

BỘ GIÁO DỤC VÀ ĐÀO TẠO

**VIỆN HÀN LÂM KHOA HỌC
VÀ CÔNG NGHỆ VIỆT NAM**

HỌC VIỆN KHOA HỌC VÀ CÔNG NGHỆ



TRỊNH MINH HIẾU

**NGHIÊN CỨU GIẢM THIỂU AMONI TRONG NƯỚC RỈ
RÁC BẰNG QUÁ TRÌNH STRIPPING TRONG
HỆ THIẾT BỊ LY TÂM TIẾP XÚC**

LUẬN VĂN THẠC SỸ

Hà Nội – 2023

VIỆN HÀN LÂM KHOA HỌC VÀ CÔNG NGHỆ VIỆT NAM
HỌC VIỆN KHOA HỌC VÀ CÔNG NGHỆ

.....***.....

TRỊNH MINH HIẾU

**NGHIÊN CỨU GIẢM THIỂU AMONI TRONG NƯỚC
RỈ RÁC BẰNG QUÁ TRÌNH STRIPPING TRONG
HỆ THIẾT BỊ LY TÂM TIẾP XÚC**

LUẬN VĂN THẠC SĨ

Chuyên ngành: Kỹ thuật môi trường

Mã số: 8 52 03 20

Người hướng dẫn khoa học: TS. Nguyễn Tuấn Minh



Hà Nội - 2023

LỜI CAM ĐOAN

Tôi xin cam đoan đề tài nghiên cứu trong luận văn này là công trình nghiên cứu của tôi dựa trên những tài liệu, số liệu do chính tôi tự tìm hiểu và nghiên cứu. Chính vì vậy, các kết quả nghiên cứu đảm bảo trung thực và khách quan nhất. Đồng thời, kết quả này chưa từng xuất hiện trong bất cứ một nghiên cứu nào. Các số liệu, kết quả nêu trong luận văn là trung thực nếu sai tôi hoàn toàn chịu trách nhiệm.

Hà Nội, ngày 02 tháng 11 năm 2023

Tác giả



Trịnh Minh Hiếu

LỜI CẢM ƠN

Lời đầu tiên với lòng kính trọng và biết ơn sâu sắc nhất, tôi xin gửi lời cảm ơn tới TS Nguyễn Tuấn Minh – người đã truyền cho tôi tri thức cũng như tâm huyết nghiên cứu khoa học, người đã tận tình hướng dẫn, giúp đỡ và tạo điều kiện tốt nhất để tôi hoàn thành bản luận văn này.

Tôi xin chân thành cảm ơn các anh chị em phòng Công nghệ xử lý chất thải rắn và khí thải – Viện Công nghệ môi trường đã tạo điều kiện thuận lợi giúp đỡ tôi về cơ sở vật chất, kinh nghiệm và trợ giúp tôi rất nhiều trong thời gian tôi thực hiện luận văn.

Tôi cũng xin chân thành cảm ơn ban lãnh đạo, các thầy cô tại Học Viện Khoa học Công nghệ – Viện Hàn lâm Khoa học và Công nghệ Việt Nam đã tạo điều kiện thuận lợi cho tôi trong suốt thời gian tôi học tập cao học.

Cuối cùng tôi xin bày tỏ lời cảm ơn sâu sắc tới gia đình, người thân, và bạn bè đã luôn tin tưởng động viên, chia sẻ và tiếp sức cho tôi có thêm nghị lực để tôi vững bước và vượt qua khó khăn trong cuộc sống, hoàn thành bản luận văn này.

Hà Nội, ngày 02 tháng 11 năm 2023

Học viên



Trịnh Minh Hiếu

MỤC LỤC

LỜI CAM ĐOAN	i
LỜI CẢM ƠN	ii
DANH MỤC TỪ VIẾT TẮT.....	v
DANH MỤC BẢNG	vi
DANH MỤC HÌNH.....	vii
MỞ ĐẦU	1
CHƯƠNG 1. TỔNG QUAN.....	4
1.1. Tổng quan về nước rỉ rác	4
<i>1.1.1. Sự hình thành của nước rỉ rác.....</i>	<i>4</i>
<i>1.1.2. Tính chất ô nhiễm của nước rỉ rác</i>	<i>5</i>
1.2. Phương pháp xử lý amoni trong nước thải	8
<i>1.2.1. Phương pháp sinh học.....</i>	<i>8</i>
<i>1.2.2. Phương pháp hóa lý – keo tụ hóa học</i>	<i>11</i>
<i>1.2.3. Phương pháp hấp phụ</i>	<i>13</i>
<i>1.2.4. Phương pháp màng lọc.....</i>	<i>14</i>
<i>1.2.5. Phương pháp tách khí - stripping</i>	<i>15</i>
1.3. Tổng quan về phương pháp stripping.....	16
<i>1.3.1. Tình hình nghiên cứu và ứng dụng quá trình stripping</i>	<i>20</i>
<i>1.3.2. Hệ thiết bị ly tâm tiếp xúc</i>	<i>26</i>
CHƯƠNG 2. THỰC NGHIỆM	31
2.1. Đối tượng và phương pháp nghiên cứu	31
<i>2.1.1. Nước thải nhân tạo</i>	<i>31</i>
<i>2.1.2. Nước rỉ rác</i>	<i>31</i>
<i>2.1.3. Hệ thiết bị ly tâm tiếp xúc</i>	<i>32</i>
<i>2.1.3. Thiết bị và hóa chất.....</i>	<i>33</i>
2.2. Phương pháp nghiên cứu	34
<i>2.2.1. Phương pháp thực nghiệm.....</i>	<i>34</i>

2.3.2. Phương pháp phân tích	36
2.3.3. Phương pháp tính toán.....	38
Chương 3. KẾT QUẢ VÀ THẢO LUẬN	39
3.1. Xử lý amoni trong nước thải nhân tạo.....	39
3.1.1. Ảnh hưởng của pH	39
3.1.2. Ảnh hưởng của tốc độ quay	40
3.2.3. Ảnh hưởng của tỉ lệ Q_G/Q_L	41
3.2.4. Thí nghiệm stripping theo chu kỳ	42
3.2. Xử lý amoni trong nước rỉ rác	45
3.2.1. Ảnh hưởng của pH	45
3.2.2. Ảnh hưởng của tốc độ vòng quay	46
3.2.3. Ảnh hưởng của tỉ lệ Q_G/Q_L	48
3.2.4. Ảnh hưởng của lưu lượng nước rỉ rác Q_L	51
3.2.5 Thí nghiệm stripping amoni theo chu kỳ.....	52
KẾT LUẬN VÀ KIẾN NGHỊ	56
DANH MỤC CÁC CÔNG TRÌNH ĐÃ CÔNG BỐ	57
DANH MỤC TÀI LIỆU THAM KHẢO	58
PHỤ LỤC	66

DANH MỤC TỪ VIẾT TẮT

Từ viết tắt	Tiếng Anh	Tiếng Việt
RPB	Rotating packed bed	Hệ thiết bị ly tâm tiếp xúc
HP2R	High-Performance Rotating Reactor	Thiết bị ly tâm tiếp xúc hiệu năng cao
TCVN		Tiêu chuẩn Việt Nam
COD	Chemical Oxygen Demand	nhu cầu oxy hóa học
BOD	Biological Oxygen Demand	nhu cầu oxy sinh học
VOC	Volatile organic compound	Hợp chất hữu cơ dễ bay hơi

DANH MỤC BẢNG

Bảng 1.1. Tính chất của nước rỉ rác qua từng thời điểm chôn lấp	6
Bảng 1.2. Hiệu suất của thiết bị stripping dạng cột sử dụng vật liệu đệm đối với các VOC khác nhau.	24
Bảng 1.3. Hiệu quả làm sạch khí biogas tại hệ mô hình ở giai đoạn 1	30
Bảng 2.1. Tính chất ô nhiễm của mẫu nước rỉ rác.....	31
Bảng 2.2. Danh mục thiết bị đi kèm của hệ thiết bị HP2R	32
Bảng 3.1. Thông số và kết quả thí nghiệm stripping amoni theo chu kỳ	43
Bảng 3.2. So sánh hiệu quả xử lý nước thải chứa amoni bằng các phương pháp khác nhau.....	44
Bảng A-1. Số liệu thí nghiệm xử lý amoni từ nước thải nhân tạo.....	66
Bảng A-2. Số liệu thí nghiệm xử lý amoni từ nước rỉ rác	69

DANH MỤC HÌNH

Hình 1.1. Lưu trình hình thành nước rỉ rác tại bãi chôn lấp [10].....	5
Hình 1.2. Cấu tạo hệ phản ứng nitơ hoá từng phần (trái) và ô xi hoá kị khí amoni (phải) [26].....	10
Hình 1.3. Quy trình hệ xử lý COD và tổng nitơ hiếu khí với màng lọc sinh học thâm thấu [28].	11
Hình 1.4. Quy trình thu hồi amoni từ nước thải chăn nuôi bằng phương pháp kết tủa struvite [30].	12
Hình 1.5. Sơ đồ thí nghiệm của hệ thống cột stripping/hấp thụ xử lý amoni [36].	15
Hình 1.6. Hai loại tháp stripping điển hình.	17
Hình 1.7. Tháp stripping sử dụng vật liệu đệm.	18
Hình 1.8. Hệ phản ứng aerocyclone phun nước (WSA) [42].....	21
Hình 1.9. Sơ đồ vận hành quy mô pilot (a), chi tiết tháp tách khí, bình lọc khí hấp thụ amoniac (b) và vật liệu đệm (c) [44].....	22
Hình 1.10. Thiết bị stripping dạng cột nhồi [45].....	23
Hình 1.11. Quy trình xử lý nước thải của Công ty TNHH Đại Phú Thịnh....	25
Hình 1.12. Cơ chế hoạt động của thiết bị ly tâm tiếp xúc [52].	27
Hình 1.13. Ba loại cấu hình dòng chảy chất lỏng trong thiết bị RPB [53]. ...	28
Hình 1.14. Thiết bị hấp thụ li tâm làm sạch khí biogas trong đề tài thuộc Chương trình Tây Nguyên 2016 – 2020.	30
Hình 2.1. Thiết bị HP2R quy mô phòng thí nghiệm	32
Hình 2.2. Quy trình xử lý amoni trong nước thải bằng thiết bị HP2R.....	34
Hình 2.3. Máy đo pH/ISE/mV (HI 5222, Hanna, USA).....	37
Hình 2.4. Điện cực ion chọn lọc amoni (HI 4101, Hanna, USA).....	37
Hình 3.1. Ảnh hưởng của pH đến hiệu quả xử lý amoni tại $Q_G/Q_L = 762$	39

Hình 3.2. Ảnh hưởng của tốc độ vòng quay đến hiệu quả xử lý amoni và K_{La} tại $Q_G/Q_L = 762$	40
Hình 3.3. Ảnh hưởng của Q_G/Q_L đến hiệu quả xử lý amoni và K_{La} tại $Q_L = 0,10$ L/phút và $pH = 12$	41
Hình 3.4. Kết quả thí nghiệm stripping amoni theo chu kì với $Q_G/Q_L = 2722$, $\omega = 900$ rpm, và $C_{Li} = 1000$ ppm	42
Hình 3.5. Ảnh hưởng của pH đến hiệu quả stripping amoni từ nước rỉ rác ($C = 1399$ mg/L, $Q_L = 0,1$ L/phút, $\omega = 600$ rpm).	45
Hình 3.6. Ảnh hưởng của ω đến η và K_{La} của quá trình stripping amoni từ nước rỉ rác ($C = 1399$ mg/L, $Q_G = 142$ L/phút, $Q_L = 0,1$ L/phút).	46
Hình 3.7. Ảnh hưởng của tỉ lệ Q_G/Q_L đến η and K_{La} của quá trình stripping amoni từ nước rỉ rác ($C = 1399$ mg/L, $Q_L = 0,1$ L/phút)	48
Hình 3.8. Ảnh hưởng của Q_L đến η and K_{La} của quá trình stripping amoni từ nước rỉ rác ($C = 1399$ mg/L, $Q_G = 142$ L/phút).	51
Hình 3.9. Kết quả thí nghiệm tuần hoàn loại bỏ amoni của nước rỉ rác bãi chôn lấp ($Q_G = 141$ L/phút, $Q_L = 0,10$ L/phút, $\omega = 900$ vòng/phút).	53
Hình 3.10. Diễn biến nồng độ và pH trong thí nghiệm tuần hoàn loại bỏ amoni.	53

MỞ ĐẦU

Lý do chọn đề tài:

Quá trình đô thị hóa và gia tăng dân số đã gây ra sự gia tăng đáng kể lượng chất thải rắn sinh hoạt. Với tình trạng phát sinh ngày càng nhiều chất thải rắn sinh hoạt, sản xuất, chủ yếu được tập trung về các bãi chôn lấp, tình trạng quá tải và không hợp vệ sinh của việc chôn lấp rác thải đã phát sinh nhiều vấn đề nghiêm trọng, nhất là việc ô nhiễm mạch nước ngầm từ nước rỉ rác. Nguồn nước thải này nếu không được xử lý phù hợp sẽ gây ảnh hưởng nghiêm trọng tới môi trường xung quanh và sức khoẻ con người. Mặc dù tính chất của nước thải rỉ rác biến động nhiều theo các yếu tố như lượng mưa, thời tiết, tuổi đời bãi chôn lấp, nhưng các đặc điểm tiêu biểu có thể kể đến là chứa nồng độ cao các chất hữu cơ, amoni, kim loại nặng, clo hữu cơ và muối vô cơ. Do điều kiện kỵ khí bên trong các bãi chôn lấp, tuổi đời của nước rỉ rác cũng sẽ ảnh hưởng đến thành phần hữu cơ có trong nước rỉ rác. Cụ thể, nước rỉ rác tại bãi chôn lấp lâu năm sẽ có tỉ lệ COD/BOD cao hơn và nồng độ amoni cao hơn các bãi chôn lấp mới do quá trình phân hủy kỵ khí sẽ làm giảm nồng độ các chất hữu cơ có khả năng phân hủy sinh học [1, 2]. Hơn nữa, nồng độ amoni trong nước rỉ rác (500 – 2000 mg/L) cũng cao hơn rất nhiều so với các loại nước thải thông thường khác. Lượng amoni lớn yêu cầu quy trình xử lý phải có các bước tiền xử lý do ngưỡng nồng độ amoni gây ức chế quá trình xử lý sinh học là 200 mg/L [3]. Mặc dù theo quy định mỗi bãi chôn lấp rác đều có hệ thống xử lý nước rỉ rác nhưng những phương pháp đã và đang được áp dụng tại hầu hết các bãi chôn lấp ở nước ta vẫn còn tồn tại nhiều nhược điểm như: chất lượng nước sau xử lý thường không đạt tiêu chuẩn xả thải, hoặc xử lý được nhưng tiêu tốn nhiều hóa chất, chi phí xử lý rất cao, khó vận hành hệ thống xử lý, ... Do đó, vấn đề tìm ra công nghệ thích hợp để có thể xử lý hết lượng nước rỉ rác phát sinh hàng ngày, cải tạo lại các hệ thống xử lý nước rỉ rác đang hoạt động và trang bị cho các bãi chôn lấp mới là nhu cầu hết sức bức thiết.

Ở Việt Nam, đã có nhiều nghiên cứu hướng tới xử lý loại bỏ amoni trong nước rỉ rác, nhưng các nghiên cứu này chỉ dừng lại ở quy mô thử nghiệm và chủ yếu là các quy trình kết tủa hoá học [4, 5]. Chi phí cho hoá chất bổ trợ nếu xử lý

ở quy mô thực tế sẽ khá cao, chưa tính đến việc xử lý bùn sau đó. Do đó, phương pháp stripping sử dụng cột tiếp xúc đang đóng vai trò chính trong công đoạn tiền xử lý amoni trong hệ thống xử lý nước thải thực tế [6]. Tuy nhiên, để đạt hiệu quả cao và đáp ứng đủ cho công suất yêu cầu kích thước thiết bị lớn hoặc kéo dài thời gian tuần hoàn nước thải hiện đang gây khó khăn trong vận hành bảo dưỡng cũng như chi phí đầu tư. Để khắc phục những nhược điểm của cột tiếp xúc truyền thống, năm 1981, Ramshaw và Mallison đã có ý tưởng tạo ra thiết bị li tâm tiếp xúc (Rotating packed bed - RPB) có tạo gia tốc cho dòng chất lỏng lớn hơn vài trăm lần gia tốc rơi tự do của dòng nước trong thiết bị cột tiếp xúc nhằm khắc phục các nhược điểm của thiết bị truyền thống này [7]. Với nhược điểm hiện có của thiết bị cột tiếp xúc thông thường và khó khăn trong xử lý amoni, việc nghiên cứu xử lý amoni trong nước rỉ rác bằng thiết bị tiếp xúc li tâm có khả năng nâng cao hiệu quả truyền khối và thu nhỏ kích thước thiết bị. Hơn nữa, việc thực hiện nghiên cứu này sẽ là tiền đề cho ứng dụng thực tế của kỹ thuật tiếp xúc li tâm trong xử lý amoni và các chất thải hoá hơi khác trong nước thải.

Từ những lý do trên, học viên đã lựa chọn thực hiện đề tài: “*Nghiên cứu giảm thiểu amoni trong nước rỉ rác bằng quá trình stripping trong hệ thiết bị li tâm tiếp xúc*” nhằm mục tiêu giảm thiểu được hàm lượng amoni trong nước rỉ rác hiệu quả hơn.

Mục đích nghiên cứu:

- Nghiên cứu các yếu tố ảnh hưởng của các thông số vận hành gồm độ pH ban đầu (pH), tốc độ vòng quay (ω), lưu lượng gió (Q_G), lưu lượng nước thải (Q_L) lên hiệu quả xử lý amoni từ nước thải nhân tạo và nước thải rỉ rác.
- Nghiên cứu đánh giá hiệu quả xử lý amoni từ nước thải với điều kiện tối ưu ở quy trình liên tục với đa chu kỳ.

Nội dung nghiên cứu:

- Tổng quan về tính chất ô nhiễm amoni trong nước rỉ rác
- Tổng quan về các phương pháp xử lý amoni nước rỉ rác
- Tổng quan về phương pháp stripping và kỹ thuật tiếp xúc li tâm

- Thực nghiệm đánh giá, khảo sát khả năng xử lý amoni trong nước thải nhân tạo và nước rỉ rác bằng hệ thiết bị tiếp xúc li tâm

Cơ sở khoa học và tính thực tiễn của đề tài:

Kết quả của đề tài sẽ là tiền đề để tiếp cận với bí quyết công nghệ tiếp xúc li tâm trong xử lý môi trường. Đồng thời, những kết quả thu được sẽ cung cấp thông tin sơ bộ về khả năng xử lý amoni trong nước thải của công nghệ tiếp xúc li tâm.

Những đóng góp của luận văn:

Từ các kết quả của luận văn, có thể xác định được khả năng và định hướng ứng dụng của thiết bị tiếp xúc li tâm trong xử lý amoni từ nước thải.

CHƯƠNG 1. TỔNG QUAN

1.1. Tổng quan về nước rỉ rác

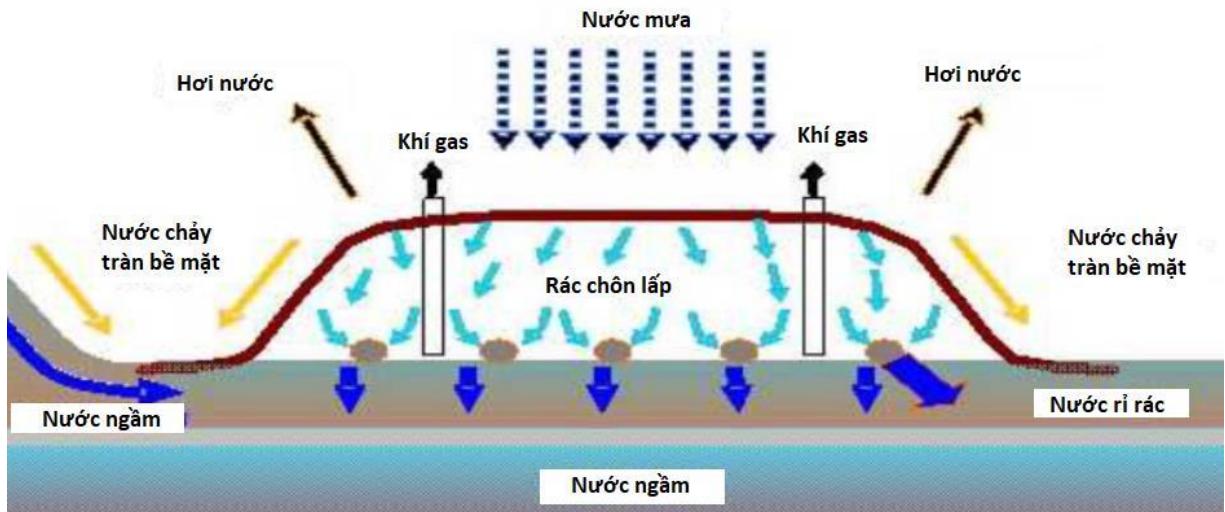
1.1.1. Sự hình thành của nước rỉ rác

Với tốc độ đô thị hóa và gia tăng dân số ở các khu vực đô thị lớn hiện nay trên toàn thế giới, lượng phát thải rác sinh hoạt đang là một áp lực lớn hiện nay đối với nhiều quốc gia phát triển và đang phát triển. Theo ước tính trước đó trong nghiên cứu của Hoornweg và Bhada-Tata năm 2012, tới năm 2025 lượng chất thải rắn phát thải hàng năm sẽ đạt ngưỡng 2,2 tỉ tấn [8]. Điều này tạo áp lực lớn lên các công tác xử lý và bảo vệ môi trường, đòi hỏi phải có các phương pháp xử lý hiện này phải được áp dụng hiệu quả và triệt để hơn như chôn lấp, tái chế, ủ phân compost, và thiêu đốt. Ở hầu hết các quốc gia đang phát triển, phần lớn lượng chất thải rắn được xử lý bằng phương pháp chôn lấp do chi phí xử lý thấp bất chấp các nguy cơ ô nhiễm thứ cấp và các rủi ro môi trường đi kèm. Việc sử dụng các công nghệ tối ưu hơn thường bị hạn chế bởi các lý do về hạn hẹp về nguồn vốn, chưa chặt chẽ trong luật, và sự hạn chế trong ý thức đối với bảo vệ môi trường [9].

Nhìn chung, nước rỉ rác có thể chủ yếu bắt nguồn từ các bãi chôn lấp, cũng như từ các bãi chôn lấp lâu đời (đã đóng cửa) dưới dạng “nước rỉ rác cũ” hoặc các bãi chôn lấp đang hoạt động dưới dạng “nước rỉ rác mới”. Chất thải rắn đô thị được xử lý tại các bãi chôn lấp có thể mất hàng thập kỷ hoặc thậm chí hàng trăm năm để phân hủy hoàn toàn, trải qua các biến đổi vật lý, hóa học và sinh học phức tạp, sau đó được chuyển đổi thành chất lỏng và khí dưới dạng nước rỉ rác và khí bãi rác trong quá trình phân hủy sinh học. Đặc biệt, nước rỉ rác phát sinh trong thành phố dễ dàng thẩm thấu vào chuỗi thức ăn thông qua đất và nước mặt, đe dọa nghiêm trọng đến sức khỏe con người và an ninh môi trường.

Bãi chôn lấp hợp vệ sinh là một trong những cách chính để xử lý các chất vô cơ cao và chất thải có nhiệt trị thấp, trong đó nước rỉ rác có thể được tạo ra từ quá trình phân hủy chất thải và sự xâm nhập của nước mưa và thường chứa các thành phần hòa tan có trong chính chất thải. Lượng nước rỉ rác tại các bãi chôn lấp có thể chiếm 20%-30% lượng nước rỉ rác được tính toán hàng ngày. Đối với bãi chôn lấp có công suất 1000 tấn/ngày, lượng nước rỉ rác phải vào khoảng 200-

300 tấn/ngày, nhiều hay ít tùy thuộc vào khí hậu và độ ẩm của rác thải tại khu vực đó. Lượng nước rỉ rác phụ thuộc vào độ ẩm, vị trí, vận chuyển và phương tiện xử lý.



Hình 1.1. Lưu trình hình thành nước rỉ rác tại bãi chôn lấp [10]

1.1.2. Tính chất ô nhiễm của nước rỉ rác

Nước rỉ rác được phân loại bởi hai tính chất chính gồm có lượng phát thải và thành phần [11, 12]. Lượng phát thải phụ thuộc vào nhiều yếu tố, ví dụ như lượng mưa, mực nước ngầm, dòng chảy tràn bề mặt, cách thức bao bọc của bãi chôn lấp, và thành phần rác của bãi chôn lấp. Bên cạnh đó, tuổi đời của bãi chôn lấp cũng là yếu tố ảnh hưởng đến lượng phát thải của nước rỉ rác. Các yếu tố ảnh hưởng đến thành phần của nước rỉ rác có thể kể đến như tính chất của rác sau phân hủy, tuổi đời bãi chôn lấp, khí hậu, phân hủy của chất thải lỏng, các phản ứng sinh hóa giữa bãi chôn lấp và môi trường bên ngoài, độ nén của rác, thiết kế của bãi chôn lấp, và độ ẩm của rác [13]. Trong đó, tuổi đời của bãi chôn lấp được coi là yếu tố ảnh hưởng lớn nhất và được xem xét nhiều nhất trong việc xác định tính chất của nước rỉ rác do các yếu tố còn lại rất khó để xác định đồng thời [12]. Rác thải trong bãi chôn lấp thông thường sẽ trải qua các quá trình gồm có phân hủy thiếu khí, kỵ khí, axit hoá, methan hóa và ổn định hóa. Do đó, đối với các bãi chôn lấp có tuổi đời cao sẽ có thành phần BOD₅ thấp hơn, nước rỉ rác cũng sẽ ổn định hơn nhờ sự hiện diện của các hợp chất hữu cơ bền (như axit fulvic và axit humic) và tỉ lệ BOD₅/COD thấp hơn [14].

Theo nghiên cứu của Mukherjee và cộng sự năm 2015, thành phần của nước rỉ rác được ước lượng thông qua tuổi đời ở bốn ngưỡng gồm có: dưới 5 năm, từ 5 – 10 năm, 10 – 20 năm và trên 20 năm [12]. Bảng 1.1 dưới đây thể hiện các tính chất khác nhau của nước rỉ rác tại các bãi chôn lấp có tuổi đời khác nhau.

Bảng 1.1. Tính chất của nước rỉ rác qua từng thời điểm chôn lấp

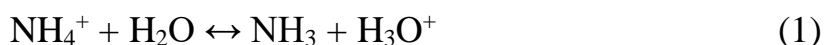
Chỉ tiêu ô nhiễm	Nước rỉ rác			
	< 5 năm	5 – 10 năm	10 – 20 năm	> 20 năm
pH	3 – 7	6 – 8	> 7.5	> 7.5
BOD (mg/L)	2000 – 50000	500 – 15000	50 – 1000	< 300
COD (mg/L)	4000 – 90000	1000 – 30000	1000 – 5000	< 3000
SO ₄ ²⁻ (mg/L)	300 – 4000	100 – 2000	20 – 200	< 100
Tổng P (mg/L)	50 – 500	200 – 400	50 – 500	< 200
Tổng N (mg/L)	500 – 4500	400 – 2000	50 – 2000	< 2000
NH ₄ ⁺ (mg/L)	500 – 4500	-	-	< 1500

Quá trình lên men kỵ khí của các thành phần hữu cơ trong rác tạo nên sự hình thành của các axit béo dẫn đến giảm độ pH và tăng thành phần BOD₅ trong nước rỉ rác ở các bãi chôn dưới 5 năm [15]. Trong quá trình metan hóa, các vi khuẩn sẽ phân hủy kỵ khí các axit béo thành khí metan và CO₂ khiến độ pH của nước rỉ rác trở về ngưỡng trung tính ở thời gian sau đó. Đồng thời, sự sụt giảm của các axit hữu cơ sẽ làm giảm tỉ lệ BOD₅/COD bởi các thành phần hữu cơ không phân hủy sinh học liên tục được hình thành trong nước rỉ rác ở bãi chôn lấp lâu năm. Điều này gây nên sự khó khăn trong xử lý nước thải bằng quy trình sinh học với nước rỉ rác từ các bãi chôn lấp cũ. Điểm đặc biệt khiến nước rỉ rác khó xử lý hơn các loại nước thải khác là nồng độ ô nhiễm rất cao của hai thành phần COD và amoni.

Chủ yếu thành phần hữu cơ ở nước rỉ rác lâu năm là các hợp chất humic chia làm ba phần chính gồm có humic axit, fulvic axit và humin. Các phần này được phân biệt dựa trên kích thước và độ hòa tan khác nhau ở điều kiện pH khác nhau [16]. Ví dụ, axit humic không tan trong điều kiện pH < 2, nhưng lại hòa tan trong nước rỉ rác ở điều kiện pH lớn hơn [17]. Mặt khác, fulvic axit lại hòa tan ở

mọi điều kiện pH. Humin có kích thước phân tử và khối lượng phân tử lớn nhất lại chỉ hòa tan trong nước rỉ rác ở điều kiện kiềm hoặc axit, không hòa tan ở trung tính. Do đó, nước rỉ rác ở các bãi chôn lấp lâu năm chủ yếu có chứa axit humic và axit hulvic là hai hợp chất humic chính. Các axit humic bao gồm các hợp chất polyme phức tạp chứa các gốc carboxyl, carbonyl, phenol, các nhóm hydroxyl kết nối thành các vòng thơm và axit béo [18]. Các hợp chất này hoàn toàn có thể thu hút các hóa chất hữu cơ tổng hợp và kim loại nặng, sau đó thẩm thấu gây ô nhiễm nước ngầm hoặc hệ thống nước mặt lân cận [19].

Thành phần nitơ tồn tại trong môi trường nước chủ yếu dưới dạng amoni, và được xác định là một trong nước thành phần ô nhiễm nặng nề nhất trong nước rỉ rác. Lý do là không có bất kỳ một cơ chế chuyển hóa nào để phân hủy thành phần amoni trong điều kiện kỵ khí của bãi chôn lấp. Mặc dù nồng độ amoni trong nước rỉ rác còn phụ thuộc nhiều vào bản chất của rác và bãi chôn lấp, nhưng nồng độ của thành phần này luôn được ghi nhận ở mức cao. Sự hình thành của amoni trong các bãi chôn lấp là do sự phá hủy về cấu trúc của các hợp chất hữu cơ dẫn tới sự khử amin của các chuỗi amino axit tạo thành các ion amoni [20]. Các nghiên cứu trước đây đã chỉ ra rằng quá trình lên men và thủy phân của các thành phần phân hủy hữu cơ chứa nitơ là nguồn sản sinh ra lượng lớn amoni trong nước rỉ rác lâu năm [21]. Sự chênh lệch của nồng độ amoni trong nước rỉ rác ở bãi chôn lấp mới và lâu năm được giải thích bằng sự dịch chuyển ion của NH_4^+ và NH_3 ở các điều kiện pH khác nhau theo phương trình (1). Ở các bãi chôn lấp có tuổi đời lâu năm, điều kiện pH tăng dần về trung tính sẽ khiến một phần NH_4^+ chuyển dịch thành khí NH_3 làm giảm một phần lượng amoni trong nước rỉ rác [22].



Nước thải rỉ rác là thành phần thải phát sinh từ quá trình chôn lấp chất thải rắn. Do xuất phát từ phần lỏng có từ tổ hợp các loại chất thải rắn, nước thải rỉ rác nếu không được xử lý phù hợp sẽ gây ảnh hưởng nghiêm trọng tới môi trường xung quanh và sức khỏe con người. Mặc dù tính chất của nước thải rỉ rác mỗi nơi sẽ có tính chất khác nhau phụ thuộc vào các yếu tố như lượng mưa, thời tiết, tuổi đời bãi chôn lấp, nhưng các đặc điểm tiêu biểu có thể kể đến là chứa nồng

độ cao các chất hữu cơ, amoni, kim loại nặng, clo hữu cơ và muối vô cơ. Đặc biệt, tại Việt Nam, các nồng độ amoni trong nước rỉ rác rất cao so với các loại nước thải thông thường khác, rơi vào khoảng 500 cho tới gần 2000 mg/L tùy vào tuổi thọ của nước thải [3]. Tại Việt Nam, mặc dù đã có nhiều nghiên cứu hướng tới xử lý loại bỏ amoni trong nước rỉ rác, nhưng các nghiên cứu này chỉ dừng lại ở quy mô thử nghiệm. Do đó, chi phí cho hoá chất bổ trợ nếu xử lý ở quy mô thực tế sẽ tương đối đáng kể, chưa tính đến việc xử lý bùn sau đó. Hiện nay các quy trình xử lý nước rỉ rác ở quy mô thực tế vẫn sử dụng tháp stripping để loại bỏ amoni nồng độ cao.

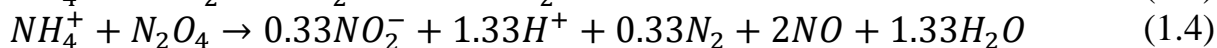
1.2. Phương pháp xử lý amoni trong nước thải

Do các chất ô nhiễm từ lượng lớn amoni và các hợp chất hữu cơ phức tạp từ chất thải, việc xử lý nước thải rỉ rác là phức tạp hơn rất nhiều so với xử lý các loại nước thải khác. Các phương pháp xử lý nước rỉ rác được xếp loại thành ba nhóm chính gồm có: phương pháp sinh học, phương pháp hóa lý và quy trình hóa-lý/sinh học kết hợp [22]. Các kỹ thuật xử lý sinh học gồm có các quy trình hiếu khí, kỵ khí, và quy trình anammox. Các kỹ thuật xử lý hóa lý gồm có hấp phụ, oxi hóa, keo tụ, kết tủa, trao đổi ion, tuyển nổi, và màng lọc. Quy trình xử lý sinh học phù hợp để xử lý đối với nước rỉ rác mới chôn lấp có chứa thành phần cao các hợp chất hữu cơ phân hủy sinh học. Mặt khác, các quy trình hóa lý thường được sử dụng nhiều hơn đối với nước rỉ rác có tỉ lệ BOD₅/COD thấp hơn. Do đó, các quy trình hóa lý thường được lựa chọn đối với nước rỉ rác ở bãi chôn lấp lâu năm có khả năng phân hủy sinh học thấp và nồng độ amoni cao. Trên thực tế, tại các bãi chôn lấp, việc kết hợp cả hai quy trình sinh học và hóa lý được coi là phù hợp và hiệu quả đối với sự biến động và thay đổi trong tính chất của nước rỉ rác [14].

1.2.1. Phương pháp sinh học

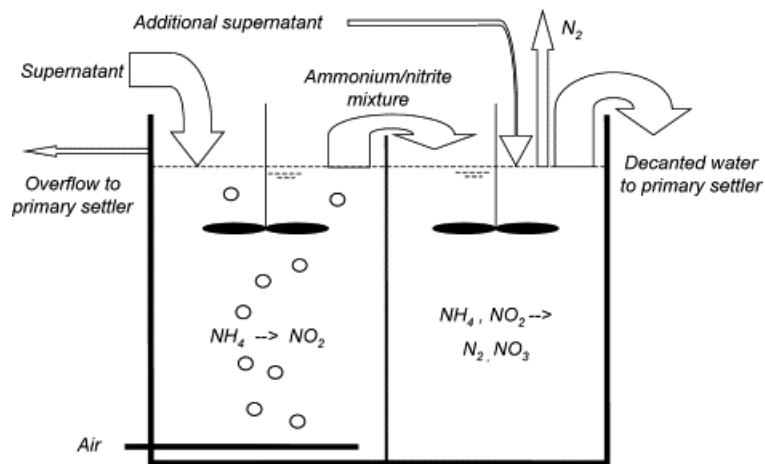
Xử lý sinh học có khả năng loại bỏ các hợp chất nitơ trong nước thải nhờ vào các vi khuẩn có khả năng phân huỷ nitơ trong tự nhiên với ưu điểm tiết kiệm chi phí xử lý. Vi khuẩn có khả năng phân huỷ amoni trong nước thải được phân loại thành hai nhóm là vi khuẩn oxi hoá amoni hiếu khí và oxi hoá amoni kỵ khí. Quy trình phân huỷ hiếu khí và kỵ khí được thực hiện dựa trên hai quá trình

không quá khác biệt. Quá trình hiếu khí được thể hiện trong phản ứng (1.3) tới (1.6) và kỵ khí được thể hiện trong phản ứng (1.7) [23] :



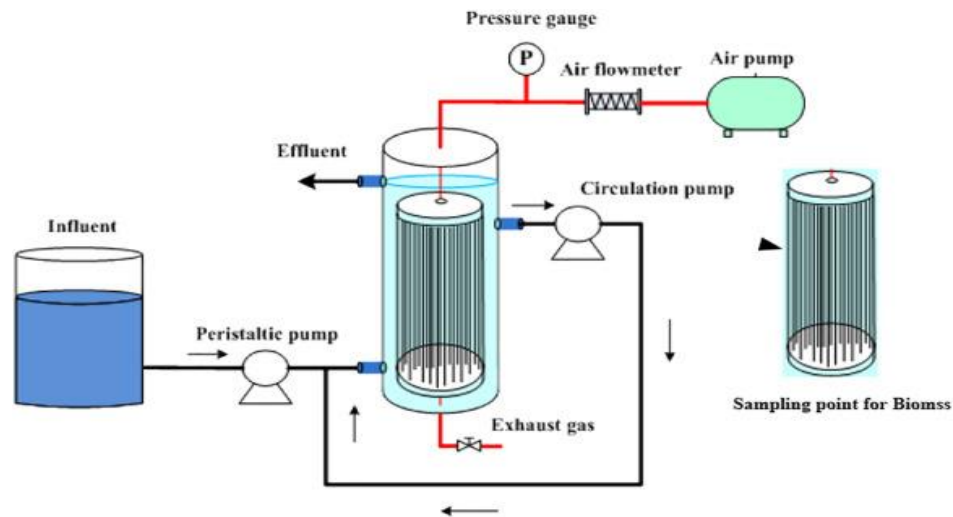
Vi khuẩn hiếu khí sẽ tiêu thụ oxy, đóng vai trò như một chất nhận electron để khử amoni thành ion nitrit (NO_2^-), tiếp đến là nitrat (NO), cuối cùng trở thành khí nitơ. Với các vi khuẩn kỵ khí, với điều kiện không có oxi, ion nitrit sẽ đóng vai trò là một chất cho electron để khử amoni thành khí nitơ.

Hiện nay, đã có nhiều công nghệ đã ứng dụng khả năng của những vi khuẩn trên vào quy trình xử lý sinh học để đạt được hiệu quả xử lý các hợp chất nitơ với hiệu suất từ 60 – 95% [24] . Các phương pháp phổ biến hiện nay trên thế giới để loại bỏ các hợp chất nitơ trong nước thải hiện nay dựa vào các quá trình nitrification và denitrification là hệ xử lý amoni hiệu suất cao trên nitrit (single reactor system for ammonium removal over nitrite, SHARON), hệ xử lý nitơ tự dưỡng toàn phần trên nitrit (completely autotrophic nitrogen-removal over nitrite, CANON), và hệ xử lý nitơ tự dưỡng thiếu khí (oxygen-limited autotrophic nitrification and denitrification, OLAND) [25] . Hệ xử lý sinh học nitơ hoá từng phần và oxi hoá amoni kỵ khí tiếp diễn đã được ứng dụng dưới quy mô pilot để xử lý nước thải chứa amoni nồng độ cao trong nghiên cứu của Fux và cộng sự [26] . Dưới điều kiện nhiệt độ 30°C, thời gian lưu 1 – 1,5 ngày, nồng độ amoni đầu vào khoảng 650 g nitơ/m³, hơn 90% lượng nitơ đầu vào đã được xử lý với hàm lượng bùn thải ra không đáng kể.



Hình 1.2. Cấu tạo hệ phản ứng nitơ hoá từng phần (trái) và ô xi hoá kị khí amoni (phải) [26].

Theo tác giả Yamamoto và cộng sự (2006), hệ phản ứng với giá thể sinh học sợi acrylic đã được thử nghiệm cho quá trình xử lý nitrit từng phần với nước thải chăn nuôi lợn với điều kiện kị khí [27]. Hiệu quả xử lý đạt 62% lượng amoni được oxi hoá với lưu lượng đầu vào của tổng nitơ ở mức $1,9 \text{ kg-N/m}^3 \cdot \text{d}$. Tuy nhiên, hiệu quả xử lý có thể bị suy giảm nếu nhiệt độ của hệ thống thấp hơn 15°C hoặc nồng độ đầu vào cao hơn bình thường. Trong nghiên cứu của tác giả Wu và cộng sự (2019), hiệu quả xử lý tổng nitơ và COD của hai loại màng lọc sinh học thấm thấu dưới điều kiện hiếu khí đã được khảo sát và so sánh [28]. Màng sinh học polyvinylidene flouride (PVDF) đạt được hiệu quả xử lý COD ($97,06 \pm 0,97\%$) và tổng nitơ ($85,66 \pm 0,87\%$) cao hơn so với hiệu suất của màng lọc sinh học polypropylene (PP) ($87,13 \pm 0,87\%$ COD và $71,13 \pm 0,71\%$ tổng nitơ). Tác giả cũng nhấn mạnh rằng bề mặt nhám ưa nước của màng lọc PVDF là yếu tố đem lại hiệu suất xử lý sinh học cao hơn. Tuy nhiên, phương pháp này đòi hỏi hai màng lọc yêu cầu thời gian lưu nước tương đối cao ở ngưỡng 12 giờ đối với PVDF và 20 tiếng đối với PP, ở cùng lưu lượng chất thải đầu vào với $11,56 \text{ g COD/m}^2 \cdot \text{d}$ và $2,32 \text{ g NH}_3\text{-N/m}^2 \cdot \text{d}$.

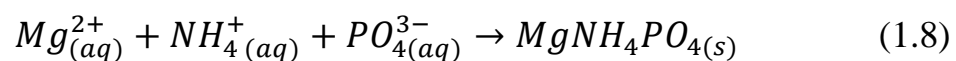


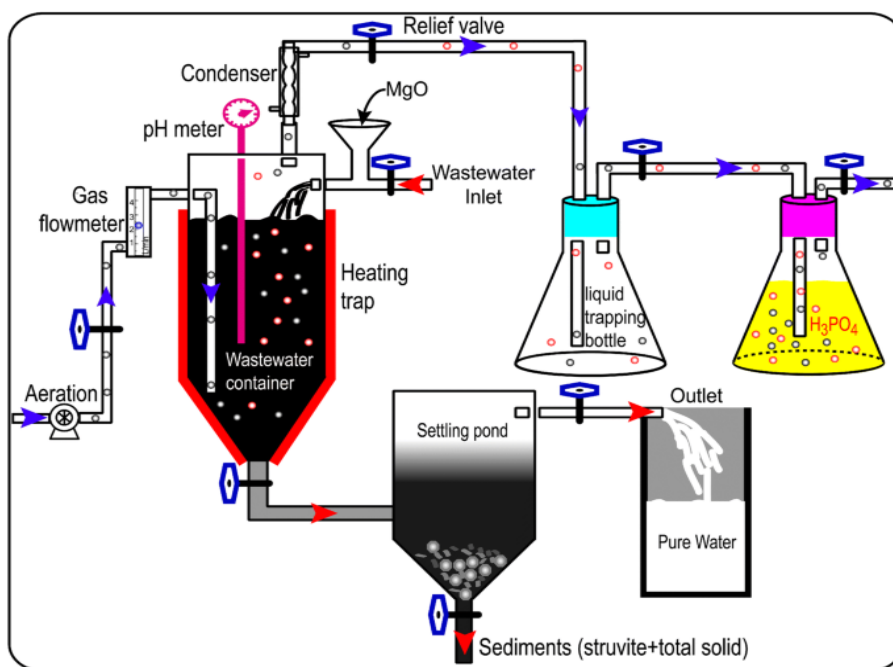
Hình 1.3. Quy trình hệ xử lý COD và tổng nitơ hiệu khí với màng lọc sinh học thấm thấu [28].

Ưu điểm của các phương pháp sinh học về cơ bản có thể nói là chi phí xử lý thấp do chủ yếu dựa vào khả năng phân huỷ của các vi sinh vật. Tuy nhiên, hạn chế của phương pháp này có thể kể đến là thời gian nuôi cấy tương đối dài, thời gian lưu đáng kể, và tương đối nhạy cảm với sự thay đổi của các thông số vận hành như nhiệt độ và nồng độ chất thải đầu vào.

1.2.2. Phương pháp hóa lý – keo tụ hóa học

Phương pháp keo tụ hoá học dựa trên việc bổ sung các chất hoá học thích hợp tạo nên các hợp chất với chất ô nhiễm tạo thành các tinh thể lắng có khối lượng lớn qua đó được loại bỏ khỏi nước trong một quy trình xử lý nước thải. Đối với xử lý amoni trong nước thải, kết tủa struvite, hình thành kết tủa amoni dưới dạng magnesium ammonium phosphate ($MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O$) là một kỹ thuật thường được ứng dụng phổ biến [23]. Kết tủa struvite được tạo ra từ phản ứng cân bằng của ion thành phần. Phản ứng này yêu cầu sự cân bằng nồng độ của ion magie và photphat, điều kiện pH tối ưu, và sự thiếu vắng của ion gây ảnh hưởng ví dụ như canxi [29]. Phương trình phản ứng của kết tủa struvite (1.8) được thể hiện dưới đây:





Hình 1.4. Quy trình thu hồi amoni từ nước thải chăn nuôi bằng phương pháp kết tủa struvite [30].

Có nhiều nghiên cứu đã ứng dụng phương pháp này vào quy trình xử lý các loại nước thải chứa amoni khác nhau như nước thải chế biến thực phẩm, nước thải chăn nuôi, nước thải đầu ra của hệ kỹ khí, nước thải rỉ rác [23]. Ryu và cộng sự (2018) đã sử dụng phương pháp này để xử lý amoni trong nước thải của một nhà máy sản xuất vật liệu bán dẫn [30]. Kết quả cho thấy hiệu quả xử lý đạt mức tối ưu 89% ổn định trong 176 ngày vận hành tại điều kiện pH 9,2. Tunay và Kabdasli đã thực hiện khảo sát khả năng xử lý amoni của phương pháp này trong quy mô phòng thí nghiệm đối với nước thải từ quy trình sản xuất thực phẩm [31]. Thời gian quy trình xử lý diễn ra nhanh trong khoảng từ 1 đến 3 giờ với điều kiện pH trong khoảng 7,5 đến 9,5. Kết luận tương tự cũng được nhấn mạnh trong nghiên cứu của Borjovich và cộng sự khi họ nêu ra bốn ưu điểm nổi bật của sử dụng MgO trong phương pháp kết tủa struvite đó là: hiệu suất kết tủa cao (99%), nồng độ amoni đầu ra ổn định dưới 50 mg/L, kết tủa diễn ra ở điều kiện pH trung tính, và lượng dư MgO cũng không làm ảnh hưởng đến điều kiện pH của nước thải [29]. Tuy nhiên, dưới sự xuất hiện của ion canxi, nồng độ amoni đầu ra có thể bị tăng lên 1000 mg/L.

Mặc dù phương pháp này đem lại hiệu quả xử lý cao trong thời gian ngắn, nhưng hạn chế rõ rệt có thể thấy là sự hình thành của bùn thải cần phải xử lý và chi phí cho hoá chất bổ trợ.

1.2.3. Phương pháp hấp phụ

Phương pháp hấp phụ là một trong những kỹ thuật nâng cao được ứng dụng rộng rãi trong các quy trình xử lý bậc ba đối với các hệ xử lý nước thải nói chung và xử lý nước rỉ rác nói riêng [26]. Hấp phụ là quá trình xảy ra trên bề mặt, quá trình hấp phụ gồm hấp phụ vật lý và hấp phụ hóa học.

Đã có nhiều nghiên cứu hiện nay xoay quanh phương pháp hấp phụ trong xử lý nước rỉ rác nhằm đưa ra các lựa chọn tối ưu về chất hấp phụ, điều kiện pH, hay trợ keo tụ nhằm đạt được hiệu quả xử lý tối ưu nhất. Phèn nhôm (PAC), phèn sắt, FeCl_3 , và FeClSO_4 là các chất keo tụ được sử dụng phổ biến nhất đối với nước rỉ rác. Các nghiên cứu trước đây đã cho thấy hiệu quả xử lý COD và TOC bởi phương pháp keo tụ dao động rất lớn, từ 10 – 25% đối với nước rỉ rác bãi chôn lấp mới tới 50 – 60% với nước rỉ rác ở bãi chôn lấp lâu năm [3].

Việc lựa chọn vật liệu hấp phụ cũng có thể linh hoạt tùy thuộc vào đối tượng ô nhiễm cần xử lý trong nước thải. Trong xử lý nước rỉ rác, hai đối tượng chủ yếu cần được xử lý bằng phương pháp hấp phụ là COD và amoni nhằm đảm bảo hai chỉ tiêu này luôn đạt ngưỡng tiêu chuẩn trước khi xả thải. Cho tới thời điểm hiện tại, than hoạt tính là vật liệu hấp phụ phổ biến nhất và đặc biệt thích hợp để loại bỏ những hợp chất không phân cực như các thành phần hữu cơ có trong nước rỉ rác. Halim và cộng sự (2010) đã so sánh khả năng hấp phụ COD và amoni giữa ba loại vật liệu gồm có vật liệu composite, zeolite, và than hoạt tính [27]. Với diện tích bề mặt lớn và bề mặt phân cực đồng thời, vật liệu composite có dung lượng hấp phụ COD và amoni cao hơn cả ở mức lần lượt là 22,99 mg/g và 24,30 mg/g. Than hoạt tính dù có dung lượng hấp phụ vượt trội với COD (37,88 mg/g) nhưng lại hạn chế trong khả năng xử lý amoni. Điều này ngược lại với vật liệu zeolite, với diện tích bề mặt hạn chế nhưng lại có bề mặt phân cực, thích hợp hơn trong hấp phụ amoni thay vì COD. Ưu điểm của phương pháp này là dễ vận hành, thiết kế đơn giản, không bị ảnh hưởng bởi các hợp chất có độc tính, và có khả năng ứng dụng với nhiều thành phần ô nhiễm.

1.2.4. Phương pháp màng lọc

Phương pháp sử dụng màng lọc là phương pháp tách biệt các chất rắn và các thành phần hoà tan ở kích thước phân tử khỏi nước thải thông qua lớp màng bán thấm thấu. Các loại màng lọc phổ biến hiện nay đó là RO (reverse osmosis), UF (ultrafiltration), MF (microfiltration), NF (nanofiltration), được lựa chọn và sử dụng tùy thuộc vào kích thước chất thải cần được loại bỏ khỏi nguồn nước. Đối với chất thải có thể hoá hơi như amoni, loại màng lọc dạng sợi mỏng đã được nghiên cứu phát triển để phù hợp hơn với mục đích này. Amoni từ dung dịch sẽ xâm nhập vào thành của sợi lọc và thấm thấu qua màng lọc, phản ứng với các axit hoà tan ở phía còn lại tạo thành các hợp chất không bay hơi [23] .

Cần Thị Mai Tú (2018) cũng đã nghiên cứu xử lý amoni trong nước rỉ rác bằng phương pháp lọc sinh học [32]. Giá thể được làm từ vật liệu nhựa PE, có 8 lớp giá thể đặt song song đứng hình sóng, giá thể bám dính giúp vi sinh bám vào bề mặt của giá thể tạo thành lớp màng. Với hệ xử lý lọc sinh học này, trong khoảng tải lượng amoni từ 0,07 – 0,21 kg/m³.ngày, hiệu suất xử lý amoni luôn đạt trên 99% và nồng độ đầu ra đạt QCVN 25:2009/BTNMT cột A.

Trong nghiên cứu của Kurama và cộng sự (2002), một số loại màng lọc đã được ứng dụng trong nghiên cứu xử lý amoni khỏi nước cấp với mục đích giảm thiểu lượng amoni xuống thấp hơn 0,5 mg/l theo tiêu chuẩn của Cộng đồng Châu Âu và Thổ Nhĩ Kỳ [33]. Hiệu suất cao nhất đạt được đối với màng lọc RO ở ngưỡng 96,9% khi lượng amoni giảm từ 6,5 xuống 0,2 mg/L. Hansanoglu và cộng sự cũng đã thử nghiệm xử lý amoni bằng hai loại modul sử dụng màng lọc dạng sợi và dạng phẳng [34]. Kết quả cho thấy hiệu suất xử lý amoni rất cao vào khoảng 99,83% đạt được trong khoảng 35 phút cho màng lọc dạng sợi và 150 phút cho màng lọc dạng phẳng. Màng lọc dạng sợi bằng vật liệu polypropylene cũng được Ashrafizadeh và Khorasani sử dụng để loại bỏ amoni với hiệu suất 99% trong điều kiện pH dung dịch đầu vào ở ngưỡng 10 [35] .

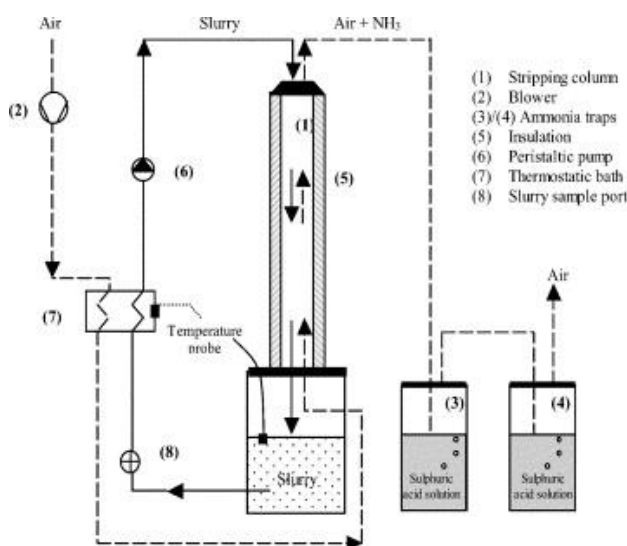
Ưu điểm của phương pháp sử dụng màng lọc có thể thấy là hiệu suất xử lý rất cao trong thời gian ngắn, không gây ô nhiễm thứ cấp, thích hợp cho ứng dụng thực tiễn, rất thích hợp cho xử lý nồng độ amoni ở mức thấp cho quy trình xử lý bậc 3. Tuy nhiên, chi phí đầu tư và bảo trì cao, tuổi đời màng lọc không ổn định,

cũng như hiện tượng tắc màng thường gặp là những nhược điểm hay gặp phải khi sử dụng phương pháp này.

1.2.5. Phương pháp tách khí - stripping

Xu hướng hình thành phân tử amoniac ở giá trị pH cao của dung dịch đã mở đường cho kỹ thuật tách khí và sục khí được áp dụng để xử lý nước thải chứa amoni. Các phương pháp này dựa trên sự tương tác khí-lỏng để tạo ra bề mặt tiếp xúc diện tích lớn giữa hai pha nơi amoni có thể được tách thành pha khí. Hệ thống phổ biến của kỹ thuật tách khí là tháp stripping hoặc cột stripping. Tháp/cột stripping được trang bị một khoang tiếp xúc tạo nên từ các vật nhỏ như vòng Rischig hoặc lưới thép nhằm tạo ra diện tích bề mặt cực lớn để tăng cường tiếp xúc của hai pha.

Bonmati và Flotats đã sử dụng phương pháp này để xử lý amoni từ nước thải chăn nuôi như một phương pháp xử lý nước thải trước hoặc sau quá trình phân hủy kỵ khí [36]. Một cột thủy tinh vách ướn đẳng nhiệt được sử dụng làm cột stripping để tách 4 lít nước thải ở nhiệt độ 80°C với lưu lượng chất lỏng và không khí lần lượt là 0,266 mL/phút và 20 mL/phút. Hiệu suất tách hạt cao nhất được ghi nhận sau 4 giờ, lần lượt là 98,8% và 96% đối với nước thải trước kị khí và nước thải sau kị khí. Đáng chú ý, tốc độ loại bỏ amoni phụ thuộc rất nhiều vào pH dung dịch vì giá trị pH cao nhất là 11,5 mang lại hiệu quả xử lý cao nhất. Sơ đồ của hệ thống stripping được trình bày trong Hình 1.5 dưới đây.

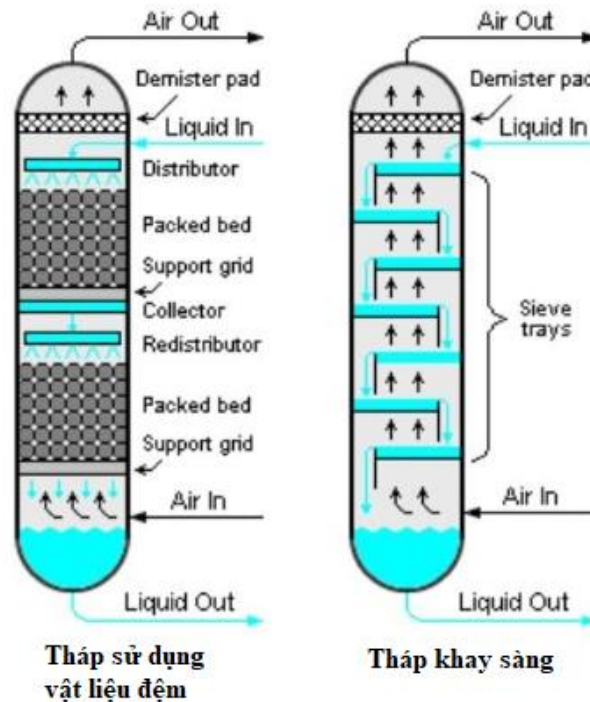


Hình 1.5. Sơ đồ thí nghiệm của hệ thống cột stripping/hấp thụ xử lý amoni [36].

Những ưu điểm của kỹ thuật stripping trong loại bỏ amoni là tính khả thi của nó đối với nồng độ amoni cao, có khả năng thu hồi amoniac và ít yêu cầu bổ sung hóa chất hơn. Tuy nhiên, bản thân hệ thống cột cũng có một số nhược điểm như: kích thước thiết bị lớn dẫn đến chi phí vốn cao, lưu lượng đầu vào của chất lỏng bị hạn chế và có khả năng tắc khí khi gặp lưu lượng nước thải lớn. Để khắc phục vấn đề này, Yuan và các cộng sự đã sử dụng thiết bị tiếp xúc li tâm để thay thế cột stripping thông thường để tách amoni khỏi dung dịch tổng hợp [37, 38]. Nghiên cứu đã chứng minh rằng thiết bị tiếp xúc li tâm có thể hoạt động ở tỷ lệ khí/lỏng cao dưới lực ly tâm lớn để tăng cường sự truyền khối giữa hai pha lỏng-khí chỉ trong thiết bị nhỏ gọn. Do đó, quy trình này có khả năng được áp dụng vào các đơn vị xử lý nước thải thực tế.

1.3. Tổng quan về phương pháp stripping

Stripping là một quá trình trong đó một chất lỏng, thường là nước hoặc nước thải, tiếp xúc trực tiếp với một chất khí, thường là không khí, để một số chất không mong muốn có trong pha lỏng có thể được giải phóng và mang đi bởi khí [39]. Hiệu quả của quá trình truyền khối sẽ chủ yếu phụ thuộc vào thể tích của phần vật liệu đệm và tỉ lệ lưu lượng giữa pha khí và pha lỏng. Khi pha lỏng và pha khí giao thoa trong phần vật liệu đệm, diện tích và thời gian tiếp xúc của hai pha rắn và pha khí sẽ được gia tăng nhờ chất lỏng chảy bám trên bề mặt vật liệu đệm. Các hợp chất dễ bay hơi có áp suất hơi tương đối cao và độ hòa tan trong nước thấp được đặc trưng bởi hệ số định luật Henry của hợp chất, là tỷ lệ giữa nồng độ trong không khí cân bằng với nồng độ của nó trong nước. Các chất ô nhiễm có hệ số định luật Henry tương đối cao có thể được loại bỏ khỏi nước một cách kinh tế. Chúng bao gồm các hợp chất BTEX (benzen, toluen, etylbenzen và xylen có trong xăng) và các dung môi bao gồm trichloroetylen và tetrachloroetylen. Vì hệ số định luật Henry tăng theo nhiệt độ nên quá trình stripping sẽ dễ dàng hơn ở nhiệt độ cao hơn.



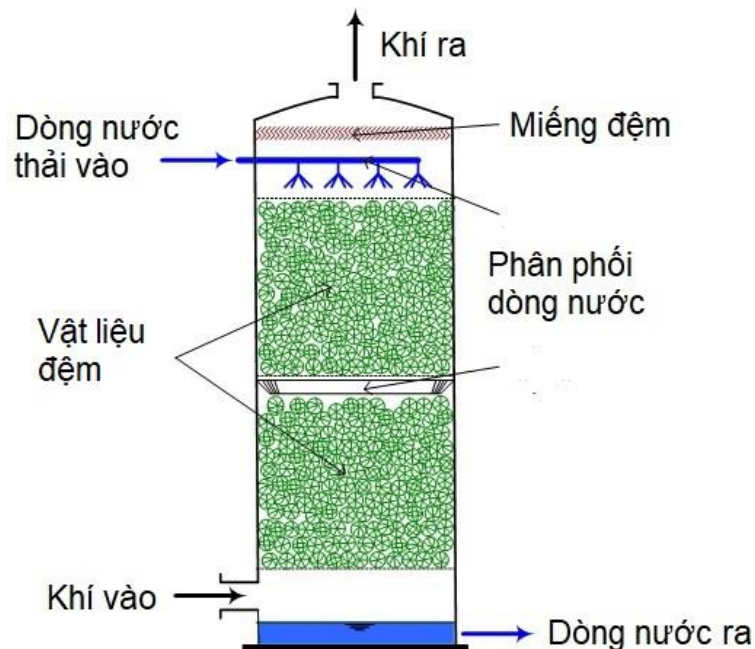
Hình 1.6. Hai loại tháp stripping điển hình.

Có 2 loại tháp stripping là tháp sử dụng vật liệu đệm (cột nhồi) và tháp sử dụng vỉ đục lỗ nhiều lớp dạng tầng sôi (tháp khay sàng) như được mô tả trong Hình 1.6. Các tháp sử dụng vật liệu đệm, như được mô tả trong Hình 1.7, sử dụng một bộ phân phối được đặt ở trên cùng của tháp để phân phối đều các vật liệu đệm bằng nhựa, gốm hoặc kim loại đã được chế tạo để tối đa hóa sự tiếp xúc giữa không khí và nước. Dưới đây là những ưu điểm chính tháp stripping sử dụng vật liệu đệm:

- Hiệu quả cao: chắc chắn sẽ loại bỏ được 99% hợp chất hữu cơ dễ bay hơi khỏi nguồn nước bị ô nhiễm.
- Giải pháp thay thế tiết kiệm: tốn ít chi phí hơn cho việc loại bỏ các hợp chất hữu cơ dễ bay hơi.
- Phạm vi ứng dụng rộng rãi: có thể sử dụng tháp trong nhiều ứng dụng có tốc độ dòng khí lớn hơn. Thiết bị sử dụng tỷ lệ không khí và nước rất thấp để loại bỏ các hợp chất hữu cơ dễ bay hơi khỏi nước bị ô nhiễm.

Ngoài những ưu điểm thì tháp sử dụng vật liệu đệm cũng sẽ có một số hạn chế khi vận hành như:

- Ô nhiễm không khí: yêu cầu xử lý không khí có chứa các hợp chất hữu cơ dễ bay hơi trước khi thải vào khí quyển. Đây là biện pháp bạn phải thực hiện để giảm ô nhiễm không khí và có thể làm tăng chi phí vận hành chung.
- Chi phí bảo trì cao: yêu cầu phải tháo lớp vật liệu đệm lót ra khỏi tháp để làm sạch đúng cách bằng axit. Điều này cũng sẽ làm tăng chi phí tổng thể của việc sử dụng cột nhồi.
- Nguy cơ tắc nghẽn: có nguy cơ rất cao xảy ra tắc nghẽn trong tháp stripping sử dụng vật liệu đệm.
- Yêu cầu về chiều cao của tháp: Bạn sẽ đạt được hiệu quả phù hợp trong việc loại bỏ các hợp chất hữu cơ dễ bay hơi bằng cách sử dụng các tháp rất cao. Nói cách khác, bạn phải tăng chiều cao của các tòa tháp một cách đáng kể để đạt được kết quả thích hợp.



Hình 1.7. Tháp stripping sử dụng vật liệu đệm.

Tháp khay sàng sử dụng quy trình tương tự như tháp sử dụng vật liệu đệm, nhưng thay vì phân bố đều vật liệu đóng gói, vật liệu được tách thành nhiều khay có lỗ để nước có thể nhỏ giọt qua đó. Dưới đây là một số ưu điểm chính khi sử dụng tháp khay sàng:

- Hiệu quả cao: chắc chắn sẽ loại bỏ được 99% hợp chất hữu cơ dễ bay hơi khỏi nguồn nước bị ô nhiễm.
- Dễ vệ sinh: dễ dàng trong quá trình tháo rời và vệ sinh tháp khay sàng.
- Loại bỏ khả năng bị tắc nghẽn
- Dễ dàng điều chỉnh: trong trường hợp cần xử lý thêm, có thể điều chỉnh cách bổ sung thêm nhiều khay sàng.
- Thiết kế nhỏ gọn: có thiết kế nhỏ gọn thường rất hiệu quả trong việc làm sạch nước bị ô nhiễm ở những khu vực chật hẹp.

Dưới đây là một số hạn chế có thể gặp phải khi sử dụng tháp khay sàng:

- Khả năng gây ô nhiễm không khí: yêu cầu phải xử lý không khí chứa đầy các hợp chất hữu cơ dễ bay hơi trước khi thải vào khí quyển để ngăn ngừa ô nhiễm. Trong trường hợp đó, sẽ phải tăng chi phí cho quá trình loại bỏ các hợp chất hữu cơ dễ bay hơi.
- Tốc độ dòng khí thấp: vận hành trong phạm vi tốc độ dòng khí rất hẹp để đạt được sự bay hơi mà không làm gián đoạn dòng nước.
- Vị trí đặt khay: khay sàng được thiết kế đặt ở các vị trí cụ thể để tháp hoạt động hiệu quả. Trong nhiều trường hợp, nhà sản xuất sẽ chỉ định vị trí đặt các khay để tránh hỏng máy.

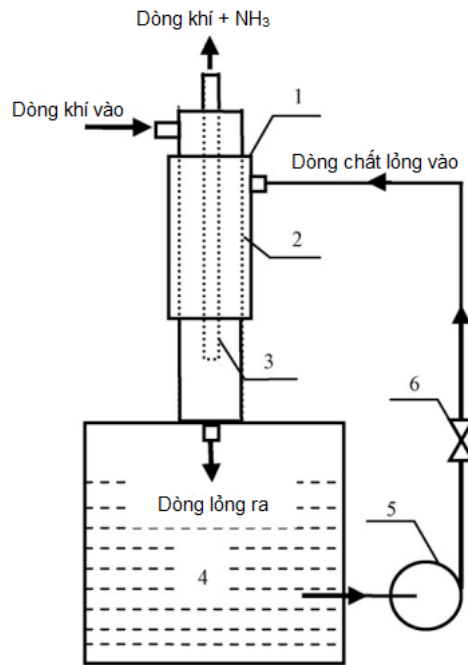
Các nhà thiết kế thiết bị stripping muốn có được sự tiếp xúc bề mặt không khí-nước lớn nhất để đạt được hiệu quả tối đa trong việc loại bỏ các chất gây ô nhiễm. Do đó trong số hai loại tháp stripping, tháp stripping sử dụng vật liệu đệm có xu hướng loại bỏ chất gây ô nhiễm hiệu quả hơn so với tháp khay sàng. Các tháp sử dụng vật liệu đệm loại bỏ 99% các hợp chất hữu cơ dễ bay hơi do hằng số Henry cao và sự tiếp xúc bề mặt không khí-nước cao của hệ thống [40]. Hơn nữa, tháp stripping sử dụng vật liệu đệm tiết kiệm chi phí hơn so với tháp dạng khay khi xử lý lượng nước lớn hơn.

1.3.1. Tình hình nghiên cứu và ứng dụng quá trình stripping

- Tình hình nghiên cứu trên thế giới

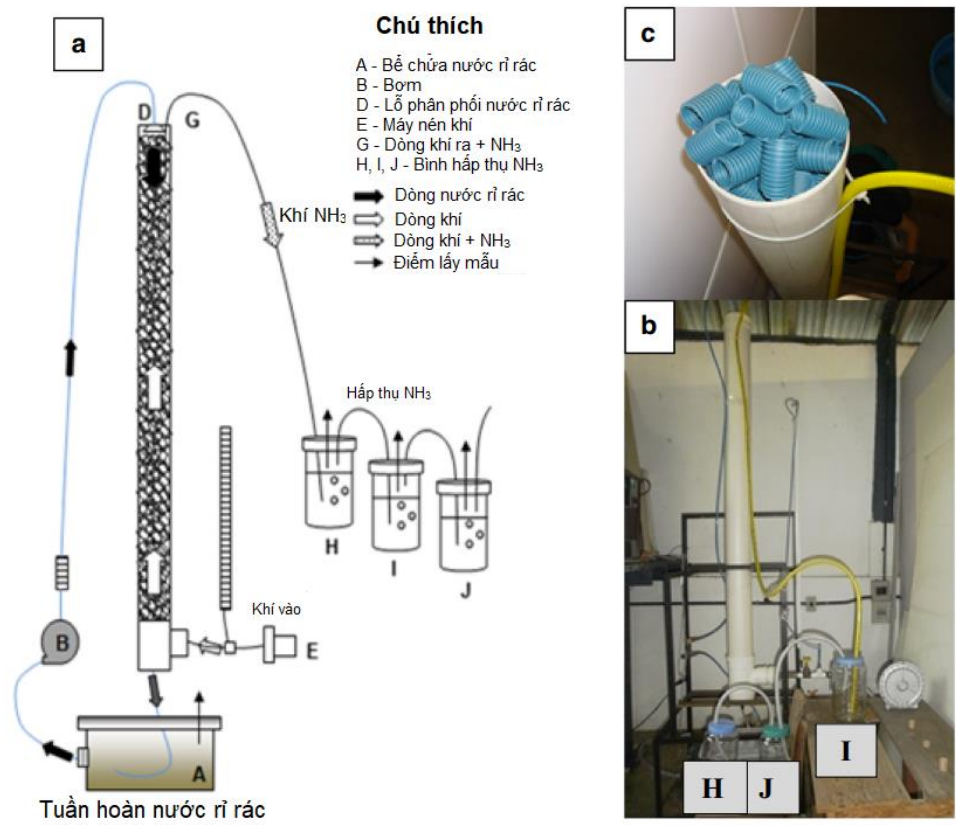
Fuat Ozyonar và các cộng sự (2012) đã sử dụng kỹ thuật stripping để xử lý amoni trong nước thải phát sinh từ nhà máy sản xuất than cốc [41]. Các thông số vận hành tối ưu trong việc stripping amoni bằng quy trình tháp sử dụng vật liệu đệm là pH ban đầu là 12, lưu lượng khí 12 L/phút, lưu lượng chất lỏng 2,5 mL/phút và thời gian tách là 14 giờ. Với nước thải có nồng độ amoni vào khoảng 2500 mg/L và COD 6250 mg/L, thí nghiệm quá trình stripping bằng sục bong bóng khí dưới điều kiện pH 12, lưu lượng khí 12 L/phút, lưu lượng nước 2,5 mL/phút và thời gian stripping là 24 giờ, nồng độ amoni được xử lý triệt để và hiệu suất loại bỏ amoni trong điều kiện này là 96,7 %.

Quá trình loại bỏ amoni khỏi nước bằng $\text{Ca}(\text{OH})_2$ trong không khí được thực hiện trong bộ tiếp xúc khí-lỏng được thiết kế mới (Hình 1.7), một hệ phản ứng aerocyclone phun nước (WSA - Water-Sparged Aerocyclone) được nghiên cứu bởi Quan và các cộng sự (2009) [42]. Để giảm chi phí, vôi tôi thường được sử dụng để điều chỉnh pH của nước thải, do đó tạo thành huyền phù. Nhưng stripping cột nhồi không phù hợp trong trường hợp này vì sự hiện diện của các hạt rắn trong huyền phù. WSA thể hiện hiệu quả stripping cao hơn và hiệu suất truyền khối lượng tuyệt vời, nó cũng tiêu thụ ít không khí hơn so với stripping sử dụng vật liệu đệm. Ngoài ra, không quan sát thấy hiện tượng đóng cặn và tắc nghẽn trong cấu trúc bên trong của WSA. WSA thể hiện hiệu suất loại bỏ amoni rất cao trong một dải nồng độ amoni rộng từ 1200 lên đến 5459 mg/L. Hiệu quả loại bỏ amoni cao hơn 97% đã đạt được chỉ với thời gian stripping là 4 giờ ở điều kiện 15°C, lưu lượng khí 1,9 L/s.



Hình 1.8. Hệ phản ứng aerocyclone phun nước (WSA) [42]

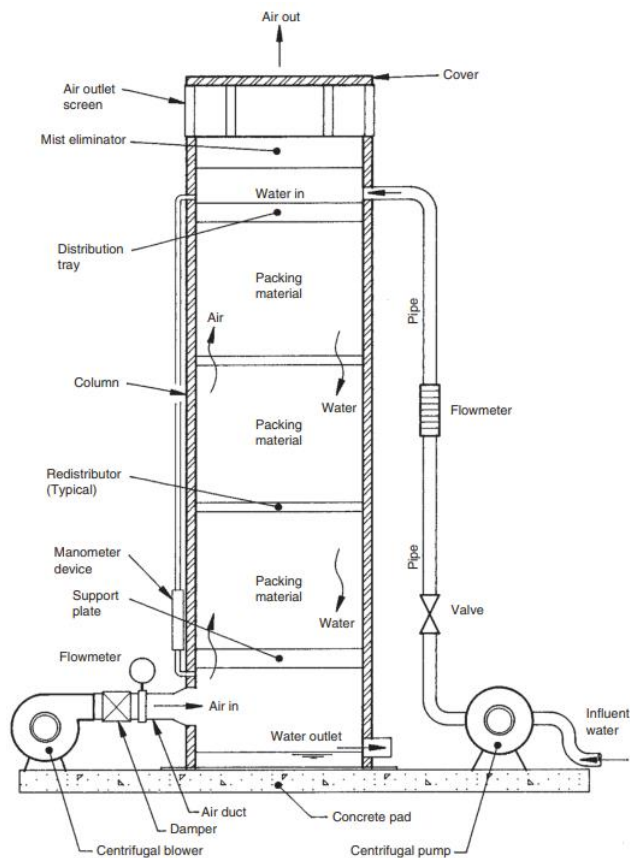
Lượng thời gian cần thiết để nước được lọc thông qua tách khí có thể khác nhau giữa các hệ thống tùy thuộc vào kích thước của bể hoặc tốc độ nước có thể chảy qua thiết bị. Lượng thời gian thông thường để nước được lọc là khoảng vài phút. Mặc dù vậy, các nghiên cứu khác cho thấy rằng có thể mất nhiều thời gian hơn tùy thuộc vào loại và nồng độ của chất. Ví dụ, hàm lượng amoni cao hơn, một chất gây ô nhiễm phổ biến trong nước ngầm, có thể mất vài giờ để loại bỏ không khí để loại bỏ đúng cách khỏi nước. Trong một nghiên cứu gần đây sử dụng phương pháp stripping để xử lý nước rỉ của hệ thống thẩm thấu ngược RO có nồng độ amoni lên đến 2121 mg/L, phải mất 4 giờ để bộ tách khí đạt trạng thái cân bằng về hiệu quả trong việc loại bỏ các nguyên tố $\text{NH}_3\text{-N}$, đạt tỷ lệ loại bỏ cao nhất là 81,9%. Trong khi đó, chỉ 30,7% nguyên tố $\text{NH}_3\text{-N}$ được loại bỏ sau 10 phút, cho thấy rằng việc loại bỏ các chất gây ô nhiễm trong nước tương quan với lượng thời gian sử dụng để loại bỏ không khí [43].



Hình 1.9. Sơ đồ vận hành quy mô pilot (a), chi tiết tháp tách khí, bình lọc khí hấp thụ amoniac (b) và vật liệu đệm (c) [44]

Quá trình stripping cũng có những ưu thế để có thể ứng dụng để xử lý loại bỏ amoni khỏi nước thải và chất lỏng phân hủy (thường yêu cầu điều chỉnh độ pH trước khi loại bỏ) nên đã thu hút nhiều sự chú ý trong các nghiên cứu gần đây. Santos và các cộng sự (2020) đã thử nghiệm quy trình stripping trong hệ thống khép kín và quy mô pilot, áp dụng xử lý loại bỏ amoni nồng độ cao trong nước rỉ rác và thu hồi bằng hấp thụ hóa học trên axit photphoric [44]. Với lưu lượng nước rỉ rác được sử dụng là 9, 18, 20 và 40 L/h và lưu lượng không khí là 1800 và 3600 L/h, sơ đồ thí nghiệm được mô tả như trong Hình 1.8. Kết quả cho thấy tháp stripping loại bỏ trung bình 98% amoni với thời gian hoạt động từ 4 đến 9 ngày, và hiệu suất thu hồi amoni đạt khoảng 92%. Tuy nhiên hiệu quả của quá trình stripping là chưa cao khi thời gian để xử lý amoni kéo dài từ 4 đến 9 ngày khi tăng lưu lượng nước rỉ rác lên, trở ngại chính của vấn đề này là do hiệu quả truyền khối của thiết bị. Như đã đề cập, stripping là kỹ thuật dựa vào quá trình truyền khối bằng cách cho dòng khí tự nhiên và nước thải tiếp xúc ngược

dòng hoặc giao nhau. Hiệu quả truyền khối còn được cải thiện nếu tỉ lệ lưu lượng được thay đổi tùy thuộc với quá trình, cụ thể là hiệu quả stripping sẽ càng cao nếu tỉ lệ lưu lượng khí/lỏng (Q_G/Q_L) càng lớn. Tuy nhiên vận tốc dòng khí càng cao, lực cản mà chất lỏng chảy xuống gặp phải càng lớn và áp suất giảm qua các vật liệu đệm càng cao. Vận tốc khí quá cao sẽ dẫn đến tình trạng được gọi là tắc nghẽn dòng chất lỏng, theo đó chất lỏng lấp đầy toàn bộ cột và hoạt động trở nên khó thực hiện. Áp suất cao sẽ nghiền nát và làm hỏng các vật liệu đệm trong cột.



Hình 1.10. Thiết bị stripping dạng cột nhồi [45].

Ô nhiễm nước ngầm bởi các hợp chất hữu cơ dễ bay hơi (VOC) là một vấn đề môi trường nghiêm trọng do sự cố tràn, rò rỉ công nghiệp và các sự giải phóng khác của các chất này. Stripping dòng nước bị nhiễm VOC là một công nghệ hiệu quả để loại bỏ VOC khỏi nước.

Thiết bị stripping dạng cột như trong Hình 1.9 bao gồm một cột hình trụ chứa vật liệu đệm (thường là các vòng Raschig) và một vòi phun để phân phối nước ở đỉnh tháp. Cột còn có hệ thống phân phối khí ở phía dưới. Nước chảy nhỏ

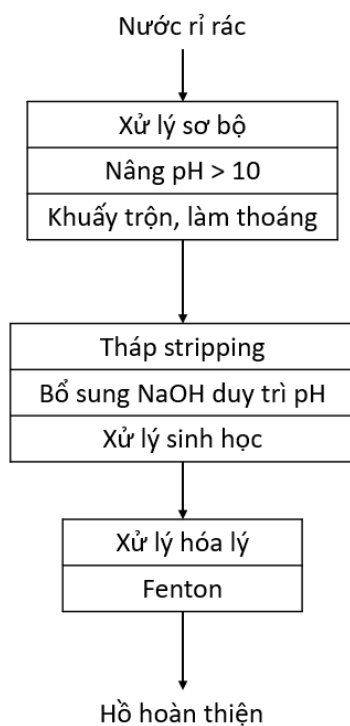
giọt qua các khoảng trống giữa các vật liệu đệm xuống đáy cột trong khi không khí di chuyển lên trên theo hoạt động ngược dòng. Cột dùng vật liệu đệm làm tăng diện tích bề mặt của nước bị ô nhiễm tiếp xúc với không khí, do đó tối đa hóa lượng VOC di chuyển từ nước vào không khí. Nước tinh khiết được thu thập ở dưới cùng của cột, trong khi không khí giàu VOC rời khỏi cột ở phía trên. Do đó, việc loại bỏ không khí chỉ là sự tách pha đơn thuần và khí thải giàu VOC từ thiết bị stripping có thể phải trải qua quá trình xử lý tiếp theo để đáp ứng các giới hạn phát thải. Điều này thường được thực hiện bằng cách sử dụng các hệ thống tích hợp như máy tách khí và hệ phản ứng plasma không nhiệt (Abdullahi và cộng sự. 2013a), tách khí và oxy hóa xúc tác (Chuang và cộng sự. 1992), tách khí và hấp phụ (Russell và nhóm 1992, Worrall và Zuber 1996), tách khí và thẩm thấu hơi (Zareei và Ghoreyshi 2011), v.v. Công nghệ này được sử dụng chủ yếu để loại bỏ VOC khỏi dòng chất thải chứa nước loãng. Một số nghiên cứu đã báo cáo hiệu quả loại bỏ VOC cao bằng cách sử dụng thiết bị stripping như trong Bảng 1.2. Samadi và cộng sự. (2004) đã so sánh hiệu suất của thiết bị tách khí với than hoạt tính dạng hạt (GAC) trong việc loại bỏ cloroform khỏi nước uống ở Tehran. Hiệu suất loại bỏ lần lượt là 89,9% và 71,2% đối với cột tách khí và cột GAC với mẫu nước khử ion, trong khi đối với nước máy Tehran được khử trùng bằng clo, đạt được hiệu suất loại bỏ lần lượt là 91,2% và 76,4%. Kết quả này cho thấy thiết bị thoát khí có hiệu quả hơn trong việc loại bỏ cloroform.

Bảng 1.2. Hiệu suất của thiết bị stripping dạng cột sử dụng vật liệu đệm đối với các VOC khác nhau.

Các loại chất gây ô nhiễm	Nồng độ chất gây ô nhiễm	Tỉ lệ khí/lỏng	Hiệu suất loại bỏ (%)	TLTK
Chlorobenzene	1 – 10 mg/L	-	99	[46]
Chloroform	50 – 300 µg/L	20:1	87.4	[47]
1,2-DCE	-	40:1	90.6	[48]
1,2-Dibromo-3-chloropropane	-	762.1	89.2	[49]
TCE	440 µg/L	-	99	[50]
1,1,2,2-Tetrachloroethane	350 µg/L	-	94 – 98	[50]

- Tình hình nghiên cứu trong nước

Trần Tiến Khôi (2021) cũng đã nghiên cứu xử lý amoni trong nước rỉ rác từ bãi chôn lấp bằng phương pháp stripping [51]. Ảnh hưởng của pH, tỷ lệ tải thủy lực (HLR), tỷ lệ khí/lỏng (G/L), và thời gian tuần hoàn lên hiệu quả tách amoni đã được nghiên cứu. Kết quả khảo sát cho thấy rằng pH tăng từ 9 – 12 đã tăng hiệu quả xử lý amoni dù hệ thống vận hành ở những tỷ lệ G/L hay HLR khác nhau. Đối với cả hai tỷ lệ tải thủy lực là 57,6 và 172,8 m³/m².ngày, tỷ lệ G/L tăng dẫn đến cải thiện hiệu quả loại bỏ, lên tới 56%. Trong điều kiện HLR 172,8 m³/m².ngày, pH 12, G/L 728 với việc tuần hoàn dòng chất lỏng, nước rỉ rác chứa amoni ở nồng độ 2520 mg/L đã được loại bỏ 99% amoni trong ba giờ. Nồng độ cuối cùng của amoni là 25,2 mg/L, gần bằng giá trị cho phép theo tiêu chuẩn xả nước rỉ rác.



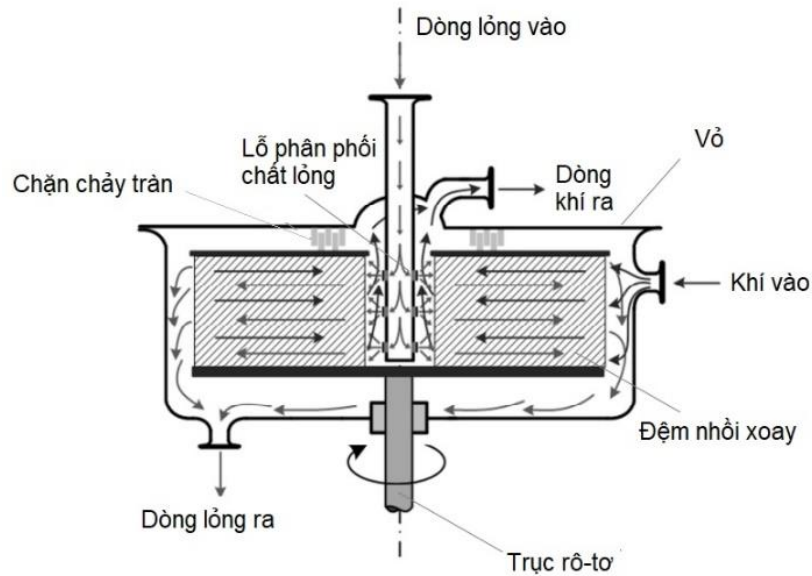
Hình 1.11. Quy trình xử lý nước thải của Công ty TNHH Đại Phú Thịnh.

Do những khó khăn phức tạp của việc xử lý amoni trong nước thải rỉ rác nói trên, ở quy mô xử lý thực tế, quy trình xử lý đối với đối tượng này sẽ là kết hợp của nhiều công đoạn xử lý bao gồm từ tiền xử lý, stripping, xử lý sinh học, oxy hoá bậc cao. Công ty TNHH Đại Phú Thịnh đã thành công đưa vào Xây lắp

và vận hành Nhà máy xử lý nước rỉ rác tập trung công suất 520 m³/ngày . Tiêu chuẩn nước thải đã xử lý đạt tiêu chuẩn TCVN 7733 – 2007 Cột A. Nước sau xử lý đủ điều kiện về đảm bảo môi trường, góp phần cải thiện môi trường cho tỉnh nhà. Nước thải rỉ rác đầu tiên sẽ được xử lý sơ bộ và châm vôi để điều chỉnh pH lên cao (pH > 10) rồi được khuấy trộn, làm thoáng để giải phóng phần lớn nitơ (N-NH₃). Tiếp đó, nước thải tiếp tục được bơm lên tháp stripping và bổ sung thêm NaOH để duy trì pH cho quá trình giải phóng N-NH₃. Cuối cùng, nước thải trước khi được xả ra hồ sẽ qua quá trình xử lý sinh học và bể khử trùng, bùn từ quá trình xử lý hóa lý, sinh học sẽ được thu gom và xử lý. Tuy nhiên để đạt hiệu quả cao và đáp ứng đủ cho công suất lớn, yêu cầu cho kích thước cũng sẽ rất lớn hoặc phải có nhiều hơn một tháp stripping vận hành nối tiếp dẫn tới chi phí đầu tư ban đầu sẽ gây khó khăn cho giai đoạn xây dựng và đầu tư ban đầu.

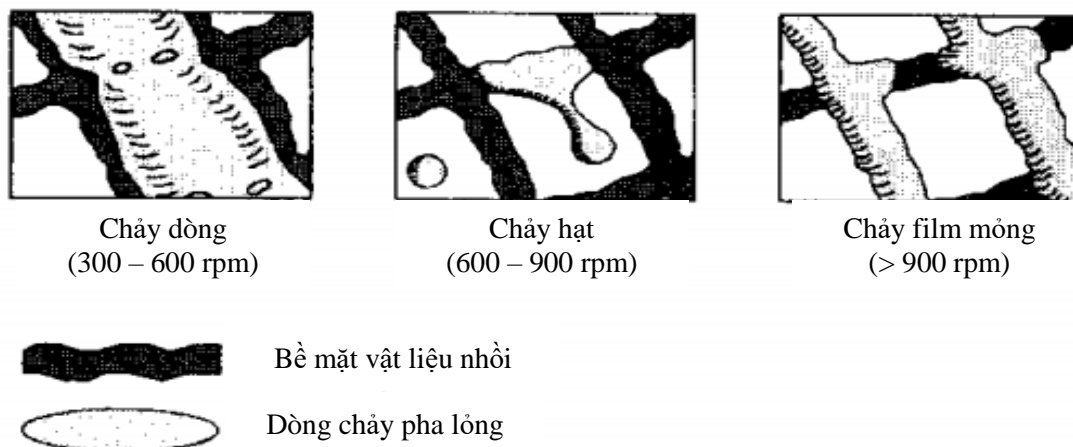
1.3.2. Hệ thiết bị ly tâm tiếp xúc

Năm 1981, Ramshaw và cộng sự đã tạo ra thiết bị ly tâm tiếp xúc (Rotating packed bed - RPB) có thể thay thế trọng lực bằng lực ly tâm lên đến vài trăm lần lực hấp dẫn [7]. Hệ thống này có thể được vận hành ở một tỷ lệ dòng khí/chất lỏng cao hơn vì xu hướng tắc nghẽn đã được cải thiện. Dưới một trường ly tâm đáng kể, các màng chất lỏng mỏng và các giọt chất lỏng nhỏ có thể được tạo ra, do đó làm giảm điện trở truyền khối và đồng thời làm tăng diện tích giao thoa khí/lỏng. Do đó, quy mô của hệ thống xử lý sẽ giảm đáng kể. Cơ chế của hệ thiết bị ly tâm tiếp xúc được mô tả như trong Hình 1.11 (dạng trục thẳng đứng), bao gồm một rô-tơ và vỏ cố định. Trong hệ thiết bị này, dòng khí lỏng đi từ trên xuống vào trong thiết bị sẽ được phân phối đều vào bên trong phần vật liệu đệm thông qua các lỗ phân phối chất lỏng, dòng khí được đưa vào ngược chiều với dòng lỏng, tiếp xúc với chất lỏng trong phần đệm nhồi và thoát ra ngoài. Phần nhồi vật liệu đệm được nối với trục rô-tơ, khi vận hành ở tốc độ quay lớn tạo ra một gia tốc ly tâm, dòng chất lỏng bên trong đệm xoay sẽ tạo thành các màng mỏng giúp tăng diện tích bề mặt tiếp xúc giữa pha rắn với pha lỏng, từ đó tăng hiệu suất truyền khối mà không lo có hiện tượng tắc nghẽn.



Hình 1.12. Cơ chế hoạt động của thiết bị ly tâm tiếp xúc [52].

Cấu tạo chính của thiết bị RPB gồm có phần đệm xoay hình trụ và phần vỏ. Phần đệm xoay được nhồi vật liệu tương tự ở cột nhồi như vòng raschig. Pha khí sẽ được đưa qua van khí vào trong phần vỏ rồi xuyên qua phần đệm xoay, tại đây sẽ tiếp xúc ngược dòng với pha lỏng và thoát ở van khí ra (Hình 1.11). Pha lỏng sẽ được đưa vào thiết bị qua van phía trên thiết bị và được phân phối đều vào bên trong phần đệm qua các lỗ nhỏ ở cuối ống. Phần đệm xoay sẽ được nối với một trục rô-tơ, khi vận hành sẽ quay ở tốc độ từ 300 tới 1800 vòng/phút (rpm) tạo ra một gia tốc li tâm bên trong đệm lớn gấp 100 tới 1000 lần gia tốc trọng lực [52]. Với điều kiện lực li tâm lớn, hiệu quả truyền khối được gia tăng đáng kể mà không cần tới kích thước thiết bị lớn nhờ khả năng hoạt động ở tỉ lệ Q_G/Q_L cao mà không gặp rủi ro tắc nghẽn dòng chất lỏng. Bên cạnh đó, dưới tác động của gia tốc li tâm ở tốc độ quay lớn, cấu hình dòng chảy chất lỏng trong bề mặt đệm xoay có thể trở thành các dạng tấm film mỏng bám vào bề mặt vật liệu nhồi trong đệm giúp tăng diện tích bề mặt tiếp xúc giữa pha rắn lỏng, tăng đáng kể hiệu suất truyền khối so với cột nhồi thông thường (Hình 1.12) [53].



Hình 1.13. Ba loại cấu hình dòng chảy chất lỏng trong thiết bị RPB [53].

Nhờ ưu điểm cải thiện hiệu suất truyền khối với kích thước thu gọn, đã có nhiều nghiên cứu và ứng dụng đã được thực hiện, cụ thể trong lĩnh vực môi trường là hấp thụ khí thải và stripping nước thải. Hiệu quả của thiết bị tiếp xúc li tâm trong stripping đã được thử nghiệm với việc loại bỏ các chất hữu cơ hoá hơi (VOCs) trong nước ngầm (Singh và cộng sự., 1992; Gudena và cộng sự., 2012) [54, 55], stripping ethanol (Liu và cộng sự., 1996) [56], và loại bỏ amoni (Yuan và cộng sự., 2016) [37, 38]. Ưu điểm của thiết bị tiếp xúc li tâm so với cột tiếp xúc truyền thống đã được Yuan và cộng sự chỉ rõ khi thiết bị tiếp xúc li tâm với thể tích đệm chỉ với 0,4 L có thể đạt được hiệu suất tương đương (khoảng 80%) với cột nhồi thể tích 1000 L trong xử lý amoni [37]. Các thông số vận hành khác của thiết bị RPB như thời gian lưu nước và hệ số truyền khối (K_{La}) (12,3 – 18,4 h^{-1}) cũng rất vượt trội so với cột nhồi thông thường (3,5 giờ và 0,42 h^{-1}). Qua những nghiên cứu trên, có thể thấy thiết bị tiếp xúc li tâm với những ưu thế vượt trội về hiệu năng và kích thước nhỏ gọn hơn nhiều lần so với thiết bị cột tiếp xúc truyền thống. Do đó, ứng dụng của thiết bị này rất có tiềm năng để thay thế và đóng vai trò là một quá trình vật lý loại bỏ và thu hồi các chất thải hoá hơi nồng độ lớn trong nước như amoni, VOCs, nước thải nhiễm dung môi như IPA, methanol, ethanol,...

Trong những năm gần đây, Viện Công nghệ môi trường đã có kinh nghiệm ứng dụng kỹ thuật tăng cường quá trình bằng việc sử dụng kỹ thuật tiếp xúc li tâm trong các công đoạn làm sạch khí và xử lý amoni trong nước thải. Trong đề tài cấp Quốc gia thuộc Nhiệm vụ nghị định thư 2016-2019 hợp tác giữa Viện Công nghệ môi trường và Trường Đại học Quốc gia Đà Loan về **“Nghiên cứu phát triển công nghệ thích ứng xử lý bùn hữu cơ thu khí sinh học phát điện”** và đề tài cấp Quốc gia thuộc Chương trình Tây Nguyên 2016 - 2020 về **“Nghiên cứu phát triển và ứng dụng công nghệ khí sinh học tiên tiến phát điện và sử dụng bùn thải sau khi lên men yếm khí để sản xuất phân bón hữu cơ phát triển nông nghiệp sạch tại Đắk Lắk”**, nhóm nghiên cứu của PGS. TS. Đỗ Văn Mạnh đã nghiên cứu và ứng dụng thành công thiết bị hấp thụ li tâm HGRPB trong công đoạn làm sạch khí biogas (hấp thụ H_2S , CO_2 và CO) từ quá trình phân hủy kỵ khí bùn thải từ hệ thống xử lý nước thải nhằm đảo bảo chất lượng khí biogas cho quá trình phát điện. Cụ thể, trong đề tài thuộc Chương trình Tây Nguyên 2016 - 2020, thiết bị hấp thụ li tâm (Hình 1.13) đã được sử dụng để hấp thụ khí H_2S , CO_2 và CO sử dụng dung dịch KOH dưới nhiều điều kiện vận hành gồm có: nồng độ của dung dịch KOH , tốc độ quay của thiết bị, lưu lượng khí biogas, tỉ lệ lưu lượng khí biogas và lưu lượng dung dịch hấp thụ. Kết quả này cũng đã được công bố trên tạp chí Open Chemistry năm 2021, tập 19 với tiêu đề “Simultaneous removal efficiency of H_2S and CO_2 by high-gravity rotating packed bed: Experiments and simulation” và nhiều bài được đăng trên tạp chí quốc gia khác [57]. Nhóm nghiên cứu đã tìm được điều kiện vận hành tối ưu như dưới đây và thu được hiệu quả làm sạch khí như trình bày trong Bảng 1.3:

- Nồng độ dung dịch hấp thụ $KOH = 0,01 M$
- Tỉ lệ giữa lượng khí (Q_G) và lượng dung dịch hấp thụ (Q_L): $Q_G/Q_L = 29$
- Tốc độ quay của thiết bị HGRPB = 1200 vòng/phút
- Lưu lượng khí: $Q_G = 2,5 L/phút$

Bảng 1.3. Hiệu quả làm sạch khí biogas tại hệ mô hình ở giai đoạn 1

Thành phần khí biogas	Giai đoạn từ 09/10/2019 - 20/11/2019		Tiêu chuẩn đăng ký (theo Châu Âu)
	Trước làm sạch	Sau làm sạch	
CH ₄ (%)	55,2 ± 2,1	85,1 ± 1,1	≥ 85
CO ₂ (%)	39,4 ± 2,4	6,0 ± 0,3	-
H ₂ S (ppm)	2471,7 ± 333,6	46,5 ± 3,6	≤ 50
CO (%)	3,10 ± 0,80	2,0 ± 0,1	≤ 2,0



Hình 1.14. Thiết bị hấp thụ li tâm làm sạch khí biogas trong đề tài thuộc Chương trình Tây Nguyên 2016 – 2020.

CHƯƠNG 2. THỰC NGHIỆM

2.1. Đối tượng và phương pháp nghiên cứu

2.1.1. Nước thải nhân tạo

Trong nghiên cứu này, nước thải chứa amoni được mô phỏng bằng cách pha loãng NH₄Cl (Merck, Đức) vào nước khử ion với nồng độ không đổi 1000 ± 50 ppm.

2.1.2. Nước rỉ rác

Nước rỉ rác tại Bãi chôn lấp rác Nam Sơn (Sóc Sơn, Hà Nội) được sử dụng trong nghiên cứu này. Nước rỉ rác được lấy tại điểm đầu ra của ống thu nước rỉ rác trước khi đưa về bể điều hòa của trạm xử lý nước thải. Các mẫu nước được chứa trong các can nhựa 30 L, vận chuyển và bảo quản trong phòng thí nghiệm ở điều kiện theo tiêu chuẩn ISO 5667-3:2003 hướng dẫn về bảo quản và xử lý mẫu nước thải.

Đặc điểm của mẫu nước rỉ rác được trình bày trong Bảng 2.1. Mẫu thu thập có đặc điểm của nước rỉ rác cũ, tỷ lệ BOD/COD thấp (0,3), pH tương đối cao 8,2 và nồng độ amoni cao 1399 mg/L. Nồng độ các thông số, đặc biệt là amoni đều vượt tiêu chuẩn xả thải của Quy chuẩn kỹ thuật quốc gia Việt Nam về nước thải bãi chôn lấp chất thải rắn. Nồng độ amoni chiếm khoảng 86% tổng nitơ, phù hợp cho quá trình stripping để loại bỏ hiệu quả phần lớn hàm lượng nitơ của mẫu nước rỉ rác.

Bảng 2.1. Tính chất ô nhiễm của mẫu nước rỉ rác

STT	Thông số	Trung bình	Khoảng giá trị	QCVN 25:2009/BTNMT cột A
1	pH	8.2	7.6 – 9.8	-
2	COD (mg/L)	2650	2326 – 2974	50
3	BOD ₅ (mg/L)	756	651 – 861	30
4	Tổng chất rắn lơ lửng (TSS) (mg/L)	1082	801 – 1363	-
5	Tổng N (mg/L)	1608	1427 – 1789	15
6	Ammoni (mg/L)	1399	1226 – 1572	5

2.1.3. Hệ thiết bị ly tâm tiếp xúc

Trong nghiên cứu này, việc loại bỏ amoni được thực hiện bằng cách sử dụng HP2R (High-Performance Rotating Reactor). HP2R đã áp dụng thiết kế đệm xoay thẳng đứng với lợi ích là ổn định tốt hơn ở tốc độ quay cao, chống tắc nghẽn và chống tràn chất lỏng mà không làm dột đáy vỏ. Thiết bị này bao gồm một bộ phân phối chất lỏng, vỏ bọc tĩnh, đệm xoay và bao bì lưới thép, tất cả đều được làm từ thép không gỉ SUS 304. Thể tích của vật liệu đệm (V_B) là $7,74 \times 10^{-4} \text{ m}^3$, với chiều cao đệm nhồi (Z_B), bán kính trong (r_i), bán kính ngoài (r_o) lần lượt là 0,039 m, 0,024 m và 0,083 m. Kích thước của đệm xoay và thiết bị HP2R được trình bày trong Hình 2.1 và Bảng 2.2. Đối với nước thải, bơm định lượng (EHN-C36VH4R, Iwaki, Japan) chịu trách nhiệm cấp chất lỏng ổn định cho hệ thống. Một máy thổi khí (TJ-750, Tongjin, China) được điều khiển bằng biến tần được sử dụng để điều chỉnh lượng khí nạp vào hệ thống. Vận tốc không khí trong ống thoát được theo dõi bằng máy đo gió (Kestrel 5500, Kestrel, USA).



Hình 2.1. Thiết bị HP2R quy mô phòng thí nghiệm

Bảng 2.2. Danh mục thiết bị đi kèm của hệ thiết bị HP2R

STT	Thiết bị	Số lượng	Thông số kỹ thuật
01	Động cơ quay	01	0.5 kW/220V/1P/50Hz
02	Bơm định lượng	01	24W/220V/360SPM/450 mL/phút
03	Quạt thổi khí	01	0.37 kW/220V/50Hz/ 60 m ³ /h
04	Tủ điều khiển	01	Phụ kiện LG 02 Biến tần điều khiển động cơ quay 0.25 kW/380 VAC, 0.75 kW/380VAC

2.1.3. Thiết bị và hóa chất

Hóa chất:

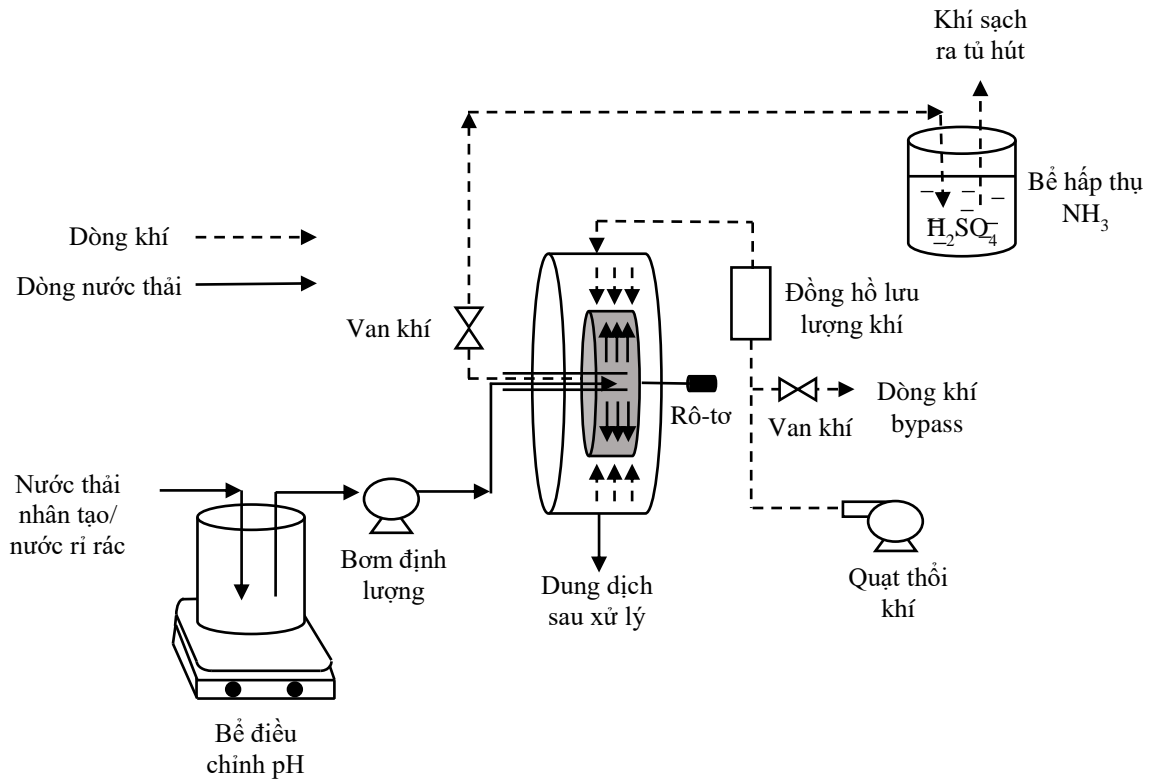
- NaOH (Sodium Hydroxide) 2,13 g/cm³, Merck, Đức.
- NH₄Cl (ammonium chloride) 1,53 g/cm³, Merck, Đức

Thiết bị:

- Bơm định lượng (EHN-CV36VH4R, Iwaki, Nhật Bản)
- Máy thổi khí (TJ-750, Tongjin, Trung Quốc)
- Máy đo tốc độ dòng khí cầm tay (Kestrel 5500, Kestrel, Mỹ)
- Cân kỹ thuật d = 0.0001g Max 220g (HT224CE, Shinko Denshi, Nhật Bản)
- Máy đo đa chỉ tiêu pH/ISE/mV (HI 5222, Hanna, Mỹ).
- Điện cực ion amoni chọn lọc (HI-4101, Hanna, Mỹ).

2.2. Phương pháp nghiên cứu

2.2.1. Phương pháp thực nghiệm



Hình 2.2. Quy trình xử lý amoni trong nước thải bằng thiết bị HP2R.

Mô tả quy trình:

Nước thải chứa amoni nhân tạo được điều chỉnh pH trước khi được bơm vào hệ thiết bị HP2R. Một bơm định lượng bơm nước thải ở lưu lượng cố vào đường ống phân phối chất lỏng của thiết bị vào thẳng tâm đệm xoay. Lớp đệm xoay được cấu tạo nhờ nhiều lớp đệm thép SUS304 có diện tích bề mặt lớn tương tự vùng tiếp xúc ở tháp stripping thông thường. Đệm xoay dưới tác động của rô-tơ quay nối với động cơ sẽ xoay ở tốc độ cao tạo ra lực li tâm giúp phân tán nước thải đồng đều trong khoang đệm nhờ, sau đó văng ra ngoài lớp đệm và được thu ở ống thoát dưới lớp vỏ thiết bị HP2R. Không khí đồng thời được cấp bởi một quạt cấp khí vào bên trong lớp vỏ thiết bị HP2R. Dòng khí sau khi được bơm qua lớp vỏ, dưới áp lực lớn tạo ra bởi quạt khí sẽ thổi xuyên qua lớp đệm xoay, ngược chiều với dòng nước phân tán bên trong, và đi ra khỏi đường ống thoát khí.

Xử lý amoni trong nước thải nhân tạo:

- Nghiên cứu ảnh hưởng của điều kiện pH ban đầu của nước thải: điều chỉnh lưu lượng nước Q_L thải ổn định ở mức 0,10 L/phút; Q_G ở mức 76 L/phút; nhiệt độ nước ở mức 30°C; tốc độ quay (ω) từ 300 đến 1200 vòng/phút; và khảo sát hiệu quả xử lý amoni tại pH ở mức 9, 10, 11, và 12.
- Nghiên cứu ảnh hưởng của tốc độ quay (ω): điều chỉnh lưu lượng nước Q_L thải ổn định ở mức 0.10 L/phút; lưu lượng khí Q_G ở mức 76 L/phút; nhiệt độ nước ở mức 30°C; và pH ở các mức từ 9 – 12; và khảo sát hiệu quả xử lý amoni với ω ở các mức 300, 600, 900 và 1200 vòng/phút.
- Nghiên cứu ảnh hưởng của lưu lượng gió (Q_G) và tỉ lệ lưu lượng khí – nước (Q_G/Q_L): điều chỉnh lưu lượng nước (Q_L) thải ổn định ở mức 0,10 L/phút, nhiệt độ nước ở mức 30°C; pH = 12; tốc độ quay (ω) tại 300, 600, 900, và 1200 vòng/phút; và khảo sát hiệu quả xử lý amoni ở các mức $Q_G = 76, 142, 190, 272$ L/phút, tương ứng với tỉ lệ $Q_G/Q_L = 760, 1420, 1900, 2720$.
- Nghiên cứu xử lý nước thải amoni theo chu kỳ: vận hành thiết bị ở thông số vận hành và điều kiện nước thải tối ưu thu được từ công đoạn trên, tiến hành thí nghiệm với 2 L nước thải. Sau khi hoàn thành công đoạn stripping lần 1, tiếp tục sử dụng 2 L nước thải này làm nước đầu vào cho 1 công đoạn stripping lần 2 với thiết bị HP2R để đánh giá hiệu quả xử lý tối đa để mô phỏng quá trình xử lý amoni bằng HP2R ở chế độ nối tiếp 2 bước. Tổng số chu kỳ là 2 đối với nước thải nhân tạo.

Xử lý amoni trong nước rỉ rác:

- Nghiên cứu ảnh hưởng của điều kiện pH ban đầu của nước rỉ rác: điều chỉnh lưu lượng nước Q_L thải ổn định ở mức 0.10 L/phút; Q_G ở mức 76 L/phút; nhiệt độ nước ở mức 30°C; tốc độ quay (ω) từ 300 đến 1200 vòng/phút; và khảo sát hiệu quả xử lý amoni tại pH ở mức 8,5; 9,5; 10,5 và 11,5.
- Nghiên cứu ảnh hưởng của tốc độ quay (ω): điều chỉnh lưu lượng nước Q_L thải ổn định ở mức 0,10 L/phút; lưu lượng khí Q_G ở mức 76 L/phút; nhiệt

độ nước ở mức 30 °C; và pH ở các mức từ 9,5 – 11,5; và khảo sát hiệu quả xử lý amoni với ω ở các mức 300, 600, 900 và 1200 vòng/phút.

- Nghiên cứu ảnh hưởng của lưu lượng gió (Q_G) và tỉ lệ lưu lượng khí – nước (Q_G/Q_L): điều chỉnh lưu lượng nước (Q_L) thải ổn định ở mức 0,10 L/phút, nhiệt độ nước ở mức 30 °C; pH ở các mức 9,5 – 11,5; tốc độ quay (ω) tại 300, 600, 900, và 1200 vòng/phút; và khảo sát hiệu quả xử lý amoni ở các mức $Q_G = 76, 142, 190, 272$ L/phút, tương ứng với tỉ lệ $Q_G/Q_L = 760, 1420, 1900, 2720$.
- Nghiên cứu ảnh hưởng của lưu lượng nước thải (Q_L): Điều chỉnh lưu lượng gió (Q_G) ổn định ở mức 142 L/phút, tốc độ quay từ 600 – 900 vòng/phút, pH từ 9,5 – 11,5, nhiệt độ nước thải ở mức 30°C, và khảo sát hiệu quả xử lý amoni ở các mức 0,05; 0,10, 0,15 và 0,20 L/phút.
- Nghiên cứu xử lý nước thải amoni theo chu kỳ: vận hành thiết bị ở thông số vận hành và điều kiện nước thải tối ưu thu được từ công đoạn trên, tiến hành thí nghiệm với 2 L nước thải. Sau khi hoàn thành công đoạn stripping lần 1, tiếp tục sử dụng 2 L nước thải này làm nước đầu vào cho 1 công đoạn stripping lần 2 với thiết bị HP2R để đánh giá hiệu quả xử lý tối đa để mô phỏng quá trình xử lý amoni bằng HP2R ở chế độ nối tiếp 2 bước. Tổng số chu kỳ là 5 đối với nước rỉ rác.

Đối với mỗi điều kiện thí nghiệm, việc lấy mẫu và phân tích được thực hiện sau 15 phút của quá trình stripping để đạt đến trạng thái ổn định của hệ thống. Việc lấy mẫu được nhân đôi với thời gian 15 phút giữa 2 lần lấy mẫu để xác định độ lệch trong mỗi kết quả. 100 mL nước thải được thu thập trong cốc thủy tinh và được phân tích ngay lập tức để tránh sự bay hơi của amoniac. Mỗi điều kiện thí nghiệm được lặp lại hai lần để xác định giá trị trung bình

2.3.2. Phương pháp phân tích

Phép đo amoni được thực hiện bằng điện cực chọn lọc amoni (HI 4101, Hanna, USA) và máy đo pH/ISE/mV (HI 5222, Hanna, USA).



Hình 2.3. Máy đo pH/ISE/mV (HI 5222, Hanna, USA)



Hình 2.4. Điện cực ion chọn lọc amoni (HI 4101, Hanna, USA)

2.3.3. Phương pháp tính toán

Trong nghiên cứu này, hiệu suất tách (η) được tính toán từ nồng độ amoni của các mẫu nước rỉ rác đầu vào (C_{Li}) và đầu ra (C_{Lo}) như sau:

$$\eta = \frac{C_{Li} - C_{Lo}}{C_{Li}} \times 100\% \quad (1)$$

Tương tự như thí nghiệm với nước thải tổng hợp, hệ số truyền khối thể tích chất lỏng tổng thể (K_{La}) cũng được tính toán trong nghiên cứu này để đánh giá quá trình loại bỏ amoni từ nước rỉ rác bằng thiết bị HP2R [37, 38, 58]. Phương trình được đề xuất bởi Singh et al. (1992) và Chen et al. (2005) [54, 59] để đánh giá hiệu suất chuyển khối pha lỏng của hợp chất hơi-lỏng ly tâm dựa trên nguyên lý cân bằng khối lượng và lý thuyết hai màng. Thể tích chênh lệch với diện tích mặt cắt ngang, độ dày màng mỏng và bỏ qua điện trở chuyển khối phía chất khí được sử dụng để tính toán K_{La} [60]. Phương trình tính toán K_{La} cho quá trình truyền khối pha lỏng thông qua quá trình stripping được suy ra như sau:

$$K_{La} = \frac{Q_L}{V_B} \frac{\ln\left[\left(1 - \frac{1}{S}\right) \frac{C_{Li} + 1}{C_{Lo} + 1}\right]}{1 - \frac{1}{S}} \quad (2)$$

trong đó S chỉ ra hệ số tách, có thể được xác định bằng phương trình sau:

$$S = H_C \frac{Q_G}{Q_L} \quad (3)$$

trong đó H_C (0,000824) là hằng số định luật Henry không thứ nguyên của amoniac ở 30°C [61].

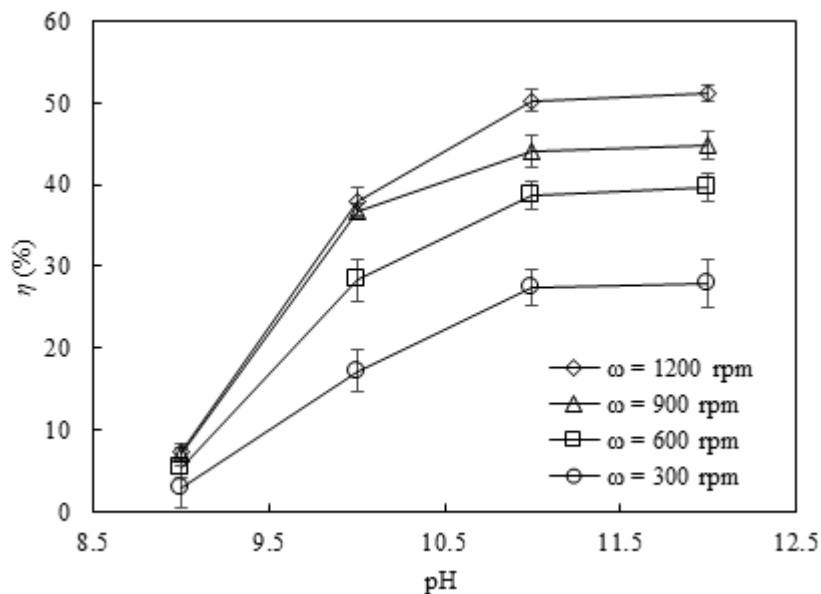
2.3.4. Phương pháp xử lý số liệu

Toàn bộ kết quả của quá trình thực nghiệm đều được lấy giá trị trung bình và có độ lặp lại 2 lần. Tất cả số liệu thu được trong quá trình thực hiện nghiên cứu này đều được xử lý bằng các hàm trong phần mềm Microsoft Excel.

Chương 3. KẾT QUẢ VÀ THẢO LUẬN

3.1. Xử lý amoni trong nước thải nhân tạo

3.1.1. Ảnh hưởng của pH

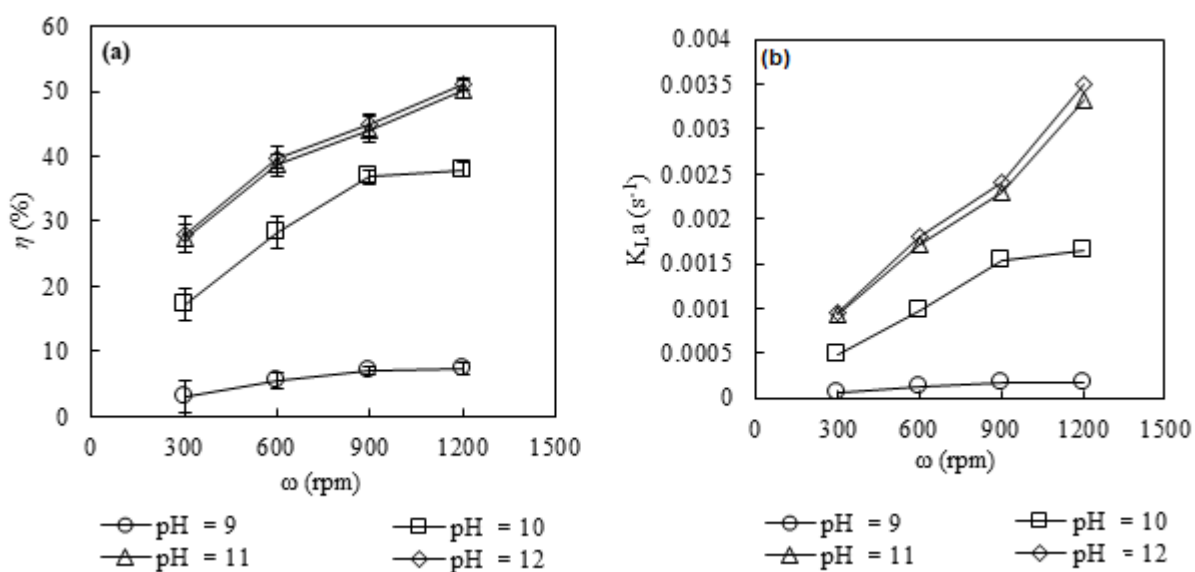


Hình 3.1. Ảnh hưởng của pH đến hiệu quả xử lý amoni tại $Q_G/Q_L = 762$

Ảnh hưởng của pH đến hiệu quả tách (η) ở tỷ lệ khí/lỏng Q_G/Q_L là 762 được trình bày trong Hình 3.1. Kết quả cho thấy rằng điều kiện pH của dung dịch chứa amoni đóng vai trò quan trọng trong hiệu quả stripping. Ở pH 9, hiệu quả stripping amoni là không đáng kể, thay đổi từ 3% đến 7% ở các tốc độ quay khác nhau. Giá trị η tăng mạnh khi độ pH tăng lên 11. Cụ thể, tại Q_G/Q_L là 762 và ω là 600 vòng/phút, η được cải thiện từ 5,4 lên 38,7%. Một xu hướng tương tự cũng được quan sát thấy trong một giai đoạn khác của tốc độ quay khi độ pH tăng từ 9 lên 11. Nguyên nhân của sự cải thiện này được giải thích dựa trên sự dịch chuyển theo cấp lũy thừa của sự dịch chuyển ion giữa amoni/amoniac khi pH tăng từ 9 lên 11 [62]. Bonmati và Flotas đã thảo luận rằng hiệu quả loại bỏ amoni từ nước thải chăn nuôi lợn trong cột tiếp xúc thông thường cũng đạt được sự gia tăng đáng kể với độ pH ban đầu là 11,5 so với 9,5 [36]. Bước kiểm hóa nước rỉ rác thô trước khi loại bỏ amoni cũng được Santos và cộng sự (2020) ứng dụng để đạt hiệu quả loại bỏ amoni lý tưởng là 98% sau 7 ngày [44].

Khi tăng pH từ 10 – 12, tốc độ tăng của hiệu suất tách chậm lại và hầu như duy trì ổn định. Hiện tượng này có thể là kết quả của sự gia tăng không đáng kể của trong sự dịch chuyển NH_4^+ thành NH_3 khi độ pH tăng từ 11 lên 12 [62]. Ví dụ, ở tốc độ ω là 900 vòng/phút, giá trị η tăng nhẹ từ 44,1% lên 44,9% khi độ pH tăng từ 11 lên 12. Tuy nhiên, đối với quy trình stripping sử dụng cột tiếp xúc truyền thống, pH 12 được ưu tiên hơn pH 11 để duy trì pH mức cao trong một thời gian xử lý trong tháp stripping độ pH có xu hướng giảm khi khí amoniac bị loại bỏ khỏi dung dịch [36, 44].

3.1.2. Ảnh hưởng của tốc độ quay

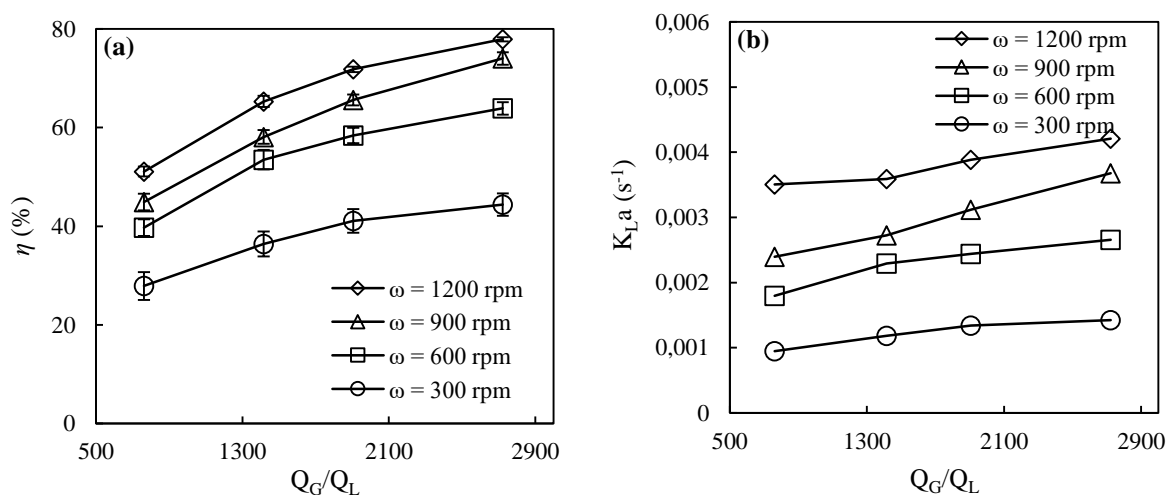


Hình 3.2. Ảnh hưởng của tốc độ vòng quay đến hiệu quả xử lý amoni và K_{La} tại $Q_G/Q_L = 762$

Ảnh hưởng của tốc độ quay (ω) đến hiệu quả tách (η) và K_{La} trong thí nghiệm tách amoni ở tỷ lệ Q_G/Q_L là 762 được trình bày trong Hình 3.2. Kết quả thu được chỉ ra rằng việc tăng tốc độ quay đã nâng cao hiệu quả tách đối với các điều kiện pH khác nhau từ 9 – 12. Tuy nhiên, đặc tính cải thiện của giá trị η phụ thuộc nhiều hơn vào độ pH ban đầu. Ví dụ, ở pH là 9, hiệu quả xử lý chỉ tăng nhẹ từ 3,0 lên 7,4% khi ω thay đổi từ 300 đến 1200 vòng/phút (Hình 3.2a). Mặt khác, việc cải thiện hiệu quả xử lý khi tăng tốc độ quay trở nên rõ rệt hơn ở độ pH cao hơn. Giá trị η đã tăng gấp đôi từ 17,2 lên 38,0% khi tốc độ quay tăng từ 300 lên 900 vòng/phút ở pH là 10. Tại pH 11 và 12, khi giá trị η được cải

thiện gấp đôi từ khoảng 25 đến 50% khi tăng tốc độ quay từ 300 – 1200 vòng/phút. Ảnh hưởng của tốc độ quay đối với K_{La} rõ ràng hơn ảnh hưởng đến hiệu quả truyền khối (Hình 3.2b). Tương tự với hiệu suất xử lý, tốc độ quay nhanh cũng tăng cường đáng kể quá trình chuyển khối của quy trình stripping amoni bằng HP2R. Khi hàm lượng amoni được chuyển dịch hoàn toàn từ NH_4^+ ở pH 11 và 12, giá trị K_{La} tăng gần gấp ba lần từ $0,0009\text{ s}^{-1}$ lên $0,0029\text{ s}^{-1}$ khi tốc độ quay trở nên nhanh hơn gấp 2 lần (300 vòng/phút lên 1200 vòng/phút). Kết quả này thấp hơn một chút so với hệ số truyền khối của quá trình loại bỏ amoni bằng cách sử dụng thiết bị tiếp xúc li tâm nằm ngang ở tốc độ 1200 vòng/phút ($0,00492\text{ s}^{-1}$) của Yuan và cộng sự [38].

3.2.3. Ảnh hưởng của tỉ lệ Q_G/Q_L

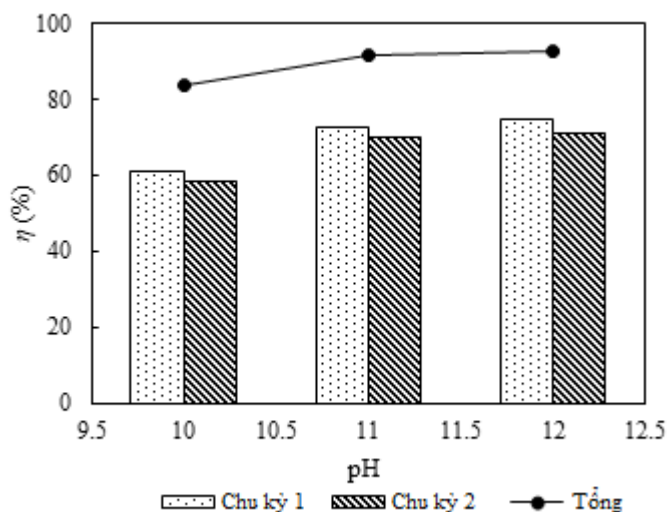


Hình 3.3. Ảnh hưởng của Q_G/Q_L đến hiệu quả xử lý amoni và K_{La} tại $Q_L = 0,10\text{ L/phút}$ và $\text{pH} = 12$.

Sau khi có kết quả đạt được từ ảnh hưởng của pH ban đầu và tốc độ quay, ảnh hưởng của tỉ lệ lưu lượng khí trên lưu lượng nước (Q_G/Q_L) lên hiệu quả stripping amoni từ nước thải nhân tạo được khảo sát ở pH 12 đối với sự tạo thành toàn bộ NH_3 trong dung dịch để đánh giá hiệu quả bóc tách và truyền khối tốt hơn. Hình 3.3 thể hiện sự ảnh hưởng của tỉ lệ Q_G/Q_L đến hiệu quả stripping ở bốn giai đoạn tốc độ quay với dung dịch pH ban đầu là 12 và Q_L là $0,10\text{ L/phút}$. Có thể thấy rõ ràng rằng tỉ lệ Q_G/Q_L cao hơn đã nâng cao hiệu quả xử lý amoni ở cả bốn tốc độ quay. Giá trị η tăng đáng kể hơn 1,5 lần từ 44,1% lên 73,9% khi tỉ lệ Q_G/Q_L tăng từ 762 lên 2722 với tốc độ quay ω là 900 (Hình 3.3a). Lý do dẫn

đến sự cải thiện trong hiệu quả xử lý là do lượng không khí sạch được cung cấp cho hệ thống cao hơn, tạo điều kiện cho nhiều phân tử amoni được chuyển sang pha khí. Tuy nhiên, sự cải thiện K_{La} khi tăng Q_G/Q_L là không đáng kể so với sự cải thiện của tốc độ quay (ω). Mức tăng cao nhất của giá trị K_{La} chỉ là $0,0015 \text{ s}^{-1}$ tại ω là 1200 vòng/phút khi Q_G/Q_L tăng từ 762 lên 2722 (Hình 3.3b)

3.2.4. Thí nghiệm stripping theo chu kỳ



Hình 3.3. Kết quả thí nghiệm stripping amoni theo chu kỳ với $Q_G/Q_L = 2722$, $\omega = 900 \text{ rpm}$, và $C_{Li} = 1000 \text{ ppm}$

Trong các tình huống thực tế của quy trình stripping amoni trong nhà máy xử lý, nước thải được xử lý trước bằng quá trình kiềm hóa và sau đó trải qua giai đoạn stripping ở chế độ tuần hoàn bằng hệ thống cột tiếp xúc. Các tháp stripping trong xử lý nước thải thường được trang bị trong các nhà máy xử lý nước thải đối với nước rỉ bãi chôn lấp và nước thải chăn nuôi [63]. Mục đích của quá trình này là giảm nồng độ nitơ xuống giá trị phù hợp hơn (dưới 300 mg/L) để đảm bảo sự ổn định cho quá trình xử lý sinh học tiếp theo [35]. Trong thí nghiệm stripping theo chu kỳ, điều kiện vận hành của HP2R được chọn ở tốc độ quay ω là 900 vòng/phút, tỷ lệ Q_G/Q_L là 3054, Q_L là 0,10 L/phút. Tốc độ quay 900 vòng/phút được chọn thay vì 1200 vòng/phút để mô phỏng kịch bản thực tế, trong đó mức tiêu thụ năng lượng của thiết bị sẽ được xem xét và cũng để tránh trực rôto quá nóng. Các giá trị pH ban đầu khác nhau của dung dịch nước thải được chọn trong khoảng 10, 11 và 12 để chọn liều lượng điều chỉnh tối ưu nhằm

đạt được hiệu quả xử lý mong muốn. Kết quả của thí nghiệm này được trình bày trong Hình 3.4. Kết quả thu được cho thấy ảnh hưởng của việc tăng pH từ 10 lên 12 là không đáng kể. Tổng giá trị η là từ 83,8% đến 92,7% tương ứng với pH là 10 và 12. Hiệu suất xử lý của chu kỳ 2 luôn thấp hơn chu kỳ 1 ở cả 3 điều kiện pH ban đầu. Sự không tương đương của giá trị η giữa hai chu kỳ có thể liên quan đến việc giảm độ pH của nước thải từ chu kỳ đầu tiên (Bảng 3.1). Nồng độ amoni cuối cùng sau 2 chu kỳ stripping lần lượt là 162, 82,2 và 73,1 ppm ở pH ban đầu là 10, 11 và 12. Mặc dù nồng độ amoni trong nước thải đầu ra vẫn vượt quá tiêu chuẩn xả thải, nhưng nó vẫn ở mức tải phù hợp cho các đơn vị xử lý sinh học tiếp theo [35]. Tuy nhiên, sự đánh đổi giữa hiệu quả loại bỏ cao và tính an toàn khi vận hành cần được xem xét cẩn thận vì HP2R dạng đứng cũng gặp phải vấn đề quá nhiệt ở ổ trục và trục rôto sau 2 giờ hoạt động liên tục ở tốc độ quay cao từ 900 đến 1200 vòng/phút. Hiện tượng này không được đề cập trong các nghiên cứu trước đây về sử dụng đệm xoay theo chiều ngang [37, 38, 64]. Đó có thể là do thời gian vận hành ngắn hoặc do trục rôto được lắp ráp đúng cách vào đệm xoay của thiết bị đệm nằm ngang đã loại bỏ ma sát ở ổ trục khỏi tốc độ quay cao.

Bảng 3.1. Thông số và kết quả thí nghiệm stripping amoni theo chu kỳ

C_{Li} (ppm)	Q_G (L/phút)	Q_L (L/phút)	pH	Chu kỳ 1			Chu kỳ 2			Tổng
				C_{Lo} (ppm)	pH	η (%)	C_{Lo} (ppm)	pH	η (%)	η (%)
1000	305.2	0.10	10	390	9.64	61.0	162	8.92	58.46	83.0
1000	305.2	0.10	11	275	10.45	72.5	82.2	9.82	70.11	91.8
1000	305.2	0.10	12	251	11.67	74.9	73.1	11.20	70.88	92.7

So sánh chi tiết với các phương pháp khác được trình bày trong Bảng 3.2. Hiệu suất loại bỏ amoni sử dụng HP2R với đệm thẳng đứng tương đương với đệm xoay ngang của Yuan et al. (2016) [37]. Thiết kế đệm xoay thẳng đứng của HP2R dẫn đến HRT ngắn hơn một chút so với đệm xoay dọc ngay cả với thể tích đệm lớn hơn (Bảng 3.2). So với các phương pháp thông thường khác, việc loại bỏ amoni thông qua quá trình stripping bằng thiết bị HP2R cho thấy ưu điểm là hiệu quả loại bỏ vượt trội với nồng độ amoni cao, kích thước thiết bị nhỏ gọn và thời gian lưu thủy lực ngắn. Tuy nhiên, mức tiêu thụ năng lượng, hóa chất và thu hồi amoni của quá trình này cần được xem xét cẩn thận vì tính khả thi của ứng

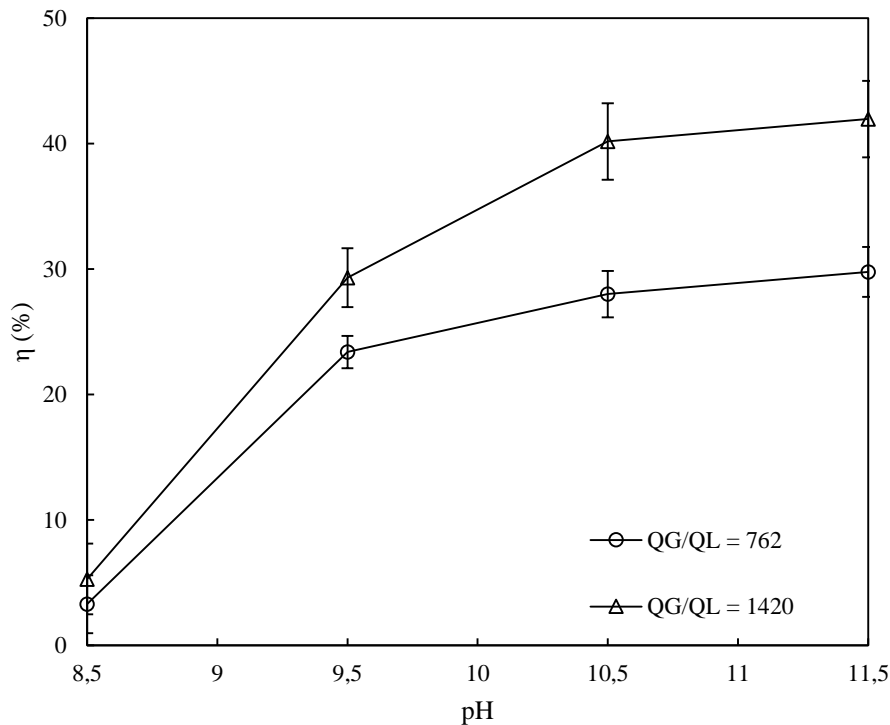
dụng thực tế. Hơn nữa, hiện tượng quá nhiệt của trục rôto khi vận hành ở tốc độ cao là một vấn đề lớn trong các tình huống ngoài trời cần được giải quyết trong tương lai.

Bảng 3.2. So sánh hiệu quả xử lý nước thải chứa amoni bằng các phương pháp khác nhau

Phương pháp	C _{Li} amoni (mg/L)	Kích thước hệ xử lý	Điều kiện xử lý				Hiệu suất xử lý (%)	TLTK
			HRT (h)	Hóa chất sử dụng	T _{Li} (°C)	Q _G /Q _L		
Stripping bằng HP2R	1000 ±100	d = 16.6 cm Z _B = 3.9 cm V _B = 0.774 L	0.0022 (tiếp diễn đa chu kỳ)	NaOH pH = 12	30	2722	92.69	Nghiên cứu này
Stripping bằng thiết bị tiếp xúc li tâm nằm ngang	1000	V _B = 0.4 L	0.0037 (Tiếp diễn đơn chu kỳ)	NaOH pH = 11	30	1600	69	Yuan et al. (2016) [37]
Xử lý bằng đệm sinh học lơ lửng dạng sợi acryl	2000 – 4000 (3000 – 5000 TN)	V = 10.8 L	72 (tiếp diễn)		20	-	62	Wu et al. (2019) [28]
Stripping bằng cột tiếp xúc	3.39 g/kg (Trước kị khí) 3.68 g/kg (Sau kị khí)	Isothermal wet wall glass column d = 5 cm h = 97.5 cm V = 1.913 L	4 (Tuần hoàn đa chu kỳ)	NaOH pH = 12	80	75	98.8% (Trước kị khí) 96% (Sau kị khí)	Bonmati and Flotats (2003) [36]
Kết tủa struvite	80 – 250	11.5 x 11.5 x 25 (cm ³) (1.0L jars)	0.6 (mê)	MgCl ₂ , K ₂ HPO ₄	-	-	89	Ryu et al. (2008) [30]

3.2. Xử lý amoni trong nước rỉ rác

3.2.1. Ảnh hưởng của pH

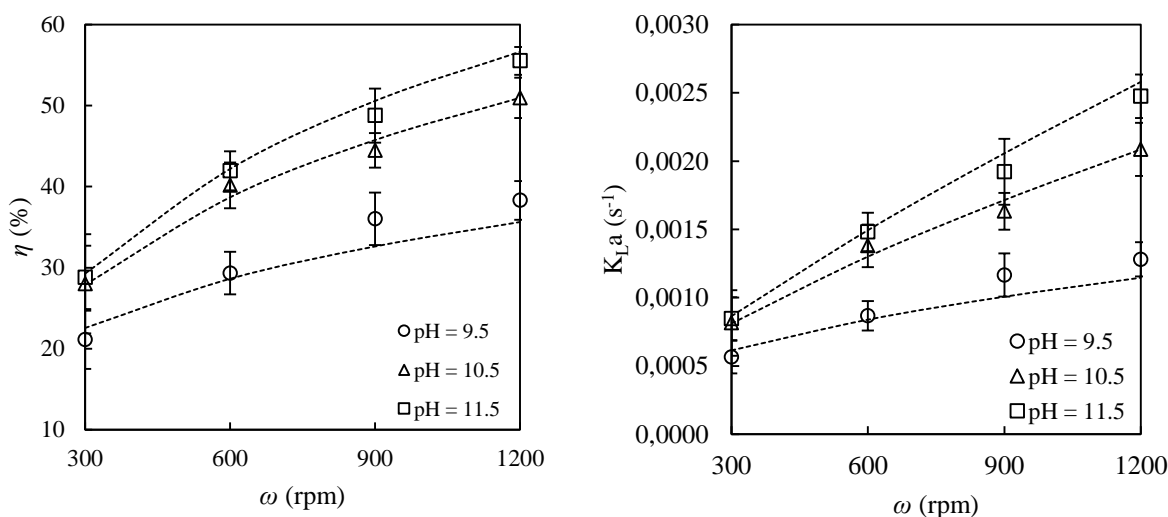


Hình 3.4. Ảnh hưởng của pH đến hiệu quả stripping amoni từ nước rỉ rác ($C = 1399$ mg/L, $Q_L = 0,1$ L/phút, $\omega = 600$ rpm).

Ảnh hưởng của điều kiện pH ban đầu (pH) của nước rỉ rác đến quá trình stripping amoni bằng thiết bị HP2R ở chế độ liên tục được trình bày trong Hình 3.5. Ở điều kiện vận hành không đổi $Q_G/Q_L = 1420$ và $\omega = 600$ vòng/phút, η của quá trình stripping amoni từ nước rỉ rác tăng đáng kể từ 4,9% lên 41,9% khi pH thay đổi từ 8,5 lên 11,5. Xu hướng tăng cũng tương tự (3,2% đến 29,8%) ở mức Q_G/Q_L thấp hơn là 762. Mức tăng đáng chú ý của η (3,2% đến 23,4% và 4,9% đến 29,3%) được biểu thị trong khoảng pH từ 8,5 đến 9,5 cho cả hai Q_G/Q_L lần lượt là 762 và 1420. Đó là kết quả của sự hình thành hàm lũy thừa của NH_3 trong các mẫu nước rỉ rác ở độ pH cao hơn. Sự hình thành theo hàm lũy thừa tiến gần đến sự cân bằng ở pH 10,5 và 11,5, khi η dần dần đạt được lần lượt là 40,2% và 42%. Tác dụng tương tự của điều kiện pH đối với quá trình loại bỏ amoni đã được công nhận rõ ràng trong các nghiên cứu trước đây bằng cách sử dụng cột nén hoặc tháp loại bỏ đối với nước thải tổng hợp hoặc nước thải thực tế [44, 65,

66]. Các nghiên cứu trước đây về quá trình tách amoni khỏi nước thải nhân tạo bằng HP2R đã kết luận rằng độ pH tối ưu là trên 11 [58]. Tuy nhiên, ở điều kiện tương tự với $\omega = 600$ và Q_G/Q_L là 762 sử dụng cùng thiết bị HP2R, giá trị η của mẫu nước rỉ rác bãi chôn lấp ở pH 11,5 (29,8%) thấp hơn một chút so với kết quả trước đó của mẫu nước nhân tạo tại pH 11 (38,7%). Tham khảo nghiên cứu của Haslina và cộng sự (2021), nguyên nhân của hiện tượng này được giải thích rằng đặc tính phức tạp của nước rỉ rác có thể là yếu tố khiến hiệu quả xử lý amoni thấp hơn so với các loại khác [67]. Ngoài ra, các hạt kết tủa được phát hiện trong các mẫu nước rỉ rác đầu ra có pH từ 9,5 đến 11,5. Sự hình thành muối cacbonat từ các hydroxit kim loại hiện có trong các mẫu nước rỉ rác sau quá trình tách có thể là nguyên nhân của hiện tượng này [68]. Các muối cacbonat kết tủa này có thể tích tụ một phần trên bề mặt lưới thép, dẫn đến bề mặt tiếp xúc với chất lỏng-khí thấp hơn so với bề mặt của nước thải tổng hợp, và do đó làm giảm giá trị η của quá trình stripping amoni trong các mẫu nước rỉ rác.

3.2.2. Ảnh hưởng của tốc độ vòng quay



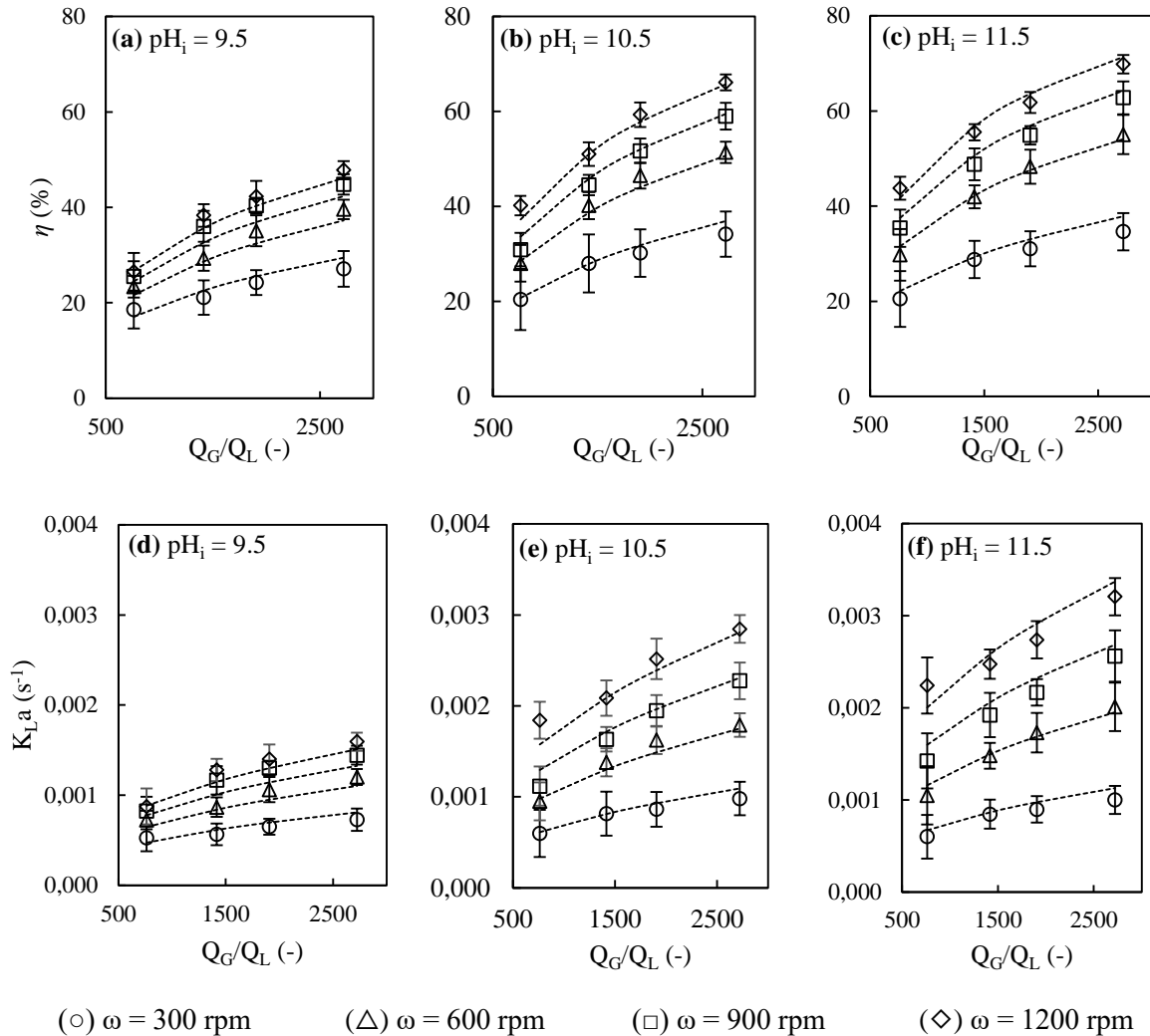
Hình 3.5. Ảnh hưởng của ω đến η và K_{La} của quá trình stripping amoni từ nước rỉ rác ($C = 1399$ mg/L, $Q_G = 142$ L/phút, $Q_L = 0,1$ L/phút).

Hình 3.6 mô tả sự phụ thuộc của η và K_{La} vào ω ở điều kiện vận hành $Q_G = 142$ L/phút, $Q_L = 0,1$ L/phút và pH từ 9,5 đến 11,5. Tương tự như mô hình trong các nghiên cứu trước đây về quá trình stripping amoni từ nước nhân tạo, η và K_{La} của quá trình tách amoni từ nước rỉ rác có xu hướng tăng lên khi tốc độ quay

thay đổi từ 300 đến 1200 vòng/phút ở cả ba giai đoạn pH. Đặc biệt, ở pH là 11,5, giá trị η tăng xấp xỉ hai lần (từ 28,8% lên 55,5%) và K_{La} tăng gấp ba lần (từ $0,0008 \text{ s}^{-1}$ lên $0,0024 \text{ s}^{-1}$) khi ω thay đổi từ 300 thành 1200 vòng/phút. Tác động tích cực của tốc độ quay đối với quá trình stripping amoni là kết quả của lực ly tâm tăng cường tạo điều kiện cho màng vi chất lỏng và giọt nhỏ dọc theo bề mặt vật liệu đệm [53]. Do đó, bề mặt tiếp xúc giữa chất lỏng-rắn cao hơn dẫn đến K_{La} cao hơn của amoni bị tách ở pH là 11, điều này đã được thảo luận trong nghiên cứu của Yuan và cộng sự (2016) [37, 38]. Trong nghiên cứu này, tốc độ quay cao hơn thậm chí còn cải thiện η và K_{La} để loại bỏ amoni từ nước rỉ rác ở pH 9,5. Ở pH là 9,5, η tăng từ 21,1% lên 38,3% trong khi K_{La} tăng gấp đôi từ $0,0006 \text{ s}^{-1}$ lên $0,0013 \text{ s}^{-1}$. Cần lưu ý rằng hàm lượng chất rắn trong các mẫu nước rỉ rác đầu ra đáng kể hơn trong mẫu ở tốc độ quay trên 900 vòng/phút. Do đó, một lợi ích khác của ω cao hơn có thể là khả năng tách hàm lượng chất rắn ra khỏi vật liệu đệm và do đó tránh được bất kỳ cơ hội tắc nghẽn hoặc tắc nghẽn nào trong quá trình này.

Thông thường, kiểm hóa dung dịch chứa amoni đến pH ít nhất là 11 được ưu tiên cho hầu hết các nghiên cứu về loại bỏ amoni vì nó đảm bảo tỷ lệ NH_3 tối đa cho hiệu quả loại bỏ tối ưu [37, 38, 44, 66]. Tuy nhiên, trong mô hình thực tế, việc điều chỉnh pH về 11 cho một lượng lớn nước thải như nhà máy xử lý nước rỉ rác sẽ là gánh nặng kinh tế cho chủ đầu tư do tiêu thụ hóa chất lớn. Tuy nhiên, ở thông số vận hành không đổi là $Q_G = 1420 \text{ L/phút}$, $Q_L = 0,1 \text{ L/phút}$ và ω là 900 vòng/phút, η của amoni tách ra từ nước rỉ rác có pH ở 9,5 (36%) gần như tương đương với hiệu suất của loại bỏ amoni từ nước thải nhân tạo ở pH 10,8 (40%) sử dụng cột nhồi sau 1 giờ [65]. K_{La} tương ứng ở pH 9,5 và ω của 900 vòng/phút của quá trình stripping nước rỉ rác ($0,0012 \text{ s}^{-1}$) thậm chí còn cao gấp 10 lần so với tổng K_{La} thu được bởi Ferraz và cộng sự (2014) ở pH 11,5 ($0,0001 \text{ s}^{-1}$) [66]. Do đó, sự thiếu hụt hóa chất bổ sung hoặc hạn chế của Q_G trong quá trình loại bỏ amoni từ nước rỉ rác trong kịch bản nhà máy xử lý có thể được bù đắp bằng cách tăng tốc độ quay của thiết bị HP2R để đảm bảo hiệu quả loại bỏ mong muốn.

3.2.3. Ảnh hưởng của tỉ lệ Q_G/Q_L



Hình 3.7. Ảnh hưởng của tỉ lệ Q_G/Q_L đến η and $K_{L,a}$ của quá trình stripping amoni từ nước rỉ rác ($C = 1399$ mg/L, $Q_L = 0,1$ L/phút)

Ảnh hưởng của Q_G/Q_L đối với η và $K_{L,a}$ của amoni tách ra từ nước rỉ rác ở các giai đoạn khác nhau của ω và pH được thể hiện trong Hình 3.7. Ở tốc độ dòng nước rỉ rác không đổi Q_L là 0,10 L/phút, Q_G/Q_L cao hơn đã tăng cường η và $K_{L,a}$ ở các ω và pH khác nhau. Ở pH là 11,5 và ω là 900 vòng/phút, η tăng đáng kể từ 35,4% lên 62,8% khi Q_G/Q_L thay đổi từ 762 thành 2722. $K_{L,a}$ tương ứng đã tăng gần gấp đôi (từ $0,0014$ s⁻¹ lên $0,0026$ s⁻¹). Tác động tích cực của việc tăng tốc độ dòng khí đối với quá trình loại bỏ amoni từ nước rỉ rác cũng được quan sát thấy trong nghiên cứu của Ferraz và cộng sự (2013) sử dụng cột nhồi theo tỷ lệ thí điểm [66]. Nghiên cứu báo cáo rằng $Q_G = 4500$ L/h ($Q_G/Q_L = 150$) đạt hiệu

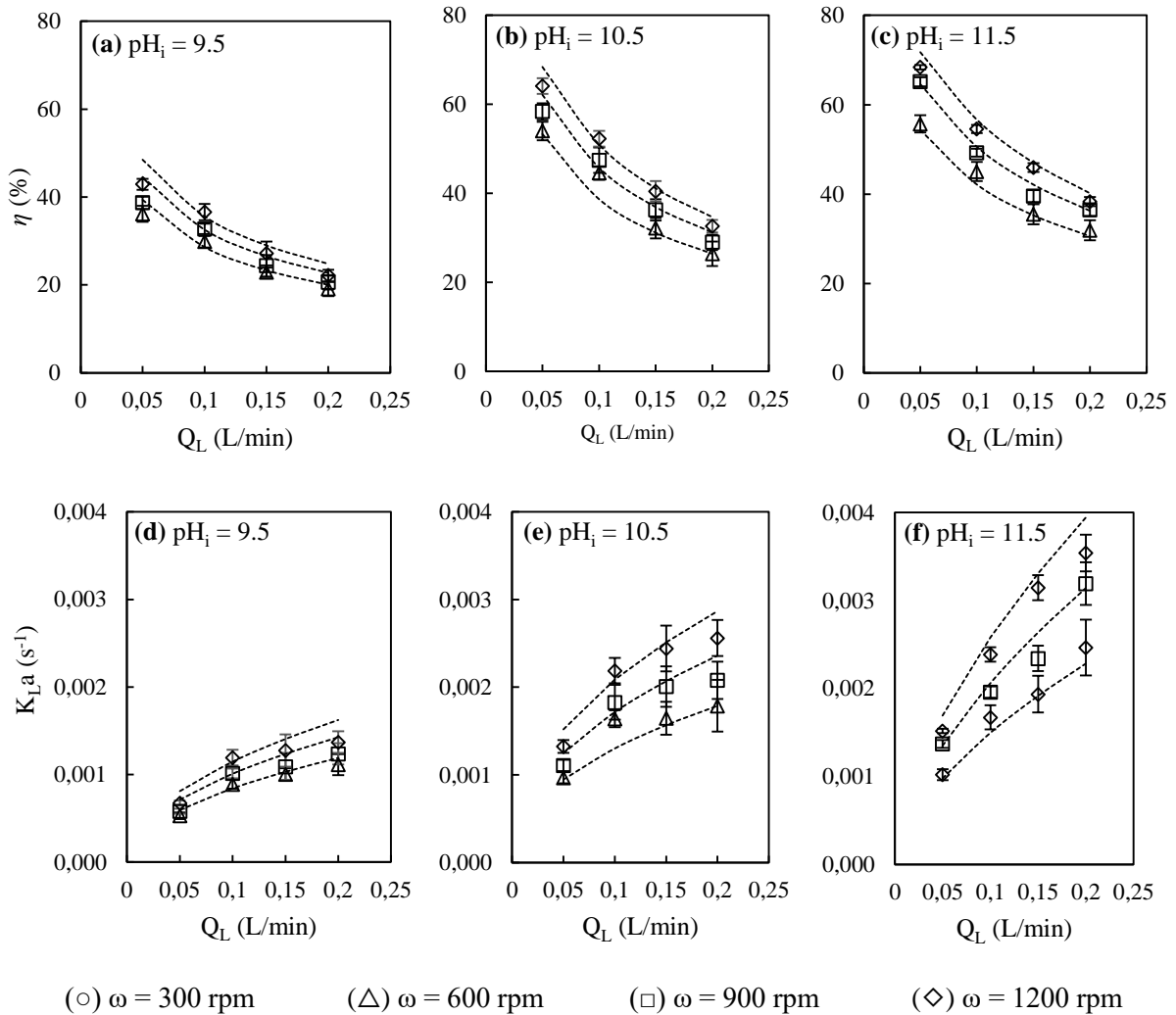
quả loại bỏ amoni 97% ($K_{La} = 0,18 \text{ h}^{-1}$) sau 20 giờ trong khi phải mất 12 ngày ($K_{La} = 0,0154 \text{ h}^{-1}$) mới đạt được hiệu quả tương tự với Q_G là 1600 L/h (Q_G/Q_L là 53). Trong thí nghiệm sử dụng đệm xoay đối với nước thải tổng hợp của Yuan và cộng sự (2016) [38], hiệu suất loại bỏ amoni tăng từ 36,8% (K_{La} là $0,00188 \text{ s}^{-1}$) lên 76% (K_{La} là $0,00473 \text{ s}^{-1}$) ở pH là 11 và ω là 900 vòng/phút. Những tác động tích cực của Q_G/Q_L đối với quá trình loại bỏ amoni là do lượng khí sạch đáng kể thuận lợi cho hệ số loại bỏ cao hơn, thể hiện tốc độ chuyển các phân tử amoni vào pha khí lớn hơn. Bên cạnh đó, tỷ lệ Q_G/Q_L cao hơn dẫn đến thời gian tiếp xúc giữa dòng chất lỏng – dòng khí ngắn hơn, tăng cường truyền khối chất lỏng – khí trong quá trình tách amoni [37]. So sánh với thí nghiệm nước thải tổng hợp với thiết bị tương tự, tại các biến số vận hành $\omega = 900$ vòng/phút, pH 11,5 và Q_G/Q_L 2722, hiệu suất tách amoni trong nghiên cứu này ($\eta = 62,8\%$ và $K_{La} = 0,0027 \text{ s}^{-1}$) thấp hơn một chút so với hiệu suất ($\eta = 65,6\%$ và $K_{La} = 0,0030 \text{ s}^{-1}$) ở Q_G/Q_L thấp hơn là 2130 và pH thấp hơn là 11 của Viet và cộng sự (2022) [58]. Như đã thảo luận trong Phần 3.2.2, tốc độ quay cao hơn sẽ nhanh chóng loại bỏ hàm lượng chất rắn ra khỏi vật liệu đệm. Ngược lại, việc tăng tốc độ dòng khí gây ra tốc độ cao hơn của dòng khí ngược lại bên trong vật liệu đệm và do đó làm chậm quá trình loại bỏ chất rắn ở một mức độ nhất định. Do đó, hiệu quả loại bỏ amoni từ nước rỉ rác ở bãi rác có thể không đáng kể so với bất kỳ loại nước thải không chứa chất rắn nào như nước thải tổng hợp.

Ngoài các nghiên cứu trước đây với nước thải tổng hợp, ảnh hưởng của Q_G/Q_L đến việc loại bỏ amoni khỏi nước rỉ rác cũng được nghiên cứu dưới sự thay đổi của pH ban đầu từ 9,5 đến 11,5. Vì Q_G/Q_L thay đổi từ 762 đến 2722, nên sự tăng cường của η và K_{La} cũng phụ thuộc vào ω và pH. Ở pH là 9,5, mức tăng của η tăng từ 8,5% (18,6 lên 27,1) lên 21,3% (26,5 lên 47,8) khi ω thay đổi từ 300 vòng/phút đến 1200 vòng/phút tương ứng (Hình 3.7a). Sự cải thiện lớn hơn cũng được ghi nhận khi pH thay đổi từ 9,5 đến 10,5. Ở $\omega = 900$ vòng/phút và Q_G/Q_L dao động từ 762 đến 2722, η tăng 28,1% (từ 30,9% lên 59%) ở pH 10,5, cao hơn mức đó (19,3%) ở pH = 9,5 (từ 25,5 đến 44,8) (Hình 3.7a, 3.7b). Tuy nhiên, xu hướng tăng gần như giống hệt nhau ở pH là 11,5, trong đó η chỉ tăng 27,4% (từ 35,4 lên 62,8) (Hình 3.7c). Tại $\omega = 900$ vòng/phút, sự cải thiện của K_{La} tại pH là 9,5, 10,5 và 11,5 là $0,0006 \text{ s}^{-1}$ ($0,0008 \text{ s}^{-1}$ lên $0,0014 \text{ s}^{-1}$), $0,0012 \text{ s}^{-1}$

($0,0011 \text{ s}^{-1}$ lên $0,0023 \text{ s}^{-1}$) và $0,0011 \text{ s}^{-1}$ ($0,0014 \text{ s}^{-1}$ lên $0,0025 \text{ s}^{-1}$) (Hình 3.7d, 3.7e, 3.7f). Các nghiên cứu và ứng dụng loại bỏ amoni thông thường ưu tiên kiềm hóa ít nhất đến pH 11 để có được phần amoni tự do tối đa nhằm đạt hiệu quả loại bỏ amoni tối ưu [67]. Tuy nhiên, với tốc độ quay và tỷ lệ tốc độ dòng khí – lỏng cao hơn, HP2R có thể bù lại hiệu quả loại bỏ amoni khỏi dung dịch có độ pH thấp hơn 11. Đặc biệt, điều kiện vận hành $\omega = 900$ vòng/phút và $Q_G/Q_L = 2722$ ở độ pH 9,5 đạt được η là 44,8% (K_{La} là $0,0014 \text{ s}^{-1}$) tương đương với hiệu suất của pH là 11,5 ($\eta = 48,3\%$, $K_{La} = 0,0021 \text{ s}^{-1}$) tại $\omega = 600$ vòng/phút và $Q_G/Q_L = 1906$ (Hình 3.7a, 3.7c, 3.7d, 3.7f). Hiệu suất loại bỏ ở các điều kiện như vậy cũng lớn hơn hiệu suất loại bỏ amoni (33,8%) sau 2 giờ stripping với pH ban đầu là 11, nồng độ amoni ban đầu là 830 mg/L và $Q_G/Q_L = 150$ khi sử dụng cột nhồi trong báo cáo của Ferraz và cộng sự (2013) [69]. Phát hiện thú vị này chỉ ra rằng HP2R có tiềm năng cung cấp cho các nhà đầu tư nhiều lựa chọn vận hành khác nhau để loại bỏ amoni tại các nhà máy xử lý nước rỉ rác thực tế. Đặc biệt, mức tiêu thụ năng lượng từ các nguồn tái tạo có thể lớn hơn để có tốc độ dòng khí đủ để duy trì loại bỏ amoni tối ưu đồng thời giảm liều lượng hóa chất để kiềm hóa để loại bỏ amoni bằng HP2R.

Mô hình này có thể đặc trưng cho quá trình loại bỏ amoni từ nước rỉ rác, được báo cáo là khó khăn hơn so với các loại nước thải khác do tính chất phức tạp của nó [67]. Cụ thể, trong nghiên cứu này, hàm lượng chất rắn hiện có từ nước rỉ rác và các muối kết tủa hình thành trước và trong quá trình tách có thể ảnh hưởng đến bề mặt phân cách khí-lỏng bằng cách tích tụ một phần khu vực vật liệu đệm dẫn đến hiệu suất chuyển khối lượng của amoni vào pha khí thấp hơn.

3.2.4. Ảnh hưởng của lưu lượng nước rỉ rác Q_L



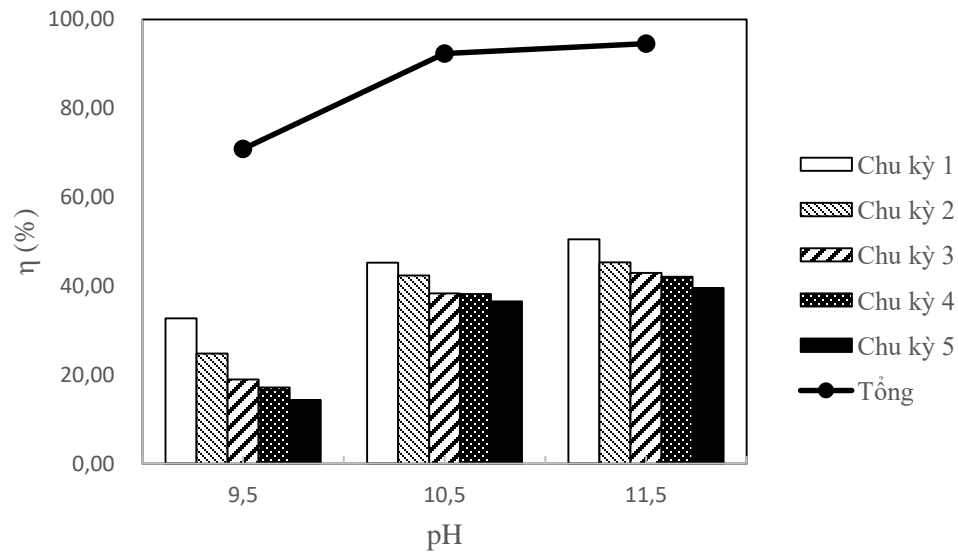
Hình 3.8. Ảnh hưởng của Q_L đến η and K_{La} của của quá trình stripping amoni từ nước rỉ rác ($C = 1399$ mg/L, $Q_G = 142$ L/phút).

Hình 3.8 trình bày ảnh hưởng của Q_L (0,05 – 0,20 L/phút) đối với η và K_{La} của quá trình stripping amoni từ nước rỉ rác ở mức Q_G không đổi (142 L/phút) và các điều kiện khác nhau của ω (600 – 900 vòng/phút). Trong phần này, ω thấp nhất là 300 vòng/phút đã được loại trừ để tránh nguy cơ tắc nghẽn ở tốc độ dòng nước rỉ rác cao. Về hiệu suất stripping, giá trị η giảm khi Q_L tăng từ 0,05 lên 0,20 L/phút ở cả ba giai đoạn ω . Ở $\omega = 900$ vòng/phút, khi Q_L thay đổi từ 0,05 đến 0,20 L/phút, η giảm khoảng hai lần ở pH 11,5 (65,1% đến 38,3%). Việc tăng tốc độ dòng nước rỉ rác trong khi duy trì tốc độ dòng khí không đổi đã làm giảm Q_G/Q_L của hệ thống tách, dẫn đến hiệu quả tách amoni từ nước rỉ rác thấp hơn.

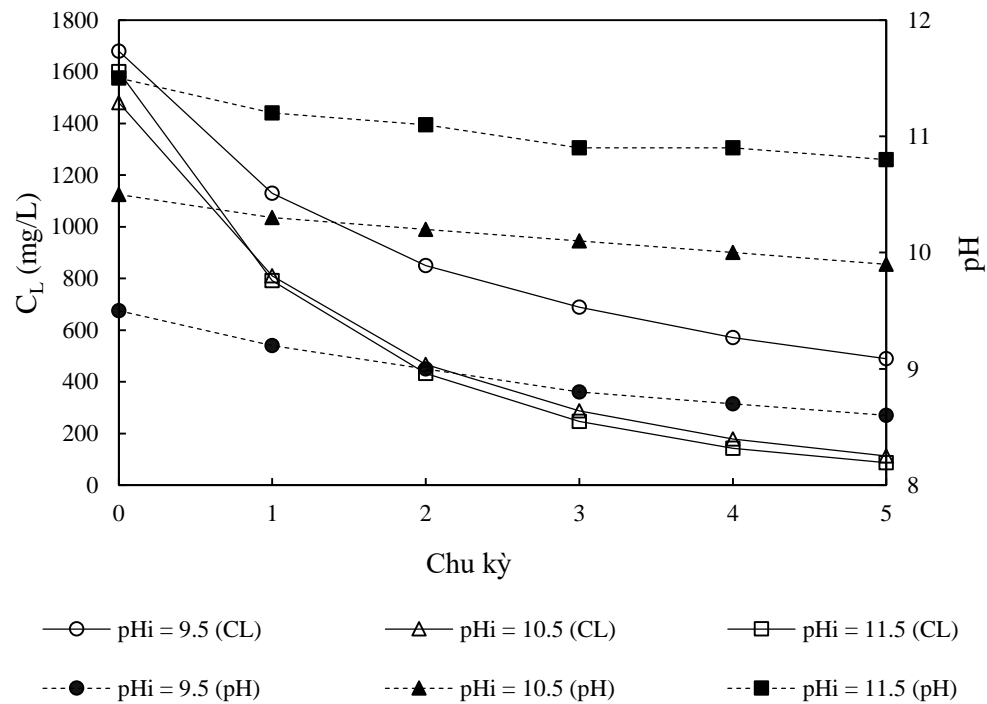
Tuy nhiên, K_{La} đạt được xu hướng tăng khi Q_L tăng từ 0,05 lên 0,2 L/phút. Đặc biệt, tại $\omega = 1200$ vòng/phút, K_{La} tăng đáng kể từ $0,0015 \text{ s}^{-1}$ lên $0,0035 \text{ s}^{-1}$ ở pH 11.5. Giá trị K_{La} tăng lên khi Q_L thay đổi từ 0,05 đến 0,20 L/phút phản ánh sự cải thiện hiệu suất stripping amoni theo thời gian. Trong nghiên cứu với nước thải tổng hợp của Yuan và cộng sự (2016), xu hướng giảm của η (từ 81,4% xuống 41,8%) và K_{La} tăng (từ 0,0026 lên 0,0058 giây⁻¹) tương tự cũng được báo cáo khi Q_L thay đổi từ 0,025 đến 0,1 L/phút ở nhiệt độ 40°C [37]. Mặc dù hiệu suất loại bỏ thấp hơn về mặt giảm nồng độ amoni, nhưng lượng amoni được loại bỏ vào pha khí phụ thuộc rất nhiều vào nước rỉ rác đưa vào hệ thống. Do đó, sự thay đổi của Q_L trong khi duy trì Q_G không đổi trong quá trình stripping sẽ dẫn đến xu hướng nghịch đảo giữa hiệu suất stripping và hiệu suất truyền khối. Hiện tượng này cũng đã được báo cáo trong các nghiên cứu tách khí ly tâm trước đây về tách amoni từ nước thải nhân tạo và máy tạo khí ClO_2 [37, 38, 58].

3.2.5 Thí nghiệm stripping amoni theo chu kỳ

Đối với quy trình loại bỏ amoni thông thường trong nhà máy xử lý, nước thải thường được điều chỉnh về trạng thái kiềm và sau đó được đưa đi loại bỏ tuần hoàn thông qua hệ thống cột nhồi [31]. Quá trình này có thể kéo dài từ vài giờ đến vài ngày miễn là tốc độ nạp nitơ giảm xuống giá trị phù hợp (dưới 300 mg/L) để đảm bảo hiệu quả cho quá trình xử lý sinh học tiếp theo [32]. Trong thí nghiệm loại bỏ amoni theo chu kỳ, 2-L nước rỉ rác từ bãi chôn lấp được điều chỉnh đến độ pH nhất định là 9,5, 10,5 và 11,5 và trải qua tổng cộng 5 chu kỳ loại bỏ ở điều kiện $Q_G = 141$ L/phút, $Q_L = 0,1$ L/phút và $\omega = 900$ vòng/phút. Mục đích của thí nghiệm này là mô phỏng quá trình loại bỏ amoni thực tế khỏi nước rỉ rác bằng thiết bị HP2R ở các độ pH khác nhau. Kết quả của thí nghiệm được trình bày trong Hình 3.9 và 3.10.



Hình 3.9. Kết quả thí nghiệm tuần hoàn loại bỏ amoni của nước rỉ rác bãi chôn lấp ($Q_G = 141$ L/phút, $Q_L = 0,10$ L/phút, $\omega = 900$ vòng/phút).



Hình 3.10. Diễn biến nồng độ và pH trong thí nghiệm tuần hoàn loại bỏ amoni.

Kết quả chỉ ra rằng nồng độ amoni thấp hơn trong nước rỉ rác đầu ra có thể đạt được bằng cách loại bỏ tuần hoàn nhiều lần. Ở pH 10,5 và 11,5, C_L giảm từ 1480 mg/L và 1600 mg/L xuống 288 mg/L và 247 mg/L, đây là nồng độ amoni chấp nhận được đối với quá trình xử lý sinh học [32], sau 3 chu kỳ

stripping thông qua HP2R. Từ Q_L cho trước là 0,10 L/phút và thể tích nước rỉ rác là 2 L, tổng thời gian cho 3 chu kỳ loại bỏ mất 60 phút để đạt trên 80% hiệu suất loại bỏ amoni ở pH trên 10,5. Tổng thời gian lưu này ngắn hơn nhiều so với thời gian loại bỏ (4 ngày) nước rỉ rác trong cột nhồi để đạt được hiệu quả tương tự [7]. Các chu trình loại bỏ bổ sung ở mẫu nước rỉ rác là 489 mg/L ($\eta = 70,9\%$), 113 mg/L ($\eta = 92,4\%$) và 86,4 mg/L ($\eta = 94,6\%$). Đặc biệt, ở độ pH là 10,5, HP2R cần 5 chu kỳ (100 phút) để đạt được 92,4%, trong khi Santos và cộng sự (2020) phải mất 4 – 9 ngày và tiền kiềm hóa đến pH = 12 để đạt được hiệu quả tương tự trong việc loại bỏ amoni khỏi nước rỉ rác bằng cột nhồi [44]. Ngay cả việc loại bỏ ở pH 9,5 ($\eta = 70,9\%$ sau 100 phút) cũng có thể được coi là lớn hơn nhiều so với 4 giờ vận hành của cột nhồi quy mô thí điểm ($\eta = 77,1\%$) với độ pH ban đầu là 11 và nồng độ amoni là 830 [69]. Jiang và cộng sự (2022) gần đây đã báo cáo rằng phương pháp stripping sóng động cũng cải thiện khả năng loại bỏ amoni với độ pH ban đầu thấp hơn [70]. Với điều kiện tương tự về độ pH (10,5) và nhiệt độ (30°C), ống stripping sóng động có thể đạt được hiệu suất loại bỏ tương tự (η trên 90%) với hiệu suất HP2R trong nghiên cứu này nhưng cần thời gian dài hơn gấp 2 lần (200 phút) [70].

Giữa các chu kỳ stripping, η của chu kỳ sau luôn thấp hơn chu kỳ trước. Từ chu kỳ 1 đến chu kỳ thứ 5, η giảm từ 32,7% – 14,4%, 45,3 – 36,5% và 50,5 – 39,6% ở pH lần lượt là 9,5, 10,5 và 11,5 (Hình 3.9). Điều này có liên quan đến sự giảm độ pH của mẫu nước rỉ rác sau mỗi chu kỳ loại bỏ. Theo đặc tính thay đổi độ pH qua các chu kỳ, có hai phương pháp được đề xuất cho quá trình tiền kiềm hóa nước rỉ rác để loại bỏ amoni thông qua HP2R. Cách thông thường là nâng độ pH lên mức đáng kể trên 10,5 để đảm bảo loại bỏ nhanh chóng amoni. Tuy nhiên, sẽ cần thêm một bước trung hòa vì có nhiều khả năng độ pH của nước rỉ rác không phù hợp cho đơn vị xử lý tiếp theo. Do đó, do HP2R mang lại hiệu quả loại bỏ tương đối tốt trong chu kỳ đầu tiên ở độ pH là 9,5, nên việc duy trì mức độ pH ổn định xung quanh mức đó sẽ lý tưởng hơn về mặt kỹ thuật và kinh tế ($\eta = 88,4\%$ và C_L cuối cùng = 195 mg/L sau 5 chu kỳ). Với thiết bị HP2R, việc duy trì độ kiềm vừa đủ của nước rỉ rác sẽ đảm bảo mục tiêu loại bỏ amoni mong muốn, tiêu thụ ít hóa chất hơn cho quá trình tiền kiềm hóa và không tiêu thụ hóa chất sau trung hòa. Tuy nhiên, sự giãn nở của ổ trục sau thời gian

dài hoạt động do quá nhiệt ở trục rôto đã được phát hiện. Vấn đề này có thể được giải quyết bằng cách lắp đặt hệ thống làm mát gián tiếp xung quanh trục rôto trong thiết bị quy mô thực.

Kết quả thí nghiệm loại bỏ amoni theo chu kỳ cho thấy hiệu quả xử lý vượt trội với nước rỉ rác bãi chôn lấp trong thời gian nhanh chóng, các biểu hiện pH và η thay đổi sau chu kỳ loại bỏ. Tuy nhiên, cần thừa nhận một số khía cạnh có thể là những trở ngại khi sử dụng HP2R trong các tình huống thực tế. Thứ nhất, độ ổn định trong quá trình vận hành có thể là mối lo ngại lớn khi sử dụng HP2R ở quy mô thực tế. Mặc dù độ rung của thiết bị ở quy mô phòng thí nghiệm là không đáng kể nhưng nó có thể đáng kể khi quay ở tốc độ cao (trên 1200 vòng/phút) và gây ra những lo ngại về an toàn khi nó được đặt bên trong một cơ sở công nghiệp ở quy mô thực tế. Do đó, mặc dù kích thước thiết bị nhỏ hơn so với cột nhồi, việc thiết kế và lắp đặt HP2R quy mô lớn phải đặc biệt chính xác để tránh bất kỳ rung động đáng kể nào trong quá trình vận hành ở tốc độ quay cao. Thứ hai, chi phí vận hành thiết bị HP2R sẽ cao hơn so với cột nhồi. Lý do là tiêu thụ thêm năng lượng cho động cơ quay trong hệ thống HP2R. Hơn nữa, cần phải kể đến năng lượng cho bơm làm mát trong trường hợp cần tránh hiện tượng quá nhiệt của trục rôto. Mức tiêu thụ năng lượng tăng thêm có thể rất khác nhau tùy thuộc vào kích thước và trọng lượng của bộ quay trên quy mô thực tế [35]. Ngoài ra, tác động của việc đồng loại bỏ hàm lượng VOC có thể không đáng kể trong quá trình loại bỏ amoni nhưng nó có thể gây bất lợi cho việc thu hồi amoniac từ dòng khí. VOC được hấp thụ từ dòng khí có thể làm ô nhiễm dung dịch amoni thu hồi và do đó có thể cản trở các ứng dụng tiếp theo của nó hoặc đòi hỏi nỗ lực tinh chế. Vì vậy, nghiên cứu trong tương lai được khuyến khích tập trung vào khả năng thu hồi amoniac từ dòng khí với các biến vận hành của nghiên cứu này. Tính khả thi về kinh tế sẽ được làm rõ dựa trên mức tiêu thụ hóa chất, tiêu thụ năng lượng và amoniac thu hồi.

KẾT LUẬN VÀ KIẾN NGHỊ

KẾT LUẬN

Sau khi đã nghiên cứu thử nghiệm các yếu tố ảnh hưởng của quá trình stripping với thiết bị HP2R với việc loại bỏ amoni từ nước rỉ rác thu được các kết quả như sau:

- Việc loại bỏ amoni từ nước rỉ bãi chôn lấp bằng thiết bị HP2R đã được chứng minh thành công. Với sự đa dạng của các thông số vận hành như pH (9.5 – 11.5), Q_G (76 – 272 L/phút), Q_L (0.05 – 0.20 L/phút), ω (300 – 1200 vòng/phút), kết quả của η và K_{La} thay đổi rất nhiều từ 17,12% đến 71,77% và $0,0005 \text{ s}^{-1}$ đến $0,0039 \text{ s}^{-1}$ ở nhiệt độ phòng thí nghiệm được kiểm soát là $30 \text{ }^\circ\text{C}$.
- η và K_{La} chủ yếu phụ thuộc vào tốc độ dòng khí và chất lỏng ở độ pH ban đầu thấp là 9,5, trong khi tốc độ quay có tác động nhiều hơn đến các giá trị đó ở độ pH cao hơn là 10,5 và 11,5.
- Lợi ích của việc sử dụng HP2R để loại bỏ amoni từ nước rỉ rác ở bãi chôn lấp là việc loại bỏ amoni tối ưu có thể được duy trì với việc bổ sung ít hóa chất hơn cho quá trình tiền kiểm hóa bằng cách bù lại tốc độ quay hoặc tốc độ dòng khí cao hơn.
- Nhiều chu kỳ loại bỏ có thể làm tăng tổng lượng η loại bỏ amoni từ nước rỉ rác lên tới 94,6% (1600 mg/L đến 86,4 mg/L) sau 5 chu kỳ (100 phút) loại bỏ ở pH là 11,5.

KIẾN NGHỊ

- Độ rung đáng kể của thiết bị ở tốc độ quay cao (trên 1200 vòng/phút) và mức tiêu thụ năng lượng tăng thêm cho động cơ và khoang làm mát sẽ là hai trở ngại chính cho việc triển khai thiết bị HP2R quy mô lớn.
- Cần tiếp tục nghiên cứu việc thu hồi amoni từ dòng khí với điều kiện vận hành từ nghiên cứu này để làm rõ tính khả thi về mặt kinh tế của việc loại bỏ amoni khỏi nước rỉ rác bằng thiết bị HP2R dựa trên mức tiêu thụ hóa chất, tiêu thụ năng lượng và dung dịch amoni thu hồi.

DANH MỤC CÁC CÔNG TRÌNH ĐÃ CÔNG BỐ

Có 1 bài báo quốc tế:

1. V.M. Trinh, T.P. Nguyen, T.H. Pham, H.M. Trinh, M.T. Nguyen, M.V. Do, L.T. Ngo, T.V. Trinh, Intensified ammonia stripping from landfill leachate using a high-performance rotating reactor, *Journal of Environmental Chemical Engineering*, **2023**, 11(5), 110416.

DANH MỤC TÀI LIỆU THAM KHẢO

1. H. Jiang, P. Yang, Z. Wang, S. Ren, J. Qiu, H. Liang, Y. Peng, X. Li, Q. Zhang, Efficient and advanced nitrogen removal from mature landfill leachate via combining nitrification and denitrification with Anammox in a single sequencing batch biofilm reactor, *Bioresource technology*, **2021**, 333, 125138.
2. L. Miao, Q. Zhang, S. Wang, B. Li, Z. Wang, S. Zhang, M. Zhang, Y. Peng, Characterization of EPS compositions and microbial community in an Anammox SBBR system treating landfill leachate, *Bioresource technology*, **2018**, 249, 108-116.
3. N.V. Phước, Giáo trình xử lý nước thải sinh hoạt và công nghiệp bằng phương pháp sinh học, in *Nhà xuất bản Xây Dựng*, **2011**.
4. Võ Chí Công, Ngô Thụy Phương Hiếu, Nguyễn Văn Phước, Đề xuất mô hình kinh tế tuần hoàn đối với nước thải sản xuất mủ latex trên cơ sở kết tủa struvite, *Tạp chí Môi trường*, **2023**, 7.
5. Trần Đăng Khoa, Lê Như Hoàng Anh, Trần Trọng Trí, Nguyễn Thị Diễm Trinh, Huỳnh Thị Ngọc Huyền, Nguyễn Hoàng Chiêu, Nguyễn Trường Thi, Đỗ Thị Minh Hiếu, Nguyễn Quang Long, Lê Minh Viễn, Nghiên cứu thu hồi và đánh giá các tính chất của kết tủa struvite từ nước thải, *Tạp chí Khoa học Trường Đại học Cần Thơ Phần A: Khoa học Tự nhiên, Công nghệ và môi trường*, **2021**, 6A, 90 - 97.
6. H. Wu, C. Vaneekhaute, Nutrient recovery from wastewater: A review on the integrated Physicochemical technologies of ammonia stripping, adsorption and struvite precipitation, *Chemical Engineering Journal*, **2022**, 433, 133664.
7. C. Ramshaw, H. Mallinson Roger, *Mass transfer process*. 1981, ICI LTD: US.
8. D. Hoornweg, P. Bhada-Tata, What a waste: a global review of solid waste management, *Urban Dev Ser Knowl Pap*, **2012**, 15, 87-88.
9. V. Torretta, N. Ferronato, I. Katsoyiannis, A. Tolkou, M. Airoidi, Novel and Conventional Technologies for Landfill Leachates Treatment: A Review, *Sustainability*, **2016**, 9, 9.

10. S.Q. Aziz, Produced Leachate from Erbil Landfill Site, Iraq: Characteristics, Anticipated Environmental Threats and Treatment, **2013**.
11. M. Bashir, H. Aziz, Y. Mohd Suffian, S.Q. Aziz, Color and Chemical Oxygen Demand Removal from Mature Semi-Aerobic Landfill Leachate Using Anion-Exchange Resin: An Equilibrium and Kinetic Study, *Environmental Engineering Science*, **2011**, 29, 297-305.
12. S. Mukherjee, S. Mukhopadhyay, M.A. Hashim, B. Sen Gupta, Contemporary environmental issues of landfill leachate: assessment and remedies, *Critical reviews in environmental science technology*, **2015**, 45(5), 472-590.
13. M.A.M. Reshadi, A. Bazargan, G. McKay, A review of the application of adsorbents for landfill leachate treatment: Focus on magnetic adsorption, *Science of The Total Environment*, **2020**, 731, 138863.
14. M.J. Bashir, H.A. Aziz, S.Q. Aziz, S.S. Abu Amr, An overview of electro-oxidation processes performance in stabilized landfill leachate treatment, *Desalination and Water treatment*, **2013**, 51(10-12), 2170-2184.
15. S. Renou, J. Givaudan, S. Poulain, F. Dirassouyan, P. Moulin, Landfill leachate treatment: Review and opportunity, *Journal of hazardous materials*, **2008**, 150(3), 468-493.
16. D. Doulia, C. Leodopoulos, K. Gimouhopoulos, F. Rigas, Adsorption of humic acid on acid-activated Greek bentonite, *Journal of Colloid Interface Science*, **2009**, 340(2), 131-141.
17. M.N. Jones, N.D. Bryan, Colloidal properties of humic substances, *Advances in colloid interface science*, **1998**, 78(1), 1-48.
18. L. Zhao, F. Luo, J.M. Wasikiewicz, H. Mitomo, N. Nagasawa, T. Yagi, M. Tamada, F. Yoshii, Adsorption of humic acid from aqueous solution onto irradiation-crosslinked carboxymethylchitosan, *Bioresource Technology Reports*, **2008**, 99(6), 1911-1917.
19. C. Dong, W. Chen, C. Liu, Preparation of novel magnetic chitosan nanoparticle and its application for removal of humic acid from aqueous solution, *Applied Surface Science*, **2014**, 292, 1067-1076.

20. A. Tatsi, A.J.A.i.E.R. Zouboulis, A field investigation of the quantity and quality of leachate from a municipal solid waste landfill in a Mediterranean climate (Thessaloniki, Greece), **2002**, *6*(3), 207-219.
21. B. Carley, D. Mavinic, The effects of external carbon loading on nitrification and denitrification of a high-ammonia landfill leachate, *Research Journal of the Water Pollution Control Federation*, **1991**, 51-59.
22. V.D. Leite, A.J. Barros, W.S. Lopes, J.T.d. Sousa, Ammonia nitrogen desorption from sanitary landfill leachate in filling towers, *Engenharia Agrícola*, **2014**, *34*, 542-553.
23. R.R. Karri, J.N. Sahu, V. Chimmiri, Critical review of abatement of ammonia from wastewater, *Journal of Molecular Liquids*, **2018**, *261*, 21-31.
24. I. Schmidt, O. Sliemers, M. Schmid, E. Bock, J. Fuerst, J.G. Kuenen, M.S.M. Jetten, M. Strous, New concepts of microbial treatment processes for the nitrogen removal in wastewater, *FEMS Microbiology Reviews*, **2003**, *27*(4), 481-492.
25. R.A.A. Meena, R. Yukesh Kannah, J. Sindhu, J. Ragavi, G. Kumar, M. Gunasekaran, J. Rajesh Banu, Trends and resource recovery in biological wastewater treatment system, *Bioresource Technology Reports*, **2019**, *7*, 100235.
26. C. Fux, M. Boehler, P. Huber, I. Brunner, H. Siegrist, Biological treatment of ammonium-rich wastewater by partial nitrification and subsequent anaerobic ammonium oxidation (anammox) in a pilot plant, *Journal of Biotechnology*, **2002**, *99*(3), 295-306.
27. T. Yamamoto, K. Takaki, T. Koyama, K. Furukawa, Novel partial nitrification treatment for anaerobic digestion liquor of swine wastewater using swim-bed technology, *Journal of Bioscience and Bioengineering*, **2006**, *102*(6), 497-503.
28. Y. Wu, Z. Wu, H. Chu, J. Li, H.H. Ngo, W. Guo, N. Zhang, H. Zhang, Comparison study on the performance of two different gas-permeable membranes used in a membrane-aerated biofilm reactor, *Science of The Total Environment*, **2019**, *658*, 1219-1227.

29. E.J.C. Borojovich, M. Münster, G. Rafailov, Z.e. Porat, Precipitation of Ammonium from Concentrated Industrial Wastes as Struvite: A Search for the Optimal Reagents, *Water Environment Research*, **2010**, 82(7), 586-591.
30. H.-D. Ryu, D. Kim, S.-I. Lee, Application of struvite precipitation in treating ammonium nitrogen from semiconductor wastewater, *Journal of Hazardous Materials*, **2008**, 156(1), 163-169.
31. O. Tünay, I. KabdaşLi. *Struvite precipitation from industrial and landfill waste streams*.
32. C.T.M. Tú, Nghiên cứu xử lý amoni trong nước rỉ rác bằng phương pháp lọc sinh học, *Trường Đại học Sư phạm Hà Nội 2*, **2018**.
33. H. Kurama, J. Poetzschke, R. Haseneder, The application of membrane filtration for the removal of ammonium ions from potable water, *Water Research*, **2002**, 36(11), 2905-2909.
34. A. Hasanoğlu, J. Romero, B. Pérez, A. Plaza, Ammonia removal from wastewater streams through membrane contactors: Experimental and theoretical analysis of operation parameters and configuration, *Chemical Engineering Journal*, **2010**, 160(2), 530-537.
35. S.N. Ashrafizadeh, Z. Khorasani, Ammonia removal from aqueous solutions using hollow-fiber membrane contactors, *Chemical Engineering Journal*, **2010**, 162(1), 242-249.
36. A. Bonmatí, X. Flotats, Air stripping of ammonia from pig slurry: characterisation and feasibility as a pre- or post-treatment to mesophilic anaerobic digestion, *Waste Management*, **2003**, 23(3), 261-272.
37. M.-H. Yuan, Y.-H. Chen, J.-Y. Tsai, C.-Y. Chang, Ammonia removal from ammonia-rich wastewater by air stripping using a rotating packed bed, *Process Safety and Environmental Protection*, **2016**, 102, 777-785.
38. M.-H. Yuan, Y.-H. Chen, J.-Y. Tsai, C.-Y. Chang, Removal of ammonia from wastewater by air stripping process in laboratory and pilot scales using a rotating packed bed at ambient temperature, *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers*, **2016**, 60, 488-495.

39. J.-C. Huang, C. Shang, Air Stripping, in *Advanced Physicochemical Treatment Processes*, L.K. Wang, Y.-T. Hung, and N.K. Shamas, Editors, *Humana Press*, **2006**: Totowa, NJ. p. 47-79.
40. D.D. Ratnayaka, M.J. Brandt, M. Johnson, Water supply, *Butterworth-Heinemann*, **2009**.
41. F. Özyonar, B. Karagozöglu, M. Kobya, Air Stripping of Ammonia from Coke Wastewater, **2012**.
42. X. Quan, F. Wang, Q. Zhao, T. Zhao, J. Xiang, Air stripping of ammonia in a water-sparged aerocyclone reactor, *Journal of Hazardous Materials*, **2009**, *170*(2), 983-988.
43. Z. Youcai, Chapter 2 - Physical and Chemical Treatment Processes for Leachate, in *Pollution Control Technology for Leachate from Municipal Solid Waste*, Z. Youcai, Editor, *Butterworth-Heinemann*, **2018**. p. 31-183.
44. H.A.P. dos Santos, A.B. de Castilhos Júnior, W.C. Nadaleti, V.A. Lourenço, Ammonia recovery from air stripping process applied to landfill leachate treatment, *Environmental Science and Pollution Research*, **2020**, *27*(36), 45108-45120.
45. J.H. Suthan S. Suthersan, Matthew Schnobrich, Nicklaus Welty, Jeff McDonough, Remediation Engineering: Design Concepts, Second Edition (2nd ed.), *CRC Press*, **2016**.
46. M.-l. Lin, Z.-w. Zhao, F.-y. Cui, Y. Wang, S. Xia, Effects of initial chlorobenzene concentration, air flowrate and temperature on mass transfer of chlorobenzene by air stripping, *Desalination and Water Treatment - DESALIN WATER TREAT*, **2012**, *40*, 215-223.
47. M. Samadi, S. Nasser, A. Mesdaghinia, M. Alizadehfard, Removal of Chloroform (CHCl₃) from Tehran Drinking Water by GAC and Air Stripping Columns, *Iranian Journal of Environmental Health Science & Engineering*, **2004**.
48. D.P. Harrison, K.T. Valsaraj, D.M. Wetzel, Air stripping of organics from ground water, *Waste Management*, **1993**, *13*(5), 417-429.

49. N. Khandan, R. Speece, J. Peace, W. Jang, Operation of counter-current air-stripping towers at higher loading rates, *Water Research*, **1993**, 27, 807–813.
50. W.D. Byers, C.M. Morton, Removing VOC from groundwater; pilot, scale-up, and operating experience, *Environmental Progress*, **1985**, 4(2), 112-118.
51. T. Khôi, T. Thủy, N. Nga, N.H. Nguyen, N. Thuy, AIR STRIPPING FOR AMMONIA REMOVAL FROM LANDFILL LEACHATE IN VIETNAM: EFFECT OF OPERATION PARAMETERS, *TNU Journal of Science and Technology*, **2021**, 226, 73-81.
52. G.E. Cortes Garcia, J. van der Schaaf, A.A. Kiss, A review on process intensification in HiGee distillation, *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*, **2017**, 92(6), 1136-1156.
53. J.R. Burns, J.N. Jamil, C. Ramshaw, Process intensification: operating characteristics of rotating packed beds — determination of liquid hold-up for a high-voidage structured packing, *Chemical Engineering Science*, **2000**, 55(13), 2401-2415.
54. S.P. Singh, J.H. Wilson, R.M. Counce, A.J. Lucero, G.D. Reed, R.A. Ashworth, M.G. Elliott, Removal of volatile organic compounds from groundwater using a rotary air stripper, *Industrial & Engineering Chemistry Research*, **1992**, 31(2), 574-580.
55. K. Gudena, G.P. Rangaiah, S. Lakshminarayanan, Optimal Design of a Rotating Packed Bed for VOC Stripping from Contaminated Groundwater, *Industrial & Engineering Chemistry Research*, **2012**, 51(2), 835-847.
56. H.-S. Liu, C.-C. Lin, S.-C. Wu, H.-W. Hsu, Characteristics of a Rotating Packed Bed, *Industrial & Engineering Chemistry Research*, **1996**, 35(10), 3590-3596.
57. L.T. Tran, T.M. Le, T.M. Nguyen, Q.T. Tran, X.D. Le, M.Q. Pham, V.T. Lam, M. Van Do, Simultaneous removal efficiency of H₂S and CO₂ by high-gravity rotating packed bed: Experiments and simulation, *Open Chemistry*, **2021**, 19(1), 288-298.

58. M.V. Trinh, T.M. Nguyen, V.T. Trinh, V.M. Do, T.L. Ngo, Y.-H. Chen, M.-H. Yuan, Evaluation of the operational factors affecting the stripping efficiency of ammonia from aqueous solution using a High-performance Rotating Reactor (HP2R), *Vietnam Journal of Science and Technology*, **2022**, 60(5B), 265-279.
59. Y.-S. Chen, C.-C. Lin, H.-S. Liu, Mass Transfer in a Rotating Packed Bed with Various Radii of the Bed, *Industrial & Engineering Chemistry Research*, **2005**, 44(20), 7868-7875.
60. C.-C. Lin, B.-C. Chen, Carbon dioxide absorption in a cross-flow rotating packed bed, *Chemical Engineering Research and Design*, **2011**, 89(9), 1722-1729.
61. E.W. Lemmon, Thermophysical properties of fluid systems, *NIST Chemistry WebBook: NIST Standard Reference Database Number 69*, **1998**, 20899.
62. J. Xingjian, C. Zihong, M. Wei, G. Zhanxian, M. Xuehu, W. Ren, Removal of Ammonia from Wastewater by Natural Freezing Method, *Proceedings of the International Conference on Chemical, Material and Food Engineering*, **2015**, 174-177.
63. T.-L. Chen, L.-H. Chen, Y.J. Lin, C.-P. Yu, H.-w. Ma, P.-C. Chiang, Advanced ammonia nitrogen removal and recovery technology using electrokinetic and stripping process towards a sustainable nitrogen cycle: A review, *Journal of Cleaner Production*, **2021**, 309, 127369.
64. L. Tran, T. Le, T. Nguyen, Q. Tran, X. Le, Q. Pham, V. Lam, D. Manh, Simultaneous removal efficiency of H₂S and CO₂ by high-gravity rotating packed bed: Experiments and simulation, *Open Chemistry*, **2021**, 19, 288-298.
65. E.J. Kim, H. Kim, E. Lee, Influence of Ammonia Stripping Parameters on the Efficiency and Mass Transfer Rate of Ammonia Removal, **2021**, 11(1), 441.
66. F.M. Ferraz, J. Povinelli, E.M. Vieira, Ammonia removal from landfill leachate by air stripping and absorption, *Environ Technol*, **2013**, 34(13-16), 2317-26.

67. H. Haslina, J. NorRuwaida, M. Dewika, M. Rashid, A.H. Md Ali, M.P. Khairunnisa, M. Afiq Daniel Azmi, Landfill Leachate Treatment Methods and Its Potential for Ammonia Removal and Recovery - A Review, *IOP Conference Series: Materials Science and Engineering*, **2021**, 1051(1).
68. L. Kinidi, I.A.W. Tan, N.B. Abdul Wahab, K.F.B. Tamrin, C.N. Hipolito, S.F. Salleh, Recent Development in Ammonia Stripping Process for Industrial Wastewater Treatment, *International Journal of Chemical Engineering*, **2018**, 2018, 3181087.
69. F.M. Ferraz, J. Povinelli, E.M. Vieira, Ammonia removal from landfill leachate by air stripping and absorption, *Environmental Technology*, **2013**, 34(15), 2317-2326.
70. Z. Jiang, H. Yu, X. Zhuo, X. Bai, J. Shen, H. Zhang, Efficient treatment of aged landfill leachate containing high ammonia nitrogen concentration using dynamic wave stripping: Insights into influencing factors and kinetic mechanism, *Waste Management*, **2022**, 150, 48-56.

PHỤ LỤC
SỐ LIỆU THÍ NGHIỆM

Bảng A-1. Số liệu thí nghiệm xử lý amoni từ nước thải nhân tạo

STT	pH (-)	ω (rpm)	Q_G (L/phút)	Q_L (L/phút)	Q_G/Q_L (-)	C_{Li} (mg/L)	C_{Lo} (mg/L)	η (%)	K_{La} (s ⁻¹)
1	9	300	76	0.1	762	1000	970	3.0	6.72E-05
2	9	300	142	0.1	1416	1000	950	5.0	0.000113
3	9	300	191	0.1	1906	1000	952	4.8	0.000108
4	9	300	272	0.1	2722	1000	894	10.6	0.000247
5	9	600	76	0.1	762	1000	946	5.4	0.000125
6	9	600	142	0.1	1416	1000	926	7.4	0.000171
7	9	600	191	0.1	1906	1000	905	9.5	0.000222
8	9	600	272	0.1	2722	1000	880	12.0	0.000283
9	9	900	76	0.1	762	1000	930	7.0	0.000166
10	9	900	142	0.1	1416	1000	891	10.9	0.000261
11	9	900	191	0.1	1906	1000	852	14.8	0.000363
12	9	900	272	0.1	2722	1000	823	17.7	0.000438
13	9	1200	76	0.1	762	1000	926	7.4	0.000176
14	9	1200	142	0.1	1416	1000	873	12.7	0.00031
15	9	1200	191	0.1	1906	1000	823	17.7	0.000446
16	9	1200	272	0.1	2722	1000	817	18.3	0.000455
17	10	300	76	0.1	762	1000	828	17.2	0.000477
18	10	300	142	0.1	1416	1000	635	36.5	0.00119
19	10	300	191	0.1	1906	1000	572	42.8	0.001425
20	10	300	272	0.1	2722	1000	525	47.5	0.001579
21	10	600	76	0.1	762	1000	717	28.3	0.000968

STT	pH (-)	ω (rpm)	Q_G (L/phút)	Q_L (L/phút)	Q_G/Q_L (-)	C_{Li} (mg/L)	C_{Lo} (mg/L)	η (%)	K_{La} (s⁻¹)
22	10	600	142	0.1	1416	1000	526	47.4	0.001825
23	10	600	191	0.1	1906	1000	441	55.9	0.002245
24	10	600	272	0.1	2722	1000	365	63.5	0.002623
25	10	900	76	0.1	762	1000	632	36.8	0.001537
26	10	900	142	0.1	1416	1000	470	53.0	0.002252
27	10	900	191	0.1	1906	1000	404	59.6	0.002544
28	10	900	272	0.1	2722	1000	363	63.7	0.002639
29	10	1200	76	0.1	762	1000	620	38.0	0.00164
30	10	1200	142	0.1	1416	1000	442	55.8	0.002499
31	10	1200	191	0.1	1906	1000	418	58.2	0.002426
32	10	1200	272	0.1	2722	1000	342	65.8	0.00282
33	11	300	76	0.1	762	1000	726	27.4	0.00092
34	11	300	142	0.1	1416	1000	658	34.2	0.00108
35	11	300	191	0.1	1906	1000	608	39.2	0.001247
36	11	300	272	0.1	2722	1000	559	44.1	0.001409
37	11	600	76	0.1	762	1000	613	38.7	0.001702
38	11	600	142	0.1	1416	1000	472	52.8	0.002235
39	11	600	191	0.1	1906	1000	417	58.3	0.002435
40	11	600	272	0.1	2722	1000	343	65.7	0.002811
41	11	900	76	0.1	762	1000	559	44.1	0.002289
42	11	900	142	0.1	1416	1000	408	59.2	0.00284
43	11	900	191	0.1	1906	1000	340	66.0	0.003164
44	11	900	272	0.1	2722	1000	261	73.9	0.003666
45	11	1200	76	0.1	762	1000	497	50.3	0.003325
46	11	1200	142	0.1	1416	1000	353	64.7	0.003506
47	11	1200	191	0.1	1906	1000	277	72.3	0.003953

STT	pH (-)	ω (rpm)	Q_G (L/phút)	Q_L (L/phút)	Q_G/Q_L (-)	C_{Li} (mg/L)	C_{Lo} (mg/L)	η (%)	K_{La} (s⁻¹)
48	11	1200	272	0.1	2722	1000	207	79.3	0.004425
49	12	300	76	0.1	762	1000	721	27.9	0.000946
50	12	300	142	0.1	1416	1000	636	36.4	0.001185
51	12	300	191	0.1	1906	1000	589	41.1	0.001339
52	12	300	272	0.1	2722	1000	556	44.4	0.001424
53	12	600	76	0.1	762	1000	603	39.7	0.001797
54	12	600	142	0.1	1416	1000	465	53.5	0.002294
55	12	600	191	0.1	1906	1000	416	58.4	0.002443
56	12	600	272	0.1	2722	1000	361	63.9	0.002656
57	12	900	76	0.1	762	1000	551	44.9	0.002396
58	12	900	142	0.1	1416	1000	419	58.1	0.002724
59	12	900	191	0.1	1906	1000	344	65.6	0.00312
60	12	900	272	0.1	2722	1000	260	74.0	0.003679
61	12	1200	76	0.1	762	1000	489	51.1	0.003507
62	12	1200	142	0.1	1416	1000	347	65.3	0.003589
63	12	1200	191	0.1	1906	1000	282	71.8	0.003882
64	12	1200	272	0.1	2722	1000	221	77.9	0.004208

Bảng A-2. Số liệu thí nghiệm xử lý amoni từ nước rỉ rác

STT	pH (-)	ω (rpm)	Q_G (L/phút)	Q_L (L/phút)	Q_G/Q_L (-)	C_{Li} (mg/L)	C_{Lo} (mg/L)	η (%)	K_{La} (s⁻¹)
1	9.5	300	76	0.1	762	1180	961	18.6	0.00053
2	9.5	300	142	0.1	1416	1180	931	21.1	0.00057
3	9.5	300	191	0.1	1906	1180	894	24.2	0.00065
4	9.5	300	272	0.1	2722	1180	860	27.1	0.00073
5	9.5	600	76	0.1	762	1180	904	23.4	0.00073
6	9.5	600	142	0.1	1416	1180	834	29.3	0.00087
7	9.5	600	191	0.1	1906	1180	766	35.1	0.00106
8	9.5	600	272	0.1	2722	1180	713	39.6	0.00120
9	9.5	900	76	0.1	762	1180	879	25.5	0.00082
10	9.5	900	142	0.1	1416	1180	755	36.0	0.00117
11	9.5	900	191	0.1	1906	1180	704	40.3	0.00130
12	9.5	900	272	0.1	2722	1180	651	44.8	0.00144
13	9.5	1200	76	0.1	762	1180	867	26.5	0.00087
14	9.5	1200	142	0.1	1416	1180	728	38.3	0.00128
15	9.5	1200	191	0.1	1906	1180	681	42.3	0.00140
16	9.5	1200	272	0.1	2722	1180	616	47.8	0.00159
17	9.5	600	142	0.05	2831	1310	836	36.2	0.00053
18	9.5	900	142	0.05	2831	1310	803	38.7	0.00058
19	9.5	1200	142	0.05	2831	1310	748	42.9	0.00067
20	9.5	600	142	0.1	1416	1310	919	29.8	0.00089
21	9.5	900	142	0.1	1416	1310	881	32.7	0.00101
22	9.5	1200	142	0.1	1416	1310	831	36.6	0.00119
23	9.5	600	142	0.15	944	1310	1010	22.9	0.00100
24	9.5	900	142	0.15	944	1310	991	24.4	0.00109
25	9.5	1200	142	0.15	944	1310	954	27.2	0.00127

STT	pH (-)	ω (rpm)	Q_G (L/phút)	Q_L (L/phút)	Q_G/Q_L (-)	C_{Li} (mg/L)	C_{Lo} (mg/L)	η (%)	K_{La} (s⁻¹)
26	9.5	600	142	0.2	708	1310	1060	19.1	0.00111
27	9.5	900	142	0.2	708	1310	1040	20.6	0.00124
28	9.5	1200	142	0.2	708	1310	1020	22.1	0.00137
29	10.5	300	76	0.1	762	1250	995	20.4	0.00060
30	10.5	300	142	0.1	1416	1250	900	28.0	0.00081
31	10.5	300	191	0.1	1906	1250	873	30.2	0.00086
32	10.5	300	272	0.1	2722	1250	823	34.2	0.00098
33	10.5	600	76	0.1	762	1250	900	28.0	0.00095
34	10.5	600	142	0.1	1416	1250	748	40.2	0.00138
35	10.5	600	191	0.1	1906	1250	669	46.5	0.00163
36	10.5	600	272	0.1	2722	1250	608	51.4	0.00179
37	10.5	900	76	0.1	762	1250	864	30.9	0.00112
38	10.5	900	142	0.1	1416	1250	694	44.5	0.00163
39	10.5	900	191	0.1	1906	1250	604	51.7	0.00195
40	10.5	900	272	0.1	2722	1250	513	59.0	0.00228
41	10.5	1200	76	0.1	762	1250	748	40.2	0.00184
42	10.5	1200	142	0.1	1416	1250	613	51.0	0.00209
43	10.5	1200	191	0.1	1906	1250	509	59.3	0.00252
44	10.5	1200	272	0.1	2722	1250	424	66.1	0.00284
45	10.5	600	142	0.05	2831	1290	593	54.0	0.00097
46	10.5	900	142	0.05	2831	1290	537	58.4	0.00111
47	10.5	1200	142	0.05	2831	1290	463	64.1	0.00133
48	10.5	600	142	0.1	1416	1290	715	44.6	0.00164
49	10.5	900	142	0.1	1416	1290	678	47.4	0.00183
50	10.5	1200	142	0.1	1416	1290	616	52.2	0.00219
51	10.5	600	142	0.15	944	1290	875	32.2	0.00165
52	10.5	900	142	0.15	944	1290	822	36.3	0.00201

STT	pH (-)	ω (rpm)	Q_G (L/phút)	Q_L (L/phút)	Q_G/Q_L (-)	C_{Li} (mg/L)	C_{Lo} (mg/L)	η (%)	K_{La} (s⁻¹)
53	10.5	1200	142	0.15	944	1290	768	40.5	0.00244
54	10.5	600	142	0.2	708	1290	949	26.4	0.00179
55	10.5	900	142	0.2	708	1290	916	29.0	0.00208
56	10.5	1200	142	0.2	708	1290	869	32.6	0.00256
57	11.5	300	76	0.1	762	1230	978	20.5	0.00060
58	11.5	300	142	0.1	1416	1230	876	28.8	0.00085
59	11.5	300	191	0.1	1906	1230	848	31.1	0.00090
60	11.5	300	272	0.1	2722	1230	804	34.6	0.00100
61	11.5	600	76	0.1	762	1230	864	29.8	0.00105
62	11.5	600	142	0.1	1416	1230	714	42.0	0.00148
63	11.5	600	191	0.1	1906	1230	636	48.3	0.00173
64	11.5	600	272	0.1	2722	1230	553	55.0	0.00201
65	11.5	900	76	0.1	762	1230	795	35.4	0.00142
66	11.5	900	142	0.1	1416	1230	630	48.8	0.00192
67	11.5	900	191	0.1	1906	1230	555	54.9	0.00217
68	11.5	900	272	0.1	2722	1230	458	62.8	0.00256
69	11.5	1200	76	0.1	762	1230	692	43.7	0.00224
70	11.5	1200	142	0.1	1416	1230	547	55.5	0.00247
71	11.5	1200	191	0.1	1906	1230	470	61.8	0.00274
72	11.5	1200	272	0.1	2722	1230	371	69.8	0.00321
73	11.5	600	142	0.05	2831	1380	611	55.7	0.00102
74	11.5	900	142	0.05	2831	1380	481	65.1	0.00137
75	11.5	1200	142	0.05	2831	1380	436	68.4	0.00152
76	11.5	600	142	0.1	1416	1380	758	45.1	0.00167
77	11.5	900	142	0.1	1416	1380	700	49.3	0.00196
78	11.5	1200	142	0.1	1416	1380	627	54.6	0.00239
79	11.5	600	142	0.15	944	1380	890	35.5	0.00193

STT	pH (-)	ω (rpm)	Q_G (L/phút)	Q_L (L/phút)	Q_G/Q_L (-)	C_{Li} (mg/L)	C_{Lo} (mg/L)	η (%)	K_{La} (s ⁻¹)
80	11.5	900	142	0.15	944	1380	834	39.6	0.00234
81	11.5	1200	142	0.15	944	1380	746	45.9	0.00314
82	11.5	600	142	0.2	708	1380	939	32.0	0.00246
83	11.5	900	142	0.2	708	1380	876	36.5	0.00319
84	11.5	1200	142	0.2	708	1380	851	38.3	0.00354