

การบำบัดน้ำเสียแอมโมเนียมีความเข้มข้นสูงโดยเมื่อดตะกอนจุลินทรีย์แบบใช้อากาศ



วิทยานิพนธ์นี้เป็นส่วนหนึ่งของการศึกษาตามหลักสูตรปริญญาวิศวกรรมศาสตรมหาบัณฑิต

สาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม

คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ปีการศึกษา 2565

ลิขสิทธิ์ของจุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

Treatment of High Ammonium Concentration Wastewater
Using Aerobic Granular Sludge



A Thesis Submitted in Partial Fulfillment of the Requirements
for the Degree of Master of Engineering in Environmental Engineering

Department of Environmental Engineering

FACULTY OF ENGINEERING

Chulalongkorn University

Academic Year 2022

Copyright of Chulalongkorn University

หัวข้อวิทยานิพนธ์	การบำบัดน้ำเสียแอมโมเนียความเข้มข้นสูงโดยเม็ดตะกอน จุลินทรีย์แบบใช้อากาศ
โดย	น.ส.สิริณิศา สุขวิบูลย์
สาขาวิชา	วิศวกรรมสิ่งแวดล้อม
อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์หลัก	ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.ศรัณย์ เตชะเสน

คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย อนุมัติให้หัวข้อวิทยานิพนธ์ฉบับนี้เป็นส่วนหนึ่ง
ของการศึกษาตามหลักสูตรปริญญาวิศวกรรมศาสตรมหาบัณฑิต

..... คณบดีคณะวิศวกรรมศาสตร์
(ศาสตราจารย์ ดร.สุพจน์ เตชวรสินสกุล)

คณะกรรมการสอบวิทยานิพนธ์

..... ประธานกรรมการ
(รองศาสตราจารย์ ดร.เบญจพร สุวรรณศิลป์)

..... อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์หลัก
(ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.ศรัณย์ เตชะเสน)

..... กรรมการ
(ศาสตราจารย์ ดร.ชวลิต รัตนธรรมสกุล)

..... กรรมการภายนอกมหาวิทยาลัย
(ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.สาโรช บุญยกิจสมบัติ)

สิรินิศา สุขวิบูลย์ : การบำบัดน้ำเสียแอมโมเนียความเข้มข้นสูงโดยเม็ตตะคอนจูลินทรีย์แบบใช้อากาศ. (Treatment of High Ammonium Concentration Wastewater Using Aerobic Granular Sludge) อ.ที่ปรึกษาหลัก : ผศ. ดร.ศรัณย์ เตชะเสน

งานวิจัยนี้ศึกษาการสร้างเม็ตตะคอนจูลินทรีย์แบบใช้อากาศและอัตราการบำบัดของน้ำเสียที่มีแอมโมเนียสูง ผลการทดลองพบว่าเกิดเม็ตตะคอนจูลินทรีย์แบบใช้อากาศในน้ำเสียแอมโมเนียสูง (200 mg-N/L) มีลักษณะใกล้เคียงกันกับน้ำเสียแอมโมเนียต่ำ (50 mg-N/L) ระบบมีค่าดัชนีปริมาตรตะกอนเฉลี่ย (SVI) ในถังปฏิกรณ์ที่ 1 และ 2 เท่ากับ 23.07 ± 3.1 และ 20.46 ± 2.7 มิลลิกรัมต่อกรัมตามลำดับ ค่าปริมาณของแข็งแขวนลอย (MLSS) ในถังปฏิกรณ์ที่ 1 และ 2 เท่ากับ $10,784 \pm 608$ และ $11,067 \pm 678$ มิลลิกรัมต่อลิตรตามลำดับ ความเข้มข้นตะกอนกันถังในถังปฏิกรณ์ที่ 1 และ 2 เท่ากับ $33,732 \pm 2468$ และ $34,696 \pm 1741$ มิลลิกรัมต่อลิตรตามลำดับ พบขนาดเม็ตตะคอนจูลินทรีย์ในถังปฏิกรณ์ที่ 1 และ 2 เท่ากับ 3.4 ± 0.9 และ 4.5 ± 1.0 มิลลิเมตร ความหนาแน่นของตะกอนจูลินทรีย์เท่ากับ 1.166 ± 0.01 กรัมต่อมิลลิกรัม โครงสร้างตะกอนอัดแน่นและมีการกระจายตัวทั่วถัง ปฏิกรณ์ทั้งสองถังเมื่อเดินระบบเป็นระยะเวลา 85 วัน เม็ตตะคอนจูลินทรีย์แบบใช้อากาศที่เกิดขึ้นสามารถบำบัดน้ำเสียแอมโมเนียความเข้มข้น 200 mg-N/L ภายใน 2 วัน อัตราการบำบัดเป็นไปตาม Monod's kinetic โดยมีค่าอัตราการบำบัดแอมโมเนียสูงสุด (K_m) เท่ากับ 33.9 ± 3.3 มิลลิกรัมไนโตรเจนต่อลิตรต่อชั่วโมงและความเข้มข้นแอมโมเนียที่อัตราการย่อยสลายครึ่งหนึ่งของอัตราการย่อยสลายสูงสุด (K_s) เท่ากับ 67.9 ± 15.9 มิลลิกรัมต่อลิตร

จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย
CHULALONGKORN UNIVERSITY

สาขาวิชา วิศวกรรมสิ่งแวดล้อม
ปีการศึกษา 2565

ลายมือชื่อนิสิต
ลายมือชื่อ อ.ที่ปรึกษาหลัก

6370300221 : MAJOR ENVIRONMENTAL ENGINEERING

KEYWORD: Ammonium Treatment, Aerobic Granular Sludge, Nitrification, Kinetic
 Sirinisa Sukhvibul : Treatment of High Ammonium Concentration
 Wastewater Using Aerobic Granular Sludge. Advisor: Asst. Prof. SARUN TEJASEN,
 Ph.D.

This study investigated the formation of aerobic granular sludge (AGS) and removal rates of high ammonium wastewater concentrations. The result showed that aerobic granular sludge was successfully formed in high ammonium concentration (200 mg-N/l) as well as low ammonium concentration (50 mg-N/l) wastewater. Average SVI in SBR-1 and SBR-2 were 23.07 ± 3.1 and 20.46 ± 2.7 ml/g. MLSS in SBR-1 and SBR-2 were $10,784 \pm 608$ and $11,067 \pm 678$ mg/l, Settled MLSS in SBR-1 and SBR-2 were $33,732 \pm 2468$ and $34,696 \pm 1741$ mg/l, resulted in aerobic granular sludge with an average grain diameter of 3.9 mm. Sludge density was 1.166 ± 0.01 g/ml. The granular structure was compacted and distributed throughout both SBR for a period of 85 days. In SBR-2, 200 mg-N/l ammonium was gone within 2 days. The ammonium removal efficiency was 99.97%. Reaction rates followed Monod's kinetic with the maximum ammonium-nitrogen removal rate (K_m) was 33.9 ± 3.3 mg $\text{NH}_3\text{-N/L/h}$ and ammonium-nitrogen concentration at half maximum removal rate (K_s) was 67.9 ± 15.9 mg/l.

จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย
 CHULALONGKORN UNIVERSITY

Field of Study: Environmental Engineering Student's Signature

Academic Year: 2022 Advisor's Signature

กิตติกรรมประกาศ

วิทยานิพนธ์ฉบับนี้สำเร็จลุล่วงได้ด้วยคามอนุเคราะห์จากบุคคลหลายท่าน ทางผู้วิจัยจึงขอขอบพระคุณผู้ให้ความอนุเคราะห์ทุกท่าน ดังนี้

ขอขอบพระคุณคำแนะนำที่เป็นประโยชน์ต่องานวิจัย แรงสนับสนุนและความช่วยเหลือในด้านต่าง ๆ จากผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.ศรัณย์ เตชะเสน อาจารย์ที่ปรึกษาตลอดระยะเวลาดำเนินงานวิจัย

คณะกรรมการสอบวิทยานิพนธ์ทุกท่าน ได้แก่ รองศาสตราจารย์ ดร.เบญจพร สุวรรณศิลป์ (ประธานกรรมการ) ศาสตราจารย์ ดร.ชวลิต รัตนธรรมสกุล (กรรมการ) ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.สาโรช บุญยกิจสมบัติ (กรรมการภายนอกมหาวิทยาลัย) ที่กรุณาให้คำแนะนำและข้อเสนอแนะที่เป็นประโยชน์ต่อการทำวิทยานิพนธ์ ทำให้วิทยานิพนธ์มีความสมบูรณ์ยิ่งขึ้น

ขอขอบพระคุณภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัยที่ให้ความอนุเคราะห์สถานที่ทำงานวิจัย เครื่องมือและอุปกรณ์

ขอขอบพระคุณคณาจารย์และบุคลากร ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัยทุกท่านที่มอบความรู้และความช่วยเหลือผู้วิจัยเป็นอย่างดีตลอดมา

ขอบคุณคุณออย วีร์สุดา รับสิริและครอบครัวรับสิริที่คอยช่วยเหลือและแก้ไขปัญหาเกี่ยวกับถึงปฏิกรณ์และตู้ควบคุมไฟฟ้าอยู่เสมอมา

สุดท้ายนี้ผู้วิจัยขอขอบพระคุณครอบครัวสุขวิบูลย์ เพื่อน พี่ น้อง ศิลปินคนโปรดที่สนับสนุนอดทนรอและเข้าใจผู้วิจัย ทำให้งานวิจัยนี้สำเร็จลุล่วงไปด้วยดี

จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย
CHULALONGKORN UNIVERSITY

สิรินิศา สุขวิบูลย์

สารบัญ

	หน้า
บทคัดย่อภาษาไทย.....	ค
บทคัดย่อภาษาอังกฤษ.....	ง
กิตติกรรมประกาศ.....	จ
สารบัญ.....	ฉ
สารบัญตาราง.....	ฉ
สารบัญรูปภาพ.....	ฐ
บทที่ 1 บทนำ.....	1
1.1 ชื่อวิทยานิพนธ์.....	1
1.2 คำสำคัญ.....	1
1.3 ที่มาและความสำคัญ.....	1
1.4 วัตถุประสงค์.....	2
1.5 ขอบเขตงานวิจัย.....	2
1.6 ประโยชน์ที่คาดว่าจะได้รับ.....	3
บทที่ 2 เอกสารและงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง.....	4
2.1 น้ำเสียที่มีสารประกอบไนโตรเจน.....	4
2.1.1 แหล่งที่มาของน้ำเสียที่มีสารประกอบไนโตรเจน.....	4
2.1.2 น้ำทิ้งจากห้องน้ำสาธารณะ.....	6
2.1.3 ผลกระทบที่เกิดจากสารประกอบไนโตรเจนในแหล่งน้ำเกินมาตรฐาน.....	7
2.1.3.1 ความต้องการออกซิเจนโดยไนโตรเจน (Nitrogenous oxygen demand)....	7
2.1.3.2 ความเป็นพิษของแอมโมเนีย.....	8
2.1.3.3 ปรากฏการณ์ยูโทรฟิเคชัน (Eutrophication).....	9

2.1.3.4	โรคเด็กตัวเขียว (Blue baby).....	10
2.1.4	แนวทางการจัดการน้ำเสียที่มีสารประกอบไนโตรเจน	10
2.1.4.1	กระบวนการบำบัดทางกายภาพ.....	11
2.1.4.2	กระบวนการบำบัดทางเคมี	11
2.1.4.3	กระบวนการบำบัดทางชีวภาพ	11
2.2	กระบวนการบำบัดทางชีวภาพ	12
2.2.1	ปัจจัยที่จำเป็นต่อจุลินทรีย์แบบใช้อากาศ	13
2.2.1.1	ค่าพีเอช	13
2.2.1.2	ความเข้มข้นของสารอินทรีย์ในน้ำเสีย	13
2.2.1.3	ปริมาณสารอาหารและธาตุอาหารที่จำเป็น	14
2.2.1.4	อุณหภูมิ	14
2.2.1.5	ปริมาณออกซิเจนละลายน้ำ.....	14
2.2.1.6	ความเป็นพิษ	15
2.2.1.7	อัตราการไหล.....	16
2.2.1.8	การกวนผสม	16
2.2.1.9	ระยะเวลาในการบำบัด.....	16
2.2.2	ปัจจัยที่จำเป็นต่อการสร้างเม็ดตะกอนจุลินทรีย์แบบใช้อากาศ	16
2.2.2.1	ประเภทถังปฏิกรณ์.....	17
2.2.2.2	ความเข้มข้นของน้ำเสีย	17
2.2.2.3	รอบการบำบัด	19
2.2.2.4	ระยะเวลาในการตกตะกอน.....	20
2.2.2.5	ความเร็วในการเติมอากาศ.....	21
2.2.2.6	สัดส่วนทดแทนน้ำเสีย	22
2.2.2.7	ปัจจัยทางสิ่งแวดล้อมอื่น ๆ.....	23

2.3 การบำบัดน้ำเสียปนเปื้อนแอมโมเนียด้วยจุลินทรีย์	24
2.3.1 ชนิดจุลินทรีย์ที่ใช้ในการบำบัด.....	25
2.3.2 ปฏิกริยาที่ใช้ในการบำบัดสารประกอบไนโตรเจนของจุลินทรีย์	25
2.3.2.1 ปฏิกริยาแอมโมนิฟิเคชัน (Ammonification).....	25
2.3.2.2 ปฏิกริยาไนตริฟิเคชัน (Nitrification).....	26
2.3.3 ปัจจัยที่มีผลต่อปฏิกริยาไนตริฟิเคชัน	28
2.3.3.1 ปริมาณออกซิเจนละลายน้ำ.....	28
2.3.3.2 อายุตะกอน.....	28
2.3.3.3 ค่าพีเอช	28
2.3.3.4 ความเป็นพิษ	28
2.4 จลนพลศาสตร์ของการบำบัดน้ำเสีย.....	29
2.4.1 จลนพลศาสตร์อันดับศูนย์.....	29
2.4.2 จลนพลศาสตร์อันดับหนึ่ง.....	30
2.4.3 จลนพลศาสตร์อันดับสอง.....	31
2.4.4 จลนพลศาสตร์แบบโมโนด์.....	31
2.5 ทบทวนเอกสารและงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง.....	32
2.5.1 การศึกษาวิจัยเกี่ยวกับกับการสร้างเม็ดตะกอนจุลินทรีย์แบบใช้อากาศในถังปฏิกรณ์แบบเอสปีอาร์.....	32
2.5.2 การศึกษาวิจัยเกี่ยวกับกับการบำบัดน้ำเสียที่ความเข้มข้นต่าง ๆ โดยใช้เม็ดตะกอนจุลินทรีย์แบบใช้อากาศ.....	35
บทที่ 3 ขั้นตอนและวิธีการดำเนินงานวิจัย	42
3.1 วัสดุอุปกรณ์และสารเคมีที่ใช้ในงานวิจัย	42
3.1.1 วัสดุอุปกรณ์และสารเคมีที่ใช้ในการวิเคราะห์	42
3.1.2 น้ำเสียสังเคราะห์ที่ใช้ในการทดลอง.....	46

3.1.3	ล้างปฏิภิกิริยา.....	47
3.1.4	หัวเชื้อจุลินทรีย์.....	48
3.2	การดำเนินงานวิจัย	49
3.2.1	การสร้างเม็ดตะกอนจุลินทรีย์แบบใช้อากาศที่ความเข้มข้นแอมโมเนียมไนโตรเจนแตกต่างกัน.....	52
3.2.2	การศึกษาประสิทธิภาพและอัตราการบำบัดแอมโมเนียมไนโตรเจนที่ความเข้มข้นต่างๆของแต่ละเชื้อ.....	54
3.2.3	การเปรียบเทียบค่าจลนพลศาสตร์ของการบำบัดแอมโมเนียมไนโตรเจน.....	55
3.3	พารามิเตอร์ที่ทำการตรวจวัดแลวิธีวิเคราะห์.....	58
บทที่ 4	ผลการทดลองและการวิจารณ์ผล	59
4.1	เม็ดตะกอนจุลินทรีย์ในถังปฏิกรณ์.....	59
4.1.1	ปริมาณของแข็งแขวนลอย (MLSS) และของแข็งแขวนลอยระเหยง่าย (MLVSS).....	59
4.1.2	ดัชนีปริมาตรตะกอน (SVI).....	63
4.1.3	ขนาดเม็ดตะกอนและความหนาแน่นของตะกอน (Biomass density).....	64
4.1.4	ลักษณะพื้นผิวตะกอน.....	68
4.2	การศึกษาประสิทธิภาพและอัตราการบำบัดแอมโมเนียมไนโตรเจนที่ความเข้มข้นต่าง ๆ	70
4.2.1	ความเข้มข้นของแอมโมเนียมไนโตรเจนที่ 50 มิลลิกรัมต่อลิตร	70
4.2.2	ความเข้มข้นของแอมโมเนียมไนโตรเจนที่ 200 มิลลิกรัมต่อลิตร.....	71
4.3	ค่าจลนพลศาสตร์ของการบำบัดแอมโมเนียมไนโตรเจน.....	75
บทที่ 5	สรุปผลการทดลองและข้อเสนอแนะ	83
5.1	สรุปผลการทดลอง.....	83
5.1.1	ปริมาณของแข็งแขวนลอย (MLSS) ของแข็งแขวนลอยระเหยง่าย (MLVSS).....	83
5.1.2	ดัชนีปริมาตรตะกอน (SVI).....	83
5.1.3	ขนาดเม็ดตะกอนและความหนาแน่นของตะกอน (Biomass density).....	84

5.1.4 ลักษณะพื้นผิวเม็ดตะกอน.....	84
5.1.5 ค่าจลนพลศาสตร์ของการบำบัดแอมโมเนียไนโตรเจน	84
5.2 คำแนะนำของการไปใช้จริง.....	84
5.2.1 การสร้างเม็ดตะกอนจุลินทรีย์แบบใช้อากาศ.....	84
5.2.2 ค่าจลนพลศาสตร์ของการบำบัดแอมโมเนียไนโตรเจน	85
5.3 ข้อเสนอแนะ	85
5.3.1 ค่าพีเอช.....	85
5.3.2 การเติมอากาศ	85
5.3.3 ถึงปฏิกิริยาและอุปกรณ์.....	86
5.3.4 การวัดค่าปริมาณออกซิเจนละลายในน้ำ	86
5.3.5 อัตราส่วนของเม็ดตะกอนและหัวเชื้อในถังปฏิกิริยา.....	86
บรรณานุกรม	100
ประวัติผู้เขียน.....	105

สารบัญตาราง

	หน้า
ตารางที่ 2.1 สถานะภาพทางออกซิเดชันของสารประกอบไนโตรเจนชนิดต่างๆ	5
ตารางที่ 2.2 ความเข้มข้นขององค์ประกอบในปัสสาวะสด.....	6
ตารางที่ 2.3 คุณสมบัติน้ำทิ้งจากห้องน้ำสาธารณะก่อนการบำบัด.....	7
ตารางที่ 2.4 มาตรฐานไนโตรเจนในแหล่งน้ำปิดของบางประเทศ	9
ตารางที่ 2.5 เกณฑ์ออกแบบและควบคุมสำหรับระบบบำบัดน้ำเสียเอเอส	12
ตารางที่ 2.6 ชนิดและความเข้มข้นต่ำสุดของสารพิษที่ทำให้เกิดความเป็นพิษต่อจุลินทรีย์ที่มีบทบาท กำจัดสารอินทรีย์ในระบบบำบัดแบบใช้อากาศ.....	15
ตารางที่ 2.7 ผลการทดลองการบำบัดน้ำเสียด้วยเม็ดตะกอนที่ความเข้มข้นต่างกัน.....	18
ตารางที่ 2.8 คุณสมบัติและประสิทธิภาพของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่สัดส่วนทดแทนน้ำเสียแตกต่างกัน	22
ตารางที่ 2.9 ปฏิกริยาที่กำจัดสารประกอบไนโตรเจน.....	24
ตารางที่ 2.10 ตัวอย่างความเข้มข้นของสารอินทรีย์และสารอนินทรีย์ที่ยับยั้งปฏิกริยาไนตริฟิเคชัน .	29
ตารางที่ 2.11 สรุปลักษณะที่ใช้ในการบำบัดแอมโมเนียมในน้ำเสียของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์แบบใช้ อากาศ.....	41
ตารางที่ 3.1 องค์ประกอบของน้ำเสียสังเคราะห์และธาตุอาหารที่จำเป็นที่ใช้ในการทดลอง.....	46
ตารางที่ 3.2 ตัวแปรที่ใช้สำหรับการทำวิจัยในการทดลอง	57
ตารางที่ 3.3 พารามิเตอร์ที่ใช้สำหรับการวิเคราะห์ในการทดลอง.....	58
ตารางที่ 4.1 ตารางเปรียบเทียบลักษณะเม็ดตะกอนที่ระยะเวลาการเดินระบบต่าง ๆ	66
ตารางที่ 4.2 ตารางเปรียบเทียบลักษณะเม็ดตะกอนที่ระยะเวลาการเดินระบบต่าง ๆ (ต่อ).....	67
ตารางที่ 4.3 ตารางเปรียบเทียบลักษณะพื้นผิวตะกอนของตะกอนหัวเชื้อและเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ ผ่าน SEM	69
ตารางที่ 4.4 สรุปลักษณะเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่ความเข้มข้นแอมโมเนียมไนโตรเจนแตกต่างกัน ...	72

ตารางที่ 4.5 อัตราการบำบัดแอมโมเนียมไนโตรเจนและอัตราการเกิดไนเตรตที่ความเข้มข้นต่าง ๆ ..76

ตารางที่ 4.6 อัตราการบำบัดแอมโมเนียมไนโตรเจนที่ได้จากงานวิจัยนี้เทียบกับงานวิจัยอื่น82



สารบัญรูปภาพ

	หน้า
รูปที่ 2.1 ความสัมพันธ์ระหว่างค่าพีเอชและรูปแบบแอมโมเนียในแหล่งน้ำ.....	9
รูปที่ 2.2 ความเข้มข้นของชีวมวลในระยะเวลากการเดินระบบที่แตกต่างกัน.....	19
รูปที่ 2.3 ขนาดของเม็ดตะกอนที่ระยะเวลากการตกตะกอนที่แตกต่างกัน	20
รูปที่ 2.4 สัดส่วนทดแทนน้ำเสียในถังปฏิกรณ์เอสปีอาร์	23
รูปที่ 2.5 ผลของค่าพีเอชต่อลักษณะทางกายภาพของตะกอน	24
รูปที่ 2.6 ขั้นตอนในการกำจัดการประกอบไนโตรเจนด้วยกระบวนการบำบัดทางชีวภาพ.....	27
รูปที่ 2.7 จลนพลศาสตร์อันดับศูนย์	30
รูปที่ 2.8 จลนพลศาสตร์อันดับหนึ่ง	30
รูปที่ 2.9 จลนพลศาสตร์อันดับสอง.....	31
รูปที่ 2.10 จลนพลศาสตร์แบบโมโนต์.....	32
รูปที่ 3.1 ถังปฏิกริยาแบบเอสปีอาร์ที่ใช้ในการทดลอง.....	47
รูปที่ 3.2 ตู้ควบคุมไฟฟ้าและเวลาของระบบบำบัด	48
รูปที่ 3.3 แผนผังการดำเนินงานวิจัย	51
รูปที่ 3.4 อัตราการบำบัดของแอมโมเนียในไนโตรเจนที่ความเข้มข้นต่างๆ.....	56
รูปที่ 3.5 กราฟจลนพลศาสตร์แบบโมโนต์	56
รูปที่ 4.1 ค่าปริมาตรของแข็งแขวนลอยในถังเติมอากาศ.....	61
รูปที่ 4.2 ค่าความเข้มข้นตะกอนกันถึงตั้งแต่วันที่ 51 ของการเดินระบบ.....	61
รูปที่ 4.3 อัตราส่วนของแข็งแขวนลอยระเหยง่ายต่อของแข็งแขวนลอยในถังปฏิกริยาที่ 1.....	62
รูปที่ 4.4 อัตราส่วนของแข็งแขวนลอยระเหยง่ายต่อของแข็งแขวนลอยในถังปฏิกริยาที่ 2.....	62
รูปที่ 4.5 ค่าดัชนีปริมาตรตะกอนในถังเติมอากาศ	63
รูปที่ 4.6 เม็ดตะกอนจุลินทรีย์ ก) ระยะเวลาดำเนินระบบ 63 วัน ข) ระยะเวลาดำเนินระบบ 85 วัน	65

รูปที่ 4.7 ลักษณะพื้นผิวเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่กำลังขยาย 3,000 เท่า.....	68
รูปที่ 4.8 การเปลี่ยนแปลงปริมาณแอมโมเนียมไนโตรเจน ไนไตรต์และไนเตรตในถังปฏิกรณ์ชีวภาพที่ 1....	73
รูปที่ 4.9 การเปลี่ยนแปลงปริมาณแอมโมเนียมไนโตรเจน ไนไตรต์และไนเตรตในถังปฏิกรณ์ชีวภาพที่ 2....	74
รูปที่ 4.10 อัตราการบำบัดแอมโมเนียมไนโตรเจนที่ความเข้มข้นต่าง ๆ	77
รูปที่ 4.11 อัตราการบำบัดแอมโมเนียมไนโตรเจนที่ความเข้มข้นต่าง ๆ (ต่อ).....	78
รูปที่ 4.12 อัตราการบำบัดแอมโมเนียมไนโตรเจนของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์แบบใช้อากาศ.....	81



บทที่ 1

บทนำ

1.1 ชื่อวิทยานิพนธ์

ชื่อภาษาไทย : การบำบัดน้ำเสียแอมโมเนียความเข้มข้นสูงโดยเม็ดตะกอนจุลินทรีย์แบบใช้อากาศ

ชื่อภาษาอังกฤษ : Treatment of High Ammonium Concentration Wastewater Using Aerobic Granular Sludge

1.2 คำสำคัญ

การบำบัดแอมโมเนีย (Ammonium Treatment)

เม็ดตะกอนจุลินทรีย์แบบใช้อากาศ (Aerobic Granular Sludge)

กระบวนการไนตริฟิเคชัน (Nitrification)

ค่าจลนพลศาสตร์ (Kinetic)

1.3 ที่มาและความสำคัญ

สิ่งมีชีวิตตามธรรมชาติมีการขับถ่ายของเสียออกจากร่างกายในหลายรูปแบบ ได้แก่ ของแข็งของเหลวและแก๊ส เมื่อของเสียเหล่านั้นถูกปล่อยลงสู่แหล่งน้ำธรรมชาติจะก่อให้เกิดน้ำเสียที่มีค่าไนโตรเจนในรูปของทีเคเอ็น (Total Kjeldahl Nitrogen: TKN) ที่ประกอบไปด้วยสารอินทรีย์ไนโตรเจนและแอมโมเนียไนโตรเจนในปริมาณที่สูง ซึ่งส่งผลกระทบต่อระบบนิเวศภายในแหล่งน้ำเป็นอย่างมาก มลพิษทางน้ำที่เกิดขึ้นมาจากการปนเปื้อนของแอมโมเนีย ไนเตรตและไนเตรตสามารถพบได้ในเขตอุตสาหกรรม การผลิตปุ๋ย ฟาร์มเลี้ยงสัตว์หรือจากชุมชน เช่น ห้องน้ำในสถานบริการน้ำมัน เป็นต้น (Liu W. และคณะ, 2019)

สารประกอบไนโตรเจนเมื่อเข้าสู่วัฏจักรไนโตรเจนแล้วจะทำให้เกิดแอมโมเนียที่มีความเป็นพิษต่อสิ่งมีชีวิตในน้ำ 2 รูปแบบ คือ สารละลายแอมโมเนียมไอออน (NH_4^+) และแอมโมเนียอิสระ (NH_3) โดยค่าพีเอช อุณหภูมิและปริมาณออกซิเจนละลายน้ำมีอิทธิพลต่อการเปลี่ยนรูปและปริมาณของแอมโมเนีย ซึ่งปริมาณแอมโมเนียสามารถลดลงได้จากการเปลี่ยนแปลงรูปเป็นไนเตรตผ่านกระบวนการไนตริฟิเคชัน (Nitrification) ที่มีแบคทีเรียชนิด Aerobic chemoautotrophic bacteria เป็นตัวการสำคัญ (สุชาติดา ยางเอน, 2546)

วิธีการบำบัดทางชีวภาพ เช่น ระบบเอเอสถูกนำมาใช้กันอย่างแพร่หลายสำหรับการกำจัดแอมโมเนียมจากน้ำเสียเนื่องจากความเป็นมิตรต่อสิ่งแวดล้อมและค่าใช้จ่ายในการดำเนินงานที่มีต้นทุนต่ำเมื่อเทียบกับวิธีการอื่น ๆ (Renou S และคณะ, 2008) แต่เชื้อ Autotrophic ที่เกิดขึ้นมักมีปริมาณน้อยและหลุดไปกับน้ำทิ้งได้ง่ายจึงทำให้ประสิทธิภาพในการบำบัดแอมโมเนียมต่ำ จากการพัฒนาเทคโนโลยีสำหรับการบำบัดน้ำเสียโดยเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ทำให้สามารถรวมเชื้อเป็นก้อนจึงเพิ่มประสิทธิภาพได้ ซึ่งงานวิจัยที่ผ่านมาได้มีการศึกษาการบำบัดน้ำเสียชุมชนโดยเม็ดตะกอนจุลินทรีย์แบบใช้อากาศเพื่อหาค่าจลนพลศาสตร์ พบว่าเม็ดตะกอนจุลินทรีย์แบบใช้อากาศมีประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนียมไนโตรเจนได้ถึงร้อยละ 99.6 (สรายุธ เตยโพธิ์, 2563, หน้า. 70-71; อริยะ กาญจนโกมุท, 2562)

ทางผู้วิจัยจึงมีความต้องการศึกษาการบำบัดน้ำเสียแอมโมเนียมความเข้มข้นสูงโดยเม็ดตะกอนจุลินทรีย์แบบใช้อากาศ เพื่อเป็นแนวทางในการออกแบบการบำบัดน้ำเสียจากแหล่งที่มีแอมโมเนียมสูงและเพิ่มพูนองค์ความรู้ด้านวิชาการที่เกี่ยวข้องกับประสิทธิภาพและอัตราการบำบัดน้ำเสียที่มีแอมโมเนียมสูงโดยเม็ดตะกอนจุลินทรีย์แบบใช้อากาศ

1.4 วัตถุประสงค์

- 1.4.1 เพื่อศึกษาสร้างเม็ดตะกอนจุลินทรีย์แบบใช้อากาศโดยใช้น้ำเสียที่มีแอมโมเนียมสูง
- 1.4.2 เพื่อศึกษาประสิทธิภาพและอัตราการบำบัดน้ำเสียแอมโมเนียมที่ความเข้มข้นต่าง ๆ โดยใช้เม็ดตะกอนจุลินทรีย์แบบใช้อากาศในถังปฏิกรณ์แบบแบตช์
- 1.4.3 เพื่อวิเคราะห์หาค่าจลนพลศาสตร์ของการบำบัดแอมโมเนียมโดยเม็ดตะกอนจุลินทรีย์แบบใช้อากาศ

1.5 ขอบเขตงานวิจัย

- 1.5.1 งานวิจัยนี้เป็นการทดลองในระดับปฏิบัติการ ดำเนินการที่ อุณหภูมิห้อง ณ ห้องปฏิบัติการชั้นที่ 1 คณะวิศวกรรมศาสตร์ ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย
- 1.5.2 หัวเชื้อจุลินทรีย์ที่ใช้นำมาจากระบบเอเอสของโรงควบคุมคุณภาพน้ำดินแดง
- 1.5.3 ใช้ถังปฏิกรณ์แบบเอสปีอาร์ (Sequencing Batch Reactor) ในการเลี้ยงเม็ดตะกอนซึ่งทำจากอะคริลิกรูปทรงระบอก ปริมาตร 12 ลิตร ความจุน้ำเสีย 8 ลิตร ที่ความสูง 1.3 เมตร และเส้นผ่านศูนย์กลาง 0.1 เมตร

- 1.5.4 น้ำเสียที่ใช้ในการวิจัยคือน้ำเสียสังเคราะห์ที่มีน้ำตาลทรายเป็นแหล่งคาร์บอนและใช้แอมโมเนียมคลอไรด์เป็นแหล่งไนโตรเจน ซึ่งจำลองคุณสมบัติน้ำเสียจากห้องน้ำในสาธารณะ
- 1.5.5 ควบคุมพีเอชให้อยู่ในช่วง 6.5 - 7.5 ตลอดการทดลอง
- 1.5.6 พารามิเตอร์ที่ใช้ในการวิเคราะห์ได้แก่ ลักษณะทางกายภาพของเมืตตะกอน (Physical properties of sludge) ความหนาแน่นของเมืตตะกอน (Sludge density) พีเอช (pH) ซีโอดี (COD) แอมโมเนียมไนโตรเจน ($\text{NH}_4^+\text{-N}$) ไนไตรต์ไนโตรเจน ($\text{NO}_2^-\text{-N}$) ไนเตรตไนโตรเจน ($\text{NO}_3^-\text{-N}$) ของแข็งแขวนลอย (MLSS) ของแข็งแขวนลอยระเหยง่าย (MLVSS) ดัชนีปริมาตรตะกอน (SVI) และปริมาตรตกตะกอนที่ 30 นาที (SV_{30})
- 1.5.7 การศึกษาอัตราการบำบัดแอมโมเนียมจากน้ำเสียสังเคราะห์ที่ความเข้มข้นเท่ากับ 50 และ 200 มิลลิกรัมแอมโมเนียไนโตรเจน/ลิตร

1.6 ประโยชน์ที่คาดว่าจะได้รับ

- 1.6.1 ประโยชน์ต่อผู้ออกแบบและนักวิชาการสำหรับน้ำเสียจากแหล่งที่มีแอมโมเนียมสูง
- 1.6.2 เพิ่มพูนองค์ความรู้ด้านวิชาการที่เกี่ยวข้องกับประสิทธิภาพและอัตราการบำบัดน้ำเสียที่มีแอมโมเนียมสูงโดยเมืตตะกอนจุลินทรีย์แบบใช้อากาศ
- 1.6.3 แนวทางสำหรับนักวิชาการและนักวิจัยที่สนใจศึกษาวิจัยเกี่ยวกับประสิทธิภาพและอัตราการบำบัดน้ำเสียที่มีคุณสมบัติคล้ายคลึงกัน

บทที่ 2

เอกสารและงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

2.1 น้ำเสียที่มีสารประกอบไนโตรเจน

2.1.1 แหล่งที่มาของน้ำเสียที่มีสารประกอบไนโตรเจน

สารประกอบไนโตรเจนที่พบในสิ่งแวดล้อมสามารถพบได้ทั่วไปตามแหล่งกำเนิดน้ำเสียชุมชน น้ำเสียการเกษตรและน้ำเสียอุตสาหกรรมที่เกิดจากกิจกรรมการทิ้งของเสีย การระบายน้ำทิ้งที่มีสารประกอบไนโตรเจนในปริมาณที่สูงสู่แหล่งน้ำธรรมชาติจะก่อให้เกิดผลกระทบต่อระบบนิเวศทางน้ำ เช่น ปัญหาการเจริญเติบโตของสาหร่ายและพืชน้ำ เป็นต้น โดยใช้หลักเกณฑ์การตรวจสอบคุณภาพน้ำ เพื่อวัดความสกปรกและการปนเปื้อนจากสารประกอบไนโตรเจนในรูปของทีเคเอ็น (Total Kjeldahl Nitrogen: TKN) ที่ประกอบไปด้วยสารประกอบอินทรีย์ไนโตรเจนและแอมโมเนียไนโตรเจน ($\text{NH}_3\text{-N}$)

สารประกอบไนโตรเจนมีความสำคัญต่อระบบนิเวศทางน้ำเพราะเป็นส่วนประกอบอินทรีย์สารบางชนิดในโครงสร้างของเซลล์พืชและสัตว์ ซึ่งสารประกอบไนโตรเจนที่พบในน้ำเสียสามารถแบ่งออกเป็น 4 ชนิด คือ สารประกอบอินทรีย์ไนโตรเจน (Organic Nitrogen) แอมโมเนียมไอออน (NH_4^+) ไนไตรต์ (NO_2^-) ไนเตรต (NO_3^-) ดังแสดงในตารางที่ 2.1

สารประกอบไนโตรเจนที่มาจากของเสียสิ่งมีชีวิต เมื่อปล่อยลงสู่แหล่งน้ำจะถูกย่อยสลายโดยจุลินทรีย์บางชนิด ซึ่งเป็นการย่อยสลายแบบใช้ออกซิเจน สารประกอบอินทรีย์ไนโตรเจนจะถูกออกซิไดซ์ (Oxidized) กลายเป็นแอมโมเนีย ซึ่งแอมโมเนียในแหล่งน้ำมีอยู่ 2 รูปแบบ คือ แอมโมเนียมไอออน (NH_4^+) และแอมโมเนียอิสระ (NH_3) (สุชาติดา ยางเอน, 2546) นอกจากการย่อยสลายสารประกอบดังกล่าว การแยกตัวของหมู่แอมิโน (amino group, NH_2) จากกรดอะมิโนโดยแบคทีเรียบางชนิดก็ยังสามารถให้แอมโมเนียแก่แหล่งน้ำได้ รวมไปถึงการชะล้างของก๊าซแอมโมเนียในอากาศหลังฝนตกจนเกิดแอมโมเนียปริมาณมากในน้ำฝน

ส่วนไนเตรตพบได้จากบริเวณพื้นที่ทางการเกษตรและชุมชนที่มีน้ำไหลผ่านมีการนำพาไนเตรตและสารประกอบไนโตรเจนลงสู่แหล่งน้ำ อย่างไรก็ตามปริมาณไนเตรตที่ไหลผ่านขึ้นอยู่กับความหนักเบาของฝนโครงสร้างของดิน ความลาดชัน ความชื้นในดินและลักษณะกายภาพของผิวดิน ซึ่งมีผลต่อการซึมของน้ำลงสู่ดิน (ปัทมา ทิพรส และคณะ, 2541)

ตารางที่ 2.1 สถานะภาพทางออกซิเดชันของสารประกอบไนโตรเจนชนิดต่างๆ

ชนิดของสารประกอบ ไนโตรเจน	สถานะภาพทางออกซิเดชัน	สมบัติ
สารอินทรีย์ไนโตรเจน (Organic Nitrogen)	-3	องค์ประกอบของโครงสร้างใน เซลล์สิ่งมีชีวิต
ก๊าซแอมโมเนีย (NH_3 gas)	-3	ของเสียที่เกิดจากสัตว์น้ำ
แอมโมเนียมไอออน (NH_4^+)	-3	ใช้ออกซิเจนในแหล่งน้ำทำให้ เป็นอันตรายต่อสัตว์น้ำ
ก๊าซไนโตรเจน (N_2 gas)	0	สารประกอบไนโตรเจนที่ เสถียรที่สุด
ก๊าซไนตริกออกไซด์ (NO gas)	+2	ทำให้เกิดมลภาวะทางอากาศ เมื่อร่างกายได้รับในปริมาณ มากจะทำให้หมดสติ
ไนไตรต์ (NO_2^-)	+3	มีพิษต่อสัตว์น้ำและมนุษย์
ก๊าซไนโตรเจนไดออกไซด์ (NO_2 gas)	+4	ทำให้เกิดมลภาวะทางอากาศ และสภาวะเรือนกระจก
ไนเตรต (NO_3^-)	+5	พืชและแพลงก์ตอนพืชสามารถ นำไปใช้ได้โดยตรง

ที่มา : สุปันชิต นิมรต์น์ (2552)

2.1.2 น้ำทิ้งจากห้องน้ำสาธารณะ

น้ำทิ้งจากห้องน้ำมีการปนเปื้อนสารประกอบไนโตรเจนจากการที่ผู้คนเข้ามาใช้บริการเป็นจำนวนมาก ของเสียหรือสิ่งปฏิกูลที่ถูกขับถ่ายออกจากร่างกายมนุษย์เป็นแหล่งกำเนิดสำคัญที่ส่งผลต่อคุณสมบัติของน้ำทิ้ง ตามพระราชบัญญัติการสาธารณสุข พ.ศ.2535 กล่าวถึงสิ่งปฏิกูลว่าเป็นอุจจาระหรือปัสสาวะของมนุษย์และห้องน้ำสาธารณะหมายถึงสถานที่ถ่ายอุจจาระ ปัสสาวะของประชาชน ซึ่งจัดตั้งไว้เพื่อให้บริการทั่วไปในสถานที่ต่าง ๆ ทั้งกรณีที่เก็บค่าบริการและไม่เก็บค่าบริการกับประชาชนในพื้นที่ของหน่วยงานรัฐและหน่วยงานเอกชน แนวทางการดำเนินการเกี่ยวกับการบริการห้องน้ำสาธารณะที่มีมาตรฐานถูกสุขอนามัยเป็นสิ่งจำเป็นแก่ประชาชน ในปัจจุบันสถานประกอบการดูแลใส่ใจเรื่องความสะอาดบริเวณห้องน้ำมากยิ่งขึ้นเพื่อเป็นจุดขายในการบริการ เช่น ห้องน้ำสาธารณะในสถานบริการน้ำมันเชื้อเพลิง ร้านอาหารและห้างสรรพสินค้า เป็นต้น โดยการออกแบบระบบบำบัดสิ่งปฏิกูลจากห้องน้ำเริ่มจากน้ำเสียและสิ่งปฏิกูลจากห้องน้ำและโถปัสสาวะถูกรวบรวมแล้วระบายออกมาผ่านระบบท่อระบายสิ่งปฏิกูล โดยท่อที่ใช้จะเป็นท่อเย็นแนวตั้งก่อนจะไหลรวมสู่ท่อแนวนอนต่อไปยังถังบำบัดสิ่งปฏิกูลที่เป็นนิยมนั้นมาก คือการใช้ถังบำบัดแบบสำเร็จรูป (กรมส่งเสริมการปกครองท้องถิ่น กระทรวงมหาดไทย, 2549)

Rose C และคณะ (2015) ศึกษาคุณสมบัติของอุจจาระและปัสสาวะสดเพื่อใช้ในการพัฒนาเทคโนโลยีการบำบัดขั้นสูง พบว่าการบริโภคอาหารและของเหลวเป็นสาเหตุหลักของการเปลี่ยนแปลงของปริมาตรและองค์ประกอบของของเสียในแต่ละวัน โดยทั่วไปค่าพีเอชของปัสสาวะสดมีค่าเท่ากับ 6.2 ซึ่งข้อมูลความเข้มข้นขององค์ประกอบในปัสสาวะสดเป็นไปตามตารางที่ 2.2

ตารางที่ 2.2 ความเข้มข้นขององค์ประกอบในปัสสาวะสด

องค์ประกอบ	ความเข้มข้น (มิลลิกรัม/ลิตร)	อ้างอิง
TKN	9,220	Belar-Baykal และคณะ, 2011
Urea	21,400	Jonsson, 2005
NH ₄ -N	125	Jana และคณะ, 2012
NH ₃ -N	300	Tilley และคณะ, 2008

ที่มา : Rose C และคณะ (2015)

อย่างไรก็ตามน้ำทิ้งจากห้องน้ำสาธารณะควรมีการตรวจสอบคุณสมบัติก่อนที่จะนำไปรวบรวมกับน้ำทิ้งประเภทอื่นของอาคาร เนื่องจากอุจจาระและปัสสาวะสดในแต่ละวันมีคุณสมบัติที่แตกต่างกันขึ้นอยู่กับจำนวนผู้เข้ามาใช้บริการ จากการติดตามและตรวจสอบคุณภาพสิ่งแวดล้อมของสำนักนโยบายและแผนทรัพยากรธรรมชาติและสิ่งแวดล้อม (สผ.) ของห้างสรรพสินค้าแห่งหนึ่ง พบคุณสมบัติของน้ำทิ้งจากห้องน้ำตามตารางที่ 2.3

ตารางที่ 2.3 คุณสมบัติของน้ำทิ้งจากห้องน้ำสาธารณะก่อนการบำบัด

พารามิเตอร์ที่ตรวจวัด	หน่วย	ค่าต่ำสุด-ค่าสูงสุด
pH	-	6.9-8.11
BOD	mg/L	19.6-185
COD	mg/L	320-500
TKN	mg/L	70.7-106
Oil & Grease	mg/L	1.2-2.8
Fecal Coliform Bacteria	MPN/100ml	110-400,000
Total Coliform Bacteria	MPN/100ml	170-480,000

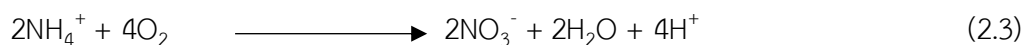
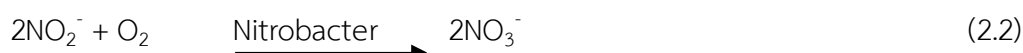
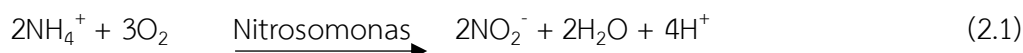
ที่มา : สำนักนโยบายและแผนทรัพยากรธรรมชาติและสิ่งแวดล้อม (2562)

2.1.3 ผลกระทบที่เกิดจากสารประกอบไนโตรเจนในแหล่งน้ำเกินมาตรฐาน

สำหรับสารประกอบไนโตรเจนในแหล่งน้ำที่มีค่าเกินกว่ามาตรฐานนั้นจะก่อให้เกิดผลกระทบในประเด็นต่าง ๆ ตามที่ธงชัย พรรณสวัสดิ์ (2545) และสุชาติดา ยางเอน (2546) ได้อธิบายดังนี้

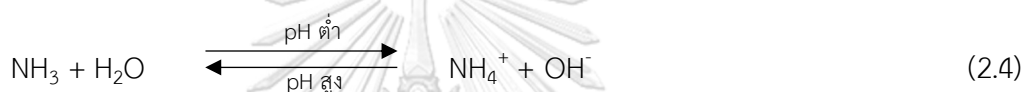
2.1.3.1 ความต้องการออกซิเจนโดยไนโตรเจน (Nitrogenous oxygen demand)

การปล่อยไนโตรเจนในรูปของสารอินทรีย์และแอมโมเนียลงสู่แหล่งน้ำในปริมาณสูง เกินเกณฑ์มาตรฐานที่กำหนด จะทำให้เกิดความต้องการออกซิเจนโดยไนโตรเจนเพื่อมาออกซิไดซ์ไนโตรเจนให้เป็นไนเตรตตามสมการที่ 2.1 ถึง 2.3 ซึ่งค่าความต้องการออกซิเจนเหล่านี้สามารถเพิ่มการเกิดเส้นหย่อนออกซิเจน (oxygen sag curve) ในแหล่งน้ำได้เร็วยิ่งขึ้นหรือมีผลให้ความเข้มข้นของออกซิเจนละลายน้ำ (DO) ลดลง

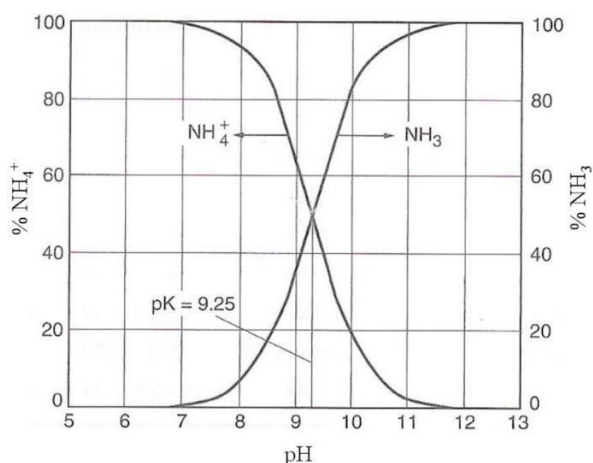


2.1.3.2 ความเป็นพิษของแอมโมเนีย

ปัจจัยที่มีผลต่อความเป็นพิษของแอมโมเนียจะอยู่ในรูปแบบหรือปริมาณมากน้อยขึ้นอยู่กับค่าพีเอช อุณหภูมิและปริมาณออกซิเจนละลายน้ำเป็นหลัก โดยแอมโมเนียจะมีความเป็นพิษมากในแหล่งน้ำรองรับที่มีค่าพีเอชสูงมากกว่าค่าพีเอชต่ำ รวมถึงปริมาณแอมโมเนียมไอออนและแอมโมเนียอิสระจะแปรผันตามค่าพีเอชตามรูปที่ 2.1 และสมการที่ 2.4



จากปัจจัยดังกล่าวเมื่อน้ำเสียที่มีการปนเปื้อนสารประกอบไนโตรเจนถูกปล่อยสู่แหล่งน้ำรองรับที่มีค่าพีเอชมากกว่าหรือเท่ากับ 8 แอมโมเนียมไอออนในน้ำเสียจะแปรสภาพเป็นรูปของแอมโมเนียอิสระ ซึ่งมีความเป็นพิษต่อระบบนิเวศทางน้ำ โดยความเป็นพิษของแอมโมเนียจะส่งผลต่อปลา 2 ระดับ คือ ความเป็นพิษเฉียบพลันที่ส่งผลให้ปลาตายทันที เช่น ปลาดุกด้านจะมีความเป็นพิษของความเข้มข้นของแอมโมเนียที่ทำให้ปลาตาย 50 เปอร์เซ็นต์ (LC₅₀) ในระยะเวลา 48 ชั่วโมงเท่ากับ 3.5 มิลลิกรัม/ลิตร ในส่วนของความเป็นพิษเรื้อรังจะทำให้เกิดการยับยั้งการเจริญเติบโตเนื่องจากปลาไม่สามารถขับถ่ายแอมโมเนียออกจากกระแสเลือดได้



รูปที่ 2.1 ความสัมพันธ์ระหว่างค่าพีเอชและรูปแบบแอมโมเนียในแหล่งน้ำ

2.1.3.3 ปรากฏการณ์ยูโทรฟิเคชัน (Eutrophication)

ปรากฏการณ์ยูโทรฟิเคชันมีสาเหตุมาจากการระบายน้ำทิ้งที่มีสารประกอบไนโตรเจนสู่แหล่งน้ำปริมาณมาก ทำให้สาหร่ายเกิดการเจริญเติบโตอย่างรวดเร็วและขยายพันธุ์เพิ่มจำนวนมากขึ้นผิดปกติ ส่งผลกระทบต่อระบบนิเวศทางน้ำ เนื่องจากการเจริญเติบโตของพืชพันธุ์ดังกล่าวทำให้การสังเคราะห์แสงในช่วงเวลากลางวันมีระดับออกซิเจนละลายสูงเกินกว่าขีดความเข้มข้นสูงสุดซึ่งตรงกันข้ามกับช่วงเวลากลางคืน

การมีสารประกอบไนโตรเจนปริมาณมากในแหล่งน้ำปิดมากกว่า 20 วัน จะทำให้เกิดปรากฏการณ์ยูโทรฟิเคชันได้ โดยค่าวิกฤตของไนโตรเจนในแหล่งน้ำเท่ากับ 0.005-0.2 มิลลิกรัม/ลิตร หากมีค่าเกินเกณฑ์จะก่อให้เกิดปรากฏการณ์กระแสน้ำแดง (Red tide) เป็นอีกรูปแบบของปรากฏการณ์ยูโทรฟิเคชันเช่นกัน

ตารางที่ 2.4 มาตรฐานไนโตรเจนในแหล่งน้ำปิดของบางประเทศ

สารประกอบ	เกณฑ์มาตรฐาน	อ้างอิง
แอมโมเนีย	0.02 มิลลิกรัม NH ₃ /ลิตร	U.S.EPA, 1987
แอมโมเนีย	0.4 มิลลิกรัม NH ₃ /ลิตร	กระทรวงวิทยาศาสตร์ เทคโนโลยี และสิ่งแวดล้อม, 2534
ไนไตรต์	0.06 มิลลิกรัม N /ลิตร	CCREM, 1986

ที่มา : ธงชัย พรรณสวัสดิ์ (2545)

2.1.3.4 โรคเด็กตัวเขียว (Blue baby)

เมื่อไนโตรเจนถูกระบายลงสู่แหล่งน้ำและถูกออกซิไดซ์ให้เป็นไนเตรตจนหมดสิ้น ไนเตรตเหล่านั้นสามารถแทรกซึมไปยังบ่อบาดาลในบริเวณใกล้เคียง หากชุมชนมีการนำน้ำมาใช้ในการบริโภคจะก่อให้เกิดปัญหาทางสุขภาพต่อมาได้โดยสามารถพบเจออาการดังกล่าวในเด็กก่อนที่บริโภคน้ำที่มีปริมาณไนเตรตที่สูง โดยไนเตรตจะลดรูปกลายเป็นไนไตรต์และถูกส่งถ่ายไปกับเม็ดเลือดแดง ซึ่งจะเกิดการแย่งออกซิเจนขึ้นทำให้เกิดความผิดปกติทางผิวหนังกลายเป็นผิวสีเขียวและเสียชีวิตลงได้ จึงเรียกว่าโรคเด็กตัวเขียว ส่วนร่างกายของผู้ใหญ่และเด็กโตที่มีสุขภาพแข็งแรง เมื่อรับไนเตรตผ่านการบริโภคเข้าไปจะถูกขับออกทางปัสสาวะอย่างรวดเร็ว

2.1.4 แนวทางการจัดการน้ำเสียที่มีสารประกอบไนโตรเจน

สิ่งมีชีวิตตามธรรมชาติมีการขับถ่ายของเสียออกจากร่างกายหลากหลายรูปแบบ เมื่อของเสียเหล่านั้นถูกปล่อยลงสู่แหล่งน้ำธรรมชาติจะก่อให้เกิดน้ำเสียที่มีค่าไนโตรเจนในรูปของทีเคเอ็นทีประกอบไปด้วยสารอินทรีย์และสารอนินทรีย์ สารประกอบไนโตรเจนเหล่านี้คือของเสียจากเมตาบอลิซึมของโปรตีนในร่างกาย เมื่อปล่อยรวมกับน้ำเสียจะอยู่ในรูปของสารอินทรีย์ร้อยละ 60 และแอมโมเนียร้อยละ 40 ส่วนไนไตรต์และไนเตรตที่เป็นสารประกอบไนโตรเจนในรูปของออกซิไดซ์มีเพียงไม่ถึงร้อยละ 1 (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2545)

สารประกอบอินทรีย์เหล่านี้เป็นธาตุอาหารที่ใช้ในการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ การปล่อยน้ำเสียที่ปนเปื้อนลงสู่แหล่งน้ำธรรมชาติมากเกินไปจะทำให้พืชน้ำเจริญเติบโตอย่างรวดเร็วจนเกิดการเน่าเสียได้ เนื่องจากการตายของพืชน้ำจำนวนมาก ทำให้เกิดปริมาณสารอินทรีย์ที่เพิ่มมากขึ้นในน้ำมากกว่าเดิม ดังนั้นการกำจัดสารประกอบไนโตรเจนออกจากน้ำเสียจึงมีความสำคัญอย่างยิ่ง เพื่อลดผลกระทบที่จะเกิดขึ้นกับสิ่งแวดล้อมจากการลดปริมาณสารประกอบเหล่านี้ให้อยู่ในระดับที่ไม่ก่อให้เกิดปัญหาในน้ำเสียก่อนระบายออกสู่สิ่งแวดล้อม จึงเกิดแนวทางการกำจัดสารดังกล่าวผ่านกระบวนการบำบัดต่าง ๆ ดังต่อไปนี้

2.1.4.1 กระบวนการบำบัดทางกายภาพ

การไล่ออกแอมโมเนียหรือ Ammonia stripping เป็นหนึ่งในกระบวนการทางกายภาพที่ง่ายต่อการกำจัดสารประกอบไนโตรเจนเพื่อลดปริมาณแอมโมเนียในน้ำเสีย ขั้นตอนการดำเนินการเน้นความสะดวกสบายและราคาถูกกว่าการเปลี่ยนสารประกอบไนโตรเจนให้เป็นไนเตรตก่อนกำจัด โดยมี การปรับอุณหภูมิให้สูงขึ้นเพื่อเปลี่ยนแอมโมเนียไอออนให้อยู่ในรูปแอมโมเนียแล้วเติมอากาศเพื่อไล่ออกแอมโมเนียออกไป (Culp Russel, 1978)

2.1.4.2 กระบวนการบำบัดทางเคมี

การแลกเปลี่ยนไอออนเป็นกระบวนการบำบัดทางเคมีที่ราคาแพง แต่สามารถใช้งานได้ยาวนานและคืนสภาพได้ง่าย โดยการปรับค่าพีเอชให้ลดลงให้อยู่ในค่าที่แอมโมเนียถูกกำจัดได้ง่ายที่สุด ซึ่งอาศัยการแลกเปลี่ยนของเรซินที่บรรจุลงไปในความสามารถในการแลกเปลี่ยนประจุบวก (กรมโรงงานอุตสาหกรรม, 2554)

2.1.4.3 กระบวนการบำบัดทางชีวภาพ

กระบวนการบำบัดสารประกอบไนโตรเจนที่นิยมใช้มากที่สุดเพราะเป็นวิธีการกำจัดและลดสารอินทรีย์ที่ละลายอยู่ในน้ำเสียโดยอาศัยการใช้จุลินทรีย์ให้เกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน-ดีไนตริฟิเคชัน (Nitrification-Denitrification) เพื่อย่อยสลายและเปลี่ยนรูปสารประกอบไนโตรเจนให้อยู่ในรูปก๊าซไนโตรเจน (กรมโรงงานอุตสาหกรรม, 2554)

2.2 กระบวนการบำบัดทางชีวภาพ

กระบวนการกำจัดสารประกอบไนโตรเจนมีหลากหลายวิธี แต่กระบวนการบำบัดทางชีวภาพนั้นเป็นวิธีที่เหมาะสมเพราะสามารถกำจัดสารประกอบชนิดนี้และประหยัดค่าใช้จ่าย ซึ่งระบบบำบัดน้ำเสียปนเปื้อนสารประกอบไนโตรเจนทางชีวภาพที่นิยมคือระบบเอสปีอาร์ (Sequencing Batch Reactor) โดยน้ำเสียจะไหลเข้าระบบเป็นบางช่วงเวลา มีส่วนเก็บกักน้ำเสียทำหน้าที่เติมอากาศและตกตะกอนภายในถังปฏิกริยาเดียวกัน ซึ่งการทำงานของระบบประเภทนี้เหมาะสมกับการเกิดกระบวนการไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชัน โดยขั้นตอนการเดินระบบจะแบ่งเป็น 5 ช่วงตามที่กรมโรงงานอุตสาหกรรม (2554) และสมาคมวิศวกรรมสิ่งแวดล้อมแห่งประเทศไทย (2540) ได้อธิบายดังนี้

1. ช่วงเติมน้ำเสีย จะปล่อยให้ น้ำเสียไหลเข้าถัง เพื่อทำปฏิกริยากับจุลินทรีย์ที่อยู่ภายในถัง
2. ช่วงทำปฏิกริยา ทำปฏิกริยากับจุลินทรีย์ที่อยู่ภายในถังปฏิกริยา ขณะที่เติมอากาศ
3. ช่วงตกตะกอน หยุดการเติมอากาศ เพื่อทิ้งให้ตะกอนจุลินทรีย์ตกตะกอนสู่ก้นถังปฏิกริยา
4. ช่วงระบายน้ำทิ้ง น้ำใสส่วนบนจะถูกระบายออกมา
5. ช่วงพักระบบ เพื่อซ่อมแซมระบบหรือรอรับน้ำเสียใหม่

หลังจากที่เดินระบบครบทั้ง 5 ช่วงแล้วจะเริ่มต้นใหม่อีกครั้ง ดังนั้นการทำงานของระบบเอสปีอาร์หนึ่งรอบระยะเวลาที่มีการใช้เวลา 6-12 ชั่วโมงขึ้นอยู่กับวัตถุประสงค์ในการบำบัดหรือคุณสมบัติของน้ำเสียแต่ละชนิด โดยสามารถเปลี่ยนแปลงระยะเวลาในแต่ละช่วงการทำงานได้ แสดงให้เห็นถึงความสะดวกสบายและยืดหยุ่นต่อการทำงาน

ตารางที่ 2.5 เกณฑ์ออกแบบและควบคุมสำหรับระบบบำบัดน้ำเสียเอเอส

ประเภทระบบเอเอส	ชนิดถังปฏิกริยา	ความเข้มข้นของตะกอน MLSS (mg/L)
ระบบเอเอสแบบกวนสมบูรณ์	CMAS	2,500 – 4,000
ระบบเอเอสแบบปรับเสถียรสัมผัส	Plug flow	1,000 – 3,000 ^a 4,000 – 10,000 ^b
ระบบเอสปีอาร์	Batch	1,500 – 6,000

ที่มา : กรมโรงงานอุตสาหกรรม (2554)

หมายเหตุ : ^a ถังสัมผัส (Contact Tank) และ ^b ถังปรับเสถียร (Stabilization Tank)

2.2.1 ปัจจัยที่จำเป็นต่อจุลินทรีย์แบบใช้อากาศ

เนื่องจากกระบวนการบำบัดทางชีวภาพอาศัยการทำงานของจุลินทรีย์ในการย่อยสลายมลสารต่าง ๆ การเพาะเลี้ยงจุลินทรีย์ภายใต้สภาวะสิ่งแวดล้อมที่เหมาะสมถือว่าเป็นสิ่งสำคัญต่อการทำงานของระบบอย่างยิ่ง โดยเฉพาะจุลินทรีย์แบบใช้อากาศมีความจำเป็นที่ต้องการปัจจัยต่าง ๆ มาควบคุมการเจริญเติบโต เพื่อให้เกิดประสิทธิภาพสูงสุดแก่กระบวนการบำบัดทางชีวภาพดังนี้

2.2.1.1 ค่าพีเอช

ค่าพีเอชเป็นปัจจัยที่สำคัญต่อการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ ต้องควบคุมค่าพีเอชให้เหมาะสมกับจุลินทรีย์แบบใช้อากาศที่ทำหน้าที่ย่อยสลายในระบบ ควรมีค่าพีเอชอยู่ระหว่าง 6.5-8.5 ซึ่งค่าที่ต่ำหรือสูงกว่านี้จะทำให้จุลินทรีย์ในระบบตายได้ โดยน้ำเสียที่ค่าพีเอชต่ำกว่า 6.5 จะก่อให้เกิดการเจริญเติบโตของเชื้อรามากกว่าแบคทีเรียจึงเกิดปัญหาตะกอนเบาไม่จมตัวส่งผลกระทบต่อประสิทธิภาพในการบำบัดที่ลดลง ปัญหาดังกล่าวสามารถแก้ไขได้จากการเติมโซดาไฟหรือกรดฟอสฟอริกเป็นตัวปรับค่าพีเอชให้เหมาะสมกับสภาวะการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ ซึ่งค่าพีเอชที่เหมาะสมคือ 7.0 (กรรณิการ์ ชูเกียรติวัฒนา, 2561)

สอดคล้องกับการอ้างอิงจากกรมโรงงานอุตสาหกรรม (2554) และสุบัญญัติ นิมรัตน์ (2548) กล่าวว่าค่าพีเอชของการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์แบบใช้อากาศมักทำให้ค่าพีเอชเป็นกลางคือ 6-7 กรณีที่ค่าพีเอชสูงเกินไปจะทำให้ฟอสฟอรัสตกตะกอนผลึก (Precipitate) แยกออกจากน้ำ ทำให้จุลินทรีย์ไม่สามารถนำฟอสฟอรัสไปใช้งานต่อในระบบได้ ประสิทธิภาพการทำงานของระบบจึงลดลงเช่นกัน

2.2.1.2 ความเข้มข้นของสารอินทรีย์ในน้ำเสีย

สารอินทรีย์ในน้ำเสียเป็นอาหารของจุลินทรีย์ในกระบวนการบำบัดทางชีวภาพ ความเข้มข้นของสารอินทรีย์จึงเป็นปัจจัยสำคัญต่อการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ หากความเข้มข้นของสารอินทรีย์สูง จำนวนจุลินทรีย์จะเพิ่มขึ้นตามโดยมีลักษณะการกระจายตัวอยู่ทั่วไป ทำให้การรวมกลุ่มเป็นก้อนตะกอนยากขึ้นส่งผลกระทบต่ออัตราการตกตะกอนที่น้อยลง ประสิทธิภาพในการบำบัดจึงลดลงด้วย

แต่ถ้าอัตราส่วนของอาหารต่อจุลินทรีย์ต่ำ จุลินทรีย์จะอยู่ในรูปของฟลอคซึ่งสามารถตกตะกอนได้อย่างรวดเร็วแต่ไม่สามารถจับส่วนเล็ก ๆ ลงมาได้หมด น้ำที่ผ่านการบำบัดจึงมีความขุ่น (กรมโรงงานอุตสาหกรรม, 2554) ดังนั้นการควบคุมอัตราส่วนของอาหารต่อจุลินทรีย์ในระบบให้เหมาะสมจึงมีความสำคัญ อ้างอิงจากสุบัญญัติ นิมรัตน์ (2552) กล่าวว่าอัตราส่วนของอาหารต่อจุลินทรีย์ที่เหมาะสมอยู่ระหว่าง 0.2-0.5

2.2.1.3 ปริมาณสารอาหารและธาตุอาหารที่จำเป็น

จุลินทรีย์แบบใช้อากาศต้องการสารอาหารในการเจริญเติบโต 2 ประเภทคือ สารอาหารหลัก (Major nutrient) ได้แก่ คาร์บอน (C) ไนโตรเจน (N) ฟอสฟอรัส (P) ออกซิเจน (O) ไฮโดรเจน (H) และกำมะถัน (S) ซึ่งจุลินทรีย์มักใช้ในไนโตรเจนและฟอสฟอรัสในการสร้างเซลล์ใหม่ โดยน้ำเสียที่เหมาะสมต่อการย่อยสลายของระบบแอสต้องมามีปริมาณ COD : N : P ตามอัตราส่วนเท่ากับ 150 : 5 : 1 ส่วนธาตุอาหารเสริม (Minor nutrients) เป็นสารอาหารที่เสริมสร้างการเจริญเติบโตของโครงสร้างภายในเซลล์จุลินทรีย์และการสร้างเอนไซม์ภายในเซลล์ เช่น แมงกานีส (Mn) ทองแดง (Cu) สังกะสี (Zn) และโมลิบดีนัม (Mo) เป็นต้น (Metcalf Eddy, 2004)

2.2.1.4 อุณหภูมิ

อุณหภูมิเป็นปัจจัยที่สำคัญอีกประการหนึ่งในการควบคุมประสิทธิภาพการทำงานของงานและการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์แบบใช้อากาศ โดยทั่วไปแล้วปฏิกิริยาออกซิเดชันจะเกิดได้ดีที่อุณหภูมิ 35 °C และยิ่งอุณหภูมิลดลงจะทำให้ปฏิกิริยาที่จะเกิดขึ้นลดลงตาม ในทางตรงกันข้ามอุณหภูมิที่สูงขึ้นจะทำให้จุลินทรีย์มีประสิทธิภาพในการย่อยสลายสารอินทรีย์เพิ่มขึ้น แต่เมื่ออุณหภูมิสูงสุดถึง 45 °C ปฏิกิริยาออกซิเดชันจะลดลงครึ่งหนึ่งเมื่อเทียบกับปฏิกิริยาที่เกิดขึ้นในช่วงอุณหภูมิที่ 35 °C และจุลินทรีย์จะหยุดการทำงานที่อุณหภูมิ 50 °C (สุบัณฑิต นิมรัตน์, 2552)

สอดคล้องกับการอ้างอิงจากกรมโรงงานอุตสาหกรรม (2554) กล่าวว่าหากอุณหภูมิสูงจะยิ่งเพิ่มประสิทธิภาพการทำงานของจุลินทรีย์ โดยระบบแอสน้ำเสียไม่ควรให้อุณหภูมิสูงเกิน 40 °C อีกทั้งการเปลี่ยนแปลงของอุณหภูมียังมีผลต่อการตกตะกอน โดยที่อุณหภูมิต่ำจะเกิดการตกตะกอนได้ดีกว่าที่อุณหภูมิสูง

2.2.1.5 ปริมาณออกซิเจนละลายน้ำ

ปริมาณออกซิเจนละลายน้ำที่เพียงพอมีผลต่อการดำรงชีวิตของจุลินทรีย์ เพื่อไม่ให้จุลินทรีย์แบบใช้อากาศในระบบตาย ควรควบคุมปริมาณออกซิเจนละลายน้ำให้อยู่ระหว่าง 1-2 มิลลิกรัม/ลิตร และไม่ควรต่ำกว่า 0.5 มิลลิกรัม/ลิตรหรือควบคุมค่าประจุไฟฟ้าในน้ำ (Oxidation Reduction Potential: ORP) ให้อยู่ระหว่าง 50-100 มิลลิโวลต์ (กรรณิการ์ ชูเกียรติวัฒนา, 2561) ซึ่งปริมาณออกซิเจนที่ใช้เพื่อรักษาความเข้มข้นของออกซิเจนที่ละลายน้ำขึ้นอยู่กับอุณหภูมิ โดยอ้างอิงจากกรมโรงงานอุตสาหกรรม (2554) กล่าวว่าเมื่ออุณหภูมิในถังปฏิกิริยาสูงขึ้น ทำให้จุลินทรีย์เพิ่มประสิทธิภาพในการทำงานมากขึ้นและออกซิเจนจะมีค่าการละลายอิมิตัวต่ำจึงเป็นเหตุให้ต้องการ

ออกซิเจนมากกว่าเดิม อย่างไรก็ตามกรณีที่ถึงปฏิกริยามีอุณหภูมิต่ำความต้องการออกซิเจนเพื่อรักษาความเข้มข้นของออกซิเจนที่ละลายน้ำจะน้อยกว่ากรณีที่ถึงปฏิกริยามีอุณหภูมิสูง

2.2.1.6 ความเป็นพิษ

สารพิษแบ่งออกเป็น 2 ประเภทคือความเป็นพิษแบบเฉียบพลัน (Acute Toxicity) ก่อให้เกิดความเป็นพิษแก่จุลินทรีย์จนตายหมดในระยะเวลาสั้น ๆ เช่น ไซยาไนด์ เป็นต้นและความเป็นพิษแบบเรื้อรัง (Chronic Toxicity) ที่มาจากโลหะหนักจะใช้ระยะเวลานาน เนื่องจากจุลินทรีย์จะค่อยๆสะสมสารพิษเหล่านี้ไว้ในเซลล์จนเกิดเป็นพิษและตายลง ซึ่งสารพิษแต่ละชนิดมีช่วงความเข้มข้นต่ำสุดที่จะทำให้เกิดพิษ (Threshold concentration) ต่อจุลินทรีย์ในระดับที่แตกต่างกันดังแสดงในตารางที่ 2.6

ตารางที่ 2.6 ชนิดและความเข้มข้นต่ำสุดของสารพิษที่ทำให้เกิดความเป็นพิษต่อจุลินทรีย์ที่มีบทบาทกำจัดสารอินทรีย์ในระบบบำบัดแบบใช้อากาศ

ชนิดของสารพิษ	ความเข้มข้นในน้ำเข้า (mg/L)
Arsenic	0.1
Lead	0.1
Mercury	0.1-5.0
Zinc	0.3-1.0
Benzene	100
Phenol	50
Toluene	200
Ammonia	500

ที่มา : กรรณิการ์ ชูเกียรติวัฒนา (2561)

2.2.1.7 อัตราการไหล

การควบคุมอัตราการไหลของน้ำเสียเข้าสู่กระบวนการบำบัดอย่างสม่ำเสมอ จะช่วยรักษาประสิทธิภาพในการบำบัดให้คงที่ อัตราการไหลของน้ำเสียที่ไม่แน่นอนส่งผลต่อกิจกรรมการทำงานของจุลินทรีย์ในกระบวนการบำบัดทางชีวภาพ ยกตัวอย่างกรณีที่อัตราการไหลเพิ่มขึ้นมากกว่าเดิม จะทำให้ค่าการสะสมอินทรีย์เพิ่มขึ้นจึงส่งผลกระทบต่อระยะเวลาในการตกตะกอนและประสิทธิภาพในการบำบัดที่ลดลงเช่นเดียวกัน (กรมโรงงานอุตสาหกรรม, 2554)

2.2.1.8 การกวนผสม

การกวนแบบสมบูรณ์ในถังเติมอากาศจะช่วยให้จุลินทรีย์สัมผัสกับน้ำเสียที่เข้ามาอย่างทั่วถึง ค่าความเข้มข้นของออกซิเจนจะละลายสม่ำเสมอ จุลินทรีย์จึงจับตัวกันเป็นฟล็อกได้ดี ทำให้ระบบมีประสิทธิภาพในการบำบัดสูง อีกทั้งการกวนอย่างถูกวิธีจะไม่ก่อให้เกิดน้ำเสียไหลล้นถัง (กรมโรงงานอุตสาหกรรม, 2554)

2.2.1.9 ระยะเวลาในการบำบัด

ระยะเวลาในการบำบัดต้องมากเพียงพอที่จุลินทรีย์จะย่อยสลายมลสารและจับตัวกันเป็นก้อนเพื่อตกตะกอน หากจุลินทรีย์ย่อยสลายมลสารต่าง ๆ ในน้ำเสียไม่หมดจะทำให้มีปริมาณสารอินทรีย์เหลืออยู่มาก ในทางตรงกันข้ามระยะเวลาในการบำบัดที่มากเกินไปจะส่งผลให้ตะกอนขาดออกซิเจนและเกิดการเน่าเสีย (กรมโรงงานอุตสาหกรรม, 2554)

2.2.2 ปัจจัยที่จำเป็นต่อการสร้างเม็ดตะกอนจุลินทรีย์แบบใช้อากาศ

เม็ดตะกอนจุลินทรีย์แบบใช้อากาศได้รับการเพาะเลี้ยงในถังเอสบีอาร์โดยนักวิจัยหลายท่าน ซึ่งได้ถูกจำกัดความว่า เม็ดที่ประกอบไปด้วยตะกอนจากการใช้อากาศ ซึ่งเป็นการรวมตัวของจุลินทรีย์ในระบบด้วยตัวเอง ไม่จับตัวเป็นก้อนภายใต้แรงเฉือนของน้ำที่ลดลงและตกตะกอนเร็วขึ้นภายใต้สภาวะที่เหมาะสมมากกว่าฟล็อกในระบบตะกอนเร่ง (Activated sludge flocs) มีการนำเม็ดตะกอนจุลินทรีย์แบบใช้อากาศมาใช้เพื่อบำบัดน้ำเสียที่มีความสกปรกสูง ซึ่งประกอบด้วยสารอินทรีย์ ไนโตรเจน ฟอสฟอรัสและสารพิษ (De Kreuk M. K และคณะ, 2005) แต่ความไม่เสถียรของเม็ดตะกอนเป็นหนึ่งในปัญหาหลักที่ขัดขวางการประยุกต์ใช้เทคโนโลยีระหว่างการเดินระบบ ทำให้กระบวนการสร้างเม็ดตะกอนจุลินทรีย์แบบใช้อากาศจะค่อย ๆ สูญเสียความเสถียรภายใต้สภาวะการทำงานที่ไม่เหมาะสม (Zheng Y. M. และคณะ, 2006)

เมื่อดตะกอนแบบใช้อากาศเป็นกระบวนการที่ค่อยๆ พัฒนาจากหัวเชื้อที่อ่อนนุ่มไปเป็นเม็ดตะกอนอัดแข็ง การสร้างเม็ดตะกอนในขั้นตอนแรกต้องอาศัยการรวมตัวของจุลินทรีย์ที่ได้รับอิทธิพลโดยตรงจากสภาวะแวดล้อมตั้งต้นและการดำเนินการของเครื่องปฏิกรณ์ที่เกี่ยวข้อง ได้แก่ ความเข้มข้นของน้ำเสีย ประเภทถังปฏิกรณ์ รอบการบำบัด ระยะเวลาในการตกตะกอน ความเร็วในการเติมอากาศ สัดส่วนทดแทนน้ำเสียและสภาพแวดล้อม (Lee D. J. และคณะ, 2010)

2.2.2.1 ประเภทถังปฏิกรณ์

เมื่อดตะกอนจุลินทรีย์แบบใช้อากาศเป็นกระบวนการที่จุลินทรีย์สามารถรวมตัวและสร้างโครงสร้างที่อัดแน่นด้วยขนาด 0.1-5 มิลลิเมตร จากการทดลองของนักวิจัยหลายท่านประสบความสำเร็จในการสร้างเม็ดตะกอนจุลินทรีย์แบบใช้อากาศภายในถังปฏิกรณ์แบบเอสปีอาร์ที่แบ่งขั้นตอนการบำบัดออกเป็นรอบทั้งหมด 4 ช่วงคือ การเติมน้ำเสีย การเติมอากาศ การตกตะกอนและการแยกน้ำทิ้ง เพื่อให้ส่วนประกอบของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่ดีคงอยู่ในระบบ ในขณะที่อนุภาคที่เบากว่าถูกชะล้างออกไป โดยการคัดกรองชีวมวลที่ไม่ใช่เม็ดตะกอนจุลินทรีย์ออกจากระบบบำบัดจะแสดงให้เห็นในช่วงขั้นตอนการตกตะกอนและการแยกน้ำทิ้ง (Lei Qin และคณะ, 2004) อีกทั้งค่าใช้จ่ายในการก่อสร้างต่ำ ไม่ต้องมีการเวียนตะกอนและรับภาระบรรทุกของมลสารที่ความเข้มข้นสูงอย่างเฉียบพลันได้ดี ทำให้ถังปฏิกรณ์แบบเอสปีอาร์มีคุณสมบัติที่เหมาะสมในการบำบัดน้ำเสียด้วยเม็ดตะกอนจุลินทรีย์แบบใช้อากาศ (Lee D. J. และคณะ, 2010) การกำจัดสารปนเปื้อนในน้ำเสียด้วยเม็ดตะกอนจุลินทรีย์แบบใช้อากาศสามารถทำได้ภายใต้สภาวะแอโรบิกและแอนแอโรบิกในระบบเอสปีอาร์จากสภาวะการอดอาหารเป็นระยะ ๆ พบว่าจุลินทรีย์มีความไม่ชอบน้ำมากยิ่งขึ้นส่งผลให้เกิดการรวมกลุ่มเป็นเม็ดตะกอนได้ง่ายกว่าเดิม (Yu X. และคณะ, 2014) จากการสร้างเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ให้เจริญเติบโตในถังเอสปีอาร์ได้อย่างมีประสิทธิภาพแสดงให้เห็นถึงความยืดหยุ่นของระบบการทำงาน นักวิจัยหลายท่านจึงหันมาเลือกใช้ถังปฏิกรณ์ประเภทนี้ เพื่อเอื้ออำนวยต่อการสร้างเม็ดตะกอนอย่างรวดเร็ว

2.2.2.2 ความเข้มข้นของน้ำเสีย

เมื่อดตะกอนจุลินทรีย์แบบใช้อากาศสามารถก่อตัวในน้ำเสียหลากหลายชนิด ไม่ว่าจะเป็นน้ำเสียจากแหล่งกำเนิดทางอุตสาหกรรม การเกษตร ปศุสัตว์และชุมชน โดยมีความสามารถในการรับรองการเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นของน้ำเสียได้อย่างเฉียบพลัน องค์ประกอบของน้ำเสียจึงไม่มีผลต่อการสร้างเม็ดตะกอน แต่มีผลต่อชนิดของจุลินทรีย์ที่ดำรงชีวิตอยู่ในระบบบำบัด การเติมน้ำเสียที่มี

องค์ประกอบของสารอินทรีย์ที่สูงเกินไป ทำให้จุลินทรีย์เจริญเติบโตและรวมกลุ่มกันเร็วขึ้นจนเกิดเป็นก้อนเม็ดตะกอนขนาดใหญ่ อย่างไรก็ตามหากเดินระบบในระยะยาวความแข็งแรงของเม็ดตะกอนขนาดใหญ่นี้จะลดลงและแตกสลายในที่สุด เนื่องจากไม่สามารถรองรับออกซิเจนเข้าไปในเซลล์เม็ดตะกอนได้ ความเสถียรของเม็ดตะกอนและประสิทธิภาพในการบำบัดจึงลดลง (Li A. J และคณะ, 2008) การสร้างเม็ดตะกอนที่ความเข้มข้นของสารอินทรีย์ที่แตกต่างกัน ทดสอบเพื่อหาขนาดเม็ดตะกอนและความแข็งแรงจากค่าสัมประสิทธิ์ความสมบูรณ์ (Integrity coefficient) ใช้น้ำเสียที่มีความเข้มข้นของซีโอดีตั้งแต่ 500-3,000 มิลลิกรัม/ลิตร พบว่าน้ำเสียที่มีความเข้มข้นซีโอดีสูงจะสร้างเม็ดตะกอนขนาดใหญ่ แต่มีความแข็งแรงที่น้อยกว่าเม็ดตะกอนในน้ำเสียที่มีความเข้มข้นซีโอดีต่ำกว่า (Liu Q. S. และคณะ, 2003) ตามรูปที่ 2.7 และจากการศึกษาของ Tsuneda S และคณะ (2003) เกี่ยวกับคุณสมบัติของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่สร้างจากไนโตรฟายอิงแบคทีเรียพบว่าน้ำเสียที่มีความเข้มข้นของสารอินทรีย์สูงจะช่วยกระตุ้นการเจริญเติบโตของไนโตรฟายอิงแบคทีเรียในเม็ดตะกอนมากยิ่งขึ้น ดังนั้นการควบคุมอัตราส่วนปริมาณสารอินทรีย์ต่อไนโตรเจนที่เหมาะสมจะช่วยเพิ่มความเสถียรแก่เม็ดตะกอนจุลินทรีย์แบบใช้อากาศในระบบได้ โดยควบคุมความเข้มข้นตามสถานการณ์ของการเดินระบบช่วงนั้น ๆ ไป

ตารางที่ 2.7 ผลการทดลองการบำบัดน้ำเสียด้วยเม็ดตะกอนที่ความเข้มข้นต่างกัน

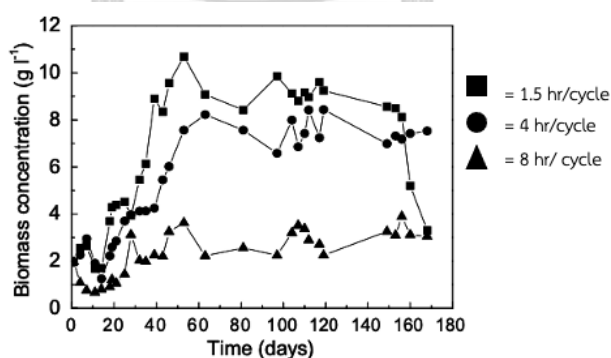
Items	Seed sludge	Influent substrate concentration (mg l ⁻¹ COD)			
		500	1000	2000	3000
Size (mm)	0.09	1.57 (±0.14)	1.79 (±0.08)	1.79 (±0.10)	1.89 (±0.11)
Roundness	~	0.69 (±0.025)	0.66 (±0.026)	0.67 (±0.021)	0.64 (±0.017)
Aspect ratio	~	0.65 (±0.09)	0.65 (±0.016)	0.64 (±0.019)	0.66 (±0.018)
Integrity coefficient (%)	~	97.1 (±1.6)	97.4 (±1.7)	95.4 (±1.3)	87.4 (±2.5)
SVI (ml g ⁻¹)	208	41 (±4.6)	43 (±4.3)	36 (±4.6)	34 (±3.1)
Biomass density (g l ⁻¹)	~	54.3 (±6.3)	54.7 (±8.4)	54.6 (±5.5)	56.1 (±7.6)
Specific gravity of sludge (kg l ⁻¹)	1.001	1.010 (±0.001)	1.010 (±0.001)	1.012 (±0.003)	1.012 (±0.002)
Biomass concentration in reactor (g l ⁻¹)	~	8.4 (±1.0)	9.5 (±1.5)	11.2 (±1.3)	12.3 (±1.6)
Cell surface hydrophobicity (%)	49.4	81.1 (±4.1)	84.2 (±5.5)	77.7 (±3.8)	79.1 (±4.2)
Cell polysaccharides (mg g ⁻¹ MLVSS)	60.9	93.6 (±6.1)	91.6 (±3.9)	84.7 (±3.3)	85.2 (±3.9)
Effluent COD concentration (mg l ⁻¹)	~	27 (±9.4)	48 (±12.3)	68 (±15.1)	156 (±35.7)
COD removal efficiency (%)	~	95 (±1.7)	95 (±1.2)	97 (±1.1)	95 (±1.2)

ที่มา : Liu Q. S. และคณะ (2003)

2.2.2.3 รอบการบำบัด

การทำงานของระบบเอสปีอาร์หนึ่งรอบระยะเวลาที่มีการใช้เวลา 4-12 ชั่วโมงขึ้นอยู่กับวัตถุประสงค์ในการบำบัดหรือคุณสมบัติของน้ำเสียแต่ละชนิด โดยสามารถเปลี่ยนแปลงระยะเวลาในแต่ละช่วงการทำงานได้ ซึ่งระยะเวลาหนึ่งรอบการทำงานหมายถึงระยะเวลาที่น้ำถูกกักเก็บอยู่ในถังปฏิกรณ์ จากการศึกษาของ Liu Y. Q และคณะ (2008) หากใช้ระยะเวลาในการกักเก็บน้ำสั้นกว่า 4 ชั่วโมง ในช่วงแรกจะพบการสร้างเม็ดตะกอนได้เร็วกว่าระยะเวลาอื่น ๆ บ่งชี้ว่ารอบการบำบัดที่สั้นลงทำให้เกิดเม็ดตะกอนเร็วขึ้น อย่างไรก็ตามเมื่อเดินระบบไปอีก 120 วัน เม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่เพาะเลี้ยงเกิดแบคทีเรียเส้นใยจำนวนมากปรากฏขึ้นบนพื้นผิวของเม็ดตะกอนส่งผลต่อลักษณะทางกายภาพ เม็ดตะกอนเริ่มมีโครงสร้างที่หลวมเกิดตะกอนปุยและน้ำหนักเบา ลักษณะเหล่านี้นำไปสู่ความสามารถในการตกตะกอนของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่ไม่ดี แม้ว่ารูปร่างลักษณะภายนอกและขนาดยังคงเป็นเม็ดตะกอนอยู่ จึงทำให้เกิดการแตกสลายและถูกชะล้างออกไปตามรูปที่ 2.2

การสร้างเม็ดตะกอนจุลินทรีย์แบบใช้อากาศจะเร็วกว่าเม็ดตะกอนจุลินทรีย์แบบไม่ใช้อากาศ แต่ยังคงต้องใช้ระยะเวลาในการรวมตะกอน 2-4 สัปดาห์แล้วพัฒนาเป็นเม็ดตะกอนที่สมบูรณ์ภายใน 1-2 เดือน จากงานวิจัยหลายท่านจึงสรุปว่าการกำหนดรอบการบำบัดที่สั้นจะช่วยพัฒนาเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ให้เจริญเติบโตได้เร็ว แต่การกำหนดรอบการบำบัดที่สั้นจนเกินไปไม่เอื้ออำนวยต่อความเสถียรของเม็ดตะกอนในการเดินระบบในระยะยาว

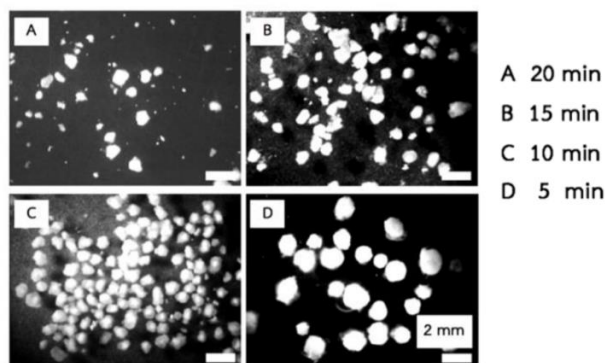


รูปที่ 2.2 ความเข้มข้นของชีวมวลในระยะเวลาการเดินระบบที่แตกต่างกัน

(Liu Y. Q และคณะ, 2008)

2.2.2.4 ระยะเวลาในการตกตะกอน

การทำงานของระบบเอสปีอาร์ใช้ระยะเวลาในการตกตะกอนสั้นเป็นระยะเวลา 5-15 นาที เนื่องจากระยะเวลาการตกตะกอนที่สั้นทำให้เกิดการชะล้างของสารชีวมวลที่ตกตะกอนได้ไม่ดี และคงไว้แต่เม็ดตกตะกอนที่ดีเท่านั้น (Lei Qin และคณะ, 2004) จากงานวิจัยของอริยะ กาญจนโกมุท (2562) ศึกษาขนาดเม็ดตะกอนที่ระยะเวลาตกตะกอนที่แตกต่างกันพบว่าระยะเวลาในการตกตะกอนที่สั้นลงส่งผลให้ตะกอนมีน้ำหนักมากขึ้น ระยะเวลาในการตกตะกอนจึงเป็นปัจจัยในการคัดเลือกตะกอนที่มีน้ำหนักที่ควรกักเก็บไว้ในระบบ โดยระยะเวลาตกตะกอนที่เหมาะสมของการทดลองคือ 15 นาที เมื่อพิจารณาจากปริมาณตะกอนในระบบมีปริมาณมากกว่าปริมาณตะกอนน้ำทิ้ง รวมถึงขนาดของเม็ดตะกอนที่มีโครงสร้างสมบูรณ์ สอดคล้องกับงานวิจัยของ Lei Qin และคณะ (2004) ที่พบว่าระยะเวลาตกตะกอนที่ 5 นาทีเกิดเม็ดตะกอนทรงกลมขนาด 2 มิลลิเมตร โครงสร้างอัดแน่นและมีการกระจายตัวทั่วถึงปฏิกิริยา จึงควรเป็นระยะเวลาที่เหมาะสมต่อการสร้างเม็ดตะกอนจุลินทรีย์แบบใช้อากาศมากที่สุดตามรูปที่ 2.3



รูปที่ 2.3 ขนาดของเม็ดตะกอนที่ระยะเวลาการตกตะกอนที่แตกต่างกัน

(Lei Qin และคณะ, 2004)

2.2.2.5 ความเร็วในการเติมอากาศ

อัตราการเติมอากาศที่สูงถือเป็นการสร้างแรงเฉือนน้ำ (Hydrodynamic shear force) จากการกำหนดค่าความเร็วในการเติมอากาศ ซึ่งควบคุมความเร็วอากาศผ่านท่อด้วยอุปกรณ์วัดอัตราการไหลของอากาศ (Air flow meter) แรงเฉือนของน้ำที่เกิดขึ้นจากการเติมอากาศช่วยยับยั้งการเกิดจุลินทรีย์ที่เป็นเส้นใยและช่วยสร้างพื้นผิวของเม็ดตะกอนให้ได้พื้นผิวเรียบ เพื่อช่วยในการหลังสารโพลีเมอร์ภายนอกเซลล์ (EPS) ให้มากขึ้น เสริมสร้างความสมบูรณ์ของโครงสร้าง รวมถึงการรองรับออกซิเจนให้เพียงพอสำหรับเม็ดตะกอน (Dulekgurgen E และคณะ, 2008)

ความเร็วในการเติมอากาศช่วง 2-4 เซนติเมตรต่อวินาทีจะสร้างแรงเฉือนน้ำที่เหมาะสมจากการศึกษาเม็ดตะกอนจุลินทรีย์แบบใช้อากาศในถังปฏิบัติการแบบที่ละเทขายใต้แรงเฉือนที่แตกต่างกัน พบว่าเม็ดตะกอนที่เกิดขึ้นจากการเติมความเร็วลมเท่ากับ 3.2 เซนติเมตร/วินาทีเหมาะสมกับความเข้มข้นของน้ำเสีย 2,000-5,000 มิลลิกรัมซีโอดี/ลิตร ส่วนการเติมความเร็วลมเท่ากับ 2.4 เซนติเมตร/วินาทีเหมาะสมกับน้ำเสียความเข้มข้นของซีโอดีที่น้อยลงอยู่ในช่วง 2,000-3,000 มิลลิกรัมซีโอดี/ลิตร ตรงข้ามกับเม็ดตะกอนจุลินทรีย์จากการเติมความเร็วลมที่น้อยกว่า 2.4 เซนติเมตร/วินาที เกิดเม็ดตะกอนขนาดเล็กที่มีรูปร่างไม่สม่ำเสมอ (Chen Y. และคณะ, 2007) สอดคล้องกับ Tay J. H. และคณะ (2001b) พบว่าความเร็วลมที่ 0.8 ไม่ก่อให้เกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ แต่พบปริมาณจุลินทรีย์ในระบบมากที่สุดเกิดขึ้นเมื่อเติมความเร็วลม 4.1 เซนติเมตร/วินาที (อริยะ กาญจนโกมุท, 2562) ทำการบำบัดน้ำเสียที่มีความเข้มข้นสารอินทรีย์ 2,000 มิลลิกรัมซีโอดี/ลิตร ควรควบคุมการเติมอากาศที่ความเร็วมากกว่า 3.5 เซนติเมตรต่อวินาทีจะช่วยให้ตะกอนรวมกันเป็นเม็ดสมบูรณ์ สรุปได้ว่าแรงเฉือนน้ำที่สูงก่อให้เกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่มีโครงสร้างที่สมบูรณ์ จุลินทรีย์จับตัวกันแน่นส่งผลให้ปริมาณจุลินทรีย์ในระบบมากขึ้น แต่แรงเฉือนสูงเพียงอย่างเดียวไม่สามารถทำให้เกิดเม็ดตะกอนได้ ต้องคำนึงถึงความเร็วในการเติมอากาศและระยะเวลาการตกตะกอนในระบบด้วย (Dulekgurgen E และคณะ, 2008)

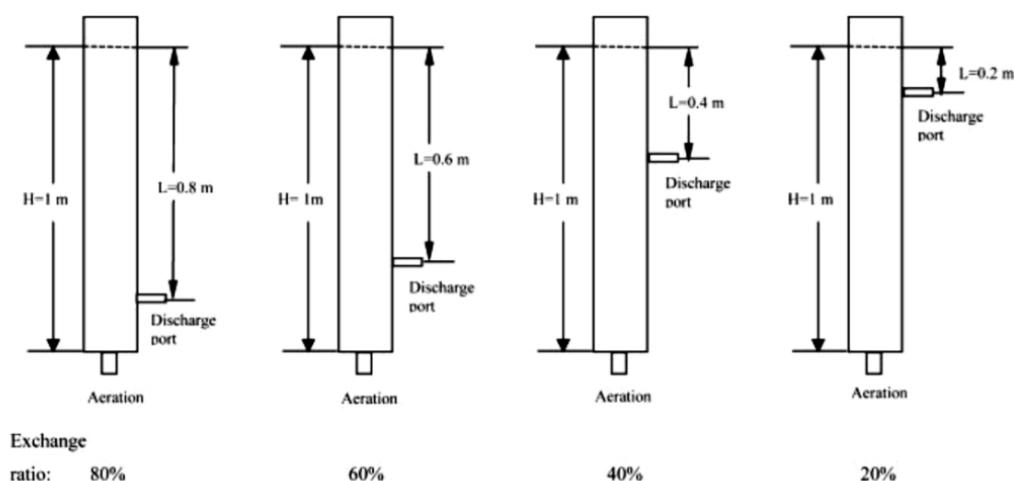
2.2.2.6 สัตส่วนทดแทนน้ำเสีย

สัตส่วนทดแทนน้ำเสียเป็นปัจจัยหลักในการควบคุมความเข้มข้นของน้ำเสียและการคัดเลือกเม็ดตะกอนในระบบจากขั้นตอนการเติมน้ำเสียและปล่อยน้ำทิ้งตามท่อน้ำทิ้งตำแหน่งต่าง ๆ ของถังปฏิกรณ์ ซึ่งปริมาณน้ำทิ้งที่ออกจากระบบต้องเท่ากับปริมาณน้ำเสียที่เติมเข้ามา นักวิจัยหลายท่านเลือกใช้สัตส่วนทดแทนน้ำเสียอยู่ในช่วงร้อยละ 40-60 ซึ่งนิยมใช้สัตส่วนทดแทนน้ำเสียร้อยละ 50 หรือระดับกึ่งกลางจากถังปฏิกรณ์ (Lee D. J. และคณะ, 2010) จากการศึกษาการสร้างเม็ดตะกอนที่สัตส่วนทดแทนน้ำเสียแตกต่างกันจากร้อยละ 20-80 พบว่าที่สัตส่วนทดแทนน้ำเสียสูงจะใช้ระยะเวลาในการสร้างเม็ดตะกอนได้รวดเร็ว ขนาดเม็ดตะกอนมีขนาดใหญ่ทรงกลม รวมถึงมีประสิทธิภาพในการบำบัดสารปนเปื้อนในน้ำเสียได้สูงกว่าสัตส่วนทดแทนน้ำเสียต่ำตามตารางที่ 2.8 (Wang Z. W. และคณะ, 2006) สอดคล้องกับงานวิจัยของอริยะ กาญจนโกมุท (2562) เมื่อเพิ่มสัตส่วนทดแทนน้ำเสียสูงขึ้น ความหนาแน่นของจุลินทรีย์ในระบบมีแนวโน้มลดลง จึงแนะนำสัตส่วนทดแทนน้ำเสียร้อยละ 60 ควบคู่กับการควบคุมปริมาณตะกอนในน้ำถังปฏิกรณ์หลังตกตะกอนจะทำให้สามารถรักษาตะกอนในระบบได้

ตารางที่ 2.8 คุณสมบัติและประสิทธิภาพของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่สัตส่วนทดแทนน้ำเสียแตกต่างกัน

Property and operation parameters	Mixed liquor volume exchange ratio			
	20%	40%	60%	80%
<i>Reactors performances</i>				
Granules appearance time (days)	20 ± 1	12 ± 1	6 ± 1	2 ± 1
COD removal (%)	92 ± 1	96 ± 2	98 ± 1	99 ± 1
SRT (d)	8.7 ± 0.3	7.7 ± 0.1	3.6 ± 0.2	5.3 ± 0.2
<i>Sludge bed properties</i>				
Fraction of granules (%)	33 ± 2	54 ± 2	74 ± 4	93 ± 3
Mean size (mm)	0.85 ± 0.08	1.80 ± 0.09	2.21 ± 0.12	3.67 ± 0.14
SVI (ml g ⁻¹)	88 ± 2	79 ± 2	70 ± 4	31 ± 3
Ca (g g ⁻¹ SS)	0.08 ± 0.005	0.09 ± 0.006	0.16 ± 0.009	0.21 ± 0.007
EPS (g g ⁻¹ SS)	0.12 ± 0.04	0.18 ± 0.02	0.28 ± 0.05	0.40 ± 0.04
MLSS (g l ⁻¹)	8.2 ± 0.3	7.9 ± 0.5	5.2 ± 0.2	5.3 ± 0.4
Effluent SS (g l ⁻¹)	0.31 ± 0.02	0.34 ± 0.01	0.49 ± 0.03	0.34 ± 0.04

ที่มา : Wang Z. W. และคณะ (2006)



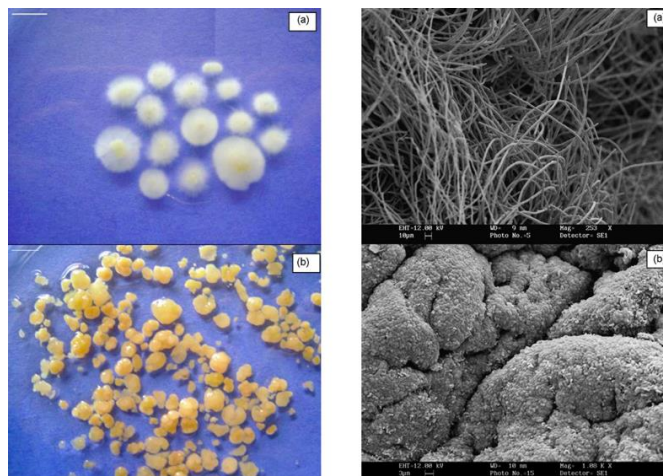
รูปที่ 2.4 สัดส่วนทดแทนน้ำเสียในถังปฏิกรณ์เอสปีอาร์

(Wang Z. W. และคณะ, 2006)

2.2.2.7 ปัจจัยทางสิ่งแวดล้อมอื่น ๆ

เม็ดตะกอนแบบใช้อากาศสามารถพัฒนาได้ในถังเอสปีอาร์ที่ระดับออกซิเจนละลายน้ำ (DO) ต่ำสุด 0.7–1.0 มิลลิกรัม/ลิตร (Lee D. J. และคณะ, 2010) จนถึง 2–6 มิลลิกรัม/ลิตร (Lei Qin และคณะ, 2004; Tsuneda S และคณะ, 2003) จากงานวิจัยได้เสนอแนะว่าออกซิเจนละลายน้ำไม่ใช่ปัจจัยหลักสำหรับการสร้างเม็ดตะกอนแบบใช้อากาศ แต่เป็นตัวกำหนดในการสร้างแรงเฉือนของน้ำ (Dulekgurgen E และคณะ, 2008)

ส่วนค่าพีเอชในระบบมีผลกระทบอย่างมากต่อการเจริญเติบโตของชนิดจุลินทรีย์สังเกตุได้ว่า เม็ดตะกอนจุลินทรีย์แบบใช้อากาศที่ค่าพีเอชเท่ากับ 4.0 จะถูกสร้างด้วยเชื้อรา โดยเม็ดตะกอนมีขนาดใหญ่ถึง 7 มิลลิเมตร ลักษณะตะกอนปุย ไม่อัดตัวเป็นก้อนแน่น ในขณะที่ค่าพีเอชที่สูงขึ้นอยู่ในช่วง 7.0-8.0 เม็ดตะกอนจะถูกสร้างด้วยแบคทีเรียและขนาดเม็ดตะกอนเท่ากับ 4.8 มิลลิเมตรตามรูปที่ 2.5 (Yang S. F. และคณะ, 2008) จากการศึกษาขนาดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่มีค่าพีเอชในระบบอยู่ในช่วง สภาวะเป็นกลางจะช่วยยับยั้งการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ที่เป็นเส้นใย ซึ่งเป็นสาเหตุหลักต่อความล้มเหลวของระบบบำบัด (Yu X. และคณะ, 2014)



รูปที่ 2.5 ผลของค่าพีเอชต่อลักษณะทางกายภาพของตะกอน
(Yang S. F. และคณะ, 2008)

2.3 การบำบัดน้ำเสียปนเปื้อนแอมโมเนียมด้วยจุลินทรีย์

การปนเปื้อนของมลสารในน้ำเสียบางประเภทมีปริมาณของสารประกอบคาร์บอนน้อยแต่มีปริมาณของสารประกอบไนโตรเจนสูง เช่น น้ำทิ้งจากห้องน้ำสาธารณะที่ลักษณะน้ำเสียเกิดจากของเสียที่มาจากร่างกายของมนุษย์เป็นหลัก ซึ่งมลสารเหล่านั้นมีองค์ประกอบของสารประกอบไนโตรเจน 4 ชนิดได้แก่ แอมโมเนียมไอออน ไนเตรต ไนไตรต์และสารอินทรีย์ไนโตรเจน การกำจัดสารประกอบไนโตรเจนดังกล่าวจึงมีความจำเป็นที่ต้องใช้ปฏิกิริยาหลายชนิดร่วมกัน ดังแสดงในตารางที่ 2.9

ตารางที่ 2.9 ปฏิกิริยาที่กำจัดสารประกอบไนโตรเจน

สารประกอบไนโตรเจน	ปฏิกิริยาการเปลี่ยนแปลงสารตั้งต้น	ผลผลิต
แอมโมเนียมไอออนหรือ ก๊าซแอมโมเนีย	ไนตริฟิเคชัน	1. ไนเตรต
	แอมโมเนียมแอสซิมิลิเคชัน	2. สารอินทรีย์ไนโตรเจน
ไนเตรต	ไนเตรตรีดักชัน	1. ไนไตรต์
	ดีไนตริฟิเคชัน	2. ก๊าซไนโตรเจน
สารประกอบไนโตรเจน	ปฏิกิริยาการเปลี่ยนแปลงสารตั้งต้น	ผลผลิต
ไนไตรต์	ไนตริฟิเคชัน	ไนเตรต
สารอินทรีย์ไนโตรเจน	แอมโมนิฟิเคชัน	แอมโมเนียมไอออนหรือ ก๊าซแอมโมเนีย

ที่มา : สุปันจิต นิมรัตน์ (2552)

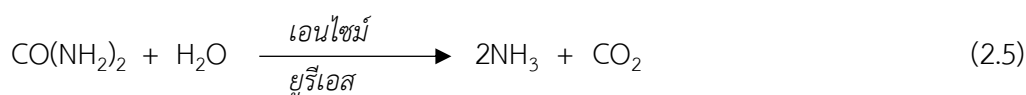
2.3.1 ชนิดจุลินทรีย์ที่ใช้ในการบำบัด

จุลินทรีย์ที่มีปริมาณมากและทำหน้าที่ย่อยสลายสารปนเปื้อนในน้ำเสียคือแบคทีเรีย ซึ่งสามารถจำแนกออกเป็น 2 กลุ่ม ในสถานะที่มีออกซิเจน (Aerobic) แบคทีเรียกลุ่มแรกมีหน้าที่ออกซิไดซ์สารประกอบไนโตรเจนในรูปของทีเคเอ็นให้เป็นไนเตรต เริ่มจากสารอินทรีย์ไนโตรเจน เช่น ยูเรีย เปลี่ยนรูปเป็นแอมโมเนียมไอออนหรือแอมโมเนียอิสระจากกระบวนการแอมโมนิฟิเคชัน (Ammonification) ก่อนที่จะถูกออกซิไดซ์โดยแบคทีเรียชนิดไนตริฟายเออร์ (Nitrifier) หรือ ไนตริฟายอิงแบคทีเรีย (Nitrifying bacteria) ให้เป็นไนไตรต์และไนเตรตจากปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันตามลำดับ แต่การกำจัดไนโตรเจนยังไม่เกิดขึ้น ยกเว้นเฉพาะไนโตรเจนบางส่วนที่นำไปสร้างเซลล์ของแบคทีเรียในปริมาณน้อย จากนั้นในสถานะแอนอกซิก (Anoxic) แบคทีเรียอีกกลุ่มหนึ่งซึ่งเป็นเฮเทอโรโทรฟอะโรบิกสามารถย่อยสลายสารประกอบไนโตรเจนในรูปของออกซิไดซ์นี้ให้กลายเป็นก๊าซไนโตรเจนออกจากระบบ ซึ่งขั้นตอนการกำจัดสารประกอบไนโตรเจนผ่านกระบวนการบำบัดทางชีวภาพอธิบายได้ตามที่แสดงในรูปที่ 2.6 (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2545)

2.3.2 ปฏิกริยาที่ใช้ในการบำบัดสารประกอบไนโตรเจนของจุลินทรีย์

2.3.2.1 ปฏิกริยาแอมโมนิฟิเคชัน (Ammonification)

ปฏิกริยาเปลี่ยนสารประกอบไนโตรเจนในรูปของสารอินทรีย์ให้กลายเป็นสารอนินทรีย์ไนโตรเจน ต้องผ่านการแปรรูปให้เป็นกรดอะมิโนก่อนแล้วจึงลดอะมิโนไปเป็นแอมโมเนียม ในปัสสาวะของมนุษย์มียูเรียเป็นส่วนประกอบ การไฮโดรไลซ์ของยูเรียโดยเอนไซม์ยูรีเอสก็สามารถปล่อยแอมโมเนียออกมาได้ตามสมการที่ 2.5

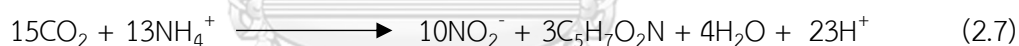
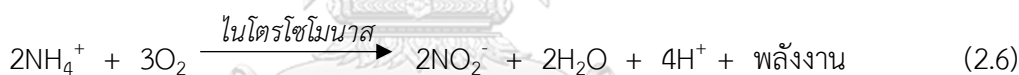


อย่างไรก็ตามแอมโมเนียที่เกิดขึ้นไม่ได้อยู่ในรูปของแอมโมเนียอิสระเพราะคุณสมบัติของน้ำเสียที่มีค่าพีเอชเป็นกลางหรือเป็นกรด แอมโมเนียจะอยู่ในรูปของแอมโมเนียมไอออนหรือเกลือของแอมโมเนียม (NH_4^+) แทน ต่อมาหากน้ำเสียมีค่าพีเอชที่สูงขึ้นจึงจะเปลี่ยนรูปเป็นแอมโมเนียอิสระและถูกขับออกจากน้ำสู่บรรยากาศ กระบวนการนี้เรียกว่า Ammonia stripping (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2545)

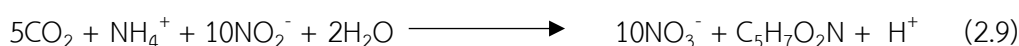
2.3.2.2 ปฏิกริยาไนตริฟิเคชัน (Nitrification)

เมื่อสารอินทรีย์ไนโตรเจนถูกเปลี่ยนเป็นแอมโมเนียมไอออนแล้วจะเกิดปฏิกริยาแอสสิมิเลชันของไนโตรเจนไปสร้างเซลล์โปรตีนใหม่ของแบคทีเรีย หากสารอาหารหลักประเภทคาร์บอนลดลงจนเหลือน้อยแต่ระบบยังมีการเติมอากาศ จะเกิดการหายใจโดยปฏิกริยาไนตริฟิเคชันขึ้น ซึ่งสามารถแบ่งออกเป็น 2 ขั้นตอนย่อย (สุบัญญัติ นิมรัตน์, 2552) ดังนี้

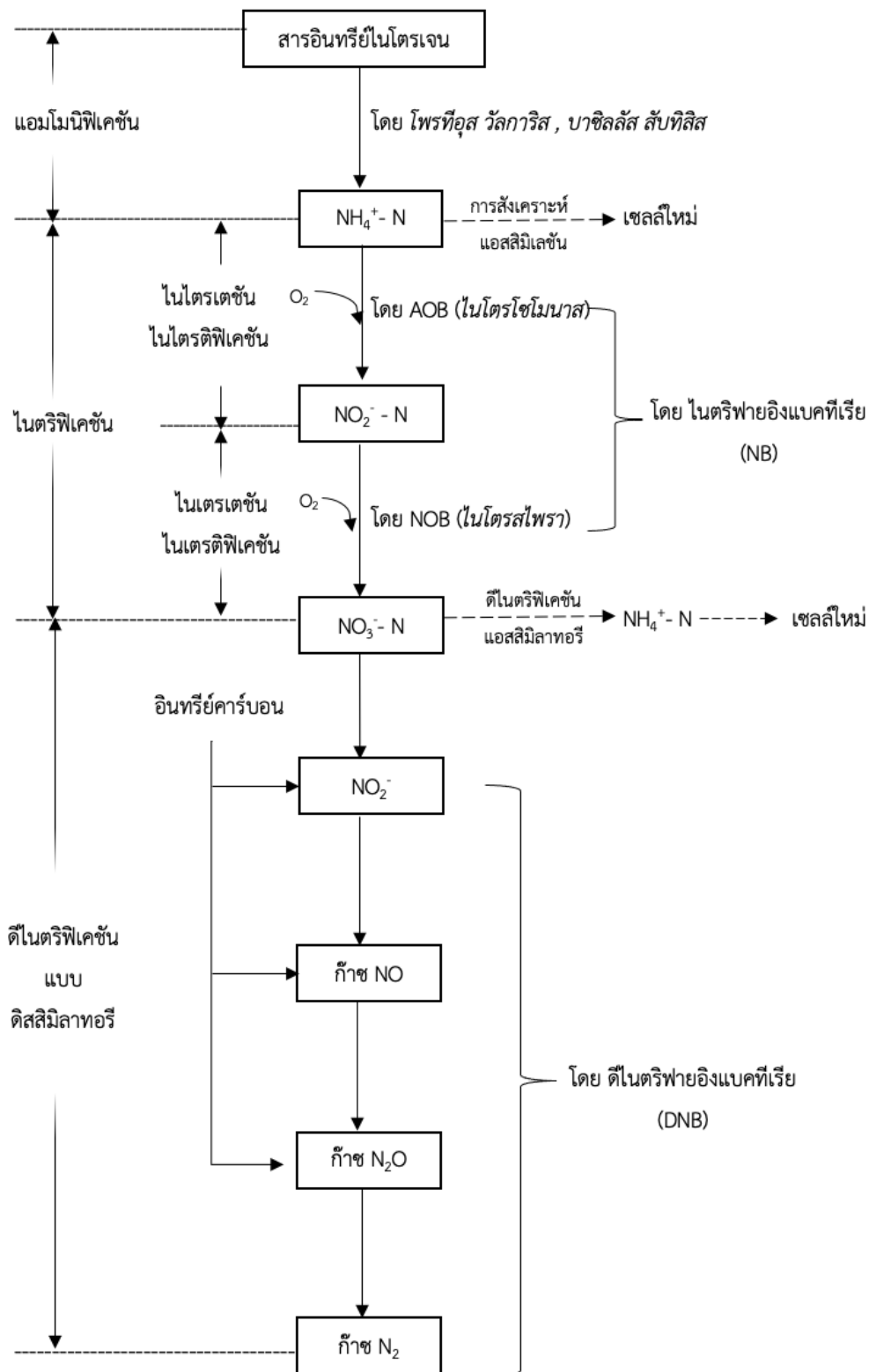
ขั้นตอนที่ 1 ไนไตรเตชัน (Nitritation) หรือไนไตรดิฟิเคชัน (Nitritification) คือปฏิกริยาที่เปลี่ยนแอมโมเนียมไอออนเป็นไนไตรต์ตามสมการที่ 2.6 ซึ่งมีแบคทีเรียที่มีบทบาทสำคัญในการเกิดปฏิกริยานี้เรียกว่า เอโอบี (Ammonium oxidizing bacteria: AOB) ได้แก่ *Nitrosomonas*, *Nitrosolobus*, *Nitrosovibrio*, *Nitrosococcus*, *Nitrosocystis*, *Nitrosogloea* และ *Nitrosospira* ทั้งนี้ในขั้นตอนที่ 1 จะเกิด H^+ จะทำให้ค่าพีเอชของระบบบำบัดมีสภาพเป็นกรด เนื่องจากความเข้มข้นของไนไตรต์ที่สูงมาก หากมีค่าพีเอชของน้ำเสียน้อยกว่า 6.0 ส่งผลให้เกิดความเป็นพิษแก่ไนตริฟายอิงแบคทีเรียได้ ดังนั้นค่าพีเอชของน้ำในถังระบบบำบัดจึงควรปรับสภาพให้เป็นกลางโดยการปรับสสารละลายด้วยสารไบคาร์บอเนต เป็นต้น



ขั้นตอนที่ 2 ไนเตรเตชัน (Nitratation) คือกระบวนการเปลี่ยนไนไตรต์เป็นไนเตรตตามสมการที่ 2.8 ซึ่งมีแบคทีเรียที่มีบทบาทสำคัญในการเกิดปฏิกริยานี้เรียกว่า เอ็นโอบี (Nitrite oxidizing bacteria: NOB) ได้แก่ *Nitrobacter*, *Nitrospira*, *Nitrospina* และ *Nitrocystis*



สมการใช้ค่ายิลด์เท่ากับ 0.14 กรัมวีเอสเอส/กรัมแอมโมเนียมไนโตรเจน มีแอมโมเนียมเป็นตัวให้อิเล็กตรอนและออกซิเจนเป็นตัวรับอิเล็กตรอน จากการแทนค่ายิลด์จะได้ f_5 เท่ากับ 0.199 และ f_e เท่ากับ 0.801 (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2545)



รูปที่ 2.6 ขั้นตอนในการกำจัดสารประกอบไนโตรเจนด้วยกระบวนการบำบัดทางชีวภาพ (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2545)

2.3.3 ปัจจัยที่มีผลต่อปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน

เนื่องจากปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันมีการทำงานร่วมกับจุลินทรีย์ ทำให้ต้องคำนึงถึงสภาวะปัจจัยแวดล้อมในการเพาะเลี้ยงจุลินทรีย์ชนิดนั้น เพื่อรักษาประสิทธิภาพในการบำบัดตลอดการทำงานของระบบให้คงที่ในประเด็นต่าง ๆ ตามที่ธงชัย พรรณสวัสดิ์ (2545) และกรมโรงงานอุตสาหกรรม (2554) ได้อธิบายดังนี้

2.3.3.1 ปริมาณออกซิเจนละลายน้ำ

ไนตริฟายอิงแบคทีเรียมีความไวต่อปริมาณออกซิเจนความเข้มข้นต่ำ ทำให้ปริมาณออกซิเจนละลายน้ำที่เหมาะสมคือ 2-3 มิลลิกรัม/ลิตร แต่ไม่ควรเติมอากาศจนมากเกินไปเพราะจะเป็นการสิ้นเปลืองพลังงานและค่าใช้จ่ายในการบำบัดภายหลัง

2.3.3.2 อายุตะกอน

อายุตะกอน (Sludge Retention Time: SRT) เป็นระยะเวลาที่ตะกอนจุลินทรีย์อยู่ในระบบบำบัดน้ำเสีย ในการคำนวณใช้อายุตะกอนในการออกแบบและควบคุมการทำงานของระบบซึ่งมีบทบาทสำคัญสำหรับอัตราส่วนของอาหารต่อจุลินทรีย์ในระบบ (F/M) ซึ่งได้อธิบายไว้แล้วในหัวข้อปัจจัยที่จำเป็นต่อจุลินทรีย์แบบใช้อากาศว่าควรมี F/M อยู่ระหว่าง 0.2-0.5 กรัมบีโอดี/กรัมสลัดจ์-วัน โดยอายุตะกอนจะอยู่ในช่วง 5-15 วัน เนื่องจากการเจริญเติบโตของไนตริฟายเออร์จะช้ากว่าแบคทีเรียที่ย่อยสลายสารอินทรีย์ในระบบแอส จะใช้อายุตะกอน 5-10 วัน ดังนั้นปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันจะเกิดขึ้นเมื่ออายุตะกอนมากกว่า 10 วัน

2.3.3.3 ค่าพีเอช

ค่าพีเอชมีผลต่อการเจริญเติบโตของแบคทีเรียโดยเฉพาะแบคทีเรียชนิดไนตริฟายเออร์เป็นอย่างมาก ค่าพีเอชที่เหมาะสมต่อการเจริญเติบโตของไนโตรโซมาสและไนโตรแบคเตอร์คือ 5.8-8.5 และ 6.5-8.5 ตามลำดับ นอกจากนี้ค่าพีเอชยังมีผลต่อสภาพความเป็นต่าง ปริมาณแอมโมเนียมและไนเตรดที่ก่อให้เกิดความเป็นพิษต่อไนตริฟายอิงแบคทีเรียได้ จึงมีความจำเป็นที่ต้องควบคุมค่าพีเอชในกระบวนการบำบัดให้มีสภาพเป็นกลาง

2.3.3.4 ความเป็นพิษ

สารปนเปื้อนหลายชนิดที่มีผลต่อปฏิกิริยาโดยมีฤทธิ์ในการยับยั้ง ไม่ว่าจะเป็นโลหะ สารอินทรีย์ สารอนินทรีย์ที่ความเข้มข้นที่แตกต่างกันตามตารางที่ 2.10

ตารางที่ 2.10 ตัวอย่างความเข้มข้นของสารอินทรีย์และสารอนินทรีย์ที่ยับยั้งปฏิริยาไนตริฟิเคชัน

สารอินทรีย์	ความเข้มข้น (มิลลิกรัม/ลิตร)	สารอนินทรีย์	ความเข้มข้น (มิลลิกรัม/ลิตร)
คลอรีน	1	แคดเมียม	14.3
คลอโรฟอร์ม	18	แอมโมเนียม	1,000
เอทานอล	2,400	โซเดียมคลอไรด์	35,000

ที่มา : (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2545)

2.4 จลนพลศาสตร์ของการบำบัดน้ำเสีย

ปฏิริยาที่เกิดขึ้นในกระบวนการบำบัดขึ้นอยู่กับผลของการเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นของสารในน้ำเสีย การศึกษาอัตราการบำบัดสารปนเปื้อนในน้ำเสียที่ความเข้มข้นแตกต่างกันสามารถอธิบายได้ในรูปแบบจลนพลศาสตร์ของอัตราการบำบัดมลสารที่เกิดขึ้นได้ตามสภาวะดังต่อไปนี้

2.4.1 จลนพลศาสตร์อันดับศูนย์

ปฏิริยาที่มีอัตราการบำบัดจำเพาะคงที่ไม่แปรผันตามความเข้มข้นเริ่มต้นของสารตั้งต้น รูปแบบกราฟที่แสดงจะเป็นกราฟอัตราการบำบัดเส้นตรงคงที่ เมื่อเทียบกับสารตั้งต้นตามที่แสดงในรูปที่ 2.7 และสามารถเขียนเป็นสมการทั่วไปได้ดังสมการที่ 2.10

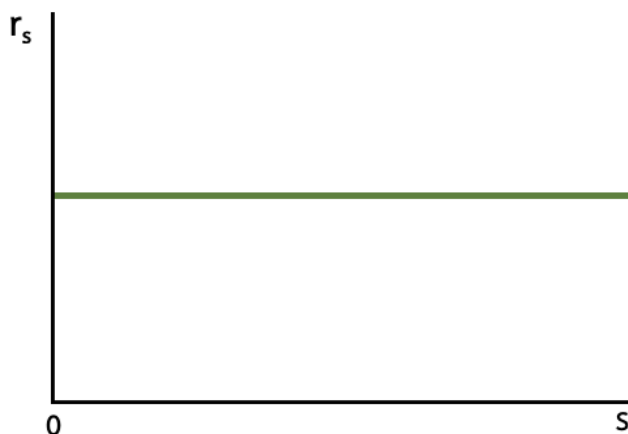
$$r_s = k_0 S^0 \text{ วิทยาลัย } \quad (2.10)$$

CHULALONGKORN UNIVERSITY

โดยที่ r_s = อัตราการบำบัดจำเพาะ

k = ค่าคงที่ของอัตราการบำบัดจำเพาะ

S = ความเข้มข้นเริ่มต้นของสารตั้งต้น



รูปที่ 2.7 จลนพลศาสตร์อันดับศูนย์

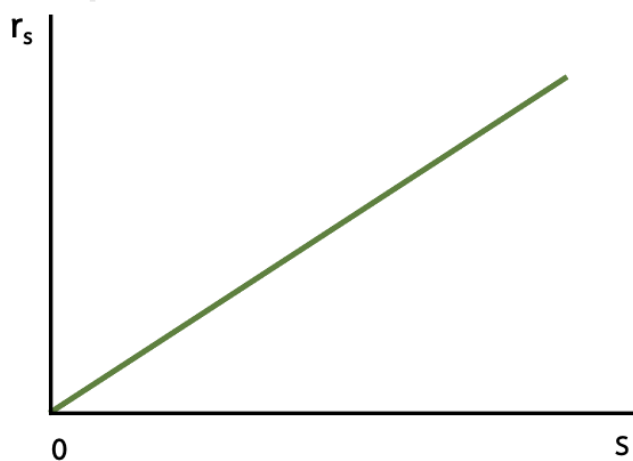
2.4.2 จลนพลศาสตร์อันดับหนึ่ง

ปฏิกิริยาที่มีอัตราการบำบัดจำเพาะแปรผันตามความเข้มข้นเริ่มต้นของสารตั้งต้น รูปแบบความสัมพันธ์ที่แสดงจะเป็นกราฟอัตราการบำบัดจำเพาะกับความเข้มข้นของสารตั้งต้นเป็นแบบเส้นตรงตามที่แสดงในรูปที่ 2.8 และสามารถเขียนเป็นสมการทั่วไปได้ดังสมการที่ 2.11

$$r_s = k_1 S^1$$

(2.11)

จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

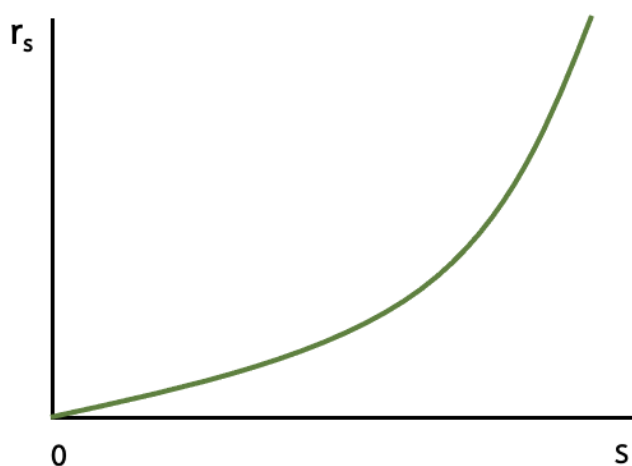


รูปที่ 2.8 จลนพลศาสตร์อันดับหนึ่ง

2.4.3 จลนพลศาสตร์อันดับสอง

ปฏิกิริยาที่มีอัตราการบำบัดจำเพาะแปรผันตามความเข้มข้นเริ่มต้นของสารตั้งต้นยกกำลังสอง รูปแบบความสัมพันธ์ที่แสดงจะเป็นกราฟอัตราการบำบัดจำเพาะกับความเข้มข้นของสารตั้งต้นเป็นแบบเอกซ์โพเนนเชียลตามที่แสดงในรูปที่ 2.9 และสามารถเขียนเป็นสมการทั่วไปได้ดังสมการที่ 2.12

$$r_s = k_2 S^2 \quad (2.12)$$



รูปที่ 2.9 จลนพลศาสตร์อันดับสอง

2.4.4 จลนพลศาสตร์แบบไมโนต์

สมการที่เป็นนิยมใช้สำหรับการทำนายจลนพลศาสตร์ของปฏิกิริยาทางชีวภาพ รูปแบบความสัมพันธ์ที่แสดงในช่วงแรกจะใกล้เคียงกับปฏิกิริยาอันดับที่หนึ่งที่ความเข้มข้นต่ำและเมื่อความเข้มข้นสารตั้งต้นเพิ่มสูงขึ้น เส้นกราฟจะแสดงคล้ายกับปฏิกิริยาอันดับศูนย์ ตามที่แสดงในรูปที่ 2.10 และสามารถเขียนเป็นสมการทั่วไปได้ดังสมการที่ 2.13

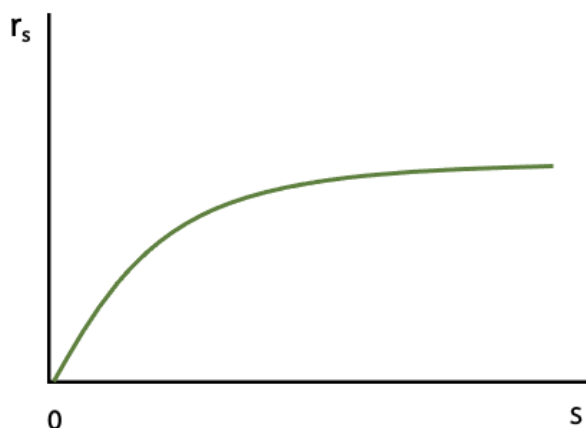
$$r_s = \frac{k_m S}{K_s + S} \quad (2.13)$$

โดยที่ r_s = อัตราการบำบัดจำเพาะ

k_m = อัตราการบำบัดสูงสุด

K_s = ความเข้มข้นของสารตั้งต้นที่อัตราการบำบัดเท่ากับครึ่งหนึ่งของอัตราการบำบัดสูงสุด

S = ความเข้มข้นของสารตั้งต้น



รูปที่ 2.10 จลนพลศาสตร์แบบโมนอด์

2.5 ทบทวนเอกสารและงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

แหล่งน้ำเสียที่ปนเปื้อนสารประกอบไนโตรเจนโดยเฉพาะน้ำทิ้งที่มีความเข้มข้นของแอมโมเนียมสูงสามารถพบได้ในชีวิตประจำวัน ทั้งแหล่งน้ำเสียจากอุตสาหกรรม การเกษตรและชุมชน แต่แหล่งกำเนิดที่ใกล้ตัวมนุษย์ที่สุดคงเป็นน้ำทิ้งจากห้องน้ำสาธารณะ อันเป็นศูนย์รวมของเสียจากการขับถ่ายของมนุษย์ที่มีปริมาณการปนเปื้อนของสารประกอบไนโตรเจนในน้ำจนทำให้น้ำทิ้งประเภทนี้มีปริมาณที่เคเอ็นที่สูงเกินมาตรฐานจากการที่มีผู้คนเข้าใช้บริการเป็นจำนวนมาก

กระบวนการจัดการน้ำเสียที่มีการปนเปื้อนสารประกอบไนโตรเจนเป็นสิ่งที่ควรกระทำ เนื่องจากคุณสมบัติของน้ำนั้นไม่เหมาะสมที่จะระบายออกสู่สิ่งแวดล้อมได้โดยตรง ควรมีการบำบัดน้ำเสียก่อนออกสู่แหล่งน้ำธรรมชาติ เทคโนโลยีการบำบัดน้ำเสียด้วยเม็ดตะกอนจุลินทรีย์แบบใช้อากาศก็เป็นตัวเลือกหนึ่งที่จะช่วยให้ความสกปรกในน้ำทิ้งลดลง

2.5.1 การศึกษาวิจัยเกี่ยวกับกับการสร้างเม็ดตะกอนจุลินทรีย์แบบใช้อากาศในถังปฏิกรณ์แบบเอสปีอาร์

อดีตที่ผ่านมาได้มีการพัฒนาเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ เริ่มต้นที่ประเทศเนเธอร์แลนด์ จากการพัฒนาการบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้อากาศทำให้เกิดการประยุกต์ใช้งานระบบบำบัดแบบยูเอเอสบี (Upflow Anaerobic Sludge Blanket: UASB) สามารถกำจัดอัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์ที่สูงได้ อยู่ที่ 15-40 กิโลกรัมซีไอดี/ลิตร/วัน ใช้เวลาการเดินระบบเพียง 3-4 ชั่วโมง/รอบจากการใช้หัวกาดฝรั่ง (Sugar Beet) เป็นสารอาหารหลักในการสร้างเม็ดตะกอนจุลินทรีย์แบบไร้อากาศ (Lettinga, 1980) ต่อมาได้ทำการทดลองที่ถังปฏิกรณ์ยูเอเอสบีขนาดจริง ณ โรงงานมันฝรั่งและหัวกาดฝรั่งที่มี

ปริมาณอัตราภาวะบรรทุกระบบสารอินทรีย์ 25 กิโลกรัมซีไอดี/ลิตร/วัน ที่อุณหภูมิ 30 องศาเซลเซียส โดยผลการทดลองเป็นที่น่าพอใจ การบำบัดดังกล่าวเกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ขนาด 1-3 มิลลิเมตร ซึ่งสามารถเกิดกระบวนการดีไนตริฟิเคชันและสร้างกรดในระบบร่วมด้วยได้ เม็ดตะกอนที่เกิดขึ้นจะตกตะกอนได้ดีขึ้นอยู่กับความสูงของชั้นตะกอน ความเข้มข้นของตะกอนและตำแหน่งของตะกอนในถังปฏิกรณ์ รวมถึงการกวนตะกอนให้เป็นเนื้อเดียวกันจะช่วยให้การลดการแตกตัวของเม็ดตะกอนได้ ทางผู้วิจัยเสนอแนะน้ำเสียที่มีองค์ประกอบของคาร์โบไฮเดรตจะทำให้เกิดการตกตะกอนที่ดี

อย่างไรก็ตามระบบบำบัดแบบไม่ใช้อากาศแบบยูเอเอสบีมีข้อเสียคือ ไม่เหมาะกับน้ำเสียที่มีตะกอนแขวนลอยและอัตราบรรทุกระบบสารอินทรีย์ต่ำ เชื้อจุลินทรีย์ที่เพาะเลี้ยงเจริญเติบโตยาก เพราะใช้เวลาในการเดินระบบตั้งต้นนานหลายเดือน อีกทั้งค่าใช้จ่ายในการก่อสร้างและการดูแลสูง (กรมพัฒนาพลังงานทดแทนและอนุรักษ์พลังงาน, 2554) จึงทำให้นักวิจัยหลายท่านเริ่มศึกษาการสร้างเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ด้วยเทคโนโลยีการบำบัดทางชีวภาพอื่นๆ เพื่อหาเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่มีโครงสร้างสมบูรณ์และคุณสมบัติที่เหมาะสมกับการบำบัดน้ำเสียหลากหลายประเภท

Morgenroth E (1997) ศึกษาการสร้างเม็ดตะกอนจุลินทรีย์แบบใช้อากาศโดยเลือกใช้ถังปฏิกรณ์แบบเอสบีอาร์ (Sequencing Batch Reactor) การเดินระบบกำหนดให้ขั้นตอนตกตะกอนใช้ระยะเวลาที่สั้นที่สุดเพราะอัตราการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์แบบใช้อากาศเกิดได้เร็วกว่าจุลินทรีย์แบบไม่ใช้อากาศ ทำให้ระยะเวลาในการสร้างเม็ดตะกอนลดลงด้วย จากงานวิจัยพบว่าสร้างเม็ดตะกอนจุลินทรีย์แบบใช้อากาศหลังการเพาะเลี้ยงภายใน 40 วันจากการลดระยะเวลาพักเก็บน้ำจาก 22.8 ชั่วโมงลดลงเหลือ 8 ชั่วโมง ใช้ระยะเวลาดกตะกอนเพียง 1 นาทีและสัดส่วนการทดแทนน้ำเสียร้อยละ 50 มีการคั่งตะกอนเบาออกพร้อมน้ำทิ้งที่ถูกลอยออกมาจากถังปฏิกรณ์ เม็ดตะกอนมีขนาดใหญ่สุด 7 มิลลิเมตรและความเข้มข้นชีวมวลในระบบมีค่าเท่ากับ 20,000-100,000 มิลลิกรัม/ลิตร จากการทดลองเห็นได้ว่าความเข้มข้นชีวมวลในระบบดังกล่าวสูงกว่าความเข้มข้นชีวมวลในระบบเอสบีอาร์ บ่งชี้ว่าเม็ดตะกอนจุลินทรีย์แบบใช้อากาศในถังปฏิกรณ์เอสบีอาร์เมื่อเทียบกับฟลอคในระบบบำบัดเอสบีอาร์จะเกิดมวลชีวภาพคงอยู่ในระบบได้นานกว่า ทำให้ระบบสามารถบำบัดน้ำเสียที่มีความเข้มข้นสูงและรับภาระการเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นฉับพลันได้ดี การเจริญเติบโตอย่างรวดเร็วของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์แบบใช้อากาศในถังปฏิกรณ์เอสบีอาร์และความยืดหยุ่นของระบบการทำงานทำให้นักวิจัยหลายท่านเลือกใช้ถังปฏิกรณ์ชนิดนี้ในการเลี้ยงเม็ดตะกอนจุลินทรีย์แบบใช้อากาศต่อไป

Tay J. H. และคณะ (2001b) ศึกษาผลของแรงเฉือนน้ำต่อการสร้างเม็ดตะกอน จุลินทรีย์ แบบใช้อากาศในถังเอสปีอาร์ ใช้น้ำเสียความเข้มข้นซีโอดี 2,000 มิลลิกรัม/ลิตร ผ่านการเติมความเร็วม 0.8, 1.4, 2.0 และ 4.1 เซนติเมตร/วินาทีตามลำดับ พบว่าความเร็วมที่ 0.8 ไม่พบเม็ดตะกอน จุลินทรีย์ ส่วนความเร็วมที่ 1.4 และ 2.0 เซนติเมตร/วินาที พบเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่รูปร่างไม่สม่ำเสมอและมีปริมาณจุลินทรีย์ในระบบน้อย โดยปริมาณจุลินทรีย์ในระบบมากที่สุดเกิดขึ้นเมื่อเติมความเร็วม 4.1 เซนติเมตร/วินาที เกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่สมบูรณ์ ขนาดกลมสม่ำเสมอทั่วถึง ปฏิบัติการสรุปได้ว่าแรงเฉือนน้ำที่สูงก่อให้เกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่มีโครงสร้างที่สมบูรณ์ จุลินทรีย์จับตัวกันแน่นส่งผลให้ปริมาณจุลินทรีย์ในระบบมากขึ้นตาม

Chen Y. และคณะ (2007) ศึกษาการสร้างและคุณสมบัติเม็ดตะกอนจุลินทรีย์แบบใช้อากาศ ในถังปฏิกรณ์เอสปีอาร์ภายใต้แรงเฉือนที่แตกต่างกัน ทดสอบผ่านความเร็วในการเติมอากาศที่ 0.8, 1.6, 2.4 และ 3.2 เซนติเมตร/วินาที จากงานวิจัยพบว่าเม็ดตะกอนที่เกิดขึ้นจากการเติมความเร็วในการเติมอากาศเท่ากับ 3.2 เซนติเมตร/วินาทีเหมาะสมกับความเข้มข้นของน้ำเสีย 2,000-5,000 มิลลิกรัมซีโอดี/ลิตร ส่วนการเติมความเร็วในการเติมอากาศเท่ากับ 2.4 เซนติเมตร/วินาทีเหมาะสมกับน้ำเสียความเข้มข้นของซีโอดีที่น้อยลงอยู่ในช่วง 2,000-3,000 มิลลิกรัมซีโอดี/ลิตร อย่างไรก็ตามความเร็วในการเติมอากาศทั้งสองสามารถรักษาโครงสร้างและประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำเสียได้ตลอดการทดลอง ตรงข้ามกับเม็ดตะกอนจุลินทรีย์จากความเร็วในการเติมอากาศที่ 0.8 และ 1.6 เซนติเมตร/วินาที เกิดเม็ดตะกอนขนาดเล็กที่มีรูปร่างไม่สม่ำเสมอ โครงสร้างมีความหลวมส่งผลต่อประสิทธิภาพการทำงาน จึงอธิบายได้ว่าความเข้มข้นของน้ำเสียกับแรงเฉือนน้ำมีความสำคัญต่อการเจริญเติบโตของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ โดยความเข้มข้นของน้ำเสียที่มากเกินไปจะทำให้เม็ดตะกอนเจริญเติบโตมากผิดปกติและระบบบำบัดมีแรงเฉือนน้ำน้อยจะทำให้จุลินทรีย์แตกสลายได้ง่าย ความหนาแน่นของจุลินทรีย์ในเม็ดตะกอนจะลดลงตาม

Lei Qin และคณะ (2004) ศึกษาระยะเวลาที่เหมาะสมในการตกตะกอนของเม็ดตะกอน จุลินทรีย์ในถังปฏิกรณ์เอสปีอาร์ ใช้น้ำเสียสังเคราะห์ที่มีความเข้มข้น 1,000 มิลลิกรัมซีโอดี/ลิตรจาก โซเดียมอะซิเตท โดยทดสอบระยะเวลาการตกตะกอนที่ 20, 15, 10 และ 5 นาที ผลการทดลองพบว่าระยะเวลาตกตะกอนที่สั้นที่สุดคือ 5 นาทีจะสามารถสร้างเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ได้สมบูรณ์ที่สุด มีลักษณะทรงกลม พื้นผิวเรียบ ขนาดเม็ดตะกอนใหญ่ที่สุดเท่ากับ 2 มิลลิเมตร ในขณะที่ระยะเวลาตกตะกอนอื่นๆยังคงพบตะกอนแขวนลอยอยู่ ขนาดเม็ดตะกอนไม่เป็นรูปร่าง หลังจากทำการบรทุก

สารอินทรีย์ในน้ำเสียคงที่ได้ทำการปรับระยะเวลาของถังปฏิกริยาทั้ง 3 ถังที่เหลือให้มีระยะเวลาตกตะกอนเหลือ 5 นาทีพบว่าตะกอนแขวนลอยหายไปหลังดำเนินการสองสัปดาห์ ปริมาณเม็ดตะกอนและขนาดเพิ่มขึ้น โครงสร้างเม็ดตะกอนเป็นรูปทรงกลมอัดตัวกันแน่น

Wang Z. W. และคณะ (2006) ศึกษาการสร้างเม็ดตะกอนที่สัดส่วนทดแทนน้ำเสียแตกต่างกันในถังปฏิกริยาเอสปีอาร์ เลือกใช้สัดส่วนทดแทนน้ำเสียแตกต่างกันที่ร้อยละ 20-80 ผลการทดลองพบว่าสัดส่วนทดแทนน้ำเสียที่ร้อยละ 80 สามารถสร้างเม็ดตะกอนได้เร็วที่สุดภายใน 2 วัน ขนาดเม็ดตะกอนมีขนาดเฉลี่ยเท่ากับ 3.67 มิลลิเมตรและมีประสิทธิภาพในการบำบัดซีโอดีร้อยละ 99 ขณะที่สัดส่วนทดแทนน้ำเสียที่ร้อยละ 20 พบเม็ดตะกอนในวันที่ 20 ซึ่งเกิดช้ากว่าถังปฏิกริยาที่สัดส่วนทดแทนน้ำเสียอื่น ๆ อีกทั้งขนาดเม็ดตะกอนเฉลี่ยเท่ากับ 0.85 มิลลิเมตรและประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดีร้อยละ 92 จึงสรุปได้ว่าสัดส่วนทดแทนน้ำเสียสูงจะใช้ระยะเวลาในการสร้างเม็ดตะกอนได้รวดเร็ว ขนาดเม็ดตะกอนมีขนาดใหญ่ทรงกลม รวมถึงมีประสิทธิภาพในการบำบัดสารปนเปื้อนในน้ำเสียสูงกว่าสัดส่วนทดแทนน้ำเสียต่ำ

2.5.2 การศึกษาวิจัยเกี่ยวกับกับการบำบัดน้ำเสียที่ความเข้มข้นต่าง ๆ โดยใช้เม็ดตะกอนจุลินทรีย์แบบใช้อากาศ

Tay J. H. และคณะ (2001a) ศึกษาโครงสร้างเม็ดตะกอนจุลินทรีย์แบบใช้อากาศในถังปฏิกริยาเอสปีอาร์ ทดสอบจากการใช้น้ำเสียสังเคราะห์ 2 ประเภทคือกลูโคสและอะซิเตทเป็นแหล่งคาร์บอน กำหนดความเข้มข้นซีโอดีเท่ากับ 2,000 มิลลิกรัม/ลิตร สัดส่วนการทดแทนน้ำเสียร้อยละ 50 ระยะเวลาในการกักเก็บน้ำ 8 ชั่วโมง การเติมน้ำเสียและปล่อยน้ำทิ้งใช้ระยะเวลา 5 นาที จากการสังเกตผ่านกล้องจุลทรรศน์แบบส่องกราดพบว่ากระบวนการการสร้างเม็ดตะกอนจุลินทรีย์เป็นไปอย่างค่อยเป็นค่อยไปจากกากตะกอนไปจนถึงเม็ดตะกอนจุลินทรีย์รูปร่างทรงกลมอัดแน่น เมื่อผ่านไป 3 สัปดาห์พบเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ทั้งสองถังปฏิกริยาโดยน้ำเสียสังเคราะห์จากกลูโคสสร้างเม็ดตะกอนขนาดเฉลี่ย 2.4 มิลลิเมตรและขนาดใหญ่สุด 3 มิลลิเมตร ส่วนน้ำเสียสังเคราะห์จากอะซิเตทสร้างเม็ดตะกอนขนาดเฉลี่ย 1.1 มิลลิเมตรและขนาดใหญ่สุด 1.5 มิลลิเมตร เม็ดตะกอนที่เกิดขึ้นจากน้ำเสียทั้งสองประเภทมีประสิทธิภาพในการบำบัดซีโอดีร้อยละ 97-98

Zheng Y. M. และคณะ (2006) ศึกษาการสร้างตะกอนเม็ดจุลินทรีย์แบบใช้อากาศภายใต้สภาวะสารอินทรีย์เข้มข้นสูงในถังปฏิกริยาเอสปีอาร์ ใช้น้ำเสียสังเคราะห์ซูโครสเป็นแหล่งคาร์บอนหลัก ความเข้มข้นซีโอดีเท่ากับ 2,000 มิลลิกรัม/ ความเร็วในการเติมอากาศ 2 เซนติเมตร/วินาที

ระยะเวลาในการเติมอากาศและตกตะกอน 220 และ 5 นาที ตามลำดับ สัดส่วนการทดแทนน้ำเสีย ร้อยละ 50 จากการทดลองพบว่าสามารถสร้างเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ทรงกลมตั้งแต่วันที่ 40 ขนาดเฉลี่ย 2 มิลลิเมตร รวมถึงพบเม็ดตะกอนสีดำขนาดใหญ่เส้นผ่านศูนย์กลาง 10 มิลลิเมตรหลังวันที่ 70 ของ การเดินระบบ ขนาดเม็ดตะกอนที่ใหญ่ขึ้นส่งผลให้ประสิทธิภาพในการบำบัดซีโอตีมากขึ้นด้วยเช่นกัน โดยประสิทธิภาพในการบำบัดซีโอตีในวันที่ 40 เท่ากับ 93% และเพิ่มสูงขึ้นเป็น 96% ในวันที่ 70 ใน การบำบัดซีโอตีในวันที่ 40 เท่ากับ 93% และเพิ่มสูงขึ้นเป็น 96% ในวันที่ 70

De Kreuk M. K และคณะ (2006) ใช้เม็ดตะกอนจุลินทรีย์แบบใช้อากาศในการบำบัดน้ำเสีย ด้วยเทคโนโลยีการบำบัดจากถังปฏิกรณ์เอสปีอาร์ ใช้น้ำเสียสังเคราะห์ความเข้มข้นของซีโอตี 369 มิลลิกรัมซีโอตี/ลิตร ความเร็วในการเติมอากาศ 2.5 เซนติเมตร/วินาที ระยะเวลาในการตกตะกอนที่ เลือกใช้ในช่วงแรก 30 นาทีจนพบว่าเมื่อปรับระยะเวลาตกตะกอนลดลงเหลือ 6-10 นาที สามารถ สร้างเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ทรงกลมอัดแน่นได้อย่างสม่ำเสมอทั่วถังปฏิกรณ์ฯ ขนาดเม็ดตะกอนเฉลี่ย 1.2 มิลลิเมตร ซึ่งมีประสิทธิภาพในการบำบัดซีโอตีร้อยละ 97

Yu X. และคณะ (2014) ศึกษาการบำบัดน้ำเสียที่มีความเข้มข้นสารปนเปื้อนสูง โดยทำการ ทดลองกับน้ำเสียสังเคราะห์ที่มีอัตราส่วนของซีโอตีต่อไนโตรเจนทั้งหมดเท่ากับ 3.9-6.9 โดยเลือกใช้ น้ำเสียสังเคราะห์ความเข้มข้นซีโอตีเท่ากับ 4,490 มิลลิกรัม/ลิตร และความเข้มข้นของแอมโมเนียม เท่ากับ 600 มิลลิกรัม/ลิตร ทำการบำบัดในถังปฏิกรณ์เอสปีอาร์ ระยะเวลาในการเติมอากาศ 195 นาทีและการตกตะกอน 3 นาที สัดส่วนการทดแทนน้ำเสียร้อยละ 75 ภายใต้ค่าพีเอช 7.0 เริ่มพบเม็ด ตะกอนจุลินทรีย์ทรงกลมในวันที่ 19 ขนาดเม็ดตะกอน 1-4 มิลลิเมตรจนมีขนาดสม่ำเสมอหลังจาก เดินระบบ 90 วัน เม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่สร้างขึ้นมีประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำเสียความเข้มข้นสูงได้ โดยประสิทธิภาพในการบำบัดซีโอตีและแอมโมเนียมเท่ากับร้อยละ 97 และ 77 ตามลำดับ

Liu Y และคณะ (2015) ศึกษาการสร้างเม็ดตะกอนจุลินทรีย์แบบใช้อากาศในการบำบัดน้ำ เสียจากโรงฆ่าสัตว์ที่มีสารประกอบไนโตรเจน ฟอสเฟตและสารอินทรีย์ปนเปื้อนอยู่ ความเข้มข้นของซี โอตี แอมโมเนียและฟอสเฟตเท่ากับ 1250, 120 และ 30 มิลลิกรัม/ลิตร ตามลำดับ โดยกระบวนการ บำบัดผ่านถังปฏิกรณ์เอสปีอาร์ ระยะเวลาเติมอากาศ 300 นาที ระยะเวลาการตกตะกอน 4-10 นาที มีสัดส่วนการทดแทนน้ำเสียร้อยละ 50 พบว่าสามารถสร้างเม็ดตะกอนทรงกลมอัดแน่นขนาด 1.2-1.8 มิลลิเมตรภายใน 90 วัน อีกทั้งยังพบความสัมพันธ์ของชนิดแบคทีเรียกับขนาดเม็ดตะกอนว่าจุลินทรีย์ กลุ่มไนโตรโซมาสจะเกิดขึ้นในเม็ดตะกอนขนาด 0.6-1.2 มิลลิเมตร ส่วนจุลินทรีย์ที่มีองค์ประกอบของ

แบบคที่เรียที่ออกซิไดซ์ไนโตรต์เป็นหลักเกิดขึ้นในเม็ดตะกอนขนาด 1.2-1.8 มิลลิเมตร ทำให้มีประสิทธิภาพในการบำบัดแอมโมเนียมถึงร้อยละ 94.6-99

Ab Halim และคณะ (2015) ประสบความสำเร็จในการบำบัดน้ำเสียชุมชนจากเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ในถังปฏิกรณ์เอสปีอาร์ อัตราส่วนสารอินทรีย์ต่อไนโตรเจนเท่ากับ 8 ระยะเวลาเติมอากาศ 100 นาที ระยะเวลาการตกตะกอน 5 นาที พบเม็ดตะกอนขนาดใหญ่ 3.36 มิลลิเมตรที่มีประสิทธิภาพในการบำบัดซีโอดีและแอมโมเนียมเท่ากับร้อยละ 98.17 และ 94.45 ตามลำดับ

De Kreuk M. K และคณะ (2005) ศึกษาการสร้างเม็ดตะกอนจุลินทรีย์แบบใช้อากาศด้วยระบบเอเอสภายใต้อุณหภูมิปานกลางและต่ำใช้น้ำเสียสังเคราะห์โซเดียมอะซิเตท 63 มิลลิโมลาร์และแอมโมเนียมคลอไรด์ 35.4 มิลลิโมลาร์ที่อุณหภูมิ 20 องศาเซลเซียส ระยะเวลาพักเก็บน้ำ 5.6 ชั่วโมงพบว่าหลังจากเดินระบบเป็นระยะเวลา 3 สัปดาห์ เกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์แบบใช้อากาศเฉลี่ย 1.1 มิลลิเมตร ช่วงวันที่ 115 ถึง 233 ความเข้มข้นในน้ำเสียอยู่ในสภาวะเสถียร ไนโตรฟายอิงแบบคที่เรียเริ่มก่อตัวเป็นเม็ดตะกอน ทำให้เม็ดตะกอนที่เกิดขึ้นมีประสิทธิภาพในการบำบัดซีโอดีและแอมโมเนียมในน้ำเสียร้อยละ 99 และ 90 ตามลำดับ

Li A. J และคณะ (2008) ประสบความสำเร็จในการสร้างเม็ดตะกอนจุลินทรีย์แบบใช้อากาศจากกระบวนการบำบัดระบบเอสปีอาร์ที่อัตราสารอินทรีย์ที่แตกต่างกัน โดยใช้น้ำเสียสังเคราะห์กลูโคสที่ความเข้มข้นซีโอดีเท่ากับ 500, 1,000 และ 1,500 มิลลิกรัม/ลิตร ค่าพีเอช 7.0-8.0 ระบบการบำบัดใช้เวลา 4 ชั่วโมง ใช้ระยะเวลาตกตะกอน 2 นาที ระยะเวลาเติมอากาศ 230 นาที ความเร็วในการเติมอากาศ 2.4 เซนติเมตร/วินาที พบว่าน้ำเสียที่มีความเข้มข้นของสารอินทรีย์สูงจะสร้างเม็ดตะกอนได้รวดเร็วกว่าน้ำเสียที่มีความเข้มข้นของสารอินทรีย์ต่ำกว่า โดยความเข้มข้นซีโอดีที่ 1,500 มิลลิกรัม/ลิตร เกิดเม็ดตะกอนภายใน 7 วันหลังเริ่มเดินระบบและในวันที่ 12 เม็ดตะกอนจุลินทรีย์มีขนาดเม็ดตะกอนเฉลี่ย 5 มิลลิเมตร แต่จับกันหลวม ขณะที่ความเข้มข้นซีโอดี 500 มิลลิกรัม/ลิตร มีการเจริญเติบโตของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ช้ากว่าความเข้มข้นอื่นๆ เม็ดตะกอนเริ่มพบเจอหลังเดินระบบได้ 30 วัน ขนาดเม็ดตะกอนทรงกลมอัดแน่นเฉลี่ย 2 มิลลิเมตรทั่วถึงปฏิกรณ์ในวันที่ 38 อีกทั้งความเข้มข้นซีโอดีที่ 1,500 มิลลิกรัม/ลิตร มีประสิทธิภาพในการบำบัดซีโอดีร้อยละ 97 ตลอดการทดลองซึ่งมีค่าประสิทธิภาพสูงกว่าที่ความเข้มข้นอื่นๆ เนื่องจากเม็ดตะกอนได้นำคาร์บอนในกลูโคสไปใช้ในการสร้างโครงสร้างเม็ดตะกอนจนเกือบหมดทำให้เม็ดตะกอนเกิดในถังปฏิกรณ์เร็วและสามารถสร้างเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่มีประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำเสียได้เร็วขึ้น

จากการทดลองของนักวิจัยหลายท่านพบว่าประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนียมที่สูง แสดงให้เห็นว่าจำนวนไนตริฟายอิงแบคทีเรียภายในเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ได้รับการส่งเสริมจากการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสีย สอดคล้องกับBelmonte M. และคณะ (2009) และ Tsuneda S และคณะ (2003) กล่าวว่าจุลินทรีย์ที่มีขนาดเม็ดตะกอนขนาดใหญ่จะมีองค์ประกอบของไนตริฟายอิงแบคทีเรียอยู่จำนวนมากในถังปฏิกรณ์ เม็ดตะกอนที่มีโครงสร้างทรงกลมขนาดใหญ่กว่า จะสามารถรับออกซิเจนมาสู่แกนในเม็ดตะกอนได้เยอะขึ้นเพราะบนพื้นผิวเม็ดตะกอนปราศจากจุลินทรีย์ที่ลักษณะเป็นเส้นใยหรือเส้นใยจากเชื้อราที่มักเกิดในเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ขนาดเล็กในช่วงการสร้างตะกอนแรกเริ่ม ทำให้เกิดโครงสร้างเม็ดตะกอนที่เรียบกลม การรับออกซิเจนเข้าสู่ตัวเม็ดตะกอนจะง่ายกว่าเม็ดตะกอนที่มีเส้นใยอยู่บนพื้นผิว

M. K. Jungles (2014) ศึกษาประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำเสียชุมชนในถังเอสปีอาร์ด้วยเทคโนโลยีเม็ดตะกอนจุลินทรีย์แบบใช้อากาศ ใช้น้ำเสียสังเคราะห์อะซิเตทเป็นแหล่งคาร์บอน มีความเข้มข้นซีโอดี 200 มิลลิกรัม/ลิตร ระยะเวลาตกตะกอน 10 นาที ระยะเวลาเติมอากาศ 168 นาทีและสัดส่วนการทดแทนน้ำเสียร้อยละ 50 งานวิจัยสามารถสร้างเม็ดตะกอนขนาด 4 มิลลิเมตรในวันที่ 200 หลังเริ่มเดินระบบ อีกทั้งพบว่ามีประสิทธิภาพในการบำบัดซีโอดีและไนตริฟิเคชันร้อยละ 90 โดยแบคทีเรียที่พบในเม็ดตะกอนคือแบคทีเรียที่ออกซิไดซ์แอมโมเนียมเป็นหลัก ต่อมาถูกระบุว่าเป็น *Nitrosomonas spp.*

Adav และคณะ (2010) ศึกษาการสร้างตะกอนเม็ดจุลินทรีย์แบบใช้อากาศ โดยใช้ น้ำเสียสังเคราะห์อะซิเตทเป็นแหล่งคาร์บอนหลักที่มีความเข้มข้นซีโอดีแตกต่างกัน ระบบการบำบัดใช้เวลา 4 ชั่วโมง ใช้ระยะเวลาตกตะกอน 5 นาที ระยะเวลาเติมอากาศ 215 นาที ความเร็วในการเติมอากาศ 3.4 เซนติเมตร/วินาที สัดส่วนการทดแทนน้ำเสียร้อยละ 50 จากการทดลองเกิดเม็ดตะกอนทรงกลมอัดแน่นขนาดเม็ดตะกอน 4.1 มิลลิเมตรภายในระยะเวลา 60 วันในน้ำเสียสังเคราะห์ที่มีความเข้มข้นของซีโอดี 2,000 มิลลิกรัม/ลิตร โดยพบว่าเม็ดตะกอนจุลินทรีย์แบบใช้อากาศอุดมไปด้วยโปรตีนเมื่อเปรียบเทียบกับฟล็อกของระบบตะกอนเร่งทั่วไป โดยเอนไซม์นอกเซลล์สามารถไฮโดรไลซ์โปรตีนและคาร์โบไฮเดรตภายในตะกอนได้จากสารสังเคราะห์อีพีเอส (Extracellular Polymeric Substances: EPS) เกิดเป็นเมือกหรือกาวธรรมชาติในการผสานจุลินทรีย์ให้รวมตัวกันเป็นก้อน เม็ดตะกอนในลักษณะ Complex Interaction คือการสร้างตัวยึดเป็นร่างแหขนาดใหญ่เพื่อป้องกันการสูญเสีย น้ำของเซลล์ รวมถึงใช้เป็นแหล่งพลังงานให้กับเชื้อจุลินทรีย์จากสารประกอบคาร์บอนในสภาวะที่ขาด

แคลนอาหาร สอดคล้องกับ Dulekgurgen E และคณะ (2008) กล่าวว่าแรงเฉือนน้ำที่สูงมีความสัมพันธ์กับการหลั่งสารสังเคราะห์อีพีเอสของจุลินทรีย์ ซึ่งจะช่วยในการยึดติดจุลินทรีย์ให้เป็นเม็ดตะกอนได้เร็วยิ่งขึ้น

อริยะ กาญจนโกมุท (2562) ประสบความสำเร็จในการสร้างเม็ดตะกอนจุลินทรีย์แบบใช้อากาศ ณ เวลาตกตะกอนและสัดส่วนทดแทนน้ำเสียที่แตกต่างกัน จากการบำบัดแบบถังปฏิกรณ์แบบที่ละเทใช้น้ำเสียสังเคราะห์จากน้ำตาลซูโครสเป็นแหล่งคาร์บอน ความเข้มข้นซีโอดีเท่ากับ 2,000 มิลลิกรัม/ลิตร ความเข้มข้นแอมโมเนียมเท่ากับ 100 มิลลิกรัม/ลิตร และความเร็วลมในการเติมอากาศ 3.5 เซนติเมตร/วินาที ผลการทดลองสรุปได้ว่าระยะเวลาการตกตะกอนมีความสัมพันธ์ต่อค่า MLSS และขนาดเม็ดตะกอน โดยระยะเวลาตกตะกอนที่ลดลงจะทำให้ค่า MLSS ลดลงตาม ในทางตรงกันข้ามขนาดเม็ดตะกอนจะเพิ่มมากขึ้น ซึ่งระยะเวลาตกตะกอนที่เหมาะสมคือ 15 นาที เกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์แบบใช้อากาศทรงกลม สีน้ำตาลเข้ม พื้นผิวเรียบทั่วถึงปฏิกรณ์ ส่วนการเปลี่ยนสัดส่วนทดแทนน้ำเสียมีความสัมพันธ์กับขนาดเม็ดตะกอนเช่นกัน พบว่าเมื่อเพิ่มสัดส่วนการทดแทนน้ำเสียขนาดเม็ดตะกอนจะใหญ่ขึ้น มีขนาดเม็ดตะกอนที่ใหญ่ที่สุดคือ 5 มิลลิเมตรและความหนาแน่นของตะกอนจุลินทรีย์อยู่ในช่วง 1.086-1.1997 กรัม/มิลลิลิตรจากสัดส่วนการทดแทนน้ำเสียร้อยละ 60 ทำให้ประสิทธิภาพในการบำบัดซีโอดีเท่ากับร้อยละ 90-98 ตลอดการทดลอง

สรายุธ เตยโพธิ์ (2563) ศึกษาค่าจลนพลศาสตร์ของการบำบัดน้ำเสียโดยเม็ดตะกอนจุลินทรีย์แบบใช้อากาศ เติในระบบในถังปฏิกรณ์เอสปีอาร์ ใช้น้ำตาลทรายเป็นแหล่งคาร์บอน ความเข้มข้นซีโอดีเท่ากับ 3,400 มิลลิกรัม/ลิตร ความเข้มข้นแอมโมเนียมเท่ากับ 250 มิลลิกรัม/ลิตร ความเร็วลมในการเติมอากาศ 3.5 เซนติเมตร/วินาที ระยะเวลาในการเติมอากาศ 5.7 ชั่วโมง ระยะเวลาตกตะกอน 15 นาทีและสัดส่วนทดแทนน้ำเสียร้อยละ 60 พบประสิทธิภาพในการบำบัดซีโอดีและแอมโมเนียมสูงสุดของระบบเท่ากับร้อยละ 98.4 และ 99.6 ตามลำดับ ขนาดเม็ดตะกอนใหญ่ที่สุดคือ 3 มิลลิเมตร การวิเคราะห์แบบจำลองจลนพลศาสตร์ของการบำบัดแอมโมเนียมพบว่าเป็นสมการโมนด์ ค่าอัตราการบำบัดแอมโมเนียมสูงสุดของระบบเท่ากับ 11.353 ± 0.619 มิลลิกรัม/วันและความเข้มข้นที่อัตราการบำบัดเท่ากับครึ่งหนึ่งของอัตราการบำบัดสูงสุดเท่ากับ 95.973 ± 9.509 มิลลิกรัม/ลิตร

จากการทบทวนวรรณกรรมข้างต้นจะเห็นได้ว่าสามารถสร้างเม็ดตะกอนจุลินทรีย์แบบใช้อากาศในถังปฏิกรณ์แบบเอสปีอาร์ได้ เนื่องจากระบบการบำบัดมีความยืดหยุ่นในการทำงาน ไม่ซับซ้อนและรองรับน้ำเสียที่มีสารปนเปื้อนได้หลากหลายประเภท แต่คุณสมบัติของเม็ดตะกอนและ

ประสิทธิภาพในการบำบัดสารปนเปื้อนจะขึ้นอยู่กับการควบคุมสภาวะปัจจัยภายในถังปฏิกริยา โดย
ควรเติมอากาศให้เพียงพอ ต้องมีการควบคุมระยะเวลาในการตกตะกอนและเลือกใช้สัดส่วนตัวแทน
น้ำเสียให้เหมาะสมกับถังปฏิกรณ์ เพื่อให้เมื่ตกตะกอนจุลินทรีย์แบบใช้อากาศเจริญเติบโตภายใต้
โครงสร้างที่สมบูรณ์และมีความสามารถในการบำบัดสารมลพิษภายในน้ำเสีย ซึ่งนิยมกำหนดความเร็ว
ในการเติมอากาศมากกว่า 2.5 เซนติเมตร/วินาที ระยะเวลาการตกตะกอน 5-15 นาทีและสัดส่วนตัวแทน
ทดแทนน้ำเสียร้อยละ 50-60



ตารางที่ 2.11 สรุปสภาวะที่ใช้ในการบำบัดแอมโมเนียมในน้ำเสียของเมื่อดตะกอนจุลินทรีย์แบบใช้อากาศ

ความเข้มข้นเริ่มต้น ของแอมโมเนียม	สัดส่วนการ ทดแทนน้ำเสีย (VER%)	ความเร็วลม ในการเติม อากาศ	ขนาดเม็ด ตะกอนเฉลี่ย (มิลลิเมตร)	ประสิทธิภาพ ในการบำบัด (%)	อ้างอิง
30 มิลลิกรัม/ลิตร	-	4 ลิตร/นาที่	1.1	90	M.K. De Kreuk และคณะ, 2004
257.4 มิลลิกรัม/ลิตร	50	120 ลิตร/ชั่วโมง	1.5	92.3	Tay และ คณะ, 2009
50 มิลลิกรัม/ลิตร	50	DO สูง/ต่ำ สลับกัน	2.8	95	M.KH. Winkler และคณะ, 2012
40 มิลลิกรัม/ลิตร	50	240 ลิตร/ชั่วโมง	4	90	Jungle และคณะ, 2014
48.7 มิลลิกรัม/ลิตร	50	0.24 ลิตร/ชั่วโมง	3.36	94.45	M.H. Ab Halim และคณะ, 2015
250 มิลลิกรัม/ลิตร	60	16.5 ลิตร/ชั่วโมง	3	99.6	สรายุธ เตยโพธิ์, 2563

บทที่ 3

ขั้นตอนและวิธีการดำเนินงานวิจัย

3.1 วัสดุอุปกรณ์และสารเคมีที่ใช้ในงานวิจัย

3.1.1 วัสดุอุปกรณ์และสารเคมีที่ใช้ในการวิเคราะห์

3.1.1.1 พีเอช (pH)

- เครื่องวัดพีเอช (pH meter)

3.1.1.2 ซีโอดี (COD)

- สารละลายมาตรฐานโพแทสเซียมไดโครเมต ($K_2Cr_2O_7$) ความเข้มข้น 0.0167 โมลาร์
- สารละลายมาตรฐานเฟอร์รัสแอมโมเนียมซัลเฟต (FAS) 0.1 N
- สารละลายกรดซัลฟิวริก (Conc. H_2SO_4) ผสมซิลเวอร์ซัลเฟต ($AgSO_4$)
- สารละลายเฟอร์โรอิน อินดิเคเตอร์ (Ferroin indicator)
- น้ำกลั่น (Distilled water)
- ออโต้ปิเปต (Autopipette)
- บีกเกอร์ (Beaker)
- หลอดทดลองพร้อมฝาปิด (Culture Tube)
- บิวเรตต์ (Burette)
- ที่จับบิวเรตต์ (Burettes Clamp)
- ตู้อบความร้อนที่มีเครื่องควบคุมอุณหภูมิ (Drying Oven) 150 องศาเซลเซียส

3.1.1.3 ออกซิเจนละลายน้ำ (DO)

- เครื่องวัดออกซิเจนละลาย (DO meter)

3.1.1.4 แอมโมเนียมไนโตรเจน (NH_4^+-N)

- สารละลายซาลิไซเลต (Salicylate Catalyst Solution) เตรียมจากโซเดียมซาลิไซเลต 440 กรัม ผสมโซเดียมไนโตรปริสไซด์ 0.28 กรัม ละลายในน้ำกลั่นให้ได้ปริมาตร 1 ลิตร

- สารละลายอัลคาไลน์ซิเตรต (Alkaline Citrate Solution) เตรียมจากโซเดียมไฮดรอกไซด์ 18.5 กรัม ผสมกับโซเดียมซิเตรต 100 กรัม ละลายในน้ำกลั่นให้ได้ปริมาตร 1 ลิตร
 - สารละลายไฮโปคลอไรต์ (Sodium Hypochlorite) เข้มข้น 6%
 - สารละลายผสมระหว่างอัลคาไลน์ซิเตรตกับไฮโปคลอไรต์ในอัตราส่วน 9:1
 - น้ำกลั่น (Distilled water)
 - ออโต้ปิเปต (Autopipette)
 - ขวดปรับปริมาตร (Volumetric flask)
 - ปีกเกอร์ (Beaker)
 - หลอดทดลองพร้อมฝาปิด (Culture Tube)
 - บิวเรตต์ (Burette)
 - ที่จับบิวเรตต์ (Burettes Clamp)
 - เครื่องสเปกโตรโฟโตมิเตอร์ (Spectrophotometer)
- 3.1.1.5 ไนไตรต์ไนโตรเจน (NO_2^- -N)
- โซเดียมไนไตรต์ (NaNO_2) 1.232 กรัม ในน้ำกลั่น 1 ลิตร
 - กรดฟอสฟอริก (H_3PO_4) 85%
 - ซัลฟานิลามิต์ ($\text{C}_6\text{H}_8\text{N}_2\text{O}_2\text{S}$)
 - เอ็น-(1-แนฟทิล) เอทิลลีนไดอะมีน ไดไฮโดรคลอไรด์ (NED)
 - คลอโรฟอร์ม (CHCl_3)
 - น้ำกลั่น (Distilled water)
 - ขวดปรับปริมาตร (Volumetric flask)
 - หลอดทดลองพร้อมฝาปิด (Culture Tube)

- ปีกเกอร์ (Beaker)
- ออโต้ปิเปต (Autopipette)
- เครื่องสเปกโตรโฟโตมิเตอร์ (Spectrophotometer)

3.1.1.6 ไนเตรตไนโตรเจน (NO_3^- -N)

- โพแทสเซียมไนเตรต (KNO_3)
- กรดไฮโดรคลอริก (HCl) 1 N
- ออโต้ปิเปต (Autopipette)
- หลอดทดลองพร้อมฝาปิด (Culture Tube)
- ปีกเกอร์ (Beaker)
- ขวดปรับปริมาตร (Volumetric flask)
- เครื่องสเปกโตรโฟโตมิเตอร์ (Spectrophotometer)
- น้ำกลั่น (Distilled water)

3.1.1.7 ของแข็งแขวนลอย (MLSS)

- กระดาษกรองใยแก้ว (Glass microfiber filter GF/C dia. 47 mm) ขนาดรูพรุน 1.2 ไมโครเมตร
- ชุดกรวยกรองบุชเนอร์ (Buchner funnel)
- เครื่องดูดสุญญากาศ (Suction Pump)
- ตู้อบความร้อนที่มีเครื่องควบคุมอุณหภูมิ (Drying Oven)
- คีมคีบ (Forceps)
- โถดูดความชื้น (Desiccator)
- น้ำกลั่น (Distilled water)

- จานระเหย (Evaporation dish)

- กระจกบอทวง (Glass Cylinder)

3.1.1.8 ดัชนีปริมาตรตะกอน (SVI)

- กรวยอิมฮอฟฟ์ (Imhoff cone) ขนาด 1,000 มิลลิลิตร

3.1.1.9 ปริมาตรตกตะกอนที่ 30 นาที (SV₃₀)

- กรวยอิมฮอฟฟ์ (Imhoff cone) ขนาด 1,000 มิลลิลิตร

3.1.1.10 ลักษณะทางกายภาพของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์

- น้ำกลั่น (Distilled water)

- จานเพาะเชื้อแก้ว (Petri dish)

- กระดาษกราฟขนาดช่อง 1x1 มิลลิเมตร

- กระดาษกรองใยแก้ว (Glass microfiber filter GF/C dia. 47 mm) ขนาดรูพรุน 1.2 ไมโครเมตร

3.1.1.11 ขนาดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์

- จานเพาะเชื้อแก้ว (Petri dish)

- ตะแกรงกรอง ขนาดรูกรอง 0.5x0.5 มิลลิเมตร

- กระดาษกราฟขนาดช่อง 1x1 มิลลิเมตร

3.1.1.12 ความหนาแน่นของตะกอนจุลินทรีย์

- ตู้อบความร้อนที่มีเครื่องควบคุมอุณหภูมิ (Drying Oven)

- น้ำกลั่น (Distilled water)

- ชุดกรวยกรองบุชเนอร์ (Buchner funnel)

- กระดาษกรองใยแก้ว (Glass microfiber filter GF/C dia. 47 mm) ขนาดรูพรุน 1.2 ไมโครเมตร

3.1.2 น้ำเสียสังเคราะห์ที่ใช้ในการทดลอง

น้ำเสียสังเคราะห์ที่ใช้ในการทดลองปริมาตร 8 ลิตร มีน้ำตาลทรายเป็นแหล่งคาร์บอนและใช้แอมโมเนียมคลอไรด์เป็นแหล่งไนโตรเจน โดยมีโซเดียมฟอสเฟต (HPO_4)/โซเดียมไบฟอสเฟต (H_2PO_4) เป็นบัฟเฟอร์และเติมแร่ธาตุที่จำเป็นต่อจุลินทรีย์ใน 1 มิลลิลิตร/ลิตรน้ำเสียสังเคราะห์ ซึ่งมีองค์ประกอบของน้ำเสียสังเคราะห์ (Zheng Y. M. และคณะ, 2006) ดังนี้

ตารางที่ 3.1 องค์ประกอบของน้ำเสียสังเคราะห์และธาตุอาหารที่จำเป็นที่ใช้ในการทดลอง

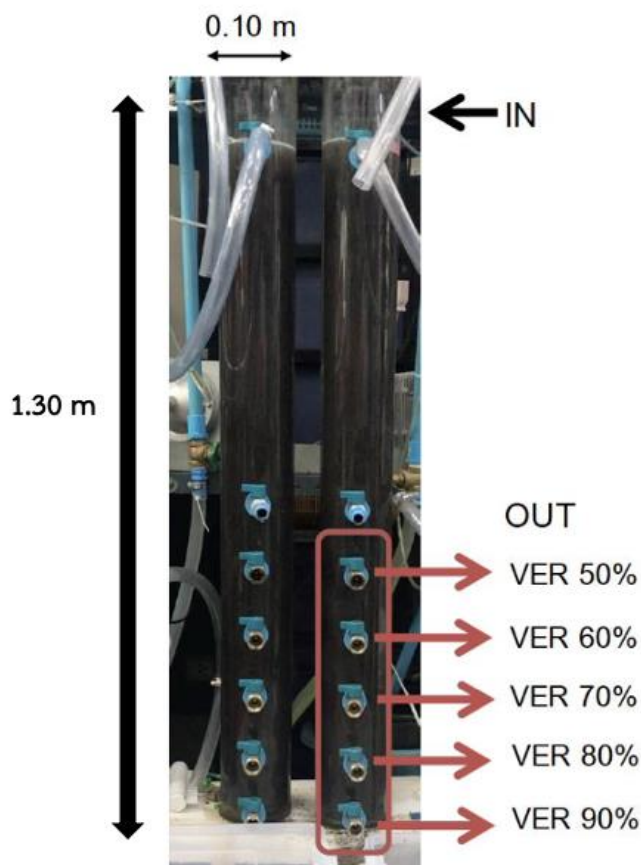
ส่วนประกอบ น้ำเสียสังเคราะห์	ความเข้มข้น (มิลลิกรัม/ลิตร)	ส่วนประกอบ ธาตุอาหารที่จำเป็น	ความเข้มข้น (มิลลิกรัม/ลิตร)
น้ำตาลทราย	1,780	H_3BO_3	0.05
NH_4Cl	380	ZnCl_2	0.05
KH_2PO_4	30	CuCl_2	0.03
K_2PO_4	30	$\text{MnSO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$	0.05
$\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$	25	$(\text{NH}_4)_6\text{Mo}_7\text{O}_{24} \cdot 4\text{H}_2\text{O}$	0.05
$\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$	10	AlCl_3	0.05
$\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$	20	$\text{CoCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$	0.05
		NiCl_2	0.05

การเตรียมน้ำเสียสังเคราะห์สำหรับการทดลองที่ 1 เพื่อสร้างเม็ดตะกอนจุลินทรีย์แบบใช้อากาศ จัดเตรียมคุณสมบัติน้ำเสียตามตารางที่ 3.1 น้ำเสียสังเคราะห์ที่ใช้ในการทดลองมีปริมาตร 8 ลิตร กำหนดความเข้มข้นเริ่มต้นในถังปฏิกรณ์เท่ากับ 1,500 มิลลิกรัมซีไอดี/ลิตร ความเข้มข้นของแอมโมเนียมไนโตรเจน 2 ความเข้มข้น ได้แก่ 50 และ 200 มิลลิกรัมไนโตรเจน/ลิตร ภายใต้สภาวะค่าพีเอชที่ 6.5-7.5 โดยดำเนินการเดินระบบจนกว่าจะเกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์

3.1.3 ถังปฏิกริยา

ถังปฏิกริยาแบบเอสปีอาร์ (Sequencing Batch Reactor) ในการเลี้ยงเม็ดตะกอนซึ่งทำจากอะคริลิกรูปทรงกระบอก ปริมาตร 12 ลิตร ความจุน้ำเสียสังเคราะห์ 8 ลิตร ที่ความสูง 1.30 เมตร และเส้นผ่านศูนย์กลาง 0.1 เมตร โดยมีการเติมอากาศและตกตะกอนภายในถัง ซึ่งน้ำทิ้งจะถูกปล่อยที่สัดส่วนทดแทนน้ำเสียที่ 60% มีความสูงจากก้นถังปฏิกริยาถึงท้องท่อทางออกน้ำทิ้งเป็นความสูงเท่ากับ 0.40 เมตร ดังรูปที่ 3.1

ขั้นตอนการการเติมอากาศใช้ปั๊มลมยี่ห้อ Hailea รุ่น ACO-450 มีกำลังลมเท่ากับ 420 ลิตร/นาที่ ซึ่งออกซิเจนจะถูกจ่ายผ่านหัวทรายขนาด 7 เซนติเมตรและอัตราการเติมอากาศควบคุมจากตัวควบคุมการจ่ายอากาศ (Flow meter) คำนวณจากการนำความเร็วในการเติมอากาศที่ต้องการคือ 3.5 เซนติเมตร/วินาที คูณกับพื้นที่หน้าตัดของถังปฏิกริยาซึ่งมีค่าเท่ากับ 78.5 ตารางเซนติเมตร จะได้อัตราการเติมอากาศของระบบเท่ากับ 16.5 ลิตร/นาที่



รูปที่ 3.1 ถังปฏิกริยาแบบเอสปีอาร์ที่ใช้ในการทดลอง

ควบคุมการทำงานของถังปฏิริยาโดยตู้ควบคุมไฟฟ้า (Controller) โดยใช้ตัวตั้งเวลาระบบบำบัด (Timer) ในการควบคุมการทำงานแต่ละขั้นตอน ซึ่งมีรอบการการบำบัดประกอบไปด้วย 4 ขั้นตอนดังนี้

1. การเติมน้ำเสียสังเคราะห์ใช้ระยะเวลา 1 นาที
2. การเติมอากาศใช้ระยะเวลา 2 สัปดาห์
3. การตกตะกอนใช้ระยะเวลา 15 นาที
4. การปล่อยน้ำทิ้งใช้ระยะเวลา 9 นาที



รูปที่ 3.2 ตู้ควบคุมไฟฟ้าและเวลาของระบบบำบัด

3.1.4 หัวเชื้อจุลินทรีย์

นำหัวเชื้อจุลินทรีย์ที่ใช้จากระบบเอเอสของโรงควบคุมคุณภาพน้ำดินแดงมาวัดค่าของแข็งแขวนลอย (MLSS) เริ่มต้น ต่อมาจึงนำเชื้อจุลินทรีย์มาเลี้ยงโดยใช้สูตรอาหารดังตารางที่ 3.1 เติมอากาศและเปลี่ยนอาหารทุกวันโดยไม่ทิ้งตะกอนออกจนมีค่าของแข็งแขวนลอยเท่ากับ 3,000 มิลลิกรัม/ลิตร ระยะเวลา 30 วันจึงเริ่มนำมาใช้กับการทดลองในช่วงต่อไป

3.2 การดำเนินงานวิจัย

งานวิจัยนี้เป็นการทดลองในระดับปฏิบัติการ ดำเนินการที่อุณหภูมิต้อง ณ ห้องปฏิบัติการชั้นที่ 1 ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย โดยการทดลองแบ่งเป็น 3 ช่วง ดังนี้

ช่วงที่ 1 การสร้างเม็ดตะกอนจุลินทรีย์แบบใช้อากาศที่ความเข้มข้นแอมโมเนียมไนโตรเจนแตกต่างกัน

เตรียมถังเอสปีอาร์ (Sequencing Batch Reactor) 2 ถังโดยในแต่ละถังใช้น้ำเสียสังเคราะห์ ปริมาตร 8 ลิตร มีน้ำตาลทรายและแอมโมเนียมคลอไรด์เป็นสารอาหารหลักแก่จุลินทรีย์ กำหนดความเข้มข้นของซีโอดีเริ่มต้นในถังปฏิริยาเท่ากับ 1,500 มิลลิกรัมซีโอดี/ลิตร ความเข้มข้นของแอมโมเนียมเริ่มต้นในถังปฏิริยาที่ 1 และ 2 เท่ากับ 50 และ 200 มิลลิกรัมไนโตรเจน/ลิตรตามลำดับ เติมน้ำเสียสังเคราะห์ที่ระยะเวลา 1 นาที การเติมอากาศใช้ระยะเวลา 2 สัปดาห์ โดยมีอัตราการเติมอากาศของระบบเท่ากับ 16.5 ลิตร/นาที การตกตะกอนใช้ระยะเวลา 15 นาทีและการปล่อยน้ำทิ้งใช้ระยะเวลา 9 นาที ใช้สัดส่วนการทดแทนน้ำเสียเท่ากับร้อยละ 60 ภายใต้สภาวะค่าออกซิเจนละลายน้ำมากกว่า 2 มิลลิกรัม/ลิตรและค่าพีเอชที่ 6.5 – 7.5 ตามลำดับ

มีการเก็บตัวอย่างน้ำและตะกอนจุลินทรีย์แบบใช้อากาศ เพื่อทำการวิเคราะห์โดยพารามิเตอร์ที่ใช้ ได้แก่ ขนาดของเม็ดตะกอน ลักษณะพื้นผิวเม็ดตะกอน การกระจายตัวของตะกอน พีเอช (pH) ซีโอดี (COD) แอมโมเนียมไนโตรเจน ($\text{NH}_4^+\text{-N}$) ของแข็งแขวนลอย (MLSS) ของแข็งแขวนลอยระยะแห้ง (MLVSS) ดัชนีปริมาตรตะกอน (SVI) และปริมาตรตกตะกอนที่ 30 นาที (SV_{30})

ช่วงที่ 2 การศึกษาประสิทธิภาพและอัตราการบำบัดแอมโมเนียมไนโตรเจนที่ความเข้มข้นต่าง ๆ ของแต่ละเชื้อ

การศึกษาประสิทธิภาพและอัตราการบำบัดแอมโมเนียมไนโตรเจนในน้ำเสียสังเคราะห์ที่มีความเข้มข้นแอมโมเนียมไนโตรเจน 2 ความเข้มข้น ได้แก่ 50 และ 200 มิลลิกรัมไนโตรเจน/ลิตร คำนวณหาอัตราการบำบัดแอมโมเนียมของแต่ละความเข้มข้นเทียบกับความเข้มข้นชุดเดียวกันจนได้ค่าค่อนข้างคงที่อย่างน้อย 3 ค่า เพื่อใช้ในการหาค่าจลนพลศาสตร์ของการบำบัดแอมโมเนียมไนโตรเจน ดังแสดงรายละเอียดขั้นตอนการทดลองในหัวข้อที่ 3.2.2

มีการเก็บตัวอย่างน้ำเสียสังเคราะห์ความเข้มข้นที่ต้องการศึกษา เพื่อหาความเข้มข้นของแอมโมเนียมไนโตรเจนที่ทางน้ำขาเข้าและความเข้มข้นของแอมโมเนียมไนโตรเจนที่ทางน้ำขาออก โดยพารามิเตอร์ที่ใช้ ได้แก่ แอมโมเนียมไนโตรเจน ($\text{NH}_4^+\text{-N}$) ไนไตรต์ไนโตรเจน ($\text{NO}_2^-\text{-N}$) ไนเตรตไนโตรเจน ($\text{NO}_3^-\text{-N}$) และค่าพีเอช (pH) รวมถึงการเก็บตะกอนจุลินทรีย์แบบใช้อากาศ เพื่อทำการวิเคราะห์ลักษณะทางกายภาพต่าง ๆ

ช่วงที่ 3 การเปรียบเทียบค่าจลนพลศาสตร์ของการบำบัดแอมโมเนียมไนโตรเจน

การทดลองศึกษาอัตราการบำบัดและค่าจลนพลศาสตร์แอมโมเนียมไนโตรเจนของเมื่อดตะกอนจุลินทรีย์แบบใช้อากาศที่มีความเข้มข้นแอมโมเนียมไนโตรเจน 5 ความเข้มข้น ได้แก่ 200, 100, 50, 25 และ 12.5 มิลลิกรัมไนโตรเจน/ลิตร โดยการวิเคราะห์อัตราการบำบัดแอมโมเนียมไนโตรเจนความเข้มข้นต่ำ (50-12.5 มิลลิกรัมไนโตรเจน/ลิตร) ใช้เมื่อดตะกอนจุลินทรีย์จากถังปฏิกรณ์ที่ 1 และ การวิเคราะห์อัตราการบำบัดแอมโมเนียมไนโตรเจนความเข้มข้นสูง (200-100 มิลลิกรัมไนโตรเจน/ลิตร) ใช้เมื่อดตะกอนจุลินทรีย์จากถังปฏิกรณ์ที่ 2

เริ่มทำการทดลองในถังปฏิกรณ์ภายใต้สภาวะค่าออกซิเจนละลายน้ำมากกว่า 2 มิลลิกรัมต่อลิตรและค่าพีเอชที่ 6.5–7.5 ตลอดการทดลอง กำหนดระยะเวลาในการเก็บตัวอย่างน้ำที่ 0 2 4 6 และ 8 ชั่วโมง หลังจากนั้นนำผลการทดลองมาสร้างกราฟอัตราการบำบัดแอมโมเนียมที่ความเข้มข้นต่าง ๆ กำหนดให้แกน y คือความเข้มข้นของแอมโมเนียมและแกน x คือเวลา หาความชันของกราฟดังกล่าว ซึ่งจะได้ค่าอัตราการบำบัดแอมโมเนียมไนโตรเจน มีหน่วยเป็นมิลลิกรัม/ลิตร/ชั่วโมง

จากนั้นสร้างกราฟความสัมพันธ์ระหว่างอัตราการบำบัดแอมโมเนียมจำเพาะที่ความเข้มข้นต่าง ๆ กับความเข้มข้นของแอมโมเนียมไนโตรเจนที่ทางน้ำขาออกจากถังปฏิกรณ์เพื่อหาค่าจลนพลศาสตร์ กำหนดแกน y คืออัตราการบำบัดจำเพาะของแต่ละความเข้มข้นและแกน x คือ ความเข้มข้นเริ่มต้น หลังจากสร้างกราฟเสร็จสมบูรณ์ ทำการวิเคราะห์รูปแบบกราฟตามลักษณะกราฟจลนพลศาสตร์รูปแบบต่างๆและเปรียบเทียบค่าจลนพลศาสตร์ของการบำบัดแอมโมเนียมของทั้งสองความเข้มข้น ดังแสดงรายละเอียดขั้นตอนการทดลองในหัวข้อที่ 3.2.3

3.2.1 การสร้างเม็ดตะกอนจุลินทรีย์แบบใช้อากาศที่ความเข้มข้นแอมโมเนียมไนโตรเจนแตกต่างกัน

3.2.1.1 ตัวแปรสำหรับการวิจัย ตามตารางที่ 3.2

3.2.1.2 ขั้นตอนการทดลอง

1. ผสมหัวเชื้อจุลินทรีย์กับน้ำเสียสังเคราะห์ที่เตรียมไว้โดยมีความเข้มข้นของซีไอดีเท่ากับ 1,500 มิลลิกรัมซีไอดี/ลิตร ความเข้มข้นของแอมโมเนียมที่ถึงปฏิกิริยาที่ 1 และ 2 เท่ากับ 50 และ 200 มิลลิกรัมไนโตรเจน/ลิตรตามลำดับ อีกทั้งเติมธาตุอาหารจำเป็นต่อจุลินทรีย์ตามตารางที่ 3.1 โดยมีปริมาตรน้ำเสียสังเคราะห์ในถังปฏิกริยารวมเท่ากับ 8 ลิตร

2. เดินระบบแบบทีละเทในถังเอสปีอาร์ การบำบัดประกอบไปด้วย 4 ขั้นตอนคือ การเติมน้ำเสียสังเคราะห์ใช้ระยะเวลา 1 นาที การเติมอากาศใช้ระยะเวลา 2 สัปดาห์ที่อัตราการเติมอากาศของระบบเท่ากับ 16.5 ลิตร/นาที การตกตะกอนใช้ระยะเวลา 15 นาทีและการปล่อยน้ำทิ้งใช้ระยะเวลา 9 นาที ปล่อยน้ำทิ้งจากถังปฏิกริยาประมาณร้อยละ 60

3. เติมน้ำเสียสังเคราะห์ใหม่เข้าถังปฏิกริยาปริมาตร 4.8 ลิตร เพื่อเริ่มระบบการบำบัดอีกครั้ง

4. ตรวจวัดพารามิเตอร์จากการเก็บตัวอย่างน้ำ 2 ครั้งคือน้ำเสียสังเคราะห์ในถังปฏิกริยาขณะทำการเติมอากาศและน้ำทิ้งที่จะปล่อยออกจากระบบ เพื่อศึกษาค่าพีเอช ซีไอดี แอมโมเนียมไนโตรเจน ไนไตรต์ไนโตรเจนและไนเตรตไนโตรเจน ปริมาณของแข็งแขวนลอย ดัชนีปริมาณตะกอนและปริมาณตกตะกอนที่ 30 นาที

5. เก็บเม็ดตะกอนจุลินทรีย์แบบใช้อากาศจากท่อน้ำทิ้งบริเวณก้นถังมาตรวจวัดคุณสมบัติต่างๆ ได้แก่ ขนาดเม็ดตะกอน ลักษณะพื้นผิวและความหนาแน่นของตะกอน

3.2.1.3 การศึกษาขนาดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์แบบใช้อากาศ

1. กำหนดหลักเกณฑ์เพื่อคัดแยกขนาดของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ ซึ่งแบ่งออกเป็น 5 กลุ่ม คือ ขนาดน้อยกว่า 1 มิลลิเมตร, 1-2 มิลลิเมตร, 2-3 มิลลิเมตร, 3-4 มิลลิเมตรและมากกว่า 4 มิลลิเมตร โดยกลุ่มขนาดน้อยกว่า 1 มิลลิเมตรต้องมีลักษณะทรงกลม มีมิติจึงจะจัดว่าเป็นเม็ดตะกอนจุลินทรีย์
2. เก็บตัวอย่างเม็ดตะกอนจากห้องปฏิบัติการเอสปีอาร์ในปริมาตร 5 มิลลิลิตร ขณะที่เกิดการเติมอากาศ
3. กรองเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ผ่านตะแกรงกรองที่มีขนาดรู 0.5x0.5 มิลลิเมตร เพื่อทำการแยกเม็ดตะกอนออกจากน้ำเสียสังเคราะห์ นำเม็ดตะกอนที่ถูกแยกออกมาวางลงบนจานแก้วให้กระจายทั่วจาน เพื่อให้สะดวกต่อการวัดขนาดเม็ดตะกอน
4. การวัดขนาดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์โดยใช้กระดาษกราฟลายตารางขนาดของช่อง 1x1 มิลลิเมตร วางใต้จานแก้วที่เตรียมไว้ ซึ่งเกณฑ์พิจารณาขนาดเม็ดตะกอนแต่ละเม็ด วัดจากเส้นทแยงมุมที่ยาวที่สุดของเม็ดตะกอน

3.2.1.4 การศึกษาความหนาแน่นของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์แบบใช้อากาศ

1. เก็บตัวอย่างเม็ดตะกอนจากห้องปฏิบัติการเอสปีอาร์ในปริมาตร 20 มิลลิลิตร นำมากรองผ่านกระดาษกรองขนาดรูกรอง 1.2 ไมครอน
2. เติมน้ำปราศจากไอออน (DI water) ปริมาตร 20 มิลลิลิตรลงในตะกอนที่คัดแยกจากลำดับที่ 1 แล้วจึงวัดปริมาตรรวมที่มาจากปริมาตรน้ำที่มีตะกอนผสมกัน
3. จากลำดับที่ 2 กรองแค่ตะกอนที่จะนำไปอบแห้งในตู้อบที่อุณหภูมิ 150 องศาเซลเซียส ระยะเวลา 24 ชั่วโมง หลังจากนั้นนำตะกอนแห้งไปชั่งน้ำหนัก
4. ความหนาแน่นของเม็ดตะกอนสามารถคำนวณได้ตามสมการที่ 3.1

$$\text{ความหนาแน่นของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ (Biomass density)} = \frac{\text{น้ำหนักแห้งของตะกอน}}{\text{ปริมาตรตะกอน}} \quad (3.1)$$

หมายเหตุ ; ปริมาตรตะกอน = ปริมาตรรวม - ปริมาตรน้ำ 20 มิลลิลิตร

3.2.1.5 การศึกษาลักษณะพื้นผิวเม็ดตะกอน

นำตัวอย่างหัวเชื้อที่ใช้ในการทดลองก่อนเดินระบบและเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่เกิดขึ้นจากการทดลองมาส่องกล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอนแบบส่องกราด (Scanning electron microscope: SEM) กำลังขยาย 50 เท่า, 3,000 เท่าและ10,000 เท่า ตามลำดับ เพื่อดูพื้นผิวและลักษณะรูปร่าง รวมไปถึงการส่องดูการกระจายตัวของจุลินทรีย์ในเม็ดตะกอน

3.2.2 การศึกษาประสิทธิภาพและอัตราการบำบัดแอมโมเนียมไนโตรเจนที่ความเข้มข้นต่างๆของแต่ละเชื้อ

3.2.2.1 ตัวแปรสำหรับการวิจัย ตามตารางที่ 3.2

3.2.2.2 ขั้นตอนการทดลอง

1. ดำเนินการเดินระบบบำบัดจนเกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์และความเข้มข้นของตะกอนมีค่าคงที่
2. ตรวจวัดพารามิเตอร์จากการเก็บตัวอย่างน้ำทิ้งที่จะปล่อยออกจากถังปฏิบัติการวิเคราะห์ค่าแอมโมเนียมไนโตรเจนที่พบและค่าไนไตรต์ไนโตรเจนและไนเตรตไนโตรเจนที่เพิ่มขึ้นเทียบกับเวลาจนมีค่าค่อนข้างคงที่
3. เปลี่ยนน้ำเสียสังเคราะห์และเดินระบบใหม่ วัดอัตราการบำบัดแอมโมเนียมเทียบกับชุดเดิมจนได้ค่าค่อนข้างคงที่อย่างน้อย 3 ค่า

3.2.3 การเปรียบเทียบค่าจลนพลศาสตร์ของการบำบัดแอมโมเนียมไนโตรเจน

3.2.3.1 ขั้นตอนการศึกษาค่าจลนพลศาสตร์

การหาค่าจลนพลศาสตร์เป็นส่วนหนึ่งของการทดลองที่ 3 จากการนำผลการทดลอง ความเข้มข้นของแอมโมเนียมไนโตรเจนที่ต้องการศึกษามาหาอัตราการบำบัดจากการพล็อต กราฟระหว่างความเข้มข้นของแอมโมเนียมไนโตรเจนกับเวลา กำหนดให้แกน y คือความเข้มข้นของแอมโมเนียมไนโตรเจนและแกน x คือเวลา เพื่อหาความชันของเส้นกราฟดังกล่าว ดังแสดงในรูปที่ 3.4 โดยค่าอัตราการบำบัดแอมโมเนียมไนโตรเจน มีหน่วยเป็นมิลลิกรัม/ลิตร/ชั่วโมง

นำอัตราการบำบัดแอมโมเนียมจำเพาะของแต่ละความเข้มข้นใน 3 รอบที่ระบบคงที่มาสร่างกราฟอีกชนิดหนึ่งคือกราฟระหว่างความสัมพันธ์ระหว่างอัตราการการบำบัดแอมโมเนียมจำเพาะที่ความเข้มข้นต่าง ๆ กับความเข้มข้นของแอมโมเนียมไนโตรเจนที่ทางน้ำขาออกจากถังปฏิกริยา

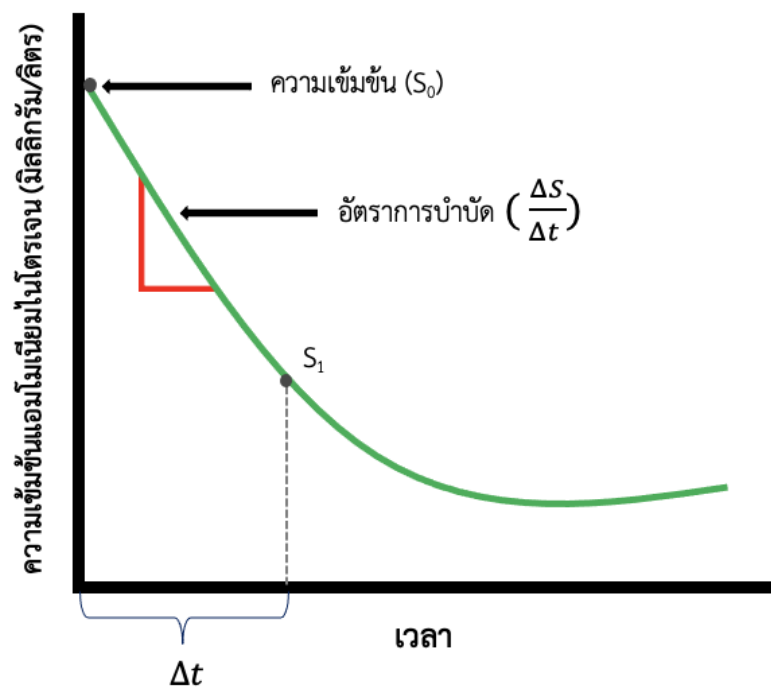
สร้างกราฟความสัมพันธ์ดังกล่าวผ่านโปรแกรม Microsoft Excel โดยกำหนดแกน y คืออัตราการบำบัดจำเพาะของแต่ละความเข้มข้น $\left(\frac{1}{x} \frac{dS}{dt}\right)$ และแกน x คือ ความเข้มข้นเริ่มต้น (S_0) ซึ่งความเข้มข้นหาจากจุดตัดแกน y ของกราฟ จะทำให้เกิดกราฟจลนพลศาสตร์ประเภทใดประเภทหนึ่งตามที่อธิบายไว้ในบทที่ 3 หลังจากนั้นนำค่าจลนพลศาสตร์ที่ได้ไปตรวจสอบกับผลการทดลอง

$$\text{อัตราการบำบัด (มิลลิกรัมไนโตรเจน/ลิตร-ชั่วโมง)} = \left(\frac{S_0 - S_1}{\Delta t} \right) \quad (3.1)$$

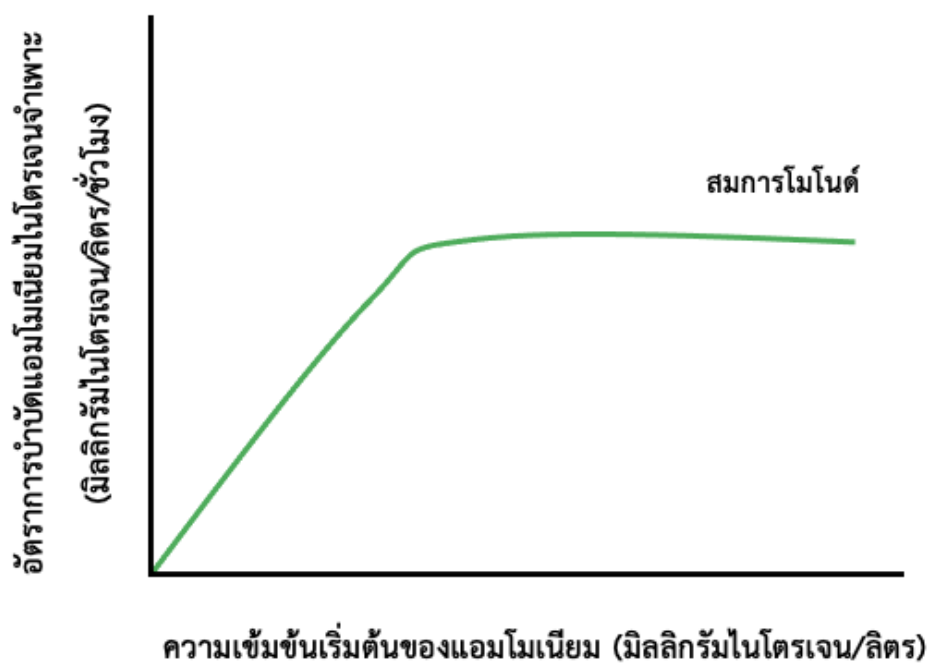
โดย S_0 = ความเข้มข้นของน้ำเสียเริ่มต้น (มิลลิกรัมไนโตรเจน/ลิตร)

S_1 = ความเข้มข้นของน้ำทิ้งที่เวลาผ่านไป (มิลลิกรัมไนโตรเจน/ลิตร)

Δt = ช่วงเวลาที่ความเข้มข้นลดลง (ชั่วโมง)



รูปที่ 3.4 อัตราการบำบัดของแอมโมเนียในไนโตรเจนที่ความเข้มข้นต่างๆ



รูปที่ 3.5 กราฟจลนพลศาสตร์แบบโมโนต์

ตารางที่ 3.2 ตัวแปรที่ใช้สำหรับการทำวิจัยในการทดลอง

ตัวแปรต้น	ค่าที่ใช้ในการทดลอง	
	ถึงปฏิบัติการที่ 1	ถึงปฏิบัติการที่ 2
ความเข้มข้นของแอมโมเนียมไนโตรเจน	50 มิลลิกรัมไนโตรเจน/ลิตร	200 มิลลิกรัมไนโตรเจน/ลิตร
ตัวแปรควบคุม		
ความเข้มข้นเริ่มต้น ของน้ำเสียสังเคราะห์	ความเข้มข้นของซีโอดี 1,500 มิลลิกรัมซีโอดี/ลิตร	
ความเร็วอากาศในการเติมอากาศ	3.5 เซนติเมตร/วินาที	
ระยะเวลาเติมน้ำเสียสังเคราะห์	1 นาที	
ระยะเวลาเติมอากาศ	2 สัปดาห์	
ระยะเวลาตกตะกอน	15 นาที	
ระยะเวลาปล่อยน้ำทิ้ง	9 นาที	
ค่าพีเอช	6.5 – 7.5	
สัดส่วนการทดแทนน้ำเสียสังเคราะห์	ร้อยละ 60	
คุณสมบัติของน้ำทิ้ง	ค่าพีเอช ค่าออกซิเจนละลายน้ำ ซีโอดี แอมโมเนียมไนโตรเจน ไนเตรต ไนไตรต์ ของแข็งแขวนลอย ดัชนีปริมาณตะกอน และปริมาตรการตกตะกอนที่ 30 นาที	
คุณสมบัติเม็ดตะกอนจุลินทรีย์	ขนาด ลักษณะพื้นผิวและความหนาแน่น ของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์	

3.3 พารามิเตอร์ที่ทำการตรวจวัดแลวิธีวิเคราะห์

ตารางที่ 3.3 พารามิเตอร์ที่ใช้สำหรับการวิเคราะห์ในการทดลอง

พารามิเตอร์	หน่วย	วิธีวิเคราะห์	ความถี่ในการตรวจ
พีเอช	-	เครื่องวัดพีเอช	1 ครั้ง/วัน
ค่าออกซิเจนละลาย	มิลลิกรัม/ลิตร	เครื่องวัดออกซิเจนละลาย	1 ครั้ง/วัน
ซีไอดี	มิลลิกรัมซีไอดี/ลิตร	ไทเทรต	1 ครั้ง/สัปดาห์
แอมโมเนียมไนโตรเจน	มิลลิกรัม ไนโตรเจน/ลิตร	สเปคโตรโฟโตมิเตอร์	2 ครั้ง/สัปดาห์
ไนไตรต์ไนโตรเจน	มิลลิกรัม ไนโตรเจน/ลิตร	สเปคโตรโฟโตมิเตอร์	2 ครั้ง/สัปดาห์
ไนเตรตไนโตรเจน	มิลลิกรัม ไนโตรเจน/ลิตร	สเปคโตรโฟโตมิเตอร์	2 ครั้ง/สัปดาห์
ของแข็งแขวนลอย (MLSS)	มิลลิกรัม/ลิตร	กรองผ่านกระดาษกรอง อบที่อุณหภูมิ 105 °C	3 วัน/ครั้ง
ปริมาตรการตกตะกอน ที่ 30 นาที (SV ₃₀)	มิลลิลิตร/กรัม	ตั้งให้ตกตะกอน 30 นาที	3 วัน/ครั้ง
ดัชนีปริมาตรตะกอน (SVI)	มิลลิลิตร/กรัม	คำนวณจากของแข็ง แขวนลอยและปริมาตรการ ตกตะกอน ที่ 30 นาที	3 วัน/ครั้ง
ขนาดเม็ดตะกอน	มิลลิเมตร	กรองผ่านตะแกรงและวัดจาก กระดาษกราฟที่มีขนาดช่อง 1x1 มิลลิเมตร	เดือนละครั้ง
ความหนาแน่นของเม็ด ตะกอนจูลินทรีย์	กรัม/มิลลิลิตร	คำนวณจากความสัมพันธ์ของ น้ำหนักแห้งของเม็ดตะกอน/ ปริมาตรของตะกอน	เดือนละครั้ง
ลักษณะพื้นผิวตะกอน	-	ส่องด้วยกล้องจุลทรรศน์ แบบส่องกราด	2 ครั้ง

บทที่ 4

ผลการทดลองและการวิจารณ์ผล

4.1 เม็ดตะกอนจุลินทรีย์ในถังปฏิกรณ์

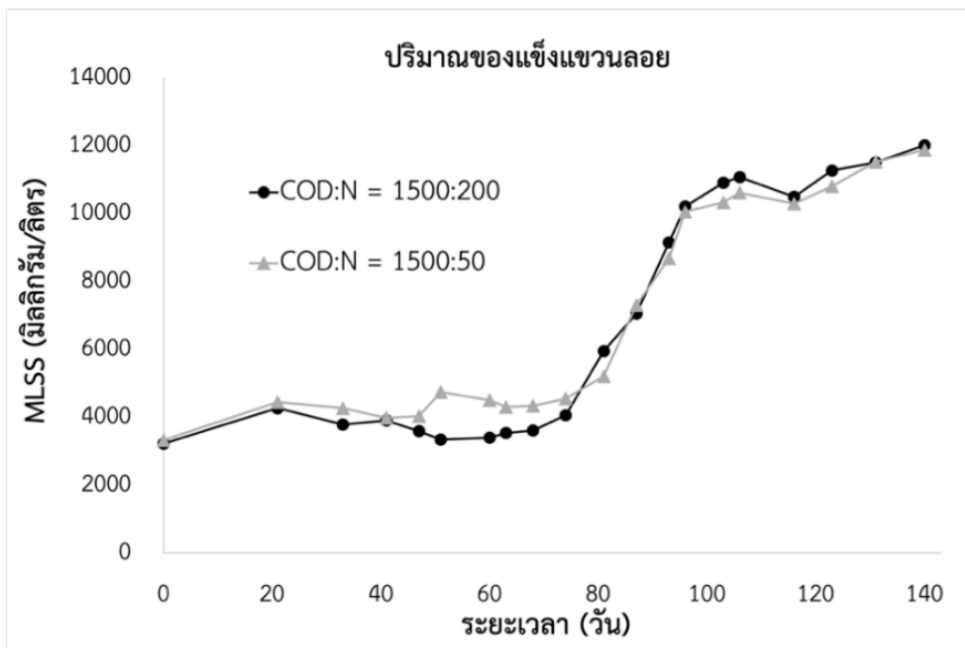
การทดลองช่วงที่ 1 เริ่มต้นการเดินระบบโดยใช้ระยะเวลาในการเติมอากาศ 2 สัปดาห์ เพื่อให้เกิดปริมาณของแข็งแขวนลอยที่เพียงพอและไม่หลุดไปกับน้ำทิ้ง เมื่อระบบเข้าสู่สมดุลคือ ปริมาณของแข็งแขวนลอย อัตราการบำบัดซีโอดีและอัตราการบำบัดแอมโมเนียมไนโตรเจนคงที่ จึงจะลดเวลาการเติมอากาศลงตามระยะเวลาที่แอมโมเนียมไนโตรเจนหมดไปจากระบบ พารามิเตอร์ที่ใช้ในการวิเคราะห์ได้แก่ ขนาดเม็ดตะกอน ความหนาแน่นของตะกอน ซีโอดี (COD) แอมโมเนียมไนโตรเจน (NH_4^+-N) ไนเตรตไนโตรเจน (NO_2^--N) ไนเตรตไนโตรเจน (NO_3^--N) ของแข็งแขวนลอย (MLSS) ของแข็งแขวนลอยระเหยง่าย (MLVSS) ดัชนีปริมาตรตะกอน (SVI) ปริมาตรตกตะกอนที่ 30 นาที (SV_{30})

4.1.1 ปริมาณของแข็งแขวนลอย (MLSS) และของแข็งแขวนลอยระเหยง่าย (MLVSS)

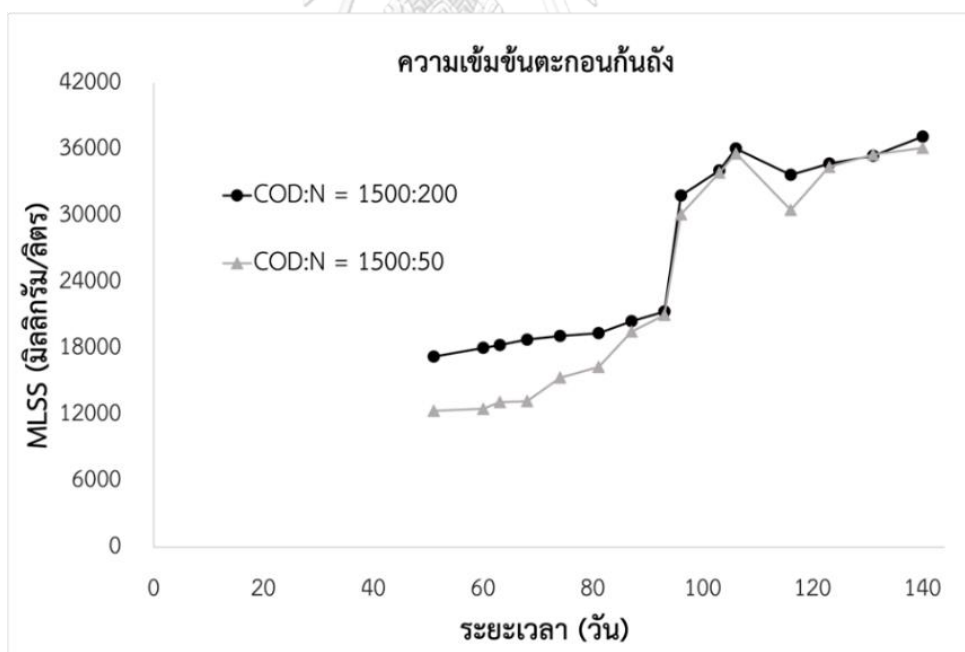
เริ่มต้นเดินระบบค่าปริมาณของแข็งแขวนลอย (MLSS) จากระบบเอสของโรงควบคุมคุณภาพน้ำดินแดงเท่ากับ $3,273 \pm 67.9$ มิลลิกรัมต่อลิตร โดยมีความเข้มข้นของซีโอดีประมาณ 1,500 มิลลิกรัมต่อลิตรเท่ากันทั้งสองถังปฏิกรณ์ ความเข้มข้นแอมโมเนียมไนโตรเจนถังปฏิกรณ์ที่ 1 และ 2 เท่ากับ 50 และ 200 มิลลิกรัมไนโตรเจนต่อลิตรตามลำดับ จากการเก็บตัวอย่างบริเวณท่อน้ำทิ้งที่ สัดส่วนทดแทนร้อยละ 70 พบว่าค่าปริมาณของแข็งแขวนลอยในถังเติมอากาศช่วงแรกเพิ่มขึ้นเพียงเล็กน้อย โดยค่า MLSS ในถังปฏิกรณ์ที่ 1 อยู่ในช่วง 3,321-5,950 มิลลิกรัมต่อลิตร ส่วนค่า MLSS ในถังปฏิกรณ์ที่ 2 อยู่ในช่วง 3,225-5,205 มิลลิกรัมต่อลิตร รวมถึงความเข้มข้นตะกอนกันถังในถังปฏิกรณ์ที่ 1 และ 2 เท่ากับ $13,791 \pm 1623.7$ และ $18,462 \pm 781$ มิลลิกรัมต่อลิตรตามลำดับ ในช่วงการเริ่มต้นนี้การเปลี่ยนน้ำเสียสังเคราะห์เข้าระบบใช้เวลาประมาณรอบละ 2 สัปดาห์ เนื่องจากรอให้ TKN หมดลง การเพิ่มจำนวนของจุลินทรีย์จึงค่อนข้างคงที่ แต่ยังสามารถจับกลุ่มรวมกันเป็นเม็ดตะกอนจุลินทรีย์เพราะมีระยะเวลาการอดอาหารและการเติมอากาศที่เพิ่มขึ้นส่งผลให้ระยะเวลาในการสร้างเม็ดตะกอนยาวนานขึ้น แม้เม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่พบในช่วงนี้จะมีขนาดเล็กและรูปร่างที่ไม่สมมาตร

เมื่อเดินระบบเข้าสู่วันที่ 78 เม็ดตะกอนสามารถบำบัดน้ำเสียสังเคราะห์ที่มีความเข้มข้นแอมโมเนียมสูงได้ภายใน 4 วันและตั้งแต่วันที่ 85 มีการเปลี่ยนน้ำเสียสังเคราะห์เข้าระบบใช้เวลาประมาณรอบละ 2 วันไปตลอดการทดลอง โดยกราฟช่วงระยะเวลาที่ 78-95 วัน มีค่า MLSS เพิ่มขึ้นเป็นเส้นตรงจากการเติมสารอาหารที่ถี่มากขึ้น ทำให้จุลินทรีย์มีอัตราการเจริญเติบโตที่สูงขึ้นอย่างรวดเร็ว ดังรูปที่ 4.1 และพบว่าอัตราการบำบัดแอมโมเนียมไนโตรเจนของระบบคงที่เมื่อเดินระบบที่ 95-140 วัน ถึงปฏิบัติการที่ 1 ค่า MLSS เท่ากับ $10,784 \pm 608.1$ มิลลิกรัมต่อลิตร ส่วนถึงปฏิบัติการที่ 2 ค่า MLSS เท่ากับ $11,067 \pm 678.1$ มิลลิกรัมต่อลิตร อีกทั้งความเข้มข้นตะกอนกันถังในถังปฏิบัติการที่ 1 และ 2 เท่ากับ $33,732 \pm 2468.3$ และ $34,696 \pm 1741.2$ มิลลิกรัมต่อลิตรตามลำดับ ดังรูปที่ 4.2 เกิดเม็ดตะกอนที่มีขนาดเท่ากันทั่วถึงปฏิบัติการ ซึ่งหลังจากเชื้อจุลินทรีย์เจริญเติบโตเพิ่มขึ้นอย่างต่อเนื่องจนเท่ากับความสูงของท่อน้ำทิ้งที่สัดส่วนทดแทนร้อยละ 60 เมื่อระบบเข้าสู่ช่วงปล่อยน้ำทิ้ง ตะกอนเบาจะถูกคัดออกจากระบบ ปริมาณ MLSS ในถังปฏิบัติการจึงเริ่มคงที่ไปตลอดการทดลอง จากการสังเกตพบว่าเม็ดตะกอนจุลินทรีย์แบบใช้อากาศลอยขึ้นมาอยู่ทั่วถึงปฏิบัติการผสมไปกับฟล็อกในช่วงการเติมอากาศและเมื่อเข้าสู่ขั้นตอนการตกตะกอนระยะเวลา 15 นาที พบว่าเม็ดตะกอนจุลินทรีย์จะรวมตัวกันอยู่บนกันถังโดยมีความสูงประมาณ 0.4 เมตรหรือบริเวณท่อน้ำทิ้งที่สัดส่วนทดแทนน้ำเสียร้อยละ 60 (VER 60%) จึงสรุปได้ว่าอัตราส่วนของหัวเชื้อต่อเม็ดตะกอนจุลินทรีย์แบบใช้อากาศในถังปฏิบัติการจากการมองด้วยตาเปล่ามีอัตราส่วนของฟล็อกร้อยละ 60 และเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ร้อยละ 40

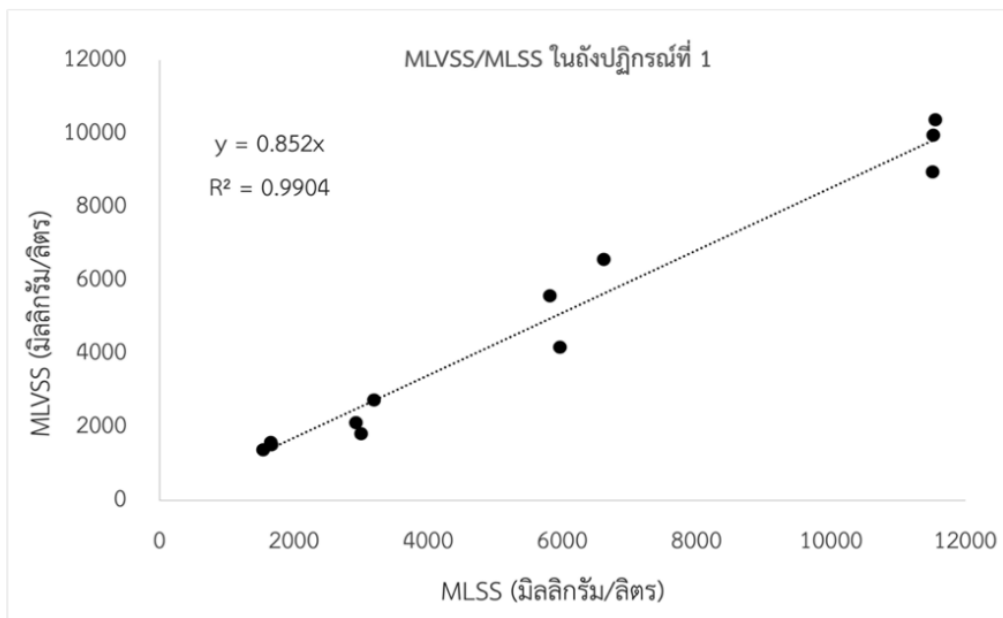
อัตราส่วน MLVSS/MLSS บ่งบอกถึงสัดส่วนของสารอินทรีย์ในตะกอนโดยทั่วไปอยู่ในช่วง 0.7-0.8 (Metcalf Eddy, 2004) เมื่อทำการวิเคราะห์อัตราส่วนของแข็งแขวนลอยระเหยง่ายต่อของแข็งแขวนลอย (MLVSS/MLSS) จากการละลายตัวอย่างตะกอนด้วยน้ำกลั่นที่อัตราปริมาตรตัวอย่างต่อน้ำกลั่นร้อยละ 50 25 และ 12.6 ในถังปฏิบัติการที่ 1 และ 2 มีค่าเท่ากับร้อยละ 85.20 และ 86.71 ตามลำดับ ดังรูปที่ 4.3-4.4



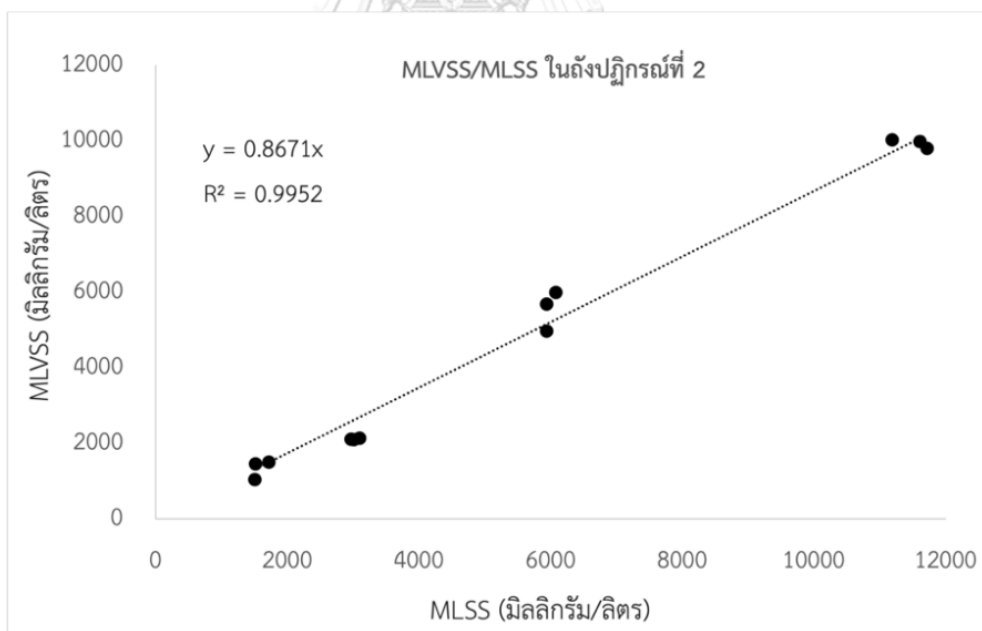
รูปที่ 4.1 ค่าปริมาณของแข็งแขวนลอยในถังเติมอากาศ



รูปที่ 4.2 ค่าความเข้มข้นตะกอนก้นถังตั้งแต่วันที่ 51 ของการเดินระบบ



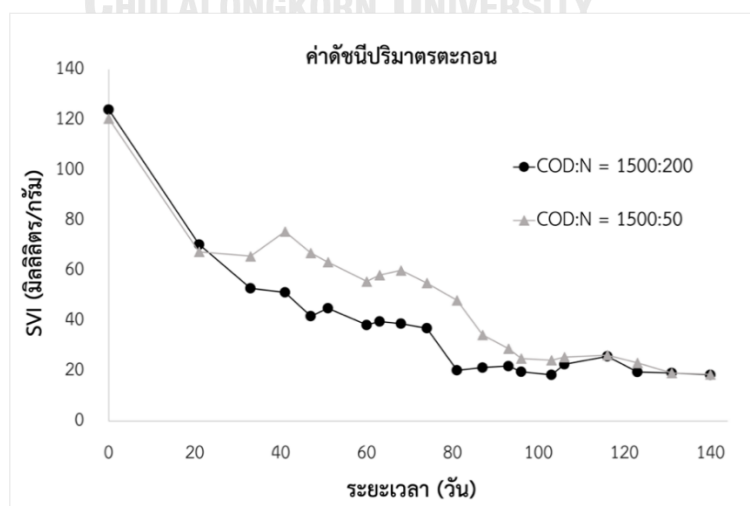
รูปที่ 4.3 อัตราส่วนของแข็งแขวนลอยระเหยง่ายต่อของแข็งแขวนลอยในถังปฏิกรณ์ที่ 1



รูปที่ 4.4 อัตราส่วนของแข็งแขวนลอยระเหยง่ายต่อของแข็งแขวนลอยในถังปฏิกรณ์ที่ 2

4.1.2 ดัชนีปริมาตรตะกอน (SVI)

เมื่อเริ่มต้นเดินระบบดัชนีปริมาตรตะกอนเท่ากับ 122.24 ± 2.5 มิลลิลิตรต่อกรัม โดยปริมาตรการตกตะกอนที่ 30 นาทีเท่ากับ 400 มิลลิลิตร ดังนั้นช่วงแรกของการเดินระบบตะกอนในถังปฏิกริยาที่มีความสามารถในการตกตะกอนต่ำ เนื่องจากการคัดตะกอนเบาออกจากระบบในขั้นตอนการตกตะกอนและปล่อยน้ำทิ้งมีความถี่น้อยกว่าช่วงระยะเวลาเดินระบบที่อัตราการบำบัดคงที่ อย่างไรก็ตามในช่วงแรกสามารถเกิดกลไกการสร้างเม็ดตะกอนขึ้นได้เนื่องจากการเติมอากาศที่เพียงพอ ทำให้หัวเชื้อที่อ่อนนุ่มจับตัวรวมกลุ่มกันเป็นเม็ดตะกอนมากขึ้นส่งผลให้ตะกอนมีความสามารถในการตกตะกอนมากขึ้น ค่า SVI จึงลดลงอย่างต่อเนื่องจนกระทั่งมีการปรับเปลี่ยนเติมน้ำเสียสังเคราะห์รอบละ 4 วันและจนสุดท้ายมีการปรับการเติมน้ำเสียเป็นรอบละ 2 วันตลอดการทดลองในวันที่ 78 และ 85 ตามลำดับ โดยค่า SVI ในช่วงวันที่ 78-95 จะลดลงอย่างต่อเนื่องสัมพันธ์กับค่า MLSS ที่เพิ่มมากขึ้นก่อนจะเริ่มคงที่เมื่อเดินระบบวันที่ 95-140 ซึ่งพบค่า MLSS ที่คงที่เช่นเดียวกัน ปริมาตรการตกตะกอนที่ 30 นาทีทั้งสองถังปฏิกริยาเฉลี่ยเท่ากับ 240 มิลลิลิตร ถังปฏิกริยาที่ 1 ค่า SVI เท่ากับ 23.07 ± 3.1 มิลลิลิตรต่อกรัม และถังปฏิกริยาที่ 2 ค่า SVI เท่ากับ 20.46 ± 2.7 มิลลิลิตรต่อกรัม ดังรูปที่ 4.5 แสดงให้เห็นถึงแนวโน้มการเพิ่มขึ้นของเชื้อจุลินทรีย์และความสามารถในการตกตะกอนของเม็ดตะกอนที่ดีในระบบ เนื่องจากการเติมสารอาหารและการคัดตะกอนเบาออกจากระบบพร้อมน้ำทิ้งที่ถี่มากขึ้นจึงทำให้เหลือเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่มีคุณสมบัติที่เหมาะสมส่งผลต่อขนาดเม็ดตะกอนในระบบที่ใหญ่ขึ้นได้เช่นเดียวกัน



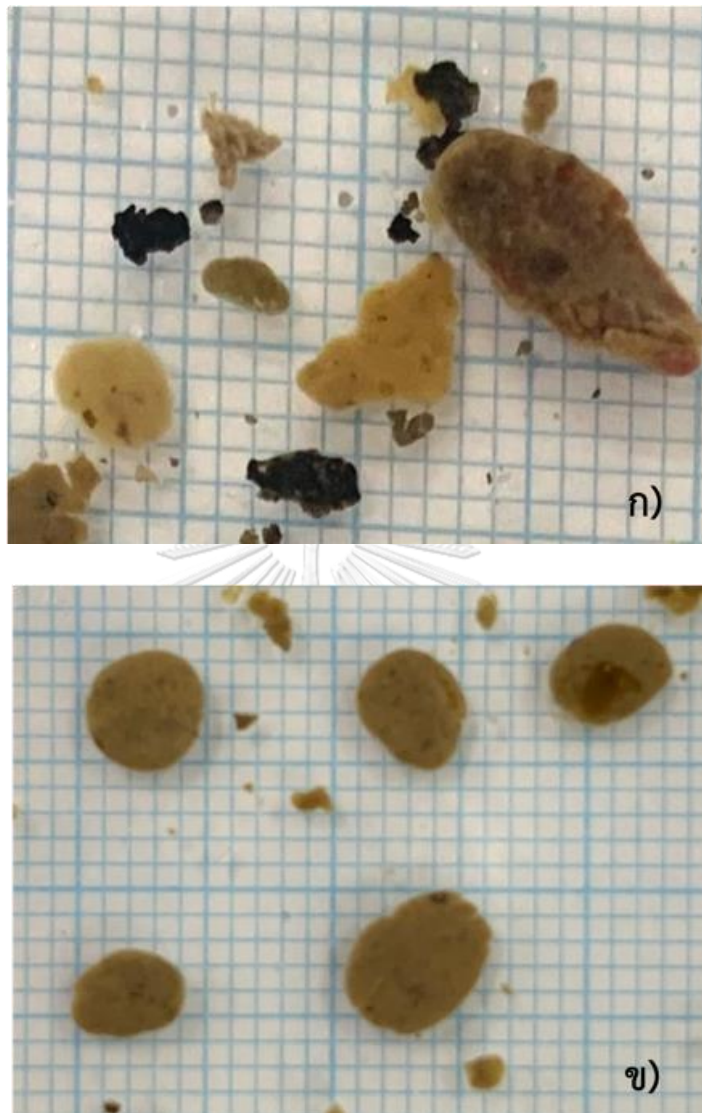
รูปที่ 4.5 ค่าดัชนีปริมาตรตะกอนในถังเติมอากาศ

4.1.3 ขนาดเม็ดตะกอนและความหนาแน่นของตะกอน (Biomass density)

เริ่มต้นเดินระบบหัวเชื้อในถังปฏิกรณ์มีลักษณะเป็นหัวเชื้ออ่อนนุ่ม สีดำ ฟุ้งกระจายไปทั่วถัง ปฏิกรณ์หลังจากเดินระบบในถังเอสปีอาร์ใช้ระยะเวลา 16 วัน พบว่าเม็ดตะกอนจุลินทรีย์แบบใช้อากาศเริ่มก่อตัวเป็นเม็ดตะกอนทั้งสองถังปฏิกรณ์ ซึ่งในระยะแรกเม็ดตะกอนมีขนาดเล็กมีรูปร่างไม่สม่ำเสมอ โครงสร้างมีความหลวม สีดำและน้ำตาลเข้มปะปนกัน จึงควบคุมอัตราการเติมอากาศให้มากกว่า 16.5 ลิตรต่อนาที โดยอัตราการเติมอากาศที่สูงจะสร้างแรงเฉือนน้ำซึ่งยับยั้งการเกิดจุลินทรีย์ที่เป็นเส้นใยและสร้างพื้นผิวของเม็ดตะกอนให้ได้พื้นผิวเรียบ เพื่อช่วยในการหลังสารโพลีเมอร์ภายนอกเซลล์ (EPS) ที่เสริมสร้างความสมบูรณ์ของโครงสร้างให้มากขึ้น จากนั้นเมื่อเดินระบบเป็นระยะเวลา 63 วัน พบเม็ดตะกอนทรงกลม สีน้ำตาลเข้ม ขนาดเม็ดตะกอนประมาณ 3-7 มิลลิเมตร



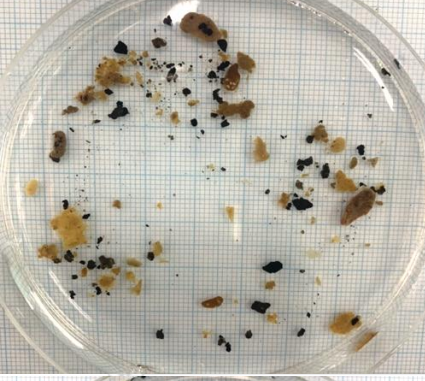
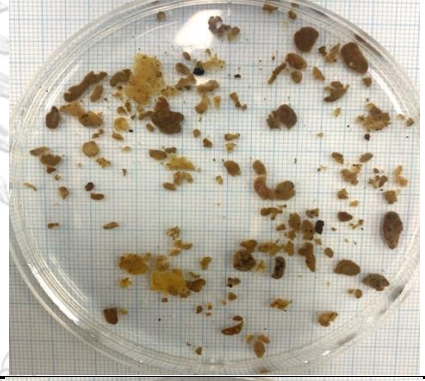



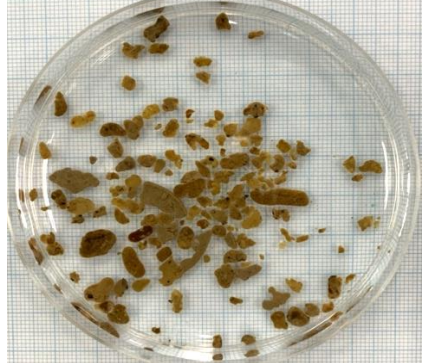
หลังจากอัตราการบำบัดแอมโมเนียไนโตรเจนเริ่มคงที่ใช้ระยะเวลาเดินระบบ 85-140 วัน พบเม็ดตะกอนขนาดเล็กลง วิเคราะห์ขนาดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์จากการเก็บตัวอย่างตะกอนปริมาตร 30 มิลลิลิตร บริเวณท่อน้ำทิ้งที่สัดส่วนทดแทนน้ำเสียร้อยละ 70 ในช่วงการเติมอากาศ พบว่าถังปฏิกรณ์ที่ 1 มีขนาดเม็ดตะกอนประมาณ 2-6 มิลลิเมตร ขนาดเม็ดตะกอนเฉลี่ย 3.4 ± 0.9 มิลลิเมตร จากจำนวนเม็ดตะกอนตัวอย่าง 51 เม็ดด้วยวิธีการสุ่มนับตัวอย่างพื้นที่กระดาษกราฟ 30x30 มิลลิเมตร และถังปฏิกรณ์ที่ 2 มีขนาดเม็ดตะกอนประมาณ 3-7 มิลลิเมตร ขนาดเม็ดตะกอนเฉลี่ย 4.5 ± 1.0 มิลลิเมตร จากจำนวนเม็ดตะกอนตัวอย่าง 107 เม็ด โดยโครงสร้างมีลักษณะทรงกลมอัดแน่น พื้นผิวเรียบ สีน้ำตาลเข้มทั้งสองถังปฏิกรณ์ดังรูปที่ 4.6 และตารางที่ 4.1

ความหนาแน่นของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ในถังปฏิกรณ์ที่ 1 และ 2 เท่ากับ 1.1620 ± 0.015 และ 1.1707 ± 0.001 กรัมต่อมิลลิลิตร จากการวิเคราะห์พบว่าเม็ดตะกอนจุลินทรีย์แบบใช้อากาศทั้งสองถังปฏิกรณ์มีความหนาแน่นมากกว่าความหนาแน่นของฟล็อกในระบบเอเอสที่อยู่ในช่วง 1.02-1.06 กรัมต่อมิลลิลิตร (Dammel E.E. และคณะ, 1991) แสดงให้เห็นว่าเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่เกิดขึ้นตกตะกอนได้ดีกว่าฟล็อกในระบบเอเอส ซึ่งความเข้มข้นของน้ำเสียและการเติมอากาศที่เพียงพอเพื่อสร้างแรงเฉือนเป็นปัจจัยสำคัญในการสร้างเม็ดตะกอนที่มีความหนาแน่นที่สูง หากระบบบำบัดมีแรงเฉือนและสารอาหารน้อยเกินไป จุลินทรีย์จะหลุดจากเม็ดตะกอน ทำให้ความหนาแน่นของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ลดลงและแตกสลายได้ในที่สุด



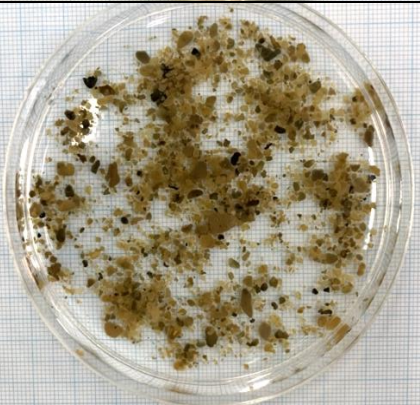


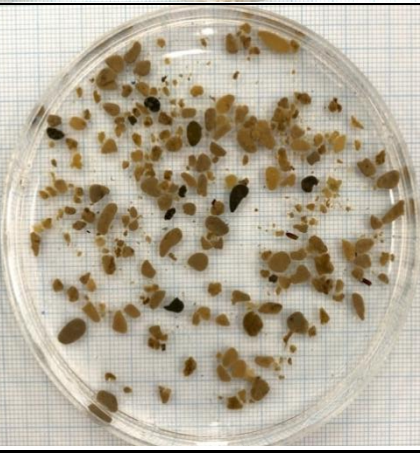


รูปที่ 4.6 เม็ดตะกอนจุลินทรีย์ ก) ระยะเวลาเดินระบบ 63 วัน ข) ระยะเวลาเดินระบบ 85 วัน

ตารางที่ 4.1 ตารางเปรียบเทียบลักษณะเม็ดตะกอนที่ระยะเวลาการเดินระบบต่าง ๆ

ระยะเวลา การเดินระบบ	ถังปฏิกรณ์ที่ 1 COD:N = 1500:50	ถังปฏิกรณ์ที่ 2 COD:N = 1500:200
16 วัน		
41 วัน		
60 วัน		
63 วัน		

ตารางที่ 4.2 ตารางเปรียบเทียบลักษณะเม็ดตะกอนที่ระยะเวลาการเดินระบบต่าง ๆ (ต่อ)

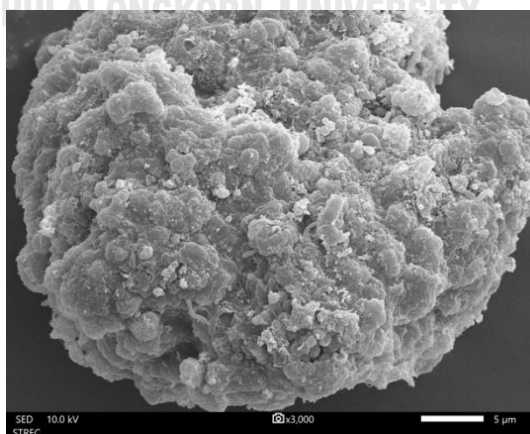
ระยะเวลา การเดิน ระบบ	ถังปฏิกรณ์ที่ 1 COD:N = 1500:50	ถังปฏิกรณ์ที่ 2 COD:N = 1500:200
74 วัน		
81 วัน		
96 วัน		

4.1.4 ลักษณะพื้นผิวตะกอน

นำเม็ดตะกอนจากการทดลองไปส่องกล้องจุลทรรศน์แบบส่องกราด (SEM) กำลังขยาย 50 เท่า 3,000 เท่า และ 10,000 เท่า เพื่อวิเคราะห์ลักษณะพื้นผิวตะกอน 2 ชนิดได้แก่ ตะกอนหัวเชื้อ (Seed) และเม็ดตะกอนจุลินทรีย์จากการบำบัดแอมโมเนียมไนโตรเจนที่ความเข้มข้น 50 และ 200 มิลลิกรัมต่อลิตร

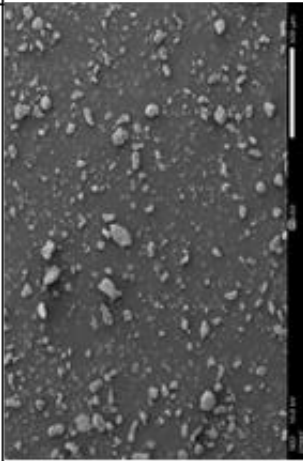
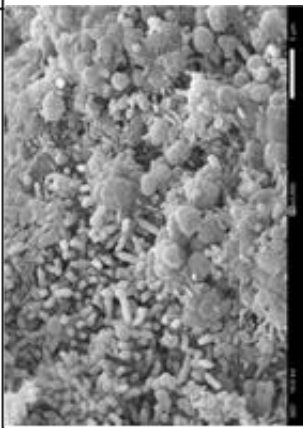
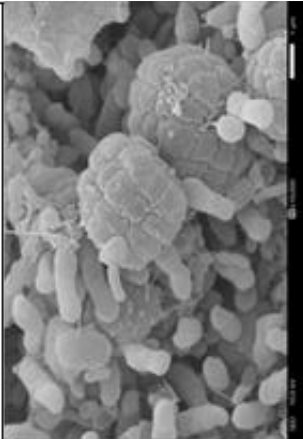
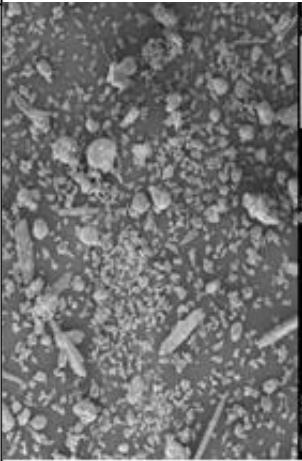
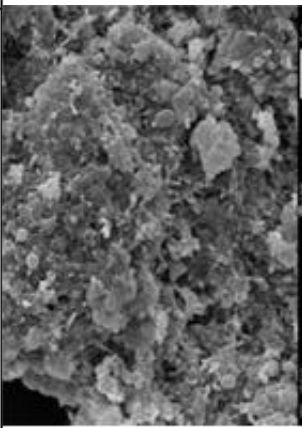
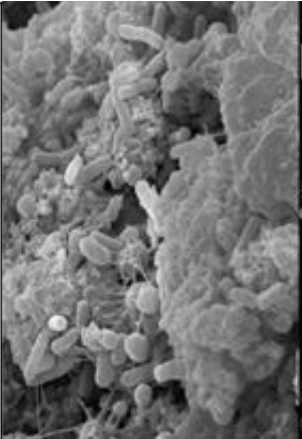
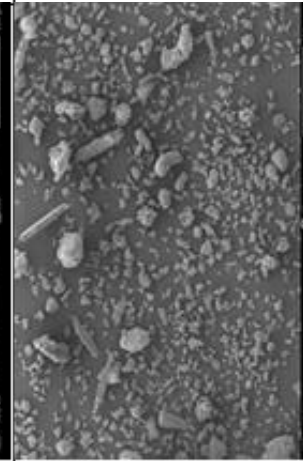
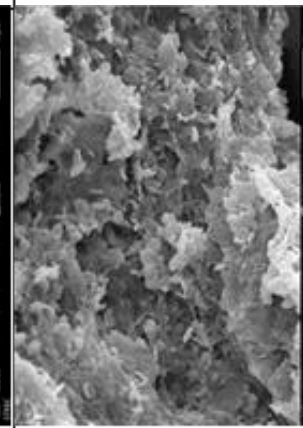
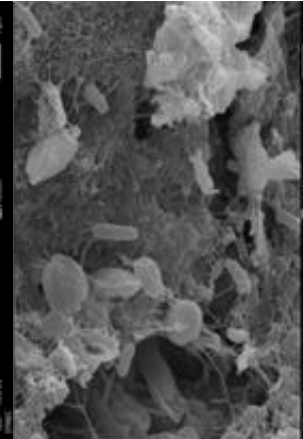
ตะกอนหัวเชื้อเริ่มระบบใช้ตะกอนจากถังเติมอากาศจากโรงควบคุมคุณภาพน้ำเสีย จากภาพถ่ายที่กำลังขยาย 50 เท่าพบตะกอนที่มีรูปร่างไม่สมมาตร ขนาดไม่เท่ากัน โดยเมื่อเพิ่มกำลังขยายพบการอาศัยของจุลินทรีย์ขนาดเล็กมากอยู่รวมกันเป็นกลุ่มด้วยโครงสร้างหลวม ๆ ไม่มีเส้นใยพันเกลียวที่ช่วยยึดให้จับตัวกันเป็นก้อน ดังรูปที่ 4.7 และตารางที่ 4.2

เม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่นำไปส่องมีขนาด 5 มิลลิเมตรที่อยู่ในช่วงอัตราการบำบัดแอมโมเนียมไนโตรเจนเริ่มคงที่ทั้งสองความเข้มข้นพบว่าที่กำลังขยาย 50 เท่า ตะกอนมีขนาดเล็กเท่ากัน เมื่อเพิ่มกำลังขยายถึง 3,000 เท่าพบจุลินทรีย์ประเภทแบคทีเรียทรงกลม (Coccus) แบคทีเรียรูปแท่ง (Bacillus) และแบคทีเรียเส้นใย (Filamentous) เกาะอยู่รวมกันเป็นกลุ่ม ดังรูปที่ 4.7 ส่วนภาพถ่ายกำลังขยาย 10,000 เท่าจากเม็ดตะกอนความเข้มข้นแอมโมเนียมต่ำพบเส้นใยเชื่อมจุลินทรีย์ให้เกาะกันเป็นกลุ่มก้อนเช่นเดียวกับภาพถ่ายกำลังขยาย 10,000 เท่าจากเม็ดตะกอนความเข้มข้นแอมโมเนียมสูง กลุ่มจุลินทรีย์มีเมือกและเส้นใยเคลือบหุ้มทำให้จุลินทรีย์หลากหลายประเภทอาศัยรวมกันบนพื้นผิวตะกอนให้เป็นเม็ดตามตารางที่ 4.2



รูปที่ 4.7 ลักษณะพื้นผิวเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่กำลังขยาย 3,000 เท่า

ตารางที่ 4.3 ตารางเปรียบเทียบลักษณะพื้นผิวตะกอนของตะกอนหัวเชื้อและเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ผ่าน SEM

ตัวอย่าง	กำลังขยาย 50 เท่า	กำลังขยาย 3,000 เท่า	กำลังขยาย 10,000 เท่า
ตะกอนหัวเชื้อ			
เม็ดตะกอน จากถังปฏิริยาที่ 1			
เม็ดตะกอน จากถังปฏิริยาที่ 2			

4.2 การศึกษาประสิทธิภาพและอัตราการบำบัดแอมโมเนียมไนโตรเจนที่ความเข้มข้นต่าง ๆ

การทดลองช่วงที่ 2 ศึกษาประสิทธิภาพและอัตราการบำบัดแอมโมเนียมไนโตรเจนในน้ำเสียสังเคราะห์ที่มีความเข้มข้นแอมโมเนียมไนโตรเจน 2 ความเข้มข้น ได้แก่ 50 และ 200 มิลลิกรัมไนโตรเจนต่อลิตรภายใต้สภาวะค่าออกซิเจนละลายน้ำมากกว่า 2 มิลลิกรัมต่อลิตรและค่าพีเอชที่ 6.5–7.5 ตลอดการทดลอง เริ่มต้นกำหนดระยะเวลาในการเติมอากาศในถังปฏิกรณ์ 2 สัปดาห์จึงค่อยเปลี่ยนระยะเวลาการเติมอากาศตามช่วงเวลาที่ความเข้มข้นแอมโมเนียมไนโตรเจนเปลี่ยนไปเป็นไนเตรตจนหมด จึงเติมน้ำเสียสังเคราะห์และเดินระบบขึ้นใหม่อีกครั้ง ศึกษาอัตราการบำบัดแอมโมเนียมของแต่ละความเข้มข้นเทียบกับความเข้มข้นชุดเดียวกันจนได้ค่าค่อนข้างคงที่อย่างน้อย 3 ค่า ซึ่งใช้ระยะเวลาการเดินระบบ 50 วันในการสร้างเม็ดตะกอนจุลินทรีย์แบบใช้อากาศจึงเริ่มทำการทดลองช่วงที่ 2 ในวันที่ 51 เป็นต้นไป โดยพารามิเตอร์ที่ใช้ในการวิเคราะห์ ได้แก่ ค่าพีเอช (pH) แอมโมเนียมไนโตรเจน ($\text{NH}_4^+\text{-N}$) ไนไตรต์ไนโตรเจน ($\text{NO}_2^-\text{-N}$) และไนเตรตไนโตรเจน ($\text{NO}_3^-\text{-N}$)

4.2.1 ความเข้มข้นของแอมโมเนียมไนโตรเจนที่ 50 มิลลิกรัมต่อลิตร

การทดลองนี้ได้ทำการเดินระบบเป็นจำนวน 10 รอบการทดลอง ตั้งแต่วันที่ 51-97 ซึ่งใช้ระยะเวลาในการเดินระบบทั้งหมด 47 วันหลังจากที่เกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ขึ้นในระบบและสามารถควบคุมค่าพีเอชให้คงที่ตลอดการทดลอง โดยความเข้มข้นแอมโมเนียมไนโตรเจนลดลงจนระบบเริ่มคงที่ตั้งแต่รอบการบำบัดครั้งที่ 5 เป็นต้นไป ผลการวิเคราะห์พารามิเตอร์ต่าง ๆ ในระบบมีดังนี้

ความเข้มข้นแอมโมเนียมไนโตรเจนและซีโอดีของน้ำเสียสังเคราะห์เข้าถังปฏิกรณ์เท่ากับ 57.69 ± 8.3 มิลลิกรัมไนโตรเจนต่อลิตรและ 1343.20 ± 137.8 มิลลิกรัมต่อลิตรตามลำดับ รอบการบำบัดที่ 1 คือวันที่ 51-64 สามารถบำบัดแอมโมเนียมไนโตรเจนไปเป็นไนเตรตได้หมดภายใน 14 วัน ดังรูปที่ 4.8 โดยวันที่ 2 ของรอบการบำบัด เม็ดตะกอนจุลินทรีย์แบบใช้อากาศมีประสิทธิภาพในบำบัดซีโอดีเท่ากับร้อยละ 94 ประสิทธิภาพในการบำบัดแอมโมเนียมไนโตรเจนเท่ากับร้อยละ 31.90 และเมื่อถึงวันที่ 3 ที่พบปริมาณแอมโมเนียมไนโตรเจนในระบบเพียง 5.88 มิลลิกรัมไนโตรเจนต่อลิตร ทำให้ประสิทธิภาพในการบำบัดแอมโมเนียมไนโตรเจนถึงร้อยละ 92 อย่างไรก็ตามระบบยังคงเหลือปริมาณแอมโมเนียมเฉลี่ย 0.89 มิลลิกรัมไนโตรเจนต่อลิตรตลอดรอบการบำบัดจนสามารถบำบัดหมดไปในวันที่ 14 ก่อนขึ้นรอบการบำบัดใหม่โดยความเข้มข้นไนเตรตของน้ำเสียสังเคราะห์ขาออกถังปฏิกรณ์ในรอบการบำบัดที่ 1 เท่ากับ 37.23 มิลลิกรัมไนโตรเจนต่อลิตร

ผลการทดลองดังกล่าวแสดงให้เห็นว่าระยะเวลา 3 วันแรกของการเดินระบบเป็นระยะ Lag phase หรือช่วงปรับตัวของไนตริฟายอิงแบคทีเรียในน้ำเสียสังเคราะห์ ซึ่งปริมาณแอมโมเนียมจะมีแนวโน้มลดลงสัมพันธ์กับไนเตรตที่เพิ่มขึ้น ตั้งแต่วันที่ 4 เป็นต้นไป ไนเตรตเพิ่มขึ้นอย่างรวดเร็วและไม่พบไนไตรต์สะสมอยู่ในระบบตลอดการทดลองเช่นเดียวกันกับรอบการบำบัดถัดไปที่ใช้ระยะเวลาในการบำบัดซีโอดีและการบำบัดแอมโมเนียมไปเป็นไนเตรตสั้นลงเรื่อย ๆ จนใช้ระยะเวลาสั้นสุดเพียง 1 วันจนระบบเริ่มคงที่ตั้งแต่รอบการบำบัดที่ 5 หรือวันที่ 85 เป็นต้นไป ความเข้มข้นไนเตรตของน้ำเสียสังเคราะห์ขาออกถึงปฏิบัติการสูงสุดเฉลี่ย 48.07 ± 8.8 มิลลิกรัมไนโตรเจนต่อลิตร

4.2.2 ความเข้มข้นของแอมโมเนียมไนโตรเจนที่ 200 มิลลิกรัมต่อลิตร

การทดลองนี้ได้ทำการเดินระบบเป็นจำนวน 10 รอบการทดลอง ตั้งแต่วันที่ 51-97 ซึ่งใช้ระยะเวลาในการเดินระบบทั้งหมด 47 วันหลังจากที่เกิดเม็ตตะกอนจุลินทรีย์ขึ้นในระบบและสามารถควบคุมค่าพีเอชให้คงที่ตลอดการทดลอง โดยความเข้มข้นแอมโมเนียมไนโตรเจนลดลงจนระบบเริ่มคงที่ตั้งแต่รอบการบำบัดครั้งที่ 5 เป็นต้นไป ผลการวิเคราะห์พารามิเตอร์ต่าง ๆ ในระบบมีดังนี้

ความเข้มข้นแอมโมเนียมไนโตรเจนและซีโอดีของน้ำเสียสังเคราะห์ขาเข้าถึงปฏิบัติการเท่ากับ 225.68 ± 28.7 มิลลิกรัมไนโตรเจนต่อลิตรและ 1359.20 ± 140.5 มิลลิกรัมต่อลิตรตามลำดับ เนื่องจากน้ำเสียสังเคราะห์มีความเข้มข้นของแอมโมเนียมและซีโอดีสูงทำให้ช่วงแรกของการบำบัดรอบที่ 1 คือวันที่ 51-64 พบค่าพีเอชเปลี่ยนแปลงอย่างรวดเร็วซึ่งต่ำกว่าค่าพีเอช 7 ที่ต้องการควบคุมสถานะส่งผลให้เกิดความเป็นพิษต่อจุลินทรีย์ในระบบโดยอาจเกิดการยับยั้งกระบวนการเกิดปฏิบัติการไนตริฟิเคชันจนกว่าไนตริฟายอิงแบคทีเรียในน้ำเสียสังเคราะห์จะสามารถปรับตัวได้จึงค่อยเริ่มพบไนเตรตในระบบเพิ่มขึ้นสัมพันธ์กับความเข้มข้นของแอมโมเนียมที่ลดลงเหลืออยู่ในระบบเพียง 3.36 มิลลิกรัมไนโตรเจนต่อลิตรหลังจากเดินระบบเพียง 10 วัน (วันที่ 61) ทำให้เม็ตตะกอนจุลินทรีย์แบบใช้อากาศประสิทธิภาพในการบำบัดแอมโมเนียมไนโตรเจนถึงร้อยละ 98 ดังรูปที่ 4.9 แต่น้ำทิ้งจากถังปฏิบัติการในรอบการบำบัดที่ 1 ยังคงเหลือความเข้มข้นแอมโมเนียมไนโตรเจนในระบบอยู่ 0.42 มิลลิกรัมไนโตรเจนต่อลิตร รวมถึงความเข้มข้นไนไตรต์และไนเตรตของน้ำเสียสังเคราะห์ขาออกถึงปฏิบัติการเท่ากับ 195.65 และ 79.23 มิลลิกรัมไนโตรเจนต่อลิตรตามลำดับ ในส่วนของความเข้มข้นซีโอดีขาเข้าถึงปฏิบัติการเท่ากับ 1432 มิลลิกรัมต่อลิตร โดยมีประสิทธิภาพการบำบัดในวันที่ 2 เท่ากับร้อยละ 88

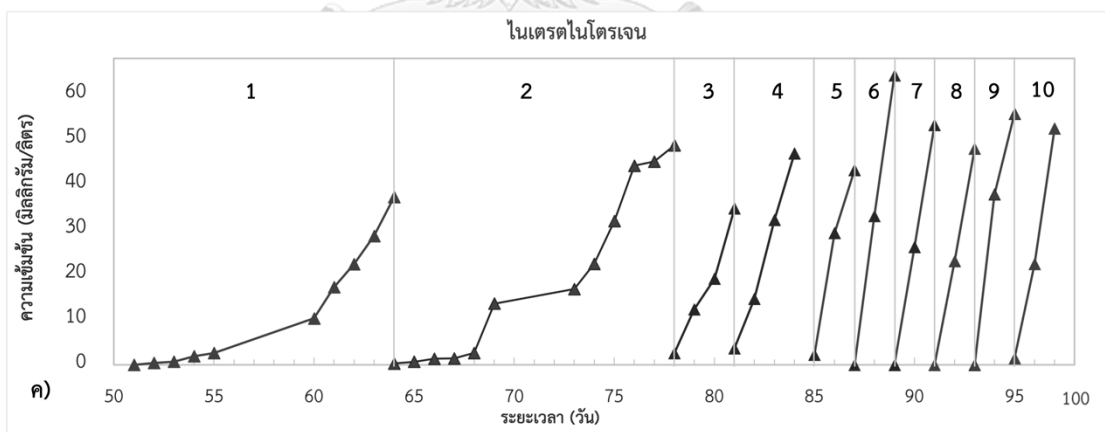
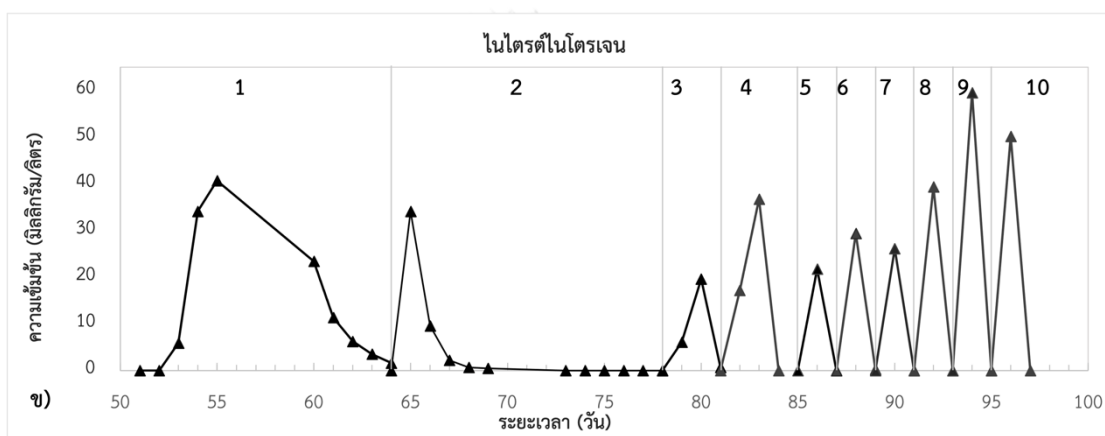
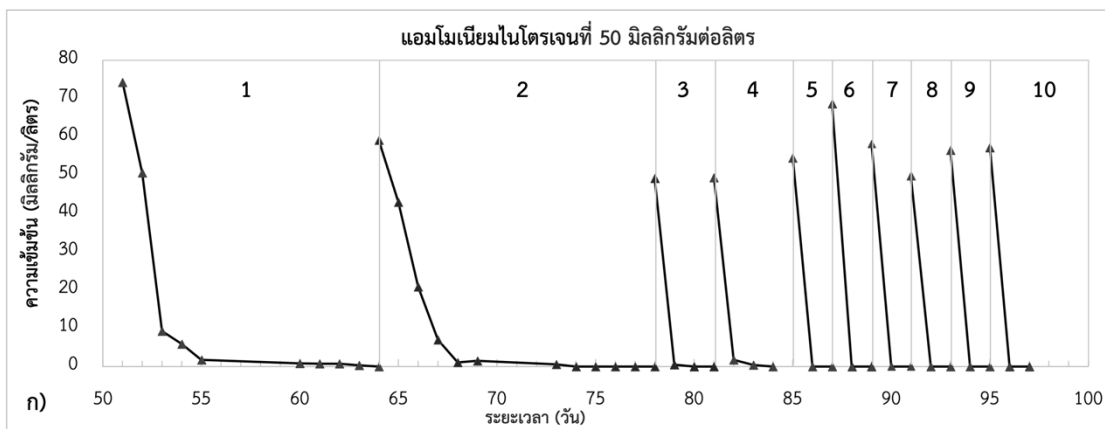
โดยพบความเข้มข้นซีโอติเหลืออยู่ 169 มิลลิกรัมต่อลิตรและสามารถบำบัดจนหมดไปได้ในวันที่ 3 ของรอบการบำบัด

ต่อมาค่าปริมาณของแข็งแขวนลอยเพิ่มขึ้นและการเติมอากาศตลอดระยะเวลา 2 สัปดาห์ในถังปฏิกริยาทำให้จุลินทรีย์รวมตัวเกิดเป็นเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่มีความสามารถในการบำบัดน้ำเสียแอมโมเนียมไนโตรเจนได้มากยิ่งขึ้นจึงส่งผลต่อประสิทธิภาพในการบำบัดรอบต่อไป โดยรอบการบำบัดที่ 2 คือวันที่ 65-78 สามารถบำบัดแอมโมเนียมไนโตรเจนไปเป็นไนเตรตได้หมดภายใน 9 วันและพบความเข้มข้นไนเตรตของน้ำเสียสังเคราะห์ขาออกถังปฏิกริยาเท่ากับ 157.2 มิลลิกรัมไนโตรเจนต่อลิตร ส่วนรอบการบำบัดที่ 3 (วันที่ 78-81) และรอบการบำบัดที่ 4 (วันที่ 81-84) สามารถบำบัดน้ำเสียสังเคราะห์ที่มีความเข้มข้นซีโอติและแอมโมเนียมสูงได้ภายใน 1 และ 4 วันตามลำดับ ซึ่งตั้งแต่วันที่ 2 ของรอบการบำบัดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์แบบใช้อากาศในถังปฏิกริยาที่ 2 มีประสิทธิภาพในการบำบัดแอมโมเนียมไนโตรเจนเท่ากับร้อยละ 89

รอบการบำบัดที่ 5 คือวันที่ 85 ของระยะเวลาทดลองโดยค่าปริมาณของแข็งแขวนลอยในระบบเท่ากับ 7,050 มิลลิกรัมต่อลิตรและค่าดัชนีปริมาตรตะกอนในระบบเท่ากับ 21.28 มิลลิตรต่อกรัม ทำให้เม็ดตะกอนที่เกิดขึ้นภายในระบบมีขนาดเท่ากับ 3-7 มิลลิเมตร โครงสร้างอัดแน่นสมบูรณ์ เมื่อทำการวิเคราะห์การบำบัดแอมโมเนียมไนโตรเจนพบว่าเม็ดตะกอนดังกล่าวสามารถบำบัดแอมโมเนียมไนโตรเจนในถังปฏิกริยาทั้งสองได้ภายใน 2 วัน เช่นเดียวรอบการบำบัดที่ 6-10 (วันที่ 87-97) โดยการทดลองพบว่าน้ำทิ้งในถังปฏิกริยา มีความเข้มข้นไนเตรตไนโตรเจนสูงสุดเฉลี่ยในแต่ละรอบการบำบัดที่คงที่เท่ากับ 206.71 ± 20.4 มิลลิกรัมไนโตรเจนต่อลิตร

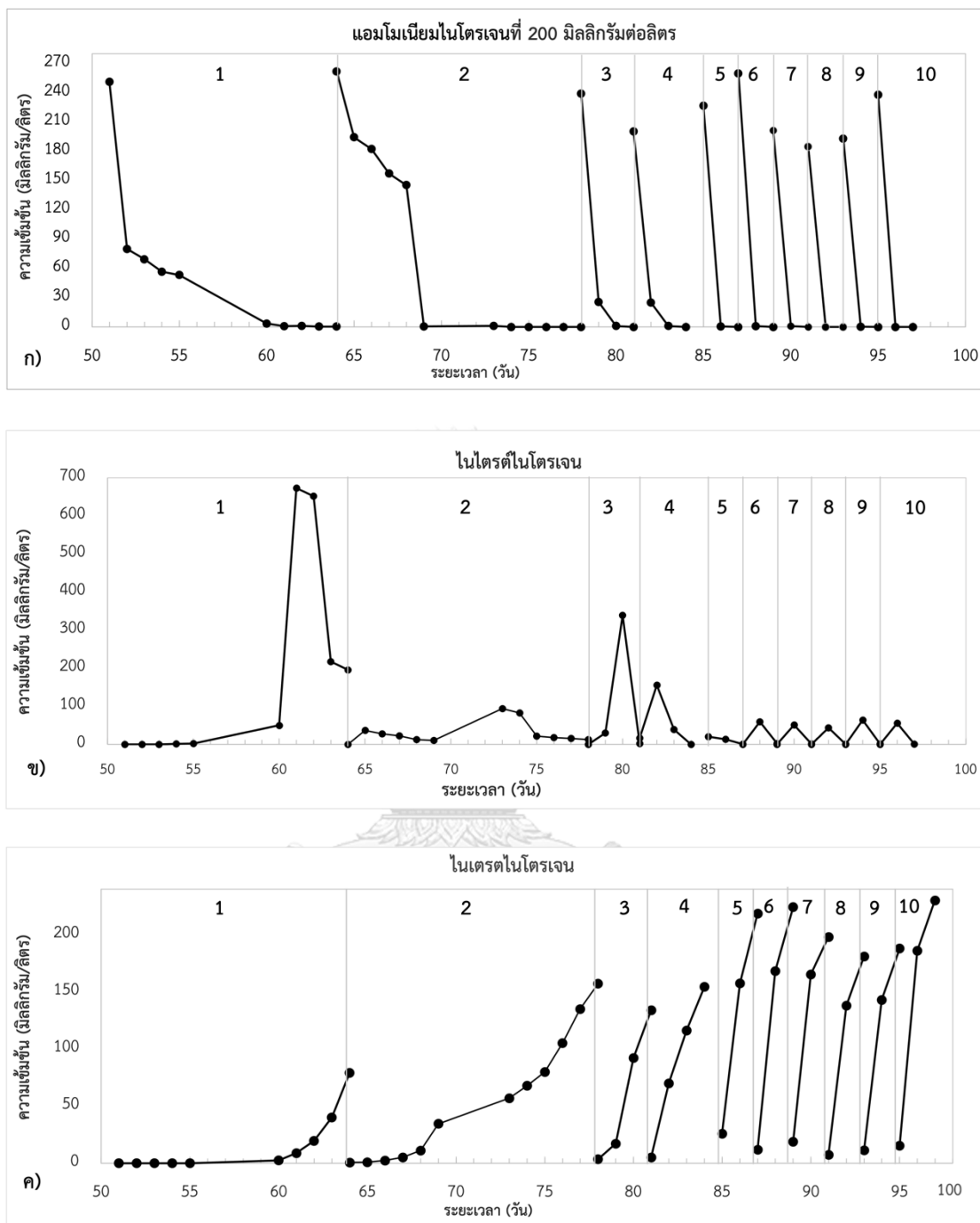
ตารางที่ 4.4 สรุปคุณสมบัติเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่ความเข้มข้นแอมโมเนียมไนโตรเจนแตกต่างกัน

Property and Operation parameter	Influent Ammonium concentration (mg/l)	
	50	200
Mean AGS size (mm)	3.4 ± 0.9	4.5 ± 1.0
SVI (ml/g)	23.07	20.46
MLSS (mg/l)	10,784	11,067
Ammonium removal time	4 hours	2 days
Nitrification rate (mg NH ₃ -N/l·h)	14.2 ± 0.4	25.8 ± 0.4



รูปที่ 4.8 การเปลี่ยนแปลงปริมาณแอมโมเนียมไนโตรเจน ไนเตรตและไนเตรตในถังปฏิกรณ์ที่ 1

ก) แอมโมเนียมไนโตรเจน ข) ไนเตรต ค) ไนเตรต



รูปที่ 4.9 การเปลี่ยนแปลงปริมาณแอมโมเนียมไนโตรเจน ไนไตรต์และไนเตรตในถังปฏิกรณ์ชีวภาพที่ 2

ก) แอมโมเนียมไนโตรเจน ข) ไนไตรต์ ค) ไนเตรต

4.3 ค่าจลนพลศาสตร์ของการบำบัดแอมโมเนียมไนโตรเจน

การทดลองศึกษาอัตราการบำบัดและค่าจลนพลศาสตร์แอมโมเนียมไนโตรเจนของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์แบบใช้อากาศ เริ่มทำการทดลองในถังปฏิกรณ์ที่มีความเข้มข้นของปริมาณของแข็งแขวนลอยทั้งสองถังปฏิกรณ์เท่ากับ $10,925 \pm 49.5$ มิลลิกรัมต่อลิตรและความเข้มข้นตะกอนกันถังเท่ากับ $34,214 \pm 514.1$ มิลลิกรัมต่อลิตรภายใต้สภาวะค่าออกซิเจนละลายน้ำมากกว่า 2 มิลลิกรัมต่อลิตรและค่าพีเอชที่ 6.5–7.5 ตลอดการทดลอง กำหนดระยะเวลาในการเก็บตัวอย่างน้ำที่ 0 2 4 6 และ 8 ชั่วโมง

จากการทดลองหาอัตราการบำบัดน้ำเสียความเข้มข้นแอมโมเนียมที่ 200 100 50 25 และ 12.5 มิลลิกรัมไนโตรเจนต่อลิตร เลือกใช้เม็ดตะกอนจากถังปฏิกรณ์ที่ 1 เพื่อบำบัดน้ำเสียความเข้มข้นแอมโมเนียมที่ 50 25 และ 12.5 มิลลิกรัมไนโตรเจนต่อลิตร พบว่าอัตราการบำบัดแอมโมเนียมไนโตรเจนเท่ากับ 14.19 ± 0.4 , 8.24 ± 0.2 และ 6.39 ± 0.2 มิลลิกรัมไนโตรเจนต่อลิตรต่อชั่วโมงตามลำดับ ส่วนเม็ดตะกอนจุลินทรีย์แบบใช้อากาศจากถังปฏิกรณ์ที่ 2 ใช้ในการบำบัดน้ำเสียความเข้มข้นแอมโมเนียมที่ 200 และ 100 มิลลิกรัมไนโตรเจนต่อลิตร พบว่าอัตราการบำบัดแอมโมเนียมไนโตรเจนเท่ากับ 25.82 ± 0.4 และ 20.62 ± 0.6 มิลลิกรัมไนโตรเจนต่อลิตรต่อชั่วโมง ดังรูปที่ 4.10-4.11 โดยน้ำเสียสังเคราะห์ความเข้มข้นแอมโมเนียมไนโตรเจนต่ำสามารถบำบัดแอมโมเนียมให้หมดลงภายใน 4 ชั่วโมงและไม่พบไนไตรต์สะสมอยู่ในระบบตลอดการทดลอง สอดคล้องกับงานวิจัยของ Swathi Desireddy และคณะ (2022) ทำการศึกษาอัตราการบำบัดน้ำเสียความเข้มข้นแอมโมเนียมที่ 80 มิลลิกรัมไนโตรเจนต่อลิตรในสภาวะค่าพีเอช 7 พบว่าอัตราการบำบัดเท่ากับ 6.22 มิลลิกรัมไนโตรเจนต่อลิตรต่อชั่วโมง

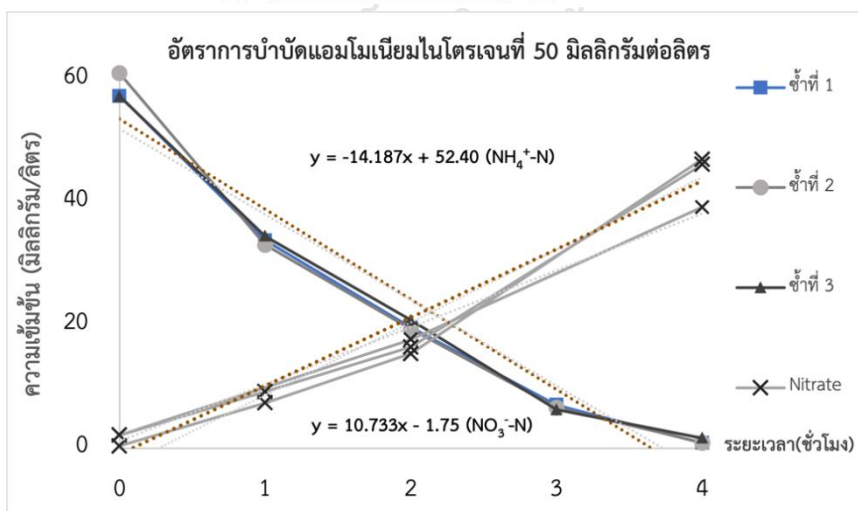
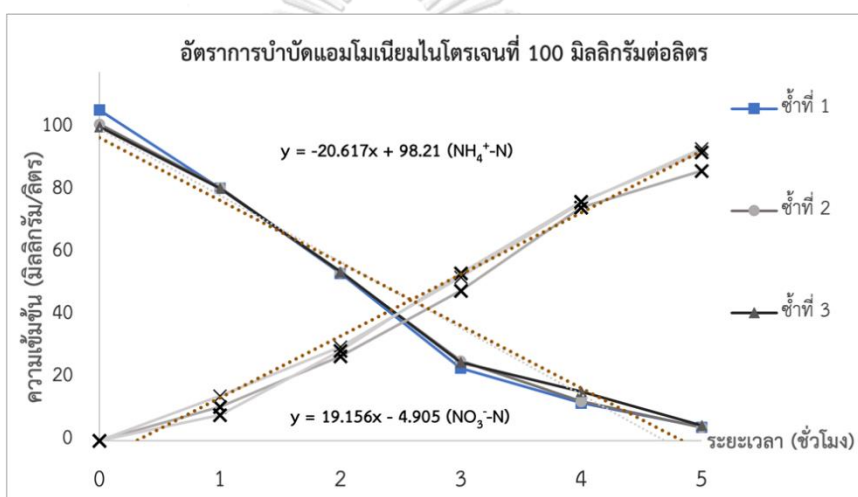
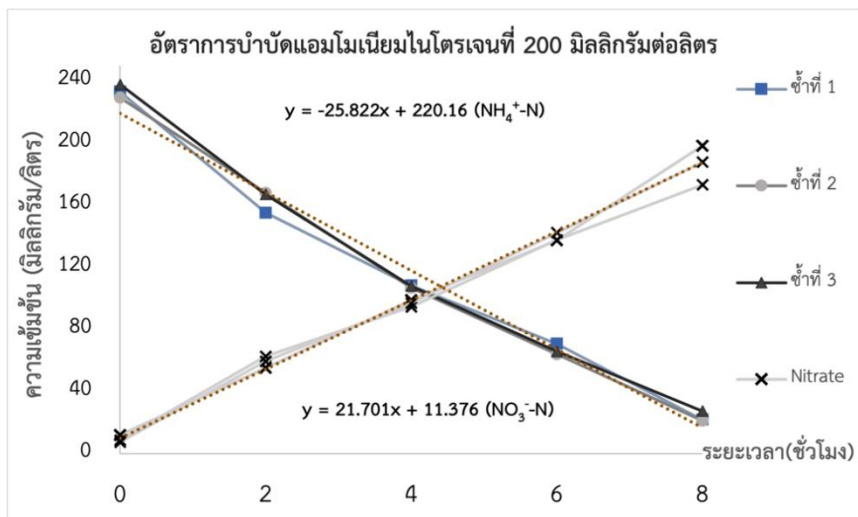
เมื่อทำการทดลองอัตราการบำบัดน้ำเสียความเข้มข้นแอมโมเนียมสูงพบว่าอัตราการบำบัดน้ำเสียความเข้มข้นแอมโมเนียมที่ 200 มีค่าอัตราการบำบัดสูงเกือบ 2 เท่าของอัตราการบำบัดน้ำเสียความเข้มข้นแอมโมเนียมที่ 50 สอดคล้องกับงานวิจัยของ Tarre S. และคณะ (2004) กล่าวว่าเมื่อความเข้มข้นของแอมโมเนียมไนโตรเจนสูงขึ้นจะส่งผลให้อัตราการบำบัดแอมโมเนียมสูงขึ้นตาม จากงานวิจัยครั้งนี้สามารถบำบัดแอมโมเนียมไนโตรเจนสูงให้เป็นไนเตรตได้ภายใน 8 ชั่วโมง ซึ่งหลังจาก 8 ชั่วโมงจะมีความเข้มข้นแอมโมเนียมไนโตรเจนเหลืออยู่เพียงเล็กน้อยจนสามารถบำบัดจนหมดไปได้ภายใน 2 วัน ซึ่งใน

ระยะเวลาการบำบัด 8 ชั่วโมงน้ำเสียสังเคราะห์ที่มีความเข้มข้นไนเตรตสูงสุดเท่ากับ 230.18 มิลลิกรัมไนโตรเจนต่อลิตร

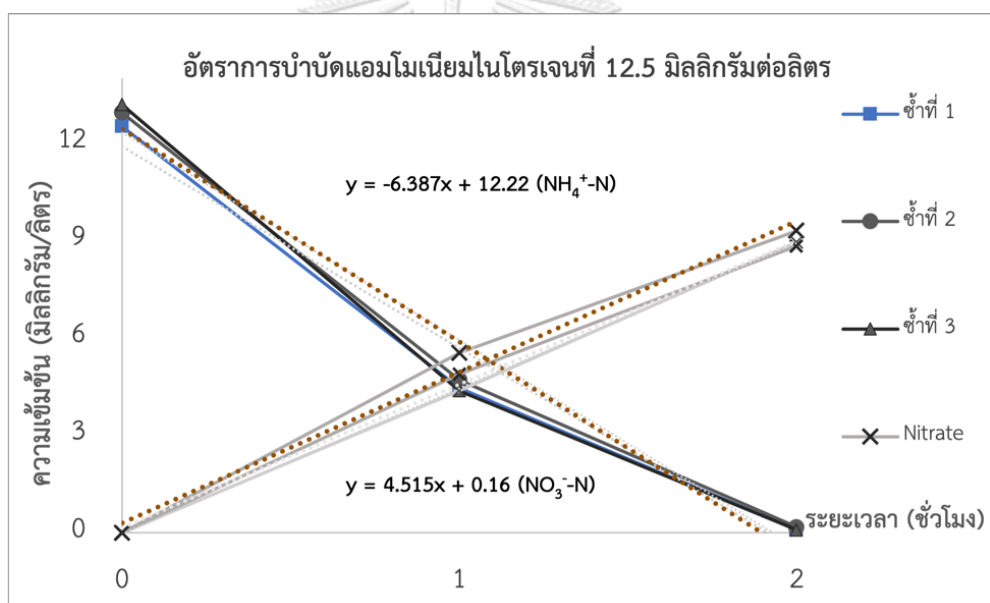
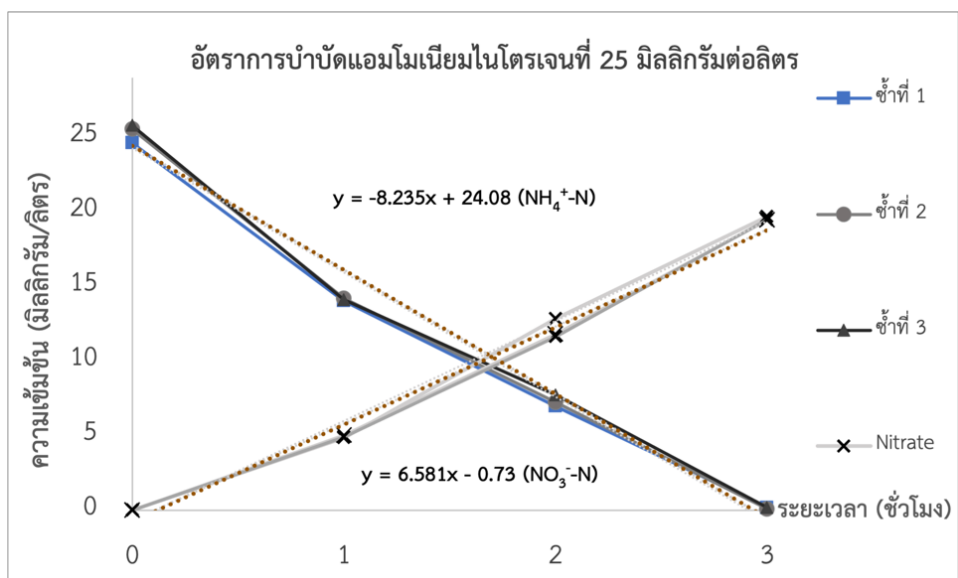
ผลการวิเคราะห์เปรียบเทียบระหว่างอัตราการบำบัดแอมโมเนียมไนโตรเจนกับอัตราการเกิดไนเตรตที่ความเข้มข้นต่าง ๆ พบว่าอัตราการบำบัดแอมโมเนียมไนโตรเจนที่ลดลงสัมพันธ์กับอัตราการเกิดไนเตรตที่เพิ่มขึ้น โดยปริมาณความเข้มข้นของแอมโมเนียมไนโตรเจนลดลงตั้งแต่ชั่วโมงแรกแสดงถึงความสามารถของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์แบบใช้อากาศที่มีประสิทธิภาพในการบำบัดแอมโมเนียมไนโตรเจนที่ดี เนื่องจากจุลินทรีย์นำคาร์บอนไปใช้ในการเจริญเติบโตจนหมดทำให้ซีโอดีในระบบหมดลง ขณะเดียวกันระบบยังอยู่ในสภาวะแอโรบิกจึงเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันโดยเม็ดตะกอนจุลินทรีย์แบบใช้อากาศนำแอมโมเนียมไนโตรเจนที่เหลือมาออกซิไดซ์ไปเป็นไนเตรตจากกลุ่มแบคทีเรียชนิดไนโตรโซมาสต่อมากลุ่มแบคทีเรียไนโตรสไพราเป็นจุลินทรีย์หลักของการออกซิไดซ์ไนเตรตไปเป็นไนเตรต ทำให้อัตราการเกิดไนเตรตเพิ่มสูงขึ้นตามระยะเวลาในการบำบัด โดยอัตราการเกิดไนเตรตที่ความเข้มข้น 200 100 50 25 และ 12.5 มิลลิกรัมไนโตรเจนต่อลิตร เท่ากับ 21.70 ± 1.3 , 19.16 ± 0.7 , 10.73 ± 1.3 , 6.58 ± 0.1 และ 4.52 ± 0.1 มิลลิกรัมไนโตรเจนต่อลิตรต่อชั่วโมงตามลำดับ ดังตารางที่ 4.5

ตารางที่ 4.5 อัตราการบำบัดแอมโมเนียมไนโตรเจนและอัตราการเกิดไนเตรตที่ความเข้มข้นต่าง ๆ

ความเข้มข้น แอมโมเนียมไนโตรเจน (mg/l)	ระยะเวลา ในการบำบัด (hours)	อัตราการบำบัดแอมโมเนียม (mg-N/l·h)	อัตราการเกิดไนเตรต (mg-N/l·h)
12.5 (SBR-1)	2	6.39 ± 0.2	4.52 ± 0.1
25 (SBR-1)	3	8.24 ± 0.2	6.58 ± 0.1
50 (SBR-1)	4	14.19 ± 0.4	10.73 ± 1.3
100 (SBR-2)	5	20.62 ± 0.6	19.16 ± 0.7
200 (SBR-2)	8	25.82 ± 0.4	21.70 ± 1.3



รูปที่ 4.10 อัตราการบำบัดแอมโมเนียมไนโตรเจนที่ความเข้มข้นต่าง ๆ



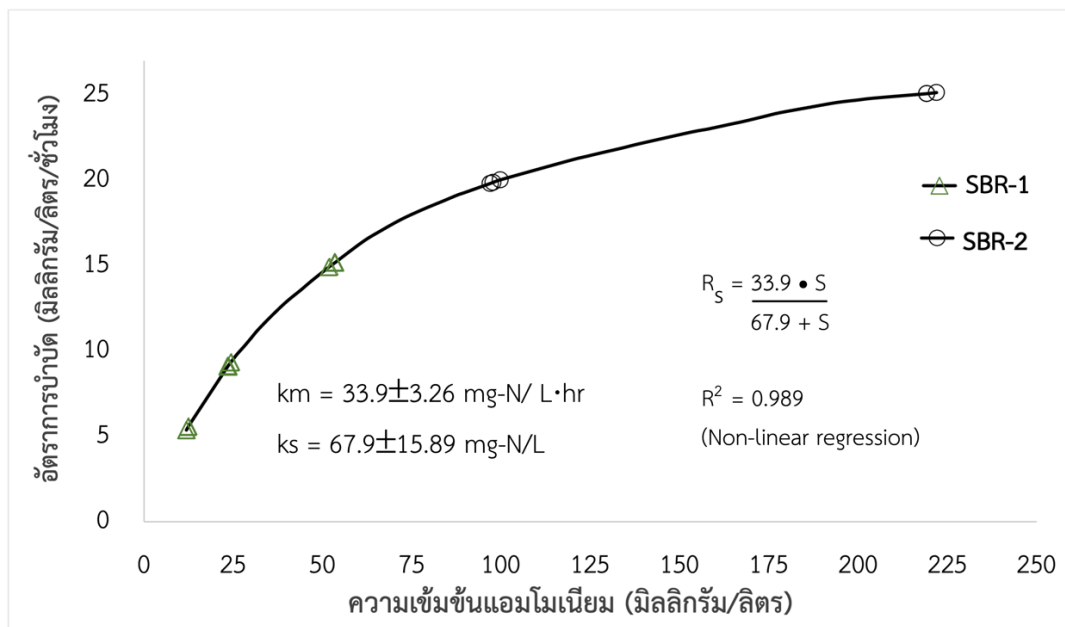
รูปที่ 4.11 อัตราการบำบัดแอมโมเนียมไนโตรเจนที่ความเข้มข้นต่าง ๆ (ต่อ)

เมื่อนำอัตราการบำบัดที่ความเข้มข้นต่าง ๆ และความเข้มข้นเริ่มต้นของแอมโมเนียมมาสร้างกราฟโดยใช้ค่าเฉลี่ยของแต่ละอัตราการบำบัด ผลการวิเคราะห์พบว่า เป็นไปตามจลนพลศาสตร์แบบไมโนต์ โดยค่าอัตราการบำบัดแอมโมเนียมสูงสุด (km) เท่ากับ 33.9 ± 3.3 มิลลิกรัมไนโตรเจนต่อลิตรต่อชั่วโมงและความเข้มข้นแอมโมเนียมที่อัตราการย่อยสลายครึ่งหนึ่งของอัตราการย่อยสลายสูงสุด (ks) เท่ากับ 67.9 ± 15.9 มิลลิกรัมไนโตรเจนต่อลิตร ดังรูปที่ 4.12 สามารถเปรียบเทียบผลการทดลองกับงานวิจัยอื่นที่มีการวิเคราะห์อัตราการบำบัดแอมโมเนียมไนโตรเจนตามตารางที่ 4.6

งานวิจัยของสรายุทธ เตยโพธิ์ (2563) ศึกษาค่าจลนพลศาสตร์ของการบำบัดน้ำเสียโดยเม็ดตะกอนจุลินทรีย์แบบใช้อากาศที่ความเข้มข้นของแอมโมเนียมไนโตรเจนที่ 5 10 20 50 และ 100 มิลลิกรัมไนโตรเจนต่อลิตร ขนาดเม็ดตะกอนเล็กกว่า 1 มิลลิเมตร ค่าอัตราการบำบัดแอมโมเนียมสูงสุด (km) เท่ากับ 0.5 ± 0.1 มิลลิกรัมไนโตรเจนต่อลิตรต่อชั่วโมงและความเข้มข้นที่อัตราการบำบัดเท่ากับครึ่งหนึ่งของอัตราการบำบัดสูงสุด (ks) เท่ากับ 95.9 ± 9.5 มิลลิกรัมไนโตรเจนต่อลิตร โดยค่าอัตราการบำบัดแอมโมเนียมสูงสุดมีค่าน้อยกว่างานวิจัยนี้ ซึ่งสาเหตุอาจเกิดขึ้นจากความเข้มข้นของน้ำเสียสังเคราะห์ที่มีความเข้มข้นแอมโมเนียมไนโตรเจนเพียง 100 มิลลิกรัมไนโตรเจนต่อลิตร ทำให้เม็ดตะกอนจุลินทรีย์แบบใช้อากาศที่เกิดขึ้นมีประสิทธิภาพในการบำบัดต่ำกว่าเม็ดตะกอนจุลินทรีย์แบบใช้อากาศที่เกิดขึ้นในน้ำเสียสังเคราะห์ความเข้มข้นแอมโมเนียมไนโตรเจนสูง อีกทั้งงานวิจัยของ สรายุทธ เตยโพธิ์ (2563) มีการนำเม็ดตะกอนจุลินทรีย์แบบใช้อากาศมาวิเคราะห์อัตราการบำบัดภายในภาชนะนอกถังปฏิกรณ์ตรงกันข้ามกับงานวิจัยนี้ที่ทำการทดลองในถังปฏิกรณ์โดยตรง ทำให้ปริมาณของแข็งแขวนลอยและเม็ดตะกอนที่นำวิเคราะห์ในแต่ละรอบการทดลองมีค่าไม่คงที่ สอดคล้องกับงานวิจัยของ Swathi Desireddy และคณะ (2022) ศึกษาการพัฒนาเม็ดตะกอนจุลินทรีย์แบบใช้อากาศในการบำบัดซีโอดี แอมโมเนียมและฟอสฟอรัสในถังปฏิกรณ์เอสปีอาร์ ใช้น้ำเสียสังเคราะห์ความเข้มข้นซีโอดีและแอมโมเนียมไนโตรเจนเท่ากับ 480 มิลลิกรัมซีโอดีต่อลิตรและ 53 มิลลิกรัมไนโตรเจนต่อลิตร พบค่าอัตราการบำบัดแอมโมเนียมสูงสุด (km) เท่ากับ 0.08 ± 0.1 มิลลิกรัมไนโตรเจนต่อลิตรต่อชั่วโมงและความเข้มข้นที่อัตราการบำบัดเท่ากับครึ่งหนึ่งของอัตราการบำบัดสูงสุด (ks) เท่ากับ 45 ± 0.1 มิลลิกรัมไนโตรเจนต่อลิตร โดยค่าอัตราการบำบัดแอมโมเนียมสูงสุดมีค่าน้อยกว่างานวิจัยครั้งนี้เช่นเดียวกัน

เมื่อเปรียบเทียบอัตราการบำบัดแอมโมเนียมสูงสุดของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์แบบใช้อากาศกับอัตราการบำบัดแอมโมเนียมสูงสุดของฟล็อกพบว่าเม็ดตะกอนจุลินทรีย์แบบใช้อากาศสามารถบำบัดแอมโมเนียมจนหมดไปเป็นเนเตรตได้เร็วกว่า รวมไปถึงค่าอัตราการบำบัดแอมโมเนียมสูงสุดที่สูงกว่า โดยงานวิจัยของ Lifang Yu และคณะ (2020) ศึกษาการเพิ่มจำนวนของ AOB และ NOB ระหว่างการศึกษ้อัตราการเกิดไนโตรตีในถังเอสปีอาร์ เกิดฟล็อกขนาด 0.05-0.2 มิลลิเมตร พบอัตราการบำบัดแอมโมเนียมสูงสุดเท่ากับ 0.93 ± 0.07 มิลลิกรัมไนโตรเจนต่อลิตรต่อชั่วโมง ใช้ระยะเวลาในการบำบัดเพียง 2 วัน

อย่างไรก็ตามงานวิจัยครั้งนี้สอดคล้องกับงานวิจัยของ รวินดา จุ้ยสกุล (2559) ศึกษาอัตราไนโตรฟิเคชันในการศึกษาผลของความเข้มข้นของยูเรียที่ 50 100 200 500 และ 1,000 มิลลิกรัมไนโตรเจนต่อลิตร พบว่ากราฟเป็นไปตามจลนพลศาสตร์แบบโมนด์เช่นเดียวกัน ค่าอัตราไนโตรฟิเคชันจำเพาะ (km) เท่ากับ 1.14 ± 0.1 กรัมไนโตรเจนต่อตารางเมตรต่อวันและค่าความเข้มข้นของซับสเตรทที่อัตราไนโตรฟิเคชันจำเพาะเท่ากับครึ่งหนึ่งของอัตราไนโตรฟิเคชันจำเพาะสูงสุด (ks) เท่ากับ 550.10 ± 60.2 มิลลิกรัมไนโตรเจนต่อลิตร เมื่อนำข้อมูลงานวิจัยของ รวินดา จุ้ยสกุล (2559) เปรียบเทียบกับงานวิจัยครั้งนี้ด้วยการหารปริมาตรถึงปฏิกิริยาพบว่าค่าอัตราการบำบัดแอมโมเนียมสูงสุดเท่ากับ 11.4 ± 2.7 มิลลิกรัมไนโตรเจนต่อลิตรต่อชั่วโมง โดยค่าอัตราการบำบัดแอมโมเนียมสูงสุดของ รวินดา จุ้ยสกุล (2559) มีค่าต่ำกว่างานวิจัยครั้งนี้ เนื่องมาจากระยะเวลาในการบำบัดที่มากกว่าและการควบคุมสภาวะค่าพีเอชที่ 6 ตลอดการทดลอง



รูปที่ 4.12 อัตราการทำปฏิกิริยาแอมโมเนียมไนโตรเจนของเมื่อดตะกอนจุลินทรีย์แบบใช้อากาศ

ตารางที่ 4.6 อัตราการบำบัดแอมโมเนียในไนโตรเจนที่ได้จากงานวิจัยนี้เทียบกับงานวิจัยอื่น

ค่าอัตราการบำบัดแอมโมเนียสูงสุด (km)	ปริมาตรถังปฏิกริยา (L)	ระยะเวลาการบำบัด	เทคโนโลยีที่เลือกใช้	สถานะที่ควบคุม	อ้างอิง
33.9±3.3 mg-N/L·hr	8	2 วัน	AGS	ทดสอบในถังปฏิกริยา ค่าพีเอช 6.5-7.5	งานวิจัยนี้
0.5±0.1 mg-N/L·hr	0.5	8 ชั่วโมง	AGS	ทดสอบในภาชนะ ค่าพีเอช 6.8-7.2	สรายุด เตยโพธิ์ (2563)
0.08±0.1 mg-N/L·hr	3	15 ชั่วโมง	AGS	ทดสอบในถังปฏิกริยา ค่าพีเอช 6.8-7.3	Swathi Desireddy และคณะ (2022)
0.93±0.07 mg-N/L·hr	4	2 วัน	Activated sludge flocs	ทดสอบในถังปฏิกริยา ค่าพีเอช 7.5-8.0	Lifang Yu และคณะ (2020)
11.4±2.7 mg-N/L·hr	25	15 วัน	Trickling Filter	ทดสอบในถังปฏิกริยา ค่าพีเอช 6	รวินดา จุ้ยสกุล (2559)

บทที่ 5

สรุปผลการทดลองและข้อเสนอแนะ

5.1 สรุปผลการทดลอง

งานวิจัยนี้สามารถสร้างเมื่อดตะกอนจุลินทรีย์แบบใช้อากาศในน้ำเสียแอมโมเนียมีความเข้มข้นแตกต่างกันได้ มีความเข้มข้นของซีไอดีเท่ากับ 1,500 มิลลิกรัมต่อลิตรเท่ากันทั้งสองถังปฏิกริยา ความเข้มข้นแอมโมเนียไนโตรเจนถังปฏิกริยาที่ 1 และ 2 เท่ากับ 50 และ 200 มิลลิกรัมไนโตรเจนต่อลิตรตามลำดับ ทำการทดลองเดินระบบในถังเอสปีอารีใช้ระยะเวลาทั้งหมด 140 วัน โดยระยะเวลาการเดินระบบวันที่ 16 เริ่มพบเมื่อดตะกอนจุลินทรีย์แบบใช้อากาศเกิดขึ้นภายในระบบทั้งสองถังปฏิกริยา

5.1.1 ปริมาณของแข็งแขวนลอย (MLSS) ของแข็งแขวนลอยระเหยง่าย (MLVSS)

ระยะเวลาการเดินระบบวันที่ 96-140 พบว่าค่า MLSS ในถังปฏิกริยาที่ 1 และ 2 เท่ากับ $10,784 \pm 608.1$ และ $11,067 \pm 678.1$ มิลลิกรัมต่อลิตร ซึ่งค่า MLSS จากการทดลองครั้งนี้มากกว่า MLSS ในระบบเอเอสทั่วไป (1,500-3,000 มิลลิกรัมต่อลิตร) ส่วนความเข้มข้นตะกอนกันถังในถังปฏิกริยาที่ 1 และ 2 เท่ากับ $33,732 \pm 2468.3$ และ $34,696 \pm 1741.2$ มิลลิกรัมต่อลิตรตามลำดับ เมื่อเปรียบเทียบกับระบบเอเอสทั่วไป (8,000-12,000 มิลลิกรัมต่อลิตร) พบว่ามีค่าความเข้มข้นตะกอนกันถังมากกว่าเช่นกัน โดยอัตราส่วน MLVSS ของระบบมีสัดส่วนร้อยละ 85.20 และ 86.71 ของ MLSS

5.1.2 ดัชนีปริมาตรตะกอน (SVI)

ปริมาตรการตกตะกอนที่ 30 นาทีทั้งสองถังปฏิกริยาเฉลี่ยเท่ากับ 240 มิลลิลิตร ถังปฏิกริยาที่ 1 ค่า SVI เท่ากับ 23.07 ± 3.1 มิลลิลิตรต่อกรัมและถังปฏิกริยาที่ 2 ค่า SVI เท่ากับ 20.46 ± 2.7 มิลลิลิตรต่อกรัม แสดงถึงการตกตะกอนที่ดีกว่าระบบ AS ทั่วไปที่มีค่า SVI เท่ากับ 90-120 มิลลิลิตรต่อกรัม

5.1.3 ขนาดเม็ตตะกอนและความหนาแน่นของตะกอน (Biomass density)

ถังปฏิกรณ์ที่ 1 มีขนาดเม็ตตะกอนเฉลี่ย 3.4 ± 0.9 มิลลิเมตร และถังปฏิกรณ์ที่ 2 มีขนาดเม็ตตะกอนเฉลี่ย 4.5 ± 1.0 มิลลิเมตร โครงสร้างเม็ตตะกอนทั้งสองถังปฏิกรณ์มีลักษณะทรงกลมอัดแน่น พื้นผิวเรียบ สีน้ำตาลเข้ม ความหนาแน่นของเม็ตตะกอนจุลินทรีย์ในถังปฏิกรณ์ที่ 1 และ 2 เท่ากับ 1.16 ± 0.015 และ 1.17 ± 0.001 กรัมต่อมิลลิลิตร

5.1.4 ลักษณะพื้นผิวเม็ตตะกอน

พื้นผิวเม็ตตะกอนพบการอาศัยของจุลินทรีย์หลากหลายประเภทอยู่รวมกันเป็นกลุ่ม ได้แก่ แบคทีเรียทรงกลม (Coccus) แบคทีเรียรูปแท่ง (Bacillus) และแบคทีเรียเส้นใย (Filamentous) โดยพื้นผิวเม็ตตะกอนที่ความเข้มข้นแอมโมเนียมไนโตรเจนสูงจะพบเมือกและเส้นใยเคลือบอยู่บนกลุ่มจุลินทรีย์มากกว่าพื้นผิวเม็ตตะกอนที่ความเข้มข้นแอมโมเนียมไนโตรเจนต่ำ

5.1.5 ค่าจลนพลศาสตร์ของการบำบัดแอมโมเนียมไนโตรเจน

การทดลองนี้เดินระบบภายใต้สภาวะค่าพีเอช 6.5-7.5 และศึกษาค่าจลนพลศาสตร์ที่ความเข้มข้นแอมโมเนียมไนโตรเจน 5 ความเข้มข้น ได้แก่ 200 100 50 25 และ 12.5 มิลลิกรัมไนโตรเจนต่อลิตร มีอัตราการบำบัดเท่ากับ 25.8 ± 0.4 , 20.6 ± 0.6 , 14.2 ± 0.4 , 8.2 ± 0.2 และ 6.4 ± 0.2 ตามลำดับ ซึ่งเป็นไปตามจลนพลศาสตร์แบบโมนด์ ค่าอัตราการบำบัดแอมโมเนียมสูงสุด (k_m) เท่ากับ 33.9 ± 3.3 มิลลิกรัมไนโตรเจนต่อลิตรต่อชั่วโมงและความเข้มข้นแอมโมเนียมที่อัตราการย่อยสลายครึ่งหนึ่งของอัตราการย่อยสลายสูงสุด (k_s) เท่ากับ 67.9 ± 15.9 มิลลิกรัมไนโตรเจนต่อลิตร

5.2 คำแนะนำของการไปใช้จริง

สำหรับการนำไปใช้ในระบบที่ออกแบบการทำงานเหมือนกับงานวิจัยนี้

5.2.1 การสร้างเม็ตตะกอนจุลินทรีย์แบบใช้อากาศ

การสร้างเม็ตตะกอนในขั้นตอนแรกต้องอาศัยการรวมตัวของจุลินทรีย์ที่ได้รับอิทธิพลโดยตรงจากสภาวะแวดล้อมตั้งต้นและการดำเนินการของเครื่องปฏิกรณ์ที่เกี่ยวข้อง ได้แก่ ความเข้มข้นของน้ำเสีย รอบการบำบัด ระยะเวลาในการตกตะกอน ความเร็วในการเติมอากาศและสัดส่วนทดแทนน้ำเสีย โดยสามารถใช้ค่าปัจจัยเหล่านี้ในการสร้างเม็ตตะกอนจุลินทรีย์แบบใช้อากาศในระบบได้ หากระบบที่จะนำไปประยุกต์มีการออกแบบรูปแบบเดียวกันซึ่งควรควบคุมความเร็วในการเติมอากาศให้มากกว่า

3.5 เซนติเมตรต่อวินาที ระยะเวลาในการตกตะกอน 15 นาทีและสัดส่วนทดแทนน้ำเสียร้อยละ 60 จึงสามารถไล่ตะกอนเบาและรักษาปริมาณเม็ดตะกอนที่มีการตกตะกอนที่ดีให้คงที่ในระบบได้ตลอด การทดลอง

5.2.2 ค่าจลนพลศาสตร์ของการบำบัดแอมโมเนียไนโตรเจน

การศึกษ้อัตราการบำบัดและหาค่าจลนพลศาสตร์ต้องเตรียมน้ำเสียสังเคราะห์ที่มีความเข้มข้นแอมโมเนียไนโตรเจนหลากหลายความเข้มข้น ระหว่างการทดลองควรควบคุมสภาวะค่าพีเอชเท่ากับ 7 ตลอดการทดลอง เพื่อให้เกิดประสิทธิภาพในการเกิดกระบวนการไนตริฟิเคชันมากที่สุด หากเกิดสภาวะค่าพีเอชเปลี่ยนแปลงอย่างรวดเร็ว ต้องมีการคำนวณปริมาณฟอสเฟตบัพเฟอร์ที่ใช้ในการควบคุมค่าพีเอชให้คงที่ตลอดการทดลอง

5.3 ข้อเสนอแนะ

5.3.1 ค่าพีเอช

ควรติดตั้งชุดควบคุมค่าพีเอชแบบอัตโนมัติอยู่ในระบบ เนื่องจากปริมาณความเข้มข้นแอมโมเนียไนโตรเจนในน้ำเสียสังเคราะห์แปรผันตามค่าพีเอช ทำให้น้ำเสียสังเคราะห์ที่มีความเข้มข้นแอมโมเนียไนโตรเจนสูงมีการเปลี่ยนแปลงอย่างรวดเร็วส่งผลกระทบต่ออาคารสร้างเม็ดตะกอนในช่วงแรงจนเกิดเส้นใยขึ้นบนพื้นผิวเม็ดตะกอน

รวมถึงงานวิจัยที่ผ่านมามีการกำหนดค่าพีเอชให้มีความเป็นกลางเพื่อสร้างสภาวะแวดล้อมที่ส่งเสริมการเกิดกระบวนการไนตริฟิเคชัน ดังนั้นการศึกษาระบบบำบัดน้ำเสียแอมโมเนียความเข้มข้นสูงโดยเม็ดตะกอนจุลินทรีย์แบบใช้อากาศภายใต้สภาวะค่าพีเอชต่ำหรือไม่มีการควบคุมค่าพีเอชเป็นอีกทางเรื่องที่ควรศึกษาเพื่อนำไปประยุกต์ใช้ในสถานการณ์จริงที่มีค่าพีเอชไม่คงที่ เช่น ห้องน้ำสาธารณะ เป็นต้น

5.3.2 การเติมอากาศ

การทดลองนี้สร้างเม็ดตะกอนจุลินทรีย์แบบใช้อากาศจากการเติมอากาศที่สูงเพื่อให้เกิดกลไกการรวมตัวของกลุ่มจุลินทรีย์ทั่วถึงปฏิกิริยาจึงมีข้อจำกัดต่อค่าใช้จ่ายและงบประมาณในการดูแลรักษา ดังนั้นการศึกษเพื่อสร้างเม็ดตะกอนจุลินทรีย์แบบใช้อากาศโดยการสร้างแรงเหวี่ยงน้ำแทนการเติมอากาศในอนาคตจะช่วยลดงบประมาณด้านนี้ได้

5.3.3 ถังปฏิบัติการและอุปกรณ์

หลังจากที่เดินระบบจนเกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์แบบใช้อากาศในปริมาณมาก อาจพบเม็ดตะกอนขนาดใหญ่บางส่วนหลุดมากับตะกอนเบาส่งผลกระทบต่อโซลินอยด์วาล์วที่ช่วยปั้มน้ำทิ้งออกจากระบบ เนื่องจากเกิดการอุดตันภายในตัวเครื่องโซลินอยด์วาล์ว ทำให้น้ำทิ้งไม่สามารถระบายออกจากระบบทันตามระยะเวลาที่กำหนดไว้ เมื่อระบบเข้าสู่ขั้นตอนการเติมน้ำเสียสังเคราะห์ครั้งใหม่จึงเกิดการล้นของน้ำในถังปฏิบัติการออกทางด้านบน ข้อควรระวังการทดลองมีการใช้วาล์วขนาดเล็กจึงทำให้เกิดการอุดตันของเม็ดตะกอนได้ง่าย ในการครั้งต่อไปควรปรับขนาดวาล์วและทำความสะอาดวาล์วอย่างสม่ำเสมอ เพื่อป้องกันการอุดตันของตะกอนในกระบวนการระบายน้ำทิ้ง

5.3.4 การวัดค่าปริมาณออกซิเจนละลายในน้ำ

ควรมีการวัดปริมาณออกซิเจนละลายในน้ำ ช่วงก่อนและหลังเติมน้ำเสียสังเคราะห์ เพื่อวิเคราะห์ความสัมพันธ์ระหว่างค่าออกซิเจนละลายในน้ำกับพีเอช ซึ่งอาจจะเป็นข้อมูลสำคัญต่อการเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันในกระบวนการบำบัดน้ำเสียปนเปื้อนแอมโมเนียที่มีความเข้มข้นสูง

5.3.5 อัตราส่วนของเม็ดตะกอนและหัวเชื้อในถังปฏิบัติการ

หลังจากเกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์แบบใช้อากาศในระบบ รวมถึงปริมาณของแข็งแขวนลอย ค่าดัชนีปริมาตรตะกอนและอัตราการบำบัดแอมโมเนียมาก่อนข้างคงที่ ควรทำการวิเคราะห์อัตราส่วนของเม็ดตะกอนและหัวเชื้อในถังปฏิบัติการ เพื่อหาสัดส่วนของการเกิดเม็ดตะกอนที่สร้างขึ้นในระบบ



ภาคผนวก ก

รายการคำนวณ

ก. 1. การคำนวณสารอาหารที่ใช้เตรียมน้ำเสียสังเคราะห์

ปริมาณสารอาหารที่ใช้ตามสูตรอาหารของ Zheng (2006) ดังนี้

1. สารที่ไม่ได้ผสมเก็บไว้ เตรียมน้ำเสียสังเคราะห์ 8 ลิตร/วัน

น้ำตาลทราย 1,336 มิลลิกรัม/ลิตร × 8 ลิตร = 10.69 กรัม

NH_4Cl (ถังปฏิกรณ์ที่ 1) 190 มิลลิกรัม/ลิตร × 8 ลิตร = 1.53 กรัม

NH_4Cl (ถังปฏิกรณ์ที่ 2) 764 มิลลิกรัม/ลิตร × 8 ลิตร = 6.10 กรัม

KH_2PO_4 625 มิลลิกรัม/ลิตร × 8 ลิตร = 5.00 กรัม

K_2HPO_4 625 มิลลิกรัม/ลิตร × 8 ลิตร = 5.00 กรัม

2. ธาตุอาหารเสริม ทำ stock 1,000 เท่าในปริมาตรน้ำ 1 ลิตร

H_3BO_3 0.05 มิลลิกรัม/ลิตร × 8 ลิตร = 0.40 มิลลิกรัม

ZnCl_2 0.05 มิลลิกรัม/ลิตร × 8 ลิตร = 0.40 มิลลิกรัม

$\text{CuCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ 0.03 มิลลิกรัม/ลิตร × 8 ลิตร = 0.24 มิลลิกรัม

$\text{MnSO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$ 0.05 มิลลิกรัม/ลิตร × 8 ลิตร = 0.40 มิลลิกรัม

$(\text{NH}_4)_6\text{Mo}_7\text{O}_{24} \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ 0.05 มิลลิกรัม/ลิตร × 8 ลิตร = 0.40 มิลลิกรัม

AlCl_3 0.05 มิลลิกรัม/ลิตร × 8 ลิตร = 0.40 มิลลิกรัม

$\text{CoCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ 0.05 มิลลิกรัม/ลิตร × 8 ลิตร = 0.40 มิลลิกรัม

$\text{NiCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ 0.05 มิลลิกรัม/ลิตร × 8 ลิตร = 0.40 มิลลิกรัม

3. สารอาหารหลัก ทำ stock 10 เท่าในปริมาตรน้ำ 1 ลิตร

$$\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O} \quad 25 \quad \text{มิลลิกรัม/ลิตร} \times 8 \text{ ลิตร} = 2.00 \text{ กรัม}$$

$$\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O} \quad 10 \quad \text{มิลลิกรัม/ลิตร} \times 8 \text{ ลิตร} = 0.80 \text{ กรัม}$$

$$\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O} \quad 20 \quad \text{มิลลิกรัม/ลิตร} \times 8 \text{ ลิตร} = 1.60 \text{ กรัม}$$

ก. 2. การคำนวณความหนาแน่นของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์

$$\text{ความหนาแน่นของตะกอน (กรัม/มิลลิลิตร)} = \frac{\text{น้ำหนักแห้งของตะกอน}}{\text{ปริมาตรตะกอน}}$$

*หมายเหตุ ปริมาตรตะกอน = ปริมาตรรวม - ปริมาตรน้ำ 20 มิลลิลิตร

ก. 3. การคำนวณค่าปริมาณของแข็งแขวนลอย (MLSS)

ค่าปริมาณของแข็งแขวนลอย (มิลลิกรัม/ลิตร)

$$= \frac{(\text{น้ำหนักกระดาศกรองหลังเผา} - \text{น้ำหนักกระดาศกรองก่อนเผา}) \times 10^6}{\text{ปริมาตรน้ำตัวอย่าง}}$$

ปริมาตรน้ำตัวอย่าง

CHULALONGKORN UNIVERSITY

ก. 4. การคำนวณดัชนีปริมาตรตะกอน (SVI)

$$\text{ดัชนีปริมาตรตะกอน (มิลลิลิตร/กรัม)} = \frac{\text{ปริมาตรการตกตะกอนที่ 30 นาที (SV}_{30}) \times 1000}{\text{ปริมาณของแข็งแขวนลอยในถังปฏิกรณ์}}$$

ปริมาณของแข็งแขวนลอยในถังปฏิกรณ์

ภาคผนวก ข

ผลการทดลอง

ข.1 ผลการวิเคราะห์ค่าพารามิเตอร์ต่าง ๆ ในระบบ

ตาราง ข.1-1 ค่าปริมาณของแข็งแขวนลอย (MLSS) ความเข้มข้นถึงตะกอน (Settled MLSS) และ
ดัชนีปริมาตรตะกอน (SVI)

วันที่	ถังปฏิกรณ์ที่ 1				ถังปฏิกรณ์ที่ 2			
	MLSS (mg/L)	Settled MLSS (mg/L)	SV ₃₀ (ml)	SVI (ml/g)	MLSS (mg/L)	Settled MLSS (mg/L)	SV ₃₀ (ml)	SVI (ml/g)
21/12/65	3321		400	120.45	3225		400	124.03
11/01/66	4450		300	67.42	4267		300	70.31
23/01/66	4267		280	65.63	3787		200	52.82
31/01/66	3977		300	75.44	3907		200	51.19
06/02/66	4033		270	66.94	3593		150	41.74
10/02/66	4740	12317	300	63.29	3340	17240	150	44.91
19/02/66	4440	12508	250	56.31	3400	18017	130	38.24
22/02/66	4303	13110	250	58.09	3537	18270	140	39.59
27/02/66	4337	13207	260	59.95	3610	18777	140	38.78
06/03/66	4550	15320	250	54.95	3893	19107	150	38.53
12/03/66	5205	15785	250	48.03	3950	19360	120	30.38
18/03/66	5300	17005	250	47.17	4710	20435	150	31.85
24/03/66	6680	21005	250	37.43	6630	21310	150	22.62
28/03/66	7800	24410	250	32.05	7705	31795	150	19.47
03/04/66	10325	29375	250	24.21	10910	34075	200	18.33
06/04/66	11850	35620	270	22.78	12570	37510	250	19.89
16/04/66	10290	29995	270	26.24	10495	33685	270	25.73
23/04/66	11137	34400	250	22.45	11270	34707	220	19.52
01/05/66	11527	35530	200	17.35	11507	35400	200	17.38
10/05/66	12875	37860	200	15.53	12790	38145	200	15.64

ตาราง ข.1-2 การเปลี่ยนแปลงปริมาณซีโอดี แอมโมเนีย ไนโตรต ไนเตรตที่ความเข้มข้นของ
แอมโมเนียมไนโตรเจนที่ 50 และ 200 มิลลิกรัมต่อลิตร

วันที่	ถึงปฏิกรณ์ที่ 1				ถึงปฏิกรณ์ที่ 2			
	ซีโอดี (mg/L)	แอมโมเนีย (mgN/L)	ไนโตรต (mgN/L)	ไนเตรต (mgN/L)	ซีโอดี (mg/L)	แอมโมเนีย (mgN/L)	ไนโตรต (mgN/L)	ไนเตรต (mgN/L)
รอบการบำบัดที่ 1 (วันที่ 51-64)								
09/02/66	1432	74.29	0	0	1432	251.18	0	0
10/02/66	84	50.59	0	0.41	169	79.92	0	0
11/02/66	0	9.24	5.88	0.69	0	69.33	0	0
12/02/66	0	5.88	34.13	1.89	0	56.55	1.36	0
13/03/66	0	1.76	40.70	2.62	0	53.28	1.76	0
19/02/66	0	0.84	11.32	10.32	0	3.36	49.77	2.62
20/02/66	0	0.76	23.41	17.25	0	0.84	673.00	8.91
21/02/66	0	0.76	6.23	22.37	0	1.09	652.00	19.68
22/02/66	0	0.34	3.52	28.61	0	0.42	217.00	40.23
23/02/66	0	0	1.59	37.23	0	0.42	195.65	79.23
รอบการบำบัดที่ 2 (วันที่ 65-78)								
24/02/66	1440	59.16	0	0	1520	262.00	0	0
25/02/66	80	42.94	34.13	1.46	160	194.45	36.74	2.54
26/02/66	0	20.84	9.57	2.62	0	182.35	27.83	5.23
27/02/66	0	6.97	2.17	13.59	0	157.23	22.39	11.29
28/02/66	0	1.51	0.65	16.82	0	145.46	12.39	34.62
01/03/66	0	1.09	0.43	22.40	0	1.01	10.00	57.00
05/03/66	0	0.59	0	31.92	0	0.59	93.48	80.08
06/03/66	0	0	0	44.20	0	0	82.61	105.23
09/03/66	0	0	0	48.70	0	0	21.74	157.20
รอบการบำบัดที่ 3 (วันที่ 78-81)								
09/03/66	1440	49.16	0	0	1440	239.16	0	0
10/03/66	0	0.50	6.09	12.31	0	25.71	30.00	17.23
11/03/66	0	0	19.57	19.08	0	0.92	338.91	92.31
12/03/66	0	0	0.65	34.69	0	0	2.17	134.12

ตาราง ข.1-2 การเปลี่ยนแปลงปริมาณซีโอติ แอมโมเนีย ไนโตรต์ ไนเตรตที่ความเข้มข้นของ
แอมโมเนียมไนโตรเจนที่ 50 และ 200 มิลลิกรัมต่อลิตร (ต่อ)

วันที่	ถังปฏิกรณ์ที่ 1				ถังปฏิกรณ์ที่ 2			
	ซีโอติ (mg/L)	แอมโมเนีย (mgN/L)	ไนโตรต์ (mgN/L)	ไนเตรต (mgN/L)	ซีโอติ (mg/L)	แอมโมเนีย (mgN/L)	ไนโตรต์ (mgN/L)	ไนเตรต (mgN/L)
รอบการบำบัดที่ 4 (วันที่ 81-84)								
12/03/66	1520	49.33	0	3.69	1520	200.50	16.52	5.23
13/03/66	0	1.76	17.17	34.62	0	24.96	155.22	70.08
14/03/66	0	0.42	36.74	46.15	0	0.92	38.91	116.23
15/03/66	0	0	0	46.92	0	0	0	154.62
รอบการบำบัดที่ 5 (วันที่ 85-87)								
16/03/66	1440	54.54	0	2.23	1440	226.81	20.00	26.00
17/03/66	0	0	21.74	29.89	0	0.54	13.04	157.62
18/03/66	0	0	0	43.23	0	0	0.43	218.62
รอบการบำบัดที่ 6 (วันที่ 87-89)								
18/03/66	1200	68.66	0	0	1200	259.83	0	12.00
19/03/66	0	0	29.35	33.00	0	0.90	59.35	168.30
20/03/66	0	0	0.22	64.22	0	0	2.39	224.24
รอบการบำบัดที่ 7 (วันที่ 89-91)								
20/03/66	1360	58.16	0	0	1360	201.60	0	19.00
21/03/66	0	0	26.09	26.15	0	0.76	50.87	195.30
22/03/66	0	0	0	53.23	0	0	1.52	198.15
รอบการบำบัดที่ 8 (วันที่ 91-93)								
22/03/66	1200	49.83	0	0	1280	184.79	0	7.43
23/03/66	0	0	39.35	23.00	0	0.43	43.70	138.00
24/03/66	0	0	0	47.95	0	0	0.43	181.10
รอบการบำบัดที่ 9 (วันที่ 93-95)								
24/03/66	1280	56.55	0	0	1280	193.03	0	8.67
25/03/66	0	0	59.57	37.81	0	0.22	63.70	143.00
26/03/66	0	0	0	55.71	0	0	1.30	188.00

ตาราง ข.1-2 การเปลี่ยนแปลงปริมาณซีโอติ แอมโมเนีย ไนโตรต ไนเตรตที่ความเข้มข้นของ
แอมโมเนียมไนโตรเจนที่ 50 และ 200 มิลลิกรัมต่อลิตร (ต่อ)

วันที่	ถึงปฏิกรณ์ที่ 1				ถึงปฏิกรณ์ที่ 2			
	ซีโอติ (mg/L)	แอมโมเนีย (mgN/L)	ไนโตรต (mgN/L)	ไนเตรต (mgN/L)	ซีโอติ (mg/L)	แอมโมเนีย (mgN/L)	ไนโตรต (mgN/L)	ไนเตรต (mgN/L)
รอบการบำบัดที่ 10 (วันที่ 95-97)								
26/03/66	1120	57.23	0	1.46	1120	237.90	0	7.34
27/03/66	0	0	50.22	22.40	0	0.65	55.65	186.20
28/03/66	0	0	0	52.45	0	0	0.87	230.12

ตาราง ข.1-3 ความหนาแน่นของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ในระบบ

ถึงปฏิกรณ์	ความหนาแน่นรวมของตะกอน (กรัม/มิลลิลิตร)			เฉลี่ย	ความถ่วงจำเพาะ
	ครั้งที่ 1	ครั้งที่ 2	ครั้งที่ 3		
1	1.1786	1.1557	1.1516	1.1620	1.1620
2	1.1699	1.1722	1.1701	1.1707	1.1707

ตาราง ข.1-4 ค่าพีเอช (pH) และออกซิเจนละลายในน้ำ (DO) ของระบบ

วันที่	pH ₁	pH ₂	DO ₁	DO ₂	วันที่	pH ₁	pH ₂	DO ₁	DO ₂
21/12/65	6.83	7.03	7.64	7.32	01/01/66	7.62	6.34	7.04	7.28
22/12/65	6.90	7.01	7.23	7.12	02/01/66	7.50	6.45	7.12	7.37
23/12/65	7.10	7.00	7.31	7.27	03/01/66	7.47	7.12	7.42	7.31
24/12/65	7.12	6.98	7.03	7.04	04/01/66	7.45	7.05	7.32	7.02
25/12/65	7.10	6.97	7.44	6.94	05/01/66	7.39	6.98	7.56	7.13
26/12/65	7.16	6.99	7.42	7.53	06/01/66	7.33	6.99	7.13	7.14
27/12/65	7.11	6.95	7.98	7.12	10/01/66	7.36	6.32	7.21	8.20
28/12/65	7.13	6.46	8.10	7.06	11/01/66	7.24	6.45	7.15	7.15
29/12/65	7.65	6.10	7.86	7.07	12/01/66	7.15	6.34	7.65	7.34
30/12/65	7.64	6.12	7.85	7.14	13/01/66	7.17	6.30	7.13	7.22
31/12/65	7.65	6.16	7.24	7.15	14/01/66	7.17	7.49	7.25	7.50

ตาราง ข.1-4 ค่าพีเอช (pH) และออกซิเจนละลายในน้ำ (DO) ของระบบ (ต่อ)

วันที่	pH ₁	pH ₂	DO ₁	DO ₂	วันที่	pH ₁	pH ₂	DO ₁	DO ₂
15/01/66	7.09	7.26	7.14	7.94	14/02/66	7.81	6.97	7.23	7.42
16/01/66	7.04	6.56	7.77	7.32	15/02/66	7.70	7.03	7.32	8.42
17/01/66	7.47	6.39	7.82	7.43	16/02/66	7.67	7.06	7.17	8.07
18/01/66	7.45	7.49	8.13	7.23	17/02/66	7.68	6.99	7.81	7.86
19/01/66	7.33	7.48	7.95	7.49	18/02/66	7.00	6.95	7.67	7.64
21/01/66	7.26	7.29	7.53	7.31	19/02/66	7.71	7.05	8.00	7.31
22/01/66	7.20	8.50	7.43	7.27	20/02/66	7.60	7.03	7.86	7.15
23/01/66	7.11	8.43	7.96	7.17	21/02/66	7.53	7.25	7.42	6.99
24/01/66	7.15	8.30	7.31	8.50	22/02/66	7.68	7.21	7.43	7.43
25/01/66	7.13	7.82	7.32	7.52	23/02/66	7.65	7.19	7.21	7.08
26/01/66	7.09	7.74	7.42	7.21	24/02/66	7.30	7.05	8.02	7.21
27/01/66	7.05	7.45	7.90	7.08	25/02/66	7.21	6.95	8.34	7.14
30/01/66	7.05	7.21	7.34	8.24	26/02/66	7.32	7.00	7.83	7.54
31/01/66	7.06	7.04	7.87	7.54	27/02/66	7.39	7.07	7.54	7.32
01/02/66	7.00	7.03	7.90	7.94	28/02/66	7.72	7.47	7.13	7.54
02/02/66	7.05	6.99	7.75	7.54	03/03/66	8.00	7.68	7.30	8.26
03/02/66	7.34	7.05	8.01	7.48	04/03/66	7.99	7.74	8.31	8.04
04/02/66	7.70	7.07	7.76	7.13	05/03/66	8.04	7.81	7.12	7.75
05/02/66	7.70	7.01	7.52	7.42	06/03/66	7.95	7.79	7.29	7.53
06/02/66	7.70	6.97	7.53	7.65	07/03/66	7.93	7.77	7.42	7.53
07/02/66	7.73	7.12	7.42	6.98	08/03/66	7.10	6.91	7.06	7.04
08/02/66	7.71	7.34	7.53	7.36	09/03/66	7.35	7.10	7.47	7.31
09/02/66	7.50	7.11	8.20	7.32	10/03/66	7.25	7.14	7.23	7.24
10/02/66	7.32	7.02	8.32	8.32	11/03/66	7.30	7.19	7.95	7.28
11/02/66	7.00	6.98	7.34	8.11	12/03/66	7.35	7.32	7.31	7.54
12/02/66	7.71	6.73	7.03	7.69	13/03/66	7.35	7.10	7.15	7.53
13/02/66	7.65	6.98	7.68	7.43	14/03/66	7.09	7.10	7.42	7.40

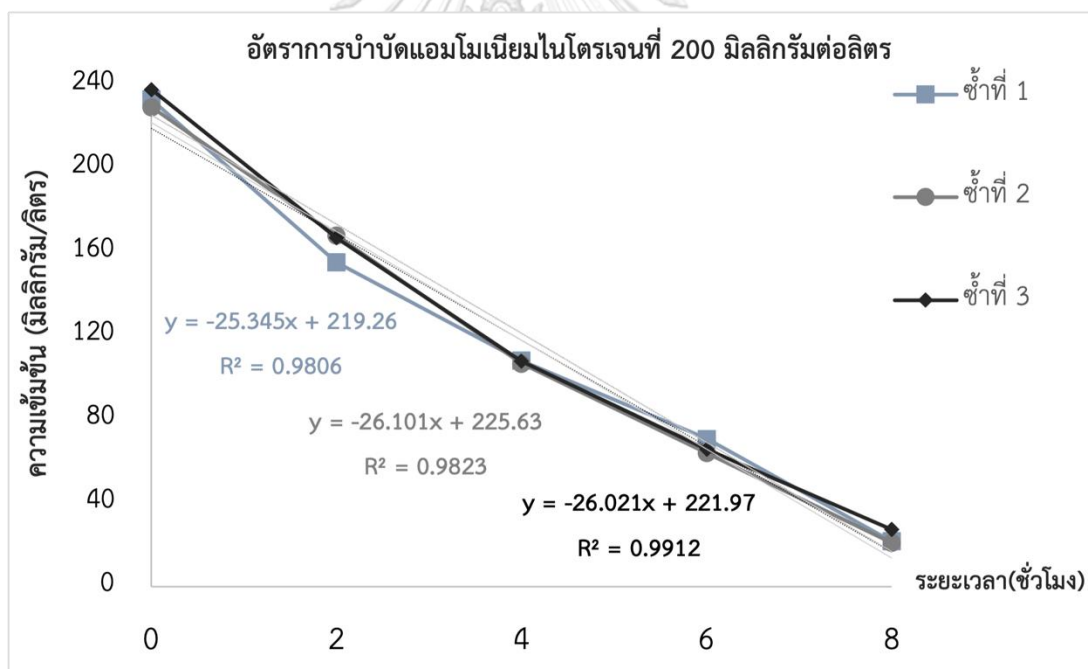
ตาราง ข.1-4 ค่าพีเอช (pH) และออกซิเจนละลายในน้ำ (DO) ของระบบ (ต่อ)

วันที่	pH ₁	pH ₂	DO ₁	DO ₂	วันที่	pH ₁	pH ₂	DO ₁	DO ₂
15/03/66	7.29	7.20	7.42	7.23	16/04/66	7.26	7.43	8.43	8.01
16/03/66	7.00	7.08	7.42	7.32	17/04/66	7.03	7.12	7.94	7.97
17/03/66	7.05	7.16	7.29	7.24	18/04/66	7.15	7.03	7.73	7.23
18/03/66	7.00	7.09	7.98	7.84	19/04/66	7.28	7.17	7.48	7.53
19/03/66	7.14	7.15	7.21	7.92	20/04/66	7.20	7.22	7.38	7.49
20/03/66	7.07	7.13	7.09	8.53	21/04/66	6.97	7.40	7.56	7.77
21/03/66	7.04	7.14	6.98	8.23	22/04/66	7.08	7.23	7.32	7.8
22/03/66	7.14	7.04	7.23	7.99	23/04/66	7.18	7.32	7.54	7.31
23/03/66	7.03	7.01	7.43	7.63	24/04/66	7.36	6.99	7.4	7.38
24/03/66	7.31	7.27	7.38	7.61	25/04/66	7.29	7.23	7.88	7.63
25/03/66	7.12	7.14	7.16	7.21	28/04/66	6.99	7.16	7.43	8.03
26/03/66	7.05	7.32	7.11	7.09	29/04/66	7.04	7.07	7.12	7.52
27/03/66	7.41	7.50	7.04	7.24	30/04/66	7.50	7.31	7.98	7.47
28/03/66	7.21	7.52	7.06	7.84	01/05/66	7.12	7.09	7.42	7.39
29/03/66	7.09	7.32	7.43	7.55	02/05/66	7.26	6.97	7.46	7.27
30/03/66	6.98	7.16	7.21	7.42	03/05/66	7.31	6.88	7.31	7.1
31/03/66	7.12	7.11	7.15	7.26	04/05/66	7.26	7.23	7.44	7.5
01/04/66	6.92	7.04	7.38	7.18	05/05/66	7.24	7.43	7.28	7.42
02/04/66	7.30	7.15	7.50	7.33	06/05/66	7.06	7.02	7.9	7.97
03/04/66	6.97	7.38	7.65	7.12	07/05/66	7.19	7.28	7.58	7.77
04/04/66	7.12	7.03	7.32	7.50	08/05/66	7.03	7.42	7.33	6.97
05/04/66	7.29	6.98	7.42	7.17	09/05/66	7.29	7.36	7.26	7.03
06/04/66	7.21	7.35	7.04	7.43	10/05/66	7.32	7.39	7.41	7.15
07/04/66	7.06	7.38	7.22	7.87	14/05/66	7.41	7.16	7.04	7.22
08/04/66	7.14	7.15	7.03	7.70	15/05/66	7.50	6.98	7.17	7.29
09/04/66	7.25	7.06	7.12	7.93	16/05/66	7.32	7.15	7.48	7.74
10/04/66	7.28	6.98	7.89	8.22	19/05/66	7.20	7.08	7.42	7.62

ข.2 ผลการทดลองค่าจลนพลศาสตร์ที่ความเข้มข้นต่าง ๆ

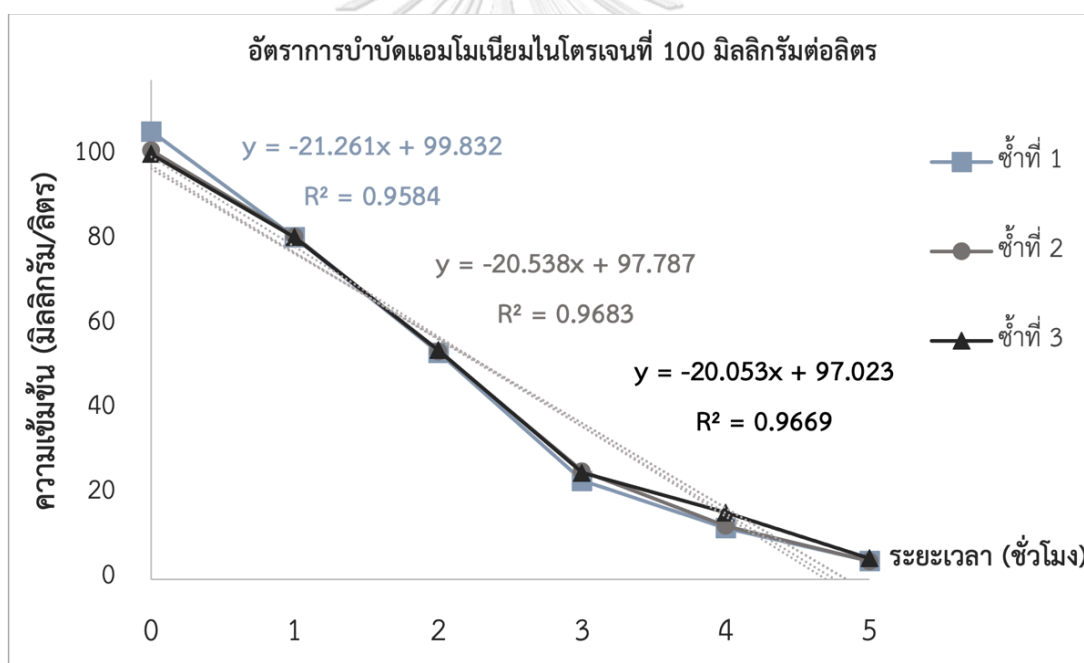
ตารางที่ ข.2-1 อัตราการบำบัดแอมโมเนียมที่ 200 มิลลิกรัมต่อลิตร

ระยะเวลาบำบัด (ชั่วโมง)	ความเข้มข้นแอมโมเนียม (มิลลิกรัม/ลิตร)		
	ครั้งที่ 1	ครั้งที่ 2	ครั้งที่ 3
0	233.19	229.41	237.90
2	155.21	167.98	166.97
4	108.24	106.81	107.98
6	70.84	64.03	65.80
8	21.93	21.18	27.48



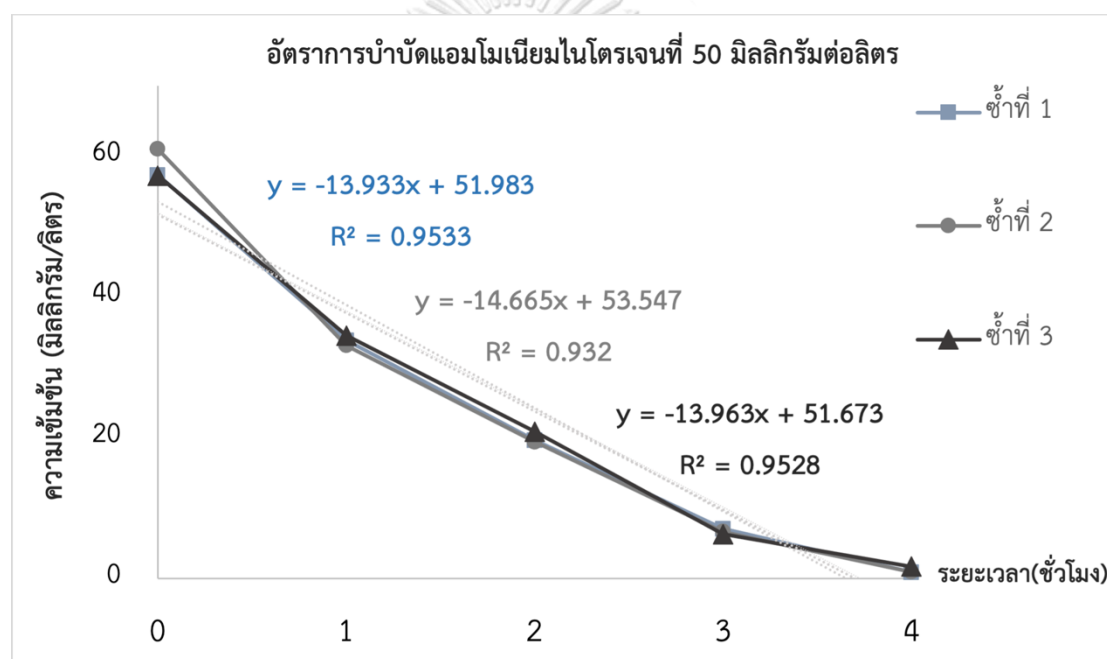
ตารางที่ ข.2-2 อัตราการบำบัดแอมโมเนียมที่ 100 มิลลิกรัมต่อลิตร

ระยะเวลาบำบัด (ชั่วโมง)	ความเข้มข้นแอมโมเนียม (มิลลิกรัม/ลิตร)		
	ครั้งที่ 1	ครั้งที่ 2	ครั้งที่ 3
0	105.88	101.34	100.50
1	80.84	81.01	80.84
2	53.61	53.87	54.12
3	23.28	25.55	25.13
4	12.10	12.61	15.80
5	4.37	4.29	4.96



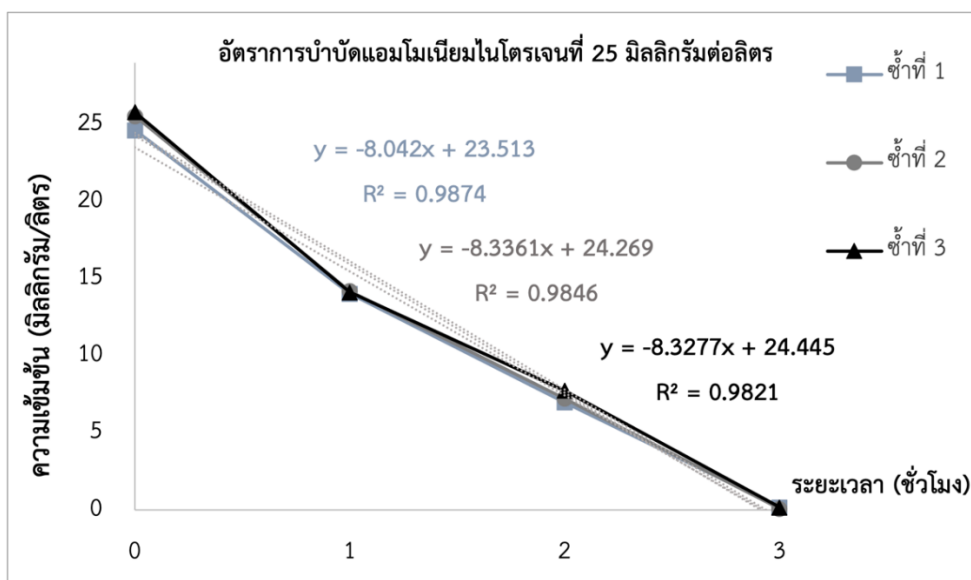
ตารางที่ ข.2-3 อัตราการบำบัดแอมโมเนียมที่ 50 มิลลิกรัมต่อลิตร

ระยะเวลาบำบัด (ชั่วโมง)	ความเข้มข้นแอมโมเนียม (มิลลิกรัม/ลิตร)		
	ครั้งที่ 1	ครั้งที่ 2	ครั้งที่ 3
0	57.31	61.01	57.23
1	33.82	33.11	34.54
2	19.66	19.41	20.84
3	7.06	6.64	6.30
4	0.88	0.92	1.68



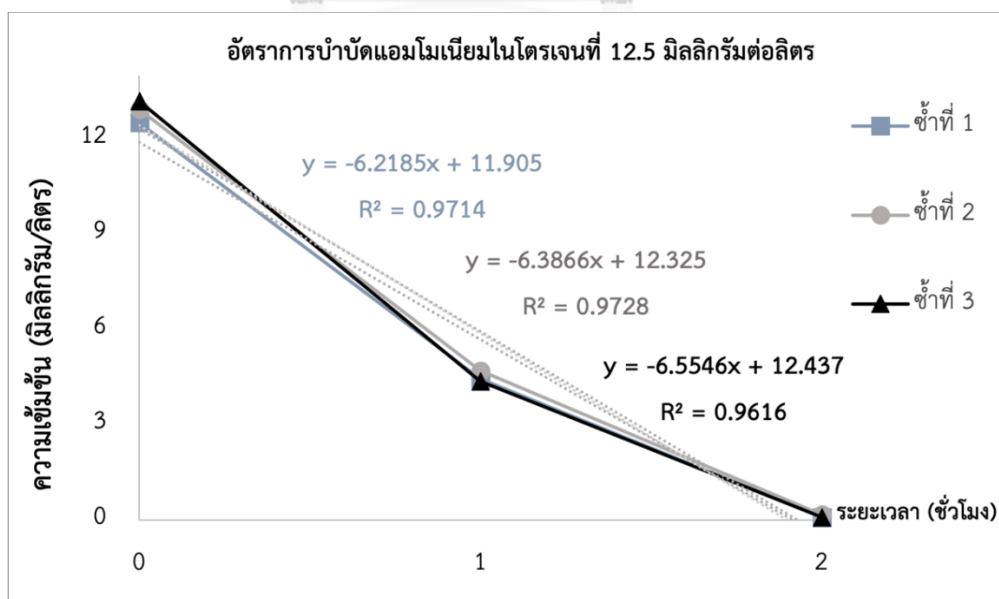
ตารางที่ ข.2-4 อัตราการบำบัดแอมโมเนียมที่ 25 มิลลิกรัมต่อลิตร

ระยะเวลาบำบัด (ชั่วโมง)	ความเข้มข้นแอมโมเนียม (มิลลิกรัม/ลิตร)		
	ครั้งที่ 1	ครั้งที่ 2	ครั้งที่ 3
0	24.62	25.55	25.80
1	14.03	14.20	14.12
2	6.97	7.23	7.73
3	0.17	0.08	0.17



ตารางที่ ข.2-5 อัตราการบำบัดแอมโมเนียมไนโตรเจนที่ 12.5 มิลลิกรัมต่อลิตร

ระยะเวลาบำบัด (ชั่วโมง)	ความเข้มข้นแอมโมเนียม (มิลลิกรัม/ลิตร)		
	ครั้งที่ 1	ครั้งที่ 2	ครั้งที่ 3
0	12.52	12.94	13.19
1	4.45	4.71	4.37
2	0.08	0.17	0.08



บรรณานุกรม

ภาษาไทย

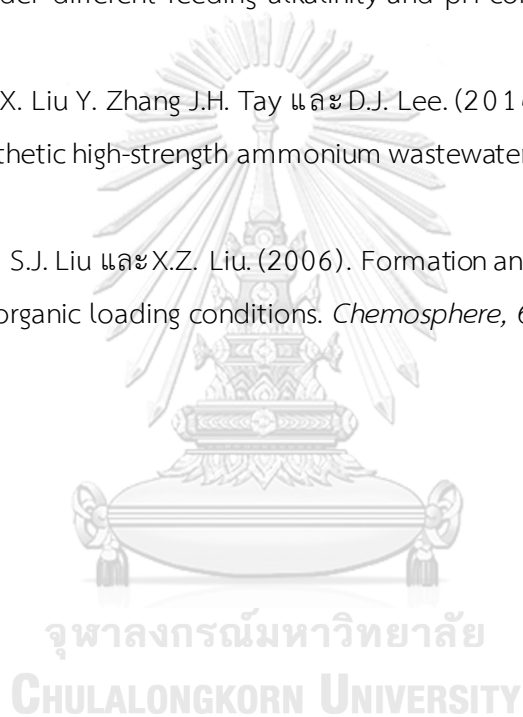
- กรมโรงงานอุตสาหกรรม. (2554). ตำราระบบบำบัดมลพิษน้ำ. กรุงเทพฯ: สำนักเทคโนโลยีสิ่งแวดล้อมโรงงาน.
- กรมพัฒนาพลังงานทดแทนและอนุรักษ์พลังงาน. (2554). พลังงานก๊าซชีวภาพ.
- กรมส่งเสริมการปกครองท้องถิ่น กระทรวงมหาดไทย. (2549). มาตรฐานห้องน้ำสาธารณะ.
- กรรณิการ์ ชูเกียรติวัฒนา. (2561). จุลชีววิทยา : สำหรับนักวิทยาศาสตร์และวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม. กรุงเทพฯ: สำนักพิมพ์จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.
- ธงชัย พรรณสวัสดิ์. (2545). การกำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัสทางชีวภาพ.
- ปัทมา ทิพรส ชลาทร ศรีตุลลานนท์ และจู่ไร ทองมาก. (2541). ปริมาณธาตุอาหารในลำน้ำ บริเวณลุ่มน้ำแม่ริม จังหวัดเชียงใหม่.
- รวินดา จุ้ยสกุล. (2559). ผลของความเข้มข้นยูเรียต่อปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันที่พีเอชต่ำโดยระบบโปรยกรอง. (วิศวกรรมศาสตรมหาบัณฑิต). จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย, กรุงเทพฯ.
- สมาคมวิศวกรสิ่งแวดล้อมแห่งประเทศไทย. (2540). คำกำหนดการออกแบบระบบบำบัดน้ำเสีย. กรุงเทพฯ: สมาคมวิศวกรสิ่งแวดล้อมแห่งประเทศไทย.
- สรายุธ เตยโพธิ์. (2563). ค่าจลนพลศาสตร์ของการบำบัดน้ำเสียโดยเม็ดตะกอนจุลินทรีย์แบบใช้อากาศ. (วิศวกรรมศาสตรมหาบัณฑิต). จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย, กรุงเทพฯ.
- สำนักนโยบายและแผนทรัพยากรธรรมชาติและสิ่งแวดล้อม. (2562). ผลปฏิบัติตามมาตรการป้องกันและแก้ไขผลกระทบสิ่งแวดล้อมระยะเปิดดำเนินการโครงการ. Retrieved from
- สุชาดา ยางเอน. (2546). การกำจัดแอมโมเนียในน้ำเสียจากตู้เลี้ยงปลาโดยการกรองด้วยหินภูเขาไฟ. (วิศวกรรมศาสตรมหาบัณฑิต). มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์, กรุงเทพฯ.
- สุภัณฑิต นิมรัตน์. (2552). จุลชีววิทยาและการจัดการมลภาวะทางน้ำและดิน. กรุงเทพฯ: สำนักพิมพ์แห่งจุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.
- สุภัณฑิต นิมรัตน์ (Ed.) (2548). จุลชีววิทยาของน้ำเสีย. กรุงเทพฯ: สำนักพิมพ์แห่งจุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.
- อริยะ กาญจนโกมุท. (2562). การสร้างและประสิทธิภาพของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์แบบใช้ออกซิเจน. (วิศวกรรมศาสตรมหาบัณฑิต). จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย, กรุงเทพฯ.

ภาษาอังกฤษ

- Ab Halim A. Nor Anuar S.I. Azmi N.S. Jamal Z. Ujang A. Shraim และ M.M. Bob. (2015). Aerobic sludge granulation at high temperatures for domestic wastewater treatment. *Bioresour Technol*, 185, 445-449.
- Adav D.J. Lee และ J.Y. Lai. (2010). Potential cause of aerobic granular sludge breakdown at high organic loading rates. *Appl Microbiol Biotechnol*, 85(5), 1601-1610. doi:10.1007/s00253-009-2317-9
- Belmonte M. Vázquez-Padín Figueroa M A. Franco A. Mosquera-Corral J.L. Campos และ R. Méndez. (2009). Characteristics of nitrifying granules developed in an air pulsing SBR. *Process Biochemistry*, 44(5), 602-606.
- Chen Y. Jiang W. Liang D. T. และ Tay J. H. (2007). Structure and stability of aerobic granules cultivated under different shear force in sequencing batch reactors. *Appl Microbiol Biotechnol*, 76(5), 1199-1208.
- Culp Russel. (1978). *Handbook of Advanced Wastewater Treatment*. NY: Van Nostrand Reinhold Co.
- Dammel E.E. และ Schroeder. (1991). Density of activated sludge solids. *Water Research*, 25(7), 841-846.
- De Kreuk M. K M. Pronk และ M.C. van Loosdrecht. (2005). Formation of aerobic granules and conversion processes in an aerobic granular sludge reactor at moderate and low temperatures. *Water Res*, 39(18), 4476-4484.
- De Kreuk M. K และ M.C.M. van Loosdrecht. (2006). Formation of aerobic granules with domestic sewage. *Journal of Environmental Engineering* 132, 694-697.
- Dulekgurgen E N. Artan D. Orhon และ P.A. Wilderer. (2008). How does shear affect aggregation in granular sludge sequencing batch reactors? Relations between shear, hydrophobicity, and extracellular polymeric substances. *Water Sci Technol*, 58(2), 267-276.
- Lee D. J. Y.Y. Chen K.Y. Show C.G. Whiteley และ J.H. Tay. (2010). Advances in aerobic granule formation and granule stability in the course of storage and reactor operation. *Biotechnol Adv*, 28(6), 919-934.
- Lei Qin Yu Liu และ Joo-Hwa Tay. (2004). Effect of settling time on aerobic granulation in sequencing batch reactor. *Biochemical Engineering Journal*, 21(1), 47-52.

- Lettinga. (1980). Use of the upflow sludge blanket USB reactor concept. *Biotech Bioengineering*, 699-734.
- Li A. J.S.F. Yang X.Y. Li และ J.D. Gu. (2008). Microbial population dynamics during aerobic sludge granulation at different organic loading rates. *Water Res*, 42(13), 3552-3560.
- Liu Q. S. J.H. Tay และ Y. Liu. (2003). Substrate concentration-independent aerobic granulation in sequential aerobic sludge blanket reactor. *Environ Technol*, 24(10), 1235-1242.
- Liu W. W. Chen D. Yang และ Y. Shen. (2019). Functional and compositional characteristics of nitrifiers reveal the failure of achieving mainstream nitritation under limited oxygen or ammonia conditions. *Bioresour Technol*, 275, 272-279.
- Liu Y Kang X Li X และ Yuan Y. (2015). Performance of aerobic granular sludge in a sequencing batch bioreactor for slaughterhouse wastewater treatment. *Bioresour Technol*, 190, 487-491.
- Liu Y. Q และ J.H. Tay. (2008). Influence of starvation time on formation and stability of aerobic granules in sequencing batch reactors. *Bioresour Technol*, 99(5), 980-985.
- M. K. Jungles. (2014). SEQUENCING BATCH REACTOR OPERATION FOR TREATING WASTEWATER WITH AEROBIC GRANULAR SLUDGE. *Brazilian Journal of Chemical Engineering*, 31, 27-33.
- Metcalf Eddy. (2004). *Wastewater engineering : treatment and reuse*. New York: McGraw Hill.
- Morgenroth E. (1997). AEROBIC GRANULAR SLUDGE IN A SEQUENCING BATCH REACTOR. *Elsevier Science Ltd*, 31, 3191-3194.
- Renou S J.G. Givaudan S. Poulain F. Dirassouyan และ P. Moulin. (2008). Landfill leachate treatment: Review and opportunity. *J Hazard Mater*, 150(3), 468-493.
- Rose C Parker A Jefferson B และ Cartmell E (2015). The Characterization of Feces and Urine: A Review of the Literature to Inform Advanced Treatment Technology. *Crit Rev Environ Sci Technol*, 45(17), 1827-1879.
- Swathi Desireddy Sneha Madhavan และ Sabumon P. C. (2022). Development and long-term operation of aerobic granular system for simultaneous removal of COD, nitrogen, and phosphorous in a conical SBR. *Environmental Engineering Research*, 28(3), 220-215.
- Tarre S. และ Green M. (2004). High-rate nitrification at low pH in suspended- and attached-biomass reactors. *Appl Environ Microbiol*, 70(11), 6481-6487. Retrieved from <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/15528509>
- Tay J. H. Q.S. Liu และ Y. Liu. (2001a). The effects of shear force on the formation, structure and metabolism of aerobic granules. *Appl Microbiol Biotechnol*, 57(1-2), 227-233.

- Tay J. H. Q.S. Liu และ Y. Liu. (2001b). Microscopic observation of aerobic granulation in sequential aerobic sludge blanket reactor. *Appl Microbiol Biotechnol*, 91, 168-175.
- Tsuneda S T. Nagano T. Hoshino Y. Ejiri N. Noda และ A.J.W.R. Hirata. (2003). Characterization of nitrifying granules produced in an aerobic upflow fluidized bed reactor. 37(20), 4965-4973.
- Wang Z. W. Y. Liu และ J.H. Tay. (2006). The role of SBR mixed liquor volume exchange ratio in aerobic granulation. *Chemosphere*, 62(5), 767-771.
- Yang S. F. X.Y. Li และ H.Q. Yu. (2008). Formation and characterisation of fungal and bacterial granules under different feeding alkalinity and pH conditions. *Process Biochemistry*, 43(1), 8-14.
- Yu X. C. Wan Z. Lei X. Liu Y. Zhang J.H. Tay และ D.J. Lee. (2014). Use of aerobic granules for treating synthetic high-strength ammonium wastewaters. *Environ Technol*, 35(13-16), 1785-1790.
- Zheng Y. M. H.Q. Yu S.J. Liu และ X.Z. Liu. (2006). Formation and instability of aerobic granules under high organic loading conditions. *Chemosphere*, 63(10), 1791-1800.





จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย
CHULALONGKORN UNIVERSITY

ประวัติผู้เขียน

ชื่อ-สกุล	สิริณิศา สุขวิบูลย์
วัน เดือน ปี เกิด	15 ตุลาคม 2541
สถานที่เกิด	กรุงเทพมหานคร
วุฒิการศึกษา	สำเร็จการศึกษาปริญญาวิทยาศาสตรบัณฑิต คณะสิ่งแวดล้อมและทรัพยากรศาสตร์ มหาวิทยาลัยมหิดล ในปีการศึกษา 2562
ที่อยู่ปัจจุบัน	11/190 หมู่บ้านสราสินีเพลส ถนนพหลโยธิน เขตสายไหม แขวงคลองถนน กรุงเทพมหานคร 10220



จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย
CHULALONGKORN UNIVERSITY