

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 Việt

NGHIÊN CỨU XỬ LÝ AMONI NỒNG ĐỘ CAO TRONG NƯỚC  
THẢI BẰNG THIẾT BỊ LI TÂM HIỆU NĂNG CAO HP2R  
(HIGH-PERFORMANCE ROTATING REACTOR)

LUẬN ÁN TIẾN SĨ KỸ THUẬT HÓA HỌC, VẬT LIỆU, LUYỆN KIM  
VÀ MÔI TRƯỜNG

TRỊNH MINH VIỆT

KỸ THUẬT MÔI TRƯỜNG

2026

*Hà Nội - 2026*

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 Việt

NGHIÊN CỨU XỬ LÝ AMONI NỒNG ĐỘ CAO TRONG NƯỚC  
THẢI BẰNG THIẾT BỊ LI TÂM HIỆU NĂNG CAO HP2R  
(HIGH-PERFORMANCE ROTATING REACTOR)

LUẬN ÁN TIẾN SĨ KỸ THUẬT HÓA HỌC, VẬT LIỆU, LUYỆN KIM VÀ MÔI  
TRƯỜNG

Ngành: Kỹ thuật môi trường

Mã số: 9 52 03 20

Xác nhận của Học viện  
Khoa học và Công nghệ

Người hướng dẫn 1  
(Ký, ghi rõ họ tên)

Người hướng dẫn 2  
(Ký, ghi rõ họ tên)



PGS.TS. Đỗ Văn Mạnh

PGS.TS. Ngô Thanh Long

Nguyễn Thị Trung

Hà Nội - 2026

# PHẦN I. TOÀN VĂN BẢN LUẬN ÁN

## LỜI CAM ĐOAN

Tôi xin cam đoan luận án: "**Nghiên cứu xử lý amoni nồng độ cao trong nước thải bằng thiết bị li tâm hiệu năng cao HP2R (High-performance rotating reactor)**" là công trình nghiên cứu của chính mình dưới sự hướng dẫn khoa học của tập thể hướng dẫn.

Luận án sử dụng thông tin trích dẫn từ nhiều nguồn tham khảo khác nhau và các thông tin trích dẫn được ghi rõ nguồn gốc. Các kết quả nghiên cứu của tôi được công bố chung với các tác giả khác đã được sự nhất trí của đồng tác giả khi đưa vào luận án. Các số liệu, kết quả được trình bày trong luận án là hoàn toàn trung thực và chưa từng được công bố trong bất kỳ một công trình nào khác ngoài các công trình công bố của tác giả. Luận án được hoàn thành trong thời gian tôi làm nghiên cứu sinh tại Học viện Khoa học và Công nghệ, Viện Hàn lâm Khoa học và Công nghệ Việt Nam.

*Hà Nội, ngày 10 tháng 02 năm 2026*

**Tác giả luận án**  
*(Ký và ghi rõ họ tên)*



**Trịnh Minh Việt**

## LỜI CẢM ƠN

Tôi xin trân trọng gửi lời cảm ơn Viện Khoa học Công nghệ Năng lượng và Môi trường, Học viện Khoa học và Công nghệ, Viện Hàn lâm Khoa học và Công nghệ Việt Nam đã tạo mọi điều kiện thuận lợi cho tôi học tập, nghiên cứu để hoàn thành Luận án.

Tôi xin chân thành cảm ơn PGS.TS. Đỗ Văn Mạnh và TS. Ngô Thanh Long đã truyền đạt, chỉ dạy kiến thức, đánh thức tiềm năng, nhiệt huyết, đam mê nghiên cứu khoa học, học tập không ngừng.

Tôi xin gửi lời cảm ơn tới Nhóm nghiên cứu thuộc phòng Công nghệ xử lý Chất thải rắn và Khí thải (nay là phòng Năng lượng – Môi trường) thuộc Viện Khoa học công nghệ Năng lượng và Môi trường đã tạo điều kiện cho tôi tham gia nghiên cứu khoa học đề tài: “Nghiên cứu chế tạo thiết bị phản ứng hiệu năng cao dạng quay HP2R (High-Performance Rotating Reactor) để xử lý nước thải nhiễm amoni nồng độ cao” số VAST07.03/22-23 của Viện và thực hiện các thực nghiệm thuộc nghiên cứu.

Tôi xin trân trọng bày tỏ lòng biết ơn sâu sắc tới Quỹ Đổi mới sáng tạo Vingroup (VinIF), Tổ chức Khoa học và Giáo dục – Gặp gỡ Việt Nam (Rencontres du Vietnam), và Tập đoàn Novatech đã dành sự tin tưởng và hỗ trợ quý báu thông qua các học bổng (học bổng VINIF.2023.TS.149, học bổng Vallet 2023/2025, học bổng Novatech 2024) trong suốt thời gian tôi theo học chương trình Tiến sĩ.

Cuối cùng, tôi xin chân thành cảm ơn gia đình, đồng nghiệp và bạn bè đã động viên, khích lệ tôi trong suốt quá trình học tập và hoàn thành Luận án.

Trân trọng cảm ơn!

*Hà Nội, ngày 10 tháng 02 năm 2026*

**Tác giả luận án**  
**(Ký và ghi rõ họ tên)**



**Trịnh Minh Việt**

## MỤC LỤC

	Trang
<b>LỜI CAM ĐOAN .....</b>	<b>i</b>
<b>LỜI CẢM ƠN .....</b>	<b>ii</b>
<b>MỤC LỤC .....</b>	<b>iii</b>
<b>DANH MỤC CÁC CHỮ VIẾT TẮT .....</b>	<b>v</b>
<b>DANH MỤC CÁC KÝ HIỆU .....</b>	<b>vii</b>
<b>DANH MỤC CÁC BẢNG.....</b>	<b>viii</b>
<b>DANH MỤC CÁC HÌNH VẼ, ĐỒ THỊ .....</b>	<b>ix</b>
<b>MỞ ĐẦU.....</b>	<b>1</b>
<b>CHƯƠNG I. TỔNG QUAN VỀ VẤN ĐỀ NGHIÊN CỨU.....</b>	<b>5</b>
<b>1.1. Amoni/amoniac trong nước thải.....</b>	<b>5</b>
1.1.1. Thông tin chung về amoni/amoniac .....	5
1.1.2. Hiện tượng ô nhiễm amoni trong nguồn nước .....	8
1.1.3. Các loại nước thải giàu amoni .....	9
1.1.4. Tác hại của amoni trong môi trường nước .....	16
<b>1.2. Các phương pháp truyền thống để xử lý amoni trong nước thải.....</b>	<b>17</b>
1.2.1. Xử lý sinh học.....	17
1.2.2. Kết tủa hoá học .....	21
1.2.3. Trao đổi ion.....	23
1.2.4. Hấp phụ.....	24
1.2.5. Màng lọc.....	27
1.2.6. Stripping.....	30
1.2.7. So sánh các phương pháp xử lý amoni trong nước thải .....	37
<b>1.3. Xu hướng xử lý nước thải kết hợp thu hồi tài nguyên.....</b>	<b>38</b>
1.3.1. Xu hướng thu hồi amoni từ nước thải .....	38
1.3.2. Khả năng thu hồi amoni từ nước thải bằng phương pháp stripping.....	40
1.3.3. Nhược điểm của tháp stripping truyền thống.....	42
<b>1.4. Kỹ thuật tiếp xúc ly tâm và các ứng dụng để tăng cường truyền khối trong thực tiễn.....</b>	<b>44</b>
1.4.1. Lịch sử hình thành và nguyên lý của kỹ thuật tiếp xúc ly tâm .....	44
1.4.2. Một số đặc tính thủy lực của quá trình truyền khối tiếp xúc ly tâm .....	46
1.4.3. Một số ứng dụng của thiết bị tiếp xúc ly tâm .....	53
<b>1.5. Sự cần thiết của nghiên cứu ứng dụng công nghệ ly tâm trong xử lý nước thải giàu amoni tại Việt Nam .....</b>	<b>56</b>
1.5.1. Tình hình nghiên cứu và ứng dụng công nghệ trong xử lý amoni tại Việt Nam .....	56
1.5.2. Tình hình nghiên cứu trong nước về kỹ thuật tiếp xúc ly tâm .....	57
1.5.3. Sự cần thiết phải triển khai nghiên cứu.....	59

<b>CHƯƠNG II. ĐỐI TƯỢNG VÀ PHƯƠNG PHÁP NGHIÊN CỨU.....</b>	<b>62</b>
<b>2.1. Đối tượng nghiên cứu.....</b>	<b>62</b>
2.1.1. <i>Thiết bị phản ứng li tâm HP2R.....</i>	<i>62</i>
2.1.2. <i>Nước thải.....</i>	<i>65</i>
2.1.3. <i>Hóa chất, thiết bị.....</i>	<i>67</i>
<b>2.2. Phương pháp nghiên cứu .....</b>	<b>68</b>
2.2.1. <i>Phương pháp thực nghiệm.....</i>	<i>68</i>
2.2.2. <i>Phương pháp phân tích.....</i>	<i>76</i>
2.2.3. <i>Phương pháp tính toán .....</i>	<i>77</i>
2.2.4. <i>Phương pháp xử lý số liệu và đảm bảo chất lượng .....</i>	<i>80</i>
2.2.5. <i>Phương pháp tính toán hiệu quả kinh tế.....</i>	<i>81</i>
<b>CHƯƠNG III: KẾT QUẢ VÀ THẢO LUẬN .....</b>	<b>82</b>
<b>3.1. Kết quả khảo sát các yếu tố ảnh hưởng tới quá trình stripping amoni bằng thiết bị HP2R từ nước thải .....</b>	<b>82</b>
3.1.1. <i>Kết quả khảo sát stripping amoni bằng thiết bị HP2R với nước thải mô phỏng .....</i>	<i>82</i>
3.1.2. <i>Kết quả khảo sát stripping amoni bằng thiết bị HP2R với nước thải chăn nuôi .....</i>	<i>87</i>
3.1.3. <i>Kết quả khảo sát stripping amoni bằng thiết bị HP2R với nước rỉ rác .....</i>	<i>93</i>
<b>3.2. Kết quả thực nghiệm xử lý kết hợp thu hồi amoni bằng thiết bị HP2R từ nước thải .....</b>	<b>106</b>
3.2.1. <i>Kết quả xử lý kết hợp thu hồi amoni bằng thiết bị HP2R từ nước thải mô phỏng .....</i>	<i>106</i>
3.2.2. <i>Kết quả xử lý kết hợp thu hồi amoni từ nước rỉ rác.....</i>	<i>114</i>
<b>3.3. Đề xuất mô hình ứng dụng thiết bị HP2R để xử lý và thu hồi amoni trong nước thải nồng độ cao quy mô thực tế.....</b>	<b>129</b>
3.3.1. <i>Sơ bộ chi phí vận hành ở quy mô 150 m<sup>3</sup>/ngày.đêm .....</i>	<i>129</i>
3.3.2. <i>Hướng áp dụng mô hình ở quy mô thực tế.....</i>	<i>134</i>
<b>KẾT LUẬN VÀ KIẾN NGHỊ.....</b>	<b>137</b>
<b>Kết luận.....</b>	<b>137</b>
<b>Kiến nghị.....</b>	<b>138</b>
<b>DANH MỤC CÔNG TRÌNH CỦA TÁC GIẢ.....</b>	<b>139</b>
<b>TÀI LIỆU THAM KHẢO.....</b>	<b>140</b>
<b>PHỤ LỤC KẾT QUẢ THÍ NGHIỆM .....</b>	<b>150</b>

## DANH MỤC CÁC CHỮ VIẾT TẮT

<b>Từ viết tắt</b>	<b>Tiếng Anh</b>	<b>Tiếng việt</b>
ANAMMOX	Anaerobic ammonium oxidation	Ôxy hóa kị khí amoni
AnMBR	Anaerobic membrane bioreactor	Hệ phản ứng sinh học màng kỵ khí
BOD	Biochemical Oxygen Demand	Nhu cầu ôxy sinh hóa
CANON	Completely Autotrophic Nitrogen Removal Over Nitrite	Xử lý nitơ tự dưỡng thông qua nitrit
CFD	Computational Fluid Dynamics	Mô hình tính toán động lực học chất lỏng
COD	Chemical oxygen demand	Nhu cầu ôxy hóa học
CSTR	Continuous Stirred Tank Reactor	Bể phản ứng khuấy tiếp diễn
GAC	Granular activated carbon	Than hoạt tính dạng hạt
GDP	Gross domestic product	Tổng sản phẩm quốc nội
HGRPB	HiGee Rotating Packed Bed	Thiết bị đệm quay HiGee
HiGee	High-Gravity	Trọng lực lớn
HP2R	High-Performance Rotating Reactor	Thiết bị phản ứng hiệu năng cao dạng quay
ISE	Ion selective electrode	Điện cực ion chọn lọc
CFD	Computational Fluid Dynamics	Mô hình tính toán động lực học chất lỏng
MF	Microfiltration	Màng vi lọc
NF	Nanofiltration	Màng lọc nano
OLAND	Oxygen-limited autotrophic nitrification/denitrification	Nitrat hóa/khử nitrat tự dưỡng thiếu ôxy
PAC	Powdered activated carbon	Than hoạt tính dạng bột
PHREEQC	pH-REdox-Equilibrium in C programming language	Mô hình địa hóa mã nguồn mở
PVDF	polyvinylidene fluoride	Màng sinh học polyvinylidene fluoride
RNA	Ribonucleic acid	Axit Ribonucleic
RO	Reverse osmosis	Màng lọc thẩm thấu ngược

<b>Từ viết tắt</b>	<b>Tiếng Anh</b>	<b>Tiếng việt</b>
rpm	Revolution per minute	Đơn vị tốc độ vòng quay: vòng/phút
SHARON	Single reactor system for High activity Ammonium Removal Over Nitrite	Hệ thống phản ứng đơn xử lý amoni hiệu năng cao qua nitrit
SS	Suspended solid	Chất rắn lơ lửng
TAN	Total ammonia nitrogen	Tổng amoni nito
TN	Total nitrogen	Tổng nito
TSS	Total suspended solid	Tổng chất rắn lơ lửng
U.S.EPA	United States Environmental Protection Agency	Cơ quan bảo vệ môi trường Hoa Kỳ
UF	Ultrafiltration	Màng siêu lọc
VOCs	Volatile organic compounds	Hợp chất hữu cơ dễ bay hơi
VSEPR	Valence shell electron pair repulsion	Cặp điện tử vỏ hoá trị đẩy nhau

## DANH MỤC CÁC KÝ HIỆU

$A_c$	: diện tích mặt cắt phương ngang đệm
$a_p$	: diện tích bề mặt lớp đệm
$C_{Li}$	: nồng độ $NH_3-N$ trong nước thải đầu vào
$C_{Lo}$	: nồng độ $NH_3-N$ trong nước thải đầu ra
$C_{Lt}$	: nồng độ $NH_3-N$ trong nước thải tại thời điểm $t$
$C_{Lf}$	: nồng độ $NH_3-N$ trong nước thải tại thời điểm cuối cùng
$C_{At}$	: nồng độ $NH_3-N$ trong dung dịch thu hồi tại thời điểm $t$
$D_L$	: hệ số khuếch tán phân tử chất lỏng
$d_p$	: đường kính trung bình lớp đệm
$Gr_{L,avg}$	: hệ số Grashof pha lỏng dựa trên bán kính đệm trung bình
$H_c$	: hằng số định luật Henry không thứ nguyên
HTU	: chiều cao đơn vị chuyển khối
HTU <sub>OL</sub>	: chiều cao đơn vị chuyển khối trở lực pha lỏng
$K_{La}$	: hệ số chuyển khối tổng quát
$K_L$	: hằng số tốc độ phản ứng tính theo mô hình giả động học bậc 1
pH <sub>i</sub>	: pH của nước thải trước khi stripping
$Q_G$	: lưu lượng khí
$Q_L$	: lưu lượng nước thải
$Re_G$	: hệ số Reynolds pha khí
$Re_L$	: hệ số Reynolds pha lỏng
$r_i$	: bán kính trong của đệm
$r_o$	: bán kính ngoài của đệm
$r_{avg}$	: bán kính trung bình của đệm
$S$	: hệ số stripping
$T_{Li}$	: nhiệt độ nước thải ban đầu
$V_A$	: thể tích dung dịch hấp thụ
$V_B$	: thể tích đệm
$V_{ww}$	: thể tích nước thải
$Z_B$	: chiều cao đệm
$\eta, \eta_{removal}$	: hiệu suất stripping/hiệu suất xử lý amoni
$\eta_{recover}$	: hiệu suất thu hồi amoni
$\omega$	: tốc độ quay của đệm
$u_L$	: vận tốc bề mặt chất lỏng
$p_L$	: khối lượng riêng nước rỉ rác
$p_G$	: khối lượng riêng pha khí chứa $NH_3$
$\mu_L$	: độ nhớt pha lỏng
$\mu_G$	: độ nhớt không khí chứa $NH_3$
$v_L$	: độ nhớt động học pha lỏng

## DANH MỤC CÁC BẢNG

<i>Bảng 1.1.</i> Thông tin chung của NH <sub>3</sub> [6].....	6
<i>Bảng 1.2.</i> Tính chất nước thải chăn nuôi tại Việt Nam [18] .....	10
<i>Bảng 1.3.</i> Tính chất của nước rỉ rác qua từng thời điểm chôn lấp [26].....	13
<i>Bảng 1.4.</i> Thông số vận hành và hiệu quả xử lý amoniac bằng phương pháp stripping trong các nghiên cứu.....	33
<i>Bảng 1.5.</i> So sánh ưu nhược điểm của thiết bị tiếp xúc ly tâm và tháp tiếp xúc.....	55
<i>Bảng 1.6.</i> Hiệu quả làm sạch khí biogas của thiết bị HGRPB [150].....	58
<i>Bảng 2.1.</i> Các thông số thiết kế chính của thiết bị HP2R .....	64
<i>Bảng 2.2.</i> Danh mục thiết bị đi kèm với thiết bị HP2R và thông số kỹ thuật.....	65
<i>Bảng 2.3.</i> Tính chất ô nhiễm của mẫu nước thải chăn nuôi lợn.....	66
<i>Bảng 2.4.</i> Tính chất ô nhiễm của mẫu nước rỉ rác.....	67
<i>Bảng 2.5.</i> Các điều kiện vận hành thực hiện trong khảo sát các yếu tố ảnh hưởng tới quá trình stripping amoni từ nước thải .....	73
<i>Bảng 2.6.</i> Các điều kiện vận hành trong thực nghiệm xử lý kết hợp thu hồi amoni từ nước thải .....	76
<i>Bảng 2.7.</i> Các phương pháp phân tích sử dụng trong nghiên cứu .....	76
<i>Bảng 2.8.</i> Các thông số thủy động lực của pha lỏng chứa NH <sub>3</sub> và pha khí .....	79
<i>Bảng 3.1.</i> Thông số và kết quả thí nghiệm stripping amoni theo chu kỳ.....	86
<i>Bảng 3.2.</i> So sánh các phương pháp xử lý NH <sub>3</sub> -N nồng độ cao trong nước thải chăn nuôi lợn.....	92
<i>Bảng 3.3.</i> Các hệ số tính toán từ mô hình dự đoán $\eta$ và $K_{La}$ của quá trình stripping NH <sub>3</sub> -N từ nước rỉ rác. ....	104
<i>Bảng 3.4.</i> So sánh hiệu quả xử lý và thu hồi NH <sub>3</sub> -N từ nước rỉ rác sử dụng thiết bị HP2R .....	126
<i>Bảng 3.5.</i> So sánh giữa các công nghệ thu hồi NH <sub>3</sub> .....	128
<i>Bảng 3.6.</i> Chi phí hóa chất cho xử lý amoni quy mô 150 m <sup>3</sup> /ngày.đêm.....	130
<i>Bảng 3.7.</i> Chi phí hóa chất tiêu hao cho thu hồi amoni quy mô 150 m <sup>3</sup> /ngày.đêm ....	131
<i>Bảng 3.8.</i> Danh mục thiết bị và điện năng tiêu hao cho quá trình xử lý và thu hồi amoni quy mô 150 m <sup>3</sup> /ngày.đêm.....	132
<i>Bảng 3.9.</i> Chi phí vận hành đối với các phương pháp tiền xử lý và thu hồi amoni (tính theo VND/m <sup>3</sup> nước thải chăn nuôi).....	133

## DANH MỤC CÁC HÌNH VẼ, ĐỒ THỊ

<i>Hình 1.1.</i> Chu trình nitơ trong tự nhiên.....	6
<i>Hình 1.2.</i> Tác động của nhiệt độ, độ pH và thành phần nước lên hàm lượng amoni ( $\text{NH}_4^+$ , đường đứt nét) và amoniac ( $\text{NH}_3$ , đường liền) .....	7
<i>Hình 1.3.</i> Quá trình hình thành nước rỉ rác tại bãi chôn lấp.....	12
<i>Hình 1.4.</i> Cấu tạo hệ phản ứng nitrit hoá từng phần và ôxy hoá kị khí $\text{NH}_4^+$ .....	20
<i>Hình 1.5.</i> Quy trình hệ xử lý COD và tổng nitơ hiệu khí với màng MBR.....	20
<i>Hình 1.6.</i> Quy trình thu hồi amoni từ nước thải chăn nuôi bằng phương pháp kết tủa struvite .....	22
<i>Hình 1.7.</i> Cơ chế xử lý $\text{NH}_4^+$ bằng phương pháp trao đổi ion .....	23
<i>Hình 1.8.</i> Mô tả cơ chế hấp phụ amoni trên bề mặt vật liệu .....	25
<i>Hình 1.9.</i> So sánh hiệu năng của các loại màng lọc khác nhau.....	28
<i>Hình 1.10.</i> Sơ đồ quy trình thử nghiệm sử dụng màng thẩm thấu trong xử lý amoni trong nước thải .....	29
<i>Hình 1.11.</i> Cấu tạo và cơ chế hoạt động của tháp stripping .....	32
<i>Hình 1.12.</i> Sơ đồ quy trình stripping amoni từ nước thải chăn nuôi lợn .....	34
<i>Hình 1.13.</i> So sánh các phương pháp xử lý amoni từ trong nước thải .....	37
<i>Hình 1.14.</i> Chu trình nitơ hiện nay trong tự nhiên và hoạt động công nghiệp .....	39
<i>Hình 1.15.</i> Sơ đồ thí nghiệm xử lý và thu hồi amoni sử dụng tháp stripping và hấp thụ .....	42
<i>Hình 1.16.</i> Nguyên lý và hạn chế do phụ thuộc vào trọng lực của tháp stripping .....	43
<i>Hình 1.17.</i> Cơ chế hoạt động của thiết bị RPB [ .....	45
<i>Hình 1.18.</i> Ảnh hưởng của tốc độ rôto và lưu lượng không khí đến sự tổn thất áp suất (lưu lượng chất lỏng = 0,63 L/s; đường kính đệm = 76,2 cm) .....	46
<i>Hình 1.19.</i> Ảnh hưởng của lưu lượng khí đến sự tổn thất áp suất đối với lớp đệm tại thiết bị HiGee .....	47
<i>Hình 1.20.</i> Ba loại dòng chảy của chất lỏng của thiết bị RPB .....	48
<i>Hình 1.21.</i> Ước tính lực lưu chất lỏng khác nhau giữa lưu lượng chất lỏng (a) và gia tốc ly tâm (b) .....	49
<i>Hình 1.22.</i> Thời gian lưu của chất lỏng so với tốc độ quay ( $G = 0$ , tốc độ dòng chất lỏng: $\circ$ 1; $\square$ 1,5; $\triangle$ 2; $\diamond$ 2,5 m / h) .....	51
<i>Hình 1.23.</i> Thiết bị HGRPB trong mô hình xử lý bùn thải nhà máy bia Sài Gòn tại Đắc Lắc .....	57
<i>Hình 1.24.</i> Thiết bị HP2R tại Viện KHCN Năng lượng và Môi trường .....	58
<i>Hình 2.1.</i> Cấu tạo của thiết bị HP2R .....	62
<i>Hình 2.2.</i> Bản vẽ tổng thể thiết bị HP2R sử dụng trong nghiên cứu.....	63

<i>Hình 2.3.</i> Hình ảnh thực tế mặt trước và sau thiết bị HP2R.....	64
<i>Hình 2.4.</i> Sơ đồ khối trình tự nghiên cứu xử lý amoni nồng độ cao bằng thiết bị HP2R.....	69
<i>Hình 2.5.</i> Sơ đồ thí nghiệm khảo sát các yếu tố ảnh hưởng tới quá trình stripping amoni từ nước thải.....	70
<i>Hình 2.6.</i> Quy trình xử lý và thu hồi amoni bằng thiết bị HP2R. ....	74
<i>Hình 3.1.</i> Ảnh hưởng của pH đến hiệu quả xử lý NH <sub>3</sub> tại pH <sub>i</sub> = 11 Q <sub>G</sub> /Q <sub>L</sub> = 855, Q <sub>L</sub> = 0,1 L/min, C <sub>Li</sub> = 1000 mg/L, ω = 600 rpm (n = 3) .....	82
<i>Hình 3.2.</i> Ảnh hưởng của tốc độ vòng quay đến (a) hiệu quả xử lý NH <sub>3</sub> , (b) K <sub>La</sub> và (c) HTU <sub>OL</sub> tại Q <sub>G</sub> /Q <sub>L</sub> = 855, Q <sub>L</sub> = 0,1 L/min, C <sub>Li</sub> = 1000 mg/L, ω = 600 rpm.....	83
<i>Hình 3.3.</i> Ảnh hưởng của tỷ lệ Q <sub>G</sub> /Q <sub>L</sub> tới (a) hiệu quả xử lý NH <sub>3</sub> , (b) K <sub>La</sub> và (c) HTU <sub>OL</sub> tại Q <sub>G</sub> = 0,10 L/phút và pH <sub>i</sub> = 12.....	85
<i>Hình 3.4.</i> Kết quả stripping amoni theo chu kỳ Q <sub>G</sub> /Q <sub>L</sub> = 3054, ω = 900 rpm, và C <sub>Li</sub> = 1000 mg/L .....	86
<i>Hình 3.5.</i> Ảnh hưởng của pH <sub>i</sub> đến hiệu quả stripping amoni từ nước thải chăn nuôi .....	88
<i>Hình 3.6.</i> Ảnh hưởng của ω đến η và K <sub>La</sub> của quá trình stripping NH <sub>3</sub> từ nước thải chăn nuôi .....	89
<i>Hình 3.7.</i> Ảnh hưởng của Q <sub>G</sub> /Q <sub>L</sub> đến η và K <sub>La</sub> của quá trình stripping NH <sub>3</sub> từ nước thải chăn nuôi .....	90
<i>Hình 3.8.</i> Ảnh hưởng của Q <sub>L</sub> đến η và K <sub>La</sub> của quá trình stripping NH <sub>3</sub> từ nước thải chăn nuôi .....	91
<i>Hình 3.9.</i> Ảnh hưởng của pH <sub>i</sub> đến hiệu quả stripping NH <sub>3</sub> -N từ nước rỉ rác .....	94
<i>Hình 3.10.</i> Ảnh hưởng của ω đến η và K <sub>La</sub> của quá trình stripping NH <sub>3</sub> -N từ nước rỉ rác .....	95
<i>Hình 3.11.</i> Ảnh hưởng của tỉ lệ Q <sub>G</sub> /Q <sub>L</sub> đến η và K <sub>La</sub> của quá trình stripping NH <sub>3</sub> -N từ nước rỉ rác (C <sub>Li</sub> = 1399 mg/L, Q <sub>L</sub> = 0,1 L/phút).....	97
<i>Hình 3.12.</i> Ảnh hưởng của Q <sub>L</sub> đến η và K <sub>La</sub> của quá trình stripping NH <sub>3</sub> -N từ nước rỉ rác (C <sub>Li</sub> = 1399 mg/L, Q <sub>G</sub> = 142 L/phút).....	99
<i>Hình 3.13.</i> Kết quả thí nghiệm stripping NH <sub>3</sub> -N từ nước rỉ rác ở chế độ tuần hoàn...	100
<i>Hình 3.14.</i> Sự thay đổi của nồng độ NH <sub>3</sub> -N và pH trong quá trình thí nghiệm stripping NH <sub>3</sub> -N tuần hoàn từ nước rỉ rác .....	101
<i>Hình 3.15.</i> So sánh giữa giá trị thực nghiệm và dự đoán của η (a) và K <sub>La</sub> (b) của quá trình stripping NH <sub>3</sub> -N từ nước rỉ rác. ....	104
<i>Hình 3.16.</i> Diễn biến hiệu quả xử lý (a) và thu hồi amoni (b) trong nước thải qua quá trình stripping với Q <sub>L</sub> = 0,2 L/phút và Q <sub>G</sub> = 100 L/phút .....	107
<i>Hình 3.17.</i> Diễn biến hiệu quả xử lý (a) và thu hồi amoni (b) trong nước thải qua quá trình stripping với Q <sub>L</sub> = 0,2 L/phút ở pH <sub>i</sub> = 11 .....	108
<i>Hình 3.18.</i> Diễn biến hiệu quả xử lý (a) và thu hồi amoni (b) trong nước thải qua quá trình stripping với Q <sub>G</sub> = 200 L/phút ở pH <sub>i</sub> = 11 .....	109

<i>Hình 3.19.</i> Ảnh hưởng của pH dung dịch hấp thụ đến hiệu quả thu hồi amoni tại $Q_G = 200$ L/phút, $Q_L = 0,20$ L/phút, $pH_i = 11$ .....	110
<i>Hình 3.20.</i> Diễn biến nồng độ amoni trong nước thải qua quá trình stripping với $Q_G = 100$ L/phút và $Q_L = 0,2$ L/phút ở các mức pH khác nhau .....	111
<i>Hình 3.21.</i> Diễn biến nồng độ amoni trong nước thải qua quá trình stripping với $pH_i = 11$ L/phút và $Q_L = 0,1$ L/phút ở các mức $Q_G$ khác nhau.....	113
<i>Hình 3.22.</i> Diễn biến nồng độ amoni trong nước thải qua quá trình stripping với $pH_i = 11$ L/phút và $Q_G = 200$ L/phút ở các mức $Q_L$ khác nhau.....	114
<i>Hình 3.23.</i> Ảnh hưởng của $Q_G$ tới hiệu quả xử lý (a) và thu hồi (b) amoni từ nước rỉ rác bằng thiết bị HP2R ( $Q_L = 0,2$ L/phút, $T_{Li} = 30$ °C).....	115
<i>Hình 3.24.</i> Ảnh hưởng của $Q_G$ tới hiệu quả thu hồi amoni và tổng thời gian stripping để đạt $< 100$ mg/L $NH_3$ tại $Q_L = 0,2$ L/phút và $T_{Li} = 30$ °C .....	117
<i>Hình 3.25.</i> Diễn biến của pH trong nước rỉ rác và dung dịch hấp thụ theo thời gian stripping tại bốn ngưỡng $Q_G$ ( $Q_L = 0,2$ L/phút, $T_{Li} = 30$ °C).....	118
<i>Hình 3.26.</i> Ảnh hưởng của lưu lượng nước thải tới hiệu quả xử lý (a) và thu hồi (b) amoni từ nước rỉ rác sử dụng thiết bị HP2R ( $Q_G = 200$ L/phút, $T_{Li} = 30$ °C) .....	119
<i>Hình 3. 27.</i> Ảnh hưởng của $Q_L$ tới hiệu suất thu hồi amoni và tổng thời gian stripping để đạt $< 100$ mg/L $NH_3$ tại $Q_G = 200$ L/phút và $T_{Li} = 30$ °C.....	120
<i>Hình 3.28.</i> Diễn biến của pH trong nước rỉ rác và dung dịch hấp thụ theo thời gian stripping tại bốn ngưỡng $Q_L$ ( $Q_G = 200$ L/phút, $T_{Li} = 30$ °C).....	120
<i>Hình 3.29.</i> Ảnh hưởng của nhiệt độ nước thải tới hiệu quả xử lý (a) và thu hồi (b) amoni từ nước rỉ rác sử dụng thiết bị HP2R ( $Q_G = 200$ L/phút, $Q_L = 0,2$ L/phút).....	122
<i>Hình 3. 30.</i> Ảnh hưởng của $T_{Li}$ tới hiệu suất thu hồi amoni và tổng thời gian stripping để đạt $< 100$ mg/L $NH_3$ tại $Q_G = 200$ L/phút và $Q_L = 0,20$ L/phút .....	122
<i>Hình 3. 31.</i> Diễn biến của pH trong nước rỉ rác và dung dịch hấp thụ theo thời gian stripping tại ba ngưỡng $T_{Li}$ ( $Q_G = 200$ L/phút, $Q_L = 0,2$ L/phút) .....	123
<i>Hình 3.32.</i> Ảnh hưởng của $Q_G$ (a), $Q_L$ (b) và $T_{Li}$ (c) tới $K_L$ (tính theo mô hình giả động học bậc một) của quá trình stripping amoni tới $C_{Lt} < 100$ mg/L.....	124
<i>Hình 3. 33.</i> Hướng ứng dụng thiết bị HP2R ở quy mô thực tế .....	135
<i>Hình 3. 34.</i> Quy trình công nghệ đề xuất cho ứng dụng thiết bị HP2R cho xử lý và thu hồi amoni nồng độ cao tại hệ thống xử lý nước thải .....	136

## MỞ ĐẦU

Amoni là một trong những chất ô nhiễm phổ biến và khó kiểm soát trong nước thải, phát sinh từ nhiều nguồn khác nhau như sản xuất công nghiệp, nông nghiệp và các hoạt động xử lý chất thải rắn, trong đó điển hình là nước thải chăn nuôi và nước rỉ rác tại các bãi chôn lấp. Trong môi trường nước, amoni tồn tại chủ yếu dưới hai dạng là ion amoni ( $\text{NH}_4^+$ ) và amoniac không ion hóa ( $\text{NH}_3$ ), gây tác động tiêu cực đến hệ sinh thái thủy sinh, chất lượng nguồn nước và sức khỏe con người khi xuất hiện ở nồng độ cao. Do đó, xử lý amoni luôn được xem là một trong những yêu cầu trọng tâm trong các hệ thống xử lý nước thải hiện nay.

Trong nhiều thập kỷ qua, nhiều công nghệ đã được nghiên cứu và ứng dụng nhằm loại bỏ amoni khỏi nước thải, bao gồm các phương pháp sinh học, kết tủa hóa học, hấp phụ, trao đổi ion, màng lọc và stripping. Tuy nhiên, các công nghệ xử lý truyền thống này phần lớn chỉ phát huy hiệu quả đối với nước thải có nồng độ amoni thấp đến trung bình. Khi xử lý các dòng nước thải có nồng độ amoni cao, đặc biệt như nước rỉ rác hoặc nước thải chăn nuôi sau kỵ khí, các công nghệ sinh học thường gặp hiện tượng ức chế vi sinh do mất cân bằng tỷ lệ C/N và độc tính của amoni, dẫn đến hiệu suất xử lý thấp và khó kiểm soát ổn định. Các phương pháp hấp phụ và trao đổi ion bị hạn chế bởi khả năng bão hòa nhanh của vật liệu, làm tăng chi phí thay thế và tái sinh. Trong khi đó, các công nghệ hóa học và màng lọc đòi hỏi lượng hóa chất lớn, chi phí đầu tư và vận hành cao, đồng thời phát sinh các dòng thải thứ cấp cần xử lý bổ sung.

Trong bối cảnh đó, stripping được xem là một trong những công nghệ phù hợp hơn để xử lý nước thải có nồng độ amoni cao, do không phụ thuộc vào hoạt động sinh học và có khả năng loại bỏ nhanh amoni dưới dạng khí  $\text{NH}_3$  khi điều chỉnh pH và nhiệt độ thích hợp. Tuy nhiên, công nghệ stripping truyền thống, chủ yếu sử dụng tháp tiếp xúc dựa trên trường trọng lực, vẫn tồn tại nhiều hạn chế đáng kể. Hiệu quả truyền khối trong tháp stripping thường thấp, đòi hỏi chiều cao tháp lớn, diện tích chiếm chỗ cao và thời gian lưu dài để đạt hiệu suất xử lý mong muốn. Ngoài ra, việc vận hành ở quy mô lớn kéo theo chi phí đầu tư ban đầu cao, tiêu hao năng lượng đáng kể cho cấp khí và gia nhiệt, đồng thời gặp khó khăn trong việc thu gom và kiểm soát khí  $\text{NH}_3$  phát sinh, tiềm ẩn nguy cơ ô nhiễm thứ cấp.

Những hạn chế nêu trên cho thấy sự thiếu hụt rõ rệt của các công nghệ xử lý amoni truyền thống nói chung và công nghệ stripping truyền thống nói riêng khi áp dụng cho các dòng nước thải có tải lượng amoni cao. Do đó, việc nghiên cứu và phát triển các giải pháp công nghệ mới nhằm tăng cường hiệu quả truyền khối, giảm kích thước thiết bị, nâng cao hiệu suất xử lý và tạo điều kiện thuận lợi cho thu hồi amoni là yêu cầu cấp thiết trong bối cảnh hiện nay.

Trong bối cảnh đó, stripping – quá trình loại bỏ amoni bằng cách đẩy khí  $\text{NH}_3$  ra khỏi nước dưới điều kiện pH và nhiệt độ thích hợp – là công nghệ thích hợp hơn đối với nước thải có nồng độ amoni cao. Tuy nhiên, để đạt được hiệu suất stripping cao với công suất lớn, thiết bị stripping thường cần kích thước lớn hoặc nhiều tháp hoạt động song song, từ đó làm tăng chi phí đầu tư ban đầu, chiếm diện tích và gây khó khăn cho các cơ sở xử lý có diện tích hạn chế. Gần đây, các nghiên cứu trên thế giới đã chỉ ra rằng việc ứng dụng nguyên lý lực ly tâm cường độ cao (HiGee) trong các thiết bị xử lý như stripping có thể mang lại nhiều ưu điểm vượt trội, bao gồm tăng cường tốc độ truyền khối, giảm thể tích thiết bị, rút ngắn thời gian lưu và nâng cao hiệu suất xử lý. Thiết bị ứng dụng nguyên lý HiGee đang được quan tâm như một giải pháp thay thế tiềm năng cho các tháp stripping truyền thống. Việc sử dụng thiết bị tiên tiến này có thể giúp khắc phục các nhược điểm nêu trên của công nghệ hiện tại, đồng thời mở ra hướng tiếp cận mới cho việc xử lý các loại hình nước thải có tải lượng amoni cao.

Trên cơ sở đó, nghiên cứu này được thực hiện nhằm đánh giá hiệu quả quá trình stripping amoni bằng thiết bị phản ứng hiệu năng cao dạng quay (High Performance Rotating Reactor - HP2R) - một thiết bị tiếp xúc ứng dụng nguyên lý HiGee - đối với ba loại nước thải khác nhau: nước thải mô phỏng, nước thải chăn nuôi và nước rỉ rác. Nội dung của luận án sẽ tập trung làm sáng tỏ vai trò của kỹ thuật HP2R ứng dụng trong quá trình loại bỏ thành phần nitơ trong môi trường nước. Để hoàn thành được ý tưởng khoa học này, nghiên cứu sinh sẽ chứng minh các lập luận khoa học thông qua việc khảo sát và đánh giá các thông số vận hành của kỹ thuật này như: ảnh hưởng của tốc độ ly tâm đến hiệu suất xử lý, lưu lượng khí ( $Q_G$ ), lưu lượng nước ( $Q_L$ ), pH và nhiệt độ, đồng thời tính toán hệ số truyền khối ( $K_{La}$ ) và hiệu suất quá trình stripping ( $\eta$ ) để xây dựng mô hình dự đoán. Ngoài ra, khảo sát khả năng thu hồi  $\text{NH}_3\text{-N}$  sau stripping

cũng được thực hiện như một bước hướng tới phát triển quy trình xử lý – thu hồi vật chất theo hướng kinh tế tuần hoàn và bền vững.

**Mục tiêu của luận án gồm:**

- Xác định và làm rõ ảnh hưởng của các thông số vận hành chính gồm pH, tốc độ vòng quay đệm ( $\omega$ ), lưu lượng khí ( $Q_G$ ), lưu lượng nước ( $Q_L$ ) và nhiệt độ nước thải ( $T_{Li}$ ) đến hiệu quả stripping và thu hồi  $NH_3$ -N nồng độ cao từ nước thải khi ứng dụng thiết bị HP2R, làm cơ sở khoa học cho việc tối ưu hóa điều kiện vận hành và nâng cao hiệu quả xử lý và thu hồi amoni.
- Xác định được điều kiện vận hành thiết bị HP2R tối ưu trong xử lý và thu hồi amoni nồng độ cao từ nước thải. Đề xuất hệ thống công nghệ để ứng dụng trong xử lý nước thải và thu hồi vật chất theo hướng kinh tế tuần hoàn.

**Ý nghĩa khoa học và thực tiễn của đề tài nghiên cứu trong luận án:**

- **Ý nghĩa khoa học:**

Luận án đã làm rõ cơ sở khoa học của quá trình stripping amoni trong điều kiện trường lực ly tâm cao thông qua việc phân tích ảnh hưởng của các thông số vận hành đến động học truyền khối và hiệu suất xử lý amoni trong nước thải nồng độ cao. Các kết quả thực nghiệm cung cấp dữ liệu định lượng về hệ số chuyển khối tổng quát ( $K_{La}$ ) và hiệu suất stripping khi ứng dụng thiết bị phản ứng hiệu năng cao dạng quay (HP2R), qua đó bổ sung hiểu biết về cơ chế tăng cường truyền khối trong các hệ tiếp xúc khí – lỏng ứng dụng nguyên lý HiGee. Việc xây dựng và kiểm chứng mô hình dự đoán hiệu suất dựa trên dữ liệu thực nghiệm góp phần thu hẹp khoảng cách giữa lý thuyết truyền khối và điều kiện vận hành thực tế, tạo nền tảng khoa học cho các nghiên cứu tiếp theo về tối ưu hóa và phát triển công nghệ xử lý nước thải giàu nitơ.

- **Ý nghĩa thực tiễn:**

Các công nghệ loại bỏ nitơ hiện nay chủ yếu xử lý nước thải có nồng độ trung bình và thấp, nên hiệu quả còn hạn chế do tỷ lệ C/N chưa phù hợp. Xu hướng mới tập trung vào xử lý kết hợp thu hồi tài nguyên theo mô hình kinh tế tuần hoàn. Tuy nhiên, tháp stripping truyền thống chưa thu gom được khí  $NH_3$ , gây ô nhiễm thứ cấp và lãng phí. Luận án đã chứng minh thiết bị HP2R có tiềm năng và hiệu quả cao trong xử lý nước thải giàu amoni, khắc phục các hạn chế trên và mở ra khả năng thu hồi amoni hiệu quả. Kết quả nghiên cứu cũng hỗ trợ định

hướng ứng dụng kỹ thuật này trong thực tiễn thông qua các đánh giá vận hành và thực nghiệm.

**Những đóng góp mới của luận án:**

- Luận án đã khảo sát các yếu tố ảnh hưởng (pH,  $T_{Li}$ ) và điều kiện vận hành ( $\omega$ ,  $Q_G$ ,  $Q_L$ ) của thiết bị HP2R tới hiệu quả stripping  $NH_3-N$  và hệ số chuyển khối tổng quát  $K_{La}$  của quá trình đối với nước thải mô phỏng, nước thải chăn nuôi và nước thải rỉ rác.
- Kết quả thực nghiệm đã cho thấy ứng dụng thiết bị HP2R có khả năng nâng cao hiệu quả xử lý và thu hồi tối đa đạt lần lượt 95% và 85%, đặc biệt với nồng độ amoni cao trong nước thải (>1000 mg/L).

## CHƯƠNG I. TỔNG QUAN VỀ VẤN ĐỀ NGHIÊN CỨU

### 1.1. Amoni/amoniac trong nước thải

#### 1.1.1. Thông tin chung về amoni/amoniac

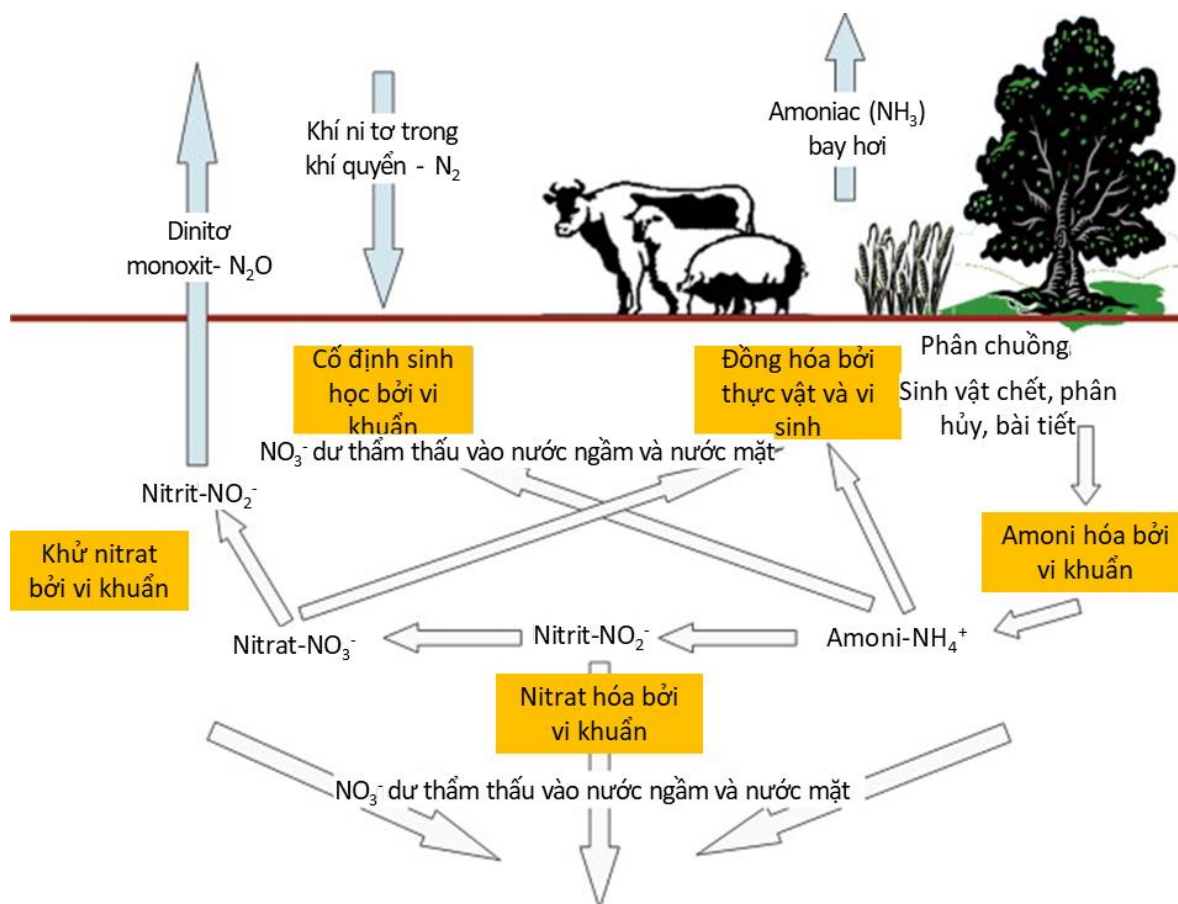
Amoni ( $\text{NH}_4^+$ ) hay amoniac ( $\text{NH}_3$ ) là hóa chất được tổng hợp nhiều thứ hai về khối lượng trên thế giới [1]. Trong hơn một thế kỷ qua,  $\text{NH}_3$  công nghiệp sản xuất từ quá trình Haber-Bosch đã được sử dụng trong nhiều ứng dụng như sản xuất phân bón, thuốc nổ và môi chất lạnh. Hiện nay, một loạt các công dụng mới của  $\text{NH}_3$  đang nổi lên trong các ngành năng lượng nhằm phát triển  $\text{NH}_3$  như một phân tử lưu trữ năng lượng. Với sự ra đời của các công nghệ tổng hợp  $\text{NH}_3$  tiên tiến, các dự báo cho thấy sản lượng  $\text{NH}_3$  toàn cầu có thể tăng gấp đôi trong vòng 10 năm và tăng hơn 100 lần trong tương lai khi nhu cầu năng lượng gia tăng [2]. Thực tế, khi thế giới thúc đẩy các chiến lược cắt giảm cacbon, amoniac được xem như một giải pháp lưu trữ năng lượng tái tạo [3]. Tuy nhiên, tương tự như carbon, các nhà khoa học cũng đặt ra các câu hỏi tương tự với  $\text{NH}_3$  khi việc giải phóng nitơ vào môi trường tự nhiên cũng gây nên các hậu quả ở các quy mô từ địa phương đến toàn cầu [4]. Những hậu quả này bao gồm phú dưỡng, suy thoái đa dạng sinh học, biến đổi chu trình địa sinh hóa nitơ (N), biến đổi khí hậu và nhiều tác động khác đến sức khỏe con người [5].

Trong môi trường nước có độ pH trung tính,  $\text{NH}_3$  thường tồn tại dưới dạng ion  $\text{NH}_4^+$ .  $\text{NH}_4^+$  là một hợp chất cấu thành từ một phân tử nitơ và các phân tử hydro. Trong môi trường nước, hợp chất này là một chất ô nhiễm phổ biến, cùng với photpho gây nên hiện tượng phú dưỡng trong môi trường nước mặt. Trong tự nhiên,  $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$  được tạo thành từ chất thải của các loài động vật, và một lượng nhỏ trong nước mưa. Muối amoni clorua ( $\text{NH}_4\text{Cl}$ ) trong tự nhiên cũng có thể được phát hiện tại những khu vực gần núi lửa. Dù hợp chất này phổ biến trong tự nhiên, nhưng nó có thể trở nên rất nguy hại nếu ở nồng độ cao. Dựa trên thuyết đẩy giữa các cặp electron hóa trị (VSEPR), phân tử  $\text{NH}_3$  có dạng hình chóp tam giác, với tính lưỡng cực tạo nên bởi một cặp electron đơn độc. Sự phân cực này khiến  $\text{NH}_3$  có khả năng tạo liên kết hydro thành  $\text{NH}_4^+$  để hoàn tan trong nước. Tính chất hoá học và vật lý của  $\text{NH}_3$  được thể hiện trong Bảng 1.1 [6].

Bảng 1.1. Thông tin chung của NH<sub>3</sub> [6]

Công thức hoá học:	NH <sub>3</sub>
Hình dáng, mùi và dạng tồn tại:	Khí không màu có mùi khai mạnh, dễ dàng nhận biết ở nồng độ 20 ppm
Phân tử khối:	17,0
Nhiệt độ bay hơi (1 atm):	-28 °F (-33,4 °C)
Trọng lượng riêng (1 atm):	0,59
Nhiệt độ đông đặc/nhiệt độ chảy:	-107,9 °F (-77,7 °C)
Tỉ lệ tan trong nước (vol./vol. tại 68 °F):	0,848

NH<sub>4</sub><sup>+</sup> là phân tử trung tâm tham gia trong chu trình sinh địa hóa nitơ tự nhiên (Hình 1.1). Chu trình nitơ kết nối khí trơ N<sub>2</sub> trong khí quyển với nhiều dạng nitơ có hoạt tính sinh học và các dạng hữu cơ của nitơ, đóng vai trò quan trọng trong sự phát triển của sinh vật sống. Nitơ phản ứng bao gồm NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, urê (CH<sub>4</sub>N<sub>2</sub>O), nitrat (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>), nitrit (NO<sub>2</sub><sup>-</sup>) và các thành phần ở pha khí như NH<sub>3</sub> và các khí oxit nitơ, bao gồm nitric oxit (NO), điôxit nitơ (NO<sub>2</sub>) và dinitơ oxit (N<sub>2</sub>O) (Hình 1.1). Ngược lại, các dạng nitơ hữu cơ bao gồm protein, sắc tố, axit nucleic và các phân tử sinh hóa khác.



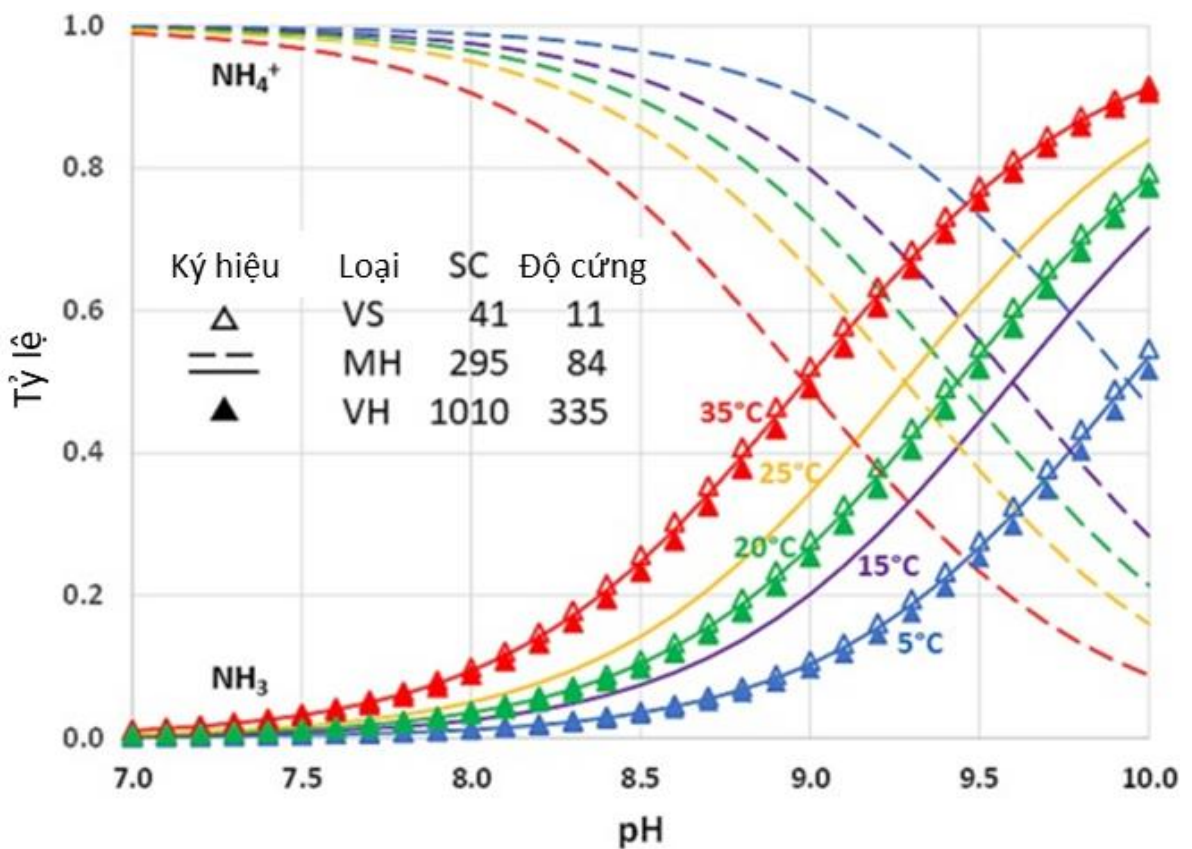
Hình 1.1. Chu trình nitơ trong tự nhiên [7]

Trong môi trường nước, thành phần này tồn tại dưới dạng hỗn hợp cân bằng giữa  $\text{NH}_3$  không ion hóa và ion  $\text{NH}_4^+$ , hai dạng này thường được đo cùng nhau dưới dạng tổng amoni nitơ (TAN) (Phương trình (1.1)). Nếu có mặt các hợp chất chứa  $\text{NH}_4^+$  khác trong dung dịch, chúng cũng được tính vào nồng độ TAN trong nước. Tuy nhiên,  $\text{NH}_4^+$  bị giữ lại trong pha rắn do hấp phụ hoặc trao đổi ion sẽ được đo riêng biệt.

$$\text{TAN} = \text{NH}_4^+ + \text{NH}_3 \quad (1.1)$$



Tại bất kỳ thời điểm nào, tỷ lệ  $\text{NH}_3$  so với  $\text{NH}_4^+$  trong nước phụ thuộc vào độ pH, nhiệt độ và ở mức độ thấp hơn là thành phần khoáng chất.  $\text{NH}_3$  sẽ trở nên phổ biến hơn khi nhiệt độ và/hoặc pH tăng cao (Hình 1.2) [8]. So với dạng ion  $\text{NH}_4^+$  cần có chất vận chuyển màng để xâm nhập vào tế bào,  $\text{NH}_3$  dễ dàng tương tác với sinh lý tế bào và gây ra tác động độc hại đối với sinh vật thủy sinh. Một điểm khác biệt quan trọng khác là  $\text{NH}_3$ , mặc dù tan trong nước nhưng có thể bay hơi thành khí và thoát ra khỏi nước hoặc đất để đi vào khí quyển. Ngược lại,  $\text{NH}_4^+$  vẫn tồn tại trong nước dưới dạng hòa tan hoặc liên kết với đất, trầm tích và vật chất hữu cơ.



Hình 1.2. Tác động của nhiệt độ, độ pH và thành phần nước lên hàm lượng amoni ( $\text{NH}_4^+$ , đường đứt nét) và amoniac ( $\text{NH}_3$ , đường liền) [8]

### ***1.1.2. Hiện tượng ô nhiễm amoni trong nguồn nước***

Trên thế giới, vấn đề ô nhiễm  $\text{NH}_4^+$  trong nguồn nước đã không còn xa lạ. Một trong những nguyên nhân gây nên vấn đề này trên nhiều quốc gia đó là sự xâm nhập của  $\text{NH}_4^+$  từ nước rỉ rác từ bãi chôn lấp rác thải sinh hoạt sau xử lý ra môi trường nước mặt. Các chất hữu cơ trong nước thải sau quá trình xử lý sẽ thấm vào nguồn nước ngầm từ đó phân huỷ thành các dẫn chất nhỏ hơn chứa phần tử nitơ dẫn đến ô nhiễm  $\text{NH}_4^+$ . Quá trình xâm nhập này thường xảy ra ở những khu vực có bề mặt có khả năng thấm tốt như đồng bằng, đất phù sa. Tại Trung Quốc, nhiều nghiên cứu đã chỉ ra rằng hiện tượng ô nhiễm  $\text{NH}_4^+$  trong nước ngầm là hệ quả của các hoạt động nông nghiệp sử dụng phân bón và chăn nuôi, cùng với các hoạt động sinh hoạt và khai khoáng khác. Tại các khu vực kênh đào tây bắc Trung Quốc, đã có hiện tượng ô nhiễm nitơ nghiêm trọng trong nguồn nước từ các dẫn chất Nitơ hữu cơ trong đất xâm nhập vào nước ngầm dẫn đến nguy cơ ung thư cao cho người dân lân cận [9]. Năm 2013, tại các giếng nước ngầm tại khu vực Hemlock Crossing Park, hạt Ottawa, bang Michigan, Mỹ, đã ghi nhận nồng độ  $\text{NH}_4^+$  tăng lên đáng kể [10]. Hàm lượng  $\text{NH}_4^+$  cao trong nước ngầm này là hệ quả của các tác động nhân tạo như nước rỉ rác hay các hoạt động nông nghiệp và công nghiệp.

Tại Việt Nam, với hình thức sản xuất chủ yếu là nông nghiệp với diện tích đồng bằng canh tác lớn, các hoạt động chăn nuôi gia súc và với các khu xử lý rác thải với hình thức chôn lấp thì việc ô nhiễm  $\text{NH}_4^+$  trong nguồn nước ngầm là điều tất yếu. Nồng độ  $\text{NH}_4^+$  cao trong nước ngầm khu vực nam Hà Nội đã là vấn đề tồn tại trong suốt 25 năm qua. Nghiên cứu của Norrman và cộng sự (2015) chỉ ra rằng nguyên nhân dẫn đến sự gia tăng nồng độ  $\text{NH}_4^+$  tại khu vực phía nam Hà Nội không chỉ đến từ các nguồn chất thải từ hoạt động của con người, mà còn từ các tầng địa chất sâu dưới lòng đất quanh khu vực đồng bằng sông Hồng. Họ kết luận rằng với điều kiện khử trong môi trường nước ngầm tại khu vực Nam Du này sẽ duy trì N dưới dạng  $\text{NH}_4^+$ . Năm 2014, tại Hà Nam, theo kết quả của Trung tâm Quan trắc Phân tích Tài nguyên Môi trường của Sở Tài Nguyên và Môi trường, có tới 15 điểm trong tỉnh cho thấy hàm lượng  $\text{NH}_4^+$  trong nước ngầm cao hơn mức cho phép hàng chục, thậm chí hàng trăm lần [11]. Tại các tỉnh miền bắc khác như Hà Nội, Hà Tây, Nam Định, Ninh Bình, Hải Dương, Hưng Yên, Thái Bình, có thời điểm có đến 70% các mẫu nước ngầm được quan trắc có nồng độ cao hơn mức tiêu chuẩn 3 mg/L [11].

### ***1.1.3. Các loại nước thải giàu amoni***

Trong nước thải, amoni là một thành phần ô nhiễm phổ biến, hình thành chủ yếu từ quá trình phân hủy các thành phần hữu cơ chứa nitơ hoặc phát sinh trực tiếp từ các hoạt động công nghiệp sử dụng hóa chất chứa  $\text{NH}_4^+$ .

Sự hình thành amoni từ thành phần hữu cơ chứa nitơ, hay còn gọi là quá trình amôn hóa, rất phổ biến trong nước thải sinh hoạt, nước thải y tế, nước thải chăn nuôi và nước rỉ rác [12]. Quá trình này xảy ra nhờ hoạt động của các vi sinh vật phân hủy các thành phần protein, axit amin, axit nucleic, v.v., có trong phân, nước tiểu, chất thải thực phẩm, xác động vật, cây cối, v.v., từ các hoạt động sinh hoạt, chăn nuôi hay xử lý rác thải. Mặt khác, nước thải công nghiệp từ một số ngành sản xuất bán dẫn, ngành chế biến cao su, khai khoáng và luyện kim với đặc thù quy trình sản xuất cũng có thể phát sinh các dòng thải chứa amoni [13, 14].

Tại Việt Nam, hai loại nước thải chứa nồng độ amoni đặc biệt lớn và phổ biến hiện nay gồm có nước thải chăn nuôi và nước rỉ rác. Nồng độ amoni cao của hai loại nước thải này đều hình thành từ quá trình amôn hóa kị khí lượng rất lớn cơ chất chứa nitơ và đang gây ra nhiều thách thức trong xử lý hiệu quả đạt quy chuẩn môi trường hiện hành. Bên cạnh đó, nước thải của một số ngành công nghiệp đặc thù như bán dẫn, sản xuất cao su, v.v. cũng được báo cáo là các nguồn thải giàu amoni. Chi tiết được mô tả trong các mục dưới đây:

#### ***a, Amoni trong nước thải chăn nuôi***

Chăn nuôi là một trong những ngành nông nghiệp phát triển nhanh nhất ở Việt Nam trong những năm qua, đóng góp khoảng 26% giá trị sản xuất nông nghiệp [15]. Năm 2021, theo tổng hợp báo cáo của các địa phương, cả nước có 20.843 cơ sở chăn nuôi lợn từ 10 con trở lên với tổng đầu con 11,7 triệu con, chiếm tỷ lệ 41,6% so với tổng đàn lợn của cả nước [16]. Trong đó bao gồm: 1. Cơ sở trang trại chăn nuôi quy mô lớn: có 1.627 cơ sở từ 1.500 con trở lên, tổng số là 6,8 triệu con lợn, chiếm 24,2% tổng đàn của cả nước; 2. Cơ sở chăn nuôi quy mô vừa: có 10.687 cơ sở chăn nuôi từ 100 con trở lên với tổng số đầu lợn là 3,2 triệu con, chiếm 11,4% tổng đàn lợn của cả nước; 3. Cơ sở chăn nuôi lợn quy mô nhỏ: có 8.529 cơ sở chăn nuôi lợn từ 10 con đến 99 con trở lên với tổng số đầu lợn là 1,7 triệu con chiếm tỷ lệ 6,1% tổng số đàn lợn của cả nước. Năm 2021, tổng đàn lợn thuộc 16 doanh nghiệp và đơn vị chăn nuôi

lợn quy mô lớn, đạt 5,8 triệu con, chiếm 20,7% tổng đàn. Theo Báo cáo Công tác bảo vệ môi trường ngành nông nghiệp, nông thôn năm 2020 của Bộ Nông nghiệp và Phát triển Nông Thôn ước tính năm 2020, lượng chất thải phát sinh từ một số vật nuôi chính khoảng 60 triệu tấn chất thải rắn và 114 m<sup>3</sup> nước thải. Trong đó, nước thải từ chăn nuôi lợn chiếm đa số với 75 triệu m<sup>3</sup> (chiếm khoảng 65,7% tổng lượng nước thải của ngành chăn nuôi) [17]. Đối với chăn nuôi trang trại, kết quả điều tra khảo sát cho thấy 41,8% trang trại có thực hiện xử lý chất thải thông qua các công trình khí sinh học; 32,4% trang trại áp dụng ủ phân và 3,1% trang trại áp dụng các hình thức xử lý khác như nuôi giun, cá, phoi, bán,...

Đặc tính nước thải chăn nuôi phụ thuộc vào nhiều yếu tố như tuổi vật nuôi, chế độ ăn uống, nhiệt độ, độ ẩm trong chuồng, cách thức vệ sinh chuồng, xử lý chất thải, ... Ngoài ra, đặc tính nước thải chăn nuôi còn bị ảnh hưởng rất lớn bởi việc pha loãng, lưu trữ và quá trình tách rắn lỏng. Trong các đối tượng vật nuôi (lợn, bò và gia cầm), chăn nuôi lợn có mức độ ô nhiễm cao nhất. Nước thải chăn nuôi có nguy cơ gây ô nhiễm môi trường cao do có chứa hàm lượng cao các chất hữu cơ, chất rắn lơ lửng, nitơ, photpho và vi sinh vật gây bệnh. Thành phần hữu cơ chiếm 70 – 80% trong chất rắn tách từ nước thải gồm các hợp chất hydrocacbon, proxit, axit amin, chất béo và các dẫn xuất của chúng có trong thức ăn và một phần bài tiết theo phân và nước tiểu [18]. Ngoài ra, trong nước thải chăn nuôi còn chứa lượng lớn vi khuẩn, vi rút gây bệnh với nhiều chủng loại như: *E.coli*, *Streptococcus sp*, *Salmonella sp*, *Shigenla sp*, *Proteus*, *Clostridium sp*, ... đây là các vi khuẩn gây bệnh tả, lỵ, thương hàn, kiết lỵ. Thành phần ô nhiễm chính trong nước thải chăn nuôi được thể hiện trong Bảng 1.2.

Bảng 1.2. Tính chất nước thải chăn nuôi tại Việt Nam [18]

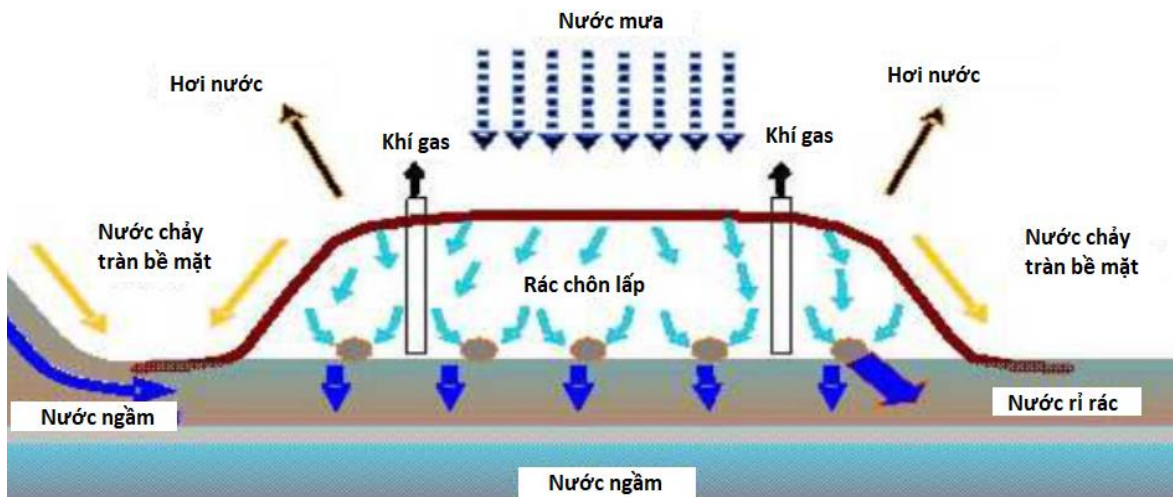
<b>Chất ô nhiễm đặc trưng</b>	<b>Hàm lượng</b>
pH	7,1 – 8,2
BOD (mg/L)	1650 – 3300
COD (mg/L)	2500 – 5000
SS (mg/L)	1800 – 3200
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/L)	400 – 600
N tổng (mg/L)	500 – 800
P tổng (mg/L)	14,3 – 64
Tổng coliform (MPN/100mL)	10 <sup>6</sup> - 10 <sup>9</sup>

Nước thải chăn nuôi đang đặt ra thách thức lớn với sự phát triển bền vững của ngành nông nghiệp và công tác bảo vệ môi trường. Xử lý bằng phân hủy kỵ khí là đầu tiên và phổ thông nhất trong xử lý nước thải chăn nuôi lợn ở Việt Nam [19]. Các bồn bể kỵ khí giúp giảm thiểu tải trọng dư thừa các hợp chất hữu cơ từ nước thải chăn nuôi lợn thô cho công đoạn xử lý nước thải và sản xuất khí sinh học cho năng lượng tái tạo. Tuy nhiên, nước thải chăn nuôi heo (sau quá trình kỵ khí) vẫn chứa hàm lượng nitơ cao (nitơ tổng số (TN) > 400 mg/L) [20]. Lượng nitơ dư thừa trong nước thải chăn nuôi lợn không chỉ dẫn đến hiện tượng phú dưỡng và thất thoát tài nguyên mà còn cản trở hiệu suất của quá trình sinh học hiếu khí do tỷ lệ C/N của loại nước thải này thấp [21]. Do đó, cần phải giảm hàm lượng nitơ trong nước thải chăn nuôi lợn trước khi xử lý bằng phương pháp sinh học để toàn bộ hoạt động của nhà máy xử lý nước thải hoạt động ổn định và hiệu quả.

### ***b, Amoni trong 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 báo cáo Quản lý Chất thải toàn cầu của Liên hợp quốc năm 2024, tổng lượng chất thải rắn trên thế giới có thể tăng từ 2.1 tỷ tấn năm 2023 lên 3.8 tỷ tấn vào năm 2050 [22]. 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 chất thải hiệu quả và triệt để hơn so với các phương pháp truyền thống 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 [23].

Bên cạnh các nhược điểm về tiêu tốn quỹ đất, tiêu cực tới mỹ quan môi trường và chất lượng không khí, rủi ro và nhược điểm lớn nhất của chôn lấp là sự hình thành của nước rỉ rác. Nước rỉ rác được hình thành từ quá trình thấm dầm của các thành phần ẩm trong rác và nước mưa thấm thấu từ phía trên bãi chôn lấp qua lớp rác đã trải qua các quá trình phân hủy thiếu khí và hiếu khí. Nước rỉ rác có thành phần ô nhiễm rất cao, có nguy cơ gây ô nhiễm đất và nước ngầm nếu không được bọc lót chính xác [24].



Hình 1.3. Quá trình hình thành nước rỉ rác tại bãi chôn lấp [25]

Nước rỉ rác được phân loại bởi hai tính chất chính gồm có lượng phát thải và thành phần [26]. Lượng phát thải phụ thuộc vào rất 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 rác, 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 [27]. 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 [26]. 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 BOD<sub>5</sub> 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 BOD<sub>5</sub>/COD thấp hơn [28].

Theo nghiên cứu của Mukherjee và cộng sự (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 [26]. Bảng 1.3 thể hiện các tính chất khác nhau của nước rỉ rác tại các bãi chôn lấp có tuổi đời khác nhau. 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 BOD<sub>5</sub> trong nước rỉ rác ở các bãi chôn dưới 5 năm [29]. Trong quá trình metan hóa, các vi khuẩn sẽ phân hủy kỵ khí các axit béo thành khí

metan và CO<sub>2</sub> 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 BOD<sub>5</sub>/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.

*Bảng 1.3. Tính chất của nước rỉ rác qua từng thời điểm chôn lấp [26]*

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)	2.000 – 50.000	500 – 15.000	50 – 1.000	<300
COD (mg/L)	4.000 – 90.000	1.000 – 30.000	1.000 – 5.000	<3.000
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> (mg/L)	300 – 4.000	100 – 2.000	20 - 200	<100
Tổng P (mg/L)	50 - 500	200 - 4000	50 - 500	<200
Tổng N (mg/L)	500 – 4.500	400 – 2.000	50 – 2.000	<2.000
NH <sub>3</sub> -N (mg/L)	<400	-	-	<1.500

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 [30]. 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 [31]. 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 fulvic 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 [32]. 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 [33].

Thành phần nitơ tồn tại trong môi trường nước chủ yếu dưới dạng amoni (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>), và được xác định là một trong nước thành phần ô nhiễm nặng nề nhất trong

nước rỉ rác. Đó là vì là không có bất kỳ một cơ chế chuyển hóa nào để phân hủy thành phần  $\text{NH}_4^+$  trong điều kiện kỵ khí của bãi chôn lấp. Mặc dù nồng độ  $\text{NH}_4^+$  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  $\text{NH}_4^+$  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  $\text{NH}_4^+$ . 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  $\text{NH}_4^+$  trong nước rỉ rác lâu năm [34]. Sự chênh lệch của nồng độ  $\text{NH}_4^+$  trong nước rỉ rác ở bãi chôn lấp mới và lâu năm được giải thích bằng sự dịch chuyển ion của  $\text{NH}_4^+$  và  $\text{NH}_3$  ở các điều kiện pH khác nhau theo phương trình (1.5). Ở các bãi chôn lấp có tuổi đời lâu năm, điều kiện pH tăng dần về trung tính sẽ khiến một phần  $\text{NH}_4^+$  chuyển dịch thành khí  $\text{NH}_3$  làm giảm một phần lượng amoni trong nước rỉ rác [35].



### *c, Nước thải bán dẫn*

Ô nhiễm amoni trong nước thải ngành bán dẫn là một vấn đề nghiêm trọng do các quy trình sản xuất bán dẫn sử dụng nhiều hóa chất, bao gồm axit, bazơ, dung môi hữu cơ, chất quang khắc (photo-resists) và chất tẩy (strippers). Các hóa chất này có thể tạo ra nước thải có chứa nồng độ cao amoni, fluoride, phosphate và các hợp chất vô cơ khác.

Nguyên nhân gây ô nhiễm amoni trong nước thải ngành bán dẫn chủ yếu do sử dụng hóa chất trong quá trình sản xuất: Ngành bán dẫn sử dụng nhiều loại hóa chất để xử lý bề mặt wafer (mảnh silicon), nhuộm hoặc tẩy bỏ các lớp phủ, và trong các công đoạn khác như khắc (etching) và pha tạp (doping). Các hóa chất này có thể chứa amoni hoặc sinh ra amoni trong quá trình phản ứng. Bên cạnh đó, quá trình rửa và làm sạch các tấm bán dẫn (wafer) trong suốt quá trình làm sạch tạo ra một lượng lớn nước thải, trong đó có chứa amoni. Ngoài ra, sự tích tụ amoni trong các dòng nước thải khác nhau từ các đơn vị trong ngành bán dẫn có thể có nồng độ amoni khác nhau.

Ngành công nghiệp bán dẫn tiêu thụ một lượng lớn nước siêu tinh khiết và sinh ra lượng nước thải tương đương. Nước thải công nghiệp này chứa các hóa chất độc hại và khó phân hủy như dung môi hữu cơ, kim loại nặng, axit và bazơ. Nước thải

cũng có hàm lượng nitơ vô cơ cao. Nhìn chung, nồng độ nitơ amoni trong các dòng nước thải từ các đơn vị khác nhau của ngành công nghiệp bán dẫn có sự biến đổi. Ví dụ, một nhà máy bán dẫn ở Đài Loan có ba dòng nước thải với nồng độ nitơ amoni cao nhất lần lượt là 133, 514 và 2429 mg  $\text{NH}_4^+\text{-N/L}$  [13]. Đặc biệt, nitơ amoni có hại cho hệ sinh thái thủy sinh bằng cách thúc đẩy sự cạn kiệt oxy, hiện tượng phú dưỡng (eutrophication) và thủy triều đỏ. Do đó, nồng độ của nó cần được giảm xuống còn 10–20 mg/L trước khi xả ra môi trường.

#### ***d, Nước thải sản xuất cao su***

Ô nhiễm amoni trong nước thải ngành sản xuất cao su là một vấn đề môi trường nghiêm trọng do các hóa chất và quá trình sản xuất trong ngành này có thể sinh ra lượng lớn amoni trong nước thải. Nước thải từ các nhà máy sản xuất cao su chứa nhiều hợp chất hữu cơ và vô cơ, bao gồm amoni, gây tác động tiêu cực đến môi trường, đặc biệt là các nguồn nước tiếp nhận.

Nguyên nhân gây ô nhiễm amoni trong nước thải ngành sản xuất cao su:

- Quá trình lưu hóa cao su (vulcanization): Trong quá trình lưu hóa cao su, các chất hóa học như sunfur, oxit kim loại và các chất phụ gia được sử dụng để cải thiện tính chất cơ học của cao su. Những hóa chất này có thể phản ứng và tạo ra các hợp chất chứa nitơ, bao gồm amoni, trong nước thải. Tùy thuộc vào các hóa chất và chất phụ gia được sử dụng trong quá trình lưu hóa, nồng độ amoni có thể lên đến 150 mg/L đến 500 mg/L trong nước thải.
- Rửa và làm sạch cao su: Trong quá trình sản xuất cao su, các bước rửa và làm sạch cao su để loại bỏ các tạp chất và hóa chất dư thừa cũng tạo ra lượng nước thải lớn. Nước thải này có thể chứa amoni và các hợp chất hữu cơ dễ phân hủy, cùng với các hóa chất khác từ quá trình sản xuất. Tùy thuộc vào các hóa chất và chất phụ gia được sử dụng trong quá trình lưu hóa, nồng độ amoni có thể lên đến 150 mg/L đến 500 mg/L trong nước thải.
- Quá trình xử lý latex (cao su tự nhiên): Cao su tự nhiên (latex) khi được thu hoạch và xử lý để tạo ra các sản phẩm cao su sẽ sinh ra nước thải chứa các hợp chất nitơ, trong đó có amoni. Nồng độ amoni có thể dao động từ 50 mg/L đến 300 mg/L. Trong một số trường hợp đặc biệt, có thể vượt quá mức này nếu quy trình xử lý không hiệu quả.

Một số nghiên cứu cho thấy tổng nồng độ amoni trong nước thải từ các cơ sở sản xuất cao su có thể đạt mức 3400 mg/L đến 5770 mg/L trong một số trường hợp nghiêm trọng, đặc biệt nếu nước thải không được xử lý trước khi xả ra môi trường [14].

#### *e, Một số ngành công nghiệp khác*

- Chế biến thực phẩm và thủy sản: Các nhà máy giết mổ, chế biến thịt, gia cầm, hải sản và sản xuất sữa thường có nước thải chứa hàm lượng amoni cao do sự phân hủy protein và các hợp chất chứa nitơ. Nồng độ amoni trong nước thải từ ngành này có thể dao động từ 50 - 500 mg/L.
- Công nghiệp hóa chất và sản xuất dược phẩm: Nhiều ngành sản xuất hóa chất sử dụng hợp chất chứa nitơ, đặc biệt là amoniac hoặc các dẫn xuất của nó. Nồng độ amoni trong nước thải có thể lên đến 500 - 2000 mg/L.
- Công nghiệp khai khoáng và luyện kim: Các quá trình khai thác than, chế biến quặng kim loại có thể tạo ra nước thải chứa amoni từ thuốc nổ hoặc chất xử lý kim loại. Nồng độ amoni có thể dao động từ 50 - 500 mg/L.

#### *1.1.4. Tác hại của amoni trong môi trường nước*

Trong môi trường thủy sinh,  $\text{NH}_4^+$  với nồng độ nhỏ từ 0,53 tới 22,8 mg/L đã có thể gây độc hại đối với các loài vi sinh vật và sinh vật. Khi  $\text{NH}_4^+$  được thải ra môi trường nước mặt với dư lượng lớn với photpho, lượng dưỡng chất lớn này gây nên sự phát triển mạnh ở các loài tảo. Hiện tượng phú dưỡng này dẫn tới sự giảm sút oxy trong môi trường nước sẽ giết chết các loài sinh vật thủy sinh khác, đi kèm với các vấn đề khác như gây mùi và đục môi trường nước mặt, ảnh hưởng nghiêm trọng tới chất lượng môi trường.  $\text{NH}_4^+$  tồn tại trong nước sinh hoạt sẽ kích thích sự phát triển của tảo và các vi khuẩn, xảy ra hiện tượng ăn mòn đường ống, cần tới lượng clo khử trùng nhiều hơn cần thiết [36].  $\text{NH}_4^+$  tồn tại trong nước ngầm sẽ làm giảm chất lượng và khả năng sử dụng nước ngầm.  $\text{NH}_4^+$  ở nồng độ thấp hơn 1,5 mg/L không có tác động đáng kể với cơ thể người, nhưng khi vượt ngưỡng này nó có thể chuyển hoá thành nitrit và nitrat. Hai chất này trong cơ thể sẽ chuyển hoá thành nitrosamine, gây tổn thương di truyền tế bào và là một trong những nguyên nhân gây ung thư [37, 38].

Vì những tác hại của  $\text{NH}_4^+$  đối với môi trường và sức khỏe con người, nhiều quốc gia trên thế giới đã đưa ra các quy định nghiêm ngặt về nồng độ TN trong nước

thải sau xử lý khi xả ra môi trường. Tại Châu Âu, mặc dù Chỉ thị Khung về Nước (Water Framework Directive) không có giới hạn cụ thể cho TN, nhiều quốc gia thành viên áp dụng giới hạn nồng độ trong khoảng 1-2 mg/L cho nước thải sinh hoạt sau xử lý. Cơ quan Bảo vệ Môi trường Hoa Kỳ (EPA) thiết lập các tiêu chuẩn chất lượng nước thông qua Đạo luật Nước sạch (Clean Water Act). Giới hạn nồng độ amoni trong nước thải thường được xác định dựa trên tiêu chuẩn chất lượng nước của từng bang và có thể dao động từ 1-3 mg/L, tùy thuộc vào mục đích sử dụng nước và yêu cầu bảo vệ đời sống thủy sinh. Nhật Bản là quốc gia có các tiêu chuẩn nghiêm ngặt về nước thải, với giới hạn nồng độ TN thường dưới 1 mg/L cho nước thải sinh hoạt sau xử lý, nhằm bảo vệ môi trường nước và sức khỏe cộng đồng.

So với các quốc gia phát triển, ngưỡng nồng độ  $\text{NH}_4^+$  cho phép trong nước thải xả ra môi trường tại Việt Nam thường cao hơn. Cụ thể, Theo ngưỡng nồng độ  $\text{NH}_4^+$  (tính theo N) cho phép xả vào nguồn nước tiếp nhận đối với nước thải sinh hoạt (QCVN 14:2025/BTNMT) và nước thải công nghiệp (QCVN 40:2025/BTNMT) hiện hành theo cột A là 5 mg/L.

## **1.2. Các phương pháp truyền thống để xử lý amoni trong nước thải**

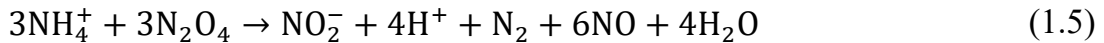
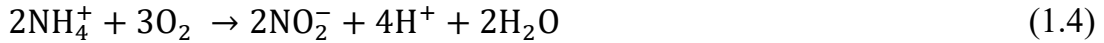
Có rất nhiều nghiên cứu nhằm tìm kiếm các phương pháp để loại bỏ một cách hiệu quả  $\text{NH}_4^+$  trong nước. Loại bỏ  $\text{NH}_4^+$  có thể bao gồm: phương pháp sinh học, phương pháp hóa học, hóa lý. Mỗi phương pháp có những ưu nhược điểm khác nhau và tùy thuộc vào mức độ ô nhiễm, đối tượng, quy mô và mục tiêu xử lý mà mỗi phương pháp sẽ phát huy được các điểm mạnh.

### **1.2.1. Xử lý 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 hủy nitơ trong tự nhiên với ưu điểm tiết kiệm chi phí xử lý. Vi khuẩn có khả năng phân hủy amoni trong nước thải được phân loại thành hai nhóm là vi khuẩn oxi hoá  $\text{NH}_4^+$  hiếu khí và oxi hoá  $\text{NH}_4^+$  kỵ khí. Vi khuẩn hiếu khí như Nitrosomonas và Nitrobacter là nhóm chính xử lý amoni bằng cách chuyển hóa amoni thành nitrit rồi thành nitrat trong quá trình nitrat hóa. Vi khuẩn hiếu khí như Nitrosomonas và Nitrobacter là nhóm chính xử lý amoni bằng cách chuyển hóa amoni thành nitrit rồi thành nitrat trong quá trình nitrat hóa. Vi khuẩn hiếu khí khác như Pseudomonas cũng góp phần xử lý bằng cách phân hủy chất hữu cơ. Mặt khác,

vi khuẩn thiếu khí và kỵ khí như Nitrococcus Denitrificans và Desulfovibrio có thể tham gia vào quá trình khử nitrat thành khí nitơ, một quá trình xảy ra trong môi trường thiếu oxy (chứ không phải trực tiếp xử lý amoni). Quá trình hiếu khí được thể hiện trong phản ứng (1.4) tới (1.7) và kỵ khí được thể hiện trong phản ứng (1.8) [39] :

***Các phản ứng trong quá trình hiếu khí:***



***Các phản ứng trong quá trình kỵ khí:***



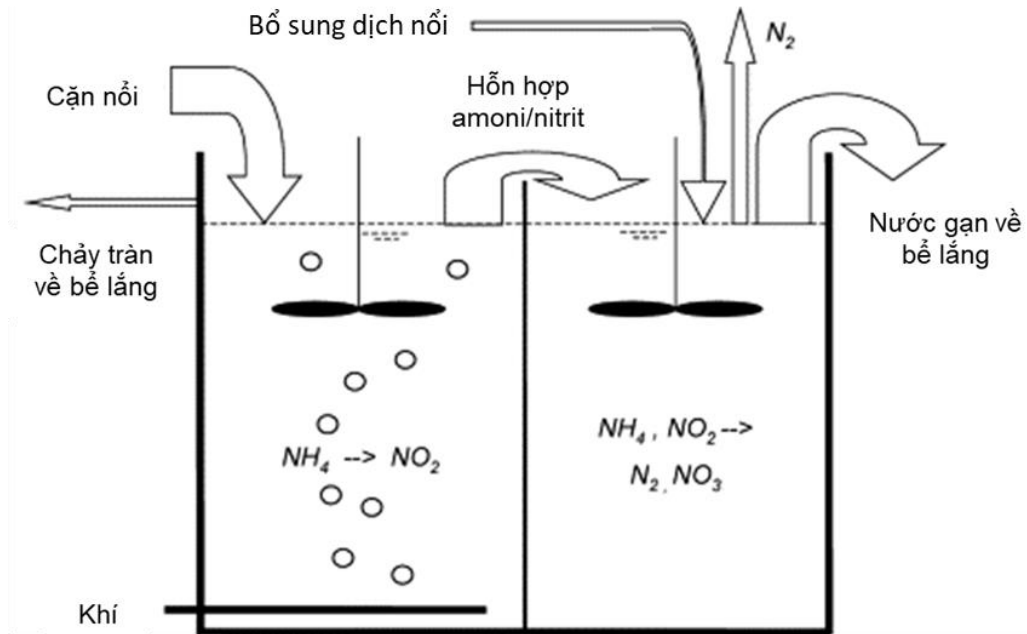
Vi khuẩn hiếu khí sẽ tiêu thụ oxy trong, đóng vai trò như một chất nhận electron để khử  $\text{NH}_4^+$  thành ion nitrit ( $\text{NO}_2^-$ ), tiếp đến là nitrat (NO), cuối cùng trở thành khí  $\text{N}_2$ . Với các vi khuẩn kỵ khí, với điều kiện không có oxi, ion  $\text{NO}_2^-$  sẽ đóng vai trò là một chất cho electron để khử  $\text{NH}_4^+$  thành khí  $\text{N}_2$ .

Các quy trình xử lý sinh học phổ biến hiện nay có thể kể đến gồm công đoạn sinh học kỵ khí-thiếu khí-hiếu khí AAO (Anaerobic-Anoxic-Oxic), công nghệ thiếu khí-kỵ khí AO (Anoxic-Oxic), công nghệ sinh học sử dụng giá thể sinh học lơ lửng MBBR. Các công nghệ AAO và AO chủ yếu dựa trên sự kết hợp tuần tự giữa các giai đoạn kỵ khí, thiếu khí và hiếu khí để tận dụng cơ chế tự dưỡng của từng chủng loại vi sinh vật trong các điều kiện trên tối ưu cho xử lý chất hữu cơ và amoni trong nước thải. Quy trình kỵ khí kỵ khí dựa trên khả năng phân hủy sinh học các chất hữu cơ của các vi sinh vật kỵ khí trong điều kiện không có khí oxy. Công nghệ xử lý kỵ khí thường được lựa chọn cho các nguồn nước thải có tải lượng ô nhiễm hữu cơ cao (COD > 1000 mg/L) mà không cần cấp khí oxy nhờ khả năng phân hủy các chất hữu cơ phức tạp của vi sinh vật kỵ khí. Khác với công nghệ bùn sinh học kỵ khí, các vi sinh vật trong công nghệ bùn hoạt tính hiếu khí sẽ phát triển mạnh trong điều kiện được cấp đủ khí oxy. Từ đó các chất ô nhiễm hữu cơ dưới hoạt động của các vi sinh vật hiếu khí sẽ được oxi hóa thành khí  $\text{CO}_2$ . Ưu điểm của công nghệ xử lý hiếu khí là không gây ra mùi hôi, xử lý hiệu quả và ổn định các chất ô nhiễm hữu cơ, chi phí

thấp và thời gian xử lý ngắn. Tuy nhiên, hiệu quả xử lý của sinh học hiếu khí đối với amoni thường không cao do các vi khuẩn hiếu khí chủ yếu dựa vào  $O_2$  trong không khí để sinh trưởng thay vì tận dụng các hợp chất nito oxit trong nước thải như vi sinh vật khử nito kỵ khí. Với công nghệ MBBR, một lượng lớn các giá thể sinh học có diện tích bề mặt lớn được thả lơ lửng trong bể sinh học làm giá đỡ cho vi sinh bám dính. Công nghệ MBBR có nguyên lý tương đồng với công nghệ xử lý sinh học truyền thống, nhưng ứng dụng các giá thể giúp vi sinh vật sinh trưởng trên giá thể có diện tích bề mặt lớn giúp cải thiện nồng độ bùn sinh học hoạt tính. Đặc điểm của giá thể MBBR là có khối lượng riêng gần tương đồng với nước, giúp các giá thể được phân tán đồng đều bên trong bể. Hơn nữa, với diện tích bề mặt và độ xốp của giá thể, bề mặt tiếp xúc giữa bùn vi sinh hoạt tính với các chất ô nhiễm trong nước thải sẽ được cải thiện. Giá thể sinh học cũng sẽ giúp giữ lại bùn thải thông qua các khe chắn trong bề mặt bể sinh học, giúp cải thiện đáng kể hiệu quả lưu bùn trong bể sinh học và giảm áp lực về kích thước và thời gian lưu cho hạng mục bể lắng tiếp diễn. Bên cạnh những ưu điểm của công nghệ MBBR, một vài tồn tại của công nghệ này là khó khăn và phức tạp trong thao tác đánh giá chất lượng vi sinh vật bám dính trên giá thể, yêu cầu cán bộ vận hành phải có chuyên môn cao về vận hành hệ sinh học sử dụng giá thể.

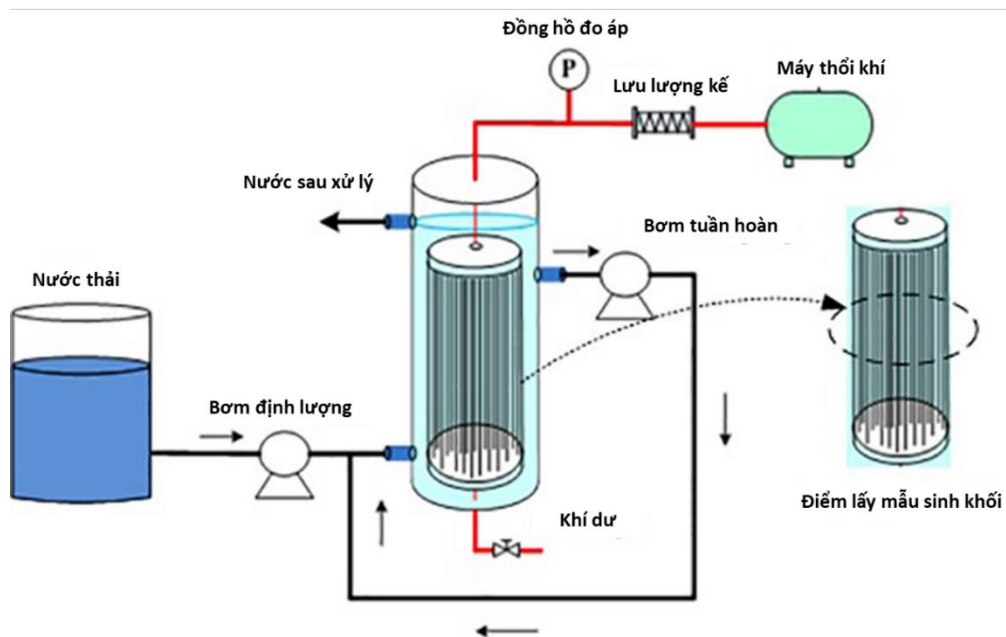
Hiện nay, đã có nhiều công nghệ đã ứng dụng khả năng của những vi khuẩn trên vào quy trình xử lý sinh học để đạt được hiệu quả xử lý các hợp chất nito với hiệu suất từ 60 – 95% [39]. Các phương pháp phổ biến hiện nay trên thế giới để loại bỏ các hợp chất nito trong nước thải hiện nay dựa vào các quá trình nitrification và denitrification là hệ xử lý  $NH_4^+$  hiệu suất cao trên nitrit (single reactor system for ammonium removal over nitrite, SHARON), hệ xử lý nito tự dưỡng toàn phần trên nitrit (completely autotrophic nitrogen-removal over nitrite, CANON), và hệ xử lý nito tự dưỡng thiếu khí (oxygen-limited autotrophic nitrification and denitrification, OLAND) [40].

Hệ xử lý sinh học nitrit 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  $NH_4^+$  nồng độ cao trong nghiên cứu của Fux và cộng sự [41] (Hình 1.4). Dưới điều kiện nhiệt độ 30 °C, thời gian lưu 1 – 1,5 ngày, nồng độ  $NH_4^+$  đầu vào khoảng 650 g N/m<sup>3</sup>, hơn 90% lượng nito đầu vào đã được xử lý chỉ với hàm lượng bùn thải ra không đáng kể.



Hình 1.4. Cấu tạo hệ phản ứng nitrit hoá từng phần và ôxy hoá kị khí  $NH_4^+$  [41]

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 (Hình 1.5) [42].



Hình 1.5. Quy trình hệ xử lý COD và tổng nitơ hiếu khí với màng MBR [42]

Màng sinh học polyvinylidene fluoride (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 đối với 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 g COD/m<sup>2</sup>.ngày và 2,32 g NH<sub>3</sub>-N/m<sup>2</sup>.ngày.

Ưu điểm của các phương pháp sinh học 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. Hơn nữa, đối với các loại nước thải có tỉ lệ cơ chất trên nitơ (C/N) thấp như nước thải chăn nuôi và nước rỉ rác sau kỵ khí sẽ gây ức chế hiệu quả xử lý bằng quá trình sinh học.

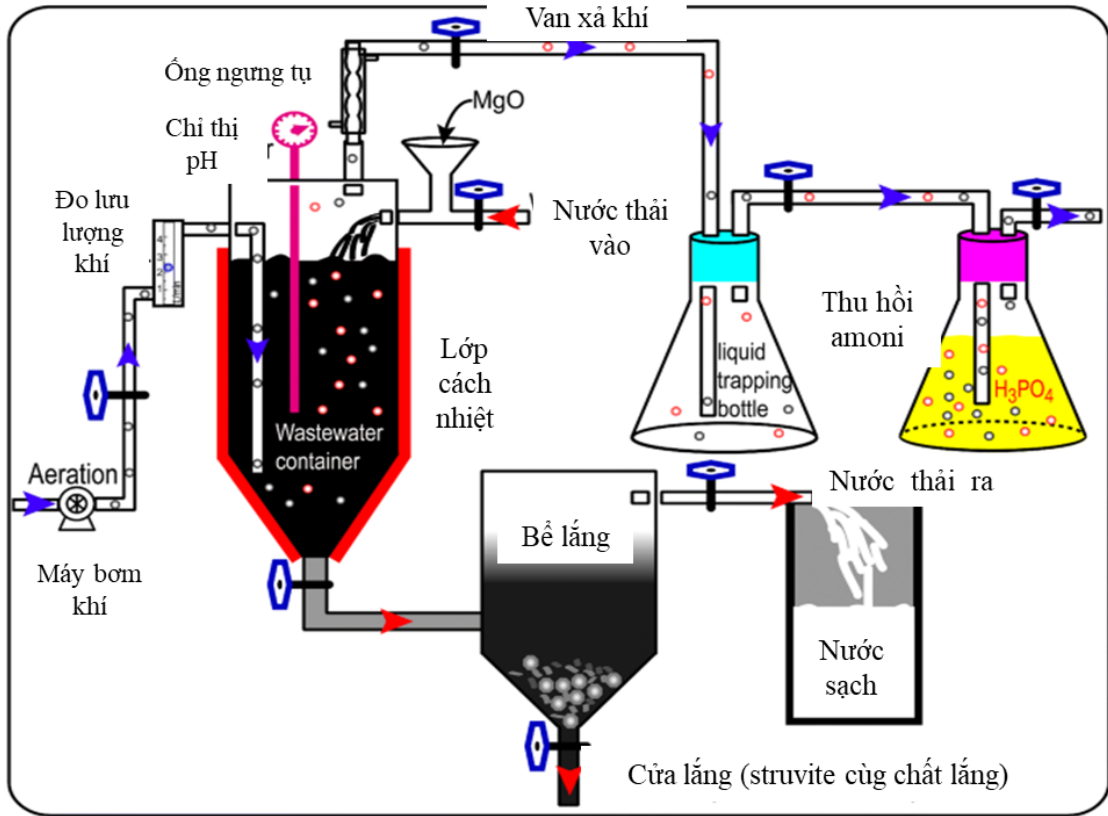
### **1.2.2. Kết tủa hoá học**

Phương pháp kết tủa 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 NH<sub>4</sub><sup>+</sup> trong nước thải, kết tủa struvite, hình thành kết tủa NH<sub>4</sub><sup>+</sup> dưới dạng magnesium ammonium phosphate (MgNH<sub>4</sub>PO<sub>4</sub>.6H<sub>2</sub>O), là một kỹ thuật thường được ứng dụng phổ biến [39]. Về mặt kỹ thuật, kết tủa struvite phù hợp với nước thải có nồng độ phospho-phosphat ở mức trung bình (>50 mg/L), nồng độ amoni-nitơ cao (>1000 mg/L, trừ nước thải chăn nuôi heo), giá trị pH trung tính hoặc cao và độ kiềm cao (>11.000 mg CaCO<sub>3</sub>/L) [43]. 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 không chứa ion gây ảnh hưởng ví dụ như canxi [44]. Trong xử lý amoni, kết tủa struvite được coi là một trong số ít các phương pháp có thể thu hồi dinh dưỡng từ nước thải. Cụ thể, kết tủa struvite tạo thành từ PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> và NH<sub>4</sub><sup>+</sup> trong nước thải sau quá trình xử lý được coi là phân bón nhỏ chậm hơn so với các loại phân bón lỏng và phân hoá học trên thị trường, có thể giúp ngăn ngừa cháy rễ cây và thất thoát dinh dưỡng do rửa trôi [45]. Phản ứng của kết tủa struvite được biểu diễn bằng phương trình (1.9):



Có nhiều nghiên cứu đã ứng dụng phương pháp này vào quy trình xử lý nước thải chứa NH<sub>4</sub><sup>+</sup> khác nhau như nước thải chế biến thực phẩm, nước thải chăn nuôi,

nước thải đầu ra của hệ kỵ khí, nước thải rỉ rác [39]. 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 (Hình 1.6) [46]. 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.

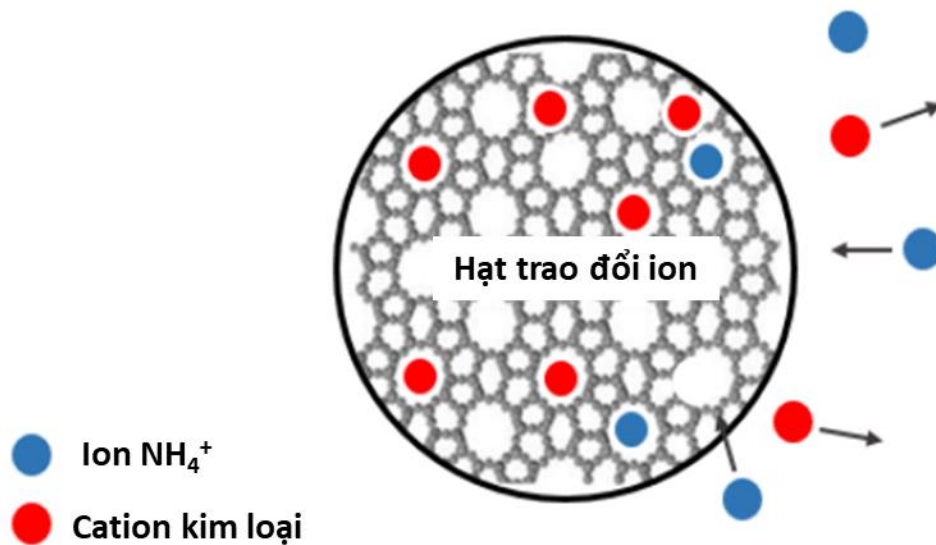


Hình 1.6. Quy trình thu hồi amoni từ nước thải chăn nuôi bằng phương pháp kết tủa struvite [46]

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 sản xuất thực phẩm [47]. 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 [44]. Tuy nhiên, dưới sự xuất hiện của ion canxi, nồng độ amoni đầu ra có thể bị tăng lên 1000 mg/L. Hơn nữa, kết tủa struvite chỉ có thể thu hồi  $\text{NH}_4^+$  và  $\text{PO}_4^{3-}$  có tỉ lệ mol cân bằng trong nước thải. Thông thường trong nước thải, tỉ lệ N:P thường cao hơn 5 lần, gây giảm đáng kể hiệu quả xử lý amoni do lượng hạn chế  $\text{PO}_4^{3-}$  có trong nước thải [48].

### 1.2.3. Trao đổi ion

Quá trình trao đổi ion là những phản ứng hóa học có thể đảo ngược, nhằm loại bỏ các ion hòa tan trong dung dịch và thay thế chúng bằng các ion khác có điện tích tương tự. Trong xử lý nước thải, phương pháp này chủ yếu được sử dụng để làm mềm nước, trong đó các ion canxi và magiê được loại bỏ khỏi nước. Tuy nhiên, phương pháp này ngày càng được sử dụng rộng rãi hơn để loại bỏ các loại ion hòa tan khác, từ đó mở rộng ứng dụng trong xử lý nước thải. Vật liệu trao đổi ion có thể là trao đổi cation – trao đổi các ion mang điện tích dương (cation), hoặc trao đổi anion – trao đổi các ion mang điện tích âm (anion).



Hình 1.7. Cơ chế xử lý  $\text{NH}_4^+$  bằng phương pháp trao đổi ion [49]

Trong quy trình trao đổi phối tử chọn lọc sử dụng các nhựa trao đổi cation polymer thương mại mang các cation kim loại chuyển tiếp, phần lớn các kim loại này không kết tủa thành hydroxide. Thay vào đó, amoni vượt qua sự cạnh tranh trao đổi ion, đạt hiệu suất loại bỏ cao thông qua cơ chế trao đổi phối tử với các phối tử nước kim loại liên kết với ion kim loại [50]. Clark và Tarpeh (2020) đã chứng minh hiệu quả loại bỏ amoni-nitơ đáng kể bằng cách sử dụng zeolit, chủ yếu nhờ vào cơ chế trao đổi cation. Bề mặt của vật liệu kết hợp giữa zeolit và sắt kim loại kích thước nano không hóa trị (nZVI) trở nên tích điện âm hơn, làm tăng số lượng vị trí liên kết anion để tương tác với ion amoni [51]. Eljamal và cộng sự (2022) đã sử dụng vật liệu trao đổi ion tổng hợp từ tỉ lệ tối ưu giữa sắt kim loại nano và zeolit để loại bỏ hiệu quả 85,7% amoni-nitơ trong dung dịch có nồng độ 100 mg/L thông qua lực hút tĩnh điện,

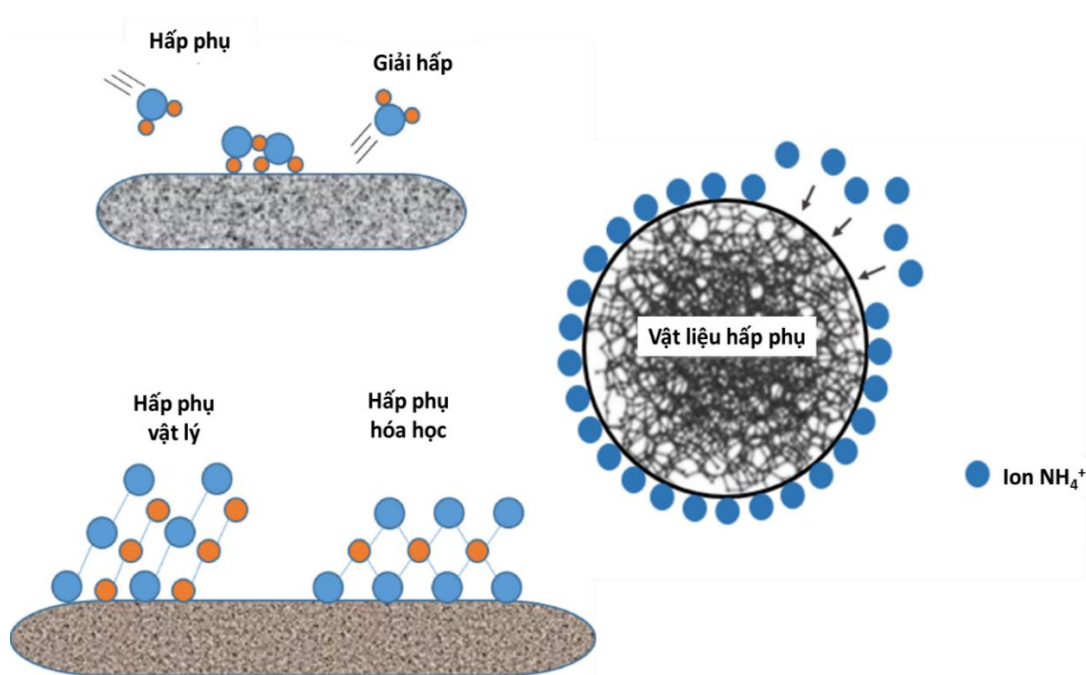
trao đổi cation và hấp phụ, cho thấy hiệu quả nâng cao của vật liệu tổng hợp trong tách từ và loại bỏ amoni [52]. Scandelai và cộng sự (2020) đã sử dụng plagioclase cho quá trình trao đổi ion nhằm loại bỏ 90% amoni, nhưng cũng phát hiện rằng các ion kali, natri, canxi và magiê cạnh tranh vị trí trao đổi ion với amoni trên plagioclase, và khả năng trao đổi bị ảnh hưởng bởi sự có mặt của các phân tử hữu cơ nhỏ chiếm các vị trí hấp phụ, làm giảm khả năng hấp phụ amoni [53]. Trong quá trình phân hủy kỵ khí, sự ức chế amoni là kết quả của hiệu ứng cộng hưởng giữa việc cung cấp ion canxi và loại bỏ ion amoni thông qua trao đổi ion giữa canxi và amoni. Zeolit có thể làm giảm hiệu quả sự ức chế amoni trong quá trình này. Ngoài ra, ưu điểm của việc sử dụng liên tục zeolit và nhựa trao đổi ion là giúp giảm pH của vật liệu và loại bỏ amoni, nitơ thông qua trao đổi ion. Tao và cộng sự (2017) đã loại bỏ trung bình 50% và 70% amoni-nitơ bằng cách sử dụng hệ thống phản ứng có zeolit dạng lông xiên và liều nhựa, giúp giảm hiệu quả sự ức chế amoni trong phân hủy kỵ khí [54]. Tuy nhiên, trong các hệ thống định lượng vật liệu trao đổi ion, sự hiện diện của zeolit và nhựa có thể gây phá vỡ cấu trúc bông bùn thông qua các bước trao đổi ion liên tiếp giữa zeolit hoặc nhựa và ma trận ba chiều, dẫn đến giải phóng các polymer ngoại bào [55]. Cấu trúc của vật liệu trao đổi ion cần phải mở và ổn định để tăng khả năng trao đổi cation, tính chọn lọc cation, thể tích rỗng cao và ái lực mạnh đối với các ion hữu cơ tích điện dương như ion amoni.

Lợi thế của trao đổi ion trong xử lý nước thải là khả năng xử lý đa dạng nồng độ amoni [56]. Tuy nhiên, nhược điểm chính của công nghệ này là chi phí vận hành lớn do nhu cầu hóa chất để tái sinh vật liệu trao đổi ion [49]. Hơn nữa, do phản ứng hóa học có thể đảo ngược trong quá trình trao đổi ion, hiện tượng giải hấp có xu hướng xảy ra do sự dịch chuyển cân bằng, đặc biệt khi nồng độ amoni trong dòng nước đầu vào giảm xuống [49]. Do đó, công nghệ này thường được cân nhắc sử dụng với các loại vật liệu trao đổi ion giá thành thấp, xử lý bậc 3 với nồng độ amoni gần đạt ngưỡng xả thải để đạt hiệu quả bền vững của quá trình và tránh tác động tiêu cực của các cation cạnh tranh.

#### **1.2.4. Hấp phụ**

Hấp phụ là một phương pháp xử lý chi phí thấp, sử dụng cơ chế lý-hóa để loại bỏ amoni hoặc các chất ô nhiễm khác có trong nước thải. Hình 1.8 trình bày sơ đồ nguyên lý của quá trình hấp phụ  $\text{NH}_4^+$  trên bề mặt vật liệu. Hiện nay có nhiều loại vật

liệu hấp phụ được sử dụng để hấp phụ amoni trong nước thải. Phần lớn các vật liệu hấp phụ được tổng hợp từ nhiều nguồn khác nhau, và chủ yếu được sử dụng dưới dạng than hoạt tính. Các vật liệu hấp phụ dựa trên zeolit tự nhiên, bao gồm clinoptilolit và modernit, cũng được chứng minh là có hiệu quả cao. Những vật liệu hấp phụ như vậy thường có diện tích bề mặt rất lớn, cho phép hấp phụ amoni lên bề mặt hiệu quả. Phương pháp hấp phụ vận hành đơn giản, không gây ô nhiễm thứ cấp, mang lại hiệu quả xử lý tốt. Các vật liệu hấp phụ thường được sử dụng bao gồm than hoạt tính, zeolit, alumina, các hợp chất silica và vật liệu hấp phụ nano [57]. Việc sử dụng hấp phụ trong môi trường lỏng là một phương pháp đơn giản và hiệu quả để thu giữ số lượng lớn phân tử amoni trên mỗi đơn vị thể tích, mặc dù một số vật liệu hấp phụ có khả năng loại bỏ cao, nhưng vẫn gặp phải hạn chế như nhu cầu sử dụng lớn, quy trình điều chế phức tạp và thời gian đạt cân bằng hấp phụ kéo dài [58]. Do phân tử amoni có kích thước nhỏ nên khả năng hấp phụ bằng cơ chế vật lý trên bề mặt lỗ xốp thông thường như than hoạt tính là rất yếu. Mặt khác, với cấu hình ion amoni  $\text{NH}_4^+$  với điện tích dương, việc lựa chọn vật liệu hấp phụ có ái lực bề mặt mang điện tích âm để tạo ra cơ chế hấp phụ hóa học (tạo liên kết với bề mặt) như zeolite, hạt trao đổi ion, hay than hoạt tính biến tính thường được chú trọng [59].



Hình 1.8. Mô tả cơ chế hấp phụ amoni trên bề mặt vật liệu [39, 49]

Hiện tượng lỗ xốp bị thay đổi trong quá trình xử lý ảnh hưởng đến hiệu suất hấp phụ về lâu dài, do đó, độ ổn định của vật liệu hấp phụ cũng rất quan trọng [60]. Than hoạt tính biến tính với sắt chứa nhiều nhóm hydroxyl hơn trên bề mặt, khiến bề

mặt tích điện âm mạnh hơn. Natri và sắt được đưa vào bề mặt than hoạt tính để tăng cường lực hút tĩnh điện giữa than hoạt tính và ion amoni. Than hoạt tính mang sắt có thể loại bỏ hiệu quả amoni trong nước thải có nồng độ thấp và nhiệt độ thấp, với hiệu suất loại bỏ amoni đạt 32,5% ở pH 7 và 10 °C [61]. Bentonite biến tính với nhôm và tannin kép cũng được ứng dụng hiệu quả trong việc loại bỏ amoni khỏi nước thải nhiệt độ thấp. Khi pH tăng, điện tích bề mặt của acid tannic giảm mạnh, mang nhiều điện tích âm hơn vào bentonite, có thể nâng cao khả năng loại bỏ amoni-nitơ của vật liệu hấp phụ, trong đó pH 8 được xác định là điều kiện tối ưu [62].

Mousavi và cộng sự (2022) đã tổng hợp vật liệu hấp phụ nano dựa trên zirconium oxide và graphene oxide với các nhóm chức năng (epoxy, hydroxyl và carboxyl) trên bề mặt có khả năng tương tác hiệu quả với amoni và cung cấp điện tích bề mặt phù hợp cho việc loại bỏ amoni [63]. Loại vật liệu hấp phụ nano mới này có thể loại bỏ tối đa 90,11 mg/g amoni, chứng minh rằng các oxit kim loại ở kích thước nano là những vật liệu hấp phụ amoni chọn lọc và hiệu quả nhất. Việc chuyển hóa tro bay thành các sản phẩm zeolit chất lượng cao đang nhận được nhiều sự quan tâm, và Ma và cộng sự (2022) đã sử dụng tổ hợp carbon và zeolit biến tính bằng sắt sunfat để hấp phụ tối đa 7,44 mg/g amoni với hiệu suất loại bỏ tối đa đạt 88%, góp phần ngăn chặn hiện tượng phú dưỡng trong môi trường nước tự nhiên [64]. Alumina với kích thước lỗ hẹp, diện tích bề mặt lớn, mạng lưới xốp cao và bề mặt có tính acid cho phép các phân tử hấp phụ khuếch tán liên tục đến các vị trí hấp phụ bên trong, thuận lợi cho quá trình hấp phụ phân tử amoni có tính kiềm [65].

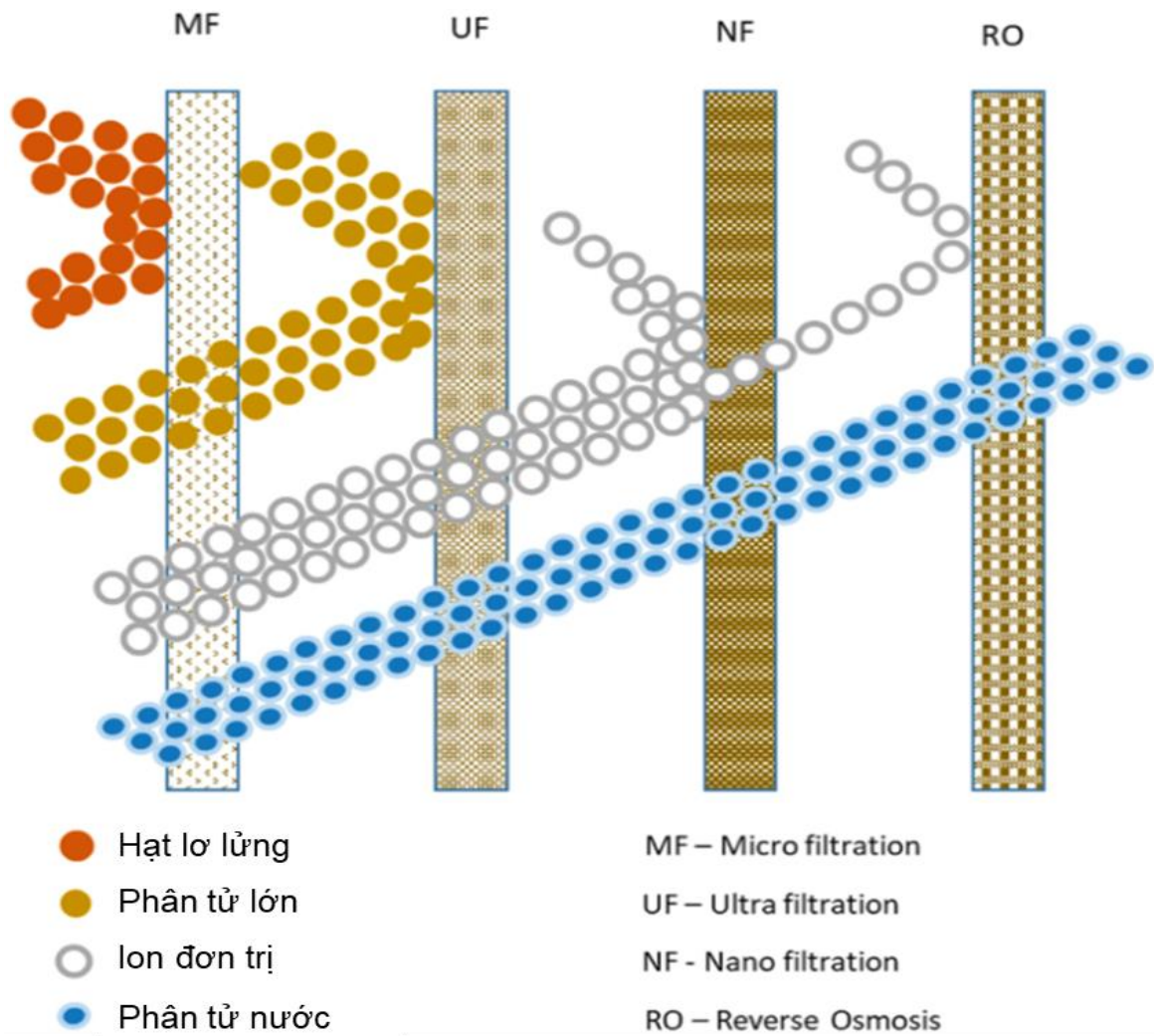
Khả năng trao đổi ion của zeolit tự nhiên khiến chúng trở thành lựa chọn hấp dẫn cho quá trình hấp phụ dưới dạng bột lơ lửng (vật liệu hấp phụ) nhằm loại bỏ amoni khỏi nước [66]. Zeolit tạo ra tương tác điện tích yếu với sự hiện diện của ion amoni trong nước thải thông qua khả năng trao đổi ion, liên kết các cation này với khung silica-aluminate. Zeolit có thể dễ dàng hấp phụ phân tử amoni nhờ vào sự hiện diện phong phú của các nhóm axit Bronsted trên bề mặt. Tác động của sự biến động về nồng độ amoni có thể được giảm thiểu thông qua khả năng hấp phụ amoni của zeolit và tái sinh sinh học bằng quá trình nitrat hóa. Zeolit tự nhiên diabase có hoạt động hiệu quả, hấp phụ hơn 80% lượng amoni trong dung dịch đầu vào [67]. Do zeolit tổng hợp có diện tích bề mặt riêng lớn hơn, thể tích lỗ xốp tổng lớn hơn và kích thước lỗ trung bình nhỏ hơn nên chúng có khả năng hấp phụ amoni-nitơ cao hơn [68].

Huang và cộng sự (2014) cũng cho thấy amoni và phosphat có thể được loại bỏ đồng thời khỏi nước thải mô phỏng nuôi trồng thủy sản bằng cách sử dụng zeolit biến tính và tinh thể guanoite [69]. Xu và cộng sự (2020) đã tạo ra các vật liệu lai zeolit-hạt nano oxit sắt bằng chiết xuất từ lá khuynh diệp và phát hiện rằng việc tăng liều lượng vật liệu hấp phụ sẽ làm tăng số lượng các vị trí hấp phụ tương tác với cả hai ion và diện tích bề mặt sẵn có, từ đó cải thiện hiệu suất loại bỏ amoni tổng thể (1,4 – 56,57%) [51].

Tóm lại, quá trình hấp phụ amoni dựa trên sự tương tác tĩnh điện giữa ion amoni (cation) và vật liệu hấp phụ có bề mặt phân cực. Xu hướng phát triển hiện nay là tối ưu hóa các vật liệu hấp phụ chi phí thấp nhằm giảm tổng chi phí và nâng cao hiệu quả xử lý. Ngoài ra, các yếu tố như pH, nhiệt độ và lượng vật liệu hấp phụ sử dụng cũng ảnh hưởng đến hiệu suất hấp phụ amoni. Bên cạnh đó, quá trình hấp phụ trong xử lý amoni vẫn tồn tại một số hạn chế như hiệu suất không ổn định do ion cạnh tranh và chất hữu cơ trong nước thải. Việc tái sinh vật liệu gây tốn kém và tạo dòng thải thứ cấp, trong khi một số vật liệu cần thời gian hấp phụ dài và dễ suy giảm hiệu suất do tắc nghẽn hoặc sụp đổ cấu trúc. Vật liệu cải tiến tuy hiệu quả cao nhưng chi phí và quy trình chế tạo phức tạp. Hiệu quả hấp phụ còn phụ thuộc nhiều vào pH và nhiệt độ của môi trường.

### ***1.2.5. Màng lọc***

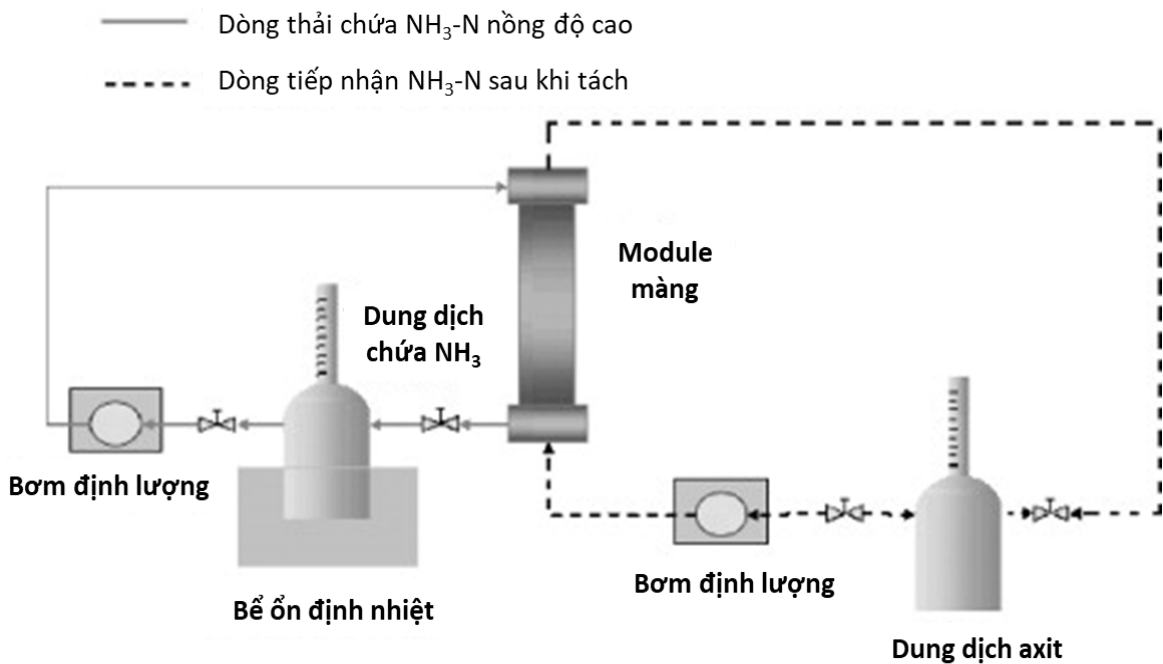
Sử dụng màng lọc là phương pháp tách biệt các chất rắn và các thành phần hoà tan ở kích thước phân tử khỏi nước thải thông qua lớp màng bán thấm thấu. Các loại màng lọc phổ biến hiện nay đó là RO (reverse osmosis), UF (ultrafiltration), MF (microfiltration), NF (nanofiltration), được lựa chọn và sử dụng tùy thuộc vào kích thước chất thải cần được loại bỏ khỏi nguồn nước (Hình 1.9). 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.



Hình 1.9. So sánh hiệu năng của các loại màng lọc khác nhau [39]

Trong những năm gần đây, sự phát triển của bộ tiếp xúc màng sợi rỗng đã tạo ra một phương pháp thay thế khác để loại bỏ các chất ô nhiễm dễ bay hơi như  $\text{NH}_3$ . Bộ tiếp xúc màng thường có cấu trúc vi xốp (từ 0.1 đến 2.5  $\mu\text{m}$ ) và kỹ nước thường được lựa chọn để xử lý và thu hồi amoni do phù hợp với kích thước của ion này trong nước (0.15 – 0.35 nm) giúp thẩm thấu hiệu quả ion này tới dòng thu hồi mà không lẫn các tạp chất khác. Thông qua quá trình hấp thụ và stripping, quá trình chuyển khối giữa pha lỏng-lỏng hoặc khí-lỏng diễn ra mà không làm pha trộn hai pha với nhau [70, 71]. Ví dụ, sợi rỗng kỹ nước có khả năng phân tách pha dung dịch chứa  $\text{NH}_3$  ở phía vỏ ngoài và dung dịch axit pha loãng (thường là axit sulfuric) ở phía trong ống.  $\text{NH}_3$  ở phía vỏ ngoài khuếch tán từ dung dịch số lượng lớn đến bề mặt giao diện giữa dung dịch cấp và màng, sau đó thẩm thấu qua màng và cuối cùng phản ứng với axit ở giao diện còn lại để tạo thành hợp chất không bay hơi (Hình 1.10) [70]. Do đó,  $\text{NH}_4^+$  trong nước thải sẽ được kiềm hóa thành  $\text{NH}_3$  và được loại bỏ nhờ màng lọc.

Các công nghệ xử lý  $\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$  trong nước thải bằng công nghệ màng đã được triển khai thương mại hóa ở Châu Âu từ năm 2002. Mô-đun phổ biến nhất được sử dụng là Liqui-Cel® Membrane Contactors do Celgard LCC phát triển. Hệ thống này có khả năng xử lý và xử lý một dòng nước thải có lưu lượng cao lên đến  $10 \text{ m}^3/\text{h}$ , với nồng độ amoniac trong nước cấp có thể lên tới  $1100 \text{ mg/L}$  và hiệu quả loại bỏ đạt hơn 95% [72]. Phương pháp sử dụng màng thấm thấu mang lại một số lợi ích so với các phương pháp tách  $\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$  truyền thống khác. Những lợi ích bao gồm tốc độ loại bỏ  $\text{NH}_3$  nhanh do diện tích bề mặt tiếp xúc lớn [70, 73]; không có hiện tượng chảy tràn/quá tải/tao bọt [70, 71]; có khả năng thu hồi và tái sử dụng các hợp chất dễ bay hơi [70]; hoạt động dưới áp suất chênh lệch thấp, do đó giảm chi phí đầu tư [70]; có khả năng xử lý một dải rộng nồng độ  $\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$  [70] và có thể sử dụng cho nồng độ rất thấp ( $\sim 1 \text{ mg/L}$ ) [73]; dễ dàng mở rộng quy mô [71].



Hình 1.10. Sơ đồ quy trình thử nghiệm sử dụng màng thấm thấu trong xử lý amoni trong nước thải [70]

Tuy nhiên, cũng có một số vấn đề khi sử dụng phương pháp xử lý bằng màng tiếp xúc. Màng có xu hướng bị bám bẩn do tạp chất rắn, làm giảm hiệu quả của quá trình thấm thấu. Bản thân màng với kích thước lỗ xốp nhỏ cũng tạo ra trở lực nhất định cho quá trình truyền khối. Tuổi thọ của vật liệu màng thường không cố định, tùy thuộc vào kích thước lỗ màng và loại nước thải xử lý. Tuổi thọ ngắn yêu cầu thay thế màng thường xuyên, điều này sẽ làm tăng chi phí vận hành và bảo trì [71]. Mặc dù phương

pháp sử dụng màng có những nhược điểm này, nhưng nó vẫn là một lựa chọn hấp dẫn cho nhiều ứng dụng trong ngành công nghiệp vì nó có nhiều lợi thế hơn so với các quá trình khác. Các nhà khoa học và các nhà nghiên cứu đã liên tục đưa ra các tiến bộ trong quá trình này để cải thiện hiệu quả và giảm thiểu những nhược điểm. Hasanoglu và cộng sự [70] đã tiến hành các thí nghiệm điều tra việc loại bỏ  $\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$  bằng hai loại mô-đun bộ tiếp xúc màng, gồm mô-đun màng sợi rỗng và màng tấm phẳng. Họ đã quan sát thấy rằng tỷ lệ thu hồi amoniac cao lên tới 99,83% sau 35 phút và 150 phút đối với mô-đun màng sợi rỗng và màng tấm phẳng, tương ứng. Tương tự, Ashrafizadeh và Khorasani [73] cũng đã nghiên cứu việc loại bỏ  $\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$  từ dung dịch nước bằng cách sử dụng bộ tiếp xúc màng sợi rỗng polypropylene và nhận thấy rằng trong điều kiện phù hợp, chẳng hạn như pH 10 của dung dịch cấp, có thể đạt được tới 99% hiệu quả loại bỏ  $\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$ . 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  $\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$  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.

### **1.2.6. Stripping**

Stripping (hay air stripping) là quy trình thổi khí qua dòng nước ô nhiễm để loại bỏ các chất ô nhiễm hóa hơi trong nước như  $\text{NH}_3\text{-N}$ , dung môi hữu cơ (isopropyl alcohol) và các chất hữu cơ dễ bay hơi (VOCs). Đối tượng xử lý của phương pháp stripping sẽ là các hợp chất ô nhiễm hóa hơi, dễ bay hơi trong nước, có thể dễ dàng chuyển từ pha lỏng sang pha khí. Không khí thổi qua dòng nước ô nhiễm sẽ giúp thổi bay các chất ô nhiễm hóa hơi nhanh và hiệu quả hơn. Dòng chất ô nhiễm hóa hơi sẽ được thu gom để xử lý hoặc đưa ra môi trường trong trường hợp nồng độ loãng trong không khí.

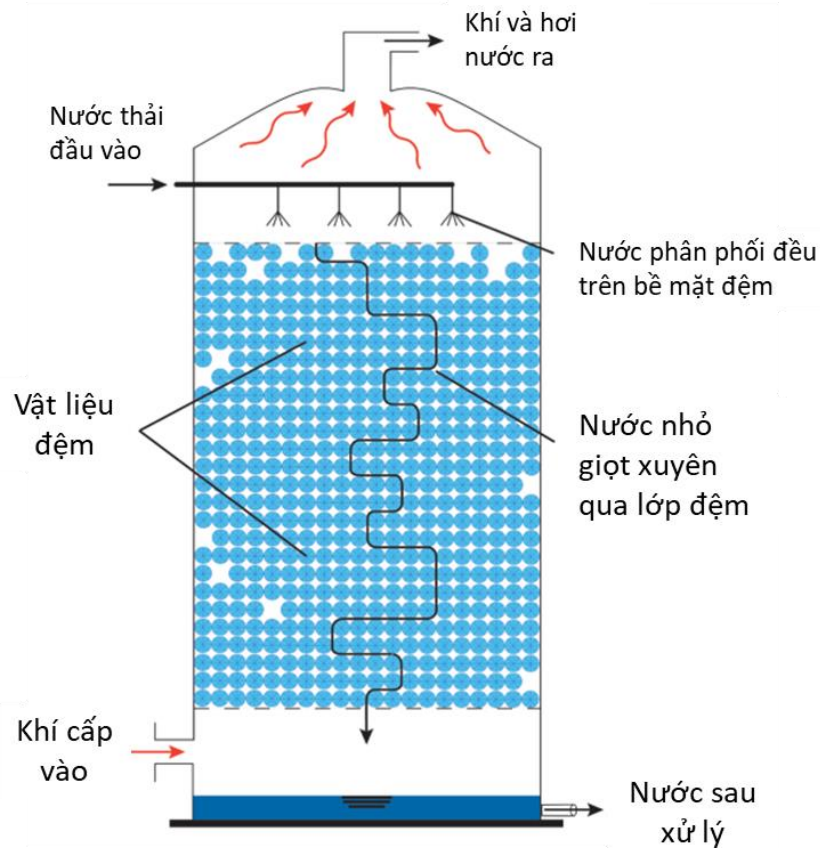
Quá trình stripping (thổi khí) trong xử lý nước thải là một quá trình truyền khối pha lỏng – pha khí, trong đó các chất ô nhiễm có khả năng bay hơi được chuyển từ nước sang không khí nhờ sự chênh lệch nồng độ và áp suất hơi giữa hai pha. Nguyên lý cơ bản của stripping dựa trên việc tăng cường diện tích tiếp xúc giữa nước thải và không khí, đồng thời duy trì điều kiện để các hợp chất dễ bay hơi như amoniac,  $\text{H}_2\text{S}$ ,

CO<sub>2</sub> và các hợp chất hữu cơ dễ bay hơi (VOCs) thoát ra khỏi pha lỏng một cách hiệu quả. Khi không khí được thổi qua dòng nước thải, nồng độ chất ô nhiễm trong pha khí ban đầu gần như bằng không, tạo ra động lực truyền khối lớn, thúc đẩy sự khuếch tán của các chất ô nhiễm từ nước sang không khí. Thiết bị stripping phổ biến nhất là tháp stripping dòng chảy ngược, trong đó nước thải được phân phối từ đỉnh tháp và chảy qua lớp vật liệu đệm, còn không khí được cấp từ đáy tháp đi ngược chiều dòng nước. Cấu hình này tạo ra diện tích bề mặt tiếp xúc rất lớn, tăng cường hiệu quả truyền khối so với các hình thức sục khí thông thường. Ngoài ra, các bể sục khí cũng được sử dụng, trong đó bọt khí được phân tán trong nước thải để thúc đẩy quá trình bay hơi của các chất ô nhiễm. Khả năng một hợp chất có thể được loại bỏ bằng stripping phụ thuộc chủ yếu vào hằng số Henry, là tỷ lệ nồng độ chất ô nhiễm tại trạng thái cân bằng giữa pha khí và pha lỏng. Các hợp chất có hằng số Henry lớn sẽ dễ dàng chuyển từ pha lỏng sang pha khí và do đó rất phù hợp với công nghệ stripping. Hằng số Henry phụ thuộc vào bản chất hóa học của hợp chất và nhiệt độ, đồng thời tuân theo phương trình Van't Hoff. Trong thực tế, các hợp chất như amoniac hoặc VOCs có hằng số Henry đủ lớn để stripping trở thành một giải pháp kỹ thuật và kinh tế hiệu quả. Về mặt động học, quá trình stripping được mô tả thông qua hệ số truyền khối tổng quát  $K_{La}$ , đại diện cho tốc độ chuyển khối qua bề mặt tiếp xúc khí – lỏng. Theo mô hình hai lớp (two-film model), tại bề mặt tiếp xúc tồn tại các lớp chảy tầng ở cả pha lỏng và pha khí, tạo ra các điện trở truyền khối. Tổng điện trở truyền khối là tổng của điện trở pha lỏng và pha khí. Đối với các hợp chất rất dễ bay hơi, điện trở pha lỏng thường chi phối quá trình, trong khi đối với các hợp chất ít bay hơi hơn, cả hai điện trở đều có vai trò quan trọng.

Quá trình stripping chủ yếu sử dụng thiết bị stripping hoặc bể sục khí để đẩy không khí qua nước thải. Kích thước và kiểu dáng của thiết bị stripping sẽ phụ thuộc vào thành phần ô nhiễm và lưu lượng nước thải cần xử lý. Thiết bị stripping phổ biến nhất hiện nay là tháp stripping, là một dạng bể cao có nhồi các vật liệu đệm bằng nhựa, thép hoặc ceramic. Nước thải sẽ được bơm vào tháp từ phía trên và phân phối đều trên bề mặt vật liệu đệm. Dòng nước sẽ nhỏ giọt xuyên qua các khoảng trống giữa các vật liệu ở dạng các dòng chảy nhỏ giúp tăng diện tích tiếp xúc với dòng khí thổi từ dưới đáy tháp. Mặt khác, ở bể thổi khí sẽ loại bỏ các chất ô nhiễm thông qua việc sục bọt khí vào bể chứa nước thải. Không khí và hơi nước bốc lên tích tụ phía trên

thiết bị stripping và bể sục khí sẽ được thu gom để xử lý hoặc đưa ra ngoài môi trường. Nước đã xử lý chảy xuống đáy, thu thập và thử nghiệm để đảm bảo đáp ứng các yêu cầu làm sạch. Nước có thể cần xử lý bổ sung để đạt được mức yêu cầu.

Tháp stripping dòng chảy ngược có khả năng tạo ra diện tích bề mặt giao thoa lớn giúp cải thiện hiệu quả chuyển khối các hợp chất hóa hơi tốt hơn các thiết bị sục khí khác. Do vậy, phương pháp này tạo ra nhiều lợi thế trong hiệu quả xử lý và chi phí trong xử lý các hợp chất bay hơi từ nước cấp và nước thải. Các phương trình đã được phát triển và tối ưu để thiết kế hệ thống xử lý cho từng hợp chất cụ thể. Bên cạnh đó, các nghiên cứu thí điểm đã được điều chỉnh phù hợp với mọi quy mô và độ nhạy của các yêu cầu xử lý của các dự án, để có thể thiết lập được các thông số kỹ thuật thiết kế chính và xác định ước tính tổng chi phí đầu tư. Các yếu tố thứ cấp có thể ảnh hưởng đến chi phí và hiệu quả xử lý của quy trình stripping sẽ được cân nhắc. Việc ước tính chi phí và quy mô hệ thống để giảm thiểu tiêu thụ năng lượng cũng được xem xét trong quá trình thiết kế.



Hình 1.11. Cấu tạo và cơ chế hoạt động của tháp stripping [74]

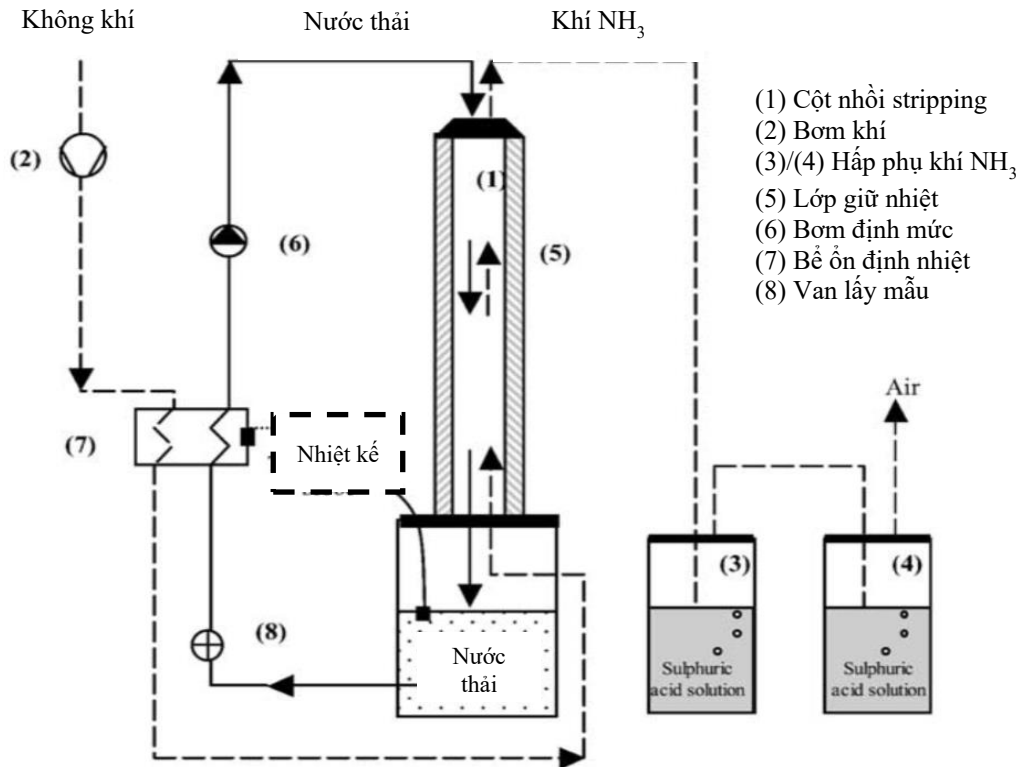
Trong xử lý  $\text{NH}_4^+$  bằng stripping, nước thải sẽ được kiềm hóa để chuyển đổi dạng ion sang dạng  $\text{NH}_3$  tự do, sau đó  $\text{NH}_3$  được thổi bay khỏi nước thải thông qua quá

trình stripping. Trong quá trình này, nước chứa  $\text{NH}_4^+$  được nâng pH hoặc làm nóng được cấp từ trên xuống tháp stripping, trong khi luồng khí ngược dòng được đưa vào từ đáy tháp. Sau khi qua xử lý, khí chứa  $\text{NH}_3$  đi vào tháp hấp thụ  $\text{NH}_3$ , nơi nó được hấp thụ bằng axit sulfuric để tạo ra sản phẩm phân bón. Ngoài ra, bằng cách tăng pH, ion  $\text{NH}_4^+$  có thể được tách (stripping) khỏi pha lỏng thông qua quá trình chiết xuất hơi nước và được hấp thụ bằng axit photphoric, giúp tránh phát thải khí amoniac ra môi trường và giảm hiệu ứng nhà kính [75, 76].

*Bảng 1.4.* Thông số vận hành và hiệu quả xử lý amoniac bằng phương pháp stripping trong các nghiên cứu

<b>Nồng độ amoniac</b>	<b>Lưu lượng khí</b>	<b>pH</b>	<b>Nhiệt độ</b>	<b>Hiệu quả xử lý (%)</b>	<b>TLTK</b>
1,58 – 4,5 g/kg	10 L/phút	9	40 °C	87	[77]
16.200 mg/L	10 L/phút	12	-	94	[78]
98 mg/L	45 L/phút	12,38	40 °C	98	[79]
1600 mg/L	3600 L/h	9,25	18,5 °C	98	[80]
1000-3700 mg/L	262 L-khí/L-nước	8,5	70 °C	63	[81]

Kỹ thuật stripping  $\text{NH}_3$  được đánh giá là rất hiệu quả trong xử lý nước thải chứa  $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$  và các hợp chất độc hại, như thể hiện trong Bảng 1.4. Quá trình này thường yêu cầu pH trên 9,25, vì ở mức pH > 9, sự bay hơi  $\text{NH}_3$  từ hỗn hợp  $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$  trở nên thuận lợi về mặt nhiệt động lực học, do cân bằng chuyển dịch về phía  $\text{NH}_3$  [82]. Kỹ thuật stripping  $\text{NH}_3$  được coi là ổn định và dễ kiểm soát hơn so với các quy trình sinh học trong xử lý nước thải [83]. Provolò và cộng sự (2017) đã phát triển một quy trình stripping hơi nước nhỏ chậm, giúp khắc phục hạn chế về nhu cầu năng lượng gia nhiệt và hóa chất để đạt hiệu suất stripping đạt tối đa ở pH 9 và 40 °C [77].



Hình 1.12. Sơ đồ quy trình stripping amoni từ nước thải chăn nuôi lợn [84]

Ulu và Kobya (2020) cũng phát hiện rằng stripping hiệu quả hơn kết tủa hóa học trong xử lý NH<sub>4</sub><sup>+</sup>/NH<sub>3</sub> [78]. Ở mức pH 12, công nghệ stripping đã loại bỏ hơn 90% NH<sub>4</sub><sup>+</sup>/NH<sub>3</sub>, nhờ vào việc tăng diện tích tiếp xúc khí-lỏng, giảm áp suất riêng phần của nitơ và tăng pH [85]. Bonmati và Flotats cũng sử dụng mô hình tháp stripping với chiều cao 1m, đường kính đệm 5 cm và thể tích đệm 1,9 L để NH<sub>4</sub><sup>+</sup>/NH<sub>3</sub> amoni trong nước thải chăn nuôi lợn [84]. Với điều kiện vận hành ở nhiệt độ chất lỏng 80 °C, Q<sub>G</sub>/Q<sub>L</sub> = 75 và thời gian lưu 4 h, hiệu suất loại bỏ amoni đạt được từ 96% đến 98,8% từ nồng độ amoni đầu vào trong khoảng từ 3,39 – 3,68 g/kg. Tuy nhiên, mức pH cao sau quá trình stripping đòi hỏi phải bổ sung axit để giảm pH trở lại và tuần hoàn bùn lỏng. Việc sử dụng quá nhiều hóa chất để điều chỉnh pH, cùng với nguy cơ tích tụ bùn sinh học trong cột tháp và bộ trao đổi nhiệt, là những yếu tố chính làm tăng đáng kể chi phí vận hành và bảo trì của các công nghệ thổi khí truyền thống.

Nhiệt độ cao làm tăng áp suất hơi bão hòa của amoniac tự do trong dung dịch, từ đó khuếch đại động lực chuyển pha từ lỏng sang khí, đồng thời nâng cao tốc độ khuếch tán và truyền khối của các phân tử trong cả hai pha [86]. Ngoài ra, phương pháp chiết xuất bằng hơi nước có những hạn chế, bao gồm chỉ có hiệu quả đối với nước thải chứa 10–100 mg/L amoniac, không thể thực hiện trong điều kiện làm lạnh,

không loại bỏ nitrit hoặc nitơ hữu cơ, và gây ô nhiễm do phản ứng giữa amoniac trong không khí và lưu huỳnh dioxit.

Mặc dù các nghiên cứu căn bản nêu trên đã thể hiện rõ ưu điểm của quá trình stripping sử dụng cột nhồi như hiệu suất cao và không phụ thuộc vào hoá chất phụ trợ, một vài hạn chế đã giới hạn khả năng ứng dụng kỹ thuật này vào quy mô thực tế. Như đã nói ở trên, hiệu quả của quá trình truyền khối trong stripping phụ thuộc vào thể tích nhồi và tỉ lệ  $Q_G/Q_L$ . Do đó khi ứng dụng vào quy mô lưu lượng thực tế, thiết bị được yêu cầu phải có kích thước rất lớn để kéo dài thời gian lưu chất lỏng trong phần nhồi dẫn tới chi phí đầu tư ban đầu cho vật liệu tương đối cao [87]. Bên cạnh đó, khi vận hành ở tỉ lệ  $Q_G/Q_L$  tối đa, lưu lượng khí quá lớn so với lưu lượng chất lỏng sẽ gây hiện tượng tắc dòng chất lỏng ngược chiều dẫn gây khó khăn trong vận hành và bảo trì. Trong nghiên cứu xử lý amoni từ nước thải rỉ rác với cột nhồi quy mô pilot của tác giả Santos và cộng sự (2020), tuy kích thước thiết bị tương đối lớn với chiều cao 1,95 m và đường kính cột 150 mm, quá trình phải cần thời gian lưu nước thải từ 4-9 ngày dưới dạng tuần hoàn ra vào cột để đạt 98% hiệu suất xử lý amoni [88]. Điểm yếu chính gây giới hạn tỉ lệ  $Q_G/Q_L$  của cột nhồi đó chính là do dòng nước chảy ngược phụ thuộc hoàn toàn vào trọng lực khi chảy qua phần nhồi, khi gặp lưu lượng khí quá lớn sẽ gây hiện tượng tắc hoặc chảy tràn ngược dòng chất lỏng.

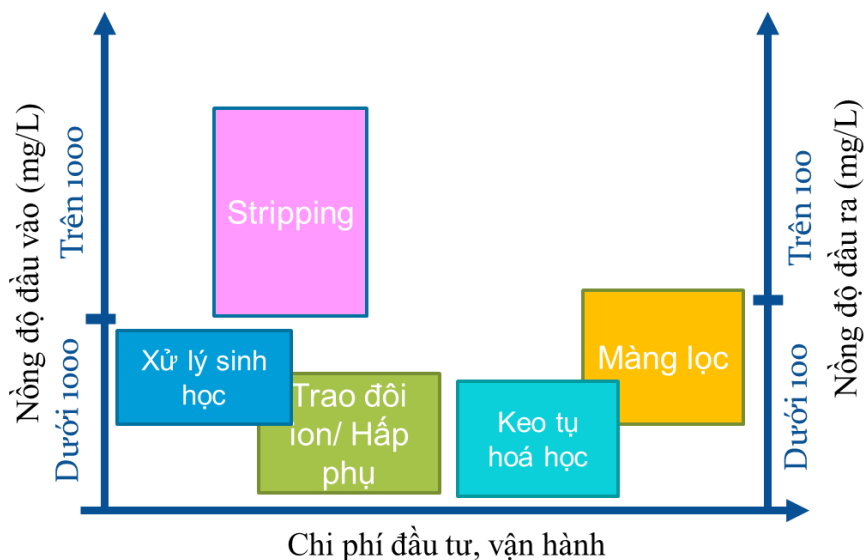
Nhìn chung, kỹ thuật stripping sử dụng các thiết bị truyền thống như tháp đệm đứng, tháp khay hoặc bể sục khí tuy đã được ứng dụng rộng rãi, nhưng vẫn tồn tại nhiều hạn chế về mặt kỹ thuật và kinh tế. Trước hết, hiệu quả chuyển khối bị giới hạn bởi trường trọng lực tự nhiên, dẫn đến hệ số truyền khối theo thể tích ( $K_{La}$ ) thấp, đặc biệt đối với các hợp chất có hằng số Henry trung bình hoặc thấp như amoniac và một số VOCs khó bay hơi. Để đạt hiệu suất xử lý cao, các hệ thống này thường phải tăng chiều cao cột, lưu lượng khí hoặc thời gian lưu, kéo theo kích thước thiết bị lớn, chiếm nhiều không gian và chi phí đầu tư cao. Bên cạnh đó, hiện tượng ngập lụt (flooding) và tổn thất áp suất tăng nhanh khi vận hành ở lưu lượng khí lớn là rào cản quan trọng, làm giới hạn khả năng tăng công suất xử lý. Ngoài ra, trong quá trình stripping amoniac, thiết bị truyền thống thường yêu cầu điều chỉnh pH lên mức cao và/hoặc gia nhiệt, dẫn đến tiêu thụ nhiều hóa chất và năng lượng, đồng thời phát sinh chi phí vận hành và bảo trì đáng kể. Sự phân bố pha lỏng trong lớp đệm của tháp đứng cũng dễ xảy ra hiện tượng phân bố không đồng đều (maldistribution) và tích tụ cặn, bùn sinh học, gây tắc

ngăn vật liệu đệm và làm suy giảm hiệu suất theo thời gian. Hơn nữa, khí thải giàu chất ô nhiễm sau stripping thường cần xử lý bổ sung (hấp thụ, hấp phụ hoặc ngưng tụ), làm tăng độ phức tạp của hệ thống. Những hạn chế này cho thấy stripping truyền thống khó đáp ứng yêu cầu xử lý hiệu quả cao, thiết bị gọn nhẹ và tiết kiệm năng lượng trong bối cảnh các quy trình công nghiệp và môi trường ngày càng đòi hỏi hiệu suất và tính bền vững cao hơn.

### 1.2.7. So sánh các phương pháp xử lý amoni trong nước thải

Trong nhóm các công nghệ xử lý amoni, có thể thấy rằng các phương pháp xử lý trên đều có khả năng xử lý hiệu quả amoni xuống tới ngưỡng đạt chuẩn (dưới 10 mg/L). Tuy nhiên, đối với thành phần nước thải nồng độ amoni cao (trên 1000 mg/L), ngoại trừ phương pháp stripping, các phương pháp còn lại đều không phù hợp do yêu cầu nồng độ amoni đầu vào dưới 200 mg/L. Đối với quy trình xử lý sinh học, nồng độ amoni cao sẽ ảnh hưởng đến tỉ lệ C/N dẫn tới ức chế quá trình sinh học. Tải lượng amoni cao cũng làm tăng tần suất thay đổi vật liệu hấp phụ, trao đổi ion đối với hấp phụ hoặc yêu cầu lượng hóa chất lớn với quá trình keo tụ hóa học, dẫn tới mất tính khả thi về mặt chi phí với hai phương pháp này. Tương tự như vậy, phương pháp màng lọc cũng sẽ yêu cầu số lượng mô-đun lớn đồng thời dòng đậm đặc từ nồng độ amoni cao cũng sẽ là vấn đề lớn dẫn tới khó khăn trong vận hành và chi phí đối với tải lượng amoni cao. Tóm lại, nồng độ amoni nồng độ quá cao là nhược điểm cố hữu cản trở khả năng ứng dụng và vận hành hiệu quả của các phương pháp xử lý trên.

Mặt khác, phương pháp stripping phụ thuộc hoàn toàn vào cơ chế chuyển khối của thành phần  $\text{NH}_3$  (chuyển dịch từ  $\text{NH}_4^+$ ) trong nước thải trên nguyên lý chuyển khối hai lớp (two-film). Hiệu quả xử lý amoni của phương pháp stripping hoàn toàn không phụ thuộc vào nồng độ đầu vào mà chủ yếu sẽ phụ thuộc nhiều hơn vào tính chất thủy động lực của hai pha, các điều kiện vận hành và tính chất vật lý (Nhiệt độ, áp suất, ...) của hệ tiếp xúc. Do đó, phương pháp stripping sử dụng cột tiếp xúc là phương án phổ biến được các nhà máy áp dụng để tiền xử lý loại bỏ amoni nồng độ cao trong nước thải trước khi áp dụng các phương pháp đã nhắc tới trước đó.



Hình 1.13. So sánh các phương pháp xử lý amoni từ trong nước thải [39]

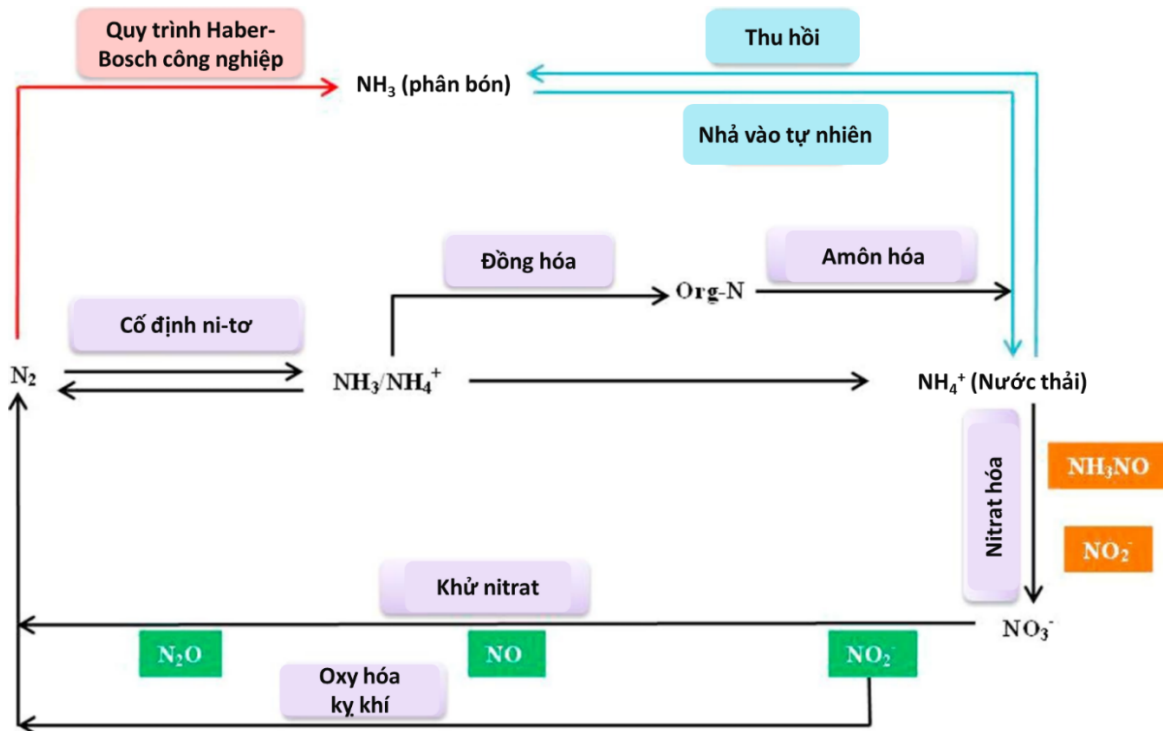
### 1.3. Xu hướng xử lý nước thải kết hợp thu hồi tài nguyên

#### 1.3.1. Xu hướng thu hồi amoni từ nước thải

Nước thải phát sinh, mối lo ngại đối với sức khỏe con người và nguy cơ môi trường thúc đẩy các nỗ lực trong nghiên cứu và triển khai ứng dụng trong xử lý nước thải từ các hoạt động công nghiệp [43]. Tuy nhiên, năng lượng và tài nguyên đáng kể như đất đai và cơ sở hạ tầng phục vụ cho xử lý nước thải đang trở thành những trở ngại. Hơn nữa, chất thải thứ cấp như bùn thải trong quá trình xử lý nước có thể gây ô nhiễm môi trường. Do đó, các phương pháp xử lý đang được nghiên cứu để thay đổi hướng tới sự bền vững và tuần hoàn trong xử lý nước thải [89, 90]. Động lực cho xu hướng này đến từ giá trị thị trường ngày càng tăng của một số thành phần có sẵn trong nước thải (bao gồm giá nước cấp, kim loại, chất dinh dưỡng như amoni và năng lượng) có khả năng thu hồi [90, 91]. Quan trọng hơn, các cấp quản lý ngày nay nhận thức rõ hơn về nhu cầu tiêu thụ ít năng lượng trong sản xuất nói chung và xử lý nước thải nói riêng. Do đó, nước thải và các thành phần trong nước thải được coi là nguồn tài nguyên giá trị có thể tái tạo [92].

Nitơ là nguồn tài nguyên tái tạo có tầm quan trọng lớn đối với sự phát triển của sinh vật [90]. Theo chu trình nitơ, có rất nhiều  $N_2$  trong khí quyển nhưng sinh vật không thể hấp thụ trực tiếp do thiếu nitơ phân tử có khả năng phản ứng. Quá trình cố định nitơ sinh học thường được thực hiện bởi thực vật để hấp thụ  $N_2$  ở dạng phản ứng thông qua enzyme nitrogenase và tia chớp. Sau đó, amoni được chuyển hóa thành nitrit bởi các vi sinh vật oxy hóa amoni, sau đó được chuyển hóa thành nitrat thông qua các vi sinh vật oxy hóa nitrit [93]. Quá trình này được gọi chung là quá trình nitrat hóa. Ngược lại, nitơ phân cũng được tạo thành từ bằng các vi sinh vật thông qua quá trình khử nitrat. Amoniac với nitrit là chất nhận điện tử có thể bị oxy hóa thành khí nitơ thông qua vi khuẩn oxy hóa amoni kỵ khí [94]. Điều đáng chú ý là lượng amoni có nguồn gốc từ quá trình cố định đạm sinh học không đủ để đáp ứng nhu cầu amoniac cho toàn bộ cây trồng và thực vật tự nhiên trên trái đất. Do đó, một quy trình công nghiệp có tên Haber-Bosch được áp dụng để sản xuất amoniac với nitơ phân tử được sử dụng làm nguyên liệu thô để tạo thành phân bón. Phương trình mô tả quy trình Haber-Bosch thể này được trình bày trong biểu thức (1.10):





Hình 1.14. Chu trình nitơ hiện nay trong tự nhiên và hoạt động công nghiệp [95]

Dân số toàn cầu ngày càng tăng đòi hỏi sản lượng phân bón phải tăng tương ứng, ước tính cần tốc độ tăng trưởng hàng năm khoảng 1,8% để đảm bảo an ninh lương thực [96]. Nhu cầu này chủ yếu được đáp ứng bởi quy trình công nghiệp Haber-Bosch, quy trình sản xuất amoniac đang được tận dụng triệt để nhằm chuyển hóa  $N_2$  tự nhiên thành  $NH_3$ . Tuy nhiên, sự lạm dụng này có thể gây mất cân bằng và làm gián đoạn chu trình nitơ tự nhiên, gây ra rủi ro cho môi trường và sức khỏe con người [97, 98]. Heffer và Prud'homme (2014) đã dự đoán sản lượng phân bón toàn cầu đạt 199,4 triệu tấn vào năm 2018, hàm ý nguồn cung amoniac tăng 1,5% hàng năm [99]. Hơn nữa, quy trình Haber-Bosch cũng tiêu tốn nhiều năng lượng, khoảng 1-2% nguồn cung năng lượng toàn cầu hàng năm [95]. Nó cũng tạo ra lượng khí nhà kính đáng kể, ảnh hưởng xấu đến sức khỏe con người và môi trường. Vì vậy, việc phát triển các phương pháp tái tạo, bền vững để sản xuất amoniac là rất quan trọng.

Phân bón gốc amoni xâm nhập vào môi trường nước thông qua dòng chảy, và các hợp chất nitơ được con người và động vật tiêu thụ sẽ tồn tại trong các vùng nước dưới dạng nước thải và phân. Các hợp chất này chủ yếu tồn tại dưới dạng ion amoni trong nước thải và gây ô nhiễm và suy giảm chất lượng môi trường thông qua hiện tượng phú dưỡng [100]. Các phương pháp xử lý sinh học truyền thống dựa vào quá trình nitrat hóa và khử nitrat để chuyển đổi amoni thành khí  $N_2$ . Trong phạm vi xử lý

nước thải, nồng độ amoni cao còn gây ảnh hưởng đến sự ổn định và hiệu quả của quá trình xử lý sinh học hiếu khí trong hệ thống [101, 102]. Tuy nhiên, quá trình này tiêu tốn nhiều năng lượng, trong đó việc sục khí để nitrat hóa chiếm khoảng 50% tổng năng lượng tiêu thụ và 60% chi phí vận hành trong xử lý nước thải, chưa kể đến tiêu tốn hóa chất [96, 103]. Hơn nữa, khí  $N_2$  sau khi bay vào khí quyển sẽ rất khó để chuyển đổi về dạng nitơ dễ phản ứng để các vi sinh vật và thực vật có thể sử dụng [104].

Mặt khác, nhu cầu cho phân bón nitơ là rất cao do nhu cầu sản xuất thực phẩm toàn cầu ngày càng tăng với khoảng 50% nhu cầu thực phẩm phụ thuộc vào nguồn nitơ công nghiệp hiện nay [105, 106]. Với quy trình Haber-Bosch, phải tiêu tốn khoảng 12,1 kWh điện, 0,6 kg khí tự nhiên và thải ra 1,87 kg  $CO_2$  để sản xuất được 1 kg amoniac ( $NH_3-N$ ) [107]. Do đó, trong xử lý nước thải nói chung và amoni nói riêng, xu hướng trên thế giới đã dần chuyển dịch từ “loại bỏ chất ô nhiễm” sang “thu hồi chất dinh dưỡng” từ nước thải [45]. Cụ thể, với chủ trương “phát triển bền vững” và “kinh tế tuần hoàn”, nhiều nghiên cứu đã có cách tiếp cận bền vững hơn trong xử lý nước thải, cụ thể là thu hồi các chất ô nhiễm nitơ hoạt tính ( $NH_4^+$ ,  $NO_3^-$ ) trong nước thải để thu hồi phân đạm làm phân bón.

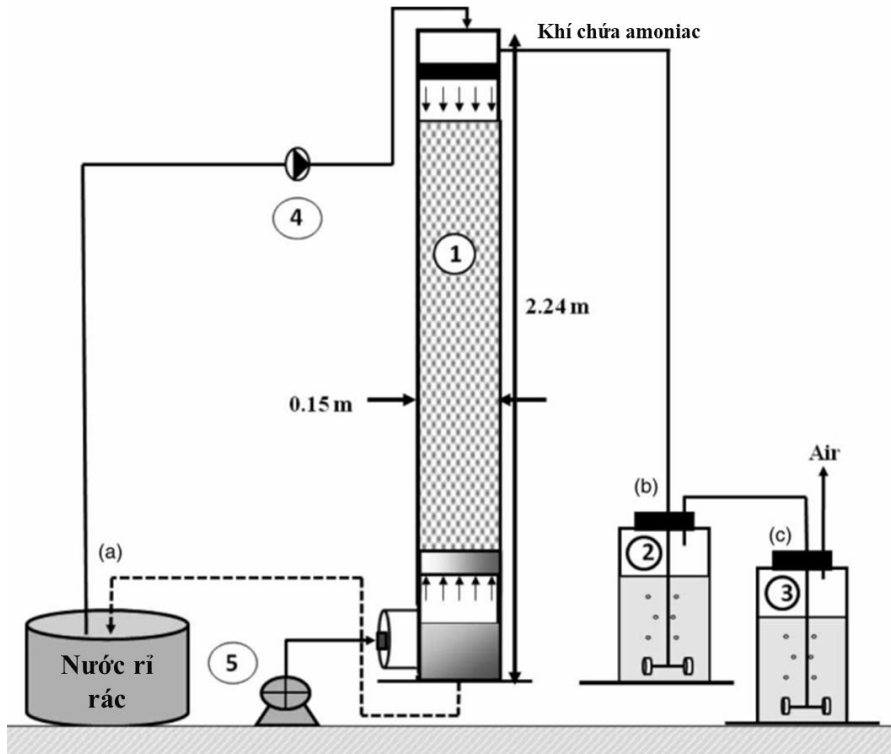
### ***1.3.2. Khả năng thu hồi amoni từ nước thải bằng phương pháp stripping***

Trên thực tế, kỹ thuật stripping có thể thu hồi hơn 90% amoni từ nguồn nước thải ô nhiễm đậm đặc ( $>1000$  mg/L) như nước rỉ rác và nước thải chăn nuôi [45]. Kỹ thuật stripping để thu hồi amoni phụ thuộc vào điều kiện pH có tính kiềm của nước thải (lớn hơn 9,25). Trong môi trường kiềm, ion  $NH_4^+$  có thể dịch chuyển sang dạng phân tử khí  $NH_3$ . Theo thuyết chuyển khối hai lớp (two-film theory), trong toàn bộ quá trình chuyển khối, các phân tử  $NH_3$  sẽ khuếch tán từ pha lỏng sang ranh giới giao thoa lỏng – khí và sau đó chuyển dịch hoàn toàn sang pha khí. Trong quy mô thực tế, quy trình stripping amoni được tiến hành trong một cột tiếp xúc, sau đó pha khí chứa  $NH_3$  được đưa đến một tháp dập axit mà tại đó thành phần đạm được thu hồi dưới dạng muối amoni sunphat ( $(NH_4)_2SO_4$ ) [108]. Cả hai dạng dung dịch và tinh thể của muối này đều được coi là phân bón khoáng sử dụng trong nông nghiệp [109]. So với các công nghệ sinh học như SHARON và ANAMMOX, kỹ thuật stripping – dập axit vẫn cho thấy khả năng cạnh tranh về chi phí do khả năng thu hồi amoni sunphat tạo lợi nhuận bù đắp cho chi phí vận hành. Cụ thể, theo ước tính của Tian và cộng sự (2019), theo giá trị tại

thị trường Trung Quốc, lợi nhuận thu về với riêng  $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$  từ nước thải sinh hoạt là 4,41 USD/m<sup>3</sup> và cùng với lợi nhuận thu về từ kết tủa struvite tạo ra 2,45 USD/m<sup>3</sup> lợi nhuận sau khi trừ đi chi phí vận hành [110]. Hơn nữa, kỹ thuật stripping cũng ổn định và dễ kiểm soát hơn các quá trình sinh học trong hệ thống xử lý nước thải [83].

Về kết quả nghiên cứu, một số nhà khoa học trên thế giới cũng đã công bố nhiều kết quả thu hồi amoni sử dụng kỹ thuật stripping và hấp thụ. Đã có nhiều nghiên cứu thử nghiệm quy trình stripping bằng các mô-đun stripping tiếp diễn [111, 112]. Guo và cộng (2010) ghi nhận hiệu suất stripping amoni đạt 96,6% sau 18 giờ lưu nước tại pH = 11 [111], nhỉnh hơn kết quả của Nurisepehr và cộng sự (2012) ở pH 10,5 (79%) dù ở cùng quy mô [112]. Ở quy mô pilot, đã có nhiều nghiên cứu khảo sát mở rộng thêm công đoạn hấp thụ thu hồi amoni. Ferraz và cộng sự (2014) đã thử nghiệm thu hồi amoni bằng kỹ thuật stripping-hấp thụ bằng cột tiếp xúc quy mô pilot ( $d = 0,15\text{m}$ ,  $H = 2,24\text{m}$ ) và bình scrubber axit [113]. Kết quả cho thấy sau 72h stripping, hiệu suất xử lý và thu hồi amoni đạt lần lượt là 88% và 80% với nồng độ ban đầu là 1980 mg/L. Tăng lưu lượng gió từ 1600 L/h lên 2400 L/h có thể rút ngắn thời gian đạt 99% hiệu quả xử lý xuống còn 24h. Tuy nhiên, tác giả cho rằng lưu lượng không khí quá lớn không phù hợp để thu hồi amoni bằng hệ hấp thụ hiện hữu.

Với đối tượng nước rỉ rác chứa 2000 mg/L amoni, Santos và cộng sự (2020) ghi nhận hiệu suất xử lý amoni trung bình đạt 98% với thời gian stripping từ 4 đến 9 ngày, và hiệu suất thu hồi đạt tối đa 92% bằng axit  $\text{H}_2\text{SO}_4$  0,24 M với tỉ lệ lưu lượng khí trên lưu lượng nước ( $Q_G/Q_L$ ) bằng 45 khi dùng hệ thống stripping-hấp thụ với thiết bị có kích thước tương tự [114].



Hình 1.15. Sơ đồ thí nghiệm xử lý và thu hồi amoni sử dụng tháp stripping và hấp thụ [113]

Chú thích: (1): Tháp stripping, (2-3): bình hấp thụ, (4): bơm nước thải, (5): máy thổi khí, (a-c): điểm lấy mẫu

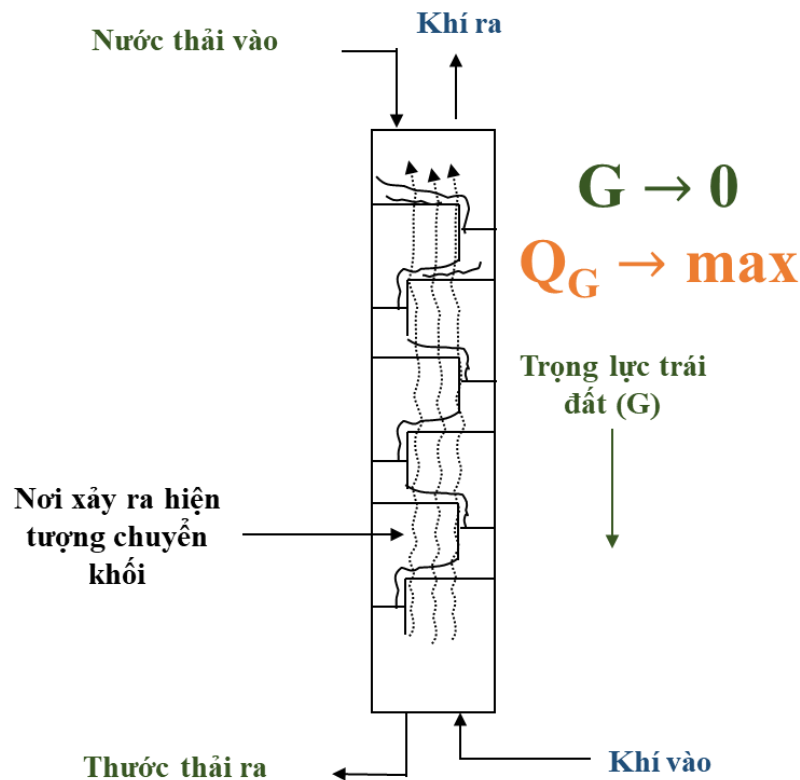
Tuy nhiên, nhược điểm của tháp stripping đã được xác định do kích thước của các hệ thiết bị dù chỉ ở mức pilot nhưng chiếm rất nhiều không gian (1,8 – 2,2 m chiều cao). Trên thực tế, các hệ thống tháp tiếp xúc cho quy trình stripping có thể lên đến 6-8 m cho quy mô thực tế, dẫn đến tổn diện tích và chi phí đầu tư cao. Hơn thế nữa, thời gian lưu nước để đạt hiệu suất xử lý amoni cao (>90%) thường kéo dài tối thiểu từ 12h cho đến một ngày cũng là trở ngại để kỹ thuật stripping – hấp thụ được ứng dụng một cách hiệu quả.

### 1.3.3. Nhược điểm của tháp stripping truyền thống

Những nhược điểm của quá trình stripping truyền thống đến từ chính kết cấu của cột tiếp xúc sử dụng trong quá trình này. Đối với các quá trình hoá lý sử dụng trong xử lý môi trường, thiết bị cột tiếp xúc (packed column) đã không còn xa lạ khi nó đảm nhiệm vai trò cải thiện tiếp xúc giữa các pha khác nhau của vật chất trong các phản ứng hoá học, quy trình ngưng tụ chung cất, scrubber dập ướt, hấp thụ khí thải, hay stripping. Cột tiếp xúc thường có cấu tạo dạng hình trụ rỗng có trang bị lớp đệm bên trong với độ xốp và diện tích bề mặt lớn như các vòng raschig, bó sợi thép, bó sợi teflon, hay thậm chí là

các lớp hạt xúc tác và các vật liệu hấp phụ như các tấm zeolite, hạt than hoạt tính,... Trong ứng dụng công nghiệp, ứng dụng của cột tiếp xúc hướng tới các quá trình chuyển khối vật lý như phân tách, hấp thụ, stripping, và chưng cất. Stripping là kỹ thuật xử lý nước nhằm tách các chất gây ô nhiễm có khả năng hoá hơi trong nước thải thông qua quá trình chuyển khối của chất ô nhiễm từ pha lỏng sang pha khí bằng cách cho dòng khí tự nhiên và nước thải tiếp xúc ngược dòng hoặc giao nhau. Hiệu quả của quá trình chuyển khối pha lỏng sang khí sẽ chủ yếu phụ thuộc vào thể tích lớp đệm của cột tiếp xúc và tỉ lệ lưu lượng giữa pha khí và pha lỏng. Khi pha lỏng và pha khí giao thoa trong lớp 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. Hiệu quả chuyển 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.

Bên cạnh các ưu điểm nói trên, một vài nhược điểm của tháp stripping đã giới hạn khả năng ứng dụng kỹ thuật này vào quy mô thực tế. Hiệu quả stripping phụ thuộc vào thể tích đệm và tỉ lệ  $Q_G/Q_L$  dẫn đến thiết bị thực tế phải có kích thước tương đối lớn để kéo dài thời gian lưu chất lỏng trong phần đệm dẫn tới chi phí đầu tư ban đầu cao [87].



Hình 1.16. Nguyên lý và hạn chế do phụ thuộc vào trọng lực của tháp stripping

Khi vận hành ở tỉ lệ  $Q_G/Q_L$  lớn, lưu lượng khí quá lớn so với lưu lượng chất lỏng sẽ gây hiện tượng tắc dòng chất lỏng (Hình 1.16) gây khó khăn trong vận hành và bảo trì. Trong nghiên cứu xử lý amoni từ nước thải rỉ rác với cột tiếp xúc quy mô pilot của tác giả Santos và cộng sự (2020), tuy kích thước thiết bị tương đối lớn với chiều cao 1,95 m và đường kính cột 0,150 m, phải cần tới thời gian lưu nước thải từ 4-9 ngày dưới dạng tuần hoàn để đạt 98% hiệu suất xử lý amoni [88]. Để cải thiện tỉ lệ  $Q_G/Q_L$  mà không gây tắc nghẽn trong quá trình stripping, việc kéo dài thời gian tuần hoàn nước thải từ vài tiếng cho tới vài ngày là cần thiết để đảm bảo hiệu quả xử lý và ổn định trong vận hành cột tiếp xúc cho quá trình stripping. Do đó, việc tìm ra giải pháp nhằm khắc phục những nhược điểm của tháp stripping hoặc thay thế bằng thiết bị tối ưu hơn là chìa khóa quan trọng để giải quyết vấn đề khó khăn trong xử lý và thu hồi amoni nồng độ cao từ nước thải.

#### **1.4. Kỹ thuật tiếp xúc ly tâm và các ứng dụng để tăng cường truyền khối trong thực tiễn**

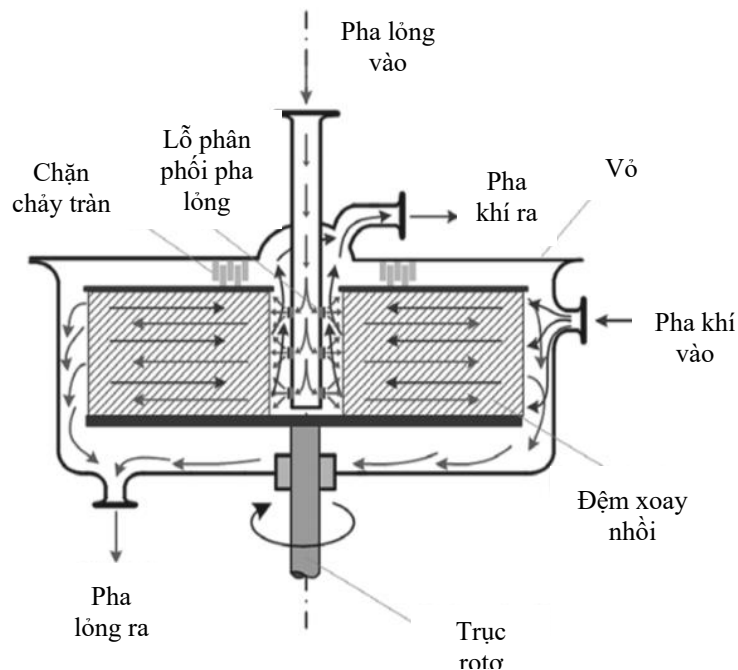
##### ***1.4.1. Lịch sử hình thành và nguyên lý của kỹ thuật tiếp xúc ly tâm***

Động lực thúc đẩy khắc phục nhược điểm của tháp hấp thụ hay tháp stripping truyền thống đã dẫn tới những nghiên cứu tiếp cận khai thác trường trọng lực cao để tăng cường quá trình truyền khối khí – lỏng. Mặc dù đã được một số nghiên cứu đề cập tới nguyên lý này từ đầu thế kỷ 20, tới 1981, giới khoa học mới thấy được sự khả thi của nguyên lý tiếp xúc ly tâm khi Ramshaw và Mallinson lần đầu đăng ký sáng chế cho hệ thiết bị tiếp xúc có đệm quay vào năm 1981 [115].

Từ đó tới nay, đã có rất nhiều dạng thiết bị được cải tiến và phát triển dựa trên mẫu sáng chế ban đầu, nhưng thường được gọi với tên chung phổ biến là thiết bị tiếp xúc HiGee (High Gravity) hoặc RPB (Rotating packed bed) [116]. Các thiết bị dạng này tận dụng nguyên lý lực ly tâm để tạo ra trường trọng lực cao (High Gravity) trong quá trình tiếp xúc, có thể tạo ra trường trọng lực rất lớn (100 – 1000 lần trọng lực trái đất) nhờ lực ly tâm giúp cải thiện quá trình truyền khối và lưu lượng xử lý lên đáng kể, cho phép giảm kích thước thiết bị đến 10 lần so với các cột đệm thông thường mà vẫn đạt hiệu suất quá trình tương đương. Những ưu điểm này được cho là nhờ vào hệ số truyền khối theo thể tích cao hơn và tốc độ truyền động lượng, truyền nhiệt được tăng cường, do sự hình thành màng lỏng mỏng hơn và các giọt nhỏ hơn, dẫn đến diện

tích bề mặt lớn hơn và hiệu suất vi trộn (micromixing) được cải thiện so với thiết bị giường đệm thông thường [117]. Điều này cũng cho phép sử dụng vật liệu đệm có diện tích bề mặt riêng rất cao. Ngoài ra, trường trọng lực cao giúp nới lỏng giới hạn điểm ngập, cho phép vận hành ở tốc độ khí cao hơn.

Bản chất của các thiết bị HiGee là thay thế trọng lực trái đất bằng lực ly tâm cao, được tạo ra nhờ việc quay một giường đệm hình trụ cứng. Cấu tạo chính của thiết bị HiGee gồm có phần đệm xoay hình trụ và phần vỏ. Phần đệm xoay chứa 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 1.17). 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 rôto, khi vận hành sẽ quay ở tốc độ từ 300 tới 1800 rpm (vòng/phút) tạo ra một gia tốc li tâm bên trong đệm lớn gấp 100 tới 1000 lần gia tốc trọng lực [116]. 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  $Q_G/Q_L$  mà không gặp rủi ro tắc nghẽn dòng chất lỏng [118].

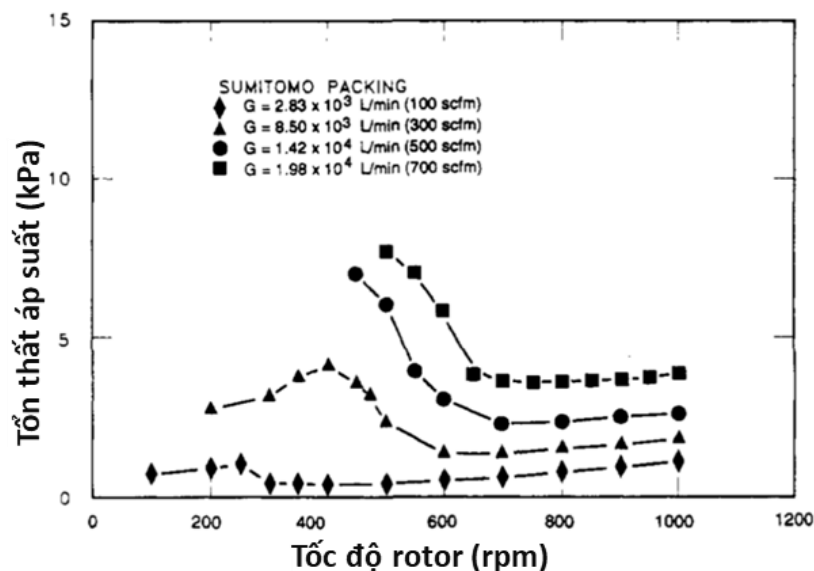


Hình 1.17. Cơ chế hoạt động của thiết bị RPB [116]

### 1.4.2. Một số đặc tính thủy lực của quá trình truyền khối tiếp xúc ly tâm a, Tổn thất áp suất

Trong thiết kế của tháp tiếp xúc truyền thống, vận tốc khí tối đa cho phép được xác định bởi đường kính cột của cột. Khi vượt quá tốc độ khí cho phép, sự tổn thất áp suất tăng lên và gây ra lực cản lớn đối với chất lỏng chảy ngược chiều và gây ra tình trạng chảy tràn, làm ảnh hưởng đến khả năng vận hành và hiệu quả của thiết bị. Do đó, sự tổn thất áp suất là một trong những đặc tính thủy lực quan trọng của các thiết bị tiếp xúc khí/lỏng như thiết bị HiGee.

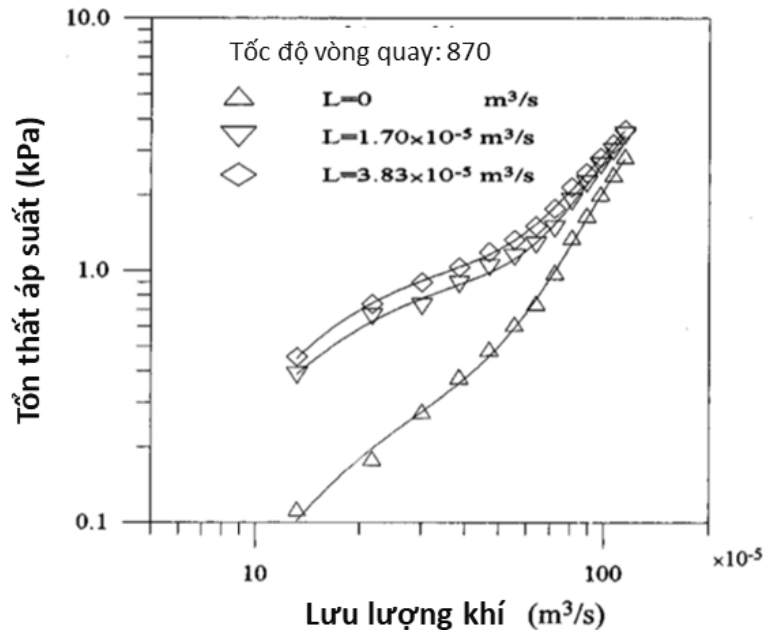
Dữ liệu ban đầu về sự tổn thất áp suất trong hệ thiết bị ly tâm với vật liệu đệm Sumimoto (vật liệu dạng bột biển kim loại, 85% niken và 15 crom) đã được ghi nhận ở các tốc độ rôto và lưu lượng khí khác nhau bởi Singh và cộng sự [119]. Kết quả cho thấy sự giảm áp suất tăng lên ở mức lưu lượng khí cao hơn khi tốc độ vòng quay đệm không đổi. Cụ thể thêm tốc độ rôto 500 vòng/phút, tại đó tổn thất áp suất đạt cao nhất khoảng 8 kPa tương ứng với lưu lượng khí  $1,98 \times 10^4$  L/phút, cao hơn 8 lần so với mức lưu lượng khí  $2,83 \times 10^3$  L/phút (Hình 1.18). Về tốc độ vòng quay, tổn thất áp suất đạt cực đại ở 500 vòng/phút, sau đó giảm mạnh khi tốc độ quay tăng lên 700 vòng/phút.



Hình 1.18. Ảnh hưởng của tốc độ rôto và lưu lượng không khí đến sự tổn thất áp suất (lưu lượng chất lỏng = 0,63 L/s; đường kính đệm = 76,2 cm) [119]

Một nghiên cứu khác cũng chứng minh sự liên hệ của tổn thất áp suất với lưu lượng khí và chất lỏng trong thiết bị HiGee. Theo Liu và cộng sự [120], ở tốc độ quay không đổi

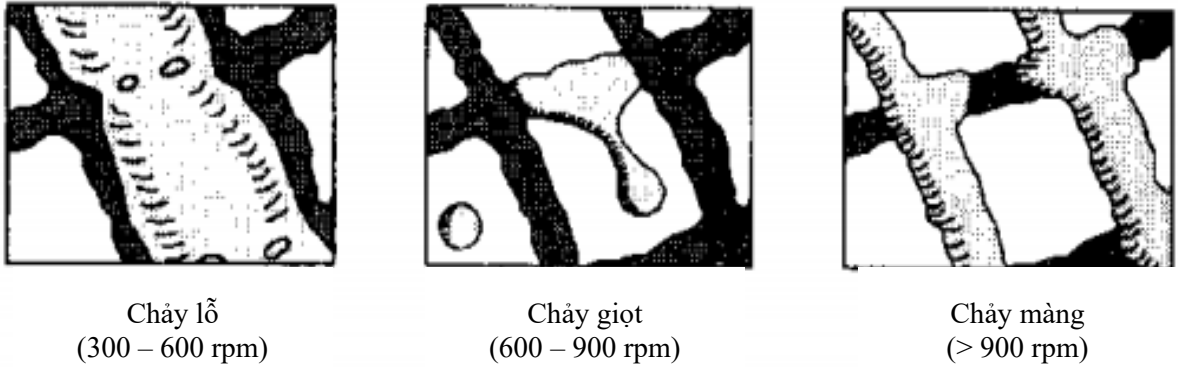
là 870 vòng/phút, tổn thất áp suất chủ yếu phụ thuộc vào tốc độ dòng khí (Hình 1.19). Lưu lượng chất lỏng có ảnh hưởng nhỏ đến thông số này so với lưu lượng khí.



Hình 1.19. Ảnh hưởng của lưu lượng khí đến sự tổn thất áp suất đối với lớp đệm tại thiết bị HiGee [120]

### ***b, Cấu hình chảy của chất lỏng***

Khi dòng chất lỏng tiếp xúc với rôto vật liệu đệm, dạng dòng chảy sẽ được thấy ở ba dạng chính đó là: dòng chảy màng (film flow), dòng chảy giọt (droplet flow) và dòng chảy lỗ (pore flow) (Hình 1.20). Đối với loại dòng chảy màng, chất lỏng chảy như một màng mỏng dọc theo bề mặt của vật liệu đệm. Dòng chảy này được giả định nhiều nhất sử dụng trong tính toán chuyển khối trong các nghiên cứu. Dòng chảy giọt được hình thành ở gia tốc ly tâm nhất định làm cho chất lỏng bị phân tán. Dòng chất lỏng tiếp xúc với vật liệu đệm và tạo thành các giọt bắn. Đối với dòng chảy lỗ rỗng, cấu hình chảy này xảy ra khi chất lỏng chảy vào một đường rãnh tích tụ các lỗ rỗng giữa các khoảng trống của vật liệu đệm.



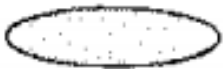
Chảy lỗ  
(300 – 600 rpm)

Chảy giọt  
(600 – 900 rpm)

Chảy màng  
(> 900 rpm)



Bề mặt vật liệu đệm



Dòng chảy pha lỏng

*Hình 1.20.* Ba loại dòng chảy của chất lỏng của thiết bị RPB [117]

Năm 1996, Burns và Ramshaw đã thử nghiệm để kiểm tra đặc tính dòng chảy của chất lỏng bên trong lớp vật liệu đệm ở các tốc độ quay khác nhau [117]. Họ phát hiện ra rằng ở tốc độ quay thấp (300-600 vòng/phút), chất lỏng chảy thành các vòng tròn xuyên tâm qua các lỗ. Khoảng trống giữa các vòng tròn có lưu lượng dòng chảy tự do và có thể giảm diện tích tiếp xúc lên bề mặt của vật liệu. Khi tốc độ quay tăng lên (600-900 vòng/phút), chất lỏng bị kéo ra khỏi các lỗ rỗng, tách thành các giọt nhỏ. Hiện tượng này xảy ra do giảm độ lưu chất lỏng (liquid hold-up) và tăng tác động lên dòng chảy trong lỗ rỗng. Ở tốc độ quay cao hơn 900 vòng/phút sẽ giúp cải thiện sự phân bố chất lỏng trong đệm đồng đều hơn.

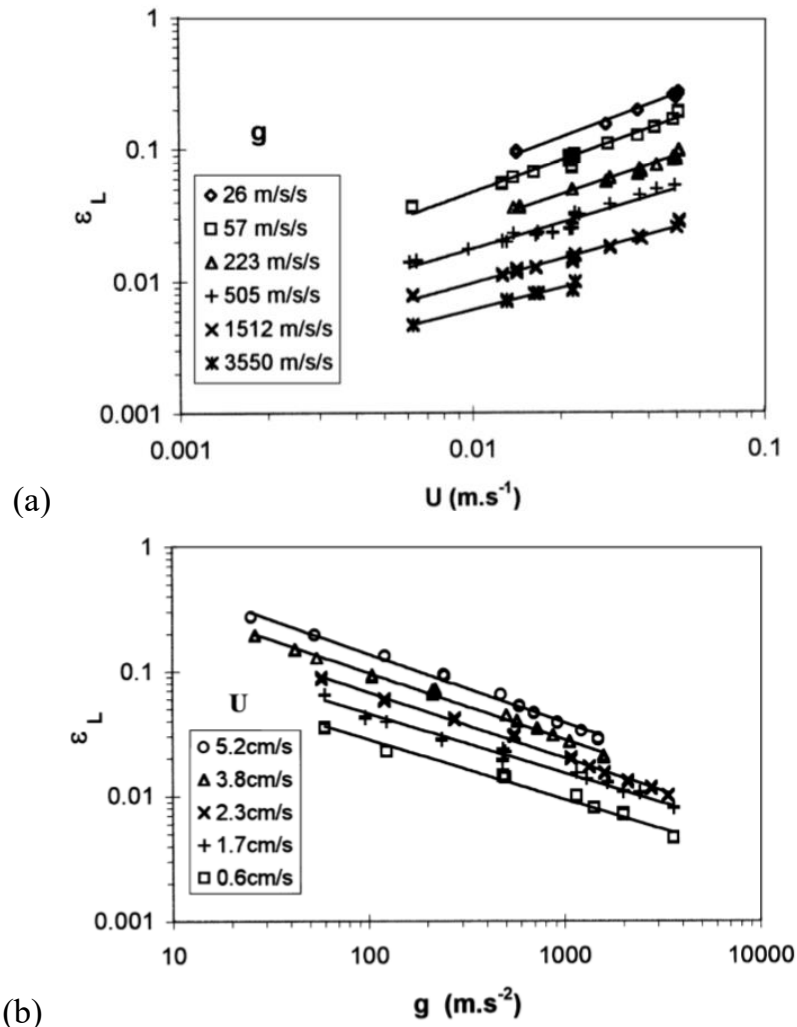
### ***c, Độ lưu chất lỏng***

Trong tính toán thiết kế đơn vị chuyển khối, độ lưu chất lỏng (liquid hold-up) là đại lượng biểu thị thể tích phần chất lỏng được giữ lại bên trong vùng tiếp xúc của thiết bị chuyển khối. Nói cách khác, đây là phần chất lỏng bám hoặc lưu lại trên bề mặt vật liệu tiếp xúc (đệm, đĩa, sợi kim loại, v.v.) trong khi dòng khí đi qua để thực hiện quá trình truyền khối. Về bản chất, đại lượng này phản ánh mức độ ướt của bề mặt tiếp xúc và thời gian lưu của pha lỏng trong vùng truyền khối. Giá trị này ảnh hưởng trực tiếp đến diện tích tiếp xúc khí – lỏng hữu hiệu và hiệu quả truyền khối.

Độ lưu chất lỏng là tác động bởi nhiều yếu tố gồm như cấu hình vật liệu đệm (packing configuration) và các thông số vận hành (lưu lượng chất lỏng, lưu lượng khí

và tốc độ quay). Độ lưu chất lỏng cao ghi nhận ở tốc độ quay chậm hơn và lưu lượng chất lỏng lớn hơn. Khi mức lưu chất lỏng quá cao, hoạt động ổn định và hiệu quả của đệm ly tâm sẽ bị ảnh hưởng nghiêm trọng.

Basic và Dudukovic (1995) đã sử dụng phương pháp đo độ dẫn điện (conductivity method) để xác định độ bão hòa hướng tâm trung bình ( $\langle\beta\rangle$ ) dựa trên lý thuyết dòng chảy màng (film flow theory) [121]. Kết quả cho thấy giá trị  $\langle\beta\rangle$  tăng lên khi lưu lượng chất lỏng đầu vào cao hơn, nhưng giảm khi tốc độ quay của đệm tăng lên (Hình 1.21). Hơn nữa, khi lưu lượng khí tăng tới gần mức tối đa cho phép,  $\langle\beta\rangle$  tăng thêm 14%. Ngoài ra, việc giảm kích thước vật liệu đệm và tăng độ nhớt của chất lỏng cũng làm tăng độ bão hòa hướng tâm, dẫn đến độ lưu chất lỏng lớn hơn.



Hình 1.21. Ước tính lực lưu chất lỏng khác nhau giữa lưu lượng chất lỏng (a) và gia tốc ly tâm (b) [121]

Năm 2000, Burns và cộng sự cũng nghiên cứu về độ lưu chất lỏng trong thiết bị HiGee với đệm quay có độ rỗng cao (high voidage RPB) [117]. Họ sử dụng các đầu dò đặt bên trong vật liệu đệm, với tín hiệu điện được truyền từ rotor để thu thập

dữ liệu. Khác với nghiên cứu của Basic và Dudukovic, ảnh hưởng của lưu lượng khí lên dòng chảy chất lỏng được giả định là không đáng kể. Kết quả cho thấy độ lưu chất lỏng giảm ở gia tốc ly tâm lớn, nhưng tăng khi lưu lượng chất lỏng tăng, giống với kết quả của Basic và Dudukovic. Ngoài ra, độ lưu chất lỏng tăng lên khi độ nhớt của chất lỏng cao hơn. Các tác giả cũng đã đề xuất một biểu thức tương quan tổng quát giữa mức giữ chất lỏng và các thông số thực nghiệm khác tại phương trình (1.11):

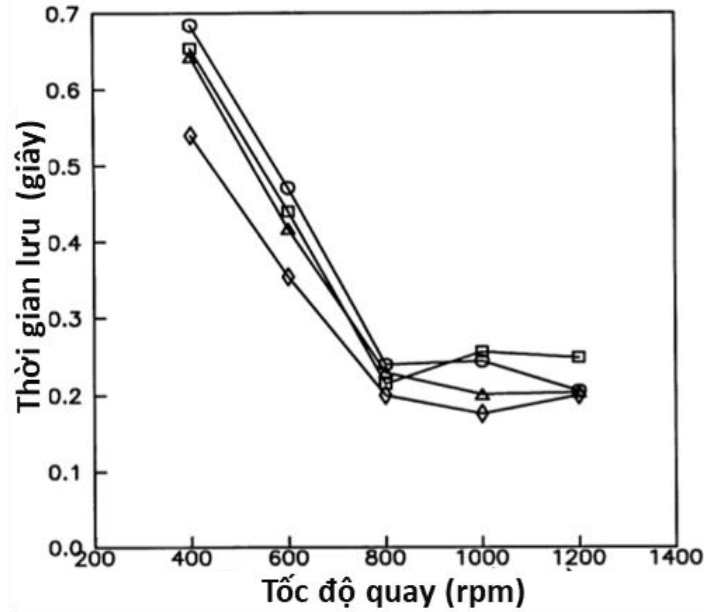
$$\varepsilon_L = 0,039 \left(\frac{g}{g_0}\right)^{-0,5} \left(\frac{U}{U_0}\right)^{0,6} \left(\frac{\nu}{\nu_0}\right)^{0,22} \quad (1.11)$$

trong đó,  $\varepsilon_L$  là độ lưu chất lỏng,  $g$  là gia tốc ly tâm,  $U$  là tốc độ dòng chảy chất lỏng trên một đơn vị diện tích và  $\nu$  là độ nhớt động học.  $g_0$ ,  $U_0$  và  $\nu_0$  là giá trị đặc trưng của các thông số tương ứng bằng  $100 \text{ m/s}^2$ ,  $1 \text{ cm/s}$  và  $10^{-6} \text{ m}^2/\text{s}$ .

Sự phụ thuộc của độ lưu chất lỏng vào các tham số này một lần nữa được mô tả trong nghiên cứu của Chen và cộng sự (2004) [122]. Thể tích chất lỏng giữ lại trong bộ tiếp xúc được xác định bằng cách đo lượng chất lỏng còn lại sau khi ngừng cấp dòng lỏng. Kết quả nghiên cứu cho thấy lượng chất lỏng giữ lại tăng khi lưu lượng chất lỏng đầu vào lớn hơn nhưng lại giảm khi tốc độ quay của rotor thấp hơn. Tuy nhiên, sự thay đổi của lưu lượng khí lại có tác động không đáng kể đến giữ chất lỏng. Tóm lại, từ các nghiên cứu trên, có thể kết luận rằng độ lưu chất lỏng phụ thuộc mạnh vào lưu lượng chất lỏng và tốc độ quay của rotor, do đó rất khó xác định chính xác thời gian lưu của chất lỏng bên trong lớp đệm.

#### ***d, Thời gian lưu thủy lực (hydraulic retention time)***

Đối với thiết bị dạng cột truyền thống, thời gian lưu thủy lực trong lớp đệm là một thông số quan trọng quyết định hiệu suất truyền khối giữa hai pha. Năm 2000, Guo và cộng sự [123] đã sử dụng phương pháp đo độ dẫn điện của chất đánh dấu (NaCl) giữa hai đầu dò đặt tại điểm đầu và điểm cuối của lớp đệm để xác định thời gian lưu trung bình của chất lỏng (Hình 1.22). Kết quả nghiên cứu cho thấy rằng, tương tự như độ lưu chất lỏng, thời gian lưu trung bình của chất lỏng chủ yếu phụ thuộc vào lưu lượng chất lỏng và tốc độ quay của đệm. Cụ thể, thời gian lưu trung bình giảm nhẹ khi lưu lượng chất lỏng đầu vào tăng lên. Ngoài ra, khi tốc độ quay tăng từ 400 lên 800 vòng/phút, thời gian lưu của chất lỏng giảm một nửa và sau đó gần như không đổi ở tốc độ từ 800 vòng/phút trở lên [123].



Hình 1.22. Thời gian lưu của chất lỏng so với tốc độ quay ( $G = 0$ , tốc độ dòng chất lỏng: ○ 1; □ 1,5; △ 2; ◇ 2,5 m / h) [123]

Năm 2017, Xie và cộng sự cũng nghiên cứu mô hình này trong thí nghiệm thu hồi  $\text{CO}_2$  trong lớp đệm quay bằng cách sử dụng mô hình CFD hai chiều (2D) [124]. Họ đã sử dụng phương trình để xác định thời gian lưu trung bình, được trong phương trình (1.12):

$$\bar{t} \approx \frac{\varepsilon_L}{U} (r_o - r_i) \quad (1.12)$$

trong đó  $r_o$  và  $r_i$  lần lượt là bán kính ngoài và bán kính trong của lớp đệm, còn  $U$  là vận tốc bề mặt của chất lỏng. Khi tốc độ quay tăng từ 500 rpm lên 1500 rpm, gia tốc ly tâm cao hơn cùng với vận tốc hướng tâm của chất lỏng trong lớp đệm đã dẫn đến thời gian lưu của chất lỏng ngắn hơn và độ lưu chất lỏng giảm đi.

### ***e, Điểm ngập (Flooding point)***

Trong thiết kế tháp stripping và tháp hấp thụ, điểm ngập (flooding point) là yếu tố quan trọng vì nó quyết định giới hạn của lưu lượng của dòng khí và chất lỏng. Khi tỷ lệ khí-lỏng vượt quá điểm ngập, dòng chảy của chất lỏng bị chặn lại bởi áp suất khí quá lớn. Điều này làm cho chất lỏng bị giữ lại và tích tụ trên bề mặt lớp đệm, gây ra hiện tượng ngập trong tháp. Điều kiện vận hành tối ưu là khi tháp hoạt động gần điểm ngập nhất có thể để đạt hiệu suất truyền khối cao nhất mà vẫn tránh được tình trạng ngập chất lỏng.

Trong thiết bị tiếp xúc ly tâm, điểm ngập có thể được xác định khi xuất hiện chất lỏng thoát ra tại ống thoát khí trong giai đoạn vận hành. Khác với tháp tiếp xúc thông thường, điểm ngập trong thiết bị tiếp xúc ly tâm không phải do chất lỏng lấp đầy toàn bộ các khe hở của lớp đệm mà là do phần chất lỏng còn lại ở vùng bán kính trong bị thổi ngược lên bởi dòng khí có tốc độ cao. Điều này giải thích tại sao trong thiết bị HiGee, độ lưu chất lỏng (liquid hold-up) luôn thấp với mức tổn thất áp suất không ổn định như trong tháp đệm truyền thống [125].

Vấn đề này có thể được khắc phục nhờ lực ly tâm mạnh tạo ra trong tháp đệm quay. Nghiên cứu của Munjal et al. (1989) đã chứng minh rằng hiện tượng ngập có thể được tránh bằng cách tăng tốc độ quay của đệm [126]. Khi đó, vận tốc chất lỏng do lực ly tâm tạo ra có thể vượt qua áp lực của dòng khí đối lưu ngược chiều. Nhờ đó, thiết bị HiGee có thể hoạt động với tỷ lệ khí-lỏng lớn hơn nhiều so với tháp đệm thông thường, giúp nâng cao hiệu suất truyền khối và mở rộng phạm vi ứng dụng trong công nghiệp [126].

#### ***f, Nguyên lý tăng cường hiệu quả chuyển khối so với thiết bị truyền thống***

Nhìn chung, thiết bị tiếp xúc ly tâm (HiGee) có khả năng tăng cường hiệu quả chuyển khối khí-lỏng một cách vượt trội so với các thiết bị dạng cột truyền thống nhờ việc thay thế trường trọng lực thông thường bằng trường lực ly tâm cường độ rất cao, có thể đạt từ hàng trăm đến hàng nghìn lần gia tốc trọng trường. Trong cột truyền thống, quá trình truyền khối chủ yếu dựa vào trọng lực, dẫn đến màng lỏng tương đối dày, sự phân bố pha lỏng không đồng đều và diện tích bề mặt tiếp xúc khí-lỏng bị hạn chế. Ngược lại, trong thiết bị tiếp xúc ly tâm, lực ly tâm mạnh đẩy chất lỏng lan tỏa nhanh theo phương bán kính qua lớp đệm quay, hình thành màng lỏng rất mỏng, các dòng tia và giọt lỏng kích thước nhỏ, từ đó làm tăng đáng kể diện tích bề mặt tiếp xúc riêng và giảm chiều dày lớp khuếch tán trong pha lỏng.

Bên cạnh đó, sự chênh lệch vận tốc lớn giữa pha khí và pha lỏng trong trường ly tâm tạo ra mức độ vi trộn (micromixing) cao hơn nhiều so với cột đệm đứng, làm giảm điện trở truyền khối ở cả hai pha. Hệ số truyền khối theo thể tích ( $K_L a$  hoặc  $K_G a$ ) trong các thiết bị HiGee thường cao hơn từ một đến hai bậc độ lớn so với thiết bị truyền thống, cho phép đạt cùng hiệu suất xử lý trong thời gian lưu rất ngắn.

Đồng thời, trường trọng lực cao giúp nói lỏng giới hạn ngập lụt, cho phép vận hành ở lưu lượng khí và lỏng lớn hơn mà không làm suy giảm hiệu quả tiếp xúc.

Nhờ các cơ chế trên, thiết bị tiếp xúc ly tâm không chỉ tăng cường động lực và tốc độ truyền khối, mà còn cho phép giảm đáng kể kích thước thiết bị, tiết kiệm không gian lắp đặt và mở ra khả năng tích hợp stripping hiệu suất cao trong các hệ thống xử lý nước thải và quy trình công nghiệp hiện đại, nơi mà các cột truyền thống thường gặp hạn chế về hiệu suất và kinh tế kỹ thuật

### ***1.4.3. Một số ứng dụng của thiết bị tiếp xúc ly tâm***

#### ***a, Ứng dụng trong nghiên cứu***

Vì vai trò của thiết bị HiGee là tăng tốc độ truyền khối và giảm kích thước thiết bị so với thiết bị truyền thống, phần lớn các nghiên cứu tập trung vào khả năng tách pha khí-lỏng của thiết bị. Đáng chú ý, việc sử dụng thiết bị HiGee trong quá stripping nước thải và hấp thụ khí thải công nghiệp là những ứng dụng được thử nghiệm.

Khả năng truyền khối mạnh mẽ của thiết bị HiGee trong quá trình stripping đã được chứng minh thông qua các nghiên cứu về stripping chất hữu cơ dễ bay hơi (VOCs) từ nước ngầm [119, 127], stripping ethanol [120], và stripping  $\text{NH}_3$  [128, 129] và stripping  $\text{ClO}_2$  để khử trùng [130]. Yuan et al. (2016a) đã thực nghiệm stripping amoni từ dung dịch amoni tổng hợp (1000 mg/L) bằng thiết bị RPB với dòng chảy liên tục ở nhiệt độ từ 25 đến 40 °C. Kết quả cho thấy RPB có hiệu suất chuyển khối cao hơn hẳn (12,3–18,4  $\text{h}^{-1}$ ) so với các thiết bị truyền thống như bể sục, tháp stripping và thiết bị khác khác (0,42–1,2  $\text{h}^{-1}$ ). Tại điều kiện  $Q_L = 0,05$  L/phút,  $Q_G/Q_L = 1600$  và  $\omega = 1200$  rpm, hiệu suất stripping đạt 69% ở 30 °C và 81% ở 40 °C chỉ trong 13,3 giây thời gian lưu. Trong khi đó, các phương pháp tách amoni truyền thống với tuần hoàn nước thường cần vài giờ để đạt hiệu suất tương tự. Một nghiên cứu khác của Yuan et al (2016b) cũng một lần nữa thử nghiệm stripping amoni từ dung dịch amoni tổng hợp (1000 mg/L) bằng thiết bị RPB ở quy mô pi-lot. Kết quả cho thấy  $K_{La}$  tăng mạnh nhất khi tăng  $Q_G$ , tiếp theo là  $Q_L$  và  $\omega$ . Tuy nhiên, dù  $K_{La}$  tăng thường dẫn đến hiệu suất stripping cao hơn, việc tăng  $Q_L$  lại làm giảm hiệu suất do thời gian lưu thủy lực ngắn hơn. Các mô hình vô hướng được xây dựng trong nghiên cứu mô tả tốt mối quan hệ giữa hệ số chuyển khối, hiệu suất và các thông số vận hành, phù hợp với dữ liệu thực nghiệm. Đặc biệt, ở quy mô thí điểm, thiết bị RPB

đạt hiệu suất stripping đạt 95% với hệ số chuyển khối đạt  $0,017-0,027 \text{ s}^{-1}$  và chiều cao đơn vị truyền khối (HTU) từ 2,2–4,8 cm từ dung dịch amoni tổng hợp, cho thấy tiềm năng lớn của RPB trong xử lý dòng thải chứa nồng độ amoni cao.

Đối với xử lý khí thải, đã có nhiều nghiên cứu về hấp thụ  $\text{CO}_2$  [131-133] và hấp thụ VOCs [134-136]. Nhờ lực ly tâm tạo ra từ tốc độ quay cao, diện tích tiếp xúc giữa pha khí và pha lỏng bên trong lớp đệm được mở rộng đáng kể, cải thiện hiệu suất truyền khối [134]. Theo Lin và cộng sự (2011), hệ số truyền khối pha khí-lỏng trung bình ( $K_{Ga}$ ) của thiết bị đạt  $1,42 \text{ s}^{-1}$ , cao hơn so với tháp hấp thụ truyền thống ( $0,94 \text{ s}^{-1}$ ) có kích thước lớn hơn rất nhiều, trong khi kích thước của RPB nhỏ gọn hơn đáng kể [132]. Ngoài ra, chiều cao đơn vị truyền khối (HTU) trong quá trình hấp thụ  $\text{CO}_2$  dao động từ 2,4 ~ 4 cm dưới các điều kiện vận hành khác nhau [133]. Đối với VOCs, nghiên cứu của Lin và cộng sự (2006) cho thấy hệ số truyền khối  $K_{Ga}$  đạt từ 81 đến  $165 \text{ s}^{-1}$  và hiệu suất loại bỏ isopropyl alcohol lên đến 95% ở lưu lượng khí từ 150 – 300  $\text{m}^3/\text{h}$  [135].

### ***b, Ứng dụng trong công nghiệp***

Công nghệ HiGee (High-Gravity) đã được ứng dụng thành công trong nhiều lĩnh vực xử lý và sản xuất công nghiệp nhờ khả năng tăng cường truyền khối, giảm kích thước thiết bị và tiết kiệm năng lượng. Ứng dụng thương mại đầu tiên được ghi nhận tại mỏ dầu Shengli của Tập đoàn Hóa dầu Trung Quốc, trong quá trình khử khí nước biển, giúp giảm nồng độ oxy hòa tan từ 6–12 ppm xuống dưới 50 ppb, thay thế tháp chân không cao 32 m bằng hai thiết bị HiGee đường kính 1,4 m [137].

Trong lĩnh vực hóa chất, Dow Chemicals (1999) đã thương mại hóa quy trình sản xuất axit hypochlorous ( $\text{HOCl}$ ) bằng thiết bị HiGee, nâng hiệu suất thu hồi lên 80%, giảm 50% lượng khí sử dụng và thu nhỏ kích thước thiết bị tới 40 lần so với tháp phun thông thường [138, 139]. Công nghệ này cũng được áp dụng cho xử lý  $\text{SO}_2$  tại nhà máy axit sulfuric Zibo (Trung Quốc), đạt nồng độ khí thải đầu ra <300 ppm và giảm đáng kể chi phí vận hành [140-142].

Trong ngành dầu khí, thiết bị HiGee cho hấp thụ chọn lọc  $\text{H}_2\text{S}$  bằng MDEA tại nhà máy lọc dầu Phúc Kiến giúp giảm hấp thụ đồng thời  $\text{CO}_2$  từ 79,9% xuống 8,9% và giảm thể tích thiết bị từ 36  $\text{m}^3$  xuống còn 3,4  $\text{m}^3$  [146]. Ngoài ra, hệ thống khử khí GasTran (2006) tại PepsiAmericas loại bỏ hiệu quả oxy hòa tan, tăng tốc độ chiết rót

10–40% [143]. Đến năm 2011, khoảng 200 thiết bị HiGee dạng đệm quay zigzag đã được thương mại hóa cho các quy trình chưng cất và tách hỗn hợp dung môi khác nhau [144].

Qua những thông tin tổng quan về công nghệ tiếp xúc ly tâm và những ứng dụng của chúng trong nghiên cứu và công nghiệp, những ưu và nhược điểm của thiết bị này so với thiết bị tháp tiếp xúc thông thường được trình bày trong Bảng 1.5.

*Bảng 1.5.* So sánh ưu nhược điểm của thiết bị tiếp xúc ly tâm và tháp tiếp xúc

So sánh	Thiết bị tiếp xúc ly tâm	Tháp tiếp xúc
<b>Ưu điểm</b>	<b>Hiệu suất cao:</b> RPB tạo ra lực ly tâm lớn, tăng cường tiếp xúc giữa khí và lỏng, từ đó cải thiện hiệu suất truyền khối.	
	<b>Tiết kiệm không gian:</b> Thiết bị nhỏ gọn hơn, tiết kiệm diện tích so với PC.	<b>Thiết kế đơn giản:</b> Cấu trúc và nguyên lý hoạt động đơn giản, dễ chế tạo và vận hành.
<b>Ưu điểm</b>	<b>Thời gian lưu ngắn:</b> RPB có thể xử lý lưu lượng lớn với thời gian lưu chất ngắn, phù hợp cho quá trình phản ứng nhanh.	<b>Ứng dụng rộng rãi:</b> Thích hợp cho nhiều quá trình khác nhau, từ hấp thụ, stripping, đến phản ứng hóa học.
	<b>Giảm tiêu thụ năng lượng:</b> Dù có sử dụng động cơ quay, tổng năng lượng tiêu thụ có thể thấp hơn do hiệu suất cao hơn.	
<b>Nhược điểm</b>	<b>Yêu cầu kỹ thuật chế tạo:</b> Thiết bị phức tạp và đòi hỏi công nghệ chế tạo tiên tiến hơn.	<b>Hiệu suất thấp:</b> Truyền khối và nhiệt độ thấp hơn so với RPB, dẫn đến hiệu suất kém hơn. <b>Cồng kềnh:</b> Kích thước lớn, chiếm nhiều diện tích, không phù hợp cho không gian hạn chế. <b>Thời gian lưu dài:</b> Thường yêu cầu thời gian lưu chất dài hơn để đạt hiệu quả mong muốn.

## 1.5. Sự cần thiết của nghiên cứu ứng dụng công nghệ ly tâm trong xử lý nước thải giàu amoni tại Việt Nam

### 1.5.1. Tình hình nghiên cứu và ứng dụng công nghệ trong xử lý amoni tại Việt Nam

Trong thời gian trở lại đây, tại Việt Nam cũng đã có nhiều nghiên cứu về các phương pháp nghiên cứu xử lý amoni trong nước thải. Các phương pháp xử lý chủ yếu gồm quy trình sinh học, sử dụng vật liệu hấp phụ, kết tủa struvite và stripping. Phương pháp sinh học (nitrat hóa, nitrit hóa, nitrit bán phần, khử nitrat và anomox) và sử dụng vật liệu hấp phụ có ưu điểm chi phí vận hành thấp và hiệu quả xử lý ổn định, tuy nhiên không phù hợp với điều kiện nước thải ô nhiễm amoni nồng độ cao. Thay vào đó, phương pháp kết tủa struvite và stripping được chú trọng hơn trong nghiên cứu xử lý amoni ( $\text{NH}_3\text{-N}$ ) trong nước thải chứa nồng độ cao chất này như nước rỉ rác và nước thải chăn nuôi do nồng độ amoni trong hai loại nước thải này rất cao [20, 145]. Do đó, mục đích áp dụng kỹ thuật stripping chủ yếu là để giảm nồng độ amoni xuống ngưỡng an toàn, tránh gây ức chế vi sinh tại quy trình xử lý sinh học hoặc hấp thụ tiếp theo [101, 102]. Khả năng thu hồi amoni khi ứng dụng các phương pháp này tuy nhiên mới chỉ dừng lại ở số liệu trong kết quả nghiên cứu trong vài năm trở lại đây.

Việc xử lý và thu hồi amoni bằng phương pháp kết tủa struvite đã được tác giả Trần Đăng Khoa và cộng sự (2021) thử nghiệm đối với nước thải nhà máy phân bón ở quy mô phòng thí nghiệm [146]. Ở quy mô bình phản ứng 500 mL với 200 mL nước thải, nhóm nghiên cứu đã ghi nhận hiệu suất xử lý amoni thu hồi struvite đạt  $95,2 \pm 3,1\%$  sau 90 phút phản ứng ở pH 8,3, nhiệt độ 30 °C và tỉ lệ Mg:P là 1:1. Tuy nhiên, cần lưu ý rằng hiệu suất xử lý này được tính theo hàm lượng P có trong nước thải chứ không tính theo hàm lượng N, do tác giả đã trình bày tỉ lệ N:P của nước thải thực tế (8:1) lớn hơn rất nhiều so với tỉ lệ được khuyến nghị cho struvite (1:1 – 1:1,8). Cụ thể ở đây, thực tế hiệu quả trong thí nghiệm trên chỉ đạt gần 12% đối với xử lý amoni. Vấn đề này có thể cải thiện bằng việc giảm tỉ lệ N:P của nước thải trở về ngưỡng tối ưu để đạt hiệu quả xử lý amoni được cải thiện.

Trong nghiên cứu gần đây của nhóm tác giả Võ Chí Công và cộng sự (2023), tỉ lệ N:P trong nước thải sản xuất mủ latex đã được hiệu chỉnh sự bổ sung hóa chất  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  [147]. Ở quy mô mẻ 250 mL nước thải với điều kiện Mg:N:P = 1,4:1:1 và 100 phút phản ứng, hiệu suất thu hồi đồng thời  $\text{NH}_4^+$  và  $\text{PO}_4^{3-}$  đạt lần lượt 68,2% và 76,9% ở dạng kết tủa struvite. Tuy nhiên, việc bổ sung hóa chất  $\text{MgCl}_2$  và  $\text{KH}_2\text{PO}_4$

để điều chỉnh tỉ lệ mol tối ưu là khá lớn do điều kiện nước thải đầu vào chứa nồng độ  $\text{NH}_4^+$  (616 mg/L tương đương 36,2 mM) cao hơn so với  $\text{PO}_4^{3-}$  (146 mg/L tương đương 1,52 mM). Do đó, một phương án tối ưu hơn đó là tiền xử lý lượng amoni chênh lệch xuống ngưỡng tỉ lệ thích hợp cho struvite. Stripping là phương pháp tiền xử lý amoni hiệu suất cao cũng đã được nghiên cứu khá phổ biến gần đây.

Tác giả Trần Tiến Khôi và cộng sự (2021) đã nghiên cứu ảnh hưởng của các thông số vận hành cột stripping trong xử lý amoni từ nước rỉ rác [148]. Với quy mô thiết bị cột tiếp xúc pilot (D = 0,09m, H = 1,8m), hiệu quả xử lý amoni từ nước rỉ rác với nồng độ đầu vào 3080 mg/L có thể đạt tới 57,6% sau một vòng stripping, và có thể đạt tới 99% sau ba giờ tuần hoàn các vòng stripping tiếp theo. Mặc dù đạt hiệu quả tương đối cao nhưng kích thước thiết bị tuy chỉ mới dừng lại ở quy mô pilot nhưng đã rất lớn. Hơn nữa, việc thu hồi  $\text{NH}_3$  ở pha khí vẫn chưa được khảo sát trong nghiên cứu này.

### ***1.5.2. Tình hình nghiên cứu trong nước về kỹ thuật tiếp xúc ly tâm***

Công nghệ tiếp xúc ly tâm hiện vẫn còn là chủ đề mới, hầu như chưa có nghiên cứu nào tiếp cận tới công nghệ này. Viện Khoa học công nghệ Năng lượng và Môi trường đã bước đầu tiếp cận công nghệ này và đã có kinh nghiệm ứng dụng nhất định vào tăng cường quá trình, cụ thể là kỹ thuật tiếp xúc ly tâm trong các công đoạn làm sạch khí biogas và xử lý amoni trong nước thải.

Năm 2018, nhóm nghiên cứu của PGS. TS. Đỗ Văn Mạnh đã lần đầu ứng dụng thành công thiết bị hấp thụ li tâm HGRPB trong công đoạn làm sạch khí biogas (hấp thụ  $\text{H}_2\text{S}$ ,  $\text{CO}_2$  và  $\text{CO}$ ) từ quá trình phân hủy kỵ khí bùn thải từ hệ thống xử lý nước thải nhằm đảm bảo chất lượng khí biogas cho quá trình phát điện (Hình 1.23).



**Hình 1.23.** Thiết bị HGRPB trong mô hình xử lý bùn thải nhà máy bia Sài Gòn tại Đắc Lắc [149]

Cụ thể, thiết bị hấp thụ li tâm đã được sử dụng để hấp thụ khí H<sub>2</sub>S, CO<sub>2</sub> và CO sử dụng dung dịch KOH dưới nhiều điều kiện vận hành: 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 [149]. 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 1.6.

Nồng độ dung dịch hấp thụ KOH = 0,01 M.

Tỉ lệ giữa lượng khí (Q<sub>G</sub>) và lượng dung dịch hấp thụ (Q<sub>L</sub>): Q<sub>G</sub>/Q<sub>L</sub> = 29.

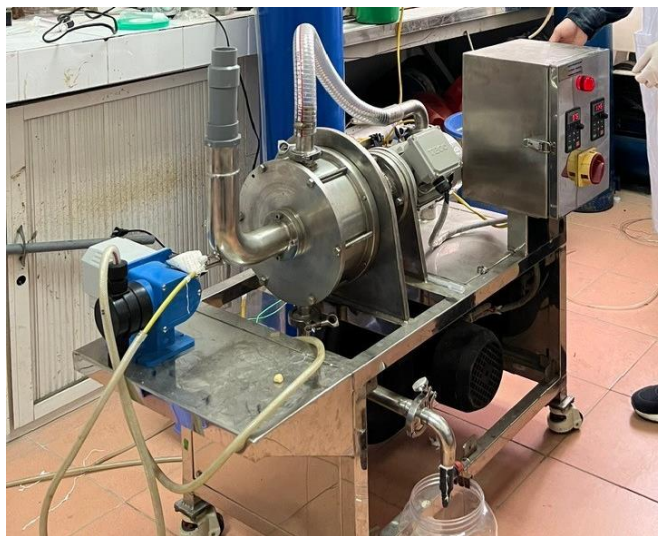
Tốc độ quay của thiết bị HGRPB = 1200 vòng/phút.

Lưu lượng khí: Q<sub>G</sub> = 2,5 L/phút.

*Bảng 1.6.* Hiệu quả làm sạch khí biogas của thiết bị HGRPB [149]

Thành phần khí biogas	Kết quả		Tiêu chuẩn đăng ký (theo Châu Âu)
	Trước làm sạch	Sau làm sạch	
CH <sub>4</sub> (%)	55,2 ± 2,1	85,1 ± 1,1	≥ 85
CO <sub>2</sub> (%)	39,4 ± 2,4	6,0 ± 0,3	-
H <sub>2</sub> S (ppm)	2471,7 ± 333,6	46,5 ± 3,6	≤ 50
CO (%)	3,10 ± 0,80	2,0 ± 0,1	≤ 2,0

Năm 2022, từ những kết quả thu được trên, nhóm nghiên cứu của tác giả Trịnh Văn Tuyên cũng đã thiết kế và chế tạo thành công thiết bị phản ứng hiệu năng cao dạng quay HP2R (High Performance Rotating Reactor) quy mô pilot phục vụ khảo sát quá trình stripping xử lý nước thải tại Việt Nam (Hình 1.24). Đây sẽ là thiết bị chính được sử dụng trong đề tài nghiên cứu này.



*Hình 1.24.* Thiết bị HP2R tại Viện KHCN Năng lượng và Môi trường

### ***1.5.3. Sự cần thiết phải triển khai nghiên cứu***

Năm 2022, Nhà nước đã ban hành một số định hướng lớn hướng tới Chiến lược bảo vệ môi trường hướng tới tăng trưởng xanh và kinh tế tuần hoàn. Quyết định số 450/QĐ-TTg ngày 13/04/2022 của Thủ tướng chính phủ “Về việc phê duyệt Chiến lược bảo vệ môi trường quốc gia đến năm 2030, tầm nhìn đến năm 2050” đã nêu rõ việc Phát triển hạ tầng kỹ thuật về xử lý nước thải, tái sử dụng, tái chế và xử lý chất thải rắn hiệu quả. Chính phủ cũng đã phê duyệt Nghị Định 08/2022/NĐ-CP ngày 10/01/2022 nhằm hướng dẫn thi hành một số điều Luật bảo vệ môi trường 2022 và nêu rõ cơ chế khuyến khích phát triển kinh tế tuần hoàn. Trong đó, một trong những tiêu chí quan trọng đó là tăng hiệu quả sử dụng tài nguyên, kéo dài thời gian sử dụng vật liệu, tái chế chất thải, và hạn chế chất thải phát sinh và giảm thiểu tác động xấu đến môi trường. Việc thu hồi và tái sử dụng tài nguyên thiên nhiên là điểm mấu chốt dẫn đến giảm tiêu thụ nhiên liệu thô, giảm chất thải và nâng cao hiệu quả sử dụng năng lượng. Đây là lí do tại sao khái niệm kinh tế tuần hoàn có thể được áp dụng trong bất kỳ hoạt động công nghiệp nào, bao gồm cả lĩnh vực xử lý nước thải. Chương trình Nghị sự 2030 vì sự phát triển bền vững của Liên hợp quốc đã thiết lập Mục tiêu phát triển bền vững cụ thể để đảm bảo sự sẵn có và quản lý bền vững nước và vệ sinh cho tất cả mọi người. Các hệ thống xử lý nước thải ngoài việc loại bỏ cacbon hữu cơ, các chất dinh dưỡng còn thu hồi các sản phẩm có giá trị. Mặc dù việc loại bỏ các chất dinh dưỡng chính (cacbon, nitơ, phốt pho) là cần thiết để bảo vệ môi trường, nhưng điều này chỉ có thể thực hiện được thông qua các quy trình sử dụng nhiều năng lượng, hoá chất, chi phí tại các hệ thống xử lý nước thải. Đây được coi là một xu hướng không bền vững khi xét đến sự gia tăng dân số toàn cầu và quá trình đô thị hoá nhanh chóng. Việc này đặt ra các hướng đi trong xử lý nước thải gắn với kinh tế tuần hoàn, hai hướng đi này có thể kể đến (i) đổi mới và tích hợp các hệ thống xử lý nước thải tiết kiệm năng lượng và tài nguyên, đồng thời (ii) tăng cường thu hồi thành phần dinh dưỡng đầu ra trong quá trình xử lý làm nguyên liệu đầu vào cho các quá trình sản xuất và xử lý khác. Chính vì vậy, việc kết hợp hai định hướng trên mang lại tính hiệu quả trong xử lý, tiết kiệm năng lượng và tài nguyên.

Như đã phân tích ở trên, có rất nhiều công nghệ đã chứng minh được hiệu quả xử lý amoni trong nước thải. Tuy nhiên, đối với thành phần nước thải nồng độ amoni cao (trên 1000 mg/L), ngoại trừ phương pháp stripping, các phương pháp còn lại đều

không phù hợp do yêu cầu nồng độ amoni đầu vào dưới 200 mg/L. Đối với quy trình xử lý sinh học, nồng độ amoni cao sẽ ảnh hưởng đến tỉ lệ C/N dẫn tới ức chế quá trình sinh học. Tải lượng amoni cao cũng làm tăng tần suất thay đổi vật liệu hấp phụ, trao đổi ion đối với hấp phụ hoặc yêu cầu lượng hóa chất lớn với quá trình keo tụ hóa học, dẫn tới mất tính khả thi về mặt chi phí với hai phương pháp này. Tương tự như vậy, phương pháp màng lọc cũng sẽ yêu cầu số lượng module lớn đồng thời dòng đậm đặc từ nồng độ amoni cao cũng sẽ là vấn đề lớn dẫn tới khó khăn trong vận hành và chi phí đối với tải lượng amoni cao. Tóm lại, nồng độ amoni nồng độ quá cao là nhược điểm cố hữu cản trở khả năng ứng dụng và vận hành hiệu quả của các phương pháp xử lý trên.

Với tình hình trong nước hiện nay, ngành chăn nuôi đóng vai trò rất quan trọng trong việc đóng góp sự tăng trưởng toàn ngành nông nghiệp. Cùng với sự phát triển mạnh mẽ của ngành chăn nuôi, lượng chất thải rắn và nước thải từ hoạt động này cũng tăng lên đáng kể, tạo nên áp lực rất lớn về bảo vệ môi trường song song với phát triển sản xuất. Trong các nguồn phát thải từ chăn nuôi, nước thải được biết là nguồn ô nhiễm khó xử lý nhất do có chứa nhiều chất ô nhiễm hữu cơ, dinh dưỡng, đặc biệt là amoni. Mặc dù hầu hết các cơ sở đã trang bị các hệ thống biogas để thu gom chất thải, tách lỏng rắn và xử lý sơ bộ thành phần ô nhiễm hữu cơ trong nước thải chăn nuôi. Tuy nhiên, các thành phần ô nhiễm như TSS, COD và đặc biệt là amoni vẫn duy trì ở ngưỡng vượt tiêu chuẩn xả thải. Khó khăn ở đây là nồng độ amoni luôn duy trì ở mức cao, dẫn đến tỉ lệ C/N của nước thải rất thấp dẫn đến giảm hiệu quả cho các công đoạn sinh học hiếu khí và thiếu khí thông thường [150]. Nguồn amoni này không được xử lý triệt để sẽ là sự thất thoát một lượng lớn nguồn dinh dưỡng đạm trong nước thải, đồng thời gây nên hiện tượng phú dưỡng gây tác động tiêu cực đến hệ sinh thái và cảnh quan môi trường nước mặt. Do đó, việc xử lý amoni trong nước thải chăn nuôi vẫn luôn là điều khó khăn cho các chủ đầu tư và các giải pháp nâng cao hiệu quả cho việc tiên xử lý thành phần amoni trong nước thải vẫn luôn được chú trọng nghiên cứu. Đối với nước rỉ rác, 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. 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. Tuy nhiên, đạt hiệu quả cao và đáp ứng đủ cho công suất lớn yêu cầu kích thước thiết bị 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.

Từ những ưu điểm trong ứng dụng xử lý nước thải của nguyên lý HiGee thông qua nghiên cứu ở các quốc gia phát triển, cũng như các khó khăn và tồn tại trong việc xử lý amoni nồng độ cao trong nước thải rỉ rác tại nước ta, việc thử nghiệm ứng dụng thiết bị HP2R cho quá trình stripping amoni thay thế cho thiết bị cột nhồi truyền thống không những giúp khắc phục các nhược điểm khi sử dụng tháp stripping như giảm tải, thu nhỏ kích thước thiết bị, rút gọn thời gian lưu, tăng công suất xử lý, giảm chi phí đầu tư thiết bị, mà còn là nghiên cứu tiền đề cho việc nghiên cứu ứng dụng thiết bị HP2R nói chung và để xử lý amoni và các chất thải hoá hơi khác trong nước thải.

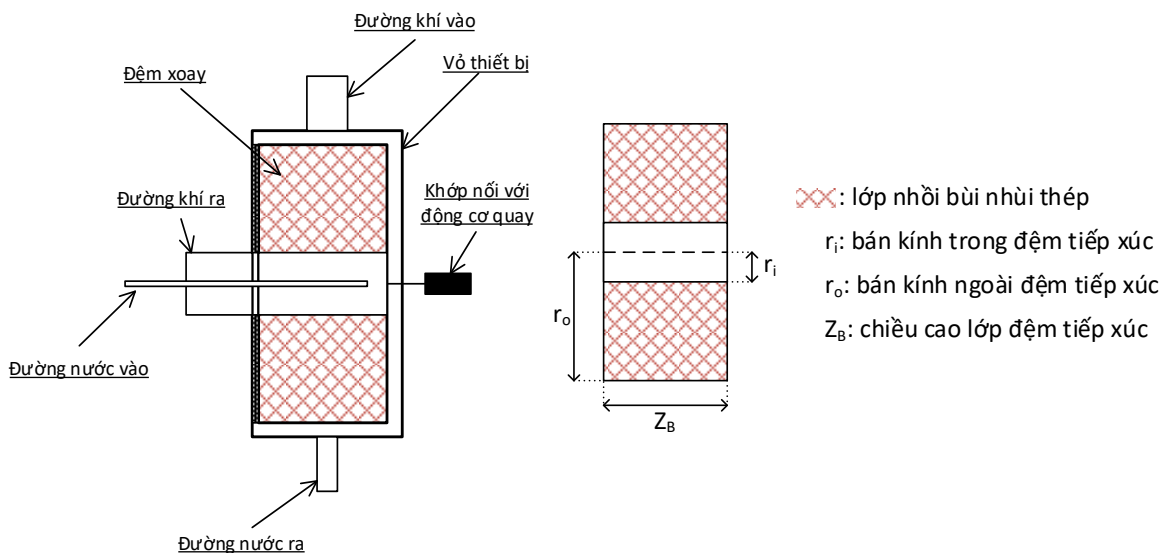
Nghiên cứu này sẽ thực hiện đối với ba đối tượng nước thải khác nhau gồm: Nước thải mô phỏng chứa  $\text{NH}_3\text{-N}$ , nước thải chăn nuôi và nước rỉ rác. Trong quá trình nghiên cứu, các thông số cơ bản của thiết bị HP2R (tốc độ quay, lưu lượng khí, lưu lượng nước thải) và yếu tố ảnh hưởng tới hiệu quả stripping  $\text{NH}_3\text{-N}$  (pH, nhiệt độ nước thải) ở các chế độ tiếp diễn và mẻ tuần hoàn sẽ được thực hiện. Từ đó, kết quả hiệu suất stripping ( $\eta$ ), hệ số chuyển khối tổng quát pha lỏng ( $K_{La}$ ) của quá trình stripping  $\text{NH}_3\text{-N}$  và mô hình dự đoán với hai thông số trên sẽ được tính toán để đánh giá hiệu quả quá trình và lựa chọn thông số thích hợp. Cuối cùng, các thí nghiệm về xử lý kết hợp thu hồi  $\text{NH}_3\text{-N}$  từ nước thải cũng sẽ được thực hiện để đánh giá sơ bộ tính bền vững của công nghệ này.

## CHƯƠNG II. ĐỐI TƯỢNG VÀ PHƯƠNG PHÁP NGHIÊN CỨU

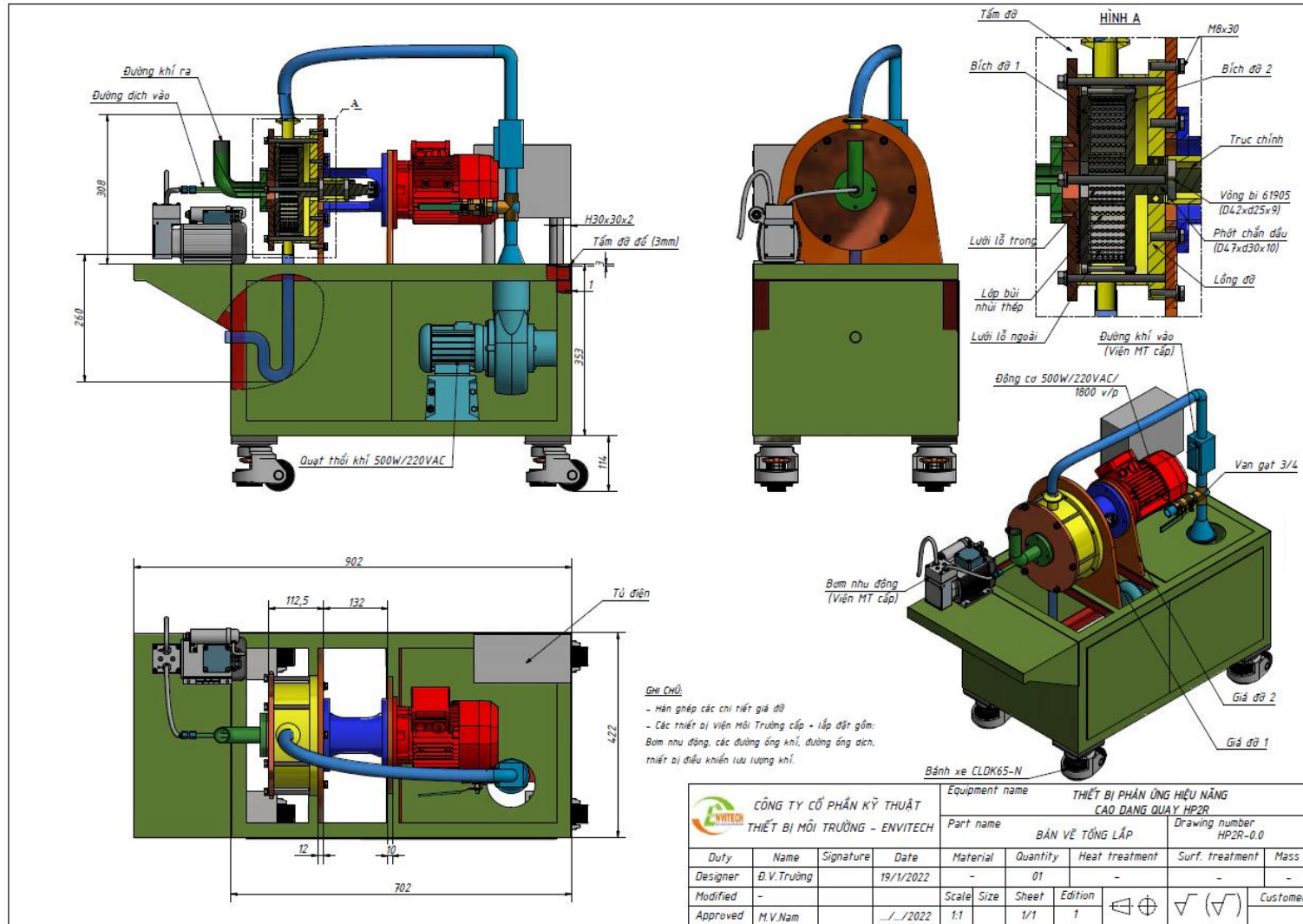
### 2.1. Đối tượng nghiên cứu

#### 2.1.1. Thiết bị phản ứng li tâm HP2R

Đối tượng chính của nghiên cứu này là thiết bị phản ứng li tâm HP2R (High-performance rotating reactor) của Viện Khoa học công nghệ Năng lượng và Môi trường. Thiết bị này được chế tạo dựa trên những cải tiến trong cấu tạo và chế độ thoát nước của thiết bị HGRPB (High gravity rotating packed bed), một thiết bị hấp thụ sử dụng nguyên lý tiếp xúc ly tâm được nghiên cứu, ứng dụng trong công đoạn làm sạch khí biogas bởi Viện Khoa học công nghệ Năng lượng và Môi trường [149]. So với thiết bị HGRPB, thiết bị HP2R được thiết kế với đường kính ống nước vào có kích thước đầu phun lớn hơn và đệm quay đặt theo hướng nằm dọc thay vì nằm ngang, giúp hạn chế tối đa hiện tượng tắc nghẽn dòng chất lỏng và thoát nước tốt hơn cho thiết bị mà không cần gia công lớp đáy vát của khoang chứa. Thiết bị HP2R sử dụng chất liệu hoàn toàn là thép không gỉ SUS 304, bao gồm ống phân phối chất lỏng, vỏ. Lớp vật liệu đệm quay được bố trí bằng các lớp bó sợi thép không gỉ đồng tâm do có độ bền cơ học và hóa học cao, khả năng chịu ăn mòn tốt trong môi trường kiềm và tính ổn định ở nhiệt độ vận hành cao. Hình ảnh của thiết bị HP2R được trình bày trong Hình 2.1 - 2.3.



Hình 2.1. Cấu tạo của thiết bị HP2R



Hình 2. 2. Bản vẽ tổng thể thiết bị HP2R sử dụng trong nghiên cứu



Hình 2.3. Hình ảnh thực tế mặt trước và sau thiết bị HP2R

Thiết kế của HP2R sử dụng lớp đệm quay đặt theo phương thẳng đứng, khác với đệm quay theo phương ngang trong các nghiên cứu trước đây [128, 129, 151]. Đệm quay đặt thẳng đứng có một số ưu điểm so với lớp đệm ngang, chẳng hạn như đảm bảo độ ổn định cao của thiết bị khi quay ở tốc độ cao, dễ dàng vận chuyển thiết bị, dễ dàng cân bằng động và chống tắc nghẽn cũng như chống ngập chất lỏng mà không cần đáy nghiêng của vỏ bọc. Kích thước của thiết bị HP2R và phần đệm quay được trình bày trong Bảng 2.1.

Bảng 2.1. Các thông số thiết kế chính của thiết bị HP2R

Thông số (đơn vị)	Giá trị
Bán kính trong đệm ( $r_i$ ) (m)	0,024
Bán kính ngoài đệm ( $r_o$ ) (m)	0,083
Bán kính trung bình đệm ( $r_{avg}$ ) (m)	0,054
Chiều cao đệm ( $Z_B$ ) (m)	0,039
Thể tích đệm ( $V_B$ ) ( $m^3$ )	$7,74 \times 10^{-4}$
Diện tích bề mặt đệm ( $a_p$ ) ( $m^2/m^3$ )	893
Đường kính trung bình lớp đệm ( $d_p$ ) (m)	0,107
Vật liệu đệm	Bó sợi đồng tâm thép SUS304

Đối với nước thải, bơm định lượng (EHN-C36VH4R, Iwaki, Japan) được sử dụng cấp chất lỏng ổn định cho hệ thống. Một máy thổi khí (TJ-750, Tongjin, China) được điều khiển bằng biến tần 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). Chi tiết các danh mục thiết bị đi kèm với thiết bị HP2R kèm thông số kỹ thuật được thể hiện trong Bảng 2.2.

*Bảng 2.2. Danh mục thiết bị đi kèm với thiết bị HP2R và thông số kỹ thuật*

STT	Thiết bị	Số lượng	Thông số kỹ thuật
1	Động cơ quay (AEGV, Teco, Đài Loan)	01	0,5 kW/220V/1P/50Hz
2	Bơm định lượng (EHN-C36VH4R, Iwaki, Nhật Bản)	01	24W/220V/360SPM/450 mL/phút
3	Quạt thổi khí (TJ-750, Tongjin, Trung Quốc)	01	0,37 kW/220V/50Hz/ 60 m <sup>3</sup> /h
4	Tủ điều khiển: 02 biến tần	01	0,25 kW/380 VAC, 0,75 kW/380VAC

### **2.1.2. Nước thải**

#### **a, Nước thải giả lập**

Trong nghiên cứu này, nước thải chứa amoni được mô phỏng từ NH<sub>4</sub>Cl (Merck, Đức) và nước cất khử ion để đạt nồng độ cố định 1000 ± 50 mg/L. Nồng độ amoni của nước thải giả lập được lựa chọn ở mức khoảng 1000 mg/L, nhằm đại diện cho nhóm nước thải có hàm lượng amoni cao thường gặp tại Việt Nam, như nước rỉ rác bãi chôn lấp, nước thải chăn nuôi hoặc nước thải từ các cơ sở sản xuất hóa chất và thực phẩm. Mức nồng độ này được xem là phù hợp để mô phỏng đặc tính và hành vi truyền khối của các dòng thải thực tế, đồng thời giúp đánh giá khả năng áp dụng của hệ thống xử lý ở điều kiện có tải lượng amoni cao mà vẫn đảm bảo tính khả thi về mặt kỹ thuật và kinh tế.

#### **b, Nước thải chăn nuôi lợn**

Nước thải chăn nuôi được thu thập từ một trang trại lợn hộ gia đình quy mô xấp xỉ 100 con tại xã Vĩnh Tường, tỉnh Vĩnh Phúc, Việt Nam. Mẫu nước được thu tại đầu ra của bể biogas của trang trại. Can nhựa HDPE 20-L được sử dụng để thu thập và lưu trữ nước thải trước khi chuyển về phòng thí nghiệm tại Viện Khoa học công nghệ Năng lượng và Môi trường. Các mẫu nước thải chăn nuôi được phân tích để xác định các thông số cơ bản (theo bảng 2.3) với độ lặp 3 lần (n = 3). Tất cả các thùng chứa sau đó được bảo theo tiêu chuẩn ISO 5667-3:2003 hướng dẫn về bảo quản và xử lý mẫu nước thải. Thí nghiệm được tiến hành một ngày sau khi thu gom để tránh bất kỳ sự thay đổi nào về đặc tính nước thải. Tổng nitơ (TN) của mẫu nước

thải thu được vượt quá giá trị Quy chuẩn kỹ thuật quốc gia Việt Nam về nước thải chăn nuôi (QCVN 62:2016/BTNMT Quy chuẩn A) [32]. Tổng nitơ trong nước thải chăn nuôi lợn thường bao gồm amoniac nitơ ( $\text{NH}_3\text{-N}$ ), nitơ hữu cơ, nitrat ( $\text{NO}_3^-$ ) và nitrit ( $\text{NO}_2^-$ ). Hàm lượng  $\text{NH}_3\text{-N}$  (657 mg/L) bao gồm hơn 99% TN, phù hợp để loại bỏ bằng phương pháp stripping. Tính chất của mẫu nước thải chăn nuôi được mô tả trong Bảng 2.3.

*Bảng 2.3. Tính chất ô nhiễm của mẫu nước thải chăn nuôi lợn*

STT	Thông số	Đơn vị	Giá trị (n=3)	QCVN 62:2016/BTNMT cột A [152]
1	pH	-	$7.5 \pm 1.0$	6 – 9
2	BOD <sub>5</sub>	mg/L	$430 \pm 95$	40
3	COD	mg/L	$1120 \pm 182$	100
4	TSS	mg/L	$143 \pm 23$	50
5	TN	mg/L	$660 \pm 93$	50
6	$\text{NH}_3\text{-N}$	mg/L	$657 \pm 101$	-

### *c, Nước thải rỉ rác*

Nước rỉ rác tại Bãi chôn lấp rác Nam Sơn (Sóc Sơn, Hà Nội) được sử dụng làm đối tượng nước thải chứa  $\text{NH}_3\text{-N}$  nồng độ cao trong nghiên cứu này. Bãi chôn lấp đã được vận hành từ năm 1999 với công suất tiếp nhận chất thải rắn sinh hoạt khoảng 5000 – 5500 tấn mỗi ngày. Thành phần chất thải chủ yếu bao gồm 50–70% là chất hữu cơ (thức ăn thừa và rác sân vườn), cùng với các thành phần vô cơ khác như nhựa, thủy tinh,... Mẫu nước rỉ rác được lấy tại cửa xả của ống thu gom của bãi chôn lấp, ngay trước khi nước từ bãi chôn lấp chảy vào bể điều hòa của hệ thống xử lý nước thải. Các mẫu nước được chứa trong các can nhựa HDPE 20L, 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. Các mẫu nước rỉ rác được phân tích để xác định các thông số cơ bản với độ lặp từ 03 (n = 3) đến 05 (n = 5) trong hai đợt lấy mẫu. Tính chất mẫu nước thải từ các đợt thu thập trình bày trong Bảng 2.4. Mẫu thu thập có đặc điểm của nước rỉ rác cũ, tỷ lệ BOD/COD thấp, pH tương đối cao và nồng độ  $\text{NH}_3\text{-N}$  cao ở cả hai đợt.

Bảng 2.4. Tính chất ô nhiễm của mẫu nước rỉ rác.

STT	Thông số	Đơn vị	Giá trị		QCVN 40:2025/BTNMT cột A [153]
			Đợt 1 (n=3)	Đợt 2 (n=5)	
1	pH	-	8,2 ± 0,6	8,5 ± 0,6	-
2	COD	mg/L	2650 ± 324	2920 ± 262	50
3	BOD <sub>5</sub>	mg/L	756 ± 105	824 ± 162	30
4	TSS	mg/L	1082 ± 281	1210 ± 302	-
5	TN	mg/L	1608 ± 181	1808 ± 181	20
6	NH <sub>3</sub> -N	mg/L	1399 ± 173	1670 ± 220	5

Nồng độ các thông số, đặc biệt là NH<sub>3</sub>-N đều vượt tiêu chuẩn xả thải của Quy chuẩn kỹ thuật quốc gia Việt Nam về nước thải công nghiệp [153]. Nồng độ NH<sub>3</sub>-N 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.

### 2.1.3. Hóa chất, thiết bị

#### a, Hóa chất

- NH<sub>4</sub>Cl (Merck, Đức) dạng rắn, độ tinh khiết 99%: sử dụng để pha nước thải tổng hợp, dung dịch chuẩn cho phương pháp điện cực ion chọn lọc phân tích NH<sub>3</sub>-N;
- NaOH (Merck, Đức) dạng rắn, độ tinh khiết >99%: điều chỉnh pH mẫu nước thải, điều chỉnh pH mẫu đo NH<sub>3</sub>-N bằng điện cực ion chọn lọc.
- H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> (Merck, Đức) dạng lỏng, độ tinh khiết >98%: sử dụng để điều chỉnh pH, bảo quản mẫu nước thải;
- NaOH (Xilong, Trung Quốc) dạng rắn, độ tinh khiết >99%, sử dụng để điều chỉnh pH mẫu nước thải;
- Ca(OH)<sub>2</sub> (Xilong, Trung Quốc) dạng bột, độ tinh khiết > 95%: Sử dụng để điều chỉnh pH mẫu nước thải;
- H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> (Xilong, Trung Quốc) dạng lỏng: chuẩn bị dung dịch thu hồi amoni.

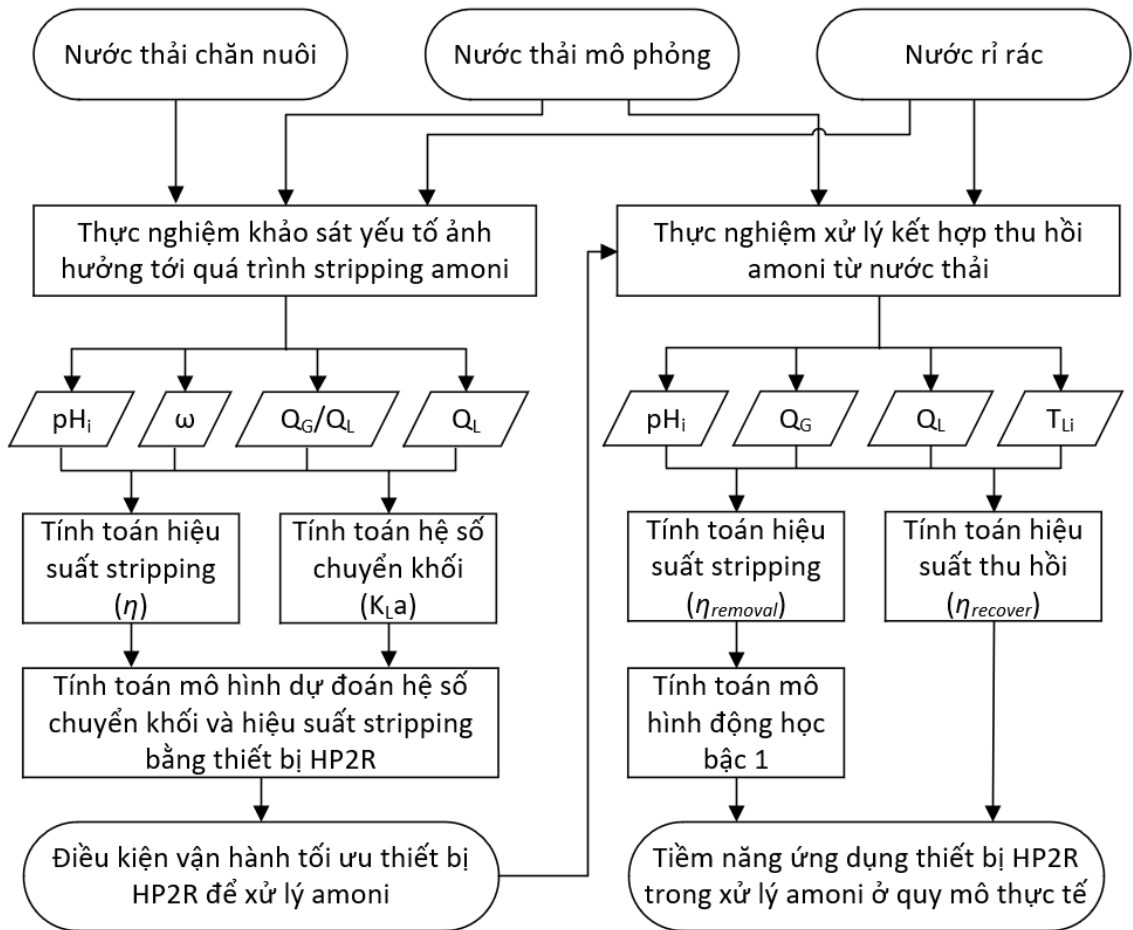
***b, Thiết bị***

Các trang thiết bị, máy móc sử dụng cho nghiên cứu tại phòng thí nghiệm của Viện Khoa học công nghệ Năng lượng và Môi trường:

- Bơm định lượng (EHN-CV36VH4R, Iwaki, Nhật bản);
- Máy đo vận tốc gió (Kestrel 5500, Kestrel, Mỹ);
- Bể ổn định nhiệt (BW-20G, Jeiotech, Hàn Quốc);
- Điện cực ion chọn lọc đo  $\text{NH}_3\text{-N}$  (HI 4101, Hanna, Mỹ);
- Điện cực đo pH (HI 1131B, Hanna, Mỹ);
- Điện cực đo nhiệt độ (HI7662-T, Hanna, Mỹ);
- Máy đa chỉ tiêu pH/ISE/mV (HI-5222, Hanna, Mỹ);
- Thiết bị phản ứng hiệu năng cao dạng quay (HP2R, Envitech, Việt Nam).

**2.2. Phương pháp nghiên cứu*****2.2.1. Phương pháp thực nghiệm***

Trong nghiên cứu này, các quy trình thực nghiệm được thiết kế nhằm khảo sát toàn diện hiệu quả của quá trình stripping  $\text{NH}_3\text{-N}$  từ các loại nước thải dưới các điều kiện khác nhau của các thông số vận hành và điều kiện nước thải. Sơ đồ thể hiện chi tiết các bước thực hiện trong nghiên cứu này được mô tả trong Hình 2.4.

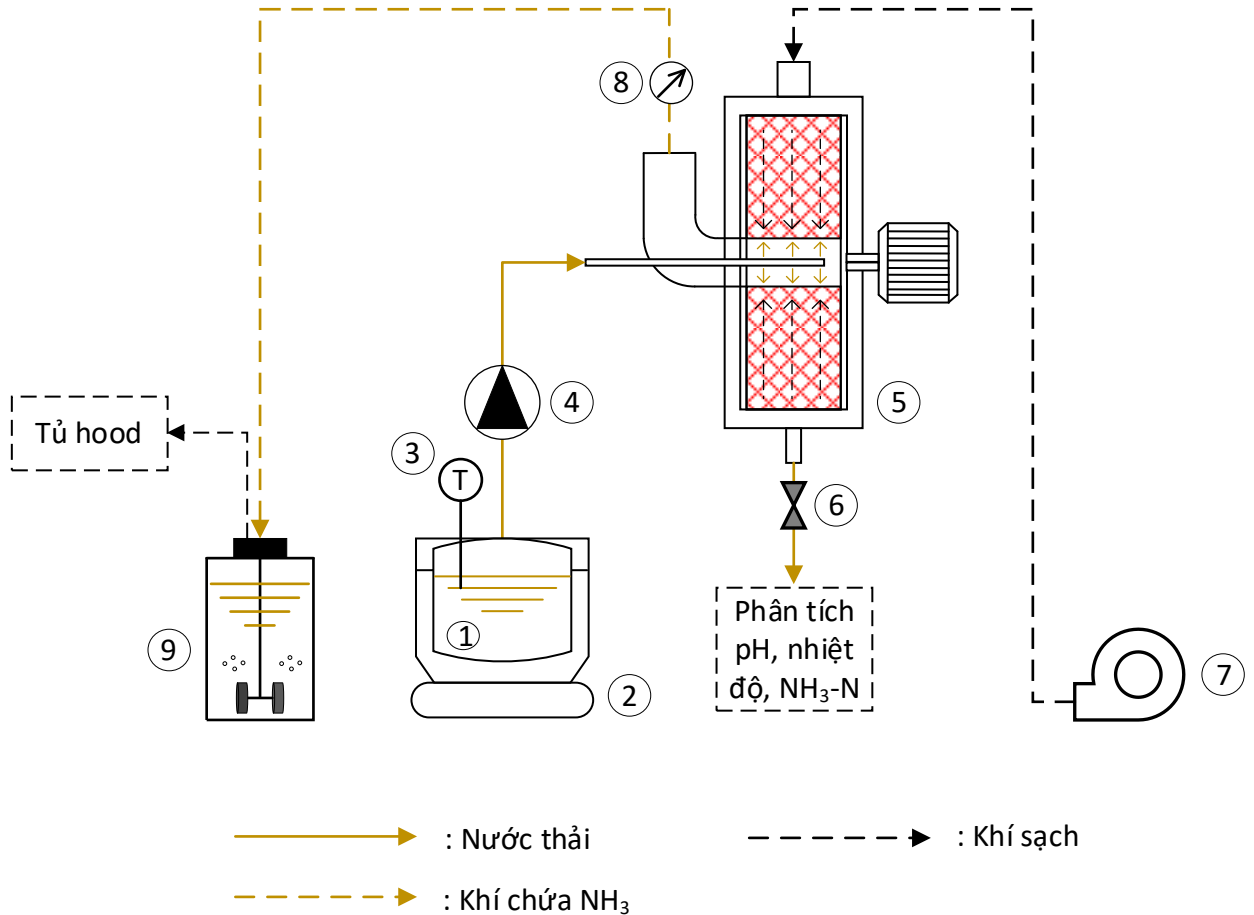


Hình 2.4. Sơ đồ khối trình tự nghiên cứu xử lý amoni nồng độ cao bằng thiết bị HP2R

Nghiên cứu này sẽ thực hiện đối với ba đối tượng nước thải khác nhau gồm: Nước thải mô phỏng chứa  $\text{NH}_3\text{-N}$ , nước thải chăn nuôi và nước rỉ rác. Trong quá trình nghiên cứu, các thông số cơ bản của thiết bị HP2R (tốc độ quay, lưu lượng khí, lưu lượng nước thải) và yếu tố ảnh hưởng tới hiệu quả stripping  $\text{NH}_3\text{-N}$  (pH, nhiệt độ nước thải) ở các chế độ tiếp diễn và mẻ tuần hoàn sẽ được thực hiện. Từ đó, kết quả hiệu suất stripping ( $\eta$ ), hệ số chuyển khối tổng quát pha lỏng ( $K_{La}$ ) của quá trình stripping  $\text{NH}_3\text{-N}$  và mô hình dự đoán với hai thông số trên sẽ được tính toán để đánh giá hiệu quả quá trình và lựa chọn thông số thích hợp. Cuối cùng, các thí nghiệm về xử lý kết hợp thu hồi  $\text{NH}_3\text{-N}$  từ nước thải cũng sẽ được thực hiện để đánh giá sơ bộ tính bền vững của công nghệ này. Chi tiết quy trình thực nghiệm quá trình stripping sử dụng thiết bị HP2R cùng các điều kiện thực nghiệm được mô tả ở mục sau:

**a, Quy trình thực nghiệm khảo sát các yếu tố ảnh hưởng tới quá trình stripping amoni từ nước thải**

Quy trình thực nghiệm khảo sát các yếu tố ảnh hưởng đến hiệu quả xử lý amoni được thể hiện trong Hình 2.5.



Hình 2.5. Sơ đồ thí nghiệm khảo sát các yếu tố ảnh hưởng tới quá trình stripping amoni từ nước thải

*Chú thích:* 1: Bình chứa nước thải, 2: Bể ổn định nhiệt, 3: Nhiệt kế, 4: Bơm định lượng, 5: Thiết bị HP2R, 6: Van thu mẫu, 7: Máy thổi khí, 8: Đồng hồ đo vận tốc gió, 9: Bình hấp thụ

**Thuyết minh quy trình:** 5-L nước thải chứa NH<sub>3</sub>-N ở nồng độ được xác định, sau khi được điều chỉnh pH về ngưỡng thích hợp (pH<sub>i</sub>) cho quá trình stripping được đưa về bình chứa nước thải đặt trong bể ổn định nhiệt. Bể ổn định nhiệt có vai trò giữ nhiệt độ nước thải (T<sub>Li</sub>) cố định ở ngưỡng 30 °C cho quá trình stripping. Đồng thời, thiết bị HP2R sẽ được khởi động bằng cách cài đặt và vận hành ở tốc độ quay ( $\omega$ ) và lưu lượng khí (Q<sub>G</sub>) xác định cho thí nghiệm. Sau khi thiết bị HP2R đạt được thông số  $\omega$  và Q<sub>G</sub> mong muốn, bơm định lượng sẽ được khởi động để nước thải được cấp vào thiết bị HP2R bằng bơm định lượng ở lưu lượng (Q<sub>L</sub>) xác định cho thí

nghiệm. Mẫu sẽ được lấy sau 15 phút tính từ thời điểm nước xuất hiện ở ống thoát nước thải để đảm bảo kết quả phản ánh đúng hiệu quả của thiết bị tại thời điểm điều kiện tiếp xúc và phân phối chất lỏng trong đệm ở trạng thái ổn định. Các mẫu nước sau khi thu sẽ được phân tích tức thì các chỉ tiêu  $\text{NH}_3\text{-N}$ , nhiệt độ, pH.

Đối với mỗi đối tượng nước thải (nước thải mô phỏng, nước thải chăn nuôi, nước rỉ rác), độ pH ban đầu của nước thải và các thông số vận hành của thiết bị HP2R (tốc độ quay, lưu lượng khí, lưu lượng nước thải) sẽ được lựa chọn và khảo sát ở các ngưỡng phù hợp với quá trình stripping  $\text{NH}_3\text{-N}$  kế thừa từ các nghiên cứu trước đây sử dụng tháp stripping và thiết bị HiGee. Cụ thể, độ pH sẽ được lựa chọn trong khoảng từ 8,5 tới 12 tương ứng với khoảng dao động độ pH lựa chọn bởi các nghiên cứu xử lý amoni bằng phương pháp stripping [75, 88]. Tốc độ quay của đệm  $\omega$  sẽ được lựa chọn ở ngưỡng từ 300 – 1200 rpm, đảm bảo lực ly tâm tương đối (Relative Centrifugal Force) đạt từ 6 G tới 87 G (theo bán kính trung bình đệm 0,054 m) và nằm trong dải thông số vận hành của động cơ thiết bị HP2R. Tỷ lệ lưu lượng  $Q_G/Q_L$  được lựa chọn trong khoảng từ 500 – 5000, căn cứ theo các nghiên cứu tương tự với thiết bị HiGee [128-130], lớn hơn nhiều lần so với tháp stripping do có hỗ trợ của lực ly tâm giúp giảm hiện tượng tắc nghẽn bằng cách gia tăng giới hạn điểm ngập [80, 154]. Cụ thể các mức điều kiện khảo sát cho từng đối tượng được mô tả cụ thể dưới đây:

*Đối với nước thải mô phỏng (Nồng độ  $\text{NH}_3\text{-N}$  ban đầu  $C_{Li} = 1000 \text{ mg/L}$ ):*

- Độ pH của nước thải trước khi vào quá trình stripping ( $\text{pH}_i$ ) có ảnh hưởng đáng kể tới hiệu quả stripping do điều này quyết định sự dịch chuyển  $\text{NH}_4^+$ . Ở thí nghiệm với nước thải mô phỏng,  $\text{pH}_i$  được thử nghiệm ở các ngưỡng: 9, 10, 11, 12, bằng cách thêm NaOH vào nước thải;
- Tốc độ vòng quay của đệm ( $\omega$ ) được khảo sát ở các ngưỡng 300, 600, 900, 1200 rpm;
- Ảnh hưởng của tỷ lệ lưu lượng khí trên lưu lượng nước ( $Q_G/Q_L$ ) được khảo sát ở các ngưỡng 854, 1587, 2136, 3052 bằng cách điều chỉnh  $Q_G$  ở các ngưỡng: 85,4 L/phút, 158,7 L/phút, 213,6 L/phút, và 305,2 L/phút với  $Q_L$  ổn định ở 0,10 L/phút;
- Ảnh hưởng của số vòng tuần hoàn stripping: Ở thí nghiệm này, 2-L nước thải sẽ được đưa vào quá trình stripping hai vòng. Cụ thể, nước thải sau xử lý của

lượt stripping đầu tiên sẽ là nước thải đầu vào cho một vòng lặp stripping thứ hai. Điều kiện vận hành của thiết bị HP2R ở hai vòng stripping sẽ được giữ nguyên để đánh giá sự thay đổi của độ pH và nồng độ  $\text{NH}_3\text{-N}$  sau khi trải qua thêm một vòng stripping.

*Đối với nước thải chăn nuôi (Nồng độ  $\text{NH}_3\text{-N}$  ban đầu  $C_{Li} = 657 \text{ mg/L}$ ):*

- Độ pH<sub>i</sub> của nước thải chăn nuôi sẽ được khảo sát ở ba ngưỡng: 10, 11 và 12 (lược bỏ pH 9 do hiệu quả thấp với nước thải mô phỏng);
- Tốc độ vòng quay của đệm ( $\omega$ ) được khảo sát ở các ngưỡng 300, 600, 900, 1200 rpm;
- Ảnh hưởng của  $Q_G/Q_L$  được khảo sát ở các ngưỡng 1160, 2160, 2910, 4150 bằng cách điều chỉnh  $Q_G$  ở các ngưỡng: 116 L/phút, 216 L/phút, 291 L/phút, và 415 L/phút với  $Q_L$  ổn định ở 0,10 L/phút ( $Q_G$  được lựa chọn cao hơn do TSS trong nước thải chăn nuôi cao hơn nước mô phỏng);
- Ảnh hưởng của lưu lượng nước thải  $Q_L$  được khảo sát ở các ngưỡng: 0,05 L/phút, 0,1 L/phút, 0,15 L/phút và 0,2 L/phút ở lưu lượng khí cố định  $Q_G = 216 \text{ L/phút}$ .

*Đối với nước rỉ rác (Nồng độ  $\text{NH}_3\text{-N}$  ban đầu  $C_{Li} = 1399 \text{ mg/L}$ )*

- Độ pH<sub>i</sub> của nước rỉ rác sẽ được khảo sát ở các ngưỡng: 8,5; 9,5; 10,5 và 11,5 (Khảo sát thử nghiệm bổ sung thêm các ngưỡng pH xen kẽ nhằm tiết kiệm hóa chất và tìm điểm phù hợp);
- Tốc độ vòng quay của đệm ( $\omega$ ) được khảo sát ở các ngưỡng 300, 600, 900, 1200 rpm;
- Ảnh hưởng của  $Q_G/Q_L$  được khảo sát ở các ngưỡng 762, 1416, 1906, 2722 bằng cách điều chỉnh  $Q_G$  ở các ngưỡng: 76,2 L/phút, 141,6 L/phút, 190,6 L/phút, và 272,2 L/phút với  $Q_L$  ổn định ở 0,10 L/phút;
- Ảnh hưởng của lưu lượng nước thải  $Q_L$  được khảo sát ở các ngưỡng: 0,05 L/phút, 0,1 L/phút, 0,15 L/phút và 0,2 L/phút ở lưu lượng khí cố định  $Q_G = 142 \text{ L/phút}$ . Đối với  $Q_L$ , tốc độ quay được khảo sát ở tốc độ 600 rpm trở lên để tránh điểm ngập gây nên bởi lưu lượng nước thải quá lớn.

- Ảnh hưởng của số vòng tuần hoàn stripping: Ở thí nghiệm này, 2-L nước rỉ rác sẽ được đưa vào quá trình stripping tổng cộng năm vòng. Cụ thể, nước thải sau xử lý của lượt stripping đầu tiên sẽ là nước thải đầu vào cho một vòng lặp stripping tiếp theo. Điều kiện vận hành của thiết bị HP2R ở các vòng stripping sẽ được giữ nguyên để đánh giá sự thay đổi của độ pH và nồng độ NH<sub>3</sub>-N giữa các số lần tuần hoàn.

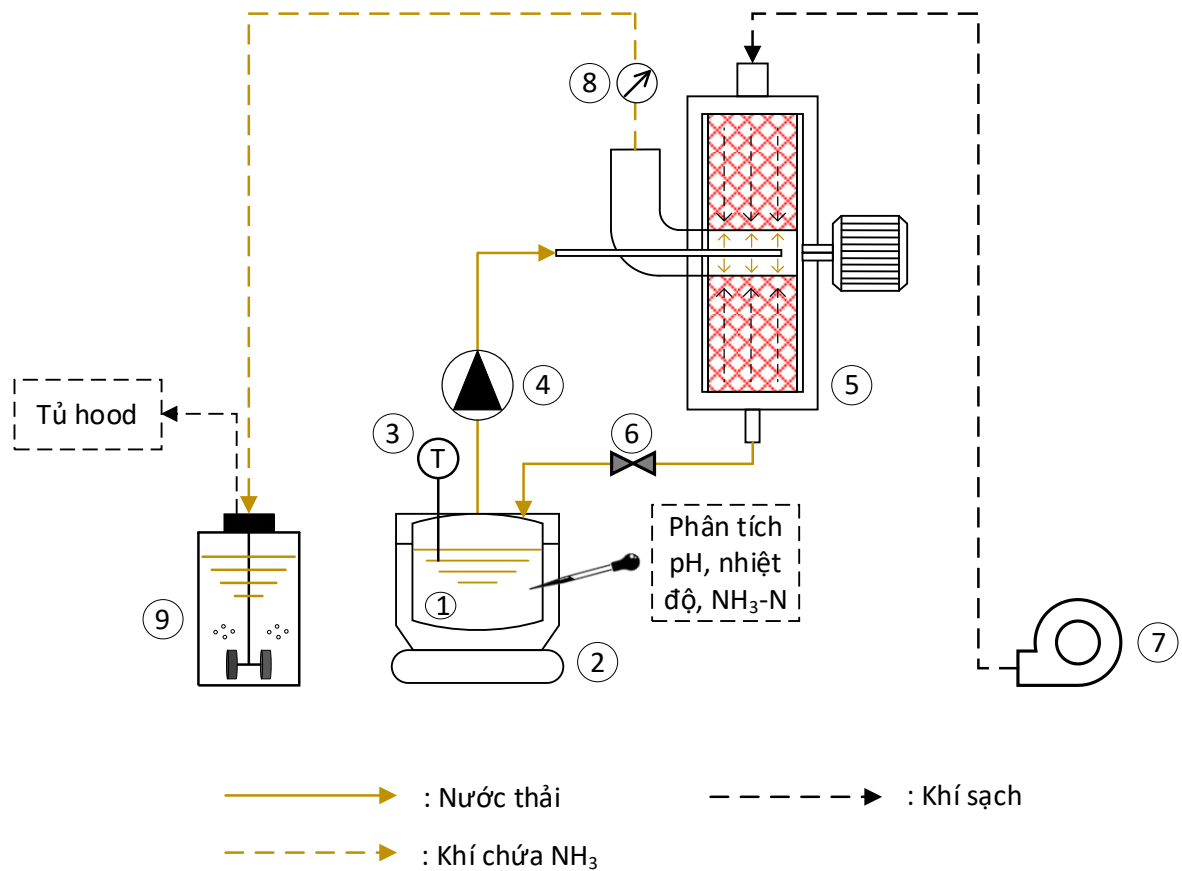
Tổng hợp các điều kiện vận hành được thực hiện trong khảo sát các yếu tố ảnh hưởng tới quá trình stripping amoni từ nước thải nêu trên được tổng hợp trong Bảng 2.5 dưới đây:

*Bảng 2.5.* Các điều kiện vận hành thực hiện trong khảo sát các yếu tố ảnh hưởng tới quá trình stripping amoni từ nước thải

<b>Đối tượng nước thải</b>	<b>Các điều kiện vận hành</b>				<b>Stripping tuần hoàn (chu kỳ)</b>
	<b>pH<sub>i</sub></b> (-)	<b><math>\omega</math></b> (rpm)	<b>Q<sub>G</sub>/Q<sub>L</sub></b> (-)	<b>Q<sub>L</sub></b> (L/phút)	
Nước thải mô phỏng	9, 10, 11, 12	300, 600, 900, 1200	854, 1587, 2136, 3052	-	3
Nước thải chăn nuôi	10, 11, 12	300, 600, 900, 1200	1160, 2160, 2910, 4150	0,05; 0,1; 0,15; 0,2	-
Nước rỉ rác	8,5; 9,5; 10,5; 11,5	300, 600, 900, 1200	762, 1416, 1906, 2722	0,05; 0,1; 0,15; 0,2	5

## b, Quy trình thực nghiệm xử lý kết hợp thu hồi amoni từ nước thải

Quy trình thực nghiệm xử lý kết hợp thu hồi amoni từ nước thải được thể hiện trong Hình 2.6.



Hình 2.6. Quy trình xử lý và thu hồi amoni bằng thiết bị HP2R.

Chú thích: 1: Bể chứa nước rỉ rác, 2: Bể gia nhiệt, 3: Nhiệt kế, 4: Bơm định lượng, 5: Thiết bị HP2R, 6: Van, 7: Máy thổi khí, 8: Đồng hồ đo vận tốc gió, 9: Bình hấp thụ

**Thuyết minh quy trình:** tại thí nghiệm này, 2-L nước thải được điều chỉnh pH; bằng  $\text{Ca}(\text{OH})_2$  với nồng độ  $\text{NH}_3\text{-N}$  xác định sẽ được chuẩn bị cho thí nghiệm này. Nước thải sau khi được điều chỉnh pH và xác định nồng độ sẽ được chứa tại bể ổn định nhiệt. Đồng thời, thiết bị HP2R sẽ được khởi động bằng cách cài đặt và vận hành ở tốc độ quay ( $\omega$ ) và lưu lượng khí ( $Q_G$ ) xác định cho thí nghiệm. Sau khi thiết bị HP2R đạt được thông số  $\omega = 900 \text{ rpm}$  và  $Q_G$  mong muốn, bơm định lượng sẽ được khởi động để nước thải được cấp vào thiết bị HP2R bằng bơm định lượng ở lưu lượng ( $Q_L$ ) xác định cho thí nghiệm. Khác với thí nghiệm khảo sát yếu tố ảnh hưởng, các điều kiện thí nghiệm ở mỗi mẻ sẽ được giữ nguyên trong suốt quá trình thực nghiệm. Nước thải sau khi ra khỏi thiết bị sẽ được đưa về bể ổn định nhiệt để tiếp tục tuần hoàn vào thiết bị HP2R cho quá trình stripping. Khí chứa  $\text{NH}_3$  thoát ra sau quá trình

stripping sẽ được đưa về bình hấp thụ dạng scrubber chứa 1-L H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> để thu hồi NH<sub>3</sub>-N từ quá trình stripping. Một mẻ thí nghiệm được xác định bắt đầu tại thời điểm xuất hiện nước đầu ra tại ống thoát nước của thiết bị HP2R. Tại từng mốc thời gian (t), các mẫu nước thải (tại bể ổn định nhiệt) và dung dịch hấp thụ (tại bình hấp thụ) sẽ được lấy để phân tích xác định độ pH và nồng độ NH<sub>3</sub>-N. Mỗi mẻ thí nghiệm được dừng lại khi nồng độ NH<sub>3</sub>-N giảm xuống dưới 100 mg/L, mức được coi là phù hợp cho quá trình nitrat hóa sinh học trong các nhà máy xử lý nước thải [155].

Thí nghiệm xử lý và thu hồi amoni trong nước thải sẽ được thực hiện với nước thải mô phỏng và nước rỉ rác. Các điều kiện khảo sát trong thí nghiệm này được lựa chọn và kế thừa dựa trên kết quả thu được từ thí nghiệm khảo sát yếu tố ảnh hưởng trước đó. Đối với thí nghiệm xử lý và thu hồi amoni ở chế độ tuần hoàn nước thải, các thông số vận hành và tính chất nước thải được khảo sát cụ thể như sau:

*Đối với nước thải mô phỏng (Nồng độ NH<sub>3</sub>-N ban đầu  $C_{Li} = 1000$  mg/L)*

- Ảnh hưởng của pH<sub>i</sub>: hai mẻ thí nghiệm xử lý và thu hồi amoni sẽ được thực hiện ở hai ngưỡng pH<sub>i</sub> là 11 và 12 ở các điều kiện vận hành khác được đặt cố định gồm T<sub>L</sub> = 30°C, Q<sub>G</sub> = 100 L/phút và Q<sub>L</sub> = 0,2 L/phút và  $\omega = 900$  rpm.
- Ảnh hưởng của Q<sub>G</sub>: Q<sub>G</sub> được thử nghiệm ở các ngưỡng: 100 L/phút, 150 L/phút, 200 L/phút và 300 L/phút ở các điều kiện vận hành khác được đặt cố định gồm T<sub>L</sub> = 30°C, Q<sub>L</sub> = 0,1 L/phút, pH<sub>i</sub> = 11 và  $\omega = 900$  rpm.
- Ảnh hưởng của Q<sub>L</sub>: Q<sub>L</sub> được thử nghiệm ở các ngưỡng: 0,05 L/phút, 0,1 L/phút và 0,2 L/phút ở các điều kiện vận hành khác được đặt cố định gồm T<sub>L</sub> = 30°C, Q<sub>G</sub> = 200 L/phút, pH<sub>i</sub> = 11 và  $\omega = 900$  rpm.
- Ảnh hưởng của độ pH của dung dịch hấp thụ: pH<sub>i,abs</sub> của dung dịch hấp thụ H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> được thử nghiệm ở các ngưỡng 1, 2, 3 (tương ứng với nồng độ H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 0.05M, 0.005M và 0.0005M) và dung dịch nước máy đại diện cho pH<sub>i,abs</sub> = 7,8 được khảo sát tới hiệu quả thu hồi amoni

*Đối với nước rỉ rác (Nồng độ NH<sub>3</sub>-N ban đầu  $C_{Li} = 1670$  mg/L)*

- Ảnh hưởng của Q<sub>G</sub>: Q<sub>G</sub> được thử nghiệm ở các ngưỡng: 50 L/phút, 100 L/phút, 200 L/phút và 300 L/phút ở các điều kiện vận hành khác được đặt cố định gồm T<sub>L</sub> = 30°C, Q<sub>L</sub> = 0,2 L/phút, pH<sub>i</sub> = 11,5 và  $\omega = 900$  rpm.

- Ảnh hưởng của  $Q_L$ :  $Q_L$  được thử nghiệm ở các ngưỡng: 50 L/phút, 100 L/phút, 200 L/phút và 300 L/phút ở các điều kiện vận hành khác được đặt cố định gồm  $T_L = 30^\circ\text{C}$ ,  $Q_G = 200$  L/phút,  $\text{pH}_i = 11,5$  và  $\omega = 900$  rpm.
- Ảnh hưởng của  $T_{Li}$ :  $T_{Li}$  tại bể ổn định nhiệt được thử nghiệm ở các ngưỡng:  $30^\circ\text{C}$ ,  $40^\circ\text{C}$  và  $50^\circ\text{C}$  ở các điều kiện vận hành khác được đặt cố định gồm  $Q_L = 0,2$  L/phút,  $Q_G = 200$  L/phút,  $\text{pH}_i = 11,5$  và  $\omega = 900$  rpm.

Tổng hợp các điều kiện vận hành trong thực nghiệm xử lý kết hợp thu hồi amoni từ nước thải nêu trên được tổng hợp trong Bảng 2.6.

*Bảng 2.6.* Các điều kiện vận hành trong thực nghiệm xử lý kết hợp thu hồi amoni từ nước thải

Đối tượng nước thải	Các điều kiện vận hành				
	$\text{pH}_i$ (-)	$Q_G$ (L/phút)	$Q_L$ (L/phút)	$\text{pH}_{i,\text{abs}}$	$T_{Li}$ ( $^\circ\text{C}$ )
Nước thải mô phỏng	11, 12	100, 200, 300	0,05; 0,1; 0,2	1; 2; 3; 7,8	30
Nước rỉ rác	11,5	50, 100, 200, 300	0,05; 0,1; 0,2; 0,3	2	30, 40, 50

### 2.2.2. Phương pháp phân tích

Các phương pháp phân tích sử dụng trong nghiên cứu này được thể hiện trong Bảng 2.7:

*Bảng 2.7.* Các phương pháp phân tích sử dụng trong nghiên cứu

TT	Chỉ tiêu	Phương pháp phân tích	Ghi chú
1	COD	TCVN 6491:1999	Sử dụng trong phân tích tính chất ban đầu của các mẫu nước
2	BOD <sub>5</sub>	TCVN 6001-1 : 2008	
3	TSS	TCVN 6625 : 2000	
4	TN	SMEWW 4500-N.C:2023 + SMEWW 4500 – NO3.e:2023	
5	NH <sub>3</sub> -N	TCVN 7872:2008	Sử dụng trong phân tích các mẫu nước trước và sau thực nghiệm
6	pH	TCVN 6492 : 2011	
7	Nhiệt độ	Đầu dò nhiệt độ điện tử	

### 2.2.3. Phương pháp tính toán

#### a, Đối với quy trình thực nghiệm khảo sát các yếu tố ảnh hưởng tới quá trình stripping amoni từ nước thải

Hiệu suất stripping ( $\eta$ ) được tính toán dựa trên sự thay đổi của nồng độ  $\text{NH}_3\text{-N}$  trong nước thải như sau:

$$\eta (\%) = \frac{C_{Li} - C_{Lo}}{C_{Li}} \times 100\% \quad (2.1)$$

trong đó,  $C_{Li}$  và  $C_{Lo}$  (mg/L) lần lượt là nồng độ  $\text{NH}_3\text{-N}$  trước và sau quá trình stripping trong mẫu nước thải.

Hệ số chuyển khối tổng quát pha lỏng ( $K_{La}$ ) được sử dụng để thể hiệu quả chuyển khối trong quá trình stripping  $\text{NH}_3\text{-N}$  trong nghiên cứu này [128, 129]. Phương trình được đề xuất bởi Singh và cộng sự (1992) và Chen và cộng sự (2005) [119, 156] để đánh giá hiệu suất chuyển khối pha lỏng trong các thiết bị sử dụng nguyên lý đệm ly tâm có sự tham gia của hai pha khí – lỏng dựa trên nguyên lý cân bằng khối lượng và thuyết chuyển khối hai lớp (two-film theory). Sự chênh lệch thể tích với diện tích mặt cắt ngang ( $2\pi r Z_B$ ), độ dày màng dòng chảy ( $dr$ ) được xét trong tính toán  $K_{La}$  với giả định trở lực chuyển khối pha khí là không đáng kể [132]. Cân bằng khối lượng trong khoang thể tích đệm với đ giả định trở lực chuyển khối pha khí không đáng kể được thể hiện như sau:

$$Q_L dC_L = K_L a (C_L^* - C_L) 2\pi r Z_B dr \quad (2.2)$$

trong đó  $C_L$  là nồng độ của  $\text{NH}_3\text{-N}$  trong pha lỏng và  $C_L^*$  là nồng độ cân bằng pha tương quan với nồng độ  $\text{NH}_3\text{-N}$  ở pha khí. Cân bằng khối lượng tổng thể được viết lại như sau:

$$Q_L (C_L - C_{Lo}) = Q_G (C_G - C_{Gi}) = Q_G (H_C C_L^* - 0) \quad (2.3)$$

trong đó  $Q_G$  là tốc độ dòng khí,  $H_C$  là hằng số định luật Henry không thứ nguyên của amoniac,  $C_G$  là nồng độ đầu ra của  $\text{NH}_3\text{-N}$  trong pha khí và  $C_{Gi}$  là nồng độ  $\text{NH}_3\text{-N}$  đầu vào trong khí.  $C_L^*$  có thể được rút gọn như sau:

$$C_L^* = \frac{1}{S} (C_L - C_{Lo}) \quad (2.4)$$

trong đó giá trị  $S$ , đại diện cho hệ số stripping, được tính như sau:

$$S = H_C \frac{Q_G}{Q_L} \quad (2.5)$$

trong đó  $Q_L$  là lưu lượng pha lỏng,  $Q_G$  là lưu lượng pha khí và  $H_C$  là hằng số định luật Henry không thứ nguyên (dimensionless) của  $\text{NH}_3$  ở  $30^\circ\text{C}$  ( $H_C = 0,000824$ ) [157]. Từ đây, hệ số chuyển khối khối có thể thu được bằng cách thay thế phương trình (2.4) trở phương trình (2.2) và lấy tích phân phương trình từ  $r = r_i$  đến  $r = r_o$  với các điều kiện biên lần lượt là  $C_L = C_{Li}$  và  $C_L = C_{Lo}$ :

$$Q_L \int_{C_{Lo}}^{C_{Li}} \frac{dC_L}{\left[\frac{1}{S}(C_L - C_{Lo}) - C_L\right]} = K_L a \int_{r_o}^{r_i} 2\pi r z_B dr \quad (2.6)$$

Giải tích phân thu được biểu thức tính  $K_L a$  như sau:

$$K_L a \text{ (}^{-1}\text{)} = \frac{Q_L}{V_B} \frac{\ln\left[\left(1 - \frac{1}{S}\right) \frac{C_{Li} + \frac{1}{S}}{C_{Lo} + \frac{1}{S}}\right]}{1 - \frac{1}{S}} \quad (2.7)$$

trong đó,  $K_L a$  là hệ số chuyển khối tổng quát pha lỏng của quá trình ( $^{-s}$ ),  $Q_L$  là lưu lượng nước thải ( $\text{m}^3/\text{s}$ ),  $V_B$  là thể tích đệm của thiết bị HP2R ( $\text{m}^3$ ),  $C_{Li}$  và  $C_{Lo}$  lần lượt là nồng độ  $\text{NH}_3\text{-N}$  tại nước thải đầu vào và đầu ra ( $\text{mg/L}$ ).

Đối với thí nghiệm khảo sát yếu tố ảnh hưởng với đối tượng nước thải mô phỏng, thông số chiều cao đơn vị chuyển khối (HTU) được tính toán. HTU là đại lượng đặc trưng cho hiệu quả truyền khối của thiết bị hấp thụ hoặc stripping, biểu thị chiều cao lớp vật liệu đệm (hoặc chiều cao vùng truyền khối) cần thiết để đạt được một đơn vị thay đổi nồng độ của chất được truyền giữa hai pha. Nói cách khác, HTU cho biết hiệu quả sử dụng chiều cao thiết bị: HTU nhỏ  $\rightarrow$  quá trình truyền khối diễn ra hiệu quả, cần chiều cao thiết bị thấp để đạt cùng mức độ stripping; HTU lớn  $\rightarrow$  quá trình kém hiệu quả, yêu cầu thiết bị cao hơn để đạt cùng hiệu suất [158]. Đối với quá trình stripping sử dụng thiết bị HP2R, giá trị HTU tổng quát dựa trên trở lực pha lỏng ( $\text{HTU}_{OL}$ ) được lựa chọn để tính toán với phương trình như sau:

$$\text{HTU}_{OL}(\text{cm}) = \frac{u_L}{K_L a} \times 100 \frac{\text{cm}}{\text{m}} \quad (2.8)$$

trong đó,  $u_L$  là vận tốc bề mặt của chất lỏng, được tính theo  $Q_L$  ( $\text{m}^3/\text{s}$ ) và diện tích mặt cắt phương ngang của đệm ( $A_C$ ) ( $\text{m}^2$ ):

$$u_L(\text{m/s}) = \frac{Q_L}{A_C} = \frac{Q_L}{2\pi r_{avg} z_B} \quad (2.9)$$

Đối với kết quả khảo sát đối với nước rỉ rác, kết quả tính toán  $K_{LA}$  cùng các biến số vận hành và thông số thủy động lực học của các pha tương ứng sẽ được sử dụng để xây dựng phương trình dự đoán hiệu suất của quá trình stripping  $NH_3-N$  sử dụng thiết bị HP2R. Mô hình này đã được sử dụng thành công trong dự đoán  $K_{LA}$  từ quá trình stripping  $NH_3-N$  từ nước thải tổng hợp của Yuan và cộng sự. (2016) [128, 129] và stripping  $ClO_2$  [130] sử dụng thiết bị HiGee. Trong mô hình này, các hệ số Reynolds pha lỏng ( $Re_L$ ), hệ số Reynolds pha khí ( $Re_G$ ) và hệ số Grashof pha lỏng dựa trên bán kính đệm trung bình ( $Gr_{L,avg}$ ) được tính toán lần lượt như sau:

$$Re_L = \frac{p_L Q_L \ln\left(\frac{r_o}{r_i}\right)}{2\pi Z_B (r_o - r_i) a_p \mu_L} \quad (2.10)$$

$$Re_G = \frac{p_G Q_G \ln\left(\frac{r_o}{r_i}\right)}{2\pi Z_B (r_o - r_i) a_p \mu_G} \quad (2.11)$$

$$Gr_{L,avg} = \frac{r_{avg} \omega^2 (r_{avg} - r_i)^3}{v_L^2} \quad (2.12)$$

$K_{LA}$  dự đoán sau đó được tính toán từ các nhóm hệ số như sau:

$$\frac{K_{La} d_p}{D_L a_p} = a \times Re_L^b Re_G^c Gr_{L,avg}^d \quad (2.13)$$

trong đó,  $d_p$  là đường kính của lớp đệm (0,107 m) của thiết bị HP2R,  $D_L$  là hệ số khuếch tán phân tử chất lỏng ( $1,90 \times 10^{-9} \text{ m}^2/\text{s}$ ) của  $NH_3$  ở  $30^\circ\text{C}$  [157]. Các thuộc tính chất lỏng khác được sử dụng trong các phương trình (2.10) đến (2.12) được liệt kê trong Bảng 2.8. Dựa trên phương trình (2.8) và phép tính  $K_{LA}$  dự đoán của phương trình (2.13), phương trình  $\eta$  dự đoán có thể được biểu thị như sau:

$$\eta = \left[ 1 - \frac{\left(1 - \frac{1}{S}\right)}{\exp\left(K_L a \frac{V_B}{Q_L} \left(1 - \frac{1}{S}\right) - \frac{1}{S}\right)} \right] \times 100 \% \quad (2.14)$$

**Bảng 2.8.** Các thông số thủy động lực của pha lỏng chứa  $NH_3$  và pha khí

Thông số	Đơn vị	Giá trị (tại $30^\circ\text{C}$ )	TLTK
Khối lượng riêng nước rỉ rác ( $p_L$ )	$\text{kg}/\text{m}^3$	1000,98	-
Độ nhớt pha lỏng ( $\mu_L$ )	$\text{kg}/\text{m}\cdot\text{s}$	$0,8432 \times 10^{-3}$	[159]
Khối lượng riêng không khí ( $p_G$ )	$\text{kg}/\text{m}^3$	1,166	[157]
Độ nhớt của không khí ( $\mu_G$ )	$\text{kg}/\text{m}\cdot\text{s}$	$1,87 \times 10^{-5}$	[157]
Độ nhớt động học của pha lỏng ( $v_L$ )	$\text{m}^2/\text{s}$	$8,42 \times 10^{-7}$	[159]
Độ phân phối phân tử lỏng của $NH_3$ ( $D_L$ )	$\text{m}^2/\text{s}$	$1,9 \times 10^{-9}$	[157]

**b, Đối với quy trình thực nghiệm xử lý kết hợp thu hồi amoni từ nước thải**

Đối với quy trình thực nghiệm xử lý kết hợp thu hồi amoni, hiệu suất stripping ( $\eta_{removal}$ ) được tính toán dựa trên sự thay đổi nồng độ  $\text{NH}_3\text{-N}$  trong nước thải tại thời điểm  $t$  ( $C_{Lt}$ ) so với thời điểm bắt đầu thí nghiệm ( $C_{Li}$ ). Công thức thể hiện như sau:

$$\eta_{removal}(\%) = \frac{C_{Li} - C_{Lt}}{C_{Li}} \times 100\% \quad (2.15)$$

Tương tự, hiệu suất thu hồi amoni ( $\eta_{recover}$ ) sẽ được tính bằng sự gia tăng khối lượng amoni được giữ lại trong dung dịch hấp thụ so với khối lượng amoni được đưa ra khỏi nước thải, được tính từ nồng độ  $\text{NH}_3\text{-N}$  trong dung dịch hấp thụ tại thời điểm  $t$  ( $C_{At}$ ) và tổng thể tích của dung dịch hấp thụ ( $V_A$ ) so với tổng khối lượng  $\text{NH}_3\text{-N}$  đã được loại bỏ sau khi mẻ stripping kết thúc, tính từ nồng độ  $\text{NH}_3\text{-N}$  trong nước thải tại thời điểm bắt đầu ( $C_{Li}$ ) trừ đi thời điểm kết thúc thí nghiệm ( $C_{Lf}$ ) nhân với thể tích mẻ nước thải  $V_{ww}$ . Công thức thể hiện như sau:

$$\eta_{recover}(\%) = \frac{C_{At} \times V_A}{(C_{Li} - C_{Lf}) \times V_{ww}} \times 100\% \quad (2.16)$$

Trong thí nghiệm xử lý kết hợp thu hồi amoni từ nước thải ở chế độ tuần hoàn, hằng số tốc độ phản ứng của quá trình stripping  $\text{NH}_3\text{-N}$  ( $K_L$ ) được tính toán theo động học bậc nhất bằng cách sử dụng nồng độ amoni trung bình từ mỗi mẫu, như sau [160]:

$$C_{Lt} = C_{Li} \times e^{-K_L t} \quad (2.17)$$

**2.2.4. Phương pháp xử lý số liệu và đảm bảo chất lượng**

Số liệu thực nghiệm được trình bày dưới dạng giá trị trung bình của ba lần lặp lại cho mỗi chế độ thí nghiệm ( $n = 3$ ). Độ lệch chuẩn (Standard deviation) được tính bằng hàm thống kê trong Excel nhằm đánh giá độ biến thiên của kết quả, đồng thời sai số được thể hiện dưới dạng thanh lỗi (error bar) trên các đồ thị ở Chương III.

Công tác đảm bảo và kiểm soát chất lượng (QA/QC) được thực hiện xuyên suốt quá trình đo và phân tích. Thiết bị đo pH được hiệu chuẩn định kỳ bằng dung dịch đệm chuẩn pH 4.00, 7.00 và 10.00; điện cực ion chọn lọc đo amoni (ISE) được hiệu chuẩn định kỳ bằng dung dịch chuẩn  $\text{NH}_4\text{Cl}$  để xây dựng đường chuẩn ( $R^2 \geq 0.99$ ). Mỗi đợt phân tích có mẫu trắng và mẫu chuẩn nhằm kiểm tra sai số hệ thống, đồng thời các phép đo được lặp lại ba lần để đánh giá độ chính xác. Thiết bị HP2R

được vệ sinh bằng nước máy về trung tính sau mỗi thí nghiệm để tránh nhiễm chéo, đảm bảo kết quả đáng tin cậy đối với các mẫu nước thải.

### ***2.2.5. Phương pháp tính toán hiệu quả kinh tế***

Để đánh giá tính khả thi về mặt kinh tế của quá trình xử lý và thu hồi amoni bằng thiết bị HP2R, nghiên cứu này tiến hành phân tích chi phí xử lý nước thải trên cơ sở chi phí đơn vị cho 1 m<sup>3</sup> nước thải. Cách tiếp cận này cho phép so sánh trực tiếp hiệu quả kinh tế giữa các điều kiện vận hành khác nhau cũng như giữa công nghệ đề xuất và các công nghệ xử lý amoni truyền thống. Chi phí xử lý được xem xét bao gồm các thành phần chi phí chính phát sinh trong quá trình vận hành hệ thống, cụ thể là chi phí nhân công, chi phí hóa chất và chi phí năng lượng tiêu thụ. Trên cơ sở đó, tổng chi phí xử lý được xác định thông qua mối quan hệ tổng hợp giữa các khoản chi phí cấu thành, làm cơ sở cho việc đánh giá hiệu quả kinh tế và đề xuất phương án vận hành phù hợp cho hệ thống xử lý nước thải nồng độ amoni cao.

Chi phí xử lý được hiểu là chi phí để xử lý 1 m<sup>3</sup> nước thải. Chi phí này bao gồm chi phí nhân công, chi phí hóa chất, và chi phí điện tiêu hao

$$X_{xl} = X_{nc} + X_{hc} + X_d \quad (2.18)$$

Trong đó:  $X_{xl}$  - chi phí xử lý đ/m<sup>3</sup>;

$X_{nc}$  - chi phí nhân công, đ/m<sup>3</sup>;

$X_{hc}$  - chi phí hóa chất, đ/m<sup>3</sup>;

$X_d$  - chi phí điện, nước, đ/m<sup>3</sup>;

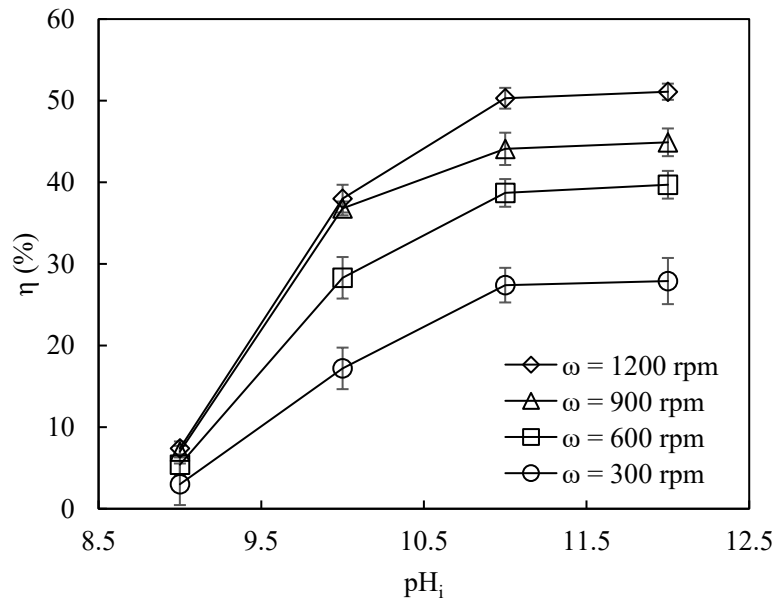
### CHƯƠNG III: KẾT QUẢ VÀ THẢO LUẬN

#### 3.1. Kết quả khảo sát các yếu tố ảnh hưởng tới quá trình stripping amoni bằng thiết bị HP2R từ nước thải

##### 3.1.1. Kết quả khảo sát stripping amoni bằng thiết bị HP2R với nước thải mô phỏng

###### a, Ảnh hưởng của $pH_i$

Ảnh hưởng của  $pH_i$  đến hiệu quả stripping ( $\eta$ ) tại  $Q_G/Q_L = 855$  được trình bày trong Hình 3.1. Điều kiện pH của nước thải chứa  $NH_3-N$  đóng vai trò quan trọng trong hiệu quả stripping. Ở  $pH_i = 9$ ,  $\eta$  ở ngưỡng không đáng kể, chỉ dao động từ 3% đến 7% ở các tốc độ quay ( $\omega$ ) khác nhau. Giá trị  $\eta$  được cải thiện rõ rệt khi độ  $pH_i = 11$ . Cụ thể, tại  $Q_G/Q_L = 855$  và  $\omega = 600$  rpm,  $\eta$  được cải thiện từ 5,4 lên 38,70 % (Hình 3.1).



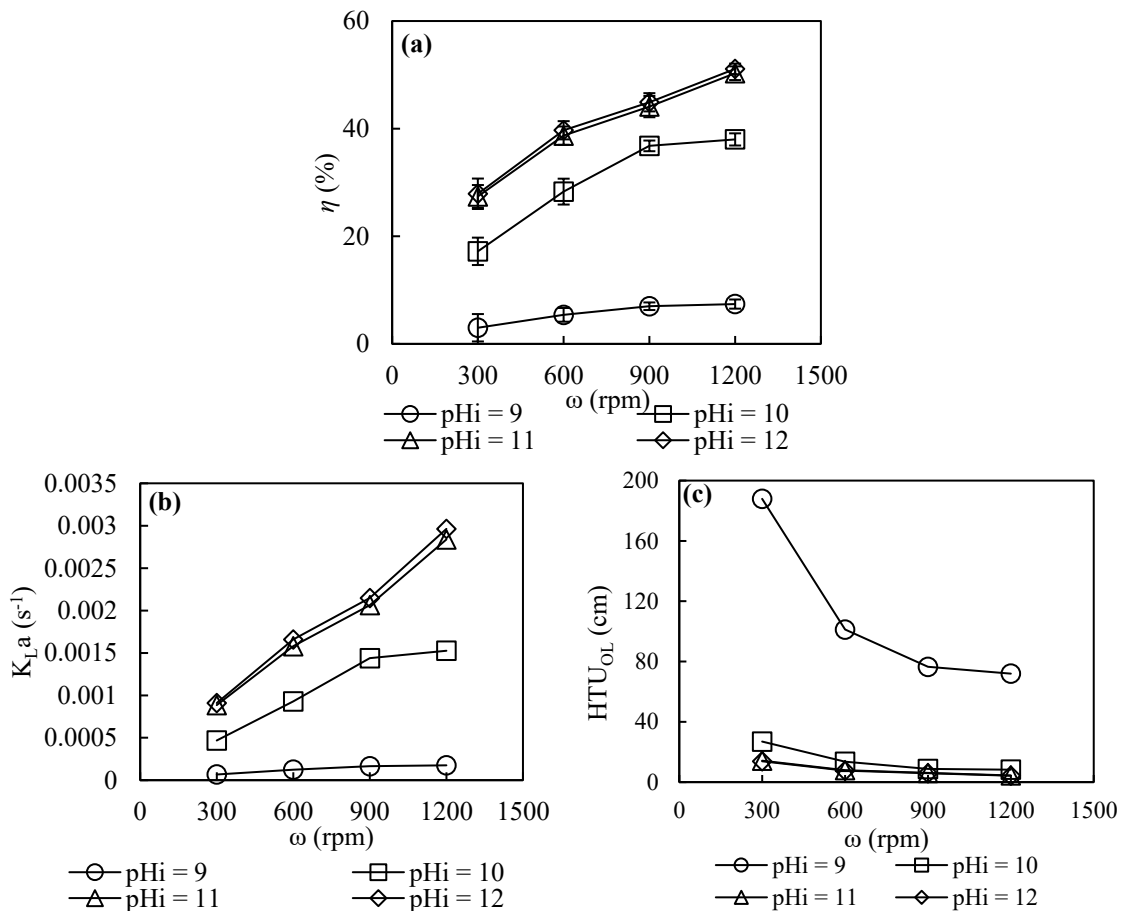
Hình 3.1. Ảnh hưởng của pH đến hiệu quả xử lý  $NH_3$  tại  $pH_i = 11$   $Q_G/Q_L = 855$ ,  $Q_L = 0,1$  L/min,  $C_{Li} = 1000$  mg/L,  $\omega = 600$  rpm ( $n = 3$ )

Hiện tượng tương tự cũng được ghi nhận khi  $pH_i$  tăng từ 9 lên 11 ở các mức  $\omega$  khác. Đây là kết quả của sự chuyển dịch cấp lũy thừa của hệ số phân bố  $NH_4^+/NH_3$  khi  $pH_i$  tăng từ 9 lên 11 [161]. Bonmati và Flotas đã thảo luận rằng hiệu quả loại bỏ  $NH_3$  từ phân lộn tươi trong tháp stripping cũng đạt được sự gia tăng đáng kể với độ pH ban đầu là 11,5 so với 9,5 [84]. Tăng pH của nước rỉ rác trước khi stripping cũng được Santos và cộng sự (2020) áp dụng để đạt hiệu quả stripping  $NH_3$  ở mức 98% sau 7 ngày [88]. Khi tăng  $pH_i$  từ 11 lên 12,  $\eta$  tăng chậm lại và hầu như duy trì ổn định. Hiện tượng này là do sự gia tăng không đáng kể của  $NH_3$  ở  $pH_i = 11$  so với 12

[161]. Ví dụ, ở tốc độ  $\omega$  là 900 rpm, giá trị  $\eta$  tăng nhẹ từ 44,1 lên 44,9 khi độ pH tăng từ 11 lên 12. Tuy nhiên, đối với quy trình sử dụng tháp stripping, pH 12 được ưu tiên hơn pH 11 để liên tục duy trì pH ở mức cần thiết trong một thời gian dài tuần hoàn vì độ pH có xu hướng giảm khi  $\text{NH}_3$  bị loại bỏ khỏi dung dịch [84, 88].

### *b, Ảnh hưởng của tốc độ quay $\omega$*

Ảnh hưởng của tốc độ quay ( $\omega$ ) đến hiệu suất stripping ( $\eta$ ), hệ số chuyển khối tổng quát pha lỏng ( $K_{La}$ ) và chiều cao đơn vị chuyển khối tổng quát ( $\text{HTU}_{OL}$ ) trong thí nghiệm stripping amoni tại  $Q_G/Q_L = 855$  được trình bày trong Hình 3.2. Kết quả cho thấy rằng khi  $\omega$  tăng,  $\eta$  cũng được cải thiện đối với các điều kiện pH khác nhau từ 9 – 12. Tuy nhiên, mức độ cải thiện của  $\eta$  phụ thuộc vào pH ban đầu. Cụ thể, ở  $\text{pH}_i = 9$ , hiệu suất stripping chỉ tăng nhẹ từ 3,0% lên 7,4% khi  $\omega$  tăng từ 300 lên 1200 rpm (Hình 3.2a). Trong khi đó, mức độ cải thiện rõ rệt hơn ở pH cao hơn. Ở  $\text{pH}_i = 10$ ,  $\eta$  tăng hơn hai lần từ 17,2% lên 38,0% khi  $\omega$  tăng từ 300 lên 900 rpm. Xu hướng tăng gấp đôi này cũng được quan sát ở pH 11 và 12 khi  $\eta$  tăng từ khoảng 25% lên 50%.



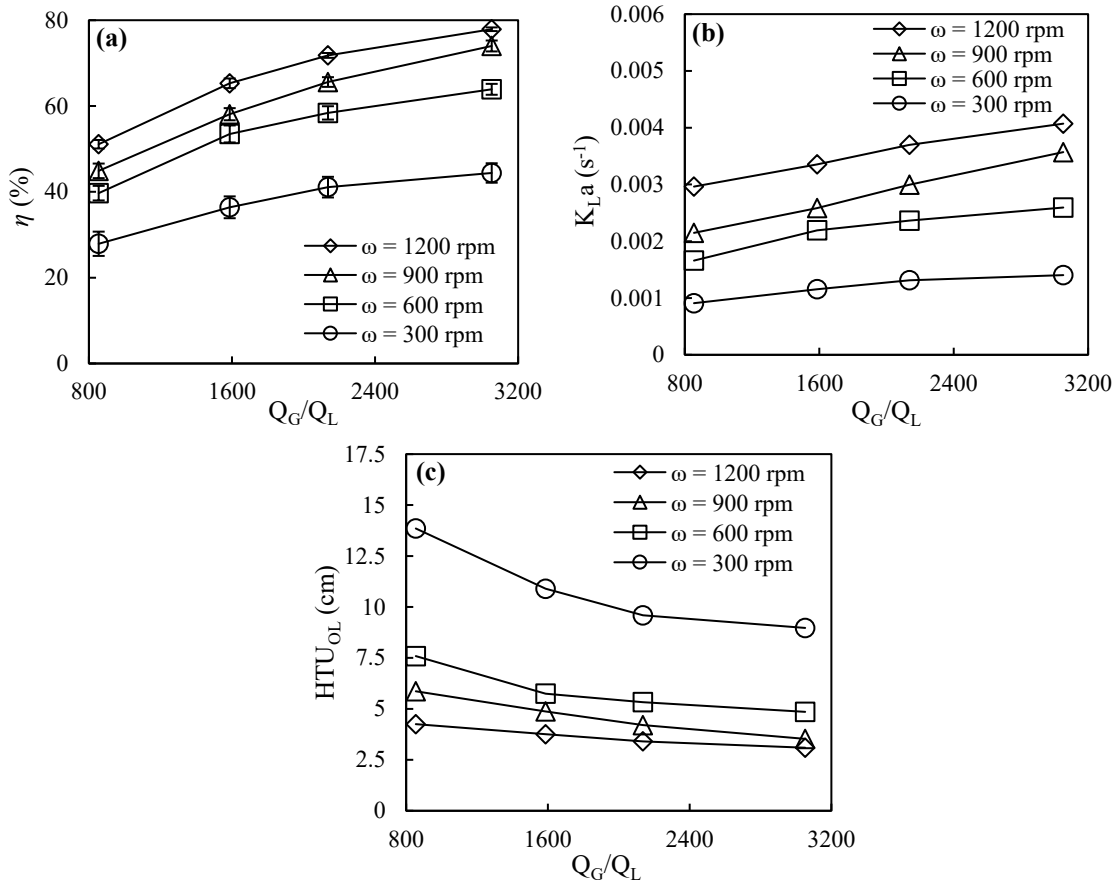
Hình 3.2. Ảnh hưởng của tốc độ vòng quay đến (a) hiệu quả xử lý  $\text{NH}_3$ , (b)  $K_{La}$  và (c)  $\text{HTU}_{OL}$  tại  $Q_G/Q_L = 855$ ,  $Q_L = 0,1 \text{ L/min}$ ,  $C_{Li} = 1000 \text{ mg/L}$ ,  $\omega = 600 \text{ rpm}$

Ảnh hưởng của  $\omega$  hệ số  $K_{La}$  rõ rệt hơn so với ảnh hưởng đến  $\eta$  (Hình 3.2b). Tương tự như  $\eta$ ,  $\omega$  cao giúp tăng cường đáng kể quá trình chuyển khối trong hệ thống HP2R. Ở pH 11 và 12,  $K_{La}$  gần như tăng ba lần từ  $0,0009 \text{ s}^{-1}$  lên  $0,0029 \text{ s}^{-1}$  khi  $\omega$  tăng từ 300 lên 1200 rpm. Kết quả này thấp hơn không đáng kể so với hệ số chuyển khối trong quá trình stripping amoni sử dụng thiết bị HiGee có đệm nằm ngang ở 1200 rpm ( $0,00492 \text{ s}^{-1}$ ) của Yuan và cộng sự [129]. Xu hướng của  $HTU_{OL}$  ngược lại với xu hướng của  $\eta$  và  $K_{La}$  (Hình 3.2c).  $HTU_{OL}$  thường được sử dụng để đánh giá mức độ khó stripping và so sánh hiệu suất của cột đệm. Khi  $\omega$  tăng từ 300 lên 1200 rpm, giá trị  $HTU_{OL}$  giảm từ 13,85 cm xuống còn 4,25 cm ở pH 11 (Hình 3.2c). Kết quả này cho thấy rằng  $\omega$  cao hơn là yếu tố chính giúp tăng hiệu quả chuyển khối trong thể tích đệm hạn chế.

Việc tăng  $\eta$  và  $K_{La}$  là kết quả của sự gia tăng gia tốc ly tâm của dòng chảy chất lỏng trong lớp đệm, tạo ra các cấu hình dòng chảy đặc biệt [118]. Các giọt micro và dòng chảy màng mỏng của chất lỏng giúp tạo ra diện tích tiếp xúc lớn hơn với dòng khí đối lưu, từ đó tăng cường sự giải hấp  $\text{NH}_3$  từ nước thải.  $\omega$  cao hơn còn giúp ổn định sự phân bố chất lỏng trong lớp đệm, được phản ánh qua giảm dần của độ sai số kết quả  $\eta$  khi tốc độ quay tăng (Hình 3.2a).

### ***c, Ảnh hưởng của tỷ lệ $Q_G/Q_L$***

Sau khi thu được kết quả về ảnh hưởng của pH ban đầu và tốc độ quay, ảnh hưởng của tỷ lệ  $Q_G/Q_L$  được nghiên cứu ở  $\text{pH}_i = 12$  nhằm đảm bảo toàn bộ thành phần  $\text{NH}_4^+$  được chuyển hóa hoàn thành thành  $\text{NH}_3$ , giúp đánh giá chính xác hơn về hiệu suất stripping và khả năng chuyển khối. Hình 3.3 trình bày ảnh hưởng của tỷ lệ  $Q_G/Q_L$  đến  $\eta$  tại bốn tốc độ vòng quay khác nhau với  $\text{pH}_i = 12$  và  $Q_L = 0,10 \text{ L/phút}$ . Kết quả cho thấy rõ ràng rằng tỷ lệ  $Q_G/Q_L$  cao hơn giúp  $\eta$  ở tất cả các mức tốc độ quay. Giá trị  $\eta$  tăng đáng kể hơn 1,5 lần, từ 44,1% lên 73,9%, khi tỷ lệ  $Q_G/Q_L$  tăng từ 854 lên 3052 tại  $\omega = 900 \text{ rpm}$  (Hình 3.3a). Sự cải thiện này do lượng khí sạch cấp vào hệ thống nhiều hơn, tạo điều kiện thuận lợi cho nhiều phân tử  $\text{NH}_3$  chuyển sang pha khí. Tuy nhiên, sự cải thiện của hệ số  $K_{La}$  khi tăng  $Q_G/Q_L$  là không đáng kể so với khảo sát với  $\omega$ .  $K_{La}$  chỉ tăng khoảng  $0,0015 \text{ s}^{-1}$  khi  $Q_G/Q_L$  tăng từ 854 lên 3052 tại  $\omega = 1200 \text{ rpm}$  (Hình 3.3b). Tương tự, so với ảnh hưởng của  $\omega$ , sự giảm của  $HTU_{OL}$  cũng diễn ra với tốc độ chậm hơn nhiều khi  $Q_G/Q_L$  tăng (Hình 3.3c).



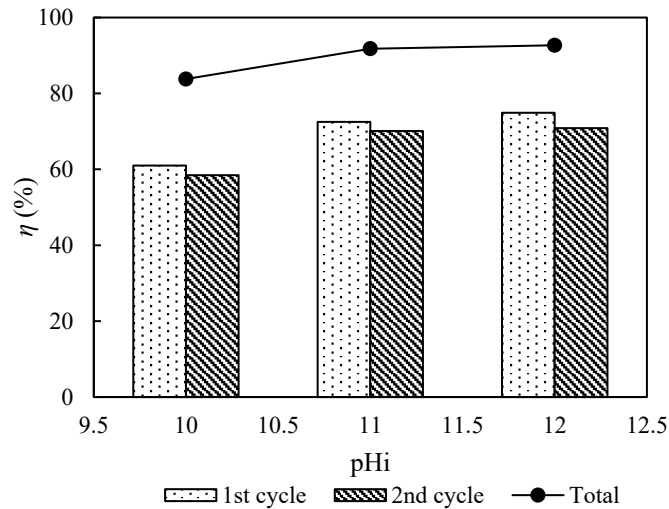
Hình 3.3. Ảnh hưởng của tỷ lệ  $Q_G/Q_L$  tới (a) hiệu quả xử lý  $\text{NH}_3$ , (b)  $K_{La}$  và (c)  $\text{HTU}_{OL}$  tại  $Q_G = 0,10$  L/phút và  $\text{pH}_i = 12$

Kết quả này cho thấy  $\omega$  đóng vai trò quan trọng hơn so với  $Q_G/Q_L$  trong việc cải thiện quá trình chuyển khối và hiệu suất stripping của thiết bị HP2R. Viet và cộng sự (2020) cũng đã phát hiện điều tương tự khi cho rằng giá trị  $K_{La}$  dự đoán từ các nhóm không thứ nguyên bị ảnh hưởng không đáng kể từ hệ số Reynolds pha khí ( $\text{Re}_G$ ) [130].

#### d, Ảnh hưởng của các chu kỳ stripping

Trong quy trình stripping xử lý amoni tại các trạm xử lý, nước thải được nâng pH và đưa về bể chứa phục vụ cho quá trình stripping tuần hoàn tại các đơn vị tháp stripping. Công đoạn này thường được trang bị đối với các trạm xử lý nước rỉ bãi chôn lấp, nước thải chăn nuôi hoặc một số ngành công nghiệp [82]. Mục đích của quá trình này là giảm lượng TN xuống ngưỡng thích hợp (khoảng dưới 300 mg/L) nhằm đảm bảo sự ổn định của các công đoạn xử lý sinh học tiếp theo [73]. Trong thí nghiệm stripping theo chu kỳ, điều kiện vận hành của HP2R được chọn ở  $\omega = 900$  rpm, tỷ lệ  $Q_G/Q_L = 3054$ ,  $Q_L = 0,10$  L/phút.  $\omega = 900$  rpm được chọn thay vì 1200 rpm để mô phỏng điều kiện vận hành với tiêu thụ năng lượng tối ưu và tránh ma sát vòng bi trong

thực tế. Các giá trị  $pH_i$  được chọn ở ba ngưỡng 10, 11 và 12 để so sánh, xác định điều kiện pH thích hợp. Kết quả của thí nghiệm này được trình bày trong Hình 3.4.



Hình 3.4. Kết quả stripping amoni theo chu kỳ  $Q_G/Q_L = 3054$ ,  $\omega = 900$  rpm, và  $C_{Li} = 1000$  mg/L

Ảnh hưởng của việc tăng pH từ 10 lên 12 là không đáng kể. Tổng giá trị  $\eta$  là từ 83,80 % đến 92,69 % tương ứng với  $pH_i$  là 10 và 12 (Hình 3.4). Hiệu suất stripping của chu kỳ 2 luôn thấp hơn chu kỳ 1 ở cả ba mức  $pH_i$ . Sự khác nhau giữa giá trị  $\eta$  ở hai chu kỳ liên quan đến việc pH của nước thải bị giảm sau mỗi chu kỳ stripping (Bảng 3.1).

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

$C_{Li}$ (mg/L)	$Q_G$ (L/min)	$Q_L$ (L/min)	$pH_i$ (-)	1 <sup>st</sup> cycle			2 <sup>nd</sup> cycle			Tổng $\eta$ (%)
				$C_{Lo}$ (mg/L)	$pH_o$ (-)	$\eta$ (%)	$C_{Lo}$ (mg/L)	$pH_o$ (-)	$\eta$ (%)	
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	91,78
1000	305,2	0,10	12	251	11,67	74,9	73,1	11,20	70,88	92,69

Nồng độ  $NH_3-N$  cuối cùng sau 2 chu kỳ stripping lần lượt là 162, 82,2 và 73,1 mg/L ở  $pH_i$  ban đầu là 10, 11 và 12. Mặc dù nồng độ  $NH_3-N$  trong nước thải đầu ra chưa đạt ngưỡng cho phép của các quy chuẩn xả thải, giá trị này đã đạt ngưỡng thích hợp để nước thải có thể xử lý bằng các công đoạn bậc 2 và bậc 3 [73]. Tuy nhiên, cần cân nhắc hiệu quả xử lý nhanh và sự ổn định trong vận hành vì một thời gian dài vận hành liên tục ở tốc độ quay cao từ 900 đến 1200 vòng/phút có thể gây quá nhiệt vòng

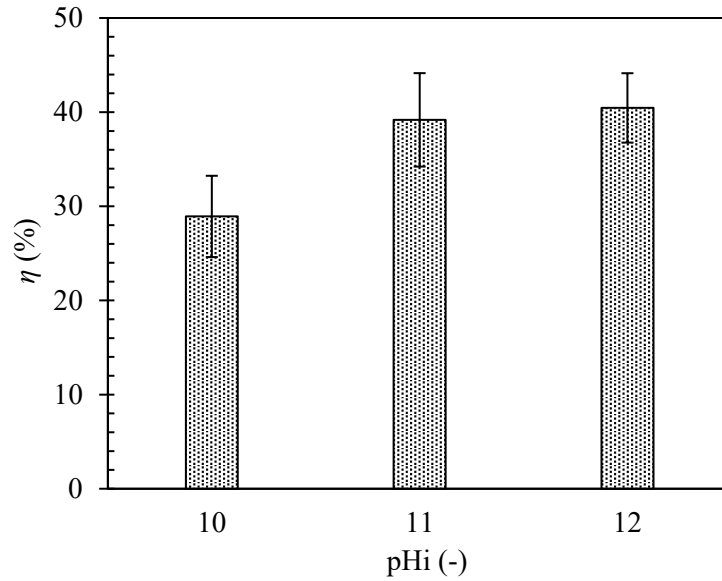
bi do ma sát. Hiện tượng này không được đề cập trong các nghiên cứu trước đây về sử dụng thiết bị HiGee có đệm quay nằm ngang [128, 129, 151].

### ***3.1.2. Kết quả khảo sát stripping amoni bằng thiết bị HP2R với nước thải chăn nuôi***

Tương tự với nước thải mô phỏng, các yếu tố ảnh hưởng như  $pH_i$ ,  $\omega$ , tỉ lệ  $Q_G/Q_L$  sẽ được khảo sát trong thí nghiệm với nước thải chăn nuôi. Tuy nhiên, khác với thí nghiệm ở nước thải mô phỏng, mức  $pH_i = 9$  sẽ được lược bỏ. Thành phần TSS trong nước thải chăn nuôi sau khi nâng pH sẽ phức tạp hơn với nước thải mô phỏng. Do đó,  $\omega$  vẫn sẽ được khảo sát tới 1200 rpm dù trước đó đã ghi nhận hiệu quả không quá chênh lệch với 900 rpm tại nước thải mô phỏng. Tỉ lệ  $Q_G/Q_L$  sẽ được khảo sát ở dải dao động  $Q_G$  lớn hơn so với nước thải mô phỏng. Hơn nữa, ảnh hưởng của việc thay đổi  $Q_L$  từ 0,05 tới 0,2 L/phút dưới điều kiện  $Q_G$  cố định cũng sẽ được khảo sát với nước thải chăn nuôi.

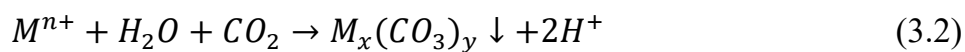
#### ***a, Ảnh hưởng của $pH_i$***

Ảnh hưởng của độ  $pH_i$  tới hiệu suất stripping  $NH_3-N$  được thể hiện trong Hình 3.5. Các kết quả thí nghiệm cho thấy rằng  $pH_i$  có ảnh hưởng đáng kể đến hiệu suất stripping ( $\eta$ ). Cụ thể,  $\eta$  tăng từ 28,92% lên 39,18% khi  $pH_i$  tăng từ 10 lên 11. Kết quả này thậm chí còn cao hơn so với kết quả từ nước thải tổng hợp (17,20% lên 27,40%) trong nghiên cứu trước đây ở một chu trình quay tương tự tốc độ 300 rpm. Điều này có thể được giải thích là do  $Q_G$  (216 L/phút) trong thí nghiệm này cao hơn so với  $Q_G$  (85 L/phút) của thí nghiệm nước thải tổng hợp. Theo sơ đồ phân bố  $NH_3$  trong môi trường nước của Jiang và cộng sự (2015), tỷ lệ  $NH_3$  trong dung dịch tăng từ 40% ở pH 9 lên 80% ở pH 10, do đó gần như 100% ở pH 11 [161]. Tuy nhiên, tỷ lệ  $NH_3$  hầu như không thay đổi giữa pH 11 và 12. Điều đó giải thích sự khác biệt không đáng kể giữa  $\eta$  ở pH 11 (39,18%) và pH 12 (40,45%).



Hình 3.5. Ảnh hưởng của pH<sub>i</sub> đến hiệu quả stripping amoni từ nước thải chăn nuôi ( $Q_G = 216$  L/phút,  $Q_L = 0.10$  L/phút,  $\omega = 300$  rpm,  $C_{Li} = 657$  mg/L)

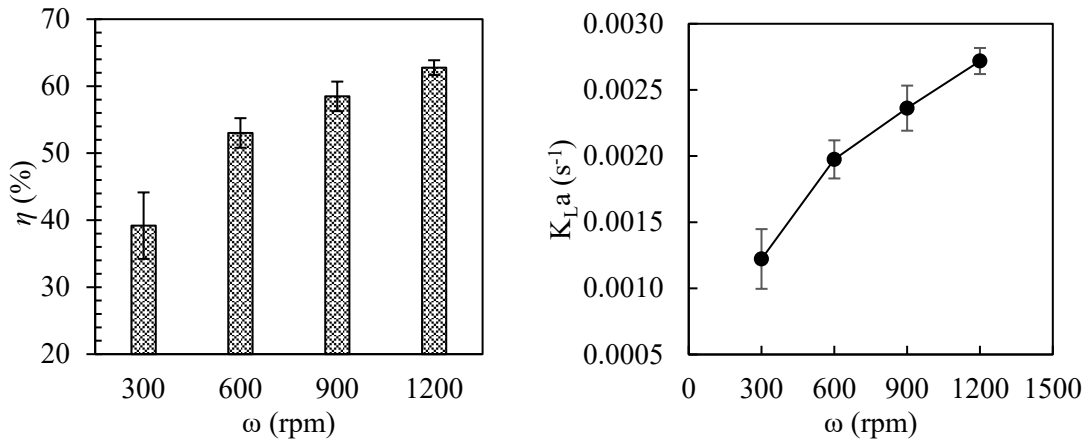
Điều chỉnh pH của nước thải lên trên 11 là phù hợp để stripping NH<sub>3</sub> trong các nghiên cứu trước đây sử dụng thiết bị dạng cột [84, 88]. Bonmati và Flotas (2003) đã ghi nhận sự cải thiện đáng kể trong việc stripping NH<sub>3</sub> khi điều chỉnh pH nước thải chăn nuôi lợn lần phân được đến pH 11 so với mẫu không điều chỉnh [84]. Đối với nước thải chăn nuôi, trong nước thải sau stripping có thể thấy chất rắn kết tủa ở pH<sub>i</sub> = 11 và 12. Điều này không được phát hiện trong khảo sát với nước thải mô phỏng. Hiện tượng này có thể là sự đồng kết tủa một phần của chất rắn lơ lửng sau khi điều chỉnh pH và hình thành của muối cacbonat từ thành phần khoáng (ký hiệu M<sup>n+</sup>) có sẵn trong nước thải chăn nuôi với khí CO<sub>2</sub> và theo phương trình (3.1) và (3.2):



### **b, Ảnh hưởng của tốc độ quay $\omega$**

Ảnh hưởng của  $\omega$  lên  $\eta$  và  $K_{LA}$  của quá trình stripping NH<sub>3</sub> từ nước thải chăn nuôi lợn bằng thiết bị HP2R được thể hiện trong Hình 3.6. Thí nghiệm này được thực hiện tại pH<sub>i</sub> = 11,  $Q_G = 216$  L/phút và  $Q_L = 0,10$  L/phút. Kết quả cho thấy  $\eta$  tăng mạnh từ 39,18% lên 53,02% khi  $\omega$  tăng từ 300 rpm thành 600 rpm. Giá trị  $\eta$  tiếp tục tăng nhưng chậm hơn đến, đạt 58,45% và 62,77% tại  $\omega = 900$  rpm và 1200 rpm. Đối với tháp stripping, hiệu quả stripping chỉ có thể được cải thiện bằng cách tăng  $Q_G/Q_L$ , cụ thể là tăng lượng  $Q_G$  hoặc kéo dài thời gian tuần hoàn của nước thải [154]. Tuy nhiên,

ưu điểm của thiết bị HP2R là  $\eta$  cũng có thể được cải thiện đáng kể bằng cách tăng tốc độ quay. Cụ thể,  $K_{La}$  tăng từ  $0,0012 \text{ s}^{-1}$  đến  $0,0027 \text{ s}^{-1}$  khi  $\omega$  tăng tương ứng từ 300 rpm lên 1200 rpm.



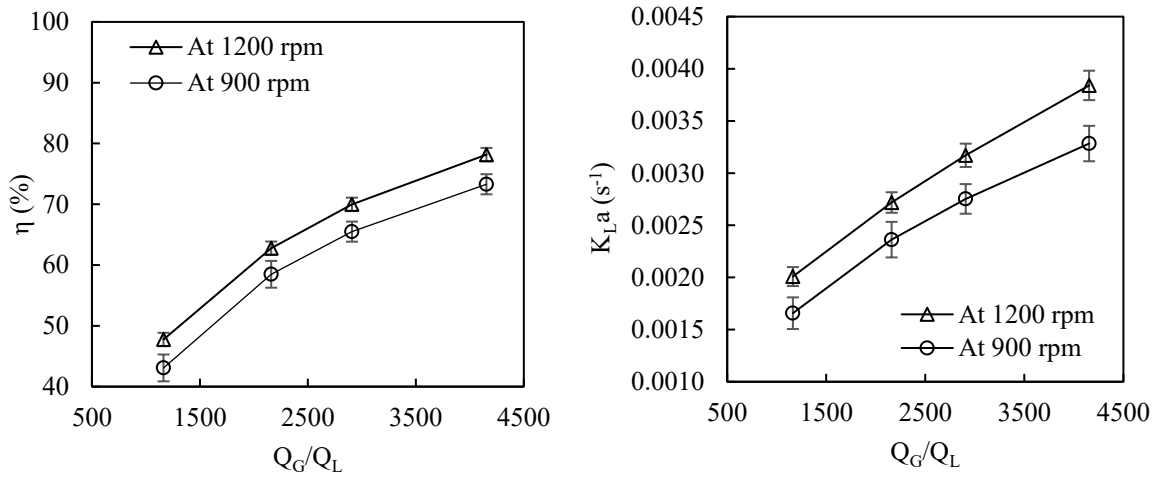
Hình 3.6. Ảnh hưởng của  $\omega$  đến  $\eta$  và  $K_{La}$  của quá trình stripping  $\text{NH}_3$  từ nước thải chăn nuôi

( $Q_G = 216 \text{ L/phút}$ ,  $Q_L = 0.10 \text{ L/phút}$ ,  $\text{pH}_i = 11$ ,  $C_{Li} = 657 \text{ mg/L}$ )

Ở tốc độ quay cao hơn, sự va chạm giữa chất lỏng và lớp đệm dưới gia tốc ly tâm lớn đã tạo ra các dạng dòng chảy đặc biệt của nước thải [118]. Ở tốc độ  $\omega$  900 đến 1200 rpm, mô hình dòng chảy chuyển từ dạng giọt sang dạng màng mỏng làm tăng diện tích bề mặt của chất lỏng tiếp xúc với dòng khí. Hiệu ứng này cũng được ghi nhận trong quá trình loại bỏ amoniac trong nước thải tổng hợp được báo cáo bởi Yuan và cộng sự (2016) [128, 129]. Hai ngưỡng tốc độ này được lựa chọn cho các khảo sát tiếp theo.

### c, Ảnh hưởng của tỷ lệ $Q_G/Q_L$

Ảnh hưởng của tỉ lệ  $Q_G/Q_L$  tới  $\eta$  và  $K_{La}$  của quá trình stripping  $\text{NH}_3$  từ nước thải chăn nuôi được trình bày trong Hình 3.7. Kết quả chỉ ra rằng việc tăng lưu lượng khí mới vào hệ thống đã tăng cường  $\eta$  và  $K_{La}$  của quá trình stripping  $\text{NH}_3$  khỏi nước thải chăn nuôi của HP2R ở cả hai mức  $\omega$ .  $\eta$  tăng đáng kể từ khoảng 45% lên 75% khi tỉ lệ  $Q_G/Q_G$  tăng từ 1160 lên 4150. Tương tự như  $\eta$ , sự tăng cường chuyển khối của quá trình stripping  $\text{NH}_3$  từ nước thải chăn nuôi cũng được ghi nhận khi  $K_{La}$  tăng gần hai lần từ  $0,0020 \text{ s}^{-1}$  lên  $0,0038 \text{ s}^{-1}$ . Sự cải thiện của  $\eta$  và  $K_{La}$  giữa  $\omega$  của 900 rpm và 1200 rpm là không đáng kể ( $\eta$  tăng từ 4 đến 6%) ( $K_{La}$  tăng 0,0003 đến  $0,0005 \text{ s}^{-1}$ ).

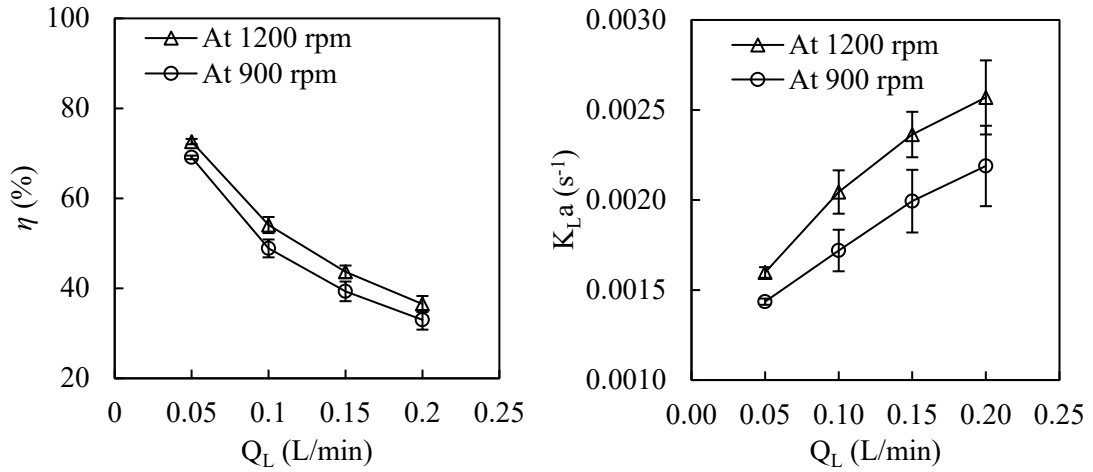


Hình 3.7. Ảnh hưởng của  $Q_G/Q_L$  đến  $\eta$  và  $K_{La}$  của quá trình stripping  $NH_3$  từ nước thải chăn nuôi ( $Q_L = 0,10$  L/phút,  $pH_i = 11$ ,  $C_{Li} = 657$  mg/L)

Tác động tương tự của  $Q_G$  đối với  $\eta$  từ nước rỉ bãi chôn lấp đã được ghi lại trong kết quả của Ferraz và cộng sự (2013) [154]. Các tác giả đã báo cáo rằng  $Q_G = 4500$  L/h giúp đạt được hiệu quả xử lý gần 99% sau 24 giờ với  $K_{La}$  là  $0,18$   $h^{-1}$  trong khi phải mất 12 ngày để đạt mức  $\eta$  tương tự chỉ với  $0,0154$   $h^{-1}$  của  $K_{La}$ . So với quá trình stripping  $NH_3-N$  từ nước thải mô phỏng,  $K_{La}$  là  $0,0032$   $s^{-1}$  đạt được ở tỷ lệ  $Q_G/Q_L = 2910$  cao hơn so với kết quả của nước thải mô phỏng ở phần trước và so với Yuan và cộng sự (2016) [128] sử dụng thiết bị HiGee dạng đệm nằm ngang. Hàm lượng chất rắn lơ lửng trong nước thải chăn nuôi cao hơn so với nước thải tổng hợp. Do đó, có thể cần một lượng khí cấp vào nhiều hơn để đạt được  $K_{La}$  tương đương do thành phần này có thể tích tụ trên bề mặt đệm làm ảnh hưởng tới khả năng tiếp xúc của hai pha khí-lỏng.

#### d, Ảnh hưởng của lưu lượng nước thải $Q_L$

Ảnh hưởng của lưu lượng nước thải chăn nuôi đối với  $\eta$  và  $K_{La}$  tại  $Q_G = 216$  L/phút được trình bày trong Hình 3.8. Kết quả chỉ ra rằng cả  $\eta$  và  $K_{La}$  đều phụ thuộc đáng kể vào sự thay đổi của  $Q_L$  từ 0,05 đến 0,20 L/phút. Đối với hiệu quả xử lý  $\eta$ ,  $Q_L$  tăng từ 0,05 L/phút đến 0,20 L/phút làm suy giảm  $\eta$  từ 70% xuống 35% ở cả hai mức  $\omega = 900$  và 1200 rpm.  $Q_L$  cao hơn làm tăng tải lượng nước thải, giảm tỷ lệ  $Q_G/Q_L$  dẫn đến  $\eta$  thấp hơn.



Hình 3.8. Ảnh hưởng của  $Q_L$  đến  $\eta$  và  $K_{La}$  của quá trình stripping  $NH_3$  từ nước thải chăn nuôi

( $Q_G = 216$  L/phút,  $pH_i = 11$ ,  $\omega = 900$  rpm và  $1200$  rpm,  $C_{Li} = 657$  mg/L)

Việt và cộng sự. (2021) cũng thảo luận rằng lưu lượng nước lớn hơn có thể gây ra sự xáo trộn phân bố chất lỏng bên trong lớp đệm dẫn đến quá trình stripping không ổn định [130]. Nguyễn và cộng sự. (2016) cũng tuyên bố rằng hệ quả của lưu lượng nước thải lớn hơn là làm giảm thời gian lưu chất lỏng và hệ số stripping, dẫn đến  $\eta$  suy giảm [128]. Ngược lại, hiệu quả truyền khối có xu hướng tăng lên khi tăng lưu lượng nước thải. Cụ thể, khi  $Q_L$  tăng từ 0,05 lên 0,20 L/phút, giá trị  $K_{La}$  tăng mạnh từ  $0,0014 s^{-1}$  lên  $0,0022 s^{-1}$  tại 900 rpm và  $0,0016 s^{-1}$  lên  $0,0026 s^{-1}$  tại 1200 rpm. Mặc dù  $Q_L$  cao hơn làm giảm  $\eta$ , nhưng tốc độ chuyển khối thực tế khối pha lỏng theo thời gian có thể được cải thiện đáng kể do tổng khối lượng  $NH_3-N$  được chuyển vào pha khí trên một đơn vị thời gian sẽ cao hơn. Sự khác biệt xu hướng giữa  $\eta$  và  $K_{La}$  cho thấy rằng việc lựa chọn điều kiện vận hành, đặc biệt là lưu lượng nước ( $Q_L$ ) rất quan trọng khi vận hành thực tế. Giá trị  $K_{La}$  cao hơn còn phản ánh thời gian cần thiết cho tuần hoàn nước thải ngắn hơn trong một đơn vị thiết bị HP2R. Hơn nữa, nồng độ amoni cao hơn trong pha khí cùng với lưu lượng khí thích hợp có thể được tối ưu cho quá trình thu hồi amoni.

Bảng 3.2. So sánh các phương pháp xử lý NH<sub>3</sub>-N nồng độ cao trong nước thải chăn nuôi lợn

Phương pháp	Loại nước thải	C <sub>Li</sub> NH <sub>3</sub> -N (mg/L)	Kích thước thiết bị	Điều kiện thí nghiệm				η (%)	K <sub>La</sub>	TLTK
				HRT (h)	Hóa chất phụ trợ	T <sub>Li</sub> (°C)	Q <sub>G</sub> /Q <sub>L</sub>			
<b>Stripping sử dụng HP2R</b>	Nước thải chăn nuôi lợn	657 ± 101	d = 16,6 cm Z <sub>B</sub> = 3,9 cm V <sub>B</sub> = 0,774 L	~14s	NaOH pH = 11	30	4150	73.29	11,88 h <sup>-1</sup>	Nghiên cứu này
	Nước thải tổng hợp	1000 ± 100	d = 16,6 cm Z <sub>B</sub> = 3,9 cm V <sub>B</sub> = 0,774 L	~14s	NaOH pH = 12	30	3052	74.9	16,92 h <sup>-1</sup>	
<b>Stripping sử dụng RPB</b>	Nước thải tổng hợp	1000	V <sub>B</sub> = 0,4 L	~4s	NaOH pH = 11	30	1600	69	13,32 s <sup>-1</sup>	Yuan và cộng sự [128]
<b>Stripping sử dụng hệ phun gia nhiệt</b>	Nước thải chăn nuôi lợn	611 ± 8	V <sub>bê</sub> = 5 L	264 h	NaOH pH = 9	55	-	97.11	0,297 h <sup>-1</sup>	Cao và cộng sự [162]
<b>Stripping sử dụng thiết bị cột tiếp xúc</b>	Nước thải chăn nuôi lợn lần phân	3,39 g/kg (phân tươi) 3,68 g/kg (sau kị khí)	d = 5 cm h = 97,5 cm V = 1,913 L	4 h (chế độ tuần hoàn)	NaOH pH = 12	80	75	98.8% (Phân tươi) 96% (Nước thải)	1,2 h <sup>-1</sup> (Phân tươi) 0,83 h <sup>-1</sup> (Nước thải)	Bonmati và Flotats (2003) [84]
<b>Kết tủa struvite điện hóa</b>	Nước thải chăn nuôi lợn	426 ± 21	Bể phản ứng 1L	2h	Vẩy magie HCl/NaOH pH = 9	-	-	>90%	-	Huang và cộng sự (2016) [163]

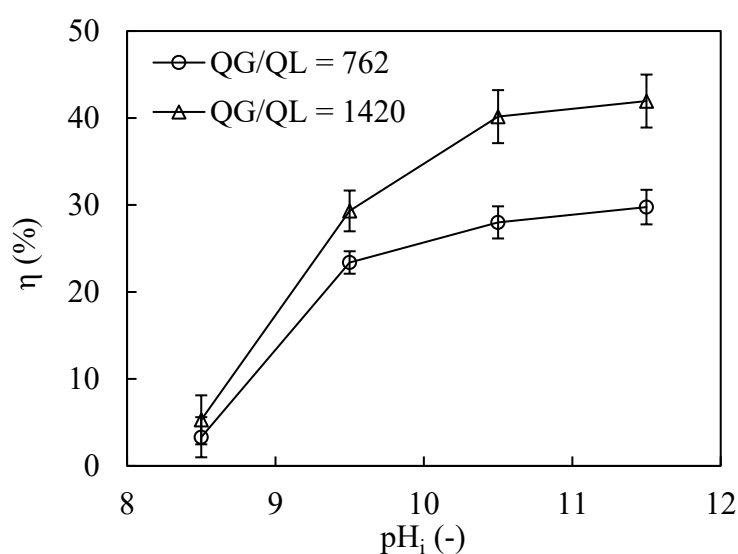
Bảng 3.2 trình bày sự so sánh về hiệu suất loại bỏ amoni từ nước thải chăn nuôi lợn và các nghiên cứu trước đó. Các phương pháp được đề cập bao gồm phương pháp tách amoni bằng stripping và kết tủa struvite là hai phương pháp phù hợp để loại bỏ và thu hồi amoni từ dòng thải có nồng độ cao. Ở tỷ lệ  $Q_G/Q_L$  cao hơn, khoảng 4150, giá trị  $\eta$  của nghiên cứu này (73,29%) tương đương với hiệu suất của quá trình stripping từ nước thải tổng hợp [128]. Kết quả này cho thấy một lượng không khí lớn hơn là cần thiết để loại bỏ amoni từ nước thải có chứa tạp chất rắn như nước thải chăn nuôi lợn hoặc thậm chí phân lợn tươi. So với tháp stripping truyền thống, thiết bị HP2R có giá trị  $K_{La}$  vượt trội đáng kể ( $11,88 \text{ h}^{-1}$ ), cao hơn gấp 10 lần so với cột có kích thước lớn hơn ( $0,83 \text{ h}^{-1}$ ) của Bonmati và Flotats (2003) [84]. Kết quả thu được thậm chí tốt hơn hệ thống phun gia nhiệt tiên tiến của Cao và cộng sự trong quá trình loại bỏ amoni từ nước thải chăn nuôi lợn ( $K_{La} = 0,297 \text{ h}^{-1}$ ) [162]. Mặc dù giá trị  $\eta$  của nước thải chăn nuôi khi stripping với HP2R thấp hơn so với phương pháp kết tủa struvite điện hóa của Huang và cộng sự (2016) [163]. Nhưng trong ứng dụng thực tế, hiệu suất  $\eta$  bằng phương pháp stripping với HP2R có thể được cải thiện nhờ tăng thời gian lưu (HRT) với lượng hóa chất tiêu thụ thấp và quá trình vận hành đơn giản hơn nhiều lần.

### ***3.1.3. Kết quả khảo sát stripping amoni bằng thiết bị HP2R với nước rỉ rác***

Tương tự với nước thải chăn nuôi, các yếu tố ảnh hưởng như pH<sub>i</sub>,  $\omega$ , tỉ lệ  $Q_G/Q_L$ ,  $Q_L$  sẽ được khảo sát trong thí nghiệm với nước rỉ rác. Tuy nhiên, các ngưỡng pH<sub>i</sub> sẽ được lựa chọn khu trú để tìm ra ngưỡng thích hợp hơn từ 9,5 đến 11,5. Tương tự như nước thải chăn nuôi, thành phần TSS và các tạp chất rắn có thể hình thành trước và trong quá trình stripping,  $\omega$  vẫn sẽ được khảo sát tới 1200 rpm. Do tăng tỷ lệ  $Q_G/Q_L$  ở thí nghiệm nước thải chăn nuôi không đem lại nhiều hiệu quả, do đó, ngưỡng  $Q_G/Q_L$  thấp hơn sẽ được khảo sát với nước rỉ rác. Bên cạnh đó, do nồng độ  $\text{NH}_3\text{-N}$  trong nước rỉ rác cao hơn so với nước thải mô phỏng, số vòng tuần hoàn stripping được khảo sát sẽ tăng lên 5 vòng so với 3 vòng. Vì nước rỉ rác được xác định là đối tượng nước thải chứa nồng độ amoni rất cao, lượng phát sinh lớn và đang gây nhiều khó khăn cho các hệ thống stripping hiện hữu tại các cơ sở xử lý nước thải, các thông số vận hành của thiết bị HP2R sẽ được khảo sát toàn diện hơn nhằm phục vụ tính toán hiệu suất dự đoán đối với đối tượng này để xác định tiềm năng ứng dụng của công nghệ trên thực tế.

### a, Ảnh hưởng của pH<sub>i</sub>

Ảnh hưởng của điều kiện pH<sub>i</sub> của nước rỉ rác đến quá trình stripping amoni bằng thiết bị HP2R được trình bày trong Hình 3.9. Ảnh hưởng của điều kiện pH<sub>i</sub> của nước rỉ rác đến quá trình stripping amoni bằng thiết bị HP2R được trình bày trong Hình 3.9. Ở điều kiện vận hành không đổi  $Q_G/Q_L = 1420$  và  $\omega = 600$  rpm,  $\eta$  của quá trình stripping NH<sub>3</sub>-N từ nước rỉ rác tăng đáng kể từ 4,86% lên 41,95% khi pH<sub>i</sub> thay đổi từ 8,5 lên 11,5. Xu hướng tăng cũng tương tự (3,15% đến 29,76%) được ghi nhận ở mức  $Q_G/Q_L = 762$ . Mức tăng đáng chú ý của  $\eta$  (3,15% đến 23,39% và 4,86% đến 29,32%) được ghi nhận trong khoảng pH<sub>i</sub> từ 8,5 đến 9,5 cho cả hai  $Q_G/Q_L$  lần lượt là 762 và 1420.



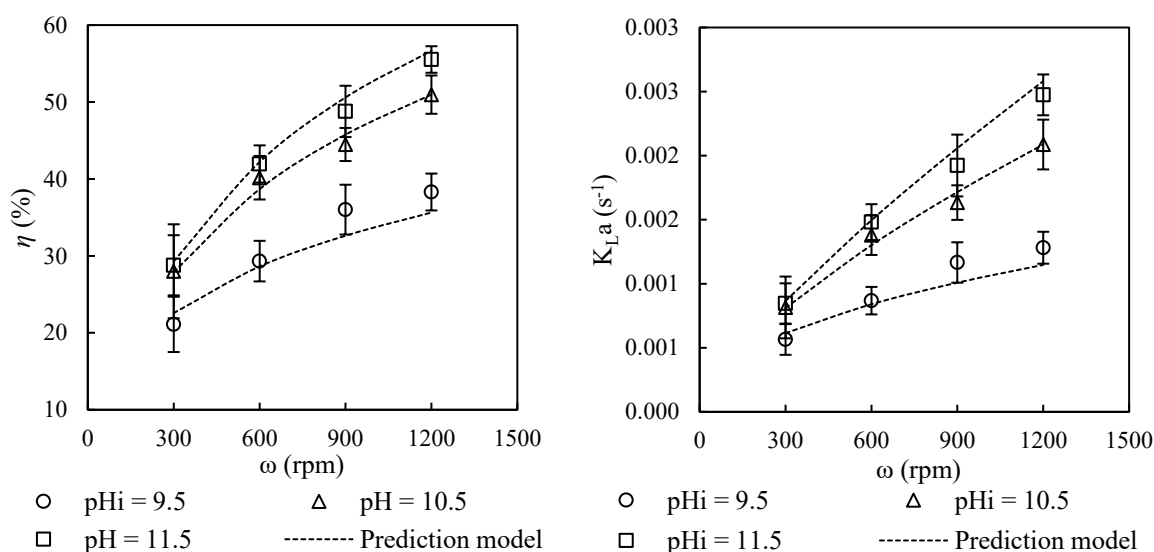
Hình 3.9. Ảnh hưởng của pH<sub>i</sub> đến hiệu quả stripping NH<sub>3</sub>-N từ nước rỉ rác ( $C_{Li} = 1399$  mg/L,  $Q_L = 0.1$  L/phút,  $\omega = 600$  rpm).

Đây là hệ quả của sự chuyển dịch NH<sub>3</sub> theo cấp số mũ trong các mẫu nước rỉ rác ở độ pH cao hơn. Sự hình thành theo hàm mũ gần đạt đến sự cân bằng ở pH 10,5 và 11,5 khi  $\eta$  dần dần chạm ngưỡng 40,16 % và 41,95 %. Tác dụng tương tự của pH đối với quá trình loại bỏ NH<sub>3</sub>-N đã được công nhận rõ ràng trong các nghiên cứu trước đây bằng cách sử dụng tháp stripping đối với nước thải tổng hợp và nước thải thực tế [81, 88, 154]. Kết quả khảo sát tại đối với nước thải mô phỏng cho thấy pH<sub>i</sub> thích hợp là trên 11. Tuy nhiên, ở điều kiện stripping tương tự  $\omega = 600$  và  $Q_G/Q_L$  là 762 sử dụng cùng thiết bị HP2R, giá trị  $\eta$  của mẫu nước rỉ rác bãi chôn lấp ở pH<sub>i</sub> 11,5 (29,76 %) thấp hơn một chút so với kết quả trước đó của mẫu nước mô phỏng tại pH 11 (38,70 %). Haslina và cộng sự. (2021) giải thích rằng đặc tính phức tạp của nước rỉ rác có thể là yếu tố khiến hiệu quả xử lý NH<sub>3</sub>-N thấp hơn so với nước thải mô phỏng [164]. Ngoài ra, các tinh thể kết tủa được phát hiện trong các mẫu nước rỉ rác đầu ra có pH<sub>i</sub> từ 9,5 đến 11,5. Sự hình

thành muối cacbonat từ các hydroxit kim loại (theo phương trình 3.1 và 3.2) hiện có trong các mẫu nước rỉ rác sau quá trình stripping có thể là nguyên nhân của hiện tượng này [165]. 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  $\eta$  của quá trình stripping  $\text{NH}_3$  trong các mẫu nước rỉ rác.

### ***b, Ảnh hưởng của tốc độ quay $\omega$***

Hình 3.10 mô tả sự phụ thuộc của  $\eta$  và  $K_{LA}$  vào  $\omega$  ở điều kiện vận hành  $Q_G = 142$  L/phút,  $Q_L = 0,1$  L/phút và  $\text{pH}_i$  từ 9,5 đến 11,5. Trong thí nghiệm này,  $\text{pH}_i = 8,5$  được lược bỏ do hiệu quả xử lý stripping là không đáng kể. Tương tự như kết quả thu được ở các phần trước với nước thải mô phỏng và nước thải chăn nuôi,  $\eta$  và  $K_{LA}$  của quá trình stripping  $\text{NH}_3\text{-N}$  từ nước rỉ rác có xu hướng tăng lên khi tốc độ quay thay đổi từ 300 đến 1200 rpm ở cả ba mức  $\text{pH}_i$ . Đặc biệt, ở  $\text{pH}_i = 11,5$ , giá trị  $\eta$  tăng xấp xỉ hai lần (từ 28,78% lên 55,53 %) và  $K_{LA}$  tăng ba lần (từ 0,0008  $\text{s}^{-1}$  lên 0,0024  $\text{s}^{-1}$ ) khi  $\omega$  thay đổi từ 300 đến 1200 rpm.



**Hình 3.10.** Ảnh hưởng của  $\omega$  đến  $\eta$  và  $K_{LA}$  của quá trình stripping  $\text{NH}_3\text{-N}$  từ nước rỉ rác ( $C_{Li} = 1399$  mg/L,  $Q_G = 142$  L/phút,  $Q_L = 0.1$  L/phút)

Tác động tích cực của tốc độ quay đối với quá trình stripping  $\text{NH}_3$  là kết quả của lực ly tâm tăng cường tạo điều kiện cho dòng chảy màng và dòng chảy giọt nhỏ hình thành dọc theo bề mặt đệm [118]. Do đó, bề mặt tiếp xúc giữa hai pha lỏng-khí được cải thiện giúp tăng cường  $K_{LA}$  ở  $\text{pH}_i$  là 11, điều này đã được thảo luận toàn diện bởi Yuan và cộng sự (2016) [128, 129]. Trong nghiên cứu này, tốc độ quay cao hơn thậm chí còn có thể cải thiện  $\eta$  và  $K_{LA}$  ở pH thấp như 9,5. Ở  $\text{pH}_i$  là 9,5,  $\eta$  tăng từ 22,10 % lên 38,31% 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

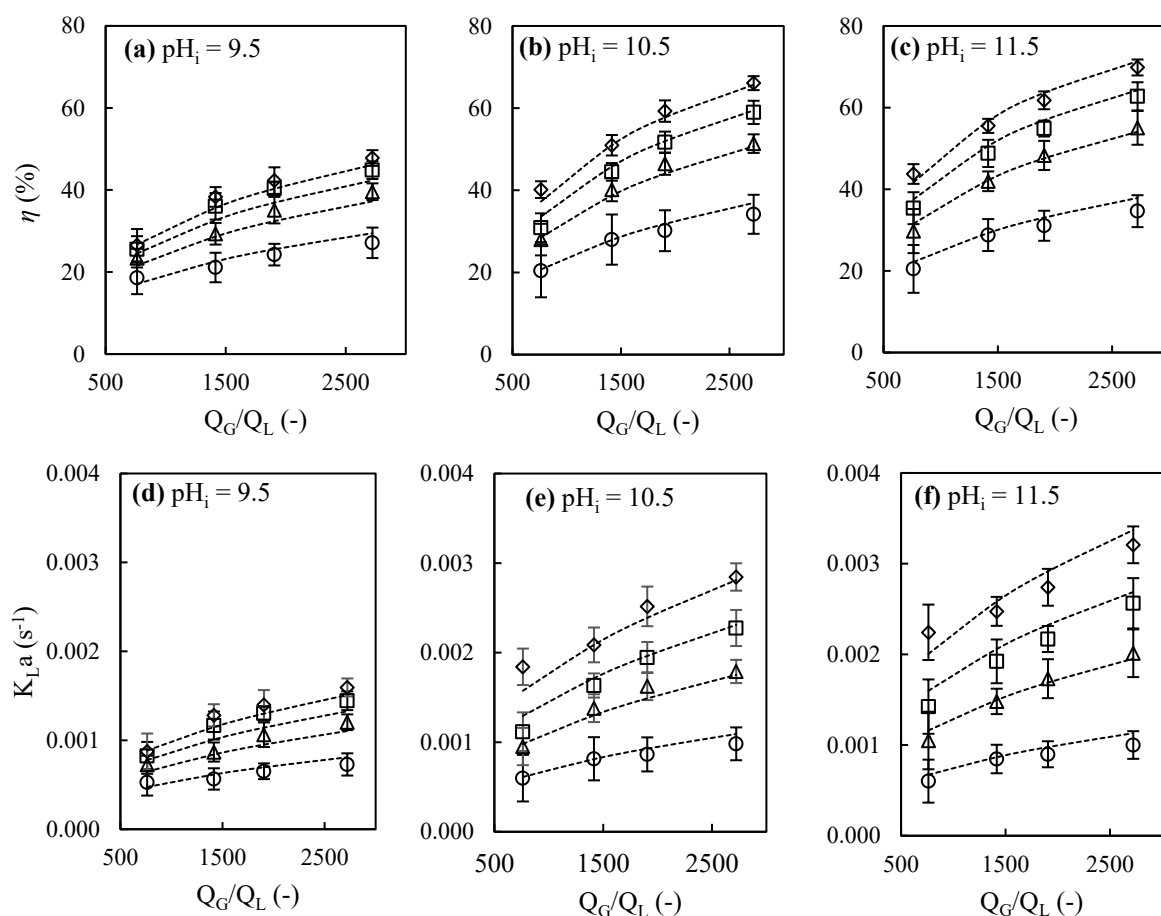
rắn trong các mẫu nước rỉ rác đầu ra có phần nhiều hơn trong mẫu ở tốc độ quay trên 900 rpm. Từ đó, có thể ghi nhận một lợi ích khác của  $\omega$  cao hơn là khả năng loại bỏ cặn bẩn rắn ra khỏi vật liệu đệm giúp tránh được hiện tượng tắc nghẽn nào trong quá trình vận hành.

Thông thường, độ pH<sub>i</sub> cần thiết cho nước thải trước khi stripping NH<sub>3</sub>-N phải đạt ít nhất là 11 để đảm bảo tỷ lệ NH<sub>3</sub> tối đa cho quá trình stripping [88, 128, 129, 154]. Tuy nhiên, trong vận hành 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<sub>G</sub> = 1420 L/phút, Q<sub>L</sub> = 0,1 L/phút và  $\omega$  là 900 rpm,  $\eta$  của quá trình stripping NH<sub>3</sub>-N từ nước rỉ rác có pH<sub>i</sub> ở 9,5 (36,02 %) gần như tương đương với hiệu suất của loại bỏ NH<sub>3</sub> từ nước thải mô phỏng ở pH = 10,8 (40%) sử dụng tháp stripping sau 1 giờ [81]. K<sub>La</sub> tương ứng ở pH<sub>i</sub> = 9,5 và  $\omega$  = 900 rpm của quá trình stripping trong thí nghiệm này (0,0012 s<sup>-1</sup>) thậm chí còn cao gấp 10 lần so với K<sub>La</sub> thu được bởi Ferraz và cộng sự (2014) ở pH 11,5 (0,0001 s<sup>-1</sup>) [154]. Do đó, sự thiếu hụt hóa chất hoặc hạn chế của Q<sub>G</sub> trong quá trình stripping NH<sub>3</sub>-N từ nước rỉ rác ở quy mô thực tế có thể được bù đắp bằng cách tăng tốc độ quay của thiết bị HP2R để đảm bảo hiệu quả loại bỏ mong muốn.

### *c, Ảnh hưởng của tỷ lệ Q<sub>G</sub>/Q<sub>L</sub>*

Kết quả khảo sát ảnh hưởng của tỉ lệ Q<sub>G</sub>/Q<sub>L</sub> tại Q<sub>L</sub> = 0,1 L/phút tới hiệu suất stripping và hệ số chuyển khối tổng quát được thể hiện trong Hình 3.11. Với lưu lượng nước rỉ rác (Q<sub>L</sub>) không đổi là 0,10 L/phút, việc tăng tỷ lệ Q<sub>G</sub>/Q<sub>L</sub> giúp cải thiện đáng kể hiệu suất xử lý amoni ( $\eta$ ) và hệ số truyền khối (K<sub>La</sub>) ở các điều kiện tốc độ quay ( $\omega$ ) và pH ban đầu (pH<sub>i</sub>) khác nhau. Ở pH<sub>i</sub> = 11,5 và  $\omega$  = 900 rpm,  $\eta$  tăng mạnh từ 35,4 ± 3,9% lên 62,8 ± 3,4% khi tỷ lệ Q<sub>G</sub>/Q<sub>L</sub> tăng từ 762 lên 2722 (Hình 3.11c). Đồng thời, K<sub>La</sub> cũng gần như tăng gấp đôi (từ 0,0014 ± 3,0 × 10<sup>-4</sup> s<sup>-1</sup> lên 0,0026 ± 2,8 × 10<sup>-4</sup> s<sup>-1</sup>) (Hình 3.11f). Tác động tích cực của việc tăng lưu lượng khí lên quá trình stripping NH<sub>3</sub> cũng đã được Ferraz và cộng sự (2013) ghi nhận khi sử dụng tháp stripping có quy mô pilot [154]. Nghiên cứu này cho thấy rằng với Q<sub>G</sub> = 4500 L/h (Q<sub>G</sub>/Q<sub>L</sub> = 150), hiệu suất loại bỏ amoni đạt 97% (K<sub>La</sub> = 0,18 h<sup>-1</sup>) sau 20 giờ, trong khi phải mất 12 ngày (K<sub>La</sub> = 0,0154 h<sup>-1</sup>) để đạt hiệu suất tương tự với Q<sub>G</sub> = 1600 L/h (Q<sub>G</sub>/Q<sub>L</sub> = 53) [154]. Yuan và cộng sự (2016) cũng ghi nhận sự gia tăng hiệu suất stripping amoni từ 36,8% (K<sub>La</sub> = 0,00188 s<sup>-1</sup>) lên 76,0% (K<sub>La</sub> = 0,00473 s<sup>-1</sup>) khi tỷ lệ Q<sub>G</sub>/Q<sub>L</sub> tăng từ 600 lên 1800 ở pH<sub>i</sub> = 11 và  $\omega$  = 900 rpm trong

quá trình xử lý nước thải mô phỏng bằng thiết bị HiGee [129]. Sự thay đổi của  $\eta$  và  $K_{La}$  ở từng mức  $pH_i$  cũng được mô hình dự đoán thể hiện rõ ràng (đường đứt nét) tính toán từ phương trình (2.13) và (2.14). Việc tăng  $Q_G/Q_L$  giúp tăng hiệu quả stripping amoni do lượng không khí sạch cấp vào lớn hơn, làm tăng hệ số stripping và thúc đẩy tốc độ chuyển  $NH_3-N$  vào pha khí. Ngoài ra, tỷ lệ  $Q_G/Q_L$  cao hơn giúp giảm thời gian lưu của pha khí-lỏng, làm tăng tốc độ làm mới bề mặt tiếp xúc, từ đó tăng cường chuyển khối trong quá trình stripping [128]. Hiệu ứng tương tự cũng được ghi nhận trong nghiên cứu stripping  $ClO_2$  của Việt và cộng sự (2021), khi  $K_{La}$  tăng từ 0,0085 lên 0,010  $s^{-1}$  với  $Q_G/Q_L$  thay đổi từ 1000 lên 10000 [130]. Tuy nhiên, ngay cả với tỷ lệ  $Q_G/Q_L$  cao (2722), hiệu suất stripping với nước rỉ rác ( $\eta = 62,8\%$ ,  $K_{La} = 0,0027 s^{-1}$ ) vẫn thấp hơn không đáng kể so với khảo sát đối với nước thải tổng hợp ( $\eta = 65,6\%$ ,  $K_{La} = 0,0030 s^{-1}$ ) ở mức  $Q_G/Q_L$  thấp hơn (2130). Tốc độ quay cao giúp loại bỏ nhanh chóng các chất rắn ra khỏi đệm, nhưng tăng  $Q_G$  làm tăng vận tốc dòng khí bên trong lớp vật liệu có thể làm chậm tốc độ loại bỏ chất rắn. Do đó, có thể hiểu rằng hiệu suất stripping từ nước rỉ rác có thể thấp hơn so với nước thải tổng hợp không chứa chất rắn.



Hình 3.11. Ảnh hưởng của tỉ lệ  $Q_G/Q_L$  đến  $\eta$  và  $K_{La}$  của quá trình stripping  $NH_3-N$  từ nước rỉ rác ( $C_{Li} = 1399$  mg/L,  $Q_L = 0,1$  L/phút).

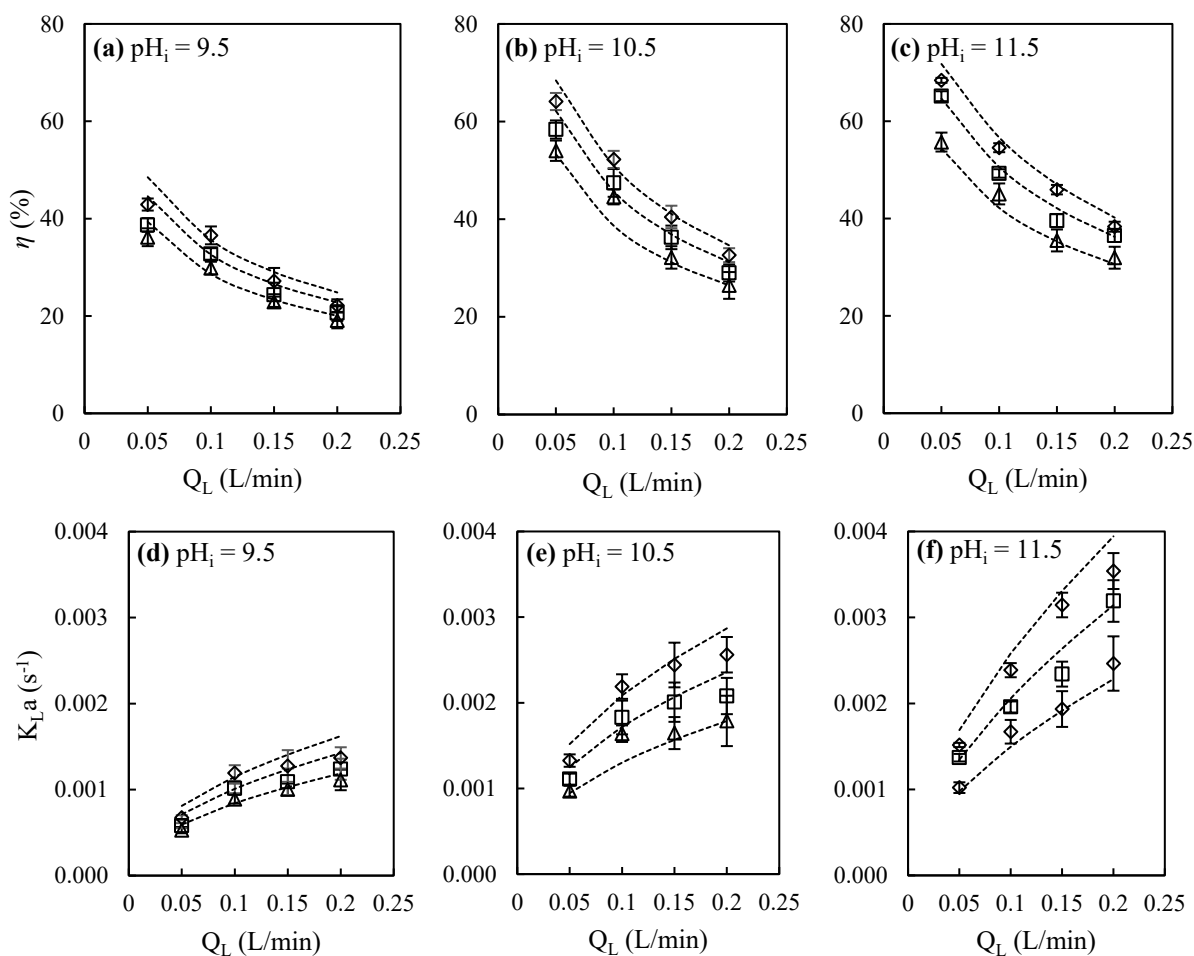
Ký hiệu:  $\omega = 300$  rpm ( $\circ$ ),  $\omega = 600$  rpm ( $\triangle$ ),  $\omega = 900$  rpm ( $\square$ ),  $\omega = 1200$  rpm ( $\diamond$ ).

Ngoài các nghiên cứu trước đó về nước thải tổng hợp, ảnh hưởng của  $Q_G/Q_L$  đến quá trình stripping  $\text{NH}_3\text{-N}$  từ nước rỉ rác cũng được đánh giá với  $\text{pH}_i$  thay đổi từ 9,5 đến 11,5. Khi  $Q_G/Q_L$  tăng từ 762 lên 2722, mức gia tăng  $\eta$  và  $K_{La}$  cũng phụ thuộc vào  $\omega$  và  $\text{pH}_i$ . Cụ thể, tại  $\text{pH}_i = 9,5$ ,  $\eta$  tăng từ  $18,6 \pm 4,0\%$  lên  $27,1 \pm 3,7\%$  (tăng 8,5%) khi  $\omega$  tăng từ 300 lên 1200 rpm (Hình 3.11a). Mức cải thiện  $\eta$  cũng lớn hơn khi  $\text{pH}_i$  tăng từ 9,5 lên 10,5. Với  $\omega = 900$  rpm và  $Q_G/Q_L$  từ 762 lên 2722,  $\eta$  tăng 28,1% (từ  $30,9\% \pm 3,5\%$  lên  $59,0 \pm 2,8\%$ ) ở  $\text{pH}_i = 10,5$ , cao hơn mức 19,3% ở  $\text{pH}_i = 9,5$  (từ  $25,5 \pm 3,2\%$  lên  $44,8 \pm 2,2\%$ ) (Hình 3.11a,b). Tuy nhiên, xu hướng gia tăng gần như tương tự ở  $\text{pH}_i = 11,5$ , khi  $\eta$  chỉ tăng 27,4% (từ  $35,4 \pm 3,9\%$  lên  $62,8 \pm 3,5\%$ ) (Hình 3.11c). Ở  $\omega = 900$  rpm, mức cải thiện  $K_{La}$  tại  $\text{pH}_i = 9,5$ , 10,5 và 11,5 lần lượt là  $0,0006 \text{ s}^{-1}$  (từ  $0,0008 \pm 1,6 \times 10^{-4} \text{ s}^{-1}$  lên  $0,0014 \pm 1,0 \times 10^{-4} \text{ s}^{-1}$ ),  $0,0012 \text{ s}^{-1}$  (từ  $0,0011 \pm 2,2 \times 10^{-4} \text{ s}^{-1}$  lên  $0,0023 \pm 2,0 \times 10^{-4} \text{ s}^{-1}$ ), và  $0,0011 \text{ s}^{-1}$  (từ  $0,0014 \pm 3,0 \times 10^{-4} \text{ s}^{-1}$  lên  $0,0025 \pm 2,8 \times 10^{-4} \text{ s}^{-1}$ ) (Hình 3.11d, e, f). Các nghiên cứu về stripping  $\text{NH}_3\text{-N}$  thường ưu tiên duy trì  $\text{pH} \geq 11$  để tối đa hóa sự chuyển đổi  $\text{NH}_4^+$  thành  $\text{NH}_3$  tự do, từ đó đạt hiệu suất xử lý cao nhất [164]. Tuy nhiên, với tốc độ quay cao hơn và tỷ lệ  $Q_G/Q_L$  lớn, thiết bị HP2R có thể duy trì hiệu suất stripping  $\text{NH}_3\text{-N}$  ngay cả khi pH ban đầu thấp hơn 11. Đáng chú ý, ở điều kiện vận hành  $\omega = 900$  rpm và  $Q_G/Q_L = 2722$  tại  $\text{pH}_i = 9,5$ ,  $\eta$  đạt  $44,8 \pm 2,2\%$  ( $K_{La} = 0,0014 \pm 1,0 \times 10^{-4} \text{ s}^{-1}$ ), tương đương với  $\eta$  ở  $\text{pH}_i = 11,5$  ( $\eta = 48,3 \pm 3,6\%$ ,  $K_{La} = 0,0021 \pm 2,1 \times 10^{-4} \text{ s}^{-1}$ ) tại  $\omega = 600$  rpm và  $Q_G/Q_L = 1906$  (Hình 3.11a,c,d,f). Hiệu suất này cũng cao hơn mức 33,8% sau 2 giờ của quá trình stripping  $\text{NH}_3\text{-N}$  ở  $\text{pH}_i = 11$  với  $\text{NH}_3\text{-N}$  ban đầu 830 mg/L và  $Q_G/Q_L = 150$  bằng cột hấp phụ do Ferraz và cộng sự (2013) thực hiện [154]. Phát hiện thú vị này cho thấy rằng thiết bị HP2R có tiềm năng mang lại nhiều tùy chọn vận hành cho các nhà máy xử lý nước rỉ rác thực tế. Cụ thể, việc sử dụng năng lượng từ các nguồn tái tạo để duy trì lưu lượng khí phù hợp có thể giúp giảm lượng hóa chất cần thiết để kiềm hóa, từ đó tiết kiệm chi phí trong quá trình stripping amoni bằng HP2R.

#### ***d, Ảnh hưởng của lưu lượng nước thải $Q_L$***

Kết quả khảo sát ảnh hưởng của tỉ lệ  $Q_L$  tại  $Q_G = 142 \text{ L/phút}$  tới hiệu suất stripping và hệ số chuyển khối tổng quát được thể hiện trong Hình 3.12. Trong phần này, tốc độ quay thấp nhất ( $\omega = 300$  rpm) không được thử nghiệm để tránh nguy hiểm tượng nước rỉ rác thoát ra ở ống thoát khí tại cá ngưỡng lưu lượng nước thải cao. Về hiệu suất stripping  $\text{NH}_3\text{-N}$ , giá trị  $\eta$  giảm khi lưu lượng nước rỉ rác ( $Q_L$ ) tăng từ 0,05 lên 0,20 L/phút ở tất cả các mức  $\omega$  và  $\text{pH}_i$ . Cụ thể, ở  $\omega = 900$  rpm, khi  $Q_L$  tăng từ 0,05 lên 0,20 L/phút,  $\eta$  giảm gần một nửa ở  $\text{pH}_i = 10,5$  (từ  $58,4 \pm 1,7\%$  xuống  $29,0 \pm 1,8\%$ ) và  $\text{pH}_i = 11,5$  (từ  $65,1 \pm$

1,0% xuống  $36,5 \pm 1,3\%$ ) (Hình 3.12b, c). Ở  $\text{pH}_i = 9,5$ , tốc độ giảm chậm hơn (từ  $38,7 \pm 1,2\%$  xuống  $22,1 \pm 1,3\%$ ) ở cùng một tốc độ quay (Hình 3.12a). Việc tăng  $Q_L$  trong khi giữ  $Q_G$  không đổi làm giảm tỷ lệ  $Q_G/Q_L$  của hệ thống stripping, dẫn đến giảm hiệu suất stripping  $\text{NH}_3\text{-N}$ . Tuy nhiên, hệ số chuyển khối ( $K_{La}$ ) lại có xu hướng tăng khi  $Q_L$  tăng từ 0,05 lên 0,20 L/phút. Đặc biệt, ở  $\omega = 1200$  rpm,  $K_{La}$  tăng đáng kể từ  $0,0007 \pm 0,3 \times 10^{-4} \text{ s}^{-1}$  lên  $0,0014 \pm 1,2 \times 10^{-4} \text{ s}^{-1}$ , từ  $0,0013 \pm 0,7 \times 10^{-4} \text{ s}^{-1}$  lên  $0,0026 \pm 2,1 \times 10^{-4} \text{ s}^{-1}$ , và từ  $0,0015 \pm 0,2 \times 10^{-4} \text{ s}^{-1}$  lên  $0,0035 \pm 2,1 \times 10^{-4} \text{ s}^{-1}$  tại ba mức  $\text{pH}_i = 9,5, 10,5$ , và  $11,5$  tương ứng (Hình 3.12d, e, f). Sự gia tăng của  $K_{La}$  khi  $Q_L$  tăng từ 0,05 lên 0,20 L/phút phản ánh sự cải thiện của hiệu suất stripping amoni theo thời gian. Tuy nhiên, độ phù hợp của mô hình dự đoán (đường đứt nét) thấp hơn so với các ảnh hưởng của  $\omega$  và  $Q_G/Q_L$ , cho thấy rằng sự thay đổi của  $Q_L$  đã gây ra một số xáo trộn trong sự phân bố pha lỏng bên trong lớp vật liệu đệm. Trong nghiên cứu của Yuan và cộng sự (2016) với nước thải mô phỏng, xu hướng tương tự của  $\eta$  (giảm từ 81,4% xuống 41,8%) và  $K_{La}$  (tăng từ 0,0026 lên 0,0058  $\text{s}^{-1}$ ) cũng được ghi nhận khi  $Q_L$  tăng từ 0,025 lên 0,1 L/phút ở nhiệt độ 40 °C [128].



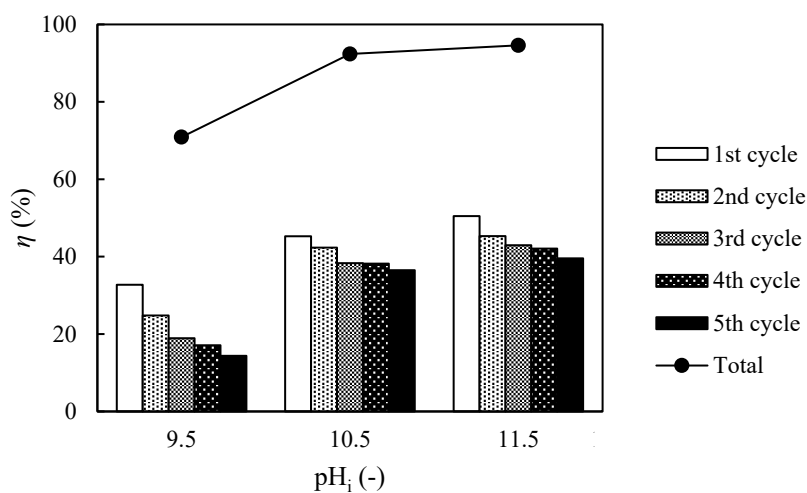
Hình 3.12. Ảnh hưởng của  $Q_L$  đến  $\eta$  và  $K_{La}$  của quá trình stripping  $\text{NH}_3\text{-N}$  từ nước rỉ rác ( $C_{Li} = 1399$  mg/L,  $Q_G = 142$  L/phút)

Ký hiệu:  $\omega = 300$  rpm ( $\circ$ ),  $\omega = 600$  rpm ( $\triangle$ ),  $\omega = 900$  rpm ( $\square$ ),  $\omega = 1200$  rpm ( $\diamond$ ).

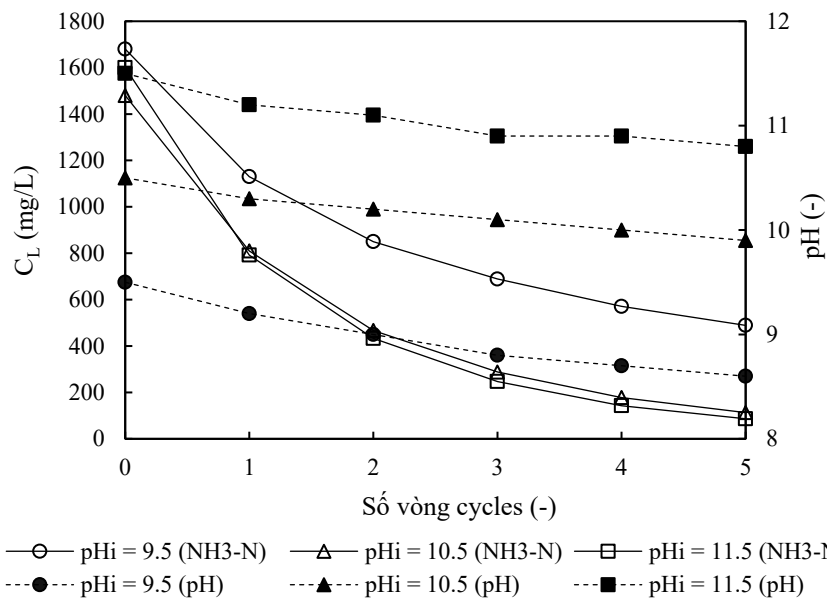
Mặc dù hiệu suất stripping  $\text{NH}_3\text{-N}$  giảm, tốc độ vận chuyển khối lượng  $\text{NH}_3\text{-N}$  bị stripping vào pha khí phụ thuộc nhiều vào lượng nước rỉ được cấp vào hệ thống. Đối với trường hợp stripping có hằng số Henry cao ( $H_C = 0,0477$ ) như  $\text{ClO}_2$ , Viet và cộng sự (2021) thậm chí đã ghi nhận  $K_{L,a}$  tăng gần gấp bốn lần (từ  $0,007 \text{ s}^{-1}$  lên  $0,026 \text{ s}^{-1}$ ) trong khi  $\eta$  vẫn duy trì ở mức rất cao (trên 97%) khi  $Q_L$  tăng từ 0,04 lên 0,21 L/phút [130]. Với hằng số Henry thấp hơn ( $H_C = 0,000824$ ), sự thay đổi của  $Q_L$  trong khi  $Q_G$  không đổi trong quá trình stripping  $\text{NH}_3\text{-N}$  sẽ dẫn đến xu hướng ngược chiều giữa hiệu suất stripping amoni và hiệu suất truyền khối.

### *e, Ảnh hưởng của các chu kỳ stripping*

Trên thực tế, quá trình stripping được diễn ra với dòng nước thải tuần hoàn kéo dài từ vài giờ đến vài ngày để đạt được hàm lượng TN xuống mức thích hợp đảm bảo hiệu suất của quá trình xử lý sinh học tiếp theo [73]. Trong thí nghiệm stripping theo chu kỳ, 2 lít nước rỉ rác được điều chỉnh đến các giá trị  $\text{pH}_i$  khác nhau (9,5, 10,5 và 11,5), trải qua tổng cộng 5 chu kỳ stripping trong điều kiện vận hành với lưu lượng khí  $Q_G = 141 \text{ L/phút}$ , lưu lượng nước  $Q_L = 0,1 \text{ L/phút}$ , và tốc độ quay  $\omega = 900 \text{ rpm}$ . Mục tiêu của thí nghiệm này là mô phỏng quá trình stripping thực tế từ nước rỉ rác bằng thiết bị HP2R tại các mức  $\text{pH}_i$  khác nhau. Kết quả thí nghiệm được trình bày trong Hình 3.13 và Hình 3.14.



*Hình 3.13.* Kết quả thí nghiệm stripping  $\text{NH}_3\text{-N}$  từ nước rỉ rác ở chế độ tuần hoàn ( $Q_G = 141 \text{ L/phút}$ ,  $Q_L = 0,10 \text{ L/phút}$ ,  $\omega = 900 \text{ rpm}$ )



Hình 3.14. Sự thay đổi của nồng độ  $\text{NH}_3\text{-N}$  và pH trong quá trình thí nghiệm stripping  $\text{NH}_3\text{-N}$  tuần hoàn từ nước rỉ rác

Kết quả chỉ ra rằng nồng độ  $\text{NH}_3\text{-N}$  thấp trong nước rỉ rác đầu ra có thể đạt được nhờ tuần hoàn stripping amoni nhiều lần. Tại  $\text{pH}_i = 10,5$  và  $11,5$ , nồng độ amoni  $C_L$  giảm từ  $1480 \text{ mg/L}$  và  $1600 \text{ mg/L}$  xuống còn  $288 \text{ mg/L}$  và  $247 \text{ mg/L}$ , đây là mức nồng độ amoni chấp nhận được cho quá trình xử lý sinh học [73], sau 3 chu kỳ stripping amoni bằng thiết bị HP2R. Với  $Q_L = 0,10 \text{ L/phút}$  và thể tích nước rỉ rác  $2\text{L}$ , tổng thời gian cho 3 chu kỳ stripping mất 60 phút để đạt hiệu suất loại bỏ  $\text{NH}_3\text{-N}$  trên 80% tại  $\text{pH}_i$  với 10,5. Thời gian lưu tổng thể này ngắn hơn đáng kể so với thời gian stripping  $\text{NH}_3\text{-N}$  sử dụng tháp tiếp xúc (4 ngày) để đạt hiệu suất tương tự [154]. Các chu kỳ stripping bổ sung ở lần thứ 5 cho thấy nồng độ  $\text{NH}_3\text{-N}$  đầu ra trong mẫu nước rỉ rác giảm đáng kể, với giá trị lần lượt là  $489 \text{ mg/L}$  ( $\eta = 70,9\%$ ),  $113 \text{ mg/L}$  ( $\eta = 92,4\%$ ) và  $86,4 \text{ mg/L}$  ( $\eta = 94,6\%$ ). Đặc biệt, tại  $\text{pH}_i = 10,5$ , thiết bị HP2R cần 5 chu kỳ (100 phút) để đạt hiệu suất 92,4%, trong khi nghiên cứu của Santos và cộng sự (2020) cần từ 4 đến 9 ngày và độ pH ban đầu = 12 để đạt hiệu suất tương tự khi xử lý  $\text{NH}_3\text{-N}$  từ nước rỉ rác bằng tháp stripping [88]. Ngay cả quá trình stripping tại  $\text{pH}_i = 9,5$  ( $\eta = 70,9\%$  sau 100 phút) cũng được coi là vượt trội hơn đáng kể so với 4 giờ vận hành của tháp stripping quy mô pilot ( $\eta = 77,1\%$ ) với pH ban đầu = 11,0 và nồng độ  $\text{NH}_3\text{-N}$  là  $830 \text{ mg/L}$  [154]. Jiang và cộng sự (2022) gần đây cũng báo cáo rằng phương pháp stripping  $\text{NH}_3\text{-N}$  bằng sóng động học (dynamic wave stripping tube) cũng cải thiện khả năng loại bỏ  $\text{NH}_3\text{-N}$  ở mức pH thấp [166]. Trong điều kiện pH (10,5) và nhiệt độ ( $30^\circ\text{C}$ ) tương tự, ống stripping  $\text{NH}_3$  bằng sóng động học có thể đạt hiệu suất loại bỏ tương đương ( $\eta$  trên 90%) với thiết bị HP2R

trong nghiên cứu này, nhưng lại cần thời gian tuần hoàn dài gấp đôi (200 phút) [166]. Tuy nhiên, hiệu suất của phương pháp stripping amoni khó có thể sánh bằng phương pháp gia nhiệt. Ví dụ, Joao Sprovieri và cộng sự (2020) ghi nhận hiệu suất loại bỏ  $\text{NH}_3\text{-N}$  từ nước rỉ rác (mẫu 100 mL chứa 2303 mg/L) đạt từ 95% đến 98% sau 20 phút đun sôi ở  $300^\circ\text{C}$  mà không cần điều chỉnh pH [167]. Mặc dù phương pháp gia nhiệt được khuyến khích do tính khả thi trong việc thu hồi amoni, nhưng khó có thể cạnh tranh với phương pháp stripping amoni về tiêu hao năng lượng khi xử lý một lượng lớn nước rỉ rác trong thực tế.

Giữa các chu kỳ stripping amoni, hiệu suất loại bỏ  $\eta$  của chu kỳ sau luôn thấp hơn chu kỳ trước. Từ chu kỳ thứ nhất đến chu kỳ thứ năm,  $\eta$  giảm từ 32,7% xuống 14,4%, từ 45,3% xuống 36,5% và từ 50,5% xuống 39,6% tại  $\text{pH}_i = 9,5, 10,5$  và  $11,5$ , tương ứng (Hình 3.13). Xu hướng này là hệ quả của sự giảm pH của mẫu nước rỉ rác sau mỗi chu kỳ stripping. Dựa trên sự thay đổi của pH theo các chu kỳ, có hai cách tiếp cận được đề xuất kiểm hóa nước rỉ rác trước khi stripping amoni bằng HP2R. Cách tiếp cận truyền thống là nâng pH lên mức cao hơn 10,5 để đảm bảo quá trình loại bỏ amoni diễn ra nhanh chóng. Tuy nhiên, phương pháp này có thể cần thêm bước trung hòa sau xử lý vì pH cao có thể không phù hợp với công đoạn xử lý tiếp theo. Do đó, vì HP2R đạt hiệu suất loại bỏ khá tốt ngay từ chu kỳ đầu tiên ở  $\text{pH}_i = 9,5$ , việc duy trì pH ổn định ở mức này sẽ là phương án 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  $\text{NH}_3\text{-N}$  mong muốn, giảm tiêu hao hóa chất cho quá trình nâng pH và không cần bước trung hòa sau xử lý. Tuy nhiên, hiện tượng gia nhiệt do ma sát tại vòng bi sau thời gian vận hành dài do đã được ghi nhận. Vấn đề này có thể được giải quyết bằng cách lắp đặt hệ thống làm mát gián tiếp quanh trục quay trong thiết bị quy mô thực tế.

Kết quả của thí nghiệm tuần hoàn stripping cho thấy hiệu suất xử lý vượt trội với nước rỉ rác trong thời gian ngắn, cũng như sự thay đổi của pH và  $\eta$  sau các chu kỳ stripping amoni. Tuy nhiên, một số yếu tố có thể trở thành điểm nghẽn khi áp dụng HP2R trong thực tế. Thứ nhất, sự ổn định trong quá trình vận hành có thể là một vấn đề lớn khi triển khai HP2R ở quy mô thực tế. Mặc dù độ rung của thiết bị trong phòng thí nghiệm là không đáng kể, nhưng có thể trở nên nghiêm trọng hơn ở tốc độ quay cao (trên 1200 vòng/phút) và gây lo ngại về an toàn khi được lắp đặt trong nhà máy công

nghiệp quy mô lớn. Do đó, dù kích thước thiết bị nhỏ hơn so với cột đệm, việc thiết kế và lắp đặt HP2R quy mô lớn cần được thực hiện cực kỳ chính xác để tránh rung lắc trong quá trình vận hành ở tốc độ quay cao. Thứ hai, chi phí điện năng cho HP2R có thể cao hơn so với cột đệm nếu truyền động từ động cơ quay trong hệ thống HP2R không được tối ưu. Ngoài ra, năng lượng cho bơm làm mát cũng cần được tính đến nếu cần tránh quá nhiệt trực quay. Mức tiêu thụ năng lượng bổ sung có thể thay đổi đáng kể tùy theo kích thước và trọng lượng của khối quay ở quy mô thực tế [168].

***f, Kết quả tính toán mô hình dự đoán  $\eta$  và  $K_{LA}$  của quá trình stripping  $NH_3-N$  từ nước rỉ rác***

Trong nghiên cứu này, kết quả khảo sát nước rỉ rác đã được sử dụng để tính toán và đưa ra mô hình dự đoán cho  $K_{LA}$  và  $\eta$  dựa trên các biến số vận hành thu được, các thông số của thiết bị HP2R và các đặc tính của dòng khí và dòng lỏng. Mô hình này đã được sử dụng thành công trong dự đoán  $K_{LA}$  từ quá trình stripping amoni trong nước thải mô phỏng của Yuan và cộng sự. (2016) [128, 129] và  $ClO_2$  stripping của Viet và cộng sự. (2021) [130] sử dụng thiết bị tiếp xúc li tâm. Trong phạm vi đề tài này, các thông số vận hành gồm  $Q_G$ ,  $Q_L$  và  $\omega$  để tính toán các hệ số  $Re_L$ ,  $Re_G$  và  $Gr_{L,avg}$  tương ứng thông qua phương trình (2.10) – (2.12). Từ đó, xây dựng phương trình tương quan giữa các hệ số trên với giá trị  $K_{LA}$  thực nghiệm thông qua phương trình (2.13). Kết quả thu được ở các điều kiện pH khác nhau, mô hình dự đoán cho được trình bày theo biểu thức dưới đây:

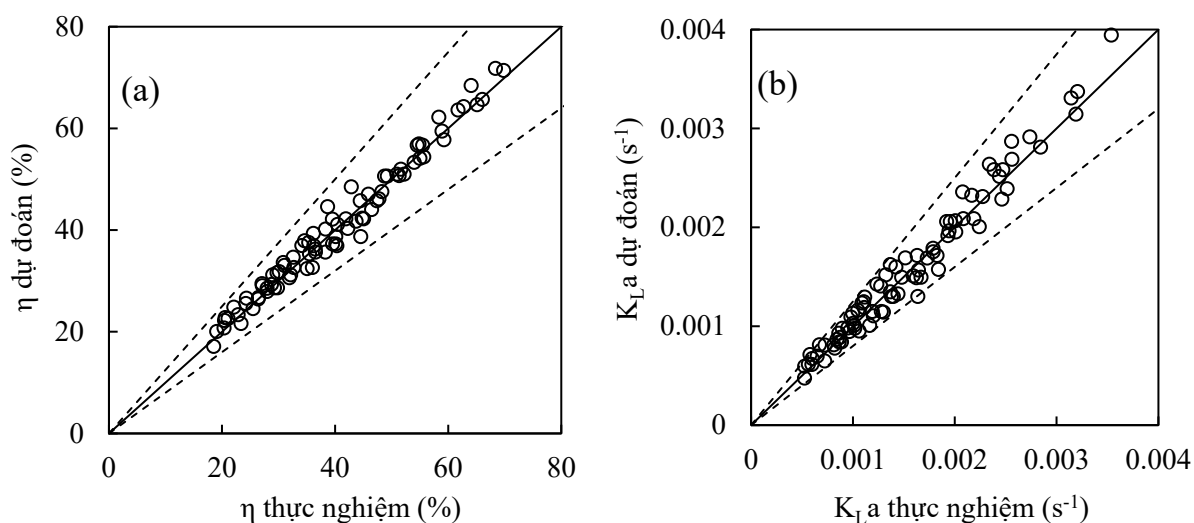
- Tại  $pH_i = 9,5$  ( $R^2 = 0,894$ ):  $\frac{K_{Ladp}}{D_{La_p}} = 0,236 \times Re_L^{0,5} Re_G^{0,419} Gr_{L,avg}^{0,225}$  (3.3)

- Tại  $pH_i = 10,5$  ( $R^2 = 0,952$ ):  $\frac{K_{Ladp}}{D_{La_p}} = 0,022 \times Re_L^{0,459} Re_G^{0,455} Gr_{L,avg}^{0,341}$  (3.4)

- Tại  $pH_i = 11,5$  ( $R^2 = 0,997$ ):  $\frac{K_{Ladp}}{D_{La_p}} = 0,011 \times Re_L^{0,611} Re_G^{0,408} Gr_{L,avg}^{0,394}$  (3.5)

trong đó  $d_p$  là đường kính trung bình của lớp đệm làm từ vật liệu sợi thép SUS304 (0,107 m) và  $D_L$  là hệ số khuếch tán chất lỏng phân tử của  $NH_3$  ( $1,9 \times 10^{-9} m^2/s$ ) [169]. Phạm vi của các nhóm không thứ nguyên trong các biểu thức (3.3), (3.4) và (3.5) là  $0,10 \leq Re_L \leq 0,38$ ,  $7,61 \leq Re_G \leq 27,19$  và  $2,03 \times 10^9 \leq Gr_{L,avg} \leq 3,24 \times 10^{10}$  dưới phạm vi biến thiên của  $Q_L$ ,  $Q_G$  và  $\omega$ . Các mô hình dự đoán cho thấy độ tương quan khá tốt giữa hệ số chuyển khối tổng quát  $K_{La}$  thu được từ thực nghiệm và tính toán từ

mô hình dự đoán ( $R^2$  trong khoảng từ 0,894 đến 0,977). Giá trị hiệu suất stripping  $\eta$  dự đoán được tính bằng cách thay giá trị  $K_{La}$  dự đoán vào công thức số (2.14). Kết quả được thể hiện tại Hình 3.15.



Hình 3.15. So sánh giữa giá trị thực nghiệm và dự đoán của  $\eta$  (a) và  $K_{La}$  (b) của quá trình stripping  $NH_3-N$  từ nước rỉ rác.

Đường nét đứt: biên độ dao động  $\pm 20\%$ .

Các hệ số tính toán từ các phương trình dự đoán từ (3.3) đến (3.5) được thể hiện trong Bảng 3.3.

Bảng 3.3. Các hệ số tính toán từ mô hình dự đoán  $\eta$  và  $K_{La}$  của quá trình stripping  $NH_3-N$  từ nước rỉ rác.

Các hệ số thuộc mô hình dự đoán	pH <sub>i</sub>		
	9,5	10,5	11,5
$R^2$	0,894	0,952	0,977
$\eta$ dự đoán (%)	17,1 – 48,5	20,7 – 68,4	22,2 – 71,8
$K_{La}$ dự đoán ( $s^{-1}$ )	0,0005 – 0,0016	0,0006 – 0,0029	0,0007 – 0,0039
a	0,236	0,022	0,011
$Re_L$	0,10 – 0,38		
b	0,500	0,459	0,611
$Re_G$	7,61 – 27,19		
c	0,419	0,455	0,408
$Gr_{L,avg}$	$2,03 \times 10^9 - 3,24 \times 10^{10}$		
d	0,225	0,341	0,394

Ở  $\text{pH}_i$  9,5,  $Q_G$  và  $Q_L$  có ảnh hưởng lớn hơn đến sự thay đổi của  $K_{LA}$  ( $0,0005 - 0,0016 \text{ s}^{-1}$ ) so với  $\omega$ , điều này được phản ánh qua số mũ  $b$  ( $0,500$ ) và  $c$  ( $0,419$ ) của  $Re_L$  và  $Re_G$  cao hơn so với  $d$  ( $0,225$ ) của  $Gr_{L,avg}$  tại phương trình (3.1). Về hồi quy của mô hình  $\text{pH}_i$  9,5, giá trị  $R^2 = 0,894$ , thấp hơn một chút so với tại  $\text{pH}_i = 10,5$  và  $11,5$ . Nguyên nhân có thể do sự chuyển dịch của  $\text{NH}_3$  tự tại  $\text{pH}_i = 9,5$  thiếu ổn định so với nước thải ở  $\text{pH}_i = 10,5$  và  $11,5$ . Ví dụ, ở nhiệt độ  $30^\circ\text{C}$ , biến động của tỉ lệ  $\text{NH}_3$  tự do được ước lượng khoảng  $10\%$  tại  $\text{pH} 9,5 \pm 0,1$ . Mặt khác, sự biến động này gần như không đáng kể ( $0,2$  đến  $2\%$ ) với tại  $\text{pH} 10,5$  và  $11,5$  [170]. Ở  $\text{pH}_i$  cao hơn,  $K_{LA}$  phụ thuộc nhiều hơn vào  $\omega$  với giá trị  $d$  tăng lên  $0,341$  và  $0,394$  lần lượt tại  $\text{pH}_i$   $10,5$  và  $11,5$ . Ở  $\text{pH}_i$  cao hơn, sự hiện diện của muối kết tủa và chất rắn tồn tại đáng kể hơn so với ở  $\text{pH}_i$   $9,5$ . Do đó, tốc độ quay cao hơn có thể mang lại lợi ích trong việc loại bỏ nhanh tạp chất rắn khỏi lớp đệm, dẫn đến hiệu suất truyền khối tốt hơn so với tốc độ quay thấp.  $K_{LA}$  cũng được cải thiện  $1,8$  lần ( $0,0006 - 0,0029 \text{ s}^{-1}$ ) và  $2,4$  lần ( $0,0007 - 0,0039 \text{ s}^{-1}$ ) khi  $\text{pH}_i$  tăng lên  $10,5$  và  $11,5$ . Ngoài ra, tại  $\text{pH}_i = 11,5$ ,  $K_{LA}$  chủ yếu bị chi phối bởi sự thay đổi của  $Q_L$ , với số mũ  $b$  của  $Re_L$  đạt giá trị cao nhất là  $0,611$  tại phương trình (3.3). Các số mũ  $c$  tại  $\text{pH}_i$   $9,5$ ,  $10,5$  và  $11,5$  lần lượt là  $0,419$ ,  $0,455$  và  $0,408$ . So với quá trình stripping  $\text{ClO}_2$  sử dụng RPB ( $c = 0,098$ ) từ Viet et al. (2021),  $Q_G$  trong quá trình stripping  $\text{NH}_3\text{-N}$  từ nước rỉ rác vẫn thể hiện ảnh hưởng đáng kể đến hiệu quả chuyển khối [27]. Tuy nhiên, ảnh hưởng của  $Q_G$  đến quá trình stripping  $\text{NH}_3\text{-N}$  kém đáng kể hơn so với nghiên cứu sử dụng nước thải mô phỏng tại  $\text{pH}_i$   $11$  bằng RPB của Yuan et al. (2016) [12, 13], trong đó hằng số mũ của  $Re_G$  là cao nhất ( $0,531 - 0,613$ ). Nồng độ  $\text{NH}_3\text{-N}$  cao hơn và hàm lượng chất rắn trong mẫu nước rỉ rác so với nước thải mô phỏng có thể góp phần làm tăng ảnh hưởng của  $Q_L$  trong quá trình stripping  $\text{NH}_3\text{-N}$  từ nước rỉ rác.

Mô hình dự đoán hệ số truyền khối tổng quát ( $K_{LA}$ ) và hiệu suất stripping amoni ( $\eta$ ) được xây dựng trong nghiên cứu có ý nghĩa thực tiễn cao trong việc thiết kế và vận hành các hệ thống xử lý khí – lỏng cho quá trình loại bỏ  $\text{NH}_3\text{-N}$  từ nước thải có nồng độ cao như nước rỉ rác, nước thải chăn nuôi hoặc nước thải công nghiệp. Mô hình cho phép dự đoán nhanh hiệu quả truyền khối và hiệu suất stripping theo các thông số vận hành (lưu lượng khí, lưu lượng lỏng và tốc độ quay), từ đó hỗ trợ tối ưu hóa điều kiện vận hành mà không cần thực hiện nhiều thí nghiệm lặp lại. Với giá trị  $R^2$  đạt  $0,894-0,977$ , mô hình thể hiện độ tin cậy cao và khả năng áp dụng rộng trong các điều kiện  $\text{pH}$  khác nhau. Kết quả cho thấy ảnh hưởng của các yếu tố thủy động học ( $Re_L$ ,  $Re_G$ ,  $Gr_{L,avg}$ ) được phản ánh rõ

trong tương quan với  $K_{La}$ , giúp làm sáng tỏ cơ chế truyền khối trong lớp đệm quay. Ngoài ra, mô hình còn có thể mở rộng để dự đoán hiệu suất hấp thụ hoặc stripping các hợp chất khí khác trong các hệ thống tương tự, góp phần giảm chi phí thử nghiệm và nâng cao hiệu quả thiết kế – vận hành thực tế.

### **3.2. Kết quả thực nghiệm xử lý kết hợp thu hồi amoni bằng thiết bị HP2R từ nước thải**

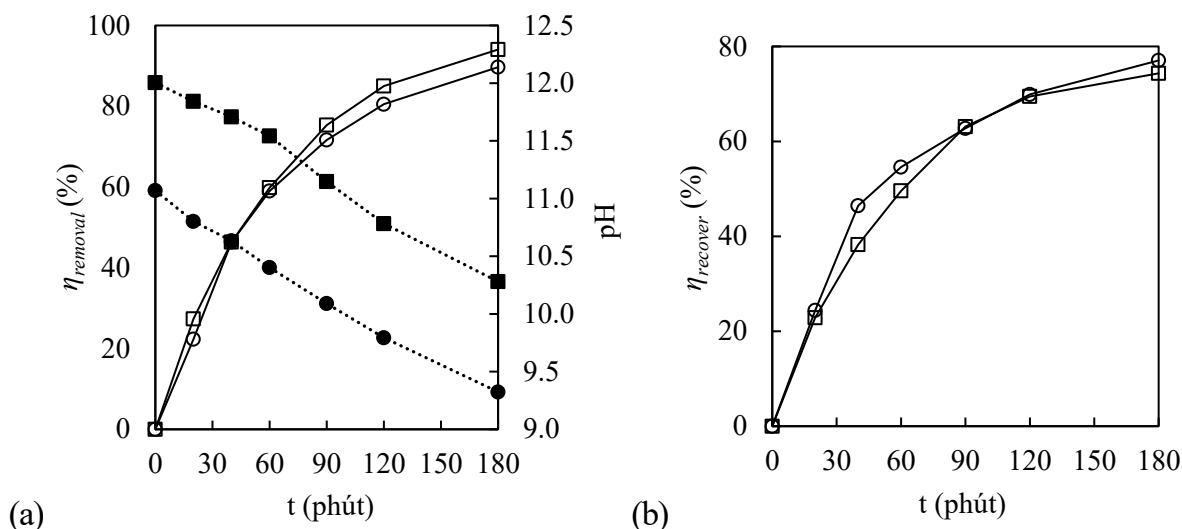
Sau khi thu được các kết quả khảo sát các yếu tố ảnh hưởng và thông số vận hành tới hiệu quả xử lý amoni bằng quá trình stripping sử dụng thiết bị HP2R, nghiên cứu tiếp tục vận hành hệ thiết bị HP2R để xử lý amoni từ nước thải nồng độ cao ở chế độ tuần hoàn kết hợp với bình hấp thụ để khảo sát hiệu quả xử lý kết hợp thu hồi amoni ở chế độ vận hành tối ưu của công đoạn xử lý. Trong phần thực nghiệm này, nước thải mô phỏng và nước rỉ rác được lựa chọn do có nồng độ  $\text{NH}_3\text{-N}$  cao ( $>1000$  mg/L), phù hợp cho mục tiêu xử lý kết hợp thu hồi amoni; trong khi đó, nước thải chăn nuôi có nồng độ thấp hơn ( $<700$  mg/L) nên không được lựa chọn vì hiệu quả kinh tế của hệ thu hồi bằng hấp thụ không cao so với chi phí đầu tư thực tế [104]. Các thông số và điều kiện vận hành tối ưu kế thừa từ thí nghiệm xử lý amoni gồm có  $Q_G/Q_L = 1000 - 2000$ ,  $\omega = 900$  rpm, độ pH nước thải trong ngưỡng từ 11 – 12 sẽ được lựa chọn trong xử lý và thu hồi amoni ở chế độ tuần hoàn. Kết quả và thảo luận của thực nghiệm này được trình bày chi tiết như sau:

#### **3.2.1. Kết quả xử lý kết hợp thu hồi amoni bằng thiết bị HP2R từ nước thải mô phỏng**

##### **a, Ảnh hưởng của $\text{pH}_i$ đến hiệu quả xử lý và thu hồi amoni**

Ảnh hưởng của độ pH ban đầu của nước thải đến hiệu quả xử lý và thu hồi  $\text{NH}_3\text{-N}$  trong điều kiện lưu lượng khí  $Q_G = 100$  L/phút, lưu lượng nước  $Q_L = 0.2$  L/phút ở  $\text{pH}_i = 11$  và 12 được thể hiện trong Hình 3.16. Hình 3.16a cho thấy với cả hai mức  $\text{pH}_i = 11$  và 12, hiệu suất xử lý amoni đều tăng dần,  $\eta_{\text{removal}}$  đạt ngưỡng 89,7% ( $\text{pH}_i = 11$ ) và 94,0% ( $\text{pH}_i = 12$ ) tại thời điểm 180 phút. Ảnh hưởng  $\text{pH}_i$  lên hiệu quả stripping  $\text{NH}_3\text{-N}$  được thể hiện qua sự chênh lệch  $\eta_{\text{removal}}$  tại  $\text{pH}_i = 12$  ( $\eta = 94.0\%$ ) cao hơn 4,3% so với  $\eta_{\text{removal}}$  tại  $\text{pH}_i = 11$  ( $\eta = 89,7\%$ ) tại cuối thí nghiệm. Sự thay đổi pH của nước thải mô phỏng tại từng thời điểm lấy mẫu cũng được theo dõi và ghi nhận. Kết quả cho thấy, độ pH của nước thải giảm dần khi hiệu suất xử lý tăng lên theo thời gian. Điều này là do các phân tử khí  $\text{NH}_3$  được thổi bay khỏi pha lỏng làm giảm độ pH trong nước thải. Sau 180 phút xử lý, độ pH giảm xuống 10,3 từ  $\text{pH}_i = 12$  và giảm xuống 9,2 từ  $\text{pH}_i = 11$ . Sự thay đổi của độ pH nước thải cũng là yếu tố quan trọng khi thiết lập quá trình stripping

trong thực tế, do pH sau xử lý quá cao sẽ dẫn cần được trung hòa cho bước xử lý tiếp theo, nhưng vẫn cần duy trì ở ngưỡng vừa đủ cho quá trình stripping diễn ra hiệu quả.

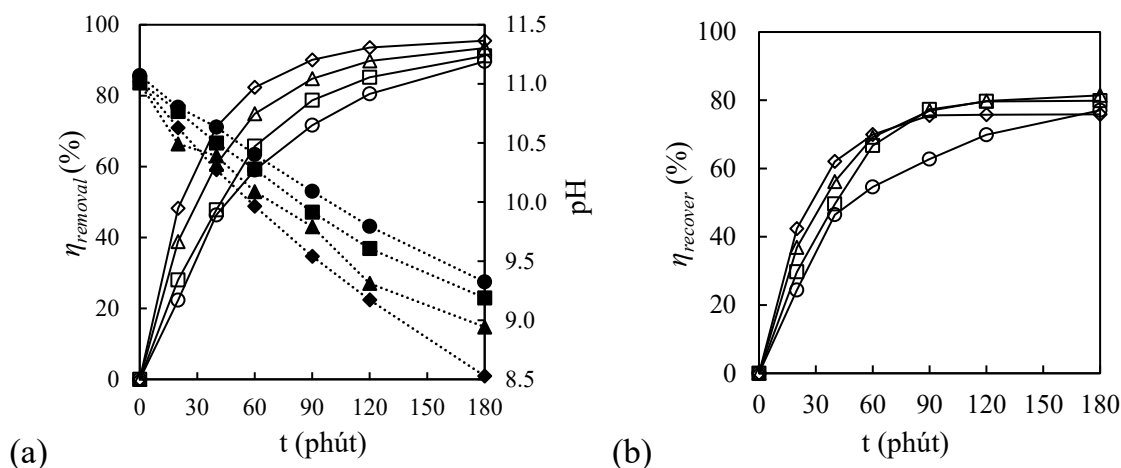


Hình 3.16. Diễn biến hiệu quả xử lý (a) và thu hồi amoni (b) trong nước thải qua quá trình stripping với  $Q_L = 0,2$  L/phút và  $Q_G = 100$  L/phút  
 Chú thích:  $\eta_{removal}$ ,  $\eta_{recover}$  và pH tại  $\text{pH}_i = 11$  (○, ●),  $\text{pH}_i = 12$  (□, ■).

Ảnh hưởng của  $\text{pH}_i$  đến hiệu quả thu hồi  $\text{NH}_3\text{-N}$  cũng được đánh giá và thể hiện trong Hình 3.16b. Trái ngược với  $\eta_{removal}$ , ảnh hưởng của độ pH ban đầu của nước thải có ảnh hưởng không đáng kể đối với  $\eta_{recover}$ . Cụ thể, hiệu quả thu hồi amoni ở  $\text{pH}_i = 11$  ( $\eta_{recover} = 77,1\%$ ) chỉ nhỉnh hơn 3% so với  $\text{pH}_i = 12$  ( $\eta_{recover} = 74,3\%$ ).

### b, Ảnh hưởng của $Q_G$ đến hiệu quả xử lý và thu hồi amoni

Kết quả khảo sát ảnh hưởng của lưu lượng khí tới hiệu quả xử lý và độ pH trong nước thải bởi quá trình stripping với  $Q_L = 0,2$  L/phút ở  $\text{pH}_i = 11$  được thể hiện trong Hình 3.17a. Kết quả cho thấy, khi tăng  $Q_G$  từ 100 tới 300 L/phút,  $\eta_{removal}$  tăng nhanh hơn so với điều kiện  $Q_G$  thấp. Cụ thể, tại  $t = 60$  phút, sự chênh lệch trong hiệu quả xử lý được thể hiện rõ rệt khi chỉ số này tăng từ 59,0 % đến 82,4% khi  $Q_G$  tăng từ 100 đến 300 L/phút. Thời gian để đạt  $\eta_{removal} = 90\%$  cũng nhanh hơn đối với các mức lưu lượng khí lớn hơn, cụ thể là 90 phút đối với  $Q_G = 300$  L/phút, 120 phút đối với  $Q_G = 200$  L/phút, và 180 phút đối với  $Q_G = 150$  và 100 L/phút. Hiện tượng này là kết quả của sự gia tăng trong tỉ lệ  $Q_G/Q_L$ , dẫn tới lượng khí sạch cho một thể tích nước thải nhất định được tăng lên, cải thiện đáng kể hiệu quả stripping. Sự cải thiện trong hiệu quả stripping cũng được thể hiện trong sự thay đổi pH của nước thải xuyên suốt quá trình. Cụ thể, với  $Q_G = 300$  L/phút, độ pH giảm từ 11,0 xuống 8,5, thấp hơn nhiều so với tại  $Q_G = 100$  L/phút (11,0 xuống 9,3).



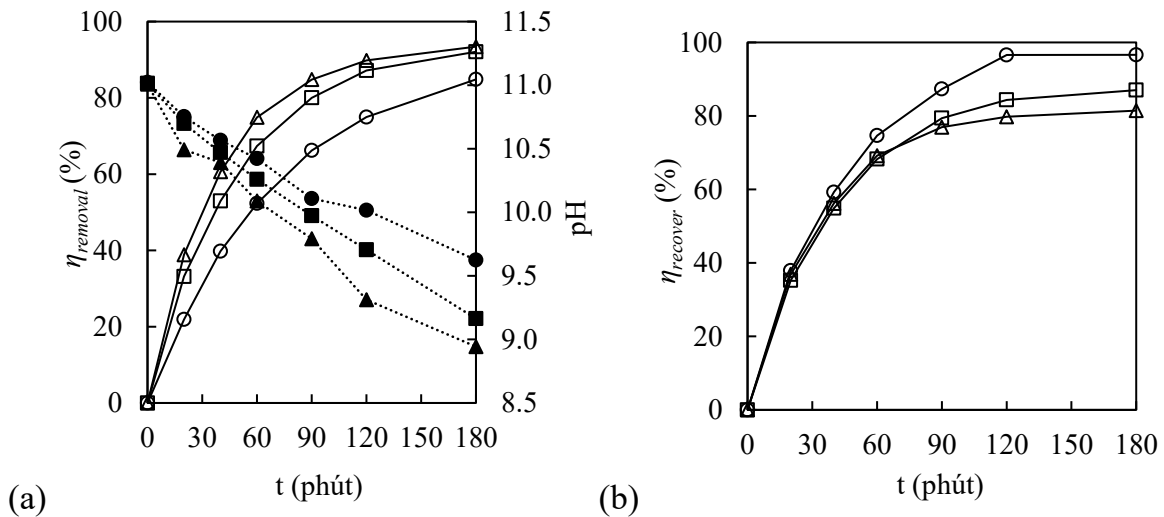
Hình 3.17. Diễn biến hiệu quả xử lý (a) và thu hồi amoni (b) trong nước thải qua quá trình stripping với  $Q_L = 0,2$  L/phút ở  $pH_i = 11$

Chú thích:  $\eta_{removal}$ ,  $\eta_{recover}$  và pH tại  $Q_G = 100$  L/phút (○, ●),  $Q_G = 150$  L/phút (□, ■),  $Q_G = 200$  L/phút (△, ▲), và  $Q_G = 300$  L/phút (◇, ◆)

Ảnh hưởng của  $Q_G$  tới  $\eta_{recover}$  được thể hiện ở Hình 3.17b. Việc tăng cường  $Q_G$  cũng giúp một phần gia tăng tốc độ và  $\eta_{recover}$  thông qua hấp thụ. Cụ thể, tại thời điểm  $t = 60$  phút, ở lưu lượng khí lớn như 200 và 300 L/phút, hiệu suất thu hồi  $\eta = 70\%$ , trong khi  $Q_G = 100$  L/phút chỉ đạt 54,5%. Tuy nhiên, tại thời điểm 180 phút, hiệu quả thu hồi cao nhất lại được ghi nhận ở  $Q_G = 200$  L/phút với  $\eta_{recover} = 81,4\%$  và thấp nhất thuộc về  $Q_G = 300$  L/phút với  $\eta_r = 75,9\%$ . Cơ chế thu hồi  $NH_3-N$  trong thí nghiệm này dựa trên hai quá trình vật lý và hóa học. Quá trình vật lý thuộc về sự hấp thụ  $NH_3$  có trong pha khí vào dung dịch hấp thụ. Quá trình hóa học thuộc về phản ứng hóa học giữa  $NH_3$  và  $H_2SO_4$  để tạo nên muối  $(NH_4)_2SO_4$ . Việc tăng  $Q_G$  dẫn đến nồng độ  $NH_3$  trong không khí loãng hơn, có thể giúp quá trình phản ứng giữa  $NH_3$  và  $H_2SO_4$  diễn ra hiệu quả hơn một phần hơn so với dòng khí quá đậm đặc. Hơn nữa,  $Q_G$  cao cũng giúp hình thành các bong bóng sục khí dày hơn cũng làm hiệu suất thu hồi tốt hơn. Tuy nhiên, lưu lượng khí quá lớn như tại  $Q_G = 300$  L/phút cũng có thể giới hạn hiệu quả hấp thụ vật lý của  $NH_3$  vào dung dịch do thời gian tiếp xúc của khí và nước sẽ ngắn hơn.

**c, Ảnh hưởng của  $Q_L$  đến hiệu quả xử lý và thu hồi amoni**

Ảnh hưởng của lưu lượng nước thải tới hiệu quả xử lý và độ pH trong nước thải trong quá trình stripping với  $Q_G = 200$  L/phút ở  $pH_i = 11$  được thể hiện ở Hình 3.18. Hình 3.18a cho thấy  $\eta_{removal}$  tăng nhanh khi  $Q_L$  tăng từ 0,05 lên 0,10 L/phút, và tăng chậm lại khi  $Q_L = 0,20$  L/phút. Cụ thể, tại phút thứ 120,  $\eta_{removal}$  tăng từ 75% lên 87,2% khi  $Q_L$  tăng từ 0,05 lên 0,10 L/phút, và tăng nhẹ tới 89,8% khi  $Q_L$  đạt 0,20 L/phút. Khi tăng lưu lượng nước thải đồng nghĩa với việc tăng tốc độ tuần hoàn nước thải cho quá trình stripping, dẫn tới tăng tốc độ stripping. Sự cải thiện hiệu quả stripping khi tăng lưu lượng cũng được thể hiện qua diễn biến thay đổi pH trong dung dịch nước thải. Cụ thể, mặc dù các thí nghiệm đều bắt đầu ở mức  $pH_i = 11$ , sau 180 phút, pH giảm xuống còn 8,9 với  $Q_L = 0,20$  L/phút, thấp hơn so với  $Q_L = 0,05$  L/phút ( $pH = 9,6$ ).



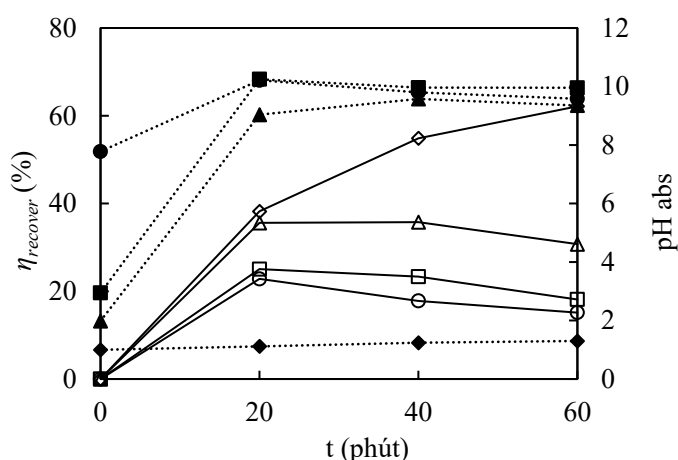
Hình 3.18. Diễn biến hiệu quả xử lý (a) và thu hồi amoni (b) trong nước thải qua quá trình stripping với  $Q_G = 200$  L/phút ở  $pH_i = 11$

Chú thích:  $\eta_{removal}$ ,  $\eta_{recover}$  và pH tại  $Q_L = 0,05$  L/phút (○, ●),  $Q_L = 0,10$  L/phút (□, ■),  $Q_L = 0,20$  L/phút (△, ▲).

Ảnh hưởng của  $Q_L$  tới  $\eta_{recover}$  được thể hiện ở Hình 3.18b. Ngược lại với  $\eta_{removal}$ , việc tăng  $Q_L$  lại hạn chế phần nào  $\eta_{recover}$ . Cụ thể, tại thời điểm 60 phút, hiệu suất thu hồi ở  $Q_L = 0,05$  ( $\eta_{recover} = 74,6\%$ ) cao hơn so với  $Q_L = 0,10$  L/phút ( $\eta_{recover} = 70,0\%$ ) và 0,20 L/phút ( $\eta_{recover} = 69,2\%$ ). Thậm chí, tại thời điểm  $t = 120$  phút,  $\eta_{recover}$  đạt vượt trội ở mức 96,6% tại  $Q_L = 0,05$  L/phút, tốt hơn so với  $Q_L = 0,10$  L/phút ( $\eta_{recover} = 84,4\%$ ) và  $Q_L = 0,20$  L/phút ( $\eta_{recover} = 79,8\%$ ), thể hiện rằng nồng độ  $NH_3$  trong dòng khí sau stripping quá cao với  $Q_G$ , thể tích và nồng độ  $H_2SO_4$  cố định cũng có thể hạn chế hiệu quả hấp thụ.

**d, Ảnh hưởng của pH dung dịch hấp thụ tới hiệu quả thu hồi amoni**

Dù không ảnh hưởng đến hiệu quả xử lý, một yếu tố quan trọng nữa ảnh hưởng đến hiệu quả thu hồi  $\text{NH}_3$  đó là độ pH (hay nồng độ axit) trong dung dịch hấp thụ. Trong nghiên cứu này, 4 mức độ pH của dung dịch hấp thụ được lựa chọn gồm có  $\text{pH}_{i,\text{abs}} = 7,8$  (nước máy); 3,0 ( $\text{C}_{\text{H}_2\text{SO}_4} = 0,0005\text{M}$ ); 2,0 ( $\text{C}_{\text{H}_2\text{SO}_4} = 0,005\text{M}$ ); 1,0 ( $\text{C}_{\text{H}_2\text{SO}_4} = 0,05\text{M}$ ) (Hình 3.19). Dung dịch hấp thụ pH 7,8 được lựa chọn để thử nghiệm khả năng sử dụng nước máy thông thường làm dung dịch thu hồi amoni bên cạnh việc sử dụng dung dịch axit ở các nồng độ khác nhau.



Hình 3.19. Ảnh hưởng của pH dung dịch hấp thụ đến hiệu quả thu hồi amoni tại  $Q_G = 200 \text{ L/phút}$ ,  $Q_L = 0,20 \text{ L/phút}$ ,  $\text{pH}_i = 11$

Chú thích:  $\eta_{\text{recover}}$  và  $\text{pH}_{\text{abs}}$  tại  $\text{pH}_{i,\text{abs}} = 7,8$  ( $\circ, \bullet$ ),  $\text{pH}_{i,\text{abs}} = 3$  ( $\square, \blacksquare$ ),  $\text{pH}_{i,\text{abs}} = 2$  ( $\triangle, \blacktriangle$ ), và  $\text{pH}_{i,\text{abs}} = 1$  ( $\diamond, \blacklozenge$ )

Kết quả cho thấy nồng độ axit trong dung dịch hấp thụ càng cao thì hiệu suất và nồng độ amoni thu hồi đạt càng cao. Cụ thể, tại độ pH từ 7,5 xuống 2,0,  $\eta_{\text{recover}}$  và nồng độ thu hồi chỉ đạt tối đa vào thời điểm 20 phút, cụ thể là  $\eta_{\text{recover}} = 22,8\%$  ( $C = 383 \text{ mg/L}$ ),  $\eta_{\text{recover}} = 25,1\%$  ( $C = 383 \text{ mg/L}$ ), và  $\eta_{\text{recover}} = 35,6\%$  ( $C = 504 \text{ mg/L}$ ). Sau đó,  $\eta_{\text{recover}}$  và nồng độ amoni trong dung dịch hấp thụ ở ba mức pH này giảm dần. Cụ thể, tại  $\text{pH}_{i,\text{abs}} = 3,0$ ,  $\eta_{\text{recover}}$  (và nồng độ amoni) đạt 25,1% ( $C = 383 \text{ mg/L}$ ) tại 20 phút, sau đó giảm dần xuống 23,3% ( $C = 364 \text{ mg/L}$ ) và 18,13% ( $C = 289 \text{ mg/L}$ ) tại 40 và 60 phút. Lý do dẫn đến hiện tượng này là ở pH dung dịch cao hay nồng độ axit thấp, khi lượng  $\text{NH}_3$  đưa về hệ thu hồi quá cao dẫn đến phản ứng hoàn toàn với  $\text{H}_2\text{SO}_4$  hay thành phần  $\text{H}^+$  trong dung dịch hấp thụ và làm tăng nhanh pH trong thời gian đầu của quá trình. Sau đó, khi hệ thống tiếp tục sục khí sẽ thổi bay lượng  $\text{NH}_3$  được hấp thụ vật lý mà chưa chuyển dịch về dạng ion  $\text{NH}_4^+$ , biểu thị khi pH dung dịch hấp thụ giảm nhẹ về trung tính khi một phần nồng độ

NH<sub>3</sub> đã thoát ra khỏi dung dịch. Ngược lại, với trường hợp nồng độ dung dịch hấp thụ dư thừa như ở  $pH_{i,abs} = 1$  ( $C_{H_2SO_4} = 0,05M$ ),  $\eta_{recover}$  và nồng độ amoni thu hồi liên tục tăng theo thời gian và đạt 76,21% (1180 mg/L).

### *e, Kết quả tính toán mô hình động học quá trình xử lý và thu hồi amoni từ nước thải mô phỏng*

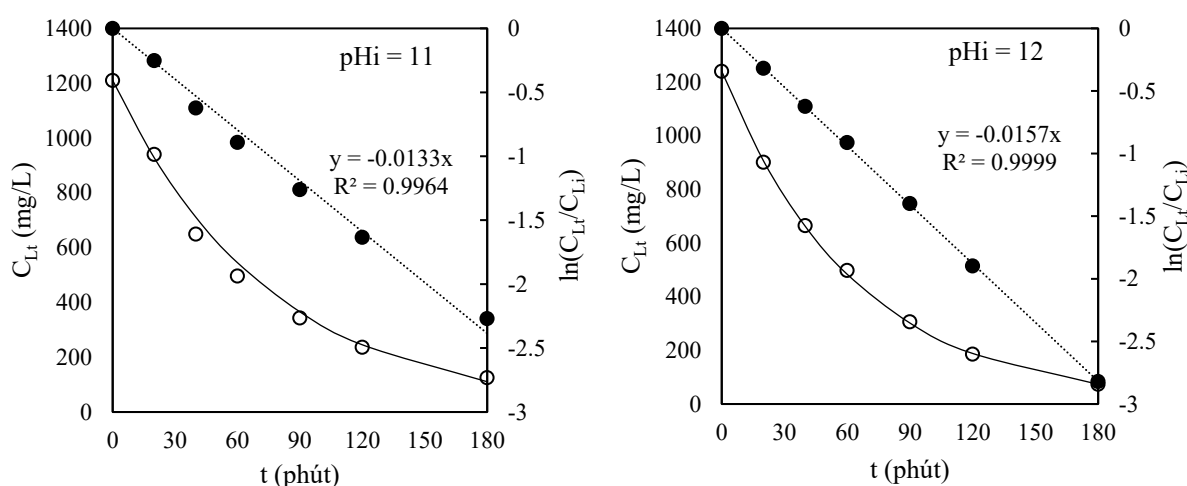
#### *Ảnh hưởng của pH*

Dựa vào kết quả thực nghiệm, mô hình động học phản ứng bậc 1 cho quá trình xử lý amoni theo mẻ ở hai điều kiện  $pH_i = 11$  và  $12$  được tính toán và thể hiện tại phương trình (3.6), (3.7) và Hình 3.20:

- $pH_i = 11$  ( $R^2 = 0,99$ ):  $C_{Lt} = 1210 \times e^{-0,0133t}$  (3.6)

- $pH_i = 12$  ( $R^2 = 0,99$ ):  $C_{Lt} = 1240 \times e^{-0,0157t}$  (3.7)

Hằng số tốc độ tính theo phút  $k$  ( $\text{min}^{-1}$ ) ở hai điều kiện pH 11 và 12 lần lượt là  $0,0133 \text{ min}^{-1}$  và  $0,0157 \text{ min}^{-1}$ . Hằng số  $k$  ở pH<sub>i</sub> 12 có phần nhỉnh hơn do độ pH của nước thải phản ứng được duy trì ở mức cao hơn (11 ~ 12) trong suốt quá trình phản ứng so với mức pH 11 (10 ~ 11). Ở điều kiện  $Q_G/Q_L = 500$  như tại nghiên cứu này, mức hằng số tốc độ  $k$  ( $0,0133 \sim 0,0157 \text{ min}^{-1}$ ) vượt trội hơn đáng kể (xấp xỉ 5 lần) thí nghiệm stripping amoni từ nước rỉ rác sử dụng cột tiếp xúc ở  $Q_G/Q_L = 150$  ( $k = 0,18 \text{ h}^{-1} = 0,003 \text{ min}^{-1}$ ) trong nghiên cứu của Ferraz và cộng sự [154].



Hình 3.20. Diễn biến nồng độ amoni trong nước thải qua quá trình stripping với  $Q_G = 100$  L/phút và  $Q_L = 0,2$  L/phút ở các mức pH khác nhau

Chú thích:  $C_{Lt}$  (○),  $\ln(C_{Lt}/C_{Li})$  (●). Đường liền: mô hình phản ứng động học bậc 1.

Độ hồi quy của hai mô hình động học cho cả pH 11 và 12 đều rất cao ( $R^2 = 0,99$ ). Sự thích hợp trong mô tả số liệu thực nghiệm của mô hình động học bậc 1 còn được thể

hiện trong Hình 3.20 với đường mô hình (nét liền) có sự tương đồng rất tốt với số liệu thực nghiệm (○). Sự phù hợp của mô hình động học phản ứng bậc một với quá trình stripping amoni cũng đã được ghi nhận trong các nghiên cứu trước đây của Zhang và cộng sự trong xử lý amoni từ nước thải chăn nuôi [171].

#### *Ảnh hưởng của lưu lượng khí*

Dựa vào kết quả thực nghiệm, mô hình động học phản ứng bậc 1 cho quá trình xử lý amoni theo mẻ ở các chế độ  $Q_G$  khác nhau được tính toán và thể hiện trong phương trình (3.8) – (3.11) và Hình 3.21 như sau:

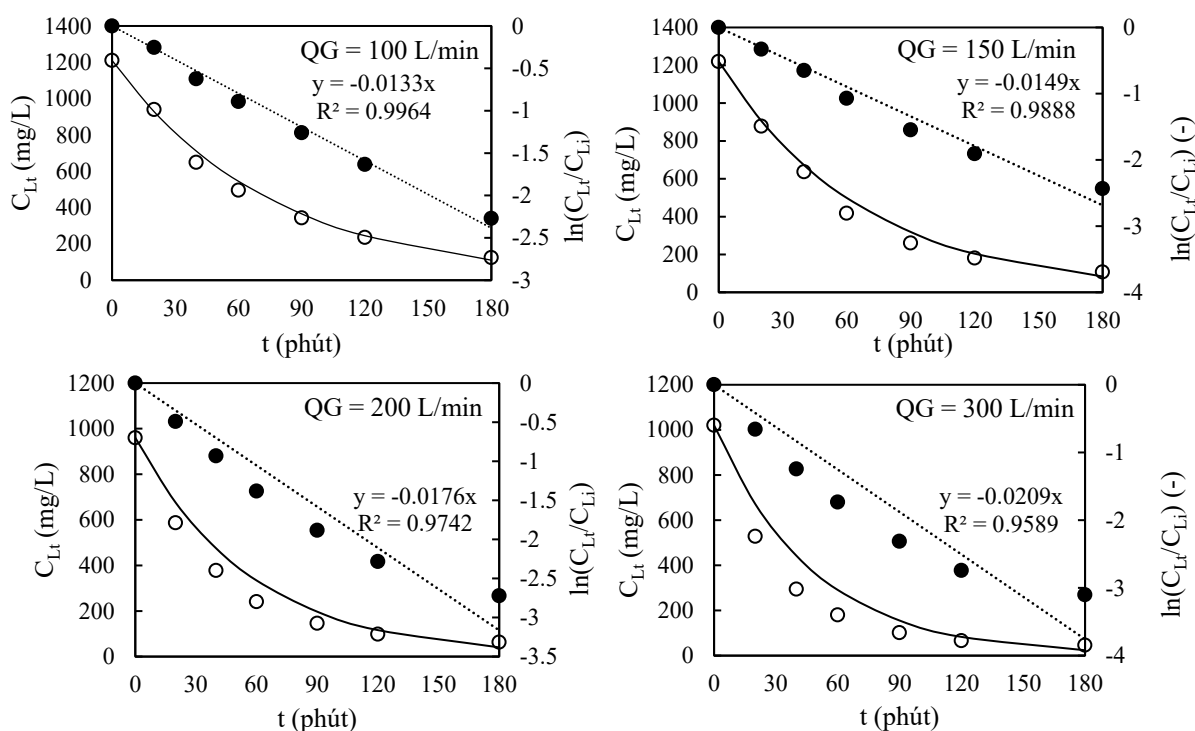
- $Q_G = 100$  L/phút ( $R^2 = 0,99$ ):  $C_{Lt} = 1210 \times e^{-0,0133t}$  (3.8)

- $Q_G = 150$  L/phút ( $R^2 = 0,98$ ):  $C_{Lt} = 1220 \times e^{-0,0149t}$  (3.9)

- $Q_G = 200$  L/phút ( $R^2 = 0,97$ ):  $C_{Lt} = 960 \times e^{-0,0176t}$  (3.10)

- $Q_G = 300$  L/phút ( $R^2 = 0,96$ ):  $C_{Lt} = 1020 \times e^{-0,0209t}$  (3.11)

Kết quả cho thấy khi tăng lưu lượng gió ở các mẻ stripping amoni, hằng số  $k$  tăng dần từ  $0,0133 \text{ min}^{-1}$  đến  $0,0209 \text{ min}^{-1}$  khi  $Q_G$  tăng từ  $100 - 300$  L/phút. Sự cải thiện hằng số tốc độ  $k$  trong mô hình động học bậc 1 là do sự tăng cường không khí sạch trong quá trình stripping làm tăng đáng kể hằng số tốc độ  $k$  và hiệu suất xử lý amoni. Ferraz và cộng sự cũng đã ghi nhận sự sụt giảm đáng kể của giá trị này ( $0,18 \text{ h}^{-1}$  xuống  $0,0154 \text{ h}^{-1}$ ) khi lưu lượng gió giảm từ  $4500 \text{ L/h}$  xuống  $1600 \text{ L/h}$  [154]. Độ hồi quy cũng có sự giảm nhẹ ( $R^2$  từ  $0,99$  xuống  $0,96$ ) khi lưu lượng gió tăng từ  $100 - 300$  L/min trong mô hình động học bậc 1. Hiện tượng này có thể là do sự thiếu ổn định của dòng khí và nước thải phân phối bên trong đệm xoay. Sự tương thích giữa mô hình động học và số liệu thực nghiệm cũng được mô tả trong Hình 3.21. Có thể thấy được ở lưu lượng gió càng cao thì đường liền của mô hình càng dịch chuyển lên trên so với kết quả thực tế do sự thiếu ổn định của dòng khí và nước thải phân phối bên trong đệm xoay.



Hình 3.21. Diễn biến nồng độ amoni trong nước thải qua quá trình stripping với  $pH_i = 11$  L/phút và  $Q_L = 0,1$  L/phút ở các mức  $Q_G$  khác nhau  
 Chú thích:  $C_{Lt}$  (○),  $\ln(C_{Lt}/C_{Li})$  (●). Đường liền: mô hình phản ứng động học bậc 1  
 Ảnh hưởng của lưu lượng nước

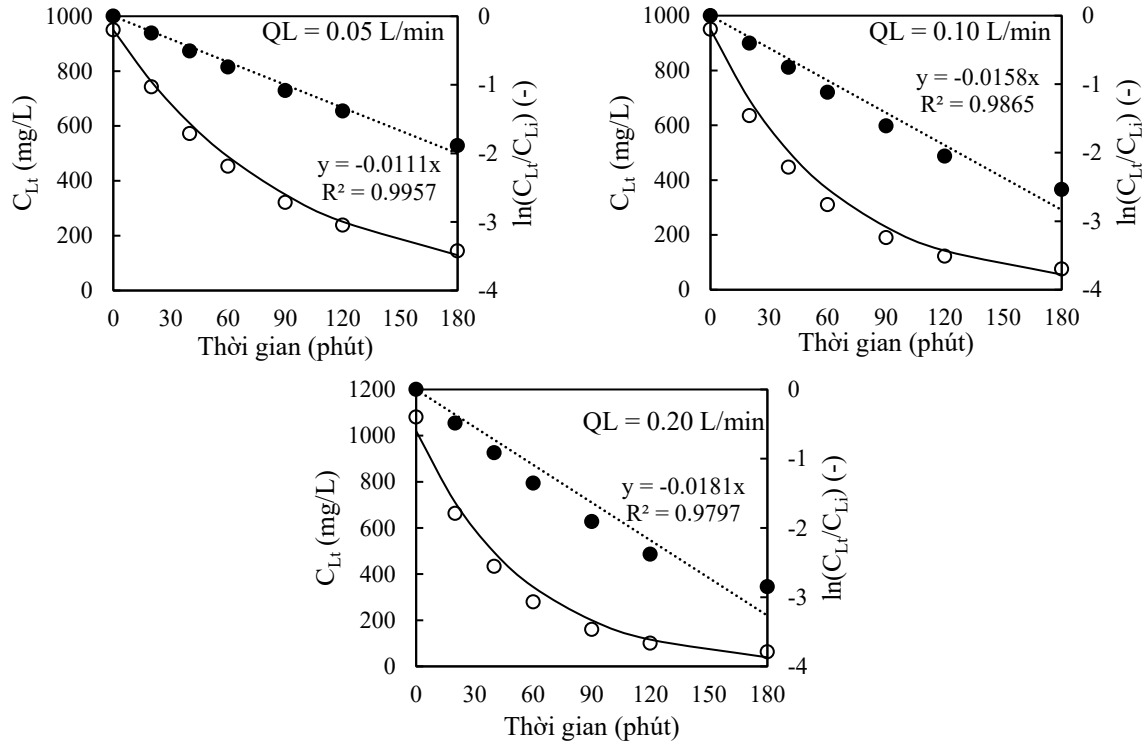
Dựa vào kết quả thực nghiệm, mô hình động học phản ứng bậc 1 cho quá trình xử lý amoni theo mẻ ở các chế độ  $Q_L$  khác nhau được tính toán và thể hiện tại phương trình (3.12) – (3.14) và Hình 3.22 như sau:

- $Q_L = 0,05$  L/phút ( $R^2 = 0,99$ ):  $C_{Lt} = 950 \times e^{-0,0111t}$  (3.12)

- $Q_L = 0,10$  L/phút ( $R^2 = 0,98$ ):  $C_{Lt} = 1220 \times e^{-0,0158t}$  (3.13)

- $Q_L = 0,20$  L/phút ( $R^2 = 0,97$ ):  $C_{Lt} = 1080 \times e^{-0,0181t}$  (3.14)

Tương tự như ảnh hưởng của  $Q_G$ , hằng số tốc độ động học bậc 1  $k$  cũng tăng dần khi lưu lượng nước thải tuần hoàn tăng lên. Cụ thể,  $k$  tăng từ  $0,011 \text{ min}^{-1}$  lên  $0,0181 \text{ min}^{-1}$  khi lưu lượng nước tuần hoàn tăng từ  $0,05$  lên  $0,20$  L/min. Điều này có thể được giải thích tương tự như sự gia tăng  $K_{La}$  ở thí nghiệm xử lý amoni tiếp diễn mục 3.1 (hình 3.2 và 3.3). Sự gia tăng lưu lượng nước thải sẽ dẫn đến gia tăng tải lượng amoni tham gia vào stripping trong một đơn vị thời gian dẫn đến hằng số tốc độ của quá trình được cải thiện. Hơn nữa, trong thí nghiệm mẻ, việc tăng lưu lượng nước thải sẽ giúp rút ngắn khoảng thời gian giữa các vòng tuần hoàn trong mẻ từ đó cải thiện tốc độ của cả mẻ thí nghiệm. Độ hồi quy cũng có sự giảm nhẹ ( $R^2$  từ  $0,99$  xuống  $0,97$ ) khi lưu lượng nước thải tăng từ  $0,05 - 0,20$  L/min trong mô hình động học bậc 1. Hiện tượng này cũng đến từ sự thiếu ổn định sự phân tán nước thải bên trong đệm xoay ở lưu lượng nước thải lớn. Sự tương thích giữa mô hình động học và số liệu thực nghiệm cũng được mô tả trong Hình 3.22.



Hình 3.22. Diễn biến nồng độ amoni trong nước thải qua quá trình stripping với  $pH_i = 11$  L/phút và  $Q_G = 200$  L/phút ở các mức  $Q_L$  khác nhau

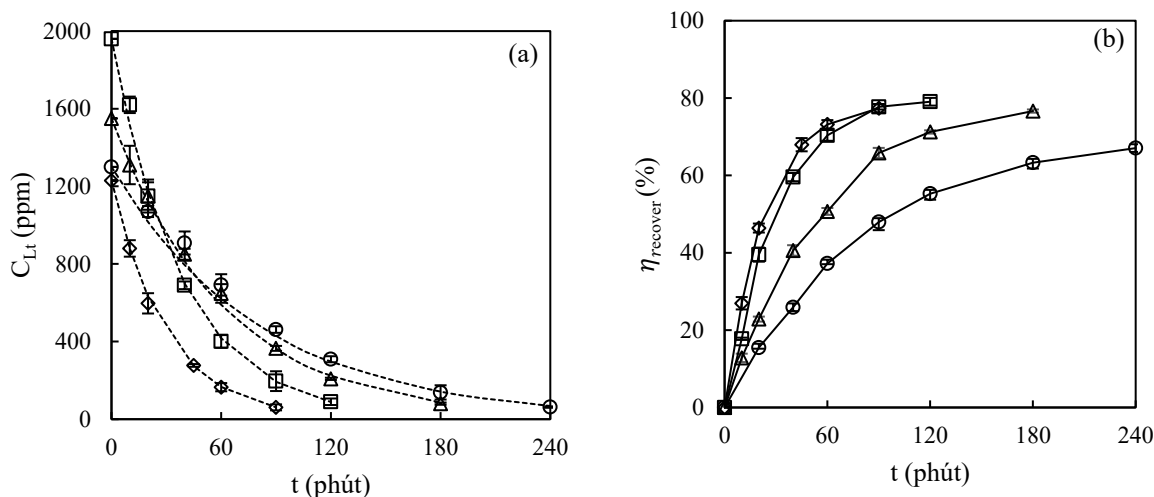
Chú thích:  $C_{L_t}$  (○),  $\ln(C_{L_t}/C_{L_i})$  (●). Đường liền: mô hình phản ứng động học bậc 1

### 3.2.2. Kết quả xử lý kết hợp thu hồi amoni từ nước rỉ rác

#### a, Ảnh hưởng của $Q_G$ đến hiệu quả xử lý và thu hồi $NH_3-N$

Ảnh hưởng của lưu lượng khí ( $Q_G$ ) đến hiệu suất loại bỏ và thu hồi amoni từ nước rỉ rác bằng thiết bị HP2R được minh họa trong Hình 3.23. Về khả năng loại bỏ  $NH_3-N$ , kết quả cho thấy tốc độ loại bỏ  $NH_3-N$  được cải thiện đáng kể khi lưu lượng khí tăng lên. Cụ thể, tại  $Q_L = 0,2$  L/phút và  $T_{L_i} = 30^\circ C$ , ít nhất 240 phút tuần hoàn nước rỉ rác với  $Q_G = 50$  L/phút là cần thiết để đạt khoảng 95% hiệu suất stripping (Hình 3.23). Tuy nhiên, thời gian tuần hoàn này giảm đáng kể xuống còn 180, 120 và 90 phút khi  $Q_G$  tăng lên 100, 200 và 300 L/phút, tương ứng. Trong nghiên cứu này, sự thay đổi của  $Q_G$  từ 50 đến 300 L/phút với  $Q_L$  không đổi ở mức 0,2 L/phút tương ứng với tỷ lệ  $Q_G/Q_L$  từ 250 đến 4500. Trong các nghiên cứu trước đây về việc sử dụng cột đệm để stripping amoni, thời gian stripping ngắn hơn khi  $Q_G/Q_L$  cao hơn đã được ghi nhận trong quá trình xử lý nước rỉ rác [88, 154]. Dos Santos và cộng sự (2020) ghi nhận rằng thời gian lưu nước rỉ rác trong cột stripping amoni quy mô thí điểm để đáp ứng tiêu chuẩn xả thải của Brazil (dưới 20 mg/L) giảm từ 216 giờ xuống 168 giờ khi  $Q_G/Q_L$  tăng gấp đôi từ 45 lên 90 [88]. Thời gian này thậm chí giảm 12 lần (từ 12 ngày xuống

còn 1 ngày) khi  $Q_G$  thay đổi từ 1.600 L/giờ lên 4.500 L/giờ trong nghiên cứu của Ferraz và cộng sự [154]. Các nghiên cứu trước đây về quá trình stripping  $\text{NH}_3$  không tuân hoàn bằng thiết bị HiGee cho thấy tỷ lệ  $Q_G/Q_L$  cao hơn dẫn đến thời gian tiếp xúc khí-lỏng ngắn hơn nhưng đồng thời làm tăng tốc độ làm mới bề mặt tiếp xúc, từ đó cải thiện đáng kể quá trình truyền khối khí-lỏng trong quá trình stripping amoni [128]. Kết quả thực nghiệm ở phần 3.1 cũng đã ghi nhận hiệu suất stripping tăng từ 42,2% lên 62,8% và hệ số truyền khối  $K_{La}$  tăng từ  $0,0014 \text{ s}^{-1}$  lên  $0,0026 \text{ s}^{-1}$  trong quá trình stripping không tuân hoàn với nước rỉ rác. Do đó, hiệu ứng này có thể là nguyên nhân dẫn đến thời gian tuân hoàn nước rỉ rác ngắn hơn ở  $Q_G/Q_L$  cao hơn trong nghiên cứu này. Sự thay đổi của pH trong nước rỉ rác cũng được ghi nhận trong suốt quá trình thí nghiệm và được minh họa trong Hình 3.24. Giá trị pH của nước rỉ rác đều giảm từ 11,5 xuống dưới 10,8 khi nồng độ  $\text{NH}_3\text{-N}$  đầu vào  $C_{Li}$  giảm xuống dưới 100 ppm ở các mức lưu lượng khí khác nhau, ngoại trừ trường hợp  $Q_G = 300 \text{ L/phút}$  (pH = 10,95 tại  $t = 90$  phút). Sự giảm pH của nước rỉ rác là do sự stripping  $\text{NH}_3$  cũng như sự hấp thụ  $\text{CO}_2$  từ không khí xung quanh. Hiện tượng này cũng được ghi nhận trong các thí nghiệm trước ở mục 3.1. Thí nghiệm với  $Q_G = 300 \text{ L/phút}$  được thực hiện ở nồng độ  $\text{NH}_3\text{-N}$  đầu vào thấp nhất (1230 mg/L) và thời gian stripping ngắn nhất. Do đó, mức độ giảm pH do sự stripping  $\text{NH}_3$  và sự hấp thụ  $\text{CO}_2$  đã được giảm thiểu.

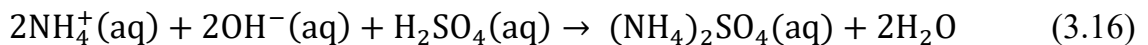
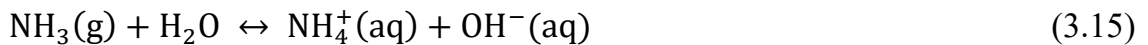


Hình 3.23. Ảnh hưởng của  $Q_G$  tới hiệu quả xử lý (a) và thu hồi (b) amoni từ nước rỉ rác bằng thiết bị HP2R ( $Q_L = 0,2 \text{ L/phút}$ ,  $T_{Li} = 30 \text{ }^\circ\text{C}$ )

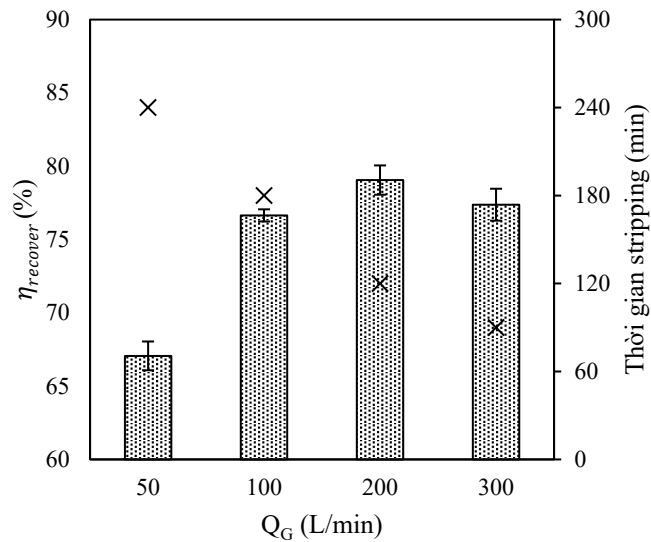
Ký hiệu:  $Q_G = 50 \text{ L/phút}$  ( $\circ$ ),  $Q_G = 100 \text{ L/phút}$  ( $\Delta$ ),  $Q_G = 200 \text{ L/phút}$  ( $\square$ ),  $Q_G = 300 \text{ L/phút}$  ( $\diamond$ )

Về quá trình thu hồi amoni, sự phụ thuộc của hiệu suất thu hồi vào hiệu suất loại bỏ là điều không thể phủ nhận khi tổng thời gian cần thiết để đạt được  $\eta_r$  cuối cùng tương ứng với tổng thời gian tuân hoàn nước rỉ rác (Hình 3.23b). Tuy nhiên, sự thay đổi

của  $Q_G$  cũng cho thấy một mức độ ảnh hưởng nhất định đến  $\eta_r$  cuối cùng. Cụ thể,  $\eta_r$  tăng đáng kể từ  $67,1 \pm 1,00\%$  lên  $79,0 \pm 0,67\%$  khi  $Q_G$  tăng từ 50 L/phút lên 200 L/phút, nhưng giảm nhẹ xuống  $77,4 \pm 1,09\%$  ở  $Q_G = 300$  L/phút (Hình 3.24, 3.1%). Sự biến đổi của  $\eta_{recover}$  có thể được lý giải bởi sự thay đổi của thời gian lưu khí, chế độ sục khí và nồng độ  $\text{NH}_3\text{-N}$  trong pha khí khi  $Q_G$  thay đổi. Khi lưu lượng khí lớn hơn, thời gian lưu của khí có thể bị hạn chế, nhưng đồng thời tạo ra điều kiện phân tán thuận lợi trong bộ hấp thụ, giúp tăng cường quá trình truyền khối của quá trình hấp thụ. Lập luận này cũng đã được thảo luận trong thí nghiệm thu giữ  $\text{CO}_2$  của Gul và Un (2022), trong đó khả năng hấp thụ  $\text{CO}_2$  tăng nhẹ từ 66,27 lên 74,71 g  $\text{CO}_2$ /kg khi lưu lượng khí thay đổi từ 2,5 lên 5 L/phút [172]. Tuy nhiên, khi  $Q_G$  vượt quá 200 L/phút, tác động của thời gian lưu khí lại chiếm ưu thế so với hiệu quả phân tán, dẫn đến sự giảm khả năng hấp thụ  $\text{NH}_3$  mặc dù tốc độ truyền khối vẫn cao [173]. Ngoài ra, sự thay đổi của nồng độ  $\text{NH}_3$  trong pha khí cũng cần được xem xét vì quá trình thu hồi amoni bằng axit sulfuric là một quá trình hấp thụ hóa học. Cụ thể,  $\text{NH}_3$  trong pha khí cần được hòa tan vào dung dịch nước (Phương trình 3.15) trước khi phản ứng với axit sulfuric (Phương trình 3.16) để tạo thành amoni sulfat.

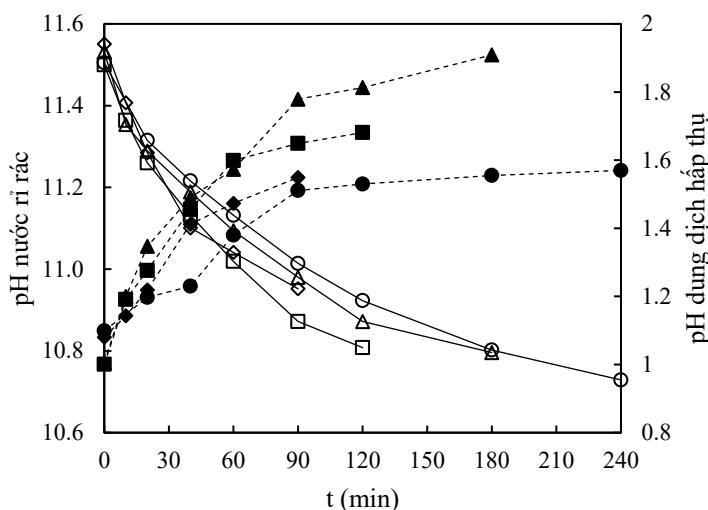


Lưu lượng khí  $Q_G$  thấp hơn cũng có thể làm tăng lực dẫn động cho quá trình truyền khối do sự chênh lệch nồng độ giữa hai pha, từ đó tạo điều kiện thuận lợi cho sự gia tăng  $\text{NH}_4^+$  trong hệ thống. Tuy nhiên, trong một hệ thống có phản ứng hóa học, nồng độ  $\text{NH}_3$  tăng quá lớn so với quy mô thể tích và nồng độ của dung dịch hấp thụ cũng có thể giảm hiệu suất hấp thụ [174].



Hình 3.24. Ảnh hưởng của  $Q_G$  tới hiệu quả thu hồi amoni và tổng thời gian stripping để đạt  $< 100$  mg/L  $NH_3$  tại  $Q_L = 0,2$  L/phút và  $T_{Li} = 30$  °C

Sự gia tăng độ pH trong dung dịch hấp thụ trong suốt quá trình thí nghiệm được quan sát thấy ở cả bốn mức  $Q_G$  (Hình 3.25). Ví dụ, độ pH tăng từ 1 lên khoảng 1,6 đến 1,9 vào cuối thí nghiệm. Sự gia tăng pH theo thời gian trong quá trình thu hồi amoni là dấu hiệu của sự hấp thụ  $NH_3$  diễn ra trong dung dịch rửa khí. Tuy nhiên, trong nghiên cứu này, giá trị pH cuối cùng cao nhất của dung dịch hấp thụ không liên quan đến nồng độ amoni thu hồi cao nhất. Nồng độ amoni thu hồi cuối cùng trong dung dịch hấp thụ dao động từ  $1930 \pm 28,28$  ppm ( $Q_G = 50$  L/phút,  $C_{Li} = 1300$  ppm, pH cuối = 1,57) đến  $3360 \pm 42,43$  ppm ( $Q_G = 200$  L/phút,  $C_{Li} = 1960$  ppm, pH cuối = 1,68). Mức pH cuối cùng của dung dịch hấp thụ cũng cho thấy rằng đơn vị hấp thụ này (1-L  $H_2SO_4$  0,05 M) vẫn có thể được sử dụng cho thể tích mẻ lớn hơn hoặc nồng độ amoni ban đầu cao hơn cho đến khi đạt đến điểm bão hòa [154]. Sự giảm độ pH của nước rỉ rác theo thời gian dưới các mức  $Q_G$  khác nhau trong quá trình stripping amoni cũng được ghi nhận (Hình 3.25). Nhìn chung, độ pH của nước rỉ rác giảm từ khoảng 11,5 xuống khoảng 10,8 vào cuối quá trình stripping. Tương tự với sự thay đổi của  $C_{Li}$ , độ pH của nước rỉ rác giảm mạnh ở giai đoạn đầu (90 phút đầu tiên) và sau đó giảm dần về cuối.  $Q_G$  nhỏ hơn, hoặc thời gian stripping kéo dài hơn, dẫn đến độ pH cuối cùng của nước rỉ rác thấp hơn.



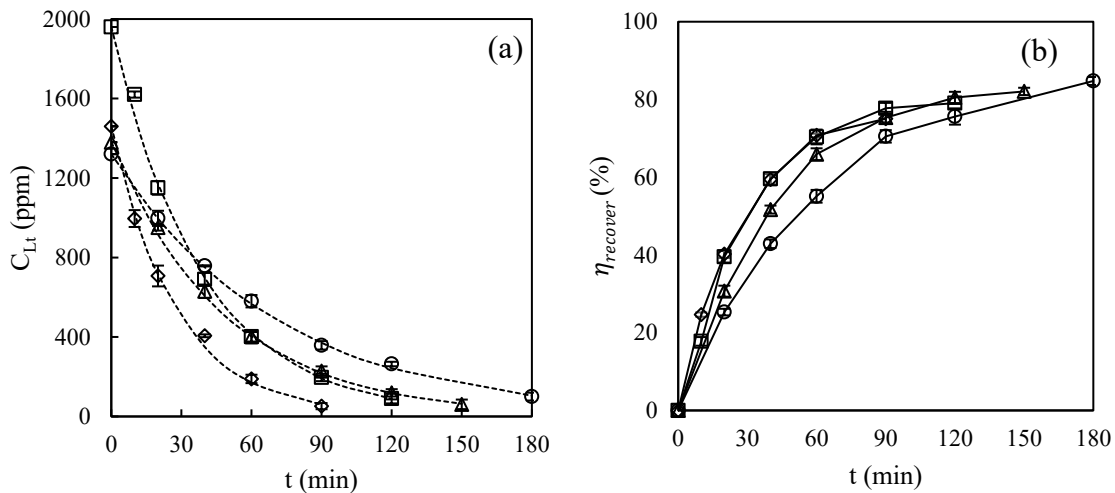
Hình 3.25. Diễn biến của pH trong nước rỉ rác và dung dịch hấp thụ theo thời gian stripping tại bốn ngưỡng  $Q_G$  ( $Q_L = 0,2$  L/phút,  $T_{Li} = 30$  °C)  
 Ký hiệu:  $Q_G = 50$  L/phút ( $\circ, \bullet$ ),  $Q_G = 100$  L/phút ( $\triangle, \blacktriangle$ ),  $Q_G = 200$  L/phút ( $\square, \blacksquare$ ),  $Q_G = 300$  L/phút ( $\diamond, \blacklozenge$ ).

Các giá trị pH cuối lần lượt là 10,95; 10,81; 10,80 và 10,73 tại các mức  $Q_G$  là 300, 200, 100 và 50 L/phút. Mối tương quan giữa pH cuối cùng với thời gian stripping dài hơn có thể được giải thích bởi lượng  $CO_2$  hấp thụ từ khí quyển vào nước rỉ rác có tính kiềm, điều này đã được báo cáo trong kết quả stripping với nước thải chăn nuôi (tại 3.1.2) và nước rỉ rác (tại 3.1.3). Mặc dù  $Q_G$  thấp hơn, thời gian stripping kéo dài hơn đã làm tăng tổng lượng không khí tiếp xúc với hệ thống lỏng, dẫn đến pH cuối cùng của nước rỉ rác thấp hơn so với trường hợp có  $Q_G$  cao hơn và thời gian stripping ngắn hơn.

### ***b, Ảnh hưởng của $Q_L$ đến hiệu quả xử lý và thu hồi $NH_3-N$***

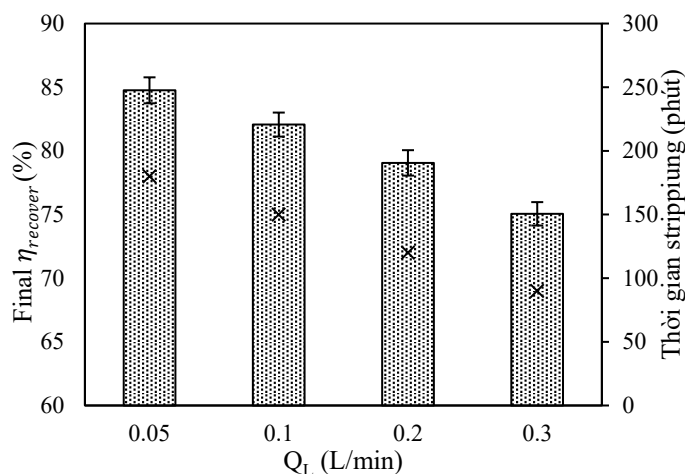
Tác động của lưu lượng nước rỉ rác đến quá trình loại bỏ và thu hồi amoni bằng thiết bị HP2R được trình bày trong Hình 3.26. Tương tự với ảnh hưởng của  $Q_G$ , tốc độ cấp nước rỉ rác nhanh hơn cũng làm giảm thời gian lưu để đạt hiệu suất loại bỏ amoni cao nhất (Hình 3.26a). Tổng thời gian stripping để  $C_{Li}$  đạt 100 mg/L giảm một nửa (từ 180 xuống 90 phút) khi  $Q_L$  tăng từ 0,05 lên 0,3 L/phút tại  $Q_G$  cố định là 200 L/phút và nhiệt độ chất lỏng là 30°C. So với kết quả khảo sát ở chế độ stripping không tuần hoàn, mặc dù việc tăng  $Q_L$  có thể hạn chế hiệu suất stripping amoni do tỷ lệ  $Q_G/Q_L$  bị giảm, nhưng  $K_{La}$  có thể được cải thiện đáng kể. Hiệu ứng này thậm chí còn giúp rút ngắn thời gian stripping bất kể nồng độ amoni ban đầu khác nhau. Cụ thể, mất 180 phút để giảm nồng độ amoni từ 1320 mg/L xuống  $100 \pm 20$  mg/L ở  $Q_L = 0,05$  L/phút, trong khi chỉ cần 120 phút để giảm nồng độ từ 1960 ppm xuống  $89,9 \pm 17$  mg/L trong mẻ  $Q_L = 0,2$  L/phút (Hình 3.26a). Tuy nhiên, hiệu quả rút ngắn thời gian stripping khi tăng  $Q_L$  không được ghi nhận trong quá trình tương tự thực hiện với tháp stripping. Ví dụ, trong nghiên

cứu của Santos và cộng sự (2020), khi tăng  $Q_L$  từ 20 lên 40 L/giờ khi giữ nguyên các điều kiện thí nghiệm khác, thời gian stripping lại kéo dài từ 168 lên 216 giờ [88]. Trong tháp stripping truyền thống,  $Q_L$  cao hơn có thể làm giảm hiệu suất stripping do tạo nên dòng chảy giọt thể tích lớn, làm giảm diện tích tiếp xúc giữa các pha. Ngược lại, tốc độ quay 900 vòng/phút trong thiết bị HP2R có thể tạo ra sự phân bố chất lỏng dưới dạng chảy giọt và chảy màng thông qua va chạm với lớp đệm ở gia tốc ly tâm lớn, giúp đảm bảo tiếp xúc hiệu quả giữa các pha ngay cả khi lưu lượng chất lỏng cao.



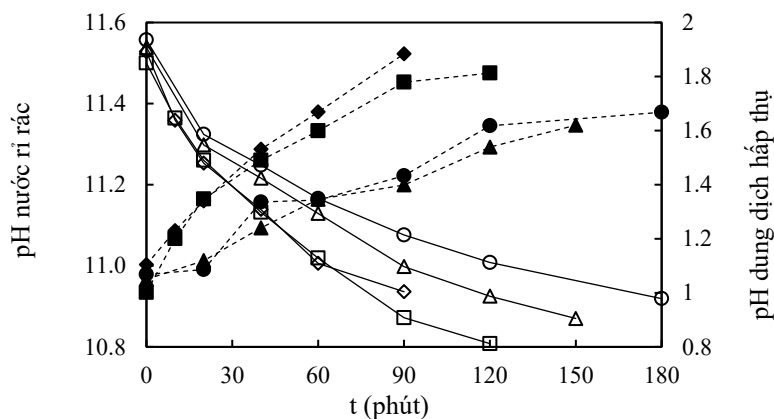
Hình 3.26. Ảnh hưởng của lưu lượng nước thải tới hiệu quả xử lý (a) và thu hồi (b) amoni từ nước rỉ rác sử dụng thiết bị HP2R ( $Q_G = 200$  L/phút,  $T_{Li} = 30$  °C)  
Ký hiệu:  $Q_L = 0,05$  L/phút (○),  $Q_L = 0,1$  L/phút (△),  $Q_L = 0,2$  L/phút (□),  $Q_L = 0,3$  L/phút (◇)

Hiệu suất thu hồi theo thời gian ở các  $Q_L$  khác nhau được trình bày trong Hình 3.26b. Một sự đánh đổi nhỏ giữa thời gian stripping ngắn hơn và hiệu suất thu hồi amoni thấp hơn một chút được quan sát khi  $Q_L$  thay đổi từ 0,05 L/phút đến 0,3 L/phút (Hình 3.27).  $\eta_{recover}$  cao nhất đạt  $84,75 \pm 1,02\%$  sau 180 phút stripping tại  $Q_L = 0,05$  L/phút, trong khi chỉ thu hồi được  $75 \pm 0,92\%$  amoni sau 90 phút tại  $Q_L = 0,3$  L/phút. Hiệu suất thu hồi ở  $Q_L = 0,05$  L/phút thậm chí còn cao hơn so với kết quả tốt nhất của thí nghiệm trước. Tương tự như trường hợp  $Q_G$  thấp hơn,  $Q_L$  cao hơn dẫn đến nồng độ  $NH_3$  trong pha khí cao hơn có thể gây ức chế với quy mô hạn chế của bể hấp thụ. Ảnh hưởng của sự suy giảm chênh lệch nồng độ này ít đáng kể hơn so với ảnh hưởng của sự thay đổi  $Q_G$ . Cụ thể,  $\eta_{recover}$  chỉ giảm chưa đến 10% khi  $Q_L$  tăng từ 0,05 lên 0,3 L/phút, trong khi giảm đến 12% khi  $Q_G$  giảm từ 300 xuống 50 L/phút (Hình 3.27). Điều này có thể được giải thích bởi sự ổn định của  $Q_G = 200$  L/phút trong suốt các thí nghiệm với các  $Q_L$  khác nhau.



Hình 3. 27. Ảnh hưởng của  $Q_L$  tới hiệu suất thu hồi amoni và tổng thời gian stripping để đạt  $< 100$  mg/L  $NH_3$  tại  $Q_G = 200$  L/phút và  $T_{Li} = 30$  °C

Sự thay đổi pH trong nước rỉ rác và dung dịch hấp thụ axit cũng được ghi nhận dưới các điều kiện  $Q_L$  khác nhau và được trình bày trong Hình 3.27. Đối với nước rỉ rác, không giống như sự thay đổi của  $Q_G$ , giá trị pH cuối cùng của nước rỉ rác phụ thuộc vào nồng độ ban đầu của amoni. Ví dụ, mức giảm pH thấp nhất được quan sát là từ 11,53 xuống 10,81 sau 120 phút trong thí nghiệm với  $C_{Li}$  cao nhất là 1960 mg/L và  $Q_L = 0,2$  L/phút. Ngược lại, giá trị pH cuối cùng cao nhất của nước rỉ rác (10,92) được ghi nhận sau 180 phút trong thí nghiệm có  $C_{Li}$  ban đầu thấp nhất là 1320 ppm. Xu hướng này cho thấy sự giảm pH của nước rỉ rác trong thí nghiệm này chủ yếu phụ thuộc vào lượng  $NH_3$  bị stripping, vì  $NH_3$  là một bazơ yếu theo lý thuyết Bronsted-Lowry và lý thuyết Lewis. Do sự hấp thụ  $CO_2$  vào nước rỉ rác trong suốt quá trình stripping amoni được giả định là không đổi với  $Q_G = 200$  L/phút, lượng  $NH_3$  bị stripping ra càng lớn thì pH cuối cùng của nước rỉ rác càng thấp. Sự gia tăng pH trong dung dịch hấp thụ tại các  $Q_L$  khác nhau cũng được minh họa trong Hình 3.28. Tương tự như các thí nghiệm với  $Q_G$  khác nhau, giá trị pH của dung dịch hấp thụ tăng từ 1 lên khoảng 1,6 - 1,9 vào cuối thí nghiệm.

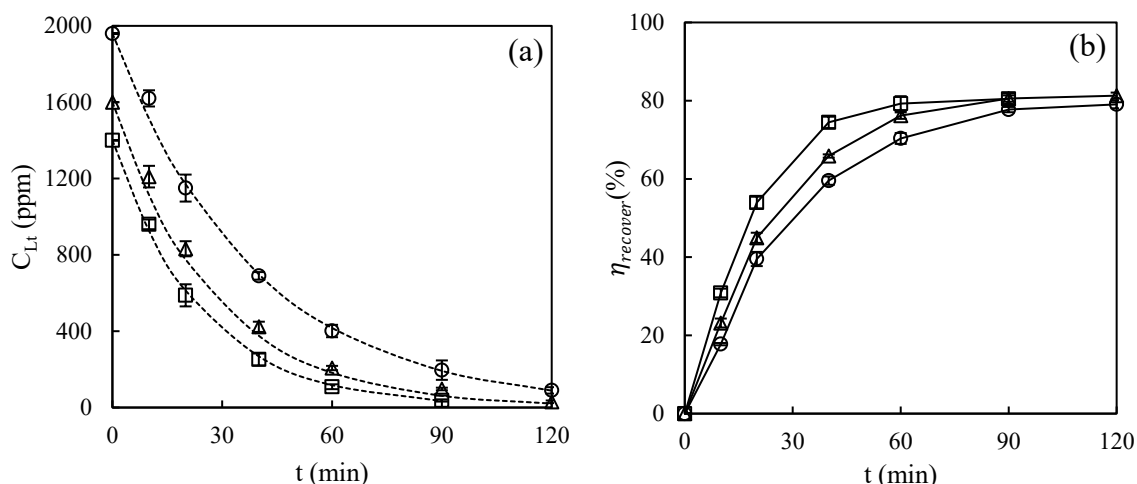


Hình 3.28. Diễn biến của pH trong nước rỉ rác và dung dịch hấp thụ theo thời gian stripping tại bốn ngưỡng  $Q_L$  ( $Q_G = 200$  L/phút,  $T_{Li} = 30$  °C)

Ký hiệu:  $Q_L = 0,05$  L/phút ( $\circ$ ),  $Q_L = 0,10$  L/phút ( $\Delta$ ),  $Q_L = 0,20$  L/phút ( $\square$ ),  $Q_G = 0,30$  L/phút ( $\diamond$ )

### c, Ảnh hưởng của $T_{Li}$ đến hiệu quả xử lý và thu hồi $NH_3-N$

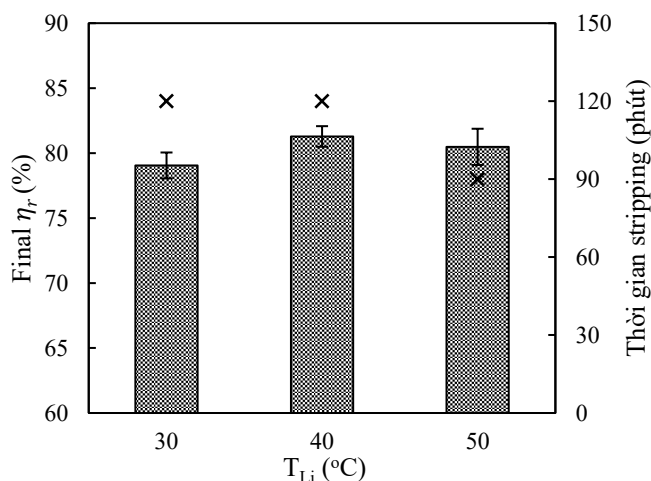
Nhiệt độ ban đầu của nước rỉ rác ( $T_{Li}$ ) cũng được khảo sát trong quá trình stripping và thu hồi  $NH_3-N$ . Với  $Q_G$  ở 200 L/phút và  $Q_L$  ở 0,2 L/phút, mẫu nước rỉ rác gia nhiệt và duy trì tại bể ổn định nhiệt tại 30°C, 40°C và 50°C. Ảnh hưởng của  $T_{Li}$  đến quá trình stripping và thu hồi  $NH_3-N$  từ nước rỉ rác bằng thiết bị HP2R được mô tả trong Hình 3.29. Đối với quá trình stripping  $NH_3-N$ , nhiệt độ của chất lỏng là một thông số quan trọng vì nó không chỉ quyết định hằng số Henry của  $NH_3$  [169] mà còn ảnh hưởng đến sự cân bằng giữa  $NH_3/NH_4^+$  ở một mức pH nhất định [170]. Khi stripping  $NH_3-N$  khỏi nước rỉ rác ở các mức  $T_{Li}$  khác nhau, sự thay đổi nồng độ  $NH_3-N$  ( $C_{Lt}$ ) gần như giống nhau ở  $T_{Li} = 30^\circ C$  và  $40^\circ C$ . Hiệu suất loại bỏ cuối cùng ( $\eta_{removal}$ ) sau 120 phút ở  $T_{Li} = 40^\circ C$  ( $98,12 \pm 0,45\%$ ) cao hơn một chút so với ở  $T_{Li} = 30^\circ C$  ( $94,83 \pm 0,86\%$ ). Tuy nhiên, ảnh hưởng đáng kể của nhiệt độ được ghi nhận tại  $T_{Li} = 50^\circ C$ , khi thời gian stripping amoni giảm xuống còn 90 phút để đạt  $\eta_{removal} = 97,35 \pm 0,41\%$  (tương ứng với nồng độ amoni cuối cùng là  $37,1 \pm 6$  ppm trong nước rỉ rác) (Hình 3.29a, 3.21). Trong một nghiên cứu gần đây về stripping  $\eta_{removal}$  bằng sử dụng tháp tiếp xúc, Leverenz và cộng sự (2021) đã sử dụng nhiệt độ trên  $78^\circ C$  để loại bỏ hơn 90%  $NH_4^+-N$  [175]. Yuan và cộng sự (2016) cũng ghi nhận xu hướng tăng đáng kể hiệu suất stripping amoni từ nước thải tổng hợp khi tăng nhiệt độ chất lỏng ban đầu từ  $25^\circ C$  lên  $40^\circ C$  [128]. Dự đoán rằng việc tăng nhiệt độ chất lỏng dẫn đến hằng số Henry cao hơn, khiến nhiều phân tử amoni bay hơi nhanh hơn vào pha khí. Trong nghiên cứu này, cần lưu ý rằng  $T_{Li}$  chỉ được kiểm soát và đo bằng bể gia nhiệt. Do đó, sự thất thoát nhiệt qua đường ống và đặc biệt là qua sự tiếp xúc ngược chiều với không khí xung quanh trong lớp vật liệu đệm là không thể tránh khỏi. Điều này có thể giải thích tại sao không có sự cải thiện đáng kể về hiệu suất loại bỏ  $NH_3$  giữa  $T_{Li} = 30^\circ C$  và  $40^\circ C$  trong thí nghiệm này. Để khai thác tối đa ảnh hưởng của nhiệt độ trong việc tối ưu hóa quá trình stripping và thu hồi  $NH_3$ , một hệ thống kiểm soát nhiệt độ toàn diện và chặt chẽ cho thiết bị stripping là điều cần thiết để tránh bất kỳ tổn thất nhiệt nào do quá trình vận chuyển chất lỏng hoặc ảnh hưởng bù trừ từ tiếp xúc pha. Ví dụ, bọc lớp vật liệu đệm bằng băng gia nhiệt trong quá trình stripping có thể giúp giảm tổn thất nhiệt trong quá trình vận chuyển chất lỏng và phân phối chất lỏng bên trong lớp đệm [128]. Hơn nữa, việc sử dụng hơi nước ở nhiệt độ cao ( $105 - 150^\circ C$ ) cũng đã được chứng minh là có thể tăng cường mạnh mẽ quá trình stripping amoni [176].



Hình 3.29. Ảnh hưởng của nhiệt độ nước thải tới hiệu quả xử lý (a) và thu hồi (b) amoni từ nước rỉ rác sử dụng thiết bị HP2R ( $Q_G = 200$  L/phút,  $Q_L = 0,2$  L/phút)

Ký hiệu:  $T_{Li} = 30^\circ\text{C}$  ( $\circ$ ),  $T_{Li} = 40^\circ\text{C}$  ( $\Delta$ ),  $T_{Li} = 50^\circ\text{C}$  ( $\square$ )

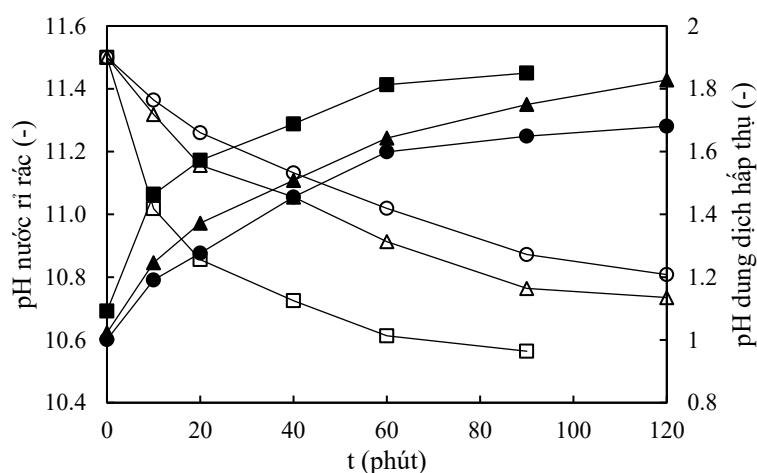
Quá trình thu hồi amoni ở các mức  $T_{Li}$  khác nhau cũng được trình bày trong Hình 3.29b. Trái ngược với quá trình stripping amoni, quá trình hấp thụ  $\eta_{removal}$  có lợi hơn ở nhiệt độ thấp, giúp tăng độ hòa tan của amoni theo nguyên lý Le Chatelier [169, 174]. Với cấu hình pha khí-lỏng không đổi, sự khác biệt về hiệu suất thu hồi amoni cuối cùng ( $\eta_r$ ) giữa ba điều kiện  $T_{Li}$  là không đáng kể. Cụ thể,  $\eta_{removal}$  cuối cùng dao động trong khoảng hẹp từ  $79 \pm 1\%$  đến  $81 \pm 1,39\%$  khi  $T_{Li}$  thay đổi từ  $30^\circ\text{C}$  lên  $50^\circ\text{C}$  (Hình 3.29b, 3.21). Việc ghi nhận ảnh hưởng không đáng kể của  $T_{Li}$  đến quá trình thu hồi  $\text{NH}_3$  là hợp lý do hiện tượng thất thoát nhiệt đã đề cập trước đó. Nhiệt độ phòng của dòng khí vào và dung dịch hấp thụ đóng vai trò chính trong việc bù trừ phần lớn nhiệt lượng từ nước rỉ rác.



Hình 3. 30. Ảnh hưởng của  $T_{Li}$  tới hiệu suất thu hồi amoni và tổng thời gian stripping để đạt  $< 100$  mg/L  $\text{NH}_3$  tại  $Q_G = 200$  L/phút và  $Q_L = 0,20$  L/phút

Ảnh hưởng của các mức  $T_{Li}$  khác nhau tới quá trình stripping cũng được phản ánh qua sự biến đổi pH trong nước rỉ rác và dung dịch hấp thụ (Hình 3.31). Về pH của

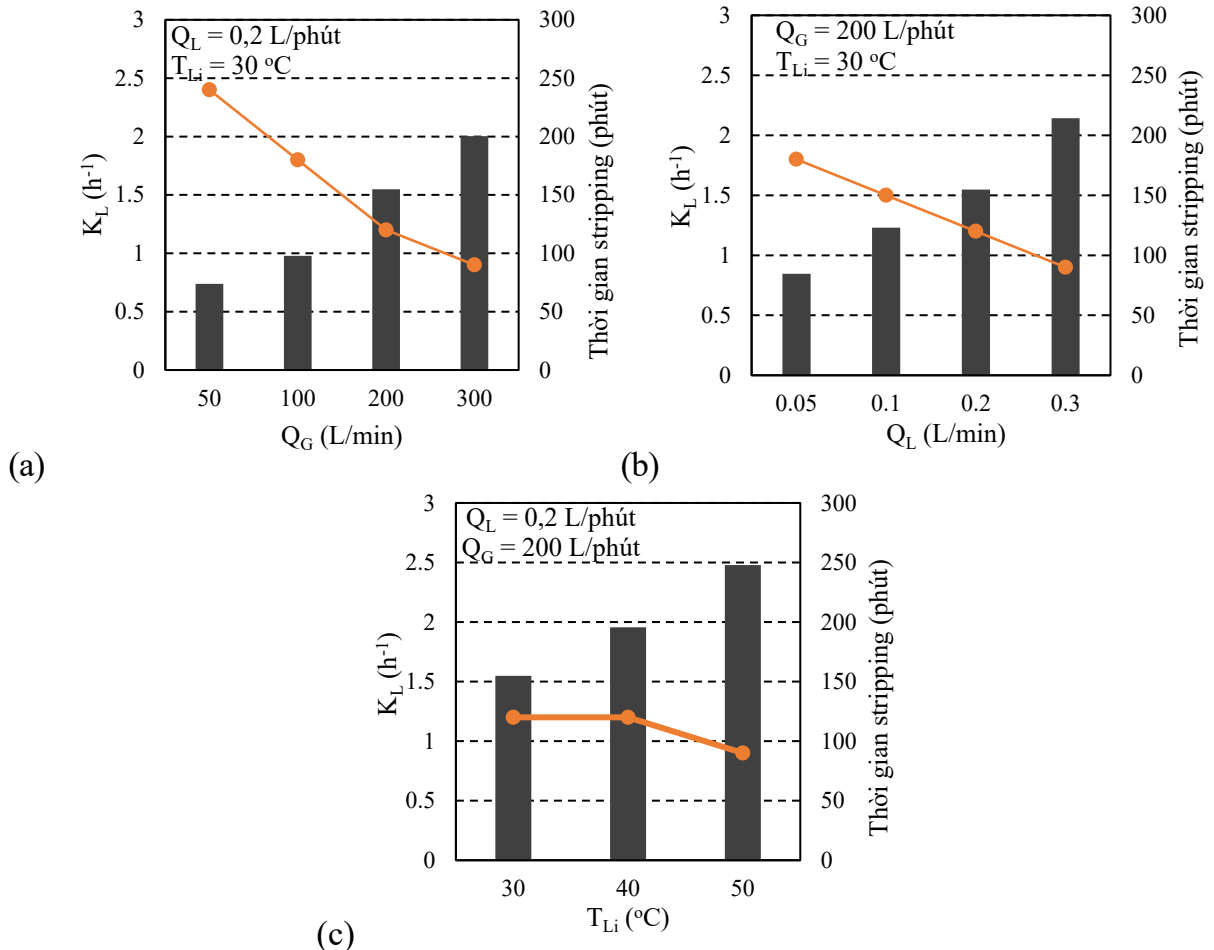
nước rỉ rác, nhiệt độ chất lỏng càng cao thì mức độ giảm pH càng đáng kể. Cụ thể, ở  $T_{Li}$  50°C, pH của nước rỉ rác giảm mạnh từ 11,5 xuống 10,8 sau 20 phút và tiếp tục giảm dần xuống 10,5 khi 95% lượng  $NH_3-N$  được loại bỏ. Trong khi đó, mức giảm pH của nước rỉ rác ở  $T_{Li}$  30°C và 40°C diễn ra chậm hơn, từ 11,5 xuống 10,7 sau 120 phút stripping. Ở điều kiện nhiệt độ cao hơn,  $NH_3-N$  trong nước rỉ rác có thể bị loại bỏ một phần do bay hơi trong bể gia nhiệt, dẫn đến sự suy giảm pH nhanh hơn. Tương tự, các mức  $T_{Li}$  khác nhau cũng ảnh hưởng đến pH của dung dịch hấp thụ. pH của dung dịch hấp thụ ở  $T_{Li}$  cao tăng nhẹ nhiều hơn (từ 1,09 lên 1,85 sau 90 phút ở  $T_{Li}$  50°C) so với các mức  $T_{Li}$  thấp hơn (1,83 ở  $T_{Li}$  40°C và 1,68 ở  $T_{Li}$  30°C sau 120 phút).



Hình 3. 31. Diễn biến của pH trong nước rỉ rác và dung dịch hấp thụ theo thời gian stripping tại ba ngưỡng  $T_{Li}$  ( $Q_G = 200$  L/phút,  $Q_L = 0,2$  L/phút)  
Ký hiệu:  $T_{Li} = 30$  °C (○),  $T_{Li} = 40$  °C (△),  $T_{Li} = 50$  °C (□).

#### ***d, Kết quả tính toán mô hình động học quá trình xử lý và thu hồi amoni từ nước thải rỉ rác***

Theo kết quả thí nghiệm thu được, 9 mẻ stripping  $NH_3$  từ nước rỉ rác bãi chôn lấp trong nghiên cứu này tuân theo động học bậc nhất ( $R^2 \geq 0,99$ ). Từ phương trình động học bậc nhất (2.17), hằng số tốc độ ( $K_L$ ) tính theo mô hình động học bậc 1 cũng được tính toán cho mỗi mẻ stripping amoni từ nước rỉ rác. Tác động tổng thể của  $Q_G$ ,  $Q_L$  và  $T_{Li}$  đối với  $K_L$  và tổng thời gian tuần hoàn lại để đạt được 95% hiệu quả loại bỏ amoni được trình bày trong Hình 3.32. Rõ ràng, việc tăng  $Q_G$ ,  $Q_L$  hoặc  $T_{Li}$  có thể cải thiện hiệu suất của quá trình stripping amoni và rút ngắn thời gian tuần hoàn lại của nước rỉ rác. Lưu lượng khí và nước thải có ảnh hưởng đáng kể đến hệ số chuyển khối trong quá trình stripping  $NH_3$ . Cụ thể,  $K_L$  tăng gần gấp ba lần (từ  $0,74$   $h^{-1}$  lên  $2$   $h^{-1}$ ) khi  $Q_G$  thay đổi từ 50 L/phút lên 300 L/phút ở  $Q_L = 0,2$  L/phút và  $T_{Li} = 30$ °C. Tương tự,  $K_L$  cũng được cải thiện từ  $0,85$   $h^{-1}$  lên  $2,14$   $h^{-1}$  khi  $Q_L$  tăng từ 0,05 lên 0,30 L/phút ở  $Q_G = 200$  L/phút và  $T_{Li} = 30$ °C. Sự tăng cường tốc độ chuyển khối tương ứng đã làm giảm thời gian lưu nước rỉ rác trong hệ thống stripping để đạt được 95% hiệu quả loại bỏ  $NH_3-N$  (từ 240 xuống 90 phút).



Hình 3.32. Ảnh hưởng của  $Q_G$  (a),  $Q_L$  (b) và  $T_{Li}$  (c) tới  $K_L$  (tính theo mô hình giả động học bậc một) của quá trình stripping amoni tới  $C_{Lt} < 100$  mg/L

Một sự cải thiện tương tự của  $K_{La}$  khi tăng  $Q_G$  hoặc  $Q_L$  tính từ mô hình lý thuyết hai màng đã được báo cáo trước đây trong quá trình stripping amoni từ nước thải amoni tổng hợp và nước rỉ rác bằng phương pháp stripping đơn chu kỳ sử dụng thiết bị HiGee. Tuy nhiên, chuyển khối tính từ mô hình động học của quá trình stripping tuần hoàn lại thấp hơn rất nhiều so với stripping đơn chu kỳ từ mô hình lý thuyết hai màng. Cụ thể,  $K_{La}$  trong quá trình stripping  $\text{NH}_3$  từ nước rỉ rác sử dụng HP2R (tại mục 3.1.3) là  $0,003 \text{ s}^{-1}$ , tương đương khoảng  $10,8 \text{ h}^{-1}$  (với  $Q_G = 142$  L/phút,  $Q_L = 0,2$  L/phút và  $\omega = 900$  rpm), cao hơn đáng kể so với giá trị  $1,55 \text{ h}^{-1}$  ở điều kiện vận hành tương tự (với  $Q_G = 200$  L/phút,  $Q_L = 0,2$  L/phút và  $\omega = 900$  rpm). Tốc độ chuyển khối giảm giữa hai chế độ stripping ở điều kiện vận hành tương tự có thể là kết quả của sự giảm nồng độ amoni trong quá trình tuần hoàn liên tục.  $K_{La}$  trong stripping đơn chu kỳ được tính toán dựa trên phép nhân giữa  $Q_L$  và logarit tự nhiên của tỷ lệ nồng độ đầu vào và đầu ra của amoni [132] (thường cao vì hiệu quả loại bỏ đạt khoảng 50%) với  $\text{pH}_i$  gần như không thay đổi ở 11,5. Mặt khác, quá trình stripping tuần hoàn trong nghiên cứu này dựa trên nồng độ amoni ban đầu/cuối

cùng và tổng thời gian để đạt được nồng độ cuối cùng bất kể  $Q_L$  mà không có sự giảm pH như đã đề cập trong quá trình này. Tăng  $T_{Li}$  cũng có tác động tích cực đến tỷ lệ động học bậc nhất khi  $K_{La}$  tăng từ  $1,55 \text{ h}^{-1}$  lên  $2,50 \text{ h}^{-1}$ . Yuan và cộng sự (2016) cũng đã báo cáo sự cải thiện liên quan đến  $K_{La}$  trong quá trình stripping  $\text{NH}_3$  từ nước thải tổng hợp sử dụng HiGee khi nhiệt độ chất lỏng tăng từ 25 lên  $40^\circ\text{C}$  [128]. Mặc dù hằng số tốc độ chuyển khối động học bậc nhất  $K_L$  thấp hơn so với thí nghiệm stripping  $\text{NH}_3$  không tuần hoàn, hiệu suất tổng thể của quá chế độ stripping tuần hoàn sử dụng HP2R vẫn thể hiện hiệu quả vượt trội so với tháp stripping truyền thống (Bảng 3.4).

Bảng 3.4. So sánh hiệu quả xử lý và thu hồi NH<sub>3</sub>-N từ nước rỉ rác sử dụng thiết bị HP2R

Số mẻ./ TLTK	pH <sub>i</sub>	Q <sub>G</sub> (L/min)	Q <sub>L</sub> (L/min)	T <sub>Li</sub> (°C)	C <sub>Li</sub> (mg/L)	C <sub>Lf</sub> (mg/L)	$\eta_{removal}$ (%)	C <sub>recovered</sub> (mg/L)	$\eta_{recover}$ (%)	k <sub>L</sub> (h <sup>-1</sup> )	t (h)
1	11,5	50	0,2	30	1300	62,5	95,1	1930	67,1	0,738	4
2	11,5	100	0,2	30	1550	80,1	94,8	2620	76,6	0,978	3
3	11,5	200	0,2	30	1960	90	95,4	3360	79,1	1,548	2
4	11,5	300	0,2	30	1230	61	95,0	2010	77,4	2,004	1,5
5	11,5	200	0,05	30	1320	100	92,4	2350	84,8	0,846	3
6	11,5	200	0,1	30	1380	61	95,6	2460	82,1	1,23	2,5
7	11,5	200	0,3	30	1460	52	96,4	2310	75,1	2,142	1,5
8	11,5	200	0,2	40	1600	30,1	98,1	2900	81,3	1,956	2
9	11,5	200	0,2	50	1400	37,1	97,4	2450	80,5	2,478	1,5
Ferraz và cs. (2013) [154]	11	75	0,5	25	830	10	99	-	-	0,180	24
Santos và cs. (2020) [88]	12	30	0,33	-	1087	15	99	-	92	-	192

Cụ thể, nghiên cứu này cho thấy hiệu quả stripping tốt hơn ( $\eta_{removal} \geq 95\%$ ,  $K_L = 0,7 - 2,5 \text{ h}^{-1}$ ) với hiệu quả thu hồi  $\text{NH}_3$  tương đối cao ( $\eta_{recover} = 67 - 85\%$ ) trong thời gian tuần hoàn nước thải ngắn (khoảng 1,5 đến 2 giờ) so với các nghiên cứu trước đây sử dụng tháp stripping kết hợp tháp hấp thụ [88, 154]. Nồng độ  $\text{NH}_3\text{-N}$  thu hồi được tương đối cao (trên 2000 mg/L) với pH thấp ( $\text{pH} < 2$ ) vào cuối mỗi mẻ xử lý. Nồng độ  $\text{NH}_3\text{-N}$  cao nhất trong dung dịch thu hồi được (3360 mg/L  $\sim 0,3\%$ ) vẫn còn cách xa so với hàm lượng amonia trong phân bón lỏng thương mại (20–21%) [177].

So sánh hiệu quả thu hồi  $\text{NH}_3\text{-N}$  bằng tổ hợp HP2R/hấp thụ so với các nghiên cứu gần đây được trình bày trong Bảng 3.5. So với tháp stripping truyền thống [88], HP2R đạt được hiệu quả stripping nhanh hơn với kích thước nhỏ hơn, đồng thời vẫn duy trì hiệu suất thu hồi  $\text{NH}_3$  ở mức rất cạnh tranh. Không cần dựa vào sự khuếch tán pha khí như trong hệ thống tích hợp stripping–hấp thụ, màng tiếp xúc cho phép thu hồi  $\text{NH}_3$  gần như hoàn toàn mà không xảy ra tổn thất ở pha khí, vì quá trình chuyển khối xảy ra trực tiếp qua màng kỵ nước vào dòng axit. Tuy nhiên, Schwiebert đã chỉ ra rằng nhược điểm cố hữu của công nghệ màng là hiện tượng tắc nghẽn màng, đòi hỏi phải bảo trì định kỳ hoặc tiền xử lý nước thải phù hợp để đảm bảo hiệu suất bền vững trong xử lý nước dịch yếm khí [178]. Thu hồi  $\text{NH}_3$  bằng phương pháp điện hóa là một công nghệ mới nổi khác với những lợi thế như loại bỏ và chuyển hóa đồng thời, không cần bổ sung hóa chất, vận hành theo mô-đun và hiệu quả thu hồi  $\text{NH}_3$  cao. Tuy nhiên, phương pháp này có thể yêu cầu mức tiêu thụ năng lượng tương đối cao và có rủi ro phát thải khí  $\text{Cl}_2$  ở điện áp cao [179]. Mặc dù hiệu suất thu hồi của HP2R thấp hơn so với các công nghệ mới nổi, nhưng hệ thống này vẫn có khả năng mở rộng và thích ứng tốt trong điều kiện nước thải phức tạp như nước rỉ rác. Ngoài ra, khả năng vận hành liên tục với thời gian lưu ngắn và kích thước thiết bị nhỏ gọn mang lại lợi thế thực tiễn trong ứng dụng thực tế. Tuy nhiên, việc tối ưu hóa thiết kế tháp hấp thụ vẫn là yếu tố then chốt, vì các hệ thống hiện tại vẫn gặp tình trạng thất thoát  $\text{NH}_3$ .

Bảng 3.5. So sánh giữa các công nghệ thu hồi NH<sub>3</sub>

Nguồn	Loại nước thải	Nồng độ NH <sub>3</sub> -N (mg/L)	Loại thiết bị/ Phương pháp	pH	Nhiệt độ (°C)	$\eta_{removal}$ (%)	$\eta_{recover}$ (%)	Ghi chú
This study	Nước rỉ rác	1670	HiGee-based HP2R + H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> scrubber	11,5	30 – 50	95	67,1– 84,8	Thiết kế nhỏ gọn Thời gian tiếp xúc ngắn
Santos và cs. (2020) [88]	Nước rỉ rác	1158	Tháp stripping + hấp thụ	12	18,5	98	92	Thời gian tuần hoàn dài (4 – 9 ngày) Kích thước lớn
Schwiebert và cs. (2024) [178]	Nước dịch yếm khí	1814	Màng tiếp xúc	10	37	-	90	Bít tắc màng làm giảm hiệu suất, yêu cầu vệ sinh định kỳ hoặc tiền xử lý nước thải bằng UF
Lee và cs. (2021) [179]	Nước thải chăn nuôi	2500 - 3000	Điện cực hóa học hai ngăn @ 938 A.m <sup>-2</sup>	-	-	44,5	93,7	Không hóa chất phụ trợ Nhu cầu năng lượng lớn (28.2 kWh/kgN) Sản sinh nhiều Cl <sub>2</sub> tại điện cực cao thế

### 3.3. Đề xuất mô hình ứng dụng thiết bị HP2R để xử lý và thu hồi amoni trong nước thải nồng độ cao quy mô thực tế

#### 3.3.1. Sơ bộ chi phí vận hành ở quy mô 150 m<sup>3</sup>/ngày.đêm

##### a, Kích bản thiết bị HP2R xử lý và thu hồi amoni ở quy mô 150 m<sup>3</sup>/ngày.đêm

Đối với hệ thiết bị HP2R ở quy mô lớn, các thiết bị phụ trợ như bơm nước thải, động cơ quay và quạt thổi khí sẽ được lựa chọn để phù hợp với công suất 150 m<sup>3</sup>/ngày.đêm. Chi tiết về các thiết bị phụ trợ như sau:

- 01 Bơm chìm nước thải:  $Q_{\max} = 0,2 \text{ m}^3/\text{phút}$ ,  $H_{\max} = 5,9\text{m}$ , 0,15 kW/380V
- 01 Động cơ quay moto trực chính: 2,2 kW/380V – 3P/1800 RPM @50Hz
- 01 Quạt thổi khí: công suất 7,5kW 10 HP/380V/50Hz 12000 m<sup>3</sup>/h

Đối với quy mô thực tế, sẽ trang bị thêm 01 hệ thống thu hồi amoni từ không khí sau stripping từ thiết bị HP2R. Các hệ thiết bị phụ trợ đi kèm với hệ thống thu hồi amoni được tính như sau:

- 02 Bơm dung dịch hấp thụ:  $Q = 0,55 \text{ m}^3/\text{phút}$ ,  $H = 11\text{m}$ , 0,75 kW/380V

Điều kiện vận hành ở quy mô thực tế của hệ thiết bị HP2R cụ thể như sau:

- pH của nước thải được cố định tại ngưỡng  $\geq 11.0$ , bằng việc cấp hóa chất NaOH hoặc Ca(OH)<sub>2</sub>;
- Tốc độ quay của đệm  $\omega = 900 \text{ rpm}$ ;
- Lưu lượng nước thải tại bơm chìm:  $Q_L = 0,1 \text{ m}^3/\text{phút}$  (tương đương 150 m<sup>3</sup>/ngày);
- Lưu lượng quạt thổi khí:  $Q_G = 100 - 200 \text{ m}^3/\text{phút}$  (6000 – 12000 m<sup>3</sup>/h) tương đương  $Q_G/Q_L = 1000 - 2000$ ;
- Dung dịch hấp thụ: H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> nồng độ 0,05 M;
- Lưu lượng dung dịch hấp thụ  $Q_{L,\text{abs}} = 0,8 \text{ m}^3/\text{phút}$  (bởi 02 bơm x 0,4 m<sup>3</sup>/phút/bơm).

Đối với hệ thiết bị HP2R công suất 150 m<sup>3</sup>/ngày.đêm, kích bản vận hành được xây dựng theo hướng tích hợp hoàn toàn vào hệ thống xử lý nước thải rỉ rác hiện hữu tại cơ sở. Thiết bị không yêu cầu bố trí nhân sự vận hành chuyên trách riêng mà được giao cho cán bộ vận hành chung của trạm xử lý nước thải thực hiện theo hình thức kiêm nhiệm. Điều này là khả thi do hệ thiết bị HP2R được thiết kế và vận hành chủ yếu ở chế độ tự

động, thông qua việc cài đặt trước các thông số kỹ thuật và kịch bản vận hành phù hợp với điều kiện đã được khảo sát và lựa chọn trong nghiên cứu. Trong quá trình vận hành, các thông số chính của thiết bị như tốc độ quay đê (ω), lưu lượng khí (Q<sub>G</sub>), lưu lượng nước thải (Q<sub>L</sub>), pH đầu vào, nhiệt độ nước thải, cũng như trạng thái hoạt động của các thiết bị phụ trợ (bơm, quạt khí) được hiển thị, giám sát và điều chỉnh trực tiếp trên hệ thống điều khiển trung tâm. Hệ thống điều khiển của HP2R được tích hợp đồng bộ với hệ thống giám sát – điều khiển (SCADA/HMI) của toàn bộ trạm xử lý nước thải rỉ rác, cho phép người vận hành theo dõi và kiểm soát thiết bị thông qua cùng một giao diện quản lý, không phát sinh thêm khối lượng công việc đáng kể. Việc khởi động, dừng thiết bị và chuyển đổi chế độ vận hành được thực hiện theo các chương trình và ngưỡng kiểm soát đã thiết lập sẵn, trong khi các thao tác kiểm tra định kỳ và bảo dưỡng cơ bản được lồng ghép vào kế hoạch bảo trì chung của hệ thống xử lý nước thải.

#### **a, Chi phí nhân công**

Đối với hệ thiết bị HP2R 150 m<sup>3</sup>/ngày.đêm, nhân công phụ trách sẽ là cán bộ chuyên trách đối với hệ thống xử lý nước thải rỉ rác tại cơ sở do hệ thiết bị có thể vận hành tự động nhờ thiết lập theo chế độ trước đó. Do đó, chi phí nhân công riêng cho đơn vị HP2R xử lý amoni được lược bỏ.

$$X_{nc} = 0$$

#### **b, Chi phí hóa chất**

Đối với quy trình stripping amoni bằng thiết bị HP2R, hóa chất sử dụng sẽ là xút công nghiệp NaOH hoặc vôi bột Ca(OH)<sub>2</sub>. Mục đích sử dụng hóa chất để nâng pH lên 11. Với độ pH ban đầu của nước rỉ rác vào khoảng 7, qua công thức pH + pOH = 14, nồng độ [OH<sup>-</sup>] cần có trong nước thải sẽ cần đạt 10<sup>-3</sup> M. Từ đó tính được nồng độ và lượng hóa chất cần sử dụng theo Bảng 3.6.

*Bảng 3.6. Chi phí hóa chất cho xử lý amoni quy mô 150 m<sup>3</sup>/ngày.đêm*

<b>Hóa chất sử dụng (1 trong 2 phương án)</b>	<b>Nồng độ (M)</b>	<b>Nồng độ (kg/m<sup>3</sup>)</b>	<b>Giá tiền (VND/kg)</b>	<b>X<sub>hcl</sub> (VND/m<sup>3</sup>)</b>
NaOH công nghiệp	0,001	0,04	24.000	960
Vôi bột Ca(OH) <sub>2</sub>	0,0005	0,037	13.000	481

Đối với quá trình thu hồi amoni sunfat, hóa chất sử dụng sẽ là axit H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> (dạng công nghiệp) với vai trò dung dịch hấp thụ khí NH<sub>3</sub> có trong dòng khí sau stripping. Với hiệu suất xử lý amoni đạt khoảng 95% (theo tính toán từ chuyên đề 5) từ nước thải có nồng độ 1000 mg/L, lượng NH<sub>4</sub> cần hấp thụ trong dòng khí với mỗi m<sup>3</sup> nước thải là 950 g/m<sup>3</sup> (tương đương 52 mol/m<sup>3</sup>). Do đó, lượng H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> cần sử dụng là 26 mol/m<sup>3</sup> nước thải, tương ứng với 2,548 kg H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>/m<sup>3</sup>.

*Bảng 3.7. Chi phí hóa chất tiêu hao cho thu hồi amoni quy mô 150 m<sup>3</sup>/ngày.đêm*

Hóa chất sử dụng	Liều lượng (kg/m <sup>3</sup> )	Giá thị trường m <sup>3</sup> (VND/kg)	X <sub>hc2</sub> (VND/m <sup>3</sup> )
H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> công nghiệp 98%	2,548	15.000	38.220

Theo kết quả đánh giá quy trình thu hồi amoni sau stripping ở mục 3.2, hiệu suất xử lý amoni đạt 95%, từ nước thải sang khí đạt thu hồi amoni dưới dạng muối amoni sunphat đạt 80% so với lượng amoni đầu vào trong nước thải. Lựa chọn đối tượng xử lý là nước thải nhiễm amoni nồng độ cao (NH<sub>4</sub><sup>+</sup> = 1000 mg/L) (trung bình giữa nước rỉ rác và nước thải chăn nuôi), đối với mỗi ngày xử lý, lượng amoni thu hồi với mỗi m<sup>3</sup> nước thải được tính như sau:

$$m_{amoni} = 1 \text{ m}^3 \times 1000 \text{ g/m}^3 \times 95\% \times 85\% = 808 \text{ g/m}^3 = 0.801 \text{ kg/m}^3$$

Lấy chi phí thu được từ 1 kg amoni sunfat thị trường là 25.000 VND/kg. Chi phí thu được từ amoni thu hồi trên 1 m<sup>3</sup> nước thải là:

$$X_{th} = 0,801 \times 25.000 = 20.216 \text{ VND/m}^3$$

Chi phí hóa chất tiêu tốn tổng cộng được tính từ chi phí hóa chất tiêu thụ trừ đi chi phí thu hồi amoni sunfat:

$$\begin{aligned} X_{hc} &= X_{hc1} + X_{hc2} - X_{th} \\ &= 960 + 38.220 - 20.216 = 18.964 = 19.000 \text{ VND (Sử dụng NaOH)} \\ &= 481 + 38.220 - 20.216 = 18.485 = 18.500 \text{ VND (Sử dụng Ca(OH)}_2\text{)} \end{aligned}$$

### c, Chi phí điện

Bảng 3.8. Danh mục thiết bị và điện năng tiêu hao cho quá trình xử lý và thu hồi amoni quy mô 150 m<sup>3</sup>/ngày.đêm

STT	Máy móc thiết bị	Số lượng vận hành	Công suất (kW)	Thời gian hoạt động trong ngày (h)	Năng lượng điện tiêu thụ trong ngày (kWh/ng)
1	Bơm nước thải	1	0,15	24	3,6
2	Động cơ quay	1	2,2	24	52,8
3	Quạt thổi khí	1	7,5	24	180
4	Bơm dung dịch hấp phụ	2	0,75	24	36
<b>TỔNG</b>					272,4

Với giá điện 3 pha là 1685 VNĐ/kWh đối với nhóm điện sản xuất dưới 6kV, chi phí điện năng trên 1m<sup>3</sup> nước thải sẽ là:

$$X_d = 272,4 \times 1685 / 150 = 3059 \text{ VND/m}^3 \text{ tương đương } 1,82 \text{ kWh/m}^3$$

### d, Tổng chi phí xử lý

Chi phí xử lý amoni đối với 1m<sup>3</sup> nước thải nồng độ 1000 mg/L amoni là:

$$X_{xl} = X_{nc} + X_{hc} + X_d$$

$$= 0 + 19.000 + 3.059 = 22.059 = \mathbf{22.000 \text{ VND/m}^3} \text{ (sử dụng NaOH)}$$

$$= 0 + 18.500 + 3.059 = 21.559 = \mathbf{21.500 \text{ VND/m}^3} \text{ (sử dụng Ca(OH)}_2\text{)}$$

Theo một nghiên cứu tổng hợp của Zarebska và cộng sự [180], chi phí vận hành cho các phương pháp tiền xử lý và thu hồi amoni từ nước thải chăn nuôi đã được tổng hợp và so sánh. Các phương pháp tiền xử lý và thu hồi amoni được đánh giá gồm có: siêu lọc/lọc nano (UF/NF), siêu lọc kết hợp thẩm thấu ngược (UF/RO), siêu lọc kết hợp màng ngưng tụ (UF/MD), stripping amoni bằng cột tiếp xúc (AS), kết tủa hóa học (CP), siêu lọc kết hợp trao đổi ion (UF/IE). Các chi phí cho quá trình vận hành được xét đến gồm có chi phí điện năng và chi phí hóa chất. Tổng hợp chi phí cho các phương pháp trên được thể hiện trong bảng dưới đây:

Bảng 3.9. Chi phí vận hành đối với các phương pháp tiên xử lý và thu hồi amoni (tính theo VND/m<sup>3</sup> nước thải chăn nuôi)

Phương pháp	Tiêu hao điện năng (kWh/m <sup>3</sup> )	Chi phí	Chi phí	Tổng chi phí	TLTK
		điện năng (1) (VND/m <sup>3</sup> )	hóa chất (2) (VND/m <sup>3</sup> )	vận hành (1) + (2) (VND/m <sup>3</sup> )	
UF/NF	4,5 – 11	7.200 – 19.200	16.800	36.000	
UF/RO	6,6 – 14,4	12.000 – 24.000	16.800	40.800	
MD	0,2	480	26.400	26.880	
UF/MD	2,5 – 9,1	4.800 – 14.400	26.400	40.800	Zarebska và cộng sự [180]
Amoniac stripping	4,1	7.200	26.400	33.600	
CP	0,8	2.400	309.600	312.000	
UF/IE	2,3 – 8,9	12.000 – 14.400	208.800	223.200	
HP2R/Hấp thụ	1,81	3.059	18.020	21.500 – 22.000	Nghiên cứu này

Có thể thấy, so với phương pháp stripping bằng thiết bị HP2R, chi phí điện năng cho HP2R có kèm hệ thu hồi (1,81 kWh/m<sup>3</sup>) có chi phí điện năng thấp hơn so với tháp hấp thụ thông thường (4,1 kWh). Sự tiết kiệm trong năng lượng điện tiêu tốn của hệ thiết bị HP2R đến từ ưu điểm hiệu suất truyền khối và xử lý amoni rất nhanh, dẫn đến thời gian để đạt hiệu quả xử lý mong muốn với một đơn vị thể tích là nhanh hơn rất nhiều so với hệ thống stripping thông thường.

Về chi phí ở quy mô thực tế, chi phí vận hành dưới dạng tiêu thụ điện năng cho bơm nước thải, máy thổi khí và các thiết bị hỗ trợ (ví dụ: bơm làm mát trục quay) có thể được bù đắp nếu công suất xử lý tiệm cận quy mô thực tế (ví dụ:  $Q_L \geq 100 \text{ m}^3/\text{ngày}$ ) thông qua dòng sản phẩm muối NH<sub>4</sub><sup>+</sup> thu hồi. Các nghiên cứu trong tương lai cũng cần tập trung vào đánh giá, xác định tuổi thọ thiết bị, chu kỳ thay thế và quá trình làm giàu muối NH<sub>4</sub><sup>+</sup> thu hồi để phục vụ ứng dụng tiếp theo của sản phẩm thu hồi.

### 3.3.2. Hướng áp dụng mô hình ở quy mô thực tế

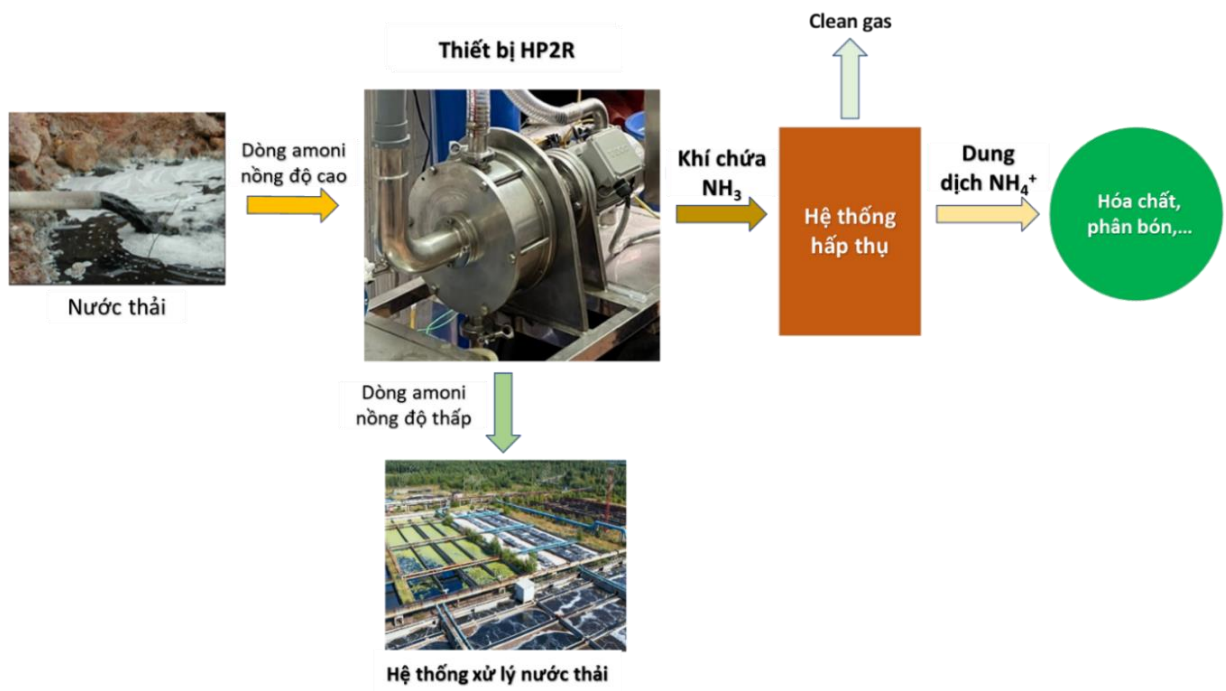
Các kết quả thực nghiệm cho thấy tổ hợp HP2R – hấp thụ có tiềm năng cao trong tăng cường quá trình stripping và thu hồi amoni, đặc biệt đối với các dòng nước thải khó xử lý như nước rỉ rác và nước thải chăn nuôi sau phân hủy kỵ khí. Nhờ đặc điểm thiết kế nhỏ gọn, cường độ truyền khối lớn và khả năng điều chỉnh linh hoạt các thông số vận hành, HP2R được xem là giải pháp thay thế triển vọng cho các tháp stripping truyền thống trong điều kiện hạn chế về không gian và yêu cầu hiệu quả xử lý cao.

Kết quả nghiên cứu chỉ ra rằng lưu lượng khí ( $Q_G$ ) và lưu lượng nước thải ( $Q_L$ ) là các thông số then chốt chi phối đồng thời hiệu quả stripping và thu hồi amoni khi xem xét khả năng mở rộng quy mô. Việc tăng  $Q_G$  giúp nâng cao hiệu suất loại bỏ  $\text{NH}_3\text{-N}$  và rút ngắn thời gian xử lý, tuy nhiên nếu vượt quá ngưỡng tối ưu có thể làm giảm hiệu quả hấp thụ khí  $\text{NH}_3$  ở công đoạn thu hồi. Tương tự,  $Q_L$  cần được lựa chọn phù hợp để cân bằng giữa thời gian xử lý và hiệu suất thu hồi. Do đó, khi triển khai ở quy mô thực tế, cần xem xét sự đánh đổi giữa công suất xử lý và hiệu quả thu hồi amoni, đồng thời ưu tiên các giải pháp điều khiển linh hoạt theo điều kiện vận hành. Việc tăng nhiệt độ nước thải có tác dụng cải thiện quá trình stripping, tuy nhiên trong điều kiện quy mô lớn, thông số này chỉ nên được xem xét như một yếu tố hỗ trợ do yêu cầu năng lượng cao. Các hướng tận dụng nguồn nhiệt thải hoặc năng lượng tái tạo có thể được cân nhắc trong các nghiên cứu tiếp theo nhằm nâng cao tính bền vững của hệ thống. Kết quả thực nghiệm cũng cho thấy năng lực của đơn vị hấp thụ đóng vai trò quan trọng trong kiểm soát phát thải  $\text{NH}_3$  và nâng cao hiệu suất thu hồi. Do đó, đối với các ứng dụng quy mô lớn hoặc dòng thải có nồng độ amoni cao, cần định hướng nghiên cứu các cấu hình hấp thụ tăng cường hoặc hệ hấp thụ nhiều cấp nhằm đảm bảo hiệu quả môi trường và thu hồi tài nguyên.

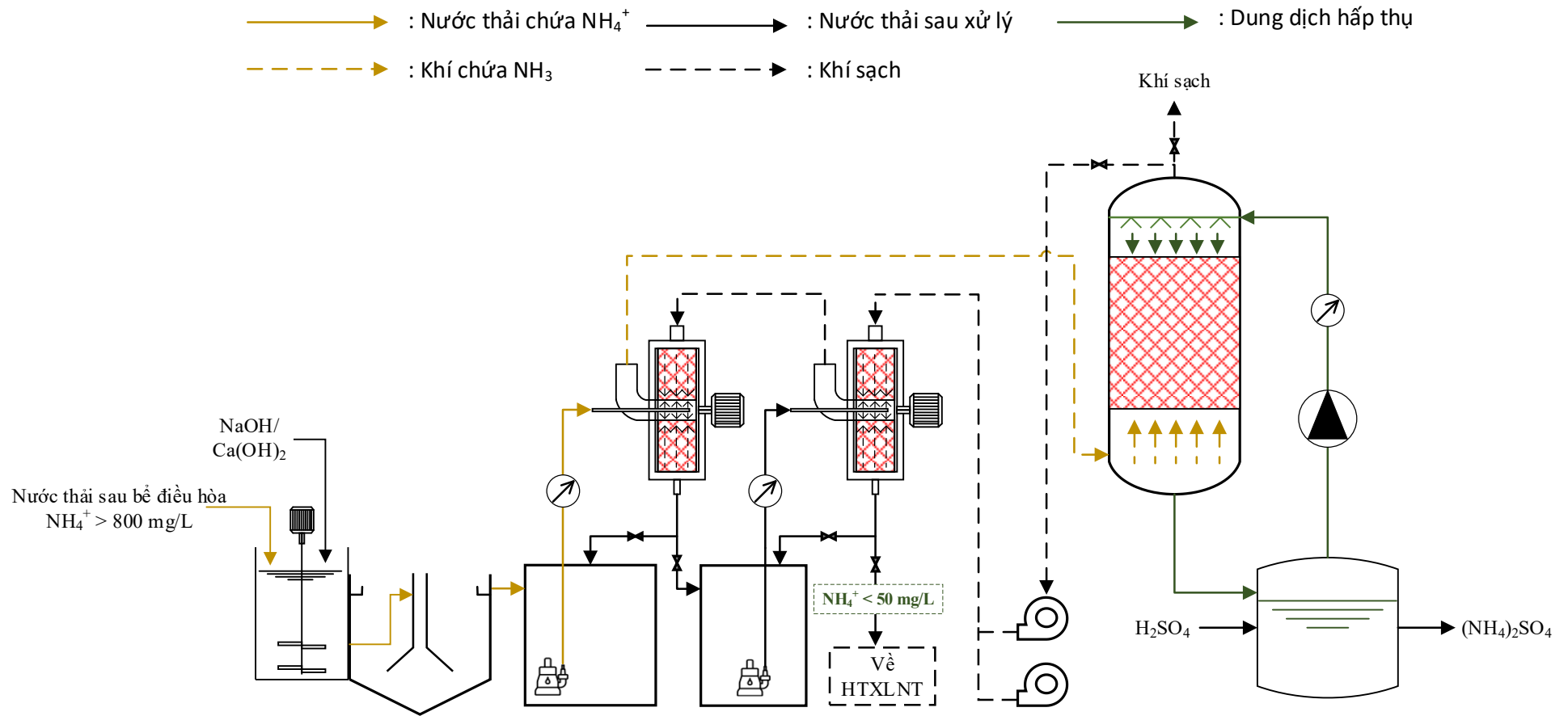
Trong mô hình đề xuất, luận án tập trung đánh giá hiệu quả xử lý và thu hồi amoni thông qua quá trình stripping và hấp thụ khí  $\text{NH}_3$ , do đây là thành phần ô nhiễm chiếm ưu thế và gây hạn chế lớn nhất đối với các công nghệ xử lý truyền thống trong nước thải nồng độ cao. Tuy nhiên, trong điều kiện vận hành thực tế, dòng khí thoát ra từ quá trình stripping ngoài  $\text{NH}_3$  còn có thể chứa một số khí và hợp chất ô nhiễm khác như  $\text{H}_2\text{S}$ ,  $\text{CO}_2$  hoặc VOCs, tùy thuộc vào đặc tính của nguồn nước thải. Đối với các thành phần này, mô hình công nghệ có thể được mở rộng thông qua việc tích hợp các công đoạn xử lý khí bổ sung hoặc lựa chọn dung dịch hấp thụ phù hợp nhằm đồng thời kiểm soát và giảm

thiếu các khí ô nhiễm đi kèm. Trong điều kiện thực tế, các thành phần ô nhiễm khác sẽ được kiểm soát thông qua các giải pháp kỹ thuật bổ trợ phù hợp với điều kiện vận hành cụ thể của từng cơ sở xử lý nước thải.

Trên cơ sở đó, luận án đề xuất mô hình tích hợp HP2R cho xử lý và thu hồi amoni đặt sau các công đoạn tiền xử lý thích hợp trong hệ thống xử lý nước thải hiện hữu, như minh họa trong Hình 3.33 và Hình 3.34. Mô hình này mang tính định hướng, nhằm làm cơ sở khoa học cho các nghiên cứu tiếp theo về thiết kế chi tiết, mô hình hóa và đánh giá khả năng triển khai trong thực tiễn.



Hình 3. 33. Hướng ứng dụng thiết bị HP2R ở quy mô thực tế



Hình 3. 34. Quy trình công nghệ đề xuất cho ứng dụng thiết bị HP2R cho xử lý và thu hồi amoni nồng độ cao tại hệ thống xử lý nước thải

## KẾT LUẬN VÀ KIẾN NGHỊ

### Kết luận

Nghiên cứu đã tập trung đánh giá tiềm năng của thiết bị tiếp xúc ly tâm hiệu năng cao (HP2R) trong công nghệ stripping để xử lý và thu hồi amoni từ nước thải mô phỏng, nước thải chăn nuôi lợn và nước rỉ rác. Từ những kết quả thu được từ nội dung nghiên cứu của luận án, tác giả xin đưa ra một số kết luận chính như sau:

1. Đối với nước thải mô phỏng, thiết bị phản ứng hiệu năng cao dạng quay HP2R cho thấy khả năng tăng cường truyền khối rõ rệt trong quá trình stripping amoni. Hiệu suất xử lý  $\text{NH}_3\text{-N}$  đạt trên 95% trong điều kiện  $\text{pH} \geq 11$ , tốc độ quay  $\omega = 900$  rpm và tỷ lệ  $Q_G/Q_L \geq 800$ , với hệ số chuyển khối tổng quát  $K_{La}$  tăng gấp nhiều lần so với điều kiện tiếp xúc trọng lực. Kết quả khẳng định vai trò chi phối của trường lực ly tâm và các thông số vận hành chính ( $\text{pH}$ ,  $\omega$ ,  $Q_G/Q_L$ ) đối với động học truyền khối khí – lỏng.

2. Đối với nước thải chăn nuôi, quá trình stripping bằng HP2R cho hiệu quả loại bỏ amoni đạt 85–90%, cho thấy khả năng xử lý hiệu quả đối với dòng thải có tỷ lệ C/N thấp và tải lượng nitơ cao. Ảnh hưởng của  $\text{pH}$ ,  $\omega$  và  $Q_G/Q_L$  tới hiệu suất xử lý và  $K_{La}$  được thể hiện rõ ràng, tạo cơ sở xác định điều kiện vận hành tối ưu để giảm nhanh nồng độ amoni trước các công đoạn xử lý sinh học tiếp theo.

3. Đối với nước rỉ rác, HP2R duy trì hiệu quả xử lý cao ngay cả ở nồng độ amoni đầu vào lớn ( $C_{Li} > 1.000\text{--}1.400$  mg  $\text{NH}_3\text{-N/L}$ ). Hiệu suất xử lý đạt khoảng 90–95%, đồng thời hiệu suất thu hồi amoni đạt tới 80–85% khi kết hợp stripping – hấp thụ. Các thông số  $\omega$ ,  $Q_G$  và nhiệt độ nước thải ( $T_{Li}$ ) có ảnh hưởng đáng kể đến thời gian stripping và giá trị  $K_{La}$ , cho phép xác định các khoảng vận hành phù hợp nhằm đạt nồng độ  $\text{NH}_3\text{-N}$  đầu ra  $< 100$  mg/L trong thời gian xử lý ngắn.

4. Luận án đã xác định được các điều kiện vận hành tối ưu của thiết bị HP2R cho quá trình stripping kết hợp hấp thụ nhằm thu hồi  $\text{NH}_3\text{-N}$  từ nước thải nồng độ cao. Với nước thải mô phỏng, hiệu suất thu hồi amoni đạt tối đa khoảng 85% khi vận hành ở  $\text{pH}_i > 11$ ,  $\omega = 900$  rpm,  $Q_G/Q_L = 200$  và  $T_{Li} = 30 - 40$  °C sử dụng dung dịch hấp thụ có pH axit; trong khi đó, đối với nước rỉ rác, hiệu suất thu hồi tối đa đạt khoảng 80% dưới các điều kiện vận hành tương tự đã được tối ưu hóa.

5. Kết quả tính toán sơ bộ chi phí vận hành ở quy mô  $150$  m<sup>3</sup>/ngày.đêm ở mức  $21.500 - 22.000$  VND/m<sup>3</sup>. Mô hình được đề xuất ở bước tiền xử lý trong hệ thống (sau bể điều hòa) khi triển khai ở quy mô thực tế để đạt hiệu quả tối đa về xử lý và thu hồi amoni tinh khiết, tránh tạp chất trong dung dịch amoni thu hồi.

## Kiến nghị

Thông qua những kết quả thu được và những khó khăn, thách thức gặp phải trong quá trình thực hiện nghiên cứu, nghiên cứu sinh xin đưa ra một số kiến nghị sau cho các hướng nghiên cứu mở rộng trong tương lai:

1. Cần tiếp tục nghiên cứu chuyên sâu về cơ chế truyền khối trong thiết bị HP2R thông qua mô phỏng động lực học chất lỏng (CFD), tập trung tối ưu hóa cấu trúc rôto và vật liệu đệm nhằm nâng cao hiệu suất truyền khối và hạn chế tắc nghẽn khi xử lý các loại nước thải thực tế. Các nghiên cứu ở quy mô pilot và bán công nghiệp cũng cần được triển khai để kiểm chứng tính ổn định và khả năng mở rộng của thiết bị trong điều kiện vận hành liên tục.

2. Các vấn đề cơ – nhiệt phát sinh khi vận hành ở tốc độ quay cao, như quá nhiệt do ma sát và rung động trục rôto, cần được phân tích và đánh giá sâu hơn nhằm hoàn thiện thiết kế và nâng cao độ bền, độ tin cậy của thiết bị trong quá trình vận hành liên tục.

3. Cần nghiên cứu bổ sung các hiện tượng phát sinh trong quá trình stripping thực tế, bao gồm cặn bám trên vật liệu đệm và sự đồng stripping của các hợp chất dễ bay hơi khác, nhằm làm rõ ảnh hưởng của chúng tới hiệu suất thu hồi và chất lượng amoni, qua đó mở rộng cơ sở khoa học cho các hướng ứng dụng tiếp theo.

## DANH MỤC CÔNG TRÌNH CỦA TÁC GIẢ

1. Công bố thuộc tạp chí SCIE – Q1 (IF<sub>2023</sub> = 7.7):

**Viet M. Trinh**, Thao Phuong Nguyen, Tung Huu Pham, Hieu Minh Trinh, Minh Tuan Nguyen, Manh Van Do, Long Thanh Ngo, Tuyen Van Trinh, Intensified ammonia stripping from landfill leachate using a high-performance rotating reactor, Journal of Environmental Chemical Engineering, Volume 11, Issue 5, 2023, 110416, ISSN 2213-3437, <https://doi.org/10.1016/j.jece.2023.110416>;

2. Công bố thuộc tạp chí SCIE – Q1 (IF<sub>2025</sub> = 3.9):

**Viet M. Trinh**, Thao Phuong Nguyen, Doan Thi Pham, Hanh Thi Duong, Manh Van Do, Long Thanh Ngo, Tuyen Van Trinh, Ammonia removal and recovery from landfill leachate via intensified stripping and absorption using a High-Performance Rotating Reactor, Chemical Engineering and Processing - Process Intensification, 2025, 110348, ISSN 0255-2701, <https://doi.org/10.1016/j.cep.2025.110348>.

3. Công bố thuộc tạp chí Scopus:

**Viet M. Trinh**, Van Tuyen Trinh, Phuong Thao Nguyen, Huu Tung Pham, Tuan Minh Nguyen, Van Manh Do, Thanh Long Ngo. Ammonia removal from digested swine wastewater using a High-Performance Rotating Reactor. Vietnam Journal of Science and Technology **62** (4) (2024) 775-786. [doi:10.15625/2525-2518/18070](https://doi.org/10.15625/2525-2518/18070);

4. Công bố thuộc tạp chí trong nước (Điểm tạp chí = 1 theo HDGSNN):

**Minh Viet Trinh**, Tuan Minh Nguyen, Van Tuyen Trinh, Van Manh Do, Thanh Long Ngo, Yi-Hung Chen, Min-Hao 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 **60** (5B) (2022) 265-279. [doi:10.15625/2525-2518/17383](https://doi.org/10.15625/2525-2518/17383);

5. Sách chuyên khảo:

Đỗ Văn Mạnh (c.b.), Lê Xuân Thanh Thảo, Nguyễn Tuấn Minh, Huỳnh Đức Long, **Trịnh Minh Việt**, Trần Công Hải, Lương Hữu Thành (2023). Công nghệ xử lý và tuần hoàn bùn thải. Nhà Xuất bản Khoa học tự nhiên và Công nghệ, ISBN: 978-604-357-179-0;

## TÀI LIỆU THAM KHẢO

1. Ghavam, S., Vahdati, M., Wilson, I.A.G., and Styring, P., *Sustainable Ammonia Production Processes*. 2021. **9**.
2. MacFarlane, D.R., et al., *A Roadmap to the Ammonia Economy*. Joule, 2020. **4**(6): p. 1186-1205.
3. Hasan, M.H., Mahlia, T.M.I., Mofijur, M., Rizwanul Fattah, I.M., Handayani, F., Ong, H.C., and Silitonga, A.S., *A Comprehensive Review on the Recent Development of Ammonia as a Renewable Energy Carrier*. 2021. **14**(13): p. 3732.
4. Battye, W., Aneja, V.P., and Schlesinger, W.H., *Is nitrogen the next carbon? Earth's Future*, 2017. **5**(9): p. 894-904.
5. Edwards, T.M., Puglis, H.J., Kent, D.B., Durán, J.L., Bradshaw, L.M., and Farag, A.M., *Ammonia and aquatic ecosystems – A review of global sources, biogeochemical cycling, and effects on fish*. Science of The Total Environment, 2024. **907**: p. 167911.
6. Product, A., *Ammonia*. MSDS 1003, 1999: p. Pub 320-709.
7. Widdison, P.E. and Burt, T.P., *Nitrogen Cycle*, in *Encyclopedia of Ecology*, S.E. Jørgensen and B.D. Fath, Editors. 2008, Academic Press: Oxford. p. 2526-2533.
8. Kent, D.B., *Simulating changes in the distribution of ammonium and ammonia versus physical and chemical conditions using PHREEQC with applications to toxicity to fish*. US Geological Survey Data Release, 2023: p. 1148.
9. Li, D., Zhou, Y., Long, Q., Li, R., and Lu, C., *Ammonia nitrogen adsorption by different aquifer media: An experimental trial for nitrogen removal from groundwater*. Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal, 2020. **26**(9): p. 2434-2446.
10. Lingle, D. *Origin of High Levels of Ammonium in Groundwater, Ottawa County, Michigan*. 2013.
11. Vũ Thị, D., Phạm Thị Kim Trang, Đàm, N.T., Việt, P.H., Lenny, H.E.W., and Benjamin, C.B., *Sự biến đổi sau 10 năm của amoni trong nước ngầm ở khu vực đông nam Hà Nội*. Bản B của Tạp chí Khoa học và Công nghệ Việt Nam, 2024. **66**(10ĐB-HH).
12. McMahon, K.D. and Newton, R.J., *Chapter 23 - Pelagic Bacteria, Archaea, and Viruses*, in *Wetzel's Limnology (Fourth Edition)*, I.D. Jones and J.P. Smol, Editors. 2024, Academic Press: San Diego. p. 705-757.
13. Liang, Y.-C., Daverey, A., Huang, Y.-T., Sung, S., and Lin, J.-G., *Treatment of semiconductor wastewater using single-stage partial nitrification and anammox in a pilot-scale reactor*. Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers, 2016. **63**: p. 236-242.
14. Abu, N.F., Yahya, N.Y., Mansur, F.Z., and Muhammad, N., *Removal of ammonia from rubber wastewater using rubber-sludge-based biochar to enhance biogas production*. Process Safety and Environmental Protection, 2024. **192**: p. 378-385.
15. *Giá trị ngành chăn nuôi chiếm trên 26% GDP*. [cited 2025 July]; Available from: <https://vcci.com.vn/tin-tuc/gia-tri-nganh-chan-nuoi-chiem-tren-26-gdp>.
16. An, T., *Ngành chăn nuôi lợn: Vượt thách thức, tăng sức cạnh tranh*. Chăn nuôi Việt Nam, 2022.
17. Trung, P.C., Anh, T.T.L., Giang, N.L., Oanh, P.T.K., Thông, Đ.V., and Hương, B.T.L., *Khảo sát hiện trạng quản lý chất thải chăn nuôi lợn tại một số cơ sở/trang trại chăn nuôi trên địa bàn tỉnh Hải Dương*. Tạp chí Khoa học và Công nghệ Thủy Lợi, 2021. **69**.
18. Hà, N.T., Anh, N.V., and Anh, N.N., *Đánh giá dòng nước thải và hiện trạng xử lý tại một số cơ sở chăn nuôi lợn*. Tạp chí Môi trường, 2020. **01/2020**.
19. Đỗ, Q.T., Đoàn, V.H., Bùi, D.C., Nguyễn, T.N., Nguyễn, Q.M., and Chu, X.Q., *Nghiên cứu quá trình phân hủy kỵ khí chất thải chăn nuôi lợn và rác hữu cơ trong sinh hoạt nông thôn để sinh khí mêtan và phân hữu cơ*. Bản B của Tạp chí Khoa học và Công nghệ Việt Nam, 2019. **61**(1).

20. Giang, N.T.H., Huong, L.T.T., Yabe, M., Thang, N.T., Hieu, V.N., and Son, C.T., *Recycling wastewater in intensive swine farms: selected case studies in Vietnam*. Journal of the Faculty of Agriculture, Kyushu University, 2021. **66**(1): p. 115-121.
21. Rajagopal, R., Massé, D.I., and Singh, G., *A critical review on inhibition of anaerobic digestion process by excess ammonia*. Bioresour Technol, 2013. **143**: p. 632-41.
22. LENKIEWICZ, Z., *Global Waste Management Outlook 2024*. J Beyond an age of waste: Turning rubbish into a resource. United Nations Environment Programme. Nairobi, Quênia, 2024.
23. Torretta, V., Ferronato, N., Katsoyiannis, I.A., Tolkou, A.K., and Airoidi, M., *Novel and conventional technologies for landfill leachates treatment: A review*. Sustainability, 2016. **9**(1): p. 9.
24. Bashir, M.J., Aziz, H.A., Yusoff, M.S., and Aziz, S.Q., *Color and chemical oxygen demand removal from mature semi-aerobic landfill leachate using anion-exchange resin: An equilibrium and kinetic study*. Environmental engineering science, 2012. **29**(5): p. 297-305.
25. Aziz, S.Q., *Produced Leachate from Erbil Landfill Site, Iraq: Characteristics, Anticipated Environmental Threats and Treatment*. 2013.
26. Mukherjee, S., Mukhopadhyay, S., Hashim, M.A., and Sen Gupta, B., *Contemporary environmental issues of landfill leachate: assessment and remedies*. Critical reviews in environmental science technology, 2015. **45**(5): p. 472-590.
27. Reshadi, M.A.M., Bazargan, A., and McKay, G., *A review of the application of adsorbents for landfill leachate treatment: Focus on magnetic adsorption*. Science of The Total Environment, 2020. **731**: p. 138863.
28. Bashir, M.J., Aziz, H.A., Aziz, S.Q., and Abu Amr, S.S., *An overview of electro-oxidation processes performance in stabilized landfill leachate treatment*. Desalination and Water treatment, 2013. **51**(10-12): p. 2170-2184.
29. Renou, S., Givaudan, J., Poulain, S., Dirassouyan, F., and Moulin, P., *Landfill leachate treatment: Review and opportunity*. Journal of hazardous materials, 2008. **150**(3): p. 468-493.
30. Doulia, D., Leodopoulos, C., Gimouhopoulos, K., and Rigas, F., *Adsorption of humic acid on acid-activated Greek bentonite*. Journal of Colloid Interface Science, 2009. **340**(2): p. 131-141.
31. Jones, M.N. and Bryan, N.D., *Colloidal properties of humic substances*. Advances in colloid interface science, 1998. **78**(1): p. 1-48.
32. Zhao, L., et al., *Adsorption of humic acid from aqueous solution onto irradiation-crosslinked carboxymethylchitosan*. Bioresource Technology Reports, 2008. **99**(6): p. 1911-1917.
33. Dong, C., Chen, W., and Liu, C., *Preparation of novel magnetic chitosan nanoparticle and its application for removal of humic acid from aqueous solution*. Applied Surface Science, 2014. **292**: p. 1067-1076.
34. Tatsi, A. and Zouboulis, A.J.A.i.E.R., *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): p. 207-219.
35. Leite, V.D., Barros, A.J., Lopes, W.S., and Sousa, J.T.d., *Ammonia nitrogen desorption from sanitary landfill leachate in filling towers*. Engenharia Agrícola, 2014. **34**: p. 542-553.
36. Böhlke, J.K., Smith, R.L., and Miller, D.N., *Ammonium transport and reaction in contaminated groundwater: Application of isotope tracers and isotope fractionation studies*. Water Resources Research, 2006. **42**(5).
37. Trần Tứ Hiếu, N.V.N., Phạm Hùng Việt, *Hóa học môi trường*. 1999: Nxb. ĐHQG Hà Nội.
38. Chi, Đ.K., *Hóa học Môi trường*. 2006: Nxb. Xây dựng.

39. Karri, R.R., Sahu, J.N., and Chimmiri, V., *Critical review of abatement of ammonia from wastewater*. Journal of Molecular Liquids, 2018. **261**: p. 21-31.
40. Meena, R.A.A., Yukesh Kannah, R., Sindhu, J., Ragavi, J., Kumar, G., Gunasekaran, M., and Rajesh Banu, J., *Trends and resource recovery in biological wastewater treatment system*. Bioresource Technology Reports, 2019. **7**: p. 100235.
41. Fux, C., Boehler, M., Huber, P., Brunner, I., and Siegrist, H., *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): p. 295-306.
42. Wu, Y., et al., *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**: p. 1219-1227.
43. Taddeo, R., Honkanen, M., Kolppo, K., and Lepistö, R., *Nutrient management via struvite precipitation and recovery from various agroindustrial wastewaters: Process feasibility and struvite quality*. Journal of Environmental Management, 2018. **212**: p. 433-439.
44. Borojovich, E.J.C., Münster, M., Rafailov, G., and Porat, Z.e., *Precipitation of Ammonium from Concentrated Industrial Wastes as Struvite: A Search for the Optimal Reagents*. Water Environment Research, 2010. **82**(7): p. 586-591.
45. Wu, H. and Vaneekhaute, C., *Nutrient recovery from wastewater: A review on the integrated Physicochemical technologies of ammonia stripping, adsorption and struvite precipitation*. Chemical Engineering Journal, 2022. **433**: p. 133664.
46. Ryu, H.-D., Kim, D., and Lee, S.-I., *Application of struvite precipitation in treating ammonium nitrogen from semiconductor wastewater*. Journal of Hazardous Materials, 2008. **156**(1): p. 163-169.
47. Tünay, O. and KabdaşLi, I., *Struvite precipitation from industrial and landfill waste streams*. Second International Conference on Recovery of Phosphates from sewage and animal wastes: p. 12-13.
48. Xu, K., Zhang, C., Li, J., Cheng, X., and Wang, C., *Removal and recovery of N, P and K from urine via ammonia stripping and precipitations of struvite and struvite-K*. Water Science and Technology, 2016. **75**(1): p. 155-164.
49. Fahmi, M.A., Rohman, A., Ahsan, S.A., Firmansyah, F., Perdananugraha, G.M., and Rusydi, A.F., *Evaluation of ammonium issues in Indonesian groundwater: Potential sources and removal methods*. IOP Conference Series: Earth and Environmental Science, 2023. **1201**(1): p. 012108.
50. Clark, B. and Tarpeh, W.A., *Selective Recovery of Ammonia Nitrogen from Wastewaters with Transition Metal-Loaded Polymeric Cation Exchange Adsorbents*. Chemistry – A European Journal, 2020. **26**(44): p. 10099-10112.
51. Xu, Q., Li, W., Ma, L., Cao, D., Owens, G., and Chen, Z., *Simultaneous removal of ammonia and phosphate using green synthesized iron oxide nanoparticles dispersed onto zeolite*. Science of The Total Environment, 2020. **703**: p. 135002.
52. Eljamal, O., Eljamal, R., Maamoun, I., Khalil, A.M.E., Shubair, T., Falyouna, O., and Sugihara, Y., *Efficient treatment of ammonia-nitrogen contaminated waters by nano zero-valent iron/zeolite composite*. Chemosphere, 2022. **287**: p. 131990.
53. Scandelai, A.P.J., Zotesso, J.P., Jegatheesan, V., Cardozo-Filho, L., and Tavares, C.R.G., *Intensification of supercritical water oxidation (ScWO) process for landfill leachate treatment through ion exchange with zeolite*. Waste Management, 2020. **101**: p. 259-267.
54. Tao, B., Donnelly, J., Oliveira, I., Anthony, R., Wilson, V., and Esteves, S.R., *Enhancement of microbial density and methane production in advanced anaerobic digestion of secondary sewage sludge by continuous removal of ammonia*. Bioresource Technology, 2017. **232**: p. 380-388.

55. Dai, X., Ye, N., Luo, F., and Dong, B., *Enhancement of anaerobic digestive efficiency by the use of exchange resin to remove cations in sewage sludge*. Desalination and Water Treatment, 2016. **57**(14): p. 6202-6208.
56. Imchuen, N., Lubphoo, Y., Chyan, J.-M., Padungthon, S., and Liao, C.-H., *Using cation exchange resin for ammonium removal as part of sequential process for nitrate reduction by nanoiron*. Sustainable Environment Research, 2016. **26**(4): p. 156-160.
57. Bhatnagar, A. and Sillanpää, M., *Removal of natural organic matter (NOM) and its constituents from water by adsorption – A review*. Chemosphere, 2017. **166**: p. 497-510.
58. Zhang, W., Fu, R., Wang, L., Zhu, J., Feng, J., and Yan, W., *Rapid removal of ammonia nitrogen in low-concentration from wastewater by amorphous sodium titanate nanoparticles*. Science of The Total Environment, 2019. **668**: p. 815-824.
59. Wongcharee, S., Aravinthan, V., and Erdei, L., *Removal of natural organic matter and ammonia from dam water by enhanced coagulation combined with adsorption on powdered composite nano-adsorbent*. Environmental Technology & Innovation, 2020. **17**: p. 100557.
60. Rieth, A.J., Wright, A.M., and Dincă, M., *Kinetic stability of metal–organic frameworks for corrosive and coordinating gas capture*. Nature Reviews Materials, 2019. **4**(11): p. 708-725.
61. Ren, Z., Jia, B., Zhang, G., Fu, X., Wang, Z., Wang, P., and Lv, L., *Study on adsorption of ammonia nitrogen by iron-loaded activated carbon from low temperature wastewater*. Chemosphere, 2021. **262**: p. 127895.
62. Cheng, H., Zhu, Q., and Xing, Z., *Adsorption of ammonia nitrogen in low temperature domestic wastewater by modification bentonite*. Journal of Cleaner Production, 2019. **233**: p. 720-730.
63. Mousavi, S.V., et al., *Ammonia removal from industrial effluent using zirconium oxide and graphene-oxide nanocomposites*. Chemosphere, 2022. **297**: p. 134008.
64. Ma, X., Li, Y., Xu, D., Tian, H., and Yang, H., *Simultaneous adsorption of ammonia and phosphate using ferric sulfate modified carbon/zeolite composite from coal gasification slag*. Journal of Environmental Management, 2022. **305**: p. 114404.
65. Vo, H.T., Kim, J., Kim, N.Y., Lee, J.-K., and Joo, J.B., *Effect of pore texture property of mesoporous alumina on adsorption performance of ammonia gas*. Journal of Industrial and Engineering Chemistry, 2020. **91**: p. 129-138.
66. Adam, M.R., Othman, M.H.D., Puteh, M.H., Ismail, A.F., Mustafa, A., Rahman, M.A., and Jaafar, J., *Impact of sintering temperature and pH of feed solution on adsorptive removal of ammonia from wastewater using clinoptilolite based hollow fibre ceramic membrane*. Journal of Water Process Engineering, 2020. **33**: p. 101063.
67. Adam, M.R., Othman, M.H.D., Hubadillah, S.K., Abd Aziz, M.H., and Jamalludin, M.R., *Application of natural zeolite clinoptilolite for the removal of ammonia in wastewater*. Materials Today: Proceedings, 2023.
68. Huang, J., Kankanamge, N.R., Chow, C., Welsh, D.T., Li, T., and Teasdale, P.R., *Removing ammonium from water and wastewater using cost-effective adsorbents: A review*. Journal of Environmental Sciences, 2018. **63**: p. 174-197.
69. Huang, H., Xiao, D., Pang, R., Han, C., and Ding, L., *Simultaneous removal of nutrients from simulated swine wastewater by adsorption of modified zeolite combined with struvite crystallization*. Chemical Engineering Journal, 2014. **256**: p. 431-438.
70. Hasanoğlu, A., Romero, J., Pérez, B., and Plaza, A., *Ammonia removal from wastewater streams through membrane contactors: Experimental and theoretical analysis of operation parameters and configuration*. Chemical Engineering Journal, 2010. **160**(2): p. 530-537.
71. Gabelman, A. and Hwang, S.-T., *Hollow fiber membrane contactors*. Journal of Membrane Science, 1999. **159**(1): p. 61-106.

72. Wong, R.C.K. and Maini, B.B., *Gas bubble growth in heavy oil-filled sand packs under undrained unloading*. Journal of Petroleum Science and Engineering, 2007. **55**(3): p. 259-270.
73. Ashrafizadeh, S.N. and Khorasani, Z., *Ammonia removal from aqueous solutions using hollow-fiber membrane contactors*. Chemical Engineering Journal, 2010. **162**(1): p. 242-249.
74. *Community Guide to Air Stripping*. Available from: <https://semspub.epa.gov/work/HQ/401577.pdf>.
75. Kinidi, L., Tan, I.A.W., Abdul Wahab, N.B., Tamrin, K.F.B., Hipolito, C.N., and Salleh, S.F., *Recent Development in Ammonia Stripping Process for Industrial Wastewater Treatment*. International Journal of Chemical Engineering, 2018. **2018**(1): p. 3181087.
76. Shen, Y., Tan, M.T.T., Chong, C., Xiao, W., and Wang, C.-H., *An environmental friendly animal waste disposal process with ammonia recovery and energy production: Experimental study and economic analysis*. Waste Management, 2017. **68**: p. 636-645.
77. Provolò, G., Perazzolo, F., Mattachini, G., Finzi, A., Naldi, E., and Riva, E., *Nitrogen removal from digested slurries using a simplified ammonia stripping technique*. Waste Management, 2017. **69**: p. 154-161.
78. Ulu, F. and Kobya, M., *Ammonia removal from wastewater by air stripping and recovery struvite and calcium sulphate precipitations from anesthetic gases manufacturing wastewater*. Journal of Water Process Engineering, 2020. **38**: p. 101641.
79. Zangeneh, A., Sabzalipour, S., Takdatsan, A., Yengejeh, R.J., and Khafaie, M.A., *Ammonia removal form municipal wastewater by air stripping process: An experimental study*. South African Journal of Chemical Engineering, 2021. **36**: p. 134-141.
80. dos Santos, H.A.P., de Castilhos Júnior, A.B., Nadaleti, W.C., and Lourenço, V.A., *Ammonia recovery from air stripping process applied to landfill leachate treatment*. Environmental Science and Pollution Research, 2020. **27**(36): p. 45108-45120.
81. Kim, E.J., Kim, H., and Lee, E., *Influence of Ammonia Stripping Parameters on the Efficiency and Mass Transfer Rate of Ammonia Removal*. 2021. **11**(1): p. 441.
82. Chen, T.-L., Chen, L.-H., Lin, Y.J., Yu, C.-P., Ma, H.-w., and Chiang, P.-C., *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**: p. 127369.
83. Wei, S.P., van Rossum, F., van de Pol, G.J., and Winkler, M.-K.H., *Recovery of phosphorus and nitrogen from human urine by struvite precipitation, air stripping and acid scrubbing: A pilot study*. Chemosphere, 2018. **212**: p. 1030-1037.
84. Bonmatí, A. and Flotats, X., *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): p. 261-272.
85. Youcai, Z., *Pollution control technology for leachate from municipal solid waste: landfills, incineration plants, and transfer stations*. 2018: Butterworth-Heinemann.
86. Zhao, Q.-B., Ma, J., Zeb, I., Yu, L., Chen, S., Zheng, Y.-M., and Frear, C., *Ammonia recovery from anaerobic digester effluent through direct aeration*. Chemical Engineering Journal, 2015. **279**: p. 31-37.
87. Rao, D.P., *The Story of "HIGEE"*. Indian Chemical Engineer, 2015. **57**(3-4): p. 282-299.
88. Santos, H.A.P., de Castilhos Júnior, A.B., Nadaleti, W.C., and Lourenço, V.A., *Ammonia recovery from air stripping process applied to landfill leachate treatment*. Environmental Science and Pollution Research, 2020. **27**(36): p. 45108-45120.
89. Mulchandani, A. and Westerhoff, P., *Recovery opportunities for metals and energy from sewage sludges*. Bioresource Technology, 2016. **215**: p. 215-226.

90. Smith, D.P. and Smith, N.T., *Anaerobic-ion exchange (AN-IX) process for local-scale nitrogen recovery from wastewater*. *Bioresource Technology*, 2015. **196**: p. 324-331.
91. Luo, P., et al., *Nitrogen removal and recovery from lagoon-pretreated swine wastewater by constructed wetlands under sustainable plant harvesting management*. *Bioresource Technology*, 2018. **258**: p. 247-254.
92. Lin, Y., Guo, M., Shah, N., and Stuckey, D.C., *Economic and environmental evaluation of nitrogen removal and recovery methods from wastewater*. *Bioresource Technology*, 2016. **215**: p. 227-238.
93. Li, R.-h., Li, B., and Li, X.-y., *An integrated membrane bioreactor system with iron-dosing and side-stream co-fermentation for enhanced nutrient removal and recovery: System performance and microbial community analysis*. *Bioresource Technology*, 2018. **260**: p. 248-255.
94. Ye, L., Li, D., Zhang, J., and Zeng, H., *Resuscitation of starved anaerobic ammonium oxidation sludge system: Impacts of repeated short-term starvation*. *Bioresource Technology*, 2018. **263**: p. 458-466.
95. Nancharaiah, Y.V., Venkata Mohan, S., and Lens, P.N.L., *Recent advances in nutrient removal and recovery in biological and bioelectrochemical systems*. *Bioresource Technology*, 2016. **215**: p. 173-185.
96. Ledezma, P., Kuntke, P., Buisman, C.J.N., Keller, J., and Freguia, S., *Source-separated urine opens golden opportunities for microbial electrochemical technologies*. *Trends in Biotechnology*, 2015. **33**(4): p. 214-220.
97. Erisman, J.W., et al., *Consequences of human modification of the global nitrogen cycle*. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 2013. **368**(1621): p. 20130116.
98. Fowler, D., et al., *The global nitrogen cycle in the twenty-first century*. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 2013. **368**(1621): p. 20130164.
99. Heffer, P. and Prud'homme, M.J.P., France: International Fertilizer Industry Association, *Fertilizer Outlook 2014–2018*. 2014.
100. Ye, Y., et al., *Insight into chemical phosphate recovery from municipal wastewater*. *Science of the Total Environment*, 2017. **576**: p. 159-171.
101. Phước, N.V., *Giáo trình xử lý nước thải sinh hoạt và công nghiệp bằng phương pháp sinh học*. nhà xuất bản Xây Dựng, 2011.
102. Xia, Y., Zhang, T., and Fang, H.H.P., *Thermophilic anaerobic degradation of microcrystalline cellulose using mixed culture enriched from anaerobic digestion sludge*. *Procedia Environmental Sciences*, 2012. **12**: p. 3-8.
103. Foley, J., de Haas, D., Hartley, K., and Lant, P., *Comprehensive life cycle inventories of alternative wastewater treatment systems*. *Water Research*, 2010. **44**(5): p. 1654-1666.
104. Yang, D., Chen, Q., Liu, R., Song, L., Zhang, Y., and Dai, X., *Ammonia recovery from anaerobic digestate: State of the art, challenges and prospects*. *Bioresource Technology*, 2022. **363**: p. 127957.
105. Kuypers, M.M.M., Marchant, H.K., and Kartal, B., *The microbial nitrogen-cycling network*. *Nature Reviews Microbiology*, 2018. **16**(5): p. 263-276.
106. Munasinghe-Arachchige, S.P. and Nirmalakhandan, N., *Nitrogen-Fertilizer Recovery from the Centrate of Anaerobically Digested Sludge*. *Environmental Science & Technology Letters*, 2020. **7**(7): p. 450-459.
107. Cruz, H., et al., *Mainstream Ammonium Recovery to Advance Sustainable Urban Wastewater Management*. *Environmental Science & Technology*, 2019. **53**(19): p. 11066-11079.
108. Huang, H., Liu, J., Xu, C., and Gao, F., *Recycling struvite pyrolysate obtained at negative pressure for ammonia nitrogen removal from landfill leachate*. *Chemical Engineering Journal*, 2016. **284**: p. 1204-1211.

109. Vaneekhaute, C., Lebuf, V., Michels, E., Belia, E., Vanrolleghem, P.A., Tack, F.M.G., and Meers, E., *Nutrient Recovery from Digestate: Systematic Technology Review and Product Classification*. Waste and Biomass Valorization, 2017. **8**(1): p. 21-40.
110. Tian, X., Gao, Z., Feng, H., Zhang, Z., Li, J., and Wang, A., *Efficient nutrient recovery/removal from real source-separated urine by coupling vacuum thermal stripping with activated sludge processes*. Journal of Cleaner Production, 2019. **220**: p. 965-973.
111. Guo, J.-S., Abbas, A.A., Chen, Y.-P., Liu, Z.-P., Fang, F., and Chen, P., *Treatment of landfill leachate using a combined stripping, Fenton, SBR, and coagulation process*. Journal of Hazardous Materials, 2010. **178**(1): p. 699-705.
112. Nurisepehr, M., Jorfi, S., Rezaei Kalantary, R., Akbari, H., Soltani, R.D., and Samaei, M., *Sequencing treatment of landfill leachate using ammonia stripping, Fenton oxidation and biological treatment*. Waste Manag Res, 2012. **30**(9): p. 883-7.
113. Ferraz, F.M., Povinelli, J., and Vieira, E.M., *Ammonia removal from landfill leachate by air stripping and absorption*. Environmental Technology, 2013. **34**(15): p. 2317-2326.
114. Santos, H., Júnior, A., Nadaleti, W., and Lourenço, V., *Ammonia recovery from air stripping process applied to landfill leachate treatment*. Environmental Science and Pollution Research, 2020. **27**.
115. Ramshaw, C. and Mallinson, R.H., *Mass transfer process*. US Patent No. 4,283,255, 1981.
116. Cortes Garcia, G.E., van der Schaaf, J., and Kiss, A.A., *A review on process intensification in HiGee distillation*. Journal of Chemical Technology & Biotechnology, 2017. **92**(6): p. 1136-1156.
117. Burns, J., Jamil, J., and Ramshaw, C., *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): p. 2401-2415.
118. Burns, J.R., Jamil, J.N., and Ramshaw, C., *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): p. 2401-2415.
119. Singh, S.P., Wilson, J.H., Counce, R.M., Lucero, A.J., Reed, G.D., Ashworth, R.A., and Elliott, M.G., *Removal of volatile organic compounds from groundwater using a rotary air stripper*. Industrial & Engineering Chemistry Research, 1992. **31**(2): p. 574-580.
120. Liu, H.-S., Lin, C.-C., Wu, S.-C., and Hsu, H.-W., *Characteristics of a Rotating Packed Bed*. Industrial & Engineering Chemistry Research, 1996. **35**(10): p. 3590-3596.
121. Bašić, A. and Duduković, M.P., *Liquid holdup in rotating packed beds: Examination of the film flow assumption*. AIChE Journal, 1995. **41**(2): p. 301-316.
122. Chen, Y.H., et al., *Modeling Ozone Contacting Process in a Rotating Packed Bed*. Industrial & Engineering Chemistry Research, 2004. **43**(1): p. 228-236.
123. Guo, K., Guo, F., Feng, Y., Chen, J., Zheng, C., and Gardner, N.C., *Synchronous visual and RTD study on liquid flow in rotating packed-bed contactor*. Chemical Engineering Science, 2000. **55**(9): p. 1699-1706.
124. Xie, P., Lu, X., Yang, X., Ingham, D., Ma, L., and Pourkashanian, M., *Characteristics of liquid flow in a rotating packed bed for CO<sub>2</sub> capture: A CFD analysis*. Chemical Engineering Science, 2017. **172**: p. 216-229.
125. Hendry, J.R., Lee, J.G.M., and Attidekou, P.S., *Pressure drop and flooding in rotating packed beds*. Chemical Engineering and Processing - Process Intensification, 2020. **151**: p. 107908.
126. Munjal, S., Duduković, M.P., and Ramachandran, P., *Mass-transfer in rotating packed beds—II. Experimental results and comparison with theory and gravity flow*. Chemical Engineering Science, 1989. **44**(10): p. 2257-2268.

127. Gudena, K., Rangaiah, G.P., and Lakshminarayanan, S., *Modeling and analysis of solid catalyzed reactive HiGee stripping*. Chemical Engineering Science, 2012. **80**: p. 242-252.
128. Yuan, M.-H., Chen, Y.-H., Tsai, J.-Y., and Chang, C.-Y., *Ammonia removal from ammonia-rich wastewater by air stripping using a rotating packed bed*. Process Safety and Environmental Protection, 2016. **102**: p. 777-785.
129. Yuan, M.-H., Chen, Y.-H., Tsai, J.-Y., and Chang, C.-Y., *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**: p. 488-495.
130. Trinh, V.M., et al., *Chlorine dioxide gas generation using rotating packed bed for air disinfection in a hospital*. Journal of Cleaner Production, 2021. **320**: p. 128885.
131. Lin, C.-C., Liu, W.-T., and Tan, C.-S., *Removal of Carbon Dioxide by Absorption in a Rotating Packed Bed*. Industrial & Engineering Chemistry Research, 2003. **42**(11): p. 2381-2386.
132. Lin, C.-C. and Chen, B.-C., *Carbon dioxide absorption in a cross-flow rotating packed bed*. Chemical Engineering Research and Design, 2011. **89**(9): p. 1722-1729.
133. Rahimi, M.R. and Mosleh, S., *CO<sub>2</sub> Removal from Air in a Countercurrent Rotating Packed Bed, Experimental Determination of Height of Transfer Unit*. Advances in Environmental Technology, 2015. **1**(1): p. 25-30.
134. Chen, Y.-S. and Liu, H.-S., *Absorption of VOCs in a Rotating Packed Bed*. Industrial & Engineering Chemistry Research, 2002. **41**(6): p. 1583-1588.
135. Lin, C.-C., Wei, T.-Y., Hsu, S.-K., and Liu, W.-T., *Performance of a pilot-scale cross-flow rotating packed bed in removing VOCs from waste gas streams*. Separation and Purification Technology, 2006. **52**(2): p. 274-279.
136. Chiang, C.-Y., Liu, Y.-Y., Chen, Y.-S., and Liu, H.-S., *Absorption of Hydrophobic Volatile Organic Compounds by a Rotating Packed Bed*. Industrial & Engineering Chemistry Research, 2012. **51**(27): p. 9441-9445.
137. Chen, J.-F. *The recent developments in the HiGee technology*. in *GPE-EPIC Conference, Venice, Italy*. 2009.
138. Quarderer, G.J., Trent, D.L., Stewart, E.J., Tirtowidjojo, D., Mehta, A.J., and Tirtowidjojo, C.A., *Method for synthesis of hypohalous acid*. 2000, Google Patents.
139. Trent, D. and Tirtowidjojo, D., *Intensifying the process*. Chemical engineer, 2003(742): p. 30-31.
140. Gao, X., Ding, H., Du, Z., Wu, Z., Fang, M., Luo, Z., and Cen, K., *Gas-liquid absorption reaction between (NH<sub>4</sub>)<sub>2</sub>SO<sub>3</sub> solution and SO<sub>2</sub> for ammonia-based wet flue gas desulfurization*. Applied Energy, 2010. **87**(8): p. 2647-2651.
141. Jiang, X., Liu, Y., and Gu, M., *Absorption of Sulphur Dioxide with Sodium Citrate Buffer Solution in a Rotating Packed Bed*. Chinese Journal of Chemical Engineering, 2011. **19**(4): p. 687-692.
142. Reay, D., Ramshaw, C., and Harvey, A., *Process Intensification: Engineering for efficiency, sustainability and flexibility*. 2013: Butterworth-Heinemann.
143. Harbold, G. and Park, J. *Using the GasTran deaeration system to achieve low dissolved oxygen levels for superior line speed and product quality: a case study in carbonated soft drink bottling*. in *7th International Conference on Process Intensification, Albany, NY*. 2008.
144. Wang, G.Q., Xu, Z.C., and Ji, J.B., *Progress on Hige distillation—Introduction to a new device and its industrial applications*. Chemical Engineering Research and Design, 2011. **89**(8): p. 1434-1442.
145. Carley, B. and Mavinic, D., *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: p. 51-59.

146. Trần, Đ.K., et al., *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**: p. 90 - 97.
147. Võ, C.C., Ngô, T.P.H., and Nguyễn, V.P., *Đề xuất mô hình kinh tế tuần hoàn đối với nước thải sản xuất mù latex trên cơ sở kết tủa struvite*. Tạp chí Môi trường, 2023. **7**.
148. Trần, T.K., Trần, T.T.T., Nguyễn, T.N., Nguyễn, N.H., and Nguyễn, T.T., *Xử lý amoni trong nước rỉ rác từ bãi chôn lấp tại Việt Nam bằng phương pháp tách khí: Ảnh hưởng của các thông số vận hành*. Tạp chí Khoa học và Công nghệ Đại học Thái Nguyên, 2021. **220(6)**: p. 73-81.
149. Tran, L.T., et al., *Simultaneous removal efficiency of H<sub>2</sub>S and CO<sub>2</sub> by high-gravity rotating packed bed: Experiments and simulation*. Open Chemistry, 2021. **19(1)**: p. 288-298.
150. Tường, P.N., Trang, H.T., Tiên, C.T.M., and Hà, T.T., *Khảo sát hiệu quả xử lý nước thải chăn nuôi heo sau bébiogas bằng công nghệ lọc sinh học kết hợp bãi lọc thực vật*. Tạp Chí Khoa học Đại học Mở Thành phố Hồ Chí Minh, 2020. **15(1)**: p. 27-46.
151. Tran, L., et al., *Simultaneous removal efficiency of H<sub>2</sub>S and CO<sub>2</sub> by high-gravity rotating packed bed: Experiments and simulation*. Open Chemistry, 2021. **19**: p. 288-298.
152. *Quy chuẩn kỹ thuật quốc gia về nước thải chăn nuôi QCVN 62-MT:2016 BTNMT*.
153. *Quy chuẩn kỹ thuật quốc gia về nước thải công nghiệp. QCVN 40:2025/BTNMT*.
154. Ferraz, F.M., Povinelli, J., and Vieira, E.M., *Ammonia removal from landfill leachate by air stripping and absorption*. Environ Technol, 2013. **34(13-16)**: p. 2317-26.
155. Yusof, N., et al., *Nitrification of ammonium-rich sanitary landfill leachate*. Waste Management, 2010. **30(1)**: p. 100-109.
156. Chen, Y.-S., Lin, C.-C., and Liu, H.-S., *Mass Transfer in a Rotating Packed Bed with Various Radii of the Bed*. Industrial & Engineering Chemistry Research, 2005. **44(20)**: p. 7868-7875.
157. Lemmon, E.W., *Thermophysical properties of fluid systems*. NIST Chemistry WebBook: NIST Standard Reference Database Number 69, 1998. **20899**.
158. Vives, D., *Principles of unit operations, 2nd edition (Foust, Alan S.; Wenzel Leonard A.; Clump, Curtis W.; Maus, Lois; Anderson, L. Bryce)*. Journal of Chemical Education, 1981. **58(4)**: p. A154.
159. Maryana, A., Braga, B., Souza, Medeiros, M., Souza, A., Araújo, F., and De Castro, J., *Analyze of the Density and Viscosity of Landfill Leachate in Different Temperatures*. American Journal of Environmental Engineering, 2014. **4(4)**: p. 71-74.
160. Zangeneh, A., Sabzalipour, S., Takdastan, A., jalilzadeh yengejeh, r., and Abdullatif Khafaie, M., *Mass transfer coefficient of ammonia in the air stripping process for municipal wastewater: An experimental study*. Advances in Environmental Technology, 2021. **7(4)**: p. 289-304.
161. Xingjian, J., Zihong, C., Wei, M., Zhanxian, G., Xuehu, M., and Ren, W. *Removal of Ammonia from Wastewater by Natural Freezing Method*. in *Proceedings of the International Conference on Chemical, Material and Food Engineering*. 2015. Atlantis Press.
162. Cao, L., et al., *Evaluation of ammonia recovery from swine wastewater via a innovative spraying technology*. Bioresource Technology, 2019. **272**: p. 235-240.
163. Huang, H., Zhang, P., Zhang, Z., Liu, J., Xiao, J., and Gao, F., *Simultaneous removal of ammonia nitrogen and recovery of phosphate from swine wastewater by struvite electrochemical precipitation and recycling technology*. Journal of Cleaner Production, 2016. **127**: p. 302-310.
164. Haslina, H., NorRuwaida, J., Dewika, M., Rashid, M., Md Ali, A.H., Khairunnisa, M.P., and Afiq Daniel Azmi, M., *Landfill Leachate Treatment Methods and Its Potential for*

- Ammonia Removal and Recovery - A Review*. IOP Conference Series: Materials Science and Engineering, 2021. **1051**(1): p. 012064.
165. Kinidi, L., Tan, I.A.W., Abdul Wahab, N.B., Tamrin, K.F.B., Hipolito, C.N., and Salleh, S.F., *Recent Development in Ammonia Stripping Process for Industrial Wastewater Treatment*. International Journal of Chemical Engineering, 2018. **2018**: p. 3181087.
  166. Jiang, Z., Yu, H., Zhuo, X., Bai, X., Shen, J., and Zhang, H., *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**: p. 48-56.
  167. Schwarzwälder Sprovieri, J.A., Octavio de Souza, T.S., and Contrera, R.C., *Ammonia removal and recovery from municipal landfill leachates by heating*. Journal of Environmental Management, 2020. **256**: p. 109947.
  168. Agarwal, L., Pavani, V., Rao, D.P., and Kaistha, N., *Process Intensification in HiGee Absorption and Distillation: Design Procedure and Applications*. Industrial & Engineering Chemistry Research, 2010. **49**(20): p. 10046-10058.
  169. Linstrom, P.J. and Mallard, W.G., *The NIST Chemistry WebBook: A chemical data resource on the internet*. 2001. **46**(5): p. 1059-1063.
  170. Alleman, J.E. *Free Ammonia-Nitrogen Calculator & Information*. [cited 2023 June 1]; Available from: <https://home.engineering.iastate.edu/~jea/w3-research/free-ammonia/nh3.html>.
  171. Zhang, L., Lee, Y.-W., and Jahng, D., *Ammonia stripping for enhanced biomethanization of piggery wastewater*. Journal of Hazardous Materials, 2012. **199-200**: p. 36-42.
  172. Gul, A. and Un, U.T., *Effect of Temperature and Gas Flow Rate on CO<sub>2</sub> Capture*. European Journal of Sustainable Development Research, 2022. **6**(2): p. em0181.
  173. Zhu, C., Guo, H., Chu, C., Fu, T., and Ma, Y., *Gas-liquid distribution and mass transfer of CO<sub>2</sub> absorption into sodium glycinate aqueous solution in parallel multi-channel microreactor*. International Journal of Heat and Mass Transfer, 2020. **157**: p. 119943.
  174. Olivera-Fuentes, C.G. and Colina, C.M. *Stability, displacement and moderation of chemical equilibrium: Rediscovering Le Chatelier's principle*. in *International Conference on Engineering Education-ICEE, Coimbra, Portugal*. 2007.
  175. Leverenz, H., Adams, R., Hazard, J., and Tchobanoglous, G. *Continuous Thermal Stripping Process for Ammonium Removal from Digestate and Centrate*. Sustainability, 2021. **13**, DOI: 10.3390/su13042185.
  176. Yuan, M.-H., et al. *Steam Stripping for Recovery of Ammonia from Wastewater Using a High-Gravity Rotating Packed Bed*. Environments, 2024. **11**, DOI: 10.3390/environments11090206.
  177. Brasil, Y.L., Silva, A.F.R., Gomes, R.F., and Amaral, M.C.S., *Technical and economic evaluation of the integration of membrane bioreactor and air-stripping/absorption processes in the treatment of landfill leachate*. Waste Management, 2021. **134**: p. 110-119.
  178. Schwiebert, A.M., Bush, J.A., Bellona, C., Vanneste, J., and Cath, T.Y., *Membrane Contactors for Ammonia Recovery from Anaerobic Digester Centrate: Pretreatment and Process Optimization*. ACS ES&T Water, 2024. **4**(8): p. 3284-3296.
  179. Lee, G., Kim, K., Chung, J., and Han, J.-I., *Electrochemical ammonia accumulation and recovery from ammonia-rich livestock wastewater*. Chemosphere, 2021. **270**: p. 128631.
  180. Zarebska, A., Romero Nieto, D., Christensen, K.V., Fjerbæk Søtoft, L., and Norddahl, B., *Ammonium Fertilizers Production from Manure: A Critical Review*. Critical Reviews in Environmental Science and Technology, 2015. **45**(14): p. 1469-1521.

**PHỤ LỤC KẾT QUẢ THÍ NGHIỆM**

### Khảo sát các yếu tố ảnh hưởng và vận hành đến hiệu quả xử lý amoni

Bảng A- 1. Kết quả khảo sát các yếu tố ảnh hưởng và vận hành đến hiệu quả xử lý amoni từ nước thải mô phỏng

STT	pH <sub>i</sub>	$\omega$ (rpm)	Q <sub>G</sub> (L/min)	Q <sub>L</sub> (L/min)	Q <sub>G</sub> /Q <sub>L</sub> (-)	C <sub>Li</sub> (mg/L)	TB C <sub>Lo</sub> (mg/L)	$\eta$	$K_{La}$
1	9	300	85	0.1	855	1000	970	3.0	6.7E-05
2	9	300	159	0.1	1587	1000	950	5.0	0.000113
3	9	300	214	0.1	2136	1000	952	4.8	0.000107
4	9	300	305	0.1	3052	1000	894	10.6	0.000247
5	9	600	85	0.1	855	1000	946	5.4	0.000124
6	9	600	159	0.1	1587	1000	926	7.4	0.00017
7	9	600	214	0.1	2136	1000	905	9.5	0.000221
8	9	600	305	0.1	3052	1000	880	12.0	0.000282
9	9	900	85	0.1	855	1000	930	7.0	0.000165
10	9	900	159	0.1	1587	1000	891	10.9	0.00026
11	9	900	214	0.1	2136	1000	852	14.8	0.000361
12	9	900	305	0.1	3052	1000	823	17.7	0.000435
13	9	1200	85	0.1	855	1000	926	7.4	0.000175
14	9	1200	159	0.1	1587	1000	873	12.7	0.000308
15	9	1200	214	0.1	2136	1000	823	17.7	0.000443
16	9	1200	305	0.1	3052	1000	817	18.3	0.000452
17	10	300	85	0.1	855	1000	828	17.2	0.000468
18	10	300	159	0.1	1587	1000	635	36.5	0.001161
19	10	300	214	0.1	2136	1000	572	42.8	0.001396
20	10	300	305	0.1	3052	1000	525	47.5	0.001555
21	10	600	85	0.1	855	1000	717	28.3	0.000929
22	10	600	159	0.1	1587	1000	526	47.4	0.00176

STT	pH <sub>i</sub>	$\omega$ (rpm)	Q <sub>G</sub> (L/min)	Q <sub>L</sub> (L/min)	Q <sub>G</sub> /Q <sub>L</sub> (-)	C <sub>Li</sub> (mg/L)	TB C <sub>Lo</sub> (mg/L)	$\eta$	<i>K<sub>La</sub></i>
23	10	600	214	0.1	2136	1000	441	55.9	0.002177
24	10	600	305	0.1	3052	1000	365	63.5	0.002563
25	10	900	85	0.1	855	1000	632	36.8	0.001438
26	10	900	159	0.1	1587	1000	470	53.0	0.002154
27	10	900	214	0.1	2136	1000	404	59.6	0.002458
28	10	900	305	0.1	3052	1000	363	63.7	0.002578
29	10	1200	85	0.1	855	1000	620	38.0	0.001526
30	10	1200	159	0.1	1587	1000	442	55.8	0.00238
31	10	1200	214	0.1	2136	1000	418	58.2	0.002347
32	10	1200	305	0.1	3052	1000	342	65.8	0.002751
33	11	300	85	0.1	855	1000	726	27.4	0.000885
34	11	300	159	0.1	1587	1000	658	34.2	0.001056
35	11	300	214	0.1	2136	1000	608	39.2	0.001225
36	11	300	305	0.1	3052	1000	559	44.1	0.00139
37	11	600	85	0.1	855	1000	613	38.7	0.00158
38	11	600	159	0.1	1587	1000	472	52.8	0.002138
39	11	600	214	0.1	2136	1000	417	58.3	0.002355
40	11	600	305	0.1	3052	1000	343	65.7	0.002743
41	11	900	85	0.1	855	1000	559	44.1	0.002064
42	11	900	159	0.1	1587	1000	408	59.2	0.002688
43	11	900	214	0.1	2136	1000	340	66.0	0.003036
44	11	900	305	0.1	3052	1000	261	73.9	0.003558
45	11	1200	85	0.1	855	1000	497	50.3	0.002838
46	11	1200	159	0.1	1587	1000	353	64.7	0.003281
47	11	1200	214	0.1	2136	1000	277	72.3	0.003763

STT	pH <sub>i</sub>	$\omega$ (rpm)	Q <sub>G</sub> (L/min)	Q <sub>L</sub> (L/min)	Q <sub>G</sub> /Q <sub>L</sub> (-)	C <sub>Li</sub> (mg/L)	TB C <sub>Lo</sub> (mg/L)	$\eta$	<i>K<sub>La</sub></i>
48	11	1200	305	0.1	3052	1000	207	79.3	0.004276
49	12	300	85	0.1	855	1000	721	27.9	0.000909
50	12	300	159	0.1	1587	1000	636	36.4	0.001156
51	12	300	214	0.1	2136	1000	589	41.1	0.001313
52	12	300	305	0.1	3052	1000	556	44.4	0.001404
53	12	600	85	0.1	855	1000	603	39.7	0.00166
54	12	600	159	0.1	1587	1000	465	53.5	0.002192
55	12	600	214	0.1	2136	1000	416	58.4	0.002363
56	12	600	305	0.1	3052	1000	361	63.9	0.002594
57	12	900	85	0.1	855	1000	551	44.9	0.002148
58	12	900	159	0.1	1587	1000	419	58.1	0.002584
59	12	900	214	0.1	2136	1000	344	65.6	0.002995
60	12	900	305	0.1	3052	1000	260	74.0	0.00357
61	12	1200	85	0.1	855	1000	489	51.1	0.002963
62	12	1200	159	0.1	1587	1000	347	65.3	0.003355
63	12	1200	214	0.1	2136	1000	282	71.8	0.003698
64	12	1200	305	0.1	3052	1000	221	77.9	0.004071

**Bảng A- 2. Kết quả khảo sát các yếu tố ảnh hưởng và vận hành đến hiệu quả xử lý amoni từ nước thải chăn nuôi**

STT	Điều kiện thí nghiệm					Nồng độ amoni		Hiệu suất xử lý	Hệ số chuyển khối
	pH <sub>i</sub>	$\omega$ (rpm)	Q <sub>G</sub> (L/min)	Q <sub>L</sub> (L/min)	Q <sub>G</sub> /Q <sub>L</sub> (-)	C <sub>Li</sub> (mg/L)	Mean C <sub>Lo</sub> (mg/L)	Mean H (%)	Mean K <sub>La</sub> (s <sup>-1</sup> )
1	10	300	216	0.1	2160	688	489	28.92	0.0008
2	11	300	216	0.1	2160	513	312	39.18	0.0012
3	12	300	216	0.1	2160	576	343	40.45	0.0013
4	11	300	216	0.1	2160	576	343	40.45	0.0013
5	11	600	216	0.1	2160	513	312	39.18	0.0012
6	11	900	216	0.1	2160	513	241	53.02	0.0020
7	11	1200	216	0.1	2160	513	292	43.08	0.0014
8	11	900	116	0.1	1163	513	292	43.08	0.0017
9	11	900	216	0.1	2160	513	213	58.48	0.0024
10	11	900	291	0.1	2908	513	177	65.50	0.0028
11	11	900	415	0.1	4154	513	137	73.29	0.0033
12	11	1200	116	0.1	1163	513	268	47.76	0.0020
13	11	1200	216	0.1	2160	513	191	62.77	0.0027
14	11	1200	291	0.1	2908	513	154	69.98	0.0032

STT	Điều kiện thí nghiệm					Nồng độ amoni		Hiệu suất xử lý	Hệ số chuyển khối
	pH <sub>i</sub>	$\omega$ (rpm)	Q <sub>G</sub> (L/min)	Q <sub>L</sub> (L/min)	Q <sub>G</sub> /Q <sub>L</sub> (-)	C <sub>Li</sub> (mg/L)	Mean C <sub>Lo</sub> (mg/L)	Mean H (%)	Mean K <sub>La</sub> (s <sup>-1</sup> )
15	11	1200	415	0.1	4154	513	112	78.17	0.0038
16	11	900	216	0.05	4320	712	220	69.10	0.0014
17	11	1200	216	0.05	4320	712	195	72.61	0.0016
18	11	900	216	0.1	2160	712	364	48.88	0.0017
19	11	1200	216	0.1	2160	712	327	54.07	0.0020
20	11	900	216	0.15	1440	712	432	39.33	0.0020
21	11	1200	216	0.15	1440	712	401	43.68	0.0024
22	11	900	216	0.2	1080	712	477	33.01	0.0022
23	11	1200	216	0.2	1080	712	452	36.52	0.0026

**Bảng A- 3. Kết quả khảo sát các yếu tố ảnh hưởng và vận hành đến hiệu quả xử lý amoni từ nước rỉ rác**

STT	Điều kiện thí nghiệm					Nồng độ amoni		Hiệu suất xử lý	Hệ số chuyển khối
	pH <sub>i</sub>	$\omega$ (rpm)	Q <sub>G</sub> (L/min)	Q <sub>L</sub> (L/min)	Q <sub>G</sub> /Q <sub>L</sub> (-)	C <sub>Li</sub> (mg/L)	TB C <sub>Lo</sub> (mg/L)	TB $\eta$ (%)	TB K <sub>La</sub> (s <sup>-1</sup> )
1.	8.5	600	76	0.1	762	1210	1151	4.88	0.00011
2.	8.5	600	142	0.1	1416	1210	1172	3.14	0.00007
3.	9.5	600	76	0.1	762	1180	904	23.39	0.00073
4.	9.5	600	142	0.1	1416	1180	834	29.32	0.00087
5.	10.5	600	76.23	0.1	762	1250	900	28.00	0.00095
6.	10.5	600	141.56	0.1	1416	1250	748	40.16	0.00138
7.	11.5	600	76.23	0.1	762	1230	864	29.76	0.00105
8.	11.5	600	141.56	0.1	1416	1230	714	41.95	0.001481
9.	9.5	300	142	0.1	1416	1180	931	21.10	0.00057
10.	9.5	600	142	0.1	1416	1180	834	29.32	0.00087
11.	9.5	900	142	0.1	1416	1180	755	36.02	0.00117
12.	9.5	1200	142	0.1	1416	1180	728	38.31	0.00128
13.	10.5	300	142	0.1	1416	1250	900	28.00	0.00081
14.	10.5	600	142	0.1	1416	1250	748	40.16	0.00138
15.	10.5	900	142	0.1	1416	1250	694	44.48	0.00163
16.	10.5	1200	142	0.1	1416	1250	613	50.96	0.00209

STT	Điều kiện thí nghiệm					Nồng độ amoni		Hiệu suất xử lý	Hệ số chuyển khối
	pH <sub>i</sub>	$\omega$ (rpm)	Q <sub>G</sub> (L/min)	Q <sub>L</sub> (L/min)	Q <sub>G</sub> /Q <sub>L</sub> (-)	C <sub>Li</sub> (mg/L)	TB C <sub>Lo</sub> (mg/L)	TB $\eta$ (%)	TB $K_{La}$ (s <sup>-1</sup> )
17.	11.5	300	142	0.1	1416	1230	876	28.78	0.00085
18.	11.5	600	142	0.1	1416	1230	714	41.95	0.00148
19.	11.5	900	142	0.1	1416	1230	630	48.78	0.00192
20.	11.5	1200	142	0.1	1416	1230	547	55.53	0.00247
21.	11.5	300	76	0.1	762	1230	978	20.49	0.00060
22.	11.5	300	142	0.1	1416	1230	876	28.78	0.00085
23.	11.5	300	191	0.1	1906	1230	848	31.06	0.00090
24.	11.5	300	272	0.1	2722	1230	804	34.63	0.00100
25.	11.5	600	76	0.1	762	1230	864	29.76	0.00105
26.	11.5	600	142	0.1	1416	1230	714	41.95	0.00148
27.	11.5	600	191	0.1	1906	1230	636	48.29	0.00173
28.	11.5	600	272	0.1	2722	1230	553	55.04	0.00201
29.	11.5	900	76	0.1	762	1230	795	35.37	0.00142
30.	11.5	900	142	0.1	1416	1230	630	48.78	0.00192
31.	11.5	900	191	0.1	1906	1230	555	54.88	0.00217
32.	11.5	900	272	0.1	2722	1230	458	62.76	0.00256
33.	11.5	1200	76	0.1	762	1230	692	43.74	0.00224

STT	Điều kiện thí nghiệm					Nồng độ amoni		Hiệu suất xử lý	Hệ số chuyển khối
	pH <sub>i</sub>	$\omega$ (rpm)	Q <sub>G</sub> (L/min)	Q <sub>L</sub> (L/min)	Q <sub>G</sub> /Q <sub>L</sub> (-)	C <sub>Li</sub> (mg/L)	TB C <sub>Lo</sub> (mg/L)	TB $\eta$ (%)	TB $K_{La}$ (s <sup>-1</sup> )
34.	11.5	1200	142	0.1	1416	1230	547	55.53	0.00247
35.	11.5	1200	191	0.1	1906	1230	470	61.79	0.00274
36.	11.5	1200	272	0.1	2722	1230	371	69.84	0.00321
37.	11.5	600	142	0.05	2831	1380	611	55.72	0.00102
38.	11.5	900	142	0.05	2831	1380	481	65.14	0.00137
39.	11.5	1200	142	0.05	2831	1380	436	68.41	0.00152
40.	11.5	600	142	0.1	1416	1380	758	45.07	0.00167
41.	11.5	900	142	0.1	1416	1380	700	49.28	0.00196
42.	11.5	1200	142	0.1	1416	1380	627	54.57	0.00239
43.	11.5	600	142	0.15	944	1380	890	35.51	0.00193
44.	11.5	900	142	0.15	944	1380	834	39.57	0.00234
45.	11.5	1200	142	0.15	944	1380	746	45.94	0.00314
46.	11.5	600	142	0.2	708	1380	939	31.96	0.00246
47.	11.5	900	142	0.2	708	1380	876	36.52	0.00319
48.	11.5	1200	142	0.2	708	1380	851	38.33	0.00354

**Bảng A- 4. Kết quả tính toán các hệ số trong mô hình xử lý amoni từ nước rỉ rác bằng bể thiết bị HP2R ở  $pH_i = 9.5$** 

STT	Điều kiện thí nghiệm				Nồng độ amoni		Hệ số mô hình dự đoán			Kết quả thực tế		Mô hình dự đoán	
	$\omega$ (rpm)	$Q_G$ (L/min)	$Q_L$ (L/min)	$Q_G/Q_L$ (-)	$C_{Li}$ (mg/L)	$C_{Lo}$ (mg/L)	$Gr_{L,avg}$ (-)	$Re_G$ (-)	$Re_L$ (-)	$\eta$ (%)	$K_{La}$ (s <sup>-1</sup> )	$\eta$ (%)	$K_{La}$ (s <sup>-1</sup> )
1	300	76	0.1	762	1180	961	2027788166	7.613	0.19015	18.56	0.00053	17.12	0.00047
2	300	142	0.1	1416	1180	931	2027788166	14.139	0.19015	21.10	0.00057	22.57	0.00061
3	300	191	0.1	1906	1180	894	2027788166	19.033	0.19015	24.24	0.00065	25.55	0.00070
4	300	272	0.1	2722	1180	860	2027788166	27.190	0.19015	27.12	0.00073	29.45	0.00081
5	600	76	0.1	762	1180	904	8111152663	7.613	0.19015	23.39	0.00073	21.61	0.00065
6	600	142	0.1	1416	1180	834	8111152663	14.139	0.19015	29.32	0.00087	28.63	0.00084
7	600	191	0.1	1906	1180	766	8111152663	19.033	0.19015	35.08	0.00106	32.40	0.00095
8	600	272	0.1	2722	1180	713	8111152663	27.190	0.19015	39.58	0.00120	37.24	0.00110
9	900	76	0.1	762	1180	879	18250093491	7.613	0.19015	25.51	0.00082	24.54	0.00078
10	900	142	0.1	1416	1180	755	18250093491	14.139	0.19015	36.02	0.00117	32.62	0.00101
11	900	191	0.1	1906	1180	704	18250093491	19.033	0.19015	40.34	0.00130	36.90	0.00114
12	900	272	0.1	2722	1180	651	18250093491	27.190	0.19015	44.83	0.00144	42.32	0.00133
13	1200	76	0.1	762	1180	867	32444610651	7.613	0.19015	26.53	0.00087	26.73	0.00089
14	1200	142	0.1	1416	1180	728	32444610651	14.139	0.19015	38.31	0.00128	35.64	0.00115
15	1200	191	0.1	1906	1180	681	32444610651	19.033	0.19015	42.29	0.00140	40.29	0.00130

STT	Điều kiện thí nghiệm				Nồng độ amoni		Hệ số mô hình dự đoán			Kết quả thực tế		Mô hình dự đoán	
	$\omega$ (rpm)	$Q_G$ (L/min)	$Q_L$ (L/min)	$Q_G/Q_L$ (-)	$C_{Li}$ (mg/L)	$C_{Lo}$ (mg/L)	$Gr_{L,avg}$ (-)	$Re_G$ (-)	$Re_L$ (-)	$\eta$ (%)	$K_{La}$ (s <sup>-1</sup> )	$\eta$ (%)	$K_{La}$ (s <sup>-1</sup> )
16	1200	272	0.1	2722	1180	616	32444610651	27.190	0.19015	47.80	0.00159	46.13	0.00151
17	600	142	0.05	2831	1310	836	8111152663	14.139	0.09508	36.18	0.00053	39.34	0.00059
18	900	142	0.05	2831	1310	803	18250093491	14.139	0.09508	38.70	0.00058	44.59	0.00071
19	1200	142	0.05	2831	1310	748	32444610651	14.139	0.09508	42.90	0.00067	48.50	0.00081
20	600	142	0.1	1416	1310	919	8111152663	14.139	0.19015	29.85	0.00089	28.63	0.00084
21	900	142	0.1	1416	1310	881	18250093491	14.139	0.19015	32.75	0.00101	32.62	0.00101
22	1200	142	0.1	1416	1310	831	32444610651	14.139	0.19015	36.56	0.00119	35.64	0.00115
23	600	142	0.15	944	1310	1010	8111152663	14.139	0.28523	22.90	0.00100	23.34	0.00103
24	900	142	0.15	944	1310	991	18250093491	14.139	0.28523	24.35	0.00109	26.58	0.00123
25	1200	142	0.15	944	1310	954	32444610651	14.139	0.28523	27.18	0.00127	29.03	0.00141
26	600	142	0.2	708	1310	1060	8111152663	14.139	0.38031	19.08	0.00111	20.02	0.00119
27	900	142	0.2	708	1310	1040	18250093491	14.139	0.38031	20.61	0.00124	22.77	0.00143
28	1200	142	0.2	708	1310	1020	32444610651	14.139	0.38031	22.14	0.00137	24.83	0.00162

**Bảng A- 5. Kết quả tính toán các hệ số trong mô hình xử lý amoni từ nước rỉ rác bằng thiết bị HP2R ở  $pH_i = 10.5$** 

STT	Điều kiện thí nghiệm				Nồng độ amoni		Hệ số mô hình dự đoán			Kết quả thực tế		Mô hình dự đoán	
	$\omega$ (rpm)	$Q_G$ (L/min)	$Q_L$ (L/min)	$Q_G/Q_L$ (-)	$C_{Li}$ (mg/L)	$C_{Lo}$ (mg/L)	$Gr_{L,avg}$ (-)	$Re_G$ (-)	$Re_L$ (-)	$\eta$ (%)	$K_{La}$ (s <sup>-1</sup> )	$\eta$ (%)	$K_{La}$ (s <sup>-1</sup> )
1	300	76	0.1	762	1250	995	2027788166	7.613	0.19015	20.40	0.00060	20.73	0.00061
2	300	142	0.1	1416	1250	900	2027788166	14.139	0.19015	28.00	0.00081	27.89	0.00081
3	300	191	0.1	1906	1250	873	2027788166	19.033	0.19015	30.16	0.00086	31.82	0.00093
4	300	272	0.1	2722	1250	823	2027788166	27.190	0.19015	34.16	0.00098	36.92	0.00109
5	600	76	0.1	762	1250	900	8111152663	7.613	0.19015	28.00	0.00095	28.54	0.00098
6	600	142	0.1	1416	1250	748	8111152663	14.139	0.19015	40.16	0.00138	38.68	0.00130
7	600	191	0.1	1906	1250	669	8111152663	19.033	0.19015	46.48	0.00163	44.01	0.00149
8	600	272	0.1	2722	1250	608	8111152663	27.190	0.19015	51.36	0.00179	50.68	0.00175
9	900	76	0.1	762	1250	864	18250093491	7.613	0.19015	30.88	0.00112	33.58	0.00129
10	900	142	0.1	1416	1250	694	18250093491	14.139	0.19015	44.48	0.00163	45.76	0.00172
11	900	191	0.1	1906	1250	604	18250093491	19.033	0.19015	51.68	0.00195	51.95	0.00196
12	900	272	0.1	2722	1250	513	18250093491	27.190	0.19015	58.96	0.00228	59.43	0.00231
13	1200	76	0.1	762	1250	748	32444610651	7.613	0.19015	40.16	0.00184	37.25	0.00157
14	1200	142	0.1	1416	1250	613	32444610651	14.139	0.19015	50.96	0.00209	50.97	0.00209
15	1200	191	0.1	1906	1250	509	32444610651	19.033	0.19015	59.28	0.00252	57.74	0.00239

STT	Điều kiện thí nghiệm				Nồng độ amoni		Hệ số mô hình dự đoán			Kết quả thực tế		Mô hình dự đoán	
	$\omega$ (rpm)	$Q_G$ (L/min)	$Q_L$ (L/min)	$Q_G/Q_L$ (-)	$C_{Li}$ (mg/L)	$C_{Lo}$ (mg/L)	$Gr_{L,avg}$ (-)	$Re_G$ (-)	$Re_L$ (-)	$\eta$ (%)	$K_{La}$ (s <sup>-1</sup> )	$\eta$ (%)	$K_{La}$ (s <sup>-1</sup> )
16	1200	272	0.1	2722	1250	424	32444610651	27.190	0.19015	66.08	0.00284	65.69	0.00281
17	600	142	0.05	2831	1290	593	8111152663	14.139	0.09508	54.03	0.00097	53.31	0.00095
18	900	142	0.05	2831	1290	537	18250093491	14.139	0.09508	58.37	0.00111	62.17	0.00125
19	1200	142	0.05	2831	1290	463	32444610651	14.139	0.09508	64.11	0.00133	68.43	0.00152
20	600	142	0.1	1416	1290	715	8111152663	14.139	0.19015	44.57	0.00164	38.68	0.00130
21	900	142	0.1	1416	1290	678	18250093491	14.139	0.19015	47.44	0.00183	45.76	0.00172
22	1200	142	0.1	1416	1290	616	32444610651	14.139	0.19015	52.25	0.00219	50.97	0.00209
23	600	142	0.15	944	1290	875	8111152663	14.139	0.28523	32.17	0.00165	31.17	0.00157
24	900	142	0.15	944	1290	822	18250093491	14.139	0.28523	36.28	0.00201	36.89	0.00207
25	1200	142	0.15	944	1290	768	32444610651	14.139	0.28523	40.47	0.00244	41.10	0.00251
26	600	142	0.2	708	1290	949	8111152663	14.139	0.38031	26.43	0.00179	26.43	0.00179
27	900	142	0.2	708	1290	916	18250093491	14.139	0.38031	28.99	0.00208	31.18	0.00236
28	1200	142	0.2	708	1290	869	32444610651	14.139	0.38031	32.64	0.00256	34.64	0.00287

**Bảng A- 6. Kết quả tính toán các hệ số trong mô hình xử lý amoni từ nước rỉ rác bằng thiết bị HP2R ở  $pH_i = 11.5$** 

STT	Điều kiện thí nghiệm				Nồng độ amoni		Hệ số mô hình dự đoán			Kết quả thực tế		Mô hình dự đoán	
	$\omega$ (rpm)	$Q_G$ (L/min)	$Q_L$ (L/min)	$Q_G/Q_L$ (-)	$C_{Li}$ (mg/L)	$C_{Lo}$ (mg/L)	$Gr_{L,avg}$ (-)	$Re_G$ (-)	$Re_L$ (-)	$\eta$ (%)	$K_{La}$ (s <sup>-1</sup> )	$\eta$ (%)	$K_{La}$ (s <sup>-1</sup> )
1	300	76	0.1	762	1230	978	2027788166	7.613	0.19015	20.49	0.00060	22.19	0.00067
2	300	142	0.1	1416	1230	876	2027788166	14.139	0.19015	28.78	0.00085	29.27	0.00087
3	300	191	0.1	1906	1230	848	2027788166	19.033	0.19015	31.06	0.00090	33.05	0.00098
4	300	272	0.1	2722	1230	804	2027788166	27.190	0.19015	34.63	0.00100	37.87	0.00113
5	600	76	0.1	762	1230	864	8111152663	7.613	0.19015	29.76	0.00105	31.59	0.00116
6	600	142	0.1	1416	1230	714	8111152663	14.139	0.19015	41.95	0.00148	42.19	0.00150
7	600	191	0.1	1906	1230	636	8111152663	19.033	0.19015	48.29	0.00173	47.56	0.00169
8	600	272	0.1	2722	1230	553	8111152663	27.190	0.19015	55.04	0.00201	54.09	0.00195
9	900	76	0.1	762	1230	795	18250093491	7.613	0.19015	35.37	0.00142	37.53	0.00160
10	900	142	0.1	1416	1230	630	18250093491	14.139	0.19015	48.78	0.00192	50.59	0.00206
11	900	191	0.1	1906	1230	555	18250093491	19.033	0.19015	54.88	0.00217	56.91	0.00232
12	900	272	0.1	2722	1230	458	18250093491	27.190	0.19015	62.76	0.00256	64.27	0.00269
13	1200	76	0.1	762	1230	692	32444610651	7.613	0.19015	43.74	0.00224	41.72	0.00201
14	1200	142	0.1	1416	1230	547	32444610651	14.139	0.19015	55.53	0.00247	56.67	0.00258

STT	Điều kiện thí nghiệm				Nồng độ amoni		Hệ số mô hình dự đoán			Kết quả thực tế		Mô hình dự đoán	
	$\omega$ (rpm)	$Q_G$ (L/min)	$Q_L$ (L/min)	$Q_G/Q_L$ (-)	$C_{Li}$ (mg/L)	$C_{Lo}$ (mg/L)	$Gr_{L,avg}$ (-)	$Re_G$ (-)	$Re_L$ (-)	$\eta$ (%)	$K_{La}$ (s <sup>-1</sup> )	$\eta$ (%)	$K_{La}$ (s <sup>-1</sup> )
15	1200	191	0.1	1906	1230	470	32444610651	19.033	0.19015	61.79	0.00274	63.61	0.00291
16	1200	272	0.1	2722	1230	371	32444610651	27.190	0.19015	69.84	0.00321	71.37	0.00337
17	600	142	0.05	2831	1380	611	8111152663	14.139	0.09508	55.72	0.00102	54.39	0.00098
18	900	142	0.05	2831	1380	481	18250093491	14.139	0.09508	65.14	0.00137	64.64	0.00135
19	1200	142	0.05	2831	1380	436	32444610651	14.139	0.09508	68.41	0.00152	71.77	0.00169
20	600	142	0.1	1416	1380	758	8111152663	14.139	0.19015	45.07	0.00167	42.19	0.00150
21	900	142	0.1	1416	1380	700	18250093491	14.139	0.19015	49.28	0.00196	50.59	0.00206
22	1200	142	0.1	1416	1380	627	32444610651	14.139	0.19015	54.57	0.00239	56.67	0.00258
23	600	142	0.15	944	1380	890	8111152663	14.139	0.28523	35.51	0.00193	35.30	0.00192
24	900	142	0.15	944	1380	834	18250093491	14.139	0.28523	39.57	0.00234	42.13	0.00264
25	1200	142	0.15	944	1380	746	32444610651	14.139	0.28523	45.94	0.00314	47.03	0.00331
26	600	142	0.2	708	1380	939	8111152663	14.139	0.38031	31.96	0.00246	30.62	0.00228
27	900	142	0.2	708	1380	876	18250093491	14.139	0.38031	36.52	0.00319	36.25	0.00314
28	1200	142	0.2	708	1380	851	32444610651	14.139	0.38031	38.33	0.00354	40.19	0.00394

**Bảng A- 7. Kết quả thí nghiệm xử lý và thu hồi amoni theo mẻ vòng tuần hoàn**

STT	$V_{ww}$ (L)	Absorbent pH	$V_{absorbent}$ (L)	$Q_G$ (L/min)	$Q_L$ (L/min)	t	pH	$C_{Lt}$	$C_{t-recover}$	$\eta_{removal}$ (%)	$\eta_{recover}$ (%)
1	2	1	1	101	0.2	0	11.1	1210	0	0.0	0.0
						20	10.8	940	540	22.3	24.4
						40	10.6	649	1050	46.4	46.5
						60	10.4	496	1260	59.0	54.6
						90	10.1	343	1480	71.7	62.7
						120	9.8	236	1685	80.5	69.9
						180	9.3	125	1900	89.7	77.1
2	2	1	1	101	0.2	0	12.0	1240	0	0.0	0.0
						20	11.8	901	544	27.3	22.9
						40	11.7	665	929	46.4	38.2
						60	11.5	498	1230	59.8	49.6
						90	11.1	306	1600	75.3	63.1
						120	10.8	186	1800	85.0	69.5

STT	$V_{ww}$ (L)	Absorbent pH	$V_{\text{absorbent}}$ (L)	$Q_G$ (L/min)	$Q_L$ (L/min)	t	pH	$C_{Lt}$	$C_{t\text{-recover}}$	$\eta_{\text{removal}}$ (%)	$\eta_{\text{recover}}$ (%)
						180	10.3	73.9	1970	94.0	74.3
3	2	1	1	150	0.2	0	11.0	1220	0	0.0	0.0
						20	10.8	878	675	28.0	29.7
						40	10.5	637	1150	47.8	49.6
						60	10.3	418	1580	65.7	66.7
						90	9.9	260	1870	78.7	77.3
						120	9.6	181	1970	85.2	79.6
						180	9.2	107.0	2020	91.2	79.9
4	2	1	1	150	0.2	0	12.1	1370	0	0.0	0.0
						20	11.9	948	790	30.8	29.2
						40	11.8	647	1300	52.8	47.1
						60	11.6	420	1690	69.3	59.9
						90	11.2	243	2040	82.3	70.8
						120	10.7	137	2250	90.0	76.4



STT	$V_{ww}$ (L)	Absorbent pH	$V_{\text{absorbent}}$ (L)	$Q_G$ (L/min)	$Q_L$ (L/min)	t	pH	$C_{Lt}$	$C_{t\text{-recover}}$	$\eta_{\text{removal}}$ (%)	$\eta_{\text{recover}}$ (%)
						180	8.9	63.1	1660	93.4	81.4
7	2	1	1	299	0.2	0	12.0	1010	0	0.0	0.0
						20	11.9	694	632	31.3	32.3
						40	11.7	461	1010	54.4	50.5
						60	11.6	308	1280	69.5	62.7
						90	11.3	177	1530	82.5	73.3
						120	10.8	97.3	1680	90.4	78.7
						180	10.5	49.9	1740	95.1	79.7
8	2	1	1	299	0.2	0	11.0	1020	0	0.0	0.0
						20	10.6	528	843	48.2	42.4
						40	10.3	294	1260	71.2	62.1
						60	10.0	180	1450	82.4	70.0
						90	9.5	101	1600	90.1	75.5
						120	9.2	65.6	1640	93.6	75.8

STT	$V_{ww}$ (L)	Absorbent pH	$V_{\text{absorbent}}$ (L)	$Q_G$ (L/min)	$Q_L$ (L/min)	t	pH	$C_{Lt}$	$C_{t\text{-recover}}$	$\eta_{\text{removal}}$ (%)	$\eta_{\text{recover}}$ (%)
						180	8.5	45.8	1680	95.5	75.9
9	2	1	1	203	0.05	0	12.0	1270	0	0.0	0.0
						20	11.8	661	1020	48.0	39.7
						40	11.5	372	1560	70.7	59.5
						60	11.2	216	1870	83.0	69.8
						90	10.8	94.7	2040	92.5	74.5
						120	10.4	39.9	2130	96.9	76.1
						180	10.1	11	2170	99.1	75.8
10	2	1	1	203	0.1	0	11.0	950	0	0.0	0.0
						20	10.8	742	623	21.9	37.9
						40	10.6	572	995	39.8	59.3
						60	10.4	453	1280	52.3	74.6
						90	10.1	321	1530	66.2	87.3
						120	10.0	238	1730	74.9	96.6

STT	$V_{ww}$ (L)	Absorbent pH	$V_{\text{absorbent}}$ (L)	$Q_G$ (L/min)	$Q_L$ (L/min)	t	pH	$C_{Lt}$	$C_{t\text{-recover}}$	$\eta_{\text{removal}}$ (%)	$\eta_{\text{recover}}$ (%)
						180	9.6	144	1770	84.8	96.6
11	2	1	1	203	0.2	0	11.0	950	0	0.0	0.0
						20	10.7	635	629	33.2	35.2
						40	10.5	447	1000	52.9	54.9
						60	10.3	310	1270	67.4	68.2
						90	10.0	190	1510	80.0	79.4
						120	9.7	122	1640	87.2	84.4
						180	9.2	75.2	1730	92.1	87.0
12	2	7.8	1	203	0.2	0	11.0	1020	0	0.0	0.0
						20	10.6	597	383	41.5	22.8
						40	10.2	296	305	71.0	17.8
						60	9.6	198	265	80.6	15.2
13	2	2.9	1	203	0.2	0	11.1	972	0	0.0	0.0
						20	10.7	554	383	43.0	25.1

STT	$V_{ww}$ (L)	Absorbent pH	$V_{\text{absorbent}}$ (L)	$Q_G$ (L/min)	$Q_L$ (L/min)	t	pH	$C_{Lt}$	$C_{t\text{-recover}}$	$\eta_{\text{removal}}$ (%)	$\eta_{\text{recover}}$ (%)
						40	10.4	350	364	64.0	23.3
						60	10.1	223	289	77.1	18.1
14	2	2.0	1	203	0.2	0	11.0	922	0	0.0	0.0
						20	10.6	542	504	41.2	35.6
						40	10.4	342	517	62.9	35.8
						60	10.1	228	454	75.3	30.7
15	2	1	1	203	0.1	0	11.0	954	0	0.0	0.0
						20	10.8	589	696	38.3	38.2
						40	10.5	364	1020	61.8	54.9
						60	10.2	227	1180	76.2	62.2
						90	9.9	131	1320	86.3	68.0
						120	9.6	88.6	1430	90.7	72.1
						180	9.0	61.7	1440	93.5	71.0

**Bảng A- 8. Kết quả thí nghiệm xử lý và thu hồi amoni theo mẻ vòng tuần hoàn**

STT	T <sub>Li</sub> (°C)	V <sub>ww</sub> (L)	V <sub>absorbent</sub> (L)	Q <sub>L</sub> (L/phút)	Q <sub>G</sub> (L/phút)	t (phút)	pH <sub>ww</sub>	C <sub>Lt</sub> (mg/L)	C <sub>NH4</sub> recovery (mg/L)	pH absorbent	$\eta_{removal}$ (%)	$\eta_{recover}$ (%)
1	30	2	1	0.2	101.28	0	11.532	1550	0	1.006	0.00	0.00
		2	0.98	0.2	101.28	10	11.354	1310	385	1.2	15.48	12.83
		2	0.96	0.2	101.28	20	11.289	1150	700	1.347	25.81	22.86
		2	0.94	0.2	101.28	40	11.189	850	1270	1.49	45.16	40.61
		2	0.92	0.2	101.28	60	11.094	648	1620	1.573	58.19	50.70
		2	0.9	0.2	101.28	90	10.98	365	2150	1.779	76.45	65.82
		2	0.88	0.2	101.28	120	10.872	208	2380	1.813	86.58	71.24
		2	0.86	0.2	101.28	180	10.796	80.1	2620	1.909	94.83	76.64
2	30	2	1	0.2	48.23	0	11.505	1300	0	1.099	0.00	0.00
		2	0.98	0.2	48.23	20	11.315	1070	391	1.197	17.69	15.48
		2	0.96	0.2	48.23	40	11.216	908	668	1.23	30.15	25.91
		2	0.94	0.2	48.23	60	11.132	692	980	1.38	46.77	37.22

STT	T <sub>Li</sub> (°C)	V <sub>ww</sub> (L)	V <sub>absorbent</sub> (L)	Q <sub>L</sub> (L/phút)	Q <sub>G</sub> (L/phút)	t (phút)	pH <sub>ww</sub>	C <sub>Lt</sub> (mg/L)	C <sub>NH4</sub> recovery (mg/L)	pH absorbent	$\eta_{removal}$ (%)	$\eta_{recover}$ (%)
		2	0.92	0.2	48.23	90	11.014	462	1290	1.511	64.46	47.95
		2	0.9	0.2	48.23	120	10.923	309	1520	1.53	76.23	55.27
		2	0.88	0.2	48.23	180	10.802	138	1780	1.555	89.38	63.29
		2	0.86	0.2	48.23	240	10.729	62.5	1930	1.57	95.19	67.06
3	30	2	1	0.2	202.57	0	11.5	1960	0	1.001	0.00	0.00
		2	0.98	0.2	202.57	10	11.364	1620	678	1.191	17.35	17.76
		2	0.96	0.2	202.57	20	11.26	1150	1540	1.353	41.33	39.53
		2	0.94	0.2	202.57	40	11.132	690	2370	1.455	64.80	59.56
		2	0.92	0.2	202.57	60	11.019	401	2860	1.599	79.54	70.35
		2	0.9	0.2	202.57	90	10.872	196	3230	1.649	90.00	77.72
		2	0.88	0.2	202.57	120	10.808	89.9	3360	1.681	95.41	79.05
4	30	2	1	0.2	299.3	0	11.551	1230	0	1.08	0.00	0.00
		2	0.98	0.2	299.3	10	11.407	880	643	1.143	28.46	26.95

STT	T <sub>Li</sub> (°C)	V <sub>ww</sub> (L)	V <sub>absorbent</sub> (L)	Q <sub>L</sub> (L/phút)	Q <sub>G</sub> (L/phút)	t (phút)	pH <sub>ww</sub>	C <sub>Lt</sub> (mg/L)	C <sub>NH4</sub> recovery (mg/L)	pH absorbent	$\eta_{removal}$ (%)	$\eta_{recover}$ (%)
		2	0.96	0.2	299.3	20	11.285	597	1130	1.219	51.46	46.40
		2	0.94	0.2	299.3	45	11.101	277	1690	1.412	77.48	67.95
		2	0.92	0.2	299.3	60	11.041	165	1860	1.473	86.59	73.19
		2	0.9	0.2	299.3	90	10.952	61	2010	1.549	95.04	77.37
5	30	2	1	0.3	202.57	0	11.528	1460	0	1.104	0.00	0.00
		2	0.98	0.3	202.57	10	11.359	996	697	1.23	31.78	24.66
		2	0.96	0.3	202.57	20	11.253	707	1160	1.34	51.58	40.20
		2	0.94	0.3	202.57	40	11.139	406	1750	1.531	72.19	59.39
		2	0.92	0.3	202.57	60	11.006	189	2130	1.669	87.05	70.74
		2	0.9	0.3	202.57	90	10.936	52	2310	1.884	96.44	75.05
6	30	2	1	0.1	202.57	0	11.538	1380	0	1.05	0.00	0.00
		2	0.98	0.1	202.57	20	11.298	951	826	1.119	31.09	30.69
		2	0.96	0.1	202.57	40	11.216	630	1420	1.24	54.35	51.68

STT	T <sub>Li</sub> (°C)	V <sub>ww</sub> (L)	V <sub>absorbent</sub> (L)	Q <sub>L</sub> (L/phút)	Q <sub>G</sub> (L/phút)	t (phút)	pH <sub>ww</sub>	C <sub>Lt</sub> (mg/L)	C <sub>NH4</sub> recovery (mg/L)	pH absorbent	$\eta_{removal}$ (%)	$\eta_{recover}$ (%)
		2	0.94	0.1	202.57	60	11.129	401	1850	1.346	70.94	65.92
		2	0.92	0.1	202.57	90	10.998	228	2160	1.399	83.48	75.33
		2	0.9	0.1	202.57	120	10.925	119	2360	1.439	91.38	80.52
		2	0.88	0.1	202.57	150	10.87	61	2460	1.62	95.58	82.06
7	30	2	1	0.05	202.57	0	11.557	1320	0	1.068	0.00	0.00
		2	0.98	0.05	202.57	20	11.324	997	630	1.086	24.47	25.30
		2	0.96	0.05	202.57	40	11.248	758	1090	1.336	42.58	42.89
		2	0.94	0.05	202.57	60	11.166	580	1430	1.343	56.06	55.09
		2	0.92	0.05	202.57	90	11.076	358	1870	1.433	72.88	70.51
		2	0.9	0.05	202.57	120	11.008	264	2050	1.618	80.00	75.61
		2	0.88	0.05	202.57	180	10.919	100	2350	1.668	92.42	84.75
8	40	2	1	0.2	202.57	0	11.500	1600	0	1.023	0.00	0.00
		2	0.98	0.2	202.57	10	11.318	1210	742	1.246	24.38	23.16

STT	T <sub>Li</sub> (°C)	V <sub>ww</sub> (L)	V <sub>absorbent</sub> (L)	Q <sub>L</sub> (L/phút)	Q <sub>G</sub> (L/phút)	t (phút)	pH <sub>ww</sub>	C <sub>Lt</sub> (mg/L)	C <sub>NH4</sub> recovery (mg/L)	pH absorbent	$\eta_{removal}$ (%)	$\eta_{recover}$ (%)
		2	0.96	0.2	202.57	20	11.156	832	1470	1.472	48.00	44.95
		2	0.94	0.2	202.57	40	11.055	423	2200	1.508	73.56	65.86
		2	0.92	0.2	202.57	60	10.913	207	2600	1.613	87.06	76.18
		2	0.9	0.2	202.57	90	10.864	97.2	2810	1.75	93.93	80.55
		2	0.88	0.2	202.57	120	10.735	30.1	2900	1.828	98.12	81.28
9	50	2	1	0.2	202.57	0	11.500	1400	0	0.923	0.00	0.00
		2	0.98	0.2	202.57	10	10.918	960	862	1.546	31.43	30.83
		2	0.96	0.2	202.57	20	10.856	588	1540	1.572	58.00	53.96
		2	0.94	0.2	202.57	40	10.655	252	2170	1.608	82.00	74.45
		2	0.92	0.2	202.57	60	10.613	109	2360	1.813	92.21	79.25
		2	0.9	0.2	202.57	90	10.564	37.1	2450	1.85	97.35	80.48

## **PHẦN II. CÁC TÀI LIỆU PHIÊN HỌP BẢO VỆ, ĐÁNH GIÁ LUẬN ÁN CẤP HỌC VIỆN**

- Quyết định thành lập Hội đồng đánh giá luận án cấp Học viện và danh sách thành viên Hội đồng.
- Biên bản và quyết nghị của Hội đồng đánh giá luận án cấp Học viện.
- Các bản nhận xét của tất cả các thành viên Hội đồng.
- Bản giải trình các điểm đã bổ sung sửa chữa luận án (nếu có) theo nghị quyết của Hội đồng cấp Học viện, có xác nhận của Chủ tịch Hội đồng.

Số: 1533/QĐ-HVKHCN

Hà Nội, ngày 29 tháng 12 năm 2025

**QUYẾT ĐỊNH**  
**Về việc thành lập Hội đồng đánh giá luận án tiến sĩ cấp Học viện**

**GIÁM ĐỐC**  
**HỌC VIỆN KHOA HỌC VÀ CÔNG NGHỆ**

Căn cứ Quyết định số 364/QĐ-VHL ngày 01/3/2025 của Chủ tịch Viện Hàn lâm Khoa học và Công nghệ Việt Nam về việc ban hành Quy chế Tổ chức và hoạt động của Học viện Khoa học và Công nghệ;

Căn cứ Thông tư số 18/2021/TT-BGDĐT ngày 28/6/2021 của Bộ Giáo dục và Đào tạo về việc ban hành Quy chế tuyển sinh và đào tạo trình độ tiến sĩ;

Căn cứ Quyết định số 1968/QĐ-HVKHCN ngày 28/12/2021 của Giám đốc Học viện Khoa học và Công nghệ về việc ban hành Quy chế tuyển sinh và đào tạo trình độ tiến sĩ;

Căn cứ Quyết định số 949/QĐ-HVKHCN ngày 25/05/2022 của Giám đốc Học viện Khoa học và Công nghệ về việc công nhận nghiên cứu sinh đợt 1 năm 2022;

Xét đề nghị của Trưởng phòng Đào tạo.

**QUYẾT ĐỊNH:**

**Điều 1.** Thành lập Hội đồng đánh giá luận án tiến sĩ cấp Học viện cho nghiên cứu sinh Trịnh Minh Việt với đề tài,

**Nghiên cứu xử lý amoni nồng độ cao trong nước thải bằng thiết bị li tâm hiệu năng cao HP2R (High-performance rotating reactor)**

Ngành: Kỹ thuật môi trường Mã số: 9 52 03 20.

Danh sách thành viên Hội đồng đánh giá luận án kèm theo Quyết định này.

**Điều 2.** Hội đồng có trách nhiệm đánh giá luận án tiến sĩ theo đúng Quy chế hiện hành của Bộ Giáo dục và Đào tạo, và quy định của Học viện Khoa học và Công nghệ. Quyết định có hiệu lực kể từ ngày ký đến trước ngày 22/03/2026. Hội đồng tự giải thể sau khi hoàn thành nhiệm vụ.

**Điều 3.** Trưởng phòng Tổ chức - Hành chính, Trưởng phòng Đào tạo, Trưởng phòng Kế toán, các thành viên có tên trong danh sách Hội đồng và nghiên cứu sinh có tên tại Điều 1 chịu trách nhiệm thi hành Quyết định này. *Jm*

**Nơi nhận:**

- Như Điều 3;
- Lưu hồ sơ NCS;
- Lưu: VT, ĐT.HK16.

**GIÁM ĐỐC** *Jm*



**GS. TS. Vũ Đình Lãm**

**DANH SÁCH HỘI ĐỒNG ĐÁNH GIÁ LUẬN ÁN TIẾN SĨ  
CẤP HỌC VIỆN**



(Kèm theo quyết định số 1533/QĐ-HVKHCN ngày 29 / 12 / 2025  
của Giám đốc Học viện Khoa học và Công nghệ)

Cho luận án của nghiên cứu sinh: Trịnh Minh Việt

**Đề tài: Nghiên cứu xử lý amoni nồng độ cao trong nước thải bằng thiết bị li tâm hiệu năng cao HP2R (High-performance rotating reactor).**

Ngành: Kỹ thuật môi trường

Mã số: 9 52 03 20.

Người hướng dẫn chính: PGS.TS. Đỗ Văn Mạnh, Viện Khoa học công nghệ Năng lượng và Môi trường, Viện Hàn lâm KHCNVN

Người hướng dẫn phụ: PGS.TS. Ngô Thanh Long, Trường Đại học Xây dựng Hà Nội

TT	Họ và tên, học hàm, học vị	Chuyên ngành	Cơ quan công tác	Trách nhiệm trong Hội đồng
1	GS.TS. Nguyễn Văn Tuyền	Hóa học	Học viện Khoa học và Công nghệ, Viện Hàn lâm KHCNVN	Chủ tịch
2	GS.TS. Nguyễn Mạnh Khải	Khoa học môi trường	Trường ĐH Khoa học Tự nhiên, Đại học Quốc gia Hà Nội	Phản biện 1
3	PGS.TS. Bùi Thị Kim Anh	Khoa học môi trường	Viện Khoa học công nghệ Năng lượng và Môi trường, Viện Hàn lâm KHCNVN	Phản biện 2
4	TS. Đặng Thị Thơm	Kỹ thuật môi trường	Học viện Khoa học và Công nghệ, Viện Hàn lâm KHCNVN	Ủy viên - Thư ký
5	GS.TS. Vũ Đức Toàn	Công nghệ môi trường	Trường Đại học Thủy Lợi, Bộ Nông nghiệp và Môi trường	Ủy viên
6	PGS.TS. Văn Hữu Tập	Kỹ thuật môi trường	Trung tâm Phát triển Công nghệ mới, Đại học Thái Nguyên	Ủy viên
7	PGS.TS. Lưu Thế Anh	Tài nguyên và Môi trường	Viện Tài nguyên và Môi trường, Đại học Quốc gia Hà Nội	Ủy viên

(Hội đồng gồm 07 thành viên)./. *gk*



Hà Nội, ngày 02 tháng 02 năm 2026

**BIÊN BẢN**  
**HỘI ĐỒNG ĐÁNH GIÁ LUẬN ÁN TIẾN SĨ CẤP HỌC VIỆN**

**PHẦN I:**

**A. THÔNG TIN CHUNG**

- Tên đề tài luận án: Nghiên cứu xử lý amoni nồng độ cao trong nước thải bằng thiết bị li tâm hiệu năng cao HP2R (High-performance rotating reactor)
  - Họ và tên NCS: Trịnh Minh Việt
  - Ngành: Kỹ thuật môi trường
  - Mã số: 9 52 03 20
  - Người hướng dẫn: PGS.TS. Đỗ Văn Mạnh, PGS.TS. Ngô Thanh Long
- Thành phần Hội đồng tham dự: Theo Quyết định số 1533 ngày 29 tháng 12 năm 2025 về việc thành lập Hội đồng đánh giá luận án tiến sĩ cấp Học viện của Học viện Khoa học và Công nghệ.
- Thời gian thực hiện: từ 9H00 đến 11H30 ngày 02/2/2025
- Địa điểm họp: Phòng 1705, nhà A28, Học viện Khoa học và Công nghệ
- Số thành viên Hội đồng có mặt trên tổng số thành viên: 7/7  
Số thành viên Hội đồng vắng mặt: 0

Đại biểu tham dự: GS.TS. Vũ Đình Lâm, Giám đốc - Học viện Khoa học và Công nghệ, PGS.TS. Trần Thị Ngọc Dung - Trưởng khoa, Khoa Công nghệ môi trường và năng lượng - Học viện Khoa học và Công nghệ.

**B. NỘI DUNG LÀM VIỆC CỦA HỘI ĐỒNG**

- Đại diện cơ sở đào tạo tuyên bố lý do, đọc quyết định của Giám đốc Học viện Khoa học và Công nghệ về việc thành lập Hội đồng đánh giá luận án tiến sĩ cấp Học viện và đề nghị Chủ tịch Hội đồng - GS. TS. Nguyễn Văn Tuyển điều khiển phiên họp
- Chủ tịch Hội đồng - GS. TS. Nguyễn Văn Tuyển công bố danh sách thành viên có mặt, thông qua chương trình buổi bảo vệ, đề nghị Thư ký - TS. Đặng Thị Thơm thông báo các điều kiện chuẩn bị cho buổi bảo vệ và đọc lý lịch khoa học của NCS
- Thư ký - TS. Đặng Thị Thơm thông báo các điều kiện cho buổi bảo vệ
- Các thành viên của Hội đồng và những người tham dự nhất trí về lý lịch khoa học và quá trình đào tạo của Nghiên cứu sinh.
- Nghiên cứu sinh - Trịnh Minh Việt trình bày nội dung luận án trước Hội đồng bảo vệ
- Các phản biện đọc nhận xét và đặt câu hỏi

**Phản biện 1. GS. TS. Nguyễn Mạnh Khải nhận xét luận án và đặt câu hỏi**

Luận án được đánh giá cao việc lựa chọn hướng tiếp cận xử lý amoni bằng thiết bị li tâm hiệu năng cao HP2R dựa trên nguyên lý tăng cường lực ly tâm và tiếp xúc



khí-lồng cường độ cao và là phù hợp với xu thế phát triển các công nghệ xử lý nước thải tiên tiến hiện nay.

Về mặt khoa học, luận án góp phần làm rõ cơ chế truyền khối, động học quá trình stripping amoni trong điều kiện trường ly tâm cao, đồng thời xây dựng các mô hình thực nghiệm phục vụ thiết kế và dự báo hiệu quả xử lý.

Về mặt thực tiễn, kết quả nghiên cứu có khả năng ứng dụng cho xử lý nước thải amoni nồng độ cao ở quy mô thực tế, góp phần giảm thiểu ô nhiễm môi trường và hướng tới thu hồi, tái sử dụng tài nguyên nitơ.

Kết quả những nghiên cứu mới của tác giả đã được làm rõ: Hiệu quả xử lý amoni nồng độ cao bằng thiết bị li tâm hiệu năng cao HP2R trong các điều kiện vận hành khác nhau. Xác định được các thông số vận hành tối ưu cho quá trình stripping amoni trong trường ly tâm cao. Mô hình thực nghiệm mô tả quá trình truyền khối và dự báo hiệu suất xử lý amoni và đánh giá khả năng thu hồi amoni sau xử lý, góp phần định hướng ứng dụng công nghệ theo hướng kinh tế tuần hoàn.

Luận án công bố 03 công trình trên tạp chí khoa học quốc tế có uy tín (WoS), 01 trên tạp chí trong nước được Hội đồng giáo sư tính điểm, 01 sách chuyên khảo. Các công trình nghiên cứu có chất lượng tốt, nội dung liên quan đến nội dung luận án. Bản tóm tắt luận án phản ánh trung thực kết quả nghiên cứu chính của Luận án *Với các ưu điểm đã được đánh giá cao và một số nhược điểm của Luận án cần bổ sung chỉnh sửa theo các góp ý sau:*

- Trích dẫn tài liệu tham khảo: Trích dẫn cần thường xuyên và từ nhiều tài liệu gốc hơn (ví dụ tại trang 4, 7, 13, khổ thứ nhất từ dưới lên rất nhiều thông tin thiếu nguồn trích dẫn, Hình 1.1, 1.2 hiện đang trích dẫn từ tài liệu thứ cấp).
- Bổ sung vào các nội dung tổng quan vừa mô tả hiện tượng ô nhiễm, đồng thời cụ thể hóa dẫn chứng về các số liệu/giá trị thường thấy trong các đánh giá về amoni trong môi trường nước thải ở các loại hình khác nhau.
- Bổ sung phương pháp xử lý thống kê, làm rõ các công thức thí nghiệm, công thức tính hiệu suất xử lý và thu hồi tổng chung, phương pháp tính toán hiệu quả kinh tế.
- Cần phải biện luận và đánh giá trên cùng 1 điều kiện khi đối sánh với các nghiên cứu khác. Đồng thời cần có các thảo luận sâu hơn về kết quả nghiên cứu đạt được, so sánh sự khác biệt và lập luận sự khác biệt, nguyên nhân về kết quả nghiên cứu với cùng các yếu tố thí nghiệm nhưng khác nhau về loại nước thải. Đối với stripping triển khai với kết quả của luận án cần có thông tin so sánh với stripping đã được áp dụng vào thực tế của nước rỉ rác (Nam Sơn).
- Bổ sung kết quả và lập luận kết quả ước tính hiệu quả kinh tế, chi phí xử lý nước thải sau stripping đã được tính toán? Lượng  $\text{NH}_4\text{SO}_4$  thu được đã được tính vào giá chung chưa? Cần lý giải và biện luận thêm.

### ***Phản biện 2. PGS.TS. Bùi Thị Kim Anh đọc nhận xét và đặt câu hỏi***

Luận án được nhận xét đánh giá cao trong việc tiếp cận theo hướng tăng cường truyền khối cho quá trình stripping kết hợp hấp thụ, nhằm đồng thời xử lý và thu hồi amoni dưới dạng muối có giá trị. Trên cơ sở tích hợp thiết bị HP2R với buồng stripping quy mô pilot và ứng dụng mô phỏng CFD để tối ưu hóa trao đổi khí-lồng, nghiên cứu khảo sát hệ thống các thông số vận hành then chốt (pH, tốc độ quay, tỉ

lệ Qg/Ql, nhiệt độ), làm rõ cơ chế tăng hệ số truyền khối và định hướng giảm tiêu hao năng lượng, hóa chất. Kết quả cho thấy hiệu suất loại bỏ  $\text{NH}_3$  có thể vượt 95% với nước thải chăn nuôi tại Việt Nam ( $\text{NH}_4^+ > 1.000 \text{ mg/L}$ ,  $30 \text{ }^\circ\text{C}$ ), cho thấy triển vọng nhân rộng và phù hợp định hướng kinh tế tuần hoàn.

Luận án triển khai thực nghiệm trên nước thải mô phỏng và các mẫu nước thải thực tế, khảo sát các thông số vận hành quan trọng của quá trình stripping, đồng thời có bước xây dựng mô hình động học và so sánh với các nghiên cứu đã công bố. Phương pháp nghiên cứu hiện đại và phù hợp với nhiều kết quả mới đã đạt được với các điều kiện nghiên cứu và ứng dụng thiết bị HP2R đã nâng cao hiệu quả xử lý và thu hồi tối đa đạt lần lượt 95% và 85%, đặc biệt với nồng độ amoni cao trong nước thải ( $>1000 \text{ mg/L}$ ).

Luận án đã công bố được 4 bài báo có liên quan trong các tạp chí chuyên ngành, cụ thể có 2 bài báo trên tạp chí SCIE có hệ số ảnh hưởng cao (Q1), 1 bài trên tạp chí Scopus, 1 bài trên tạp chí chuyên ngành và là đồng tác giả của 1 sách chuyên khảo có nội dung liên quan đến luận án.

*Tuy nhiên, một số góp ý của Phản biện cần được chỉnh sửa như sau:*

- Cần rà soát và chỉnh sửa các lỗi hình thức, thuật ngữ và chính tả. Trích dẫn tài liệu tham khảo đầy đủ, và bổ sung các tài liệu tham khảo, rà soát các tài liệu tham khảo là trang web cần phải được lược bỏ.
- Cần chuẩn hóa đơn vị khi so sánh giữa nghiên cứu này và tài liệu tham khảo, tránh so sánh trực tiếp khi đơn vị chưa được quy đổi tương đồng.
- Phần đánh giá chi phí cần làm rõ giả thiết ( $n_c = 0$ ), cách tính và cách làm tròn số, đồng thời giải thích đầy đủ các hạng mục chi phí bị lược bỏ.
- Cần giải thích bằng cơ chế, bằng chứng thêm khi mô tả số liệu đạt được và biện luận điều gì xảy ra khi vận hành liên tục thời gian dài, đề xuất chiến lược rửa, vật liệu đệm, kiểm soát kiềm, kiểm soát đóng cặn.
- Đánh giá chi phí sơ bộ và cần làm rõ giả thiết đánh giá chi phí đặc biệt nhân công; Cần thêm giải thích về cơ chế, nên đưa vào các vật liệu thu hồi sau quá trình xử lý amoni.

7. Thư ký Hội đồng đọc nhận xét của 2 phản biện độc lập (thông qua bản tổng hợp nhận xét của 2 phản biện độc lập:

+ Rà soát tài liệu tham khảo với các trích dẫn phù hợp, không trích dẫn trang web trong luận án.

+ Trang 140 liệt kê 7 điểm, kết luận cần rà soát kết luận của Luận án để thể hiện tính mới của Luận án.

+ Cân nhắc sử dụng trang web trong tham khảo tài liệu

+ Phương pháp cần bổ sung thêm mô hình động học bậc 1, với hằng số tốc độ k nên thay thế

+ Rà soát lại các lỗi, phần kiến nghị nên viết lại, cần lược bỏ một số kiến nghị không cần thiết.

8. Nghiên cứu sinh Trịnh Minh Việt trả lời các câu hỏi của phản biện:

Nghiên cứu sinh trả lời từng câu hỏi của 2 Phản biện và tiếp thu các ý kiến góp ý của 2 Phản biện để chỉnh sửa, hoàn thiện luận án.

9. Các thành viên khác trong Hội đồng đưa ra ý kiến nhận xét và đặt câu hỏi

**TS. Đặng Thị Thơm nhận xét**

Luận án có giá trị khoa học và thực tiễn ứng dụng trong việc xử lý xử lý amoni nồng độ cao trong nước thải bằng thiết bị li tâm hiệu năng cao HP2R (High-performance rotating reactor). Các kết quả đã được biện luận và minh chứng bằng 4 công trình được đăng trên các Tạp chí trong nước và quốc tế. Bản tóm tắt luận án đã khái quát được tất cả các kết quả nghiên cứu đạt được và đáp ứng mục tiêu và sản phẩm của luận án chuyên ngành kỹ thuật môi trường.

*Tuy nhiên, luận án cần chỉnh sửa theo các góp ý sau:*

- Chỉnh sửa lại các lỗi chính tả, và rà soát việt hóa toàn bộ các từ tiếng Anh thành tiếng Việt trong bản luận án.
- Trang 67, Bảng 2.4 ghi so sánh QCVN 40:2025/BTNMT cột A, xem xét với lập luận ở trang 16 ghi cột C để có lập luận phù hợp khi đối chiếu nồng độ cho phép trong nước thải xả ra môi trường.
- Sau mỗi một phần nghiên cứu nên bỏ dòng ghi: Tiểu kết chương I, Tiểu kết chương 2, Tiểu kết mục... trong luận án. Luận án có thể kết luận sau mỗi một chương, tuy nhiên không cần lý giải rõ mục; “Tiểu kết...”
- Luận án bổ sung thêm phần kết luận rõ hơn cho mục nghiên cứu 3.2 thu hồi amoni bằng thiết bị HP2R từ nước thải.
- Các kết luận đề nghị cụ thể hơn về số liệu các điều kiện nghiên cứu tối ưu đã đạt được cho từng nội dung đã nghiên cứu.

**GS. TS. Vũ Đức Toàn nhận xét**

Luận án được đánh giá cao với ý nghĩa khoa học và thực tiễn ứng dụng, đáp ứng đầy đủ điều kiện của Luận án Tiến sĩ. Bản tóm tắt luận án được tổng hợp và phù hợp.

Các kết quả và sản phẩm của luận án đã được minh chứng và đánh giá với các nội dung nghiên cứu và các công trình được xuất bản.

*Tuy nhiên, luận án cần được chỉnh sửa với các góp ý sau:*

- Tính mới luận án cần chỉnh sửa theo hướng có tính nghiên cứu cao hơn, đổi mới sáng tạo liên quan đến nước thải nhân tạo và hai loại nước thải thực tế ở quy mô pilot.
- Cần nhắc việc thay thế từ tối ưu trong thực nghiệm của luận án bằng từ “phù hợp”.
- Bổ sung thêm các so sánh với các nghiên cứu trên thế giới có cùng cách tiếp cận và phương pháp nghiên cứu
- Tổng quan chương 1 phần mô tả các phương pháp xử lý amoni khác là hơi dài, nên rút gọn, mô tả chính vào phương pháp mà luận án lựa chọn.
- Chỉnh sửa các lỗi chính tả trong luận án.
- Mục tiêu 1 gần giống nội dung nên được chỉnh sửa.

**PGS.TS. Văn Hữu Tập nhận xét**

Luận án đã đáp ứng đầy đủ các yêu cầu đối với một luận án tiến sĩ chuyên ngành Kỹ thuật môi trường cả về nội dung khoa học, phương pháp nghiên cứu, tính mới, tính ứng dụng và hình thức trình bày.

Bản tóm tắt luận án phản ánh trung thành và chính xác các nội dung cơ bản của luận án. Trên cơ sở các kết quả nghiên cứu đã đạt được, các công bố khoa học liên quan và chất lượng tổng thể của luận án đã được đăng.

*Tuy nhiên, Luận án với các góp ý cần chỉnh sửa như sau:*

- Ở phần mở đầu nên làm nổi bật rõ hơn các nghiên cứu về stripping amoni bằng thiết bị HiGee/HP2R đối với nước thải thực có thành phần phức tạp, thay vì chủ yếu nêu hạn chế chung của công nghệ truyền thống.
- Một số phần mô tả các phương pháp xử lý amoni truyền thống (sinh học, hấp phụ, trao đổi ion, màng) ở phần tổng quan còn dài; nên rút gọn, tập trung nhiều hơn vào mục tiêu và nội dung nghiên cứu của luận án.
- Các phần “Tiểu kết” nên được viết theo hướng khái quát hóa logic dẫn tới mục tiêu nghiên cứu, tránh mang tính liệt kê.
- Phần mô tả thiết bị HP2R nên bổ sung thêm lý do lựa chọn các thông số thiết kế chính (bán kính, chiều cao đệm, vật liệu đệm), thay vì chỉ liệt kê thông số.
- Cần tăng cường thảo luận cơ chế (ví dụ: ảnh hưởng của lực ly tâm đến màng lỏng, thời gian lưu, bề mặt tiếp xúc khí-lỏng) trong phần kết quả đạt được.
- Phần mô hình dự đoán KLa và hiệu suất stripping nên thảo luận sâu hơn về giới hạn áp dụng của mô hình, tránh để người đọc hiểu mô hình có tính phổ quát tuyệt đối.
- Làm rõ hơn ảnh hưởng của hiện tượng kết tủa cacbonat và SS tới hiệu quả truyền khối, đây là điểm rất có giá trị khoa học nhưng hiện chưa được khai thác sâu.

#### ***PGS.TS. Luu Thế Anh nhận xét***

Luận án của NCS đáp ứng các yêu cầu đối với một luận án tiến sĩ chuyên ngành Kỹ thuật môi trường. Bản tóm tắt luận án phản ánh trung thành nội dung cơ bản của luận án.

*Tuy nhiên Luận án cần chỉnh sửa với các góp ý sau:*

- Xem xét chỉnh sửa format luận án, nên đánh số thứ tự của các mục trong phần mở đầu (1. Tính cấp thiết của đề tài luận án; 2. Mục tiêu nghiên cứu; 3. Ý nghĩa khoa học và thực tiễn của đề tài luận án; 4. Đóng góp mới của luận án).
- Xem xét bổ sung cụm từ “vấn đề” vào tên Chương 1 “Tổng quan vấn đề nghiên cứu” cho rõ nghĩa hơn.
- Một số đoạn trình bày trong Chương 1 còn dài, có thể cô đọng hơn. Thống nhất sử dụng các thuật ngữ, như “amoni nồng độ cao” hay “giàu amoni”. Thuật ngữ tiếng Anh “stripping” cần được dịch sang tiếng Việt.
- Phần thảo luận, so sánh kết quả nghiên cứu của luận án với các công nghệ HiGee tương tự trên thế giới có thể được làm nổi bật thêm để tăng tính đối sánh quốc tế.

#### ***GS. TS. Nguyễn Văn Tuyền nhận xét***

Luận án được đánh giá cao với các kết quả nghiên cứu và các công trình khoa học đã được công bố uy tín chất lượng, và liên quan đến các nội dung nghiên cứu. Luận án phù hợp với chuyên ngành Kỹ thuật môi trường. Bản tóm tắt luận án đã khái quát được các vấn đề nghiên cứu.

Tuy nhiên, luận án cần xem xét việc hấp thụ  $\text{NH}_3$  dạng khí, công nghệ có thể hấp thụ trong quá trình thu hồi khí sau quá trình xử lý. Trong thực tế, còn có nhiều các khí khác, chất ô nhiễm khác trong nước thải thực tế, luận án có thể bổ sung thêm lập luận trong phần ứng dụng mô hình thực tế xử lý amoni.

10. Người tham dự GS.TS. Vũ Đình Lãm – Giám đốc Học viện Khoa học và Công nghệ đánh giá cao kết quả nghiên cứu của Nghiên cứu sinh đã đạt được, minh chứng bởi 4 công bố trên Tạp chí, bao gồm 01 Công bố thuộc tạp chí SCIE – Q1 ( $\text{IF}_{2023} = 7.7$ ) Journal of Environmental Chemical Engineering, 2023 ; 01 Công bố thuộc tạp chí SCIE – Q1 ( $\text{IF}_{2025} = 3.9$ ) Chemical Engineering and Processing - Process Intensification, 2025; 01 Công bố thuộc tạp chí Scopus, Vietnam Journal of Science and Technology, 2024; 01 Công bố thuộc tạp chí trong nước (Điểm tạp chí = 1 theo HDGSNN), Vietnam Journal of Science and Technology, 2022. Đồng thời, sản phẩm Luận án Nghiên cứu sinh có 01 Sách chuyên khảo Nhà Xuất bản Khoa học tự nhiên và Công nghệ, 2023.
11. NCS. Trịnh Minh Việt trả lời các câu hỏi của các thành viên Hội đồng nhận xét và tiếp thu các ý kiến nhận xét, góp ý của các thành viên Hội đồng để chỉnh sửa hoàn thiện luận án.
12. Đại diện Tập thể hướng dẫn, PGS.TS. Đỗ Văn Mạnh phát biểu đánh giá cao Nghiên cứu sinh trong thời gian thực hiện luận án và cảm ơn sự đóng góp, nhận xét của Hội đồng đánh giá luận án.

## **PHẦN II: Hội đồng họp riêng để bầu ban kiểm phiếu, bỏ phiếu kín và thảo luận thông qua quyết nghị của Hội đồng**

1. Ban kiểm phiếu gồm 3 người (1 Trưởng ban - PGS.TS. Văn Hữu Tập và 2 ủy viên (PGS.TS. Bùi Thị Kim Anh và TS. Đặng Thị Thơm).
2. Sau khi đánh giá kết quả bỏ phiếu kín và thảo luận thông qua quyết nghị của Hội đồng, Hội đồng đánh giá:  
Luận án có giá trị khoa học và thực tiễn, kết quả của luận án đã được ứng dụng trên diện rộng và được đánh giá cao trong các nội dung nghiên cứu thể hiện qua các bài báo, công trình đã công bố trên các tạp chí khoa học có uy tín về chất lượng khoa học ở trong và ngoài nước.

## **PHẦN III:**

1. Trưởng ban kiểm phiếu công bố kết quả đánh giá luận án của Hội đồng  
Trưởng ban: PGS.TS. Văn Hữu Tập công bố:  
+ Số phiếu hợp lệ: 07  
+ Số phiếu không hợp lệ: 0  
+ Số phiếu tán thành: 07  
+ Số phiếu không tán thành: 0  
+ Trong đó số phiếu xếp loại xuất sắc là: 07

2. Chủ tịch Hội đồng - GS. TS. Nguyễn Văn Tuyển đọc quyết nghị của Hội đồng và kết luận luận án được đánh giá xuất sắc với 07 phiếu đánh giá xếp loại xuất sắc
3. Chủ tịch Hội đồng tuyên bố Hội đồng đã hoàn thành nhiệm vụ.  
Hội đồng kết thúc lúc 11h30 ngày 02/2/2026.

**THƯ KÝ**

**TS. Đặng Thị Thơm**

**CHỦ TỊCH**

**GS. TS. Nguyễn Văn Tuyển**

**XÁC NHẬN CỦA CƠ SỞ ĐÀO TẠO**

**KT. GIÁM ĐỐC  
PHÓ GIÁM ĐỐC**



**Nguyễn Thị Trưng**



Hà Nội, ngày 02 tháng 02 năm 2026

**QUYẾT NGHỊ**  
**HỘI ĐỒNG ĐÁNH GIÁ LUẬN ÁN TIẾN SĨ CẤP HỌC VIỆN**

Họ và tên NCS: Trịnh Minh Việt

Tên đề tài luận án: Nghiên cứu xử lý amoni nồng độ cao trong nước thải bằng thiết bị li tâm hiệu năng cao HP2R (High-performance rotating reactor)

Ngành: Kỹ thuật môi trường

Mã số: 9 52 03 20

Người hướng dẫn: PGS. TS. Đỗ Văn Mạnh, PGS.TS. Ngô Thanh Long

Hội đồng đánh giá luận án tiến sĩ cấp Học viện của NCS. Trịnh Minh Việt đã họp từ 9 giờ 00 phút đến 11 giờ 30 phút ngày 02/02/2026 tại Học viện Khoa học và Công nghệ, số 18 đường Hoàng Quốc Việt, phường Nghĩa Đô, thành phố Hà Nội.

Sau khi nghe nghiên cứu sinh Trịnh Minh Việt trình bày nội dung luận án trong thời gian 30 phút, Hội đồng đã nghe các phản biện phát biểu nhận xét luận án; nghe thư ký Hội đồng đọc bản tổng hợp các ý kiến nhận xét luận án của các thành viên khác trong Hội đồng và nhận xét tóm tắt luận án của các nhà khoa học gửi đến. Hội đồng đã tiến hành thảo luận chung tại Hội trường, sau đó Hội đồng đã họp riêng và nhất trí quyết nghị như sau:

**1. Kết quả bỏ phiếu đánh giá luận án của Hội đồng**

- + Số phiếu hợp lệ: 07
- + Số phiếu không hợp lệ: 0
- + Số phiếu tán thành: 07
- + Số phiếu không tán thành: 0

Trong đó số phiếu xếp loại xuất sắc là: 07

**2. Những kết luận khoa học cơ bản, những điểm mới, đóng góp mới của luận án**

Luận án: “Nghiên cứu xử lý amoni nồng độ cao trong nước thải bằng thiết bị li tâm hiệu năng cao HP2R (High-performance rotating reactor) đã làm rõ nguyên lý, và tìm ra các điều kiện phù hợp tối ưu khi ứng dụng kỹ thuật stripping để xử lý amoni có nồng độ cao dựa trên cơ chế chuyển hóa  $\text{NH}_4^+$  về dạng khí  $\text{NH}_3$  ở pH kiềm, và sử dụng kỹ thuật thổi khí xử lý  $\text{NH}_3$  ra khỏi môi trường nước, rồi thu hồi  $\text{NH}_3$  làm phân bón phát triển kỹ thuật kinh tế tuần hoàn. Các điều kiện từ nước thải mô phỏng, đến nước thải chăn nuôi, nước rỉ rác và các điều kiện vận hành tối ưu cho quá trình stripping và thu hồi amoni bằng thiết bị HP2R đã được xác định ở các điều kiện phù hợp như pH, tốc độ quay, tỷ lệ  $Q_L/Q_G$ , và hệ số chuyển khối tổng quát  $K_{LA}$



đồng thời đã tính toán sơ bộ chi phí vận hành quy trình khi áp dụng vào thực tế và đề xuất mô hình xử lý quy mô thực tế.

Luận án đã đóng góp nhiều điểm mới, đóng góp mới trong khoa học và thực tiễn với việc sử dụng kỹ thuật stripping để xử lý amoni, là phương pháp, kỹ thuật hiện đại, rất phù hợp trong việc xử lý amoni nồng độ cao, dựa trên cơ chế chuyển hóa  $\text{NH}_4^+$  về dạng Khí  $\text{NH}_3$  ở pH kiềm, và sử dụng kỹ thuật thổi khí xử lý  $\text{NH}_3$  ra khỏi môi trường nước, rồi thu hồi  $\text{NH}_3$  làm phân bón đó kỹ thuật mới đóng góp phát triển định hướng kinh tế tuần hoàn. Nghiên cứu đã chứng minh mô hình được áp dụng đối với việc xử lý amoni trong nước rỉ rác và nước thải mô phỏng giả định với nồng độ amoni cao khoảng  $>1000 \text{ mg/L}$ .

### **3. Cơ sở khoa học, độ tin cậy của những luận điểm và những kết luận nêu trong luận án**

Bản luận án trình bày đầy đủ cơ sở khoa học, có độ tin cậy cao trong nghiên cứu và ứng dụng thực tiễn với những luận điểm và những kết luận đã được trình bày đầy đủ, và giải thích, liên hệ và biện luận có khoa học, chặt chẽ trong việc giải quyết vấn đề: sử dụng kỹ thuật stripping xử lý amoni nồng độ cao trong nước thải (nước rỉ rác và nước thải chăn nuôi) bằng thiết bị li tâm hiệu năng cao HP2R. Các điều kiện nghiên cứu tối ưu từ mô phỏng giả định đến chứng minh thực tiễn đã được minh chứng trong Luận án. Như vậy, khẳng định rằng nghiên cứu có cơ sở khoa học và độ tin cậy cao từ kỹ thuật sử dụng đến nội dung, và kết quả nghiên cứu đạt được trong Luận án.

### **4. Ý nghĩa về lý luận, thực tiễn và những đề nghị sử dụng các kết quả nghiên cứu của luận án**

Luận án có giá trị về khoa học, lý luận xác đáng và có giá trị thực tiễn sâu sắc. Các kết quả nghiên cứu của Luận án là tài liệu tham khảo trong nghiên cứu, đào tạo và trong thực tiễn ứng dụng xử lý amoni nồng độ cao, cụ thể đối với loại hình nước thải chứa amoni cao như nước rỉ rác và nước thải chăn nuôi trong thực tế.

### **5. Những thiếu sót về nội dung và hình thức của luận án**

- Chính sửa lại các lỗi chính tả, và rà soát Việt hóa toàn bộ các từ tiếng Anh thành tiếng Việt trong bản luận án.
- Trích dẫn tài liệu tham khảo đầy đủ, và bổ sung các tài liệu tham khảo, rà soát các tài liệu tham khảo là trang web cần phải được lược bỏ.
- Bổ sung thêm nội dung phân tổng quan về hiện tượng ô nhiễm, cụ thể số liệu dẫn chứng về đánh giá amoni trong các loại nước thải khác nhau.
- Bổ sung thêm Phương pháp nghiên cứu thống kê, làm rõ công thức thí nghiệm, công thức tính hiệu suất xử lý và thu hồi, phương pháp tính toán hiệu quả kinh tế kỹ thuật; và thảo luận sâu hơn về kết quả nghiên cứu đạt được.
- Đánh giá chi phí sơ bộ và cần làm rõ giá thiết đánh giá chi phí đặc biệt nhân công; Cần thêm giải thích về cơ chế, nên đưa vào các vật liệu thu hồi sau quá trình xử lý amoni.
- Mục tiêu 1 gần giống nội dung nên được chỉnh sửa.

- Có thể xem xét thay thế từ tối ưu bằng từ phù hợp trong các điều kiện nghiên cứu. Bổ sung thêm các so sánh nghiên cứu khác trong các nội dung nghiên cứu.
- Phần mở đầu nên được mở rộng và đánh giá sự thiếu hụt của công nghệ stripping và hạn chế của công nghệ truyền thống. Tập trung nhiều hơn ở công nghệ xử lý amoni nồng độ cao ở phần Tổng quan.
- Phần trình bày bổ sung thêm các phần nên tăng cường về cơ chế, giới hạn và hạn chế của kỹ thuật stripping.
- Tính toán và lập luận thêm các thông số ô nhiễm đi kèm trong nước thải thực tế với nước thải rỉ rác và nước thải chăn nuôi với nồng độ amoni rất cao. Phần tóm tắt luận án, điểm mới nên đưa vào phần đầu của Luận án.
- Xem xét việc hấp thụ  $\text{NH}_4$  dạng khí, công nghệ có thể hấp thụ trong quá trình thu hồi khí sau quá trình xử lý. Trong thực tế, còn có nhiều các khí khác, chất ô nhiễm khác trong nước thải thực tế, luận án có thể bổ sung thêm lập luận trong phần ứng dụng mô hình thực tế vì Luận án chỉ quan tâm đến việc xử lý amoni.
- Trang 67, Bảng 2.4 ghi so sánh QCVN 40:2025/BTNMT cột A, xem xét với lập luận ở trang 16 ghi cột C để có lập luận phù hợp khi đối chiếu nồng độ cho phép trong nước thải xả ra môi trường.
- Sau mỗi một phần nghiên cứu nên bỏ dòng ghi: Tiểu kết chương I, Tiểu kết chương 2, Tiểu kết mục... trong luận án. Luận án có thể kết luận sau mỗi một chương, tuy nhiên không cần lý giải rõ mục; “Tiểu kết...”
- Luận án xem xét bổ sung thêm phần kết luận rõ hơn cho mục nghiên cứu 3.2 thu hồi amoni bằng thiết bị HP2R từ nước thải.
- Các kết luận đề nghị cụ thể hơn về số liệu các điều kiện nghiên cứu tối ưu đạt được cho từng nội dung đã nghiên cứu.
- Hoàn thiện luận án theo các nhận xét và góp ý của các thành viên Hội đồng.

## 6. Mức độ đáp ứng các yêu cầu của luận án

Luận án được trình bày rõ ràng về bố cục, nội dung và thể thức đáp ứng.

Từ các nghiên cứu trong Luận án đã có 4 công bố trên Tạp chí, bao gồm 01 Công bố thuộc tạp chí SCIE – Q1 ( $\text{IF}_{2023} = 7.7$ ) Journal of Environmental Chemical Engineering, 2023 ; 01 Công bố thuộc tạp chí SCIE – Q1 ( $\text{IF}_{2025} = 3.9$ ) Chemical Engineering and Processing - Process Intensification, 2025; 01 Công bố thuộc tạp chí Scopus, Vietnam Journal of Science and Technology, 2024; 01 Công bố thuộc tạp chí trong nước (Điểm tạp chí = 1 theo HĐGSNN), Vietnam Journal of Science and Technology, 2022. Đồng thời, sản phẩm Luận án Nghiên cứu sinh có 01 Sách chuyên khảo Nhà Xuất bản Khoa học tự nhiên và Công nghệ, 2023.

Như vậy, Luận án đáp ứng các yêu cầu và quy định của Luận án Tiến sĩ.

## 7. Những điểm cần bổ sung, sửa chữa (nếu có) trước khi nộp luận án cho Thư viện Quốc gia Việt Nam

Luận án cần hoàn thiện với các góp ý của Hội đồng đánh giá Luận án Tiến sĩ cấp Học viện theo đúng quy định trước khi nộp Luận án cho Thư viện Quốc gia Việt Nam.



**8. Kiến nghị của Hội đồng về việc công nhận trình độ và cấp bằng tiến sĩ cho nghiên cứu sinh**

Hội đồng nhất trí đề nghị công nhận trình độ và cấp bằng Tiến sĩ cho Nghiên cứu sinh.

**9. Nghị quyết phải ghi rõ số thành viên Hội đồng nhất trí thông qua bằng biểu quyết công khai**

Kết quả: 07 thành viên Hội đồng nhất trí tán thành và 07 thành viên Hội đồng đánh giá xếp loại xuất sắc.

Kết luận: Luận án xếp loại xuất sắc.

**THƯ KÝ**



**TS. Đặng Thị Thơm**

**CHỦ TỊCH**



**GS.TS. Nguyễn Văn Tuyên**

**XÁC NHẬN CỦA CƠ SỞ ĐÀO TẠO**

**KT. GIÁM ĐỐC**

**PHÓ GIÁM ĐỐC**



**Nguyễn Thị Trung**

## BẢN NHẬN XÉT LUẬN ÁN TIẾN SĨ CẤP HỌC VIỆN

**Tên đề tài luận án:** Nghiên cứu xử lý amoni nồng độ cao trong nước thải bằng thiết bị li tâm hiệu năng cao HP2R (High-performance rotating reactor)

**Ngành:** Kỹ thuật môi trường

**Mã số:** 9 52 03 20

**Nghiên cứu sinh:** Trịnh Minh Việt

**Người hướng dẫn:** - Người hướng dẫn 1: PGS.TS. Đỗ Văn Mạnh

- Người hướng dẫn 2: PGS.TS. Ngô Thanh Long

**Người nhận xét:** GS.TS. Nguyễn Văn Tuyền

**Cơ quan công tác:** Học viện Khoa học và Công nghệ, Viện Hàn lâm KHCNVN

**Nội dung nhận xét:**

**- Tính cần thiết, thời sự, ý nghĩa khoa học và thực tiễn của đề tài luận án.**

Đề tài luận án có tính cấp thiết cao trong bối cảnh ô nhiễm amoni nồng độ cao trong nước thải là thách thức lớn trong xử lý nước thải chăn nuôi và nước rỉ rác tại Việt Nam. Xử lý amoni theo phương pháp stripping tăng cường nhờ lực ly tâm cao phù hợp với xu hướng phát triển công nghệ xử lý hiệu suất cao kết hợp hướng tới thu hồi tài nguyên.

Luận án có ý nghĩa khoa học trong bổ sung dữ liệu thực nghiệm làm rõ cơ chế tăng cường chuyển khối khí - lỏng trong điều kiện ly tâm cao cho quá trình stripping amoni. Kết quả nghiên cứu thể hiện khả năng ứng dụng thiết bị HP2R trong xử lý nước thải chăn nuôi và nước rỉ rác tại Việt Nam.

**- Sự không trùng lặp của đề tài nghiên cứu so với các công trình, luận án đã công bố ở trong và ngoài nước; tính trung thực, rõ ràng và đầy đủ trong trích dẫn tài liệu tham khảo.**

Luận án không trùng lặp với các công trình, luận án đã công bố trong và ngoài nước. Nghiên cứu sinh thể hiện tính trung thực trong nghiên cứu khoa học: các số liệu thực nghiệm được trình bày rõ ràng, có đối chứng và phân tích hợp lý. Tài liệu tham khảo được trích dẫn tương đối đầy đủ, đúng quy chuẩn, phản ánh sự cập nhật các nghiên cứu trong nước và quốc tế có liên quan trực tiếp đến nội dung luận án.

**- Sự phù hợp giữa tên đề tài với nội dung, giữa nội dung với chuyên ngành và mã số chuyên ngành.**

Tên đề tài phản ánh đúng nội dung nghiên cứu của luận án. Các mục tiêu, nội dung và phương pháp nghiên cứu tập trung vào xử lý amoni nồng độ cao trong nước thải bằng thiết bị HP2R là phù hợp với chuyên ngành Kỹ thuật môi trường.

**- Độ tin cậy và tính hiện đại của phương pháp đã sử dụng để nghiên cứu.**

Luận án sử dụng các phương pháp nghiên cứu hiện đại, phương pháp và quy trình thực nghiệm phù hợp. Các thí nghiệm được tiến hành trên nhiều loại nước thải (mô phỏng, chăn nuôi, nước rỉ rác), với việc khảo sát có hệ thống ảnh hưởng của các thông số vận hành chính (pH, tốc độ quay, lưu lượng khí, lưu lượng nước, nhiệt độ). Phương pháp xử lý số liệu và kiểm soát chất lượng thí nghiệm đảm bảo độ tin cậy của kết quả nghiên cứu.

**- Kết quả nghiên cứu mới của tác giả.**

Luận án đã làm rõ ảnh hưởng của các thông số vận hành chính (pH, tốc độ quay, lưu lượng khí, lưu lượng nước và nhiệt độ) của thiết bị HP2R tới hiệu quả xử lý amoni. Luận án đã chứng minh khả năng cải thiện hiệu quả xử lý và thu hồi amoni so với phương pháp truyền thống và đề xuất mô hình ứng dụng thiết bị HP2R ở quy mô thực tế theo định hướng kinh tế tuần hoàn.

**- Ưu điểm và nhược điểm về nội dung, kết cấu và hình thức của luận án.**

+ Ưu điểm: Luận án có bố cục logic, thể hiện rõ mục tiêu và nội dung nghiên cứu đã đề ra; tổng quan được trình bày đầy đủ, cập nhật, nổi bật cơ sở khoa học và khoảng trống nghiên cứu; Phương pháp nghiên trình bày rõ ràng; kết quả thực nghiệm được trình bày rõ ràng; luận giải có chiều sâu với liên hệ cơ sở lý thuyết và kết quả nghiên cứu trước. Các bảng biểu, hình vẽ minh họa rõ ràng.

+ Hạn chế: một số nội dung trình bày còn dài dòng; phân đánh giá kinh tế - kỹ thuật mới dừng ở mức sơ bộ, chưa phân tích sâu khả năng cạnh tranh với các công nghệ khác ở quy mô lớn.

**- Nội dung luận án đã được công bố trên tạp chí, kỷ yếu hội nghị khoa học nào và giá trị khoa học của các công trình đã công bố.**

Nghiên cứu sinh đã có 05 công bố liên quan đến nội dung luận án gồm:

+ Là tác giả chính 02 công bố trên tạp chí SCIE – Q1 (IF = 3,9 và 7,7); 01 công bố trên tạp chí VAST1 (Scopus), 01 công bố trên tạp chí trong nước (điểm tạp chí = 1 theo HDGSNN);

+ Là đồng tác giả 01 sách chuyên khảo.

**- Kết luận chung cần khẳng định mức độ đáp ứng các yêu cầu đối với một luận án tiến sĩ chuyên ngành. Bản tóm tắt luận án phản ánh trung thành nội dung cơ bản của luận án hay không; luận án có thể đưa ra bảo vệ cấp Học viện để nhận học vị tiến sĩ được hay không.**

Luận án đã đáp ứng các yêu cầu đối với luận án tiến sĩ chuyên ngành kỹ thuật môi trường. Bản tóm tắt đã phản ánh trung thực nội dung chính của luận án. Đồng ý cho nghiên cứu sinh được nhận học vị tiến sĩ.

**Người nhận xét**



**GS. TS. Nguyễn Văn Tuyền**

## BẢN NHẬN XÉT/ PHẢN BIỆN LUẬN ÁN TIẾN SĨ CẤP HỌC VIỆN

Tên đề tài luận án: Nghiên cứu xử lý amoni nồng độ cao trong nước thải bằng thiết bị li tâm hiệu năng cao HP2R (High-performance rotating reactor)

Ngành: Kỹ thuật môi trường

Mã số: 9 52 03 20

Nghiên cứu sinh: Trịnh Minh Việt

Người hướng dẫn: - Người hướng dẫn 1: PGS.TS. Đỗ Văn Mạnh

- Người hướng dẫn 2: PGS.TS. Ngô Thanh Long

Người nhận xét/ Người phản biện: **Nguyễn Mạnh Khải**

Cơ quan công tác: Trường Đại học Khoa học Tự nhiên, ĐHQGHN

Nội dung nhận xét:

- Tính cần thiết, thời sự, ý nghĩa khoa học và thực tiễn của đề tài luận án.

Xử lý, loại bỏ amoni trong nước thải có nồng độ cao là một trong kỹ thuật khó, mặc dù đã có nhiều nghiên cứu nhưng tối ưu hóa và làm chủ công nghệ là một trong những yêu cầu bức thiết hiện nay. Đặc biệt đối với các nguồn thải như nước rỉ rác bãi chôn lấp, nước thải chăn nuôi tập trung, một số loại nước thải công nghiệp và làng nghề. Các công nghệ xử lý sinh học truyền thống thường gặp hạn chế khi nồng độ amoni cao do hiện tượng ức chế vi sinh, yêu cầu diện tích lớn, thời gian lưu hệ thống lớn và chi phí vận hành cao.

Trong bối cảnh đó, việc nghiên cứu các công nghệ xử lý amoni hiệu quả cao, gọn nhẹ, tăng cường truyền khối và có khả năng thu hồi tài nguyên là hết sức cần thiết và mang tính thời sự. Luận án lựa chọn hướng tiếp cận xử lý amoni bằng thiết bị li tâm hiệu năng cao HP2R dựa trên nguyên lý tăng cường lực ly tâm và tiếp xúc khí-lỏng cường độ cao là phù hợp với xu thế phát triển các công nghệ xử lý nước thải tiên tiến hiện nay.

Về mặt khoa học, luận án góp phần làm rõ cơ chế truyền khối, động học quá trình stripping amoni trong điều kiện trường ly tâm cao, đồng thời xây dựng các mô hình thực nghiệm phục vụ thiết kế và dự báo hiệu quả xử lý. Về mặt thực tiễn, kết quả nghiên cứu có khả năng ứng dụng cho xử lý nước thải amoni nồng độ cao ở quy mô thực tế, góp phần giảm thiểu ô nhiễm môi trường và hướng tới thu hồi, tái sử dụng tài nguyên nitơ.

- Sự không trùng lặp của đề tài nghiên cứu so với các công trình, luận án đã công bố ở trong và ngoài nước; tính trung thực, rõ ràng và đầy đủ trong trích dẫn tài liệu tham khảo.

Qua đối chiếu với các công trình khoa học và luận án trong và ngoài nước đã được công bố, có thể nhận thấy đề tài luận án không trùng lặp về nội dung nghiên cứu, đặc biệt ở việc ứng dụng thiết bị li tâm hiệu năng cao HP2R cho xử lý amoni nồng độ cao trong nước thải. Hướng nghiên cứu này còn tương đối mới ở Việt Nam và chưa có nhiều công trình nghiên cứu và ứng dụng.

- Sự phù hợp giữa tên đề tài với nội dung, giữa nội dung với chuyên ngành và mã số chuyên ngành.

Luận án thuộc chuyên ngành Kỹ thuật môi trường, mã số 9 52 03 20, và hoàn toàn phù hợp với định hướng đào tạo của chuyên ngành, cả về lý thuyết, phương pháp nghiên cứu, mục tiêu và tính ứng dụng.

- Độ tin cậy và tính hiện đại của phương pháp đã sử dụng để nghiên cứu.

Luận án sử dụng tổng hợp các phương pháp nghiên cứu hiện đại, bao gồm nghiên cứu lý thuyết, thực nghiệm trong phòng thí nghiệm và thực nghiệm trên thiết bị pilot. Các thông số vận hành quan trọng như pH, tốc độ quay, lưu lượng khí – lỏng, nhiệt độ được khảo sát có hệ thống, tính lặp.

Việc xây dựng và sử dụng mô hình thực nghiệm để đánh giá hệ số truyền khối và hiệu suất xử lý cho thấy tác giả có khả năng tiếp cận và vận dụng các công cụ phân tích, tính toán khoa học hiện đại. Số liệu thí nghiệm được xử lý cơ bản hợp lý để rút ra các kết luận khoa học.

- Kết quả nghiên cứu mới của tác giả.

Làm rõ hiệu quả xử lý amoni nồng độ cao bằng thiết bị li tâm hiệu năng cao HP2R trong các điều kiện vận hành khác nhau.

Xác định được các thông số vận hành tối ưu cho quá trình stripping amoni trong trường ly tâm cao.

Đề xuất mô hình thực nghiệm mô tả quá trình truyền khối và dự báo hiệu suất xử lý amoni.

Đánh giá khả năng thu hồi amoni sau xử lý, góp phần định hướng ứng dụng công nghệ theo hướng kinh tế tuần hoàn.

- Ưu điểm và nhược điểm về nội dung, kết cấu và hình thức của luận án.

Trích dẫn tài liệu tham khảo: Trích dẫn cần thường xuyên và từ nhiều tài liệu gốc hơn (ví dụ tại trang 4, 7, 13, khổ thứ nhất từ dưới lên rất nhiều thông tin thiếu nguồn trích dẫn, Hình 1.1, 1.2 hiện đang trích dẫn từ tài liệu thứ cấp)

Bổ sung vào các nội dung tổng quan vừa mô tả hiện tượng ô nhiễm, đồng thời cụ thể hóa dẫn chứng về các số liệu/giá trị thường thấy trong các đánh giá về amoni trong môi trường nước thải ở các loại hình khác nhau.

Phương pháp nghiên cứu về cơ bản đầy đủ, tuy nhiên cần bổ sung phương pháp xử lý thống kê, làm rõ các công thức thí nghiệm, công thức tính hiệu suất xử lý và thu hồi tổng chung, phương pháp tính toán hiệu quả kinh tế.

Các kết quả nghiên cứu nên có những nhận định và biện luận trên cùng 1 điều kiện khi đối sánh với các nghiên cứu khác. Đồng thời cần có các thảo luận sâu hơn về kết quả nghiên cứu đạt được, so sánh sự khác biệt và lập luận sự khác biệt, nguyên nhân về kết quả nghiên cứu với cùng các yếu tố thí nghiệm nhưng khác nhau về loại nước thải. Đối với

stripping triển khai với kết quả của luận án cần có thông tin so sánh với stripping đã được áp dụng vào thực tế của nước rỉ rác (Nam Sơn).

Bổ sung kết quả và lập luận kết quả ước tính hiệu quả kinh tế, chi phí xử lý nước thải sau stripping đã được tính toán đầy đủ chưa? Lượng  $\text{NH}_4\text{SO}_4$  thu được đã được tính vào giá chung chưa?

- Nội dung luận án đã được công bố trên tạp chí, kỷ yếu hội nghị khoa học nào và giá trị khoa học của các công trình đã công bố.

Luận án công bố 03 công trình trên tạp chí khoa học quốc tế có uy tín (WoS), 01 trên tạp chí trong nước được Hội đồng giáo sư tính điểm, 01 sách chuyên khảo. Các công trình nghiên cứu có chất lượng tốt, nội dung liên quan đến nội dung luận án.

- Kết luận chung cần khẳng định mức độ đáp ứng các yêu cầu đối với một luận án tiến sĩ chuyên ngành. Bản tóm tắt luận án phản ánh trung thành nội dung cơ bản của luận án hay không; luận án có thể đưa ra bảo vệ cấp Học viện để nhận học vị tiến sĩ được hay không.

Tóm tắt luận án phản ánh trung thực kết quả nghiên cứu chính của Luận án.

Luận án là một công trình khoa học nghiêm túc của tác giả, các nhận xét trên với ý nghĩa góp ý để tính logic, chặt chẽ được nâng cao để kết luận của luận án có cơ sở và chắc chắn hơn. Tác giả xứng đáng nhận học vị tiến sĩ kỹ thuật môi trường.

Hà Nội, ngày 25 tháng 01 năm 2026

**Người nhận xét**



**Nguyễn Mạnh Khải**

## BẢN NHẬN XÉT/ PHẢN BIỆN LUẬN ÁN TIẾN SĨ CẤP HỌC VIỆN

Tên đề tài luận án: Nghiên cứu xử lý amoni nồng độ cao trong nước thải bằng thiết bị li tâm hiệu năng cao HP2R (High-performance rotating reactor)

Ngành: Kỹ thuật môi trường

Mã số: 9 52 03 20

Nghiên cứu sinh: Trịnh Minh Việt

Người hướng dẫn: - Người hướng dẫn 1: PGS.TS. Đỗ Văn Mạnh

- Người hướng dẫn 2: PGS.TS. Ngô Thanh Long

Người phản biện: Bùi Thị Kim Anh

Cơ quan công tác: Viện Khoa học Công nghệ Năng lượng và môi trường, Viện Hàn Lâm khoa học và Công nghệ Việt Nam.

Nội dung nhận xét:

- Tính cần thiết, thời sự, ý nghĩa khoa học và thực tiễn của đề tài luận án.

Trong bối cảnh ô nhiễm amoni từ các dòng thải tải lượng nitơ cao như nước thải chăn nuôi và nước rỉ rác gia tăng, cùng với yêu cầu xả thải ngày càng nghiêm ngặt, việc phát triển giải pháp loại bỏ amoni hiệu quả và khả thi là cấp thiết. Luận án tiếp cận theo hướng tăng cường truyền khối cho quá trình stripping kết hợp hấp thụ, nhằm đồng thời xử lý và thu hồi amoni dưới dạng muối có giá trị. Trên cơ sở tích hợp thiết bị HP2R với buồng stripping quy mô pilot và ứng dụng mô phỏng CFD để tối ưu hóa trao đổi khí-lỏng, nghiên cứu khảo sát hệ thống các thông số vận hành then chốt (pH, tốc độ quay, tỉ lệ Qg/Ql, nhiệt độ), làm rõ cơ chế tăng hệ số truyền khối và định hướng giảm tiêu hao năng lượng, hóa chất. Kết quả cho thấy hiệu suất loại bỏ NH<sub>3</sub> có thể vượt 95% với nước thải chăn nuôi tại Việt Nam (NH<sub>4</sub><sup>+</sup> > 1.000 mg/L, 30 °C), cho thấy triển vọng nhân rộng và phù hợp định hướng kinh tế tuần hoàn. Nghiên cứu có ý nghĩa khoa học và triển vọng ứng dụng thực tiễn.

- Sự không trùng lặp của đề tài nghiên cứu so với các công trình, luận án đã công bố ở trong và ngoài nước; tính trung thực, rõ ràng và đầy đủ trong trích dẫn tài liệu tham khảo.

Tên đề tài và nội dung của luận án không trùng lặp với các công trình, luận văn, luận án đã công bố trong và ngoài nước; nội dung luận án thể hiện tính trung thực và đầy đủ trong cách trích dẫn tài liệu.

- Sự phù hợp giữa tên đề tài với nội dung, giữa nội dung với chuyên ngành và mã số chuyên ngành.

Luận án trình bày có sự phù hợp giữa tên đề tài với nội dung nghiên cứu và giữa nội dung với chuyên ngành Kỹ thuật môi trường

- Độ tin cậy và tính hiện đại của phương pháp đã sử dụng để nghiên cứu.

Luận án triển khai thực nghiệm trên nước thải mô phỏng và các mẫu nước thải thực tế, khảo sát các thông số vận hành quan trọng của quá trình stripping, đồng thời có bước xây dựng mô hình động học và so sánh với các nghiên cứu đã công bố. Phương pháp nghiên cứu nhìn chung hiện đại và phù hợp.

- Kết quả nghiên cứu mới của tác giả.

Luận án đã khảo sát các yếu tố ảnh hưởng (pH, TLi) và điều kiện vận hành ( $\omega$ , QG, QL) của thiết bị HP2R tới hiệu quả stripping NH<sub>3</sub>-N và hệ số chuyển khối tổng quát KLa của quá trình đối với nước thải mô phỏng, ước thải chăn nuôi và nước thải rỉ rác.

Ứng dụng thiết bị HP2R đã nâng cao hiệu quả xử lý và thu hồi tối đa đạt lần lượt 95% và 85%, đặc biệt với nồng độ amoni cao trong nước thải (>1000 mg/L).

- Ưu điểm và nhược điểm về nội dung, kết cấu và hình thức của luận án.

Cần rà soát và chỉnh sửa các lỗi hình thức, thuật ngữ và chính tả theo các trang v, 3,57,75, 89, 105, 133,..., đồng thời bảo đảm mọi phương trình, ký hiệu và đơn vị được trình bày đầy đủ, nhất quán (m<sup>3</sup>/ phút, m<sup>3</sup>/ giờ).

Cần chuẩn hóa đơn vị khi so sánh giữa nghiên cứu này và tài liệu tham khảo, tránh so sánh trực tiếp khi đơn vị chưa được quy đổi tương đồng trang 90, 105,127 (ví dụ trang 90 ghi là 0,18 h<sup>-1</sup> tương đương 5,0×10<sup>-5</sup> s<sup>-1</sup>; 0,0154 h<sup>-1</sup> tương đương 4,28×10<sup>-6</sup> s<sup>-1</sup>. Khi đó mới so sánh cùng mặt bằng với 0,0020 đến 0,0038 s<sup>-1</sup>).

Phần đánh giá chi phí cần làm rõ giả thiết (nc = 0), cách tính và cách làm tròn số, đồng thời giải thích đầy đủ các hạng mục chi phí bị lược bỏ.

Một số đoạn thảo luận đang nặng mô tả số liệu, nên tăng giải thích bằng cơ chế, bằng chứng

Giải thích điều gì xảy ra khi vận hành liên tục thời gian dài, đề xuất chiến lược rửa, vật liệu đệm, kiểm soát kiềm, kiểm soát đóng cặn.

Đóng góp mới bỏ chữ lần đầu tiên, cần nêu rõ lần đầu tiên ở đâu, trong bối cảnh nào?

- Nội dung luận án đã được công bố trên tạp chí, kỷ yếu hội nghị khoa học nào và giá trị khoa học của các công trình đã công bố.

Luận án đã công bố được 4 bài báo có liên quan trong các tạp chí chuyên ngành, cụ thể có 2 bài báo trên tạp chí SCIE có hệ số ảnh hưởng cao (Q1), 1 bài trên tạp chí Scopus, 1 bài trên tạp chí chuyên ngành Việt Nam được Hội đồng GS nhà nước cho 1 điểm; Đồng tác giả của 1 sách chuyên khảo có nội dung liên quan đến luận án.

Các công bố tập trung vào tăng cường stripping amoni từ nước rỉ rác và nước thải chăn nuôi bằng thiết bị HP2R, phù hợp và có giá trị khoa học, hỗ trợ trực tiếp cho các kết luận trong luận án.

- Kết luận chung cần khẳng định mức độ đáp ứng các yêu cầu đối với một luận án tiến sĩ chuyên ngành. Bản tóm tắt luận án phản ánh trung thành nội dung cơ bản của luận án hay không; luận án có thể đưa ra bảo vệ cấp Học viện để nhận học vị tiến sĩ được hay không.

Luận án của nghiên cứu sinh Trịnh Minh Việt có tính khoa học và thực tiễn cao, sử dụng phương pháp nghiên cứu hiện đại, có kết quả đáng tin cậy và đóng góp quan trọng vào lĩnh vực công nghệ môi trường. Với những kết quả nêu trong bản thảo luận án, nghiên cứu sinh xứng đáng được bảo vệ luận án cấp Học Viện và nhận bằng tiến sĩ.

**Người nhận xét**



**PSG.TS. Bùi Thị Kim Anh**

## BẢN NHẬN XÉT/ PHẢN BIỆN LUẬN ÁN TIẾN SĨ CẤP HỌC VIỆN

Tên đề tài luận án: Nghiên cứu xử lý amoni nồng độ cao trong nước thải bằng thiết bị li tâm hiệu năng cao HP2R (High-performance rotating reactor)

Ngành: Kỹ thuật môi trường

Mã số: 9 52 03 20

Nghiên cứu sinh: Trịnh Minh Việt

Người hướng dẫn: - Người hướng dẫn 1: PGS.TS. Đỗ Văn Mạnh

- Người hướng dẫn 2: PGS.TS. Ngô Thanh Long

Người nhận xét/ Người phản biện: TS. Đặng Thị Thơm

Cơ quan công tác: Học viện Khoa học và Công nghệ

### Nội dung nhận xét:

1. *Tính cần thiết, thời sự, ý nghĩa khoa học và thực tiễn của đề tài luận án.*

Nước thải chứa thành phần amoni là một trong những vấn đề ô nhiễm phổ biến và cần phải có các biện pháp xử lý và quản lý bảo vệ môi trường bền vững đặc biệt đối với một số loại hình nước thải với nồng độ chất ô nhiễm amoni cao như nước thải chăn nuôi và nước rỉ rác tại các bãi chôn lấp... Trong bối cảnh đó, stripping – quá trình loại bỏ amoni bằng cách đẩy khí  $\text{NH}_3$  ra khỏi nước dưới điều kiện pH và nhiệt độ thích hợp – là công nghệ thích hợp hơn đối với nước thải có nồng độ amoni cao đã được nghiên cứu và chứng minh. Nghiên cứu này được thực hiện nhằm đánh giá hiệu quả quá trình stripping amoni bằng thiết bị phản ứng hiệu năng cao dạng quay (High Performance Rotating Reactor - HP2R) - một thiết bị tiếp xúc ứng dụng nguyên lý HiGee - đối với ba loại nước thải khác nhau: nước thải mô phỏng, nước thải chăn nuôi và nước rỉ rác. Với việc khảo sát đánh giá ảnh hưởng của pH, tốc độ vòng quay đệm ( $\omega$ ), lưu lượng khí ( $Q_G$ ), lưu lượng nước ( $Q_L$ ) và nhiệt độ nước thải ( $T_{Li}$ ) tới quá trình stripping và thu hồi  $\text{NH}_3\text{-N}$  nồng độ cao từ nước thải sử dụng thiết bị HP2R. Đồng thời nghiên cứu xác định được điều kiện vận hành thiết bị HP2R tối ưu trong xử lý và thu hồi amoni nồng độ cao từ nước thải và đề xuất hệ thống công nghệ để ứng dụng trong xử lý nước thải và thu hồi vật chất theo hướng kinh tế tuần hoàn. Chính vì vậy, công trình này của nghiên cứu sinh là rất cần thiết, có tính thời sự.

Nghiên cứu đã làm rõ cơ sở khoa học của quá trình stripping amoni trong điều kiện trường lực ly tâm cao thông qua việc phân tích ảnh hưởng của các thông số vận hành đến động học truyền khối và hiệu suất xử lý amoni trong nước thải nồng độ cao. Hệ số chuyển khối tổng quát ( $K_{La}$ ) và hiệu suất stripping khi ứng dụng thiết bị phản ứng hiệu năng cao dạng quay (HP2R), cơ chế tăng cường truyền khối trong các hệ tiếp xúc khí – lỏng ứng dụng

nguyên lý HiGee đã được tính toán và lý giải. Thiết bị HP2R có tiềm năng và hiệu quả cao trong xử lý nước thải giàu amoni, khắc phục các hạn chế trên và mở ra khả năng thu hồi amoni hiệu quả đóng góp trong chiến lược phát triển kinh tế tuần hoàn. Điều này khẳng định thêm luận án có ý nghĩa khoa học và thực tiễn ứng dụng.

2. *Sự không trùng lặp của đề tài nghiên cứu so với các công trình, luận án đã công bố ở trong và ngoài nước; tính trung thực, rõ ràng và đầy đủ trong trích dẫn tài liệu tham khảo.*

Luận án nghiên cứu xử lý amoni nồng độ cao trong nước thải bằng thiết bị li tâm hiệu năng cao HP2R với việc khảo sát và đánh giá các thông số vận hành của kỹ thuật này như: ảnh hưởng của tốc độ ly tâm đến hiệu suất xử lý, lưu lượng khí ( $Q_G$ ), lưu lượng nước ( $Q_L$ ), pH và nhiệt độ, đồng thời tính toán hệ số truyền khối ( $K_{La}$ ) và hiệu suất quá trình stripping ( $\eta$ ) để xây dựng mô hình dự đoán. Ngoài ra, khảo sát khả năng thu hồi  $NH_3-N$  sau stripping cũng được thực hiện như một bước hướng tới phát triển quy trình xử lý – thu hồi vật chất theo hướng kinh tế tuần hoàn và bền vững. Do vậy, đề tài không trùng lặp so với các công trình, luận án đã công bố trong và ngoài nước, đảm bảo tính trung thực, rõ ràng.

Luận án với 182 tài liệu tham khảo cả tài liệu tiếng Việt và tiếng Anh và được trích dẫn đầy đủ rõ ràng, các tài liệu tham khảo phù hợp với nội dung nghiên cứu của Luận án.

3. *Sự phù hợp giữa tên đề tài với nội dung, giữa nội dung với chuyên ngành và mã số chuyên ngành.*

Luận án nghiên cứu xử lý amoni nồng độ cao trong nước thải bằng thiết bị li tâm hiệu năng cao HP2R (high - performance rotating reactor) với các nội dung nghiên cứu khảo sát các yếu tố ảnh hưởng tới công nghệ stripping xử lý amoni nồng độ cao sử dụng thiết bị HP2R với nước thải mô phỏng, nước thải chăn nuôi, nước rỉ rác trong đó khảo sát các điều kiện tối ưu như pH, tốc độ vòng quay đệm ( $\omega$ ), tỷ lệ lưu lượng khí ( $Q_G$ )/lưu lượng nước ( $Q_L$ ) và tính toán hệ số truyền khối ( $K_{La}$ ) và hiệu suất quá trình stripping ( $\eta$ ) để xây dựng mô hình ứng dụng trong nước thải thực tế là phù hợp với tên đề tài. Tiếp đó, nghiên cứu thực nghiệm xử lý kết hợp thu hồi amoni bằng thiết bị HP2R trên nền nước thải mô phỏng và nước rỉ rác có nồng độ amoni cao đã được nghiên cứu và đề xuất mô hình ứng dụng thiết bị HP2R để xử lý và thu hồi amoni trong nước thải nồng độ cao quy mô thực tế là rất hợp lý và đúng chuyên ngành và mã số chuyên ngành Kỹ thuật môi trường.

4. *Độ tin cậy và tính hiện đại của phương pháp đã sử dụng để nghiên cứu.*

Phương pháp stripping để xử lý amoni là phương pháp, kỹ thuật hiện đại, rất phù hợp trong việc xử lý amoni nồng độ cao, dựa trên cơ chế chuyển hóa  $NH_4^+$  về dạng Khí  $NH_3$  ở pH kiềm, và sử dụng kỹ thuật thổi khí xử lý  $NH_3$  ra khỏi môi trường nước, rồi thu hồi  $NH_3$  làm phân bón phát triển kỹ thuật kinh tế tuần hoàn. Như vậy, các phương pháp được sử dụng trong nghiên cứu là tin cậy và hiện đại, đảm bảo kỹ thuật stripping xử lý được amoni nồng độ cao trong nước thải thực tế như nước rỉ rác. Nghiên cứu đã chứng minh

mô hình được áp dụng đối với việc xử lý amoni trong nước rỉ rác và nước thải mô phỏng giả định với nồng độ amoni cao khoảng  $>1000$  mg/L.

#### 5. Kết quả nghiên cứu mới của tác giả.

Luận án đã khảo sát các yếu tố ảnh hưởng (pH,  $T_{Li}$ ) và điều kiện vận hành ( $\omega$ ,  $Q_G/Q_L$ ) của thiết bị HP2R tới hiệu quả stripping  $NH_3-N$  và hệ số chuyển khối tổng quát  $K_{La}$  của quá trình đối với nước thải mô phỏng, nước thải chăn nuôi và nước thải rỉ rác.

Lần đầu tiên khi ứng dụng thiết bị HP2R đã nâng cao hiệu quả xử lý và thu hồi tối đa đạt lần lượt 95% và 85%, đặc biệt với nồng độ amoni cao trong nước thải ( $>1000$  mg/L).

Các kết quả đã được lập luận và chứng minh một cách logic khoa học và ứng dụng, tính toán thực tiễn đối với loại hình nước thải chứa amoni cao như nước rỉ rác và nước thải mô phỏng với đầy đủ luận cứ khoa học và kết quả thực nghiệm minh chứng.

#### 6. Ưu điểm và nhược điểm về nội dung, kết cấu và hình thức của luận án.

Ưu điểm: Nội dung, kết cấu và hình thức của luận án đáp ứng đầy đủ, phù hợp về chất lượng và hình thức của luận án chuyên ngành Kỹ thuật môi trường. Quan trọng hơn, nội dung của luận án trình bày một công trình với kỹ thuật mới trong việc xử lý nước thải chứa amoni nồng độ cao với các nội dung nghiên cứu còn thích hợp với định hướng phát triển kinh tế tuần hoàn trong việc thu hồi amoni sau quá trình xử lý nước thải.

Tuy nhiên, luận án còn 1 số nhược điểm cần hoàn thiện:

+ Lỗi format danh mục bảng; một số lỗi chính tả cần được rà soát trong toàn bộ Luận án; Trang số 17 ghi vi khuẩn thiếu khí và kỵ khí như Nitrococcus Denitrificans và Desulfovibrio cần được xem xét cách viết tên chi, loài của vi khuẩn.

+ Tất cả từ trong luận án cần được việt hóa như: struvite trong toàn luận án, plagioclass trang 23, nguyên lý two-film; scrubber trang 39, 41, vòng rasching trang 43; dạng đệm quay zigzag trang 53, anomox trang 54.

+ Trang 67, Bảng 2.4 ghi so sánh QCVN 40:2025/BTNMT cột A, xem xét với lập luận ở trang 16 ghi cột C để có lập luận phù hợp khi đối chiếu nồng độ cho phép trong nước thải xả ra môi trường.

+ Sau mỗi một phần nghiên cứu nên bỏ dòng ghi: Tiểu kết chương I, Tiểu kết chương 2, Tiểu kết mục... trong luận án. Luận án có thể kết luận sau mỗi một chương, tuy nhiên không cần lý giải rõ mục; “Tiểu kết...”

+ Luận án bổ sung thêm phần kết luận cho mục nghiên cứu 3.2 thu hồi amoni bằng thiết bị HP2R từ nước thải.

#### 7. Nội dung luận án đã được công bố trên tạp chí, kỷ yếu hội nghị khoa học nào và giá trị khoa học của các công trình đã công bố.

Luận án đã có 4 công bố trên Tạp chí, bao gồm 01 Công bố thuộc tạp chí SCIE – Q1 ( $IF_{2023} = 7.7$ ) Journal of Environmental Chemical Engineering, 2023 ; 01 Công bố thuộc

tạp chí SCIE – Q1 (IF<sub>2025</sub> = 3.9) Chemical Engineering and Processing - Process Intensification, 2025; 01 Công bố thuộc tạp chí Scopus, Vietnam Journal of Science and Technology, 2024; 01 Công bố thuộc tạp chí trong nước (Điểm tạp chí = 1 theo HDGSNN), Vietnam Journal of Science and Technology, 2022.

Tham gia 01 Sách chuyên khảo Nhà Xuất bản Khoa học tự nhiên và Công nghệ, 2023.

Các công trình đều có giá trị khoa học cao, và phù hợp chuyên ngành Kỹ thuật môi trường.

8. *Kết luận chung cần khẳng định mức độ đáp ứng các yêu cầu đối với một luận án tiến sĩ chuyên ngành. Bản tóm tắt luận án phản ánh trung thành nội dung cơ bản của luận án hay không; luận án có thể đưa ra bảo vệ cấp Học viện để nhận học vị tiến sĩ được hay không.*

Luận án được khẳng định mức độ đáp ứng đầy đủ các yêu cầu đối với một luận án tiến sĩ chuyên ngành Kỹ thuật môi trường.

Bản tóm tắt luận án phản ánh trung thành nội dung cơ bản của luận án chuyên ngành.

Luận án được đưa ra bảo vệ cấp Học viện để nhận học vị Tiến sĩ cấp Học viện Khoa học và Công nghệ.

**Người nhận xét**



**TS. Đặng Thị Thơm**

## **BẢN NHẬN XÉT/ PHẢN BIỆN LUẬN ÁN TIẾN SĨ CẤP HỌC VIỆN**

Tên đề tài luận án: **Nghiên cứu xử lý amoni nồng độ cao trong nước thải bằng thiết bị li tâm hiệu năng cao HP2R (High-performance rotating reactor)**

Ngành: Kỹ thuật môi trường

Mã số: 9 52 03 20

Nghiên cứu sinh: Trịnh Minh Việt

Người hướng dẫn: - Người hướng dẫn 1: PGS.TS. Đỗ Văn Mạnh

- Người hướng dẫn 2: PGS.TS. Ngô Thanh Long

Người nhận xét: GS.TS. Vũ Đức Toàn

Cơ quan công tác: Khoa Hóa và Môi trường, Trường Đại học Thủy Lợi

### **NỘI DUNG NHẬN XÉT**

#### **1. Tính cần thiết, thời sự, ý nghĩa khoa học và thực tiễn của đề tài luận án.**

Đề tài luận án có tính cấp thiết trong lĩnh vực xử lý nước thải ô nhiễm amoni ở nồng độ cao. Vấn đề nghiên cứu đảm bảo tính thời sự.

Luận án có ý nghĩa khoa học và thực tiễn, bao gồm:

- Đã ứng dụng thành công mô hình ở qui mô pilot để nghiên cứu xử lý nước thải nhân tạo, giúp nghiên cứu các thông số phù hợp cho quá trình xử lý nước thải thực tế.
- Đã khảo sát các thông số quá trình để xử lý hiệu quả 02 loại nước thải thực tế gồm nước thải chăn nuôi và nước rỉ rác. Vấn đề nghiên cứu sát với thực tiễn yêu cầu trong lĩnh vực xử lý ô nhiễm, đồng thời có giải pháp thu hồi amoni, phù hợp với xu hướng về kinh tế tuần hoàn hiện nay.

**2. Sự không trùng lặp của đề tài nghiên cứu so với các công trình, luận án đã công bố ở trong và ngoài nước; tính trung thực, rõ ràng và đầy đủ trong trích dẫn tài liệu tham khảo.**

Các kết quả được trình bày trong luận án không trùng lặp với những luận văn, luận án hay công trình khoa học đã công bố. Các thông tin tham khảo được trích dẫn nguồn rõ ràng, trung thực.

**3. Sự phù hợp giữa tên đề tài với nội dung, giữa nội dung với chuyên ngành và mã số chuyên ngành.**

Các nội dung nghiên cứu của đề tài thống nhất với tên của đề tài; nội dung nghiên cứu cũng phù hợp với chuyên ngành và mã số chuyên ngành.

**4. Độ tin cậy và tính hiện đại của phương pháp đã sử dụng để nghiên cứu.**

- Luận án sử dụng một nhóm các phương pháp trong đó phương pháp chủ yếu gồm: phương pháp phân tích, phương pháp thực nghiệm.
- Các phương pháp đã áp dụng có độ tin cậy tốt.

**5. Kết quả nghiên cứu mới của tác giả.**

- Luận án đã khảo sát các yếu tố ảnh hưởng ( $pH$ ,  $T_{Li}$ ) và điều kiện vận hành ( $\omega$ ,  $Q_G$ ,  $Q_L$ ) của thiết bị HP2R tới hiệu quả stripping  $NH_3-N$  và hệ số chuyển khối tổng quát  $K_{La}$  của quá trình đối với nước thải mô phỏng, ước thải chăn nuôi và nước thải rỉ rác.
- Lần đầu tiên khi ứng dụng thiết bị HP2R đã nâng cao hiệu quả xử lý và thu hồi tối đa đạt lần lượt 95% và 85%, đặc biệt với nồng độ amoni cao trong nước thải ( $>1000$  mg/L).

**6. Ưu điểm và nhược điểm về nội dung, kết cấu và hình thức của luận án.**

**6.1. Ưu điểm**

- Luận án có mục đích và nội dung nghiên cứu rõ ràng. Luận án được mô tả một cách có hệ thống qua 141 trang chính gồm các phần Mở đầu, 3 chương, kết luận và

kiến nghị và một số trang mô tả TLTK.

- Nội dung, kết cấu và hình thức của luận án cơ bản hợp lý.
- Khối lượng và kết quả thực nghiệm của luận án lớn, đảm bảo tính khoa học và yêu cầu của một luận án tiến sĩ.
- Luận án sử dụng 182 tài liệu tham khảo, đã minh chứng quá trình nghiên cứu công phu, có tính kế thừa tốt các nghiên cứu trước đây.
- Luận án có một số tính mới thuyết phục, đã bước đầu minh chứng được khả năng, giải pháp mới để xử lý amoni ở nồng độ cao trong nước thải ở qui mô PTN.

## **6.2. Hạn chế**

- Tính mới luận án viết chưa đạt: cần cân nhắc viết theo hướng có tính nghiên cứu cao hơn. Vấn đề nghiên cứu có tính đổi mới sáng tạo. Cân nhắc viết thành 2 tính mới, một liên quan đến nước thải nhân tạo và một liên quan đến hai loại nước thải thực tế ở qui mô pilot.
- Cân nhắc việc thay thế từ tối ưu trong thực nghiệm của luận án bằng từ “phù hợp”: phù hợp hơn đối với cỡ mẫu và phân tích thống kê.
- Bổ sung thêm các so sánh với các nghiên cứu trên thế giới có cùng cách tiếp cận và phương pháp.
- Tổng quan chương 1 phần mô tả các phương pháp xử lý amoni khác là hơi dài, nên rút gọn, mô tả chính vào phương pháp mà luận án lựa chọn.
- Chỉnh sửa các lỗi chính tả trong luận án.

## **7. Nội dung luận án đã được công bố trên tạp chí, kỷ yếu hội nghị khoa học nào và giá trị khoa học của các công trình đã công bố.**

Kết quả của luận án đã được công bố trong 04 bài báo đăng ở 03 tạp chí quốc tế và 01 bài báo trong nước. Các bài báo đều có nội dung phù hợp với đề tài luận án và có giá trị khoa học tốt.

**8. Kết luận chung cần khẳng định mức độ đáp ứng các yêu cầu đối với một luận án tiến sĩ chuyên ngành. Bản tóm tắt luận án phản ánh trung thành nội dung cơ bản của luận án hay không; luận án có thể đưa ra bảo vệ cấp Học viện để nhận học vị tiến sĩ được hay không.**

Luận án đáp ứng các yêu cầu đối với một luận án tiến sĩ chuyên ngành. Bản tóm tắt luận án phản ánh được nội dung cơ bản của luận án. Người nhận xét đồng ý để luận án có thể đưa ra bảo vệ cấp Học viện.

**Người nhận xét**



***GS.TS. Vũ Đức Toàn***

## BẢN NHẬN XÉT LUẬN ÁN TIẾN SĨ CẤP HỌC VIỆN

**Tên đề tài luận án:** Nghiên cứu xử lý amoni nồng độ cao trong nước thải bằng thiết bị li tâm hiệu năng cao HP2R (High-performance rotating reactor)

**Ngành:** Kỹ thuật môi trường

**Mã số:** 9 52 03 20

**Nghiên cứu sinh:** Trịnh Minh Việt

**Người hướng dẫn:** - Người hướng dẫn 1: PGS.TS. Đỗ Văn Mạnh

- Người hướng dẫn 2: PGS.TS. Ngô Thanh Long

**Người nhận xét:** PGS.TS. Lưu Thế Anh

**Cơ quan công tác:** Viện Tài nguyên và Môi trường, ĐHQGHN

### NỘI DUNG NHẬN XÉT:

#### 1. Tính cần thiết, tính thời sự, ý nghĩa khoa học và thực tiễn của đề tài luận án

Đề tài luận án có tính cấp thiết và thời sự cao trong bối cảnh ô nhiễm môi trường do các loại nước thải có chứa hàm lượng các chất dinh dưỡng cao (nitơ, phốt pho), đặc biệt là tình trạng hàm lượng amoni có nồng độ cao trong nước thải chăn nuôi, nước rỉ rác... đang trở thành thách thức lớn đối với công tác bảo vệ môi trường tại Việt Nam và nhiều quốc gia đang phát triển khác trên thế giới. Các công nghệ xử lý amoni truyền thống, nhất là phương pháp sinh học, thường bị hạn chế nghiêm trọng khi xử lý nước thải có hàm lượng amoni lớn do hiện tượng ức chế vi sinh, mất cân bằng C/N và chi phí vận hành cao. Việc nghiên cứu ứng dụng công nghệ stripping tăng cường bằng trường lực ly tâm cao (HiGee) thông qua thiết bị HP2R, mang ý nghĩa khoa học và thực tiễn rõ rệt. Luận án không chỉ góp phần bổ sung cơ sở khoa học cho quá trình truyền khối khí - lỏng trong điều kiện gia tốc ly tâm lớn, mà còn mở ra hướng tiếp cận mới trong xử lý kết hợp thu hồi amoni theo định hướng kinh tế tuần hoàn, phù hợp với mục tiêu chuyển đổi xanh và phát triển bền vững hiện nay ở Việt Nam và trên thế giới.

#### 2. Sự không trùng lặp của đề tài nghiên cứu so với các công trình, luận án đã công bố ở trong và ngoài nước; tính trung thực, rõ ràng và đầy đủ trong trích dẫn tài liệu tham khảo

Qua tổng quan nghiên cứu trong và ngoài nước cho thấy, đề tài luận án không trùng lặp với các công trình, luận án đã công bố. Các nghiên cứu trước đây chủ yếu tập trung vào stripping amoni bằng tháp truyền thống hoặc ứng dụng HiGee cho các quá trình hóa - lý khác, trong khi việc nghiên cứu một cách hệ thống hiệu quả xử lý và thu hồi amoni nồng độ cao bằng thiết bị phản ứng quay hiệu năng cao HP2R còn rất hạn chế, đặc biệt trong điều kiện nước thải đặc thù có nồng độ amoni cao tại Việt Nam. Luận án thể hiện rõ tính trung thực khoa học, các tài liệu tham khảo được trích dẫn đầy đủ, rõ ràng, có nguồn gốc đáng tin cậy, bao gồm các công bố quốc tế uy tín và các nghiên cứu trong nước có liên quan trực tiếp. Việc tổng quan, kế thừa, phân tích và so sánh tài liệu được thực hiện nghiêm túc, làm rõ khoảng trống nghiên cứu mà luận án hướng đến giải quyết.

### **3. Sự phù hợp giữa tên đề tài với nội dung, giữa nội dung với chuyên ngành và mã số chuyên ngành**

Tên đề tài luận án đã phản ánh chính xác đối tượng, phạm vi và nội dung nghiên cứu. Nội dung luận án tập trung vào nghiên cứu công nghệ xử lý amoni nồng độ cao trong nước thải, phân tích quá trình truyền khối, đánh giá hiệu quả xử lý - thu hồi chất ô nhiễm (amoni) và đề xuất mô hình ứng dụng thực tế, hoàn toàn phù hợp với chuyên ngành đào tạo “Kỹ thuật môi trường” (mã số 9.52.03.20). Cấu trúc luận án logic, từ tổng quan, phương pháp nghiên cứu đến kết quả, thảo luận và đề xuất ứng dụng, thể hiện sự gắn kết chặt chẽ giữa tên đề tài, nội dung nghiên cứu và định hướng đào tạo của ngành.

### **4. Độ tin cậy và tính hiện đại của phương pháp đã sử dụng để nghiên cứu**

Luận án sử dụng kết hợp các phương pháp nghiên cứu hiện đại và có độ tin cậy cao, bao gồm thực nghiệm trong phòng thí nghiệm với thiết bị HP2R, phân tích các chỉ tiêu hóa lý theo các tiêu chuẩn quốc tế và trong nước, cùng với các phương pháp tính toán truyền khối, mô hình hóa động học và xử lý thống kê số liệu. Việc khảo sát có hệ thống ảnh hưởng của các thông số vận hành như pH, tốc độ quay, lưu lượng khí, lưu lượng nước và nhiệt độ giúp đảm bảo tính toàn diện và độ tin cậy của kết quả. Phương pháp tiếp cận này phù hợp với xu hướng nghiên cứu hiện đại trong lĩnh vực kỹ thuật môi trường, đặc biệt là các công nghệ xử lý tăng cường bằng trường lực cao.

### **5. Kết quả nghiên cứu mới của tác giả**

- Luận án đã làm sáng tỏ vai trò của thiết bị HP2R trong việc tăng cường truyền khối và nâng cao hiệu quả xử lý loại bỏ amoni nồng độ cao trong nước thải. Hiệu suất xử lý và thu hồi amoni đạt giá trị cao, vượt trội so với nhiều công nghệ xử lý loại bỏ truyền thống, đặc biệt ở dải nồng độ amoni  $> 1.000$  mg/L.

- Đã xác định được các hệ số truyền khối (KLa), hiệu suất xử lý loại bỏ và xây dựng mô hình dự đoán hiệu quả của quá trình với 03 loại nước thải: Nước thải tổng hợp (nhân tạo trong phòng thí nghiệm), nước thải chăn nuôi và nước rỉ rác.

Đây là những đóng góp mới của luận án, có giá trị khoa học. Đồng thời, việc đề xuất mô hình ứng dụng ở quy mô thực tế và đánh giá sơ bộ chi phí vận hành đã góp phần nâng cao giá trị ứng dụng kết quả nghiên cứu của luận án.

### **6. Ưu điểm và nhược điểm về nội dung, kết cấu và hình thức của luận án**

#### **6.1. Ưu điểm**

- Luận án là công trình nghiên cứu nghiêm túc và công phu. NCS đã hoàn thành khối lượng công việc thực nghiệm lớn.

- Luận án có ưu điểm nổi bật về tính hệ thống, logic và chiều sâu khoa học. Nội dung luận án được trình bày rõ ràng, số liệu thực nghiệm phong phú, được minh họa bằng nhiều bảng số liệu và hình vẽ có giá trị.

- Phần thảo luận cho thấy, NCS có khả năng phân tích, so sánh và lý giải kết quả nghiên cứu trên cơ sở khoa học vững chắc.

#### **6.2. Nhược điểm**

Luận án vẫn còn một số hạn chế nhỏ, cần chỉnh sửa để hoàn thiện:

- Nên đánh số thứ tự của các mục trong phần mở đầu (1. Tính cấp thiết của đề tài luận án; 2. Mục tiêu nghiên cứu; 3. Ý nghĩa khoa học và thực tiễn của đề tài luận án; 4. Đóng góp mới của luận án).

- Nên xem xét bổ sung cụm từ “vấn đề” vào tên Chương 1 “Tổng quan vấn đề nghiên cứu” cho rõ nghĩa hơn.

- Một số đoạn trình bày trong Chương 1 còn dài, có thể cô đọng hơn. Thống nhất sử dụng các thuật ngữ, như “amoni nồng độ cao” hay “giàu amoni”. Thuật ngữ tiếng Anh “stripping” cần được dịch sang tiếng Việt.

- Phần thảo luận, so sánh kết quả nghiên cứu của luận án với các công nghệ HiGee tương tự trên thế giới có thể được làm nổi bật thêm để tăng tính đối sánh quốc tế.

- Đóng góp mới của luận án ở cuối bản tóm tắt luận án nên chuyển lên cuối phần mở đầu để bảo đảm tính logic hơn.

Những hạn chế này không làm ảnh hưởng đến giá trị khoa học tổng thể của luận án.

#### **7. Nội dung luận án đã được công bố trên tạp chí, kỷ yếu hội nghị khoa học nào và giá trị khoa học của các công trình đã công bố**

NCS là tác giả chính của 04 bài báo khoa học đăng trên các tạp chí khoa học quốc tế và quốc gia uy tín (01 bài trên tạp chí SCI-E/Q1: Journal of Environmental Chemical Engineering); 01 bài trên tạp chí SCI-E/Q1/Q2: Chemical Engineering and Processing - Process Intensification; 02 bài trên tạp chí KH&CN Việt Nam) và đồng tác giả của 01 sách chuyên khảo của NXB Khoa học Tự nhiên và Công nghệ.

Các công bố khoa học này phản ánh các kết quả chính của nghiên cứu. Các công trình công bố có chất lượng tốt, phù hợp với lĩnh vực kỹ thuật môi trường, góp phần khẳng định tính mới, độ tin cậy và giá trị khoa học của luận án. Đồng thời cho thấy, NCS đã chủ động hội nhập học thuật và công bố kết quả nghiên cứu đáp ứng yêu cầu đầu ra của chương trình đào tạo trình độ tiến sĩ.

#### **8. Kết luận chung**

- Luận án của NCS đáp ứng các yêu cầu đối với một luận án tiến sĩ chuyên ngành Kỹ thuật môi trường.

- Bản tóm tắt luận án phản ánh trung thành nội dung cơ bản của luận án.

- Luận án của NCS hoàn toàn có thể đưa ra bảo vệ cấp Học viện để nhận học vị tiến sĩ.

**Người nhận xét**



**Lưu Thế Anh**

## BẢN NHẬN XÉT/ PHẦN BIỆN LUẬN ÁN TIẾN SĨ CẤP HỌC VIỆN

**Tên đề tài luận án: Nghiên cứu xử lý amoni nồng độ cao trong nước thải bằng thiết bị li tâm hiệu năng cao HP2R (High-performance rotating reactor)**

Ngành: Kỹ thuật môi trường

Mã số: 9 52 03 20

Nghiên cứu sinh: Trịnh Minh Việt

Người hướng dẫn: - Người hướng dẫn 1: PGS.TS. Đỗ Văn Mạnh

- Người hướng dẫn 2: PGS.TS. Ngô Thanh Long

Người nhận xét: PGS.TS. Văn Hữu Tập

Cơ quan công tác: Trung tâm Phát triển Công nghệ mới, Đại học Thái Nguyên.

### Nội dung nhận xét:

#### 1. Tính cần thiết, thời sự, ý nghĩa khoa học và thực tiễn của đề tài luận án.

- Đề tài luận án “Nghiên cứu xử lý amoni nồng độ cao trong nước thải bằng thiết bị li tâm hiệu năng cao HP2R (High-Performance Rotating Reactor)” có tính cần thiết và tính thời sự, đồng thời mang ý nghĩa khoa học và thực tiễn cao. Trong thực tế, amoni là chất ô nhiễm phổ biến và khó xử lý trong các dòng nước thải có tải lượng lớn như nước thải chăn nuôi và nước rỉ rác bãi chôn lấp – những loại hình nước thải đang gây nhiều thách thức cho các hệ thống xử lý tại Việt Nam. Các công nghệ xử lý truyền thống, đặc biệt là xử lý sinh học và các phương pháp hóa – lý thông thường, đều bộc lộ nhiều hạn chế khi nồng độ amoni cao, dẫn đến hiệu suất thấp, chi phí vận hành lớn hoặc phát sinh ô nhiễm thứ cấp. Trong bối cảnh đó, nghiên cứu ứng dụng công nghệ stripping kết hợp thiết bị tiếp xúc ly tâm hiệu năng cao HP2R nhằm tăng cường truyền khối, giảm kích thước thiết bị và nâng cao hiệu quả xử lý amoni là hết sức cần thiết.
- Về mặt thời sự, đề tài phù hợp với xu hướng nghiên cứu hiện nay trên thế giới về tăng cường quá trình và kinh tế tuần hoàn, trong đó amoni không chỉ được loại bỏ mà còn được thu hồi như một nguồn tài nguyên nitơ.
- Về ý nghĩa khoa học, luận án đã làm rõ cơ sở truyền khối của quá trình stripping amoni trong trường lực ly tâm cao, định lượng được ảnh hưởng của các thông số vận hành đến hệ số chuyển khối và hiệu suất xử lý, đồng thời xây dựng và kiểm chứng mô hình dự đoán dựa trên dữ liệu thực nghiệm với nước thải thực.
- Về ý nghĩa thực tiễn, các kết quả nghiên cứu chứng minh thiết bị HP2R có khả năng xử lý hiệu quả amoni nồng độ cao với hiệu suất lớn, có tiềm năng áp dụng ở quy mô thực tế và góp phần định hướng phát triển các hệ thống xử lý nước thải theo hướng hiệu quả, bền vững và phù hợp với điều kiện Việt Nam

## **2. Sự không trùng lặp của đề tài nghiên cứu so với các công trình, luận án đã công bố ở trong và ngoài nước; tính trung thực, rõ ràng và đầy đủ trong trích dẫn tài liệu tham khảo.**

- Về sự không trùng lặp của đề tài nghiên cứu, có thể nhận thấy luận án không lặp lại các công trình hay luận án đã công bố trong và ngoài nước, mà có tính kế thừa và phát triển rõ ràng. Các nghiên cứu trước đây về xử lý amoni bằng phương pháp stripping chủ yếu tập trung vào tháp stripping truyền thống hoặc thiết bị tiếp xúc ly tâm (RPB/HiGee) nhưng phần lớn được thực hiện với nước thải mô phỏng hoặc dung dịch amoni đơn giản, ít nghiên cứu áp dụng cho nước thải thực có tính chất phức tạp như nước thải chăn nuôi và đặc biệt là nước rỉ rác. Luận án này đã mở rộng hướng nghiên cứu bằng việc ứng dụng thiết bị HP2R – một cấu hình thiết bị ly tâm hiệu năng cao – để khảo sát có hệ thống quá trình stripping và thu hồi amoni từ nhiều loại nước thải thực khác nhau, đồng thời phân tích sâu ảnh hưởng của các yếu tố vận hành đến động học truyền khối và hiệu suất xử lý. So với các công trình đã công bố của chính tác giả, nội dung luận án không sao chép mà tổng hợp, hệ thống hóa và phát triển ở mức độ cao hơn, bổ sung thêm dữ liệu thực nghiệm, mô hình dự đoán và đề xuất ứng dụng quy mô thực tế, phù hợp với yêu cầu của một luận án tiến sĩ.

- Về tính trung thực, rõ ràng và đầy đủ trong trích dẫn tài liệu tham khảo, luận án thể hiện sự nghiêm túc và tuân thủ tốt các chuẩn mực học thuật. Các tài liệu tham khảo trong và ngoài nước được trích dẫn đầy đủ, đúng nguồn, phù hợp với nội dung và bối cảnh nghiên cứu; các kết quả kế thừa từ công trình trước được tác giả chú thích rõ ràng.

- Những nội dung có liên quan trực tiếp đến các bài báo khoa học của tác giả đều được nêu rõ nguồn gốc và mức độ sử dụng trong luận án, đảm bảo tính minh bạch và trung thực khoa học. Nhìn chung, luận án không có dấu hiệu trùng lặp hay sao chép không hợp lệ, đáp ứng yêu cầu về đạo đức nghiên cứu và tính liêm chính khoa học.

## **3. Sự phù hợp giữa tên đề tài với nội dung, giữa nội dung với chuyên ngành và mã số chuyên ngành**

- Tên đề tài "*Nghiên cứu xử lý amoni nồng độ cao trong nước thải bằng thiết bị li tâm hiệu năng cao HP2R (High-Performance Rotating Reactor)*" phản ánh đúng và đầy đủ đối tượng nghiên cứu (amoni nồng độ cao trong nước thải), phương pháp và giải pháp công nghệ chủ đạo (xử lý bằng thiết bị li tâm hiệu năng cao HP2R), đồng thời bao quát được phạm vi nghiên cứu chính của luận án. Nội dung các chương được triển khai logic, tập trung xuyên suốt vào việc khảo sát, đánh giá, mô hình hóa và đề xuất ứng dụng quá trình

stripping và thu hồi amoni bằng thiết bị HP2R, hoàn toàn tương thích với tên gọi của đề tài.

- Bên cạnh đó, nội dung luận án phù hợp với chuyên ngành Kỹ thuật môi trường (mã số 9.52.03.20), thể hiện rõ ở việc nghiên cứu các quá trình xử lý chất ô nhiễm trong nước thải, phân tích động học và hiệu quả xử lý, đánh giá khả năng ứng dụng công nghệ trong hệ thống xử lý môi trường thực tế. Các nội dung về truyền khối, thiết kế – vận hành thiết bị, đánh giá chi phí và đề xuất mô hình ứng dụng đều nằm trong phạm vi chuyên môn của ngành Kỹ thuật môi trường, không vượt sang các lĩnh vực ngoài chuyên ngành.

#### **4. Độ tin cậy và tính hiện đại của phương pháp đã sử dụng để nghiên cứu**

Luận án sử dụng hệ thống phương pháp nghiên cứu phù hợp, có độ tin cậy cao và mang tính hiện đại, đáp ứng tốt mục tiêu và nội dung của đề tài. Nghiên cứu được triển khai dựa trên sự kết hợp chặt chẽ giữa thực nghiệm xử lý nước thải thực và phân tích – mô hình hóa quá trình truyền khối, trong đó thiết bị phản ứng li tâm hiệu năng cao HP2R là một dạng thiết bị HiGee đang được quan tâm và ứng dụng trong các nghiên cứu tăng cường quá trình trên thế giới. Các thí nghiệm được thiết kế có hệ thống, khảo sát đầy đủ ảnh hưởng của các thông số vận hành quan trọng như pH, tốc độ quay, lưu lượng khí, lưu lượng nước và nhiệt độ; các phép thử được lặp lại, kiểm soát điều kiện vận hành và xử lý số liệu theo các phương pháp thống kê phù hợp, đảm bảo tính lặp lại và độ tin cậy của kết quả. Bên cạnh đó, việc sử dụng các chỉ tiêu động học truyền khối như hệ số chuyển khối tổng quát KLa, HTU và xây dựng mô hình dự đoán dựa trên cơ sở lý thuyết truyền khối hiện đại cho thấy luận án không chỉ dừng ở đánh giá thực nghiệm mà còn có chiều sâu khoa học. Các phương pháp phân tích, đo đạc và tính toán được lựa chọn phù hợp với thông lệ quốc tế và tương thích với các công bố khoa học uy tín trong lĩnh vực.

#### **5. Kết quả nghiên cứu mới của tác giả**

- Có thể khẳng định luận án đã đạt được những kết quả mới, có giá trị khoa học và thực tiễn rõ ràng, thể hiện sự đóng góp độc lập của nghiên cứu sinh.

- Luận án đã lần đầu tiên nghiên cứu một cách hệ thống và toàn diện quá trình stripping và thu hồi amoni nồng độ cao từ nước thải thực (bao gồm nước thải chăn nuôi và nước rỉ rác) bằng thiết bị li tâm hiệu năng cao HP2R, trong khi phần lớn các nghiên cứu trước đây chủ yếu sử dụng nước thải mô phỏng hoặc tháp stripping truyền thống. Trên cơ sở thực nghiệm, tác giả đã làm rõ định lượng ảnh hưởng của các thông số vận hành chủ yếu như pH ban đầu, tốc độ quay của đệm, tỷ lệ lưu lượng khí/nước, lưu lượng nước thải và nhiệt độ đến

hiệu suất stripping, hiệu suất thu hồi amoni và hệ số chuyển khối tổng quát KLa, qua đó chứng minh rõ ràng cơ chế tăng cường truyền khối trong trường lực ly tâm cao (HiGee).

- Một kết quả mới có ý nghĩa khoa học là việc xây dựng và kiểm chứng mô hình dự đoán KLa và hiệu suất stripping amoni phù hợp với điều kiện vận hành thực tế của thiết bị HP2R khi xử lý nước thải có thành phần phức tạp, bao gồm cả các yếu tố bất lợi như kết tủa cacbonat và chất rắn lơ lửng. Luận án cũng đã chứng minh khả năng xử lý và thu hồi amoni với hiệu suất cao, đạt tới khoảng 95% hiệu suất loại bỏ và khoảng 85% hiệu suất thu hồi đối với nước thải có nồng độ amoni rất cao ( $>1000$  mg/L), vượt trội so với nhiều công nghệ hiện hành.

## **6. Ưu điểm và nhược điểm về nội dung, kết cấu và hình thức của luận án.**

### **\* Ưu điểm:**

- Về ưu điểm của luận án, luận án được thực hiện nghiêm túc, công phu và có nhiều điểm mạnh nổi bật cả về nội dung khoa học lẫn cách tiếp cận nghiên cứu. Trước hết, luận án có định hướng nghiên cứu rõ ràng, tập trung vào một vấn đề thực tiễn cấp bách là xử lý amoni nồng độ cao trong nước thải, đồng thời lựa chọn giải pháp công nghệ tiên tiến – thiết bị li tâm hiệu năng cao HP2R phù hợp với xu hướng tăng cường quá trình hiện nay. Nội dung nghiên cứu được triển khai logic, có hệ thống, từ tổng quan lý thuyết, thiết kế thí nghiệm, phân tích kết quả đến đề xuất mô hình ứng dụng, đảm bảo tính nhất quán với mục tiêu và tên đề tài.

- Một ưu điểm quan trọng khác của luận án là sự kết hợp chặt chẽ giữa nghiên cứu lý thuyết và thực nghiệm, trong đó các thí nghiệm được tiến hành trên nước thải thực (nước thải chăn nuôi, nước rỉ rác), làm tăng giá trị khoa học và tính ứng dụng của kết quả. Các thông số vận hành được khảo sát đầy đủ, số liệu được xử lý cẩn trọng, có tính lặp lại và được đánh giá thông qua các chỉ tiêu truyền khối hiện đại như KLa, HTU và hiệu suất stripping, cho thấy độ tin cậy cao của kết quả nghiên cứu. Luận án cũng thể hiện năng lực nghiên cứu độc lập tốt của tác giả, minh chứng qua việc xây dựng và kiểm chứng mô hình dự đoán hiệu suất, cũng như thông qua các công bố khoa học quốc tế uy tín liên quan trực tiếp đến nội dung luận án.

- Bên cạnh đó, luận án có giá trị thực tiễn rõ rệt, khi không chỉ dừng lại ở đánh giá hiệu quả xử lý mà còn đề xuất quy trình xử lý – thu hồi amoni và mô hình ứng dụng ở quy mô thực tế, kèm theo phân tích sơ bộ chi phí vận hành. Hình thức trình bày của luận án nhìn chung rõ ràng, khoa học, hệ thống bảng biểu và hình vẽ phong phú, hỗ trợ tốt cho việc minh họa và luận giải kết quả.

Nhìn chung, luận án có nhiều ưu điểm nổi bật, đáp ứng tốt yêu cầu về chất lượng khoa học, tính mới và tính ứng dụng của một luận án tiến sĩ trong lĩnh vực Kỹ thuật môi trường.

**\* Nhược điểm:**

- Ở phần mở đầu nên làm nổi bật rõ hơn “khoảng trống nghiên cứu”, đặc biệt nhấn mạnh sự thiếu hụt các nghiên cứu về stripping amoni bằng thiết bị HiGee/HP2R đối với nước thải thực có thành phần phức tạp, thay vì chủ yếu nêu hạn chế chung của công nghệ truyền thống.
- Một số phần mô tả các phương pháp xử lý amoni truyền thống (sinh học, hấp phụ, trao đổi ion, màng) ở phần tổng quan còn dài; nên rút gọn mô tả nguyên lý, tập trung nhiều hơn vào hạn chế khi xử lý amoni nồng độ cao, nhằm phục vụ trực tiếp cho lập luận lựa chọn công nghệ HP2R.
- Ở cuối chương, phần “Tiểu kết” nên được viết theo hướng khái quát hóa logic dẫn tới mục tiêu nghiên cứu, tránh mang tính liệt kê.
- Phần mô tả thiết bị HP2R nên bổ sung thêm lý do lựa chọn các thông số thiết kế chính (bán kính, chiều cao đệm, vật liệu đệm), thay vì chỉ liệt kê thông số.
- Phần trình bày kết quả ở một số tiêu mục nên tăng cường thảo luận cơ chế (ví dụ: ảnh hưởng của lực ly tâm đến màng lỏng, thời gian lưu, bề mặt tiếp xúc khí–lỏng).
- Phần mô hình dự đoán KLa và hiệu suất stripping nên thảo luận sâu hơn về giới hạn áp dụng của mô hình, tránh để người đọc hiểu mô hình có tính phổ quát tuyệt đối.
- Nên làm rõ hơn ảnh hưởng của hiện tượng kết tủa cacbonat và SS tới hiệu quả truyền khối, đây là điểm rất có giá trị khoa học nhưng hiện chưa được khai thác sâu.

**7. Nội dung luận án đã được công bố trên tạp chí, kỷ yếu hội nghị khoa học nào và giá trị khoa học của các công trình đã công bố.**

Về nội dung luận án đã được công bố và giá trị khoa học của các công trình đã công bố, có thể nhận xét rằng luận án được xây dựng trên nền tảng các công bố khoa học nghiêm túc, có chất lượng cao và phù hợp trực tiếp với nội dung nghiên cứu. Các kết quả chính của luận án đã được tác giả công bố trên nhiều tạp chí khoa học uy tín trong và ngoài nước, trong đó có các tạp chí quốc tế thuộc hệ thống SCIE (Q1), tạp chí Scopus và tạp chí khoa học chuyên ngành trong nước. Cụ thể, các nghiên cứu về stripping và thu hồi amoni từ nước rỉ rác và nước thải chăn nuôi bằng thiết bị li tâm hiệu năng cao HP2R đã được công bố trên Journal of Environmental Chemical Engineering (SCIE, Q1), Chemical Engineering and Processing – Process Intensification (SCIE, Q1), Vietnam Journal of Science and Technology (Scopus) và một số tạp chí chuyên ngành khác.

## **8. Kết luận chung**

Có thể khẳng định rằng luận án đã đáp ứng đầy đủ các yêu cầu đối với một luận án tiến sĩ chuyên ngành Kỹ thuật môi trường cả về nội dung khoa học, phương pháp nghiên cứu, tính mới, tính ứng dụng và hình thức trình bày.

Bản tóm tắt luận án phản ánh trung thành và chính xác các nội dung cơ bản của luận án. Trên cơ sở các kết quả nghiên cứu đã đạt được, các công bố khoa học liên quan và chất lượng tổng thể của luận án.

Có thể kết luận rằng luận án đủ điều kiện đưa ra bảo vệ trước Hội đồng đánh giá luận án cấp Học viện và xứng đáng được xem xét trao học vị Tiến sĩ Kỹ thuật môi trường.

**Người nhận xét**



**PGS.TS. Văn Hữu Tập**

**BẢN GIẢI TRÌNH CHỈNH SỬA, BỔ SUNG LUẬN ÁN TIẾN SĨ  
CẤP HỌC VIỆN**

Ngày 02 tháng 02 năm 2026, Học viện Khoa học và Công nghệ đã tổ chức đánh giá luận án tiến sĩ cấp Học viện cho nghiên cứu sinh Trịnh Minh Việt theo Quyết định số 1533/QĐ-HVKHCN ngày 29 tháng 12 năm 2025 của Giám đốc Học viện.

**Đề tài: Nghiên cứu xử lý amoni nồng độ cao trong nước thải bằng thiết bị li tâm hiệu năng cao HP2R (High-performance rotating reactor)**

Ngành: Kỹ thuật Môi trường

Mã số: 9 52 03 20

Người hướng dẫn khoa học:

- PGS.TS. Đỗ Văn Mạnh, Viện Khoa học công nghệ Năng lượng và Môi trường, Viện Hàn lâm KHCNVN
- PGS.TS. Ngô Thanh Long, Trường Đại học Xây dựng Hà Nội

Theo Biên bản của Hội đồng, NCS phải bổ sung và chỉnh sửa luận án các điểm sau đây:

STT	Nội dung đề nghị chỉnh sửa, bổ sung	Nội dung đã được chỉnh sửa, bổ sung (Ghi rõ số trang/chương/mục... đã được chỉnh sửa)
1	Chỉnh sửa lại các lỗi chính tả, và rà soát việt hóa toàn bộ các từ tiếng Anh thành tiếng Việt trong bản luận án	Nghiên cứu sinh đã rà soát và chỉnh sửa các lỗi chính tả lỗi đánh máy, rà soát và Việt hóa một số khái niệm (phú dưỡng, quang khắc, pha tạp,...) trong xuyên suốt luận án.
2	Trích dẫn tài liệu tham khảo đầy đủ, và bổ sung các tài liệu tham khảo là trang web cần phải được lược bỏ.	Nghiên cứu sinh đã rà soát và thay thế tài liệu tham khảo thứ cấp tại Hình 1.2 thành tài liệu gốc. Thay thế hình 1.1 đúng với tài liệu tham khảo sử dụng trích dẫn. Loại bỏ và thay thế các trích dẫn từ trang web (36, 150, 177) Nghiên cứu sinh xin bảo lưu TLTK web số 15 (trích dẫn giá trị GDP ngành chăn nuôi tại Việt Nam), số 74 (tài liệu hướng dẫn của US-EPA về thiết bị stripping), 170 (công cụ online tính toán thông số thủy động lực học khí NH <sub>3</sub> )
3	Bổ sung thêm nội dung phân tổng quan về hiện tượng ô nhiễm, cụ	Nội dung tổng quan về hiện tượng ô nhiễm đã được nghiên cứu sinh trình bày trong



STT	Nội dung đề nghị chỉnh sửa, bổ sung	Nội dung đã được chỉnh sửa, bổ sung (Ghi rõ số trang/chương/mục... đã được chỉnh sửa)
	thể số liệu dẫn chứng về đánh giá amoni trong các loại nước thải khác nhau.	<p>tiểu mục <b>1.1.1</b> Để làm nổi bật hơn, nội dung tổng quan về hiện tượng ô nhiễm amoni trong nguồn nước đã được tách riêng trong tiểu mục <b>1.1.2. Hiện tượng ô nhiễm amoni trong nguồn nước.</b></p> <p>Một số dẫn chứng về nồng độ amoni trong một số loại nước thải chứa amoni nồng độ cao như nước thải bán dẫn (150 - &gt;2000 mg/L), nước thải sản xuất cao su (&lt;3500 - 5000 mg/L) kèm tài liệu tham khảo đã được bổ sung tại mục <b>1.1.3. Các loại nước thải giàu amoni</b></p>
4	Bổ sung thêm Phương pháp nghiên cứu thống kê, làm rõ công thức thí nghiệm, công thức tính hiệu suất xử lý và thu hồi, phương pháp tính toán hiệu quả kinh tế kỹ thuật; và thảo luận sâu hơn về kết quả nghiên cứu đạt được.	<p>Nghiên cứu sinh đã bổ sung phương pháp xử lý số liệu thực nghiệm, phương pháp đảm bảo chất lượng trong phân tích và thực nghiệm tại mục <b>2.2.4. Phương pháp xử lý số liệu và đảm bảo chất lượng</b></p> <p>Nghiên cứu sinh đã bổ sung thêm tiểu mục <b>2.2.5. Phương pháp tính toán hiệu quả kinh tế</b></p>
5	Đánh giá chi phí sơ bộ và cần làm rõ giả thiết đánh giá chi phí đặc biệt nhân công; Cần thêm giải thích về cơ chế, nên đưa vào các vật liệu thu hồi sau quá trình xử lý amoni.	<p>Mô tả kịch bản thể hiện việc loại trừ chi phí nhân công được bổ sung trong phần <b>a</b> tại tiểu mục <b>3.3.1. Sơ bộ chi phí vận hành ở quy mô 150 m<sup>3</sup>/ngày.đêm</b>, trong đó thể hiện rõ chế độ giám sát, vận hành và điều khiển được tích hợp chung với hệ thống điều khiển giám sát hệ thống xử lý nước thải. Việc khởi động, dừng thiết bị, bảo trì bảo dưỡng được lên kế hoạch theo chương trình và đồng bộ với các hạng mục khác trong hệ thống.</p> <p>Cơ chế thu hồi amoni, dạng sản phẩm thu hồi amoni thành muối amoni sunfat (là phân SA) đi kèm với lợi nhuận từ sản phẩm thu hồi này được mô tả và tính toán trong phần b tiểu mục <b>3.3.1. Sơ bộ chi phí vận hành ở quy mô 150 m<sup>3</sup>/ngày.đêm.</b></p>
6	Mục tiêu 1 gần giống nội dung nên được chỉnh sửa.	Mục tiêu 1 đã được chỉnh sửa lại như sau: Xác định và làm rõ ảnh hưởng của các thông số vận hành chính gồm pH, tốc độ vòng quay đệm ( $\omega$ ), lưu lượng khí ( $Q_G$ ), lưu lượng nước ( $Q_L$ ) và nhiệt độ nước thải ( $T_{Li}$ ) đến hiệu quả stripping và thu hồi $NH_3-N$ nồng độ cao từ nước thải khí ứng

STT	Nội dung đề nghị chỉnh sửa, bổ sung	Nội dung đã được chỉnh sửa, bổ sung (Ghi rõ số trang/chương/mục... đã được chỉnh sửa)
		dụng thiết bị HP2R, làm cơ sở khoa học cho việc tối ưu hóa điều kiện vận hành và nâng cao hiệu quả xử lý và thu hồi amoni
7	Có thể xem xét thay thế từ tối ưu bằng từ phù hợp trong các điều kiện nghiên cứu. Bổ sung thêm các so sánh nghiên cứu khác trong các nội dung nghiên cứu.	Nghiên cứu sinh đã rà soát và thay thế từ “tối ưu” bằng các từ khác như “phù hợp” và “thích hợp” tùy từng ngữ cảnh mô tả và diễn giải trong xuyên suốt luận án.
8	Phần mở đầu nên được mở rộng và đánh giá sự thiếu hụt của công nghệ stripping và hạn chế của công nghệ truyền thống. Tập trung nhiều hơn ở công nghệ xử lý amoni nồng độ cao ở phần Tổng quan	Nghiên cứu sinh đã tiếp thu và viết rộng hơn phần mở đầu theo hướng đánh giá kỹ hơn về sự thiếu hụt của công nghệ stripping và hạn chế của công nghệ truyền thống tại phần <b>Mở đầu</b> .
9	Bổ sung thêm các tổng quan về yếu tố tăng cường về cơ chế, giới hạn và hạn chế của kỹ thuật stripping.	Nghiên cứu sinh đã tiếp thu vào bổ sung: - Tổng quan về nguyên lý và cơ chế của quá trình stripping tại tiểu mục <b>1.2.6. Stripping</b> ; - Tóm tắt lại các giới hạn và hạn chế của kỹ thuật stripping sử dụng thiết bị truyền thống tại mục <b>1.2.6. Stripping</b> ; - Mô tả về cơ chế tăng cường hiệu quả chuyển khối của thiết bị tiếp xúc ly tâm tại phần <i>f</i> , của tiểu mục <b>1.4.2. Một số đặc tính thủy lực của quá trình truyền khối tiếp xúc ly tâm</b>
10	Tính toán và lập luận thêm các thông số ô nhiễm đi kèm trong nước thải thực tế với nước thải rỉ rác và nước thải chăn nuôi với nồng độ amoni rất cao.	Trong luận án, ảnh hưởng của các thông số ô nhiễm đi kèm trong nước thải thực tế đã được nghiên cứu sinh thực hiện thảo luận thông qua phân tích so sánh giữa nước thải mô phỏng, nước thải chăn nuôi và nước rỉ rác tại các tiểu mục <b>3.1.2, 3.1.3</b> và <b>3.2.2</b> . Sự khác biệt về hiệu suất stripping, hệ số truyền khối và khả năng thu hồi amoni phản ánh tác động tổng hợp của nền ô nhiễm phức tạp, bao gồm chất hữu cơ, chất rắn lơ lửng và các hợp chất khó phân hủy.  Việc tính toán định lượng riêng lẻ ảnh hưởng của từng chỉ tiêu ô nhiễm đi kèm không được nghiên cứu sinh thực hiện trong phạm vi luận án do nghiên cứu tập trung vào xử lý amoni; các thông số được

VÀ C  
VIỆN  
HỌC  
NGH  
★

STT	Nội dung đề nghị chỉnh sửa, bổ sung	Nội dung đã được chỉnh sửa, bổ sung (Ghi rõ số trang/chương/mục... đã được chỉnh sửa)
		theo dõi trực tiếp chỉ gồm nồng độ amoni và pH. Bản chất quá trình stripping là quá trình hóa lý truyền khối khí-lỏng, trong đó các chất ô nhiễm khác chủ yếu đóng vai trò yếu tố nền và không chi phối trực tiếp cơ chế của quá trình.
11	Phân tóm tắt luận án, điểm mới nên đưa vào phần đầu của Luận án.	Nghiên cứu sinh xin tiếp thu và bổ sung tính mới lồng ghép vào phần mở đầu, tuy nhiên vẫn giữ mục “Những đóng góp mới của luận án” ở cuối phần tóm tắt để đảm bảo định dạng quyền tóm tắt tuân thủ theo quy định của Học viện Khoa học và Công nghệ
12	Xem xét việc hấp thụ khí NH <sub>3</sub> , công nghệ có thể hấp thụ trong quá trình thu hồi khí sau quá trình xử lý. Trong thực tế, còn có nhiều các khí khác, chất ô nhiễm khác trong nước thải thực tế, luận án có thể bổ sung thêm lập luận trong phần ứng dụng mô hình thực tế vì Luận án chỉ quan tâm đến việc xử lý amoni.	Nghiên cứu sinh đã tiếp thu và bổ sung lập luận về khả năng và thành phần khí thải phát sinh đồng thời trong dòng khí chứa NH <sub>3</sub> và một số giải pháp khắc phục ở kịch bản vận hành thực tế trong mục <b>3.3.2. Hướng áp dụng mô hình ở quy mô thực tế</b>
13	Trang 67, Bảng 2.4 ghi so sánh QCVN 40:2025/BTNMT cột A, xem xét với lập luận ở trang 16 ghi cột C để có lập luận phù hợp khi đối chiếu nồng độ cho phép trong nước thải xả ra môi trường.	Nghiên cứu sinh đã tiếp thu và chỉnh sửa mô tả so sánh QCVN tại mục <b>1.1.3</b> thành cột A cụ thể như sau: “Cụ thể, Theo ngưỡng nồng độ NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (tính theo N) cho phép xả vào nguồn nước tiếp nhận đối với nước thải sinh hoạt (QCVN 14:2025/BTNMT) và nước thải công nghiệp (QCVN 40:2025/BTNMT) hiện hành theo cột A là 5 mg/L”
14	Sau mỗi một phần nghiên cứu nên bỏ dòng ghi: Tiểu kết chương I, Tiểu kết chương 2, Tiểu kết mục... trong luận án. Luận án có thể kết luận sau mỗi một chương, tuy nhiên không cần lý giải rõ mục; “Tiểu kết...”	Nghiên cứu sinh đã tiếp thu và lược bỏ các mục tiểu kết trong luận án
15	Luận án bổ sung thêm phần kết luận rõ hơn cho mục nghiên cứu 3.2 thu hồi amoni bằng thiết bị HP2R từ nước thải.	Nghiên cứu sinh đã bổ sung kết luận cho nội dung nghiên cứu tại mục <b>3.2</b> như sau: 4. Luận án đã xác định được các điều kiện vận hành tối ưu của thiết bị HP2R cho quá

STT	Nội dung đề nghị chỉnh sửa, bổ sung	Nội dung đã được chỉnh sửa, bổ sung (Ghi rõ số trang/chương/mục... đã được chỉnh sửa)
		trình stripping kết hợp hấp thụ nhằm thu hồi NH <sub>3</sub> -N từ nước thải nồng độ cao. Với nước thải mô phỏng, hiệu suất thu hồi amoni đạt tối đa khoảng 85% khi vận hành ở pH <sub>i</sub> > 11, ω = 900 rpm, Q <sub>G</sub> /Q <sub>L</sub> = 200 và T <sub>Li</sub> = 30 – 40 °C sử dụng dung dịch hấp thụ có pH axit; trong khi đó, đối với nước rỉ rác, hiệu suất thu hồi tối đa đạt khoảng 80% dưới các điều kiện vận hành tương tự đã được tối ưu hóa.
16	Các kết luận đề nghị cụ thể hơn về số liệu các điều kiện nghiên cứu tối ưu đã đạt được cho từng nội dung đã nghiên cứu.	Nghiên cứu sinh đã tiếp thu và lồng ghép các số liệu cụ thể về điều kiện thực nghiệm và kết quả thực nghiệm nổi bật của nghiên cứu vào nội dung kết luận

Nghiên cứu sinh chân thành cảm ơn Quý thầy, cô trong Hội đồng đánh giá luận án tiến sĩ cấp Học viện đã góp ý và tạo cơ hội cho NCS hoàn thiện luận án của mình.

Xin trân trọng cảm ơn./.

Hà Nội, ngày 10 tháng 02 năm 2026


**TẬP THỂ HƯỚNG DẪN**

GV hướng dẫn chính

GV Hướng dẫn phụ

**NGHIÊN CỨU SINH**

  
PGS. TS. Đỗ Văn Mạnh

  
PGS. TS. Ngô Thanh Long

  
Trịnh Minh Việt

XÁC NHẬN CỦA HỌC VIỆN  
KHOA HỌC VÀ CÔNG NGHỆ

**KT. GIÁM ĐỐC**  
**PHÓ GIÁM ĐỐC**  
  


**CHỦ TỊCH HỘI ĐỒNG**

  
GS.TS. Nguyễn Văn Tuyên

Nguyễn Thị Trung