

ผลของการเติมโพลีเมอร์ต่อการเกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์และการผลิตก๊าซชีวภาพ  
จากน้ำเสียโรงงานสกัดน้ำมันปาล์มโดยใช้ระบบยูเอเอสบี



นางสาวสุรภี เบญจปัญญาวงศ์

วิทยานิพนธ์นี้เป็นส่วนหนึ่งของการศึกษาตามหลักสูตรปริญญาวิทยาศาสตรมหาบัณฑิต

สาขาวิชา วิทยาศาสตร์สิ่งแวดล้อม (สหสาขาวิชา)

บัณฑิตวิทยาลัย จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ปีการศึกษา 2549

ISBN 974-14-3920-2

ลิขสิทธิ์ของจุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

**EFFECT OF POLYMER ADDITION ON MICROBIAL GRANULATION AND BIOGAS  
PRODUCTION FROM PALM OIL MILL FACTORY WASTEWATER USING UASB**



**Miss Surapee Bengapanyawong**

**สถาบันวิทยบริการ**  
**A Thesis Submitted in partial Fulfillment of the Requirements**  
**For the Degree of Master of Science Program in Environmental Science**

**(Inter-Department)**

**Graduate School**

**Chulalongkorn University**

**Academic Year 2006**

**ISBN 974-14-3920-2**

หัวข้อวิทยานิพนธ์

ผลของการเติม โพลีเมอร์ต่อการเกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ และการ  
ผลิตก๊าซชีวภาพจากน้ำเสียโรงงานสกัดน้ำมันปาล์มโดยใช้ระบบ  
ยูเอเอสบี

โดย

นางสาวสุรณี เบญจปัญญาวงศ์

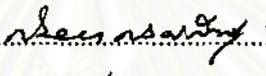
อาจารย์ที่ปรึกษา

ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.ชาญวิทย์ โฉมิตานนท์

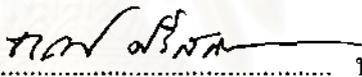
อาจารย์ที่ปรึกษาร่วม

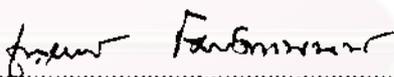
ดร.สมชาย คารารัตน์

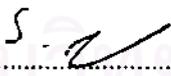
บัณฑิตวิทยาลัย จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย อนุมัติให้รับวิทยานิพนธ์ฉบับนี้เป็น  
ส่วนหนึ่งของการศึกษาตามหลักสูตรปริญญาโทบัณฑิต

 ..... คณบดีบัณฑิตวิทยาลัย  
(ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.ม.ร.ว. กัลยา ดิงศกัทธิ์)

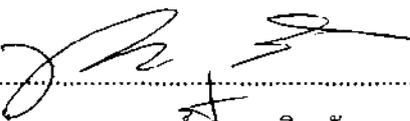
คณะกรรมการสอบวิทยานิพนธ์

 ..... ประธานกรรมการ  
(รองศาสตราจารย์ ดร. ชเรศ ศรีสติชัย)

 ..... อาจารย์ที่ปรึกษา  
(ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร. ชาญวิทย์ โฉมิตานนท์)

 ..... อาจารย์ที่ปรึกษาร่วม  
(ดร. สมชาย คารารัตน์)

 ..... กรรมการ  
(ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร. สุชา ขาวเชียร)

 ..... กรรมการ  
(ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร. ชวลิต รัตนธรรมสกุล)

นางสาวสุรภี เบญจปัญญาวงศ์: ผลของการเติมโพลีเมอร์ต่อการเกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ และการผลิตก๊าซชีวภาพจากน้ำเสียโรงงานสกัดน้ำมันปาล์มโดยใช้ระบบยูเอสบี. (EFFECT OF POLYMER ADDITION ON MICROBIAL GRANULATION AND BIOGAS PRODUCTION FROM PALM OIL MILL FACTORY WASTEWATER USING UASB) อ.ที่ปรึกษา : ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร. ชาญวิทย์ โฉมิตานนท์, อ.ที่ปรึกษาร่วม : ดร. สมชาย ดารารัตน์ 130 หน้า. ISBN 974-14-3920-2.

งานวิจัยนี้มีวัตถุประสงค์เพื่อ ศึกษาอิทธิพลของโพลีเมอร์ต่อการเริ่มต้นระบบยูเอสบีในการบำบัดน้ำเสียโรงงานสกัดน้ำมันปาล์ม เพื่อหาเกณฑ์การเริ่มต้นระบบอย่างมีประสิทธิภาพ โดยใช้แบบจำลองระบบบำบัดน้ำเสียแบบยูเอสบีจำนวน 2 ถัง ทำการศึกษาเชิงทดลอง โดยออกแบบเป็นการทดลองเชิงเปรียบเทียบระหว่างถังปฏิกรณ์ที่เติม โพลีเมอร์กับถังปฏิกรณ์ที่ไม่เติมโพลีเมอร์

ผลการทดลองที่ได้แสดงให้เห็นว่าการเติมโพลีเมอร์ที่ความเข้มข้น 5 มิลลิกรัมต่อกรัมเอสเอส จะลดเวลาในการเกิดเป็นเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ลง และเพิ่มจำนวนของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ขึ้น โดยสังเกตได้ในวันที่ 120 ของการทดลอง ที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำเสีย 72 ชั่วโมง. อัตราการบำบัดทุกสารอินทรีย์ 1.07-8.57 กรัมซีไอต่อลิตรต่อวัน ประสิทธิภาพในการกำจัดซีไอเฉลี่ยในถังปฏิกรณ์ที่ 1 (ควบคุม) เท่ากับ 93.40 % และในถังปฏิกรณ์ที่ 2 (เติมโพลีเมอร์) เท่ากับ 94.41 % และพบว่าอัตราการผลิตก๊าซชีวภาพ และประสิทธิภาพการผลิตก๊าซสูงขึ้น เมื่อเพิ่มอัตราการบำบัดสารอินทรีย์ โดยอัตราการเกิดก๊าซชีวภาพในถังปฏิกรณ์ที่ 1 และ 2 มีค่าเท่ากับ 1.959 และ 2.058 ลิตรต่อวัน

สถาบันวิทยบริการ  
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

สาขาวิชา.....วิทยาศาสตร์สิ่งแวดล้อม.....ลายมือชื่อนิสิต.....*สุภัทรา บุญธรรม*  
ปีการศึกษา.2549.....ลายมือชื่ออาจารย์ที่ปรึกษา.....*สุเมธ วัฒนานนท์*  
ลายมือชื่ออาจารย์ที่ปรึกษาร่วม.....*5.12*

## 4689182020 : MAJOR ENVIRONMENTAL SCIENCE

KEYWORD: UPFLOW ANAEROBIC SLUDGE BLANKET/ GRANULATION/ BIOGAS/ POLYMER

SURAPEE BENGAPANYAWONG: EFFECT OF POLYMER ADDITION ON MICROBIAL GRANULATION AND BIOGAS PRODUCTION FROM PALM OIL MILL FACTORY WASTEWATER USING UASB. THESIS ADVISOR : ASST. PROF. CHARNWIT KOSITANON, Ph.D., THESIS COADVISOR : SOMCHAI DARARAT, Ph.D., 130pp. ISBN 974-14-3920-2.

The objectives of this research were to study the influence of polymer on sludge granulation of Upflow Anaerobic Sludge Blanket (UASB) reactor, treating palm oil mill factory waste water. Two laboratory scale UASB reactors were used to determine the effective criteria for the start-up. This experimental research was designed to be a comparative experiment between the reactor, with and without polymer added.

The Laboratory results obtained demonstrated that adding the polymer at 5 mg/gSS could result in shortening of granulation time and enhancement of granulation. Sludge granulation in reactor 2 was observed after day 120 of operation, at hydraulic retention time (HRT) 72 hour, while the organic loading rate (OLR) ranged from 1.07-8.57 gCOD/L-day, the digester performance average in reactor 1 (control) was 93.40 % COD removal and reactor 2 (add polymer) was 94.41 % COD removal. It was found that both biogas production rate and biogas yield increased when the organic loading increased the reactor 1 had the value of biogas yield of 1.959 m<sup>3</sup>/day and the reactor 2 had the value of biogas yield of 2.058 m<sup>3</sup>/day

Field of study...Environmental Science...Student's signature... *S. Bengapanyawong*  
 Academic year...2006.....Advisor's signature... *C. Kositanonit*  
 Co-advisor's signature... *S. dr*

## กิตติกรรมประกาศ

ในการจัดทำวิทยานิพนธ์ฉบับนี้สำเร็จลุล่วงไปได้ด้วยดีด้วยความช่วยเหลืออย่างดียิ่งของผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร. ชาญวิทย์ โขมิตานนท์ (อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์) และ ดร. สมชาย คารารัตน์ (อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์ร่วม) ซึ่งได้กรุณาให้คำปรึกษา แนะนำแนวทางและแนวคิดอันเป็นประโยชน์ต่อการวิจัยและช่วยให้สามารถแก้ปัญหาต่างๆ ที่เกิดขึ้นในการทำวิทยานิพนธ์มาโดยตลอด จึงขอขอบพระคุณไว้ ณ ที่นี้ด้วย

ขอขอบพระคุณ รองศาสตราจารย์ ดร. ธเรศ ศรีสถิตย์ (ประธานกรรมการ), ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร. สุชา ขาวเชิธร (กรรมการ) และ ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร. ชวลิต รัตนธรรมสกุล (กรรมการ) ที่กรุณาสละเวลามาเป็นกรรมการสอบวิทยานิพนธ์ รวมทั้งให้คำแนะนำ ปรับปรุงแก้ไขวิทยานิพนธ์ให้มีความสมบูรณ์ยิ่งขึ้น

ขอขอบพระคุณ สถาบันวิจัยวิทยาศาสตร์และเทคโนโลยีแห่งประเทศไทย ที่ให้การสนับสนุนในเรื่องสถานที่และทุนในการทำวิจัย รวมทั้งบริษัท ชุมพรอุตสาหกรรมน้ำมันปาล์ม จำกัด (มหาชน) ที่ให้ความอนุเคราะห์น้ำเสียที่ใช้ในการวิจัย และ โรงควบคุมคุณภาพน้ำหนองแขมที่ให้ความอนุเคราะห์ตะกอนจุลินทรีย์ที่ใช้ในการวิจัย

ขอขอบคุณเพื่อนๆ พี่ๆ น้องๆ และทุกๆ ท่านที่ไม่ได้กล่าวในที่นี้ที่มีส่วนร่วมในการให้ความช่วยเหลือ สนับสนุน และให้กำลังใจแก่ผู้วิจัยเสมอมาจนสำเร็จการศึกษา

และสุดท้าย ขอกราบขอบพระคุณและระลึกถึง บิดา มารดา ที่ให้การอบรม เลี้ยงดู จนทำให้วันนี้มีโอกาสได้ศึกษาจนสำเร็จการศึกษา

สถาบันวิทยบริการ  
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

## สารบัญ

	หน้า
บทคัดย่อภาษาไทย.....	ง
บทคัดย่อภาษาอังกฤษ.....	จ
กิตติกรรมประกาศ.....	ฉ
สารบัญ.....	ช
สารบัญรูป.....	ญ
สารบัญตาราง.....	ฎ
บทที่ 1 บทนำ.....	1
1.1 ความเป็นมาและความสำคัญของปัญหา.....	1
1.2 วัตถุประสงค์ของการวิจัย.....	2
1.3 ขอบเขตของการวิจัย.....	2
1.4 ประโยชน์ที่คาดว่าจะได้รับ.....	2
บทที่ 2 เอกสารและงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง.....	3
2.1 กระบวนการทางชีวภาพ.....	3
2.1.1 กระบวนการบำบัดแบบใช้ออกซิเจน.....	4
2.1.2 กระบวนการบำบัดแบบไร้ออกซิเจน.....	4
2.1.2.1 กลไกการย่อยสลายสารอินทรีย์ในระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจน.....	5
2.1.2.2 ขั้นตอนการย่อยสลายสารอินทรีย์แบบไร้ออกซิเจน.....	6
2.2 รูปแบบระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้ออกซิเจน.....	10
2.2.1 บ่อไร้ออกซิเจน.....	10
2.2.2 บ่อเกรอะ.....	10
2.2.3 ถังหมักแบบธรรมดา.....	11
2.2.4 ถังกรองไร้อากาศ.....	11
2.2.5 ถังย่อยแบบสัมผัส.....	12
2.2.6 ระบบชั้นลอยตัวแบบไร้อากาศ.....	12
2.2.7 ระบบยูเอสบี.....	14

2.3 ระบบยูเอเอสบี.....	15
2.3.1 ความเป็นมาของระบบยูเอเอสบี.....	15
2.3.2 หลักการทำงานของระบบยูเอเอสบี.....	15
2.3.3 ปัจจัยที่มีผลต่อการทำงานของระบบยูเอเอสบี.....	16
2.3.3.1 ปัจจัยที่เกี่ยวกับสถานะแวดล้อมจุลินทรีย์.....	17
2.3.3.2 ปัจจัยที่ใช้ควบคุมการทำงานของระบบ.....	22
2.3.4 กระบวนการเกิดเม็ดตะกอน.....	23
2.3.4.1 ประเภทของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์.....	23
2.3.4.2 โครงสร้างของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์.....	24
2.3.4.3 Extracellular Polymers.....	25
2.3.4.4 กระบวนการรวมเป็นเม็ดตะกอนจุลินทรีย์.....	26
2.3.4.5 กลไกการเกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์.....	27
2.4 ปัจจัยที่มีผลต่อการทำงานของระบบยูเอเอสบี.....	28
2.4.1 ปัจจัยที่เกี่ยวกับการออกแบบระบบ.....	28
2.4.2 ปัจจัยที่เกี่ยวข้องกับสถานะของขบวนการขณะเริ่มต้นเดินระบบ.....	29
2.5 โพลีเมอร์.....	30
2.6 ก๊าซชีวภาพที่เกิดจากการย่อยสลายแบบไร้ออกซิเจน.....	32
2.7 เอกสารและงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง.....	33
บทที่ 3 วิธีดำเนินการวิจัย.....	39
3.1 แผนการดำเนินการวิจัย.....	39
3.2 น้ำเสียที่ใช้ในการทดลอง.....	40
3.3 ตะกอนจุลินทรีย์ที่ใช้ในการทดลอง.....	43
3.4 โพลีเมอร์ที่ใช้ในการทดลอง.....	44
3.5 เครื่องมือและอุปกรณ์ที่ใช้ในการทดลอง.....	45
3.6 การติดตั้งเครื่องมือและหลักการทำงาน.....	50
3.7 การเริ่มต้นเดินระบบ.....	51
3.7.1 การปรับสภาพเชื้อจุลินทรีย์เริ่มต้น.....	51
3.7.2 การปรับสภาพเชื้อจุลินทรีย์ภายในถังปฏิกรณ์.....	51
3.7.3 การเริ่มเดินระบบ.....	53
3.8 การเก็บตัวอย่างและการวิเคราะห์ระหว่างการเดินระบบ.....	54



	หน้า
บทที่ 4 ผลการวิเคราะห์ข้อมูล.....	57
4.1 ที่มาและลักษณะตะกอนเริ่มต้น.....	57
4.2 ผลการทดลอง.....	57
4.2.1 สภาพแวดล้อมของจุลินทรีย์.....	58
4.2.2 ประสิทธิภาพในการบำบัด.....	67
4.3 การเกิดเมืงตะกอนจุลินทรีย์.....	76
4.3.1 ความสามารถจำเพาะในการสร้างมีเทนของแบคทีเรีย.....	76
4.3.2 ตะกอนเมืงที่ได้หลังจากการทดลอง.....	78
4.3.3 การวิเคราะห์ขนาดของเมืงตะกอนจุลินทรีย์.....	82
4.3.4 ค่าความเร็วในการจมตัวของเมืงตะกอนจุลินทรีย์.....	85
4.4 ปริมาณก๊าซชีวภาพ.....	87
4.5 ผลการเปรียบเทียบ.....	90
บทที่ 5 สรุปผลการวิจัยและข้อเสนอแนะ.....	91
5.1 สรุปผลการวิจัย.....	91
5.2 ข้อเสนอแนะ.....	92
รายการอ้างอิง.....	93
ภาคผนวก.....	98
ภาคผนวก ก ผลการทดลอง.....	99
ภาคผนวก ข วิธีวิเคราะห์เมืงตะกอนจุลินทรีย์.....	124
ภาคผนวก ค ผลการทดสอบทางสถิติ.....	128
ภาคผนวก ง ผลการทดสอบการตกตะกอนของแข็งแขวนลอยโดยโพลีเมอร์.....	129
ประวัติผู้เขียนวิทยานิพนธ์.....	130

## สารบัญญรูป

	หน้า
รูปที่ 2.1	การเจริญเติบโตของจุลินทรีย์..... 4
รูปที่ 2.2	ปฏิกิริยารีดอกซ์ในการบำบัดน้ำเสีย..... 6
รูปที่ 2.3	ขั้นตอนปฏิกิริยาการย่อยสลายสารอินทรีย์แบบไร้ออกซิเจน..... 7
รูปที่ 2.4	ระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้ออกซิเจนแบบต่างๆ..... 13
รูปที่ 2.5	ส่วนประกอบของระบบยูเอเอสบี..... 14
รูปที่ 2.6	ชั้นของตะกอนจุลินทรีย์ภายในถังปฏิกิริยา..... 16
รูปที่ 2.7	โครงสร้างทั่วไปของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์..... 25
รูปที่ 2.8	การเกิดตะกอนเม็ดแบบ inert nuclei model..... 27
รูปที่ 2.9	การเกิดตะกอนเม็ดแบบ multi-valence positive ion-bonding model..... 27
รูปที่ 2.10	การเกิดตะกอนเม็ดแบบ polymer or filament bonding model..... 27
รูปที่ 2.11	โพลีเมอร์ชนิดต่างๆ..... 30
รูปที่ 2.12	กลไกการทำลายเสถียรภาพคอลลอยด์โดยโพลีเมอร์..... 31
รูปที่ 3.1	น้ำเสียจากโรงงานสกัดน้ำมันปาล์มที่ใช้ในการวิจัย..... 43
รูปที่ 3.2	ตะกอนจุลินทรีย์เริ่มต้นที่ใช้ในการวิจัย..... 43
รูปที่ 3.3	โพลีเมอร์ที่ใช้ในการวิจัย..... 44
รูปที่ 3.4	ขวดเตรียมเชื้อเริ่มต้น..... 45
รูปที่ 3.5	ถังปฏิกิริยายูเอเอสบี..... 46
รูปที่ 3.6	เครื่องสูบน้ำเสียเข้าระบบ..... 47
รูปที่ 3.7	ส่วนประกอบของชุดวัดปริมาตรก๊าซชีวภาพ..... 48
รูปที่ 3.8	ชุดวัดปริมาตรก๊าซชีวภาพ..... 48
รูปที่ 3.9	ถังพักน้ำเสีย..... 49
รูปที่ 3.10	ส่วนประกอบของถังปฏิกิริยายูเอเอสบี..... 50
รูปที่ 4.1	ค่าพีเอชที่เข้าและออกจากระบบ..... 59
รูปที่ 4.2	อุณหภูมิตลอดการทดลอง..... 60
รูปที่ 4.3	กราฟค่า VFA ที่เข้าและออกจากระบบ..... 62
รูปที่ 4.4	ประสิทธิภาพในการลดกรดอินทรีย์ระเหยง่ายของระบบ..... 63
รูปที่ 4.5	สภาพความเป็นด่างของน้ำเข้าและออกจากระบบ..... 65

	หน้า
รูปที่ 4.6	ค่าของแข็งแขวนลอยระเหยของน้ำเข้าและออกจากระบบ..... 66
รูปที่ 4.7	ซีโอดีทั้งหมดของน้ำเข้าและออกจากระบบ..... 69
รูปที่ 4.8	ซีโอดีละลายน้ำของน้ำเข้าและออกจากระบบ..... 69
รูปที่ 4.9	ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีตลอดการทดลอง..... 71
รูปที่ 4.10	ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีทั้งหมดที่อัตราบำบัดระบบรทุกสารอินทรีย์ ต่างกััน..... 73
รูปที่ 4.11	ค่าของแข็งแขวนลอยของน้ำเข้าและออกจากระบบ..... 74
รูปที่ 4.12	ตะกอนจุลินทรีย์ที่ระยะเวลาต่างกััน..... 80
รูปที่ 4.13	ลักษณะเมืคตะกอนจุลินทรีย์จากถังปฏิกริยาที่ 2..... 81
รูปที่ 4.14	เปอร์เซ็นต์สัดส่วนกับขนาดของเมืคตะกอนในถังปฏิกริยาที่ 1..... 84
รูปที่ 4.15	เปอร์เซ็นต์สัดส่วนกับขนาดของเมืคตะกอนในถังปฏิกริยาที่ 2..... 84
รูปที่ 4.16	การเปรียบเทียบระหว่างสัดส่วนเมืคตะกอนในถังปฏิกริยาทั้งสองโดยวิธี Sieve Analysis..... 85
รูปที่ 4.17	การเปรียบเทียบค่าความเร็วในการจมตัวของเมืคตะกอน..... 86
รูปที่ 4.18	อัตราการผลิตก๊าซชีวภาพ..... 88
รูปที่ 4.19	ปริมาณมีเทนในก๊าซชีวภาพ..... 89
รูปที่ ข.1	เมืคตะกอนจากถังปฏิกริยาที่ 1 ที่ติดบนตะแกรงร่อนขนาดต่างกััน..... 126
รูปที่ ข.2	เมืคตะกอนจากถังปฏิกริยาที่ 2 ที่ติดบนตะแกรงร่อนขนาดต่างกััน..... 126
รูปที่ ข.3	ลักษณะอุปกรณ์ในการหาค่าความเร็วในการจมตัว..... 127
รูปที่ ง.1	ปริมาณ โพลีเมอร์ที่ใช้ต่อปริมาณของแข็งแขวนลอยที่ลดลง..... 129

## สารบัญตาราง

		หน้า
ตารางที่ 2.1	การเปรียบเทียบระบบบำบัดแบบใช้ออกซิเจนและไร้ออกซิเจน.....	5
ตารางที่ 2.2	ความเข้มข้นของอ็อกซิเจนที่มีผลต่อกระบวนการย่อยสลายแบบไร้ออกซิเจน.....	19
ตารางที่ 2.3	ปริมาณโลหะหนักที่มีผลให้กระบวนการย่อยสลายแบบไร้ออกซิเจนหมดประสิทธิภาพ.....	20
ตารางที่ 2.4	ผลของแอมโมเนียในโตรเจนที่มีต่อระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้ออกซิเจน.....	21
ตารางที่ 2.5	คุณสมบัติต่างๆ ของก๊าซมีเทน.....	32
ตารางที่ 3.1	กำหนดเวลาในการดำเนินการวิจัย.....	39
ตารางที่ 3.2	ระยะเวลาในแต่ละขั้นตอนของการดำเนินการวิจัย.....	40
ตารางที่ 3.3	คุณสมบัติน้ำเสียของโรงงานสกัดน้ำมันปาล์มเบื้องต้น.....	41
ตารางที่ 3.4	ค่ากำหนดขั้นต่ำสุดสำหรับน้ำทิ้งโรงงานสกัดน้ำมันปาล์ม.....	42
ตารางที่ 3.5	สารอาหารเสริมหลักและสารอาหารเสริมรอง.....	52
ตารางที่ 3.6	ระดับการเพิ่มอัตราการบำบัดทุกสารอินทรีย์.....	53
ตารางที่ 3.7	ค่าที่ใช้ในการทำงานของระบบ.....	54
ตารางที่ 3.8	ตำแหน่งและความถี่ของการเก็บตัวอย่างเพื่อการวิเคราะห์.....	55
ตารางที่ 3.9	วิธีการวิเคราะห์.....	56
ตารางที่ 4.1	คุณลักษณะต่างๆ ของตะกอนจากโรงควบคุมคุณภาพน้ำหนองแขม.....	57
ตารางที่ 4.2	คุณลักษณะต่างๆ ของตะกอนเมื่อเริ่มเดินระบบ.....	57
ตารางที่ 4.3	คุณลักษณะต่างๆ ของตะกอนหลังเดินระบบ.....	57
ตารางที่ 4.4	ค่าพีเอชของน้ำที่เข้าและออกจากระบบ.....	59
ตารางที่ 4.5	ค่าอุณหภูมิตลอดการเดินระบบ.....	60
ตารางที่ 4.6	กรดอินทรีย์ระเหยของน้ำที่เข้าและออกจากระบบ.....	62
ตารางที่ 4.7	ประสิทธิภาพในการลดกรดอินทรีย์ระเหยง่าย.....	63
ตารางที่ 4.8	สภาพความเป็นด่างของน้ำที่เข้าและออกจากระบบ.....	64
ตารางที่ 4.9	ค่าของแอมโมเนียไนโตรเจนของน้ำที่เข้าและออกจากระบบ.....	65
ตารางที่ 4.10	ค่าซีไอดีทั้งหมดของน้ำที่เข้าและออกจากระบบ.....	67
ตารางที่ 4.11	ค่าซีไอดีละลายน้ำของน้ำที่เข้าและออกจากระบบ.....	68

	หน้า
ตารางที่ 4.12	ค่าซีไอค้ำน้ำเข้าระบบตามอัตราบริการบรรทุกสารอินทรีย์..... 68
ตารางที่ 4.13	ประสิทธิภาพในการกำจัดซีไอค้ำทั้งหมด..... 72
ตารางที่ 4.14	ค่าของแฉ่งแฉวนลอยของน้ำที่เข้าและออกจากระบบ..... 74
ตารางที่ 4.15	ประสิทธิภาพในการกำจัดของแฉ่งแฉวนลอยของระบบ..... 75
ตารางที่ 4.16	ค่าความสามารถจำเพาะในการสร้างมีเทนของแบคทีเรียในงานวิจัยอื่นๆ..... 77
ตารางที่ 4.17	ระยะเวลาและการเกิดเป็นเม็ดตะกอนจุลินทรีย์..... 78
ตารางที่ 4.18	เปอร์เซ็นต์สัดส่วน โดยน้ำหนักของเม็ดตะกอน..... 83
ตารางที่ 4.19	ค่าความเร็วในการจมตัวของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์..... 86
ตารางที่ 4.20	อัตราการผลิตก๊าซชีวภาพและเปอร์เซ็นต์มีเทนในก๊าซชีวภาพ..... 88
ตารางที่ 4.21	ปริมาณมีเทนในก๊าซชีวภาพ..... 89
ตารางที่ ก.1	อุณหภูมิและค่าพีเอชของน้ำเข้าและออกจากระบบ..... 99
ตารางที่ ก.2	กรดอินทรีย์ระเหยง่ายของน้ำเข้าและออกจากระบบ..... 101
ตารางที่ ก.3	สภาพความเป็นค่างของน้ำเข้าและออกจากระบบ..... 103
ตารางที่ ก.4	ค่าซีไอค้ำทั้งหมดและซีไอค้ำละลายน้ำของน้ำเข้าและออกจากระบบ..... 109
ตารางที่ ก.5	ค่าของแฉ่งแฉวนลอยของน้ำเข้าและออกจากระบบ..... 111
ตารางที่ ก.6	ค่าของแฉ่งแฉวนลอยระเหยของน้ำเข้าและออกจากระบบ..... 112
ตารางที่ ก.7	ปริมาณก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้น..... 113
ตารางที่ ข.1	ขนาดของตะแกรงที่ใช้ในการหาขนาดเม็ดตะกอน..... 125
ตารางที่ ค.1	ผลการทดสอบทางสถิติด้วย Paired Samples T-Test..... 128
ตารางที่ ง.1	ปริมาณโพลีเมอร์ที่ใช้ต่อปริมาณของแฉ่งแฉวนลอยที่ลดลง..... 129

# บทที่ 1

## บทนำ

### 1.1 ความเป็นมาและความสำคัญของปัญหา

ปัจจุบันปัญหาพลังงานและสิ่งแวดล้อมยังคงเป็นปัญหาสำคัญที่ยังคงรอการแก้ไขอยู่ ในหลาย ๆ ประเทศ ทั่วโลกที่ยังมีการเจริญเติบโตทางด้านเศรษฐกิจสังคมมากยิ่งขึ้น ก็ย่อมมีการพัฒนาอุตสาหกรรมมากขึ้นตามไปด้วย ส่งผลให้เกิดปัญหามลพิษ เกิดการปลดปล่อยของเสีย น้ำเสียออกสู่สิ่งแวดล้อม ปัญหามลพิษทางน้ำเป็นอีกปัญหาหนึ่งที่มีความสำคัญ เราสามารถแก้ไขปัญหานี้ได้โดยการบำบัดน้ำเสียที่เกิดขึ้นก่อนที่จะปล่อยลงสู่แหล่งน้ำธรรมชาติ ระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้ออกซิเจนชนิดยูเอสบีก็ก็เป็นอีกระบบหนึ่งที่ได้รับการพัฒนาและได้รับความสนใจเพิ่มมากขึ้นในขณะนี้ เนื่องจากเป็นระบบที่มีประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำเสียที่มีสารอินทรีย์สูง ประหยัดพลังงาน เนื่องจากไม่ต้องเติมอากาศ และมีปริมาณตะกอนที่เกิดขึ้นต่ำ โดยระบบนี้น้ำเสียจะถูกป้อนจากด้านล่างให้ไหลขึ้นผ่านชั้นจุลินทรีย์ซึ่งถูกเลี้ยงไว้จนมีลักษณะเป็นเม็ดตะกอน ซึ่งเม็ดตะกอนจะประกอบไปด้วย แบคทีเรีย 3 กลุ่ม ได้แก่ แบคทีเรียกลุ่มสร้างกรด(Acidogens), แบคทีเรียกลุ่มสร้างอะซิเตต (Acetogens) และแบคทีเรียกลุ่มสร้างมีเทน(Methanogens) เกาะกันเป็นกลุ่มในเม็ดเดียว ซึ่งแบคทีเรียทั้ง 3 กลุ่มนี้มีบทบาทสำคัญในกระบวนการบำบัดแบบไร้ออกซิเจน เม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่ดี ต้องมีความหนาแน่นของแบคทีเรียสูงและมีน้ำหนักเหมาะสมแก่การตกตะกอนลงสู่ก้นถัง โดยมีความเร็วจมตัวที่เหมาะสม เพื่อไม่ให้เกิดการหลุดออกไปกับน้ำออก เมื่อระบบถูกป้อนด้วยน้ำเสียแบบไหลขึ้น ทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์สูงขึ้น แต่การจะเลี้ยงให้ได้เม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่ดีทำได้ยาก เนื่องจากการสร้างตะกอนเป็นเม็ดเป็นชั้นตอนที่ใช้เวลานาน ดังนั้นในช่วงเริ่มต้นเดินระบบจึงจำเป็นต้องนำเม็ดตะกอนจุลินทรีย์จากแหล่งอื่นมาใช้ โดยส่วนมากจะซื้อจากต่างประเทศ เนื่องจากแหล่งตะกอนภายในประเทศมีน้อย ไม่เพียงพอ ทำให้สิ้นเปลืองค่าใช้จ่ายและตะกอนจากแหล่งอื่นนั้นอาจไม่เหมาะสมกับสภาพน้ำเสียที่จะนำมาบำบัด ถ้าสามารถสร้างเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่เหมาะสมขึ้นมาเองได้ ก็น่าจะสามารถเพิ่มประสิทธิภาพในการบำบัดขึ้น รวมทั้งได้ก๊าซชีวภาพปริมาณมากขึ้น ดังนั้นการศึกษาปัจจัยที่มีผลต่อการสร้างเม็ดตะกอนซึ่งเป็นการคัดเลือกลายพันธุ์ที่ดี มีผลให้เม็ดตะกอนจุลินทรีย์มีความสามารถในการบำบัดเพิ่มขึ้น จึงเป็นการพัฒนาองค์ความรู้ในการสร้างเม็ดตะกอนที่มีประสิทธิภาพและเหมาะสมกับสภาวะต่างๆ ภายในประเทศได้

## 1.2 วัตถุประสงค์ของการวิจัย

1. เพื่อศึกษาเปรียบเทียบลักษณะเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ และประสิทธิภาพในการเกิดเป็นเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ของระบบ UASB ระหว่างมีการเติมโพลีเมอร์และไม่มีการเติมโพลีเมอร์
2. เพื่อศึกษาประสิทธิภาพในการบำบัด และการผลิตก๊าซชีวภาพของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่อยู่ในระบบที่มีการเติมโพลีเมอร์และไม่มีการเติมโพลีเมอร์

## 1.3 ขอบเขตของการวิจัย

การวิจัยนี้ใช้น้ำเสียจากโรงงานสกัดน้ำมันปาล์มดิบที่ผ่านกระบวนการ Hydrolysis เพื่อลดปริมาณของแข็งแขวนลอย แล้วจึงนำมาผ่านกระบวนการบำบัดทางชีวภาพ โดยระบบ UASB และเพื่อให้เกิดเป็นเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่มีประสิทธิภาพแล้วจึงได้ทดลองทำการศึกษากระบวนการเกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ (Granulation) โดยการเติมโพลีเมอร์เพื่อช่วยในการเกิดเป็นเม็ดตะกอนจุลินทรีย์

## 1.4 ประโยชน์ที่คาดว่าจะได้รับ

1. ได้เทคนิคในการปรับปรุงประสิทธิภาพในการเกิดเป็นเม็ดของจุลินทรีย์ในระบบบำบัดน้ำเสียแบบ UASB
2. สามารถเพิ่มปริมาณก๊าซชีวภาพและประสิทธิภาพของระบบบำบัดแบบไม่ใช้ออกซิเจน
3. ได้ข้อมูลพื้นฐานเพื่อปรับปรุงหรือใช้ในการพัฒนาระบบต่อไป

จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

## บทที่ 2

### เอกสารและงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

#### 2.1 กระบวนการทางชีวภาพ

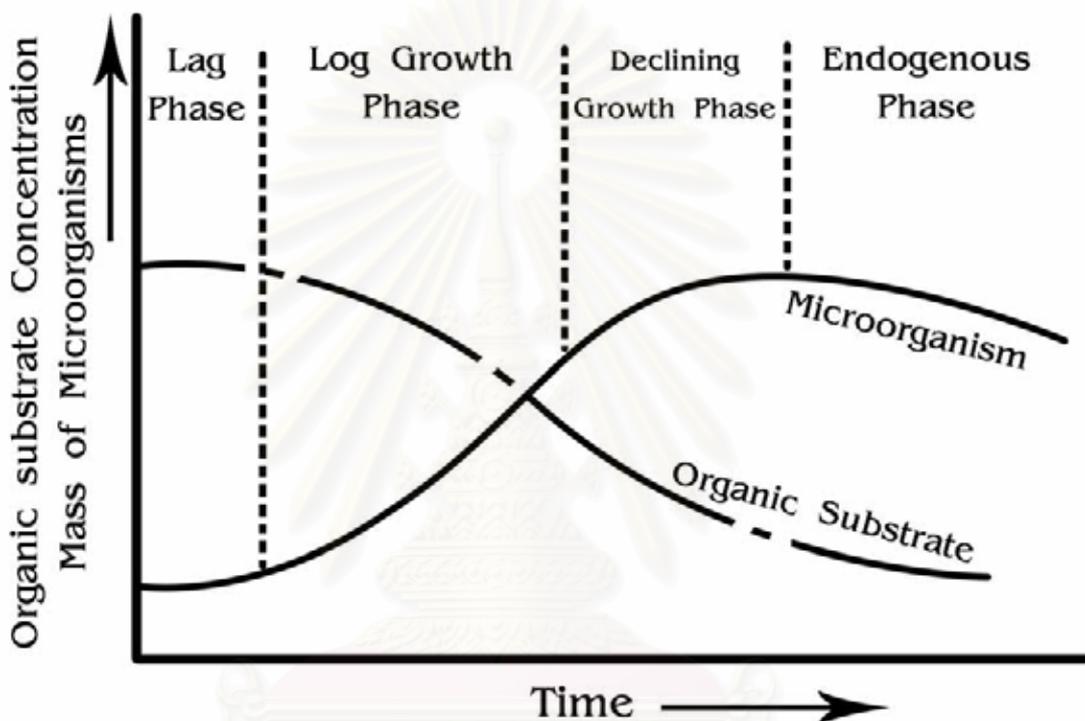
ในอดีตมนุษย์รู้จักการเปลี่ยนแปลงทางชีวภาพ โดยจุลินทรีย์มาเป็นเวลาหลายร้อยหลายพันปีมาแล้ว และได้นำประโยชน์จากการเปลี่ยนแปลงทางชีวภาพนี้มาใช้มากมาย เช่น การทำเบียร์ การผลิตแอลกอฮอล์ การทำเนย และโยเกิร์ต เป็นต้น นอกจากนี้ในการเปลี่ยนสารอย่างหนึ่งไปเป็นอีกอย่างหนึ่งนั้น จะมีการผลิตก๊าซบางชนิดขึ้นมามีด้วย ซึ่งชนิดของก๊าซเปลี่ยนแปลงไปตามชนิด และสภาวะแวดล้อมของจุลินทรีย์ ดังนั้นจึงได้มีการนำแนวคิดดังกล่าวนี้มาประยุกต์ใช้ในการกำจัดสารอินทรีย์ในน้ำเสีย ซึ่งจุดประสงค์หลักของการบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพ คือ การลดปริมาณสารอินทรีย์ในน้ำเสียโดยการย่อยสลายด้วยจุลินทรีย์ ดังนั้นเพื่อให้บรรลุจุดประสงค์นี้จึงจำเป็นต้องมีการจัดการสภาวะต่างๆ ในระบบให้เหมาะสมต่อการเจริญเติบโตและการดำรงชีวิตของแบคทีเรียมากที่สุด เพื่อให้มีอัตราการกินอาหารสูงสุดซึ่งก็คืออัตราการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสียนั่นเอง ซึ่งลักษณะการเจริญเติบโตหรือการเพิ่มจำนวนของจุลินทรีย์อาจแบ่งได้เป็น 4 ระยะ (phase) ดังนี้ (รูปที่ 2.1)

- 1) Lag phase ในช่วงเริ่มต้นเมื่อจุลินทรีย์สัมผัสกับน้ำเสีย จุลินทรีย์จะทำการปรับตัวให้คุ้นเคยกับสารอินทรีย์ในน้ำเสีย ในระยะนี้จะไม่มีการเปลี่ยนแปลงทั้งจำนวนของจุลินทรีย์และความเข้มข้นของสารอินทรีย์
- 2) Log growth phase เมื่อผ่านการปรับตัวในระยะแรก จุลินทรีย์เริ่มคุ้นเคยกับสารอินทรีย์และสิ่งแวดล้อมแล้ว ดังนั้นจึงมีอัตราการเจริญเติบโตและเพิ่มจำนวนของจุลินทรีย์สูงขึ้นตลอดเวลา ซึ่งตรงข้ามกับสารอินทรีย์ในน้ำเสียจะลดลง
- 3) Stationary phase หรือ Declining growth phase ในระยะนี้อัตราการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์จะลดลง เนื่องจากสารอินทรีย์ถูกใช้ไปในการย่อยสลาย ทำให้อัตราการย่อยสลายสารอินทรีย์ลดต่ำลง ในระยะนี้จำนวนแบคทีเรียจะคงที่ ระบบส่วนใหญ่จะ



ควบคุมให้อยู่ในระยะนี้ เพราะต้องการลดความเข้มข้นของสารอินทรีย์ในน้ำเสียให้เหลือน้อยที่สุด

- 4) Log death phase หรือ Endogenous phase เป็นระยะสุดท้ายที่สารอินทรีย์เหลืออยู่น้อยมาก ถูกย่อยสลายไปเกือบหมด เกิดสภาพขาดแคลนอาหาร อัตราการตายสูงกว่าอัตราการสร้างเซลล์ใหม่ ทำให้จำนวนจุลินทรีย์โดยรวมลดลงเรื่อยๆ



รูปที่ 2.1 การเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ (อะเคื่อ บุญญศิริ, 2537)

### 2.1.1 กระบวนการบำบัดแบบใช้ออกซิเจน

การบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพแบบใช้ออกซิเจน (Aerobic treatment) เป็นการบำบัดที่ทำให้เกิดการย่อยสลายสารอินทรีย์ ภายใต้สภาวะที่มีออกซิเจน กระบวนการนี้จุลินทรีย์ซึ่งมีส่วนร่วมในกระบวนการหลากหลายชนิด เช่น แบคทีเรีย รา สาหร่าย โปรโตซัว จุลินทรีย์จะใช้สารอินทรีย์และอนินทรีย์ในน้ำมาเป็นประโยชน์ในการดำรงชีวิต เจริญเติบโต และขยายพันธุ์ (เพิ่มจำนวนเซลล์)

### 2.1.2 กระบวนการบำบัดแบบไร้ออกซิเจน

ระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้ออกซิเจน (Anaerobic treatment system) ระบบนี้มีการใช้อย่างแพร่หลาย เพราะว่ามีขีดความสามารถในการบำบัดน้ำเสียที่มีประสิทธิภาพสูง อัตราการเกิดตะกอนชีวภาพต่อสารอินทรีย์ที่ถูกย่อยสลายมีค่าต่ำ และมีค่าพลังงานที่เป็นบวกในเทอมของสมดุลสมการ

พลังงาน เนื่องจากกระบวนการมีผลพลอยได้เป็นก๊าซมีเทนที่สามารถใช้เป็นแหล่งพลังงานทดแทนได้ นอกจากนี้ระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้ออกซิเจน ยังมีการใช้พลังงานในการเดินระบบที่ค่อนข้างต่ำ เมื่อเทียบกับระบบบำบัดแบบใช้ออกซิเจน (ตารางที่ 2.1)

ตารางที่ 2.1 การเปรียบเทียบระบบบำบัดแบบใช้ออกซิเจนและไร้ออกซิเจน (Grobicki,1997)

การเปรียบเทียบ	ใช้ออกซิเจน(Aerobic)	ไร้ออกซิเจน(Anaerobic)
ความต้องการพลังงาน	0.7 - 1 กิโลวัตต์/กก.ชีโอดี	0.07 - 0.1 กิโลวัตต์/กก.ชีโอดี
พลังงานที่ผลิตได้	-	0.25 - 0.35 ลบ.ม. CH <sub>4</sub> /กก.ชีโอดี
อัตราการผลิตมวลชีวภาพ	0.2 - 0.6 กก./กก.	0.03 - 0.1 กก./กก.
คุณภาพน้ำที่ผ่านการบำบัด (Effluent quality)	บีโอดี 20 มก./ล. ของแข็งแขวนลอย 30 มก./ล. NH <sub>3</sub> 5 มก./ล.	บีโอดี 50 - 1,000 มก./ล. ของแข็งแขวนลอย 100-500 มก./ล. NH <sub>3</sub> 5 มก./ล. ไม่สามารถกำจัดได้
อัตราการระบรทุกสารอินทรีย์	0.5 - 2 กก./ลบ.ม.-วัน	2 - 25 กก./ลบ.ม.-วัน
ความเข้มข้นของน้ำเสีย	ชีโอดี (COD) 0.2-2.5 กรัม/ลิตร ของแข็งแขวนลอย < 0.2 กรัม/ลิตร	ชีโอดี (COD) 3-100 กรัม/ลิตร ของแข็งแขวนลอย < 10 กรัม/ลิตร

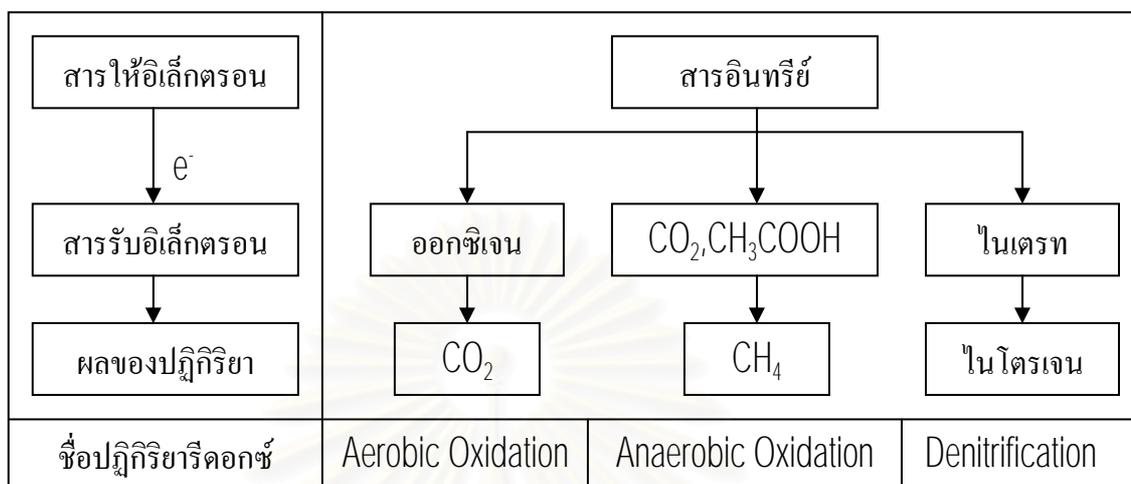
สำหรับข้อดีของระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้ออกซิเจน สามารถประมวลได้ดังนี้

- ความสามารถฟื้นตัวกลับมาทำงานได้เต็มประสิทธิภาพ จะใช้เวลามากเมื่อระบบบำบัดถูกยับยั้งการทำงานโดยปัจจัยทางด้านเคมีและฟิสิกส์
- น้ำเสียที่ผ่านการบำบัดแล้วยังคงมีค่าบีโอดีและชีโอดีที่ค่อนข้างสูง
- ไม่สามารถกำจัดสารประกอบไนโตรเจน โดยเฉพาะอย่างยิ่งแอมโมเนีย และกลุ่มสารฟอสเฟต

### 2.1.2.1 กลไกการย่อยสลายสารอินทรีย์ในระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจน

ปฏิกิริยาทั่วไปในกระบวนการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสียทั่วไป มีพื้นฐานเดียวกันคือ เป็นปฏิกิริยาเคมีแบบ ออกซิเดชัน-รีดักชัน หรือ รีดอกซ์ ซึ่งมีลักษณะเกิดการถ่ายเทอิเล็กตรอนระหว่างสารให้อิเล็กตรอนและสารรับอิเล็กตรอนทั้งนี้พลังงานเคมีเป็นพลังงานส่วนใหญ่ที่สิ่งมีชีวิตนำมาใช้ในการดำรงชีวิต แหล่งพลังงานเคมีคือสารอินทรีย์ซึ่งเกี่ยวข้องกับปฏิกิริยาออกซิเดชัน-รีดักชัน สารอินทรีย์ในน้ำเสียจะเป็นสารให้อิเล็กตรอนเพราะมีพลังงานในตัวสูง และสารอื่นๆในน้ำเสียจะเป็นสารรับอิเล็กตรอน โดยถ้าสารรับอิเล็กตรอนเป็นออกซิเจนปฏิกิริยาจะเป็นแบบใช้

ออกซิเจน แต่ถ้าสารรับอิเล็กตรอนเป็นสารอื่น เช่น คาร์บอนไดออกไซด์ ไนเตรต หรือ ซัลเฟต ปฏิกิริยาจะเป็นแบบไร้ออกซิเจน โดยปฏิกิริยารีดอกซ์แสดงดังรูปที่ 2.2



รูปที่ 2.2 ปฏิกิริยารีดอกซ์ในการบำบัดน้ำเสีย (มันสิน ตัณฑุเวศม์, 2542)

### 2.1.2.2 ขั้นตอนการย่อยสลายสารอินทรีย์แบบไร้ออกซิเจน

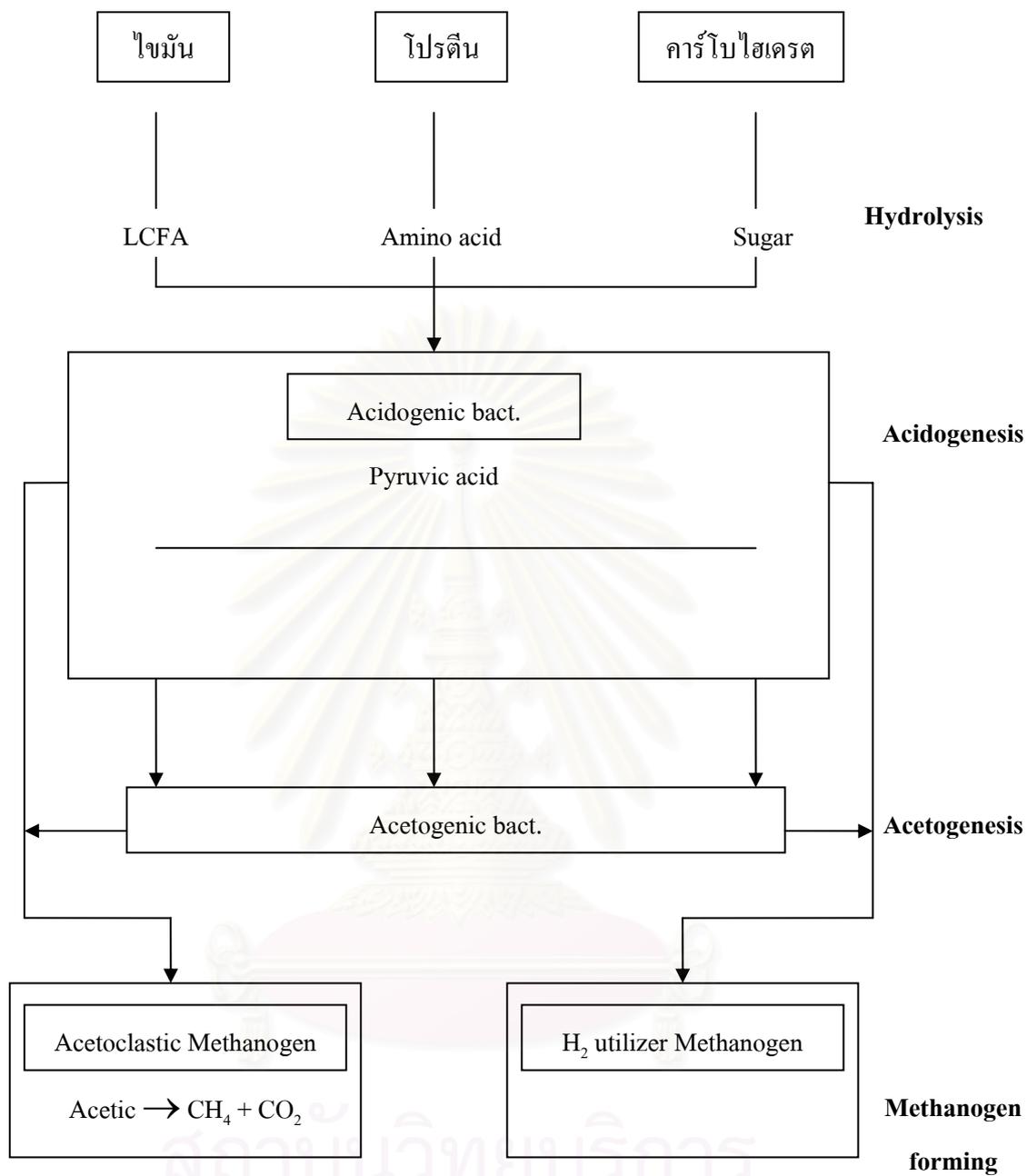
กระบวนการแบบไร้ออกซิเจนเป็นระบบที่ซับซ้อน มีจุลินทรีย์อาศัยอยู่ร่วมกันหลายกลุ่ม ความสัมพันธ์ของจุลินทรีย์มีทั้งแบบแข่งขันกันและพึ่งพาอาศัยกัน สารอินทรีย์ที่เข้าสู่ระบบจะถูกเปลี่ยนรูปเนื่องจากการย่อยสลายโดยจุลินทรีย์หลายกลุ่มต่อกัน ผลผลิตที่เกิดขึ้นจากจุลินทรีย์กลุ่มหนึ่งจะถูกใช้โดยจุลินทรีย์อีกกลุ่มหนึ่ง เป็นการพึ่งพาอาศัยกัน แต่ถ้าผลผลิตที่เกิดขึ้นมีจุลินทรีย์หลายกลุ่มที่สามารถใช้ได้เหมือนกัน ก็จะมีความสัมพันธ์แบบแข่งขันกัน จุลชีพที่อาศัยอยู่ร่วมกันนี้ทำให้เกิดปฏิกิริยารีดอกซ์ และเปลี่ยนสารอินทรีย์ในน้ำเสียให้อยู่ในรูปต่างๆ เช่น มีเทน, คาร์บอน ไดออกไซด์ เป็นต้น แต่สารอินทรีย์ในระบบจะถูกใช้โดยจุลินทรีย์กลุ่มใด ขึ้นกับปัจจัยทางสภาวะแวดล้อมของระบบ รูปที่ 2.3 แสดงลำดับขั้นตอนของปฏิกิริยาชีวเคมีที่ใช้ในการย่อยสลายสารอินทรีย์ โดยกระบวนการแบบไร้ออกซิเจนจะสามารถแบ่งได้เป็น 4 ขั้นตอนคือ

ขั้นตอนที่ 1 การย่อยสลายสาร โมเลกุลใหญ่ (Hydrolysis)

ขั้นตอนที่ 2 การสร้างกรด (Acidogenesis)

ขั้นตอนที่ 3 การสร้างกรดอะซิติก (Acetogenesis)

ขั้นตอนที่ 4 การสร้างมีเทน (Methanogenesis, Methanogen forming)



รูปที่ 2.3 ขั้นตอนปฏิกิริยาการย่อยสลายสารอินทรีย์แบบไร้ออกซิเจน (มันลิน ตัณฑุลเวศม์,2542)

## 1) กระบวนการไฮโดรไลซิส (Hydrolysis)

ขั้นตอนนี้เป็นการย่อยสลายสารประกอบโมเลกุลขนาดใหญ่ เช่น คาร์โบไฮเดรต โปรตีน และไขมัน ให้กลายเป็นสารประกอบที่มีโมเลกุลขนาดเล็กลง เช่น น้ำตาล กรดอะมิโน และกรดไขมันชนิดยาว ตามลำดับ ซึ่งขั้นตอนนี้จะเกิดขึ้นภายนอกเซลล์จุลินทรีย์จำพวกสร้างกรด โดยอาศัยเอนไซม์ที่จุลินทรีย์ชนิดดังกล่าวปล่อยออกมาใช้ในการย่อยสลาย

การย่อยสลายในขั้นตอนนี้จะเกิดค่อนข้างช้า เพราะขึ้นอยู่กับปัจจัยหลายประการ เช่น ค่าพีเอช ระยะเวลาที่เซลล์ และอัตราส่วนของพื้นที่ผิวสัมผัสต่อปริมาตรของสารอินทรีย์ โดยถ้าสารอินทรีย์ชนิดนั้นมีอัตราส่วนพื้นที่ผิวสัมผัสต่อปริมาตรต่ำ จะต้องใช้เวลาในการย่อยสลายนานกว่าจะได้สารอินทรีย์ที่มีโมเลกุลขนาดเล็ก ดังนั้นจึงพบว่าการย่อยสลายแป้ง โปรตีน และเซลลูโลส จะต้องใช้ระยะเวลาแตกต่างกันไป อันเนื่องมาจากเหตุผลดังกล่าว

## 2) กระบวนการสร้างกรด (Acidogenesis)

ในขั้นตอนนี้ผลผลิตของขั้นตอนนี้ไฮโดรไลซิสจะถูกแบคทีเรียสร้างกรดดูดซึมเข้าไปภายในเซลล์เพื่อใช้เป็นอาหาร และถูกเปลี่ยนเป็นกรดไขมันระเหย (Volatile Fatty Acid) เช่น อะซิติก ( $\text{CH}_3\text{COOH}$ ), โพรไพโอนิก ( $\text{CH}_3\text{CH}_2\text{COOH}$ ) และบิวทิริก ( $\text{CH}_3\text{CH}_2\text{CH}_2\text{COOH}$ ) เป็นต้น และผลิตไฮโดรเจนกับคาร์บอนไดออกไซด์ออกมาด้วย

ชนิดของผลผลิตที่ได้ขึ้นอยู่กับปัจจัย 2 ประการ คือ ชนิดของสารอาหาร และความดันพาร์เชียลของไฮโดรเจน ตัวอย่างเช่น กรดไขมันชนิดยาวจะเปลี่ยนเป็นกรดอะซิติก และไฮโดรเจนภายใต้ความดันพาร์เชียลของไฮโดรเจนต่ำ และเปลี่ยนเป็นกรดโพรไพโอนิก และบิวทิริกภายใต้สภาวะความดันพาร์เชียลของไฮโดรเจนสูง

ขณะที่น้ำตาลจะถูกย่อยสลายเป็นกรดอะซิติก, ไฮโดรเจน และคาร์บอนไดออกไซด์ โดยผ่านวิธี Emden-Meyerhof pathway ที่ภายใต้สภาวะความดันพาร์เชียลของไฮโดรเจนมีค่าต่ำ ดังสมการ

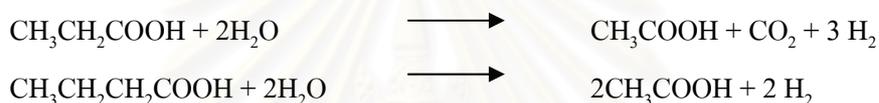


แต่จะถูกย่อยสลายกลายเป็นกรดอะซิติก, กรดโพรไพโอนิก, กรดบิวทิริก, ไฮโดรเจน และคาร์บอนไดออกไซด์ที่ภายใต้สภาวะความดันพาร์เชียลของไฮโดรเจนมีค่าสูง ดังสมการ



### 3) กระบวนการสร้างกรดอะซิติก (Acetogenesis)

ในขั้นตอนนี้แบคทีเรียสร้างอะซิติกจะมีบทบาทสำคัญ ในการเป็นตัวเชื่อมระหว่างขั้นตอนการสร้างกรดและขั้นตอนสร้างมีเทน การผลิตมีเทนโดยแบคทีเรียสร้างมีเทนนั้นต้องการสารอาหารที่มีความเฉพาะเจาะจงมาก ได้แก่ กรดอะซิติก, กรดฟอร์มิก, ไฮโดรเจน, เมทานอล และเมทิลามีน กรดไขมันระเหยที่มีคาร์บอนมากกว่า 2 อะตอม ไม่อาจใช้เป็นสารอาหารในการผลิตมีเทนได้ แบคทีเรียสร้างอะซิติกมีความสามารถในการย่อยสลายกรดไขมันระเหย ที่มีคาร์บอนมากกว่า 2 อะตอม ให้กลายเป็นกรดอะซิติก, คาร์บอนไดออกไซด์ และไฮโดรเจน สำหรับการย่อยสลายกรด บิวทิริก และกรดโพรไพโอนิก สามารถกระทำได้ที่สภาวะที่ความดันพาร์เชียลของไฮโดรเจนมีค่าต่ำกว่า  $2 \times 10^{-3}$  บรรยากาศ และต่ำกว่า  $9 \times 10^{-3}$  บรรยากาศ ตามลำดับ สมดุลเคมีแสดงดังสมการ

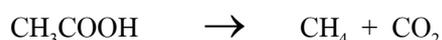


ขั้นตอนนี้ จะเกิดขึ้นได้เฉพาะสภาวะที่ความดันพาร์เชียลของไฮโดรเจนมีค่าต่ำกว่านั้น กรดไขมันระเหยจะไม่สามารถถูกย่อยสลายกลายเป็นกรดอะซิติก ภายใต้สภาวะที่มีความดันพาร์เชียลของไฮโดรเจนมีค่าสูงได้

### 4) กระบวนการสร้างมีเทน

ขั้นตอนการสร้างมีเทนเป็นขั้นตอนสุดท้ายของการย่อยสลายสารอินทรีย์ ในกระบวนการย่อยสลายในสภาวะไร้ออกซิเจน โดยมีผลิตภัณฑ์สุดท้าย คือ มีเทน และก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ สารตั้งต้นของขั้นตอนนี้เป็นผลิตภัณฑ์ที่ได้จากกระบวนการสร้างกรดโดยสารตั้งต้นที่มีความสำคัญมากที่สุดคือ กรดอะซิติก, ไฮโดรเจน และคาร์บอนไดออกไซด์ ในขั้นตอนนี้ประกอบไปด้วยแบคทีเรีย 2 ประเภท คือ แบคทีเรียที่สร้างมีเทนได้จากกรดอะซิติก (Acetoclastic Methanogen Bacteria) และแบคทีเรียที่สร้างมีเทนได้จากไฮโดรเจนและคาร์บอนไดออกไซด์ ( $\text{H}_2$ -Utilizing Methanogenic Bacteria)

- ก) The Acetoclastic Methane Bacteria แบคทีเรียกลุ่มนี้เจริญเติบโตช้าใช้เวลาประมาณ 2-3 วัน ปฏิกริยานี้จะเป็นการเกิดมีเทนโดยกระบวนการดีคาร์บอกซิเลชัน (Decarboxylation) ของกรดอินทรีย์ระเหยโดยที่กรดอินทรีย์ระเหยถูกย่อยเป็นกรดอะซิติกก่อน แล้วจึงเปลี่ยนเป็นมีเทน ดังสมการ



ข) The  $H_2$ -Utilizing Methanogenic Bacteria จะเป็นการเกิดมีเทนจากไฮโดรเจนและคาร์บอนไดออกไซด์โดยที่ไฮโดรเจนจะเป็นตัวควบคุมอัตราการเปลี่ยนแปลง กรดบิวทิริก และกรดโพรไพโอนิกไปเป็นกรดอะซิติกแบคทีเรียกลุ่มนี้เจริญเติบโตค่อนข้างเร็วใช้เวลาประมาณ 6 ชั่วโมง ปฏิบัติการเกิดมีเทน ดังสมการ



## 2.2 รูปแบบระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้ออกซิเจน

### 2.2.1 บ่อไร้ออกซิเจน (Anaerobic Lagoon)

บ่อไร้ออกซิเจนเป็นบ่อที่ใช้ในการบำบัดน้ำเสียที่ปนเปื้อนด้วยสารอินทรีย์ และของแข็งปริมาณสูง นอกจากนั้นสารที่ปะปนอยู่ยังเป็นสารที่ย่อยสลายได้ยากอีกด้วย บ่อนี้มีการย่อยสลายแบบไม่ใช้ออกซิเจนเนื่องจากถูกออกแบบให้มีความลึกมาก 2-4 เมตร จึงทำให้ปริมาณออกซิเจนที่ได้จากการสังเคราะห์แสงจากสาหร่ายไม่เพียงพอ สำหรับใช้ในการย่อยสลาย เวลาเก็บกักน้ำในบ่อนี้อยู่ระหว่าง 2-4 วัน ทำให้ของแข็งที่ปะปนมาในน้ำตกตะกอนอยู่ที่ก้นบ่อและถูกย่อยสลายไป ดังนั้นการขุดลอกบ่อจึงไม่ต้องทำบ่อยนักคือ อาจทำทุกๆ 3-5 ปีเท่านั้น บ่อนี้มีประสิทธิภาพการบำบัดต่ำ จุดประสงค์ของการใช้บ่อนี้ก็เพื่อลดปริมาณสารอินทรีย์ในขั้นต้น น้ำเสียที่ออกจากบ่อยังมีความสกปรกสูงต้องทำการบำบัดด้วยกระบวนการอื่นๆ ต่อไป บ่อนี้ก่อให้เกิดกลิ่นเหม็นเนื่องจากเกิดก๊าซต่างๆ รวมทั้งกรดอินทรีย์ด้วย ดังนั้นจึงเหมาะสมสำหรับพื้นที่ที่อยู่ห่างไกลจากชุมชน

### 2.2.2 บ่อเกรอะ (Septic Tank)

เป็นบ่อบำบัดที่นิยมใช้บำบัดน้ำเสียจากบ้านเรือน หรือที่พักอาศัยขนาดเล็กซึ่งมีปริมาณน้ำเสียไม่มากนัก บ่อเกรอะเป็นถังคอนกรีตสี่เหลี่ยมผืนผ้าหรือทรงกระบอกตั้งอยู่ใต้ดิน เวลาเก็บกักของน้ำในถังเกรอะไม่ต่ำกว่า 24 ชั่วโมง โดยปกติแล้วออกแบบให้เวลาเก็บกักน้ำ 24 ชั่วโมง แต่บางกรณีอาจมีเวลาเก็บกักสูงถึง 72 ชั่วโมง ภายในบ่อต้องมีช่องว่างประมาณ 20 % ของปริมาตรทั้งหมด ภายในบ่อเกรอะแบ่งเป็น 2 ส่วน ส่วนแรกเป็นส่วนที่เกิดการย่อยสลายสารอินทรีย์แบบไร้ออกซิเจน ส่วนที่ 2 เป็นส่วนตกตะกอน ทำหน้าที่แยกน้ำใสออกจากตะกอนหนัก (sludge) และตะกอนลอย (scum) เพื่อให้ภายในบ่อเกรอะมีสภาพไร้ออกซิเจนบ่อนี้จึงมีฝาปิดมิดชิด แต่ก็ต้องมีช่องเปิดซึ่งมีฝาปิดไว้ (man hole หรือ hand hole) เพื่อสามารถสูบตะกอนออกจากบ่อไปทำการบำบัดต่อไป การสูบตะกอนมักทำประมาณ 2-3 ปีต่อครั้ง นอกจากนั้นบ่อเกรอะต้องมีที่ระบาย

อากาศเพื่อระบายก๊าซต่างๆ ที่เกิดจากการย่อยสลายออกสู่ภายนอกด้วย น้ำที่ผ่านการบำบัดจากบ่อเกรอะยังมีความสกปรกสูงมากทั้งยังอาจปนเปื้อนด้วยจุลินทรีย์ที่ก่อให้เกิดโรค จึงจำเป็นต้องทำการบำบัดต่อด้วยกระบวนการอื่น เช่น การปล่อยให้ซึมลงดินผ่านบ่อซึมหรือลานซึม เป็นต้น

### 2.2.3 ถังหมักแบบธรรมดา (Conventional Anaerobic Digester)

ถังหมักแบบธรรมดานิยมใช้มากในการทำกากตะกอนให้คงตัว (Sludge Stabilization) ปัจจุบันถังนี้ ถูกนำมาประยุกต์ใช้ในการบำบัดน้ำเสีย จากโรงงานอุตสาหกรรมที่ปนเปื้อนด้วยสารอินทรีย์ปริมาณสูง โดยเฉพาะสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายยาก ถังหมักแบบนี้จะมีฝาปิดเพื่อช่วยให้อากาศไม่มีสภาพไร้ออกซิเจนอย่างแท้จริง ทั้งยังเป็นการเก็บกลิ่นเหม็นต่างๆ ด้วย ฝาปิดนี้อาจเป็นแบบยึดติดกับที่หรือแบบเคลื่อนที่ขึ้น-ลงได้ ที่ฝาดังมีท่อระบายก๊าซที่เกิดจากการย่อยสลายออกสู่ภายนอก ท่อระบายก๊าซเป็นแบบไหลออกได้ทางเดียว ก๊าซภายนอกไม่สามารถไหลย้อนกลับเข้ามาในถังได้

อย่างไรก็ตามเนื่องจากถังนี้มีการกวนน้ำในถัง จึงจำเป็นต้องทำการแยกตะกอนหนักและตะกอนลอยออกจากน้ำที่ผ่านการบำบัดแล้ว ส่วนแยกตะกอนอาจเป็นถังเปิดหรือถังปิดก็ได้ อย่างไรก็ตามถังปิดจะทำให้การบำบัดมีประสิทธิภาพดีกว่าเนื่องจากการป้องกันมิให้จุลินทรีย์สัมผัสกับอากาศอันจะเป็นผลให้จุลินทรีย์ลดความว่องไวในการทำปฏิกิริยาลง การแยกตะกอนโดยใช้ถังตกตะกอนอาจทำได้ยาก เนื่องจากก๊าซที่เกิดขึ้นในระบบจะทำให้ตะกอนจมตัวได้ยาก ดังนั้นถ้าต้องการแยกตะกอนด้วยถังตกตะกอน จำเป็นต้องทำการแยกก๊าซออกจากน้ำก่อนผ่านเข้าสู่ถังตกตะกอน หรืออาจใช้ถังตกตะกอนแบบที่ติดตั้งแผ่นเอียงหรือท่อช่วยตกตะกอน (plate or tube settler) นอกจากนั้นอาจทำการแยกตะกอนโดยใช้ระบบทำให้ลอยก็ได้

### 2.2.4 ถังกรองไร้อากาศ (Anaerobic Filter)

เป็นหน่วยบำบัดแบบจุลินทรีย์เกาะกับตัวกลาง ตัวกลางที่ใช้ในถังกรองไร้อากาศจะติดตั้งอยู่กับที่ไม่มีกระแสไหล จุลินทรีย์จะเกาะอยู่ที่พื้นผิวของตัวกลาง ดังนั้นถ้าตัวกลางมีพื้นที่ผิวมากก็จะทำให้มีมวลชีวภาพ (biomass) ในระบบสูง ตัวกลางที่ดีควรมีพื้นที่ผิวต่อปริมาตรสูง รวมทั้งมีช่องว่าง (void) มากๆ เพื่อป้องกันการเกิดการอุดตันภายในชั้นตัวกลาง ตัวกลางที่ใช้ต้องมีความเสถียรมากไม่ถูกย่อยสลายได้ง่าย โดยง่าย เช่น หิน อิฐ พลาสติก ซึ่งขึ้นรูปเป็นลักษณะต่างๆ ปัจจุบันตัวกลางพลาสติกกำลังเป็นที่นิยม เนื่องจากมีพื้นที่ผิวมาก และมีน้ำหนักเบาตลอดจนมีช่องว่างมาก ทำให้ขนาดของถังเล็กลง และฐานารับน้ำหนักน้อยลง จึงประหยัดค่าก่อสร้างโครงสร้างถัง ลักษณะการไหลของน้ำเสียจะถูกป้องกันจากทางด้านล่างของระบบให้ล้นออกด้านบน ทั้งนี้เพื่อให้ตัวกลางจมอยู่ในน้ำตลอดเวลาเพื่อป้องกันมิให้จุลินทรีย์สัมผัสกับอากาศ



ระบบนี้มีจุดอ่อน คือ หากน้ำเสียที่เข้ามามีเศษวัสดุขนาดใหญ่จะทำให้เกิดการอุดตันระหว่างช่องว่างตัวกลางได้ น้ำเสียจะไหลอ้อมไปไม่สัมผัสกับจุลินทรีย์ที่เกาะติดบนตัวกลาง ทำให้ประสิทธิภาพต่ำลง เกิดการสูญเสียความดัน (Headloss) ดังนั้นจึงต้องมีกรป้องกันที่ดีโดยการมีตะแกรงละเอียด หรือถังตกตะกอนเบื้องต้นเพื่อกำจัดเศษวัสดุเหล่านี้ก่อน นอกจากนี้การกระจายน้ำเสียอาจไม่ทั่วถึงในกรณีที่ตั้งกว้างเกินไป ทำให้เกิดมูบ (Dead Zone) ซึ่งไม่เกิดประโยชน์ในการบำบัด

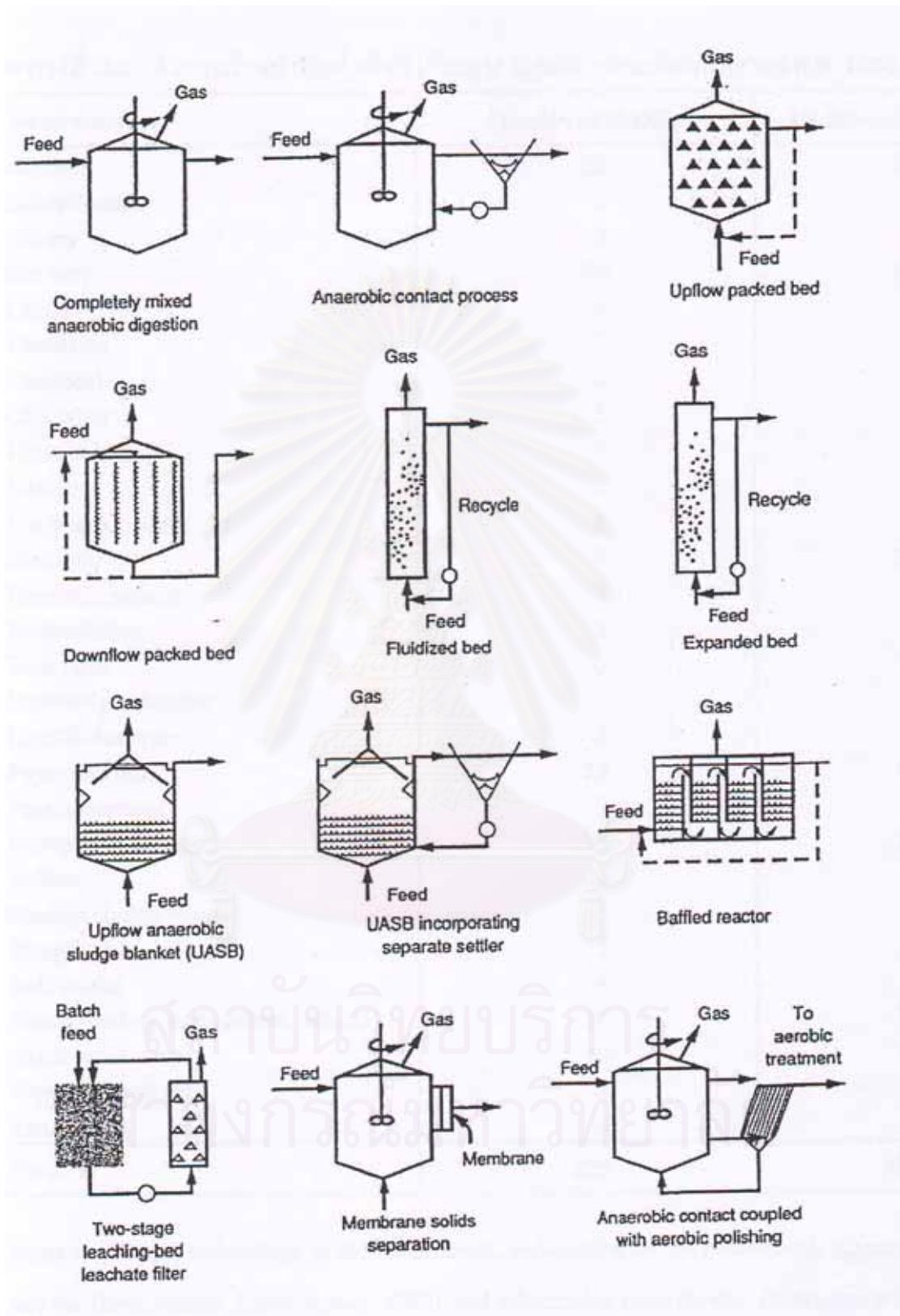
### 2.2.5 ถังย่อยแบบสัมผัส (Anaerobic Contact)

ถังย่อยแบบนี้ใช้ในการกำจัดสารอินทรีย์ที่อยู่ในน้ำเสีย สารอินทรีย์ที่ต้องการกำจัดอาจเป็นของแข็ง หรือสารละลายก็ได้ ถังย่อยแบบสัมผัสนี้อาจเป็นถังปฏิบัติการแบบมีการหมุนเวียนตะกอนหรือไม่ก็ได้ แต่นิยมใช้แบบที่มีการหมุนเวียนตะกอน ดังนั้นถังย่อยแบบสัมผัสจึงมีส่วนประกอบที่คล้ายคลึงกับระบบเอเอส จนกระทั่งในบางครั้งอาจเรียกถังย่อยแบบนี้ว่าเป็นระบบเอเอสแบบไร้อากาศ (Anaerobic Activated Sludge) อย่างไรก็ตามระบบนี้ไม่สามารถบำบัดน้ำเสียได้ดีเหมือนกับระบบเอเอส การสะสมแบคทีเรียให้คงอยู่ในระบบไม่สามารถกระทำได้ เนื่องจากตะกอนที่เกิดขึ้นไม่สามารถตกตะกอนได้ดีเหมือนตะกอนของระบบเอเอส จึงมีการหลุดออกเกิดขึ้นตลอดเวลา ในปัจจุบันถังย่อยแบบสัมผัสมีจำนวนน้อยมาก เนื่องจากไม่เป็นที่นิยม ระบบที่ยังคงใช้ได้จะมีความสามารถในการรับภาระบรรทุกสารอินทรีย์ได้ต่ำ

### 2.2.6 ระบบชั้นลอยตัวแบบไร้อากาศ (Anaerobic Fluidized Bed)

ระบบนี้เป็นระบบที่ได้พัฒนามาจากระบบถังกรองไร้อากาศ แตกต่างกันที่ระบบนี้ตัวกลางจะมีการเคลื่อนที่ ตัวกลางที่ใช้จะเป็นวัสดุที่มีขนาดเล็ก เส้นผ่านศูนย์กลางประมาณ 0.1–0.7 มิลลิเมตร และมีความหนาแน่นต่ำ ตัวกลางที่ใช้ ได้แก่ ทราย, แอนทราไซต์, ถ่านกัมมันต์ (Activated carbon) เนื่องจากตัวกลางที่ใช้มีขนาดเล็กมากจึงทำให้มีพื้นที่ผิวต่อปริมาตรสูงมากเป็นผลให้มีมวลจุลินทรีย์ในถังสูง ดังนั้นจึงสามารถบำบัดน้ำเสียอย่างมีประสิทธิภาพภายในระยะเวลาอันสั้น

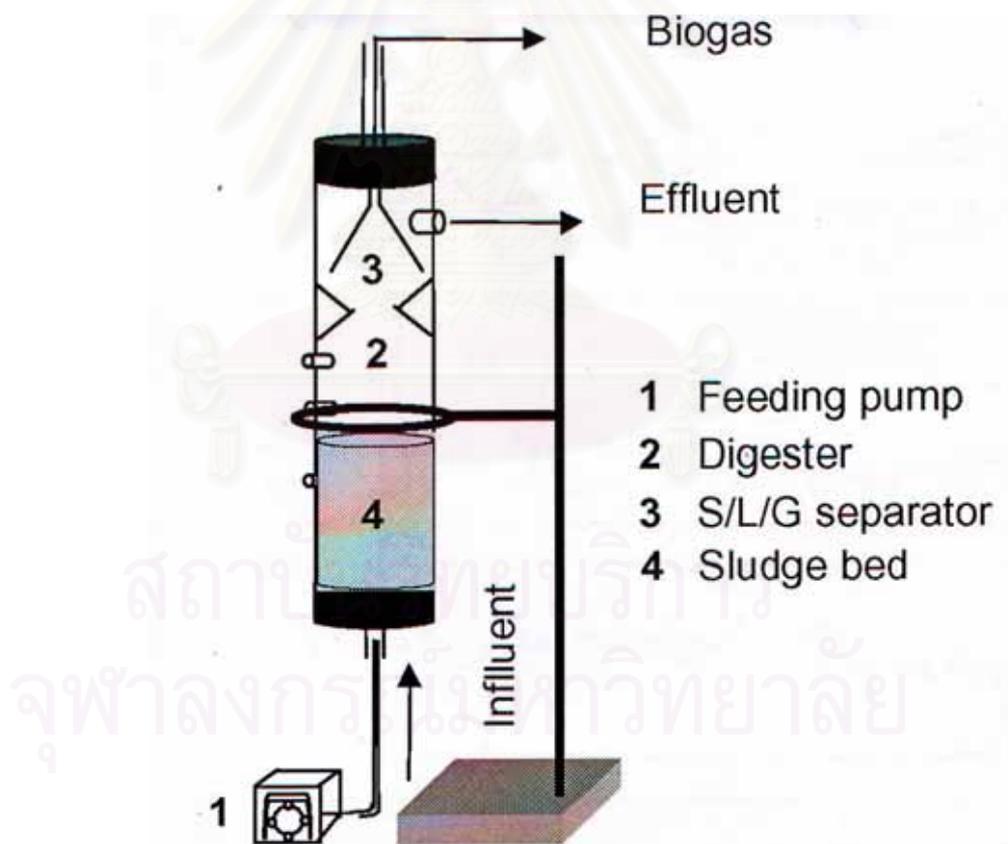
โดยน้ำเสียจะไหลเข้าทางด้านล่างของถังและไหลออกทางด้านบน อัตราการไหลของน้ำจะต้องสูงพอที่จะทำให้ชั้นของตัวกลางขยายตัวหรือแขวนลอยในน้ำ การเพิ่มอัตราการไหลของน้ำเข้าถังอาจทำได้โดยการหมุนเวียนน้ำที่ผ่านการบำบัดแล้วกลับเข้าถังด้วย การขยายตัวของชั้นกรองของระบบนี้มีผลดีคือ ไม่ก่อให้เกิดปัญหาการอุดตันของจุลินทรีย์ภายในชั้นกรอง อย่างไรก็ตามลักษณะการทำงานซึ่งต้องทำให้สารตัวกลางลอยตัวอยู่ตลอดเวลา นั้น ก่อให้เกิดปัญหาในการออกแบบและควบคุมระบบหลายอย่าง และยังสิ้นเปลืองพลังงานในการทำให้สารตัวกลางลอยตัวสูงกว่าระบบอื่น ระบบนี้จึงไม่ได้รับความนิยม



รูปที่ 2.4 ระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้ออกซิเจนแบบต่างๆ (Metcalf และ Eddy, 1991)

### 2.2.7 ระบบยูเอเอสบี (Upflow Anaerobic Sludge Blanket)

เป็นระบบที่จัดข้อดีของระบบถังกรองไร้อากาศ กล่าวคือ สามารถเก็บรักษาจุลินทรีย์ไว้โดยไม่ต้องมีตัวกลาง แต่ให้ประสิทธิภาพการบำบัดดีกว่า โดยน้ำเสียจะถูกป้อนเข้าสู่ระบบทางด้านล่างให้ไหลขึ้นผ่านชั้นของจุลินทรีย์ ซึ่งถูกเลี้ยงไว้จนมีลักษณะเป็นเม็ด มีเส้นผ่านศูนย์กลางประมาณ 1-2 มิลลิเมตร ตะกอนเม็ดของจุลินทรีย์จะประกอบด้วยแบคทีเรีย 3 กลุ่ม ได้แก่ แบคทีเรียสร้างกรด (Acidogens) แบคทีเรียสร้างอะซิเตต (Acetogens) และแบคทีเรียสร้างมีเทน (Methanogens) เกาะกันเป็นกลุ่มในเม็ดเดียวกัน ซึ่งจุลินทรีย์เหล่านี้มีบทบาทสำคัญในกระบวนการบำบัดแบบไร้ออกซิเจน เม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่ดี จะมีความหนาแน่นของแบคทีเรียอยู่จำนวนมาก และมีน้ำหนักเหมาะแก่การจมตัวลงสู่ก้นถัง โดยมีค่าความเร็วจมตัวอยู่ระหว่าง 2-90 เมตรต่อชั่วโมง เพื่อมิให้หลุดไปกับน้ำออก นอกจากนี้ก๊าซที่เกิดจากการย่อยสลายยังช่วยในการกวนผสมในถังปฏิกรณ์อีกด้วย ก๊าซต่างๆ จะถูกแยกออกจากตะกอนและน้ำเสียทางด้านบนของถัง ดังแสดงในรูปที่ 2.5



รูปที่ 2.5 ส่วนประกอบของระบบยูเอเอสบี (Ligero และ Soto, 2002)

## 2.3 ระบบยูเอเอสบี

### 2.3.1 ความเป็นมาของระบบยูเอเอสบี

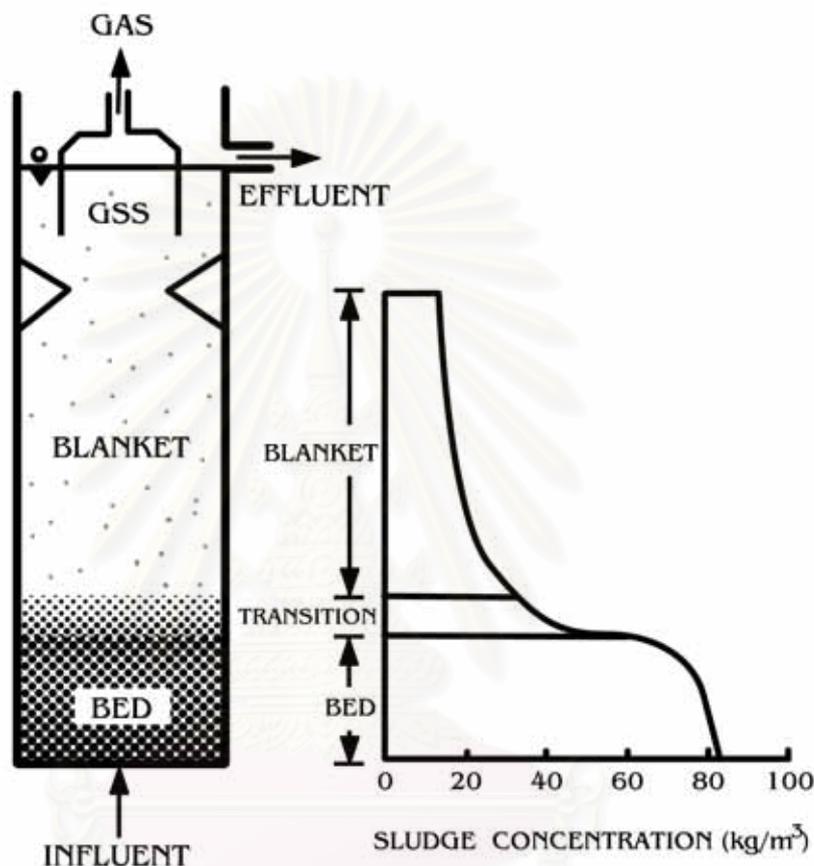
ระบบยูเอเอสบีเริ่มพัฒนาขึ้นในช่วงทศวรรษ 1970 โดย Lettinga และคณะ ที่ประเทศเนเธอร์แลนด์ (Lettinga และคณะ, 1980) ได้ทำการศึกษาออกแบบระบบหมักให้สามารถรักษาและคงปริมาณจุลินทรีย์ที่ใช้ในการหมักให้อยู่ในถังลักษณะเป็นท่อน้ำ และสารอาหารจะถูกสูบเข้าทางด้านล่างขึ้นสู่ด้านบนของถัง จุลินทรีย์จะเป็นกลุ่มก้อนรวมกันเป็นเม็ดหรือเป็นเกล็ด (Granular or Pellet) ลอยอยู่ในถังด้วยแรงดันของน้ำ และเกิดการสัมผัสกันระหว่างจุลินทรีย์กับสารอินทรีย์ที่อยู่ในน้ำนั้น ขณะเดียวกันจุลินทรีย์จะมีการเพิ่มจำนวนมากขึ้น และจะมีขนาดใหญ่ขึ้นทำให้เกิดการย่อยสลายสารอินทรีย์ได้อย่างรวดเร็ว สำหรับน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดแล้วจะไหลล้นออกจากระบบทางด้านบน ปัจจุบันถึงปฏิกริยาแบบนี้เป็นระบบหมักที่ได้รับความนิยมและนำไปใช้กันอย่างกว้างขวางในหลายๆ ประเทศ

### 2.3.2 หลักการทำงานของระบบยูเอเอสบี

น้ำเสียจะถูกสูบเข้าสู่ถังหมักทางด้านล่างด้วยความเร็วที่เหมาะสม เพราะความเร็วของน้ำเสียที่ป้อนเข้าสู่ระบบทำให้ตะกอนจุลินทรีย์ลอยขึ้นสู่ด้านบน เกิดการสัมผัสกันระหว่างน้ำเสียกับตะกอนแขวนลอย และทำให้เกิดการย่อยสลายของสารอินทรีย์ ระบบนี้ไม่จำเป็นต้องมีการกวนผสมอย่างรุนแรงในถังหมักเพื่อให้น้ำเสียและตะกอนจุลินทรีย์สัมผัสกัน แต่อาจใช้การกวนเป็นครั้งคราวหรือการกวนเบาๆ แทน เนื่องจากก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นจากการย่อยสลายจะช่วยในการกวนผสมอยู่แล้ว ลักษณะทั่วไปของถังปฏิกริยายูเอเอสบี จะเป็นรูปทรงสี่เหลี่ยมหรือทรงกระบอกก็ได้ โดยจะแบ่งเป็น 2 ส่วน ดังนี้ คือ ส่วนที่เป็นถังหมักพร้อมด้วยระบบป้อนน้ำเสียอยู่ทางด้านล่างของถัง และส่วนที่แยกน้ำ ก๊าซ และตะกอนแขวนลอย อยู่ส่วนบนของถังหมัก โดยมีอุปกรณ์แยกก๊าซมีลักษณะเป็นแผ่นเอียงทำมุมประมาณ 45 ถึง 60 องศา นอกจากนี้ยังช่วยในการป้องกันมิให้ตะกอนจุลินทรีย์ที่ฟุ้งกระจายโดยก๊าซชีวภาพหลุดออกไปจากถังหมัก

ในถังหมักจะมีชั้นตะกอนของแบคทีเรีย 2 ชั้น คือ ชั้นของตะกอนนอน (Sludge Bed) จะเป็นตะกอนจุลินทรีย์ที่รวมกันเป็นเม็ดอยู่ทางด้านล่าง เป็นชั้นตะกอนจุลินทรีย์ที่มีความสามารถในการตกตะกอนสูง หรือ มีความเร็วในการจมตัวสูง และมีความสามารถในการย่อยสลายสารอินทรีย์ได้สูงด้วย ส่วนของชั้นตะกอนแขวนลอย (Sludge Blanket) จะเป็นตะกอนจุลินทรีย์ที่มีความหนาแน่นต่ำ และค่าความเร็วในการจมตัวต่ำกว่า จะลอยฟุ้งกระจายเนื่องจากก๊าซชีวภาพที่เกิดจากการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสีย ดังแสดงในรูปที่ 2.6

กลุ่มตะกอนแบคทีเรียที่ลอยฟุ้งกระจายเนื่องจากก๊าซชีวภาพ จะเกิดการรวมกลุ่มและจมตัวลงบริเวณกรวยแยก GSS ซึ่งตะกอนจุลินทรีย์ที่ถูกแยกจะไหลลงมา และก๊าซชีวภาพจะลอยผ่านกรวยแยก ไหลไปตามท่อสู่ที่เก็บก๊าซทางด้านบนของถังหมัก รวบรวมเพื่อนำไปใช้เป็นแหล่งพลังงานต่อไป ส่วนน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดแล้วจะไหลออกทางด้านบนของถัง



รูปที่ 2.6 ชั้นของตะกอนจุลินทรีย์ภายในถังปฏิกรณ์

### 2.3.3 ปัจจัยที่มีผลต่อการทำงานของระบบยูเอเอสบี

ระบบบำบัดน้ำเสียแบบยูเอเอสบีเป็นระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้ออกซิเจนชนิดหนึ่ง ซึ่งต้องอาศัยการทำงานของจุลินทรีย์หลายกลุ่มร่วมกัน เพื่อให้การทำงานของจุลินทรีย์เป็นไปอย่างต่อเนื่องและอยู่ในสภาพที่สมดุลกัน ปัจจัยสำคัญที่มีผลต่อการทำงานของระบบ แบ่งได้เป็น 2 ประเภทใหญ่ๆ คือ ปัจจัยที่เกี่ยวข้องกับสถานะแวดล้อม และความต้องการของจุลินทรีย์ ได้แก่ อุณหภูมิ, พีเอช, กรดอินทรีย์ระเหย, ความเป็นด่าง, อาหารเสริม, สารพิษ เป็นต้น ส่วนปัจจัยอีกประเภทหนึ่งคือ ปัจจัยที่ใช้ควบคุมการทำงานของระบบ เช่น อัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์ (Organic Loading Rate), ระยะเวลาที่เก็บน้ำเสีย (Hydraulic Retention Time) เป็นต้น

### 2.3.3.1 ปัจจัยที่เกี่ยวกับสภาวะแวดล้อมจุลินทรีย์

#### 1) อุณหภูมิ

ระบบยูเอเอสพีสามารถแบ่งช่วงการทำงานในช่วงของอุณหภูมิที่เหมาะสม สำหรับการเจริญเติบโตของแบคทีเรียได้ 3 ช่วง คือ

ก) ช่วงการทำงานของเทอร์โมฟิลิก (Thermophilic) ช่วงนี้จะมีอุณหภูมิประมาณ 50–65 องศาเซลเซียส

ข) ช่วงการทำงานของมีโซฟิลิก (Mesophilic) จะมีอุณหภูมิประมาณ 20–45 องศาเซลเซียส

ค) ช่วงการทำงานของไซโคฟิลิก (Psychrophilic) จะมีอุณหภูมิต่ำกว่า 20 องศาเซลเซียส

แม้ว่าในช่วงเทอร์โมฟิลิก จะมีอัตราการย่อยสลายสารอินทรีย์ได้รวดเร็วกว่าช่วง มีโซฟิลิก แต่นิยมให้แบคทีเรียอยู่ในช่วงมีโซฟิลิกในการบำบัดน้ำเสียแบบไร้ออกซิเจน เนื่องจากพบว่าพวกเทอร์โมฟิลิกจะมีความไวต่อการเปลี่ยนแปลงอุณหภูมิมากกว่า ส่วนช่วงไซโคฟิลิกก๊าซมีเทนเกิดขึ้นน้อยมากและในส่วนของ การย่อยสลาย (Hydrolysis) จะลดลงเมื่ออุณหภูมิลดต่ำกว่า 20 องศาเซลเซียส ดังนั้นการรักษอุณหภูมิให้สม่ำเสมอ จึงมีความสำคัญมากกว่าจะให้ มีอุณหภูมิที่มีอัตราการย่อยสลายสูงสุด

#### 2) พีเอช, กรดอินทรีย์ระเหย และสภาพความเป็นด่าง

ค่าของพีเอช, กรดอินทรีย์ระเหย และ สภาพความเป็นด่าง มีความสัมพันธ์กันอย่างใกล้ชิด แบคทีเรียที่ผลิตมีเทนต้องการพีเอชอยู่ในช่วงประมาณ 6.5–7.5 ถ้าพีเอชน้อยกว่า 6.2 ประสิทธิภาพของระบบจะลดลงอย่างรวดเร็ว ส่วนแบคทีเรียชนิดที่สร้างกรดมักสามารถปรับตัว ในช่วงพีเอชกว้างกว่าคือประมาณ 5–8.5 ดังนั้น ค่าพีเอชจึงมีความสำคัญต่อแบคทีเรียผลิตมีเทนมากกว่า กรดอินทรีย์ระเหยที่ผลิตโดยพวกแบคทีเรียที่สร้างกรด (Acidogenesis) ปกติควรมีค่าอยู่ในระบบประมาณ 200- 400 มิลลิกรัมต่อลิตร สภาพความเป็นด่างในรูปไบคาร์บอเนต จะเป็นตัวแสดงให้ทราบถึงกำลังของบัฟเฟอร์ (Buffer Capacity) ของระบบ ถ้ากำลังบัฟเฟอร์ต่ำไม่เพียงพอ ปริมาณของกรดที่เพิ่มขึ้นเพียงเล็กน้อย จะทำให้ค่าพีเอชของระบบลดลงอย่างรวดเร็ว ซึ่งสภาพดังกล่าวของระบบจะไม่เกิดขึ้น ถ้ามีกำลังของบัฟเฟอร์มากพอ โดยทั่วไปในการบำบัดแบบไร้อากาศควรมีค่าสภาพความเป็นด่าง ประมาณ 2,000–5,000 มิลลิกรัมต่อลิตร และอัตราส่วนของความเข้มข้นของกรดอินทรีย์ระเหย (มิลลิกรัมต่อลิตรของกรดอะซิติก) ต่อสภาพความเป็นด่างไบคาร์บอเนต (มิลลิกรัมต่อลิตรของแคลเซียมคาร์บอเนต) ซึ่งเป็นการแสดงค่ากำลังของบัฟเฟอร์ทางหนึ่ง โดยถ้าอัตราส่วนดังกล่าวมีค่าน้อยกว่า 0.4 แสดงว่ามีกำลังของบัฟเฟอร์สูง แต่ถ้าอัตราส่วนดังกล่าวมีค่ามากกว่า 0.8 แสดงว่ามีกำลังของบัฟเฟอร์ต่ำอาจทำให้ระบบ มีประสิทธิภาพลดลงได้

สารเคมีที่ใช้เติมเพื่อเพิ่มสภาพค้างให้แก่ระบบมีอยู่หลายประเภท เช่น พวกด่างแก่, สารไบคาร์บอเนต และสารพวกคาร์บอเนต ซึ่งแต่ละประเภทมีข้อดีข้อเสียแตกต่างกันไป เช่น โซเดียมไบคาร์บอเนต ( $\text{NaHCO}_3$ ) เป็นสารเคมีตัวที่ดีที่สุดในการควบคุมฟิเอช เพราะว่า โซเดียมไบคาร์บอเนตสามารถละลายน้ำได้ดี และให้สภาพค้างไบคาร์บอเนตแก่ระบบโดยตรง แต่จะมีราคาแพงกว่าสารเคมีตัวอื่นๆ Lettinga และคณะ (1983) ได้ศึกษาการใช้แคลเซียมไฮดรอกไซด์ ( $\text{Ca(OH)}_2$ ) เป็นบัฟเฟอร์แทนโซเดียมไบคาร์บอเนต โดยใช้ถังยูเอเอสบีบำบัดน้ำเสียจากโรงงานที่ใช้มะเขือเทศเป็นวัตถุดิบ ปรากฏว่าแคลเซียมไฮดรอกไซด์สามารถรักษากำลังบัฟเฟอร์ได้ดี และทำให้ตะกอนจุลินทรีย์มีความสามารถในการตกตะกอนได้ดีขึ้น นอกจากนี้ยังทำให้ระบบมีความสามารถในการรับภาระบรรทุกสารอินทรีย์ได้เพิ่มขึ้น

### 3) สารอาหารเสริม (Nutrient)

ในเซลล์ของจุลินทรีย์ประกอบไปด้วยคาร์บอน (C) ไนโตรเจน (N) ฟอสฟอรัส (P) และซัลเฟอร์ (S) ในอัตราส่วน C:N:P:S = 100:10:1:1 ดังนั้นเพื่อการเจริญเติบโตและการดำรงชีพของจุลินทรีย์จึงต้องมีสารอาหารที่เพียงพอ นอกจากธาตุดังกล่าวแล้ว ในปัจจุบันยังพบว่าแบคทีเรียสร้างมีเทนยังต้องการธาตุบางอย่างในปริมาณเพียงเล็กน้อยแต่ขาดไม่ได้ ธาตุดังกล่าวได้แก่ เหล็ก, โคบอลท์, นิกเกิล และซัลเฟอร์ (ในรูปของซัลไฟด์) ดังนั้นถ้าในน้ำเสียขาดธาตุต่างๆ ดังกล่าว ปฏิกิริยาไร้ออกซิเจนก็จะไม่สามารถเกิดขึ้นได้ อย่างไรก็ตามการเติมธาตุดังกล่าวเพื่อให้แบคทีเรียสร้างมีเทนสามารถเจริญเติบโตได้ดีก็ไม่ใช่ว่าเรื่องง่าย เนื่องจากซัลไฟด์สามารถทำให้โลหะต่างๆ ตกตะกอนและแยกตัวออกจากน้ำ และโลหะซัลไฟด์ เช่น  $\text{FeS}$  หรือ  $\text{NiS}$  ละลายน้ำได้น้อยมาก ดังนั้นจะต้องมั่นใจว่าแบคทีเรียสามารถใช้ธาตุโลหะที่เติมลงไปได้

### 4) สารพิษ (Toxic Substance)

น้ำเสียที่จะบำบัดด้วยวิธีทางชีวภาพไม่ควรมีสารที่เป็นพิษอยู่ เพราะจะไปรบกวนการทำงานของแบคทีเรียในระบบ หรือยังยั้งการเจริญเติบโต โดยเฉพาะแบคทีเรียที่ผลิตมีเทน ทำให้ระบบเกิดความล้มเหลวได้ ความรุนแรงของพิษขึ้นอยู่กับชนิดและความเข้มข้นของสารนั้นๆ ด้วยสารที่เป็นพิษต่อระบบ ได้แก่

#### ก) พิษของอออนบวกและโลหะหนัก

อออนบวกที่เป็นพิษต่อจุลินทรีย์ ในระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจน ได้แก่ โซเดียม ( $\text{Na}^+$ ) โปตัสเซียม ( $\text{K}^+$ ) แมกนีเซียม ( $\text{Mg}^{2+}$ ) และแคลเซียม ( $\text{Ca}^{2+}$ ) ซึ่งธาตุอาหารเหล่านี้โดยปกติในระดับความเข้มข้นที่พอเหมาะ จะเป็นธาตุอาหารที่มีประโยชน์ต่อแบคทีเรีย แต่ถ้ามีมากเกินไปจนเกินความจำเป็น จะเกิดเป็นพิษต่อแบคทีเรียปกติ อออนที่มีวาเลนซ์สูงจะมีความเป็นพิษมากกว่าอออนที่มีวาเลนซ์ต่ำ ดังตารางที่ 2.2

ตารางที่ 2.2 ความเข้มข้นของไอออนบวกที่มีผลต่อกระบวนการย่อยสลายแบบไร้ออกซิเจน (McCarty, 1964)

ชนิดไอออนบวก	ความเข้มข้น (มิลลิกรัมต่อลิตร)		
	กระตุ้น	ยังขึ้นปานกลาง	ยังขึ้นมาก
Na <sup>+</sup>	100 - 200	3,500 – 5,500	8,000
K <sup>+</sup>	200 - 400	2,500 – 4,500	12,000
Ca <sup>2+</sup>	100 - 200	2,500 – 4,500	8,000
Mg <sup>2+</sup>	75 - 150	1,000 – 1,500	3,000

พิษของไอออน สามารถลดความเป็นพิษลงได้ (Antagonism) เมื่ออยู่ร่วมกับธาตุอื่นๆ ในปริมาณที่เหมาะสม เช่น พิษของ Na<sup>+</sup> มีความเข้มข้น 3,500 มิลลิกรัมต่อลิตร สามารถทำให้ลดลงได้ ถ้ามี Mg<sup>2+</sup> และ Ca<sup>2+</sup> ที่มีความเข้มข้นเหมาะสมอยู่ระหว่าง 50–1,000 มิลลิกรัมต่อลิตร แต่ในทางตรงกันข้ามไอออนบางชนิด จะไปเพิ่มความเป็นพิษให้มากขึ้นเมื่ออยู่ร่วมกัน (Synergism)

ส่วนพิษของโลหะหนัก ได้แก่ แมงกานีส, สังกะสี, แคดเมียม, นิกเกิล, โคบอลต์, ทองแดง และ โครเมียม เป็นต้น ความเป็นพิษของโลหะหนักเหล่านี้จะยับยั้งการเจริญเติบโตหรืออาจทำให้จุลินทรีย์ตายได้ อย่างไรก็ตามโลหะหนักที่เป็นพิษจะต้องอยู่ในรูปของสารละลาย ซึ่งโลหะหนักจะแตกตัวเป็นไอออนเท่านั้น McCarty (1964) พบว่าพิษของโลหะหนักจะรุนแรงมากขึ้นถ้าไอออนอยู่ด้วยความสามารถในการละลายน้ำของโลหะหนักนั้น ตัวอย่างเช่น เหล็กกับอะลูมิเนียม จะไม่เป็นพิษเนื่องจากเกลือของโลหะหนักทั้งสองมีความสามารถในการละลายน้ำได้น้อย และพิษของโลหะหนักจะมากหรือน้อยขึ้นอยู่กับปริมาณซัลไฟด์ที่เกิดขึ้นในถังหมักแบบไร้ออกซิเจน เพราะไฮโดรเจนซัลไฟด์จะทำปฏิกิริยากับกับโลหะหนักเกิดเป็นเกลือซัลไฟด์ของโลหะหนักขึ้นมา ซึ่งไม่ละลายน้ำและไม่เป็นพิษ นอกจากนี้โลหะหนักที่มีวาเลนซ์สูงจะมีพิษมากกว่าโลหะหนักที่มีวาเลนซ์ต่ำ เช่น Cr<sup>6+</sup> มีพิษมากกว่า Cr<sup>3+</sup> แต่อย่างไรก็ดีโลหะหนักบางประเภทยังมีความจำเป็นสำหรับแบคทีเรียแม้จะในปริมาณเพียงเล็กน้อยก็ตาม ตารางที่ 2.3 แสดงปริมาณของโลหะหนักที่ทำให้กระบวนการย่อยสลายสารอินทรีย์แบบไร้ออกซิเจนหมดประสิทธิภาพ



ตารางที่ 2.3 ปริมาณโลหะหนักที่มีผลให้กระบวนการย่อยสลายแบบไร้ออกซิเจนหมดประสิทธิภาพ (McCarty, 1964)

โลหะหนัก	ความเข้มข้น (มิลลิกรัมต่อลิตร)
Fe <sup>+</sup>	1,750
Zn <sup>2+</sup>	163
Cd <sup>2+</sup>	180
Cr <sup>3+</sup>	530
Cr <sup>6+</sup>	450
Cu <sup>2+</sup>	170

ข) พิษของกรดอินทรีย์ระเหย

กรดอินทรีย์ระเหยถ้าถูกสร้างขึ้นมามากเกินไป เช่น ในสภาวะที่มีสารอินทรีย์ หรืออาหาร เข้ามามาก แบคทีเรียที่ผลิตกรดจะผลิตกรดอินทรีย์ระเหยออกมามาก หากว่าระบบมีกำลังของ บัฟเฟอร์ไม่เพียงพอ จะทำให้ค่าพีเอชของระบบลดลง ส่งผลต่อการทำงานของแบคทีเรียชนิดผลิต มีเทนได้

กรดอินทรีย์ระเหยง่ายที่มีปริมาณความเข้มข้นสูงๆ จะเป็นพิษต่อจุลินทรีย์ในระบบแบบไร้ออกซิเจนทำให้จุลินทรีย์เกิดเสียมสมดุล และทำให้ระบบล้มเหลว อย่างไรก็ตามถ้ากำลังบัฟเฟอร์ (Buffer Capacity) ภายในระบบสูงพอที่จะรักษาพีเอชให้ใกล้เคียง 7 หรือเท่ากับ 7 ปรากฏว่ากรดระเหยง่ายที่มีปริมาณความเข้มข้นสูงถึง 10,000 มิลลิกรัมต่อลิตรในรูปของกรดอะซิติก จะไม่เป็นพิษโดยตรงต่อแบคทีเรีย McCarty และ McKinney (1961) ได้แสดงให้เห็นถึงอิทธิพลของกรดระเหยง่ายที่มีต่อความสามารถในการตกตะกอนของตะกอนจุลินทรีย์ในถังปฏิกรณ์แบบไหลขึ้น ถ้าหากกำลังบัฟเฟอร์ในระบบไม่เพียงพอ จะทำให้พีเอชต่ำลง และแบคทีเรียจะทนอยู่ไม่ได้ พิษของกรดระเหยง่ายสามารถแก้ไขได้โดยการเติมสารเคมีปรับสภาพ เช่น โซเดียมไฮดรอกไซด์, โซเดียมไฮดรอกไซด์ และแคลเซียมไฮดรอกไซด์ เป็นต้น

ค) พิษของแอมโมเนีย

แอมโมเนียที่เกิดขึ้นในน้ำเสียของระบบไร้ออกซิเจน มาจากการย่อยสลายพวกโปรตีน โดยไนโตรเจนที่ปล่อยออกมาจะอยู่ในรูปของแอมโมเนียมไอออน (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) แอมโมเนีย (NH<sub>3</sub>) ดังสมการ



โดยปริมาณของแอมโมเนียมไอออนนี้ ขึ้นอยู่กับค่าพีเอช คือ ที่พีเอชประมาณ 7 ความเข้มข้นของแอมโมเนียจะมีประมาณ 1% ของแอมโมเนียทั้งหมด โดยจะมีความเข้มข้นของ

แอมโมเนียมไอออน 99% แต่ถ้าพีเอชมีค่าสูงขึ้น ปฏิกิริยาจะไปทางขวามือมากขึ้นทำให้เกิดแอมโมเนียมมาก ซึ่งแอมโมเนียจะเป็นพิษต่อแบคทีเรียมากกว่าแอมโมเนียมไอออน โดยความเข้มข้นของแอมโมเนียที่เป็นพิษต่อแบคทีเรียคือมากกว่า 150 มิลลิกรัมต่อลิตร ดังนั้นการรักษาพีเอชให้มีค่าประมาณ 7 หรือต่ำกว่า จะทำให้แอมโมเนียทั้งหมดอยู่ในรูปของแอมโมเนียมไอออน ซึ่งเป็นพิษต่อระบบน้อยกว่า ตารางที่ 2.4 แสดงผลของความเข้มข้นของแอมโมเนียในโตรเจน ซึ่งรวมทั้งแอมโมเนียและแอมโมเนียมไอออน ต่อระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจน

ตารางที่ 2.4 ผลของแอมโมเนียในโตรเจนที่มีต่อระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้ออกซิเจน  
(McCarty และ Kugelman, 1965)

แอมโมเนียในโตรเจน (มิลลิกรัมต่อลิตร)	ผลต่อระบบ
50 - 200	ปริมาณพอเหมาะ
200 - 1,000	ยังไม่เกิดผลชัด
1,500 - 3,000	เริ่มยับยั้งเมื่อมีค่าพีเอชสูง
> 3,000	เป็นพิษโดยตรง

#### ง) พิษของซัลเฟต

การที่น้ำเสียนี้อาจมีปริมาณของซัลเฟตมาก จะทำให้มีแบคทีเรียที่สามารถรีดิวซ์ซัลเฟตให้เป็นซัลไฟด์ได้ โดยกลุ่มของ Sulfate-Reducing Bacteria (SRB) เช่น Desulfovibrio, Desulfotomaculum จะสามารถใช้ซัลเฟต ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) เป็นตัวรับอิเล็กตรอนตัวสุดท้ายได้โดยซัลเฟต จะถูกเปลี่ยนเป็นซัลไฟด์ได้ดังสมการ



โดยแบคทีเรียที่รีดิวซ์ซัลเฟต (SRB) จะแย่งอาหารอาหารกันกับพวกผลิตมีเทน (Methanogenic Bacteria) โดยสามารถใช้อะซิเตท และไฮโดรเจนเป็นสารอาหาร และจากค่า  $\Delta G'$  แสดงให้เห็นว่า สามารถชนะแบคทีเรียที่ผลิตมีเทนได้ ทำให้ผลผลิตที่เป็นก๊าซมีเทนลดน้อยลง นอกจากนี้การเกิดไฮโดรเจนซัลไฟด์ อาจเป็นพิษต่อแบคทีเรียได้ ถ้ามีปริมาณมากเกินไป แบคทีเรียที่ผลิตมีเทน (Methanobacterium spp.) จะถูกยับยั้งอย่างสมบูรณ์ ถ้ามี  $\text{H}_2\text{S}$  เท่ากับ 0.1 nM อย่างไรก็ตาม ถ้าจะพิจารณาในแง่การใช้ไฮโดรเจนเป็นสารอาหารของแบคทีเรียที่รีดิวซ์ซัลเฟต (SRB) จะทำงานสัมพันธ์กันกับแบคทีเรียที่ผลิตไฮโดรเจน โดยจะช่วยให้ Hydrogen Partial Pressure มีค่าต่ำเสมอ ทำให้เป็นการลดการสะสมตัวของก๊าซไฮโดรเจนทางหนึ่ง ดังนั้นแบคทีเรียที่รีดิวซ์ซัลเฟต

ได้จึงมีบทบาทต่อการสร้างกรดอินทรีย์ระเหย และมีผลกระทบต่อการสร้างกรดอะซิติกจากกรดโพรไพออนิกด้วย

#### จ) พืชของสารอินทรีย์

สารอินทรีย์บางชนิดจะยับยั้งการทำงานของแบคทีเรียชนิดที่ไม่ใช้ออกซิเจนอิสระสารพวกนี้ ได้แก่ แอลกอฮอล์ (Alcohol), และกรดไขมันที่มีโมเลกุลยาว (Long Chain Fatty Acid) เช่น เมทานอล (Methanol) ซึ่งความเป็นพิษของสารอินทรีย์เหล่านี้สามารถทำลายได้โดยการนำน้ำทิ้งที่มีสารอินทรีย์เข้าสู่ระบบบำบัดอย่างสม่ำเสมอ เพื่อให้แบคทีเรียคุ้นเคยและปรับสภาพได้ แม้ว่าจะมีความเข้มข้นของสารอินทรีย์ที่เป็นพิษถึง 10,000 มิลลิกรัมต่อลิตรก็ตาม หรืออาจแก้ไขได้โดยการเติมสารเคมีลงไป เพื่อทำให้เกิดการตกตะกอนของสารอินทรีย์ที่เป็นพิษ

#### 2.3.3.2 ปัจจัยที่ใช้ควบคุมการทำงานของระบบ

กระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบไร้ออกซิเจนแต่ละชนิดจะมีปัจจัยที่ใช้ควบคุมการทำงานซึ่งขึ้นอยู่กับลักษณะสมบัติของน้ำเสีย และกลไกการทำงานของจุลินทรีย์ภายใต้กระบวนการนั้นๆ สำหรับระบบยูเอเอสบี น้ำเสียที่จะเข้าสู่ระบบจะต้องปราศจากสารพิษ และต้องปรับสภาพของน้ำเสียให้เหมาะสมกับจุลินทรีย์ในระบบดังกล่าวมาแล้ว การควบคุมกลไกการทำงานของจุลินทรีย์ในระบบ นอกจากจะต้องรักษาสภาพสมดุลของจุลินทรีย์ที่สร้างกรดและจุลินทรีย์ที่สร้างมีเทนแล้ว ยังต้องรักษาจำนวนจุลินทรีย์ในระบบให้มากที่สุดเท่าที่จะทำได้ ปัจจัยที่เป็นตัวควบคุมจำนวนจุลินทรีย์ในถังปฏิกรณ์คือ ความสามารถในการตกตะกอนของตะกอนจุลินทรีย์ (Sludge Settleability) ซึ่งขึ้นอยู่กับอัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์ (Organic Loading Rate) และระยะเวลาเก็บกักน้ำเสีย (Hydraulic Retention Time) ดังนั้น ปัจจัยหลักที่ใช้ควบคุมการทำงานของระบบยูเอเอสบี มีดังนี้

##### 1) อัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์ (Organic Loading Rate)

อัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์เป็นปัจจัยสำคัญ ที่มีผลต่อประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ การตกตะกอนของจุลินทรีย์ และการเกิดก๊าซในถังปฏิกรณ์ น้ำเสียที่ป้อนเข้าสู่ระบบจะต้องมีอัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์ต่ำกว่าอัตราสูงสุด ในการกำจัดสารอินทรีย์ของตะกอนจุลินทรีย์ Lettinga และคณะ (1982) พบว่าตะกอนจุลินทรีย์ในชั้นตะกอนล่างจะขยายตัวเสมอที่อัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์ต่ำ ซึ่งเกิดจากก๊าซที่เกิดขึ้นในถังปฏิกรณ์ส่วนใหญ่จะถูกคั่งอยู่ชั้นตะกอนล่างโดยน้ำหนัก และความหนาแน่นของตะกอนจุลินทรีย์ แต่ชั้นตะกอนล่างจะหดตัวลงเมื่ออัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์เพิ่มขึ้น (การเกิดก๊าซจะเพิ่มขึ้นด้วย) ปรากฏการณ์ที่เกิดขึ้นเหล่านี้ยังไม่มี การทดลองที่แสดงให้เห็นอย่างชัดเจนว่าที่ภาระบรรทุกสารอินทรีย์เท่าใดจึงจะทำให้ชั้นตะกอนล่างเกิดการขยายหรือหดตัว การเพิ่มภาระบรรทุกสารอินทรีย์ทำให้ก๊าซเพิ่มขึ้น การสัมผัสกันระหว่างน้ำเสียกับตะกอนจุลินทรีย์เกิดขึ้นมาก ก๊าซที่ถูกคั่งอยู่ในชั้นตะกอนล่างเกิดน้อยลง ปริมาณความ

เข้มข้นของตะกอนจุลินทรีย์ในชั้นตะกอนล่างเกิดเพิ่มขึ้นทำให้ตะกอนจุลินทรีย์บริเวณพื้นที่รอยต่อของชั้นตะกอนล่าง และชั้นตะกอนลอยมีขนาดเล็กลง เนื่องจากแรงที่เกิดจากการลอยขึ้นอย่างรวดเร็วของก๊าซ

## 2) ระยะเวลาเก็บกักน้ำเสีย (Hydraulic Retention Time)

ระยะเวลาเก็บกักน้ำเสียจะมีความสัมพันธ์กับความรุนแรงของการกวน (Agitation Intensity) ในชั้นตะกอนล่าง จากการทดลองกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน (Denitrification) โดยใช้ถังปฏิกริยาออสปีขนาดห้องปฏิบัติการ และการกวนในถังปฏิกริยาให้เกิดขึ้นโดยก๊าซที่เกิดขึ้นเองในถังปฏิกริยาเพียงอย่างเดียว พบว่าน้ำเสียจะไหลผ่านช่องว่างที่เกิดขึ้นจากรอยแตกของตะกอนจุลินทรีย์ในชั้นตะกอนล่าง ซึ่งเป็นการไหลลัดวงจร (Short Circuit) ทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ลดลง ซึ่งสามารถแก้ไขได้โดยการกระจายทางน้ำเข้าให้สม่ำเสมอตลอดพื้นที่ด้านล่างของถังปฏิกริยา สำหรับโรงบำบัดน้ำเสียจริง จุดน้ำเข้าหนึ่งจุดจะครอบคลุมพื้นที่ 5-10 ตารางเมตร และถังปฏิกริยาต้นแบบขนาดใหญ่ (Large Pilot Plant) จุดน้ำเข้าหนึ่งจุด จะครอบคลุมพื้นที่ได้ถึง 1-2 ตารางเมตร ถ้าระบบกระจายน้ำเข้าสามารถกระจายน้ำเสียได้ทั่วตลอดพื้นที่กั้นถังจะทำให้ระบบบำบัดระบบทุกสารอินทรีย์ได้ถึง 30 กิโลกรัมซีโอดีต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน (Wu, Hu, และ Gu, 1985) ถ้าหากการกวนในถังปฏิกริยาเกิดจากการใช้เครื่องกล (Mechanical Mixing) จะทำให้ขนาดของตะกอนจุลินทรีย์เล็กลง

### 2.3.4 กระบวนการเกิดเม็ดตะกอน

#### 2.3.4.1 ประเภทของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์

จากการที่แบคทีเรียในถังหมักออสปีแบ่งเป็น 2 ชั้น คือชั้นบน แบคทีเรียมีลักษณะเป็นตะกอนเบา ส่วนชั้นล่างมีลักษณะเป็นเม็ดซึ่งเกิดจากแบคทีเรียเกาะติดกันแน่น จึงมีความหนาแน่นของจำนวนเซลล์แบคทีเรียต่อปริมาตรในชั้นล่างนี้ สูงกว่าในชั้นบนที่มีลักษณะเป็นตะกอนเบามาก ดังนั้นสารอินทรีย์ส่วนใหญ่ จึงถูกย่อยสลายและเปลี่ยนเป็นมีเทนในชั้นของตะกอนเม็ดเป็นส่วนใหญ่ ประสิทธิภาพของระบบออสปี จึงขึ้นกับปริมาณ และลักษณะสมบัติของแบคทีเรียชนิดเม็ด ลักษณะของเม็ดตะกอนที่เกิดขึ้นในระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้ออกซิเจน ขึ้นอยู่กับชนิดของตะกอนหัวเชื้อ ส่วนประกอบของน้ำเสีย สิ่งแวดล้อมในระบบ และการเริ่มต้นเดินระบบ โดยเม็ดตะกอนอาจมีหลายชนิดดังนี้

#### 1) Sarcina Granules

เป็นเม็ดตะกอนที่มีรูปร่างกลมเกาะกันเป็นกลุ่ม เม็ดตะกอนจุลินทรีย์ชนิดนี้ส่วนใหญ่ประกอบด้วย methanosarcina เกิดขึ้นเมื่อระบบรับปริมาณสารอินทรีย์สูงเกินไป (over loading) เป็นเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่มีขนาดเล็ก จึงถูกล้างออกจากระบบได้ง่าย และยังมีความสามารถในการผลิตมีเทนต่ำมาก

## 2) Rod-type granules

เป็นเม็ดตะกอนที่ประกอบด้วยแบคทีเรียที่มีลักษณะเป็นท่อนสั้นๆ เป็นส่วนใหญ่ โดยมีขนาดประมาณ 3 มิลลิเมตร และมีของแข็งระเหยสูงถึง 90% ซึ่งตรวจพบในถังยูเอเอสบีที่รับน้ำเสียบางประเภท เช่น โรงงานน้ำตาล โรงงานแป้งมัน เป็นต้น แบคทีเรียพวกนี้จัดเป็นพวก *methanothrix soehngenii*

## 3) Filamentous granules

เป็นเม็ดตะกอนซึ่งประกอบด้วยแบคทีเรียที่มีเส้นยาว (filamentous bacteria) เป็นส่วนใหญ่ เม็ดแบคทีเรียนี้มีขนาดใหญ่ถึง 5 มิลลิเมตร ภายในมักเป็นพวก inert carrier material จึงมีค่าของแข็งระเหยต่ำกว่าเม็ดตะกอนสองพวกแรก

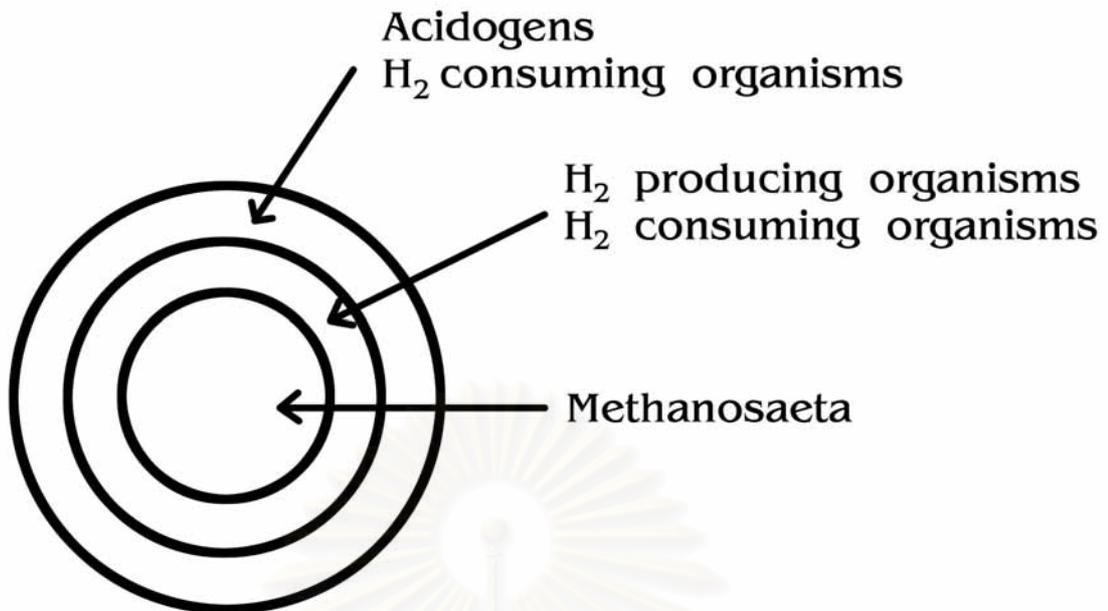
## 4) Spinky Granules

ในกรณีที่น้ำเสียมีสารแคลเซียมสูง เม็ดแบคทีเรียในระบบยูเอเอสบีจะประกอบด้วย  $\text{CaCO}_3$  มากกว่าร้อยละ 60 โดยมีลักษณะเป็นหนามแหลม เม็ดแบคทีเรียนี้มีขนาดเส้นผ่าศูนย์กลางประมาณ 1 มิลลิเมตร และหนา 0.5 มิลลิเมตร แบคทีเรียส่วนใหญ่เป็นพวกเส้นใยยาว เม็ดตะกอนประเภทนี้มี activity ค่อนข้างต่ำ ทั้งนี้เนื่องจากประกอบด้วย  $\text{CaCO}_3$  ที่จะพอกบนผิวเม็ดแบคทีเรีย

### 2.3.4.2 โครงสร้างของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์

จากที่มีการศึกษา โครงสร้างของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ ในระบบบำบัดน้ำเสียยูเอเอสบี โดย McLeod, Guiot, และ Costerton (1990) พบว่า มีโครงสร้างภายในเม็ดตะกอนแบ่งออกเป็น 3 ชั้น ดังนี้

- 1) โครงสร้างชั้นนอก ประกอบด้วยแบคทีเรีย จำพวก Acidogens ,  $\text{H}_2$  consuming organisms
- 2) โครงสร้างชั้นกลาง ประกอบด้วยแบคทีเรีย จำพวก  $\text{H}_2$  producing organisms และ  $\text{H}_2$  consuming organisms
- 3) โครงสร้างชั้นใน ประกอบด้วยแบคทีเรียประเภท Acetoclastic ซึ่งส่วนใหญ่เป็น Methanosaeta



รูปที่ 2.7 โครงสร้างทั่วไปของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ (McLeod, Guiot, และ Costerton, 1990)

โครงสร้างและขนาดของชั้นในเม็ดตะกอนจุลินทรีย์แต่ละชั้น ขึ้นอยู่กับอัตราการย่อยสลายสารอาหาร และการแพร่กระจายของสารที่เป็นผลผลิตของปฏิกิริยาในเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ ตัวอย่างเช่น ในน้ำเสียประเภทคาร์โบไฮเดรต จะพบจุลินทรีย์กลุ่ม Acidogenics ที่บริเวณผิวนอกสุดของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ ทั้งนี้เพราะ นอกจากการที่สารอาหารมีค่าความเข้มข้นสูงบริเวณรอบนอกเม็ดตะกอนแล้ว ยังมีสาเหตุมาจาก อัตราการเกิดปฏิกิริยา Acidogenesis ที่บริเวณรอบนอกของเม็ดตะกอนมีค่าสูงกว่าปฏิกิริยา Acetogenesis และปฏิกิริยา Methanogenesis ด้วยเช่นกัน อะซิเตทที่ถูกผลิตขึ้นมาจะแพร่กระจายไปยังโครงสร้างชั้นกลาง และชั้นในของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ต่อไป

#### 2.3.4.3 Extracellular Polymers

Extracellular Polymer (ECP) เป็นสารอินทรีย์เชิงซ้อนที่เกิดขึ้นโดยธรรมชาติ และเป็นสารพื้นฐานของโครงสร้างเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ ECP ที่ห่อหุ้มอยู่รอบเซลล์แบคทีเรียแกรมลบ มีส่วนประกอบหลักเป็น polysaccharide ส่วน ECP ของเซลล์แบคทีเรียแกรมบวกเป็นส่วนประกอบของ peptidoglycan ECP สามารถเกิดได้หลายทาง เช่น การสลายตัวของเซลล์หรือจากสารอินทรีย์ที่ถูกขับทิ้งออกมาจากเซลล์ ECP ประกอบไปด้วยโพลีเมอร์ของ saccharide โปรตีน ไขมัน และกรดนิวคลีอิก โดยที่ ECP มีหน้าที่ในการดักจับสารอาหารละลาย และยังเป็นตัวช่วยในการยึดเกาะกับเซลล์อื่นๆอีกด้วย

จากรายงานการวิจัย พบว่า แบคทีเรียที่อยู่ภายในเม็ดตะกอนจุลินทรีย์จะถูกล้อมรอบด้วย ECP โดยมีปริมาณของ ECP อยู่ในเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ระหว่างร้อยละ 0.6–20 ของวีเอสเอส

โดยทั่วไปแบคทีเรียที่กระจายตัวอยู่ในน้ำเสีย มักมีคุณสมบัติเป็นประจุลบ และเกิดแรงผลักทางไฟฟ้าระหว่างเซลล์ แต่ ECP ที่ห่อหุ้มอยู่รอบผิวเซลล์เป็นประจุบวก ส่งผลให้เซลล์เหล่านั้นเกิดการดึงดูดกัน และรวมตัวกันเป็นเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ได้ อย่างไรก็ตาม ปริมาณ ECP ที่มีมากเกินไปอาจส่งผลกระทบต่อการรวมตัวกันเป็นเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ได้เช่นกัน เนื่องจากจะเกิดการผลักกันของประจุบวกที่มีมากเกินไป

ปริมาณ ECP ขึ้นอยู่กับสภาพแวดล้อมที่เม็ดตะกอนจุลินทรีย์เจริญ พบว่า ที่ความเข้มข้นของ ECP ในช่วงอุณหภูมิ Thermophilic มีค่าต่ำกว่าในช่วง Mesophilic รวมทั้งยังขึ้นอยู่กับสารอาหารในน้ำเสียอีกด้วย โดยพบส่วนประกอบที่เป็นคาร์โบไฮเดรต ซึ่งสกัดได้จากเม็ดตะกอนจุลินทรีย์มีปริมาณเพิ่มขึ้นเมื่อทำการเติมธาตุเหล็ก และ Yeast Extract ลงไปในน้ำเสีย

ปัจจุบันยังไม่เป็นที่ทราบแน่ชัดว่า ECP เป็นผลผลิตที่เกิดจากแบคทีเรียกลุ่มใด แต่พบผลผลิตที่เป็น polysaccharide จากแบคทีเรียกลุ่ม methanogenic และ acetogenic ในปริมาณที่น้อยมาก โดยที่แบคทีเรียกลุ่ม acidogenic เป็นแบคทีเรียที่มีอิทธิพลต่อการสร้าง ECP

#### 2.3.4.4 กระบวนการรวมเป็นเม็ดตะกอนจุลินทรีย์

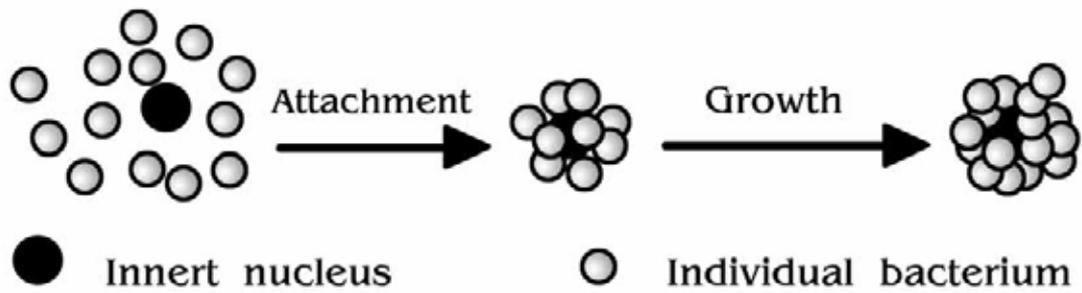
การเริ่มต้นเดินระบบยูเอสบีต้องใช้เวลาาน ดังนั้น Yu และคณะ (2003) ได้รวบรวมกลไกและแบบจำลองในกระบวนการเกิดเม็ดตะกอนของระบบยูเอสบี ดังรูปที่ 2.8 ถึง 2.10 เพื่อให้เกิดความเข้าใจและมีการพัฒนา เพื่อให้การเริ่มต้นเดินระบบใช้ระยะเวลาอันน้อยลง ซึ่งสามารถสรุปเป็นขั้นตอนดังนี้

ขั้นตอนที่ 1 การเคลื่อนย้ายทางฟิสิกส์ ทำให้มีการชนกัน สัมผัสกันระหว่างแบคทีเรีย หรือการดึงดูด ของแบคทีเรียบนผิวนิวคลีโอ (nuclei) แรงที่เกี่ยวข้องกับขั้นตอนนี้ ได้แก่ แรงดันของน้ำ (Hydrodynamic force), แรงจากการแพร่ (Diffusion force) และ แรงโน้มถ่วงของโลก (Gravity force) เป็นต้น

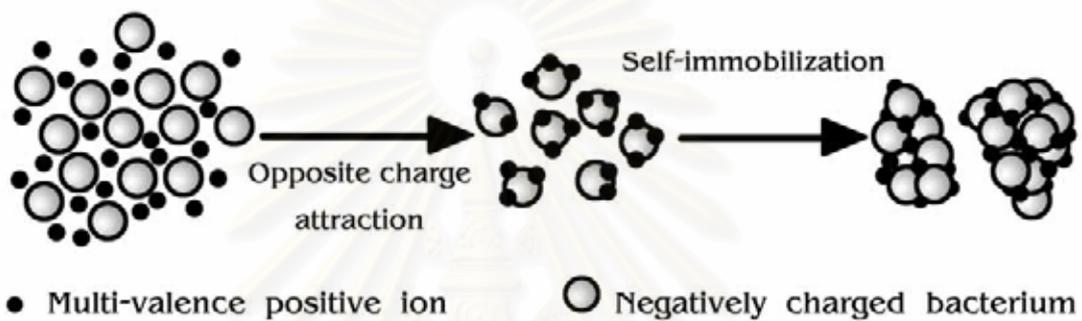
ขั้นตอนที่ 2 แรงดึงดูดที่ทำให้รักษาเสถียรภาพ และเซลล์สัมผัสกัน แรงดึงดูดเหล่านี้ ได้แก่ แรงดึงดูดระหว่างประจุตรงข้ามกัน, แรงดึงดูดผิว, Hydrophobicity และ Van der Waals forces เป็นต้น

ขั้นตอนที่ 3 Microbial force ในการทำให้การรวมตัวใหญ่ขึ้นเต็มที่ ได้แก่

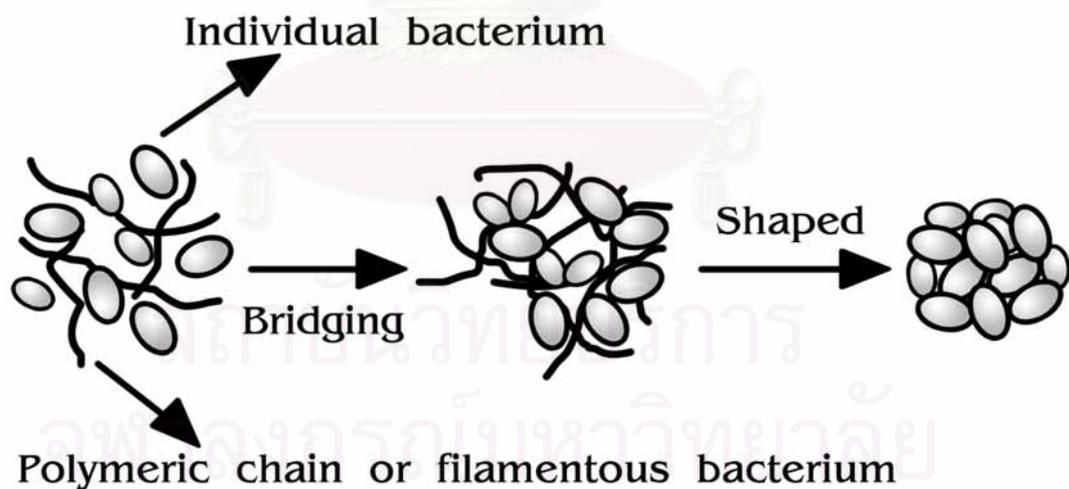
- ผลผลิตของ extracellular polymer โดยแบคทีเรีย เช่น exopolysaccharides
- การเติบโตจากการรวมตัวของเซลล์
- การเปลี่ยนแปลง metabolic และความสามารถทางพันธุกรรมที่ลดลงโดยสิ่งแวดล้อม ซึ่งทำให้เซลล์มีปฏิสัมพันธ์กันสะดวกขึ้น และเป็นผลให้โครงสร้าง Microbial เรียงตัวกันสูง



รูปที่ 2.8 การเกิดตะกอนเมืงแบบ inert nuclei model (Yu และคณะ, 2003)



รูปที่ 2.9 การเกิดตะกอนเมืงแบบ multi-valence positive ion-bonding model (Yu และคณะ, 2003)



รูปที่ 2.10 การเกิดตะกอนเมืงแบบ polymer or filament bonding model ( Yu และคณะ, 2003)

#### 2.3.4.5 กลไกการเกิดเมืงตะกอนจุลินทรีย์

Hulshoff Pol และคณะ (1983a) ได้ศึกษาการเกิดเมืงตะกอนจุลินทรีย์ โดยได้สรุปขั้นตอนการเกิดเมืงตะกอนจุลินทรีย์ไว้ 3 ขั้นตอนดังนี้



- 1) อัตราการบำบัดบรรทุกสารอินทรีย์น้อยกว่า 2 กิโลกรัมซีโอดีต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน เป็นขั้นตอนเริ่มต้นของระบบ เมื่อทำการป้อนน้ำเสียเข้าสู่ถังปฏิกรณ์แบบไหลขึ้นแล้ว ชั้นตะกอนด้านล่างจะเกิดการขยายตัว เนื่องจากความเร็วไหลขึ้นของน้ำเสีย และก๊าซที่เกิดขึ้นในระบบ รวมทั้งจุลินทรีย์จำพวกเส้นใย ทำให้ตะกอนจุลินทรีย์จมตัวได้น้อยลง
- 2) อัตราการบำบัดบรรทุกสารอินทรีย์ 2–5 กิโลกรัมซีโอดีต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน ขั้นตอนนี้จะมีอัตราการสูญเสียตะกอนแขวนลอย เนื่องจากการหลุดออกของตะกอนจุลินทรีย์ในถังปฏิกรณ์ ทั้งนี้เพราะการเพิ่มการบำบัดบรรทุกสารอินทรีย์ ทำให้เกิดปริมาณก๊าซที่เพิ่มมากขึ้น ในขณะที่ตะกอนจุลินทรีย์ที่มีขนาดใหญ่ และมีน้ำหนักมากยังคงอยู่ในระบบ และรวมตัวกันเป็นเม็ดตะกอนที่อาจมีขนาดใหญ่ได้ถึง 5 มิลลิเมตร ถือว่าเป็นการคัดเลือกสายพันธุ์จุลินทรีย์ของระบบ
- 3) อัตราการบำบัดบรรทุกสารอินทรีย์มากกว่า 3–5 กิโลกรัมซีโอดีต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน ขั้นตอนนี้อัตราการเกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ จะมากกว่าอัตราการหลุดออกของตะกอนจุลินทรีย์ในระบบ ซึ่งเมื่อระบบได้ผ่านขั้นตอนนี้แล้ว ระบบจะสามารถบำบัดบรรทุกสารอินทรีย์ได้มากขึ้น จนถึงค่าสูงสุดที่ระบบสามารถรับได้ จากการทดลองที่ผ่านมา พบว่า ระบบอาจมีความสามารถในการบำบัดบรรทุกสารอินทรีย์ได้ถึง 50 กิโลกรัมซีโอดีต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน

## 2.4 ปัจจัยที่มีผลต่อการเกิดตะกอนจุลินทรีย์ลักษณะเม็ด

### 2.4.1 ปัจจัยที่เกี่ยวกับการออกแบบระบบ

- 1) อัตราการบำบัดบรรทุกสารอินทรีย์ 10–20 กิโลกรัมซีโอดีต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน ที่  $30^{\circ}\text{C}$  และมากกว่านี้ เมื่อระบบอยู่ในระยะช่วงการทำงานของเทอร์โมฟิลิก
- 2) ความเข้มข้นของน้ำเสีย 200 – 100,000 มิลลิกรัมซีโอดี/ลิตร
- 3) การกวนผสมต้องมีอัตราการผลิตก๊าซ 60 ลูกบาศก์เมตรต่อวันต่อตารางเมตร จึงจะพอเพียงสำหรับการกวนผสมตะกอนจุลินทรีย์ที่มีความสูง 2–3 เมตร และควรมีอัตราการผลิตก๊าซชีวภาพมากกว่า 2 ลูกบาศก์เมตรต่อชั่วโมง ความสูงเหนือตะกอนจุลินทรีย์จนถึงได้ส่วนแยกสามสถานะ ควรมีพื้นที่ว่างสูงมากกว่า 1 เมตร
- 4) ควรมีการฉีดพ่น 1 หัวฉีดต่อ 5 ตารางเมตรของพื้นที่กั้นถัง
- 5) ความสูงของถังหมักที่เหมาะสม คือ 4–6 เมตร
- 6) ส่วนตกตะกอนต้องมีประสิทธิภาพไม่น้อยกว่า 99% ผนังจึงต้องการความลาดเอียง 50 องศา เพื่อควบคุมตะกอนจุลินทรีย์ให้ไหลย้อนกลับ
- 7) Gas Collector ต้องสามารถเก็บรักษาก๊าซ ป้องกันการหนีในช่วงแยกตัวจากตะกอนจุลินทรีย์ได้ดี

8) การแยกจุลินทรีย์ที่สร้างกรด และจุลินทรีย์ที่สร้างก๊าซมีเทนออกจากกัน เป็นสิ่งที่เหมาะสม

#### 2.4.2 ปัจจัยที่เกี่ยวกับสถานะของขบวนการขณะเริ่มต้นเดินระบบ

1) ขั้นตอนในการเพิ่มอัตราบำบัดสารอินทรีย์ ถ้าไม่เหมาะสมอาจเกิดสภาพ Over Load ซึ่งจะเกิดการสูญเสียตะกอนแขวนลอยออกจากระบบ ในช่วงเริ่มต้นเดินระบบ อัตราบำบัดสารอินทรีย์ที่เหมาะสมอยู่ในช่วง 2-5 กิโลกรัมซีโอดีต่อกิโลกรัมวีเอสต่อวัน (Hulshoff Pol และคณะ, 1983a) และควรเพิ่มอัตราการบำบัดสารอินทรีย์เมื่อย่อยสลายกรดอินทรีย์ระเหยง่ายได้มากกว่า 80% (Lettinga และคณะ, 1980)

2) ระยะเวลาเก็บกักของตะกอนจุลินทรีย์ที่ยาวนาน เป็นการแสดงถึงความสามารถในการตกตะกอน ความเข้มข้นและชนิดของตะกอนจุลินทรีย์ที่ดี ซึ่งระยะเวลาเก็บกักของตะกอนจุลินทรีย์เป็นดัชนีที่ดีที่สุดในการควบคุมการเดินระบบกำจัดน้ำเสียแบบไร้ออกซิเจน โดยเฉพาะเป็นการป้องกันความล้มเหลวที่เกิดจากการสูญเสียตะกอนจุลินทรีย์ออกจากระบบจึงต้องให้มีระยะเวลาเก็บกักของตะกอนจุลินทรีย์ ยาวนานกว่าระยะเวลาที่จุลินทรีย์ใช้ในการเจริญเติบโตเพิ่มจำนวนขึ้น 1 เท่าตัว

3) ระยะเวลาเก็บกักของน้ำเสียจะสัมพันธ์กับขนาดของถังหมัก และอัตราการป้อนน้ำเสียเข้าสู่ระบบ นอกจากนี้ยังมีผลต่อระยะเวลาเก็บกักของตะกอนจุลินทรีย์ในระบบยูเอสบี แต่ถ้าหากตะกอนจุลินทรีย์ในระบบ มีความสามารถในการตกตะกอนสูง ประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์จะขึ้นกับระยะเวลาเก็บกักของน้ำเสียในระบบ

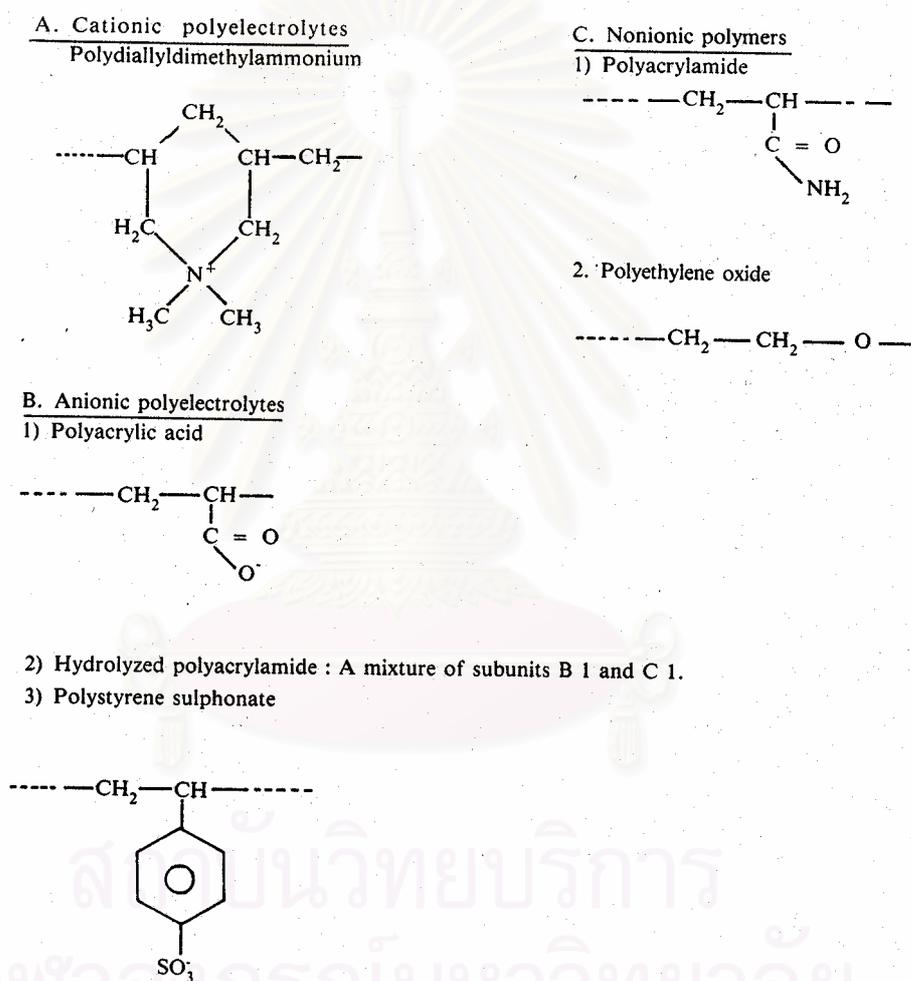
4) การกวนผสมและอัตราการไหลของน้ำเสีย จะมีผลต่อการสัมผัสกันของอาหารกับตะกอนจุลินทรีย์ ในระบบยูเอสบีการกวนผสมจะขึ้นกับอัตราการผลิตก๊าซชีวภาพของระบบที่ส่วนล่างของถังหมัก ทำให้สามารถแบ่งพื้นที่ของถังหมักตามการกวนผสมได้เป็น 3 ส่วน คือ ชั้นตะกอนล่าง, ชั้นตะกอนลอย และชั้นตะกอนหนัก ในชั้นตะกอนล่างจะมีการกวนผสม 2 อย่าง คือ แบบที่กระแสน้ำผ่าน และแบบมีการไหลย้อนกลับ ส่วนในชั้นตะกอนลอยจะมีการกวนผสมอย่างสมบูรณ์ และในชั้นตะกอนหนักจะมีการไหลแบบราบเรียบไปทางเดียว (Plug Flow)

5) แนวทางในการเริ่มต้นเดินระบบที่ถูกต้อง จะทำให้การเริ่มต้นเดินระบบประสบความสำเร็จ

6) ปริมาณของตะกอนจุลินทรีย์ที่ใช้เริ่มต้นต้องเหมาะสม อยู่ในช่วง 10-15 กิโลกรัมวีเอสเอสต่อตารางเมตรของถังหมัก (Lettinga, Grin และ Persma, 1983)

## 2.5 โพลีเมอร์ (Polymer)

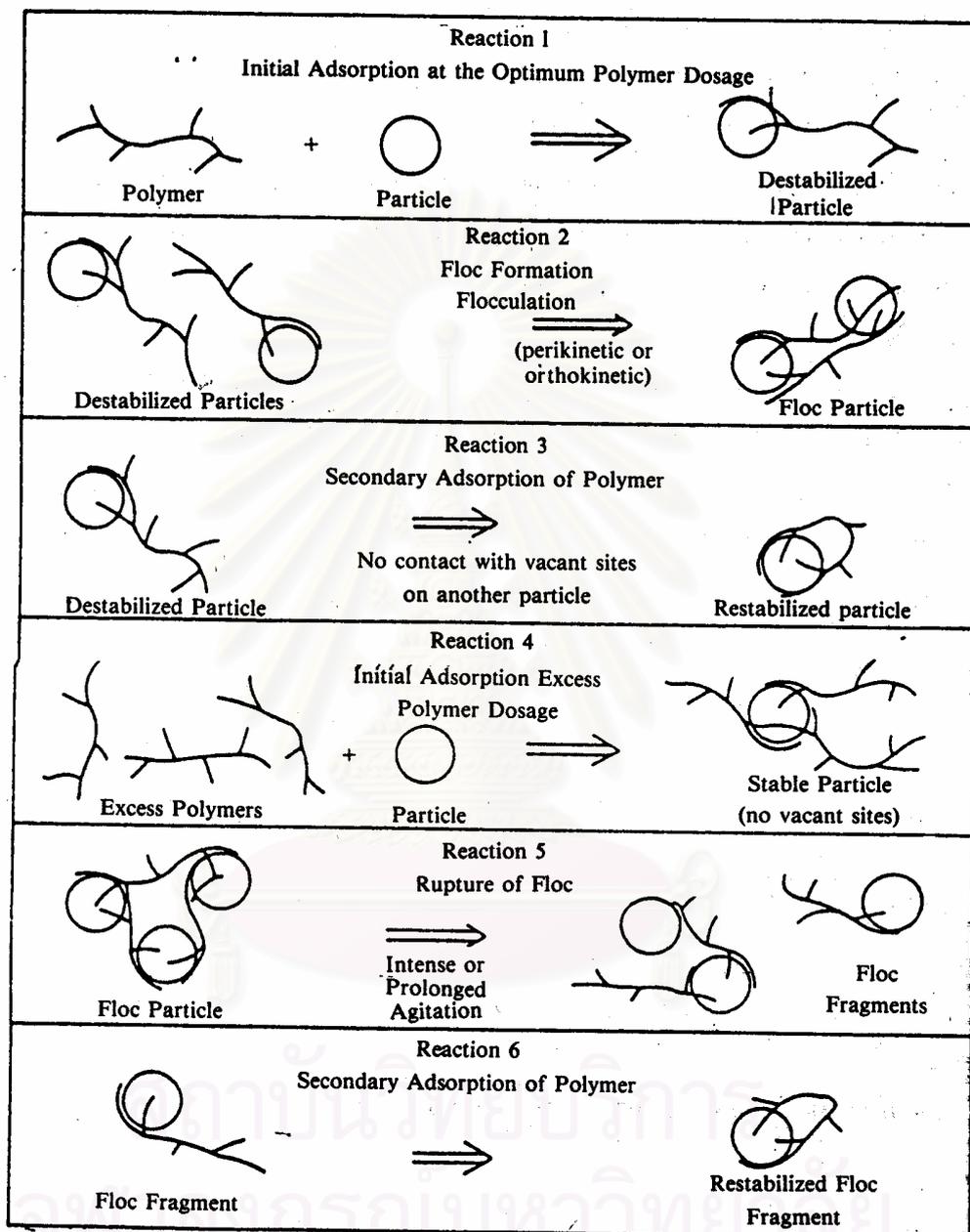
โพลีเมอร์เป็นสารอินทรีย์ ซึ่งนิยมใช้เป็นโคแอกกูแลนที่เอ็ดในกระบวนการโคแอกกูเลชัน ซึ่งโพลีเมอร์เป็นลูกโซ่ของสารโมโนเมอร์หลายๆตัวเรียงกันอย่างมีระเบียบ โพลีเมอร์อาจมีขนาดใหญ่หรือเล็กก็ได้ โดยโพลีเมอร์จะมี 3 ชนิด คือ โพลีเมอร์ประจุบวก (Cationic polymer) โพลีเมอร์ประจุลบ (Anionic polymer) และโพลีเมอร์ไม่มีประจุ (Non-Ionic polymer) ประจุของโพลีเมอร์นั้นเกิดจาก Functional Group ต่างๆหลายชนิด รูปที่ 2.11 แสดงโพลีเมอร์ชนิดต่างๆ



รูปที่ 2.11 โพลีเมอร์ชนิดต่างๆ (ประกิจ วงศ์วิสุทธิกุล, 2545)

โพลีเมอร์นั้นใช้ในการทำลายเสถียรภาพคอลลอยด์ สามารถอธิบายได้ด้วยโมเดลที่เรียกว่า Polymer Bridging ตามรูปที่ 2.12 จากทฤษฎีนี้ โมเลกุลสามารถเกาะติดบนอนุภาคได้หลายตำแหน่ง การเกาะติดนั้นเกิดจากประจุที่ต่างกันของโพลีเมอร์และคอลลอยด์ อนุภาคที่มีโพลีเมอร์เกาะติดอยู่ถือว่าเสียเสถียรภาพแล้ว อนุภาคดังกล่าวจะสามารถจับตัวกับอนุภาคอื่น โดยใช้โพลีเมอร์เป็น

สะพานเชื่อม การใช้โพลีเมอร์มากเกินไปจะเกิดผลเสีย เพราะโพลีเมอร์หลายโมเลกุลจะไปจับอยู่บนอนุภาคเดียวกัน จนไม่มีที่ว่างบนอนุภาคให้โพลีเมอร์ที่อยู่บนอนุภาคอื่นมาจับ



รูปที่ 2.12 กลไกการทำลายเสถียรภาพคอลลอยด์โดยโพลีเมอร์ (ประกิจ วงศ์วิสุทธิกุล, 2545)

ในงานวิจัยชิ้นนี้ใช้โพลีเมอร์ Praestol 852 BC ซึ่งเป็นโพลีเมอร์ประจุบวกซึ่งใช้ในกระบวนการ dewatering และ thickening sludge ทั้งสำหรับน้ำเสียชุมชนและน้ำเสียอุตสาหกรรม

Praestol 852 BC นี้มีขนาดโมเลกุลที่ใหญ่ และมีโครงสร้างเป็น polyacrylamide ลักษณะเป็นเม็ดสีขาว มี ประสิทธิภาพสูงในทุกช่วง pH

## 2.6 ก๊าซชีวภาพที่เกิดจากการย่อยสลายแบบไร้ออกซิเจน

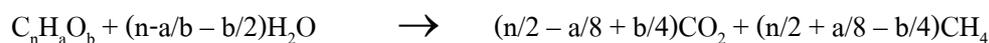
ก๊าซชีวภาพหมายถึงก๊าซที่เกิดจากปฏิกิริยาการย่อยสลายสารอินทรีย์ในสภาวะไร้ออกซิเจน โดยจุลินทรีย์ที่ไม่ต้องการออกซิเจนทำให้ได้ผลผลิตในรูปแบบของก๊าซผสมซึ่งประกอบด้วย ก๊าซมีเทน ประมาณ 60–70 เปอร์เซ็นต์, ก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ ประมาณ 25–30 เปอร์เซ็นต์ รวมทั้งก๊าซอื่นๆ ในปริมาณน้อยมาก เช่น ก๊าซไฮโดรเจน และก๊าซไนโตรเจน เป็นต้น (Metcalf และ Eddy, 1991)

เนื่องจากก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ เป็นก๊าซที่คงตัว และไม่ติดไฟ จึงทำให้คุณสมบัติของ ก๊าซชีวภาพที่นำมาใช้เป็นเชื้อเพลิงนั้นขึ้นอยู่กับก๊าซมีเทน โดยปริมาณของก๊าซมีเทนที่ผลิตได้นั้น ขึ้นอยู่กับปริมาณของสารอินทรีย์และชนิดของของเสียที่ต้องการบำบัด ก๊าซมีเทนบริสุทธิ์มีค่าความร้อนประมาณ 38,100 กิโลจูลต่อลูกบาศก์เมตร คุณสมบัติต่างๆ ของก๊าซมีเทนได้แสดงไว้ในตารางที่ 2.5

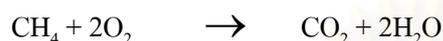
ตารางที่ 2.5 คุณสมบัติต่างๆ ของก๊าซมีเทน (หนึ่งฤทัย ศรีพิมพ์ยิ้ม, 2546)

Chemical formular	CH <sub>4</sub>
Boiling point at 14.696 psia (760 mmHg)	-258.68 F (-161.49 °C)
Freezing point at 14.696 psia (760 mmHg)	-296.46 F (-182.48 °C)
Critical temperature	-116 F (-82.5 °C)
Specific gravity	
- Liquid (at -263.2 F (-164 °C))	0.415
- Gas (at 77 F (25 °C)) & 14.696 psia (760 mmHg)	0.000658
Specific volume at 60 F (15.5 °C) & 14.696 psia (760 mmHg)	223.61 ft/lb.(1.47 l/gm)
Calorific value at 60 F (15.5 °C) & 14.696 psia (760 mmHg)	1,012 Btu/ft (38,130 KJ/m)
Air required for combustion ft <sup>3</sup> /ft <sup>3</sup>	9.53
Flammability limits	5 – 10 percent by volume
Octane rating	130
Ignition temperature	1,202 F (650 °C)
Combustion equation	CH <sub>4</sub> + 2O <sub>2</sub> → CO <sub>2</sub> + 2H <sub>2</sub> O
Molecular weight	16.042
Critical pressure	673.1 psia (47.363 kg/cm <sup>2</sup> )

Buswell and Mueller (1952) ได้พัฒนาสมการสำหรับการทำนายปริมาณก๊าซมีเทนที่เกิดขึ้นไว้ดังนี้



นอกจากนี้ยังมีสมการอย่างง่าย ที่ใช้สำหรับคำนวณหาปริมาณของก๊าซมีเทนที่เกิดขึ้นในระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้ออกซิเจน ดังสมการข้างล่างนี้



จากสมการดังกล่าวพบว่า 1 โมลของก๊าซมีเทน (16 กรัม) เทียบเท่า 2 โมลของออกซิเจน (64 กรัม) ดังนั้น 1 กรัมของชีโอดีที่ถูกกำจัดจะเทียบเท่ากับก๊าซมีเทน 0.35 ลิตร ณ อุณหภูมิ และความดันมาตรฐาน (0°C และความดัน 1 บรรยากาศ) ซึ่ง 1 โมลของก๊าซใดๆ จะมีปริมาตรเท่ากับ 22.4 ลิตร (Speece, 1996)

## 2.7 เอกสารและงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

พิรพงษ์ พิทยากร (2530) ได้นำระบบยูเอเอสบีมาใช้บำบัดน้ำเสียที่มีความเข้มข้นต่ำ และพีเอชสูง โดยใช้น้ำเสียของโรงงานผลิตเครื่องคัมสำเร็จรูปจากน้ำนมถั่วเหลือง และเครื่องคัมอัดลมต่างๆ แบ่งการทดลองออกเป็น 2 ชุด ชุดแรกไม่มีถังสร้างกรด และชุดที่สองมีถังสร้างกรด โดยถังยูเอเอสบีมีขนาด 14.3 ลิตร ความสูง 2.75 เมตร ถังสร้างกรดมีขนาด 16 ลิตร ความสูง 2 เมตร การทดลองชุดที่หนึ่งมี ค่าซีโอดีระหว่าง 923–1,260 มิลลิกรัมต่อลิตร ประสิทธิภาพในการกำจัดชีโอดี 57–94 % การทดลองชุดที่สองมีค่าซีโอดีระหว่าง 797–1,209 มิลลิกรัมต่อลิตร ประสิทธิภาพการกำจัดชีโอดี 89–95 % ทั้งสองชุดการทดลองใช้เวลาถักน้ำเสีย 24 ชั่วโมง

สมศักดิ์ ศรีวะโลสกุล (2534) ได้ศึกษาการเกิดตะกอนจุลินทรีย์ลักษณะเม็ดในช่วงเดินระบบถังหมักในระบบยูเอเอสบี ซึ่งใช้น้ำกากสาจากโรงงานสุรา พบว่าระบบไบโอเทนไม่พบการเกิดตะกอนของตะกอนจุลินทรีย์ลักษณะเม็ด เนื่องจากความผิดพลาดในการควบคุมระบบทำให้เกิดสภาพไม่เหมาะสม ส่งผลให้เกิดการสูญเสียตะกอนจุลินทรีย์ออกจากระบบในปริมาณมาก แต่ระบบยูเอเอสบีสามารถตรวจพบ ตะกอนจุลินทรีย์ลักษณะเม็ดที่ก้นถังหมักในวันที่ 113

สมพงษ์ นิลประยูร (2536) ศึกษากระบวนการบำบัดน้ำเสียชุมชน โดยใช้ถังปฏิกรณ์ขนาด 24.4 ลิตร สูง 3 เมตร ที่ระยะเวลาถักน้ำเสีย 4.5–24 ชั่วโมง ค่าการะบรทุกสารอินทรีย์ของระบบเท่ากับ 0.22–1.59 กิโลกรัมชีโอดีต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน ความเร็วไหลขึ้นในถังปฏิกรณ์มีค่า 0.13–0.69 เมตรต่อชั่วโมง พบว่า ระบบมีความสามารถลดค่าซีโอดี ค่าบีโอดี และของแข็งแขวนลอยลงได้ 76.4–88.1, 76.9–92.9 และ 59.7–84.8 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ

ชลธิชา น้ำดอกไม้(2545) ได้ศึกษาการใช้ตะกอนเริ่มต้นที่แตกต่างกัน 32 แหล่ง คือจาก ตะกอนแอกติเวทเต็ดสลัดจ์ และจากถังย่อยสลัดจ์แบบไม่ใช้ออกซิเจน ในการสร้างตะกอนเม็ดในระบบยูเอเอสบีที่บำบัดน้ำเสียที่มีโปรตีนเป็นองค์ประกอบหลัก ซึ่งจากการทดลองพบว่าตะกอน ที่มาจากตะกอนแอกติเวทเต็ดสลัดจ์ มีการรวมตัวกันเป็นเม็ดได้เร็วกว่าตะกอนจากถังย่อยสลัดจ์ แบบไม่ใช้ออกซิเจน โดยถึงยูเอเอสบีที่ 1 ตะกอนแอกติเวทเต็ดสลัดจ์ใช้ระยะเวลาเกิดเม็ดตะกอน 31 วัน ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดี 91 เปอร์เซ็นต์ ตะกอนเม็ดส่วนใหญ่ (40 เปอร์เซ็นต์) มีขนาดใหญ่มากกว่า 0.425 มิลลิเมตร ค่าความเร็วในการจมตัว 16-47 เมตรต่อชั่วโมง ถึงยูเอเอสบีที่ 2 ถังย่อยสลัดจ์แบบไม่ใช้ออกซิเจน ใช้ระยะเวลาเกิดเม็ดตะกอน 66 วัน ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดี 89 เปอร์เซ็นต์ ตะกอนเม็ดส่วนใหญ่ (53 เปอร์เซ็นต์) มีขนาดใหญ่มากกว่า 0.425 มิลลิเมตร

Lettinga และคณะ (1980) กล่าวว่าระบบยูเอเอสบีเริ่มพัฒนาใช้ครั้งแรกในช่วงทศวรรษ 1970 ที่ประเทศเนเธอร์แลนด์ มีการออกแบบระบบหมักให้สามารถรักษาและคงปริมาณจุลินทรีย์ที่ใช้ในการหมักให้อยู่ในถัง โดยถึงมีลักษณะให้น้ำเสียผ่านเข้าทางด้านล่างขึ้นสู่ด้านบนของถัง และ น้ำเสียที่ผ่านการบำบัดแล้วจะไหลล้นออกจากระบบด้านบน โดยที่จุลินทรีย์จะอยู่ในรูปที่จับตัวกัน เป็นกลุ่มก้อนลอยอยู่ภายในถังด้วยแรงดันของน้ำที่ขยับขึ้นลง จุลินทรีย์จะมีการเพิ่มจำนวน มากขึ้นและตะกอนเม็ดจะใหญ่ขึ้นทำให้เกิดการย่อยสลายสารอินทรีย์อย่างรวดเร็ว

Pette และคณะ (1980) ได้ทำการศึกษาถึงปฏิบัติการแบบยูเอเอสบี ขนาดเส้นผ่าศูนย์กลาง 7.5 เมตร สูง 4.5 เมตร ปริมาตร 200 ลูกบาศก์เมตร บำบัดสารอินทรีย์ในน้ำเสียจากโรงงานผลิตน้ำตาล ความเข้มข้นของสารอินทรีย์ 500-1,430 มิลลิกรัมคาร์บอนต่อลิตร ระยะเวลาเก็บกักน้ำเสีย 4.4-9.8 ชั่วโมง ปรากฏว่าถังปฏิบัติการมีประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ร้อยละ 91 ถึงร้อยละ 97 ที่ อัตราบำบัดบรรทุกสารอินทรีย์ 1.3-5.8 กิโลกรัมซีโอดีต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน นอกจากนี้ยังพบว่า ความสูงของชั้นตะกอนล่างที่เพิ่มมากขึ้นจะทำให้ให้น้ำเสียไหลล้นทางและเกิดบริเวณที่น้ำเสียไม่สามารถไหลผ่านได้ (Dead Space) เนื่องจากชั้นตะกอนล่างมีความเข้มข้นของตะกอนจุลินทรีย์สูง มากจะกันไม่ให้ น้ำเสียไหลผ่านได้

Hulshoff Pol และคณะ (1983a) ได้ศึกษากระบวนการเกิดตะกอนจุลินทรีย์ลักษณะเม็ดใน ระดับห้องปฏิบัติการและได้รายงานว่า ในการศึกษากระบวนการเกิดตะกอนจุลินทรีย์ลักษณะเม็ด ไม่สามารถตรวจสอบได้ เนื่องจากเป็นขบวนการทางพลศาสตร์ แต่ที่อัตราป้อนสารอินทรีย์ 2-5 กิโลกรัมซีโอดีต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน ของตะกอนจุลินทรีย์ จะเกิดตะกอนจุลินทรีย์ลักษณะเม็ด และเมื่อมีการเพิ่มตะกอนจุลินทรีย์ลักษณะเม็ดในถังหมักเล็กน้อย จะมีผลให้ Methanogenic Activity เพิ่มขึ้นอย่างรวดเร็ว เนื่องจาก ตะกอนจุลินทรีย์ลักษณะเม็ดที่เพิ่มให้ จะเป็นตัวนำในการเกิดตะกอนจุลินทรีย์ลักษณะเม็ด และพบว่าเคลือบที่ความเข้มข้น 150 มิลลิกรัมต่อลิตร จะทำให้การตกตะกอนของตะกอนจุลินทรีย์ลักษณะเม็ดดีขึ้น ที่สำคัญเขากล่าวว่า จากประสบการณ์ที่

ผ่านมาพบว่า น้ำเสียที่ได้จากการ กลั่นสุรา (Distillery Waste) Rendening Waste และ Corn-starch Waste เมื่อใช้เดินระบบยูเอเอสบี สุดท้ายจะเกิดตะกอนจุลินทรีย์ลักษณะเม็ดได้แต่ก็มีปัญหา

Cail และ Barford (1985) ได้ศึกษาลักษณะของตะกอนจุลินทรีย์ที่อยู่ในถังยูเอเอสบี เปรียบเทียบกับถังปฏิกรณ์แบบไหลขึ้น ซึ่งใช้โพลีอิเล็กโทรไลต์ (Polyelectrolyte) ช่วยในการ ตกตะกอนจุลินทรีย์ โดยใช้ น้ำเสียจากโรงงานทำผลไม้เป็นสารอาหาร มีค่าซีโอดี 7,500 มิลลิกรัมต่อ ลิตร ผลปรากฏว่าตะกอนจุลินทรีย์ในถังยูเอเอสบี มีลักษณะเป็นเส้นใยประสานกันอย่างแน่นหนา (Fillamentous Granular) ส่วนตะกอนจุลินทรีย์ในถังไหลขึ้น มีลักษณะเป็นแท่ง (Rod-shaped) เกาะ กันเป็นจำนวนมาก นอกจากนี้ยังพบว่าโพลีอิเล็กโทรไลต์ จะช่วยเพิ่มขนาดปริมาตรตะกอน จุลินทรีย์ และป้องกันการเกิดตะกอนจุลินทรีย์แบบเส้นใย

Wiegant และ de Man (1986) ได้รายงานว่าการเพิ่มอัตรารับสารอินทรีย์แต่ละครั้งเป็น สาเหตุทำให้ความเร็วของน้ำเร็วขึ้น เนื่องจากมีอัตราการเกิดก๊าซเพิ่มสูงขึ้น เป็นผลทำให้เกิดความ บั่นป่วนในถังหมัก ทำให้อนุภาคเล็กๆหลุดออกไปจากถังหมัก

Schulze และคณะ (1988) ได้รายงานถึงความสำเร็จในการเกิดตะกอนจุลินทรีย์ลักษณะเม็ด ของระบบยูเอเอสบี ที่มี Gelatine เป็นส่วนประกอบของน้ำเสียและเป็นแหล่งของคาร์บอน แต่ใน สภาพของน้ำเสียที่มีความเข้มข้นของ  $\text{NH}_4^+$  สูง จะได้ตะกอนจุลินทรีย์ขนาดเล็ก และมีความ หนาแน่นต่ำ

Chen และ Lun (1993) ได้ศึกษากลไกการเกิดตะกอนเม็ดในระบบยูเอเอสบี พวกเขา สันนิษฐานว่า ขั้นตอนแรกของการเกิดตะกอนเม็ดคือ การเกิดนิวเคลียส (Formation of Nuclei) โดย แบคทีเรียที่เกี่ยวข้องในการเกิดนิวเคลียส ได้แก่ Methanosarcina และ Methanotrix หลังจากนั้น ความเข้มข้นของกรดอะซิติกจะทำหน้าที่เป็นตัวคัดเลือกสายพันธุ์ และแบคทีเรียกลุ่มอื่นๆจะเข้ามา เจริญเติบโตร่วมกัน โดยเฉพาะอย่างยิ่งพวกสายพันธุ์ที่เป็นแบบต้องเจริญร่วมกัน (Syntrophic Microorganisms)

Kato (1994) ได้ศึกษาการหมุนเวียนน้ำกลับในการบำบัดน้ำเสียความเข้มข้นต่ำด้วยระบบ ยูเอเอสบีกล่าวว่าในการบำบัดน้ำเสียความเข้มข้นต่ำ (ความเข้มข้นน้อยกว่า 1,000 มิลลิกรัมต่อลิตร) ด้วยระบบยูเอเอสบี พบว่าระบบจะมีประสิทธิภาพต่ำเนื่องจากน้ำเสียมีความเข้มข้นต่ำจะให้ปริมาณ ก๊าซน้อย ทำให้เกิดการสัมผัสกันระหว่างเม็ดตะกอนจุลินทรีย์กับน้ำเสียได้ไม่ดี ส่งผลให้อัตราการ แพร่ของสารอาหารช้ากว่าอัตราการใช้สารอาหารในเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ ทำให้แบคทีเรียที่อยู่ ชั้นนอกของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์เท่านั้นที่จะเจริญเติบโต ขนาดของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์จึงใหญ่ขึ้น แต่มีโพรงอยู่ภายในส่งผลให้การทำงานของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ต่ำลง และเกิดการหลุดออกของ เม็ดตะกอนจุลินทรีย์เนื่องจากแรงลอยตัวจากก๊าซที่สะสมในโพรงอากาศนั้น ความเร็วของการไหล ขึ้นของถังยูเอเอสบีที่เหมาะสมต้องทำให้เกิดการผสมอย่างเพียงพอ และไม่มากเกินไปจนทำให้เกิด ความเสียหายให้กับเม็ดตะกอนจุลินทรีย์หรือพัดพาให้ตะกอนเม็ดลอยออกจากระบบ



Noyola และ Moreno (1994) ได้ศึกษาการใช้ตะกอนจากระบบแอกทิเวตเต็ดสลัดจ์ (Activated Sludge) เป็นแหล่งเชื้อ (Seed) ในการสร้างตะกอนเม็ด พวกเขาพบว่าระบบบำบัดแบบไร้อากาศยูเอเอสบีซึ่งใช้ตะกอนเริ่มต้นดังกล่าวสามารถใช้เป็นแหล่งเชื้อในการสร้างตะกอนเม็ดได้

Ramos และคณะ (1994) ได้ศึกษาการเกิดตะกอนเม็ดจากตะกอนที่ผ่านการย่อยสลายแบบไม่ใช้ออกซิเจน โดยใช้น้ำเสียจากโรงกลั่นแอลกอฮอล์ ควบคุมให้พีเอชอยู่ในช่วง 7 โดยมีค่าซีโอดีต่อไนโตรเจนต่อฟอสฟอรัสที่เข้าระบบ (COD:N:P) เท่ากับ 100:1.75:0.25 จากการทดลองพบว่า อัตราเร็วไหลขึ้น มีผลอย่างมากต่อการเกิดตะกอนเม็ด ทั้งทางด้านขนาด รูปร่าง โดยความเร็วที่เหมาะสมอยู่ในช่วง 0.25–0.5 เมตรต่อชั่วโมง โดยพบว่าขนาดเฉลี่ยอยู่ที่ประมาณ 1.67 มิลลิเมตร ในวันที่ 124 ของการทดลอง มีค่าวีเอสเอสต่อเอสเอส (VSS/SS) ประมาณ 0.69-0.9 และพบแบคทีเรียพวก Methanothrix อยู่เป็นจำนวนมาก

He Yan-Ling, Geng Xing-Lian และ Yang Shu-Hui (1995) ได้ศึกษาการสร้างตะกอนเม็ดในระบบบำบัดน้ำเสียยูเอเอสบีในการบำบัดน้ำเสียจากโรงงานผลิตหมักพิมพ์ พวกเขาพบว่าระบบจะมีการสร้างตะกอนเม็ด ไม่ว่าจะมีการเติมคาร์โบไฮเดรตหรือไม่มีการเติมคาร์โบไฮเดรต แต่การเติมคาร์โบไฮเดรตเป็นสารอาหารจะช่วยให้เกิดการสร้างเม็ดตะกอนอย่างรวดเร็วมากขึ้น

Yan และ Tay (1997) ได้ศึกษาถึงลักษณะการเกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ในระบบบำบัดน้ำเสียยูเอเอสบี ทำการทดลองโดยใช้ค่าซีโอดี 2,000 มิลลิกรัมต่อลิตร ในช่วงการเริ่มต้นเดินระบบ (start-up) นั้นจะให้ค่าอัตราการรับภาระสารอินทรีย์เพิ่มสูงขึ้น ซึ่งจากการทดลองพบว่าความสามารถในการกำจัดซีโอดี (specific methanogenic activity : SMA) มีค่าเพิ่มขึ้นอย่างรวดเร็วหลังจากเริ่มต้นเดินระบบ และมีค่าคงที่เมื่อระยะเวลาผ่านไป 2 เดือน โดยในเดือนแรก กระบวนการเกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์จะเป็นไปอย่างช้า และเริ่มเร็วมากขึ้นในช่วงเดือนที่ 3 ของการทดลอง เม็ดตะกอนส่วนใหญ่จะประกอบด้วยแบคทีเรียจำพวก Methanothrix ที่มีความสามารถในการกำจัดซีโอดีสูง คือมีค่า SMA เท่ากับ 1.72 g CH<sub>4</sub>-COD/g VSS-d สามารถตกตะกอนได้ดี มีค่า SVI เท่ากับ 9.5 ml/gSS และมีขนาดเส้นผ่าศูนย์กลางประมาณ 2.6 มิลลิเมตร

Mamouni, Leduc, และ Guiot (1998) ได้ศึกษาผลของการเติม Percol 763 และ ไคโตแซนลงในระบบบำบัดยูเอเอสบีเทียบกับถึงปฏิกรณ์ยูเอเอสบีที่ไม่เติม โพลีเมอร์ซึ่งเป็นถึงปฏิกรณ์ควบคุมพบว่าถึงที่มีการเติมโพลีเมอร์ไคโตแซนจะมีประสิทธิภาพการเกิดเม็ดตะกอนที่ดีกว่า Percol 763 และไม่เติมโพลีเมอร์เลยตามลำดับ ซึ่งประสิทธิภาพในการสร้างเม็ดตะกอนที่เหนือกว่าของไคโตแซนอาจเกี่ยวข้องกับโครงสร้าง polysaccharide ของไคโตแซน ซึ่งมีหน้าที่เหมือนกับ Extracellular polymeric substance (ECP) ซึ่งเป็นสารพื้นฐานในโครงสร้างของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์แบบไร้ออกซิเจน และยังพบว่าความเข้มข้นที่เหมาะสมในการเติมโพลีเมอร์ประจุบวกคือ 2 มิลลิกรัมต่อกรัมของของแข็งแขวนลอย

Francese และคณะ (1998) ได้ทำการศึกษาปัจจัยของความเร็วของน้ำไหลขึ้นและอัตรา รับภาระบรรทุกสารอินทรีย์ที่มีต่อการเกิดตะกอนเมืง ทำการทดลองโดยใช้ตะกอนเริ่มต้นจาก สลัดจ์ชุมชนที่ผ่านตะแกรงขนาดรูเปิดน้อยกว่า 0.3 มิลลิเมตร โดยมีค่าความเร็วไหลขึ้นในช่วง 0.5-2.0 เมตรต่อชั่วโมง และมีค่าซีโอดีต่อไนโตรเจนต่อฟอสฟอรัสที่เข้าระบบ (COD:N:P) เท่ากับ 100:1.33:0.22 พบว่าตะกอนเมืงเกิดขึ้นหลังจากดำเนินการทดลอง 15 –35 วัน ในวันที่ 60 ของการ ทดลองขนาดที่พบคือ 1 ถึง 3 มิลลิเมตร นอกจากนี้ยังพบว่าตะกอนมีลักษณะทางกายภาพและ activity แตกต่างกันขึ้นกับความเร็วของน้ำไหลขึ้น

Gonzalez และคณะ (1998) ได้ศึกษา ผลของอัตรารับภาระบรรทุกสารอินทรีย์ (Organic Loading Rate) สัดส่วนอาหารหลักต่อธาตุอาหารเสริม (COD:N:P) และสัดส่วนของอาหารหลักต่อ ค่าความเป็นด่าง (COD:Alkalinity) ที่มีผลต่อการเกิดตะกอนเมืง พวกเขาสังเกตพบว่าการเกิด ตะกอนเมืง หลังจากทำการทดลอง 30 วัน ขนาดของตะกอนเมืงเฉลี่ยใหญ่ขึ้นเมื่อมีอัตรารับภาระ บรรทุกสารอินทรีย์มากขึ้น นอกจากนี้พวกเขาพบว่า หลังจากทีตะกอนเมืงเกิดสมบูรณ์แล้ว สารอาหารเสริมอาจไม่ต้องเติม และสัดส่วนของความเป็นด่างต่ออาหารหลักสามารถลดค่าลงได้ โดยที่ประสิทธิภาพของระบบไม่ลดลง

Teo, Xu, และ Tay (2000) ได้ทดลองสร้างเมืงตะกอนจุลินทรีย์ในห้องทดลองเพื่อยืนยัน ทฤษฎีที่เสนอโดย Tay และคณะ พวกเขาพบว่าความสามารถในการเปลี่ยนถ่ายโปรตอน (Proton Translocating Activity) บนผิวของแบคทีเรียเป็นสิ่งจำเป็นอย่างมากต่อการเกิดเมืงตะกอนจุลินทรีย์ นอกจากนี้พบว่า ตะกอนเกิดขึ้นหลังจากทดลอง 45 วัน

Sharma และ Singh (2001) ได้ศึกษาผลของการเติมธาตุอาหารรอง (Trace Nutrients) ต่อ การเกิดเมืงตะกอนจุลินทรีย์ พวกเขาพบว่า การเติมเหล็ก นิกเกิล และโคบอลต์ ช่วยให้เกิดเมืง ตะกอนได้ดีขึ้น ส่วนการเติมแคลเซียมและฟอสฟอรัสทำให้เกิดเมืงตะกอนแย่ง

Yu และคณะ (2001a) ได้ศึกษาผลของแคลเซียมในการเกิดเมืงตะกอนจุลินทรีย์ในระบบ บำบัดน้ำเสียยูเอเอสบี โดยทดลองเติม  $\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$  หลายค่า ตั้งแต่ 150 ถึง 800 มิลลิกรัมต่อลิตร ซึ่ง เขาพบว่า การเติมแคลเซียม 150 ถึง 300 มิลลิกรัมต่อลิตรจะเพิ่มประสิทธิภาพการเกิดเมืงตะกอน จุลินทรีย์

Yu และคณะ (2001b) ได้ศึกษาผลของการเติม  $\text{AlCl}_3$  ในระบบบำบัดน้ำเสียยูเอเอสบี ซึ่งเขา ทำการทดสอบ โดยถึงปฏิบัติการไบแรกไม่เติม  $\text{AlCl}_3$  ส่วนถึงปฏิบัติการไบที่สองเติมที่ความเข้มข้น 300 มิลลิกรัมต่อลิตร พบว่าการเติม  $\text{AlCl}_3$  ช่วยเพิ่มประสิทธิภาพการสร้างเมืงตะกอนจุลินทรีย์ในระบบ ยูเอเอสบีและเมืงตะกอนจุลินทรีย์สามารถพบในถังที่เติม  $\text{AlCl}_3$  ได้เร็วกว่า และขนาดเมืงตะกอน เฉลี่ยมีขนาดใหญ่กว่าถังที่ไม่เติม  $\text{AlCl}_3$

Ligero และ Soto (2002) ทำการศึกษาการเกิดเป็นเมืงตะกอนระหว่างการบำบัดแบบไร้อากาศของน้ำเสียชุมชนที่ผ่านการย่อยสลายขั้นต้น น้ำเสียที่ใช้มีค่าซีโอดี 412-452 มิลลิกรัมต่อลิตร

เดินระบบที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำเสียในช่วง 26.7 ถึง 2.2 ชั่วโมง อัตราบำบัดสารอินทรีย์อยู่ในช่วง 0.9–7.3 กิโลกรัมซีโอดีต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน สามารถสังเกตพบเม็ดตะกอนจุลินทรีย์หลังจากเดินระบบไปได้ 150 วัน ที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำเสีย 3.4 ชั่วโมง เม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่ปรากฏมีขนาดเล็กกว่า 2 มิลลิเมตร มีโครงสร้างอ่อนแอและความหนาแน่นต่ำ ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีเท่ากับ 76% เมื่อถึงสภาวะคงที่ ซึ่งเดินระบบที่ระยะเวลาเก็บกัก 3.4 ชั่วโมง และอัตราบำบัดสารอินทรีย์ 5.6 กิโลกรัมซีโอดีต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน

Kuan-Yeow Show และคณะ (2004) ได้ศึกษาการสร้างเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ในระบบบำบัดน้ำเสียยูเอเอสบี โดยเติมโพลีเมอร์ประจุบวกชนิดหนึ่ง ซึ่งมีสูตรทางการค้าว่า AA 184 H ซึ่งนำมาจาก Ondeo Nalco Pacific Pte. Ltd. ซึ่งโพลีเมอร์ชนิดนี้ใช้อย่างกว้างขวางในการบำบัดน้ำเสียอุตสาหกรรม โดยใช้เป็นตัวปรับสภาพตะกอนจุลินทรีย์ พบว่าการเติมโพลีเมอร์จะช่วยเพิ่มประสิทธิภาพในการสร้างเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ และพบว่าเติมโพลีเมอร์ที่ความเข้มข้น 80 มิลลิกรัมต่อลิตร จะช่วยเพิ่มประสิทธิภาพของระบบมากที่สุด ทั้งการตกตะกอน ความแข็งแรงของเม็ดตะกอน และการสร้างก๊าซมีเทน

Jeong และคณะ (2005) กล่าวว่าการศึกษาปริมาณจุลินทรีย์ในระบบให้มีความเข้มข้นสูงเป็นสิ่งสำคัญของการบำบัดสารอินทรีย์แบบไม่ใช้ออกซิเจน การสร้างตะกอนจุลินทรีย์ให้อยู่ในลักษณะเม็ดเป็นวิธีที่ดี แต่มีข้อจำกัดคือ ใช้เวลามากกว่า 6 เดือน จึงจะเกิดเป็นเม็ดตะกอนที่คงตัว และจากการทดลองเติมโพลีเมอร์ผสม ระหว่างโพลีเมอร์อินทรีย์และอนินทรีย์ลงในตะกอนพบว่าเม็ดตะกอนจุลินทรีย์มีขนาดตั้งแต่ 1-5 มิลลิเมตร และมีค่าความเร็วในการจมตัวสูงกว่าเม็ดตะกอนจากระบบบำบัดน้ำเสียจริง เมื่อเม็ดตะกอนในการเดินระบบคงตัว ประสิทธิภาพในการบำบัดมีค่าสูงถึง 90 % ที่อัตราบำบัดสารอินทรีย์สูงสุด 18 กิโลกรัมซีโอดีต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน



ตารางที่ 3.2 ระยะเวลาในแต่ละขั้นตอนของการดำเนินการวิจัย

ลำดับ	การดำเนินการทดลอง	พ.ศ. 2548										
		ม.ค.	ก.พ.	มี.ค.	เม.ย.	พ.ค.	มิ.ย.	ก.ค.	ส.ค.	ก.ย.	ต.ค.	
1	ศึกษาลักษณะทางกายภาพรวมทั้งปริมาณของแข็งแขวนลอยและของแข็งแขวนลอยระเหยของตะกอน จุลินทรีย์ และเริ่มทำการปรับสภาพโดยในเบื้องต้นใช้กรดอะซิติก หลังจากนั้นจึงใช้น้ำเสียจากโรงงานสกัดน้ำมันปาล์ม											
2	นำตะกอนที่ผ่านการปรับสภาพใส่ลงถังปฏิกริยา ติดตั้งอุปกรณ์และทำการสูบน้ำเสียเข้าสู่ถังปฏิกริยาแบบไม่ต่อเนื่องเพื่อให้ตะกอนจุลินทรีย์คุ้นเคยกับสภาพแวดล้อมใหม่											
3	เริ่มเดินระบบ ศึกษาการสร้างเม็ดตะกอนจุลินทรีย์โดยใช้น้ำเสียจากโรงงานสกัดน้ำมันปาล์มโดยทำการเติมโพลีเมอร์ในถังปฏิกริยาที่ 2											
4	เดินระบบโดยหยุดทำการเติมโพลีเมอร์ในถังปฏิกริยาที่ 2											

### 3.2 น้ำเสียที่ใช้ในการทดลอง

การวิจัยครั้งนี้เป็นการศึกษาการเกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ และประสิทธิภาพการบำบัดของระบบยูเอเอสบี โดยใช้น้ำเสียจากโรงงานสกัดน้ำมันปาล์ม ซึ่งน้ำเสียที่ใช้เป็นน้ำเสียที่ออกมาจากกระบวนการผลิตยังไม่ได้ผ่านการบำบัดใดๆทั้งสิ้น และทางโรงงานไม่มีบ่อลดความร้อนหรือหอลดความร้อน น้ำเสียจึงมีอุณหภูมิสูงถึง 90-95 องศาเซลเซียส ดังนั้นเมื่อทำการเก็บตัวอย่างน้ำเสียแล้วจะต้องทิ้งไว้ให้อุณหภูมิลดลงก่อน นอกจากนี้ในน้ำเสียยังมีปริมาณของแข็งแขวนลอยในปริมาณที่สูง ไม่เหมาะจะนำมาเข้าระบบในทันที ดังนั้นจึงต้องมีการตั้งทิ้งไว้ให้มีการย่อยสลาย (digest) ไปก่อนบางส่วนจึงสามารถนำมาใช้ได้โดยผลการวิเคราะห์คุณภาพน้ำเบื้องต้น ดังแสดงในตารางที่ 3.3

ตารางที่ 3.3 คุณสมบัติน้ำเสียของโรงงานสกัดน้ำมันปาล์มเบื้องต้น

ปัจจัย	คุณสมบัติน้ำเบื้องต้น
1. พีเอช	4.91
2. อุณหภูมิ	90-95 องศาเซลเซียส
3. BOD	53,400 มิลลิกรัม/ลิตร
4. COD	116,000 มิลลิกรัม/ลิตร
5. SS	67,350 มิลลิกรัม/ลิตร
6. VSS	55,450 มิลลิกรัม/ลิตร
7. กรดระเหยง่าย (VFA)	17,760 มิลลิกรัม/ลิตร
8. น้ำมันและไขมัน	29,870 มิลลิกรัม/ลิตร

เนื่องจากกฎหมายไทยในปัจจุบันได้คำนึงถึงสิ่งแวดล้อม กรมโรงงานอุตสาหกรรม กระทรวงอุตสาหกรรม จึงได้จัดทำข้อกำหนดขั้นต่ำสำหรับคุณภาพน้ำทิ้งของอุตสาหกรรมน้ำมันปาล์มขึ้น โดยข้อกำหนดนี้ (ตารางที่ 3.4) ให้ใช้กับน้ำทิ้งของโรงงานที่ปล่อยลงสู่แหล่งน้ำธรรมชาติ ตัวอย่างน้ำทิ้งที่จะเก็บมาวิเคราะห์ให้เก็บ ณ จุดที่ออกจากระบบบำบัดน้ำเสีย

ข้อกำหนดขั้นต่ำสุดสำหรับน้ำทิ้งโรงงานสกัดน้ำมันปาล์ม ที่ได้จัดทำขึ้นแตกต่างจากมาตรฐานน้ำทิ้งโดยทั่วไปของประเทศไทย พ.ศ. 2535 เพราะน้ำทิ้งโรงงานสกัดน้ำมันปาล์มมีลักษณะเฉพาะแตกต่างจากน้ำทิ้งทั่วไป เนื่องจากมีความเข้มข้นของค่าต่างๆสูงมาก โดยน้ำเสียโรงงานสกัดน้ำมันปาล์มแม้จะผ่านการบำบัดทางชีวภาพแล้ว น้ำทิ้งที่ได้ยังมีค่าต่างๆสูงกว่าค่ามาตรฐานน้ำทิ้งทั่วไป

ตารางที่ 3.4 ค่ากำหนดขั้นต่ำสำหรับน้ำทิ้งโรงงานสกัดน้ำมันปาล์ม

ปัจจัย	ค่ากำหนดขั้นต่ำ
1. พีเอช	5 - 9
2. อุณหภูมิ	< 40 องศาเซลเซียส
3. BOD	< 100 มิลลิกรัม/ลิตร
4. COD	< 1,000 มิลลิกรัม/ลิตร
5. SS	< 150 มิลลิกรัม/ลิตร
6. VSS	< 25 มิลลิกรัม/ลิตร
7. กรดระเหยง่าย (VFA)	-

ที่มา : สำนักเทคโนโลยีสิ่งแวดล้อมโรงงาน กรมโรงงานอุตสาหกรรม (2540)

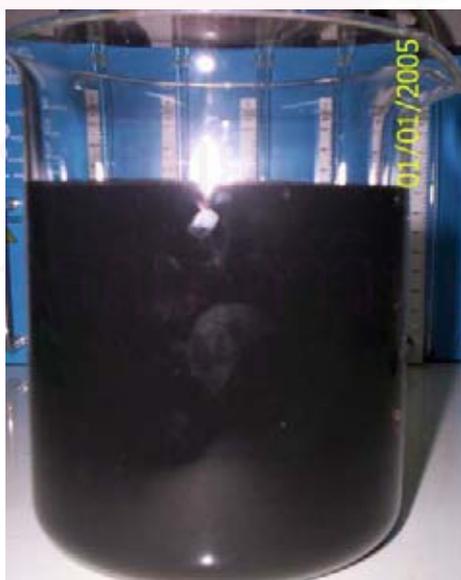
การเตรียมน้ำเสียในการวิจัยครั้งนี้ เตรียมได้โดยการนำน้ำเสียมาผ่านกระบวนการย่อยสลายเบื้องต้นก่อน (Hydrolysis) แล้วจึงนำมาเจือจางให้มีค่าซีโอดีที่ตลอดการเดินระบบที่อัตราบำบัดระบบบำบัดทุกสารอินทรีย์ค่าหนึ่ง และทำการเพิ่มอัตราบำบัดระบบบำบัดทุกสารอินทรีย์ หรือเพิ่มค่าซีโอดีโดยการเพิ่มความเข้มข้นของน้ำเสียที่ใช้ โดยน้ำเสียที่ใช้ในการวิจัยนี้ ก่อนที่จะผ่านกระบวนการ Hydrolysis จะมีค่าซีโอดีมากกว่า 100,000 มิลลิกรัมต่อลิตร หลังผ่านการ Hydrolysis แล้วจะมีค่าซีโอดีประมาณ 50,000 - 60,000 มิลลิกรัมต่อลิตร โดยในการเก็บน้ำเสียแต่ละครั้งจะมีค่าซีโอดีแตกต่างกันไป ในการเตรียมน้ำเสียเข้าระบบจะนำน้ำเสียที่ผ่านการ Hydrolysis แล้วมาหาค่าซีโอดี แล้วคำนวณหาอัตราส่วนในการเจือจาง ให้ได้ค่าซีโอดีเท่ากับหรือใกล้เคียงที่กำหนดโดยใช้น้ำประปาในการเจือจาง ส่วนน้ำออกจากระบบของงานวิจัยนี้ ส่วนใหญ่แล้วค่าที่ได้ยังคงมีค่าสูงกว่าค่ามาตรฐานที่กำหนด เนื่องจากระบบบำบัดที่ใช้เป็นระบบยูเอสบีซึ่งเป็นระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจน จึงไม่สามารถบำบัดบีโอดีและซีโอดีให้ลดลงต่ำกว่าค่าที่กำหนดได้ ในการใช้งานจริง จำเป็นที่จะต้องมีการบำบัดขั้นต่อไป เพื่อให้หน้าที่ผ่านการบำบัดแล้วมีค่าได้มาตรฐาน



รูปที่ 3.1 น้ำเสียจากโรงงานสกัดน้ำมันปาล์มที่ใช้ในการวิจัย

### 3.3 ตะกอนจุลินทรีย์ที่ใช้ในการทดลอง

การวิจัยครั้งนี้เป็นการศึกษาการเกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ และประสิทธิภาพการบำบัดของระบบยูเอเอสบี โดยตะกอนเริ่มต้นที่ใช้นั้นเป็นตะกอนจากบ่อหมักไร้ออกซิเจน โดยได้รับความอนุเคราะห์จากโรงควบคุมคุณภาพน้ำหนองแขม จะมีลักษณะเป็นของเหลวข้น คล้ายโคลน มีสีดำ ดังแสดงในรูปที่ 3.2



รูปที่ 3.2 ตะกอนจุลินทรีย์เริ่มต้นที่ใช้ในการวิจัย



### 3.4 โพลีเมอร์ที่ใช้ในการทดลอง

ในการวิจัยนี้โพลีเมอร์ที่ใช้เป็นโพลีเมอร์ประจุบวก เนื่องจากโดยปกติแล้ว เซลล์ของผิวแบคทีเรียส่วนใหญ่จะมีประจุลบ ดังนั้นการใช้โพลีเมอร์ประจุบวกน่าจะมีผลต่อการสร้างเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ได้ดีกว่า โดยโพลีเมอร์ที่ใช้ในการวิจัยนี้คือ Praestol 852 BC คุณสมบัติเป็นประจุบวก นิยมใช้ในกระบวนการรวมตะกอนและทำให้สลัดจ์เข้มข้น ลักษณะทางกายภาพคือเป็นเม็ดสีขาว ดังแสดงในรูปที่ 3.3 มีมวลโมเลกุลสูง สามารถทำงานได้อย่างมีประสิทธิภาพในทุกช่วงพีเอช



รูปที่ 3.3 โพลีเมอร์ที่ใช้ในการวิจัย

ในการเตรียมโพลีเมอร์ที่ใช้ในการวิจัยนี้จะนำมาละลายในน้ำกลั่น โดยเตรียมให้มีความเข้มข้น 1 กรัมต่อลิตร เนื่องจากโพลีเมอร์ที่ใช้นี้มีมวลโมเลกุลสูง เมื่อนำมาละลายน้ำจะได้ของเหลวที่มีความหนืดสูง ดังนั้นความเข้มข้นของโพลีเมอร์ที่มากกว่า 1 กรัมต่อลิตร จะส่งผลต่อการสูบลโพลีเมอร์เข้าระบบ เพราะอาจจะทำให้เกิดการอุดตันของสายสูบน้ำเข้าระบบได้ ดังนั้นความเข้มข้นของโพลีเมอร์ที่ 1 กรัมต่อลิตรจึงมีความเหมาะสมที่สุด โดยการเติมโพลีเมอร์เข้าระบบในการวิจัยนี้จะสูบลเข้าทางสายสูบน้ำเสียเข้าระบบ สัปดาห์ละ 1 ครั้ง ครั้งละ 5 มิลลิกรัมต่อกรัมเอสเอส

### 3.5 เครื่องมือและอุปกรณ์ที่ใช้ในการทดลอง

#### 1. ขวดเตรียมเชื้อเริ่มต้น

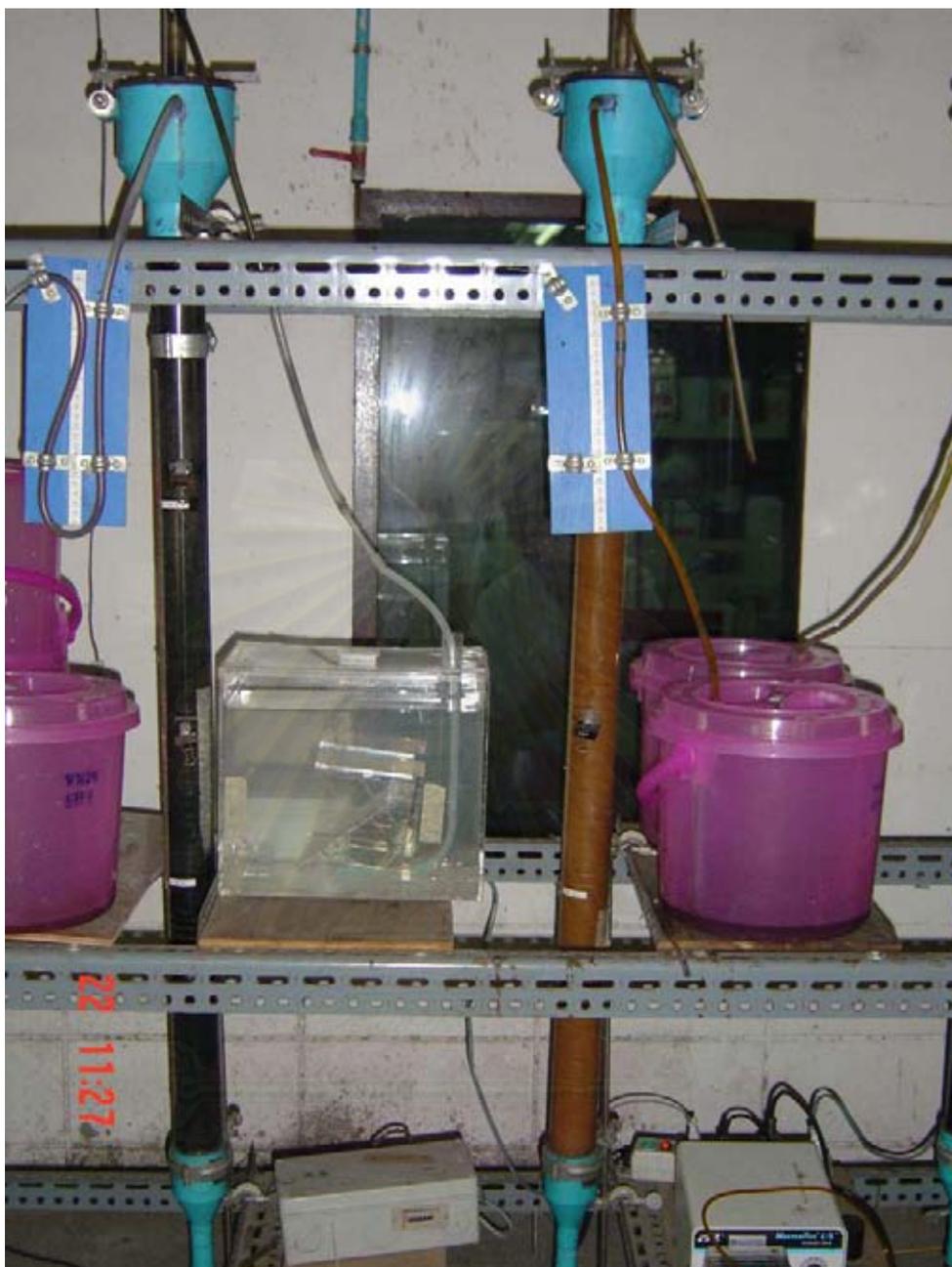
เป็นขวดน้ำเกลือขนาด 1 ลิตร มี scale บอกระดับปริมาตร ปิดขวดด้วยจุกยาง และ seal ทับด้วยฝาอะลูมิเนียมใช้ในการปรับสภาพตะกอนเริ่มต้นก่อนที่จะนำลงสู่ถังปฏิกรณ์ แสดงในรูปที่ 3.4



รูปที่ 3.4 ขวดเตรียมเชื้อเริ่มต้น

#### 2. ถังปฏิกริยาเยอเอสบี (UASB Reactor)

ในการทดลองใช้ถังปฏิกริยาเยอเอสบีจำลองจำนวน 2 ถัง โดยถังปฏิกริยาทำจากอะคริลิกใส มีขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางภายใน 5.4 เซนติเมตร สูง 1.2 เมตร ปริมาตรเก็บกักน้ำทั้งหมดเท่ากับ 3.5 ลิตร ด้านบนของถังปฏิกริยา มีชุดแยกก๊าซ และส่วนตกตะกอน (Gas-Solid Separator; GSS) และมีจุดเก็บตัวอย่างด้านข้างถังปฏิกริยาตามความสูงของถังจำนวน 3 ตำแหน่ง ดังแสดงในรูปที่ 3.5 และรูปที่ 3.10



รูปที่ 3.5 ถังปฏิกิริยาเยอเอสบี

สถาบันวิทยาศาสตร์  
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

### 3. เครื่องสูบน้ำเสียเข้าระบบ (Pump)

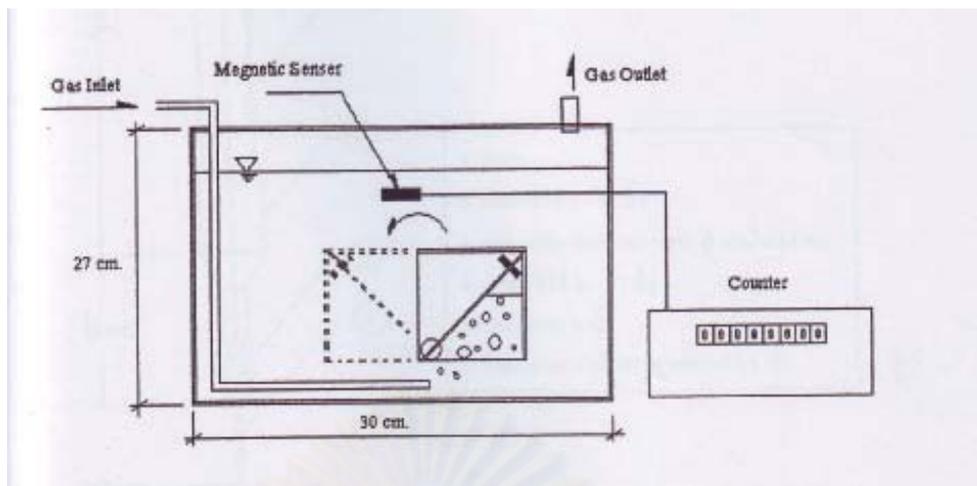
เครื่องสูบน้ำเสียเข้าระบบเป็นเครื่องสูบน้ำเสียชนิดรีดสาย Masterflex ของ Cole Parmer แบบ multichannel สามารถสูบน้ำเสียเข้าระบบได้ครั้งละ 4 สาย โดยสายสูบน้ำเสียเข้าระบบเป็นสาย Tygon (Masterflex L/S 14<sup>#</sup>) ขนาดเส้นผ่าศูนย์กลางภายใน 1.6 มิลลิเมตร ช่วงอัตราการสูบน้ำเสียตั้งแต่ 0.21–21 มิลลิลิตรต่อนาที สามารถทนต่อแรงกดได้มากที่สุด 1.7 บาร์ (สำหรับการสูบน้ำเสียแบบต่อเนื่อง) ดังแสดงในรูปที่ 3.6



รูปที่ 3.6 เครื่องสูบน้ำเสียเข้าระบบ

### 4. ชุดวัดปริมาตรก๊าซ (Gas Counter)

ถึงปฏิกิริยาอุเอสบี 1 ชุด จะมีอุปกรณ์วัดปริมาตรก๊าซจำนวน 1 ชุด โดยอุปกรณ์วัดปริมาตรก๊าซนี้จะประกอบด้วย 2 ส่วน คือ ส่วนเก็บก๊าซชีวภาพโดยการแทนที่น้ำ มีลักษณะเป็นกล่องสี่เหลี่ยมผืนผ้า ทำจากแผ่นอะคริลิกพลาสติก (acrylic plastic) ภายในกล่องแบ่งเป็น 2 ส่วน ประกอบด้วย ส่วนดรัม (Drum) มีหน้าที่คอยดักก๊าซที่ถูกปล่อยผ่านท่อ ดรัมนี้จะมีลักษณะเป็นกล่องสี่เหลี่ยมที่มีแผ่นพลาสติกกั้นในแนวทแยงมุม และอุปกรณ์นับจำนวนก๊าซโดยใช้ Sensor แสดงจำนวนการพลิกของดรัมมีหลักการทำงานง่ายๆ เพียง 2 หลักการ ได้แก่ การใช้ก๊าซแทนที่น้ำ และแรงดันของก๊าซ ดังแสดงในรูปที่ 3.7 และ 3.8



รูปที่ 3.7 ส่วนประกอบของชุดวัดปริมาตรก๊าซชีวภาพ



รูปที่ 3.8 ชุดวัดปริมาตรก๊าซชีวภาพ

#### 5. ถังพักน้ำเสีย

ถังพักน้ำเสียเข้าระบบเป็นถังพลาสติกขนาด 2.5 แกลลอน จำนวน 2 ถัง ติดท่อพลาสติกไว้ข้างถังด้านใน เมื่อป้อนน้ำเสีย นำสายสูบน้ำเสียสอดเข้าไปในท่อเพื่อป้องกันอากาศเข้า เนื่องจากสายลอยพื้นน้ำเสียที่จะสูบเข้า ส่วนถังพักน้ำที่ออกจากระบบจะใช้ถังพลาสติกขนาด 2.5 แกลลอน จำนวน 2 ถัง เช่นกัน ดังแสดงในรูปที่ 3.9



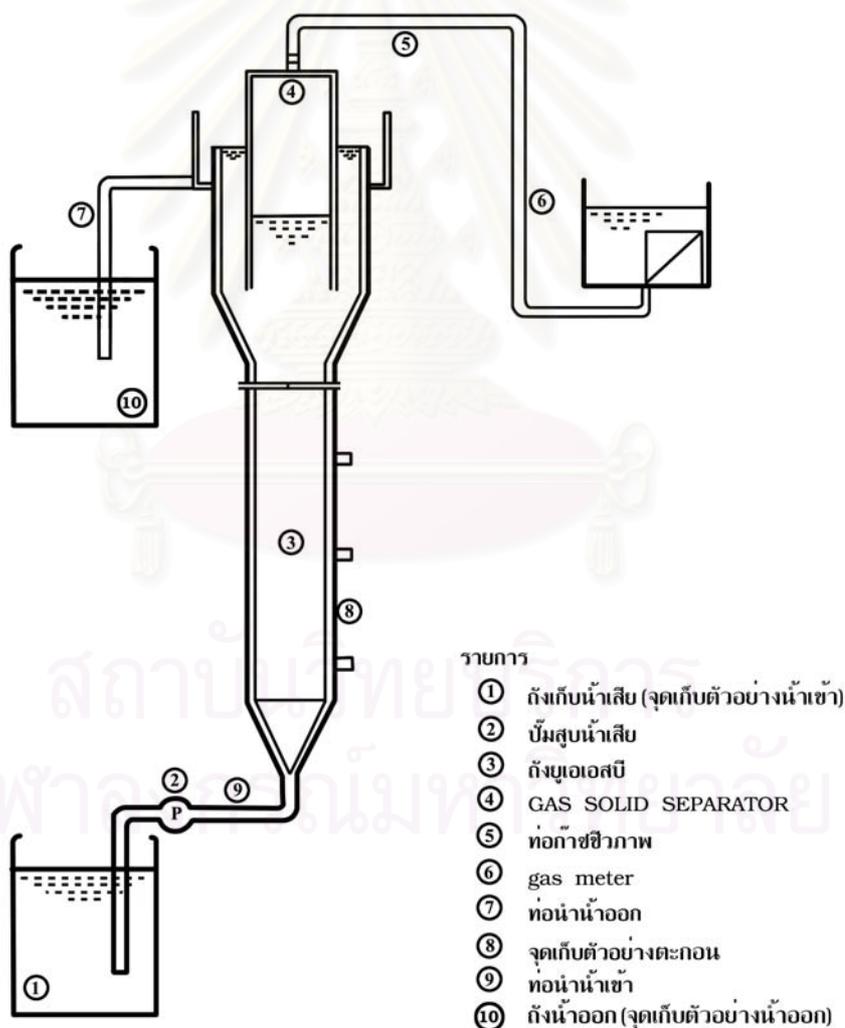
รูปที่ 3.9 ถังพักน้ำเสีย

6. อุปกรณ์ที่ใช้ในการวิเคราะห์ลักษณะของน้ำเสียในห้องปฏิบัติการ

- เครื่องมือวัดอุณหภูมิ (Thermometer)
- เครื่องวัดพีเอช (pH meter)
- ชุดเครื่องกลั่นกรดระเหยง่าย
- เตาย่อย COD
- เครื่องวัดปริมาณออกซิเจนละลายน้ำ (DO Meter)
- ตู้อบ (Oven)
- เตาเผา 550° C (Furnace)
- เครื่องดูดสุญญากาศ (Vacuum pump)
- เครื่องชั่งแบบละเอียด 2 ตำแหน่ง และ 4 ตำแหน่ง
- โถดูดความชื้น (Dessicator)
- เครื่องกวนแท่งแม่เหล็ก (Magnetic stirrer)
- เครื่องหมุนเหวี่ยง (Centrifuge)
- อุปกรณ์วัดปริมาณมีเทนในก๊าซชีวภาพ

### 3.6 การติดตั้งเครื่องมือและหลักการทำงาน

ทำการติดตั้งถังปฏิริยายูเอเอสบี บริเวณด้านข้างห้องปฏิบัติการเทคโนโลยีสิ่งแวดล้อม ฝ่ายสิ่งแวดล้อม นิเวศวิทยา และพลังงาน สถาบันวิจัยวิทยาศาสตร์และเทคโนโลยีแห่งประเทศไทย หลักการทำงานของระบบยูเอเอสบีและการติดตั้งเครื่องมือดังแสดงในรูปที่ 3.10 โดยมีหลักการทำงานดังนี้คือ น้ำเสียที่เตรียมไว้ในถังเก็บพักน้ำเสีย จะถูกสูบเข้าทางด้านล่างของถังปฏิริยา ยูเอเอสบีแบบต่อเนื่อง (Continuous Flow) ส่วนน้ำทิ้งที่ผ่านการบำบัดจะไหลส้นออกจากถังปฏิริยา ยูเอเอสบีที่ทางน้ำออกด้านบนของถังปฏิริยาผ่านท่อน้ำออก ไปยังถังพักน้ำทิ้งออกจาก ระบบ และก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นจากถังปฏิริยา ยูเอเอสบี จะลอยขึ้นสู่ส่วนเก็บก๊าซด้านบนผ่าน อุปกรณ์แยกก๊าซไปยังชุดวัดปริมาตรก๊าซชีวภาพที่ติดตั้งไว้



รูปที่ 3.10 ส่วนประกอบของถังปฏิริยา ยูเอเอสบี

### 3.7 การเริ่มต้นเดินระบบ

#### 3.7.1 การปรับสภาพเชื้อจุลินทรีย์เริ่มต้น

เชื้อจุลินทรีย์ที่ใช้ในการวิจัยครั้งนี้เป็นเชื้อจากโรงบำบัดน้ำเสีย ที่ชนิดของน้ำเสียเป็นน้ำเสียชุมชน แต่ในการวิจัยจะทดลองใช้น้ำเสียจากโรงงานสกัดน้ำมันปาล์ม ซึ่งมีปริมาณกรดไขมันระเหยง่ายสูงกว่าในน้ำเสียชุมชนทั่วไปมาก ดังนั้นเพื่อให้จุลินทรีย์มีความคุ้นเคยกับสภาพ และชนิดของน้ำเสียจึงได้ทำการกระตุ้นหรือปรับสภาพเชื้อจุลินทรีย์เริ่มต้นก่อน โดยการนำเชื้อจุลินทรีย์เริ่มต้น ปริมาณ 500 มิลลิลิตร บรรจุลงในขวดน้ำเกลือขนาด 1,000 มิลลิลิตร และเติมสารอาหารเสริมหลัก และสารอาหารเสริมรอง ซึ่งมีส่วนประกอบดังแสดงในตารางที่ 3.5 ปริมาณ 250 มิลลิลิตร ปิดด้วยจุกยาง และ seal ทับด้วยฝาอะลูมิเนียมอีกครั้งหนึ่ง ฉีดยาคลอรีน 5 % ปริมาณ 10 มิลลิลิตร สัปดาห์ละ 1 ครั้ง เป็นเวลา 4 สัปดาห์

#### 3.7.2 การปรับสภาพเชื้อจุลินทรีย์ภายในถังปฏิกรณ์

เมื่อทำการปรับสภาพเชื้อจุลินทรีย์ให้คุ้นเคยกับสภาพน้ำเสียแล้ว หลังจากนั้นนำเชื้อจุลินทรีย์ บรรจุลงในถังปฏิกรณ์ทั้ง 2 ชุด ให้มีปริมาณของแข็งแขวนลอยระเหย (VSS) ประมาณ 15,000 มิลลิกรัมต่อลิตร ส่วนปริมาตรที่เหลือภายในถังปฏิกรณ์ เติมสารอาหารเสริม (Vanderbilt Media) จนเต็ม โดยส่วนประกอบแสดงในตารางที่ 3.5 ทำการพ่นก๊าซไนโตรเจน และคาร์บอนไดออกไซด์ ในอัตราส่วน 70 : 30 เป็นเวลา 5 นาที เพื่อไล่ออกซิเจน ปิดถังปฏิกรณ์ทั้ง 2 เพื่อไม่ให้ออกซิเจนสามารถเข้าไปได้ ตั้งทิ้งไว้เพื่อให้ จุลินทรีย์ตกตะกอนเป็นเวลา 2 วัน



ตารางที่ 3.5 สารอาหารเสริมหลักและสารอาหารเสริมรอง

สารเคมี	ความเข้มข้น (มิลลิกรัมต่อลิตร)
KI	10
MnCl <sub>2</sub> (H <sub>2</sub> O) <sub>4</sub>	10
FeCl <sub>2</sub> (H <sub>2</sub> O) <sub>6</sub>	40
CoCl <sub>2</sub> (H <sub>2</sub> O) <sub>6</sub>	10
NH <sub>4</sub> Cl	1200
(NH <sub>4</sub> ) <sub>2</sub> HPO <sub>4</sub>	80
(NaPO <sub>3</sub> ) <sub>6</sub>	10
KCl	400
CaCl <sub>2</sub> (H <sub>2</sub> O) <sub>2</sub>	748
MgSO <sub>4</sub> (H <sub>2</sub> O) <sub>3</sub>	463.5
Cysteine	10
NaHCO <sub>3</sub>	6000
Na <sub>2</sub> S(H <sub>2</sub> O) <sub>9</sub>	300
Na <sub>2</sub> SeO <sub>4</sub>	0.50
AlCl <sub>3</sub> (H <sub>2</sub> O) <sub>6</sub>	0.50
H <sub>3</sub> BO <sub>3</sub>	0.50
CuCl <sub>2</sub> (H <sub>2</sub> O) <sub>6</sub>	0.50
Na <sub>2</sub> MoO <sub>4</sub> (H <sub>2</sub> O) <sub>2</sub>	0.50
NH <sub>4</sub> VO <sub>3</sub>	0.50
NaWO <sub>4</sub> (H <sub>2</sub> O) <sub>2</sub>	0.50
NiCl <sub>2</sub> (H <sub>2</sub> O) <sub>6</sub>	0.50
ZnCl <sub>2</sub>	0.50

ที่มา : Dararat, 1996

### 3.7.3 การเริ่มเดินระบบ

เมื่อเชื้อจุลินทรีย์ตกตะกอนลงสู่ก้นถังแล้ว เริ่มทำการสูบน้ำเสียเข้าระบบ โดยในช่วงแรกทำการสูบน้ำเสียเข้าระบบเป็นครั้งคราว (Batch) เป็นระยะเวลา 4 สัปดาห์ โดยใช้ค่าอัตราบำบัดระบบอินทรีย์ที่ 0.25 กรัมซีโอดีต่อกรัมวีเอสเอสต่อวัน หลังจากนั้นเริ่มทำการสูบน้ำเสียเข้าระบบแบบต่อเนื่อง (Continuous) ค่าที่ใช้ในการทำงานของระบบแสดงในตารางที่ 3.7 โดยอัตราบำบัดระบบอินทรีย์เริ่มต้นเท่ากับ 0.25 กรัมซีโอดีต่อกรัมวีเอสเอสต่อวัน หรือ 1.07 กรัมซีโอดีต่อลิตรต่อวัน และทำการเพิ่มอัตราบำบัดระบบอินทรีย์ครั้งละ 0.25 กรัมซีโอดีต่อกรัมวีเอสเอสต่อวัน โดยเดินระบบตั้งแต่อัตราบำบัดระบบอินทรีย์ 0.25 กรัมซีโอดีต่อกรัมวีเอสเอสต่อวัน ถึง 2.00 กรัมซีโอดีต่อกรัมวีเอสเอสต่อวัน ทำการเพิ่มอัตราบำบัดระบบอินทรีย์โดยการเพิ่มความเข้มข้นของน้ำเสีย การเพิ่มระดับอัตราบำบัดระบบอินทรีย์ ดังแสดงในตารางที่ 3.6

ตารางที่ 3.6 ระดับการเพิ่มอัตราบำบัดระบบอินทรีย์

ลำดับ	อัตราบำบัดระบบอินทรีย์(Organic Loading Rate)	
	หน่วยกรัมซีโอดีต่อกรัมวีเอสเอสต่อวัน	หน่วยกรัมซีโอดีต่อลิตรต่อวัน
1	0.25	1.07
2	0.50	2.14
3	0.75	3.21
4	1.00	4.29
5	1.25	5.36
6	1.50	6.43
7	1.75	7.50
8	2.00	8.57

### ตารางที่ 3.7 ค่าที่ใช้ในการทำงานของระบบ

รายการ	ถังปฏิบัติการ	
	1	2
ระยะเวลาเก็บกักน้ำเสีย; ชั่วโมง	72	72
ขนาดของถังปฏิบัติการที่ใช้; ลิตร	3.5	3.5
อัตราการสูบน้ำเสียเข้าระบบ; มิลลิลิตรต่อนาที	0.81	0.81
ปริมาณของน้ำเสียที่ป้อนเข้าสู่ระบบต่อวัน; ลิตร	1,167	1,167
ปริมาณน้ำทิ้งที่ระบายออกจากระบบต่อวัน; ลิตร	1,167	1,167
ปริมาณการเติมโพสิเมอร์ต่อสัปดาห์; มิลลิกรัม	-	5.0
ปริมาณของแข็งแขวนลอยในระบบเริ่มต้น; มิลลิกรัม	49,047.3	48,119.0
ปริมาณของแข็งแขวนลอยระเหยในระบบเริ่มต้น; มิลลิกรัม	20,000.0	17,818.0

### 3.8 การเก็บตัวอย่างและการวิเคราะห์ระหว่างการเดินทางระบบ

เมื่อทำการเริ่มต้นเดินระบบแล้ว จะทำการเก็บตัวอย่างน้ำเสียที่เข้า และออกจากถังปฏิบัติการทั้งสองถัง โดยจะทำการวิเคราะห์คุณลักษณะของน้ำในพารามิเตอร์ต่างๆ ด้วยความถี่ต่างกันดังแสดงในตารางที่ 3.8 และ 3.9

ตารางที่ 3.8 ตำแหน่งและความถี่ของการเก็บตัวอย่างเพื่อการวิเคราะห์

พารามิเตอร์	ตำแหน่ง			ความถี่
	น้ำเข้า	ในถัง	น้ำออก	
1) พีเอช	*		*	ทุกวัน
2) ซีโอดี	*		*	3 ครั้ง/สัปดาห์
3) กรดอินทรีย์ระเหยง่าย	*		*	3 ครั้ง/สัปดาห์
4) สภาพความเป็นด่าง	*		*	5 ครั้ง/สัปดาห์
5) ของแข็งแขวนลอย	*		*	1 ครั้ง/สัปดาห์
6) ของแข็งแขวนลอยระเหย	*		*	1 ครั้ง/สัปดาห์
7) ลักษณะเม็ดตะกอน		*		สิ้นสุดการทดลอง
8) การกระจายตัวของเม็ดตะกอน		*		สิ้นสุดการทดลอง
9) SMA		*		สิ้นสุดการทดลอง
10) ปริมาณก๊าซ				ทุกวัน
11) องค์ประกอบก๊าซ				1 ครั้ง/เดือน

ตารางที่ 3.9 วิธีการวิเคราะห์

พารามิเตอร์	วิธีวิเคราะห์	อ้างอิง
1) พีเอช	pH Meter	-
2) อุณหภูมิ	Thermometer	-
3) ซีโอดี	Closed Reflux, Titrimetric method	5220C <sup>a</sup>
4) กรดอินทรีย์ระเหยง่าย	Distillation Method	5560C <sup>a</sup>
5) สภาพความเป็นต่าง	Titration Method	Anderson และ Yang, 1992
6) ของแข็งแขวนลอย	TSS Dried at 103-105 ° C	2540D <sup>a</sup>
7) ของแข็งแขวนลอยระเหย	Fixed and VS Ignited at 550 °C	2540E <sup>a</sup>
8) ลักษณะเม็ดตะกอน	Scanning Electron Microscope	ศูนย์เครื่องมือวิจัยจุฬาฯ
9) การกระจายตัวของเม็ดตะกอน	Sieve analysis	Francese และคณะ, 1998
10) SMA	Serum Bottle	Francese และคณะ, 1998
11) ปริมาณก๊าซ	Gas meter	-
12) องค์ประกอบก๊าซ	เครื่องวัดก๊าซ Oldham Pocket Explosimeter รุ่น EX2000C	-

หมายเหตุ a – Andrew, Lenore, และ Arnold, 1995

(Standard Method for the Examination of Water and Wastewater)

สถาบันวิทยบริการ  
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

## บทที่ 4

### ผลการวิเคราะห์ข้อมูล

#### 4.1 ที่มาและลักษณะตะกอนเริ่มต้น

งานวิจัยนี้เป็นการศึกษาการสร้างเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ (Granules) ภายในระบบยูเอเอสบี สำหรับตะกอนเริ่มต้นที่นำมาใช้เป็นตะกอนเริ่มต้น (Seed Sludge) จากบ่อหมักไร้ออกซิเจน ของโรงควบคุมคุณภาพน้ำหนองแขม พบว่ามีคุณลักษณะต่างๆ ดังแสดงในตารางที่ 4.1

ตารางที่ 4.1 คุณลักษณะต่างๆ ของตะกอนจากโรงควบคุมคุณภาพน้ำหนองแขม

รายการ	ลักษณะตะกอน
สีและกลิ่น	สีดำ เหลวคล้ายโคลน มีกลิ่นเหม็น
ค่าของแข็งแขวนลอย (SS)	43,400 มิลลิกรัมต่อลิตร
ค่าของแข็งแขวนลอยระเหยง่าย (VSS)	25,750 มิลลิกรัมต่อลิตร
อัตราส่วนของ VSS/SS	0.593

ตารางที่ 4.2 คุณลักษณะต่างๆ ของตะกอนเมื่อเริ่มเดินระบบ

รายการ	ลักษณะตะกอน	
	ถังปฏิกรณ์ที่ 1	ถังปฏิกรณ์ที่ 2
ค่าของแข็งแขวนลอย	32,698 มิลลิกรัมต่อลิตร	32,079.33 มิลลิกรัมต่อลิตร
ค่าของแข็งแขวนลอยระเหยง่าย	13,333.33 มิลลิกรัมต่อลิตร	11,878.67 มิลลิกรัมต่อลิตร
อัตราส่วนของ VSS/SS	0.408	0.370

ตารางที่ 4.3 คุณลักษณะต่างๆ ของตะกอนหลังเดินระบบ

รายการ	ลักษณะตะกอน	
	ถังปฏิกรณ์ที่ 1	ถังปฏิกรณ์ที่ 2
ค่าของแข็งแขวนลอย	38,550 มิลลิกรัมต่อลิตร	23,000 มิลลิกรัมต่อลิตร
ค่าของแข็งแขวนลอยระเหยง่าย	19,200 มิลลิกรัมต่อลิตร	12,200 มิลลิกรัมต่อลิตร
อัตราส่วนของ VSS/SS	0.498	0.530

ตะกอนจุลินทรีย์ที่ใช้เมื่อเริ่มเดินระบบ ได้ผ่านการปรับสภาพให้คุ้นเคยกับน้ำเสียก่อนเริ่มเดินระบบ โดยคุณลักษณะของตะกอนเมื่อเริ่มเดินระบบและหลังจบการทดลอง จะมีค่าแตกต่างกัน ดังแสดงในตารางที่ 4.2 และ 4.3 ซึ่งจากการทดลองพบว่าอัตราส่วน VSS/SS ของตะกอนเริ่มต้นเมื่อเริ่มเดินระบบมีค่าลดลง เมื่อเทียบกับเมื่อตอนนำมาจากโรงควบคุมคุณภาพน้ำหนองแขม เนื่องจากเมื่อเก็บตะกอนมาแล้ว ยังไม่ได้เริ่มการทดลองในทันทีได้ตั้งทิ้งไว้เป็นระยะเวลานานทำให้จุลินทรีย์ขาดอาหารและตายไปบางส่วน ส่งผลให้อัตราส่วน VSS/SS มีค่าลดลง แต่เมื่อเดินระบบจนจบการทดลองแล้ว อัตราส่วน VSS/SS มีแนวโน้มเพิ่มขึ้นทั้งในถังปฏิบัติการที่ 1 และ 2 ซึ่งอาจเนื่องมาจากการได้รับสารอินทรีย์ในน้ำเสีย เป็นแหล่งคาร์บอนช่วยในการเจริญเติบโต และเพิ่มจำนวนของจุลินทรีย์ในระบบ ดังนั้นอัตราส่วน VSS/SS จึงมีค่าเพิ่มขึ้น

## 4.2 ผลการทดลอง

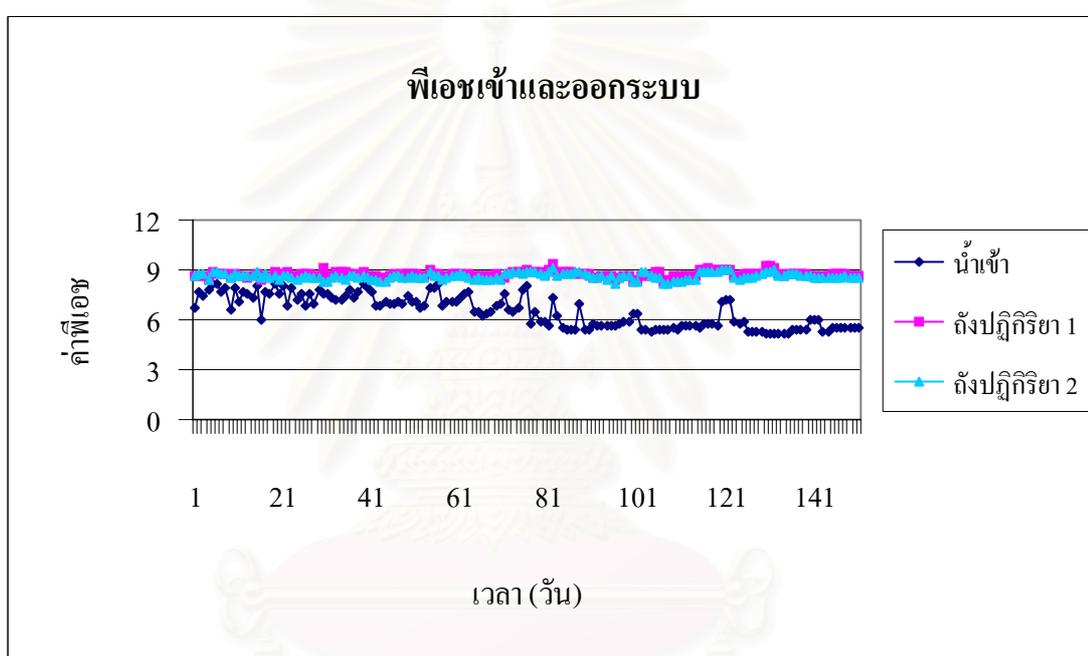
### 4.2.1 สภาพแวดล้อมของจุลินทรีย์

#### 1) พีเอช (pH)

จากตารางที่ 4.4 จะเห็นได้ว่าค่าพีเอชที่เข้าสู่ระบบอยู่ในช่วงระหว่าง 5.17-8.31 เนื่องจากในช่วงเริ่มเดินระบบนั้นจะมีการปรับพีเอชของน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบให้มีค่าพีเอชประมาณ 7-8 โดยการเติมโซเดียมไฮโดรเจนคาร์บอเนต ( $\text{NaHCO}_3$ ) เพื่อเพิ่มกำลังบัฟเฟอร์ให้กับระบบ แต่เมื่อน้ำเสียผ่านการบำบัดและออกจากระบบแล้วค่าพีเอชของน้ำออกในถังปฏิบัติการที่ 2 นั้นมีค่าค่อนข้างสูง คือมีค่าประมาณ 9.0 ดังนั้นหลังจากเริ่มเดินระบบไประยะหนึ่งแล้วจึงทำการปรับพีเอชของน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบให้มีค่าประมาณ 6.5-7 และทำการลดค่าพีเอชลงเรื่อยๆ จนไม่ต้องทำการปรับพีเอชของน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบเนื่องจากน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดออกจากระบบแล้วมีค่าพีเอชมากกว่า 7.0 จึงไม่จำเป็นต้องมีการเติมค่าในการปรับสภาพน้ำเสีย โดยค่าพีเอชของน้ำเข้าและออกจากระบบตลอดการทดลองแสดงในภาคผนวก ก ตารางที่ ก.1 และการที่พีเอชเฉลี่ยของน้ำออกมีค่าค่อนข้างสูงนี้น่าจะเป็นผลมาจาก การที่ในน้ำเสียของโรงงานสกัดน้ำมันปาล์มนั้น มักจะมีองค์ประกอบของไนโตรเจนอยู่ในน้ำเสียในปริมาณมาก ส่งผลให้พีเอชของน้ำเสียที่ออกจากระบบมีค่าสูง จากผลการทดลองพบว่าค่าพีเอชของน้ำเข้าระบบมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 6.52 และ 6.53 ในถังปฏิบัติการที่ 1 และ 2 ตามลำดับ ซึ่งเป็นค่าที่เหมาะสมสำหรับระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจน ซึ่งเหมาะแก่การทำงานของแบคทีเรียที่สร้างมีเทน คือมีค่าอยู่ในช่วง 6.5-7.5 (Bryant, 1979) ทำให้ระบบสามารถทำงานได้อย่างเป็นปกติ

ตารางที่ 4.4 ค่าพีเอชของน้ำที่เข้าและออกจากระบบ

ถังปฏิบัติการ	น้ำเข้า		น้ำออก	
	ช่วงพีเอช	ค่าเฉลี่ย	ช่วงพีเอช	ค่าเฉลี่ย
ถังปฏิบัติการที่ 1	5.17-8.31	6.52	8.23-9.30	8.68
ถังปฏิบัติการที่ 2	5.17-8.31	6.53	8.13-9.11	8.61



รูปที่ 4.1 ค่าพีเอชที่เข้าและออกจากระบบ

จากรูปที่ 4.1 แสดงให้เห็นการเปลี่ยนแปลงค่าพีเอชของน้ำที่เข้าและออกจากระบบในแต่ละวันตลอดการทดลอง ซึ่งจะเห็นได้ว่าค่าพีเอชของน้ำออกจากระบบของถังปฏิบัติการทั้งสองถังมีค่าไม่แตกต่างกันมากนัก และมีค่าค่อนข้างคงที่ตลอดการทดลอง ต่างจากค่าพีเอชของน้ำเข้าระบบ ซึ่งจะมีความแปรผันไปในแต่ละวันอย่างเห็นได้ชัด ดังนั้นจึงสันนิษฐานว่าค่าพีเอชที่แปรผันของน้ำเข้าระบบนี้ไม่น่าจะมีผลต่อค่าพีเอชของน้ำออกจากระบบ และเมื่อพิจารณาค่าอัตราส่วนกรดไขมันระเหยต่อสภาพความเป็นด่างทั้งหมดในน้ำออกของถังปฏิบัติการที่ 1 และ 2 มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 0.103 และ 0.098 ตามลำดับซึ่งจะเห็นได้ว่าอัตราส่วนกรดไขมันระเหยต่อสภาพด่างทั้งหมดในถังปฏิบัติการที่ 2 มีค่าน้อยกว่า 0.4 แสดงว่าระบบมีกำลังบัฟเฟอร์สูง ส่วนการที่น้ำออกของถังปฏิบัติการที่ 1 และ 2 มีค่าสูง



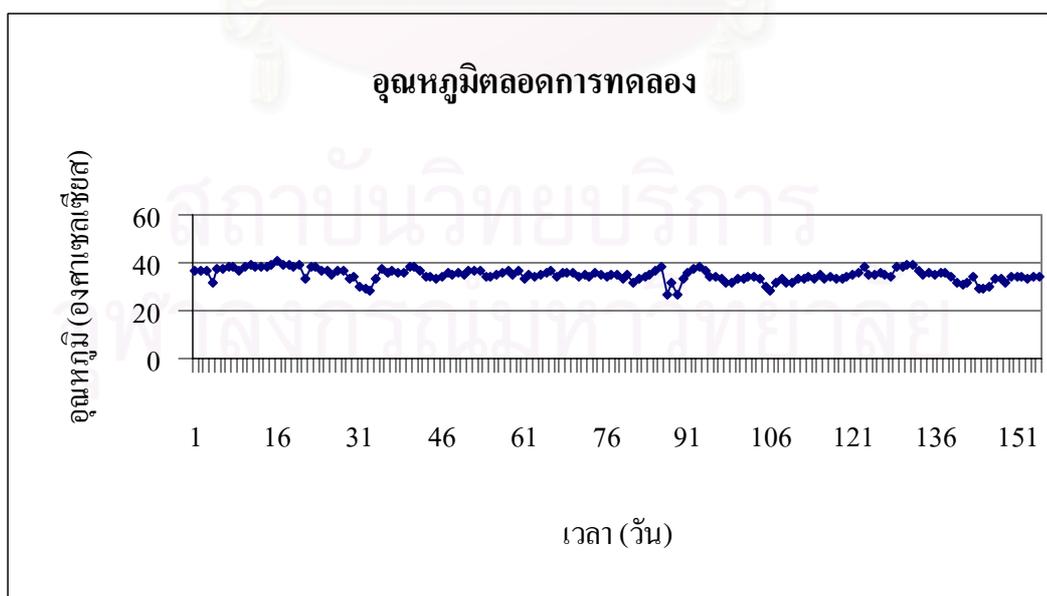
นั่นน่าจะเนื่องมาจากการที่ในน้ำเสียน้ำมันปาล์มนั้น จะมีองค์ประกอบของไนโตรเจนในปริมาณสูง ดังนั้นเมื่อเกิดการย่อยสลายของจุลินทรีย์ในระบบ กรดอินทรีย์ระเหยถูกใช้ไปในกระบวนการย่อยสลาย ส่วนสารประกอบพวกอินทรีย์ไนโตรเจนจะถูกย่อยสลายอยู่ในรูปของแอมโมเนียมไอออน ( $\text{NH}_4^+$ ) เมื่อรวมกับสารพวกคาร์บอเนต เกิดเป็นแอมโมเนียมคาร์บอเนต ส่งผลให้พีเอชในน้ำเสียนีมีค่าสูงขึ้น ซึ่งเมื่อค่าพีเอชในระบบมีค่ามากกว่า 7.2 จะทำให้  $\text{NH}_4^+$  อิสระที่คงเหลืออยู่ในน้ำเสียเปลี่ยนรูปไปเป็น  $\text{NH}_3$  ดังสมการ  $\text{NH}_4^+ \leftrightarrow \text{NH}_3 + \text{H}^+$

## 2) อุณหภูมิ (Temperature)

อุณหภูมิเป็นปัจจัยที่สำคัญอีกปัจจัยหนึ่งที่มีผลต่อการทำงาน และการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ในระบบ ในการวิจัยนี้ได้ทำการวัดอุณหภูมิในช่วงเวลาใกล้เคียงกันทุกวัน โดยอุณหภูมิที่วัดได้ดังแสดงในรูปที่ 4.2 ส่วนช่วงอุณหภูมิและอุณหภูมิเฉลี่ย แสดงในตารางที่ 4.5

ตารางที่ 4.5 ค่าอุณหภูมิตลอดการเดินระบบ

ช่วงอุณหภูมิ (°C)	อุณหภูมิเฉลี่ย (°C)
27-40.5	34.86



รูปที่ 4.2 อุณหภูมิตลอดการทดลอง

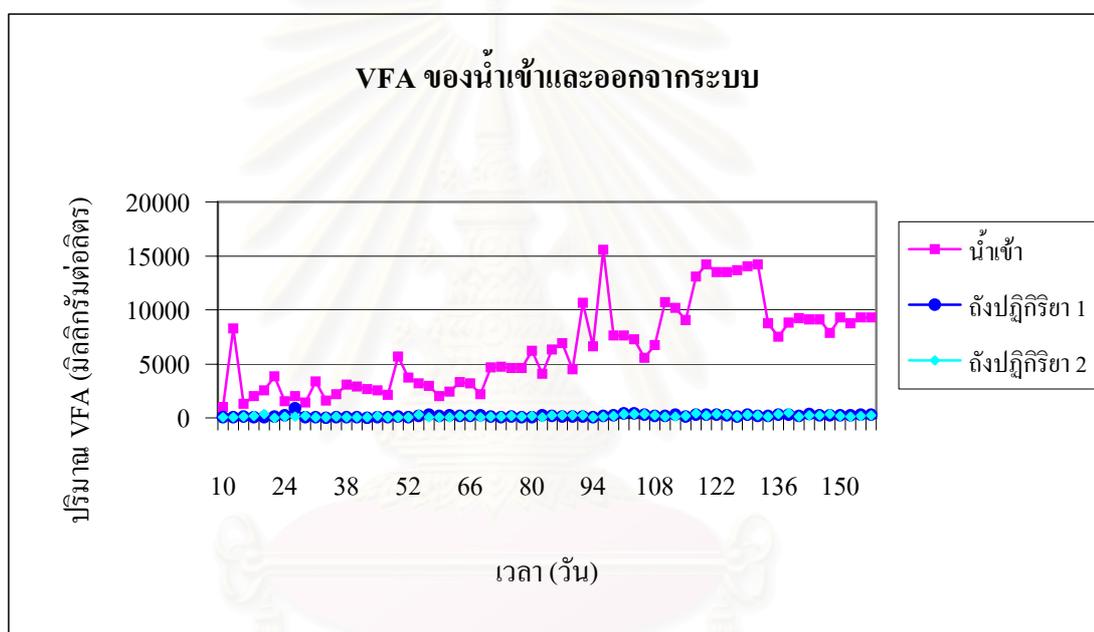
จากตารางที่ 4.5 จะได้ค่าอุณหภูมิของถังปฏิกริยาทั้งสองถังอยู่ในช่วง 27-40.5 ° C และได้ค่าอุณหภูมิเฉลี่ยตลอดการทดลองเท่ากับ 34.86 ° C ซึ่งอุณหภูมิตลอดการทดลองอยู่ในช่วงมีโซฟิลิก (Mesophilic) ซึ่งมีช่วงอุณหภูมิระหว่าง 20-45 ° C และเป็นช่วงอุณหภูมิที่มีความเหมาะสมสำหรับการทำงานของจุลินทรีย์ กลุ่มสร้างกรด และสร้างมีเทน ในระบบแบบไม่ใช้ออกซิเจน ซึ่งอุณหภูมิที่ถังปฏิกริยาทั้งสองทำงานตลอดการทดลองดังแสดงในรูปที่ 4.2 ส่วนค่าอุณหภูมิตลอดการทดลองแสดงในภาคผนวก ก ตารางที่ ก.1

### 3) กรดอินทรีย์ระเหยง่าย (Volatile Fatty Acids, VFA)

เนื่องจากน้ำเสียที่ใช้ในการวิจัยครั้งนี้เป็นน้ำเสียจากโรงงานสกัดน้ำมันปาล์ม ซึ่งเก็บมาจากโรงงานสกัดน้ำมันปาล์มในจังหวัดชุมพร หลังจากเก็บตัวอย่างน้ำเสียมาแล้ว ยังไม่ได้นำมาใช้ในทันที เนื่องจากปัจจัยจำกัดด้านการขนส่งและการเดินทางจึงทำการเก็บตัวอย่างน้ำเสียจากโรงงานความถี่ประมาณ 3-4 เดือน/ครั้ง ทำให้น้ำเสียที่เก็บมาแล้วมีการย่อยสลายไปบางส่วน ปริมาณ VFA ในน้ำเสียจึงเพิ่มขึ้น ทำให้มีปริมาณ VFA สูง ซึ่งอาจเป็นพิษต่อจุลินทรีย์ในระบบได้ ดังนั้นในช่วงเริ่มต้นของการทดลองจึงได้มีการเจือจางน้ำเสียและปรับพีเอชของน้ำเสียก่อนที่จะเข้าสู่ระบบ จากตารางที่ 4.6 ค่า VFA ของน้ำเข้าระบบมีค่าอยู่ในช่วง 1,032 – 15,554 มิลลิกรัมต่อลิตร โดยในช่วงแรก VFA จะมีค่าต่ำและมีค่าเพิ่มมากขึ้นเรื่อยๆ เมื่อเพิ่มความเข้มข้นของน้ำเสีย โดยค่าเฉลี่ยของ VFA เข้าระบบตลอดการทดลองมีค่าเท่ากับ 6,415.58 มิลลิกรัมต่อลิตร ส่วนในน้ำออกถึงปฏิกริยาที่ 1 มีค่าอยู่ในช่วง 24-896 มิลลิกรัมต่อลิตร เฉลี่ยตลอดการทดลองเท่ากับ 185.82 มิลลิกรัมต่อลิตร และน้ำออกถึงปฏิกริยาที่ 2 มีค่าอยู่ในช่วง 32-387.69 มิลลิกรัมต่อลิตร เฉลี่ยตลอดการทดลองเท่ากับ 173.70 มิลลิกรัมต่อลิตร ซึ่งค่าของกรดอินทรีย์ระเหยง่ายของน้ำเข้าและออกจากระบบตลอดการทดลองแสดงในภาคผนวก ก ตารางที่ ก.2 โดยในช่วงแรกของการเดินระบบน้ำออกของถังปฏิกริยาที่ 1 และ 2 ยังมีค่าสูง แต่เมื่อเดินระบบไปได้ระยะหนึ่ง ค่า VFA ของน้ำออกจึงลดลง แต่เมื่อเพิ่มอัตราบำบัดสารอินทรีย์ขึ้น VFA ของน้ำออกก็จะเพิ่มขึ้นตามไปด้วย และจากตารางที่ 4.7 จะเห็นได้ว่าประสิทธิภาพในการลด VFA ของถังปฏิกริยาที่ 1 และ 2 มีค่าไม่แตกต่างกันมากนัก โดยประสิทธิภาพในการลด VFA เฉลี่ยของถังปฏิกริยาที่ 1 และ 2 เท่ากับ 95.64 % และ 95.70 % ตามลำดับ

ตารางที่ 4.6 กรดอินทรีย์ระเหยง่ายของน้ำที่เข้าและออกจากระบบ

ถึงปฏิบัติการ	VFA น้ำเข้าระบบ (มก./ล.)		VFA น้ำออกระบบ (มก./ล.)	
	ช่วง	ค่าเฉลี่ย	ช่วง	ค่าเฉลี่ย
ถึงปฏิบัติการที่ 1	1,032-15,554	6,415.58	24-896	185.82
ถึงปฏิบัติการที่ 2	1,032-15,554	6,415.58	32-387.69	173.70

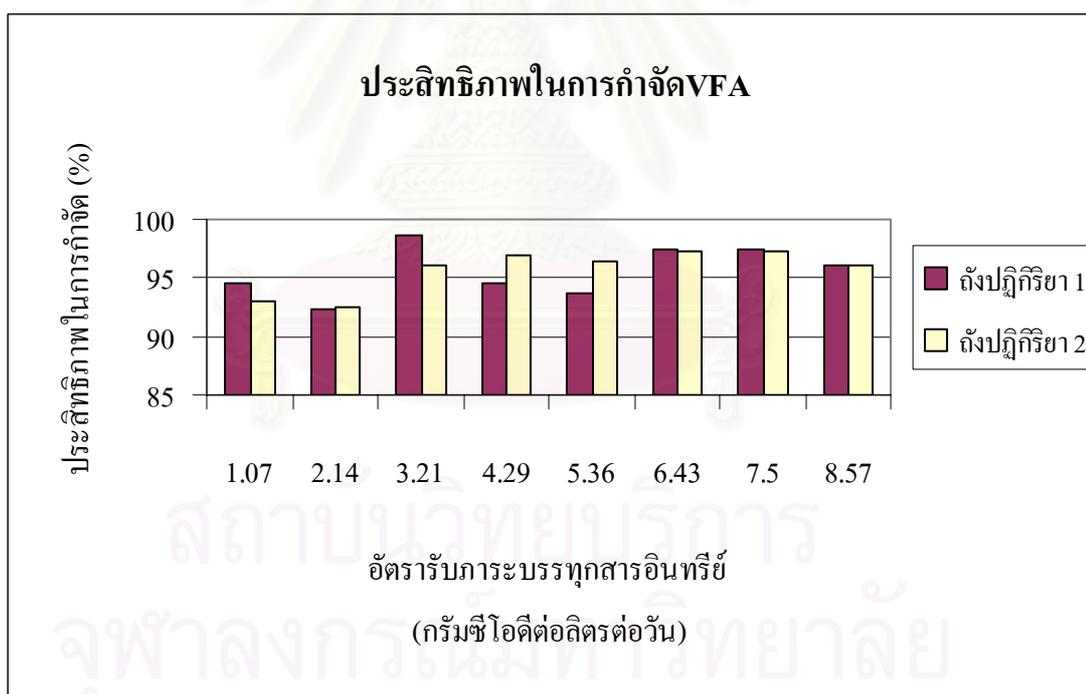


รูปที่ 4.3 กราฟค่า VFA ที่เข้าและออกจากระบบ

สถาบันวิทยบริการ  
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ตารางที่ 4.7 ประสิทธิภาพในการลดกรดอินทรีย์ระเหยง่าย

Organic Loading Rate ( g COD/L-day )	ประสิทธิภาพในการกำจัด VFA (%)	
	ถังปฏิกรณ์ที่ 1	ถังปฏิกรณ์ที่ 2
1.07	94.61	92.96
2.14	92.40	92.58
3.21	98.71	96.16
4.29	94.62	96.87
5.36	93.72	96.36
6.43	97.41	97.25
7.50	97.49	97.32
8.57	96.14	96.13
<b>ค่าเฉลี่ยตลอดการทดลอง</b>	<b>95.64</b>	<b>95.70</b>



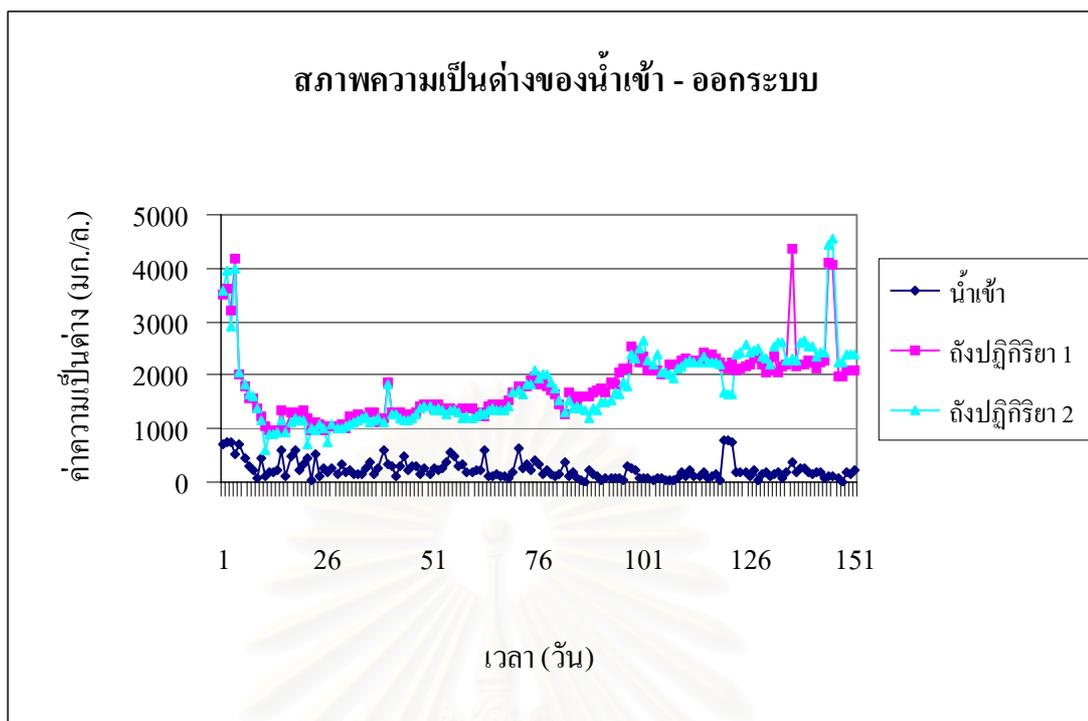
รูปที่ 4.4 ประสิทธิภาพในการลดกรดอินทรีย์ระเหยง่ายของระบบ

#### 4) สภาพความเป็นด่าง (Alkalinity)

จากตารางที่ 4.8 ในช่วงเริ่มต้นของการทดลอง ได้มีการเติมโซเดียมไฮโดรเจนคาร์บอเนต ลงไปในน้ำเข้าระบบ จึงทำให้มีสภาพความเป็นด่างของน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบ และเมื่อผ่านระบบ ออกมาจากถังปฏิกริยาทั้งสองถังมีค่าสูง แต่ต่อมาไม่ได้มีการเติมด่างลงไปน้ำเสียเนื่องจากพบว่า ถ้าเติมด่างลงไปสภาพด่างของน้ำที่ออกจากระบบจะมีค่าสูงมาก โดยสภาพความเป็นด่างทั้งหมด ของน้ำที่เข้าระบบมีค่าอยู่ในช่วง 6.37–769.57 มิลลิกรัมต่อลิตร เฉลี่ยเท่ากับ 233.43 มิลลิกรัมต่อ ลิตร และเมื่อผ่านระบบออกมากังปฏิกริยาที่ 1 มีค่าอยู่ในช่วง 950.52–4,353.29 มิลลิกรัมต่อลิตร เฉลี่ยเท่ากับ 1,804.24 มิลลิกรัมต่อลิตร ส่วนถังปฏิกริยาที่ 2 มีค่าอยู่ในช่วง 605.09–4,567.17 มิลลิกรัมต่อลิตร เฉลี่ยเท่ากับ 1,776.18 มิลลิกรัมต่อลิตร โดยค่าสภาพความเป็นด่างของน้ำเข้าและ ออกจากระบบตลอดการทดลองแสดงในภาคผนวก ก ตารางที่ ก.3 จากรูปที่ 4.5 จะเห็นว่าน้ำที่ผ่าน ระบบออกมากังปฏิกริยาทั้งสองถังตลอดการทดลอง มีค่าสภาพความเป็นด่างทั้งหมดสูงกว่าน้ำ เข้าระบบเนื่องจากได้รับไบคาร์บอเนต ( $\text{HCO}_3^-$ ) ที่เกิดจากการละลายน้ำของก๊าซ คาร์บอนไดออกไซด์ ( $\text{CO}_2$ ) ได้กรดคาร์บอนิก ( $\text{H}_2\text{CO}_3$ ) ประกอบกับในน้ำเสียมีสภาพความเป็นด่าง อยู่แล้ว ถึงแม้ในระยะหลังจะไม่ได้มีการเติมด่างในน้ำเสียที่เข้าระบบแล้ว แต่น้ำเสียที่ออกจากระบบ ยังคงมีสภาพด่างสูง

ตารางที่ 4.8 สภาพความเป็นด่างของน้ำที่เข้าและออกจากระบบ

ถังปฏิกริยา	ความเป็นด่างน้ำเข้าระบบ (มก./ล.)		ความเป็นด่างน้ำออกระบบ (มก./ล.)	
	ช่วง	ค่าเฉลี่ย	ช่วง	ค่าเฉลี่ย
ถังปฏิกริยาที่ 1	6.37 – 769.57	233.43	950.52–4,353.29	1,804.24
ถังปฏิกริยาที่ 2	6.37 – 769.57	233.43	605.09-4,567.17	1,776.18

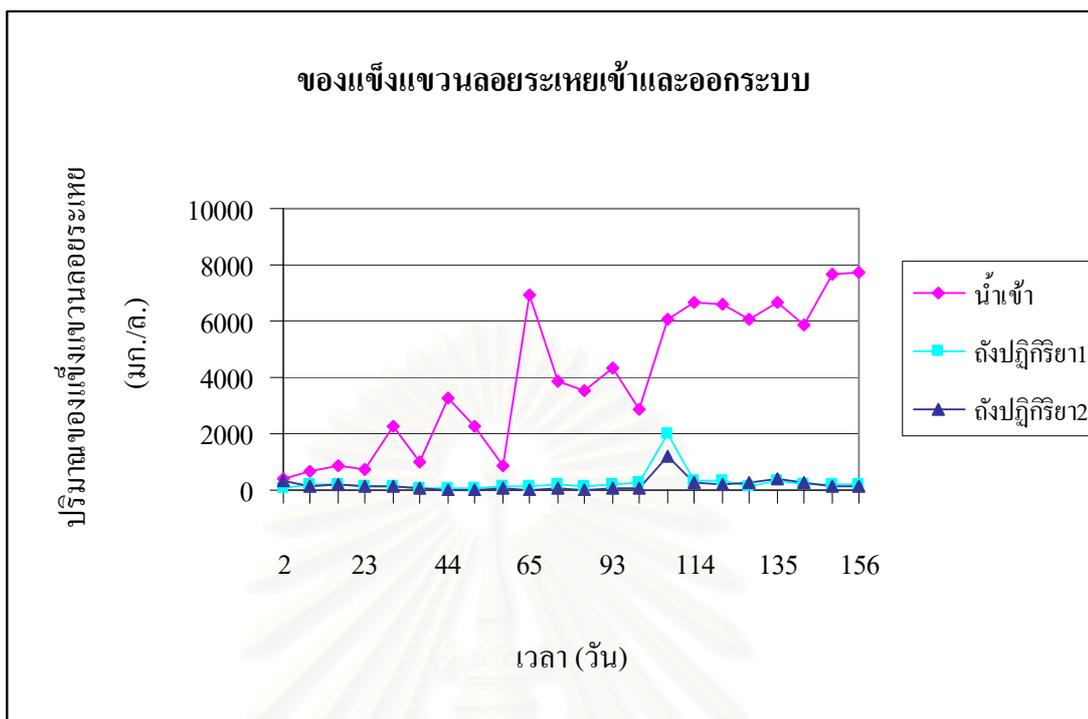


#### 5) ของแข็งแขวนลอยระเหย (Volatile Suspended Solids, VSS)

จากตารางที่ 4.9 แสดงค่าของแข็งแขวนลอยระเหยของน้ำเข้าและน้ำออกจากถังปฏิบัติการทั้ง 2 ถัง พบว่าช่วงแรกของการเริ่มต้นเดินระบบ ของแข็งแขวนลอยระเหยของน้ำเข้าระบบจะมีค่าอยู่ในช่วง 310-7,720 มิลลิกรัมต่อลิตร เฉลี่ยเท่ากับ 3,964.55 มิลลิกรัมต่อลิตรในถังปฏิบัติการที่ 1 และ 3,967.27 มิลลิกรัมต่อลิตรในถังปฏิบัติการที่ 2 โดยที่ค่าของแข็งแขวนลอยระเหยของน้ำออกถังปฏิบัติการที่ 1 มีค่าอยู่ในช่วง 53.33-1,980 มิลลิกรัมต่อลิตร เฉลี่ยเท่ากับ 264.40 มิลลิกรัมต่อลิตรและถังปฏิบัติการที่ 2 มีค่าอยู่ในช่วง 20-1,200 มิลลิกรัมต่อลิตร เฉลี่ยเท่ากับ 194.96 มิลลิกรัมต่อลิตร

ตารางที่ 4.9 ค่าของแข็งแขวนลอยระเหยของน้ำที่เข้าและออกจากระบบ

ถังปฏิบัติการ	VSS น้ำเข้าระบบ (มก./ล.)		VSS น้ำออกระบบ (มก./ล.)	
	ช่วง	ค่าเฉลี่ย	ช่วง	ค่าเฉลี่ย
ถังปฏิบัติการที่ 1	310-7,720	3,964.55	53.33-1,980	264.40
ถังปฏิบัติการที่ 2	430-7,720	3,967.27	20-1,200	194.96



รูปที่ 4.6 ค่าของแข็งแขวนลอยระเหยของน้ำเข้าและออกจากระบบ

จากรูปที่ 4.6 แสดงกราฟของของแข็งแขวนลอยระเหยของน้ำเข้า และน้ำออกจากถังปฏิบัติการทั้ง 2 ถัง จะเห็นว่าในช่วงแรกของการเดินระบบปริมาณของแข็งแขวนลอยระเหยที่มากับน้ำออกของถังปฏิบัติการทั้ง 2 มีค่าใกล้เคียงกัน แต่เมื่อเดินระบบไปได้ระยะหนึ่ง ปริมาณของแข็งแขวนลอยระเหยของน้ำออกถังปฏิบัติการที่ 2 มีค่าลดลงต่ำกว่าถังปฏิบัติการที่ 1 อย่างเห็นได้ชัด ซึ่งอาจเนื่องมาจากการเติมโพลีเมอร์เข้าไปในถังปฏิบัติการที่ 2 ซึ่งโพลีเมอร์นี้ส่งผลต่อการรวมตัวกันของตะกอนจุลินทรีย์ในระบบ เกิดเสถียรภาพ ทำให้สามารถรวมตัวกันได้ดีเกิดเป็นจุลินทรีย์ในลักษณะเม็ด ทำให้ปริมาณตะกอนจุลินทรีย์ที่หลุดออกมา มีปริมาณต่ำ ส่งผลให้ค่าของแข็งแขวนลอยระเหยลดลงด้วย จะมีเพียงบางช่วงเท่านั้นที่ค่าของแข็งแขวนลอยระเหยของน้ำออกถังปฏิบัติการที่ 1 มีค่าต่ำกว่าถังปฏิบัติการที่ 2 ซึ่งสาเหตุอาจเกิดจากระยะเวลาในการเติมโพลีเมอร์ หรือขาดการเติมโพลีเมอร์เป็นระยะเวลานาน ซึ่งช่วงที่ปริมาณของแข็งแขวนลอยระเหยในถังปฏิบัติการที่ 1 มีค่าลดลงต่ำกว่าในถังปฏิบัติการที่ 2 นั้นเป็นเพียงช่วงสั้นๆ คือตั้งแต่วันที่ 128-142 ของการทดลอง และค่าของแข็งแขวนลอยของถังปฏิบัติการทั้งสองมีค่าไม่แตกต่างกันมากนัก ดังแสดงในรูปที่ 4.6 ส่วนค่าของแข็งแขวนลอยระเหยของน้ำเข้าและออกจากระบบตลอดการทดลองแสดงในภาคผนวก ก ตารางที่ ก.6

#### 4.2.2 ประสิทธิภาพในการบำบัด

##### 1) ซีโอดี (COD)

ในการประเมินประสิทธิภาพของระบบบำบัดน้ำเสียโดยทั่วไป มักจะประเมินประสิทธิภาพได้จากความสามารถในการกำจัดสารอินทรีย์ โดยอาจวัดในรูปการกำจัดบีโอดีหรือการกำจัดซีโอดีของระบบบำบัด ซึ่งในการวิจัยครั้งนี้การประเมินประสิทธิภาพของระบบบำบัดใช้ความสามารถในการกำจัดซีโอดีของระบบเป็นค่าที่แสดงถึงประสิทธิภาพของระบบยูเอเอสบีโดยได้ทำการวิเคราะห์ค่าซีโอดีในน้ำที่เข้าระบบวัดในรูปซีโอดีทั้งหมดและซีโอดีละลายน้ำ และวิเคราะห์ค่าซีโอดีในน้ำออกจากระบบวัดในรูปซีโอดีทั้งหมด และซีโอดีละลายน้ำเช่นกัน ซึ่งประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีคำนวณได้ ดังสมการ

$$\text{ประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์} = \frac{\text{ค่าซีโอดีน้ำเข้า (มก./ล.)} - \text{ค่าซีโอดีน้ำออก (มก./ล.)}}{\text{ค่าซีโอดีน้ำเข้า}} \times 100$$

ผลการวิเคราะห์ค่าซีโอดีในน้ำที่เข้า และน้ำออกระบบวัดในรูปซีโอดีทั้งหมด และซีโอดีละลายน้ำ ดังแสดงในตารางที่ 4.10 และ ตารางที่ 4.11 ส่วนตารางที่ 4.12 นั้นจะแสดงค่าซีโอดีน้ำเข้าระบบในแต่ละอัตราบำบัดสารอินทรีย์

เมื่อเริ่มเดินระบบได้ 3 วัน หลังจากทำการปรับสภาพตะกอนจุลินทรีย์เริ่มต้นแล้ว จึงเริ่มทำการวิเคราะห์หาค่าซีโอดีทั้งหมด และซีโอดีละลายน้ำ ของน้ำเข้าและน้ำออก โดยในช่วงเริ่มต้นเดินระบบ ให้ค่าความเข้มข้นซีโอดีเท่ากับ 3,200 มิลลิกรัมต่อลิตร และเพิ่มค่าความเข้มข้นของซีโอดีขึ้นเรื่อยๆ ที่ละ 3,200 มิลลิกรัมต่อลิตร จากรูปที่ 4.7 และ 4.8 แสดงปริมาณซีโอดีทั้งหมดและซีโอดีละลายน้ำของน้ำเข้าและออกจากระบบ โดยค่าซีโอดีของน้ำเข้าและออกจากระบบตลอดการทดลองแสดงในภาคผนวก ก ตารางที่ ก.4

ตารางที่ 4.10 ค่าซีโอดีทั้งหมดของน้ำที่เข้าและออกจากระบบ

ถังปฏิบัติการ	ซีโอดีน้ำเข้าระบบ (มก./ล.)		ซีโอดีน้ำออกระบบ (มก./ล.)	
	ช่วง	ค่าเฉลี่ย	ช่วง	ค่าเฉลี่ย
ถังปฏิบัติการที่ 1	3,200-32,000	19,212.12	320-1,920	816.36
ถังปฏิบัติการที่ 2	3,200-32,000	19,212.12	320-1,840	745.45



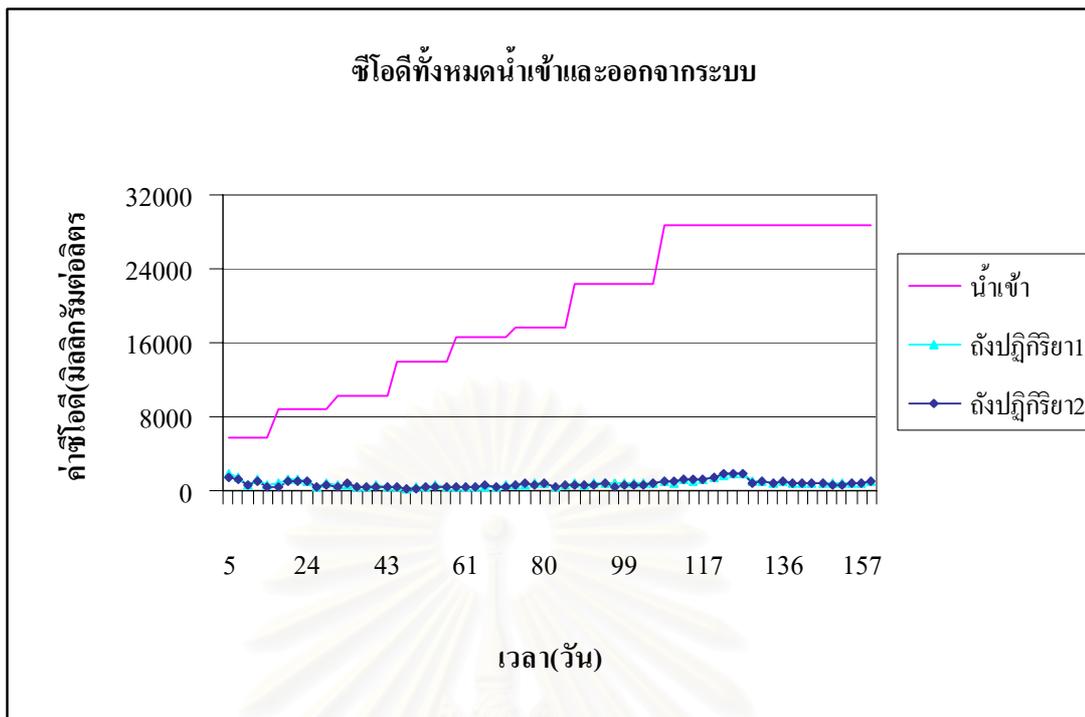
ตารางที่ 4.11 ค่าซีโอดีละลายน้ำของน้ำที่เข้าและออกจากระบบ

ถังปฏิบัติการ	ซีโอดีน้ำเข้าระบบ (มก./ล.)		ซีโอดีน้ำออกระบบ (มก./ล.)	
	ช่วง	ค่าเฉลี่ย	ช่วง	ค่าเฉลี่ย
ถังปฏิบัติการที่ 1	2,800-20,800	11,333.33	160-1,440	660.61
ถังปฏิบัติการที่ 2	2,800-20,800	11,333.33	160-1,280	601.82

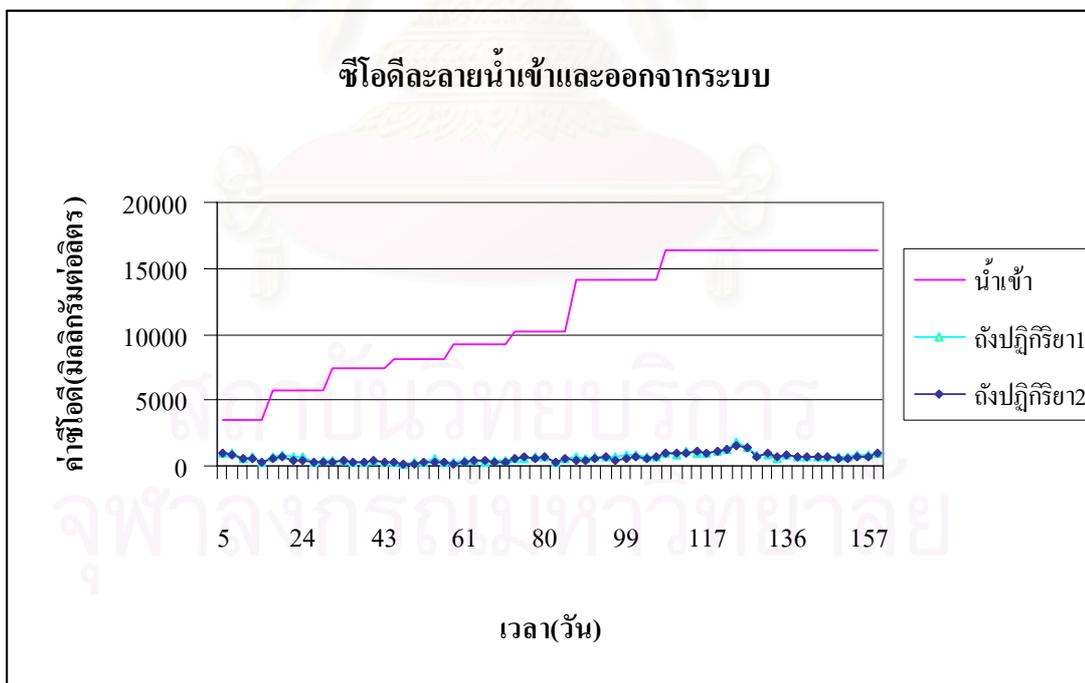
ตารางที่ 4.12 ค่าซีโอดีน้ำเข้าระบบตามอัตราการบำบัดทุกสารอินทรีย์

อัตราการบำบัดทุกสารอินทรีย์ (กรัมซีโอดีต่อลิตรต่อวัน)	ค่าซีโอดีทั้งหมด (มก./ล.)		ค่าซีโอดีละลายน้ำ (มก./ล.)	
	ช่วง	ค่าเฉลี่ย	ช่วง	ค่าเฉลี่ย
1.07	3200-8000	5840.00	2800-4800	3440.00
2.14	4000-10000	8833.33	3200-8000	5666.67
3.21	6000-16000	10333.33	4800-12000	7400.00
4.29	11000-18000	13966.67	7200-12000	8133.33
5.36	12000-22000	16666.67	8000-10000	9266.67
6.43	14000-22000	17666.67	7200-12800	10266.67
7.50	16000-32000	22355.56	9600-20800	14088.89
8.57	26000-32000	28763.64	13600-20000	16327.27

สถาบันวิทยบริการ  
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย



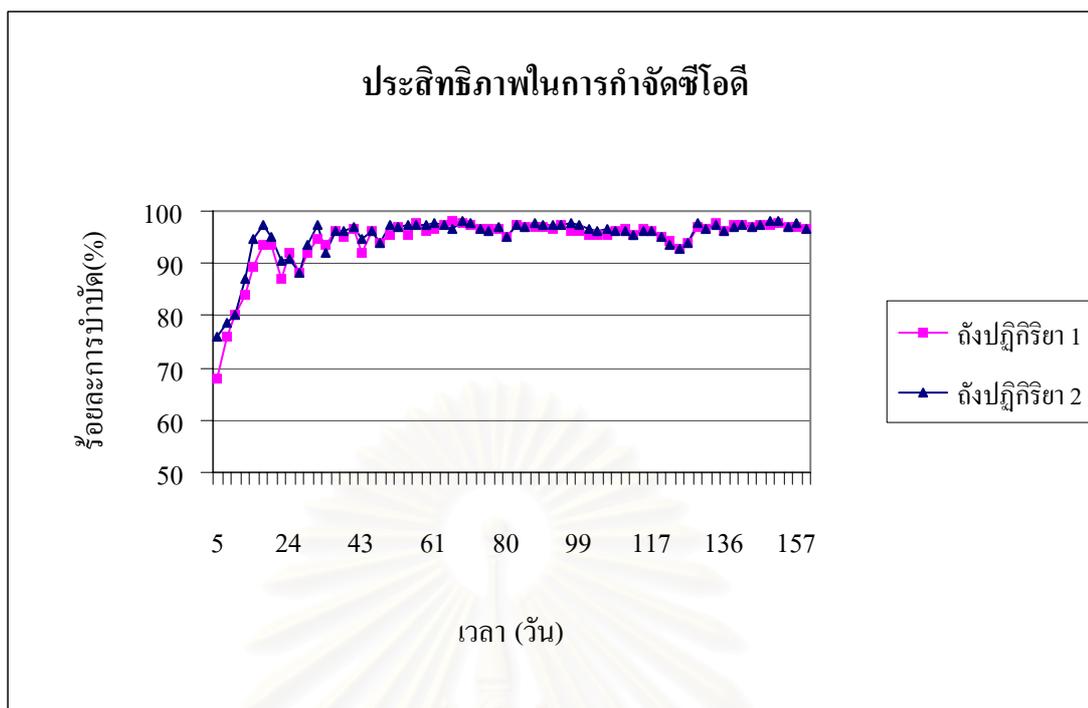
รูปที่ 4.7 ซีโอดีทั้งหมดของน้ำเข้าและออกจากระบบ



รูปที่ 4.8 ซีโอดีละลายน้ำของน้ำเข้าและออกจากระบบ

\*หมายเหตุ - น้ำเข้าระบบจะเป็นค่าเฉลี่ยในแต่ละอัตรารับภาระบรรทุกสารอินทรีย์

จากกราฟแสดงความสัมพันธ์ระหว่างค่าซีโอดีของน้ำเสียเข้า และออกจากระบบของถัง ปฏิกริยาทั้งสองกับระยะเวลาดำเนินการทดลอง ในรูปที่ 4.7 และ 4.8 ในวันที่ 5 ของการทดลองถัง ปฏิกริยาที่ 1 มีค่าซีโอดีลดลงเหลือ 1,920 มิลลิกรัมซีโอดีต่อลิตร หรือมีค่าความสามารถในการ กำจัดซีโอดีเพียง 68 เปอร์เซ็นต์ ส่วนถังปฏิกริยาที่ 2 ค่าซีโอดีลดลงเหลือ 1,280 มิลลิกรัมซีโอดีต่อ ลิตร หรือสามารถกำจัดซีโอดี 76 เปอร์เซ็นต์ และจะเห็นได้ว่าในช่วง 15 วันแรกของการดำเนินการ ที่มีการป้อนน้ำเสียที่มีความเข้มข้นซีโอดีเท่ากับ 3,200 มิลลิกรัมซีโอดีต่อลิตร การลดลงของค่า ซีโอดียังมีไม่มากนัก ซึ่งถังปฏิกริยาที่ 1 สามารถลดค่าซีโอดีลงได้เพียง 79.47 เปอร์เซ็นต์ ส่วนถัง ปฏิกริยาที่ 2 สามารถลดลงได้ 83.27 เปอร์เซ็นต์ และเมื่อเดินระบบต่อไปโดยความเข้มข้นซีโอดีใน น้ำเข้าระบบจะเพิ่มขึ้นเรื่อยๆ ในวันที่ 29 ถึงวันที่ 106 ของการทดลอง ค่าซีโอดีที่ออกจากระบบ ก่อนข้างคองที่ ในถังปฏิกริยาที่ 1 มีค่าซีโอดีลดลงเหลือ 240-880 มิลลิกรัมซีโอดีต่อลิตร สามารถ กำจัดซีโอดีในน้ำเสียได้มากกว่า 90 เปอร์เซ็นต์ ส่วนในถังปฏิกริยาที่ 2 มีค่าซีโอดีลดลงเหลือ 240- 800 มิลลิกรัมซีโอดีต่อลิตร และสามารถกำจัดซีโอดีในน้ำเสียได้มากกว่า 90 เปอร์เซ็นต์เช่นกัน และ พบว่าหลังจากเดินระบบได้ 50 วัน ถังปฏิกริยาทั้งสอง จะมีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีมากกว่า 95 เปอร์เซ็นต์ จนถึงวันที่ 120 ของการทดลองพบว่าประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีมีค่าลดลง โดย ในช่วงวันที่ 120-127 ของการทดลอง ค่าซีโอดีที่ออกจากระบบทั้งสองมีค่าเพิ่มขึ้นคือ ในถัง ปฏิกริยาที่ 1 ค่าซีโอดีของน้ำที่ออกจากระบบมีค่า 1,440-1,920 มิลลิกรัมซีโอดีต่อลิตรในถังปฏิกริยา ที่ 2 ค่าซีโอดีของน้ำที่ออกจากระบบมีค่า 1,440-1,840 มิลลิกรัมซีโอดีต่อลิตร ซึ่งอาจเนื่องมาจากใน ช่วงเวลานั้นค่าพีเอชของน้ำภายในถังปฏิกริยาทั้งสองมีค่าพีเอชสูงขึ้นผิดปกติ จึงอาจส่งผลต่อ สภาวะแวดล้อมและการทำงานของจุลินทรีย์ภายในถังปฏิกริยาได้ ซึ่งเมื่อแก้ไขปัญหาดังกล่าวแล้ว พบว่าประสิทธิภาพการทำงานของระบบกลับเพิ่มขึ้นอีกครั้ง โดยมีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดี มากกว่า 95 เปอร์เซ็นต์ จนจบการทดลอง



**รูปที่ 4.9** ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีตลอดการทดลอง

จากรูปที่ 4.9 แสดงถึงประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีตลอดการทดลอง ในช่วงเริ่มต้นเดินระบบ จะพบว่าในวันที่ 5 ของการทดลอง ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีของถึงปฏิบัติการที่ 1 และ 2 มีค่าเท่ากับร้อยละ 68 และ 76 ตามลำดับ หลังจากนั้นประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีก็มีแนวโน้มเพิ่มขึ้นเรื่อยๆ และพบว่าหลังจากเดินระบบได้ 22 วัน ถึงปฏิบัติการทั้งสองถึง มีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีคงที่ คือร้อยละของการบำบัดมีค่ามากกว่า 80 มากกว่า 5 วันติดต่อกันจึงเข้าสู่สภาวะคงที่

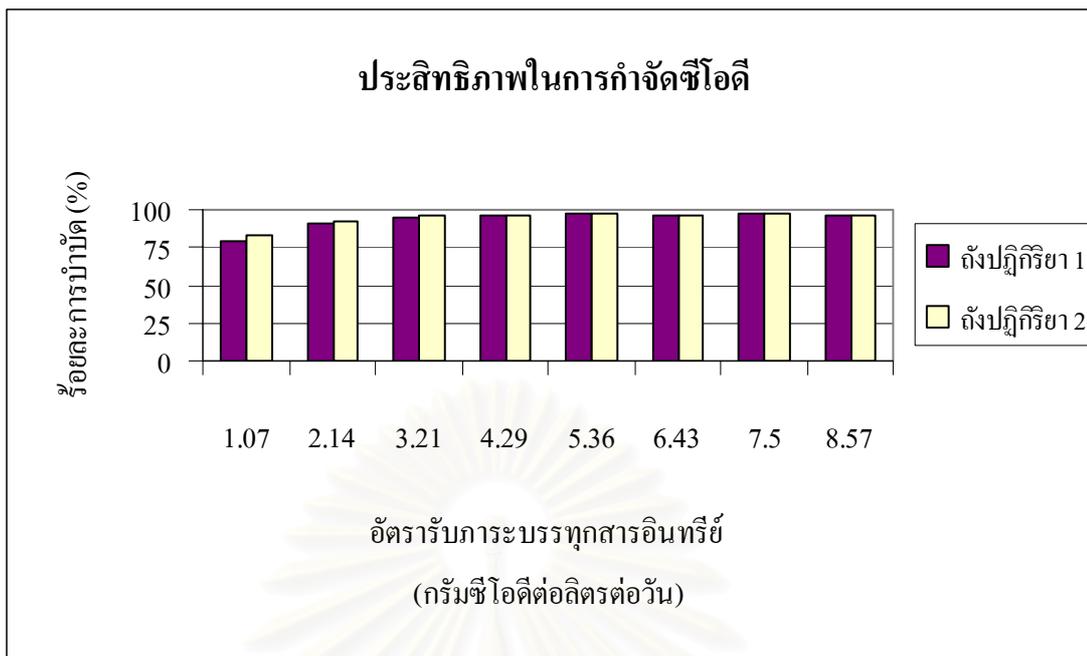
หลังจากเริ่มต้นเดินระบบบำบัด และเข้าสู่สภาวะคงที่แล้ว จึงทำการเพิ่มค่าอัตรารับภาระบรรทุกสารอินทรีย์ หรือเพิ่มปริมาณซีโอดีที่เข้าสู่ระบบ พบว่าเมื่อเดินระบบได้ประมาณ 1 เดือน ประสิทธิภาพในการบำบัดมีค่ามากกว่าร้อยละ 90 ทั้งสองถึงปฏิบัติการ และมีแนวโน้มเพิ่มขึ้นเรื่อยๆ ดังนั้นจึงทำการเพิ่มอัตรารับภาระบรรทุกสารอินทรีย์ขึ้นเรื่อยๆ ครั้งละ 1.07 กรัมซีโอดีต่อกรัมลิตรต่อวัน จนอัตรารับภาระบรรทุกสารอินทรีย์มีค่าเท่ากับ 8.57 กรัมซีโอดีต่อลิตรต่อวัน ซึ่งประสิทธิภาพในการบำบัดของถึงปฏิบัติการทั้งสองมีค่ามากกว่าร้อยละ 90 จนสิ้นสุดการทดลอง

ตารางที่ 4.13 ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีทั้งหมด

Organic Loading Rate ( g COD/L-day )	ประสิทธิภาพในการกำจัด COD (%)	
	ถังปฏิบัติการที่ 1	ถังปฏิบัติการที่ 2
1.07	79.47	83.27
2.14	91.02	92.53
3.21	94.63	95.5
4.29	95.94	96.46
5.36	97.18	97.47
6.43	96.40	96.39
7.50	96.76	97.53
8.57	95.80	96.13
<b>ค่าเฉลี่ยตลอดการทดลอง</b>	<b>93.40</b>	<b>94.41</b>

จากตารางที่ 4.13 และรูปที่ 4.10 แสดงประสิทธิภาพการลดซีโอดีที่อัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์ต่างๆกัน โดยประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีเพิ่มสูงขึ้นตามลำดับเมื่อเพิ่มอัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์ เมื่อเพิ่มอัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์จนถึง 6.43 กรัมซีโอดีต่อกรัมลิตรต่อวัน พบว่าประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีลดลงเล็กน้อย เมื่อเดินระบบต่อไปและมีการเพิ่มอัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์ขึ้นเป็น 7.50 กรัมซีโอดีต่อลิตรต่อวัน พบว่าประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีของถังปฏิบัติการทั้งสองมีค่าเพิ่มขึ้น ดังนั้นจึงทำการเดินระบบต่อไปเรื่อยๆ โดยทำการเพิ่มอัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์ขึ้นทีละ 1.07 กรัมซีโอดีต่อลิตรต่อวัน จนถึง 8.57 กรัมซีโอดีต่อลิตรต่อวัน และทำการเดินระบบต่อไปที่อัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์คงที่ที่ 8.57 กรัมซีโอดีต่อลิตรต่อวันจนจบการทดลอง

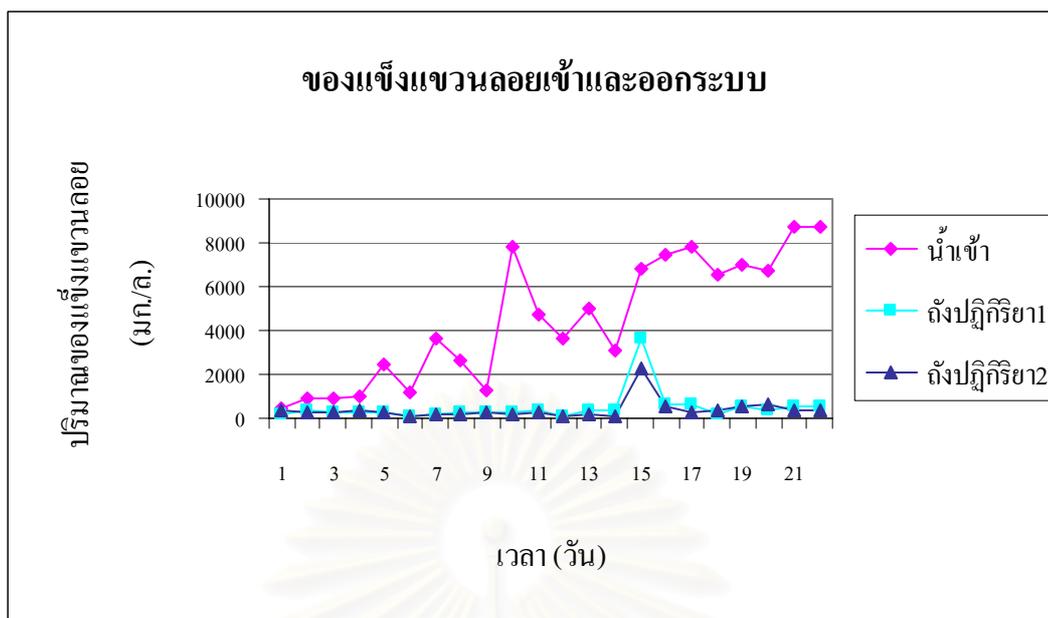
สถาบันวิทยบริการ  
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย



รูปที่ 4.10 ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีทั้งหมดที่อัตรารับภาระบรรทุกสารอินทรีย์ต่างๆกัน

## 2) ของแข็งแขวนลอย (Suspended Solids, SS)

ปริมาณของแข็งแขวนลอยที่ออกมาคือน้ำที่มาจากถึงปฏิบัติการเป็นพารามิเตอร์อย่างหนึ่ง ที่จะแสดงให้เห็นว่าระบบสามารถทำงานได้อย่างมีประสิทธิภาพหรือไม่ เนื่องจากถ้ามีปริมาณของแข็งแขวนลอยออกมาคือน้ำที่มาก แสดงว่าตะกอนรวมตัวกันไม่ได้ไม่ดีนักทำให้ตะกอนมีน้ำหนักเบา ความหนาแน่นต่ำ จึงหลุดออกมาได้ง่าย หรือกระบวนการแยกตะกอนแขวนลอยจากน้ำที่ขาดประสิทธิภาพ อาจมีสาเหตุมาจากการเกิดก๊าซชีวภาพในปริมาณมาก ทำให้เกิดการฟุ้งกระจายของตะกอนจุลินทรีย์ หรือระบบอาจได้รับสารพิษ และเกิดการที่มีสารอินทรีย์เข้าสู่ระบบมากเกินไป (Shock load) ทำให้การทำงานของระบบขาดเสถียรภาพ รูปที่ 4.11 แสดงปริมาณของแข็งแขวนลอยของน้ำเข้าและออกจากระบบ ส่วนค่าของแข็งแขวนลอยของน้ำเข้าและออกจากระบบตลอดการทดลองแสดงในภาคผนวก ก ตารางที่ ก.5



รูปที่ 4.11 ค่าของแข็งแขวนลอยของน้ำเข้าและออกจากระบบ

ตารางที่ 4.14 ค่าของแข็งแขวนลอยของน้ำที่เข้าและออกจากระบบ

ถังปฏิบัติการ	SS น้ำเข้า (มก./ล.)		SS น้ำออก (มก./ล.)	
	ช่วง	ค่าเฉลี่ย	ช่วง	ค่าเฉลี่ย
ถังปฏิบัติการที่ 1	455-8,740	4,480	110-3,620	494.05
ถังปฏิบัติการที่ 2	455-8,740	4,480	86.67-2,250	377.41

จากตารางที่ 4.14 ค่าของแข็งแขวนลอยของน้ำเข้าในถังปฏิบัติการที่ 1 และ 2 มีค่าอยู่ในช่วง 455-8,740 มิลลิกรัมต่อลิตร เฉลี่ยเท่ากับ 4,480 มิลลิกรัมต่อลิตร ส่วนค่าของแข็งแขวนลอยน้ำออกถังปฏิบัติการที่ 1 มีค่าอยู่ในช่วง 110-3,620 มิลลิกรัมต่อลิตร เฉลี่ยเท่ากับ 494.05 มิลลิกรัมต่อลิตร และค่าของแข็งแขวนลอยน้ำออกถังปฏิบัติการที่ 2 มีค่าอยู่ในช่วง 86.67-2,250 มิลลิกรัมต่อลิตร เฉลี่ยเท่ากับ 377.41 มิลลิกรัมต่อลิตร ในช่วงแรกของการเดินระบบนั้นค่าของแข็งแขวนลอยน้ำเข้าและน้ำออกระบบนั้นมีค่าไม่แตกต่างกันมากนัก แต่เมื่อเดินระบบไปได้ระยะหนึ่งค่าของแข็งแขวนลอยน้ำเข้าและน้ำออกจากถังปฏิบัติการทั้งสองจะมีค่าแตกต่างกันอย่างเห็นได้ชัด โดยที่ค่าของแข็งแขวนลอยในน้ำออกของถังปฏิบัติการทั้งสองนั้นมีค่าใกล้เคียงกัน จะเห็นได้จากรูปที่ 4.11

ตารางที่ 4.15 ประสิทธิภาพในการกำจัดของแข็งแขวนลอยของระบบ

Organic Loading Rate ( g COD/L -day )	ประสิทธิภาพในการกำจัด SS (%)	
	ถังปฏิกรณ์ที่ 1	ถังปฏิกรณ์ที่ 2
1.07	66.49	65.69
2.14	74.95	76.70
3.21	89.58	89.52
4.29	92.08	93.90
5.36	85.57	89.13
6.43	94.44	96.16
7.50	89.74	96.50
8.57	92.08	94.80
ค่าเฉลี่ยตลอดการทดลอง	85.62	87.80

ในช่วงแรกของการเดินระบบ จะมีการหลุดออก (wash out) ของตะกอนออกจากถังปฏิกรณ์จำนวนมาก จึงส่งผลให้ประสิทธิภาพในการลด SS มีค่าต่ำ ซึ่งอาจเนื่องมาจากการคัดเลือกสายพันธุ์ของตะกอนจุลินทรีย์ คือตะกอนจุลินทรีย์ที่มีน้ำหนักเบา ความสามารถในการจมตัวต่ำ ก็จะถูกพัดพาออกจากระบบ ส่วนตะกอนจุลินทรีย์ที่มีน้ำหนักมาก ความหนาแน่นสูง ความสามารถในการจมตัวสูงก็จะรวมตัวกันพัฒนาเป็นเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่มีขนาดเพิ่มขึ้นตกลงสู่กันถึง ทำให้ประสิทธิภาพในการลด SS ของระบบมีค่าเพิ่มขึ้นตามลำดับซึ่งสอดคล้องกับงานวิจัยของจิรพงษ์ อินทร์จ้อหอ (2537) ที่กล่าวว่า ขบวนการสร้างตะกอนมี 3 ช่วงคือ ช่วงแรกคือการคัดเลือกสายพันธุ์จุลินทรีย์ที่มีน้ำหนักเบาไม่สามารถอยู่ในระบบ ซึ่งจะหลุดออกจากระบบ ช่วงที่สอง คือช่วงก่อตัวเป็นเม็ด และช่วงที่สามคือ ช่วงเพิ่มขนาดเม็ดตะกอน ซึ่งจากตารางที่ 4.15 จะเห็นได้ว่าประสิทธิภาพในการลดปริมาณของแข็งแขวนลอยในระบบมีค่าเพิ่มขึ้นเรื่อยๆเมื่อเพิ่มอัตราบำบัดสารอินทรีย์ ซึ่งอาจเนื่องมาจากการพัฒนาของตะกอนจุลินทรีย์ในถังปฏิกรณ์โดยตะกอนจุลินทรีย์ที่มีน้ำหนักเบาก็จะหลุดออกจากถังปฏิกรณ์ในช่วงแรก หลังจากนั้นตะกอนที่มีน้ำหนักเบาจึงเริ่มมีการเกาะกลุ่มกัน เพื่อให้มีสภาพเป็นเม็ดตะกอนจุลินทรีย์เพื่อรักษาเสถียรภาพของตัวจุลินทรีย์เองและเพื่อเพิ่มประสิทธิภาพในการทำงานของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์



### 4.3 การเกิดเป็นเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ (Granulation)

#### 4.3.1 ความสามารถจำเพาะในการสร้างมีเทนของแบคทีเรีย (Specific Methanogenic Activity : SMA)

โดยทั่วๆ ไปแล้ว ถ้ามีเทนที่ผลิตขึ้นเป็นตัวบอกระดับประสิทธิภาพของระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจน ดังนั้นการที่จะหาว่าแบคทีเรียมีประสิทธิภาพมากน้อยเพียงใดนั้น จะใช้การทดสอบที่เรียกว่าค่าความสามารถจำเพาะในการสร้างมีเทนของแบคทีเรียหรือเรียกว่าเอสเอ็มเอ (SMA) เพื่อหาว่าแบคทีเรียในหนึ่งหน่วยกรัมวิเอสเอสสามารถที่จะเปลี่ยนสารอินทรีย์ในรูปของกรดอะซิติกไปเป็นก๊าซมีเทน ( $\text{CH}_4$ )

วัลย์รัตน์ มาลัยหอม (2547) ทำการศึกษาพบว่าเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่เก็บไว้โดยที่ไม่มีการให้สารอาหารใดๆ นั้นทำให้เม็ดตะกอนจุลินทรีย์มีค่าเอสเอ็มเอลดลงตามระยะเวลาที่เก็บไว้ ไม่ว่าจะใช้กรดอะซิติกหรือน้ำตาลเป็นแหล่งซีโอดีในการทดลองก็ตาม แต่เนื่องจากกรดอะซิติกเป็นกรดอินทรีย์ระเหยง่าย (Volatile Fatty Acid, VFA) โมเลกุลเล็กที่แบคทีเรียชนิดที่สร้างมีเทน (Methanogenesis Bacteria) สามารถย่อยสลายได้ทันทีโดยไม่ต้องผ่านขั้นตอนการย่อยสลายของแบคทีเรียชนิดอื่นจึงมีความเหมาะสมในการนำกรดอะซิติกมาใช้เป็นแหล่งซีโอดีให้กับแบคทีเรียกลุ่มนี้ในการทดลองเพื่อหาค่าเอสเอ็มเอ

จากตารางที่ 4.16 นั้น จะแสดงการเปรียบเทียบค่าเอสเอ็มเอของตะกอนจุลินทรีย์ที่ใช้ในการวิจัยต่างๆ ซึ่งใช้ตะกอนเริ่มต้นและชนิดของน้ำเสียที่แตกต่างกันออกไป

ตารางที่ 4.16 ค่าความสามารถจำเพาะในการสร้างมีเทนของแบคทีเรียในงานวิจัยอื่นๆ

ประเภทน้ำเสีย	ตะกอนเริ่มต้น	SMA	อ้างอิง
กากน้ำตาล	Anaerobic Digester (AD)	1.2	Wu และคณะ, 1985
น้ำเสียสังเคราะห์ซูโครส	AD+AS	0.35-0.44	Soto และคณะ, 1997
น้ำเสียสังเคราะห์กลูโคส	สลัดจ์ชุมชน	0.3	Francesse และคณะ, 1998
น้ำเสียสังเคราะห์โปรตีน	Activated Sludge (AS)	0.47	ชลธิชา, 2545
น้ำเสียสังเคราะห์กรดอะซิติก	บ.เสริมสุข จำกัด ผ่านการ	0.01-0.06	วลัยรัตน์, 2547
น้ำเสียสังเคราะห์จากน้ำตาล	ทำแห้งแบบเยือกแข็ง	0.008-0.03	วลัยรัตน์, 2547
น้ำเสียสังเคราะห์จากน้ำตาล	ระบบ UASB เก็บไว้ 6 เดือน	0.058	วลัยรัตน์, 2547
น้ำเสียสังเคราะห์จากน้ำตาล	ระบบ UASB ไม่ผ่านการเก็บ	0.164	วลัยรัตน์, 2547
น้ำเสียจากการสกัดน้ำมันปาล์ม	บ่อหมักไร้อากาศ	0.047	งานวิจัยนี้
น้ำเสียจากการสกัดน้ำมันปาล์ม	บ่อหมักไร้อากาศ+โพลีเมอร์	0.149	งานวิจัยนี้

จะเห็นได้ว่าผลของค่าเอสเอ็มเอที่ได้ในการวิจัยครั้งนี้ ดังแสดงในตารางที่ 4.16 พบว่าค่าเอสเอ็มเอของงานวิจัยครั้งนี้มีค่าต่ำเมื่อเทียบกับค่าเอสเอ็มเอในงานวิจัยอื่นๆ คือในถังปฏิกริยาที่ 1 มีค่าเอสเอ็มเอเท่ากับ 0.047 และในถังปฏิกริยาที่ 2 มีค่าเอสเอ็มเอเท่ากับ 0.149 ทั้งนี้อาจจะเนื่องมาจากชนิดของน้ำเสียที่ใช้เป็นน้ำเสียที่มีปริมาณกรดอินทรีย์ระเหยง่าย ในปริมาณสูงทำให้แบคทีเรียในถังปฏิกริยาทั้งสองปรับตัวและทำงานได้ไม่เต็มที่ ซึ่งปัจจัยที่มีผลต่อการทำงานของแบคทีเรียมีอยู่หลายปัจจัย เช่น ประเภทของน้ำเสีย ชนิดตะกอนเริ่มต้น ระยะเวลาในการเก็บตะกอนก่อนที่จะนำมาใช้เดินระบบ เป็นต้น แต่ประเภทและองค์ประกอบของน้ำเสียเป็นปัจจัยหนึ่งที่มีผลต่อการทำงานของแบคทีเรียในระบบ โดยน้ำเสียที่มีกรดอินทรีย์ระเหยที่มีคาร์บอนมากกว่า 2 อะตอม จุลินทรีย์ที่สร้างมีเทนนั้นไม่สามารถสร้างมีเทนจากกรดอินทรีย์ระเหยที่มีคาร์บอนมากกว่า 2 อะตอมได้ ต้องอาศัยการทำงานของแบคทีเรียสร้างกรดในการเปลี่ยนกรดอินทรีย์ที่มีคาร์บอนมากกว่า 2 อะตอม ไปเป็นกรดอะซิติก แบคทีเรียพวกสร้างมีเทนจึงจะสามารถนำไปใช้ได้ (มันสิน ตัลลวุฒวศม์, 2542)

#### 4.3.2 ตะกอนเม็ดที่ได้หลังจากการทดลอง

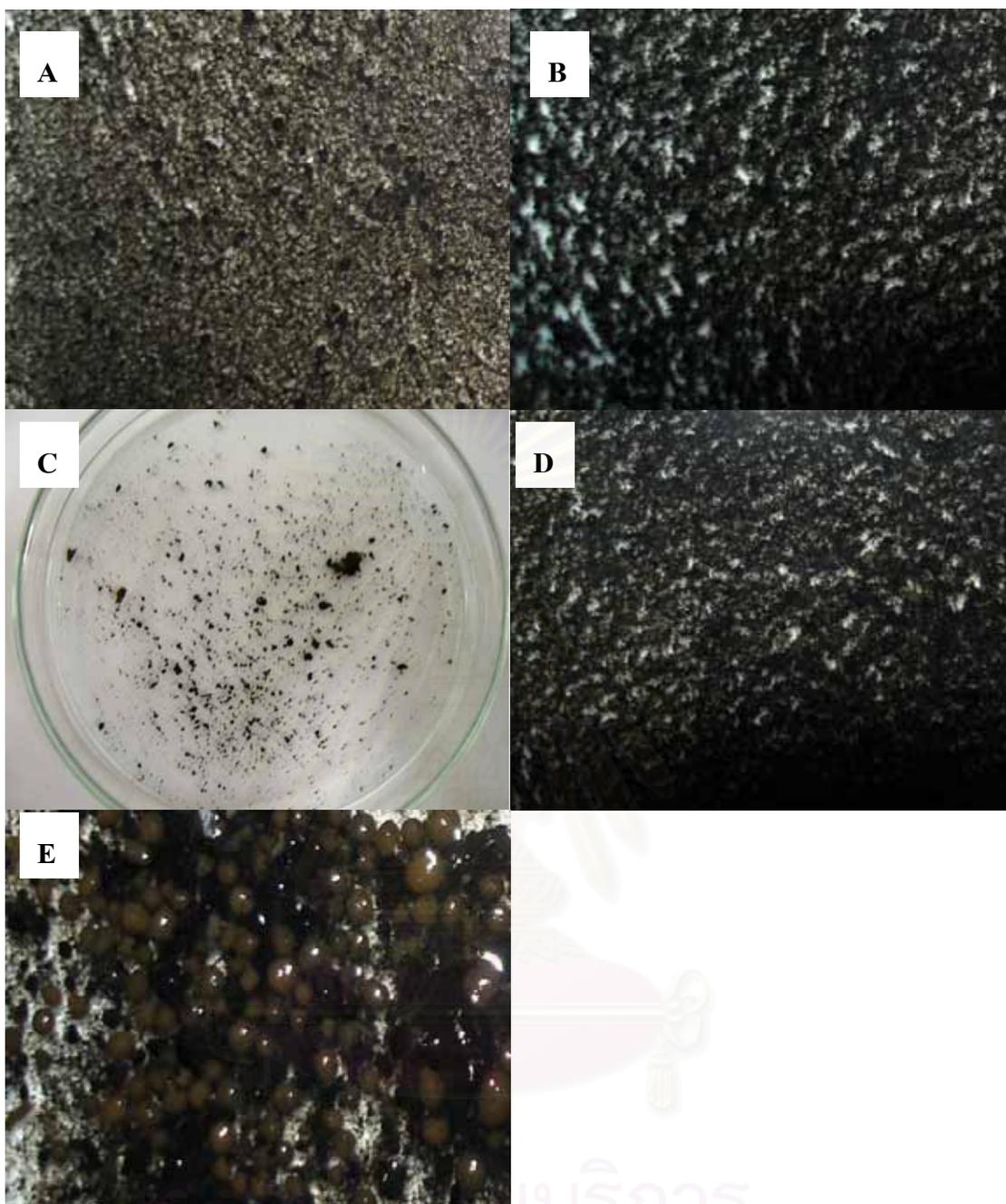
ตารางที่ 4.17 ระยะเวลาและการเกิดเป็นเม็ดตะกอนจุลินทรีย์

วันที่	ถังปฏิบัติการที่ 1	วันที่	ถังปฏิบัติการที่ 2
1	ตะกอนมีลักษณะเป็นสีดำ เป็นเนื้อเดียวกัน เหลวคล้ายโคลน มีกลิ่นเหม็น	1	ตะกอนมีลักษณะเป็นสีดำ เป็นเนื้อเดียวกัน เหลวคล้ายโคลน มีกลิ่นเหม็น
7	ตะกอนจมตัวอยู่ทางด้านล่างของถังปฏิบัติการ มีบางส่วนฟุ้งกระจายอยู่เหนือชั้นตะกอนด้านล่าง	7	ตะกอนจมตัวอยู่ทางด้านล่างของถังปฏิบัติการ มีบางส่วนฟุ้งกระจายอยู่เหนือชั้นตะกอนด้านล่าง
28	มีฟองก๊าซเล็กๆ ลอยตัวขึ้นจากชั้นตะกอนด้านล่าง ตะกอนบางส่วนยังฟุ้งกระจายอยู่ด้านบน	28	ตะกอนจมตัวอยู่ทางด้านล่าง มีฟองก๊าซแทรกตัวอยู่ด้านข้างของถังปฏิบัติการ และลอยขึ้นสู่ด้านบน
38	ตะกอนมีสีเข้มขึ้น แต่ยังมีลักษณะเป็นปุย (Floc) ไม่รวมตัวกัน	38	ตะกอนด้านล่างรวมตัวกันจนมีลักษณะเป็นเม็ดขนาดเล็กมาก ส่วนด้านบนยังคงมีลักษณะเป็นตะกอนปุย (Floc)
60	ตะกอนด้านล่างยังคงมีลักษณะเป็นโคลนยังไม่มีการรวมตัวเป็นเม็ด ส่วนตะกอนด้านบนบางส่วนฟุ้งกระจายอยู่เหนือชั้นตะกอนด้านล่าง	60	ตะกอนด้านล่างเริ่มมีการรวมตัวกันจนมีลักษณะเป็นเม็ดขนาดเล็กๆ < 1 มิลลิเมตร ส่วนตะกอนด้านบนยังคงมีลักษณะเป็นตะกอนปุย (Floc)
120	ตะกอนด้านล่างบางส่วนเริ่มมีการรวมตัวกันแต่ยังไม่อยู่ในลักษณะที่เป็นเม็ด ส่วนตะกอนด้านบนส่วนใหญ่ยังคงมีลักษณะเป็นตะกอนปุย (Floc)	120	ตะกอนส่วนใหญ่มีการรวมตัวกันเป็นเม็ดขนาดต่างๆกัน โดยส่วนใหญ่จะมีขนาดประมาณ 1 มิลลิเมตร

ในช่วงแรกของการเริ่มต้นเดินระบบจะสังเกตการเกิดเป็นเม็ดตะกอนจุลินทรีย์จากภายนอกถังปฏิบัติการ และสังเกตจากตะกอนจุลินทรีย์ที่ออกจากระบบในรูปของของแข็งแขวนลอย (SS) จากตารางที่ 4.17 จากการสังเกตด้วยตาเปล่า เริ่มต้นการทดลองโดยใส่ตะกอนเริ่มต้นและสารอาหารลงในถังปฏิบัติการทั้งสอง (ในวันที่ 0 ของการทดลอง) พบว่าตะกอนในถังปฏิบัติการทั้งสองมีสีดำเป็นเนื้อเดียวกัน ตะกอนส่วนใหญ่ยังคงฟุ้งกระจายไม่จมตัวลงสู่ก้นถัง วันที่ 3 ของการทดลองตะกอน

ส่วนใหญ่จุ่มตัวลงสู่ด้านล่างของถังปฏิบัติการ เมื่อเริ่มสูบน้ำเสียเข้าสู่ถังปฏิบัติการทั้งสองที่ความเข้มข้น ซีไอดีเริ่มต้นประมาณ 3,200 มิลลิกรัมต่อลิตร จะสังเกตเห็นฟองก๊าซเล็กๆ แทรกตัวอยู่ในชั้นตะกอนและค่อยๆลอยขึ้นสู่ด้านบน ในวันที่ 38 ของการทดลองตะกอนทางด้านล่างของถังปฏิบัติการที่ 2 เริ่มจับตัวรวมกัน และในวันที่ 60 ของการทดลอง ตะกอนด้านล่างของถังปฏิบัติการที่ 2 เริ่มจับตัวกันเป็นเม็ดขนาดเล็กๆ ส่วนตะกอนด้านบนยังคงเป็นตะกอนปุย ส่วนในถังปฏิบัติการที่ 1 ตะกอนยังมีลักษณะเป็นโคลนยังไม่มีการรวมตัวกัน และเมื่อเริ่มเดินระบบไปประมาณ 120 วันได้มีการเก็บตัวอย่างเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ภายในถังปฏิบัติการออกมาพบว่าในถังปฏิบัติการที่ 2 นั้น เม็ดตะกอนจุลินทรีย์ได้มีการรวมตัวกันในลักษณะเป็นเม็ดรูปร่างค่อนข้างกลม พื้นผิวภายนอกค่อนข้างขรุขระ การเปลี่ยนแปลงของเม็ดตะกอนในถังปฏิบัติการทั้งสองดังแสดงในรูปที่ 4.12 และเมื่อดำเนินการทดลองมาเรื่อยๆ ในวันที่ 131 ของการทดลองได้มีการเก็บตัวอย่างเม็ดตะกอน จุลินทรีย์ภายในถังปฏิบัติการที่ 1 และ 2 ออกมาเพื่อทำการส่งวิเคราะห์ด้วยภาพถ่ายจากกล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอน (Scanning Electron Microscope, SEM) พบว่าถังปฏิบัติการที่ 1 ตะกอนยังมีลักษณะที่ยังไม่เป็นเม็ด ไม่สามารถทำการส่งวิเคราะห์ได้ ส่วนตะกอนในถังปฏิบัติการที่ 2 มีลักษณะเป็นเม็ดตะกอนที่ค่อนข้างสมบูรณ์แล้ว จึงส่งวิเคราะห์ลักษณะภายในของเม็ดตะกอนด้วยภาพถ่ายจากกล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอน ผลจากการส่ง Scanning Electron Microscope ที่ศูนย์เครื่องมือวิจัยวิทยาศาสตร์และเทคโนโลยี จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย ดังแสดงในรูปที่ 4.13

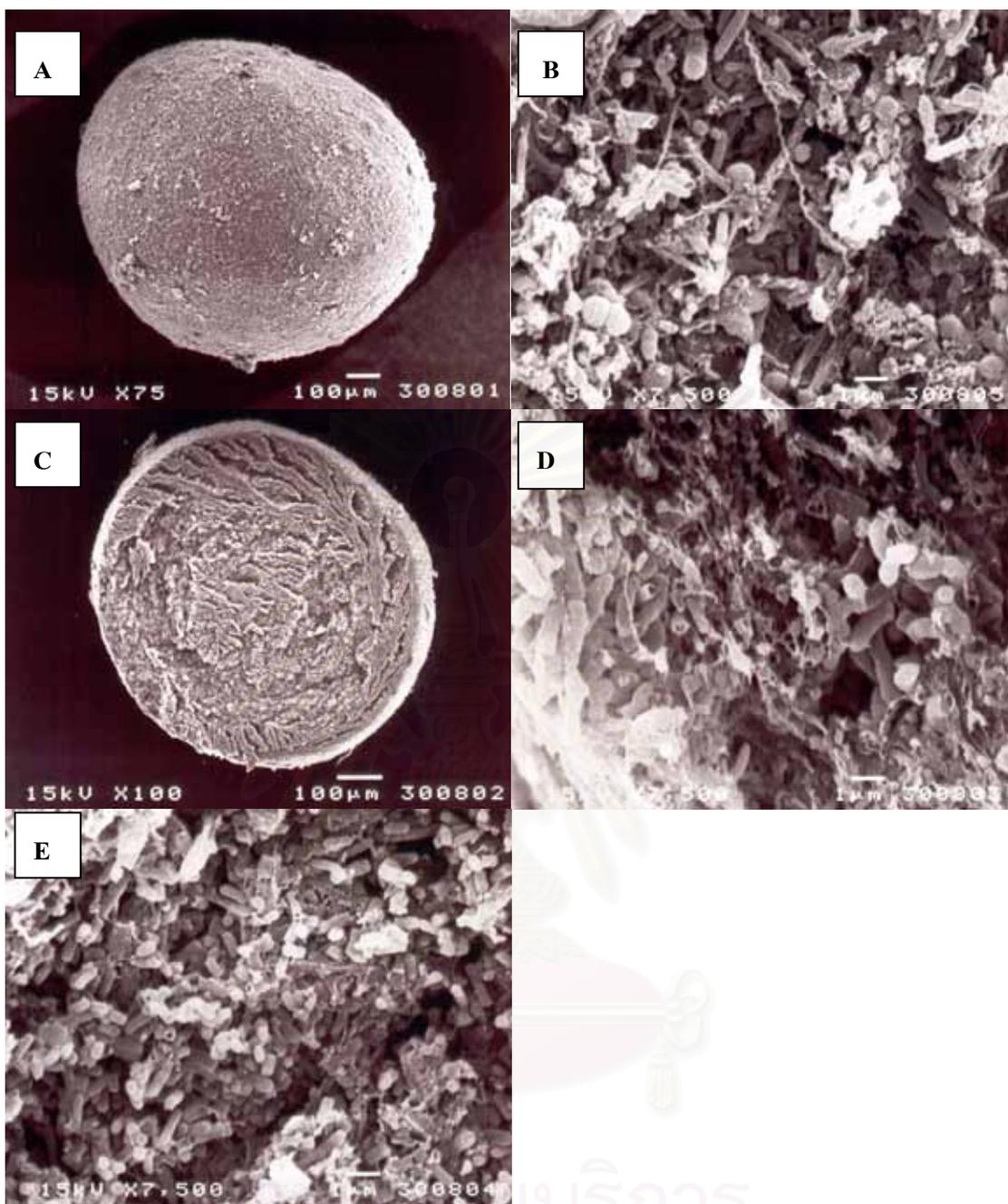
ลักษณะของจุลินทรีย์ที่ผิวชั้นนอกของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์โดยทั่วไปบริเวณผิวภายนอกจะมีแบคทีเรียหลายชนิดอาศัยอยู่ร่วมกัน จากการสังเกตรูปร่างของเซลล์จุลินทรีย์ จะพบจุลินทรีย์ที่มีลักษณะรูปร่างแบบเส้นใย แบบกลม และแบบแท่ง ซึ่งแบคทีเรียที่พบบริเวณผิวภายนอกนี้น่าจะเป็นแบคทีเรียพวกสร้างกรด (Acidogens) ที่มีความหลากหลายที่เกิดจากการแข่งขันกันในการแย่งอาหารกันสูง เพราะเป็นการสัมผัสโดยตรงกับสารอาหารในน้ำเสีย (Fang, Chui และ Li, 1994) รวมตัวกันโดยอาศัยการยึดเกาะด้วยแบคทีเรียที่เป็นเส้นใยกระจายอยู่ทั่วไป ทำให้สามารถรวมตัวกันเป็นเม็ดได้ ซึ่งการรวมตัวกันโดยอาศัยการยึดเกาะด้วยแบคทีเรียที่เป็นเส้นใยนี้ทำให้โครงสร้างของแบคทีเรียมีความแข็งแรงขึ้น สามารถทนอยู่ในระบบที่มีความปั่นป่วนได้



รูปที่ 4.12 ตะกอนจูลินทรีย์ที่ระยะเวลาต่างๆกัน

หมายเหตุ

- A - ตะกอนจูลินทรีย์ในถังปฏิกรณ์ที่ 1 และ 2 เมื่อเริ่มการทดลอง
- B - ตะกอนจูลินทรีย์ในถังปฏิกรณ์ที่ 1 วันที่ 60 ของการทดลอง
- C - ตะกอนจูลินทรีย์ในถังปฏิกรณ์ที่ 2 วันที่ 60 ของการทดลอง
- D - ตะกอนจูลินทรีย์ในถังปฏิกรณ์ที่ 1 วันที่ 120 ของการทดลอง
- E - ตะกอนจูลินทรีย์ในถังปฏิกรณ์ที่ 2 วันที่ 120 ของการทดลอง



รูปที่ 4.13 ลักษณะเม็ดตะกอนจุลินทรีย์จากถังปฏิบัติการที่ 2

หมายเหตุ

- A - เม็ดตะกอนไม่ผ่า
- B - บริเวณผิวนอกของเม็ดตะกอน
- C - เม็ดตะกอนผ่าครึ่ง
- D - บริเวณขอบชั้นนอกของเม็ดตะกอน
- E - บริเวณตรงกลางของเม็ดตะกอน

จากรูปที่ 4.13 A เมื่อใช้กำลังขยาย 75 เท่า ถ่ายรูปเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ พบว่ามีลักษณะเป็นเม็ดกลม ก่อนข้างรีเล็กน้อย บริเวณผิวนอกค่อนข้างขรุขระ ไม่เรียบนัก จะมีลักษณะผิวเป็นตะปุ่มตะป่ำ มีลักษณะคล้ายๆ เป็นขุย ตะกอนเม็ดที่นำมาวิเคราะห์นั้น มีขนาดประมาณ 0.96-1.1 มิลลิเมตร เนื่องจากเม็ดที่นำมาทำการวิเคราะห์นั้นไม่กลมนัก และเมื่อเลื่อนเข้าไปที่พื้นผิวด้านนอกของเม็ดตะกอนที่กำลังขยาย 7,500 เท่า (รูปที่ 4.13 B) จะเห็นเป็นเส้นใยยาวเป็นส่วนใหญ่และมีพวกเม็ดกลมหลายขนาดเกาะอยู่ตามเส้นใยเหล่านั้น และพบพวกที่มีลักษณะเป็นแท่งขนาดเล็กต่อกัน นอกจากนี้ยังพบพวกที่มีลักษณะคล้ายเชื้อหรือใยประสานปกคลุมอยู่ระหว่างแบคทีเรียกลุ่มต่างๆ ซึ่งคาดว่าใยพวกนี้น่าจะเป็นโพลีเมอร์ที่เติมลงไป ช่วยในการรวมตัวกันของกลุ่มตะกอนจุลินทรีย์เพื่อทำให้เกิดลักษณะเม็ด

จากรูปที่ 4.13 C เป็นภาพผ่าครึ่งของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์เมื่อเดินระบบได้ 131 วัน ที่กำลังขยาย 100 เท่า จะเห็นว่าบริเวณขอบชั้นนอกภายในเม็ดตะกอนจุลินทรีย์จะพบช่องกลวงอยู่ อาจเนื่องมาจากเป็นช่องของก๊าซที่วิ่งผ่านแล้วหลุดออกจากเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ ขนาดของเม็ดตะกอนที่นำมาผ่านี้มีขนาดประมาณ 0.78-0.8 มิลลิเมตร และเมื่อทำการขยายให้เห็นรายละเอียดภายในเม็ดตะกอนจุลินทรีย์นั้น รูปที่ 4.13 D ที่กำลังขยาย 7,500 เท่า พบว่าบริเวณขอบชั้นนอกของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์นั้น จะพบแบคทีเรียจำพวกแท่งประสานตัวเรียงกันอยู่มากมาย โดยจะมีพวกเม็ดกลมอยู่บ้าง แต่น้อย และยังพบใยแทรกและปกคลุมตัวอยู่ระหว่างแบคทีเรียพวกนี้ด้วยเช่นกัน

จากรูปที่ 4.13 E เป็นบริเวณด้านในตรงกลางของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ โดยใช้กำลังขยาย 7,500 เท่า จะพบว่าแบคทีเรียที่พบส่วนใหญ่เป็นจำพวกแท่ง แต่จะมีขนาดเล็กและสั้นกว่าในบริเวณขอบๆของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ โดยแบคทีเรียพวกแท่งที่พบจะเรียงตัวกันอย่างไม่เป็นระเบียบเกาะกลุ่มกัน โดยมีใยซึ่งคาดว่าจะเป็โพลีเมอร์เกาะติดอยู่เป็นบางส่วนไม่มากเหมือนกับชั้นนอก และบริเวณผิวของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ โดยแท่งที่พบบางส่วนดูเหมือนจะเหี่ยว ซึ่งอาจเนื่องมาจากเป็นบริเวณที่อยู่ด้านในสุดของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์จึงทำให้ได้รับสารอาหารได้ไม่ทั่วถึง

#### 4.3.3 การวิเคราะห์ขนาดของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ (Sieve Analysis)

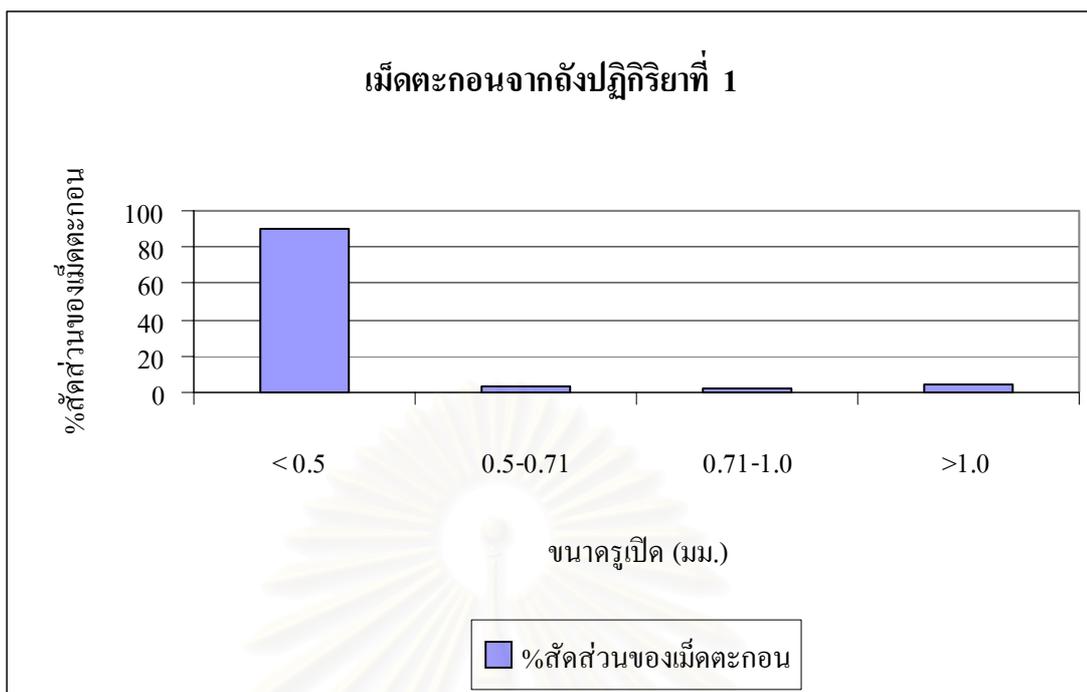
การวิเคราะห์ขนาดของตะกอน ทำให้ทราบถึงความสามารถในการรวมตัวกันเป็นเม็ดตะกอนของตะกอนจุลินทรีย์ เนื่องจากการรวมตัวเป็นเม็ดยิ่งจะทำให้ตะกอนมีประสิทธิภาพที่ดีขึ้น เนื่องจากตะกอนเม็ดที่มีค่าความหนาแน่นสูง มีค่าความเร็วในการจมตัวได้มากกว่าตะกอนจุลินทรีย์ที่เป็นปุ๋ย ซึ่งสามารถที่จะอยู่ในระบบได้นานกว่าตะกอนจุลินทรีย์ที่เป็นปุ๋ย เนื่องจากการวิเคราะห์ขนาดจากการสังเกตด้วยตาเป็นการวิเคราะห์ที่ยังไม่ละเอียด และตะกอนเม็ดอยู่ในน้ำจึงยังไม่ทราบ

ขนาดที่แน่นอน จึงต้องทำการวิเคราะห์โดยวิธี Sieve Analysis โดยจะทำการวิเคราะห์หาขนาดของเม็ดตะกอนในระบบเมื่อสิ้นสุดการทดลองแล้ว ซึ่งขั้นตอนในการวิเคราะห์แสดงไว้ในภาคผนวก ข เนื่องจากตะกอนเริ่มต้นที่ใช้ในการวิจัยครั้งนี้มีลักษณะเหลวคล้ายโคลน มีขนาดเล็กกว่า 0.3 มิลลิเมตร ไม่สามารถนำมาทำการคัดแยกขนาดโดยวิธี Sieve Analysis ได้ ดังนั้นจึงทำการวิเคราะห์เม็ดตะกอนการทดลองแล้วเท่านั้น ซึ่งเมื่อทำการวิเคราะห์ขนาดของเม็ดตะกอนแล้วพบว่าตะกอนจุลินทรีย์ในถังปฏิกริยาที่ 1 ส่วนใหญ่แล้วจะยังมีลักษณะที่ยังไม่เป็นเม็ดที่สมบูรณ์ ตะกอนที่พบจะมีขนาดเล็กกว่า 0.5 มิลลิเมตร เป็นส่วนใหญ่ เป็นสัดส่วนประมาณ 90.04 เปอร์เซ็นต์ ขนาดถัดมามีขนาด 0.5-0.71 มิลลิเมตร เป็นสัดส่วนประมาณ 3.78 เปอร์เซ็นต์ ส่วนขนาด 0.71-1.0 มิลลิเมตร มีสัดส่วนประมาณ 2.22 เปอร์เซ็นต์ และขนาดมากกว่า 1.0 มิลลิเมตร มีสัดส่วนประมาณ 3.96 เปอร์เซ็นต์ ส่วนในถังปฏิกริยาที่ 2 ตะกอนส่วนใหญ่จะอยู่ในลักษณะเม็ด โดยจากการวิเคราะห์หาขนาดของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์พบว่า ส่วนใหญ่แล้วจะมีขนาดใหญ่กว่า 1.0 มิลลิเมตร ซึ่งมีสัดส่วนอยู่ประมาณ 48.04 เปอร์เซ็นต์ สัดส่วนรองลงมาเป็นขนาด เล็กกว่า 0.5 มิลลิเมตร ซึ่งมีสัดส่วนอยู่ประมาณ 31.76 เปอร์เซ็นต์ ขนาด 0.50-0.71 มิลลิเมตร มีสัดส่วนอยู่ประมาณ 11.44 เปอร์เซ็นต์ ส่วนขนาด 0.71-1.0 มิลลิเมตร จะมีสัดส่วนน้อยที่สุด โดยมีเปอร์เซ็นต์สัดส่วนอยู่ประมาณ 8.76 เปอร์เซ็นต์ โดยเปอร์เซ็นต์สัดส่วนกับขนาดของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ในถังปฏิกริยาที่ 1 และ 2 ดังแสดงในรูปที่ 4.14 และ 4.15 ตามลำดับ ส่วนในรูปที่ 4.16 จะแสดงการเปรียบเทียบระหว่างสัดส่วนเม็ดตะกอนในถังปฏิกริยาทั้งสอง

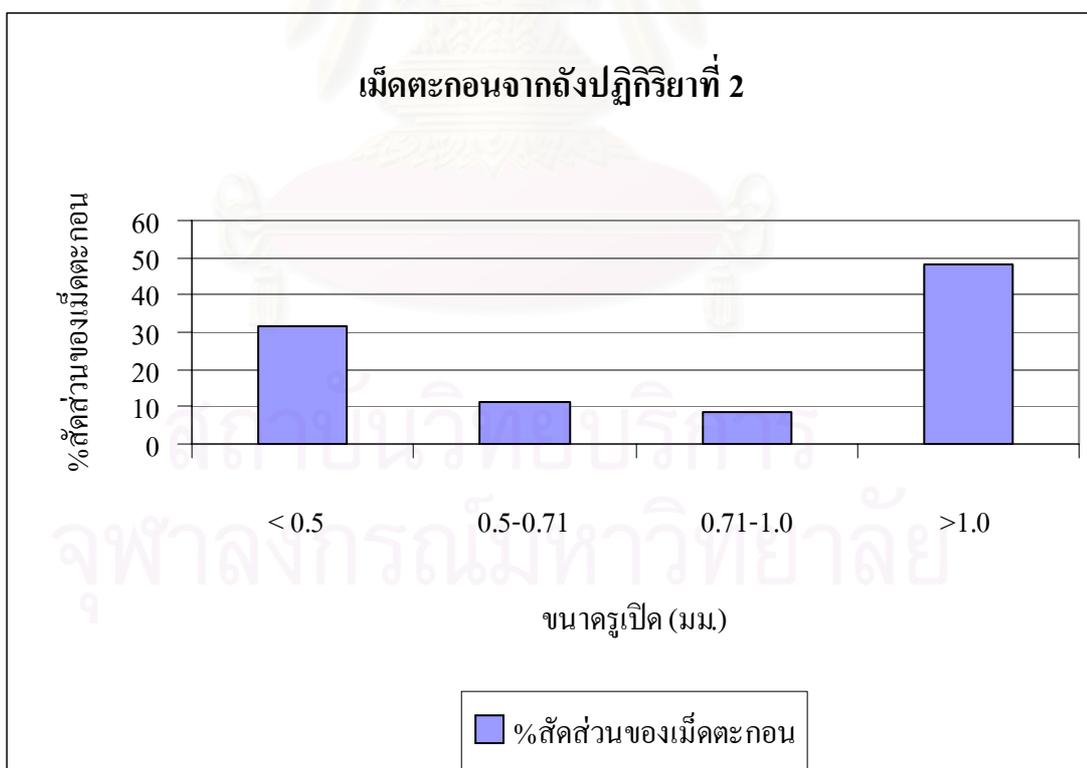
ตารางที่ 4.18 เปอร์เซ็นต์สัดส่วนโดยน้ำหนักของเม็ดตะกอน

ขนาดเม็ดตะกอน (มิลลิเมตร)	เปอร์เซ็นต์สัดส่วนของเม็ดตะกอน (%)	
	ถังปฏิกริยาที่ 1	ถังปฏิกริยาที่ 2
< 0.5	90.04	31.76
0.5-0.71	3.78	11.44
0.71-1.0	2.22	8.76
> 1.0	3.96	48.04

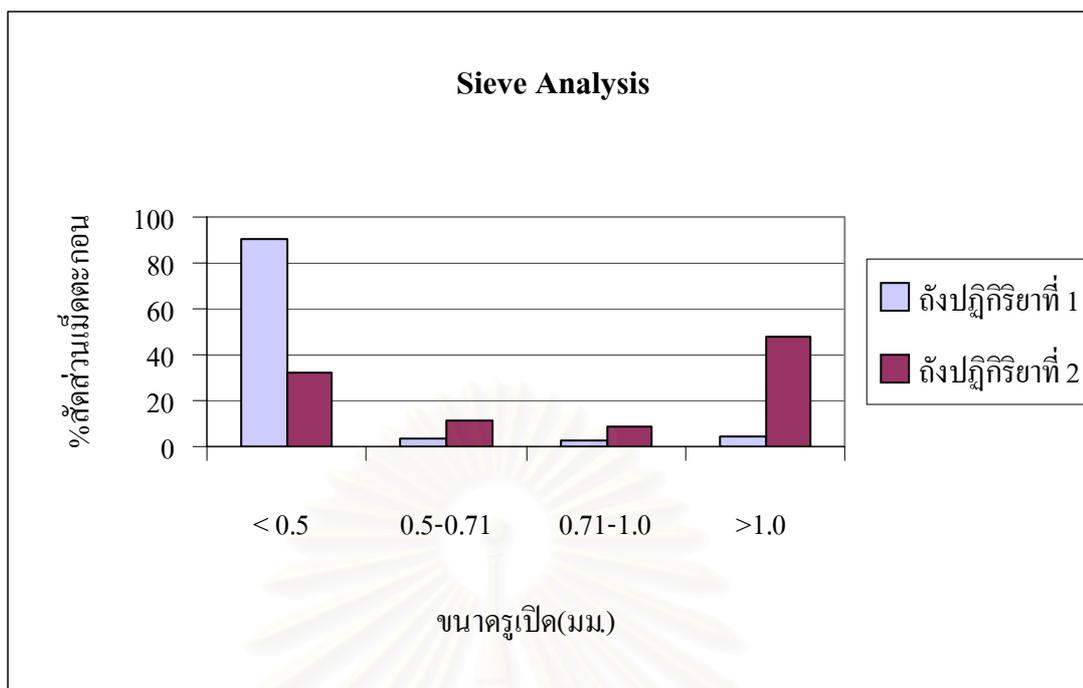




รูปที่ 4.14 เปอร์เซนต์สัดส่วนกับขนาดของเม็ดตะกอนในถังปฏิบัติการที่ 1



รูปที่ 4.15 เปอร์เซนต์สัดส่วนกับขนาดของเม็ดตะกอนในถังปฏิบัติการที่ 2



รูปที่ 4.16 การเปรียบเทียบระหว่างสัดส่วนเม็ดตะกอนในถึงปฏิบัติการทั้งสองโดย Sieve Analysis

จากตารางที่ 4.18 และจากการพิจารณาแผนภูมิแท่งในรูปที่ 4.16 จะเห็นว่าลักษณะการกระจายตัวของเม็ดตะกอนจากถึงปฏิบัติการที่ 1 และ 2 นั้นมีค่าแตกต่างกัน โดยพบว่าในถึงปฏิบัติการที่ 1 ตะกอนที่มีขนาดเล็กกว่า 0.5 มิลลิเมตร นั้นมีปริมาณสูงที่สุดถึง 90.04 % ส่วนขนาดอื่นๆ จะมีเปอร์เซ็นต์สัดส่วนเพียงเล็กน้อย และในถึงปฏิบัติการที่ 2 มีขนาดมากกว่า 1.0 มิลลิเมตร มากที่สุด และรองลงมาคือขนาดเล็กกว่า 0.5 มิลลิเมตร ส่วนขนาดอื่นๆ มีเปอร์เซ็นต์สัดส่วนไม่มากนัก แสดงให้เห็นว่าเม็ดตะกอนในถึงปฏิบัติการที่ 1 นั้นมีการกระจายตัวน้อยกว่าในถึงปฏิบัติการที่ 2 ซึ่งอาจเนื่องมาจากการเติมโพลีเมอร์ในถึงปฏิบัติการที่ 2 ทำให้ในถึงปฏิบัติการที่ 2 มีเปอร์เซ็นต์สัดส่วนเม็ดตะกอนที่มีขนาดใหญ่มากกว่าในถึงปฏิบัติการที่ 1

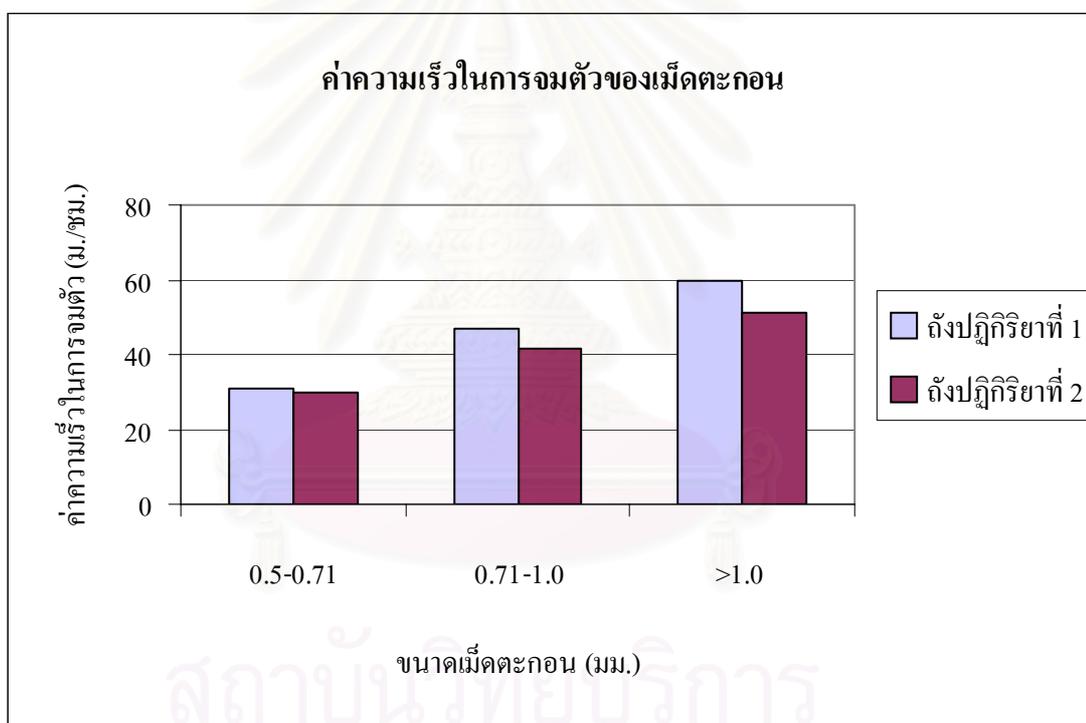
#### 4.3.4 ค่าความเร็วในการจมตัวของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์

ค่าความเร็วในการจมตัวของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์มีความสำคัญเป็นอย่างมาก จะบอกถึงความสามารถในการตกตะกอน และส่งผลถึงประสิทธิภาพ และความสามารถในการรับภาระบรรทุกลำสารอินทรีย์ของระบบบำบัด การทดสอบความเร็วในการจมตัว ทำได้โดยการนำเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ขนาดตามรูเปิดต่างๆ จับเวลาการตกตะกอนในน้ำที่ระยะทางเท่ากัน ถ้าตะกอนมีความเร็วในการจมตัวสูง แสดงว่าระบบรักษาสมดุลได้ดี ทำให้มีปริมาณตะกอนหลุดออกจากระบบน้อย ผลการทดลองความเร็วในการจมตัวของเม็ดตะกอนในถึงปฏิบัติการทั้งสองเมื่อสิ้นสุดการทดลองดัง

แสดงในตารางที่ 4.19 และรูปที่ 4.17 ซึ่งขั้นตอนในการหาค่าความเร็วในการจมตัวแสดงไว้ในภาคผนวก ข

ตารางที่ 4.19 ค่าความเร็วในการจมตัวของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์

ขนาดเม็ดตะกอน (มิลลิเมตร)	ค่าความเร็วในการจมตัว (เมตรต่อชั่วโมง)	
	ถังปฏิบัติการที่ 1	ถังปฏิบัติการที่ 2
> 1.0	60.0	51.43
0.71-1.0	46.96	41.54
0.5-0.71	30.86	29.67



รูปที่ 4.17 การเปรียบเทียบค่าความเร็วในการจมตัวของเม็ดตะกอน

จากตารางที่ 4.19 และรูปที่ 4.17 จะเห็นได้ว่าเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่พบในถังปฏิบัติการทั้งสองที่มีขนาดใหญ่กว่าจะมีค่าความเร็วในการจมตัวสูงกว่าเม็ดตะกอนที่มีขนาดเล็ก โดยในถังปฏิบัติการที่ 1 เม็ดตะกอนที่มีขนาด 1 มิลลิเมตร, 0.71-1.0 มิลลิเมตร และ 0.5-0.71 มิลลิเมตร จะมีค่าความเร็วในการจมตัวเท่ากับ 60.00, 46.96 และ 30.86 เมตรต่อชั่วโมง ตามลำดับ ส่วนในถังปฏิบัติการที่ 2 เม็ดตะกอนที่มีขนาด 1 มิลลิเมตร, 0.71-1.0 มิลลิเมตร และ 0.5-0.71 มิลลิเมตร จะมีค่าความเร็ว

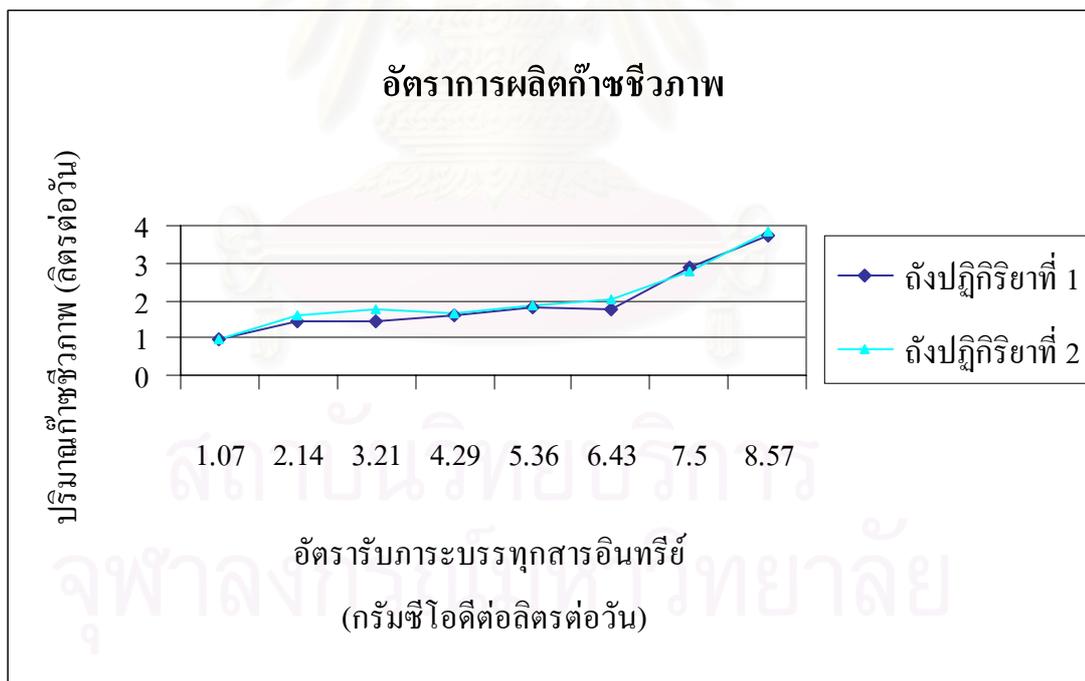
ในการจมน้ำเท่ากับ 51.43, 41.54 และ 29.67 เมตรต่อชั่วโมง ตามลำดับ ซึ่งค่าความเร็วในการจมน้ำของเม็ดตะกอนในถังปฏิกริยาทั้งสองมีแนวโน้มไปในทางเดียวกัน จึงอาจสรุปได้ว่าเม็ดตะกอนที่มีขนาดใหญ่ สามารถรวมตัวกันได้ดี มีน้ำหนักมาก ทำให้มีค่าความเร็วในการจมน้ำสูงกว่าเม็ดตะกอนที่มีขนาดเล็ก

#### 4.4 ปริมาณก๊าซชีวภาพ

ในปฏิกริยาการย่อยสลายสารอินทรีย์ในสภาวะไร้ออกซิเจน ผลผลิตที่ได้จะอยู่ในรูปของก๊าซผสม ซึ่งประกอบด้วยก๊าซมีเทนประมาณ 60–70 % ก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ประมาณ 25–30 % รวมทั้งก๊าซอื่นๆ เช่น ก๊าซไฮโดรเจน และก๊าซไนโตรเจน เป็นต้น ในปริมาณน้อยมาก ดังนั้นในการวิจัยนี้จึงสนใจก๊าซมีเทนเพียงชนิดเดียว เนื่องจากเป็นผลผลิตส่วนใหญ่ สามารถนำมาใช้เป็นเชื้อเพลิงได้ ปริมาณก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นในถังปฏิกริยานั้นเกิดจากการย่อยสลายสารอินทรีย์ โดยต้องอาศัยการทำงานร่วมกันอย่างต่อเนื่องระหว่างแบคทีเรียที่สร้างมีเทน ดังนั้นการวัดปริมาณก๊าซมีเทนที่เกิดขึ้นจะแสดงประสิทธิภาพการทำงานของระบบได้ ซึ่งขึ้นกับลักษณะและปริมาณของน้ำเสีย รวมทั้งสภาพแวดล้อมที่เหมาะสมต่อการทำงานของแบคทีเรีย จากตารางที่ 4.20 แสดงอัตราการผลิตก๊าซชีวภาพและเปอร์เซ็นต์มีเทนในก๊าซชีวภาพ ซึ่งจะเห็นว่าอัตราการผลิตก๊าซชีวภาพเพิ่มขึ้นเมื่ออัตราบำบัดสารอินทรีย์สูงขึ้น และจากการวิเคราะห์พบว่า องค์ประกอบของมีเทนในก๊าซชีวภาพของถังปฏิกริยาที่ 1 และ 2 มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 67 % และ 71 % ตามลำดับ และอัตราการเกิดก๊าซชีวภาพในถังปฏิกริยาที่ 1 และ 2 มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 1.959 และ 2.058 ลิตรต่อวัน ตามลำดับ โดยอัตราการผลิตก๊าซชีวภาพตลอดการทดลองแสดงในภาคผนวก ก ตารางที่ ก.7

ตารางที่ 4.20 อัตราการผลิตก๊าซชีวภาพและเปอร์เซ็นต์มีเทนในก๊าซชีวภาพ

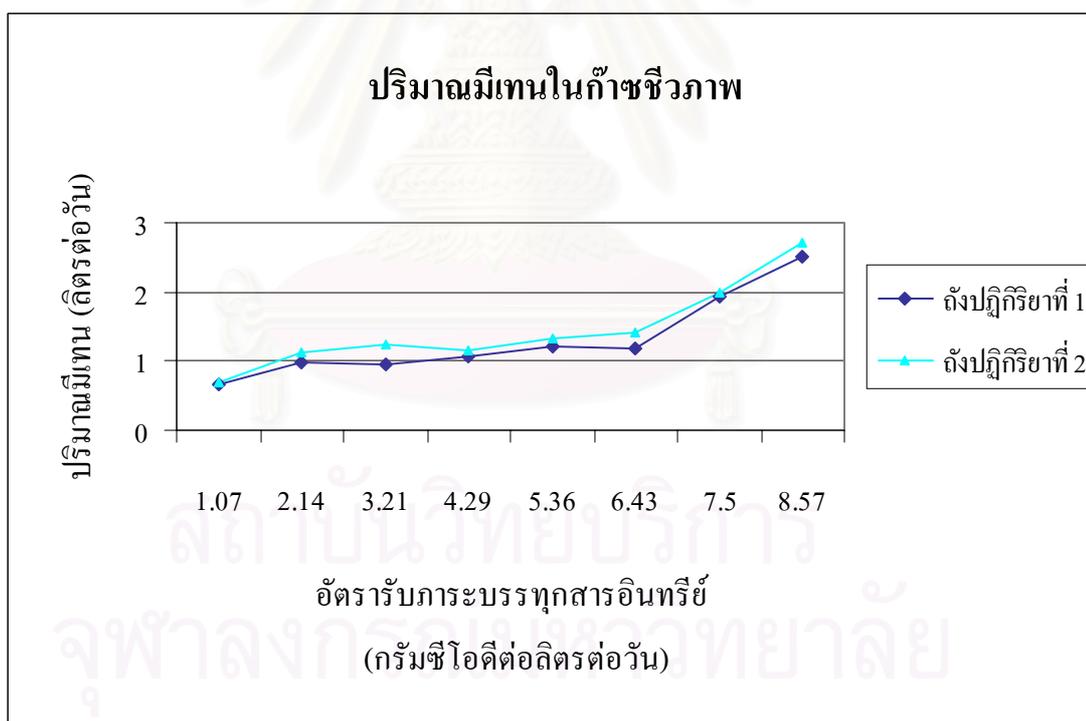
อัตราภาระบรรทุก สารอินทรีย์ (g COD/L -day)	อัตราการผลิตก๊าซชีวภาพ (ลิตร/วัน)		เปอร์เซ็นต์มีเทนในก๊าซชีวภาพ (%)	
	ถังปฏิกรณ์ที่ 1	ถังปฏิกรณ์ที่ 2	ถังปฏิกรณ์ที่ 1	ถังปฏิกรณ์ที่ 2
1.07	0.973	0.970	-	-
2.14	1.459	1.601	-	-
3.21	1.417	1.763	-	-
4.29	1.605	1.627	69	72
5.36	1.829	1.876	66	70
6.43	1.758	2.009	66	70
7.50	2.882	2.792	67	72
8.57	3.749	3.824	67	71
<b>ค่าเฉลี่ย</b>	<b>1.959</b>	<b>2.058</b>	<b>67</b>	<b>71</b>



รูปที่ 4.18 อัตราการผลิตก๊าซชีวภาพ

ตารางที่ 4.21 ปริมาณมีเทนในก๊าซชีวภาพ

อัตราการบำบัดรวมทุกสารอินทรีย์ (g COD/L-day)	ปริมาณมีเทนในก๊าซชีวภาพ (ล./วัน)	
	ถังปฏิบัติการที่ 1	ถังปฏิบัติการที่ 2
1.07	0.652	0.689
2.14	0.978	1.137
3.21	0.949	1.252
4.29	1.075	1.155
5.36	1.225	1.332
6.43	1.178	1.426
7.50	1.931	1.982
8.57	2.512	2.715
<b>ค่าเฉลี่ย</b>	<b>1.313</b>	<b>1.461</b>



รูปที่ 4.19 ปริมาณมีเทนในก๊าซชีวภาพ

จากรูปที่ 4.18 และ 4.19 จะเห็นได้ว่าการผลิตก๊าซชีวภาพและปริมาณมีเทนในก๊าซชีวภาพมีแนวโน้มเพิ่มขึ้นเรื่อยๆ เมื่อเพิ่มอัตราการับภาระบรรทุกสารอินทรีย์ขึ้น โดยที่อัตราการับภาระสารอินทรีย์ 1.07-8.57 กรัมซีโอดีต่อลิตรต่อวัน อัตราการผลิตก๊าซจะค่อยๆเพิ่มขึ้น และที่อัตราการับภาระบรรทุกสารอินทรีย์ 6.43-8.57 กรัมซีโอดีต่อลิตรต่อวัน อัตราการผลิตก๊าซจะเพิ่มขึ้นอย่างรวดเร็ว ซึ่งเนื่องมาจากการเพิ่มปริมาณสารอินทรีย์ที่เข้าระบบมากขึ้น แบคทีเรียที่ทำการย่อยสลายสารอินทรีย์มีปริมาณอาหารมากขึ้น ซึ่งแบคทีเรียเหล่านี้จะเปลี่ยนสารอินทรีย์ไปเป็นก๊าซชีวภาพ ทำให้ปริมาณก๊าซชีวภาพเพิ่มขึ้นเรื่อยๆ แต่จากข้อมูลคิบของอัตราการผลิตก๊าซชีวภาพในภาคผนวกดังได้กล่าวไปแล้วข้างต้น จะมีบางช่วงที่อัตราการผลิตก๊าซชีวภาพมีค่าผิดปกติ ซึ่งคาดว่าน่าจะมีสาเหตุมาจากไฟฟ้าดับ จึงทำให้ค่าอัตราการผลิตก๊าซชีวภาพน้อยกว่าปกติ

#### 4.5 ผลการเปรียบเทียบ

จากการทดสอบทางสถิติเพื่อเปรียบเทียบความแตกต่างของผลการทดลองที่เกิดขึ้นระหว่างถึงปฏิกิริยาทั้งสอง ที่มีการเดินระบบที่สภาวะเดียวกัน ปัจจัยต่างๆ ที่ใช้ในการเดินระบบค่าเดียวกันทั้งหมด ต่างกันที่ถึงปฏิกิริยาที่ 2 มีการเติมโพลีเมอร์ทุกสัปดาห์ สัปดาห์ละ 1 ครั้ง ปริมาณ 5 มิลลิกรัมต่อกรัมเอสเอส ผลจากการเปรียบเทียบพบว่าประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ในรูปของซีโอดีนั้นมีความแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญที่ระดับความเชื่อมั่น 95 เปอร์เซ็นต์ ส่วนประสิทธิภาพในการลดของแข็งแขวนลอยในน้ำเสียนั้นมีค่าไม่แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติที่ระดับความเชื่อมั่น 95 เปอร์เซ็นต์เช่นกัน ส่วนอัตราการผลิตก๊าซชีวภาพของถึงปฏิกิริยาทั้งสองนั้นมีความแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญที่ระดับความเชื่อมั่น 95 เปอร์เซ็นต์ ส่วนปริมาณมีเทนในก๊าซชีวภาพพบว่าถึงปฏิกิริยาทั้งสอง มีค่าไม่แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติที่ระดับความเชื่อมั่น 95 เปอร์เซ็นต์ แต่ผลในด้านการเกิดเป็นเม็ดตะกอนจุลินทรีย์นั้นพบว่า ถึงปฏิกิริยาที่ 2 ที่มีการเติมโพลีเมอร์สามารถสร้างเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ได้ดีกว่าและใช้ระยะเวลาสั้นกว่าถึงปฏิกิริยาที่ 1 ที่ไม่ได้มีการเติมโพลีเมอร์อย่างชัดเจน

จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

## บทที่ 5

### สรุปผลการวิจัย และข้อเสนอแนะ

#### 5.1 สรุปผลการวิจัย

จากการศึกษาผลของการเติมโพลีเมอร์ลงในถังปฏิกริยาที่ 2 ที่ความเข้มข้น 5 มิลลิกรัมต่อกรัมเอสเอส ทุกสัปดาห์ สัปดาห์ละ 1 ครั้ง เป็นเวลา 3 เดือนติดต่อกันนับจากเริ่มทำการทดลอง เพื่อเปรียบเทียบว่าการเติมโพลีเมอร์ลงไปถังปฏิกริยาระหว่างการเดินระบบ ส่งผลให้เกิดความแตกต่างหรือการเปลี่ยนแปลงอย่างไรบ้าง โดยผลการวิจัยสามารถสรุปได้เป็นข้อๆ ดังนี้

1) การเติมโพลีเมอร์จะช่วยให้เกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ขึ้นในระบบยูเอเอสบีที่ใช้ ได้เร็วกว่าและมากกว่าระบบที่ไม่ได้เติมโพลีเมอร์ โดยตะกอนที่มีขนาดมากกว่า 0.5 มิลลิเมตรในถังปฏิกริยาที่ 1 และ 2 มีค่าประมาณร้อยละ 9.96 และ 68.24 ตามลำดับ จะเห็นว่าในถังปฏิกริยาที่ 1 ที่เป็นถังปฏิกริยาควบคุมที่ไม่ได้เติมโพลีเมอร์นั้นมีตะกอนที่มีขนาดมากกว่า 0.5 มิลลิเมตร เป็นสัดส่วนที่ต่ำกว่าถังปฏิกริยาที่ 2

2) จากการทดสอบทางสถิติพบว่าประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีถังปฏิกริยาที่ 1 และ 2 มีค่าแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติที่ระดับความเชื่อมั่น 95 เปอร์เซ็นต์ แสดงว่าในถังปฏิกริยาที่ 2 ที่มีการเติมโพลีเมอร์นั้นจะมีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีสูงกว่าถังปฏิกริยาที่ไม่ได้มีการเติมโพลีเมอร์

3) จากการทดสอบทางสถิติพบว่าเติมโพลีเมอร์ไม่มีผลต่อประสิทธิภาพในการลดปริมาณของแข็งแขวนลอยในถังปฏิกริยาที่ 1 และ 2 โดยค่าที่ได้จากการทดสอบนั้นมีค่าไม่แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติที่ระดับความเชื่อมั่น 95 เปอร์เซ็นต์

4) อัตราการผลิตก๊าซชีวภาพพบว่าถังปฏิกริยาที่ 1 และ 2 ผลการทดสอบทางสถิติไม่มีค่าแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติที่ระดับความเชื่อมั่น 95 เปอร์เซ็นต์ จึงอาจสรุปได้ว่าถังปฏิกริยาที่ 2 ที่มีการเติมโพลีเมอร์นั้นมีความสามารถในการผลิตก๊าซชีวภาพสูงกว่าถังปฏิกริยาควบคุม



5) จากการทดสอบทางสถิติพบว่า การเติมโพลีเมอร์ไม่มีผลต่อปริมาณมีเทนในก๊าซชีวภาพในถึงปฏิกิริยาที่ 1 และ 2 โดยค่าที่ได้จากการทดสอบทางสถิตินั้นมีค่าไม่แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญที่ระดับความเชื่อมั่น 95 เปอร์เซ็นต์

## 5.2 ข้อเสนอแนะ

- 1) ควรทำการศึกษาโดยมีการหมุนเวียนน้ำทิ้งเข้าระบบด้วย เพื่อหาอัตราการหมุนเวียนน้ำทิ้งที่เหมาะสม และปริมาณสภาพความเป็นด่างในน้ำหมุนเวียนเข้าระบบ เพื่อประหยัดค่าใช้จ่ายในการปรับพีเอชน้ำเสีย โดยการนำสภาพค่าที่มีอยู่ในน้ำเสียมาใช้ปรับพีเอชในช่วงเริ่มต้นเดินระบบ
- 2) ควรทำการศึกษาที่อัตราบำบัดระบบรุกรานอินทรีย์เพิ่มขึ้น มากกว่าค่าที่ใช้ในการวิจัยครั้งนี้ เนื่องจากการเกิดเมตะคอกอนจุลินทรีย์นั้นจะช่วยให้ระบบสามารถรับอัตราบำบัดระบบรุกรานอินทรีย์ได้มากขึ้น
- 3) ควรมีการศึกษาโดยใช้น้ำเสียจริงชนิดอื่นๆ ที่มีคุณสมบัติของน้ำเสียแตกต่างกันไป เช่น น้ำเสียอุตสาหกรรม น้ำเสียอุตสาหกรรมเกษตร เป็นต้น
- 4) ควรมีการศึกษาถึงปริมาณโพลีเมอร์ที่ใช้ให้มีความแตกต่างกันไป และระยะเวลาหรือความถี่ในการเติมโพลีเมอร์ที่แตกต่างกันออกไปเช่นกัน

## รายการอ้างอิง

### ภาษาไทย

- จิรพงษ์ อินทร์จ้อหอ. 2537. การทดสอบความสามารถของตะกอนจุลินทรีย์จากระบบยูเอเอสบี ขนาดใหญ่ช่วงเริ่มต้นเดินระบบ. วิทยานิพนธ์ปริญญาโทมหาบัณฑิต. ภาควิชาเทคโนโลยีชีวภาพ คณะวิทยาศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.
- ชลธิชา น้ำดอกไม้. 2545. ผลของชนิดตะกอนต่อการสร้างตะกอนเมืงของระบบยูเอเอสบีที่บำบัดน้ำเสียโปรตีน. วิทยานิพนธ์ปริญญาโทมหาบัณฑิต. ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีพระจอมเกล้าธนบุรี.
- ประกิจ วงศ์วิสุทธิกุล. 2545. การเริ่มเดินระบบปฏิกรณ์ชั้นสแตจ์แอนแอโรบิกแบบไหลขึ้นโดยสารโพลีเมอร์ประจุบวก. วิทยานิพนธ์ปริญญาโทมหาบัณฑิต. บัณฑิตวิทยาลัย มหาวิทยาลัยมหิดล.
- พีรพงษ์ พิทยากร. 2530. การบำบัดน้ำเสียความเข้มข้นต่ำโดยระบบยูเอเอสบี. วิทยานิพนธ์ปริญญาโทมหาบัณฑิต. ภาควิชาวิศวกรรมสุขาภิบาล คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.
- มันสิน ตันกุลเวศม์. 2542. เทคโนโลยีบำบัดน้ำเสียอุตสาหกรรม. เล่มที่ 2. พิมพ์ครั้งที่ 1. กรุงเทพมหานคร: สำนักพิมพ์จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.
- วลัยรัตน์ มาลัยหอม. 2547. ความสามารถจำเพาะในการผลิตก๊าซมีเทนของเมืงตะกอนจุลินทรีย์ที่ผ่านกระบวนการทำแห้งแบบเยือกแข็ง. วิทยานิพนธ์ปริญญาโทมหาบัณฑิต. ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีพระจอมเกล้าธนบุรี.
- สมพงษ์ นิลประยูร. 2536. การบำบัดน้ำเสียชุมชนโดยใช้ถังหมักแบบอับโฟลว์แอนแอโรบิคสแตจ์แบบลงเกิด. วิทยานิพนธ์ปริญญาโทมหาบัณฑิต. ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์ บัณฑิตวิทยาลัย มหาวิทยาลัยเชียงใหม่.
- สมศักดิ์ ศรีวะ โลสกุล. 2534. การเกิดตะกอนจุลินทรีย์ลักษณะเมืงในช่วงเดินระบบถังหมัก กระบวนการขึ้นตะกอนจุลินทรีย์ใไร่อากาศแบบไหลขึ้น. วิทยานิพนธ์ปริญญาโทมหาบัณฑิต. ภาควิชาวิทยาศาสตร์สิ่งแวดล้อม บัณฑิตวิทยาลัย มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์.
- หนึ่งฤทัย ศรีพิมพ์ยิ้ม. 2546. การไฮโดรไลซิสและการเกิดกรดของหนังไก่และไส้ไก่จากโรงงานชำแหละไก่. วิทยานิพนธ์ปริญญาโทมหาบัณฑิต. ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีพระจอมเกล้าธนบุรี.
- อะเคื้อ บุญญศิริ. 2537. การบำบัดน้ำกากส่าโดยกระบวนการยูเอเอสบีที่อุณหภูมิสูง. วิทยานิพนธ์ปริญญาโทมหาบัณฑิต. สาขาวิชาเคมีเทคนิค คณะวิทยาศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.
- อุตสาหกรรม. กระทรวง. กรม. โรงงานอุตสาหกรรม. 2540. คู่มือการจัดการสิ่งแวดล้อมอุตสาหกรรมการสกัดน้ำมันปาล์ม. สำนักเทคโนโลยีสิ่งแวดล้อม โรงงาน.

## ภาษาอังกฤษ

- Anderson, G.K. and Yang, G. 1992. Determination of bicarbonate and total volatile acid concentration in anaerobic digesters using a simple titration. Water Environment Research 64(1): 53-59.
- Andrew, D., E., Lenore, S., C. and Arnold, E., G. 1995. Standard Method for the Examination of Water and Wastewater. 19<sup>th</sup> ed. Washington: American Public Health Association.
- Bryant, M.P. 1979. Microbial methane production-theoretical aspects. Journal Animals Science 48: 193-201.
- Buswell, A.M. and Mueller, H.F. 1952. Mechanisms of methane fermentation. Industrial Engineering Chemistry 44: 550.
- Cail, R.G. and Barford, J.P. 1985. The development of granulation in upflow floc digester and upflow anaerobic sludge blanket digester treating cane juice stillage. Biotechnology Letters 7(7): 493-498.
- Chen, J. and Lun, S.Y. 1993. Study of mechanism of anaerobic sludge granulation in UASB reactors. Water Science and Technology 28(7): 171-178.
- Dararat, S. 1996. Effect of sub-optimal temperature and pH performance of UASB granules, methanotrix and methanosarcina. Master's Thesis. Vanderbilt University.
- Fang, H.H.P., Chui, H.K. and Li, Y.Y. 1994. Microbial structure and activity of UASB granules treating different wastewater. Water Science and Technology 30(12): 87-96.
- Francese, A., Cordoba, P., Duran, J. and Sineriz, F. 1998. High upflow velocity and organic loading rate improve granulation in UASB reactors. Water Journal of microbiology & biotechnology 14: 337-341.
- Gonzalez, J.S., Rivera, A., Brja, R. and Sanchez, E. 1998. Influent of organic volumetric loading rate, nutrient and alkalinity: COD ratio on the anaerobic sludge granulation of UASB reactor treating sugar-cane Molasses. International Biodeterioration and biodegradation 41(2): 127-131.
- Grobicki, A. 1997. Design manual for anaerobic treatment of industrial effluent. Sweden.Wrcplc.
- He Yan-Ling, Geng Xing-Lian and Yang Shu-Hui. 1995. Sludge granulation in UASB reactor for treatment of soda-anthraquinone chemical wheat-straw pulpblack liquor. Bioresource Technology 51: 213-215.

- Hulshoff Pol, L.W. , De Zeeuw, W.J., Velzeboer, C.T.M. and Lettinga, G. 1983a. Granulation in UASB reactors. Water Science and Technology 15: 291-304.
- Hulshoff Pol, L.W. , De Zeeuw, W.J., Velzeboer, C.T.M. and Lettinga, G. 1983b. Pelletization of anaerobic sludge in UASB reactor on sucrose containing substrates. Proceeding of 3<sup>rd</sup> International Symposium On Microbial Ecology. AUG:8-12.
- Jeong, H.S., Kim, Y.H., Yeom, S.H., Song, B.K. and Lee, S.I. 2005. Facilitated UASB granule formation using organic-inorganic hybrid polymers. Process Biochemistry 40: 89-94.
- Kato, M.T. 1994. The anaerobic treatment of low strength soluble wastewaters in UASB reactors. Journal of Fermentation and Bioengineering 77: 679.
- Kuan-Yeow Show, Ying Wang, Shiu-Feng Foongg and Tay, J.H. 2004. Accelerated start-up and enhanced granulation in upflow anaerobic sludge blanket reactors. Water Research. 38(9): 2293-2304.
- Lettinga, G., Van Velson, A.F.M., Hobma, A.E., De Zeeuw, W. and Klapwijk, A. 1980. Use of the upflow sludge blanket (USB) reactor concept for biological waste water treatment, especially for anaerobic treatment. Biotechnology and Bioengineering 22: 699-734.
- Lettinga, G., Hulshoff Pol, L.W., Grin, P. and Roersma, R. 1982. Anaerobic treatment using the UASB process. Seminar on Anaerobic Wastewater Treatment August: 12-16.
- Lettinga, G., Grin, P. and Persma, R. 1983. Anaerobic treatment of raw domestic sewage at ambient temperature using a granular bed UASB reactor. Water Science Technology 15: 177-195.
- Lettinga, G., Hobma, S.W., Hulshoffpol, L.W.H. and Zeew, W. De. 1983. Design operation and economy of anaerobic treatment. Water Science and Technology 15: 177-195.
- Ligero, P. and Soto, M. 2002. Sludge granulation during anaerobic treatment of pre-hydrolysed domestic wastewater. Water South Africa 28(3): 307-311.
- Mamouni, R.E., Leduc, R. and Guiot, S.R. 1998. Influence of synthetic and natural polymers on the anaerobic granulation process. Water Science and Technology 38: 341-347.
- McCarty, P.L. and McKinney, R.E. 1961. Salt toxicity in anaerobic digestion. Journal Water Pollution Control Federation 33(4): 312-318.
- McCarty, P.L. 1964. Anaerobic waste treatment fundamentals, Part II, environmental requirements and control. Journal Public Works 95: 123.
- McCarty, P.L. and Kugelman, I.J. 1965. Cation toxicity and stimulation in anaerobic waste treatment. Journal Water Pollution Control Federation 37(1): 97-116.

- McLeod, F.A., Guiot, S.R. and Costerton, J.W. 1990. Layered structure of bacterial aggregates produced in an upflow anaerobic sludge bed and filter reactor. Apply Environmental Microbiology 56: 1598-1607.
- Metcalf and Eddy. 1991. Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse. Series in Water Resource and Environmental Engineering 3<sup>rd</sup> ed. McGraw-Hill. New York. 1334.
- Noyola, A. and Moreno, G. 1994. Granules production from raw waste activated sludge. Water Science and Technology 30(12): 339-346.
- Pette, K.C., de Vletter, R., Wind, E. and Van Gils, W. 1980. Full-scale anaerobic treatment of beet-sugar wastewater. Proceeding of 35<sup>th</sup> on Industrial Waste Conference. Purdue University. 635-642.
- Ramos, J., Obaya, M.C., Valdes, E., Villa, P. and Eng, F. 1994. Granulation of digested sewage sludge in mesophilic UASB reactors treating distillery wastewaters from sugar-cane molasses. ACTA Bio tecnologica 14(3): 283-292.
- Schulze, D., Fiebig, R. and Dellweg, H. 1988. Development of granular sludge in the UASB treatment of model wastewater containing gelatine. Biotechnology Letters 10(5): 319-324.
- Sharma, J. and Singh, R. 2001. Effect of nutrients supplementation on anaerobic sludge development and activity for treating distillery effluent. Bioresource Technology 79: 203-206.
- Soto, M., Ligeró, P., Vega, A., Ruiz, I., Veiga, M.C. and Blázquez, R. 1997. Sludge granulation in UASB digesters treating low strength wastewaters at mesophilic and psychrophilic temperatures. Environmental Technology 18: 1133-1141.
- Speece, R.E. 1996. Anaerobic Biotechnology for Industrial Wastewaters. Archae Press. United States of America. 10-290.
- Teo, K.C., Xu, H.L. and Tay, J.H. 2000. Molecular mechanism of granulation II: proton translocating activity. Journal of Environmental Engineering 126(5): 411-418.
- Wiegant, W.M. and De Man, A.W.A. 1986. Granulation of biomass in thermophilic upflow anaerobic sludge blanket reactors treating acidified wastewater. Biotechnology and Bioengineering 28: 718-727.
- Wu, W. H., Hu, J. C. and Gu, X. S. 1985. Properties of granular sludge in UASB reactor and its formation. Proceeding of 4<sup>th</sup> International Symposium on Anaerobic Digestion. Guangzhou. China. 114-117.

- Yan Yue-Gen and Tay Joo-Hwa. 1997. Characterisation of the granulation process during UASB start-up. Water Research 31(7): 1573-1580.
- Yu Liu, Hai-Lou Xu, Shu-Fang Yang and Joo-Hwa Tay. 2003. Mechanisms and models for anaerobic granulation in upflow anaerobic sludge blanket reactor. Water Research 37: 661-673.
- Yu, H.Q., Tay, J.H. and Fang, H.H.P. 2001a. The role of calcium in sludge granulation during UASB reactor start up. Water Research 35: 1052-1060.
- Yu, H.Q., Fang, H.H.P. and Tay, J.H. 2001b. Enhanced sludge granulation in upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactors by aluminum chloride. Chemosphere 44(1): 31-36.



สถาบันวิทยบริการ  
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย



ภาคผนวก

สถาบันวิทยบริการ  
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

## ภาคผนวก ก

## ผลการทดลอง

ตารางที่ ก. 1 อุณหภูมิและค่าพีเอชของน้ำเข้าและออกจากระบบ

วันที่ทำการทดลอง	อุณหภูมิ(°C)	พีเอช		
		น้ำเข้า	ถังปฏิกิริยา 1	ถังปฏิกิริยา 2
1	37	-	-	-
2	36.5	-	-	-
3	36.5	6.7	8.68	8.61
4	32	7.63	8.69	8.74
5	37.5	7.48	8.68	8.73
6	37.5	7.79	8.43	8.39
7	38.5	8.18	8.9	8.86
8	38	8.18	8.8	8.87
9	37	7.74	8.73	8.78
10	38	7.91	8.81	8.79
11	39	6.57	8.5	8.53
12	38	7.94	8.74	8.74
13	38	-	-	-
14	38.5	7.03	8.6	8.6
15	39	7.62	8.62	8.64
16	40.5	7.57	8.47	8.65
17	39	7.36	8.69	8.68
18	39.5	8.02	8.73	8.82
19	38.5	6.06	8.37	8.52
20	39	7.67	8.64	8.74
21	33.5	7.58	8.52	8.57
22	38	8.12	8.85	8.6
23	38	7.51	8.72	8.44
24	36.5	7.98	8.78	8.6



ตารางที่ ก. 1 อุณหภูมิและค่าพีเอชของน้ำเข้าและออกจากระบบ (ต่อ)

วันที่ทำการทดลอง	อุณหภูมิ(°C)	พีเอช		
		น้ำเข้า	ถังปฏิกิริยา 1	ถังปฏิกิริยา 2
25	36.5	6.79	8.93	8.62
26	35	7.91	8.63	8.51
27	37	7.19	8.62	8.44
28	36.5	7.54	8.78	8.48
29	33.5	6.87	8.81	8.69
30	34.5	7.56	8.8	8.52
31	30	7	8.66	8.49
32	29	7.75	8.69	8.48
33	28	7.58	9.14	8.33
34	33	7.56	8.64	8.34
35	37.5	7.32	8.64	8.46
36	36	7.23	8.88	8.62
37	36.5	7.18	8.83	8.58
38	35.5	7.42	8.89	8.45
39	36	7.77	8.81	8.59
40	38.5	7.32	8.76	8.59
41	38.5	7.74	8.64	8.58
42	37	8.12	8.83	8.69
43	34.5	7.95	8.66	8.46
44	34.5	7.62	8.54	8.37
45	33.5	6.79	8.65	8.39
46	34.5	6.88	8.48	8.31
47	35.5	7.12	8.53	8.31
48	35	6.9	8.66	8.58
49	35.5	6.97	8.71	8.63
50	35	7.12	8.61	8.61

ตารางที่ ก. 1 อุณหภูมิและค่าพีเอชของน้ำเข้าและออกจากระบบ (ต่อ)

วันที่ทำการทดลอง	อุณหภูมิ(°C)	พีเอช		
		น้ำเข้า	ถังปฏิกิริยา 1	ถังปฏิกิริยา 2
51	36.5	6.96	8.81	8.46
52	37	7.43	8.75	8.58
53	36.5	7.08	8.72	8.63
54	34	7.13	8.71	8.56
55	34.5	6.74	8.61	8.46
56	35	6.78	8.61	8.52
57	36	7.86	8.96	8.88
58	36.5	7.89	8.76	8.64
59	35	8.2	8.81	8.66
60	36.5	6.89	8.58	8.45
61	33.5	7.12	8.65	8.56
62	35	7.04	8.72	8.59
63	34.5	7.13	8.72	8.59
64	35	7.32	8.78	8.72
65	36	7.57	8.7	8.67
66	36.5	7.71	8.76	8.58
67	34.5	6.51	8.67	8.44
68	35.5	6.47	8.61	8.49
69	36	6.24	8.65	8.45
70	35.5	6.42	8.6	8.42
71	34.5	6.43	8.63	8.45
73	34	6.8	8.77	8.58
74	35.5	6.99	8.56	8.45
75	35	7.52	8.58	8.81
76	34.5	6.63	8.81	8.71
77	35	6.45	8.93	8.84

ตารางที่ ก. 1 อุณหภูมิและค่าพีเอชของน้ำเข้าและออกจากระบบ (ต่อ)

วันที่ทำการทดลอง	อุณหภูมิ(°C)	พีเอช		
		น้ำเข้า	ถังปฏิกิริยา 1	ถังปฏิกิริยา 2
78	35	6.75	8.93	8.86
79	33	7.76	8.89	8.74
80	35	8.08	8.96	8.9
81	32	5.76	8.82	8.89
82	33.5	6.49	8.89	8.82
83	34	5.85	8.82	8.71
84	35	5.85	8.77	8.7
85	37	5.67	8.98	8.89
86	38	7.36	9.3	9.11
87	27	6.26	8.86	8.67
88	31.5	5.55	8.92	8.78
89	27	5.39	8.91	8.8
90	33.5	5.38	8.9	8.79
91	36	5.4	8.77	8.82
92	37.5	7.01	8.81	8.82
93	38	5.37	8.78	8.81
94	37	5.38	8.77	8.62
95	34	5.71	8.56	8.48
96	34	5.62	8.55	8.47
97	33	5.64	8.65	8.65
98	32	5.62	8.68	8.44
99	31.5	5.65	8.61	8.6
100	33	5.64	8.44	8.21
101	33.5	5.75	8.5	8.47
102	34	5.85	8.62	8.6
103	34	5.86	8.62	8.64

ตารางที่ ก. 1 อุณหภูมิและค่าพีเอชของน้ำเข้าและออกจากระบบ (ต่อ)

วันที่ทำการทดลอง	อุณหภูมิ(°C)	พีเอช		
		น้ำเข้า	ถังปฏิกิริยา 1	ถังปฏิกิริยา 2
104	33	6.36	8.33	8.29
105	30	6.4	8.35	8.26
106	28	5.42	8.62	8.85
107	32	5.42	8.67	8.84
108	33	5.34	8.67	8.64
109	32	5.36	8.84	8.48
110	31.5	5.35	8.84	8.54
111	33	5.41	8.23	8.13
112	33	5.4	8.36	8.21
113	34	5.49	8.63	8.33
114	33.5	5.4	8.55	8.22
115	35	5.59	8.66	8.33
116	33.5	5.66	8.66	8.44
117	34	5.6	8.65	8.39
118	33	5.65	8.6	8.35
119	33	5.53	9.01	8.93
120	34	5.74	9.02	8.88
121	35	5.71	9.08	8.89
122	36	5.71	9.02	8.89
123	38	5.69	9.02	8.88
124	35	7.12	8.98	8.96
125	35	7.18	8.96	8.97
126	36	7.16	8.95	8.97
127	35	5.86	8.64	8.56
128	34	5.8	8.65	8.45
129	38	5.85	8.72	8.57

ตารางที่ ก. 1 อุณหภูมิและค่าพีเอชของน้ำเข้าและออกจากระบบ (ต่อ)

วันที่ทำการทดลอง	อุณหภูมิ(°C)	พีเอช		
		น้ำเข้า	ถังปฏิกิริยา 1	ถังปฏิกิริยา 2
130	38	5.29	8.8	8.58
131	39	5.3	8.79	8.55
132	39	5.31	8.8	8.59
133	37	5.25	8.78	8.71
134	35	5.19	9.28	8.94
135	36	5.18	9.28	8.91
136	35	5.17	9.08	8.98
137	36	5.2	8.72	8.59
138	36	5.21	8.69	8.6
139	34	5.19	8.79	8.77
140	32	5.36	8.79	8.77
141	31	5.41	8.78	8.76
142	32	5.39	8.77	8.63
143	34	5.41	8.78	8.65
144	29	6.02	8.66	8.63
145	29.5	6	8.68	8.58
146	30	5.99	8.56	8.51
147	33	5.3	8.64	8.53
148	33	5.29	8.65	8.54
149	32	5.53	8.79	8.57
150	34	5.54	8.8	8.56
155	34	5.51	8.81	8.55
156	34.5	5.52	8.8	8.59
157	33	5.53	8.63	8.54
158	34	5.51	8.61	8.55
159	34	5.49	8.65	8.57

ตารางที่ ก.2 กรดอินทรีย์ระเหยง่ายของน้ำเข้าและออกระบบ

วันที่ทำการทดลอง	น้ำเข้า	ถังปฏิบัติการ 1	ถังปฏิบัติการ 2
10	1032	64	64
12	8256	48	32
15	1280	144	136
17	2032	72	152
19	2560	80	368
22	3872	102.86	22.86
24	1560	256	112
26	2008	896	96
29	1400	48	192
31	3360	72	56
33	1580	24	48
36	2160	32	128
38	3060	32	32
40	2920	40	40
43	2640	26.67	66.67
45	2520	40	160
47	2120	73.33	66.67
50	5680	113.33	40
52	3700	53.33	53.33
54	3210	188.57	297.14
57	2960	285.71	45.71
59	2040	205.71	62.86
61	2440	251.43	85.71
64	3320	194.29	205.71
66	3200	194.29	205.71
68	2160	253.33	34.29
71	4700	91.43	102.86

ตารางที่ ก.2 กรดอินทรีย์ระเหยง่ายของน้ำเข้าและออกระบบ (ต่อ)

วันที่ทำการทดลอง	น้ำเข้า	ถังปฏิบัติการ 1	ถังปฏิบัติการ 2
73	4740	85.71	91.43
75	4640	102.86	148.57
78	4640	80	102.86
80	6184.5	65.93	158
82	4061	257.14	72.53
85	6346	158.24	210.99
87	6923	118.68	237.36
89	4500	118.68	243.96
92	10661.5	131.87	230.77
94	6646	65.93	52.75
96	15554	184.62	98.9
99	7638.5	250.55	197.8
101	7615.5	435.16	342.86
103	7292.5	389.01	382.42
106	5538.5	276.92	360
108	6738.46	166.15	221.54
110	10707.5	166.15	129.23
113	10153.9	276.92	129.23
115	9046.15	92.31	203.08
117	13061.5	295.38	387.69
120	14215.4	313.85	240
122	13476.9	276.92	350.77
124	13476.9	258.46	267.69
127	13661.5	147.69	129.23
129	14030.8	304.62	286.15
131	14215.5	175.38	240
134	8769.23	166.15	92.31

ตารางที่ ก.2 กรดอินทรีย์ระเหยง่ายของน้ำเข้าและออกระบบ (ต่อ)

วันที่ทำการทดลอง	น้ำเข้า	ถังปฏิบัติการ 1	ถังปฏิบัติการ 2
136	7523.08	286.15	378.46
138	8815.38	295.38	480
141	9230.77	166.15	147.69
143	9138.46	360	258.46
145	9138.46	221.54	258.46
148	7846.16	258.46	369.23
150	9276.93	249.23	175.38
155	8769.23	240	92.31
157	9276.92	276.92	203.08
159	9276.93	295.38	240

ตารางที่ ก.3 สภาพความเป็นต่างของน้ำเข้าและออกระบบ

วันที่ทำการทดลอง	น้ำเข้า	ถังปฏิบัติการ 1	ถังปฏิบัติการ 2
2	706.25	3492.46	3577.45
3	741.05	3634.87	3956.76
4	741.05	3215.49	2928.45
5	535.15	4191.66	3977.86
7	709.55	2009.12	2070.23
8	460.86	1806.39	1846.86
9	312.19	1574.62	1633.68
10	219.63	1563.05	1619.04
11	84.88	1380.56	1380.44
12	430.19	1225.04	1148.95
14	113.65	1061.74	605.09
15	181.98	959.18	912.59
16	193.51	950.52	901.81
17	236.51	981.93	922.34



ตารางที่ ก.3 สภาพความเป็นต่างของน้ำเข้าและออกระบบ (ต่อ)

วันที่ทำการทดลอง	น้ำเข้า	ถังปฏิบัติการ 1	ถังปฏิบัติการ 2
18	581.63	1346.68	1162.85
19	117.8	1008.97	926.65
20	492.08	1306.01	1109.49
21	587.52	1290.73	1206.01
22	222.13	1162.97	1172.89
23	326.1	1346.18	1165.74
24	447.11	1177.61	711.09
25	54.91	952.66	1024.02
26	510.01	1128.36	988.04
27	105.91	1079.89	1065.3
28	272.7	975.88	1009.28
29	176.44	1040.78	762.56
30	273.97	1046.05	1071.67
31	138.02	998.58	1011.45
32	340.36	1081.07	1021.14
33	189.06	998.2	1062.58
34	206.87	1235.35	1078.22
35	133.45	1129.18	1134.83
36	151.95	1255.73	1168.36
37	147.56	1227.47	1200.6
38	248.32	1217.95	1232.79
39	363.84	1309.48	1133.73
40	151.74	1306.84	1165.87
41	259.92	1129.18	1200.6
42	603.5	1209.03	1129.56
43	351.94	1874.67	1814.24
44	304.53	1287.39	1278.74

ตารางที่ ก.3 สภาพความเป็นต่างของน้ำเข้าและออกระบบ (ต่อ)

วันที่ทำการทดลอง	น้ำเข้า	ถังปฏิบัติการ 1	ถังปฏิบัติการ 2
45	103.44	1271.91	1257.16
46	292.51	1303.19	1188.01
47	500.2	1275.06	1172.31
48	220.03	1263.39	1151.8
49	293.94	1252.08	1181.38
50	313.09	1309.23	1281.29
51	157.36	1399.68	1366.13
52	247.67	1446.55	1409.35
53	163.87	1458.99	1403.13
54	252.06	1398.84	1355.43
55	231.43	1464.91	1365.99
56	246.84	1373.57	1334.52
57	365.15	1349.44	1265.28
58	573.85	1365.41	1331.06
59	475.9	1334.04	1324.68
60	280.48	1331.28	1293.71
61	326.85	1395.52	1211.43
62	190.14	1365.19	1246.8
63	186.48	1387.08	1193.89
64	238.08	1302.67	1234.68
65	235.48	1290.67	1302.76
66	601.31	1237.28	1278.09
67	107.29	1411.47	1335.41
68	100.94	1454.35	1370.43
69	141.01	1436.04	1350.11
70	105.93	1448.81	1359.23
72	102.19	1429.09	1359.3

ตารางที่ ก.3 สภาพความเป็นต่างของน้ำเข้าและออกระบบ (ต่อ)

วันที่ทำการทดลอง	น้ำเข้า	ถังปฏิกิริยา 1	ถังปฏิกิริยา 2
73	80.16	1544.26	1427.41
74	178.22	1680.8	1667.21
75	630.88	1786.35	1718.83
76	251.11	1805.11	1657.89
77	326.84	1780.45	1846.14
78	232.17	1899.32	1818.88
79	402.85	1971.15	2082.44
80	346.12	1836.28	1926.29
81	152.49	1841.87	2016.45
82	210.42	1806.23	2009.72
83	149.91	1704.23	1854.24
84	127.85	1643.98	1735.25
85	167.48	1450.23	1535.14
86	382.61	1258.97	1302.9
87	112.47	1683.84	1547.69
88	182.18	1607.22	1389.17
89	82.14	1544.34	1417.21
90	31.07	1588.02	1397.87
91	12.3	1616.44	1333.53
92	238.12	1590.84	1209.69
93	159.15	1692.36	1386.49
94	94.64	1701.97	1360.13
95	50.07	1738.98	1506.68
96	85.02	1672.9	1508.75
97	87.38	1848.78	1536.03
98	89.76	1829.26	1667.61
99	84.38	2066.61	1639.11

ตารางที่ ก.3 สภาพความเป็นต่างของน้ำเข้าและออกระบบ (ต่อ)

วันที่ทำการทดลอง	น้ำเข้า	ถังปฏิบัติการ 1	ถังปฏิบัติการ 2
100	46.17	2141.91	1852.47
101	296.48	2117.64	1787.81
102	262.02	2533.63	2370.72
103	235.25	2456.73	2317.94
104	69.55	2227.16	2498.29
105	74.88	2344.6	2649.8
106	72.5	2090.39	2265.37
107	19.87	2100.72	2199.42
108	60.53	2080.19	2388.43
109	58	2008.85	2043.61
110	40.28	2033.35	2035.61
111	51.13	2210.23	1997.01
112	41.79	2210.88	1937.47
113	89.73	2202.86	2129.38
114	173.56	2261.43	2174.85
115	128.74	2309.72	2247.49
116	217.35	2274.43	2273.73
117	108.28	2293.63	2252.48
118	108.07	2285.06	2243.89
119	196.48	2418.48	2344.01
120	66.95	2387.27	2239.93
121	122.27	2406.17	2233.89
122	133.74	2305.33	2226.87
123	54.72	2247.76	2185.46
124	767.14	2149.88	1669.41
125	769.57	2126.5	1650.51
126	747.24	2252.73	1643.34

ตารางที่ ก.3 สภาพความเป็นต่างของน้ำเข้าและออกระบบ (ต่อ)

วันที่ทำการทดลอง	น้ำเข้า	ถังปฏิบัติการ 1	ถังปฏิบัติการ 2
127	191.02	2085.25	2390.53
128	178.13	2118.45	2439.31
129	202.65	2157.76	2560.9
130	130.24	2204.6	2441.8
131	241.03	2309.51	2459.6
132	40.73	2368.23	2505.53
133	162.23	2201.15	2346.2
134	204.71	2066.66	2297.19
135	117.5	2076.17	2200.63
136	148.9	2362.48	2544.39
137	175.55	2069.81	2615.41
138	65.84	2169.95	2623.59
139	173.08	2183.22	2281.18
140	363.82	4353.29	2328.1
141	181.4	2154.28	2266.35
142	277.81	2215.19	2613.81
143	278.71	2187.79	2648.06
144	181.08	2265.69	2518.7
145	164.17	2254.3	2531.08
146	193.44	2142.23	2354.99
147	181.08	2220.84	2423.58
148	63.45	2285.43	2417.53
149	119.2	4102.06	4448.41
150	119.26	4084.1	4567.17
155	86.64	1995.81	2241.55
156	6.37	1981.97	2235.75
157	184.1	2075.28	2373.12

ตารางที่ ก.3 สภาพความเป็นต่างของน้ำเข้าและออกระบบ (ต่อ)

วันที่ทำการทดลอง	น้ำเข้า	ถังปฏิบัติการ 1	ถังปฏิบัติการ 2
158	145.1	2075.32	2378.84
159	230.43	2080.2	2378.78

ตารางที่ ก.4 ค่าซีโอดีทั้งหมดและซีโอดีละลายน้ำของน้ำเข้าและออกระบบ

วันที่ทำการทดลอง	น้ำเข้า		ถังปฏิบัติการที่ 1		ถังปฏิบัติการที่ 2	
	CODt	CODs	CODt	CODs	CODt	CODs
5	6000	3200	1920	1040	1440	960
8	6000	3200	1440	960	1280	800
10	3200	2800	640	560	640	560
12	8000	4800	1280	640	1040	560
15	6000	3200	640	320	320	320
17	12000	6400	800	640	320	560
19	20000	12800	1280	800	960	640
22	10000	7200	1280	640	960	480
24	12000	4800	960	640	1120	480
26	4000	3200	480	320	480	320
29	10000	8000	800	400	640	320
31	12000	8800	640	480	320	240
33	10000	6000	640	400	800	400
36	10000	8000	400	320	400	320
38	8000	4800	400	320	320	240
40	16000	12000	560	480	480	400
43	6000	4800	480	320	320	320
45	8000	7200	320	240	320	240
47	4000	3200	240	160	240	160
50	8800	7200	400	320	240	160
52	16000	8000	480	320	480	320

ตารางที่ ก.4 ค่าซีโอดีทั้งหมดและซีโอดีละลายน้ำของน้ำเข้าและออกระบบ (ต่อ)

วันที่ทำการทดลอง	น้ำเข้า		ถังปฏิบัติการที่ 1		ถังปฏิบัติการที่ 2	
	CODt	CODs	CODt	CODs	CODt	CODs
54	14000	7200	640	560	400	320
57	18000	12000	400	320	480	320
59	12000	10000	480	240	320	160
61	14000	8000	480	480	320	320
64	16000	8000	400	400	400	400
66	16000	7200	320	240	560	400
68	22000	8800	480	400	400	320
71	20000	9600	560	480	480	320
73	18000	12000	640	560	640	560
75	18000	12000	640	560	720	640
78	20000	12800	720	640	640	560
80	14000	7200	720	640	720	640
82	14000	8000	400	240	400	320
85	22000	9600	640	560	640	560
87	26000	12000	800	720	560	480
89	22000	12800	640	560	560	480
92	22000	11200	720	720	560	560
94	32000	20800	800	720	800	720
96	20000	17600	800	720	480	480
99	24000	16800	880	800	640	560
101	19200	16000	880	800	640	640
103	16000	9600	720	640	640	560
106	20000	10000	880	720	720	640
108	28000	13600	1040	960	1120	960
110	26000	16800	880	800	960	960
113	26000	16000	1200	1120	1200	1040

ตารางที่ ก.4 ค่าซีโอดีทั้งหมดและซีโอดีละลายน้ำของน้ำเข้าและออกระบบ (ต่อ)

วันที่ทำการทดลอง	น้ำเข้า		ถังปฏิบัติการที่ 1		ถังปฏิบัติการที่ 2	
	CODt	CODs	CODt	CODs	CODt	CODs
115	32000	20000	1040	1040	1280	1120
117	32000	17600	1280	1040	1280	1040
120	28000	16800	1440	1120	1440	1120
122	28000	16000	1560	1200	1840	1280
124	26000	14400	1920	1840	1840	1560
127	30000	16800	1840	1440	1840	1440
129	30000	17600	960	880	720	640
131	32000	16000	1040	880	1120	960
134	32000	16800	720	560	880	720
136	26000	16000	960	800	960	800
138	26000	14400	720	720	800	720
141	30000	19200	800	720	800	720
143	26000	16000	800	720	800	720
145	28000	14400	720	720	800	720
148	28800	15200	720	640	560	560
150	30000	17600	720	720	560	560
155	26000	13600	800	800	800	720
157	30000	16800	880	800	720	640
159	32000	17600	1120	1040	1040	960

ตารางที่ ก.5 ค่าของแข็งแขวนลอย (SS) ของน้ำเข้าและออกระบบ

วันที่ทำการทดลอง	น้ำเข้า	ถังปฏิบัติการ1	ถังปฏิบัติการ2
2	455	153.33	393.3
9	935	330	295
16	920	275	265
23	970	280	330



ตารางที่ ก.5 ค่าของแข็งแขวนลอย (SS) ของน้ำเข้าและออกระบบ (ต่อ)

วันที่ทำการทดลอง	น้ำเข้า	ถังปฏิบัติการ1	ถังปฏิบัติการ2
30	2410	285	273
37	1220	110	117.5
44	3660	200	162.5
51	2670	277.5	207.5
58	1250	312.5	245
65	7840	302.5	167.5
79	4720	366.67	250
86	3620	121.67	86.67
93	4980	400	165
100	3120	390	115
107	6780	3620	2250
114	7420	610	510
121	7800	595	275
128	6580	220	325
135	6980	570	510
142	6760	390	600
149	8720	530	370
156	8740	530	390

ตารางที่ ก.6 ค่าของแข็งแขวนลอยระเหย (VSS) ของน้ำเข้าและออกระบบ

วันที่ทำการทดลอง	น้ำเข้า	ถังปฏิบัติการ1	ถังปฏิบัติการ2
2	370	53.33	340
9	650	195	127.5
16	890	195	185
23	730	147.5	130
30	2280	156	152.5
37	990	92.5	80

ตารางที่ ก.6 ค่าของแข็งแขวนลอยระเหย (VSS) ของน้ำเข้าและออกระบบ (ต่อ)

วันที่ทำการทดลอง	น้ำเข้า	ถังปฏิบัติการ 1	ถังปฏิบัติการ 2
44	3250	92.5	20
51	2270	97.5	20
58	900	132.5	97.5
65	6940	120	27.5
79	3880	193.3	86.67
86	3540	116.7	20
93	4320	196.7	62.5
100	2900	256.7	60
107	6080	1980	1200
114	6680	345	275
121	6600	345	205
128	6080	136.7	270
135	6640	345	370
142	5880	205	275
149	7660	210	135
156	7720	205	150

ตารางที่ ก.7 ปริมาณก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้น

วัน	ปริมาณก๊าซในแต่ละวัน (มล.)		ปริมาณก๊าซสะสม (มล.)	
	ถังปฏิบัติการที่ 1	ถังปฏิบัติการที่ 2	ถังปฏิบัติการที่ 1	ถังปฏิบัติการที่ 2
1	226	149	226	149
2	314	367	540	516
3	314	298	854	814
4	1011	894	1865	1708
5	1168	1112	3033	2802
6	1325	1410	4358	4230
7	1011	1112	5369	5324
8	1011	963	6380	6305

ตารางที่ ก.7 ปริมาณก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้น (ต่อ)

วัน	ปริมาณก๊าซในแต่ละวัน (มล.)		ปริมาณก๊าซสะสม (มล.)	
	ถังปฏิบัติการที่ 1	ถังปฏิบัติการที่ 2	ถังปฏิบัติการที่ 1	ถังปฏิบัติการที่ 2
9	785	814	7165	7119
10	1482	1261	8647	8380
11	1325	1410	9972	9790
12	1256	1341	11228	11131
13	1325	1341	12553	12472
14	1256	1261	13809	13733
15	785	814	14594	14547
16	1482	1490	16076	16037
17	1884	1788	17960	17825
18	2267	2304	20227	20129
19	1413	1043	21640	21172
20	942	894	22582	22066
21	1413	894	23995	22960
22	1099	1112	25094	24072
23	1482	1192	26576	25562
24	1482	1341	28058	27052
25	1570	1410	29628	28611
26	1413	1490	31041	30101
27	1639	1788	32680	31889
28	1482	2980	34162	34869
29	854	2086	35016	36955
30	2512	3725	37528	40680
31	2424	3496	39952	44176
32	540	963	40492	45139
33	1482	2155	41974	47294
34	1482	2304	43456	49598
35	1325	1559	44781	51157
36	854	894	45635	52051

ตารางที่ ก.7 ปริมาณก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้น (ต่อ)

วัน	ปริมาณก๊าซในแต่ละวัน (มล.)		ปริมาณก๊าซสะสม (มล.)	
	ถังปฏิบัติการที่ 1	ถังปฏิบัติการที่ 2	ถังปฏิบัติการที่ 1	ถังปฏิบัติการที่ 2
37	1325	1261	46960	53312
38	942	894	47902	54206
39	1011	963	48913	55169
40	1168	1261	50081	56430
41	1256	1261	51337	57691
42	1884	2006	53221	59697
43	1639	1937	54860	61634
44	1639	1639	56499	63273
45	2041	2155	58540	65428
46	1570	1639	60110	67067
47	1884	1857	61994	68924
48	2669	2831	64663	71755
49	3052	3129	67715	74884
50	1953	1937	69668	76821
51	1727	1639	71395	78460
52	1639	1639	73034	80099
53	1639	1559	74673	81658
54	2041	1937	76714	83595
55	69	149	76783	83744
56	69	69	76852	83813
57	471	596	77323	84409
58	1570	1559	78893	85968
59	2110	2006	81003	87974
60	2041	2006	83044	89980
61	1325	1261	84369	91241
62	1570	1559	85939	92800
63	1570	1559	87509	94359
64	854	894	88363	95253

ตารางที่ ก.7 ปริมาณก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้น (ต่อ)

วัน	ปริมาณก๊าซในแต่ละวัน (มล.)		ปริมาณก๊าซสะสม (มล.)	
	ถังปฏิบัติการที่ 1	ถังปฏิบัติการที่ 2	ถังปฏิบัติการที่ 1	ถังปฏิบัติการที่ 2
65	942	963	89305	96216
66	2267	2384	91572	98600
67	2198	2384	93770	100984
68	2267	2384	96037	103368
69	2267	2384	98304	105752
70	2267	2384	100571	108136
71	2355	2533	102926	110669
72	471	745	103397	111414
73	471	745	103868	112159
74	3140	3129	107008	115288
75	3454	3427	110462	118715
76	2512	3049	112977	121764
77	2669	3347	115646	125111
78	2826	3427	118472	128538
79	1953	2155	120425	130693
80	540	814	120965	131507
81	1639	1857	122604	133364
82	1727	1788	124331	135152
83	1256	1341	125587	136493
84	1011	1192	126598	137685
85	942	1112	127540	138797
86	854	596	128394	139393
87	1482	1341	129876	140734
88	1011	894	130887	141628
89	942	894	131829	142522
90	1099	1043	132928	143565
91	1168	1112	134096	144677
92	1796	1708	135892	146385

ตารางที่ ก.7 ปริมาณก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้น (ต่อ)

วัน	ปริมาณก๊าซในแต่ละวัน (มล.)		ปริมาณก๊าซสะสม (มล.)	
	ถังปฏิบัติการที่ 1	ถังปฏิบัติการที่ 2	ถังปฏิบัติการที่ 1	ถังปฏิบัติการที่ 2
93	2738	2602	138603	148987
94	4622	4470	143252	153457
95	3680	3645	146932	157102
96	5250	5135	152182	162237
97	5338	5364	157520	167601
98	5338	5364	162858	172965
99	5024	4917	167882	177882
100	4867	4917	172749	182799
101	4936	4837	177685	187636
102	4867	4837	182552	192473
103	5024	5066	187576	197539
104	4710	4619	192286	202158
105	4622	4619	196908	206777
106	4082	4023	200990	210800
107	3297	3347	204287	214147
108	2983	3278	207270	217425
109	3140	3427	210410	220852
110	2983	3198	213393	224050
111	2355	2453	215748	226503
112	2198	2384	217946	228887
113	2424	2533	220370	231420
114	2424	2682	222794	234102
115	1639	2304	224433	236406
116	1727	2235	226160	238641
117	1727	2235	227887	240876
118	1639	2155	229526	243031
119	1796	2304	231322	245335
120	1796	2304	233118	247639

ตารางที่ ก.7 ปริมาณก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้น (ต่อ)

วัน	ปริมาณก๊าซในแต่ละวัน (มล.)		ปริมาณก๊าซสะสม (มล.)	
	ถังปฏิบัติการที่ 1	ถังปฏิบัติการที่ 2	ถังปฏิบัติการที่ 1	ถังปฏิบัติการที่ 2
121	1796	2235	234914	249874
122	1884	2384	236798	252258
123	1727	2235	238525	254493
124	1639	2155	240164	256648
125	1639	2235	241803	258883
126	1796	2235	243599	261118
127	1639	2235	245238	263353
128	2110	2682	247348	266035
129	3680	4768	251028	270803
130	3454	4390	254482	275193
131	2826	3347	257308	278540
132	3209	3576	260517	282116
133	2983	3198	263500	285314
134	2826	3129	266326	288443
135	2895	3198	269221	291641
136	2983	3198	272204	294839
137	1884	2235	274088	297074
138	2110	2602	276198	299676
139	1953	2533	278151	302209
140	1727	1937	279878	304146
141	1953	2304	281831	306450
142	2198	2751	284029	309201
143	1796	2533	285825	311734
144	1953	2602	287778	314336
145	1727	2384	289505	316720
146	1570	2006	291075	318726
147	1796	2235	292871	320961
148	1639	1937	294510	322898

ตารางที่ ก.7 ปริมาณก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้น (ต่อ)

วัน	ปริมาณก๊าซในแต่ละวัน (มล.)		ปริมาณก๊าซสะสม (มล.)	
	ถังปฏิบัติการที่ 1	ถังปฏิบัติการที่ 2	ถังปฏิบัติการที่ 1	ถังปฏิบัติการที่ 2
149	1727	2086	296237	324984
150	1796	2533	298033	327517
151	1796	2533	299829	330050
152	1884	2602	301713	332652
153	1953	2682	303666	335334
154	1796	2602	305462	337936



สถาบันวิทยบริการ  
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย



## ภาคผนวก ข

## วิธีวิเคราะห์เม็ดตะกอนจุลินทรีย์

## ก. ความสามารถจำเพาะของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ (Specific Methanogenic Activity, SMA)

ขั้นตอนในการทดสอบมีดังนี้

- 1) เตรียมเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่ต้องการทดสอบปริมาณ 500 มก. วิเอสเอส
- 2) เตรียม Vanderbilt Media Solution และกรดอะซิติก 5 เปอร์เซ็นต์ เพื่อใช้เป็นสารอาหารเสริมและเพื่อให้เม็ดตะกอนจุลินทรีย์สามารถปรับตัวเข้ากับสภาพแวดล้อมที่เหมาะสม
- 3) ใส่สารอาหารเสริมที่เตรียมในข้อ 2 ลงในขวด Serum Bottle แล้วตามด้วยเม็ดตะกอนจุลินทรีย์
- 4) ไล่อากาศออกจากขวด โดยใช้ก๊าซ  $N_2:CO_2$  ซึ่งมีสัดส่วน 70:30 ประมาณ 1 นาที
- 5) เติมสารแคลเซียมอะซิเตท ความเข้มข้น 7,500 มก./ล. (สัดส่วนของก๊าซมีเทนที่เกิดประมาณ 70 เปอร์เซ็นต์) ให้เป็นสารอาหารสำหรับเชื้อตะกอนจุลินทรีย์
- 6) ทำการวัดก๊าซที่เกิดขึ้นทุกวัน โดยมีการเก็บข้อมูลในช่วงเวลาเดียวกันและบันทึกอุณหภูมิทุกวันในช่วงเวลาที่วัดก๊าซ
- 7) เมื่อสิ้นสุดการทดลองนำตะกอนเม็ดจุลินทรีย์มาหาค่ากรัมวิเอสเอส
- 8) นำค่าก๊าซมีเทนที่เกิดขึ้น ไป plot กราฟ โดยใช้ความสัมพันธ์ระหว่างค่า มล.มีเทนสะสมกับเวลา
- 9) นำค่ากราฟความชันสูงสุด ไปคำนวณหาค่าความสามารถจำเพาะของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์

การคำนวณ

$$\text{Specific Methanogenic Activity: (SMA)} = \frac{(g \text{ CH}_4 - \text{COD})}{t * B}$$

เมื่อ

$$(g \text{ CH}_4 - \text{COD})/t = \text{slope max} = \text{ค่าความชันกราฟสูงสุด}$$

$$B = \text{Biomass in the reactor (กรัมวิเอสเอส)}$$

### ข. ขนาดของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ (Sieve Analysis)

อุปกรณ์ที่ใช้ในการหาขนาดของเม็ดตะกอน มีดังนี้

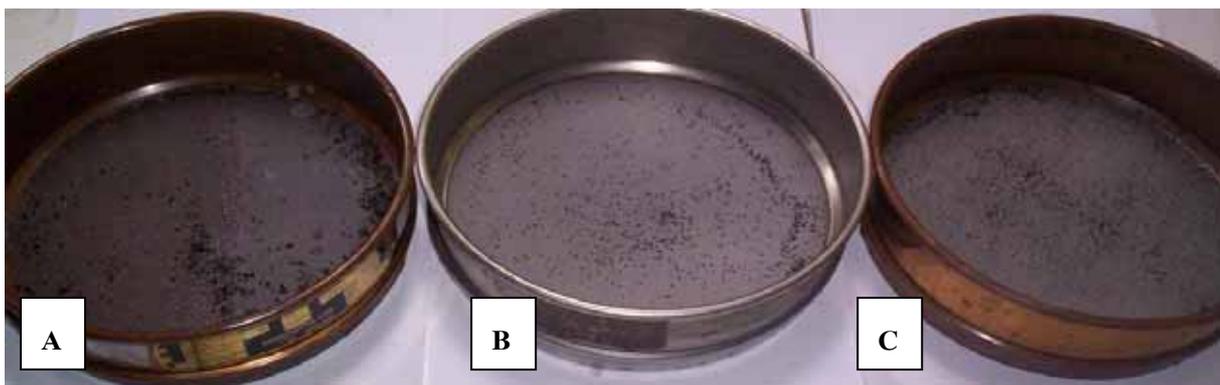
- ถังน้ำขนาด
- Laboratory test sieve ENDECOTTS LTD.
- ถ้วยกระเบื้อง

การหาขนาดของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ ทำได้โดยการร่อนเม็ดตะกอนผ่านตะแกรงที่มีรูเปิดขนาดต่างๆ กันในน้ำ มีวิธีการ ดังนี้

- 1) คึงตัวอย่างออกมาจากถังปฏิกิริยา
- 2) เติมน้ำใส่ถังขนาดใหญ่พอที่จะสามารถใส่ตะแกรงลงไปได้ โดยเติมน้ำให้มีความสูงพ้นตะแกรง
- 3) เรียงตะแกรงจากรูเปิดขนาดใหญ่ไปขนาดเล็ก
- 4) เทเม็ดตะกอนที่เตรียมไว้ลงไปบนตะแกรงที่เรียงกันอยู่
- 5) ค่อยๆ ร่อนเม็ดตะกอน
- 6) นำตะกอนที่ค้างที่ตะแกรงมาใส่ถ้วยกระเบื้องที่เตรียมไว้และชั่งน้ำหนักแล้ว
- 7) นำไปอบที่ 150 องศาเซลเซียส และชั่งน้ำหนักจะได้ค่า SS
- 8) หลังจากได้ค่าแล้วก็ไปเทียบกับ 100 เปอร์เซ็นต์
- 9) จะได้ค่าสัดส่วนขนาดเม็ดตะกอนว่ามีกี่เปอร์เซ็นต์ของทั้งหมด

ตารางที่ ข.1 ขนาดของตะแกรงที่ใช้ในการหาตะกอนเม็ด

Tyler Standard	ขนาดรูเปิดของตะแกรง (มม.)
18 Mesh.	1.00
25 Mesh.	0.71
35 Mesh.	0.50

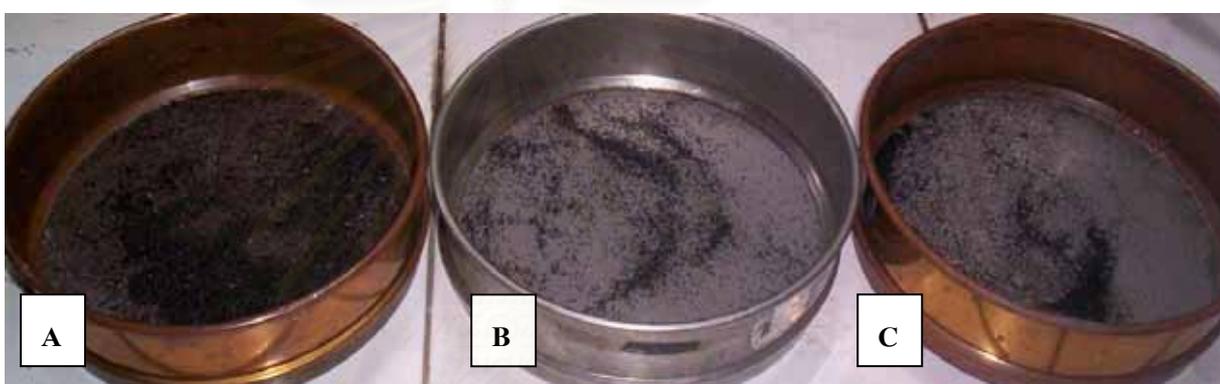


รูปที่ ข.1 ตะกอนจากถังปฏิบัติการที่ 1 ที่ติดบนตะแกรงร่อนขนาดต่างๆ

A - 1 มม.

B - 0.71 มม.

C - 0.50 มม.



รูปที่ ข.2 ตะกอนจากถังปฏิบัติการที่ 2 ที่ติดบนตะแกรงร่อนขนาดต่างๆ

A - 1 มม.

B - 0.71 มม.

C - 0.50 มม.

### ค. ความเร็วในการจมตัวของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์

การหาค่าความเร็วในการจมตัวของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์สามารถทำได้โดยการจับเวลาเมื่อเม็ดตะกอนจมตัวลงในน้ำเป็นระยะทางเท่ากับ 30 เซนติเมตร โดยมีวิธีการดังนี้

- 1) เตรียมอุปกรณ์ที่จะทำการทดสอบดังแสดงในรูปที่
- 2) เติมน้ำลงไปในอุปกรณ์ที่จะทดสอบจนเต็ม
- 3) ปล่อยตะกอนเม็ดตกลงมาจากอุปกรณ์ที่บรรจุน้ำอยู่เต็มประมาณ 1 เมตร
- 4) เมื่อตะกอนเคลื่อนที่มาถึงจุดที่ 1 ที่ทำสัญลักษณ์ไว้ เริ่มทำการจับเวลา
- 5) เมื่อตะกอนเคลื่อนที่มาถึงจุดที่ 2 ที่ทำสัญลักษณ์ไว้หยุดนาฬิกาจับเวลา
- 6) นำไปคำนวณได้ค่าระยะทางต่อเวลา ดังแสดงในสมการ

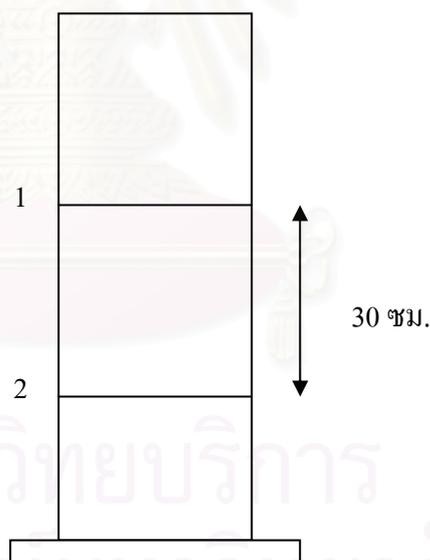
$$V = S/T$$

V คือ ค่าความเร็วในการจมตัวของเม็ดตะกอน

S คือ ระยะทางที่เม็ดตะกอนเคลื่อนที่

T คือ เวลาที่ใช้ในการเคลื่อนที่เป็นระยะทางเท่ากับ S

- 7) เปลี่ยนหน่วยเป็นเมตรต่อชั่วโมง



รูปที่ ข.3 ลักษณะอุปกรณ์ในการหาค่าความเร็วในการจมตัว

**ภาคผนวก ค**  
**ผลการทดสอบทางสถิติ**

**ตารางที่ ค. 1 ผลการทดสอบทางสถิติด้วย Paired Samples T-Test**

ประสิทธิผลการกำจัด	Mean	Std. Deviation	Std. Error	df	Sig.
1.ซีโอดี	-1.0100	1.21729	0.43038	7	0.051
2. ของแข็งแขวนลอย	-2.1837	2.31752	0.81937	7	0.032
3. อัตราการผลิตก๊าซชีวภาพ	-0.0987	0.14207	0.05023	7	0.090
4.ปริมาณมีเทนในก๊าซชีวภาพ	-0.1485	0.09651	0.03412	7	0.003



สถาบันวิทยบริการ  
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

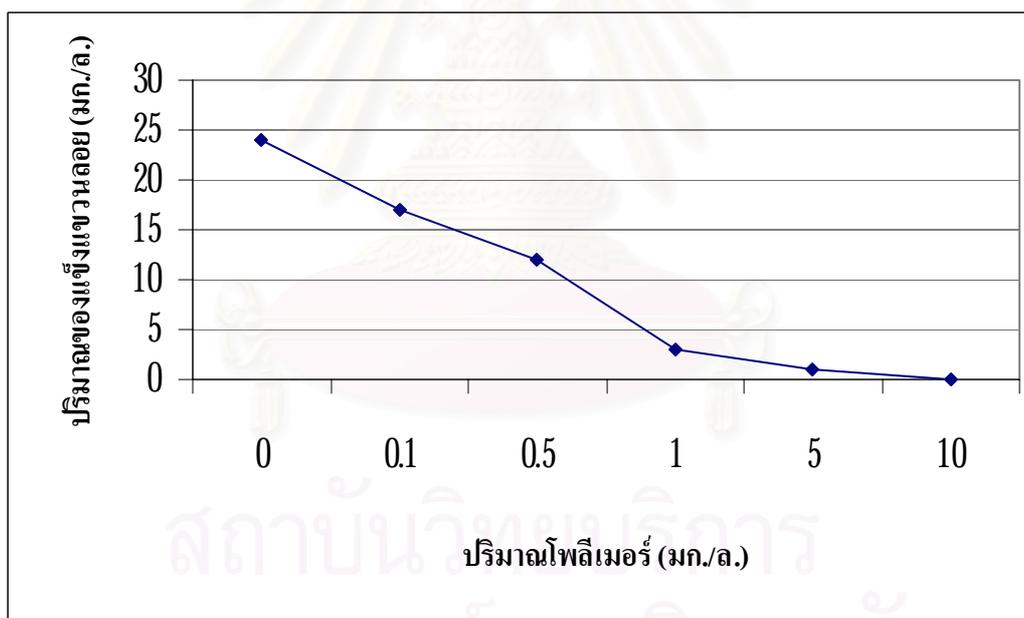
## ภาคผนวก ง

## ผลการทดสอบการตกตะกอนของแข็งแขวนลอยโดยโพลีเมอร์

ตารางที่ ง. 1 ปริมาณโพลีเมอร์ที่ใช้ในการลดปริมาณของแข็งแขวนลอย

ปริมาณโพลีเมอร์ (มก./ล.)	ปริมาณของแข็งแขวนลอย (มก./ล.)
0	24
0.1	17
0.5	12
1	3
5	1
10	0

รูปที่ ง. 1 ปริมาณโพลีเมอร์ที่ใช้ต่อปริมาณของแข็งแขวนลอยที่ลดลง



## ประวัติผู้เขียนวิทยานิพนธ์

นางสาวสุรณี เบลูจปัญญาวงศ์ เกิดเมื่อวันพุธที่ 18 มีนาคม พ.ศ. 2524 สำเร็จการศึกษาระดับมัธยมศึกษาตอนปลายที่โรงเรียนสตรีวิทยา 2 จากนั้นเมื่อปี พ.ศ. 2542 ได้เข้าศึกษาในมหาวิทยาลัยศิลปากร สาขาวิชาวิทยาศาสตร์สิ่งแวดล้อม สำเร็จการศึกษาในปี พ.ศ. 2546 และได้เข้าศึกษาต่อในระดับปริญญาโทที่จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย สาขาวิชาวิทยาศาสตร์สิ่งแวดล้อม คณะบัณฑิตวิทยาลัย ปัจจุบันทำงานอยู่ที่สถาบันวิจัยวิทยาศาสตร์และเทคโนโลยีแห่งประเทศไทย ฝ่ายสิ่งแวดล้อม นิเวศวิทยา และพลังงาน



สถาบันวิทยบริการ  
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย