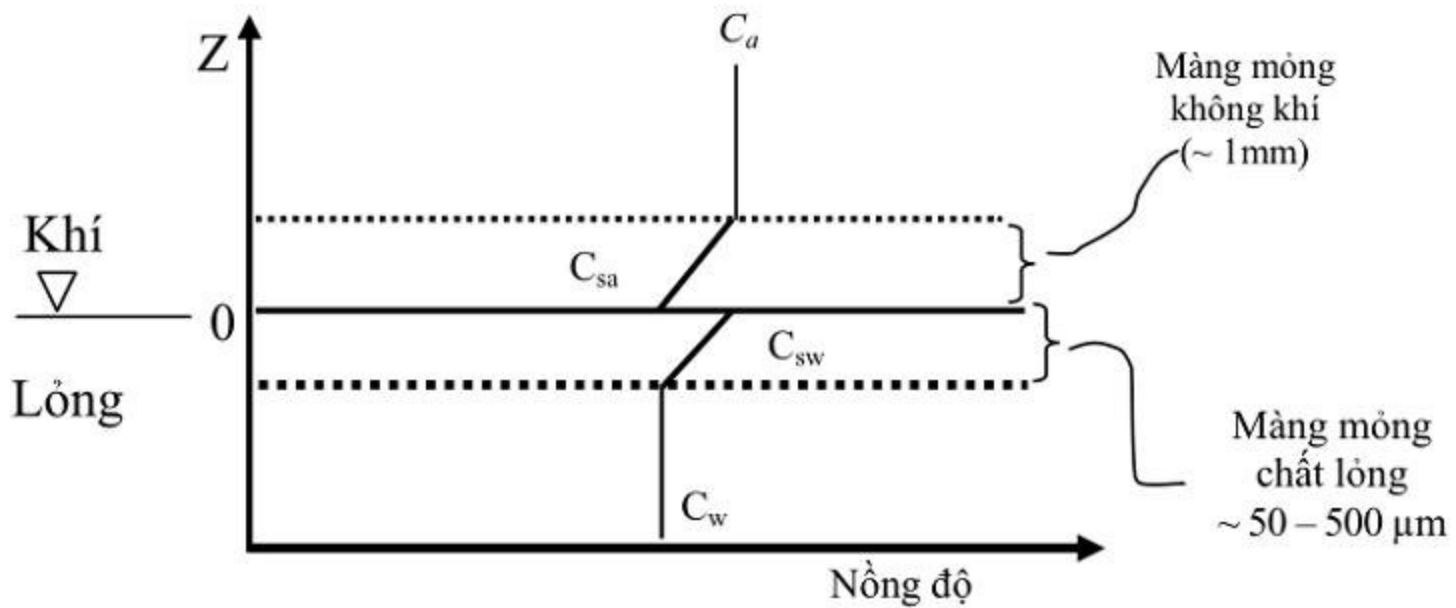
Sự trao đổi khối lượng của chất khí giữa hai pha nước và khí được trình bày bằng lý thuyết hai lớp. Quá trình truyền khối giữa pha lỏng và pha khí bị giới hạn bởi sự khuếch tán qua các lớp màng ở bề mặt ranh giới khí- lỏng.

Bảng 10.2. Các giá trị của H' đối với một số chất khí

Chất khí	H'	Ghi chú
Trichloroethylene	0,53	Dung môi sử dụng khá phổ biến trong công nghiệp
CCl_4	0,98	
Benzen	0,24	
O_2	26	
Khí amoni (NH_3)	0,73	Phải tăng pH để chuyển NH_4^+ thành NH_3 Phần trăm $NH_3 = 100/(1 - 1,75.10^9 [H^+])$

Sự truyền khối của chất khí và chất lỏng được minh họa trong hình 10.7 ở điều kiện: $\frac{C_{sa}}{C_{sw}} = H' < 1$.

Đối với các hợp chất hữu cơ dễ bay hơi (VOC) khi $H' \gg 0,01$, lớp màng ở pha khí không ảnh hưởng đáng kể đến quá trình truyền khối. Ảnh hưởng chính đến quá trình là lớp màng ở pha nước (hình 10.8).



Hình 10.7: Sơ đồ biểu diễn sự truyền khối của chất khí và chất lỏng

Tốc độ truyền khối của chất khí của pha khí và pha nước được xác định bằng công thức:

$$\frac{dm}{dt} = -D_w A \left[\frac{C_a / H' - C_w}{\delta_w} \right] \quad (10.34)$$

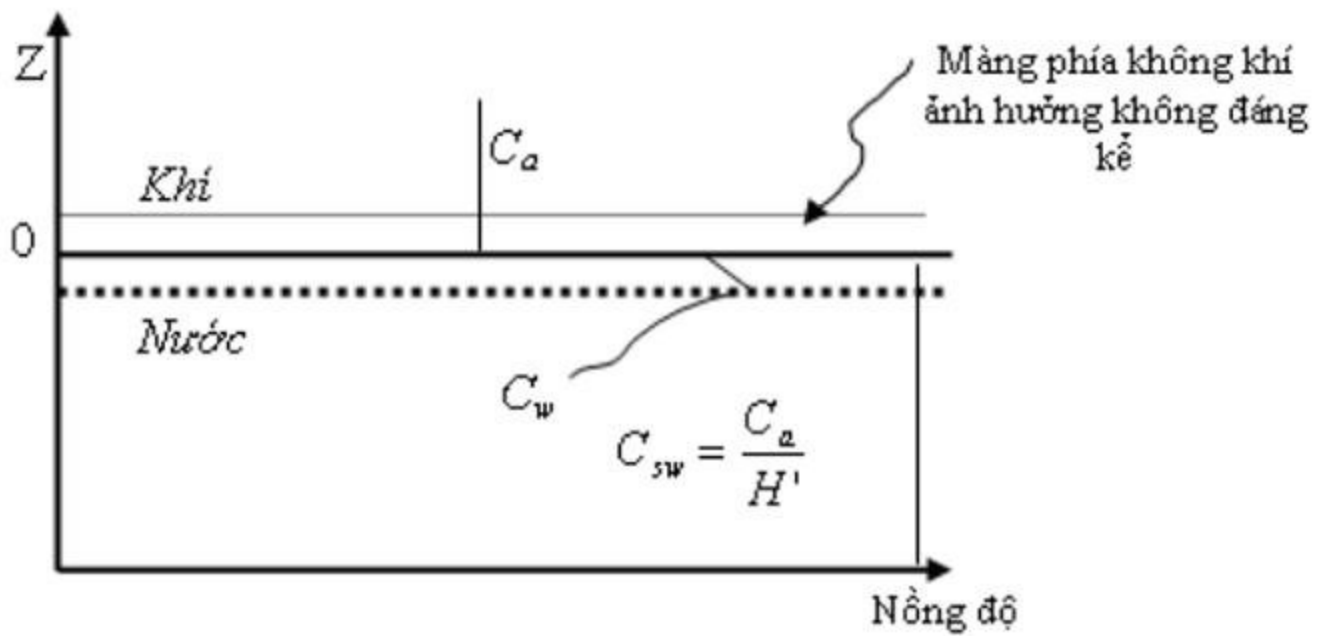
Trong đó:

m - khối lượng

δ_w - độ dày của lớp phân cách phía pha nước

D_w – hệ số khuếch tán phân tử của nước

A - diện tích lớp tiếp xúc giữa không khí và nước



Hình 10.8: Sự truyền khí của các chất hữu cơ dễ bay hơi (VOC)

Áp suất hơi được định nghĩa là nồng độ bão hòa của chất hóa học ở trạng thái khí. Áp suất hơi bằng áp suất riêng phần của một chất hóa học ở pha khí khi cân bằng với chất hóa học tinh khiết. Nếu áp suất hơi của một hợp chất hữu cơ lớn hơn $1,3 \times 10^{-3} \text{ atm}$, hợp chất đó được xem là chất hữu cơ bay hơi. Mục đích của quá trình xử lý là đạt được cực đại sự truyền khối lượng:

$$\frac{dm}{dt} = -D_w A \left[\frac{C_a / H' - C_w}{\delta_w} \right]$$

Với các tham số được xác định:

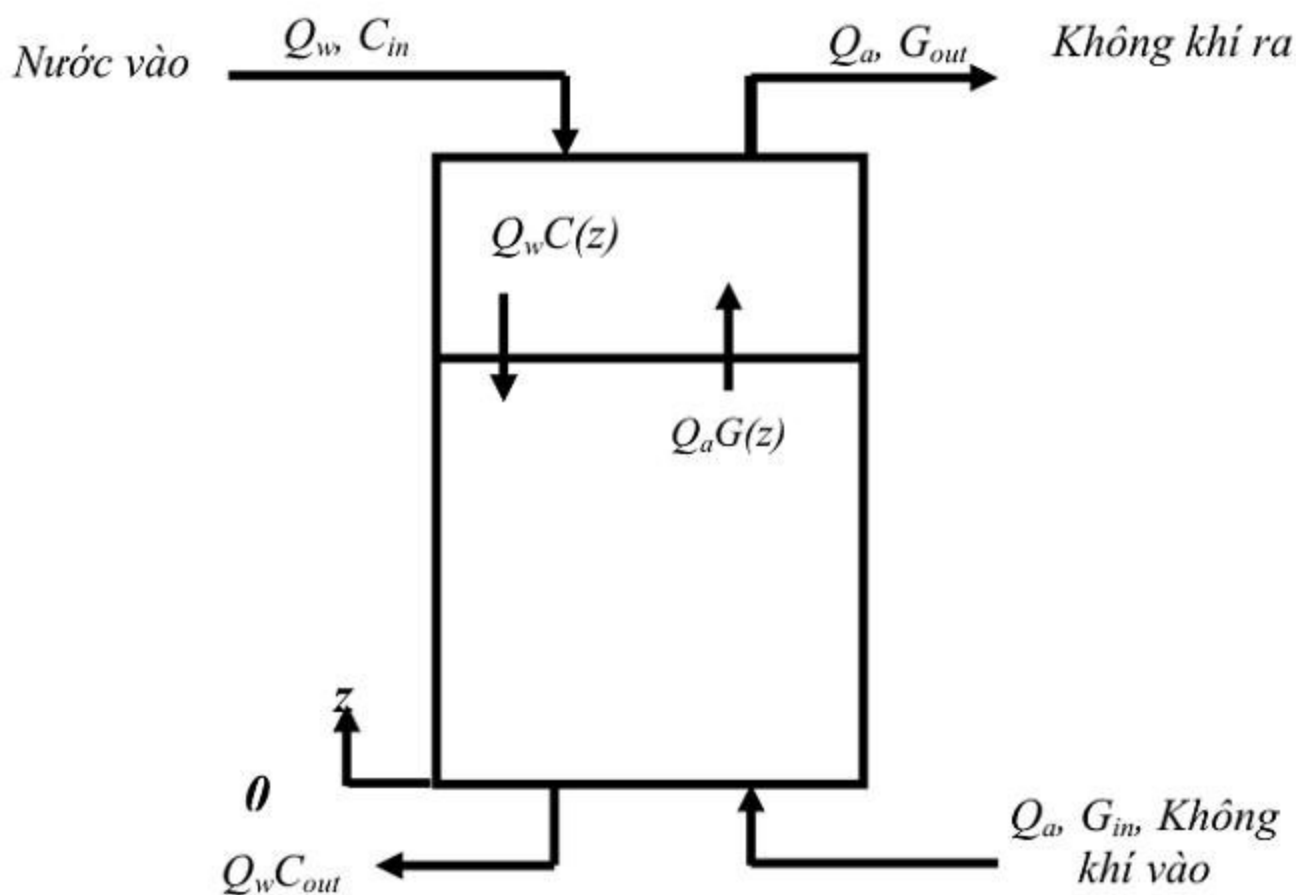
C_w – được cố định (nồng độ dòng ra); D_w, H' – cố định (có thể thay đổi theo nhiệt độ); A – được tăng lên bằng cách phun nước để tạo thành những giọt nước nhỏ hơn;

δ_w – được giảm xuống bằng cách tăng sự hỗn loạn;

$(C_a / H' - C_w)$ được tăng lên bằng cách giảm C_a .

10.3.2. Cân bằng khối lượng đối với tháp khử khí

Mô hình tháp khử khí đưa ra trong hình 10.9 với sự trao đổi ngược của dòng khí đi vào tháp ở phía đáy với dòng nước đi vào từ trên tháp.



Hình 10.9. Mô hình tháp khử clo

Trong đó:

Q_w – lưu lượng nước, m^3/s

Q_a – lưu lượng không khí, m^3/s

C_{in} – nồng độ của nước dòng vào, mg/l

C_{out} – nồng độ dòng ra, mg/l

G_{in} – nồng độ không khí dòng vào, mg/l

G_{out} – nồng độ không khí dòng ra

Z – chiều cao của cột khử khí, m

$C(Z)$ – nồng độ nước ở Z

$G(Z)$ – nồng độ không khí ở Z

a. Cân bằng khối lượng giữa các vị trí trong tháp

Giữa vị trí 0 và Z

(Khối lượng vào) (Khối lượng ra)

$$Q_w C(z) + Q_a G_{in} = Q_w C_{out} + Q_a G(z) \quad (10.35)$$

Giả sử $G_{in} = 0$, ta có:

$$G(Z) = \frac{Q_w}{Q_a} (C(Z) - C_{out}) \quad (10.36)$$

1. Đối với toàn bộ cột khử:

$$G_{out} = (Q_w / Q_a)(C_{in} - C_{out}) \quad (10.37)$$

2. Theo định luật Henry:

$$G_{out} = H' C_{in} = \frac{Q_w}{Q_a} (C_{in} - C_{out}) \quad (10.38)$$

Tỷ lệ tối thiểu của không khí và dòng nước:

$$\left(\frac{Q_a}{Q_w} \right)_{\min} = \frac{C_{in} - C_{out}}{H' C_{in}} \approx \frac{1}{H'} \quad (10.39)$$

Gọi S là hệ số khử,

$$S = \frac{Q_a}{Q_w} H' \quad (10.40)$$

S = số tỷ lệ tối thiểu không khí và nước cần thiết để đạt hiệu quả khử cao. Trong trường hợp lý tưởng, $S = 1$. Nhưng trong thực tế S bằng từ 2 đến 10, giá trị $S = 3,5$ là tối ưu. Nếu $S < 1$, sự khử không thỏa mãn.

b. Cân bằng khối lượng đối của một nguyên tố vi phân có độ dài ΔZ ở chiều cao Z bên trong tháp

$$QC(Z + \Delta Z) - QC(Z) = \frac{dm'}{dt} a \Delta V \quad (10.41)$$

(Khối lượng chất
ô nhiễm trong dòng nước)

(Khối lượng chất ô nhiễm
trong nước dòng ra)

$\frac{dm'}{dt}$ - dòng khối lượng trên đơn vị tiết diện lớp phân cách nước – không khí, $g/m^2.s$.

a - diện tích lớp phân cách trên đơn vị thể tích của tháp, m^2/m^3

ΔV – thể tích của nguyên tố vi phân, $m^3 = A_T \Delta Z$

A_T – tiết diện của tháp, m^2

Từ thuyết màng mỏng với sự kiểm soát phía bên nước:

$$\frac{dm'}{dt} = -D_w \frac{G(Z) / H' - C(Z)}{\delta_w} \quad (10.42)$$

$$= \frac{D_w}{\delta_w} (C(Z) - C_{eq}(Z)) \quad (10.43)$$

$$= K_L (C(Z) - C_{eq}(Z)) \quad (10.44)$$

K_L – hệ số truyền khối của pha lỏng (vận tốc piston) $[L/T]$

C_{eq} – nồng độ của nước cân bằng với nồng độ của khí $= G/H'$

Trở lại phương trình cân bằng khối lượng:

$$Q_w (Z + \Delta Z) - Q_w C(Z) = K_L (C(Z) - C_{eq}(Z)) a A_T \Delta Z \quad (10.45)$$

$$\frac{Q_w}{A_T K_L a} \frac{C(Z + \Delta Z) - C(Z)}{\Delta Z} = C(Z) - C_{eq}(Z) \quad (10.46)$$

Khi $\Delta Z \rightarrow 0$:

$$\frac{Q_w}{A_T K_L a} \frac{dC}{dZ} = C(Z) - C_{eq}(Z) \quad (10.47)$$

$$\rightarrow \frac{Q_w}{A_T K_L a} \frac{dC}{C(Z) - C_{eq}(Z)} = dZ \quad (10.48)$$

$$\frac{Q_w}{A_T K_L a} \int_{C_{out}}^{C_{in}} \frac{dC}{C - C_{eq}} = \int_0^L dZ = L \quad (\text{chiều cao đòi hỏi của tháp}) \quad (10.49)$$

Để tìm L cần C_{eq} là một hàm của C :

Từ phương trình (10.30):

$$G(Z) = \frac{Q_w}{Q_a} (C(Z) - C_{out})$$

$$C_{eq}(Z) = \frac{G(Z)}{H'} = \frac{(Q_w / Q_a)(C(Z) - C_{out})}{H'} \quad (10.50)$$

$$L = \frac{Q_w}{A_T K_L a} \int_{C_{out}}^{C_{in}} \frac{dC}{C - (Q_w / Q_a)(C - C_{out}) / H'} \quad (10.51)$$

hoặc:

$$L = \frac{Q_w}{A_T K_L a} \left[\frac{1}{1 - (Q_w / Q_a) / H'} \right] \ln \left[\frac{C_{in} + (C_{out} - C_{in})(Q_w / Q_a) / H'}{C_{out}} \right] \quad (10.52)$$

vì $S = (Q_a/Q_w)H' =$ hệ số khử

$$L = \frac{Q_w}{A_T K_L a} \left(\frac{S}{S-1} \right) \ln \frac{1 + (C_{in}/C_{out})(S-1)}{S} \quad (10.53)$$

Để thiết kế, tháp khử được biểu diễn như là một ống của nhiều đơn vị truyền:

$$L = HTU \times NTU \quad (10.54)$$

$$HTU - \text{chiều cao của đơn vị truyền} = \frac{Q_w}{A_T K_L a} \quad (10.55)$$

Giá trị phổ biến của $Q_w/A_T \leq 0,014 \text{ m/s}$.

Các nhà sản xuất có thể cung cấp các giá trị $K_L a$ theo nhiệt độ và lưu lượng (nhưng tốt nhất là thử nghiệm cứu ở dạng pilot trước khi thiết kế) $K_L a = 0,01$ đến $0,05 \text{ s}^{-1}$ đối với VOC.

Sử dụng $Q_w/A_T = 0,014 \text{ m/s}$, nếu biết Q_w ta tìm được A_T . Sử dụng $K_L a$, Q_w/A_T xác định HTU .

NTU – số đơn vị truyền:

$$NTU = \frac{S}{S-1} \ln \left[\frac{C_{in}}{C_{out}} \left(\frac{S-1}{S} \right) + \frac{1}{S} \right] \quad (10.56)$$

Đồ thị dưới đây (hình 10. 10) cho các phần khử $\left(\frac{C_{in} - C_{out}}{C_{in}} \right)$ theo S và NTU .

10.3.3. Quy trình thiết kế tháp khử khí

Để thiết kế tháp khử khí, một số bước cần thiết để lựa chọn các tham số cho tính toán đưa ra dưới đây:

1. Xác định H' đối với chất khí quan tâm, (dựa vào bảng 10.2)
2. Chọn S giữa 2 và 10 $S = 3,5$
3. Tính $\frac{Q_a}{Q_w} = \frac{S}{H'}$
4. Xác định A từ Q_w với $\frac{Q_w}{A} \leq 20 \text{ gpm} / \text{ft}^2 = 0,014 \text{ m/s}$.
5. Xác định nồng độ lỗi ra thích hợp C_{out} .

6. Tính NTU :

$$NTU = \frac{S}{S-1} \ln \left[\frac{C_{in}}{C_{out}} \left(\frac{S-1}{S} \right) + \frac{1}{S} \right]$$

7. Từ các số liệu của nhà sản xuất đối với K_La , tính:

$$HTU = \frac{Q_w}{AK_La}$$

8. Tính chiều cao của tháp:

$$L = NTU \times HTU$$

Ví dụ 10.1

Xác định chiều cao tháp khử khí để khử $CCHCl_3$. Cho biết:

$$T = 200C = 293K$$

$$Q_w/A = L = 80 \text{ m}^3/\text{m}^2$$

$$C_{in} = 131 \mu\text{g/l}, C_{out} = 13,1 \mu\text{g/l}$$

$$K_{La} = 44 \text{ h}^{-1}$$

$$S = 12,36$$

Giải

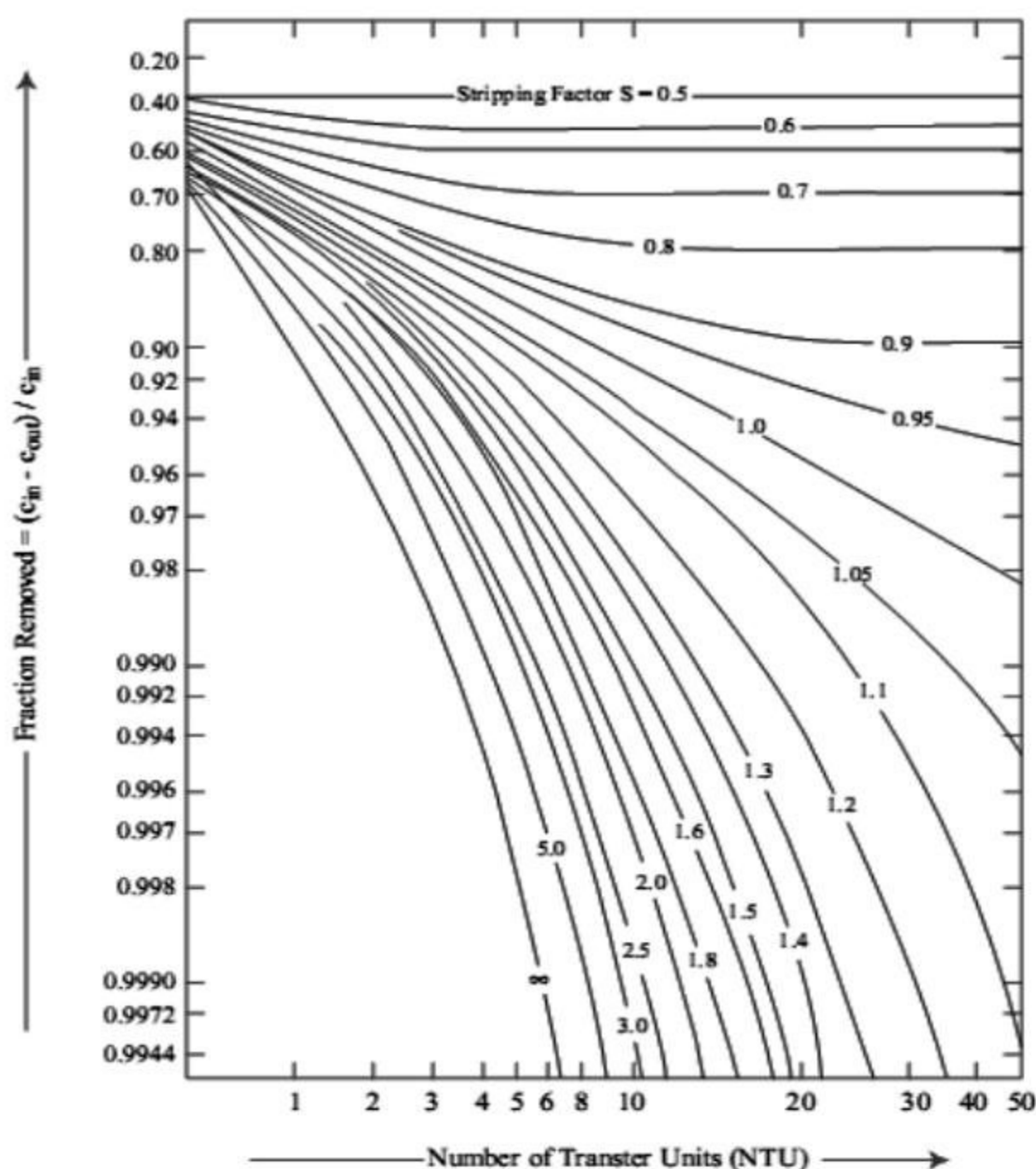
Bước 1. Tính HTU:

$$HTU = \frac{Q_w}{AK_{La}} = \frac{L}{K_{La}} = \frac{80 \text{ m}^3/\text{h}}{44 \text{ h}^{-1}} = 1,82 \text{ m}$$

Bước 2. Xác định NTU:

$$\frac{C_{in} - C_{out}}{C_{in}} = \frac{131 - 13,1}{131} = 0,9.$$

Từ đồ thị trong hình 10. 10, với $S = 12,36$ tìm được $NTU = 1,78$ và $L = 1,82 \times 1,78 = 3,24 \text{ m}$.



Hình 10.10: Số đơn vị truyền đổi với tháp khử khí với các hệ số khử S

Nguồn D.A. Cornwell (1990)

10.4. OXY HÓA BẬC CAO

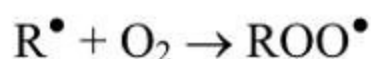
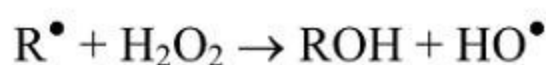
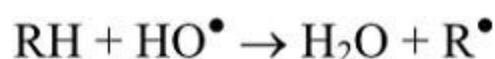
10.4.1. Giới thiệu chung

Xử lý chất thải độc hại từ các hoạt động công nghiệp, quân sự, thương mại là một trong những thách thức lớn đối với các kỹ sư công nghệ môi trường. Quá trình oxy hóa bậc cao (AOP) là phương án thay thế cho thiêu đốt chất thải có nhiều nhược điểm. Trước đây, thiêu đốt chất thải được xem như một giải pháp thay thế chôn cất. Nhưng thực tế, thiêu đốt chất thải có thể giải phóng ra các hợp chất độc hại như polyclodibenzodioxin (PCDD) và polyclodibenzonfuran (PCDF) vào trong môi trường qua khí thải hoặc tro bay.

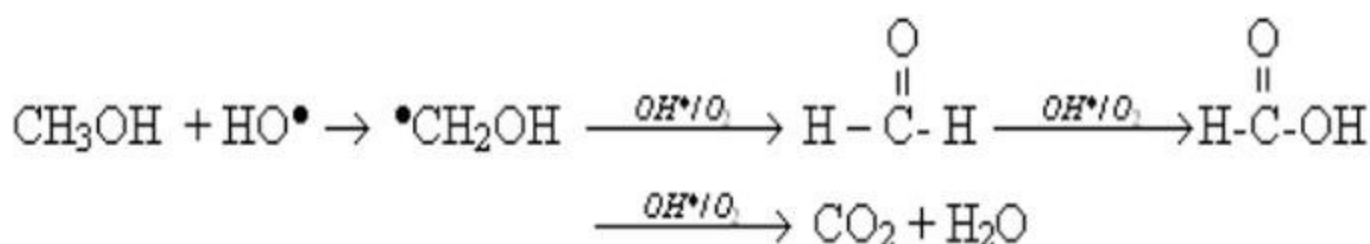
Quá trình oxy hóa bậc cao xảy ra theo một trong hai con đường:

- Oxy hóa với oxy trong vùng nhiệt độ trung gian giữa nhiệt độ phòng và nhiệt độ trong lò đốt. Quá trình oxy hóa ướt (WAO) trong vùng 1-20 Mpa và 200 – 300 °C.
- Sử dụng chất oxy hóa năng lượng cao như ozon và H₂O₂ hoặc photon có khả năng sinh ra gốc tự do HO•

Năm 1987, Glaze và cộng sự định nghĩa AOP “là quá trình xử lý nước ở nhiệt độ phòng và áp suất khí quyển liên quan đến tạo ra gốc hydroxyl đủ số lượng để làm sạch nước”. Gốc tự do hydroxyl (HO•) là một chất oxy hóa rất mạnh, không chọn lọc (bảng 10.3), nó phản ứng rất nhanh với hầu hết các hợp chất hữu cơ (bảng 10.4). Hằng số tốc độ phản ứng thay đổi trong một vùng rất rộng từ 0,01 đến 10⁴ M⁻¹s⁻¹. Khi được tạo ra, gốc hydroxyl tấn công mau lẹ vào tất cả các hợp chất hữu cơ. Phụ thuộc vào bản chất của chất hữu cơ, hai kiểu phản ứng tương tác của gốc hydroxyl và hợp chất hữu cơ có thể xảy ra: gốc hydroxyl rút nguyên tử hydro từ nước giống các alken hoặc các alcohol, hoặc nó có thể cộng vào chất ô nhiễm như trong trường hợp của olefin hoặc các hợp chất vòng thơm. Phản ứng phổ biến là phản ứng rút nguyên tử hydro để kích hoạt một chuỗi oxy hóa:



Ví dụ, phản ứng với metanol xảy ra như sau:



Sự tấn công của gốc tự do HO• khi có mặt oxy sẽ khơi mào một dãy phản ứng phức tạp dẫn đến vô cơ hóa hợp chất hữu cơ. Cơ chế của phản ứng Fenton ở trên vẫn chưa biết một cách chính xác. Ví dụ, đối với các hợp chất clo hóa, trước hết bị oxy hóa thành sản phẩm trung gian như các aldehyde, các axit carboxylic và cuối cùng thành CO₂, H₂O, ion clo. Nitơ trong các hợp chất hữu cơ thường bị oxy hóa thành nitorat, hoặc nitơ tự do (N₂). Lưu huỳnh bị oxy hóa thành sulfat. Cyanit bị oxy hóa thành cyanat sau đó bị oxy hóa tiếp thành CO₂ và NO₃⁻ (hoặc có thể thành N₂).

Bảng 10.3. Lực oxy hóa tương đối của một số chất oxy hóa

Chất oxy hóa	Lực oxy hóa tương đối
Cl ₂	1,00
Axit HClO	1,10
KMnO ₄	1,24
H ₂ O ₂	1,31
O ₃	1,52
O	1,78
HO [•]	2,05
Lỗ mang điện tích dương trên TiO ₂ ⁺	2,35

Bảng 10.4: Hằng số tốc độ phản ứng (k , $M^{-1}s^{-1}$) của O₃ theo HO[•]

Hợp chất	O ₃	HO [•]
Clo alken	10 ³ - 10 ⁴	10 ⁹ - 10 ¹¹
phenol	10 ³	10 ⁹ - 10 ¹⁰
Hợp chất hữu cơ chứa nitơ	10 - 10 ²	10 ⁸ - 10 ¹⁰
Các hợp chất thơm	1-10 ²	10 ⁸ - 10 ¹⁰
Các keton	1	10 ⁹ -10 ¹⁰
Các ancol	10 ⁻² -1	10 ⁸ - 10 ⁹

Theo quy tắc, tốc độ phân hủy chất ô nhiễm tỷ lệ thuận với hằng số tốc độ phản ứng chất ô nhiễm với gốc HO[•]. Từ bảng 10.4 cho biết xử lý các alken clo hóa bằng phương pháp Fenton hiệu quả nhất vì liên kết đôi rất dễ bị gốc HO[•] tấn công. Các phân tử hữu cơ bão hòa (ví dụ các alkan) phản ứng với tốc độ chậm hơn, do vậy, rất khó bị oxy hóa. Oxy hóa bậc cao có thể phân hủy các hợp chất hữu cơ vững bền, đặc biệt phù hợp cho phân hủy các hợp chất ô nhiễm hữu cơ hòa tan như các halogen hydrocacbon (trichloroethane, trichloethylene), các hợp chất thơm (benzen, toluen, ethylbenzen, xylen – BTEX), pentachlorophenol (PCP), nitrophenol, chất tẩy rửa, thuốc trừ sâu, v.v. Oxy hóa bậc cao có thể sử dụng để oxy hóa các chất ô nhiễm vô cơ như cyanit, sulfit và nitrit.

Nói chung, oxy hóa bậc cao khi được áp dụng đúng chỗ, sẽ đáp ứng tốt khả năng giảm thiểu nồng độ chất ô nhiễm từ vài trăm ppm tới mức nhỏ hơn 5 ppb. Từ những triển vọng khả quan đó, có thể nói oxy hóa bậc cao là “*quá trình xử lý nước của thế kỷ 21*”

10.4.2. Phương pháp oxy hóa bậc cao

Một số phương pháp được sử dụng để tạo ra gốc tự do $\text{HO}^\bullet$, bao gồm các phương pháp không quang hóa và phương pháp quang hóa:

- Ozon hóa ở pH cao ($>8,5$)
- Ozon + hydroperoxit ($\text{O}_3/\text{H}_2\text{O}_2$)
- Ozone + chất xúc tác (O_3/CAT)
- O_3/UV
- $\text{H}_2\text{O}_2/\text{UV}$
- $\text{O}_3/\text{H}_2\text{O}_2/\text{UV}$
- Hệ thống Fenton/ quang Fenton
- Oxy hóa xúc tác (UV/TiO_2)

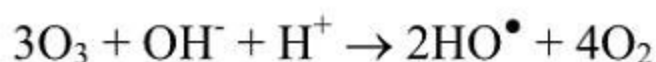
10.4.2.1. Các phương pháp không quang hóa

Có bốn phương pháp đã được biết để tạo ra gốc hydroxyl mà không sử dụng năng lượng. Hai phương pháp liên quan đến phản ứng của ozon, một phản ứng sử dụng ion Fe^{2+} là chất xúc tác.

1- Ozon hóa ở pH cao

Khi tăng pH, tốc độ phân hủy ozon trong nước tăng lên. Ví dụ, ở pH 10, thời gian bán hủy của ozon trong nước nhỏ hơn 1 phút. Sự oxy hóa các chất hữu cơ có thể xảy ra do kết hợp các phản ứng với phân tử ozon và phản ứng với gốc tự do $\text{HO}^\bullet$.

Phản ứng giữa ion hydroxit và ozon dẫn đến tạo thành gốc anion $\text{O}_2^{\bullet-}$ và gốc hydroperoxyl $\text{HO}_2^\bullet$. Bằng phản ứng giữa ozon và gốc anion $\text{O}_2^{\bullet-}$, gốc anion ozonit $\text{O}_3^{\bullet-}$ được tạo thành, sau đó phân hủy ngay lập tức cho gốc $\text{HO}^\bullet$. Như vậy, 3 phân tử ozon tạo ra hai gốc tự do $\text{HO}^\bullet$:



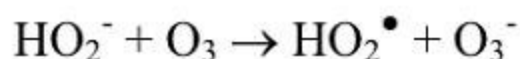
Bicacbonat và cacbonat đóng một vai trò quan trọng như là chất bắt giữ gốc tự do $\text{HO}^\bullet$ trong hệ thống nước tự nhiên. Các sản phẩm của phản ứng giữa gốc $\text{HO}^\bullet$ và ion cacbonat hoặc ion bicacbonat là các gốc bicacbonat hoặc các gốc cacbonat thụ động không phản ứng tiếp tục với ozon hoặc các hợp chất hữu cơ. Khi có mặt tert- butylalcohol sẽ ngăn cản phản ứng dây chuyền.

Tốc độ tấn công của gốc tự do $\text{HO}^\bullet$ điển hình trong khoảng từ 10^6 đến 10^9 lần nhanh hơn tốc độ phản ứng tương ứng của phân tử ozon. Giá thành vận hành chủ yếu trong quá trình oxy hóa bằng ozon tập trung vào nguồn năng lượng cho máy phát ozon. Năng lượng cần thiết để tổng hợp

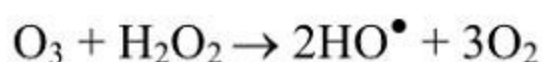
ozon sử dụng không khí làm khí nguyên liệu nằm trong khoảng từ 22 đến 33 kWh/kg O₃ kể cả giá thành thu khí và cho O₃ tiếp xúc với nước thải. Năng lượng cần thiết để sản xuất O₃ từ oxy tinh khiết trong khoảng từ 12 đến 18 kWh/kg O₃ cộng thêm giá thành của oxy tinh khiết.

2- Ozon + hydroperoxit (O₃/H₂O₂) – (peroxone)

Khi cho hydro peroxit vào ozon có thể khơi mào chu trình phân hủy của ozon, dẫn đến tạo thành các gốc tự do HO[•]:



Phản ứng tiếp tục theo con đường gián tiếp (tạo ra các sản phẩm trung gian) và gốc tự do HO[•] được tạo thành. Kết hợp các bước phản ứng khác nhau cho thấy, cứ hai phân tử ozon thì tạo thành hai gốc tự do HO[•]:



Phương pháp peroxone đã được sử dụng để khử hợp chất atrazine trong nước thải. Kết quả cho thấy khi kết hợp H₂O₂ với ozon, hiệu suất cao hơn so với quá trình oxy hóa chỉ dùng ozon. Tỷ lệ khối lượng tối ưu của H₂O₂/O₃ từ 0,35 đến 0,45. Quá trình oxy hóa phụ thuộc vào liều lượng ozon, thời gian tiếp xúc, và độ kiềm của nước.

3- Ozon + xúc tác (O₃/CAT)

Một phương pháp khác để gia tốc phản ứng ozon hóa là sử dụng chất xúc tác đồng thể hoặc chất xúc tác dị thể. Một số oxit kim loại và ion kim loại (Fe₂O₃, Al₂O₃ – Me, MnO₂, Ru/CeO₂, TiO₂ – Me, Fe²⁺, Fe³⁺, Mn²⁺) đã và đang được nghiên cứu làm chất xúc tác dị thể trong quá trình ozon. Tuy nhiên, trong hầu hết các trường hợp, cơ chế của phản ứng xúc tác vẫn chưa được biết rõ. Phương pháp O₃/CAT được sử dụng để oxy hóa clorobenzen trong nước thải sử dụng ion của sắt và mangan làm xúc tác dị thể. Kết quả cho thấy khử tổng cacbon hữu cơ (TOC) và nhu cầu oxy hóa học (COD) trong nước thải đạt hiệu quả hơn so với sử dụng một mình ozon ở pH cao. Sử dụng hệ O₃/Mn(II) và O₃/Fe(II) để khử các hợp chất hữu cơ clo hóa có hiệu quả hơn khi sử dụng hệ O₃/Fe(III) và O₃/pH cao.

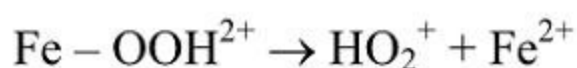
4- Hệ Fenton (H₂O₂/Fe²⁺)

Quá trình Fenton lần đầu tiên được phát triển bởi Fenton từ hàng trăm năm nay để oxy hóa axit maleic:



Hằng số tốc độ đối với phản ứng của ion Fe²⁺ với H₂O₂ rất lớn và Fe²⁺ bị oxy hóa thành Fe³⁺ trong vài giây cho đến vài phút trong sự có

mặt lượng dư hydroperoxit. H_2O_2 phân hủy bởi xúc tác Fe^{3+} và một lần nữa sinh ra gốc tự do hydroxyl theo phản ứng:



Từ các phản ứng trên, người ta cho rằng sự phân hủy chất thải hữu cơ như được xúc tác bởi tác nhân Fenton, đơn giản là quá trình xúc tác phân hủy của hệ $\text{Fe}^{3+} - \text{H}_2\text{O}_2$, và tác nhân Fenton với sự có mặt lượng dư H_2O_2 . Do vậy, ion Fe^{2+} có thể thay thế ion Fe^{3+} . Các muối của sắt hoạt động như chất xúc tác để phân hủy hydroperoxit. Tác nhân Fenton có khả năng phân hủy phenol, nitrobenzen, các loại thuốc bảo vệ thực vật trong môi trường nước cũng như khử COD trong nước thải sinh hoạt.

Sử dụng hệ $\text{Fe}^{2+}/\text{H}_2\text{O}_2$ là chất oxy hóa mạnh để xử lý ô nhiễm đất. Ví dụ, xử lý PCP và trifluralin. Trong xử lý nước, Fenton có nhiều ưu thế như sắt là nguyên tố sẵn có, và không độc, H_2O_2 dễ cất giữ và thân thiện với môi trường. Như vậy, quá trình Fenton là một quá trình rất hiệu quả để tạo ra gốc $\text{HO}^\bullet$; tuy nhiên, cần phải tiêu tốn một lượng lớn Fe^{2+} .

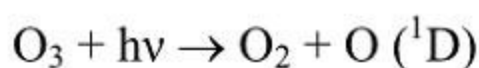
10.4.2.2. Các phương pháp quang hóa

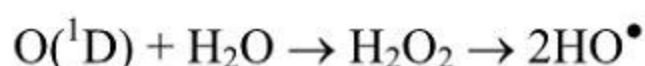
Trong nhiều trường hợp, sự oxy hóa các hợp chất hữu cơ bằng ozon hoặc bằng hydroperoxit không xảy ra hoàn toàn để đạt đến sản phẩm cuối cùng là CO_2 và H_2O . Trong một số phản ứng, các sản phẩm oxy hóa trung gian còn lại trong dung dịch có thể là chất độc hoặc thậm chí độc hơn hợp chất ban đầu. Để phân hủy hoàn toàn những hợp chất khó phân hủy bằng ozon và hydroperoxit có thể sử dụng bổ sung bức xạ UV.

Đèn UV phải phát ra bức xạ cực đại ở 254 nm để phân quang ozon có hiệu quả. Nhiều chất ô nhiễm hữu cơ hấp thụ năng lượng UV trong vùng 200 – 300 nm và phân hủy do quang phân trực tiếp. Hoặc trở thành kích thích và hoạt động mạnh hơn với các chất oxy hóa hóa học. Tuy nhiên, các đèn UV công suất cao thương mại sẵn có chỉ có 15% hiệu suất năng lượng. Hiện nay nhiều loại đèn UV được nghiên cứu và phát triển có hiệu suất năng lượng lớn hơn nhiều.

1- Ozon – bức xạ UV (O_3/UV)

Ozon dễ dàng hấp thụ bức xạ UV ở bước sóng 254 nm (Hệ số tắt $\epsilon_{254\text{nm}} = 3300 \text{ M}^{-1} \text{ cm}^{-1}$) tạo ra H_2O_2 như là một sản phẩm trung gian, sau đó phân hủy thành gốc tự do $\text{HO}^\bullet$:





Có thể tạo ra gốc tự do $HO^\bullet$ một cách trực tiếp từ UV/ H_2O_2 nhưng H_2O_2 là chất hấp thụ UV ở bước sóng 254nm. Như vậy, đòi hỏi công suất đèn UV phải lớn hơn rất nhiều so với quá trình sử dụng O_3 /UV và gốc tự do $HO^\bullet$ sinh ra cũng nhiều hơn. Bảng 10.5 dưới đây đưa ra kết quả so sánh sử dụng ozon và H_2O_2 với UV.

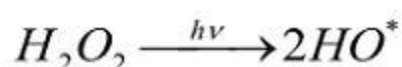
Bảng 10.5. Sự tạo thành $HO^\bullet$ từ sự quang phân của ozon và H_2O_2

Chất oxy hóa	$E_{254nm} M^{-1} cm^{-1}$	Tỷ lượng	Tạo $OH^\bullet$ của mỗi photon tới
H_2O_2	20	$H_2O_2 \rightarrow 2HO^\bullet$	0,09
O_3	3300	$3O_3 \rightarrow 2HO^\bullet$	2,00

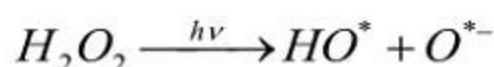
Nếu dung dịch nước chứa các hợp chất hữu cơ hấp thụ mạnh ánh sáng UV, thì bức xạ UV thường không tạo ra hiệu ứng bổ sung cho ozon vì ozon bị che chắn bức xạ UV bởi các hợp chất hoạt động quang học như là phenol, 5-methylresorcinol, xylenol, v.v. Mặc dù các hợp chất của phenol (phenol, p-cresol, 2,3-xylenol, 3,4-xylenol...) dễ oxy hóa bởi ozon, hoàn toàn không bị vô cơ hóa thành CO_2 và H_2O . Sử dụng hệ O_3 /UV vô cơ hóa được hoàn toàn các hợp chất hữu cơ có mạch phân tử ngắn (glyoxal, axit glyoxylic, axit oxalic, axit formic...).

2- Hydroperoxit – bức xạ UV (H_2O_2 /UV)

Quang phân trực tiếp hydroperoxit dẫn đến tạo thành gốc $HO^\bullet$:



Ngoài ra, $HO_2^\bullet$ sinh ra trong cân bằng axit – bazơ của H_2O_2 cũng hấp phụ bức xạ UV ở bước sóng 254nm:



Quá trình H_2O_2 /UV đã và đang được sử dụng để phân hủy các chlorophenol và các hợp chất clo hóa khác.

3- Ozon – hydroperoxit – bức xạ UV (O_3 / H_2O_2 /UV)

Sự bổ sung H_2O_2 vào quá trình O_3 /UV làm gia tốc sự phân hủy của ozon, dẫn đến tăng tốc độ tạo thành gốc tự do $HO^\bullet$. Trong quá trình oxy hóa liên quan đến chất ô nhiễm hấp thụ yếu bức xạ UV, sẽ hiệu quả hơn

khi thêm H_2O_2 từ bên ngoài khi thông lượng UV giảm. Nếu như sự quang phân chất ô nhiễm không phải là yếu tố chính, thì hệ $\text{O}_3/\text{H}_2\text{O}_2$ sẽ được xem là sự thay thế cho quá trình oxy hóa quang hóa.

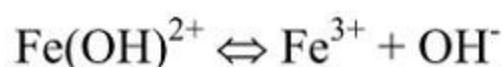
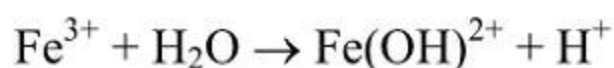
Bảng 10.6. So sánh giá vận hành của một số AOP

<i>Quá trình</i>	<i>Giá thành của chất oxy hóa</i>	<i>Giá thành của UV</i>
O_3/UV	Cao	Trung bình
$\text{O}_3/\text{H}_2\text{O}_2$	Cao	0
$\text{H}_2\text{O}_2/\text{UV}$	Trung bình	Cao
Oxy hóa quang xúc tác	Rất thấp	Trung bình tới cao

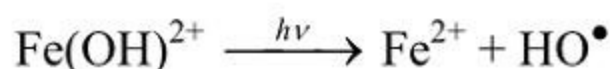
Giá cả đầu tư và vận hành đối với hệ UV/O_3 và H_2O_2 thay đổi rất lớn và phụ thuộc vào lưu lượng nước thải, dạng và nồng độ của chất ô nhiễm và mức độ làm sạch chất ô nhiễm. Bảng 10.6 đưa ra sự so sánh giá vận hành của một loạt AOP.

4- Hệ tương tự Fenton và hệ quang – Fenton

Khi thêm ion Fe^{3+} vào quá trình $\text{H}_2\text{O}_2/\text{UV}$, quá trình được gọi là sự oxy hóa tương tự quang – Fenton. Ở pH 3, phức $\text{Fe}(\text{OH})^{2+}$ được tạo thành do môi trường axit:



Khi chiếu bức xạ UV, phức $\text{Fe}(\text{OH})^{2+}$ phân hủy tiếp tục thành gốc tự do $\text{HO}^\bullet$ và ion Fe^{2+} :



Rõ ràng rằng, phản ứng tương tự quang – Fenton dựa vào bức xạ UV để khơi mào sinh ra gốc $\text{HO}^\bullet$ tự do. Trong điều kiện thích hợp, các chất hữu cơ có thể bị vô cơ hóa hoàn toàn với bức xạ UV/vis. Ví dụ, các loại thuốc diệt cỏ và thuốc diệt côn trùng có thể bị vô cơ hóa bằng quá trình $h\nu - \text{Fe}^{3+}/\text{H}_2\text{O}_2$.

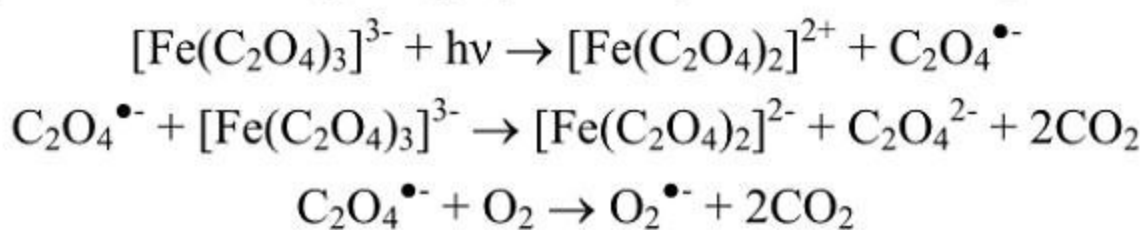
Hiệu quả tăng lên của tác nhân tương tự Fenton/Fenton với bức xạ UV/vis được đóng góp bởi:

- *Khử quang của ion Fe^{3+}* : Chiếu xạ ion Fe^{3+} tạo ra ion Fe^{2+} theo phản ứng: $\text{Fe}(\text{OH})^{2+} \xrightarrow{h\nu} \text{Fe}^{2+} + \text{HO}^\bullet$. Ion Fe^{2+} sinh ra phản ứng

với H_2O_2 tạo ra gốc tự do $\text{HO}^\bullet$ thứ cấp và ion Fe^{3+} . Cứ thế, một chu trình xảy ra liên tục.

- *Sử dụng hiệu quả lượng tử ánh sáng:* Quang phổ hấp thụ của H_2O_2 không mở rộng quá 300 nm và có hệ số hủy biến thấp ở trên 250 nm. Mặt khác, quang phổ hấp thụ của ion Fe^{3+} (hoặc hydroxit Fe(III)) mở rộng đến vùng gần UV/vis và có hệ số hủy biến tương đối lớn, do vậy đủ làm cho oxy hóa - quang hóa và vô cơ hóa chất hữu cơ thậm chí bằng cả ánh sáng nhìn thấy.

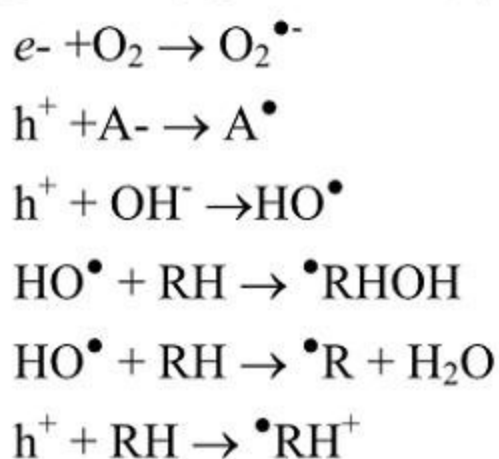
Phản ứng hoạt hóa quang lần đầu tiên được phát hiện trong năm 1833. Sau đó, nó được sử dụng để đo cường độ của ánh sáng. Ví dụ, chiếu xạ ferrioxalat trong dung dịch axit tạo ra Fe^{2+} và CO_2 :



Hiệu suất lượng tử của sự tạo thành Fe^{2+} khoảng bằng 1,0 – 1,2, không phụ thuộc bước sóng của bức xạ trong vùng 250 – 450 nm (UV/vis) và giảm với sự tăng tiếp tục theo bước sóng. Sự quang phân ferrioxalat tạo ra ion Fe^{2+} (dạng tự do hoặc phức với oxa lat) kết hợp với H_2O_2 cung cấp một nguồn liên tục tác nhân Fenton và gốc tự do $\text{HO}^\bullet$.

5- Oxy hóa quang xúc tác (UV/ TiO_2)

Cơ sở của quang xúc tác là sự kích thích quang của chất bán dẫn là chất rắn dẫn đến hấp thụ bức xạ điện từ, thông thường, nhưng không phải là riêng biệt, trong vùng quang phổ UV, ở gần bức xạ UV, một vật liệu bán dẫn thích hợp có thể bị kích thích bởi photon có năng lượng đủ lớn để tạo ra vùng electron dẫn điện và các lỗ vùng hóa trị. Các vùng này mang điện tích có thể tạo ra sự khử hoặc oxy hóa tương ứng. Ở bề mặt của các hạt TiO_2 xảy ra phản ứng giữa các lỗ (h) với các chất hấp phụ:



Các lỗ sở hữu một thế oxy hóa dương rất mạnh và có khả năng oxy hóa hầu hết các chất hóa học. Thậm chí oxy hóa cả nước dẫn đến tạo thành gốc hydroxyl tự do:



TiO₂ trong cả hai dạng anatase và rutite được sử dụng rộng rãi trong công nghiệp. Chỉ số khúc xạ của TiO₂ trong vùng nhìn thấy rất lớn cho phép chế tạo thành những lớp phim mỏng trong công nghiệp sơn. Mặt khác, TiO₂ sử dụng như là chất mang xúc tác hoặc bản thân nó là chất xúc tác và chất xúc tác quang. TiO₂ ở dạng anatase có dải lỗ năng lượng bằng 3,2 eV và có thể kích hoạt bằng cách chiếu bức xạ UV với bước sóng tới 387,5 nm. Ở mức nền, bức xạ mặt trời bắt đầu ở bước sóng bằng 300 nm. Do vậy, chỉ có 4-5% năng lượng mặt trời đến được bề mặt Trái Đất và được sử dụng trực tiếp hoặc gián tiếp bởi TiO₂ như là chất xúc tác quang.

Thực tế, tất cả các loại chất hóa học độc hại có khả năng phân hủy bằng phương pháp oxy hóa xúc tác quang (PCO). Các hydrocarbon halogen hóa dễ dàng bị vô cơ hóa. Các phân tử chất thơm cũng bị oxy hóa một cách định lượng. Phenol clo hóa, biphenol và thậm chí cả dioxin cũng bị oxy hóa hoàn toàn tạo thành sản phẩm cuối cùng là CO₂ và HCl.

10.4.3. Một số ví dụ áp dụng thực tế của oxy hóa bậc cao (AOP)

Ozon hóa và sự kết hợp ozon với hydroperoxit và /hoặc bức xạ UV là những phương pháp xử lý tốt nhất đối với chất thải độc hại. Hệ thống đầy đủ ozon/UV đã được thiết kế ở Mỹ để xử lý phức kim loại với cyanit và các hợp chất hữu cơ vững bền.

Trong công nghiệp chế tạo mạch in, nước sử dụng đòi hỏi có độ tinh khiết cao, người ta sử dụng ozon để kiểm soát vi khuẩn. Tương tự, ozon cũng được sử dụng để giết vi khuẩn trong công nghiệp bột giấy.

Ozon cũng được áp dụng để phá hủy màu trong nước thải của công nghiệp dệt nhuộm. Ozon cùng với than hoạt tính dạng hạt (GAC) là một giải pháp tốt nhất cho xử lý nước thải chứa dầu trong công nghiệp dầu mỏ.

Ozon, ozon/UV và ozon/H₂O₂ có khả năng khử chất độc cấp tính của nước thải từ công nghiệp bột giấy. Ozon oxy hóa phân hủy dibenzo-p-dioxin và dibenzofuran là những chất đầu cho các hợp chất clo hóa. Ozon hóa trước khi tẩy trắng bằng clo trong công nghiệp giấy làm giảm sự tạo thành các hợp chất độc.

Người ta đã sử dụng ozon và ozon/H₂O₂ để xử lý nước rỉ rác ở Pháp. Kết hợp ozon và bức xạ UV trong xử lý nước rỉ rác để làm giảm thiểu các chất ô nhiễm dễ bay hơi như các hydrocarbon, hydrocarbon clo hóa, các hợp chất lưu huỳnh...

Công nghệ UV/ oxy hóa (hệ O₃/H₂O₂/UV) đã và đang được áp dụng một cách thành công để loại bỏ các chất ô nhiễm hữu cơ dễ bay hơi

(VOC) (benzen, axeton, dichloroethan, tetra chloethan...) từ nước ngầm ở Mỹ. Hiệu suất hơn 90% đã đạt được với hầu hết VOC. Trong năm 1994, hệ thống oxy hóa/UV được thiết kế ở Milan, USA, để xử lý toàn bộ các hồ chứa chất ô nhiễm là các hợp chất gây nổ (2,4,5-trinitrotoluen, 2,4- và 2,6-dinitrotoluen, nitrobenzen...). Cũng trong năm 1994, hệ thống UV/O₃/H₂O₂ được thiết kế ở Bofors (USA) để phân hủy chất thải độc hại chứa benzen, toluen, chlorobenzen, tetrachloethan, benzidin, v.v.

CÂU HỎI ÔN TẬP VÀ BÀI TẬP

Câu hỏi lý thuyết

1. Hãy trình bày các mô hình đẳng nhiệt hấp phụ.
2. Các yếu tố nào ảnh hưởng đến đường cong thoát trong phương pháp hấp phụ động.
3. Nêu các ứng dụng xử lý nước thải bằng phương pháp hấp phụ.
4. Trình bày cơ sở lý thuyết cơ bản của trao đổi ion.
5. Thiết kế tháp khử khí dựa trên cơ sở lý thuyết nào?
6. Trình bày tóm tắt quá trình oxy hóa bậc cao.

Bài tập

1. Một cột hấp phụ nhồi than hoạt tính có tốc độ truyền khối nhanh. Cho các số liệu sau đây và xác định lượng cacbon cần thiết để xử lý nước thải có lưu lượng 1000 l/phút và thời gian phục vụ của chất hấp phụ.

- Chất bị hấp phụ trichloethylen (TCE)
- Nồng độ ban đầu, $C_0 = 1,0 \text{ mg/l}$
- Nồng độ sau khi xử lý $C_e = 0,005 \text{ mg/l}$
- Khối lượng riêng GAC = 450 g/l
- Hệ số dung tính Freundlich $K_f = 28(\text{mg/g})(\text{L/mg})^{1/n}$
- Tham số cường độ Freundlich $1/n = 0,62$
- EBCT = 10 phút

2. Thiết kế một tháp trích ly cho nước ngầm chứa benzen. Nước ngầm được hút từ giếng với lưu lượng bằng 0,1 m³/s và nồng độ benzen là 100 µg/l. Nồng độ benzen trong nước ngầm sau khi qua tháp trích ly sẽ giảm xuống mức cho phép là 5 µg/l. Đại diện của nhà sản xuất cho biết các hộp trích ly bằng nhựa dày 3,5 inch có giá trị $K_{La} = 0,011/\text{s}$. Xác định

đường kính và chiều cao của tháp. Giả sử lưu lượng nước là $0,014 \text{ m/s}$ và hệ số trích ly bằng 3,5. Cho giá trị K_{La} đối với benzen trong các hộp trích ly bằng nhựa dày 3,5 inch = $0,011/\text{s}$.

3. Xác định lượng không khí cần thiết theo lý thuyết ở 20°C để khử amoni có nồng độ từ 40 đến 1 mg/l trong nước thải với lưu lượng $4000 \text{ m}^3/\text{h}$. Giả sử pH của nước thải tăng đến giá trị 11. Hằng số Henry của amoni ở 20°C bằng 0,78 atm và không khí đi vào đáy của tháp không chứa amoni.

4. Cho các thành phần của nước thải trong các bảng dưới đây. Quá trình sử dụng nhựa trao đổi ion để khử nitrat khi không có mặt sulfat và có mặt sulfat. Xác định lượng cực đại của nước thải có thể xử lý trên một lít nhựa trao đổi ion bazơ mạnh có dung tích trao đổi bằng 2,0 đương lượng gam/l.

Nước thải A

Cation	Nồng độ (mg/l)	mg/meq	meq/l	anion	Nồng độ (mg/l)	mg/meq	meq/l
Ca^{2+}	82,2	20,04	4,10	HCO_3^-	305,1	61,02	5,00
Mg^{2+}	17,9	12,15	1,47	SO_4^{2-}	0,00	48,03	0,00
Na^+	46,4	23,00	2,02	Cl^-	78,0	35,45	2,20
K^+	15,5	39,10	0,4	NO_3^-	50,0	62,01	0,91
		Σcation	7,99			Σanion	8,11

Nước thải B

Cation	Nồng độ (mg/l)	mg/meq	meq/l	anion	Nồng độ (mg/l)	mg/meq	meq/l
Ca^{2+}	82,2	20,04	4,10	HCO_3^-	305,1	61,02	5,00
Mg^{2+}	17,9	12,15	1,47	SO_4^{2-}	79,2	48,03	1,65
Na^+	46,4	23,00	2,02	Cl^-	78,0	35,45	2,20
K^+	15,5	39,10	0,4	NO_3^-	50,0	62,01	0,91
		Σcation	7,99			Σanion	8,27

Chương 11

KHỬ TRÙNG NƯỚC THẢI SAU KHI XỬ LÝ

Mục tiêu chương 11. Sau khi học xong chương này sinh viên nắm được:

- Cơ sở lý thuyết của quá trình khử trùng
- Phương pháp lựa chọn chất khử trùng
- Tính toán liều khử trùng
- Tính toán thiết kế hệ thống khử trùng

11.1. KHÁI NIỆM VỀ KHỬ TRÙNG

Khử trùng là tiêu diệt các vi khuẩn gây bệnh có trong nước sau khi xử lý. Các tính chất cần thiết của một chất khử trùng lý tưởng đưa ra trong bảng 11.1. Trong thực tế, có rất ít chất khử trùng đáp ứng được đầy đủ tính chất như đã nêu trong bảng 11.1. Tuy nhiên, đây là những điều kiện cần phải được xem xét cẩn thận trước khi lựa chọn chất khử trùng.

Chất khử trùng có thể sử dụng là: (i) các tác nhân hóa học, (ii) các tác nhân vật lý, (iii) các thiết bị cơ học, (iv) bức xạ.

11.1.1. Các tác nhân khử trùng

1- Các tác nhân hóa học

Các hợp chất đã được nghiên cứu và sử dụng trong tiệt trùng là: (1) clo và các hợp chất của nó; (2) brom; (3) iod; (4) ozon; (5) phenol và các hợp chất của phenol; (6) các rượu; (7) kim loại nặng và các hợp chất liên quan; (8) chất màu; (9) xà phòng và các chất tổng hợp; (10) các hợp chất amoni bậc bốn; (11) hydrogen peroxit; (12) axit paracetic; (13) một số alkali và axit. các hợp chất được sử dụng phổ biến nhất trong các hợp chất đã nêu là clo và các hợp chất của nó.

Bảng 11.1. Tính chất của chất khử trùng lý tưởng

Đặc trưng	Tính chất /đáp ứng
Sẵn có	Có nhiều về số lượng và giá cả phù hợp
Có khả năng khử mùi	Sẽ khử mùi trong khi khử trùng
Đồng nhất	Dung dịch phải đồng nhất thành phần
Tương tác với các vật liệu lạ	Không bị hấp phụ bởi các vật liệu hữu cơ

Không ăn mòn và gây rỉ	Không làm biến dạng kim loại và gây ố vải
Không độc với động vật bậc cao	Độc với vi sinh vật và không độc đối với người và động vật
Thấm	Có khả năng thấm qua bề mặt
An toàn	An toàn để vận chuyển, cất giữ, quản lý và sử dụng
Độ tan	Phải hòa tan trong nước hoặc tế bào
Độ bền	Bị suy giảm hoạt độ tiết trung ít trong một thời gian dài
Độc với vi sinh vật	Ảnh hưởng ở liều pha loãng cao
Độc ở nhiệt độ phòng	Có tác dụng ở nhiệt độ phòng

2- Các tác nhân vật lý

Nhiệt, ánh sáng và âm thanh cũng có thể sử dụng để tiệt trùng. Nhiệt được sử dụng khá phổ biến trong tiệt trùng công nghiệp, ngược lại ít được sử dụng trong xử lý nước thải. Ánh sáng mặt trời chứa bức xạ UV có thể tiêu diệt vi sinh vật.

Các dạng bức xạ có thể sử dụng trong khử trùng nước thải là bức xạ điện từ, sóng âm thanh, và hạt. Vẫn chưa có thiết bị thương mại để sử dụng dòng electron năng lượng cao, tuy nhiên, bức xạ gamma (phát ra từ đồng vị phóng xạ như Co-60) đã được sử dụng để khử trùng nước thải.

Bảng 11.2 đưa ra một số tính chất đặc trưng của các chất khử trùng thường dùng hiện nay. Khả năng tiệt trùng của các phương pháp trong các bộ phận xử lý đưa ra trong bảng 11.3.

Bảng 11.2. So sánh các tính chất lý tưởng và thực tế của chất khử trùng được sử dụng (Nguồn: Metcalf & Eddy, 2003)

Đặc trưng	Clo	Natri Hypochlorit	Canxi Hypochlorit	Clo Dioxid	Ozon	Bức xạ UV
Tính sẵn có	Giá thấp	Giá trung bình	Giá trung bình	Giá trung bình thấp	Giá trung bình cao	Giá trung bình cao
Khả năng khử mùi	Cao	Trung bình	Trung bình	Cao	Cao	
Tính đồng nhất	Đồng nhất	Đồng nhất	Đồng nhất	Đồng nhất	Đồng nhất	

Tác dụng với vật liệu ngoài	Oxy hóa vật liệu hữu cơ	Chất oxy hóa hoạt động	Chất oxy hóa hoạt động cao	Cao	Oxy hóa các vật liệu hữu cơ	Hấp thụ bức xạ UV
Không ăn mòn và không ố màu	Ăn mòn cao	Ăn mòn	Ăn mòn	Ăn mòn cao	Ăn mòn cao	
Không độc đối với dạng cao hơn của sự sống	Độc cao	Độc	Độc	Độc	Độc	Độc
Sự thấm	Cao	Cao	Cao	Cao	Cao	Trung bình
Quan tâm an toàn	Cao	Trung bình	Trung bình	Cao	Trung bình	Thấp
Độ tan	Trung bình	Cao	Cao	Cao	Cao	
Độ bền	Bền	Ít kém bền	Tương đối bền	Không bền phải tạo ra khí sử dụng	Không bền, phải tạo ra khí sử dụng	
Độc với vi sinh vật	Cao	Cao	Cao	Cao	Cao	Cao
Độc ở nhiệt độ phòng	Cao	Cao	Cao	Cao	Cao	Cao

3- Các thiết bị cơ học

Các thiết bị cơ học như các lưới chắn có thể được sử dụng để loại bỏ hoặc tiêu diệt vi sinh vật.

Bảng 11.3. Khả năng loại bỏ hoặc tiêu diệt vi khuẩn bằng các quá trình khác nhau

Quá trình	Loại bỏ (%)
Lưới chắn thô	0 – 5
Lưới chắn mịn	10 – 20
Bể lắng cát	10 – 25
Lắng thô	25 – 75

Kết tủa hóa học	40 – 80
Lọc nhỏ giọt	90 – 95
Bùn hoạt tính	90 – 98
Khử trùng bằng clo	98 – 99,999

Nguồn: Metcalf & Eddy, 2003

11.1.2. Cơ chế khử trùng

Năm cơ chế chính được nêu ra để giải thích hoạt động của chất khử trùng:

- 1- Phá hủy thành tế bào
- 2- Biến đổi khả năng thẩm thấu của tế bào
- 3- Thay thế bản chất keo của plasma
- 4- Biến đổi DNA và RNA
- 5- Ức chế hoạt động của enzym

Các chất khử trùng có tác dụng là làm hư hại hay phá hủy thành tế bào dẫn đến tế bào bị chết. Một số tác nhân như penicillin làm ức chế sự tổng hợp thành tế bào. Các hợp chất của phenol và chất tẩy rửa làm thay đổi khả năng thẩm thấu của màng tế bào. Nhiệt, bức xạ và các tác nhân có tính axit và kiềm cao làm thay đổi bản chất keo của plasma. Nhiệt sẽ làm ngưng tụ protein của tế bào, axit và bazơ làm biến tính protein dẫn đến chết.

Bức xạ UV gây ra sự biến đổi liên kết đôi trong vi sinh vật gây đứt vỡ chuỗi DNA. Khi các photon UV bị hấp phụ bởi DNA trong vi khuẩn và động vật nguyên sinh, liên kết kép bị phá vỡ dẫn đến vi sinh vật không thể tái tạo và trở thành bất hoạt.

Một cơ chế khác của khử trùng là ức chế hoạt động của enzyme. Các chất oxy hóa mạnh như clo và các hợp chất của nó có thể làm biến đổi sự sắp xếp hóa học của enzyme và làm bất hoạt enzyme.

11.1.3. Các yếu tố ảnh hưởng đến hoạt động của chất khử trùng

Các yếu tố ảnh hưởng đến hiệu quả của khử trùng là: (i) thời gian tiếp xúc, (ii) nồng độ chất khử trùng, (iii) cường độ và bản chất của các phương tiện vật lý, (iv) Nhiệt độ, (v) loại vi khuẩn.

1- Thời gian tiếp xúc

Thời gian tiếp xúc là một trong những yếu tố có tính quyết định đến hiệu quả của khử trùng. Thời gian tiếp xúc và lượng vi sinh vật bị chết tuân theo định luật Chick (1908):

$$\frac{dN_t}{dt} = -kN_t \quad (11.1)$$

Trong đó:

$\frac{dN_t}{dt}$ là tốc độ thay đổi nồng độ vi sinh vật theo thời gian

k – hằng số tốc độ bất hoạt, [1/T]

N_t – số lượng vi sinh vật ở thời gian t [L^{-3}]

t – thời gian

Nếu N_0 là số lượng vi sinh vật ở thời gian ban đầu, $t = 0$; tích phân phương trình (11.1) ta được:

$$\frac{N_t}{N_0} = e^{-kt} \quad (11.2)$$

hoặc:
$$\ln \frac{N_t}{N_0} = -kt \quad (11.3)$$

Hằng số tốc độ bất hoạt k trong phương trình (11.3) là độ dốc của đồ thị - $\ln(N_t/N_0)$ theo t .

2- Nồng độ của chất khử trùng

Herbert Watson (1908) đã chứng minh hằng số tốc độ bất hoạt liên quan đến nồng độ chất khử trùng theo biểu thức:

$$k = k' C^n \quad (11.4)$$

Trong đó:

k - hằng số tốc độ bất hoạt

k' - hằng số suy giảm

C - nồng độ chất khử trùng

n - hệ số pha loãng

Kết hợp hai phương trình của Chick và Watson ta có:

$$\frac{dN_t}{dt} = -k' C^n N_t \quad (11.5)$$

Lấy tích phân phương trình (13.5) nhận được:

$$\frac{N_t}{N_0} = e^{-k'C^n t} \quad (11.6)$$

hoặc:

$$\ln \frac{N_t}{N_0} = -k'C^n t \quad (11.7)$$

Dạng tuyến tính của phương trình (11.7):

$$\ln C = -\frac{1}{n} \ln t + \frac{1}{n} \ln \left[\frac{1}{k'} \left(-\frac{N_t}{N_0} \right) \right]$$

Giá trị của n có thể thu được khi vẽ đồ thị biểu diễn sự phụ thuộc của $\ln C$ theo t :

$n = 1$ - thời gian và nồng độ quan trọng như nhau

$n > 1$ - nồng độ quan trọng hơn thời gian

$n < 1$ - thời gian quan trọng hơn nồng độ

3- Cường độ và bản chất của tác nhân vật lý

Nhiệt và ánh sáng là những tác nhân vật lý đã được sử dụng khá lâu để khử trùng. Người ta đã xác định hiệu quả khử trùng là một hàm số phụ thuộc vào cường độ các tác nhân. Ví dụ, nếu như phân hủy vi sinh vật có thể được trình bày với phản ứng bậc nhất thì ảnh hưởng của cường độ tác nhân đến khử trùng được phản ánh trong hằng số k thông qua một số mối quan hệ hàm số với:

+ *Nhiệt độ* - Ảnh hưởng của nhiệt độ đến tốc độ giết vi khuẩn của chất hóa học được biểu diễn dưới dạng mối quan hệ van't Hoff – Arrhenius. Nhiệt độ tăng dẫn đến tốc độ giết vi khuẩn nhanh hơn. Còn về mặt thời gian thì đòi hỏi một khoảng thời gian nào đó để đạt được hiệu quả số phần trăm vi khuẩn bị giết đã cho, mối liên hệ đó là:

$$\ln \frac{t_1}{t_2} = \frac{E(T_2 - T_1)}{RT_1 T_2} \quad (11.8)$$

Trong đó:

t_2 và t_1 - thời gian để tiêu diệt % vi khuẩn đã cho ở nhiệt độ T_1 và T_2 , (K)

E - năng lượng hoạt hóa, J/mol hoặc cal/mol

R - hằng số khí, $8,314 J/mol.K$

11.2. KHỬ TRÙNG BẰNG CLO VÀ CÁC HỢP CHẤT CỦA CLO

Clo là chất khử trùng hóa học được sử dụng khá phổ biến vì nó thỏa mãn hầu hết những yêu cầu của một chất tiệt trùng lý tưởng. Các hợp chất chính của clo được sử dụng trong khử trùng nước thải là clo (Cl_2), natri hypochlorit (NaOCl), canxi hypochlorit (Ca(OCl)_2) và chlorine dioxit (ClO_2).

11.2.1. Phản ứng của clo trong nước

Ở trong nước hai phản ứng ion hóa và thủy phân của clo xảy ra:

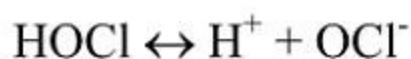


Hằng số cân bằng K_H :

$$K_H = \frac{[\text{HOCl}][\text{H}^+][\text{Cl}^-]}{[\text{Cl}_2]} = 4,5 \times 10^{-4} \text{ (mol/l) ở } 25^\circ\text{C}$$

Do hằng số K_H rất lớn nên lượng lớn Cl_2 tan trong nước

Ion hóa axit hypocloro thành ion hypochlorit (OCl^-) theo phản ứng:



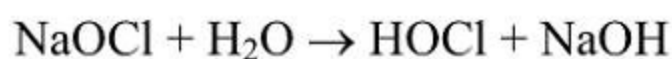
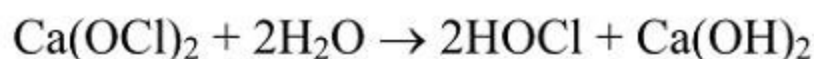
Hằng số ion hóa K_i đối với phản ứng là:

$$K_i = \frac{[\text{H}^+][\text{OCl}^-]}{[\text{HOCl}]} = 3 \times 10^{-8} \text{ mol/l ở } 25^\circ\text{C}$$

Tổng $[\text{HOCl}]$ và $[\text{OCl}^-]$ có mặt trong nước được gọi là clo tự do sử dụng. Sự phân bố hai thành phần này trong nước rất quan trọng vì hiệu suất diệt vi khuẩn của chúng khác nhau, HOCl diệt vi khuẩn khoảng bằng 40 – 80 lần của OCl^- . HOCl tồn tại ở pH dưới 7,5, ngược lại OCl^- tồn tại ở pH > 7,5.

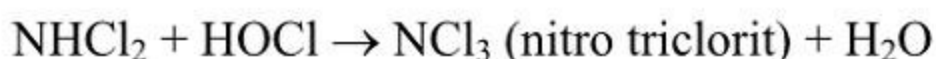
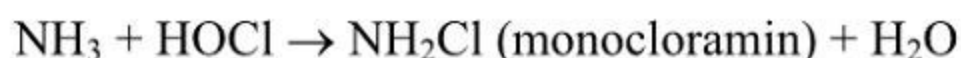
a. Phản ứng của hypochlorit trong nước

Muối của Ca hoặc Na hypochlorit thủy phân trong nước tạo thành axit HOCl :



b. Clo phản ứng với amoni

Trong nước thải chứa nitơ ở dạng amoni và một số các hợp chất của nitơ. Vì hypochlorit là chất oxi hóa rất mạnh nên sẽ phản ứng với amoni để tạo thành một số dạng cloramin là những chất khử trùng được gọi là “clo kết hợp có giá trị”:



Các phản ứng trên phụ thuộc vào pH, nhiệt độ, thời gian tiếp xúc và tỷ lệ của clo và amoni (bảng 11.4).

Mối quan hệ của clo có giá trị trong dạng dicloramin và clo giá trị trong dạng monocloramin như sau:

$$A = \frac{BM}{1 - [1 - BM(2 - M)]^{1/2}} - 1 \quad (11.9)$$

Trong đó:

A - tỷ lệ của clo có giá trị trong dicloramin và monocloramin

M - tỷ lệ mol của clo (Cl_2) thêm vào dung dịch khi có mặt amon-N.

$$B = 1 - 4K_{\text{eq}} [\text{H}^+]$$

c. Clo phản ứng với các chất hữu cơ

+ Phản ứng với phenol tạo thành clorophenol, một hợp chất có mùi và vị khó chịu.

+ Phản ứng với các chất hữu cơ tự nhiên (NOM) như axit humic, tạo thành tri-halo methan (THMs) là một tác nhân gây ung thư.

11.2.2. Phản ứng điểm thoát (breakpoint) với Clo

Duy trì lượng dư clo (bao gồm clo kết hợp và clo tự do) để khử trùng nước thải là rất khó vì clo dư không những tác dụng với amoni mà còn là tác nhân oxy hóa rất mạnh. Thuật ngữ “clo hóa điểm thoát - breakpoint” áp dụng cho quá trình nhờ có đủ clo thêm vào để phản ứng với tất cả các chất có khả năng oxy hóa sao cho nếu clo được cho thêm vào sẽ còn lại một phần clo tự do. Hay nói một cách khác, liều lượng clo được xác định sao cho đảm bảo đủ dư được gọi là clo hóa điểm thoát.

Tiến hành thí nghiệm trong phòng thí nghiệm với lượng clo thêm vào nước thải, sau một thời gian xác định lượng clo còn lại. Xây dựng đồ thị về mối quan hệ của lượng clo dư và liều lượng clo cho vào để xác định điểm thoát. (hình 11.1)

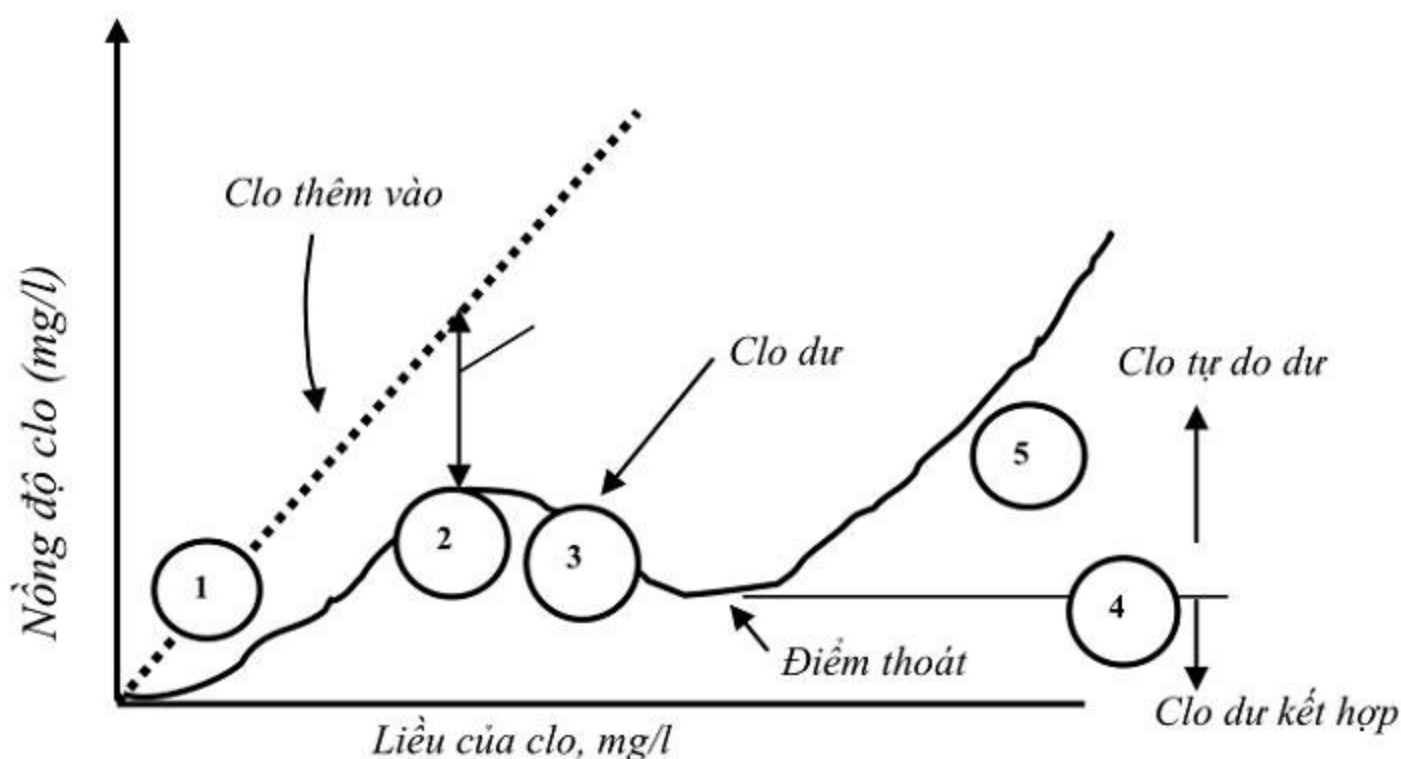
Bảng 11.4: Tỷ lệ của dicloramin và monocloramin ở điều kiện cân bằng là một hàm số của pH

Tỷ lệ mol $\text{Cl}_2 : \text{NH}_4^+$	pH			
	6	7	8	9
0,1	0,13	0,014	1E-0,3	0,000
0,3	0,389	0,053	5E-0,3	0,000
0,5	0,668	0,114	0,013	1E-0,3
0,7	0,992	0,213	0,029	3E-0,3
0,9	1,392	0,386	0,082	0,011
1,1	1,924	0,694	0,323	0,236
1,3	2,700	1,254	0,911	0,862
1,5	4,006	2,343	2,039	2,004
1,7	6,875	4,972	4,698	4,669
1,9	20,485	18,287	18,028	18,002

Từ đồ thị trên hình 11.1 có thể thấy quá trình khử trùng chia thành các giai đoạn:

- Giai đoạn thứ nhất, khử các chất vô cơ như NO_3^- , H_2S , Fe^{2+} , $\text{Cl}_2 \rightarrow 2\text{Cl}^-$.
- Giai đoạn thỏa mãn nhu cầu ban đầu, tác dụng với amoni tạo thành các cloramin – clo dư kết hợp.
- Khi tăng liều lượng clo, dicloramin tạo nhiều hơn so với monocloramin. Tricloramin không bền, bị phân hủy thành N_2 và giảm lượng dư clo.
- Điểm thấp nhất của lượng dư clo là điểm thoát (breakpoint).
- Liều lượng clo tăng lên làm tăng clo tự do.

Liều lượng clo thích hợp cho xử lý nước thải phải vượt quá điểm thoát. Tuy nhiên, nồng độ tại điểm thoát thay đổi với chất lượng của nước thải. Khi thêm clo hoặc hợp chất của clo sẽ tạo ra tính axit cho nước thải, tăng cao chất rắn hòa tan và lượng dư clo. Bảng 11.5 đưa ra các ảnh hưởng của thành phần nước thải đến khử trùng bằng clo.



Hình 11.1. Đường cong khử trùng với clo

Bảng 11.5. Các tác động của thành phần của nước thải khi sử dụng clo để khử trùng

Thành phần	Ảnh hưởng
BOD, COD, TOC, v.v.	Các hợp chất hữu cơ bao gồm BOD và COD có thể sử dụng nhu cầu clo. Mức độ ảnh hưởng phụ thuộc vào các nhóm chức và cấu trúc hóa học của chúng
Axit humic	Giảm hiệu quả của clo bởi tạo thành hợp chất clo hữu cơ. Các hợp chất này được xem là clo dư nhưng không có tác dụng khử trùng.
Dầu, mỡ	Có thể sử dụng nhu cầu clo
TSS	Che chắn cho vi khuẩn
Độ kiềm	Không hoặc ít ảnh hưởng
Độ cứng	Không hoặc ít ảnh hưởng
Ammonia	Kết hợp với clo tạo thành các cloramin
Nitrit	Oxi hóa bởi clo, tạo thành N-nitrosodimethylamine (NDMA): $\text{NO}_2^- + \text{HCl} \rightarrow \text{HNO}_2 + \text{Cl}^-$ $\text{HNO}_2 + \text{CH}_3 - \text{NH} - \text{CH}_3 \rightarrow \text{CH}_3 - \text{N} - \text{CH}_3$ NO
Nitrat	Liều clo bị giảm vì các cloramin không tạo thành. Nitrat hóa hoàn toàn có thể dẫn đến tạo thành NDMA do sự có mặt clo tự do. Nitrat hóa từng phần có thể dẫn đến khó xác định liều clo thích hợp.

Sắt	Bị oxy hóa bởi clo
Mangan	Bị oxi hóa bởi clo
pH	Ảnh hưởng đến sự phân bố giữa axit hypochlorous và ion hypochlorit
Chất thải công nghiệp	Phụ thuộc vào thành phần, có thể thay đổi theo mùa, ban ngày hay đêm, liều của clo.

Nguồn: Metcalf & Eddy, 2003

Ví dụ 11.1

Kết quả thí nghiệm nhu cầu liều clo khử trùng nước thô ở 20 °C cho trong bảng dưới đây

Mẫu	Liều lượng clo, mg/l	Lượng clo còn lại sau 10 phút tiếp xúc, mg/l
1	0,2	0,19
2	0,4	0,37
3	0,6	0,51
4	0,8	0,50
5	1,0	0,20
6	1,2	0,40
7	1,4	0,60
8	1,6	0,80

- Nhu cầu clo bằng bao nhiêu ở liều clo cho vào là 1,2 mg/l?
- Xây dựng đồ thị nhu cầu clo
- Xác định điểm thoát của liều clo ?

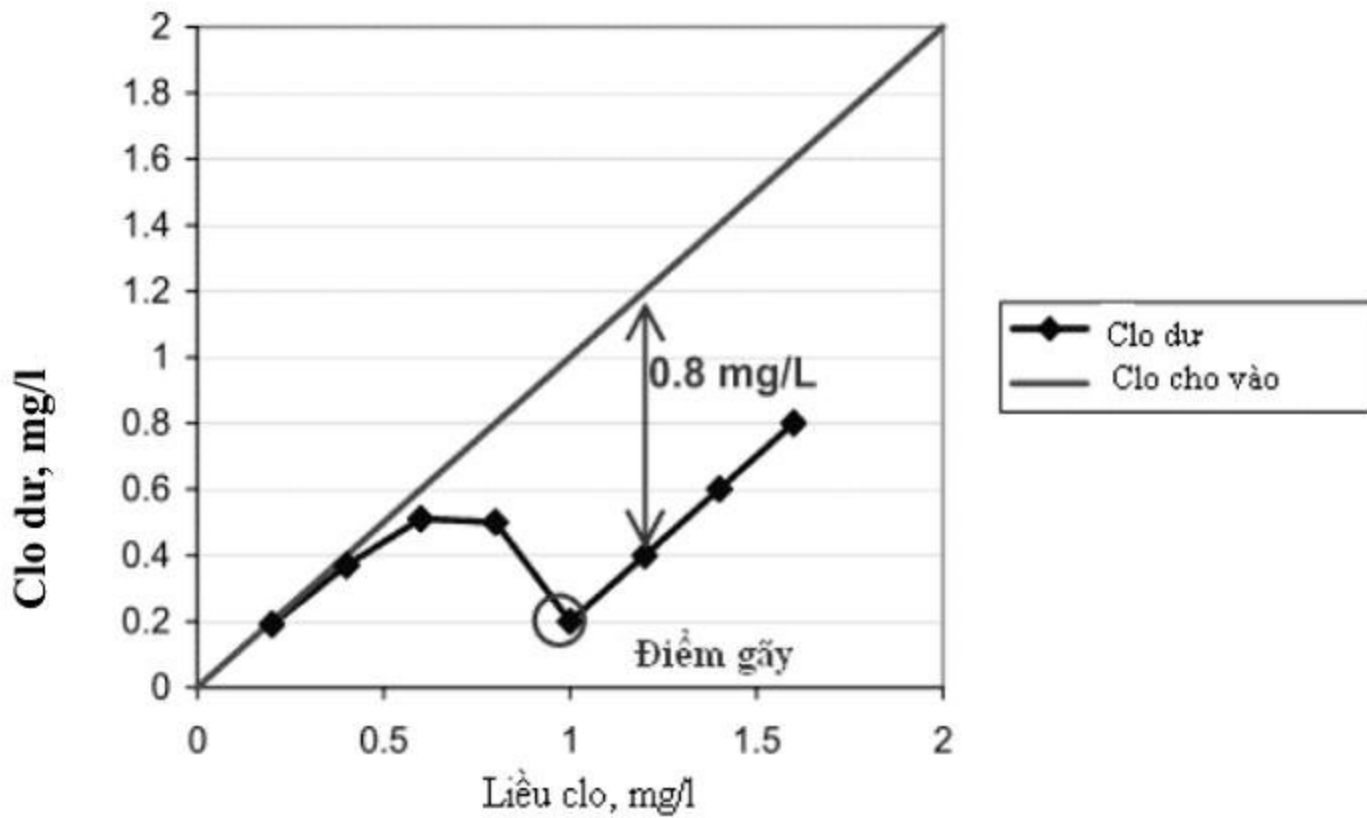
Giải

- Kết quả xác định liều nhu cầu clo = liều cho vào – lượng dư

Mẫu	Liều lượng clo, mg/l	Lượng clo còn lại sau 10 phút tiếp xúc, mg/l	Liều nhu cầu clo, mg/l
1	0,2	0,19	0,01
2	0,4	0,37	0,03
3	0,6	0,51	0,09
4	0,8	0,50	0,3
5	1,0	0,20	0,8
6	1,2	0,40	0,8
7	1,4	0,60	0,8
8	1,6	0,80	0,8

Liều nhu cầu clo = 0,8 mg/l

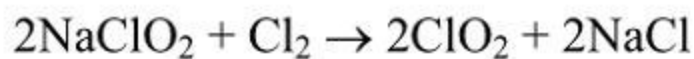
b) Xây dựng đồ thị nhu cầu clo



c) Điểm thoát (breakthrough) của liều clo là 1,0 mg/l

11.2.3. Khử trùng bằng clo dioxit

Clo dioxit là chất oxy hóa mạnh hơn clo và tạo ra lượng dư clo kéo dài. Ngoài ra, ClO_2 khử mùi và màu rất có hiệu quả, ít tạo ra sản phẩm phụ. Do ClO_2 kém bền, dễ phân hủy cho nên thường được tạo ra ngay tại nơi xử lý bằng cách sử dụng NaClO_2 tác dụng với clo theo phản ứng:

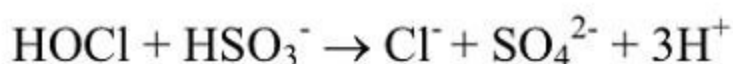


11.2.4. Khử clo

Khử trùng bằng clo là một trong những phương pháp sử dụng khá phổ biến trong xử lý nước thải để tiêu diệt các vi sinh vật có thể gây nguy hại cho sức khỏe. Tuy nhiên, một số các thành phần hữu cơ trong nước thải có thể phản ứng với clo tạo thành những sản phẩm phụ có thể là những hợp chất độc. Do vậy, cần thiết phải khử lượng clo dư trước khi nước được xử lý thải ra môi trường.

11.2.4.1. Khử clo bằng SO_2

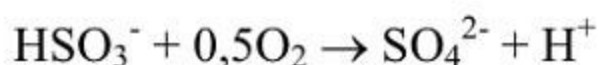
SO_2 là hợp chất có sẵn ở dạng khí chứa trong các bình bằng thép. Khi cho vào trong nước, SO_2 tạo thành axit H_2SO_3 , một tác nhân khử rất mạnh. H_2SO_3 phân ly thành HSO_3^- sẽ phản ứng với clo dư tự do và kết hợp theo phản ứng:



Phản ứng giữa SO_2 và monocloramin, dicloramin và nitơ trichlorit xảy ra như sau:



Lượng SO_2 sử dụng để khử Cl_2 cần phải tính sao cho phản ứng hết với clo dư ở dạng tự do và kết hợp. Khi SO_2 dư có thể sẽ tiêu thụ một phần oxy trong nước thải:

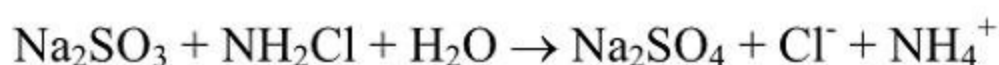
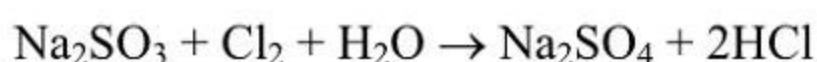


Phản ứng trên làm giảm lượng oxy hòa tan và làm tăng lượng *BOD*, *COD*, và làm giảm pH của nước thải. Để hạn chế lượng SO_2 dư cần phải kiểm soát lượng clo dư tự do và kết hợp sau khi khử trùng bằng clo.

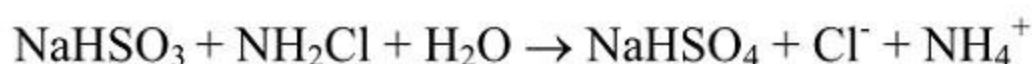
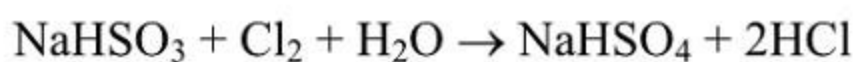
11.2.4.2. Khử clo bằng các hợp chất sunfit

Khi natri sunfit (Na_2SO_3), natri bisunfit (NaHSO_3), natri metabisunfit ($\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_5$) được sử dụng để khử clo ở dạng clo tự do và kết hợp. Các phản ứng hóa học xảy ra như sau:

- Đối với natri sunfit:



- Đối với phản ứng của natri bisunfit:



- Đối với natrimetabisunfit:



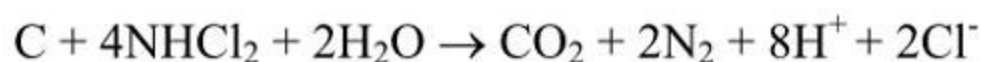
11.2.4.3. Khử clo bằng than hoạt tính

Than hoạt tính hấp phụ clo dư tự do và clo kết hợp. Phản ứng giữa than hoạt tính và clo dư xảy ra như sau:

- Đối với clo dư tự do:



- Đối với clo dư kết hợp:

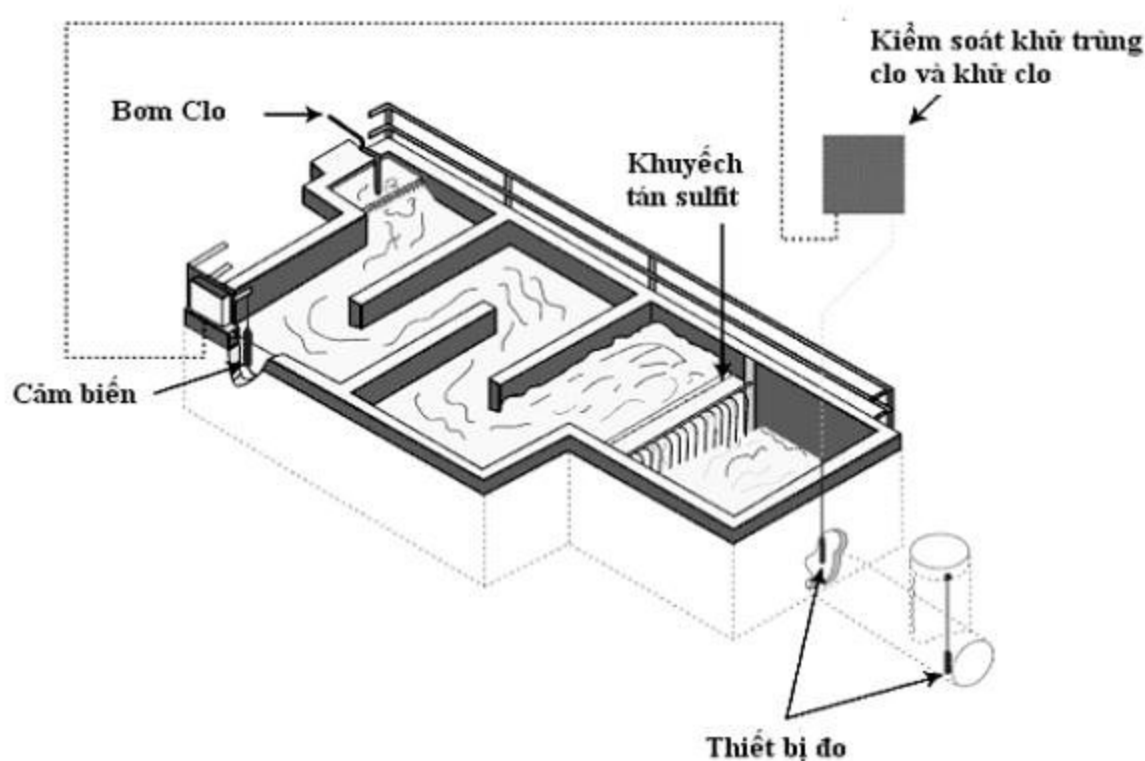


11.2.5. Thiết kế hệ thống khử trùng bằng clo

Những yếu tố cần phải được xem xét cẩn thận trong thiết kế thiết bị trộn và tiếp xúc clo là:

1. Xác định liều lượng clo
2. Thiết bị kiểm soát liều lượng
3. Thiết bị bơm clo và khuấy trộn
4. Thiết kế bể tiếp xúc clo
5. Duy trì vận tốc di chuyển chất rắn
6. Đo và kiểm soát clo dư ở lối ra
7. Thiết bị cất giữ clo
8. Thiết bị trung hòa
9. Thiết bị khử clo

Thiết kế bể tiếp xúc clo để đạt kết quả tốt nhất là sử dụng bể phản ứng dòng chảy đều (hình 11.2.)

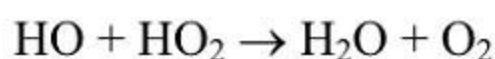
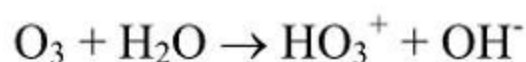


Hình 11.2. Bể phản ứng khử trùng bằng clo

11.3. KHỬ TRÙNG VỚI OZON

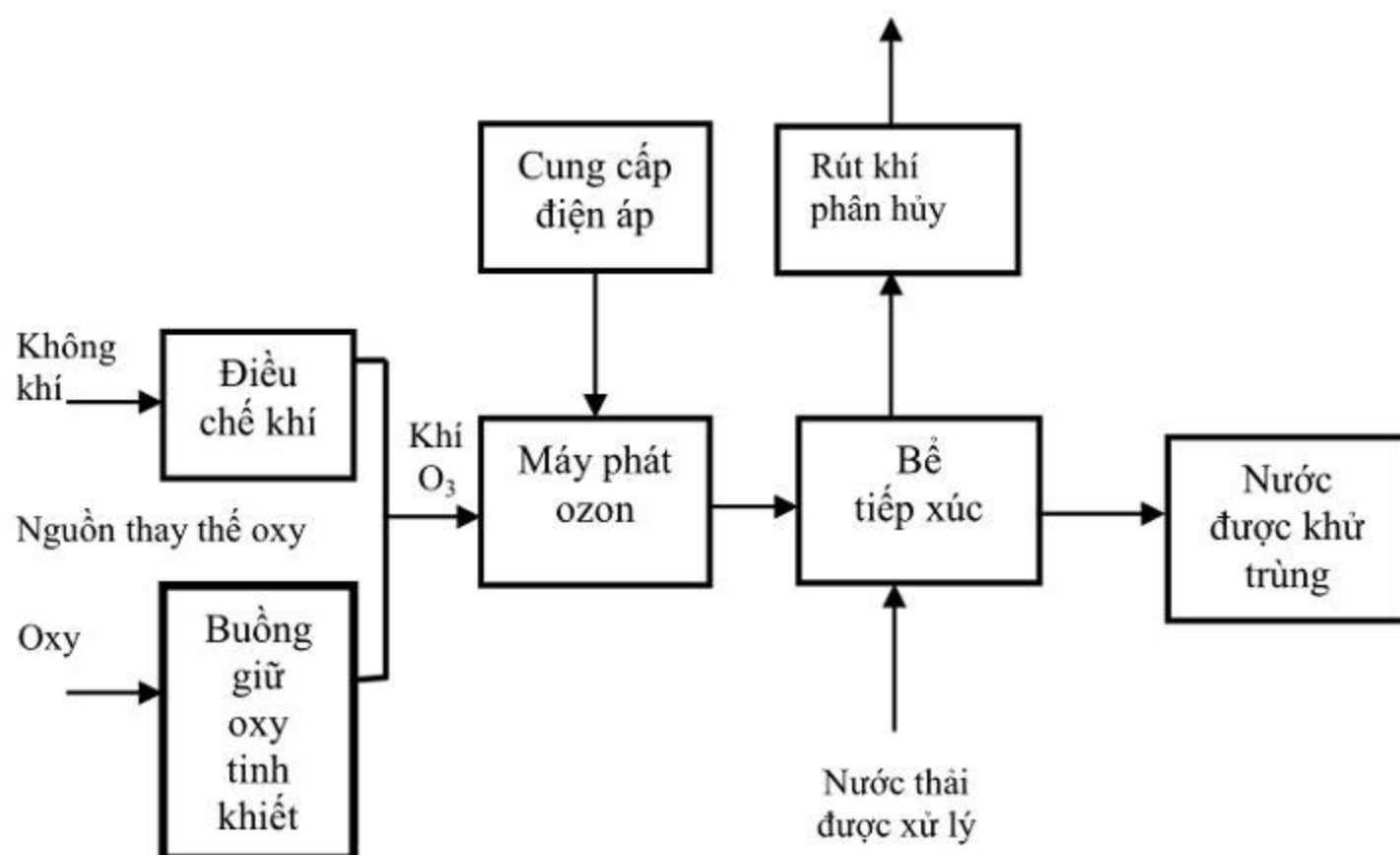
Ozon có thể được sử dụng trong xử lý nước thải để kiểm soát mùi. Ozon có thể được tạo ra bằng điện phân, bằng phản ứng quang hóa hoặc bằng phản ứng hóa phóng xạ bởi sự phóng điện. Ozon có thể gây nổ khi nồng độ đạt đến 240 g/m^3 .

Phản ứng đặc trưng của ozon là phản ứng phân hủy:



Các gốc tự do HO_2 và HO có lực oxy hóa rất mạnh có thể oxy hóa các hợp chất hữu cơ và tiêu diệt vi sinh vật trong nước thải. Sơ đồ sử dụng ozon để khử trùng đưa ra trong hình 13.3.

Bộ phận chính của hệ thống khử trùng bằng ozon là nguồn điện (bảng 11.6), các thiết bị để nạp khí, thiết bị tạo ozon, thiết bị để tiếp xúc giữa ozon và chất lỏng và thiết bị phân hủy ozon.



Hình 13.3: Sơ đồ khử trùng nước thải bằng ozon

Bảng 11.6. Năng lượng cần thiết để khử trùng bằng ozon

Bộ phận	kWh/kg ozone
Chuẩn bị không khí (máy nén và làm khô không khí)	4.4 – 6.6
Tạo ozon:	
<i>Nạp không khí</i>	13.2 – 19.8
<i>Oxy tinh khiết</i>	6.6 – 13.2
Tiếp xúc ozon	2.2 – 6.6
Các thiết bị khác	1.2 – 2.2

11.3.1. Mô hình toán học quá trình khử trùng bằng ozon

Tương tự như mô hình toán học khử trùng bằng clo, Finch và Smith (1989, 1990) đã đưa ra biểu thức như sau:

$$\frac{N}{N_0} = 1 \text{ đối với } U < q \quad (11.10)$$

$$\frac{N}{N_0} = [(U)/q]^{-n} \text{ đối với } U > q \quad (11.11)$$

Trong đó:

N – số vi sinh vật còn lại sau khi khử trùng

N_0 – số vi sinh vật ban đầu trước khi khử trùng

U - Liều ozon sử dụng, mg/l

n - độ dốc của đường cong đáp ứng – liều

q - giá trị ngoại suy x khi $N/N_0 = 1$ hoặc $\log N/N_0 = 0$

Liều lượng ozon đòi hỏi phải tăng lên. Liều của ozon được xác định bằng công thức:

$$D = U \left(\frac{100}{TE} \right) \quad (11.12)$$

Trong đó:

D - tổng liều ozon đòi hỏi, mg/l

U - liều ozon sử dụng (hoặc truyền), mg/l

TE - hiệu suất truyền ozon, %

Hiệu suất truyền ozon điển hình từ 80 – 90%

11.3.2. Các sản phẩm phụ tạo thành khi khử trùng bằng ozon

Giống như khử trùng bằng clo, các sản phẩm phụ (DBP) tạo thành trong quá trình khử trùng bằng ozon là không thể tránh được. Các sản phẩm phụ có thể độc với thực vật và động vật. Hợp chất DBP được tạo thành dưới tác dụng của ozon với một loạt axit hữu cơ, các aldehyt và keton. Ngoài ra, H_2O_2 cũng có thể tạo thành.

11.4. CÁC PHƯƠNG PHÁP HÓA HỌC KHÁC

Mối quan tâm chủ yếu hiện nay đối với chất khử trùng là sự tạo thành các sản phẩm phụ. Một số chất hóa học đã được nghiên cứu và áp dụng trong khử trùng nước thải. Quá trình khử trùng có thể sử dụng một chất hóa học đơn lẻ hay sử dụng nhiều chất kết hợp để đạt được hiệu quả khử trùng cao nhất như sử dụng axit peracetic hoặc sử dụng kết hợp sử dụng peroxon.

- **Axit Peracetic**

Axit Peracetic đã được sử dụng như là chất khử trùng và tác nhân tiệt trùng trong các bệnh viện và được sử dụng để diệt khuẩn và chống nấm trong chế biến thực phẩm. Sử dụng axit peracetic không tạo thành lượng dư bền trong nước thải, không tạo ra sản phẩm phụ, chịu được sự thay đổi pH, thời gian tiếp xúc ngắn, và tính hiệu dụng cao. Phản ứng tạo thành axit peracetic từ axit acetic được biểu diễn:



Sự không kết hợp của axit CH_3CO_3H (PAA) được xem là dạng diệt khuẩn trong hỗn hợp cân bằng. Tuy nhiên, H_2O_2 có thể cũng đóng góp đến quá trình khử trùng.

- **Ozon/Hydro Peroxit (Peroxon)**

Peroxon là một quá trình oxi hóa bậc cao (AOP) liên quan đến sử dụng ozon và hydroperoxit. Quá trình peroxon bao gồm hai bước: hòa tan ozon và thêm H_2O_2 . Bổ sung H_2O_2 để gia tăng sự phân hủy ozon dẫn đến tạo thành gốc hydroxyl có nồng độ cao tương ứng theo phương trình phản ứng:



Phương pháp peroxon đạt hiệu quả cao hơn so với khử trùng chỉ bằng ozon đặc biệt làm bất hoạt các vi khuẩn gây bệnh và thường được sử dụng khử trùng nước thải sau các phương pháp vi lọc hoặc thẩm thấu ngược.

- **Các quá trình khử trùng hóa học kết hợp**

Trong những năm gần đây, người ta đã sử dụng hai hay nhiều chất khử trùng cùng một lúc để nâng cao hiệu quả trong quá trình khử trùng đặc biệt trong nước cấp. Lý do của quá trình khử trùng kết hợp đó là:

+ Sử dụng ít chất khử trùng, như là cloramin đã làm giảm sự tạo thành sản phẩm phụ DBP và có hiệu quả hơn để kiểm soát lớp biofilm trong hệ thống phân phối.

+ Quy định và áp lực của khách hàng cần phải sản xuất ra nước có mức độ bất hoạt các loại vi khuẩn gây bệnh cao trong nước sinh hoạt và cả nước thải.

11.5. KHỬ TRÙNG BẰNG BỨC XẠ TỬ NGOẠI (UV)

Hệ thống khử trùng bằng UV được phân biệt thành ba tiêu chuẩn tương ứng với các tham số hoạt động ở bên trong của đèn bao gồm:

1. Cường độ thấp, áp suất thấp
2. Cường độ cao, áp suất thấp
3. Cường độ cao, áp suất trung bình

Tính chất của mỗi một loại được tổng kết trong bảng 11. 7.

Công nghệ mới xuất hiện trong lĩnh vực khử trùng bằng UV được sử dụng để khử trùng nước thải là đèn xenon dải năng lượng xung rộng và đèn UV dải hẹp.

Bảng 11.7. Đặc trưng hoạt động điển hình đối với các đèn UV

Khoảng		Kiểu đèn (Áp suất/Cường độ)		
		Thấp/Thấp	Thấp/Cao	Trung bình/Cao
Công suất tiêu thụ	W kW	70 – 100	200 – 500 1,2 ^a	2 – 5
Cường độ dòng của đèn	mA	350 – 550	Có thể thay đổi	Có thể thay đổi
Thế của đèn	V	220	Có thể thay đổi	Có thể thay đổi
Hiệu suất	%	30 – 40	25 – 35	10 – 12 ^b
Công suất đèn phát ra ở 254 nm	W	25 – 27	60 – 400	
Nhiệt độ	$^{\circ}C$	35 – 45	90 – 150	600 – 800

Áp suất	<i>mmHg</i>	0.007	0.001 – 0.01	
Chiều dài của đèn	<i>m</i>	0.75 – 1.5	Có thể thay đổi	Có thể thay đổi
Đường kính của đèn	<i>mm</i>	15 – 20	Có thể thay đổi	Có thể thay đổi

^a Công suất phát rất cao

^b Công suất trong vùng sát trùng (~250 – 260µm)

Nguồn: Metcalf & Eddy, 2003

- *Các bộ phận và cấu hình*

Bộ phận chính của hệ thống khử trùng UV là đèn UV, đặt trong một ống bọc bằng thạch anh. Các bộ phận khác bao gồm nguồn điện và bộ phận điều chỉnh công suất đèn. Bảng 11. 8 đưa ra các tác động đến nước thải khi khử trùng bằng UV.

Bảng 11. 8: Ảnh hưởng của các thành phần trong nước thải khi sử dụng bức xạ UV để khử trùng

Thành phần	Ảnh hưởng
BOD, COD, TOC	Không hoặc ít ảnh hưởng trừ phi các vật liệu axit humic chiếm lượng lớn giá trị BOD.
Các vật liệu axit humic	Hấp thụ mạnh bức xạ UV
Dầu, mỡ	Có thể bám vào ống bọc thạch anh của đèn UV và hấp thụ bức xạ UV
TSS	Hấp thụ bức xạ UV, có thể che chắn cho vi sinh vật
Độ kiềm	Có thể tác động đến khả năng khử trùng, ngoài ra ảnh hưởng đến độ tan của kim loại dẫn đến hấp thụ bức xạ UV.
Độ cứng	Can xi, ma nhê và các muối khác có thể tạo thành lớp khoáng lắng đọng trên ống thạch anh đặc biệt là khi tăng nhiệt độ.
Ammonia	Không hoặc ít ảnh hưởng
Nitrit	Không hoặc ít ảnh hưởng
Nitrat	Không hoặc ít ảnh hưởng
Sắt	Hấp thụ mạnh bức xạ UV, có thể kết tủa trên ống thạch anh, có thể hấp phụ chất rắn lơ lửng và che bức xạ cho vi khuẩn.

Mangan	Hấp thụ mạnh bức xạ UV
pH	Có thể ảnh hưởng đến độ tan của kim loại và cacbonat
TDS	Có thể tác động khả năng khử trùng và tạo thành lớp lắng đọng vô cơ.
Chất thải công nghiệp	Phụ thuộc vào thành phần (ví dụ như chất màu) có thể dẫn đến sự thay đổi về độ truyền qua vào ban ngày và theo mùa.

Nguồn: Metcalf & Eddy, 2003

11.6. SO SÁNH CÁC PHƯƠNG PHÁP KHỬ TRÙNG

Ưu điểm và nhược điểm của mỗi một phương pháp được sử dụng để khử trùng được tổng kết trong bảng 11.9 dưới đây

Bảng 11.9. Ưu và nhược điểm của clo, clo dioxit, ozon và UV trong khử trùng nước thải

	Ưu điểm	Nhược điểm
CLO	1. Công nghệ đã được biết rõ 2. Chất khử trùng có hiệu quả. 3. Có thể kiểm soát và duy trì lượng dư clo. 4. Lượng dư clo kết hợp tạo thành có thể thêm vào amoni 5. Lượng dư clo sát trùng có thể duy trì 6. Sẵn có hệ thống hóa chất để hỗ trợ sử dụng như kiểm soát mùi, hệ thống xử lý nước thải 7. Oxy hóa sulfite 8. Tương đối rẻ 9. Sẵn có ở các dạng muối	1. Chất hóa học độc hại 2. Thời gian tiếp xúc dài 3. Độ độc lượng dư ảnh hưởng đến môi trường 4. Tạo thành THM và các sản phẩm phụ độc hại khác 5. Giải phóng các hợp chất hữu cơ bay hơi từ bề tiếp xúc 6. Oxy hóa Fe, Mn và các chất vô cơ khác 7. Oxy hóa một loạt các chất hữu cơ 8. Mức TDS của dòng thải xử lý ảnh hưởng tăng lên 9. Hàm lượng clo của nước thải có thể bị giảm nếu như độ kiềm không đủ 10. Tạo ra axit, pH của nước thải giảm xuống nếu độ kiềm không đủ 11. Tăng quy tắc an toàn 12. Ăn mòn các thiết bị trong hệ thống xử lý

CLO DIOXIT	1. Chất khử trùng có hiệu quả 2. Hiệu quả hơn clo làm bất hoạt hầu hết các virus, bào tử, nang, trứng 3. Tính chất diệt trùng không phụ thuộc vào pH 4. Ở điều kiện thích hợp, sản phẩm phụ DBP không tạo thành 5. Oxy hóa các sulfit 6. Cung cấp lượng dư	1. Không bền phải tạo ra tại nơi khử trùng 2. Oxy hóa Fe, Mn và các hợp chất vô cơ khác làm tiêu tốn chất khử trùng 3. Oxy hóa một loạt các hợp chất hữu cơ 4. Tạo thành DBP 5. Phân hủy trong ánh sáng mặt trời 6. Có thể tạo ra mùi 7. Tăng mức TDS của dòng xử lý 8. Giá thành cao
OZON	1. Chất khử trùng có hiệu quả 2. Hiệu quả hơn clo làm bất hoạt hầu hết các virus, nang, trứng... 3. Tính khử trùng không bị ảnh hưởng bởi pH 4. Thời gian tiếp xúc ngắn hơn clo 5. Oxy hóa các sulfit 6. Đòi hỏi ít không gian 7. Đóng góp oxy hòa tan	1. Không đo được ngay sự khử trùng có hiệu quả không 2. Không ảnh hưởng của lượng dư 3. Ít hiệu quả trong bất hoạt một số virus, nang, trứng ở liều thấp sử dụng đối với vi khuẩn coliform 4. Tạo thành DBP 5. Oxy hóa Fe, Mn và các hợp chất hữu cơ khác 6. Oxy hóa một loạt hợp chất hữu cơ 7. Xử lý đòi hỏi thải khí 8. Quan tâm an toàn 9. Độ ăn mòn cao và độc 10. Cường độ - năng lượng 11. Tương đối đắt 12. Phải bảo trì thường xuyên
BỨC XẠ UV	1. Chất diệt trùng hiệu quả 2. Không để lại tàn dư độc 3. Hiệu quả hơn clo làm bất hoạt hầu hết virus, nang và trứng 4. Không tạo thành sản phẩm phụ ở mức liều diệt trùng 5. Không tăng mức TDS của dòng thải ra 6. Hiệu quả phân hủy chất hữu cơ bền như NDMA 7. An toàn so với các chất khử	1. Không đo được ngay sự diệt trùng có thành công hay không 2. Không ảnh hưởng của tàn dư 3. Hiệu quả ít làm bất hoạt một số loài virus, nang ở liều thấp sử dụng cho coliform 4. Năng lượng lớn 5. Thiết kế thủy lực của hệ thống UV có tính quyết định 6. Tương đối đắt 7. Số lớn đèn UV đòi hỏi ở nơi hệ

trùng hóa học 8. Đòi hỏi không gian hẹp hơn so với sử dụng clo 9. Ở liều cao, bức xạ UV có thể sử dụng để khử lượng vết các chất hữu cơ ví dụ như NDMA.	thông cường độ thấp, áp suất thấp được sử dụng
---	--

Nguồn: Metcalf & Eddy, 2003

CÂU HỎI ÔN TẬP VÀ BÀI TẬP

Câu hỏi lý thuyết

1. Mục đích của khử trùng? Nêu đặc điểm của một chất khử trùng lý tưởng.
2. Trình bày cơ chế khử trùng bằng clo.
3. Clo kết hợp là gì?
4. Hãy cho biết các phương pháp khử clo
5. Viết các phương trình phản ứng khử clo 1) với SO_2 , 2) với $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_5$, 3) NaHSO_3 .
6. Viết phương trình phản ứng sự hấp phụ của than hoạt tính đối với clo.
7. Trình bày các phương pháp khử trùng bằng ozon
8. Cơ chế khử trùng của tia UV

Bài tập

1. Cho kết quả khử trùng bằng clo đối với *E.coli* được biểu diễn theo phần trăm trong bảng dưới đây. Xác định các hằng số trong phương trình Chick đối với 99% khử *E. coli*.

Clo tự do, mg/l	Phần trăm quan sát				
	Thời gian tiếp xúc, phút				
	1	3	5	10	20
0,05	97	82	63	21	0,3
0,07	93	60	28	0,5	-
0,14	67	11	0,7	-	-

2. Xác định thời gian cần thiết để 99% vi khuẩn bị giết đối với liều clo bằng 0,05 mg/l ở nhiệt độ 20°C và pH 8,5. Sử dụng các số liệu trong bài tập 1 với điều kiện thí nghiệm ở nhiệt độ 5°C trong bể phản ứng gián đoạn.

3. Xác định tỷ lệ khối lượng của clo và amoni ở điểm thoát và lượng kiềm cần thiết cho mỗi mg/l của amoni bị oxy hóa tại điểm thoát.

4. Xác định kích thước của bể tiếp xúc cho lưu lượng trung bình thiết kế bằng $0,131\text{ m}^3/\text{s}$ và lưu lượng đỉnh bằng $0,329\text{ m}^3/\text{s}$, cho thời gian tiếp xúc là 20 phút.

5. Nước được xử lý có pH bằng 7,4, ở nhiệt độ 25°C và lượng clo dư bằng 1,2 mg/l. Cloramin được sử dụng trong hệ thống phân phối. Cần bao nhiêu amoni để duy trì tỷ lệ dicloramin và monocloramin bằng 1,5, giả sử tất cả các lượng dư đều không bị biến mất.

TÀI LIỆU THAM KHẢO

I. TÀI LIỆU THAM KHẢO TIẾNG VIỆT

1. Lê Văn Cát, Xử lý nước thải giàu hợp chất nitơ và photpho, NXB Khoa học Tự nhiên và Công nghệ, Hà Nội, 2001.
2. Trần Đức Hạ, Đỗ Văn Hải, Cơ sở hóa học quá trình xử lý nước cấp và nước thải, Nhà xuất bản Khoa học Kỹ thuật, Hà Nội, 2002.
3. Trần Đức Hạ, Xử lý nước thải đô thị, Nhà xuất bản Khoa học Kỹ thuật, Hà Nội, 2006.
4. Hoàng Văn Huệ, Thoát nước, tập 1: Mạng lưới thoát nước, Nhà xuất bản Khoa học Kỹ thuật, 2001.
5. Hoàng Văn Huệ, Thoát nước, tập 2: xử lý nước thải, Nhà xuất bản Khoa học Kỹ thuật, Hà Nội, 2002.
6. Ngô Thị Nga, Trần Văn Nhân, Giáo trình công nghệ xử lý nước thải, Nhà xuất bản Khoa học Kỹ thuật, 2006.
7. Nguyễn Văn Phước, Giáo trình xử lý nước thải sinh hoạt và công nghiệp bằng phương pháp sinh học, Nhà xuất bản Xây dựng, Hà Nội, 2008.
8. Lâm Minh Triết, Xử lý nước thải sinh hoạt và công nghiệp, Nhà xuất bản Xây dựng, Hà Nội, 2002.

II. TÀI LIỆU THAM KHẢO TIẾNG ANH

9. Asano, T. (1998) Wastewater Reclamation, Recycling, And Reuse: An Introduction in Wastewater Reclamation and Reuse, T. Asano (Ed.), Lancaster, Pennsylvania, Technomic Publishing Company, 1998: 1-56
10. ANZECC (2000) Australian and Zealand guidelines for fresh and marine water quality. Australian and New Zealand Environment and Conservation Council Canberra, ACT.
11. Annachatre A.P., Win N.N., Chandkrachan S.G, in: W.J. Stevens, M.S. Rao, S. Chandkrachang (Eds.) (1996) Proceedings of the Second Asia-Pacific Symposium, Asian Institute of Technology, Bangkok, Thailand, 169–173.
12. Al-Degs Y.S., Khraisheh M.A.M., Allen S.J. (2009) Ahmad M.N. Adsorption characteristics of reactive dyes in columns of activated carbon, J. Hazard. Mater. 165, 944-949.

13. Amarasinghe B.M.W.P.K., and Williams R.A. (2007) Tea waste as a low cost adsorbent for the removal of Cu and Pb from wastewater, *J.Chem. Engineering* 132 (1-3), 299-309.
14. Angelidis, T., Fytianos, K. and Vasilikiotics, G. (2000) Lead removal from wastewater by cementation utilising a fixed bed of iron spheres. *Environ. Pollut.*, 50, pp 243-251.
15. Blumenthal U.J., Peasey A., Ruiz-Palacios G., Mara D.D., (2000) Guidelines for Wastewater reuse in agriculture and aquaculture: recommended revisions based on new research evidence, Task No 68 Part 1, WELL
16. Butler D. and Smith S., (2003) ENV5 Wastewater Treatment & ENV15 Advanced Wastewater Treatment, MSc Environmental Engineering course notes, Imperial College, London
17. Bulut Y. and Tez Z. (2007) Removal of heavy metals from aqueous solution by sawdust adsorption.
18. *J. of Environ. Sci.*, Vol. 19(2), 160-166.
19. Cheng J., Subramanian, K.S., Chakrabarti, C.L., Guo, R., Ma, X., Lu, Y.J. and Pickering, W.F. (1993) Adsorption of low levels of Pb (II) by the granular activated carbon. *J. Environ. Sci. Hlth.*, A28, pp 51-72.
20. Cheng J., Subramanian, K.S., Chakrabarti, C.L., Guo, R., Ma, X., Lu, Y.J. and Pickering, W.F. (1993) Adsorption of low levels of Pb (II) by the granular activated carbon. *J. Environ. Sci. Hlth.*, A28, pp 51-72.
21. Culp, G., Wesner, G., Willians, R., Hughes, M. (1980) Wastewater reuse and recycling technology, Noyes Data Corporation, Park Ridge, New Jersey (Office Water Research & Technology, OWRT/RU-79-1,2)
22. Droste, L. R. (1997) Theory and Practice of Water and Wastewater Treatment, John Wiley & Sons, Inc., New York
23. Eckenfelder W.W. Jnr (2000) Industrial Water Pollution Control, 3rd Edition, Mcgraw-Hill, Boston, MA
24. Ho Y.S., Augustine E.O. (2006) Pseudo-second-order model for lead ion sorption from aqueous solution onto palm kernel fiber, *J. Hazard. Materials* 129, 132-142.
25. Ho. Y.S. (2006) Isotherms for the sorption of lead onto peat: comparison of linear and non-linear methods, *Polish J. Environ. Studies.* 15, 81-86.

26. IRCWD (1985) The Engelberg Report, Switzerland
27. Kadirvelu K., Kanmani P., Senthilkumar P., Subburam V. (2004) Separation of mercury(II) from aqueous solution by adsorption onto an activated carbon prepared from Eichhornia crassipes, Adsorption Sci. & Technol., 22 (3), 245-255.
28. Kugelman, I.J. (1976) Status Of Advanced Waste Treatment, H.W. Gehm And J.I. Bregman (Eds.) Handbook Of Water Resources And Pollution Control, Van Nostrand, New York
29. Li, C. C., Shun Dar Line (2007) Hand Book of Environmental Engineering Calculation, McGraw-Hill Companies.
30. Randall, C.W., Barnard J.L. And Stensel H.D. (1992) Design and Retrofit or Wastewater Treatment Plants for Biological Nutrient Removal, Technomic Publishing Co., Lancaster, PA
31. Raymond D. Letterman (1999) Water quality and Treatment, Americal water work associatation, McGraw-Hill, INC.
32. Reynolds & Richards (1996) Unit Operations and Processes in Environmental Engineering, 2nd Edition, ITP Publishing, Boston
33. Richard, D., Scroggs, L., Anderson, M., Mingee, T. (1996) Using Sodium Hypochlorite for Disinfection of Reclaimed Wastewater: Design and Operational Issues, Proceedings from Water Environment Specialty Conference: Disinfecting Wastewater for Discharge and Reuse. Portland, Oregon
34. Rittmann, D.D (1997), "Can You Have Your Cake And Eat It Too" With Chlorine Dioxide? WATER/Engineering & Management, April
35. Staney E. Manahan, (2000) Environmetal Chemistry, Lewis Publisher, London. New York Wasington, D.C.
36. Stephenson, T., Judd S., Jefferson B., Brindle K. (2000) Membrane Bioreactors for Wastewater Treatment, IWA Publishing, London
37. Strauss, M. (2001), Reuse of Urban Wastewater and Human Excreta, ETC - Urban Agriculture Programme, Leusden, The Netherlands.
38. Tchobanoglous, G., Crites R., (1998), Small and Decentralized Wastewater Management Systems, McGraw-Hill College
39. Tsagarakis, KP, DD Mara, NJ Horan and AN Angelakis (2000) Small municipal wastewater treatment plants in Greece, Water Science and Technology Vol 41 No 1 pp 41–48 © IWA Publishing 2000
40. USEPA (2004), Guidelines for Water Reuse, EPA/625/R-04/108

41. U.S. Environmental Protection Agency (1992), Process Design Manual: Guidelines for Water Reuse (Report No. EPA-625/R-92-004)
42. WEF & ASCE (1992) Design of Municipal Wastewater Treatment Plants, Vol.1, WEF
43. WEF & ASCE (1998) Design of Municipal Wastewater Treatment Plants, 4th Edition, WEF Manual of Practice MOP-8 Volume 3
44. WHO (1996) Analysis of Wastewater for Use in Agriculture – A Laboratory Manual of Parasitological and Bacteriological Techniques
45. WHO (1989) Guidelines for the safe use of wastewater and excreta in agriculture and aquaculture: Measures for public health protection
46. Young, J.C. (1991) Factors affecting the design and Performance of Upflow Anaerobic Filters, Water Science and Technology, vol.24, no.8, pp133-155.
47. Zhou, H., Smith D.W. (2002) Advanced technologies in water and wastewater treatment, J. Environ. Eng. Sci. 1: 247-264 (2002), NRC Canada

PHỤ LỤC 1

QCVN 24:2009/BTNMT

Quy chuẩn kỹ thuật quốc gia về nước thải công nghiệp

National Technical Regulation on Industrial Wastewater

Bảng 1. Giá trị C của các thông số ô nhiễm trong nước thải công nghiệp

TT	Thông số	Đơn vị	Giá trị C	
			A	B
1	Nhiệt độ	$^{\circ}\text{C}$	40	40
2	pH	-	6-9	5,5-9
3	Mùi	-	Không khó chịu	Không khó chịu
4	Độ màu (Co-Pt ở pH = 7)	-	20	70
5	BOD ₅ (20 $^{\circ}\text{C}$)	mg/l	30	50
6	COD	mg/l	50	100
7	Chất rắn lơ lửng	mg/l	50	100
8	Asen	mg/l	0,05	0,1
9	Thủy ngân	mg/l	0,005	0,01
10	Chì	mg/l	0,1	0,5
11	Cadmi	mg/l	0,005	0,01
12	Crom (VI)	mg/l	0,05	0,1
13	Crom (III)	mg/l	0,2	1
14	Đồng	mg/l	2	2
15	Kẽm	mg/l	3	3
16	Niken	mg/l	0,2	0,5
17	Mangan	mg/l	0,5	1
18	Sắt	mg/l	1	5
19	Thiếc	mg/l	0,2	1
20	Xianua	mg/l	0,07	0,1

21	Phenol	mg/l	0,1	0,5
22	Dầu mỡ khoáng	mg/l	5	5
23	Dầu động thực vật	mg/l	10	20
24	Clo dư	mg/l	1	2
25	PCB	mg/l	0,003	0,01
26	Hoá chất bảo vệ thực vật lân hữu cơ	mg/l	0,3	1
27	Hoá chất bảo vệ thực vật Clo hữu cơ	mg/l	0,1	0,1
28	Sunfua	mg/l	0,2	0,5
29	Florua	mg/l	5	10
30	Clorua	mg/l	500	600
31	Amoni (tính theo Nito)	mg/l	5	10
32	Tổng Nito	mg/l	15	30
33	Tổng Phôtpho	mg/l	4	6
34	Coliform	MPN/100ml	3000	5000
35	Tổng hoạt độ phóng xạ α	Bq/l	0,1	0,1
36	Tổng hoạt độ phóng xạ β	Bq/l	1,0	1,0

Trong đó:

- Cột A quy định giá trị C của các thông số ô nhiễm trong nước thải công nghiệp khi xả vào các nguồn tiếp nhận là các nguồn nước được dùng cho mục đích cấp nước sinh hoạt;

- Cột B quy định giá trị C của các thông số ô nhiễm trong nước thải công nghiệp khi xả vào các nguồn tiếp nhận là các nguồn nước không dùng cho mục đích cấp nước sinh hoạt;

- Thông số clorua không áp dụng đối với nguồn tiếp nhận là nước mặn và nước lợ.

PHỤ LỤC 2

QCVN 14:2008/BTNMT

Quy chuẩn kỹ thuật quốc gia về nước thải sinh hoạt

National technical regulation on domestic wastewater

Bảng 2. Thông số ô nhiễm và giới hạn cho phép

TT	Thông số	Đơn vị	Giá trị C	
			A	B
1	pH	—	5 - 9	5 - 9
2	BOD ₅ (20 °C)	mg/l	30	50
3	Tổng chất rắn lơ lửng (TSS)	mg/l	50	100
4	Tổng chất rắn hòa tan	mg/l	500	1000
5	Sulfua (tính theo H ₂ S)	mg/l	1,0	4,0
6	Amoni (tính theo N)	mg/l	5	10
7	Nitrat (NO ₃ ⁻)(tính theo N)	mg/l	30	50
8	Dầu mỡ động, thực vật	mg/l	10	20
9	Tổng các chất hoạt động bề mặt	mg/l	5	10
10	Phosphat (PO ₄ ³⁻) (tính theo P)	mg/l	6	10
11	Tổng Coliforms	MPN/100 ml	3.000	5.000

Trong đó:

- Cột A quy định giá trị C của các thông số ô nhiễm làm cơ sở tính toán giá trị tối đa cho phép trong nước thải sinh hoạt khi thải vào các nguồn nước được dùng cho mục đích cấp nước sinh hoạt (có chất lượng nước tương đương cột A1 và A2 của Quy chuẩn kỹ thuật quốc gia về chất lượng nước mặt).

- Cột B quy định giá trị C của các thông số ô nhiễm làm cơ sở tính toán giá trị tối đa cho phép trong nước thải sinh hoạt khi thải vào các nguồn nước không dùng cho mục đích cấp nước sinh hoạt (có chất lượng nước tương đương cột B1 và B2 của Quy chuẩn kỹ thuật quốc gia về chất lượng nước mặt hoặc vùng nước biên ven bờ).

PHỤ LỤC 3

HỆ SỐ CHUYỂN ĐỔI ĐƠN VỊ

Đơn vị US	Hệ số nhân	Đơn vị SI hoặc US
Chiều dài (Length)		
Inches (in)	2,540	centimeters (cm)
	0,0254	meters (m)
Feet (ft)	0,3048	m
	12	in
Yard (yd)	0,9144	m
	3	ft
miles	1,609	kilometers (km)
	1760	yd
	5280	ft
Diện tích (Area)		
in ²	6,452	cm ²
ft ²	0,0929	m ²
	144	in ²
acre (a)	4047	m ²
	0,4047	ha
	43,560	ft ²
	0,001562	mi ²
Square miles (mi ²)	2,590	km ²
	640	a
Thể tích (volume)		
ft ³	28,32	lit (L)
	0,02832	m ³
	7,48	US gallons (gal)

	6,23	Imperial gallons
	1728	in ³
yd ³	0,7646	m ³
	3,785	L
	0,003785	m ³
Gallons (gal)	4	quarts (qt)
	8	pints (pt)
	128	fluid ounces (fl oz)
	0,1337	ft ³
million gallons (Mgal)	3785	m ³
quart (qt)	32	fl oz
	946	mL
	0,946	L
acre. ft (ac. ft)	1,233 × 10 ⁻³	cubic hectometers (hm ³)
	1233	m ³
Trọng lượng (Weight)		
pound (lb, #)	453,6	grams (gm or g)
	0,4536	kilograms (kg)
	7000	grains (gr)
	16	ounces (oz)
grain	0,0648	g
ton (short)	2000	lb
	0,9027	tonnes (metric tons)
ton (long)	2240	lb
gallon of water (US)	8,34	lb

Imperial gallon	10	lb
Đơn vị trọng lượng (Unit weight)		
ft ³ of water	62,4	lb
	7,48	gallon
pound per cubic foot (lb/ft ³)	157,09	Newton per cubic meter (N/m ³)
	16,02	kg force per square meter (kgf/m ²)
	0,016	gram per cubic centimeter (g/cm ³)
Nồng độ (Concentration)		
parts per million (ppm)	1	mg/L
	8,34	lb/Mgal
grain per gallon (gr/gal)	17,4	mg/L
	142,9	lb/Mgal
Thời gian (Time)		
day (d)	24	hours (h)
	1440	minutes (min)
	86400	seconds (s)
hour	60	min
minute	60	s
Độ dốc (slope)		
feet per mile	0,1894	meter per kilometer
Vận tốc (velocity)		
feet per second (ft/sec)	720	inches per minute
	0,3048	meter per second (m/sec)
	30,48	cm/s
	0,6818	miles per hour (mph)
inches per minute	0,043	cm/s

miles per hour (mi/h)	0,4470	m/s
	26,82	m/min
	1,609	km/h
knot	0,5144	m/s
	1,852	km/h
Lưu lượng (flow rate)		
cubic feet per second (ft ³ /s, cfs)	0,646	million gallons daily (MGD)
	448,8	gallons per minutes (gpm)
	28,32	liter per second (L/s)
	0,02832	m ³ /s
million gallon daily (MGD)	3,875	m ³ /d (CMD)
	0,04381	m ³ /s
	157,7	m ³ /h
	694	gallons per minute
	1,547	cubic feet per second (ft ³ /s)
gallons per minute (gpm)	3,785	liters per minute (L/min)
	0,06308	liters per second (L/s)
	0,0000631	m ³ /s
	0,227	m ³ /h
	8,021	cubic feet per hour (ft ³ /h)
	0,002228	cubic feet per second (ft ³ /s)
gallons per day	3,785	Liters (or kilogrames) per day
MGD per acre.feet	0,4302	gpm per cubic yard
acre. feet per day	0,01427	m ³ /s
Tải trọng (Loading rate)		
pounds per	4,8827	kilograms per square meter (kg/m ²)

square foot (lb/ft ²)		
Pounds per 1000 square foot per day (lb/1000 ft ² .d)	0,00488	kilograms per square meter per day (kg/m ² .d)
pounds per cubic foot (lp/ft ³)	16, 017	kilograms per cubic meter (kg/m ³)
pounds per 1000 cubic foot per day (lb/1000 ft ³ .d)	0,016	kilograms per cubic meter per day (kg/m ³ .d)
pounds per food per hour (lb/ft.h)	1,4882	kilogram per meter per hour (kg/m.h)
pounds per hore power per hour (lp/bp.h)	0,608	kilograms per kilowats per hour (kg/kW.h)
Pound per acre per day (lp/acre.d)	1,121	kilograms per hectare per day (kg/ha.d)
gallons per acre (gal/acre)	0,00935	m ³ /ha
million gallons per acre (Mgal/acre)	0,93526	m ³ /m ²
million gallons per acre. foot (Mgal/acre.ft)	0,43	gpm/yd ³
gallons per	0,04074	cubic meter per square meter per day

square foot fer day (gal/ft ² .d)		(m ³ /m ² .d)
	0,04356	Mgal/acre.d
gallons per minute per square foot (galpm/ft ²)	58,674	m ³ /m ² .d
square root of gpm per square foot (gal/m) ^{0,5} /ft ²	2,7	(L/s) ^{0,5} /m ²
gallons per day per foot (gal/d.ft)	0,01242	m ³ /d.m
square foot per cubic foot (ft ² /ft ³)	3,28	m ² /m ³
cubic foot per gallon (ft ³ /gal)	7,48	m ³ /m ³
cubic foot per pound (ft ³ /lb)	0,06243	m ³ /kg
cubic foot per 1000 cubic foot per minute (ft ³ /1000 ft ³ .min)	1	L/m ³ .min
Lực (Fore)		
pounds	0,4536	kilograms fore (kg f)
	453,6	grams (g)
	4,448	newton (N)
Áp suất (Pressure)		
pounds per square inch	2,309	feet head of water
	2,036	inches head of mercury

(lb/in ² , psi)	51,71	mmHg
	6895	newton per square meter (N/m ²) = Pascal (Pa)
	0,0703	kgf/cm ²
	703,1	kgf/m ²
	0,0690	bars
pounds per square foot (lb/ft ²)	4,882	kgf/m ²
	47,88	N/m ² (Pa)
pounds per cubic inch	0,01602	gmf/cm ³
	16,017	gmf/L
tons per square inch	1,5470	kg/mm ²
millibars (mb)	100	N/m ²
inches of mercury	345,34	kg/m ²
	0,0345	kg/cm ²
	0,0334	bar
	0,491	psi (lb/in ²)

MỤC LỤC

CÁC KÝ HIỆU VÀ ĐƠN VỊ	5
-----------------------------	---

Chương 1

NGUỒN GỐC VÀ THÀNH PHẦN CỦA NƯỚC THẢI.....	9
---	----------

1.1. NGUỒN GỐC NƯỚC THẢI	9
1.1.1. Nước thải sinh hoạt	9
1.1.2. Nước thải công nghiệp	9
1.2. TÍNH CHẤT CỦA NƯỚC THẢI	10
1.2.1. Tính chất vật lý của nước thải	10
1.2.2. Thành phần hóa học của nước thải	12
1.2.3. Thành phần sinh học của nước thải	13
1.3. TÁC ĐỘNG CỦA NƯỚC THẢI CHƯA ĐƯỢC XỬ LÝ	13
1.4. HỆ THỐNG THU GOM NƯỚC THẢI	18
1.4.1. Mạng lưới thu gom nước thải	18
1.4.2. Hệ thống thu gom nước thải kết hợp	18
1.4.3. Thiết kế hệ thống thu gom nước thải	19
1.4.4. Những công trình phụ của hệ thống cống	20
1.4.5. Định lượng lưu lượng nước thải	20
1.4.6. Thiết kế thời gian sử dụng và dự đoán dân số cho hệ thống thu gom nước thải	22
1.5. MỤC ĐÍCH VÀ CÁC PHƯƠNG PHÁP XỬ LÝ NƯỚC THẢI	24
1.5.1. Mục đích xử lý nước thải	24
1.5.2. Các phương pháp xử lý nước thải	25
1.5.3. Phân loại mức độ xử lý nước thải	26
CÂU HỎI ÔN TẬP VÀ BÀI TẬP	30

Chương 2

XỬ LÝ SƠ BỘ NƯỚC THẢI	31
------------------------------------	-----------

2.1. GIỚI THIỆU CHUNG	31
2.2. THIẾT BỊ CHẮN RÁC	31
2.2.1. Lưới chắn rác	31
2.2.2. Song chắn rác	32
2.2.3. Lưới chắn rác mịn	37
2.2.4. Thiết bị nghiền rác	38
2.3. BỂ LẮNG CÁT	38

2.3.1. Mục đích của bể lắng cát	38
2.3.2. Đặc trưng của chất rắn trong nước thải.....	38
2.3.3. Thiết kế bể lắng cát	39
2.3.4. Tiêu chuẩn thiết kế bể lắng cát	41
2.3.4.1. Bể lắng cát hình chữ nhật.....	42
2.3.4.2. Bể lắng cát sục khí	43
2.3.4.3. Bể lắng cát dòng xoáy	43
2.4. BỂ TÁCH DẦU.....	44
2.4.1. Đặc điểm của dầu mỡ trong nước thải	44
2.4.2. Phương pháp xử lý dầu mỡ	45
2.5. BỂ ĐIỀU HÒA	46
2.5.1. Những ưu, nhược điểm khi sử dụng bể điều hòa	46
2.5.2. Xây dựng và vận hành bể điều hòa	47
CÂU HỎI ÔN TẬP VÀ BÀI TẬP	52

Chương 3

LẮNG, KEO TỤ VÀ TUYỂN NỔI..... 54

3.1. QUÁ TRÌNH LẮNG	54
3.1.1. Lắng của các hạt rời rạc	54
3.1.2. Thiết kế bể lắng bậc I cho lắng bông tụ loại 2	63
3.1.3. Một số loại bể lắng bậc I để lắng bông tụ loại 2	67
3.1.3.1. Bể lắng dòng chảy ngang	69
3.1.3.2. Bể lắng chất rắn tiếp xúc	70
3.1.3.3. Bể lắng tấm nghiêng.....	71
3.1.4. Các thông số thiết kế bể lắng bậc I	75
3.1.4.1. Mục đích thiết kế.....	75
3.1.4.2. Cơ cấu dòng vào.....	75
3.1.4.3. Cơ cấu dòng ra	76
3.2. KEO TỤ, BÔNG TỤ	77
3.2.1. Keo tụ.....	78
3.2.2. Bông tụ.....	81
3.2.3. Thiết kế quá trình keo tụ/bông tụ	82
3.2.3.1. Keo tụ/bông tụ gián đoạn	82
3.2.3.2. Hệ thống keo tụ/bông tụ liên tục	82
3.2.3.3. Mô hình toán học của quá trình bông tụ.....	83
3.2.3.4. Tiếp xúc chất rắn của dòng hướng lên	85
3.3. TUYỂN NỔI.....	87

3.3.1. Cơ sở lý thuyết.....	88
3.3.2. Thiết kế hệ thống DAF	90
3.3.2.1. Cân bằng khối lượng trong bể DAF	90
3.3.2.2. Một số tham số cơ bản trong thiết kế DAF	92

Chương 4

BỂ PHẢN ỨNG VÀ ĐỘNG HỌC PHẢN ỨNG SINH HỌC TRONG XỬ LÝ NƯỚC THẢI

94

4.1. KHÁI NIỆM BỂ PHẢN ỨNG TRONG XỬ LÝ NƯỚC THẢI	94
4.2. ĐỘNG HỌC BỂ PHẢN ỨNG	94
4.3. CÁC BỂ PHẢN ỨNG	96
4.3.1. Bể phản ứng gián đoạn	96
4.3.2. Bể dòng chảy đều (PFR) ngược với bể FMT	100
4.3.3. Bể phản ứng dòng khuếch tán.....	101
4.3.4. Bể phản ứng khuấy trộn hoàn chỉnh nối tiếp	104
4.4. CÁC PHẢN ỨNG SINH HÓA TRONG XỬ LÝ NƯỚC THẢI	106
4.4.1. Hiệu suất sinh khối	109
4.4.2. Các phản ứng sinh học liên quan đến xúc tác enzym	114
4.4.3. Động học của phản ứng xúc tác enzym	114
4.4.4. Tốc độ tăng trưởng sinh khối riêng.....	117
4.4.5. Các giá trị hệ số sinh học điển hình trong xử lý nước thải	117
4.4.6. Các yếu tố môi trường ảnh hưởng đến sự tăng trưởng của tế bào .	118
CÂU HỎI VÀ BÀI TẬP	118

Chương 5

XỬ LÝ NƯỚC THẢI BẰNG QUÁ TRÌNH Bùn HOẠT TÍNH

121

5.1. MÔ HÌNH HÓA BỂ PHẢN ỨNG Bùn HOẠT TÍNH	121
5.2. XỬ LÝ Bùn TUẦN HOÀN.....	125
5.2.1. Các thông số điển hình trong hệ thống xử lý bùn tuần hoàn.....	125
5.2.2. Cân bằng vật chất và các tham số thiết kế trong hệ thống bùn tuần hoàn	126
5.2.3. Một số phương trình bổ sung đối với θ_c cho thiết kế	128
5.2.4. Dòng tuần hoàn, Q_r	128
5.2.5. Nhu cầu oxy trong bể sục khí	130
5.2.6. Các quá trình cải tiến xử lý bùn hoạt tính	131
5.2.6.1. Quá trình bùn hoạt tính truyền thống (CAS).....	131
5.2.6.2. Quá trình bùn hoạt tính nạp từng bậc (SFAS).....	132
5.2.6.3. Quá trình bùn hoạt tính tiếp xúc ổn định (CSAS).....	133

5.2.6.4. Quá trình bùn hoạt tính khuấy trộn hoàn chỉnh (CMAS)....	134
5.2.6.5. Quá trình sục khí kéo dài.....	134
5.2.6.6. Quá trình bùn hoạt tính mẻ kế tiếp (SBRAS).....	135
5.2.6.7. Mương oxy hóa	136
5.2.6.8. Bể trục sâu.....	139
5.3. SO SÁNH CÁC QUÁ TRÌNH Bùn HOẠT TÍNH	140
5.4. TÍNH CHẤT CỦA NƯỚC THẢI SAU KHI XỬ LÝ	141
5.5. BỂ LẮNG BẠC HAI ĐỐI VỚI Bùn HOẠT TÍNH.....	142
5.6. HỆ THỐNG TRỘN VÀ SỤC KHÍ	147
5.6.1. Truyền oxy và sử dụng oxy	147
5.6.2. Sục khí khuếch tán.....	148
5.6.3. Hệ thống sục khí cơ học.....	151
CÂU HỎI ÔN TẬP VÀ BÀI TẬP	152

Chương 6

QUÁ TRÌNH SINH TRƯỞNG BẨM DÍNH	156
6.1. GIỚI THIỆU CHUNG.....	156
6.2. LỌC NHỎ GIỌT	157
6.2.1. Phân loại lọc nhỏ giọt và áp dụng.....	159
6.2.2. Các yếu tố cần phải được xem xét trong thiết kế bể lọc nhỏ giọt ..	161
6.2.3. Quá trình thiết kế	164
6.2.4. Ưu nhược điểm của các quá trình lọc sinh học nhỏ giọt.....	170
6.3. TIẾP XÚC SINH HỌC QUAY	171
6.3.1. Mô tả thiết bị.....	172
6.3.2. Các quá trình trong RBC.....	173
6.3.3. Ưu điểm và nhược điểm của quá trình RBC.....	174
6.3.4.1. Khử BOD	174
6.3.4.2. Bậc của các đơn vị RBC.....	174
6.3.4.3. Các bước thực hiện trong thiết kế RBC	176
6.4. QUÁ TRÌNH XỬ LÝ HIẾU KHÍ KẾT HỢP	176
CÂU HỎI ÔN TẬP VÀ BÀI TẬP	179

Chương 7

XỬ LÝ NƯỚC THẢI BẰNG QUÁ TRÌNH KỶ KHÍ	181
7.1. GIỚI THIỆU CHUNG.....	181
7.1.1. Các giai đoạn của quá trình kỵ khí.....	181
7.1.2. Các yếu tố ảnh hưởng đối với quá trình anaerobic	183

7.2. CÁC QUÁ TRÌNH XỬ LÝ KỶ KHÍ.....	187
7.2.1. Quá trình tăng trưởng lơ lửng kỷ khí	187
7.2.2. Quá trình khuấy trộn hoàn chỉnh	188
7.2.3. Bể kỷ khí gián đoạn kế tiếp.....	188
7.3. THIẾT KẾ QUÁ TRÌNH TĂNG TRƯỞNG KỶ KHÍ.....	189
7.4. QUÁ TRÌNH LỚP Bùn KỶ KHÍ.....	190
7.6. QUÁ TRÌNH BỂ KỶ KHÍ VÁCH NGẮN.....	196
7.7. BỂ KỶ KHÍ LỚP Bùn DI CHUYỂN (AMBR)	197
7.8. QUÁ TRÌNH KỶ KHÍ TĂNG TRƯỞNG BÁM DÍNH.....	197
7.8.1. Bể kỷ khí tăng trưởng bám dính dòng hướng lên	197
7.8.2. Bể kỷ khí tăng trưởng bám dính lớp bùn giãn nở dòng hướng lên (AEBR).....	197
7.8.3. Bể kỷ khí lớp giả hóa lỏng tăng trưởng bám dính (FBR)	197
7.8.4. Quá trình tăng trưởng bám dính dòng hướng xuống.....	198
CÂU HỎI ÔN TẬP VÀ BÀI TẬP	198

Chương 8

CÁC PHƯƠNG PHÁP XỬ LÝ NITƠ, PHỐT PHO VÀ XỬ LÝ NƯỚC THẢI BẰNG HỒ SINH HỌC	201
8.1. GIỚI THIỆU	201
8.2. QUÁ TRÌNH NITRAT HÓA	201
8.2.1. Động học nitrat hóa.....	202
8.2.2. Khử nitrat	204
8.2.3. Đo tốc độ nitrat hóa và khử nitrat hóa	207
8.3. KHỬ PHỐT PHO	210
8.3.1. Các giai đoạn khử phốt pho	210
8.3.2. Các quá trình xử lý phốt pho.....	212
8.3.2.1. Các quá trình sinh học.....	212
8.3.2.2. Xử lý phốt pho bậc một tăng cường chất hóa học (CEPT) .	213
8.4. XỬ LÝ NƯỚC THẢI BẰNG HỒ SINH HỌC	217
8.4.1. Các loại của hồ sinh học	217
8.4.2. Hồ kỷ khí	217
8.4.2.1. Quá trình phân hủy kỷ khí.....	218
8.4.2.2. Thiết kế hồ kỷ khí	218
8.4.3. Hồ tùy nghi	219
8.4.3.1. Sự thay đổi theo không gian trong hồ tùy nghi	220
8.4.3.2. Thiết kế hồ tùy nghi	221

8.4.4. Hồ trường thành	222
CÂU HỎI ÔN TẬP VÀ BÀI TẬP	222

Chương 9

BÙN SINH HỌC VÀ ỔN ĐỊNH BÙN.....	224
9.1. BÙN SINH HỌC	224
9.2. ĐỊNH LƯỢNG CHẤT RẮN (BÙN).....	225
9.3. HỆ THỐNG XỬ LÝ BÙN	225
9.3.1. Bể lắng bùn	226
9.3.2. Nén bùn.....	227
9.4. ỔN ĐỊNH BÙN	229
9.4.1. Phân hủy kỵ khí	230
9.4.2. Các điều kiện cho phân hủy kỵ khí	232
9.5. PHÂN HỦY HIẾU KHÍ	233
9.6. CÁC QUÁ TRÌNH KHÁC ĐỂ PHÂN HỦY BÙN.....	235
CÂU HỎI ÔN TẬP VÀ BÀI TẬP	235

Chương 10

XỬ LÝ NƯỚC THẢI BẰNG PHƯƠNG PHÁP HÓA LÝ	237
10.1. HẤP PHỤ	237
10.1.1. Hấp phụ đẳng nhiệt	237
10.1.2. Hấp phụ hỗn hợp nhiều cấu tử	241
10.1.3. Chất hấp phụ	243
10.1.4. Động học hấp phụ	245
10.1.4.1. Vùng truyền khối.....	245
10.1.4.2. Dung tích hấp phụ tại điểm thoát	246
10.1.4.3. Phân tích và thiết kế lớp tiếp xúc than hoạt tính hạt	246
10.2. TRAO ĐỔI ION	248
10.2.1. Chất trao đổi ion	249
10.2.2. Phản ứng trao đổi ion	249
10.2.3. Dung tích trao đổi của nhựa trao đổi ion	250
10.2.4. Hóa học của trao đổi ion	250
10.2.5. Ứng dụng phương pháp trao đổi ion	251
10.3. TRÍCH LY	253
10.3.1. Cơ sở của phương pháp trích ly	253
10.3.2. Cân bằng khối lượng đối với tháp khử khí	255
10.3.3. Quy trình thiết kế tháp khử khí	259

10.4. OXY HÓA BẬC CAO	261
10.4.1. Giới thiệu chung	261
10.4.2. Phương pháp oxy hóa bậc cao	264
10.4.2.1. Các phương pháp không quang hóa	264
10.4.2.2. Các phương pháp quang hóa	266
10.4.3. Một số ví dụ áp dụng thực tế của oxy hóa bậc cao (AOP).....	270
CÂU HỎI ÔN TẬP VÀ BÀI TẬP	271

Chương 11

KHỬ TRÙNG NƯỚC THẢI SAU KHI XỬ LÝ.....273

11.1. KHÁI NIỆM VỀ KHỬ TRÙNG	273
11.1.1. Các tác nhân khử trùng	273
11.1.2. Cơ chế khử trùng.....	276
11.1.3. Các yếu tố ảnh hưởng đến hoạt độ của chất khử trùng	276
11.2. KHỬ TRÙNG BẰNG CLO VÀ CÁC HỢP CHẤT CỦA CLO	279
11.2.1. Phản ứng của clo trong nước	279
11.2.2. Phản ứng điểm thoát (breakpoint) với Clo.....	280
11.2.3. Khử trùng bằng clo dioxit	284
11.2.4. Khử clo	284
11.2.4.1. Khử clo bằng SO_2	284
11.2.4.2. Khử clo bằng các hợp chất sunfit.....	285
11.2.4.3. Khử clo bằng than hoạt tính	285
11.2.5. Thiết kế hệ thống khử trùng bằng clo	286
11.3. KHỬ TRÙNG VỚI OZON	287
11.3.1. Mô hình toán học quá trình khử trùng bằng ozon.....	288
11.3.2. Các sản phẩm phụ tạo thành khi khử trùng bằng ozon	289
11.4. CÁC PHƯƠNG PHÁP HÓA HỌC KHÁC.....	289
11.5. KHỬ TRÙNG BẰNG BỨC XẠ TỬ NGOẠI (UV)	290
11.6. SO SÁNH CÁC PHƯƠNG PHÁP KHỬ TRÙNG	292
CÂU HỎI ÔN TẬP VÀ BÀI TẬP	294

TÀI LIỆU THAM KHẢO.....296

Giáo trình
CÔNG NGHỆ XỬ LÝ NƯỚC THẢI

PGS.TS. Nguyễn Văn Sức

NHÀ XUẤT BẢN ĐẠI HỌC QUỐC GIA TP HỒ CHÍ MINH

Khu phố 6, Phường Linh Trung, Quận Thủ Đức, TPHCM

Số 3 Công trường Quốc tế, Quận 3, TP. HCM

ĐT: 38 239 172 - 38 239 170

Fax: 38 239 172

E-mail: vnuhp@vnuhcm.edu.vn

Chịu trách nhiệm xuất bản

TS. HUỖNH BÁ LÂN

Tổ chức bản thảo và chịu trách nhiệm về tác quyền

TRƯỜNG ĐẠI HỌC SƯ PHẠM KỸ THUẬT TP. HCM

Biên tập

NGUYỄN ĐỨC MAI LÂM

Sửa bản in

THÂN THỊ HỒNG

Thiết kế bìa

TRƯỜNG ĐẠI HỌC SƯ PHẠM KỸ THUẬT TP. HCM

GT.01.KTh(V) 155-2012/CXB/563-08/ĐHQGTPHCM

ĐHQG.HCM-12

KTh.GT448. -12 (T)

In 300 cuốn khổ 16 x 24cm, tại Công ty TNHH In và Bao bì Hưng Phú. Số đăng ký kế hoạch xuất bản: 155-2012/CXB/563-08/ĐHQGTPHCM. Quyết định xuất bản số: 142/QĐ-ĐHQGTPHCM/cấp ngày 28/8/2012 của Nhà xuất bản ĐHQGTPHCM. In xong và nộp lưu chiểu Quý IV năm 2012.



ISBN: 978-604-73-1287-0



9 786047 312870