

การบำบัดน้ำเสียสังเคราะห์ด้วยระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดที่ใช้  
เม็ดยางเป็นวัสดุตัวกลาง : ผลของอัตราภาระสารอินทรีย์



นางสาวพัชรียา รุ่งกิจวัฒนานุกุล

ศูนย์วิทยทรัพยากร  
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

วิทยานิพนธ์นี้เป็นส่วนหนึ่งของการศึกษาตามหลักสูตรปริญญาวิศวกรรมศาสตรมหาบัณฑิต


สาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม

คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ปีการศึกษา 2553

ลิขสิทธิ์ของจุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

SYNTHETIC WASTEWATER TREATMENT BY ANAEROBIC FLUIDIZED BED SYSTEM  
USING RUBBER GRANULE AS A MEDIA: EFFECT OF ORGANIC LOADING RATE



Miss Phatchariya Rungkitwatananukul

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

Department of Environmental Engineering

Faculty of Engineering

Chulalongkorn University

Academic Year 2010

Copyright of Chulalongkorn University

หัวข้อวิทยานิพนธ์

การนำบัดน้ำเสียสังเคราะห์ด้วยระบบแอนแอโรบิกฟลูอิด  
ไดร์เบดที่ใช้เม็ดยางเป็นวัสดุตัวกลาง : ผลของอัตราภาวะ  
สารอินทรีย์

โดย

นางสาวพัชรียา รุ่งกิจวัฒนานุกูล

สาขาวิชา

วิศวกรรมสิ่งแวดล้อม

อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์หลัก

อาจารย์ ดร. ชัยพร ภูประเสริฐ

อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์ร่วม

ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร. วิบูลย์ลักษณะ พิ้งรัมย์

คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย อนุมัติให้รับวิทยานิพนธ์ฉบับนี้เป็น  
ส่วนหนึ่งของการศึกษาตามหลักสูตรปริญญาโทบริหารบัณฑิต

.....คนบดีคณะวิศวกรรมศาสตร์  
(รองศาสตราจารย์ ดร. บุญสม เลิศศิริวงษ์)

คณะกรรมการสอบวิทยานิพนธ์

.....ประธานกรรมการ  
(รองศาสตราจารย์ ดร. ขวลิต รัตนธรรมสกุล)

.....อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์หลัก  
(อาจารย์ ดร. ชัยพร ภูประเสริฐ)

.....อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์ร่วม  
(ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร. วิบูลย์ลักษณะ พิ้งรัมย์)

.....กรรมการ  
(ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร. มนัสกร ราชากรกิจ)

.....กรรมการภายนอกมหาวิทยาลัย  
(รองศาสตราจารย์ ดร. มั่นสิน ตันกุลเวศม์)

พัชรียา รุ่งกิจวัฒนานุกูล : การบำบัดน้ำเสียสังเคราะห์ด้วยระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดที่ใช้เม็ดยางเป็นวัสดุตัวกลาง: ผลของอัตราภาระสารอินทรีย์. (SYNTHETIC WASTEWATER TREATMENT BY ANAEROBIC FLUIDIZED BED SYSTEM USING RUBBER GRANULE AS A MEDIA: EFFECT OF ORGANIC LOADING RATE) อ. ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์หลัก : อาจารย์ ดร. ชัยพร ภูประเสริฐ, อ. ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์ร่วม: ผศ. ดร. วิบูลย์ลักษณะ พิ้งรัมย์, 141 หน้า.

งานวิจัยนี้เป็นการศึกษาการใช้เม็ดยางที่ผลิตจากเศษยางรถยนต์ที่ใช้แล้ว เพื่อนำมาใช้เป็นวัสดุตัวกลางในระบบบำบัดน้ำเสียแบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบด โดยบำบัดน้ำเสียสังเคราะห์ที่เตรียมจากซูโครสให้มีค่าซีไอตีประมาณ 2,500 5,000 7,500 และ 10,000 มก./ล. (เทียบเท่ากับอัตราภาระสารอินทรีย์ 5 10 15 และ 20 กก. ซีไอตี/ลบ.ม.-วัน) และควบคุมระยะเวลาที่น้ำค้างที่ 12 ชม. เพื่อหาประสิทธิภาพในการกำจัดซีไอตีและการเกิดก๊าซชีวภาพ จากการทดลองพบว่า ระบบมีสมรรถนะที่ดีในการบำบัดน้ำเสียสังเคราะห์ทั้งในแง่ของประสิทธิภาพการกำจัดซีไอตีและมีอัตราการเกิดก๊าซชีวภาพสูง โดยที่อัตราภาระสารอินทรีย์ 5 10 15 และ 20 กก. ซีไอตี/ลบ.ม.-วัน ระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดซีไอตีประมาณร้อยละ 78.38 94.80 97.70 และ 94.60 และมีอัตราการเกิดก๊าซชีวภาพ 0.60 0.61 0.62 และ 0.60 ล./ก.ซีไอตี ที่ถูกกำจัด ตามลำดับ นั่นคือที่อัตราภาระสารอินทรีย์ 15 กก. ซีไอตี/ลบ.ม.-วัน ระบบมีประสิทธิภาพกำจัดซีไอตีและการเกิดก๊าซชีวภาพสูงสุด โดยมีร้อยละของมีเทนในก๊าซชีวภาพเท่ากับ 55.30 ซึ่งสอดคล้องกับผลการศึกษานิตของจุลินทรีย์บนเม็ดตัวกลางด้วยเทคนิค Fluorescent In Situ Hybridization (FISH) ที่พบปริมาณอาร์เคียมากกว่าแบคทีเรียอย่างชัดเจนในค่าอัตราภาระสารอินทรีย์สูงๆ โดยเฉพาะอย่างยิ่งที่ 15 กก.ซีไอตี/ลบ.ม.-วัน นอกจากนี้ผลการวิเคราะห์หาปริมาณจุลินทรีย์โดยการหาความเข้มข้นของฟอสโฟไลปิดและภาพถ่ายจากกล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอนชนิดส่องกราด พบว่าปริมาณจุลินทรีย์บนเม็ดตัวกลางเพิ่มขึ้น เมื่ออัตราภาระสารอินทรีย์เพิ่มขึ้นจาก 5-20 กก. ซีไอตี/ลบ.ม.-วัน โดยผลดังกล่าวสอดคล้องกับผลที่ได้จากเทคนิค FISH และประสิทธิภาพของระบบ

ภาควิชา.....วิศวกรรมสิ่งแวดล้อม.....ลายมือชื่อนิสิต พัชรียา รุ่งกิจวัฒนานุกูล  
 สาขาวิชา.....วิศวกรรมสิ่งแวดล้อม.....ลายมือชื่อ อ.ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์หลัก ดร. ชัยพร ภูประเสริฐ  
 ปีการศึกษา.....2553.....ลายมือชื่อ อ.ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์ร่วม ดร. วิบูลย์ลักษณะ พิ้งรัมย์

# # 5070588621 : MAJOR ENVIRONMENTAL ENGINEERING

KEYWORDS : ANAEROBIC FLUIDIZED BED / CRUMB RUBBER / ORGANIC LOADING RATE / WASTEWATER TREATMENT

PHATCHARIYA RUNGKITWATANANUKUL : SYNTHETIC WASTEWATER TREATMENT BY ANAEROBIC FLUIDIZED BED SYSTEM USING RUBBER GRANULE AS A MEDIA: EFFECT OF ORGANIC LOADING RATE. ADVISOR : CHAIYAPORN PUPRASERT, Ph.D., CO-ADVISOR : ASSOC.PROF. WIBOONLUK PUNGRASMI, Ph.D., 141 pp.

This research investigated the use of crumb rubber as a media in the Anaerobic Fluidized Bed (AFB) process for treating synthetic wastewater. The synthetic wastewater was prepared from tap water using sucrose as carbon source with sufficient nutrients. High COD concentration about 2,500, 5,000, 7,500, and 10,000 mg/l, which equal to 5, 10, 15, and 20 kg COD/m<sup>3</sup>-d organic loading rates (OLRs) respectively, were fed into a 12 hr hydraulic retention time AFB reactor. The efficiencies in term of COD removal and biogas production were investigated. For the OLRs 5, 10, 15 and 20 kg COD/m<sup>3</sup>-d, the average COD removal were 78.38, 94.80, 97.70 and 94.60%, respectively ; whereas the biogas production was approximately 0.60, 0.61, 0.62, and 0.60 l/g.COD removed, respectively. For the organic loading rate of 15 kg COD/m<sup>3</sup>-day, the result indicated the highest COD removal and biogas production, which percentage of methane in the biogas was 55.30%. Moreover, Fluorescent In Situ Hybridization (FISH) results showed that the quantity of archaea adhered throughout the whole support materials was significantly greater than bacteria. These outcomes are consistent with the result of COD removal efficiencies and biogas production. Moreover, the determination of lipid phosphate concentration and results from SEM (Scanning Electron Microscope) found that the biomass adhesion on the media was higher when OLRs increased from 5 to 20 kg COD/m<sup>3</sup>-d, which were consistent with the previous results.

Department : Environmental Engineering...  
Field of Study : Environmental Engineering...  
Academic Year : 2010.....

Student's Signature Phatchariya Rungkitwatananukul  
Advisor's Signature Chaiyaporn P.  
Co-advisor's Signature Wiboonluk P.

## กิตติกรรมประกาศ

ขอขอบพระคุณ อาจารย์ ดร.ชัยพร ภูประเสริฐ อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์ และผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.วิบูลย์ลักษณะ ฝั่งรัมย์ อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์ร่วม ซึ่งให้ความรู้ คำแนะนำที่เป็นประโยชน์ต่องานวิจัย ตลอดจนให้การสนับสนุน และช่วยเหลือในด้านต่างๆ

ขอขอบพระคุณคณะกรรมการสอบวิทยานิพนธ์ทุกท่านที่กรุณาให้คำแนะนำ รวมทั้งตรวจทานวิทยานิพนธ์ให้สมบูรณ์

ขอขอบพระคุณอาจารย์ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อมทุกท่านที่ได้มอบความรู้ ซึ่งเป็นประโยชน์ต่อตัวผู้วิจัย และทำให้วิทยานิพนธ์เล่มนี้สำเร็จได้

ขอขอบพระคุณภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย ที่ได้เอื้อเฟื้อสถานที่ในการติดตั้งอุปกรณ์และเดินระบบ

ขอขอบพระคุณศูนย์ความเป็นเลิศแห่งชาติด้านการจัดการสิ่งแวดล้อมและของเสียอันตราย จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย ที่ให้ความเอื้อเฟื้อสถานที่ในการทำวิจัย

ขอขอบพระคุณ ดร.มันสิน ตันทุลเวศม์ บริษัท แซน.อี.68 คอนซัลติ้ง เอ็นจิเนียริ่ง จำกัด ที่ให้ความอนุเคราะห์ชุดอุปกรณ์วัดปริมาตรเพื่อใช้ในการทำงานวิจัย

ขอขอบพระคุณบัณฑิตวิทยาลัย และสถาบันวิจัยพลังงาน ที่ให้ทุนสนับสนุนงานวิจัยนี้

ขอขอบพระคุณเพื่อนๆ นิสิตปริญญาโท ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย ที่ให้คำแนะนำและให้กำลังใจในการทำวิทยานิพนธ์ด้วยดีตลอดมา

สุดท้ายนี้ผู้วิจัยขอขอบพระคุณ คุณพ่อ คุณแม่ ที่คอยอบรมสั่งสอน และเป็นกำลังใจที่สำคัญที่ทำให้งานวิจัยนี้สำเร็จลุล่วงไปได้ด้วยดี

ศูนย์วิทยทรัพยากร  
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

## สารบัญ

	หน้า
บทคัดย่อภาษาไทย.....	ง
บทคัดย่อภาษาอังกฤษ.....	จ
กิตติกรรมประกาศ.....	ฉ
สารบัญ .....	ช
สารบัญตาราง.....	ญ
สารบัญภาพ.....	ฎ
บทที่ 1 บทนำ.....	1
1.1 บทนำ.....	1
1.2 .....	วัตถุประสงค์
ประสงค์ของการวิจัย.....	2
1.3 ขอบเขตการวิจัย.....	2
1.4 ประโยชน์ที่คาดว่าจะได้รับ.....	3
บทที่ 2 เอกสารและงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง.....	4
2.1 แนวคิดและทฤษฎีการบำบัดแบบไร้ออกซิเจน .....	4
2.1.1 กลไกการย่อยสลายสารอินทรีย์ของกระบวนการไร้ออกซิเจน.....	4
2.1.2 ข้อได้เปรียบของระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจน.....	14
2.1.3 ปัจจัยที่มีผลต่อระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจน .....	18
2.2 รูปแบบของระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้ออกซิเจน.....	24
2.3 ระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบด (Anaerobic fluidized bed).....	26
2.3.1 ความเป็นมาและลักษณะของระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบด.....	26
2.3.2 สมภาวะฟลูอิดไดซ์เซชัน (Fluidization).....	28
2.3.3 องค์ประกอบที่มีผลต่อสมภาวะฟลูอิดไดซ์เซชัน.....	28
2.3.4 วัสดุตัวกลางในระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบด.....	32
2.3.5 ข้อดีและข้อเสียของระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบด.....	34
2.4 การระบุชนิดและวิเคราะห์ปริมาณจุลินทรีย์ในระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจน.....	34
2.4.1 Fluorescent In Situ Hybridization (FISH) .....	35

2.4.2 Lipid phosphate concentration.....	36
2.5 งานวิจัยที่เกี่ยวข้อง.....	36
2.5.1 ระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบด.....	36
2.5.2 วัสดุตัวกลางที่ใช้ในระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบด.....	37
2.5.3 การใช้เศษยางรถยนต์ที่ใช้แล้วในระบบบำบัดน้ำเสีย.....	37
2.5.4 การศึกษาชนิดและปริมาณจุลินทรีย์ในระบบบำบัดน้ำเสีย.....	38
บทที่ 3 แผนการทดลองและดำเนินการวิจัย.....	40
3.1 วัสดุอุปกรณ์และสารเคมี.....	40
3.1.1 อุปกรณ์และสารเคมีสำหรับเลี้ยงจุลินทรีย์ในถังปฏิกิริยา.....	40
3.1.2 อุปกรณ์และสารเคมีสำหรับการวิเคราะห์ลักษณะของน้ำเสีย.....	41
3.1.3 วัสดุตัวกลางที่ใช้ในงานวิจัย.....	41
3.2 ถังปฏิกิริยาและอุปกรณ์ที่ใช้ในการทดลอง.....	42
3.2.1 ถังปฏิกิริยา.....	42
3.2.2 เครื่องสูบน้ำเสีย.....	44
3.2.3 ถังพักน้ำเสียเข้าระบบ.....	44
3.2.4 ถังพักน้ำออก.....	44
3.2.5 ชุดอุปกรณ์วัดปริมาตรก๊าซ.....	44
3.3 การติดตั้งถังปฏิกิริยาและหลักการทำงาน.....	45
3.4 แผนการทดลอง.....	47
3.4.1 ตัวแปรที่ใช้ในการทดลอง.....	47
3.4.2 ชุดการทดลอง.....	48
3.4.3 การดำเนินการทดลอง.....	48
3.4.4 วิธีวิเคราะห์ค่าพารามิเตอร์.....	51
3.4.5 ขั้นตอนการวิเคราะห์ด้วยเทคนิค FISH.....	54
3.4.6 การวิเคราะห์ปริมาณจุลินทรีย์ด้วยเทคนิค Lipid Phosphate Concentration.....	55



บทที่ 4 ผลการวิจัยและวิจารณ์ผล.....	56
4.1 ความเร็วสุดท้ายของการเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชัน .....	56
4.2 การเริ่มต้นเลี้ยงจุลินทรีย์.....	58
4.2.1 ผลการวิเคราะห์ค่าพารามิเตอร์ต่างๆ ในช่วงเริ่มต้นเลี้ยงจุลินทรีย์..	59
4.2.2 สมรรถนะของระบบในช่วงเริ่มต้นเลี้ยงตะกอนจุลินทรีย์.....	63
4.3 ผลการทดลองและสมรรถนะของระบบที่อัตราภาระสารอินทรีย์	
5 10 15 และ 20 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน.....	66
4.3.1 ผลการวิเคราะห์ค่าพารามิเตอร์ต่างๆ ที่อัตราภาระสารอินทรีย์	
5 10 15 และ 20 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน .....	66
4.3.2 สมรรถนะของระบบที่อัตราภาระสารอินทรีย์ 5 10 15	
และ 20 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน.....	73
4.4 การเปลี่ยนแปลงปริมาณและชนิดของจุลินทรีย์เมื่อมีการปรับเปลี่ยน	
อัตราภาระสารอินทรีย์.....	85
4.4.1 ผลการวิเคราะห์ปริมาณและชนิดของจุลินทรีย์.....	86
4.4.2 การเปลี่ยนแปลงปริมาณและชนิดของจุลินทรีย์.....	90
บทที่ 5 สรุปผลการทดลองและข้อเสนอแนะ.....	100
5.1 สรุปผลการทดลอง.....	100
5.2 ข้อเสนอแนะ.....	101
รายการอ้างอิง.....	102
ภาคผนวก.....	107
ภาคผนวก ก.....	108
ภาคผนวก ข.....	118
ประวัติผู้เขียนวิทยานิพนธ์.....	141

## สารบัญตาราง

	หน้า
ตารางที่ 2.1 ครึ่งปฏิกิริยาของระบบทางชีวภาพ.....	10
ตารางที่ 2.2 ลักษณะสมบัติของแบคทีเรียกลุ่มสร้างมีเทน.....	13
ตารางที่ 2.3 ค่าจลนพลศาสตร์สำหรับการบำบัดชีโอดีละลาย.....	16
ตารางที่ 2.4 เปรียบเทียบข้อได้เปรียบระหว่างระบบบำบัดน้ำเสียแบบใช้ออกซิเจน และไร้ออกซิเจน.....	17
ตารางที่ 2.5 ความเข้มข้นของสารกระตุ้นและสารยับยั้งไฮออนบวก.....	19
ตารางที่ 2.6 ข้อดีและข้อเสียของระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจนชนิดต่างๆ.....	25
ตารางที่ 2.7 สมรรถนะของระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดในการบำบัดน้ำเสีย.....	27
ตารางที่ 3.1 ส่วนประกอบของธาตุอาหารที่ใช้ในการเตรียมน้ำเสียสังเคราะห์ที่อัตราภาวะ สารอินทรีย์ต่างๆ ใน 1 วัน (ปริมาตร 7 ลิตร) .....	40
ตารางที่ 3.2 ตัวแปรที่ใช้ในการทดลอง.....	47
ตารางที่ 3.3 อัตราภาวะสารอินทรีย์ที่ป้อนเข้าสู่ระบบในระยะเริ่มเดินระบบ.....	50
ตารางที่ 3.4 การป้อนอัตราภาวะสารอินทรีย์ลงในถังปฏิกิริยา.....	51
ตารางที่ 3.5 พารามิเตอร์ที่วิเคราะห์ วิธีการและความถี่ในการวิเคราะห์.....	52
ตารางที่ 3.6 รายละเอียดของโพรบที่ใช้ในงานวิจัย.....	54
ตารางที่ 4.1 ความหนาแน่นของวัสดุตัวกลางและความเร็วสุดท้ายของการเกิด สภาวะฟลูอิดไดซ์เซชัน .....	56
ตารางที่ 4.2 ผลการคำนวณพลังงานที่ใช้หมุนเวียนน้ำเสียเมื่อใช้วัสดุชนิดต่างๆ เป็นวัสดุตัวกลาง.....	58
ตารางที่ 4.3 อัตราภาวะสารอินทรีย์ที่ป้อนเข้าสู่ถังปฏิกิริยาในระยะเริ่มเลี้ยงจุลินทรีย์.....	59
ตารางที่ 4.4 ผลการวิเคราะห์ค่าพารามิเตอร์ต่างๆ ในช่วงเริ่มเดินระบบของถังปฏิกิริยาที่ 1 และ 2.....	61
ตารางที่ 4.5 ค่าพารามิเตอร์ต่างๆ ที่อัตราภาวะสารอินทรีย์ 5 10 15 และ 20 กก.ชีโอดี/ลบ.ม.-วัน.....	68
ตารางที่ 4.6 ประสิทธิภาพในการกำจัดชีโอดี และอัตราการเกิดก๊าซชีวภาพที่ อัตราภาวะสารอินทรีย์ 5 10 15 และ 20 กก.ชีโอดี/ลบ.ม.-วัน.....	76

ตารางที่ 4.7 ค่าเฉลี่ยพีเอช สภาพต่าง กรดไขมันระเหย และอัตราส่วน กรดไขมันระเหยต่อค่าสภาพต่างทั้งหมด ที่อัตราภาวะสารอินทรีย์ 5 10 15 และ 20 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน.....	80
ตารางที่ 4.8 ผลการคำนวณค่าสารอินทรีย์ระเหยได้ในระบบที่อัตราภาวะสารอินทรีย์ต่าง ..	82
ตารางที่ 4.9 ความเข้มข้นของฟอสโฟไลปิด ค่าสารอินทรีย์ระเหย ของเม็ดตะกอน ที่อัตราภาวะสารอินทรีย์ต่างๆ.....	86
ตารางที่ 4.10 รายละเอียดของโพรบที่ใช้สำหรับการวิเคราะห์ด้วยเทคนิค FISH.....	87
ตารางที่ 4.11 เปอร์เซ็นต์แบคทีเรียและอาร์เคียในช่วงเริ่มเลี้ยงจุลินทรีย์ และระยะเดินระบบ.....	89

## สารบัญภาพ

	หน้า
รูปที่ 2.1 ปฏิกริยารีดอกซีในการบำบัดน้ำเสีย.....	4
รูปที่ 2.2 ขั้นตอนการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสียโดยกระบวนการไร้ออกซิเจน.....	5
รูปที่ 2.3 การเปลี่ยนค่าพลังงานอิสระเมื่อความดันพาร์เชียลของไฮโดรเจน (Hydrogen partial pressure) มีค่าเปลี่ยนแปลง.....	22
รูปที่ 2.4 รูปแบบของระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจนแบบต่างๆ.....	25
รูปที่ 2.5 องค์ประกอบของระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบด.....	26
รูปที่ 2.6 แรงที่กระทำต่อวัตถุในของไหล.....	29
รูปที่ 2.7 Exponent m in correlation for bed expansion.....	32
รูปที่ 3.1 เม็ดยางที่ใช้เป็นวัสดุตัวกลางในระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบด.....	42
รูปที่ 3.2 รายละเอียดถึงปฏิกริยาแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดที่ใช้ในการทดลอง.....	43
รูปที่ 3.3 เครื่องสูบน้ำเสียแบบไดอะแฟรมที่ใช้เป็นเครื่องสูบน้ำหมุนเวียนในระบบ.....	44
รูปที่ 3.4 อุปกรณ์สำหรับวัดปริมาตรก๊าซ.....	45
รูปที่ 3.5 ส่วนประกอบและการติดตั้งระบบบำบัดแบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบด.....	46
รูปที่ 3.6 ขั้นตอนการดำเนินการทดลอง.....	49
รูปที่ 3.7 รายละเอียดของการเก็บตัวอย่างสำหรับหาปริมาณและชนิดของจุลินทรีย์.....	53
รูปที่ 4.1 ผลการวิเคราะห์ค่าพารามิเตอร์ต่างๆในช่วงเริ่มเดินระบบ ของถังปฏิกริยาที่ 1 และ 2.....	62
รูปที่ 4.2 ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีของถังปฏิกริยาที่ 1 และ 2 ในช่วงเริ่มต้นเลี้ยงจุลินทรีย์.....	64
รูปที่ 4.3 อัตราการเกิดก๊าซชีวภาพของถังปฏิกริยาที่ 1 และ 2 ในช่วงเริ่มต้นเลี้ยงจุลินทรีย์...	64
รูปที่ 4.4 ผลวิเคราะห์ค่าพารามิเตอร์ต่างๆ ที่อัตราการระสารถอินทรีย์ 5 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน...	69
รูปที่ 4.5 ผลวิเคราะห์ค่าพารามิเตอร์ต่างๆ ที่อัตราการระสารถอินทรีย์ 10 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน..	70
รูปที่ 4.6 ผลวิเคราะห์ค่าพารามิเตอร์ต่างๆ ที่อัตราการระสารถอินทรีย์ 15 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน..	71
รูปที่ 4.7 ผลวิเคราะห์ค่าพารามิเตอร์ต่างๆ ที่อัตราการระสารถอินทรีย์ 20 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน..	72
รูปที่ 4.8 ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีที่อัตราการระสารถอินทรีย์ 5 10 15 และ 20 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน.....	73

รูปที่ 4.9 อัตราการเกิดก๊าซชีวภาพที่อัตราการระสรวอินทรีย์ 5 10 15 และ 20 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน.....	75
รูปที่ 4.10 พีเอชของน้ำเข้าและน้ำทิ้งที่อัตราการระสรวอินทรีย์ 5 10 15 และ 20 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน.....	78
รูปที่ 4.11 ค่าสภาพต่าง กรดไขมันระเหย และอัตราส่วนกรดไขมันระเหยต่อสภาพต่าง ที่อัตราการระสรวอินทรีย์ 5 10 15 และ 20 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน.....	79
รูปที่ 4.12 ผลของการเวียนน้ำภายในระบบที่มีต่อค่าสภาพต่าง.....	81
รูปที่ 4.13 ค่าตะกอนแขวนลอยในน้ำทิ้งและเซลล์จุลินทรีย์จากการคำนวณที่อัตราการระ สรวอินทรีย์ 5 10 15 และ 20 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน .....	83
รูปที่ 4.14 อุณหภูมิของน้ำเข้าและน้ำทิ้งที่อัตราการระสรวอินทรีย์ 5 10 15 และ 20 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน.....	84
รูปที่ 4.15 ความเข้มข้นของฟอสโฟไลปิด สารอินทรีย์ระเหยได้ และค่าอัตราส่วนสารอินทรีย์ ระเหยได้ต่อความเข้มข้นของฟอสโฟไลปิดที่อัตราการระสรวอินทรีย์ 5 10 15 และ 20 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน.....	87
รูปที่ 4.16 ภาพถ่ายด้วยกล้องฟลูออเรสเซนซ์ กำลังขยาย 40 เท่า.....	88
รูปที่ 4.17 ภาพถ่ายด้วยกล้องฟลูออเรสเซนซ์ กำลังขยาย 40 เท่า ที่อัตราการระสรวอินทรีย์ 5 กก. ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน.....	93
รูปที่ 4.18 ภาพถ่ายด้วยกล้องฟลูออเรสเซนซ์ กำลังขยาย 40 เท่า ที่อัตราการระสรวอินทรีย์ 15 กก. ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน.....	94
รูปที่ 4.19 เม็ดตะกอนที่อัตราการระสรวอินทรีย์ 15 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน.....	95
รูปที่ 4.20 ภาพตัดขวางของเม็ดตะกอน แสดงจุลินทรีย์ที่เกาะบนผิววัสดุที่ อัตราการระสรวอินทรีย์ 15 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน.....	95
รูปที่ 4.21 เม็ดตะกอนที่อัตราการระสรวอินทรีย์ 20 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน.....	96
รูปที่ 4.22 จุลินทรีย์ที่เกาะบนผิววัสดุตัวกลาง กำลังขยาย 5000 เท่า .....	97
รูปที่ 4.23 จุลินทรีย์ที่อยู่บนผิวด้านนอกของไบโอฟิล์ม กำลังขยาย 5000 เท่า.....	97
รูปที่ 4.24 องค์ประกอบของจุลินทรีย์ในแต่ละชั้นของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์.....	98
รูปที่ 4.25 จุลินทรีย์ที่เกาะบนผิวเม็ดยางและที่อยู่ด้านนอกสุดของเม็ดตะกอน.....	98

## บทที่ 1

### บทนำ

#### 1.1 บทนำ

ระบบบำบัดน้ำเสียแบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบด ได้ถูกนำมาใช้ในกระบวนการบำบัดทางชีวภาพสำหรับน้ำเสียที่มีความเข้มข้นสูง เช่น น้ำเสียอุตสาหกรรม เนื่องจากเมื่อเปรียบเทียบกับระบบบำบัดแบบอื่นๆ แล้วมีข้อได้เปรียบหลายประการ เช่น สามารถรับอัตราภาระสารอินทรีย์สูงได้ มีระยะเวลาที่น้ำสิ้นและสามารถรักษาความเข้มข้นของมวลชีวภาพในระบบได้เป็นอย่างดี ซึ่งสิ่งที่มีความสำคัญต่อสมรรถนะของระบบบำบัดแบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบด คือวัสดุตัวกลางที่เป็นที่ยึดเกาะของจุลินทรีย์

จากงานวิจัยที่ผ่านมาพบว่า มีการนำวัสดุหลายชนิดมาใช้เป็นวัสดุตัวกลางในระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบด (Heijnen และคณะ, 1989; Balaguer และคณะ, 1993) โดยในอดีตนิยมนำทรายมาใช้เป็นวัสดุตัวกลาง แต่ในปัจจุบันมักไม่นิยมใช้ทรายเนื่องจากทรายเป็นวัสดุที่มีน้ำหนักมาก ดังนั้นวัสดุที่มีความหนาแน่นน้อยกว่าทรายจึงเป็นที่นิยมนำมาใช้มากขึ้น เช่น ถ่านกัมมันต์ อะลูมินา แอน ทราไซท์ เป็นต้น โดยวัสดุที่มีความหนาแน่นต่ำต้องการอัตราการไหลของน้ำเสียในการทำให้เกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์ที่ต่ำด้วยเช่นกัน (Balaguer และคณะ, 1992) จึงช่วยให้ประหยัดพลังงานมากกว่าการใช้ทรายเป็นวัสดุตัวกลาง

ในงานวิจัยนี้ได้เลือกใช้เศษยางรถยนต์ที่ใช้อย่างปลอดภัยมาใช้เป็นวัสดุตัวกลางสำหรับระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบด เนื่องจากยางรถยนต์เป็นวัสดุที่มีความหนาแน่นต่ำ และจากงานวิจัยที่ผ่านมาพบว่ามีการใช้เศษยางรถยนต์ที่ใช้อย่างปลอดภัยในการบำบัดน้ำเสียทั้งที่เป็นระบบแบบแอนโรบิกและแอนแอโรบิก ผลที่ได้คือเศษยางรถยนต์ที่ใช้อย่างปลอดภัยสามารถเข้ากันได้กับจุลินทรีย์ในระบบ ทำให้ระบบมีประสิทธิภาพสูงในการกำจัดค่าซีโอดี อีกทั้งยังสามารถเป็นป่าสัมผัสให้จุลินทรีย์มาเกาะได้เป็นอย่างดี โดยไม่รบกวนการทำงานของจุลชีพ (Park และคณะ, 2006) นอกจากนี้การนำเศษยางรถยนต์ที่ใช้อย่างปลอดภัยมาใช้ประโยชน์ใหม่ยังถือเป็นการช่วยลดปริมาณการทิ้งยางรถยนต์ และปัญหาสิ่งแวดล้อมที่จะเกิดขึ้นตามมาอีกด้วย

ดังนั้น งานวิจัยนี้จึงมุ่งเน้นในการศึกษาความเป็นไปได้ในการนำเศษยางรถยนต์ที่ใช้อย่างปลอดภัยมาใช้เป็นวัสดุตัวกลางในระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบด เพื่อหาประสิทธิภาพในแง่การกำจัดซีโอดีและการผลิตก๊าซชีวภาพ รวมทั้งศึกษาผลของอัตราภาระสารอินทรีย์ที่มีต่อประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีและการผลิตก๊าซชีวภาพของระบบ โดยควบคุมให้มีระยะเวลาที่น้ำในระบบที่เท่ากัน และมีการปรับเปลี่ยนอัตราภาระสารอินทรีย์ที่เข้าสู่ระบบแตกต่างกัน

## 1.2 วัตถุประสงค์ของการวิจัย

1.2.1 เพื่อศึกษาความเป็นไปได้ในการนำเม็ดยางที่ผลิตจากยางรถยนต์ที่ใช้แล้ว มาใช้เป็นวัสดุตัวกลางในกระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบไร้ออกซิเจน ด้วยระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบด

1.2.2 เพื่อศึกษาความเป็นไปได้ในการบำบัดน้ำเสียสังเคราะห์ในแง่การกำจัดซีไอดี และความสามารถในการผลิตก๊าซชีวภาพ ของระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดโดยใช้เม็ดยางที่ผลิตจากยางรถยนต์ที่ใช้แล้วเป็นวัสดุตัวกลาง

1.2.3 เพื่อศึกษาผลของอัตราการระสาดอินทรีย์ที่มีต่อประสิทธิภาพในการกำจัดซีไอดี และการผลิตก๊าซชีวภาพของระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดโดยใช้เม็ดยางที่ผลิตจากยางรถยนต์ที่ใช้แล้วเป็นวัสดุตัวกลาง

1.2.4 เพื่อศึกษาการเปลี่ยนแปลงประชากรของจุลินทรีย์ในถังปฏิกริยาแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดในสภาวะที่มีอัตราการระสาดอินทรีย์ที่แตกต่างกัน

## 1.3 ขอบเขตการวิจัย

งานวิจัยนี้เป็นการทดลองโดยใช้ถังปฏิกริยาแบบไหลต่อเนื่อง (Continuous flow reactor) ดำเนินการทดลองที่อุณหภูมิตั้งที่ 30 องศาเซลเซียส ห้องปฏิบัติการวิจัยระดับปริญญาโท ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

การศึกษาวิจัยกำหนดขอบเขตการวิจัยไว้ดังนี้

1.3.1 น้ำเสียที่ใช้เป็นน้ำเสียสังเคราะห์ (Synthetic wastewater) โดยใช้น้ำตาลทรายเป็นแหล่งสารคาร์บอนอินทรีย์ (Organic carbon) และมีการเติมธาตุอาหาร (Nutrient) ครบ

1.3.2 ระบบที่ใช้ในการทดลองคือ ระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบด ถังปฏิกริยาที่ใช้เป็นแบบต่อเนื่องที่มีการเวียนน้ำกลับ มีอัตราการไหลเข้าของน้ำเสียคงที่ โดยถังปฏิกริยาแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดทำด้วยอะคริลิกใส มีขนาดเส้นผ่านศูนย์กลาง 5 ซม. สูง 1.6 ม. และมีปริมาตรประมาณ 3.3 ลิ.

1.3.3 วัสดุตัวกลางที่ใช้ ได้แก่ ยางรถยนต์ใช้แล้วที่หาได้ทั่วไปตามท้องตลาด นำมาบดให้มีขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางเฉลี่ย 0.43 มม. ซึ่งมีค่าสัมประสิทธิ์ความสม่ำเสมอ (Uniformity Coefficient) เท่ากับ 1.53

1.3.4 หัวเชื้อ (Seed) ที่ใช้ในการเดินระบบ เป็นหัวเชื้อจากระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้ออกซิเจน ชนิดถังกรองไร้อากาศ (Anaerobic filter) จากอาคารวิศวกรรมศาสตร์ 4 คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

#### 1.4 ประโยชน์ที่คาดว่าจะได้รับ

1.4.1 ทราบถึงความเป็นไปได้ในการใช้ประโยชน์จากเม็ดยางที่ผลิตจากยางรถยนต์ที่ใช้แล้ว เพื่อเป็นวัสดุตัวกลางในกระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบไร้ออกซิเจน ด้วยระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบด

1.4.2 ทราบถึงความเป็นไปได้ในการบำบัดน้ำเสียในแง่การกำจัดซีโอดี และการผลิตก๊าซชีวภาพของระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดโดยใช้เม็ดยางที่ผลิตจากยางรถยนต์ที่ใช้แล้วเป็นวัสดุตัวกลาง

1.4.3 ทราบถึงผลของอัตราภาระสารอินทรีย์ที่มีต่อประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดี และการผลิตก๊าซชีวภาพ ของระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดโดยใช้เม็ดยางที่ผลิตจากยางรถยนต์ที่ใช้แล้วเป็นวัสดุตัวกลาง

1.4.4 ทราบถึงการเปลี่ยนแปลงประชากรของจุลินทรีย์ในถังปฏิกริยาแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดในสภาวะที่มีอัตราภาระสารอินทรีย์ที่แตกต่างกัน



ศูนย์วิทยพัทยากร  
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย



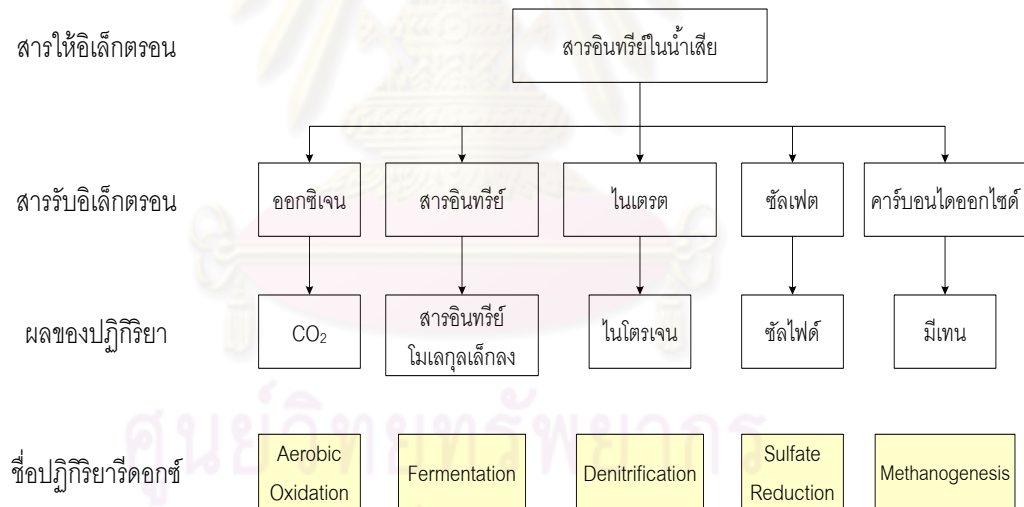
## บทที่ 2

### เอกสารและงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

#### 2.1 แนวคิดและทฤษฎีการบำบัดแบบไร้ออกซิเจน

##### 2.1.1 กลไกการย่อยสลายสารอินทรีย์ของกระบวนการไร้ออกซิเจน

การย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสียจะเกิดขึ้นจากปฏิกิริยาการถ่ายเทอิเล็กตรอนระหว่างสารให้อิเล็กตรอนและสารรับอิเล็กตรอนด้วยปฏิกิริยาออกซิเดชัน-รีดักชัน หรือรีดอกซ์ โดยสารอินทรีย์ในน้ำเสียซึ่งมีพลังงานสูงจะเป็นสารให้อิเล็กตรอน และใช้สารชนิดอื่นๆ เป็นสารรับอิเล็กตรอน ถ้าปฏิกิริยาเป็นแบบใช้อากาศ สารรับอิเล็กตรอนคือ ออกซิเจน แต่ถ้าสารรับอิเล็กตรอนคือ คาร์บอนไดออกไซด์ หรือสารอื่นๆ เช่น ไนเตรต ซัลเฟต ฯลฯ ปฏิกิริยาที่เกิดขึ้นจะเป็นแบบไร้อากาศ (กรมควบคุมมลพิษ, 2542) ดังรูปที่ 2.1



รูปที่ 2.1 ปฏิกิริยารีดอกซ์ในการบำบัดน้ำเสีย

ที่มา: กรมควบคุมมลพิษ, 2542

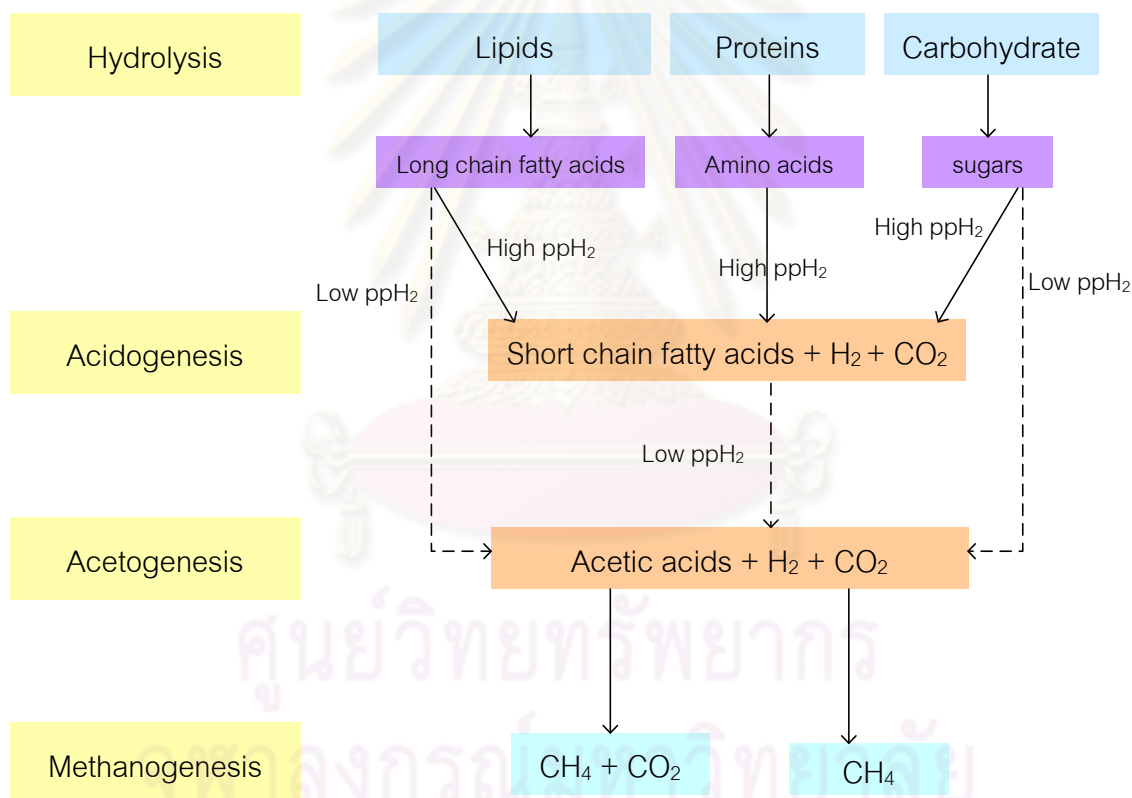
การย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสียเกิดจากการเปลี่ยนรูปสารโมเลกุลใหญ่ที่ซับซ้อน ที่อยู่ในน้ำเสียให้เป็นก๊าซชีวภาพ ซึ่งต้องการเอนไซม์จากจุลินทรีย์ที่ต่างกันหลายกลุ่ม ดังแสดงในรูปที่ 2.2 ขั้นตอนที่แตกต่างกันในถังหมักไร้ออกซิเจนเกิดจากสารตั้งต้นที่ต่างกัน ได้แก่ โปรตีน คาร์โบไฮเดรต และไขมัน กระบวนการแปลงรูปที่ต่างกันสี่กระบวนการล้วนมีลักษณะเด่นที่ต่างกัน ดังนี้

ขั้นตอนที่ 1 ไฮโดรไลซิส (hydrolysis)

ขั้นตอนที่ 2 การสร้างกรด (Acidogenesis)

ขั้นตอนที่ 3 การสร้างกรดอะซิติก (Acetogenesis)

ขั้นตอนที่ 4 การสร้างมีเทน (Methanogenesis)



หมายเหตุ: ppH<sub>2</sub> คือ Hydrogen partial pressure

รูปที่ 2.2 ขั้นตอนการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสียโดยกระบวนการไร้ออกซิเจน

ที่มา: Sam-soon, 1987

### ขั้นตอนที่ 1 ไฮโดรไลซิส (Hydrolysis)

เป็นขั้นตอนที่สารอินทรีย์โมเลกุลใหญ่และซับซ้อน เช่น คาร์โบไฮเดรต ไขมัน และโปรตีน จะถูกแบคทีเรียย่อยสลายโดยใช้เอนไซม์ที่ปล่อยออกมาภายนอกเซลล์ (Extracellular Enzyme) ทำให้ได้สารอินทรีย์ที่มีขนาดเล็กลง เช่น กรดอะมิโน กลูโคส เป็นต้น แบคทีเรียที่ทำหน้าที่ย่อยสลายคือแบคทีเรียจำพวกแฟคัลเททีฟแบคทีเรีย (Facultative bacteria) เวลาที่ใช้ในการย่อยสลายสารแต่ละชนิดนั้นขึ้นอยู่กับปัจจัยหลายประการ เช่น ความเข้มข้นของสารอินทรีย์ ความเข้มข้นของเอนไซม์ อุณหภูมิ และการสัมผัสระหว่างเอนไซม์กับสารอินทรีย์ เป็นต้น อย่างไรก็ตาม เอนไซม์จะมีความจำเพาะเจาะจงในการเลือกเร่งปฏิกิริยาและชนิดของสารที่เข้าทำปฏิกิริยา การทำงานของเอนไซม์ขึ้นอยู่กับปัจจัยหลายประการ เช่น ความเข้มข้นของสารอินทรีย์ ความเข้มข้นของเอนไซม์ เป็นต้น ดังนั้น การย่อยสลายสารอินทรีย์แต่ละชนิดจึงใช้เวลาต่างกัน

### ขั้นตอนที่ 2 การสร้างกรด (Acidogenesis)

ในขั้นตอนนี้ สารอินทรีย์โมเลกุลเล็กซึ่งเป็นผลิตภัณฑ์ของการย่อยสลายในขั้นตอนแรกจะถูกเปลี่ยนให้เป็นกรดอินทรีย์โมเลกุลเล็ก เช่น กรดอะซิติก กรดโพรไพโอนิก กรดวาเลอริก และกรดแลคติก เป็นต้น โดยมีสัดส่วนของกรดอะซิติกสูงสุด นอกจากนี้ยังมีก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ และไฮโดรเจนเกิดขึ้น กลุ่มจุลินทรีย์สร้างกรดอาจจะสร้างปัญหาต่อการย่อยสลายสารอินทรีย์ หากมีการสร้างกรดอินทรีย์ในปริมาณมากเกินกว่าที่กลุ่มแบคทีเรียที่เป็นตัวสร้างมีเทน จะนำไปใช้ได้ทัน ทำให้ค่าพีเอชของระบบลดลงและส่งผลกระทบต่อการทำงานของจุลินทรีย์สร้างมีเทน

การกำหนดชนิดของผลผลิตในขั้นตอนนี้ขึ้นอยู่กับปัจจัย 2 ประการคือ ชนิดของสารที่ผ่านมาจากขั้นตอนที่ 1 และความดันพาร์เชียลของไฮโดรเจน (Hydrogen Partial Pressure) โดยผลของปฏิกิริยาที่ได้มีความแตกต่างกัน ซึ่งในการย่อยสลายของกลูโคสในสภาวะที่ความดันพาร์เชียลของไฮโดรเจนมีค่าต่ำจะได้ผลผลิตคือ กรดอะซิติก ไฮโดรเจน และคาร์บอนไดออกไซด์ ส่วนในสภาวะที่มีความดันพาร์เชียลของไฮโดรเจนมีค่าสูง ผลผลิตที่ได้จะอยู่ในรูปของกรดอะซิติก กรดโพรไพโอนิก คาร์บอนไดออกไซด์ และไฮโดรเจน ดังสมการที่ 2.1 และสมการที่ 2.2

สภาวะความดันพาร์เชียลของก๊าซไฮโดรเจนต่ำ

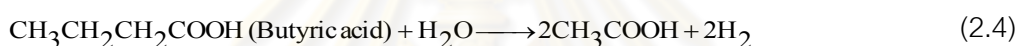
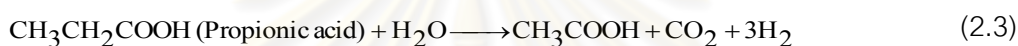


สภาวะความดันพาร์เชียลของก๊าซไฮโดรเจนสูง



### ขั้นตอนที่ 3 การสร้างกรดอะซิติก (Acetogenesis)

เนื่องจากสารอาหารที่ใช้ในกระบวนการผลิตมีเทนโดยกลุ่มจุลินทรีย์สร้างมีเทนมีความจำเพาะเจาะจงสูง สารอาหารที่กลุ่มแบคทีเรียสร้างมีเทนสามารถนำไปใช้ประโยชน์ได้แก่ กรดอะซิติก กรดฟอร์มิก ไฮโดรเจน เมทานอล และแอมิโน กรด แต่ไม่สามารถใช้กรดอินทรีย์ระเหยง่ายที่มีคาร์บอนอะตอมเกินกว่าสองอะตอม เช่น กรดไพรูโวนิก กรดบิวทิริก เป็นสารอาหารโดยตรงในการผลิตมีเทนได้ ดังนั้นในกรณีที่กรดอินทรีย์ระเหยง่ายที่สร้างขึ้นยังอยู่ในรูปของกรดอินทรีย์ที่มีคาร์บอนมากกว่าสองอะตอม จำเป็นอย่างยิ่งที่จะต้องทำการย่อยกรดอินทรีย์เหล่านั้นให้มีอะตอมของคาร์บอนลดลง แบคทีเรียที่สร้างไฮโดรเจน (hydrogen producing acetogenic bacteria) สามารถย่อยสลายกรดไขมันระเหยที่มีคาร์บอนอะตอมมากกว่าสองอะตอม ให้เป็นกรดอะซิติก คาร์บอนไดออกไซด์ และไฮโดรเจน ภายใต้สภาวะความดันย่อยของไฮโดรเจนต่ำ ดังสมการที่ 2.3 และ 2.4



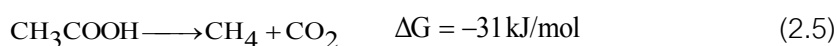
แบคทีเรียที่ทำหน้าที่ดังกล่าวนี้จะช่วยไม่ให้เกิดการสะสมตัวของกรดไพรูโวนิก และกรดบิวทิริกในถังปฏิกรณ์ ซึ่งทำให้ค่าพีเอชลดลงจนกระทั่งยับยั้งการทำงานของกลุ่มจุลินทรีย์สร้างมีเทน (Methanogens)

### ขั้นตอนที่ 4 การสร้างมีเทน (Methanogenesis)

กรดอะซิติก ก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ และก๊าซไฮโดรเจน จากขั้นตอนการสร้างกรดจะถูกเปลี่ยนเป็นก๊าซมีเทน และก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ ได้ 2 กระบวนการ ดังนี้

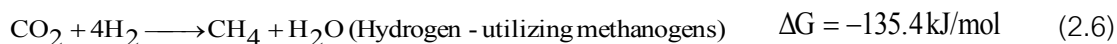
#### กระบวนการที่ 1

เกิดการเปลี่ยนกรดไขมันระเหยไปเป็นก๊าซมีเทนโดยแบคทีเรียกลุ่ม Acetoclastic methanogens (ได้แก่ *Methanosarcina* และ *Methanoxithrix* รวมเรียก *Methanoseata*) ซึ่งก๊าซมีเทนที่เกิดขึ้นในขั้นตอนนี้ประมาณ 70% ของก๊าซมีเทนที่สามารถเกิดขึ้นได้ในระบบ ดังสมการที่ 2.5



#### กระบวนการที่ 2

เกิดจากแบคทีเรียกลุ่ม Hydrogen-utilizing methanogens ใช้ไฮโดรเจนเป็นตัวให้อิเล็กตรอน และมีคาร์บอนไดออกไซด์เป็นตัวรับอิเล็กตรอน ดังสมการที่ 2.6



นอกจากนี้แบคทีเรียชนิดนี้สามารถใช้กรดฟอร์มิกเป็นสารอาหารเพียงอย่างเดียว เนื่องจากกรดฟอร์มิกสามารถแตกตัวเป็นไฮโดรเจน และคาร์บอนไดออกไซด์ได้ง่าย ดังสมการที่ 2.7



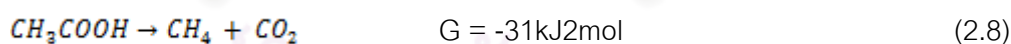
แบคทีเรียสร้างมีเทนเจริญเติบโตได้ช้า และสภาพแวดล้อมมีผลต่อการเจริญเติบโตของแบคทีเรียสร้างมีเทนมาก โดยพีเอชที่เหมาะสมอยู่ระหว่าง 6.5-7.2 นอกจากนี้แบคทีเรียในกลุ่มนี้สามารถใช้ได้เพียงสารอาหารที่มีโครงสร้างที่ไม่ซับซ้อน ดังนั้นการเติบโตของแบคทีเรียสร้างมีเทนจึงขึ้นอยู่กับการทำงานของแบคทีเรียในขั้นตอนไฮโดรไลซิส และขั้นตอนการสร้างกรด

*Methanosarcina* บางชนิด จะหยุดการเจริญเติบโตที่อุณหภูมิ 65 องศาเซลเซียส โดยที่อุณหภูมิ 60 องศาเซลเซียส จะพบ *Methanobacterium* เป็นจำนวนมาก ดังนั้นอุณหภูมิจึงมีผลต่อการสร้างมีเทนของแบคทีเรีย

Sulfate-reducing bacteria ทำให้เกิดปัญหาในระบบ เมื่อมีซัลเฟตอยู่ในน้ำเสีย โดยแบคทีเรียกลุ่มนี้จะรีดิวซ์ซัลเฟตให้เป็นซัลไฟด์ ซึ่งมีความเป็นพิษต่อกลุ่มแบคทีเรียสร้างมีเทน

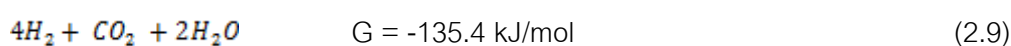
แบคทีเรียชนิดที่ผลิตมีเทน จะเป็นแบคทีเรียที่ไม่ต้องการออกซิเจน (Obligate anaerobic) ประกอบด้วยแบคทีเรีย 2 ประเภท คือ

1. แบคทีเรียที่สร้างมีเทนจากกรดอะซิติก (Obligate Acetoclastic Methanogen) แบคทีเรียพวกนี้จะใช้กรดอะซิติก เป็นแหล่งพลังงาน ดังสมการที่ 2.8



ปฏิกิริยาข้างต้นเป็นปฏิกิริยาที่สำคัญในการสร้างมีเทน ซึ่งจะผลิตมีเทนได้ประมาณ 70% ของมีเทนที่ได้ทั้งหมด

2. แบคทีเรียสร้างมีเทนจากไฮโดรเจน และคาร์บอนไดออกไซด์ ( $\text{H}_2$  Utilizing Methane Bacteria) แบคทีเรียพวกนี้จะใช้ไฮโดรเจนเป็นแหล่งพลังงาน โดยมีคาร์บอนไดออกไซด์เป็นแหล่งคาร์บอน ดังสมการที่ 2.9.



แบคทีเรียชนิดนี้สามารถใช้กรดฟอร์มิกเป็นอาหารอย่างเดียวได้ เพราะกรดฟอร์มิกสามารถแตกตัวเป็นไฮโดรเจนและคาร์บอนไดออกไซด์ได้ง่าย ดังสมการที่ 2.10



ซึ่งแบคทีเรียพวก Methanogenesis นี้ สามารถที่จะเจริญเติบโตในช่วงที่มีพีเอชแคบ คือ ประมาณ 6.8-7.2 และอุณหภูมิก็มีผลต่อการเจริญเติบโต รวมทั้งมักจะมีอัตราการเจริญเติบโตจำเพาะต่ำ ทำให้ขั้นตอนนี้เกิดขึ้นช้า และเป็นขั้นตอนที่จำกัดอัตราการย่อยสลายแบบไร้ออกซิเจน

### สมการของปฏิกิริยาทางชีวภาพ (Stoichiometry of Biological Reactions)

สมการของกระบวนการย่อยสลายทางชีวภาพสามารถหาได้จากครึ่งปฏิกิริยาการย่อยสลายซึ่งได้แก่ ครึ่งปฏิกิริยาการสร้างเซลล์ ครึ่งปฏิกิริยาของสารให้อิเล็กตรอน และครึ่งปฏิกิริยาของสารรับอิเล็กตรอน ดังแสดงในตารางที่ 2.1 และสมการรวมของปฏิกิริยาทางเคมี ดังแสดงในสมการที่ 2.11

$$R = f_e R_a + f_s R_{cs} - R_d \quad (2.11)$$

ขณะที่  $R$  = overall balanced reaction

$f_e$  = fraction of electron donor used for energy

$R_a$  = half reaction for electron acceptor

$f_s$  = fraction of electron donor used for cell synthesis

$R_{cs}$  = half reaction for synthesis of cell tissue

$R_d$  = half reaction for electron donor

$f_s + f_e = 1$

ศูนย์วิทยทรัพยากร  
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ตารางที่ 2.1 ครึ่งปฏิกิริยาของระบบทางชีวภาพ

Reaction number	Half reaction	$\Delta G^\circ (W),^b$ kJ per electron equivalent
Reaction for bacteria cell synthesis ( $R_{cs}$ )		
1.	Ammonia as nitrogen source: $(1/5)CO_2 + (1/20)HCO_3^- + (1/20)NH_4^+ + H^+ + e^- =$ $(1/20)C_5H_7O_2N + (9/20)H_2O$	
2.	Nitrate as nitrogen source: $(1/28)NO_3^- + (5/28)CO_2 + (29/28)H^+ + e^- = (1/28)C_5H_7O_2N +$ $(11/28)H_2O$	
Reaction for electron acceptors ( $R_a$ )		
3.	Nitrite: $(1/3)NO_2^- + (4/3)H^+ + e^- = (1/6)N_2 + (2/3)H_2O$	-93.23
4.	Oxygen: $(1/4)O_2 + H^+ + e^- = (1/2)H_2O$	-78.14
5.	Nitrate: $(1/5)NO_3^- + (6/5)H^+ + e^- = (1/10)N_2 + (3/5)H_2O$	-71.67
6.	Sulfite: $(1/6)SO_3^{2-} + (5/4)H^+ + e^- = (1/12)H_2S + (1/12)HS^- + (1/2)H_2O$	13.60
7.	Sulfate: $(1/8)SO_4^{2-} + (19/16)H^+ + e^- = (1/16)H_2S + (1/16)HS^- +$ $(1/2)H_2O$	21.27
8.	Carbon dioxide (methane fermentation) $(1/8)CO_2 + H^+ + e^- = (1/8)CH_4 + (1/4)H_2O$	24.11

ตารางที่ 2.1 ครึ่งปฏิกิริยาของระบบทางชีวภาพ (ต่อ)

Reaction number	Half reaction	$\Delta G^\circ (W)^b$ kJ per electron equivalent
Reaction for electron donors ( $R_d$ )		
Organic donors (heterotrophic reactions)		
9.	Domestic wastewater: $(9/50)CO_2 + (1/50)NH_4^+ + (1/50)HCO_3^- + H^+ + e^- = (1/50)C_{10}H_{19}O_3N + (9/25)H_2O$	31.80
10.	Protein: $(8/33)CO_2 + (2/33)NH_4^+ + (31/33)H^+ + e^- = (1/66)C_{16}H_{24}O_5N_4 + 27/66)H_2O$	32.22
11.	Formate: $(1/2)HCO_3^- + H^+ + e^- = (1/2)HCOO^- + (1/2)H_2O$	48.07
12.	Glucose: $(1/4)CO_2 + H^+ + e^- = (1/24)C_6H_{12}O_6 + (1/4)H_2O$	41.96
13.	Carbohydrate: $(1/4)CO_2 + H^+ + e^- = (1/4)CH_2O + (1/4)H_2O$	41.84
14.	Methanol: $(1/6)CO_2 + H^+ + e^- = (1/6)CH_3OH + (1/6)H_2O$	37.51
15.	Pyruvate: $(1/5)CO_2 + (1/10)HCO_3^- + H^+ + e^- = (1/10)CH_3COCOO^- + (2/5)H_2O$	35.78
16.	Ethanol: $(1/6)CO_2 + H^+ + e^- = (1/12)CH_3CH_2OH + (1/4)H_2O$	31.79
17.	Propionate: $(1/7)CO_2 + (1/14)HCO_3^- + H^+ + e^- = (1/14)CH_3CH_2COO^- + (5/14)H_2O$	27.91
18.	Acetate: $(1/8)CO_2 + (1/8)HCO_3^- + H^+ + e^- = (1/8)CH_3COO^- + (3/8)H_2O$	27.68
19.	Grease: $(4/23)CO_2 + H^+ + e^- = (1/46)C_8H_{16}O + (15/46)H_2O$	27.61

ที่มา: Metcalf & Eddy, 2003



## แบคทีเรียที่เกี่ยวข้องกับระบบไร้ออกซิเจน

แบคทีเรียในระบบไร้ออกซิเจนแบ่งออกได้เป็น 2 กลุ่มใหญ่ ได้แก่ จุลินทรีย์กลุ่มสร้างกรด และ จุลินทรีย์กลุ่มสร้างมีเทน

ในขั้นตอนการสร้างกรดของกระบวนการไร้ออกซิเจน กรดถูกสร้างขึ้นโดยแบคทีเรียที่อาศัยอยู่ในสภาวะไร้ออกซิเจน (Obligate anaerobic) และแบคทีเรียที่อาศัยอยู่ได้ทั้งสภาวะที่มีออกซิเจนและสภาวะที่ไร้ออกซิเจน (Facultative) โดยเมแทบอลิซึมของแบคทีเรียเหล่านี้มีหลายรูปแบบและผลของปฏิกิริยาที่ได้จึงแตกต่างกันออกไป ถ้าได้สารที่มีโครงสร้างเป็นโมเลกุลอย่างง่าย แบคทีเรียกลุ่มสร้างมีเทนก็สามารถใช้เป็นอาหารได้ แต่ถ้าเป็นสารอื่นก็ต้องถูกเปลี่ยนให้เป็นสารโมเลกุลอย่างง่ายก่อน แบคทีเรียกลุ่มสร้างมีเทนจึงจะสามารถนำไปใช้ได้ นอกจากนี้แบคทีเรียทั้งสองกลุ่มแล้ว แบคทีเรียที่ไม่สร้างมีเทนประเภทที่สามารถผลิตไฮโดรเจนได้จากกรดอินทรีย์ขนาดใหญ่มีบทบาทสำคัญ เนื่องจากเป็นตัวเชื่อมระหว่างแบคทีเรียที่สร้างกรด และแบคทีเรียที่สร้างมีเทน เมื่อแบคทีเรียสร้างไฮโดรเจนทำปฏิกิริยาสร้างไฮโดรเจนจะเกิดกรดอะซิติกจากการย่อยสลายสารอินทรีย์อื่นๆ เช่น กรดไขมันระเหยที่มีคาร์บอนมากกว่า 2 ตัว ที่เกิดจากจุลินทรีย์กลุ่มสร้างกรด ซึ่งแบคทีเรียกลุ่มสร้างมีเทนไม่สามารถนำไปใช้ได้ ทำให้เกิดการสะสมตัวของกรดมากขึ้นส่งผลให้ค่าพีเอชลดต่ำลงจนเป็นอันตรายต่อแบคทีเรียกลุ่มสร้างมีเทนในที่สุด ส่วนไฮโดรเจนหากมีการสะสมตัวในระบบจะเป็นพิษต่อแบคทีเรียที่สร้างมันขึ้นมา อย่างไรก็ตาม แบคทีเรียที่สร้างมีเทนสามารถใช้ก๊าซไฮโดรเจนในการสร้างมีเทนได้ ดังนั้นจะเห็นได้ว่าการอยู่ร่วมกันระหว่างแบคทีเรียกลุ่มสร้างกรดและแบคทีเรียกลุ่มสร้างมีเทนให้ประโยชน์ซึ่งกันและกัน โดยแบคทีเรียที่สร้างกรดสร้างอาหารให้แก่แบคทีเรียกลุ่มสร้างมีเทน ส่วนแบคทีเรียกลุ่มสร้างมีเทนก็ช่วยใช้ไฮโดรเจนเพื่อให้ระบบมีสภาวะที่เหมาะสมสำหรับแบคทีเรียกลุ่มสร้างกรด

ในขั้นตอนการสร้างมีเทน แบคทีเรียที่ผลิตก๊าซมีเทนจะเป็นแบคทีเรียกลุ่มเล็กๆ ของแบคทีเรียในกลุ่มไร้ออกซิเจน ซึ่งไม่สามารถทนต่อออกซิเจนได้ แบคทีเรียกลุ่มนี้มีอัตราการเจริญเติบโตช้าสามารถใช้ได้เพียงก๊าซไฮโดรเจน ก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ กรดฟอร์มิก กรดอะซิติก และเมทานอล เป็นอาหาร ซึ่งส่วนใหญ่จะใช้กรดอะซิติกเป็นอาหารมากที่สุด ในตารางที่ 2.2 แสดงตัวอย่างของแบคทีเรียกลุ่มสร้างมีเทนและสารอาหารที่ใช้ จะเห็นได้ว่าแบคทีเรียกลุ่มสร้างมีเทนต้องการสารอาหารบางชนิดอย่างจำเพาะเจาะจง แต่แบคทีเรียกลุ่มสร้างกรดสามารถสร้างกรดอินทรีย์ได้หลากหลายชนิดจึงทำให้แบคทีเรียที่สร้างไฮโดรเจนมีความสำคัญดังกล่าว

ตารางที่ 2.2 ลักษณะสมบัติของแบคทีเรียกลุ่มสร้างมีเทน

Summary of characteristics of methanogenic archaeobacteria, order <i>Methanobacteriales</i> <sup>a</sup>								
Archaeobacteria	Morphology	Substrates	G+C (mol%)	Temp optimum (°C)	pH optimum	Cell envelope composition	Major membrane isoprenoid	Reference(s)
<b>Family Methanobacteriaceae</b>								
<i>Methanobacterium formicicum</i>								
	Rod	H <sub>2</sub> , formate	40.7	37	7.0	Pseudomurein	C <sub>20</sub> + C <sub>40</sub>	12
<i>M. bryantii</i>	Rod	H <sub>2</sub>	32.7	38	7.0	Pseudomurein	C <sub>20</sub> + C <sub>40</sub>	12
<i>M. thermoautotrophicum</i>	Rod	H <sub>2</sub>	49.7	65–70	7.2–7.6	Pseudomurein	C <sub>20</sub> + C <sub>40</sub>	546
<i>M. wolfei</i>	Rod	H <sub>2</sub>	61	55–65	7.0–7.5	Pseudomurein	ND <sup>b</sup>	517
<i>M. thermoaggregans</i>	Rod	H <sub>2</sub>	42	65	7.0–7.5	ND	ND	32
<i>M. thermoalcaliphilum</i>	Rod	H <sub>2</sub>	38.8	60	7.5–8.5	ND	ND	33
<i>Methanobrevibacter ruminantium</i>								
	Rod	H <sub>2</sub> , formate	30.6	38	7.2	Pseudomurein	C <sub>20</sub> + C <sub>40</sub>	431
<i>M. smithii</i>	Rod	H <sub>2</sub> , formate	31	38	6.9–7.4	Pseudomurein	C <sub>20</sub> + C <sub>40</sub>	325
<i>M. arboriphilus</i>	Rod	H <sub>2</sub>	29	30–37	7.5–8.0	Pseudomurein	C <sub>20</sub> + C <sub>40</sub>	544
<i>Methanosphaera stadtmaniae</i>								
	Coccus	H <sub>2</sub> + methanol	25.8	36–40	6.5–6.9	Pseudomurein	ND	323, 324
<b>Family Methanothermaceae</b>								
<i>Methanothermus fervidus</i>								
	Rod	H <sub>2</sub>	33	83	6.5	Pseudomurein + protein	C <sub>20</sub>	446
Summary of characteristics of methanogenic archaeobacteria, order <i>Methanococcales</i> , family <i>Methanococcaceae</i> <sup>a</sup>								
Archaeobacteria	Morphology	Substrates	G+C (mol%)	Temp optimum (°C)	pH optimum	Cell envelope composition	Major membrane isoprenoid	Reference(s)
<i>Methanococcus vannielii</i>	Coccus	H <sub>2</sub> , formate	32.5	36–40	7.0–9.0	Protein	C <sub>20</sub> , tr C <sub>40</sub>	12
<i>M. voltae</i>	Coccus	H <sub>2</sub> , formate	29.6	32–40	6.7–7.4	Protein	C <sub>20</sub>	505
<i>M. maripaludis</i>	Coccus	H <sub>2</sub> , formate	33.4	38	6.8–7.2	Protein	ND <sup>b</sup>	208
<i>M. deltae</i>	Coccus	H <sub>2</sub> , formate	33.6	37	ND	ND	ND	56
<i>M. thermolithotrophicus</i>	Coccus	H <sub>2</sub> , formate	33.6	65	6.5–7.5	Protein	C <sub>20</sub>	179
<i>M. jannaschii</i>	Coccus	H <sub>2</sub>	31	85	6.0	Protein	Cyclic diether, C <sub>20</sub> + C <sub>40</sub>	55, 207
Summary of characteristics of methanogenic archaeobacteria, order <i>Methanomicrobiales</i> <sup>a</sup>								
Archaeobacteria	Morphology	Substrates	G+C (mol%)	Temp optimum (°C)	pH optimum	Cell envelope composition	Major membrane isoprenoid	Reference(s)
<b>Family Methanomicrobiaceae</b>								
<i>Methanomicrobium mobile</i>								
	Rod	H <sub>2</sub> , formate	48.8	40	6.1–6.9	Protein	C <sub>20</sub> + C <sub>40</sub>	357
<i>M. paynteri</i>	Rod	H <sub>2</sub>	44.9	40	6.5–7.0	ND	ND	375
<i>Methanogenium cariaci</i>								
	Coccus	H <sub>2</sub> , formate	51.6	20–25	6.8–7.3	Protein	C <sub>20</sub> + C <sub>40</sub>	382
<i>M. marisnigri</i>	Coccus	H <sub>2</sub> , formate	61.2	20–25	6.2–6.6	Glycoprotein	C <sub>20</sub> + C <sub>40</sub>	382
<i>M. olentangyi</i>	Coccus	H <sub>2</sub>	54.4	37	ND	ND	ND	56
<i>M. tatii</i>	Coccus	H <sub>2</sub> , formate	54	40	7.0	Glycoprotein	ND	539
<i>M. limicola</i>	Planes	H <sub>2</sub> , formate	47.5	40	7.0	Glycoprotein	C <sub>20</sub> + C <sub>40</sub>	513
<i>M. thermophilicum</i>	Coccus	H <sub>2</sub> , formate	59	55	7.0	ND	C <sub>20</sub> + C <sub>40</sub>	376
<i>M. frittonii</i>	Coccus	H <sub>2</sub> , formate	49.2	57	7.0–7.5	Protein	ND	157
<i>Methanospirillum hungatei</i>								
	Curved rod	H <sub>2</sub> , formate	45	30–37	6.6–7.4	Protein, sheath	C <sub>20</sub> + C <sub>40</sub>	122
<b>Family Methanosarcinaceae</b>								
<i>Methanosarcina barkeri</i>								
	Coccus, packets	H <sub>2</sub> , Me, MeNH <sub>2</sub> , Ac	39	35	7.0	HPS + protein	C <sub>20</sub> + C <sub>25</sub>	12, 168
<i>M. mazei</i>	Coccus	H <sub>2</sub> , Me, MeNH <sub>2</sub> , Ac	42	40	6.0–7.0	HPS	C <sub>20</sub> + C <sub>25</sub>	301
<i>M. thermophila</i>	Coccus	H <sub>2</sub> , Me, MeNH <sub>2</sub> , Ac	42	50	6.0–7.0	HPS	ND	559, 560
<i>M. acetivorans</i>	Coccus	Me, MeNH <sub>2</sub> , Ac	42	40	6.5–7.0	Protein	ND	433
<i>Methanococcoides methylutens</i>								
	Coccus	Me, MeNH <sub>2</sub>	42	35	7.0–7.5	Protein	C <sub>20</sub>	434
<i>Methanolobus tindarius</i>	Coccus	Me, MeNH <sub>2</sub>	40	25	6.5	Glycoprotein	C <sub>20</sub> + C <sub>25</sub>	259
<i>Methanococcus halophilus</i>	Coccus	Me, MeNH <sub>2</sub>	ND	26–36	6.5–7.4	ND	ND	548
<i>Halomethanococcus mahi</i>								
	Coccus	Me, MeNH <sub>2</sub>	48.5	35	7.5	ND	ND	354
<i>Methanotherrix soehngenii</i>								
	Rod	Ac	51.9	37	7.4–7.8	Protein; sheath	C <sub>20</sub>	183
<i>Methanotherrix</i> sp.	Rod	H <sub>2</sub> , Ac	ND	60	ND	ND	ND	557
TABLE 4. Summary of characteristics of <i>Thermoplasma</i> sp. and the sulfur-dependent, extremely thermophilic archaeobacteria <sup>a</sup>								
Bacteria	Morphology	Relation to O <sub>2</sub>	G+C (mol%)	Temp optimum (°C)	pH optimum	Metabolism	Reference(s)	
<b>Order Thermoplasmatales</b>								
<i>Thermoplasma acidophilum</i>								
	Coccus	Aerobe	46	59	1–2	Oxidation of organics	68, 448	
<b>Order Sulfolobales</b>								
<i>Sulfolobus acidocaldarius</i>								
	Coccus	Aerobe	37–41	70–75	2–3	Oxidation of organics, S <sup>o</sup>	35, 41	
<i>S. solfataricus</i>	Coccus	Aerobe	36–40	87	3.5–5	Oxidation of Y extract, S <sup>o</sup>	448	
<i>S. brierleyi</i>	Coccus	Aerobe	31–37	70	1.5–2	Oxidation of Y extract, S <sup>o</sup>	39, 448	
<b>Order Thermoproteales</b>								
<i>Thermoproteus tenax</i>								
	Thin rod	Anaerobe	55.5	88	5.5	S <sup>o</sup> respiration, auto & hetero	123, 553	
<i>T. neutrophilus</i>	Thin rod	Anaerobe	56.2	85	6.8	H <sub>2</sub> + S <sup>o</sup> autotrophy	123, 553	
<i>Thermophilum pendens</i>	Thin rod	Anaerobe	57.4	88	5.5	S respiration of organics	549	
<i>Desulfurococcus mucosus</i>								
	Coccus	Anaerobe	50.8	85	6.0	S respiration of organics	552	
<i>D. mobilis</i>	Coccus	Anaerobe	50.8	ND	ND	S respiration of organics	552	
<i>Thermococcus celer</i>	Coccus	Anaerobe	50.8	92	5.8	Respiration of organics ± S	550	
<i>Thermoplasma maritimum</i>	Disk	Anaerobe	53	87	5.5	Respiration of organics ± S	123, 448	
<i>Pyrodicticum occultum</i>	Disk, filaments	Anaerobe	62	105	6.5	H <sub>2</sub> + S <sup>o</sup> autotrophy	445	
<i>P. brockii</i>	Disk, filaments	Anaerobe	51	105	5–7	H <sub>2</sub> + S <sup>o</sup> autotrophy	445	

<sup>a</sup> Also refer to references 40, 123, 349, 444, 448, 477, 520, and 536 and consult text. Abbreviations: Y extract, yeast extract; S, sulfur; auto, autotrophic; hetero, heterotrophic. ND, Not determined.

ที่มา: Jones Nagle และ Whitman, 1987

แบคทีเรียกลุ่มสร้างมีเทน อาจแบ่งเป็น 2 กลุ่มชนิดแรกเรียกว่า Hydrogenotrophic methanogen หรือ Hydrogen utilize เป็นกลุ่มที่สร้างมีเทนจากคาร์บอนไดออกไซด์ และได้พลังงานมาจากไฮโดรเจน แบคทีเรียชนิดนี้สามารถใช้กรดฟอร์มิกเป็นอาหารเพียงอย่างเดียวได้ เพราะกรดฟอร์มิกสามารถเปลี่ยนเป็นคาร์บอนไดออกไซด์ และไฮโดรเจนได้ง่าย ส่วนชนิดที่ 2 ได้แก่กลุ่มที่สร้างมีเทนจากกรดอะซิติก โดยมีเทนส่วนใหญ่ได้จากการแตกตัวของกรดอะซิติก แบคทีเรียกลุ่มนี้เรียกว่า Acetoclastic methanogen

### 2.1.2 ข้อได้เปรียบของระบบบำบัดไร้ออกซิเจน

ระบบบำบัดไร้ออกซิเจนมีข้อได้เปรียบที่ชัดเจน 2 ประการ คือ ความต้องการพลังงานต่ำ และอัตราการเกิดสลัดจ์ต่ำ

#### 1. ความต้องการพลังงาน

การบำบัดน้ำเสียด้วยระบบบำบัดไร้ออกซิเจนจะได้แก๊สมีเทน ซึ่งเป็นก๊าซที่สามารถนำมาใช้เป็นพลังงานได้ โดยพลังงานที่ถูกสร้างขึ้นสามารถประมาณได้ง่ายๆ ดังนี้ สมมติว่าร้อยละ 80 ของสารอินทรีย์ในน้ำของระบบบำบัดไร้ออกซิเจนจะถูกย่อยสลาย โดย 1 กก. ซีไอดี/วัน จะเปลี่ยนเป็นมีเทน 800 ก./วัน ซึ่งมีเทนจะให้ความร้อน 2.98 กิโลแคลอรี/ก. ซีไอดี ดังนั้น การย่อยสลายสารอินทรีย์ 1 กก. ซีไอดี/วัน จะให้พลังงานเท่ากับ  $2.98 \times 800 = 2400$  กิโลแคลอรี/วัน หรือ เท่ากับ 117 วัตต์ หากสมมติว่า ปัจจัยการใช้พลังงานอย่างมีประสิทธิภาพเท่ากับ 0.3 เพื่อแปลงพลังงานจากมีเทนนี้ให้อยู่ในรูปพลังงานไฟฟ้า ดังนั้น สารอินทรีย์ 1 กก. ซีไอดี/วัน สามารถเปลี่ยนเป็นพลังงานไฟฟ้าได้ 35 วัตต์ (Haandel และคณะ, 1994 อ้างถึงใน ชำนาญ ภายประสิทธิ์, 2538)

ส่วนการบำบัดแบบใช้ออกซิเจน ซึ่งปกติในน้ำเสียจะมีออกซิเจนน้อย จึงต้องการอุปกรณ์ เช่น เครื่องเติมอากาศทางกล เพื่อเพิ่มปริมาณออกซิเจนให้กับน้ำ โดยทั่วไปความต้องการออกซิเจนต่ำสุดสำหรับการย่อยสลายแบบใช้ออกซิเจนมีค่าประมาณ 1 ใน 3 ของการย่อยสลายมวลซีไอดี ในทางปฏิบัติความต้องการนี้จะมีค่าสูงกว่าค่าในทางทฤษฎีเสมอ เนื่องจากการย่อยสลายตัวอย่างของมวลจุลินทรีย์ (Endogenous respiration) ระบบโดยทั่วไปต้องการออกซิเจนสำหรับการออกซิเดชันสารอินทรีย์ประมาณ 0.5 ถึง 0.75 กก. ออกซิเจน/กก. ซีไอดี ทั้งนี้ขึ้นอยู่กับสภาพการเดินระบบ ซึ่งหมายความว่าต้องการออกซิเจน 0.5-0.75 กก./วัน สำหรับสารอินทรีย์ 1 กก. ซีไอดี/วัน เครื่องเติมอากาศส่วนใหญ่ต้องการพลังงานสำหรับการเคลื่อนย้ายออกซิเจนจากบรรยากาศไปสู่ วัฏภาคน้ำของระบบบำบัดน้ำเสีย 1 กิโลวัตต์-ชม./กก. ออกซิเจน หรือ 42 วัตต์/กก. ออกซิเจน-วัน นอกจากนี้ยังต้องรักษาอัตราการถ่ายเทออกซิเจนไว้ที่ 0.5-0.75 กก. ออกซิเจน/วัน พลังงานที่ต้องการจะอยู่ในช่วง 20-30 วัตต์ ในทางกลับกัน กระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบไร้ออกซิเจน จะได้พลังงาน 35 วัตต์ สำหรับ

สารอินทรีย์ 1 กก. ซีไอดี/วัน ซึ่งเป็นที่แน่ชัดว่าระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้ออกซิเจนมีข้อได้เปรียบมากกว่าระบบบำบัดแบบใช้ออกซิเจน

## 2. อัตราการเกิดสลัดจ์

ระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพทั้งหมดจะมีการผลิตสลัดจ์ส่วนเกิน ซึ่งจะต้องมีการกำจัดออกจากระบบ สลัดจ์เกิดจากส่วนผสมของของแข็งอินทรีย์และอนินทรีย์ ซึ่งเกิดจากฟล็อกกุเลชันของของแข็งแขวนลอยอนินทรีย์ และเกิดการประสานรวมตัวกับส่วนผสมของจุลินทรีย์และของแข็งอินทรีย์ที่ไม่ได้ถูกย่อยสลายทางชีวภาพที่มีจุดเริ่มต้นมาจากฟล็อกกุเลชัน และการดูดติดของอนุภาคสารอินทรีย์ และสิ่งที่เหลือจากการย่อยสลายตัวเองที่ยังคงเหลืออยู่หลังจากแบคทีเรียสลายตัว

สัมประสิทธิ์ปริมาณผลิต (Yield coefficient) และอัตราการสลายตัวสำหรับแบคทีเรียที่ใช้ ออกซิเจนมีค่าสูงกว่าแบคทีเรียสร้างมีเทน ในระบบบำบัดน้ำเสียไร้ออกซิเจน การผลิตสลัดจ์จะสูงขึ้นถ้า สารอาหารในระบบไม่ได้มีเพียงกรดไขมันระเหย เพราะในทางปฏิบัติการเปลี่ยนรูปแบบไร้ออกซิเจนมี จุลินทรีย์ที่ทำงานเกี่ยวข้องกัน ดังนั้น การผลิตสลัดจ์ส่วนเกินในระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้ออกซิเจน อาจมีค่าถึง 0.10 มก. วีเอสเอส/มก. ซีไอดี ถ้าสลัดจ์ชีวภาพถูกผลิตจากสารอินทรีย์ที่ซับซ้อน หรือ สูงกว่าเมื่อมีสารอินทรีย์ที่ไม่สามารถย่อยสลายทางชีวภาพได้

อัตราการย่อยสลายตัวที่ต่ำมากของจุลินทรีย์ที่ไม่ใช้ออกซิเจนแสดงในตารางที่ 2.3 เป็นข้อ ได้เปรียบที่สำคัญที่สุดของกระบวนการนี้ในการบำบัดน้ำเสียจากอุตสาหกรรม โดยเฉพาะที่มีการผลิต เป็นถุ เช่น น้ำตาล มันฝรั่ง การผลิตไวน์ แบคทีเรียที่ไม่ใช้ออกซิเจนจะยังคงมีชีวิตอยู่ได้หลายเดือนแม้ ไม่มีการให้อาหาร ในขณะที่แบคทีเรียที่ใช้ออกซิเจนจะสลายตัวในสองถึงสามสัปดาห์เมื่อขาด สารอาหาร

ตารางที่ 2.3 ค่าจลนพลศาสตร์สำหรับการบำบัดชีโอดีละลาย

Coefficient	Unit	Value ที่ 20 °C	
		Range	Typical
<b>Y</b>			
Fermentation	g VSS/g COD	0.06-0.12	0.10
Methanogenesis	g VSS/g COD	0.02-0.06	0.04
Overall combined	g VSS/g COD	0.05-0.10	0.08
<b><math>k_d</math></b>			
Fermentation	g/g-d	0.02-0.06	0.04
Methanogenesis	g/g-d	0.01-0.04	0.02
Overall combined	g/g-d	0.02-0.04	0.03
<b><math>\mu_m</math></b>			
35 °C	g/g-d	0.30-0.38	0.35
30 °C	g/g-d	0.22-0.28	0.25
25 °C	g/g-d	0.18-0.24	0.20
<b><math>K_s</math></b>			
35 °C	mg/l	60-200	160
30 °C	mg/l	300-500	360
25 °C	mg/l	800-1100	900

ที่มา: Metcalf และ Eddy, 2003

ถึงแม้ว่าแบคทีเรียใช้ออกซิเจนจะมีการสลายตัวเร็ว แต่มวลชีวภาพจะยังสูงเนื่องจากค่าสัมประสิทธิ์ยึดติดมีค่าสูง ของแข็งที่ถูกผลิตขึ้นจะยังคงมีสัดส่วนของจุลินทรีย์ที่มีชีวิตสูง ซึ่งยังคงมีการสลายตัวต่อไปอีก ดังนั้น สลัดจ์ที่ถูกผลิตในระบบบำบัดน้ำเสียที่ใช้ออกซิเจนจะไม่คงตัวถ้าไม่เก็บไว้ในที่ที่มีระบบเติมอากาศ (มากกว่า 30-50 วัน ขึ้นอยู่กับอุณหภูมิ) สัดส่วนของแบคทีเรียที่มีชีวิตจะลดลงถ้าอยู่ในสภาพที่มีออกซิเจนแต่ไม่มีอาหาร (ถังหมักเติมออกซิเจน) หรือในถังหมักไร้ออกซิเจน โดยสัดส่วนของของแข็งชีวภาพที่ย่อยสลายได้จะถูกย่อยสลายโดยแบคทีเรียที่ไม่ใช้ออกซิเจน ขนาดของถังคงตัว (stabilization tank) โดยทั่วไปจะมีขนาดใกล้เคียงกับถังปฏิกรณ์ในระบบบำบัด และจะเสียค่าใช้จ่ายในการทำให้สลัดจ์คงตัวประมาณร้อยละ 40-60 ของค่าใช้จ่ายในการบำบัดทั้งหมด ในขณะที่ของแข็งชีวภาพจากระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจนจะมีความคงตัวมากกว่า ดังนั้น สลัดจ์ส่วนเกินจากระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจนจึงไม่ต้องการระบบบำบัดเพิ่มเติมนอกจากระบบรีดน้ำออกจากสลัดจ์

ตารางที่ 2.4 สรุปข้อได้เปรียบที่แน่ชัดว่าธรรมชาติและปริมาณสมมูล (Stoichiometric) ของระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้ออกซิเจน มีข้อได้เปรียบเหนือกว่าระบบบำบัดที่ใช้ออกซิเจน

ตารางที่ 2.4 เปรียบเทียบข้อได้เปรียบระหว่างระบบบำบัดน้ำเสียแบบใช้ออกซิเจนและไร้ออกซิเจน

ข้อได้เปรียบ	ระบบใช้ออกซิเจน	ระบบไร้ออกซิเจน
ความต้องการพลังงาน (วัตต์/กิโลกรัมซีโอดี/วัน)	20-30	-35 (ได้พลังงาน)
การผลิตสลัดจ์ (กิโลกรัมวีเอสเอส/กิโลกรัมซีโอดี)	0.2-0.3	0.05-0.15
ลักษณะของสลัดจ์ส่วนเกิน	ไม่คงตัว	มีเสถียรภาพ
ความทนทานของจุลินทรีย์เมื่อไม่มีอาหาร	น้อยกว่า 2 สัปดาห์	หลายเดือน

ที่มา: Haandel และคณะ, 1996

นอกจากข้อได้เปรียบดังกล่าวข้างต้นแล้ว ยังมีปัจจัยอย่างอื่นที่สำคัญอีก 2 ประการ ในการเลือกระบบบำบัดน้ำเสีย ได้แก่

1. ประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์สูง ความเข้มข้นของสารอินทรีย์ที่เหลือในน้ำออกจะต่ำ
2. สามารถเดินระบบได้ที่เวลากักน้ำที่สั้นลง ถึงปฏิกิริยาที่ใช้จึงมีขนาดเล็กลง

ปัจจัยทั้งสองเกี่ยวข้องกับค่าจลนพลศาสตร์ของการกำจัดสารอินทรีย์ ที่สามารถใช้อธิบายความเร็วในการย่อยสลายสารอินทรีย์ของแบคทีเรีย และการเดินระบบกับสภาพแวดล้อมในการบำบัดน้ำเสีย ภายใต้เงื่อนไขที่เหมาะสมสำหรับระบบบำบัดน้ำเสียไร้ออกซิเจนจำนวนแบคทีเรียจะเพิ่มมากขึ้น และทำให้สามารถเพิ่มอัตราภาระสารอินทรีย์ และความเร็วไหลขึ้นได้ ประสิทธิภาพการบำบัดของสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายได้จะขึ้นอยู่กับปัจจัยต่อไปนี้

- (1) ธรรมชาติของสารอินทรีย์ที่ถูกย่อยสลาย
- (2) ความเหมาะสมของปัจจัยทางสภาวะแวดล้อมสำหรับระบบบำบัดไร้ออกซิเจน
- (3) จำนวนแบคทีเรียที่ยังมีชีวิตที่เหลืออยู่ในระบบ
- (4) การสัมผัสกันระหว่างสารอินทรีย์ในน้ำเข้า และจำนวนแบคทีเรียในระบบ
- (5) การออกแบบระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจน เช่น การเดินระบบแบบอนุกรม
- (6) ระยะเวลาที่น้ำเสียในระบบ

### 2.1.3 ปัจจัยที่มีผลต่อระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจน

ปัจจัยที่สำคัญที่มีผลต่อการย่อยสลายในระบบไร้ออกซิเจน มีดังนี้

#### อุณหภูมิ

อุณหภูมิจจะมีผลอย่างมากต่อกระบวนการย่อยสลายแบบไร้ออกซิเจน อัตราการเปลี่ยนแปลงรูปของกระบวนการหมักจะมีค่าสูงสุดอยู่ระหว่าง 35 และ 40 องศาเซลเซียส

สำหรับช่วงเมโซฟิลิกและประมาณ 55 องศาเซลเซียส สำหรับช่วงเทอโมฟิลิกการบำบัดน้ำเสียโดยทั่วไปจะใช้เพียงช่วงเมโซฟิลิกเท่านั้น (Henze และ Harremoos, 1983) ดังนั้น สามารถสรุปผลของอุณหภูมิต่อการหมักแบบไร้ออกซิเจนได้ดังนี้

- (1) ช่วงอุณหภูมิที่เหมาะสม คือ 30-40 องศาเซลเซียส
- (2) สำหรับอุณหภูมิต่ำกว่าช่วงที่เหมาะสม อัตราการย่อยสลายจะลดลงโดยประมาณ 11 เปอร์เซ็นต์ต่อ 1 องศาเซลเซียสที่ลดลง

#### กรดไขมันระเหย (Volatile fatty acid, VFA) และสภาพด่าง (Alkalinity)

การเพิ่มขึ้นอย่างรวดเร็วของกรดไขมันระเหยจะมีผลกระทบต่อจุลินทรีย์ในระบบ เนื่องจากแบคทีเรียผลิตมีเทนไม่สามารถนำผลผลิตที่เกิดจากแบคทีเรียสร้างกรดไปใช้ได้ทันส่งผลให้เกิดการสะสมตัวของกรดไขมันระเหย ทำให้พีเอชในระบบลดลงเรื่อยๆ จนอยู่ในช่วงที่ไม่เหมาะสมกับการทำงานของแบคทีเรียสร้างมีเทน จนในที่สุดอาจทำให้ระบบล้มเหลว ดังนั้นจึงจำเป็นต้องเติมสภาพด่างเพื่อเป็นบัฟเฟอร์ให้กับระบบ และรักษาค่าพีเอชให้อยู่ในช่วงที่เหมาะสมต่อการทำงานของแบคทีเรีย โดยทั่วไป อัตราส่วนของกรดไขมันระเหยต่อสภาพด่าง ถ้าน้อยกว่า 0.4 แสดงว่ามีกำลังบัฟเฟอร์สูง ระบบสามารถทำงานได้ดี ถ้ามากกว่า 0.8 แสดงว่ามีกำลังบัฟเฟอร์ต่ำประสิทธิภาพของระบบจะลดลง และหากไม่แก้ไขระบบจะล้มเหลวได้

#### พีเอชในถังปฏิกิริยา

ค่าพีเอช และเสถียรภาพของพีเอชในถังปฏิกิริยาไร้ออกซิเจนนับว่ามีความสำคัญอย่างยิ่ง เพราะการสร้างมีเทนจะเกิดที่อัตราสูงเมื่อพีเอชถูกควบคุมให้อยู่ในช่วงที่เป็นกลาง ที่พีเอชต่ำกว่า 6.3 หรือสูงกว่า 7.8 อัตราการผลิตมีเทนจะลดลงแบคทีเรียที่ผลิตกรดมีความไวต่อการเปลี่ยนแปลงค่าพีเอช ไม่ว่าจะสูงหรือต่ำเกินไปน้อยกว่า ซึ่งทำให้การสร้างกรดจะเกิดมากกว่าการสร้างมีเทน ซึ่งจะทำให้เกิดการ

เหม็นเปรี้ยว (Souring) ของถังปฏิกรณ์ ดังนั้น ค่าพีเอชที่เหมาะสมต่อการทำงานของระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจนควรอยู่ระหว่าง 6.6 -7.4 ซึ่งเป็นค่าที่เหมาะสมต่อการทำงานของแบคทีเรียกลุ่มสร้างมีเทน

พีเอชควรอยู่ในช่วง 6.6 ถึง 8.2 หากพีเอชมีค่าต่ำกว่า 6.2 ประสิทธิภาพของระบบจะลดลงอย่างรวดเร็ว (Speece, 1996) การควบคุมสภาพกรดและด่าง สามารถทำได้โดยควบคุมอัตราส่วนกรดไขมันระเหยต่อค่าสภาพต่างไม่เกิน 0.4 โดยเติมด่าง เช่น โซเดียมไบคาร์บอเนต ( $\text{NaHCO}_3$ ) แต่อย่างไรก็ตามพบว่าที่พีเอช 4.2 มีจุลินทรีย์บางชนิดสามารถเปลี่ยนเมทานอลเป็นมีเทนได้

#### สารยับยั้งการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์

น้ำเสียที่จะบำบัดโดยใช้วิธีทางชีวภาพไม่ควรมีสารยับยั้งการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ เนื่องจากสารเหล่านี้จะรบกวนการทำงานของจุลินทรีย์ในระบบ หรือยับยั้งการเจริญเติบโตของแบคทีเรียกลุ่มสร้างมีเทน ทำให้ระบบล้มเหลวได้ ความรุนแรงจะขึ้นอยู่กับชนิดและความเข้มข้นของสารนั้นๆ ด้วย สารยับยั้งการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ในระบบได้แก่

#### พิษของไอออนบวก และโลหะหนัก

ไอออนบวกที่เป็นพิษต่อจุลินทรีย์ในระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจน ได้แก่ โซเดียม ( $\text{Na}^+$ ) โพแทสเซียม ( $\text{K}^+$ ) แมกนีเซียม ( $\text{Mg}^{2+}$ ) และแคลเซียม ( $\text{Ca}^{2+}$ ) ธาตุอาหารเหล่านี้ถ้ามีในระดับความเข้มข้นที่พอเหมาะ จะเป็นธาตุที่มีประโยชน์ต่อแบคทีเรีย แต่ถ้ามีมากเกินไปจนความจำเป็น จะเป็นพิษต่อแบคทีเรียปกติ ไอออนบวกที่มีวาเลนซ์สูง จะมีความเป็นพิษมากกว่าไอออนบวกที่มีวาเลนซ์ต่ำ ดังแสดงในตารางที่ 2.5

ตารางที่ 2.5 ความเข้มข้นของสารกระตุ้นและสารยับยั้งไอออนบวก

ชนิดไอออนบวก	ความเข้มข้น (มก./ล.)		
	กระตุ้น	ยับยั้งปานกลาง	ยับยั้งมาก
$\text{Na}^+$	100-200	3,500-5,500	8,000
$\text{K}^+$	200-400	2,500-4,500	12,000
$\text{Ca}^{2+}$	100-200	2,500-4,500	8,000
$\text{Mg}^{2+}$	75-150	1,000-1,500	3,000

ที่มา: McCarty, 1964 อ้างถึงใน ชำนาญ ภายประสิทธิ์, 2538



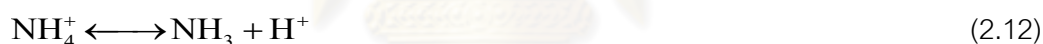
พิษของไอออนบางชนิดสามารถลดความเป็นพิษลงได้เมื่ออยู่ร่วมกับธาตุอื่นๆ แต่ในทางตรงกันข้ามอาจจะมีความเป็นพิษมากขึ้นเมื่ออยู่ร่วมกับไอออนชนิดอื่นได้เช่นเดียวกัน นอกจากนี้โลหะหนักยังมีผลต่อการย่อยสลายสารอินทรีย์แบบไร้ออกซิเจน โดย  $\text{Cu}^{2+}$  มีผลต่อระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจนมากที่สุด ซึ่งความเป็นพิษของโลหะหนักสามารถลดลงได้ถ้าน้ำเสียมีปริมาณของซัลไฟด์พอเหมาะ เนื่องจากซัลไฟด์สามารถรวมตัวกับโลหะหนักได้เกลือของโลหะหนักที่ไม่ละลายน้ำ อย่างไรก็ตาม โลหะหนักบางชนิดยังมีความจำเป็นสำหรับแบคทีเรีย แม้จะมีความต้องการในปริมาณเพียงเล็กน้อยก็ตาม

#### พิษของกรดไขมันระเหย

ในกรณีที่ระบบมีกรดไขมันระเหยมากเกินไป เช่น ในสภาวะที่มีสารอินทรีย์เข้าสู่ระบบมาก แบคทีเรียกลุ่มสร้างกรดจะสร้างกรดไขมันระเหยออกมามาก ถ้าระบบมีกำลังของบัพเพอร์ไม่เพียงพอจะทำให้ค่าพีเอชของระบบลดลง ซึ่งจะส่งผลกระทบต่อการทำงานของแบคทีเรียกลุ่มสร้างมีเทน

#### พิษของแอมโมเนีย

แอมโมเนียที่เกิดขึ้นในระบบบำบัดน้ำเสีย มาจากการย่อยสลายโปรตีน โดยไนโตรเจนที่ปล่อยออกมาจะอยู่ในรูปของแอมโมเนียมไอออน ( $\text{NH}_4^+$ ) และแอมโมเนีย ( $\text{NH}_3$ ) ดังสมการที่ 2.12



ปริมาณของแอมโมเนียมไอออนที่มีอยู่ในระบบจะขึ้นอยู่กับค่าพีเอช คือ ที่พีเอชประมาณ 7 จะมีแอมโมเนียประมาณ 1% ของแอมโมเนียทั้งหมด และจะมีแอมโมเนียมไอออนประมาณ 99% แต่ในกรณีที่ระบบมีพีเอชสูงขึ้น ปริมาณของแอมโมเนียจะมากกว่าแอมโมเนียมไอออน ซึ่งแอมโมเนียจะมีความเป็นพิษมากกว่าแอมโมเนียมไอออน ถ้าในระบบมีความเข้มข้นของแอมโมเนียมากกว่า 150 มก./ล. จะเป็นพิษต่อแบคทีเรีย ในขณะที่แบคทีเรียสามารถทนความเข้มข้นของแอมโมเนียมไอออนได้สูงถึง 3,000 มก./ล. ดังนั้น การรักษาค่าพีเอชให้มีค่าประมาณ 7 หรือต่ำกว่า จะทำให้แอมโมเนียทั้งหมดอยู่ในรูปของแอมโมเนียมไอออนซึ่งมีความเป็นพิษต่อแบคทีเรียน้อยกว่า

#### ผลของก๊าซไฮโดรเจน

ขั้นตอนต่างๆ ของกระบวนการย่อยสลายแบบไร้ออกซิเจน จะมีการผลิตไฮโดรเจนตลอดเวลา ซึ่งเกิดจากปฏิกิริยาการปลดปล่อย  $\text{H}^+$  ของ NADH ดังสมการที่ 2.13



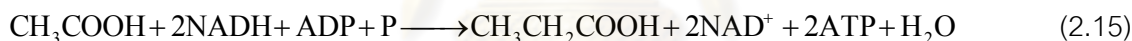
ซึ่งผลจากปฏิกิริยาดังกล่าวนี้ ทำให้เกิด  $\text{NAD}^+$  เป็นตัวรับอิเล็กตรอนในปฏิกิริยารีดอกซ์ ดังสมการที่ 2.14



หากกระบวนการย่อยสลายแบบไร้ออกซิเจนสามารถทำงานได้อย่างมีประสิทธิภาพ ทำให้ Hydrogen Utilizing Methane bacteria ใช้ไฮโดรเจนในการผลิตมีเทน จึงไม่เกิดการสะสมตัวของไฮโดรเจน ความดันพาร์เชียลของไฮโดรเจนจึงมีค่าต่ำตลอดเวลา แต่ถ้าจุลินทรีย์ไม่สามารถใช้ไฮโดรเจนได้หมด จะเกิดการสะสมตัวของไฮโดรเจนจนถึงจุดอิ่มตัว ทำให้ความดันพาร์เชียลของไฮโดรเจนมีค่าสูง ส่งผลต่อกระบวนการย่อยสลายแบบไร้ออกซิเจนในขั้นตอนการสร้างกรดไขมันระเหย และขั้นตอนการสร้างกรดอะซิติก ดังนี้

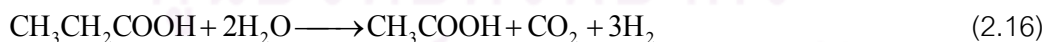
#### ผลกระทบต่อการสร้างกรดไขมันระเหย

แบคทีเรียที่ไม่สร้างมีเทนจะปลดปล่อย  $\text{H}^+$  จาก  $\text{NADH}$  โดยการเปลี่ยนกรดไพรูวิกไปเป็นกรดไพรูโพนิกภายใต้สภาวะที่ความดันพาร์เชียลของไฮโดรเจนที่มีระดับสูงกว่า  $2 \times 10^{-3}$  บรรยากาศ ดังสมการที่ 2.15



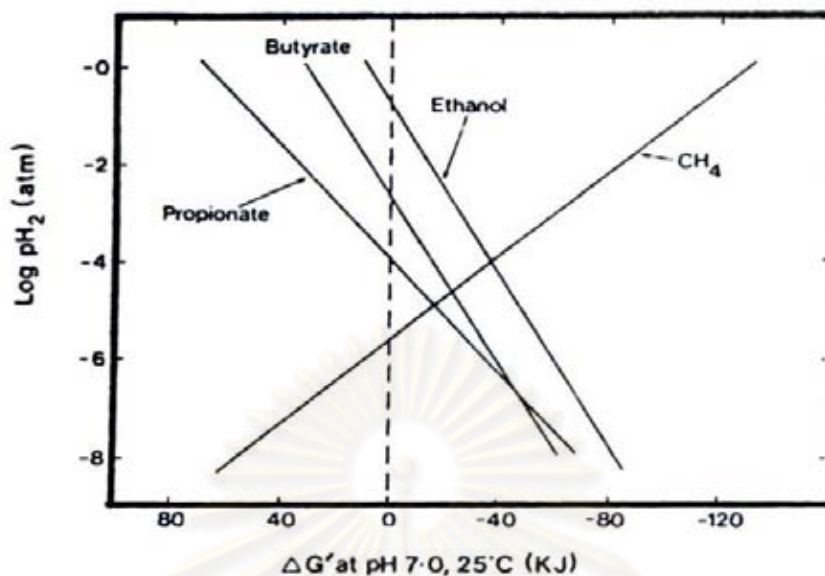
#### ผลกระทบต่อการสร้างกรดอะซิติก

ในขั้นตอนการสร้างกรด (Acetogenesis) เป็นขั้นตอนที่มีการเปลี่ยนแปลงกรดอินทรีย์ระเหยที่มีคาร์บอนอะตอมมากกว่า 2 อะตอม ให้เป็นกรดอะซิติกโดย Acetogenic bacteria หลังจากนั้นจึงใช้สร้างมีเทนได้ การเปลี่ยนกรดไพรูโพนิกไปเป็นกรดอะซิติกแสดงได้ดังสมการที่ 2.16



จะพบว่าในปฏิกิริยาดังกล่าวจะมีไฮโดรเจนเกิดขึ้นหากไม่มีการกำจัดไฮโดรเจนจะไม่สามารถเกิดปฏิกิริยาเปลี่ยนกรดไพรูโพนิกไปเป็นกรดอะซิติกได้ ซึ่งการที่ความดันพาร์เชียลของไฮโดรเจนมีค่าเปลี่ยนแปลงไป จะทำให้ค่าพลังงานอิสระเปลี่ยนแปลงตามไปด้วย ดังแสดงในรูปที่ 2.3

เมื่อค่าความดันพาร์เชียลของไฮโดรเจนสูงกว่า  $9 \times 10^{-5}$  บรรยากาศ จะทำให้กรดไพรูโพนิกสะสมอยู่ในระบบ ส่งผลให้ค่าพีเอชของระบบมีค่าต่ำลงจนอยู่ในสภาวะที่ไม่เหมาะสมสำหรับการเจริญเติบโตของแบคทีเรียในระบบ และยังพบว่ากรดไพรูโพนิกเป็นพิษต่อแบคทีเรียไร้ออกซิเจน เมื่อมีความเข้มข้นมากกว่า 1,000 มก./ล.



รูปที่ 2.3 การเปลี่ยนค่าพลังงานอิสระเมื่อความดันพาร์เชียลของไฮโดรเจน (Hydrogen partial pressure) มีค่าเปลี่ยนแปลง  
ที่มา: McInerney และคณะ, 1980

#### ผลของซัลเฟต

น้ำเสียที่มีปริมาณของซัลเฟตมากจะทำให้แบคทีเรียที่สามารถเปลี่ยนซัลเฟตให้เป็นซัลไฟด์ได้ โดยกลุ่มแบคทีเรีย Sulfate-Reducing Bacteria (SRB) เช่น *Desulfovibrio sp.* *Desulfotomaculum sp.* จะสามารถใช้ซัลเฟต ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) ให้เป็นตัวรับอิเล็กตรอนตัวสุดท้ายได้ ดังสมการที่ 2.17



แบคทีเรียกลุ่มรีดิวซ์ซัลเฟต จะแย่งอาหารกับแบคทีเรียกลุ่มสร้างมีเทน (Methanogenic bacteria) โดยสามารถใช้อะซิเตท และไฮโดรเจนเป็นสารอาหารได้ดีกว่าแบคทีเรียกลุ่มสร้างมีเทน ทำให้ก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นในระบบมีมีเทนลดลง นอกจากนี้ การเกิดไฮโดรเจนซัลไฟด์ปริมาณมากอาจเป็นพิษกับแบคทีเรียในระบบได้ แต่ถ้าพิจารณาในแง่ของการใช้ไฮโดรเจนเป็นสารอาหาร แบคทีเรียกลุ่มรีดิวซ์ซัลเฟต (SRB) จะทำงานสัมพันธ์กับแบคทีเรียที่ผลิตไฮโดรเจน ซึ่งจะช่วยให้ความดันพาร์เชียลของก๊าซไฮโดรเจนมีค่าต่ำเสมอ ส่งผลทำให้การสะสมตัวของก๊าซไฮโดรเจนลดลง ดังนั้นแบคทีเรียกลุ่มรีดิวซ์ซัลเฟตจึงมีบทบาทต่อการสร้างกรดอินทรีย์ระเหย และมีผลกระทบต่อกรดอะซิติกจากกรดไพรูโวนิกด้วย

## สารอาหารเสริม

การบำบัดด้วยกระบวนการไร้ออกซิเจนมีข้อดีคือมีปริมาณของเซลล์จุลินทรีย์ที่สร้างขึ้นมาน้อยกว่ากระบวนการแบบใช้ออกซิเจน ดังนั้นจึงต้องการสารอาหารเสริมเช่น ไนโตรเจน ฟอสฟอรัสที่ต่ำกว่า โดยปริมาณของไนโตรเจนและฟอสฟอรัสที่จุลินทรีย์ในกระบวนการไร้ออกซิเจนต้องการอย่างน้อยควรมีสัดส่วน BOD:N:P = 150:1.1:0.2 (Henze and Harremoes, 1982) แม้ว่าจุลินทรีย์เหล่านี้จะต้องการปริมาณของธาตุอาหารบางอย่างน้อย แต่ก็ขาดไม่ได้ มิฉะนั้นระบบจะไม่สามารถดำเนินได้อย่างมีประสิทธิภาพ ธาตุดังกล่าวได้แก่ เหล็ก โคบอลท์ นิเกิล และซัลเฟอร์ (ในรูปซัลไฟด์) แต่อย่างไรก็ตาม การเติมธาตุอาหารดังกล่าวแก่จุลินทรีย์ทำให้เกิดปัญหา ซึ่งมีสาเหตุมาจากซัลไฟด์สามารถทำให้โลหะต่างๆ ตกผลึกแยกออกจากน้ำได้ เช่น เหล็กรวมกับซัลไฟด์เป็นผลึกที่ไม่ละลายน้ำ ทำให้จุลินทรีย์ไม่สามารถนำไปใช้ได้ ปัจจุบันอาจทำได้โดยการเติม Yeast Extract หรือ Molorganite ให้แก่ระบบโดยตรง

## ปัจจัยที่ใช้ควบคุมการทำงานของจุลินทรีย์

นอกจากสภาพแวดล้อมที่เหมาะสมต่อการทำงานของจุลินทรีย์แล้ว การควบคุม และดูแลจุลินทรีย์ให้แข็งแรงและสามารถทำงานได้ดี จำเป็นต้องรักษาสภาพทางกายภาพที่มีต่อจุลินทรีย์ให้มีความเหมาะสม ดังนี้

### 1. การรักษาปริมาณจุลินทรีย์ในระบบ

การรักษาปริมาณจุลินทรีย์ในระบบมีความสำคัญมาก เพราะถ้าจุลินทรีย์หลุดออกจากระบบมากเกินไปจะทำให้การย่อยสลายสารอินทรีย์ลดลง ส่งผลให้ประสิทธิภาพของระบบลดลงด้วย ซึ่งการรักษาปริมาณจุลินทรีย์ในระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบด คือการใช้วัสดุตัวกลาง สำหรับเป็นที่ยึดเกาะของจุลินทรีย์ และการควบคุมการขยายตัวของชั้นเบดให้มีความเหมาะสม ระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดมีข้อได้เปรียบมากกว่าระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจนชนิดอื่นๆ เนื่องจากมีการใช้วัสดุตัวกลางที่มีขนาดเล็ก ทำให้มีพื้นที่ผิวสำหรับให้จุลินทรีย์ยึดเกาะจำนวนมากขึ้น ดังนั้นจึงทำให้สามารถรักษาปริมาณจุลินทรีย์ในระบบได้มากขึ้น ซึ่งส่งผลให้ระบบมีประสิทธิภาพสูงตามไปด้วย

### 2. การกระจายน้ำเสียให้เข้าถึงปฏิกิริยาอย่างทั่วถึง

การออกแบบให้ระบบสามารถป้อนน้ำเสียให้กระจายเข้าสู่ถึงปฏิกิริยาตลอดทั้งหน้าตัดมีความสำคัญหลายประการ ได้แก่ ช่วยให้น้ำเสียสัมผัสกับแบคทีเรียอย่างทั่วถึง และป้องกันปัญหาการไหลลัดวงจร ซึ่งสิ่งเหล่านี้ช่วยให้ระบบทำงานได้อย่างเต็มประสิทธิภาพ

### 3. อัตราภาระสารอินทรีย์ (Organic Loading Rate)

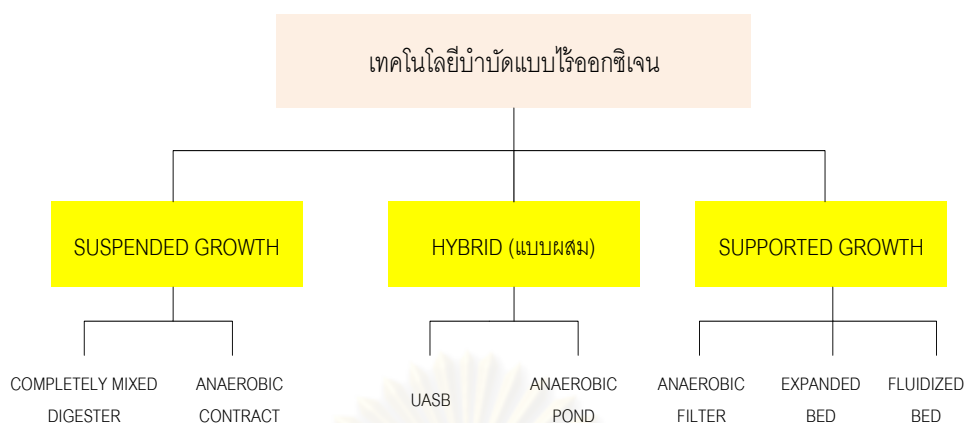
อัตราภาระสารอินทรีย์เป็นปัจจัยที่สำคัญอย่างหนึ่ง ที่ส่งผลต่อประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ การตกตะกอนของจุลินทรีย์ และก๊าซที่เกิดขึ้นในระบบ โดยปกติน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบบำบัดควรมีอัตราภาระสารอินทรีย์ต่ำกว่าอัตราสูงสุดในการกำจัดสารอินทรีย์ของระบบบำบัด ถ้ามีอัตราภาระสารอินทรีย์เข้าระบบสูงเกินไป จะทำให้ประสิทธิภาพของระบบลดลง หรืออาจทำให้ระบบล้มเหลวได้

ดังนั้น น้ำเสียควรมีอัตราภาระสารอินทรีย์ต่ำกว่าอัตราสูงสุดในการกำจัดสารอินทรีย์ของระบบ เพื่อป้องกันการเกิดการรับอัตราภาระสารอินทรีย์อย่างกะทันหัน (Shock load) ซึ่งทำให้ประสิทธิภาพลดลง

## 2.2 รูปแบบของระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้ออกซิเจน

กระบวนการบำบัดแบบไร้ออกซิเจนสามารถใช้ในการบำบัดน้ำเสีย หรือสลัดจ์ขึ้นอยู่กับรูปแบบของถังปฏิกรณ์ อย่างไรก็ตามลักษณะของถังมีลักษณะสำคัญร่วมกันคือ สามารถสร้างก๊าซชีวภาพจากสารอินทรีย์ ถังปฏิกรณ์ชีวภาพแบบไร้ออกซิเจนมีรูปแบบต่างๆ ดังแสดงในรูปที่ 2.4 ได้แก่

- แบบที่เรี่ยแขวนลอยอยู่ในน้ำเสีย (Suspended Growth) มีการกวนให้แบคทีเรียผสมกับน้ำเสียภายในถังปฏิกรณ์ และจำเป็นต้องมีถังตกตะกอน เพื่อแยกน้ำที่ผ่านการบำบัดและเชื้อแบคทีเรียให้ออกจากกัน โดยหมุนเวียนเชื้อกลับเข้าสู่ถังปฏิกรณ์อีกครั้ง
- แบบที่เรี่ยอยู่ติดกับตัวกลาง (Supported Growth) เนื่องจากแบคทีเรียแบบไร้ออกซิเจนตกตะกอนได้ไม่ดี ทำให้หลุดออกไปกับน้ำที่ผ่านการบำบัดแล้ว จึงมีการทำให้แบคทีเรียเกาะติดอยู่กับตัวกลาง และเสมือนว่าตัวกลางนั้นถูกใช้เป็นตัวกรองให้แบคทีเรียไม่หลุดไปกับน้ำที่ผ่านการบำบัดแล้ว
- แบบผสม (Hybrid) เป็นการนำข้อดีมาใช้และตัดปัญหาข้อด้อยจาก 2 รูปแบบข้างต้น ชนิด ข้อดี และข้อเสียของระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจนรูปแบบต่างๆ สามารถเปรียบเทียบและ สรุปได้ดังตารางที่ 2.6



รูปที่ 2.4 รูปแบบของระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจนแบบต่างๆ

ที่มา: แชน.อี. 68 คอนซัลติ้ง เอ็นจิเนียรส์, 2546

ตารางที่ 2.6 ข้อดีและข้อเสียของระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจนชนิดต่างๆ

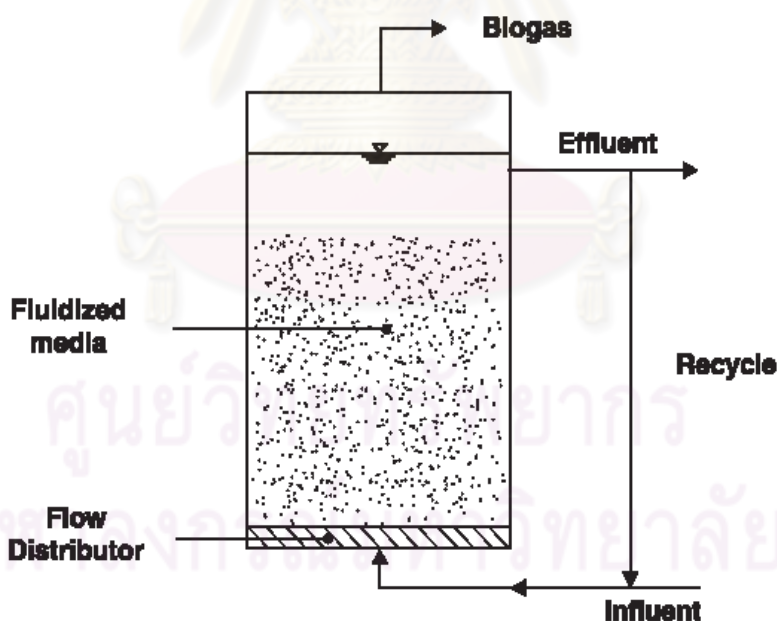
ข้อพิจารณา	Suspended Growth	Hybrid	Supported Growth
ความเข้มข้นของแบคทีเรีย	ต่ำ	สูง	สูง
อายุตะกอน (SRT)	ต่ำ	สูง	สูง
การใช้บำบัดน้ำเสียเมื่อมีอนุภาคของแข็ง	เหมาะสม	กำจัดอนุภาคของแข็งได้บ้าง	กำจัดอนุภาคของแข็งได้บ้าง
การใช้บำบัดน้ำเสียที่มีความเข้มข้นสูง	เหมาะสม	ไม่เหมาะสม	ไม่เหมาะสม
การใช้บำบัดน้ำเสียที่มีความเข้มข้นต่ำ	ไม่เหมาะสม	เหมาะสม	เหมาะสม
ประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำเสีย	จำกัด	สูง	สูง
ความทนต่อสารพิษและการเปลี่ยนแปลงสภาวะการทำงาน	มีข้อจำกัด	มีอายุตะกอนสูงจึงมีเสถียรภาพดี	มีอายุตะกอนสูงจึงมีเสถียรภาพดี
สภาพทางจุลชีววิทยาในถังปฏิกรณ์	ใช้เครื่องกวน	ใช้วิธีหมุนเวียนน้ำ หรือใช้ก๊าซชีวภาพเป่า	ใช้วิธีหมุนเวียนน้ำ หรือใช้ก๊าซชีวภาพเป่า
การใช้พลังงาน	ต่ำที่สุด	สูงถ้ามีการหมุนเวียนน้ำ	สูง ถ้าเป็นแบบ Fluidized

ที่มา: แชน.อี. 68 คอนซัลติ้ง เอ็นจิเนียรส์, 2546

## 2.3 ระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบด (Anaerobic fluidized bed)

### 2.3.1 ความเป็นมาและลักษณะของระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบด

ระบบบำบัดแบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดมีลักษณะคล้ายคลึงกับระบบบำบัดแบบถังกรองไร้ออกซิเจน โดยมีน้ำไหลจากข้างล่างขึ้นข้างบนจัดเป็นระบบฟิล์มตรึง (Fixed Film) แบบไร้ออกซิเจน และมีวัสดุตัวกลางที่มีขนาดเล็กเท่าเม็ดทราย เป็นที่ยึดเกาะของจุลินทรีย์ อัตราการไหลของน้ำเสียจะต้องสูงมากพอที่จะทำให้เกิดการลอยตัวของวัสดุตัวกลาง วัสดุตัวกลางที่นิยมที่มีการทดลองใช้ในห้องปฏิบัติการ ได้แก่ ทราย แอนทราไซต์ และถ่านกัมมันต์ เป็นต้น การใช้วัสดุตัวกลางที่มีขนาดเล็กทำให้ระบบบำบัดมีพื้นที่ผิวจำเพาะ (ต่อหน่วยปริมาตร) สูง ซึ่งเท่ากับมีพื้นที่ผิวในระบบจำนวนมากให้จุลินทรีย์ยึดเกาะ อัตราเร็วในการบำบัดน้ำเสียของระบบจึงสูงตามไปด้วย ถึงปฏิกิริยาที่ใช้ในระบบจึงมีขนาดเล็กกว่าระบบบำบัดแบบอื่นๆ อย่างไรก็ตาม ลักษณะการทำงานซึ่งต้องใช้พลังงานในการทำให้วัสดุตัวกลางลอยตัวตลอดเวลา ก่อให้เกิดปัญหาในการออกแบบและควบคุมระบบหลายประการ และสิ้นเปลืองพลังงานในการทำให้วัสดุตัวกลางลอยตัวสูงกว่าระบบบำบัดแบบอื่นๆ องค์ประกอบของระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบด แสดงได้ดังรูปที่ 2.5



รูปที่ 2.5 องค์ประกอบของระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบด

ที่มา: <http://www.epa.gov/nrmrl/pubs/625r00008/html/html/tfs5fig5.gif>

นอกจากใช้ทรายเป็นวัสดุตัวกลางแล้ว ยังสามารถใช้ถ่านกัมมันต์ในการบำบัดน้ำเสียจากโรงงานอุตสาหกรรม และของเสียอันตราย ขนาดของถ่านกัมมันต์ที่ใช้ประมาณ 0.6-0.8 มม. และมีความเร็วของน้ำเสียเข้าระบบ 20-24 ม./ชม. การใช้ถ่านกัมมันต์ในถังปฏิกริยาฟลูอิดไดซ์เบดแบบไร้ออกซิเจนมีข้อดีหลายประการ เช่น ช่วยลดปริมาณสารพิษ มีความเข้มข้นของมวลชีวภาพมาก เนื่องจากมีรูปพรุนมาก เป็นต้น การใช้ถ่านกัมมันต์ก็มีข้อจำกัดหลายประการ เช่น มีราคาแพง แต่การบำบัดน้ำเสียอุตสาหกรรมบางชนิดและของเสียอันตรายก็ยังคงมีความจำเป็นต้องใช้ถ่านกัมมันต์เป็นวัสดุตัวกลาง

ระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดมีประสิทธิภาพสูงในแง่ของการกำจัดซีไอดี โดยเมื่อมีอัตราภาระสารอินทรีย์เข้าระบบ 10-20 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน ระบบจะมีประสิทธิภาพในการกำจัดซีไอดีมากกว่าร้อยละ 90 ซึ่งประสิทธิภาพของระบบจะขึ้นอยู่กับลักษณะของน้ำเสียที่นำมาบำบัด (Metcalf และ Eddy, 2003) ดังแสดงในตารางที่ 2.7 ซึ่งเป็นข้อมูลที่ได้จากการศึกษาในระดับห้องปฏิบัติการ

ตารางที่ 2.7 สมรรถนะของระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดในการบำบัดน้ำเสีย

ชนิดของน้ำเสีย	อุณหภูมิ (องศาเซลเซียส)	อัตราภาระสารอินทรีย์ (กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน)	เวลากักน้ำ (ชม.)	ประสิทธิภาพการ บำบัดซีไอดี (ร้อยละ)
กรดซิตริก	35	42	24	70
แป้ง	35	8.2	105	99
นม	35	3-5	12-18	71-85
กากน้ำตาล	35	12-30	3-8	50-95
กลูโคส	35	10	12	95
เยื่อกระดาษ	35	3-18	3-62	60-80

ที่มา: Metcalf และ Eddy, 2003



### 2.3.2 สภาวะฟลูอิดไดซ์เซชัน (Fluidization)

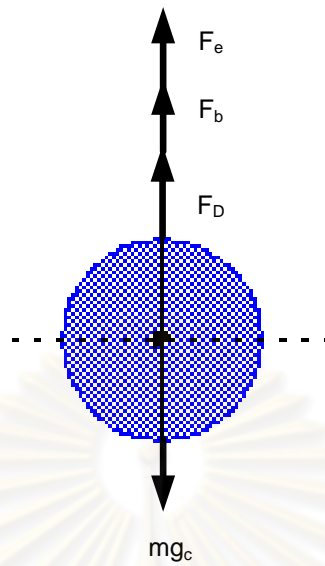
เมื่อของเหลวที่มีความเร็วต่ำไหลผ่านชั้นอนุภาคของแข็งอนุภาคของแข็งนี้จะยังไม่เคลื่อนที่แต่เมื่อเพิ่มความเร็วของของเหลวอย่างคงที่จนถึงระดับหนึ่งอนุภาคของแข็งจะเริ่มเคลื่อนที่และแขวนลอยอยู่ในของไหล สภาวะนี้เรียกว่า ฟลูอิดไดซ์เซชัน ส่วนคำว่า ฟลูอิดไดซ์เบด คือคำที่ใช้อธิบายถึงสภาวะที่อนุภาคของแข็งนั้นแขวนลอยอยู่ในของไหลอย่างสม่ำเสมอจนกระทั่งมีลักษณะคล้ายกับเป็นความหนาแน่นของของไหล

### 2.3.3 องค์ประกอบที่มีผลต่อสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชัน

องค์ประกอบที่มีผลต่อสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชัน ได้แก่ ความเร็วต่ำสุดในการเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชัน (Minimum fluidizing velocity) ความเร็วสุดท้ายของการเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชัน (Terminal velocity of fluidization) และลักษณะของการกระจายตัวของกรไหล ในการเกิดสภาวะนี้ค่าความเร็วจะต้องมีค่ามากพอ แต่ไม่เกินกว่าค่าความเร็วสุดท้ายของวัสดุตัวกลาง เพื่อไม่ให้วัสดุตัวกลางหลุดออกจากถังปฏิกริยา โดยองค์ประกอบที่มีผลต่อสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชันมีดังนี้

#### *ความเร็วต่ำสุดในการเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชัน*

เมื่อผ่านของไหลเข้าสู่ถังปฏิกริยาที่มีวัสดุตัวกลางบรรจุอยู่ และเพิ่มความเร็วของของไหลให้มากขึ้นเรื่อยๆ จะพบว่าที่ระดับความเร็วหนึ่งกลุ่มอนุภาคจะเริ่มขยับตัว ความเร็วนี้เป็นค่าสำคัญมากเพราะถ้าหากต้องการให้อนุภาคอยู่ในสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชัน จะต้องให้ความเร็วของไหลสูงกว่าหรือเท่ากับความเร็วนี้ ความเร็วดังกล่าวเรียกว่าความเร็วต่ำสุดของการเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชัน อย่างไรก็ตาม ถึงแม้ว่าที่ความเร็วนี้อนุภาคจะเริ่มเข้าสู่สภาวะฟลูอิดไดซ์เซชัน แต่ถ้าต้องการให้เกิดสภาวะที่มีการเคลื่อนที่อย่างสม่ำเสมอ จะต้องใช้ความเร็วสุดท้ายที่ทำให้ชั้นเบดสูง 1.5 เท่าของความสูงชั้นเบดที่ความเร็วต่ำสุดของการเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชัน (เสกฐา ศาสนนันท์, 2538) การคำนวณหาความเร็วต่ำสุดของการเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชัน สามารถทำได้โดยใช้สมมติฐานที่ว่าในขณะที่ตัวกลางเริ่มลอยตัวเป็นอิสระอยู่นั้น ตัวกลางอยู่ในสภาวะสมดุลของแรงสองแรง ที่กระทำบนวัสดุตัวกลาง คือแรงที่เกิดจากน้ำหนักของวัสดุตัวกลางเองกับแรงพยุงจากของไหล หรือเกิดจากแรงเสียดทานกับแรงต้านของของไหล ดังแสดงในรูปที่ 2.6



รูปที่ 2.6 แรงที่กระทำต่อวัตถุในของไหล

เมื่อวัตถุเคลื่อนที่ผ่านของไหล ทำให้เกิดแรงที่กระทำต่อวัตถุ ดังแสดงในสมการที่ 2.18

$$\frac{m}{g_c} \frac{du}{dt} = F_e + F_b + F_D \quad (2.18)$$

โดยที่

- $m$  = มวลของวัตถุที่เคลื่อนที่ผ่านของไหล
- $g_c$  = Newton's-law proportionality factor (32.174 ฟุต-ปอนด์/ปอนด์-วินาที<sup>2</sup>)
- $F_e$  = แรงกระทำจากภายนอก (นิวตัน)
- $F_b$  = Buoyant force หรือ แรงพยุง (นิวตัน)
- $F_D$  = Drag force (นิวตัน)

สามารถหาค่า  $F_e$ ,  $F_b$  และ  $F_D$  ได้จากสมการที่ 2.19 สมการที่ 2.20 และสมการที่ 2.21

$$F_e = \frac{m a_e}{g_c} \quad (2.19)$$

$$F_b = \frac{m_p a_e}{\rho_p g_c} \quad (2.20)$$

$$F_D = \frac{C_D u_0^2 \rho A_p}{2 g_c} \quad (2.21)$$

โดยที่

- $a_e$  = ความเร่งของอนุภาคเนื่องจากแรงจากภายนอก (ม./วินาที<sup>2</sup>)  
 $\rho$  = ความหนาแน่นของของไหล (ก./ลบ.ซม.)  
 $\rho_p$  = ความหนาแน่นของอนุภาค (ก./ลบ.ซม.)  
 $C_D$  = Drag coefficient  
 $u_0$  = ความเร็วของของไหล (ม./วินาที)  
 $A_p$  = พื้นที่ของอนุภาค (ตร.ม.)

ปริมาณช่องว่างในชั้นตัวกลางต่ำสุด สำหรับขณะที่เริ่มนั้นจะมีค่ามากกว่าปริมาณช่องว่างที่อยู่ในชั้นตัวกลางนึ่งเล็กน้อย ในขณะที่ชั้นตัวกลางยังอยู่ในลักษณะของค่าต่ำสุดของการเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชัน สมการของความดันลดยังสามารถเอามาประยุกต์ได้เมื่อแทนค่าสมการความดันลดในสมการของ ERGUN (McCabe และคณะ, 1993) จะได้สมการที่ 2.22

$$\frac{150\mu\bar{V}_{0M}}{\phi_s^2 D_p^2} \frac{(1-\varepsilon_M)}{\varepsilon_M^3} + \frac{1.75\rho\bar{V}_{0M}^2}{\phi_s D_p} \frac{1}{\varepsilon_M^3} = g(\rho_p - \rho) \quad (2.22)$$

โดยที่

- $\bar{V}_{0M}$  = ความเร็วต่ำสุดในการเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชัน (ซม./วินาที)  
 $D_p$  = ขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางของอนุภาคตัวกลาง (ซม.)  
 $\phi_s$  = Sphericity  
 $\rho$  = ความหนาแน่นของของไหล(ก./ลบ.ซม.)  
 $\rho_p$  = ความหนาแน่นของอนุภาค (ก./ลบ.ซม.)  
 $\varepsilon_M$  = ความพรุนต่ำสุดของสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชัน  
 $g$  = ความเร่งเนื่องจากแรงโน้มถ่วงของโลก (ซม./วินาที<sup>2</sup>)  
 $\mu$  = ความหนืดของของไหล (ตร.ซม./วินาที ที่อุณหภูมิ 30 องศาเซลเซียส)

*ความเร็วสุดท้ายในการเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชัน*

ค่าความเร็วสุดท้ายในการเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชัน เป็นความเร็วที่ทำให้เกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชัน แต่ความเร็วนี้ต้องไม่ทำให้อนุภาคของตัวกลางหลุดออกจากถังปฏิกริยา โดยค่าความเร็วสุดท้ายในการเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชัน จะส่งผลต่อค่าความพรุนต่ำสุดของสภาวะ

ฟลูอิดไดซ์เซชัน (minimum porosity for fluidization) และมีความสัมพันธ์กันดังสมการที่ 2.23 และสมการที่ 2.24

$$L = L_M \frac{1 - \varepsilon_M}{1 - \varepsilon} \quad (2.23)$$

$$\left( \frac{\varepsilon}{\varepsilon_M} \right)^m = \frac{\bar{V}_0}{\bar{V}_{0M}} \quad (2.24)$$

โดยที่

$L_M$  = ความสูงของชั้นเบดเมื่อเริ่มมีการฟลูอิดไดซ์เซชัน (เซนติเมตร)

$L$  = ความสูงของชั้นเบดที่ความเร็วสุดท้าย (เซนติเมตร)

$\bar{V}_0$  = ความเร็วสุดท้าย (เซนติเมตร/วินาที)

$m$  = ค่าคงที่ที่ประมาณจากค่า Reynold's number

$\varepsilon$  = ความพรุนของสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชันที่ความเร็วสุดท้าย

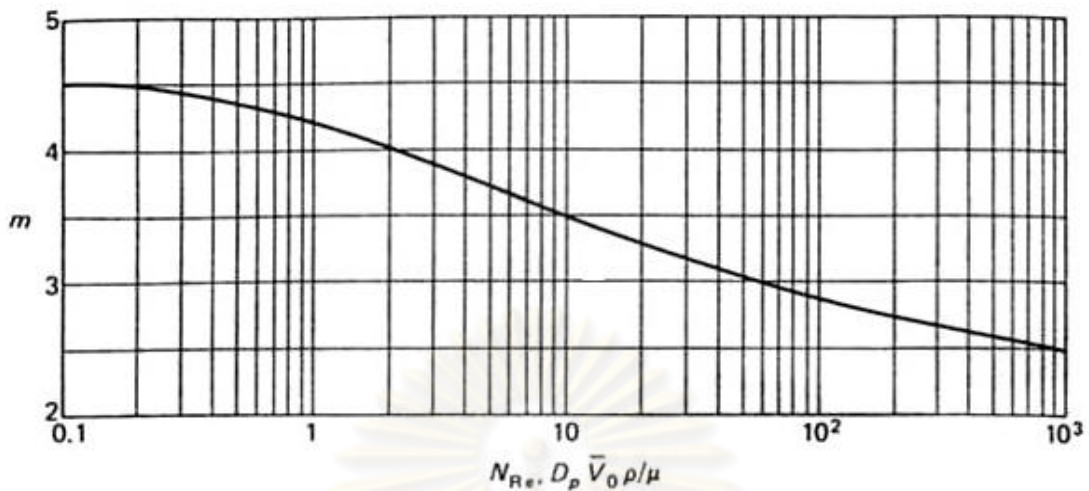
$$N_{Re,p} = \frac{D_p \bar{V}_{0M} \rho_p}{\mu} \quad (2.25)$$

โดยที่

$N_{Re,p}$  = Reynold's numbers

การหาค่า  $m$  จะหาได้จากการคำนวณหาค่า Reynold's numbers จาก Stoke's law ดังสมการที่ 2.25 แล้วใช้ค่า Reynold's numbers เพื่อหาค่า  $m$  จากรูปที่ 2.7 แทนค่า  $m$  ในสมการที่ 2.24 เพื่อหาค่าความเร็วสุดท้าย เมื่อกำหนดให้ชั้นเบดมีการขยายตัว 1.5 เท่า ของชั้นเบดที่ความเร็วต่ำสุดของการเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชัน

จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย



รูปที่ 2.7 Exponent  $m$  in correlation for bed expansion.

ที่มา: McCabe และคณะ, 1993

#### ตัวกระจายการไหล (Distributor)

ลักษณะของการไหลที่อยู่ในสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชัน จะสม่ำเสมอหรือไม่ขึ้นอยู่กับตัวกระจายของไหล ซึ่งตัวกระจายของไหลมีไว้เพื่อไม่ให้อนุภาคหลุดลงมาข้างล่างของถังปฏิกรณ์ และสามารถให้ของไหลไหลผ่านตัวกระจายของไหลออกได้เต็มผิวหน้าตัด โดยที่ความเร็วของของไหลที่เหนือตัวกระจายของไหลควรจะเท่ากันทุกจุด (เสกฐา ศาสนันทน์, 2538) นอกจากนี้การติดตั้งถังปฏิกรณ์ควรตั้งให้ตรงเพื่อให้เกิดการหมุนเวียนอย่างสม่ำเสมอ และเท่ากันทุกจุดของของไหลภายในถังปฏิกรณ์ เนื่องจากระบบยูเอเอสบีเป็นระบบที่ไม่ต้องการออกซิเจน จึงไม่ต้องการเติมอากาศและมักไม่ต้องการการกวน (mixing) ดังนั้น การจัดระบบการจ่ายน้ำเสียเข้า (Feed inlet system) ให้เหมาะสม เพื่อให้มีการสัมผัสกันระหว่างตะกอนจุลินทรีย์และน้ำเสียอย่างทั่วถึง และป้องกันการไหลลัดวงจรของน้ำเสีย (short circuit) จึงมีความสำคัญ รวมทั้งการออกแบบระบบจ่ายน้ำเสียเข้า-ออกให้สามารถทำความสะอาดได้ง่าย เนื่องจากเมื่อใช้งานไประยะเวลาหนึ่ง อาจเกิดการอุดตันได้

#### 2.3.4 วัสดุตัวกลางในระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบด

##### วัสดุตัวกลางในระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบด

สิ่งหนึ่งที่มีความสำคัญต่อการบำบัดน้ำเสียด้วยระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบด คือการเลือกใช้วัสดุตัวกลางเพื่อให้เหมาะสมกับการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ในระบบ ส่วนใหญ่แล้วนิยมใช้ทราย และถ่านกัมมันต์ ที่มีขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางประมาณ 0.4-0.5 มม. มีค่าความเร็วไหลขึ้น 30-36

ม./ชม. และมีพื้นที่ผิวจำเพาะประมาณ 1,000 ตร.ม./ลบ.ม. น้ำในถังปฏิกิริยา จะเห็นได้ว่าวัสดุตัวกลางในระบบนี้มีขนาดพื้นที่ผิวจำเพาะมากกว่าระบบบำบัดน้ำเสียรูปแบบอื่นๆ เมื่อไปโพลิฟอร์มมีขนาดใหญ่ขึ้นเม็ดตัวกลางจะมีน้ำหนักโดยรวมน้อยลงและเคลื่อนที่อยู่ที่ชั้นบนสุดของชั้นเบด (Metcalf & Eddy, 2003)

### เม็ดยางที่ผลิตจากยางรถยนต์ที่ใช้แล้ว

ยางยานพาหนะ เป็นผลิตภัณฑ์ที่มีมูลค่าการส่งออกสูงสุดของประเทศในปี 2549 โดยมีมูลค่าการส่งออก 43,583 ล้านบาท ประกอบไปด้วย ล้อรถยนต์ ล้อเครื่องบิน ล้อรถจักรยานยนต์ ล้อรถจักรยาน และล้อรถอื่นๆ ทั้งยางนอกและยางในรวมถึงยางอะไหล่รถยนต์ ซึ่งผลิตภัณฑ์ยางในกลุ่มนี้มีปริมาณการใช้ยางธรรมชาติเป็นวัตถุดิบเกือบร้อยละ 50 หรือเทียบเท่า 158,883 ตันต่อปี (สำนักงานกองทุนสงเคราะห์การทำสวนยาง, 2551) หากพิจารณาในทางเคมีนั้น ยาง 1 เส้นจะประกอบด้วยไฮโดรคาร์บอน (ซึ่งคือรูปแบบหนึ่งของพลังงาน) ในสัดส่วนร้อยละ 51 คาร์บอนแบล็ก ร้อยละ 26 น้ำมัน ร้อยละ 13 ออกไซด์ของสังกะสี ร้อยละ 2 กำมะถัน ร้อยละ 1 และส่วนที่เหลือได้แก่ สารประกอบเคมีอื่นๆ สิ่งที่เป็นผลตามมาจากการบริโภคยางในปริมาณมหาศาลของประเทศ คือการจัดการยางเก่าที่ใช้แล้ว ยางรถยนต์ในส่วนที่เหลือจากการนำกลับมาใช้ใหม่ซึ่งมีจำนวนมากจะถูกนำไปทิ้งในที่ต่างๆ อันนำไปสู่ปัญหาทางด้านสิ่งแวดล้อม เช่น การเผาทำลายยางต่างๆ โดยปราศจากความรู้และความเข้าใจถึงมลพิษที่จะเกิดขึ้น และปัญหาด้านสุขภาพ เช่น ยางเก่าที่มีน้ำขังจะกลายเป็นแหล่งเพาะพันธุ์ยุง หรือเป็นที่อาศัยของสัตว์มีพิษต่างๆ ยางรถยนต์บางชนิดอาจถูกนำไปบดเพื่อใช้เป็นส่วนหนึ่งของวัตถุดิบในอุตสาหกรรม เช่น การผลิตล้อเก้าอี้นั่ง หรือลู่วิ่งสังเคราะห์ในงานกรีฑา โดยยางรถยนต์นั้น จะไปเป็นส่วนที่ช่วยเพิ่มความคงทนแข็งแรง และเพิ่มความยืดหยุ่นของวัสดุนั้นๆ (วงศศิริชัย, 2547)

วัสดุตัวกลางที่ใช้ในงานวิจัยนี้ได้แก่ เม็ดยางที่ผลิตจากเศษยางรถยนต์ที่ใช้แล้วในรูปของยางบดละเอียด (Crumb rubber) ซึ่งขั้นตอนของการบดละเอียดนั้นจะใช้เครื่องบดพลาสติก โดยขึ้นยางรถยนต์เก่าจะถูกป้อนไปยังชุดจานบดด้วยชุดป้อนระบบสั่น ผ่านเครื่องตรวจจับโลหะเพื่อให้แน่ใจว่าโลหะทุกชนิดถูกแยกออกจากยางรถยนต์ที่บดแล้ว ยางรถยนต์จะถูกบดระหว่างจานหมุนซึ่งมีผิวสัมผัสแบบฟันเลื่อย กับจานที่อยู่ฝั่งที่ได้จะถูกดูดด้วยพัดลมส่งมายังไซโคลนและปล่อยผ่านเครื่องกรองคัดขนาด ทำให้ได้ขนาดยางบดละเอียดตามต้องการ คุณสมบัติทางกายภาพต่างๆของยางบดละเอียด ได้แก่ ความหนาแน่น พื้นที่ผิวจำเพาะ วิเคราะห์ได้โดยใช้เครื่องมือวัดขนาดอนุภาค (สถิตรัตน์ รอดอารี, 2551)

### 2.3.5 ข้อดีและข้อเสียของระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบด

ระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดมีข้อดีและข้อเสีย ดังนี้

#### ข้อดีของระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบด

- (1) วัสดุตัวกลางมีพื้นที่ผิวมาก ทำให้มีความเข้มข้นของมวลชีวภาพสูง
- (2) สามารถควบคุมความหนาของมวลชีวภาพบนตัวกลางให้เหมาะสมได้โดยการควบคุมการขยายตัวของชั้นเบดในถังปฏิกรณ์
- (3) สามารถรับน้ำเสียที่มีอัตราภาระสารอินทรีย์สูงได้ เนื่องจากระบบมีการผสม และเจือจางน้ำเสียโดยการหมุนเวียนน้ำเสีย
- (4) มีประสิทธิภาพสูงในการบำบัดน้ำเสียที่มีสารอินทรีย์ละลาย

#### ข้อเสียของระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบด

- (1) สิ้นเปลืองพลังงานเนื่องจากต้องใช้เครื่องสูบน้ำในการทำให้อากาศอยู่ในสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชัน
- (2) ระบบจะมีประสิทธิภาพต่ำเมื่อน้ำเสียมีค่าตะกอนแขวนลอยสูง
- (3) ใช้ระยะเวลาในการเริ่มเดินระบบนาน

## 2.4 การระบุชนิดและวิเคราะห์ปริมาณจุลินทรีย์ในระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจน

ในปัจจุบันได้มีการนำระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้ออกซิเจนมาใช้ประโยชน์ในการกำจัดน้ำเสียที่มีสารอินทรีย์สูง นอกจากจะได้ประโยชน์ในการบำบัดน้ำเสียโดยตรงแล้ว ระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้ออกซิเจนยังให้ก๊าซชีวภาพ ซึ่งสามารถนำมาใช้เป็นแหล่งพลังงานทดแทนอีกด้วย ประสิทธิภาพของระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจนขึ้นอยู่กับปัจจัยหลายประการ เช่น องค์ประกอบทางกายภาพของระบบบำบัดน้ำเสีย คุณสมบัติและองค์ประกอบของน้ำเสีย ซึ่งปัจจัยดังกล่าวจะส่งผลกระทบต่อจุลินทรีย์ในระบบ ดังนั้นปัจจัยหลักที่ควบคุมประสิทธิภาพการทำงานของระบบบำบัดน้ำเสียคือ จุลินทรีย์ที่อยู่ภายในระบบนั่นเอง จากการศึกษาพบว่าจุลินทรีย์ในระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้ออกซิเจนนั้นสามารถแบ่งออกได้เป็นสองกลุ่มหลัก ได้แก่ กลุ่มจุลินทรีย์ที่ไม่สร้างมีเทน (Non-methanogen) และกลุ่มจุลินทรีย์สร้างมีเทน (Methane) สำหรับข้อมูลของแบคทีเรียของทั้งสองกลุ่มนี้มีอยู่ค่อนข้างจำกัด โดยวิธีการที่ใช้ตรวจสอบชนิดของจุลินทรีย์ที่ใช้กันอยู่ทั่วไปจะใช้ Culture based methods เช่น Direct plate count หรือ Most Probable Number (MPN) วิธีการเหล่านี้ต้องอาศัยการเพาะเลี้ยงเชื้อจุลินทรีย์บนอาหารเลี้ยงเชื้อ ซึ่งเทคนิคดังกล่าวมีข้อจำกัด เนื่องจากจุลินทรีย์บางกลุ่มไม่สามารถทำการเพาะเลี้ยงได้ ทำให้ไม่เคยมีการตรวจพบและไม่มีการศึกษา นอกจากนี้ยังต้องใช้

เวลานาน ดังนั้นจึงได้มีการนำเทคนิค Fluorescent In Situ Hybridization (FISH) มาใช้ในการตรวจหาชนิดจุลินทรีย์ และใช้เทคนิคการหาความเข้มข้นของฟอสโฟไลปิด (Lipid phosphate concentration) เพื่อหาปริมาณจุลินทรีย์ ซึ่งวิธีการเหล่านี้ให้ความถูกต้องแม่นยำ และให้ผลที่รวดเร็วกว่าด้วย

#### 2.4.1 Fluorescent In Situ Hybridization (FISH)

วิธีการวิเคราะห์แบบ In situ hybridization ได้ถูกพัฒนาขึ้นใช้เป็นครั้งแรกในประเทศสหรัฐอเมริกาและอังกฤษ โดย John และคณะ (1996) และ Gall และคณะ (1996) ซึ่งใช้โพรบที่ติดฉลากด้วยสารเรืองแสง

In situ hybridization เป็นเทคนิคที่ถูกใช้เพื่อตรวจหากรดนิวคลีอิกในดีเอ็นเอ หรืออาร์เอ็นเอ ภายในเซลล์ที่ละลายอยู่ในสารละลายบัฟเฟอร์ (Cell suspension) หรือเป็นชิ้นเนื้อ (Tissue) ซึ่งเซลล์เหล่านี้ยังคงรูปร่างที่สมบูรณ์เหมือนเดิมอยู่ โดยเทคนิคนี้ประกอบด้วย 3 ขั้นตอน ดังนี้

1. การเตรียมผนังเซลล์ให้มีความเหมาะสม เพื่อให้สายนิวคลีโอไทด์ขนาดประมาณ 50-100 นิวคลีโอไทด์ หรือที่เรียกว่าโพรบ (Probe) เข้าไปจับได้ ซึ่งในขั้นตอนนี้จะเป็นการใช้เอนไซม์ย่อยโปรตีน (Proteolytic enzyme) เข้าไปช่วยย่อยผนังเซลล์
2. การทำลายสภาพของโพรบ (Denature) และชักนำให้โพรบเข้าไปจับกับกรดนิวคลีอิกเป้าหมายที่มีลำดับนิวคลีโอไทด์คู่สมกับโพรบภายในเซลล์ได้
3. การตรวจตามผลที่ได้ โดยสังเกตจากสัญญาณที่เกิดขึ้นจากสายอาร์เอ็นเอที่ติดฉลากที่เกาะบนโพรบ เทคนิค In situ hybridization จะทำให้ผลการทดลองที่ถูกต้องแม่นยำหรือไม่นั้นขึ้นกับปัจจัยหลายอย่าง ซึ่งปัจจัยอย่างหนึ่งที่สำคัญคือ โพรบ ควรเลือกชนิดของโพรบให้เหมาะสม และอาจติดฉลากด้วยสารปลดรังสี เช่น สารเรืองแสง (Fluorochrome) ซึ่งเทคนิคนี้เรียกว่า FISH

การใช้เทคนิค FISH ในการศึกษาจุลินทรีย์จะต้องมีการเลือกใช้โพรบให้เหมาะสม โดยโพรบที่ใช้ใช้นั้นจะต้องมีความจำเพาะเจาะจงกับแบคทีเรียที่สนใจทำการศึกษาระดับไปจนถึงสปีชีส์ เมื่อโพรบเข้าจับกับแบคทีเรียเป้าหมายก็สามารถตรวจสอบได้จากการเรืองแสง ดังนั้น การศึกษานิเวศวิทยาของจุลินทรีย์โดยใช้เทคนิคชีวโมเลกุลวิธีนี้จะทำให้สามารถทราบถึงชนิด และจำนวนของจุลินทรีย์ที่อาศัยอยู่อย่างแท้จริงในระบบที่ต้องการศึกษา โดยเทคนิค FISH เป็นที่ยอมรับ และนำมาใช้ในการศึกษาจุลินทรีย์ในสภาพแวดล้อมต่างๆ เช่น ตะกอนดิน แหล่งน้ำธรรมชาติ และระบบบำบัดน้ำเสีย เป็นต้น (Amann และคณะ, 1990)



## 2.4.2 Lipid phosphate concentration

ฟอสโฟไลปิด (Phospholipids) เป็นองค์ประกอบของผนังเซลล์ ประกอบด้วย กรดไขมัน กลุ่มของฟอสเฟต แอลกอฮอล์ และส่วนที่เป็นแกนกลาง (backbone) เช่น ฟอสโฟไลปิดที่มีกลีเซอรอลเป็นแกนกลางเรียกว่า กลีเซอรอฟอสโฟไลปิด (glycerophospholipid) เป็นต้น การวิเคราะห์หาปริมาณของจุลินทรีย์โดยวิธีการหาปริมาณของฟอสโฟไลปิด เป็นวิธีที่ง่าย สามารถใช้กับตัวอย่างที่มีปริมาณน้อยได้ และปริมาณเซลล์ที่ได้เป็นเซลล์ที่มีชีวิต ซึ่งในปัจจุบันได้มีการนำมาใช้ในการหาปริมาณจุลินทรีย์ในระบบบำบัดน้ำเสียทั้งแบบใช้ออกซิเจน และแบบไร้ออกซิเจน

## 2.5 งานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

### 2.5.1 ระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบด

Borja และคณะ (2001) ศึกษากระบวนการบำบัดน้ำเสียจากกระบวนการผลิตโปรตีนจากเมล็ดทานตะวัน โดยใช้ระบบบำบัดแบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบด และใช้ Saponite เป็นวัสดุตัวกลาง พบว่าระบบมีประสิทธิภาพในการลดซีไอดีร้อยละ 98.3-80.0 เมื่อป้อนน้ำเสียที่มีอัตราภาระสารอินทรีย์ระหว่าง 0.6 - 9.3 ก.ซีไอดี/ล.-วัน ที่ระยะเวลาพักน้ำระหว่าง 20-1.1 วัน และมีความเข้มข้นซีไอดีเฉลี่ยที่ป้อนเข้าสู่ระบบ 10.6 ก./ล. เมื่อมีอัตราภาระสารอินทรีย์ 9.3 ก./ล.-วัน ระบบสามารถลดซีไอดีได้ร้อยละ 80 ค่าสัมประสิทธิ์ปริมาณผลิตของกระบวนการผลิตก๊าซมีเทนมีค่า 0.33 ล. มีเทน/ก. ซีไอดี จากการทดลองพบว่าค่าความเป็นด่างทั้งหมด อยู่ระหว่าง 2,000-2,400 มก./ล. ของแคลเซียมคาร์บอเนต เพื่อควบคุมไม่ให้ค่าพีเอชต่ำกว่า 7 เมื่อน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบมีอัตราภาระสารอินทรีย์สูงกว่า 9.3 ก.ซีไอดี/ล.-วัน ระดับของกรดไขมันระเหยได้ และอัตราส่วนของกรดไขมันระเหยต่อสภาพความเป็นด่าง มีค่าต่ำกว่าค่าที่ทำให้ระบบล้มเหลว (0.3-0.4) เมื่อน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบบำบัดมีอัตราภาระสารอินทรีย์ 9.3 ก. ซีไอดี/ล.-วัน และมีระยะเวลาพักน้ำ 1.1 วัน ที่ระยะเวลาพักน้ำ 0.87 วัน (อัตราภาระสารอินทรีย์ 12.1 ก. ซีไอดี/ล.-วัน) ระบบบำบัดจะอยู่ในสภาวะสร้างกรด

Converti และคณะ (1990) ศึกษาการใช้ระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดในการบำบัดน้ำเสียจากกระบวนการผลิตไวน์ พบว่าระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดเป็นระบบบำบัดที่มีประสิทธิภาพสูงในการบำบัดน้ำเสียที่มีความเข้มข้นของซีไอดีสูง โดยมีอัตราการกำจัดซีไอดีร้อยละ 91 และ 62 เมื่อมีอัตราภาระสารอินทรีย์เข้าระบบ 6.2 และ 48.2 กก. ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน ตามลำดับ ซึ่งระบบบำบัดจะมีประสิทธิภาพที่ดีเมื่อควบคุมพีเอชของระบบให้มีค่าอยู่ระหว่าง 6.5-7.5

Balaguer และคณะ (1992) ศึกษาการบำบัดน้ำเสียของระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบด โดยใช้ sepiolite เป็นวัสดุตัวกลาง เพื่อบำบัดน้ำเสียจากกระบวนการผลิตเหล้าองุ่น โดยป้อนน้ำเสียที่มี

อัตราภาระสารอินทรีย์ 9-36 กก. ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน มีระยะเวลาพักน้ำ 0.5-2 วัน ระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีร้อยละ 70.5-88.6 โดยในระยะเริ่มเดินระบบ ป้อนน้ำเสียที่มีอัตราภาระสารอินทรีย์ 0.47-5.16 กก. ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน ซึ่งใช้เวลาในระยะเริ่มเดินระบบประมาณ 2 เดือน

Borja และ Banks (1995) ศึกษาการใช้ระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดในการบำบัดน้ำเสียจากกระบวนการผลิตไฮดรอกซีที่มีความเข้มข้นของซีโอดี 5.2 ก./ล. โดยในการทดลองนี้ควบคุมอุณหภูมิของระบบที่ 35 องศาเซลเซียส ซึ่งระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีร้อยละ 94.4 เมื่อมีอัตราภาระสารอินทรีย์ 15.6 กก. ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน และมีระยะเวลาพักน้ำ 8 ชม.

### 2.5.2 วัสดุตัวกลางที่ใช้ในระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบด

Kida และคณะ (1990) ศึกษาเกี่ยวกับวัสดุตัวกลาง ซึ่งมีความสำคัญมากที่สุดต่อกระบวนการย่อยสลายแบบไร้ออกซิเจนของระบบ AFBR ในงานวิจัยนี้ได้เลือกใช้วัสดุตัวกลาง 8 ชนิด ได้แก่ Cristobalite, Zeolite, Vermiculite, Granular active carbon, Granulated clay, Pottery stone, Volcanic ash และ Slag จากผลการศึกษาพบว่า วัสดุตัวกลางที่มีผิวขรุขระจะทำให้ระบบบำบัดมีประสิทธิภาพดีกว่าวัสดุตัวกลางที่มีพื้นที่ผิวมากกว่า โดยวัสดุตัวกลางที่ทำให้ระบบบำบัดสามารถรับอัตราภาระสารอินทรีย์ได้ 8 ก./ล.-วัน ได้แก่ Cristobalite ซึ่งมีพื้นที่ผิว (50 ตร.ม./ก.) น้อยกว่า Granular active carbon (1,125 ตร.ม./ก.) แต่มีพื้นที่ผิวที่ขรุขระมากกว่า นอกจากนี้ประจุที่ผิวของวัสดุตัวกลางมีความสำคัญเช่นกัน โดยเมื่อเปรียบเทียบระหว่าง Cristobalite ที่ผิวมีประจุบวกกับ Zeolite ที่ผิวมีประจุลบ ที่ pH 7 พบว่า จุลินทรีย์สามารถเกาะที่ผิวของ Cristobalite ได้ดีกว่า Zeolite เนื่องจากโดยทั่วไปจุลินทรีย์มีประจุเป็นลบ ดังนั้น วัสดุตัวกลางที่เหมาะสมสำหรับการยึดเกาะของจุลินทรีย์ใน AFBR ควรมีพื้นที่ผิวที่ขรุขระและมีประจุบวก

Calderon และคณะ (1996) ศึกษาการใช้วัสดุตัวกลางในระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบด โดยในงานวิจัยนี้เลือกใช้วัสดุตัวกลางที่แตกต่างกัน 3 ชนิด ได้แก่ Kaolin Pozzolana และ Biolite ซึ่งเป็นวัสดุตัวกลางที่นิยมใช้ในระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบด จากการศึกษาพบว่า เมื่อใช้วัสดุตัวกลางทั้ง 3 ชนิด ระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีใกล้เคียงกัน และวัสดุที่มีพื้นที่ผิวขรุขระจะทำให้เกิดการเกาะตัวของจุลินทรีย์ได้ดีกว่าวัสดุที่มีพื้นผิวเรียบ

### 2.5.3 การใช้เศษยางรถยนต์ที่ใช้แล้วในระบบบำบัดน้ำเสีย

จากปัญหาในการกำจัดยางรถยนต์เก่า และการนำยางรถยนต์ที่ทิ้งแล้วกลับมาใช้ใหม่ยังคงเป็นส่วนที่น้อยมากเมื่อเทียบกับปริมาณยางรถยนต์ที่ถูกทิ้งในแต่ละปี จึงได้มีการนำเอายางรถยนต์

เก่านั้นกลับมาใช้ในงานที่เกี่ยวกับการบำบัดดิน (Azizian และคณะ, 2003) นอกจากนี้ยังมีงานวิจัยที่นำเอายางรถยนต์เก่านี้มาใช้ในการบำบัดน้ำเสีย ซึ่งงานวิจัยดังกล่าว ได้แก่

Park และคณะ (2006) ศึกษาการนำเอาเศษยางรถยนต์เก่ามาใช้เป็นสารกรองชีวภาพ (Evaluation of Tire derived rubber particles for biofiltration media)

ในงานวิจัยนี้ได้ศึกษาความเหมาะสมในการใช้เศษยางรถยนต์เก่า (Tire Derived Rubber Particles: TDRP) มาใช้เป็นวัสดุตัวกลาง โดยทำการทดลองทั้งในสภาพที่เป็นแอโรบิก แอนแอโรบิก และแอนน็อกซิก ระบบที่ใช้ในการทดลองนี้ ได้แก่ Trickling filter, Denitrification filter และ Hybrid-static granular bed reactor (Hybrid SGBR)

จากการทดลองพบว่า

- ระบบ Trickling filter ที่ใช้เศษยางรถยนต์เก่านั้น สามารถกำจัดซีโอดีได้ร้อยละ 90
- ระบบ Hybrid SGBR นั้นหลังจากใส่เศษยางรถยนต์เก่าแล้ว Anaerobic granular sludge จะเกาะตัวที่เม็ดยางและมีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดี ได้มากกว่าร้อยละ 90
- ระบบ Anoxic TDRP filter นั้นพบว่าสามารถกำจัด  $\text{NO}_3\text{-N}$  ได้มากกว่าร้อยละ 97

นอกจากนี้จากการทดลองยังพบว่า ยางรถยนต์เก่าที่ใช้เป็นตัวกลางนั้น ไม่มีความเป็นพิษต่อจุลินทรีย์ภายในระบบและยังให้พื้นที่ผิวที่ดีและเหมาะสมต่อการเกาะตัวของจุลินทรีย์อีกด้วย

#### 2.5.4 การศึกษาชนิดและปริมาณจุลินทรีย์ในระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้ออกซิเจน

Boonapatcharoen และคณะ (2007) ได้ศึกษาชนิด และกลุ่มประชากรจุลินทรีย์ในถังปฏิกรณ์แอนแอโรบิกไฮบริด (Anaerobic hybrid reactor หรือ AHR) ในการบำบัดน้ำเสียจากแป้งมันสำปะหลัง เมื่อป้อนน้ำเสียที่มีความเข้มข้น 8 ก. ซีโอดี/ล. และมีระยะเวลาพักน้ำ 8 วัน โดยใช้เทคนิค Fluorescent in situ hybridization (FISH) ในการติดตามชนิดของแบคทีเรียทั้งในกลุ่มแบคทีเรียสร้างมีเทน และกลุ่มแบคทีเรียไม่สร้างมีเทน พบว่าแบคทีเรียส่วนใหญ่ที่พบในถังปฏิกรณ์ ได้แก่ *Methanosaeta spp.* และเมื่อเพิ่มความเข้มข้นของน้ำเสียเป็น 10 ก. ซีโอดี/ล. (เพิ่มอัตราภาระสารอินทรีย์เป็นสองเท่า) ส่งผลให้ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีลดลง และปริมาณของก๊าซมีเทนที่เกิดขึ้นลดลงด้วย โดยแบคทีเรียที่พบส่วนใหญ่มีลักษณะคล้ายกับ *Methanosarcina spp.* นอกจากนี้ในงานวิจัยนี้ยังพบว่า ปริมาณของมีเทนที่เกิดขึ้นนั้นจะขึ้นอยู่กับความเหมาะสมทางสภาพแวดล้อม และปริมาณสารอาหารที่เพียงพอต่อการเจริญเติบโตของแบคทีเรียกลุ่มสร้างมีเทน

บุญกอบ วิริยพงศ์สุธี และคณะ (2548) Amann และคณะ (1995) พบว่าเทคนิค FISH เป็นเทคนิคที่มีประสิทธิภาพสูงในการศึกษาของกลุ่มประชากรของแบคทีเรีย เนื่องจากทำให้ทราบถึงชนิดและ

จำนวนของแบคทีเรียได้อย่างแท้จริงจากการศึกษาความสัมพันธ์ตามสายวิวัฒนาการ และสามารถ应用技术 FISH ในการศึกษากลุ่มประชากรแบคทีเรียในระบบนิเวศต่างๆ ได้

Arnaiz และคณะ (2006) ได้ศึกษาการเลือกใช้วัสดุตัวกลางที่เหมาะสมสำหรับระบบบำบัดแบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดโดยการวิเคราะห์ปริมาณแบคทีเรียที่เกาะอยู่บนตัวกลางด้วยการวิเคราะห์ปริมาณฟอสโฟไลปิด โดยวัสดุตัวกลางที่ได้ทำการศึกษาในงานวิจัยนี้ ได้แก่ Perlite และ Sepiolite จากการทดลองพบว่า Sepiolite มีปริมาณของมวลชีวภาพที่เกาะอยู่บนผิวมากกว่า Perlite เมื่อเปรียบเทียบในรูปของของแข็งระเหย และความเข้มข้นของฟอสโฟไลปิด โดยการหาความเข้มข้นของฟอสโฟไลปิด เป็นวิธีการที่ดีสำหรับใช้ในการอธิบายการยึดเกาะของจุลินทรีย์กับวัสดุตัวกลาง และยังสามารถหาปริมาณของจุลินทรีย์ได้โดยตรง รวมทั้งใช้ในการเปรียบเทียบการยึดเกาะของจุลินทรีย์บนผิววัสดุตัวกลางภายใต้สภาวะที่ไร้ออกซิเจน และจัดว่าเป็นวิธีที่เหมาะสมสำหรับใช้ในการศึกษาเกี่ยวกับจุลินทรีย์ในระบบบำบัดแบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบด

จากการศึกษาที่ผ่านมาดังกล่าวข้างต้น จะเห็นได้ว่าการใช้ระบบบำบัดแบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบด ในการบำบัดน้ำเสียจากอุตสาหกรรมหลายประเภท โดยมีการเลือกใช้วัสดุตัวกลาง การปรับเปลี่ยนระยะเวลาพักน้ำ และอัตราการระสาดอินทรีย์ ให้เหมาะสมเพื่อให้ระบบมีประสิทธิภาพสูงในการบำบัดชีโอดีในน้ำเสีย โดยสรุปได้ดังนี้

1. ระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดมีประสิทธิภาพสูง เมื่อมีอัตราการระสาดอินทรีย์ประมาณ 10 กก. ชีโอดี/ลบ.ม.-วัน
2. ระยะเวลาพักน้ำที่เหมาะสมประมาณ 0.5-2.0 วัน
3. วัสดุตัวกลางที่ใช้ควรมีพื้นที่ผิวมาก หรือมีลักษณะพื้นผิวขรุขระ และไม่มีความเป็นพิษต่อจุลินทรีย์
4. ข้อมูลเกี่ยวกับจุลินทรีย์ในระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้ออกซิเจน จะช่วยให้สามารถเข้าใจและอธิบายถึงการทำงานของระบบได้ดียิ่งขึ้น

แม้ว่าจะไม่มีงานวิจัยที่กล่าวถึงการใช้ยางบดละเอียด สำหรับเป็นวัสดุตัวกลางในระบบบำบัดน้ำเสียแบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบด แต่ด้วยคุณสมบัติที่ไม่มีความเป็นพิษและไม่ทำปฏิกิริยาใดๆ ต่อจุลินทรีย์ สามารถเป็นเป้าสัมผัสและมีประสิทธิภาพในการกำจัดชีโอดีในน้ำเสียสูง ดังที่ได้กล่าวมาข้างต้น จึงเป็นที่น่าสนใจในการที่จะนำยางบดละเอียดที่ได้จากยางรถยนต์ที่ใช้แล้ว มาใช้เป็นวัสดุตัวกลางในงานวิจัยนี้ นอกจากนี้ได้มีการใช้เทคนิค FISH และการหาปริมาณฟอสโฟไลปิดมาใช้ในการวิจัยนี้เพื่อจำแนกชนิดและหาปริมาณแบคทีเรียที่อยู่ภายในระบบบำบัดอีกด้วย

### บทที่ 3

## แผนการทดลองและการดำเนินการวิจัย

### 3.1 วัสดุอุปกรณ์และสารเคมี

#### 3.1.1 อุปกรณ์และสารเคมีสำหรับการเลี้ยงจุลินทรีย์ในถังปฏิกรณ์

1. ถังปฏิกรณ์แบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดที่มีขนาดเส้นผ่านศูนย์กลาง 5 ซม. สูง 160 ซม. และมีปริมาตรประมาณ 3.5 ลิ. ตัวถังปฏิกรณ์ทำจากอะคริลิกใสที่มีความหนาประมาณ 3 มม.

#### 2. น้ำเสียสังเคราะห์

น้ำเสียสังเคราะห์ (Synthetic wastewater) ที่ใช้ในการทดลองมีน้ำตาลทรายเป็นแหล่งสารอินทรีย์คาร์บอน (Organic carbon) และมีธาตุอาหาร (Nutrients) ต่างๆ ที่จำเป็นต่อการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ในระบบ โดยกำหนดให้มีค่าซีโอดีประมาณ 2,500 5,000 7,500 และ 10,000 มก./ลิ. (อัตราภาวะสารอินทรีย์ 5 10 15 และ 20 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน) โดยมีการปรับอัตราส่วน COD : N : P = 150 : 1.1 : 0.2 (Henze และ Harremoes, 1982) ส่วนประกอบแสดงในตารางที่ 3.1

ตารางที่ 3.1 องค์ประกอบของธาตุอาหารที่ใช้ในการเตรียมน้ำเสียสังเคราะห์ที่อัตราภาวะสารอินทรีย์ต่างๆ ใน 1 วัน (ปริมาตร 7 ลิตร)

องค์ประกอบของธาตุอาหาร	อัตราภาวะสารอินทรีย์ (กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน)			
	5	10	15	20
ซีโอดี (มก./ลิ.)	2,500	5,000	7,500	10,000
น้ำตาลทราย (ก.)	15.81	39.26	62.72	86.17
NH <sub>4</sub> Cl (ก.)	2.8	2.8	2.8	2.8
K <sub>2</sub> HPO <sub>4</sub> (ก.)	2.8	2.8	2.8	2.8
NaHCO <sub>3</sub> (ก.)	42	42	42	42
MgSO <sub>4</sub> ·7H <sub>2</sub> O (ก.)	2.8	2.8	2.8	2.8
FeCl <sub>2</sub> ·4H <sub>2</sub> O (ก.)	0.28	0.28	0.28	0.28
สารละลาย A* (มล.)	0.7	0.7	0.7	0.7
COD : N : P	150:6.3:3.0	150:3.1:1.5	150:2.1:1.0	150:1.6:0.8

ที่มา : ดัดแปลงจาก Speece (1996)

\* สารละลาย A เป็นธาตุอาหารรองซึ่งประกอบไปด้วย CoCl<sub>2</sub>·6H<sub>2</sub>O, NiCl<sub>2</sub>·6H<sub>2</sub>O, MnCl<sub>2</sub>·4H<sub>2</sub>O, H<sub>3</sub>BO<sub>3</sub>, ZnCl<sub>2</sub>, CuCl<sub>2</sub>·2H<sub>2</sub>O และ (NH<sub>4</sub>)<sub>6</sub>Mo<sub>7</sub>O<sub>4</sub>·4H<sub>2</sub>O โดยเตรียมเป็น Stock 10,000 เท่า รายละเอียดแสดงในภาคผนวก ก

### 3.1.2 อุปกรณ์และสารเคมีสำหรับการวิเคราะห์ลักษณะของน้ำเสีย

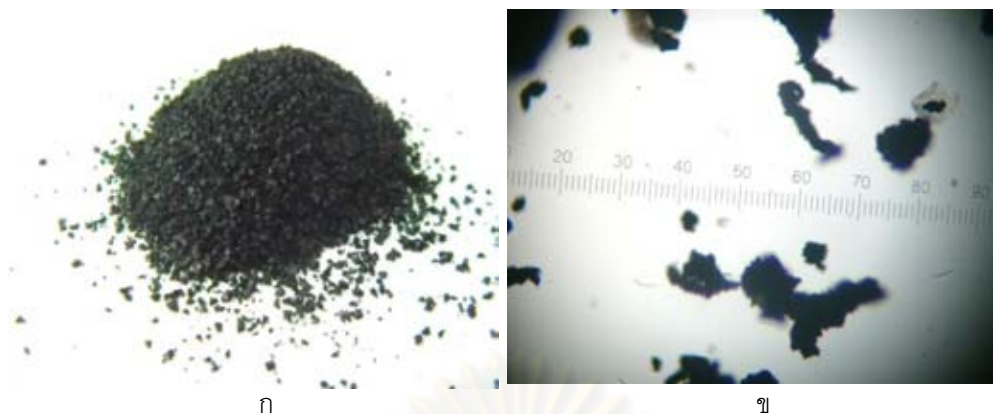
1. เครื่องวัดพีเอช
2. โถทำแห้ง
3. ตู้อบที่ปรับอุณหภูมิได้ 103-105 องศาเซลเซียส
4. เครื่องชั่งละเอียด
5. กระดาษกรอง GF/C 0.45 ไมครอน เส้นผ่านศูนย์กลาง 4.7 ซม.
6. ชุดกรองใช้กรองแบบบุชเนอร์
7. ฟอยล์อลูมิเนียม
8. ปากคืบ
9. หลอดย่อย (Digestion Tube)
10. บิวเรต
11. ขวดรูปกรวยขนาด 125 มล.
12. สารละลายมาตรฐานโปตัสเซียมไดโครเมต 0.1 นอร์มัล
13. สารละลายกรดซัลฟูริก
14. สารละลายเฟอร์โรอินดิเคเตอร์
15. สารละลายมาตรฐานเฟอร์รัสแอมโมเนียมซัลเฟต 0.1 นอร์มัล
16. อุปกรณ์วัดปริมาตรก๊าซ
17. สเปกโตรโฟโตมิเตอร์
18. กล้องจุลทรรศน์ชนิดฟลูออเรสเซนซ์

### 3.1.3 วัสดุตัวกลางที่ใช้ในงานวิจัย

วัสดุตัวกลางที่ใช้ในงานวิจัยนี้ได้แก่ เม็ดยางที่ผลิตจากเศษยางรถยนต์ที่ใช้แล้วในรูปของยางบดละเอียด (Crumb rubber) ซึ่งมีข้อมูลทางกายภาพ ดังนี้

ขนาดของยางบดละเอียด	0.430 มม.
ความหนาแน่น	1.2 ก./ลบ.ซม.
พื้นที่ผิวจำเพาะ	0.025 ตร.ม./ก.
Uniformity coefficient	1.53

ลักษณะของเม็ดยางที่ใช้เป็นวัสดุตัวกลางในงานวิจัยนี้แสดงในรูปที่ 3.1



รูปที่ 3.1 เม็ดยางที่ใช้เป็นวัสดุตัวกลางในระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบด  
(ก) เม็ดยาง (ข) เม็ดยางที่กำลังขยาย 10 เท่า

### 3.2 ถึงปฏิกิริยาและอุปกรณ์ที่ใช้ในการทดลอง

งานวิจัยนี้เป็นการทดลองระดับห้องปฏิบัติการ (Laboratory scale) โดยระบบที่ใช้ในการทดลองคือ ระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบด (Anaerobic Fluidized Bed) ถึงปฏิกิริยาที่ใช้เป็นแบบต่อเนื่อง ซึ่งระบบจะประกอบด้วย ถึงปฏิกิริยา เครื่องสูบน้ำเสีย ถังพักน้ำเสียเข้าระบบ ถังพักน้ำทิ้ง และชุดอุปกรณ์วัดปริมาตรก๊าซ

#### 3.2.1 ถึงปฏิกิริยา

ถึงปฏิกิริยาที่ใช้ในการทดลองนี้ทำจากอะคริลิกใสที่มีความหนา 3 มม. มีขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางภายใน 5 ซม. สูง 160 ซม. และมีปริมาตรประมาณ 3.3 ล. โดยที่ก้นถึงปฏิกิริยาทำให้มีลักษณะที่เป็นกรวยเพื่อให้น้ำเสียไหลเข้า และทำให้เกิดความเหมาะสมต่อสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชัน รายละเอียดของถึงปฏิกิริยา ดังแสดงในรูปที่ 3.2

การคำนวณขนาดถึงปฏิกิริยาแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบด อัตราไหล่น้ำเสียเข้าระบบ และอัตราน้ำหมุนเวียน จากการคำนวณโดยใช้สมการในการหาความเร็วต่ำสุดในการเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชัน จากสมการที่ 2.23 และการหาความเร็วสุดท้ายของการเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชัน จากสมการที่ 2.24 ซึ่งได้ผลการคำนวณดังนี้

ความพรุนที่ความเร็วต่ำสุดของการเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชัน	0.4
ความพรุนที่ความเร็วสุดท้ายของการเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชัน	0.6
Reynold's numbers	0.6
ความเร็วต่ำสุดของการเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชัน	1.08 ม./ชม.
ความเร็วสุดท้ายของการเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชัน	5.47 ม./ชม.





### 3.2.2 เครื่องสูบน้ำเสีย

เครื่องสูบน้ำเพื่อหมุนเวียนน้ำเสียในระบบ เป็นเครื่องสูบน้ำแบบไดอะแฟรม (Diaphragm Pump) ดังแสดงในรูปที่ 3.3 สามารถปรับเปลี่ยนอัตราการสูบได้ โดยในการทดลองนี้จะกำหนดอัตราการสูบน้ำเสียเข้าสู่ระบบตามที่ออกแบบไว้ประมาณ 10.7 ล./ชม.



รูปที่ 3.3 เครื่องสูบน้ำเสียแบบไดอะแฟรมที่ใช้เป็นเครื่องสูบน้ำหมุนเวียนในระบบ

### 3.2.3 ถังพักน้ำเสียเข้าระบบ

ถังพลาสติกมีปริมาตร 7 ล. จำนวน 2 ถัง สามารถเก็บน้ำเสียสำหรับจ่ายเข้าสู่ถังปฏิกิริยาและมีปริมาตรในการกักเก็บน้ำเสียไว้ได้อย่างน้อย 1 วัน ถังพักน้ำเสียนี้มีซีตบอกริมาตรน้ำทุกๆ 1 ล. เพื่อใช้ในการเตรียมน้ำเสียสังเคราะห์

### 3.2.4 ถังพักน้ำทิ้ง

ถังพลาสติกจำนวน 2 ถัง สามารถเก็บปริมาตรน้ำออกและมีเวลาในการกักเก็บน้ำเสียไว้ได้อย่างน้อย 1 วัน ภายในถังมีซีตบอกริมาตรน้ำทุกๆ 1 ล. เพื่อใช้ในการตรวจสอบอัตราการไหลของน้ำทิ้ง

### 3.2.5 ชุดอุปกรณ์วัดปริมาตรก๊าซ

ปริมาณก๊าซที่เกิดขึ้นในแต่ละวัน จะทำการวัดปริมาตรโดยใช้เครื่องวัดปริมาตรก๊าซตามแบบของคักดีซ์ซี่ (คักดีซ์ซี่ โอภาสวัดชัย, 2526) ดังแสดงในรูปที่ 3.4 ส่วนชนิดและองค์ประกอบของก๊าซชีวภาพจะทำการวัดโดยใช้วิธี Gas Chromatography (GC)

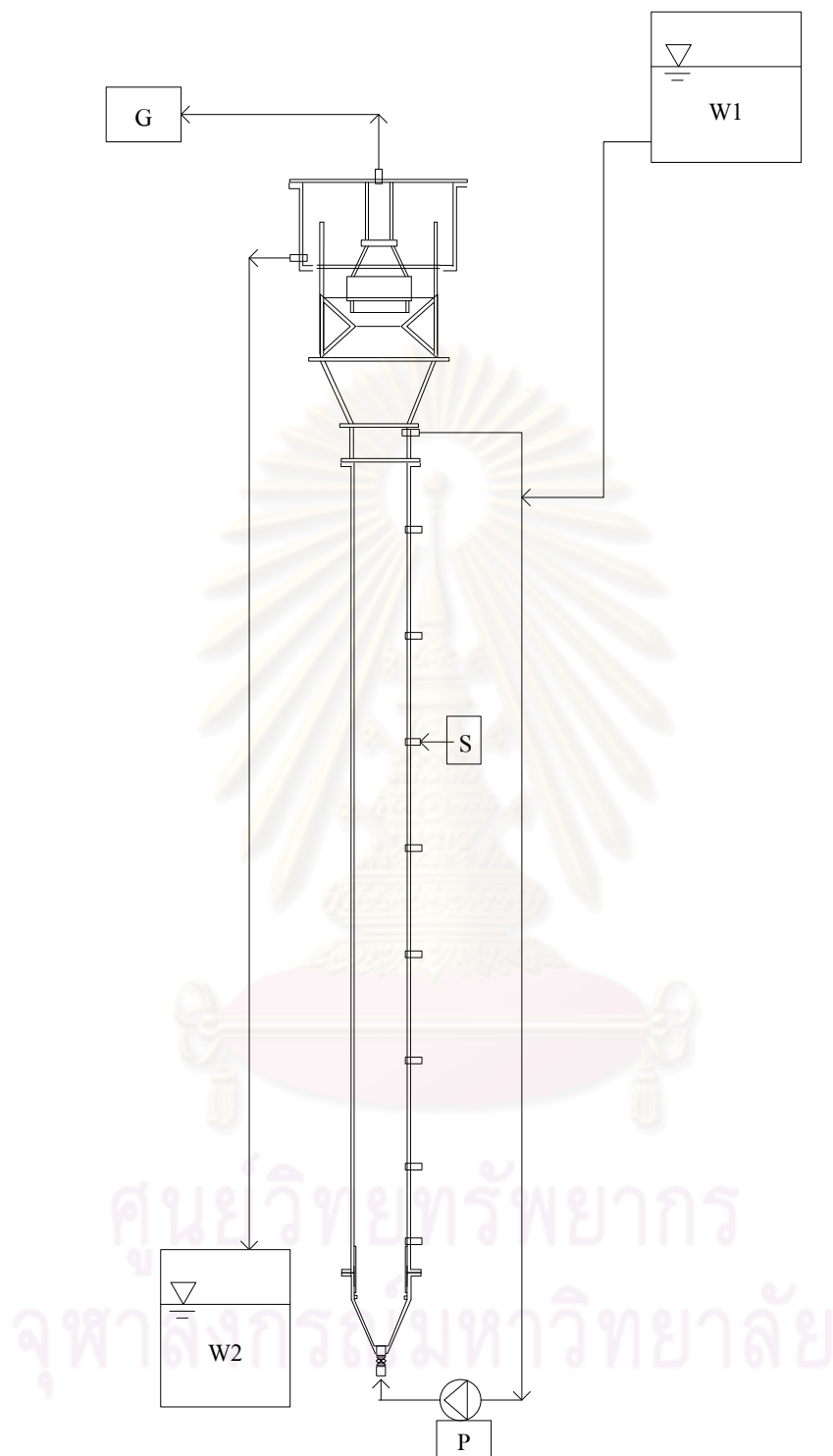


รูปที่ 3.4 อุปกรณ์สำหรับวัดปริมาตรก๊าซ

### 3.3 การติดตั้งถังปฏิกิริยาและหลักการทำงาน

การติดตั้งเครื่องมือและหลักการทำงานของระบบบำบัดแบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบด แสดงดังรูปที่ 3.5 โดยมีขั้นตอนการทำงานดังนี้

1. น้ำเสียจากถังพักน้ำเสียด้านบน (W1) ของถังปฏิกิริยาถูกปั๊มเข้าสู่ถังปฏิกิริยาโดยใช้วาล์วควบคุมอัตราการไหล
2. น้ำทิ้งจากถังปฏิกิริยาจะไหลเข้าสู่ถังพักน้ำทิ้ง
3. หมุนเวียนน้ำเสียภายในระบบตลอดเวลาโดยใช้เครื่องสูบน้ำหมุนเวียน (P)
4. ก๊าซที่เกิดขึ้นจะถูกส่งไปยังเครื่องวัดปริมาตรก๊าซ
5. จุดเก็บตัวอย่างมีด้วยกัน 3 จุด คือ G W2 และ S โดย G เป็นจุดเก็บตัวอย่างก๊าซเพื่อวิเคราะห์องค์ประกอบของก๊าซชีวภาพ ส่วน W2 เป็นจุดเก็บตัวอย่างน้ำเพื่อวิเคราะห์พารามิเตอร์ต่างๆ ได้แก่ พีเอช ของแข็งแขวนลอยทั้งหมด ซีไอดี และ S เป็นจุดเก็บตัวอย่างสำหรับวิเคราะห์ชนิดและปริมาณของจุลินทรีย์



รูปที่ 3.5 ส่วนประกอบและการติดตั้งระบบบำบัดแบบแอนแวนโรบิกฟลูอิดไดซ์เบด

### 3.4 แผนการทดลอง

#### 3.4.1 ตัวแปรที่ใช้ในการทดลอง

ในการทดลองนี้จะทำการแปรผันอัตราภาระสารอินทรีย์ (Organic Loading Rate) ที่เข้าสู่ถังปฏิกิริยา ได้แก่ 5 10 15 และ 20 กก.ชีโอดี/ลบ.ม.-วัน และกำหนดระยะเวลาพักน้ำ (Hydraulic Retention Time, HRT) คงที่ที่ 12 ชั่วโมง

การทดลองนี้จะศึกษาตัวแปรสำคัญ คือ อัตราภาระสารอินทรีย์ที่ป้อนเข้าสู่ระบบบำบัดแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบด ตัวแปรที่ใช้ในการทดลองแสดงในตารางที่ 3.2

ตารางที่ 3.2 ตัวแปรที่ใช้ในการทดลอง

ตัวแปรอิสระ	ค่าที่ใช้ในการทดลอง
1. อัตราภาระสารอินทรีย์ที่ป้อนเข้าสู่ถังปฏิกิริยา	5 10 15 และ 20 กก.ชีโอดี/ลบ.ม.-วัน
ตัวแปรควบคุม	ค่าที่ใช้ในการทดลอง
1. อัตราไหลของน้ำเสียที่เข้าสู่ถังปฏิกิริยา	7 ล./วัน
2. อัตราไหลน้ำเสียหมุนเวียน	ประมาณ 10.7 ล./ชม. เพื่อรักษาสภาพฟลูอิดไดซ์เซชันไว้ตลอดเวลา
3. ความเข้มข้นของน้ำเสียในรูปชีโอดี	2.5 5.0 7.5 และ 10 ก./ล.
4. สภาพความเป็นต่าง	เติมในปริมาณที่เหมาะสมเพื่อรักษาอัตราส่วน VFA/Alkalinity ให้น้อยกว่า 0.4
5. ระยะเวลาพักน้ำ	12 ชม. (Metcalf และ Eddy, 2003)
ตัวแปรตาม	
1. ชีโอดีของน้ำบำบัดแล้ว	
2. ของแข็งแขวนลอยทั้งหมด	
3. ปริมาณและองค์ประกอบก๊าซชีวภาพ	
4. พีเอช	
5. กรดไขมันระเหย	
6. สภาพความเป็นต่าง	
7. ชนิดและปริมาณจุลินทรีย์ในระบบ	

### ตารางที่ 3.2 ตัวแปรที่ใช้ในการทดลอง (ต่อ)

ตัวแปรที่ไม่ได้คุม	ค่าที่ใช้ในการทดลอง
1. อุณหภูมิ	อุณหภูมิห้อง

#### 3.4.2 ชุดการทดลอง

งานวิจัยนี้เป็นการทดลองโดยการใช้ถังปฏิกรณ์แบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบด 2 ถัง ที่มีลักษณะเหมือนกันทุกประการ ทำการเดินระบบแบบต่อเนื่อง ดำเนินการทดลองที่อุณหภูมิห้อง ณ ห้องปฏิบัติการวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย โดยการป้อนน้ำเสียที่มีอัตราภาระสารอินทรีย์ที่แตกต่างกัน 4 ค่า (5 10 15 และ 20 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน) ที่ระยะเวลาที่น้ำเท่ากัน (12 ชม.) เพื่อทำการศึกษา

1. ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีของระบบบำบัดแบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบด
2. ปริมาณและองค์ประกอบของก๊าซชีวภาพที่ระบบบำบัดผลิตได้ ได้แก่ ก๊าซมีเทน ไฮโดรเจนซัลไฟด์ ไฮโดรเจน และคาร์บอนไดออกไซด์
3. จำนวนและชนิดของกลุ่มแบคทีเรียที่เกาะบนวัสดุตัวกลาง

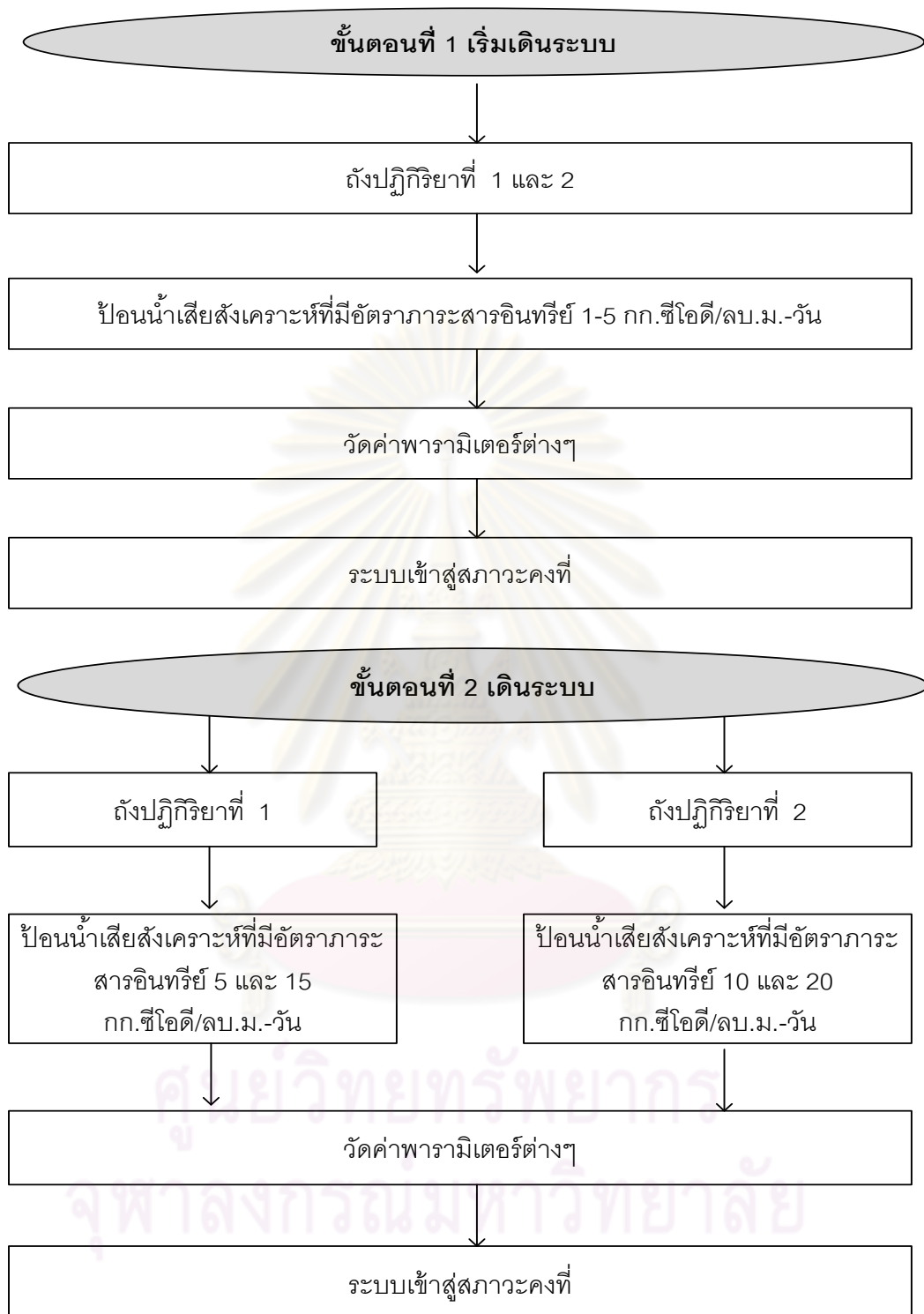
#### 3.4.3 การดำเนินการทดลอง

การดำเนินการทดลองประกอบด้วย 2 ขั้นตอน ดังนี้

- เริ่มเดินระบบบำบัดแบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบด
- การเดินระบบและควบคุมระบบ

แผนผังขั้นตอนการดำเนินการทดลองแสดงดังรูปที่ 3.6

จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย



รูปที่ 3.6 ขั้นตอนการดำเนินการทดลอง

### 1. การเริ่มเดินระบบบำบัดแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบด

- เริ่มการเลี้ยงตะกอนจุลินทรีย์ โดยนำหัวเชื้อจุลินทรีย์จากระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้ออกซิเจนของระบบบำบัดน้ำเสียแบบถังกรองไร้อากาศ (Anaerobic filter) จากอาคารอาคารวิศวกรรม 4 คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย เติมน้ำถึงปฏิกรณ์ทั้ง 2 ถัง โดยใส่เชื้อจุลินทรีย์ประมาณ 10 เปอร์เซ็นต์ของปริมาตรถังปฏิกรณ์

- ใส่ยางบดละเอียดที่มีขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางเฉลี่ย 0.43 มม. เป็นวัสดุตัวกลาง ในถังปฏิกรณ์ทั้ง 2 ถัง

- บำบัดน้ำเสียที่มีอัตราภาระสารอินทรีย์ค่าต่างๆ ลงในถังปฏิกรณ์ทั้ง 2 ถัง ใช้ระยะเวลาประมาณ 80 วัน (Balaguer และคณะ, 1992) ดังแสดงในตารางที่ 3.3 หรือจนกระทั่งระบบจะอยู่ในสภาวะคงที่ โดยสังเกตได้จากประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดี และอัตราการเกิดก๊าซชีวภาพที่คงที่

ตารางที่ 3.3 อัตราภาระสารอินทรีย์ที่ป้อนเข้าสู่ระบบในระยะเริ่มเดินระบบ

วันที่	อัตราภาระสารอินทรีย์ (กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน)
1-20	2.68
21-50	3.01
51-80	5.65

### 2. การเดินระบบและควบคุมระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบด

หลังจากที่ระบบเข้าสู่สภาวะคงที่แล้ว ทำการทดลองโดยป้อนน้ำเสียที่มีอัตราภาระสารอินทรีย์ที่แตกต่างกันลงในถังปฏิกรณ์ทั้ง 2 ถัง โดยป้อนน้ำเสียที่มีอัตราภาระสารอินทรีย์ 5 และ 10 กก. ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน ลงในถังปฏิกรณ์ที่ 1 และ 2 ตามลำดับ หลังจากทีระบบอยู่ในสภาวะคงที่แล้ว ทำการปรับเปลี่ยนให้น้ำเสียที่เข้าระบบมีอัตราภาระสารอินทรีย์ 15 และ 20 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน ลงในถังปฏิกรณ์ที่ 1 และ 2 ตามลำดับ ดังแสดงในตารางที่ 3.4 โดยให้มีระยะเวลากักน้ำที่เท่ากันที่ 12 ชม. เพื่อหาประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดี อัตราการเกิดก๊าซชีวภาพ และทำการตรวจสอบชนิดและปริมาณของแบคทีเรีย

ตารางที่ 3.4 การป้อนอัตราภาระสารอินทรีย์ลงในถังปฏิกริยา

ครั้งที่	ถังปฏิกริยา	อัตราภาระสารอินทรีย์ (กก./ลบ.ม.-วัน)	อัตราน้ำเสียเข้าระบบ (ล./วัน)
1	1	5	7
	2	10	7
2	1	15	7
	2	20	7

### การดูแลรักษาระบบ

จากการเดินระบบฟลูอิดไดซ์เบดในงานวิจัยนี้ พบปัญหาการอุดตันบริเวณวาล์วด้านล่างของถังปฏิกริยาที่เกิดจากเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ และบริเวณท่อน้ำทิ้งที่ออกจากถังปฏิกริยาซึ่งเกิดจากการสะสมตัวของสแกมที่มีสาเหตุมาจากการจัดตัวของตะกอนแขวนลอยที่ออกมาท่อน้ำทิ้ง วิธีการแก้ปัญหาคือการล้างวาล์วด้านล่างของถังปฏิกริยา และทำความสะอาดท่อน้ำทิ้งอย่างสม่ำเสมอ และเปลี่ยนสายยางทุกๆ 1-2 เดือน

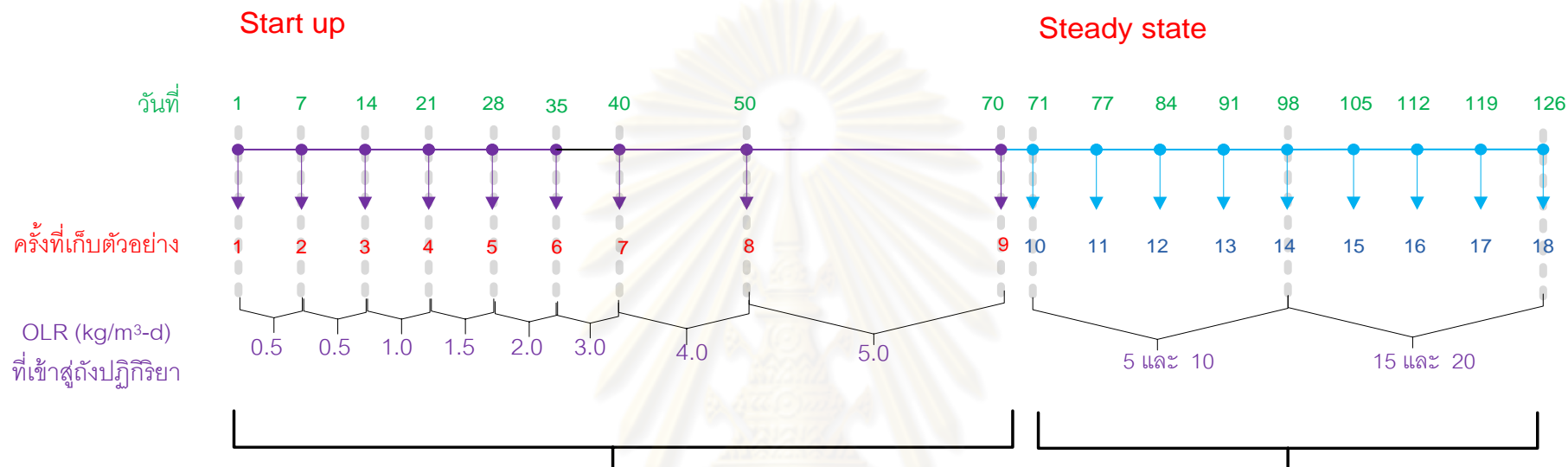
### 3.4.4 วิธีการวิเคราะห์ค่าพารามิเตอร์

การวิเคราะห์ตัวอย่างน้ำ จะทำการวิเคราะห์ทั้งลักษณะทางกายภาพ ทางเคมี และทางชีวภาพของน้ำเสีย ค่าพารามิเตอร์ที่วิเคราะห์ได้แก่ พีเอช สภาพความเป็นด่าง ตะกอนแขวนลอย ซีไอดี ปริมาณและองค์ประกอบของก๊าซชีวภาพ ตลอดจนชนิดและปริมาณจุลินทรีย์ในระบบ โดยแผนการเก็บและวิเคราะห์ตัวอย่างน้ำแสดงในตารางที่ 3.5 และในรูปที่ 3.7 แสดงแผนการเก็บตัวอย่างเพื่อวิเคราะห์ชนิดและปริมาณของจุลินทรีย์



ตารางที่ 3.5 พารามิเตอร์ที่วิเคราะห์ วิธีการและความถี่ในการวิเคราะห์

ค่าพารามิเตอร์	ตำแหน่ง ที่เก็บ ตัวอย่าง	วิธีการวิเคราะห์	ความถี่ในการ วิเคราะห์
1. ซีโอดีของน้ำบำบัดแล้ว	W2	Dichromate close reflux method (AWWA 508 A.)	ทุก 3 วัน
2. ของแข็งแขวนลอยทั้งหมด	W2	Total residual dried at 103 -105 °C (AWWA 209 D.)	ทุก 7 วัน
3. พีเอช	W2	Electronic pH meter with glass electrode method (AWWA 423.)	ทุกวัน
4. สภาพความเป็นด่าง	W2	Direct Titration	ทุก 3 วัน
5. กรดไขมันระเหย	W2	Direct Titration	ทุก 3 วัน
6. ปริมาณของก๊าซชีวภาพ	G	Gas meter	ทุกวัน
7. ชนิดและองค์ประกอบของ ก๊าซชีวภาพ	G	Gas Chromatography	5 ครั้ง ตลอดการ ทดลอง
8. ปริมาณจุลินทรีย์	W2	Lipid phosphate concentration	แสดงในรูปที่ 3.4
9. ชนิดของจุลินทรีย์	W2	Fluorescent in situ hybridization (FISH)	



หาจำนวน และชนิดของแบคทีเรีย การเริ่มต้นระบบ  
เพื่อดูการเปลี่ยนแปลง ของจำนวน และ ชนิดของแบคทีเรีย  
ในระยะแรก

หาจำนวน และชนิดของแบคทีเรียหลังจากที่ระบบเข้าสู่  
สภาวะคงที่แล้ว มีการปรับเปลี่ยน OLR ที่เข้าสู่ระบบ ดังนี้  
ถังปฏิกรณ์ที่ 1 = 5 และ 15 kg/m<sup>3</sup>-d  
ถังปฏิกรณ์ที่ 2 = 10 และ 20 kg/m<sup>3</sup>-d

รูปที่ 3.7 รายละเอียดของการเก็บตัวอย่างสำหรับหาปริมาณและชนิดของจุลินทรีย์

### 3.4.5 ขั้นตอนการวิเคราะห์ด้วยเทคนิค FISH

วิธีการวิเคราะห์หาชนิดจุลินทรีย์ด้วยเทคนิค FISH

ขั้นตอนการเตรียมตัวอย่าง

1. นำตัวอย่างปริมาตร 0.5 มล. ใส่ในหลอดเก็บตัวอย่างขนาด 1.5 มล.
2. เติมสารละลายสำหรับรักษาสภาพตัวอย่างลงในหลอดเก็บตัวอย่างจนได้ปริมาตร 1.5 มล.
3. แช่เย็นที่อุณหภูมิ 4 องศาเซลเซียส ประมาณ 12 ชม.
4. ล้างตัวอย่างด้วยสารละลาย 1X PBS 2-3 ครั้ง
5. เติมสารละลายผสมระหว่าง 1X PBS : Ethanol ในอัตราส่วน 1 : 1
6. เก็บรักษาตัวอย่างโดยการแช่แข็งที่อุณหภูมิ -20 องศาเซลเซียส

ขั้นตอนการ Hybridization

1. ทำการตรึงตัวอย่างบนกระจกสไลด์แล้วทิ้งไว้ให้แห้ง
  2. เติมเอทานอลลงในตัวอย่าง เพื่อเอาน้ำออกจากเซลล์ โดยใช้เอทานอลที่ความเข้มข้น 50% และ 96%
  3. เติมสารละลาย Hybridization และติดฉลากด้วยโพรบที่มีความจำเพาะเจาะจงกับชนิดของจุลินทรีย์ที่ต้องการศึกษาโดยโพรบที่ใช้ได้แก่ EUB338 และ ARC915 ดังแสดงรายละเอียดในตารางที่ 3.6
  4. เติมสารละลาย 4',6-diamidino-2-phenylindole (DAPI)
  5. เติมสารละลาย Anti-fading เพื่อให้สารเรืองแสงติดอยู่บนตัวอย่างได้นานขึ้น
  6. ตรวจสอบชนิดของจุลินทรีย์ด้วยกล้องจุลทรรศน์ฟลูออเรสเซนซ์
- โดยวิธีการวิเคราะห์หาชนิดจุลินทรีย์ด้วยเทคนิค FISH อย่างละเอียดนั้นแสดงใน

ภาคผนวก ก

ตารางที่ 3.6 รายละเอียดของโพรบที่ใช้ในงานวิจัย

Probe name	Specificity	Oligonucleotide sequence	Reference
EUB338	Bacteria domain	GCTGCCTCCCGTAGGAGT	Amann และคณะ, 1990
ARC915	Archaea domain	GTGCTCCCCCGCCAATTCCT	Stahl และคณะ, 1991

### 3.4.6 การวิเคราะห์ปริมาณจุลินทรีย์ด้วยเทคนิค Lipid Phosphate Concentration

วิธีการวิเคราะห์ปริมาณจุลินทรีย์ด้วยเทคนิค Lipid Phosphate Concentration สามารถสรุปได้ดังนี้

1. นำตัวอย่าง 1 มล. ใส่ในหลอดทดลองขนาด 70 มล. แล้วล้างด้วยน้ำกลั่น
2. เติมคลอโรฟอร์ม 20 มล. เมทานอล 20 มล. และน้ำกลั่นปราศจากไอออน 20 มล.
3. เขย่าเบาๆ ประมาณ 10 นาที
4. กรองด้วยกระดาษกรอง GF/C 0.45 ไมครอน โดยใช้ปั๊มสุญญากาศ
5. ดูดตัวอย่างจากชั้นคลอโรฟอร์ม ปริมาตร 5 มล. ใส่ในหลอดทดลองขนาด 10 มล. ที่มีฝาปิด
6. นำตัวอย่างไปแช่แข็งที่อุณหภูมิ -20 องศาเซลเซียส
7. เติมสารละลายโพแทสเซียมเปอร์ซัลเฟต 2.7 มล.
8. ปิดฝาหลอดทดลองให้สนิท
9. นำไปอบที่อุณหภูมิ 105 องศาเซลเซียส เป็นเวลา 1 ชม.
10. ทิ้งไว้ให้เย็นแล้วดูดสารละลายด้านบน 2.5 มล. ใส่ในหลอดทดลองขนาด 10 มล.
11. เติมสารละลายแอมโมเนียมโมลิบเดต 0.6 มล.
12. เติมสารละลายมาลาไคท์กรีน 2.7 มล.
13. วัดการดูดกลืนแสงที่ 610 นาโนเมตร ด้วยเครื่องสเปกโตรโฟโตมิเตอร์
14. ทำกราฟมาตรฐานโดยใช้สารละลาย 0.1 มิลลิโมล glycerol-phosphate ปริมาตร 100 200 400 600 800 1000 และ 1500 ไมโครลิตร

วิธีหาปริมาณสารอินทรีย์ระเหยได้ (Volatile suspended solid)

1. นำตัวอย่างปริมาตร 1 มล. ใส่ในถ้วยกระเบื้อง
2. ระเหยน้ำในตัวอย่างด้วยเครื่องระเหยน้ำ ที่อุณหภูมิ 105 องศาเซลเซียส
3. เข้าตูบที่อุณหภูมิ 105 องศาเซลเซียส เป็นเวลา 24 ชม.
4. ทิ้งไว้ให้เย็นในเดซิเคเตอร์เป็นเวลา 24 ชม.
5. ชั่งน้ำหนัก
6. เข้าเตาเผาที่ 550 องศาเซลเซียส เป็นเวลา 1 ชม.
7. ทิ้งไว้ให้เย็นในเดซิเคเตอร์เป็นเวลา 24 ชม.
8. ชั่งน้ำหนัก

## บทที่ 4

### ผลการวิจัยและวิจารณ์ผล

#### 4.1 ความเร็วสุดท้ายของการเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชัน

การควบคุมระบบฟลูอิดไดซ์เบดนั้นสิ่งหนึ่งที่ต้องคำนึงถึงคือ การรักษาระบบให้อยู่ในสภาวะฟลูอิดไดซ์ตลอดเวลา การเลือกใช้วัสดุตัวกลางจึงมีความสำคัญอย่างมากต่อการเดินระบบ โดยทั่วไปแล้วการเลือกใช้วัสดุตัวกลางที่มีความหนาแน่นสูง ส่งผลให้การสร้างสภาวะฟลูอิดไดซ์ทำได้ยากขึ้น ทั้งนี้เนื่องจากวัสดุตัวกลางที่มีความหนาแน่นสูงจะส่งผลให้ความเร็วสุดท้ายของการเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชันสูงตามไปด้วย ในงานวิจัยนี้ได้คำนวณหาความหนาแน่น ความเร็วสุดท้ายของการเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชัน (U) โดยใช้สมการของ ERGUN (McCabe และคณะ, 1993) และเปอร์เซ็นต์การขยายตัวของชั้นเบด (% Bed expansion) ของเม็ดยางและนำมาเปรียบเทียบกับวัสดุอื่นๆ ที่ใช้เป็นวัสดุตัวกลางในระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบด เช่น ททราย (Metcalf และ Eddy, 2003) Kaolin Pozzolan และ Biolite (Calderon และคณะ, 1996) ได้ผลการคำนวณดังแสดงในตารางที่ 4.1

ตารางที่ 4.1 ความหนาแน่นของวัสดุตัวกลางและความเร็วสุดท้ายของการเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชัน

	เม็ดยาง				
	ทราย	Kaolin	Biolite	Pozzolan	
ความหนาแน่น (กก./ลบ.ม.)	1200	2560	1841	1480	1988
ความเร็วต่ำสุดของการเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชัน (ม./ชม.)	1.08	5.56	4.32	2.88	5.40
ความเร็วสุดท้ายของการเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชัน (ม./ชม.)	5.47	20.02	15.48	10.10	17.64

จากข้อมูลดังแสดงในตารางที่ 4.1 บ่งชี้ให้เห็นว่าการใช้เม็ดยางให้ค่าความเร็วต่ำสุดในการเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชันที่ต่ำกว่าการใช้วัสดุชนิดอื่นๆ จึงฟลูอิดไดซ์ได้ง่ายที่สุด หากพิจารณาในแง่ของพลังงานที่ใช้หมุนเวียนน้ำเสียภายในระบบเพื่อให้เกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชันแล้ว การนำเม็ดยางมาใช้เป็นวัสดุตัวกลางนั้นมีข้อได้เปรียบมากกว่าการเลือกใช้วัสดุอื่นๆ เนื่องจากเม็ดยาง

เป็นวัสดุที่มีความหนาแน่นต่ำ จึงส่งผลให้ใช้พลังงานน้อยในการฟลูอิดไดซ์ และช่วยประหยัดพลังงานในการทำให้ระบบอยู่ในสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชันตลอดเวลา และจากการทดลองในงานวิจัยนี้พบว่าอัตราการการเวียนน้ำที่ใช้จริงในการทดลองมีค่าประมาณ 7.5 ล./ชม. ซึ่งเป็นค่าที่ต่ำกว่าค่าที่คำนวณได้จากสมการของ ERGUN ที่มีค่า 10.73 ลิตรต่อชั่วโมง และนอกจากนี้เมื่อทำการทดลองในระยะยาวพบว่าชั้นเบตมีความสูงเพิ่มขึ้น เพื่อรักษาปริมาณจุลินทรีย์ในระบบไว้จึงต้องลดอัตราการการเวียนน้ำลง เพื่อควบคุมความสูงของชั้นเบตให้เท่าเดิมตลอดการทดลอง การที่ชั้นเบตสูงขึ้นนั้นมีสาเหตุจากจุลินทรีย์เจริญเติบโตมากขึ้น กล่าวคือมีความหนาของชั้นไบโอฟิล์มเพิ่มขึ้น โดยไบโอฟิล์มมีความหนาแน่น 1,100 กก./ลบ.ม. (Myska และ Svec, 1994) ในขณะที่เม็ดยางที่ใช้เป็นวัสดุตัวกลางมีความหนาแน่น 1,200 กก./ลบ.ม. เมื่อมีจุลินทรีย์มาเกาะที่ผิวของเม็ดยางที่ใช้เป็นวัสดุตัวกลางจึงส่งผลให้ความหนาแน่นโดยรวมของเม็ดยาง (เม็ดยางร่วมกับไบโอฟิล์ม) ลดลง (เปรียบเทียบกับความหนาแน่นของเม็ดยางที่ยังไม่มีไบโอฟิล์ม) และทำให้ชั้นเบตในขณะที่ฟลูอิดไดซ์ขยายตัวเพิ่มขึ้น และนำไปสู่การหลุดออกของเม็ดยางที่ออกมาพร้อมกับน้ำทิ้ง ซึ่งเป็นการควบคุมปริมาณของจุลินทรีย์ในระบบให้คงที่ตลอดการทดลอง (Grady และคณะ, 1999) แต่การรักษาปริมาณของจุลินทรีย์ในระบบให้ได้มากที่สุดนับว่าเป็นสิ่งสำคัญมากต่อการเดินระบบแบบไร้ออกซิเจน เนื่องจากระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจนมีอัตราการสร้างเซลล์ต่ำกว่าระบบใช้ออกซิเจนมาก โดยวิธีการแก้ปัญหาการสูงขึ้นของชั้นเบตและการหลุดออกของเม็ดยางจุลินทรีย์คือการติดตั้งอุปกรณ์สำหรับแยกก๊าซและตะกอน หรือการลดอัตราการการเวียนน้ำเสียในระบบ สำหรับการติดตั้งอุปกรณ์สำหรับแยกก๊าซและตะกอนเป็นสิ่งที่ช่วยให้ตะกอนจุลินทรีย์กลับเข้าสู่ระบบ และช่วยให้ตะกอนแขวนลอยในน้ำทิ้งมีค่าต่ำ แต่ทางเลือกหนึ่งที่น่าสนใจก็คือการลดความเร็วไหลขึ้นของน้ำเสียหมุนเวียนในระบบ ซึ่งเป็นการลดการขยายตัวของชั้นเบตลง และควบคุมความสูงของชั้นเบตให้คงที่ตลอดการทดลอง นอกจากนี้จะเป็นการช่วยรักษาปริมาณตะกอนจุลินทรีย์ไม่ให้เกิดหลุดออกมากับน้ำทิ้งแล้ว ยังเป็นการประหยัดพลังงานที่ใช้สำหรับหมุนเวียนน้ำเสีย ซึ่งเป็นข้อได้เปรียบของการเลือกใช้เม็ดยางเป็นวัสดุตัวกลางในระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบต เนื่องจากเม็ดยางมีความหนาแน่นต่ำและเมื่อมีชั้นไบโอฟิล์มเพิ่มขึ้น ความหนาแน่นยิ่งลดลงจึงเป็นการประหยัดพลังงานในการควบคุมให้ระบบอยู่ในสภาวะฟลูอิดไดซ์ตลอดเวลา ในกรณีของถังปฏิกิริยาที่ใช้สำหรับการทดลองซึ่งมีขนาดเล็กอาจไม่เห็นความแตกต่างที่ชัดเจน จึงได้ยกตัวอย่างการคำนวณพลังงานที่ใช้สำหรับหมุนเวียนน้ำเสียสำหรับถังปฏิกิริยาที่มีขนาดใหญ่ขึ้น (มีขนาดเส้นผ่านศูนย์กลาง 1 ม. สูง 4 ม.) โดยการเลือกใช้เม็ดยางเป็นวัสดุตัวกลางเปรียบเทียบกับวัสดุชนิดอื่นๆ โดยใช้ข้อมูลพื้นฐานจากตารางที่ 4.1 ในการคำนวณ สำหรับรายละเอียดการคำนวณการใช้พลังงานเพื่อหมุนเวียนน้ำเสียแสดงในตารางที่ 4.2 รายละเอียดการคำนวณแสดงในภาคผนวก ก

ตารางที่ 4.2 ผลการคำนวณพลังงานที่ใช้หมุนเวียนน้ำเสียเมื่อใช้วัสดุชนิดต่างๆ เป็นวัสดุตัวกลาง

	วัสดุตัวกลาง				
	เม็ดยาง	ทราย	Kaolin	Biolite	Pozzolan
ความเร็วสุดท้ายของการเกิด สภาวะฟลูอิดไดซ์เซชัน (ม./ชม.)	5.47	20.02	15.48	10.10	17.64
อัตราการเวียนน้ำ (ลบ.ม./ชม.)	15.47	56.61	43.77	28.56	49.88
กำลังเครื่องสูบน้ำ (กิโลวัตต์)	0.17	0.62	0.48	0.31	0.54
พลังงานไฟฟ้าที่ใช้ใน 1 วัน (ยูนิิต)	4.08	14.88	11.52	7.44	12.96

เมื่อคำนวณจากถังปฏิกิริยาขนาดเส้นผ่านศูนย์กลาง 1 ม. สูง 4 ม. ได้ผลการคำนวณดังแสดงในตารางที่ 4.2 สังเกตได้ว่าการเลือกใช้เม็ดยางเป็นวัสดุตัวกลางในระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดใช้พลังงานในการหมุนเวียนน้ำเสีย 4.08 ยูนิิตต่อวัน ในขณะที่ทราย Kaolite Biolite และ Pozzolan ใช้พลังงานในการหมุนเวียนน้ำในระบบ 14.88 11.52 7.44 และ 12.96 ยูนิิตต่อวัน ตามลำดับ การเลือกใช้เม็ดยางเม็ดวัสดุตัวกลางใช้พลังงานน้อยกว่าการใช้ทรายประมาณ 3.7 เท่า และน้อยกว่าการใช้ Kaolin Biolite และ Pozzolan ประมาณ 1.7 เท่า สำหรับระบบบำบัดน้ำเสียแบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดพลังงานที่ใช้ในการหมุนเวียนน้ำเสียเป็นค่าใช้จ่ายหลักที่ต้องคำนึงถึงเป็นอันดับแรกๆ ดังนั้นการเลือกใช้วัสดุตัวกลางสำหรับระบบจึงเป็นสิ่งที่น่าสนใจ และเป็นทางเลือกหนึ่งในการช่วยประหยัดพลังงานได้อีกทางหนึ่งด้วย จากข้อดีของการประหยัดพลังงานเพื่อหมุนเวียนน้ำเสียเมื่อเลือกใช้เม็ดยางเป็นวัสดุตัวกลางดังที่ได้กล่าวมาแล้วนั้น จึงมีความเป็นไปได้ในการนำเม็ดยางมาใช้เป็นวัสดุตัวกลางในระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดในแง่ของการประหยัดพลังงานในการลดขนาดของเครื่องสูบน้ำหมุนเวียน ส่วนความเป็นไปได้และข้อดีของการเลือกใช้เม็ดยางเป็นวัสดุตัวกลางในแง่ของสมรรถนะของระบบในการกำจัดซีโอดีและอัตราการเกิดก๊าซชีวภาพได้อธิบายในหัวข้อถัดไป

#### 4.2 การเริ่มต้นเลี้ยงจุลินทรีย์ในระบบ

ในงานวิจัยนี้ได้เริ่มเลี้ยงจุลินทรีย์ในระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบด โดยการใส่หัวเชื้อจุลินทรีย์ ที่นำมาจากระบบบำบัดน้ำเสียชนิดถังกรองไร้ออกซิเจน จากอาคารวิศวกรรม 4

คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย นำมาผสมให้เข้ากันกับเม็ดยางที่ใช้เป็นวัสดุตัวกลาง โดยนำเม็ดยางปริมาตร 1.2 ล. ใส่ลงในถังน้ำ แล้วใส่หัวเชื้อจุลินทรีย์ 0.3 ล. ผสมให้เข้ากัน และทำการป้อนน้ำเสียที่มีค่าซีไอดี 2,000 มก./ล. ปริมาตร 5 ล. แซ่ทิ้งไว้เป็นเวลา 20 วัน ส่วนประกอบดังกล่าวข้างต้นสำหรับถังปฏิบัติการ 1 ถัง การแช่เม็ดยางทิ้งไว้ช่วยให้เกิดไบโอฟิล์มที่เม็ดยางก่อนที่จะเข้าสู่ถังปฏิบัติการ ซึ่งในระบบจริงอาจทำได้ยาก เนื่องจากระบบมีขนาดใหญ่ หลังจากนั้นนำเม็ดยางกับหัวเชื้อจุลินทรีย์ที่ผสมเข้ากันแล้วใส่ลงในถังปฏิบัติการแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดทั้งสองถังที่มีลักษณะทางกายภาพเหมือนกันทุกประการ หลังจากนั้นทำการป้อนน้ำเสียที่ใช้บำบัดกลายเป็นแหล่งคาร์บอนอินทรีย์ และมีการเติมธาตุอาหารต่างๆ ที่จำเป็นต่อการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ และมีการปรับเปลี่ยนอัตราภาระสารอินทรีย์ ดังแสดงในตารางที่ 4.3 ควบคุมให้มีระยะเวลาที่น้ำที่เท่ากัน 12 ชม. และมีอัตราการป้อนน้ำเสียเข้าระบบ 7 ล./วัน ตลอดการทดลอง จนกระทั่งระบบเข้าสู่สภาวะคงที่

ตารางที่ 4.3 อัตราภาระสารอินทรีย์ที่ป้อนเข้าสู่ถังปฏิบัติการในระยะเริ่มเลี้ยงจุลินทรีย์

วันที่	อัตราภาระสารอินทรีย์ (กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน)
1-20	2.68
21-50	3.01
51-80	5.65

#### 4.2.1 ผลการวิเคราะห์ค่าพารามิเตอร์ต่างๆ ในช่วงเริ่มต้นเลี้ยงจุลินทรีย์

ระหว่างการทดลองได้ทำการวิเคราะห์ค่าพารามิเตอร์ต่างๆ ได้แก่ ซีไอดี ปริมาณก๊าซชีวภาพ พีเอช ค่าสภาพต่าง ค่ากรดไขมันระเหย ค่าตะกอนแขวนลอยในน้ำทิ้ง โดยผลการวิเคราะห์ค่าพารามิเตอร์แบ่งเป็นสามช่วงตามอัตราภาระสารอินทรีย์ที่เข้าสู่ระบบดังแสดงในตารางที่ 4.4

จากการทดลองพบว่าใช้ระยะเวลาในการเริ่มต้นเลี้ยงจุลินทรีย์ประมาณ 80 วัน และเมื่อคำนวณหาประสิทธิภาพในการกำจัดซีไอดีที่อัตราภาระสารอินทรีย์เฉลี่ย 2.68 3.01 และ 5.65 กก. ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน น้ำทิ้งที่ออกจากถังปฏิบัติการที่ 1 มีประสิทธิภาพในการกำจัดซีไอดีร้อยละ 59.88 60.10 และ 62.32 และมีปริมาตรก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นในระบบ 1.63 3.38 และ 6.69 ล./วัน ตามลำดับ และน้ำทิ้งที่ออกจากถังปฏิบัติการที่ 2 มีประสิทธิภาพในการกำจัดซีไอดีร้อยละ



62.14 67.77 และ 76.00 และอัตราการเกิดก๊าซชีวภาพในระบบ 1.94 4.06 และ 9.31 ล./วัน ตามลำดับ ค่าเฉลี่ยของผลการวิเคราะห์พารามิเตอร์ต่างๆ ของน้ำเข้าและน้ำทิ้งที่ออกจากถังปฏิกริยาที่ 1 และ 2 ดังแสดงในตารางที่ 4.4 และผลการวิเคราะห์ค่าพารามิเตอร์ต่างๆ แสดงในรูปที่ 4.1 จะเห็นได้ว่าถังปฏิกริยาที่ 1 มีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีที่ต่ำกว่าถังปฏิกริยาที่ 2 ทั้งนี้มีสาเหตุมาจากในระหว่างดำเนินการทดลองเกิดการอุดตันของท่อน้ำเข้าด้านล่างของถังปฏิกริยา ทำให้ชั้นเบดอัดตัวกันแน่น และไม่เกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชัน

ในระยะแรกของการเริ่มต้นเลี้ยงจุลินทรีย์ที่อัตราการระสาดอินทรีย์ 2.68 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน (20 วันแรก) เป็นระยะที่ยังไม่ได้เติมค่าสภาพต่างให้แก่ระบบ เมื่อเข้าสู่ระยะที่สองของการเดินระบบที่อัตราการระสาดอินทรีย์เฉลี่ย 3.01 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน พบว่าค่ากรดไขมันระเหยของน้ำทิ้งที่ออกจากถังปฏิกริยาทั้งสองมีค่าเพิ่มขึ้น ส่งผลให้ค่าอัตราส่วนกรดไขมันระเหยต่อค่าสภาพต่างมีค่าสูงขึ้น และเมื่อคำนวณหาประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดี และอัตราการเกิดก๊าซชีวภาพ พบว่ามีแนวโน้มที่ลดลง จึงได้เพิ่มค่าสภาพต่างให้แก่ระบบโดยการเติมโซเดียมไบคาร์บอเนตที่อัตราส่วน โซเดียมไบคาร์บอเนต 6 กรัม ต่อน้ำเสีย 1 ลิตร จากรูปที่ 4.1 สังเกตได้ว่าเมื่อค่าสภาพต่างมีค่าเพิ่มขึ้น ส่งผลให้ค่าอัตราส่วนกรดไขมันระเหยต่อค่าสภาพต่างลดลง ซึ่งมีความสัมพันธ์กับประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดี และอัตราการเกิดก๊าซชีวภาพที่มีแนวโน้มเพิ่มขึ้นด้วย จากผลการทดลองดังกล่าวจะเห็นได้ว่าค่าสภาพต่างมีความสำคัญต่อการเริ่มต้นเลี้ยงจุลินทรีย์ในระบบมาก

อุณหภูมิของน้ำเสียที่เข้าสู่ถังปฏิกริยาทั้งสองตลอดช่วงของการเริ่มต้นเลี้ยงจุลินทรีย์มีค่าอยู่ในช่วง 27.27-28.06 องศาเซลเซียส และน้ำทิ้งมีอุณหภูมิอยู่ในช่วง 28.22-28.73 องศาเซลเซียส

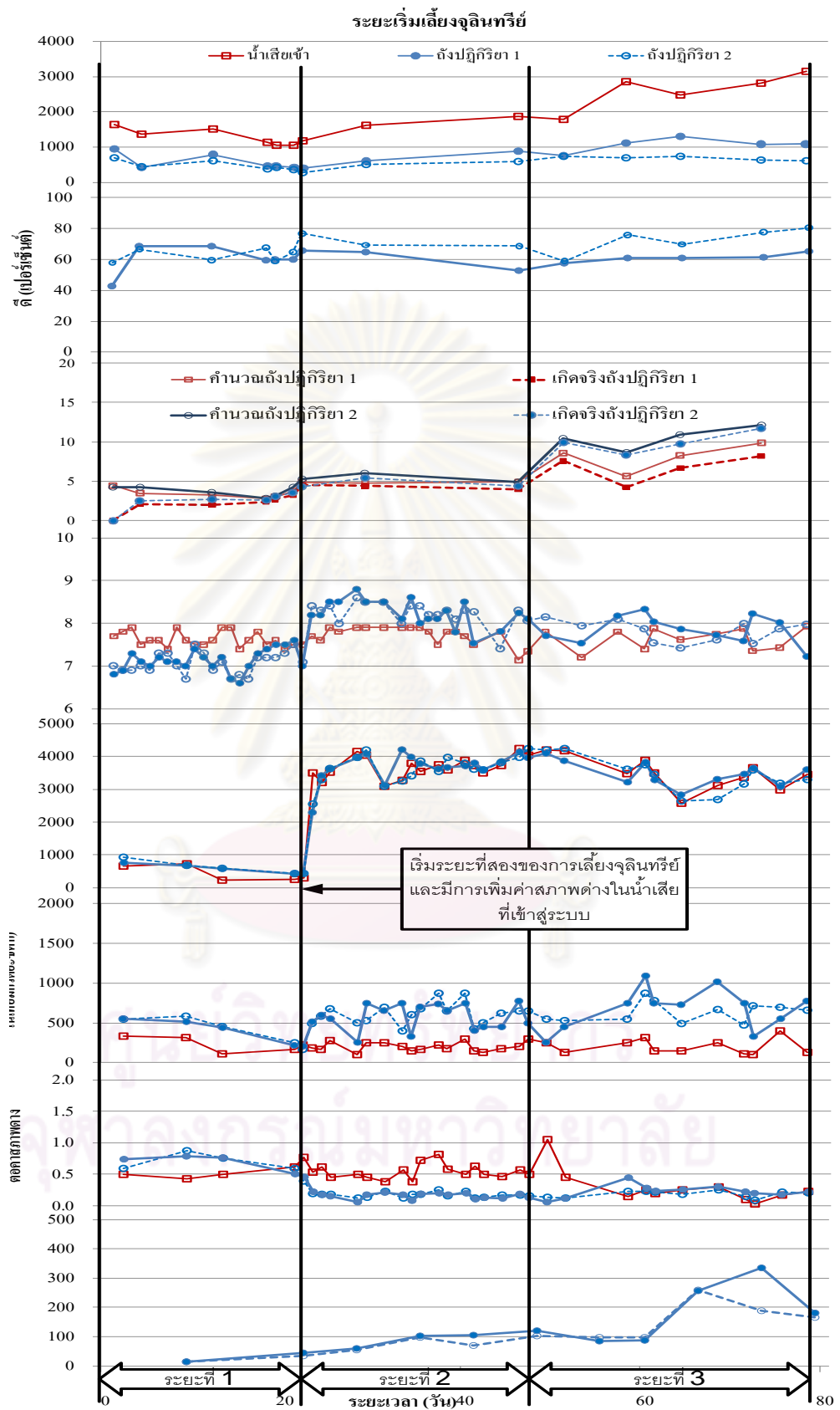
ค่าตะกอนแขวนลอยในน้ำทิ้งของถังปฏิกริยาที่ 1 มีค่าเฉลี่ย 29.33 97.36 และ 188.97 มก./ล. และค่าตะกอนแขวนลอยในน้ำทิ้งของถังปฏิกริยาที่ 2 มีค่าเฉลี่ย 25.00 81.37 และ 161.90 มก./ล. ที่อัตราการระสาดอินทรีย์ 2.68 3.01 และ 5.65 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน ตามลำดับ

จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ตารางที่ 4.4 ผลการวิเคราะห์ค่าพารามิเตอร์ต่างๆ ในช่วงเริ่มต้นระบบของถังปฏิบัติการที่ 1 และ 2

พารามิเตอร์		อัตราการสารอินทรีย์ (กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน)					
		ถังปฏิบัติการที่ 1			ถังปฏิบัติการที่ 2		
		2.68	3.01	5.65	2.68	3.01	5.65
ค่าซีไอดี (มก./ล.)	น้ำเข้า	1341±251	1504±372	2823±271	1341±251	1504±372	2823±271
	น้ำทิ้ง	615±243	617±212	1145±108	511±135	492±181	669±61
ประสิทธิภาพการกำจัดซีไอดี (เปอร์เซ็นต์)		59.88±10.52	60.10±5.28	62.32±2.14	62.14±4.63	67.77±6.54	76.00±4.47
ปริมาณก๊าซชีวภาพ (ลิตร)		1.63±1.10	3.38±0.78	6.69±1.73	1.94±1.30	4.06±0.91	9.31±1.41
อัตราการเกิดก๊าซชีวภาพ (ล./ก.ซีไอดีที่ถูกกำจัด)		0.35	0.54	0.58	0.37	0.57	0.59
อัตราการเกิดก๊าซมีเทน (ล./ก.ซีไอดีที่ถูกกำจัด)		-	-	0.19	-	-	0.21
พีเอช	น้ำเข้า	7.64±0.18	7.71±0.21	7.62±0.26	7.64±0.18	7.71±0.21	7.62±0.26
	น้ำทิ้ง	7.12±0.25	8.12±0.42	7.87±0.35	7.05±0.24	8.15±0.37	7.79±0.24
ค่าสภาพต่าง (มก./ล. แคลเซียมคาร์บอเนต)	น้ำเข้า	537±272	3406±1091	3331±392	537±272	3406±1091	3331±392
	น้ำทิ้ง	662±88	3410±1071	3359±308	737±177	3386±1071	3263±396
กรดไขมันระเหย (มก./ล. ในเทอมกรดอะซิติก)	น้ำเข้า	252±121	197±58	205±104	252±121	197±58	205±104
	น้ำทิ้ง	502±58	520±194	747±226	531±68	566±171	656±132
อัตราส่วนกรดไขมันระเหยต่อค่าสภาพต่าง	น้ำเข้า	0.48±0.04	0.58±0.16	0.19±0.08	0.48±0.04	0.58±0.16	0.19±0.08
	น้ำทิ้ง	0.76±0.02	0.18±0.11	0.26±0.08	0.74±0.14	0.20±0.11	0.20±0.05
ค่าตะกอนแขวนลอยในน้ำทิ้ง (มก./ล.)		29.33±21	97.36±26	188.97±108	25.00±14	81.37±23	161.90±68
อุณหภูมิ (องศาเซลเซียส)	น้ำเข้า	28.1±1.4	27.3±1.1	27.7±0.8	28.1±1.4	27.3±1.1	27.7±0.8
	น้ำทิ้ง	28.7±1.4	28.2±1.0	28.3±1.1	28.7±1.4	28.2±1.0	28.3±1.1

หมายเหตุ : หลังเครื่องหมาย ± คือค่าส่วนเบี่ยงเบนมาตรฐาน

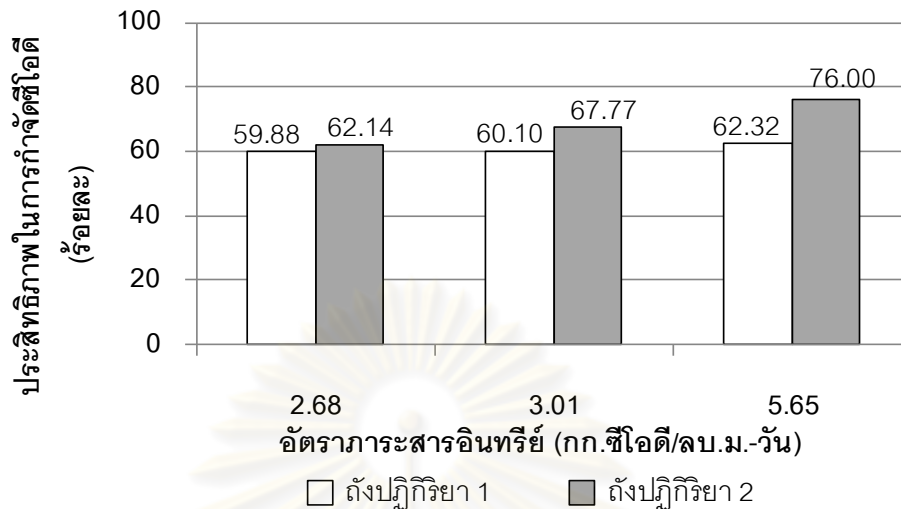


รูปที่ 4.1 ผลการวิเคราะห์ค่าพารามิเตอร์ต่างๆในช่วงเริ่มเดินระบบของถังปฏิกรณ์ที่ 1 และ 2

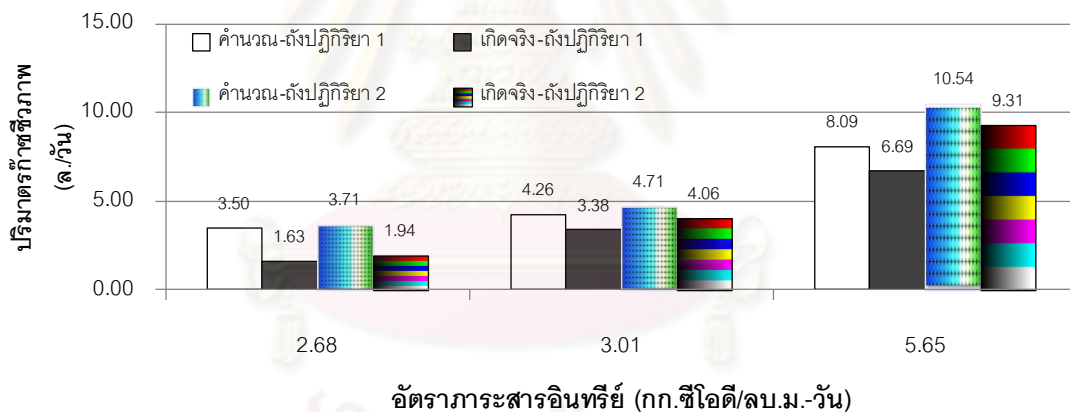
#### 4.2.2 สมรรถนะของระบบในช่วงเริ่มต้นเลี้ยงตะกอนจุลินทรีย์

การเริ่มต้นเลี้ยงจุลินทรีย์ของระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดเป็นสิ่งที่ต้องดูแลเอาใจใส่มากกว่าระบบบำบัดอื่นๆ เนื่องจากระบบฟลูอิดไดซ์เบดมีอัตราการเวียนน้ำภายในระบบสูงมากซึ่งส่งผลต่อการคัดเลือกจุลินทรีย์ชนิดเกาะติดกับตัวกลาง (Attached growth) ให้สามารถเจริญเติบโตในระบบได้ดีกว่าจุลินทรีย์แบบแขวนลอย (Suspended grow) (Grady และคณะ 1999) ระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดโดยทั่วไปใช้ระยะเวลาในการเริ่มเลี้ยงจุลินทรีย์ประมาณ 90 ถึง 180 วัน (Metcalf และ Eddy, 2003) ในการทดลองนี้ใช้ระยะเวลาในการเริ่มต้นเลี้ยงจุลินทรีย์ประมาณ 80 วัน ระบบเข้าสู่สภาวะคงตัวโดยสังเกตได้จากประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีและอัตราการเกิดก๊าซชีวภาพคงที่ จากการทดลองพบว่าประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีสูงขึ้นเมื่อปรับเปลี่ยนค่าอัตราการระเหยอินทรีย์ที่เข้าสู่ระบบให้มีความมากขึ้น เมื่อสิ้นสุดระยะเริ่มเลี้ยงจุลินทรีย์ที่ค่าอัตราการระเหยอินทรีย์ 5.65 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน (ค่าซีโอดี 2,823.91 มก./ล.) พบว่าถังปฏิกรณ์ที่ 1 และ 2 มีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีเฉลี่ยร้อยละ 62.32 และ 76.00 ตามลำดับ ดังแสดงในรูปที่ 4.2 จากการศึกษาพบว่าระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดที่ใช้เม็ดยางเป็นวัสดุตัวกลางใช้ระยะเวลาใกล้เคียงกับระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดที่ใช้ถ่านกัมมันต์เป็นวัสดุตัวกลางในการบำบัดน้ำเสียที่ใช้นมผงและน้ำตาลซูโครสเป็นแหล่งของคาร์บอนอินทรีย์ซึ่งใช้ระยะเวลาในการเดินระบบ 80 วัน ที่อัตราการระเหยอินทรีย์ ประมาณ 5 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน มีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีร้อยละ 68 (Fang และคณะ, 1994) และการใช้ทรายเป็นวัสดุตัวกลางในระบบ แอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดในการบำบัดน้ำเสียที่มีกลูโคสเป็นแหล่งของคาร์บอนอินทรีย์ มีระยะเวลาที่เก็บน้ำ 1.5 วัน (36 ชม.) ใช้เวลาในการเริ่มต้นเลี้ยงจุลินทรีย์ประมาณ 63 วัน (Stronach และคณะ, 1987) จะเห็นได้ว่าระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดที่ใช้เม็ดยางเป็นวัสดุตัวกลาง ใช้ระยะเวลาในการเริ่มเลี้ยงจุลินทรีย์ที่สั้น ในขณะที่มีระยะเวลาที่เก็บน้ำที่ต่ำคือใช้เวลาเพียง 0.5 วัน (12 ชม.) แต่ให้ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีใกล้เคียงกับการใช้วัสดุตัวกลางชนิดอื่นๆ ดังได้กล่าวมาแล้วข้างต้น

ส่วนสมรรถนะของระบบในแง่ของการเกิดก๊าซชีวภาพ จากการทดลองพบว่าเมื่อเพิ่มค่าอัตราการระเหยอินทรีย์ที่เข้าสู่ระบบมากขึ้นส่งผลให้ปริมาณก๊าซชีวภาพเพิ่มมากขึ้นด้วย และเมื่อนำมาเปรียบเทียบกับปริมาณก๊าซชีวภาพที่คำนวณได้จากสมการ (แสดงการคำนวณในภาคผนวก) ปริมาณก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นจริงมีค่าใกล้เคียงกับค่าที่ได้จากการคำนวณ ในรูปที่ 4.3 แสดงให้เห็นปริมาณของก๊าซชีวภาพที่วัดได้จริงจากระบบมีค่าใกล้เคียงกับปริมาณก๊าซชีวภาพที่คำนวณจากสมการ และเมื่อสิ้นสุดการทดลองก๊าซชีวภาพจากถังปฏิกรณ์ที่ 1 และ 2 มีองค์ประกอบของมีเทนร้อยละ 32 และ 36 ตามลำดับ



รูปที่ 4.2 ประสิทธิภาพในการกำจัดซีไอดีของถึงปฏิบัติการที่ 1 และ 2 ในช่วงเริ่มต้นเลี้ยงจุลินทรีย์



รูปที่ 4.3 อัตราการเกิดก๊าซชีวภาพของถึงปฏิบัติการที่ 1 และ 2 ในช่วงเริ่มต้นเลี้ยงจุลินทรีย์

ในระยะแรกของการเริ่มต้นเลี้ยงจุลินทรีย์ที่อัตราสารอินทรีย์ 2.68 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน เป็นช่วงแรกก่อนการเพิ่มค่าสภาพต่างให้แก่ระบบดังแสดงในรูปที่ 4.1 ค่ากรดไขมันระเหยของน้ำทิ้งที่ออกจากถึงปฏิบัติการทั้งสองมีค่าเพิ่มขึ้น ส่งผลให้ค่าอัตราส่วนกรดไขมันระเหยต่อค่าสภาพต่างมีค่าสูงขึ้น และเมื่อคำนวณหาประสิทธิภาพในการกำจัดซีไอดี และอัตราการเกิดก๊าซชีวภาพพบว่า มีแนวโน้มที่ลดลง จึงเพิ่มค่าสภาพต่างให้แก่ระบบโดยการเติมโซเดียมไบคาร์บอเนตสังเกตได้ว่าเมื่อค่าสภาพต่างเพิ่มขึ้น ส่งผลให้ค่าอัตราส่วนกรดไขมันระเหยต่อค่าสภาพต่างลดลง ซึ่งมีความสัมพันธ์กับประสิทธิภาพในการกำจัดซีไอดี และอัตราการเกิดก๊าซชีวภาพที่มีแนวโน้มเพิ่มขึ้นด้วย จากการศึกษาพบว่า การเพิ่มค่าสภาพต่างให้แก่ระบบมีความสำคัญต่อการเดินระบบ

บำบัดน้ำเสียแบบไร้ออกซิเจนมาก หากค่าสภาพต่างทั้งหมดของน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบในช่วงแรกของการเริ่มเดินระบบไม่เพียงพอต่อปริมาณกรดไขมันระเหยที่อยู่ภายในระบบ ก็จะทำให้อัตราส่วนค่ากรดไขมันระเหยต่อค่าสภาพต่างมีค่าสูง ส่งผลให้ระบบบำบัดมีแนวโน้มที่จะล้มเหลว ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดี และปริมาณก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นลดลง หลังจากเพิ่มค่าสภาพต่างให้แก่ระบบมากขึ้นโดยการเติมโซเดียมไบคาร์บอเนต ในอัตราส่วน 6 ก.ต่อน้ำเสีย 1 ล. ตลอดจนการทดลอง พบว่าระบบมีเสถียรภาพที่ดีขึ้น สังเกตได้จากในระยะเวลาที่สองของการเริ่มเลี้ยงจุลินทรีย์ค่าอัตราส่วนค่ากรดไขมันระเหยต่อค่าสภาพต่างเฉลี่ยของน้ำทิ้งที่ออกจากถังปฏิกริยาที่ 1 และ 2 มีค่า 0.18 และ 0.20 ตามลำดับ ซึ่งเป็นค่าที่อยู่ในช่วงที่เหมาะสมต่อการทำงานของจุลินทรีย์ กล่าวคือมีค่าต่ำกว่า 0.4 (Speece, 1996) และยังส่งผลให้ระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดี และอัตราการเกิดก๊าซชีวภาพสูงขึ้น

จากผลการทดลองในงานวิจัยนี้พบว่า อุณหภูมิของน้ำเสียที่เข้าสู่ถังปฏิกริยาทั้งสองและน้ำทิ้งมีค่าอยู่ในช่วง 27.27 ถึง 28.74 องศาเซลเซียส ซึ่งเป็นช่วงเมโซฟิลิก (Mesophilic) ตลอดจนการทดลอง โดยอุณหภูมิในช่วงเมโซฟิลิกนี้เป็นช่วงที่จุลินทรีย์กลุ่มสร้างกรดและมีเทนเจริญเติบโตได้ดี (Metcalf และ Eddy, 2003)

ค่าตะกอนแขวนลอยในน้ำทิ้งมีแนวโน้มที่สูงขึ้นเมื่อเปรียบเทียบกับในช่วงของการเริ่มเลี้ยงจุลินทรีย์ตั้งแต่ระยะที่ 1 ถึง 3 และมีแนวโน้มในทิศทางเดียวกันทั้งสองถังปฏิกริยา ซึ่งเป็นไปได้ว่าเมื่อมีค่าอัตราภาระสารอินทรีย์ที่เข้าระบบมากขึ้น ค่าตะกอนแขวนลอยในน้ำทิ้งมีค่าสูงขึ้นตามไปด้วย

จากผลการทดลองดังที่ได้อธิบายสามารถสรุปได้ว่า ระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดที่ใช้เม็ดยางเป็นวัสดุตัวกลางใช้ระยะเวลาสั้นในการเริ่มต้นเลี้ยงจุลินทรีย์ เมื่อสิ้นสุดระยะการเริ่มต้นเลี้ยงจุลินทรีย์ระบบมีแนวโน้มที่สามารถกำจัดซีโอดีได้ และมีอัตราการเกิดก๊าซชีวภาพใกล้เคียงกับค่าที่คำนวณได้จากสมการ ดังนั้นจึงมีความเป็นไปได้ในการใช้เม็ดยางเป็นวัสดุตัวกลางเพื่อลดปัญหาและข้อเสียของระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดในแง่ของการใช้ระยะเวลาในการเริ่มต้นเลี้ยงจุลินทรีย์ รวมทั้งระบบยังมีประสิทธิภาพที่ดีในการกำจัดซีโอดี และมีอัตราการเกิดก๊าซชีวภาพที่ดีด้วย

#### 4.3 ผลการทดลองและสมรรถนะของระบบที่อัตราภาระสารอินทรีย์ 5 10 15 และ 20 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน

##### 4.3.1 ผลการวิเคราะห์ค่าพารามิเตอร์ ที่ค่าอัตราภาระสารอินทรีย์ 5 10 15 และ 20 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน

หลังจากที่ระบบเข้าสู่สภาวะคงที่แล้ว ผู้วิจัยได้เริ่มปรับเปลี่ยนค่าอัตราภาระสารอินทรีย์ โดยปรับเปลี่ยนค่าซีไอดีในน้ำเสียที่ป้อนให้แก่ระบบ โดยน้ำเสียที่ใช้ในการทดลองมีค่าซีไอดีเท่ากับ 2,500 5,000 7,500 และ 10,000 มก./ล. เทียบเท่ากับอัตราภาระสารอินทรีย์ 5 10 15 และ 20 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน ตามลำดับ โดยในช่วงแรกป้อนน้ำเสียที่มีอัตราภาระสารอินทรีย์ 5 และ 10 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน เข้าสู่ถังปฏิกริยาที่ 1 และ 2 ตามลำดับ หลังจากสิ้นสุดการทดลองในช่วงแรกแล้วได้ทำการปรับเปลี่ยนอัตราภาระสารอินทรีย์ (โดยปรับค่าความเข้มข้นของน้ำเสีย) ที่เข้าสู่ระบบเป็น 15 และ 20 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน เข้าสู่ถังปฏิกริยาที่ 1 และ 2 ตามลำดับ โดยในรูปที่ 4.4-4.7 แสดงผลการทดลองและผลการวิเคราะห์ค่าพารามิเตอร์ต่าง ได้แก่ ค่าซีไอดี ปริมาณก๊าซชีวภาพ พีเอช ค่าสภาพต่าง ค่ากรดไขมันระเหย ค่าอัตราส่วนกรดไขมันระเหยต่อค่าสภาพต่าง อุณหภูมิและค่าตะกอนแขวนลอยในน้ำทิ้ง ค่าเฉลี่ยและค่าส่วนเบี่ยงเบนมาตรฐานของผลการวิเคราะห์ค่าพารามิเตอร์ต่างๆ ที่อัตราภาระสารอินทรีย์ 5 10 15 และ 20 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน แสดงในตารางที่ 4.4

สมรรถนะของระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดที่ใช้เม็ดยางเป็นวัสดุตัวกลางในแง่ของประสิทธิภาพในการกำจัดซีไอดี และอัตราการเกิดก๊าซชีวภาพ ซึ่งสามารถคำนวณหาประสิทธิภาพในการกำจัดซีไอดีซึ่งเป็นการหาค่าร้อยละของซีไอดีที่ถูกกำจัด ได้จากสมการที่ 4.1 และอัตราการเกิดก๊าซชีวภาพคำนวณได้จากปริมาณก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นต่อค่าซีไอดีที่ถูกกำจัด ดังแสดงในสมการที่ 4.2

$$\text{ประสิทธิภาพการกำจัดซีไอดี (ร้อยละ)} = \frac{\text{ค่าซีไอดีทั้งหมดของน้ำเข้า} - \text{ค่าซีไอดีกรองของน้ำทิ้ง}}{\text{ค่าซีไอดีทั้งหมดของน้ำเข้า}} \times 100 \quad (4.1)$$

$$\text{อัตราการเกิดก๊าซชีวภาพ (ล./ก. ซีไอดีที่ถูกกำจัด)} = \frac{\text{ปริมาณก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้น(ล./วัน)}}{\text{ซีไอดีที่ถูกกำจัด (ก./วัน)}} \quad (4.2)$$

เมื่อคำนวณประสิทธิภาพในการกำจัดซีไอดีโดยใช้สมการที่ 4.1 พบว่าที่อัตราภาระสารอินทรีย์ 5 10 15 และ 20 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน ประสิทธิภาพการกำจัดซีไอดีมีค่าเฉลี่ยร้อยละ 78.38 94.80 97.70 และ 94.60 และมีปริมาณก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นในระบบ 10.40 18.61 31.44

และ 45.01 ล./วัน ตามลำดับ เมื่อคำนวณอัตราการเกิดก๊าซชีวภาพโดยใช้สมการที่ 4.2 ได้ค่าอัตราการเกิดก๊าซชีวภาพ 0.60 0.61 0.62 และ 0.60 ล./ก.ชีโอดีที่ถูกกำจัด ตามลำดับ และเมื่อสิ้นสุดการเดินระบบในแต่ละค่าอัตราการระเหยอินทรีย์ ได้วิเคราะห์องค์ประกอบของมีเทนในก๊าซชีวภาพ พบว่ามีค่าร้อยละ 47.92 49.13 55.30 และ 26.16 ตามลำดับ

ผลการวิเคราะห์ค่าพีเอช ค่าสภาพต่าง ค่ากรดไขมันระเหย และอัตราส่วนกรดไขมันระเหยต่อสภาพต่างที่อัตราการระเหยอินทรีย์ 5 10 15 และ 20 กก.ชีโอดี/ลบ.ม.-วัน มีดังนี้

ค่าพีเอชของน้ำเสียที่เข้าระบบมีค่าอยู่ในช่วง 7.61-7.80 ค่าพีเอชของน้ำทิ้งมีค่าอยู่ในช่วง 7.63-7.87 โดยค่าพีเอชเฉลี่ยของน้ำทิ้งมีค่าสูงกว่าค่าพีเอชของน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบ

ค่าสภาพต่างทั้งหมดของน้ำเข้ามีค่าอยู่ในช่วง 2,924-3,393 มก./ล. ในเทอมแคลเซียมคาร์บอเนต ค่าสภาพต่างของน้ำทิ้งมีค่าอยู่ในช่วง 2,535-3,444 มก./ล. ในเทอมแคลเซียมคาร์บอเนต โดยที่อัตราการระเหยอินทรีย์ 5 10 และ 15 กก.ชีโอดี/ลบ.ม.-วัน ค่าสภาพต่างของน้ำทิ้งมีค่าสูงกว่าน้ำที่เข้าระบบ ในขณะที่อัตราการระเหยอินทรีย์ 20 กก.ชีโอดี/ลบ.ม.-วัน ค่าสภาพต่างมีค่าน้อยกว่าน้ำที่เข้าระบบ

ค่ากรดไขมันระเหยของน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบมีค่าอยู่ในช่วง 189-437 มก./ล. ในเทอมของกรดอะซิติก ค่ากรดไขมันระเหยของน้ำทิ้งมีค่าอยู่ในช่วง 320-583 มก./ล. จากการทดลองพบว่าค่ากรดไขมันระเหยของน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบมีค่าต่ำกว่าน้ำที่ออกจากระบบ และค่าอัตราส่วนกรดไขมันระเหยต่อสภาพต่างของน้ำทิ้งมีค่าต่ำกว่า 0.4 ตลอดการทดลองโดยมีค่าอยู่ในช่วง 0.10-0.17

ผลการหาค่าตะกอนแขวนลอยในน้ำทิ้งพบว่าเมื่ออัตราการระเหยอินทรีย์ที่เข้าสู่ระบบมากขึ้นส่งผลให้ค่าตะกอนแขวนลอยในน้ำทิ้งสูงขึ้นตามไปด้วยโดยที่อัตราการระเหยอินทรีย์ 5 10 15 และ 20 กก.ชีโอดี/ลบ.ม.-วัน ค่าตะกอนแขวนลอยในน้ำทิ้งมีค่า 147 133 247 และ 290 มก./ล. ตามลำดับ

ผลการวัดค่าอุณหภูมิของน้ำเข้าและน้ำทิ้งที่ออกจากถังปฏิกรณ์ พบว่าอุณหภูมิของน้ำเสียที่เข้าระบบมีค่าอยู่ในช่วง 27.83-30.02 องศาเซลเซียส และน้ำทิ้งมีอุณหภูมิอยู่ในช่วง 27.76-30.07 องศาเซลเซียส

ผลการวิเคราะห์ และคำนวณค่าพารามิเตอร์ที่อัตราการระเหยอินทรีย์ต่างๆ แสดงในตารางที่ 4.5 สังเกตได้ว่าค่าส่วนเบี่ยงเบนมาตรฐานของค่าชีโอดีที่อัตราการระเหยอินทรีย์ 20 กก.ชีโอดี/ลบ.ม.-วัน ในน้ำทิ้งมีค่าสูงทั้งนี้สาเหตุมาจากในระหว่างที่ทำการทดลองที่อัตราการระเหยอินทรีย์นี้ มีความจำเป็นต้องหยุดเครื่องสูบน้ำเสียหมุนเวียนเป็นเวลา 3 สัปดาห์ ทำให้ขาดความต่อเนื่องในการดำเนินการทดลอง จึงทำให้ค่าชีโอดีหลังการบำบัดแล้วมีค่าที่แตกต่างกันมาก



ตารางที่ 4.5 ค่าพารามิเตอร์ต่างๆ ที่อัตราการสะสมอินทรีย์ 5 10 15 และ 20 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน

พารามิเตอร์	อัตราการสะสมอินทรีย์ (กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน)				
	5	10	15	20	
ค่าซีโอดี (มก./ล.)	น้ำเข้า	2934±479	4523±839	7649±1069	11071±1023
	น้ำทิ้ง	625±102	214±101	188±85	613±504
ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดี (ร้อยละ)		78.83±3.96	94.80±2.53	97.70±1.13	94.60±4.19
ปริมาณก๊าซชีวภาพ (ลิตร)		10.40±1.42	18.61±5.33	31.44±4.51	45.01±2.47
อัตราการเกิดก๊าซชีวภาพ (ล./ก.ซีโอดีที่ถูกกำจัด)		0.60±0.03	0.61±0.02	0.62±0.04	0.60±0.03
อัตราการเกิดก๊าซมีเทน (ล./ก. ซีโอดีที่ถูกกำจัด)		0.29	0.30	0.34	0.16
พีเอช	น้ำเข้า	7.8±0.24	7.61±0.19	7.67±0.29	7.68±0.42
	น้ำทิ้ง	7.87±0.25	7.63±0.18	7.75±0.23	7.76±0.21
ค่าสภาพต่าง (มก./ล. ในเทอม แคลเซียมคาร์บอเนต)	น้ำเข้า	3392±355	3116±290	3114±485	2924±539
	น้ำทิ้ง	3444±432	3365±248	3231±791	2535±529
กรดไขมันระเหย (มก./ล. ใน เทอมกรดอะซิติก)	น้ำเข้า	189±76	330±88	437±322	353±137
	น้ำทิ้ง	583±190	348±159	320±129	444±223
กรดไขมันระเหยต่อค่าสภาพ ต่าง	น้ำเข้า	0.28±0.19	0.16±0.13	0.24±0.17	0.13±0.07
	น้ำทิ้ง	0.16±0.05	0.10±0.05	0.10±0.06	0.17±0.07
ค่าตะกอนแขวนลอย (มก./ล.)		147±52	133±41	247±73	290±25
อุณหภูมิ (องศาเซลเซียส)	น้ำเข้า	28.6±0.48	27.8±1.05	28.2±0.9	30.0±0.7
	น้ำทิ้ง	28.6±0.99	27.8±1.02	28.0±0.82	30.1±1.11

หมายเหตุ : หลังเครื่องหมาย ± คือค่าส่วนเบี่ยงเบนมาตรฐาน

อัตราภาระสารอินทรีย์ 5 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน

ค่าซีไอดี  
(มก./ล.)

ประสิทธิภาพการกำจัดซีไอดี  
(ร้อยละ)

อัตราการเกิดก๊าซชีวภาพ  
(ล./วิน)

พีเอช

ค่าสภาพต่าง  
(มก./ล.)

กรดไขมันระเหย  
(มก./ล.)

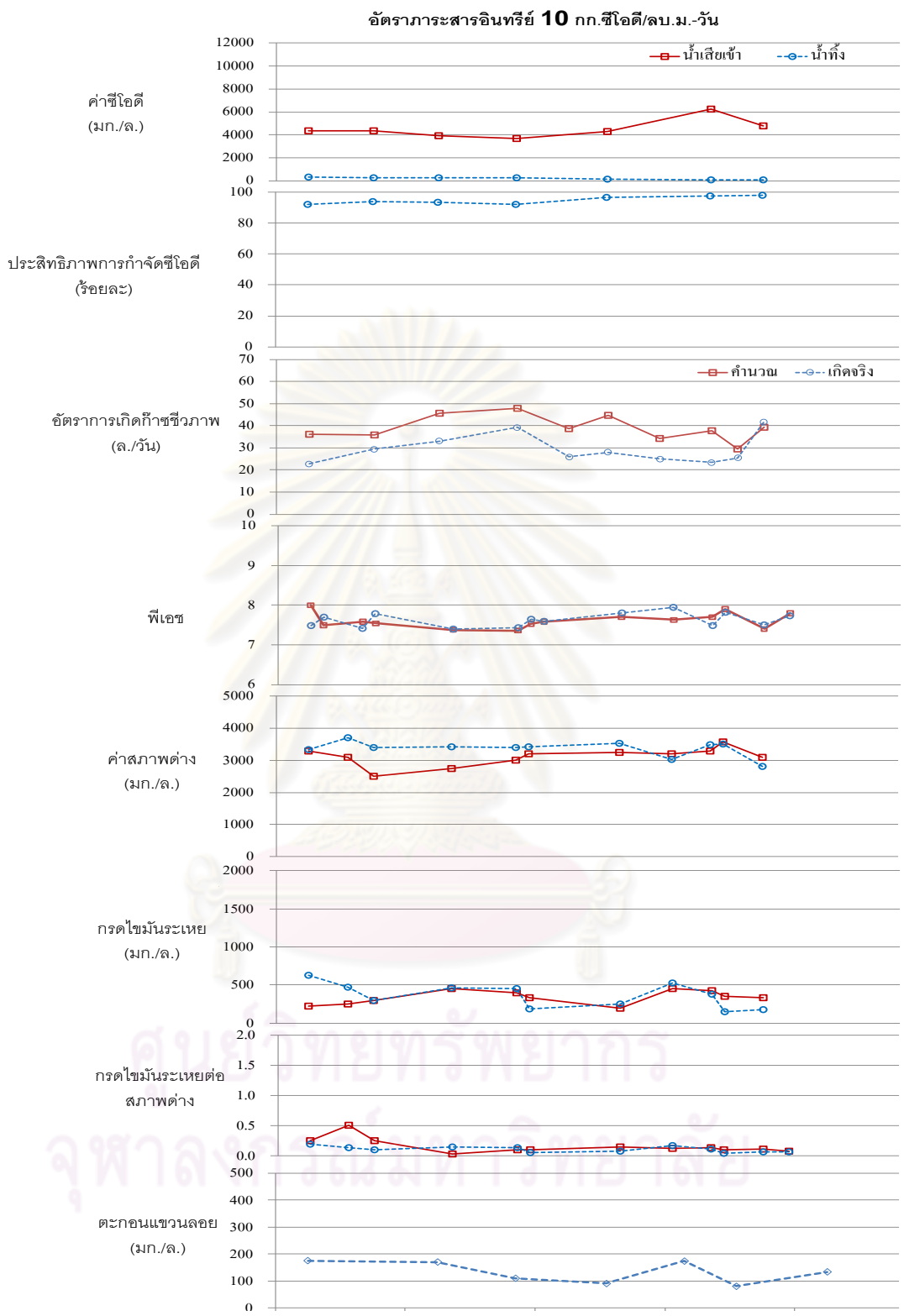
กรดไขมันระเหยต่อ  
สภาพต่าง

ตะกอนแขวนลอย  
(มก./ล.)

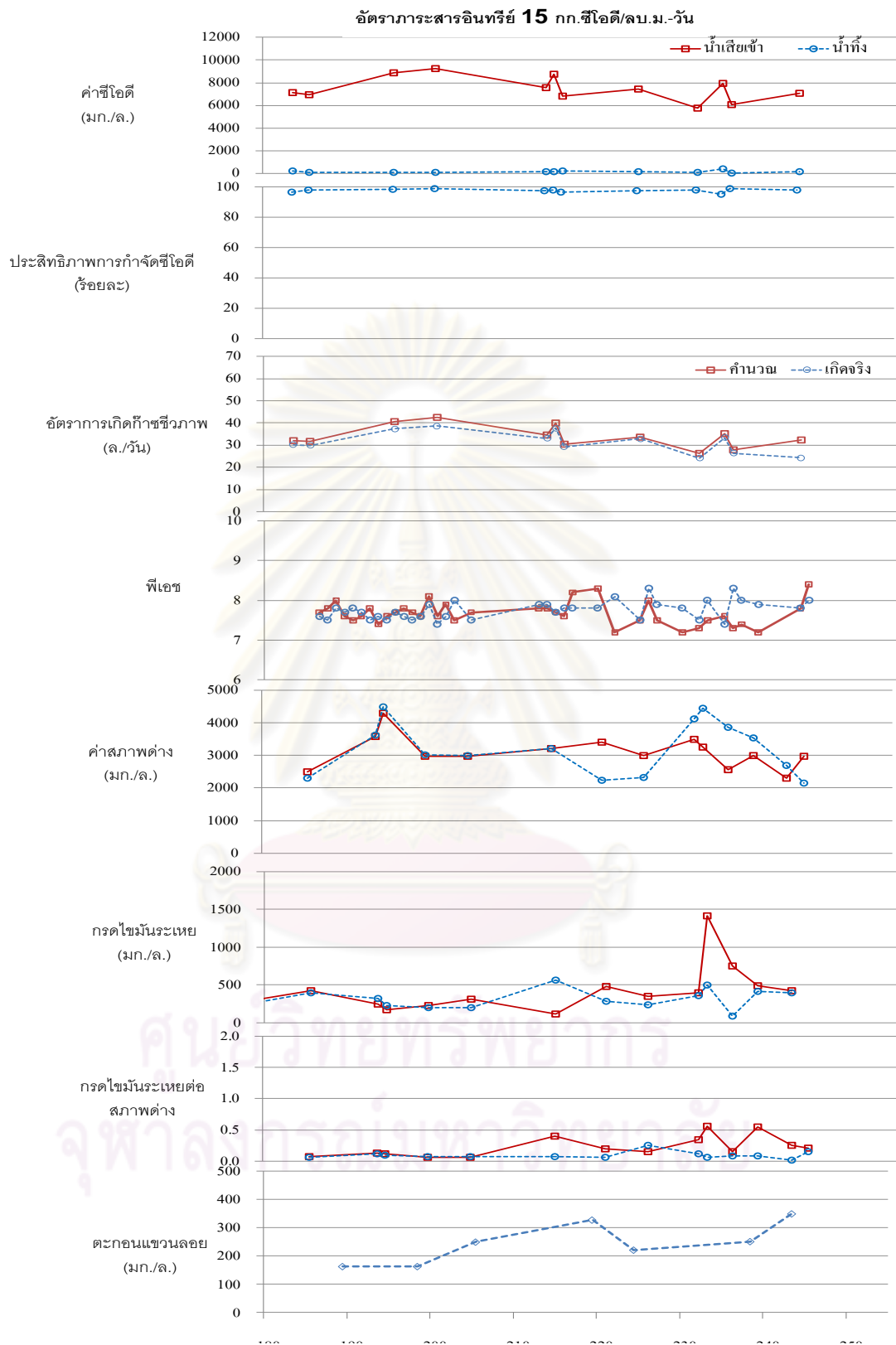


ศูนย์วิทยทรัพยากร  
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

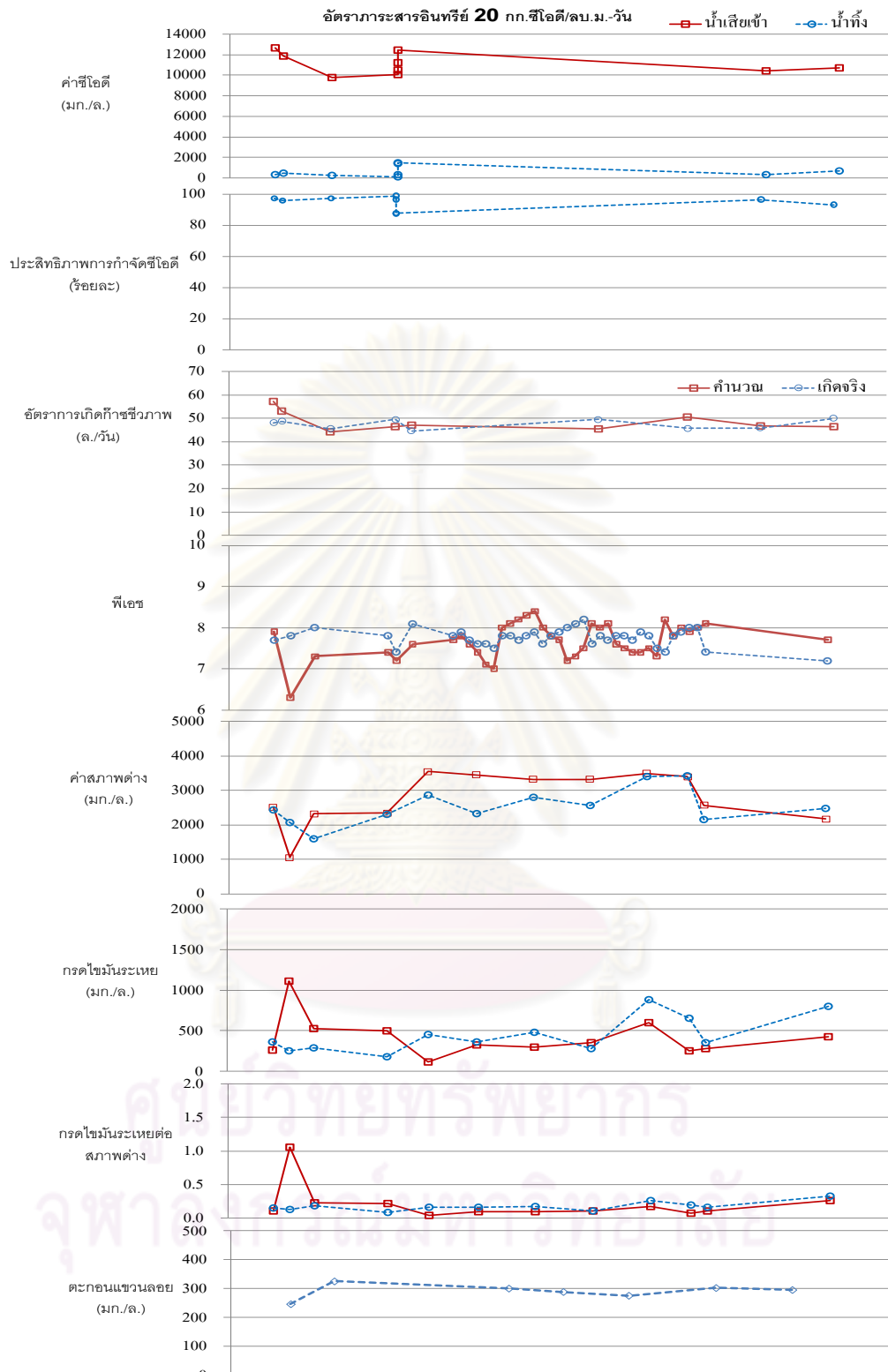
รูปที่ 4.4 ผลวิเคราะห์ค่าพารามิเตอร์ต่างๆ ที่อัตราภาระสารอินทรีย์ 5 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน



รูปที่ 4.5 ผลวิเคราะห์ค่าพารามิเตอร์ต่างๆ ที่อัตราการระเหยอินทรีย์ 10 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน



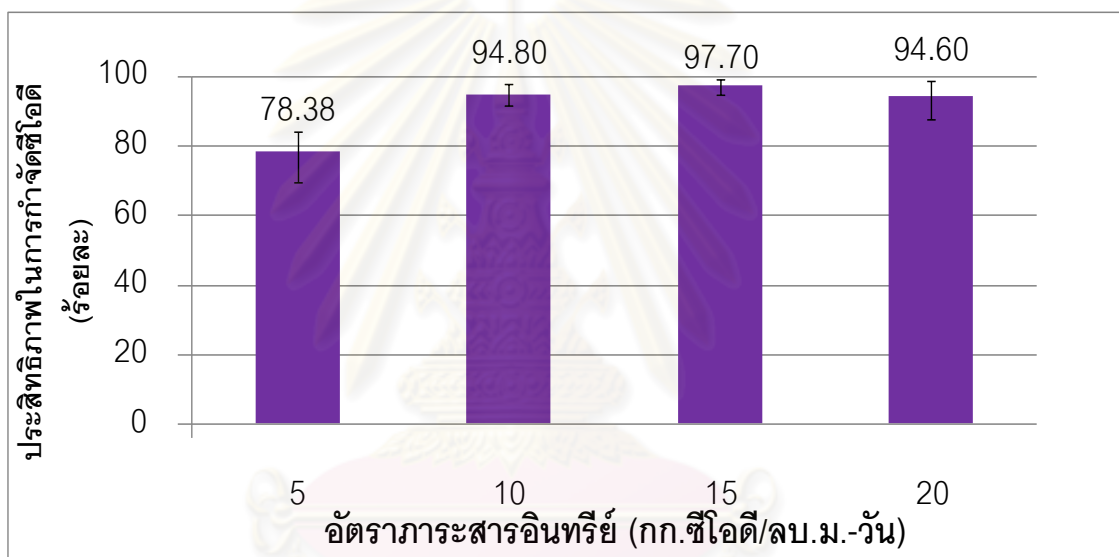
รูปที่ 4.6 ผลวิเคราะห์ค่าพารามิเตอร์ต่างๆ ที่อัตราการระบาดของอินทรีย์ 15 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน



รูปที่ 4.7 ผลวิเคราะห์ค่าพารามิเตอร์ต่างๆ ที่อัตราภาระสารอินทรีย์ 20 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน  
 4.3.2 สมรรถนะของระบบที่อัตราภาระสารอินทรีย์ 5 10 15 และ 20 กก. ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน

### ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดี และอัตราการเกิดก๊าซชีวภาพ

ประสิทธิภาพของระบบบำบัดน้ำเสียโดยทั่วไปสามารถประเมินได้จากความสามารถในการกำจัดซีโอดีของระบบ โดยในงานวิจัยนี้ได้ศึกษาผลของการปรับเปลี่ยนอัตราการระสาดอินทรีย์ที่เข้าสู่ระบบในแง่ของการกำจัดซีโอดี และอัตราการเกิดก๊าซชีวภาพ ที่ระยะเวลาพักน้ำเท่ากันที่ 12 ชม. จากการทดลองพบว่าเมื่อป้อนน้ำเสียที่มีอัตราการระสาดอินทรีย์ 5 10 15 และ 20 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน ระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดที่ใช้เม็ดยางเป็นวัสดุตัวกลางมีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีเฉลี่ยร้อยละ 78.38 94.80 97.70 และ 94.60 ตามลำดับ ในรูปที่ 4.8 แสดงประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีที่อัตราการระสาดอินทรีย์ต่างๆ



รูปที่ 4.8 ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีที่อัตราการระสาดอินทรีย์

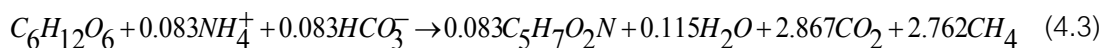
5 10 15 และ 20 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน

จากการทดลองพบว่าระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีสูงใกล้เคียงกัน โดยที่อัตราการระสาดอินทรีย์ 15 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน ระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีสูงสุด คือมีประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีร้อยละ 97.70 และที่อัตราการระสาดอินทรีย์ 5 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน ระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีต่ำสุด โดยมีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีร้อยละ 78.38 เมื่อเปรียบเทียบค่าซีโอดีของน้ำทิ้งที่อัตราการระสาดอินทรีย์ 5 และ 20 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน พบว่าค่าใกล้เคียงกันโดยมีค่าซีโอดีน้ำทิ้งเฉลี่ย 625 และ 613 มก./ล. ตามลำดับ

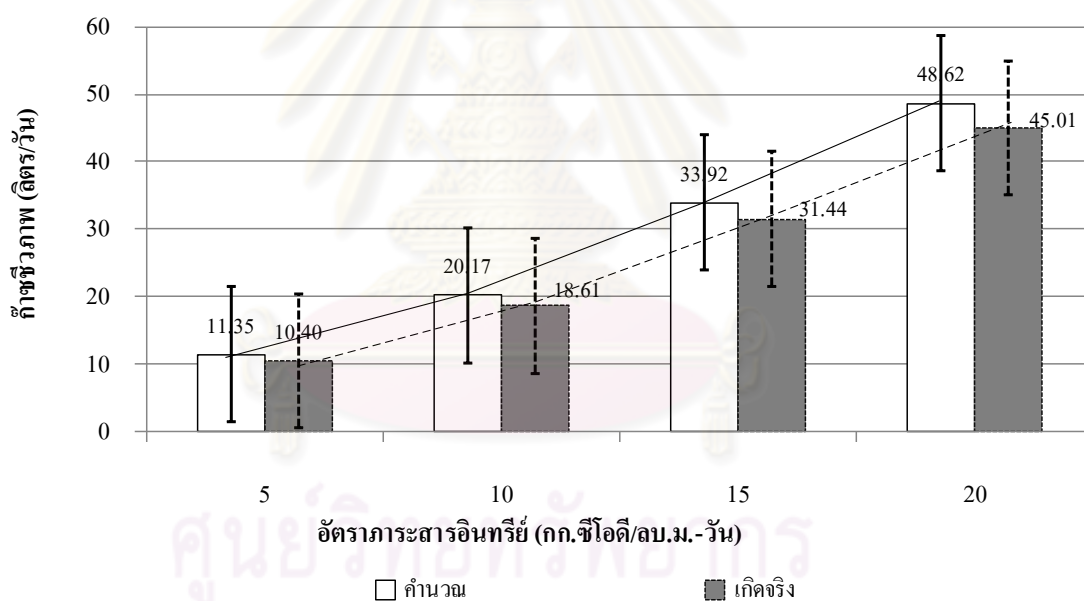
เมื่อเปรียบเทียบประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดี กับระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้ออกซิเจนรูปแบบอื่นๆ และเปรียบเทียบกับระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดที่ใช้วัสดุตัวกลางชนิดอื่นสามารถสรุปได้ว่า ระบบบำบัดน้ำเสียแบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดที่ใช้เม็ดยางเป็นวัสดุตัวกลาง มีประสิทธิภาพสูงในการกำจัดซีโอดี ซึ่งโดยทั่วไปแล้วระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดมีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีประมาณ 95 เปอร์เซ็นต์ ที่อัตราการระเหยอินทรีย์ 10-20 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน ทั้งนี้ขึ้นอยู่กับชนิดของน้ำเสีย (Tay และ Zhang, 2000) ในงานวิจัยของ Kida และคณะ (1990) ได้ศึกษาการใช้วัสดุตัวกลางในระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดเพื่อบำบัดน้ำเสียสังเคราะห์ พบว่าเมื่อใช้ Cristobalite เป็นวัสดุตัวกลางระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดที่โอซีร้อยละ 76 ที่อัตราการระเหยอินทรีย์ 8 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน เมื่อนำมาเปรียบเทียบกับการใช้เม็ดยาง พบว่าการเลือกใช้เม็ดยางเป็นวัสดุตัวกลางให้สมรรถนะของระบบดีกว่าโดยมีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีร้อยละ 78.38 และ 94.80 ที่อัตราการระเหยอินทรีย์ 5 และ 10 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน ตามลำดับ เมื่อเปรียบเทียบการใช้เม็ดยางกับการใช้ทรายเป็นวัสดุตัวกลางในระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบด จากงานวิจัยที่ผ่านมาพบว่าที่อัตราการระเหยอินทรีย์ 20 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน ระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดที่ใช้ทรายเป็นวัสดุตัวกลางมีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีประมาณร้อยละ 80 ในขณะที่การใช้เม็ดยางเป็นวัสดุตัวกลางในงานวิจัยนี้ให้ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีที่สูงกว่าการใช้ทรายโดยมีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีร้อยละ 96.40 ซึ่งใกล้เคียงกับการใช้ระบบยูเอเอสซึ่งมีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีร้อยละ 95 (Fang และคณะ, 1994) ดังที่ได้กล่าวมาแล้วข้างต้นจะเห็นได้ว่าระบบที่ใช้เม็ดยางเป็นวัสดุตัวกลางในงานวิจัยนี้ให้ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีที่ดี โดยมีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีสูงกว่าการใช้วัสดุชนิดอื่นเป็นวัสดุตัวกลาง นอกจากนี้ระบบยังให้ประสิทธิภาพสูงใกล้เคียงกับระบบยูเอเอสอีกด้วย

การบำบัดน้ำเสียด้วยระบบไร้ออกซิเจนจะมีก๊าซชีวภาพเกิดขึ้นในขั้นตอนสุดท้ายของการบำบัดซึ่งเป็นขั้นตอนการสร้างมีเทน โดยในขั้นตอนนี้กรดไขมันระเหยจะถูกเปลี่ยนเป็นมีเทนโดยจุลินทรีย์กลุ่มสร้างมีเทน ก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นในขั้นตอนนี้ประกอบด้วย คาร์บอนไดออกไซด์ และมีเทน โดยองค์ประกอบของก๊าซขึ้นอยู่กับชนิดของน้ำเสีย ในงานวิจัยนี้ได้ใช้น้ำตาลทรายเป็นแหล่งของคาร์บอนอินทรีย์ และได้คำนวณหาปริมาณก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นโดยใช้กฎโคสเป็นสารให้อิเล็กตรอน สามารถเขียนสมการการย่อยสลายสารอินทรีย์ได้ดังสมการที่ 4.3 เมื่อคำนวณหาปริมาตรก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นจากสมการที่ 4.3 และนำมาเปรียบเทียบกับก๊าซที่วัดได้จริงจากระบบดังแสดงในรูปที่ 4.9 สังเกตว่าปริมาตรก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นจริงใกล้เคียงกับค่าที่ได้จากการคำนวณในทุกค่าอัตราการระเหยอินทรีย์ โดยปริมาตรก๊าซที่เกิดขึ้นจริงต่ำกว่าที่คำนวณได้เล็กน้อย ทั้งนี้มี

สาเหตุมาจากการรั่วของก๊าซชีวภาพก่อนที่จะเข้าสู่อุปกรณ์วัดปริมาตรก๊าซ และก๊าซบางส่วนละลายลงน้ำที่อยู่ในอุปกรณ์วัดปริมาตรก๊าซ



จากการทดลองพบว่า การเกิดก๊าซมีเทนในระบบมีค่าสูงสุดที่อัตราภาระสารอินทรีย์ 15 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน และมีร้อยละของมีเทนในก๊าซชีวภาพสูงกว่าที่อัตราภาระสารอินทรีย์ค่าอื่นๆ โดยมีค่าองค์ประกอบของมีเทนในก๊าซชีวภาพเท่ากับร้อยละ 55.30 เมื่อคำนวณหาอัตราการเกิดก๊าซมีเทนที่อัตราภาระสารอินทรีย์ 15 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน พบว่ามีค่า 0.34 ล./กก.ซีไอดีที่ถูกกำจัด ซึ่งที่อัตราภาระสารอินทรีย์ดังกล่าวระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดซีไอดีสูงสุดคือร้อยละ 97.70 และที่อัตราภาระสารอินทรีย์ 20 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน พบว่าระบบมีอัตราการเกิดก๊าซมีเทนลดลง ซึ่งสอดคล้องกับประสิทธิภาพการกำจัดซีไอดีที่เริ่มลดลง



รูปที่ 4.9 อัตราการเกิดก๊าซชีวภาพที่อัตราภาระสารอินทรีย์ 5 10 15 และ 20 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน

จากการศึกษาที่ผ่านมาพบว่าระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจนมีอัตราการเกิดก๊าซชีวภาพอยู่ในช่วง 0.46-0.62 ล./กก. ซีไอดีที่ถูกกำจัด และมีอัตราการเกิดก๊าซมีเทน 0.38 ล./กก.ซีไอดีที่ถูกกำจัด (เกรียงศักดิ์ อุดมสินโรจน์, 2543) ซึ่งผลการคำนวณอัตราการเกิดก๊าซชีวภาพและมีเทนในงานวิจัยนี้พบว่า มีค่าใกล้เคียงกับค่าดังกล่าว โดยที่อัตราภาระสารอินทรีย์ต่างๆ มีอัตราการเกิดก๊าซชีวภาพ



อยู่ในช่วง 0.60-0.62 ล./ก.ซีไอดีที่ถูกกำจัด และมีอัตราการเกิดก๊าซมีเทนอยู่ในช่วง 0.17-0.38 ล./ก. ซีไอดีที่ถูกกำจัด

ในตารางที่ 4.6 สรุปค่าสมรรถนะของระบบในแง่ของประสิทธิภาพในการกำจัดซีไอดีและอัตราการเกิดก๊าซชีวภาพที่อัตราการระสาดอินทรีย์ 5 10 15 และ 20 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน

ตารางที่ 4.6 ประสิทธิภาพในการกำจัดซีไอดี และอัตราการเกิดก๊าซชีวภาพที่อัตราการระสาดอินทรีย์ 5 10 15 และ 20 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน

พารามิเตอร์	งานวิจัยที่ผ่านมา	อัตราการระสาดอินทรีย์ (กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน)			
		5	10	15	20
ประสิทธิภาพในการกำจัดซีไอดี (เปอร์เซ็นต์)	80-95*	78.83 ±3.96	94.80 ±2.53	97.70 ±1.13	94.60 ±4.19
ร้อยละของมีเทนในก๊าซชีวภาพ	60-70*	47.92	49.13	55.30	26.16
อัตราการเกิดก๊าซชีวภาพ (ล./ก.ซีไอดี ที่ถูกกำจัด)	0.46-0.62**	0.60	0.61	0.62	0.60
อัตราการเกิดก๊าซมีเทน (ล./ก.ซีไอดี ที่ถูกกำจัด)	0.38**	0.29	0.30	0.34	0.16

หมายเหตุ : หลังเครื่องหมาย  $\pm$  คือค่าส่วนเบี่ยงเบนมาตรฐาน

\* ที่มา : Metcalf และ Eddy (2003)

\*\* ที่มา : เกรียงศักดิ์ อุดมสินโรจน์ (2543)

จากผลการศึกษาดังกล่าวข้างต้นสามารถสรุปได้ว่าเมื่อใช้เม็ดยางเป็นวัสดุตัวกลางในระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบด ส่งผลให้ระบบมีสมรรถนะที่ดีในแง่ของอัตราการเกิดก๊าซชีวภาพและก๊าซมีเทน

**พีเอช ค่ากรดไขมันระเหย ค่าสภาพต่างทั้งหมด และค่าอัตราส่วนกรดไขมันระเหยต่อค่าสภาพต่างทั้งหมด**

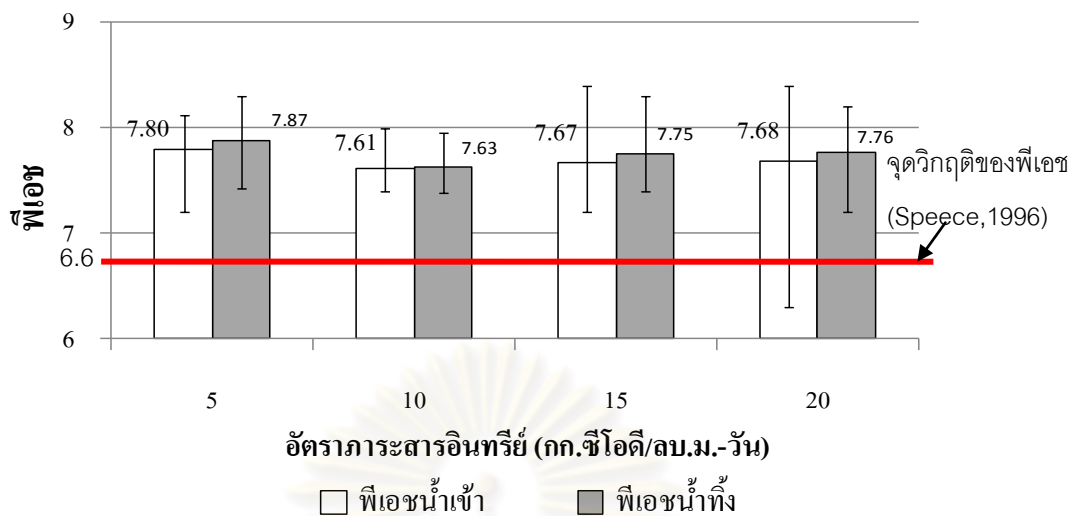
แม้ว่าพีเอชจะเป็นพารามิเตอร์ที่ไม่สามารถแสดงถึงการทำงานที่ล้มเหลวได้ทันที แต่การวัดค่าพีเอชยังคงมีความสำคัญต่อการเดินระบบแบบไร้ออกซิเจนเป็นอย่างมาก โดยค่าพีเอชที่เปลี่ยนแปลงจะมีผลกับแบคทีเรียที่ผลิตมีเทน ส่งผลให้เกิดการเสียสมดุลระหว่างจุลินทรีย์ที่สร้าง

กรดกับจุลินทรีย์ที่สร้างมีเทน และเมื่อระบบเริ่มล้มเหลวหรือด้อยประสิทธิภาพค่าพีเอชจะลดต่ำลงมาก นอกจากนี้การแก้ไขให้ระบบฟื้นตัวจำเป็นต้องอาศัยการควบคุมค่าพีเอชให้อยู่ในช่วงที่เหมาะสมด้วย ดังนั้นค่าพีเอชยังคงเป็นค่าที่เหมาะสมในการควบคุมการทำงาน และตรวจสอบระบบร่วมกับพารามิเตอร์อื่น

ในการทดลองนี้พีเอชของน้ำเสียที่เข้าสู่ถังปฏิกิริยาที่อัตราภาระสารอินทรีย์ต่างๆ กันมีค่าใกล้เคียงกันซึ่งอาจเป็นผลมาจากการเติมโซเดียมไฮดรอกไซด์เพื่อควบคุมพีเอชในระบบ โดยที่อัตราภาระสารอินทรีย์ 5 10 15 และ 20 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน ค่าพีเอชของน้ำเสียที่เข้าสู่ปฏิกิริยามีค่าอยู่ในช่วง 7.61 -7.76 ส่วนน้ำทิ้งที่ออกจากถังปฏิกิริยามีค่าพีเอช 7.88 7.63 7.75 และ 7.79 ที่อัตราภาระสารอินทรีย์ 5 10 15 และ 20 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน ตามลำดับดังแสดงในตารางที่ 4.7 และในรูปที่ 4.10 แสดงภาพรวมของพีเอชที่อัตราภาระสารอินทรีย์ต่างๆ จากการทดลองพบว่าอัตราภาระสารอินทรีย์ที่เพิ่มขึ้นไม่ได้มีผลต่อค่าพีเอช แม้ว่าภายในระบบบำบัดน้ำเสียจะมีค่ากรดไขมันระเหยเพิ่มขึ้นก็ตาม เนื่องจากปริมาณบัฟเฟอร์ที่เติมให้แก่ระบบมากเกินไป ส่วนค่าพีเอชของน้ำทิ้งอยู่ในช่วงที่เหมาะสมกับการเดินระบบ

น้ำเสียที่ใช้ในการทดลองนี้เป็นน้ำเสียสังเคราะห์ เมื่อทำการเตรียมน้ำเสียแล้ววัดผลทันทีจึงทำให้มีค่ากรดไขมันระเหยต่ำ ส่วนน้ำทิ้งที่ออกจากระบบมีค่ากรดไขมันระเหยสูงกว่าน้ำที่เข้าระบบ เนื่องจากน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบเป็นน้ำเสียที่ผสมใหม่ทุกๆ วัน จึงยังไม่มีกรดย่อยสลายสารอินทรีย์โดยจุลินทรีย์ส่งผลให้ไม่มีการสะสมกรดไขมันระเหยในน้ำเสีย และพบว่าน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบที่อัตราภาระสารอินทรีย์ต่างๆ มีค่ากรดไขมันระเหยไม่แตกต่างกันมากนัก แต่จากการทดลองพบว่าปริมาณกรดไขมันระเหยของน้ำทิ้งที่ออกจากถังปฏิกิริยามีค่าเพิ่มขึ้นเมื่ออัตราภาระสารอินทรีย์ที่เข้าสู่ระบบมีค่าเพิ่มขึ้น เนื่องจากจุลินทรีย์กลุ่มสร้างมีเทนไม่สามารถใช้กรดไขมันระเหยที่สะสมอยู่ในระบบได้ทันทีจึงทำให้ค่ากรดไขมันระเหยที่สะสมอยู่ในระบบมีค่าสูงตามไปด้วย

การเตรียมน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบให้มีกำลังบัฟเฟอร์ที่เพียงพอเป็นสิ่งจำเป็นมากเพื่อป้องกันค่าพีเอชของระบบลดต่ำลงจนถึง 6.6 (Speece, 1996) ซึ่งมักจะเป็นปัญหาเมื่อนำไปใช้กับระบบบำบัดน้ำเสียที่มีขนาดใหญ่ เพราะต้องใช้สารเคมีจำนวนมาก แต่ระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดมีข้อได้เปรียบในแง่ของการเพิ่มค่าสภาพต่างของระบบ เนื่องจากระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดมีอัตราการเวียนน้ำสูงจึงช่วยรักษาสภาพต่างในระบบไว้ได้มาก จากการทดลองพบว่าค่าสภาพต่างของน้ำทิ้งมีค่าอยู่ในช่วง 2,500–3,500 มก./ล. ในเทอมของแคลเซียมคาร์บอเนต ค่ากรดไขมันระเหยของน้ำทิ้งที่ออกจากถังปฏิกิริยาแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดมีค่าอยู่ในช่วง 300–600 มก./ล. ในเทอมของกรดอะซิติก และน้ำทิ้งมีค่าพีเอชอยู่ในช่วง 7.63–7.87

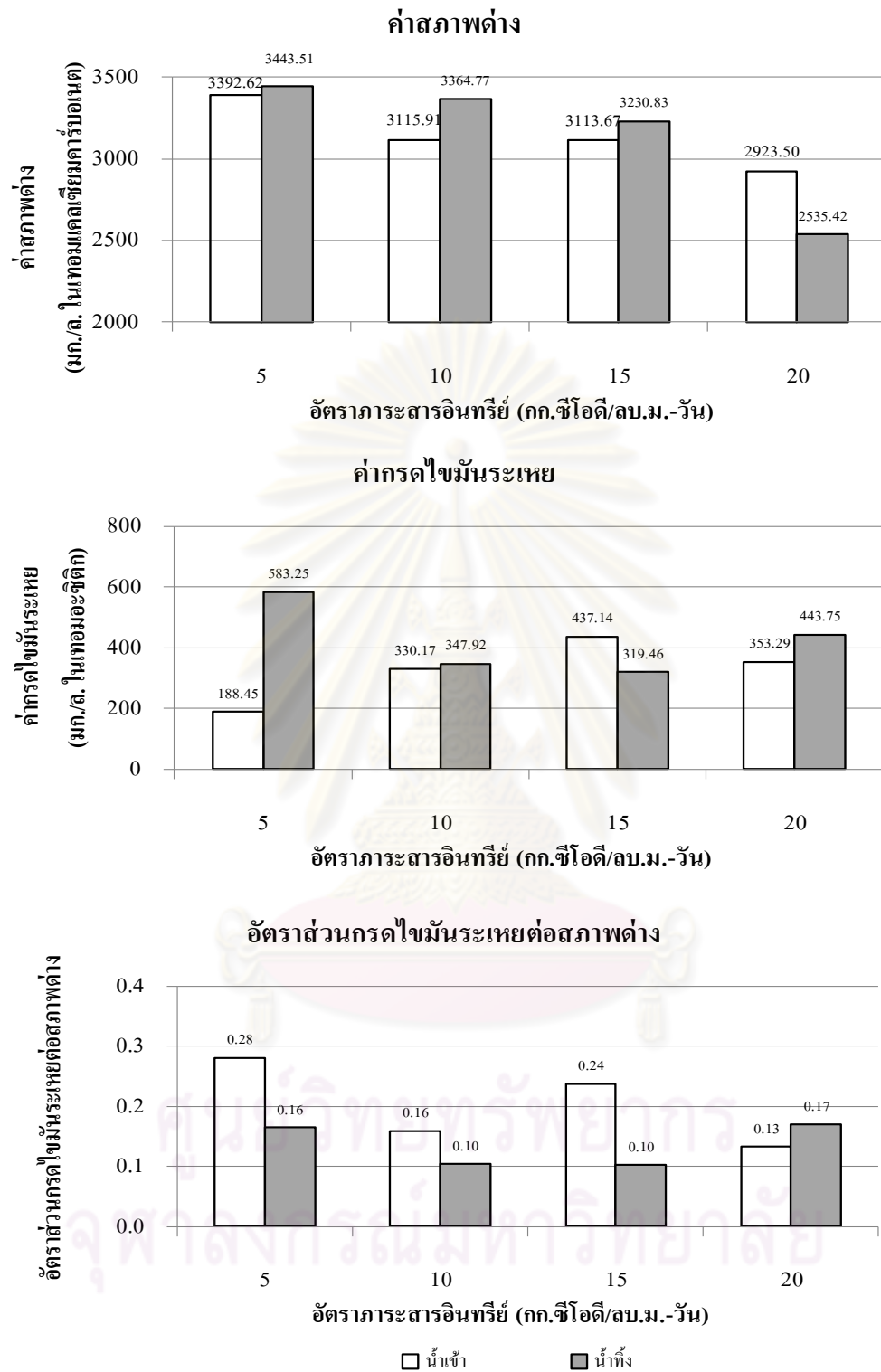


รูปที่ 4.10 พีเอชของน้ำเข้าและน้ำทิ้งที่อัตราการกรองอินทรีย์

5 10 15 และ 20 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน

ค่าความเป็นกรด-ด่างในระบบมีความสำคัญต่อกระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบไร้ออกซิเจน โดยค่าสภาพต่างที่เหมาะสมต่อการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ควรอยู่ในช่วง 1,500-2,000 มก./ล. ในเทอมของแคลเซียมคาร์บอเนต (มันซิน ตันซูลเวตม์, 2542) สำหรับค่ากรดไขมันระเหยควรมีค่าอยู่ในช่วง 200-400 มก./ล. ในเทอมของกรดอะซิติก ในรูปที่ 4.11 แสดงค่าสภาพต่าง กรดไขมันระเหย ค่าอัตราส่วนกรดไขมันระเหยต่อค่าสภาพต่างที่อัตราการกรองอินทรีย์ต่างๆ และในตารางที่ 4.7 สรุปค่าพีเอช ค่าสภาพต่าง กรดไขมันระเหย ค่าอัตราส่วนกรดไขมันระเหยต่อค่าสภาพต่างที่อัตราการกรองอินทรีย์ต่างๆ

ศูนย์วิทยทรัพยากร  
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย



รูปที่ 4.11 ค่าสภาพต่าง กรดไขมันระเหย และอัตราส่วนกรดไขมันระเหยต่อสภาพต่าง ที่อัตราการบำบัดน้ำเสีย 5 10 15 และ 20 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน

ตารางที่ 4.7 ค่าเฉลี่ยพีเอช สภาพต่าง กรดไขมันระเหย และอัตราส่วนกรดไขมันระเหยต่อค่าสภาพต่างทั้งหมด ที่อัตราภาวะสารอินทรีย์ 5 10 15 และ 20 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน

พารามิเตอร์	อัตราภาวะสารอินทรีย์ (กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน)			
	5	10	15	20
พีเอชน้ำเข้า	7.80 ±0.24	7.61±0.19	7.67±0.29	7.68±0.42
พีเอชน้ำทิ้ง	7.87±0.25	7.63±0.18	7.75±0.23	7.76±0.21
ค่าสภาพต่างน้ำเข้า	3,393±354	3,116±289	3,114±485	2,878±809
ค่าสภาพต่างน้ำทิ้ง (มก./ล. ในเทอมแคลเซียมคาร์บอเนต)	3,444±432	3,365±248	3,231±791	2,580±568
ค่ากรดไขมันระเหยน้ำเข้า (มก./ล.)	191±76	330±88	437±322	434±280
ค่ากรดไขมันระเหยน้ำทิ้ง (มก./ล.)	582±190	348±159	319±129	418±211
อัตราส่วนค่ากรดไขมันระเหยต่อสภาพต่างน้ำเข้า	0.28±0.18	0.16±0.12	0.24±0.17	0.22±0.07
อัตราส่วนค่ากรดไขมันระเหยต่อสภาพต่างน้ำทิ้ง	0.17±0.05	0.10±0.05	0.10±0.06	0.16±0.05

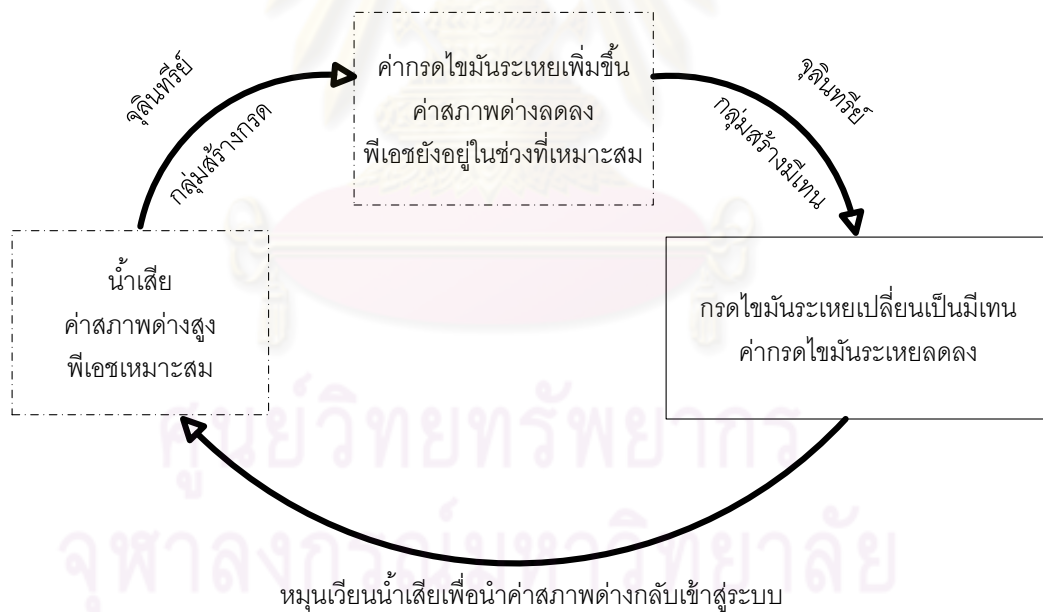
หมายเหตุ : หลังเครื่องหมาย ± คือค่าส่วนเบี่ยงเบนมาตรฐาน

จากผลการทดลองในงานวิจัยนี้พบว่าค่าสภาพต่างที่เดิมมีค่าเพียงพอต่อความต้องการของจุลินทรีย์ในระบบและอยู่ในช่วงที่เหมาะสมต่อการบำบัดน้ำเสียแบบไร้ออกซิเจน ในระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้ออกซิเจนโดยทั่วไปจะมีค่าสภาพต่างไบคาร์บอเนตเท่ากับหรือใกล้เคียงกับค่าสภาพต่างทั้งหมด (Alkalinity) ในกรณีที่มีค่ากรดไขมันระเหยต่ำ และหากในน้ำเสียมีค่ากรดไขมันระเหยสูง ค่าสภาพต่างบางส่วนจะทำปฏิกิริยากับกรดไขมันระเหยกลายเป็นเกลือของกรดไขมันระเหย ซึ่งสามารถเขียนความสัมพันธ์ได้ดังสมการที่ 4.4 (เกรียงศักดิ์ อุดมสินโรจน์, 2543)

$$\text{Total alkalinity} = \text{Bicarbonate alkalinity} + \text{Volatile acid salts} \quad (4.4)$$

จากผลการทดลองในงานวิจัยนี้พบว่าที่อัตราภาวะสารอินทรีย์ 5 10 และ 15 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน ค่าสภาพต่างทั้งหมดเฉลี่ยของน้ำทิ้งมีค่าสูงกว่าค่าสภาพต่างทั้งหมดของน้ำเสียที่เข้าระบบเล็กน้อย ดังแสดงในตารางที่ 4.7 ในขณะที่อัตราภาวะสารอินทรีย์ 20 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน กลับพบว่าค่าสภาพต่างทั้งหมดในน้ำทิ้งมีค่าต่ำกว่าค่าสภาพต่างทั้งหมดของน้ำเข้า ซึ่งเป็นไปได้

ว่าค่าสภาพต่างถูกใช้เพื่อสะท้อนกรดไขมันระเหย แต่ค่าสภาพต่างของน้ำทิ้งยังอยู่ในช่วงที่เหมาะสมต่อการย่อยสลายสารอินทรีย์แบบไร้ออกซิเจนดังที่ได้กล่าวไปแล้วข้างต้น โดยการเวียนน้ำเสียภายในระบบเป็นปัจจัยหนึ่งที่มีผลต่อการรักษาสภาพต่างในระบบให้เพียงพอต่อการสะท้อนกรดไขมันระเหยที่ถูกสร้างโดยจุลินทรีย์กลุ่มสร้างกรด แต่การเวียนน้ำเสียกลับเข้ามานั้นไม่ได้เป็นการลดปริมาณความต้องการต่างในการสะท้อนกรดเพียงอย่างเดียวเท่านั้น แต่เป็นการเจือจางความเข้มข้นของค่าซีโอดีให้ลดลง ซึ่งจะส่งผลให้ความเข้มข้นของกรดไขมันระเหยลดลงด้วย (Speece, 1996) เมื่อเติมค่าสภาพต่างให้กับน้ำเสียที่เข้าระบบจนมีค่าพีเอชที่เหมาะสมต่อการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ จุลินทรีย์กลุ่มสร้างกรดจะย่อยสลายสารอินทรีย์ให้เป็นกรดไขมันระเหย ส่งผลให้ค่าพีเอชลดต่ำลง แต่ถ้ามีค่าสภาพต่างเพียงพอในการสะท้อนกรดไขมันระเหยจะช่วยควบคุมค่าพีเอชให้เหมาะสมต่อการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์กลุ่มสร้างมีเทน และจุลินทรีย์กลุ่มนี้จะเปลี่ยนกรดไขมันระเหยให้เป็นก๊าซมีเทน จึงทำให้น้ำเสียมีค่ากรดไขมันระเหยต่ำลงและเมื่อเวียนน้ำเสียนี้กลับเข้าสู่ระบบจึงเป็นการเจือจางค่ากรดไขมันระเหยให้มีค่าต่ำลงด้วย ดังแสดงในรูปที่ 4.12



รูปที่ 4.12 ผลของการเวียนน้ำภายในระบบที่มีต่อค่าสภาพต่าง

### ค่าตะกอนแขวนลอยในน้ำทิ้ง

จากการทดลองพบว่า น้ำทิ้งที่ออกจากถังปฏิกริยาแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดมีค่าตะกอนแขวนลอยเฉลี่ย 147 133 247 และ 290 มก./ล. เมื่อน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบมีอัตราภาระสารอินทรีย์ 5 10 15 และ 20 มก./ล. ตามลำดับ

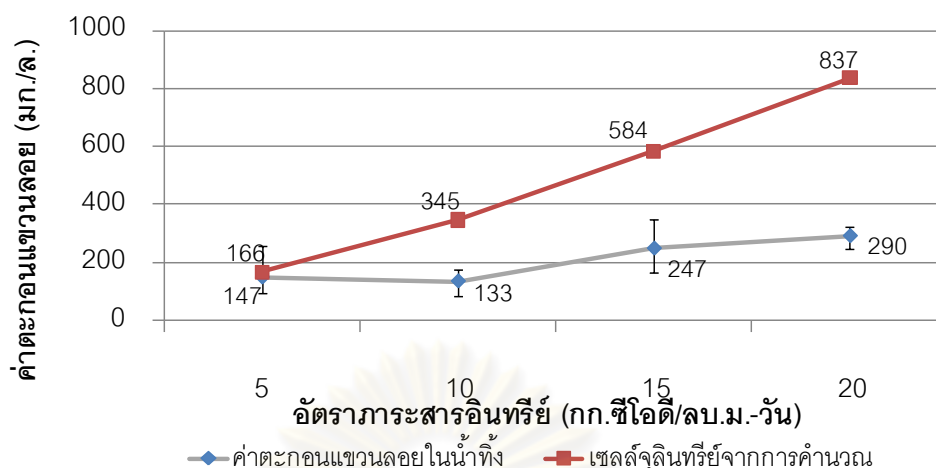
เมื่อน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบมีอัตราภาระสารอินทรีย์สูงจะส่งผลให้น้ำทิ้งมีค่าตะกอนแขวนลอยสูงตามไปด้วย โดยพบว่าที่อัตราภาระสารอินทรีย์ 20 กก. ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน ค่าตะกอนแขวนลอยในน้ำทิ้งมีค่าสูงสุด ทั้งนี้มีสาเหตุมาจากระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดมีอัตราการไหลขึ้นของน้ำที่สูงซึ่งเกิดจากการเวียนน้ำเสียภายในระบบเพื่อรักษาสภาวะฟลูอิดไดซ์ตลอดเวลา และส่วนหนึ่งเกิดจากอัตราภาระสารอินทรีย์ที่เข้าสู่ระบบสูงขึ้น ทำให้ปริมาตรของก๊าซชีวภาพที่เกิดสูงตามไปด้วย เมื่อก๊าซชีวภาพเหล่านี้ลอยขึ้นสู่ด้านบนของถังปฏิกริยาทำให้เกิดการฟุ้งกระจายของวัสดุตัวกลางและเซลล์จุลินทรีย์ที่ลอยอย่างอิสระมากยิ่งขึ้น จึงเป็นสาเหตุให้ตะกอนจุลินทรีย์และวัสดุตัวกลางที่มีขนาดเล็กและเบาหลุดออกมาพร้อมกับน้ำทิ้ง รูปที่ 4.13 แสดงค่าตะกอนแขวนลอยเมื่อระบบรับน้ำเสียที่อัตราภาระสารอินทรีย์ 5 10 15 และ 20 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน

เมื่อคำนวณปริมาณเซลล์ที่เกิดขึ้นภายในระบบจากค่าอีลด์และค่าซีโอดีที่ถูกกำจัดโดยกำหนดให้ค่าอีลด์ของการย่อยสลายแบบไร้ออกซิเจนมีค่าประมาณ 0.08 ก. วีเอสเอส/ก.ซีโอดีที่ถูกกำจัด (Metcalf และEddy, 2003) โดยผลการคำนวณแสดงในตารางที่ 4.8

ตารางที่ 4.8 ผลการคำนวณค่าสารอินทรีย์ระเหยได้ในระบบที่อัตราภาระสารอินทรีย์ต่างๆ

อัตราภาระสารอินทรีย์ (กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน)	ซีโอดีที่ถูกกำจัด (ก./ล.)	ปริมาณเซลล์ที่เกิดขึ้น* (มก./ล.)	ค่าตะกอนแขวนลอย ในน้ำทิ้ง (ก./ล.)
5	2.07	166	147
10	4.31	345	133
15	7.30	584	247
20	10.46	837	290

หมายเหตุ: \* ค่าสารอินทรีย์ระเหยได้จากการคำนวณ



รูปที่ 4.13 ค่าตะกอนแขวนลอยในน้ำทิ้งและเซลล์จุลินทรีย์จากการคำนวณ ที่อัตราปุ๋ยเคมี 5 10 15 และ 20 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน

จากรูปที่ 4.13 แสดงให้เห็นว่าที่อัตราปุ๋ยเคมี 5 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน (ค่าซีไอดี ประมาณ 2,500 มก./ล.) ค่าตะกอนแขวนลอยในน้ำทิ้งมีค่าใกล้เคียงกับปริมาณจุลินทรีย์ที่เกิดขึ้นในระบบ ซึ่งแสดงให้เห็นว่าในช่วงนี้ระบบกักเก็บจุลินทรีย์ไว้ได้น้อย เมื่อพิจารณาในแง่ของประสิทธิภาพในการกำจัดซีไอดี พบว่าระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดซีไอดีต่ำกว่าที่อัตราปุ๋ยเคมีอื่นๆ และที่อัตราปุ๋ยเคมี 10 15 และ 20 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน ค่าตะกอนแขวนลอยในน้ำทิ้งน้อยกว่าปริมาณเซลล์จุลินทรีย์ที่คำนวณได้จากยิลด์ อาจแสดงให้เห็นได้ว่าจุลินทรีย์ที่หลุดออกจากระบบมีปริมาณน้อยกว่าจุลินทรีย์ที่มีอยู่ในระบบ ดังนั้นอาจกล่าวได้ว่าระบบแวนแอรโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดที่ใช้เม็ดยางเป็นวัสดุตัวกลางช่วยรักษาปริมาณจุลินทรีย์ในระบบไว้ได้มาก ทั้งนี้การรักษาปริมาณจุลินทรีย์ในระบบมีความสำคัญ เพราะถ้าจุลินทรีย์หลุดออกจากระบบมากเกินไปจะส่งผลให้สมรรถนะของระบบลดลง

### อุณหภูมิในระบบ

อุณหภูมิมีความสำคัญต่อกระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบไร้ออกซิเจน โดยอัตราของปฏิกิริยาเคมีหรือปฏิกิริยาชีวเคมีต่างๆ ไป จะเพิ่มขึ้นหรือสูงขึ้นเมื่อมีอุณหภูมิสูงขึ้น โดยระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้ออกซิเจนจะผลิตก๊าซมีเทนได้ดีที่อุณหภูมิในช่วง 30-40 องศาเซลเซียส สำหรับอุณหภูมิเมโซฟิลิก และอุณหภูมิ 50-60 องศาเซลเซียส สำหรับอุณหภูมิในช่วงเทอโมฟิลิก ซึ่งช่วงอุณหภูมิดังกล่าวเหมาะสมสำหรับการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์กลุ่มสร้างมีเทน (Grady และคณะ, 1999) แม้ว่าที่อุณหภูมิสูงจะส่งผลให้เกิดก๊าซมีเทนสูงขึ้นตามไปด้วย แต่การควบคุมระบบ



บำบัดให้มีอุณหภูมิสูง ทำให้สิ้นเปลืองพลังงานในการให้ความร้อนแก่ระบบ ดังนั้นการควบคุมอุณหภูมิให้อยู่ในระดับที่ยอมรับได้ กล่าวคือ อุณหภูมิในระบบไม่แปรปรวนมากนัก จัดว่าเป็นการควบคุมระบบที่มีความเหมาะสมมากกว่าที่จะสิ้นเปลืองพลังงานในการให้ความร้อนแก่ระบบ เพื่อให้ระบบมีอุณหภูมิอยู่ในช่วง 30-40 องศาเซลเซียสตลอดการทดลอง นอกจากนี้ประเทศไทยมีอุณหภูมิที่เปลี่ยนแปลงไม่มากนักในแต่ละฤดูกาลและอุณหภูมิอยู่ในช่วงเมโซฟิลิก (Mesophilic) จึงทำให้ได้เปรียบในแง่ของการรักษาอุณหภูมิให้เหมาะสมต่อการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์กลุ่มสร้างกรดและจุลินทรีย์กลุ่มสร้างมีเทน เนื่องจากอุณหภูมิที่เหมาะสมต่อจุลินทรีย์กลุ่มสร้างกรดอยู่ในช่วง 30-36 องศาเซลเซียส และอุณหภูมิที่เหมาะสมต่อจุลินทรีย์กลุ่มสร้างมีเทนควรอยู่ในช่วง 33-38 องศาเซลเซียส (เกรียงศักดิ์ อุดมสินโรจน์, 2543) จากการทดลองพบว่าเมื่อทำการทดลองโดยป้อนน้ำเสียที่อัตราภาระสารอินทรีย์ 5 10 15 และ 20 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน อุณหภูมิของน้ำทิ้งที่ออกจากระบบที่วัดได้มีค่า 28.59 27.76 28.06 และ 30.07 องศาเซลเซียส ในรูปที่ 4.14 แสดงค่าเฉลี่ยของอุณหภูมิเฉลี่ยของน้ำเข้าและน้ำทิ้งที่อัตราภาระสารอินทรีย์ 5 10 15 และ 20 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน พบว่าน้ำเข้าและน้ำทิ้งที่ออกจากถังปฏิกริยามีอุณหภูมิใกล้เคียงกันโดยน้ำทิ้งที่ออกจากถังปฏิกริยามีอุณหภูมิสูงกว่าน้ำเข้าเล็กน้อย ซึ่งอยู่ในช่วงของเมโซฟิลิกตลอดการทดลอง ดังนั้นอาจกล่าวได้ว่าในงานวิจัยนี้ อุณหภูมิไม่มีผลต่อประสิทธิภาพในการเดินระบบ แอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดทั้งในแง่ของประสิทธิภาพในการกำจัดซีไอดีและอัตราการผลิตก๊าซชีวภาพที่อัตราภาระสารอินทรีย์ต่างๆ



รูปที่ 4.14 อุณหภูมิของน้ำเข้าและน้ำทิ้งที่อัตราภาระสารอินทรีย์ 5 10 15 และ 20 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน

โดยภาพรวมผลการทดลองทั้งหมดดังกล่าวบ่งชี้ได้อย่างชัดเจนว่า เม็ดยางที่ผลิตจากเศษยางรถยนต์ที่ใช้แล้วนั้นมีความเหมาะสมที่จะนำมาใช้เป็นวัสดุตัวกลางในระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบด โดยส่งผลให้ระบบมีสมรรถนะที่ดีทั้งในแง่ของประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดี และอัตราการเกิดก๊าซชีวภาพ เมื่อทำการเดินระบบที่อัตราการระเหยอินทรีย์ 5 10 15 และ 20 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน โดยพบว่าที่อัตราการระเหยอินทรีย์ 15 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน ระบบมีสมรรถนะดีที่สุดในแง่ของประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดี และอัตราการเกิดก๊าซชีวภาพและมีเทน โดยเมื่อเปรียบเทียบกับงานวิจัยที่ผ่านมาพบว่า การใช้เม็ดยางเป็นวัสดุตัวกลางในงานวิจัยนี้ให้ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีสูงกว่าการใช้วัสดุชนิดอื่น เช่น การใช้ทรายเป็นวัสดุตัวกลาง และให้ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีใกล้เคียงกับการใช้ยูเอเอสบี ส่วนในแง่ของอัตราการเกิดก๊าซชีวภาพในงานวิจัยนี้พบว่าอัตราการเกิดก๊าซชีวภาพที่ใกล้เคียงกับระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจนทั่วไป นอกจากนี้การใช้เม็ดยางเป็นวัสดุตัวกลางยังช่วยรักษาปริมาณจุลินทรีย์ไว้ในระบบได้มากอีกด้วย สำหรับการเปลี่ยนแปลงประชากรของจุลินทรีย์ทั้งในแง่ของชนิดและปริมาณที่อัตราการระเหยอินทรีย์ต่างๆ ได้อธิบายในหัวข้อถัดไป

#### 4.4 การเปลี่ยนแปลงปริมาณและชนิดของจุลินทรีย์เมื่อมีการปรับเปลี่ยนอัตราการระเหยอินทรีย์

ในงานวิจัยนี้ได้ทำการศึกษาชนิดและจำนวนประชากรจุลินทรีย์ในระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดที่ใช้เม็ดยางเป็นวัสดุตัวกลาง เพื่อบำบัดน้ำเสียสังเคราะห์ในระยะเริ่มเลี้ยงจุลินทรีย์ และช่วงเดินระบบที่มีการปรับเปลี่ยนอัตราการระเหยอินทรีย์ที่เข้าสู่ระบบ ตัวอย่างที่นำมาวิเคราะห์ได้จากเม็ดตะกอนที่อยู่ในชั้นเบดภายในถังปฏิกรณ์ โดยนำมาวิเคราะห์ชนิดของจุลินทรีย์ ด้วยเทคนิค FISH และหาความเข้มข้นของฟอสโฟไลปิด นอกจากนี้ได้ทำการศึกษาลักษณะของจุลินทรีย์โดยตรงภายใต้กล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอนชนิดส่องกราด ซึ่งในงานวิจัยนี้สนใจเฉพาะจุลินทรีย์ที่เกาะบนผิววัสดุตัวกลาง ดังนั้นจึงได้ทำการล้างเม็ดตะกอนด้วยน้ำกลั่นก่อนการวิเคราะห์ตัวอย่าง สำหรับการวิเคราะห์ด้วยเทคนิค FISH ได้ทำการแยกจุลินทรีย์ออกจากวัสดุตัวกลางโดยใช้วิธีการแยกจุลินทรีย์ด้วยวิธีการสั่นสะเทือนด้วยคลื่นเสียง (Sonication)

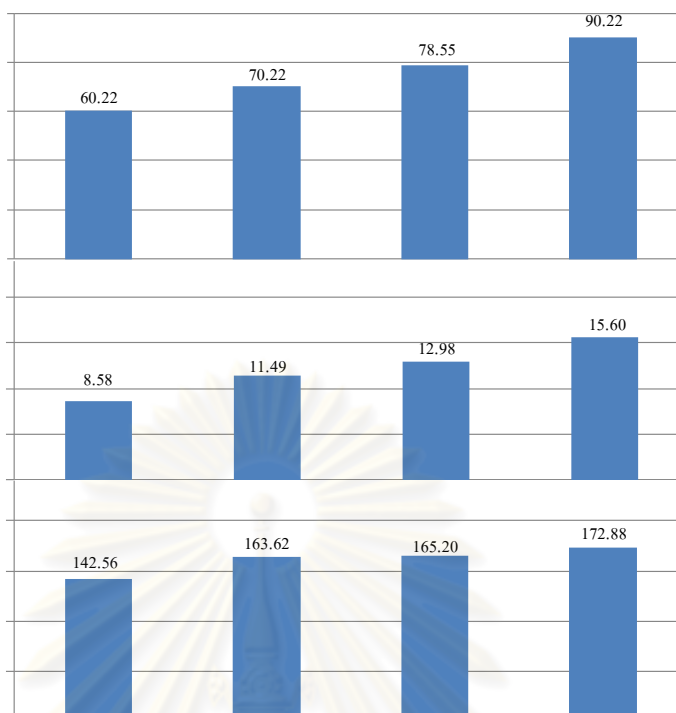
#### 4.4.1 ผลการวิเคราะห์ปริมาณและชนิดของจุลินทรีย์

##### ผลการวิเคราะห์ปริมาณจุลินทรีย์โดยการหาความเข้มข้นของฟอสโฟไลปิด

ในงานวิจัยนี้ได้ทำการหาปริมาณของจุลินทรีย์ในระบบโดยการหาความเข้มข้นของฟอสโฟไลปิดและสารอินทรีย์ระเหยได้ ในรูปที่ 4.15 แสดงปริมาณของจุลินทรีย์ที่เกาะอยู่บนวัสดุตัวกลาง ในรูปความเข้มข้นของฟอสโฟไลปิด (Phospholipid concentration) และสารอินทรีย์ระเหยได้ (Volatile Suspended Solid) ซึ่งในที่นี้จะขอกกล่าวโดยรวมว่าเป็นการหาความเข้มข้นของฟอสโฟไลปิด โดยวัดค่าพารามิเตอร์ทั้งสองนี้เมื่อสิ้นสุดการเดินระบบที่อัตราการระเหยสารอินทรีย์ 5 10 15 และ 20 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน จากการศึกษาพบว่า เมื่อเปรียบเทียบค่าความเข้มข้นของฟอสโฟไลปิดและปริมาณสารอินทรีย์ระเหยได้ พบว่าค่าทั้งสองมีแนวโน้มที่เพิ่มสูงขึ้นเมื่ออัตราการระเหยสารอินทรีย์ที่เข้าสู่ระบบมีค่าเพิ่มสูงขึ้น โดยค่าความเข้มข้นของสารอินทรีย์ระเหยได้ ค่าความเข้มข้นของฟอสโฟไลปิดและอัตราส่วนค่าสารอินทรีย์ระเหยได้ต่อค่าความเข้มข้นของฟอสโฟไลปิดที่อัตราการระเหยสารอินทรีย์ 5 10 15 และ 20 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน แสดงในตารางที่ 4.9 จากการศึกษาทดลองพบว่าที่อัตราการระเหยสารอินทรีย์ 5 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน มีค่าความเข้มข้นของฟอสโฟไลปิดและปริมาณสารอินทรีย์ระเหยได้น้อยที่สุดโดยมีค่า 60.22 นาโนโมล/มล. และ 8.58 มก./มล. ส่วนที่อัตราการระเหยสารอินทรีย์ 20 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน มีค่าความเข้มข้นของฟอสโฟไลปิดและปริมาณสารอินทรีย์ระเหยได้สูงสุดโดยมีค่า 90.22 นาโนโมล/มล. และ 15.60 มก./มล. ตามลำดับ

ตารางที่ 4.9 ความเข้มข้นของฟอสโฟไลปิด ค่าสารอินทรีย์ระเหย ของเม็ดตะกอนที่อัตราการระเหยสารอินทรีย์ต่างๆ

พารามิเตอร์	อัตราการระเหยสารอินทรีย์ (กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน)			
	5	10	15	20
ความเข้มข้นของฟอสโฟไลปิด (นาโนโมล/มล.)	60.22±5.77	70.22±2.89	78.55±5.00	90.22±2.89
ค่าสารอินทรีย์ระเหยได้ (มก./มล.)	8.58±1.11	11.49±0.35	12.98±0.07	15.60±1.16
อัตราส่วนสารอินทรีย์ระเหยได้ต่อ				
ความเข้มข้นของฟอสโฟไลปิด (ไมโครกรัม/นาโนโมล)	142.83±15.29	163.73±5.45	165.67±11.17	173.10±15.71



รูปที่ 4.15 ความเข้มข้นของฟอสฟอไรต์ สารอินทรีย์ระเหยได้ และค่าอัตราส่วนสารอินทรีย์ระเหยได้ต่อความเข้มข้นของฟอสฟอไรต์ที่อัตราการสลายอินทรีย์ 5 10 15 และ 20 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน

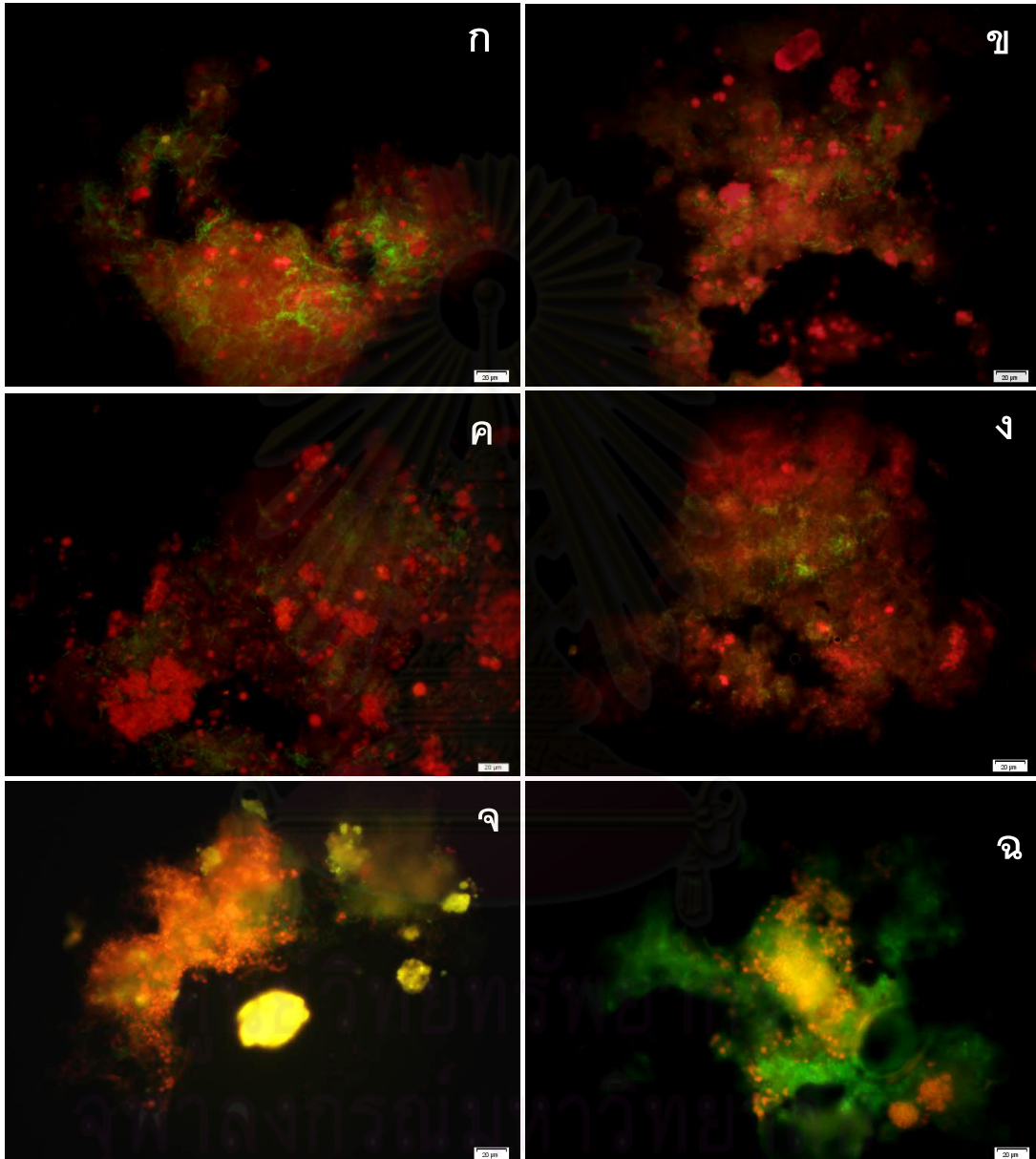
#### ผลการระบุชนิดจุลินทรีย์ด้วยเทคนิค Fluorescent in situ hybridization (FISH)

เมื่อสิ้นสุดการเดินระบบที่อัตราการสลายอินทรีย์ต่างๆ ได้หาชนิดของจุลินทรีย์จากเม็ดตะกอนภายในถังปฏิกรณ์ด้วยเทคนิค FISH โดยเลือกโพรบ 2 ชนิด ได้แก่ EUB-338-alexus 488 และ ARC-915-Cy3 ซึ่งรายละเอียดของโพรบที่ใช้ ดังแสดงในตารางที่ 4.10

ตารางที่ 4.10 รายละเอียดของโพรบที่ใช้สำหรับการวิเคราะห์ด้วยเทคนิค FISH

Probe name	Specificity	Oligonucleotide squence	สี	Reference
EUB338	Bacteria domain	GCTGCCTCCCGTAGGAGT	Alexus-488	Amann และคณะ, 1990
ARC915	Archaea domain	GTGCTCCCCGCCAATTCCT	Cy-3	Stahl และคณะ, 1991

ในรูปที่ 4.16 แสดงภาพถ่ายด้วยกล้องจุลทรรศน์แบบฟลูออเรสเซนซ์ที่กำลังขยาย 40 เท่า โดยแสดงภาพถ่ายของจุลินทรีย์ที่อยู่บนเม็ดตะกอนตั้งแต่ระยะเริ่มเลี้ยงตะกอนจุลินทรีย์จนกระทั่งถึงระยะเริ่มเดินระบบที่อัตราภาระสารอินทรีย์ 5 10 15 และ 20 กก. ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน



รูปที่ 4.16 ภาพถ่ายด้วยกล้องฟลูออเรสเซนซ์ กำลังขยาย 40 เท่า โดยใช้โพรบ EUB338-Alexus 488 (สีเขียว) และ ARC915-Cy3 (สีแดง)  
 (ก) สิ้นสุดระยะเริ่มเดินระบบ (ถึงปฏิกิริยาที่ 1)    (ข) สิ้นสุดระยะเริ่มเดินระบบ (ถึงปฏิกิริยาที่ 2)  
 (ค) อัตราภาระสารอินทรีย์ 5 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน    (ง) อัตราภาระสารอินทรีย์ 10 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน  
 (จ) อัตราภาระสารอินทรีย์ 15 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน    (ฉ) อัตราภาระสารอินทรีย์ 20 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน

จากการศึกษาและนับจำนวนเซลล์โดยใช้โปรแกรมของ DAIME (Daims และคณะ, 2006) ซึ่งเป็นโปรแกรมสำหรับนับจำนวนเซลล์จุลินทรีย์โดยนับจำนวนตามจุดและสีที่ปรากฏบนภาพถ่าย หลังจากนั้นนำค่าที่ได้มาหาร้อยละของแบคทีเรียและอาร์เคีย โดยสีเขียวแทนแบคทีเรียและสีแดงแทนอาร์เคีย (รายละเอียดการคำนวณแสดงในภาคผนวก ก) ส่วนสีเหลืองที่ปรากฏบนภาพถ่ายนั้นคือวัตถุที่เป็นออโต้ฟลูออเรสเซนต์ (Autofluorescent) ผลการคำนวณดังแสดงในตารางที่ 4.11 ผลจากการวิเคราะห์ด้วยเทคนิค FISH พบว่าเมื่อเพิ่มอัตราภาวะสารอินทรีย์จาก 5 ถึง 15 กก. ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน อาร์เคีย มีปริมาณเพิ่มขึ้นเช่นเดียวกัน โดยตะกอนจุลินทรีย์มีองค์ประกอบของอาร์เคีย 26.99 32.79 และ 45.36 เปอร์เซ็นต์ และเมื่อสิ้นสุดการเดินระบบที่อัตราภาวะสารอินทรีย์ที่ 20 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน พบว่าตะกอนจุลินทรีย์มีอาร์เคีย 19.50 เปอร์เซ็นต์

ตารางที่ 4.11 เปอร์เซ็นต์แบคทีเรียและอาร์เคียในช่วงเริ่มเลี้ยงจุลินทรีย์และระยะเดินระบบ

อัตราภาวะสารอินทรีย์ (กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน)	ประสิทธิภาพการ กำจัดซีไอดี (ร้อยละ)	แบคทีเรีย (ร้อยละ)	อาร์เคีย (ร้อยละ)
ระยะเริ่มต้นเลี้ยง			
จุลินทรีย์ของถัง ปฏิกิริยาที่ 1	62.32	63.89	36.11
ระยะเริ่มต้นเลี้ยง			
จุลินทรีย์ของถัง ปฏิกิริยาที่ 2	76.00	71.53	28.47
5	78.38	73.01	26.99
10	94.80	67.21	32.79
15	97.70	54.64	45.36
20	94.60	80.50	19.50

#### 4.4.2 การเปลี่ยนแปลงปริมาณและชนิดของจุลินทรีย์

##### ความเข้มข้นของฟอสโฟไลปิด

การหาความเข้มข้นของฟอสโฟไลปิดมีวัตถุประสงค์เพื่อหามวลชีวภาพของจุลินทรีย์ที่ยังมีชีวิตภายในถังปฏิกรณ์ โดยต้องทำควบคู่กับการหาความเข้มข้นของสารอินทรีย์ระเหย เพื่อนำค่าทั้งสองมาเปรียบเทียบโดยการหาค่าอัตราส่วนสารอินทรีย์ระเหยได้ต่อความเข้มข้นของฟอสโฟไลปิด ซึ่งเป็นการบอกสัดส่วนของเซลล์จุลินทรีย์ที่ทำงาน (Active cells) อยู่ในขณะนั้นต่อเซลล์จุลินทรีย์ทั้งหมด การหาปริมาณสารอินทรีย์ระเหยได้นั้นบอกถึงปริมาณสารอินทรีย์ทั้งหมดซึ่งค่าที่วัดได้นั้นไม่ได้มีเฉพาะจุลินทรีย์ที่ยังมีชีวิต แต่ยังรวมถึงสารอื่นๆ ซึ่งประกอบไปด้วย เอกโซโพลิเมอร์ (exopolymer) หรือสารอินทรีย์อื่นๆ ที่เกาะอยู่บนฟล็อก (flocs) และไบโอฟิล์ม (biofilm) ส่วนการหาค่าความเข้มข้นของฟอสโฟไลปิดนั้นเป็นค่าที่บอกถึงปริมาณของเซลล์ที่ทำงานอยู่ในขณะนั้น โดยปกติแล้วเซลล์จุลินทรีย์ส่วนใหญ่จะประกอบด้วยฟอสโฟไลปิดประมาณร้อยละ 90-95 เมื่อเซลล์ถูกทำลายสารอินทรีย์เหล่านี้จะถูกละลายได้ง่าย และไม่สะสมอยู่ในเซลล์ (White และคณะ, 1979) ดังนั้นวิธีการหาความเข้มข้นของฟอสโฟไลปิดของไบโอฟิล์มที่เกาะอยู่บนผิววัสดุตัวกลางจึงเป็นการหาเฉพาะความเข้มข้นของเซลล์ที่ยังมีชีวิตอยู่ขณะที่ทำการศึกษาเท่านั้น เมื่อเปรียบเทียบค่าความเข้มข้นของฟอสโฟไลปิดและค่าสารอินทรีย์ระเหยได้ ทำให้ทราบถึงความสัมพันธ์ระหว่างเซลล์ที่ยังมีชีวิตและสารอินทรีย์อื่นๆ ที่อยู่ภายในถังปฏิกรณ์ที่อัตราภาระสารอินทรีย์ต่างๆ เมื่อนำค่าที่ได้มาหาค่าอัตราส่วนระหว่างสารอินทรีย์ระเหยได้กับความเข้มข้นของฟอสโฟไลปิด เพื่อเปรียบเทียบปริมาณของเซลล์ที่ตายแล้วต่อปริมาณเซลล์ที่ยังมีชีวิตอยู่ หากมีค่าอัตราส่วนระหว่างสารอินทรีย์ระเหยได้กับความเข้มข้นของฟอสโฟไลปิดมีค่าสูง อาจเป็นไปได้ว่ามีค่าสารอินทรีย์อื่นๆ รวมถึงเซลล์ที่ไม่มีชีวิตมีค่าสูงเมื่อเปรียบเทียบกับปริมาณเซลล์ที่มีชีวิต

จากการทดลองพบว่า ที่อัตราภาระสารอินทรีย์ 5 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน อัตราส่วนของค่าสารอินทรีย์ระเหยได้ต่อความเข้มข้นของฟอสโฟไลปิดมีค่าน้อยที่สุด และพบว่ามีค่าสารอินทรีย์ระเหยได้ต่ำ เมื่อพิจารณาในแง่ของประสิทธิภาพในการกำจัดซีไอดีพบว่ามีค่าต่ำกว่าที่อัตราภาระสารอินทรีย์อื่นๆ ด้วย ทั้งนี้อาจมีสาเหตุมาจากที่อัตราภาระสารอินทรีย์ 5 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน เป็นระยะแรกของการเดินระบบ และมีปริมาณสารอินทรีย์ที่เข้าสู่ระบบต่ำกว่าที่อัตราภาระสารอินทรีย์อื่นๆ จึงทำให้ปริมาณของจุลินทรีย์ที่เกิดขึ้นต่ำ นอกจากนี้ยังพบว่าเมื่อระบบมีอัตราภาระสารอินทรีย์สูงขึ้นค่าความเข้มข้นของฟอสโฟไลปิด สารอินทรีย์ระเหยได้ และค่าอัตราส่วนสารอินทรีย์ระเหยได้ต่อความเข้มข้นของฟอสโฟไลปิดมีค่าเพิ่มขึ้นตามไปด้วย ซึ่งค่าอัตราส่วน

สารอินทรีย์ระเหยต่อความเข้มข้นของฟอสโฟไลปิด เมื่อมีค่าสูงขึ้นแสดงให้เห็นว่าปริมาณสารอินทรีย์ทั้งหมดบนเม็ดตะกอนมีค่าสูงขึ้นในขณะที่มีจุลินทรีย์ที่มีชีวิตมีปริมาณลดลง

เมื่อเปรียบเทียบประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีที่อัตราภาระสารอินทรีย์ต่างๆ กับความเข้มข้นของฟอสโฟไลปิดและปริมาณสารอินทรีย์ที่ระเหยได้ สามารถอธิบายผลได้ดังนี้ ค่าความเข้มข้นของฟอสโฟไลปิดที่อัตราภาระสารอินทรีย์ 5 10 15 และ 20 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน มีค่าเฉลี่ย 60.22 70.22 78.55 และ 90.22 นาโนโมล/มล. ตามลำดับ จะเห็นได้ว่าเมื่อระบบมีอัตราภาระสารอินทรีย์ที่สูงขึ้นส่งผลให้มีค่าความเข้มข้นของฟอสโฟไลปิดสูงขึ้นตามไปด้วย ซึ่งแนวโน้มของค่าสารอินทรีย์ระเหยได้ก็เป็นไปในทิศทางเดียวกัน โดยค่าสารอินทรีย์ระเหยได้มีค่าเฉลี่ย 8.59 14.49 12.98 และ 15.60 มก./ล. ที่อัตราภาระสารอินทรีย์ 5 10 15 และ 20 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน ตามลำดับ และเมื่อหาค่าอัตราส่วนระหว่างสารอินทรีย์ระเหยได้ต่อความเข้มข้นของฟอสโฟไลปิด พบว่ามีค่า 142.83 163.73 165.67 และ 173.10 ไมโครกรัม/นาโนโมล ที่อัตราภาระสารอินทรีย์ 5 10 15 และ 20 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน ตามลำดับ จากค่าดังกล่าวอาจมีความเป็นไปได้ที่องค์ประกอบของไบโอฟิล์มจะมีปริมาณเซลล์ของจุลินทรีย์ที่ทำงานอยู่ในขณะนั้นน้อยเมื่อเทียบกับปริมาณสารอินทรีย์ทั้งหมด และนอกจากนี้ยังอาจเกิดการสะสมตัวของสารอินทรีย์ต่างๆ บนผิววัสดุตัวกลาง เช่น เซลล์ของจุลินทรีย์ที่ไม่สามารถทำงานได้ในขณะนั้นมีจำนวนมาก โดยเซลล์เหล่านี้ยังคงเกาะอยู่บนผิวของวัสดุตัวกลาง

ในงานวิจัยนี้พบว่า เมื่ออัตราภาระสารอินทรีย์สูงขึ้น ค่าอัตราส่วนสารอินทรีย์ระเหยได้ต่อความเข้มข้นของฟอสโฟไลปิดมีค่าเพิ่มขึ้นด้วย แต่เป็นการเพิ่มอย่างไม่เป็นนัยสำคัญ โดยพบว่าที่อัตราภาระสารอินทรีย์ 20 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน ค่าอัตราส่วนดังกล่าวมีค่ามากที่สุด และสอดคล้องกับภาพถ่ายด้วยกล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอนชนิดส่องกราดที่แสดงให้เห็นว่าไบโอฟิล์มบนวัสดุตัวกลางมีความหนาแน่นมากกว่าไบโอฟิล์มบนวัสดุตัวกลางที่อัตราภาระสารอินทรีย์ 15 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน ดังแสดงในภาพถ่ายด้วยกล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอนชนิดส่องกราดซึ่งได้อธิบายในหัวข้อถัดไป

ในงานวิจัยอื่นๆ ที่ผ่านมามีได้ศึกษาปริมาณจุลินทรีย์ที่มีชีวิตโดยใช้วิธีการต่างๆ เช่น การวิเคราะห์หาปริมาณออกซิเจนต่อมวลชีวภาพพบว่าในส่วนที่เป็นตะกอนแขวนลอยสูงกว่าในส่วนที่อยู่ในไบโอฟิล์ม แต่การวิเคราะห์หาปริมาณจุลินทรีย์ด้วยวิธีการหาความเข้มข้นของฟอสโฟไลปิดเหมาะสำหรับหาปริมาณจุลินทรีย์ในระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้ออกซิเจน โดยในงานวิจัยของ Arnaiz และคณะ (2006) พบว่าเมื่อใช้ Sepiolite และ Perlite เป็นวัสดุตัวกลางในระบบแวนแวนโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดมีค่าอัตราส่วนสารอินทรีย์ระเหยได้ต่อความเข้มข้นของฟอสโฟไลปิดเฉลี่ย 116.9 ละ 459.3 ไมโครกรัมวีเอสเอส/นาโนโมล ตามลำดับ ซึ่งจากการใช้เม็ดยางเป็นวัสดุตัวกลางใน



งานวิจัยนี้ให้ค่าอัตราส่วนสารอินทรีย์ระเหยได้ต่อความเข้มข้นของฟอสโฟไลปิดเท่ากับ 143-173 ไมโครกรัมวีเอสเอส/นาโนโมล ซึ่งค่าดังกล่าวใกล้เคียงกับการใช้ Perlite เป็นวัสดุตัวกลาง และมีค่าต่ำกว่าการใช้ Sepiolite ประมาณ 2.6 เท่า

ถึงแม้ว่าการวัดปริมาณจุลินทรีย์โดยการวัดความเข้มข้นของฟอสโฟไลปิดอาจไม่ได้เป็นวิธีที่ให้ค่าที่ถูกต้องแม่นยำที่สุด แต่การเลือกใช้วิธีการวัดความเข้มข้นของฟอสโฟไลปิดเป็นวิธีที่เหมาะสมสำหรับการหาปริมาณจุลินทรีย์ที่เกาะบนผิววัสดุตัวกลาง ทั้งในระบบใช้ออกซิเจน และระบบที่ไร้ออกซิเจน

### Fluorescent In Situ Hybridization

ในงานวิจัยนี้ได้ทำการวิเคราะห์ด้วยเทคนิค FISH เพื่อสังเกตการเปลี่ยนแปลงประชากรของแบคทีเรียทั้งหมดและแบคทีเรียกลุ่มสร้างมีเทน (อาร์เคีย) เมื่อมีการปรับเปลี่ยนค่าอัตราภาวสารอินทรีย์ตั้งแต่ช่วงระยะเริ่มต้นเดินระบบ จนถึงปรับเปลี่ยนให้มีค่าอัตราภาวสารอินทรีย์ที่เข้าระบบเป็น 5 10 15 และ 20 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน โดยโพรบ 16s rRNA ที่ใช้ในงานวิจัยนี้ได้เลือกโพรบที่ติดฉลากด้วยสารเรืองแสงสีเขียวสำหรับหาแบคทีเรียทั่วไป ซึ่งในที่นี้เป็นตัวแทนของจุลินทรีย์กลุ่มสร้างกรดและจุลินทรีย์ (ไม่รวมกลุ่มจุลินทรีย์สร้างมีเทน) และโพรบที่ติดฉลากด้วยสารเรืองแสงสีแดงสำหรับระบุชนิดอาร์เคียซึ่งในที่นี้เป็นตัวแทนของจุลินทรีย์กลุ่มสร้างมีเทน รายละเอียดของโพรบดังแสดงในตารางที่ 4.9

ในระยะเริ่มเลี้ยงจุลินทรีย์ ภาพถ่ายจากกล้องจุลทรรศน์ในรูปที่ 4.17 แสดงส่วนของแบคทีเรียและอาร์เคีย โดยส่วนใหญ่แล้วแบคทีเรียที่พบนั้นจะมีลักษณะเป็นเส้นใย ส่วนอาร์เคียที่พบจะมีลักษณะเป็นกลุ่มซึ่งมีลักษณะคล้ายกับกลุ่ม *Methanosarcina* sp. (สีแดง) โดยปริมาณอาร์เคียเพิ่มจาก 26.99% ที่อัตราภาวสารอินทรีย์ 5 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน จนถึง 45.36 % ที่อัตราภาวสารอินทรีย์ 15 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน และลดลงที่อัตราภาวสารอินทรีย์ 20 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน ซึ่งอาร์เคียลดลงเหลือ 19.50%

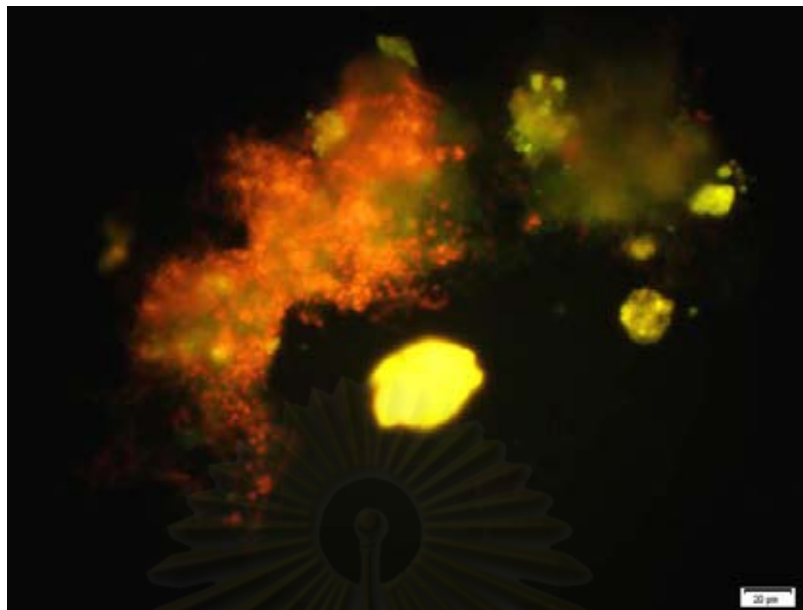
ที่อัตราภาวสารอินทรีย์ 15 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน ภาพถ่ายจากกล้องจุลทรรศน์ฟลูออเรสเซนต์แสดงให้เห็นว่าตะกอนจุลินทรีย์มีกลุ่มของอาร์เคียมากกว่าแบคทีเรียทั่วไป ดังแสดงในรูปที่ 4.18 และอาร์เคียมีปริมาณลดลงเมื่อระบบมีอัตราภาวสารอินทรีย์ 20 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน ซึ่งผลที่ได้จากภาพถ่าย มีความสอดคล้องกับประสิทธิภาพการกำจัดซีไอดี และอัตราการเกิดก๊าซมีเทนโดยพบว่าที่อัตราภาวสารอินทรีย์ 15 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน ระบบมีประสิทธิภาพการกำจัดซีไอดีสูงสุด รวมทั้งมีอัตราการเกิดก๊าซมีเทนสูงสุดด้วย ในรูปที่ 4.18 สังเกตได้ว่าตะกอนจุลินทรีย์มีอาร์เคียเป็น

ส่วนใหญ่ อาจกล่าวได้ว่าสภาวะที่อัตราการสะสมสารอินทรีย์ 15 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน เหมาะสำหรับการเจริญเติบโตของอาร์เคีย ในรูปที่ 4.19 แสดงภาพถ่าย ที่อัตราการสะสมสารอินทรีย์ 20 กก. ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน สังเกตได้ว่าปริมาณของอาร์เคียลดลงซึ่งสอดคล้องกับอัตราการเกิดก๊าซมีเทนที่ลดลงด้วย

จากการศึกษาอนุชนิตจุลินทรีย์ด้วยเทคนิค FISH พบว่าเมื่อเพิ่มอัตราการสะสมสารอินทรีย์ที่เข้าสู่ระบบมากขึ้นจาก 5 ถึง 15 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน จุลินทรีย์กลุ่มอาร์เคียมีปริมาณเพิ่มขึ้น และลดลงเมื่อระบบมีอัตราการสะสมสารอินทรีย์ที่ 20 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน นอกจากนี้ที่อัตราการสะสมสารอินทรีย์ที่มีค่าต่ำจะพบอาร์เคียที่มีลักษณะเป็นเส้นใยเป็นส่วนใหญ่ และพบกลุ่มอาร์เคียที่มีลักษณะคล้าย *Methanosarcina* sp. (Sarcinas cell) เมื่อระบบมีอัตราการสะสมสารอินทรีย์ที่เพิ่มมากขึ้น อาร์เคียที่พบส่วนใหญ่มีลักษณะคล้าย *Methanoseata* sp. (Short rod cell)



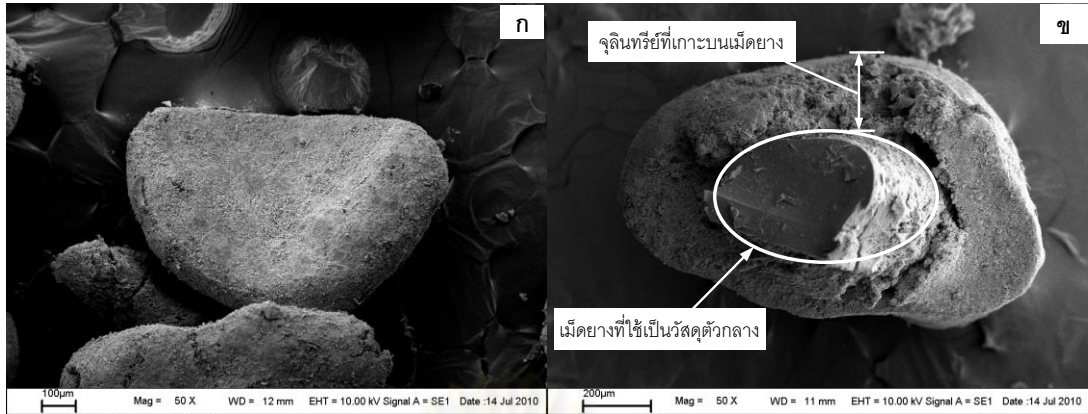
รูปที่ 4.17 ภาพถ่ายด้วยกล้องฟลูออเรสเซนซ์ กำลังขยาย 40 เท่า ที่อัตราการสะสมสารอินทรีย์ 5 กก. ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน โดยใช้โพรบ EUB338-Alexus 488 (สีเขียว) และ ARC915-Cy3 (สีแดง)



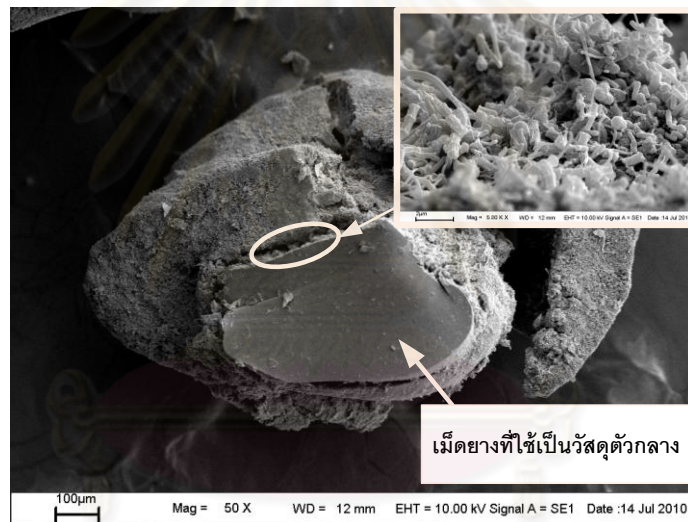
รูปที่ 4.18 ภาพถ่ายด้วยกล้องฟลูออเรสเซนซ์ กำลังขยาย 40 เท่า ที่อัตราภาระสารอินทรีย์ 15 กก. ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน โดยใช้โพรบ EUB338-Alexus 488 (สีเขียว) และ ARC915-Cy3 (สีแดง)

#### ลักษณะตะกอนจุลินทรีย์จากภาพถ่ายด้วยกล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอนชนิดส่องกราด

เมื่อนำเม็ดตะกอนภายในถังปฏิริยามาตรวจสอบภายใต้กล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอนเพื่อดูความหนาและการเกาะบนผิววัสดุตัวกลางของจุลินทรีย์ พบว่าเม็ดตะกอนที่ได้จากถังปฏิริยาที่อัตราภาระสารอินทรีย์ 15 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน ขึ้นไปโอฟิล์มที่เคลือบอยู่บนผิวเม็ดยางที่ใช้เป็นวัสดุตัวกลางนั้นมีความหนาประมาณ 200 ไมโครเมตร และเม็ดตะกอนที่ได้จากถังปฏิริยาที่อัตราภาระสารอินทรีย์ 20 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน ขึ้นไปโอฟิล์มมีความหนามากกว่า 100 -200 ไมโครเมตร ในขณะที่เม็ดยางที่ใช้เป็นวัสดุตัวกลางมีขนาดเฉลี่ยประมาณ 430 ไมโครเมตรในรูปที่ 4.19 แสดงภาพรวมของผิวด้านบนของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ (ก) และภาพตัดขวางของเม็ดตะกอน (ข) และรูปที่ 4.20 แสดงลักษณะของจุลินทรีย์ที่เกาะบนผิวเม็ดยางที่ใช้เป็นวัสดุตัวกลาง



รูปที่ 4.19 เม็ดตะกอนที่อัตราภาวสารอินทรีย์ 15 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน  
(ก) ภาพเม็ดตะกอนกำลังขยาย 50 เท่า (ข) ภาพตัดขวางเม็ดตะกอนกำลังขยาย 50 เท่า



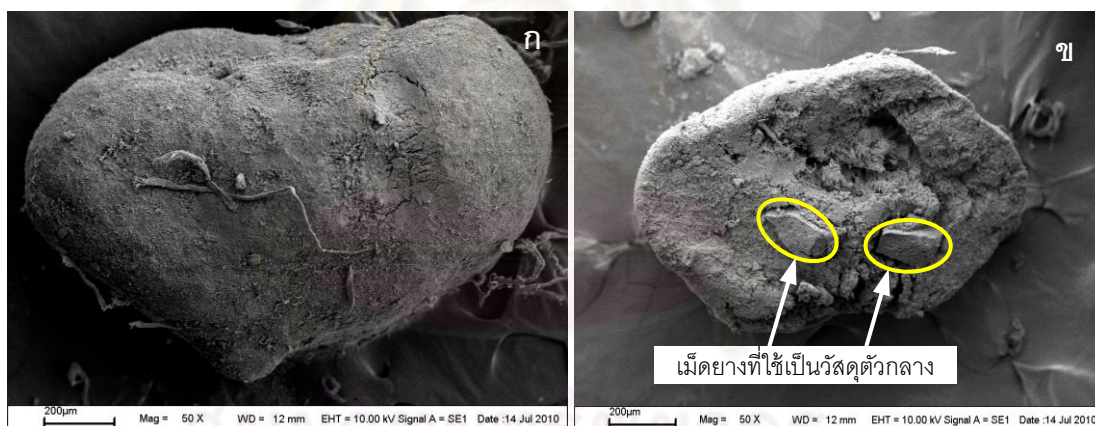
รูปที่ 4.20 ภาพตัดขวางของเม็ดตะกอน แสดงจุลินทรีย์ที่เกาะบนผิววัสดุตัวกลาง  
ที่อัตราภาวสารอินทรีย์ 15 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน

จากรูปที่ 4.19 และรูปที่ 4.20 แสดงให้เห็นว่า ชั้นของไบโอฟิล์มมีความหนาได้มากกว่า 200 ไมโครเมตร และมีความหนาประมาณ 0.5 เท่าของขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางเฉลี่ยของเม็ดยางที่เป็นวัสดุตัวกลาง เมื่อเพิ่มกำลังขยายเพื่อดูลักษณะของจุลินทรีย์ จากรูปที่ 4.20 แสดงให้เห็นว่า ลักษณะของจุลินทรีย์ที่เกาะอยู่บนวัสดุตัวกลางภายในถังปฏิกริยาทั้งสองนั้นมีความคล้ายคลึงกัน โดยเซลล์ของจุลินทรีย์ที่พบมีลักษณะเป็นทรงกลม (Cocci) เส้นใย (Filaments) แท่ง (Bacilli) และข้อปล้อง (Shot rods) แต่ในบริเวณผิวด้านนอกของไบโอฟิล์มนั้นจะมีลักษณะที่แตกต่างกัน

ที่อัตราภาระสารอินทรีย์ 15 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน พบจุลินทรีย์ที่มีรูปร่างทรงกลมอาศัยอยู่ร่วมกับจุลินทรีย์ที่มีรูปร่างแบบเส้นใย ส่วนที่อัตราภาระสารอินทรีย์ 20 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน พบจุลินทรีย์ที่มีรูปร่างเป็นทรงกลมเป็นส่วนใหญ่ ในรูปที่ 4.21 แสดงลักษณะเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ด้านนอก (ก) และภาพตัดขวางของเม็ดตะกอน (ข) เมื่อสิ้นสุดการเดินระบบที่อัตราภาระสารอินทรีย์ 20 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน

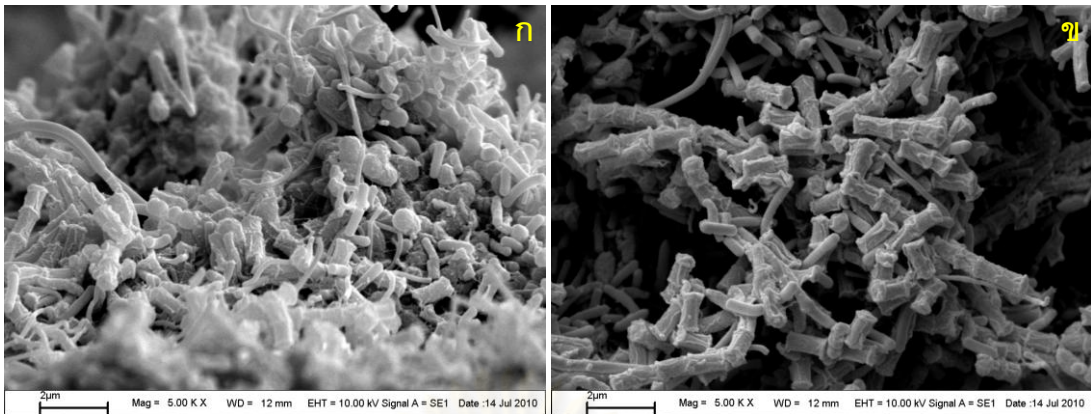
เมื่อพิจารณาในแง่ของความสัมพันธ์ระหว่างความเข้มข้นของฟอสโฟไลปิดกับภาพถ่ายด้วยกล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอน พบว่าที่อัตราภาระสารอินทรีย์ 20 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน มีค่าความเข้มข้นของฟอสโฟไลปิด และค่าสารอินทรีย์ระเหยได้สูงกว่าที่อัตราภาระสารอินทรีย์ 15 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน เมื่อสังเกตจากภาพถ่ายก็พบว่าความหนาของชั้นไบโอฟิล์มที่อัตราภาระสารอินทรีย์ 20 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน มีความหนามากกว่าที่อัตราภาระสารอินทรีย์ 15 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน

รูปที่ 4.22 และ 4.23 แสดงให้เห็นเซลล์จุลินทรีย์ส่วนที่มีลักษณะคล้ายกับจุลินทรีย์ในกลุ่มมีลักษณะเป็นทรงกลม แท่ง และข้อปล้อง



รูปที่ 4.21 เม็ดตะกอนที่อัตราภาระสารอินทรีย์ 20 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน

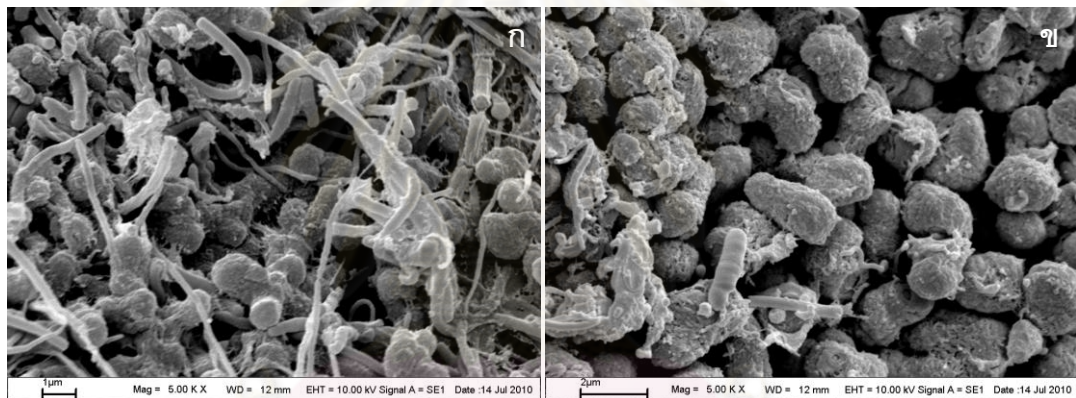
(ก) ภาพเม็ดตะกอนกำลังขยาย 50 เท่า (ข) ภาพตัดขวางเม็ดตะกอนกำลังขยาย 50 เท่า



รูปที่ 4.22 จุลินทรีย์ที่เกาะบนผิววัสดุตัวกลาง กำลังขยาย 5000 เท่า

(ก) อัตราการะสารถือ 15 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน

(ข) อัตราการะสารถือ 20 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน



รูปที่ 4.23 จุลินทรีย์ที่อยู่บนผิวด้านนอกของไบโอฟิล์ม กำลังขยาย 5000 เท่า

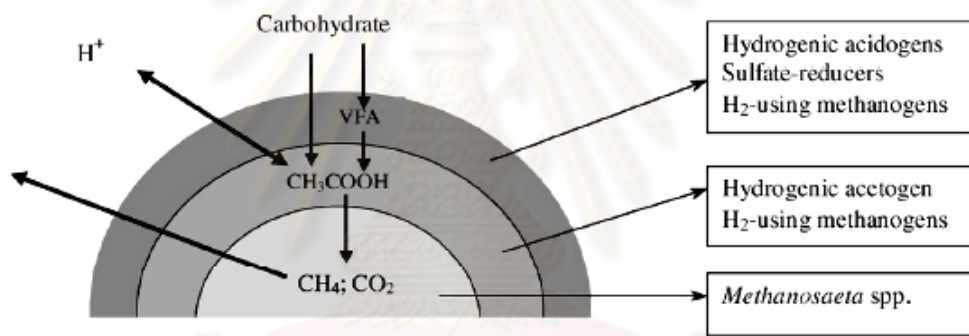
(ก) อัตราการะสารถือ 15 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน

(ข) อัตราการะสารถือ 20 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน

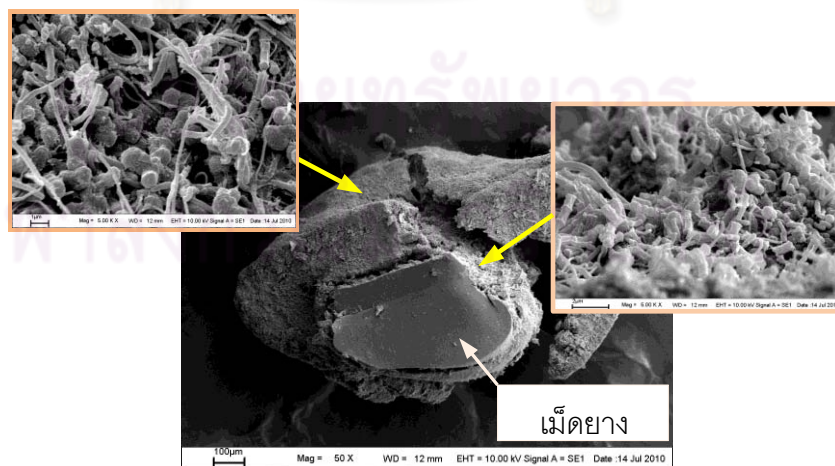
จากภาพถ่ายด้วยกล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอนชนิดส่องกราด พบว่าที่อัตราการะสารถือที่เพิ่มสูงขึ้น จุลินทรีย์ที่เกาะอยู่บนผิวของไบโอฟิล์มมีลักษณะเป็นแท่งสั้นๆ เป็นส่วนใหญ่ซึ่งสอดคล้องกับภาพถ่ายด้วยเทคนิค FISH ซึ่งพบว่าที่อัตราการะสารถือสูงๆ จุลินทรีย์ที่มีลักษณะเป็นเส้นใยมีปริมาณลดลง

Guiot และคณะ (1992) ได้อธิบายถึงโครงสร้างของจุลินทรีย์ในแต่ละชั้นของเม็ดตะกอน จุลินทรีย์ของระบบยูเอเอสพีไว้ดังนี้ ที่ชั้นในสุดของตะกอนจุลินทรีย์ประกอบด้วยจุลินทรีย์กลุ่มสร้างมีเทนเป็นหลัก และทำหน้าที่เป็นศูนย์กลาง หรือนิวเคลียสที่ก่อให้เกิดการพัฒนาเป็นเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ต่อไป ส่วนในชั้นถัดมาซึ่งเป็นชั้นกลางของเม็ดตะกอนประกอบด้วยจุลินทรีย์ที่ใช้

และผลิตไฮโดรเจนเป็นหลัก และชั้นนอกสุดประกอบไปด้วยจุลินทรีย์หลากหลายชนิดทั้งที่มีลักษณะเป็นแท่ง ทรงกลม และแบบเส้นใยเป็นจุลินทรีย์หลัก ในการเปลี่ยนสารอินทรีย์เป้าหมายให้เป็นก๊าซมีเทน จุลินทรีย์ในชั้นต่างๆ ที่อาศัยอยู่บนเม็ดตะกอนจุลินทรีย์จำเป็นที่จะต้องทำงานร่วมกัน รูปที่ 4.24 แสดงให้เห็นถึงองค์ประกอบของจุลินทรีย์ในชั้นต่างๆ ของเม็ดตะกอน และเมื่อนำรูปถ่ายด้วยกล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอนของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์จากระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดในงานวิจัยนี้ มาเปรียบเทียบกับรูปที่ 4.24 ซึ่งแสดงให้เห็นจุลินทรีย์ที่เกาะอยู่บนผิวของที่ใช้เป็นวัสดุตัวกลางและจุลินทรีย์ที่อยู่บริเวณผิวด้านนอกของเม็ดตะกอน ดังแสดงในรูปที่ 4.25 ซึ่งสังเกตได้ว่าจุลินทรีย์ที่อาศัยเกาะอยู่บนผิวเม็ดตะกอนมีลักษณะเป็นแท่งซึ่งเป็นจุลินทรีย์ในกลุ่มสร้างมีเทนโดยมีลักษณะรูปร่างคล้ายกับ *Methanothrix sp.* และ *Methanoseata sp.* ส่วนจุลินทรีย์ที่อยู่บนผิวด้านนอกของเม็ดตะกอนมีลักษณะของจุลินทรีย์ที่มีรูปร่างเป็นเส้นใยและทรงกลม ซึ่งเป็นจุลินทรีย์กลุ่มสร้างกรด



รูปที่ 4.24 องค์ประกอบของจุลินทรีย์ในแต่ละชั้นของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์  
ที่มา: Guiot และคณะ (1992)



รูปที่ 4.25 จุลินทรีย์ที่เกาะบนผิวเม็ดตะกอนและที่อยู่ด้านนอกสุดของเม็ดตะกอน

การศึกษาลักษณะการจับตัวของจุลินทรีย์กับเม็ดยางที่ใช้เป็นวัสดุตัวกลางด้วยกล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอน สามารถสรุปได้ว่า เม็ดยางที่ใช้เป็นวัสดุตัวกลางสามารถเข้ากันได้กับจุลินทรีย์ โดยสังเกตได้จากกลุ่มจุลินทรีย์ต่างๆ ที่กระจายตัวเกาะอยู่บนผิวของเม็ดยางได้อย่างหนาแน่น ซึ่งสามารถบ่งชี้ได้ว่าเม็ดยางไม่ส่งผลเสียหรือยับยั้งการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ในระบบ และไม่ทำให้สิ่งแวดล้อมของจุลินทรีย์หรือตัวจุลินทรีย์เองเปลี่ยนแปลงไป

จากการศึกษาปริมาณและชนิดของจุลินทรีย์ของระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดที่ใช้เม็ดยางเป็นวัสดุตัวกลาง โดยการหาปริมาณจุลินทรีย์ด้วยวิธีการหาความเข้มข้นของฟอสโฟไลปิดและระบุชนิดจุลินทรีย์ด้วยเทคนิค FISH ที่อัตราภาระสารอินทรีย์ 5 10 15 และ 20 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน พบว่าเมื่อเพิ่มอัตราภาระสารอินทรีย์ให้กับระบบ จุลินทรีย์ที่เกาะบนวัสดุตัวกลางมีปริมาณเพิ่มขึ้น นอกจากนี้ยังพบว่าปริมาณอาร์เคีย (จุลินทรีย์กลุ่มสร้างมีเทน) ที่อยู่บนผิววัสดุตัวกลางมีปริมาณเพิ่มขึ้นด้วย จนกระทั่งที่อัตราภาระสารอินทรีย์ 20 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน ปริมาณของอาร์เคียลดลง ซึ่งสอดคล้องกับสมรรถนะของระบบในแง่ของประสิทธิภาพการกำจัดซีไอดีและอัตราการเกิดก๊าซมีเทนที่ลดลง



ศูนย์วิทยทรัพยากร  
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย



## บทที่ 5

### สรุปผลการทดลองและข้อเสนอแนะ

#### 5.1 สรุปผลการทดลอง

งานวิจัยนี้เป็นการศึกษาในระดับห้องปฏิบัติการ เพื่อศึกษาความเป็นไปได้ในการใช้เม็ดยางเป็นวัสดุตัวกลางในระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดในการบำบัดน้ำเสียสังเคราะห์ และศึกษาสมรรถนะของระบบในแง่ของประสิทธิภาพในการกำจัดซีไอดี และการเกิดก๊าซชีวภาพ เมื่อป้อนน้ำเสียเข้าสู่ระบบที่อัตราการระส่ำอินทรีย์ 5 10 15 และ 20 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน รวมทั้งได้ศึกษาการเปลี่ยนแปลงประชากรจุลินทรีย์ในแง่ของชนิดและปริมาณ ซึ่งสามารถสรุปผลได้ดังนี้

##### 5.1.1 ความเป็นไปได้ในการใช้เม็ดยางเป็นวัสดุตัวกลางในระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบด

ระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดที่ใช้เม็ดยางเป็นวัสดุตัวกลางใช้ระยะเวลาสั้นในการเริ่มต้นเลี้ยงจุลินทรีย์ โดยใช้ระยะเวลาในการเริ่มต้นเลี้ยงจุลินทรีย์ประมาณ 80 วัน เมื่อสิ้นสุดระยะการเริ่มต้นเลี้ยงจุลินทรีย์พบว่าระบบมีประสิทธิภาพที่ดีในการกำจัดซีไอดี โดยเมื่อสิ้นสุดระยะการเริ่มต้นเลี้ยงจุลินทรีย์ถึงปฏิกริยาที่ 1 และ 2 มีประสิทธิภาพในการกำจัดซีไอดีประมาณ 67.77 และ 76.00 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ และมีอัตราการเกิดก๊าซชีวภาพใกล้เคียงกับค่าที่คำนวณได้จากสมการ ดังนั้นจึงมีความเป็นไปได้ในการใช้เม็ดยางเป็นวัสดุตัวกลางเพื่อลดปัญหาและข้อเสียของระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดในแง่ของพลังงานที่ใช้ในการควบคุมระบบให้เกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชัน และระยะเวลาในการเริ่มต้นเลี้ยงจุลินทรีย์ รวมทั้งระบบยังมีประสิทธิภาพที่ดีในการกำจัดซีไอดี และมีอัตราการเกิดก๊าซชีวภาพที่ดี

##### 5.1.2 ผลของอัตราการระส่ำอินทรีย์ที่มีต่อประสิทธิภาพในการกำจัดซีไอดีและอัตราการเกิดก๊าซชีวภาพ

เม็ดยางที่ผลิตจากเศษยางรถยนต์ที่ใช้แล้วมีความเหมาะสมที่จะนำมาใช้เป็นวัสดุตัวกลางในระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบด โดยส่งผลให้ระบบมีสมรรถนะที่ดีทั้งในแง่ของประสิทธิภาพในการกำจัดซีไอดี และอัตราการเกิดก๊าซชีวภาพ เมื่อมีการปรับเปลี่ยนอัตราการระส่ำอินทรีย์ที่เข้าระบบเป็น 5 10 15 และ 20 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน โดยพบว่าที่อัตราการระส่ำอินทรีย์ 15 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน ระบบมีสมรรถนะดีที่สุดในแง่ของประสิทธิภาพในการกำจัดซีไอดี และอัตราการเกิดก๊าซชีวภาพและมีเทน เมื่อเปรียบเทียบกับงานวิจัยที่ผ่านมาพบว่า การใช้เม็ดยางเป็นวัสดุตัวกลางในงานวิจัยนี้ให้ประสิทธิภาพในการกำจัดซีไอดีสูงกว่าการใช้วัสดุชนิดอื่น เช่น การใช้ทราย

เป็นวัสดุตัวกลาง และให้ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีใกล้เคียงกับระบบยูเอเอสบี ส่วนในแง่ของอัตราการเกิดก๊าซชีวภาพพบว่า อัตราการเกิดก๊าซชีวภาพมีค่าใกล้เคียงกับระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจนทั่วไป

5.1.3 การเปลี่ยนแปลงประชากรจุลินทรีย์ในถังปฏิกรณ์แอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดเมื่อมีการปรับเปลี่ยนอัตราการสลายอินทรีย์

จากการศึกษาปริมาณและชนิดของจุลินทรีย์ของระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดที่ใช้เม็ดยางเป็นวัสดุตัวกลาง โดยการหาปริมาณจุลินทรีย์ด้วยวิธีการหาความเข้มข้นของฟอสโฟไลปิดและระบุชนิดจุลินทรีย์ด้วยเทคนิค FISH ที่อัตราการสลายอินทรีย์ 5 10 15 และ 20 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน พบว่าเมื่อเพิ่มอัตราการสลายอินทรีย์ให้กับระบบ จุลินทรีย์ที่เกาะบนวัสดุตัวกลางมีปริมาณเพิ่มขึ้น นอกจากนี้พบว่าปริมาณอาร์เคีย (จุลินทรีย์กลุ่มสร้างมีเทน) ที่อยู่บนผิววัสดุตัวกลางมีปริมาณเพิ่มขึ้น เมื่ออัตราการสลายอินทรีย์ที่เข้าสู่ระบบเพิ่มขึ้นจาก 5 - 15 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน และที่อัตราการสลายอินทรีย์ 20 กก. ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน ปริมาณของอาร์เคียลดลงซึ่งสอดคล้องกับสมรรถนะของระบบในแง่ของประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีและอัตราการเกิดก๊าซมีเทนที่ลดลง และจากผลการวิเคราะห์ค่าความเข้มข้นของฟอสโฟไลปิด และเทคนิค FISH พบว่ามีความสอดคล้องกับความหนาของชั้นจุลินทรีย์จากภาพถ่ายด้วยกล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอนชนิดส่องกราด

## 5.2 ข้อเสนอแนะ

งานวิจัยนี้เป็นงานวิจัยนำร่องในระดับห้องปฏิบัติการซึ่งจะเป็นประโยชน์อย่างยิ่ง หากมีการดำเนินการวิจัยต่อไปสำหรับนำผลการศึกษาที่ได้ในงานวิจัยนี้ไปเป็นแนวทางในวิจัยเพื่อบำบัดน้ำเสียจริงที่มีค่าซีโอดีสูง ก่อนที่จะนำไปปรับปรุงใช้กับระบบบำบัดน้ำเสียจริง และในส่วนของ การศึกษาการเปลี่ยนแปลงประชากรของจุลินทรีย์ควรทำการศึกษาชนิดของจุลินทรีย์โดยใช้โพรบ 16s rRNA สำหรับอาร์เคียกลุ่มต่างๆ ที่มีความจำเพาะเจาะจงมากขึ้น เพื่อให้เห็นผลที่ชัดเจนมากขึ้น เช่น โพรบสำหรับ *Methanosarcina sp.* และ *Methanoseata sp.* เป็นต้น

## รายการอ้างอิง

### ภาษาไทย

- ควบคุมมลพิษ, กรม. 2542. คู่มือวิชาการระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้อากาศ. กรุงเทพมหานคร: กรมควบคุมมลพิษ กระทรวงวิทยาศาสตร์เทคโนโลยีและสิ่งแวดล้อม.
- เกรียงศักดิ์ อุดมสินโรจน์. 2543. วิศวกรรมกรรมการบำบัดน้ำเสีย เล่ม 4. กรุงเทพมหานคร: สำนักพิมพ์มหาวิทยาลัยรังสิต.
- ชำนาญ กายประสิทธิ์. 2538. การใช้ยูเอเอสบีในการบำบัดน้ำเสียเข้มข้นสูง. วิทยานิพนธ์ปริญญาโท สาขาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม บัณฑิตวิทยาลัย จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.
- แซน.อี.68 คอนซัลติ้ง เอ็นจิเนียรส์. 2546. เอกสารประกอบการสัมมนา เทคโนโลยีการบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจน, โครงการจัดทำคู่มือวิชาการระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้อากาศ. กรุงเทพมหานคร.
- บุญชอบ วิริยพงศ์สุธี ดอกกรัก ชัยสาร สุภภา คีรีรัฐนิคม นกุล อินทระสังขา พูนสุข ประเสริฐสุวรรณ และกิจการ ศุภมาตย์. 2548. การใช้เทคนิค Fluorescent in situ hybridization (FISH) เพื่อศึกษาจุลินทรีย์ในระบบทางเดินอาหารของกุ้งขาว (*Penaeus vannamei*). ว.สงขลานครินทร์ วทท. 27 (ฉบับพิเศษ 1): 275-282.
- มันสิน ตันทุลเวศม์. 2542. เทคโนโลยีบำบัดน้ำเสียอุตสาหกรรม. เล่มที่ 1 และ 2. พิมพ์ครั้งที่ 1. กรุงเทพมหานคร: สำนักพิมพ์จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.
- วงกต วงศ์อภัย. มูลค่าเพิ่มของยางรถยนต์เก่า. มติชนสุดสัปดาห์ (23 กรกฎาคม 2547): 30-31.
- วันชัย วงศ์เทียนชัย. 2545. ผลของสารอาหารปฐมภูมิต่อการกำจัดสีในน้ำกากส่าด้วยระบบแอนแอโรบิกไฮบริดยูเอเอสบี. วิทยานิพนธ์ปริญญาโท สาขาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.
- ศักดิ์ชัย โอบาสวัสดิ์ชัย. 2526. การย่อยสลายและการผลิตก๊าซชีวภาพของขยะแบบไร้ออกซิเจนโดยแบคทีเรียชนิดชอบความร้อน. วิทยานิพนธ์ปริญญาโท สาขาวิศวกรรมสุขาภิบาล บัณฑิตวิทยาลัย จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.
- สถิตรัตน์ รอดอารี. 2551. ผลของชนิดและขนาดวัสดุช่วยตกตะกอนที่มีต่อประสิทธิภาพการตกตะกอนในระบบเอเอส. วิทยานิพนธ์ปริญญาโท สาขาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.

สำนักงานกองทุนสงเคราะห์การทำสวนยาง. 2551. แนวทางการพัฒนาและส่งเสริมการใช้ยาง และผลิตภัณฑ์ยางภายในประเทศ. ใน เอกสารประกอบการจัดงานวันยางพาราแห่งชาติ ประจำปี 2551, 9-11 เมษายน 2551. ณ มหาวิทยาลัยราชภัฏรำไพพรรณี จังหวัด จันทบุรี.

เสฏฐา ศาสนันทน์. 2538. การสแกนตะกอนโดยใช้ฟลูออโรไดซ์เบด. วิทยานิพนธ์ปริญญา มหาบัณฑิต, ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม บัณฑิตวิทยาลัย จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.

### ภาษาอังกฤษ

Amann, R.I., Krumholz, I., and Stahl, D.A. 1990. Fluorescent oligonucleotide probing of whole cells for determinative, phylogenetic, and environmental studies in microbiology. J. Bacteriol. 172: 762–770.

Amann, R.I., Ludwig, W., and Schleifer, K.H. 1995. Phylogenetic identification and *in situ* detection of individual microbial cells without cultivation. FEMS Microbiol Rev. 59: 143-169.

American Water Works Association. 1980. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 15<sup>th</sup> ed. Missouri: Byrd PrePress.

Arnaiz, C., Gutierrez, J.C. and Lebrato, J. 2006. Support material selection for anaerobic fluidized bed reactor by phospholipid analysis. Biochemical Engineering Journal. 27: 240-245.

Azizian, M.F., Nelson, P.O., Thayumanavan, P., and Williamson, K.J. 2003. Environmental impact of highway construction and repair materials on surface and ground waters: Case study: crumb rubber asphalt concrete. Waste Management. 23: 719-728.

Balaguer, M., and Vicent, M. 1993. A simple mathematical model applied to an anaerobic fluidized bed reactor. 2<sup>nd</sup> Int. Paris.

Balaguer, M., Vicent, M., and Paris, J. 1992. Anaerobic fluidized bed reactor with sepiolite as support for anaerobic treatment of vinasse. Biotechnology letter, 14: 433-438.

- Boonapatcharoen, N., Meepian, K., Chaiprasert, P., and Techkarnjanaruk, S. 2007. Molecular monitoring of microbial population dynamics during operational periods of anaerobic hybrid reactor treating cassava starch wastewater. Microbial Ecology. 54: 21-30.
- Borja, R., and Banks, C. 1995. Response of an anaerobic fluidized bed reactor treating ice-cream wastewater to organic, hydraulic, temperature and pH shocks. Journal of Biotechnology, 39: 251-259.
- Borja, R., Gonzalez, E., Raposo, F., Millan, F., and Martin, A. 2001. Performance evaluation of a mesophilic anaerobic fluidized-bed reactor treating wastewater derived from the production of proteins from extracted sunflower flour. Bioresource Technology. 76: 45-52.
- Calderon, D., Buffiere, P., Moletta, R., and Elmaleh, S. 1996. Comparison of three granular support materials for anaerobic fluidized bed system. Biotechnology letter. 18: 731-736.
- Converti, A., Zilli, M., Borghi, D., and Ferraiolo, G. 1990. The fluidized bed reactor in the anaerobic treatment of wine wastewater. Bioprocess Engineering. 5: 49-55.
- Daims, H., Lücker, S., and Wagne, M. 2006. daime, a novel image analysis program for microbial ecology and biofilm research. Environ. Microbiol. 8: 200-213.
- Fang, H.P.H., and Chui, H.K. 1994. Comparison of startup performance of four anaerobic reactors for the treatment of high-strength wastewater. Resources, Conservation and Recycling. 11: 123-138.
- Grady, C. P. Jr., Daigger, T. G., and Lim, H. C. 1999. Biological wastewater treatment. 2<sup>nd</sup> edition. New York: Marcel Dekker.
- Guiot, S.R., Pauss, A., and Costerton, J.W. 1992. A structured model of the anaerobic granules consortium. Water Sci. Technol, 25: 1-10
- Haandel, A. V., Gaaldino, L. A., Neiva, M. R., and Catunda, P. F. C. 1996. Reduction of operational costs by planned interruption of aeration in activated sludge plants. Water science and Technology. 33: 17-27.

- Heijnen, J., Mulder, A. Enger, W., and Hoeks, F. 1989. Review on the application of anaerobic fluidized bed reactor in wastewater treatment. Chem. Eng. Journal. 41: B37-B50.
- Henze, M., and Harremoës, P. 1982. Anaerobic treatment of wastewater in fixed film reactors: a literature review. Wat.Sci.Tech. 15: 1-101.
- Jones, W. J., Nagle, D. P., and Whitman, W. B. 1987. Methanogens and the diversity of archaeobacteria. Microbiol Rev. 51(1): 135–177.
- Kida, K., Morimura, S., Sonoda, Y., Obe, M., and Kondo, T. 1990. Support media for microbial adhesion in an anaerobic fluidized-bed reactor. Journal of fermentation and bioengineering. 69: 354-359.
- McCabe, W.L., Smith, J.C., and Harriott, P. 1993. Unit Operation of Chemical Engineering. 5<sup>th</sup> edition. New York: McGraw-Hill.
- McCarty, P.L. 1964. Anaerobic Waste Treatment Fundamentals. Public Works. No.9-12.
- McCarty, P.L., and Mosey, F.E. 1991. Modeling of anaerobic digestion process (a discussion of concept). Wat. Sci. Tech. 24: 17-33.
- McInerney, M.J., Bryant, M.P., and Stafford, D.A. 1980. Metabolic Stage and Energetics of Microbial Anaerobic Digestion. Applied Science Publishers.
- Metcalf & Eddy. 2003. Wastewater Engineering : Treatment and Reuse. 4<sup>th</sup> edition. New York: McGraw-Hill.
- Myska, J., and Svec, J. 1994. The distributive properties of a fluidized bed with biomass. Water Research. 28: 1653-1658.
- Park, J., Ellis, T.G., and Lally, M. 2006. Evaluation of tire derived rubber particles for biofiltration media. WEFTEC. 06: 3217-3230.
- Sam, S., Wentzel, M.C., and Marais, G. 1987. Hypothesis for pelletisation in the Upflow Anaerobic Sludge Bed Reactor. Water SA. 13: 69-80.
- Speece, R. E. 1996. Anaerobic Biotechnology for Industrial Wastewater. Tennessee: Archae Press.
- Stahl, D. A., and Amann, R.I. 1991. Development and application of nucleic acid probes. In: Stackebrandt E, Goodfellow M (eds) Nucleic acid techniques in bacterial systematics. New York: Wiley Inc.

- Stronach, S. M., Rudd, T., and Lester, N.J. 1987. Start-up of Anaerobic Bioreactors on High Strength Industrial Wastes. Biomass. 13: 173-197
- Tay, J. H., and Zhang, X. 2000. Stability of high-rate anaerobic system. I. Performance under shocks. Journal Environmental Engineering. 126 (8): 713-725.
- Tay, J. H., Tay, S. T., Yu, L., Yeow, S. K., and Ivanov, V. 2006. Biogranulation technology for wastewater treatment. 1<sup>st</sup> edition. The United Kingdom: Elsevier.
- White, D. C., Bobbie, R. J., Herron, J. S., King, J. D., and Morrison, S. J. 1979. Biochemical Measurements of microbial mass and activity from environmental samples, Native aquatic bacteria : Enumeration, Activity, and Ecology, ASTM STP 695. American society for testing and materials. 69-81.
- William, J. J, David, P.N., and William, B.W. 1987. Methanogens and the diversity of Archaeobacteria. Microbiological review. 51(1): 135-177.
- Yu, J., Chen, H., Ji, M., and Yue, P.L. 2000. Distribution and change of microbial activity in combined UASB and AFB reactors for wastewater treatment. Bioprocess Engineering. 22: 315-322.



ภาคผนวก

ศูนย์วิทยทรัพยากร  
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย



ภาคผนวก ก  
รายการคำนวณ

ก. 1 การคำนวณอัตราไหลของเครื่องสูบน้ำเสียและเครื่องสูบน้ำทิ้งเวียนในระบบ  
กำหนด ระยะเวลาที่น้ำ = 12 ชั่วโมง

ปริมาตรถัง 3.3 ลิตร

จะได้ อัตราไหลของน้ำเสีย 3.3 ลิตร/0.5 วัน = 6.6 ลิตร/วัน

เมื่อใช้เม็ดยางเป็นวัสดุตัวกลางได้ค่าความเร็วสุดท้ายของการเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชัน  
5.47 เมตร/ชั่วโมง จะได้อัตราไหลของเครื่องสูบน้ำจากสมการ

$$\begin{aligned} A &= \pi r^2 \\ &= \pi (5)^2 \\ &= 19.64 \text{ ซม.}^2 \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} \text{จาก } Q &= AV \\ &= (1.964 \times 10^{-3} \text{ ตร.ม.}) \times (5.47 \text{ ม./ชม.}) \\ &= 0.0107 \text{ ตร.ม./ชม.} \\ &= 10.70 \text{ ล./ชม.} \end{aligned}$$

- วิธีการคำนวณขนาดของเครื่องสูบน้ำ

ในการหาขนาดของเครื่องสูบน้ำสามารถคำนวณได้จากสมการ ดังนี้

$$P = qpggh / (3.6 \times 10^6)$$

โดยที่	P	= กำลังของเครื่องสูบน้ำ (กิโลวัตต์)
	q	= อัตราการไหลของน้ำ (ลูกบาศก์เมตรต่อชั่วโมง)
	p	= ความหนาแน่นของของไหล (กิโลกรัมต่อลูกบาศก์เมตร)
	g	= ความเร่งเนื่องจากแรงโน้มถ่วง (9.81 เมตรต่อวินาที)
	h	= differential head (เมตร)

ก. 2 การคำนวณสารอาหารที่ใช้ในการทดลอง

ปริมาณสารอาหารที่ใช้ตามสูตรสารอาหารของ Speece (1996) และได้เตรียมสารเพื่อความสะดวกในการทำงาน ดังนี้

1. สารที่ไม่ได้ผสมเก็บไว้ (เตรียมน้ำเสีย 7 ลิตร/วัน)

ใช้  $\text{NaHCO}_3$  6,000 มก./ล. x 7 ลิตร = 6,000x7 = 42 กรัม

2. สารอาหารหลักและสารอาหารเสริมรอง ทำ Stock 1,000 เท่า ในปริมาตรน้ำ 1 ลิตร

$\text{NH}_4\text{Cl}$	400 มก./ล. x 7 ล.	=	2.8 ก.
$\text{K}_2\text{HPO}_4$	400 มก./ล. x 7 ล.	=	2.8 ก.
$\text{KH}_2\text{PO}_4$	200 มก./ล. x 7 ล.	=	1.4 ก.
$\text{MgCl}_2 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$	400 มก./ล. x 7 ล.	=	2.8 ก.
$\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$	50 มก./ล. x 7 ล.	=	0.35 ก.
$\text{FeCl}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$	40 มก./ล. x 7 ล.	=	0.28 ก.
$\text{CoCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$	10 มก./ล. x 7 ล.	=	0.07 ก.

สารที่ใช้ปริมาณน้อยมาก ทำ Stock 10,000 เท่า ในปริมาตรน้ำ 1 ลิตร (สารละลาย A)

$\text{NiCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$	0.5 มก./ล. x 7 ล.	=	3.5 มก.
$\text{MnCl}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$	0.5 มก./ล. x 7 ล.	=	3.5 มก.
$\text{H}_3\text{BO}_3$	0.5 มก./ล. x 7 ล.	=	3.5 มก.
$\text{ZnCl}_2$	0.5 มก./ล. x 7 ล.	=	3.5 มก.
$\text{CuCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$	0.5 มก./ล. x 7 ล.	=	3.5 มก.
$(\text{NH}_4)_6\text{Mo}_7\text{O}_{24} \cdot 4\text{H}_2\text{O}$	0.5 มก./ล. x 7 ล.	=	3.5 มก.

### ก. 3 สารเคมีและวิธีการวิเคราะห์ด้วยเทคนิค Fluorescent In Situ Hybridization

#### สารเคมี และรีเอเจนท์

##### *Fixative reagent (4% paraformaldehyde)*

Fixative reagent เป็นสารที่ใช้ในการรักษาสภาพของ Ribosomal RAN (rRNA) มีวิธีการเตรียม ดังนี้ เติมน้ำ paraformaldehyde 2 กรัม ในน้ำกลั่นที่ปราศจากไอออน 33 มล. (เติมน้ำกลั่น 10 M NaOH 1 หยด ลงในน้ำกลั่น) เติมน้ำกลั่น 3x PBS 16.5 มล. และควรใช้ภายใน 24 ชั่วโมง

##### *Acid alcohol*

Acid alcohol เป็นสารที่ใช้สำหรับล้างสไลด์ก่อนที่จะทำการเคลือบสไลด์ การเตรียมสารทำได้โดยการเติมน้ำ HCl 1 มล. ลงในเอทานอล 99 มล.

*3x PBS buffer*

เติมสารละลาย 5 M NaCl 23.4 มล. ลงในสารละลาย 0.5 M NaPO<sub>4</sub> buffer ปริมาตร 18 มล. ปรับพีเอชให้มีค่า 7.2 และปรับปริมาตรด้วยน้ำกลั่นที่ปราศจากไอออนให้มีปริมาตรสุดท้าย 300 มล.

สารละลาย 0.5 M NaPO<sub>4</sub> สามารถเตรียมได้โดยการผสมสารละลาย 0.5 M NaH<sub>2</sub>PO<sub>4</sub> กับ สารละลาย 0.5 M Na<sub>2</sub>HPO<sub>4</sub> ปริมาตร 72 มล.

*Hybridization buffer*

สารละลาย Hybridization buffer สามารถเตรียมได้โดยการผสมสารละลายต่างๆ ให้มีความเข้มข้นสุดท้าย ดังนี้ 0.9 M NaCl 0.01% SDS 20mM Tris-HCl (pH 7.2) และเติม Formamide ให้เหมาะสมกับโพรบที่เลือกใช้ โดยเปอร์เซ็นต์ Formamide สำหรับโพรบแต่ละชนิด ดังแสดงในตาราง

Probe	% Formamide	1% SDS ( $\mu$ L)	1.0 M Tris HCl ( $\mu$ L)	3.0 M NaCl ( $\mu$ L)	Formamide ( $\mu$ L)
EUB-338	15	10	20	300	150
ARC-915	35	10	20	300	350

*Washing buffer*

Washing buffer เตรียมโดยให้มีความเข้มข้นของสารละลายต่างๆ ดังนี้ 0.01% SDS 20 mM Tris-HCl (pH 7.2) และความเข้มข้นของ NaCl จะขึ้นอยู่กัปริมาณ Formamide ที่เติมในสารละลาย Hybridization buffer

*ขั้นตอนการวิเคราะห์ด้วยเทคนิค Fluorescent In Situ Hybridization**การเตรียมตัวอย่าง*

1. นำตัวอย่าง 1 มล. เข้าเครื่องเหวี่ยงที่ความเร็ว 10000 รอบต่อนาที เป็นเวลา 10 นาที
2. นำส่วนที่เป็นน้ำใสด้านบนออก
3. เติมสารละลาย Fixative
4. นำไปเก็บไว้ที่อุณหภูมิ 4 องศาเซลเซียส เป็นเวลา 2-12 ชั่วโมง
5. นำไปเข้าเครื่องเหวี่ยงที่ความเร็ว 10000 รอบต่อนาที เป็นเวลา 10 นาที
6. นำส่วนที่เป็นน้ำใสด้านบนออก

7. ล้างตัวอย่างด้วยสารละลาย Phosphate-buffer saline (PBS)
8. เติมสารละลายที่มีส่วนผสมของ PBS:เอทานอล ด้วยอัตราส่วน 1:1
9. รักษาตัวอย่างโดยนำไปแช่แข็งที่อุณหภูมิ -20 องศาเซลเซียส

#### การเตรียมสไลด์

1. ทำความสไลด์โดยแช่ด้วยแอซิดแอลกอฮอล์เป็นเวลา 5 นาที
2. เคลือบสไลด์ด้วย 0.01% Poly-L-Lysine

#### การนับปริมาณเซลล์ทั้งหมด

1. นำตัวอย่าง 1 มล. ย้อมด้วยสารละลาย 4',6-diamidino-2-phenylindole (DAPI) เป็นเวลา 5 นาที โดยให้สารละลาย DAPI มีความเข้มข้นสุดท้าย 5 ไมโครกรัมต่อมล. ในที่มืด
2. กรองด้วยกระดาษกรองชนิด black polycarbonate membrane ขนาด 0.22 ไมครอน
3. ล้างด้วยน้ำกลั่น แล้วนำกระดาษกรองที่ได้วางบนสไลด์ หยดสารละลาย Anti-fading
4. นับจำนวนเซลล์ด้วยกล้องจุลทรรศน์ฟลูออเรสเซนซ์ (100X)

#### ขั้นตอนการทำ Hybridization

1. หยดตัวอย่าง (ที่ผ่านขั้นตอนการเตรียมตัวอย่างแล้ว) ลงบนสไลด์ที่เคลือบแล้ว 3-5 ไมโครลิตร
2. นำน้ำออกจากเซลล์แบบที่เรียโดยการล้างด้วยเอทานอลที่มีความเข้มข้น 50 70 และ 96% ตามลำดับ แล้วทิ้งไว้ให้แห้ง
3. เติมสารละลายที่มีส่วนผสมของสารละลาย Hybridization : สารละลายโพรบ(ที่มีความเข้มข้น 50 นาโนกรัมต่อไมโครลิตร) ด้วยอัตราส่วน 9:1
4. บ่มตัวอย่างที่อุณหภูมิ 46 องศาเซลเซียส 1-1.5 ชั่วโมง
5. ล้างด้วยสารละลาย Washing เป็นเวลา 15 นาที ที่อุณหภูมิ 48 องศาเซลเซียส
6. ย้อมด้วยสารละลาย DAPI ที่มีความเข้มข้น 30 มิลลิโมลต่อไมโครลิตร เป็นเวลา 5-10 นาที
7. หยดด้วยสารละลาย Anti-fading ลงบนสไลด์
8. ตรวจสอบด้วยกล้องจุลทรรศน์ฟลูออเรสเซนซ์

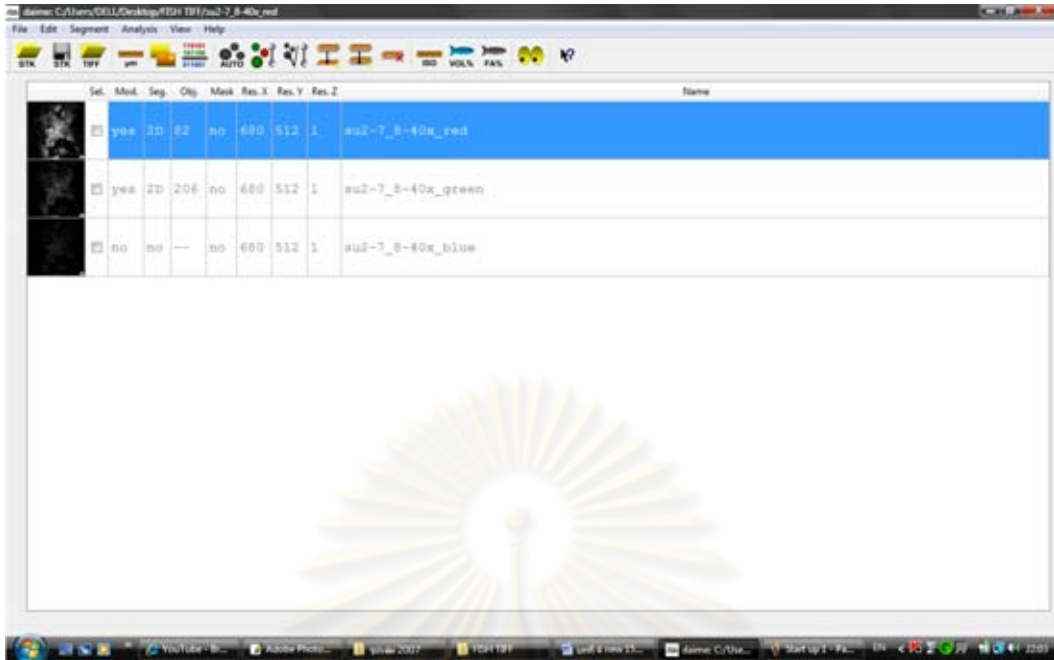
#### ผลการวิเคราะห์ด้วยเทคนิค Fluorescent in situ hybridization

หลังจากเสร็จสิ้นขั้นตอนการตรวจสอบด้วยกล้องจุลทรรศน์แล้ว นำภาพถ่ายที่ได้มาหาปริมาณของเซลล์จุลินทรีย์ทั้งหมดแยกตามสีโดยใช้โปรแกรม Digital image analysis in microbial ecology (DAIME) (Daims และคณะ, 2006) ซึ่งสีเขียวแสดงจุลินทรีย์ทั้งหมดซึ่งไม่รวมจุลินทรีย์กลุ่มสร้างมีเทน และสีแดงแสดงจุลินทรีย์กลุ่มสร้างมีเทน ซึ่งผลการวิเคราะห์ชนิดของจุลินทรีย์แสดงในรูปแบบที่ 2-ก ถึง 7-ก

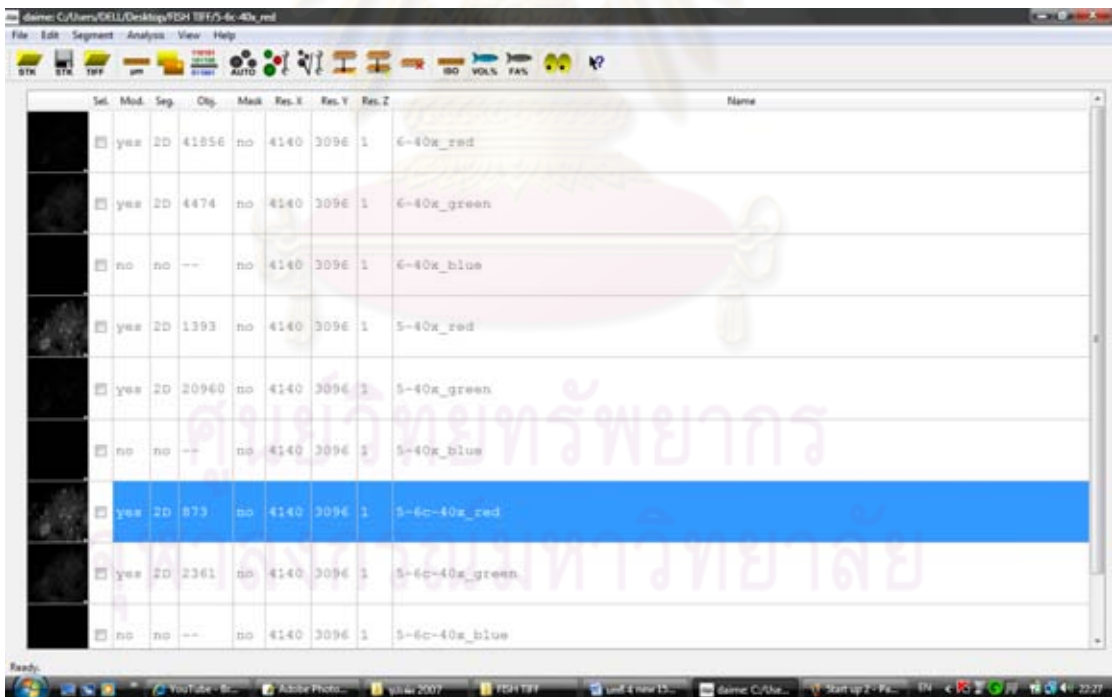
Set	Mod.	Seg.	Obj.	Mask	Res. X	Res. Y	Res. Z	Name
yes	2D	26	no	680	512	1		su2-6-40x_red
yes	2D	46	na	680	512	1		su2-6-40x_green
no	no	--	no	680	512	1		su2-6-40x_blue
yes	2D	35	no	680	512	1		su2-5-6-40x_red
yes	2D	73	no	680	512	1		su2-5-6-40x_green
no	no	--	no	680	512	1		su2-5-6-40x_blue
yes	2D	1276	no	680	512	1		su2-5-40x_red
yes	2D	48	no	680	512	1		su2-5-40x_green
no	no	--	no	680	512	1		su2-5-40x_blue

รูปที่ 2-ก ผลการวิเคราะห์ชนิดของจุลินทรีย์ระยะเริ่มต้นเลี้ยงจุลินทรีย์ถังปฏิกรณ์ 1

ศูนย์วิทยทรัพยากร  
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย



รูปที่ 3-ก ผลการวิเคราะห์ชนิดของจุลินทรีย์ระยะเริ่มต้นเลี้ยงจุลินทรีย์ถึงปฏิบัติการ 2



รูปที่ 4-ก ผลการวิเคราะห์ชนิดของจุลินทรีย์อัตราภาวะสารอินทรีย์ 5 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน

	Sel.	Mod.	Seg.	Obj.	Mask	Res. X	Res. Y	Res. Z	Name
<input checked="" type="checkbox"/>	yes	2D	1035	no	680	512	1		L10-1-40x_red
<input checked="" type="checkbox"/>	yes	2D	84	no	680	512	1		L10-1-40x_green
<input type="checkbox"/>	no	no	--	no	680	512	1		L10-1-40x_blue
<input checked="" type="checkbox"/>	yes	2D	40	no	680	512	1		L10-2-40x_red
<input checked="" type="checkbox"/>	yes	2D	82	no	680	512	1		L10-2-40x_green
<input type="checkbox"/>	no	no	--	no	680	512	1		L10-2-40x_blue
<input checked="" type="checkbox"/>	yes	2D	29	no	680	512	1		L10-1_2-40x_red
<input checked="" type="checkbox"/>	yes	2D	104	no	680	512	1		L10-1_2-40x_green
<input type="checkbox"/>	no	no	--	no	680	512	1		L10-1_2-40x_blue

รูปที่ 5-ก ผลการวิเคราะห์ชนิดของจุดอินทรีย์อัตราภาวะสารอินทรีย์ 10 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน

	Sel.	Mod.	Seg.	Obj.	Mask	Res. X	Res. Y	Res. Z	Name
<input checked="" type="checkbox"/>	yes	2D	65	no	680	512	1		L15-3-40x_red
<input checked="" type="checkbox"/>	yes	2D	24	no	680	512	1		L15-3-40x_green
<input type="checkbox"/>	no	no	--	no	680	512	1		L15-3-40x_blue
<input checked="" type="checkbox"/>	yes	2D	37	no	680	512	1		L15-4-40x_red
<input checked="" type="checkbox"/>	yes	2D	101	no	680	512	1		L15-4-40x_green
<input type="checkbox"/>	no	no	--	no	680	512	1		L15-4-40x_blue
<input checked="" type="checkbox"/>	yes	2D	44	no	680	512	1		L15-3_4-40x_red
<input checked="" type="checkbox"/>	yes	2D	53	no	680	512	1		L15-3_4-40x_green
<input type="checkbox"/>	no	no	--	no	680	512	1		L15-3_4-40x_blue

รูปที่ 6-ก ผลการวิเคราะห์ชนิดของจุดอินทรีย์อัตราภาวะสารอินทรีย์ 15 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน

Sel.	Mod.	Seg.	Obj.	Mask	Res. X	Res. Y	Res. Z	Name
<input checked="" type="checkbox"/>	yes	2D	188	no	680	512	1	1-1-40x_red
<input checked="" type="checkbox"/>	yes	2D	35	no	680	512	1	1-1-40x_green
<input type="checkbox"/>	no	no	--	no	680	512	1	1-1-40x_blue
<input checked="" type="checkbox"/>	yes	2D	31	no	680	512	1	1-2-40x_red
<input checked="" type="checkbox"/>	yes	2D	128	no	680	512	1	1-2-40x_green
<input type="checkbox"/>	no	no	--	no	680	512	1	1-2-40x_blue
<input checked="" type="checkbox"/>	yes	2D	67	no	680	512	1	1-1_2-40x_red
<input checked="" type="checkbox"/>	yes	2D	30	no	680	512	1	1-1_2-40x_green
<input type="checkbox"/>	no	no	--	no	680	512	1	1-1_2-40x_blue

รูปที่ 7-ก ผลการวิเคราะห์ชนิดของจุลินทรีย์อัตราภาวะสารอินทรีย์ 20 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน

#### ก. 4 วิธีการวิเคราะห์หาความเข้มข้นของฟอสโฟไลปิด

การวิเคราะห์หาความเข้มข้นของฟอสโฟไลปิดและความเข้มข้นของสารอินทรีย์ระเหยได้มีขั้นตอนดังนี้

##### วิธีวิเคราะห์หาความเข้มข้นของฟอสโฟไลปิด

1. นำตัวอย่าง 0.5 มล. ใส่ในหลอดทดลองขนาด 70 มล. แล้วล้างด้วยน้ำกลั่น
2. เติมคลอโรฟอร์ม 20 มล. เมทานอล 20 มล. และน้ำกลั่นปราศจากไอออน 20 มล.
3. เขย่าเบาๆ ประมาณ 10 นาที
4. กรองด้วยกระดาษกรอง GF/C 0.45 ไมครอน โดยใช้ปั๊มสุญญากาศ
5. ดูดตัวอย่างจากชั้นคลอโรฟอร์ม ปริมาตร 5 มล. ใส่ในหลอดทดลองขนาด 10 มล. ที่มีฝาปิด
6. นำตัวอย่างไปแช่แข็งที่อุณหภูมิ -20 องศาเซลเซียส
7. เติมสารละลายโพแทสเซียมเปอร์ซัลเฟต 2.7 มล.
8. ปิดฝาหลอดทดลองให้สนิท
9. นำไปอบที่อุณหภูมิ 105 องศาเซลเซียส เป็นเวลา 1 ชั่วโมง
10. เติมสารละลายแอมโมเนียมโมลิบเดต 0.6 มล.
11. วัดการดูดกลืนแสงที่ 610 นาโนเมตร ด้วยเครื่องสเปกโตรโฟโตมิเตอร์



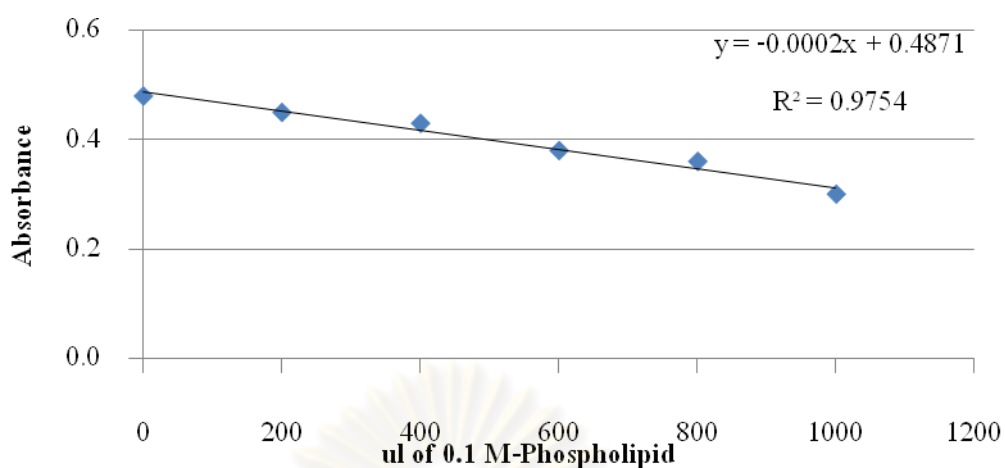
12. ทำกราฟมาตรฐานโดยใช้สารละลาย 1 mM glycerol-phosphate ปริมาตร 10 20 40 60 80 100 และ 150 ไมโครลิตร

การคำนวณหา mol ของ  $\beta$ - Glycerol Phosphate สามารถคำนวณได้ดังนี้

$$\begin{aligned}
 \beta\text{- Glycerol Phosphate } 1 \text{ M} &= 306.12 \text{ g/L} \\
 1 \text{ mM} &= 0.30612 \text{ g/L} \\
 0.1 \text{ mM} &= 0.030612 \text{ g/L} \\
 &= 30.612 \text{ mg/L} \\
 1 \text{ L มี } \beta\text{-P} &= 30.612 \text{ mg} \\
 10^{-6} \text{ L มี } \beta\text{-P} &= 3.0612 \times 10^{-5} \text{ mg} \\
 1 \mu\text{L มี } \beta\text{-P} &= 3.0612 \times 10^{-5} \text{ mg} \\
 707 \mu\text{L มี } \beta\text{-P} &= 3.0612 \times 10^{-5} \times 707 / 1 = 0.0216 \text{ mg} \\
 \text{mol} &= \frac{\text{น้ำหนัก}}{\text{น้ำหนักโมเลกุล}} \\
 &= \frac{0.0216}{306.12 \times 1000} \\
 &= 70.56 \text{ nmol}
 \end{aligned}$$

ในการทดลองนี้ได้ทำการหากราฟแสดงความสัมพันธ์ระหว่างความเข้มข้นของฟอสโฟไลปิดและค่าการดูดซับ ได้กราฟความสัมพันธ์ ดังแสดงในรูปที่ 8-ก

จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย



รูปที่ 8-ก ความสัมพันธ์ระหว่างความเข้มข้นของฟอสโฟไลปิดและค่าการดูดซับแสงที่ 660 นาโนเมตร

ตาราง ข-41 ผลการหาปริมาณสารอินทรีย์ระเหยของตะกอนจุลินทรีย์ที่อัตราภาวะสารอินทรีย์ต่างๆ

อัตราภาวะ สารอินทรีย์ (กก.ซีไอดี/ ลบ.ม.-วัน)	น้ำหนัก ตะกอน แขวนลอย (กรัม)	น้ำหนักของแข็ง คงตัว (กรัม)	น้ำหนักสารอินทรีย์ ระเหยได้ (กรัม)	น้ำหนักยางที่ หายไป (กรัม)	ความเข้มข้นของ สารอินทรีย์ระเหยได้ (มก./มล.)
5	0.1111	0.0925	0.0186	0.0028	7.91
	0.1086	0.0898	0.0188	0.0028	7.99
	0.1360	0.1128	0.0232	0.0035	9.86
10	0.1925	0.1651	0.0274	0.0041	11.65
	0.1505	0.1229	0.0276	0.0041	11.73
	0.1695	0.1434	0.0261	0.0039	11.09
15	0.1988	0.1684	0.0304	0.0046	12.92
	0.2117	0.1812	0.0305	0.0046	12.96
	0.2002	0.1695	0.0307	0.0046	13.05
20	0.3579	0.3181	0.0398	0.0060	16.92
	0.3071	0.2724	0.0347	0.0052	14.75
	0.3295	0.2939	0.0356	0.0053	15.13

## ภาคผนวก ข

## ผลการทดลอง

ข . 1 ผลการวิเคราะห์ค่าพารามิเตอร์ต่างๆ ในระยะเริ่มต้นเลี้ยงจุลินทรีย์

ตาราง ข. 1 ค่าซีไอดีน้ำเข้าและน้ำทิ้งในระยะเริ่มเลี้ยงจุลินทรีย์ของถังปฏิกรณ์ที่ 1 และ 2

อัตราภาระสารอินทรีย์ = 2.68 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน									
วัน/เดือน/ปี	ค่าซีไอดีถังปฏิกรณ์ 1 (มก./ล.)		ค่าซีไอดีถังปฏิกรณ์ 2 (มก./ล.)		วัน/เดือน/ปี	ค่าซีไอดีถังปฏิกรณ์ 1 (มก./ล.)		ค่าซีไอดีถังปฏิกรณ์ 2 (มก./ล.)	
	น้ำเข้า	น้ำทิ้ง	น้ำเข้า	น้ำทิ้ง		น้ำเข้า	น้ำทิ้ง	น้ำเข้า	น้ำทิ้ง
9/7/2552	1647.5	942.4	1647.5	693.6	26/7/2552	1143.87	462.62	1143.87	370.1
12/7/2552	1357.40	426.72	1357.40	452.57	27/7/2552	1042.37	458.72	1042.37	429.44
20/7/2552	1513.92	786.84	1513.92	610.41					
อัตราภาระสารอินทรีย์ = 3.01 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน									
วัน/เดือน/ปี	ค่าซีไอดีถังปฏิกรณ์ 1 (มก./ล.)		ค่าซีไอดีถังปฏิกรณ์ 2 (มก./ล.)		วัน/เดือน/ปี	ค่าซีไอดีถังปฏิกรณ์ 1 (มก./ล.)		ค่าซีไอดีถังปฏิกรณ์ 2 (มก./ล.)	
	น้ำเข้า	น้ำทิ้ง	น้ำเข้า	น้ำทิ้ง		น้ำเข้า	น้ำทิ้ง	น้ำเข้า	น้ำทิ้ง
29/7/2552	1042.37	415.78	1042.37	366.98	23/8/2552	1877.23	888.89	1877.23	586.79
30/7/2552	1185.24	408.36	1185.24	274.1	28/8/2552	1795.15	763.04	1795.15	734.93
6/8/2552	1623.6	602.21	1623.6	497.51					
อัตราภาระสารอินทรีย์ = 5.65 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน									
วัน/เดือน/ปี	ค่าซีไอดีถังปฏิกรณ์ 1 (มก./ล.)		ค่าซีไอดีถังปฏิกรณ์ 2 (มก./ล.)		วัน/เดือน/ปี	ค่าซีไอดีถังปฏิกรณ์ 1 (มก./ล.)		ค่าซีไอดีถังปฏิกรณ์ 2 (มก./ล.)	
	น้ำเข้า	น้ำทิ้ง	น้ำเข้า	น้ำทิ้ง		น้ำเข้า	น้ำทิ้ง	น้ำเข้า	น้ำทิ้ง
4/9/2552	2860	1111.97	2860	688	19/9/2552	2807.84	1080.08	2807.84	628.54
10/9/2552	2482.85	1306.66	2482.85	747.09	24/9/2552	3144.96	1084.32	3144.96	612.86

ศูนย์วิทยทรัพยากร  
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ตาราง ข. 2 ก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นและคำนวณในระยะเริ่มต้นเลี้ยงจุลินทรีย์ของถังปฏิกรณ์ที่ 1 และ 2

อัตราการระเหยอินทรีย์ = 2.68 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน									
วัน/เดือน/ปี	ก๊าซชีวภาพถังปฏิกรณ์ 1 (มก./ล.)		ก๊าซชีวภาพถัง ปฏิกรณ์ 2 (มก./ล.)		วัน/เดือน/ปี	ก๊าซชีวภาพถังปฏิกรณ์ 1 (มก./ล.)		ก๊าซชีวภาพถังปฏิกรณ์ 2 (มก./ล.)	
	คำนวณ	เกิดจริง	คำนวณ	เกิดจริง		คำนวณ	เกิดจริง	คำนวณ	เกิดจริง
9/7/2552	3.38	0	4.43	0	26/7/2552	3.26	2	3.60	2.70
12/7/2552	4.46	0	4.20	0	27/7/2552	2.79	2.4	2.85	2.56
20/7/2552	3.48	2.10	4.20	2.50					
อัตราการระเหยอินทรีย์ = 3.01 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน									
วัน/เดือน/ปี	ก๊าซชีวภาพถังปฏิกรณ์ 1 (มก./ล.)		ก๊าซชีวภาพถัง ปฏิกรณ์ 2 (มก./ล.)		วัน/เดือน/ปี	ก๊าซชีวภาพถังปฏิกรณ์ 1 (มก./ล.)		ก๊าซชีวภาพถังปฏิกรณ์ 2 (มก./ล.)	
	คำนวณ	เกิดจริง	คำนวณ	เกิดจริง		คำนวณ	เกิดจริง	คำนวณ	เกิดจริง
29/7/2552	3.00	2.70	3.14	3.05	23/8/2552	4.73	4.40	6.00	5.41
30/7/2552	3.72	3.20	4.24	3.50	28/8/2552	4.94	4.00	4.93	4.35
6/8/2552	4.89	4.50	5.23	4.32					
อัตราการระเหยอินทรีย์ = 5.65 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน									
วัน/เดือน/ปี	ก๊าซชีวภาพถังปฏิกรณ์ 1 (ล./วัน)		ก๊าซชีวภาพถัง ปฏิกรณ์ 2 (มก./ล.)		วัน/เดือน/ปี	ก๊าซชีวภาพถังปฏิกรณ์ 1 (มก./ล.)		ก๊าซชีวภาพถังปฏิกรณ์ 2 (มก./ล.)	
	คำนวณ	เกิดจริง	คำนวณ	เกิดจริง		คำนวณ	เกิดจริง	คำนวณ	เกิดจริง
4/9/2552	8.58	7.6	10.43	9.88	19/9/2552	8.27	6.7	10.95	9.75
10/9/2552	7.09	6.1	10.87	9.35	24/9/2552	9.86	8.2	12.17	11.75

ศูนย์วิทยทรัพยากร  
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ตาราง ข. 3 ค่าพีเอชน้ำเข้าและน้ำทิ้งในระยะเริ่มต้นเลี้ยงจุลินทรีย์ของถังปฏิกริยาที่ 1 และ 2

อัตราภาระสารอินทรีย์ = 2.68 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน									
วัน/เดือน/ปี	ค่าพีเอชถังปฏิกริยา 1		ค่าพีเอชถังปฏิกริยา 2		วัน/เดือน/ปี	ค่าพีเอชถังปฏิกริยา 1		ค่าพีเอชถังปฏิกริยา 2	
	น้ำเข้า	น้ำทิ้ง	น้ำเข้า	น้ำทิ้ง		น้ำเข้า	น้ำทิ้ง	น้ำเข้า	น้ำทิ้ง
9/7/2552	7.7	6.8	7.7	7	19/7/2552	7.5	7.2	7.5	7.3
10/7/2552	7.8	6.9	7.8	6.9	20/7/2552	7.6	7	7.6	6.9
11/7/2552	7.9	7.3	7.9	6.9	21/7/2552	7.9	7.2	7.9	7.1
12/7/2552	7.5	7.1	7.5	7	22/7/2552	7.9	6.7	7.9	6.7
13/7/2552	7.6	7	7.6	6.9	23/7/2552	7.4	6.6	7.4	6.8
14/7/2552	7.6	7.2	7.6	7.3	24/7/2552	7.6	7	7.6	6.7
15/7/2552	7.4	7.1	7.4	7.3	25/7/2552	7.8	7.3	7.8	7.2
16/7/2552	7.9	7.1	7.9	7	26/7/2552	7.5	7.4	7.5	7.2
17/7/2552	7.6	7	7.6	6.7	27/7/2552	7.6	7.5	7.6	7.2
18/7/2552	7.5	7.4	7.5	7.5	28/7/2552	7.4	7.5	7.4	7.3
อัตราภาระสารอินทรีย์ = 3.01 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน									
วัน/เดือน/ปี	ค่าพีเอชถังปฏิกริยา 1		ค่าพีเอชถังปฏิกริยา 2		วัน/เดือน/ปี	ค่าพีเอชถังปฏิกริยา 1		ค่าพีเอชถังปฏิกริยา 2	
	น้ำเข้า	น้ำทิ้ง	น้ำเข้า	น้ำทิ้ง		น้ำเข้า	น้ำทิ้ง	น้ำเข้า	น้ำทิ้ง
29/7/2552	7.5	7.6	7.5	7.5	14/8/2552	7.8	8.1	7.8	8.2
30/7/2552	7.5	7.0	7.5	7.1	15/8/2552	7.5	8.1	7.5	8.2
31/7/2552	7.7	8.2	7.7	8.4	17/8/2552	7.8	8.3	7.8	8.3
1/8/2552	7.6	8.2	7.6	8.3	18/8/2552	7.8	7.8	7.8	8.1
2/8/2552	7.9	8.5	7.9	8.4	19/8/2552	7.7	8.5	7.7	8.3
5/8/2552	7.8	8.5	7.8	8.0	21/8/2552	7.5	7.5	7.5	8.3
6/8/2552	7.9	8.8	7.9	8.6	23/8/2552	7.8	7.8	7.8	7.4
8/8/2552	7.9	8.5	7.9	8.5	24/8/2552	7.14	8.2	7.1	8.3
10/8/2552	7.9	8.5	7.9	8.5	26/8/2552	7.34	8.1	7.3	8.1
11/8/2552	7.9	8.1	7.9	8.0	28/8/2552	7.8	7.7	7.8	8.1
12/8/2552	7.9	8.6	7.9	8.4					
อัตราภาระสารอินทรีย์ = 5.65 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน									
วัน/เดือน/ปี	ค่าพีเอชถังปฏิกริยา 1		ค่าพีเอชถังปฏิกริยา 2		วัน/เดือน/ปี	ค่าพีเอชถังปฏิกริยา 1		ค่าพีเอชถังปฏิกริยา 2	
	น้ำเข้า	น้ำทิ้ง	น้ำเข้า	น้ำทิ้ง		น้ำเข้า	น้ำทิ้ง	น้ำเข้า	น้ำทิ้ง
30/8/2552	7.2	7.5	7.2	7.7	14/9/2552	7.8	7.9	7.8	7.6
3/9/2552	7.8	8.2	7.8	7.6	17/9/2552	7.9	8.1	7.9	8.0
6/9/2552	7.4	8.3	7.4	8.2	18/9/2552	7.4	7.9	7.4	7.5
7/9/2552	7.9	8.0	7.9	8.0	21/9/2552	7.4	7.5	7.4	7.9
10/9/2552	7.6	7.9	7.6	7.2	24/9/2552	7.9	7.4	7.9	8.0

ตาราง ข. 4 ค่าสภาพต่างน้ำเข้าและน้ำทิ้งในระยะเริ่มต้นเลี้ยงจุลินทรีย์ของถังปฏิกรณ์ที่ 1 และ 2

อัตราภาระสารอินทรีย์ = 2.68 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน									
วัน/เดือน/ปี	ค่าสภาพต่าง ถังปฏิกรณ์ 1 (มก./ล.)		ค่าสภาพต่าง ถังปฏิกรณ์ 2 (มก./ล.)		วัน/เดือน/ปี	ค่าสภาพต่าง ถังปฏิกรณ์ 1 (มก./ล.)		ค่าสภาพต่าง ถังปฏิกรณ์ 2 (มก./ล.)	
	น้ำเข้า	น้ำทิ้ง	น้ำเข้า	น้ำทิ้ง		น้ำเข้า	น้ำทิ้ง	น้ำเข้า	น้ำทิ้ง
10/7/2552	662.50	750.00	662.50	937.50	21/7/2552	225.00	575.00	225.00	600.00
17/7/2552	725.00	662.50	725.00	675.00					
อัตราภาระสารอินทรีย์ = 3.01 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน									
วัน/เดือน/ปี	ค่าสภาพต่าง ถังปฏิกรณ์ 1 (มก./ล.)		ค่าสภาพต่าง ถังปฏิกรณ์ 2 (มก./ล.)		วัน/เดือน/ปี	ค่าสภาพต่าง ถังปฏิกรณ์ 1 (มก./ล.)		ค่าสภาพต่าง ถังปฏิกรณ์ 2 (มก./ล.)	
	น้ำเข้า	น้ำทิ้ง	น้ำเข้า	น้ำทิ้ง		น้ำเข้า	น้ำทิ้ง	น้ำเข้า	น้ำทิ้ง
29/7/2552	262.5	425.0	262.5	425	14/8/2552	3750	3625	3750	3537.5
30/7/2552	293.75	450.0	293.75	425.0	15/8/2552	3600	3662.5	3600	3975
31/7/2552	3500	2300	3500	2562.5	17/8/2552	3875	3712.5	3875	3787.5
1/8/2552	3200	3412.5	3200	3287.5	18/8/2552	3735	3812.5	3735	3612.5
2/8/2552	3525	3625.0	3525	3625.0	19/8/2552	3500	3600	3500	3600
5/8/2552	4150	3950.0	4150	3975.0	21/8/2552	3720	3850	3720	3825
6/8/2552	4050	4075	4050	4200	23/8/2552	4235	4137.5	4235	3975
8/8/2552	3100	3125	3100	3100	24/8/2552	4050	3950	4050	4250
10/8/2552	3270	4200	3270	3250	26/8/2552	4200	4100	4200	4200
11/8/2552	3800	3975	3800	3400	28/8/2552	4175	3862.5	4175	4250
12/8/2552	3550	3775	3550	3850					
อัตราภาระสารอินทรีย์ = 5.65 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน									
วัน/เดือน/ปี	ค่าสภาพต่าง ถังปฏิกรณ์ 1 (มก./ล.)		ค่าสภาพต่าง ถังปฏิกรณ์ 2 (มก./ล.)		วัน/เดือน/ปี	ค่าสภาพต่าง ถังปฏิกรณ์ 1 (มก./ล.)		ค่าสภาพต่าง ถังปฏิกรณ์ 2 (มก./ล.)	
	น้ำเข้า	น้ำทิ้ง	น้ำเข้า	น้ำทิ้ง		น้ำเข้า	น้ำทิ้ง	น้ำเข้า	น้ำทิ้ง
4/9/2552	3485	3225	3485	3612.5	17/9/2552	3370	3475	3370	3162.5
6/9/2552	3880	3825	3880	3750.5	18/9/2552	3652.5	3637.5	3652.5	3587.5
7/9/2552	3500	3275	3500	3462.5	21/9/2552	2975	3075	2975	3175
10/9/2552	2570	2825	2570	2637.5	24/9/2552	3450	3600	3450	3300
14/9/2552	3105	3300	3105	2681.25					

ตาราง ข. 5 ค่ากรดไขมันระเหยน้ำเข้าและน้ำทิ้งในระยะเวลาเริ่มต้นเลี้ยงจุลินทรีย์ของถังปฏิกรณ์ที่ 1 และ 2

อัตราภาระสารอินทรีย์ = 2.68 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน									
วัน/เดือน/ปี	ค่ากรดไขมันระเหย ถังปฏิกรณ์ 1 (มก./ล.)		ค่ากรดไขมันระเหย ถังปฏิกรณ์ 2 (มก./ล.)		วัน/เดือน/ปี	ค่ากรดไขมันระเหย ถังปฏิกรณ์ 1 (มก./ล.)		ค่ากรดไขมันระเหย ถังปฏิกรณ์ 2 (มก./ล.)	
	น้ำเข้า	น้ำทิ้ง	น้ำเข้า	น้ำทิ้ง		น้ำเข้า	น้ำทิ้ง	น้ำเข้า	น้ำทิ้ง
10/7/2552	331.25	550	331.25	550	21/7/2552	112.5	437.5	112.5	456.25
17/7/2552	312.5	518.75	312.5	587.5					
อัตราภาระสารอินทรีย์ = 3.01 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน									
วัน/เดือน/ปี	ค่ากรดไขมันระเหย ถังปฏิกรณ์ 1 (มก./ล.)		ค่ากรดไขมันระเหย ถังปฏิกรณ์ 2 (มก./ล.)		วัน/เดือน/ปี	ค่ากรดไขมันระเหย ถังปฏิกรณ์ 1 (มก./ล.)		ค่ากรดไขมันระเหย ถังปฏิกรณ์ 2 (มก./ล.)	
	น้ำเข้า	น้ำทิ้ง	น้ำเข้า	น้ำทิ้ง		น้ำเข้า	น้ำทิ้ง	น้ำเข้า	น้ำทิ้ง
29/7/2552	162.5	212.5	162.5	250	14/8/2552	225	737.5	225	875
30/7/2552	225	206.25	225	168.75	15/8/2552	175	650	175	650
31/7/2552	181.25	518.75	181.25	493.75	17/8/2552	300	750	300	875
1/8/2552	162.5	600	162.5	581.25	18/8/2552	150	400	150	425
2/8/2552	275	550	275	675	19/8/2552	125	450	125	500
5/8/2552	100	250	100	500	21/8/2552	175	450	175	625
6/8/2552	250	750	250	525	23/8/2552	200	775	200	650
8/8/2552	250	650	250	700	24/8/2552	300	500	300	650
10/8/2552	200	750	200	400	26/8/2552	250	250	250	550
11/8/2552	150	325	150	600	28/8/2552	125	450	125	525
12/8/2552	162.5	700	162.5	675					
อัตราภาระสารอินทรีย์ = 5.65 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน									
วัน/เดือน/ปี	ค่ากรดไขมันระเหย ถังปฏิกรณ์ 1 (มก./ล.)		ค่ากรดไขมันระเหย ถังปฏิกรณ์ 2 (มก./ล.)		วัน/เดือน/ปี	ค่ากรดไขมันระเหย ถังปฏิกรณ์ 1 (มก./ล.)		ค่ากรดไขมันระเหย ถังปฏิกรณ์ 2 (มก./ล.)	
	น้ำเข้า	น้ำทิ้ง	น้ำเข้า	น้ำทิ้ง		น้ำเข้า	น้ำทิ้ง	น้ำเข้า	น้ำทิ้ง
4/9/2552	250	750	250	550	17/9/2552	112.5	750	112.5	475
6/9/2552	312.5	1087.5	312.5	875	18/9/2552	100	325	100	712.5
7/9/2552	150	750	150	775	21/9/2552	400	550	400	700
10/9/2552	150	725	150	487.5	24/9/2552	125	775	125	662.5
14/9/2552	250	1018.75	250	668.75					

ตาราง ข. 6 ค่าอัตราส่วนกรดไขมันระเหยน้ำต่อสภาพต่าง (VFA/ALK) น้ำเข้าและน้ำทิ้งในระยะเริ่มต้นเลี้ยง  
จุลินทรีย์ของถังปฏิกริยาที่ 1 และ 2

อัตราภาระสารอินทรีย์ = 2.68 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน									
วัน/เดือน/ปี	VFA/ALK ถังปฏิกริยา 1		VFA/ALK ถังปฏิกริยา 2		วัน/เดือน/ปี	VFA/ALK ถังปฏิกริยา 1		VFA/ALK ถังปฏิกริยา 2	
	น้ำเข้า	น้ำทิ้ง	น้ำเข้า	น้ำทิ้ง		น้ำเข้า	น้ำทิ้ง	น้ำเข้า	น้ำทิ้ง
10/7/2552	0.50	0.73	0.50	0.59	21/7/2552	0.50	0.76	0.50	0.76
17/7/2552	0.43	0.78	0.43	0.87					
อัตราภาระสารอินทรีย์ = 3.01 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน									
วัน/เดือน/ปี	VFA/ALK ถังปฏิกริยา 1		VFA/ALK ถังปฏิกริยา 2		วัน/เดือน/ปี	VFA/ALK ถังปฏิกริยา 1		VFA/ALK ถังปฏิกริยา 2	
	น้ำเข้า	น้ำทิ้ง	น้ำเข้า	น้ำทิ้ง		น้ำเข้า	น้ำทิ้ง	น้ำเข้า	น้ำทิ้ง
29/7/2552	0.62	0.50	0.62	0.59	14/8/2552	0.82	0.2	0.82	0.25
30/7/2552	0.77	0.46	0.77	0.40	15/8/2552	0.58	0.18	0.58	0.16
31/7/2552	0.54	0.23	0.54	0.19	17/8/2552	0.50	0.20	0.50	0.23
1/8/2552	0.62	0.18	0.62	0.18	18/8/2552	0.63	0.10	0.63	0.12
2/8/2552	0.45	0.15	0.45	0.19	19/8/2552	0.50	0.13	0.50	0.14
5/8/2552	0.5	0.06	0.5	0.13	21/8/2552	0.47	0.12	0.47	0.16
6/8/2552	0.45	0.18	0.45	0.13	23/8/2552	0.57	0.19	0.57	0.16
8/8/2552	0.38	0.21	0.38	0.23	24/8/2552	0.50	0.13	0.50	0.15
10/8/2552	0.57	0.18	0.57	0.12	26/8/2552	1.05	0.06	1.05	0.13
11/8/2552	0.38	0.08	0.38	0.18	28/8/2552	0.45	0.12	0.45	0.12
12/8/2552	0.72	0.19	0.72	0.18					
อัตราภาระสารอินทรีย์ = 5.65 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน									
วัน/เดือน/ปี	VFA/ALK ถังปฏิกริยา 1		VFA/ALK ถังปฏิกริยา 2		วัน/เดือน/ปี	VFA/ALK ถังปฏิกริยา 1		VFA/ALK ถังปฏิกริยา 2	
	น้ำเข้า	น้ำทิ้ง	น้ำเข้า	น้ำทิ้ง		น้ำเข้า	น้ำทิ้ง	น้ำเข้า	น้ำทิ้ง
4/9/2552	0.15	0.45	0.15	0.23	17/9/2552	0.1	0.22	0.1	0.15
6/9/2552	0.25	0.28	0.25	0.23	18/9/2552	0.03	0.2	0.03	0.09
7/9/2552	0.19	0.23	0.19	0.22	21/9/2552	0.17	0.18	0.17	0.22
10/9/2552	0.25	0.26	0.25	0.18	24/9/2552	0.23	0.22	0.23	0.2
14/9/2552	0.3	0.31	0.3	0.25					



ตาราง ข. 7 ค่าอุณหภูมิน้ำเข้าและน้ำทิ้งในระยะเริ่มต้นเลี้ยงจุลินทรีย์ของถังปฏิกริยาที่ 1 และ 2

อัตราภาระสารอินทรีย์ = 2.68 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน									
วัน/เดือน/ปี	อุณหภูมิ ถังปฏิกริยา 1 (° ซ)		อุณหภูมิ ถังปฏิกริยา 2 (° ซ)		วัน/เดือน/ปี	อุณหภูมิ ถังปฏิกริยา 1 (° ซ)		อุณหภูมิ ถังปฏิกริยา 2 (° ซ)	
	น้ำเข้า	น้ำทิ้ง	น้ำเข้า	น้ำทิ้ง		น้ำเข้า	น้ำทิ้ง	น้ำเข้า	น้ำทิ้ง
9/7/2552	27.8	28.1	27.8	28.2	19/7/2552	28	30	28	30
10/7/2552	29.1	29.2	29.1	29.2	20/7/2552	30	31	30	31
11/7/2552	29.5	29.6	29.5	29.6	21/7/2552	31	32	31	32
12/7/2552	27.8	28.3	27.8	28.5	22/7/2552	29	28	29	28
13/7/2552	26.7	27.5	26.7	27.5	23/7/2552	27	27.5	27	27.5
14/7/2552	26.6	27.5	26.6	27.5	24/7/2552	26.1	26.2	26.1	26.2
15/7/2552	29.2	29.1	29.2	29.1	25/7/2552	27.2	28.1	27.2	28.1
16/7/2552	28.3	28.4	28.3	28.4	26/7/2552	28.1	29.2	28.1	29.2
17/7/2552	28.1	29.5	28.1	29.5	27/7/2552	29.1	30.1	29.1	30
18/7/2552	26	28.1	26	28.1					
อัตราภาระสารอินทรีย์ = 3.01 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน									
วัน/เดือน/ปี	อุณหภูมิ ถังปฏิกริยา 1 (° ซ)		อุณหภูมิ ถังปฏิกริยา 2 (° ซ)		วัน/เดือน/ปี	อุณหภูมิ ถังปฏิกริยา 1 (° ซ)		อุณหภูมิ ถังปฏิกริยา 2 (° ซ)	
	น้ำเข้า	น้ำทิ้ง	น้ำเข้า	น้ำทิ้ง		น้ำเข้า	น้ำทิ้ง	น้ำเข้า	น้ำทิ้ง
28/7/2552	26.5	27.2	26.5	27.2	13/8/2552	27	27.4	27	27.4
29/7/2552	27.8	28.1	27.8	28.1	14/8/2552	26	28.2	26	28.2
30/7/2552	25.6	26.7	25.6	26.7	15/8/2552	27	27.5	27	27.5
31/7/2552	27.7	28.1	27.7	28.1	16/8/2552	28.1	28.4	28.1	28.4
1/8/2552	28.1	28.2	28.1	28.2	17/8/2552	28.2	29	28.2	29.1
2/8/2552	28.2	29.1	28.2	29.1	18/8/2552	28.4	28	28.4	28
3/8/2552	27.1	29.7	27.1	29.7	19/8/2552	26.5	27.5	26.5	27.5
4/8/2552	29	29.7	29	29.7	20/8/2552	25.4	26.5	25.4	26.5
5/8/2552	27	29.8	27	29.8	21/8/2552	26.7	27.5	26.7	27.5
6/8/2552	28	28.4	28	28.4	22/8/2552	25.1	25.8	25.1	25.8
7/8/2552	27	27.3	27	27.3	23/8/2552	28.6	29.4	28.6	29.4
8/8/2552	28.8	29.2	28.8	29.2	24/8/2552	27	27.5	27	27.5
9/8/2552	27	28.2	27	28.2	25/8/2552	27.4	28.2	27.4	28.2
10/8/2552	25	27.6	25	27.6	26/8/2552	28.2	29.6	28.2	29.6
11/8/2552	28	29.4	28	29.4	27/8/2552	28.2	29	28.2	29
12/8/2552	26	27.5	26	27.5	28/8/2552	30	30	30	30

ตาราง ข. 7 ค่าอุณหภูมิน้ำเข้าและน้ำทิ้งในระยะเริ่มต้นเลี้ยงจุลินทรีย์ของถังปฏิกริยาที่ 1 และ 2 (ต่อ)

อัตราการระเหยอินทรีย์ = 5.65 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน									
วัน/เดือน/ปี	อุณหภูมิ ถังปฏิกริยา 1 (° ซ)		อุณหภูมิ ถังปฏิกริยา 2 (° ซ)		วัน/เดือน/ปี	อุณหภูมิ ถังปฏิกริยา 1 (° ซ)		อุณหภูมิ ถังปฏิกริยา 2 (° ซ)	
	น้ำเข้า	น้ำทิ้ง	น้ำเข้า	น้ำทิ้ง		น้ำเข้า	น้ำทิ้ง	น้ำเข้า	น้ำทิ้ง
29/8/2552	27.6	27.5	27.6	27.5	12/9/2552	27	29.3	27	29.3
30/8/2552	28.2	29.2	28.2	29.2	13/9/2552	27.5	27.2	27.5	27.5
31/8/2552	28	29	28	29	14/9/2552	28.1	27.5	28.1	27.5
1/9/2552	27	28	27	28	15/9/2552	27	28.4	27	28.4
2/9/2552	26.7	27	26.7	27	16/9/2552	27.8	27.5	27.8	27.5
3/9/2552	28.7	29	28.7	29	17/9/2552	28	30	28	30
4/9/2552	27.2	27.9	27.2	27.8	18/9/2552	26.5	28	26.5	28
5/9/2552	27.4	28	27.4	28	19/9/2552	29	30.6	29	30.5
6/9/2552	27.6	29.3	27.6	29.4	20/9/2552	28	27.4	28	27.4
7/9/2552	28.7	27.5	28.7	27.6	21/9/2552	27.2	28.8	27.2	28.8
8/9/2552	28.2	29	28.2	29.1	22/9/2552	27.5	26.5	27.5	26.5
9/9/2552	29	27.7	29	27.7	23/9/2552	27.8	27.6	27.8	27.5
10/9/2552	27	29	27	29.3	24/9/2552	26.4	29.7	26.4	29.7
11/9/2552	26	25.8	26	25.8					

ตาราง ข. 8 ค่าตะกอนแขวนลอยในน้ำทิ้งในระยะเริ่มต้นเลี้ยงจุลินทรีย์ของถังปฏิกริยาที่ 1 และ 2

อัตราการระเหยอินทรีย์ = 2.68 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน					
วัน/เดือน/ปี	ค่าตะกอนแขวนลอย ถังปฏิกริยา 1 (มก./ล.)	ค่าตะกอนแขวนลอย ถังปฏิกริยา 2 (มก./ล.)	วัน/เดือน/ปี	ค่าตะกอนแขวนลอย ถังปฏิกริยา 1 (มก./ล.)	ค่าตะกอนแขวนลอย ถังปฏิกริยา 2 (มก./ล.)
17/7/2552	14.67	15.33	30/7/2552	44.00	34.67
อัตราการระเหยอินทรีย์ = 3.01 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน					
วัน/เดือน/ปี	ค่าตะกอนแขวนลอย ถังปฏิกริยา 1 (มก./ล.)	ค่าตะกอนแขวนลอย ถังปฏิกริยา 2 (มก./ล.)	วัน/เดือน/ปี	ค่าตะกอนแขวนลอย ถังปฏิกริยา 1 (มก./ล.)	ค่าตะกอนแขวนลอย ถังปฏิกริยา 2 (มก./ล.)
5/8/2552	60.00	55.00	18/8/2552	105.33	70.00
12/8/2552	102.56	98.00	25/8/2552	121.56	102.50
อัตราการระเหยอินทรีย์ = 5.65 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน					
วัน/เดือน/ปี	ค่าตะกอนแขวนลอย ถังปฏิกริยา 1 (มก./ล.)	ค่าตะกอนแขวนลอย ถังปฏิกริยา 2 (มก./ล.)	วัน/เดือน/ปี	ค่าตะกอนแขวนลอย ถังปฏิกริยา 1 (มก./ล.)	ค่าตะกอนแขวนลอย ถังปฏิกริยา 2 (มก./ล.)
1/9/2552	86.30	98.50	19/9/2552	334.67	188.67
6/9/2552	86.67	97.33	25/9/2552	180.75	166.52
12/9/2552	256.45	258.50			

ข. 2 ผลการวิเคราะห์ค่าพารามิเตอร์ต่างๆ เมื่อมีการปรับเปลี่ยนอัตราภาระสารอินทรีย์

ตาราง ข. 9 ค่าซีไอได้น้ำเข้าและน้ำทิ้งที่อัตราภาระสารอินทรีย์ 5 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน

วัน/เดือน/ปี	ค่าซีไอดี (มก./ล.)		วัน/เดือน/ปี	ค่าซีไอดี (มก./ล.)	
	น้ำเข้า	น้ำทิ้ง		น้ำเข้า	น้ำทิ้ง
10/9/2552	2482.85	747.09	10/10/2552	3363.36	669.54
17/9/2552	2807.84	628.54	24/10/2554	3092.32	570.27
19/9/2552	3144.96	612.86	25/10/2552	3535.84	734.72
24/9/2552	1960.00	451.00	4/11/2552	2975.28	752.93
7/10/2552	3360.00	528.00	5/11/2552	2621.44	552.96

ตาราง ข. 10 ค่าซีไอได้น้ำเข้าและน้ำทิ้งที่อัตราภาระสารอินทรีย์ 10 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน

วัน/เดือน/ปี	ค่าซีไอดี (มก./ล.)		วัน/เดือน/ปี	ค่าซีไอดี (มก./ล.)	
	น้ำเข้า	น้ำทิ้ง		น้ำเข้า	น้ำทิ้ง
7/11/2552	4347.03	352.9	30/11/2552	4304.64	151.04
12/11/2553	4347.04	266.85	8/12/2552	6248	103.4
17/11/2555	3920	250	12/12/2552	4811.56	86.94
23/11/2556	3688.96	287.15			

ตาราง ข. 11 ค่าซีไอได้น้ำเข้าและน้ำทิ้งที่อัตราภาระสารอินทรีย์ 15 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน

วัน/เดือน/ปี	ค่าซีไอดี (มก./ล.)		วัน/เดือน/ปี	ค่าซีไอดี (มก./ล.)	
	น้ำเข้า	น้ำทิ้ง		น้ำเข้า	น้ำทิ้ง
18/12/2552	7,147.92	251.41	19/1/2553	6,799.36	236.54
20/12/2552	6,977.28	122.10	28/1/2553	7,422.80	183.16
30/12/2552	8,860.00	127.20	4/2/2553	5,779.20	123.84
4/1/2553	9,240.00	103.20	7/2/2553	7,929.60	384.00
17/1/2553	7,577.60	164.86	8/2/2553	6,0480	48.00
18/1/2553	8,756.44	179.40	16/2/2553	7,075.60	129.36

ตาราง ข. 12 ค่าซีไอได้น้ำเข้าและน้ำทิ้งที่อัตราภาระสารอินทรีย์ 20 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน

วัน/เดือน/ปี	ค่าซีไอดี (มก./ล.)		วัน/เดือน/ปี	ค่าซีไอดี (มก./ล.)	
	น้ำเข้า	น้ำทิ้ง		น้ำเข้า	น้ำทิ้ง
18/2/2553	12,649.44	332.88	5/3/2553	10,080.00	108.00
19/2/2553	11,861.04	476.54	19/4/2553	10,429.44	358.40
25/2/2553	9806.40	263.32	28/4/2553	10,710.00	734.40

ตาราง ข. 13 ก๊าซชีวภาพที่เกิดจริงและคำนวณที่อัตราภาวะสารอินทรีย์ 5 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน

วัน/เดือน/ปี	ก๊าซชีวภาพ (ลิตร/วัน)		วัน/เดือน/ปี	ก๊าซชีวภาพ (ลิตร/วัน)	
	คำนวณ	เกิดจริง		คำนวณ	เกิดจริง
10/9/2552	8.62	8.32	10/10/2552	13.17	12.11
17/9/2552	11.91	10.66	24/10/2554	11.72	10.35
19/9/2552	10.96	9.75	25/10/2552	13.02	12.25
24/9/2552	12.17	11.75	4/11/2552	10.33	8.36
7/10/2552	11.95	10.86	5/11/2552	9.62	9.55

ตาราง ข. 14 ก๊าซชีวภาพที่เกิดจริงและคำนวณที่อัตราภาวะสารอินทรีย์ 10 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน

วัน/เดือน/ปี	ก๊าซชีวภาพ (ลิตร/วัน)		วัน/เดือน/ปี	ก๊าซชีวภาพ (ลิตร/วัน)	
	คำนวณ	เกิดจริง		คำนวณ	เกิดจริง
7/11/2552	18.32	16.30	30/11/2552	19.31	17.26
12/11/2553	18.97	16.65	8/12/2552	24.41	16.53
17/11/2555	17.06	15.70	12/12/2552	21.96	24.32
23/11/2556	15.81	14.80			

ตาราง ข. 15 ก๊าซชีวภาพที่เกิดจริงและคำนวณที่อัตราภาวะสารอินทรีย์ 15 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน

วัน/เดือน/ปี	ก๊าซชีวภาพ (ลิตร/วัน)		วัน/เดือน/ปี	ก๊าซชีวภาพ (ลิตร/วัน)	
	คำนวณ	เกิดจริง		คำนวณ	เกิดจริง
18/12/2552	32.06	30.25	19/1/2553	30.51	29.20
20/12/2552	31.87	29.85	28/1/2553	33.65	32.85
30/12/2552	40.60	37.40	4/2/2553	26.29	24.10
4/1/2553	42.47	38.60	7/2/2553	35.08	33.42
17/1/2553	34.46	33.10	8/2/2553	27.89	26.40
18/1/2553	39.87	37.68	16/2/2553	32.29	24.38

ตาราง ข. 16 ก๊าซชีวภาพที่เกิดจริงและคำนวณที่อัตราภาวะสารอินทรีย์ 20 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน

วัน/เดือน/ปี	ก๊าซชีวภาพ (ลิตร/วัน)		วัน/เดือน/ปี	ก๊าซชีวภาพ (ลิตร/วัน)	
	คำนวณ	เกิดจริง		คำนวณ	เกิดจริง
18/2/2553	57.26	48.13	5/3/2553	46.36	44.50
19/2/2553	52.92	48.78	19/4/2553	47.19	44.60
25/2/2553	44.36	42.10	28/4/2553	45.60	41.20

ตาราง ข. 17 ค่าพีเอชน้ำเข้าและน้ำทิ้งที่อัตราภาระสารอินทรีย์ 5 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน

วัน/เดือน/ปี	ค่าพีเอช		วัน/เดือน/ปี	ค่าพีเอช	
	น้ำเข้า	น้ำทิ้ง		น้ำเข้า	น้ำทิ้ง
26/9/2552	7.95	8.20	16/10/2552	8.28	8.12
6/10/2552	7.64	7.74	17/10/2552	7.70	7.60
7/10/2552	7.96	7.83	18/10/2552	8.12	7.85
8/10/2552	7.82	8.00	19/10/2552	8.23	7.88
9/10/2552	8.15	8.10	25/10/2552	8.30	8.00
10/10/2552	8.00	7.53	26/10/2552	7.80	7.90
11/10/2552	7.70	7.80	28/10/2552	7.90	7.60
14/10/2552	8.20	8.11	29/10/2552	8.00	7.90
15/10/2552	7.72	7.72	2/11/2552	7.70	7.80
26/10/2552	7.95	8.20	5/11/2552	8.00	7.20

ตาราง ข. 18 ค่าพีเอชน้ำเข้าและน้ำทิ้งที่อัตราภาระสารอินทรีย์ 10 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน

วัน/เดือน/ปี	ค่าพีเอช		วัน/เดือน/ปี	ค่าพีเอช	
	น้ำเข้า	น้ำทิ้ง		น้ำเข้า	น้ำทิ้ง
7/11/2552	7.49	8.00	25/11/2552	7.60	7.58
8/11/2552	7.70	7.50	1/12/2552	7.80	7.70
11/11/2552	7.42	7.58	5/12/2552	7.95	7.63
12/11/2552	7.79	7.54	8/12/2552	7.48	7.70
18/11/2552	7.39	7.38	9/12/2552	7.82	7.90
23/11/2552	7.43	7.36	12/12/2552	7.50	7.40
24/11/2552	7.64	7.53	14/12/2552	7.74	7.80
7/11/2552	7.49	8.00	25/11/2552	7.60	7.58
8/11/2552	7.70	7.50	1/12/2552	7.80	7.70
11/11/2552	7.42	7.58	5/12/2552	7.95	7.63

ตาราง ข. 19 ค่าพีเอชน้ำเข้าและน้ำทิ้งที่อัตราภาระสารอินทรีย์ 15 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน

วัน/เดือน/ปี	ค่าพีเอช		วัน/เดือน/ปี	ค่าพีเอช	
	น้ำเข้า	น้ำทิ้ง		น้ำเข้า	น้ำทิ้ง
21/12/2552	7.60	7.70	17/1/2553	7.90	7.80
22/12/2552	7.50	7.80	18/1/2553	7.70	7.70
23/12/2552	7.80	8.00	19/1/2553	7.80	7.60
24/12/2552	7.70	7.60	20/1/2553	7.80	8.20
25/12/2552	7.80	7.50	23/1/2553	7.80	8.30
26/12/2552	7.70	7.60	25/1/2553	8.10	7.20
27/12/2552	7.50	7.80	28/1/2553	7.50	7.50
28/12/2552	7.60	7.40	29/1/2553	8.30	8.00
29/12/2552	7.50	7.60	30/1/2553	7.90	7.50
30/12/2552	7.70	7.70	2/2/2553	7.80	7.20
31/12/2552	7.60	7.80	4/2/2553	7.50	7.30
1/1/2553	7.50	7.70	5/2/2553	8.00	7.50
2/1/2553	7.60	7.60	7/2/2553	7.40	7.60
3/1/2553	7.90	8.10	8/2/2553	8.30	7.30
4/1/2553	7.40	7.60	9/2/2553	8.00	7.40
5/1/2553	7.60	7.90	11/2/2553	7.90	7.20
6/1/2553	8.00	7.50	16/2/2553	7.80	7.80
8/1/2553	7.50	7.70	17/2/2553	8.00	8.40
16/1/2553	7.90	7.80			

ศูนย์วิทยทรัพยากร  
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ตาราง ข. 20 ค่าพีเอชน้ำเข้าและน้ำทิ้งที่อัตราภาระสารอินทรีย์ 20 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน

วัน/เดือน/ปี	ค่าพีเอช		วัน/เดือน/ปี	ค่าพีเอช	
	น้ำเข้า	น้ำทิ้ง		น้ำเข้า	น้ำทิ้ง
18/2/2553	7.70	7.90	26/3/2553	8.00	7.20
20/2/2553	7.80	6.30	27/3/2553	8.10	7.30
23/2/2553	8.00	7.30	28/3/2553	8.20	7.50
4/3/2553	7.80	7.40	29/3/2553	7.60	8.10
5/3/2553	7.40	7.20	30/3/2553	7.80	8.00
7/3/2553	8.10	7.60	31/3/2553	7.70	8.10
12/3/2553	7.80	7.70	1/4/2553	7.80	7.60
13/3/2553	7.90	7.80	2/4/2553	7.80	7.50
14/3/2553	7.70	7.60	3/4/2553	7.70	7.40
15/3/2553	7.60	7.40	4/4/2553	7.90	7.40
16/3/2553	7.60	7.10	5/4/2553	7.80	7.50
17/3/2553	7.50	7.00	6/4/2553	7.50	7.30
18/3/2553	7.80	8.00	7/4/2553	7.40	8.20
19/3/2553	7.80	8.10	8/4/2553	7.80	7.80
20/3/2553	7.70	8.20	9/4/2553	7.90	8.00
21/3/2553	7.80	8.30	10/4/2553	8.00	7.90
22/3/2553	7.90	8.40	11/4/2553	8.00	8.00
23/3/2553	7.60	8.00	12/4/2553	7.40	8.10
24/3/2553	7.80	7.80	27/4/2553	7.20	7.70
25/3/2553	7.90	7.70			

ศูนย์วิทยทรัพยากร  
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ตาราง ข. 21 ค่าสภาพด่างน้ำเข้าและน้ำทิ้งที่อัตราภาระสารอินทรีย์ 5 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน

วัน/เดือน/ปี	ค่าสภาพต่าง (มก./ล.)		วัน/เดือน/ปี	ค่าสภาพต่าง (มก./ล.)	
	น้ำเข้า	น้ำทิ้ง		น้ำเข้า	น้ำทิ้ง
8/10/2552	4100	4050	19/10/2552	3375	3500
9/10/2552	4150	4075	25/10/2552	3420	3650
10/10/2552	3720	4250	26/10/2552	3010.5	3112.5
11/10/2552	3215	3650	28/10/2552	3250	3125
13/10/2552	3570	4000	29/10/2552	3375	3650
14/10/2552	3120	3862.5	2/11/2552	3215	2825
15/10/2552	3700	3350	5/11/2552	3400	3125
16/10/2552	3500	3675	6/11/2552	3150	3387.5
18/10/2552	2950	2875			

ตาราง ข. 22 ค่าสภาพต่างน้ำเข้าและน้ำทิ้งที่อัตราภาระสารอินทรีย์ 10 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน

วัน/เดือน/ปี	ค่าสภาพต่าง (มก./ล.)		วัน/เดือน/ปี	ค่าสภาพต่าง (มก./ล.)	
	น้ำเข้า	น้ำทิ้ง		น้ำเข้า	น้ำทิ้ง
7/11/2552	3300	3325	1/12/2552	3525	3250
10/11/2552	3100	3700	5/12/2552	3025	3200
12/11/2552	2500	3400	8/12/2552	3487.5	3300
18/11/2552	2750	3425	9/12/2552	3500	3575
23/11/2552	3000	3400	12/12/2552	2800	3100
24/11/2552	3200	3425			

ตาราง ข. 23 ค่าสภาพต่างน้ำเข้าและน้ำทิ้งที่อัตราภาระสารอินทรีย์ 15 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน

วัน/เดือน/ปี	ค่าสภาพต่าง (มก./ล.)		วัน/เดือน/ปี	ค่าสภาพต่าง (มก./ล.)	
	น้ำเข้า	น้ำทิ้ง		น้ำเข้า	น้ำทิ้ง
14/12/2552	3225	3525	29/1/2553	3000	2312.5
20/12/2552	2500	2300	4/2/2553	3500	4112.5
28/12/2552	3575	3625	5/2/2553	3250	4437.5
29/12/2552	4285	4475	8/2/2553	2550	3850
3/1/2553	2970	3012.5	11/2/2553	3000	3525
8/1/2553	2975	3000	15/2/2553	2300	2687.5
18/1/2553	3200	3212.5	17/2/2553	2975	2150
24/1/2553	3400	2237.5			



ตาราง ข. 24 ค่าสภาพต่างน้ำเข้าและน้ำทิ้งที่อัตราภาระสารอินทรีย์ 20 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน

วัน/เดือน/ปี	ค่าสภาพต่าง (มก./ล.)		วัน/เดือน/ปี	ค่าสภาพต่าง (มก./ล.)	
	น้ำเข้า	น้ำทิ้ง		น้ำเข้า	น้ำทิ้ง
18/2/2553	2512	2437.5	22/3/2553	3320	2800
20/2/2553	1050	2075	29/3/2553	3325	2562.5
23/2/2553	2325	1600	5/4/2553	3500	3400
4/3/2553	2350	2300	10/4/2553	3400	3425
9/3/2553	3550	2875	12/4/2553	2575	2150
15/3/2553	3450	2325	27/4/2553	2175	2475

ตาราง ข. 25 ค่ากรดไขมันระเหยน้ำเข้าและน้ำทิ้งที่อัตราภาระสารอินทรีย์ 5 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน

วัน/เดือน/ปี	ค่ากรดไขมันระเหย (มก./ล.)		วัน/เดือน/ปี	ค่ากรดไขมันระเหย (มก./ล.)	
	น้ำเข้า	น้ำทิ้ง		น้ำเข้า	น้ำทิ้ง
8/10/2552	175	975	19/10/2552	162.5	325
9/10/2552	125	1000	25/10/2552	200	462.5
10/10/2552	150	650	26/10/2552	125	437.5
11/10/2552	181.25	700	28/10/2552	175	475
13/10/2552	300	475	29/10/2552	100	425
14/10/2552	200	600	2/11/2552	181.25	300
15/10/2552	236.25	350	5/11/2552	325	550
16/10/2552	150	550	6/11/2552	150	375
18/10/2552	175	575			

ตาราง ข. 26 ค่ากรดไขมันระเหยน้ำเข้าและน้ำทิ้งที่อัตราภาระสารอินทรีย์ 10 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน

วัน/เดือน/ปี	ค่ากรดไขมันระเหย (มก./ล.)		วัน/เดือน/ปี	ค่ากรดไขมันระเหย (มก./ล.)	
	น้ำเข้า	น้ำทิ้ง		น้ำเข้า	น้ำทิ้ง
7/11/2552	225	625	1/12/2552	200	250
10/11/2552	250	475	5/12/2552	450	525
12/11/2552	300	300	8/12/2552	425.75	375
18/11/2552	450	462.5	9/12/2552	350.55	150
23/11/2552	400	450	12/12/2552	330.25	175
24/11/2552	330	187.5			

ตาราง ข. 27 ค่ากรดไขมันระเหยน้ำเข้าและน้ำทิ้งที่อัตราภาระสารอินทรีย์ 15 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน

วัน/เดือน/ปี	ค่ากรดไขมันระเหย (มก./ล.)		วัน/เดือน/ปี	ค่ากรดไขมันระเหย (มก./ล.)	
	น้ำเข้า	น้ำทิ้ง		น้ำเข้า	น้ำทิ้ง
14/12/2552	312.5	275	29/1/2553	480	287.5
20/12/2552	425	400	4/2/2553	350	235
28/12/2552	250	325	5/2/2553	400	362.5
29/12/2552	175	225	8/2/2553	1412.5	500
3/1/2553	225	200	11/2/2553	750	87.5
8/1/2553	315	200	15/2/2553	487.5	412.5
18/1/2553	112.5	562.5	17/2/2553	425	400
24/1/2553	312.5	275			

ตาราง ข. 28 ค่ากรดไขมันระเหยน้ำเข้าและน้ำทิ้งที่อัตราภาระสารอินทรีย์ 20 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน

วัน/เดือน/ปี	ค่ากรดไขมันระเหย (มก./ล.)		วัน/เดือน/ปี	ค่ากรดไขมันระเหย (มก./ล.)	
	น้ำเข้า	น้ำทิ้ง		น้ำเข้า	น้ำทิ้ง
18/2/2553	262.5	362.5	22/3/2553	300	478
20/2/2553	1112.5	250	29/3/2553	350	275
23/2/2553	525	287.5	5/4/2553	600	880
4/3/2553	500	175	10/4/2553	250	650
9/3/2553	112.5	455	12/4/2553	275	350
15/3/2553	327.5	362	27/4/2553	425	800

ตาราง ข. 29 ค่าอัตราส่วนกรดไขมันระเหยต่อสภาพต่างน้ำเข้าและน้ำทิ้งที่อัตราภาระสารอินทรีย์

5 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน

วัน/เดือน/ปี	VFA/Alkalinity		วัน/เดือน/ปี	VFA/Alkalinity	
	น้ำเข้า	น้ำทิ้ง		น้ำเข้า	น้ำทิ้ง
8/10/2552	0.35	0.24	19/10/2552	0.45	0.09
9/10/2552	0.2	0.25	25/10/2552	0.25	0.13
10/10/2552	0.25	0.15	26/10/2552	0.70	0.14
11/10/2552	0.17	0.19	28/10/2552	0.46	0.15
13/10/2552	0.24	0.12	29/10/2552	0.03	0.12
14/10/2552	0.35	0.15	2/11/2552	0.10	0.10
15/10/2552	0.10	0.10	5/11/2552	0.45	0.18
16/10/2552	0.75	0.15	6/11/2552	0.15	0.11
18/10/2552	0.50	0.20			

ตาราง ข. 30 ค่าอัตราส่วนกรดไขมันระเหยต่อสภาพต่างน้ำเข้าและน้ำทิ้งที่อัตราภาระสารอินทรีย์

10 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน

วัน/เดือน/ปี	VFA/Alkalinity		วัน/เดือน/ปี	VFA/Alkalinity	
	น้ำเข้า	น้ำทิ้ง		น้ำเข้า	น้ำทิ้ง
7/11/2552	0.25	0.19	1/12/2552	0.15	0.07
10/11/2552	0.50	0.13	5/12/2552	0.12	0.17
12/11/2552	0.25	0.10	8/12/2552	0.13	0.11
18/11/2552	0.03	0.14	9/12/2552	0.10	0.04
23/11/2552	0.10	0.13	12/12/2552	0.11	0.06
24/11/2552	0.10	0.05			

ตาราง ข. 31 ค่าอัตราส่วนกรดไขมันระเหยต่อสภาพต่างน้ำเข้าและน้ำทิ้งที่อัตราภาระสารอินทรีย์

15 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน

วัน/เดือน/ปี	VFA/Alkalinity		วัน/เดือน/ปี	VFA/Alkalinity	
	น้ำเข้า	น้ำทิ้ง		น้ำเข้า	น้ำทิ้ง
14/12/2552	0.13	0.12	29/1/2553	0.35	0.12
20/12/2552	0.12	0.10	4/2/2553	0.56	0.06
28/12/2552	0.06	0.07	5/2/2553	0.15	0.08
29/12/2552	0.06	0.07	8/2/2553	0.55	0.08
3/1/2553	0.40	0.07	11/2/2553	0.25	0.02
8/1/2553	0.20	0.06	15/2/2553	0.21	0.15
18/1/2553	0.15	0.25	17/2/2553	0.14	0.18
24/1/2553	0.13	0.12			

ตาราง ข. 32 ค่าอัตราส่วนกรดไขมันระเหยต่อสภาพต่างน้ำเข้าและน้ำทิ้งที่อัตราภาระสารอินทรีย์

20 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน

วัน/เดือน/ปี	VFA/Alkalinity		วัน/เดือน/ปี	VFA/Alkalinity	
	น้ำเข้า	น้ำทิ้ง		น้ำเข้า	น้ำทิ้ง
18/2/2553	0.10	0.15	22/3/2553	0.09	0.17
20/2/2553	0.12	0.12	29/3/2553	0.11	0.11
23/2/2553	0.23	0.18	5/4/2553	0.17	0.26
4/3/2553	0.21	0.08	10/4/2553	0.07	0.19
9/3/2553	0.03	0.16	12/4/2553	0.10	0.16
15/3/2553	0.09	0.16	27/4/2553	0.26	0.32

ตาราง ข. 33 ค่าอุณหภูมิน้ำเข้าและน้ำทิ้งที่อัตราภาระสารอินทรีย์ 5 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน

วัน/เดือน/ปี	อุณหภูมิ (องศาเซลเซียส)		วัน/เดือน/ปี	อุณหภูมิ (องศาเซลเซียส)	
	น้ำเข้า	น้ำทิ้ง		น้ำเข้า	น้ำทิ้ง
6/9/2552	29.3	29.4	29/9/2552	27.5	27.6
7/9/2552	27.5	27.6	30/9/2552	28	27.5
8/9/2552	29	29.1	1/10/2552	28	29.2
9/9/2552	27.7	27.7	2/10/2552	26.5	28.1
10/9/2552	29.2	29.3	3/10/2552	27.6	28.9
11/9/2552	25.8	25.8	4/10/2552	28.2	30.4
12/9/2552	29.3	29.3	5/10/2552	29.1	28.5
13/9/2552	27.2	27.5	6/10/2552	27.8	28.5
14/9/2552	27.5	27.5	7/10/2552	28.6	28.7
15/9/2552	28.4	28.4	9/10/2552	29.0	29.0
16/9/2552	27.5	27.5	12/10/2552	29.0	28.7
17/9/2552	30	30.0	14/10/2552	28.8	29.3
18/9/2552	28	28.0	16/10/2552	29.4	28.7
19/9/2552	30.6	30.5	19/10/2552	28.7	28.3
20/9/2552	27.4	27.4	21/10/2552	28.3	27.0
21/9/2552	28.8	28.8	23/10/2552	27.3	28.3
22/9/2552	26.5	26.5	26/10/2552	28.4	28.0
23/9/2552	27.6	27.5	28/10/2552	28.4	28.4
24/9/2552	29.7	29.7	30/10/2552	28.6	28.5
25/9/2552	28.2	29.1	2/11/2552	28.5	28.9
26/9/2552	27	28.2	4/11/2552	28.8	30.0
27/9/2552	26.9	29.5	6/11/2552	28.8	27.6
28/9/2552	28.2	27.5			

ศูนย์วิทยทรัพยากร  
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ตาราง ข. 34 ค่าอุณหภูมิน้ำเข้าและน้ำทิ้งที่อัตราภาระสารอินทรีย์ 10 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน

วัน/เดือน/ปี	อุณหภูมิ (องศาเซลเซียส)		วัน/เดือน/ปี	อุณหภูมิ (องศาเซลเซียส)	
	น้ำเข้า	น้ำทิ้ง		น้ำเข้า	น้ำทิ้ง
9/11/2552	29.60	29.4	29/11/2552	27.20	27.2
11/11/2552	28.40	28.2	30/11/2552	26.80	26.9
13/11/2552	28.80	28.9	2/12/2552	27.00	27.2
16/11/2552	26.80	27	4/12/2552	26.50	27
18/11/2552	27.40	27.2	7/12/2552	27.50	27.2
20/11/2552	28.70	28.5	9/12/2552	27.30	27.2
23/11/2552	30.10	30	11/12/2552	28.00	28
25/11/2552	29.60	29.5	14/12/2552	27.90	27.8
26/11/2552	28.10	28	16/12/2552	28.10	28
27/11/2552	26.90	26.5	18/12/2552	27.00	26.6
28/11/2552	26.70	26.6			

ตาราง ข. 35 ค่าอุณหภูมิน้ำเข้าและน้ำทิ้งที่อัตราภาระสารอินทรีย์ 15 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน

วัน/เดือน/ปี	อุณหภูมิ (องศาเซลเซียส)		วัน/เดือน/ปี	อุณหภูมิ (องศาเซลเซียส)	
	น้ำเข้า	น้ำทิ้ง		น้ำเข้า	น้ำทิ้ง
21/12/2552	27.5	27.4	24/1/2553	27.3	27.2
23/12/2552	28.1	28.4	25/1/2553	28.9	28.8
25/12/2552	28.4	28.3	26/1/2553	29.3	30.0
28/12/2552	28.5	28.6	27/1/2553	27.5	27.5
30/12/2552	28.7	28.7	28/1/2553	28.2	28.0
4/1/2553	28.8	28.5	29/1/2553	29.6	27.8
6/1/2553	27.3	27.2	1/2/2553	28.5	28.2
8/1/2553	28.1	28.0	3/2/2553	28.6	27.6
11/1/2553	27.3	27.3	5/2/2553	29.6	29.0
13/1/2553	26.8	26.8	8/2/2553	29.4	29.3
15/1/2553	27.4	27.5	10/2/2553	28.8	28.7
18/1/2553	27.1	27.0	12/2/2553	28.2	28.1
20/1/2553	27.8	27.5	15/2/2553	29.3	29.0
22/1/2553	26.7	26.6	17/2/2553	28.9	28.6

ตาราง ข. 36 ค่าอุณหภูมิน้ำเข้าและน้ำทิ้งที่อัตราภาระสารอินทรีย์ 20 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน

วัน/เดือน/ปี	อุณหภูมิ (องศาเซลเซียส)		วัน/เดือน/ปี	อุณหภูมิ (องศาเซลเซียส)	
	น้ำเข้า	น้ำทิ้ง		น้ำเข้า	น้ำทิ้ง
19/2/2553	28.9	28.5	2/4/2553	29.9	29.5
22/2/2553	29.4	29.3	5/4/2553	29.8	29.2
24/2/2553	29.9	28.7	7/4/2553	30.3	30.0
26/2/2553	30.0	29.5	9/4/2553	29.2	29.0
1/3/2553	29.4	29.3	12/4/2553	30.2	30.0
3/3/2553	28.8	29.0	14/4/2553	29.9	29.5
5/3/2553	29.3	29.2	16/4/2553	30.1	29.8
8/3/2553	30.3	30.1	19/4/2553	30.2	30.0
10/3/2553	29.7	29.6	21/4/2553	29.9	30.0
12/3/2553	29.3	29.3	23/4/2553	30.5	31.0
15/3/2553	30.0	30.5	26/4/2553	31.3	32.0
17/3/2553	29.4	29.5	28/4/2553	30.9	32.5
19/3/2553	29.9	28.7	30/4/2553	30.7	32.0
22/3/2553	29.3	29.5	3/5/2553	31.3	32.7
24/3/2553	29.4	30.0	5/5/2553	30.9	31.8
26/3/2553	30.1	30.2	7/5/2553	31.1	32.0
29/3/2553	29.2	29.5	10/5/2553	30.8	31.0
31/3/2553	30.0	29.5	12/5/2553	31.3	30.5

ตาราง ข. 37 ตะกอนแขวนลอยในน้ำทิ้งที่อัตราภาระสารอินทรีย์ 5 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน

วัน/เดือน/ปี	ตะกอนแขวนลอย (มก./ล.)	วัน/เดือน/ปี	ตะกอนแขวนลอย (มก./ล.)
2/10/2552	140.12	25/10/2552	100.50
10/10/2552	125.33	1/11/2552	110.20
17/10/2552	135.42	5/11/2552	95.33

ตาราง ข. 38 ตะกอนแขวนลอยในน้ำทิ้งที่อัตราภาระสารอินทรีย์ 10 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน

วัน/เดือน/ปี	ตะกอนแขวนลอย (มก./ล.)	วัน/เดือน/ปี	ตะกอนแขวนลอย (มก./ล.)
7/11/2552	175.00	6/12/2552	173.33
17/11/2552	170.00	10/12/2552	80.67
23/11/2552	110.00	17/12/2552	133.75
30/11/2552	90.67		

ตาราง ข. 39 ตะกอนแขวนลอยในน้ำทิ้งที่อัตราภาระสารอินทรีย์ 15 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน

วัน/เดือน/ปี	ตะกอนแขวนลอย (มก./ล.)	วัน/เดือน/ปี	ตะกอนแขวนลอย (มก./ล.)
24/12/2552	163.33	28/1/2553	221.67
2/1/2553	163.33	11/2/2553	251.67
9/1/2553	250.00	16/2/2553	350
23/1/2553	328		

ตาราง ข. 40 ตะกอนแขวนลอยในน้ำทิ้งที่อัตราภาระสารอินทรีย์ 20 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน

วัน/เดือน/ปี	ตะกอนแขวนลอย (มก./ล.)	วัน/เดือน/ปี	ตะกอนแขวนลอย (มก./ล.)
10/3/2553	245.33	10/4/2553	275
14/3/2553	325	18/4/2553	302
30/3/2553	300	25/4/2553	295
4/4/2553	288		

### ข. 3 ผลการวิเคราะห์เปอร์เซ็นต์มีเทน

ผลการหาเปอร์เซ็นต์มีเทนในช่วงเริ่มต้นเลี้ยงยจุลินทรีย์ และที่อัตราภาระสารอินทรีย์ต่างๆ

- ก๊าซมีเทนมาตรฐาน

C-R7A CHROMATOPAC CH-1 REPORT No. -27 DATA-1:CHRMI.C00 10-01-19 09:28:51

REPORT **	AREA	HEIGHT	MK	IDNO	CONC	NAME
1	6651508	388673	E		100	

- ถังปฏิกิริยาที่ 1

C-R7A CHROMATOPAC CH-1 REPORT No. -43 DATA-1:CHRMI.C00 10-01-19 09:59:34

** CALCULATION REPORT **								
CH	PKNO	TIME	AREA	HEIGHT	MK	IDNO	CONC	NAME
1	2	0.522	2239624	663003	V		100	
TOTAL			2239624	663003			100	

- ถังปฏิริยาที่ 2

0.521

\*\* CALCULATION REPORT \*\*

CH	PKNO	TIME	AREA	HEIGHT	MK	IDNO	CONC	NAME
1	1	0.333	203	15			0.0081	
	2	0.521	2516237	743051	V		99.9919	
TOTAL			2516440	743066			100	

- อัตราการระเหยอินทรีย์ 5 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน

C-R7A CHROMATOPAC CH-1 REPORT No.=36 DATA-1:\*CHRM1.C00 10/01/19 09:48:16

0.0

0.520

\*\* CALCULATION REPORT \*\*

CH	PKNO	TIME	AREA	HEIGHT	MK	IDNO	CONC	NAME
1	2	0.52	3203550	898428	V		100	
TOTAL			3203550	898428			100	

- อัตราการระเหยอินทรีย์ 10 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน

๑ C-R7A CHROMATOPAC CH-1 REPORT No.=38 DATA-1:\*CHRM1.C00 10/01/19 09:51:32

0.521

\*\* CALCULATION REPORT \*\*

CH	PKNO	TIME	AREA	HEIGHT	MK	IDNO	CONC	NAME
1	2	0.521	3284291	888880	V		100	
TOTAL			3284291	888880			100	

- อัตราการระเหยอินทรีย์ 15 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน

๑๐ C-R7A CHROMATOPAC CH-1 REPORT No.=39 DATA-1:\*CHRM1.C00 10/01/19 09:53:14

0.519

\*\* CALCULATION REPORT \*\*

CH	PKNO	TIME	AREA	HEIGHT	MK	IDNO	CONC	NAME
1	1	0.519	3696088	1040328	E		100	
TOTAL			3696088	1040328			100	

จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย



- อัตราการระเหยอินทรีย์ 20 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน

C-R7A CHROMATOPAC CH=1 REPORT No.=40 DATA=1:@CHRM1.C00 10/01/19 09:54:50

0.526

r40-1

||

\*\* CALCULATION REPORT \*\*

CH	PKNO	TIME	AREA	HEIGHT	MK	IDNO	CONC	NAME
1	1	0.526	1748603	500889			100	
<b>TOTAL</b>			<b>1748603</b>	<b>500889</b>	<b>100</b>			



ศูนย์วิทยทรัพยากร  
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

## ประวัติผู้เขียนวิทยานิพนธ์

นางสาวพัชรียา รุ่งกิจวัฒนานุกูล เกิดเมื่อวันที่ 25 มกราคม พ.ศ. 2527 ที่จังหวัดกาญจนบุรี สำเร็จการศึกษาปริญญาวิทยาศาสตรบัณฑิต สาขาวิทยาศาสตร์สิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยธรรมศาสตร์ เมื่อปี พ.ศ. 2550 และเข้าศึกษาต่อในหลักสูตรวิศวกรรมศาสตรมหาบัณฑิต ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย เมื่อปีการศึกษา 2550



ศูนย์วิทยทรัพยากร  
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย