

ค่าจลนพลศาสตร์ของการบำบัดน้ำเสียโดยเมื่อดตะกอนจุลินทรีย์แบบใช้อากาศ



วิทยานิพนธ์นี้เป็นส่วนหนึ่งของการศึกษาตามหลักสูตรปริญญาวิศวกรรมศาสตรมหาบัณฑิต

สาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม

คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ปีการศึกษา 2563

ลิขสิทธิ์ของจุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

Kinetic Study of Aerobic Granular Sludge for Wastewater Treatment



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 2020

Copyright of Chulalongkorn University

หัวข้อวิทยานิพนธ์	ค่าจลนพลศาสตร์ของการบำบัดน้ำเสียโดยเม็ดตะกอน
	จุลินทรีย์แบบใช้อากาศ
โดย	นายสรายุธ เตยโพธิ์
สาขาวิชา	วิศวกรรมสิ่งแวดล้อม
อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์หลัก	ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.ศรัณย์ เตชะเสน

คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย อนุมัติให้หัวข้อวิทยานิพนธ์ฉบับนี้เป็นส่วนหนึ่งของการศึกษาตามหลักสูตรปริญญาวิศวกรรมศาสตรมหาบัณฑิต

	คณบดีคณะวิศวกรรมศาสตร์
	(ศาสตราจารย์ ดร.สุพจน์ เตชวรสินสกุล)	
คณะกรรมการสอบวิทยานิพนธ์		
	ประธานกรรมการ
	(รองศาสตราจารย์ ดร.พิชญ รัชฎาวงศ์)	
	อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์หลัก
	(ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.ศรัณย์ เตชะเสน)	
	กรรมการ
	(ศาสตราจารย์ ดร.ชวลิต รัตนธรรมสกุล)	
	กรรมการภายนอกมหาวิทยาลัย
	(ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.สาโรช บุญยกิจสมบัติ)	

สรายุช เตยโพธิ์ : ค่าจลนพลศาสตร์ของการบำบัดน้ำเสียโดยเม็ดตะกอนจุลินทรีย์แบบใช้อากาศ. (Kinetic Study of Aerobic Granular Sludge for Wastewater Treatment) อ.ที่ปรึกษาหลัก : ผศ. ดร.ศรัณย์ เตชะเสน

งานวิจัยนี้เป็นการศึกษาประสิทธิภาพ อัตราการบำบัด และค่าจลนพลศาสตร์ของการบำบัดน้ำเสีย โดยเม็ดตะกอนจุลินทรีย์แบบใช้อากาศ โดยเดินระบบในถังปฏิกรณ์เอสปีอาร์ ใช้น้ำตาลทรายเป็นแหล่งคาร์บอน และแอมโมเนียมคลอไรด์เป็นแหล่งไนโตรเจน การเลี้ยงเม็ดตะกอนในถังปฏิกรณ์ใช้ความเร็วในการเติมอากาศ 3.5 เซนติเมตร/วินาทีเป็นเวลา 5.7 ชั่วโมง เวลาตกตะกอน 15 นาที สัดส่วนการทดแทนน้ำเสียร้อยละ 60 ควบคุมพีเอชในระบบในช่วง 6.8-7.2 และค่าออกซิเจนละลายมากกว่า 2 มิลลิกรัม/ลิตร ตรวจวัดพารามิเตอร์ ได้แก่ ความเข้มข้นซีโอดี แอมโมเนียม ไนไตรต์ ไนเตรต ความเข้มข้นของตะกอนแขวนลอย (MLSS) ความสามารถในการตกตะกอนที่ 30 นาที (SV_{30}) ค่าดัชนีปริมาตรตะกอน (SVI) ขนาดเม็ดตะกอน ความหนาแน่นของตะกอน การทดลองหาค่าจลนพลศาสตร์ใช้ความเข้มข้นซีโอดี 100-2,000 มิลลิกรัม/ลิตร และความเข้มข้นแอมโมเนียมไนโตรเจน 5-100 มิลลิกรัมแอมโมเนียมไนโตรเจน/ลิตร โดยศึกษาค่าอัตราการบำบัดจำเพาะสูงสุด (k_m) และความเข้มข้นที่อัตราการบำบัดเท่ากับครึ่งหนึ่งของอัตราการบำบัดจำเพาะสูงสุด (K_s) ของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์แบบใช้อากาศ

ผลการทดลองพบว่า ประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดีและแอมโมเนียมไนโตรเจนสูงสุดของระบบที่ระยะเวลาบำบัด 6 ชั่วโมงเท่ากับร้อยละ 98.4 และ 99.6 ตามลำดับ ค่าดัชนีปริมาตรตะกอนเฉลี่ย 13.408 ± 4.752 มิลลิลิตร/กรัม ค่าความเข้มข้นตะกอนจุลินทรีย์ (MLSS) ในถังปฏิกรณ์ที่ 1 อยู่ในช่วง 8,040-26,430 มิลลิกรัม/ลิตร ในถังปฏิกรณ์ที่ 2 อยู่ในช่วง 11,100-19,720 มิลลิกรัม/ลิตร ขนาดเม็ดตะกอนขนาดใหญ่ที่สุดที่มีการพบในระบบมีขนาดเท่ากับ 3 มิลลิเมตร ความหนาแน่นของตะกอนจุลินทรีย์เท่ากับ 1.1301 ± 0.0283 กรัม/มิลลิลิตร ค่าอัตราการบำบัดในการบำบัดซีโอดีและแอมโมเนียมสูงสุดของระบบ (k_m) เท่ากับ 27.917 ± 11.997 มิลลิกรัมซีโอดี/มิลลิกรัม MLVSS/วัน และ 11.353 ± 0.619 มิลลิกรัมแอมโมเนียมไนโตรเจน/วัน ตามลำดับ และความเข้มข้นซีโอดีที่อัตราการย่อยสลายครึ่งหนึ่งของอัตราการย่อยสลายสูงสุด (K_s) เท่ากับ 963.04 ± 685.817 มิลลิกรัม/ลิตร ความเข้มข้นแอมโมเนียมที่อัตราการย่อยสลายครึ่งหนึ่งของอัตราการย่อยสลายสูงสุด เท่ากับ 95.973 ± 9.509 มิลลิกรัม/ลิตร ตามลำดับ

สาขาวิชา วิศวกรรมสิ่งแวดล้อม
ปีการศึกษา 2563

ลายมือชื่อนิสิต
ลายมือชื่อ อ.ที่ปรึกษาหลัก

6170293821 : MAJOR ENVIRONMENTAL ENGINEERING

KEYWORD: Aerobic granular sludge, AS system, Kinetic parameter

Sarayut Taeypho : Kinetic Study of Aerobic Granular Sludge for Wastewater Treatment. Advisor: Asst. Prof. SARUN TEJASEN, Ph.D.

This study investigated in efficiencies, removal rates, and kinetic parameters of aerobic granular sludge (AGS) for wastewater treatment. Two 8-liter sequencing batch were studied using sugar as carbon source and ammonium chloride as nitrogen source for microorganisms. Conditions for growing AGS were using upflow air velocity 3.5 cm/s for 5.7 hrs., sedimentation time for 15 min, volume exchange ratio 60%, pH between 6.8-7.2 and DO more than 2 mg/l. Experimental COD and ammonium-nitrogen concentrations for kinetic studies were 100-2,000 mg/l. and 5-100 mg-N/l., respectively. Analysis parameters consisted of COD, $\text{NH}_4^+\text{-N}$, $\text{NO}_2^-\text{-N}$, $\text{NO}_3^-\text{-N}$, MLSS, SV_{30} , SVI, granular sludge's scale, sludge density, specific maximum removal rate (k_m) and concentration at half specific maximum removal rate (K_s) of AGS.

Results showed COD and ammonium removal efficiencies at cycle time 6 hrs. were 98.4% and 99.6%, respectively. Average SVI of system was 13.408 ± 4.752 ml/g., much lower than typical AS of 150 ml/g. MLSS in reactors was 8,040-26,430 mg/l. in the first reactor and 11,100-19,720 mg/l. in the second reactor. The largest AGS size was 3 mm. Sludge density was 1.1301 ± 0.0283 g/ml. AGS's specific maximum removal rate (k_m) of COD and ammonium-nitrogen were 27.917 ± 11.997 mg COD/MLVSS/day and 11.353 ± 0.619 mg ammonium-nitrogen/day, COD and ammonium-nitrogen concentration at half specific maximum removal rate (K_s) were 963.04 ± 685.817 mg/l. and 95.973 ± 9.509 mg/l., respectively.

Field of Study: Environmental Engineering

Student's Signature

Academic Year: 2020

Advisor's Signature

กิตติกรรมประกาศ

ขอขอบคุณภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย ที่ให้ความอนุเคราะห์สถานที่ทำงานวิจัย เครื่องมือและอุปกรณ์ ตลอดทั้งคำแนะนำจากอาจารย์ที่ปรึกษา ผศ.ดร.ศรัณย์ เตชะเสน และนักวิจัยทุกท่านเป็นอย่างดีตลอดระยะเวลาดำเนินงานวิจัย

สรายุช เตยโพธิ์



สารบัญ

	หน้า
.....	ค
บทคัดย่อภาษาไทย.....	ค
.....	ง
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 ข้อมูลทั่วไป.....	4
2.1.1 กระบวนการบำบัดทางชีวภาพ (Biological Treatment).....	4
2.1.1.1 ระบบเอเอส (Activated Sludge).....	4
2.1.1.2 รูปแบบระบบบำบัดเอเอส.....	5
2.1.1.3 ปัจจัยที่จำเป็นต่อการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์แบบใช้อากาศ.....	7

2.2 การบำบัดซีโอดีและแอมโมเนียมของจุลินทรีย์.....	10
2.2.1 ข้อมูลทั่วไปในการบำบัดซีโอดีและแอมโมเนียมในน้ำเสีย.....	10
2.2.1.1 ซีโอดี/สารอินทรีย์ในน้ำเสีย	10
2.2.1.2 แอมโมเนียมในน้ำเสีย	10
2.2.1.3 อายุตะกอน.....	12
2.2.2 ชนิดของจุลินทรีย์ในระบบบำบัดน้ำเสียเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ใช้อากาศ.....	13
2.2.2.1 จุลินทรีย์กลุ่มเฮเทอโรโทรฟ (Heterotrophs).....	13
2.2.2.2 จุลินทรีย์กลุ่มออโตโทรฟ (Autotrophs)	14
2.2.3 สมการที่เกี่ยวข้องกับกิจกรรมของจุลินทรีย์.....	14
2.2.3.1 สมการคาร์บอนออกซิเดชัน	14
2.2.3.2 สมการไนตริฟิเคชัน.....	14
2.2.4 จลพลศาสตร์ในการบำบัดน้ำเสีย.....	15
2.2.4.1 ปฏิกิริยาอันดับที่ศูนย์.....	15
2.2.4.2 ปฏิกิริยาอันดับที่หนึ่ง	16
2.2.4.3 ปฏิกิริยาอันดับที่สอง	17
2.2.4.4 ปฏิกิริยาแบบสมการโมนอด	18
2.3 ระบบบำบัดโดยเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ (Granular Sludge Process)	19
2.3.1 เทคโนโลยีเม็ดตะกอนจุลินทรีย์แบบไม่ใช้อากาศ (Anaerobic Granular Sludge)	19
2.3.1.1. ระบบบำบัดน้ำเสียแบบยูเอเอสบี (Upflow Anaerobic Sludge Blanket; UASB)	19
2.3.1.2 ระบบชั้นลอยตัวแบบไม่ใช้อากาศ (Anaerobic Fluidized Bed).....	21
2.3.2 เทคโนโลยีเม็ดตะกอนจุลินทรีย์แบบใช้อากาศ (Aerobic granular sludge).....	22
2.3.2.1 เม็ดตะกอนจุลินทรีย์ใช้อากาศ	22
2.3.2.2 ปัจจัยหลักที่มีผลต่อการสร้างเม็ดตะกอนจุลินทรีย์แบบใช้อากาศ.....	23

2.4 ทบทวนเอกสารและงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง.....	33
บทที่ 3 แผนการทดลองและการดำเนินงานวิจัย	45
3.1 แผนการทดลอง.....	45
3.2 วัสดุอุปกรณ์และสารเคมีที่ใช้ในงานวิจัย	50
3.2.1 วัสดุอุปกรณ์และสารเคมีที่ใช้ในการวิเคราะห์น้ำเสีย	50
3.2.1.1 พีเอช.....	50
3.2.1.2 ออกซิเจนละลาย.....	50
3.2.1.3 ของแข็งแขวนลอย	50
3.2.1.4 ซีไอดี.....	50
3.2.1.5 แอมโมเนียม.....	51
3.2.1.6 ไนไตรต์	52
3.2.1.7 ไนเตรต	52
3.2.1.8 ปริมาตรตะกอนที่ 30 นาที.....	53
3.2.1.9 ดัชนีปริมาตรตะกอน.....	53
3.2.1.10 ขนาดเม็ดตะกอน.....	53
3.2.1.11 ความหนาแน่นของตะกอนจุลินทรีย์.....	53
3.2.1.12 ลักษณะทางกายภาพของเม็ดตะกอน	54
3.2.2 น้ำเสียสังเคราะห์ที่ใช้ในการทดลอง	54
3.2.3 หัวเชื้อจุลินทรีย์	55
3.2.4 ถังปฏิกรณ์	55
3.3 การดำเนินงานวิจัย.....	57
3.3.1 การสร้างเม็ดตะกอนจุลินทรีย์แบบใช้อากาศ.....	57
3.3.1.1 ตัวแปรที่ทำการวิจัย ดังตารางที่ 3.2.....	57
3.3.1.2 ขั้นตอนการทดลอง	57

3.3.2 การศึกษาประสิทธิภาพและอัตราการบำบัดซีโอดี.....	58
3.3.2.1 ตัวแปรที่ทำการวิจัย ดังตารางที่ 3.2.....	58
3.3.2.2 ขั้นตอนการทดลอง	58
3.3.3 การศึกษาประสิทธิภาพและอัตราการบำบัดแอมโมเนียม.....	59
3.3.3.1 ตัวแปรที่ทำการวิจัย ดังตารางที่ 3.2.....	59
3.3.3.2 ขั้นตอนการทดลอง	59
3.3.4 การศึกษาลักษณะและคุณสมบัติของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์.....	59
3.3.4.1 ขนาดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์.....	59
3.3.4.2 ลักษณะพื้นผิวเม็ดตะกอนจุลินทรีย์	60
3.3.4.3 ความหนาแน่นของตะกอนจุลินทรีย์	60
3.3.5 การศึกษาจลนพลศาสตร์ของการบำบัดซีโอดีและแอมโมเนียมโดยเม็ดตะกอนจุลินทรีย์	61
3.3.6 พารามิเตอร์ที่ทำการตรวจวัดและวิธีวิเคราะห์.....	64
3.4 ระยะเวลาในการดำเนินงานวิจัย	65
บทที่ 4 ผลการทดลองและวิจารณ์ผล.....	66
4.1 เม็ดตะกอนจุลินทรีย์ในถังปฏิกรณ์	66
4.1.1 การวิเคราะห์ทางกายภาพของเม็ดตะกอน	66
4.1.1.1 ปริมาณของแข็งแขวนลอย (MLSS) และของแข็งแขวนลอยระเหยง่าย (MLVSS).....	66
4.1.1.2 ดัชนีปริมาตรตะกอน (SVI).....	68
4.1.2 การวิเคราะห์ทางชีวภาพของเม็ดตะกอน	69
4.1.2.1 ประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดี (COD) ของเม็ดตะกอน.....	69
4.1.2.2 ประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนียมไนโตรเจน ($\text{NH}_4^+\text{-N}$) ของเม็ดตะกอน....	70
4.1.3 ลักษณะคุณสมบัติของเม็ดตะกอน.....	72

4.1.3.1	ขนาดเม็ดตะกอน และความหนาแน่นของตะกอน.....	72
4.1.3.2	ลักษณะพื้นผิวเม็ดตะกอน.....	73
4.2	ค่าจลนพลศาสตร์ของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์แบบเติมอากาศ	75
4.2.1	ค่าจลนพลศาสตร์ในการบำบัดซีโอดี.....	75
4.2.2	ค่าจลนพลศาสตร์ในการบำบัดแอมโมเนียไนโตรเจน	77
บทที่ 5	สรุปผลการวิจัยและข้อเสนอแนะ.....	78
5.1	เม็ดตะกอนจุลินทรีย์ในถังปฏิกรณ์	78
5.1.1	ลักษณะทางกายภาพและชีวภาพของเม็ดตะกอน	78
5.1.1.1	ปริมาณของแข็งแขวนลอย (MLSS) และของแข็งแขวนลอยระเหยง่าย (MLVSS).....	78
5.1.1.2	ดัชนีปริมาตรตะกอน (SVI).....	78
5.1.1.3	ประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดี (COD) ของเม็ดตะกอน.....	78
5.1.1.4	ประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนียไนโตรเจน (NH ₄ ⁺ -N) ของเม็ดตะกอน....	79
5.1.2	ลักษณะคุณสมบัติของเม็ดตะกอน.....	79
5.1.2.1	ขนาดเม็ดตะกอน และความหนาแน่นของตะกอน.....	79
5.1.2.2	ลักษณะพื้นผิวเม็ดตะกอน.....	79
5.2	ค่าจลนพลศาสตร์ของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์แบบเติมอากาศ	79
5.2.1	ค่าจลนพลศาสตร์ในการบำบัดซีโอดี.....	79
5.2.2	ค่าจลนพลศาสตร์ในการบำบัดแอมโมเนียไนโตรเจน	81
5.3	คำแนะนำของการไปใช้จริง.....	81
5.3.1	การสร้างเม็ดตะกอนในระบบ	81
5.3.2	ค่าจลนพลศาสตร์	81
5.4	ข้อเสนอแนะของงานวิจัยต่อไป.....	82
5.4.1	อายุตะกอนในระบบ	82

5.4.2 ถังปฏิกรณ์และอุปกรณ์82

5.4.3 การเติมอากาศ.....82

บรรณานุกรม83

ประวัติผู้เขียน 113



จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย
CHULALONGKORN UNIVERSITY

สารบัญตาราง

หน้า

ตารางที่ 2.1 ตารางแสดงคุณสมบัติของตะกอนจุลินทรีย์ในระบบเอเอสเปรียบเทียบกับเม็ดตะกอน.	23
ตารางที่ 2.2 เม็ดตะกอนภายใต้ความเข้มข้นน้ำเสียที่ต่างกัน	26
ตารางที่ 2.3 เปรียบเทียบคุณลักษณะของตะกอนในระบบบำบัดต่าง ๆ	41
ตารางที่ 2.4 สรุปลักษณะที่ใช้ศึกษาระยะเวลาการเกิดเม็ดตะกอนในถังเอสปีอาร์.....	42
ตารางที่ 2.5 รายงานเกี่ยวกับการกำจัดธาตุอาหารของเม็ดตะกอน	44
ตารางที่ 3.1 สารอาหารจำเป็นที่เป็นส่วนประกอบของน้ำเสียสังเคราะห์ที่ใช้ในการทดลอง.....	55
ตารางที่ 3.2 ตัวแปรที่ทำการวิจัยในการทดลองส่วนที่ 1 2 และ 3	63
ตารางที่ 3.3 พารามิเตอร์ที่ทำการศึกษาและวิธีวิเคราะห์ในการทดลองส่วนที่ 1 2 และ 3.....	64
ตารางที่ 3.4 ระยะเวลาทำการศึกษา.....	65
ตารางที่ 4.1 เปรียบเทียบลักษณะพื้นผิวเม็ดตะกอนผ่าน SEM.....	74

สารบัญรูปภาพ

หน้า

รูปที่ 2.1 ระบบเอสแบบกวนสมบูรณ	5
รูปที่ 2.2 ระบบเอสแบบปรับเสถียรสัมผัส	6
รูปที่ 2.3 ระบบคลองวนเวียน	6
รูปที่ 2.4 ระบบเอสปีอาร์	7
รูปที่ 2.5 ความสัมพันธ์ของพีเอชและอุณหภูมิต่อรูปของแอมโมเนียและแอมโมเนียม	12
รูปที่ 2.6 ปฏิกริยาอันดับที่ศูนย์	16
รูปที่ 2.7 ปฏิกริยาอันดับที่หนึ่ง	17
รูปที่ 2.8 ปฏิกริยาอันดับที่สอง	18
รูปที่ 2.9 ปฏิกริยาแบบสมการโมนด์	19
รูปที่ 2.10 ระบบยูเอเอสปี	21
รูปที่ 2.11 ระบบชั้นลอยตัวแบบไม่ใช้อากาศ	22
รูปที่ 2.12 ความเข้มข้นมวลชีวในระบบกับระยะเวลาในการเดินระบบ	27
รูปที่ 2.13 ผลของความเร็วในการเติมอากาศต่อลักษณะของเม็ดตะกอน	28
รูปที่ 2.14 ผลของระยะเวลาการตกตะกอนต่อลักษณะของเม็ดตะกอน	29
รูปที่ 2.15 ผลของอุณหภูมิต่อประสิทธิภาพการบำบัดของเม็ดตะกอน	31
รูปที่ 2.16 ผลของพีเอชต่อลักษณะของเม็ดตะกอน	32
รูปที่ 2.17 อัตราส่วนเม็ดตะกอนต่อสัดส่วนการทดแทนน้ำเสีย	33
รูปที่ 2.18 สัดส่วนการทดแทนน้ำเสียของถังปฏิกรณ์เอสปีอาร์	33
รูปที่ 3.1 ขั้นตอนการหาค่าจลนพลศาสตร์ของระบบบำบัด	48
รูปที่ 3.2 แผนการทดลอง	49
รูปที่ 3.3 ถังปฏิกริยาเอสปีอาร์	56
รูปที่ 3.4 ตู้ควบคุมระบบไฟฟ้าและตัวตั้งเวลาระบบบำบัดถังปฏิกริยา	57

รูปที่ 3.5 การหาอัตราการบำบัดของสารที่ความเข้มข้นต่าง ๆ.....	62
รูปที่ 3.6 รูปแบบของจลนพลศาสตร์ในการบำบัดน้ำเสีย.....	62
รูปที่ 4.1 ปริมาณของแข็งแขวนลอย (MLSS) ของระบบ.....	67
รูปที่ 4.2 ปริมาณของแข็งแขวนลอยระเหยง่าย (MLVSS) ของระบบ.....	67
รูปที่ 4.3 อัตราส่วนของแข็งแขวนลอยระเหยง่าย (MLVSS) ต่อของแข็งแขวนลอย (MLSS).....	68
รูปที่ 4.4 ดัชนีปริมาตรตะกอน (SVI) ของระบบ.....	69
รูปที่ 4.5 ประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดีของระบบ.....	70
รูปที่ 4.6 ประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนียของระบบ.....	71
รูปที่ 4.7 การสร้างไนไตรต์ของระบบ.....	72
รูปที่ 4.8 การสร้างไนเตรตของระบบ.....	72
รูปที่ 4.9 เม็ดตะกอนจุลินทรีย์.....	73
รูปที่ 4.10 ลักษณะพื้นผิวเม็ดตะกอนจุลินทรีย์แบบใช้อากาศ (SEM) ที่กำลังขยาย 300 เท่า.....	73
รูปที่ 4.11 การทดลองอัตราการบำบัดของเม็ดตะกอน.....	75
รูปที่ 4.12 ตัวอย่างการวิเคราะห์อัตราการบำบัดจำเพาะซีโอดีของเม็ดตะกอน.....	76
รูปที่ 4.13 อัตราการบำบัดซีโอดีของเม็ดตะกอน.....	77
รูปที่ 4.14 อัตราการบำบัดแอมโมเนียไนโตรเจนของเม็ดตะกอน.....	77

บทที่ 1

บทนำ

1.1 ชื่อวิทยานิพนธ์

ชื่อภาษาไทย : ค่าจลนพลศาสตร์ของการบำบัดน้ำเสียโดยเม็ดตะกอน
จุลินทรีย์แบบใช้อากาศ

ชื่อภาษาอังกฤษ : Kinetic Study of Aerobic Granular Sludge for
Wastewater Treatment

1.2 คำสำคัญ

เม็ดตะกอนจุลินทรีย์ (Granular Sludge)

เอเอส (Activated Sludge)

ค่าจลนพลศาสตร์ (Kinetic Parameters)

1.3 ที่มาและความสำคัญ

เทคโนโลยีการบำบัดทางชีวภาพที่แพร่หลายคือระบบบำบัดน้ำเสียแบบแอกทีเวเตด สลัดจ์หรือเอเอส (Activated Sludge; AS) ซึ่งใช้พื้นที่ในการดำเนินงานน้อย แต่มีการติดตั้งที่ซับซ้อน ค่าใช้จ่ายในการเดินระบบค่อนข้างสูง (สุรีย์ บุญญานุนพงศ์, 2551) ในปี ค.ศ.1980 Lettinga ได้ค้นพบเทคโนโลยีในการบำบัดน้ำเสียโดยใช้เม็ดตะกอนจุลินทรีย์แบบไร้อากาศในถังบำบัดแบบยูเอเอสบี (Upflow Anaerobic Sludge Blanket; UASB) ที่มีความเข้มข้นจุลินทรีย์ในระบบ 20,000-100,000 มิลลิกรัม/ลิตร มากกว่าในระบบเอเอสซึ่งมีความเข้มข้นจุลินทรีย์แบบฟล็อก 1,500-3,000 มิลลิกรัม/ลิตร ซึ่งเป็นจุดเริ่มต้นของเทคโนโลยีการบำบัดน้ำเสียโดยเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ แต่เทคโนโลยีเม็ดตะกอนจุลินทรีย์แบบไม่ใช้อากาศนั้นต้องใช้เวลาในการเริ่มต้นเลี้ยงตะกอนให้เป็นเม็ดนานมาก ต่อมาในปี ค.ศ.1997 Morgenrouth ได้มีการค้นพบเม็ดตะกอนจุลินทรีย์แบบใช้อากาศ (Aerobic Granular Sludge) ในถังบับเบิลคอลัมน์ (Bubble-column) ดังนั้นนักวิจัยจึงได้พัฒนาเทคโนโลยีนี้สำหรับการใช้ประโยชน์ในการกำจัดสารอินทรีย์โดยระบบบำบัดแบบเติมอากาศ การศึกษาเม็ดตะกอนจุลินทรีย์แบบใช้อากาศพบว่า โครงสร้างจุลินทรีย์แข็งแรงติดกันแน่นกว่าระบบตะกอนเอเอส ประสิทธิภาพในการบำบัดมลสารในน้ำเสียสูง ความสามารถในการเติบโตดี ความสามารถในการตกตะกอนสูง มีการเปรียบเทียบการบำบัดน้ำเสียโดยเม็ดตะกอนจุลินทรีย์แบบใช้อากาศกับระบบ

บำบัดแบบเอเอส พบว่าเทคโนโลยีระบบบำบัดเมื่อดตะกอนจุลินทรีย์แบบใช้อากาศสามารถลดการใช้ค่าใช้จ่ายในการดำเนินการลง (อริยะ กาญจนโกมุท, 2562) และลดการใช้พื้นที่ในการก่อสร้างลงได้

ในประเทศไทยการศึกษาวิจัยและพัฒนาาระบบเมื่อดตะกอนจุลินทรีย์แบบใช้อากาศยังไม่เป็นที่แพร่หลายมากนัก ปัจจัยที่ส่งผลให้เกิดเมื่อดตะกอนจุลินทรีย์แบบใช้อากาศ รวมไปถึงการออกแบบระบบบำบัดโดยเทคโนโลยีเมื่อดตะกอนจุลินทรีย์แบบใช้อากาศสามารถลดต้นทุนในการก่อสร้าง และลดค่าใช้จ่ายในการเดินระบบลงได้ งานวิจัยนี้จึงมีวัตถุประสงค์ที่จะศึกษาประสิทธิภาพและอัตราในการบำบัดซีโอดีและแอมโมเนียมไนโตรเจนโดยระบบบำบัดเมื่อดตะกอนจุลินทรีย์แบบใช้อากาศ และค่าจลนพลศาสตร์ในการออกแบบระบบบำบัดเพื่อเป็นทางเลือกในการประยุกต์ใช้งานกับระบบบำบัดน้ำเสียชุมชน และเพื่อใช้เป็นข้อมูลในการออกแบบและพัฒนาเทคโนโลยีการบำบัดโดยใช้เมื่อดตะกอนจุลินทรีย์แบบใช้อากาศในอนาคตต่อไป

1.4 วัตถุประสงค์

- 1.4.1 หาประสิทธิภาพและอัตราการบำบัดซีโอดีและแอมโมเนียมโดยเมื่อดตะกอนจุลินทรีย์แบบใช้อากาศที่ความเข้มข้นต่าง ๆ
- 1.4.2 หาค่าจลนพลศาสตร์ของการบำบัดซีโอดีและแอมโมเนียมของเมื่อดตะกอนจุลินทรีย์แบบใช้อากาศ

1.5 ขอบเขตงานวิจัย

- 1.5.1 ทำการศึกษา ณ ห้องปฏิบัติการภาคชีววิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย
- 1.5.2 น้ำเสียที่ใช้ในการวิจัยคือน้ำเสียสังเคราะห์ที่มีน้ำตาลทรายเป็นแหล่งคาร์บอน และใช้แอมโมเนียมคลอไรด์เป็นแหล่งไนโตรเจน
- 1.5.3 ใช้หัวเชื้อจุลินทรีย์จากระบบเอเอสของโรงควบคุมคุณภาพน้ำดินแดง
- 1.5.4 เลี้ยงเมื่อดตะกอนโดยใช้ถังปฏิกรณ์แบบเอสบีอาร์ (Sequencing Batch Reactor) ซึ่งทำจากอะคริลิกรูปทรงกระบอก ปริมาตร 12 ลิตร ความจุน้ำเสีย 8 ลิตร ที่ความสูง 1.2 เมตร และเส้นผ่านศูนย์กลาง 0.1 เมตร
- 1.5.5 ควบคุมพีเอชให้อยู่ในช่วง 6.8 - 7.2 ตลอดการทดลอง

- 1.5.6 นำเม็ดตะกอนออกมาศึกษาอัตราการบำบัดในภาชนะเครื่องแก้วปริมาตร 200 มิลลิลิตร
- 1.5.7 ศึกษาอัตราการบำบัดที่ความเข้มข้นซีโอดีน้ำเสียสังเคราะห์เท่ากับ 100 200 500 1,000 และ 2,000 มิลลิกรัมซีโอดี/ลิตร
- 1.5.8 ศึกษาอัตราการบำบัดที่ความเข้มข้นแอมโมเนียมไนโตรเจนน้ำเสียสังเคราะห์เท่ากับ 5 10 25 50 และ 100 มิลลิกรัมไนโตรเจน/ลิตร
- 1.5.9 พารามิเตอร์ที่ทำการวิเคราะห์ได้แก่ ซีโอดี (COD) แอมโมเนียมไนโตรเจน ($\text{NH}_4^+\text{-N}$) ไนไตรต์ไนโตรเจน ($\text{NO}_2^-\text{-N}$) ไนเตรตไนโตรเจน ($\text{NO}_3^-\text{-N}$) พีเอช (pH) ของแข็งแขวนลอย (MLSS) ของแข็งแขวนลอยระเหยง่าย (MLVSS) ดัชนีปริมาตรตะกอน (SVI) ปริมาตรตกตะกอนที่ 30 นาที (SV_{30}) ขนาดเม็ดตะกอน (Sludge size) และลักษณะทางกายภาพของเม็ดตะกอน

1.6 ประโยชน์ที่คาดว่าจะได้รับ

- 1.6.1 ประสิทธิภาพและอัตราการบำบัดซีโอดีและแอมโมเนียมในน้ำเสียโดยเม็ดตะกอนจุลินทรีย์แบบใช้อากาศ ณ ความเข้มข้นต่าง ๆ
- 1.6.2 แนวทางการนำค่าจลนพลศาสตร์ของการบำบัดน้ำเสียโดยเม็ดตะกอนจุลินทรีย์แบบใช้อากาศไปใช้ในการออกแบบระบบบำบัดน้ำเสีย

บทที่ 2

เอกสารและงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

2.1 ข้อมูลทั่วไป

2.1.1 กระบวนการบำบัดทางชีวภาพ (Biological Treatment)

กระบวนการบำบัดทางชีวภาพ (Biological Treatment) เป็นการอาศัยหลักการใช้จุลินทรีย์ต่าง ๆ มาทำการย่อยสลายเปลี่ยนสารอินทรีย์ไปเป็นก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ น้ำ และแอมโมเนีย โดยสัมพันธ์กับปริมาณของจุลินทรีย์ สภาพแวดล้อม และเวลาที่ใช้ในการย่อยสลาย ระบบบำบัดทางชีวภาพที่นิยมใช้กัน ได้แก่ ระบบแอกติเวเต็ดสลัดจ์ (Activated Sludge) หรือเอเอส ระบบแผ่นจานหมุนชีวภาพ (Rotating- Biological Contactor) ระบบคลองวนเวียน (Oxidation Ditch) ระบบบ่อเติมอากาศ (Aerated- Lagoon) ระบบโปรยกรอง (Tricking Filter) ระบบบ่อบำบัดน้ำเสีย (Stabilization Pond) ระบบยูเอเอสบี (Upflow Anaerobic Sludge Blanket) และระบบกรองไร้อากาศ (Anaerobic Filter) เป็นต้น (สถาบันนวัตกรรมการเรียนรู้ มหาวิทยาลัยมหิดล, 2560)

2.1.1.1 ระบบเอเอส (Activated Sludge)

ระบบเอเอสเป็นระบบบำบัดน้ำเสียที่นิยมใช้กันอย่างแพร่หลาย สามารถบำบัดได้ทั้งน้ำเสียชุมชนและน้ำเสียจากโรงงานอุตสาหกรรม แต่การเดินระบบประเภทนี้จะมีความยุ่งยากซับซ้อน เนื่องจากจำเป็นต้องมีการควบคุมสภาวะแวดล้อมและลักษณะทางกายภาพต่าง ๆ ให้เหมาะสมแก่การทำงาน ได้แก่ ลักษณะถังและปริมาตรน้ำเสียขาเข้า ปริมาณออกซิเจนละลายน้ำ อุณหภูมิ ความเป็นกรดต่าง ปริมาณตะกอน อายุตะกอน อัตราการเวียนตะกอน และระยะเวลาที่เก็บน้ำเสีย

ระบบเอเอส ประกอบด้วยส่วนสำคัญ 2 ส่วน คือ ถังเติมอากาศ (Aeration Tank) และถังตกตะกอน (Sedimentation Tank) น้ำเสียจะถูกส่งเข้าถังเติมอากาศ ซึ่งมีตะกอนจุลินทรีย์ความเข้มข้นสูงและมีการเติมอากาศอย่างเพียงพอ จุลินทรีย์เหล่านี้จะทำการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสียโดยการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ น้ำที่ผ่านการบำบัดแล้วจะไหลต่อไปยังถังตกตะกอนเพื่อแยกตะกอนออกจากน้ำใส ตะกอนที่แยกตัวอยู่ที่ก้นถังตกตะกอนส่วนหนึ่งจะถูกสูบกลับเข้าไปในถังเติมอากาศใหม่เพื่อรักษาความเข้มข้นของตะกอนในถังเติมอากาศ และอีกส่วนหนึ่งจะเป็นสลัดจ์ส่วนเกิน (Excess Sludge) ที่ต้องนำไปกำจัดต่อไป น้ำใสส่วนบนจะเป็นน้ำทิ้งที่สามารถระบายออกสู่สิ่งแวดล้อมได้ (กรมควบคุมมลพิษ, 2560)

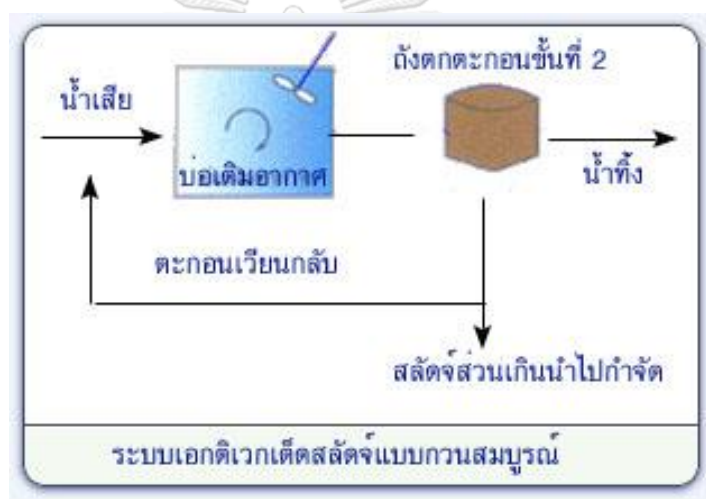
ความเข้มข้นของตะกอนในระบบเอเอสประเภทต่าง ๆ มีการตรวจวัดในรูปของเอ็มแอลเอสเอส (MLSS) ดังนี้ ระบบเอเอสแบบกวนสมบูรณ์มีความเข้มข้นตะกอนในรูป MLSS เท่ากับ 2,500 – 4,000 มิลลิกรัม/ลิตร ระบบเอเอสแบบปรับเสถียรสัมผัสมีความเข้มข้นตะกอนเท่ากับ 1,000

– 3,000 มิลลิกรัม/ลิตร ในถังสัมผัส และเท่ากับ 4,000 – 10,000 มิลลิกรัม/ลิตร ในถังปรับเสถียร ระบบคลองวนเวียนมีความเข้มข้นตะกอนเท่ากับ 3,000 – 6,000 มิลลิกรัม/ลิตร และระบบบำบัดน้ำเสียแบบเอสปีอาร์มีความเข้มข้นตะกอนเท่ากับ 1,500 – 6,000 มิลลิกรัม/ลิตร

2.1.1.2 รูปแบบระบบบำบัดเอเอส

1.) ระบบเอเอสแบบกวนสมบูรณ์ (Completely Mixed Activated Sludge: CMAS)

ถังเติมอากาศที่สามารถกวนให้น้ำและตะกอนที่อยู่ในถังผสมเป็นเนื้อเดียวกันตลอดทั่วทั้งถัง ระบบแบบนี้สามารถรับภาระบรรทุกสารอินทรีย์ที่เพิ่มขึ้นอย่างรวดเร็ว (Shock Load) ได้ดี เนื่องจากน้ำเสียจะกระจายไปทั่วถึง และสภาพแวดล้อมต่าง ๆ ในถังเติมอากาศก็มีค่าสม่ำเสมอทำให้จุลินทรีย์ชนิดต่าง ๆ ที่มีอยู่มีลักษณะเดียวกันตลอดทั้งถัง (Uniform Population) (กรมควบคุมมลพิษ, 2560)



รูปที่ 2.1 ระบบเอเอสแบบกวนสมบูรณ์
CHULALONGKORN UNIVERSITY

2.) ระบบเอเอสแบบปรับเสถียรสัมผัส (Contact Stabilization Activated Sludge; CSAS)

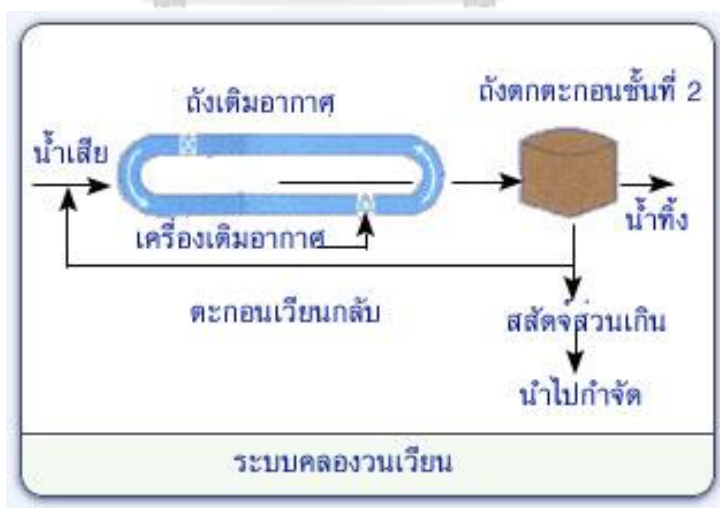
ระบบซึ่งแบ่งถังเติมอากาศออกเป็น 2 ถังอิสระจากกัน ได้แก่ ถังสัมผัส (Contact Tank) และถังย่อยสลาย (Stabilization Tank) โดยตะกอนที่สุบมาจากถังตกตะกอนชั้นสองจะถูกส่งมาเติมอากาศใหม่ในถังย่อยสลาย จากนั้นตะกอนจะถูกส่งมาสัมผัสกับน้ำเสียในถังสัมผัส (Contact Tank) เพื่อย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสีย ในถังสัมผัสนี้ความเข้มข้นของสลัดจ์จะลดลงตามปริมาณน้ำเสียที่ผสมเข้ามาใหม่ น้ำเสียที่ถูกบำบัดแล้วจะไหลไปยังถังตกตะกอนชั้นที่สองเพื่อแยกตะกอนกับส่วนน้ำใส โดยน้ำใสส่วนบนจะถูกระบายออกจากระบบ และตะกอนที่กั้นถังส่วนหนึ่งจะถูกสูบกลับไปเข้าถังย่อยสลาย และอีกส่วนหนึ่งจะนำไปทิ้ง ทำให้บ่อเติมอากาศมีขนาดเล็กกว่าบ่อเติมอากาศของระบบเอเอสทั่วไป (กรมควบคุมมลพิษ, 2560)



รูปที่ 2.2 ระบบแอกติเวเตดสลัดจ์แบบปรับเสถียรสัมผัส

3.) ระบบคลองวนเวียน (Oxidation Ditch; OD)

รูปแบบของถังเติมอากาศจะมีลักษณะเป็นวงรีหรือวงกลม ทำให้น้ำไหลวนเวียนตามแนวยาว (Plug Flow) ของถังเติมอากาศ และรูปแบบการกวนที่ใช้เครื่องกลเติมอากาศตีน้ำในแนวนอน (Horizontal Surface Aerator) รูปแบบของถังเติมอากาศลักษณะนี้จะทำให้เกิดสภาวะที่เรียกว่า แอน็อกซิก (Anoxic Zone) ซึ่งเป็นสภาวะที่ไม่มีออกซิเจนละลายในน้ำทำให้ไนเตรทไนโตรเจน (NO_3^-) ถูกเปลี่ยนเป็นก๊าซไนโตรเจน (N_2) โดยแบคทีเรียจำพวกไนตริฟายอิงแบคทีเรีย (*Nitrosomonas* และ *Nitrobacter Spp.*) ทำให้ระบบสามารถบำบัดไนโตรเจนได้ (กรมควบคุมมลพิษ, 2560)



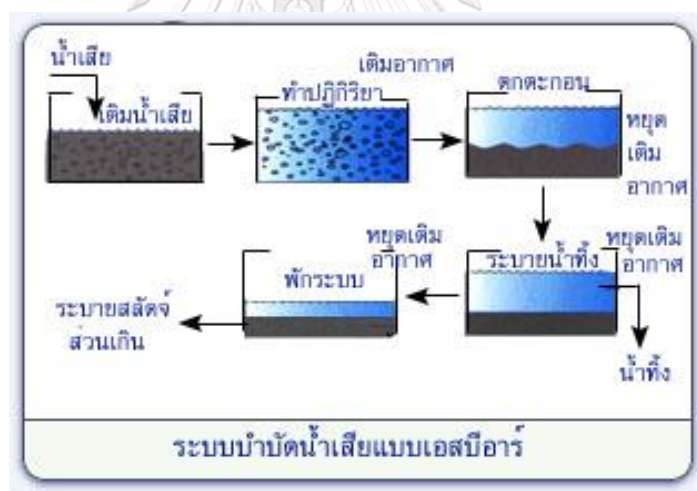
รูปที่ 2.3 ระบบคลองวนเวียน

4.) ระบบบำบัดน้ำเสียแบบเอสบีอาร์ (Sequencing Batch Reactor)

ระบบเอสบีอาร์ประเภทเติมเข้า-ถ่ายออก (Fill-and-Draw Activated Sludge) โดยมีขั้นตอนในการบำบัดน้ำเสียแตกต่างจากระบบตะกอนเร่งแบบอื่น ๆ คือ การเติมอากาศ (Aeration) และการตกตะกอน (Sedimentation) จะดำเนินการเป็นไปตามลำดับภายในถังปฏิกรณ์เดียวกัน โดยการเดินระบบบำบัดน้ำเสียแบบเอสบีอาร์ 1 รอบการทำงาน (Cycle) จะมี 5 ช่วงตามลำดับ ดังนี้

- 1.) ช่วงเติมน้ำเสีย (Fill) นำน้ำเสียเข้าระบบ
- 2.) ช่วงทำปฏิกิริยา (React) เป็นการลดสารอินทรีย์ในน้ำเสีย (BOD)
- 3.) ช่วงตกตะกอน (Settle) ทำให้ตะกอนจุลินทรีย์ตกลงก้นถังปฏิกิริยา
- 4.) ช่วงระบายน้ำทิ้ง (Draw) ระบายน้ำที่ผ่านการบำบัด
- 5.) ช่วงพักระบบ (Idle) เพื่อซ่อมแซมหรือรอรับน้ำเสียใหม่

โดยการเดินระบบสามารถเปลี่ยนแปลงระยะเวลาในแต่ละช่วงได้ง่ายขึ้นอยู่กับวัตถุประสงค์ในการบำบัด ซึ่งแสดงให้เห็นถึงความยืดหยุ่นของระบบบำบัดน้ำเสียแบบเอสบีอาร์ (สมาคมวิศวกรรมสิ่งแวดล้อมแห่งประเทศไทย, 2540)



รูปที่ 2.4 ระบบเอสบีอาร์

2.1.1.3 ปัจจัยที่จำเป็นต่อการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์แบบใช้อากาศ

จุลินทรีย์แบบใช้อากาศ (Aerobic microorganisms) มีความต้องการปัจจัยต่าง ๆ ที่จำเป็นต่อการเจริญเติบโตหลายปัจจัยด้วยกัน อันประกอบไปด้วย สารอินทรีย์ที่จุลินทรีย์ใช้ในการเจริญเติบโตคือการสร้างเซลล์ ธาตุอาหารจำเป็น ฟิเอช อุณหภูมิ ความเป็นพิษ และสภาวะที่ใช้ในการควบคุมระบบบำบัด อันประกอบไปด้วย ระยะเวลาในการบำบัด การเติมอากาศ และ/หรือการกวนผสมเพื่อสร้างออกซิเจนละลาย เป็นต้น เพื่อให้จุลินทรีย์เติบโตและสามารถสร้างจุลินทรีย์ที่มีประสิทธิภาพในการบำบัดมลสารในระบบ ดังนี้

1.) สารอินทรีย์ (Organic loading)

สารอินทรีย์ในน้ำเสียเป็นอาหารที่จำเป็นต่อการสร้างเซลล์ของจุลินทรีย์ในระบบ แต่หากมีมากเกินไปจะส่งผลต่อการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ทำให้รวมเป็นกลุ่มยาก ตกตะกอนได้ไม่ดี ส่งผลให้น้ำทิ้งจากระบบมีลักษณะขุ่นเนื่องจากมีสารอินทรีย์เหลืออยู่มากและเซลล์จุลินทรีย์อาจหลุดไปกับน้ำทิ้งด้วย ทำให้ประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำเสียลดลง (ขวัญเนตร สมบัติสมภาพ, 2551)

2.) ธาตุอาหารจำเป็น (Nutrient)

ความต้องการธาตุอาหารในการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์แบบใช้อากาศแบ่งออกเป็นธาตุอาหารหลัก (Major หรือ Macro nutrients) อันประกอบไปด้วย C N P O H S โดยจุลินทรีย์ใช้ไนโตรเจนและฟอสฟอรัสในการสังเคราะห์โปรตีนสำหรับการสร้างเซลล์ใหม่ นอกจากนี้ยังมี Fe K Mg Ca Cl โดยหากอ้างอิงตาม Metcalf และ Eddy ซึ่งตีพิมพ์ในปี 2004 ค่า COD:N:P ในระบบบำบัดที่เหมาะสมต่อการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์แบบใช้อากาศเท่ากับ 150:5:1 และธาตุอาหารรอง (Minor หรือ Micro nutrients) อันได้แก่ Co Cu Mn Mo Ni Se W V และ Zn เพื่อเสริมสร้างการเจริญเติบโตของโครงสร้างภายในเซลล์จุลินทรีย์ รวมไปถึงการสร้างเอนไซม์ชนิดต่าง ๆ ภายในเซลล์จุลินทรีย์ (Metcalf และ Eddy, 2004) และ (Manisha Garg)

3.) พีเอช (pH)

สภาพความเป็นกรด ต่างมีความสำคัญในการดำรงชีพของจุลินทรีย์แบบใช้อากาศ โดยอ้างอิงจาก Metcalf และ Eddy ฉบับที่ 4 ว่าค่าพีเอชที่เหมาะสมต่อการดำรงชีพของสิ่งมีชีวิตในแหล่งน้ำพีเอชมีค่าเท่ากับ 6-9 (Metcalf และ Eddy, 2004) โดยพบว่าแบคทีเรียเจริญเติบโตได้ดีที่พีเอชระหว่าง 6.5 - 8.5 หากพีเอชมีค่าต่ำกว่า 6.5 เชื้อรา (fungi) จะเจริญเติบโตได้ดีกว่าแบคทีเรีย ทำให้ประสิทธิภาพในการบำบัดลดลง และทำให้ฟล็อกตกตะกอนได้ไม่ดี ส่วนที่ค่าพีเอชสูงจะทำให้ฟอสฟอรัสแยกตัวออกจากน้ำ (Precipitation) และจุลินทรีย์ไม่สามารถนำไปใช้ประโยชน์ได้ ทำให้ระบบทำงานได้ไม่ดีเช่นกัน แต่ถ้าพีเอชมีค่าต่ำมากหรือสูงมากจุลินทรีย์ก็จะตายหมดไม่สามารถดำรงชีวิตต่อไปได้ (กรมควบคุมมลพิษ, 2559)

4.) อุณหภูมิ (Temperature)

อุณหภูมิเป็นอีกปัจจัยสำคัญในการเจริญเติบโตและการดำรงชีพของจุลินทรีย์ อุณหภูมิในการบำบัดแบบใช้อากาศ โดยทั่วไปการเพิ่มอุณหภูมิทุก 10 °เซลเซียส ทำให้จุลินทรีย์เจริญเติบโตเพิ่มขึ้นอีกเท่าตัว จนถึงอุณหภูมิประมาณ 37 °เซลเซียส หากอุณหภูมิสูงจนเกินไป เช่น น้ำเสียจากโรงงานอุตสาหกรรม จะทำให้ความสามารถในการละลายน้ำออกซิเจนน้อยลง ทำให้การ

เจริญเติบโตของจุลินทรีย์ลดลงอย่างรวดเร็ว โดยการเปลี่ยนแปลงของอุณหภูมิในระบบบำบัดยังมีผลต่อกิจกรรมการทำงานของเซลล์จุลินทรีย์ในขั้นการตกตะกอนอีกด้วย โดยพบว่าประสิทธิภาพการตกตะกอนที่อุณหภูมิต่ำจะสูงกว่าที่อุณหภูมิสูง (กรมควบคุมมลพิษ, 2559)

5.) ความเป็นพิษ (Toxicity)

ความเป็นพิษในน้ำเสียเป็นอีกตัวแปรที่มีส่วนส่งผลกระทบต่อ การดำรงชีวิตของจุลินทรีย์ สารพิษแบ่งออกเป็นสองจำพวก คือ ความเป็นพิษแบบเฉียบพลัน (Acute Toxicity) ซึ่งจุลินทรีย์จะตายหมดภายในระยะเวลาไม่กี่ชั่วโมง สารพิษจำพวกนี้ได้แก่ ไซยาไนด์ อาร์เซนิก และความเป็นพิษแบบออกฤทธิ์ช้าหรือความเป็นพิษแบบเรื้อรัง (Chronic Toxicity) ซึ่งใช้เวลานานและค่อยๆ ตาย โดยจุลินทรีย์จะสะสมเอาไว้ในเซลล์และเกิดเป็นพิษจนตายในที่สุด สำหรับสารพิษออกฤทธิ์ช้า ได้แก่ ทองแดง และโลหะหนักต่าง ๆ นอกจากนั้นอาจเกิดจากสารอินทรีย์ก็ได้ เช่น แอมโมเนียซึ่งมีความเข้มข้นสูงเกิน 500 มิลลิกรัม/ลิตร เป็นต้น (กรมควบคุมมลพิษ, 2559)

6.) ออกซิเจนละลายน้ำ (Dissolved Oxygen)

ปริมาณออกซิเจนละลายน้ำในน้ำเสียส่งผลกระทบต่อ การดำรงชีวิตของจุลินทรีย์แบบใช้อากาศ จะต้องมียค่าออกซิเจนละลายน้ำระหว่าง 1 ถึง 2 มิลลิกรัม/ลิตร ซึ่งปริมาณของอากาศหรือออกซิเจนที่ใช้เพื่อรักษาความเข้มข้นของออกซิเจนที่ละลายน้ำขึ้นอยู่กับอุณหภูมิ หากอุณหภูมิสูง จุลินทรีย์ที่สามารถทำงานได้มากก็ต้องการออกซิเจนมาก นอกจากนั้น ที่อุณหภูมิสูงออกซิเจนจะมีค่าการละลายน้ำอิ่มตัว (Saturation Value) ต่ำจึงทำให้ต้องใช้ ออกซิเจนมาก เมื่ออุณหภูมิของน้ำในถังเติมอากาศสูง ในทำนองกลับกัน หากอุณหภูมิน้ำต่ำก็ทำให้ความต้องการเติมอากาศน้อยกว่าที่อุณหภูมิสูงในการที่จะรักษาระดับความเข้มข้นของออกซิเจนละลายน้ำที่ค่าเท่ากัน (กรมควบคุมมลพิษ, 2559)

7.) ระยะเวลาในการบำบัด (Retention time)

ระยะเวลาในการบำบัดน้ำเสียในถังปฏิกรณ์จะต้องมีมากพอที่จุลินทรีย์จะใช้ในการย่อยสลายมลสารต่าง ๆ หากมีระยะเวลาในการเดินระบบต่ำเกินไปสารที่ย่อยยาก จะถูกย่อยไม่ถึงขั้นสุดท้ายทำให้มีปริมาณสารอินทรีย์เหลืออยู่ในน้ำเสียมาก (กรมควบคุมมลพิษ, 2559) หากระยะเวลา กักพักในถังปฏิกรณ์น้อยเกินไป ทำให้สลัดจ์ตกตะกอนได้ไม่ดี แต่หากระยะเวลา กักพักในถังปฏิกรณ์ มากเกินไป ทำให้สลัดจ์ในถังบำบัดขาดออกซิเจน และเกิดการเน่าได้ (สมพงษ์ หิรัญมาศสุวรรณ)

8.) การกวนผสม (Mixing)

การกวนผสมของน้ำเสียในระบบบำบัดที่เหมาะสมส่งผลให้ ป้องกันการตกตะกอนของจุลินทรีย์ ทำให้จุลินทรีย์สัมผัสน้ำเสียอย่างทั่วถึง ไม่เกิดการไหลลัดวงจร เนื่องจากที่การกวนผสมที่เหมาะสม ทำให้ออกซิเจนละลายน้ำได้อย่างมีประสิทธิภาพเหมาะแก่การนำไปใช้ของจุลินทรีย์ในระบบ ส่งผลให้ประสิทธิภาพในการย่อยสลายสารของจุลินทรีย์สูงขึ้น (สมพงษ์ หิรัญมาศสุวรรณ)

9.) อัตราการไหล (Flow rate)

อัตราการไหลของน้ำเสียควรเข้าระบบอย่างสม่ำเสมอ เพื่อรักษาประสิทธิภาพในการบำบัดให้คงที่ หากมีการเปลี่ยนแปลงอัตราการไหลจะส่งผลให้ระยะเวลาการบำบัด ความสามารถการตกตะกอนของจุลินทรีย์ ความเข้มข้นของสารอินทรีย์ และกิจกรรมการทำงานของจุลินทรีย์ในระบบบำบัดเปลี่ยนแปลงไปด้วย (สมพงษ์ หิรัญมาศสุวรรณ)

2.2 การบำบัดซีโอติและแอมโมเนียของจุลินทรีย์

สำหรับหลักการทำงานของจุลินทรีย์ในงานวิจัยนี้ แบ่งย่อยออกเป็นหัวข้อ ดังนี้

2.2.1 ข้อมูลทั่วไปในการบำบัดซีโอติและแอมโมเนียในน้ำเสีย

2.2.1.1 ซีโอติ/สารอินทรีย์ในน้ำเสีย

ซีโอติในน้ำเสียเป็นการวิเคราะห์ความสกปรกของแหล่งน้ำซึ่งเป็นองค์ประกอบหนึ่งของสารอินทรีย์ในน้ำเสีย โดยสารอินทรีย์ในน้ำเสียคือ สารปนเปื้อนในน้ำเสียซึ่งมีอยู่ในธรรมชาติ มีธาตุคาร์บอนเป็นองค์ประกอบ โดยสามารถเกิดขึ้นได้ตามธรรมชาติหรือเกิดจากกิจกรรมของมนุษย์ โดยหากมีสารอินทรีย์ในแหล่งน้ำมากเกินไปส่งผลให้การเจริญเติบโตของจุลินทรีย์มีปริมาณมากขึ้น ทำให้อัตราการใช้ออกซิเจนในแหล่งน้ำเพิ่มสูงขึ้น และทำให้น้ำเกิดการเน่าเสียได้ สำหรับในงานน้ำเสีย องค์ประกอบของเสียในน้ำเสียส่วนมากเป็นพวกสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายได้และไม่สะสมตกค้าง นิยมวัดค่าในรูปของซีโอติหรือบีโอติ ซึ่งเป็นการวัดค่าของปริมาณความต้องการใช้ออกซิเจนละลายน้ำในการย่อยสลายสารอินทรีย์ทางเคมีในน้ำ โดยใช้เป็นการวัดประสิทธิภาพของระบบบำบัดน้ำเสียทางอ้อมได้ จุลินทรีย์ที่ใช้ในการย่อยสลายสารอินทรีย์ส่วนใหญ่ คือจุลินทรีย์กลุ่มเฮเทอโรโทรป (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2545)

2.2.1.2 แอมโมเนียในน้ำเสีย

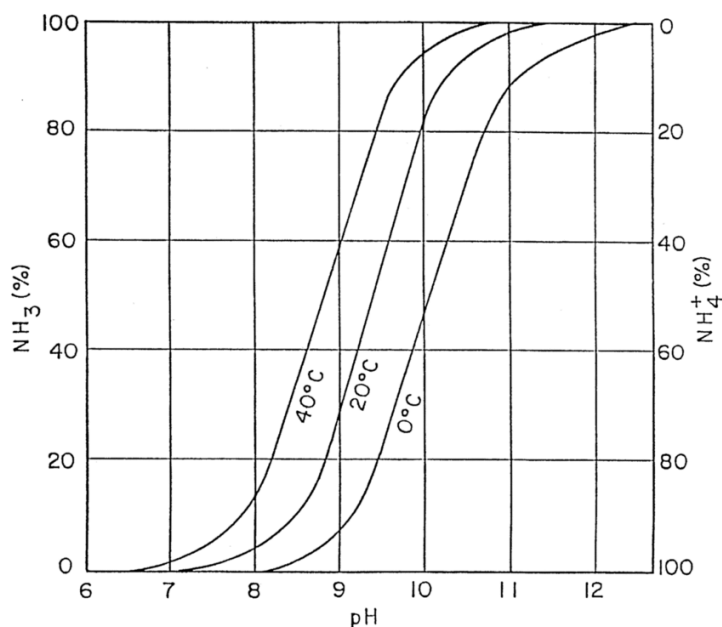
น้ำเสียชุมชนมักพบไนโตรเจนในรูปของสารอินทรีย์ไนโตรเจนและแอมโมเนียเป็นส่วนใหญ่ เรียกว่าทีเคเอ็น ไนโตรเจนเหล่านี้ส่วนใหญ่มาจากกระบวนการเมตาบอลิซึมของโปรตีนภายในร่างกายของมนุษย์และมนุษย์ขับถ่ายออกมาในรูปของของเสีย และป่วยจากการทำเกษตรกรรมและปศุสัตว์

เมื่อของเสียเหล่านี้ถูกปล่อยระบายออกมาปนกับน้ำเสีย ไนโตรเจนจะอยู่ในรูปสารอินทรีย์ไนโตรเจน และแอมโมเนียคิดเป็นสัดส่วนร้อยละ 60 และ 40 ตามลำดับ ส่วนไนโตรเจนในรูปออกซิไดซ์ (ไนไตรต์ และไนเตรต) พบในปริมาณที่น้อยมากคิดเป็นสัดส่วนมีเพียงร้อยละ 1 ของไนโตรเจนทั้งหมดในน้ำเสียชุมชน (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2545)

สารอินทรีย์ไนโตรเจนจะต้องผ่านกระบวนการแอมโมนิฟิเคชัน เพื่อเปลี่ยนรูปจากสารอินทรีย์ไนโตรเจนไปเป็นเกลือแอมโมเนียม ($\text{NH}_4^+\text{-N}$) ในรูปแบบต่าง ๆ เช่น แอมโมเนียมคลอไรด์ แอมโมเนียมซัลเฟต หรือแอมโมเนียอิสระ เป็นต้น หลังจากนั้นจึงถูกออกซิไดซ์โดยจุลินทรีย์กลุ่มออกโตโทรฟหรือไนตริฟายอิงแบคทีเรียให้กลายเป็นไนไตรต์และไนเตรต ภายใต้สภาวะที่มีออกซิเจน เรียกกระบวนการดังกล่าวว่าไนตริฟิเคชัน โดยออกซิเจนจะทำหน้าที่เป็นตัวรับอิเล็กตรอนตัวสุดท้าย และแอมโมเนียมเป็นตัวให้อิเล็กตรอนหรือว่าตัวรีดิวซ์ แต่กระบวนการดังกล่าวเป็นเพียงการเปลี่ยนรูปไนโตรเจนเท่านั้นจากไนโตรเจนในสภาพรีดิวซ์ไปเป็นไนโตรเจนในสภาพออกซิไดซ์ ไม่ได้เป็นการกำจัดไนโตรเจนออกจากน้ำเสียเพียงแต่มีไนโตรเจนบางส่วนที่นำไปสร้างเซลล์จุลินทรีย์ซึ่งเป็นปริมาณที่น้อยมากเมื่อเทียบกับปริมาณไนโตรเจนที่มีอยู่ในน้ำเสีย (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2545)

- ความเป็นพิษของแอมโมเนียม

น้ำเสียที่มีการปนเปื้อนของแอมโมเนียมเมื่อถูกปล่อยลงสู่แหล่งรองรับน้ำเสีย และแหล่งรองรับน้ำเสียนั้นมีค่าพีเอชสูงกว่าหรือเท่ากับ 8 จะทำให้แอมโมเนียม (NH_4^+) ในน้ำแปรสภาพเป็นแอมโมเนียอิสระ (NH_3) ซึ่งเป็นพิษต่อสิ่งมีชีวิตในน้ำเป็นอย่างมาก จากการรายงานขององค์กรพิทักษ์สิ่งแวดล้อมสหรัฐอเมริกาได้รายงานว่าแอมโมเนียอิสระเพียง 0.2 มิลลิกรัมต่อลิตร สามารถเป็นพิษต่อปลาในแหล่งน้ำหลายชนิดได้ อย่างไรก็ตามความเป็นพิษของแอมโมเนียมในน้ำขึ้นอยู่กับค่าพีเอชของแหล่งน้ำด้วย กล่าวคือถ้าแหล่งน้ำที่มีการปนเปื้อนของแอมโมเนียมและมีค่าพีเอชที่สูงก่อนไปทางเป็นต่างก็จะทำให้แอมโมเนียมแปรสภาพไปเป็นแอมโมเนียอิสระได้มาก ยิ่งพีเอชสูงเท่าไรการแปรสภาพของแอมโมเนียมก็จะยิ่งตีมากขึ้นและส่งผลให้มีความเป็นพิษสูงขึ้นตามไปด้วย ความสัมพันธ์ของพีเอชและอุณหภูมิกับปริมาณแอมโมเนียอิสระและแอมโมเนียม ดังแสดงในรูปที่ 2.5 (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2545)



รูปที่ 2.5 ความสัมพันธ์ของพีเอชและอุณหภูมิต่อรูปของแอมโมเนียและแอมโมเนียม

- ปริมาณออกซิเจนละลายน้ำในการบำบัดไนโตรเจน

ปริมาณออกซิเจนละลายน้ำ (DO) ในงานบำบัดไนโตรเจนมีความสำคัญต่อการดำรงชีพของจุลินทรีย์กลุ่มไนตริฟายอิง โดยแบคทีเรียหรือจุลินทรีย์ไนตริฟายอิงมีความไวต่อออกซิเจนความเข้มข้นต่ำมากกว่าแบคทีเรียกลุ่มที่สั่นตาปสารอินทรีย์หรือโอเอสโอ แบคทีเรียกลุ่มไนตริฟายอิงสามารถมีชีวิตอยู่ได้ หากค่าดีไอมีค่าเท่ากับหรือมากกว่า 1 มิลลิกรัม/ลิตร แต่หากต้องการให้มันสามารถบำบัดไนโตรเจนได้เต็มประสิทธิภาพต้องควบคุมค่าดีไอให้เท่ากับหรือมากกว่า 2 มิลลิกรัม/ลิตร แต่หากเติมอากาศมากเกินไปก็มีข้อเสียคือ เปลืองพลังงาน นอกจากนี้ยังขึ้นกับอายุตะกอนด้วย โดยหากอายุตะกอนสูงสามารถเกิดไนตริฟิเคชันได้ภายใต้ดีไอที่ไม่น้อยกว่า 0.5-1.0 มิลลิกรัม/ลิตร แต่หากอายุตะกอนน้อย ต้องควบคุมดีไอในระบบให้มีค่าสูงขึ้น (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2545)

2.2.1.3 อายุตะกอน

อายุตะกอนหรือเวลากักพักของแข็ง (Sludge Retention Time, SRT) หมายถึง ระยะเวลาเฉลี่ยที่จุลินทรีย์ หมุนเวียนอยู่ในระบบ เป็นค่าที่สำคัญในการออกแบบและควบคุมการทำงานของระบบ เป็นปัจจัยสำคัญในกระบวนการบำบัดโดยจุลินทรีย์ชนิดใช้อากาศ มีความสัมพันธ์กับอัตราส่วนอาหารต่อชีวมวลของจุลินทรีย์ในระบบ (F/M) ซึ่งควรมีค่าอยู่ในช่วงเท่ากับ 0.25-0.5 กรัมบีโอดี/กรัมสลัดจ์-วัน ซึ่งอายุตะกอนอยู่ในช่วง 5-15 วัน โดยอายุตะกอนมักเป็นตัวกำหนดความเข้มข้นของเอ็มแอลเอสเอส (MLSS) ของระบบ ซึ่งในระบบบำบัดเอเอสปกติควรมีเอ็มแอลเอสเอสเท่ากับ 1,500-

3,000 มิลลิกรัม/ลิตรภายในถังเติมอากาศ (กรมควบคุมมลพิษ, 2559) โดยค่าอัตราอาหาร/ชีวมวล และอายุตะกอนที่เหมาะสมส่งผลต่อประสิทธิภาพของระบบ ปริมาณมวลจุลินทรีย์ที่เกิด ความต้องการออกซิเจน ลักษณะการตกตะกอนของจุลินทรีย์ และส่งผลต่อการออกแบบระยะเวลาการเก็บกักน้ำให้น้อยที่สุด เพื่อให้ได้ขนาดของถังปฏิกรณ์ที่เหมาะสมที่สุด หากใช้ F/M สูง (อายุตะกอนต่ำ) จุลินทรีย์จะเจริญเติบโตอย่างรวดเร็ว กระจัดกระจายไม่รวมตัว ตกตะกอนได้ไม่ดี น้ำที่ผ่านการบำบัดมีความขุ่น มีค่าบีโอดีสูง หาก F/M ต่ำ (อายุตะกอนสูง) จุลินทรีย์จะเจริญเติบโตช้าลง ตกตะกอนได้แต่ไม่หมด ลักษณะเป็นก้อนเล็กกระจัดกระจาย (pin floc) น้ำทิ้งที่ผ่านการบำบัดแล้วมีความขุ่น (สมพงษ์ หิรัญมาศสุวรรณ)

อายุตะกอนที่ใช้ในการบำบัดโดยระบบบำบัดเอเอสประเภทต่าง ๆ ดังนี้ ระบบเอเอสแบบกวนสมบูรณ์มีค่าอายุตะกอนที่เหมาะสมเท่ากับ 5-15 วัน ระบบเอเอสแบบปรับเสถียรสัมผัสมีค่าอายุตะกอนเท่ากับ 5-15 วัน ระบบคลองวนเวียนมีค่าอายุตะกอนเท่ากับ 10-30 วัน และระบบบำบัดน้ำเสียแบบเอสปีอาร์มีค่าอายุตะกอนเท่ากับ 8-20 วัน (กรมควบคุมมลพิษ, 2560)

การควบคุมค่าอายุตะกอน ให้มีค่าคงที่จะทำให้อัตราส่วนอาหารต่อจุลินทรีย์มีค่าคงที่ ตามไปด้วย การควบคุมหรือเปลี่ยนแปลงค่าอายุตะกอนทำได้โดยการปรับอัตราการนำสัจส่วนเกินไปทิ้ง หากทิ้งมาก ค่าอายุตะกอนก็จะลดลงและหากนำทิ้งน้อยค่าอายุตะกอนก็จะเพิ่มขึ้น (กรมควบคุมมลพิษ, 2559) โดยค่าอายุตะกอนของระบบ แบ่งตามรูปแบบของกระบวนการได้ 3 ประเภทคือ อัตราการบำบัดสูง อัตราการบำบัดธรรมดา และอัตราการบำบัดต่ำ ค่าแนะนำกำหนดให้ควรมีค่าอายุตะกอน อยู่ในช่วงน้อยกว่า 3 วัน 5-15 วัน และมากกว่า 20 วัน ตาม ลำดับ (มันสิน ตันทุลเวศม์, 2542) สามารถคำนวณอายุตะกอนได้จากสมการที่ 2.1

$$\text{อายุตะกอน (วัน) SRT} = \frac{\text{MLVSS ในถังเติมอากาศ (กรัม)}}{\text{VSS ที่สูบทิ้ง (กรัม/วัน) + VSS ในน้ำทิ้ง (กรัม/วัน)}} \quad (2.1)$$

2.2.2 ชนิดของจุลินทรีย์ในระบบบำบัดน้ำเสียเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ใช้อากาศ

2.2.2.1 จุลินทรีย์กลุ่มเฮเทอโรโทรป (Heterotrophs)

จุลินทรีย์กลุ่มเฮเทอโรโทรป คือ จุลินทรีย์กลุ่มที่สร้างอาหารเองไม่ได้ ต้องอาศัยคาร์บอนจากสารอินทรีย์เป็นแหล่งคาร์บอนในการสร้างเซลล์ จุลินทรีย์กลุ่มนี้เป็นกลุ่มหลักที่ใช้ในระบบบำบัดน้ำเสียที่ใช้กันอยู่ในปัจจุบัน แบ่งได้เป็นสองกลุ่มย่อยคือ

- โฟโตเฮเทอโรโทรฟ (Photoheterotrophs) ใช้พลังงานจากแสง
- คีโมเฮเทอโรโทรฟ (Chemoheterotrophs) ได้พลังงานจากปฏิกิริยาออกซิเดชัน-รีดักชัน

2.2.2.2 จุลินทรีย์กลุ่มออโตโทรฟ (Autotrophs)

จุลินทรีย์กลุ่มออโตโทรฟ คือ จุลินทรีย์กลุ่มที่สามารถสร้างอาหารเองได้ รวมทั้งสารเคมีเชิงซ้อนได้ และสามารถใช้อินทรีย์คาร์บอนคือ คาร์บอนไดออกไซด์เป็นแหล่งคาร์บอนในการสร้างเซลล์ได้ ซึ่งสามารถจัดเป็นกลุ่มย่อยได้อีกสองกลุ่มคือ

- โฟโตออโตโทรฟ (Photoautotrophs) ใช้พลังงานจากแสง
- คีโมออโตโทรฟ (Chemoautotrophs) ได้พลังงานจากปฏิกิริยาออกซิเดชัน-รีดักชัน

(ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2545)

2.2.3 สมการที่เกี่ยวข้องกับกิจกรรมของจุลินทรีย์

2.2.3.1 สมการคาร์บอนออกซิเดชัน

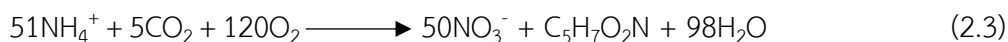
สมการคาร์บอนออกซิเดชันนำไปใช้อ้างอิงหาค่าปริมาณออกซิเจน สภาพต่าง และสารอินทรีย์คาร์บอนที่ต้องใช้ในทางทฤษฎี สมการทั้งหมดอ้างอิงมาจาก (Metcalf และ Eddy, 2014)

สมการคาร์บอนออกซิเดชันประกอบไปด้วย ครึ่งสมการออกซิเดชัน ครึ่งสมการรีดักชัน และสมการในการสังเคราะห์เซลล์จุลินทรีย์ ใช้ค่ายิลด์เท่ากับ 0.45 กรัมวีเอสเอส/กรัมซีไอดี โดยชูโครสเป็นตัวให้อิเล็กตรอน และออกซิเจนเป็นตัวรับอิเล็กตรอน จากการแทนค่ายิลด์จะได้ f_s เท่ากับ 0.639 และ f_e เท่ากับ 0.361 รวมสมการคาร์บอนออกซิเดชันได้ดังนี้



2.2.3.2 สมการไนตริฟิเคชัน

สมการไนตริฟิเคชันซึ่งนำไปใช้ในการอ้างอิงหาค่าปริมาณออกซิเจน สภาพต่าง และสารอินทรีย์คาร์บอนที่ต้องการในเชิงทฤษฎี ซึ่งสมการทั้งหมดอ้างอิงมาจาก (Metcalf และ Eddy, 2014) ในกระบวนการไนตริฟิเคชัน จะมีขั้นตอนของการเกิดปฏิกิริยาอยู่สองแบบ คือ การหายใจแบบแอโรบิก และการสังเคราะห์เซลล์ใหม่ สมการใช้ค่ายิลด์เท่ากับ 0.14 กรัมวีเอสเอส/กรัมแอมโมเนียมนไนโตรเจน โดยมีแอมโมเนียมนเป็นตัวให้อิเล็กตรอน และออกซิเจนเป็นตัวรับอิเล็กตรอน จากการแทนค่ายิลด์จะได้ f_s เท่ากับ 0.199 และ f_e เท่ากับ 0.801 รวมสมการไนตริฟิเคชันได้ดังนี้



ในช่วงแรกของการเดินระบบไนตริฟิเคชันจะมีความเข้มข้นของไนไตรต์ที่สูงมาก เนื่องจากจุลินทรีย์กลุ่มเอ็นโอบีหรือไนโตรสไพราอย่างเจริญเติบโตไม่เต็มที่ แต่หลังจากนั้นเมื่อจุลินทรีย์กลุ่มเอ็นโอบีหรือไนโตรสไพราเจริญเติบโตขึ้นมาได้มากพอ ไนไตรต์จะลดหายไป ไนไตรต์มีความเป็นพิษต่อแบคทีเรียออโตโทรปได้ จึงควรระวังในขั้นตอนนี้ให้มากที่สุด มีการผลิตกรดขึ้นมา กรดจะไปทำลายสภาพต่างทำให้พีเอชของระบบลดลง ทั้งนี้อัตราเร็วของการเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันทั้งหมดถูกกำหนดโดยขั้นตอนการออกซิไดซ์แอมโมเนียมไปเป็นไนไตรต์ เนื่องจากอัตราเร็วของปฏิกิริยาดังกล่าวเกิดขึ้นได้ช้า ในทางปฏิบัติจึงคิดปฏิกิริยารวมทั้งหมดแค่ปฏิกิริยาขั้นตอนเดียวคือจากแอมโมเนียมไปเป็นไนไตรต์เท่านั้น (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2545)

2.2.4 จลนพลศาสตร์ในการบำบัดน้ำเสีย

ปฏิกิริยาที่เกี่ยวข้องกับการเปลี่ยนแปลงรูปหรือองค์ประกอบ ขึ้นอยู่กับผลต่อการเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นของสารในน้ำเสีย การศึกษาจลนพลศาสตร์ในงานบำบัดน้ำเสียจึงเป็นการศึกษาอัตราการบำบัดของระบบบำบัดน้ำเสียที่ความเข้มข้นต่าง ๆ โดยรูปแบบของจลนพลศาสตร์ของอัตราการบำบัดมลสารในงานบำบัดน้ำเสีย สามารถเกิดตามสภาวะ ดังนี้

2.2.4.1 ปฏิกิริยาอันดับที่ศูนย์

ปฏิกิริยาอันดับที่ศูนย์ คือ ปฏิกิริยาที่มีอัตราการบำบัดจำเพาะคงที่โดยไม่เปลี่ยนแปลงตามความเข้มข้นเริ่มต้นของสารตั้งต้น ดังนั้นความสัมพันธ์ระหว่างอัตราการบำบัดจำเพาะกับความเข้มข้นของสารตั้งต้นจึงเป็นแบบคงที่ สามารถเขียนเป็นสมการทั่วไปได้ดังสมการที่ 2.4



รูปที่ 2.6 ปฏิกริยาอันดับที่ศูนย์

$$r_s = k_0 S^0 \quad (2.4)$$

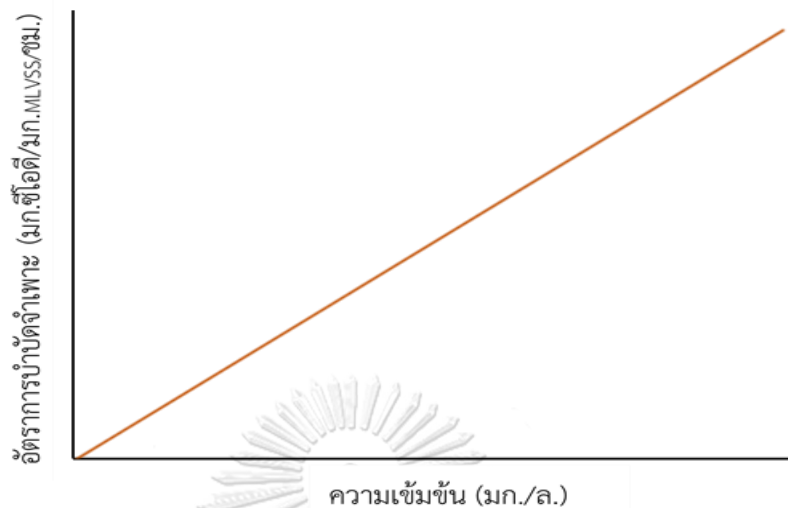
โดยที่ r_s = อัตราการบำบัดจำเพาะ (มิลลิกรัมมลสาร/มิลลิกรัม MLVSS/เวลา)

k_0 = ค่าคงที่อัตราการบำบัด (มิลลิกรัมมลสาร/มิลลิกรัม MLVSS/เวลา)

S = ความเข้มข้นของสารตั้งต้น (มิลลิกรัม/ลิตร)

2.2.4.2 ปฏิกริยาอันดับที่หนึ่ง

ปฏิกริยาอันดับที่หนึ่ง คือ ปฏิกริยาที่มีอัตราการบำบัดจำเพาะเปลี่ยนแปลงตามความเข้มข้นเริ่มต้นของสารตั้งต้น ดังนั้นความสัมพันธ์ระหว่างอัตราการบำบัดจำเพาะกับความเข้มข้นของสารตั้งต้นเป็นแบบเส้นตรง สามารถเขียนเป็นสมการทั่วไปได้ดังสมการที่ 2.5



รูปที่ 2.7 ปฏิกริยาอันดับที่หนึ่ง

$$r_s = k_1 S^1 \quad (2.5)$$

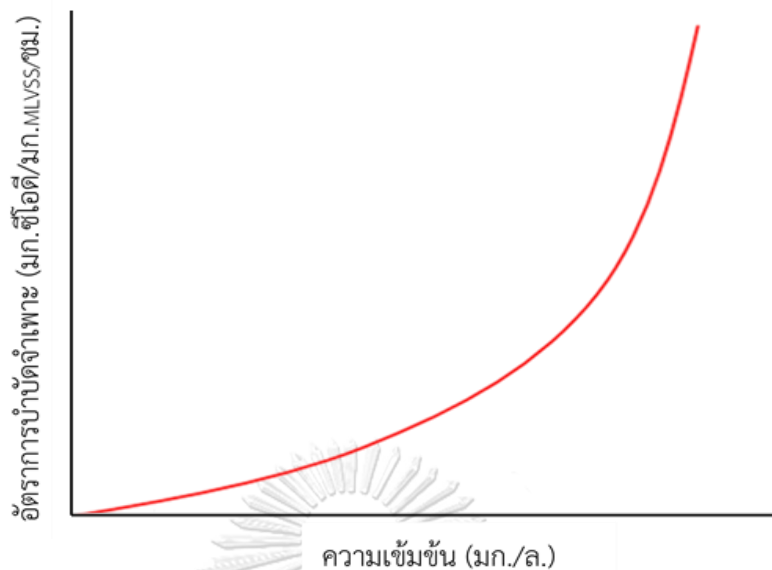
โดยที่ r_s = อัตราการบำบัดจำเพาะ (มิลลิกรัมมลสาร/มิลลิกรัม MLVSS/เวลา)

k_1 = ค่าคงที่อัตราการบำบัด ลิตร/มิลลิกรัม MLVSS/เวลา

S = ความเข้มข้นของสารตั้งต้น (มิลลิกรัม/ลิตร)

2.2.4.3 ปฏิกริยาอันดับที่สอง

ปฏิกริยาอันดับที่สอง คือ ปฏิกริยาที่มีอัตราการบำบัดจำเพาะเปลี่ยนแปลงตามความเข้มข้นเริ่มต้นของสารตั้งต้นยกกำลังสอง ดังนั้นความสัมพันธ์ระหว่างอัตราการบำบัดจำเพาะกับความเข้มข้นของสารตั้งต้นเป็นแบบเอกซ์โพเนนเชียล สามารถเขียนเป็นสมการทั่วไปได้ดังสมการที่ 2.6



รูปที่ 2.8 ปฏิกริยาอันดับที่สอง

$$r_s = k_2 S^2 \quad (2.6)$$

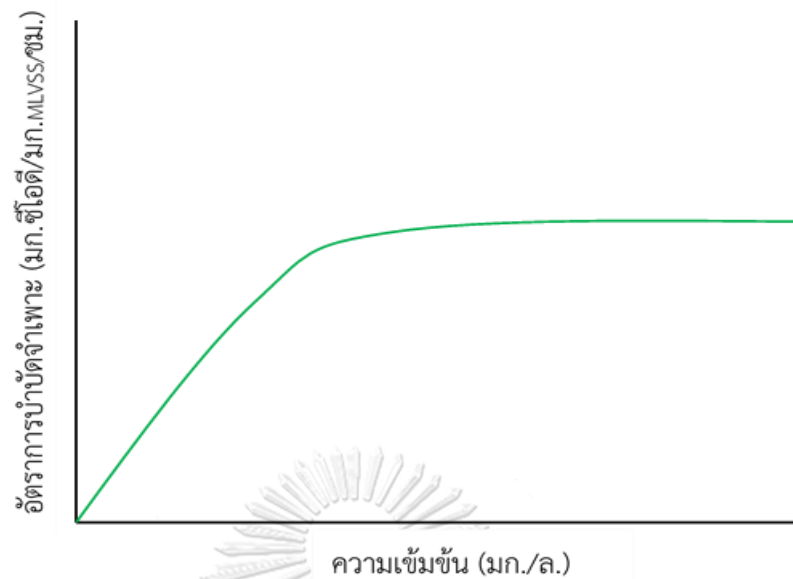
โดยที่ r_s = อัตราการบำบัดจำเพาะ (มิลลิกรัมมลสาร/มิลลิกรัม MLVSS/เวลา)

k_2 = ค่าคงที่อัตราการบำบัด (ลิตร²/มิลลิกรัมมลสาร-มิลลิกรัม MLVSS/เวลา)

S = ความเข้มข้นของสารตั้งต้น (มิลลิกรัม/ลิตร)

2.2.4.4 ปฏิกริยาแบบสมการโมนด์

ปฏิกริยาแบบสมการโมนด์ คือ สมการที่ใช้ในการทำนายอัตราการเกิดปฏิกริยาทางชีวภาพเทียบกับความเข้มข้นของสารตั้งต้น โดยช่วงแรกของกราฟจะมีรูปแบบใกล้เคียงกับปฏิกริยาอันดับที่หนึ่งที่ความเข้มข้นต่ำ และเมื่อความเข้มข้นของสารตั้งต้นสูงขึ้นกราฟจะมีลักษณะคล้ายกับปฏิกริยาอันดับที่ศูนย์ เรียกความสัมพันธ์แบบนี้ว่าความสัมพันธ์แบบโมนด์ สามารถเขียนเป็นสมการทั่วไปได้ดังสมการที่ 2.7



รูปที่ 2.9 ปฏิกริยาแบบสมการโมนอด

$$r_s = \frac{k_m S}{K_s + S} \quad (2.7)$$

โดยที่ r_s = อัตราการบำบัดจำเพาะ (มิลลิกรัมมลสาร/มิลลิกรัม MLVSS/เวลา)

k_m = อัตราการบำบัดสูงสุด (มิลลิกรัมมลสาร/มิลลิกรัม MLVSS/เวลา)

K_s = ความเข้มข้นของสารตั้งต้นที่อัตราการบำบัดเท่ากับครึ่งหนึ่งของอัตรา

การบำบัดสูงสุด (มิลลิกรัม/ลิตร)

S = ความเข้มข้นของสารตั้งต้น (มิลลิกรัม/ลิตร)

2.3 ระบบบำบัดโดยเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ (Granular Sludge Process)

2.3.1 เทคโนโลยีเม็ดตะกอนจุลินทรีย์แบบไม่ใช้อากาศ (Anaerobic Granular Sludge)

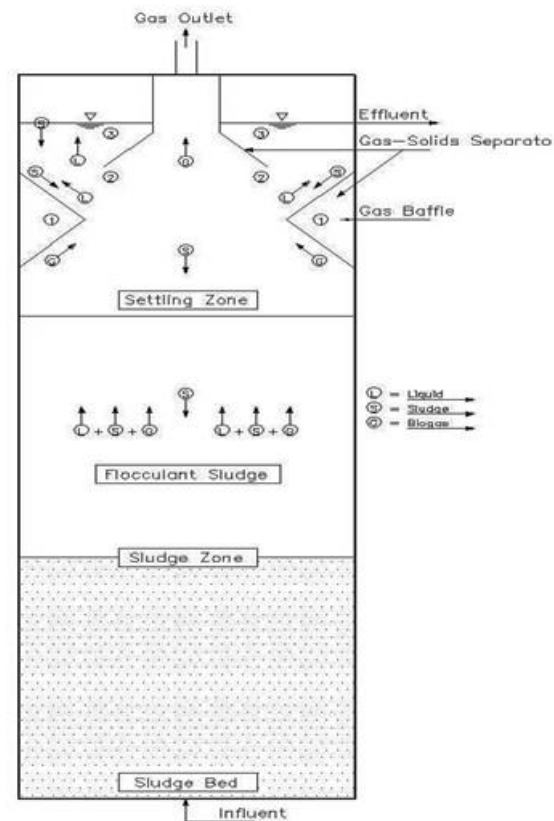
2.3.1.1. ระบบบำบัดน้ำเสียแบบยูเอเอสบี (Upflow Anaerobic Sludge Blanket; UASB)

ระบบบำบัดน้ำเสียแบบยูเอเอสบีคือ ระบบที่เพาะเลี้ยงและคัดเลือก แบคทีเรียชนิดไม่ใช้อากาศ ในถังปฏิกริยาสูงประมาณ 4-7.5 เมตร จนเกิดเป็นเม็ดตะกอน (Granular Sludge) ขนาด 1-5 มิลลิเมตร โดยหัวใจสำคัญของระบบยูเอเอสบีอย่างหนึ่งคือ เม็ดตะกอนจุลินทรีย์ในระบบที่เจริญเติบโตอยู่ในลักษณะแขวนลอย ซึ่งอาศัยการยึดเกาะกันเองของจุลินทรีย์ (Self-Immobilization) หรือเรียกได้ว่าเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ (Granule) ซึ่งตะกอนที่มีน้ำหนักมากจะลอย

อยู่ส่วนล่าง โดยมีความเข้มข้น 20-100 กิโลกรัม/ลูกบาศก์เมตร เมื่อจ่ายน้ำเสียเข้าทางด้านล่างถึง น้ำเสียจะค่อย ๆ ไหลผ่านชั้นเม็ดตะกอนขึ้นมา ทำให้มลสารถูกกำจัดออกไป เนื่องจากเป็นปฏิกิริยาแบบไร้ออกซิเจนจึงเกิดก๊าซชีวภาพขึ้น ซึ่งจะช่วยในการกวนน้ำเสียให้สัมผัสกับตะกอนแบคทีเรียได้อย่างสมบูรณ์ ด้านบนของถังปฏิกิริยาจะมีอุปกรณ์ที่เรียกว่า Gas Solid Separator (GSS) ทำหน้าที่แยกก๊าซ ตะกอนแบคทีเรียและน้ำที่ออกจากกัน ก๊าซชีวภาพจะถูกรวบรวมส่งไปใช้เป็นเชื้อเพลิง เนื่องจากมีก๊าซมีเทน (CH_4) อยู่ประมาณร้อยละ 50-85 ตะกอนแบคทีเรียจะตกกลับลงไปส่วนล่างของถังปฏิกิริยา ระบบสามารถรับ COD loading ได้สูงถึง 20 กิโลกรัมซีโอดี/ลูกบาศก์เมตร-วัน และระบบบำบัดมีประสิทธิภาพในการบำบัดซีโอดีได้เท่ากับร้อยละ 70-80 (Lettinga และคณะ, 1980)

ในงานวิจัยของ Lettinga ซึ่งได้มีการค้นพบและศึกษาการสร้างเม็ดตะกอนจุลินทรีย์แบบไร้อากาศในถังปฏิกรณ์แบบยูเอเอสบี ที่มีขนาดความจุ้น้ำเสีย 6 ลูกบาศก์เมตรในการทดลองต้นแบบพบว่าสามารถรับภาระน้ำเสียที่มีความเข้มข้นของสารอินทรีย์จากน้ำตาลปีพเท่ากับ 15-40 กิโลกรัมซีโอดี/ลูกบาศก์เมตร-วันได้ โดยมีระยะเวลาการเดินระบบอยู่ที่ 3-8 ชั่วโมง/รอบ ต่อมาจึงทำการทดลองที่ถังปฏิกรณ์ยูเอเอสบีขนาดปฏิบัติการจริงที่มีความจุ้น้ำเสียเท่ากับ 200 ลูกบาศก์เมตร โดยมีอัตราภาระน้ำเสียเพิ่มเป็น 16 กิโลกรัมซีโอดี/ลูกบาศก์เมตร-วัน ใช้ระยะเวลาในการบำบัดเป็นระยะเวลา 4 ชั่วโมง (Lettinga และคณะ, 1980)

ข้อเสียของระบบบำบัดแบบไร้อากาศโดยเทคโนโลยียูเอเอสบี ได้แก่ ไม่เหมาะสมกับน้ำเสียที่มีตะกอนแขวนลอยสูง ค่าใช้จ่ายในการก่อสร้างสูง เชื้อจุลินทรีย์เจริญเติบโตช้า ใช้เวลาในการเดินระบบตั้งต้น (Startup) นาน มีความยุ่งยากในการเลี้ยงเพื่อให้เกิดตะกอนที่มีรูปทรงเป็นเม็ดในระบบบำบัด (กรมพัฒนาพลังงานทดแทนและอนุรักษ์พลังงาน กระทรวงพลังงาน, 2554)

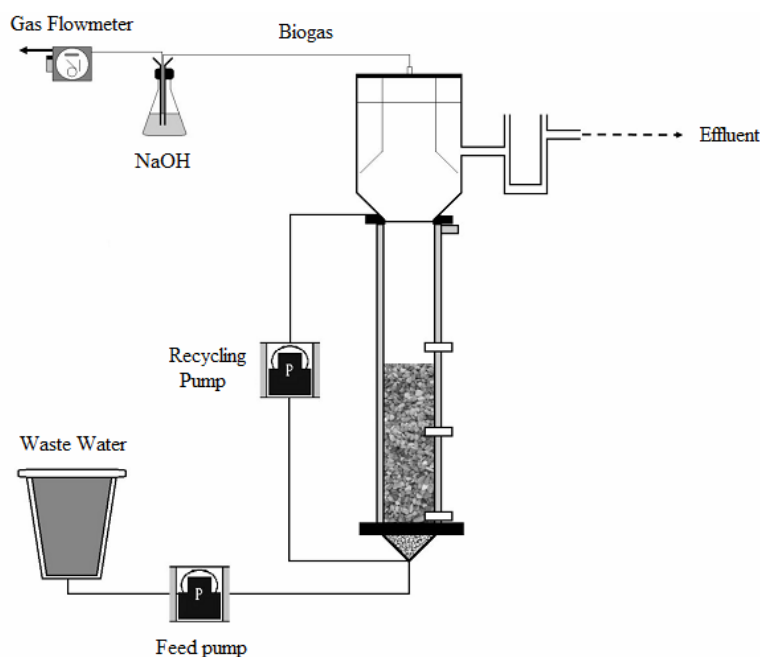


รูปที่ 2.10 ระบบยูเอเอสบี

2.3.1.2 ระบบชั้นลอยตัวแบบไม่ใช้ออกาศ (Anaerobic Fluidized Bed)

ระบบชั้นลอยตัวแบบไม่ใช้ออกาศหรือแอนแอโรบิคฟลูอิดไดซ์เบดมีรูปแบบการทำงานคล้ายคลึงกับถังกรองไม่ใช้ออกาศ ส่วนที่แตกต่างกับ ระบบถังกรองไม่ใช้ออกาศคือตัวกลางในระบถังกรองไม่ใช้ออกาศจะถูกยึดให้อยู่กับที่ แต่ในระบบถังฟลูอิดไดซ์เบด ตัวกลางอันได้แก่ ทราวย แอนทราไซต์ ถ่านกัมมันต์ เป็นต้น จะสามารถฟุ้งกระจายและเคลื่อนที่ไปมาได้ ทิศทางการจ่ายน้ำเสียในระบบฟลูอิดไดซ์เป็นแบบไหลขึ้นเท่านั้น การยกตัวและฟุ้งกระจายของตัวกลางจำเป็นต้องมีการใช้ ความเร็ว น้ำไหลขึ้นสูง จนทำให้ชั้นตัวกลางเกิดการขยายตัวและฟุ้งกระจายขึ้นมา ข้อดีของระบบนี้เมื่อเทียบกับถังกรองไม่ใช้ออกาศคืออัตราการบำบัดทุกสารอินทรีย์ของระบบจะสูงขึ้น เนื่องจากการที่ตัวกลางฟุ้งกระจายทำให้แบคทีเรียที่เกาะอยู่บนตัวกลางและสารอินทรีย์ในน้ำเสียมีโอกาสสัมผัสกันมากขึ้นแต่อย่างไรก็ตามระบบนี้จำเป็นต้องใช้พลังงานมากกว่าในระบบถังกรองไม่ใช้ออกาศเนื่องจากมีอัตราการไหลของน้ำที่สูงกว่า (กรมพัฒนาพลังงานทดแทนและอนุรักษ์พลังงาน กระทรวงพลังงาน, 2554)

ระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดมีประสิทธิภาพในการบำบัดซีโอดีสูง เมื่อน้ำเสียมีอัตราภาระสารอินทรีย์เข้าระบบ 10-20 กิโลกรัมซีโอดีต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน พบว่าระบบบำบัดมีประสิทธิภาพในการบำบัดซีโอดีมากกว่าร้อยละ 90 ซึ่งประสิทธิภาพการบำบัดนั้นขึ้นกับชนิดของน้ำเสียที่เข้าระบบด้วย (Metcalf และ Eddy, 2004)



รูปที่ 2.11 ระบบชั้นลอยตัวแบบไม่ใช้อากาศ

2.3.2 เทคโนโลยีเม็ดตะกอนจุลินทรีย์แบบใช้อากาศ (Aerobic granular sludge)

2.3.2.1 เม็ดตะกอนจุลินทรีย์ใช้อากาศ

นิยามของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ชนิดใช้อากาศตามงานวิจัยที่ผ่านมาคือ กลุ่มจุลินทรีย์ที่รวมตัวกันด้วยตัวเองภายใต้สภาวะที่เหมาะสม และมีคุณสมบัติการตกตะกอนที่ดีกว่าฟล็อกภายในระบบเอเอส (M. De Kreuk และคณะ, 2005) จากผลการทดลองของนักวิจัยหลายท่าน บ่งชี้ว่าจุดเด่นของเทคโนโลยีเม็ดตะกอนจุลินทรีย์แบบใช้อากาศเมื่อเทียบกับระบบบำบัดเอเอสแบบดั้งเดิม ประกอบไปด้วย การที่เม็ดตะกอนจุลินทรีย์มีมวลชีวภาพคงอยู่ในระบบนานกว่าเอเอส เหตุนี้จึงทำให้ระบบบำบัดมีความเข้มข้นของมวลชีวภาพสูงและสามารถบำบัดน้ำเสียที่มีความเข้มข้นสูงได้ (Gao, Liu, Liang, และคณะ, 2011) และความต่างของระบบเม็ดตะกอนใช้อากาศกับระบบบำบัดแบบฟิล์มตรึงนั้นคือ เม็ดตะกอนไม่ต้องการตัวกลางมาช่วยในการยึดเกาะของจุลินทรีย์ (Bassin, 2018) ระบบบำบัดเอเอสทั่วไปมีความเข้มข้นชีวมวล 1,500-3,000 มิลลิกรัม/ลิตร ปัญหาของระบบคือเกิดสลัดจ์เบาในถังเดิม

อากาศ เมื่อไหลไปยังถังตกตะกอนจะทำให้สลัดจ์เบาหลุดออกจากระบบไปพร้อมน้ำทิ้ง แต่พบว่าความเข้มข้นมวลชีวในระบบบำบัดเมื่อดตะกอนจุลินทรีย์ชนิดใช้อากาศในถังเอสปีอาร์มีค่าในเท่ากับ 20,000-100,000 มิลลิกรัม/ลิตร (Morgenroth และคณะ, 1997) ในอดีตที่ผ่านมาได้มีการเปรียบเทียบคุณสมบัติของฟล็อกในระบบเอเอสกับเมื่อดตะกอนจุลินทรีย์แบบใช้อากาศ ดังนี้

ตารางที่ 2.1 ตารางแสดงคุณสมบัติของตะกอนจุลินทรีย์ในระบบเอเอสเปรียบเทียบกับเมื่อดตะกอน

ฟล็อกระบบเอเอส	เมื่อดตะกอนจุลินทรีย์ใช้อากาศ
ความเร็วการตกตะกอนเท่ากับ 8-10 เมตร/ชั่วโมง	ความเร็วการตกตะกอนเท่ากับ 30-90 เมตร/ชั่วโมง
ขนาดน้อยกว่า 0.2 มิลลิเมตร	ขนาดมากกว่า 0.2 มิลลิเมตร
ฟล็อกเบาไม่จับกันแน่น	เมื่อดตะกอนหนาจับกันแน่น
ประสิทธิภาพการแพร่ของสารเข้าสู่เซลล์คงที่	ประสิทธิภาพการแพร่ของสารเข้าสู่เซลล์ต่างกันมากในแต่ละระดับความหนาเมื่อดตะกอน
ค่าดัชนีปริมาตรตะกอนที่ 5 และ 30 นาทีต่างกันมาก	ค่าดัชนีปริมาตรตะกอนที่ 5 และ 30 นาทีใกล้เคียงกัน

(M.-K. H. Winkler และคณะ, 2018)

2.3.2.2 ปัจจัยหลักที่มีผลต่อการสร้างเมื่อดตะกอนจุลินทรีย์แบบใช้อากาศ

ปัจจัยที่ส่งผลต่อการสร้างเมื่อดตะกอนจุลินทรีย์ใช้อากาศในการศึกษาที่ผ่านมาในอดีตนั้นประกอบไปด้วยหลายปัจจัยด้วยกัน พบว่าปัจจัยที่มีผลต่อกระบวนการสร้างเมื่อดตะกอน ได้แก่ องค์ประกอบสารอาหาร ภาระสารอินทรีย์ แรงเฉือนน้ำ ระยะเวลาการเติมอากาศ-อาหาร ปริมาณออกซิเจนละลายน้ำ รูปแบบของถังปฏิกรณ์ อายุตะกอน ระยะเวลาในการบำบัด ระยะเวลาการตกตะกอน และอัตราการทดแทนน้ำเสีย (Y. Liu และคณะ, 2005) แต่มีปัจจัยอีกหลายอย่างที่สำคัญสำหรับการสร้างเมื่อดตะกอน การศึกษาต่อเพื่อลดการใช้พลังงาน และต้นทุนในการทำงานให้มากที่สุด (de Sousa Rollemberg และคณะ, 2018) เช่น อุณหภูมิ พีเอช เป็นต้น จากการทบทวนเอกสารงานวิจัยในอดีต จึงสรุปปัจจัยที่ส่งผลต่อการรวมตัวของเมื่อดตะกอนได้ ดังนี้

1. รูปแบบของถังปฏิกรณ์

การศึกษาการสร้างเมื่อดตะกอนแบบใช้อากาศส่วนใหญ่ใช้งานถังปฏิกรณ์เอสปีอาร์ในการเลี้ยงเชื้อ เนื่องจากเป็นถังบำบัดที่ค่าใช้จ่ายในการก่อสร้างต่ำ ไม่ต้องการถังตกตะกอนชั้นที่สอง ไม่ต้องการปั๊มเวียนสลัดจ์ ควบคุมการเติบโตของฟล็อกได้ดี รับประทานการเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นฉับพลันได้ดี และ

เกิดการบำบัดดีในตรีพีเคชันได้ในขั้นตอนการตกตะกอนที่ไม่เติมอากาศ (Sengar และคณะ, 2018) สรุพบว่าระบบบำบัดเมื่อดตะกอนจุลินทรีย์แบบใช้อากาศเจริญเติบโตได้อย่างสมบูรณ์ภายในถังปฏิกริยาแบบเอสปีอาร์ (Adav และคณะ, 2008) ในการใช้เมื่อดตะกอนสำหรับกำจัดธาตุอาหารโดยมากใช้ถังบำบัดแบบเอสปีอาร์ ซึ่งเป็นถังปฏิกรณ์ที่เหมาะสมกับการเลี้ยงเชื้อที่เจริญเติบโตช้า เพื่อสร้างมวลชีวภาพเมื่อดตะกอนจุลินทรีย์ในระบบ (M. v. de Kreuk และคณะ, 2004; Isanta และคณะ, 2012; Show และคณะ, 2012) และข้อดีของการกำจัดธาตุอาหารโดยเมื่อดตะกอนใช้อากาศในถังปฏิกรณ์เอสปีอาร์คือ ไม่ต้องทำถังแยกกระบวนการแอร์บิกกับกระบวนการแอนออกซิคออกจากกัน แต่ใช้การควบคุมระยะเวลาการเติมอากาศและระยะสภาวะไร้อากาศในระบบแทน (Pronk และคณะ, 2015) โดยภายใต้สภาวะแอร์บิกสลับกับแอนโรบิกภายในระบบเอสปีอาร์ พบว่าจุลินทรีย์มีความไม่ชอบน้ำมากยิ่งขึ้นและช่วยส่งเสริมการรวมตัวกันของตะกอนมากยิ่งขึ้น (Yu Liu และคณะ, 2004) จากประสิทธิภาพในการบำบัดของเมื่อดตะกอน ทำให้เกิดความสนใจในหมู่นักวิจัยในการศึกษาเมื่อดตะกอนเพื่อใช้ในการก่อสร้างระบบบำบัดน้ำเสียอย่างมาก และจากการที่เมื่อดตะกอนเติบโตได้เร็วในถังเอสปีอาร์ และถึงมีความยืดหยุ่นในการทำงาน จึงทำให้นักวิจัยใช้งานถังปฏิกรณ์เอสปีอาร์ในการใช้งานเลี้ยงเมื่อดตะกอนต่อไป (Nancharaiah และ Reddy, 2018) อย่างไรก็ตามพบว่าสามารถเลี้ยงเมื่อดตะกอนในระบบบำบัดแบบไหลอย่างต่อเนื่องได้ แต่เมื่อดตะกอนแตกตัวกันได้ง่ายและไม่แข็งแรง จึงสรุปว่าระบบบำบัดที่เหมาะสมที่สุดในการสร้างเมื่อดตะกอนจุลินทรีย์คือระบบบำบัดแบบเอสปีอาร์ ดังนั้นปัจจัยต่าง ๆ ที่มีการศึกษาการเลี้ยงเมื่อดตะกอนจุลินทรีย์ใช้อากาศจึงอิงมาจากระบบเอสปีอาร์เป็นหลัก (Kent และคณะ, 2018) โดยการศึกษาการเลี้ยงเมื่อดตะกอนในถังปฏิกรณ์เอสปีอาร์ส่วนใหญ่ใช้ระยะเวลาในการเดินระบบอยู่ระหว่าง 4-12 ชั่วโมง หากระยะเวลาในการเดินระบบสั้นกว่า 4 ชั่วโมงอาจทำให้เกิดการล้างไล่มวลชีวออกจากกระบบมากเกินไปได้ (Yu Liu และ Tay, 2004)

2. ความเข้มข้นน้ำเสีย

เมื่อดตะกอนจุลินทรีย์แบบใช้อากาศนั้นสามารถเกิดได้ทั้งในน้ำเสียความเข้มข้นต่ำ น้ำเสียความเข้มข้นสูง และน้ำเสียจริง เช่น น้ำเสียชุมชน เป็นต้น ความเป็นไปได้ของการสร้างเมื่อดตะกอนในระบบไม่ขึ้นกับองค์ประกอบของน้ำเสียขาเข้า (C. Di laconi และ Van Loosdrecht, 2017) แต่ในทางตรงกันข้าม องค์ประกอบของน้ำเสียขาเข้านั้นส่งผลโดยตรงต่อชนิดของจุลินทรีย์ที่เกิดขึ้นในระบบ (Khan และคณะ, 2013) เมื่อความเข้มข้นสารอินทรีย์ในถังบำบัดสูงจะไปกระตุ้นโครงสร้างของจุลินทรีย์ให้ขนาดของเมื่อดตะกอนมีขนาดใหญ่ขึ้น (Gao, Liu และ Wu, 2011; A.-j. Li และคณะ, 2008) เมื่อเปรียบเทียบกับระบบเมื่อดตะกอนจุลินทรีย์แบบไม่ใช้อากาศ พบว่าปริมาณสารอินทรีย์ที่ใช้

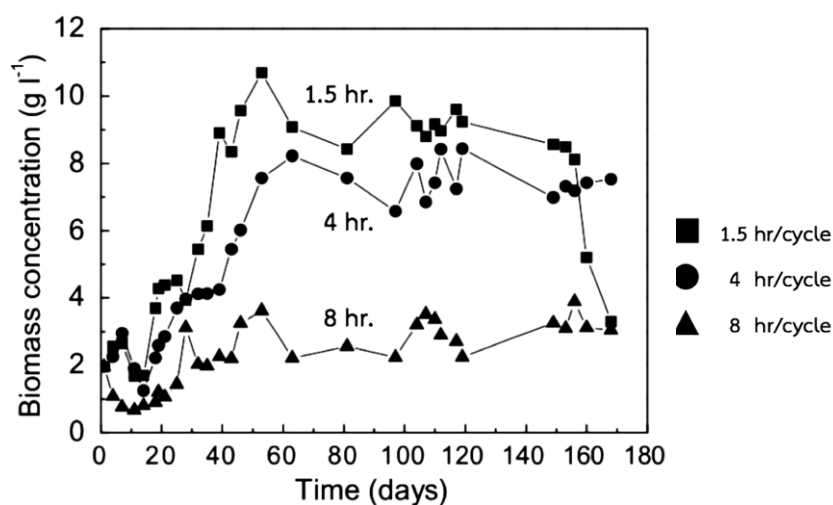
ในระบบเมื่อดตะกอนจุลินทรีย์แบบใช้อากาศสามารถใช้ความเข้มข้นของสารอินทรีย์เข้าระบบได้กว้างกว่า โดยพบว่าเมื่อดตะกอนสามารถรวมกลุ่มกันได้ในการทดลองที่ใช้ปริมาณสารอินทรีย์ในระบบเท่ากับ 2.5-15 กิโลกรัมซีโอดี/ลูกบาศก์เมตร-วัน (Yu Liu และ Tay, 2004) อย่างไรก็ตาม พบว่าหากปริมาณสารอินทรีย์ในระบบสูงเกินไป โดยหากสูงกว่า 21 กิโลกรัมซีโอดี/ลูกบาศก์เมตร-วัน ทำให้เมื่อดตะกอนจุลินทรีย์เกิดการแยกตัวกันได้ (Adav และคณะ, 2010) หากปริมาณสารอินทรีย์ที่ใช้ในระบบต่างกัน สัณฐานของเมื่อดตะกอน โครงสร้างของเมื่อดตะกอน และสายพันธุ์จุลินทรีย์ในเมื่อดตะกอนจะมีความต่างกัน ปริมาณสารอินทรีย์ที่สูงเกินไป ทำให้ขนาดของเมื่อดตะกอนมีขนาดใหญ่ขึ้นและทำให้เมื่อดตะกอนแตกตัวในเวลาต่อมา ขณะที่หากปริมาณสารอินทรีย์ต่ำ จะทำให้ขนาดของเมื่อดตะกอนมีขนาดเล็กลงและมีความแข็งแรงมากขึ้นในการปฏิบัติงานในระยะยาว โดยการใช้ปริมาณสารอินทรีย์ในระบบสูง ๆ ทำให้ความหลากหลายของสายพันธุ์ในถังปฏิกรณ์ลดลง (A.-j. Li และคณะ, 2008) หากในการเดินระบบระยะยาวการใช้ปริมาณสารอินทรีย์สูงๆในระบบส่งผลเสียแก่ความเสถียรของเมื่อดตะกอนในระบบ เพราะขนาดของเมื่อดตะกอนจะใหญ่ขึ้นจนเกินไปทำให้การแพร่ของออกซิเจนเข้าไปในเมื่อดไม่ดี ทำให้เซลล์แตกออกได้ (Cui และคณะ, 2015; Krhutkova และคณะ, 2006; Y.-Q. Liu และ Tay, 2015) ซึ่งค่าปริมาณสารอินทรีย์ในถังปฏิกรณ์ที่เหมาะสมสำหรับการสร้างเมื่อดตะกอนจุลินทรีย์ในระบบถึงเอสปีอาร์เท่ากับ 2.52 กิโลกรัมซีโอดี/ลูกบาศก์เมตร-วัน (Kim และคณะ, 2008) แต่ในขณะเดียวกันภาระสารอินทรีย์ที่สูงขึ้นช่วยให้การเติบโตของแบคทีเรียไนโตรฟายอิงอาศัยอยู่ภายในเมื่อดตะกอนได้ (Tsuneda และคณะ, 2003) และหากใช้ปริมาณสารอินทรีย์สูงในระบบ ช่วยเสริมความแข็งแรงให้กับเมื่อดตะกอนจุลินทรีย์ (F. Wang และคณะ, 2009) จึงสรุปว่าปริมาณสารอินทรีย์ที่เหมาะสมในระบบเพื่อสร้างเมื่อดตะกอน และคงสภาพเมื่อดตะกอนในระบบในระยะยาว ต้องมีการนิยามตามสถานการณ์ไป (Y.-Q. Liu และ Tay, 2015) นอกจากนี้ การควบคุมอัตราไนโตรเจน/สารอินทรีย์ที่เหมาะสม จะช่วยเพิ่มเสถียรภาพของเมื่อดตะกอนในระบบอีกด้วย (Shi และคณะ, 2009)

ตารางที่ 2.2 เม็ดตะกอนภายใต้ความเข้มข้นน้ำเสียที่ต่างกัน (Q. Liu และคณะ, 2003)

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)

3. รอบการบำบัด

การศึกษาการเลี้ยงเม็ดตะกอนในถังปฏิกรณ์เอสปีอาร์ส่วนใหญ่ ใช้ระยะเวลาในการเดินระบบอยู่ระหว่าง 4-12 ชั่วโมง หากระยะเวลาในการเดินระบบสั้นกว่า 4 ชั่วโมง อาจทำให้เกิดการล้างไล่ชีวมวลออกจากระบบมากเกินไปได้ (Yu Liu และ Tay, 2004) โดยหากใช้ระยะเวลาในการเดินระบบเท่ากับ 1.5 ชั่วโมง เม็ดตะกอนที่เกิดจะมีขนาดใหญ่ที่สุด แต่หากใช้ระยะเวลาในการเดินระบบเท่ากับ 4 ชั่วโมง เม็ดตะกอนที่เกิดจะมีการรวมตัวกันของกลุ่มฟล็อกได้แน่น เกิดเม็ดตะกอนที่แข็งแรงที่สุด (Y.-Q. Liu และ Tay, 2007) ความไม่ชอบน้ำของเซลล์เพิ่มขึ้นอย่างมีนัยสำคัญที่ระยะในการเดินระบบสั้นลง ส่งผลให้เม็ดตะกอนรวมตัวกันได้ดีขึ้น (Qin, Liu, และคณะ, 2004; Qin, Tay, และคณะ, 2004; Tay และคณะ, 2002) ระยะเวลาการเก็บกักน้ำที่ต่ำช่วยให้เกิดเม็ดตะกอนในระบบได้เร็วขึ้น (M. H. Winkler และคณะ, 2013) ซึ่งระยะเวลาการตกตะกอนและระยะเวลาการกักเก็บน้ำเสียในระบบเป็นอีกปัจจัยที่ช่วยคัดเลือกสายพันธุ์จุลินทรีย์ที่จะคงอยู่ในระบบอีกด้วย (Adav และคณะ, 2009; Y.-Q. Liu และคณะ, 2011; Y.-Q. Liu และ Tay, 2015; Weissbrodt และคณะ, 2012) จึงสรุปว่าการประยุกต์ใช้ระยะเวลาการเก็บกักน้ำที่สั้นลง ทำให้เกิดสภาวะการล้างไล่ตะกอนเบาออกจากระบบ เป็นสภาวะที่นักวิจัยส่วนใหญ่ใช้ในการสร้างเม็ดตะกอนในระดับห้องปฏิบัติการ (Beun และคณะ, 1999) โดยผลการศึกษาการเดินระบบที่ระยะเวลาในการเดินระบบ 24 ชั่วโมง ไม่พบจุลินทรีย์ในτριฟายอิงในถังบำบัด แต่พบที่ระยะเวลาในการเดินระบบในช่วง 4 และ 12 ชั่วโมง จึงแนะนำให้เดินระบบที่ระยะเวลาในการเดินระบบอยู่ในช่วง 4-12 ชั่วโมง (Tay และคณะ, 2002)



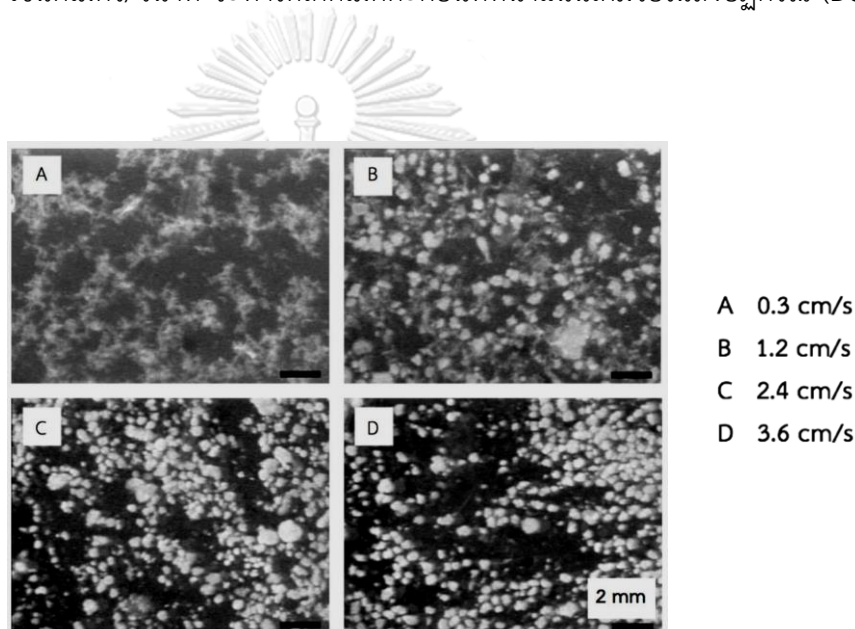
รูปที่ 2.12 ความเข้มข้นมวลชีวในระบกกักระยะเวลาในการเดินระบบ (Y.-Q. Liu และ Tay, 2008)

4. ความเร็วในการเติมอากาศ

ปัจจัยหลักที่ส่งผลต่อแรงเฉือนน้ำคือ การเติมอากาศ โดยหากอัตราเติมอากาศสูงทำให้การรวมตัวกันของเม็ดตะกอนเร็วยิ่งขึ้น คงความเสถียรของเม็ดตะกอน นอกจากนี้หากมีแรงเฉือนน้ำในระบบเพียงพอช่วยยับยั้งการเกิดของฟิลาเมนต์สในระบบได้อีกด้วย (Adav และคณะ, 2008; He และคณะ, 2017; A.-j. Li และคณะ, 2011) โดย ณ ความเร็วในการเติมอากาศเท่ากับ 3 ลิตร/นาที่ จะเกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่มีความแข็งแรง และมีขนาด 1-1.2 มิลลิเมตร ที่ความเร็วในการเติมอากาศต่ำกว่า 1 ลิตร/นาที่ จะไม่มีเม็ดตะกอนเกิดขึ้นในระบบ และที่ความเร็วในการเติมอากาศเท่ากับ 2 ลิตร/นาที่ เกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่มีขนาดใหญ่ 3-3.5 มิลลิเมตร แต่มีเส้นใยฟิลาเมนต์สเกิดขึ้นในระบบด้วย (Adav และคณะ, 2007) หากใช้ความเร็วในการเติมอากาศสูงเกินไปส่งผลให้ขนาดของเม็ดตะกอนมีขนาดเล็กลง (Gao, Liu, Liang, และคณะ, 2011; A.-j. Li และคณะ, 2008) พบว่าหากความเร็วของการเติมอากาศน้อยกว่า 0.003 เมตร/วินาที เม็ดตะกอนจุลินทรีย์จะไม่สามารถรวมตัวกันเป็นเม็ดตะกอนได้ สลัดจ์จะคงอยู่ในสภาพฟล็อก ทั้งนี้ยังพบอีกว่าหากความเร็วในการเติมอากาศสูงขึ้นส่งผลให้ปริมาณสารอีพีเอสและความไม่ชอบน้ำของเม็ดตะกอนมีค่าสูงขึ้นไปด้วย (Tay และคณะ, 2003)

แรงเฉือนน้ำเป็นปัจจัยสำคัญในการสร้างเม็ดตะกอนที่มีความแข็งแรง ช่วยเสริมความแข็งแรงและเพิ่มความสามารถในการตกตะกอนของเม็ดตะกอน แรงเฉือนน้ำมีผลต่อการเมทาโบลิซึมของจุลินทรีย์ภายในเม็ดตะกอน โดยเป็นการกระตุ้นกระบวนการหายใจระดับเซลล์ (Tay และคณะ, 2001) ซึ่งแรงเฉือนน้ำที่เหมาะสมที่ใช้ในระบบคือ ความเร็วในการเติมอากาศเท่ากับ 1.2 เซนติเมตร/วินาที (Beun และคณะ, 1999; Tay และคณะ, 2001) แต่แรงเฉือนน้ำสูงๆ เพียงอย่างเดียวมีอาจทำ

ให้เกิดเม็ดตะกอนในระบบบำบัดได้ ต้องอาศัยปัจจัยอื่น เช่น ระยะเวลาการตกตะกอนที่สั้นลงจะช่วยให้เกิดเม็ดตะกอนในระบบได้ (Lee และคณะ, 2010) สรุปว่าความเร็วในการเติมอากาศที่สูง ช่วยเพิ่มอัตราการสร้างสารอีพีเอสหรือเอกโซพอลิแซคคาไรด์ต่าง ๆ เพิ่มความไม่ชอบน้ำของเซลล์ และเพิ่มความถ่วงจำเพาะของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ (Beun และคณะ, 1999; Tay และคณะ, 2001) และจำเป็นสำหรับการล้างไล่ตะกอนเบาออกจากระบบ ช่วยเพิ่มความหนาแน่นและเสถียรภาพให้กับเม็ดตะกอนอีกด้วย (Beun และคณะ, 1999) พบว่าหากความเข้มข้นซีโอดีในระบบสูงขึ้น ต้องมีการปรับความเร็วในการเติมอากาศให้เหมาะสมต่อการเติบโตของเม็ดตะกอนด้วย และหากความเร็วในการเติมอากาศสูงกว่า 2.5 เซนติเมตร/วินาที จะทำให้เกิดเม็ดตะกอนที่หนาแน่นเต็มวัยในถังปฏิกรณ์ (Devlin และคณะ, 2017)

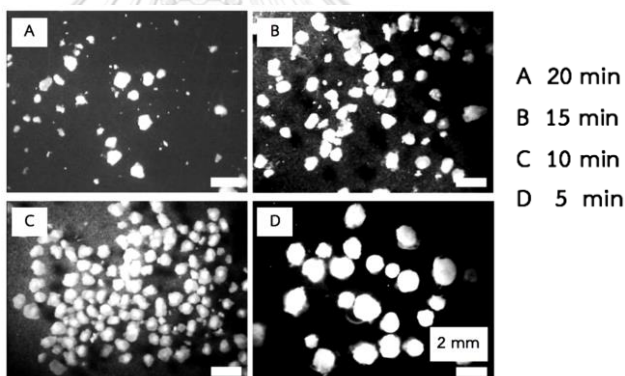


รูปที่ 2.13 ผลของความเร็วในการเติมอากาศต่อลักษณะของเม็ดตะกอน (Tay และคณะ, 2001)

5. ระยะเวลาตกตะกอน

หากใช้ระยะเวลาตกตะกอนที่มากเกินไปจะทำให้เม็ดตะกอนจุลินทรีย์ขาดเสถียรภาพ และแตกสลายได้ง่ายขึ้น (Z.-W. Wang, Li, และคณะ, 2006) หากใช้เวลากตกตะกอนในระบบสั้นลง จะทำให้ตะกอนเบาที่ความสามารถในการตกตะกอนต่ำหลุดออกไปจากระบบ และคงเหลือแต่ตะกอนหนักที่มีความสามารถในการตกตะกอนได้ดี จะทำให้การรวมตัวเป็นเม็ดตะกอนทำได้ดียิ่งขึ้น (Qin, Liu, และคณะ, 2004; Qin, Tay, และคณะ, 2004) โดยระยะเวลาในการตกตะกอนที่เหมาะสมช่วยเพิ่มประสิทธิภาพในการตกตะกอนของเม็ดตะกอน และช่วยในการกำจัดตะกอนเบาออกจากระบบ พบว่าระยะเวลาตกตะกอนที่สั้นช่วยในการคัดเลือกเซลล์ที่มีค่าความไม่ชอบน้ำสูงและมีส่วนช่วยเพิ่ม

องค์ประกอบของสารอีพีเอสในสลัดจ์ (Qin, Liu, และคณะ, 2004) หากระยะเวลาในการตกตะกอน นานกว่า 15 นาที จะเกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ในระบบได้ยากยิ่งขึ้น และหากระยะเวลาในการ ตกตะกอนอยู่ในช่วง 5-10 นาที ขนาดของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่เกิดในระบบจะมีขนาดใหญ่ (Gao, Liu และ Wu, 2011; Qin, Liu, และคณะ, 2004) สรุปว่าปัจจัยที่สำคัญที่สุดในการควบคุมการ เจริญเติบโตของแบคทีเรียเติบโตช้า และป้องกันการเกิดแบคทีเรียเส้นใยในระบบคือ การลด ระยะเวลาการตกตะกอนให้สั้นลง (Rocktäschel และคณะ, 2013) พบว่าหากใช้ระยะเวลาการ ตกตะกอนสั้นๆ ยังสามารถช่วยกระตุ้นการเจริญเติบโตของเม็ดตะกอนไนตริฟายอิงอีกด้วย (Y.-Q. Liu และ Tay, 2015) จากการศึกษาผลของเวลาของการตกตะกอนต่อการสร้างเม็ดตะกอนที่ระยะเวลา 5 10 15 และ 20 นาที พบว่าการตกตะกอนที่ 5 นาที ไม่พบฟล็อกเหลือในระบบ โดยเซลล์จุลินทรีย์จะ อยู่ในรูปเม็ดตะกอนทั้งหมด (Qin, Liu, และคณะ, 2004) และโดยปกติหลังจากที่เกิดเม็ดตะกอนใน ระบบบำบัดแล้วจะใช้เวลาตกตะกอนในระบบเท่ากับ 2-10 นาที (Adav และคณะ, 2008)



รูปที่ 2.14 ผลของระยะเวลาการตกตะกอนต่อลักษณะของเม็ดตะกอน (Qin, Liu, และคณะ, 2004)

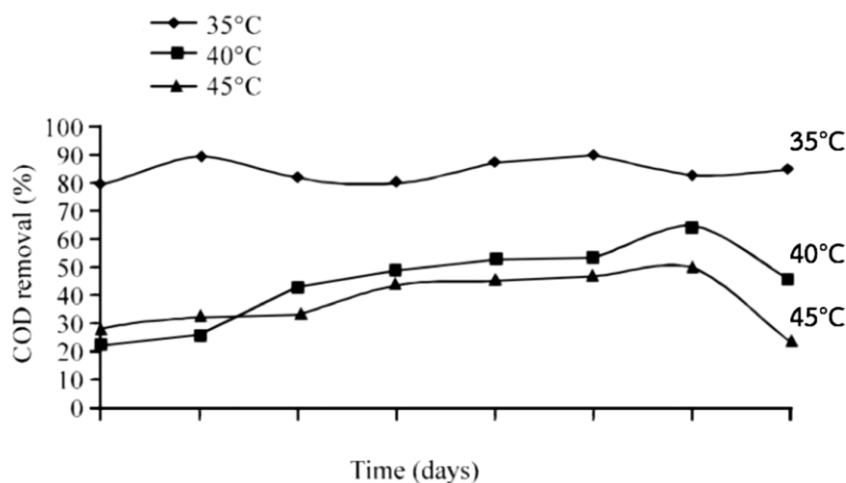
6. อายุตะกอน

อายุตะกอนไม่ใช่ปัจจัยสำคัญในการสร้างเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ภายในถังเอสปีอาร์ (A.-j. Li และ คณะ, 2008) อย่างไรก็ตาม อ้างอิงจากงานวิจัยต่าง ๆ ที่ผ่านมา อายุตะกอนเป็นปัจจัยที่สำคัญต่อ ความแข็งแรงของเม็ดตะกอน และการรวมตัวกันของฟล็อกแบคทีเรียชนิดเจริญช้าภายในถังปฏิกรณ์ (de Sousa Rollemberg และคณะ, 2018) โดยอายุตะกอนในระบบวันที่ 5 มีอีพีเอสเท่ากับ 39.6 มิลลิกรัม/กรัมเอสเอส และ ณ อายุตะกอน 28 วันพบว่าอีพีเอสในระบบเท่ากับ 749.5 มิลลิกรัม/ กรัมเอสเอส (J. Li และคณะ, 2007) พบว่าหากใช้อายุตะกอนสูงจะเป็นปัจจัยสำคัญที่ทำให้เกิด จุลินทรีย์กลุ่มแอนาโมคในระบบบำบัดที่อุณหภูมิต่ำ (Szabó และคณะ, 2017) แต่หากใช้อายุตะกอน ระยะเวลาสั้นเกินไป จะนำไปสู่การแยกตัวของเม็ดตะกอน และทำให้สภาวะการปล่อยสลัดจ์ออก

จากระบบมีความไม่เหมาะสม (Zhu และคณะ, 2013) โดยพบว่าหากใช้อายุตะกอนของระบบเท่ากับ 10 วัน เม็ดตะกอนในระบบมีการเจริญเติบโตดี มีความเสถียรแข็งแรง มีขนาดเม็ดตะกอนเล็ก และไม่ปรากฏตะกอนเบาในระบบบำบัด (Lin, 2003)

7. อุณหภูมิ

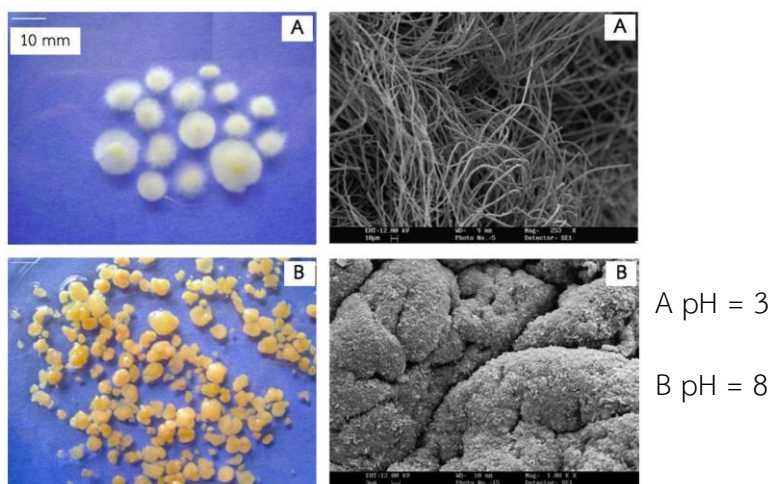
การตกตะกอนของวัตถุนั้นเกี่ยวข้องกับแรงดึงดูด แรงโน้มถ่วง และแรงดึงต่าง ๆ ซึ่งสัมพันธ์กับอุณหภูมิ โดยหากอุณหภูมิต่ำจะเกิดเม็ดตะกอนที่มีขนาดเล็กและเบา ความเร็วในการตกตะกอนสัมพันธ์กับค่าความหนืดของน้ำเสีย และความหนาแน่นของน้ำเสียซึ่งสิ่งเหล่านี้แปรผันกับอุณหภูมิ หากอุณหภูมิลดลง ความหนาแน่นและความหนืดของน้ำจะเพิ่มสูงขึ้นจนใกล้กับความหนาแน่นของเม็ดตะกอน (Giancoli, 2016) ซึ่งเทคโนโลยีการบำบัดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์แบบใช้อากาศไม่เหมาะสมกับการเดินระบบ ณ อุณหภูมิต่ำ โดยที่อุณหภูมิ 8 °เซลเซียส ที่อุณหภูมิต่ำกิจกรรมจุลินทรีย์จะเกิดได้ช้าลง ความสามารถในการสร้างเม็ดตะกอนลดลง เกิดเม็ดตะกอนที่ไร้รูปร่างชัดเจนและเกิดฟิลาเมนต์สในถังบำบัด ทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัดธาตุอาหารลดลง และนำไปสู่การล้างไถ่มวลชีวในระบบถึงปฏิกรณ์ไม่มีความเสถียรและต้องหยุดทำการทดลองเพราะ ชีวมวลไม่สามารถคงอยู่ในระบบได้ (M. De Kreuk และคณะ, 2005) จากการศึกษพบว่าเกิดเม็ดตะกอนได้ดีในระบบบำบัดที่อุณหภูมิเท่ากับ 20-30 °เซลเซียส (Tay และคณะ, 2009) โดยทำการศึกษาผลกระทบของอุณหภูมิต่อการเกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ในระบบ โดยทำการทดลองที่อุณหภูมิ 25 30 และ 35 °เซลเซียส สรุปผลการศึกษาว่าที่อุณหภูมิ 30 °เซลเซียส จุลินทรีย์มีการรวมตัวกันเป็นเม็ดได้แน่นที่สุด มีประสิทธิภาพการตกตะกอน และกิจกรรมของจุลินทรีย์สูงที่สุดเมื่อเทียบกับ ณ อุณหภูมิอื่นที่ทำการศึกษา โดยมีอัตราการบำบัดซีโอดีเท่ากับร้อยละ 97 (Zhiwei และคณะ, 2009) แต่ถ้าอุณหภูมิสูงเกินกว่า 35 °เซลเซียส จะทำให้ประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดีลดลง (Gobi และคณะ, 2013) โดยการสร้างเม็ดตะกอนที่อุณหภูมิสูง ณ อุณหภูมิ 55 °เซลเซียส พบว่าสามารถเกิดเม็ดตะกอนได้แต่ประกอบไปด้วยฟล็อกจุลินทรีย์จำนวนมาก เนื่องจากความสามารถในการละลายของออกซิเจนลดต่ำลงที่อุณหภูมิสูง และหากใช้เม็ดตะกอนจุลินทรีย์แบบใช้อากาศสำหรับบำบัดน้ำเสียที่อุณหภูมิสูง พบว่าไม่มีความคุ้มค่าในการลงทุน (Zitomer และคณะ, 2007) เหตุที่เม็ดตะกอนจุลินทรีย์เติบโตได้ดีที่อุณหภูมิ 30 °เซลเซียส เพราะจุลินทรีย์ในระบบมีเชื้อ *บิรวันไดโมนาส* ซึ่งมีหน้าที่ในการสร้างสารอีพีเอสและเติบโตได้ดีในอุณหภูมิ 30 °เซลเซียส โดยหากปริมาณสารอีพีเอสในระบบมีปริมาณมากเกินไปจะทำให้เกิดเม็ดตะกอนแบบใช้อากาศในระบบ แต่หากปริมาณสารอีพีเอสน้อยเกินไปจะทำให้ไม่เกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ในระบบหรือเกิดเม็ดตะกอนได้ไม่ดี (Y.-Y. Chen และ Lee, 2015)



รูปที่ 2.15 ผลของอุณหภูมิต่อประสิทธิภาพการบำบัดของเม็ดตะกอน (Gobi และคณะ, 2013)

8. พีเอช

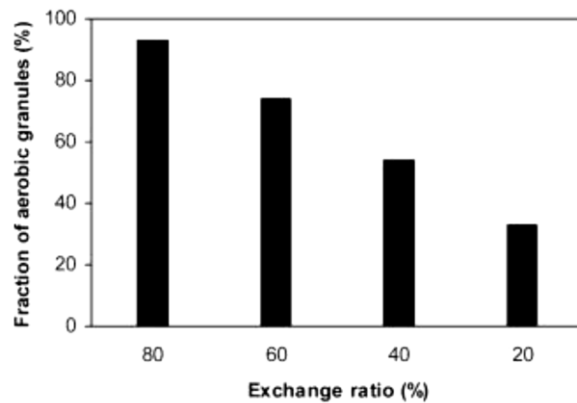
พีเอชในระบบมีผลต่อการเติบโตของจุลินทรีย์ ความเสถียรของเม็ดตะกอน และการสร้างเม็ดตะกอน โดยการสร้างเม็ดตะกอนในระบบที่พีเอชของน้ำเสียชุมชนปกติซึ่งเท่ากับ 6-8 จะทำให้เกิดเม็ดตะกอนที่มีขนาดน้อยกว่า 4.8 มิลลิเมตร โดยส่วนใหญ่มีขนาดเท่ากับ 0.5-1 มิลลิเมตร ที่พีเอชเท่ากับ 4 เกิดเม็ดตะกอนฟุ้งไจในระบบซึ่งมีขนาดใหญ่มากกว่า 7 มิลลิเมตร พบว่าหากพีเอชในระบบเท่ากับ 3 เม็ดตะกอนที่มีฟุ้งไจเป็นองค์ประกอบหลักสามารถเติบโตได้ดีเมื่อผ่านไป 1 สัปดาห์ แต่เม็ดตะกอนก็ในขณะที่ยกพีเอชในระบบเท่ากับ 8 จะเป็นเม็ดตะกอนแบบคทีเรียซึ่งมีขนาดไม่เกิน 4.8 มิลลิเมตร (Yang และคณะ, 2008) จึงสรุปว่าฟุ้งไจเติบโตได้ดีที่พีเอชต่ำและเป็นองค์ประกอบขณะที่สลัดจ์เริ่มรวมกลุ่มกัน (Beun และคณะ, 1999) จากการศึกษาการเติบโตของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่พีเอชในระบบอยู่ในช่วง 4.5-8 สรุปว่าหากควบคุมให้ระบบมีสภาวะพีเอชเป็นกลาง-ด่างจะช่วยยับยั้งการเจริญเติบโตของฟิลาเมนต์สอันเป็นสาเหตุที่ทำให้ระบบบำบัดล้มเหลว (Wan และคณะ, 2014) และพบว่าภายใต้สภาวะพีเอชต่ำ อัตราจลนพลศาสตร์ชีวภาพจะลดลง จึงสรุปว่าภายใต้สภาวะพีเอชเป็นกลางเป็นสภาวะที่เหมาะสมที่สุดแก่การเจริญเติบโตของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ โดยเฉพาะหากนำไปบำบัดน้ำเสียความเข้มข้นสูงๆ (Corsino และคณะ, 2018)



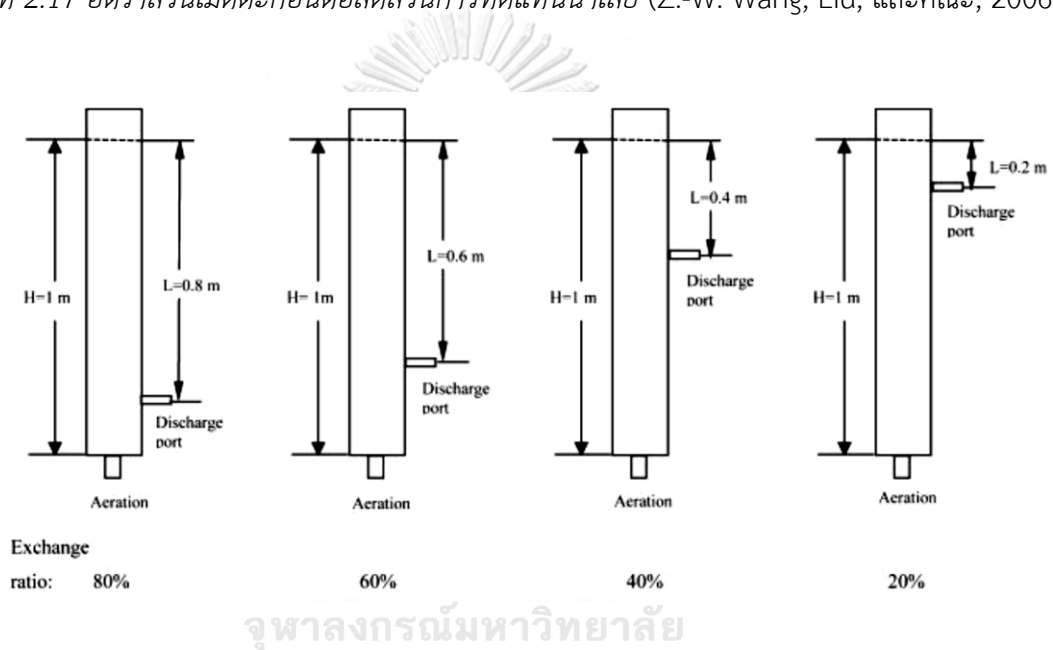
รูปที่ 2.16 ผลของพีเอชต่อลักษณะของเม็ดตะกอน (Yang และคณะ, 2008)

9. สัดส่วนทดแทนน้ำเสีย

สัดส่วนการทดแทนน้ำเสียเป็นปัจจัยที่ใช้ควบคุมภาระสารอินทรีย์ในระบบ การคัดเลือกตะกอนจากความเร็วในการตกตะกอน โดยการทิ้งน้ำที่ตำแหน่งท่อในระดับต่าง ๆ ของถังปฏิกรณ์ คือ การเปลี่ยนแปลงระดับน้ำในถัง อนึ่ง ปริมาณน้ำทิ้งที่ออกจากระบบจะต้องเท่ากับปริมาณน้ำเสียที่เต็มเข้าระบบ โดยงานวิจัยส่วนใหญ่ใช้สัดส่วนการทดแทนน้ำเสียของถังบำบัดที่ระหว่างร้อยละ 40-60 (de Sousa Rollemberg และคณะ, 2018) พบว่าสามารถสร้างเม็ดตะกอนได้เร็วขึ้นหากเพิ่มสัดส่วนการทดแทนน้ำเสียจากร้อยละ 20 เป็นร้อยละ 80 จึงสรุปว่าหากต้องการให้การเจริญเติบโตของเม็ดตะกอนเกิดขึ้นได้โดยเร็ว สามารถทำได้โดยการใช้สัดส่วนการทดแทนน้ำเสียสูงๆ (Z.-W. Wang, Liu, และคณะ, 2006) แต่โดยทั่วไปนิยมใช้สัดส่วนการทดแทนน้ำเสีย 50% หรือระดับที่กึ่งกลางถึงปฏิกรณ์ เนื่องจากออกแบบระบบได้ง่าย



รูปที่ 2.17 อัตราส่วนเมล็ดตะกอนต่อสัดส่วนการทดแทนน้ำเสีย (Z.-W. Wang, Liu, และคณะ, 2006)



รูปที่ 2.18 สัดส่วนการทดแทนน้ำเสียของถังปฏิกรณ์เอสปีอาร์ (Z.-W. Wang, Liu, และคณะ, 2006)

2.4 ทบทวนเอกสารและงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

- อดีตีที่ผ่านมานิยมใช้กระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกาศกับน้ำเสียความเข้มข้นสูง เนื่องจากสามารถรับภาระสารอินทรีย์สูงได้ ปริมาณเซลล์เกิดใหม่ต่ำจึงต้องการสารอาหารอินทรีย์ต่ำ และได้ก๊าซชีวภาพเป็นผลิตภัณฑ์ โดยทั่วไประบบยูเอเอสปีสามารถบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกาศที่มีความเข้มข้นต่ำกว่า 3,000 มิลลิกรัมซีโอดีต่อลิตรได้ ซึ่งในงานวิจัยของ (Lettinga และคณะ, 1980) ใช้ระบบบำบัดยูเอเอสปีเพื่อบำบัดน้ำเสียจากโรงงาน พบว่าสามารถใช้บำบัดน้ำเสียที่มีความเข้มข้นสูงมากกว่า 5,000 มิลลิกรัมซีโอดี/ลิตรได้ และตะกอนในระบบมีประสิทธิภาพการตกตะกอนดี

- (Adav และคณะ, 2008) กล่าวว่าข้อเสียของระบบยูเอเอสบี ได้แก่ ใช้ระยะเวลาในการเริ่มเดินระบบนาน อุณหภูมิในการเดินระบบสูง ไม่เหมาะกับน้ำเสียที่มีภาระอินทรีย์ต่ำ และประสิทธิภาพในการบำบัดธาตุอาหาร (ไนโตรเจนและฟอสฟอรัส) ในน้ำเสียต่ำ

- (Morgenroth และคณะ, 1997) ในปี ค.ศ. 1997 พบเม็ดตะกอนจุลินทรีย์แบบใช้อากาศในเลี้ยงจุลินทรีย์โดยใช้ถังปฏิกรณ์แบบเบิ้ล-คอลัมน์ ใช้หัวเชื้อจุลินทรีย์จากระบบเอเอส และใช้ระยะเวลาการตกตะกอนสั้นในการเดินระบบแบบเอสปีอาร์ เนื่องจากอัตราการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์แบบใช้อากาศเร็วกว่าจุลินทรีย์แบบไม่ใช้อากาศ จึงใช้เวลาในการสร้างเม็ดตะกอนน้อยลง โดยสามารถสร้างเม็ดตะกอนได้ด้วยการลดระยะเวลาที่เก็บน้ำจาก 22.8 เหลือเท่ากับ 8 ชั่วโมงใช้เวลาตกตะกอน 1 นาที สัดส่วนการทดแทนน้ำเสียร้อยละ 50 ช่วงการปล่อยน้ำทิ้งจะเป็นการคัดเอากลุ่มตะกอนเบาออกไปจากถังปฏิกรณ์ โดยเกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ขึ้นในระบบหลังจากบ่มเป็นเวลา 40 วัน แต่เมื่อผ่านไป 130 วัน เม็ดตะกอนมีขนาด 2.35 มิลลิเมตรโดยเฉลี่ย และขนาดใหญ่ที่สุด 7 มิลลิเมตร คุณภาพของเม็ดตะกอนและประสิทธิภาพในการบำบัดซีโอดีลดลงจากร้อยละ 87 เหลือร้อยละ 56

- (Zheng และคณะ, 2006) รายงานผลการทดลองว่าหากใช้ปริมาณสารอินทรีย์เท่ากับ 6 กิโลกรัมซีโอดี/ลูกบาศก์เมตร-วัน พบเม็ดตะกอนที่มีโครงสร้างแข็งแรงในช่วงแรกของการเดินระบบ แต่กลับกลายเป็นแบบที่เรียฝิลาเมนต์ในเวลาต่อมา

- (M. K. Winkler และคณะ, 2011) พบว่าปริมาณออกซิเจนในระบบเม็ดตะกอนนั้นสำคัญต่อการคัดเลือกสายพันธุ์จุลินทรีย์ในระบบมาก หากความเข้มข้นออกซิเจนในระบบต่ำปริมาณเอโอบีจะสูงกว่าเออนีโอบี หากขาดออกซิเจนในระบบไนตริฟายอิงจะไม่แขวนลอยในระบบแต่จะจับตัวกันแน่นเป็นเม็ด

- (Gao, Liu, Liang, และคณะ, 2011; A.-j. Li และคณะ, 2008) พบว่าหากใช้ความเร็วในการเติมอากาศสูงเกินไปหรือระยะเวลาการอดอาหารนานจนเกินไปส่งผลให้ขนาดของเม็ดตะกอนมีขนาดเล็กกลง

- (Ruiken และคณะ, 2013) พบว่าจุลินทรีย์แบบฟล็อกสามารถคงอยู่ในระบบแม้ว่าจะใช้ความเร็วในการเติมอากาศเท่ากับ 3-3.3 เมตร/ชั่วโมงก็ตามที่ แต่สุดท้ายก็จะถูกล้างไล่ออกไปจากระบบในที่สุด

- (Y. Chen และคณะ, 2007; Lochmatter และ Holliger, 2014) รายงานผลการทดลองว่าสามารถเกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ในระบบได้ที่ความเร็วในการเติมอากาศเท่ากับ 0.8 เซนติเมตร/วินาที แต่โครงสร้างของเม็ดตะกอนไม่แข็งแรงและสูญเสียสภาพความเป็นเม็ดได้ง่าย
- (He และคณะ, 2017) พบว่าหากลดความเร็วในการเติมอากาศลงจะทำให้เพิ่มประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนของระบบโดยการเพิ่มอัตราของไนตริฟิเคชัน และดีไนตริฟิเคชันได้ โดยพบว่าหากลดความเร็วในการเติมอากาศจาก 0.17 เป็น 0.04 เซนติเมตร/วินาที ปริมาณของเอโอปีจะสูงแต่ปริมาณของเอนโอปีในระบบจะลดลง
- (Zheng และคณะ, 2006) สรุปว่าความสามารถในการตกตะกอนเป็นพารามิเตอร์ที่มีความสัมพันธ์ที่สำคัญต่อปริมาณมวลชีวในระบบ โดยจากผลการทดลองสรุปความเร็วในการตกตะกอนของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ในช่วง 18-130 เมตร/ชั่วโมง
- (Schmidt และคณะ, 1996) กล่าวว่าความเร็วในการตกตะกอนของเม็ดตะกอนชนิดใช้อากาศใกล้เคียงกับเม็ดตะกอนจุลินทรีย์แบบไม่ใช้อากาศและมากกว่าความเร็วในการตกตะกอนของระบบแอสซึ่งมีค่าอยู่ในช่วง 7-10 เมตร/ชั่วโมง
- (Toh และคณะ, 2003) พบว่าหากขนาดของเม็ดตะกอนเล็กกว่า 4 มิลลิเมตรความสามารถในการตกตะกอนจะมีประสิทธิภาพดี ความหนาแน่นและความเข้มข้นมวลชีวสูง แต่หากขนาดของเม็ดตะกอนมากกว่า 4 มิลลิเมตร ความสามารถในการตกตะกอน ความหนาแน่น และมวลชีวภาพลดน้อยลง
- (Gao, Liu และ Wu, 2011) สรุปว่า การรวมตัวกันของเม็ดตะกอนที่เร็วที่สุดทำได้โดยการปรับระยะเวลาการตกตะกอนให้น้อยลง และจะทำให้ปริมาณสารอินทรีย์เพิ่มมากขึ้นอีกด้วย การเพิ่มระยะเวลาการรอดอาหารและการเพิ่มแรงเฉือนน้ำ ส่งผลให้ระยะเวลาการสร้างเม็ดตะกอนยาวนานขึ้น แต่เม็ดตะกอนจุลินทรีย์มีการรวมตัวกันแน่นกว่าและมีขนาดเล็ก การเพิ่มปริมาณสารอินทรีย์ในระบบทำให้ขนาดของเม็ดตะกอนมีขนาดใหญ่และค่าเคสูง อัตราการบำบัดสารอินทรีย์สูงสุด (q_{max}) มีค่าใกล้เคียงกันในทุกการทดลอง โดยมีค่าเท่ากับ 0.13-0.16 กรัมซีโอดี/กรัมวีเอสเอส-ชั่วโมง และค่าอัตราการเติบโตของการใช้สารอาหารของเซลล์ (Half rate constant; K) ในวิธีการเพิ่มปริมาณสารอินทรีย์และการลดเวลาในการตกตะกอน มีค่าเท่ากับ 18 และ 16 มิลลิกรัม/ลิตร ตามลำดับ
- (Bassin, 2018) พบว่าหากใช้ระยะเวลาในการตกตะกอนนาน ฟลอคที่ประสิทธิภาพในการตกตะกอนต่ำนั้นไม่ถูกล้างไล่ออกจากระบบ และไปรบกวนการเกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ จึงสรุปว่า

หากต้องการให้เกิดเม็ดตะกอนในระบบต้องใช้ระยะเวลาในการตกตะกอนที่เหมาะสมต่อการเกิดเม็ดตะกอนในระบบ

- (Y. Chen และคณะ, 2007) พบว่าความเข้มข้นน้ำเสียและความเร็วเติมอากาศมีผลต่อการสร้างเม็ดตะกอน โดยการเติมอากาศด้วยความเร็วสูงเท่ากับ 3.2 เซนติเมตร/วินาที เหมาะสมกับน้ำเสียความเข้มข้น 2,000-5,000 มิลลิกรัมซีโอดี/ลิตร ในขณะที่ความเร็วการเติมอากาศ 2.4 เซนติเมตร/วินาทีเหมาะสมที่จะใช้กับน้ำเสียความเข้มข้นในช่วง 2,000-3,000 มิลลิกรัมซีโอดี/ลิตร เนื่องจากน้ำเสียความเข้มข้นสูงจะทำให้จุลินทรีย์ในเม็ดตะกอนเจริญเติบโตมากผิดปกติ หากในระบบบำบัดมีแรงเฉือนน้ำน้อยเกินไป จะทำให้จุลินทรีย์หลุดจากเม็ดตะกอน ส่งผลให้ความหนาแน่นมวลชีวจุลินทรีย์ของเม็ดตะกอนลดลง

- (L. Liu และคณะ, 2017) ศึกษาผลของการเกิดสาหร่ายในถังปฏิกรณ์ต่อโครงสร้างและการทำงานของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ โดยการเปิดถังบำบัดรับแสงเป็นเวลา 4 ชั่วโมง/วัน พบว่าทำให้ความสามารถในการตกตะกอนและประสิทธิภาพในการกำจัดธาตุอาหารลดลง เนื่องจากสาหร่ายมีผลต่อการสร้างสารอีพีเอสของจุลินทรีย์ แต่ในขณะเดียวกันสาหร่ายบางสายพันธุ์ เช่น *คลอเรลลา* สามารถทำงานร่วมกับเม็ดตะกอนและเพิ่มประสิทธิภาพในการกำจัดธาตุอาหารได้

- (Yu Liu และ Liu, 2006) กล่าวว่าในการศึกษาการสร้างเม็ดตะกอนในระบบเอสปีอาร์ส่วนใหญ่แล้ว ค่าอายุตะกอนจะไม่ถูกควบคุมจนเกินไปนัก แต่เปลี่ยนแปลงไปตามธรรมชาติโดยการเปลี่ยนแปลงความสามารถในการตกตะกอนของสลัดจ์

- (Qin, Liu, และคณะ, 2004) ศึกษาหาระยะเวลาดตกตะกอนที่เหมาะสมต่อการสร้างเม็ดตะกอนในระบบบำบัด โดยใช้น้ำเสียสังเคราะห์ที่มีโซเดียมอะซิเตทเป็นสารอาหาร ความเข้มข้นน้ำเสียเข้าเท่ากับ 1,000 มิลลิกรัมซีโอดี/ลิตร พบว่าหากใช้ระยะเวลาตกตะกอน 5 นาที เซลล์ในระบบเป็นเม็ดตะกอนทั้งหมด เม็ดตะกอนขนาดใหญ่เท่ากับ 2 มิลลิเมตร มีลักษณะเป็นเม็ดแน่น พื้นผิวเรียบ ไม่มีเส้นใย เทียบกับเม็ดตะกอนที่เกิดจากระยะเวลาดตกตะกอน 10 15 และ 20 นาที พบว่าเม็ดตะกอนพื้นผิวขรุขระ ไร้รูปร่าง และมีฟิลาเมนต์ส จึงสรุปว่าเมื่อลดระยะเวลาตกตะกอนลงจาก 20 15 10 และ 5 นาที ตามลำดับ อัตราส่วนเม็ดตะกอนจะเพิ่มมากขึ้น ขนาดเม็ดตะกอนใหญ่ขึ้น และเม็ดตะกอนมีรูปร่างเป็นทรงกลมจับตัวแน่นมากขึ้น

- (Zheng และคณะ, 2006) สร้างเม็ดตะกอนจุลินทรีย์แบบใช้ออกซิเจนจากน้ำเสียสังเคราะห์ซูโครสความเข้มข้น 2,000 มิลลิกรัมซีโอดี/ลิตร โดยใช้ระบบบำบัดเอสปีอาร์ ใช้เวลาบำบัด 4 ชั่วโมง ระยะเวลาตกตะกอน 5 นาที ความเร็วในการเติมอากาศ 2 เซนติเมตร/วินาที และสัดส่วน

ทดแทนน้ำเสียร้อยละ 50 พบว่าฟลอคจุลินทรีย์เริ่มรวมเป็นเม็ดในวันที่ 40 และในวันที่ 70 หลังการเดินระบบเกิดเม็ดตะกอนสีดำขนาดใหญ่เท่ากับ 10 มิลลิเมตร

- (A.-j. Li และคณะ, 2008) ศึกษาการเกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ใช้อากาศจากกระบวนการบำบัดระบบเอสปีอาร์ที่อัตราภาระอินทรีย์แตกต่างกัน โดยใช้น้ำเสียสังเคราะห์จากกลูโคส ระบบบำบัดใช้เวลา 4 ชั่วโมง ระยะเวลาตกตะกอน 5 นาที ความเร็วในการเติมอากาศ 2.4 เซนติเมตร/วินาที และสัดส่วนทดแทนน้ำเสียร้อยละ 50 พบว่าเมื่อใช้น้ำเสียที่มีซีไอดีเท่ากับ 1500 มิลลิกรัมซีไอดี/ลิตร จะเกิดเม็ดตะกอนขนาดใหญ่เท่ากับ 4-5 มิลลิเมตร แต่จับตัวกันหลวม มีความหลากหลายของสายพันธุ์จุลินทรีย์น้อยกว่าเม็ดตะกอนที่เกิดจากน้ำเสียซีไอดีเท่ากับ 500 มิลลิกรัมซีไอดี/ลิตร เม็ดตะกอนมีขนาดเท่ากับ 2 มิลลิเมตร และจับตัวกันอย่างแน่นหนา

- (Yu และคณะ, 2014) ศึกษาประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำเสียที่มีความเข้มข้นแอมโมเนียสูง พบว่ามีการดูดซับไนโตรเจนไว้ที่ผิวของเม็ดตะกอนถึงร้อยละ 9 ของปริมาณไนโตรเจนทั้งหมดในระบบ ประสิทธิภาพการบำบัดโดยกระบวนการไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชันเท่ากับร้อยละ 76

- (Yali Liu และคณะ, 2015) พบว่าประสิทธิภาพในการบำบัดสารอินทรีย์ แอมโมเนียของเม็ดตะกอนสูงกว่าหัวเชื้อจุลินทรีย์ที่มาจากระบบเอเอส และพบความสัมพันธ์ระหว่างสายพันธุ์จุลินทรีย์กับขนาดของเม็ดตะกอนว่า พบว่าหากเม็ดตะกอนมีขนาด 0.6-1.2 มิลลิเมตร เชื้อจุลินทรีย์ในเม็ดตะกอนจะประกอบด้วยเอโอปีหรือแบคทีเรียออกซิไดส์แอมโมเนียเป็นหลัก แต่หากเม็ดตะกอนมีขนาด 1.2-1.8 มิลลิเมตร จุลินทรีย์ในเม็ดตะกอนจะประกอบด้วยเอ็นโอปีหรือแบคทีเรียออกซิไดส์ไนโตรเจนเป็นหลัก

- (Huang และคณะ, 2015) ศึกษาผลของการเติบโตของสาหร่ายในระบบบำบัดต่อการสร้างเม็ดตะกอน พบว่าหากมีสาหร่ายเกิดขึ้นในระบบ การรวมตัวกันของฟลอคจะช้าลง ขนาดของเม็ดตะกอนในระบบเล็กลง โครงสร้างของเม็ดตะกอนจะแตกตัวได้ง่าย และประสิทธิภาพในการบำบัดธาตุอาหารของเม็ดตะกอนน้อยลง

- (Y. Chen และคณะ, 2007) ศึกษาความเร็วอากาศที่มีผลต่อการเกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ใช้อากาศ ใช้น้ำเสียสังเคราะห์จากโซเดียมอะซิเตท ความเข้มข้นสารอินทรีย์ 2,000 มิลลิกรัมซีไอดี/ลิตร ที่มีระยะเวลาบำบัดเท่ากับ 4 ชั่วโมง ระยะเวลาตกตะกอน 5 นาที และสัดส่วนทดแทนน้ำเสียร้อยละ 50 พบว่าหากใช้ความเร็วในการเติมอากาศเท่ากับ 3.2 เซนติเมตร/วินาที จะเกิดเม็ดตะกอนที่มีความหนาแน่น และโครงสร้างแข็งแรงสูงกว่าเม็ดตะกอนที่ใช้ความเร็วในการเติมอากาศเท่ากับ 2.4 เซนติเมตร/วินาที

- (Yang และคณะ, 2008) ศึกษาการเกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ใช้อากาศ ในถังเอสปีอาร์ ใช้น้ำเสียสังเคราะห์กลูโคส ความเข้มข้นสารอินทรีย์ 1,000 มิลลิกรัมซีไอดี/ลิตร ระยะเวลาบำบัด 4 ชั่วโมง ระยะเวลาตกตะกอน 2 นาที ความเร็วในการเติมอากาศ 2.4 เซนติเมตร/วินาที และสัดส่วนการทดแทนน้ำเสียร้อยละ 50 พบเม็ดตะกอนขนาด 4.8 มิลลิเมตร หลังเดินระบบไป 70 วัน

- จากการทดลองของนักวิจัยหลายท่านพบว่าขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางของเม็ดตะกอนมีขนาดตั้งแต่ 0.2-16 มิลลิเมตร โดยการกระจายตัวของขนาดเม็ดตะกอน (Size Distribution) ในระบบนั้นขึ้นกับสถานะในการเดินระบบ (Beun และคณะ, 1999; Gao, Liu, Liang, และคณะ, 2011; J. Li และคณะ, 2007; Toh และคณะ, 2003; Yang และคณะ, 2008; Zheng และคณะ, 2006)

- (Toh และคณะ, 2003) พบว่าหากขนาดของเม็ดตะกอนเล็กกว่า 4 มิลลิเมตร ความสามารถในการตกตะกอนจะมีประสิทธิภาพดี ความหนาแน่นและความเข้มข้นมวลชีวสูง แต่หากขนาดของเม็ดตะกอนมากกว่า 4 มิลลิเมตร ความสามารถในการตกตะกอน ความหนาแน่น และมวลชีวภาพลดน้อยลง

- (Linlin และคณะ, 2005) พบว่าหากขนาดเม็ดตะกอนเล็กกว่า 0.4 มิลลิเมตร การแพร่ของสารอาหารเข้าสู่เซลล์จะเกิดขึ้นได้น้อยลง และหากขนาดเม็ดตะกอนใหญ่กว่า 1 มิลลิเมตร อัตราการย่อยสลายสารอาหารของจุลินทรีย์จะน้อยกว่าเม็ดตะกอนที่มีขนาด 0.5 มิลลิเมตรถึงสามเท่า ผู้วิจัยจึงแนะนำให้พัฒนาขนาดเม็ดตะกอนให้เท่ากับ 0.5 มิลลิเมตร จึงจะเป็นขนาดเม็ดตะกอนที่เหมาะสมในการบำบัด

- (Adav และคณะ, 2008; Z.-W. Wang และคณะ, 2005) กล่าวว่าสารสังเคราะห์อีพีเอสเป็นสารพอลิเมอร์ที่เป็น “กาวธรรมชาติ” ที่ช่วยในการรวมตัวกัน และเพิ่มความแข็งแรงให้แก่เม็ดตะกอน (Adav และคณะ, 2007; Yu Liu และ Tay, 2004; Tay และคณะ, 2001) พบว่าองค์ประกอบของอีพีเอสของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์สูงมากเมื่อเทียบกับในระบบฟล็อกเอเอสทั่วไปและระบบฟิล์มตรึงชีวภาพ อีพีเอสของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์มีโปรตีนเป็นองค์ประกอบหลัก ซึ่งพบว่าโปรตีนในเซลล์ช่วยเพิ่มความแข็งแรงให้กับเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ (Claudio Di Iaconi และคณะ, 2006) โดย (Dulekgurgen และคณะ, 2008) พบว่าสถานะแอโรบิก/แอนแอโรบิกในระบบ และแรงเฉือนน้ำ ช่วยกระตุ้นการหลั่งสารอีพีเอสของจุลินทรีย์ ซึ่งช่วยเพิ่มประสิทธิภาพในการรวมตัวกันของตะกอน ทำให้ฟล็อกรวมกันได้ดียิ่งขึ้น (Beun และคณะ, 1999) พบว่าความเร็วในการเติมอากาศที่สูงกว่าหรือเท่ากับ 1.2 เซนติเมตร/วินาที ช่วยเพิ่มอัตราการสร้างสารอีพีเอสหรือเอกโซพอลิแซคคาไรด์ต่าง ๆ เพิ่มความไม่ชอบน้ำของเซลล์ และเพิ่มความถ่วงจำเพาะของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ซึ่งจำเป็นต่อ

การสร้างเม็ดตะกอน และ (Deng และคณะ, 2016) สรุปว่าหากต้องการให้เม็ดตะกอนมีการเจริญเติบโตที่ดี ควรจะมีปริมาณอีพีเอสในระบบมากกว่า 200 มิลลิกรัม/กรัมเอ็มแอลวีเอสเอส

- (Corsino และคณะ, 2016) พบว่าในระยะการรอดอาหารของเซลล์ซึ่งมีความเข้มข้นของสารอาหารต่ำ จุลินทรีย์จะใช้สารอีพีเอสเป็นแหล่งคาร์บอนในการให้พลังงานสำหรับการหายใจระดับเซลล์ หากการสร้างอีพีเอสน้อยเกินไปไม่อาจทำให้เกิดเม็ดตะกอนในถังปฏิกรณ์ได้ แต่หากปริมาณอีพีเอสสูงเกินไปจะไม่สามารถรักษาความเสถียรของเม็ดตะกอนในการเดินระบบระยะยาวได้ โดย (de Sousa Rollemberg และคณะ, 2018) พบว่าสารสังเคราะห์อีพีเอสจะถูกสร้างขึ้นในช่วงการเติมอาหารเป็นหลัก และสรุปว่าหากต้องการควบคุมปริมาณอีพีเอสในระบบ สามารถทำได้ทางอ้อมจากการควบคุมระยะเวลาการเติมอาหารและระยะเวลาการรอดอาหารในระบบ โดยการวิเคราะห์ความเข้มข้นซีไอทีในระบบอยู่ตลอด

- (Kang และ Yuan, 2017) ทำการศึกษาการเปลี่ยนแปลงภาระสารอินทรีย์ในน้ำเสีย เพื่อศึกษาประสิทธิภาพในการกำจัดธาตุอาหารของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ พบว่าเมื่อลดซีไอทีลงทำให้เม็ดตะกอนเกิดการแตกตัวจากกันเนื่องจากของอัตราส่วนสารอาหาร/ชีวมวล ในระบบลดลง ซึ่ง (A.-j. Li และคณะ, 2011; Wu และคณะ, 2018) พบว่าค่าอัตราปริมาณอาหาร/ชีวมวลในระบบส่งผลโดยตรงต่อองค์ประกอบและปริมาณของอีพีเอส ความแข็งแรงของเม็ดตะกอน ระยะเวลาในการเกิดเม็ดตะกอน และความสามารถในการบำบัดมลสารในน้ำเสีย โดย (Tay และคณะ, 2004) พบว่าหากใช้ค่าอัตราสารอาหาร/ชีวมวลต่ำที่เท่ากับ 0.33 กรัมซีไอที/กรัมวีเอสเอส-วัน ช่วยเสริมสร้างการเจริญเติบโตของเม็ดตะกอนให้มีความแข็งแรงยิ่งขึ้น ต่อมา (A.-j. Li และคณะ, 2011) กล่าวว่าควรใช้ค่าอัตราสารอาหาร/ชีวมวลที่มากกว่าหรือเท่ากับ 1.1 กรัมซีไอที/กรัมวีเอสเอส-วัน ในกระบวนการสร้างเม็ดตะกอน จากนั้นปรับไปใช้อัตราสารอาหาร/ชีวมวลเท่ากับ 0.3 กรัมซีไอที/กรัมวีเอสเอส-วัน ในการเดินระบบหลังจากอัตราการเกิดเม็ดตะกอนในระบบคงที่แล้ว และ(Wu และคณะ, 2018) พบว่าหากใช้ค่าอัตราสารอาหาร/ชีวมวลระหว่าง 0.4-0.5 กรัมซีไอที/กรัมวีเอสเอส-วัน จะทำให้ความหลากหลายของสายพันธุ์จุลินทรีย์เพิ่มสูงขึ้น ทำให้ประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำเสียดียิ่งขึ้นอีกด้วย แต่ (Kang และ Yuan, 2017) พบว่าหากลดค่าอัตราสารอาหาร/ชีวมวลต่ำจาก 0.4 เป็น 0.2 กรัมซีไอที/กรัมวีเอสเอส-วัน ทำให้เม็ดตะกอนเกิดการแตกตัว และกล่าวว่าค่าอัตราสารอาหาร/ชีวมวลต่ำที่เหมาะสมกับการเลี้ยงเม็ดตะกอนในระบบเท่ากับ 0.4 กรัมซีไอที/กรัมวีเอสเอส-วัน และสรุปว่าเมื่อใช้ค่าอัตราสารอาหาร/ชีวมวลต่ำ เม็ดตะกอนที่เกิดจะแข็งแรงเพราะมีขนาดเล็ก อย่างไรก็ตามหากสารอาหาร/ชีวมวลในระบบต่ำจนเกินไปจะทำให้ความสามารถในการสังเคราะห์อีพีเอสลดลง ส่งผลให้ลดอัตราการเกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ในระบบได้

- (อริยะ กาญจนโกมุต, 2562) ทำการศึกษาการสร้างและประสิทธิภาพเมื่อดตะกอนจุลินทรีย์แบบใช้อากาศ ใช้น้ำเสียสังเคราะห์จากซูโครสที่ความเข้มข้นซีโอดีเท่ากับ 2,000 มิลลิกรัม/ลิตร เวลาในการบำบัด 4 ชั่วโมง/รอบ ความเร็วในการเติมอากาศเท่ากับ 3.5 เซนติเมตร/วินาที ควบคุมพีเอชที่ 6.5-7.5 โดยทดลองเปลี่ยนระยะเวลาตกตะกอนที่ 60 30 15 5 และ 2 นาที พบว่าหากระยะเวลาการตกตะกอนน้อยลง ค่า MLSS ในระบบจะลดลงตามไปด้วย โดยที่เวลาตกตะกอนที่ 60 นาที มีค่า MLSS เท่ากับ 30,200 มิลลิกรัม/ลิตร และที่ระยะเวลาการตกตะกอนที่ 2 นาที ค่า MLSS ในระบบลดลงเหลือ 9,770 มิลลิกรัม/ลิตร ค่า SVI เฉลี่ยมีค่าเท่ากับ 13.23-19.45 มิลลิลิตร/กรัม ประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดีเท่ากับร้อยละ 84-98 ลักษณะเมื่อดตะกอนที่เกิดมีขนาด 1-5 มิลลิเมตร และทดลองเปลี่ยนสัดส่วนการทดแทนน้ำเสียที่ร้อยละ 50 60 70 80 และ 90 พบว่าหากใช้สัดส่วนการทดแทนน้ำเสียสูงขึ้น ค่า MLSS ของระบบบำบัดจะลดลง โดยที่สัดส่วนการทดแทนน้ำเสียร้อยละ 60 มีค่า MLSS เท่ากับ 18,590 มิลลิกรัม/ลิตร และที่สัดส่วนการทดแทนน้ำเสียร้อยละ 90 มีค่า MLSS ลดลงเหลือ 4,030 มิลลิกรัม/ลิตร ค่า SVI เฉลี่ยมีค่าเท่ากับ 19.5-29.76 มิลลิลิตร/กรัม ประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดีเท่ากับร้อยละ 90-98 ลักษณะเมื่อดตะกอนที่เกิดมีขนาด 1-5 มิลลิเมตร สรุปผลการศึกษาว่า เวลาตกตะกอนที่เหมาะสมที่สุดจากการทดลองคือ 15 นาที โดยพิจารณาจากความเข้มข้นตะกอนในระบบมีปริมาณมาก โดยในถังปฏิกริยามีค่า MLSS เฉลี่ยเท่ากับ 26,750 มิลลิกรัม/ลิตร และพิจารณาร่วมกับลักษณะเมื่อดตะกอนที่มีรูปร่างกลม ขนาดเมื่อดตะกอนมีขนาดใหญ่สุดเท่ากับ 5 มิลลิเมตร และสัดส่วนการทิ้งน้ำที่เหมาะสมที่สุดจากการทดลองคือ ร้อยละ 60 โดยพิจารณาจาก ตะกอนในระบบมีปริมาณมาก โดยในถังปฏิกริยามีค่า MLSS เฉลี่ยเท่ากับ 18,590 มิลลิกรัมต่อลิตร

ตารางที่ 2.3 เปรียบเทียบคุณลักษณะของตะกอนในระบบบำบัดต่าง ๆ (Bengtsson และคณะ, 2019; Nancharaiah และ Reddy, 2018; Rico และคณะ, 2017; Simon และคณะ, 2009)

ปัจจัย	เมื่อดตะกอนใช้อากาศ	เมื่อดตะกอนไม่ใช้อากาศ	ฟลูอิดเอเอส
ความเร็วในการตกตะกอน	10-90 เมตร/ชั่วโมง	น้อยกว่า 20 เมตร/ชั่วโมง	2-10 เมตร/ชั่วโมง
ความหนาแน่น/ความอัดแน่น	สูง	สูง	ต่ำ
รูปร่าง	ทรงกลมเรียบ	ทรงกลมเรียบ	ไม่ชัดเจนและมีเส้นใย
ระดับชั้นของเซลล์	แอโรบิก แอนออกซิก แอนแอโรบิก	แอนแอโรบิก	แอโรบิก
ความทนทาน	สูง	ต่ำ	ต่ำ
การสังเคราะห์พีเอส	สูง	กลาง	ต่ำ

ตารางที่ 2.4 สรุปสภาวะที่ใช้ศึกษาระยะการเกิดเม็ดตะกอนในถังเอลซีอาร์

เริ่มเกิดเม็ดตะกอน	เกิดเม็ดตะกอน แข็งแรง (วัน)	ระยะเวลา การศึกษา (วัน)	ชนิดน้ำเสียในระบบ	สารอินทรีย์ (ซีไอดี)	ระยะเวลา การบำบัด (ชั่วโมง)	อุณหภูมิ (°เซลเซียส)	ออกซิเจนละลาย/ ความเร็วการเติม อากาศ	อ้างอิง
2 วัน* 5 วัน**	-	40	น้ำเสียสังเคราะห์	400-800 มก./ล.	4	25	20 ล./นาที	(Show และ คณะ, 2012)
6 วัน	-	240	น้ำเสียสังเคราะห์	4.5-5.5 มก./ล.-วัน	4	17-22	5 ล./นาที	(M. v. de Kreuk และ คณะ, 2004)
7 วัน	15	-	น้ำเสียสังเคราะห์	6.0 มก./ล.-วัน	4	25	2-6 ล./นาที	(Isanta และ คณะ, 2012)
7 วัน	50	50	น้ำเสียจริง	200-600 มก./ล.	4	18-30	-	(Tay และคณะ , 2001)
7 วัน	-	85	น้ำเสียสังเคราะห์	8 มก./ล.-วัน	3	-	25 ชม./วินาที	(Dulekurgun และคณะ, 2008)
17 วัน	56	60	โรงงานน้ำมันปาล์ม	2.5 มก./ล.-วัน	3	-	2.5 ชม./วินาที	(Yu Liu และ Tay, 2004)
20 วัน	30	90	น้ำเสียสังเคราะห์	-	4	25	3.5-4 มก./ล.	(Zhu และ คณะ, 2015)

ตารางที่ 2.4 สรุปสภาวะที่ใช้ศึกษาาระยะการเกิดเม็ดตะกอนในถังเอสบีอาร์ (ต่อ)

เริ่มเกิดเม็ดตะกอน	เกิดเม็ดตะกอน แข็งแรง (วัน)	ระยะเวลา การศึกษา (วัน)	ชนิดน้ำเสียในระบบ	สารอินทรีย์ (ซีโอดี)	ระยะเวลา การบำบัด (ชั่วโมง)	อุณหภูมิ (°เซลเซียส)	ออกซิเจนละลาย/ ความเร็วการเติม อากาศ	อ้างอิง
30 วัน	-	200	น้ำเสียจริง+น้ำเสีย สังเคราะห์	600 มก./ล.	6	16-27	มากกว่า 4 มก./ล.	(C Di Iaconi และคณะ, 2005)
35 วัน	50	60	น้ำเสียสังเคราะห์	500 มก./ล.	6	25	-	(Gao, Liu และ Wu, 2011)
40 วัน	70	160	น้ำเสียสังเคราะห์	400 มก./ล.	4-8	-	มากกว่า 2 มก./ล.	(Yu Liu และ คณะ, 2004)
หลัง 90 วัน	130	330	น้ำเสียจากโรงงาน อาหารทะเล	2-5 มก./ล.-วัน	3	15-20	4-8 มก./ล.	(X. Liu และ คณะ, 2016)
30 วัน	-	170	น้ำเสียสังเคราะห์	2,000 มก./ล.	4	-	3.5 ชม./วินาที	(อริยะ กาญ จนโกมุท, 2562)

*การรีเจนเนอเรทเม็ดตะกอนที่เก็บไว้ในระบบ

**เมื่อใช้เม็ดตะกอนที่เก็บไว้มาเป็นหัวเชื้อในการทดลอง

ตารางที่ 2.5 รายงานเกี่ยวกับการกำจัดธาตุอาหารของเมล็ดตะกอน

ธาตุเป้าหมาย	ความเข้มข้น เริ่มต้น	ความเข้มข้น หลังการบำบัด	ประสิทธิภาพ ในการบำบัด (%)	ความเร็วใน การเติมอากาศ	อ้างอิง
ไนโตรเจน	50±12 มก. แอมโมเนียม/ ล.	26 มก.ไน เตรต/ลิตร 2 มก.ทีเค เอ็น/ล.	มากกว่า 97	100 ล./ชม.	(Giancoli, 2016)
	30 มก./ล.	0.008 มก. แอมโมเนียม/ ล.	94	ดีไอต่ำ (20%)	(M. De Kreuk และคณะ, 2005)
	50 มก. แอมโมเนียม/ ล.	0.4 มก. แอมโมเนียม/ ล.	95	ดีไอสูง/ต่ำ สลับกัน	(M.-K. Winkler และ คณะ, 2012)
	257.4±69.3 มก. แอมโมเนียม/ ล.	20.8±28.1 มก./ล.	92.3±8.5	120 ล./ชม.	(Tay และ คณะ, 2009)
	48.7 มก./ล.	5.6 มก./ล.	88.5	390 ล./ชม.	(Ab Halim และคณะ, 2015)
	35 มก. แอมโมเนียม/ ล.	-	70-85	240 ล./ชม. , ดีไอมากกว่า 90%	(Isanta และ คณะ, 2015)
	1079.3±91.3 มก. แอมโมเนียม/ ล.	601.3±54.6 มก./ล.	44.1±4.4	120 ล./ชม.	(Tay และ คณะ, 2009)

บทที่ 3

แผนการทดลองและการดำเนินงานวิจัย

3.1 แผนการทดลอง

งานวิจัยนี้เป็นการทดลองในระดับห้องปฏิบัติการ ดำเนินการที่อุณหภูมิต้อง ณ ภาควิชา วิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย โดยการทดลองแบ่งเป็น 4 ส่วนดังนี้ 1. การเลี้ยงเม็ดตะกอนจุลินทรีย์

2. การหาประสิทธิภาพและอัตราการบำบัดซีโอดี
3. การหาประสิทธิภาพและอัตราการบำบัดแอมโมเนียมไนโตรเจน
4. การหาค่าจลนพลศาสตร์ของระบบบำบัด

การทดลองส่วนที่ 1 การเลี้ยงเม็ดตะกอนจุลินทรีย์

ใช้น้ำเสียสังเคราะห์ปริมาตร 8 ลิตร โดยมีน้ำตาลทรายเป็นแหล่งคาร์บอน ความเข้มข้นซีโอดี เริ่มต้นในระบบประมาณ 3,400 มิลลิกรัมซีโอดี/ลิตร ความเข้มข้นแอมโมเนียมเริ่มต้นในระบบ 250 มิลลิกรัมไนโตรเจน/ลิตร เติระบบแบบทีละเท (Batch process) ในถังปฏิกรณ์เอสปีอาร์ (Sequencing Batch Reactor) โดยเดินระบบเป็นรอบ 1 รอบใช้ระยะเวลา 4 ชั่วโมง ประกอบไปด้วยกระบวนการเติมน้ำเสีย 5 นาที เติอากาศโดยใช้ความเร็วในการเติมอากาศเท่ากับ 3.5 เซนติเมตร/วินาที จนค่าความเข้มข้นซีโอดีในระบบลดลงจนกระทั่ง ระยะเวลาการตกตะกอนที่ 15 นาที ระยะเวลาปล่อยน้ำทิ้ง 5 นาที ใช้สัดส่วนการทดแทนน้ำเสีย (Volume exchange ratio) เท่ากับร้อยละ 60 ควบคุมสภาพพีเอช (pH) เท่ากับ 6.8 - 7.2 และค่าออกซิเจนละลายน้ำมากกว่า 2 มิลลิกรัม/ลิตร ตามลำดับ เก็บตัวอย่างน้ำและตัวอย่างตะกอนมาทำการวิเคราะห์ โดยพารามิเตอร์ที่ทำการวิเคราะห์ ประกอบด้วย ค่าซีโอดี (COD) แอมโมเนียมไนโตรเจน ($\text{NH}_4^+\text{-N}$) ไนเตรตไนโตรเจน ($\text{NO}_2^-\text{-N}$) ไนเตรตไนโตรเจน ($\text{NO}_3^-\text{-N}$) พีเอช (pH) ของแข็งแขวนลอย (MLSS) ของแข็งแขวนลอยระเหยง่าย (MLVSS) ดัชนีปริมาตรตะกอน (SVI) ปริมาตรการตกตะกอนที่ 30 นาที (SV_{30}) การกระจายตัวของเม็ดตะกอน (Sludge size distribution) และลักษณะทางกายภาพของเม็ดตะกอน (Physical characteristics of sludge) หลังจากเกิดเม็ดตะกอนในระบบและความเข้มข้นตะกอน (MLSS) ในระบบคงที่แล้ว จึงนำตัวอย่างเม็ดตะกอนในถังบำบัดไปทดสอบประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดีและแอมโมเนียมไนโตรเจน ภายในภาชนะเครื่องแก้วที่บรรจุน้ำเสียสังเคราะห์ที่ความเข้มข้นต่าง ๆ

การทดลองส่วนที่ 2 การศึกษาประสิทธิภาพและอัตราการบำบัดซีไอดี ณ ความเข้มข้นต่าง ๆ

จากถังปฏิกรณ์เอสปีอาร์ นำตัวอย่างเมื่อดตะกอนมาศึกษาประสิทธิภาพและอัตราการบำบัดซีไอดีที่ความเข้มข้นต่าง ๆ โดยเก็บตัวอย่างเมื่อดตะกอนความเข้มข้น 3,000 มิลลิกรัม/ลิตร เติมลงในภาชนะเครื่องแก้วที่มีปริมาตร 2 ลิตร เติมน้ำเสียที่ผ่านการสังเคราะห์ซีไอดีความเข้มข้นที่ต้องการศึกษาปริมาตร 1 ลิตร คมพีเอช 6-8 เติมหาตุอาหารให้เพียงพอ เติมหาอากาศจนปฏิกิริยาลิ้นสุด โดยทำการทดลองอย่างน้อย 3 ซ้ำ เก็บน้ำตัวอย่างตะกอนมาทำการวิเคราะห์อัตราการบำบัดซีไอดี โดยพารามิเตอร์ที่ทำการวิเคราะห์ ประกอบด้วย ค่าซีไอดี (COD) ของแข็งแขวนลอย (MLSS) ของแข็งแขวนลอยระเหยง่าย (MLVSS) โดยศึกษาน้ำเสียสังเคราะห์ที่ความเข้มข้นซีไอดีเท่ากับ 100 200 500 1,000 และ 2,000 มิลลิกรัมซีไอดี/ลิตร

การทดลองส่วนที่ 3 การศึกษาประสิทธิภาพและอัตราการบำบัดแอมโมเนียมไนโตรเจน ณ ความเข้มข้นต่าง ๆ

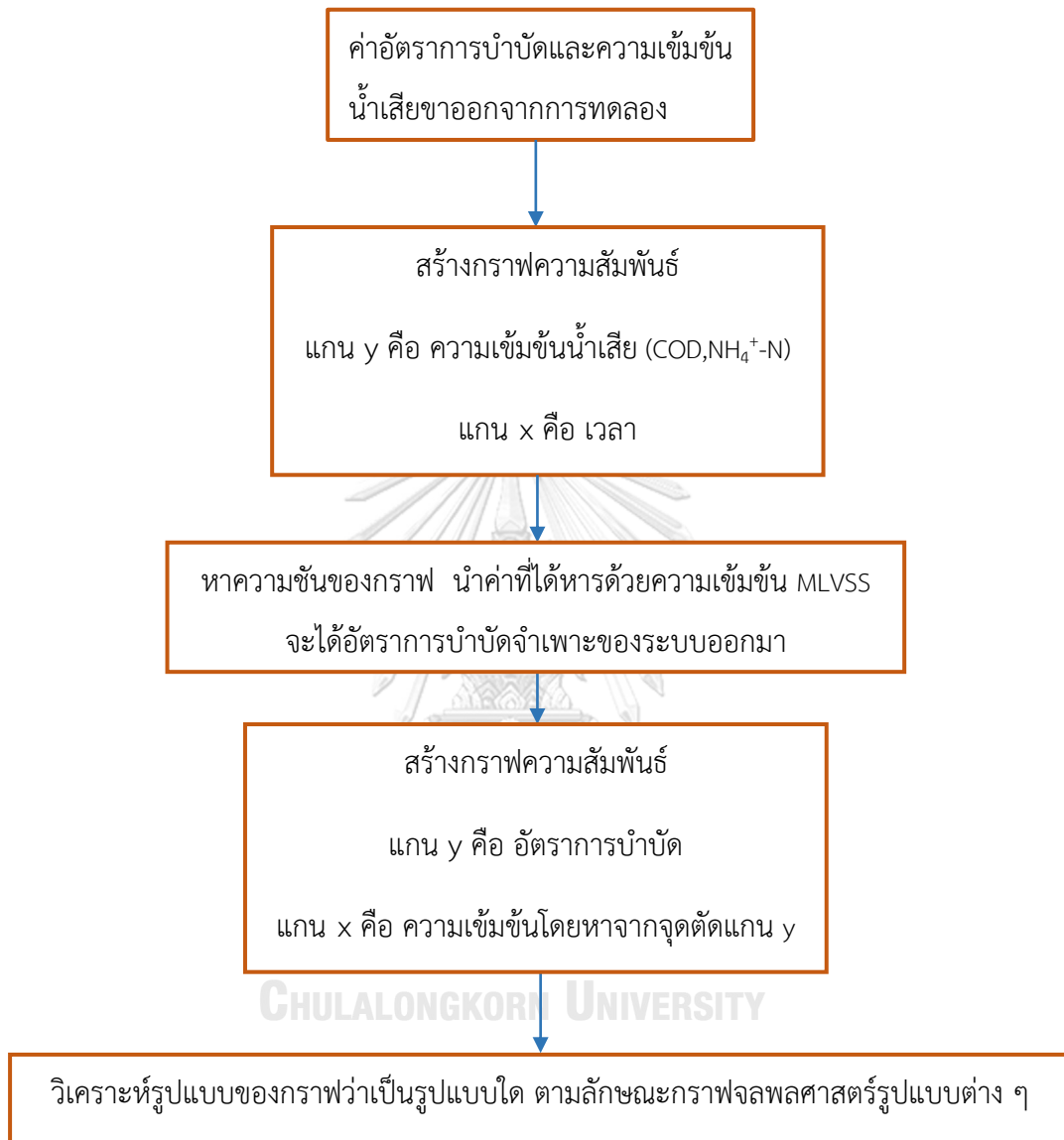
จากถังปฏิกรณ์เอสปีอาร์ นำตัวอย่างเมื่อดตะกอนมาศึกษาประสิทธิภาพและอัตราการบำบัดแอมโมเนียมไนโตรเจนที่ความเข้มข้นต่าง ๆ โดยเก็บตัวอย่างเมื่อดตะกอนความเข้มข้น 3,000 มิลลิกรัม/ลิตร เติมลงในภาชนะเครื่องแก้วที่มีปริมาตร 2 ลิตร เติมน้ำเสียที่ผ่านการสังเคราะห์ซีไอดีความเข้มข้นที่ต้องการศึกษาปริมาตร 1 ลิตร คมพีเอช 6-8 เติมหาตุอาหารให้เพียงพอ เติมหาอากาศจนปฏิกิริยาลิ้นสุด โดยทำการทดลองอย่างน้อย 3 ซ้ำ เก็บน้ำตัวอย่างตะกอนมาทำการวิเคราะห์อัตราการบำบัดแอมโมเนียม โดยพารามิเตอร์ที่ทำการวิเคราะห์ ประกอบด้วย ค่าแอมโมเนียมไนโตรเจน ($\text{NH}_4^+\text{-N}$) ไนไตรต์ไนโตรเจน ($\text{NO}_2^-\text{-N}$) ไนเตรตไนโตรเจน ($\text{NO}_3^-\text{-N}$) ของแข็งแขวนลอย (MLSS) ของแข็งแขวนลอยระเหยง่าย (MLVSS) โดยศึกษาน้ำเสียสังเคราะห์ที่ความเข้มข้นแอมโมเนียมเท่ากับ 5 10 25 50 และ 100 มิลลิกรัมไนโตรเจน/ลิตร

การทดลองส่วนที่ 4 การศึกษาค่าจลนพลศาสตร์ของการบำบัดซีไอดีและแอมโมเนียมไนโตรเจน

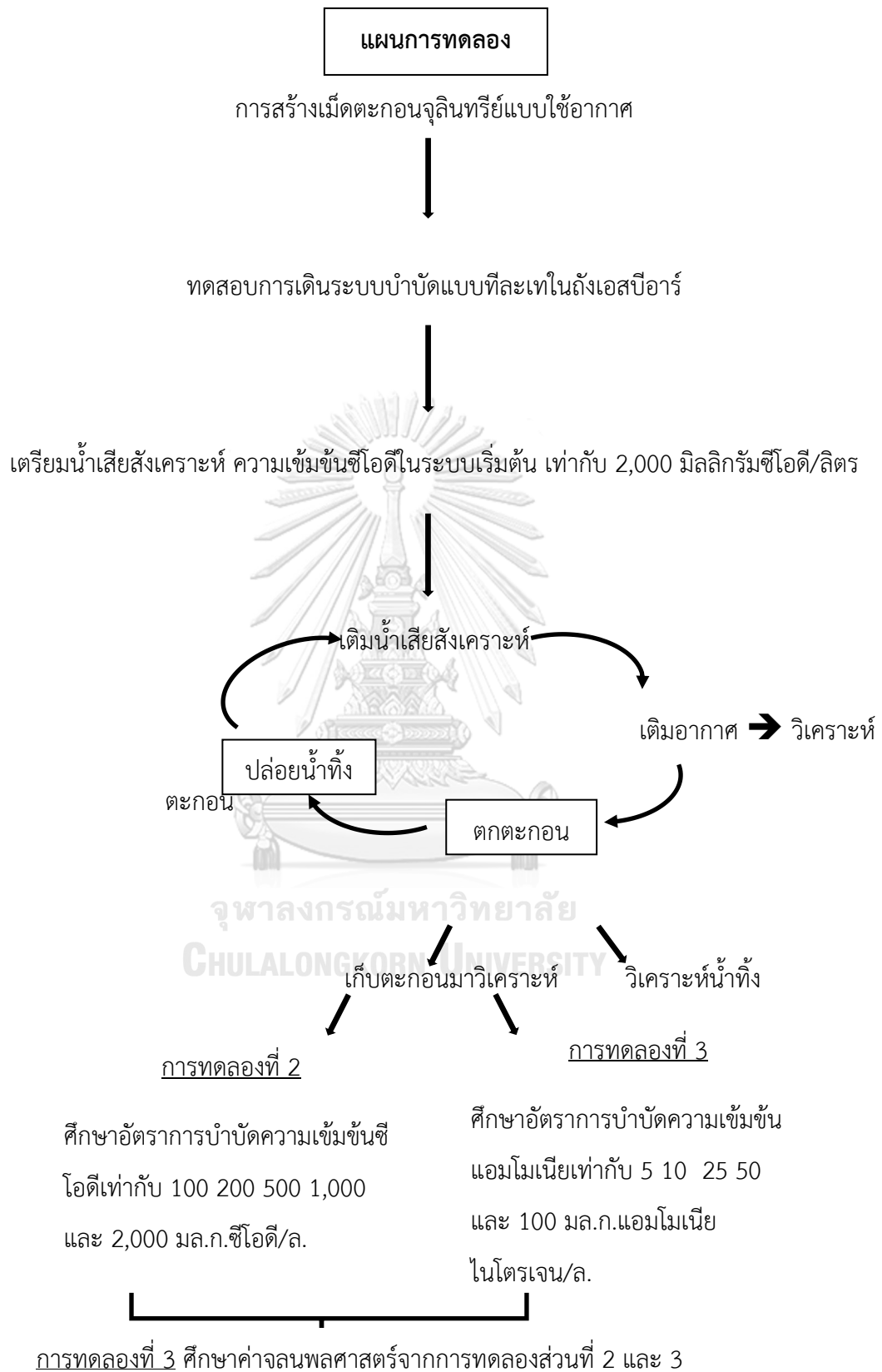
นำผลที่ได้จากการทดลองส่วนที่ 2 และส่วนที่ 3 ได้แก่ ซีไอดี (COD) และแอมโมเนียมไนโตรเจน ($\text{NH}_4^+\text{-N}$) มาหาอัตราการบำบัด สร้างกราฟความสัมพันธ์ของอัตราการบำบัดซีไอดี (COD) และแอมโมเนียมไนโตรเจน ($\text{NH}_4^+\text{-N}$) กับความเข้มข้นที่ทางน้ำออกของถังปฏิกรณ์ เพื่อหาจลนพลศาสตร์ โดยอ้างอิงรูปแบบจลนพลศาสตร์ในบทที่ 3 ซึ่งจะได้ค่าจลนพลศาสตร์ของระบบบำบัดโดยใช้เมื่อดตะกอนจุลินทรีย์แบบเติมอากาศ และตรวจสอบค่าจลนพลศาสตร์ที่หามาได้โดยการสร้าง

แบบจำลองและนำมาตรวจสอบกับผลการทดลองที่ได้ เพื่อให้สามารถนำค่าจลนพลศาสตร์ที่หามาได้
ไปใช้ในการออกแบบต่อไปได้





รูปที่ 3.1 ขั้นตอนการหาค่าจลนพลศาสตร์ของระบบบำบัด



รูปที่ 3.2 แผนการทดลอง

3.2 วัสดุอุปกรณ์และสารเคมีที่ใช้ในงานวิจัย

3.2.1 วัสดุอุปกรณ์และสารเคมีที่ใช้ในการวิเคราะห์น้ำเสีย

3.2.1.1 พีเอช

- เครื่องวัดพีเอช (pH meter) ยี่ห้อ Mettler Toledo

3.2.1.2 ออกซิเจนละลาย

- เครื่องวัดออกซิเจนละลาย (DO meter) ยี่ห้อ Orion Star รุ่น A123

3.2.1.3 ของแข็งแขวนลอย

- น้ำกลั่น (DI Water)
- กระดาษกรองใยแก้ว (GF/C ขนาดรูพรุน 1.2 ไมโครเมตร) ขนาดเส้นผ่านศูนย์กลาง 4.7 เซนติเมตร

- ชุดกรวยกรองบุชเนอร์ (Buchner Funnel)
- เครื่องดูดสุญญากาศ (Suction Pump)
- ตู้อบความร้อนที่มีเครื่องควบคุมอุณหภูมิ (Drying Oven)
- เครื่องชั่งละเอียดทศนิยม 4 ตำแหน่ง (Balance) ยี่ห้อ Mettler Toledo
- คีมคีบ (Forcept)
- โถดูดความชื้น (Desiccator)
- จานระเหย (Evaporation Dish)
- กระบอกตวง (Cylinder)

3.2.1.4 ซีไอดี

- น้ำกลั่น (DI Water)
- สารละลายมาตรฐานโปตัสเซียมไดโครเมต ($K_2Cr_2O_7$) 0.0167 โมลาร์
- สารละลายกรดซัลฟิวริกเข้มข้น (Conc. H_2SO_4) 2.5 ลิตร ผสมซิลเวอร์ซัลเฟต (Ag_2SO_4)

22.2 กรัม

- สารละลายมาตรฐานเฟอร์รัสแอมโมเนียมซัลเฟต (FAS) 0.1 N
- สารละลายเฟอร์โรอิน อินดิเคเตอร์

- ตู๋บ่มซีโอติ อูมหมุมิ 150 อองศาเซลเซียส
- ขวดปรับปริมาตร (Volumetric flask)
- ปีกเกอร์ (Beaker)
- ปิเปตต์แบบใช้ตวง (Graduated Pipette)
- ลูกยางปิเปตต์ (Pipettes Bulb)
- หลอดทดลองพร้อมฝาเกลียว (Culture Tube)
- ตะแกรงใส่หลอดทดลอง (Test Tube Rack)
- บิวเรตต์ (Burette)
- ที่จับบิวเรตต์ (Burettes Clamp)

3.2.1.5 แอมโมเนียม

- น้ำกลั่น (DI Water)
- สารละลายซาลิไซเลต (Salicylate Catalyst Solution) เตรียมจากโซเดียมซาลิไซเลต ($C_7H_5NaO_3$) 440 กรัม ผสมกับโซเดียมไนโตรปริสไซด์ ($Na_2[Fe(CN)_5NO] \cdot 2H_2O$) 0.28 กรัม ละลายในน้ำกลั่นให้ได้ปริมาตร 1 ลิตร
- สารละลายอัลคาไลน์ซิเตรต (Alkaline Citrate Solution) เตรียมจากโซเดียมไฮดรอกไซด์ (Tsuneda และคณะ) 18.5 กรัม ผสมกับโซเดียมซิเตรต ($Na_3C_6H_5O_7 \cdot 2H_2O$) 100 กรัม ละลายในน้ำกลั่นให้ได้ปริมาตร 1 ลิตร
- สารละลายไฮโปคลอไรต์ (Sodium Hypochlorite) เข้มข้น 6%
- สารละลายผสมระหว่างอัลคาไลน์ซิเตรตกับไฮโปคลอไรต์ในอัตราส่วน 9:1 (ต้องเตรียมใหม่ทุกครั้งที่จะใช้)
- เครื่องสเปคโตรโฟโตมิเตอร์ (Spectrophotometer)
- คิวเวทควอตซ์ (Quartz Cuvette) ขนาด 1 เซนติเมตร
- ขวดปรับปริมาตร (Volumetric flask)
- ปีกเกอร์ (Beaker)

- ปิเปตต์แบบใช้ตวง (Graduated Pipette)
- ลูกยางปิเปตต์ (Pipettes Bulb)
- หลอดทดลองพร้อมฝาเกลียว (Culture Tube)
- ตะแกรงใส่หลอดทดลอง (Test Tube Rack)
- บิวเรตต์ (Burette)
- ที่จับบิวเรตต์ (Burettes Clamp)

3.2.1.6 ไนไตรต์

- น้ำกลั่น (DI Water)
- กรดฟอสฟอริก (H_3PO_4) 85%
- ซัลฟานิลลาไมด์ ($C_6H_8N_2O_2S$)
- เอ็น-(1-แนพซิล) เอทิลลีนไดอะมีน ไตไฮโดรคลอไรด์ (NED)
- โซเดียมไนไตรต์ ($NaNO_2$) 1.232 กรัม ในน้ำกลั่น 1 ลิตร
- คลอโรฟอร์ม ($CHCl_3$)
- เครื่องสเปกโตรโฟโตมิเตอร์ (Spectrophotometer)
- คิวเวทควอตซ์ (Quartz Cuvette) ขนาด 1 เซนติเมตร
- ขวดปริมาตร (Volumetric flask)
- ปีกเกอร์ (Beaker)
- ปิเปตต์แบบใช้ตวง (Graduated Pipette)
- ลูกยางปิเปตต์ (Pipettes Bulb)
- หลอดทดลองพร้อมฝาเกลียว (Culture Tube)
- ตะแกรงใส่หลอดทดลอง (Test Tube Rack)

3.2.1.7 ไนเตรต

- น้ำกลั่น (DI Water)

- กรดไฮโดรคลอริก (HCl) 1 N
- โพแทสเซียมไนเตรต (KNO_3)
- เครื่องสเปกโตรโฟโตมิเตอร์ (Spectrophotometer)
- คิวเวทท์ควอตซ์ (Quartz Cuvette) ขนาด 1 เซนติเมตร
- ขวดปรับปริมาตร (Volumetric flask)
- ปีกเกอร์ (Beaker)
- ปิเปตต์แบบใช้ตวง (Graduated Pipette)
- ลูกยางปิเปตต์ (Pipettes Bulb)
- หลอดทดลองพร้อมฝาเกลียว (Culture Tube)
- ตะแกรงใส่หลอดทดลอง (Test Tube Rack)
- บิวเรตต์ (Burette)
- ที่จับบิวเรตต์ (Burettes Clamp)

3.2.1.8 ปริมาตรตกตะกอนที่ 30 นาที

- กรวยอิมฮอฟฟ์ (Imhoff cone) หรือกระบอกตวง 1,000 มิลลิลิตร

3.2.1.9 ดัชนีปริมาตรตะกอน

- กรวยอิมฮอฟฟ์ (Imhoff cone) หรือกระบอกตวง 1,000 มิลลิลิตร

3.2.1.10 ขนาดเม็ดตะกอน

- จานเพาะเชื้อแก้ว (Petri dish)
- กระดาษกราฟขนาดช่อง 1×1 มิลลิเมตร
- ตะแกรงกรอง ขนาดรูกรอง 0.5×0.5 มิลลิเมตร

3.2.1.11 ความหนาแน่นของตะกอนจูลินทรีย์

- น้ำกลั่น (DI Water)
- กระดาษกรองใยแก้ว (GF/C ขนาดรูพรุน 1.2 ไมโครเมตร) ขนาดเส้นผ่านศูนย์กลาง 4.7 เซนติเมตร

- ชุดกรวยกรองบุชเนอร์ (Buchner Funnel)
- ตู้อบความร้อนที่มีเครื่องควบคุมอุณหภูมิ (Drying Oven)

3.2.1.12 ลักษณะทางกายภาพของเมล็ดตะกอน

- น้ำกลั่น (DI Water)
- กระดาษกรองใยแก้ว (GF/C ขนาดรูพรุน 1.2 ไมโครเมตร) ขนาดเส้นผ่านศูนย์กลาง 4.7 เซนติเมตร
- จานเพาะเชื้อแก้ว (Petri dish)
- กระดาษกราฟขนาดช่อง 1×1 มิลลิเมตร

3.2.2 น้ำเสียสังเคราะห์ที่ใช้ในการทดลอง

น้ำเสียสังเคราะห์ที่ใช้ในการทดลองปริมาตร 8 ลิตร ที่มีน้ำตาลทรายเป็นแหล่งคาร์บอน และ แอมโมเนียมคลอไรด์เป็นแหล่งไนโตรเจน ความเข้มข้น 2,000 มิลลิกรัมซีโอดี/ลิตร ควบคุมพีเอชในระบบให้อยู่ที่ 6.5-7.5 โดยการใส่ฟอสเฟอโรโซเดียมฟอสเฟต (HPO_4)/โซเดียมไบฟอสเฟต (H_2PO_4) แร่ธาตุที่จำเป็นต่อการเจริญเติบโตของแบคทีเรีย 1 มิลลิกรัม/ลิตรน้ำเสียสังเคราะห์ (Zheng และคณะ, 2006) ดังแสดงในตารางที่ 3.1

ตารางที่ 3.1 สารอาหารจำเป็นที่เป็นส่วนประกอบของน้ำเสียสังเคราะห์ที่ใช้ในการทดลอง

ส่วนประกอบน้ำเสีย สังเคราะห์	ความเข้มข้น (มิลลิกรัม/ลิตร)	ส่วนประกอบแร่ธาตุที่ จำเป็น	ความเข้มข้น (มิลลิกรัม/ลิตร)
น้ำตาลทราย	1,780	H ₃ BO ₃	0.05
NH ₄ Cl	380	ZnCl ₂	0.05
KH ₂ PO ₄	30	CuCl ₂	0.03
K ₂ HPO ₄	30	MnSO ₄ •H ₂ O	0.05
CaCl ₂ •2H ₂ O	25	(NH ₄) ₆ Mo ₇ O ₂₄ •4H ₂ O	0.05
MgSO ₄ •7H ₂ O	10	AlCl ₃	0.05
FeSO ₄ •7H ₂ O	20	CoCl ₂ •6H ₂ O	0.05
		NiCl ₂	0.05

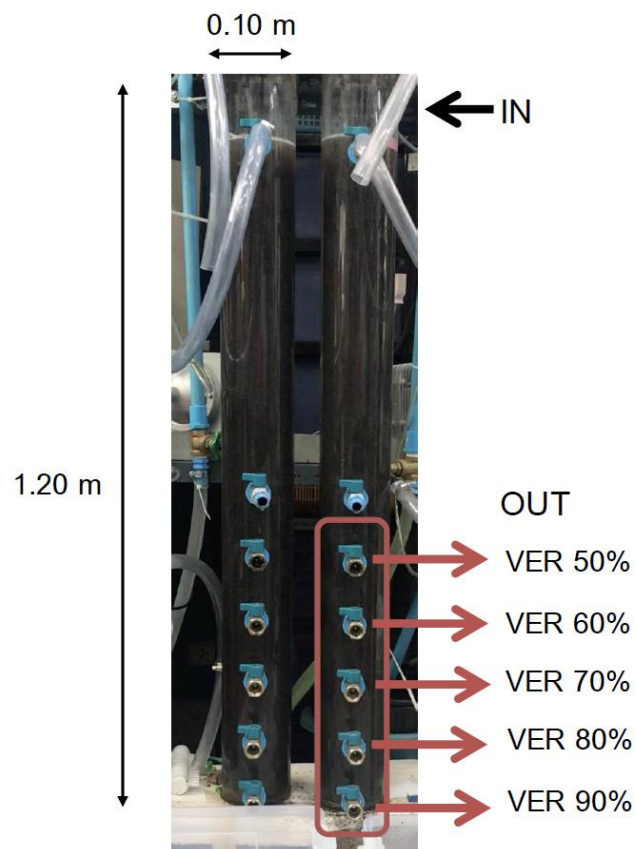
3.2.3 หัวเชื้อจุลินทรีย์

หัวเชื้อจุลินทรีย์จากโรงควบคุมคุณภาพน้ำดินแดง ก่อนนำมาวัดค่า MLSS เริ่มต้นต่อไปนำเชื้อมาเลี้ยงโดยสูตรอาหารดังตารางที่ 3.1 เติมอากาศและเปลี่ยนอาหารทุกวันโดยไม่ทิ้งตะกอนออก เป็นเวลา 30 วัน จนมีค่า MLSS เท่ากับ 3,000 มิลลิกรัม/ลิตร แล้วจึงนำมาใช้สร้างเม็ดตะกอนแบบใช้อากาศในถังปฏิกรณ์เอสปีอาร์

3.2.4 ถังปฏิกรณ์

ถังปฏิกรณ์เอสปีอาร์ (Sequencing Batch Reactor) ซึ่งทำจากวัสดุอะคริลิกทรงกระบอกที่มีความสูง 1.2 เมตร มีเส้นผ่านศูนย์กลางถัง 0.1 เมตร ปริมาณน้ำเสียที่รับได้เท่ากับ 8 ลิตร เติมอากาศและตกตะกอนภายในถัง ปล่อยน้ำทิ้งจากท่อด้านข้างถังที่สัดส่วนทดแทนน้ำเสีย (Volume exchange ratio: VER) ต่าง ๆ ดังภาพที่ 4.2 โดยที่สัดส่วนทดแทนน้ำเสียที่ 50% มีความสูงจากก้นถังปฏิกรณ์ถึงท่อท่อทางออกน้ำทิ้งเป็นความสูงเท่ากับ 0.5 เมตร และระดับสัดส่วนทดแทนน้ำเสียอื่น ๆ มีระยะห่างระหว่างชั้นเท่ากับ 0.1 เมตร

อัตราการเติมอากาศควบคุมจากตัวควบคุมการจ่ายอากาศ (flow meter) คำนวณจากการนำความเร็วในการเติมอากาศที่ต้องการคือ 3.5 เซนติเมตร/วินาทีคูณกับพื้นที่หน้าตัดของถังเอสปีอาร์ซึ่งมีค่าเท่ากับ 78.5 ตารางเซนติเมตร จะได้อัตราการเติมอากาศของระบบเท่ากับ 16.5 ลิตร/นาที่ (ใช้หน่วยการเติมอากาศตามตัวควบคุมการจ่ายอากาศ)

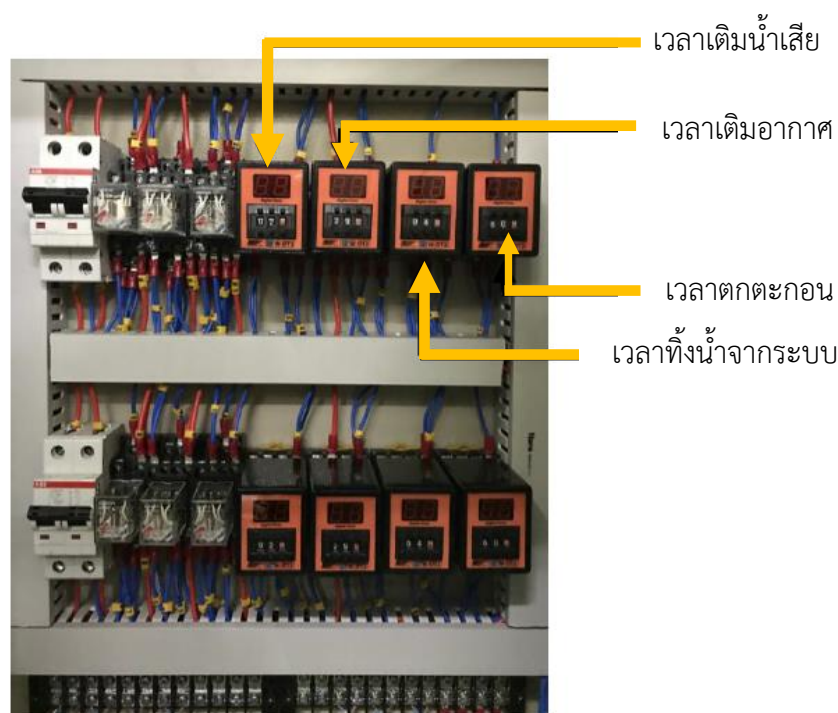


รูปที่ 3.3 ถังปฏิบัติการเอสปีอาร์

รอบการบำบัดของระบบเอสปีอาร์ในการวิจัย ประกอบด้วย 4 ขั้นตอน

1. การเติมน้ำเสียสังเคราะห์ ระยะเวลา 5 นาที
2. การเติมอากาศ ระยะเวลา 4 ชั่วโมง
3. การตกตะกอน ระยะเวลา 15 นาที
4. การทิ้งน้ำ ระยะเวลา 5 นาที

ควบคุมการทำงานของถังปฏิบัติการโดยตู้ควบคุมไฟฟ้า (Controller) โดยใช้ตัวตั้งเวลาระบบบำบัด (Timer) ในการควบคุมการทำงานของแต่ละขั้นตอน ดังรูปที่ 3.4



รูปที่ 3.4 ตู้ควบคุมระบบไฟฟ้าและตัวตั้งเวลาระบบบำบัดถังปฏิกรณ์

3.3 การดำเนินงานวิจัย

3.3.1 การสร้างเมตตะกอนจุลินทรีย์แบบใช้อากาศ

3.3.1.1 ตัวแปรที่ทำการวิจัย ดังตารางที่ 3.2

3.3.1.2 ขั้นตอนการทดลอง

การทดลอง

- 1) เตรียมน้ำเสียสังเคราะห์ความเข้มข้นซีไอดี 2,000 มิลลิกรัมซีไอดี/ลิตร ความเข้มข้นแอมโมเนียมไนโตรเจน 100 มิลลิกรัมไนโตรเจน/ลิตร ดังตารางที่ 3.2
- 2) การบำบัดของระบบเอสปีอาร์ เป็นรอบการบำบัด โดยใช้เวลาในการบำบัดรอบละ 4 ชั่วโมงโดยประมาณ รอบการบำบัด ประกอบไปด้วย การเติมน้ำเสียสังเคราะห์เป็นเวลา 5 นาที เติมอากาศประมาณ 4 ชั่วโมงที่อัตราการเติมอากาศ 16.5 ลิตร/นาที ตกตะกอนเป็นเวลา 15 นาที ทิ้งน้ำเป็นเวลา 5 นาที โดยปล่อยน้ำทิ้งจากท่อน้ำที่ VER 60% และเติมน้ำเสียสังเคราะห์ใหม่เข้าถังเอสปีอาร์ปริมาณเท่ากับที่ปล่อยออก เพื่อเริ่มการบำบัดรอบใหม่

3) ตรวจวัดพารามิเตอร์ต่าง ๆ

- เก็บตัวอย่างน้ำในถังปฏิกิริยาขณะเติมอากาศเพื่อวิเคราะห์ค่าซีโอดี ค่าแอมโมเนียมไนโตรเจน ไนไตรต์ไนโตรเจน ไนเตรตไนโตรเจน ฟิเอช ค่าออกซิเจนละลาย ปริมาณการตกตะกอนที่ 30 นาที ดัชนีปริมาตรตะกอน

- เก็บตัวอย่างน้ำทิ้งเพื่อวิเคราะห์ค่าซีโอดี ค่าแอมโมเนียมไนโตรเจน ไนไตรต์ไนโตรเจน ไนเตรตไนโตรเจน ปริมาณของแข็งแขวนลอยปริมาณการตกตะกอนที่ 30 นาที ดัชนีปริมาตรตะกอน

4) วิเคราะห์ลักษณะและคุณสมบัติตะกอนโดยเก็บตัวอย่างตะกอนจากท่อแก๊สเพื่อศึกษาขนาดเม็ดตะกอน ความหนาแน่นของตะกอน และลักษณะทางกายภาพของเม็ดตะกอน

3.3.2 การศึกษาประสิทธิภาพและอัตราการบำบัดซีโอดี

3.3.2.1 ตัวแปรที่ทำการวิจัย ดังตารางที่ 3.2

3.3.2.2 ขั้นตอนการทดลอง

การทดลอง

- 1) หลังจากเกิดเม็ดตะกอนในระบบ ความเข้มข้นตะกอน (MLSS) ในระบบเอสปีอาร์คังที่
- 2) เก็บตัวอย่างเม็ดตะกอนจากในถังเอสปีอาร์ปริมาตร 10 มิลลิลิตร เติมในภาชนะเครื่องแก้วปริมาตร 200 มิลลิลิตร ที่บรรจุทุกน้ำเสียสังเคราะห์ซีโอดีปริมาตร 90 มิลลิลิตร ที่น้ำเสียสังเคราะห์ที่ความเข้มข้นซีโอดีเท่ากับ 100 200 500 1,000 มิลลิกรัมซีโอดี/ลิตร ตามลำดับ
- 3) เติมอากาศและเก็บน้ำตัวอย่างไปวิเคราะห์พารามิเตอร์จนปฏิกิริยาสิ้นสุด
- 4) ตรวจวัดพารามิเตอร์ต่าง ๆ
 - เก็บตัวอย่างน้ำในถังปฏิกิริยาวิเคราะห์ค่าซีโอดี

3.3.3 การศึกษาประสิทธิภาพและอัตราการบำบัดแอมโมเนียม

3.3.3.1 ตัวแปรที่ทำการวิจัย ดังตารางที่ 3.2

3.3.3.2 ขั้นตอนการทดลอง

การทดลอง

- 1.) หลังจากเกิดเม็ดตะกอนในระบบ ความเข้มข้นตะกอน (MLSS) ในระบบเอสปีอาร์คองที่
- 2.) เก็บตัวอย่างเม็ดตะกอนจากในถังเอสปีอาร์ปริมาตร 10 มิลลิลิตร เติมในภาชนะเครื่องแก้วปริมาตร 200 มิลลิลิตร ที่บรรจุทุกน้ำเสียสังเคราะห์แอมโมเนียมไนโตรเจนปริมาตร 90 มิลลิลิตร ที่น้ำเสียสังเคราะห์ที่ความเข้มข้นแอมโมเนียมไนโตรเจนเท่ากับ 10 25 50 100 มิลลิกรัมไนโตรเจน/ลิตร ตามลำดับ
- 3.) เติมอากาศและเก็บน้ำตัวอย่างไปวิเคราะห์พารามิเตอร์จนปฏิบัติการสิ้นสุด
- 4.) ตรวจวัดพารามิเตอร์ต่าง ๆ
 - เก็บตัวอย่างน้ำในถังปฏิกริยาวิเคราะห์หาค่าแอมโมเนียม ไนโตรเจน ไนเตรต

3.3.4 การศึกษาลักษณะและคุณสมบัติของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์

3.3.4.1 ขนาดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์

1) เก็บตัวอย่างตะกอน 5 มิลลิลิตรจากท่อด้านล่างของถังเอสปีอาร์ขณะเติมอากาศกรองตะกอนโดยตะแกรงกรองขนาดรูเท่ากับ 0.5×0.5 มิลลิเมตรเพื่อแยกเอาเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ใส่บนจานแก้ว โดยจัดเม็ดตะกอนกระจายให้ทั่วจานแก้ว ไม่เกาะเป็นกลุ่ม เพราะทำให้วัดขนาดยาก และอาจทำให้เกิดความผิดพลาดของขนาดเม็ดตะกอนจริง

2) วัดขนาดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์โดยใช้กระดาษกราฟที่มีลักษณะเป็นตาราง ขนาดช่องละ 1×1 มิลลิเมตรวางใต้จานแก้วที่มีเม็ดตะกอนเพื่อเปรียบเทียบขนาดของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์

หลักเกณฑ์การคัดแยกขนาดของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์

เม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่เกิดขึ้นมีรูปร่างลักษณะต่างกันจึงยากต่อการระบุขนาด ดังนั้นจึง

อาศัยเกณฑ์ในการคัดแยกขนาดของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ ดังนี้

- เม็ดตะกอนที่มีมิติ มีทรงกลม และมีขนาดเล็กกว่า 1 มิลลิเมตรจัดว่าเป็นเม็ดตะกอน
- เม็ดตะกอนที่มีขนาดใหญ่กว่า 0.2 มิลลิเมตรจัดว่าเป็นเม็ดตะกอน
- แยกเม็ดขนาดตะกอนออกเป็น 5 กลุ่ม คือ ขนาดเล็กกว่า 1 มิลลิเมตร ขนาด 1-2 มิลลิเมตร ขนาด 2-3 มิลลิเมตร ขนาด 3-4 มิลลิเมตร และขนาดใหญ่กว่า 4 มิลลิเมตร
- การวัดขนาดเม็ดตะกอน พิจารณาจากความยาวของเส้นทแยงมุมที่ยาวที่สุดของเม็ดตะกอน

3.3.4.2 ลักษณะพื้นผิวเม็ดตะกอนจุลินทรีย์

เก็บตัวอย่างตะกอนหัวเชื้อจุลินทรีย์ที่ใช้ตั้งแต่เดินระบบและตัวอย่างเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่ได้จากการทดลองส่วนที่ 1 2 หรือส่วนที่ 3 โดยเลือกเม็ดตะกอนที่สมบูรณ์ สัณฐานกลม และมีขนาดเม็ดตะกอนใหญ่ที่สุด นำไปส่องกล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอนแบบส่องกราด (Scanning electron microscope) เพื่อดูรูปร่างและพื้นผิวของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์

3.3.4.3 ความหนาแน่นของตะกอนจุลินทรีย์

- 1) นำตัวอย่างตะกอนปริมาตร 20 มิลลิลิตร กรองด้วยกระดาษกรองขนาดรูกรอง 1.2 ไมครอน
- 2) เติมน้ำปราศจากไอออน (DI water) 20 มิลลิลิตร ลงในตะกอนที่คัดแยกได้จากขั้นที่ 1) แล้วจึงวัดปริมาตรรวม (ปริมาตรน้ำ+ตะกอน)
- 3) จากขั้นตอนที่ 2) กรองเฉพาะตะกอนไปอบแห้งในตู้อบที่อุณหภูมิ 105 องศาเซลเซียส เป็นเวลา 24 ชั่วโมง นำตะกอนแห้งที่ได้ไปชั่งน้ำหนัก
- 4) ความหนาแน่นของตะกอนจุลินทรีย์หาได้จากการคำนวณความหนาแน่นของตะกอนจุลินทรีย์ ดังนี้

ความหนาแน่นของตะกอนจุลินทรีย์ (Biomass density) = น้ำหนักแห้งของตะกอน/ปริมาตรตะกอน

*หมายเหตุ ปริมาตรตะกอน = ปริมาตรรวม - ปริมาตรน้ำ 20 มิลลิลิตร

3.3.5 การศึกษาจลนพลศาสตร์ของการบำบัดซีโอดีและแอมโมเนียโดยเม็ดตะกอน

จุลินทรีย์

ในการทดลองส่วนที่ 4 เป็นการหาค่าจลนพลศาสตร์ของการบำบัดซีโอดีและแอมโมเนียของ เม็ดตะกอนจุลินทรีย์แบบใช้อากาศ โดยนำผลที่ได้จากการทดลองส่วนที่ 2 และการทดลองส่วนที่ 3 มาหาค่าจลนพลศาสตร์ของระบบบำบัด

- นำผลจากการทดลองส่วนที่ 2 คือ คือ นำความเข้มข้นของซีโอดีมาหาค่าอัตราการบำบัดซีโอดีของเม็ดตะกอน โดยการพล็อตกราฟความเข้มข้นและเวลา หาความชันของเส้นกราฟ นำค่าที่ได้หารด้วยความเข้มข้น MLVSS ของระบบ จะได้อัตราการบำบัดจำเพาะของระบบ ดังแสดงใน รูปที่ 3.5 หรือแทนค่าตามสมการที่ 3.1 โดยทำทุกค่าความเข้มข้นเริ่มต้นของน้ำเสียสังเคราะห์ที่ใช้ ทดลอง หลังจากนั้นนำค่าอัตราการบำบัดมาสร้างกราฟความสัมพันธ์ระหว่างอัตราการบำบัดซีโอดีกับ ความเข้มข้นของน้ำเสียสังเคราะห์ที่เวลาผ่านไป

- นำผลจากการทดลองส่วนที่ 3 คือ คือ ความเข้มข้นของแอมโมเนียไนโตรเจนมาหาค่าอัตราการบำบัดแอมโมเนียไนโตรเจนของเม็ดตะกอน โดยการพล็อตกราฟความเข้มข้นและเวลา หาความชันของเส้นกราฟ หลังจากนั้นนำค่าอัตราการบำบัดมาสร้างกราฟความสัมพันธ์ระหว่างอัตราการบำบัดแอมโมเนียไนโตรเจนกับความเข้มข้นของน้ำเสียสังเคราะห์ที่เวลาผ่านไป

จากการนำผลการทดลองส่วนที่ 2 และผลการทดลองส่วนที่ 3 มาสร้างกราฟความสัมพันธ์ โดยใช้โปรแกรม Microsoft Excel ระหว่างอัตราการบำบัดจำเพาะและความเข้มข้นน้ำเสีย โดยความเข้มข้นหาจากจุดตัดแกน y ของกราฟ จะได้กราฟจลนพลศาสตร์รูปแบบใดรูปแบบหนึ่งตามบทที่ 3 ตรวจสอบค่าที่ได้โดยนำค่าจลนพลศาสตร์ที่หามาได้จากการสร้างแบบจำลองไปตรวจสอบกับผลการทดลอง

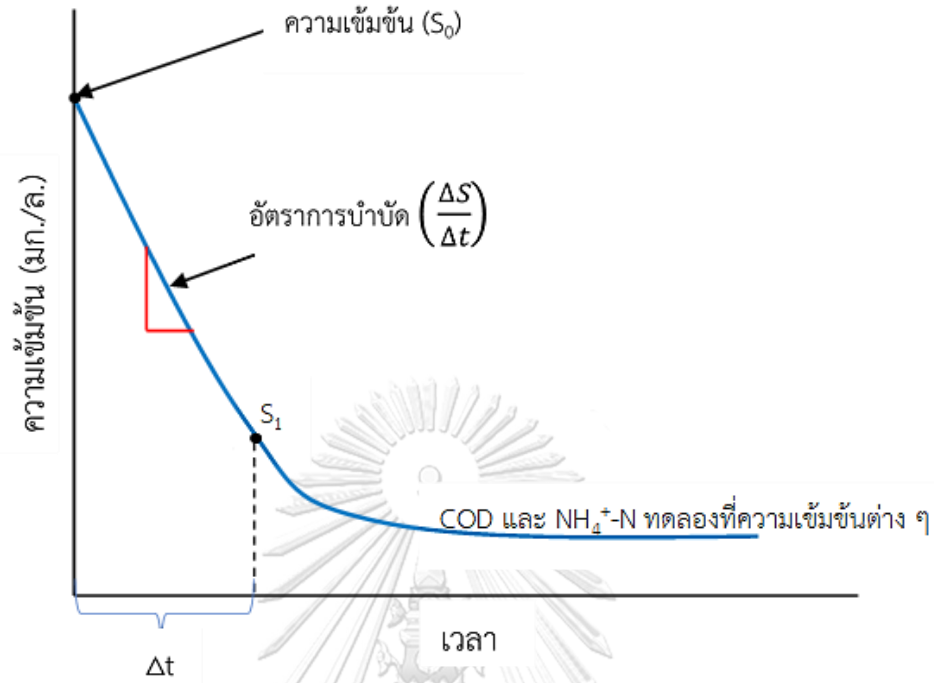
$$\text{อัตราการบำบัดจำเพาะ (ซีโอดี/MLVSS/ชม.)} = \frac{1}{X} \frac{S_0 - S_1}{\Delta t} \quad (3.1)$$

โดย S_0 = ความเข้มข้นของน้ำเสียเริ่มต้น (มก./ล.)

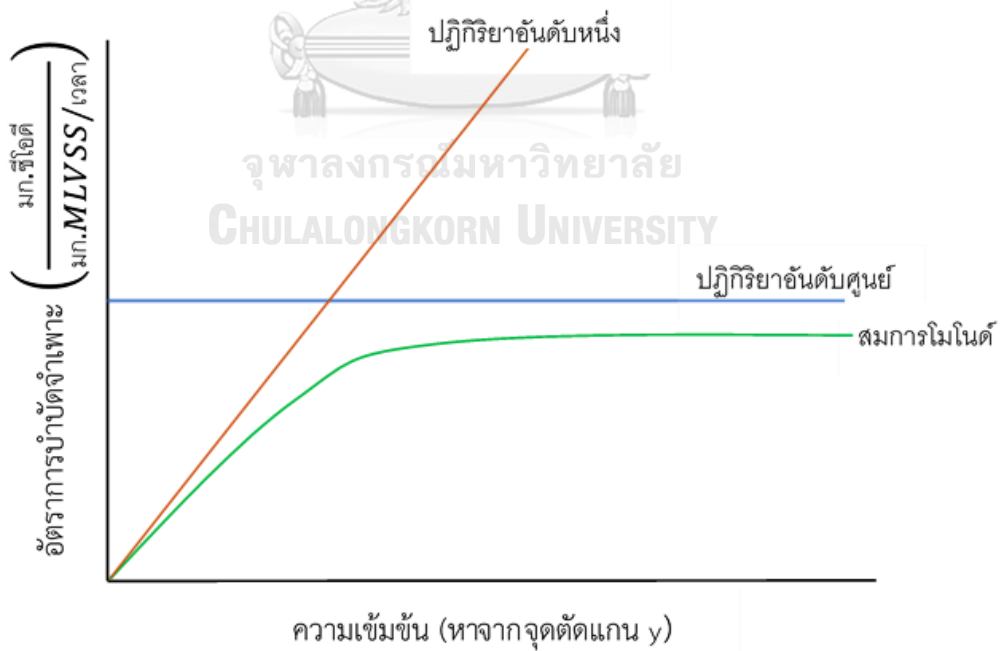
S_1 = ความเข้มข้นของน้ำทิ้งที่เวลาผ่านไป (มก./ล.)

Δt = ช่วงเวลาที่ความเข้มข้นลดลง (ชั่วโมง)

X = ความเข้มข้นตะกอน (MLVSS) ในถังปฏิกรณ์ (มก./ล.)



รูปที่ 3.5 การหาอัตราการบำบัดของสารที่ความเข้มข้นต่าง ๆ



รูปที่ 3.6 รูปแบบของจลนพลศาสตร์ในการบำบัดน้ำเสีย

ตารางที่ 3.2 ตัวแปรที่ทำการวิจัยในการทดลองส่วนที่ 1 2 และ 3

ตัวแปรต้น	ค่าที่ใช้ในการทดลอง	
	การทดลองที่ 2	การทดลองที่ 3
ความเข้มข้นซีไอดี	100 200 500 1000 2000 มิลลิกรัมซีไอดี/ลิตร	-
ความเข้มข้นแอมโมเนียม ไนโตรเจน	-	5 10 25 50 100 มิลลิกรัม ไนโตรเจน/ลิตร
ตัวแปรควบคุม		
เวลาเดินระบบ	4 ชั่วโมง/รอบ	
ความเข้มข้นเริ่มต้นน้ำเสีย สังเคราะห์	ความเข้มข้นซีไอดี 2,000 มิลลิกรัมซีไอดี/ลิตร ความเข้มข้น แอมโมเนียม 100 มิลลิกรัมไนโตรเจน/ลิตร	
ความเร็วอากาศในช่วงเติม อากาศ	3.5 เซนติเมตร/วินาที	
เวลาเติมอากาศ	4 ชั่วโมง	
เวลาเติมน้ำเสียโดยไม่ใช้ อากาศ	5 นาที	
เวลาตกตะกอน	15 นาที	
เวลาปล่อยน้ำทิ้ง	5 นาที	
สัดส่วนการแทนน้ำเสีย	60%	
พีเอช	6.8 - 7.2	
ลักษณะและสมบัติของน้ำทิ้ง	ซีไอดี แอมโมเนียม ไนไตรต์ ไนเตรต พีเอช ค่าออกซิเจนละลาย ของแข็งแขวนลอย ปริมาณการตกตะกอน 30 นาที และดัชนี ปริมาตรตะกอน	
ลักษณะและสมบัติของตะกอน	ขนาดของเม็ดตะกอน ความหนาแน่นของตะกอน และลักษณะ ทางกายภาพของเม็ดตะกอน	

3.3.6 พารามิเตอร์ที่ทำการตรวจวัดและวิธีวิเคราะห์

ตารางที่ 3.3 พารามิเตอร์ที่ทำการศึกษาและวิธีวิเคราะห์ในการทดลองส่วนที่ 1 2 และ 3

พารามิเตอร์	หน่วย	วิธีวิเคราะห์	ความถี่ในการตรวจ
ซีโอดี	มิลลิกรัมซีโอดี/ลิตร	ไทเทรต	1 ครั้ง/สัปดาห์*
แอมโมเนียมไนโตรเจน	มิลลิกรัมไนโตรเจน/ ลิตร	สเปกโตรโฟโตมิเตอร์	1 ครั้ง/สัปดาห์*
ไนเตรตไนโตรเจน	มิลลิกรัมไนโตรเจน/ ลิตร	สเปกโตรโฟโตมิเตอร์	1 ครั้ง/สัปดาห์*
ไนเตรตไนโตรเจน	มิลลิกรัมไนโตรเจน/ ลิตร	สเปกโตรโฟโตมิเตอร์	1 ครั้ง/สัปดาห์*
พีเอช	-	เครื่องวัดพีเอช	เป็นประจำ*
ค่าออกซิเจนละลาย	มิลลิกรัม/ลิตร	เครื่องวัดออกซิเจนละลาย	เป็นประจำ*
ของแข็งแขวนลอย	มิลลิกรัม/ลิตร	กรองโดยกระดาษกรอง แล้วอบที่อุณหภูมิ 105 องศาเซลเซียส	3 วัน/ครั้ง*
ปริมาตรการตกตะกอน ที่ 30 นาที	มิลลิลิตร/กรัม	ตั้งทิ้งไว้ 30 นาที	3 วัน/ครั้ง*
ดัชนีปริมาตรตะกอน	มิลลิลิตร/กรัม	คำนวณจาก MLSS และ ปริมาตรการตกตะกอนที่ 30 นาที	3 วัน/ครั้ง*
ขนาดเม็ดตะกอน	มิลลิเมตร	ถ่ายภาพเม็ดตะกอนและวัด ขนาดเม็ดตะกอนด้วย กระดาษกราฟที่มีขนาดช่อง 1x1 มิลลิเมตร	เดือนละครั้ง*
ลักษณะผิวเม็ดตะกอน	-	ส่องด้วยกล้องจุลทรรศน์	เดือนละครั้ง*
ความหนาแน่นของเม็ด ตะกอนจูลินทรีย์	กรัม/มิลลิลิตร	คำนวณจากความสัมพันธ์ ของน้ำหนักแห้งของเม็ด ตะกอน/ปริมาตรของ ตะกอน	เดือนละครั้ง*

หมายเหตุ *วิเคราะห์หลังจากเกิดเม็ดตะกอนจูลินทรีย์ภายในถังปฏิกริยาเอสปีอาร์

3.4 ระยะเวลาในการดำเนินงานวิจัย

งานวิจัยนี้มีกำหนดระยะเวลาและแผนในการดำเนินงานดังแสดงใน ตารางที่ 3.4
 ตารางที่ 3.4 ระยะเวลาทำการศึกษา

ขั้นตอน (เริ่มทำเมื่อเดือนกันยายน)		2563 และ 2564						2562 และ 2563					
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
1	สืบค้นเอกสารและข้อมูล									←	→		
2	เขียนโครงร่างวิทยานิพนธ์	←	→									←	→
3	สอบโครงร่างวิทยานิพนธ์					←	→						
4	เตรียมวัสดุอุปกรณ์และสารเคมี					←	→						
5	ดำเนินการทดลอง	←	→					←	→				
6	วิเคราะห์ข้อมูลและสรุปผล	←	→									←	→
7	เขียนเล่มวิทยานิพนธ์			←	→								
8	สอบวิทยานิพนธ์					←	→						

บทที่ 4

ผลการทดลองและวิจารณ์ผล

4.1 เม็ดตะกอนจุลินทรีย์ในถังปฏิกรณ์

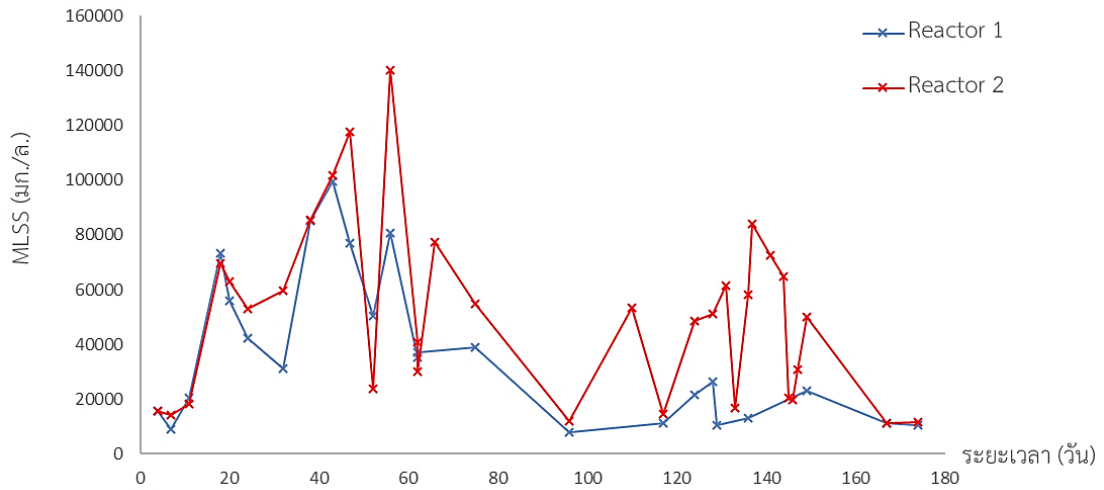
เริ่มต้นเดินระบบหัวเชื้อจากระบบบำบัดน้ำเสียดินแดงในถังปฏิกรณ์ที่ระยะเวลาเต็มอากาศ 3.7 ชั่วโมง เปลี่ยนน้ำเสียทุกวันเป็นระยะเวลา 30 วัน จุลินทรีย์ในระบบจึงรวมตัวเป็นเม็ดตะกอนมีลักษณะร่วนคล้ายทราย ขนาดต่ำกว่า 1 มิลลิเมตร จากนั้นเปลี่ยนระยะเวลาเต็มอากาศเป็น 5.7 ชั่วโมง จึงพบเม็ดตะกอนที่มีขนาดใหญ่ถึงขนาด 3 มิลลิเมตร วิเคราะห์พารามิเตอร์ทางกายภาพและเคมี ได้แก่ ความเข้มข้นซีโอดี (COD) แอมโมเนียมไนโตรเจน ($\text{NH}_4^+\text{-N}$) ไนไตรต์ ($\text{NO}_2^-\text{-N}$) ไนเตรต ($\text{NO}_3^-\text{-N}$) ปริมาณของแข็งแขวนลอย (MLSS) ปริมาณของแข็งแขวนลอยระเหยง่าย (MLVSS) ดัชนีปริมาตรตะกอน (SVI) และลักษณะคุณสมบัติเม็ดตะกอน ได้แก่ ขนาดเม็ดตะกอน (Granular sludge size) และความถ่วงจำเพาะของตะกอน (Specific gravity)

4.1.1 การวิเคราะห์ทางกายภาพของเม็ดตะกอน

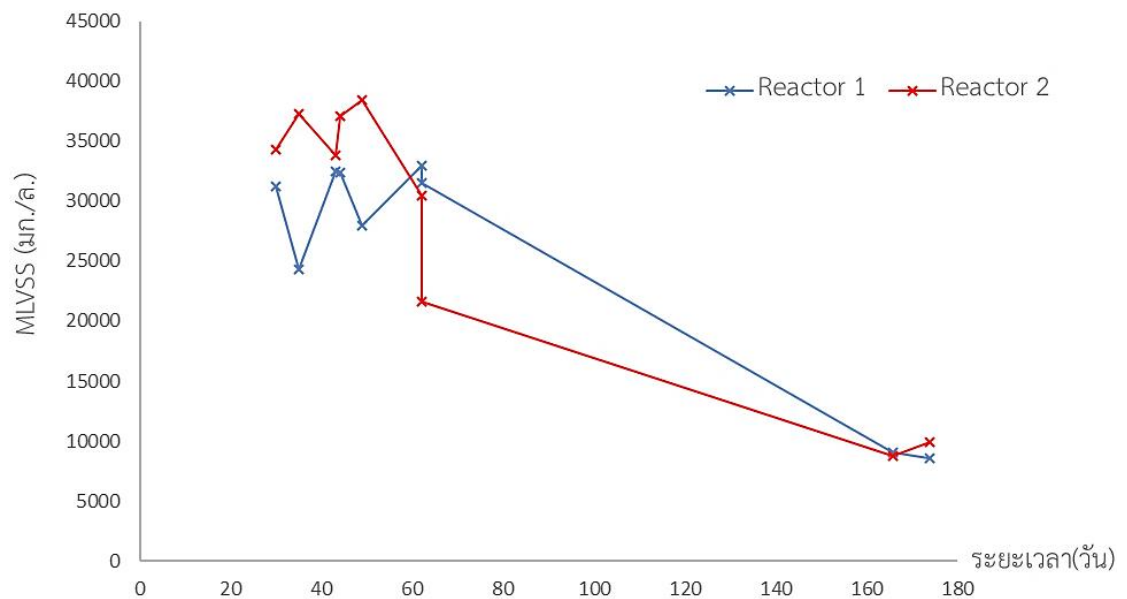
4.1.1.1 ปริมาณของแข็งแขวนลอย (MLSS) และของแข็งแขวนลอยระเหยง่าย (MLVSS)

เริ่มเดินระบบที่ความเข้มข้นจุลินทรีย์ (MLSS) 3,000 มิลลิกรัม/ลิตร และเปลี่ยนน้ำเสียความเข้มข้นซีโอดีประมาณ 3,400 มิลลิกรัม/ลิตร ทุกวัน หลังจากสภาวะในระบบคงที่ MLSS ในถังปฏิกรณ์ที่ 1 อยู่ในช่วง 8,040-26,430 มิลลิกรัม/ลิตร ในถังปฏิกรณ์ที่ 2 อยู่ในช่วง 11,100-19,720 มิลลิกรัม/ลิตร โดย MLSS อัตราส่วนของแข็งแขวนลอยระเหยง่ายต่อของแข็งแขวนลอย (MLVSS/MLSS) ของระบบเท่ากับร้อยละ 81.76 ปริมาณของแข็งแขวนลอยระเหยง่ายของระบบหลังจากระบบคงที่ในถังปฏิกรณ์ที่ 1 อยู่ในช่วง 8,600-9,060 มิลลิกรัม/ลิตร ในถังปฏิกรณ์ที่ 2 อยู่ในช่วง 8,730-9,890 มิลลิกรัม/ลิตร โดยสาเหตุที่การวิเคราะห์ความเข้มข้น MLSS ของถังปฏิกรณ์มีการแกว่งตัวสูง อาจเกิดจากการที่เม็ดตะกอนไม่ได้รวมตัวเป็นเนื้อเดียวกันกับน้ำเสีย ต่างกับฟล็อกที่สามารถผสมเป็นเนื้อเดียว (homogeneous) กับน้ำได้ดีกว่า จึงทำให้เกิดความคลาดเคลื่อนในการเก็บตัวอย่าง แต่การวิเคราะห์สัดส่วนของ MLVSS/MLSS ผู้วิจัยได้ทำการละลายตัวอย่างตะกอนด้วยน้ำกลั่นที่อัตราปริมาตรของตัวอย่าง/น้ำกลั่นร้อยละ 75 40 20 และ 10 จึงทำให้ผลการวิเคราะห์

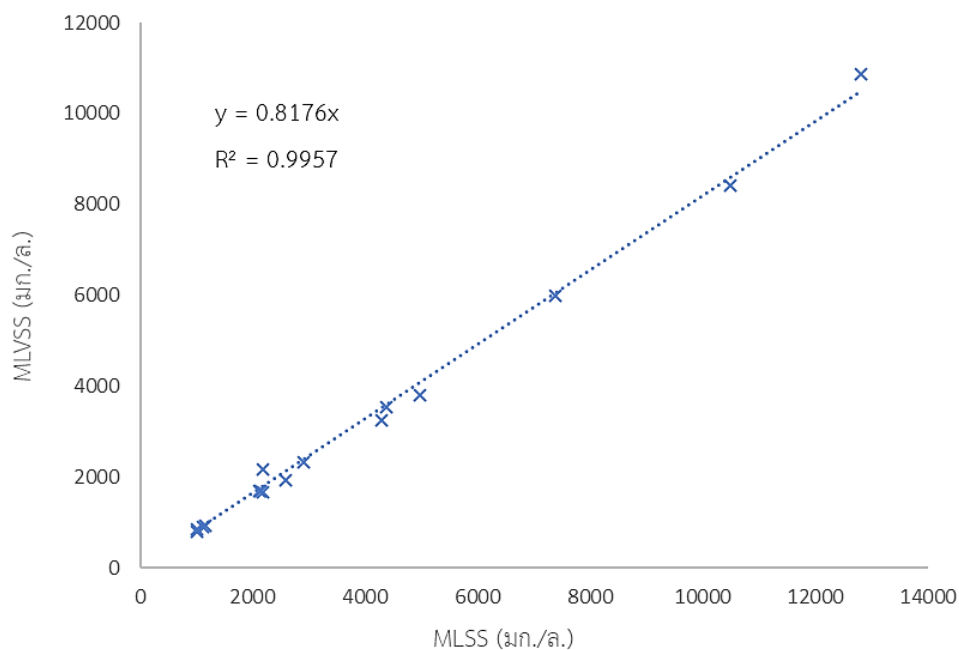
อัตราส่วน MLVSS/MLSS ซึ่งทำในภายหลัง มีความแม่นยำกว่าการวิเคราะห์ MLSS และ MLVSS ในระบบ ซึ่งทำการวิเคราะห์ในขณะที่สร้างเม็ดตะกอน ดังแสดงในรูปที่ 4.1-4.3



รูปที่ 4.1 ปริมาณของแข็งแขวนลอย (MLSS) ของระบบ



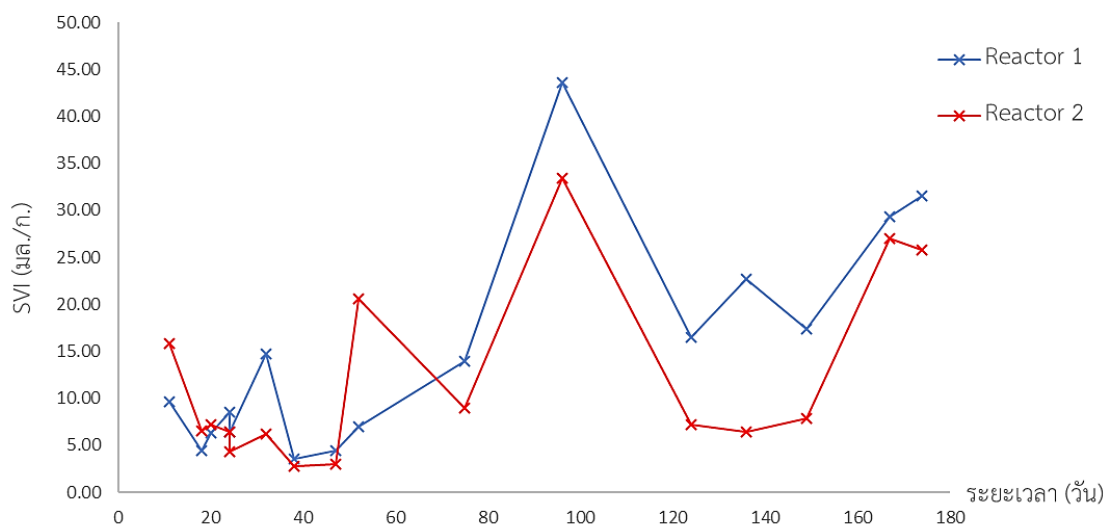
รูปที่ 4.2 ปริมาณของแข็งแขวนลอยระเหยง่าย (MLVSS) ของระบบ



รูปที่ 4.3 อัตราส่วนของแข็งแขวนลอยระเหยง่าย (MLVSS) ต่อของแข็งแขวนลอย (MLSS)

4.1.1.2 ดัชนีปริมาตรตะกอน (SVI)

ดัชนีปริมาตรตะกอนของระบบบำบัดวิเคราะห์จากปริมาตรการตกตะกอนที่เวลา 30 นาที (SV_{30}) หาด้วยปริมาตรของแข็งแขวนลอย (MLSS) ของระบบ ซึ่งระบบเอเอสทั่วไปตกตะกอนได้ดีที่ค่า SVI อยู่ในช่วง 90-120 มิลลิลิตร/กรัม โดยหากค่า SVI สูงกว่า 150 มิลลิลิตร/กรัม ระบบจะเกิดปัญหาตะกอนไม่จมตัว เพราะฉะนั้นการที่ค่า SVI ของระบบต่ำบ่งชี้ถึงความสามารถในการตกตะกอนที่ดี โดยค่า SVI ของระบบเฉลี่ย 13.408 ± 4.752 มิลลิลิตร/กรัม โดยมีค่าอยู่ในช่วง 2.812-43.532 มิลลิลิตร/กรัม ค่า SVI ของระบบดังแสดงในรูปที่ 4.4

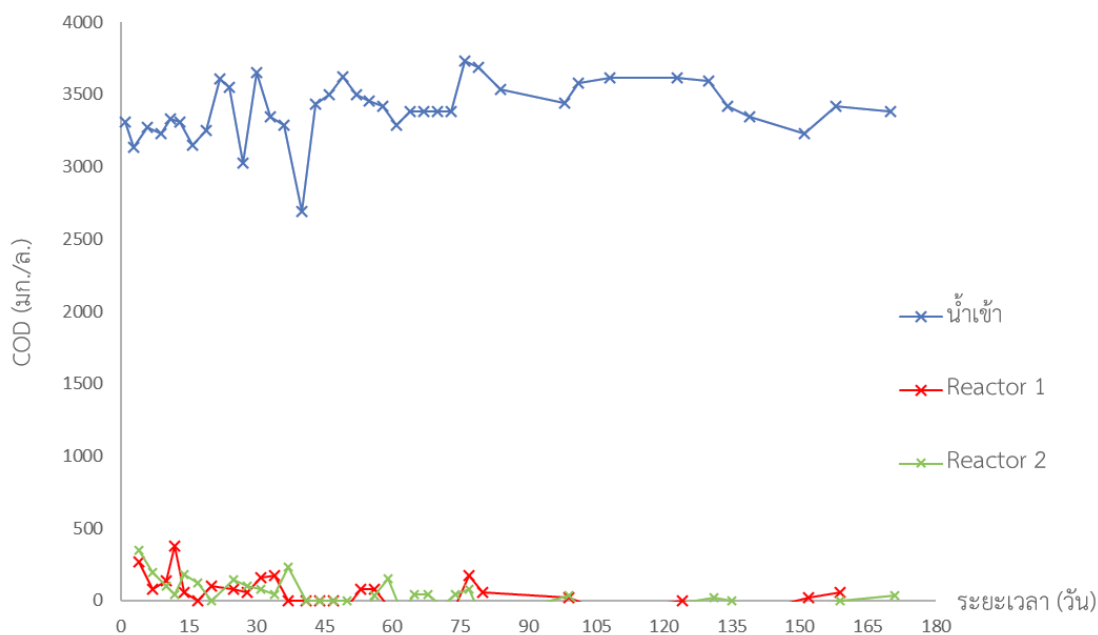


รูปที่ 4.4 ดัชนีปริมาตรตะกอน (SVI) ของระบบ

4.1.2 การวิเคราะห์ทางชีวภาพของเม็ดตะกอน

4.1.2.1 ประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดี (COD) ของเม็ดตะกอน

เตรียมน้ำเสียสังเคราะห์จากน้ำตาลซูโครสทุกวัน โดยน้ำเสียเข้ามีความเข้มข้นซีโอดีเฉลี่ย 3,398 มิลลิกรัม/ลิตร อยู่ในช่วง 2,689-3,729 มิลลิกรัม/ลิตร น้ำเสียออกของถังปฏิกรณ์ที่ 1 มีความเข้มข้นซีโอดีเฉลี่ย 46.65 มิลลิกรัม/ลิตร อยู่ในช่วง 0-377 มิลลิกรัม/ลิตร น้ำเสียออกของถังปฏิกรณ์ที่ 2 เฉลี่ย 36.4 มิลลิกรัม/ลิตร อยู่ในช่วง 0-348 มิลลิกรัม/ลิตร ตามลำดับ ประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดีของเม็ดตะกอนเฉลี่ยร้อยละ 98 มีประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดีอยู่ในช่วงร้อยละ 88-100 ดังแสดงในรูปที่ 4.5

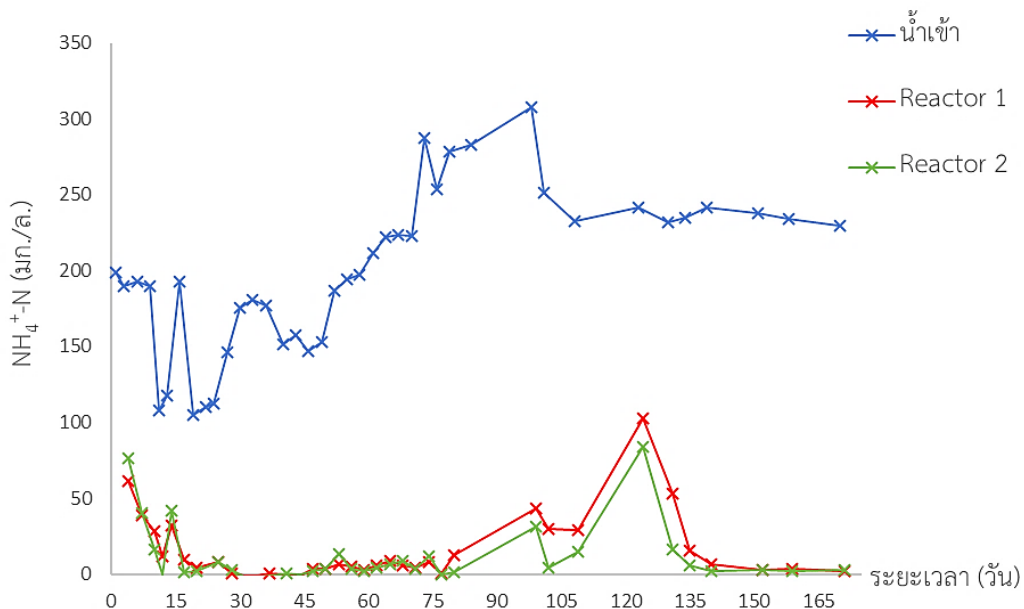


รูปที่ 4.5 ประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดีของระบบ

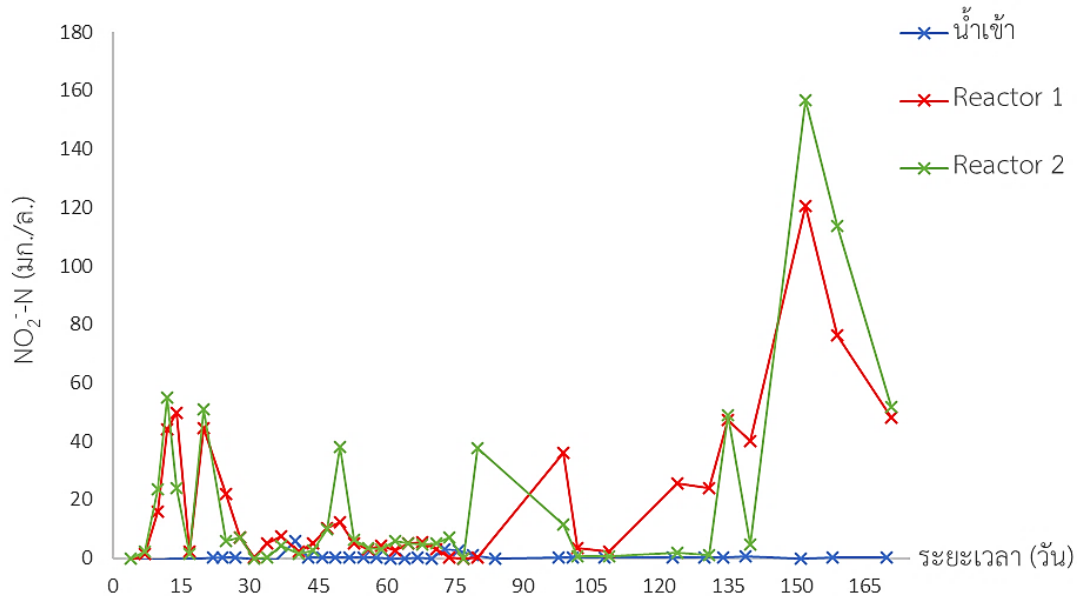
4.1.2.2 ประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนียมไนโตรเจน (NH_4^+-N) ของเมื่อดตะกอน

เตรียมน้ำเสียสังเคราะห์จากแอมโมเนียมคลอไรด์ทุกวัน โดยน้ำเสียขาเข้ามีความเข้มข้นแอมโมเนียมเฉลี่ย 200.13 มิลลิกรัมแอมโมเนียมไนโตรเจน/ลิตร อยู่ในช่วง 105-308 มิลลิกรัมแอมโมเนียมไนโตรเจน/ลิตร น้ำทิ้งของถังปฏิกรณ์ที่ 1 มีความเข้มข้นแอมโมเนียมเฉลี่ย 15.09 มิลลิกรัมแอมโมเนียมไนโตรเจน/ลิตร อยู่ในช่วง 0-103 มิลลิกรัมแอมโมเนียมไนโตรเจน/ลิตร น้ำทิ้งของถังปฏิกรณ์ที่ 2 เฉลี่ย 11.3 มิลลิกรัมแอมโมเนียมไนโตรเจน/ลิตร อยู่ในช่วง 0-83 มิลลิกรัมแอมโมเนียมไนโตรเจน/ลิตร ประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนียมของเมื่อดตะกอนเฉลี่ยร้อยละ 93 ประสิทธิภาพอยู่ในช่วงร้อยละ 57-100 ตลอดการทดลอง ดังแสดงในรูปที่ 4.6 ขณะเดียวกันความเข้มข้นไนโตรเจนในน้ำขาเข้าเฉลี่ย 0.29 มิลลิกรัมไนโตรเจน/ลิตร อยู่ในช่วง 0-6 มิลลิกรัมไนโตรเจน/ลิตร ที่น้ำทิ้งถังปฏิกรณ์ที่ 1 มีความเข้มข้นไนโตรเจนเฉลี่ย 18.88 มิลลิกรัมไนโตรเจน/ลิตร อยู่ในช่วง 0-120 มิลลิกรัมไนโตรเจน/ลิตร น้ำทิ้งถังปฏิกรณ์ที่ 2 เฉลี่ย 19.35 มิลลิกรัมไนโตรเจน/ลิตร อยู่ในช่วง 0-157 มิลลิกรัมไนโตรเจน/ลิตร และความเข้มข้นไนโตรเจนในน้ำขาเข้าเฉลี่ย 1.19 มิลลิกรัมไนโตรเจน/ลิตร อยู่ในช่วง 0-14 มิลลิกรัมไนโตรเจน/ลิตร ที่น้ำทิ้งถังปฏิกรณ์ที่ 1 มีความเข้มข้นไนโตรเจนเฉลี่ย 22.12 มิลลิกรัมไนโตรเจน/ลิตร อยู่ในช่วง 0-71 มิลลิกรัมไนโตรเจน/ลิตร น้ำทิ้งถังปฏิกรณ์ที่ 2 เฉลี่ย 20.68

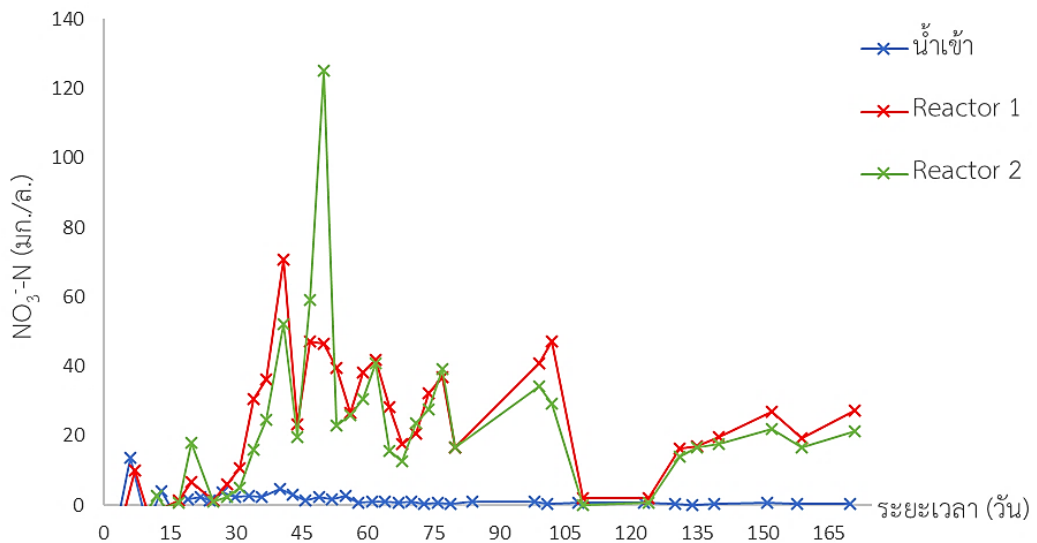
มิลลิกรัมไนเตรตไนโตรเจน/ลิตร อยู่ในช่วง 0-125 มิลลิกรัมไนเตรตไนโตรเจน/ลิตร ตามลำดับ ซึ่งเมื่อดตะกอนจุลินทรีย์แบบใช้อากาศสามารถทนต่อความเข้มข้นแอมโมเนียมได้ถึง 250 มิลลิกรัมแอมโมเนียมไนโตรเจน/ลิตร ที่ระยะเวลาการบำบัด 75-135 วัน ความเข้มข้นแอมโมเนียมคลอไรด์ขาเข้าสูงถึง 250-300 มิลลิกรัมแอมโมเนียมไนโตรเจน/ลิตร อาจมีผลต่อจุลินทรีย์ทำให้อัตราการบำบัดลดลงในช่วงวันที่ 105-135 โดยจากสมการที่ 2.3 สมการไนตริฟิเคชันที่กล่าวว่าแอมโมเนียมที่เข้ามาในระบบจะเปลี่ยนไปเป็นเชื้ออโตโทรฟ (Cell synthesis) ที่ร้อยละ 2 เท่านั้น และถูกบำบัดในกระบวนการไนตริฟิเคชันจากการเปลี่ยนเป็นไนเตรตที่ร้อยละ 98 จึงสันนิษฐานว่าที่ไม่เกิดการบำบัดแอมโมเนียมเพราะความเข้มข้นแอมโมเนียมในระบบสูงมากจนเป็นพิษต่อจุลินทรีย์และไปยับยั้งการเกิดไนตริฟิเคชันของจุลินทรีย์ จนกระทั่งหลังจากวันที่ 108 เป็นต้นไป ที่ผู้วิจัยเริ่มลดความเข้มข้นแอมโมเนียมลงมาต่ำกว่า 250 มิลลิกรัมแอมโมเนียมไนโตรเจน/ลิตร จึงเริ่มเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันในระบบหลังจากวันที่ 131 แต่ยังคงเกิดปฏิกิริยาไม่สมบูรณ์ในระยะแรก โดยบำบัดแอมโมเนียมได้ดีขึ้น แต่ทำให้ไนโตรต์เพิ่มขึ้นอย่างมากในวันที่ 152 และมีแนวโน้มเริ่มลดลงหลังจากวันที่ 159 ซึ่งสอดคล้องกับช่วงที่ไม่มีการบำบัดแอมโมเนียม ที่ไม่พบการสร้างไนเตรตในระบบและเริ่มพบไนเตรตหลังจากวันที่ 131 หลังจากเกิดไนตริฟิเคชันสมบูรณ์ ดังแสดงในรูปที่ 4.7-4.8



รูปที่ 4.6 ประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนียมของระบบ



รูปที่ 4.7 การสร้างไนไตรต์ของระบบ



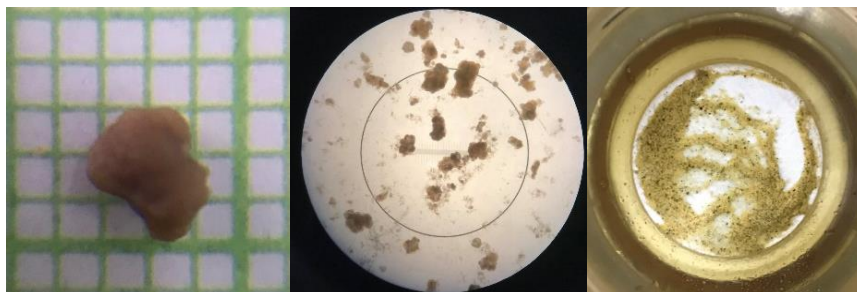
รูปที่ 4.8 การสร้างไนเตรตของระบบ

4.1.3 ลักษณะคุณสมบัติของเม็ดตะกอน

4.1.3.1 ขนาดเม็ดตะกอน และความหนาแน่นของตะกอน

เม็ดตะกอนที่เกิดขึ้นในระบบบำบัดส่วนใหญ่มีลักษณะค่อนข้างกลม สีน้ำตาล ลักษณะร่วน แฉกคล้ายเม็ดทรายละเอียด และมีขนาดเล็กกว่า 1 มิลลิเมตร ซึ่งหากตะกอนจุลินทรีย์มีขนาดใหญ่กว่า 0.2 มิลลิเมตร จัดว่าเป็นเม็ดตะกอน โดยหลังจากเพิ่มระยะเวลาการเติมอากาศ 5.7 ชั่วโมงจึงพบ

เม็ดตะกอนที่มีขนาดใหญ่ขึ้น เม็ดตะกอนขนาดใหญ่ที่สุดที่พบในระบบมีขนาด 3 มิลลิเมตร ดังแสดงในรูปที่ 4.9 โดยมีความหนาแน่นตะกอนจุลินทรีย์ 1.1301 ± 0.0283 กรัม/มิลลิลิตร

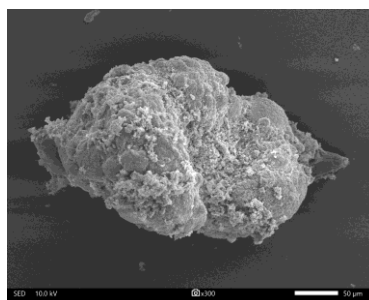


รูปที่ 4.9 เม็ดตะกอนจุลินทรีย์

4.1.3.2 ลักษณะพื้นผิวเม็ดตะกอน

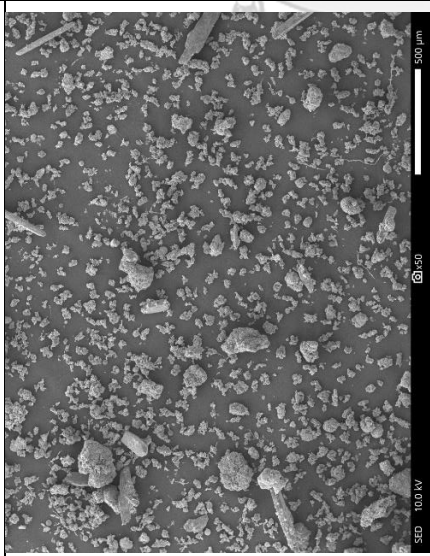
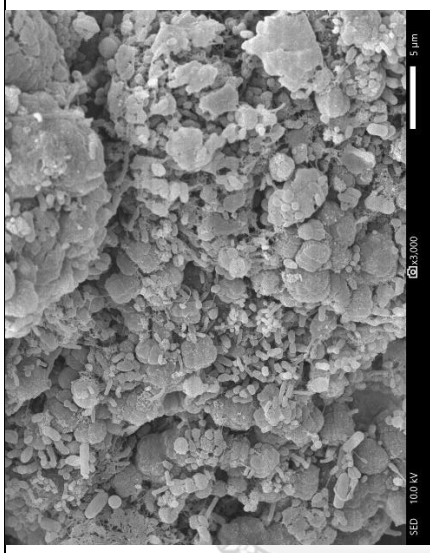
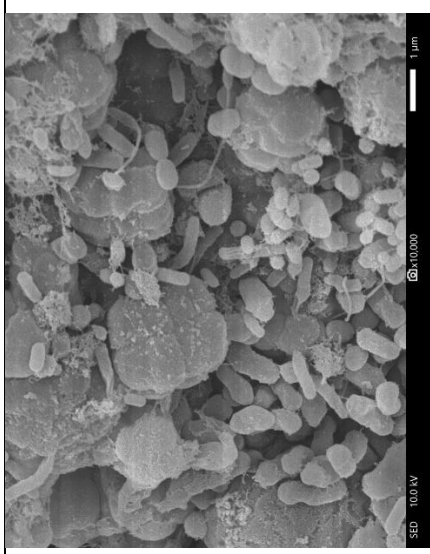
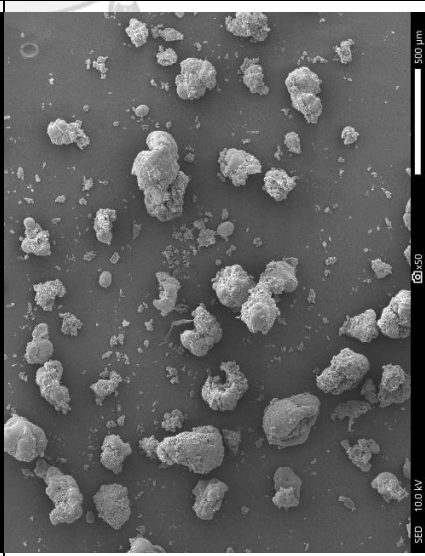
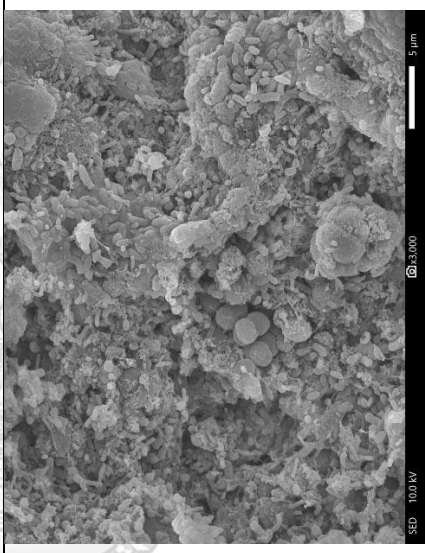
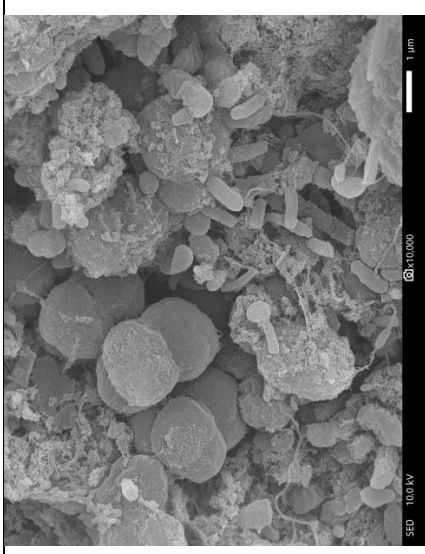
ลักษณะพื้นผิวตะกอนจากการนำไปส่องโดยกล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอนแบบส่องกราด (SEM) โดยแบ่งเป็น ตะกอนหัวเชื้อ (Seed) และเม็ดตะกอน ซึ่งตะกอนหัวเชื้อเริ่มระบบใช้ตะกอนจากถังเติมอากาศจากโรงควบคุมคุณภาพน้ำเสีย ลักษณะพื้นผิวก่อนนำไปใช้ในการทดลอง จากภาพถ่ายที่ กำลังขยาย 50 เท่า พบว่าตะกอนมีขนาดเล็ก โดยเมื่อเพิ่มกำลังขยายเป็น 3,000 และ 10,000 เท่า พบจุลินทรีย์หลายประเภทอาศัยอยู่ร่วมกัน ดังตารางที่ 4.1

จากการส่องเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่กำลังขยาย 50 เท่า พบเม็ดตะกอนขนาดใหญ่ปะปนอยู่กับตะกอนขนาดเล็ก ขยายกำลังขยายถึง 300 เท่า แสดงให้เห็นลักษณะการอาศัยอยู่ร่วมกันของระบบนิเวศของจุลินทรีย์ที่พื้นผิวของเม็ดตะกอน ดังรูปที่ 4.10 โดยเมื่อส่องที่กำลังขยาย 3,000 เท่า และ 10,000 เท่า แสดงให้เห็นประเภทของจุลินทรีย์ที่พบอาศัยอยู่มากที่พื้นผิวเม็ดตะกอน ได้แก่ แบคทีเรียรูปแท่ง (bacillus) แบคทีเรียรูปกลม (coccus) ยีสต์ (yeast) และมีแบคทีเรียเส้นใย (filamentous) อาศัยอยู่เล็กน้อยที่พื้นผิวของเม็ดตะกอน ดังตารางที่ 4.1



รูปที่ 4.10 ลักษณะพื้นผิวเม็ดตะกอนจุลินทรีย์แบบใช้อากาศ (SEM) ที่กำลังขยาย 300 เท่า

ตารางที่ 4.1 เปรียบเทียบลักษณะพื้นผิวเม็ดตะกอนผ่าน SEM

<p>ตะกอนหัวเชื้อ</p>	<p>กำลังขยาย 50 เท่า</p> 	<p>กำลังขยาย 3,000 เท่า</p> 	<p>กำลังขยาย 10,000 เท่า</p> 
<p>เม็ดตะกอน</p>	<p>กำลังขยาย 50 เท่า</p> 	<p>กำลังขยาย 3,000 เท่า</p> 	<p>กำลังขยาย 10,000 เท่า</p> 

4.2 ค่าจลนพลศาสตร์ของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์แบบเติมอากาศ

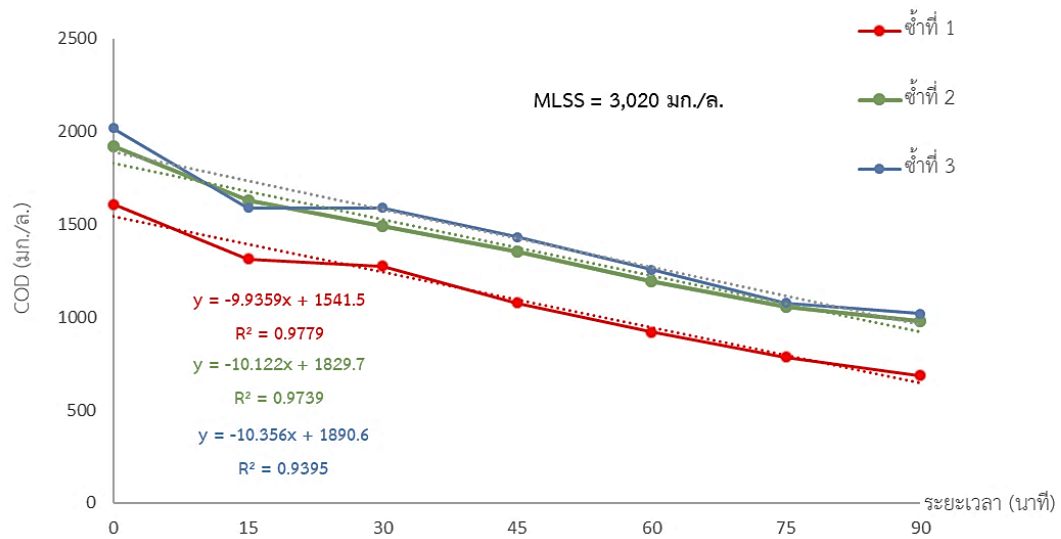
การทดลองศึกษาอัตราการบำบัด และค่าจลนพลศาสตร์ของการบำบัดสารอินทรีย์ของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์แบบใช้อากาศ เริ่มทดลองหลังจากระบบมีความเข้มข้น MLSS ในถังเลี้ยงเชื้อมากกว่า 30,000 มิลลิกรัม/ลิตร นำเม็ดตะกอนมาทดลองในภาชนะที่มีน้ำเสียสังเคราะห์ความเข้มข้นต่าง ๆ คুমพีเอช และอาหารเสริมให้เหมาะสม จึงวิเคราะห์อัตราการบำบัดจำเพาะของเม็ดตะกอน ดังแสดงในรูปที่ 4.11



รูปที่ 4.11 การทดลองอัตราการบำบัดของเม็ดตะกอน

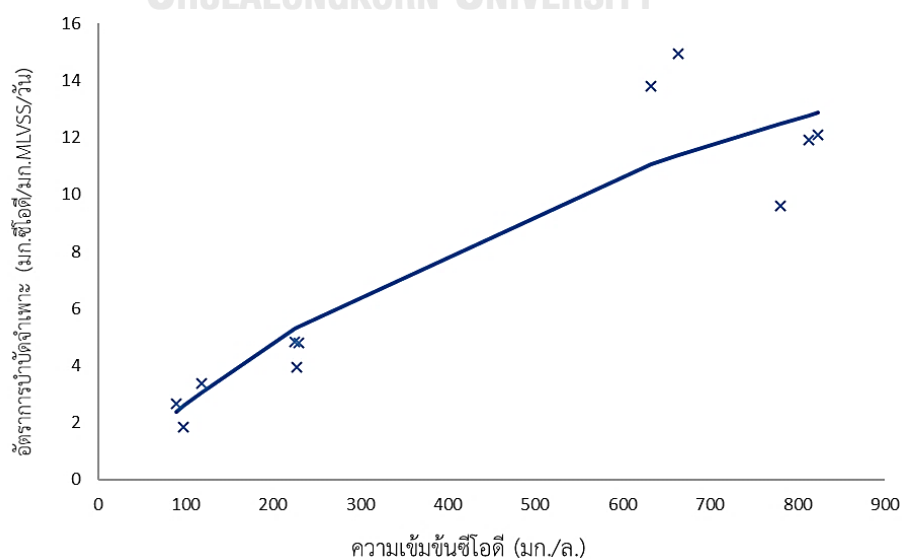
4.2.1 ค่าจลนพลศาสตร์ในการบำบัดซีโอดี

ผลการวิเคราะห์แบบจำลองจลนพลศาสตร์ของการบำบัดซีโอดีของระบบบำบัดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์แบบใช้อากาศจากการเก็บตัวอย่างน้ำที่ระยะเวลาการบำบัดเท่ากับ 15 30 45 60 75 90 นาที โดยใช้ MLSS ในชุดทดลอง 3,000 มิลลิกรัม/ลิตร นำมาวิเคราะห์อัตราการบำบัดจำเพาะของระบบที่ความเข้มข้นต่าง ๆ และนำค่าจากกราฟอัตราการบำบัดจำเพาะโดยใช้ความชันและจุดตัดแกน y มาสังเคราะห์ค่าจลนพลศาสตร์ของระบบ ดังรูปที่ 4.12



รูปที่ 4.12 ตัวอย่างการวิเคราะห์อัตราการบำบัดจำเพาะซีโอดีของเม็ดตะกอน

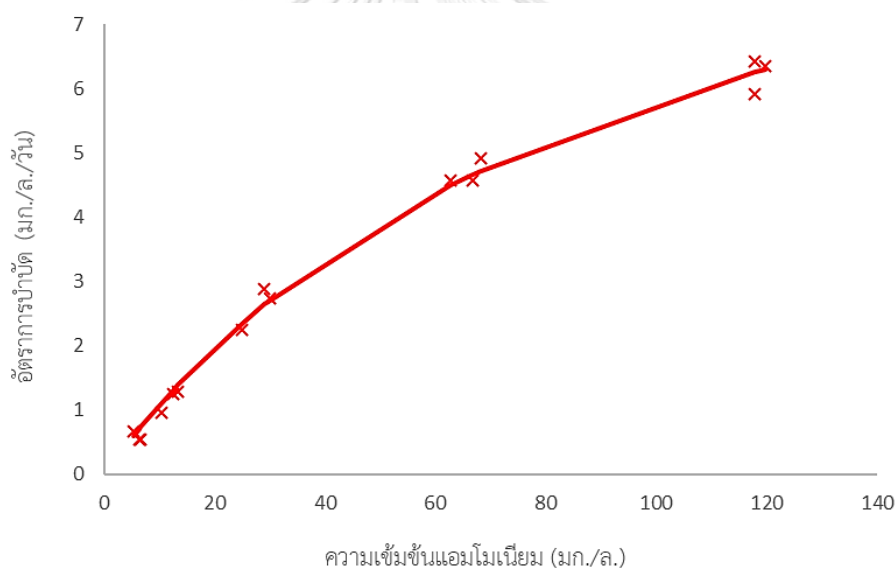
โดยทั่วไปอัตราการบำบัดซีโอดีเป็นแบบจำลองสมการโมนอด์ โดยอัตราการบำบัดของระบบจะแปรผันตรงตามความเข้มข้น จนกระทั่งความเข้มข้นน้ำเสียสูงถึงความเข้มข้นหนึ่งอัตราการบำบัดจะคงที่ ซึ่งในการทดลองนี้อัตราการบำบัดยังมีรูปแบบคล้ายแบบจำลองปฏิกิริยาอันดับที่ 1 ด้วย แต่สรุปได้ว่าเป็นแบบสมการโมนอด์เพราะหากสังเกตจากผลการทดลองเมื่อความเข้มข้นสูงเกินไป อัตราการบำบัดมีแนวโน้มคงที่ จากการสร้างแบบจำลองพบว่าค่าอัตราการบำบัดซีโอดีสูงสุดของระบบ (k_m) เท่ากับ 27.917 ± 11.997 มิลลิกรัมซีโอดี/มิลลิกรัม MLVSS/วัน และความเข้มข้นที่อัตราการบำบัดเท่ากับครึ่งหนึ่งของอัตราการบำบัดสูงสุด (K_s) เท่ากับ 963.04 ± 685.817 มิลลิกรัม/ลิตร ดังรูปที่ 4.13



รูปที่ 4.13 อัตราการบำบัดซีโอดีของเมื่อดตะกอน

4.2.2 ค่าจลนพลศาสตร์ในการบำบัดแอมโมเนียมไนโตรเจน

ผลการวิเคราะห์แบบจำลองจลนพลศาสตร์ของการบำบัดแอมโมเนียมไนโตรเจนของระบบบำบัดเมื่อดตะกอนจุลินทรีย์แบบใช้อากาศจากการเก็บตัวอย่างน้ำที่ระยะเวลาการบำบัดเท่ากับ 2 4 6 8 ชั่วโมง ที่ความเข้มข้นต่าง ๆ แต่ไม่ได้หารอัตราการบำบัดด้วย MLSS เพราะหาผู้วิจัยไม่ได้ทำการวิเคราะห์ปริมาณจุลินทรีย์กลุ่มออกโตโทรปของระบบ นำมาสังเคราะห์ค่าจลนพลศาสตร์ของระบบพบว่าอัตราการบำบัดแอมโมเนียมของระบบเป็นแบบจำลองรูปแบบสมการโมนด์ โดยค่าอัตราการบำบัดแอมโมเนียมสูงสุดของระบบ (k_m) เท่ากับ 11.353 ± 0.619 มิลลิกรัมแอมโมเนียมไนโตรเจน/วัน และความเข้มข้นที่อัตราการบำบัดเท่ากับครึ่งหนึ่งของอัตราการบำบัดสูงสุด (K_s) เท่ากับ 95.973 ± 9.509 มิลลิกรัมแอมโมเนียมไนโตรเจน/ลิตร ดังรูปที่ 4.14



รูปที่ 4.14 อัตราการบำบัดแอมโมเนียมไนโตรเจนของเมื่อดตะกอน

บทที่ 5

สรุปผลการวิจัยและข้อเสนอแนะ

5.1 เม็ดตะกอนจุลินทรีย์ในถังปฏิกรณ์

ศึกษาการสร้างเม็ดตะกอน ลักษณะทางกายภาพและเคมีของเม็ดตะกอน และลักษณะคุณสมบัติเม็ดตะกอนในถังปฏิกรณ์ โดยการสร้างเม็ดตะกอนสามารถพบได้ภายในระยะเวลา 30 วัน แต่เม็ดตะกอนมีขนาดเล็ก ถ้าไม่ได้นำตัวอย่างตะกอนออกมาสังเกตความแตกต่างจะเห็นเป็นลักษณะคล้ายฟล็อกจุลินทรีย์ในระบบเอเอส แต่เม็ดตะกอนที่พบในระบบมีลักษณะติดกันแน่นเป็นเม็ดเล็กคล้ายเม็ดทราย ไม่ฟูเหมือนฟล็อกในระบบเอเอส

5.1.1 ลักษณะทางกายภาพและชีวภาพของเม็ดตะกอน

5.1.1.1 ปริมาณของแข็งแขวนลอย (MLSS) และของแข็งแขวนลอยระเหยง่าย (MLVSS)

หลังจากระบบคงที่ปริมาณ MLSS ในถังปฏิกรณ์ที่ 1 อยู่ในช่วง 8,040-26,430 มิลลิกรัม/ลิตร ในถังปฏิกรณ์ที่ 2 อยู่ในช่วง 11,100-19,720 มิลลิกรัม/ลิตร ปริมาณ MLVSS ของระบบในถังปฏิกรณ์ที่ 1 อยู่ในช่วง 8,600-9,060 มิลลิกรัม/ลิตร ในถังปฏิกรณ์ที่ 2 อยู่ในช่วง 8,730-9,890 มิลลิกรัม/ลิตร โดยมีค่ามากกว่า MLSS ในระบบ AS ทั่วไปประมาณ 10 เท่า MLVSS ของระบบมีสัดส่วนร้อยละ 81.76 ของ MLSS

5.1.1.2 ดัชนีปริมาตรตะกอน (SVI)

ค่า SVI ของระบบเม็ดตะกอนมีค่าเฉลี่ย 13.408 ± 4.752 มิลลิลิตร/กรัม โดยมีค่าอยู่ในช่วง 2.812-43.532 มิลลิลิตร/กรัม โดยพบว่าหลังจากระยะเวลาการเดินระบบเป็นเวลา 80 วัน ค่าดัชนีปริมาตรตะกอนของระบบเริ่มมีแนวโน้มสูงขึ้น

5.1.1.3 ประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดี (COD) ของเม็ดตะกอน

ประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดีของเม็ดตะกอนเฉลี่ยร้อยละ 98 โดยมีประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดีสูงกว่าร้อยละ 88 ตลอดระยะเวลาการทดลอง

5.1.1.4 ประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนียมไนโตรเจน (NH_4^+-N) ของเมื่อดตะกอน

ประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนียมของเมื่อดตะกอนเฉลี่ยร้อยละ 93 มีประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนียมอยู่ในช่วงร้อยละ 57-100

5.1.2 ลักษณะคุณสมบัติของเมื่อดตะกอน

5.1.2.1 ขนาดเมื่อดตะกอน และความหนาแน่นของตะกอน

เมื่อดตะกอนที่เกิดขึ้นในระบบบำบัดส่วนใหญ่มีลักษณะค่อนข้างกลม สีน้ำตาล ลักษณะร่วนแน่น คล้ายเม็ดทรายละเอียด และมีขนาดเล็กกว่า 1 มิลลิเมตร โดยหลังจากเพิ่มระยะเวลาการเติมอากาศ เป็น 5.7 ชั่วโมงจึงพบเมื่อดตะกอนที่มีขนาดใหญ่ขึ้น เมื่อดตะกอนขนาดใหญ่ที่สุดที่พบในระบบมีขนาด 3 มิลลิเมตร และระบบมีความหนาแน่นตะกอนจุลินทรีย์ 1.1301 ± 0.0283 กรัม/มิลลิเมตร

5.1.2.2 ลักษณะพื้นผิวเมื่อดตะกอน

โครงสร้างส่วนประกอบของเมื่อดตะกอน โดยระบุได้เพียงรูปร่างของจุลินทรีย์แต่ไม่สามารถระบุสายพันธุ์ได้ โดยจุลินทรีย์ที่ผิวเมื่อดตะกอนส่วนใหญ่ประกอบไปด้วย แบคทีเรียรูปแท่ง แบคทีเรียรูปกลม ยีสต์ และมีแบคทีเรียเส้นใยอาศัยอยู่เล็กน้อย

5.2 ค่าจลนพลศาสตร์ของเมื่อดตะกอนจุลินทรีย์แบบเติมอากาศ

5.2.1 ค่าจลนพลศาสตร์ในการบำบัดซีโอดี

ผลการวิเคราะห์แบบจำลองจลนพลศาสตร์ของการบำบัดซีโอดีของระบบบำบัดเมื่อดตะกอนจุลินทรีย์แบบใช้อากาศเป็นแบบสมการโมโนต์ โดยมีค่าอัตราการบำบัดซีโอดีสูงสุดของระบบ (k_m) เท่ากับ 27.917 ± 11.997 มิลลิกรัมซีโอดี/มิลลิกรัม MLVSS/วัน และความเข้มข้นที่อัตราการบำบัดเท่ากับครึ่งหนึ่งของอัตราการบำบัดสูงสุด (K_s) เท่ากับ 963.04 ± 685.817 มิลลิกรัม/ลิตร และมีความเข้มข้นตะกอน (MLSS) ของระบบเมื่อดตะกอนใช้อากาศที่มีค่าสูงกว่าระบบเอเอสกว่า 6-9 เท่า ทำให้อัตราการบำบัดซีโอดีของระบบเมื่อดตะกอนใช้อากาศสูงกว่าระบบเอเอสอย่างมาก โดยเมื่อเปรียบเทียบผลการทดลองกับงานวิจัยอื่นที่มีการวิเคราะห์ห้ออัตราการบำบัดจำเพาะของเมื่อดตะกอนใช้อากาศของ (Y.-Q. Liu และ Tay, 2007) ทดสอบการเปลี่ยนระยะเวลาการบำบัดต่ออัตราการบำบัดที่เปลี่ยนไป ที่เวลาเติมอากาศ 3.6 ชั่วโมงที่ความเร็วในการเติมอากาศ 2.4 เซนติเมตร/วินาที ตกตะกอน 15 นาที ความเข้มข้นซีโอดีจากโซเดียมอะซิเตท 1,000 มิลลิกรัม/ลิตร และสัดส่วน

ทดแทนน้ำเสียร้อยละ 50 พบค่าอัตราการบำบัดซีโอดีจำเพาะสูงสุด (k_m) เท่ากับ 2.402 มก.ซีโอดี/มก. MLVSS/วัน และที่เวลาเติมอากาศ 7.6 ชั่วโมง ค่าอัตราการบำบัดซีโอดีจำเพาะสูงสุด (k_m) เท่ากับ 15.538 มก.ซีโอดี/มก. MLVSS/วัน ในงานวิจัยนี้ใช้ระยะเวลาเติมอากาศที่ 5.7 ชั่วโมง ที่ความเร็วเติมอากาศ 3.5 เซนติเมตร/วินาที ตกตะกอน 15 นาที ใช้น้ำตาลทรายเป็นแหล่งซีโอดีที่ 3,398 มิลลิกรัม/ลิตร และสัดส่วนการทดแทนน้ำเสียร้อยละ 60 พบว่าค่าอัตราการบำบัดซีโอดีจำเพาะสูงสุด (k_m) เท่ากับ 27.917 มก.ซีโอดี/มก. MLVSS/วัน สาเหตุที่ในงานวิจัยนี้มีค่า k_m สูงกว่า เพราะว่าเมื่อใช้ความเร็วในการเติมอากาศที่สูงกว่าทำให้แรงเฉือนน้ำสูงกว่า ส่งผลให้ขนาดของเม็ดตะกอนเล็กกว่าระบบที่เติมอากาศที่ความเร็วต่ำกว่า (Gao, Liu, Liang, และคณะ, 2011) โดยที่เม็ดตะกอนขนาดเล็กกว่าส่งผลให้กระบวนการถ่ายเทสารอาหารและอากาศทำได้ดีกว่าเม็ดตะกอนขนาดใหญ่ (Y.-Q. Liu และคณะ, 2005) และงานวิจัยของ (Linlin และคณะ, 2005) ที่กล่าวว่าหากขนาดเม็ดตะกอนใหญ่กว่า 1 มิลลิเมตร อัตราการบำบัดจะน้อยกว่าเม็ดตะกอนขนาด 0.5 มิลลิเมตรถึง 3 เท่า จึงสรุปว่าลักษณะทางกายภาพของเม็ดตะกอนส่งผลโดยตรงต่ออัตราการบำบัดของเม็ดตะกอน (Y.-Q. Liu และ Tay, 2007) สอดคล้องกับผลจากงานวิจัยก่อนหน้าที่ใช้ความเร็วในการเติมอากาศ 2.4 เซนติเมตร/วินาที ที่เวลาเติมอากาศนานกว่า ส่งผลให้ขนาดของเม็ดตะกอนในระบบเล็กกว่าทำให้ k_m สูงกว่าการเติมอากาศที่ระยะเวลาเติมอากาศสั้นกว่า และสำหรับงานวิจัยนี้ใช้ความเร็วในการเติมอากาศสูงกว่างานวิจัยที่นำมาเปรียบเทียบมากทำให้ขนาดเม็ดตะกอนเล็กกว่า ประกอบกับความเข้มข้นซีโอดีที่เข้ามาในระบบสูงกว่า ส่งผลให้อัตราการบำบัดซีโอดีจำเพาะสูงสุด (k_m) ของระบบสูงกว่า และหากเปรียบเทียบกับงานวิจัยอื่นที่ความเข้มข้นเริ่มต้นต่ำกว่าความเข้มข้นครึ่งหนึ่งของอัตราการบำบัดสูงสุด (K_s) มาก จะทำให้ได้รูปแบบจลนพลศาสตร์ปฏิกิริยาอันดับที่ 1 (วัน^{-1}) ซึ่งในงานวิจัยนี้มีค่าเท่ากับ 0.029 วัน^{-1} สูงกว่างานวิจัยของ (Lili และคณะ, 2005) ที่มีค่าเท่ากับ 0.004 วัน^{-1} โดยใช้ระยะเวลาการบำบัด 12 ชั่วโมง ใช้ความเข้มข้นซีโอดีจากน้ำตาลกลูโคสที่ 750 มิลลิกรัม/ลิตร และเม็ดตะกอนในระบบส่วนใหญ่มีขนาดมากกว่า 1.2-1.9 มิลลิเมตร ซึ่งในงานวิจัยนี้เม็ดตะกอนในระบบส่วนใหญ่มีขนาดเล็กกว่า 1 มิลลิเมตร จึงส่งผลให้อัตราการบำบัดสูงกว่าเนื่องจากความสามารถในการแพร่ของสารอาหารเข้าสู่เซลล์สูงกว่า

5.2.2 ค่าจลนพลศาสตร์ในการบำบัดแอมโมเนียมไนโตรเจน

ผลการวิเคราะห์แบบจำลองจลนพลศาสตร์ของการบำบัดแอมโมเนียมไนโตรเจนของระบบบำบัดเมื่อดึงออกจลินทรีย์แบบใช้อากาศ พบว่าเป็นแบบสมการโมนด์ โดยค่าอัตราการบำบัดแอมโมเนียมสูงสุดของระบบ (k_m) เท่ากับ 11.353 ± 0.619 มิลลิกรัมแอมโมเนียมไนโตรเจน/วัน และความเข้มข้นที่อัตราการบำบัดเท่ากับครึ่งหนึ่งของอัตราการบำบัดสูงสุด (K_s) เท่ากับ 95.973 ± 9.509 มิลลิกรัมแอมโมเนียมไนโตรเจน/ลิตร โดยที่ค่าจลนพลศาสตร์ของระบบไม่ได้หารด้วยปริมาณ MLSS ในระบบเพราะงานวิจัยไม่ได้ทำการวิเคราะห์ปริมาณจลินทรีย์กลุ่มออโตโทรฟของระบบ

5.3 คำแนะนำของการไปใช้จริง

สำหรับการใช้ในระบบขนาดจริงที่ออกแบบระบบเดียวกันกับงานวิจัยนี้

5.3.1 การสร้างเมื่อดึงออกในระบบ

สามารถใช้ค่าปัจจัยสำคัญที่ใช้ควบคุมการสร้างเมื่อดึงออกในระบบได้หากระบบมีรูปแบบเดียวกันกับงานวิจัยนี้ ปัจจัยสำคัญในการสร้างเมื่อดึงออกจลินทรีย์ใช้อากาศ ได้แก่ ความเร็วในการเติมอากาศสูงกว่า 3.5 เซนติเมตร/วินาที ซึ่งเป็นการเติมอากาศที่มีอัตราการเติมอากาศสูงมากเมื่อเทียบกับงานวิจัยอื่นที่สามารถสร้างเมื่อดึงออกที่แข็งแรงได้ที่ความเร็วในการเติมอากาศสูงกว่าหรือเท่ากับ 1.2 เซนติเมตร/วินาที (Beun และคณะ, 1999; Tay และคณะ, 2001) ทำให้ระบบสามารถลดความเร็วในการเติมอากาศลงได้ ใช้เวลาตกตะกอน 15 นาที แต่อย่างไรก็ตามควรดูปริมาณตะกอนของระบบควบคู่ไปด้วย โดยหากใช้เวลาตกตะกอนที่ 15 นาทีแล้วระบบเกิดการล้างไล่ตะกอนออกมากจนเกินไปก็ควรใช้เวลาตกตะกอนที่มากขึ้นตามสถานการณ์ และสัดส่วนการทดแทนน้ำเสียร้อยละ 60 จะสามารถรักษาปริมาณตะกอนในระบบให้เหมาะสมได้ดี

5.3.2 ค่าจลนพลศาสตร์

นำผลที่ได้ไปเป็นข้อมูลในการออกแบบระบบบำบัดขนาดจริงที่มีรูปแบบระบบเดียวกันได้ แต่ควรมีการทดลองเลี้ยงเชื้อให้เกิดเป็นเมื่อดึงออก และวิเคราะห์อัตราการบำบัดของเมื่อดึงออกภายในระบบขนาดเล็กก่อน

5.4 ข้อเสนอแนะของงานวิจัยต่อไป

5.4.1 อายุตะกอนในระบบ

งานวิจัยที่ผ่านมาศึกษาการสร้างเม็ดตะกอนและอัตราการบำบัดสารอินทรีย์ของเม็ดตะกอนโดยที่ไม่ได้คำนึงถึงอายุตะกอนในระบบเท่าใดนัก แต่อายุตะกอนในระบบอาจเป็นอีกสาเหตุหลักอีกหนึ่งอย่างที่จะกำหนดประสิทธิภาพหรืออัตราการบำบัดของระบบบำบัดแบบเติมอากาศได้ งานวิจัยในอดีตมีการศึกษาว่าหากอายุตะกอนในระบบสูงเกินไปจะทำให้เม็ดตะกอนแตกตัว ทำให้ประสิทธิภาพของระบบลดลง แต่สาเหตุที่ว่าเป็นเพราะอายุตะกอนมากเกินไปหรือไม่ก็ยังไม่เป็นที่แน่ชัด เพราะฉะนั้นการศึกษาอายุตะกอนที่มีผลต่อการสร้างและการแตกตัวของเม็ดตะกอนในระบบจะช่วยให้ปัจจัยในการควบคุมการสร้างเม็ดตะกอนมีความชัดเจนมากยิ่งขึ้น

5.4.2 ถังปฏิกรณ์และอุปกรณ์

งานวิจัยนี้ใช้ระบบอัตโนมัติในการควบคุมระบบเอสบีอาร์ แต่ปัญหาเกิดขึ้นที่เมื่อเวลาผ่านไปโซลินอยด์วาล์วที่ทำหน้าที่ส่งน้ำออกเกิดการอุดตันจากตะกอนแข็ง ทำให้บางครั้งเกิดน้ำล้นออกจากระบบไปบ้าง และมี MLSS หลุดออกจากระบบไปโดยไม่ทราบปริมาณ วิธีแก้ไขหากนำไปใช้ในระบบจริงคือ การใช้วาล์วที่มีขนาดใหญ่เพียงพอ ไม่ใช้วัสดุประเภททองเหลืองที่ทำให้เกิดตะกรันเมื่อทำปฏิกิริยากับสารประเภทคาร์บอนेटในน้ำเสีย และควรมีระบบทำความสะอาดตะกอนแข็งอุดตันในวาล์วอย่างสม่ำเสมอเพื่อป้องกันการสูญเสียปริมาณ MLSS จากระบบไป

5.4.3 การเติมอากาศ

งานวิจัยนี้ใช้การเติมอากาศที่สูง 3.5 เซนติเมตร/วินาที ให้เกิดการรวมตัวของเม็ดตะกอน โดยค่า MLSS ของระบบ และ k_m ของระบบสูงเมื่อเทียบกับระบบเอเอส ทำให้สามารถลดขนาดของถังปฏิกริยาลงได้มาก ทำให้ประหยัดต้นทุนในการก่อสร้างแต่มีข้อจำกัดคือ ระบบใช้พลังงานในการเติมอากาศสูง ทำให้สิ้นเปลืองงบประมาณในการดูแลรักษาระบบ การศึกษาในอนาคตจึงควรศึกษาทางเลือกในการสร้างเม็ดตะกอนจากการสร้างแรงเฉือนน้ำแทนการเติมอากาศ ซึ่งอาจลดต้นทุนด้านพลังงานของระบบลงได้

บรรณานุกรม

- Ab Halim, M. H., Anuar, A. N., Azmi, S. I., Jamal, N. S. A., Wahab, N. A., Ujang, Z., . . . Bob, M. M. J. B. t. (2015). Aerobic sludge granulation at high temperatures for domestic wastewater treatment. *185*, 445-449.
- Adav, S. S., Lee, D.-J., Lai, J.-Y. J. A. m. และ biotechnology. (2010). Potential cause of aerobic granular sludge breakdown at high organic loading rates. *85*(5), 1601-1610.
- Adav, S. S., Lee, D.-J. และ Lai, J.-Y. J. B. t. (2009). Aerobic granulation in sequencing batch reactors at different settling times. *100*(21), 5359-5361.
- Adav, S. S., Lee, D.-J., Lai, J. J. A. m. และ biotechnology. (2007). Effects of aeration intensity on formation of phenol-fed aerobic granules and extracellular polymeric substances. *77*(1), 175-182.
- Adav, S. S., Lee, D.-J., Show, K.-Y. และ Tay, J.-H. (2008). Aerobic granular sludge: recent advances,. *Biotechnology advances*,, *26*(5), 411-423.
- Bassin, J. P. (2018). Aerobic granular sludge technology. In *Advanced Biological Processes for Wastewater Treatment* (pp. 75-142): Springer.
- Bengtsson, S., de Blois, M., Wilén, B.-M. และ Gustavsson, D. J. E. t. (2019). A comparison of aerobic granular sludge with conventional and compact biological treatment technologies. *40*(21), 2769-2778.
- Beun, J., Hendriks, A., Van Loosdrecht, M., Morgenroth, E., Wilderer, P. และ Heijnen, J. J. W. r. (1999). Aerobic granulation in a sequencing batch reactor. *33*(10), 2283-2290.
- C. Di Iaconi, J. B., P.M.L. Castro, G. Del Moro, J. Dries, Á. Val del Río, M.C.M. และ Van Loosdrecht, E. V. (2017). Aerobic Granular Sludge Reactors. *Innovative wastewater treatment & resource recovery technologies: impacts on energy, conomy and Environment*.
- Chen, Y.-Y. และ Lee, D.-J. J. J. o. t. T. I. o. C. E. (2015). Effective aerobic granulation: role of seed sludge. *52*, 118-119.

- Chen, Y., Jiang, W., Liang, D. T., Tay, J. H. J. A. m. และ biotechnology. (2007). Structure and stability of aerobic granules cultivated under different shear force in sequencing batch reactors. *76*(5), 1199-1208.
- Corsino, S. F., Capodici, M., Torregrossa, M. และ Viviani, G. J. J. o. e. m. (2016). Fate of aerobic granular sludge in the long-term: the role of EPSs on the clogging of granular sludge porosity. *183*, 541-550.
- Corsino, S. F., Di Trapani, D., Torregrossa, M. และ Viviani, G. J. J. o. e. m. (2018). Aerobic granular sludge treating high strength citrus wastewater: Analysis of pH and organic loading rate effect on kinetics, performance and stability. *214*, 23-35.
- Cui, F., Kim, B., Mo, K., Kim, M. J. D. และ Treatment, W. (2015). Characteristics of aerobic granulation at different organic and ammonium compositions. *54*(4-5), 1109-1117.
- De Kreuk, M., Pronk, M. และ Van Loosdrecht, M. J. W. r. (2005). Formation of aerobic granules and conversion processes in an aerobic granular sludge reactor at moderate and low temperatures. *39*(18), 4476-4484.
- de Kreuk, M. v., Van Loosdrecht, M. J. W. S. และ Technology. (2004). Selection of slow growing organisms as a means for improving aerobic granular sludge stability. *49*(11-12), 9-17.
- de Sousa Rollemberg, S. L., Barros, A. R. M., Firmino, P. I. M. และ dos Santos, A. B. J. B. t. (2018). Aerobic granular sludge: Cultivation parameters and removal mechanisms. *270*, 678-688.
- Deng, S., Wang, L. และ Su, H. J. J. o. e. m. (2016). Role and influence of extracellular polymeric substances on the preparation of aerobic granular sludge. *173*, 49-54.
- Devlin, T., Di Biase, A., Kowalski, M. และ Oleszkiewicz, J. J. B. t. (2017). Granulation of activated sludge under low hydrodynamic shear and different wastewater characteristics. *224*, 229-235.
- Di Iaconi, C., Ramadori, R., Lopez, A. และ Passino, R. J. B. E. J. (2006). Influence of hydrodynamic shear forces on properties of granular biomass in a sequencing batch biofilter reactor. *30*(2), 152-157.
- Di Iaconi, C., Ramadori, R., Lopez, A., Passino, R. J. E. s. และ technology. (2005). Hydraulic shear stress calculation in a sequencing batch biofilm reactor with granular

- biomass. *39*(3), 889-894.
- Dulekgurgen, E., Artan, N., Orhon, D., Wilderer, P. J. W. S. และ Technology. (2008). How does shear affect aggregation in granular sludge sequencing batch reactors? Relations between shear, hydrophobicity, and extracellular polymeric substances. *58*(2), 267-276.
- Gao, D., Liu, L., Liang, H. และ Wu, W.-M. J. C. r. i. b. (2011). Aerobic granular sludge: characterization, mechanism of granulation and application to wastewater treatment. *31*(2), 137-152.
- Gao, D., Liu, L. และ Wu, W.-M. J. J. o. h. m. (2011). Comparison of four enhancement strategies for aerobic granulation in sequencing batch reactors. *186*(1), 320-327.
- Giancoli, D. C. (2016). *Physics: principles with applications*: Boston: Pearson.
- Gobi, K., Lim, X. และ Vadivelu, V. (2013). Temperature and pH Effect on the Aerobic Granules Developed in Palm Oil Mill Effluent.
- He, Q., Zhang, W., Zhang, S. และ Wang, H. J. C. E. J. (2017). Enhanced nitrogen removal in an aerobic granular sequencing batch reactor performing simultaneous nitrification, endogenous denitrification and phosphorus removal with low superficial gas velocity. *326*, 1223-1231.
- Huang, W., Li, B., Zhang, C., Zhang, Z., Lei, Z., Lu, B. และ Zhou, B. J. B. t. (2015). Effect of algae growth on aerobic granulation and nutrients removal from synthetic wastewater by using sequencing batch reactors. *179*, 187-192.
- Isanta, E., Reino, C., Carrera, J. และ Pérez, J. J. W. r. (2015). Stable partial nitritation for low-strength wastewater at low temperature in an aerobic granular reactor. *80*, 149-158.
- Isanta, E., Suárez-Ojeda, M. E., del Río, Á. V., Morales, N., Pérez, J. และ Carrera, J. J. C. E. J. (2012). Long term operation of a granular sequencing batch reactor at pilot scale treating a low-strength wastewater. *198*, 163-170.
- Kang, A. J. และ Yuan, Q. J. B. t. (2017). Long-term stability and nutrient removal efficiency of aerobic granules at low organic loads. *234*, 336-342.
- Kent, T. R., Bott, C. B. และ Wang, Z.-W. J. B. a. (2018). State of the art of aerobic granulation in continuous flow bioreactors. *36*(4), 1139-1166.
- Khan, M. Z., Mondal, P. K. และ Sabir, S. J. T. C. J. o. C. E. (2013). Aerobic granulation for

- wastewater bioremediation: a review. *91*(6), 1045-1058.
- Kim, I. S., Kim, S.-M. และ Jang, A. J. B. t. (2008). Characterization of aerobic granules by microbial density at different COD loading rates. *99*(1), 18-25.
- Krhutkova, O., Novak, L., Pachmanova, L., Benakova, A., Wanner, J., Kos, M. J. W. s. และ technology. (2006). In situ bioaugmentation of nitrification in the regeneration zone: practical application and experiences at full-scale plants. *53*(12), 39-46.
- Lee, D.-J., Chen, Y.-Y., Show, K.-Y., Whiteley, C. G. และ Tay, J.-H. J. B. a. (2010). Advances in aerobic granule formation and granule stability in the course of storage and reactor operation. *28*(6), 919-934.
- Lettinga, G., Van Velsen, A., Hobma, S. d., De Zeeuw, W., Klapwijk, A. J. B. และ bioengineering. (1980). Use of the upflow sludge blanket (USB) reactor concept for biological wastewater treatment, especially for anaerobic treatment. *22*(4), 699-734.
- Li, A.-j., Li, X.-y. และ Yu, H.-q. J. P. B. (2011). Effect of the food-to-microorganism (F/M) ratio on the formation and size of aerobic sludge granules. *46*(12), 2269-2276.
- Li, A.-j., Yang, S.-f., Li, X.-y. และ Gu, J.-d. J. W. R. (2008). Microbial population dynamics during aerobic sludge granulation at different organic loading rates. *42*(13), 3552-3560.
- Li, J., Garny, K., Neu, T., He, M., Lindenblatt, C., Horn, H. J. W. s. และ technology. (2007). Comparison of some characteristics of aerobic granules and sludge flocs from sequencing batch reactors. *55*(8-9), 403-411.
- Lili, L., Zhiping, W., Jie, Y., Xiaojun, S., Weimin, C. J. E. และ technology, m. (2005). Investigation on the formation and kinetics of glucose-fed aerobic granular sludge. *36*(4), 487-491.
- Lin, S. N. T. U. (2003). Development of P-accumulating microbial granules in SBR. Interim PhD report.
- Linlin, H., Jianlong, W., Xianghua, W. และ Yi, Q. J. P. B. (2005). The formation and characteristics of aerobic granules in sequencing batch reactor (SBR) by seeding anaerobic granules. *40*(1), 5-11.
- Liu, L., Fan, H., Liu, Y., Liu, C. และ Huang, X. J. B. t. (2017). Development of algae-bacteria granular consortia in photo-sequencing batch reactor. *232*, 64-71.

- Liu, Q., Tay, J. และ Liu, Y. J. E. T. (2003). Substrate concentration-independent aerobic granulation in sequential aerobic sludge blanket reactor. *24*(10), 1235-1242.
- Liu, X., Sun, S., Ma, B., Zhang, C., Wan, C., Lee, D.-J. J. A. m. และ biotechnology. (2016). Understanding of aerobic granulation enhanced by starvation in the perspective of quorum sensing. *100*(8), 3747-3755.
- Liu, Y.-Q., Kong, Y., Tay, J.-H., Zhu, J. J. S. และ technology, p. (2011). Enhancement of start-up of pilot-scale granular SBR fed with real wastewater. *82*, 190-196.
- Liu, Y.-Q., Liu, Y. และ Tay, J.-H. (2005). Relationship between size and mass transfer resistance in aerobic granules. *40*(5), 312-315. doi:<https://doi.org/10.1111/j.1472-765X.2005.01695.x>
- Liu, Y.-Q. และ Tay, J.-H. (2007). Influence of cycle time on kinetic behaviors of steady-state aerobic granules in sequencing batch reactors. *41*(4), 516-522.
- Liu, Y.-Q. และ Tay, J.-H. J. B. t. (2008). Influence of starvation time on formation and stability of aerobic granules in sequencing batch reactors. *99*(5), 980-985.
- Liu, Y.-Q. และ Tay, J.-H. J. W. r. (2015). Fast formation of aerobic granules by combining strong hydraulic selection pressure with overstressed organic loading rate. *80*, 256-266.
- Liu, Y., Kang, X., Li, X. และ Yuan, Y. J. B. t. (2015). Performance of aerobic granular sludge in a sequencing batch bioreactor for slaughterhouse wastewater treatment. *190*, 487-491.
- Liu, Y. และ Liu, Q.-S. J. B. A. (2006). Causes and control of filamentous growth in aerobic granular sludge sequencing batch reactors. *24*(1), 115-127.
- Liu, Y. และ Tay, J.-H. J. B. a. (2004). State of the art of biogranulation technology for wastewater treatment. *22*(7), 533-563.
- Liu, Y., Wang, Z.-W., Qin, L., Liu, Y.-Q., Tay, J.-H. J. A. m. และ biotechnology. (2005). Selection pressure-driven aerobic granulation in a sequencing batch reactor. *67*(1), 26-32.
- Liu, Y., Yang, S.-F., Tay, J.-H., Liu, Q.-S., Qin, L., Li, Y. J. E. และ Technology, M. (2004). Cell hydrophobicity is a triggering force of biogranulation. *34*(5), 371-379.
- Lochmatter, S. และ Holliger, C. J. W. r. (2014). Optimization of operation conditions for

the startup of aerobic granular sludge reactors biologically removing carbon, nitrogen, and phosphorous. *59*, 58-70.

Manisha Garg. Nutritional Requirements of Microorganisms,. ได้รับจาก

<http://www.biologydiscussion.com/microorganisms/nutritional-requirements-of-microorganisms/55070>

Metcalf และ Eddy. (2004). *Wastewater Engineering Treatment and Reuse*, (4, ed.).

Metcalf และ Eddy. (2014). *Wastewater Engineering Treatment and Reuse*.

Morgenroth, E., Sherden, T., Van Loosdrecht, M., Heijnen, J. และ Wilderer, P. J. W. r.

(1997). Aerobic granular sludge in a sequencing batch reactor. *31*(12), 3191-3194.

Nancharaiah, Y. และ Reddy, G. K. K. J. B. t. (2018). Aerobic granular sludge technology: mechanisms of granulation and biotechnological applications. *247*, 1128-1143.

Pronk, M., De Kreuk, M., De Bruin, B., Kamminga, P., Kleerebezem, R. v. และ Van

Loosdrecht, M. J. W. R. (2015). Full scale performance of the aerobic granular sludge process for sewage treatment. *84*, 207-217.

Qin, L., Liu, Y. และ Tay, J.-H. J. B. E. J. (2004). Effect of settling time on aerobic granulation in sequencing batch reactor. *21*(1), 47-52.

Qin, L., Tay, J.-H. และ Liu, Y. J. P. B. (2004). Selection pressure is a driving force of aerobic granulation in sequencing batch reactors. *39*(5), 579-584.

Rico, C., Montes, J. A. และ Rico, J. L. J. B. t. (2017). Evaluation of different types of anaerobic seed sludge for the high rate anaerobic digestion of pig slurry in UASB reactors. *238*, 147-156.

Rocktäschel, T., Klarmann, C., Helmreich, B., Ochoa, J., Boisson, P., Sørensen, K. และ

Horn, H. J. W. r. (2013). Comparison of two different anaerobic feeding strategies to establish a stable aerobic granulated sludge bed. *47*(17), 6423-6431.

Ruiken, C., Breuer, G., Klaversma, E., Santiago, T. และ Van Loosdrecht, M. J. W. r. (2013).

Sieving wastewater–Cellulose recovery, economic and energy evaluation. *47*(1), 43-48.

Schmidt, J. E., Ahring, B. K. J. B. และ bioengineering. (1996). Granular sludge formation in upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactors. *49*(3), 229-246.

Sengar, A., Basheer, F., Aziz, A. และ Farooqi, I. H. J. J. o. C. P. (2018). Aerobic granulation technology: Laboratory studies to full scale practices. *197*, 616-632.

- Shi, X.-Y., Yu, H.-Q., Sun, Y.-J. และ Huang, X. J. C. E. J. (2009). Characteristics of aerobic granules rich in autotrophic ammonium-oxidizing bacteria in a sequencing batch reactor. *147*(2-3), 102-109.
- Show, K.-Y., Lee, D.-J., Tay, J.-H. J. A. b. และ biotechnology. (2012). Aerobic granulation: advances and challenges. *167*(6), 1622-1640.
- Simon, S., Païro, B., Villain, M., D'Abzac, P., Van Hullebusch, E., Lens, P. และ Guibaud, G. J. B. t. (2009). Evaluation of size exclusion chromatography (SEC) for the characterization of extracellular polymeric substances (EPS) in anaerobic granular sludges. *100*(24), 6258-6268.
- Szabó, E., Liébana, R., Hermansson, M., Modin, O., Persson, F. และ Wilén, B.-M. J. F. i. m. (2017). Microbial population dynamics and ecosystem functions of anoxic/aerobic granular sludge in sequencing batch reactors operated at different organic loading rates. *8*, 770.
- Tay, J.-H., Liu, Q.-S., Liu, Y. J. A. m. และ biotechnology. (2001). The effects of shear force on the formation, structure and metabolism of aerobic granules. *57*(1-2), 227-233.
- Tay, J.-H., Liu, Y., Tay, S. T.-L. และ Hung, Y.-T. (2009). Aerobic granulation technology. In *Advanced Biological Treatment Processes* (pp. 109-128): Springer.
- Tay, J.-H., Pan, S., He, Y. และ Tay, S. T. L. J. J. o. e. e. (2004). Effect of organic loading rate on aerobic granulation. I: Reactor performance. *130*(10), 1094-1101.
- Tay, J.-H., Pan, S., Tay, S., Ivanov, V., Liu, Y. J. W. S. และ Technology. (2003). The effect of organic loading rate on the aerobic granulation: the development of shear force theory. *47*(11), 235-240.
- Tay, J.-H., Yang, S.-F., Liu, Y. J. A. M. และ Biotechnology. (2002). Hydraulic selection pressure-induced nitrifying granulation in sequencing batch reactors. *59*(2-3), 332-337.
- Toh, S., Tay, J., Moy, B., Ivanov, V., Tay, S. J. A. m. และ biotechnology. (2003). Size-effect on the physical characteristics of the aerobic granule in a SBR. *60*(6), 687-695.
- Tsuneda, S., Nagano, T., Hoshino, T., Ejiri, Y., Noda, N. และ Hirata, A. J. W. R. (2003). Characterization of nitrifying granules produced in an aerobic upflow fluidized bed reactor. *37*(20), 4965-4973.

- Wan, C., Yang, X., Lee, D.-J., Zhang, Q., Li, J., Liu, X. J. A. m. และ biotechnology. (2014). Formation of filamentous aerobic granules: role of pH and mechanism. *98*(19), 8389-8397.
- Wang, F., Lu, S., Wei, Y. และ Ji, M. J. J. o. H. M. (2009). Characteristics of aerobic granule and nitrogen and phosphorus removal in a SBR. *164*(2-3), 1223-1227.
- Wang, Z.-W., Li, Y., Zhou, J.-Q. และ Liu, Y. J. P. B. (2006). The influence of short-term starvation on aerobic granules. *41*(12), 2373-2378.
- Wang, Z.-W., Liu, Y., Tay, J.-H. J. A. m. และ biotechnology. (2005). Distribution of EPS and cell surface hydrophobicity in aerobic granules. *69*(4), 469.
- Wang, Z.-W., Liu, Y. และ Tay, J.-H. J. C. (2006). The role of SBR mixed liquor volume exchange ratio in aerobic granulation. *62*(5), 767-771.
- Weissbrodt, D. G., Lochmatter, S., Ebrahimi, S., Rossi, P., Maillard, J. และ Holliger, C. J. F. i. m. (2012). Bacterial selection during the formation of early-stage aerobic granules in wastewater treatment systems operated under wash-out dynamics. *3*, 332.
- Winkler, M.-K., Bassin, J., Kleerebezem, R., Van der Lans, R. และ Van Loosdrecht, M. J. w. r. (2012). Temperature and salt effects on settling velocity in granular sludge technology. *46*(16), 5445-5451.
- Winkler, M.-K. H., Meunier, C., Henriot, O., Mahillon, J., Suárez-Ojeda, M. E., Del Moro, G., . . . Weissbrodt, D. G. J. C. E. J. (2018). An integrative review of granular sludge for the biological removal of nutrients and recalcitrant organic matter from wastewater. *336*, 489-502.
- Winkler, M. H., Kleerebezem, R., Strous, M., Chandran, K., Van Loosdrecht, M. J. A. m. และ biotechnology. (2013). Factors influencing the density of aerobic granular sludge. *97*(16), 7459-7468.
- Winkler, M. K., Kleerebezem, R., Kuenen, J. G., Yang, J., van Loosdrecht, M. C. J. E. S. และ Technology. (2011). Segregation of biomass in cyclic anaerobic/aerobic granular sludge allows the enrichment of anaerobic ammonium oxidizing bacteria at low temperatures. *45*(17), 7330-7337.
- Wu, D., Zhang, Z., Yu, Z. และ Zhu, L. J. B. t. (2018). Optimization of F/M ratio for stability of aerobic granular process via quantitative sludge discharge. *252*, 150-156.

- Yang, S., Li, X. และ Yu, H. J. P. B. (2008). Formation and characterisation of fungal and bacterial granules under different feeding alkalinity and pH conditions. *43*(1), 8-14.
- Yu, X., Wan, C., Lei, Z., Liu, X., Zhang, Y., Tay, J. H. และ Lee, D.-J. J. E. t. (2014). Use of aerobic granules for treating synthetic high-strength ammonium wastewaters. *35*(14), 1785-1790.
- Zheng, Y.-M., Yu, H.-Q., Liu, S.-J. และ Liu, X.-Z. J. C. (2006). Formation and instability of aerobic granules under high organic loading conditions. *63*(10), 1791-1800.
- Zhiwei, S., Nanqi, R., Zhang, K. และ Longyan, T. J. J. o. E. S. (2009). Influence of temperature on the characteristics of aerobic granulation in sequencing batch airlift reactors. *21*(3), 273-278.
- Zhu, L., Yu, Y., Dai, X., Xu, X. และ Qi, H. J. C. e. j. (2013). Optimization of selective sludge discharge mode for enhancing the stability of aerobic granular sludge process. *217*, 442-446.
- Zhu, L., Zhou, J., Yu, H. และ Xu, X. J. E. t. (2015). Optimization of hydraulic shear parameters and reactor configuration in the aerobic granular sludge process. *36*(13), 1605-1611.
- Zitomer, D. H., Duran, M., Albert, R. และ Guven, E. J. W. r. (2007). Thermophilic aerobic granular biomass for enhanced settleability. *41*(4), 819-825.
- กรมควบคุมมลพิษ. (2559). คู่มือความรู้เกี่ยวกับระบบบำบัดน้ำเสียแบบ AS สำหรับอาคาร.
- กรมควบคุมมลพิษ. (2560). คู่มือระบบบำบัดน้ำเสียชุมชน.
- กรมพัฒนาพลังงานทดแทนและอนุรักษ์พลังงาน กระทรวงพลังงาน. (2554). พลังงานก๊าซชีวภาพ (Vol. 5).
- ขวัญเนตร สมบัติสมภพ, ว. จ. (2551). การบำบัดไนโตรเจนด้วยระบบเอสบีอาร์-ตัวกลางเคลื่อนที่. Retrieved from
- ธงชัย พรรณสวัสดิ์, ส. (2545). การกำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัสทางชีวภาพ.
- สถาบันนวัตกรรมการเรียนรู้ มหาวิทยาลัยมหิดล. (2560). การบำบัดน้ำเสีย. ได้รับจาก https://il.mahidol.ac.th/e-media/ecology/chapter3/chapter3_water13.htm
- สมพงษ์ หิรัญมาศสุวรรณ. การตรวจสอบประสิทธิภาพการทำงานของระบบบำบัดน้ำเสียของอาคารและ

ที่ดินจัดสรร.

สมาคมวิศวกรรมสิ่งแวดล้อมแห่งประเทศไทย. (2540). คำกำหนดการออกแบบระบบบำบัดน้ำเสีย, .

Retrieved from

สุรีย์ บุญญานพวงศ์, ณ. ว. (2551). ระบบบำบัดน้ำเสีย. ได้รับจาก

http://www.sri.cmu.ac.th/~srilocal/water/page_04a.htm

อริยะ กาญจนโกมุท. (2562). การสร้างและประสิทธิภาพของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์แบบใช้ออกซิเจน.





ภาคผนวก ก

รายการคำนวณ

ก. 1 การคำนวณสารอาหารที่ใช้ในการทดลอง

ปริมาณสารอาหารที่ใช้ตามสูตรสารอาหารของ Zheng (2006) ดังนี้

1. สารที่ไม่ได้ผสมเก็บไว้ (เตรียมน้ำเสีย 40 ลิตร/วัน)

น้ำตาลทราย	2,968	มิลลิกรัม/ลิตร × 40 ลิตร	=	118.73	กรัม
NH ₄ Cl	636	มิลลิกรัม/ลิตร × 40 ลิตร	=	25.47	กรัม
KH ₂ PO ₄	523	มิลลิกรัม/ลิตร × 40 ลิตร	=	0.480	กรัม
K ₂ HPO ₄	1,071	มิลลิกรัม/ลิตร × 40 ลิตร	=	0.480	กรัม

2. สารอาหารหลัก ทำ Stock 10 เท่า ในปริมาตรน้ำ 1 ลิตร

CaCl ₂ ·2H ₂ O	25	มิลลิกรัม/ลิตร × 40 ลิตร	=	10	กรัม
MgSO ₄ ·7H ₂ O	10	มิลลิกรัม/ลิตร × 40 ลิตร	=	4	กรัม
FeSO ₄ ·7H ₂ O	20	มิลลิกรัม/ลิตร × 40 ลิตร	=	8	กรัม

3. ธาตุอาหารเสริม ทำ Stock 1,000 เท่า ในปริมาตรน้ำ 1 ลิตร

H ₃ BO ₃	0.05	มิลลิกรัม/ลิตร × 40 ลิตร	=	2	กรัม
ZnCl ₂	0.05	มิลลิกรัม/ลิตร × 40 ลิตร	=	2	กรัม
CuCl ₂ ·2H ₂ O	0.065	มิลลิกรัม/ลิตร × 40 ลิตร	=	2.6	กรัม
MnSO ₄ ·H ₂ O	0.05	มิลลิกรัม/ลิตร × 40 ลิตร	=	2	กรัม
(NH ₄) ₆ Mo ₇ O ₂₄ ·4H ₂ O	0.05	มิลลิกรัม/ลิตร × 40 ลิตร	=	2	กรัม
AlCl ₃	0.05	มิลลิกรัม/ลิตร × 40 ลิตร	=	2	กรัม
CoCl ₂ ·6H ₂ O	0.05	มิลลิกรัม/ลิตร × 40 ลิตร	=	2	กรัม
NiCl ₂ ·6H ₂ O	0.09	มิลลิกรัม/ลิตร × 40 ลิตร	=	3.6	กรัม

ก. 2 การคำนวณตะกอนแขวนลอย (MLSS)

$$\text{ตะกอนแขวนลอย (MLSS)} = \frac{\text{น้ำหนักกระตาศกรองหลังเผา} - \text{น้ำหนักกระตาศกรองก่อนเผา (กรัม)} \times 10^6}{\text{ปริมาตรน้ำตัวอย่าง (มิลลิลิตร)} \times 1 \text{ กรัม}}$$

= คำตอบหน่วย มิลลิกรัม/ลิตร

ก. 3 การคำนวณดัชนีปริมาตรตะกอน

$$\text{ดัชนีปริมาตรตะกอน (SVI)} = \frac{\text{ปริมาตรการตกตะกอนที่ 30 นาที (SV}_{30}) \times 1,000}{\text{ปริมาณ MLSS ในถังปฏิกรณ์}}$$

ปริมาณ MLSS ในถังปฏิกรณ์

= คำตอบหน่วย มิลลิลิตร/กรัม

ก. 4 การคำนวณอัตราการบำบัดซีโอดีจำเพาะ

$$\frac{\text{ความเข้มข้นซีโอดีจากความชันกราฟ (มิลลิกรัม COD)} \times 1,440 \text{ ชั่วโมง}}{\text{ความเข้มข้นตะกอนในถังปฏิกรณ์ (มิลลิกรัม MLVSS)} \times 1 \text{ ชั่วโมง} \times 1 \text{ วัน}}$$

= คำตอบหน่วย มิลลิกรัม COD/มิลลิกรัม MLVSS/วัน

ก. 5 การคำนวณความหนาแน่นจุลินทรีย์ของเม็ดตะกอน

$$\text{ความหนาแน่นของตะกอน (จากการทดลอง)} = \frac{\text{น้ำหนักแห้งของตะกอน}}{\text{ปริมาตรตะกอน}}$$

*หมายเหตุ ปริมาตรตะกอน = ปริมาตรรวม-ปริมาตรน้ำ 20 มิลลิลิตร

= คำตอบหน่วย กรัม/ลิตร

ผลความหนาแน่นของตะกอนจุลินทรีย์ที่รวมความหนาแน่นของน้ำ

คือ 1,000 กรัม/ลิตร ดังนั้น ความหนาแน่นของตะกอนจุลินทรีย์

= $\frac{\text{ความหนาแน่นน้ำ} + \text{ความหนาแน่นของตะกอน (จากการทดลอง)}}{1,000 \text{ มิลลิลิตร}}$

1,000 มิลลิลิตร

= คำตอบหน่วย กรัม/มิลลิลิตร

ภาคผนวก ข

ผลการทดลอง

ข.1 ผลการวิเคราะห์พารามิเตอร์ต่าง ๆ ของระบบ ตาราง ข.1.1 ค่า MLSS และ SVI ของระบบ

ถึงปฏิกรณ์ที่ 1				ถึงปฏิกรณ์ที่ 2			
วันที่	MLSS	SV ₃₀	SVI	วันที่	MLSS	SV ₃₀	SVI
23 ส.ค. 63	15560			23 ส.ค. 63	15820		
26 ส.ค. 63	9140			26 ส.ค. 63	14160		
30 ส.ค. 63	20550	198	9.635	30 ส.ค. 63	18300	290	15.847
6 ก.ย. 63	73320	325	4.433	6 ก.ย. 63	69420	450	6.482
8 ก.ย. 63	55860	352	6.301	8 ก.ย. 63	62840	450	7.161
12 ก.ย. 63	42200	270	6.398	12 ก.ย. 63	52820	230	4.354
20 ก.ย. 63	31220	460	14.734	20 ก.ย. 63	59600	370	6.208
26 ก.ย. 63	85070	300	3.527	26 ก.ย. 63	85360	240	2.812
1 ต.ค. 63	99490			1 ต.ค. 63	101720		
5 ต.ค. 63	76910	340	4.421	5 ต.ค. 63	117460	345	2.937
10 ต.ค. 63	50240	350	6.967	10 ต.ค. 63	23880	490	20.519
14 ต.ค. 63	80500			14 ต.ค. 63	139960		
20 ต.ค. 63	35180			20 ต.ค. 63	40920		
20 ต.ค. 63	37080			20 ต.ค. 63	30080		
2 พ.ย. 63	38820	540	13.910	24 ต.ค. 63	77400		
23 พ.ย. 63	8040	350	43.532	2 พ.ย. 63	54780		
14 ธ.ค. 63	11240			23 พ.ย. 63	11980	490	8.945
21 ธ.ค. 63	21530	355	16.489	7 ธ.ค. 63	53240	400	33.389
25 ธ.ค. 63	26430			14 ธ.ค. 63	14640		
26 ธ.ค. 63	10690			21 ธ.ค. 63	48500	350	7.216
2 ม.ค. 64	13200	300	22.727	25 ธ.ค. 63	51020		
15 ม.ค. 64	23000	400	17.391	28 ธ.ค. 63	61470		
1 ก.พ. 64	11090	325	29.306	30 ธ.ค. 63	16940		
8 ก.พ. 64	10470	330	31.519	2 ม.ค. 64	57980	370	6.382
				3 ม.ค. 64	83900		
				7 ม.ค. 64	72550		
				10 ม.ค. 64	64960		
				11 ม.ค. 64	20660		
				12 ม.ค. 64	19720		
				13 ม.ค. 64	30670		
				15 ม.ค. 64	50000	390	7.8
				1 ก.พ. 64	11100	300	27.027
				8 ก.พ. 64	11660	300	25.729

ตาราง ข. 1.2 ความเข้มข้นซีไอทีของระบบ

ถึงปฏิกรณ์ที่ 1				ถึงปฏิกรณ์ที่ 2			
วันที่	เข้า	ออก	%eff	วันที่	เข้า	ออก	%eff
21 ส.ค. 2563	3135.4839	290.3226	91	21 ส.ค. 2563	3135.4839	348.3871	89
24 ส.ค. 2563	3270.9677	270.9677	92	24 ส.ค. 2563	3270.9677	193.5484	94
27 ส.ค. 2563	3233.0579	79.3388	98	27 ส.ค. 2563	3233.0579	99.1736	97
29 ส.ค. 2563	3332.2314	138.8430	96	29 ส.ค. 2563	3332.2314	39.6694	99
31 ส.ค. 2563	3312.3967	376.8595	89	31 ส.ค. 2563	3312.3967	178.5124	95
3 ก.ย. 2563	3153.1381	60.2510	88	3 ก.ย. 2563	3153.1381	120.5021	96
6 ก.ย. 2563	3253.5565	0.0000	100	6 ก.ย. 2563	3253.5565	0.0000	100
11 ก.ย. 2563	3549.5798	100.8403	97	11 ก.ย. 2563	3549.5798	141.1765	96
14 ก.ย. 2563	3025.2101	80.6723	97	14 ก.ย. 2563	3025.2101	100.8403	97
17 ก.ย. 2563	3650.4202	58.7755	98	17 ก.ย. 2563	3650.4202	78.3673	98
20 ก.ย. 2563	3350.2041	156.7347	95	20 ก.ย. 2563	3350.2041	39.1837	99
23 ก.ย. 2563	3291.4286	176.3265	95	23 ก.ย. 2563	3291.4286	235.1020	93
27 ก.ย. 2563	2689.6552	0.0000	100	27 ก.ย. 2563	2689.6552	0.0000	100
30 ก.ย. 2563	3434.4828	0.0000	100	30 ก.ย. 2563	3434.4828	0.0000	100
3 ต.ค. 2563	3498.6667	0.0000	100	3 ต.ค. 2563	3498.6667	0.0000	100
6 ต.ค. 2563	3626.6667	0.0000	100	6 ต.ค. 2563	3626.6667	0.0000	100
9 ต.ค. 2563	3498.6667	0.0000	100	9 ต.ค. 2563	3498.6667	0.0000	100
12 ต.ค. 2563	3458.2677	75.5906	98	12 ต.ค. 2563	3458.2677	37.7953	99
15 ต.ค. 2563	3420.4724	75.5906	98	15 ต.ค. 2563	3420.4724	151.1811	96
18 ต.ค. 2563	3288.1890	0.0000	100	18 ต.ค. 2563	3288.1890	0.0000	100
21 ต.ค. 2563	3380.0000	0.0000	100	21 ต.ค. 2563	3380.0000	40.0000	99
24 ต.ค. 2563	3380.0000	0.0000	100	24 ต.ค. 2563	3380.0000	40.0000	99
27 ต.ค. 2563	3380.0000	0.0000	100	27 ต.ค. 2563	3380.0000	0.0000	100
30 ต.ค. 2563	3380.0000	0.0000	100	30 ต.ค. 2563	3380.0000	40.0000	99
2 พ.ย. 2563	3729.0837	0.0000	100	2 พ.ย. 2563	3729.0837	76.4940	98
5 พ.ย. 2563	3690.8367	172.1116	95	5 พ.ย. 2563	3690.8367	0.0000	100
24 พ.ย. 2563	3442.2311	57.3705	98	24 พ.ย. 2563	3442.2311	38.2470	99
27 พ.ย. 2563	3576.0956	19.1235	99	27 พ.ย. 2563	3576.0956	0.0000	100
4 ธ.ค. 2563	3614.3426	0.0000	100	4 ธ.ค. 2563	3614.3426	0.0000	100
19 ธ.ค. 2563	3614.3426	0.0000	100	19 ธ.ค. 2563	3614.3426	0.0000	100
26 ธ.ค. 2563	3595.2191	0.0000	100	26 ธ.ค. 2563	3595.2191	19.1235	99
30 ธ.ค. 2563	3423.1076	0.0000	100	30 ธ.ค. 2563	3423.1076	0.0000	100
4 ม.ค. 2564	3346.6135	0.0000	100	4 ม.ค. 2564	3346.6135	0.0000	100
16 ม.ค. 2564	3231.8725	0.0000	100	16 ม.ค. 2564	3231.8725	0.0000	100
23 ม.ค. 2564	3423.1076	19.1235	99	23 ม.ค. 2564	3423.1076	0.0000	100
4 ก.พ. 2564	3384.8606	57.3705	98	4 ก.พ. 2564	3384.8606	38.2470	99

ตาราง ข. 1.3 ความเข้มข้นแอมโมเนียมของระบบ

ถึงปฏิกรณ์ที่ 1				ถึงปฏิกรณ์ที่ 2			
วันที่	เข้า	ออก	%eff	วันที่	เข้า	ออก	%eff
21 ส.ค. 2563	189.5000	61.1429	68	21 ส.ค. 2563	189.5000	76.4286	60
24 ส.ค. 2563	192.8214	38.3929	80	24 ส.ค. 2563	192.8214	40.4286	79
27 ส.ค. 2563	189.3929	28.3214	85	27 ส.ค. 2563	189.3929	16.4286	91
29 ส.ค. 2563	108.1071	11.7143	89	29 ส.ค. 2563	108.1071	0.0000	100
31 ส.ค. 2563	117.7857	32.1429	73	31 ส.ค. 2563	117.7857	41.6071	65
3 ก.ย. 2563	192.3214	9.2857	95	3 ก.ย. 2563	192.3214	0.8214	100
6 ก.ย. 2563	104.9643	3.8571	96	6 ก.ย. 2563	104.9643	1.5714	99
11 ก.ย. 2563	112.4286	7.8214	93	11 ก.ย. 2563	112.4286	8.2143	93
14 ก.ย. 2563	145.8929	0.5357	100	14 ก.ย. 2563	145.8929	2.4286	98
17 ก.ย. 2563	175.6429	0.0000	100	17 ก.ย. 2563	175.6429	0.0000	100
20 ก.ย. 2563	180.6071	0.0000	100	20 ก.ย. 2563	180.6071	0.0000	100
23 ก.ย. 2563	177.2143	0.1786	100	23 ก.ย. 2563	177.2143	0.0000	100
27 ก.ย. 2563	151.7143	0.0000	100	27 ก.ย. 2563	151.7143	0.2857	100
30 ก.ย. 2563	157.1071	0.0000	100	30 ก.ย. 2563	157.1071	0.0000	100
3 ต.ค. 2563	146.8929	3.5714	98	3 ต.ค. 2563	146.8929	2.0714	99
6 ต.ค. 2563	152.9643	3.6429	98	6 ต.ค. 2563	152.9643	3.5357	98
9 ต.ค. 2563	186.5315	6.3063	97	9 ต.ค. 2563	186.5315	13.1081	93
12 ต.ค. 2563	194.0991	5.0450	97	12 ต.ค. 2563	194.0991	3.3784	98
15 ต.ค. 2563	197.2523	2.4324	99	15 ต.ค. 2563	197.2523	2.2072	99
18 ต.ค. 2563	211.4414	5.6757	97	18 ต.ค. 2563	211.4414	4.0541	98
21 ต.ค. 2563	222.0270	8.3333	96	21 ต.ค. 2563	222.0270	6.5766	97
24 ต.ค. 2563	223.4685	5.8108	97	24 ต.ค. 2563	223.4685	8.7838	96
27 ต.ค. 2563	222.5225	4.0541	98	27 ต.ค. 2563	222.5225	3.7387	98
30 ต.ค. 2563	287.2973	7.7027	97	30 ต.ค. 2563	287.2973	11.8018	96
2 พ.ย. 2563	253.8739	0.1351	100	2 พ.ย. 2563	253.8739	0.0000	100
5 พ.ย. 2563	278.6036	12.7027	95	5 พ.ย. 2563	278.6036	1.3964	99
24 พ.ย. 2563	307.6577	42.8829	86	24 พ.ย. 2563	307.6577	31.2162	90
27 พ.ย. 2563	251.4865	29.7297	88	27 พ.ย. 2563	251.4865	3.9640	98
4 ธ.ค. 2563	232.2028	28.9860	88	4 ธ.ค. 2563	232.2028	14.6853	94
19 ธ.ค. 2563	241.3287	102.8322	57	19 ธ.ค. 2563	241.3287	83.4615	65
26 ธ.ค. 2563	231.5385	53.2517	77	26 ธ.ค. 2563	231.5385	16.2587	93
30 ธ.ค. 2563	234.4755	15.5944	93	30 ธ.ค. 2563	234.4755	5.8392	98
4 ม.ค. 2564	241.3287	6.1538	97	4 ม.ค. 2564	241.3287	1.6783	99
16 ม.ค. 2564	237.9021	2.9371	99	16 ม.ค. 2564	237.9021	2.3776	99
23 ม.ค. 2564	233.6364	3.0769	99	23 ม.ค. 2564	233.6364	2.0629	99
4 ก.พ. 2564	229.7203	1.7832	99	4 ก.พ. 2564	229.7203	2.3077	99

ตาราง ข. 1.4 ความเข้มข้นไนโตรต์ของระบบ

ถึงปฏิกรณ์ที่ 1			ถึงปฏิกรณ์ที่ 2		
วันที่	เข้า	ออก	วันที่	เข้า	ออก
21 ส.ค. 2563	0.0000	0.0000	21 ส.ค. 2563	0.0000	0.0000
24 ส.ค. 2563	0.0000	1.3636	24 ส.ค. 2563	0.0000	2.2727
27 ส.ค. 2563	0.0000	16.0227	27 ส.ค. 2563	0.0000	23.4091
29 ส.ค. 2563	0.0000	44.0909	29 ส.ค. 2563	0.0000	54.8864
31 ส.ค. 2563	0.0000	49.7727	31 ส.ค. 2563	0.0000	23.8636
3 ก.ย. 2563	0.0000	2.1591	3 ก.ย. 2563	0.0000	1.5909
6 ก.ย. 2563	0.0000	44.3182	6 ก.ย. 2563	0.0000	51.0227
11 ก.ย. 2563	0.3409	21.8182	11 ก.ย. 2563	0.3409	6.0227
14 ก.ย. 2563	0.1136	7.1591	14 ก.ย. 2563	0.1136	7.0455
17 ก.ย. 2563	0.0000	0.2273	17 ก.ย. 2563	0.0000	0.0000
20 ก.ย. 2563	0.0000	5.0000	20 ก.ย. 2563	0.0000	0.3409
23 ก.ย. 2563	0.0000	7.5000	23 ก.ย. 2563	0.0000	4.2045
27 ก.ย. 2563	6.0227	2.2727	27 ก.ย. 2563	6.0227	1.5909
30 ก.ย. 2563	0.1136	5.0000	30 ก.ย. 2563	0.1136	2.5000
3 ต.ค. 2563	0.1136	10.2273	3 ต.ค. 2563	0.1136	9.8864
6 ต.ค. 2563	0.3409	12.3864	6 ต.ค. 2563	0.3409	38.0682
9 ต.ค. 2563	0.1136	4.8864	9 ต.ค. 2563	0.1136	6.3636
12 ต.ค. 2563	0.1136	3.0682	12 ต.ค. 2563	0.1136	3.5227
15 ต.ค. 2563	0.2273	4.0909	15 ต.ค. 2563	0.2273	2.9545
18 ต.ค. 2563	0.0000	2.6136	18 ต.ค. 2563	0.0000	6.0227
21 ต.ค. 2563	0.0000	5.1136	21 ต.ค. 2563	0.0000	5.0000
24 ต.ค. 2563	0.1136	5.3409	24 ต.ค. 2563	0.1136	4.7727
27 ต.ค. 2563	0.0000	3.1111	27 ต.ค. 2563	0.0000	5.1111
30 ต.ค. 2563	2.8889	0.1111	30 ต.ค. 2563	2.8889	7.2222
2 พ.ย. 2563	2.4444	0.0000	2 พ.ย. 2563	2.4444	0.0000
5 พ.ย. 2563	1.2222	0.1111	5 พ.ย. 2563	1.2222	37.6667
24 พ.ย. 2563	0.1111	36.2222	24 พ.ย. 2563	0.1111	11.3333
27 พ.ย. 2563	0.2222	3.3333	27 พ.ย. 2563	0.2222	0.5556
4 ธ.ค. 2563	0.1111	2.1111	4 ธ.ค. 2563	0.1111	0.7778
19 ธ.ค. 2563	0.2222	25.4444	19 ธ.ค. 2563	0.2222	1.7778
26 ธ.ค. 2563	0.3333	23.7778	26 ธ.ค. 2563	0.3333	1.2222
30 ธ.ค. 2563	0.2222	47.3333	30 ธ.ค. 2563	0.2222	48.7778
4 ม.ค. 2564	0.4444	40.0000	4 ม.ค. 2564	0.4444	4.7778
16 ม.ค. 2564	0.0000	120.3333	16 ม.ค. 2564	0.0000	156.5556
23 ม.ค. 2564	0.2222	76.1111	23 ม.ค. 2564	0.2222	113.7778
4 ก.พ. 2564	0.1111	48.1111	4 ก.พ. 2564	0.1111	51.6667

ตาราง ข. 1.5 ความเข้มข้นไนเตรตของระบบ

ถึงปฏิกรณ์ที่ 1			ถึงปฏิกรณ์ที่ 2		
วันที่	เข้า	ออก	วันที่	เข้า	ออก
21 ส.ค. 2563	0.0000	0.0000	21 ส.ค. 2563	0.0000	0.0000
24 ส.ค. 2563	13.6466	9.9248	24 ส.ค. 2563	13.6466	0.0000
27 ส.ค. 2563	0.0000	0.0000	27 ส.ค. 2563	0.0000	0.0000
29 ส.ค. 2563	0.0000	0.0000	29 ส.ค. 2563	0.0000	2.6316
31 ส.ค. 2563	3.8346	0.0000	31 ส.ค. 2563	3.8346	0.0000
3 ก.ย. 2563	0.0000	1.2782	3 ก.ย. 2563	0.0000	0.7895
6 ก.ย. 2563	1.8045	6.5789	6 ก.ย. 2563	1.8045	18.0075
11 ก.ย. 2563	1.4662	1.4662	11 ก.ย. 2563	1.4662	1.0526
14 ก.ย. 2563	3.5714	5.9398	14 ก.ย. 2563	3.5714	2.4812
17 ก.ย. 2563	2.2932	10.6015	17 ก.ย. 2563	2.2932	4.9624
20 ก.ย. 2563	2.6316	30.4887	20 ก.ย. 2563	2.6316	16.0150
23 ก.ย. 2563	2.4812	36.0902	23 ก.ย. 2563	2.4812	24.6617
27 ก.ย. 2563	4.7744	70.6767	27 ก.ย. 2563	4.7744	52.2932
30 ก.ย. 2563	2.9699	23.1955	30 ก.ย. 2563	2.9699	19.5865
3 ต.ค. 2563	1.3910	47.2932	3 ต.ค. 2563	1.3910	59.1729
6 ต.ค. 2563	2.4436	46.5038	6 ต.ค. 2563	2.4436	125.3008
9 ต.ค. 2563	1.6165	39.6241	9 ต.ค. 2563	1.6165	22.9699
12 ต.ค. 2563	2.5188	26.5414	12 ต.ค. 2563	2.5188	25.9774
15 ต.ค. 2563	0.7143	38.1071	15 ต.ค. 2563	0.7143	30.5357
18 ต.ค. 2563	0.8929	41.8571	18 ต.ค. 2563	0.8929	40.8571
21 ต.ค. 2563	1.0714	28.1429	21 ต.ค. 2563	1.0714	15.5000
24 ต.ค. 2563	0.6429	17.4643	24 ต.ค. 2563	0.6429	12.5357
27 ต.ค. 2563	1.0357	20.5385	27 ต.ค. 2563	1.0357	23.7308
30 ต.ค. 2563	0.2692	32.1154	30 ต.ค. 2563	0.2692	27.6538
2 พ.ย. 2563	0.7692	36.8077	2 พ.ย. 2563	0.7692	39.1154
5 พ.ย. 2563	0.3846	16.4615	5 พ.ย. 2563	0.3846	16.5769
24 พ.ย. 2563	0.9615	40.8846	24 พ.ย. 2563	0.9615	34.1154
27 พ.ย. 2563	0.3846	47.0769	27 พ.ย. 2563	0.3846	29.2692
4 ธ.ค. 2563	0.5769	1.8462	4 ธ.ค. 2563	0.5769	0.1154
19 ธ.ค. 2563	0.6538	1.9615	19 ธ.ค. 2563	0.6538	0.5385
26 ธ.ค. 2563	0.2692	16.3077	26 ธ.ค. 2563	0.2692	14.1154
30 ธ.ค. 2563	0.1538	16.8462	30 ธ.ค. 2563	0.1538	16.5385
4 ม.ค. 2564	0.5000	19.5769	4 ม.ค. 2564	0.5000	17.4615
16 ม.ค. 2564	0.8077	27.0769	16 ม.ค. 2564	0.8077	22.0385
23 ม.ค. 2564	0.2308	19.2308	23 ม.ค. 2564	0.2308	16.4615
4 ก.พ. 2564	0.3846	27.3077	4 ก.พ. 2564	0.3846	21.1538

ตาราง ข. 1.6 ความหนาแน่นของตะกอนในระบบ

ถังปฏิบัติการ	ความหนาแน่นรวมของตะกอน (กรัม/มิลลิลิตร)			เฉลี่ย	ความหนาแน่นตะกอน
	ครั้งที่ 1	ครั้งที่ 2	ครั้งที่ 3		
1	1.0789	1.1301	1.0838	1.0976	1.0976±0.0283
2	1.0763	1.0666	1.067	1.07	1.07±0.0055

ตาราง ข. 1.7 พีเอช (pH) และออกซิเจนละลาย (DO) ในระบบ

วันที่	pH ₁	pH ₂	DO ₁	DO ₂	วันที่	pH ₁	pH ₂	DO ₁	DO ₂
22-ส.ค.-63	N/A	N/A	7.43	7.34	22-ก.ย.-63	6.99	7.07	7.58	7.73
23-ส.ค.-63	4.29	4.34	7.72	7.73	23-ก.ย.-63	7.25	7.12	7.04	7.14
24-ส.ค.-63	6.22	6.03	7.63	7.69	24-ก.ย.-63	N/A	N/A	N/A	N/A
25-ส.ค.-63	6.18	6.1	7.21	7.26	25-ก.ย.-63	7.12	7.04	N/A	N/A
26-ส.ค.-63	N/A	N/A	N/A	N/A	26-ก.ย.-63	6.82	6.96	7.53	7.5
27-ส.ค.-63	4.54	4.73	6.95	6.97	27-ก.ย.-63	6.75	6.82	N/A	N/A
28-ส.ค.-63	7.21	6.94	6.76	6.82	28-ก.ย.-63	7.04	7.03	7.88	7.46
29-ส.ค.-63	7.48	7.48	7.15	6.96	29-ก.ย.-63	N/A	N/A	N/A	N/A
30-ส.ค.-63	7.87	7.57	6.74	6.97	30-ก.ย.-63	7.04	6.97	8.05	8.01
31-ส.ค.-63	7.46	7.25	7	6.98	1-ต.ค.-63	7.22	7.11	N/A	N/A
1-ก.ย.-63	6.36	6.24	6.98	7.12	2-ต.ค.-63	7.17	6.91	N/A	N/A
2-ก.ย.-63	6.43	6.42	7.06	6.93	3-ต.ค.-63	7.13	6.97	7.15	7.22
3-ก.ย.-63	7.55	7.58	6.98	7.03	4-ต.ค.-63	7.3	7.05	7.52	7.52
4-ก.ย.-63	7.23	7.25	7.11	7.12	5-ต.ค.-63	7.12	6.96	7.08	7.24
5-ก.ย.-63	7.39	7.28	7.1	7.11	6-ต.ค.-63	7.12	7.23	N/A	N/A
6-ก.ย.-63	7.03	7.04	6.89	7.03	7-ต.ค.-63	6.62	6.86	N/A	N/A
7-ก.ย.-63	7.48	7.34	7.05	6.93	8-ต.ค.-63	6.84	6.34	N/A	N/A
8-ก.ย.-63	7.24	7.36	7.79	7.72	9-ต.ค.-63	7.47	7.84	6.86	7.03
9-ก.ย.-63	7.27	7.16	7.52	7.35	10-ต.ค.-63	7.38	6.75	7.11	7.25
10-ก.ย.-63	N/A	N/A	6.95	6.97	11-ต.ค.-63	7.11	6.97	N/A	N/A
11-ก.ย.-63	7.34	7.24	7.06	6.87	12-ต.ค.-63	7.05	7.63	N/A	N/A
12-ก.ย.-63	7.02	6.97	7.32	7.45	13-ต.ค.-63	7.07	7.12	6.93	6.86
13-ก.ย.-63	7.12	6.94	6.98	6.97	14-ต.ค.-63	7.33	7.54	8.61	7.96
14-ก.ย.-63	6.76	6.66	7.74	7.3	15-ต.ค.-63	7.29	7.25	7.9	8.14
15-ก.ย.-63	7.03	6.95	6.66	6.93	16-ต.ค.-63	7.17	7.19	8.25	7.6
16-ก.ย.-63	6.89	6.92	7.02	6.91	17-ต.ค.-63	7.59	7.6	8.33	7.25
17-ก.ย.-63	7.15	7.17	6.78	6.85	18-ต.ค.-63	7.21	7.13	7.33	7.45
18-ก.ย.-63	7.35	7.22	7.01	6.94	19-ต.ค.-63	7.16	7.12	8.68	8.62
19-ก.ย.-63	7.1	6.83	7.02	7.24	20-ต.ค.-63	7.02	6.97	7.25	8.62
20-ก.ย.-63	6.96	6.94	7.43	7.39	21-ต.ค.-63	7.14	7.02	7.33	7.45
21-ก.ย.-63	7.08	7.13	7.21	6.95	22-ต.ค.-63	6.97	7.01	8.68	8.62

ตาราง ข. 1.7 พีเอช (pH) และออกซิเจนละลาย (DO) ในระบบ (ต่อ)

วันที่	pH ₁	pH ₂	DO ₁	DO ₂	วันที่	pH ₁	pH ₂	DO ₁	DO ₂
23-ต.ค.-63	6.98	6.95	7.25	8.62	27-พ.ย.-63	7.3	7.09	8.32	7.84
24-ต.ค.-63	7.07	7.12	6.97	7.15	28-พ.ย.-63	7.12	7.14	7.26	8.14
25-ต.ค.-63	7.31	7.38	7.65	7.23	29-พ.ย.-63	7.23	7.11	6.95	7.02
26-ต.ค.-63	7.27	7.34	6.98	7.2	30-พ.ย.-63	7.16	7.21	6.91	7.2
27-ต.ค.-63	7.2	7.16	7.32	7.24	1-ธ.ค.-63	7.21	7.16	8.26	6.96
28-ต.ค.-63	7.18	7.2	6.97	7.32	2-ธ.ค.-63	7.01	7.11	6.85	7.04
29-ต.ค.-63	7.02	7.14	7.56	6.87	3-ธ.ค.-63	7.25	7.22	8.24	7.97
30-ต.ค.-63	7.33	7.24	7.01	6.97	4-ธ.ค.-63	7.13	7.15	7.15	6.92
31-ต.ค.-63	7.01	7.14	7.67	7.94	5-ธ.ค.-63	7.12	7.03	8.52	8.69
1-พ.ย.-63	7.02	7.15	7.03	6.98	6-ธ.ค.-63	7.25	7.15	7.43	7.17
2-พ.ย.-63	7.03	7.28	8.37	8.51	7-ธ.ค.-63	7.13	7.06	7.15	7.22
3-พ.ย.-63	7.01	7.11	8.22	8.08	8-ธ.ค.-63	7.23	7.25	7.53	7.5
4-พ.ย.-63	7.11	7.25	7.51	7.43	9-ธ.ค.-63	7.13	6.97	7.15	7.12
5-พ.ย.-63	7.12	7.03	9.86	8.69	10-ธ.ค.-63	7.17	7.22	7.01	6.94
6-พ.ย.-63	7.25	7.15	7.43	7.17	11-ธ.ค.-63	7.23	7.21	6.97	7.05
7-พ.ย.-63	7.13	7.06	7.15	7.22	12-ธ.ค.-63	7.02	7.01	7.63	6.57
8-พ.ย.-63	7.23	7.25	7.53	7.5	13-ธ.ค.-63	6.97	6.86	6.88	7.12
9-พ.ย.-63	7.13	6.97	7.15	7.12	14-ธ.ค.-63	7.04	7.15	7.88	7.46
10-พ.ย.-63	7.17	7.22	7.01	6.94	15-ธ.ค.-63	6.99	6.85	7.20	6.96
11-พ.ย.-63	7.23	7.21	6.97	7.05	16-ธ.ค.-63	7.3	7.09	8.21	7.84
12-พ.ย.-63	7.02	7.01	7.63	6.57	17-ธ.ค.-63	7.12	7.14	7.36	8.14
13-พ.ย.-63	6.97	6.86	6.88	7.12	18-ธ.ค.-63	7.02	7.11	6.98	7.02
14-พ.ย.-63	7.04	7.15	7.88	7.46	19-ธ.ค.-63	7.06	7	7.11	7.2
15-พ.ย.-63	6.99	6.85	7.20	6.96	20-ธ.ค.-63	6.96	7.01	6.35	6.86
16-พ.ย.-63	7.3	7.09	8.21	7.84	21-ธ.ค.-63	7.01	7.12	6.83	7.04
17-พ.ย.-63	7.12	7.14	7.36	8.14	22-ธ.ค.-63	7.13	7.24	8.24	7.96
18-พ.ย.-63	7.02	7.11	6.98	7.02	23-ธ.ค.-63	7.12	7.03	7.26	8.69
19-พ.ย.-63	7.06	7	7.11	7.2	24-ธ.ค.-63	7.25	7.15	7.43	7.17
20-พ.ย.-63	6.96	7.01	6.35	6.86	25-ธ.ค.-63	7.13	7.06	7.15	7.22
21-พ.ย.-63	7.01	7.12	6.83	7.04	26-ธ.ค.-63	7.23	7.25	7.53	7.5
22-พ.ย.-63	7.13	7.24	8.24	7.96	27-ธ.ค.-63	7.13	6.97	7.15	7.12
23-พ.ย.-63	7.13	7.22	7.15	7.12	28-ธ.ค.-63	7.17	7.22	7.01	6.94
24-พ.ย.-63	7.02	7.2	6.88	7.12	29-ธ.ค.-63	7.23	7.21	6.97	7.05
25-พ.ย.-63	7.2	7.15	6.96	6.85	30-ธ.ค.-63	7.02	7.01	7.63	6.57
26-พ.ย.-63	7.01	7.06	6.94	7.06	31-ธ.ค.-63	6.97	6.86	6.88	7.12

ตาราง ข. 1.7 พีเอช (pH) และออกซิเจนละลาย (DO) ในระบบ (ต่อ)

วันที่	pH ₁	pH ₂	DO ₁	DO ₂	วันที่	pH ₁	pH ₂	DO ₁	DO ₂
1-ม.ค.-64	7.04	7.15	7.88	7.46	7-ก.พ.-64	7.48	7.48	7.15	7.23
2-ม.ค.-64	6.99	6.85	7.20	6.96	8-ก.พ.-64	7.14	7.26	7.79	7.72
3-ม.ค.-64	7.3	7.09	8.21	7.84	9-ก.พ.-64	7.12	7.03	6.99	8.69
4-ม.ค.-64	7.12	7.14	7.36	8.14	10-ก.พ.-64	7.25	7.15	7.43	7.17
5-ม.ค.-64	7.02	7.11	6.98	7.02	11-ก.พ.-64	7.13	7.06	7.15	7.22
6-ม.ค.-64	7.06	7	7.11	7.2	12-ก.พ.-64	7.23	7.25	7.53	7.5
7-ม.ค.-64	6.96	7.01	6.35	6.86					
8-ม.ค.-64	7.01	7.12	6.83	7.04					
9-ม.ค.-64	7.13	7.24	8.24	7.96					
10-ม.ค.-64	7.15	7.03	8.17	8.69					
11-ม.ค.-64	7.25	7.15	7.43	7.17					
12-ม.ค.-64	7.13	7.06	7.15	7.22					
13-ม.ค.-64	7.23	7.25	7.53	7.5					
14-ม.ค.-64	7.13	7.21	7.14	7.12					
15-ม.ค.-64	7.17	7.22	7.01	6.94					
16-ม.ค.-64	7.23	7.21	6.97	7.05					
17-ม.ค.-64	7.02	7.01	7.63	6.57					
18-ม.ค.-64	6.97	6.86	6.88	7.12					
19-ม.ค.-64	7.04	7.15	7.88	7.46					
20-ม.ค.-64	6.99	6.85	7.20	6.96					
21-ม.ค.-64	7.3	7.09	8.21	7.84					
22-ม.ค.-64	7.12	7.14	7.36	8.14					
23-ม.ค.-64	7.02	7.11	6.98	7.02					
24-ม.ค.-64	7.06	7	7.11	7.2					
25-ม.ค.-64	6.96	7.01	6.35	6.86					
26-ม.ค.-64	7.01	7.12	6.83	7.04					
27-ม.ค.-64	7.13	7.24	8.24	7.96					
28-ม.ค.-64	7	7.1	7.02	8.69					
29-ม.ค.-64	7.25	7.15	7.43	7.17					
30-ม.ค.-64	7.13	7.06	7.15	7.22					
31-ม.ค.-64	7.23	7.25	7.53	7.5					
1-ก.พ.-64	7.13	6.97	7.15	7.12					
2-ก.พ.-64	7.17	7.22	7.01	6.94					
3-ก.พ.-64	7.23	7.21	6.97	7.05					
4-ก.พ.-64	7.21	7.18	8.13	7.43					
5-ก.พ.-64	7.23	7.17	7.36	7.33					
6-ก.พ.-64	7.47	7.84	6.86	7.03					

ตาราง ข. 1.8 ตะกอนแขวนลอยระเหยง่าย (MLVSS) ในระบบ

วันที่	ถังปฏิกรณ์ที่ 1	ถังปฏิกรณ์ที่ 2
18 ก.ย. 63	31290	34310
23 ก.ย. 63	24320	37260
1 ต.ค. 63	32460	33880
2 ต.ค. 63	32430	37080
7 ต.ค. 63	27930	38420
20 ต.ค. 63	32980	30460
20 ต.ค. 63	31580	21660
1 ก.พ. 64	9060	8730
8 ก.พ. 64	8600	9890

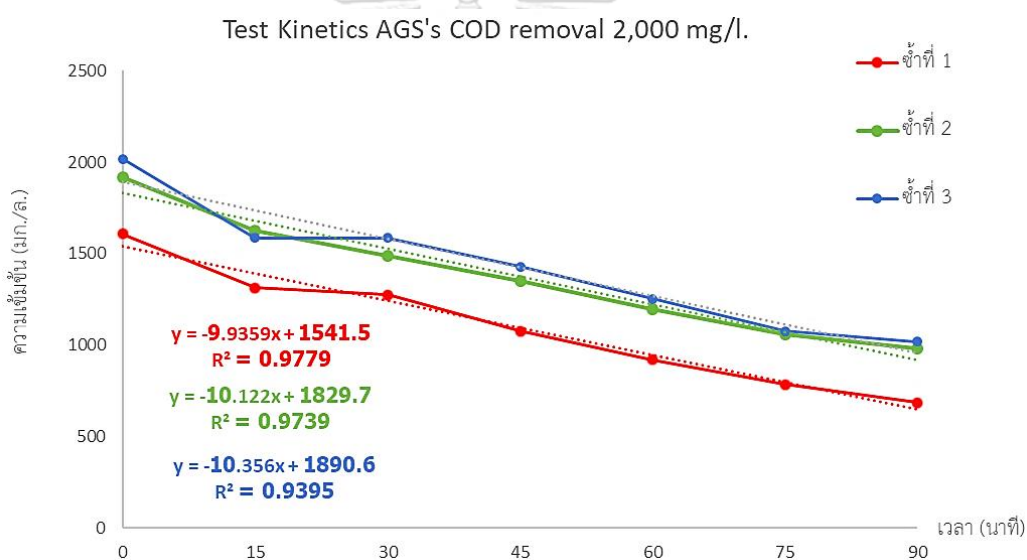
ข. 2 ผลการทดลองค่าจลนพลศาสตร์ที่ความเข้มข้นต่าง ๆ

ตาราง ข. 1.8 ตะกอนแขวนลอยระเหยง่าย (MLVSS) ในระบบ

วัน	ถังปฏิกรณ์ที่ 1	ถังปฏิกรณ์ที่ 2
18 ก.ย. 63	31290	34310
23 ก.ย. 63	24320	37260
1 ต.ค. 63	32460	33880
2 ต.ค. 63	32430	37080
7 ต.ค. 63	27930	38420
20 ต.ค. 63	32980	30460
20 ต.ค. 63	31580	21660
1 ก.พ. 64	9060	8730
8 ก.พ. 64	8600	9890

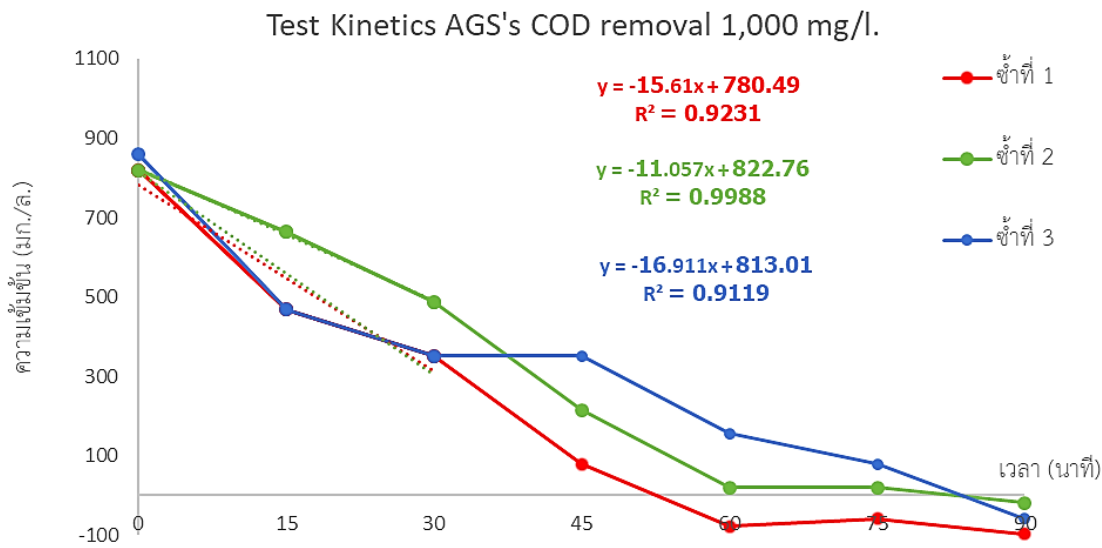
ตาราง ข. 2.1 อัตราการบำบัดซีไอดีที่ 2,000 มิลลิกรัม/ลิตร

ระยะเวลาบำบัด (นาที)	ความเข้มข้นซีไอดี (มิลลิกรัม/ลิตร)		
	ครั้งที่ 1	ครั้งที่ 2	ครั้งที่ 3
0	1606.531	1920.000	2017.959
15	1312.653	1626.122	1586.939
30	1273.469	1488.980	1586.939
45	1077.551	1351.837	1430.204
60	920.816	1195.102	1253.878
75	783.673	1057.959	1077.551
90	685.714	979.592	1018.776



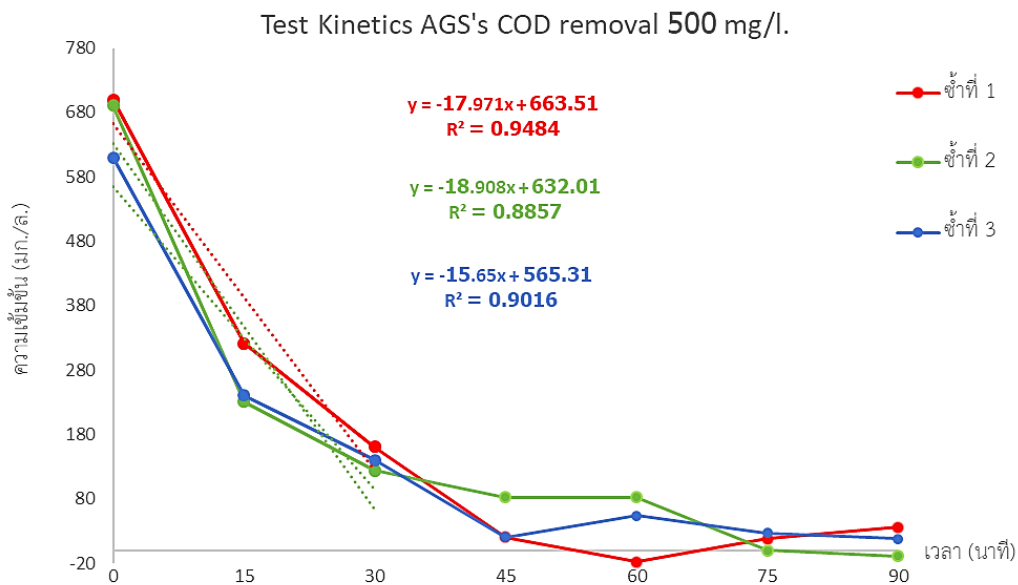
ตาราง ข. 2.2 อัตราการบำบัดซีไอดีที่ 1,000 มิลลิกรัม/ลิตร

ระยะเวลาบำบัด (นาที)	ความเข้มข้นซีไอดี (มิลลิกรัม/ลิตร)		
	ครั้งที่ 1	ครั้งที่ 2	ครั้งที่ 3
0	819.512	819.512	858.537
15	468.293	663.415	468.293
30	351.220	487.805	351.220
45	78.049	214.634	351.220
60	-78.049	19.512	156.098
75	-58.537	19.512	78.049
90	-97.561	-19.512	-58.537



ตาราง ข. 2.3 อัตราการบำบัดซีไอทีที่ 500 มิลลิกรัม/ลิตร

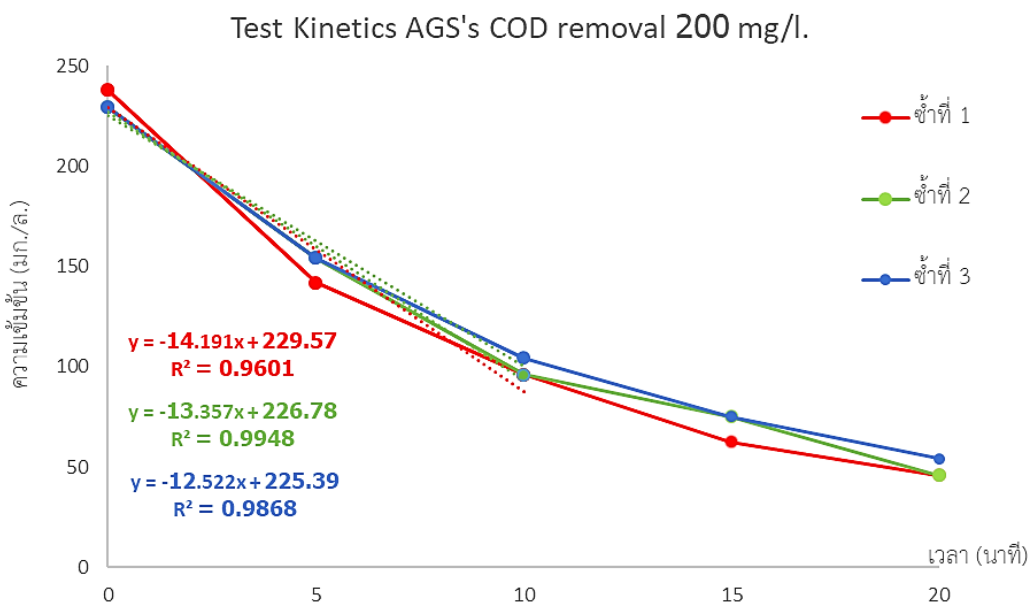
ระยะเวลาบำบัด (นาที)	ความเข้มข้นซีไอที (มิลลิกรัม/ลิตร)		
	ครั้งที่ 1	ครั้งที่ 2	ครั้งที่ 3
0	699.813	690.841	610.093
15	321.339	230.730	241.004
30	160.669	123.605	140.586
45	20.084	82.403	20.084
60	-17.944	82.403	53.832
75	17.944	0.000	26.916
90	35.888	-8.972	17.944



ตาราง ข. 2.4 อัตราการบำบัดซีไอดีที่ 200 มิลลิกรัม/ลิตร

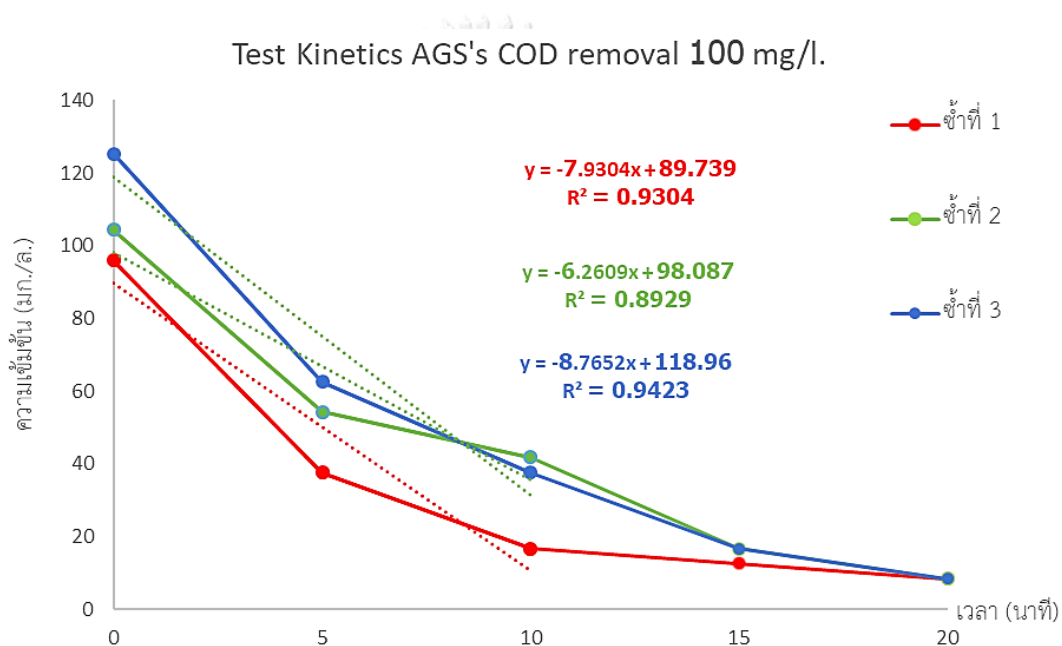
ระยะเวลาบำบัด (นาที)	ความเข้มข้นซีไอดี (มิลลิกรัม/ลิตร)		
	ครั้งที่ 1	ครั้งที่ 2	ครั้งที่ 3
0	237.913	229.565	229.565
5	141.913	154.435	154.435
10	96.000	96.000	104.348
15	62.609	75.130	75.130
20	45.913	45.913	54.261

จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย



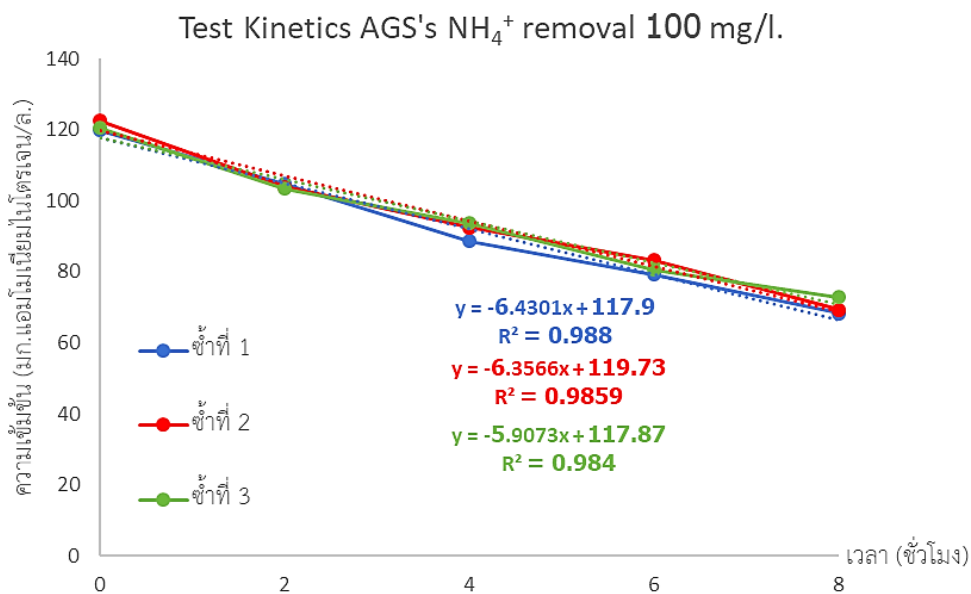
ตาราง ข. 2.5 อัตราการบำบัดซีไอดีที่ 100 มิลลิกรัม/ลิตร

ระยะเวลาบำบัด (นาที)	ความเข้มข้นซีไอดี (มิลลิกรัม/ลิตร)		
	ครั้งที่ 1	ครั้งที่ 2	ครั้งที่ 3
0	96.000	104.348	125.217
5	37.565	54.261	62.609
10	16.696	41.739	37.565
15	12.522	16.696	16.696
20	8.348	8.348	8.348



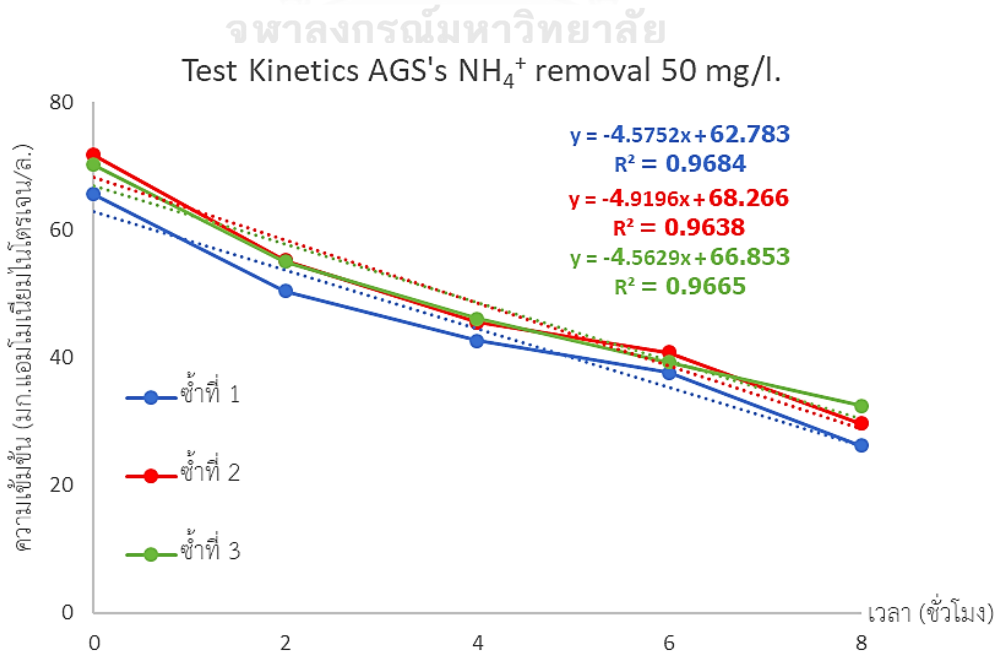
ตาราง ข. 2.6 อัตราการบำบัดแอมโมเนียมที่ 100 มิลลิกรัมแอมโมเนียมไนโตรเจน/ลิตร

ระยะเวลาบำบัด (ชั่วโมง)	ความเข้มข้นซีไอดี (มิลลิกรัม/ลิตร)		
	ครั้งที่ 1	ครั้งที่ 2	ครั้งที่ 3
0	119.930	122.483	120.559
2	104.685	103.951	103.462
4	88.671	92.552	93.671
6	79.301	83.322	80.629
8	68.322	69.231	72.902



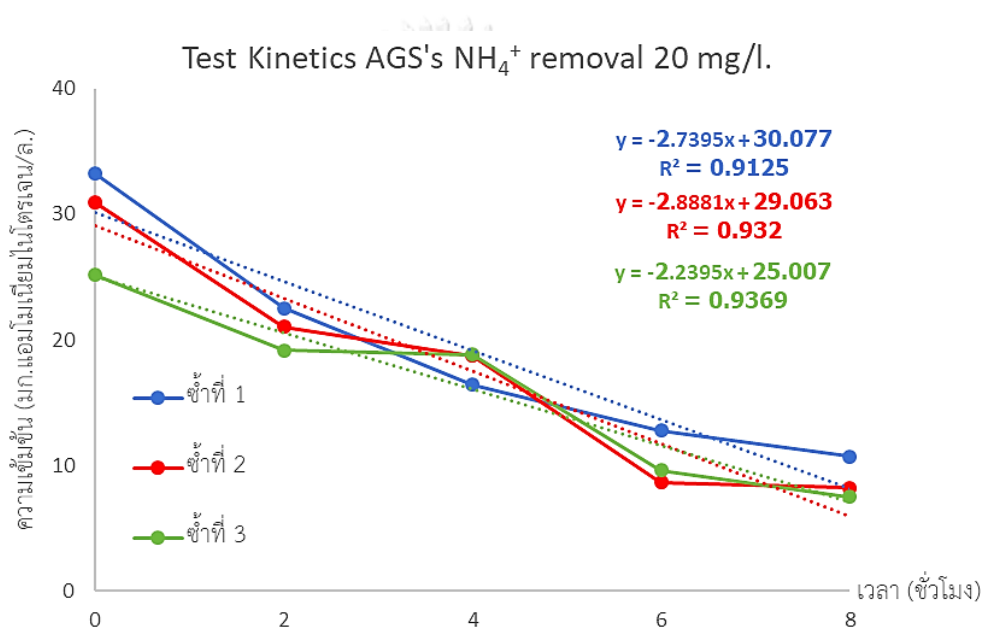
ตาราง ข. 2.7 อัตราการบำบัดแอมโมเนียมที่ 50 มิลลิกรัมแอมโมเนียมไนโตรเจน/ลิตร

ระยะเวลาบำบัด (ชั่วโมง)	ความเข้มข้นซีไอดี (มิลลิกรัม/ลิตร)		
	ครั้งที่ 1	ครั้งที่ 2	ครั้งที่ 3
0	65.594	71.678	70.175
2	50.385	55.245	55.035
4	42.587	45.490	46.119
6	37.622	40.839	39.231
8	26.224	29.685	32.448



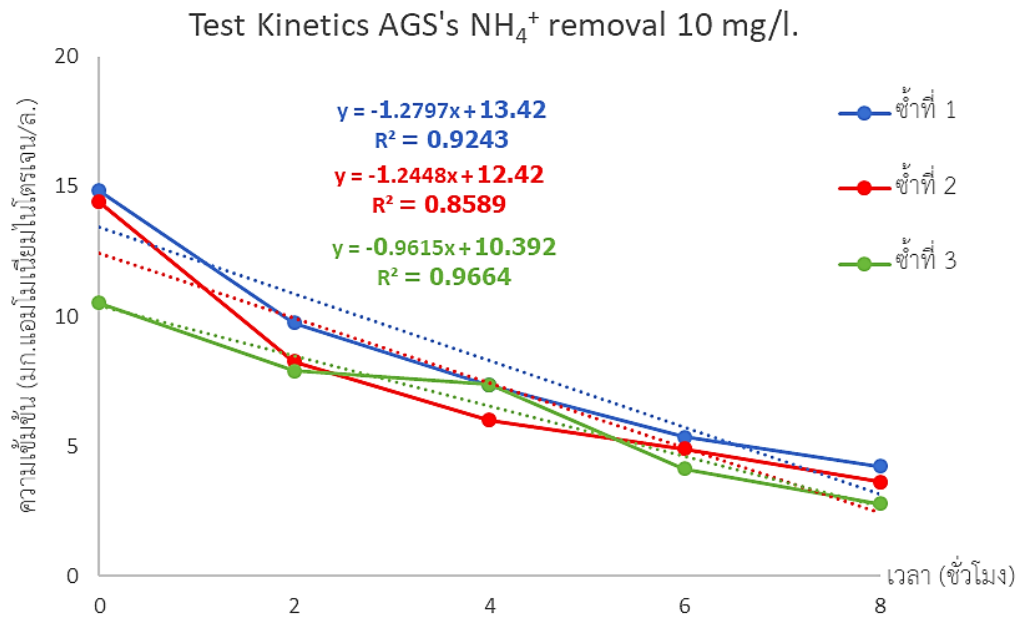
ตาราง ข. 2.8 อัตราการบำบัดแอมโมเนียมที่ 20 มิลลิกรัมแอมโมเนียมไนโตรเจน/ลิตร

ระยะเวลาบำบัด (ชั่วโมง)	ความเข้มข้นซีไอดี (มิลลิกรัม/ลิตร)		
	ครั้งที่ 1	ครั้งที่ 2	ครั้งที่ 3
0	33.217	30.909	25.140
2	22.517	21.049	19.161
4	16.399	18.706	18.811
6	12.762	8.671	9.615
8	10.699	8.217	7.517



ตาราง ข. 2.9 อัตราการบำบัดแอมโมเนียมที่ 10 มิลลิกรัมแอมโมเนียมไนโตรเจน/ลิตร

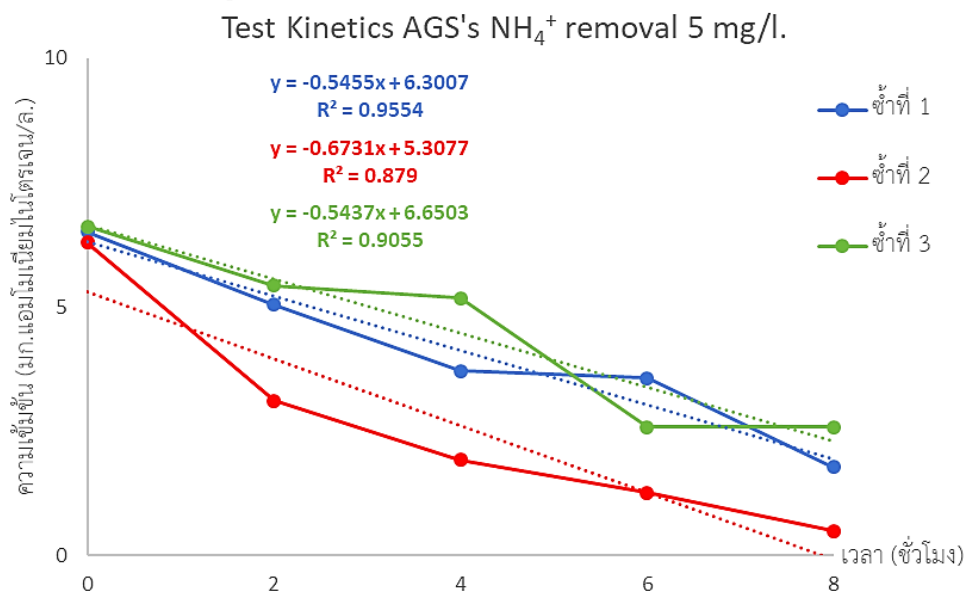
ระยะเวลาบำบัด (ชั่วโมง)	ความเข้มข้นซีไอดี (มิลลิกรัม/ลิตร)		
	ครั้งที่ 1	ครั้งที่ 2	ครั้งที่ 3
0	14.825	14.406	10.524
2	9.755	8.252	7.902
4	7.343	6.014	7.378
6	5.350	4.895	4.126
8	4.231	3.636	2.797



ตาราง ข. 2.10 อัตราการบำบัดแอมโมเนียมที่ 5 มิลลิกรัมแอมโมเนียมไนโตรเจน/ลิตร

ระยะเวลาบำบัด (ชั่วโมง)	ความเข้มข้นซีไอที (มิลลิกรัม/ลิตร)		
	ครั้งที่ 1	ครั้งที่ 2	ครั้งที่ 3
0	6.503	6.294	6.608
2	5.035	3.112	5.420
4	3.706	1.923	5.175
6	3.566	1.259	2.587
8	1.783	0.490	2.587

จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย





จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย
CHULALONGKORN UNIVERSITY

ประวัติผู้เขียน

ชื่อ-สกุล	นาย สรายุทธ เตยโพธิ์
วัน เดือน ปี เกิด	12 เมษายน 2539
สถานที่เกิด	นนทบุรี
วุฒิการศึกษา	ปริญญาตรี วิทยาศาสตร์บัณฑิต (เทคโนโลยีสิ่งแวดล้อม) มหาวิทยาลัยมหิดล จังหวัดนครปฐม
ที่อยู่ปัจจุบัน	38 หมู่ 2 ต.บางตะไนย์ อ.ปากเกร็ด จ.นนทบุรี 11120
ผลงานตีพิมพ์	-
รางวัลที่ได้รับ	-



จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย
CHULALONGKORN UNIVERSITY