

ĐẠI HỌC QUỐC GIA HÀ NỘI
TRƯỜNG ĐẠI HỌC KHOA HỌC TỰ NHIÊN

Nguyễn Xuân Lan

NGHIÊN CỨU NÂNG CAO HIỆU QUẢ XỬ LÝ SINH HỌC
CỦA CÔNG NGHỆ SBR ỨNG DỤNG Bùn HẠT
ĐỊNH HƯỚNG TÁI SỬ DỤNG NƯỚC THẢI ĐÔ THỊ

LUẬN ÁN TIẾN SĨ KỸ THUẬT MÔI TRƯỜNG

Hà Nội - 2026

ĐẠI HỌC QUỐC GIA HÀ NỘI
TRƯỜNG ĐẠI HỌC KHOA HỌC TỰ NHIÊN

Nguyễn Xuân Lan

NGHIÊN CỨU NÂNG CAO HIỆU QUẢ XỬ LÝ SINH HỌC
CỦA CÔNG NGHỆ SBR ỨNG DỤNG Bùn HẠT
ĐỊNH HƯỚNG TÁI SỬ DỤNG NƯỚC THẢI ĐÔ THỊ

Chuyên ngành: Kỹ thuật Môi trường

Mã số: 9520320.01

LUẬN ÁN TIẾN SĨ KỸ THUẬT MÔI TRƯỜNG

NGƯỜI HƯỚNG DẪN KHOA HỌC:

- PGS.TS. Đặng Thị Thanh Huyền
- GS.TS. Nguyễn Mạnh Khải

Hà Nội - 2026

LỜI CAM ĐOAN

Tôi xin cam đoan đây là công trình nghiên cứu của riêng tôi. Các kết quả nghiên cứu được trình bày trong luận án là trung thực, khách quan và chưa từng được công bố ở bất kỳ nơi nào.

Tác giả luận án

Nguyễn Xuân Lan

LỜI CẢM ƠN

Tôi xin chân thành cảm ơn Ban giám đốc Phòng thí nghiệm trọng điểm Công nghệ Môi trường xanh và tái chế chất thải (GreenLab) và Ban lãnh đạo Khoa Môi trường, thuộc Trường Đại học Khoa học tự nhiên – Đại học Quốc gia Hà Nội. Tôi cũng xin có lời cảm ơn sâu sắc tới Ban giám hiệu và Ban lãnh đạo Khoa Môi trường, trường Đại học Tài nguyên và Môi trường Hà Nội đã tạo điều kiện, hỗ trợ tôi về điều kiện cơ sở vật chất phòng thí nghiệm trong suốt quá trình học tập và nghiên cứu.

Tôi xin bày tỏ lòng biết ơn sâu sắc đến PGS.TS Đặng Thị Thanh Huyền và GS.TS Nguyễn Mạnh Khải đã hướng dẫn, động viên, giúp đỡ và tạo mọi điều kiện thuận lợi nhất trong thời gian tôi thực hiện và hoàn thành luận án.

Tác giả luận án

Nguyễn Xuân Lan

MỤC LỤC

LỜI CAM ĐOAN

LỜI CẢM ƠN

MỤC LỤC	i
DANH MỤC CÁC TỪ, CHỮ VIẾT TẮT	v
DANH MỤC CÁC BẢNG	vii
DANH MỤC CÁC HÌNH	viii
MỞ ĐẦU	1
1. Đặt vấn đề	1
2. Mục tiêu nghiên cứu.....	4
3. Đối tượng và phạm vi nghiên cứu.....	4
4. Ý nghĩa khoa học và thực tiễn của luận án.....	6
5. Những đóng góp mới của luận án.....	7
6. Cấu trúc của luận án.....	8
CHƯƠNG 1. TỔNG QUAN CÁC VẤN ĐỀ NGHIÊN CỨU.....	9
1.1. Hiện trạng nước thải đô thị ở Việt Nam	9
1.1.1. Hiện trạng phát sinh, thành phần và tính chất của nước thải đô thị.....	9
1.1.2. Hiện trạng thu gom và xử lý nước thải đô thị	11
1.1.3. Hiện trạng tái sử dụng nước thải.....	16
1.2. Công nghệ xử lý sinh học theo mẻ nối tiếp (SBR) trong xử lý nước thải....	18
1.2.1. Cấu tạo, nguyên lý của công nghệ SBR.....	18
1.2.2. Nâng cao hiệu quả xử lý sinh học của SBR qua các dạng sinh khối	20
1.3. Bùn hoạt tính dạng hạt trong hệ SBR	21
1.3.1. Quá trình tạo bùn hạt hiếu khí	21
1.3.2. Các nghiên cứu về bùn hạt hiếu khí trên thế giới	25
1.3.3. Các nghiên cứu về bùn hạt hiếu khí tại Việt Nam	29
1.3.4. Cải tiến bùn hạt với các phụ gia (additives)	31

1.3.5. Phát triển chất mang sinh học dạng hạt trong SBR	35
1.3.5.1. Chất mang sinh học (biocarriers)	35
1.3.5.2. Chất mang PVA gydro gel dùng trong xử lý nước thải.....	35
1.4. Đánh giá các hạn chế và đề xuất hướng nghiên cứu	40
CHƯƠNG 2. NỘI DUNG VÀ PHƯƠNG PHÁP NGHIÊN CỨU	43
2.1. Nội dung nghiên cứu	43
2.1.1. Phát triển bùn hạt hiếu khí với phụ gia than sinh học trấu trong hệ AGS-SBR	43
2.1.2. Thử nghiệm hạt PVA gel tự tạo làm chất mang sinh học trong hệ PVA-SBR	43
2.1.3. Tái hoạt hoá bùn hạt lưu trữ lạnh thời gian dài trong hệ AGS-SBR.....	44
2.2. Phương pháp nghiên cứu.....	44
2.2.1. Phương pháp thực nghiệm	44
2.2.1.1. Phát triển bùn hạt hiếu khí với phụ gia than sinh học trấu trong hệ AGS-SBR	44
2.2.1.2. Thử nghiệm hạt PVA gel tự tạo làm chất mang sinh học trong hệ PVA-SBR	51
2.2.1.3. Tái hoạt hoá bùn hạt lưu trữ lạnh thời gian dài trong hệ AGS-SBR....	59
2.2.2. Phương pháp đánh giá, phân tích.....	61
2.2.2.1. Các thông số môi trường	61
2.2.2.2. Định lượng và các đặc điểm về hình thái, cấu trúc của sinh khối	62
2.2.2.3. Các đặc tính cơ học và vật lý của sinh khối.....	63
2.2.2.4. Các đặc tính sinh học của sinh khối	64
2.2.2.5. Các thông số chất lượng nước.....	66
CHƯƠNG 3. KẾT QUẢ VÀ THẢO LUẬN	68
3.1. Phát triển bùn hạt hiếu khí với phụ gia than sinh học trấu trong hệ AGS-SBR	68
3.1.1. Tăng trưởng sinh khối bùn hạt với phụ gia than trấu.....	68

3.1.1.1. Nồng độ sinh khối (MLSS) và chỉ số thể tích bùn (SVI).....	68
3.1.1.2. Phân bố kích thước hạt bùn	72
3.1.2. Đặc điểm hình thái, cấu trúc của bùn hạt với phụ gia than trấu	73
3.1.2.1. Phát triển hình thái bùn hạt qua kính hiển vi quang học	73
3.1.2.2. Cấu trúc vi mô của bùn hạt qua kính hiển vi điện tử quét	77
3.1.3. Một số tính chất cơ lý của bùn hạt với phụ gia than trấu	82
3.1.4. Hoạt tính sinh học của bùn hạt với phụ gia than trấu.....	85
3.1.4.1. Tốc độ tiêu thụ oxy	85
3.1.4.2. Đa dạng vi sinh vật ở cấp độ sinh học phân tử (metagenon)	89
3.1.5. Hiệu quả xử lý nước thải của hệ AGS-SBR theo sự phát triển của bùn hạt	95
3.2. Thử nghiệm hạt PVA gel tự tạo làm chất mang sinh học trong hệ PVA-SBR	98
3.2.1. Đặc điểm hạt PVA gel được chế tạo	98
3.2.2. Thử nghiệm hạt PVA gel tự tạo làm chất mang sinh học	101
3.3. Tái hoạt hóa bùn hạt lưu trữ lạnh thời gian dài trong hệ AGS-SBR.....	108
3.3.1. Đặc điểm quá trình tái hoạt hóa của bùn hạt giống trữ lạnh	108
3.3.2. Hiệu quả xử lý nước thải của hệ AGS-SBR với bùn hạt giống trữ lạnh	113
3.4. Đánh giá chung về các sinh khối dạng hạt đã được nghiên cứu.....	117
3.5. Định hướng tái sử dụng nước sau xử lý	121
KẾT LUẬN VÀ KIẾN NGHỊ	126
Kết luận	126
Kiến nghị.....	127
DANH MỤC CÔNG TRÌNH KHOA HỌC CỦA TÁC GIẢ LIÊN QUAN ĐẾN LUẬN ÁN.....	128
TÀI LIỆU THAM KHẢO	129
PHỤ LỤC.....	143

DANH MỤC CÁC TỪ, CHỮ VIẾT TẮT

Chữ viết tắt	Tiếng Anh	Tiếng Việt
AGS	Aerobic Granular Sludge	Bùn hạt hiếu khí
AOB	Ammonia Oxidizing Bacteria	Vì khuẩn oxy hóa amoniac
APHA	American Public Health Association	Hiệp hội Y tế Công cộng Hoa Kỳ
AS	Activated Sludge	Bùn hoạt tính
BNR	Biological Nutrient Removal	Loại bỏ chất dinh dưỡng sinh học
BOD	Biological Oxygen Demand	Nhu cầu oxy sinh học
C/N	Carbon/Nitrogen	Cacbon/Nitơ
CAS	Conventional Activated Sludge	Bùn hoạt tính truyền thống
COD	Chemical Oxygen Demand	Nhu cầu oxy hóa học
DGAO	Denitrifying Glycogen Accumulating Organisms	Vì sinh vật tích lũy glycogen khử nitrat
DO	Dissolved Oxygen	Oxy hòa tan
DPAO	Denitrifying Phosphorus Accumulating Organism	Vì sinh vật tích lũy photpho khử nitrat
DPR	Denitrifying Phosphorus Removal	Loại bỏ photpho khử nitrat
EBPR	Enhanced Biological Phosphorus Removal	Loại bỏ photpho sinh học tăng cường
EDX	Energy Dispersive X-ray Spectroscopy	Phổ tán sắc năng lượng tia X.
EPS	Extracellular Polymeric Substances	Chất polyme ngoại bào
GAO	Glycogen Accumulating Organisms	Vì sinh vật tích lũy Glycogen
HRT	Hydraulic Retention Time	Thời gian lưu nước
HSP	Hydraulic Selection Pressure	Áp lực chọn lọc thủy lực
MLSS	Mixed liquor suspended sludge	Nồng độ chất rắn lơ lửng trong hỗn hợp bùn nước
NM		Nhà máy
NOB	Nitrite Oxidizing Bacteria	Vì khuẩn oxy hóa nitrit
ODL	Oxygen Diffusion Limitation	Giới hạn khuếch tán oxy
OHO	Ordinary Heterotrophic Organisms	Vì sinh vật dị dưỡng thông thường

OLR	Organic Loading Rate	Tỷ lệ tải hữu cơ
OUR	Oxygen Uptake Rate	Tốc độ tiêu thụ oxy
PAO	Phosphorus Accumulating Organism	Vi sinh vật tích lũy photpho
PHA	Poly- β -HydroxyAlkanoates	Poly- β -HydroxyAlkanoates
PVA	PolyVinyl Alcohol	PolyVinyl Alcohol
QCVN		Quy chuẩn Việt Nam
RBCOD	Readily Biodegradable COD	COD dễ phân hủy sinh học
RHB	Rice Husk Biochar	Than sinh học vỏ trấu
SBR	Sequencing Batch Reactor	Bể phản ứng mẻ tuần tự
sCOD	Soluble COD	COD hòa tan
SDGs	Sustainable Development Goals	Các mục tiêu phát triển bền vững
SEM	Scanning Electron Microscopy	Kính hiển vi điện tử quét
SMEWW	Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater	Các phương pháp chuẩn kiểm tra nước và nước thải
SND	Simultaneous Nitrification-Denitrification	Quá trình nitrat hóa-khử nitrat đồng thời
SNDPR	Simultaneous Nitrification Denitrification and Phosphorus Removal	Quá trình nitrat hóa đồng thời khử nitrat và loại bỏ photpho
SNPR	Simultaneous Nitrogen and Phosphorus removal	Quá trình loại bỏ đồng thời Nitơ và Photpho
SP	Selection Pressure	Áp lực chọn lọc
SRT	Sludge Retention Time	Thời gian lưu bùn (Tuổi bùn)
SVI	Sludge Volume Index	Chỉ số thể tích bùn
TCVN		Tiêu chuẩn Việt Nam
TSS	Total Suspended Solids	Tổng chất rắn lơ lửng
VER	Volumetric Exchange Ratio	Tỉ lệ trao đổi nước
VFA	Volatile Fatty Acid	Axit béo dễ bay hơi
VSV		Vi sinh vật
VSS	Volatile Suspended Solids	Chất rắn lơ lửng dễ bay hơi
WWTP	Wastewater Treatment Plant	Nhà máy xử lý nước thải
XLNT		Xử lý nước thải

DANH MỤC CÁC BẢNG

Bảng 1.1. Nồng độ các thông số theo thiết kế và thực tế vận hành trong nước thải chưa xử lý của các nhà máy XLNT tại Việt Nam.....	10
Bảng 1.2. Các thông số ảnh hưởng đến quá trình tạo hạt bùn hiếu khí	24
Bảng 1.3. So sánh giữa hệ thống bùn hoạt tính và hệ thống bùn hạt hiếu khí	28
Bảng 1.4. Kết quả các nghiên cứu về bùn hạt hiếu khí ở Việt Nam	30
Bảng 2.1. Quy trình thực nghiệm (protocol) 5 bước cho nội dung 1.....	44
Bảng 2.2. Tóm tắt thông số thực nghiệm đầu vào của hệ AGS-SBR	49
Bảng 2.3. Chế độ vận hành hệ AGS-SBR thực hiện nội dung 1	49
Bảng 2.4. Quy trình thực nghiệm (protocol) 5 bước cho nội dung 2.....	51
Bảng 2.5. Các hóa chất dùng để tự chế tạo hạt PVA gel	54
Bảng 2.6. Các thông số chất lượng nước thải thật	54
Bảng 2.7. Thông số vận hành hệ PVA-SBR	58
Bảng 2.8. Quy trình thực nghiệm (protocol) 4 bước cho nội dung 3.....	59
Bảng 2.9. Thông số vận hành hệ AGS-SBR khi tái hoạt hóa hạt bùn	60
Bảng 2.10. Các thông số môi trường	61
Bảng 2.11. Các thông số về lượng, hình thái và cấu trúc sinh khối.....	63
Bảng 2.12. Các thông số đặc tính cơ học và vật lý của sinh khối.....	64
Bảng 2.13. Các thông số đặc tính sinh học của sinh khối.....	66
Bảng 2.14. Các thông số chất lượng nước	67
Bảng 3.1. Cơ chế đa chiều của than trâu trong hệ thống AGS-SBR	75
Bảng 3.2. Một số tính chất cơ lý của bùn hạt than trâu, cuối giai đoạn 1	83
Bảng 3.3. Một số tính chất cơ lý của bùn hạt than trâu, cuối giai đoạn 2.....	85
Bảng 3.4. Một số chỉ vi sinh vật phổ biến trong bùn hạt than trâu	94
Bảng 3.5. Đặc điểm của hạt gel PVA/ NaNO_3	101
Bảng 3.6. Đặc điểm của hạt gel PVA/ NaNO_3 sau khi xử lý nước thải	103
Bảng 3.7. Đặc điểm của bùn hạt trước và sau lưu trữ.....	109
Bảng 3.8. So sánh đặc tính của hai loại bùn hạt mới phát triển	119
Bảng 3.9. So sánh hiệu quả xử lý của bùn hạt mới phát triển và bùn hoạt tính thông thường	120
Bảng 3.10. So sánh tính năng kỹ thuật giữa Bùn hoạt tính truyền thống (CAS) và Bùn hạt hiếu khí (AGS)	122

Bảng 3.11. Yêu cầu về chất lượng nước tái sử dụng cho các mục đích khác nhau	124
Bảng 3.12. Định hướng áp dụng các giải pháp công nghệ phục vụ mục đích tái sử dụng khác nhau	125

DANH MỤC CÁC HÌNH

Hình 1.1. Sơ đồ mô tả công nghệ bùn hoạt tính truyền thống (CAS).....	13
Hình 1.2. Sơ đồ mô tả công nghệ mương oxy hóa (OD)	13
Hình 1.3. Sơ đồ mô tả công nghệ bể sinh học làm việc theo mẻ (SBR).....	14
Hình 1.4. Sơ đồ mô tả công nghệ yếm khí – thiếu khí – hiếu khí (AAO)	15
Hình 1.5. Các pha trong quá trình vận hành SBR.....	19
Hình 1.6. SBR ứng dụng các dạng sinh khối vi sinh khác nhau	21
Hình 1.7. Mô hình sự hình thành bùn hạt	23
Hình 1.8. Các quá trình chuyển hóa N, P.....	26
Hình 1.9. Biểu đồ các nhóm vi khuẩn.....	27
Hình 1.10. Sơ đồ minh họa tương tác giữa hạt bùn hiếu khí và các phụ gia	32
Hình 1.11. Công thức phân tử (a) và liên kết hóa học của PVA (b), (c)	36
Hình 1.12. Sơ đồ tổng thể kế hoạch nghiên cứu	42
Hình 2.1. Sơ đồ công nghệ hệ xử lý nước thải AGS-SBR.....	45
Hình 2.2. Hình ảnh thực tế hệ AGS-SBR tại phòng thí nghiệm	46
Hình 2.3. Sơ đồ công nghệ hệ xử lý nước thải PVA-SBR.....	52
Hình 2.4. Hình ảnh thực tế hệ MB-SBR tại phòng thí nghiệm.....	53
Hình 2.5. Quy trình chế tạo hạt (1) PVA/H ₃ BO ₃ , (2) PVA/NaNO ₃	55
Hình 2.6. Quá trình nhỏ giọt tạo hạt PVA	56
Hình 3.1. Các chỉ số MLSS và SVI ₅ , giai đoạn 1.....	69
Hình 3.2. Tương quan giữa MLSS và SVI ₅ , giai đoạn 1.....	70
Hình 3.3. Các chỉ số MLSS và SVI ₅ , giai đoạn 2.....	71
Hình 3.4. Biểu đồ phân bố kích thước hạt, giai đoạn 1.....	72
Hình 3.5. Biểu đồ phân bố kích thước hạt, giai đoạn 2.....	73
Hình 3.6. Hình ảnh phát triển hạt bùn qua kính hiển vi, độ phóng đại x4 (a: bông bùn ban đầu; b: sau 1 tuần thí nghiệm; c: sau 5 tuần thí nghiệm).....	74

Hình 3.7. Ba giai đoạn phát triển hạt bùn	76
Hình 3.8. Hình thái và cấu trúc hạt bùn (với độ phóng đại x200 (a); x2000(b) và x5000 (c))	77
Hình 3.9. Hình ảnh phổ tán sắc năng lượng tia X (EDX)	78
Hình 3.10. Hình thái và cấu trúc hạt bùn trưởng thành ở các độ phóng đại khác nhau: (a) x100, (b) x5000, (c) x10000	80
Hình 3.11. Hình ảnh phổ tán sắc năng lượng tia X (EDX)	81
Hình 3.12. Biểu đồ vận tốc lắng đứng theo kích thước hạt, giai đoạn 1	84
Hình 3.13. Thí nghiệm tốc độ tiêu thụ oxy cuối giai đoạn 1	86
Hình 3.14. Biểu đồ thí nghiệm tốc độ tiêu thụ oxy cuối giai đoạn 1	86
Hình 3.15. Biểu đồ tiêu thụ oxy cuối giai đoạn 2	88
Hình 3.16. Đánh giá các nhóm vi sinh vật ở cấp độ sinh học phân tử: (a) cấp ngành, (b) cấp chi và (c) cấp loài, cuối giai đoạn 1	90
Hình 3.17. Đánh giá các nhóm vi sinh vật ở cấp độ sinh học phân tử: (a) cấp ngành, (b) cấp chi và (c) cấp loài, cuối giai đoạn 2	93
Hình 3.18. Hiệu quả xử lý nước thải của hệ AGS-SBR, giai đoạn 1	96
Hình 3.19. Hiệu quả xử lý nước thải của hệ AGS-SBR, giai đoạn 2	97
Hình 3.20. Hiện tượng hạt gel PVA/H ₃ BO ₃ bị vỡ sau sục khí	99
Hình 3.21. Hạt PVA/NaNO ₃ sau khi sục khí	100
Hình 3.22. Hạt PVA/NaNO ₃ trước khi xử lý nước thải	101
Hình 3.23. Hình ảnh chụp SEM hạt PVA/NaNO ₃ ở độ phóng đại x50 (trái) và x200 (phải)	102
Hình 3.24. Hạt PVA gel ban đầu (a), sau 5 tuần xử lý nước thải (b), có sự dính bám của VSV dưới kính hiển vi x40 (c), có sự dính bám của VSV dưới kính hiển vi x20 (d)	104
Hình 3.25. Cột xử lý SBR tuần 1 (a), tuần 2-5 (b)	105
Hình 3.26. Hiệu quả xử lý nước thải TSS (a), COD (b), NH ₄ ⁺ (c)	106
Hình 3.27. Hình ảnh kích thước hạt: (a) hạt tươi trước khi bảo quản; (b) hạt được bảo quản sau 3 năm ; (c) hạt được hoạt hóa lại sau 57 ngày	110
Hình 3.28. Sự tăng trưởng sinh khối bùn hạt	111
Hình 3.29. Hình ảnh (a) tạo bọt, (b) sinh khối bông và (c) hạt trưởng thành	111
Hình 3.30. Hình MLSS và SVI ₃₀ của AGS	112
Hình 3.31. Hiệu suất xử lý: (a) COD; (b) NH ₄ ⁺ ; (c) PO ₄ ³⁻	116

MỞ ĐẦU

1. Đặt vấn đề

Quá trình phát triển kinh tế và đô thị hóa của Việt Nam trong bốn thập kỷ qua đã dẫn đến sự gia tăng về nhu cầu tiêu thụ nước và theo đó là khối lượng nước thải phát sinh vượt quá khả năng thoát nước và xử lý nước thải của hệ thống hạ tầng kỹ thuật đô thị. Tính đến cuối năm 2024, cả nước có 900 đô thị theo hệ thống phân cấp đô thị trước năm 2025 (Bộ NN&MT, 2025), tạo ra tổng lượng nước thải là khoảng 8,6 triệu m³/ngày, trong đó chỉ 64%, tương đương 5,5 triệu m³/ngày, được thu gom vào hệ thống thoát nước đô thị (Viet-Anh Nguyen, 2024). Quan trọng hơn, tổng số nhà máy/trạm xử lý nước thải tập trung đang vận hành trên cả nước là 90 nhà máy xử lý nước thải với tổng công suất thiết kế là 3,0 triệu m³/ngày. Tuy nhiên, nhiều nhà máy chưa hoạt động hết công suất do thiếu kết nối đồng bộ với mạng lưới thu gom, nên tổng công suất vận hành thực tế chỉ hơn 1,5 triệu m³/ngày, nghĩa là xử lý được gần 18% tổng lượng nước thải phát sinh, tương đương 27% tổng lượng nước thải được thu gom (Viet-Anh Nguyen, 2024).

Sự lựa chọn công nghệ xử lý nước thải tại Việt Nam cũng đã có sự dịch chuyển từ xử lý cơ học, hóa lý đơn thuần sang việc kết nối với các công trình xử lý bậc hai, thường là các quy trình xử lý sinh học sử dụng sinh khối bùn hoạt tính để loại bỏ chất hữu cơ và các chất dinh dưỡng, nhằm đáp ứng các tiêu chuẩn môi trường ngày càng khắt khe (Bộ TN&MT, 2025). Trong số các công nghệ xử lý nước thải được áp dụng tại Việt Nam, công nghệ bể phản ứng sinh học theo mẻ (Sequencing Batch Reactor - SBR) sử dụng bùn hoạt tính truyền thống đã khẳng định được vị thế quan trọng nhờ khả năng loại bỏ đồng thời các chất ô nhiễm hữu cơ (COD) và các chất dinh dưỡng (N, P) với diện tích xây dựng nhỏ gọn (Bộ Xây Dựng, 2023). Tỷ lệ sử dụng công nghệ SBR hiện đang chiếm tỉ trọng áp đảo, hơn 40% trong số các nhà máy điển hình tại các tỉnh thành trọng điểm được xây dựng từ sau năm 2010 tới nay (ARCOWA, 2018), như các nhà máy xử lý nước thải Yên Sở (200.000 m³/ngày) ở TP. Hà Nội, Hòa Xuân (20.000 m³/ngày) ở Đà Nẵng, Nhiêu Lộc - Thị Nghè (giai đoạn 2) (480.000 m³/ngày) ở TP. Hồ Chí Minh (Bộ Xây Dựng, 2021).

Thuật ngữ “Sequencing Batch Reactor”, viết tắt là SBR, được Robert Irvine và William Davis sử dụng lần đầu tiên vào năm 1971, để nói về công nghệ bể phản ứng sinh học vận hành theo mẻ (hay còn gọi là theo chu kỳ), xử lý nước thải bằng sinh khối bùn hoạt tính truyền thống (Conventional Activated Sludge - CAS), đặc trưng bởi quy trình nạp - sục khí - lắng - xả diễn ra tuần tự theo thời gian chỉ trong một bể phản ứng (Irvine và ccs, 1971). Quy trình vận hành này là nền tảng cho nhiều quy trình SBR sau này (Wilderer và ccs, 1996), khi những phát triển liên quan đến sục khí và kiểm soát quy trình giúp cho các mẻ tuần tự theo thời gian của SBR có thể được điều khiển dễ dàng hơn (Dutta và ccs, 2015), cũng như được chấp nhận trong xử lý sinh học với nhiều đối tượng và mục đích khác nhau (Jagaba và ccs, 2021). Tuy nhiên, bên cạnh những tiến bộ về thiết kế và quy trình vận hành, sinh khối bùn hoạt tính truyền thống (CAS) sử dụng với bể phản ứng sinh học SBR chưa đáp ứng được các thách thức xử lý phức tạp, loại bỏ đồng thời các thành phần ô nhiễm đa dạng đang tăng nhanh trong nguồn thải (Singh và ccs, 2022). Do đó, công nghệ SBR tiếp tục được nghiên cứu cải tiến trong thời gian qua theo hướng tăng cường hiệu quả các quá trình phản ứng sinh học cụ thể (bioaugmentation) giúp cho SBR trở thành công nghệ xử lý sinh học bền vững và linh hoạt (Askari và ccs, 2024).

Như vậy, cơ chế vận hành theo chu kỳ của SBR đã góp phần tăng tính ứng dụng của công nghệ trong xử lý nước thải, tuy nhiên, khi đưa vào vận hành thực tế tại Việt Nam đã gặp những thách thức xuất phát từ đặc thù của nước thải và yêu cầu cao về kỹ thuật, tự động hóa (Bộ Xây Dựng, 2021). Vì vậy, việc nghiên cứu nâng cao hiệu quả xử lý sinh học của công nghệ SBR với các điều kiện ứng dụng tại Việt Nam là nhu cầu cấp bách để có thể làm chủ các công nghệ phát triển trong kỷ nguyên Khoa học, công nghệ, đổi mới sáng tạo và chuyển đổi số của Việt Nam (Bộ Chính Trị, 2024). Hơn nữa, trong tương lai, ngành xử lý nước thải không chỉ dừng lại ở việc loại bỏ chất ô nhiễm mà còn hướng tới việc tái sử dụng nước thải sau xử lý như một nguồn tài nguyên quý, góp phần xây dựng nền kinh tế tuần hoàn cho các đô thị thông minh và hiện đại (Trần Đức Hạ và ccs, 2023).

Một trong những giải pháp nâng cao hiệu quả xử lý nước thải bằng công nghệ SBR là tăng kích thước bùn vi sinh so với bông bùn hoạt tính truyền thống (thường $<0,22 - 0,25$ mm) thông qua việc kết tụ sinh khối vi sinh để từ đó giảm thời gian lắng của bùn trong hệ SBR. Bùn hạt hiếu khí (Aerobic Granular Sludge – AGS) có thể đáp ứng mục đích này, là trường hợp đặc biệt của màng sinh học (Wilderer và ccs, 2004) khi các vi sinh vật tự kết tụ thành dạng hạt có kích thước lớn hơn $0,22 - 0,25$ mm đến vài mm, chứa mật độ sinh khối cao mà không cần chất mang, thường được thực hiện trong bể phản ứng sinh học SBR có tỉ lệ chiều cao trên đường kính (H/D) lớn (Morgenroth và ccs, 1997). Tuy nhiên, việc rút ngắn thời gian phát triển bùn hạt (Hussain và ccs, 2024) và duy trì độ bền hạt cho quá trình xử lý nước thải ổn định (Kan và ccs, 2024) trong hệ bể SBR vẫn là mục tiêu của nhiều nghiên cứu. Trong thập kỷ qua, một số phương pháp tăng cường sinh học như quản lý và điều chỉnh linh hoạt các thông số vận hành, bổ sung các loại phụ gia, chọn lọc nguồn bùn giống, cấy các vi sinh vật thuần chủng đã được công bố, nhưng chưa được tổng hợp và đánh giá đầy đủ (Han và ccs, 2022). Việc áp dụng một phương pháp đơn giản, dễ thực hiện, có tính bản địa như bổ sung than sinh học từ trấu làm phụ gia đẩy nhanh quá trình tạo hạt sinh khối cho thấy tiềm năng lớn trong việc dùng bùn hạt hiếu khí để nâng cấp công nghệ SBR thay cho bùn hoạt tính truyền thống. Ngoài ra, các nghiên cứu về bổ sung chất mang sinh học vào bể phản ứng SBR để chủ động cố định vi sinh vật trên kích thước lớn đã tạo ra một biến thể của SBR là bể phản ứng màng sinh học theo mẻ (sequencing batch biofilm reactors - SBBR) (Jagaba và ccs, 2021). Chưa có vật liệu nào được chấp nhận rộng rãi để cố định vi sinh vật và hình thành màng sinh học vượt trội. Do đó, các chất mang sinh học có nguồn gốc thân thiện môi trường như dạng hạt tổng hợp từ vật liệu PVA gel được gợi ý nghiên cứu. Mặt khác, việc thu thập bùn hạt trưởng thành, lưu trữ và tái hoạt hóa cũng đã được nhiều nhóm nghiên cứu quan tâm vì sử dụng nguồn bùn hạt lưu trữ làm bùn giống không chỉ đơn giản hóa quy trình phát triển hạt trong hệ SBR, mà còn có tiềm năng kép là thu hồi tài nguyên và định hướng mô hình kinh doanh bùn hạt dự trữ (Tanavarotai và ccs, 2020).

Với mong muốn cung cấp thêm cơ sở khoa học để nâng cao hiệu quả của công nghệ SBR trong xử lý và tái sử dụng nước thải đô thị thông qua các giải pháp phát triển sinh khối dạng hạt, đặc biệt ở Việt Nam, nghiên cứu sinh đã lựa chọn đề tài **“Nghiên cứu nâng cao hiệu quả xử lý sinh học của công nghệ SBR ứng dụng bùn hạt định hướng tái sử dụng nước thải đô thị”**. Kết quả của đề tài sẽ góp phần hoàn chỉnh cơ sở lý thuyết và thực nghiệm về nghiên cứu công nghệ kỹ thuật môi trường tiên tiến để nâng cao hiệu suất xử lý và tái sử dụng nước thải đô thị phù hợp với đặc trưng riêng về nguồn thải, quản lý nước thải đô thị và thu hồi tài nguyên ở Việt Nam.

2. Mục tiêu nghiên cứu

2.1. Mục tiêu chung

Nghiên cứu nâng cao hiệu quả của công nghệ SBR thông qua các giải pháp phát triển sinh khối vi sinh thành dạng hạt để xử lý đồng thời các chất ô nhiễm hữu cơ (COD) và các chất dinh dưỡng (N, P) trong nước thải đô thị đặc thù ở Việt Nam, định hướng tái sử dụng.

2.2. Mục tiêu cụ thể

- Nghiên cứu phát triển sinh khối vi sinh dạng hạt từ bùn giống lưu trữ và phụ gia than trấu sinh học với cơ chất từ nước thải giả định trong hệ SBR nhằm rút ngắn giai đoạn khởi động, tăng hiệu quả xử lý nước thải với các điều kiện vận hành khác nhau, đảm bảo định hướng tái sử dụng nước sau xử lý.

- Nghiên cứu thử nghiệm hạt PVA gel tự tạo làm vật liệu mang để phát triển sinh khối vi sinh dính bám với bùn hoạt tính và nước thải thực trong hệ SBR nhằm giảm áp lực vận hành cho giai đoạn khởi động.

- Đánh giá khả năng tái hoạt hóa bùn hạt sau thời gian dài trữ lạnh sử dụng hệ SBR và nước thải giả định nhằm định hướng thu hồi bùn hạt dư làm bùn giống

3. Đối tượng và phạm vi nghiên cứu

3.1. Đối tượng nghiên cứu

Theo cách tiếp cận từ góc độ quản lý và xử lý nước thải đô thị, tất cả các loại nước thải hình thành tại các khu dân cư, khu đô thị đều phải xử lý sinh học (Bộ Xây Dựng, 2023), do đó công trình xử lý sinh học trong một nhà máy xử lý nước thải được

coi là công nghệ xử lý nước thải của nhà máy đó. Các hướng dẫn về lựa chọn công nghệ và yêu cầu thiết kế như tại TCVN 7957:2023/BXD về thoát nước – mạng lưới và công trình bên ngoài – yêu cầu thiết kế đang chỉ dẫn sử dụng công nghệ SBR với tác nhân sinh học là bùn hoạt tính truyền thống để xử lý nước thải. Với mục đích nâng cao hiệu quả xử lý sinh học của công nghệ SBR đối với nước thải đô thị đặc trưng ở Việt Nam, đề tài nghiên cứu phát triển bùn vi sinh dạng hạt làm tác nhân sinh học thay cho bùn hoạt tính truyền thống trong hệ SBR có bể phản ứng sinh học dạng cột. Vì vậy, đối tượng nghiên cứu của đề tài cụ thể là:

(i) Hệ thống thiết bị thí nghiệm mô phỏng công nghệ SBR (gọi tắt là hệ SBR), gồm 2 hệ SBR có mức độ tự động hóa khác nhau:

- Hệ SBR thứ nhất tự động hoàn toàn, tích hợp kiểm soát vận hành và quan trắc theo thời gian thực (online) dùng để thực hiện các mục đích nghiên cứu phát triển bùn hạt hiếu khí cải tiến với phụ gia than trấu sinh học và tái hoạt hóa bùn hạt hiếu khí sau lưu trữ lạnh trong thời gian dài vì các nghiên cứu này cần chế độ vận hành nghiêm ngặt để chọn lọc bùn hạt tự kết tụ dưới áp lực thủy động học và sau đó là thử nghiệm xử lý nước thải với các điều kiện vận hành khác nhau. Hệ này được đặt tên là AGS-SBR;

- Hệ SBR thứ hai vận hành tự động nhưng không tích hợp kiểm soát vận hành và quan trắc online dùng để thực hiện mục đích nghiên cứu thử nghiệm hạt PVA gel tự tạo làm vật liệu mang để phát triển sinh khối dính bám cố định thay vì vi sinh vật phải tự tạo hạt như bùn hạt hiếu khí, cho phép tách biệt áp lực chọn lọc thủy lực khỏi quá trình vận hành hệ SBR trong giai đoạn khởi động. Hệ này được đặt tên là PVA-SBR.

(ii) Nguồn bùn giống và vật liệu để phát triển sinh khối vi sinh dạng hạt làm tác nhân xử lý sinh học trong công nghệ SBR, gồm 3 loại cho 3 dạng bùn hạt khác nhau:

- Bùn giống lưu trữ kích thước $<0,5\text{mm}$ và than trấu sinh học làm phụ gia phát triển bùn hạt hiếu khí cải tiến;

- Các hóa chất và vật liệu để chế tạo hạt PVA gel làm chất mang sinh học và vi sinh vật cấy giống từ bùn hoạt tính nhà máy xử lý nước thải đô thị tập trung;

- Bùn hạt hiếu khí lưu trữ lạnh trong thời gian dài để tái hoạt hóa.

(iii) Nước thải làm môi trường để sinh khối vi sinh dạng hạt trao đổi chất đồng thời thực hiện các quá trình chuyển hóa sinh học xử lý các chất ô nhiễm trong nước thải, gồm nước thải giả định và nước thải thật:

- Môi trường nước thải giả định cho các mục đích nghiên cứu về bùn hạt hiếu khí để chủ động với các kịch bản vận hành khác nhau từ giai đoạn khởi động nuôi tạo bùn hạt đến giai đoạn thử nghiệm xử lý nước thải với các điều kiện khác nhau;

- Môi trường nước thải thật cho mục đích nghiên cứu thử nghiệm hạt PVA gel tự tạo làm chất mang màng sinh học cố định do hạn hẹp kinh phí và thời gian thực hiện đề tài.

3.2. Phạm vi nghiên cứu

- Phạm vi nghiên cứu theo không gian: Các nghiên cứu thực nghiệm được thực hiện ở quy mô Phòng thí nghiệm, tại Khoa Môi trường, trường Đại học Tài nguyên và Môi trường Hà Nội.

- Phạm vi nghiên cứu theo thời gian: Do bị gián đoạn bởi đại dịch Covid-19 những năm 2021, 2022, tổng thời gian thực nghiệm là khoảng 20 tháng (từ 2022-2024), gồm (i) các đợt lắp đặt các hệ SBR trong phòng thí nghiệm (5 tháng), (ii) các đợt vận hành thực nghiệm các hệ SBR theo mục tiêu nghiên cứu phát triển các loại sinh khối dạng hạt khác nhau, ứng dụng xử lý nước thải đô thị (15 tháng).

4. Ý nghĩa khoa học và thực tiễn của luận án

4.1. Ý nghĩa khoa học:

Các kết quả nghiên cứu của đề tài sẽ đóng góp vào cơ sở lý thuyết về phương pháp xử lý nước thải sinh học bằng sinh khối dạng hạt trong công nghệ SBR để nâng cao hiệu quả xử lý nước thải đô thị so với công nghệ SBR truyền thống sử dụng sinh khối bùn hoạt tính sinh trưởng lơ lửng, thông qua việc thiết kế, lắp đặt các hệ SBR quy mô phòng thí nghiệm và thực nghiệm các chế độ vận hành khác nhau để phát triển các sinh khối dạng hạt khác nhau: (i) sinh khối dạng hạt do vi sinh vật tự kết tụ từ bùn giống lưu trữ với sự hỗ trợ của than trấu sinh học, tạo thành bùn hạt hiếu khí cải tiến với phụ gia than trấu; (ii) sinh khối dạng hạt do vi sinh vật phát triển dính

bám cố định trên hạt chất mang PVA gel tự tạo; (iii) sinh khối bùn hạt hiếu khí được tái hoạt hóa từ bùn hạt giống lưu trữ lạnh trong thời gian dài.

4.2. Ý nghĩa thực tiễn:

- Các kết quả nghiên cứu khoa học có thể tham khảo để thiết kế và vận hành công nghệ SBR bằng sinh khối dạng hạt xử lý nước thải đô thị theo nguyên lý mở nối tiếp ở các quy mô lớn hơn như quy mô thí điểm (pilot) tại hiện trường hoặc quy mô thực tế (full-scale), góp phần rút ngắn thời gian nghiên cứu từ phòng thí nghiệm tới ứng dụng thực tế, đảm bảo nghiên cứu khoa học gắn liền với giải quyết các vấn đề thực tiễn, đáp ứng nhu cầu thị trường, phục vụ phát triển kinh tế - xã hội, tránh lãng phí nguồn lực và thúc đẩy đổi mới sáng tạo.

- Việc sử dụng than sinh học từ trấu, một phế phẩm nông nghiệp, làm phụ gia hỗ trợ quá trình phát triển bùn hạt hiếu khí, việc tạo hạt PVA gel làm chất mang để phát triển màng sinh học cố định, và việc tái hoạt hóa bùn hạt lưu trữ để chủ động nguồn bùn giống đã góp phần nâng cao khả năng làm chủ quá trình phát triển bùn hạt hiếu khí bằng công nghệ SBR để xử lý nước thải, kết hợp thu hồi tài nguyên, thúc đẩy kinh tế tuần hoàn.

- Công nghệ SBR cải tiến sử dụng sinh khối bùn hạt được đề xuất là bước xử lý bậc hai tin cậy trong các nhà máy xử lý nước thải đô thị tập trung để làm tiền đề tích hợp tiếp với các hệ thống xử lý bậc 3 nâng cao như lọc màng (ví dụ: các màng UF, RO), oxy hóa tiên tiến (ví dụ: khử trùng bằng UV, Ozon) nhằm tái sử dụng nước sau xử lý cho các hoạt động đô thị, sản xuất nông nghiệp, hoặc cho các mục đích khác như bổ cập nguồn nước. Đây là định hướng chiến lược để đảm bảo an ninh nguồn nước trong bối cảnh biến đổi khí hậu.

5. Những đóng góp mới của luận án

- Làm sáng tỏ quá trình hình thành bùn hạt từ bông bùn non với sự hỗ trợ của than trấu sinh học như vai trò tạo nhân hạt, bảo vệ vi sinh vật dưới áp lực chọn lọc thủy lực cao, kích thích khung khoáng hóa để tăng độ bền hạt, từ đó góp phần nâng cao hiệu quả của công nghệ SBR thông qua giảm thời gian lắng, giảm áp lực vận hành chọn lọc hạt ở giai đoạn khởi động, đảm bảo hiệu quả xử lý nước thải thích ứng

với các điều kiện vận hành khác nhau mô phỏng đặc trưng riêng về chất lượng và quản lý nước thải đô thị tại Việt Nam.

- Thử nghiệm thành công hạt PVA gel tự chế tạo có cấu trúc xốp rỗng, độ bền và độ đàn hồi cao, khả năng lắng nhanh, sử dụng công thức PVA/NaNO₃, làm vật liệu mang để phát triển màng sinh học cố định thay vì vi sinh vật phải tự tạo hạt như bùn hạt hiếu khí, cho phép tách biệt áp lực chọn lọc thủy lực khỏi quá trình vận hành hệ SBR trong giai đoạn khởi động, từ đó góp phần tăng khả năng thích ứng, chuyển đổi các hệ thống SBR từ sử dụng bùn hoạt tính sinh trưởng lơ lửng truyền thống sang hệ vi sinh vật dính bám được cố định dạng hạt.

- Chứng minh được bùn hạt hiếu khí có thể lưu trữ lạnh trong nhiều năm và có khả năng phục hồi hoạt tính vi sinh vật để thực hiện chức năng xử lý nước thải khi được tái hoạt hóa bằng kỹ thuật vận hành hợp lý trong hệ SBR, từ đó định hướng khả năng quản lý và thu hồi bùn hạt dư trong các hệ thống xử lý nước thải sử dụng công nghệ SBR để tuần hoàn làm bùn hạt giống cho các hệ SBR mới khởi động hoặc khi cần phục hồi hệ thống xử lý sinh học SBR sau sự cố.

6. Cấu trúc của luận án

Nội dung nghiên cứu của luận án được trình bày tại 5 phần chính:

- Mở đầu
- Chương 1. Tổng quan các vấn đề nghiên cứu
- Chương 2. Nội dung và phương pháp nghiên cứu
- Chương 3. Kết quả nghiên cứu và thảo luận
- Kết luận và khuyến nghị

CHƯƠNG 1. TỔNG QUAN CÁC VẤN ĐỀ NGHIÊN CỨU

1.1. Hiện trạng nước thải đô thị ở Việt Nam

Sự phát triển kinh tế và quá trình đô thị hóa nhanh chóng tại Việt Nam trong những thập kỷ qua đã tạo ra áp lực lớn lên môi trường, đặc biệt là vấn đề quản lý nước thải đô thị. Việc thiếu hụt hạ tầng thu gom và xử lý đồng bộ đã dẫn đến tình trạng ô nhiễm nguồn nước nghiêm trọng tại nhiều khu vực.

1.1.1. Hiện trạng phát sinh, thành phần và tính chất của nước thải đô thị

Lượng nước thải phát sinh

Theo số liệu thống kê, tổng lượng nước thải đô thị phát sinh trên toàn quốc ước tính khoảng 8,6 triệu m³/ngày (Nguyễn Việt Anh, 2024). Con số này dự kiến sẽ tiếp tục tăng trong những năm tới do sự gia tăng dân số đô thị và sự mở rộng của các hoạt động công nghiệp, dịch vụ. Các đô thị lớn như Hà Nội và TP. Hồ Chí Minh là những nơi có lượng nước thải phát sinh cao nhất, tương ứng với quy mô dân số và mức độ phát triển.

Thành phần và tính chất

Nước thải đô thị tại Việt Nam chủ yếu là nước thải sinh hoạt từ các hộ gia đình, công sở, trường học, và một phần là nước thải từ các cơ sở sản xuất, dịch vụ nhỏ lẻ xả vào hệ thống thoát nước chung. Hệ thống thu gom nước thải từ các lưu vực thoát nước cần được thực hiện đồng thời với việc xây dựng nhà máy xử lý nước thải (XLNT) ở cuối đường ống. Khi đó, việc xác định tính chất nước thải trước xử lý sẽ được xác định ở hồ thu gom hoặc tại các sông, kênh thoát nước tại tập trung vào thời điểm không có mưa. Việc xác định tính chất nước thải tại các khu vực chưa có hệ thống thu gom là rất khó khăn, lấy mẫu phân tích tại từng cửa xả riêng lẻ chưa phản ánh được tính chất nước thải toàn lưu vực vì nồng độ nước thải tập trung phụ thuộc sự pha trộn các nguồn thải theo nồng độ và lưu lượng tại từng thời điểm, trong khi đó khó có thể thực hiện được đo lưu lượng và lấy mẫu phân tích tại tất cả các cửa xả tại cùng một thời điểm.

Các số liệu về nồng độ các thông số trong nước thải đầu vào các nhà máy XLNT cho thấy có sự khác biệt lớn giữa giá trị thiết kế và giá trị vận hành thực tế. Bảng 1.1 đã tổng hợp giá trị trung bình, nhỏ nhất, lớn nhất từ các số liệu đầu vào các nhà máy XLNT, các nguồn thải. Nồng độ thực tế vận hành đối với COD, BOD₅, TP thấp hơn nhiều so với thiết kế (tương ứng chỉ 46%, 51%, 66%) trong lúc TN đạt tương đương thiết kế (97%). Sự chênh lệch không đều giữa các thông số dẫn đến tỷ lệ BOD₅:TN thực tế thấp hơn nhiều so với thiết kế (48%), trong khi BOD₅:TP và COD:BOD₅ không chênh lệch nhiều (74%, 91%). Thông số đầu vào các nhà máy XLNT trên thế giới cho thấy cũng có sự khác nhau giữa thiết kế và thực tế vận hành, tuy nhiên không khác nhau quá nhiều như Việt Nam.

Bảng 1.1. Nồng độ các thông số theo thiết kế và thực tế vận hành trong nước thải chưa xử lý của các nhà máy XLNT tại Việt Nam

Thông số	Đơn vị	Thiết kế (TCVN 7957-2023)	Thực tế vận hành (Trung bình)
BOD ₅	mg/L	200 - 350	80 - 150
COD	mg/L	350 - 600	150 - 300
SS	mg/L	200 - 300	100 - 250
Amoni (NH ₄ ⁺ -N)	mg/L	25 - 40	30 - 60
Tổng Nitơ (TN)	mg/L	40 - 70	40 - 80
Tổng Photpho (TP)	mg/L	6 - 10	4 - 12
Dầu mỡ động thực vật	mg/L	10 - 30	20 - 70

Nguồn: Báo cáo đánh giá về Thoát nước và XLNT (Bộ Xây dựng, 2024)

Nước thải Việt Nam nói chung có BOD₅ thấp, BOD₅:TN thấp, so sánh với đặc tính chung của nước thải sinh hoạt, nước thải thu gom chung cho thấy: Đặc thù của nước thải Việt Nam có BOD₅ thấp là do hệ thống thu gom chung chưa hoàn thiện, đặc điểm chung hầu hết các hộ gia đình, các tòa nhà đều có bể tự hoại do đó chất ô nhiễm hữu cơ bị phân hủy tại bể tự hoại cũng như trên hệ thống thoát nước. Tuy nhiên, quá trình phân hủy là yếm khí, chỉ giúp giảm BOD₅ trong lúc đó hầu như không giúp giảm được TN vì thành phần chủ yếu của TN chỉ là NH₄⁺-N và N_{hưc}, không có (hoặc thấp)

thành phần NO_x . Mặt khác, các nguồn nước thải vào phát sinh N nồng độ cao như nước rỉ rác (từ việc xả rác, thu gom, chứa, chôn lấp rác); từ các cơ sở giết mổ gia súc, gia cầm, chợ truyền thống cũng như từ bếp ăn các hộ gia đình, nhà hàng, khách sạn. Tỷ lệ $\text{BOD}_5:\text{TN}$ trong nước rỉ rác chỉ khoảng 0,6 (World bank, 2013), có nghĩa BOD_5 còn thấp hơn TN, TN cao đến hơn 3.300mg/l (World bank, 2013). BOD_5 thấp, TN cao, do đó tỷ số $\text{BOD}_5:\text{TN}$ thấp, thậm chí ngoài khoảng đặc trưng của nước thải sinh hoạt và nước thải thu gom chung.

Như vậy, các thông số ô nhiễm chủ yếu trong nước thải đô thị Việt Nam là COD, BOD_5 , SS, NH_4^+-N , TN, TP. Với các số liệu nước thải đầu vào của các nhà máy XLNT đang vận hành tại Việt Nam cho thấy nước thải đô thị Việt Nam có đặc thù BOD_5 thấp, BOD_5/TN thấp. Đặc điểm này gây bất lợi trực tiếp cho các công trình xử lý bằng công nghệ sinh học khi vì sinh vật nói chung cần tỉ lệ C:N:P là 100:5:1 để đảm bảo quá trình chuyển hóa và tổng hợp sinh khối. Do đó, cần phải có các nghiên cứu đối với các quá trình sinh học trong xử lý nước thải để nâng cao khả năng thích ứng của công nghệ sinh học đối với đặc trưng riêng của nước thải đô thị ở Việt Nam.

1.1.2. Hiện trạng thu gom và xử lý nước thải đô thị

Hệ thống thu gom

Phần lớn các đô thị tại Việt Nam hiện đang sử dụng hệ thống thoát nước chung (CSS - Combined Sewer System). Hệ thống này thu gom cả nước thải sinh hoạt và nước mưa trong cùng một đường ống. Ưu điểm: Chi phí đầu tư ban đầu thấp hơn so với hệ thống riêng biệt. Nhưng nhược điểm lớn là khi có mưa lớn, lưu lượng nước vượt quá khả năng của hệ thống và công suất của nhà máy xử lý, dẫn đến hiện tượng tràn nước thải hỗn hợp (CSOs - Combined Sewer Overflows). Khi đó, một lượng lớn nước thải chưa qua xử lý sẽ bị xả thẳng ra môi trường, gây ô nhiễm đột ngột và nghiêm trọng. Ngoài ra, nước thải về nhà máy xử lý bị pha loãng, do đó tỉ lệ C:N:P không tối ưu để xử lý các chất dinh dưỡng, nồng độ BOD_5 , COD thường khá thấp.

Tỷ lệ thu gom

Đây là một trong những thách thức lớn nhất của ngành. Tổng lượng nước thải được thu gom vào hệ thống cống rãnh là 5,5 triệu $\text{m}^3/\text{ngày}$, chỉ chiếm khoảng 64%

tổng lượng nước thải phát sinh (8,6 triệu m³/ngày). Điều này có nghĩa là khoảng 3,1 triệu m³ nước thải mỗi ngày không được thu gom, mà bị xả trực tiếp vào ao, hồ, kênh, rạch, gây ô nhiễm nghiêm trọng và làm mất mỹ quan đô thị (Nguyễn Việt Anh, 2024)

Hiện trạng xử lý nước thải đô thị

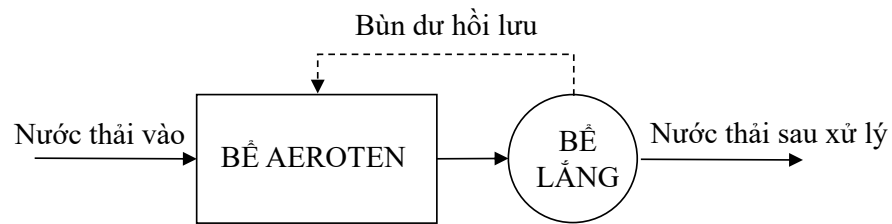
Thực trạng xử lý nước thải đô thị ở Việt Nam còn rất hạn chế. Theo báo cáo năm 2024, tỷ lệ nước thải được xử lý trên tổng lượng thu gom chỉ đạt 26,5%. Quan trọng hơn, tỷ lệ nước thải được xử lý trên tổng lượng phát sinh chỉ là 16,9% (Nguyễn Việt Anh, 2024). Điều này đồng nghĩa với việc hơn 83% lượng nước thải đô thị tại Việt Nam đang được xả thẳng ra môi trường mà không qua bất kỳ một công đoạn xử lý nào. Hiện cả nước có khoảng 90 nhà máy xử lý nước thải đang hoạt động với tổng công suất thiết kế là 3,0 triệu m³/ngày. Tuy nhiên, nhiều nhà máy chưa hoạt động hết công suất do thiếu sự kết nối đồng bộ từ mạng lưới thu gom.

Công nghệ xử lý nước thải phổ biến đang áp dụng ở Việt Nam như sau: (Nguyễn Việt Anh, 2024)

- Công nghệ Bùn hoạt tính (Activated Sludge - AS): Đây là công nghệ phổ biến nhất, được áp dụng dưới nhiều biến thể:

- Bùn hoạt tính truyền thống (CAS - Conventional Activated Sludge): Được sử dụng tại các nhà máy lớn như Bảy Mẫu (Hà Nội) và Bình Hưng (TP.HCM).

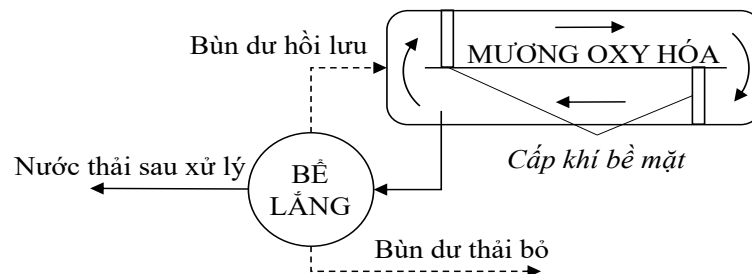
CAS (Conventional Activated Sludge) là công nghệ trong đó quá trình phản ứng sinh học và quá trình lắng xảy ra trong 2 bể riêng biệt (Hình 1.1). Nước thải được tiếp nhận liên tục vào bể sục khí (bể Aeroten). Quá trình sục khí vừa cấp khí Oxy cho vi sinh vật, vừa duy trì vi sinh vật ở trạng thái lơ lửng trong nước thải. Vi sinh vật sử dụng chất ô nhiễm trong nước thải như nguồn thức ăn để trao đổi chất và tăng sinh khối, nhờ đó chất ô nhiễm được xử lý. Nước thải sau phản ứng sinh học tự chảy tràn sang bể lắng. Tại bể lắng, vi sinh vật ở dạng bùn hoạt tính lắng xuống đáy bể theo nguyên lý lắng trọng lực, nước trong trên mặt bể (nước sau xử lý) chảy tràn vào máng thu nước và ra ngoài. Một phần bùn lắng dưới đáy bể lắng sẽ được hồi lưu về bể sục khí, bùn dư được thải bỏ.



Hình 1.1. Sơ đồ mô tả công nghệ bùn hoạt tính truyền thống (CAS)

- **Mương oxy hóa (OD - Oxidation Ditch):** Phổ biến ở các nhà máy quy mô vừa và nhỏ như Bắc Giang, Nam Nha Trang.

OD (Oxidation Ditch) cũng là công nghệ trong đó quá trình phản ứng sinh học và quá trình lắng xảy ra trong 2 bể riêng biệt tương tự như bể hiếu khí sử dụng bùn hoạt tính truyền thống CAS, hoặc hệ bể AAO hay A2O (kị khí - thiếu khí – hiếu khí) (Hình 1.2). Tuy nhiên bể phản ứng sinh học của OD được cấu tạo để nước chảy theo tuần tự dọc theo chiều dài của bể. Thiết bị sục khí bề mặt dạng roto vừa có tác dụng cấp khí, vừa có tác dụng đẩy nước chảy theo chiều dài bể. Thiết bị cấp khí được lắp đặt tại một số vị trí để tạo ra các vùng hiếu khí (gần roto) và thiếu khí, yếm khí (khi chảy xa vùng roto). Nước thải sau đó được lắng tại bể lắng riêng biệt, bùn được hồi lưu theo nguyên lý tương tự như CAS và A2O.

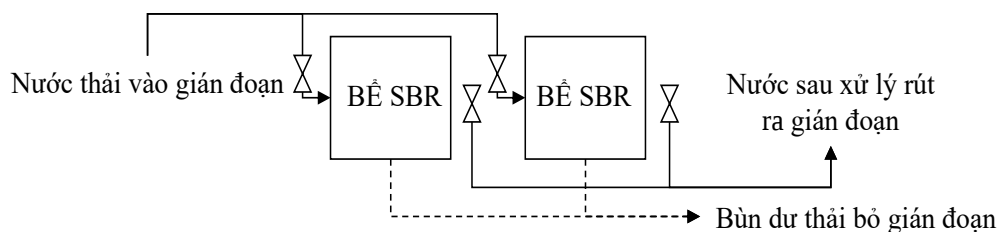


Hình 1.2. Sơ đồ mô tả công nghệ mương oxy hóa (OD)

- **Bể phản ứng theo mẻ (SBR - Sequencing Batch Reactor):** Công nghệ hiện đại, linh hoạt, được áp dụng tại nhiều nhà máy như Yên Sở (Hà Nội), Phú Lộc (Đà Nẵng) và Thủ Dầu Một.

Bể SBR khác với bể hiếu khí sử dụng bùn hoạt tính truyền thống CAS, hệ bể A2O (kị khí - thiếu khí – hiếu khí), mương oxy hóa (OD), hay bể lọc sinh học nhỏ giọt (TF) ở chỗ là toàn bộ quá trình phản ứng sinh học và lắng xảy ra trong cùng một bể, do đó SBR thường phải có 2 bể luân phiên nhau (Hình 1.3). Nước thải được tiếp

nhận vào 1 bể SBR, tiếp xúc với vi sinh vật có sẵn trong bể được duy trì ở trạng thái lơ lửng (sục khí để duy trì điều kiện hiếu khí hoặc khuấy trộn để duy trì điều kiện thiếu khí, yếm khí) và diễn ra quá trình phản ứng sinh học. Sau quá trình phản ứng sinh học, việc sục khí (hoặc khuấy trộn) dừng lại, vi sinh vật được lắng xuống đáy bể và nước trong được rút ra ngoài. Bùn dư được gián đoạn rút ra. Thường thì nước thải không được tiếp nhận vào bể khi đang diễn ra quá trình lắng và rút nước (trừ SBR liên tục), khi đó nước thải được tiếp nhận vào bể thứ 2. Cứ thế 2 (hoặc nhiều bể) luân phiên lặp đi lặp lại quá trình này. SBR đang áp dụng cho các nhà máy XLNT ở Việt Nam là SBR tiếp nhận nước thải gián đoạn.

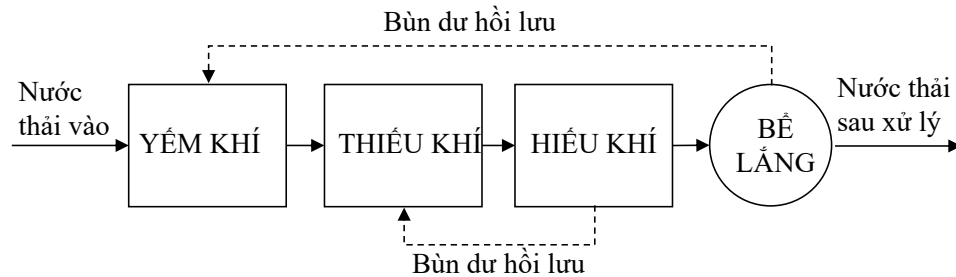


Hình 1.3. Sơ đồ mô tả công nghệ bể sinh học làm việc theo mẻ (SBR)

- Bể kết hợp kỵ khí - thiếu khí – hiếu khí (A2O): Tập trung ở các nhà máy có yêu cầu xử lý dinh dưỡng cao như Kim Liên, Trúc Bạch và Bắc Thăng Long ở Hà Nội.

A2O (kỵ khí - thiếu khí – hiếu khí) là biến thể của bể bùn hoạt tính truyền thống CAS, theo đó quá trình phản ứng sinh học và quá trình lắng vẫn xảy ra trong 2 bể riêng biệt nhưng bể phản ứng sinh học được chia thành 3 ngăn duy trì các điều kiện yếm khí, thiếu khí và hiếu khí khác nhau (Hình 1.4). Nước thải đầu tiên được tiếp nhận vào ngăn yếm khí được khuấy trộn (không cấp oxy) để duy trì vi sinh vật trong bùn hồi lưu từ bể lắng ở trạng thái lơ lửng. Hỗn hợp bùn – nước thải tự chảy sang ngăn tiếp theo được khuấy trộn (không cấp oxy) với hỗn hợp bùn - nước thải hồi lưu từ bể hiếu khí mang theo NO_3^- do quá trình nitrat hóa xảy ra ở ngăn hiếu khí làm chất oxy hóa. Vi sinh vật sử dụng NO_3^- làm chất nhận điện tử để phát triển (quá thiếu thiếu khí). Hỗn hợp bùn – nước thải từ ngăn thiếu khí tiếp tục tự chảy sang ngăn hiếu khí – khí oxy được cấp vào để duy trì điều kiện hiếu khí trong ngăn này. Nước thải

sau đó được lắng tại bể lắng riêng biệt, bùn được hồi lưu theo nguyên lý tương tự như CAS.



Hình 1.4. Sơ đồ mô tả công nghệ yếm khí – thiếu khí – hiếu khí (AAO)

- Công nghệ chi phí thấp và dựa vào tự nhiên:

- Hồ sinh học (Stabilization Ponds / Lagoons): Bao gồm hồ kỵ khí, hiếu khí và tùy nghi. Công nghệ này đòi hỏi diện tích đất lớn nhưng chi phí vận hành thấp, phù hợp với các địa phương có quỹ đất. Ví dụ điển hình là nhà máy ở Thanh Hóa, Đức Minh (Đồng Hới).

Hồ sinh học là phương pháp xử lý đơn giản nhất và đã được áp dụng từ thời xa xưa. Khi vào hồ, do vận tốc dòng chảy nhỏ, các loại cặn lắng xuống đáy. Các chất hữu cơ còn lại trong nước thải sẽ bị các vi sinh vật hấp thụ và oxy hóa bởi vi sinh vật, rong, tảo và các thực vật bậc cao có trong nước thải. Lượng oxy cho quá trình sinh hóa chủ yếu là do không khí xâm nhập qua mặt thoáng của hồ và do quá trình quang hợp của thực vật nước. Hồ hiếu khí (tự nhiên) có chiều sâu khoảng 0,3 ÷ 0,6m; hồ tùy tiện có chiều sâu khoảng 1,5 ÷ 2,5m với thời gian lưu từ 25 đến hơn 180 ngày; hồ sục khí có chiều sâu khoảng 3 ÷ 6m với thời gian lưu khoảng 5 ÷ 30 ngày; hồ yếm khí có chiều sâu khoảng 2,5 ÷ 6m và thời gian lưu khoảng 30 ÷ 50 ngày. Vì chất rắn lơ lửng trong hồ thấp nên không cần bể lắng sau quá trình xử lý như các công nghệ khác.

- Lọc sinh học nhỏ giọt (Trickling Filter - TF): Một công nghệ truyền thống, được áp dụng tại Đà Lạt và Cần Thơ.

TF (Trickling Filter) cũng là công nghệ sinh học trong đó quá trình phản ứng sinh học và quá trình lắng xảy ra trong 2 bể riêng biệt tương tự như CAS, A2O, OD, tuy nhiên điểm khác biệt là quá trình phản ứng sinh học theo nguyên lý hoàn toàn khác. Bể

lọc nhỏ giọt (TF – hay còn gọi là tháp) được thiết kế có lớp đệm như là giá thể để vi sinh vật bám dính vào đệm thành một lớp màng mỏng. Đầu tiên, nước thải được bơm lên đỉnh tháp, qua một giàn phun vào lớp đệm. Nước thải khi chảy qua lớp đệm, tiếp xúc với vi sinh vật sẽ diễn ra quá trình phản ứng sinh học. Oxy được cấp bằng quạt từ đáy tháp thổi ngược lên, hoặc được cung cấp bởi quá trình tiếp xúc tự nhiên với không khí trong quá trình nước thải rơi từ đỉnh tháp xuống đáy tháp. Nước thải sau khi rơi xuống đáy tháp được hồi lưu, bơm cùng nước thải vào ngược lại đỉnh tháp. Nước thải sau đó được lắng tại bể lắng riêng biệt tương tự như CAS và A2O nhưng không có hồi lưu bùn. Bùn dư định kỳ rút từ bể lắng.

- Xử lý cơ học: Một số ít nhà máy như Hải Dương và Sóc Trăng mới chỉ dừng lại ở mức xử lý cơ học sơ bộ (loại bỏ rác và cặn lớn) trước khi xả thải, hiệu quả xử lý ô nhiễm rất thấp.

1.1.3. Hiện trạng tái sử dụng nước thải

Tái sử dụng nước thải là giải pháp khả thi để bổ cập cho nguồn nước cấp trong tình trạng khan hiếm và ô nhiễm nguồn nước ngày càng gia tăng. Hiện nay lượng nước thải sinh hoạt đô thị phát sinh mỗi ngày khoảng 8,6 triệu m³/ngày (Nguyễn Việt Anh, 2024). Nếu chỉ cần một phần nước thải này được xử lý bổ sung để có thể tái sử dụng cho các mục đích khác nhau như sinh hoạt, chữa cháy, dịch vụ... thì sẽ giảm áp lực cho việc cấp nước đô thị hiện nay.

Việc xử lý và tái sử dụng nước thải đã được nêu trong nhiều văn bản pháp luật gần đây như Luật Bảo vệ Môi trường (số 72/2020/QH14), Luật Tài nguyên nước (số 23/2023/QH15)...trong đó đặt được các mục tiêu chính sau (Đoàn Thu Hà, 2023):

- Chủ động nguồn nước cấp cho các nhu cầu sử dụng, góp phần đảm bảo yêu cầu cấp nước ngày càng tăng trong điều kiện nguồn nước khan hiếm;
- Đảm bảo tỷ lệ nước thải được xử lý với chất lượng theo yêu cầu, góp phần bảo vệ môi trường, bảo vệ chất lượng nguồn nước mặt và nước ngầm.

Ở nhiều quốc gia trên thế giới, việc tái sử dụng nước thải sau xử lý đã được phát triển từ lâu. Ở Nhật Bản, ban đầu nước thải từ nhà vệ sinh và nước tưới tiêu được xử lý tại trạm xử lý theo phương pháp lọc cát và khử trùng bằng ozon hoặc clo sau

công đoạn xử lý sinh học. Nước sau xử lý được sử dụng làm nước vệ sinh cho các tòa nhà lớn. Hiện nay, nước thải sau xử lý được sử dụng với nhiều mục đích khác nhau: làm nước vệ sinh, nước tưới cây, nước rửa, nước làm mát... thông qua việc áp dụng công nghệ màng siêu lọc, màng nano, màng thẩm thấu ngược sau công đoạn xử lý sinh học. Tại Singapore, ban đầu lượng nước sinh hoạt ở đây là do Malaysia cung cấp, cho đến năm 1970 vấn đề tái sử dụng nước được quan tâm. Ngày nay, các nhà máy NEWater cung cấp trung bình 30% nhu cầu nước của Singapore, con số dự kiến sẽ tăng lên 55% vào năm 2060, vào thời điểm đó, sản lượng NEWater có thể lên tới 2 triệu mét khối mỗi ngày. Phương pháp XLNT được áp dụng là công nghệ màng thẩm thấu ngược, ôxy hóa nâng cao và công nghệ điện hóa (Nguyễn Văn Quân, 2021).

Cho đến nay, tái sử dụng nước vẫn chưa được quan tâm nhiều ở Việt nam có lẽ do nước ta có nguồn tài nguyên nước phong phú. Ngoài ra, tỷ lệ nước thải đô thị được thu gom và xử lý tập trung trên cả nước vẫn còn ở mức thấp, ước tính chỉ đạt khoảng 15% - 18% tổng lượng nước thải phát sinh. Phần lớn (hơn 80%) vẫn đang được xả thẳng ra môi trường mà không qua xử lý. Nghiên cứu tái sử dụng nước thải ở quy mô tập trung mới xuất hiện ở Việt Nam trong những năm gần đây. Nghiên cứu duy nhất được báo cáo là dự án nghiên cứu của SANSED II - Đức tài trợ năm 2008. Sau 3 tháng thí nghiệm với nước xám từ bồn rửa nhà bếp và nhà tắm của ký túc xá Đại học Cần Thơ, kết quả cho thấy nước sau xử lý bằng công nghệ màng lọc MBR của HUBER có chất lượng khá sạch. BOD₅ giảm 97%, tổng coliform và fecal coliform đều giảm 99%. Chất lượng nước có thể tái sử dụng cho dội rửa toilet một cách an toàn mà không cần dùng đến hoá chất khử trùng (Đặng Thị Thanh Huyền, 2013). Ngoài ra, có nhà máy xử lý nước thải Yên Sở công suất 200,000 m³/ngày, có lắp đặt thêm hệ thống màng siêu lọc UF để xử lý khoảng 5000 m³/ngày nước thải sau xử lý sinh học để phục vụ cho nhu cầu sử dụng nước trong nhà máy. Ở Việt Nam chỉ có một số khu công nghiệp có xử lý nước thải và tái sử dụng cho các mục đích khác trong khu công nghiệp. Ví dụ, nhiều nhà máy trong các khu công nghiệp lớn tại Bình Dương, Đồng Nai, Bắc Ninh (như các nhà máy dệt may, điện tử) đang áp dụng mô hình kinh tế tuần hoàn. Nước thải được xử lý bằng công nghệ màng lọc MBR kết hợp

lọc thẩm thấu ngược RO và đưa ngược lại 60% - 90% lượng nước đó vào quy trình sản xuất, giúp tiết kiệm chi phí nước sạch và giảm phí xả thải.

Mặc dù tái sử dụng nước thải vẫn chưa được áp dụng nhiều ở Việt Nam, nhiệm vụ đó đã được đưa vào các chiến lược, định hướng phát triển ngành cấp thoát nước, cũng như các văn bản pháp luật trong vòng mười năm trở lại đây (Luật Bảo vệ Môi trường ban hành năm 2020, Luật Tài nguyên nước ban hành năm 2023 và các Nghị định kèm theo; Chiến lược quốc gia về tài nguyên nước đến năm 2030, tầm nhìn đến năm 2050...). Điều này giúp thúc đẩy kinh tế tuần hoàn, góp phần hoàn thành mục tiêu phát triển xanh, chuyển đổi xanh của Chính phủ, là kim chỉ nam cho các hoạt động nghiên cứu, đầu tư, xây dựng và phát triển hạ tầng kỹ thuật cấp thoát nước ở Việt Nam.

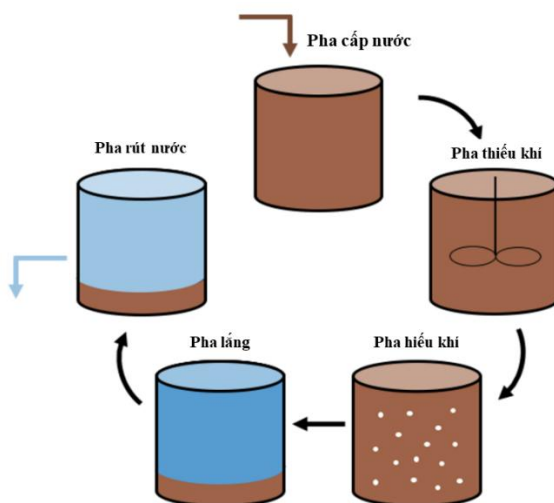
1.2. Công nghệ xử lý sinh học theo mẻ nối tiếp (SBR) trong xử lý nước thải

1.2.1. Cấu tạo, nguyên lý của công nghệ SBR

Theo phân tích ở trên, công nghệ lọc sinh học theo mẻ nối tiếp (Sequencing Batch Reactor - SBR) được áp dụng khá phổ biến ở Việt Nam, do đó đây là công nghệ được chọn là đối tượng nghiên cứu và áp dụng trong luận án này. Công trình này là một giải pháp linh hoạt và hiệu quả, đặc biệt phù hợp với các tải lượng nước thải dao động và yêu cầu xử lý chất dinh dưỡng cao. Sự khác biệt giữa SBR và hệ thống dòng chảy liên tục thông thường (ví dụ bể xử lý hiếu khí truyền thống) là các quá trình xử lý trong SBR diễn ra tuần tự trong cùng một bể thay vì trong các bể riêng biệt (Chen và ccs, 2020; Riffat và Husnain, 2022). Hoạt động của SBR bao gồm một chuỗi các chu trình nạp-gạn, thường bao gồm các giai đoạn sau: nạp, phản ứng, lắng, và gạn rút nước.

Do tất cả các quá trình diễn ra trong một bể nên đòi hỏi người vận hành phải có kỹ thuật tốt. Việc ứng dụng các chất mang sinh học để tăng sinh khối trong hệ thống SBR trong quá trình xử lý nước thải mang lại những lợi thế về hiệu quả loại bỏ chất dinh dưỡng cao hơn, đa dạng sinh học phong phú, thiết kế nhỏ gọn hơn, cải thiện chất lượng bùn và giữ lại sinh khối, tiết kiệm năng lượng, diện tích bể nhỏ hơn, vận hành và quản lý linh hoạt, tải trọng thể tích cao hơn, tăng khả năng chống chịu của quy

trình đối với tải trọng sốc, ít bùn hơn, lắng tốt, độ nhạy thấp hơn với độc tính và giảm thời gian thích nghi của hệ thống (Riffat và Husnain, 2022; Murshid và ccs, 2023; Setianingsih và ccs, 2024). Hệ SBR mặc dù có diện tích bề mặt không lớn (ưu điểm của bể loại này) nhưng vẫn duy trì được số lượng lớn vi khuẩn bên trong bể (Setianingsih và ccs, 2024).



Hình 1.5. Các pha trong quá trình vận hành SBR

Sự phát triển sinh khối dạng hạt là một trường hợp đặc biệt của sự phát triển màng sinh học (Riffat và Husnain, 2022). Vi khuẩn tự cố định tạo thành các tập hợp vi khuẩn. Các ứng dụng ban đầu của sinh khối dạng hạt có liên quan đến quá trình kỵ khí: Bể lọc ngược qua lớp bùn kỵ khí (UASB), bể kỵ khí có lớp bùn hạt giãn nở (EGSB) hoặc bể phản ứng kỵ khí tuần hoàn bên trong (IC). Các nghiên cứu đầu tiên về sinh khối dạng hạt được phát triển trong điều kiện hiếu khí đã được công bố vào đầu những năm 1990. Mishima và Nakamura (1991) đã phát triển các hạt hiếu khí trong bể lọc ngược qua lớp bùn hiếu khí (AUSB).

Các công nghệ bùn hạt hiếu khí hiện tại chủ yếu được thực hiện trong bể phản ứng dạng cột và hoạt động theo mẻ tuần tự (Bubble Column SBR). Điều này có một số lợi thế. Khía cạnh chính là thúc đẩy quá trình tạo hạt ổn định bằng cách tiếp xúc trực tiếp giữa bùn hạt và nước thải thô ở nồng độ cao.

Hoạt động theo mẻ này cũng cho phép nồng độ nước thải thấp hơn. Nồng độ nước thải trong các hệ nạp nước thải liên tục thường bằng với nồng độ trong bể sục

khí. Khi nước thải đầu vào thấp, điều này có thể dẫn đến giảm tỷ lệ chuyển đổi chất hữu cơ và dinh dưỡng ở nồng độ này. Trong hệ SBR hoạt động theo mẻ, giai đoạn sục khí bắt đầu với nồng độ cao đạt tỷ lệ chuyển đổi cao. Điều này có nghĩa là nồng độ chất nền trong hầu hết giai đoạn phản ứng đủ cao để không hạn chế tỷ lệ chuyển đổi.

1.2.2. Nâng cao hiệu quả xử lý sinh học của SBR qua các dạng sinh khối

Trước đây, nhiều hệ SBR đã được lắp đặt, nhưng hiệu quả bị ảnh hưởng bởi sự lắng kém do sự hình thành quá mức của vi khuẩn dạng sợi, dẫn đến hiện tượng bùn nổi. Tuy nhiên, trong hơn một thập kỷ trở lại đây, SBR đang có sự trở lại với các thiết kế cải tiến để kiểm soát các vấn đề về sự hình thành vi khuẩn dạng sợi và các vấn đề khác. Sau đây là một số giải pháp nâng cao hiệu quả xử lý sinh học cho công trình này (Metcalf and Eddy, 2014):

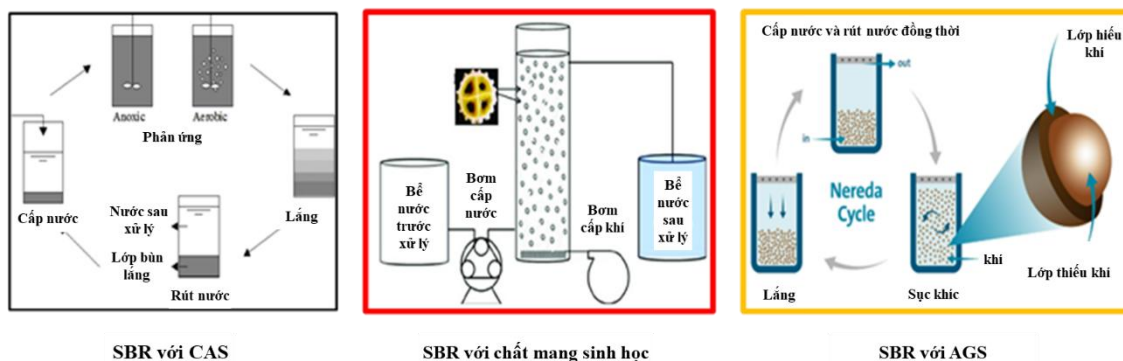
- Giải pháp thay thế bùn hoạt tính (AS) bằng bùn dạng hạt (AGS) để tăng mật độ sinh khối, cải thiện khả năng lắng, và tạo ra các lớp thiếu khí và hiếu khí bên trong hạt bùn, giúp thực hiện quá trình Nitrat hóa - Khử nitrat đồng thời (SND) hiệu quả hơn. Khi hiệu quả lắng tăng, thời gian lắng giảm, có thể giúp giảm kích thước công trình với cùng công suất xử lý nước thải.

- Tối ưu hóa thời gian và điều kiện (bổ sung carbon nếu cần) cho pha kỵ khí để tăng cường hoạt động của Vi sinh vật tích lũy Photpho (PAO), từ đó nâng cao hiệu suất loại bỏ Photpho sinh học tăng cường

- Lắp đặt các cảm biến Ôxy hòa tan (DO), pH, và Nitrat/Amoni để tự động điều chỉnh thời gian sục khí, tốc độ sục khí và thời gian các pha phản ứng theo tải lượng nước thải thực tế thay vì theo chu trình cố định. Một số bể SBR hiện đại sử dụng các thuật toán để kiểm soát sục khí, cả về cường độ và thời gian. Điều này có hiệu quả làm giảm sự sục khí và do đó, giảm chi phí về năng lượng.

Khi kiểm soát tốt hơn tốc độ sục khí, tốc độ dòng chảy bùn hoạt tính và tốc độ rút nước, vi khuẩn tạo bông sẽ có cơ hội phát triển nhiều hơn vi khuẩn dạng sợi. Ngoài ra, phát triển bùn dạng hạt cũng giúp tăng hiệu suất loại bỏ chất dinh dưỡng, giảm

diện tích bể và sử dụng năng lượng (Giesen và ccs, 2013). Hình 1.6 giới thiệu một số bể SBR kết hợp với các loại dạng bùn khác nhau.



Hình 1.6. SBR ứng dụng các dạng sinh khối vi sinh khác nhau

Ưu điểm nổi bật của hạt bùn AGS này là bao gồm một vùng hiếu khí bên ngoài và một vùng bên trong vẫn thiếu khí ngay cả trong giai đoạn sục khí, và điều này có nghĩa là cả quá trình nitrat hóa và khử nitrat đều xảy ra đồng thời. Chúng cũng lắng rất nhanh, cho phép một giai đoạn lắng xác định bằng cách sử dụng một thiết bị chất nước dẫn động. Về mặt diện tích chiếm đất, các bể SBR cải tiến sẽ tạo ra các bông bùn lớn lắng tốt hơn có nghĩa là hệ thống có thể hoạt động ở nồng độ chất rắn lơ lửng trong dung dịch hỗn hợp cao hơn. Do đó, thể tích cần thiết để đạt được mức độ xử lý sinh học mong muốn thấp hơn so với các bể SBR thông thường, và từ đó diện tích nhà máy cũng nhỏ hơn.

Luận án lựa chọn giải pháp nâng cao hiệu quả xử lý của bể SBR thông qua phát triển bùn dạng hạt để cải thiện khả năng lắng (cụ thể là giảm thời gian lắng, tăng tốc độ lắng) và tạo điều kiện cho quá trình khử Nito hiệu quả, ổn định hơn nhờ các lớp thiếu khí và hiếu khí bên trong hạt bùn.

1.3. Bùn hoạt tính dạng hạt trong hệ SBR

1.3.1. Quá trình tạo bùn hạt hiếu khí

Nỗ lực đầu tiên trong quá trình tạo hạt bùn hiếu khí được Mishima và Nakamura báo cáo vào năm 1991 với các hạt bùn có đường kính 2 - 8 mm có khả năng lắng nhanh trong lớp bùn hiếu khí liên tục chảy ngược (AUSB) (Mishima và Nakamura, 1991). Sau đó, những quan sát ban đầu về bùn hạt hiếu khí hình thành trong bể phản ứng mẻ đã được công bố vào năm 1997 - 2001. Tại Đại học Công nghệ Delft - Hà

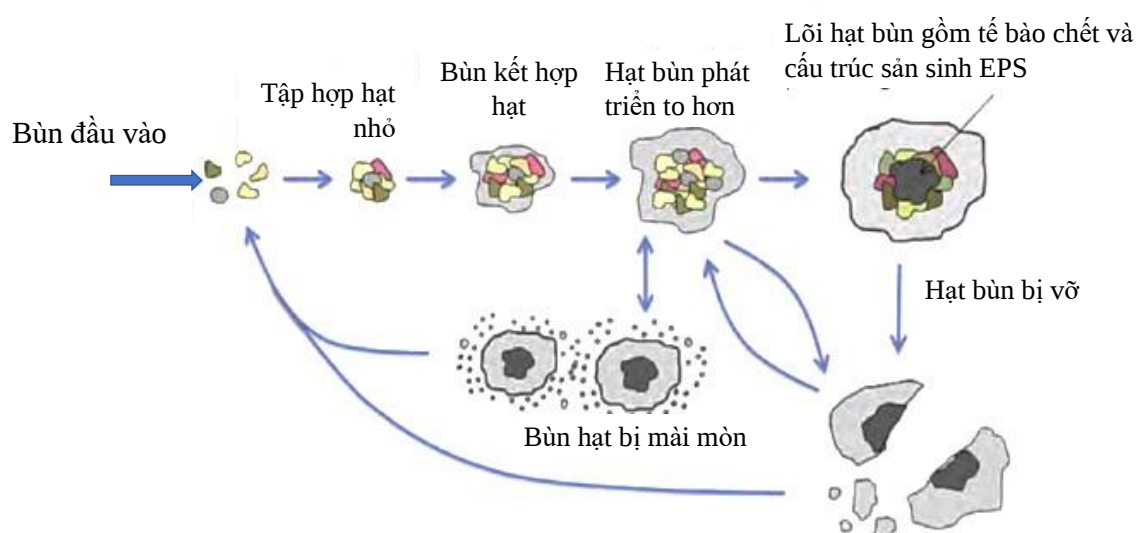
Lan, một cột bể phản ứng sục khí vận hành theo mẻ quy mô phòng thí nghiệm đã được sử dụng để nuôi bùn hạt hiếu khí có đường kính trung bình là 2,35 mm từ bùn hoạt tính trên nước thải tổng hợp từ mật mía. Nghiên cứu này được coi là công bố đầu tiên về công nghệ bùn hạt hiếu khí trong bể phản ứng theo mẻ liên tục và đã nhận được 477 trích dẫn tính đến năm 2020 (Purba và ccs, 2020). Nghiên cứu đầu tiên của Tay và ccs về bùn hạt vào năm 2001 đã xác định các hợp chất Polyme ngoại bào (EPS) là thành phần thiết yếu góp phần hình thành bùn hiếu khí dưới dạng keo thúc đẩy sự hình thành màng sinh học giữa các vi sinh vật (Tay và ccs, 2001).

Trong hai thập kỷ tiếp theo, nhiều nghiên cứu từ quy mô phòng thí nghiệm, quy mô thí điểm đến quy mô thực tế đã xuất hiện ở khoảng 48 quốc gia bởi hơn 160 nhà khoa học (Purba và ccs, 2020). Tại Hà Lan, công ty Royal Haskoning HDV đã hợp tác chặt chẽ với các nhà khoa học tại Đại học Công nghệ Delft để thương mại hóa công nghệ Nereda nhằm ứng dụng quy trình xử lý nước thải bằng bùn hạt hiếu khí vào thực tế. Khởi đầu là lắp đặt lại một bể xử lý nước thải có công suất 250 m³/ngày cho một nhà máy sản xuất phô mai (năm 2005) (Pronk và ccs, 2015). Tiếp theo là hai nhà máy xử lý nước thải của thành phố, nhà máy công suất 36000 m³/ngày ở Epe, với 35% nước thải từ các bể giết mổ (năm 2011) và nhà máy công suất 28600 m³/ngày ở Garmerwolde (Pronk và ccs, 2015). Sau 4 - 5 tháng khởi động, chất lượng nước sau xử lý đạt yêu cầu và mức năng lượng sử dụng thấp hơn 58 - 63% so với các nhà máy xử lý nước thải sử dụng công nghệ bùn hoạt tính truyền thống.

Theo định nghĩa về hạt hiếu khí, đây là cấu trúc sinh khối đáp ứng các yêu cầu sau:

- Các giá trị của chỉ số thể tích bùn sau 10 và 30 phút lắng (lần lượt là SVI₁₀ và SVI₃₀) không chênh lệch quá 10%.
- Các hạt không đông tụ và lắng xuống như các đơn vị riêng biệt.
- Vị trí của các vi sinh vật được cố định và không thay đổi nhanh như trong bông bùn hoạt tính do có sự tồn tại của ma trận sinh khối và EPS.
- Không có vật liệu mang nào được cố ý tham gia hoặc thêm vào.

- Kích thước tối thiểu của các hạt được coi là khoảng 0,22 mm (de Kreuk và ccs, 2005), để có thể tách chúng ra khỏi mẫu bùn bằng cách sàng lọc.
- Các tập hợp vi khuẩn có giá trị SVI10 bằng hoặc thấp hơn 60-70 mL/gTSS thường được coi là các hạt hiếu khí.



Hình 1.7. Mô hình sự hình thành bùn hạt

Quá trình tạo hạt hiếu khí là một quá trình dần dần từ các bông keo tụ đến các tập hợp chặt chẽ, tiếp theo là bùn hạt và cuối cùng là các hạt trưởng thành. Verawaty và ccs (2013) đã đề xuất một mô hình khái niệm mô tả cách các hạt phát triển đến một kích thước tối hạn nhất định. Sau đó, các hạt đã phát triển lớn hơn kích thước tối hạn có xu hướng bị vỡ và theo cách này, chúng giảm kích thước xuống kích thước tối hạn, đạt được sự phân bố kích thước hạt ở trạng thái ổn định (Hình 1.7).

Các yếu tố ảnh hưởng quá trình chọn lọc bùn hạt

Quá trình tạo hạt bùn hiếu khí có thể đạt được khi các điều kiện vận hành phù hợp được lựa chọn, chẳng hạn như thành phần và tải trọng, nhiệt độ của nước thải đầu vào, loại bùn hạt giống, hình dạng bề phản ứng, tỷ lệ trao đổi thể tích (Pishgar và ccs, 2019; Araújo và ccs, 2022). Chế độ cấp liệu, thời gian lắng và sơ đồ sục khí là các thông số quan trọng đối với quá trình tạo hạt (de Sousa Rollemberg và ccs, 2018).

Bảng 1.2. Các thông số ảnh hưởng đến quá trình tạo hạt bùn hiếu khí

Tham số	Tác động chính	Dải giá trị/Đặc điểm khuyến nghị	Nguồn TLTK
Nhiệt độ	Ảnh hưởng trao đổi chất và độ ổn định hạt.	15 - 35°C (Tối ưu thường quanh 20-30°C).	Pishgar và ccs, 2019
pH và DO	Quyết định cấu trúc vi sinh và hạt.	pH: 6.5 - 8.5; DO: 2 - 4 mg/L (duy trì lõi thiếu khí/ky khí bên trong hạt).	Pishgar và ccs, 2019
Lực cắt thủy động	Điều chỉnh độ xộp và mật độ hạt.	Tốc độ khí dâng: 1.2 - 3.0 cm/s.	Pishgar và ccs, 2019
Thời gian lắng	Áp lực chọn lọc quan trọng nhất để giữ hạt.	3 - 15 phút (Rút ngắn dần để loại bỏ bùn nhẹ).	de Sousa Rollemberg và ccs, 2018
Tải trọng hữu cơ (OLR)	Thúc đẩy tốc độ tạo hạt.	2.0 - 15.0 kg COD/m ³ .ngày.	Pishgar và ccs, 2019; Araújo và ccs, 2022
Tỷ lệ trao đổi thể tích	Tác động đến nồng độ cơ chất và áp lực chọn lọc.	20% - 75% (Phổ biến nhất ở mức 50%).	Araújo và ccs, 2022
Bùn hạt giống	Cung cấp nhân và vi sinh vật nền.	Bùn hoạt tính thông thường hoặc bùn hạt nghiền nhỏ; nồng độ 3 - 5 g/L.	Pishgar và ccs, 2019
Thời gian lưu thủy lực (HRT)	Ảnh hưởng đến OLR và kích thước hạt.	4 - 12 giờ (Tùy thuộc vào nồng độ đầu vào).	Araújo và ccs, 2022

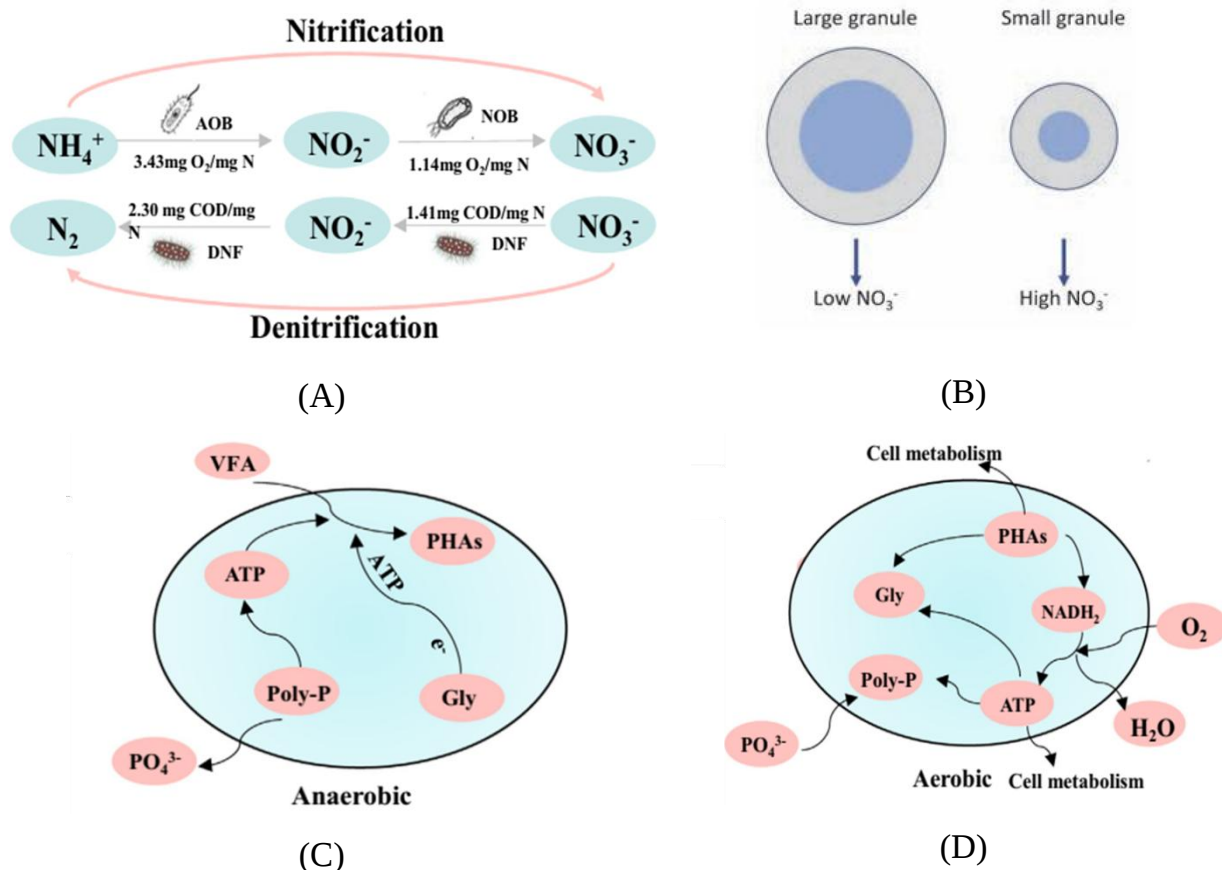
Tham số	Tác động chính	Dải giá trị/Đặc điểm khuyến nghị	Nguồn TLTK
Thời gian lưu bùn (SRT)	Đảm bảo tính ổn định và tuổi bùn.	10 - 30 ngày (Cần xả bùn chọn lọc để tránh hạt quá già).	Araújo và ccs, 2022
Tỷ lệ F/M	Quyết định tốc độ và độ bền của hạt.	0.15 - 0.5 kg COD/kg MLVSS.ngày.	Pishgar và ccs, 2019
Chế độ cấp liệu	Ảnh hưởng đến sự khuếch tán cơ chất.	Cấp liệu tĩnh dưới đáy bể giúp hạt nén tốt hơn.	de Sousa Rollemberg và ccs, 2018
Hình dạng bể (H/D)	Tạo điều kiện cho lực cắt và lắng.	Tỷ lệ Chiều cao/Đường kính (H/D) > 5 (Bể dạng cột).	Araújo và ccs, 2022

1.3.2. Các nghiên cứu về bùn hạt hiếu khí trên thế giới

Công nghệ bùn hạt hiếu khí có một số ưu điểm so với các quy trình bùn hoạt tính, chẳng hạn như khả năng giữ sinh khối tốt, khả năng chịu được sốc và tải trọng độc hại (Nancharaiyah và ccs, 2017) và sự hiện diện của các vùng hiếu khí và thiếu khí bên trong các hạt để thực hiện đồng thời các quy trình sinh học khác nhau. Giảm sản lượng bùn dư so với bùn hoạt tính là một ưu điểm lớn khác.

Ban đầu, các hạt hiếu khí được phát triển trong hệ thống SBR để oxy hóa chất hữu cơ từ nước thải. Sau đó, các điều kiện vận hành cho phép phát triển các hạt hiếu khí, có khả năng loại bỏ cùng lúc các chất dinh dưỡng: nitơ và phot pho (Purba và ccs, 2022). Khi quá trình oxy hóa chất hữu cơ và loại bỏ nitơ xảy ra ở hạt bùn, các vi sinh vật cần điều kiện hiếu khí sẽ nằm trên ở lớp ngoài cùng bề mặt hạt là các vi sinh vật dị dưỡng hiếu khí sẽ oxy hóa chất hữu cơ. Trong khi các sinh vật nitrat hóa, oxy hóa amoniac thành nitrit/nitrat, nằm ở độ sâu một chút. Bên trong các hạt, nơi không có oxy hòa tan, các vi sinh vật khử nitrat được cố định để thực hiện quá trình khử

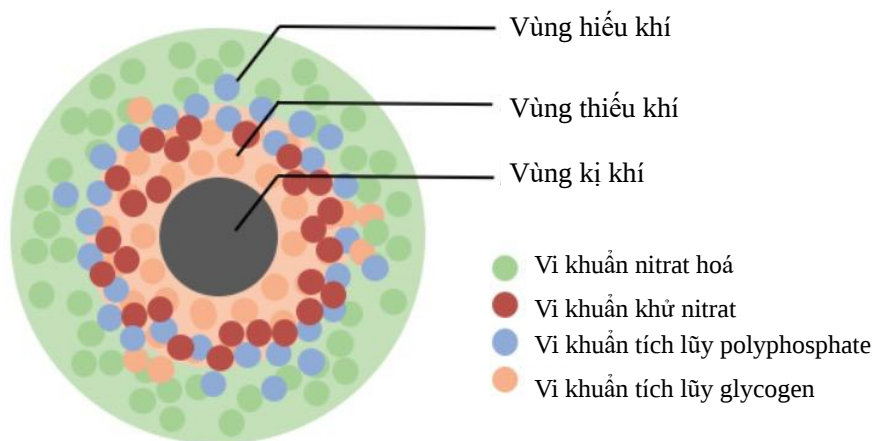
nitrit/nitrat thành khí nitơ. Nếu hạt đủ lớn, có thể tồn tại một vùng có DO thấp (gần như bằng 0) ở lõi hạt để thực hiện loại bỏ đồng thời photpho. Cấu trúc phân lớp của bùn hạt với các vùng hiếu khí, thiếu khí và kỵ khí dọc theo hướng truyền khối thuận lợi cho sự phát triển của các nhóm vi sinh vật chức năng theo độ dốc về nhu cầu tiêu thụ oxy.



Hình 1.8. Các quá trình chuyển hóa N, P

Hiệu quả loại bỏ COD của bùn hạt hiếu khí dựa vào mật độ sinh khối cao và khả năng lưu trữ trong nội bào các chất hữu cơ dễ phân hủy dưới dạng PHA (nhóm hữu cơ dễ phân hủy sinh học) ở pha kỵ khí. Sau đó, khi SBR được vận hành ở pha sục khí, PHA đóng vai trò là nguồn cacbon ở vùng kỵ khí trong quá trình tích lũy P sinh học và cũng là chất cho electron trong quá trình khử nitrat ở vùng thiếu oxy. Đồng thời, vùng hiếu khí bên ngoài sẽ phát triển các vi sinh vật nitrat hóa do sự hiện diện của oxy hòa tan (DO), minh họa tại hình 1.8 (Nancharaiah & Reddy, 2017).

Chế độ vận hành với DO thấp (20-30% nồng độ oxy bão hòa) là cần thiết để giảm thiểu năng lượng sục khí, cũng như tối đa hóa thể tích vùng thiếu khí bên trong hạt để thúc đẩy xử lý nitơ theo cơ chế nitrat hóa và khử nitrat đồng thời. Nồng độ oxy hòa tan cần thiết để nitrat hóa và khử nitrat đồng thời cũng liên quan trực tiếp đến kích thước và hoạt động của các hạt. Ở một nồng độ oxy hòa tan trong chất lỏng khối, các hạt lớn có thể tích vùng thiếu oxy lớn hơn các hạt nhỏ (Hình 1.8). Ở nhiệt độ thấp hơn, hoạt tính của vi sinh vật thấp hơn, độ sâu thâm nhập của oxy tăng lên, làm giảm thể tích thiếu khí để khử nitrat. Tốc độ hấp thụ photpho trong pha sục khí thì ít bị ảnh hưởng bởi sự thay đổi nồng độ oxy hơn so với quá trình nitrat hóa và khử nitrat đồng thời. Do vi khuẩn PAOs ((Polyphosphate-Accumulating Organisms - Sinh vật tích lũy polyphosphate) có thể sử dụng cả oxy và nitrat hoặc nitrit làm chất nhận electron cho phát triển sinh khối. Tuy nhiên, thách thức của PAOs lại là việc rất nhạy cảm với sự thay đổi pH và nhiệt độ, tạo điều kiện cho các vi khuẩn tích lũy glycogen (GAOs - Glycogen Accumulating Organisms) cạnh tranh carbon ngay gắt trong pha kỵ khí.



Hình 1.9. Biểu đồ các nhóm vi khuẩn

Sinh khối phát triển thành các hạt vi khuẩn nhỏ gọn và dày đặc, cho phép giữ lại sinh khối tốt hơn trong bể phản ứng, điều này rất quan trọng đối với khả năng chuyển đổi chất nền. Nồng độ sinh khối cao có thể đạt được với bể phản ứng hạt hiếu khí cho phép xử lý tỷ lệ tải hữu cơ cao (OLR), lên đến 15 g COD/L.ngày. So sánh

giữa hệ thống bùn hoạt tính và công nghệ hạt hiếu khí cho thấy công nghệ sau có một số cải tiến về chi phí và chất lượng nước thải đầu ra, như trong Bảng 1.3.

Bảng 1.3. So sánh giữa hệ thống bùn hoạt tính và hệ thống bùn hạt hiếu khí

Thông số	Hệ thống bùn hoạt tính (CAS)	Hệ thống bùn hạt hiếu khí (AGS)	Nguồn TLTK
Chất lượng nước đầu ra	Tốt	Tương đương hoặc tốt hơn	Pronk và ccs (2015); Bengtsson và ccs (2019)
Độ ổn định của quá trình	Tốt	Tương đương hoặc tốt hơn	Bengtsson và ccs (2019)
Diện tích xây dựng	100%	~25%	Giesen và ccs (2013)
Tiêu thụ năng lượng	100%	< 65 – 75%	Pronk và ccs (2015)
Sản lượng bùn	100%	Ít hơn	Bengtsson và ccs (2019)
Chi phí đầu tư (CAPEX)	100%	Thấp hơn	Giesen và ccs (2013)
Chi phí vận hành (OPEX)	100%	Thấp hơn	Bengtsson và ccs (2019)

Tuy nhiên, vẫn còn một số nhược điểm cần được nghiên cứu thêm như thực tế là nồng độ chất rắn trong dòng xả cao do quá trình chọn lọc hạt, trên 75 mg TSS/L. Hàm lượng chất rắn này có thể được giảm bằng các hệ thống lọc, như hệ thống lọc màng, bể lắng, bộ lọc cát. Chi phí sục khí tương đối cao do cần luồng khí lớn để duy trì nồng độ DO cần thiết và hỗn hợp thích hợp. Ngược lại, khi sử dụng các vi sinh vật phát triển chậm, chẳng hạn như vi khuẩn nitrat hóa hoặc vi khuẩn loại bỏ photpho, thì nhu cầu DO giảm (de Kreuk và ccs, 2004). Ngoài ra, trong quá trình khởi động, một lượng lớn bùn cấy giống bị rửa trôi khỏi bể phản ứng, làm giảm tạm thời chất lượng xử lý của hệ thống. Điều này có thể tránh được bằng cách cấp bổ sung định kỳ vào bể phản ứng sinh khối dạng hạt đã phát triển trước đó (Zhang và ccs, 2015).

1.3.3. Các nghiên cứu về bùn hạt hiếu khí tại Việt Nam

Nhóm nghiên cứu của Nguyễn Phước Dân và ccs (2013) đã ứng dụng than hoạt tính dạng bột (PAC) làm "vật liệu hạt nhân" cho phát triển bùn hạt trong bể phản ứng kỵ khí (UASB) và bể hiếu khí luân phiên theo mẻ (SBR/SBAR). Việc bổ sung PAC giúp rút ngắn thời gian hình thành bùn hạt xuống còn 14 – 21 ngày (so với thông thường phải mất 30 – 45 ngày), tốc độ lắng cao ($> 30 \text{ m/h}$), giúp hệ thống chịu được tải trọng hữu cơ cực cao ($> 10 \text{ kg COD/m}^3\text{.ngày}$) mà không bị hiện tượng rửa trôi sinh khối khi xử lý nước thải công nghiệp (như nước thải dệt nhuộm, chế biến thực phẩm).

Trong năm 2015 - 2016, nhóm nghiên cứu của Trần Quang Lộc tại Viện Tài nguyên và Môi trường, Đại học Huế, đã có một số công bố về hình thành bùn hạt hiếu khí để loại bỏ COD, N trong nước thải chế biến thủy sản (Trần Quang Lộc, 2015). Một số yếu tố ảnh hưởng như tải trọng hữu cơ, tỷ lệ C/N và tốc độ sục khí cũng đã được thảo luận.

Ngoài ra, Viện Công nghệ Môi trường - Viện Hàn lâm Khoa học và Công nghệ Việt Nam, Viện Công nghiệp Giấy và Bột giấy - Bộ Công Thương và Khoa Kỹ thuật Môi trường - Đại học Xây dựng Hà Nội cũng đã công bố nghiên cứu về bùn hạt hiếu khí ứng dụng để xử lý nước thải chế biến tinh bột (Trương Thị Bích Hồng, 2016), nước thải nhà máy giấy (Võ Thành Lê và ccs, 2021). Nước thải ngành giấy thường chứa nhiều hợp chất hữu cơ khó phân hủy sinh học (như lignin, cellulose) dẫn đến COD cao, nhưng lại rất thiếu dinh dưỡng (N, P). Để xử lý sinh học loại nước thải này, bắt buộc phải bổ sung thêm nguồn dinh dưỡng ngoại sinh theo tỷ lệ tối ưu $\text{BOD:N:P} = 100:5:1$.

Nhóm nghiên cứu của Võ Thành Lê và các ccs năm 2021 cũng đã nuôi tạo thành công bùn hạt hiếu khí từ nguồn bùn hoạt tính hiếu khí của hệ thống xử lý nước thải nhà máy liên hợp bột và giấy và đã ứng dụng thử nghiệm trên Pilot xử lý nước thải của nhà máy đạt được những kết quả tốt. Tuy nhiên, nghiên cứu chưa đánh giá được sự ổn định của bùn hạt, thời gian lưu bùn trong bể được thử nghiệm trên hệ thống xử

lý thực tế nước thải của các nhà máy khác để hoàn thiện công nghệ tạo bùn hạt hiếu khí.

Gần đây, TS Phạm Văn Doanh cũng đã tiến hành phát triển bùn hoạt tính dạng hạt dựa trên nước thải đô thị tải trọng hữu cơ thấp ở quy mô phòng thí nghiệm (Phạm Văn Doanh, 2021). Tuy nhiên nghiên cứu này chưa nêu được giải pháp duy trì hạt bùn trong thời gian dài và đánh giá khả năng lưu trữ, bổ sung bùn hạt.

Có thể thấy, các nghiên cứu tại Việt Nam về bùn hạt hiếu khí còn hạn chế. Đa số các nghiên cứu này vẫn dùng nước thải tổng hợp, chưa có nhiều nghiên cứu phát triển bùn hạt bằng cách dùng phụ gia hoặc vật liệu mang. Ngoài ra, cũng chưa có nghiên cứu nào đánh giá về khả năng lưu trữ, tái hoạt hóa bùn hạt, để làm cơ sở lưu trữ, vận chuyển và bổ sung bùn hạt khi cần thiết.

Bảng 1.4. Kết quả các nghiên cứu về bùn hạt hiếu khí ở Việt Nam

Loại nước thải	Nguồn	Đặc trưng				Tài liệu tham khảo
		COD (mg COD/l)	NH ₄ ⁺ -N (mg N/l)	TN (mg N/l)	TP (mg P/l)	
Nước thải đô thị có tải trọng hữu cơ thấp	Thực tế	163 – 212	14 – 70	31 – 43	1,5 – 2,16	(Phạm Văn Doanh và ccs, 2021)
Chế biến - bột giấy và ngành công nghiệp giấy	Thực tế	229	-	4,4	0,57	(Võ Thành Lê và ccs, 2021)
Nước thải được cung cấp glucose	Tổng hợp	1200	40, 80, 240	-	-	(Trần Quang Lộc và ccs, 2015)
Nước thải được cung cấp glucose	Tổng hợp	1493 ± 8.25 - 2023 ± 3,2	30	43	-	(Lê Thị Hải Ninh và ccs, 2019)

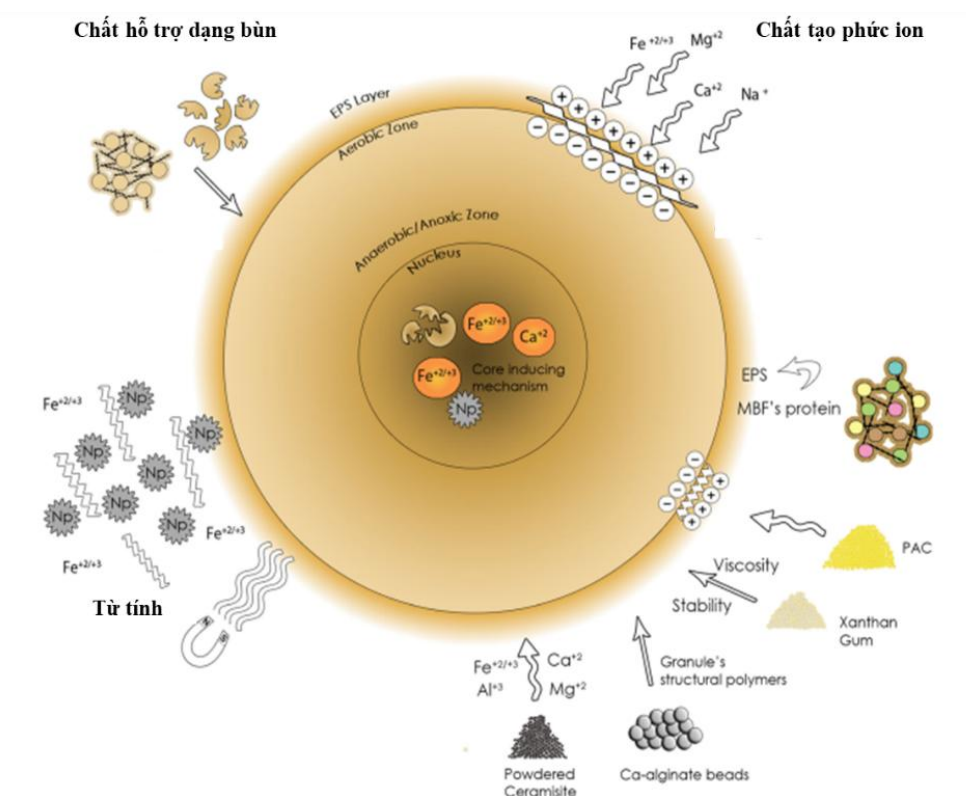
Loại nước thải	Nguồn	Đặc trưng				Tài liệu tham khảo
		COD (mg COD/l)	NH ₄ ⁺ -N (mg N/l)	TN (mg N/l)	TP (mg P/l)	
Nước thải được cung cấp glucose	Tổng hợp	600, 900, 1350, 2025	-	-	-	(Trần Quang Lộc và ccs, 2016)
Chế biến – Làng sản	Thực tế	2842 ± 308	19,2 ± 3,5	19,2 ± 3,5	19,2 ± 3,5	(Nguyễn Thị Thanh Phụng và ccs, 2016)
Chế biến – Hải sản	Tổng hợp	4800 – 5600	31.5	300 – 400	133 – 205	(Nguyễn Phước Dân và ccs, 2013)

1.3.4. Cải tiến bùn hạt với các phụ gia (additives)

Bùn hạt hiếu khí (AGS) là một màng sinh học vi khuẩn tự kết tụ, có hiệu quả trong việc loại bỏ chất dinh dưỡng và chất ô nhiễm, thông qua sự phát triển của các lớp vi khuẩn dày đặc liên kết với nhau bằng các chất polyme ngoại bào (EPS). Tuy nhiên, thời gian khởi động dài và sự phân hủy hạt vẫn là những thách thức đối với đầu. Một loạt các chất phụ gia bên ngoài, bao gồm các tác nhân tạo phức ion, chất tăng cường gốc bùn và ảnh hưởng từ tính đã được thử nghiệm để khắc phục những rào cản này.

- Phụ gia làm giảm thời gian tạo hạt và sửa chữa sự phân rã hạt.
- Phụ gia gốc polyme sinh học đáp ứng các yêu cầu kỹ thuật và môi trường.
- Phụ gia gốc bùn có giá thành rẻ và phù hợp với khái niệm thu hồi tài nguyên.
- Nhu cầu về phụ gia thân thiện với môi trường cho quy trình bùn hạt hiếu khí.
- Phụ gia bên ngoài ảnh hưởng đến sự phân bố kích thước sinh khối hạt.

Việc sử dụng các chất phụ gia như vậy có thể thúc đẩy sản xuất EPS tăng cường, trung hòa điện tích trên bề mặt vi khuẩn, hoạt động như một tác nhân gây ra lõi hoặc như một cầu nối để kết nối EPS và bề mặt tế bào. Mặc dù các chất phụ gia có thể cải thiện sự hình thành hạt mà không làm giảm hiệu quả xử lý, nhưng vẫn có những lo ngại về môi trường do số phận và độc tính của bùn dư thải ra.



Hình 1.10. Sơ đồ minh họa tương tác giữa hạt bùn hiếu khí và các phụ gia

Việc sử dụng phụ gia có thể cải thiện độ ổn định của hạt, giảm thời gian cần thiết để hình thành hạt, hỗ trợ sản xuất EPS của vi khuẩn và tạo điều kiện thuận lợi cho hoạt động trong các môi trường khắc nghiệt như nước thải loãng/có nồng độ thấp, trong đó các bề phản ứng quy mô thực tế thường hoạt động. Cách các chất phụ gia bên ngoài có thể cải thiện sự hình thành và độ ổn định của hạt hiếu khí. Các tác động môi trường có thể có của việc sử dụng các chất phụ gia bên ngoài để tăng hiệu suất xử lý cũng được nghiên cứu thêm.

AGS còn nhiều nhược điểm, chẳng hạn như thời gian khởi động dài, hình thái hạt không thể đoán trước, hạt bị phân hủy và mất ổn định lâu dài (Franca và ccs, 2017) trong các bề phản ứng thí điểm và quy mô thực tế. Hầu hết các nghiên cứu

AGS được thực hiện trên các SBR quy mô phòng thí nghiệm và quy mô thí điểm trong các điều kiện vận hành được xác định rõ. Tuy nhiên, các bể phản ứng quy mô thực tế thường hoạt động với nước thải đô thị có nồng độ thấp và có nhiều thông số không thể kiểm soát, yêu cầu thời gian khởi động dài hơn. Một số tác giả báo cáo thời gian khởi động lên đến 10 tháng để tạo hạt trong các bể phản ứng quy mô thực tế (Li và ccs, 2014). Do đó, việc xác định các điều kiện để giảm thời gian khởi động và tăng cường độ, độ ổn định và nồng độ sinh khối của hạt vẫn còn là chủ đề của nhiều nghiên cứu hiện tại và tương lai.

Hình 1.10 biểu diễn các chất phụ gia khác nhau tác động lên các hạt hiếu khí và cơ chế liên kết của chúng. Cơ chế đằng sau tác động của mỗi nhóm chất phụ gia bên ngoài là khác nhau, nhưng tất cả đều dựa trên việc tăng cường kết tụ sinh khối. Các chất phụ gia trong quá trình xử lý có thể hỗ trợ sản xuất EPS và cung cấp diện tích bề mặt cho sự phát triển của hạt bùn (Li và ccs, 2015).

Trong bối cảnh thực tế, phụ gia cho quy trình xử lý nước thải cần phải có tính khả thi về mặt kinh tế và kỹ thuật. Việc xác định các thông số này thường liên quan đến tổng chi phí và giá trị của các tác nhân bên ngoài đó. Chi phí cao liên quan đến phụ gia công nghệ có thể làm giảm tính khả thi về mặt thương mại của chúng. Ngược lại, phụ gia từ chất thải như ceramsite dạng bột có thể cho phép ứng dụng rộng hơn do chi phí thấp.

Phụ gia có thể bị rửa trôi khỏi bể phản ứng, đặc biệt là trong lần sử dụng đầu tiên khi phụ gia và sinh khối chưa được kết dính với nhau. Nồng độ phụ gia trên vật chứa không được vượt quá các quy định về môi trường. Các ion kim loại trong phụ gia chứa kim loại, chẳng hạn như Al, Fe, Mn, Cu và Zn, có thể tương tác với các hợp chất nước thải mới nổi như vi nhựa và được vận chuyển đến các chất nền môi trường khác. Sinh khối dạng hạt và các chất polyme ngoại bào là các vị trí liên kết tốt với kim loại, do đó, sự hấp phụ và tích tụ sinh học của kim loại có thể làm tăng hàm lượng của chúng trong sinh khối dạng hạt, dẫn đến bùn độc hại (Han và ccs, 2022).

Than sinh học trấu (Rice Husk Biochar) trong vai trò chất hỗ trợ tạo hạt

Trong bối cảnh tìm kiếm các vật liệu hỗ trợ tạo hạt có tính bản địa, chi phí thấp và thân thiện với môi trường, than sinh học đã được coi là một giải pháp bền vững và hiệu quả. Mặc dù than hoạt tính dạng hạt (Granular Activated Carbon - GAC) từ lâu đã được ứng dụng trong hấp phụ chất ô nhiễm trong xử lý nước thải, tuy nhiên, chi phí sản xuất và vận hành cao, cùng với quy trình sản xuất tiêu tốn năng lượng, đã định hướng lại khả năng áp dụng rộng rãi. GAC có thể được sản xuất từ nhiều nguồn carbon khác nhau, bao gồm than đá, than gỗ và các loại chất thải nông nghiệp hoặc công nghiệp qua quy trình sản xuất hai bước, tạo ra tiền chất carbon ban đầu dưới nhiệt độ cao trước khi hoạt hóa vật lý hoặc hóa học. Ngược lại, than sinh học (Biochar - BC) được sản xuất thông qua quá trình nhiệt phân sinh khối chất thải ở nhiệt độ thấp hơn, tận dụng các nguồn nguyên liệu sẵn có như phế phẩm nông nghiệp (cùi ngô, vỏ hạt) hoặc bùn thải. Năng suất, cấu trúc, thành phần và các tính chất lý hóa của nó có thể được điều chỉnh bằng cách thay đổi các thông số của quá trình điều chế, chẳng hạn như tốc độ gia nhiệt, nhiệt độ nhiệt phân và tốc độ dòng khí mang (Li và ccs, 2023). Khả năng sử dụng rộng rãi các loại chất thải làm nguyên liệu sản xuất than biochar mang lại lợi thế chiến lược trong việc tối ưu hóa quản lý chất thải và thúc đẩy mô hình kinh tế tuần hoàn (Circular Economy) bằng cách biến chất thải thành tài nguyên có giá trị (Enaime và ccs, 2020).

Than sinh học từ trấu (Rice Husk Biochar – RHB) là vật liệu carbon sinh học được sản xuất từ chất thải nông nghiệp dồi dào ở các nước có sản lượng lúa gạo cao như Việt Nam, có chi phí thấp với khả năng cung cấp vật liệu hỗ trợ trong môi trường hạt bùn. Nhiều nghiên cứu trước đây đã chứng minh khả năng của biochar than trấu trong việc xử lý các dạng chất dinh dưỡng khác nhau như nitơ tổng, photpho tổng, nitrat, amoni và photphat khỏi dung dịch nước (Zeghioud và ccs, 2022). Cụ thể, 95 đến 99% nitơ và photpho có thể được loại bỏ bằng các chất hấp phụ sinh học làm từ vỏ trấu (Lugo-Arias và ccs, 2024). Chính vì vậy than trấu được lựa chọn làm phụ gia cho nghiên cứu này.

1.3.5. Phát triển chất mang sinh học dạng hạt trong SBR

1.3.5.1. Chất mang sinh học (biocarriers)

Trong những thập kỷ qua, một số vật liệu được sử dụng làm chất mang sinh học để cố định vi sinh vật đã trở nên phổ biến với nhiều mức độ hiệu quả khác nhau. Các bể phản ứng màng sinh học thường được quan tâm nhiều đến việc vi sinh vật không bị rửa trôi. Chất mang sinh học là yếu tố thiết yếu để duy trì sự ổn định của màng sinh học, cung cấp cho màng sinh học một bề mặt bảo vệ và điều kiện tối ưu cho vi sinh vật phát triển trong nước thải (Murshid và ccs, 2023). Do đó, việc lựa chọn chất mang sinh học phù hợp là rất quan trọng để đảm bảo hiệu quả của bể phản ứng.

Các yếu tố chính khác nhau cần được xem xét trong quá trình thiết kế chất mang sinh học là diện tích riêng, độ dày của màng sinh học, vật liệu chất mang sinh học (kết cấu, hình dạng, v.v.) và tỷ lệ lấp đầy. Nghiên cứu cho thấy tỷ lệ lấp đầy nên nhỏ hơn 70% để các chất mang sinh học có thể di chuyển tự do (di Biase và ccs, 2019). Các chất mang sinh học có diện tích bề mặt cao có thể tạo ra nhiều diện tích hơn cho sự phát triển và hấp thụ của vi sinh vật. Hình dạng và kết cấu của chất mang sinh học có ảnh hưởng tương tự đến trọng lượng, hành vi và cấu trúc của màng sinh học. Chất mang sinh học tổng hợp như PVA là một trong các vật liệu tiềm năng để định hướng nghiên cứu phát triển màng sinh học dạng hạt trong các hệ SBR xử lý nước thải (Lều Thọ Bách và ccs, 2014).

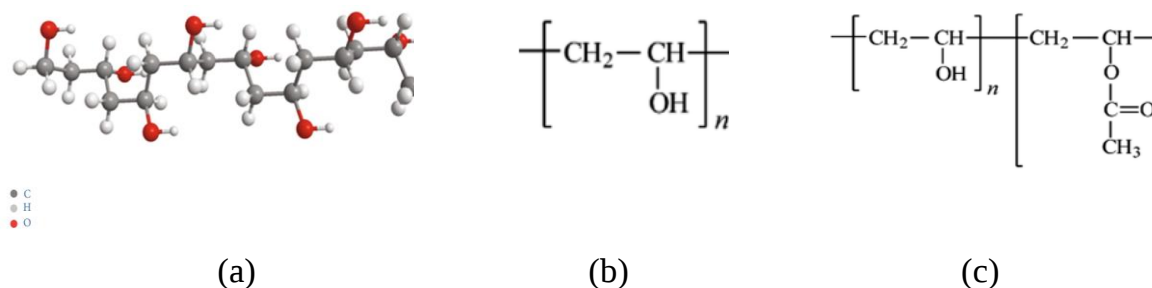
1.3.5.2. Chất mang PVA hydro gel dùng trong xử lý nước thải

Một trong những giải pháp để có thể áp dụng trong bể phản ứng sinh học như SBR nhằm nâng cao hiệu suất xử lý chất ô nhiễm là sử dụng vật liệu PVA để làm giá thể cho màng vi sinh phát triển.

a/. Đặc điểm cấu tạo của PVA gel

Polyvinyl alcohol (PVA) (Hình 1.11) là một polyme chuỗi dài hòa tan trong nước thu được bằng cách phân giải rượu, thủy phân hoặc amoni phân giải poly(vinyl acetate) (PVAc). PVA là một trong những polyme tổng hợp, không độc hại và có chi phí thấp. Hydrogel gốc PVA là phân tán dạng keo với cấu trúc mạng ba chiều thông qua liên kết ngang và trương nở, khả năng tương thích sinh học tốt, tính chất cơ học

tốt (tức là mô đun đàn hồi cao và độ bền cơ học cao) (Bercea và ccs, 2024; Bercea, 2024).



Hình 1.11. Công thức phân tử (a) và liên kết hóa học của PVA (b), (c)

Trong vài năm gần đây, những tiến bộ đáng kể đã được ghi nhận trong chế tạo vật liệu dựa trên PVA từ các quy trình chuẩn bị, đặc tính mới, và cải tiến các phương pháp thử nghiệm cho nhiều ứng dụng khác nhau trong các ngành thực phẩm, y sinh, và xử lý môi trường. Các đặc tính và chức năng cần thiết cho một ứng dụng cụ thể có thể được tinh chỉnh bằng cách lựa chọn cẩn thận phương pháp liên kết ngang, đặc điểm PVA và các thành phần khác được sử dụng để chế tạo vật liệu composite hiệu suất cao (Wang và ccs, 2021b).

PVA được sản xuất ở quy mô công nghiệp thông qua quá trình thủy phân poly(vinyl axetat); do đó, có thể đạt được các mức độ thủy phân (DH) khác nhau (còn được gọi là mức độ xà phòng hóa). Về mặt DH, các mẫu PVA có thể được phân loại thành thủy phân hoàn toàn ($DH \geq 97,5\%$) hoặc thủy phân một phần ($DH < 97,5\%$), loại cuối cùng là cấu trúc đồng trùng hợp, poly(vinyl alcohol-co-vinyl acetate) (Wang và ccs, 2021a). Các mẫu PVA thủy phân hoàn toàn có độ ổn định tốt ở nhiệt độ phòng, có thể hòa tan trong nước và hỗn hợp của nó với dung môi hữu cơ, chẳng hạn như dimethyl sulfoxide (DMSO), dimethylformamide (DMF) hoặc N-methyl-2-pyrrolidone (NMP), bằng cách đun nóng ở nhiệt độ 60 - 80 °C trong vài chục phút khi các liên kết hydro liên phân tử mạnh bị phá vỡ. Do sự hiện diện của các nhóm axetat kỵ nước, các chuỗi PVA thủy phân một phần ít tan hơn trong các dung môi phân cực, khi theo mô phỏng động lực học phân tử, ái lực nhiệt động của polyme/dung môi và năng lượng bề mặt thấp hơn. Trạng thái dung dịch (pha loãng, bán pha loãng, cô đặc) và tương tác giữa các phân tử phụ thuộc vào nhiệt độ, nồng độ và trọng lượng phân

tử và quyết định độ nhớt của dung dịch, ảnh hưởng đến quá trình sản xuất hydrogel PVA. Nên sử dụng các dung dịch mới pha để chế tạo hydrogel; nếu không, việc lưu trữ kéo dài các dung dịch PVA sẽ gây ra hiện tượng kết tụ.

Khả năng tạo màng và mạng, tính chất cơ học vượt trội, không độc hại, khả năng phân hủy sinh học một phần, độ bám dính tốt và khả năng xử lý là những đặc điểm quan trọng nhất khiến PVA trở thành vật liệu phù hợp trong nhiều ứng dụng khác nhau (Gani và ccs, 2016).

b/. Các nghiên cứu về PVA gel trong xử lý nước thải trên thế giới

Trong lĩnh vực xử lý nước thải, vật liệu PVA hydrogel thường được sử dụng làm giá thể phát triển vi sinh vật nhằm cải thiện hiệu quả hoạt động của hệ thống xử lý nước thải bằng phương pháp sinh học (Wang và ccs, 2021b). Cấu trúc xốp và đường kính lỗ thích hợp (thông thường 4-10 μm) được xem là đặc tính quan trọng của vật liệu PVA trong ứng dụng xử lý nước thải, bởi chúng chỉ cho phép vi khuẩn có kích thước $<5 \mu\text{m}$ sinh sống và phát triển bên trong cấu trúc mà không cho phép các động vật nguyên sinh có kích thước lớn hơn chui vào. Kết quả là làm tăng mật độ sinh khối và thời gian lưu sinh khối trong các hệ xử lý, từ đó làm tăng hiệu quả loại bỏ các chất ô nhiễm trong nước thải.

PVA sử dụng trong bể SBR khá ít, mà chủ yếu trong bể phản ứng màng sinh học chuyển động (MBBR). Trong nghiên cứu của Gani và ccs (2014), một hệ phản ứng quy mô pilot kết hợp các hạt gel polyvinyl alcohol làm chất mang sinh khối và hoạt động ở chế độ bùn hoạt tính trong bể MBBR đã được nghiên cứu để xử lý nước thải đô thị. Kết quả, trong thời gian theo dõi 4 tháng, cho thấy hiệu quả loại bỏ nhu cầu oxy hóa học (COD), nhu cầu oxy sinh học (BOD) và $\text{NH}_3\text{-N}$ ở điều kiện tối ưu với hiệu suất loại bỏ lần lượt là 91%, ~92% và ~90%. Giá trị chỉ số thể tích bùn (SVI) của bùn hoạt tính thay đổi trong khoảng 25–72 mL/g, cho thấy khả năng lắng tốt. Hơn nữa, COD và BOD hòa tan trong nước thải của hệ thí nghiệm đã giảm xuống mức thấp hơn nhiều so với giới hạn xả thải của Ấn Độ.

Nhận thấy hệ phản ứng màng sinh học với lớp giá thể di động MBBR có triển vọng lớn trong việc đáp ứng nhu cầu xử lý nước thải sinh hoạt với tỷ lệ bùn dư thấp

và hiệu quả xử lý sinh học cao, Wang và ccs (2018) đã nghiên cứu về sự đa dạng của vi khuẩn trong các hạt gel polyvinyl alcohol (PVA) đã dùng làm giá thể vi sinh MBBR để cung cấp hỗ trợ kỹ thuật cho việc xử lý nước thải sinh hoạt thông thường. Họ đã quan sát thấy nhiều vi khuẩn dạng sợi và trực khuẩn trên bề mặt và cấu trúc bên trong của các hạt gel PVA bằng kính hiển vi điện tử quét. Vi khuẩn *Clostridiaceae*, *Alpha proteobacterium*, *Phenylobacterium haematophilum* và *Rhodobacter* đã được xác định là các chủng vi khuẩn chiếm ưu thế bằng cách sử dụng PCR-DGGE 16S-rRNA. Các bể chứa bùn hoạt tính được xác định là có vai trò quan trọng trong việc giảm lượng bùn dư thừa.

c/. Các nghiên cứu về PVA gel trong xử lý nước thải ở Việt Nam

Tại Việt Nam, các nghiên cứu về vật liệu PVA gel làm giá thể vi sinh ứng dụng trong xử lý nước thải còn khá hiếm và chia làm hai hướng nghiên cứu cụ thể. Hướng thứ nhất là các nghiên cứu về hiệu quả xử lý nước thải trong các hệ xử lý sinh học ứng dụng hạt PVA gel được chế tạo sẵn từ các nhà sản xuất ngoài nước như hạt PVA gel của hãng Kuraray, Nhật Bản (Nguyễn Trường Quân và ccs, 2022). Hướng thứ hai là nghiên cứu chế tạo PVA gel và ứng dụng làm giá thể vi sinh để xử lý nước thải (Lều Thọ Bách và ccs, 2014).

Tác giả Nguyễn Xuân Hoàn và ccs (2014) đã báo cáo kết quả nghiên cứu xử lý nước thải sản xuất tinh bột khoai mì trong mô hình EGSB với vật liệu PVA gel, đạt hiệu suất xử lý COD là 82% và ổn định với tải trọng hữu cơ là 12 kgCOD/m³.ngày, sản lượng khí sinh ra trung bình của nghiên cứu là 0,33 m³/kgCOD và thành phần khí CH₄ chiếm 60-72% tổng thể tích khí.

Trong nghiên cứu của Nguyễn Trường Quân và ccs (2022), PVA gel do Công ty Kuraray, Nhật Bản sản xuất đã được thử nghiệm. PVA-gel là một hydrogel xốp, sử dụng để làm chất mang lưu giữ sinh khối, có dạng hình cầu đường kính 4 mm, màu trắng được làm từ PVA (Polyvinyl Alcohol) với hàm lượng chất rắn khoảng 10% (độ xốp 90%) và trọng lượng riêng là 1,025 g/ml. Hệ phản ứng sinh học khí nâng (hệ Air-lift) sử dụng vật liệu mang polyvinyl Alcohol dạng hạt gel (PVA-gel) được nghiên cứu để đánh giá hiệu quả xử lý thành phần hữu cơ có trong nước thải. Hệ xử

lý nước thải bằng phương pháp sinh học theo quy trình phản ứng theo mẻ (Sequencing Batch Reactor) sử dụng vật liệu mang chiếm 5% thể tích, mật độ bùn hoạt tính 2,5 g/L để xử lý nước thải nhân tạo được điều chế từ thức ăn cho mèo (hãng Whiskas) với hàm lượng COD ban đầu 2000 mg/L. Sau thời gian hoạt động trong khoảng 10 ngày, hiệu suất xử lý COD tổng, COD hòa tan và TSS đạt các giá trị tương ứng là 92, 89, 84%.

Nhóm nghiên cứu của Lê Thu Bách và ccs (2014) đã tiên phong ở Việt Nam thực nghiệm chế tạo hạt giá thể PVA gel đồng thời với việc cố định 1 lượng bùn vi sinh trong quá trình tạo hạt và ứng dụng để xử lý kỵ khí đối với nước thải. Hạt giá thể PVA được tạo ra từ hỗn hợp PVA/Natri Alginate/Bùn vi sinh được nhỏ giọt và định hình trong hỗn hợp axit boric bão hòa/canxi clorua. Sản phẩm thực nghiệm là các hạt giá thể có đặc tính thấm và đàn hồi tốt, bền và ổn định về cấu trúc, đường kính 3 mm, khối lượng riêng 0,174 g/mL, độ rỗng 83,3%, vận tốc lắng đứng 75 mm/s. Hạt giá thể PVA gel có cố định vi khuẩn này được thử nghiệm xử lý kỵ khí đối với nước thải nhân tạo đạt hoạt tính sinh học nhanh, hiệu suất xử lý chất hữu cơ COD đạt trên 80% sau 16 ngày.

Tại trường Đại học Bách Khoa - Đại học Đà Nẵng, nhóm nghiên cứu của Phan Thế Anh và ccs (2021) cũng đã tiến hành tổng hợp PVA hydrogel bằng phương pháp đông lạnh/rã đông nhiều lần. Do độ thủy phân thấp của nguyên liệu PVA thương mại nên việc hình thành gel bằng phương pháp đông lạnh/rã đông được thực hiện trong môi trường NaOH. Các yếu tố như nhiệt độ, thời gian, nồng độ PVA và loại axit trung hòa được nghiên cứu để quan sát sự ảnh hưởng của chúng đến mức độ thủy phân, kích thước và sự phân bố lỗ xốp. Kết quả là vật liệu PVA hydrogel có sự phân bố lỗ xốp đồng đều với kích thước lỗ xốp dao động trong khoảng 4-20 μm được tạo ra trong điều kiện thủy phân ở 60 °C, thời gian 6 giờ với nồng độ PVA là 6% theo khối lượng. Hiệu quả xử lý nước thải có chứa hàm lượng chất hữu cơ cao của vật liệu được khảo sát trên 2 mô hình: mô hình pilot 1 m³ và mô hình trình diễn công suất 120 lít/ngày. Kết quả thu được đã chứng minh vật liệu PVA gel có khả năng xử lý nước thải chứa hàm lượng chất hữu cơ cao, hiệu quả xử lý càng rõ ràng khi sử dụng 20% thể tích vật

liệu có thể tăng hiệu suất xử lý chất hữu cơ lên 2-6%. Với cùng hiệu suất xử lý 85-87%, khi sử dụng vật liệu PVA gel tổng hợp tải trọng có thể đạt 3,48 kg BOD₅/m³/ngày, xấp xỉ với giá trị 3,73 kg BOD₅/m³/ngày của vật liệu PVA gel Nhật Bản.

Trên đây là một số nghiên cứu điển hình về vật liệu PVA gel được chế tạo và ứng dụng trong các hệ thống xử lý nước thải ở Việt Nam. Tổng quan tài liệu chưa ghi nhận có nghiên cứu về chế tạo hạt PVA gel không cố định vi khuẩn và ứng dụng làm giá thể di động trong hệ bể xử lý sinh học SBR.

1.4. Đánh giá các hạn chế và đề xuất hướng nghiên cứu

Việc nâng cao hiệu quả xử lý của công nghệ SBR thông qua việc ứng dụng bùn hạt (AGS) đã được nghiên cứu và ứng dụng một phần trong thực tế, tuy nhiên vẫn còn một số hạn chế như sau:

- Thời gian khởi động kéo dài của hệ thống AGS, có thể làm chậm hiệu quả vận hành.

- Hình thái hạt không thể đoán trước, hạt bị phân hủy và mất ổn định lâu dài (Franca và ccs, 2018) trong các bể phản ứng thí điểm và quy mô thực tế. Độ ổn định của AGS thường liên quan đến hoạt động của vi sinh vật và phân bố kích thước hạt, cùng với việc không xảy ra hiện tượng hạt bị vỡ và rửa trôi khỏi bể phản ứng. Tuy nhiên, cơ chế đằng sau quá trình tạo hạt vẫn chưa được hiểu đầy đủ. Các nghiên cứu đã chỉ ra mối quan hệ giữa độ ổn định của hạt và các thông số vận hành của bể phản ứng, quần thể vi sinh vật, chế độ cho ăn và tốc độ tải hữu cơ (Bassin và ccs, 2019).

- Hầu hết các nghiên cứu AGS được thực hiện trên các SBR quy mô phòng thí nghiệm và quy mô thí điểm trong các điều kiện vận hành được xác định rõ (Świątczak và ccs, 2017). Tuy nhiên, các hệ phản ứng quy mô thực tế thường hoạt động với nước thải đô thị có nồng độ thấp và có nhiều thông số không thể kiểm soát, yêu cầu thời gian khởi động dài hơn. Do đó, việc xác định các điều kiện để giảm thời gian khởi động và tăng cường độ, độ ổn định và nồng độ sinh khối của hạt là rất hấp dẫn.

Việc phát triển sinh khối dạng hạt hoặc cố định vi sinh có thể là giải pháp tiềm năng nhưng chưa được đánh giá hệ thống tại điều kiện Việt Nam. Bản chất của việc

nâng cao khả năng xử lý sinh học của công nghệ SBR trong nghiên cứu này là (i) phát triển bùn hạt hiếu khí có khả năng lắng nhanh, tạo cơ sở giảm khối tích công trình, và (ii) ứng dụng bùn hạt hiếu khí làm tác nhân sinh học để xử lý đồng thời các chất ô nhiễm hữu cơ dạng COD và dinh dưỡng dạng N, P trong nước thải đô thị, định hướng tái sử dụng tại chỗ. Cần lưu ý rằng bể SBR chỉ là một khâu trong toàn bộ dây chuyền xử lý nhằm mục đích tái sử dụng. Khi hiệu quả xử lý sinh học của bể SBR tốt và ổn định thì khả năng xử lý của các khâu tiếp theo (xử lý nâng cao) nhằm mục đích tái sử dụng sẽ có độ tin cậy và hiệu quả hơn.

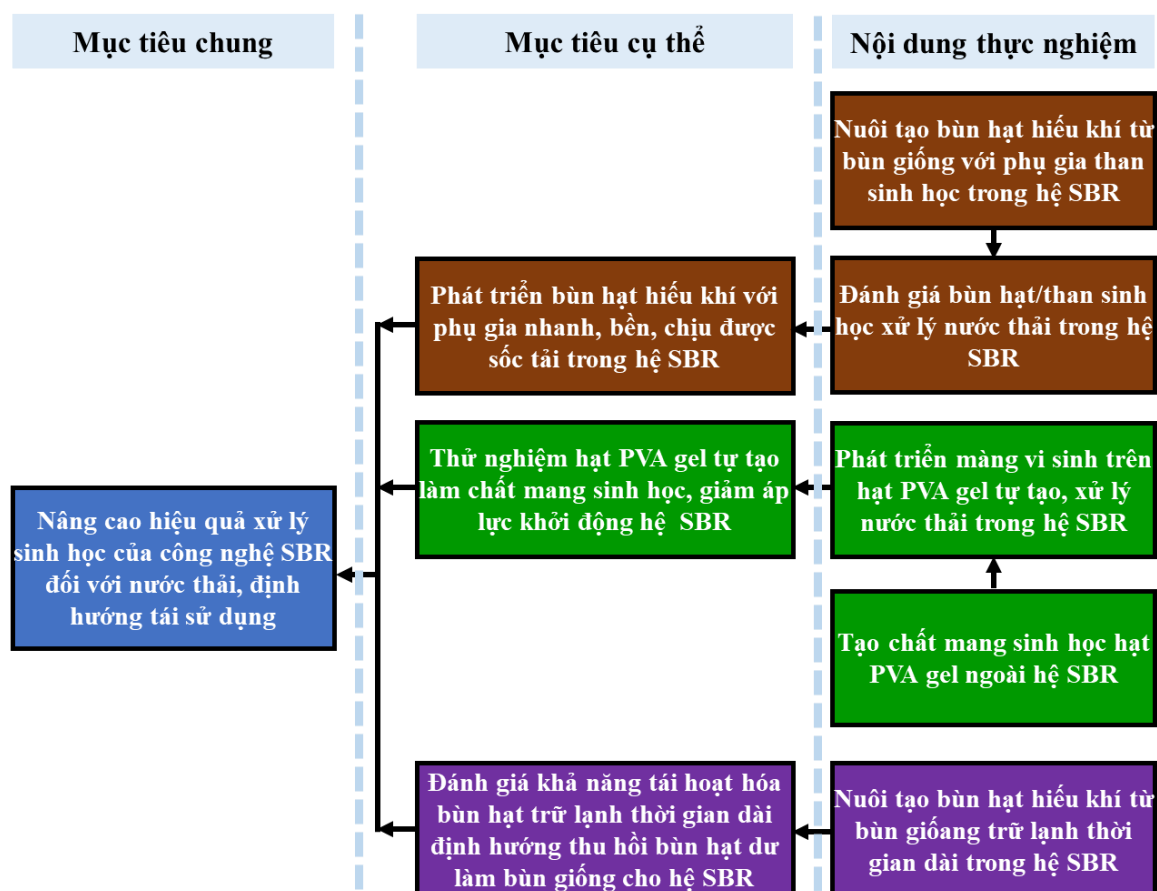
Quá trình cải tiến cũng hướng tới mục tiêu thu hồi, tuần hoàn bùn dư trong quá trình tạo hạt. Bùn dư này có thể lưu trữ, bảo quản và được coi làm bùn giống cho các nhà máy xử lý nước thải khác. Bùn giống này có thể tái hoạt hóa, phục hồi hoạt tính sinh học và phát triển bùn hạt mới.

Dự kiến trong nghiên cứu luận án, bùn dư từ quá trình vận hành sẽ được thu gom và sàng lọc. Bùn hạt cỡ $>0,5\text{mm}$ sẽ lại được lưu trữ lạnh để làm giống cho các quá trình thực nghiệm sau. Bùn non cỡ $<0,5\text{ mm}$ và bông bùn sẽ được nuôi tạo thành bùn hạt trưởng thành với sự hỗ trợ của phụ gia than tro trấu dưới áp lực chọn lọc nghiêm ngặt hơn.

Đề tài nhận thấy tiềm năng của vật liệu polymer PVA trong ứng dụng xử lý nước thải như là một vật liệu thân thiện với môi trường để cố định quần thể vi sinh vật dưới dạng hạt mà không cần sử dụng các kỹ thuật chọn lọc áp lực để thu giữ sinh khối. Do vậy, đây cũng là một trong những giải pháp nâng cao hiệu quả xử lý sinh học của hệ SBR thông qua việc chế tạo và bổ sung hạt PVA gel vào hệ thống xử lý, bước đầu đánh giá khả năng nghiên cứu chuyên sâu về PVA gel trong thời gian tới.

Hướng nghiên cứu mới sẽ nhằm mục đích nghiên cứu các hướng phát triển bùn hạt nhanh và hiệu quả, để duy trì hiệu suất xử lý tốt nhất các chất ô nhiễm trong nước thải. **Giả thuyết nghiên cứu của luận án là: Các loại sinh khối dạng hạt được phát triển trong hệ bể SBR có hiệu quả xử lý các chất ô nhiễm hữu cơ dạng COD và dinh dưỡng dạng N, P trong nước thải đô thị cao hơn so với bùn hoạt tính**

truyền thống trong hệ SBR ở Việt Nam. Sơ đồ nghiên cứu tổng thể của luận án được trình bày ở Hình 1.12.



Hình 1.12. Sơ đồ tổng thể kế hoạch nghiên cứu

CHƯƠNG 2. NỘI DUNG VÀ PHƯƠNG PHÁP NGHIÊN CỨU

2.1. Nội dung nghiên cứu

2.1.1. Phát triển bùn hạt hiếu khí với phụ gia than sinh học trấu trong hệ AGS-SBR

Nội dung nghiên cứu này nhằm làm sáng tỏ quá trình phát triển bùn hạt từ bùn giống lưu trữ và phụ gia than trấu sinh học sử dụng cơ chất từ nước thải đô thị giả định trong giai đoạn khởi động hệ SBR và duy trì được sinh khối vi sinh dạng hạt khi có sự biến động về tải lượng nước thải, thực hiện trong hệ thí nghiệm SBR có mức độ tự động hóa tương đối hoàn chỉnh để kiểm soát vận hành và quan trắc các thông số môi trường, từ đây trong nghiên cứu này sẽ gọi là hệ AGS-SBR.

Thiết kế thí nghiệm thực hiện nội dung này gồm 2 giai đoạn:

- Nghiên cứu phát triển sinh khối bùn hạt hiếu khí (granulation) từ bùn giống lưu trữ với sự hỗ trợ tạo hạt của phụ gia than trấu sinh học trong giai đoạn khởi động hệ AGS-SBR (start-up);

- Nghiên cứu hiệu quả xử lý nước thải nâng cao (advanced stabilization) của sinh khối bùn hạt hiếu khí cải tiến với phụ gia than trấu sinh học trong hệ AGS-SBR dưới ảnh hưởng của biến động tải lượng chất ô nhiễm trong nước thải.

2.1.2. Thử nghiệm hạt PVA gel tự tạo làm chất mang sinh học trong hệ PVA-SBR

Nội dung nghiên cứu này đã thử nghiệm tự chế tạo hạt chất mang sinh học từ vật liệu PVA gel để phát triển màng vi sinh dính bám cố định xử lý nước thải trong hệ SBR tối giản về khả năng tự động hóa, từ đây trong nghiên cứu này sẽ gọi là hệ PVA-SBR, nhằm giảm áp lực chọn lọc thủy lực nghiêm ngặt ở giai đoạn khởi động hệ PVA-SBR. Công thức chế tạo hạt PVA gel ở nội dung này không cố định nguồn bùn giống nên cần vi sinh vật cấy giống lấy từ bùn hoạt tính nhà máy xử lý nước thải tập trung.

Thiết kế thí nghiệm thực hiện nội dung này gồm 2 giai đoạn:

- Nghiên cứu tự chế tạo hạt PVA gel theo 2 công thức khác nhau với hóa chất và vật liệu ở bên ngoài hệ PVA-SBR;

- Nghiên cứu thử nghiệm hạt chất mang PVA gel đã chế tạo thành công để phát triển màng sinh học dính bám cố định xử lý nước thải thực trong hệ PVA-SBR.

2.1.3. Tái hoạt hoá bùn hạt lưu trữ lạnh thời gian dài trong hệ AGS-SBR

Nội dung nghiên cứu này đã xác định một chế độ vận hành chuyên biệt cho hệ AGS-SBR để tái hoạt hóa bùn hạt lưu trữ lạnh thời gian dài với nước thải giả định, nhằm đánh giá khả năng thu hồi bùn hạt dư và lưu trữ làm bùn hạt giống. Do đó, thiết kế thí nghiệm thực hiện nội dung này tập trung vào kỹ thuật vận hành hợp lý để vừa phục hồi được hoạt tính vi sinh vật, vừa chọn lọc được hạt bùn giúp làm chủ nguồn bùn hạt giống cho các hệ SBR khởi động mới hoặc các hệ SBR cần phục hồi sau sự cố.

2.2. Phương pháp nghiên cứu

2.2.1. Phương pháp thực nghiệm

2.2.1.1. Phát triển bùn hạt hiếu khí với phụ gia than sinh học trấu trong hệ AGS-SBR

Bảng 2.1. Quy trình thực nghiệm (protocol) 5 bước cho nội dung 1

Bước	Nhiệm vụ	Công việc cụ thể
1	Chuẩn bị đối tượng và vật liệu nghiên cứu	Lắp đặt hệ AGS-SBR
		Chuẩn bị bùn giống lưu trữ
		Chuẩn bị than trấu sinh học
		Chuẩn bị nước thải giả định
2	Thiết lập các thông số đầu vào cho hệ AGS-SBR	Định dạng hệ AGS-SBR
		Tính toán các dòng vào cho hệ AGS-SBR
3	Vận hành hệ AGS-SBR giai đoạn 1	Vận hành theo chu kỳ hệ AGS-SBR
		Kiểm soát thông số môi trường
4	Vận hành hệ AGS-SBR giai đoạn 2	Vận hành theo chu kỳ hệ AGS-SBR
		Kiểm soát thông số môi trường
5	Phân tích, đánh giá	Hàm lượng, hình thái, cấu trúc của sinh khối
		Các đặc tính cơ lý của sinh khối
		Các đặc tính sinh học của sinh khối
		Các chỉ tiêu chất lượng nước

Việc phân định giai đoạn trong nội dung nghiên cứu này được xác định theo thời gian và mức độ phát triển bùn hạt hiếu khí với phụ gia than trấu sinh học:

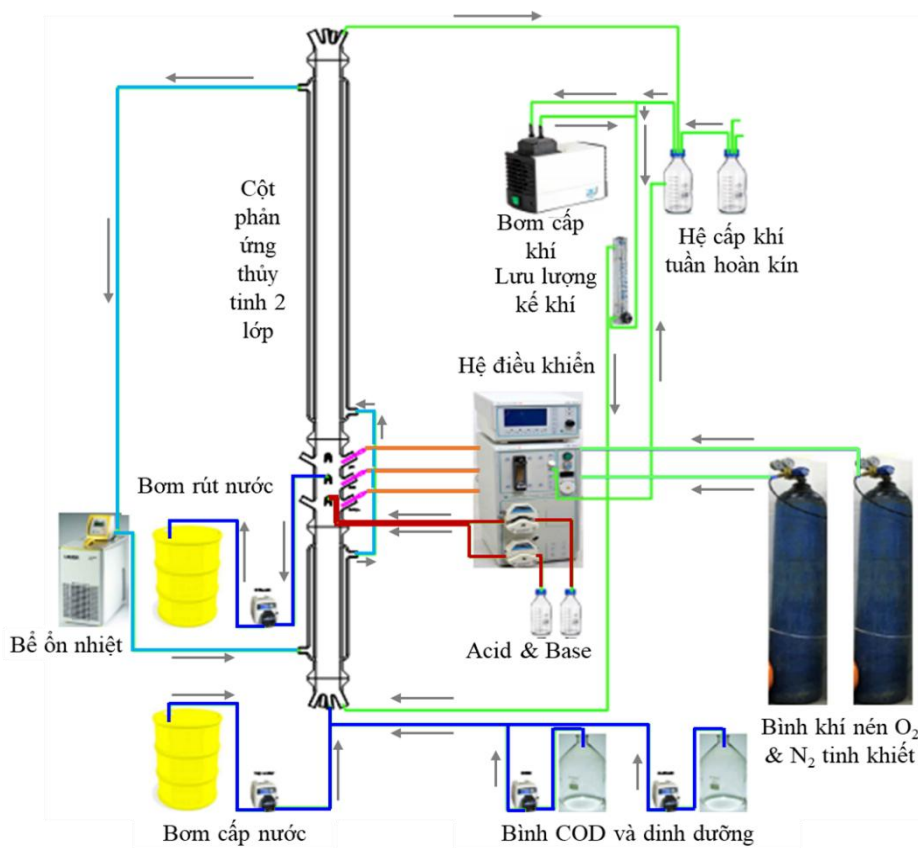
- Giai đoạn 1: tính từ lúc bắt đầu vận hành hệ AGS-SBR đến khi bùn hạt trưởng thành và ổn định hiệu suất xử lý.

- Giai đoạn 2: thử nghiệm hiệu suất xử lý nâng cao của hệ AGS-SBR với bùn hạt trưởng thành khi thay đổi tải lượng chất ô nhiễm trong nước thải.

a/. Chuẩn bị đối tượng và vật liệu nghiên cứu

(i) Lắp đặt hệ AGS-SBR

Hệ AGS-SBR quy mô phòng thí nghiệm được lắp đặt tại phòng thí nghiệm Khoa Môi trường, trường Đại học Tài nguyên và Môi trường Hà Nội.



Hình 2.13. Sơ đồ công nghệ hệ xử lý nước thải AGS-SBR

Hệ bao gồm một cột phản ứng chính hình trụ, làm bằng thủy tinh hai lớp, đường kính trong 60 mm và chiều cao tổng thể 1.320 mm, nên tổng thể tích là 3,7L. Các bơm nhu động (Cole-Parmer Master-flex, Hoa Kỳ) được sử dụng để cấp nước vào và thu nước ra từ cột phản ứng. Một hệ cấp khí tuần hoàn kín được trang bị một bơm khí

(KNF, Đức), một lưu lượng kế khí (KROHNE, Đức) để kiểm soát tốc độ cấp khí. Bộ điều nhiệt (JSRC, Hàn Quốc) được sử dụng để điều chỉnh nhiệt độ của lớp vỏ nước của cột phản ứng SBR. Độ pH được đo bằng cảm biến online và điều chỉnh bằng cách định lượng dung dịch NaOH 1M và HCl 1M thông qua bơm định lượng (Cole-Parmer Master-flex). Trong quá trình sục khí, DO cũng được đo bằng cảm biến online và điều chỉnh bởi khí oxy tinh khiết hoặc khí nitơ tinh khiết.



Hình 2.14. Hình ảnh thực tế hệ AGS-SBR tại phòng thí nghiệm

Các thiết bị này được kết nối và điều khiển tự động bởi hệ thống tự động hóa là bộ điều khiển sinh học (Bio-controller ADI 1030 + 1035, Applikon, Hà Lan) để vận hành cột SBR theo chu kỳ với các thông số môi trường được quan trắc online theo thời gian thực.

(ii) Bùn giống lưu trữ

Bùn hạt AGS được nuôi cấy bằng hệ SBR tại phòng thí nghiệm theo quy trình được mô tả ở nơi khác (Barrios-Hernández và ccs, 2020). Bùn sau đó được sàng qua sàng cỡ lỗ 0,5mm. Bùn lựa chọn cho thí nghiệm là bùn có kích thước <0.5 mm (lọt qua sàng). Việc sử dụng kích thước bùn đồng nhất nhằm đánh giá sự hình thành bùn hạt than trấu theo thời gian và tốc độ trưởng thành của bùn hạt cải tiến với than trấu sinh học.

(iii) Than trấu sinh học

Phụ gia hỗ trợ tạo hạt là than trấu sinh học được sử dụng trong nghiên cứu này, đã được chế tạo thành công từ vỏ trấu bởi nhóm nghiên cứu tại đại học Thái nguyên, Việt Nam (Toan và ccs, 2023). Theo nghiên cứu này, trấu được thu thập tại một nhà máy xay xát gạo ở tỉnh Thái Nguyên (Việt Nam) và rửa sạch bằng nước cất hai lần nhiều lần để loại bỏ bụi và tiếp tục sấy khô trong không khí. Quá trình chuẩn bị than trấu (rice husk biochar – RHB) được mô tả như sau: Đầu tiên, 10 g trấu được thêm vào một nồi nấu than chì có độ dày 5 mm và sau đó được đặt trong một bể nung đứng tự chế. Bể nung được lập trình để đạt đến 800 °C trong các thời gian đốt 5 phút. Bột đen trong nồi nấu than chì được nhanh chóng cho vào nước để làm nguội nhanh và sau đó thu thập bằng cách lọc. Sau đó, vật liệu này được nghiền trong hỗn hợp 200 mL etanol và dung dịch nước cất hai lần với tỷ lệ 3:1 v/v bằng máy xay đa năng Panasonic MX-900MW. Sau khi nghiền, vật liệu được sản xuất được thu thập bằng cách lọc và sấy khô ở 80 °C trong 24 giờ trong bể chân không. Sau quá trình nghiền, sản phẩm cuối cùng (ký hiệu là RHB) được sàng với kích thước 0,1 mm và được lưu trữ trong bình hút ẩm để xác định đặc tính. Than hoạt tính vỏ trấu trong nghiên cứu này có diện tích bề mặt cao (521,35 m²/g), lỗ rỗng siêu nhỏ, lỗ rỗng trung bình và tổng thể tích lỗ rỗng lần lượt là 0,5059, 3,9931 và 5,2196 cm³/g, với SiO₂ và C là hai thành phần chính. Kích thước hạt nhỏ hơn 0,1mm.

(iv) Nước thải giả định

Môi trường nước thải giả định được chuẩn bị trong hai bình chứa bằng thủy tinh, mỗi bình 10L. Một bình chứa dung dịch giả định chất ô nhiễm hữu cơ (COD) và nguyên tố đa lượng pha từ CH₃COONa.3H₂O (Xilong, CAS 6131-90-4), MgSO₄.7H₂O (Xilong, CAS 10034-99-8) và KCl (Xilong, CAS 7747-40-7). Bình thứ hai chứa dung dịch giả định chất ô nhiễm dinh dưỡng pha từ NH₄Cl (Xilong, CAS 12125-02-9), KH₂PO₄ (Xilong, CAS 7778-77-0) và K₂HPO₄ (Xilong, CAS 16788-57-1). Dung dịch chứa các nguyên tố vi lượng được chuẩn bị riêng (Vishniac và ccs, 1957) và thêm vào bình chứa dinh dưỡng ở mức 10 mL/L. Các hóa chất đều là hóa chất tinh khiết, đạt chuẩn phân tích (AR), được đặt mua của hãng Xilong – Trung

Quốc. Mỗi chu kỳ làm việc của hệ SBR, 3 bơm nhu động sẽ cùng đầu nối vào đầu cấp nước cho cột SBR để cung cấp cho hệ SBR một dòng nước thải giả định pha trực tiếp từ 3 nguồn chứa chất hữu cơ, chất dinh dưỡng và nước máy. Công thức pha các hóa chất và thể tích dịch lỏng cấp vào từ mỗi nguồn sẽ được tính toán cụ thể để đạt được nồng độ giả định cho COD, N, P theo từng kịch bản vận hành.

b/. Thiết lập các thông số đầu vào cho hệ AGS-SBR

Trong thí nghiệm phát triển bùn hạt hiếu khí kết hợp với phụ gia than trấu sinh học trong hệ xử lý nước thải AGS-SBR, các thông số thực nghiệm đầu vào được thiết kế để tạo áp lực chọn lọc thủy lực và môi trường tối ưu cho quá trình tạo hạt:

- Cột SBR có điểm rút nước cách đáy cột 50 cm nên thể tích lưu nước trong cột là 1,4L. Chọn tỉ lệ trao đổi nước mỗi chu kỳ (V_{ER}) là 50%, tương ứng thể tích nước trao đổi mỗi chu kỳ (V_E) là 1,4 L.

- Lượng dung dịch cấp đồng thời từ 3 nguồn để đạt tổng 1,4L nước thải giả định cấp vào hệ SBR cho mỗi chu kỳ là:

 - 0,3 L dung dịch COD + 0,3 L dung dịch dinh dưỡng + 0,8 L nước máy

- Thể tích làm việc của hệ (V_w) sẽ là 2,8 L

- Số chu kỳ vận hành trong ngày (n):

 - + Giai đoạn 1: 6 chu kỳ/ngày (chu kỳ 240 phút)

 - + Giai đoạn 2: 8 chu kỳ/ngày (chu kỳ 180 phút)

- Bùn giống lưu trữ được sàng qua sàng cỡ lỗ 0,5 mm, phần bùn lọt qua sàng sẽ có kích thước đồng nhất $<0,5\text{mm}$, được tính khối lượng và nồng độ MLSS. Căn cứ vào kết quả xác định khối lượng bùn giống, lượng than trấu được bổ sung vào làm vật liệu hỗ trợ tạo hạt theo tỉ lệ khối lượng là 2:1 (khối lượng bùn giống : khối lượng than trấu)

- Nồng độ các chất trong nước thải đầu vào (C_{in}):

 - + Chất hữu cơ dễ phân hủy sinh học (sCOD): $370 \pm 20 \text{ mg/L}$ (giai đoạn 1) và $250 \pm 20 \text{ mg/L}$ (giai đoạn 2)

 - + Nitơ (N-NH_4^+): $25 \pm 2 \text{ mg/L}$ (giai đoạn 1) và $50 \pm 2 \text{ mg/L}$ (giai đoạn 2)

 - + Phốt pho (P-PO_4^{3-}): $15 \pm 1 \text{ mg/L}$ (giai đoạn 1 và 2)

Tải trọng chất nền (Loading rate – LR) là khối lượng chất ô nhiễm (kg) trong mỗi đơn vị thể tích nước thải (m³) được đi qua bể xử lý AGS-SBR mỗi ngày (kg/m³.ngày)

$$LR = \frac{C_{in} \times V_E \times n}{V_W \times 1000}$$

Bảng 2.2. Tóm tắt thông số thực nghiệm đầu vào của hệ AGS-SBR

Thông số	Đơn vị	Giai đoạn 1	Giai đoạn 2
Thời gian chu kỳ	giờ/chu kỳ	4	3
Số chu kỳ	chu kỳ/ngày	6	8
Thời gian lưu nước (HRT)	giờ	8	6
Tải trọng hữu cơ (OLR)	kg COD/m ³ .ngày	1,11	1,08
Tải trọng Nitơ (NLR)	kg N/m ³ .ngày	0,075	0,20
Tải trọng Phốt pho (PLR)	kg P/m ³ .ngày	0,045	0,06

c/. Vận hành hệ AGS-SBR

Trên cơ sở biện luận và phân tích về chế độ vận hành SBR để tạo áp lực nuôi tạo bùn hạt hiếu khí với phụ gia than trấu sinh học (Phụ lục 4), các thông số vận hành được thiết kế cụ thể cho giai đoạn 1 và giai đoạn 2 mô tả ở Bảng 2.3.

Bảng 2.3. Chế độ vận hành hệ AGS-SBR thực hiện nội dung 1

Thông số	Đơn vị	Giai đoạn 1	Giai đoạn 2	Ý nghĩa
Chu kỳ SBR:				
Cấp nước (Fill)	phút	60	30	Thời gian cấp nước giảm nhưng tốc độ cấp nước tăng gấp đôi để đảm bảo thể tích trao đổi mỗi chu kỳ không đổi (1,4L)
Nghỉ tĩnh (Anaerobic idle)	phút	0	30	tăng cường hấp thụ VFA và giải phóng P
Sục khí (Aeration)	phút	170	110	Phân hủy COD trên nền PHA, nitrat hóa, hấp thụ P (pha đói/famine))

Thông số	Đơn vị	Giai đoạn 1	Giai đoạn 2	Ý nghĩa
Lắng (Settle)	phút	5	5	Chọn lọc bùn hạt bằng áp lực thủy lực
Rút nước Draw)	phút	5	5	Thu nước sau xử lý, định hướng tái sử dụng
Chu kỳ	phút	240	180	tăng từ 6 chu kỳ/ngày lên 8 chu kỳ/ngày
Cài đặt thông số môi trường pha sục khí:				
pH	-	7,3	7,3	Hơi đệm kiểm một chút để chọn lọc AOBs, NOBs, PAOs
DO	%	25	30	30% nồng độ oxy bão hòa trong nước (20 °C là ~9,1 mg/L) = 3 mg O ₂ /L, tăng lên để đảm bảo nhu cầu oxy cho quá trình nitrat hóa khi nồng độ NH ₄ ⁺ tăng
Nhiệt độ	°C	25	20	Nhiệt độ giảm xuống 20 °C nhằm chọn lọc PAOs

Thời gian vận hành một chu kỳ SBR từ 240 phút (4 giờ/chu kỳ) (giai đoạn 1) xuống 180 phút (3 giờ/chu kỳ) (giai đoạn 2) cho phép hệ thống vận hành 8 chu kỳ mỗi ngày, tăng 2 chu kỳ so với giai đoạn 1. Chu kỳ 180 phút được phân bổ như sau: 30 phút cấp nước, 30 phút nghỉ, 110 phút sục khí, và 5 phút lắng và 5 phút rút nước. Các thông số môi trường, pH ở pha sục khí được duy trì ổn định quanh 7.3, nằm trong ngưỡng tối ưu cho hoạt động của hầu hết vi sinh vật, hơi đệm kiểm một chút để tối ưu cho các nhóm vi sinh vật AOBs, NOBs (phục vụ xử lý Nitơ), và nhóm vi sinh vật PAOs (để xử lý Phốt pho). Nồng độ oxy hòa tan (DO) ở pha sục khí được điều chỉnh nâng một chút lên 30% nồng độ oxy bão hòa để tối ưu cho quá trình nitrat hóa khi nồng độ NH₄⁺ tăng lên. Nhiệt độ vận hành ổn định là 20 °C để tối ưu cho nhóm PAOs.

d/. Lấy mẫu và các thông số phân tích

Trong quá trình vận hành hệ SBR, các mẫu bùn và nước được lấy định kỳ 1 lần mỗi tuần, từ dòng vào đến dòng ra của một chu kỳ vận hành SBR, đặc trưng cho các pha cấp nước kỵ khí, sục khí, lắng và sau xử lý.

Phần mẫu bùn sẽ được phân tích để xác định khối lượng, nồng độ, hình thái, cấu trúc, các đặc tính cơ lý và đặc tính sinh học, từ đó theo dõi và đánh giá được tốc độ trưởng thành của hạt bùn cả về số lượng và tính chất.

Phần mẫu nước sẽ được phân tích các chỉ tiêu chất lượng nước để theo dõi và đánh giá hiệu quả xử lý của hệ AGS-SBR với tác nhân sinh học là sinh khối bùn hạt đang phát triển trong hệ.

Các chỉ tiêu cụ thể được liệt kê và giải thích tại mục 2.2.2.

2.2.1.2. Thử nghiệm hạt PVA gel tự tạo làm chất mang sinh học trong hệ PVA-SBR

Bảng 2.4. Quy trình thực nghiệm (protocol) 5 bước cho nội dung 2

Bước	Nhiệm vụ	Công việc cụ thể
1	Chuẩn bị đối tượng và vật liệu nghiên cứu	Lắp đặt hệ PVA-SBR
		Chuẩn bị hóa chất và vật liệu chế tạo hạt PVA gel
		Chuẩn bị bùn hoạt tính từ trạm xử lý nước thải
		Chuẩn bị nước thải thật
2	Chế tạo hạt PVA gel	Chế tạo hạt PVA gel theo công thức 1
		Chế tạo hạt PVA gel theo công thức 2
3	Thiết lập các thông số đầu vào cho hệ PVA-SBR	Định dạng hệ PVA-SBR
		Tính toán các dòng vào cho hệ PVA-SBR
4	Vận hành hệ PVA-SBR	Vận hành theo chu kỳ hệ PVA-SBR
		Kiểm soát thông số môi trường
5	Phân tích, đánh giá	Các đặc điểm của hạt PVA gel
		Các đặc điểm của sinh khối
		Các chỉ tiêu chất lượng nước

Việc phân định giai đoạn trong nội dung nghiên cứu này được xác định theo công việc:

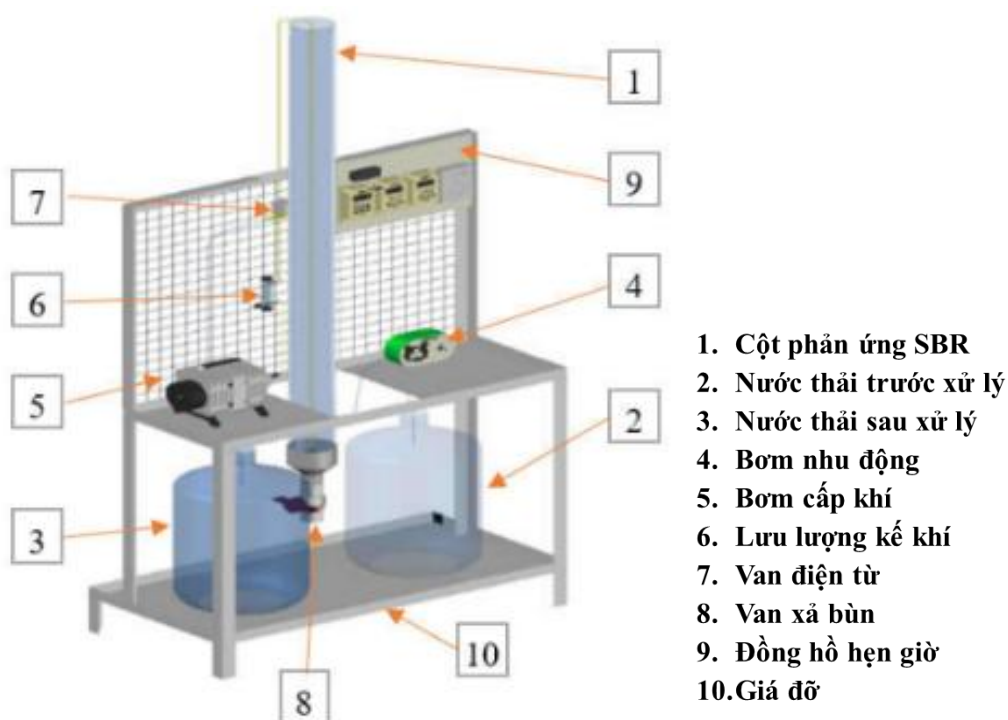
- Giai đoạn 1: Tự chế tạo hạt PVA gel theo 2 công thức vật liệu và hóa chất khác nhau ở bên ngoài hệ PVA-SBR.

- Giai đoạn 2: Thử nghiệm hạt chất mang PVA gel đã chế tạo thành công để phát triển màng sinh học dính bám cố định xử lý nước thải thực trong hệ PVA-SBR trong thời gian 5 tuần.

a/. Chuẩn bị đối tượng và vật liệu nghiên cứu

(i) Lắp đặt hệ PVA-SBR

Hệ PVA-SBR (Hình 2.3) đơn giản hơn để thử nghiệm hạt PVA gel đã chế tạo thành công làm chất mang phát triển màng sinh học dính bám cố định xử lý nước thải thực. Công nghệ SBR tối ưu cho sinh khối dạng hạt cần bể phản ứng dạng cột có tỉ lệ H/D (chiều cao/đường kính) đủ lớn (thường trong khoảng 10-20, không <3). Do vậy, hệ PVA-SBR có dạng hình cột, làm bằng nhựa trong suốt (Hershey Clear-PVC) sản xuất thương mại theo đường kính cố định. Tổng thể tích làm việc của hệ bể PVA-SBR quy mô phòng thí nghiệm được chọn là 3L, do vậy NCS chọn loại cột nhựa có đường kính trong là 76,2 mm (3 inch), đường kính ngoài là 88,9 mm (3,5 inch), cao 1000 mm. Cách đáy 330 mm là vòi rút nước sau xử lý được đóng mở bởi van điện từ (Uni-D UW-08 1/4), đảm bảo phần thể tích được lắng là 1,5 L, tương đương thể tích nước trao đổi sau mỗi mẻ làm việc của hệ SBR là 50%.



Hình 2.15. Sơ đồ công nghệ hệ xử lý nước thải PVA-SBR

Hệ thống thiết bị để vận hành bể PVA-SBR gồm 1 bơm nhu động (Longer Pump BT100-2J), 1 máy thổi khí (Resun ACO-006), lưu lượng kế khí (LZB-6), đá bọt khuếch tán khí, thùng chứa nước thải trước xử lý, thùng chứa nước thải sau xử lý,

thùng chứa bùn dư, hệ ống mềm, van khóa trên đường ống, bảng điện kết nối các bộ phận giờ kỹ thuật số (Timer KG316S) với bơm nhu động, máy thổi khí và van điện từ.



Hình 2.16. Hình ảnh thực tế hệ MB-SBR tại phòng thí nghiệm

Bể PVA-SBR được vận hành theo mẻ nối tiếp. Mỗi mẻ sẽ gồm các pha nạp nước, sục khí, lắng và rút nước. Hạt PVA gel được đưa vào cột phản ứng sẽ chuyển động tự do ở pha sục khí nhờ lực thổi khí, và lắng tự do ở các pha còn lại. Tại vị trí vòi rút nước phía mặt trong cột phản ứng có gắn cố định tấm lưới với đường kính mắt lưới là 2mm để ngăn các hạt PVA gel thoát ra khỏi cột phản ứng theo đường ống rút nước sau xử lý, gây tắc nghẽn đường ống và thất thoát giá thể.

(ii) Hóa chất, vật liệu chế tạo hạt PVA gel

Polyvinyl Alcohol (PVA) là một loại polyme tổng hợp tan trong nước có công thức $(C_2H_4O)_n$ dạng bột rắn không mùi, màu trắng, dùng trong thí nghiệm này như một chất ổn định, tạo màng có độ dính bám và độ nhót tốt giúp sản phẩm mềm dẻo, có độ chịu kéo cao. Sodium Alginate $(C_6H_7O_6Na)_n$ là một muối trung tính dạng bột tinh thể màu vàng nhạt, không mùi vị, giúp làm đặc tạo cấu trúc ổn định cho sản phẩm hạt hình thành. Boric acid H_3BO_3 là một axit yếu dạng bột tinh thể màu trắng, tan trong nước, có tính kháng khuẩn nhẹ, thường được sử dụng như một chất sát khuẩn,

chất bảo quản tự nhiên. Sodium nitrate NaNO_3 là một chất rắn màu trắng, không màu có vị ngọt và tan trong nước, giúp làm tăng khả năng chịu lực và hạn chế sự giãn nở dưới tác dụng của nhiệt độ. Calcium chloride CaCl_2 là chất rắn kết tinh màu trắng, có tính hút ẩm mạnh, có thể dùng làm phụ gia để giảm thời gian đông kết, hóa rắn.

Các hóa chất này đều là các hóa chất tinh khiết, đủ tiêu chuẩn phân tích, được mua từ hãng Xilong Scientific Co. Ltd. (Trung Quốc) theo mã CAS như sau:

Bảng 2.5. Các hóa chất dùng để tự chế tạo hạt PVA gel

TT	Thông số	Đơn vị	CAS No.
1	Polyvinyl Alcohol (PVA)	$(\text{C}_2\text{H}_4\text{O})_n$	9002-89-5
2	Sodium Alginate	$(\text{C}_6\text{H}_7\text{O}_6\text{Na})_n$	9005-38-3
3	Boric acid	H_3BO_3	10043-35-3
4	Sodium nitrate	NaNO_3	7631-99-4
5	Calcium chloride	CaCl_2	10043-52-4

(iii) Bùn hoạt tính

Nguồn vi sinh vật cấy giống là bùn hoạt tính thông thường được lấy tại bể hiếu khí của nhà máy xử lý nước thải thành phố Vĩnh Yên, tỉnh Vĩnh Phúc. Để thuận tiện cho việc vận chuyển, hỗn hợp bùn nước được lấy từ bể hiếu khí tại nhà máy lên sẽ để lắng 30 phút, sau đó gạn bớt nước, trữ vào can 5L và vận chuyển về phòng thí nghiệm

(iii) Nước thải thật

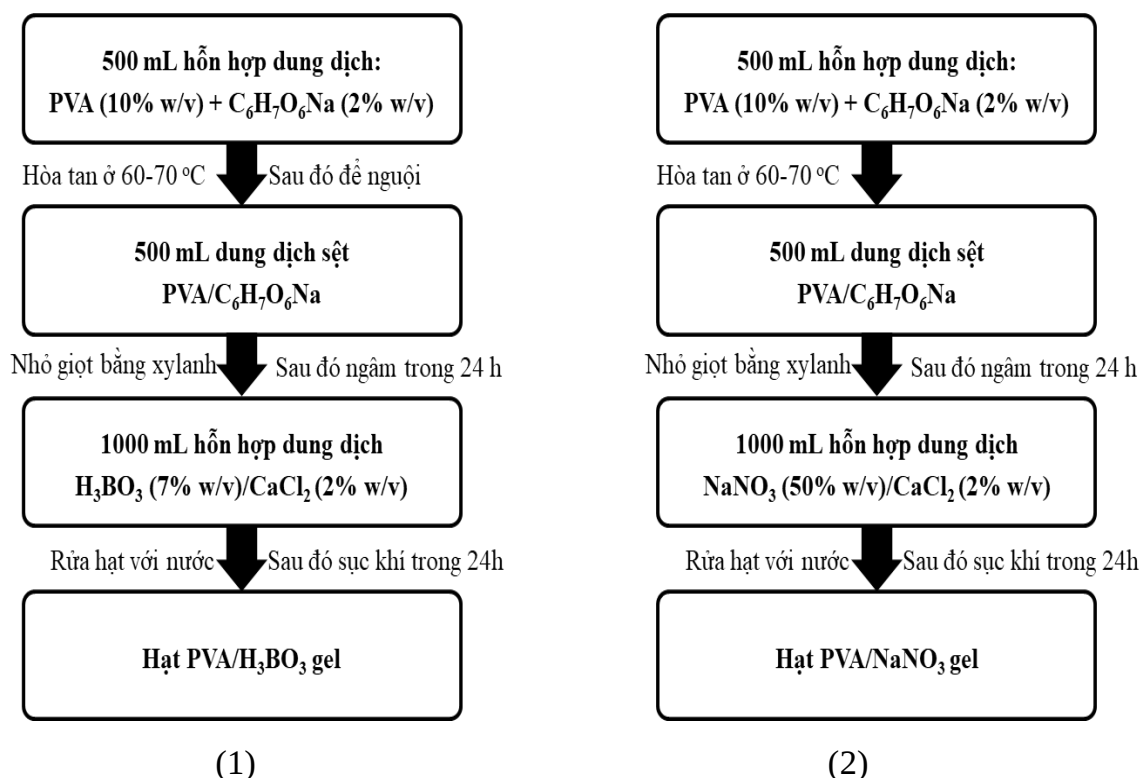
Nước thải thật lấy từ cống xả vào hồ Linh Quang, khu dân cư phường Văn Chương, Hà Nội. Các thông số chất lượng của nước thải được liệt kê trong bảng 2.6.

Bảng 2.6. Các thông số chất lượng nước thải thật

TT	Thông số	Đơn vị	Giá trị	QCVN 14:2025/ BTNMT/A
1	pH	-	$8,1 \pm 0,4$	5 – 9
2	DO	mg/l	$6,8 \pm 0,5$	-
3	Nhiệt độ nước	°C	$29 \pm 2,6$	-
4	TSS	mg/l	$152 \pm 23,4$	50
5	COD	mg/l	$182 \pm 12,7$	-
6	BOD ₅	mg/l	$136 \pm 11,8$	30
7	Amoni (N-NH_4^+)	mg/l	$36 \pm 3,9$	5

b/. Chế tạo hạt PVA gel

Hỗn hợp dung dịch PVA 10% (w/v) và $\text{NaC}_6\text{H}_7\text{O}_6$ 2% (w/v) được chuẩn bị theo mẻ bằng cách thêm nước vào cốc thủy tinh có sẵn 50g PVA và 10g $\text{NaC}_6\text{H}_7\text{O}_6$ đến vạch định mức 500mL. Tiếp theo, vừa làm nóng vừa khuấy nhẹ hỗn hợp dung dịch này trên bếp điện ở khoảng 60-70 °C trong vòng 5 đến 10 phút để hòa tan hoàn toàn các hóa chất. Hỗn hợp PVA/ $\text{NaC}_6\text{H}_7\text{O}_6$ sau đó được để nguội đến nhiệt độ phòng (25-35 °C). Chuẩn bị 1000 mL hỗn hợp dung dịch A chứa H_3BO_3 bão hòa (7% w/v) và CaCl_2 (2% w/v); 1000 mL hỗn hợp dung dịch B chứa NaNO_3 (50% w/v) và CaCl_2 (2% w/v).



Hình 2.17. Quy trình chế tạo hạt (1) PVA/ H_3BO_3 , (2) PVA/ NaNO_3

Hỗn hợp PVA/ $\text{NaC}_6\text{H}_7\text{O}_6$ lần lượt được nhỏ từ từ bằng ống tiêm vào cốc dung dịch A ($\text{H}_3\text{BO}_3/\text{CaCl}_2$) và cốc dung dịch B ($\text{NaNO}_3/\text{CaCl}_2$) để tạo hạt giá thể. Trong quá trình nhỏ giọt, cốc dung dịch A hoặc B được đặt trên máy khuấy từ với tốc độ khuấy 100 vòng/phút. Các hạt PVA gel hình cầu được ngâm trong các cốc dung dịch định hình A và B trong 4 giờ ở nhiệt độ phòng. Sau đó, tất cả các hạt được lấy ra, rửa sạch nhiều lần trước khi cho vào bình chứa 2L nước sạch và sục khí liên tục trong

vòng 24 giờ. Đây là quy trình được tham khảo theo nghiên cứu trước đây (Lều Thọ Bách và ccs, 2014).

Các hạt sau sục khí còn giữ được độ bền cơ học và hình dạng ban đầu sẽ được gạn lọc, bảo quản ở 4°C trong nước lọc RO để sử dụng làm giá thể cho hệ bể SBR xử lý nước thải sinh hoạt quy mô phòng thí nghiệm. Quy trình trên thực hiện đến khi thu được 300 mL hạt thành phẩm mỗi loại.



Hình 2.18. Quá trình nhỏ giọt tạo hạt PVA

c/. Thiết lập các thông số đầu vào cho hệ PVA-SBR

Trong thí nghiệm thử nghiệm hạt PVA gel tự tạo làm chất mang phát triển màng sinh học cố định, các thông số đầu vào và tải trọng được điều chỉnh để phù hợp với hệ lai ghép giữa xử lý sinh học với giá thể di động (Moving Bed Biofilm Reactor – MBBR) và xử lý sinh học theo mẻ nối tiếp (SBR), mà hiện nay nhiều nghiên cứu trên thế giới đã dùng thuật ngữ cho dạng lai ghép này là xử lý màng sinh học theo mẻ nối tiếp (sequencing batch biofilm reactor - SBBR) (Jagaba và ccs, 2021).

- Thể tích làm việc của hệ (V_w): 3,0 L
- Tỷ lệ trao đổi nước mỗi chu kỳ (VER): 50%
- Thể tích nước trao đổi mỗi chu kỳ (V_E): 1,5 L

- Số chu kỳ vận hành trong ngày (n): 6 chu kỳ/ngày, 4 giờ/chu kỳ
- Thể tích hạt PVA gel tự chế tạo: 10% thể tích làm việc, tương đương 300 mL
- Vi sinh vật cấy giống từ bùn hoạt tính từ trạm xử lý nước thải Vĩnh Yên, nồng độ MLSS ban đầu thiết lập là 4,45 g/L
- Với mục đích thử nghiệm khả năng phát triển màng sinh học trên chất mang, nguồn nước thải thực được sử dụng thay vì nước thải giả định để giảm chi phí thực nghiệm của đề tài, COD: 182 mg/L, Nitơ Amoni ($\text{NH}_4^+ - \text{N}$): 36 mg/L, TSS: 152 mg/L
- Tải trọng chất nền được tính toán với tải trọng hữu cơ (OLR): 0,546 kg COD/(m³.ngày), tải trọng nitơ (NLR): 0,108 kg N/(m³.ngày).

d/. Vận hành hệ PVA-SBR

Sau khi tạo được hạt PVA gel, hệ SBR thí nghiệm (như Hình 2.3) được nạp thử công 10% (v/v) là các hạt PVA gel (tương ứng 300mL hạt), 500 mL bùn hoạt tính giống sao cho MLSS sẽ đạt 4,45 g/L khi bể được vận hành với thể tích làm việc là 3L. Hệ SBR xử lý nước thải theo chế độ mẻ nối tiếp. Mỗi mẻ 4 giờ, gồm 4 pha, pha nạp nước tĩnh không sục khí (60 phút), pha sục khí (140 phút), pha lắng (30 phút), pha xả và nghỉ (10 phút). 03 đồng hồ hẹn giờ trên bảng điện lần lượt kết nối với bơm nhu động, bơm cấp khí, và van điện từ sẽ đảm bảo việc thực hiện các pha – mẻ này. Khi bơm nhu động được bật lên, nước thải từ thùng chứa sẽ được bơm vào cột phản ứng từ dưới đáy, đi qua lớp bùn hoạt tính và hạt PVA đến mức nước 3L trong vòng 60 phút thì bơm sẽ đóng lại. Vì tỉ lệ thể tích trao đổi của hệ SBR là 50%, nên lượng nước thải cần nạp cho mỗi mẻ là 1.5L với lưu lượng 25 mL/phút. Sau pha nạp nước, bơm cấp khí sẽ được bật và lưu lượng khí thổi vào bể qua quả sủi khí đá bọt ở đáy bể sẽ được điều chỉnh ở mức 5L/phút bằng lưu lượng kế khí, đảm bảo cho hỗn hợp hạt PVA và bùn luôn ở trạng thái chuyển động trong cột phản ứng. Sau 140 phút sục khí, bơm cấp khí sẽ tự động ngắt để hệ phản ứng được lắng tự do trong 30 phút tiếp theo. Đến thời gian của pha xả thì van điện từ sẽ được bật để mở đường ống xả nước, nước sẽ chảy bằng trọng lực từ bể SBR vào thùng chứa nước sau xử lý đến miệng vòi xả thì dừng và nghỉ cho đến khi công tắc hẹn giờ của bơm nhu động được bật để nạp nước cho mẻ tiếp theo. Tổng thời gian vận hành hệ PVA-SBR là 5 tuần, trong đó:

- 1 tuần đầu: khởi động hệ SBR với hỗn hợp hạt PVA và bùn hoạt tính để vi sinh vật làm quen và bắt đầu bám dính

- 4 tuần sau: hỗn hợp PVA gel và bùn hoạt tính sẽ được tháo thủ công từ van xả đáy của cột phản ứng, sau đó được lắng và lọc qua sàng 2mm để giữ lại các hạt PVA gel đã có màng sinh học để đánh giá hiệu quả xử lý độc lập của màng cố định. Tải trọng hữu cơ ở thí nghiệm này thấp hơn so với thí nghiệm bùn hạt than trấu (~1,1 kg COD/m³.ngày), nhưng đây là mức tải trọng phù hợp để thử thách khả năng xử lý của lớp màng sinh học mỏng trên chất mang polyme trong điều kiện nước thải thực tế.

Bảng 2.7. Thông số vận hành hệ PVA-SBR

TT	Thông số	Đơn vị	Giá trị
1	Thể tích làm việc	L	3
2	Thể tích nước trao đổi (VER)	%	50
3	Thời gian 1 mẻ	h	4
4	Thời gian lưu nước (HRT)	h	8
5	Thời gian lưu bùn (SRT)	ngày	7
6	MLSS	g/L	4,45
7	Thể tích hạt PVA	% v/v	10

e/. Lấy mẫu và các thông số phân tích

Các mẫu nước thải được lấy từ dòng vào và dòng ra khỏi bể SBR. Các mẫu bùn được xác định về màu sắc, kích thước theo thời gian. Ngoài ra các mẫu bùn hạt PVA gel được chụp ảnh để đánh giá hình thái. Đường kính hạt được đo bằng thước chia đến đơn vị mm. Hệ số toàn vẹn, trọng lượng riêng và tốc độ lắng của hạt bùn được xác định theo phương pháp đã được mô tả ở mục 2.2.2.

Đối với mẫu nước thải, các thông số COD, NH₄⁺-N, PO₄³⁻-P cũng được phân tích theo phương pháp đã được mô tả ở mục 2.2.2.

2.2.1.3. Tái hoạt hoá bùn hạt lưu trữ lạnh thời gian dài trong hệ AGS-SBR

Bảng 2.8. Quy trình thực nghiệm (protocol) 4 bước cho nội dung 3

Bước	Nhiệm vụ	Công việc cụ thể
1	Chuẩn bị đối tượng và vật liệu nghiên cứu	Lắp đặt hệ AGS-SBR
		Chuẩn bị bùn hạt giống lưu trữ lạnh thời gian dài
		Nước thải giả định
2	Thiết lập các thông số đầu vào cho hệ AGS-SBR	Định dạng hệ AGS-SBR
		Tính toán các dòng vào cho hệ AGS-SBR
3	Vận hành hệ AGS-SBR	Vận hành theo chu kỳ hệ AGS-SBR
		Kiểm soát thông số môi trường
4	Phân tích, đánh giá	Hàm lượng, hình thái, cấu trúc của sinh khối
		Các đặc tính cơ lý của sinh khối
		Các đặc tính sinh học của sinh khối
		Các chỉ tiêu chất lượng nước

a/. Chuẩn bị đối tượng và vật liệu nghiên cứu

(i) Lắp đặt hệ AGS-SBR

Sử dụng hệ AGS-SBR như mô tả ở nội dung 2.2.1.1.

(ii) Bùn hạt giống lưu trữ lạnh thời gian dài

Nguồn bùn giống được sử dụng cho thí nghiệm tái hoạt hóa là bùn hạt hiếu khí (AGS) đã được lưu trữ trong thời gian dài. Bùn được bảo quản bằng nước cất trong ngăn mát tủ lạnh ở nhiệt độ 4°C trong suốt 36 tháng (3 năm). Các hạt vẫn giữ được cấu trúc hình cầu màu nâu vàng, với lớp vỏ bên ngoài trông trong và đặc, kích thước các hạt lớn nhất đến 5-6 mm

(iii) Nước thải giả định

Nước thải giả định cho nội dung nghiên cứu này được pha chế từ các thành phần giống với nước thải giả định mô tả ở nội dung 2.2.1.1

b/. Thiết lập các thông số đầu vào cho hệ AGS-SBR

Đối với thí nghiệm nuôi tạo và tái hoạt hóa bùn hạt hiếu khí (AGS) đã qua lưu trữ lạnh thời gian dài trong hệ AGS-SBR, các thông số vận hành và tải trọng chất nền

được thiết lập cụ thể để thúc đẩy khả năng phục hồi hoạt tính sinh học và cấu trúc của bùn hạt lưu trữ. Các thông số định dạng của hệ AGS-SBR giống với nội dung thực nghiệm 2.2.1.1.

- Số chu kỳ vận hành trong ngày (n): 6 chu kỳ/ngày, 4 giờ/chu kỳ, trong đó thời gian lắng giảm dần qua 4 giai đoạn để thúc đẩy bùn phục hồi khả năng lắng nhanh.

- Nồng độ nước thải giả định được thiết kế riêng cho quá trình tái hoạt hóa (COD: 450 mg/L, N: 65 mg/L, P: 15 mg/L) nhằm cung cấp đủ năng lượng và cơ chất để kích thích các vi sinh vật đang ở trạng thái ngủ đông trong hạt bùn lưu trữ lâu ngày phục hồi hoạt tính trao đổi chất. Các tải trọng được tính toán là tải trọng hữu cơ (OLR): 1,35 kg COD/m³.ngày, tải trọng Nitơ (NLR): 0,195 kg N/m³.ngày, tải trọng photpho: 0,045 kg P/m³.ngày

c/. Vận hành hệ AGS-SBR

Hệ AGS-SBR sử dụng cho thí nghiệm này giống như Hình 2.1. Các thông số vận hành hệ SBR trong thí nghiệm này thể hiện ở Bảng 2.9.

Bảng 2.9. Thông số vận hành hệ AGS-SBR khi tái hoạt hóa hạt bùn

Giai đoạn hoạt động	I	II	III				IV
Sự định nghĩa	Chuyển tiếp	Thích nghi	Thời hạn thu thập AGS				Chế độ duy trì
			D1	D2	D3	D4	
Thời gian hoạt động (ngày)	2	20	5	5	5	5	15
Thời gian chu kỳ (phút)	240	240	240	240	240	240	240
Giai đoạn chu kỳ:							
- Cho ăn kỵ khí (phút)	0	60	60	60	60	60	60
- Sục khí (phút)	240	135	145	155	165	170	172
- Lắng (phút)	0	40	30	20	10	5	3
- Xả (phút)	0	3	3	3	3	3	3
- Nghỉ (phút)	0	2	2	2	2	2	2

Đối với quá trình nuôi tạo bùn hạt từ bùn hạt giống trữ lạnh trong hệ thống AGS-SBR, chế độ vận hành hệ AGS-SBR qua bốn giai đoạn được thiết lập như trình bày

trong bảng 3.1, tính theo ngày, bao gồm giai đoạn I - Chuyển tiếp (2 ngày), giai đoạn II - Thích nghi (20 ngày), giai đoạn III - Thu thập AGS (tổng cộng 20 ngày) và giai đoạn IV - Chế độ duy trì (15 ngày). Ngoài ra, giai đoạn III - Thu thập AGS được chia thành 4 khoảng thời gian bằng nhau, mỗi khoảng thời gian là 5 ngày. Hai giai đoạn đầu tiên là để phục hồi khả năng lắng cao của bùn hạt, trong đó bùn dạng hạt được yêu cầu giữ cấu trúc riêng biệt của các hạt hình cầu thông qua hoạt động sục khí liên tục, sau đó là giai đoạn thích nghi trong điều kiện giảm dần thời gian lắng trước giai đoạn thu thập AGS dạng hạt. Mỗi chu kỳ của SBR là 240 phút và được chia thành 5 pha, tính theo phút: cấp kỵ khí, sục khí, lắng, xả và chạy không tải. Thời gian cho các giai đoạn chu kỳ thay đổi tùy theo từng giai đoạn vận hành.

d/. Lấy mẫu và các thông số phân tích

Các mẫu nước thải được lấy từ dòng vào và dòng ra khỏi bể SBR. Các mẫu bùn được xác định về màu sắc, kích thước theo thời gian. Ngoài ra các mẫu được chụp ảnh để đánh giá hình thái. Đường kính hạt được đo bằng thước chia đến đơn vị mm. Hệ số toàn vẹn, trọng lượng riêng và tốc độ lắng của hạt bùn được xác định theo phương pháp đã được mô tả ở mục 2.2.2.

Đối với mẫu nước thải, các thông số COD, $\text{NH}_4^+\text{-N}$, $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ cũng được phân tích theo phương pháp đã được mô tả ở mục 2.2.2.

2.2.2. Phương pháp đánh giá, phân tích

2.2.2.1. Các thông số môi trường

Các thông số môi trường gồm pH, nhiệt độ, nồng độ oxy hòa tan trong nước (DO) được đo bằng cảm biến online theo thời gian thực cho hệ AGS-SBR.

Bảng 2.10. Các thông số môi trường

Thông số	Kí hiệu	Phương pháp	Thiết bị, dụng cụ	Nội dung áp dụng		
				1	2	3
pH	pH	Cảm biến	- Bộ điều khiển	x		x
Nhiệt độ	t °C	Cảm biến	- Bể điều nhiệt	x		x
Oxy hòa tan	DO	Cảm biến	- Bút đo DO, nhiệt độ	x		x

2.2.2.2. Định lượng và các đặc điểm về hình thái, cấu trúc của sinh khối

a/. Nồng độ bùn (MLSS, MLVSS)

Phương pháp đo nồng độ bùn MLSS thực hiện theo phương pháp APHA 2540D và có sự điều chỉnh cách đo theo tham khảo nghiên cứu của Pronk và cs (2015). Trong xử lý nước thải, chỉ số MLSS thể hiện nồng độ bùn hoạt tính trong bể xử lý sinh học. Cách đo MLSS: Cách đo MLSS: (i) Đem sấy mẫu giấy ở nhiệt độ 105 độ C trong thời gian 1 đến 2 tiếng; (ii) Lấy 1 lít nước thải trong bể hiếu khí rồi lọc qua giấy lọc đã sấy để thu bùn có trong nước thải; (iii) Lấy giấy sau khi lọc ở Bước (ii), sấy khô ở nhiệt độ 105 độ C trong thời gian 2 đến 3 tiếng; (iv) Đem đi cân sẽ được hàm lượng bùn hoạt tính lơ lửng (MLSS) bằng hiệu số khối lượng giữa hai lần cân chia cho thể tích mẫu nước bùn, MLSS được biểu thị bằng mg/L hoặc g/L.

b/. Thể tích lớp bùn lắng

Thể tích lớp sinh khối trong bể SBR được xác định hàng ngày bằng cách đọc thể tích của các hạt đã lắng trực tiếp từ mức thể tích lớp sau 5 phút lắng trong cột.

c/. Chỉ số thể tích bùn (SVI)

Chỉ số SVI thường được sử dụng để đánh giá khả năng lắng của bùn. Cách đo: Đổ 1L mẫu nước thải vào ống Imhoff hoặc ống đong 1000mL, để lắng 30 phút, sau đó đọc thể tích bùn lắng (mL/L) tại đáy ống. SVI30 tốt nhất là nằm trong khoảng 100-200 mg/L. Nếu đọc thể tích bùn lắng sau 5 hoặc 10 phút, ta có SVI5 hoặc SVI10 tương ứng.

d/. Hình thái và cấu trúc của bùn qua kính hiển vi quang học

Để đánh giá hình thái bùn và quần thể vi khuẩn, sinh khối được quan sát bằng kính hiển vi quang học (EMZ-5, Meiji Techno, Nhật Bản) ở độ phóng đại lần lượt là 4x, 10x, và 40x. Nhỏ hai giọt sinh khối vào phiến kính và đặt một tấm kính phủ lên trên phiến kính trước khi đặt dưới kính hiển vi quang học để quan sát và chụp ảnh.

e/. Hình thái và cấu trúc của bùn qua kính hiển vi điện tử quét (SEM-EDX)

Để hiểu thêm về các thành phần và cấu trúc vi mô bề mặt hạt bùn, mẫu bùn hạt được gửi đi phân tích bằng Kính hiển vi điện tử quét kết hợp với quang phổ tán xạ tia X năng lượng (SEM-EDX). Kỹ thuật này tạo ra hình ảnh phóng đại có độ phân

giải cao bằng cách quét bề mặt mẫu bằng chùm tia điện tử hội tụ. Các phân tích được thực hiện bằng Kính hiển vi điện tử quét (TM4000Plus, Hitachi, Nhật Bản).

Bảng 2.11. Các thông số về lượng, hình thái và cấu trúc sinh khối

Thông số	Kí hiệu	Phương pháp	Thiết bị, dụng cụ	Nội dung áp dụng		
				1	2	3
Nồng độ bùn rắn	MLSS	APHA 2540 D	- cân kỹ thuật, cân phân tích - bộ lọc chân không dùng giấy lọc sợi thủy tinh 1,2 μ m - tủ sấy, tủ nung - bình hút ẩm	x	x	x
Nồng độ bùn bay hơi	MLVSS	APHA 2540 E		x		x
Thể tích bùn lắng	SV	APHA 2710 C		x	x	x
Chỉ số thể tích bùn	SVI	APHA 2710 D		x	x	x
Hình thái, cấu trúc	KHV	Kính hiển vi quang học	EMZ-5, Meiji Techno, Nhật Bản	x	x	x
Hình thái, cấu trúc	SEM-EDX	Kính hiển vi điện tử quét	TM4000Plus, Hitachi, Nhật Bản	x	x	x

2.2.2.3. Các đặc tính cơ học và vật lý của sinh khối

a/. Vận tốc lắng đứng

Vận tốc lắng được xác định bằng cách ghi lại thời gian để tất cả các hạt lắng qua khoảng cách thẳng đứng 20 cm trong cột SBR từ khi bắt đầu giai đoạn lắng, theo phương pháp 2710.C APHA 2022.

b/. Trọng lượng riêng và khối lượng riêng

Trọng lượng riêng (g/cm^3) của các hạt được xác định bằng cách chia khối lượng bùn với khối lượng nước cất (thể tích bằng nhau). Khối lượng riêng của bùn được xác định bằng phương pháp 2710.F APHA 2022.

d/. Độ bền hạt

Độ bền của hạt được định nghĩa là khả năng của hạt chống lại sự phân rã trong quá trình vận hành (Ghangrekar và ccs, 1996). Cách đo độ bền: Bùn mẫu được pha loãng 10 lần với nước máy và lấy 25 mL mẫu pha loãng để thử nghiệm. Mẫu này được đánh giá độ bền bằng cách đặt trên máy lắc ở tốc độ 200 vòng/phút trong 5 phút.

Mẫu được để lắng trong vòng 1 phút, sau đó các hạt được thu thập để thử nghiệm VSS. VSS của hai phần (tức là các hạt khuấy lắng và phần dịch nổi có các hạt chưa lắng và đã phân rã) của bùn tương ứng được xác định. Độ bền của hạt được thể hiện bằng hệ số toàn vẹn (%), được định nghĩa là (VSS hạt còn lại: tổng VSS) $\times$ 100.

e/. Phân bố kích thước hạt

Phân bố kích thước hạt bùn được xác định bằng phương pháp sàng ướt (Chen và ccs, 2020), sử dụng bộ sàng theo 5 kích thước lỗ sàng 0,25 mm, 0,5 mm, 1,0 mm, 2,0 mm, 4,0 mm.

Bảng 2.12. Các thông số đặc tính cơ học và vật lý của sinh khối

Thông số	Kí hiệu	Phương pháp	Thiết bị, dụng cụ	Nội dung áp dụng		
				1	2	3
Vận tốc lắng đứng	v	2710.C APHA 2022	- cân kỹ thuật, cân phân tích	x	x	x
Trọng lượng riêng	γ	2710.F APHA 2022	- bộ lọc chân không dùng giấy	x	x	x
Khối lượng riêng	ρ	2710.F APHA 2022	lọc sợi thủy tinh 1,2 μ m	x	x	x
Độ bền hạt	%	hệ số toàn vẹn	- tủ sấy, tủ nung	x		x
Phân bố kích thước hạt	PSD	sàng ướt	Bộ sàng 5 cỡ lỗ	x		x

2.2.2.4. Các đặc tính sinh học của sinh khối

a/. Tốc độ tiêu thụ oxy (OUR)

OUR được định nghĩa là lượng oxy tiêu thụ bởi một đơn vị thể tích hỗn hợp bùn lỏng trong một đơn vị thời gian ($\text{mgO}_2/(\text{L.h})$).

$$OUR = \frac{DO_{t_1} - DO_{t_2}}{t_2 - t_1}$$

Trong đó: DO_{t_1} , DO_{t_2} : Nồng độ oxy hòa tan tại thời điểm bắt đầu và kết thúc phép đo (mg/L); $\Delta t = t_2 - t_1$: Khoảng thời gian đo (thường tính bằng phút và quy đổi ra giờ).

Theo phương pháp phân tích được sử dụng trong nghiên cứu này, ôxy tinh khiết được châm vào bình đựng mẫu đến 100% độ bão hòa, sau đó để bình đựng mẫu lên máy khuấy từ khuấy nhẹ, cắm máy đo DO vào, bọc kín lại và đọc thông số DO đo được sau mỗi 1 phút, DO sẽ giảm nhanh trong khoảng 10-15 phút. Khi đó xác định được độ dốc của đường biểu diễn $DO = f(t)$, chính là giá trị OUR.

Ngoài ra, hoạt tính sinh học đặc trưng của vi sinh vật được đánh giá thông qua tốc độ tiêu thụ oxy riêng (SOUR): $SOUR = OUR/MLVSS$, trong đó, MLVSS là nồng độ chất rắn lơ lửng bay hơi trong hỗn hợp bùn lỏng (g/L hoặc mg/L). Chỉ số SOUR > 12 chứng tỏ hoạt tính của vi sinh vật tốt, đặc biệt SOUR > 20 thể hiện vi sinh vật đang hoạt động mạnh.

b/. Phân tích sinh học phân tử hệ vi sinh vật trong bùn (Metagenome)

Các mẫu bùn hạt được thu thập để phân tích siêu hệ gen (metagenomic) nhằm xác định được cộng đồng vi sinh vật ở các cấp độ ngành, chi và loài. Theo phương pháp phân tích này, các vật liệu mang được ly tâm với nước khử ion để tách các vi sinh vật bám trên bề mặt của chúng, thu chúng vào dung dịch thu được. DNA tổng số được chiết tách từ dung dịch này bằng bộ kit DNeasy PowerSoil Pro (Qiagen, Hoa Kỳ). Nồng độ DNA được định lượng thông qua phép đo huỳnh quang bằng máy đo huỳnh quang Qubit, và độ tinh sạch được đánh giá bằng tỷ lệ mật độ quang (OD_{260}/OD_{280}). Các mẫu được coi là phù hợp cho các phân tích tiếp theo nếu nồng độ DNA ≥ 0.20 ng/ μ L, tổng lượng ≥ 15.00 ng, và tỷ lệ $OD_{260}/OD_{280} \geq 1.50$. Các amplicon 16S rDNA đủ chiều dài được tạo ra bằng phương pháp khuếch đại PCR sử dụng các mồi phổ quát 27F và 1492R. Các thư viện giải trình tự được chuẩn bị bằng bộ kit Ligation Sequencing (Oxford Nanopore Technologies, Hoa Kỳ) theo quy trình của nhà sản xuất. Nồng độ thư viện được xác định bằng phép đo Qubit DNA (Thermo Fisher Scientific), với tiêu chuẩn kiểm soát chất lượng yêu cầu nồng độ ≥ 15.00 ng/ μ L. Cuối cùng, việc giải trình tự được thực hiện trên nền tảng Oxford Nanopore Technologies sử dụng flow cell Flongle.

Bảng 2.13. Các thông số đặc tính sinh học của sinh khối

Thông số	Kí hiệu	Phương pháp	Thiết bị, dụng cụ	Nội dung áp dụng		
				1	2	3
Tốc độ tiêu thụ oxy	OUR	2710.B APHA 2022	- máy khuấy - cảm biến DO	x		
Hệ vi sinh vật	-	Giải trình tự gen	16S metabarcoding	x		

2.2.2.5. Các thông số chất lượng nước

Trong lĩnh vực xử lý nước thải, chất hữu cơ chủ yếu được định lượng thông qua hai chỉ số là BOD (nhu cầu oxy sinh học) và COD (nhu cầu oxy hóa học). Do phân tích chỉ tiêu BOD có độ trễ lớn về thời gian (sau 5 ngày), khó sử dụng để xử lý kịp thời các sự cố trong quá trình vận hành các công trình xử lý nước thải sinh học, luận án sử dụng chỉ tiêu COD có thể định lượng hầu hết các chất hữu cơ có trong nước thải một cách nhanh chóng bằng cách sử dụng các tác nhân oxy hóa hóa học mạnh. Tuy nhiên, để có thể sử dụng chỉ tiêu COD xác định tính chất sinh học của nước thải thì phải tách được thành phần chất hữu cơ hòa tan dễ phân hủy sinh học sCOD_{bio} từ tổng COD (Chen và ccs, 2020). Thành phần sCOD_{bio} là phần cacbon hữu cơ trong nước thải được tiêu thụ nhanh nhất thành năng lượng cho sinh khối vi sinh vật thực hiện các quá trình chuyển hóa. Đây cũng là chỉ tiêu đầu vào bắt buộc cho các mô hình động học về xử lý nước thải như ASM1 (activated sludge model no. 1), vì nó quyết định tốc độ tiêu thụ oxy tức thời của hệ thống ngay khi nước thải đi vào bể xử lý sinh học. Thành phần COD hòa tan này được xác định bằng cách lọc mẫu qua màng lọc cỡ lỗ 0,45 μm , sau đó thực hiện quy trình phân tích chỉ tiêu COD đối với dịch mẫu sau lọc. Phần COD hòa tan dễ phân hủy sinh học trong nước thải là hiệu số giữa COD hòa tan trước xử lý và sau xử lý, như vậy cũng chính là hiệu quả xử lý của hệ thống sinh học. Trong luận án này, NCS sử dụng chỉ tiêu COD như diễn giải ở đây.

Hiệu quả loại bỏ chất dinh dưỡng thể hiện qua các chỉ tiêu NH_4^+ , NO_3^- , PO_4^{3-} , được phân tích trong phần dịch lọc mẫu sau lọc màng cỡ lỗ 0,45 μm .

Tổng chất rắn lơ lửng (TSS) và tổng chất rắn bay hơi (VSS) là phần chất rắn trong dòng vào và dòng ra của các hệ SBR.

Bảng 2.14. Các thông số chất lượng nước

Thông số	Kí hiệu	Phương pháp	Thiết bị, dụng cụ	Nội dung áp dụng		
				1	2	3
tCOD	tCOD	APHA 5220 D	- kit test HACH - hóa chất phân tích - cân kỹ thuật, cân phân tích - bộ lọc phin lọc 0,45 μm - bếp đun mẫu - máy phá mẫu HACH DR200 - máy đo quang HACH DR5000	x	x	x
sCOD	sCOD	APHA 5220 D		x		x
Ammonium	$\text{NH}_4^+ - \text{N}$	APHA 4500- NH_3 F		x	x	x
Nitrate	$\text{NO}_3^- - \text{N}$	APHA 4500- NO_3^- B		x		x
Phosphate	$\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$	APHA 4500-P,E		x		x
Tổng chất rắn lơ lửng	TSS	APHA 2540 D	Giống MLSS và MLVSS	x	x	x
Tổng chất rắn bay hơi	VSS	APHA 2540 E		x		x

CHƯƠNG 3. KẾT QUẢ VÀ THẢO LUẬN

3.1. Phát triển bùn hạt hiếu khí với phụ gia than sinh học trấu trong hệ AGS-SBR

Giai đoạn 1 được tính từ lúc bắt đầu vận hành hệ AGS-SBR đến khi bùn hạt trưởng thành và ổn định hiệu suất xử lý, gồm 2 pha:

- Pha khởi động và nuôi tạo bùn hạt (start-up & granulation): Tuần 1 đến tuần 7
- Pha ổn định vận hành (stabilization): tuần 8 đến tuần 12

Giai đoạn 2 đã thử nghiệm hiệu suất xử lý nâng cao của hệ AGS-SBR với bùn hạt trưởng thành khi thay đổi tải lượng chất ô nhiễm trong nước thải đầu vào, kéo dài 5 tuần sau giai đoạn 1 (Giai đoạn 2, tuần 1 - tuần 5). Trước khi đưa vào hệ AGS-SBR để thực hiện nhiệm vụ xử lý nước thải có sự thay đổi lớn về tỉ lệ C/N trong nước thải đầu vào, bùn hạt than trấu khi kết thúc đợt thực nghiệm giai đoạn 1 được tháo khỏi hệ xử lý, thực hiện thí nghiệm sàng ướt để phân loại hạt theo kích cỡ, sau đó lưu trữ tại ngăn mát tủ lạnh trong 3 ngày. Bùn hạt than trấu có kích thước $>0,5\text{mm}$ được sử dụng cho đợt thực nghiệm giai đoạn 2.

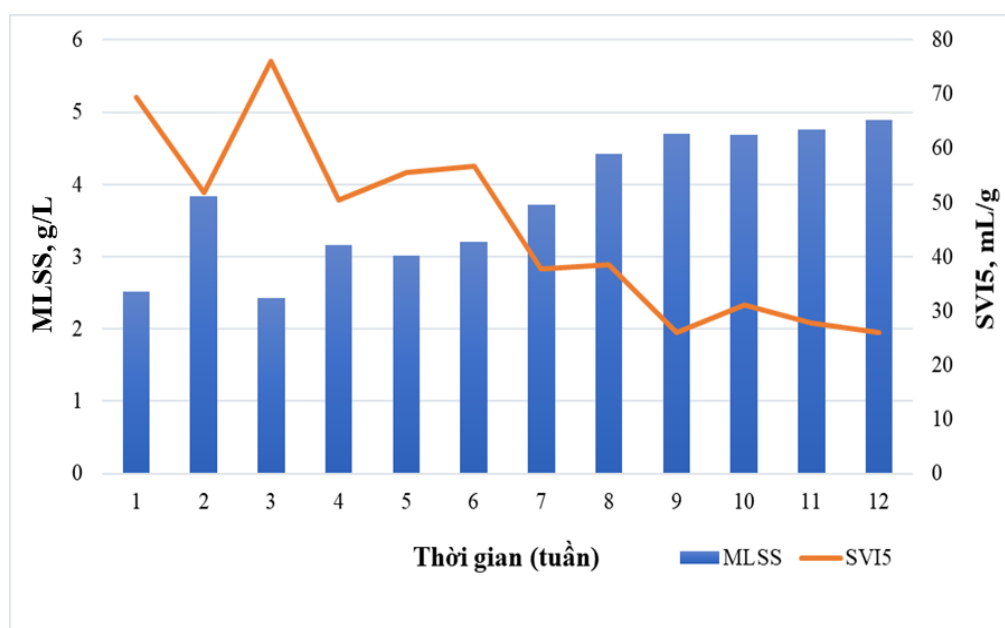
3.1.1. Tăng trưởng sinh khối bùn hạt với phụ gia than trấu

3.1.1.1. Nồng độ sinh khối (MLSS) và chỉ số thể tích bùn (SVI)

a/. Giai đoạn 1

Quá trình tăng trưởng sinh khối bùn hạt được theo dõi và xác nhận thông qua sự thay đổi về nồng độ sinh khối (MLSS, g/L), chỉ số thể tích bùn (SVI5, mL/g), phân bố kích thước hạt (PSD, %), cung cấp bằng chứng định lượng về sự tích lũy sinh khối, khả năng lắng và khả năng tự kết tụ sinh khối thành dạng hạt dưới áp lực chọn lọc đã thiết lập.

Biểu đồ 3.1 cho thấy sự thay đổi nồng độ sinh khối MLSS (cột màu xanh lam) và chỉ số SVI5 (đường màu cam) theo thời gian 12 tuần của đợt vận hành hệ AGS-SBR giai đoạn 1 để nuôi tạo bùn hạt (AGS) với phụ gia than sinh học trấu (RHB). Nồng độ MLSS ban đầu khoảng 2,5 g/L và có xu hướng tăng dần trong suốt giai đoạn vận hành. Điều này cho thấy khối lượng sinh khối bùn hạt trong bể đang tích lũy và phát triển. Nồng độ này đạt mức cao nhất là gần 5 g/L vào cuối đợt, chứng tỏ quần thể vi sinh vật đang sinh trưởng mạnh.

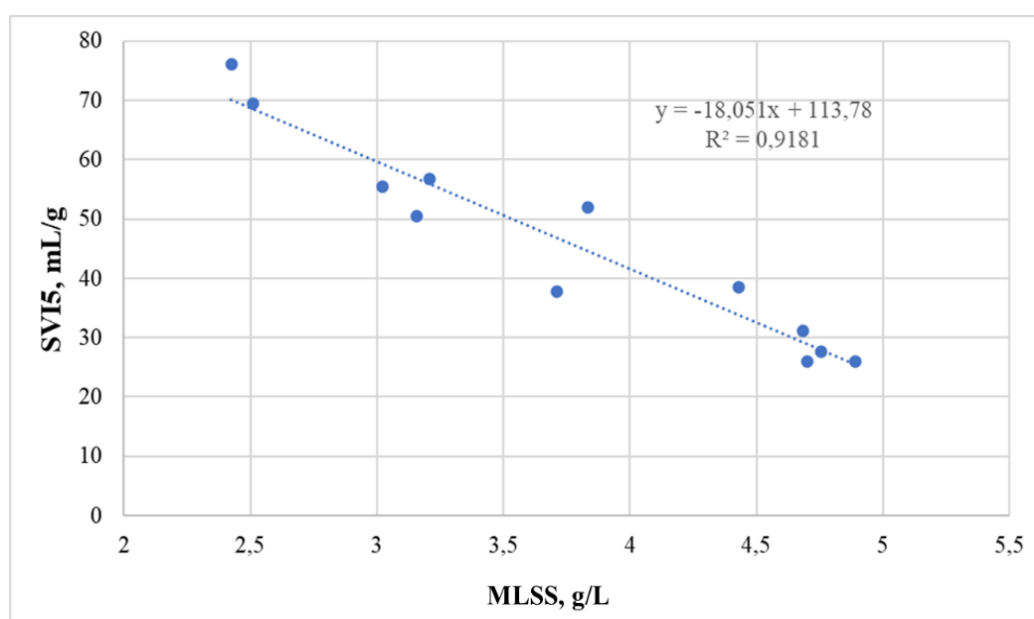


Hình 3.1. Các chỉ số MLSS và SVI5, giai đoạn 1

Chỉ số SVI5 ban đầu ở mức cao, khoảng 45 mL/g, sau đó tăng lên đỉnh điểm là gần 76 mL/g và sau đó giảm dần. Bùn hạt được đo sau 5 phút (SVI5) và sau 30 phút (SVI30) lắng. Vì SVI5 xấp xỉ SVI30, nên kết quả nghiên cứu chọn ghi nhận SVI5, đây là dấu hiệu của mức độ tạo hạt cao. SVI5 của một lớp hạt trưởng thành thường nằm trong khoảng từ 20 đến 40 mL/g. Chỉ số SVI5 cao cho thấy bùn lắng kém, có thể do cấu trúc bùn chưa ổn định hoặc có sự phát triển của vi sinh vật dạng sợi. Khối lượng bùn và chỉ số SVI đã tăng trưởng mạnh mẽ và đạt các giá trị tối ưu cho chất lượng bùn trưởng thành từ tuần thứ 6 và duy trì ổn định (MLSS 4,43 mg/L, SVI 38,5 mL/g) từ tuần thứ 8 đến hết tuần thứ 12. Trong nghiên cứu ở quy mô pilot, van der Akker và ccs (2014) đã thấy rằng trong vòng 1 tháng kể từ khi khởi động phát triển bùn hạt bằng hệ SBR, khả năng lắng của sinh khối đã được cải thiện đáng kể và chỉ số thể tích bùn (SVI) đạt mức thấp tới 38 mL/g.

Hình 3.2 là biểu đồ thể hiện mối quan hệ định lượng giữa nồng độ sinh khối bùn hạt (MLSS) và chỉ số thể tích bùn SVI5 (gián tiếp thể hiện khả năng lắng). Phương trình hồi quy tuyến tính $y = -18,051 + 113,78x$ với hệ số tương quan rất cao ($R^2 = 0,9181$) cho thấy MLSS không chỉ là một thông số vận hành mà còn là một biến kiểm soát đối với đặc tính lắng của bùn hạt trong hệ AGS-SBR. Mối quan hệ SVI5 giảm

khi MLSS tăng là một đặc trưng nổi bật của hệ thống bùn hạt hiếu khí so với hệ thống bông bùn hoạt tính truyền thống. Trong bông bùn truyền thống, thường phải sử dụng chỉ số SVI30 vì thời gian lắng của bùn bông dài hơn và SVI30 thường có xu hướng tăng nhẹ hoặc duy trì ổn định khi MLSS tăng trong một phạm vi nhất định, do hiệu ứng nén vùng (zone settling) và sự gia tăng độ nhớt làm cản trở quá trình lắng. Tuy nhiên, khi có các hạt bùn, sự gia tăng MLSS lại đi kèm với sự cải thiện về khả năng lắng (giảm SVI5 từ ~75 mL/g xuống ~25 mL/g trong phạm vi MLSS 2-5 g/L).



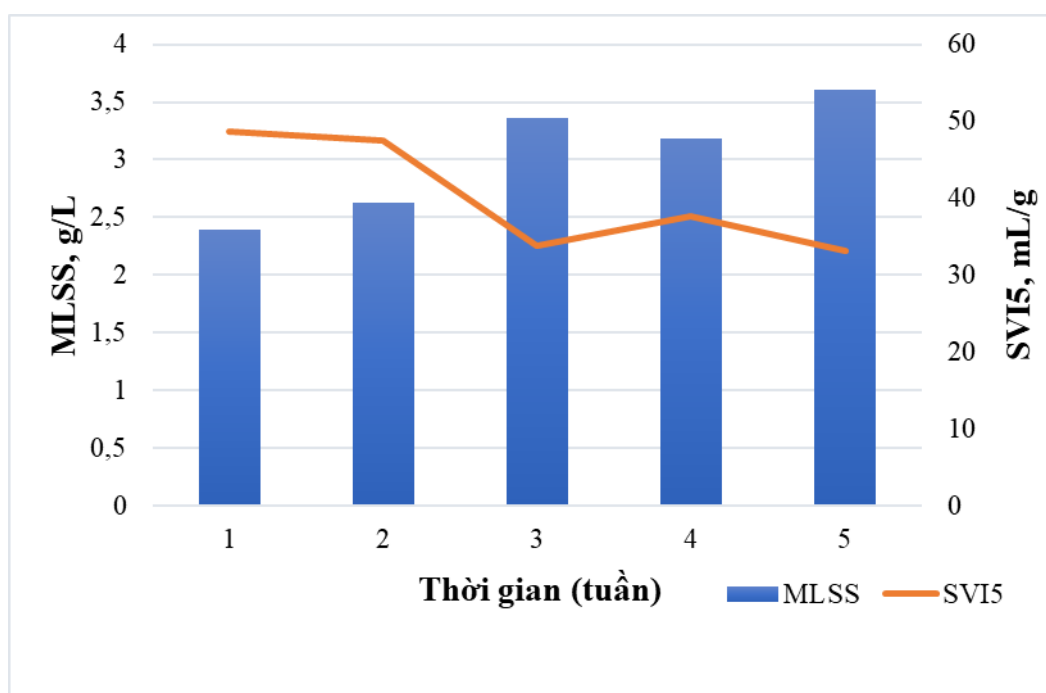
Hình 3.2. Tương quan giữa MLSS và SVI5, giai đoạn 1

Biện luận cho hiện tượng này nằm ở cấu trúc vật lý của hạt bùn. Việc duy trì MLSS cao trong SBR thường là kết quả của quá trình lựa chọn thủy lực nghiêm ngặt, chỉ cho phép các hạt bùn đặc chắc, có mật độ sinh khối cao và khả năng lắng vượt trội tồn tại. Do đó, MLSS cao trở thành một chỉ dấu gián tiếp cho chất lượng trưởng thành của bùn hạt, trực tiếp làm giảm SVI5. Về mặt lý thuyết, khi MLSS vượt qua một ngưỡng tới hạn (thường là 6-8 g/L tùy thuộc vào đặc điểm bùn), hiệu ứng lắng bị cản trở sẽ tăng lên, và độ dốc của đường cong SVI sẽ chuyển hướng thành dương, tức SVI bắt đầu tăng lại. Vì vậy, mặc dù dữ liệu thực nghiệm xác nhận rằng việc tăng MLSS là chế độ vận hành tối ưu để giảm SVI5 (với độ nhạy ~18,05 mL/g cho mỗi g/L tăng thêm). Quá trình vận hành cần được lưu ý rằng tương quan tối ưu giữa MLSS và SVI5 phải nằm trong phạm vi chưa xảy ra hiện tượng lắng cản trở quá mức, từ đó

có thể xác định tiêu chí thải bùn và chu kỳ SBR nhằm đảm bảo hiệu suất phân tách rắn-lỏng ổn định, một yếu tố then chốt để công nghệ bùn hạt hiếu khí vượt trội so với các hệ thống bùn hoạt tính truyền thống.

b/. Giai đoạn 2

Sang giai đoạn 2, nồng độ sinh khối đầu vào có sự thay đổi, là nhóm bùn hạt than trâu trưởng thành, kích thước $>0,5\text{mm}$, đã được nuôi tạo ở giai đoạn 1, cho nồng độ MLSS khởi đầu ở mức cao hơn so với giai đoạn 1, khoảng $2,5\text{ g/L}$. Sang tuần vận hành thứ 3 của giai đoạn 2 (tuần 15 của cả 2 giai đoạn vận hành), nồng độ sinh khối đã tăng dần lên gần $3,5\text{ g/L}$, và tương đối ổn định trong 3 tuần cuối, đạt hơn $3,5\text{ g/L}$ vào cuối giai đoạn 2.



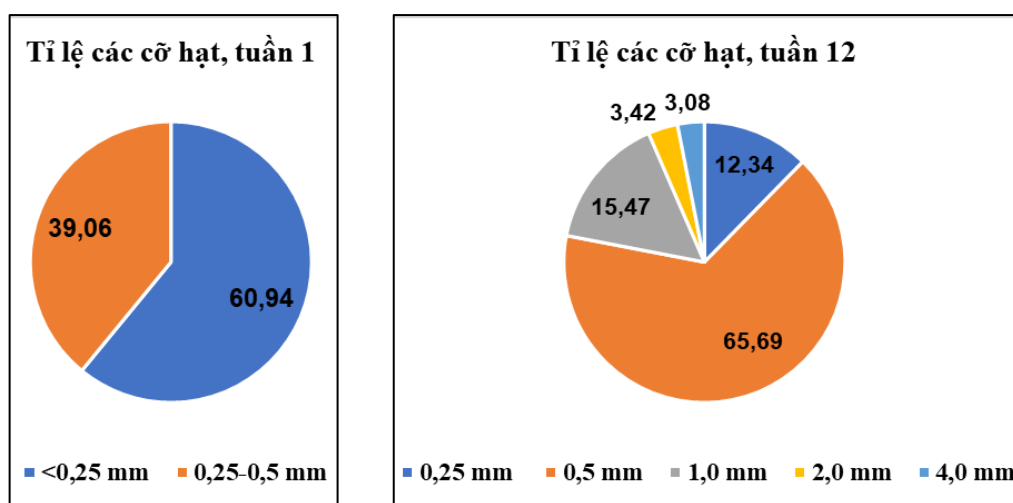
Hình 3.3. Các chỉ số MLSS và SVI5, giai đoạn 2

Chỉ số SVI5 của đợt này duy trì ở mức thấp và ổn định hơn so với giai đoạn 1. Ban đầu, SVI5 ổn định ở mức khoảng 25 mL/g - 35 mL/g . SVI5 thấp cho thấy bùn có khả năng lắng tốt. SVI5 thấp và ổn định ở giai đoạn 2 là bằng chứng định lượng rõ ràng cho thấy bùn hạt than trâu AGS-RHB đã trưởng thành thành công, sở hữu khả năng lắng tốt, một kết quả trực tiếp của áp lực chọn lọc thủy lực 5 phút nghiêm ngặt, nhưng quan trọng hơn cả là chịu được sự thay đổi về tải trọng nước thải đầu vào.

3.1.1.2. Phân bố kích thước hạt bùn

a/. Giai đoạn 1

Phân tích hình dưới đây cho thấy sự phát triển về kích thước bùn hạt ước sau 12 tuần vận hành (Giai đoạn 1), từ bùn giống là 60,94% bùn dạng bông kích thước <0,25 mm và 39,06% bùn hạt non cỡ nhỏ nhất đã lọt qua sàng 0,5mm và được giữ lại trên sàng cỡ 0,25mm (Hình 3.4). Đây là 2 nhóm hạt bùn được phân loại theo phương pháp sàng ước từ kết quả thí nghiệm tái hoạt hóa bùn hạt giống trữ lạnh. Sau 12 tuần, một lượng lớn các hạt đã phát triển lên kích thước 0,5 – 1 mm (chiếm 65,69%). Các hạt có kích thước 1 - 2 mm (chiếm 15,47%) và 2 - 4 mm (chiếm 3,42%) cũng đã xuất hiện. Thậm chí có một phần nhỏ (3,08%) các hạt có kích thước lên đến >4,0 mm. Điều này cho thấy quá trình tạo hạt đã diễn ra rất hiệu quả, khi các hạt nhỏ kết tụ và phát triển thành các hạt có kích thước lớn hơn. Tỷ lệ các hạt có kích thước lớn tăng lên đáng kể sau quá trình vận hành, giúp cải thiện khả năng lắng và hiệu suất xử lý của hệ thống (Farrah Aini Dahalan, 2015) (Jia-heng Zhou, 2016)

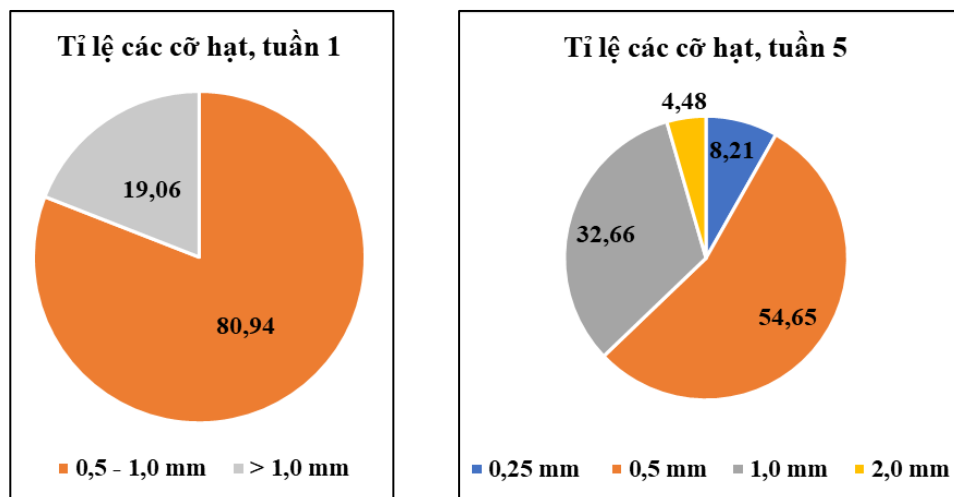


Hình 3.4. Biểu đồ phân bố kích thước hạt, giai đoạn 1

b/. Giai đoạn 2

Kết quả thí nghiệm sàng ước phân loại bùn hạt của giai đoạn 1 cho 80,94% số hạt có kích thước 0,5-1,0 mm, 19,06% hạt có kích thước lớn hơn 1,0 mm. Sau 5 tuần vận hành của giai đoạn 2, nhóm hạt có kích thước 0,5 mm vẫn chiếm tỷ lệ cao nhất với 54,65%. Tỷ lệ hạt có kích thước 1,0 mm là 32,66%, cao hơn so với biểu đồ bên

trái. Tuy nhiên, tỷ lệ hạt có kích thước nhỏ 0,25 mm và các hạt lớn hơn 2,0 mm lại thấp hơn. Có thể thấy tỷ lệ các hạt có kích thước lớn tăng lên đáng kể sau quá trình vận hành, cho thấy các bông bùn đã kết tụ và tạo thành các hạt có kích thước lớn hơn, giúp cải thiện khả năng lắng và hiệu suất xử lý của hệ thống (Zhou và ccs, 2015).



Hình 3.5. Biểu đồ phân bố kích thước hạt, giai đoạn 2

3.1.2. Đặc điểm hình thái, cấu trúc của bùn hạt với phụ gia than trấu

3.1.2.1. Phát triển hình thái bùn hạt qua kính hiển vi quang học

Quan sát dưới kính hiển vi (độ phóng đại x4) đã cung cấp bằng chứng trực quan về quá trình hạt phát triển.

Sinh khối ban đầu chỉ là các bông bùn nhỏ, có hình dạng không đồng đều và lỏng lẻo (Hình 3.6a). Sau thời gian khoảng 1 tuần, đã thấy sự kết dính của các bông bùn thành các khối tròn trịa hơn, kích thước từ 2-3mm, cho thấy sự khởi đầu của quá trình tự sinh polymer ngoại bào (EPS) (Hình 3.6b). Sau khoảng 5 tuần, các hạt bùn lớn xuất hiện, hình cầu, mật độ cao, và cấu trúc chặt chẽ, kích thước từ 4-6 mm (Hình 3.6c). Sự chuyển đổi hình thái này xác nhận rằng các vi sinh vật đã tự tổ chức lại thành cấu trúc màng sinh học (biofilm) dày đặc nhờ cơ chế tiết ra EPS như một chất kết dính tự nhiên, một yếu cầu cơ bản cho độ bền vật lý của hạt. Các hạt than trấu cũng nhìn thấy rõ trên kính hiển vi. Có hạt than đã trở thành lõi của hạt bùn, cũng có hạt còn ở xung quanh, trong môi trường kết dính của EPS. Nghiên cứu của Chen và ccs (2019) cho thấy rằng quá trình tạo hạt bùn hiếu khí diễn ra sau 35 ngày (5 tuần)

hoạt động. Các hạt bùn có đường kính từ 0,46 đến 0,9 mm. Như vậy, có thể thấy rằng, than trấu giúp hình thành hạt bùn có kích thước lớn hơn gấp 10 lần so với hạt bùn tự phát triển thông thường. Một điều đáng lưu ý là kích thước và khả năng lắng của bùn hạt hiệu quả tăng lên khi tải trọng hữu cơ (OLR) tăng từ 2,5 đến 7,5 kg COD/(m³.ngày). Các hạt trưởng thành có kích thước trung bình 2,5 mm và khả năng lắng tốt với chỉ số thể tích bùn (SVI) thấp hơn 50 mL/g (Truong và ccs, 2018). Ngoài ra, nếu sử dụng nước thải có nồng độ cơ chất thấp, thời gian tạo hạt sẽ lâu hơn. Ví dụ nhóm Alves và ccs (2024) đã mất 168 ngày (24 tuần) để tạo hạt hoàn toàn (có kích thước ≥ 0.2 mm).



(a)

(b)

(c)

Hình 3.6. Hình ảnh phát triển hạt bùn qua kính hiển vi, độ phóng đại x4 (a: bùn ban đầu; b: sau 1 tuần thí nghiệm; c: sau 5 tuần thí nghiệm)

Đặc điểm quan trọng nhất của than sinh học là cấu trúc vi mô. Than trấu được sản xuất ở nhiệt độ cao thường có độ xốp và diện tích bề mặt lớn, mặc dù quá trình nhiệt phân ở nhiệt độ cao có thể dẫn đến sự phá hủy của các nhóm chức năng trên bề mặt. Ngược lại, nhiệt độ nhiệt phân quá thấp lại không đủ để tạo ra khả năng lưu trữ electron cần thiết trong than sinh học (Tao và ccs, 2017). Một diện tích bề mặt lớn và độ xốp cao cung cấp môi trường sống lý tưởng và vị trí bám dính cho sự phát triển của vi sinh vật. Than sinh học (biochar) từ các tiền chất khác nhau thể hiện hiệu suất khác nhau. Các nghiên cứu đã so sánh than sinh học từ cám gạo, trấu và vỏ quả óc chó (Ming và ccs, 2020). Kết quả cho thấy, than sinh học từ cám gạo cho thấy tính ổn định cao nhất và khả năng loại bỏ chất dinh dưỡng tốt nhất, trong khi than sinh học

từ trấu lại tạo ra kích thước hạt khởi đầu lớn nhất. Sự khác biệt này xuất phát từ thành phần hóa học và khoáng chất của tiền chất. Than trấu chứa các khoáng chất như K, Ca, Na, có thể tạo ra tính kiềm. Tính kiềm này có thể hỗ trợ một số quá trình sinh học, nhưng quan trọng hơn, các khoáng chất cấu trúc có thể đóng vai trò then chốt trong cơ chế kết hạt ban đầu, dẫn đến việc than trấu tạo ra hạt có kích thước lớn hơn so với các loại biochar khác ngay từ giai đoạn khởi động. RHB thúc đẩy quá trình tạo hạt AGS thông qua sự kết hợp giữa cơ chế vật lý (tạo nhân) và cơ chế hóa học sinh học (Zhou và ccs, 2015).

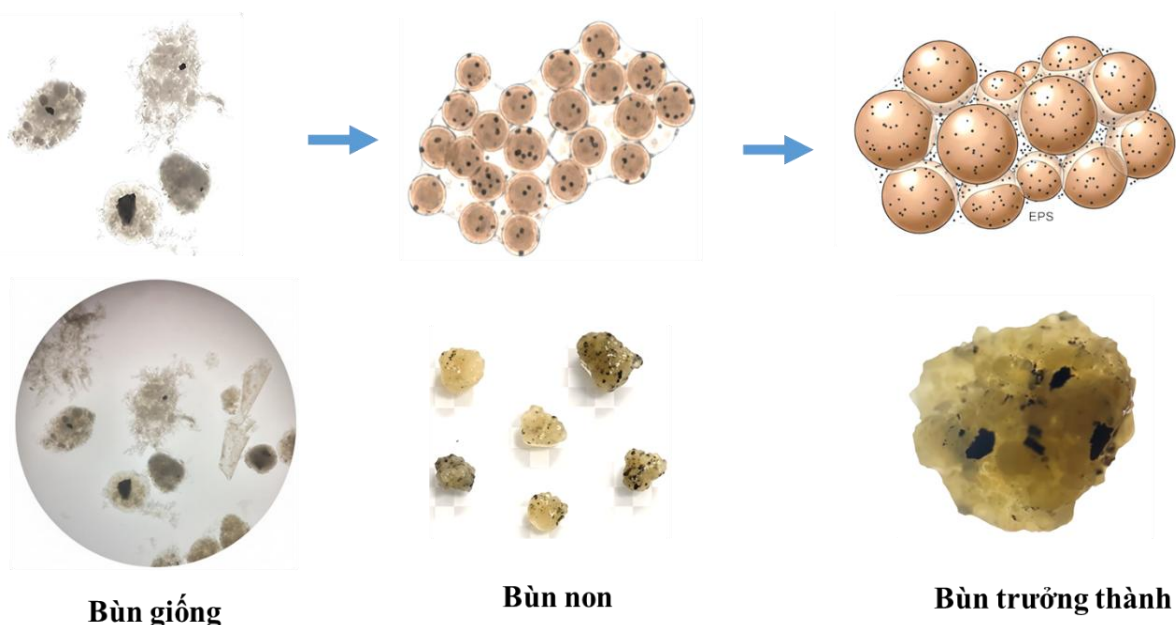
Bảng 3.1. Cơ chế đa chiều của than trấu trong hệ thống AGS-SBR

Cơ chế hoạt động	Mô tả chi tiết	Tác động lên bùn hạt
Tạo nhân/ Chất mang	Cung cấp vị trí bám dính (nucleation site) ban đầu, diện tích bề mặt lớn, độ xốp cao.	Rút ngắn thời gian tạo hạt (giảm ngày); tạo hạt kích thước lớn hơn.
Hấp phụ (Physio-chemical)	Hấp phụ các chất hữu cơ, N, P, và các chất độc hại.	Loại bỏ ô nhiễm tức thời; giảm tải sốc, tăng khả năng xử lý nước thải khó phân hủy.
Khoáng hóa Cấu trúc	Cung cấp Ca, P hoặc các cation khác, thúc đẩy kết tủa khoáng trong lõi hạt.	Tăng độ bền cơ học của hạt bùn; tăng khả năng chống chịu lực cắt và tải trọng sốc.
Hỗ trợ Vi sinh	Cải thiện môi trường vi mô (pH, Redox) và làm giàu các chủng vi khuẩn chức năng.	Tăng hiệu suất loại bỏ TN (%); tăng cường vi khuẩn liên quan đến chuyển hóa chất ô nhiễm.

- Cơ chế tạo nhân và tăng tốc tạo hạt: Việc bổ sung than sinh học vào hệ thống SBR đã được chứng minh là một cách hiệu quả để giảm thiểu thời gian tạo hạt hiếu khí tới khoảng 15 ngày so với các hệ thống đối chứng (Zhang và ccs, 2022). Các hạt than sinh học đóng vai trò là vật liệu tạo nhân ban đầu có mật độ cao, cung cấp vị trí bám dính lý tưởng và diện tích bề mặt lớn cho vi sinh vật dính bám tạo màng sinh

học. Kiểm tra qua kính hiển vi đã xác nhận sự hiện diện của vật liệu biochar trong lõi hạt bùn sau 3 tuần vận hành hệ AGS-SBR. Sự hiện diện của các hạt nhân này ngay từ đầu giúp tăng tốc độ lắng bằng trọng lực, từ đó đẩy mạnh quá trình chọn lọc thủy lực đối với các cấu trúc hạt có than trấu, cho phép chỉ những vi sinh vật có khả năng bám dính cao và hình thành cụm hạt mới được giữ lại trong bể phản ứng (Zhang và ccs, 2017).

- Cơ chế tăng cường cấu trúc và độ bền cơ học: Cơ chế quan trọng nhất của than trấu là khả năng cải thiện độ bền cơ học của hạt bùn do chống chịu tốt hơn với lực cắt và tải trọng sốc. Điều này đạt được thông qua việc thúc đẩy quá trình khoáng hóa sinh học bên trong lõi hạt. Sự hiện diện của than sinh học trấu làm tăng đáng kể hàm lượng Canxi (Ca) và Phốt pho (P) trong hạt bùn hiếu khí. Ca và P là các thành phần khoáng hóa thường được tìm thấy ở lõi hạt. Có thể nhận định rằng than trấu không chỉ cung cấp các ion kim loại (như Ca, Na) từ thành phần khoáng chất của nó mà còn tạo ra một vi môi trường hóa học thuận lợi bên trong hạt (do hạn chế chuyển khối, tăng pH cục bộ) để kích thích sự kết tủa khoáng chất. Các kết tủa này có thể là (hydroxyapatite) hoặc các dạng kết tủa khác (Wang và ccs, 2022)



Hình 3.7. Ba giai đoạn phát triển hạt bùn

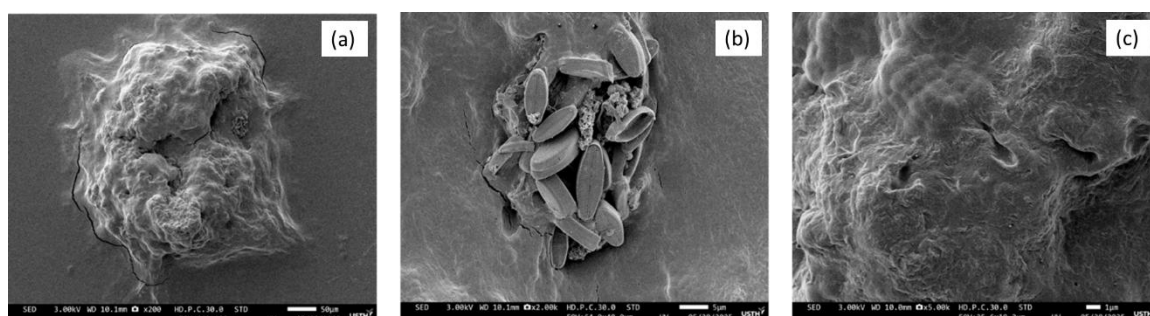
Sự tăng cường hàm lượng Ca và P trong lõi hạt đóng vai trò là một "khung khoáng hóa sinh học" (*Biom mineralization Scaffold*), cung cấp độ bền vật lý, giúp hạt bùn duy trì cấu trúc vững chắc và chống lại các lực cắt thủy động trong bể phản ứng AGS-SBR. Điều này cho phép hệ thống AGS-SBR hoạt động ở cường độ khuấy trộn cao hơn, tối ưu hóa quá trình chuyển khối nhưng hạn chế được hiện tượng vỡ hạt (Liu và ccs, 2020)

Từ việc phân tích tương tác giữa bùn giống và phụ gia than trấu trong quá trình khởi động (startup) hệ AGS-SBR để nuôi tạo hạt bùn (granulation), tác giả đề xuất quá trình phát triển hạt bùn với phụ gia than trấu gồm 3 giai đoạn như Hình 3.7.

3.1.2.2. Cấu trúc vi mô của bùn hạt qua kính hiển vi điện tử quét

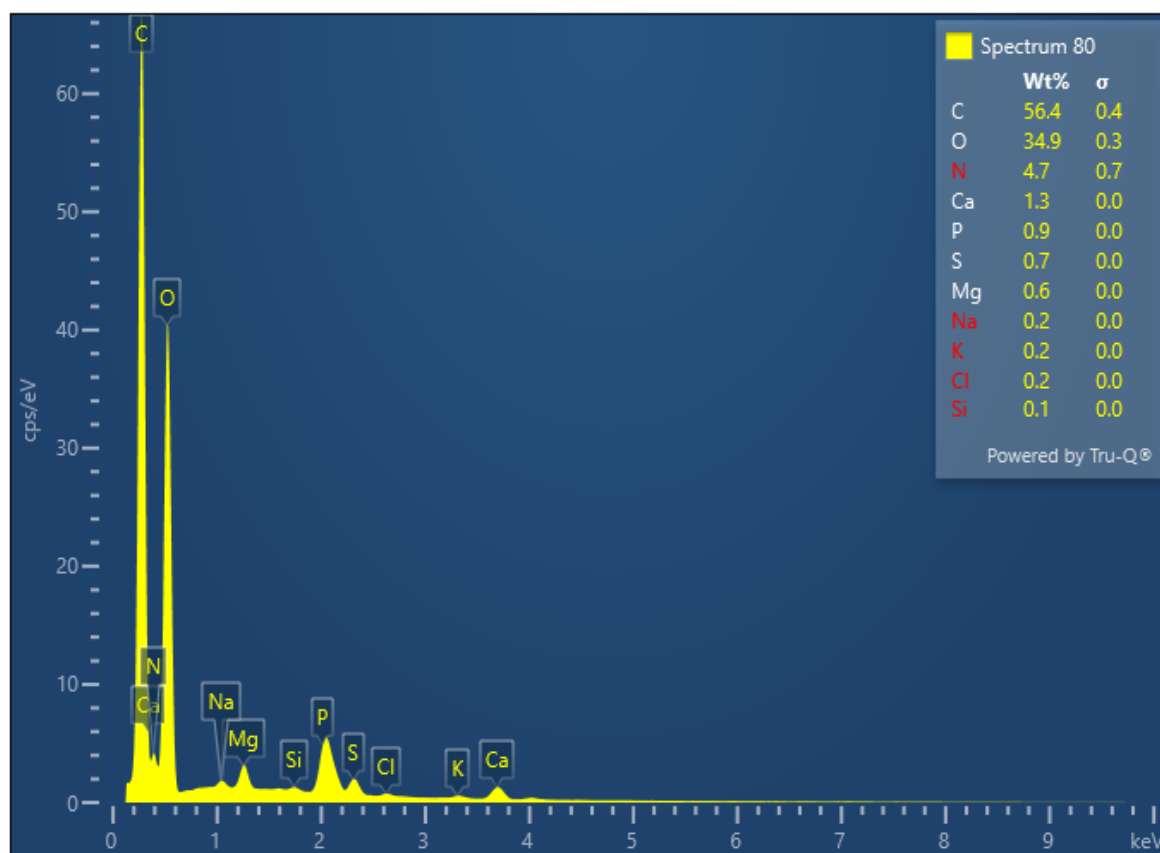
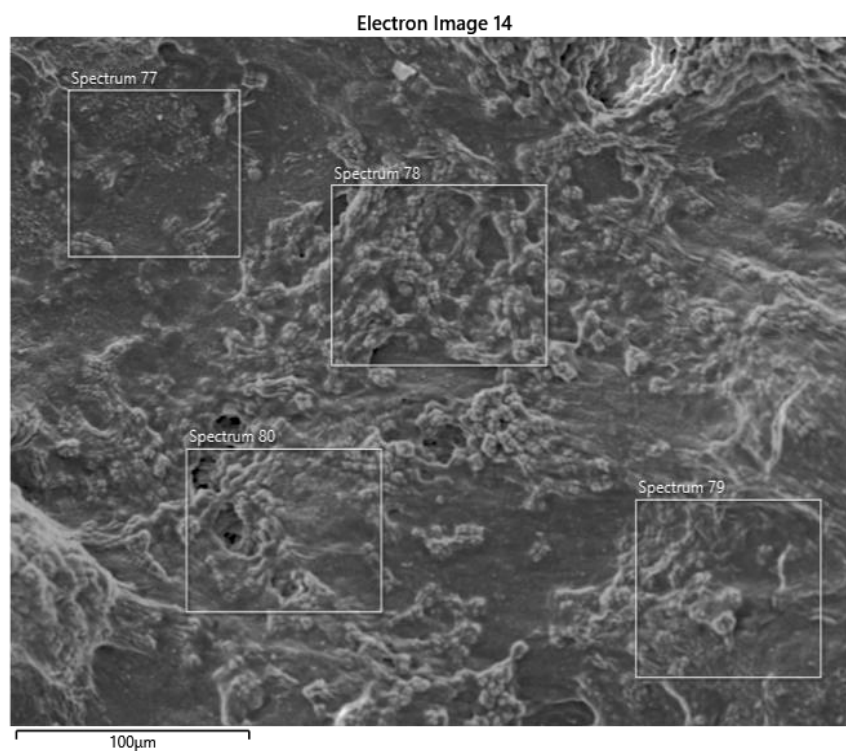
a/. Giai đoạn 1

Phân tích kính hiển vi điện tử quét (SEM) và Phổ tán sắc năng lượng tia X (EDX) cung cấp cái nhìn chi tiết về cấu trúc vi mô bề mặt hạt bùn và các khoáng chất chủ yếu trên bề mặt hạt bùn.



Hình 3.8. Hình thái và cấu trúc hạt bùn (với độ phóng đại x200 (a); x2000(b) và x5000 (c))

- Hình thái và kích thước của hạt bùn khô có hình dạng không đều, bề mặt gồ ghề và có nhiều nếp gấp. Đây là đặc điểm của các hạt được hình thành từ quá trình kết dính tự nhiên của vi sinh vật, khác với bùn hoạt tính dạng bông. Đường kính khô của hạt bùn được ước tính từ thang tỷ lệ (50 μ m và 1 μ m) vào khoảng 200-300 μ m. Kích thước này rất quan trọng vì nó giúp hạt bùn lắng nhanh, cải thiện hiệu quả xử lý của hệ SBR.



Hình 3.9. Hình ảnh phổ tán sắc năng lượng tia X (EDX)

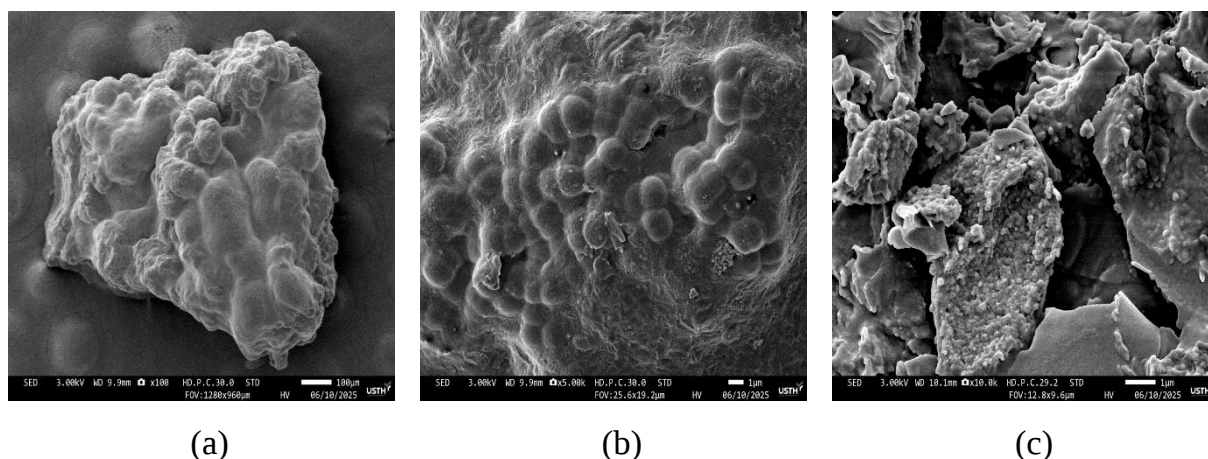
- Cấu trúc bề mặt của hạt bùn là một ma trận xốp, được tạo thành từ các cụm vi sinh vật gắn kết chặt chẽ với nhau. Cấu trúc này không đồng nhất, với các vùng dày đặc và các lỗ rỗng trên bề mặt. Điều này cho phép oxy và chất dinh dưỡng khuếch tán vào bên trong, đồng thời tạo ra các vùng kỵ khí/yếm khí bên trong lõi hạt, rất cần thiết cho các quá trình xử lý đồng thời như nitrát hóa và khử nitrát

- Ảnh SEM phóng đại cao (x5.000) cho thấy rõ sự hiện diện của các cụm vi khuẩn hình cầu (*cocci*) gắn kết chặt chẽ với nhau. Dựa trên dữ liệu phân tích 16S Metabarcoding, những cụm vi khuẩn này rất có thể là *Zoogloea*, chi chiếm ưu thế trong cộng đồng vi sinh vật. *Zoogloea* nổi tiếng với khả năng sản xuất các chất polymer ngoại bào (EPS) giúp vi khuẩn tự kết dính để tạo thành cấu trúc hạt. Vi sinh vật phân bố dày đặc và không đồng đều trên bề mặt hạt, tạo nên một lớp màng sinh học (biofilm) phức tạp. Mật độ vi sinh vật cao ở bề mặt hạt tiếp xúc trực tiếp với nước thải giàu oxy. Khi đi sâu vào bên trong, nồng độ oxy giảm dần, tạo điều kiện cho các vi khuẩn thiếu khí và kỵ khí phát triển. Sự phân bố vi sinh vật theo lớp này là yếu tố then chốt giúp một hạt bùn duy nhất có thể thực hiện đồng thời các quá trình xử lý khác nhau

- Phổ EDX (phổ 80) cung cấp thành phần nguyên tố tại một điểm cụ thể trên bề mặt hạt bùn (được đánh dấu là Spectrum 80). Các nguyên tố chính là Carbon (C), Oxy (O), Nitơ (N) và Photpho (P). Đây là những nguyên tố cơ bản cấu tạo nên sinh khối vi sinh vật và các chất polymer ngoại bào (EPS) giúp vi khuẩn kết dính. Tỷ lệ trọng lượng của các nguyên tố này lần lượt là C: 56.4%, O: 33.9%, N: 3.7% và P: 0.9%. Ngoài ra, phổ EDX còn cho thấy sự hiện diện của các nguyên tố khoáng như Canxi (Ca) (1.3%), Magie (Mg) (0.6%), và Lưu huỳnh (S) (0.7%). Sự hiện diện của Canxi và Photpho cùng nhau là một dấu hiệu cho thấy có thể đã xảy ra quá trình kết tủa canxi photphat, một cơ chế quan trọng giúp loại bỏ photpho hiệu quả trong các hệ thống xử lý sinh học. Tỷ lệ Photpho (0.9%) ở điểm này cho thấy khả năng tích lũy P tại vị trí này tương đối cao, góp phần vào hiệu quả xử lý photpho tổng thể của hạt bùn.

b/. Giai đoạn 2

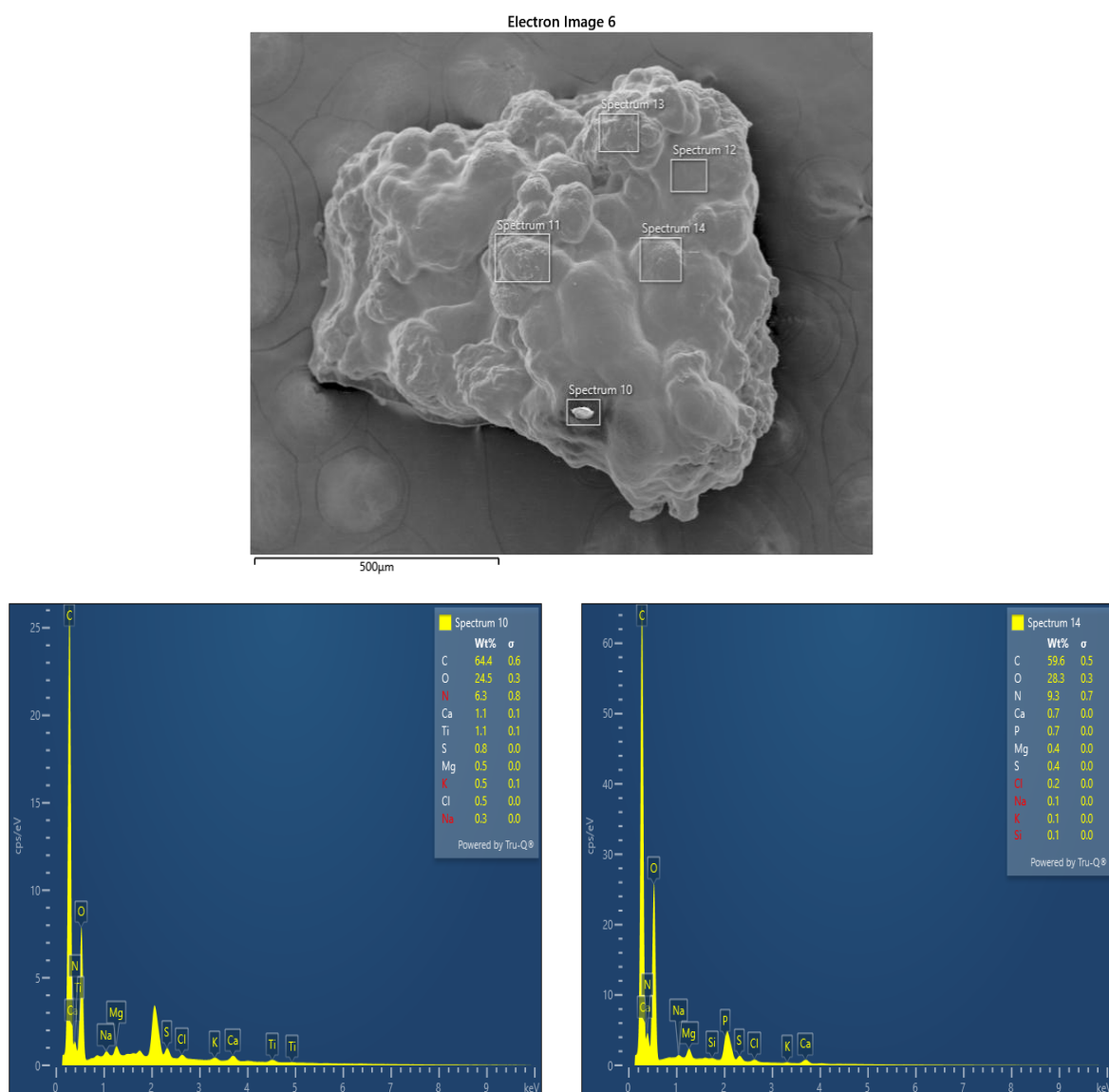
Hình ảnh FE-SEM cho thấy hạt bùn có hình thái không hoàn toàn tròn, bề mặt gồ ghề và có nhiều vi sinh vật bám dính. Điều này là đặc trưng của bùn hạt hiếu khí, nơi các vi khuẩn tự kết dính để tạo thành cấu trúc sinh học dày đặc. Đường kính hạt được xác định bằng thanh tỷ lệ 500 μ m, cho thấy hạt bùn có kích thước khoảng 1.5 - 2 mm. Đây là kích thước điển hình của bùn hạt trưởng thành, đủ lớn để lắng nhanh và tách khỏi nước một cách hiệu quả. Bề mặt của hạt bùn được bao phủ bởi các cụm vi sinh vật nhỏ hơn, tạo nên một cấu trúc "dạng chùm nho". Cấu trúc này không đồng nhất, với các vùng có vẻ dày đặc hơn và các vùng có khoảng trống giữa các cụm vi khuẩn. Cấu trúc này rất quan trọng vì nó tạo ra các vùng kỵ khí/yếm khí bên trong hạt, cho phép các quá trình sinh học khác nhau (hiếu khí, thiếu khí) diễn ra cùng lúc, góp phần vào hiệu quả xử lý Nitơ.



Hình 3.10. Hình thái và cấu trúc hạt bùn trưởng thành ở các độ phóng đại khác nhau: (a) x100, (b) x5000, (c) x10000

Các ảnh chụp với độ phóng đại cao hơn (x5000 và x10000) cho thấy rõ sự hiện diện của hai dạng vi sinh vật chính. Vi khuẩn hình cầu (cocci) liên kết với nhau thành các cụm hoặc chuỗi ngắn. Dựa trên phân tích vi sinh vật trước đó, đây rất có thể là vi khuẩn *Zoogloea*, loài chiếm ưu thế lớn trong mẫu bùn này. *Zoogloea* được biết đến với khả năng tiết ra các chất polymer ngoại bào (EPS) giúp vi khuẩn kết dính, tạo thành cấu trúc hạt. Vi khuẩn hình que (*bacilli*) và vi khuẩn hình sợi tuy ít chiếm ưu thế hơn, nhưng cũng có thể thấy sự xuất hiện của các vi khuẩn hình que hoặc sợi ngắn

xen kẽ giữa các cụm cầu khuẩn. Vi sinh vật không phân bố đồng đều mà tụ tập thành các cụm dày đặc trên bề mặt hạt. Cấu trúc này rất quan trọng. Bề mặt hạt có mật độ vi sinh vật cao và tiếp xúc trực tiếp với nước thải giàu oxy. Khi đi sâu vào bên trong, nồng độ oxy giảm dần, tạo điều kiện cho các vi khuẩn thiếu khí và kỵ khí phát triển. Điều này giải thích tại sao một hạt bùn duy nhất có thể thực hiện đồng thời nhiều chức năng xử lý khác nhau (như loại bỏ COD, Nito và Photpho).



Hình 3.11. Hình ảnh phổ tán sắc năng lượng tia X (EDX)

Phổ EDX cung cấp thông tin về thành phần hóa học của hạt bùn tại hai điểm khác nhau (Spectrum 10 và Spectrum 14). Cả hai điểm đều cho thấy sự hiện diện của Carbon (C), Oxy (O), Nitơ (N), Canxi (Ca), Photpho (P) và các nguyên tố vi lượng

như Magie (Mg), Lưu huỳnh (S), Natri (Na), Clo (Cl), Kali (K) và Silic (Si). Điều này phù hợp với thành phần của bùn sinh học, bao gồm các tế bào vi sinh vật, polyme ngoại bào (EPS) và các khoáng chất kết tủa. Spectrum 10 có tỷ lệ C:N:P (theo % trọng lượng) là khoảng 63.4:6.3:1.1. Tỷ lệ này không phản ánh tỷ lệ dinh dưỡng cần thiết cho vi khuẩn (C:N:P = 100:5:1) mà là thành phần nguyên tố cấu tạo nên hạt bùn. Spectrum 14 có tỷ lệ C:N:P là khoảng 59,6:9,3:0,7. Tỷ lệ C/N và C/P khác nhau giữa hai điểm cho thấy sự phân bố hóa học không đồng đều trên bề mặt hạt. Đặc biệt, Spectrum 14 có tỷ lệ C/P thấp hơn Spectrum 10, cho thấy khả năng tích tụ Photpho tại vị trí này cao hơn. Hàm lượng Canxi (Ca) và Photpho (P) cao ở cả hai điểm (0.7-1.1% P và 0.7-1.1% Ca) cho thấy có thể đã xảy ra quá trình kết tủa photphat canxi (ví dụ: hydroxyapatite) trên bề mặt hạt, góp phần vào việc loại bỏ P. Các phân tích EDX cho thấy tỷ lệ N và P trong hạt bùn khá thấp so với Carbon, điều này là bình thường vì chúng là thành phần cấu tạo sinh khối. Tuy nhiên, sự hiện diện của Photpho trong thành phần hóa học của hạt bùn (đặc biệt là khi có kết tủa Canxi photphat) cùng với sự đa dạng của các vi sinh vật là một dấu hiệu tốt cho thấy hệ thống đang hoạt động ổn định và có khả năng xử lý các chất dinh dưỡng.

3.1.3. Một số tính chất cơ lý của bùn hạt với phụ gia than trấu

a/. Giai đoạn 1

Một số tính chất cơ lý đặc trưng của bùn hạt hiếu khí xác nhận sự trưởng thành và độ bền cấu trúc dưới áp lực chọn lọc nghiêm ngặt bởi quá trình vận hành hệ AGS-SBR như độ ẩm, khối lượng riêng, trọng lượng riêng, vận tốc lắng thủy lực, độ toàn vẹn của hạt (Bảng 3.2).

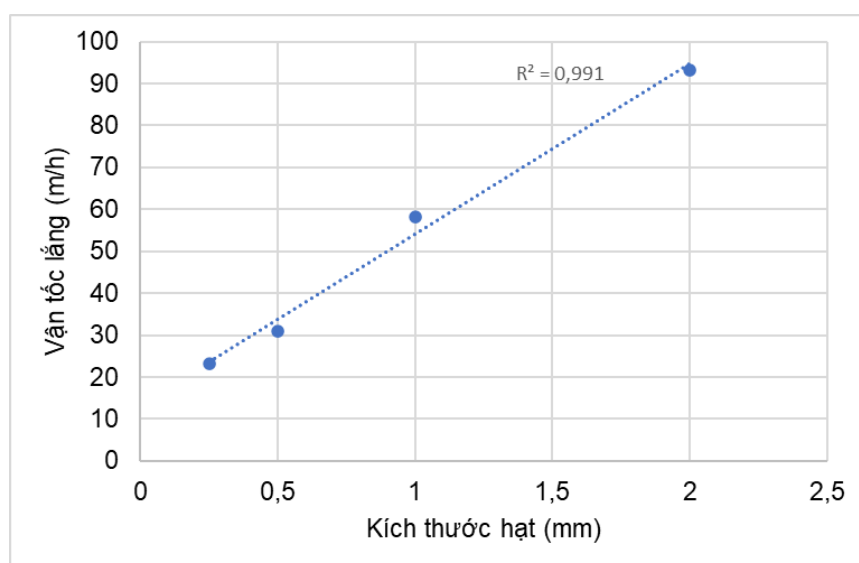
Các giá trị độ ẩm dao động trong khoảng 95,18% (tuần 8) và 93,26% (tuần 12), đều nằm trong ngưỡng hợp lý cho bùn sinh học. Độ ẩm cao là đặc điểm bình thường của bùn sinh học, cho thấy cấu trúc xốp và chứa nhiều nước. So với độ ẩm trung bình 97-99% của bùn hoạt tính truyền thống thì độ ẩm của bùn hạt hiếu khí thấp hơn do mật độ vật chất rắn đặc hơn và tính kỵ nước tốt hơn.

Bảng 3.2. Một số tính chất cơ lý của bùn hạt than trâu, cuối giai đoạn 1

Thông số			Giai đoạn 1		Bùn hoạt tính
			Tuần 8	Tuần 12	
Độ ẩm		%	95,18	93,26	97-99
Khối lượng riêng của mẫu bùn AGS (Density)	r.AGS _{TSS}	g/mL	1,155	1,176	1,02 - 1,03
Trọng lượng riêng của mẫu bùn AGS (Gravity)	SG	-	1,158	1,179	1,02 - 1,03
Vận tốc lắng của hạt (cỡ hạt 1-2 mm)	vs	m/h	25-38	58-67	4 - 10
Độ toàn vẹn của hạt	integrity coefficient	(%)	73,32	87,11	-

Khối lượng riêng của hạt bùn than trâu đạt 1,155-1,176 g/mL. Giá trị này cao hơn đáng kể, khoảng 13-15% so với khối lượng riêng của bùn hoạt tính dạng bông thông thường (thường xấp xỉ 1.02-1.03 g/mL) (Van den Berg và ccs, 2021), do vậy hạt bùn than trâu có trọng lượng riêng nặng hơn nước là 1,158 – 1,179 lần, giúp cho vận tốc lắng của của nhóm hạt cỡ 1-2mm đạt tới 25 - 67 m/h, nhanh hơn khoảng 5-10 lần so với bùn hoạt tính thông thường.

Vận tốc lắng của hạt bùn hiếu khí chủ yếu phụ thuộc vào đường kính và có thể có giá trị lên tới 100 m/h (Silvio và ccs, 2018) trong khi vận tốc lắng của bùn hoạt tính thông thường dao động khoảng 4 – 10 m/h . Do vận tốc lắng trung bình của bùn hạt than trâu nhanh hơn 5-10 lần bùn hoạt tính thông thường, thời gian lắng do đó có thể giảm 5-10 lần. Như đã bàn luận ở chương tổng quan, khả năng giảm thời gian lắng này là một trong những lợi ích lớn nhất của công nghệ bùn hạt hiếu khí (AGS). Điều này cho phép: (i) Giảm kích thước bể lắng/bể phản ứng do không cần thể tích lớn để giữ bùn; (ii) Tăng công suất xử lý của nhà máy hiện có và (iii) Tiết kiệm diện tích xây dựng.



Hình 3.12. Biểu đồ vận tốc lắng đứng theo kích thước hạt, giai đoạn 1

Độ toàn vẹn của hạt đạt mức cao là 73,32 – 87,11%. Độ toàn vẹn được định nghĩa là khả năng của hạt chống lại sự phân rã trong quá trình vận hành, đo bằng tỷ lệ hạt nguyên vẹn, khỏe mạnh còn lại sau thử nghiệm đánh giá độ bền thủy lực. Đảm bảo tính toàn vẹn cấu trúc lâu dài của các hạt hiện là một trong những thách thức lớn cản trở việc ứng dụng rộng rãi công nghệ AGS-SBR trên quy mô thực tế (Iorhemen và ccs, 2020). Độ toàn vẹn đo được ở trên chứng tỏ hạt bùn có độ bền cơ học mạnh mẽ, chịu được lực cắt thủy lực khắc nghiệt trong bể SBR do ma trận EPS dày đặc, được hỗ trợ khoáng hóa cấu trúc bởi than trấu RHB.

Các kết quả định lượng cho thấy sự liên kết chặt chẽ giữa áp lực chọn lọc bởi chế độ vận hành của hệ SBR và cơ chế tác động của phụ gia RHB. Thời gian lắng ngắn đã chọn lọc các hạt có vận tốc lắng nhanh. Vận tốc lắng nhanh này yêu cầu mật độ hạt phải lớn giúp hạt có trọng lượng riêng lớn hơn trọng lượng riêng của nước. Mật độ và trọng lượng lớn này được tạo ra nhờ RHB hoạt động như một chất độn có tỷ trọng lớn, từ đó góp phần đảm bảo thời gian lưu bùn (SRT) dài cho sinh khối kết tụ và tạo hạt. Van de Akker và ccs (2014) đã kết luận từ nghiên cứu của họ rằng thời gian lắng nhanh nhờ sử dụng bùn hạt có thể làm tăng công suất của SBR lên 25%.

b/. Giai đoạn 2

Một số tính chất cơ lý đặc trưng cho bùn hạt than trấu trong đợt thực nghiệm giai đoạn 2 được lấy mẫu và phân tích 2 lần, cách nhau 5 ngày, tại cuối tuần 4 và giữa

tuần 5 của giai đoạn 2 (tương đương tuần 16 và 17 của cả đợt thí nghiệm). Độ ẩm của bùn hạt vẫn trong ngưỡng hợp lý của bùn sinh học nhưng so với giai đoạn 1 là giảm, đạt 90,49% ghi nhận hạt có tính kỵ nước hơn. Khối lượng riêng và trọng lượng riêng của bùn hạt tăng nhẹ so với giai đoạn 1 và vận tốc lắng đứng của các hạt riêng lẻ tương đương nhóm bùn hạt ở tuần 8 của giai đoạn 1. Độ toàn vẹn của hạt vẫn duy trì được tỉ lệ hạt cao, hơn 80% hạt còn duy trì được cấu trúc ổn định sau thí nghiệm. Nhìn chung các thông số trong bảng cho thấy quá trình tạo hạt đã diễn ra thành công, và các đặc tính cơ lý dường như được duy trì tốt trong điều kiện tải trọng đầu vào của nước thải có sự thay đổi đột ngột.

Bảng 3.3. Một số tính chất cơ lý của bùn hạt than trấu, cuối giai đoạn 2

Thông số			Giai đoạn 2		Bùn hoạt tính
			Tuần 4	Tuần 5	
Độ ẩm theo thí nghiệm D&G		%	93,47	90,49	97-99
Khối lượng riêng của mẫu bùn AGS (Density)	r.AGS _{TSS}	g/mL	1,137	1,181	1,02 - 1,03
Trọng lượng riêng của mẫu bùn AGS (Gravity)	SG	-	1,141	1,185	1,02 - 1,03
Vận tốc lắng của hạt (cỡ hạt 1-2 mm)	vs	m/h	29-36	33-39	4 - 10
Độ toàn vẹn của hạt	integrity coefficient	(%)	79,98	83,29	-

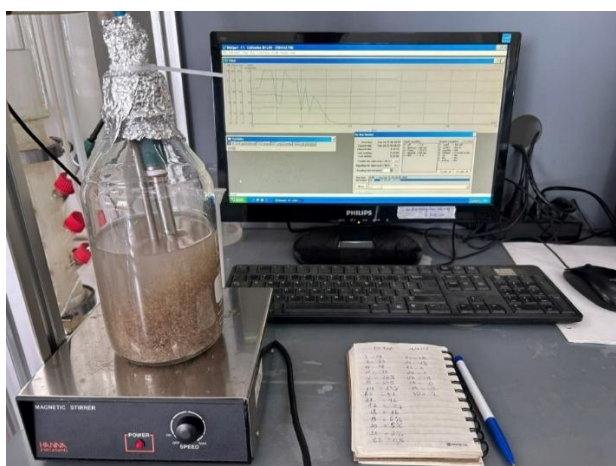
3.1.4. Hoạt tính sinh học của bùn hạt với phụ gia than trấu

3.1.4.1. Tốc độ tiêu thụ oxy

a/. Giai đoạn 1

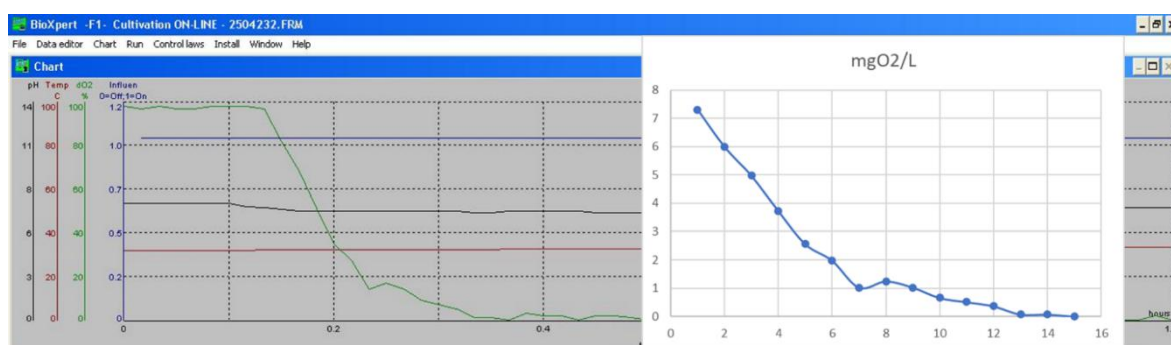
Biểu đồ 3.14 cho thấy sự thay đổi nồng độ oxy hòa tan (DO) trong thí nghiệm về tốc độ tiêu thụ oxy của vi sinh vật. Giai đoạn đầu (phần dốc nhất của biểu đồ), nồng độ oxy hòa tan ban đầu cao (khoảng 7 mgO₂/L) và giảm xuống rất nhanh. Điều

này cho thấy tốc độ tiêu thụ oxy (OUR) rất cao. Đây là dấu hiệu của việc vi sinh vật đang hoạt động mạnh mẽ để phân hủy các chất hữu cơ dễ phân hủy sinh học trong nước thải mới nạp vào. Tốc độ OUR cao phản ánh sinh khối vi khuẩn khỏe mạnh và hoạt động hiệu quả. Giai đoạn giữa (phần dốc ít hơn), tốc độ giảm của nồng độ oxy bắt đầu chậm lại. Điều này cho thấy các chất hữu cơ dễ phân hủy đã dần cạn kiệt, và vi sinh vật bắt đầu chuyển sang tiêu thụ các chất hữu cơ khó phân hủy hơn hoặc đã bắt đầu tích lũy các chất dự trữ. Giai đoạn cuối (phần nằm ngang), nồng độ oxy hòa tan ổn định ở mức rất thấp, gần bằng 0. Lúc này, OUR đã giảm đáng kể. Điều này cho thấy quá trình phân hủy các chất hữu cơ đã gần hoàn thành, và vi sinh vật đang chuyển sang giai đoạn hô hấp nội sinh (endogenous respiration), tiêu thụ chính sinh khối của chúng.



Thông số	Đơn vị	Giá trị
Thời gian thí nghiệm	phút	15
Nồng độ DO cao nhất	mg O ₂ /L	7,31
Nồng độ DO thấp nhất	mg O ₂ /L	0,0
Nồng độ bùn hạt thí nghiệm theo TSS	gTSS/L	1,8
Nồng độ bùn hạt thí nghiệm theo VSS	gVSS/L	0,9
Tốc độ tiêu thụ oxy riêng theo TSS	(mgO ₂ /gTSS)/giờ	16,24
Tốc độ tiêu thụ oxy riêng theo VSS	(mgO ₂ /gVSS)/giờ	32,49

Hình 3.13. Thí nghiệm tốc độ tiêu thụ oxy cuối giai đoạn 1



Hình 3.14. Biểu đồ thí nghiệm tốc độ tiêu thụ oxy cuối giai đoạn 1

Tốc độ giảm oxy nhanh chóng cho thấy hiệu suất xử lý COD của bùn hạt là rất cao. Vi sinh vật đã nhanh chóng phân hủy chất hữu cơ, điều này rất quan trọng đối

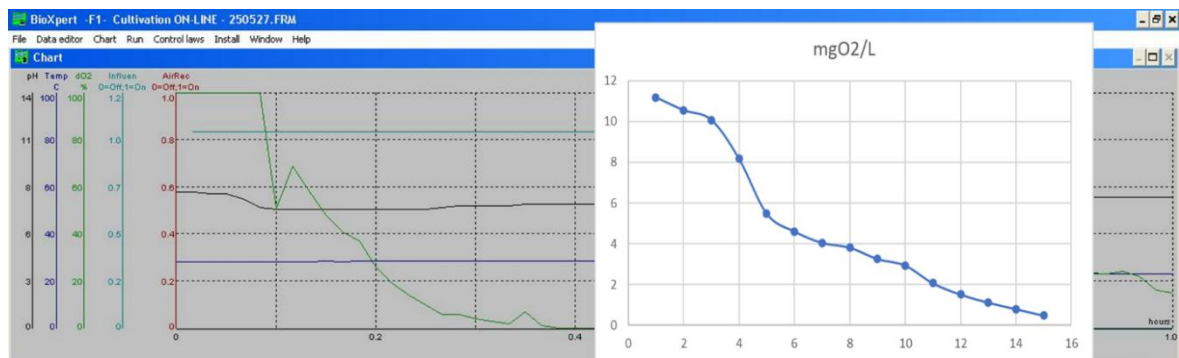
với một chu trình hoạt động theo mẻ (SBR). Biểu đồ này cho thấy bùn hạt hiếu khí đang hoạt động ổn định và khỏe mạnh. Tốc độ tiêu thụ oxy cao ban đầu chứng minh khả năng chuyển hóa và hô hấp mạnh mẽ của cộng đồng vi sinh vật.

Phân tích tốc độ tiêu thụ oxy (OUR) cho thấy sinh khối AGS hoạt động rất mạnh mẽ. Nồng độ DO trong bể phản ứng giảm rất nhanh ngay sau khi cấp nước/sục khí. Tốc độ giảm DO nhanh chóng phản ánh tốc độ tiêu thụ oxy (OUR) ban đầu rất cao. Điều này là biểu hiện động học của giai đoạn cơ chất trong nước thải còn dư thừa (Feast), nơi vi sinh vật hiếu khí/thiếu khí hấp thụ nhanh chóng chất hữu cơ dễ phân hủy sinh học (sCOD) và chuyển hóa chúng thành các polymer dự trữ. Sau đó, tốc độ giảm DO chậm lại, chuyển sang giai đoạn thiếu hụt cơ chất (Famine) và hô hấp nội sinh. Đồ thị OUR xác nhận rằng quần thể vi sinh vật trong AGS không chỉ đạt mật độ cao mà còn khỏe mạnh và có khả năng chuyển hóa nhanh chóng, phù hợp với yêu cầu của chu trình SBR ngắn và áp lực chọn lọc thủy lực cao.

b/. Giai đoạn 2

Ở tuần cuối giai đoạn 2, nồng độ oxy hòa tan ban đầu rất cao, khoảng 11 mgO₂/L. Sau đó, nó giảm dần với tốc độ nhanh. Điều này cho thấy vi sinh vật đang hoạt động mạnh mẽ để phân hủy các chất hữu cơ dễ phân hủy sinh học trong nước thải mới nạp vào. Tốc độ giảm oxy nhanh phản ánh tốc độ tiêu thụ oxy (OUR) cao của quần thể vi sinh vật. Giai đoạn giữa: Đường đồ thị bắt đầu dốc ít hơn. Điều này cho thấy các chất hữu cơ dễ phân hủy đã dần cạn kiệt, và vi sinh vật bắt đầu chuyển sang tiêu thụ các chất hữu cơ khó phân hủy hơn. Giai đoạn cuối: Nồng độ oxy hòa tan tiếp tục giảm và ổn định ở mức rất thấp, khoảng 0.5-1 mgO₂/L. Lúc này, OUR đã giảm đáng kể, cho thấy quá trình phân hủy các chất hữu cơ đã gần hoàn thành và vi sinh vật đang chuyển sang giai đoạn hô hấp nội sinh (endogenous respiration).

Thông số	Đơn vị	Giá trị
Thời gian thí nghiệm	phút	15
Nồng độ DO cao nhất	mg O ₂ /L	11,18
Nồng độ DO thấp nhất	mg O ₂ /L	0,48
Nồng độ bùn hạt thí nghiệm theo TSS	gTSS/L	3,6
Nồng độ bùn hạt thí nghiệm theo VSS	gVSS/L	1,8
Tốc độ tiêu thụ oxy riêng theo TSS	(mgO ₂ /gTSS)/giờ	11,90
Tốc độ tiêu thụ oxy riêng theo VSS	(mgO ₂ /gVSS)/giờ	23,79



Hình 3.15. Biểu đồ tiêu thụ oxy cuối giai đoạn 2

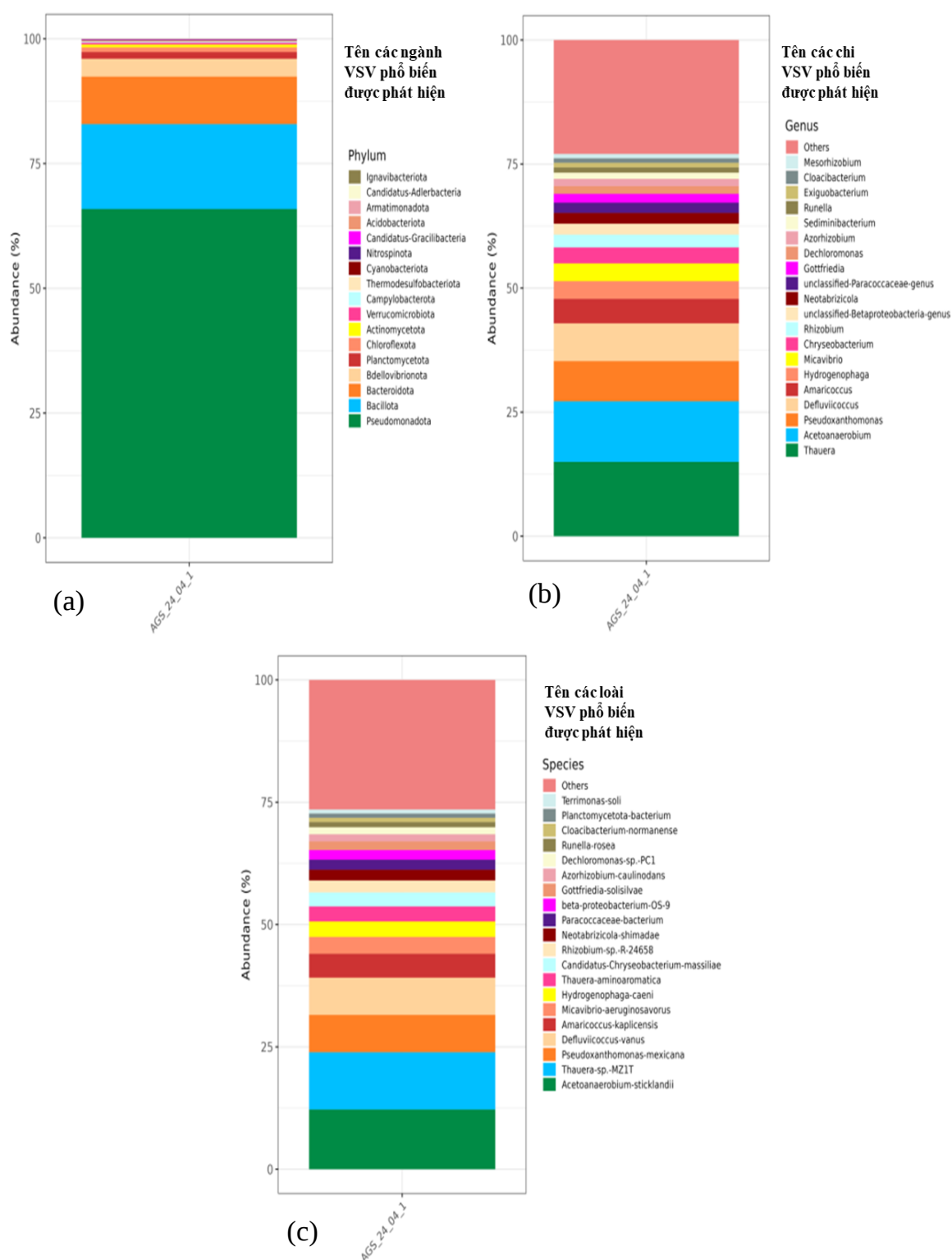
Phân tích tốc độ tiêu thụ oxy (OUR) cho thấy sinh khối AGS hoạt động mạnh. Trong cả Đợt 1 và Đợt 2, nồng độ DO trong bể phản ứng giảm rất nhanh ngay sau khi cấp nước/sục khí. Tốc độ giảm DO nhanh chóng phản ánh Tốc độ Tiêu thụ Oxy (OUR) ban đầu rất cao. Điều này là biểu hiện động học của giai đoạn Thịnh vượng (Feast), nơi vi sinh vật hiếu khí/thiếu khí hấp thụ nhanh chóng chất hữu cơ dễ phân hủy sinh học (sCOD) và chuyển hóa chúng thành các polymer dự trữ. Sau đó, tốc độ giảm DO chậm lại, chuyển sang giai đoạn Kém phát triển (Famine) và hô hấp nội sinh. Đồ thị OUR xác nhận rằng quần thể vi sinh vật trong AGS không chỉ đạt mật độ cao mà còn khỏe mạnh và có khả năng chuyển hóa nhanh chóng, phù hợp với yêu cầu của chu trình SBR lựa chọn. Nhóm nghiên cứu của Iorhemen và ccs (2020) cũng nhận ra rằng trong giai đoạn Feast, OUR tăng vọt do vi khuẩn hấp thụ chất hữu cơ và lưu trữ nội bào (như PHA). Khi chất hữu cơ ngoài môi trường cạn kiệt, OUR giảm

đột ngột. Việc theo dõi sự thay đổi OUR giúp tối ưu hóa thời gian sục khí, tiết kiệm năng lượng đáng kể cho các trạm xử lý. Trong nghiên cứu của Mosquera-Corral và ccs (2005) cũng nêu rõ việc giảm DO trong nước thải là cần thiết để phục vụ quá trình xử lý Nito. Hiệu quả loại bỏ nitơ tăng từ 8% lên 45% khi độ bão hòa oxy giảm xuống 40%. Tuy nhiên, các hạt bắt đầu bị phân rã và hiện tượng rửa trôi sinh khối xảy ra, do đó không thể thu được bùn hạt ổn định ở nồng độ oxy thấp này trong điều kiện ứng dụng.

3.1.4.2. Đa dạng vi sinh vật ở cấp độ sinh học phân tử (metagenon)

a/. Giai đoạn 1

Mẫu bùn sau khi kết thúc thí nghiệm được gửi phân tích vi sinh vật ở cấp độ sinh học phân tử. Biểu đồ cấp ngành có hai nhóm ngành vi sinh vật chính. *Pseudomonadota* chiếm ưu thế lớn nhất, chiếm hơn 60% tổng số, đây là ngành rất phổ biến trong xử lý nước thải. *Bacteroidota* là ngành phổ biến thứ hai, chiếm khoảng 15-20%. Sự đa dạng ở cấp ngành thấp, nhưng điều này không có gì lạ trong các hệ thống xử lý chuyên biệt. Mặc dù cấp ngành không đa dạng, biểu đồ cấp chi và loài lại cho thấy một cộng đồng phong phú hơn. Ở cấp chi, *Thauera* là chi chiếm ưu thế nhất, chiếm khoảng 15%. Tiếp theo là *Acetoanaerobium*, *Defluviicoccus*, và *Pseudoxanthomonas*, mỗi chi chiếm khoảng 5-10%. Ở cấp loài, *Acetoanaerobium-sticklandii* và *Thauera-sp.-MZ1T* là những loài phổ biến nhất. *Defluviicoccus-vanus* cũng chiếm một tỷ lệ đáng kể. Cộng đồng này có sự đa dạng đáng kể ở cấp chi và loài, cho thấy sự chuyên môn hóa của các vi sinh vật trong hệ thống.



Hình 3.16. Đánh giá các nhóm vi sinh vật ở cấp độ sinh học phân tử: (a) cấp ngành, (b) cấp chi và (c) cấp loài, cuối giai đoạn 1

Khả năng xử lý COD của các vi sinh vật được đánh giá cao. Sự chiếm ưu thế của *Pseudomonadota* và *Bacteroidota* là bằng chứng rõ ràng cho việc phân hủy hiệu quả các chất hữu cơ. *Thauera* là chi có vai trò quan trọng trong quá trình khử nitrat và cũng có khả năng phân hủy chất hữu cơ. *Acetoanaerobium-sticklandii* là vi khuẩn tạo ra acetate, một loại axit béo dễ bay hơi (VFA) đóng vai trò là nguồn carbon cho nhiều quá trình sinh học, bao gồm cả loại bỏ P. Khả năng xử lý Nito của hệ thống này là rất tốt. *Thauera* là một trong những vi khuẩn khử nitrat (denitrifying bacteria) hiệu quả nhất, chuyển đổi nitrate thành khí Nito. Các chi khác thuộc ngành *Pseudomonadota* như *Pseudoxanthomonas* cũng có khả năng khử nitrat mạnh mẽ. Mặc dù vi khuẩn nitrat hóa không được liệt kê riêng biệt, sự tồn tại của chúng là cần thiết để biến ammonia thành nitrate, hoàn thành chu trình loại bỏ Nito. Sự xuất hiện của *Defluviicoccus* là một điểm rất đáng chú ý và có thể ảnh hưởng tiêu cực đến hiệu quả xử lý P. *Defluviicoccus* thuộc nhóm vi khuẩn tích lũy glycogen (GAOs), không giống như vi khuẩn tích lũy polyphosphate (PAOs) giúp loại bỏ P, GAOs cạnh tranh với PAOs để lấy chất hữu cơ (ví dụ: acetate), tích trữ glycogen mà không cần loại bỏ P. Trong điều kiện kỵ khí, cả PAOs và GAOs đều hấp thụ VFA, nhưng PAOs sẽ giải phóng P, trong khi GAOs không làm điều đó. Trong điều kiện hiếu khí, PAOs hấp thụ P dư thừa để tổng hợp polyphosphate, nhưng GAOs chỉ sử dụng oxy để tiêu thụ glycogen đã tích trữ và không tham gia vào việc loại bỏ P.

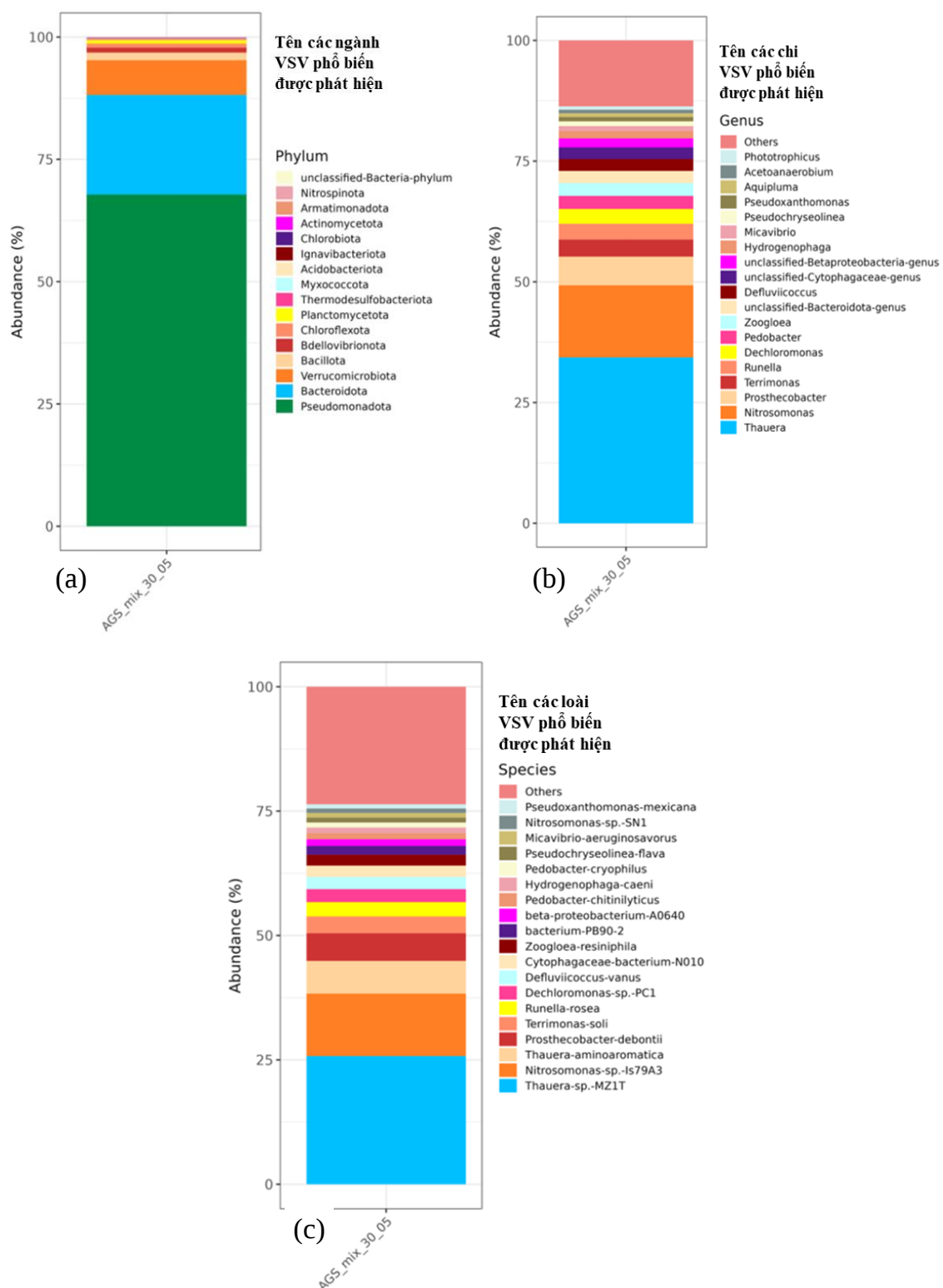
Có thể nói, vi sinh vật trong bùn hạt AGS luôn thể hiện sự chuyên biệt hóa cao (Yan và ccs, 2024). Ở cấp ngành (Phylum), cộng đồng bị chi phối mạnh mẽ bởi *Pseudomonadota* (trước đây là *Proteobacteria*), thường chiếm hơn 60% đến hơn 90% tổng số. Ngành này chứa hầu hết các vi khuẩn dị dưỡng, nitrat hóa và khử nitrat quan trọng (Berkessa và ccs, 2019). *Bacteroidota* là ngành phổ biến thứ hai, chiếm khoảng 10-20%. Sự đa dạng thấp ở cấp ngành nhưng đa dạng hơn ở cấp chi cho thấy đây là một cộng đồng được tối ưu hóa cho điều kiện môi trường cụ thể trong SBR. Chi *Zoogloea* là vi khuẩn kiến tạo cấu trúc hạt chủ đạo, với tỷ lệ chiếm ưu thế cao (lên đến >30% trong Đợt 1). Dạng vi khuẩn hình cầu (cocci) này nổi tiếng với khả năng sản xuất EPS dồi dào, tạo ra ma trận polymer kết dính cần thiết cho độ bền cơ học và

tính toàn vẹn cao của hạt. Ngoài vai trò kiến tạo cấu trúc, *Zoogloea* và các chi dị dưỡng khác thuộc *Pseudomonadota*, như *Thauera*, là tác nhân chính trong việc phân hủy các hợp chất hữu cơ dễ phân hủy sinh học, giải thích hiệu suất loại bỏ COD ổn định ở mức 80-90% của hệ thống. Một số nghiên cứu khác lại phát hiện các chi chủ yếu là *Tetrasphaera*, *Sphingopyxis*, *Dechloromonas*, *Flavobacterium* và *Ohtaekwangia*. Vi khuẩn thuộc các chi này sản sinh ra các chất polyme ngoại bào, giúp ổn định cấu trúc hạt và tích lũy photpho (Świątczak và ccs, 2018). Cộng đồng vi sinh vật được chọn lọc cho thấy tiềm năng loại bỏ Nitơ tổng hợp rất tốt thông qua cơ chế khử Nitơ đồng thời (Simultaneous Nitrification and Denitrification - SND).

- Nitrat hóa: Sự xuất hiện của chi *Nitrosomonas* (vi khuẩn oxy hóa Amoni - AOB) là bằng chứng phân tử xác nhận quá trình nitrat hóa (chuyển NH_4^+ thành NO_3^-) đang hoạt động mạnh mẽ tại vỏ hiếu khí của hạt AGS. Kết quả này nhất quán với hiệu suất loại bỏ NH_4^+ đầu ra gần 100%.
- Khử Nitrat: Sự phong phú của chi *Thauera* ($\approx 15\%$) và *Dechloromonas* cung cấp cơ sở sinh học mạnh mẽ cho quá trình khử nitrat dị dưỡng (chuyển NO_3^- thành khí N_2). Các chi này hoạt động chủ yếu trong lõi thiếu khí của hạt AGS, tận dụng Nitrat khuếch tán từ vỏ hiếu khí. Sự đồng tồn tại của vi khuẩn nitrat hóa (*Nitrosomonas*) và vi khuẩn khử nitrat (*Thauera*, *Dechloromonas*) là dấu hiệu sinh học trực tiếp cho sự thành công của cơ chế SND dựa trên độ dốc (gradient) của DO từ lớp ngoài vào lõi của bùn hạt (Berkessa và ccs, 2019).

b/. Giai đoạn 2

Phân tích sinh học phân tử bằng phương pháp giải trình tự gen full-length 16S metabarcoding đã khẳng định sau 5 tuần vận hành với các điều kiện vận hành thay đổi, hệ vi sinh vật được chuyên biệt hóa như sau:



Hình 3.17. Đánh giá các nhóm vi sinh vật ở cấp độ sinh học phân tử: (a) cấp ngành, (b) cấp chi và (c) cấp loài, cuối giai đoạn 2

- Mật độ cao của ngành *Pseudomonadota* (>60%) và chi *Zoogloea* (15-30%) trong kết quả phân tích metagenomics là bằng chứng khoa học khẳng định việc bổ sung RHB đã thành công trong việc tạo ra một môi trường chọn lọc sinh học cho các chủng vi khuẩn kiến tạo cấu trúc hạt. Sự hiện diện của bề mặt nhám và các ion Ca^{2+} , Mg^{2+} trên than trấu RHB như là những điểm tựa để các cụm *Zoogloea*-RHB neo bám (An và ccs, 2023), tăng trọng lượng để vượt qua pha lắng 5 phút. Ngược lại, các vi khuẩn tạo bông thông thường không có nhân nặng sẽ bị rửa trôi.

- Sự hiện diện của chi *Thauera* với mật độ 10-15%, một nhóm vi khuẩn khử nitrat dị dưỡng và tích lũy PHA đã giải thích cho khả năng xử lý nitơ vượt trội của hệ AGS-SBR. Trong điều kiện tỉ lệ C/N thấp, nguồn carbon hòa tan nhanh chóng bị tiêu thụ ở lớp vỏ hiếu khí, khiến vi khuẩn khử nitrat ở lõi thiếu khí bị "đói" (Ren và ccs, 2020). Cải tạo AGS bằng RHB đã tối ưu hóa chuỗi vận chuyển điện tử sinh học, giúp duy trì hiệu quả xử lý N ngay cả khi nguồn carbon ngoại sinh bị giới hạn.

- Kết quả metagenomics cũng khẳng định sự có mặt của *Acetoanaerobium sticklandii*, là vi khuẩn kỵ khí bắt buộc có khả năng lên men các axit amin thành acetate. Acetate này sau đó khuếch tán ngược ra các lớp bên ngoài, trở thành nguồn carbon quý giá cho *Thauera* khử nitrat và PAOs tích lũy photpho (Zhang và ccs, 2020). Hạt bùn than trấu có kích thước lớn (4-6 mm) và mật độ sinh khối cao tạo ra vùng vi môi trường kỵ khí nghiêm ngặt ở lõi hạt do giới hạn khuếch tán oxy. Tuy nhiên, khả năng tự cung cấp nguồn cacbon từ trong lõi hạt ra các lớp bên ngoài đã nâng cao tính tự chủ và kháng sốc của hệ sinh thái bùn hạt.

Bảng 3.4. Một số chi vi sinh vật phổ biến trong bùn hạt than trấu

Cấp Chi (Genus)	Tỷ lệ ưu thế (%)	Chức năng chính	Liên kết với Đặc tính AGS-RHB
<i>Zoogloea</i>	15 - 30	Sản xuất EPS (chủ yếu là PN), tạo hạt	Khử nitrat dị dưỡng, Lưu trữ PHA
<i>Thauera</i>	10 - 15	Khử nitrat dị dưỡng, Lưu trữ PHA	Khử nitrat dị dưỡng, Lưu trữ PHA
<i>Nitrosomonas</i> (AOB)	10 - 15	Nitrat hóa	oxy hóa NH_4^+
<i>Defluviicoccus</i> (GAO)	5 - 10	hấp thụ VFA	nguyên nhân sinh học làm giảm hiệu suất xử lý P

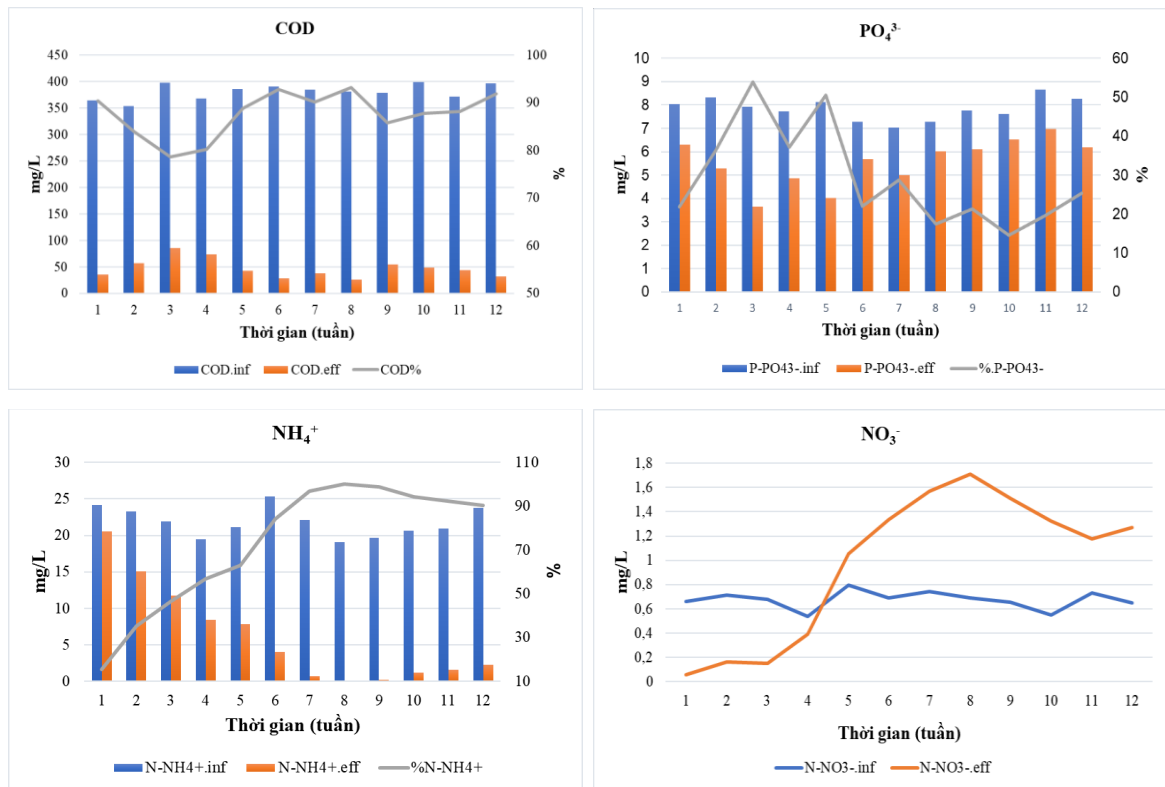
3.1.5. Hiệu quả xử lý nước thải của hệ AGS-SBR theo sự phát triển của bùn hạt

a/. Giai đoạn 1

Giai đoạn 1 kéo dài 12 tuần được thực hiện trong hệ AGS-SBR quy mô phòng thí nghiệm, tập trung vào việc đánh giá quá trình phát triển bùn hạt AGS với phụ gia than trấu sinh học. Quá trình hình thành hạt bùn than trấu (AGS-RHB) được xác nhận bằng sự cải thiện đáng kể về khả năng lắng và các tính chất đặc trưng về cấu trúc và độ bền. Song song với đó, hiệu quả xử lý COD, N, P trong nước thải cũng được đánh giá theo từng giai đoạn phát triển của bùn hạt than trấu. Nồng độ COD đầu vào trong giai đoạn 1 dao động với giá trị trung bình là 380 mg/L. Hệ AGS-SBR đã duy trì hiệu suất loại bỏ COD ổn định ở mức cao, dao động 90% trong suốt 12 tuần vận hành. Nồng độ COD đầu ra được kiểm soát chặt chẽ ở mức thấp <30 mg/L. Hiệu suất này chứng tỏ mật độ sinh khối cao và hoạt tính mạnh mẽ của vi khuẩn dị dưỡng trong hạt bùn. Hiệu quả loại bỏ COD của bùn hạt hiếu khí dựa vào mật độ sinh khối cao và khả năng lưu trữ trong nội bào các chất hữu cơ dễ phân hủy dưới dạng PHA ở pha kỵ khí (Oehmen và cộng sự, 2007). Sau đó, khi SBR được vận hành ở pha sục khí, PHA đóng vai trò là nguồn cacbon ở vùng kỵ khí trong quá trình tích lũy P sinh học và cũng là chất cho electron trong quá trình khử nitrat ở vùng thiếu oxy (Third, Burnett & CordRuwisch, 2003). Đồng thời, vùng hiếu khí bên ngoài sẽ phát triển các vi sinh vật nitrat hóa do sự hiện diện của DO (Nancharaiah & Reddy, 2017).

Hệ thống AGS-SBR thể hiện khả năng xử lý NH_4^+ rất tốt. Hiệu suất loại bỏ NH_4^+ tăng dần và đạt gần 100% khi hệ thống ổn định, với nồng độ NH_4^+ đầu ra rất thấp, < 1 mg/L. Tuy nhiên, quá trình này đi kèm với sự tích lũy NO_3^- ở đầu ra, với nồng độ NO_3^- duy trì ở mức trung bình. Sự tích lũy này cho thấy quá trình Nitrat hóa diễn ra hiệu quả, nhưng quá trình khử Nitrat chưa tối ưu.

Hiệu suất loại bỏ COD và NH_4^+ cao trong Đợt 1 là dấu hiệu của một hệ thống sinh học hiếu khí mạnh mẽ và ổn định. Việc loại bỏ NH_4^+ gần 100% xác nhận rằng áp lực chọn lọc của hệ SBR đã giữ lại thành công quần thể vi khuẩn nitrat hóa tự dưỡng (AOB) chậm phát triển. Quá trình Nitrat hóa diễn ra mạnh mẽ tại lớp vỏ hiếu khí của hạt AGS-RHB.



Hình 3.18. Hiệu quả xử lý nước thải của hệ AGS-SBR, giai đoạn 1

Hiệu suất xử lý PO_4^{3-} của hệ thống trong Đợt 1 được ghi nhận là trung bình và không ổn định, dao động khoảng 35%. Van der Akker và ccs (2014) khi nghiên cứu xử lý nước thải sinh hoạt bằng bùn hạt trong bể SBR cũng nhận thấy có sự xử lý đồng thời amoniac, nitơ tổng, BOD5 và photphat. Tuy nhiên, hiệu quả loại bỏ Photphat cũng thấp (khoảng 35-40%).

Tuy nhiên, khả năng phục hồi nhanh chóng của hệ AGS-SBR (hiệu suất COD và NH_4^+ nhanh chóng đạt mức ổn định cao sau biến động về pH và DO) chứng tỏ bùn hạt được hỗ trợ bởi than trấu AGS-RHB có độ bền sinh học và khả năng chống sốc tải tốt hơn so với bùn bông thông thường. Lợi thế này là nhờ vào cấu trúc dày đặc của hạt, nơi các vi sinh vật ở lõi được bảo vệ khỏi các điều kiện ức chế bên ngoài.

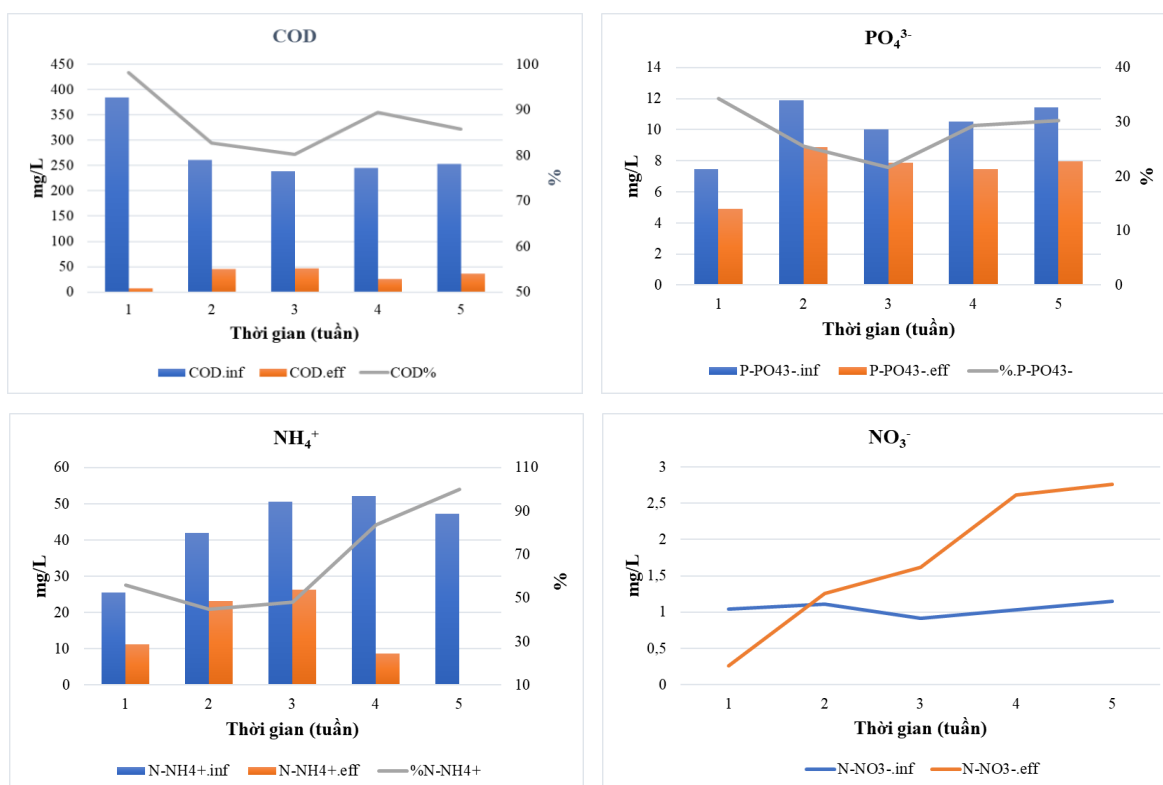
b/. Giai đoạn 2

Tỉ lệ C/N thấp (dưới 10:1) trong nước thải đầu vào giai đoạn 2 làm cho quá trình loại bỏ nitơ và photpho sinh học gặp thách thức lớn.

- Khử Nitrat (Denitrification): Vi khuẩn khử nitrat dị dưỡng (*Thauera*) yêu cầu nguồn carbon hữu cơ dễ phân hủy (sCOD) làm chất cho electron để chuyển hóa khử

NO_3^- thành khí N_2 . Khi C/N thấp, sCOD nhanh chóng bị tiêu thụ ở lớp vỏ ngoài hiệu khí trong giai đoạn đầu, khiến lõi thiếu khí không có đủ carbon để hoàn tất quá trình khử nitrat.

- Loại bỏ Photpho sinh học (EBPR): Quá trình này phụ thuộc vào sự hấp thụ VFA của PAOs trong pha kỵ khí để tích trữ PHA. C/N thấp gây ra sự cạnh tranh gay gắt cho VFA giữa PAOs và GAOs (Glycogen Accumulating Organisms). Nếu GAOs chiếm ưu thế, EBPR sẽ thất bại, dẫn đến hiệu suất loại P tổng thể thấp



Hình 3.19. Hiệu quả xử lý nước thải của hệ AGS-SBR, giai đoạn 2

Kết quả thí nghiệm cho thấy hiệu suất loại bỏ COD dao động trong khoảng 80%-90%. Mặc dù tải lượng C/N thấp, khả năng hấp thụ carbon nhanh chóng của quần thể dị dưỡng đã được duy trì, chuyển hóa hiệu quả sCOD thành PHA dự trữ. Điều này được củng cố bởi mật độ sinh khối cao trong hạt bùn, một lợi thế cốt lõi của AGS so với bùn bông truyền thống. Do vậy, hiệu quả loại bỏ chất hữu cơ vẫn cao.

Động học loại bỏ Nitơ thể hiện rõ hai chức năng đối lập bên trong hạt bùn AGS-RHB là nitrat hóa hoàn hảo và khử nitrat bị giới hạn. Nồng độ NH_4^+ đầu vào tăng đột ngột (sốc tải N) đã gây ra sự sụt giảm tạm thời hiệu suất xử lý (xuống dưới 30%).

Tuy nhiên, hệ thống AGS-RHB đã phục hồi hoạt tính rất nhanh và đạt hiệu suất loại bỏ NH_4^+ 100% vào cuối đợt. Khả năng phục hồi nhanh chóng này là một đặc tính quan trọng của AGS, chứng tỏ vi khuẩn nitrat hóa (*Nitrosomonas*) tại lớp vỏ hiếu khí được bảo vệ hiệu quả bởi ma trận RHB và EPS khỏi sự ức chế do sốc tải. Mặc dù nitrat hóa thành công, nồng độ NO_3^- đầu ra lại tăng mạnh lên gần 3 mg/L. Sự tích lũy này là bằng chứng rõ ràng nhất cho thấy quá trình khử nitrat bị giới hạn động học. Với tỉ lệ C/N thấp, nguồn sCOD không đủ để khuếch tán vào lõi thiếu khí và cung cấp cho vi khuẩn khử nitrat (*Thauera*) hoạt động, dẫn đến NO_3^- được tạo ra ở vỏ ngoài không thể chuyển hóa hoàn toàn thành khí N_2 để thải ra ngoài.

Hiệu suất xử lý PO_4^{3-} được ghi nhận là thấp, dao động chỉ 20-30%. Điều này là một mâu thuẫn lớn so với tiềm năng của công nghệ AGS-SBR được vận hành theo chu kỳ kỵ khí-hiếu khí. Tải lượng C/N thấp đã giới hạn Carbon không chỉ cho quá trình khử nitrat mà còn thiếu carbon cho cả quá trình hấp thụ photpho trong pha hiếu khí để có thể tạo ra giá trị thặng dư của photpho trong bùn. Trong nghiên cứu của Corsino và ccs (2018), họ nhận thấy rằng dưới tải trọng hữu cơ cao (OLR) và tỷ lệ C/N không cân bằng, sự phát triển của các vi sinh vật sinh trưởng nhanh (nấm và vi khuẩn dạng sợi) trong các bể sinh học sẽ nhiều hơn, dẫn đến sự không ổn định của bùn hạt, và hiệu quả xử lý không cao.

3.2. Thử nghiệm hạt PVA gel tự tạo làm chất mang sinh học trong hệ PVA-SBR

3.2.1. Đặc điểm hạt PVA gel được chế tạo

Những nghiên cứu ban đầu đã chỉ ra rằng PVA là vật liệu polyme tổng hợp có khả năng thực hiện phản ứng trùng hợp tức thời với boric axit bão hòa để tạo gel đông đặc và cố định được các vi khuẩn bùn hoạt tính trong đó (Wang và ccs, 2021; Bercea, 2024). Tuy nhiên, các nhà nghiên cứu cũng báo cáo rằng các hạt gel được hình thành như vậy có lực liên kết yếu khiến cho các hạt có xu hướng kết tụ trở lại. Khi các hydrogel phức hợp PVA/alginat được nhỏ giọt vào dung dịch boric axit/canxi clorua, PVA sẽ liên kết với boric axit và đồng thời các ion Ca^{2+} sẽ trao đổi với Na^+ để tạo thành canxi alginate giúp làm cứng các hạt PVA-boric axit, tăng cường mật độ của mạng liên kết gel và kiểm soát kích thước lỗ gel. Mặt khác Boric Axit bão hòa vốn

là một chất khử trùng và có độ pH thấp nên có thể làm cho các vi khuẩn được cố định trong mạng gel PVA-boric axit bị giảm hoạt tính, dù cho các tế bào bùn hoạt tính được bao quanh bởi các polymer ngoại bào (EPS) cho phép chúng chịu được những thay đổi trong điều kiện nuôi cấy (Wang và ccs, 2021a). Vì vậy, nhiều nghiên cứu đã sử dụng sodium sunfat (Na_2SO_4), sodium nitrat (NaNO_3), sodium hydrogen phosphate (KH_2PO_4) như một chất bổ sung hoặc thay thế liên kết PVA-boric axit. Tuy nhiên, hầu hết các nỗ lực tạo hạt PVA gel đã được nghiên cứu đều dùng để cố định bùn hoạt tính, hoặc các loại vi khuẩn phát triển chậm như vi khuẩn anammox (Wang và ccs, 2021a), dùng trong các bể có lớp bùn giãn nở (fluidized-bed) hoặc đóng gói (packed-bed).

Trong nghiên cứu này, NCS muốn tạo ra hạt PVA gel trắng, tức là không cố định vi khuẩn bùn hoạt tính, với mục đích dùng như một loại giá thể polymer có thể chuyển động tự do bằng lực trộn của dòng khí, đồng thời có khả năng lắng tốt trong bể phản ứng dạng cột vận hành theo mẻ nối tiếp (SBR). Do vậy, hai công thức tạo hạt PVA gel đã được thử nghiệm là liên kết chéo tạo mạng gel giữa PVA và Boric Axit trong công thức 1, giữa PVA và sodium nitrate trong công thức 2. Ngoài liên kết gel khác nhau thì hai nhóm hạt PVA gel này đều được tăng cường độ bền chắc, ngăn chặn sự kết tụ bằng liên kết canxi alginate. Các hạt PVA gel không chứa bùn hoạt tính tạo được bằng cách nhỏ giọt và ngâm trong các dung dịch liên kết và làm cứng đủ 24h sẽ được thử độ bền gel bằng phương pháp sục khí liên tục mô phỏng trạng thái lơ lửng của hạt bùn trong bể SBR.



Hình 3.20. Hiện tượng hạt gel PVA/ H_3BO_3 bị vỡ sau sục khí

Với sản phẩm 1 (PVA/boric axit), hạt gel trong, mềm và nhớt hơn nhưng vẫn giữ được hình dạng tròn sau khi ngâm trong dung dịch định hình (Hình 3.20). Tuy nhiên, khi đưa các hạt gel PVA-boric axit vào bể sục khí thì các hạt gel có xu hướng tan ra, kết tụ lại thành một khối và lắng tập trung vào đáy bể. Một lượng bọt lớn thổi ra, kết tụ thành đám nổi trên mặt nước.

Với công thức 2 (PVA/ NaNO_3), hạt gel màu trắng đục, dạng hình cầu khá đồng đều, ấn vào thấy chắc và có độ đàn hồi như hạt cao su. Trong và sau khi thử độ bền gel bằng sục khí liên tục, các hạt không có dấu hiệu vỡ, phân rã hoặc kết tụ. Các hạt giữ được trạng thái lơ lửng khi sục khí và lắng nhanh khi dừng sục khí (Hình 3.21).



Hình 3.21. Hạt PVA/ NaNO_3 sau khi sục khí

Theo khuyến nghị từ các nghiên cứu trước, PVA là một vật liệu dính và nhớt (Lều Thọ Bách và ccs, 2014) nên cần lưu ý khi áp dụng trong các dạng bể phản ứng có sục khí. Độ đàn hồi và độ bền của hạt PVA phải chịu được ứng suất cắt cao gặp phải trong cột phản ứng, nhưng xu hướng kết tụ của hạt PVA có thể khiến quá trình lưu hạt trở nên khó khăn hoặc không thể thực hiện được. Các tỉ lệ hóa chất được sử dụng cho công thức tạo hạt gel như 10% (w/v) PVA làm nóng đến 70 °C, 2% w/v natri alginate, 2% w/v canxi clorua, 7% w/v axit boric, 50% w/v natri nitrate, và thời gian ngâm hạt đến 24 giờ là để giảm độ dính nhớt của PVA, đủ thời gian tạo mạng liên kết gel và độ bền chắc cho hạt.

Như vậy, có thể lý giải rằng lý do để các hạt dạng 1 có liên kết yếu, dễ bị phá vỡ và kết tụ, có thể là do không có các vi khuẩn bùn hoạt tính được cố định cùng. Nói cách khác, liên kết PVA/Boric axit phù hợp với việc tạo hạt có cố định bùn hoạt tính. Khi đó, phản ứng tạo mạng gel xảy ra trên bề mặt các hạt bùn và khuếch tán vào bên

trong các hạt bùn theo thời gian ngâm trong Boric axit. Khi không có hạt bùn, mạng gel PVA/boric axit trở nên lỏng lẻo, mềm và nhớt giống như không có chất độn vậy. Còn sản phẩm của công thức tạo gel PVA/natri nitrate là các hạt gel màu trắng đục, cứng chắc nhưng vẫn có độ đàn hồi cao được sử dụng cho các bước thí nghiệm tiếp theo trong bể SBR.

Bảng 3.5. Đặc điểm của hạt gel PVA/NaNO₃

TT	Thông số	Đơn vị	Giá trị
1	Màu sắc	-	Trắng đục
2	Hình dạng	-	Hình cầu
3	Kích thước	mm	4-5
4	Khối lượng hạt điển hình	mg/hạt	60
5	Độ lớn thủy lực	mm/s	41



Hình 3.22. Hạt PVA/NaNO₃ trước khi xử lý nước thải

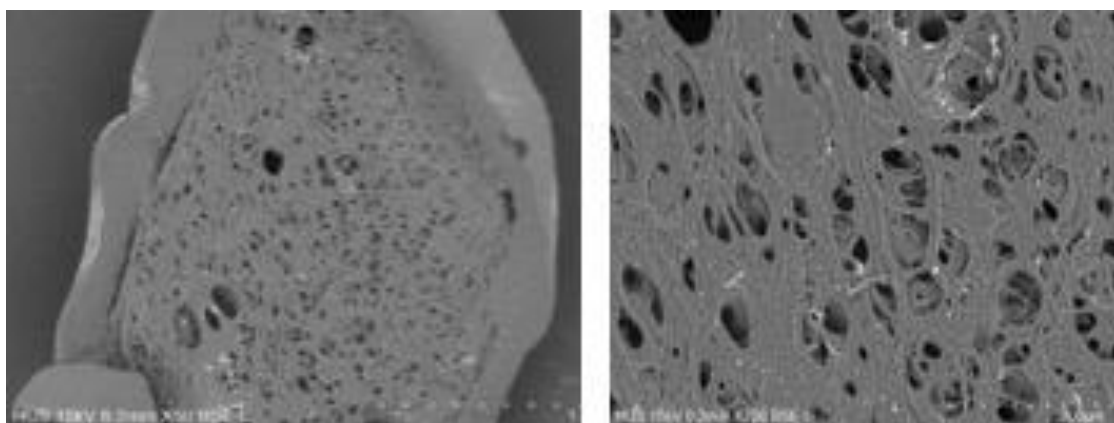
3.2.2. Thử nghiệm hạt PVA gel tự tạo làm chất mang sinh học

a/. Sự phát triển vi sinh dính bám trên hạt PVA gel trong hệ PVA-SBR

Quan sát các hạt tại pha hiếu khí trong cột phản ứng SBR, cho thấy các hạt di động tốt theo lực đẩy của dòng khí từ dưới lên, có thể là do hình dạng tròn đều của các hạt đã giúp cho các hạt xoay chuyển linh hoạt trong bể phản ứng dạng cột khi tiếp xúc với không khí. Các thay đổi về màu sắc, hình dạng của hạt PVA gel trong quá trình xử lý nước thải được ghi lại bằng hình ảnh kỹ thuật số. Sau 5 tuần vận hành, phần lớn các hạt PVA gel chuyển dần từ màu trắng sang màu vàng nhạt là màu đặc

trung của sự phát triển các sinh khối hiếu khí. Các hạt trở nên căng mọng, kích thước tăng nhẹ đến 5-5.5mm, mà không bị vỡ hay co cứng, chứng tỏ các hạt có độ bền tốt, chịu được lực cắt thủy lực của quá trình sục khí trong cột phản ứng SBR. Các hạt cũng lắng hoàn toàn trong các pha còn lại, khi không có sục khí, giúp tăng thời gian lưu bùn và ổn định quá trình phát triển sinh khối do không bị mất bùn cũng như không cần dòng bùn tuần hoàn.

Phân tích hình ảnh kính hiển vi điện tử quét (SEM) (Hình 3.23) để quan sát cấu trúc hạt, cho thấy hạt có cấu trúc xốp rỗng tương đối đồng đều, cho phép vi khuẩn xâm nhập và phát triển tỉ lệ thuận với khả năng dẫn truyền oxy và cung cấp các chất nền từ môi trường nước thải. Các vi khuẩn hiếu khí phát triển trên bề mặt ngoài của hạt, còn các vi khuẩn thiếu khí sinh trưởng chậm cố định ở phần lõi của hạt. Cấu trúc liên kết mạng polymer cũng sẽ giúp cho các vi khuẩn bám dính tốt, trú ngụ an toàn nên hạn chế tác động bong tróc sinh khối do va chạm thủy lực trong bể phản ứng.



Hình 3.23. Hình ảnh chụp SEM hạt PVA/NaNO₃ ở độ phóng đại x50 (trái) và x200 (phải)

Quan sát các mảnh hạt gel dưới kính hiển vi quang học nhận thấy viên ngoài của hạt gel khá nét và liền mạch, phù hợp với bề mặt căng mọng của hạt gel khi quan sát bằng mắt. Điều này có thể là do liên kết canxi alginate đã tạo một màng liên kết chắc chắn cho bề mặt hạt gel, cùng với chuyển động tròn đều trong bể phản ứng dạng cột SBR làm hạn chế sự sinh sôi của các vi khuẩn dạng sợi, đảm bảo kết cấu đặc chắc và khả năng lắng của hạt PVA. Trong khi đó, một mảnh nhỏ ở lõi của hạt PVA khi quan sát dưới kính hiển vi đã thấy rõ hình ảnh vi khuẩn phát triển và di động trong

cấu trúc xốp rỗng của mạng PVA gel. Định lượng sự thay đổi hạt PVA gel bằng các thông số tính toán như độ bám dính sinh khối vào hạt PVA và sự thay đổi vận tốc lắng trung bình của hạt PVA được thể hiện trong bảng 3.6.

Bảng 3.6. Đặc điểm của hạt gel PVA/NaNO₃ sau khi xử lý nước thải

TT	Thông số	Đơn vị	Giá trị
1	Màu sắc	-	Vàng nhạt
2	Hình dạng	-	Hình cầu, căng mọng
3	Kích thước	mm	5 – 5.5
4	Khối lượng hạt điển hình	mg/hạt	103
5	Độ lớn thủy lực	mm/s	56
6	Độ bám dính sinh khối	gTSS/g hạt PVA gel	0,4

Hạt PVA trắng ban đầu có khối lượng điển hình là 60 mg/hạt, sau 1 tuần khởi động khối lượng hạt tăng lên là 67 mg/hạt, và đạt 103 mg/hạt khi kết thúc vận hành. Sự bám dính sinh khối vào hạt PVA gel sau 5 tuần là 0, 4 gTSS/g hạt PVA gel. Độ lớn thủy lực của các hạt PVA cũng tăng dần ở các thời điểm lúc mới chế tạo là 41 mm/s, sau 1 tuần khởi động là 44 mm/s và khi kết thúc vận hành là 56 mm/s.

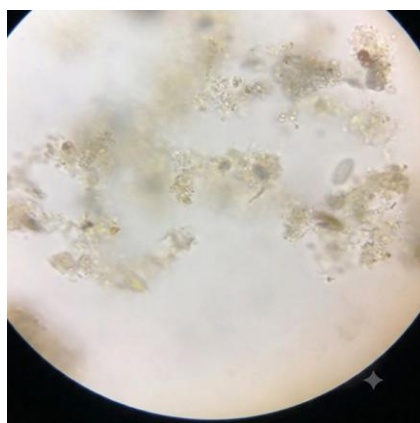
Như vậy, việc tạo hạt giá thể bằng liên kết PVA-Natri Nitrate và được đông đặc bởi Canxi Alginate đã cho thấy sự phù hợp với bề phản ứng hình cột vì sự tiếp xúc tốt giữa hạt hình cầu và chất nền, độ bền trong điều kiện trộn đã được xác nhận vì ko bị vỡ trong điều kiện vận hành. Đây là một phương pháp tiềm năng để sản xuất giá thể sinh học cấu trúc polymer, thân thiện môi trường, rẻ tiền và không độc hại với vi sinh vật.



(a)



(b)



(c)



(d)

Hình 3.24. Hạt PVA gel ban đầu (a), sau 5 tuần xử lý nước thải (b), có sự dính bám của VSV dưới kính hiển vi x40 (c), có sự dính bám của VSV dưới kính hiển vi x20 (d)

b/. Hiệu quả xử lý nước thải của hệ PVA-SBR với hạt chất mang PVA gel

Hệ SBR được khởi động trong vòng 1 tuần với 300 mL hạt PVA gel và 500 mL bùn hoạt tính, đạt nồng độ MLSS ban đầu là 4,45 g/L. Hệ SBR thực hiện việc xử lý nước thải theo từng mẻ nối tiếp. Mỗi mẻ xử lý thực hiện trong 4 giờ, thể tích làm việc là 3L và tỉ lệ trao đổi nước là 50%. Do vậy, thể tích nước thải được xử lý mỗi mẻ là 1.5 L, thời gian lưu nước (HRT) là 8h, và công suất xử lý của hệ sẽ là 4,5L/ngày.



(a)



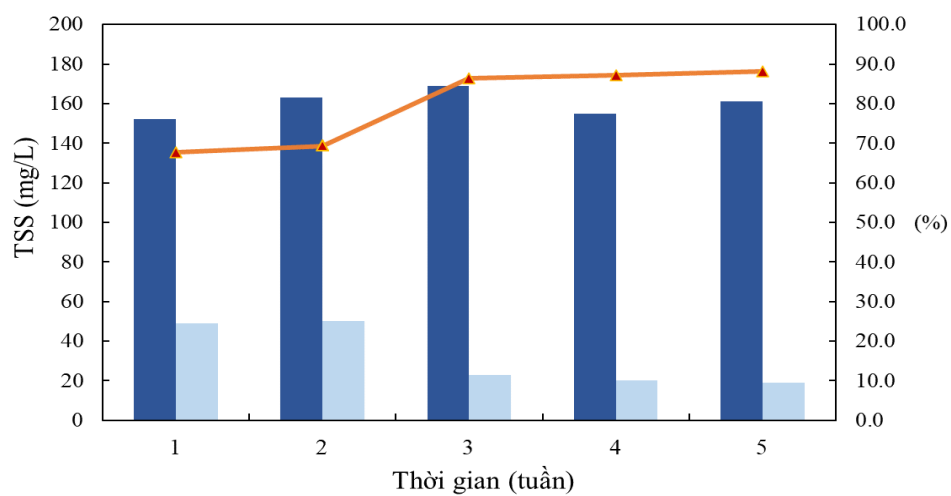
(b)

Hình 3.25. Cột xử lý SBR tuần 1 (a), tuần 2-5 (b)

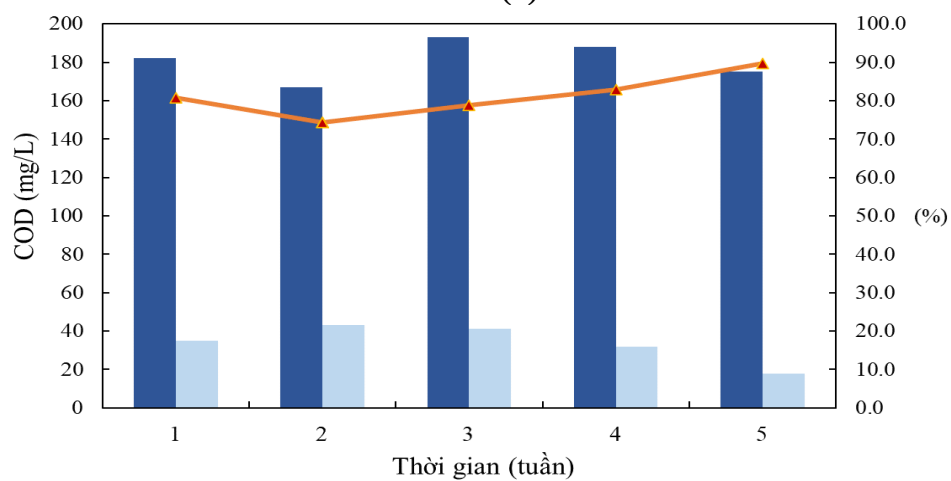
Sau 1 tuần, tỉ lệ loại bỏ TSS, COD, NH_4^+ lần lượt là 68%, 81%, và 76%. Ở thời điểm này, hiệu suất xử lý nước thải của hệ SBR còn thấp, chưa ổn định, đặc biệt là hàm lượng TSS đầu ra còn nhiều, nhưng quan sát thấy các hạt PVA gel đã bắt đầu ngả vàng, có dấu hiệu của sự dính bám và phát triển của vi sinh vật. Do vậy, NCS thực hiện tách bùn ra khỏi hạt PVA gel bằng phương pháp lắng và lọc, để nghiên cứu hiệu quả xử lý của hệ SBR chỉ với lớp giá thể di động PVA gel.

Trong 4 tuần tiếp theo, hệ SBR thực hiện việc xử lý nước thải bằng hệ vi sinh dính bám trên lớp giá thể di động là các hạt PVA gel với thời gian của các pha và mẻ nối tiếp không thay đổi. Lớp giá thể vi sinh cũng không tháo rút, bổ sung, hay tuần hoàn nghĩa là thời gian lưu bùn (SRT) cùng lớp giá thể là 4 tuần.

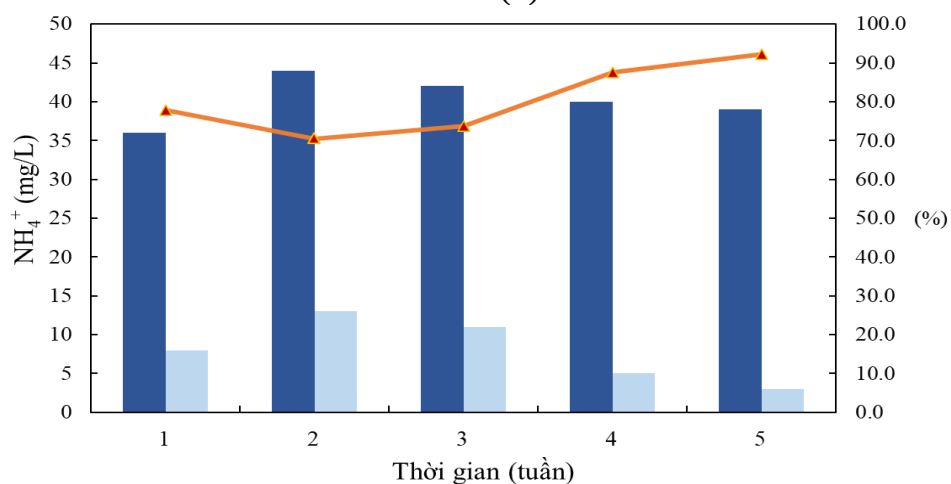
Hiệu quả xử lý nước giảm đối với chỉ tiêu COD và NH_4^+ tương ứng 74% và 71% nhưng gần như không thay đổi với hiệu quả xử lý TSS (69%) trong tuần thứ 2. Đó là do việc loại bỏ phần bùn hoạt tính được dùng để khởi động hệ SBR đã làm giảm đột ngột lượng vi sinh vật xử lý nước thải.



(a)



(b)



■ Nước thải trước xử lý ■ Nước sau xử lý ▲ Hiệu quả xử lý

(c)

Hình 3.26. Hiệu quả xử lý nước thải TSS (a), COD (b), NH₄⁺ (c)

Trong 3 tuần vận hành tiếp theo, hiệu quả xử lý nước thải tăng dần theo đặc trưng riêng của từng thông số. Đối với thông số TSS, hiệu quả xử lý tăng nhanh trong tuần thứ 3 lên 86%, sau đó tăng đều lên 87% và 88% ở các tuần thứ 4 và thứ 5. Kết hợp với quan sát hình thái hạt, có thể giải thích rằng, đây là khoảng thời gian các hạt rắn trong nước thải xâm nhập nhanh vào mạng lưới lỗ rỗng của lớp hạt PVA gel, góp phần làm cho các hạt PVA gel nặng hơn và trở nên căng mọng. Đối với các thông số COD và NH_4^+ , xu hướng tăng về hiệu quả xử lý COD tuyến tính hơn so với xu hướng tăng về hiệu quả xử lý NH_4^+ vì các vi sinh vật xử lý amoni có tốc độ tăng trưởng chậm hơn các vi sinh vật dị dưỡng tiêu thụ chất hữu cơ. Do vậy, tốc độ xử lý COD tăng dần đều từ 74% ở tuần 2 lên 90% ở tuần 5. Hiệu quả xử lý NH_4^+ tăng chậm ở tuần thứ 3 (74%), tăng nhanh ở tuần thứ 4 và đạt 92% ở tuần 5. Ở cuối tuần 5, giá trị nồng độ của các thông số chất lượng nước thải TSS, COD, và NH_4^+ đều đạt cột A của QCVN 14:2008/BTNMT, lần lượt là 19 mg/L, 18 mg/L, và 3 mg/L.

Nitin và ccs (2016) đã sử dụng hạt PVA gel của hãng Kuraray, Nhật Bản làm giá thể xử lý nước thải đô thị với hiệu quả loại bỏ TSS, COD, NH_3 tương đối cao, lần lượt là 92.3%, 91%, và 90.3%. Tuy nhiên, hệ xử lý của Nitin và ccs (2016) phức tạp hơn khi nối tiếp sau bể SBR chứa giá thể PVA gel còn có thêm bể aerotank và bể lắng để thực hiện nhiệm vụ xử lý nước thải. Yibo và ccs (2018) cũng vận hành một hệ xử lý nước thải có cấu hình tương tự của Nitin và ccs (2016) và đạt hiệu quả xử lý nước thải lần lượt là 88-94% TSS, 68-93% COD, 66-99% NH_4^+ . Giá trị nồng độ các thông số chất lượng nước thải trong nghiên cứu của Yang và ccs (2010) trước xử lý và sau xử lý khá tương đồng với chất lượng nước thải của nghiên cứu này. Tuy nhiên, hiệu quả xử lý của nhóm Yang và ccs (2010) có độ dao động cao và có phần thấp hơn nghiên cứu này, có thể giải thích do thời gian lưu nước trong hệ của Wang và ccs (2018) là 2-3 giờ, thấp hơn thời gian lưu nước là 8 giờ. Như vậy, cấu hình SBR với các thông số được thiết lập trong nghiên cứu này cho hiệu quả tương đương các hệ SBR sử dụng PVA Kuraray nhưng tối ưu hơn về số lượng bể, tức là tiết kiệm được không gian và chi phí xây dựng hệ thống.

3.3. Tái hoạt hóa bùn hạt lưu trữ lạnh thời gian dài trong hệ AGS-SBR

Trong thực tế, bùn hoạt tính thường được vận chuyển để làm bùn giống cho các nhà máy xử lý nước thải mới khởi động (mới đi vào hoạt động, hoặc phải khởi động lại do có vấn đề trong vận hành làm mất đi một lượng bùn lớn). Tương tự, cũng cần nghiên cứu khả năng lưu trữ và vận chuyển bùn hạt. Bùn hạt cần duy trì kích thước hạt ở cỡ vài mm nên việc lưu trữ (thường ở nhiệt độ đông lạnh 4°C) và vận chuyển cần có sự đánh giá, nghiên cứu chi tiết.

Trong phần này sẽ đánh giá khả năng tái hoạt hóa bùn hạt sau khi được trữ lạnh ở 4°C sau thời gian 3 năm. Từ đó định hướng khả năng quản lý và thu hồi bùn hạt dư trong các hệ thống xử lý nước thải sử dụng công nghệ SBR để tuần hoàn làm bùn hạt giống cho các hệ SBR mới khởi động hoặc khi cần phục hồi hệ thống xử lý sinh học SBR sau sự cố.

3.3.1. Đặc điểm quá trình tái hoạt hóa của bùn hạt giống trữ lạnh

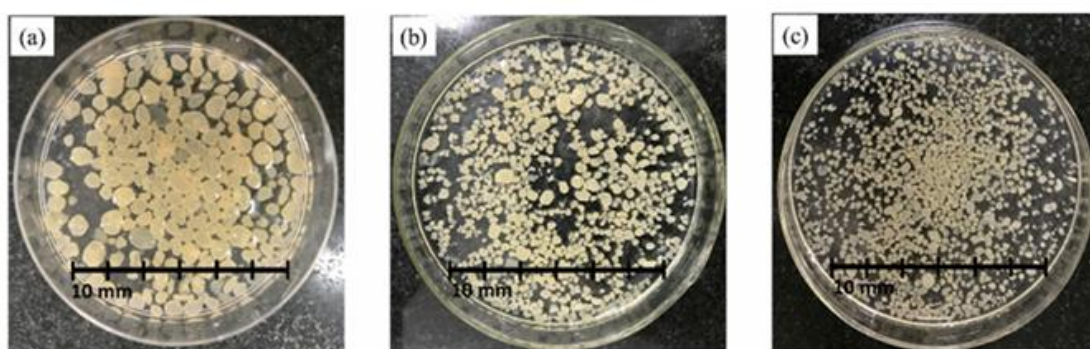
Bảng 3.7 trình bày một số tính chất vật lý của AGS trước khi lưu trữ, ngay sau khi lưu trữ trong 36 tháng và sau 2 tháng hoạt hóa lại. Phần chất lỏng trong được lấy ra cẩn thận khỏi chai lưu trữ bùn. Do đó, tổng thể tích các hạt lắng đặc trong chai sau khi lưu trữ trong thời gian dài là 400 mL. Hình dạng của các hạt không thay đổi về mặt thị giác, với cấu trúc hình cầu màu nâu vàng. Lớp bùn hạt bên ngoài trông trong và đặc. Quan sát này tương tự như phát hiện của Duarte và ccs (2021) với cùng một phương pháp lưu trữ. Kích thước thay đổi từ 0,5 đến 6 mm; tuy nhiên, tỷ lệ các kích thước nhỏ chiếm ưu thế. Có mùi trứng thối khi chai lưu trữ được mở ra, cho thấy sự chuyển đổi các chất dạng hạt thành các sản phẩm lên men, mêtan không mùi và các khí có mùi như hydro sunfua trong quá trình chuyển hóa kỵ khí và tùy ý trong thời gian dài (Zhang và ccs, 2020; Wang và ccs, 2008). Các tính chất vật lý về tính toàn vẹn cấu trúc, trọng lượng riêng, khả năng lắng đọng và sinh khối của các hạt được lưu trữ đã giảm nhẹ so với trước khi lưu trữ. Cụ thể, hệ số toàn vẹn và trọng lượng riêng của các hạt được lưu trữ lần lượt là 80,2% và 0,92 g/cm³, trong khi đó, lần lượt là 92,7% và 0,95 g/cm³ cách đây 3 năm. Sau gần 2 tháng hoạt hóa lại, hệ số toàn vẹn và trọng lượng riêng phục hồi thậm chí còn tốt hơn. Một điều cần lưu ý là kích thước

hạt đều nhỏ hơn so với hạt mới sau khi lưu trữ và hoạt hóa lại. Wang và ccs phát hiện ra rằng sau khi được lưu trữ trong nước cất ở 4°C trong 7 tháng, các hạt vẫn duy trì được kích thước hạt và tính toàn vẹn cấu trúc (Wang và ccs, 2008). Tuy nhiên, các hạt trong nghiên cứu này được lưu trữ trong thời gian dài hơn nhiều (36 tháng) và thời gian phân hủy kéo dài hơn; do đó, kích thước bị ảnh hưởng ở một mức độ nhất định. Các hạt có hệ số toàn vẹn là 95,9%, ngụ ý rằng các hạt này có cường độ cao hơn. Mặc dù cường độ của các hạt được tái hoạt hóa mạnh hơn so với các hạt trước khi lưu trữ, nhưng kích thước hạt lại nhỏ hơn. Trong vài ngày đầu tiên của quá trình tái hoạt hóa, các hạt nhỏ và không đều có kích thước trung bình là 0,5 mm bắt đầu xuất hiện trong bể phản ứng do sự phân hủy một phần của các hạt và phá hủy cấu trúc vật lý. Có thể giải thích là tốc độ sục khí được áp dụng trong nghiên cứu này quá mạnh, tạo ra lực cắt lớn hơn lên các hạt trong quá trình tạo hạt. Cường độ sục khí cao sẽ tạo ra các tính chất vật lý tốt hơn cho các hạt; tuy nhiên, AGS trưởng thành không yêu cầu cường độ sục khí cao (Gao và ccs, 2013). AGS trong nghiên cứu này có thể được coi là trưởng thành; do đó, tỷ lệ sục khí thấp hơn sẽ được khuyến nghị áp dụng trong thử nghiệm trong tương lai.

Bảng 3.7. Đặc điểm của bùn hạt trước và sau lưu trữ

Đặc trưng	Đơn vị	Hạt tươi trước khi lưu trữ	Hạt lưu trữ sau 3 năm	Hạt được kích hoạt lại sau 57 ngày
Màu sắc và hình dạng	-	Màu nâu vàng, hình cầu và hình dạng bên ngoài trong suốt	Hình cầu, màu vàng nâu	Màu nâu vàng, hình cầu và hình dạng bên ngoài trong suốt
Đường kính lớn nhất	mm	6	6	4
Hệ số toàn vẹn	%	92.7	80.2	95.9
Trọng lượng riêng	g/cm ³	0.95	0.92	0.99
MLSS	g/l	5.78	5.17	11.58
VSS/TSS	%	85.12	72.24	78.07
SVI ₃₀	mL/g	68.32	70.32	46.73
Tốc độ lắng	m/h	42.85	32.55	40.32

Mặc dù kích thước hạt không được phục hồi thành hạt tươi, nhưng kích thước của chúng tương đương với nhiều nghiên cứu khác về AGS (Campo và ccs, 2021; Zhao và ccs, 2013). Ngoài ra, các hạt được lưu trữ cho thấy khả năng lắng kém hơn với tốc độ lắng giảm từ 42,85 m/h xuống 32,55 m/h, cùng với sự gia tăng SVI30 từ 68,32 mL/g lên 70,32 mL/g. Tuy nhiên, những kết quả này vẫn có thể chứng minh khả năng lắng tốt.

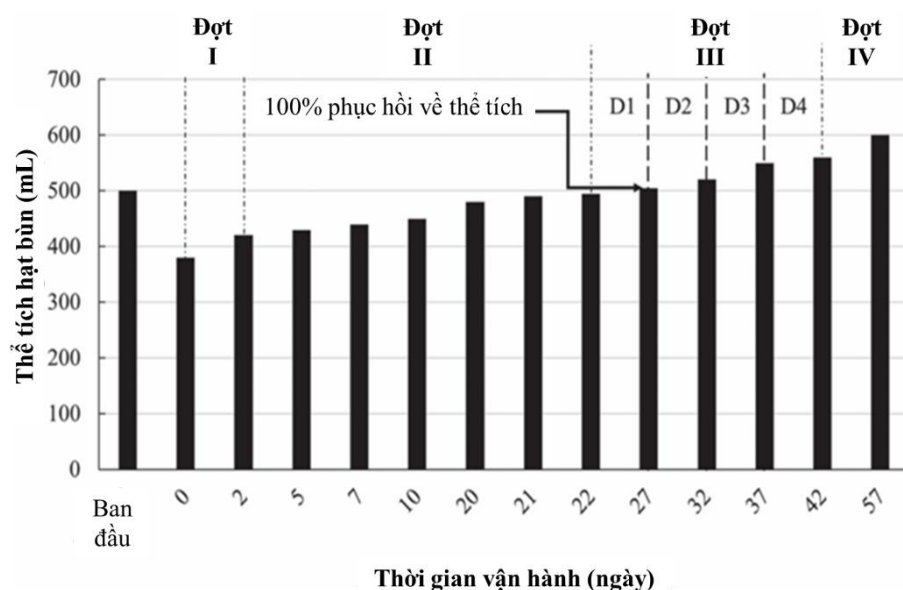


Hình 3.27. Hình ảnh kích thước hạt: (a) hạt tươi trước khi bảo quản; (b) hạt được bảo quản sau 3 năm ; (c) hạt được hoạt hóa lại sau 57 ngày

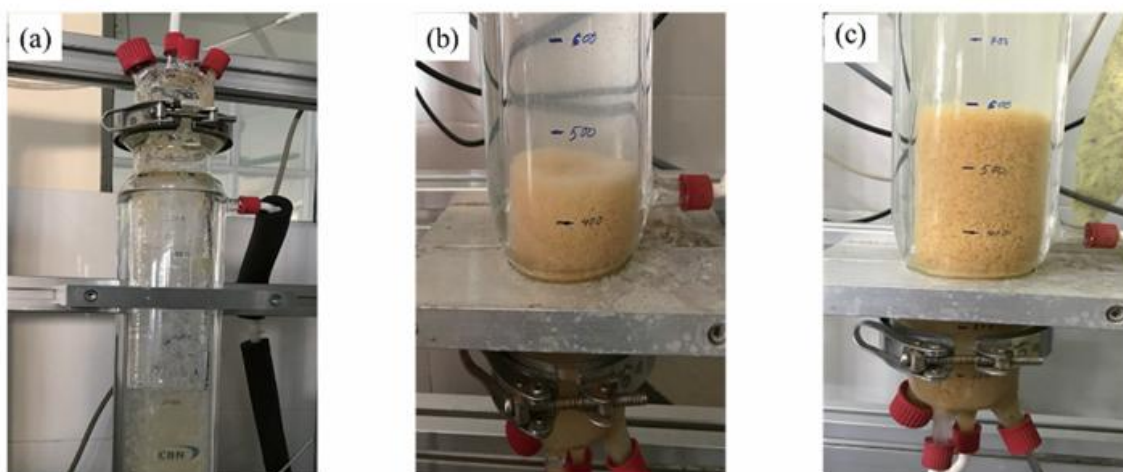
Có thể thấy ở bảng trên thành phần sinh khối của các hạt được lưu trữ là 72,24% VSS/SS, cho thấy giá trị thấp hơn so với các hạt tươi có 85,12% VSS/SS. Người ta tin rằng các vi sinh vật có thể duy trì hoạt tính sinh học của chúng thông qua quá trình hô hấp nội sinh trong thời gian dài hạn và tốc độ hô hấp nội sinh tăng lên khi nhiệt độ bảo quản tăng (Hussain và ccs, 2024). Bên cạnh đó, nồng độ MLSS cho thấy xu hướng tăng, cho thấy các hạt được lưu trữ có thể tiếp tục phát triển sinh khối sau khi trải qua quá trình bảo quản dài hạn trong ngăn làm mát của tủ lạnh. Tuy nhiên, sự suy giảm nồng độ sinh khối ban đầu là do vấn đề tạo bọt.

Hình 3.27 cho thấy thể tích hạt (mL) thay đổi trong giai đoạn chuyển tiếp, thích nghi và thu thập AGS. Đặc biệt, các sự kết hợp về thời gian sục khí và lắng khác nhau đã được thử nghiệm trong giai đoạn thu thập AGS. Cần lưu ý rằng để giữ thời gian chu kỳ không đổi; thời gian sục khí dài hơn dẫn đến thời gian lắng ít hơn để sử dụng trong giai đoạn III. Người ta thấy rằng có một mối tương quan tuyến tính tích cực giữa thể tích tích lũy hạt và thời gian sục khí (Wan và ccs, 2023). Kết quả này cũng có nghĩa là thể tích hạt tăng lên khi thời gian lắng giảm vì thời gian sục khí ảnh hưởng

đáng kể đến sự phát triển của hạt trong nghiên cứu này. Có thể giải thích theo cách mà thời gian sục khí dài hơn cung cấp nồng độ DO tốt, chất nhận điện tử cho các vi sinh vật hiếu khí và kích thích vi khuẩn tiết ra chất polyme ngoại bào (EPS), hỗ trợ sự bám dính của tế bào (Wan và ccs, 2023; Zhao và ccs, 2013), giúp tăng sự phát triển của hạt về thể tích cuối cùng.



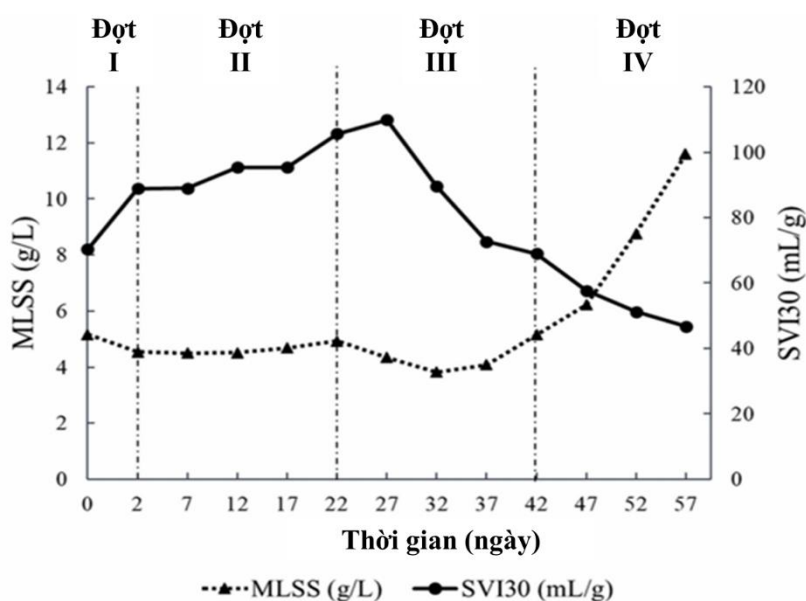
Hình 3.28. Sự tăng trưởng sinh khối bùn hạt



Hình 3.29. Hình ảnh (a) tạo bọt, (b) sinh khối bông và (c) hạt trưởng thành

Kết quả là thời gian sục khí cao 170–172 phút đã được sử dụng ở chế độ duy trì (giai đoạn IV). Đối với quá trình tái hoạt động, mất khoảng một tháng để thu hồi AGS về thể tích bùn. Nhiều lý do có thể giải thích cho hiện tượng này, bao gồm (i) sản xuất

quá mức EPS do thủy phân tế bào và hô hấp nội sinh trong điều kiện cạn kiệt chất dinh dưỡng, (ii) sự xuất hiện của các sinh vật dạng sợi, và (iii) sự hiện diện của metan và hydro sunfua còn lại trong quá trình lưu trữ kỵ khí lâu dài của các hạt. Đặc biệt, khi quá trình tái hoạt hoạt bắt đầu, điều kiện sống của vi khuẩn đột nhiên thay đổi. Vi khuẩn điều chỉnh quá trình trao đổi chất nội bào để ứng phó với môi trường căng thẳng (còn gọi là điều kiện căng thẳng) và sống sót. Tuy nhiên, EPS dư thừa được tạo ra trong điều kiện bảo quản đã làm giảm lượng chất nền tiêu thụ vào đầu quá trình tái hoạt hóa. Các sinh vật dạng sợi làm cho các hạt nổi hơn. Các khí metan và sunfua đi kèm khiến bề mặt của các hạt bị rỗng. Tất cả những điều này có thể dẫn đến hiện tượng tạo bọt trong giai đoạn đầu tiên của quá trình tái hoạt hóa. Vấn đề này khá phù hợp với những phát hiện trước đây (Zhang và ccs, 2020; Wang và ccs, 2008). Vào ngày đầu tiên của nghiên cứu, các hạt giống bị rửa trôi khỏi bề phản ứng do tạo bọt đã được thu thập và đưa trở lại bề phản ứng. Sau 2 ngày hoạt động sục khí liên tục, vấn đề tạo bọt đã được giải quyết mà không cần bất kỳ sự can thiệp nào.



Hình 3.30. Hình MLSS và SVI30 của AGS

Hình 3.26 cho thấy sự thay đổi sinh khối trong các giai đoạn vận hành chi tiết hơn. Thông thường, quá trình thích nghi của bùn với chế độ phản ứng kỵ khí-cho ăn có mục đích là lựa chọn các sinh vật tích lũy polyphosphate (PAO) có thể lưu trữ vật

chất hữu cơ chảy vào dưới dạng polyme nội bào trong thời gian cho ăn dòng chảy kỵ khí 60 phút và do đó loại bỏ nó khỏi chất lỏng trong giai đoạn sục khí tiếp theo (Zhang và ccs, 2016). Hơn nữa, việc duy trì thời gian lưu bùn cao trong giai đoạn thích nghi cũng được cho là kích thích sự phát triển của vi khuẩn nitrat hóa. Do đó, bên cạnh sự tích tụ của các hạt giống với vi khuẩn hoạt động, cấu trúc sinh khối đã được quan sát thấy thay đổi ở giai đoạn này. Trong giai đoạn thích nghi, thời gian lắng 40 phút đã ngăn chặn quá trình rửa trôi sinh khối sau khi vấn đề tạo bọt được giải quyết. Do đó, nồng độ MLSS vẫn không đổi. Tuy nhiên, các hạt dần dần phát triển với bề mặt xốp và do đó tạo thành một lớp bông mềm trên bề mặt của lớp bùn sau khi lắng. Nhờ đó, SVI30 tăng lên cùng với sự phát triển của lớp bùn hạt trong giai đoạn này (giai đoạn II). SVI30 của các hạt tăng nhanh và đạt 88,91 mL/g trước khi chuyển sang hoạt động theo mẻ, sau đó tiếp tục tăng dần lên 105,62 mL/g sau 22 ngày tái hoạt động. SVI30 giảm khi thời gian sục khí tăng lên và thời gian lắng giảm từ 40 phút xuống 30 phút hoặc ít hơn (giai đoạn III và giai đoạn IV). Chế độ này dễ hiểu vì thời gian lắng càng ngắn thì SVI30 càng nhỏ. Trong khi đó, nồng độ MLSS vẫn nằm trong khoảng từ 4,5 đến 4,93 g/L trong vòng 20 ngày sau khi giảm mạnh từ 5,17 xuống 4,54 g/L trong 2 ngày đầu tiên. Trong giai đoạn III, giai đoạn lựa chọn cũng được thực hiện cho đến khi các hạt trưởng thành hình tròn được xác định đồng thời với chiều cao tăng của cột nền bùn vào ngày vận hành thứ 45. Khi thời gian lắng giảm từ 30 phút xuống 20 phút, các hạt nhỏ mịn được rửa sạch trong khi các hạt kết tụ vi khuẩn lớn hơn được giữ lại. Bề mặt mịn của các hạt đầu tiên biến mất khi thời gian lắng giảm xuống còn 3 phút. Vào cuối giai đoạn thử nghiệm, các hạt thể hiện nồng độ MLSS mạnh mẽ là 11,58 g/L, gần như khôi phục tốc độ lắng là 40,32 m/h. Tuy nhiên, SVI30 và VSS/SS ở mức 46,73 mL/g và 78,07% tương ứng thấp hơn một chút so với trước khi lưu trữ, có thể là do quá trình tạo hạt không hoàn chỉnh đã đạt được trước khi dừng đột ngột hoạt động SBR.

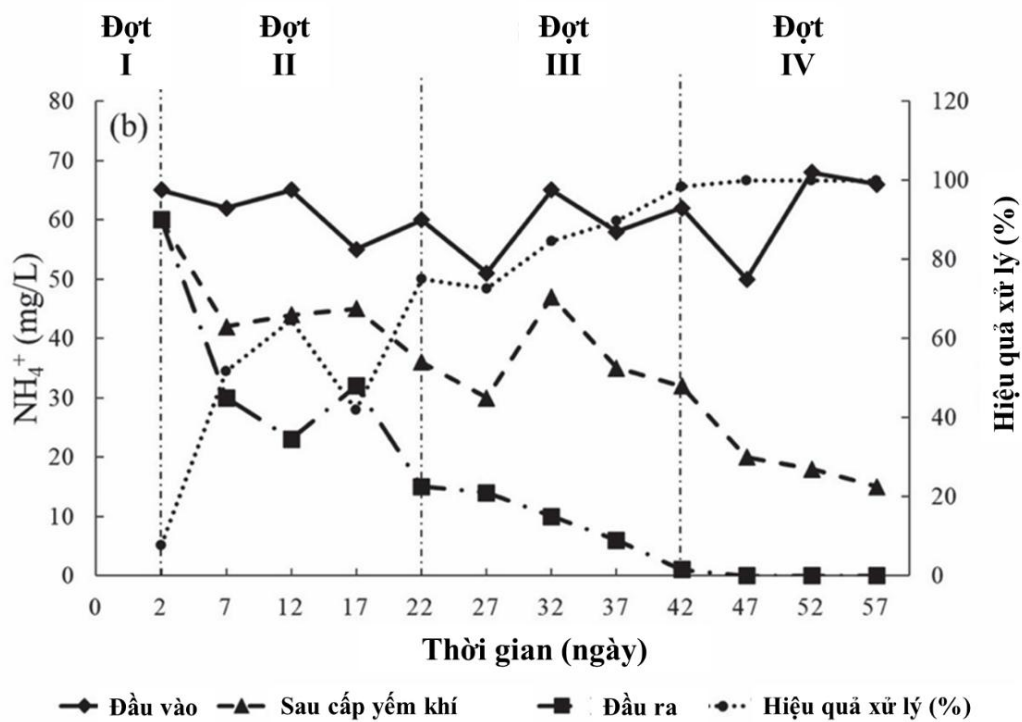
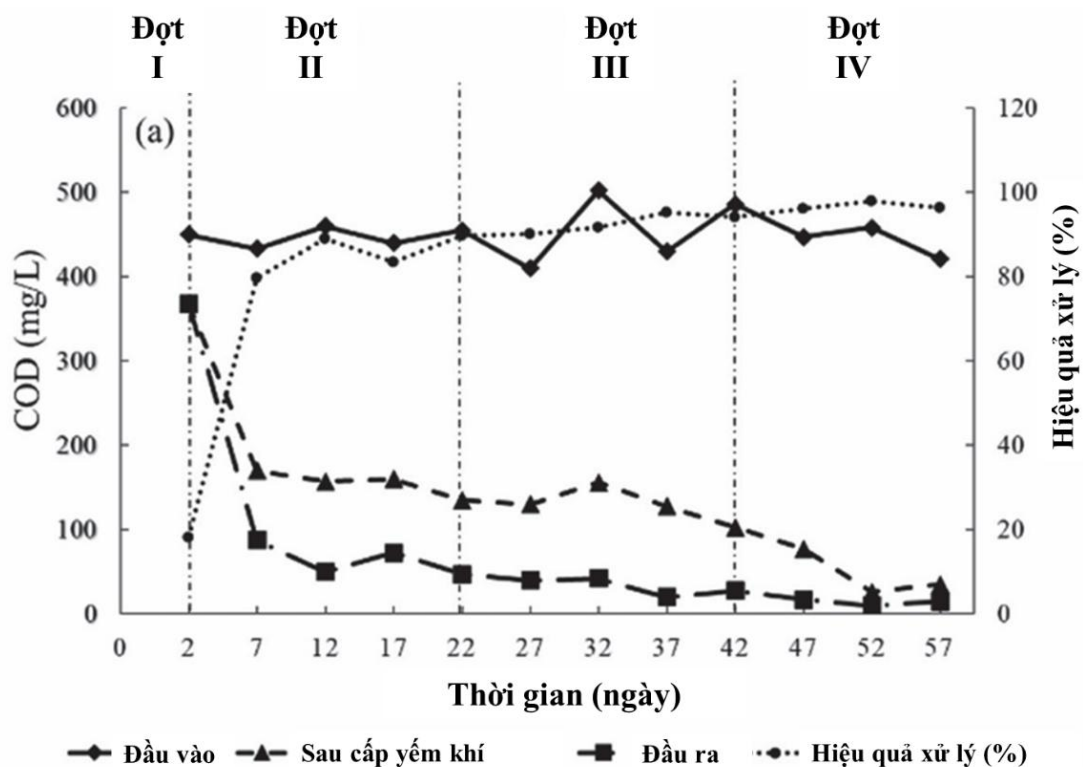
3.3.2. Hiệu quả xử lý nước thải của hệ AGS-SBR với bùn hạt giống trữ lạnh

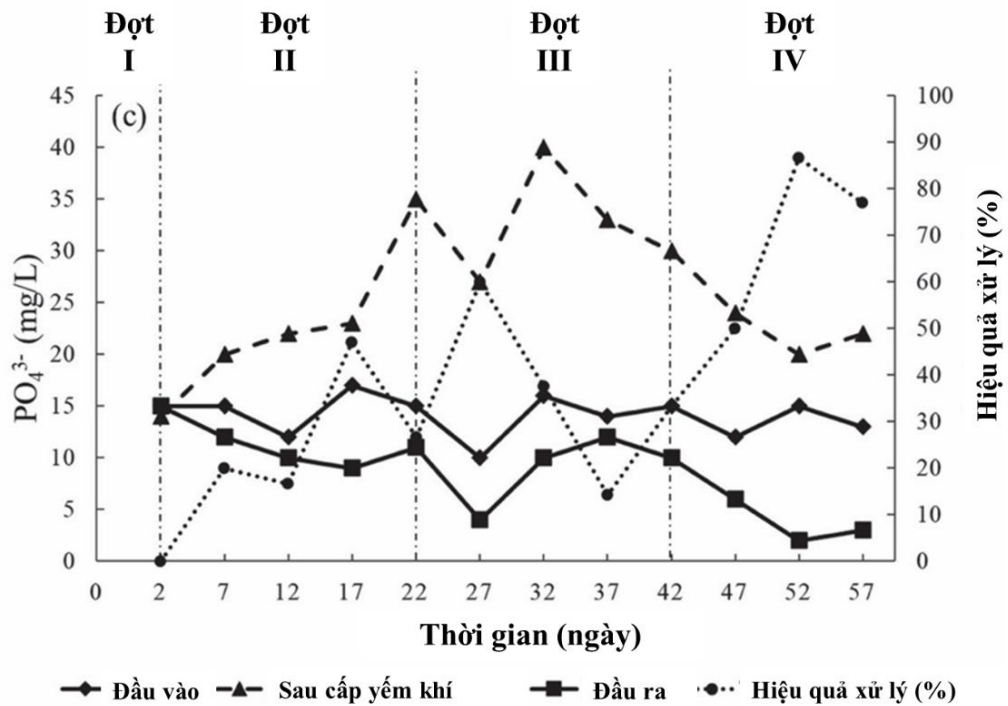
Các hạt hiếu khí gần như mất hết khả năng xử lý sau thời gian lưu trữ dài 36 tháng. Nồng độ COD, amoni và phosphate đầu vào ban đầu lần lượt là khoảng $450 \pm$

0,5 mg COD/L, $65 \pm 0,2$ mg $\text{NH}_4^+\text{-N}$ /L và $15 \pm 0,1$ mg $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ /L. Có thể thấy rằng trong giai đoạn I, hiệu quả loại bỏ COD, $\text{NH}_4^+\text{-N}$, $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ rất thấp, lần lượt là 18,2%, 7,69% và 0%. Kết quả này là do vi sinh vật không hoạt động trong thời gian lưu trữ và chưa được phục hồi khi bắt đầu quá trình hoạt hóa lại.

Khi tiếp xúc với chất nền và oxy, các hạt hiếu khí nhanh chóng phục hồi về khả năng loại bỏ COD và Nito nhưng vẫn chưa được phục hồi để xử lý Photpho. Hình 3.27 minh họa rằng hiệu quả loại bỏ COD đạt hơn 79,7% sau 5 ngày đầu tiên vận hành mẻ với thời gian lắng 40 phút. Sự giảm đáng kể nồng độ $\text{NH}_4^+\text{-N}$ trong nước thải từ ngày 2 đến ngày 7 cho thấy mối tương quan gần như tốt với việc loại bỏ COD, chứng tỏ các vi sinh vật hiếu khí trong hạt bùn đã hoạt động tích cực. Giai đoạn sục khí không phải là điều kiện tốt để loại bỏ Photpho, do đó, tỷ lệ loại bỏ P chỉ là 20% vào đầu giai đoạn thích nghi. Trong giai đoạn thích nghi còn lại, hiệu quả xử lý COD và chất dinh dưỡng của các hạt đều cho thấy xu hướng phục hồi tích cực. Trước khi chuyển sang giai đoạn III, hiệu suất loại bỏ carbon và chất dinh dưỡng đạt 89,7% đối với COD, 75% và 47,1% đối với $\text{NH}_4^+\text{-N}$ và $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$. Khi thời gian lắng được giảm định kỳ từ 40 xuống 3 phút, lượng COD và Nito loại bỏ được giữ nguyên ở mức khoảng 90%–96%. Những kết quả này phù hợp với các nghiên cứu trước đây với cùng điều kiện lưu trữ và quy trình tái hoạt hóa tương tự (Yuan và ccs, 2012; Zhao và ccs, 2013). Môi trường sục khí và cung cấp cơ chất là cần thiết trong quá trình tái hoạt hóa và cung cấp điều kiện sống tốt cho các vi sinh vật hiếu khí đang đói.

Tỷ lệ loại bỏ Photpho thấp hơn tỷ lệ loại bỏ hữu cơ và Nito là hợp lý. Hiện tượng này là do (i) sự khác biệt giữa sự tích tụ và rửa trôi PAOs trong mỗi lần giảm thời gian lắng từng bước, (ii) nồng độ $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ ban đầu thấp hơn và (iii) có thể là sự cạnh tranh của cacbon hữu cơ hòa tan giữa PAOs và chất khử nitrat cản trở hoạt động của vi khuẩn PAOs (Zhao và ccs, 2013). Trong giai đoạn cuối cùng với thời gian lắng ngắn ở phút thứ 3, SBR cho thấy hiệu suất đáng kể với hiệu suất loại bỏ COD, $\text{NH}_4^+\text{-N}$, $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ cao nhất lần lượt là 97,8%, 100% và 86,7%.





Hình 3.31. Hiệu suất xử lý: (a) COD; (b) NH_4^+ ; (c) PO_4^{3-}

Kết quả chỉ ra rằng các hạt được lưu trữ ở nhiệt độ 4°C trong điều kiện nước cất trong 36 tháng có thể phục hồi hiệu suất loại bỏ chất hữu cơ và chất dinh dưỡng tốt sau khoảng 2 tháng vận hành ban đầu. Tuy nhiên, nghiên cứu này chỉ được tiến hành với nước thải tổng hợp. Nghiên cứu trong tương lai sẽ bao gồm việc tái hoạt hóa hạt và nuôi cấy bằng nước thải sinh hoạt thực tế với bùn gieo hạt từ hệ thống CAS (Barrios-Hernández và ccs, 2020a) hoặc bùn phân (Barrios-Hernández và ccs, 2020b). Nghiên cứu tương tự về tái hoạt hóa bùn lưu trữ với nước thải tổng hợp của Tanavarotai và ccs (2022) đã kết luận rằng lưu trữ ở nhiệt độ 4°C tốt hơn 25°C vì giúp giảm hệ số phân hủy nội sinh, giúp hạt ít bị phân rã hơn. Ngoài ra, họ nhận thấy rằng khi lưu trữ và bảo quản ở 4°C, thời gian lưu trữ càng lâu thì thời gian hoạt hóa càng lâu. Với bùn lưu trữ ngắn hạn (40 ngày), hiệu quả xử lý COD có thể phục hồi rất nhanh, chỉ trong vòng 1 tuần. Với bùn lưu trữ dài hạn (180 ngày hoặc hơn), thì sẽ mất khoảng 4 đến 6 tuần (30 - 45 ngày) để đạt được nồng độ sinh khối (MLSS) và hiệu suất xử lý chất dinh dưỡng (Nitơ, Photpho) như ban đầu (Tanavarotai và ccs, 2022). Tương tự, bài tổng quan về hạt bùn của Shameem và Sabumon (2023) cũng cho rằng

hạt bùn sau khi lưu trữ ở 4°C trong thời gian vài tháng đến 1 năm, có thể hoạt hóa và phục hồi đặc tính ban đầu sau 2-4 tuần. Việc phục hồi hoạt tính của vi khuẩn xử lý phốt pho thường sau vi khuẩn xử lý Nito và chất hữu cơ. Đó cũng có thể là nguyên do hiệu quả xử lý phốt pho thường thấp hơn.

Tóm lại, các hạt hiếu khí trong điều kiện bảo quản 4°C có thể được phục hồi hiệu suất khi áp dụng sơ đồ vận hành SBR phù hợp. Các hạt được bảo quản bằng nước cất trong ngăn mát của tủ lạnh phòng thí nghiệm (4°C) vẫn giữ nguyên màu nâu vàng và hình cầu, bên ngoài trong suốt và ít thay đổi về tính chất vật lý. Chế độ vận hành SBR với các giai đoạn chuyển tiếp và thích nghi đã giúp loại bỏ vấn đề tạo bọt và thúc đẩy quá trình thích nghi của các hạt khi bắt đầu quá trình tái hoạt động. Sau một tháng, AGS đạt được thể tích ban đầu trong điều kiện tái hoạt động với tốc độ sục khí 4 L/phút, 20% oxy bão hòa, thời gian lắng từ 3 đến 40 phút và nồng độ chất hữu cơ và chất dinh dưỡng cao. Thời gian sục khí cao hơn với tốc độ sục khí 4 L/phút giúp tăng trưởng vi sinh vật hữu cơ, dẫn đến thể tích tích tụ cao hơn; tuy nhiên, nó không tạo ra điều kiện thuận lợi tốt cho sự hình thành kích thước hạt lớn. Hiệu quả loại bỏ chất hữu cơ và chất dinh dưỡng đối với nước thải nhân tạo được duy trì ổn định sau hai tháng ở mức 97,8%, 100% và 86,7% đối với COD, $\text{NH}_4^+\text{-N}$, $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$.

3.4. Đánh giá chung về các sinh khối dạng hạt đã được nghiên cứu

Hệ thống SBR (Sequencing Batch Reactor) là công nghệ xử lý nước thải sinh học, hoạt động theo chu trình pha mẻ tuần hoàn, cho phép người vận hành kiểm soát linh hoạt thời gian giữa các pha kỵ khí, thiếu khí, hiếu khí và lắng, từ đó tối ưu hóa các quá trình sinh học phức tạp như loại bỏ Nito bằng chu trình nitrat hóa – khử nitrat (BNR) và loại bỏ Photpho bằng cơ chế sinh học tăng cường (EBPR).

Sự khác biệt cốt lõi giữa SBR sử dụng bùn hạt hiếu khí (Aerobic Granular Sludge – AGS) và SBR sử dụng bùn hoạt tính truyền thống (Conventional Activated Sludge – CAS) nằm ở việc áp dụng các áp lực chọn lọc thủy lực nghiêm ngặt, như chế độ cấp nước với dòng chảy ngược qua lớp bùn, thời gian lắng ngắn, nhằm tạo động lực kỹ thuật then chốt, buộc các tập hợp vi sinh vật phải hình thành cấu trúc hạt dày đặc, có mật độ và tốc độ lắng nhanh để tránh bị rửa trôi. Việc giữ lại sinh khối

chất lượng cao này cho phép hệ SBR duy trì mật độ sinh khối cao (MLSS), đồng thời tách biệt được thời gian lưu bùn (SRT) và thời gian lưu nước (HRT), từ đó tăng cường hiệu suất xử lý và giảm đáng kể diện tích xây dựng (50–70%) và chi phí vận hành (20–25%) so với cấu hình SBR sử dụng bùn hoạt tính (CAS).

Nghiên cứu này tập trung vào hai phương pháp nuôi tạo và củng cố cấu trúc dạng hạt khác nhau của sinh khối để ứng dụng trong hệ SBR, nhằm giải quyết các thách thức về tốc độ tạo hạt và tính ổn định lâu dài trong quá trình xử lý nước thải.

- Bùn hạt tăng cường cấu trúc và chức năng với phụ gia than trấu (AGS-RHB): Đây là phương pháp cải tiến vật lý bằng cách sử dụng than trấu tinh học (Rice Husk Biochar – RHB) làm vật liệu hỗ trợ rút ngắn thời gian tạo hạt và cải thiện các đặc tính cơ lý (mật độ, độ bền) nhờ cơ chế vật lý tạo nhân và khoáng hóa.

- Vi sinh dính bám trên hạt PVA Gel (PVA): Phương pháp này sử dụng hạt polymer tổng hợp (PVA gel) để cố định vi sinh vật. Mục tiêu là tạo ra một hệ thống vi sinh dính bám (Immobilized Biomass – IB) với thời gian lưu bùn dài, tách biệt động lực học sinh học khỏi áp lực thủy lực, bảo vệ vi sinh vật khỏi sốc tải và loại bỏ hoàn toàn yêu cầu về áp lực chọn lọc thủy lực để giữ bùn. Đồng thời lượng bùn sản sinh cũng ít hơn (Ghazal và ccs, 2021).

Các chế độ vận hành SBR phải được thiết kế phù hợp với đặc điểm ban đầu của sinh khối để tối ưu hóa thời gian phát triển hạt bùn. Hệ SBR nuôi tạo bùn hạt với hỗ trợ của phụ gia than trấu có thể áp dụng áp lực lọc thủy lực (HSP) nghiêm ngặt, cụ thể 5 phút lắng, ngay từ đầu do hiệu ứng Ballast (bùn kết hợp phụ gia trợ lắng) của than trấu với thời gian tạo hạt than trấu khoảng 5 tuần. Đối với hạt PVA, thời gian để vi sinh dính bám lên hạt cũng khoảng 5 tuần, do vật liệu PVA đã có sẵn độ bền vật lý và tốc độ lắng vượt trội, chỉ cần thời gian cho biofilm phát triển, hoàn toàn không cần áp lực thủy lực để chọn lọc cấu trúc. Sự khác biệt về chế độ khởi động này khẳng định rằng việc sử dụng vật liệu hỗ trợ cấu trúc (RHB hoặc PVA) là một kỹ thuật hiệu quả để giảm rào cản thời gian khởi động – một thách thức kỹ thuật lớn của công nghệ nuôi tạo bùn hạt (granulation) từ nguồn bùn giống là bùn hoạt tính truyền thống. Đối với việc tạo hạt bùn thuần túy (không có phụ gia hoặc vật liệu mang) thì thời gian

khởi động có thể mất 3 tuần để có hạt đạt kích thước 1,2 mm (Tanavarotai và ccs, 2022) đến 10 tuần để tạo hạt có kích thước từ 2-3 mm (Hussain và ccs, 2024). Trong nghiên cứu này, sau 5 tuần, các hạt bùn có thể có kích thước lên đến 4-5 mm.

Hệ SBR ứng dụng AGS-RHB có lợi thế cạnh tranh tốt hơn về mặt kinh tế kỹ thuật trong bối cảnh Việt Nam. Việc sử dụng than trấu sinh học làm phụ gia là một giải pháp tận dụng phế phẩm nông nghiệp dồi dào, phù hợp với mô hình kinh tế tuần hoàn. Chi phí phụ gia thấp này giúp giảm đáng kể rào cản chi phí vật liệu so với các phụ gia tổng hợp khác. Đồng thời, việc vận hành SBR với AGS-RHB ở nồng độ DO thấp vẫn đảm bảo hiệu suất, giúp giảm chi phí năng lượng sục khí. Vai trò xúc tác kép của than trấu sinh học (RHB) trong việc thúc đẩy quá trình tạo hạt thông qua sự kết hợp giữa cơ chế vật lý (tạo nhân) và cơ chế hóa sinh học (tăng cường cấu trúc).

- RHB hoạt động như cơ chế tạo nhân (Nucleation Site). Các hạt RHB mịn cung cấp diện tích bề mặt lớn và vị trí bám dính lý tưởng cho vi khuẩn và Polymer ngoại bào (EPS) kết tụ nhanh chóng, giúp rút ngắn đáng kể thời gian khởi động của AGS.

- RHB cung cấp hiệu ứng ballast (Ballast Effect). RHB, với mật độ khối cao, được tích hợp vào ma trận sinh học, làm tăng tỷ trọng tổng thể của hạt bùn. Điều này tạo ra lợi thế vật lý ban đầu cho hạt, trực tiếp cho phép chúng tồn tại dưới áp lực chọn lọc thủy lực 5 phút nghiêm ngặt.

- RHB có vai trò kích thích sinh học (EPS Support). Nghiên cứu đã chứng minh sự tương tác giữa biochar và vi khuẩn kích thích sự tiết EPS, đặc biệt là Protein (PN), là thành phần quyết định đến độ bền cơ học và tính toàn vẹn của hạt.

Bảng 3.8. So sánh đặc tính của hai loại bùn hạt mới phát triển

Đặc tính	Bùn hạt than trấu	Bùn hạt PVA
Khả năng lắng	vượt trội	vượt trội
Độ bền cơ học	cao	Tối đa
Khả năng xử lý	rất tốt	tốt
Ổn định sốc tải	rất tốt nhờ cấu trúc khoáng hóa của than trấu	rất tốt nhờ cấu trúc polymer
Lợi thế kinh tế	thu hồi bùn dư	lượng bùn dư ít

Hệ SBR ứng dụng hạt PVA gel cũng mang lại lợi ích kinh tế đáng kể. Do tốc độ lắng vượt trội của giá thể, PVA cho phép giảm tới 38% chi phí xây dựng mở rộng bể, 20% chi phí vận hành, và 30% chi phí xử lý bùn dư so với CAS (Thế Anh, 2021). Mặc dù giá thành PVA gel nhập khẩu còn cao, việc nghiên cứu chế tạo vật liệu PVA gel nội địa với giá thành thấp hơn và hiệu suất tương đương mở ra triển vọng ứng dụng rộng rãi. Bảng 3.8 so sánh chi tiết hơn về hiệu quả xử lý chất ô nhiễm trong nước thải giữa các hạt bùn mới tạo và bùn hoạt tính thông thường, cũng như hạt bùn được sử dụng trong các hệ xử lý sinh học khác nhau. Việc so sánh này có tính chất tương đối, vì loại nước thải đầu vào khác nhau (nước thải nhân tạo khác với nước thải thực, đồng thời nồng độ cũng dao động khác nhau). Tuy nhiên, hạt bùn mới tạo trong nghiên cứu này có hiệu quả xử lý khá tốt, tương đồng với các hệ xử lý sinh học dùng hạt AGS khác, và tốt hơn hệ SBR sử dụng bùn hoạt tính thông thường.

Bảng 3.9. So sánh hiệu quả xử lý của bùn hạt mới phát triển và bùn hoạt tính thông thường

Loại nước thải	Loại bùn hạt	Nồng độ đầu vào (mg/L)	Hiệu quả xử lý (%)	Nguồn TLTK
Nước thải đô thị	SBR truyền thống với Bùn hoạt tính thông thường	COD: 350 - 500 NH₄⁺-N: 25 - 40	COD: 85 - 92% NH₄⁺-N: 80 - 88%	Metcalf & Eddy (2014)
Nước thải đô thị	SBR truyền thống với Bùn hoạt tính thông thường	COD: 360 – 520	COD: 89- 93% NO₃⁻-N: 56 - 67%	Khan và ccs (2024)
Nước thải sinh hoạt	AGS vận hành ở các chế độ khác nhau	COD: 300 - 600	COD: ~90%	Pishgar và ccs (2019)

Loại nước thải	Loại bùn hạt	Nồng độ đầu vào (mg/L)	Hiệu quả xử lý (%)	Nguồn TLTK
quy mô Pilot		NH₄⁺-N: 30 - 60	NH₄⁺-N: > 90%	
Nước thải sinh hoạt	Tích hợp giá thể PVA gel, trong Hệ IFAS-SBR	COD: 200 - 450 NH₄⁺-N: 30 - 50	COD: 90 - 95% NH₄⁺-N: 92 - 96%	Wang và ccs (2018)
Nước thải sinh hoạt quy mô Pilot	Sử dụng hạt PVA gel làm giá thể sinh khối	COD: 250 - 400 TN: 35 - 55	COD: > 90% TN: 85 - 90%	Gani và ccs (2014)
Nước thải sinh hoạt	Vận hành chế độ MBBR với hạt gel PVA	COD: 300 - 500 NH₄⁺-N: 35 - 45	COD: 91 - 94% NH₄⁺-N: 93 - 95%	Kim và ccs (2019)
Nước thải sinh hoạt nhân tạo	Vận hành với bể SBR, bùn hạt than trâu	COD: 370 ± 20 mg/L NH₄⁺-N: 25 ± 0,2 mg/L	COD: >90 % NH₄⁺-N: 100%	Nghiên cứu này
Nước thải sinh hoạt	Vận hành với bể SBR, bùn hạt PVA	COD: 182-200 NH₄⁺-N: 36-40	COD: 90% NH₄⁺-N: 92%	Nghiên cứu này

3.5. Định hướng tái sử dụng nước sau xử lý

Như đã nêu ở Chương 1, tổng lượng nước thải sinh hoạt đô thị phát sinh lên đến hàng triệu m³/ngày, do đó tiềm năng tái sử dụng nước thải, giảm áp lực cho ngành

cấp nước cho sinh hoạt cũng như phục vụ nông nghiệp là rất lớn. Để hiện thực hóa tiềm năng tái sử dụng nước thải, cần áp dụng một nền tảng công nghệ xử lý sinh học bậc hai hiệu suất cao, tiết kiệm chi phí và diện tích. Công nghệ SBR ứng dụng bùn hạt hiếu khí (Aerobic Granular Sludge – AGS) được đánh giá là lựa chọn ưu thế trong bối cảnh Việt Nam, vượt trội so với công nghệ bùn hoạt tính truyền thống (CAS). Ưu điểm cốt lõi của AGS nằm ở đặc tính vật lý và sinh học của các hạt bùn:

Hiệu suất lắng và giảm diện tích: Các hạt AGS là tập hợp vi sinh vật dày đặc, tự cố định (self-immobilizing), có tốc độ lắng vượt trội (10–50 m/h) so với bùn hoạt tính truyền thống (2–10 m/h). Chỉ số thể tích bùn sau 30 phút lắng (SVI30) của AGS rất thấp (30–60 mL/g), so với CAS (110–160 mL/g). Khả năng lắng nhanh này cho phép loại bỏ hoàn toàn bể lắng bậc hai, giúp giảm đáng kể diện tích xây dựng (footprint) của nhà máy xử lý nước thải – một yếu tố quan trọng đối với các hệ thống xử lý nước thải phân tán, không tập trung ở khu vực đô thị nhỏ lẻ tại Việt Nam. Kinh nghiệm quốc tế cho thấy công nghệ này có thể giảm tới 60% diện tích xây dựng và giảm 58–63% năng lượng tiêu thụ so với CAS truyền thống.

Bảng 3.10. So sánh tính năng kỹ thuật giữa Bùn hoạt tính truyền thống (CAS) và Bùn hạt hiếu khí (AGS)

Thông số	CAS	AGS	Ý nghĩa ứng dụng tại Việt Nam với khí hậu nhiệt đới
Hình dạng/Cấu trúc	Không đều, dạng sợi	Hình cầu, đặc, 3 lớp (Hiếu khí, Thiếu khí, Kỵ khí)	Cấu trúc đa chức năng, tăng cường sinh khối và kháng sốc tải.
Kích thước	<0.2 mm	0.2 – 5 mm	Kích thước lớn, dễ tách rắn-lỏng, giảm thất thoát bùn
Tốc độ lắng	2-10 m/h	10 – 50 m/h	Tách riêng HRT và SRT, loại bỏ bể lắng bậc hai, giảm diện tích xây dựng.
SVI	110-160 mL/g	30 – 60 mL/g	Tiết kiệm chi phí và diện tích.
Xử lý N, P	yêu cầu xử lý riêng biệt	SND và EBPR đồng thời trong 1 bể phản ứng SBR	Hiệu quả năng lượng và chi phí cao hơn

Cấu trúc đa chức năng: Cấu trúc hạt AGS là một tổ hợp sinh học phức tạp, thường có ba lớp từ ngoài vào trong: hiếu khí, thiếu khí, và kỵ khí. Cấu trúc lớp này tạo điều kiện lý tưởng cho các quá trình sinh học nâng cao diễn ra đồng thời trong cùng một bể phản ứng, bao gồm Nitrat hóa-Khử nitrat đồng thời (Simultaneous Nitrification-Denitrification - SND) và loại bỏ photpho sinh học tăng cường (Enhanced Biological Phosphorus Removal - EBPR). Điều này không chỉ nâng cao hiệu quả loại bỏ dinh dưỡng mà còn tối ưu hóa quy trình, giảm chi phí vận hành.

Quan nghiên cứu đề tài luận án này, cũng như các nghiên cứu tương tự trên thế giới (Semerci và Hasilci, 2016; Zhang và ccs, 2016; Tao và ccs, 2017), hệ SBR sử dụng bùn hạt có hiệu quả xử lý chất hữu cơ, và chất dinh dưỡng khá cao (70-90%), tiết kiệm >50% sức khí và giảm sản xuất bùn, do đó giúp giảm lượng khí thải carbon của các quy trình xử lý nước thải theo khái niệm tiết kiệm năng lượng và giảm phát thải.

Bảng 3.11. Yêu cầu về chất lượng nước tái sử dụng cho các mục đích khác nhau

STT	Thông số (Đơn vị)	Việt Nam (Tưới cây, Rửa đường)	Việt Nam (cấp nước Sinh hoạt)	Mỹ - US EPA (Tái sử dụng đô thị)	WHO (Nông nghiệp - Rau ăn sống)	Singapore - NEWater (Công nghiệp/Tưới cây)
	Nguồn TLTK	TCVN 6773:2000	QCVN 01-1:2024/BYT	US EPA (2012)	WHO (2006)	Singapore PUB (2022)
1	pH	5,5 – 9,0	6,0 – 8,5	6,0 – 9,0	6,5 – 8,5	7,0 – 8,5
2	BOD ₅ (mg/L)	≤ 50	N/A	≤ 10	≤ 10 (mức A)	≤ 5
3	COD	N/A	N/A	≤ 25	N/A	N/A
4	TSS (mg/L)	≤ 100	N/A	≤ 30	N/A	≤ 0,5
5	Độ đục (NTU)	N/A	≤ 2	≤ 2	N/A	≤ 1
6	Clo dư (mg/L)	≤ 0,5 (sau tiếp xúc)	0,2-1,0	≤ 1,0	N/A	N/A (Khử bằng UV)
7	Fecal Coliform (MPN/100ml)	≤ 200	≤ 1	0 (Không phát hiện)	≤ 1.000	<1
8	Tổng Nitơ (mg/L)	≤ 15	N/A	N/A	N/A	≤ 1,0
9	Tổng Phốt pho (mg/L)	≤ 2	N/A	N/A	N/A	≤ 0,5
10	Dầu mỡ (mg/L)	≤ 10	N/A	N/A	N/A	Không phát hiện
11	Trứng giun sán (số trứng/L)	N/A	N/A	N/A	≤ 1	0

Ghi chú: TCVN 6773:2000: Chất lượng nước - Tiêu chuẩn nước thủy lợi; US EPA (2012): Guidelines for Water Reuse (EPA/600/R-12/618); WHO (2006): Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater; Singapore PUB (2022): NEWater Quality Statistics

Do đó, công nghệ này có tiềm năng áp dụng để xử lý nước thải đạt chất lượng tái sử dụng cho một số mục đích không ăn uống ở Việt Nam. Bảng 3.11 thể hiện một số yêu cầu về chất lượng nước cho các mục đích khác nhau. Bảng 3.12 kiến nghị một số giải pháp xử lý nước thải phù hợp cho các mục đích sử dụng khác nhau. Theo đó, để đạt chất lượng nước ăn uống theo QCVN 01-1:2024/BYT thì cần kết hợp thêm các công nghệ lọc màng và thẩm thấu ngược RO.

Bảng 3.12. Định hướng áp dụng các giải pháp công nghệ phục vụ mục đích tái sử dụng khác nhau

Mục đích tái sử dụng	Yêu cầu trọng tâm về chất lượng nước	Đề xuất dây chuyền công nghệ	Nguồn TLTK
Tưới công viên, rửa đường, chữa cháy	$BOD \leq 50$, $TSS \leq 100$, Fecal ≤ 200	XL sơ bộ → AGS-SBR → Khử trùng (Clo/UV)	TCVN 6773:2000 & Metcalf & Eddy (2014)
Nông nghiệp (Rau ăn sống)	$BOD \leq 10$, Trứng giun sán ≤ 1	XL sơ bộ → AGS-SBR → Lọc màng (UF) → Khử trùng (Clo/UV)	WHO (2006) - Guidelines for wastewater use
Tái sử dụng đô thị (Đội toilet)	$BOD \leq 10$, Độ đục ≤ 2 , Fecal ~ 0	XL sơ bộ → AGS-SBR → Lọc cát → Lọc UF → Khử trùng UV	US EPA (2012) - Guidelines for Water Reuse
Công nghiệp / Cấp nước gián tiếp	$BOD \leq 5$, Nitơ ≤ 1 , $TSS \leq 0,5$	XL sơ bộ → AGS-SBR → Lọc màng UF → Lọc màng RO → Khử trùng UV	Singapore PUB (2022) - NEWater Standard

Tóm lại, tái sử dụng nước thải sau xử lý không còn là lựa chọn mà là một định hướng chiến lược bắt buộc để đảm bảo an ninh nguồn nước tại Việt Nam trong bối cảnh BĐKH. Việc sử dụng công nghệ SBR kết hợp bùn hạt sẽ giúp quá trình xử lý bậc 2 nước thải sinh hoạt có hiệu quả cao và ổn định, nâng cao độ tin cậy và độ bền của các công trình xử lý bậc 3 phía sau.

KẾT LUẬN VÀ KIẾN NGHỊ

Kết luận

Luận án đã nghiên cứu về các giải pháp phát triển bùn hạt khác nhau có thể sử dụng trong bể SBR để xử lý nước thải đô thị. Giải pháp thứ nhất là nuôi tạo bùn hạt với phụ gia than trấu với tỉ lệ ban đầu là 2:1 (khối lượng bùn giống : khối lượng than trấu), trong đó các hạt bùn hiếu khí với sự phân bố rải rác các hạt than trong kết cấu và hình thái được hình thành ngay từ ngày thứ năm vận hành hệ SBR. Kích thước hạt bùn than trấu có thể lên đến 4-5 mm. Tốc độ lắng do đó tăng khoảng 5 lần so với bùn hoạt tính thông thường. Điều này cho phép giảm diện tích công trình bể lắng trong nhà máy xử lý. Giải pháp thứ hai là tạo hạt giá thể PVA gel theo công thức trong đó dung dịch gồm 50g PVA và 10g $\text{NaC}_6\text{H}_7\text{O}_6$ hòa vào 0.5L nước, sau đó nhỏ vào dung dịch (NaNO_3 và CaCl_2) để tạo hạt. Kết quả cho các hạt giá thể PVA gel có màu trắng, hình tròn đều, kết cấu gel, dẻo, chắc. Sau 5 tuần vận hành với 10% hạt PVA theo thể tích làm việc, các hạt PVA gel không nứt vỡ, lắng tốt, với lượng sinh khối bám dính lên hạt là 0.4gTSS/g hạt, độ lớn thủy lực của hạt là 56 mm/s.

Đối với bùn hạt được nuôi tạo với phụ gia than trấu, hiệu quả loại bỏ chất hữu cơ và chất dinh dưỡng được duy trì ổn định ở mức 97,8%, 100% và 35% đối với COD, $\text{NH}_4^+\text{-N}$, PO_4^{3-}P khi xử lý nước thải sinh hoạt đô thị điển hình với hàm lượng chất ô nhiễm đầu vào COD: 370 ± 20 mg/L, $\text{NH}_4^+\text{-N}$: $25 \pm 0,2$ mg/L, Nito dao động trong khoảng 35-40 mg/L. Hiệu quả xử lý nước thải của hệ SBR sử dụng hạt bùn PVA gel được đánh giá theo các chỉ tiêu TSS, COD, NH_4^+ là khá cao, lần lượt là 88%, 90%, 92%.

Luận án cũng đã cho thấy bùn hạt có thể lưu trữ trong thời gian dài. Thời gian tái hoạt hóa thường mất khoảng 2 tuần trong hệ SBR. Quá trình vận hành đòi hỏi giảm dần áp lực lựa chọn thủy lực (thời gian lắng từ 40 phút giảm xuống 3 phút) để từ từ phục hồi hoạt tính. Sau khi tái hoạt hóa, hiệu quả xử lý các cơ chất trong nước thải giả định có xu hướng tăng theo thời gian, với giá trị trung bình đạt 86% với COD, 83% với NH_4^+ và 86,7% với PO_4^{3-} .

Kiến nghị

Các nghiên cứu trong tương lai sẽ bao gồm thử nghiệm với nước thải thực tế để chứng minh khả năng áp dụng AGS trong công nghệ SBR trong điều kiện Việt Nam.

Thử nghiệm AGS trong công nghệ SBR ở nhiều kịch bản vận hành khác nhau để tối ưu hóa khả năng xử lý đồng thời C, N, P trong hệ thống.

Thử nghiệm các phương pháp phân tích các đặc tính đặc trưng của bùn hạt và các phương pháp phân tích hiện đại để đồng bộ dữ liệu với các nghiên cứu quốc tế về bùn hạt như phân tích thành phần EPS trong bùn hạt, tính kỵ nước, phân tích sự hiện diện của vi sinh vật trong bùn hạt bằng kính hiển vi huỳnh quang với đầu dò lai ghép tại chỗ (FISH), realtime qPCR.

Thực hiện nghiên cứu sâu định lượng EPS (Extracellular Polymeric Substances) và Polymer Dự trữ Nội bào (PHA/Glycogen) trong pha kỵ khí và hiếu khí đối với các loại bùn hạt để chứng minh về động học hóa sinh trực tiếp liên quan đến các vi khuẩn *Defluviicoccus* (GAO) và PAOs trong việc sử dụng VFA, cũng như đánh giá sự ảnh hưởng của nhiệt độ đối với sự phát triển các vi khuẩn GAO/PAO trong các quá trình xử lý nước thải sinh hoạt.

Cần thực hiện các phân tích sinh học phân tử định kỳ trong quá trình vận hành hệ AGS-SBR thay vì chỉ phân tích nội dung này với mẫu bùn hạt lấy ở cuối thí nghiệm để theo dõi sự dịch chuyển của các gen chức năng trong quá trình hạt đang hình thành, từ đó đưa ra các can thiệp vận hành kịp thời.

Nghiên cứu tối ưu hóa chế độ vận hành để thúc đẩy hiệu quả xử lý photpho, như thực hiện pha "kỵ khí" (Anaerobic feeding) với nồng độ carbon hữu cơ cao và thời gian lưu đủ dài (ít nhất 60 phút) ở nhiệt độ thấp ($<20^{\circ}\text{C}$) để ưu tiên sự phát triển của các vi sinh vật tích lũy photpho PAOs.

Biến tính bề mặt than trấu RHB bằng cách tẩm phủ các hạt than trấu với các oxide sắt hoặc nhôm (Fe_2O_3 , Al_2O_3) để tạo ra các vị trí kết tủa photphat hóa học ngay tại lõi hạt bùn, bù đắp cho sự thiếu hụt của quá trình EBPR sinh học

DANH MỤC CÔNG TRÌNH KHOA HỌC CỦA TÁC GIẢ LIÊN QUAN ĐẾN LUẬN ÁN

1. **Nguyen Xuan Lan**, Nguyen Manh Khai, Dang Thi Thanh Huyen (2022), **Aerobic granular sludge (AGS) technology under tropical climate conditions – A review**, Vietnam Journal of Science and Technology 60 (5B), 170-183, <https://doi.org/10.15625/2525-2518/17414>
2. **Lan Xuan Nguyen**, Khai Manh Nguyen, Huyen Thi Thanh Dang (2023), **Evaluation of the Recovery of Stored Granules to Promote Practical Wastewater Treatment by Aerobic Granular Sludge Process**, Journal of Water and Environment Technology Vol.21, No.6: 297–308, <https://doi.org/10.2965/jwet.23-079>
3. **Nguyen Xuan Lan**, Dang Thi Thanh Huyen, Pham Thi Thuy, Nguyen Manh Khai (2024), **Improvement of biofilm activities in sequencing batch reactor via polyvinyl alcohol (PVA) granules addition**, Journal of Science and Technology in Civil Engineering, HUCE, 18 (4): 54–68, [https://doi.org/10.31814/stce.huce2024-18\(4\)-05](https://doi.org/10.31814/stce.huce2024-18(4)-05)
4. **Nguyen Xuan Lan**, Bui Thi Thanh Thuy (2021), **Research on Fabrication of the Lab-Scale Sequencing Batch Reactor System for Wastewater Treatment Experiment**, Journal of Science on Natural Resources and Environment, No. 39: 12/2021

TÀI LIỆU THAM KHẢO

Tiếng Việt

1. Phan Thế Anh (2021), “Ứng dụng vật liệu PVA gel làm giá thể xử lý nước thải có hàm lượng chất hữu cơ cao”, *Tạp chí Khoa học và Công nghệ Việt Nam*, 9/2021, 42-43.
2. Phan Thế Anh, & Nguyễn Đình Lâm (2020), “Nghiên cứu ảnh hưởng của điều kiện tổng hợp đến sự hình thành vật liệu PVA hydrogel”, *Tạp chí Khoa học và Công nghệ*, Đại học Đà Nẵng, 18(4.1), 14-18.
3. Lều Thọ Bách, Phạm Văn Định, & Nguyễn Hoàng Hiệp (2014), “Cố định vi khuẩn kỵ khí thành dạng hạt bằng Polyvinyl Alcohol ứng dụng trong xử lý nước thải”, *Tạp chí Khoa học Công nghệ Xây Dựng*, 20(9), 25-33.
4. Phạm Văn Doanh, Nguyễn Bình Minh, Trần Thị Việt Nga (2021), "Ứng dụng bùn hạt hiếu khí trên mô hình công nghệ (SBR) để xử lý nước thải có tải trọng hữu cơ thấp", *Tạp chí Khoa học và Công nghệ Việt Nam*, 63(11), 44–47.
5. Đoàn Thu Hà (2023), “Tái sử dụng nước thải trong phát triển bền vững thích ứng với Biến đổi khí hậu”, *Kỷ yếu Tọa đàm Cấp nước xanh*.
6. Trần Đức Hạ, Trần Thúy Anh (2023), "Tái sử dụng nước thải sau xử lý cho các hoạt động đô thị", *Tạp chí Môi trường số chuyên đề I năm 2023*.
7. Nguyễn Xuân Hoàn (2014), “Nghiên cứu xử lý nước thải bằng hệ bể EGSB sử dụng giá thể mang Polyvinyl Alcohol (PVA) trong xử lý nước thải sản xuất tinh bột mì”, *Tạp chí Khoa học Công nghệ và Thực phẩm*, 03/2014, 7-19.
8. Đặng Thị Thanh Huyền (2013), “Tái sử dụng nước xám: đã đến lúc nên áp dụng ở Việt Nam. Phần 1. Tình hình nghiên cứu và ứng dụng tái sử dụng nước xám ở Việt Nam và trên Thế giới”, *Tạp chí Cấp thoát nước*, 5(92), 37-39.
9. Võ Thành Lê, Nguyễn Thị Phương Thanh, Nguyễn Thị Thu Hiền, Tạ Thành Tùng, Phạm Đức Thắng (2021), "Ảnh hưởng của tỷ lệ trao đổi nước (VER) đến quá trình thành tạo bùn hạt hiếu khí từ bùn hoạt tính sinh học của nhà máy liên hiệp bột và giấy ".
10. Trần Quang Lộc, Nguyễn Đăng Hải, Nguyễn Quang Hưng, Trần Thị Tú, Trần

- Đặng Bảo Thuyên (2016), "Sự hình thành và phát triển của bùn hạt hiếu khí ở các tải trọng hữu cơ khác nhau", *Tạp chí Khoa học Trường Đại học An Giang – Phần D: Khoa học Tự nhiên, Công nghệ và Môi trường*, 12(4), 47–57.
11. Trần Quang Lộc, Nguyễn Đăng Hải, Trần Đặng Bảo Thuyên, Nguyễn Thị Cẩm Yến, Lê Thị Diễm Kiều (2015), "Nghiên cứu tạo bùn hạt hiếu khí trên bề phản ứng theo mẻ luân phiên", *Tạp chí Khoa học Trường Đại học An Giang – Phần D: Khoa học Tự nhiên, Công nghệ và Môi trường*, 8(4), 79–88.
 12. Nguyễn Trọng Lực, Nguyễn Phước Dân, Trần Tây Nam (2009), "Nghiên cứu tạo bùn hạt hiếu khí khử COD và Ammonia trên bề phản ứng khí nâng từng mẻ luân phiên", *Tạp chí Phát triển Khoa học và Công nghệ - Đại học Quốc gia HCM*, 12(2), 39-50.
 13. Lê Thị Hải Ninh, Ngô Mạnh Linh, Trần Thị Thu Thủy, Đinh Văn Viện (2019), "Ảnh hưởng của tải trọng hữu cơ đến quá trình tạo bùn hạt hiếu khí trên bề phản ứng theo mẻ luân phiên cải tiến", *Tạp chí Khí tượng Thủy Văn*, 12, 45-52.
 14. Nguyễn Trường Quân, Vũ Ngọc Duy, Phạm Hoàng Giang, Lê Văn Chiêu, Trần Mạnh Hải (2022), “Đánh giá khả năng xử lý thành phần hữu cơ trong nước thải nhân tạo của hệ Air-lift sử dụng vật liệu mang PVA-gel”, *Tạp chí Khoa học Đại học Quốc gia Hà Nội: Các Khoa học Trái đất và Môi trường*, 38(2), 103-110.
 15. Nguyễn Văn Quân, Trần Thị Huyền Nga, Phạm Thị Thúy, & Nguyễn Mạnh Khải (2021), “Xử lý nước thải sinh hoạt và tái sử dụng nước thải sau xử lý tại Việt Nam”, *Tạp chí Môi trường*, số Chuyên đề Tiếng Việt I/2021.
 16. Lê Diệu Thư, & Trần Vĩnh Hoàng (2021), “Khảo sát khả năng hấp phụ xanh metylen của vật liệu màng graphen oxit/polyvinyl alcohol”, *JST: Engineering and Technology for Sustainable Development*, 1(1), 28-32.
 17. Bộ Xây Dựng (2023), "TCVN 7957:2023/BXD – Tiêu chuẩn Việt Nam về Thoát nước, mạng lưới và công trình bên ngoài, yêu cầu thiết kế"
 18. Bộ Xây dựng, JICA (2021), “Quản lý thoát nước, Xử lý nước thải tại Việt Nam và kinh nghiệm của Nhật Bản”, NXB Xây dựng
 19. Bộ Nông nghiệp và Môi trường (2025), "Báo cáo hiện trạng môi trường quốc

gia năm 2024: Môi trường đô thị và các khu công nghiệp Việt Nam – Thực trạng và giải pháp", theo văn bản số 11178/BNMT-MT ngày 31/12/2025 của Bộ Nông nghiệp và Môi trường.

20. Bộ Tài nguyên và Môi trường (2025), "QCVN 14:2025/BTNMT – Quy chuẩn kỹ thuật Quốc gia về nước thải sinh hoạt và nước thải đô thị, khu dân cư tập trung"
21. Bộ Chính Trị (2024), "Nghị quyết số 57-NQ/TW về đột phá phát triển khoa học công nghệ, đổi mới sáng tạo và chuyển đổi số Quốc Gia" ngày 22/12/2024.

Tiếng Anh

22. Alves, O. I. M., J. M. Araújo, P. M. J. Silva, B. S. Magnus, S. Gavazza, L. Florencio, and M. T. Kato. (2022). "Formation and Stability of Aerobic Granular Sludge in a Sequential Batch Reactor for the Simultaneous Removal of Organic Matter and Nutrients from Low-Strength Domestic Wastewater." *Science of The Total Environment* 843: 157018.
23. American Public Health Association. (2017). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (SMEWW)*. 23rd ed. Washington, DC: APHA Press.
24. An, J., Zhang, L., & Li, B. (2023). "Enrichment of *Zoogloea* and its role in extracellular polymeric substances (EPS) production during the biochar-assisted aerobic granulation process". *Water Research*, 233, Article 119760.
25. Araújo, J. M., S. Berzio, T. Gehring, E. Nettmann, L. Flor, and M. Wichern. (2022). "Influence of Temperature on Aerobic Granular Sludge Formation and Stability Treating Municipal Wastewater with High Nitrogen Loadings." *Environmental Research* 212: 113578.
26. ARCOWA. (2018). "Wastewater Management and Resource Recovery in Vietnam: Current Status and Opportunities." ARCOWA Report.
27. Askari, S.S., Giri, B.S., Basheer, F., Izhar, T., Ahmad, S.A., Mumtaz, N. (2024). "Enhancing sequencing batch reactors for efficient wastewater treatment across

- diverse applications: A comprehensive review." *Environmental Research* 260:119656
28. Barrios-Hernández, M. L., C. Buenaño-Vargas, H. García, D. Brdjanovic, M. C. M. van Loosdrecht, and C. M. Hooijmans. (2020). "Effect of the Co-treatment of Synthetic Faecal Sludge and Wastewater in an Aerobic Granular Sludge System." *Science of The Total Environment* 741: 140486.
 29. Bassin, J. P., D. C. Tavares, R. C. Borges, and M. Dezotti. (2019). "Development of Aerobic Granular Sludge under Tropical Climate Conditions: The Key Role of Inoculum Adaptation under Reduced Sludge Washout for Stable Granulation." *Journal of Environmental Management* 230: 168–82.
 30. Bengtsson, S., de Blois, M. M., & Gustavsson, D. (2019). "A comparison of aerobic granular sludge with conventional and compact biological treatment technologies". *Environmental technology*, 40(21), 2769–2778.
 31. Bercea, M. (2024). "Recent Advances in Poly(vinyl Alcohol)-Based Hydrogels." *Polymers* 16 (14): 2021.
 32. Berkessa, Y. W., S. T. Mereta, and F. F. Feyisa. (2019). "Simultaneous Removal of Nitrate and Phosphate from Wastewater Using Solid Waste from Factory." *Applied Water Science* 9 (2): 28.
 33. Campo, R., S. Sguanci, S. Caffaz, L. Mazzoli, M. Ramazzotti, C. Lubello, and T. Lotti. (2020). "Efficient Carbon, Nitrogen and Phosphorus Removal from Low C/N Real Domestic Wastewater with Aerobic Granular Sludge." *Bioresource Technology* 305: 122961.
 34. Chanda, R., M. S. Islam, and B. K. Biswas. (2023). "N and P Removal from Wastewater Using Rice Husk Ash-Derived Silica-Based Fe-ZSM-5 Zeolite." *Cleaner Engineering and Technology* 16: 100675.
 35. Chen, C., J. Ming, B. A. Yoza, J. Liang, Q. X. Li, and H. Guo. (2019). "Characterization of Aerobic Granular Sludge Used for the Treatment of Petroleum Wastewater." *Bioresource Technology* 271: 353–59.

36. Chen, G., G. A. Ekama, M. C. M. van Loosdrecht, and D. Brdjanovic. (2020). *Biological Wastewater Treatment: Principles, Modelling and Design*. 2nd ed. London: IWA Publishing.
37. Corsino, S. F., D. Trapani, M. Torregrossa, and G. Viviani. (2018). "Aerobic Granular Sludge Treating High Strength Citrus Wastewater: Analysis of pH and Organic Loading Rate Effect on Kinetics, Performance and Stability." *Journal of Environmental Management* 214: 23–35.
38. de Kreuk, M. K., and M. C. M. van Loosdrecht. (2004). "Selection of Slow Growing Organisms as a Means for Improving Aerobic Granular Sludge Stability." *Water Science and Technology* 49 (11-12): 9–17.
39. de Kreuk, M. K., M. Pronk, and M. C. M. van Loosdrecht. (2005). "Formation of Aerobic Granules and Conversion Processes in an Aerobic Granular Sludge Reactor at Moderate and Low Temperatures." *Water Research* 39: 4476–84.
40. de Sousa Rollemberg, S. L., A. R. Mendes Barros, P. I. Milen Firmino, and A. Bezerra dos Santos. (2018). "Aerobic Granular Sludge: Cultivation Parameters and Removal Mechanisms." *Bioresource Technology* 270: 678–88.
41. di Biase, A., M. S. Kowalski, T. R. Devlin, and J. A. Oleszkiewicz. (2019). "Moving Bed Biofilm Reactor Technology in Municipal Wastewater Treatment: A Review." *Journal of Environmental Management* 247: 849–66.
42. Duarte, K. L. S., R. M. Castellanos, R. C. Costa, C. F. Mahler, and J. P. Bassin. (2021). "Start-up of an Aerobic Granular Sludge System from Stored Granules: Evaluating the Impact of Storage Period on Biomass Activity and Stability and the Effect of Temperature on Nitrification and Phosphorus Removal Rates." *Journal of Environmental Management* 296: 113167.
43. Dutta, A., Sarkar, S. (2015). "Sequencing Batch Reactor for Wastewater Treatment: Recent Advances". *Current Pollution Reports* 1, 177–190.
44. Enaime, G., A. Baçaoui, A. Yaacoubi, and M. Lübken. (2020). "Biochar for Wastewater Treatment-Conversion Technologies and Applications." *Applied Sciences* 10 (10): 3492.

45. Franca, R. D. G., H. M. Pinheiro, M. C. M. van Loosdrecht, and N. D. Lourenço. (2018). "Stability of Aerobic Granules during Long-Term Bioreactor Operation." *Biotechnology Advances* 36 (1): 228–46.
46. Gani, K. M., J. Singh, M. Ali, V. Rose, and A. A. Kazmi. (2016). "Nitrogen and Carbon Removal Efficiency of a Polyvinyl Alcohol Gel Based Moving Bed Biofilm Reactor System." *Water Science and Technology* 73 (7): 1511–19.
47. Gani, K., J. Singh, M. Ali, V. Rose, and A. A. Kazmi. (2014). "A Pilot Scale Study of Moving Bed Biofilm Reactor with Polyvinyl Alcohol Gel as Biomass Carriers for Enhanced Nutrient Removal." In *Proceedings of the International Conference on Sustainable Civil Engineering Structures and Construction Materials (SCESCM 2014)*.
48. Gao, D. W., L. Liu, and H. Liang. (2013). "Influence of Aeration Intensity on Mature Aerobic Granules in Sequencing Batch Reactor." *Applied Microbiology and Biotechnology* 97 (9): 4213–19.
49. Ghangrekar M.M., Asolekar S.R., Ranganathan K.R., Joshi S.G. (1996). "Experience with UASB reactor start-up under different operating conditions" *Water Science and Technology* 34 (5-6): 421–428
50. Ghazal, S., M. G. Khalid, R. Ankur, S. Jasdeep, B. Faizal, and A. A. Kazmi. (2021). "Reduced Sludge Production in a Polyvinyl Alcohol Gel-Based Oxidic-Anoxic-Oxidic Configured Pilot-Scale Plant." *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering* 4: 100136.
51. Giesen, A., L. M. M. de Bruin, R. P. Niermans, and H. F. van der Roest. (2013). "Advancements in the Application of Aerobic Granular Biomass Technology for Sustainable Treatment of Wastewater." *Water Practice & Technology* 8 (1): 47–55.
52. Hamza, R., A. Rabii, F.-Z. Ezzahraoui, G. Morgan, and O. T. Iorhemen. (2022). "A Review of the State of Development of Aerobic Granular Sludge Technology over the Last 20 Years: Full-scale Applications and Resource Recovery." *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering* 5: 100173.

53. Han, X., Y. Jin, and Y. Yu. (2022). "Rapid Formation of Aerobic Granular Sludge by Bioaugmentation Technology: A Review." *Chemical Engineering Journal* 437 (1): 134971.
54. Hussain, S., R. Ferrentino, K. Khan, Z. Ali, M. Yousuf, and G. Andreottola. (2024). "Rapid Startup of Aerobic Granular Sludge: Recent Advances and Future Challenges." *Results in Engineering* 22: 102148.
55. Irvine, R. L., Davis, W.B. (1971). " Use of Sequencing Batch Reactors for waste treatment - CPC International, Corpus Christi, Texas.". Engineering Extension Series No. 140. *Proceedings of the 26th Industrial Waste Conference, Purdue University*.
56. Iorhemen, O. T., M. S. Zaghloul, R. A. Hamza, and J. H. Tay. (2020). "Long-term Aerobic Granular Sludge Stability through Anaerobic Slow Feeding, Fixed Feast-famine Period Ratio, and Fixed SRT." *Journal of Environmental Chemical Engineering* 8 (2): 103683.
57. Jagaba, A.H., Kutty, S. R.M., Noor, A. (2021). "Sequencing batch reactor technology for landfill leachate treatment: A state-of-the-art review", *Journal of Environmental Management* 282: 111946.
58. Jagaba, A.H., Kutty, S. R. M., Noor, A., Kilaco, A. U. (2021) "A systematic literature review of biocarriers: Central elements for biofilm formation, organic and nutrients removal in sequencing batch biofilm reactor" *Journal of Water Process Engineering* 42: 102178
59. Kan, X., B. Ji, J. Zhang, Z. Liu, Y. Xu, L. Zhao, B. Shi, J. Pu, and Z. Zhang. (2024). "Advances in Aerobic Granular Sludge Stabilization in Wastewater." *Desalination and Water Treatment* 319: 100511.
60. Khan, N. A., S. Singh, I. H. Aljundi. (2024). "Exploring Nutrient Removal Mechanisms in Column-Type SBR with Simultaneous Nitrification and Denitrification." *Journal of Environmental Management* 349: 119515.
61. Kuraray. n.d. "Home | Kuraray." Accessed March 16, 2026. <https://www.kuraray.com/>

62. Li, J., J. Liu, D. Wang, T. Chen, T. Ma, Z. Wang, and W. Zhuo. (2015). "Accelerating Aerobic Sludge Granulation by Adding Dry Sewage Sludge Micropowder in Sequencing Batch Reactors." *International Journal of Environmental Research and Public Health* 12 (8): 10056–65.
63. Li, J., L. Ding, A. Cai, G. Huang, and H. Horn. (2014). "Aerobic Sludge Granulation in a Full-Scale Sequencing Batch Reactor." *BioMed Research International* 2014: 268789.
64. Li, Z., Z. Zheng, H. Li, D. Xu, X. Li, L. Xiang, and M. Tu. (2023). "Review on Rice Husk Biochar as an Adsorbent for Soil and Water Remediation." *Plants* 12 (7): 1524.
65. Liu, J., M. Zheng, C. Wang, S. Sguanci, Z. Shen, and K. Xu. (2020). "A Green Method for the Simultaneous Recovery of Phosphate and Potassium from Hydrolyzed Urine as Value-added Fertilizer Using Wood Waste." *Resources, Conservation and Recycling* 157: 104793.
66. Lugo-Arias, J., S. B. Vargas, A. Maturana, J. González-Álvarez, E. Lugo-Arias, and H. Rico. (2024). "Nutrient Removal from Aqueous Solutions Using Biosorbents Derived from Rice and Corn Husk Residues: A Systematic Review from the Environmental Management Perspective." *Water* 16 (11): 1563.
67. Maszenan, A. M., I. Bessarab, R. B. H. Williams, S. Petrovski, and R. J. Seviour. (2022). "The Phylogeny, Ecology and Ecophysiology of the Glycogen Accumulating Organism (GAO) *DeFluviicoccus* in Wastewater Treatment Plants." *Water Research* 221: 118729.
68. Ming, J., Q. Wang, B. A. Yoza, J. Liang, H. Guo, J. Li, S. Guo, and C. Chen. (2020). "Bioreactor Performance Using Biochar and Its Effect on Aerobic Granulation." *Bioresource Technology* 300: 122620.
69. Mishima, K., and M. Nakamura. (1991). "Self-immobilization of Aerobic Activated Sludge—A Pilot Study of the Aerobic Upflow Sludge Blanket Process in Municipal Sewage Treatment." *Water Science and Technology* 23 (4–6): 981–90.

70. Morgenroth, E., T. Sherden, M. Van Loosdreht, J.J.. Wilderer and Wilderer, P.A. (1997). "Aerobic granular sludge in a Sequencing Batch Reactor." *Water Research* 31(12): 3191-3194
71. Mosquera-Corral, A., M. K. de Kreuk, J. J. Heijnen, and M. C. M. van Loosdreht. (2005). "Effects of Oxygen Concentration on N-removal in an Aerobic Granular Sludge Reactor." *Water Research* 39: 2676–86.
72. Murshid, S., A. J. Antonysam, G. P. Dhakshinamoorthy, A. Pugazhendhi. (2023). "A Review on Biofilm-based Reactors for Wastewater Treatment: Recent Advancements in Biofilm Carriers, Kinetics, Reactors, Economics, and Future Perspectives." *Science of The Total Environment* 892: 164796.
73. Nancharaiah, Y. V., and G. Kiran Kumar Reddy. (2017). "Aerobic Granular Sludge Technology: Mechanisms of Granulation and Biotechnological Applications." *Bioresource Technology* 247: 1128–43.
74. Nitin, K. S., S. Jasdeep, B. Aakansha, and A. A. Kazmi. (2016). "A Pilot-scale Study on PVA Gel Granules Based Integrated Fixed Film Activated Sludge (IFAS) Plant for Municipal Wastewater Treatment." *Water Science and Technology* 73 (1): 113–23.
75. Pishgar, R., J. A. Dominic, Z. Sheng, and J. H. Tay. (2019). "Influence of Operation Mode and Wastewater Strength on Aerobic Granulation at Pilot Scale: Startup period, Granular Sludge Characteristics, and Effluent Quality." *Water Research* 160: 81–96.
76. Pronk, M., M. K. de Kreuk, B. de Bruin, P. Kamminga, R. Kleerebezem, and M. C. M. van Loosdreht. (2015). "Full Scale Performance of the Aerobic Granular Sludge Process for Sewage Treatment." *Water Research* 84: 207–17.
77. Purba, L. D. A., H. T. Ibiyeye, A. Yuzir, S. E. Mohamad, K. Iwamoto, A. Zamyadi, and N. Abdullah. (2020). "Various Applications of Aerobic Granular Sludge: A Review." *Environmental Technology & Innovation* 20: 101045.
78. Purba, L. D. A., J. M. Khudzari, K. Iwamoto, S. E. Mohamad, A. Yuzir, N. Abdullah, K. Shimizu, and J. Hermana. (2022). "Discovering Future Research

- Trends of Aerobic Granular Sludge Using Bibliometric Approach." *Journal of Environmental Management* 303: 114164.
79. Ren, Y., Ferraz, F. (2020). "Microbial community structure and functional genes of aerobic granular sludge in a sequencing batch reactor treating low C/N ratio wastewater". *Bioresource Technology*, 312, Article 123561.
 80. Riffat, R., and T. Husnain. (2022). *Fundamentals of Wastewater Treatment and Engineering*. 2nd ed. Boca Raton: CRC Press.
 81. Shameem, K. S., và P. C. Sabumon. (2023). "A Review on the Stability, Sustainability, Storage and Rejuvenation of Aerobic Granular Sludge for Wastewater Treatment." *Journal of Environmental Management*. 15(5):950
 82. Setianingsih, N., H. Hadiyanto, M. Budihardjo, R. Yuliasni, H. Vistanty, Budiono, Sudarno, and B. Warsito. (2024). "Effective Sludge Activation in a Sequencing Batch Reactor (SBR) Towards Aerobic Granular Sludge (AGS) Technology." *Desalination and Water Treatment* 320: 100774.
 83. Silvio, L. d. S. R., A. R. M. B. Antônio, F. I. M. Paulo, and S. d. B. André. (2018). "Aerobic Granular Sludge: Cultivation Parameters and Removal Mechanisms." *Bioresource Technology* 270: 678–88.
 84. Singapore PUB. (2022). "NEWater Quality Statistics." Accessed March 16.
 85. Singh, A., Srivastava, A., Saidulu, D., Gupta, A. K. (2022). "Advancements of sequencing batch reactor for industrial wastewater treatment: Major focus on modifications, critical operational parameters, and future perspectives." *Journal of Environmental Management* 317: 115305
 86. Świątczak, P., and A. Cydzik-Kwiatkowska. (2018). "Performance and Microbial Characteristics of Biomass in a Full-scale Aerobic Granular Sludge Wastewater Treatment Plant." *Environmental Science and Pollution Research International* 25 (2): 1655–69.
 87. Tanavarotai, K., Kamyab, H., Anuar, A.N., Khademi, T, Rezania, S. (2020). "Storage and reactivation of aerobic granular sludge: A review" *Fuel* 330:125536

88. Tanavarotai, Karn, Aznah Anuar, Alijah Mohd Aris, Zhongfang Lei, và Mohd Hakim Ab Halim. (2022). "Rapid Method of Aerobic Granular Sludge Bioreactor Start-up for Domestic Wastewater Treatment." *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science* 1091, no. 1: 012049.
89. Tao, J., L. Qin, L. Liu, X. Li, B. Chen, J. You, Y. Shen, and X. Chen. (2017). "Effect of Granular Activated Carbon on the Aerobic Granulation of Sludge and Its Mechanism." *Bioresource Technology* 236: 60–67.
90. Tay, J. H., Q. S. Liu, and Y. Liu. (2001). "The Effects of Shear Force on the Formation, Structure and Metabolism of Aerobic Granules." *Applied Microbiology and Biotechnology* 57 (1-2): 227–33.
91. Toan, T. T., T. T. Kim, T. T. Huong, P.-A. Le, N. T. Thuy, N. H. Nguyen, V. Q. Dang, D. X. Thanh, M. T. Nguyen, N. M. Khai, and T. T. Mai. (2023). "Green and Facile Synthesis of Porous SiO₂@C Adsorbents from Rice Husk: Preparation, Characterization, and Their Application in Removal of Reactive Red 120 in Aqueous Solution." *ACS Omega* 8 (5): 4734–46.
92. Tran Thi Viet Nga. (2014). "Wastewater Characterization and Its Impacts to the Performance of Wastewater Treatment Plant in Hanoi City, Vietnam." In *Proceedings of the 11th International Symposium on Southeast Asian Water Environment (SEAW11)*.
93. Truong, T. B. H., V. P. Nguyen, T. T. N. Phuong, and M. B. Ha. (2018). "Treatment of Tapioca Processing Wastewater in a Sequencing Batch Reactor: Mechanism of Granule Formation and Performance." *Journal of Environmental Management* 218: 39–49.
94. US EPA. (2012). Guidelines for Water Reuse. EPA/600/R-12/618.
95. van den Akker, B., K. Reid, A. Keegan, S. Rinck-Pfeiffer, and J. Krampe. (2014). "Increasing Sequencing Batch Reactor Capacity Using Granular Sludge." *Water*, May.

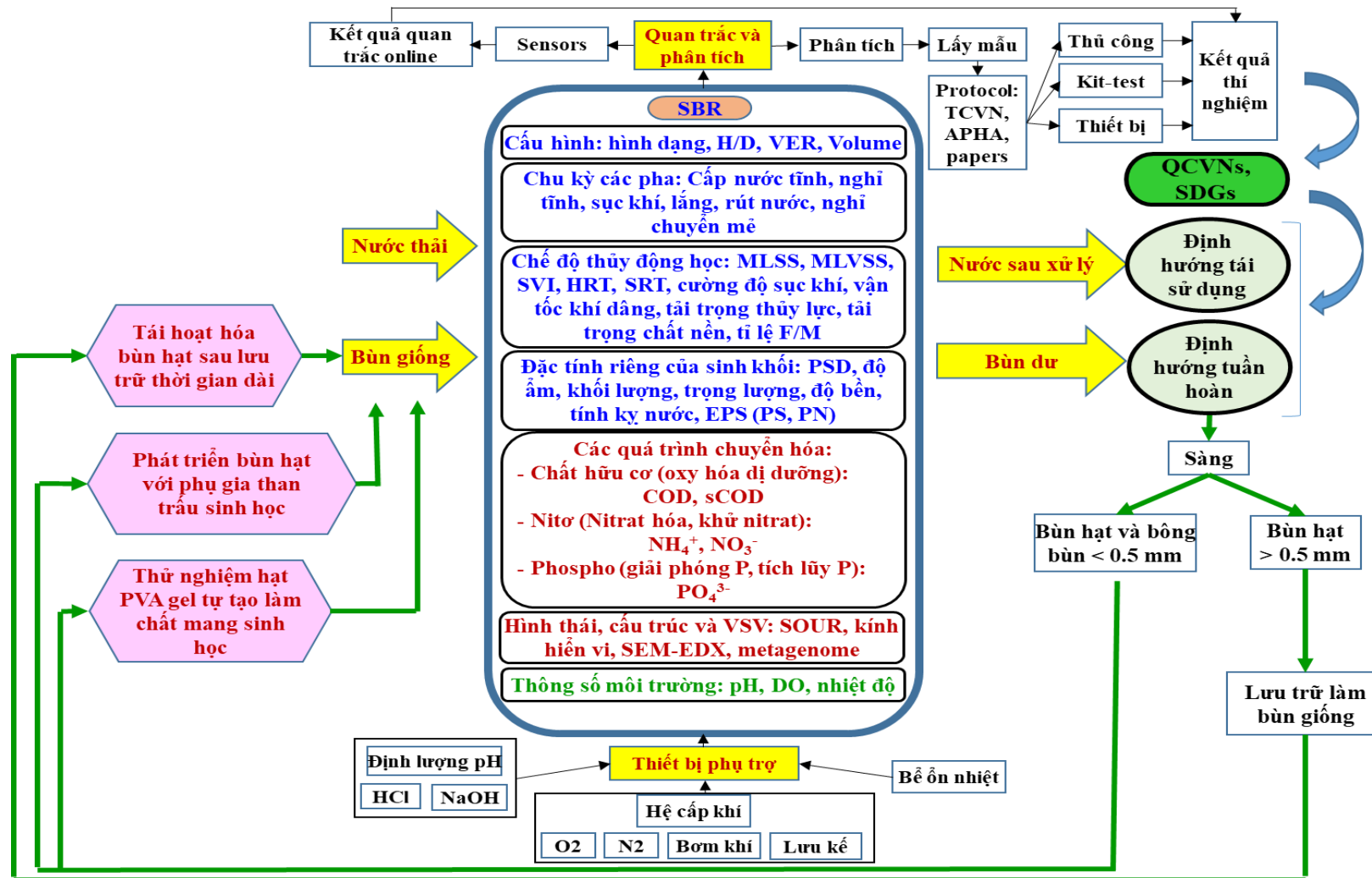
96. van den Berg, L., M. Pronk, M. C. M. van Loosdrecht, and M. K. de Kreuk. (2023). "Density Measurements of Aerobic Granular Sludge." *Environmental Technology* 44 (18): 2686–701.
97. Verawaty, M., S. Tait, M. Pijuan, Z. Yuan, and P. L. Bond. (2013). "Breakage and Growth Towards a Stable Aerobic Granule Size During the Treatment of Wastewater." *Water Research* 47 (14): 5338–49.
98. Viet-Anh Nguyen. (2024). "Water Industry in Vietnam: Past – Present – and Vision for the Future." *Presentation at Vietnam Water Week 2024*.
99. Vishniac W., Santer M. (1957) "The thiobacilli". *Bacteriological Reviews*; 21(3):195-213
100. Wan, C., Z. Li, L. Deng, Y. Yuan, and C. Wu. (2023). "Microbial Population Properties in the Hierarchically Structured Aerobic Granular Sludge: Phenotype and Genotype." *Science of The Total Environment* 867: 161474.
101. Wang, J., J. Liang, L. Sun, J. Shen, and M. Wang. (2021a). "Achieving Reliable Partial Nitrification and Anammox Process Using Polyvinyl Alcohol Gel Beads to Treat Low-strength Ammonia Wastewater." *Bioresource Technology* 324: 124669.
102. Wang, M., J. Bai, K. Shao, W. Tang, S. Huang, C. Chen, Z. Ding, and J. Ye. (2021b). "Poly(vinyl Alcohol) Hydrogels: The Old and New Functional Materials." *International Journal of Polymer Science* 2021: 5590382.
103. Wang, Q., J. Deng, J. Liang, L. Jiang, M. Arslan, M. G. El-Din, X. Wang, and C. Chen. (2022). "Biochar Immobilized Petroleum Degrading Consortium for Enhanced Granulation and Treatment of Synthetic Oil Refinery Wastewater." *Bioresource Technology Reports* 17: 100909.
104. Wang, X. H., H. M. Zhang, F. L. Yang, Y. F. Wang, and M. M. Gao. (2008). "Long-term Storage and Subsequent Reactivation of Aerobic Granules." *Bioresource Technology* 99 (17): 8304–9.

105. Wang, Y., Y. Liu, M. Feng, and L. Wang. (2018). "Study of the Treatment of Domestic Sewage Using PVA Gel Beads as a Biomass Carrier." *Journal of Water Reuse and Desalination* 8 (3): 318–25.
106. Wilderer, P. A.; Irvine, R. L. (Robert L.); Doellerer, J. (1996). "Sequencing batch reactor technology : batch application of periodic unsteady-state processes : selected proceedings of the 1st IAWQ International Specialised Conference on Sequencing Batch Reactor Technology", held in München, Germany, 18-20 March 1996
107. Wilderer, P.A., McSwain, B.S. (2004). "The SBR and its biofilm application potentials." *Water Science and Technology* 50(10):1-10
108. WHO. (2006). Guidelines for the Safe Use of Wastewater, Excreta and Greywater.
109. World Bank. (2013). "Vietnam Urban Wastewater Review."
110. Yan, A., Z. Pan, Y. Liang, X. Mo, T. Guo, and J. Li. (2024). "Archaea Communities in Aerobic Granular Sludge: A Mini-review." *Science of The Total Environment* 949: 174984.
111. Yang, S., F. Yang, Z. Fu, T. Wang, and R. Lei. (2010). "Simultaneous Nitrogen and Phosphorus Removal by a Novel Sequencing Batch Moving Bed Membrane Bioreactor for Wastewater Treatment." *Journal of Hazardous Materials* 175 (1-3): 551–57.
112. Yibo, W., L. Yonghong, F. Minquan, and W. Lina. (2018). "Study of the Treatment of Domestic Sewage Using PVA Gel Granules as a Biomass Carrier." *Journal of Water Reuse and Desalination* 8 (3): 340–49.
113. Yuan, X., D. Gao, H. Liang, and W. M. Wu. (2012). "Reactivation Characteristics of Stored Aerobic Granular Sludge Using Different Operational Strategies." *Applied Microbiology and Biotechnology* 94 (5): 1365–74.
114. Zeghioud, H., L. Fryda, A. Assadi, A. Kane. (2022). "A Comprehensive Review of Biochar in Removal of Organic Pollutants from Wastewater:

- Characterization, Toxicity, Activation/functionalization and Influencing Treatment Factors." *Journal of Water Process Engineering* 47: 102801.
115. Zhang, D., W. Li, J. Shen, X. Jiang, X. Sun, J. Li, W. Han, L. Wang, and X. Liu. (2017). "Aerobic Granulation Accelerated by Biochar for the Treatment of Refractory Wastewater." *Chemical Engineering Journal* 314: 88–97.
 116. Zhang, L., B. Long, Y. Cheng, J. Wu, B. Zhang, Y. Zeng, S. Huang, and M. Zeng. (2020). "Rapid Cultivation and Stability of Autotrophic Nitrifying Granular Sludge." *Water Science and Technology* 81 (2): 309–20.
 117. Zhang, L., De Vrieze, J., & Boon, N. (2020). "Metagenomic insights into the syntrophic amino acid degradation and acetate production by *Acetoanaerobium sticklandii* in anaerobic granular sludge core". *Water Research*, 176, Article 115732.
 118. Zhang, Q., J. Hu, and D. J. Lee. (2016). "Aerobic Granular Processes: Current Research Trends." *Bioresource Technology* 210: 74–80.
 119. Zhang, X., Y. Liu, J. Li, Z. Wei, W. Duan, and F. Chen. (2022). "Enhancing Effects of Sludge Biochar on Aerobic Granular Sludge for Wastewater Treatment." *Processes* 10 (11): 2385.
 120. Zhang, Y., Z. Li, and I. Mahmood. (2015). "Effects of Corn Cob Produced Biochars on Urea Recovery from Human Urine and Their Application as Soil Conditioners: Water." *Clean - Soil, Air, Water* 43 (6): 862–70.
 121. Zhao, Z., S. Wang, W. Shi, and J. Li. (2013). "Recovery of Stored Aerobic Granular Sludge and Its Contaminants Removal Efficiency under Different Operation Conditions." *BioMed Research International* 2013: 419262.
 122. Zhou, J.-H., H. Zhao, M. Hu, J. Vidonish, P. J. J. Alvarez, and L. Zhu. (2015). "Granular Activated Carbon as Nucleating Agent for Aerobic Sludge Granulation: Effect of GAC Size on Velocity Field Differences (GAC Versus Flocs) and Aggregation Behavior." *Bioresource Technology* 198: 358–63.

PHỤ LỤC

PHỤ LỤC 1. Sơ đồ chi tiết thiết kế các thí nghiệm trong luận án



PHỤ LỤC 2. Một số kinh nghiệm vận hành hệ SBR sử dụng bùn hạt

Qua gần 01 năm vận hành hệ bể SBR để phát triển và đánh giá hiệu quả xử lý bùn hạt, với các điều kiện vận hành khác nhau, NCS rút ra một số nội dung cần lưu ý khi vận hành như sau:

- Thường xuyên kiểm tra dây qua bơm, thay dây ngay khi thấy mức nước trong 2 bình 10L bị lệch nhau, và khi mức nước vào cột SBR bị lệch so với thiết kế vận hành
- Khi cài đặt nhiệt độ cho jacket của SBR thì sẽ có hiện tượng đọng nước trên vỏ SBR và trong lưu lượng kế của khí hỗn hợp trước SBR tùy chênh lệch nhiệt độ giữa cài đặt và môi trường
- Hệ cấp khí là tuần hoàn kín và cả hệ SBR khi hoạt động cũng là 1 hệ kín hoàn toàn, do đó, khi đóng mở nắp trên của SBR để thao tác việc gì đó thì nên để đến pha sục khí mới đón kín lại để cân bằng áp suất tốt nhất, nếu không, khi ở các pha khác, sục khí ngừng hoạt động, nước sẽ bị hút lại ống cấp khí.
- Đầu cấp khí vào SBR phải đủ cao, áp lực sục khí phải đủ lớn để bung đẩy được lớp bùn lắng nhanh và đều ngay khi bắt đầu pha sục khí, nếu không sẽ bị lớp bùn đè chặt, khí bị thổi ngược theo đường tuần hoàn về bơm cấp khí -> hệ rơi vào trạng thái bị mất sục khí --> thay đổi pH khỏi setpoint tại điểm tiếp xúc của đầu đo cảm biến (sensor) --> điều khiển về biocontroller làm bơm axit hoặc bazo hoạt động liên tục không đúng với nhu cầu thực tế
- Đã chuyển từ việc dùng 2 bơm khí tinh khiết O₂ và N₂ để kiểm soát nồng độ Oxy trong bể thành chỉ sử dụng 1 bơm khí O₂, bỏ bơm khí N₂. Khi đó, setpoint cho O₂ là giá trị thấp nhất, để nếu DO xuống đến giá trị setpoint min của O₂ thì bơm khí O₂ sẽ mở, khi O₂ tăng lên thì sẽ tự giảm do quá trình tiêu thụ oxy trong bể -> đánh giá được mức độ tiêu thụ oxy, tiết kiệm chi phí
- Đã chuyển từ 1 vòi cấp nước thành 2 vòi cấp nước từ đáy SBR, đồng thời tăng vận tốc dòng cấp, giảm thời gian cấp để nước cấp vào có thể phân phối rộng hơn và tiếp xúc nhiều hơn với lớp bùn đáy, tránh tạo 1 dòng đơn qua lớp bùn đáy

- Thường xuyên hiệu chuẩn các đầu đo cảm biến (sensors) DO, temp, pH, đặc biệt là sau mỗi lần tắt và khởi động lại biocontroller: luôn luôn hiệu chuẩn nhiệt độ trước, vì DO và pH thay đổi phụ thuộc nhiệt độ, sau đó hiệu chuẩn pH, cuối cùng là hiệu chuẩn DO

PHỤ LỤC 3. Một số hình ảnh quá trình nghiên cứu



Hình 1. Sửa chữa thiết bị



Hình 2. Hiệu chuẩn đầu đo



Hình 3. Phân tích các chỉ tiêu



Hình 4. Làm lưới chắn bùn



Hình 5. Pha vi chất cho nước thải



Hình 6. Thay bom khí nén



Hình 7. Sửa chữa vi mạch



Hình 8. Soi kính hiển vi

PHỤ LỤC 4. Điều kiện thủy lực và môi trường nước thải để phát triển hạt bùn

Hệ SBR để nuôi tạo bùn hạt từ bông bùn và bùn hạt non kích thước nhỏ với phụ gia than trấu sinh học vẫn vận hành theo chu trình pha mẻ nối tiếp, nhưng được thiết kế để tạo ra áp lực về thủy lực, cơ chất, và môi trường giúp hình thành bùn hạt có phụ gia than trấu nhanh hơn và bền vững hơn.

Để tạo ra áp lực chọn lọc thủy lực, thời gian của pha lắng sau pha sục khí và trước pha thu nước được rút ngắn lại. Thời gian lắng tiêu chuẩn của hệ SBR có chứa bùn hạt hiếu khí (Aerobic Granular Sludge AGS-SBR) thường chỉ trong khoảng 3-10 phút, trái ngược với 30 phút cần thiết cho bông bùn hoạt tính truyền thống (CAS). Chính vì thế, một trong những tiêu chí về đặc điểm lắng của bùn hạt hiếu khí là SVI5 (chỉ số thể tích bùn lắng sau 5 phút) luôn có giá trị xấp xỉ với SVI30 (chỉ số thể tích bùn lắng sau 30 phút). Áp lực chọn lọc thủy lực do thời gian lắng ngắn đảm bảo chỉ những tập hợp hạt vi sinh vật (có tốc độ lắng nhanh và mật độ cao mới được giữ lại trong bể và có khả năng để thực hiện đồng thời các quá trình chuyển hóa sinh học trong bể phản ứng. Đây là một trong các yếu tố chọn lọc hiệu quả và quyết định so với các yếu tố khác như thời gian lưu bùn, nồng độ cơ chất trong việc thúc đẩy quá trình tạo hạt hiếu khí. Tuy nhiên, từ kết quả của nghiên cứu thực nghiệm trước và các dữ liệu thực nghiệm đã công bố (Ming và ccs, 2020), các bông bùn và các hạt bùn non lắng chậm sẽ bị rửa trôi ra khỏi hệ thống cùng với nước sau xử lý, tập trung ở giai đoạn đầu của quá trình tạo hạt.

Áp lực chọn lọc cơ chất theo cơ chế giàu/thiếu cơ chất (Feast/Famine regime) được thực hiện bằng chế độ vận hành SBR với pha cấp nước kỵ khí hoặc thiếu khí kéo dài, gọi là pha thịnh vượng chất nền. Sau đó là pha sục khí kéo dài khi chất nền trong nước thải đã cạn kiệt, gọi là pha đói kém. Trong pha thịnh vượng, các vi sinh vật chuyên biệt, như vi sinh vật tích lũy polyphosphat (PAOs) hoặc vi sinh vật tích lũy Glycogen (GAOs), sẽ hấp thụ nhanh chóng các chất hữu cơ dễ phân hủy sinh học (Readily Biodegradable COD – RBCOD) và tích trữ chúng dưới dạng polymer dự trữ nội bào (Polyhydroxyalkanoates – PHA). Quá trình tích lũy PHA này là phản ứng căng thẳng về mặt trao đổi chất, kích thích vi sinh vật sản xuất ma trận polymer ngoại

bào (Extracellular Polymeric Substances – EPS). EPS là chất kết dính polymer ngoại bào thiết yếu, là thành phần cơ bản giúp các tế bào vi sinh vật liên kết lại với nhau để hình thành cấu trúc hạt. Sang pha đói kém có sục khí kéo dài ngay sau đó, khi chất nền trong nước thải đã cạn kiệt, sinh khối buộc phải sử dụng PHA dự trữ để sinh trưởng và duy trì, hoàn tất quá trình phân hủy chất hữu cơ còn lại và tiến hành nitrat hóa Amoniac. Sự luân phiên nghiêm ngặt giữa hấp thụ chất nền kỵ khí/thiếu khí (feast) và sử dụng PHA hiếu khí (Famine) củng cố áp lực chọn lọc sinh học, ưu tiên các chủng vi khuẩn có cơ chế hấp thụ chất nền hiệu quả, buộc chúng phải hình thành cấu trúc hạt, có lớp lõi kỵ khí và dự trữ thức ăn để bảo vệ bản thân trong điều kiện môi trường khắc nghiệt. RHB từ vỏ trấu có hàm lượng silic cao và một số khoáng chất như Kali (K), Canxi (Ca), và Natri (Na) giúp thúc đẩy quá trình tạo khung khoáng hóa sinh học (biomineralization scaffold) ở bên trong lõi hạt, cung cấp độ bền để hạt bền duy trì cấu trúc vật lý, từ đó hỗ trợ vi sinh vật dính bám và hấp phụ các cơ chất COD, N, P (Chanda và ccs, 2023), đồng thời duy trì khả năng sản xuất EPS. Việc sử dụng phụ gia RHB đã chuyển quá trình tạo hạt AGS từ cơ chế tự tổ chức EPS chậm sang cơ chế được xúc tác vật lý, giúp tăng hiệu quả tạo hạt của hệ SBR.

Yêu cầu về môi trường để đảm bảo sự cân bằng về pH, nhiệt độ, nồng độ oxy hòa tan cho các nhóm vi sinh vật chức năng cùng tồn tại và hoạt động tối ưu phụ thuộc đặc điểm sinh lý của từng nhóm để thiết lập được các điều kiện vận hành chọn lọc. Nền tảng cơ bản nhất nằm ở sự khác nhau về cơ chế trao đổi chất và sự đối lập về điều kiện môi trường của các nhóm vi sinh vật đòi hỏi các thông số môi trường trong quá trình vận hành SBR phải được điều chỉnh và theo dõi theo từng pha của chu kỳ phản ứng. Vi sinh vật dị dưỡng (OHOs, Khử Nitrat, PAOs, GAOs) sử dụng hợp chất hữu cơ làm nguồn carbon và năng lượng, trong khi Vi sinh vật Tự dưỡng (AOBs, NOBs) sử dụng CO_2 và các hợp chất vô cơ để thu năng lượng. Vi sinh vật Dị dưỡng thông thường (OHOs) đóng vai trò then chốt trong việc loại bỏ BOD và COD. Chúng có tính linh hoạt cao về hô hấp, có thể sử dụng O_2 trong điều kiện hiếu khí, NO_3^- hoặc NO_2^- trong điều kiện thiếu khí, hoặc SO_4^{2-} trong điều kiện kỵ khí, làm chất nhận điện tử cuối cùng. Ngược lại, AOBs (Vi khuẩn Oxy hóa Amoni) và NOBs (Vi

khuẩn Oxy hóa Nitrit) là vi khuẩn tự dưỡng hóa học, bắt buộc phải có O_2 để thực hiện quá trình oxy hóa amoniac và nitrit, sử dụng CO_2 làm nguồn carbon. Sự phân tách về nguồn carbon này tạo ra một động lực cạnh tranh quan trọng. Trong hệ bể phản ứng sinh học SBR có tích hợp loại bỏ dinh dưỡng N và P, cần thiết phải thiết kế vận hành với các vùng phản ứng chuyên biệt để loại bỏ carbon hữu cơ trước (thường trong vùng kỵ khí hoặc tiền thiếu khí) để giảm thiểu sự cạnh tranh về oxy hòa tan và không gian đối với vi khuẩn nitrat hóa chậm phát triển trong vùng hiếu khí. Bảng 3.1 tóm tắt các đặc điểm trao đổi chất cơ bản và các điều kiện chọn lọc về môi trường tối ưu cho các nhóm vi sinh vật chuyên biệt trong hệ xử lý nước thải tích hợp, đa năng, qua đó, thể hiện khá rõ sự đối lập về các điều kiện môi trường tối ưu cho quá trình vận hành hệ SBR:

- Nồng độ Oxy hòa tan (DO): OHOs và AOBs/NOBs trong pha hiếu khí cần DO cao, thường duy trì ở mức 2.0-4.0 mg/L để đảm bảo tốc độ sinh trưởng ổn định. Ngược lại, vi sinh vật khử Nitrat dị dưỡng tùy nghi yêu cầu điều kiện thiếu khí nghiêm ngặt, với DO tối ưu dưới 0.1 mg/L để kích hoạt cơ chế khử NO_3^- thành N_2 . Bất kỳ sự tăng nhẹ DO nào trong vùng thiếu khí cũng sẽ làm đình trệ quá trình khử Nitrat.

- Độ pH và nhiệt độ: Hầu hết các quá trình sinh học hoạt động hiệu quả nhất trong phạm vi pH trung tính (6.5 – 8.0), với nhiệt độ lý tưởng thường là 25-35 °C. Tuy nhiên, AOBs có pH tối ưu cao hơn (7.8 – 8.0) so với NOBs (7.3 – 7.5), một điểm khác biệt được khai thác trong các quy trình nitrit hóa bán phần. Đối với PAOs và GAOs, nhiệt độ lại là yếu tố chọn lọc mạnh mẽ vì PAOs chiếm ưu thế dưới 20 °C, trong khi GAOs lại thống trị ở nhiệt độ >30 °C.

Bảng 1. Đặc điểm phát triển hệ vi sinh vật trong bùn hạt

Yếu tố vận hành	OHOs (Dị dưỡng)	AOBs (Oxy hóa Amonia)	NOBs (Oxy hóa Nitrit)	VSV Khử Nitrat	PAOs (Tích lũy P)	GAOs (Tích lũy Glycogen)
Loại trao đổi chất	Dị dưỡng (Aerobic,	Tự dưỡng Hóa học	Tự dưỡng Hóa học	Dị dưỡng Tùy nghi	Dị dưỡng (Anaerobic/Aerobic cycle)	Dị dưỡng (Anaerobic/Aerobic cycle)

	Anoxic, Anaerobic)	(Bắt buộc Hiếu khí)	(Bắt buộc Hiếu khí)			
Nguồn Carbon	Carbon Hữu cơ (BOD, COD)	CO ₂ (Cố định Carbon)	CO ₂ (Cố định Carbon)	Carbon Hữu cơ (BOD, COD)	Axit béo dễ bay hơi (VFA)	Axit béo dễ bay hơi (VFA)
Nguồn năng lượng	Oxy hóa C hữu cơ	Oxy hóa NH ₄ ⁺	Oxy hóa NO ₂ ⁻	Oxy hóa C hữu cơ	thủy phân polyP (kỵ khí)	phân giải glycogen (kỵ khí)
Chất nhận e-	O ₂ , NO ₃ ⁻ , NO ₂ ⁻ , SO ₄ ²⁻	O ₂	O ₂	NO ₃ ⁻ , NO ₂ ⁻	O ₂ hoặc NO ₃ ⁻ (DPAOs)	O ₂ hoặc NO ₃ ⁻ (DGAOs)
DO (mg/L)	2.0 - 4.0 (Hiếu khí)	>2.0 (Bắt buộc)	>2.0 (Bắt buộc)	< 0.5 (tối ưu <0.1)	<0.1 (kỵ khí); > 1.5 (hiếu khí)	<0.1 (kỵ khí); > 1.5 (hiếu khí)
pH	6.5 – 8.0	7.8 – 8.0	7.3 – 7.5	7.0 – 8.0	7.0 – 8.0 (ưu tiên pH > 7.5)	6.5 – 7.0
Nhiệt độ (°C)	25 - 35	25 - 30	25 - 30	20 – 30 (có thể đến 35)	20 – 25 (ưu thế <20)	25 – 35 (ưu thế >30)

Than trấu sinh học (RHB) được chế tạo từ vỏ trấu thông qua quá trình nhiệt phân ở nhiệt độ cao, sở hữu cấu trúc vi xốp và diện tích bề mặt lớn. Cấu trúc này cung cấp các vị trí bám dính lý tưởng (adhesion sites) và môi trường sống thuận lợi cho vi sinh vật để kết tụ (agglomeration). Lợi ích kép của cấu trúc xốp là có thể hấp phụ các chất hữu cơ, N, P, và các chất độc hại. Sự hấp phụ này giúp giảm tải trọng sốc đột ngột lên vi sinh vật, bảo vệ quần thể vi khuẩn, đặc biệt là vi khuẩn tạo hạt (Zoogloea) trong các quá trình chuyển pha có các điều kiện môi trường khác biệt, tối ưu cho từng nhóm vi sinh vật.

Việc sử dụng than trấu sinh học (Rice husk biochar - RHB) làm phụ gia cho quá trình nuôi tạo bùn hạt có thể góp phần thu giữ sinh khối dạng bông bùn và bùn non

làm nguyên liệu tạo hạt nhanh theo cơ chế của vật liệu tạo nhân (nucleating material). RHB là vật liệu nặng và có mật độ cao, sẽ đóng vai trò là các điểm lõi (core) cho sinh khối nhẹ dính bám và ngay lập tức làm tăng tốc độ lắng của tập hợp sinh khối-RHB. Điều này giúp tăng cường hiệu quả của thời gian lắng ngắn đã được thiết lập, giữ lại sinh khối trong hệ SBR và thúc đẩy tốc độ tạo hạt AGS nhanh hơn.

PHỤ LỤC 5. Phân tích đánh giá các thông số vận hành qua phần mềm ghi số liệu BioXpert

Sự ổn định của các thông số hóa lý pH, nhiệt độ và nồng độ DO là điều kiện tiên quyết để đạt hiệu quả nuôi tạo bùn hạt với phụ gia than trâu sinh học của hệ SBR, tối ưu hóa môi trường cho vi sinh vật trong hạt bùn.

❖ Chu kỳ vận hành 4 giờ không có pha nghỉ kéo dài

Hệ SBR khởi động với chu kỳ 4 giờ và không có pha nghỉ kéo dài sau pha cấp nước kỵ khí, kéo dài trong 8 tuần cho đến khi hiệu quả xử lý NH_4^+ đạt 100%. Hình 3.1 hiển thị sự thay đổi của các thông số theo thời gian. Các đường màu xanh da trời và màu đỏ đánh dấu ranh giới của các pha trong chu kỳ. Đường pH (màu đen) tương đối ổn định, dao động trong khoảng 7.3. Điều này cho thấy hệ thống có khả năng đệm tốt và quá trình xử lý đang diễn ra trong môi trường pH ổn định, tối ưu cho hoạt động của vi sinh vật. Đường DO (màu xanh lá cây) cho thấy nồng độ oxy hòa tan được duy trì khá ổn định xung quanh mức cài đặt 25% nồng độ oxy bão hòa trong suốt pha sục khí. Điều này cho thấy hệ thống sục khí hoạt động hiệu quả và cung cấp đủ oxy để duy trì quá trình hiếu khí. Nhiệt độ (màu xanh lam) dao động quanh mức 25 °C, là nhiệt độ lý tưởng cho hoạt động của vi sinh vật trong bể xử lý nước thải. Biểu đồ này cho thấy một quá trình vận hành ổn định và hiệu quả. Các thông số pH, DO và nhiệt độ được duy trì ở mức tối ưu, không có dấu hiệu của sự sốc tải hay bất thường.



Hình 1. Bảng ghi thông số vận hành chu kỳ 4 giờ, không có pha nghỉ kéo dài

Việc kiên trì duy trì thời gian lắng chỉ 5 phút trong suốt quá trình vận hành là một kỹ thuật của nghiên cứu này nhằm thiết lập một áp lực chọn lọc thủy lực cao, với

sự hỗ trợ của phụ gia than trấu sinh học. Nếu như với nghiên cứu trước, quá trình nuôi tạo bùn hạt hiếu khí từ bùn hạt giống trữ lạnh phải trải qua từng giai đoạn với thời gian lắng giảm dần để thu gom và tích lũy hoạt tính cho vi sinh vật trong bùn hạt. Trong nghiên cứu này, các giai đoạn gom hạt với thời gian lắng giảm dần đã được cắt giảm. Phụ gia than trấu sinh học học với vai trò tạo nhân đã hỗ trợ các bông bùn lỏng lẻo và bùn hạt non tập hợp lại, chịu được áp lực chọn lọc và lắng nhanh hơn. Việc nuôi cấy và ổn định bùn hạt hiếu khí dưới nồng độ oxy thấp là rất quan trọng đối với ứng dụng bùn hạt hiếu khí trên quy mô thực tế. Nồng độ oxy hòa tan thấp là cần thiết để giảm thiểu năng lượng sục khí và tận dụng cấu trúc phân tầng của AGS để thực hiện các quá trình chuyển hóa sinh học đồng thời.

Tuy nhiên, trong quá trình lựa chọn bùn hạt bằng kỹ thuật cài đặt thời gian lắng ngắn, vào cuối mỗi chu kỳ, lớp bùn trên cùng có vận tốc lắng kém nhất sẽ bị loại bỏ. Đây là phần bùn được lựa chọn loại bỏ, tuy rất cần thiết cho quá trình tạo hạt, nhưng cũng được coi là tài nguyên vì thành phần của chúng gồm các bông bùn chứa các hợp chất dạng hạt lơ, vật liệu bùn dạng hạt bị xói mòn và các hạt thủy phân chậm, có khả năng tiêu hóa cơ chất trong nước thải nhìn chung là tốt. Ngoài ra, để duy trì thời gian lưu bùn cố định thì phần bùn dư sinh ra cũng sẽ định kỳ được rút khỏi bể phản ứng, thường là hỗn hợp các hạt bùn có hoạt tính sinh học tốt. Do vậy, với định hướng bảo tồn tài nguyên, các dạng bùn loại bỏ từ bể phản ứng sinh học SBR sẽ được thu giữ, sàng lọc để phân loại và định hướng làm bùn giống cho bể xử lý. Phần bùn hạt có kích thước đủ lớn, được giữ lại ở trên sàng cỡ 0.5 mm sẽ được lưu trữ lạnh để làm nguồn bùn giống và nuôi tạo theo quy trình đã thực nghiệm thành công ở phần trước. Phần bông bùn và bùn hạt non kích thước nhỏ, lọt qua cỡ sàng 0.5 mm được nuôi tạo thành bùn hạt với phụ gia than trấu sinh học (RHB), nhằm rút ngắn giai đoạn khởi động so với việc tạo hạt từ bông bùn hoạt tính thông thường, vốn có thể kéo dài vài tháng để đạt được kích thước và độ ổn định cơ học cần thiết. Trong nghiên cứu của Hussain và ccs, (2024) cũng nhận thấy rằng việc sử dụng bùn hạt mang lại cho hệ SBR một số lợi thế như duy trì được mật độ sinh khối cao, tách riêng được thời gian lưu bùn (SRT) và thời gian lưu nước (HRT), do đó làm tăng hiệu suất xử lý, đồng

thời tích hợp được bể lắng vào bể phản ứng, dẫn đến thiết kế nhỏ gọn hơn và giảm đáng kể diện tích và chi phí, tiết kiệm đến 50-70% không gian và giảm 20-25% chi phí vận hành so với cấu hình hệ xử lý sinh học bằng bùn hoạt tính truyền thống.