

การบำบัดน้ำเสียสังเคราะห์ด้วยระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบด
ที่ใช้เม็ดยางเป็นวัสดุตัวกลาง : ผลของระยะเวลาที่เก็บน้ำเสีย

นายธนวัฒน์ จามิกรณ์

วิทยานิพนธ์นี้เป็นส่วนหนึ่งของการศึกษาตามหลักสูตรปริญญาวิศวกรรมศาสตรมหาบัณฑิต
สาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม
คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย
ปีการศึกษา 2553
ลิขสิทธิ์ของจุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

SYNTHETIC WASTEWATER TREATMENT BY ANAEROBIC FLUIDIZED BED SYSTEM
USING RUBBER GRANULE AS A MEDIA: EFFECT OF HYDRAULIC RETENTION TIME

Mr. Thanawat Jamikorn

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

การบำบัดน้ำเสียสังเคราะห์ด้วยระบบแอนแอโรบิก

ฟลูอิดไดซ์เบดที่ใช้เม็ดยางเป็นวัสดุตัวกลาง

: ผลของระยะเวลาเก็บน้ำเสีย

โดย

นายธนวัฒน์ จามิกรณ์

สาขาวิชา

วิศวกรรมสิ่งแวดล้อม

อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์หลัก

ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร. วิบูลย์ลักษณะณ์ พึ่งรัศมี

คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย อนุมัติให้บัณฑิตวิทยาลัยรับนี้เป็น
ส่วนหนึ่งของการศึกษาตามหลักสูตรปริญญาวิทยาศาสตรบัณฑิต

..... คณบดีคณะวิศวกรรมศาสตร์
(รองศาสตราจารย์ ดร. บุญสม เลิศหิรัญวงศ์)

คณะกรรมการสอบวิทยานิพนธ์

..... ประธานกรรมการ
(รองศาสตราจารย์ ดร. เพ็ชรพร เชาวกิจเจริญ)

..... อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์หลัก
(ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร. วิบูลย์ลักษณะณ์ พึ่งรัศมี)

..... กรรมการ
(ดร. ตะวัน ลิ้มปิยากร)

..... กรรมการภายนอกมหาวิทยาลัย
(รองศาสตราจารย์ ดร. มั่นสิน ต้นทุลเวศม์)

ธนวัฒน์ จามิกรณ์ : การบำบัดน้ำเสียสังเคราะห์ด้วยระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบด
ที่ใช้เม็ดยางเป็นวัสดุตัวกลาง : ผลของระยะเวลาที่เก็บน้ำเสีย (SYNTHETIC
WASTEWATER TREATMENT BY ANAEROBIC FLUIDIZED BED SYSTEM USING
RUBBER GRANULE AS A MEDIA : EFFECT OF HYDRAULIC RETENTION TIME)

อ. ธีปรีกษาวิทยานิพนธ์หลัก : ผศ. ดร.วิบูลย์ลักษณะณ์ พึ่งรัศมี , 112 หน้า.

งานวิจัยนี้เป็นการศึกษาผลของการลดค่าระยะเวลาที่เก็บน้ำเสียต่อประสิทธิภาพการกำจัดซีโอไซด์และการเกิดก๊าซชีวภาพของระบบบำบัดน้ำเสียแบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบด โดยใช้เม็ดยางที่ผลิตจากเศษยางรถยนต์ใช้แล้วเป็นวัสดุตัวกลาง ทำการทดลองที่ระยะเวลาที่เก็บน้ำเสียที่ต่ำกว่างานวิจัยส่วนใหญ่ 4 ค่าคือ 8 5 2 และ 0.4 ชม. โดย 0.4 ชม. เป็นสภาวะการเดินระบบที่ไม่มีการหมุนเวียนน้ำเสียภายใน ถึงปฏิกรณ์ที่ใช้มีปริมาตร 3.5 ล. ขนาดเส้นผ่านศูนย์กลาง 0.05 ม. สูง 2 ม. น้ำเสียสังเคราะห์เตรียมจากน้ำประปาโดยมีน้ำตาลทรายเป็นแหล่งสารอินทรีย์คาร์บอน เริ่มเดินระบบโดยการป้อนน้ำเสียต่อเนื่องด้วยการเพิ่มอัตราภาวสารอินทรีย์จาก 0.5 ถึง 5.0 กก.ซีโอไซด์/ลบ.ม.-วัน จนระบบอยู่ในสภาวะคงตัว จากนั้นจึงเข้าสู่ช่วงการทดลองแปรค่าระยะเวลาที่เก็บน้ำเสีย โดยปรับเปลี่ยนอัตราการไหลของน้ำเสียเข้าถังปฏิกรณ์และค่าซีโอไซด์ที่ระยะเวลาที่เก็บน้ำเสียต่างๆ ให้สัมพันธ์กันเพื่อควบคุมอัตราภาวสารอินทรีย์ของทุกการทดลองให้เท่ากันที่ 8 กก.ซีโอไซด์/ลบ.ม.-วัน ผลการทดลองพบว่าที่ระยะเวลาที่เก็บน้ำเสีย 8 5 2 และ 0.4 ชม. ระบบมีประสิทธิภาพเฉลี่ยในการบำบัดซีโอไซด์ที่สูงโดยมีค่าลดลงตามระยะเวลาที่เก็บน้ำเสียที่ต่ำลงได้แก่ 89.4 82.3 70.1 และ 70.3 เปอร์เซ็นต์ และอัตราการเกิดก๊าซชีวภาพที่ไม่ต่างกันคือ 0.40 0.38 0.36 และ 0.35 ล./ก. ซีโอไซด์ที่ถูกกำจัดตามลำดับ ซึ่งแสดงให้เห็นว่าแม้ระบบจะใช้ระยะเวลาที่เก็บน้ำเสียที่ต่ำ แต่เมื่อควบคุมสภาวะการเดินระบบให้เหมาะสมและประกอบกับข้อดีของระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดที่สามารถรักษาความเข้มข้นของมวลชีวภาพไว้ได้มากและมีการกระจายน้ำเสียได้ทั่วถึงปฏิกรณ์ จึงทำให้ระบบยังมีประสิทธิภาพในการบำบัดซีโอไซด์ที่ดี โดยระยะเวลาที่เก็บน้ำเสียที่ต่ำจะทำให้ถังปฏิกรณ์มีขนาดเล็กหรือสามารถรับอัตราการไหลของน้ำเสียที่มากขึ้นได้ นอกจากนี้ยังอาจกล่าวได้ว่าเม็ดยางมีความเหมาะสมที่จะใช้เป็นวัสดุตัวกลางในระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบด เนื่องจากสามารถเข้ากันได้กับจุลินทรีย์ในระบบ โดยสามารถพบการเกาะติดของจุลินทรีย์กลุ่มสร้างมีเทนในชั้นฟิล์มชีวภาพรอบเม็ดยาง และผนวกกับลักษณะเด่นของเม็ดยางที่เป็นวัสดุที่มีความหนาแน่นต่ำ จึงง่ายต่อการสร้างสภาวะฟลูอิดไดซ์และใช้พลังงานที่ต่ำในการควบคุมให้อยู่ในสภาวะฟลูอิดไดซ์ตลอดเวลา

ภาควิชา.....วิศวกรรมสิ่งแวดล้อม..... ลายมือชื่อนิสิต.....

สาขาวิชา.....วิศวกรรมสิ่งแวดล้อม..... ลายมือชื่อ อ. ธีปรีกษาวิทยานิพนธ์หลัก.....

ปีการศึกษา...2553...

5070561621 : MAJOR ENVIRONMENTAL ENGINEERING

KEYWORDS : ANAEROBIC FLUIDIZED BED / CRUMB RUBBER / HYDRAULIC RETENTION TIME / WASTEWATER TREATMENT

THANAWAT JAMIKORN : SYNTHETIC WASTEWATER TREATMENT OF ANAEROBIC FLUIDIZED BED SYSTEM USING RUBBER GRANULE AS A MEDIA : EFFECT OF HYDRAULIC RETENTION TIME.

ADVISOR : ASST.PROF. WIBOONLUK PUNGRUSMI, Ph.D., 112 pp.

The aim of this research is to study the effect of Hydraulic Retention Time (HRT) to COD removal and biogas production of anaerobic fluidized bed system by using rubber granule as a media for treating synthetic wastewater. The dimensions of reactor are 2.0 m. height, an internal diameter of 0.05 m. and a total volume of 3.5 liter. The experiments were operated with low 4 hydraulic retention time as 8, 5, 2 and 0.4 hrs, while 0.4 hrs was uncirculated wastewater condition in a reactor. Start-up process was performed by step up feeding of synthetic wastewater into the reactor with organic loading rate from 0.5 to 5.0 kg.COD/m³-d. until the system reaches the steady state. Then proceed to the experimental treatment by adjusting the flow rate and COD value corresponding to various HRTs in order to control the organic loading rate constant at 8 kg.COD/m³/d. Based on the experimental results, anaerobic fluidized bed system using rubber granule as a media at hydraulic retention time of 8, 5, 2 and 0.4 hrs achieved the COD removal efficiency of 89.4, 82.3, 70.1 and 70.3% and the biogas production were 0.40, 0.38, 0.36 and 0.35 L./g.COD removed respectively. The result indicated that anaerobic fluidized bed still show effective in the treatment of COD, base on the advantages of this system which is able to maintain the high concentration of biomass and good water distribution around the tank. Moreover, it can be concluded that the crumb rubber was the appropriate media in anaerobic fluidized bed system. The crumb rubber could compatible with microorganisms in the system, making methanogen groups could created biofilm layer surrounding the rubber beads. In addition, crumb rubber material is low density and easy to create fluidized conditions with low energy to control and maintain this situation at all times

Department : Environmental Engineering.....

Student's Signature

Field of Study : Environmental Engineering.....

Advisor's Signature

Academic Year : 2010.....

กิตติกรรมประกาศ

ผู้วิจัยขอกราบขอบพระคุณ ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.วิบูลย์ลักษณะ ฝั่งรัมย์ อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์ ที่ได้สละเวลา ให้แนวทาง คำปรึกษา และข้อแนะนำที่เป็นประโยชน์ ต่อการทำงานวิจัย ตลอดจนให้กำลังใจในการเขียนเล่มวิทยานิพนธ์นี้จนเสร็จสมบูรณ์

ขอกราบขอบพระคุณ ดร. ชัยพร ภูประเสริฐ ที่ให้หัวข้อวิทยานิพนธ์ที่เป็นประโยชน์แก่ผู้วิจัย และช่วยจุดประกายความคิดอีกมากมายเกี่ยวกับงานวิจัย รวมถึงได้ให้ คำปรึกษาที่เป็นประโยชน์ต่อการทำวิทยานิพนธ์ในทุกขั้นตอน

ขอกราบขอบพระคุณรองศาสตราจารย์ ดร.เพ็ชรพร เชาวกิจเจริญ ประธาน กรรมการสอบวิทยานิพนธ์ ดร. ตะวัน ลิ้มเปียกร กรรมการสอบ และรองศาสตราจารย์ ดร.มันสิณ ต้นซูลเวศม์ กรรมการผู้ทรงคุณวุฒิภายนอกมหาวิทยาลัย ที่ได้สละเวลาในการสอบวิทยานิพนธ์ และให้คำแนะนำอันเป็นแนวทางที่ทำให้วิทยานิพนธ์ฉบับนี้สมบูรณ์ยิ่งขึ้น

ขอขอบพระคุณภาคีวิชาชีพกรรมสิ่งแวดล่อม คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์ มหาวิทยาลัย ที่ได้ให้ความอนุเคราะห์ในการใช้สถานที่และเครื่องมือต่างๆ ของห้องปฏิบัติการวิจัย รวมทั้งขอขอบคุณเพื่อนๆ พี่ๆ และน้องๆ ที่ได้ให้คำแนะนำและความช่วยเหลือเรื่องข้อมูลต่างๆ ที่เป็นประโยชน์ต่องานวิจัย

ขอขอบคุณบริษัท บริษัท แชน.อี.68 คอนซัลติ้ง เอ็นจิเนียรส์ ที่เอื้อเฟื้อชุดอุปกรณ์ สำหรับวัดปริมาตรก๊าซ จนกระทั่งงานวิจัยเสร็จสมบูรณ์

ขอขอบคุณบัณฑิตวิทยาลัยที่มอบทุนสนับสนุนงานวิจัยนี้ จนทำให้สามารถทำการวิจัยสำเร็จลุล่วงไปได้ด้วยดี

สุดท้ายนี้ ขอกราบขอบพระคุณ บิดา และญาติพี่น้องทุกๆ คน ที่อบรมสั่งสอน ให้การสนับสนุน และคอยช่วยเหลือ รวมทั้งเป็นกำลังใจในการศึกษา จนทำให้การทำวิทยานิพนธ์ครั้งนี้ประสบความสำเร็จได้ตามที่ตั้งใจ

สารบัญ

	หน้า
บทคัดย่อภาษาไทย.....	ง
บทคัดย่อภาษาอังกฤษ.....	จ
กิตติกรรมประกาศ.....	ฉ
สารบัญ.....	ช
สารบัญตาราง.....	ฅ
สารบัญภาพ.....	ฉ
บทที่ 1 บทนำ.....	1
1.1 ความเป็นมาและความสำคัญของปัญหา.....	1
1.2 วัตถุประสงค์ของการวิจัย.....	2
1.3 ขอบเขตของการวิจัย.....	2
1.4 ประโยชน์ที่คาดว่าจะได้รับ.....	3
บทที่ 2 เอกสารและงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง.....	4
2.1 แนวคิดและทฤษฎีการบำบัดแบบไร้ออกซิเจน.....	4
2.2 รูปแบบของระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้ออกซิเจน.....	18
2.3 ระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบด.....	21
2.4 การระบุชนิดและวิเคราะห์ปริมาณจุลินทรีย์ในระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจน.....	28
2.5 งานวิจัยที่เกี่ยวข้อง.....	30
บทที่ 3 วิธีดำเนินการวิจัย.....	35
3.1 วัสดุอุปกรณ์และสารเคมี.....	35
3.2 ถังปฏิกรณ์และอุปกรณ์ที่ใช้ในการทดลอง.....	37
3.3 การติดตั้งถังปฏิกรณ์และหลักการทำงาน.....	40
3.4 แผนการทดลอง.....	41

บทที่ 4 ผลการทดลองและการวิเคราะห์ผล.....	50
4.1 การเริ่มต้นเดินระบบแอนแอรโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดที่ใช้เม็ดยางเป็นวัสดุ ตัวกลาง.....	52
4.2 การควบคุมระบบให้อยู่ในสภาวะฟลูอิดไดซ์.....	53
4.3 ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีและการเกิดก๊าซชีวภาพ.....	57
4.4 พารามิเตอร์ที่มีผลต่อระบบ.....	65
บทที่ 5 สรุปผลการวิจัยและข้อเสนอแนะ.....	79
5.1 สรุปผลการวิจัย.....	79
5.2 ข้อเสนอแนะ.....	81
รายการอ้างอิง.....	82
ภาคผนวก.....	86
ภาคผนวก ก.....	87
ภาคผนวก ข.....	93
ประวัติผู้เขียนวิทยานิพนธ์.....	112

สารบัญตาราง

หน้า

ตารางที่	2.1	ค่าจลนพลศาสตร์สำหรับการบำบัดชีโอดีละลาย.....	10
ตารางที่	2.2	เปรียบเทียบข้อได้เปรียบระหว่างระบบบำบัดน้ำเสียแบบใช้ออกซิเจนและ ไร้ออกซิเจน.....	11
ตารางที่	2.3	ความเข้มข้นออกซิเจนบวกที่ส่งผลต่อระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจน	14
ตารางที่	2.4	ข้อดีและข้อเสียของระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจนชนิดต่างๆ.....	20
ตารางที่	2.5	สมรรถนะของระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดในการบำบัดน้ำเสีย.....	22
ตารางที่	3.1	องค์ประกอบของธาตุอาหารต่างๆในการเตรียมน้ำเสียสังเคราะห์และระดับ ความเข้มข้นที่ใช้ในการทดลอง (ปริมาณต่อน้ำประปา 1 ลิตร).....	35
ตารางที่	3.2	ตัวแปรที่ใช้ในการทดลอง.....	42
ตารางที่	3.3	แผนการเพิ่มอัตราภาวสารอินทรีย์เข้าสู่ระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบด ในระยะเริ่มเดินระบบ.....	45
ตารางที่	3.4	สภาวะการเดินระบบของถังปฏิกรณ์ที่ 1 และ 2 ในช่วงแปรค่าระยะเวลา กักเก็บน้ำเสีย.....	46
ตารางที่	3.5	พารามิเตอร์ที่วิเคราะห์ ความถี่และจุดเก็บตัวอย่าง.....	47
ตารางที่	3.6	รายละเอียดของโพรบที่ใช้ในงานวิจัย.....	49
ตารางที่	4.1	ค่าเฉลี่ยผลการวิเคราะห์พารามิเตอร์ต่างๆ ในช่วงเริ่มต้นเดินระบบ.....	53
ตารางที่	4.2	การเปรียบเทียบค่าพารามิเตอร์ต่างๆ ของการเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์ระหว่าง วัสดุตัวกลางชนิดต่างๆ.....	54
ตารางที่	4.3	ค่าเฉลี่ยชีโอดีเข้าและออกจากระบบและประสิทธิภาพการกำจัดชีโอดีที่ ระยะเวลากักเก็บน้ำเสียต่างๆ ในถังปฏิกรณ์แอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบด.....	59
ตารางที่	4.4	ปริมาณการเกิดก๊าซชีวภาพเฉลี่ยและก๊าซมีเทนในถังปฏิกรณ์แอนแอโรบิก ฟลูอิดไดซ์เบดเมื่อเดินระบบที่ระยะเวลากักเก็บน้ำเสียค่าต่างๆ.....	62
ตารางที่	4.5	ค่าเฉลี่ยพารามิเตอร์ต่างๆในระหว่างเดินระบบของถังปฏิกรณ์ที่ 1 และ 2....	67
ตารางที่	4.6	ความเข้มข้นของฟอสโฟไลปิด สารอินทรีย์ระเหยได้ และอัตราส่วนของ สารอินทรีย์ระเหยได้ต่อความเข้มข้นของฟอสโฟไลปิดที่ระยะเวลากักเก็บ น้ำเสียต่างๆ.....	75

ตารางที่	ข-1 ค่าซีไอดีและประสิทธิภาพในการกำจัดซีไอดีในช่วงเริ่มเดินระบบ ของถังปฏิกรณ์ที่ 1	94
ตารางที่	ข-2 ค่าซีไอดีและประสิทธิภาพในการกำจัดซีไอดีในช่วงเริ่มเดินระบบ ของถังปฏิกรณ์ที่ 2	95
ตารางที่	ข-3 ปริมาณการเกิดก๊าซชีวภาพในถังปฏิกรณ์ที่ 1 ช่วงเริ่มเดินระบบ.....	97
ตารางที่	ข-4 ปริมาณการเกิดก๊าซชีวภาพในถังปฏิกรณ์ที่ 2 ช่วงเริ่มเดินระบบ.....	97
ตารางที่	ข-5 ค่าพีเอชน้ำเข้าและน้ำทิ้งในถังปฏิกรณ์ที่ 1 ช่วงเริ่มเดินระบบ	98
ตารางที่	ข-6 ค่าพีเอชน้ำเข้าและน้ำทิ้งในถังปฏิกรณ์ที่ 2 ช่วงเริ่มเดินระบบ.....	99
ตารางที่	ข-7 ค่ากรดไขมันระเหยและสภาพความเป็นต่างในถังปฏิกรณ์ที่ 1 ช่วงเริ่มเดินระบบ.....	99
ตารางที่	ข-8 ค่ากรดไขมันระเหยและสภาพความเป็นต่างในถังปฏิกรณ์ที่ 2 ช่วงเริ่มเดินระบบ.....	100
ตารางที่	ข-9 ปริมาณของแข็งแขวนลอยในถังปฏิกรณ์ที่ 1 ช่วงเริ่มเดินระบบ.....	100
ตารางที่	ข-10 ปริมาณของแข็งแขวนลอยในถังปฏิกรณ์ที่ 2 ช่วงเริ่มเดินระบบ.....	100
ตารางที่	ข-11 ค่าซีไอดีและประสิทธิภาพในการกำจัดซีไอดีที่ระยะเวลาักเก็บ น้ำเสีย 8 ชม.	101
ตารางที่	ข-12 ค่าซีไอดีและประสิทธิภาพในการกำจัดซีไอดีที่ระยะเวลาักเก็บ น้ำเสีย 5 ชม.	102
ตารางที่	ข-13 ค่าซีไอดีและประสิทธิภาพในการกำจัดซีไอดีที่ระยะเวลาักเก็บ น้ำเสีย 2 ชม.	102
ตารางที่	ข-14 ค่าซีไอดีและประสิทธิภาพในการกำจัดซีไอดีที่ระยะเวลาักเก็บ น้ำเสีย 0.4 ชม.	103
ตารางที่	ข-15 ปริมาณการเกิดก๊าซชีวภาพที่ระยะเวลาักเก็บน้ำเสีย 8 ชม.	104
ตารางที่	ข-16 ปริมาณการเกิดก๊าซชีวภาพที่ระยะเวลาักเก็บน้ำเสีย 5 ชม.	104
ตารางที่	ข-17 ปริมาณการเกิดก๊าซชีวภาพที่ระยะเวลาักเก็บน้ำเสีย 2 ชม.	105
ตารางที่	ข-18 ปริมาณการเกิดก๊าซชีวภาพที่ระยะเวลาักเก็บน้ำเสีย 0.4 ชม.	105
ตารางที่	ข-19 ค่าพีเอชน้ำเข้าและน้ำทิ้งที่ระยะเวลาักเก็บน้ำเสีย 8 ชม.	106
ตารางที่	ข-20 ค่าพีเอชน้ำเข้าและน้ำทิ้งที่ระยะเวลาักเก็บน้ำเสีย 5 ชม.	106

ตารางที่	ข-21 ค่าพีเอชน้ำเข้าและน้ำทิ้งที่ระยะเวลาพักเก็บน้ำเสีย 2 ชม.	107
ตารางที่	ข-22 ค่าพีเอชน้ำเข้าและน้ำทิ้งที่ระยะเวลาพักเก็บน้ำเสีย 0.4 ชม.	107
ตารางที่	ข-23 ค่ากรดไขมันระเหยและสภาพความเป็นด่างที่ระยะเวลาพักเก็บ น้ำเสีย 8 ชม.	108
ตารางที่	ข-24 ค่ากรดไขมันระเหยและสภาพความเป็นด่างที่ระยะเวลาพักเก็บ น้ำเสีย 5 ชม.	108
ตารางที่	ข-25 ค่ากรดไขมันระเหยและสภาพความเป็นด่างที่ระยะเวลาพักเก็บ น้ำเสีย 2 ชม.	109
ตารางที่	ข-26 ค่ากรดไขมันระเหยและสภาพความเป็นด่างที่ระยะเวลาพักเก็บ น้ำเสีย 0.4 ชม.	109
ตารางที่	ข-27 ปริมาณของแข็งแขวนลอยที่ระยะเวลาพักเก็บน้ำเสีย 8 ชม.	109
ตารางที่	ข-28 ปริมาณของแข็งแขวนลอยที่ระยะเวลาพักเก็บน้ำเสีย 5 ชม.	110
ตารางที่	ข-29 ปริมาณของแข็งแขวนลอยที่ระยะเวลาพักเก็บน้ำเสีย 2 ชม.	110
ตารางที่	ข-30 ปริมาณของแข็งแขวนลอยที่ระยะเวลาพักเก็บน้ำเสีย 0.4 ชม.	110

สารบัญภาพ

หน้า

ภาพที่ 2.1	ปฏิกิริยารีดอกซ์ในการบำบัดน้ำเสีย.....	4
ภาพที่ 2.2	ขั้นตอนการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสียโดยกระบวนการไร้ออกซิเจน...	5
ภาพที่ 2.3	การเปลี่ยนค่าพลังงานอิสระเมื่อความดันพาร์เชียลของไฮโดรเจน (Hydrogen partial pressure) มีค่าเปลี่ยนแปลง.....	16
ภาพที่ 2.4	รูปแบบของระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจนแบบต่างๆ.....	19
ภาพที่ 2.5	องค์ประกอบของระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบด.....	21
ภาพที่ 2.6	แรงที่กระทำต่อวัตถุในของไหลในสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชัน.....	24
ภาพที่ 2.7	กราฟความสัมพันธ์ระหว่างเลขเรย์โนลด์กับค่า m ที่ใช้ในการคำนวณค่า ความเร็วสุดท้าย.....	27
ภาพที่ 3.1	เม็ดยางบดละเอียด.....	37
ภาพที่ 3.2	ภาพละเอียดถึงปฏิกรณ์แอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดที่ใช้ในการทดลอง.....	38
ภาพที่ 3.3	ส่วนประกอบและจุดเก็บตัวอย่างของระบบบำบัดแบบแอนแอโรบิก ฟลูอิดไดซ์เบด.....	41
ภาพที่ 3.4	ขั้นตอนการดำเนินการทดลอง.....	44
ภาพที่ 4.1	ระยะเวลาเดินระบบการทดลองและการเปลี่ยนแปลงค่าซีไอดีตลอดช่วง ระยะการทดลองถึงปฏิกรณ์ที่ 1 และ 2.....	51
ภาพที่ 4.2	การอุดตันและลอยตัวของชั้นตัวกลางในถังปฏิกรณ์ฟลูอิดไดซ์เบด.....	57
ภาพที่ 4.3	การคัดแยกขนาดของวัสดุตัวกลางตามชั้นความสูงในถังปฏิกรณ์ ฟลูอิดไดซ์เบด.....	57
ภาพที่ 4.4	ค่าซีไอดีและประสิทธิภาพในการกำจัดซีไอดีที่ระยะเวลาพักเก็บน้ำเสีย ต่างๆ.....	58
ภาพที่ 4.5	การเปรียบเทียบประสิทธิภาพในการกำจัดซีไอดีที่ระยะเวลาพักเก็บน้ำเสีย ต่างๆ.....	60
ภาพที่ 4.6	ปริมาณการเกิดก๊าซชีวภาพที่ระยะเวลาพักเก็บน้ำเสียต่างๆ.....	63
ภาพที่ 4.7	เปรียบเทียบก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นจริงกับทฤษฎีที่ระยะเวลาพักเก็บน้ำเสีย ต่างๆ.....	64

ภาพที่ 4.8	อัตราส่วนการเกิดก๊าซชีวภาพต่อซีไอดีที่ถูกกำจัดเมื่อทำการแปรผัน ระยะเวลาที่เก็บน้ำเสียที่ค่าต่างๆ.....	65
ภาพที่ 4.9	การเปลี่ยนแปลงพารามิเตอร์ต่างๆในระหว่างการเดินระบบของ ถังปฏิกรณ์ที่ 1.....	68
ภาพที่ 4.10	การเปลี่ยนแปลงพารามิเตอร์ต่างๆในระหว่างการเดินระบบของ ถังปฏิกรณ์ที่ 2.....	69
ภาพที่ 4.11	ปริมาณตะกอนแขวนลอยของน้ำทิ้งที่สภาวะการกักเก็บน้ำเสียในระบบ แอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดค่าต่างๆ.....	70
ภาพที่ 4.12	ลักษณะพื้นผิวเม็ดยางและลักษณะชั้นจุลินทรีย์ที่เกาะรอบเม็ดยาง.....	72
ภาพที่ 4.13	ภาพถ่ายจากกล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอนของเม็ดยางที่ใช้เป็นวัสดุตัวกลาง ในถังปฏิกรณ์แอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดที่ระยะเวลาที่เก็บน้ำเสีย 2 ชม	74
ภาพที่ 4.14	การสังเกตการเรืองแสงเมื่อส่องตัวอย่างจากจุลินทรีย์ที่เกาะบนเม็ดยาง จากถังปฏิกรณ์แอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดด้วยกล้องจุลทรรศน์ที่มีแสง ฟลูออเรสเซนต์.....	78
ภาพที่ ก-1	ความสัมพันธ์ระหว่างความเข้มข้นของฟอสโฟไลปิดและค่าการดูดซับแสง ที่ 660 นาโนเมตร.....	89
ภาพที่ ข-1	ผลการวิเคราะห์เปอร์เซ็นต์ของก๊าซมีเทนที่ระยะเวลาที่เก็บน้ำเสียต่างๆ....	109

บทที่ 1

บทนำ

1.1 ความเป็นมาและความสำคัญของปัญหา

ในการบำบัดน้ำเสียที่มีความเข้มข้นซีโอดีสูง เช่น น้ำเสียจากกระบวนการผลิตแป้งมันสำปะหลัง และน้ำเสียจากอุตสาหกรรมผลิตอาหาร ระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดเป็นทางเลือกที่เหมาะสมทางหนึ่ง เนื่องจากมีประสิทธิภาพในการบำบัดซีโอดีสูงและสามารถรับอัตราภาระอินทรีย์ที่สูงได้เนื่องจากระบบมีวัสดุตัวกลางเพื่อเป็นที่ยึดเกาะของจุลินทรีย์ นอกจากนี้ยังมีอัตราการหมุนเวียนน้ำเสียที่สูงเพื่อทำให้ชั้นวัสดุตัวกลางเกิดการขยายตัวจนอยู่ในสภาวะฟลูอิดไดซ์ ทำให้ชั้นตัวกลางเกิดความพรุน น้ำเสียสามารถกระจายสัมผัสกับจุลินทรีย์ได้ทั่วถึงปฏิกรณ์ส่งผลให้ระบบสามารถรักษาความเข้มข้นของมวลชีวภาพไว้ได้เป็นอย่างดี จากคุณสมบัติเด่นดังกล่าวทำให้เกิดแนวความคิดที่ว่าระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดน่าจะมีความสามารถในการบำบัดน้ำเสียที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำต่ำๆ ได้ดี ซึ่งจะทำให้สามารถบำบัดน้ำเสียได้ในปริมาณที่สูงขึ้นหรือสามารถลดขนาดถึงปฏิกรณ์ให้มีขนาดเล็กลงได้ อย่างไรก็ตามระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดยังมีข้อด้อยเมื่อเปรียบเทียบกับระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้อากาศอื่นๆ ในด้านการใช้พลังงาน โดยจากงานวิจัยที่ผ่านมาพบว่ามีกรนำวัสดุหลายชนิดมาใช้เป็นวัสดุตัวกลางในถังปฏิกรณ์แอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบด (Heijnen และคณะ, 1989 ; Balaguer และคณะ, 1993) โดยในอดีตนิยมนำทรายมาใช้เป็นวัสดุตัวกลาง แต่เนื่องจากทรายเป็นวัสดุที่มีน้ำหนักมาก ทำให้ต้องใช้อัตราการหมุนเวียนน้ำเสียที่สูงเพื่อให้ทรายเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์ ในปัจจุบันจึงมีความนิยมที่จะนำวัสดุตัวกลางอื่นๆ ที่มีความหนาแน่นต่ำมาใช้เป็นวัสดุตัวกลางในระบบมากขึ้นเช่น ถ่านกัมมันต์ อะลูมินา และแอนทราไซต์ เป็นต้น เนื่องจากวัสดุที่มีความหนาแน่นต่ำต้องการอัตราการไหลของน้ำเสียในการทำให้เกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์ที่ต่ำ (Balaguer และคณะ, 1992) จึงช่วยให้ประหยัดพลังงานได้มากกว่าการใช้ทรายเป็นวัสดุตัวกลาง

งานวิจัยนี้สนใจทำการศึกษาโดยใช้เม็ดยางที่ได้จากการนำเศษยางรถยนต์ใช้แล้วบดละเอียดมาเป็นวัสดุตัวกลางสำหรับระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบด เนื่องจากยางเป็นวัสดุที่มีความหนาแน่นต่ำ และผลจากงานวิจัยที่ผ่านมาพบว่าเม็ดยางจากเศษยางรถยนต์ใช้แล้วสามารถเป็นวัสดุตัวกลางในระบบบำบัดน้ำเสียได้ทั้งกระบวนการแบบใช้และไม่ใช้อากาศ เช่น ระบบถังกรองชีวภาพ ระบบตัวกรองดีไนทริฟิเคชัน (Denitrification filter) และระบบชั้นตะกอนนิ่งแบบผสม (Hybrid – static granular bed; hybrid SGBR) โดยเม็ดยางบดละเอียดที่ได้จากเศษยางรถยนต์

ใช้แล้วสามารถเข้ากันได้กับจุลินทรีย์ในระบบ ส่งผลให้มีประสิทธิภาพสูงในการบำบัดค่าซีไอดี อีกทั้งยังสามารถเป็นเป้าสัมผัสให้จุลินทรีย์มาเกาะได้เป็นอย่างดีโดยไม่รบกวนการทำงานของจุลินทรีย์ โดยประเด็นที่สนใจเป็นการศึกษาความเป็นไปได้ในการนำเม็ดยางมาใช้เป็นวัสดุตัวกลางในระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบด รวมทั้งศึกษาผลของระยะเวลาที่เก็บน้ำเสียที่มีต่อประสิทธิภาพในการกำจัดซีไอดี การผลิตก๊าซชีวภาพ และการเปลี่ยนแปลงปริมาณและกลุ่มประชากรของจุลินทรีย์ในถังปฏิกรณ์แอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบด ภายใต้สภาวะที่ควบคุมให้มีอัตราภาระสารอินทรีย์ของระบบคงที่ แต่ปรับเปลี่ยนระยะเวลาที่เก็บน้ำเสียในระบบแตกต่างกัน

1.2 วัตถุประสงค์ของการวิจัย

1. เพื่อศึกษาความเป็นไปได้ในการบำบัดน้ำเสียในแง่การกำจัดซีไอดีและความสามารถในการผลิตก๊าซชีวภาพของระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดโดยใช้เม็ดยางที่ผลิตจากเศษยางรถยนต์ใช้แล้วเป็นวัสดุตัวกลาง
2. เพื่อศึกษาผลของระยะเวลาที่เก็บน้ำเสียที่มีต่อประสิทธิภาพในการกำจัดซีไอดีและการผลิตก๊าซชีวภาพของระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดโดยใช้เม็ดยางที่ผลิตจากเศษยางรถยนต์ใช้แล้วเป็นวัสดุตัวกลาง
3. เพื่อศึกษาการเปลี่ยนแปลงของประชากรของจุลินทรีย์กลุ่มหลักในถังปฏิกรณ์แอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดในสภาวะที่มีระยะเวลาที่เก็บน้ำเสียที่แตกต่างกัน

1.3 ขอบเขตการวิจัย

งานวิจัยนี้เป็นการทดลองโดยใช้ถังปฏิกรณ์แบบไหลต่อเนื่อง (Continuous flow reactor) ดำเนินการที่อุณหภูมิตั้งที่ห้อง ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย โดยกำหนดขอบเขตการวิจัยไว้ดังนี้

1. น้ำเสียที่ใช้เป็นน้ำเสียสังเคราะห์ (Synthetic wastewater) เตรียมขึ้นจากน้ำประปาโดยใช้น้ำตาลทรายเป็นแหล่งสารอินทรีย์คาร์บอน (Organic carbon) และมีการเติมธาตุอาหาร (Nutrient) ครบ
2. ระบบที่ใช้ในการทดลองคือ ระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบด โดยถังปฏิกรณ์ทำจากพลาสติกใสทรงกระบอกมีขนาดเส้นผ่านศูนย์กลาง 5 ซม. สูง 2 ม. และมีปริมาตรรวมเท่ากับ 3.5 ล.

3. วัสดุตัวกลางที่ใช้ คือ เม็ดยางบดละเอียดที่มีขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางเฉลี่ย 0.43 มม. ที่ได้จากการนำเศษยางรถยนต์ใช้แล้วไปบด โดยมีค่าสัมประสิทธิ์ความสม่ำเสมอ (Uniformity Coefficient) เท่ากับ 1.53
4. หัวเชื้อ (Seed) ที่ใช้ในการเริ่มต้นเดินระบบ เป็นหัวเชื้อจากระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้ออกซิเจนชนิดถังกรองไร้อากาศ (Anaerobic filter) จากอาคารวิศวกรรมศาสตร์ 4 คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย
5. ตัวแปรที่ทำการศึกษาคือ ระยะเวลาที่เก็บน้ำเสียที่มีผลต่อประสิทธิภาพการกำจัดชีโอดีและการเกิดก๊าซชีวภาพของระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดที่ใช้เม็ดยางเป็นวัสดุตัวกลาง โดยทำการแปรค่าระยะเวลาที่เก็บน้ำเสีย 4 ค่าคือ 8 5 2 และ 0.4 ชม. ซึ่งที่สภาวะสุดท้ายเป็นการเดินระบบภายใต้สภาวะที่ไม่มีการหมุนเวียนน้ำเสียภายใน
6. ทำการวิเคราะห์พารามิเตอร์ต่างๆ ตามวิธีมาตรฐานที่ระบุใน Standard Method for Determination of Water and Wastewater (APHA, 1992)

1.4 ประโยชน์ที่คาดว่าจะได้รับ

1. ทราบถึงความเป็นไปได้ในการบำบัดน้ำเสียในแง่การกำจัดชีโอดีและการผลิตก๊าซชีวภาพของระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบด โดยใช้เม็ดยางที่ผลิตจากเศษยางรถยนต์ที่ใช้แล้วเป็นวัสดุตัวกลาง
2. ทราบถึงผลของระยะเวลาที่เก็บน้ำเสียที่มีต่อประสิทธิภาพในการกำจัดชีโอดีและการผลิตก๊าซชีวภาพของระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดโดยใช้เม็ดยางที่ผลิตจากเศษยางรถยนต์ที่ใช้แล้วเป็นวัสดุตัวกลาง
3. ทราบถึงการเปลี่ยนแปลงประชากรของจุลินทรีย์กลุ่มหลักในถังปฏิกรณ์แอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดในสภาวะที่มีการแปรเปลี่ยนระยะเวลาที่เก็บน้ำเสียที่แตกต่างกัน

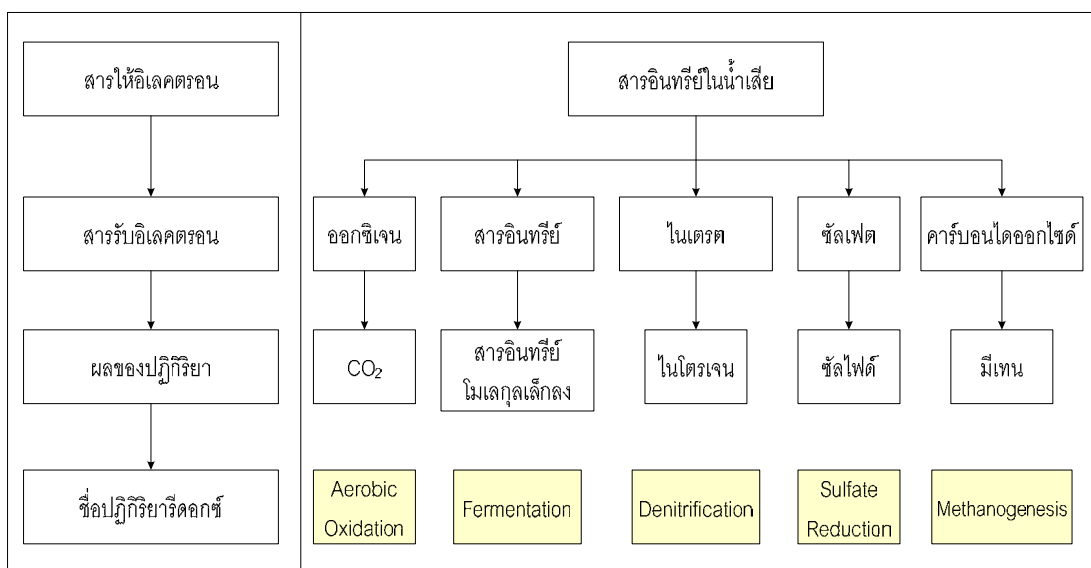
บทที่ 2

เอกสารและงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

2.1 แนวคิดและทฤษฎีการบำบัดแบบไร้ออกซิเจน

2.1.1 กลไกการย่อยสลายสารอินทรีย์ของกระบวนการไร้ออกซิเจน

การย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสียจะเกิดขึ้นจากปฏิกิริยาการถ่ายเทอิเล็กตรอนระหว่างสารให้อิเล็กตรอน และสารรับอิเล็กตรอนด้วยปฏิกิริยาออกซิเดชัน-รีดักชันหรือรีดอกซ์ โดยสารอินทรีย์ในน้ำเสียซึ่งมีพลังงานสูงจะเป็นสารให้อิเล็กตรอน และสารชนิดอื่นๆเป็นสารรับอิเล็กตรอน ถ้าปฏิกิริยาเป็นแบบใช้ออกซิเจนสารรับอิเล็กตรอนคือออกซิเจน แต่ถ้าสารรับอิเล็กตรอนคือคาร์บอนไดออกไซด์หรือสารอื่นๆ เช่น ไนเตรต ซัลเฟต ฯลฯ ปฏิกิริยาที่เกิดขึ้นจะเป็นแบบไร้ออกซิเจน (กรมควบคุมมลพิษ, 2542) ดังภาพที่ 2.1



ภาพที่ 2.1 ปฏิกิริยารีดอกซ์ในการบำบัดน้ำเสีย

(ที่มา: กรมควบคุมมลพิษ, 2542)

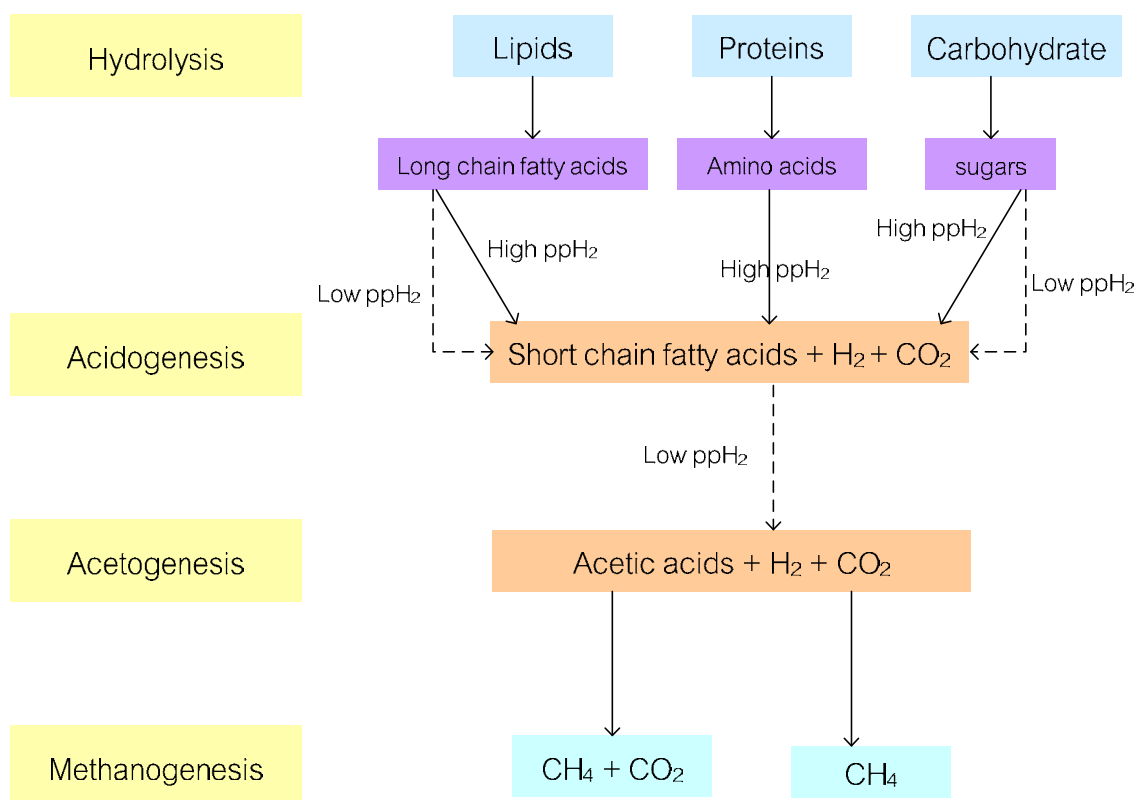
การย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสียเกิดจากการเปลี่ยนรูปสารโมเลกุลใหญ่ที่ซับซ้อน ที่อยู่ในน้ำเสียให้เป็นก๊าซชีวภาพ ซึ่งต้องการเอนไซม์จากจุลินทรีย์ที่ต่างกันหลายกลุ่ม ดังแสดงในภาพที่ 2.2 ขั้นตอนที่แตกต่างกันในถังหมักไร้ออกซิเจนเกิดจากสารตั้งต้นที่ต่างกัน ได้แก่ โปรตีน คาร์โบไฮเดรต และไขมัน โดยกระบวนการแปลงรูปที่ต่างกันสี่กระบวนการล้วนมีลักษณะเด่นที่ต่างกัน ขั้นตอนดังกล่าวเกิดขึ้นตามลำดับขั้นดังนี้

ขั้นตอนที่ 1 ไฮโดรไลซิส (hydrolysis)

ขั้นตอนที่ 2 การสร้างกรด (Acidogenesis)

ขั้นตอนที่ 3 การสร้างกรดอะซิติก (Acetogenesis)

ขั้นตอนที่ 4 การสร้างมีเทน (Methanogenesis)



หมายเหตุ: ppH₂ คือ Hydrogen partial pressure

ภาพที่ 2.2 ขั้นตอนการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสียโดยกระบวนการไร้ออกซิเจน
(ที่มา: Sam-soon และคณะ, 1987)

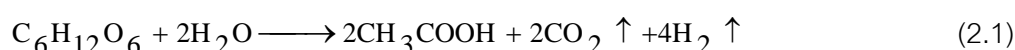
ขั้นตอนที่ 1 ไฮโดรไลซิส (Hydrolysis)

เป็นขั้นตอนที่สารอินทรีย์โมเลกุลใหญ่และซับซ้อน เช่น คาร์โบไฮเดรต ไขมัน และโปรตีน จะถูกจุลินทรีย์ย่อยสลายโดยใช้เอนไซม์ที่ปล่อยออกมาภายนอกเซลล์ (Extracellular Enzyme) ทำให้ได้สารอินทรีย์ที่มีขนาดเล็กลง เช่น กรดอะมิโน กลูโคส เป็นต้น จุลินทรีย์ที่ทำหน้าที่ย่อยสลายคือจุลินทรีย์จำพวกแพคัลเททีฟ (Facultative bacteria) เวลาที่ใช้ในการย่อยสลายสารแต่ละชนิดนั้นขึ้นอยู่กับปัจจัยหลายประการ เช่น ความเข้มข้นของสารอินทรีย์ ความเข้มข้นของเอนไซม์ อุณหภูมิ และการสัมผัสระหว่างเอนไซม์กับสารอินทรีย์ เป็นต้น อย่างไรก็ตามเอนไซม์จะมีความจำเพาะเจาะจงในการเลือกเร่งปฏิกิริยาและชนิดของสารที่เข้าทำปฏิกิริยา การทำงานของเอนไซม์ขึ้นอยู่กับปัจจัยต่างๆ เช่น ความเข้มข้นของสารอินทรีย์ ความเข้มข้นของเอนไซม์ เป็นต้น ดังนั้นการย่อยสลายสารอินทรีย์แต่ละชนิดจึงใช้เวลาต่างกัน

ขั้นตอนที่ 2 การสร้างกรด (Acidogenesis)

ในขั้นตอนนี้สารอินทรีย์โมเลกุลเล็กซึ่งเป็นผลิตภัณฑ์ของการย่อยสลายในขั้นตอนแรกจะถูกเปลี่ยนให้เป็นการอินทรีย์โมเลกุลเล็ก เช่น กรดอะซิติก กรดไพรูโวนิก กรดวาเลอริก และกรดแลคติก เป็นต้น โดยมีสัดส่วนของกรดอะซิติกสูงสุด นอกจากนี้ยังมีก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์และไฮโดรเจนเกิดขึ้น โดยทั่วไปกลุ่มจุลินทรีย์สร้างกรดอาจจะสร้างปัญหาต่อการย่อยสลายสารอินทรีย์ หากมีการสร้างกรดอินทรีย์ในปริมาณมากเกินกว่าที่กลุ่มจุลินทรีย์ที่เป็นตัวสร้างมีเทนจะนำไปใช้ได้ทัน ทำให้ค่าพีเอชของระบบจะลดลงและส่งผลกระทบต่อการทำงานของกลุ่มจุลินทรีย์สร้างมีเทน สำหรับการกำหนดชนิดของผลผลิตในขั้นตอนนี้ขึ้นอยู่กับปัจจัย 2 ประการคือ ชนิดของสารที่ผ่านมาจากขั้นตอนที่ 1 และความดันพาร์เชียลของไฮโดรเจน (Hydrogen Partial Pressure) โดยผลของปฏิกิริยาที่ได้มีความแตกต่างกัน ซึ่งในการย่อยสลายของกลูโคสในสภาวะที่มีความดันพาร์เชียลของไฮโดรเจนมีค่าต่ำจะได้ผลผลิตคือ กรดอะซิติก ไฮโดรเจน และคาร์บอนไดออกไซด์ ส่วนในสภาวะที่มีความดันพาร์เชียลของไฮโดรเจนมีค่าสูง ผลผลิตที่ได้จะอยู่ในรูปของกรดอะซิติก กรดไพรูโวนิก คาร์บอนไดออกไซด์ และไฮโดรเจน ดังสมการที่ 2.1 และสมการที่ 2.2

สภาวะความดันพาร์เชียลของก๊าซไฮโดรเจนต่ำ

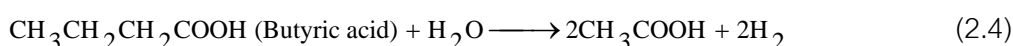
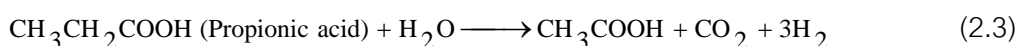


สภาวะความดันพาร์เชียลของก๊าซไฮโดรเจนสูง



ขั้นตอนที่ 3 การสร้างกรดอะซิติก (Acetogenesis)

เนื่องจากกระบวนการนี้เป็นขั้นตอนการเชื่อมต่อระหว่างกระบวนการสร้างกรดและกระบวนการสร้างมีเทน ดังนั้นเพื่อให้เกิดผลผลิตในรูปก๊าซมีเทนสูงสุดกรดอินทรีย์ที่เกิดในขั้นตอนนี้ควรอยู่ในรูปที่จุลินทรีย์กลุ่มสร้างมีเทนสามารถนำไปใช้ได้ง่ายได้แก่ กรดอะซิติก กรดฟอร์มิก ไฮโดรเจน เมทานอล และเมธิลามีน แต่เนื่องจากจุลินทรีย์กลุ่มนี้จะไม่สามารถใช้กรดอินทรีย์ระเหยง่ายที่มีคาร์บอนอะตอมเกินกว่าสองอะตอม เช่น กรดไพรูโวนิก กรดบิวทิริก เป็นสารอาหารโดยตรงในการผลิตมีเทนได้ ดังนั้นในกรณีที่กรดอินทรีย์ระเหยง่ายที่สร้างขึ้นยังอยู่ในรูปของกรดอินทรีย์ที่มีคาร์บอนมากกว่าสองอะตอม จึงมีความจำเป็นอย่างยิ่งที่จะต้องทำการย่อยกรดอินทรีย์เหล่านั้นให้มีอะตอมของคาร์บอนลดลง ซึ่งเกิดขึ้นได้จากการทำงานของจุลินทรีย์ที่สร้างไฮโดรเจน (Hydrogen producing acetogenic bacteria) ที่สามารถย่อยสลายกรดไขมันระเหยที่มีคาร์บอนอะตอมมากกว่าสองอะตอม ให้เป็นกรดอะซิติก คาร์บอนไดออกไซด์ และไฮโดรเจน ภายใต้สภาวะความดันย่อยของไฮโดรเจนต่ำ ดังสมการที่ 2.3 และ 2.4



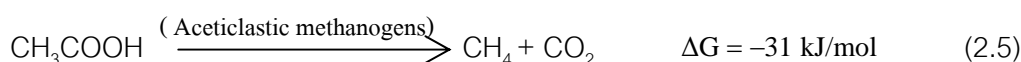
แบคทีเรียที่ทำหน้าที่ดังกล่าวนี้จะช่วยไม่ให้เกิดการสะสมตัวของกรดไพรูโวนิก และกรดบิวทิริกในถังปฏิกรณ์ ที่อาจส่งผลทำให้ค่าพีเอชในระบบลดลงจนกระทั่งยับยั้งการทำงานของกลุ่มจุลินทรีย์สร้างมีเทน (Methanogens) ได้

ขั้นตอนที่ 4 การสร้างมีเทน (Methanogenesis)

กรดอะซิติก ก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ และก๊าซไฮโดรเจน จากขั้นตอนที่ผ่านมาจะถูกเปลี่ยนเป็นก๊าซมีเทน และก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ผ่าน 2 กระบวนการย่อย ดังนี้

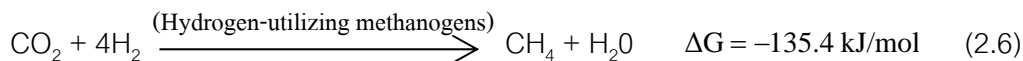
กระบวนการที่ 1

เกิดการเปลี่ยนกรดอินทรีย์ไปเป็นก๊าซมีเทนโดยจุลินทรีย์กลุ่ม Acetoclastic methanogens (ได้แก่ *Methanosarcina* และ *Methanothrix* รวมเรียก *Methanoseata*) ซึ่งก๊าซมีเทนที่เกิดขึ้นในขั้นตอนนี้คิดเป็นประมาณ 70% ของก๊าซมีเทนที่สามารถเกิดขึ้นได้ในระบบ ดังสมการที่ 2.5



กระบวนการที่ 2

เกิดจากจุลินทรีย์กลุ่ม Hydrogen-utilizing methanogens ซึ่งสร้างก๊าซมีเทนจากไฮโดรเจนโดยใช้ไฮโดรเจนเป็นตัวให้อิเลคตรอน และมีคาร์บอนไดออกไซด์เป็นตัวรับอิเลคตรอน ดังสมการที่ 2.6



นอกจากนี้จุลินทรีย์ชนิดนี้สามารถใช้กรดฟอร์มิกเป็นสารอาหารเพียงอย่างเดียวเนื่องจากกรดฟอร์มิกสามารถแตกตัวเป็นไฮโดรเจน และคาร์บอนไดออกไซด์ได้ง่าย ดังสมการที่ 2.7



จุลินทรีย์สร้างมีเทนเจริญเติบโตได้ช้า และสภาพแวดล้อมมีผลต่อการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์สร้างมีเทนมาก โดยพีเอชที่เหมาะสมอยู่ระหว่าง 6.5-7.2 นอกจากนี้จุลินทรีย์ในกลุ่มนี้สามารถใช้ได้เพียงสารอาหารที่มีโครงสร้างที่ไม่ซับซ้อน ดังนั้นการเติบโตของจุลินทรีย์สร้างมีเทนจึงขึ้นอยู่กับการทำงานของจุลินทรีย์ในขั้นตอนไฮโดรไลซิสและขั้นตอนการสร้างกรด โดยจุลินทรีย์กลุ่ม *Methanosarcina* บางชนิดจะหยุดการเจริญเติบโตที่อุณหภูมิ 65°ซ โดยที่อุณหภูมิ 60°ซ จะพบ *Methanobacterium* เป็นจำนวนมาก ดังนั้นอุณหภูมิจึงมีผลต่อการสร้างมีเทนของจุลินทรีย์ ส่วนจุลินทรีย์รีดิวซ์ซัลเฟต (Sulfate-reducing bacteria) ทำให้เกิดปัญหาในระบบ เมื่อมีซัลเฟตอยู่ในน้ำเสีย โดยจุลินทรีย์กลุ่มนี้จะรีดิวซ์ซัลเฟตให้เป็นซัลไฟด์ ซึ่งมีความเป็นพิษต่อกลุ่มจุลินทรีย์สร้างมีเทน

2.1.2 ข้อได้เปรียบของระบบบำบัดไร้ออกซิเจน

ระบบบำบัดไร้ออกซิเจนมีข้อได้เปรียบที่ชัดเจน 2 ประการ คือ ความต้องการพลังงานต่ำ และอัตราการเกิดสลัดจ์ต่ำ โดยมีรายละเอียดดังนี้

1. ความต้องการพลังงาน

ระบบบำบัดไร้ออกซิเจนจะได้มีเทน ซึ่งเป็นก๊าซที่สามารถนำมาใช้เป็นพลังงานได้ โดยพลังงานที่ถูกสร้างขึ้นสามารถประมาณได้ง่ายๆ ดังนี้ สมมุติ 80% ของสารอินทรีย์ในน้ำของระบบบำบัดไร้ออกซิเจนจะถูกย่อยสลาย โดย 1 กก.ซีโอดี/วัน จะเปลี่ยนเป็นมีเทน 800 ก./วัน ซึ่งมีเทนจะให้ความร้อน 2.98 กิโลแคลอรี/ก.ซีโอดี ดังนั้นการย่อยสลายสารอินทรีย์ 1 กก.ซีโอดี/วัน จะให้พลังงานเท่ากับ $2.98 \times 800 = 2,400$ กิโลแคลอรี/วัน หรือ เท่ากับ 117 วัตต์ หากสมมุติว่าปัจจัยการใช้พลังงานอย่างมีประสิทธิภาพเท่ากับ 0.3 เพื่อแปลงพลังงานจากมีเทนนี้ให้อยู่ในรูปพลังงาน

ไฟฟ้า ดังนั้น สารอินทรีย์ 1 กก.ซีไอดี/วัน สามารถเปลี่ยนเป็นพลังงานไฟฟ้าได้ 35 วัตต์ (Haandel และคณะ, 1994)

ส่วนการบำบัดแบบใช้ออกซิเจน ซึ่งปกติในน้ำเสียจะมีออกซิเจนน้อย จึงต้องการอุปกรณ์ เช่น เครื่องเติมอากาศทางกล เพื่อเพิ่มปริมาณออกซิเจนให้กับน้ำ โดยทั่วไปความต้องการออกซิเจนต่ำสุดสำหรับการย่อยสลายแบบใช้ออกซิเจนมีค่าประมาณ 1 ใน 3 ของการย่อยสลายมวลซีไอดี ในทางปฏิบัติความต้องการนี้จะมีค่าสูงกว่าค่าในทางทฤษฎีเสมอ เนื่องจากการย่อยสลายตัวเองของมวลจุลินทรีย์ (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 โดยเครื่องเติมอากาศส่วนใหญ่ต้องการพลังงานสำหรับการเคลื่อนย้ายออกซิเจนจากบรรยากาศไปสู่วัฏภาคน้ำของระบบบำบัดน้ำเสีย 1 กิโลวัตต์-ชม./กก.ออกซิเจน หรือ 42 วัตต์/กก.ออกซิเจน/วัน นอกจากนี้ยังต้องรักษาอัตราการถ่ายเทออกซิเจนไว้ที่ 0.5-0.75 กก.ออกซิเจน/วัน ทำให้พลังงานที่ต้องการจะอยู่ในช่วง 20-30 วัตต์ แต่ในทางกลับกัน สำหรับกระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบไร้ออกซิเจน จะได้พลังงาน 35 วัตต์สำหรับสารอินทรีย์ 1 กก.ซีไอดี/วัน ซึ่งเป็นที่แน่ชัดว่าระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้ออกซิเจนมีข้อได้เปรียบมากกว่าระบบบำบัดแบบใช้ออกซิเจน

2. อัตราการเกิดสลัดจ์

ระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพทั้งหมดจะมีการผลิตสลัดจ์ส่วนเกิน ซึ่งจะต้องมีการกำจัดออกจากระบบ สลัดจ์ที่เกิดขึ้นเกิดจากการผสมกันของของแข็งอินทรีย์และอนินทรีย์ ผ่านหลายกระบวนการได้แก่ ฟล๊อคกูเลชันของของแข็งแขวนลอยอนินทรีย์ และการประสานรวมตัวกับส่วนผสมของจุลินทรีย์และของแข็งอินทรีย์ที่ไม่ได้ถูกย่อยสลายทางชีวภาพ นอกจากนี้ยังเกิดจากการดูดติดของอนุภาคสารอินทรีย์และสิ่งที่เหลือจากการย่อยสลายตัวเองที่ยังคงเหลืออยู่หลังจากจุลินทรีย์สลายตัว

สัมประสิทธิ์ปริมาณผลิต (Yield coefficient) และอัตราการสลายตัวสำหรับจุลินทรีย์ที่ใช้ออกซิเจนมีค่าสูงกว่าจุลินทรีย์สร้างมีเทน ในระบบบำบัดน้ำเสียไร้ออกซิเจนการผลิตสลัดจ์จะสูงขึ้นถ้าสารอาหารในระบบไม่ได้มีเพียงกรดไขมันระเหย เพราะในทางปฏิบัติการเปลี่ยนรูปแบบไร้ออกซิเจนมีจุลินทรีย์ที่ทำงานเกี่ยวข้องกัน ดังนั้นการผลิตสลัดจ์ส่วนเกินในระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้ออกซิเจนอาจมีค่าถึง 0.10 มก.วีเอสเอส/กก.ซีไอดี ถ้าสลัดจ์ชีวภาพถูกผลิตจากสารอินทรีย์ที่ซับซ้อนหรือสูงกว่านี้เมื่อในระบบมีสารอินทรีย์ที่ไม่สามารถย่อยสลายทางชีวภาพได้

อัตราการย่อยสลายตัวที่ต่ำมากของจุลินทรีย์ที่ไม่ใช้ออกซิเจนแสดงดังตารางที่ 2.1 ซึ่งเป็นข้อได้เปรียบที่สำคัญที่สุดของกระบวนการนี้ในการบำบัดน้ำเสียจากอุตสาหกรรม โดยเฉพาะอุตสาหกรรมที่มีการผลิตเป็นฤดู เช่น น้ำตาล มันฝรั่ง การผลิตไวน์ จุลินทรีย์ที่ไม่ใช้ออกซิเจนจะยังคงมีชีวิตอยู่ได้หลายเดือนแม้ไม่มีการให้อาหาร ในขณะที่จุลินทรีย์ที่ใช้ออกซิเจนจะสลายตัวในสองถึงสามสัปดาห์เมื่อขาดสารอาหาร

ตารางที่ 2.1 ค่าจลนพลศาสตร์สำหรับการบำบัดชีโอดีสลาย

ค่าสัมประสิทธิ์	หน่วย	ค่า ที่ 20 °C	
		ช่วง	ค่าทั่วไป
Y			
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
k_d			
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
μ_m			
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
K_s			
35 °C	mg/L	60-200	160
30 °C	mg/L	300-500	360
25 °C	mg/L	800-1100	900
Methane			
Production at 35 °C	m ³ /kg COD	0.4	0.4
Density at 35 °C	kg/m ³	0.6346	0.6346
Content of gas	%	60-70	65
Energy content	kJ/g	50.1	50.1

(ที่มา: Metcalf และ Eddy, 2003)

ถึงแม้ว่าจุลินทรีย์ใช้ออกซิเจนจะมีการสลายตัวเร็ว แต่มวลชีวภาพจะยังสูงเนื่องจากค่าสัมประสิทธิ์ยึดติดมีค่าสูง ของแข็งที่ถูกผลิตขึ้นจะยังคงมีสัดส่วนของจุลินทรีย์ที่มีชีวิตสูง ซึ่งยังคงมีการสลายตัวต่อไปอีก ดังนั้นสลัดจ์ที่ถูกผลิตในระบบบำบัดน้ำเสียที่ใช้ออกซิเจนจะไม่คงตัวถ้าไม่เก็บไว้ในที่มีระบบเติมอากาศ (มากกว่า 30-50 วัน ขึ้นอยู่กับอุณหภูมิ) สัดส่วนของจุลินทรีย์ที่มีชีวิตจะลดลงถ้าอยู่ในสภาพที่มีออกซิเจนแต่ไม่มีอาหาร (ถังหมักเติมออกซิเจน) หรือในถังหมักไร้ออกซิเจน โดยสัดส่วนของของแข็งชีวภาพที่ย่อยสลายได้จะถูกย่อยสลายโดยจุลินทรีย์ที่ไม่ใช้ออกซิเจน ขนาดของถังคงตัว (Stabilization tank) โดยทั่วไปจะมีขนาดใกล้เคียงกับถังปฏิกรณ์ในระบบบำบัด และจะเสียค่าใช้จ่ายในการทำให้สลัดจ์คงตัวประมาณ 40-60% ของค่าใช้จ่ายในการบำบัดทั้งหมด ในขณะที่ของแข็งชีวภาพจากระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจนจะมีความคงตัวมากกว่า ดังนั้นสลัดจ์ส่วนเกินจากระบบบำบัดแบบไร้อากาศจึงไม่ต้องการระบบบำบัดเพิ่มเติมนอกจากระบบรีดน้ำออกจากสลัดจ์ ตารางที่ 2.2 สรุปข้อได้เปรียบที่แน่ชัดว่าธรรมชาติและปริมาณสมดุล (Stoichiometric) ของระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้ออกซิเจนมีข้อได้เปรียบเหนือกว่าระบบบำบัดที่ใช้ออกซิเจน

ตารางที่ 2.2 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, 1994)

นอกจากข้อได้เปรียบดังกล่าวข้างต้นแล้ว ยังมีปัจจัยอย่างอื่นที่สำคัญอีก 2 ประการ ในการเลือกระบบบำบัดน้ำเสีย ได้แก่

1. ระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้ออกซิเจนมีประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์สูง ทำให้ความเข้มข้นของสารอินทรีย์ที่เหลือในน้ำออกจะต่ำ
2. สามารถเดินระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้ออกซิเจนได้ที่เวลากักน้ำที่สั้นลง ถึงปฏิกิริยาที่ใช้จึงมีขนาดเล็ก

ปัจจัยทั้งสองเกี่ยวข้องกับค่าจลนพลศาสตร์ของการกำจัดสารอินทรีย์ที่สามารถใช้อธิบายความเร็วในการย่อยสลายสารอินทรีย์ของจุลินทรีย์และการเดินระบบกับสภาพแวดล้อมในการบำบัดน้ำเสีย ภายใต้เงื่อนไขที่เหมาะสมสำหรับระบบบำบัดน้ำเสียไร้ออกซิเจนจำนวนจุลินทรีย์จะ

เพิ่มมากขึ้น และทำให้สามารถเพิ่มอัตราการสลายอินทรีย์ และความเร็วไหลขึ้นได้โดยประสิทธิภาพการบำบัดของสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายได้จะขึ้นอยู่กับปัจจัยต่างๆ ดังต่อไปนี้

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

2.1.3 ปัจจัยที่มีผลต่อระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจน

ปัจจัยที่สำคัญที่มีผลต่อการย่อยสลายในระบบไร้ออกซิเจน มีดังนี้

อุณหภูมิ

อุณหภูมิจะมีผลอย่างมากต่อกระบวนการย่อยสลายของระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจน อัตราการเปลี่ยนแปลงรูปของกระบวนการหมักจะมีค่าสูงสุดอยู่ระหว่าง 35 และ 40°C สำหรับช่วงเมโซฟิลิกและประมาณ 55°C สำหรับช่วงเทอโมฟิลิก แต่การบำบัดน้ำเสียโดยทั่วไปจะใช้เพียงช่วงเมโซฟิลิกเท่านั้น (Henze และ Harremoes, 1983) ดังนั้นสามารถสรุปผลของอุณหภูมิที่มีต่อการหมักแบบไร้ออกซิเจนได้ดังนี้

- (1) ช่วงอุณหภูมิที่เหมาะสม คือ 30-40°C
- (2) สำหรับอุณหภูมิที่ต่ำกว่าช่วงที่เหมาะสม อัตราการย่อยสลายจะลดลงโดยประมาณ 11 เปอร์เซ็นต์ต่อ 1 °C ที่ลดลง และสอดคล้องกับสมการของอาเรเนียส (Arrhenius equation) ดังสมการที่ 2.8

$$r_t = r_{35} k^{(t-35)} \quad (2.8)$$

เมื่อ t = อุณหภูมิ (°C)
 r_t, r_{35} = อัตราการย่อยสลายที่อุณหภูมิ t และ 35°C ตามลำดับ

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

การเพิ่มขึ้นอย่างรวดเร็วของกรดไขมันระเหยจะมีผลกระทบต่อจุลินทรีย์ในระบบ เนื่องจากจุลินทรีย์ผลิตมีเทนไม่สามารถนำผลผลิตที่เกิดจากจุลินทรีย์สร้างกรดไปใช้ได้ทัน ส่งผลให้เกิดการสะสมตัวของกรดไขมันระเหย ทำให้พีเอชในระบบลดลงเรื่อยๆ จนอยู่ในช่วงที่ไม่เหมาะสมกับการทำงานของจุลินทรีย์สร้างมีเทน จนในที่สุดอาจทำให้ระบบล้มเหลว ดังนั้นจึงจำเป็นต้องเติมสภาพด่างเพื่อเป็นบัฟเฟอร์ให้กับระบบ และรักษาค่าพีเอชให้อยู่ในช่วงที่เหมาะสมต่อการทำงานของจุลินทรีย์ โดยทั่วไปอัตราส่วนของกรดไขมันระเหยต่อสภาพด่างถ้าน้อยกว่า 0.4 แสดงว่ามีกำลังบัฟเฟอร์สูงระบบสามารถทำงานได้ดี ถ้ามากกว่า 0.8 แสดงว่ามีกำลังบัฟเฟอร์ต่ำประสิทธิภาพของระบบจะลดลง และหากไม่แก้ไขระบบจะล้มเหลวได้

พีเอชในถังปฏิกรณ์

ค่าพีเอชและเสถียรภาพของพีเอชในถังปฏิกรณ์ไร้ออกซิเจนนับว่ามีความสำคัญอย่างยิ่ง เพราะการสร้างมีเทนจะเกิดที่อัตราสูงเมื่อพีเอชถูกควบคุมให้อยู่ในช่วงที่เป็นกลาง ที่พีเอชต่ำกว่า 6.3 หรือสูงกว่า 7.8 อัตราการผลิตมีเทนจะลดลง โดยจุลินทรีย์ที่ผลิตกรดจะมีความไวต่อการเปลี่ยนแปลงค่าพีเอชไม่ว่าสูงหรือต่ำเกินไปน้อยกว่าจุลินทรีย์สร้างมีเทน จึงทำให้การสร้างกรดจะเกิดมากกว่าการสร้างมีเทนส่งผลทำให้เกิดการหมิ่นเปรี้ยว (Souring) ภายในถังปฏิกรณ์ ดังนั้นค่าพีเอชที่เหมาะสมต่อการทำงานของระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจนควรอยู่ระหว่าง 6.6 -7.4 ซึ่งเป็นค่าที่เหมาะสมต่อการทำงานของจุลินทรีย์กลุ่มสร้างมีเทน

สารพิษ

น้ำเสียที่จะบำบัดโดยใช้วิธีทางชีววิทยาไม่ควรมีสารพิษ เนื่องจากสารพิษจะรบกวนการทำงานของจุลินทรีย์ในระบบ หรือยับยั้งการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์กลุ่มสร้างมีเทน ทำให้ระบบล้มเหลวได้ ความรุนแรงของสารพิษจะขึ้นอยู่กับชนิดและความเข้มข้นของสารพิษนั้นๆ ด้วย โดยสารที่มีความเป็นพิษต่อระบบได้แก่

พิษของอิออนบวก และโลหะหนัก

อิออนบวกที่เป็นพิษต่อจุลินทรีย์ในระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจน ได้แก่ โซเดียม (Na^+) โพแทสเซียม (K^+) แมกนีเซียม (Mg^{2+}) และแคลเซียม (Ca^{2+}) ธาตุอาหารเหล่านี้ถ้ามีในระดับความเข้มข้นที่พอเหมาะจะเป็นธาตุที่มีประโยชน์ต่อจุลินทรีย์ แต่ถ้ามีมากเกินไปจะเป็นพิษต่อจุลินทรีย์ ปกติอิออนบวกที่มีวาเลนซ์สูงจะมีความเป็นพิษมากกว่าอิออนบวกที่มีวาเลนซ์ต่ำ ดังแสดงในตารางที่ 2.3

ตารางที่ 2.3 ความเข้มข้นอิออนบวกที่ส่งผลต่อระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจน

ชนิดอิออนบวก	ความเข้มข้น (มก./ล.)		
	กระตุ้น	ยับยั้งปานกลาง	ยับยั้งมาก
Na ⁺	100-200	3,500-5,500	8,000
K ⁺	200-400	2,500-4,500	12,000
Ca ²⁺	100-200	2,500-4,500	8,000
Mg ²⁺	75-150	1,000-1,500	3,000

(ที่มา: McCarty, 1964)

พิษของอิออนบางชนิดสามารถลดความเป็นพิษลงได้เมื่ออยู่ร่วมกับธาตุอื่นๆ แต่ในทางตรงกันข้ามอาจจะมีความเป็นพิษมากขึ้นเมื่ออยู่ร่วมกับอิออนชนิดอื่นได้เช่นเดียวกัน นอกจากนี้โลหะหนักยังมีผลต่อการย่อยสลายสารอินทรีย์แบบไร้ออกซิเจน โดย Cu²⁺ มีผลต่อระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจนมากที่สุด ซึ่งความเป็นพิษของโลหะหนักสามารถลดลงได้ถ้าน้ำเสียมีปริมาณของซัลไฟด์พอเหมาะ เนื่องจากซัลไฟด์สามารถรวมตัวกับโลหะหนักได้เกลือของโลหะหนักที่ไม่ละลายน้ำ อย่างไรก็ตามโลหะหนักบางชนิดยังมีความจำเป็นสำหรับจุลินทรีย์ แม้จะมีความต้องการในปริมาณเพียงเล็กน้อย

พิษของกรดอินทรีย์ระเหย

ในกรณีที่ระบบมีกรดอินทรีย์ระเหยมากเกินไป เช่น ในสภาวะที่มีสารอินทรีย์เข้าสู่ระบบมาก จุลินทรีย์กลุ่มสร้างกรดจะสร้างกรดอินทรีย์ระเหยออกมามาก ถ้าระบบมีกำลังของบัพเฟอร์ไม่เพียงพอ จะทำให้ค่าพีเอชของระบบลดลง ซึ่งจะส่งผลเสียต่อการทำงานของจุลินทรีย์กลุ่มสร้างมีเทน

พิษของแอมโมเนีย

แอมโมเนียที่เกิดขึ้นในระบบบำบัดน้ำเสียมาจากการย่อยสลายโปรตีน โดยไนโตรเจนที่ปล่อยออกมาจะอยู่ในรูปของแอมโมเนียมไอออน (NH₄⁺) และแอมโมเนีย (NH₃) ดังสมการที่ 2.9



ปริมาณของแอมโมเนียมไอออนที่มีอยู่ในระบบจะขึ้นอยู่กับค่าพีเอช คือ ที่พีเอชประมาณ 7 จะมีแอมโมเนียประมาณ 1% ของแอมโมเนียทั้งหมด และจะมีแอมโมเนียมไอออนประมาณ 99% แต่ในกรณีที่ระบบมีพีเอชสูงขึ้น ปริมาณของแอมโมเนียจะมากกว่าแอมโมเนียมไอออน ซึ่งแอมโมเนียจะมีความเป็นพิษมากกว่าแอมโมเนียมไอออน ถ้าในระบบมีความเข้มข้นของแอมโมเนียมากกว่า 150 มก./ล. จะเป็นพิษต่อจุลินทรีย์ ในขณะที่จุลินทรีย์สามารถทนความเข้มข้นของแอมโมเนียมไอออนได้สูงถึง 3,000 มก./ล. ดังนั้นการรักษาค่าพีเอชให้มีค่าประมาณ 7 หรือต่ำกว่า จะทำให้แอมโมเนียทั้งหมดอยู่ในรูปของแอมโมเนียมไอออนซึ่งมีความเป็นพิษต่อจุลินทรีย์น้อยกว่า

ผลของก๊าซไฮโดรเจน

ขั้นตอนต่างๆ ของกระบวนการย่อยสลายแบบไร้ออกซิเจน จะมีการผลิตไฮโดรเจนตลอดเวลา ซึ่งเกิดจากปฏิกิริยาการปลดปล่อย H^+ ของ NADH ดังสมการที่ 2.10



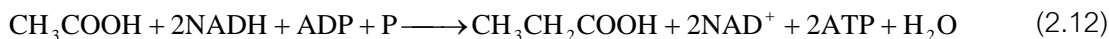
ซึ่งผลจากปฏิกิริยาดังกล่าวนี้ ทำให้เกิด NAD^+ เป็นตัวรับอิเล็กตรอนในปฏิกิริยารีดอกซ์ ดังสมการที่ 2.11



หากกระบวนการย่อยสลายแบบไร้ออกซิเจนสามารถทำงานได้อย่างมีประสิทธิภาพ ทำให้ Hydrogen Utilizing methanogens ใช้ไฮโดรเจนในการผลิตมีเทน จึงไม่เกิดการสะสมตัวของไฮโดรเจน ความดันพาร์เชียลของไฮโดรเจนจึงมีค่าต่ำตลอดเวลา แต่ถ้าการทำลายไฮโดรเจนไม่เกิดขึ้นหรือไม่มีประสิทธิภาพจะเกิดการสะสมตัวของไฮโดรเจนจนถึงจุดอิ่มตัว ทำให้ความดันพาร์เชียลของไฮโดรเจนมีค่าสูง ส่งผลต่อกระบวนการย่อยสลายแบบไร้ออกซิเจนในขั้นตอนการสร้างกรดอินทรีย์ระเหยและขั้นตอนการสร้างกรดอะซิติก ดังนี้

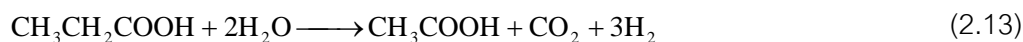
ผลกระทบต่อการสร้างกรดอินทรีย์ระเหย

จุลินทรีย์ที่ไม่สร้างมีเทนจะปลดปล่อย H^+ จาก NADH โดยการเปลี่ยนกรดไพรูวิกไปเป็นกรดไพรูโพนิกภายใต้สภาวะที่ความดันพาร์เชียลของไฮโดรเจนที่มีระดับสูงกว่า 2×10^{-3} บรรยากาศ ดังสมการที่ 2.12

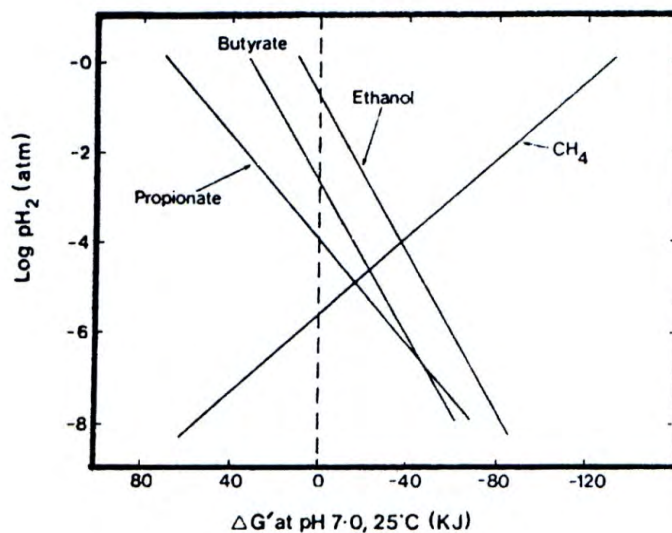


ผลกระทบต่อการสร้างกรดอะซิติก

ในขั้นตอนการสร้างกรด (Acetogenesis) เป็นขั้นตอนที่มีการเปลี่ยนแปลงกรดอินทรีย์ระเหยที่มีจำนวนคาร์บอนอะตอมมากกว่า 2 อะตอม ให้เป็นกรดอะซิติกโดย Acetogenic bacteria หลังจากนั้นจึงจะใช้กรดอะซิติกในการเปลี่ยนกรดไพรูโพนิกไปเป็นกรดอะซิติกแสดงได้ดังสมการที่ 2.13



จะพบว่าในปฏิกิริยาดังกล่าวจะมีไฮโดรเจนเกิดขึ้นหากไม่มีการกำจัดไฮโดรเจน จะไม่สามารถเกิดปฏิกิริยาเปลี่ยนกรดไพรูโพนิกไปเป็นกรดอะซิติกได้ ซึ่งการที่ความดันพาร์เชียลของไฮโดรเจนมีค่าเปลี่ยนแปลงไป จะทำให้ค่าพลังงานอิสระเปลี่ยนแปลงตามไปด้วย ดังแสดงในภาพที่ 2.3



ภาพที่ 2.3 การเปลี่ยนค่าพลังงานอิสระเมื่อความดันพาร์เชียลของไฮโดรเจน (Hydrogen partial pressure) มีค่าเปลี่ยนแปลง

(ที่มา: McInerney และคณะ, 1980)

เมื่อค่าความดันพาร์เชียลของไฮโดรเจนสูงกว่า 9×10^{-5} บรรยากาศจะทำให้กรดโพไฟโอไนกสะสมอยู่ในระบบส่งผลให้ค่าพีเอชของระบบมีค่าต่ำลงจนอยู่ในสภาวะที่ไม่เหมาะสมสำหรับการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ในระบบ และยังพบว่ากรดโพไฟโอไนกเป็นพิษต่อจุลินทรีย์ไร้ออกซิเจน เมื่อมีความเข้มข้นมากกว่า 1,000 มก./ล.

ผลของซัลเฟต

หากน้ำเสียที่มีปริมาณของซัลเฟตมากจะพบการเจริญของจุลินทรีย์ที่สามารถเปลี่ยนซัลเฟตให้เป็นซัลไฟด์ซึ่งได้แก่ กลุ่มจุลินทรีย์รีดิวซ์ซัลเฟต (Sulfate-Reducing Bacteria ; SRB) เช่น *Desulfovibrio sp.* *Desulfotomaculum sp.* ซึ่งสามารถใช้ซัลเฟต (SO_4^{2-}) เป็นตัวรับอิเล็กตรอนตัวสุดท้ายได้ดังสมการที่ 2.14



จุลินทรีย์กลุ่มรีดิวซ์ซัลเฟตจะแย่งอาหารกับจุลินทรีย์กลุ่มสร้างมีเทนโดยสามารถใช้อะซิเตทและไฮโดรเจนเป็นสารอาหารได้ดีกว่าจุลินทรีย์กลุ่มสร้างมีเทน ทำให้ก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นในระบบมีมีเทนลดลง นอกจากนี้การเกิดไฮโดรเจนซัลไฟด์ปริมาณมากอาจเป็นพิษกับจุลินทรีย์ในระบบได้ แต่ถ้าพิจารณาในแง่ของการใช้ไฮโดรเจนเป็นสารอาหาร จุลินทรีย์กลุ่มรีดิวซ์ซัลเฟต จะทำงานสัมพันธ์กับจุลินทรีย์ที่ผลิตไฮโดรเจน ซึ่งจะช่วยให้ความดันพาร์เชียลของก๊าซไฮโดรเจนมีค่าต่ำเสมอ ส่งผลทำให้การสะสมตัวของก๊าซไฮโดรเจนลดลง ดังนั้นจุลินทรีย์กลุ่มรีดิวซ์ซัลเฟตจึงมีบทบาทต่อการสร้างกรดอินทรีย์ระเหยและมีผลกระทบต่อการสร้างกรดอะซิติกจากกรดโพไฟโอไนกด้วย

สารอาหารเสริม

การบำบัดด้วยกระบวนการไร้ออกซิเจนมีข้อดีคือมีปริมาณของเซลล์จุลินทรีย์ที่สร้างขึ้นมาน้อยกว่ากระบวนการแบบใช้ออกซิเจน ดังนั้นจึงต้องการปริมาณสารอาหารเสริมเช่น ไนโตรเจนและฟอสฟอรัสที่ต่ำกว่า โดยปริมาณของไนโตรเจนและฟอสฟอรัสที่จุลินทรีย์ในกระบวนการไร้ออกซิเจนต้องการอย่างน้อยควรมีสัดส่วน $\text{BOD:N:P} = 100:1.1:0.2$ แม้ว่าจุลินทรีย์เหล่านี้จะต้องการปริมาณของธาตุอาหารบางอย่างน้อย แต่ก็ขาดไม่ได้ มิฉะนั้นระบบจะไม่สามารถดำเนินได้อย่างมีประสิทธิภาพ ธาตุดังกล่าวได้แก่ เหล็ก โคบอลท์ นิเกิล และซัลเฟอร์(ในรูปซัลไฟด์) แต่อย่างไรก็ดีการเติมธาตุอาหารดังกล่าวแก่จุลินทรีย์ทำให้เกิดปัญหา ซึ่งมีสาเหตุมาจากซัลไฟด์สามารถทำให้โลหะต่างๆ แตกผลึกแยกออกจากน้ำได้ เช่น เหล็กรวมกับซัลไฟด์เป็นผลึกที่

ไม่ละลายน้ำทำให้จุลินทรีย์ไม่สามารถนำไปใช้ได้ ปัจจุบันอาจเลี่ยงประเด็นดังกล่าวโดยใช้การเติม Yeast Extract หรือ Molorganite ให้แก่ระบบโดยตรง

การรักษาปริมาณจุลินทรีย์ในระบบ

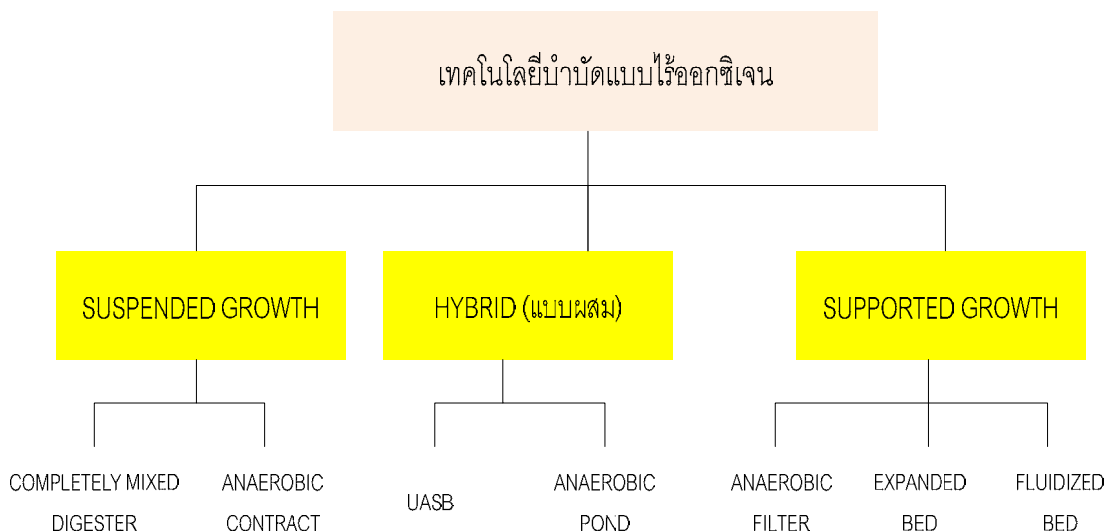
การรักษาปริมาณจุลินทรีย์ในระบบมีความสำคัญมาก เพราะถ้าจุลินทรีย์หลุดออกจากระบบมากเกินไปจะทำให้การย่อยสลายสารอินทรีย์ลดลง ส่งผลให้ประสิทธิภาพของระบบลดลงด้วย ซึ่งการรักษาปริมาณจุลินทรีย์ในระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบด คือการใช้วัสดุตัวกลางสำหรับเป็นที่ยึดเกาะของจุลินทรีย์ และการควบคุมการขยายตัวของชั้นเบดให้มีความเหมาะสม ระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดมีข้อได้เปรียบมากกว่าระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจนชนิดอื่นๆ เนื่องจากมีการใช้วัสดุตัวกลางที่มีขนาดเล็ก ทำให้มีพื้นที่ผิวสำหรับให้จุลินทรีย์ยึดเกาะจำนวนมากขึ้น ดังนั้นจึงทำให้มีปริมาณจุลินทรีย์ในระบบมากขึ้น ซึ่งส่งผลให้ระบบบำบัดแบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดมีประสิทธิภาพสูงตามไปด้วย

อัตราการสะสมสารอินทรีย์ (Organic Loading Rate)

อัตราการสะสมสารอินทรีย์เป็นปัจจัยที่สำคัญอย่างหนึ่งที่ส่งผลต่อประสิทธิภาพในการกำจัดอินทรีย์ การตกตะกอนของจุลินทรีย์ และก๊าซที่เกิดขึ้นในระบบ โดยปกติน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบบำบัดควรมีอัตราการสะสมสารอินทรีย์ต่ำกว่าอัตราสูงสุดในการกำจัดสารอินทรีย์ของระบบบำบัด ถ้ามีอัตราการสะสมสารอินทรีย์สูงเกินไป จะทำให้ประสิทธิภาพของระบบลดลง หรืออาจทำให้ระบบล้มเหลวได้

2.2 รูปแบบของระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้ออกซิเจน

กระบวนการบำบัดแบบไร้ออกซิเจนสามารถใช้ในการบำบัดน้ำเสีย หรือสลัดจ์ ขึ้นอยู่กับรูปแบบของถังปฏิกรณ์ ถังปฏิกรณ์ชีวภาพแบบไร้ออกซิเจนมีรูปแบบต่างๆ ดังแสดงในภาพที่ 2.4 โดยมีรายละเอียดดังนี้



ภาพที่ 2.4 รูปแบบของระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจนแบบต่างๆ
(ที่มา: แชน.อี. 68 คอนซัลติ้ง เอ็นจิเนียรส์, 2546)

- จุลินทรีย์แขวนลอยอยู่ในน้ำเสีย (Suspended Growth) เป็นรูปแบบที่มีการกวนให้จุลินทรีย์ผสมกับน้ำเสียภายในถังปฏิกรณ์ และจำเป็นต้องมีถังตกตะกอน เพื่อแยกน้ำที่ผ่านการบำบัดและเชื้อจุลินทรีย์ให้ออกจากกัน โดยมีการหมุนเวียนเชื้อกลับเข้าสู่ถังปฏิกรณ์อีกครั้ง
- จุลินทรีย์อยู่ติดกับตัวกลาง (Supported Growth) เนื่องจากจุลินทรีย์ในระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจนมักจะตกตะกอนได้ไม่ดี ทำให้หลุดออกไปกับน้ำที่ผ่านการบำบัดแล้ว จึงมีการทำให้จุลินทรีย์เกาะติดอยู่กับตัวกลาง และเสมือนว่าตัวกลางนั้นถูกใช้เป็นตัวกรองให้จุลินทรีย์ไม่หลุดไปกับน้ำที่ผ่านการบำบัด
- แบบผสม (Hybrid) เป็นการนำข้อดีมาใช้และตัดปัญหาข้อด้อยจาก 2 รูปแบบข้างต้น

โดยข้อดีและข้อเสียของระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจนรูปแบบต่างๆ สามารถเปรียบเทียบและสรุปได้ดังตารางที่ 2.4

ตารางที่ 2.4 ข้อดีและข้อเสียของระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจนชนิดต่างๆ

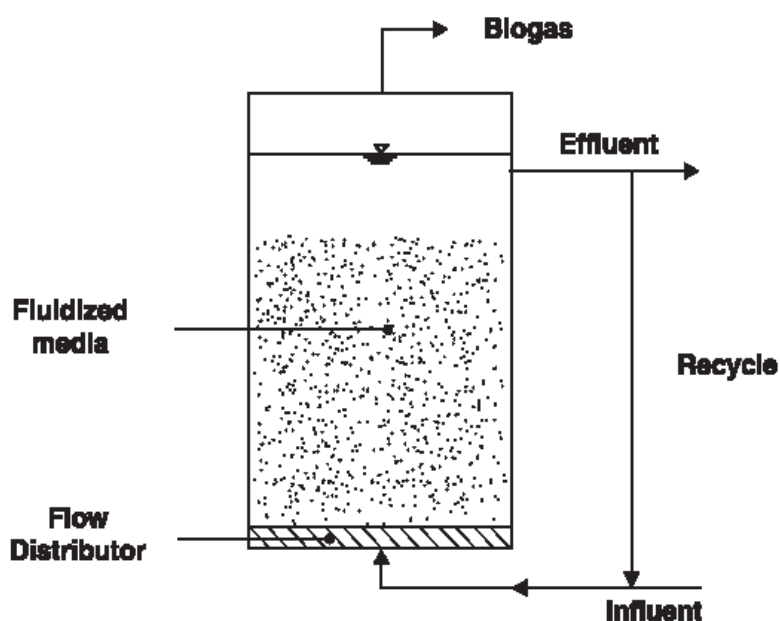
ข้อพิจารณา	จุลินทรีย์ แขวนลอยอยู่ใน น้ำเสีย	แบบผสม	จุลินทรีย์อยู่ติดกับ ตัวกลาง
ความเข้มข้นของจุลินทรีย์	ต่ำ	สูง	สูง
อายุตะกอน (SRT)	ต่ำ	สูง	สูง
การใช้น้ำบำบัดน้ำเสียเมื่อมี อนุภาคของแข็ง	เหมาะสม	กำจัดอนุภาคของแข็ง ได้บ้าง	กำจัดอนุภาคของแข็ง ได้บ้าง
การใช้น้ำบำบัดน้ำเสีย ที่มีความเข้มข้นสูง	เหมาะสม	ไม่เหมาะสม	ไม่เหมาะสม
การใช้น้ำบำบัดน้ำเสีย ที่มีความเข้มข้นต่ำ	ไม่เหมาะสม	เหมาะสม	เหมาะสม
ประสิทธิภาพในการ บำบัดน้ำเสีย	จำกัด	สูง	สูง
ความทนต่อสารพิษและการ เปลี่ยนแปลงสภาวะการทำงาน	มีข้อจำกัดเนื่องจาก อายุตะกอนต่ำ	มีอายุตะกอนสูงจึงมี เสถียรภาพดี	มีอายุตะกอนสูงจึงมี เสถียรภาพดี
สภาพทางจุลศาสตร์ ในถังปฏิกรณ์	ใช้เครื่องกวน	ใช้วิธีหมุนเวียนน้ำ หรือ ใช้ก๊าซชีวภาพเป่า	ใช้วิธีหมุนเวียนน้ำ หรือ ใช้ก๊าซชีวภาพเป่า
การใช้พลังงาน	ต่ำที่สุด	สูงถ้ามีการ หมุนเวียนน้ำ	สูง ถ้าเป็นแบบ Fluidized

(ที่มา: แชน.อี. 68 คอนซัลติง เอ็นจิเนียรส์, 2546)

2.3 ระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบด (Anaerobic fluidized bed)

2.3.1 ความเป็นมาและลักษณะของระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบด

ระบบบำบัดแบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดมีลักษณะคล้ายคลึงกับระบบบำบัดแบบถังกรองไร้ออกซิเจนโดยมีน้ำไหลจากข้างล่างขึ้นข้างบน จัดเป็นระบบฟิล์มตรึง (Fixed Film) แบบไร้ออกซิเจน และมีวัสดุตัวกลางที่มีขนาดเล็กเท่าเม็ดทรายเป็นที่ยึดเกาะของจุลินทรีย์ โดยอัตราการไหลของน้ำเสียจะต้องสูงมากพอที่จะทำให้เกิดการลอยตัวของวัสดุตัวกลาง ซึ่งวัสดุตัวกลางที่นิยมใช้ในการทดลองในห้องปฏิบัติการ ได้แก่ ทราย แอนทราไซต์ และถ่านกัมมันต์ เป็นต้น การใช้วัสดุตัวกลางที่มีขนาดเล็กทำให้ระบบบำบัดมีพื้นที่ผิวจำเพาะ (คิดต่อหน่วยปริมาตร) สูง ซึ่งเท่ากับมีพื้นที่ผิวให้จุลินทรีย์เกาะจำนวนมากในระบบ ส่งผลให้อัตราเร็วในการบำบัดน้ำเสียของระบบสูงตามไปด้วย ถึงปฏิกิริยาที่ใช้ในการเดินระบบจึงมีขนาดเล็กกว่าระบบบำบัดแบบอื่นๆ อย่างไรก็ตาม จากลักษณะการทำงานซึ่งต้องใช้พลังงานสูงในการทำให้วัสดุตัวกลางลอยตัวตลอดเวลา จึงก่อให้เกิดปัญหาในการออกแบบและควบคุมระบบหลายประการ โดยองค์ประกอบของระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบด แสดงได้ดังรูปที่ 2.5



ภาพที่ 2.5 องค์ประกอบของระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบด

(ที่มา ; <http://www.epa.gov/nrmrl/pubs/625r00008/html/html/tfs5.htm>)

ในการเดินระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดนอกจากใช้ทรายเป็นวัสดุตัวกลางแล้ว ยังสามารถใช้ถ่านกัมมันต์เป็นวัสดุตัวกลางได้โดยในการบำบัดน้ำเสียจากโรงงานอุตสาหกรรม และของเสียอันตราย (Hickey และคณะ, 1992) ขนาดของถ่านกัมมันต์ที่ใช้อยู่ในช่วงประมาณ 0.6-0.8 มม. และมีความเร็วของน้ำเสียเข้าระบบ 20-24 ม./ชม. การใช้ถ่านกัมมันต์ในถังปฏิกรณ์ฟลูอิดไดซ์เบดแบบไร้ออกซิเจนมีข้อดีหลายประการ เช่น ช่วยลดปริมาณสารพิษ และช่วยกักเก็บจุลินทรีย์ในระบบทำให้มีความเข้มข้นของมวลชีวภาพมากเนื่องจากมีรูปูนมาก เป็นต้น แต่การใช้ถ่านกัมมันต์ก็มีข้อจำกัดหลายประการ เช่น มีราคาแพง โดยการบำบัดน้ำเสียอุตสาหกรรมบางชนิดและของเสียอันตรายก็ยังคงมีความจำเป็นต้องใช้ถ่านกัมมันต์เป็นวัสดุตัวกลาง

ระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดมีประสิทธิภาพสูงในแง่ของการกำจัดซีโอดี โดยเมื่อมีอัตราการระสารถืออินทรีย์เข้าระบบ 10-20 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน ระบบจะมีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีมากกว่า 90% ซึ่งประสิทธิภาพของระบบจะขึ้นอยู่กับลักษณะของน้ำเสียที่นำมาบำบัด (Metcalf และ Eddy, 2003) ดังแสดงในตารางที่ 2.5 ซึ่งเป็นข้อมูลที่ได้จากการศึกษาในระดับห้องปฏิบัติการ

ตารางที่ 2.5 สมรรถนะของระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดในการบำบัดน้ำเสีย

ชนิดของน้ำเสีย	อุณหภูมิ (°ซ)	อัตราการระสารถืออินทรีย์ (กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน)	เวลากักน้ำ (ชม.)	ประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดี (%COD Removal)
กรดซिटริก	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)

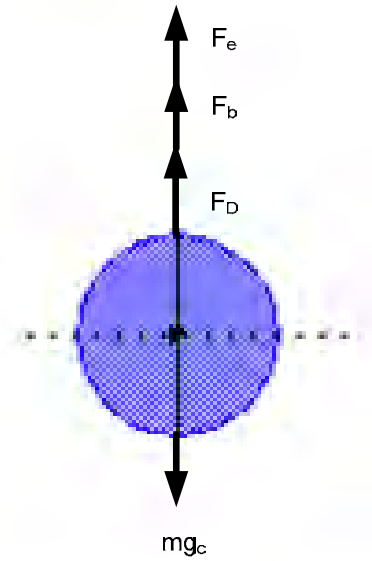
เมื่อของเหลวที่มีความเร็วต่ำไหลผ่านชั้นของอนุภาคของแข็งอนุภาคเหล่านี้จะยังไม่เคลื่อนที่ แต่เมื่อเพิ่มความเร็วของของเหลวอย่างคงที่จนถึงระดับหนึ่งอนุภาคของแข็งจะเริ่มเคลื่อนที่และแขวนลอยอยู่ในของไหล สภาวะนี้เรียกว่า “ฟลูอิดไดซ์เซชัน” ส่วนคำว่า “ฟลูอิดไดซ์เบด” คือคำที่ใช้อธิบายถึงสภาวะที่อนุภาคของแข็งนั้นแขวนลอยอยู่ในของไหลอย่างสม่ำเสมอจนกระทั่งมีลักษณะคล้ายกับเป็นความหนาแน่นของของไหล

2.3.3 องค์ประกอบที่มีผลต่อสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชัน

องค์ประกอบที่มีผลต่อสภาวะฟลูอิดไดซ์ ได้แก่ ความเร็วต่ำสุดในการเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์ (Minimum fluidizing velocity) ความเร็วสุดท้ายของการอยู่ในสภาวะฟลูอิดไดซ์ (Terminal velocity of fluidization) และลักษณะของการกระจายตัวของการไหล ในการเกิดสภาวะนี้ค่าความเร็วจะต้องมากพอ แต่ไม่เกินกว่าค่าความเร็วสุดท้ายของวัสดุตัวกลาง เพื่อไม่ให้วัสดุตัวกลางหลุดออกจากถังปฏิกรณ์ โดยองค์ประกอบที่มีผลต่อสภาวะฟลูอิดไดซ์มีดังนี้

ความเร็วต่ำสุดในการเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์

เมื่อผ่านของไหลเข้าสู่ถังปฏิกรณ์ที่มีวัสดุตัวกลางบรรจุอยู่ และเพิ่มความเร็วของของไหลให้มากขึ้นเรื่อยๆ จะพบว่าที่ระดับความเร็วหนึ่งกลุ่มอนุภาคจะเริ่มขยับตัว ความเร็วนี้เป็นค่าที่สำคัญมาก เนื่องจากถ้าหากต้องการให้อนุภาคอยู่ในสภาวะฟลูอิดไดซ์จะต้องให้ความเร็วของไหลสูงกว่าหรือเท่ากับความเร็วนี้ ความเร็วดังกล่าวเรียกว่าความเร็วต่ำสุดของการเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์ อย่างไรก็ตามถึงแม้ว่าที่ความเร็วนี้อนุภาคจะเริ่มเข้าสู่สภาวะฟลูอิดไดซ์ แต่ถ้าต้องการให้เกิดสภาวะที่มีการเคลื่อนที่อย่างสม่ำเสมอจะต้องใช้ความเร็วสุดท้ายที่ทำให้ชั้นเบดสูง 1.5 เท่าของความสูงชั้นเบดที่ความเร็วต่ำสุดของการเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชัน(เสกฐา ศาสสนันท์, 2538) โดยการคำนวณหาความเร็วต่ำสุดของการเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชันสามารถทำได้โดยใช้สมมติฐานที่ว่าในขณะที่ตัวกลางเริ่มลอยตัวเป็นอิสระอยู่นั้น ตัวกลางจะอยู่ในสภาวะสมดุลของแรงสองแรงที่กระทำบนวัสดุตัวกลาง คือแรงที่เกิดจากน้ำหนักของวัสดุตัวกลางเองกับแรงพยุงจากของไหล หรือเกิดจากแรงเสียดทานกับแรงต้านของของไหลนั่นเอง ดังแสดงในภาพที่ 2.6



ภาพที่ 2.6 แรงที่กระทำต่อวัตถุในของไหลในสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชัน

เมื่อวัตถุเคลื่อนที่ผ่านของไหล ทำให้เกิดแรงที่กระทำต่อวัตถุ ดังแสดงในสมการที่ 2.15

$$\frac{m}{g_c} \frac{du}{dt} = F_e - F_b - F_D \quad (2.15)$$

โดยที่

- M = มวลของวัตถุที่เคลื่อนที่ผ่านของไหล
- g_c = Newton's-law proportionality factor (32.174 ฟุต-ปอนด์/ปอนด์-วินาที²)
- F_e = แรงกระทำจากภายนอก (นิวตัน)
- F_b = Buoyant force หรือ แรงพยุง (นิวตัน)
- F_D = Drag force (นิวตัน)

สามารถคำนวณหาค่า F_e , F_b และ F_D ได้จากสมการที่ 2.16 - 2.18 ดังนี้

$$F_e = \frac{m a_g}{g_c} \quad (2.16)$$

$$F_b = \frac{\rho_p a_g}{\rho_f g_c} \quad (2.17)$$

$$F_D = \frac{C_D \rho_f u^2 A_p}{2 g_c} \quad (2.18)$$

โดยที่		
a_e	=	ความเร่งของอนุภาคเนื่องจากแรงจากภายนอก (เมตร/วินาที ²)
ρ	=	ความหนาแน่นของของไหล (กรัม/ลบ.ซม.)
ρ_p	=	ความหนาแน่นของอนุภาค (กรัม/ลบ.ซม.)
C_D	=	สัมประสิทธิ์แรงต้าน (Drag coefficient)
u_0	=	ความเร็วของของไหล (เมตร/วินาที)
A_p	=	พื้นที่ของอนุภาค (ตารางเมตร)

สำหรับปริมาณช่องว่างในชั้นตัวกลางต่ำสุด ขณะที่ตัวกลางเริ่มขยับนั้นจะมีค่ามากกว่าปริมาณช่องว่างที่อยู่ในชั้นตัวกลางนิ่งเล็กน้อย โดยในขณะที่ยังอยู่ในลักษณะของค่าต่ำสุดของการเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชัน สมการของความดันดัดยังสามารถเอามาประยุกต์ได้เมื่อแทนค่าสมการความดันดัดในสมการของ ERGUN (McCabe และคณะ, 1993) จะได้สมการที่

2.19

$$\frac{150\mu\bar{V}_{0M}}{\phi_s^2 D_p^2} \frac{(1-\varepsilon_M)}{\varepsilon_M^3} + \frac{1.75\rho\bar{V}_{0M}^2}{\phi_s D_p} \frac{1}{\varepsilon_M^3} = g(\rho_p - \rho) \quad (2.19)$$

โดยที่		
\bar{V}_{0M}	=	ความเร็วต่ำสุดในการเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชัน (ซม./วินาที)
D_p	=	ขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางของอนุภาคตัวกลาง (ซม.)
ϕ_s	=	สภาพความกลม (Sphericity)
ρ	=	ความหนาแน่นของของไหล(กรัม/ลบ.ซม.)
ρ_p	=	ความหนาแน่นของอนุภาค (กรัม/ลบ.ซม.)
ε_M	=	ความพรุนต่ำสุดของสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชัน
g	=	ความเร่งเนื่องจากแรงโน้มถ่วงของโลก (ซม./วินาที ²)
μ	=	ความหนืดของของไหล (ตร.ซม./วินาที ที่อุณหภูมิ 30 °ซ)

ความเร็วสุดท้ายในการเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชัน

ค่าความเร็วสุดท้ายในการเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชันเป็นความเร็วที่ทำให้เกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชัน แต่ความเร็วนี้ต้องไม่ทำให้อนุภาคของตัวกลางหลุดออกจากถังปฏิกิริยา โดยค่าความเร็วสุดท้ายในการเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชันจะส่งผลต่อค่าความพรุนต่ำสุดของสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชัน (minimum porosity for fluidization) และมีความสัมพันธ์กันดังสมการที่ 2.20 และ สมการที่ 2.21

$$L = L_M \frac{1 - \varepsilon_M}{1 - \varepsilon} \quad (2.20)$$

$$\left(\frac{\varepsilon}{\varepsilon_M} \right)^m = \frac{\bar{V}_0}{\bar{V}_{0M}} \quad (2.21)$$

โดยที่

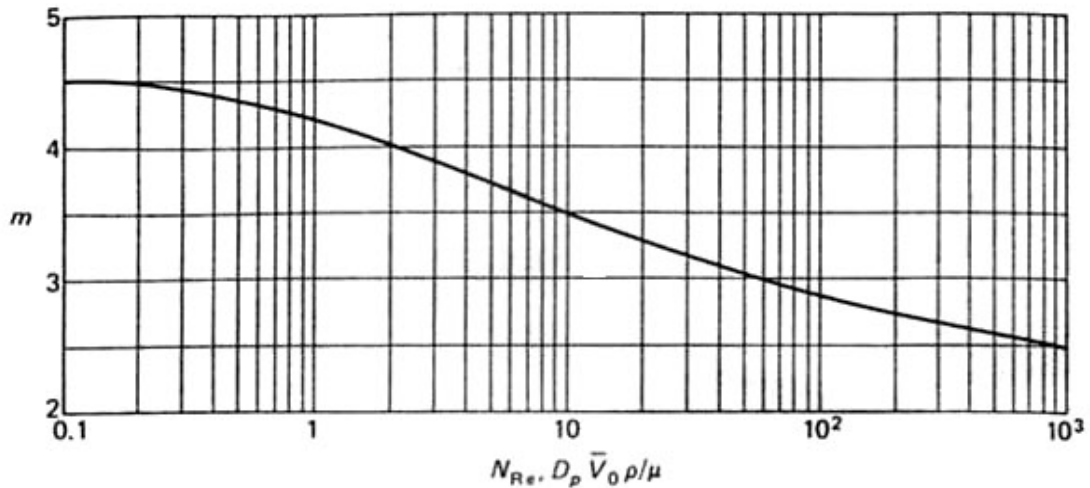
- L_M = ความสูงของชั้นเบดเมื่อเริ่มมีการฟลูอิดไดซ์เซชัน (ซม.)
- L = ความสูงของชั้นเบดที่ความเร็วสุดท้าย (ซม.)
- \bar{V}_0 = ความเร็วสุดท้าย (ซม./วินาที)
- m = ค่าคงที่ที่ประมาณจากค่า Reynold's number
- ε = ความพรุนของสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชันที่ความเร็วสุดท้าย

$$N_{Re,p} = \frac{D_p \bar{V}_{0M} \rho_p}{\mu} \quad (2.22)$$

โดยที่

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

ค่า m จะหาได้จากการคำนวณหาค่า Reynold's numbers จาก Stoke's law ดังสมการที่ 2.22 แล้วนำค่า Reynolds numbers มาใช้ในการหาค่า m จากภาพที่ 2.7 โดยการแทนค่า m ในสมการที่ 2.21 เพื่อหาค่าความเร็วสุดท้าย เมื่อกำหนดให้ชั้นเบดมีการขยายตัว 1.5 เท่าของชั้นเบดที่ความเร็วต่ำสุดของการเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์



ภาพที่ 2.7 กราฟความสัมพันธ์ระหว่างเลขเรย์โนลด์กับค่า m ที่ใช้ในการคำนวณค่า
ความเร็วสุดท้าย (ที่มา: McCabe และคณะ, 1993)

ตัวกระจายการไหล (Distributor)

ลักษณะของการไหลที่อยู่ในสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชันจะสม่ำเสมอหรือไม่ขึ้นอยู่กับตัวกระจายของไหล ซึ่งตัวกระจายของไหลมีไว้เพื่อไม่ให้อนุภาคหลุดลงมาข้างล่างของถังปฏิกรณ์ และสามารถให้ของไหลไหลผ่านตัวกระจายของไหลออกได้เต็มผิวหน้าตัด โดยที่ความเร็วของของไหลที่เหนือตัวกระจายของไหลควรจะเท่ากันทุกจุด (เสกฐา ศาสนนันท์, 2538) นอกจากนี้ การติดตั้งถังปฏิกรณ์ควรตั้งให้ตรงเพื่อให้เกิดการหมุนเวียนอย่างสม่ำเสมอ และเท่ากันทุกจุดของของไหลภายในถังปฏิกรณ์

2.3.4 ข้อดีและข้อเสียของระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบด

ระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดมีข้อดีและข้อเสีย ดังนี้

ข้อดีของระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบด

- (1) วัสดุตัวกลางมีพื้นที่ผิวมากทำให้มีความเข้มข้นของมวลชีวภาพสูง
- (2) สามารถควบคุมความหนาของมวลชีวภาพบนตัวกลางให้เหมาะสมได้โดยการควบคุมการขยายตัวของชั้นเบดในถังปฏิกรณ์
- (3) สามารถรับน้ำเสียที่มีอัตราภาระสารอินทรีย์สูงได้เนื่องจากระบบมีการผสมและเจือจางน้ำเสียโดยการหมุนเวียนน้ำ
- (4) มีประสิทธิภาพสูงในการบำบัดน้ำเสียที่มีสารอินทรีย์ละลาย

ข้อเสียของระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบด

- (1) สิ้นเปลืองพลังงานในการเดินระบบเนื่องจากต้องใช้เครื่องสูบน้ำในการทำให้วัสดุตัวกลางอยู่ในสภาวะฟลูอิดไดซ์
- (2) ระบบจะมีประสิทธิภาพต่ำเมื่อของแข็งอยู่ในน้ำเสียที่เข้าระบบมีปริมาณสูง
- (3) ใช้ระยะเวลาในการเริ่มเดินระบบนาน

2.4 การระบุชนิดและวิเคราะห์ปริมาณจุลินทรีย์ในระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจน

ในปัจจุบันได้มีการนำกระบวนการแบบไม่ใช้ออกซิเจนมาใช้ประโยชน์ในการกำจัดสารอินทรีย์ปริมาณสูงในน้ำเสีย ซึ่งนอกจากจะได้ประโยชน์ในการบำบัดน้ำเสียโดยตรงแล้ว ระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจนยังให้ก๊าซชีวภาพที่สามารถนำมาใช้เป็นแหล่งพลังงานทดแทนอีกด้วย โดยประสิทธิภาพของระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจนขึ้นอยู่กับปัจจัยหลายประการ เช่น องค์ประกอบทางกายภาพของระบบบำบัดน้ำเสีย ลักษณะสมบัติและองค์ประกอบของน้ำเสีย ซึ่งปัจจัยดังกล่าวจะส่งผลกระทบต่อจุลินทรีย์ในระบบ ดังนั้นปัจจัยหลักที่ควบคุมประสิทธิภาพการทำงานของระบบบำบัดน้ำเสียคือ จุลินทรีย์ที่อยู่ภายในระบบนั่นเอง จากการศึกษาพบว่าจุลินทรีย์ในระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้ออกซิเจนนั้นสามารถแบ่งออกได้เป็นสองกลุ่มหลัก ได้แก่ กลุ่มจุลินทรีย์ที่ไม่สร้างมีเทน (Non-methanogen) และกลุ่มจุลินทรีย์สร้างมีเทน (Methanogen) สำหรับข้อมูลของจุลินทรีย์ของทั้งสองกลุ่มนี้มีอยู่ค่อนข้างจำกัด โดยวิธีการที่ใช้ตรวจสอบชนิดของจุลินทรีย์ที่ใช้กันอยู่ทั่วไปจะใช้ Culture based methods เช่น Direct plate count หรือ Most Probable Number (MPN) แต่เนื่องจากวิธีการเหล่านี้ต้องอาศัยการเพาะเลี้ยงเชื้อจุลินทรีย์บนอาหารเลี้ยงเชื้อ ซึ่งเทคนิคดังกล่าวมีข้อจำกัด จึงทำให้จุลินทรีย์บางกลุ่มไม่สามารถทำการเพาะเลี้ยงได้ ทำให้ไม่เคยมีการตรวจพบและไม่เคยมีการศึกษา นอกจากนี้ยังต้องใช้เวลาาน ดังนั้นจึงได้มีการนำเทคนิค Fluorescent In Situ Hybridization (FISH) มาใช้ในการตรวจเพื่อระบุชนิดของจุลินทรีย์ และใช้เทคนิค Lipid phosphate concentration เพื่อระบุปริมาณจุลินทรีย์ในทางอ้อม ซึ่งวิธีการเหล่านี้ให้ความถูกต้องแม่นยำและให้ผลที่รวดเร็วกว่าด้วย

2.4.1 Fluorescent In Situ Hybridization (FISH)

วิธีการวิเคราะห์แบบ In situ hybridization เป็นเทคนิคที่ถูกใช้เพื่อตรวจหากรดนิวคลีอิกในดีเอ็นเอหรืออาร์เอ็นเอภายในเซลล์ที่ละลายอยู่ในสารละลายบัฟเฟอร์ (Cell suspension) หรือเป็นชิ้นเนื้อ (Tissue) ซึ่งเซลล์เหล่านี้ยังคงรูปร่างที่สมบูรณ์เหมือนเดิมอยู่ โดยเทคนิคนี้ประกอบด้วย 3 ขั้นตอน ดังนี้

1. การเตรียมผนังเซลล์ให้มีความเหมาะสมเพื่อให้สายนิวคลีโอไทด์ขนาดประมาณ 50-100 นิวคลีโอไทด์ หรือที่เรียกว่าโพรบ (Probe) เข้าไปจับได้ ซึ่งในขั้นตอนนี้จะเป็นการใช้ เอนไซม์ย่อยโปรตีน (Proteolytic enzyme) เข้าไปช่วยย่อยผนังเซลล์
2. การทำลายสภาพของโพรบ (Denature) และชักนำให้โพรบเข้าไปจับกับกรดนิวคลีอิก เป้าหมายที่มีลำดับนิวคลีโอไทด์คู่สมกับโพรบภายในเซลล์ได้
3. การตรวจตามผลที่ได้โดยสังเกตจากสัญญาณที่เกิดขึ้นจากสายติดฉลากที่เกาะบน โพรบ เทคนิค In situ hybridization จะทำให้เกิดผลการทดลองที่ถูกต้องแม่นยำหรือไม่ขึ้นกับ ปัจจัยหลายประการ ซึ่งปัจจัยอย่างหนึ่งที่สำคัญคือ โพรบ โดยควรเลือกชนิดของโพรบให้เหมาะสม และอาจติดฉลากด้วยสารปลดรังสี เช่น การใช้สารเรืองแสง (Fluorochrome) จึงทำให้เทคนิคนี้ เรียกว่า FISH

การใช้เทคนิคนี้ในการศึกษาจุลินทรีย์จะต้องมีการเลือกใช้โพรบ โดยโพรบที่ใช้นั้นจะต้องมีความจำเพาะเจาะจงกับจุลินทรีย์ที่สนใจทำการศึกษาระดับไปจนถึงสปีชีส์ เมื่อโพรบ เข้าจับกับจุลินทรีย์เป้าหมายก็สามารถตรวจสอบได้จากการเรืองแสง ดังนั้นการศึกษานิวเคลียสของจุลินทรีย์โดยใช้เทคนิคชีวโมเลกุลวิธีนี้จะทำให้สามารถทราบถึงชนิดและจำนวนของจุลินทรีย์ที่อาศัยอยู่อย่างแท้จริงในระบบที่ต้องการศึกษา โดยเทคนิค FISH เป็นที่ยอมรับและนำมาใช้ในการศึกษาจุลินทรีย์ในสภาพแวดล้อมต่างๆ เช่น ตะกอนดิน แหล่งน้ำธรรมชาติ และระบบบำบัดน้ำเสีย เป็นต้น (Amann และคณะ, 2001)

2.4.2 Lipid phosphate concentration

ฟอสโฟไลปิด (Phospholipids) เป็นองค์ประกอบของผนังเซลล์ ประกอบด้วยกรดไขมัน กลุ่มของฟอสเฟต แอลกอฮอล์ และส่วนที่เป็นแกนกลาง (backbone) เช่น ฟอสโฟไลปิดที่มี กลีเซอรอลเป็นแกนกลางเรียกว่า กลีเซอโรฟอสโฟไลปิด (glycerophospholipid) เป็นต้น การหาปริมาณของจุลินทรีย์ด้วยวิธีการสกัดและสังเคราะห์ปริมาณของฟอสโฟไลปิดเป็นวิธีที่สามารถใช้กับตัวอย่างที่มีปริมาณน้อยได้ และเหมาะสมกับการวิเคราะห์ปริมาณจุลินทรีย์บน ตัวกลางที่ไม่สามารถใช้วิธีการอื่นๆ ได้ โดยปริมาณเซลล์ที่ได้เป็นเซลล์ที่มีชีวิต ซึ่งในปัจจุบันได้มีการนำมาประยุกต์ใช้ในการหาปริมาณจุลินทรีย์ทางอ้อมในระบบบำบัดน้ำเสียทั้งแบบใช้ออกซิเจน และไม่ใช้ออกซิเจน

2.5 งานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

2.5.1 การใช้ระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดในการบำบัดน้ำเสีย

Converti และคณะ (1990) ศึกษาการใช้ระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดในการบำบัดน้ำเสียจากกระบวนการผลิตไวน์ พบว่าระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดเป็นระบบบำบัดที่มีประสิทธิภาพสูงในการบำบัดน้ำเสียที่มีความเข้มข้นซีโอดีสูง โดยมีอัตราการกำจัดซีโอดี 91% และ 62% เมื่อมีอัตราการสารอินทรีย์เข้าระบบ 6.2 และ 48.2 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน ตามลำดับ ซึ่งระบบบำบัดจะมีประสิทธิภาพที่ดีเมื่อควบคุมพีเอชของระบบให้มีค่าอยู่ระหว่างในช่วงที่เป็นกลาง คือ 6.5-7.5

Balaguer และคณะ (1992) ศึกษาการบำบัดน้ำเสียของระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดที่ใช้ sepiolite เป็นวัสดุตัวกลาง เพื่อบำบัดน้ำเสียจากกระบวนการผลิตเหล้าองุ่น โดยป้อนน้ำเสียที่มีอัตราการสารอินทรีย์ 9-36 กก.ซีโอดี/ ลบ.ม.-วัน มีระยะเวลาที่น้ำ 0.5-2 วัน ระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดี 70.5-88.6% โดยในระยะเริ่มเดินระบบ จะป้อนน้ำเสียที่มีอัตราการสารอินทรีย์ 0.47-5.16 กก.ซีโอดี/ ลบ.ม.-วัน ซึ่งใช้เวลาในระยะเริ่มเดินระบบประมาณ 2 เดือน

Borja และ Banks (1995) ศึกษาการใช้ระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดในการบำบัดน้ำเสียจากกระบวนการผลิตไอศกรีมที่มีความเข้มข้นซีโอดี 5.2 ก./ล. โดยในการทดลองนี้ควบคุมอุณหภูมิของระบบที่ 35 °ซ ซึ่งระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดี 94.4% เมื่อมีอัตราการสารอินทรีย์ 15.6 กก.ซีโอดี/ ลบ.ม.-วัน และมีระยะเวลาที่น้ำ 8 ชม.

Borja และคณะ (2001) ศึกษาการบำบัดน้ำเสียจากกระบวนการผลิตโปรตีนจากเมล็ดทานตะวัน โดยใช้ระบบบำบัดแบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบด และใช้ saponite เป็นวัสดุตัวกลาง พบว่า เมื่อป้อนน้ำเสียที่มีความเข้มข้นซีโอดีเฉลี่ย 10.6 ก./ล. เข้าสู่ระบบที่ระยะเวลาที่น้ำระหว่าง 1.1 - 20 วัน ระบบจะมีอัตราการสารอินทรีย์ระหว่าง 9.30 - 0.6 กก.ซีโอดี/ล.-วัน ประสิทธิภาพในการลดซีโอดีเท่ากับ 80.0 - 98.3% และ โดยที่อัตราการสารอินทรีย์ 9.3 กก./ล.-วัน ค่าสัมประสิทธิ์ของการผลิตก๊าซมีเทนมีค่า 0.33 ล.มีเทน/กก.ซีโอดี และพบว่าค่าความเป็นด่างทั้งหมด อยู่ระหว่าง 2000-2400 มก./ลิตร ของแคลเซียมคาร์บอเนต เพื่อควบคุมไม่ให้ค่าพีเอชต่ำกว่า 7 และเมื่อเพิ่มค่าอัตราการสารอินทรีย์เป็น 12.1 กก.ซีโอดี/ล.-วัน ที่ระยะเวลาที่น้ำ 0.87 วัน พบว่าระดับของกรดไขมันระเหยได้และอัตราส่วนของกรดไขมันระเหยต่อสภาพความเป็นด่างมีค่าต่ำกว่าค่าที่ทำให้ระบบล้มเหลว(0.3-0.4) ซึ่งระบบบำบัดจะอยู่ในสภาวะสร้างกรด

Liang และคณะ (2007) ศึกษาการผลิตก๊าซไฮโดรเจนจากระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดโดยใช้ถ่านกัมมันต์เป็นวัสดุตัวกลาง โดยบ่อน้ำเสียที่มีความเข้มข้น 10 ก./ล. ที่ระยะเวลาพักเก็บน้ำเสีย 0.5-4 ชม. หรือบ่อน้ำเสียที่มีความเข้มข้น 10-30 ก./ล. ที่ระยะเวลาพักเก็บน้ำเสีย 1 ชม. มีสัดส่วนก๊าซไฮโดรเจนที่เกิดขึ้น 57-61% และอัตราการเกิดก๊าซไฮโดรเจนที่ยอมรับได้เท่ากับ 0.94 โมล-ไฮโดรเจน/โมล-กลูโคส

Sowmeyan และ Swaminathan (2008) ศึกษาการใช้ระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดแบบน้ำเสียไหลลงโดยใช้ perlite เป็นวัสดุตัวกลางเพื่อบำบัดน้ำเสียความเข้มข้นสูงที่มีซีไอดีประมาณ 12.2 ก.-ซีไอดี/ล. โดยการทดลองที่อัตราภาระสารอินทรีย์ 6.11- 35.09 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน ที่ความเข้มข้นซีไอดีคงที่ และแปรผันระยะเวลาพักเก็บน้ำเสีย 2 – 0.19 วัน ผลการทดลองพบว่าที่ระยะเวลาพักเก็บน้ำเสีย 0.19 วันระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดซีไอดีประมาณ 84%

Furukawa และ คณะ (2008) ศึกษาการใช้ระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดที่ใช้เม็ดเจลทำจากโพลีไวนิลแอลกอฮอล์เป็นวัสดุตัวกลาง บำบัดน้ำเสียสังเคราะห์จากแหล่งข่าวโพล ที่อัตราภาระสารอินทรีย์ 25 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน ระยะเวลาพักเก็บน้ำเสีย 10 ชม. พบว่ามีประสิทธิภาพในการกำจัดซีไอดี 96% และเมื่อลดระยะเวลาพักเก็บน้ำเสียเป็น 6 ชม. ที่อัตราภาระสารอินทรีย์ 27.5 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน ระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดซีไอดี 91%

Haroun และ Idris (2009) ศึกษาการใช้ระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดที่ใช้ถ่านกัมมันต์เป็นวัสดุตัวกลางในการบำบัดน้ำเสียจริงจากอุตสาหกรรมฟอกย้อมที่มีค่าซีไอดีเฉลี่ย 810 มก./ล. โดยทดลองที่ระยะเวลาพักเก็บน้ำเสีย 4 8 และ 12 ชม. ในสภาวะที่มีการเติมธาตุอาหารเพิ่มเติมและแปรผันค่าการเติมกลูโคสเพื่อให้ระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดซีไอดีสูงสุด ผลการทดลองพบว่าที่ระยะเวลาพักเก็บน้ำเสีย 12 ชม. อัตราภาระสารอินทรีย์ 4.4 กก.ซีไอดี/ ลบ.ม.-วัน และมีการเติมกลูโคสจนน้ำเสียมีค่าซีไอดี 2,200 มก./ล. ระบบมีประสิทธิภาพสูงสุดคือมีประสิทธิภาพในการกำจัดซีไอดี กำจัดบีไอดี และกำจัดสีเท่ากับ 98 95 และ 65% ตามลำดับ

2.5.2 วัสดุตัวกลางที่ใช้ในระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบด

Kida และคณะ (1990) ทำการศึกษาเกี่ยวกับวัสดุตัวกลางซึ่งเป็นปัจจัยมีความสำคัญมากที่สุดต่อกระบวนการย่อยสลายแบบไร้ออกซิเจนของระบบ AFBR ในงานวิจัยนี้ได้เลือกใช้วัสดุตัวกลาง 8 ชนิด ได้แก่ Cristobalite, Zeolite, Vermiculite, Granular active carbon, Granulated clay, Pottery stone, Volcanic ash และ Slag จากผลการศึกษาพบว่าปัจจัยด้านลักษณะพื้นผิวของวัสดุตัวกลาง(เรียบ-ขรุขระ)จะมีผลต่อประสิทธิภาพการบำบัดของระบบมากกว่าปัจจัยด้านขนาดพื้นที่ผิวของวัสดุ(พื้นที่ผิวมาก-น้อย)โดยวัสดุตัวกลางที่มีผิวขรุขระจะทำ

ให้ระบบบำบัดมีประสิทธิภาพดีกว่าวัสดุตัวกลางที่มีพื้นที่ผิวมากกว่า โดยวัสดุตัวกลางที่ทำให้ระบบบำบัดสามารถรับอัตราการระสาดอินทรีย์ได้ 8 ก./ล.-วัน ได้แก่ Cristobalite ซึ่งมีพื้นที่ผิว (50 ตร.ม./ก.) ซึ่งน้อยกว่า Granular active carbon (1,125 ตร.ม./ก.) แต่มีพื้นที่ผิวที่ขรุขระมากกว่า นอกจากนี้ประจุที่ผิวของวัสดุตัวกลางก็มีความสำคัญเช่นกัน โดยเมื่อเปรียบเทียบระหว่าง Cristobalite ที่ผิวมีประจุบวกกับ Zeolite ที่ผิวมีประจุลบ ที่พีเอช 7 พบว่า จุลินทรีย์สามารถเกาะที่ผิวของ Cristobalite ได้ดีกว่า Zeolite เนื่องจากโดยทั่วไปจุลินทรีย์มีประจุเป็นลบ ดังนั้นวัสดุตัวกลางที่เหมาะสมสำหรับการยึดเกาะของจุลินทรีย์ใน AFBR ควรมีพื้นที่ผิวที่ขรุขระและมีประจุบวก

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

2.5.3 การใช้เศษยางรถยนต์ที่ใช้แล้วเป็นวัสดุตัวกลางในระบบบำบัดน้ำเสีย

จากปัญหาในการกำจัดยางรถยนต์เก่าและการนำกลับมาใช้ใหม่ยังคงเป็นส่วนที่น้อยมากเมื่อเทียบกับปริมาณยางรถยนต์ที่ถูกทิ้งในแต่ละปี จึงได้มีการนำเอายางรถยนต์เก่านั้นกลับมาใช้ในงานที่เกี่ยวข้องกับการบำบัดน้ำเสีย (Azizian และคณะ, 2003) นอกจากนี้ยังมีงานวิจัยที่นำเอายางรถยนต์เก่านั้นมาใช้ในการบำบัดน้ำเสีย ซึ่งงานวิจัยดังกล่าว ได้แก่

Park และคณะ (2006) ศึกษาถึงความเหมาะสมในการนำเม็ดยางจากเศษยางรถยนต์เก่า (Tire Derived Rubber Particles: TDRP) มาใช้เป็นวัสดุตัวกลางในระบบบำบัดทางชีวภาพโดยทำการทดลองทั้งในสภาพที่มีออกซิเจน ไร้ออกซิเจน และกึ่งไร้ออกซิเจน ซึ่งระบบที่ใช้ในการทดลองนี้ ได้แก่ Trickle filter, Denitrification filter และ Hybrid- static granular bed reactor (hybrid SGBR) โดยระบบ Trickle filter ใช้เศษยางขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางเฉลี่ย 3 ซม. และระบบ Hybrid SGBR ใช้เศษยางบดละเอียดขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางเฉลี่ย 0.2 มม. เป็นวัสดุตัวกลางจากการทดลองพบว่า

- ระบบ Trickle filter ที่ใช้เศษยางรถยนต์เก่านั้นสามารถกำจัดซีโอดีได้ถึง 90%
- ระบบ Hybrid SGBR นั้นหลังจากการใส่เศษยางรถยนต์เก่าแล้ว anaerobic granular sludge จะเกาะตัวที่เม็ดยางและมีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีได้มากกว่า 90%

- ระบบ Anoxic TDRP filter นั้นพบว่าสามารถกำจัด $\text{NO}_3\text{-N}$ ได้มากกว่า 97% นอกจากนี้จากการทดลองยังพบว่า ยางรถยนต์เก่าที่ใช้เป็นตัวกลางนั้นไม่มีความเป็นพิษต่อจุลินทรีย์ในระบบและยังให้พื้นที่ผิวที่ดีต่อการเกาะตัวของจุลินทรีย์อีกด้วย

สถิตรัตน์ รอดอารี (2551) ศึกษาผลของชนิดและขนาดของวัสดุตกตะกอนที่มีผลต่อประสิทธิภาพในการตกตะกอนของระบบเอเอสโดยใช้วัสดุช่วยตกตะกอน 3 ชนิดได้แก่ ทาลถ่านกัมมันต์และเศษยางรถยนต์บดละเอียด โดยเม็ดยางที่นำมาใช้มีขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางประมาณ 110-848 ไมโครเมตร จากการทดลองพบว่าวัสดุช่วยตกตะกอนทั้ง 3 ชนิดเข้ากันได้กับจุลินทรีย์ในระบบ และทำให้ความเร็วเริ่มต้นของการตกตะกอนเพิ่มขึ้น โดยทาลมีประสิทธิภาพในการตกตะกอนได้ดีที่สุด รองลงมาได้แก่ถ่านกัมมันต์และเม็ดยางบดละเอียด ตามลำดับ

2.5.4 การศึกษาชนิดและปริมาณจุลินทรีย์ในระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้ออกซิเจน

Amann และคณะ (1995) และบุญกอบ วิริยพงศ์สุธี และคนอื่นๆ(2548) รายงานว่า FISH เป็นเทคนิคที่มีประสิทธิภาพสูงในการศึกษากลุ่มประชากรของจุลินทรีย์ เนื่องจากทำให้ทราบถึงชนิดและจำนวนของจุลินทรีย์ได้อย่างแท้จริง โดยเป็นการศึกษาความสัมพันธ์ตามสายวิวัฒนาการ และสามารถใช้เทคนิค FISH ในการศึกษากลุ่มประชากรจุลินทรีย์ในระบบนิเวศต่างๆ ได้

Arnaiz และคณะ (2005) ทำการวิเคราะห์ปริมาณจุลินทรีย์ที่เกาะอยู่บนตัวกลางในระบบบำบัดแบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดด้วยการวิเคราะห์ปริมาณฟอสโฟไลปิด โดยวัสดุตัวกลางที่ได้ทำการศึกษาในงานวิจัยนี้ได้แก่ perlite และ sepiolite จากการทดลองพบว่า sepiolite มีปริมาณของมวลชีวภาพที่เกาะอยู่บนผิวมากกว่า perlite เมื่อเปรียบเทียบในรูปของของแข็งระเหยและความเข้มข้นของฟอสโฟไลปิด โดยการหาความเข้มข้นของฟอสโฟไลปิดเป็นวิธีการที่ดีสำหรับใช้ในการอธิบายการยึดเกาะของจุลินทรีย์กับวัสดุตัวกลาง และยังสามารถหาปริมาณของจุลินทรีย์ได้โดยตรง รวมทั้งใช้ในการเปรียบเทียบการยึดเกาะของจุลินทรีย์บนผิววัสดุตัวกลางภายใต้สภาวะที่ไร้ออกซิเจน และจัดว่าเป็นวิธีที่เหมาะสมที่สุดสำหรับใช้ในการศึกษาเกี่ยวกับจุลินทรีย์ในระบบบำบัดแบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบด

Boonapatcharoen และคณะ (2007) ได้ศึกษาชนิดและกลุ่มประชากรจุลินทรีย์ในถังปฏิกรณ์แอนแอโรบิกไฮบริด (Anaerobic hybrid reactor หรือ AHR) ในการบำบัดน้ำเสียจากแป้งมันสำปะหลัง เมื่อป้อนน้ำเสียที่มีความเข้มข้น 8 ก.ซีไอดี/ล. และมีระยะเวลาพักน้ำ 8 วัน โดยใช้เทคนิค Fluorescent in situ hybridization (FISH) ในการติดตามชนิดของจุลินทรีย์ทั้งกลุ่มจุลินทรีย์สร้างมีเทน และกลุ่มจุลินทรีย์ไม่สร้างมีเทน พบว่าจุลินทรีย์ส่วนใหญ่ที่พบในถังปฏิกรณ์ ได้แก่ *Methanosaeta* spp. และเมื่อเพิ่มความเข้มข้นของน้ำเสียเป็น 10 ก.ซีไอดี/ล. (เพิ่มอัตราภาระสารอินทรีย์เป็นสองเท่า) ส่งผลให้ประสิทธิภาพในการกำจัดซีไอดีลดลง และปริมาณของก๊าซ

มีเทนที่เกิดขึ้นลดลงด้วย โดยจุลินทรีย์ที่พบส่วนใหญ่มีลักษณะคล้ายกับ *Methanosarcina* นอกจากนี้ในงานวิจัยนี้ยังพบว่า ปริมาณของมีเทนที่เกิดขึ้นนั้นจะขึ้นอยู่กับ ความเหมาะสมทางสภาพแวดล้อม และปริมาณสารอาหารที่เพียงพอต่อการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์กลุ่มสร้างมีเทน

จากการศึกษาและรวบรวมผลงานวิจัยที่ผ่านมาดังกล่าวข้างต้น จะเห็นได้ว่ามีงานวิจัยหลายเรื่องที่ยังขาดการประยุกต์ใช้ระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดกับการบำบัดน้ำเสียจากอุตสาหกรรมหลายประเภท โดยมีการทดลองใช้วัสดุตัวกลางประเภทต่างๆ อย่างหลากหลาย ในสภาวะที่ทำการปรับเปลี่ยนระยะเวลาพักน้ำและอัตราภาระสารอินทรีย์ค่าต่างๆ เพื่อให้ได้สภาวะที่เหมาะสมที่จะทำให้ระบบทำงานได้อย่างมีประสิทธิภาพในการบำบัดชีโอดีในน้ำเสีย โดยสามารถแยกสรุปเป็นประเด็นต่างๆ ได้ดังนี้

1. ระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดมีประสิทธิภาพสูง เมื่อใช้อัตราภาระสารอินทรีย์ประมาณ 10 กก./ลบ.ม.-วัน
2. ระยะเวลาพักน้ำที่เหมาะสมประมาณ 0.34-2.0 วัน
3. วัสดุตัวกลางที่ใช้ควรไม่มีความเป็นพิษต่อจุลินทรีย์ มีพื้นที่ผิวมาก มีลักษณะพื้นผิวขรุขระ และที่พื้นผิวมีประจุเป็นลบ
4. เทคนิค FISH มีประสิทธิภาพสูงในการศึกษากลุ่มประชากรของจุลินทรีย์
5. การวิเคราะห์ความเข้มข้นของฟอสโฟไลปิดเป็นวิธีการที่ดีสำหรับใช้ในการหาปริมาณจุลินทรีย์บนพื้นผิววัสดุตัวกลางในระบบบำบัดแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบด

แม้ว่าจะไม่มีงานวิจัยที่กล่าวถึงการใช้เม็ดยางบดละเอียดเป็นวัสดุตัวกลางในระบบบำบัดน้ำเสียแบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบด มีเพียงงานวิจัยของ Park และคณะ (2006) ที่นำเม็ดยางมาเป็นวัสดุตัวกลางในระบบบำบัดน้ำเสียประเภทอื่น และสถิตร์ตัน รอดอารี (2551) ที่นำเม็ดยางบดละเอียดมาใช้เป็นวัสดุช่วยตกตะกอนในระบบเอเอส แต่ด้วยคุณสมบัติที่ไม่มีความเป็นพิษต่อจุลินทรีย์ สามารถเป็นเป้าสัมผัสและมีประสิทธิภาพในการกำจัดชีโอดีในน้ำเสียสูงดังที่ได้กล่าวมาข้างต้น จึงเป็นแนวทางที่น่าสนใจในการนำยางบดละเอียดที่ได้จากยางรถยนต์ที่ใช้แล้วมาใช้เป็นวัสดุตัวกลางในงานวิจัยนี้ นอกจากนี้ได้เลือกใช้เทคนิค FISH และการวิเคราะห์ปริมาณฟอสโฟไลปิดมาใช้ในการศึกษากลุ่มจุลินทรีย์เพื่อจำแนกชนิดและหาปริมาณจุลินทรีย์ที่อยู่ภายในระบบบำบัดอีกด้วย

บทที่ 3

แผนการทดลองและการดำเนินการวิจัย

3.1 วัสดุอุปกรณ์และสารเคมี

3.1.1 น้ำเสียสังเคราะห์และการเตรียม

น้ำเสียสังเคราะห์ (Synthetic wastewater) เตรียมขึ้นจากน้ำประปาโดยมีน้ำตาลทราย เป็นแหล่งสารอินทรีย์คาร์บอน (Organic carbon) และมีการเติมธาตุอาหาร (Nutrient) ต่างๆ ที่ จำเป็นต่อการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ในระบบอย่างเพียงพอ โดยมีการปรับอัตราส่วน COD : N : P = 100: 1.1 : 0.2 สำหรับความเข้มข้นน้ำเสียสังเคราะห์เข้าระบบจะแปรผันตามระยะเวลาที่ เก็บน้ำเสีย โดยมีค่าซีโอดีประมาณ 150 660 1,660 และ 2,660 มก./ล. ที่ระยะเวลาที่เก็บ น้ำเสีย 0.4 2 5 และ 8 ชม.ตามลำดับ โดยส่วนประกอบของน้ำเสียสังเคราะห์ต่อน้ำประปา 1 ลิตร ที่ใช้ในการทดลองแสดงในตารางที่ 3.1

ตารางที่ 3.1 องค์ประกอบของธาตุอาหารต่างๆในการเตรียมน้ำเสียสังเคราะห์และระดับความเข้มข้นที่ใช้ในการทดลอง (ปริมาณต่อน้ำประปา 1 ลิตร)

ส่วนประกอบ ของธาตุอาหาร	หน่วย	ซีโอดี (มก./ล.)			
		150	660	1660	2,660
น้ำตาลทราย	กรัม	0.4	1.76	4.43	7.10
NH ₄ Cl	มก.	10	50	100	400
KH ₂ PO ₄	มก.	2.5	5	20	25
K ₂ HPO ₄	มก.	5	10	40	50
NaHCO ₃	มก.	1,500	1,500	1,500	1,500
MgSO ₄ ·7H ₂ O	มก.	400	400	400	400
FeCl ₂ ·4H ₂ O	มก.	40	40	40	40
สารละลาย A*	มล.	0.1	0.1	0.1	0.1
น้ำประปา	ลิตร	1	1	1	1
COD : N : P		100 : 1.74 : 0.97	100 : 1.98 : 0.44	100 : 1.57 : 0.70	100 : 3.9 : 0.55

ที่มา: ดัดแปลงจาก Speece , 1996

*สารละลาย A เป็นธาตุอาหารรอง รายละเอียดแสดงในภาคผนวก ก

3.1.2 อุปกรณ์และสารเคมีสำหรับการวิเคราะห์พารามิเตอร์ต่าง ๆ

1. เครื่องวัดพีเอช
2. โถทำแห้ง
3. ตู้อบที่ปรับอุณหภูมิได้ 103-105°C.
4. ตาชั่งละเอียด
5. กระดาษกรอง GF/C 0.45 ไมครอน เส้นผ่านศูนย์กลาง 4.7 ซม.
6. ชุดกรองใช้กรองแบบบุชเนอร์
7. อลูมิเนียมฟอยล์
8. ปากคืบ
9. หลอดย้อย
10. บิวเรต
11. ขวดรูปกรวยขนาด 125 มล.
12. สารละลายมาตรฐานโปตัสเซียมไดโครเมต 0.1 นอร์มัล
13. สารละลายกรดซัลฟูริก
14. สารละลายเฟอร์โรอินดิเคเตอร์
15. สารละลายมาตรฐานโปตัสเซียมไฮโดรเจนพทาเลต
16. สารละลายมาตรฐานเฟอร์รัสแอมโมเนียมซัลเฟต 0.1 นอร์มัล
17. อุปกรณ์วัดปริมาตรก๊าซ
18. เครื่องแก๊สโครมาโตกราฟี
19. เครื่องสเปกโตรโฟโตมิเตอร์
20. กล้องจุลทรรศน์ชนิดฟลูออเรสเซนซ์

3.1.3 วัสดุตัวกลางที่ใช้ในงานวิจัย

วัสดุตัวกลางที่ใช้ในงานวิจัยคือเม็ดยางบดละเอียด (Crumb rubber) ที่ได้จากการนำยางรถยนต์เก่าใช้แล้วป้อนเข้าเครื่องบดพลาสติก จากนั้นยางจะถูกส่งไปยังชุดงานบดด้วยชุดป้อนระบบสั้นผ่านเครื่องตรวจจับโลหะเพื่อให้แน่ใจว่าโลหะทุกชนิดถูกแยกออกจากยางรถยนต์ที่บดแล้ว โดยยางรถยนต์จะถูกบดระหว่างงานหมุนซึ่งมีผิวสัมผัสแบบพื้นเลื่อยและงานที่อยู่ฝั่งที่ได้จะถูกดูดด้วยพัดลมส่งมายังไซโคลนและปล่อยผ่านเครื่องกรองคัดขนาดทำให้ได้ขนาดยางบด ละเอียดตามต้องการ ทำการวิเคราะห์ลักษณะสมบัติทางกายภาพต่างๆ ของยางบดละเอียด ได้แก่ ความหนาแน่น และพื้นที่ผิวจำเพาะด้วยเครื่องมือวัดขนาดอนุภาค โดยในการทดลองนี้จะ

ใช้ยางบดละเอียดที่มีขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางเฉลี่ย 0.430 มม. ซึ่งมีข้อมูลทางกายภาพต่างๆ มีค่าเท่ากับของสถิติรตัน รอดอารี (2551) ดังนี้

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

ลักษณะของเม็ดยางที่ใช้ในงานวิจัยนี้แสดงดังภาพที่ 3.1



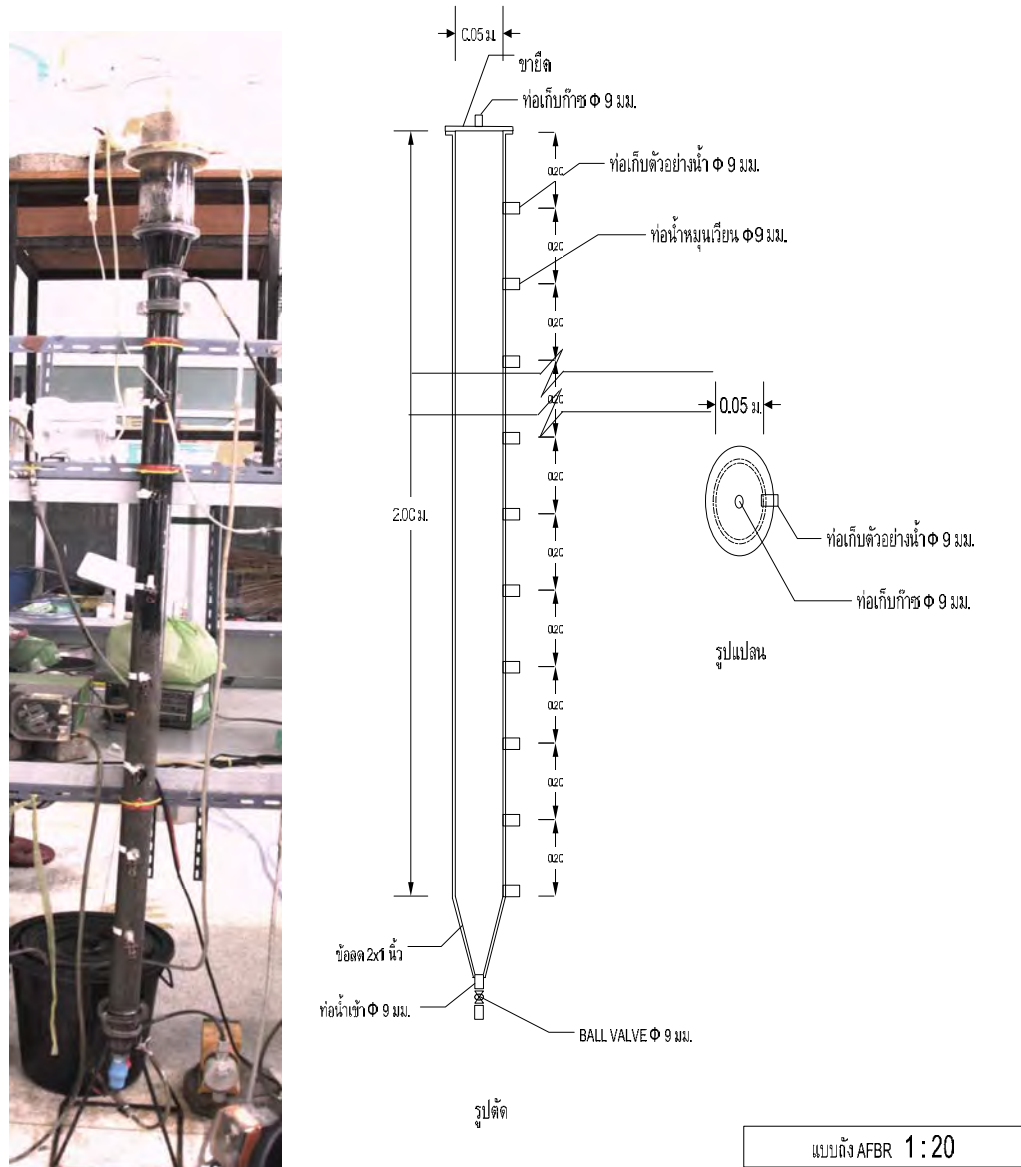
ภาพที่ 3.1 เม็ดยางบดละเอียด

3.2 ถังปฏิกรณ์และอุปกรณ์ที่ใช้ในการทดลอง

งานวิจัยนี้เป็นการทดลองระดับห้องปฏิบัติการ (Laboratory scale) โดยระบบที่ใช้ในการทดลองคือแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบด (Anaerobic Fluidized Bed) ที่ทำการเดินระบบแบบไหลต่อเนื่อง อุปกรณ์ต่างๆ ประกอบไปด้วย ถังปฏิกรณ์ เครื่องสูบน้ำเสีย ถังพักน้ำเสียเข้าระบบ ถังพักน้ำทิ้ง และชุดอุปกรณ์วัดปริมาตรก๊าซ โดยมีรายละเอียดดังนี้

ถังปฏิกรณ์

ถังปฏิกรณ์ที่ใช้ในการทดลองทำจากพลาสติกใสที่มีความหนา 0.5 ซม. เส้นผ่านศูนย์กลางภายใน 0.05 ม. สูง 2.0 ม. มีปริมาตรรวม 3.5 ลิตร จำนวน 2 ถัง โดยที่ก้นถังปฏิกรณ์มีลักษณะเป็นกรวยเพื่อให้ น้ำเสียที่ไหลเข้าถังปฏิกรณ์สามารถกระจายได้ทั่ว และทำให้เกิดความเหมาะสมต่อสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชัน โดยรายละเอียดของถังปฏิกรณ์ แสดงในภาพที่ 3.2



ภาพที่ 3.2 รูปถ่ายและแปลนแสดงรายละเอียดถึงปฏิกรณ์แอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดที่ใช้ในการทดลอง

สำหรับการคำนวณขนาดถังปฏิกรณ์แอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบด อัตราการไหลน้ำเสียเข้าระบบและอัตราการหมุนเวียนน้ำเสีย จะใช้สมการในการหาความเร็วต่ำสุดในการเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์จากสมการที่ 2.19 และคำนวณความเร็วสุดท้ายของการเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชันจากสมการที่ 2.20 และ 2.21 ซึ่งมีผลการคำนวณดังนี้

ความพุนที่ความเร็วต่ำสุดของการเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชัน	0.4
ความพุนที่ความเร็วสุดท้ายของการเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชัน	0.6
Reynold's numbers	0.6
ความเร็วต่ำสุดของการเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชัน	1.08 ม./ชม.
ความเร็วสุดท้ายของการเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชัน	5.47 ม./ชม.

เครื่องสูบน้ำเสีย

เครื่องสูบน้ำที่ใช้ในการทดลองนี้ประกอบด้วยเครื่องสูบน้ำเสียเข้าระบบ และเครื่องสูบน้ำเสียหมุนเวียน โดยเครื่องสูบน้ำเสียเข้าสู่ระบบเป็นเครื่องสูบน้ำแบบไดอะแฟรม (Diaphragm Pump) ที่สามารถปรับเปลี่ยนอัตราการสูบได้ ในการทดลองนี้จะตั้งอัตราการสูบน้ำเสียเข้าสู่ระบบตามที่ออกแบบไว้ที่ 10.5 16.8 42 และ 130 ล./วัน สำหรับการสูบน้ำเสียเข้าสู่ถังปฏิกรณ์ทั้ง 2 ถัง ซึ่งเป็นปริมาณที่สอดคล้องกับระยะเวลาที่กักเก็บน้ำเสียที่กำหนดไว้ คือ 8 5 2 และ 0.4 ชม. ตามลำดับ ส่วนเครื่องสูบน้ำเสียหมุนเวียนเป็นเครื่องสูบน้ำแบบหอยโข่ง (Centrifugal pump) ที่สามารถปรับเปลี่ยนอัตราการสูบได้ จะใช้หมุนเวียนน้ำเสียเพื่อรักษาภาวะฟลูอิดไดซ์ในชุดการทดลองที่ระยะเวลาที่กักเก็บน้ำเสียที่ 8 5 และ 2 ชม. โดยกำหนดอัตราการสูบน้ำเสียหมุนเวียนตามที่ออกแบบไว้ประมาณ 10 ล./ชม.

ถังพักน้ำเสียเข้าระบบ

เป็นถังพลาสติกปริมาตร 100 ลิตรจำนวน 2 ถัง แต่ละถังสามารถเก็บน้ำเสียเพื่อสูบน้ำเข้าระบบและมีปริมาตรในการกักเก็บน้ำเสียไว้ได้อย่างน้อย 1 วัน โดยบริเวณข้างถังด้านในมีซีดบอกริมาตรทุกๆ 5 ลิตรเพื่อสะดวกในการเตรียมน้ำเสียสังเคราะห์

ถังพักน้ำทิ้ง

เป็นถังพลาสติกปริมาตร 100 ลิตร จำนวน 2 ถัง ที่มีเวลาในการกักเก็บน้ำเสียไว้ได้อย่างน้อย 1 วัน ภายในถังมีซีดบอกริมาตรน้ำทุกๆ 5 ลิตร เพื่อใช้ในการตรวจสอบอัตราการไหลของน้ำทิ้งขาออก

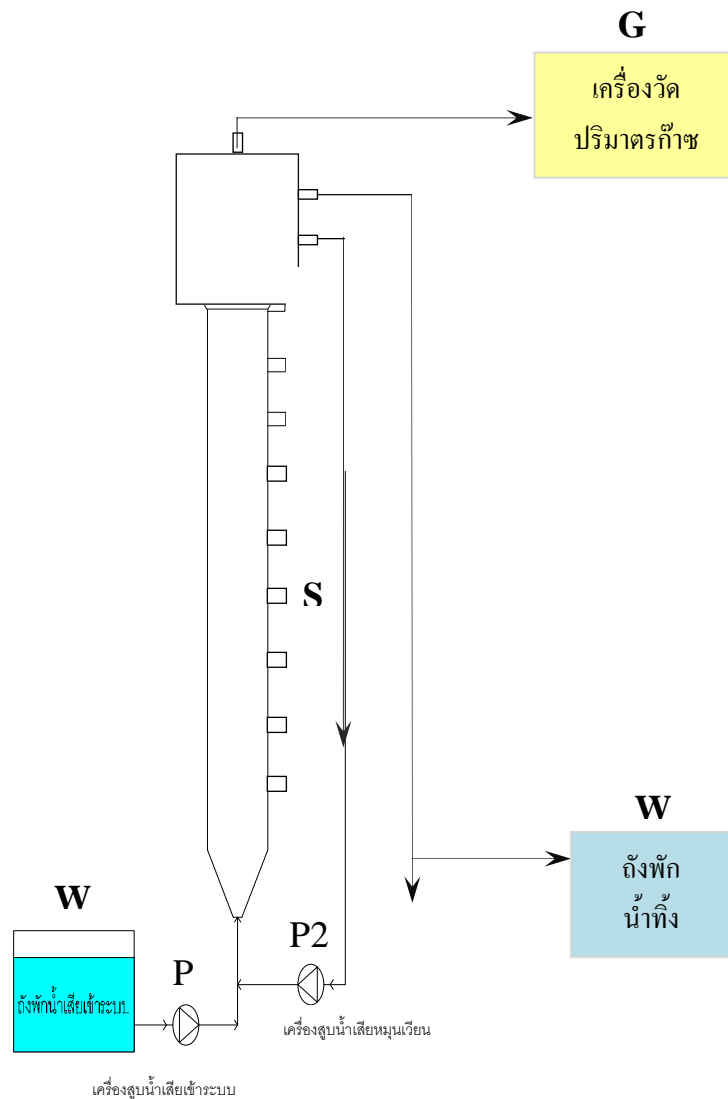
ชุดอุปกรณ์วัดปริมาตรก๊าซ

ทำการตรวจวัดปริมาณก๊าซที่เกิดขึ้นในแต่ละวัน ด้วยเครื่องวัดปริมาตรก๊าซตามแบบของ คักดีชัย โอบาสวัตชัย (2526) ซึ่งสามารถรับปริมาตรก๊าซเฉลี่ยได้ครั้งละ 60 ลบ.ซม.ต่อ 1 รอบของการพลิก โดยโครงสร้างทำจากพลาสติกใส ภายในบรรจุน้ำประปาที่มีการเติมกรดเกลือความเข้มข้น 1% โดยปริมาตร เพื่อป้องกันการเติบโตของสาหร่ายและการละลายกลับของก๊าซลงสู่น้ำ

3.3 การติดตั้งถังปฏิกรณ์และหลักการทำงาน

การติดตั้งถังปฏิกรณ์แอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดและหลักการทำงาน แสดงดังภาพที่ 3.3 โดยมีขั้นตอนการทำงานดังนี้

1. เครื่องสูบน้ำเสียเข้าระบบ (P1) จะสูบน้ำเสียจากถังพักน้ำเข้าส่งไปยังถังปฏิกรณ์แอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบด
2. น้ำเสียไหลผ่านเข้าสู่ถังปฏิกรณ์แอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดและเกิดกลไกการบำบัดและย่อยสลายทางชีวภาพ โดยในการทดลองได้ทำการแปรค่าให้มีระยะเวลาที่กักเก็บน้ำในถังปฏิกรณ์แตกต่างกัน 4 ค่า
3. น้ำทิ้งที่ผ่านการบำบัดจะถูกปล่อยออกจากถังปฏิกรณ์และกักเก็บไว้ในถังพักน้ำทิ้ง
4. เครื่องสูบน้ำเสียหมุนเวียน (P2) จะสูบน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดแล้วกลับเข้าสู่ถังปฏิกรณ์อีกครั้ง
5. ก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นจากกระบวนการย่อยสลายทางชีวภาพจะถูกส่งเข้าไปยังชุดอุปกรณ์วัดปริมาตรก๊าซเพื่อวิเคราะห์ปริมาณก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นในแต่ละวัน
6. จุดเก็บตัวอย่างมีด้วยกัน 4 จุดคือ W1 W2 S และ G1 โดย W1 และ W2 เป็นจุดเก็บตัวอย่างน้ำเพื่อทำการวิเคราะห์พารามิเตอร์ต่างๆ ได้แก่ ซีโอดี ของแข็งแขวนลอยทั้งหมด และพีเอช S เป็นจุดเก็บตัวอย่างตัวกลางในระบบเพื่อหาค่าปริมาณและชนิดของจุลินทรีย์ ส่วน G1 เป็นจุดเก็บตัวอย่างเพื่อวิเคราะห์ปริมาณและองค์ประกอบของก๊าซชีวภาพ



ภาพที่ 3.3 ส่วนประกอบและจุดเก็บตัวอย่างของระบบบำบัดแบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบด

3.4 แผนการทดลอง

3.4.1 ตัวแปรที่ใช้ในการทดลอง

ในการทดลองนี้ตัวแปรสำคัญที่สนใจทำการศึกษาคือ ระยะเวลาที่น้ำเสีย (Hydraulic Retention Time ; HRT) โดยจะทำการแปรผันระยะเวลาที่น้ำเสียในถังปฏิกรณ์แอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดแตกต่างกัน เพื่อหาระยะเวลาที่น้ำเสียต่ำที่สุดที่มีความเหมาะสมในแง่ประสิทธิภาพการกำจัดซีไอดีและการผลิตก๊าซชีวภาพ โดยในการทดลองมีการกำหนดตัวแปรต่างๆ ดังตารางที่ 3.2

ตารางที่ 3.2 ตัวแปรที่ใช้ในการทดลอง

ตัวแปรอิสระ	ค่าที่ใช้ในการทดลอง
1. ระยะเวลาที่เก็บน้ำเสีย	0.4 2 5 และ 8 ชม.
2. ความเข้มข้นของน้ำเสียในรูปซีไอดี	150 660 1,660 และ 2,660 มก./ล.
3. อัตราการสูบน้ำเสียเข้าระบบ	10.5 16.8 42 และ 130 ล./วัน
ตัวแปรควบคุม	ค่าที่ใช้ในการทดลอง
1. อัตราการระเหยอินทรีย์	8.0 กก.-ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน
2. อัตราการไหลน้ำเสียหมุนเวียนเพื่อรักษาสภาวะฟลูอิดไดซ์	ประมาณ 10 ล./ชม.
3. สภาพความเป็นต่าง	เติมในปริมาณที่เหมาะสมเพื่อรักษาอัตราส่วน VFA/Alkalinity ประมาณ 0.4
ตัวแปรตาม	วิธีวิเคราะห์/ เครื่องมือวิเคราะห์
1. ซีไอดีที่บำบัดแล้ว	Dichromate Close Reflux Method
2. ของแข็งแขวนลอยทั้งหมด	Total residual dried at 103 -105°C
3. ปริมาณก๊าซชีวภาพ	Gas Meter
4. องค์ประกอบก๊าซชีวภาพ	Gas Chromatography
5. พีเอช	Electronic pH meter
6. กรดไขมันระเหย	Direct Titration method
7. สภาพความเป็นต่าง	Direct Titration method
8. ชนิดและกลุ่มจุลินทรีย์บนตัวกลาง	Fluorescent In Situ Hybridization
9. ปริมาณจุลินทรีย์ที่เกาะบนตัวกลาง	Phospholipid analysis
10. โครงสร้างของจุลินทรีย์บนตัวกลาง	Scanning Electron Microscope
ตัวแปรที่ไม่ได้ควบคุม	ค่าที่ใช้ในการทดลอง
1. อุณหภูมิ	-อุณหภูมิห้อง

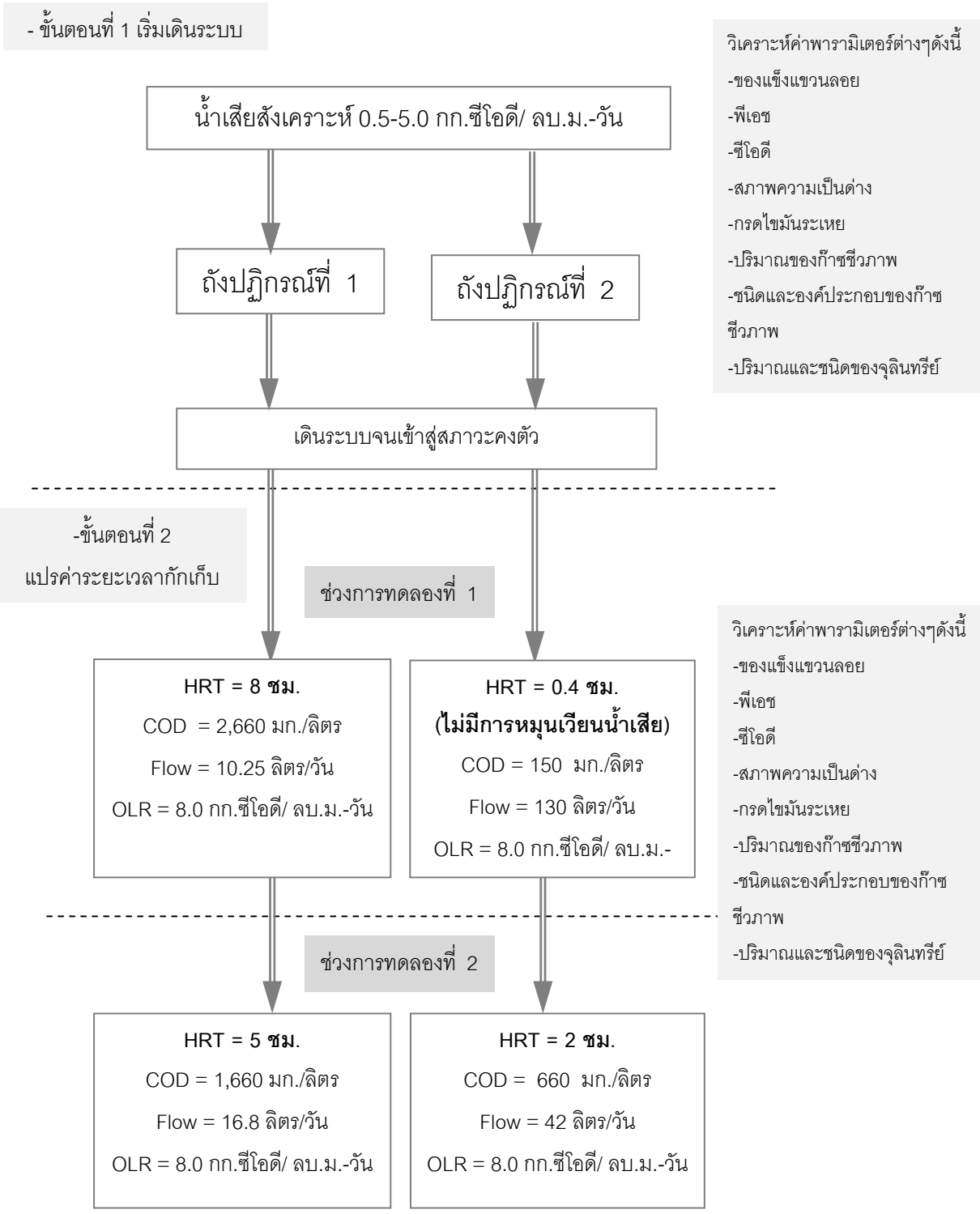
3.4.2 แผนการทดลอง

งานวิจัยนี้ทำการทดลองโดยใช้ถังปฏิกรณ์แบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบด 2 ถัง ที่มีลักษณะเหมือนกัน เติลระบบต่อเนื่องที่อัตราภาระสารอินทรีย์ 8.0 กก.-ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน ดำเนินการทดลองที่อุณหภูมิตั้งที่ 30 องศาเซลเซียส ห้องปฏิบัติการวิจัย ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย โดยป้อนน้ำเสียเข้าสู่ระบบที่ระยะเวลาพักเก็บน้ำเสียต่างกัน 4 ค่า (0.4 2 5 และ 8 ชม.) เพื่อทำการศึกษาสมรรถนะของระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดในแง่ต่างๆ ดังนี้

1. ประสิทธิภาพในการกำจัดซีไอดี
2. ปริมาณและองค์ประกอบของก๊าซชีวภาพที่ระบบบำบัดผลิตได้ ได้แก่ ก๊าซมีเทน ไฮโดรเจน และคาร์บอนไดออกไซด์
3. ปริมาณและชนิดของกลุ่มจุลินทรีย์ที่ยึดเกาะบนวัสดุตัวกลางของระบบบำบัดน้ำเสียแบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบด

3.4.3 การดำเนินการทดลอง

งานวิจัยนี้แบ่งการทดลองออกเป็น 2 ขั้นตอนได้แก่ การเริ่มเดินระบบบำบัดน้ำเสียแบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบด และการทดลองแปรค่าระยะเวลาพักเก็บน้ำเสีย โดยแผนผังขั้นตอนการดำเนินการทดลองแสดงดังภาพที่ 3.4



ภาพที่ 3.4 ขั้นตอนการดำเนินการทดลอง

ขั้นตอนการทดลองที่ 1 การเริ่มเดินระบบบำบัดแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบด

- เริ่มการเลี้ยงตะกอนจุลินทรีย์ในถังปฏิกรณ์แอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบด บรรจุเม็ดยางบดละเอียดที่ผ่านการคัดขนาดแล้วเพื่อเป็นวัสดุตัวกลางในถังปฏิกรณ์ทั้ง 2 ถัง โดยให้มีความสูง 1 ใน 2 ของความสูงถังปฏิกรณ์
- นำหัวเชื้อจุลินทรีย์ของระบบบำบัดน้ำเสียไร้ออกซิเจนถังแบบกรองไร้อากาศ จากอาคารวิศวกรรมศาสตร์ 4 คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย เติมลงในถังปฏิกรณ์ทั้ง 2 ถัง จนมีความสูง 2 ใน 3 ส่วนของความสูงถังปฏิกรณ์
- ป้อนน้ำเสียเข้าสู่ถังปฏิกรณ์โดยการเพิ่มอัตราภาระสารอินทรีย์เป็นลำดับขั้นตั้งแต่ 0.5 ถึง 5.0 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน ลงในถังปฏิกรณ์ทั้ง 2 ถัง โดยคาดว่าจะใช้ระยะเวลาประมาณ 70 วัน (Balaguer และคณะ, 1992) ดังแสดงในตารางที่ 3.3 หรือจนกระทั่งระบบเข้าสู่สภาวะคงตัวโดยสังเกตได้จากประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีและอัตราการผลิตก๊าซชีวภาพคงที่

ตารางที่ 3.3 แผนการเพิ่มอัตราภาระสารอินทรีย์เข้าสู่ระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบด ในช่วงเริ่มเดินระบบ

วันที่	อัตราภาระสารอินทรีย์ (กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน)
1-14	0.5
15-21	1.0
22-28	1.5
29-35	2.0
36-40	3.0
40-50	4.5
50-70	5.0

ขั้นตอนการทดลองที่ 2 การแปรค่าระยะเวลาที่เก็บน้ำเสีย

หลังจากที่ระบบเข้าสู่สภาวะคงตัว จะทำการทดลองโดยแปรผันระยะเวลาที่เก็บน้ำเสียภายในถังปฏิกรณ์ทั้ง 2 ถังแตกต่างกัน เพื่อศึกษาผลที่มีต่อประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดี การเกิดก๊าซชีวภาพ การเปลี่ยนแปลงปริมาณและกลุ่มจุลินทรีย์ที่ยึดเกาะบนตัวกลางในระบบบำบัดน้ำเสียแบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบด โดยแบ่งการทดลองเป็น 2 ช่วงดังนี้

ช่วงการทดลองที่ 1

ควบคุมระยะเวลาที่เก็บน้ำเสียในถังปฏิกรณ์ที่ 1 ให้มีค่าเท่ากับ 8 ชม. ส่วนถังปฏิกรณ์ที่ 2 จะทดลองเดินระบบที่ระยะเวลาที่เก็บน้ำเสียต่ำเท่ากับ 0.4 ชม. (โดยทำการเดินระบบภายใต้สภาวะที่ไม่มีการหมุนเวียนน้ำเสียภายใน)

ช่วงการทดลองที่ 2

เมื่อการทดลองช่วงที่ 1 เข้าสู่สภาวะคงตัว จะทำการแปรเปลี่ยนระยะเวลาที่เก็บน้ำเสียในถังปฏิกรณ์ที่ 1 และ 2 เป็น 5 และ 2 ชม. ตามลำดับ

โดยรายละเอียดสภาวะในการเดินระบบการทดลองของถังปฏิกรณ์แอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบด สำหรับการทดลองทั้ง 2 ช่วงแสดงดังตารางที่ 3.4

ตารางที่ 3.4 สภาวะการเดินระบบของถังปฏิกรณ์ที่ 1 และ 2 ในช่วงแปรค่าระยะเวลาที่เก็บน้ำเสีย

การทดลอง	ถังปฏิกรณ์ที่ 1			ถังปฏิกรณ์ที่ 2		
	เวลาเก็บน้ำเสีย (ชม.)	อัตราการสูบน้ำเสียเข้าระบบ (ล./ชม.)	ซีโอดี (มก./ล.)	เวลาเก็บน้ำเสีย (ชม.)	อัตราการสูบน้ำเสียเข้าระบบ (ล./ชม.)	ซีโอดี (มก./ล.)
ช่วงที่ 1	8	10.5	2,660	0.4	130	150
ช่วงที่ 2	5	16.8	1,660	2	42	660

3.4.4 วิธีการวิเคราะห์ค่าพารามิเตอร์

พารามิเตอร์ที่ทำการตรวจวิเคราะห์จะจำแนกออกเป็น 3 กลุ่มได้แก่

- พารามิเตอร์ทางคุณภาพน้ำ ได้แก่ ค่าซีไอดี พีเอช ปริมาณกรดไขมันระเหย และค่าสภาพต่างทั้งหมด
- พารามิเตอร์เกี่ยวกับก๊าซชีวภาพ ได้แก่ ปริมาณและองค์ประกอบของก๊าซชีวภาพ
- พารามิเตอร์ด้านจุลินทรีย์ ได้แก่ ของแข็งแขวนลอยทั้งหมด ปริมาณและชนิดของจุลินทรีย์บนตัวกลาง

โดยรายละเอียดพารามิเตอร์ต่างๆ วิธีการวิเคราะห์และความถี่ในการวิเคราะห์แสดงดังตารางที่ 3.5

ตารางที่ 3.5 พารามิเตอร์ที่วิเคราะห์ ความถี่และจุดเก็บตัวอย่าง

ประเภทตัวอย่าง	พารามิเตอร์	ความถี่	จุดเก็บตัวอย่าง			
			น้ำเข้า (W1)	ในถัง (S)	น้ำออก (W2)	ก๊าซชีวภาพ (G)
ตัวอย่างน้ำ	ซีไอดี	ทุก 3 วัน	●		●	
	พีเอช	ทุกวัน	●		●	
	กรดไขมันระเหย	ทุก 3 วัน	●		●	
	สภาพต่างทั้งหมด	ทุก 3 วัน	●		●	
ก๊าซชีวภาพ	ปริมาณก๊าซชีวภาพ	ทุกวัน				●
	องค์ประกอบ	เมื่อระบบ				●
	ก๊าซชีวภาพ	คงตัว				●
ตัวกลาง	ของแข็งแขวนลอยทั้งหมด	ทุก 3 วัน			●	
	ปริมาณจุลินทรีย์ในระบบ	เมื่อระบบคงตัว		●		
	ชนิดจุลินทรีย์ในระบบ	เมื่อระบบคงตัว		●		
					●	

การศึกษาของกลุ่มจุลินทรีย์ที่เจริญเกาะบนวัสดุตัวกลางในระบบบำบัดแอนแอรอบิก ฟลูอิดไดซ์เบดจะช่วยให้สามารถอธิบายกลไกและประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียของระบบได้ดียิ่งขึ้น โดยในงานวิจัยนี้ได้ทำการศึกษากลุ่มของจุลินทรีย์ที่เจริญเกาะบนวัสดุตัวกลางทั้งในเชิง ชนิดและปริมาณด้วยเทคนิคที่แตกต่างกัน 3 วิธีได้แก่

1. การศึกษาโครงสร้างของตะกอนจุลินทรีย์ด้วยกล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอน

วิธีนี้เป็นการศึกษาชนิดของจุลินทรีย์และลักษณะโครงสร้างทั้งภายในชั้นจุลินทรีย์และภายนอกเม็ดยางด้วยกล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอนกำลังขยายสูง เพื่อศึกษาการอยู่ร่วมกันของกลุ่มจุลินทรีย์และลักษณะการจับตัวของกลุ่มจุลินทรีย์รอบเม็ดยาง

2. การศึกษาจำนวนของจุลินทรีย์ด้วยวิธี Lipid Phosphate concentration

วิธีการนี้เป็นแนวทางที่ใช้ในการศึกษาจำนวนแบคทีเรียทางอ้อมด้วยการวิเคราะห์ปริมาณของฟอสโฟไลปิด (Phospholipids) ซึ่งเป็นองค์ประกอบหลักของผนังเซลล์ที่มีชีวิต โดยผนังเซลล์ของแบคทีเรียจะมีฟอสโฟไลปิดเป็นองค์ประกอบถึง 95% ดังนั้นความเข้มข้นของฟอสโฟไลปิดที่วิเคราะห์ได้จึงแสดงถึงปริมาณเซลล์จุลินทรีย์ที่มีชีวิตในระบบ วิธีวิเคราะห์อ้างอิงของ Arnaiz และคณะ (2005) โดยรายละเอียดขั้นตอนการทดลองแสดงดังภาคผนวก ก

3. การศึกษาชนิดของจุลินทรีย์ด้วยวิธี Fluorescent In Situ Hybridization (FISH)

เทคนิค FISH จะใช้เพื่อตรวจหากรดนิวคลีอิกซึ่งอยู่ในดีเอ็นเอหรืออาร์เอ็นเอของจุลินทรีย์กลุ่มที่เราจะศึกษาด้วยวิธีการชักนำให้โพรบซึ่งความจำเพาะเจาะจงต่อจุลินทรีย์ที่สนใจทำการศึกษา เข้าไปจับกับกรดนิวคลีอิกในดีเอ็นเอหรืออาร์เอ็นเอเป้าหมายที่มีลำดับนิวคลีโอไทด์คู่สมกับโพรบภายในเซลล์ โดยโพรบที่ใช้จะถูกติดฉลากด้วยสารเรืองแสง เมื่อโพรบเข้าจับกับจุลินทรีย์เป้าหมายก็สามารถตรวจสอบได้จากการเรืองแสงที่เกิดขึ้นจากสายติดฉลากที่เกาะบนโพรบด้วยกล้องจุลทรรศน์ที่มีแหล่งกำเนิดแสงฟลูออเรสเซนซ์ โดยมีรายละเอียดดังนี้

ขั้นตอนการเตรียมตัวอย่าง

1. นำตัวอย่างที่ต้องการวิเคราะห์ 0.5 มล. ใส่หลอดเก็บตัวอย่าง 1.5 มล.
เข้าเครื่องเหวี่ยงที่ 10,000 รอบ/นาที เป็นเวลา 10 นาที
2. ดูดสารละลายออกจากหลอดทดลอง
3. เติม fixative solution เพื่อรักษาสภาพตัวอย่าง
4. นำไปตัวอย่างไปเก็บที่อุณหภูมิ 4 °ซ. เป็นเวลา 2 ชม. หรือข้ามคืน
5. หลังจากนั้นนำตัวอย่างเข้าเครื่องเหวี่ยงที่ 10,000 รอบ/นาที เป็นเวลา 10 นาที

6. ดูดสารละลายที่อยู่ในหลอดทดลอง
7. นำตัวอย่างล้างด้วยสารละลาย PBS 2 รอบ
8. เติมด้วยสารละลาย 1:1 (v/v) PBS/ethanol
9. หากยังไม่ทำการทดลองควรนำตัวอย่างไปเก็บที่อุณหภูมิต่ำ -20 °ซ.

ขั้นตอน Hybridization

1. หยดตัวอย่างที่เตรียมแล้ว 3-5 หยดลงบนสไลด์ที่เตรียมไว้ แล้วทิ้งให้แห้ง
2. นำน้ำออกจากเซลล์ที่จะทำการวิเคราะห์ด้วยการนำไปแช่ในเอทานอลความเข้มข้น 50 70 96% ตามลำดับ จากนั้นนำไปทิ้งไว้ให้แห้ง
3. หยดสารละลาย hybridization และโพรบที่มีความเฉพาะเจาะจงกับชนิดจุลินทรีย์ที่ต้องการศึกษา โดยใช้โพรบ EUB338 และ ARC915 รายละเอียดตามตารางที่ 3.6
4. นำไปบ่มที่อุณหภูมิ 46 °ซ. ในอ่างที่มีความชื้น เป็นเวลา 1-1.5 ชม.
5. ล้างด้วยสารละลาย washing solution ที่อุณหภูมิที่อุณหภูมิ 48 °ซ เป็นเวลาประมาณ 15 นาที
6. ทำสไลด์ให้แห้งแล้วหยดด้วย DAPI ที่ความเข้มข้น 300 นาโนโมล
7. ทำสไลด์ให้แห้ง แล้วหยด anti-fading solution
8. นำไปสังเกตด้วยกล้องจุลทรรศน์ที่มีแสงฟลูออเรสเซนซ์

โดยวิธีการวิเคราะห์อย่างละเอียดนั้นแสดงในภาคผนวก ก

ตารางที่ 3.6 รายละเอียดของโพรบที่ใช้ในงานวิจัย

โพรบ	กลุ่มจุลินทรีย์ เป้าหมาย	Probe sequence (5'-3')	Reference
ARC915	Archea	GTGCTCCCCGCCAATTCCT	Stahl และคณะ, 1991
EUB338	Bacteria	GCTGCCTCCCGTAGGAGT	Amann และ คณะ, 1990

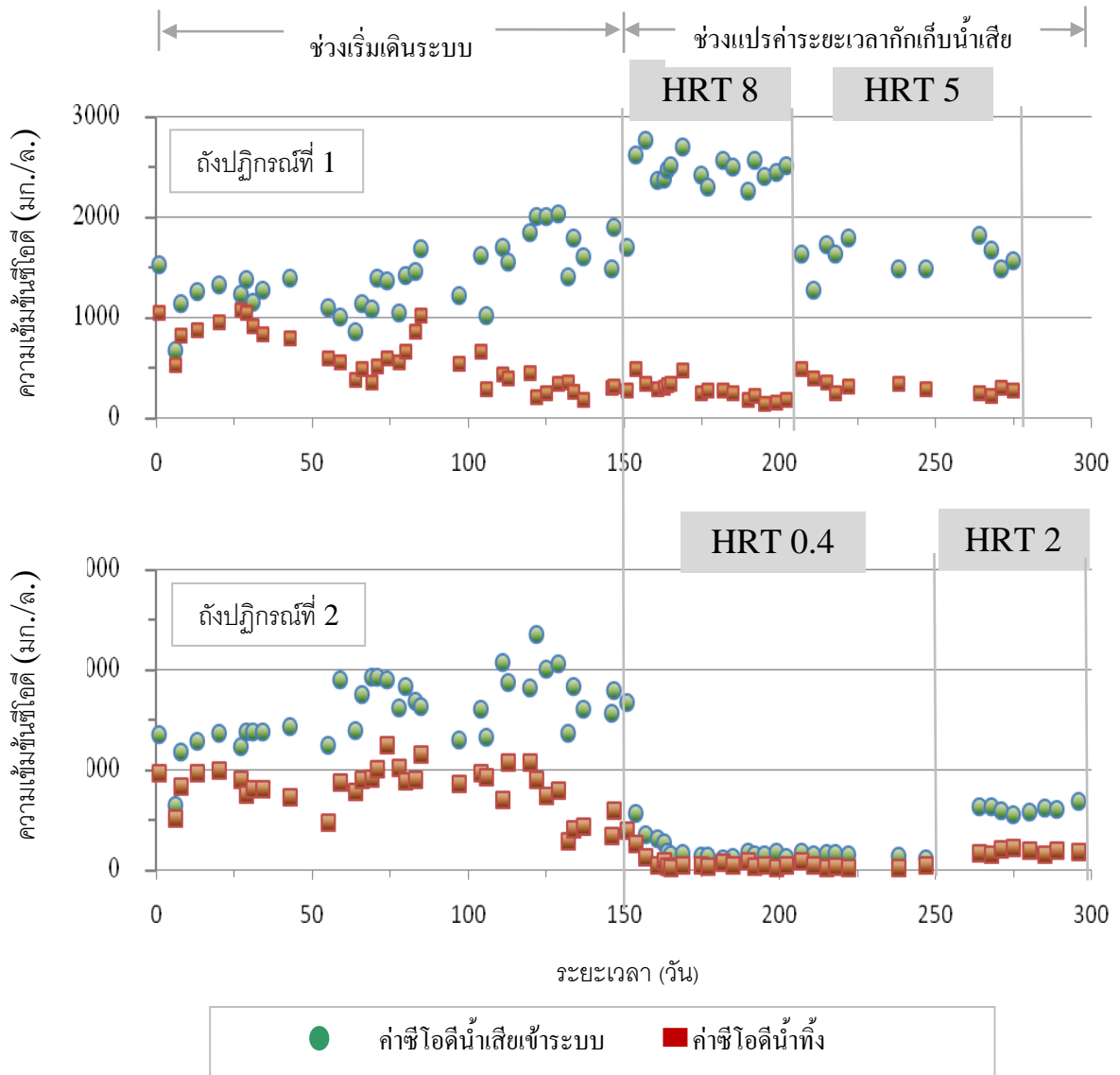
บทที่ 4

ผลการทดลองและการวิเคราะห์ผล

งานวิจัยนี้แบ่งการทดลองออกเป็น 2 ช่วงคือ ช่วงเริ่มต้นการเดินระบบและช่วงเก็บผลจากการแปรค่าระยะเวลาที่เก็บน้ำเสียในการทดลอง เริ่มทำการทดลองด้วยถังปฏิกรณ์แอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดที่มีขนาดและปริมาตรเท่ากัน 2 ชุดโดยเริ่มเดินระบบพร้อมกัน ในช่วงแรกของการเริ่มเดินระบบจะทำการป้อนน้ำเสียเข้าระบบอย่างต่อเนื่องเพื่อให้หัวเชื้อจุลินทรีย์ปรับตัวให้คุ้นชินกับน้ำเสียและเกิดการเจริญเติบโตเกาะเป็นชั้นฟิล์มของจุลินทรีย์รอบเม็ดยางก่อนที่จะพร้อมเข้าสู่ช่วงการทดลอง ซึ่งระยะเวลาที่ใช้ในการเริ่มเดินระบบจนกระทั่งระบบมีแนวโน้มของประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีและการเกิดก๊าซชีวภาพคงที่ใช้เวลาทั้งสิ้น 150 วัน จากนั้นทำการเดินระบบต่อเนื่องเพื่อศึกษาถึงผลของระยะเวลาที่เก็บน้ำเสียต่อประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีและการผลิตก๊าซชีวภาพของระบบบำบัดน้ำเสียแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบด โดยแปรค่าระยะเวลาที่เก็บน้ำเสีย 4 ค่าได้แก่ 8 5 2 และ 0.4 ชม. โดยถังปฏิกรณ์ที่ 1 เดินระบบที่ระยะเวลาที่เก็บน้ำเสีย 8 ชม. และลดลงเป็น 5 ชม. ส่วนถังปฏิกรณ์ที่ 2 เดินระบบที่ระยะเวลาที่เก็บน้ำเสีย 0.4 ชม. และเพิ่มขึ้นเป็น 2 ชม.ตามลำดับ โดยระยะเวลาที่เก็บน้ำเสีย 8 และ 5 ชม. เป็นค่าระยะเวลาที่เก็บน้ำเสียที่งานวิจัยส่วนใหญ่ใช้เพื่อศึกษาประสิทธิภาพในแง่การกำจัดซีโอดีของระบบบำบัดน้ำเสียแบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบด (Sowmeyan และ Swaminathan, 2008 ; Haroun และ Idris, 2009) ส่วนระยะเวลาที่เก็บน้ำเสีย 2 ชม. เป็นค่าระยะเวลาที่เก็บน้ำเสียที่งานวิจัยรายงานเพื่อใช้ศึกษาประสิทธิภาพการผลิตก๊าซไฮโดรเจนของระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบด (Liang และ คณะ, 2007) ซึ่งงานวิจัยนี้ได้ทดลองนำตัวเลขดังกล่าวมาใช้ในการศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดีและการผลิตก๊าซชีวภาพของระบบบำบัดน้ำเสียแบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบด และสำหรับระยะเวลาที่เก็บน้ำเสีย 0.4 ชม. เป็นสภาวะการทดลองที่ไม่มีการหมุนเวียนน้ำเสียในระบบเพื่อศึกษาถึงความเป็นไปได้ในการกำจัดซีโอดีและการเกิดก๊าซชีวภาพในการเดินระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดที่ระยะเวลาที่เก็บน้ำเสียสั้นมาก

โดยภาพที่ 4.1 แสดงช่วงระยะเวลาทั้งหมดที่ใช้ในการเริ่มเดินระบบและติดตามการเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นซีโอดีของน้ำเสียเข้าระบบและน้ำทิ้งตลอดระยะเวลาการทดลองของถังปฏิกรณ์ที่ 1 และ 2 ผลการทดลองแสดงให้เห็นว่าระยะเวลาที่ใช้ในการเริ่มเดินระบบ (start up period) ของถังปฏิกรณ์ทั้งสองมีค่าเท่ากันคือเท่ากับ 150 วัน โดยถังปฏิกรณ์ที่ 1 ใช้ระยะเวลาใน

การเดินระบบที่ระยะเวลากักเก็บน้ำเสียที่ 8 ชม. และ 5 ชม. เท่ากับ 55 และ 70 วัน ตามลำดับ ส่วนถังปฏิกรณ์ที่ 2 ใช้ระยะเวลาในการเดินระบบที่ระยะเวลากักเก็บน้ำเสียที่ 0.4 ชม. และ 2 ชม. เท่ากับ 100 และ 40 วันตามลำดับ



ภาพที่ 4.1 ระยะเวลาเดินระบบการทดลองและติดตามการเปลี่ยนแปลงค่าซีโอดิ ตลอดช่วงการทดลองของถังปฏิกรณ์ที่ 1 และ 2

4.1 การเริ่มต้นเดินระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดที่ใช้เม็ดยางเป็นวัสดุตัวกลาง

เริ่มการเลี้ยงตะกอนจุลินทรีย์โดยนำหัวเชื้อจุลินทรีย์แบบไร้ออกซิเจนจากระบบบำบัดน้ำเสียชนิดถังกรองไร้อากาศจากอาคารวิศวกรรมศาสตร์ 4 คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย เติมลงในถังปฏิกรณ์ฟลูอิดไดซ์เบดทั้ง 2 ถัง ใส่ยางบดละเอียดเพื่อเป็นวัสดุตัวกลางประมาณ 50% โดยปริมาตร และเดินระบบโดยป้อนน้ำเสียต่อเนื่องด้วยการเพิ่มอัตราภาระสารอินทรีย์จาก 0.5 ถึง 5.0 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน เข้าถังปฏิกรณ์ทั้งสองจนกระทั่งระบบเข้าสู่สภาวะคงตัว โดยสังเกตจากประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีและอัตราการเกิดก๊าซชีวภาพที่คงที่ใช้ระยะเวลาทั้งสิ้นประมาณ 150 วัน โดยระยะเวลาดังกล่าวพบว่ามีค่าใกล้เคียงกับการเริ่มต้นระบบบำบัดน้ำเสียไร้ออกซิเจนทั่วไปที่มีค่าในช่วง 60 – 120 วัน (Metcalf และ Eddy, 2003)

ผลการวิเคราะห์คุณภาพน้ำในช่วงแรกแสดงให้เห็นว่าระบบยังมีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีที่ต่ำ โดยในการทดลองจะเน้นการวิเคราะห์ผลเพื่อดูแนวโน้มการเปลี่ยนแปลงประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีเท่านั้น จึงไม่ได้ทำการวิเคราะห์ค่าพารามิเตอร์ต่างๆ อย่างครบถ้วน โดยในช่วงระยะเวลาประมาณ 100 วันหลังการเริ่มต้นเดินระบบพบว่า ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีมีค่าสูงขึ้นจนอยู่ในช่วงประมาณ 70% จากนั้นประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีจะเข้าสู่สภาวะคงตัว จึงเริ่มทำการวิเคราะห์ค่าพารามิเตอร์ต่างๆ อย่างต่อเนื่องตั้งแต่วันที่ 100 จนถึงวันที่ 150 เพื่อเตรียมพร้อมระบบสำหรับการแปรค่าระยะเวลากักเก็บน้ำเสียในการเข้าสู่ช่วงแปรค่าการทดลองต่อไป

ผลการทดลองในตารางที่ 4.1 แสดงค่าเฉลี่ยประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีและพารามิเตอร์อื่นๆ ในช่วงเริ่มต้นเดินระบบของถังปฏิกรณ์ทั้งสองเมื่อเข้าสู่สภาวะคงตัวแล้ว โดยพบว่าผลการวิเคราะห์มีค่าใกล้เคียงกัน แต่ถังปฏิกรณ์ที่ 1 จะมีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีสูงกว่าถังปฏิกรณ์ที่ 2 โดยมีค่าเท่ากับ 83.1 และ 70.8% ตามลำดับ

ตารางที่ 4.1 ค่าเฉลี่ยผลการวิเคราะห์พารามิเตอร์ต่างๆ ในช่วงเริ่มต้นเดินระบบ

พารามิเตอร์	ผลการวิเคราะห์	
	ถึงปฏิกรณ์ที่ 1 ค่าเฉลี่ย \pm SD	ถึงปฏิกรณ์ที่ 2 ค่าเฉลี่ย \pm SD
ซีไอดีน้ำเข้า (มก./ล.) (n = 9)	1,775 \pm 221	1,814 \pm 279
ซีไอดีน้ำทิ้ง (มก./ล.) (n = 9)	293 \pm 76.5	596 \pm 297
ประสิทธิภาพในการกำจัดซีไอดี (%) (n = 9)	83.1 \pm 5.1	70.8 \pm 7.4
ปริมาณก๊าซชีวภาพ (ล./วัน) (n = 7)	7.21 \pm 0.56	6.78 \pm 0.43
เปอร์เซ็นต์มีเทน (n = 1)	48.5	46.3
ปริมาณกรดไขมันระเหย (มก./ล.) (n = 7)	142 \pm 58.2	184 \pm 61.3
สภาพต่างทั้งหมด (มก./ล.) (n = 7)	1,607 \pm 436	1,320 \pm 451
พีเอชน้ำเข้า (n = 10)	7.96 \pm 0.12	7.96 \pm 0.16
พีเอชน้ำทิ้ง (n = 10)	7.80 \pm 0.16	7.77 \pm 0.10
ค่าตะกอนแขวนลอย (มก./ล.) (n = 4)	60 \pm 15.8	79 \pm 33.0

4.2 การควบคุมระบบให้อยู่ในสภาวะฟลูอิดไดซ์

ความหนาแน่นของเม็ดยางกับสภาวะฟลูอิดไดซ์

การควบคุมระบบฟลูอิดไดซ์เบดนั้นสิ่งที่จะต้องคำนึงถึงคือการรักษาระบบให้อยู่ในสภาวะฟลูอิดไดซ์ตลอดเวลา การเลือกใช้วัสดุตัวกลางจึงมีความสำคัญอย่างมากในด้านการใช้พลังงานของระบบ ในอดีตโดยทั่วไปวัสดุตัวกลางที่ใช้จะมีความหนาแน่นสูง จึงทำให้ต้องใช้อัตราการหมุนเวียนน้ำเสียที่สูงเพื่อให้ชั้นตัวกลางขยายตัวและรักษาระบบให้อยู่ในสภาวะฟลูอิดไดซ์ทำให้ต้องสิ้นเปลืองพลังงานในการเดินระบบ ในงานวิจัยนี้จึงได้ทำการทดลองโดยเลือกใช้เม็ดยางซึ่งมีความหนาแน่นต่ำเพื่อเป็นวัสดุตัวกลาง และได้คำนวณค่าความหนาแน่น ความเร็วต่ำสุดของการเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์ ตลอดจนเปอร์เซ็นต์การขยายตัวของชั้นเม็ดยางโดยใช้สมการของ ERGUN (สมการที่ 2.19) เพื่อนำมาเปรียบเทียบกับวัสดุอื่นๆ เช่น ทราย kaolin biolite และ pozzolan ที่เคยมีการรายงานในเอกสารการวิจัยว่าใช้เป็นวัสดุตัวกลางในระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบด (Calderon และคณะ ;1996) โดยผลการคำนวณแสดงในตารางที่ 4.2 พบว่าเมื่อเปรียบเทียบกันระหว่างตัวกลาง 5 ชนิด เม็ดยางมีค่าความเร็วต่ำสุดของการเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์ต่ำกว่าวัสดุตัวกลางอื่นๆ จึงน่าจะทำให้ระบบที่ใช้เม็ดยางเป็นวัสดุตัวกลางจะใช้พลังงานในการฟลูอิดไดซ์ตัวกลางต่ำกว่าการใช้วัสดุอื่นๆ

ตารางที่ 4.2 การเปรียบเทียบค่าพารามิเตอร์ต่างๆ ของการเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์ระหว่างวัสดุ
ตัวกลางชนิดต่างๆ

	เม็ดยาง* (งานวิจัยนี้)	ทราย**	kaolin**	biolite**	pozzolan**
ความหนาแน่น (ก./ลบ.ซม.)	1.200	2.560	1.847	1.480	1.988
ความเร็วสุดท้ายของการเกิดสภาวะ ฟลูอิดไดซ์เซชัน (ม./ซม.)	5.47	20.02	9.50	9.24	9.36
เปอร์เซ็นต์การขยายตัว ของชั้นตัวกลาง (%)	50	100	32	51	30

(ที่มา : *ความหนาแน่นเท่ากับของ สถิติรัตน์ รอดอารี, 2551 **Calderon และคณะ, 1996)

ผลจากการทดลองในช่วงเริ่มเดินระบบพบว่าเมื่อเดินระบบไปในระยะเวลาหนึ่งจุลินทรีย์ในหัวเชื้อเริ่มต้นที่เติมลงไปในระบบจะเจริญยึดติดกับเม็ดยางเป็นชั้นฟิล์มที่มีความหนามากขึ้นเรื่อยๆ เป็นผลทำให้เม็ดยางที่ใช้เป็นตัวกลางในระบบมีความหนาแน่นลดลง โดยเมื่อนำไปวัดความหนาแน่นโดยวิธีการแทนที่น้ำ ความหนาแน่นของเม็ดยางรวมกับชั้นฟิล์มจุลินทรีย์มีค่าเท่ากับ 1.052 ก./ลบ.ซม. ซึ่งมีความหนาแน่นน้อยกว่าเม็ดยางเปล่าที่ใช้ในการเริ่มเดินระบบที่มีค่าเท่ากับ 1.2 ก./ลบ.ซม. ผลจากการที่เม็ดยางมีความหนาแน่นต่ำลงจึงทำให้สามารถใช้อัตราการหมุนเวียนน้ำที่ต่ำกว่าช่วงแรกในการเดินระบบได้ โดยจากการคำนวณอัตราการขยายตัวของชั้นวัสดุตัวกลาง 1.5 เท่า พบว่าจะต้องใช้อัตราการหมุนเวียนน้ำเสีย 10 ล./ซม. หรือเท่ากับความเร็วไหลขึ้น 5.47 ม./ซม. แต่จากการทดลองเดินระบบจริงที่อัตราการขยายตัวของชั้นตัวกลาง 1.5 เท่า พบว่าสามารถใช้อัตราการหมุนเวียนน้ำเสียเพียง 8 ล./ซม. หรือเท่ากับความเร็วไหลขึ้น 3.5 ม./ซม. จึงทำให้มีความน่าสนใจในการนำเม็ดยางมาใช้เป็นวัสดุตัวกลางในระบบฟลูอิดไดซ์เบด เนื่องจากเม็ดยางมีความหนาแน่นที่ต่ำทำให้ง่ายต่อการสร้างสภาวะฟลูอิดไดซ์และไม่สิ้นเปลืองพลังงานในการควบคุมให้อยู่ในสภาวะฟลูอิดไดซ์ตลอดเวลา

การควบคุมระบบให้อยู่ในสภาวะฟลูอิดไดซ์และปัญหาในช่วงเริ่มเดินระบบ

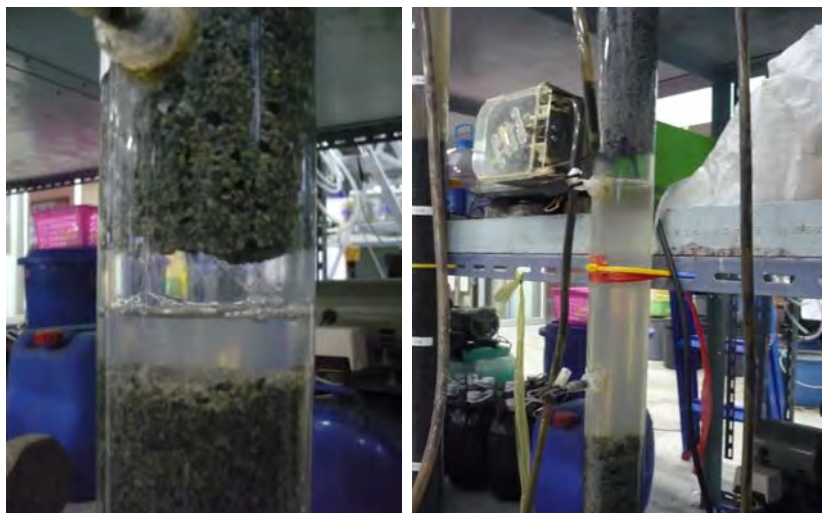
ในช่วงการเริ่มต้นเดินระบบบำบัดแบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบด ปัจจัยที่มีความสำคัญอย่างยิ่งก็คือการควบคุมอัตราการหมุนเวียนน้ำเสียเพื่อให้ชั้นวัสดุตัวกลางมีการขยายตัว 1.5 เท่า (เสกฐา ศาสนนันท์, 2538) โดยในช่วงเริ่มต้นเดินระบบพบว่าการใช้อัตราการหมุนเวียนน้ำเสียที่สูงในช่วงสัปดาห์แรกจะช่วยคัดแยกให้เม็ดยางที่มีขนาดเล็กมากๆ หลุดออกจากระบบพร้อมน้ำทิ้ง

จากนั้นเมื่อเวลาผ่านไปเข้าสู่วันที่ 30 จึงไม่พบการหลุดของเม็ดยางออกจากระบบ และเมื่อเดินระบบต่อเนื่องจนเข้าสู่วันที่ 90 พบว่าบริเวณรอบเม็ดยางจะมีจุลินทรีย์ยึดเกาะอยู่ในปริมาณมาก ส่งผลให้วัสดุตัวกลางบริเวณด้านล่างของถังปฏิกรณ์เกิดการเกาะตัวกันแน่นจนอุดตัน ทำให้น้ำเสียและก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นดันขึ้นตัวกลางยับยอลยขึ้นมามาก (ดังภาพที่ 4.2) โดยคาดว่าสาเหตุน่าจะเกิดจากความผิดพลาดในการเลือกใช้ขนาดประสิทธิภาพซึ่งเป็นขนาดเฉลี่ยของเม็ดยางในการคำนวณอัตราหมุนเวียนน้ำเสีย ทำให้มีเม็ดยางขนาดใหญ่และเล็กปะปนกันอยู่ ส่งผลให้อัตราการขยายตัวและความเร็วในการฟลูอิดไดซ์มีค่าต่ำไป เม็ดยางที่มีขนาดใหญ่กว่าขนาดเฉลี่ยจึงไม่เกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์และจมอยู่ที่ก้นถังปฏิกรณ์ เมื่อมีจุลินทรีย์มาเกาะติดที่ผิวเม็ดยางในปริมาณที่มากขึ้นและสร้างชั้นฟิล์มระหว่างเม็ดยางจนเกิดการตัน น้ำเสียและก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นไม่สามารถไหลผ่านไปได้ โดยการอุดตันในช่วงแรกเป็นการอุดตันเพียงบางส่วน นั่นคือน้ำเสียและก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นจะสามารถไหลผ่านไปได้แบบลัดระบบ (Short Circuit) ทำให้น้ำเสียไหลผ่านไม่ทั่วชั้นเม็ดยาง ส่งผลให้มีระยะเวลาที่เก็บน้ำเสียในระบบสั้น ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีและการเกิดก๊าซชีวภาพที่ทำการวิเคราะห์บางช่วงมีค่าต่ำ จนในที่สุดจะเกิดการตันทั้งพื้นที่หน้าตัด น้ำเสียและก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นไม่สามารถผ่านชั้นตัวกลางได้แล้วจึงดันขึ้นตัวกลางให้ลอยขึ้น โดยหากไม่ทำการแก้ไขชั้นวัสดุตัวกลางจะลอยสูงขึ้นเรื่อยๆ จนหลุดออกจากระบบ ผู้วิจัยจึงต้องหาทางแก้ไขโดยการเคาะด้านข้างถังปฏิกรณ์เพื่อให้ชั้นตัวกลางเกิดการสะเทือนหรือนำไม้ยาวๆ แยกเข้าไปในถังปฏิกรณ์ เพื่อให้ชั้นตัวกลางแยกตัวและหลุดออกจากกัน ซึ่งปัญหาที่เกิดขึ้นหากทำการแก้ไขไม่ทันจะส่งผลให้เม็ดยางไหลหลุดออกจากระบบ และบางส่วนอาจวนกลับเข้ามาทางสายยางหมุนเวียนน้ำเสีย และอาจมีผลทำให้บ่มหมุนเวียนน้ำเสียตัน เป็นผลให้อัตราการหมุนเวียนน้ำเสียลดลง นอกจากนี้เม็ดยางด้านล่างจะไหลย้อนลงมาตันที่กอกหมุนเวียนน้ำเสีย และเมื่อบ่มหมุนเวียนน้ำเสียทำงานจะทำให้เกิดแรงดันในท่อสายยางทำให้สายยางหลุดออกจากวาล์วหรือสายยางแตก เกิดความเสียหายต่อระบบ โดยหลังจากทำการแก้ไขการอุดตันของชั้นตัวกลางที่เกิดขึ้นแล้ว เมื่อเดินระบบต่อเนื่องไปเป็นระยะเวลาหนึ่งก็จะเกิดการเกาะตัวกันและดันขึ้นตัวกลางซ้ำขึ้นมาอีก

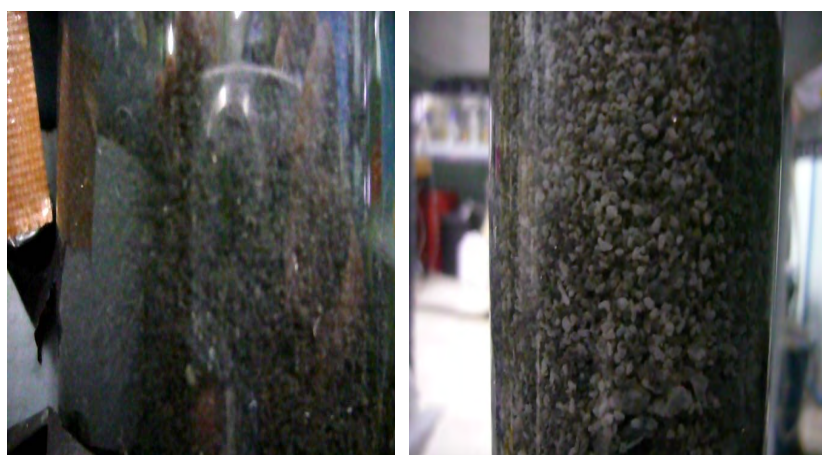
ดังนั้นหลังจากเริ่มเดินระบบจนเข้าสู่สภาวะคงตัวแล้ว จึงเลือกทำการแก้ไขปัญหาดังกล่าวเพื่อลดการอุดตันของชั้นตัวกลางที่เกิดขึ้น โดยการเพิ่มอัตราการขยายตัวของชั้นตัวกลางสูงขึ้นเพื่อเพิ่มความเร็วไหลขึ้นให้วัสดุตัวกลางขนาดใหญ่ด้านล่างเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์ และทำให้ชั้นตัวกลางมีความพรุนเพิ่มขึ้น ส่งผลให้น้ำเสียและก๊าซชีวภาพสามารถผ่านได้ โดยในการทดลองได้ทำการเพิ่มอัตราการขยายตัวของชั้นวัสดุตัวกลางจาก 1.5 เป็น 2.0 เท่า ด้วยวิธีการลดปริมาณเม็ดยางในระบบส่วนหนึ่งและเพิ่มอัตราการหมุนเวียนน้ำเสียเพื่อให้ระบบมีปริมาตรเท่าเดิม โดยอัตรา

การหมุนเวียนน้ำเสียจะเพิ่มขึ้นจาก 10 ล./ชม. เป็น 13 ล./ชม. โดยสภาวะดังกล่าวจะนำไปใช้กับช่วงเริ่มเดินระบบจนมีสภาวะคงตัวและใช้กับชุดการทดลองที่ระยะเวลาเก็บน้ำเสีย 8 5 และ 2 ชม.ตามลำดับ ซึ่งภายหลังการเพิ่มอัตราการขยายตัวของชั้นตัวกลางแล้ว พบว่าจะไม่เกิดการอุดตันของชั้นตัวกลางอีก โดยระบบเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์ได้ดี ซึ่งเมื่อเพิ่มการฟลูอิดไดซ์แล้วจะสังเกตเห็นการแบ่งโซนของขนาดเม็ดยางได้อย่างชัดเจน โดยเม็ดยางขนาดใหญ่จะอยู่บริเวณด้านล่างส่วนเม็ดยางขนาดเล็กจะลอยไปอยู่บริเวณด้านบน ดังภาพที่ 4.3

สำหรับถึงปฏิกรณ์ที่ 2 ในช่วงแรกที่ทำกรเดินระบบแบบไม่มีการหมุนเวียนน้ำเสีย ไม่ได้ทำการปรับอัตราส่วนการขยายตัวของชั้นวัสดุตัวกลางเป็น 2 เท่าเช่นเดียวกับการทดลองที่เวลากักเก็บน้ำเสียอื่นๆ เนื่องจากหากดำเนินการดังกล่าวจะทำให้ต้องเตรียมน้ำเสียเพื่อป้อนเข้าสู่ระบบในปริมาณสูงถึงวันละ 312 ลิตร ผู้วิจัยจึงเลือกที่จะทำการเดินระบบด้วยปริมาณน้ำเสียที่สามารถเตรียมได้คือ 130 ล./วัน ซึ่งอัตราการป้อนน้ำเสียดังกล่าวจะทำให้ชุดการทดลองมีอัตราการขยายตัวของชั้นวัสดุตัวกลางเท่ากับ 1.4 เท่า และระบบมีระยะเวลาเก็บน้ำเสียเท่ากับ 0.40 ชม. ซึ่งมีค่าที่ต่ำและใกล้เคียงตามที่ต้องการไว้ ซึ่งสามารถใช้เป็นตัวแทนสภาวะการเดินระบบแบบไม่มีการหมุนเวียนน้ำเสียที่ระยะเวลาเก็บน้ำเสียที่ต่ำมากๆ ได้ แต่เนื่องจากการที่เม็ดยางมีอัตราการขยายตัวที่ต่ำจะส่งผลให้เกิดการตันของชั้นวัสดุตัวกลางและเกิดน้ำเสียไหลล้นระบบเหมือนช่วงการเริ่มเดินระบบ จึงต้องคอยสังเกตการอุดตันที่เกิดขึ้นและคอยแก้ไขปัญหาอย่างต่อเนื่องเสมอ



ภาพที่ 4.2 การอุดต้นและลอยตัวของชั้นตัวกลางในถังปฏิกรณ์ฟลูอิดไดซ์เบด



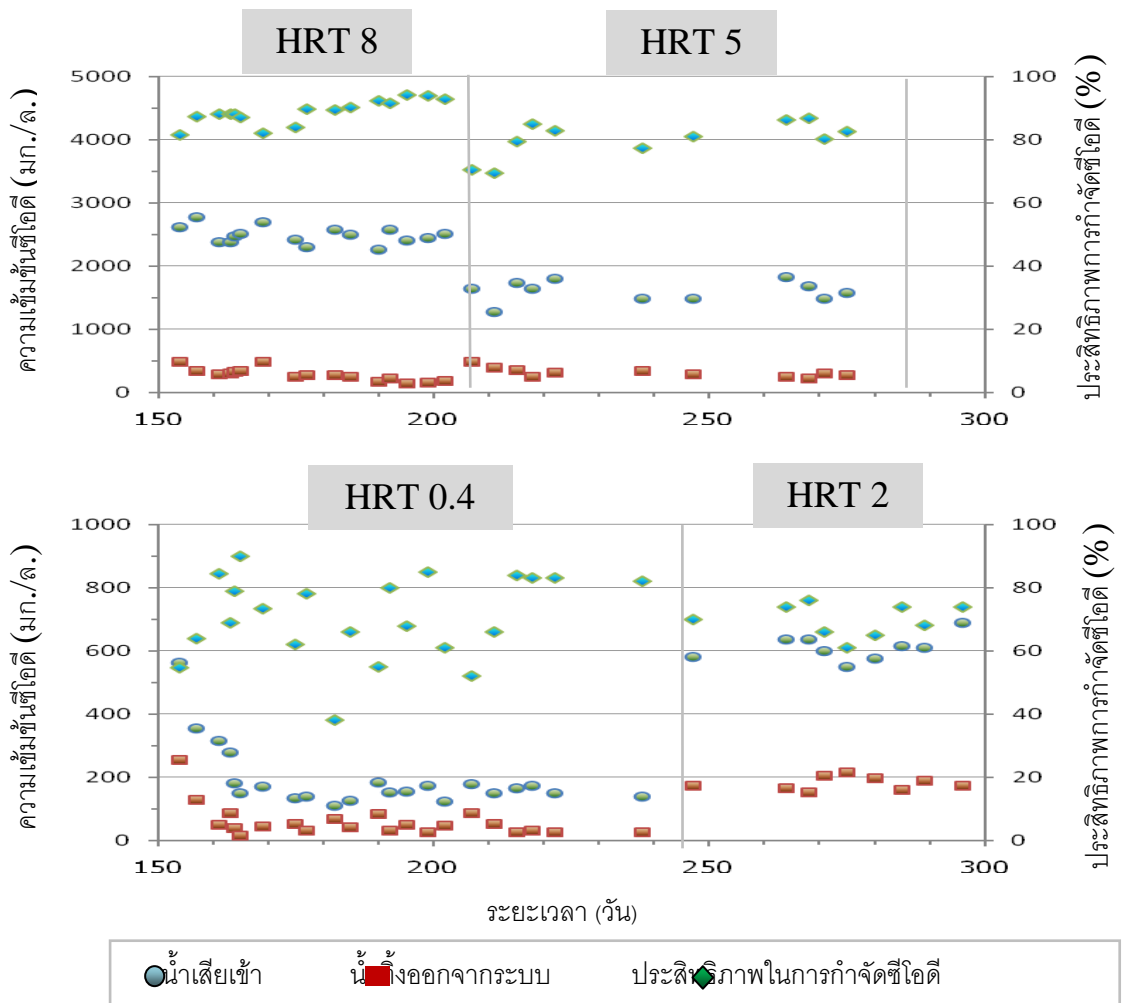
ภาพที่ 4.3 การตัดแยกขนาดของวัสดุตัวกลางตามชั้นความสูงในถังปฏิกรณ์ฟลูอิดไดซ์เบด

4.3. ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีและการเกิดก๊าซชีวภาพ

ประสิทธิภาพของระบบในการกำจัดซีโอดี

ภายหลังการเริ่มเดินระบบและถังปฏิกรณ์เข้าสู่สภาวะคงตัวแล้ว ทำการเดินระบบต่อเนื่องด้วยการป้อนน้ำเสียเข้าสู่ถังปฏิกรณ์ฟลูอิดไดซ์เบดภายใต้สภาวะที่มีการแปรค่าระยะเวลาพักเก็บน้ำเสียต่างกัน โดยถังปฏิกรณ์ที่ 1 จะควบคุมให้มีระยะเวลาพักเก็บน้ำเสีย 8 ชม. และลดลงเป็น 5 ชม. ภายหลังระบบเข้าสู่สภาวะคงตัว โดยสังเกตจากประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีและอัตราการผลิตก๊าซชีวภาพคงที่ ส่วนถังปฏิกรณ์ที่ 2 จะเริ่มจากการเดินระบบในสภาวะที่ไม่มีการหมุนเวียนน้ำเสียภายในที่ระยะเวลาพักเก็บน้ำเสีย 0.4 ชม. และตามด้วยการเพิ่มระยะเวลาพักเก็บน้ำเสียเป็น 2 ชม. ตามลำดับ ผลการทดลองดังภาพที่ 4.4 แสดงให้เห็นการเปลี่ยนแปลงค่าซีโอดีระหว่าง

น้ำเสียเข้าระบบและน้ำทิ้งภายหลังจากบำบัดที่ออกจากถังปฏิกรณ์เมื่อทำการแปรค่าระยะเวลาเก็บน้ำเสียในระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดแตกต่างกัน



ภาพที่ 4.4 ค่าซีไอดีและประสิทธิภาพในการกำจัดซีไอดีที่ระยะเวลาเก็บน้ำเสียต่างๆ

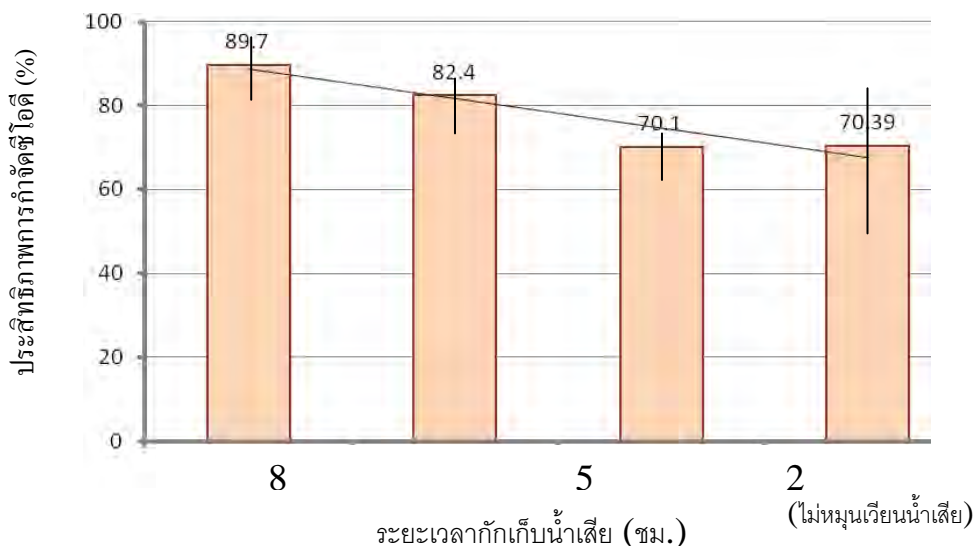
จากผลการทดลองแสดงให้เห็นว่าในแต่ละช่วงระยะเวลากักเก็บน้ำเสียจะใช้เวลาในการเข้าสู่สภาวะคงตัวที่แตกต่างกัน โดยระยะเวลากักเก็บน้ำเสีย 8 ชม. จะใช้เวลาในการทดลองสั้นที่สุดคือประมาณ 50 วัน ส่วนที่ระยะเวลากักเก็บน้ำเสียที่ 5 และ 2 ชม. จะใช้เวลาทดลองเดินระบบใกล้เคียงกันคือประมาณ 75 และ 60 วัน แตกต่างจากการทดลองเดินระบบแบบไม่มีการหมุนเวียนน้ำเสียซึ่งจะใช้ระยะเวลาทดลองนานที่สุดเท่ากับ 90 วัน เนื่องจากสภาวะดังกล่าวเป็นการเดินระบบภายใต้ระยะเวลาเก็บน้ำเสียที่สั้นมากเพียง 0.4 ชม. ทำให้น้ำเสียที่เข้าสู่ระบบมีโอกาสที่จะสัมผัสกับจุลินทรีย์ที่เจริญอยู่บนผิวตัวกลางในเวลาสั้น การกำจัดซีไอดีภายในระบบเกิดขึ้นได้ยังไม่สมบูรณ์น้ำเสียก็ถูกบังคับให้ไหลออกนอกถังปฏิกรณ์ ผลการทดลองจึงพบความแปรปรวนในแง่ประสิทธิภาพการกำจัดซีไอดีค่อนข้างสูง นอกจากนี้ยังมีปัญหาการไหลลัดวงจร

เกิดขึ้นบ่อยจึงต้องทำการเดินระบบเป็นเวลานานเพื่อให้ได้ผลการทดลองที่เพียงพอที่จะให้อธิบายผลของการเดินระบบได้

ตารางที่ 4.3 และภาพที่ 4.5 แสดงผลการเปรียบเทียบประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีของถังปฏิกรณ์แอนไอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดที่แปรค่าระยะเวลาที่เก็บน้ำเสียในระบบแตกต่างกัน โดยผลการทดลองแสดงให้เห็นความสัมพันธ์ของระยะเวลาที่เก็บน้ำเสียกับประสิทธิภาพในการบำบัดซีโอดีได้อย่างชัดเจนโดย เมื่อระยะเวลาที่เก็บน้ำเสียมีค่าต่ำลงจะส่งผลให้ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีลดลงด้วย โดยประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีจากการลดค่าระยะเวลาที่เก็บน้ำเสียจาก 8 เป็น 5 ชม.มีค่าลดลงจาก 89.7 เป็น 82.4% ซึ่งถือว่ายังมีประสิทธิภาพในการบำบัดซีโอดีที่ใกล้เคียงกัน แต่เมื่อลดค่าระยะเวลาที่เก็บน้ำเสียให้ต่ำลงเป็น 2 และ 0.4 ชม. (ไม่มีการหมุนเวียนน้ำเสีย) พบว่าประสิทธิภาพในการบำบัดซีโอดีลดลงเป็น 70.1 และ 70.4 % ตามลำดับ ซึ่งผลการทดลองแสดงถึงประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีในช่วงค่าที่ยังยอมรับได้ ดังนั้นจึงอาจกล่าวได้ว่าการเดินระบบบำบัดน้ำเสียแบบแอนไอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดที่ระยะเวลาที่เก็บน้ำเสียที่ต่ำมากในสภาวะที่ไม่มีการหมุนเวียนน้ำเสียภายในระบบจะยังสามารถกำจัดซีโอดีได้ดี หากมีการควบคุมสภาวะต่างๆ ในการเดินระบบให้เหมาะสม

ตารางที่ 4.3 ค่าเฉลี่ยซีโอดีเข้าและออกจากระบบและประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีที่ระยะเวลาที่เก็บน้ำเสียต่างๆ ในถังปฏิกรณ์แอนไอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบด

	ระยะเวลาที่เก็บน้ำเสีย (ชม.)			
	8	5	2	0.4 (ไม่หมุนเวียนน้ำ)
	ค่าเฉลี่ย \pm SD (n = 11)	ค่าเฉลี่ย \pm SD (n = 7)	ค่าเฉลี่ย \pm SD (n = 8)	ค่าเฉลี่ย \pm SD (n = 8)
ซีโอดีน้ำเข้า (มก./ลิตร)	2,471.8 \pm 126.2	1,600.6 \pm 160.9	615.8 \pm 39.6	151.3 \pm 21.6
ซีโอดีน้ำทิ้ง (มก./ลิตร)	246.0 \pm 97.3	313.5 \pm 77.7	180.4 \pm 22.1	43.3 \pm 19.7
ประสิทธิภาพในการ กำจัดซีโอดี (%)	89.7 \pm 4.0	82.4 \pm 3.2	70.1 \pm 5.2	70.4 \pm 13.7



ภาพที่ 4.5 การเปรียบเทียบประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีที่ระยะเวลาเก็บน้ำเสียต่างๆ

เมื่อเปรียบเทียบประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีของระบบที่เวลากักเก็บน้ำเสีย 8 ชม. ซึ่งเป็นเวลากักเก็บน้ำเสียต่ำที่สุดที่มีการทำวิจัยในแง่ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีของระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดกับผลงานวิจัยของ Metcalf และ Eddy (2003) ที่ใช้กลูโคสเป็นแหล่งคาร์บอนอินทรีย์ ซึ่งเดินระบบที่ระยะเวลาเก็บน้ำเสีย 12 ชม. และควบคุมอัตราการระสาดอินทรีย์ที่ 10 กก.-ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน พบว่ามีค่าประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีใกล้เคียงกัน คือมีค่าเท่ากับ $89.7 \pm 4.0\%$ และ 95% ตามลำดับ นั่นคืองานวิจัยนี้ทำการทดลองที่อัตราการระสาดอินทรีย์ใกล้เคียงกันแต่เดินระบบที่เวลากักเก็บน้ำเสียที่สั้นกว่า โดยได้ผลในการกำจัดซีโอดีที่ไม่ต่างกัน และเมื่อเปรียบเทียบกับงานวิจัยของ Balaguer และคณะ (1992) ซึ่งศึกษาการบำบัดน้ำเสียจากกระบวนการผลิตเหล้าองุ่นด้วยระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดที่อัตราการระสาดอินทรีย์ใกล้เคียงกับงานวิจัยนี้คือ 9 กก.-ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน และมีระยะเวลาเก็บน้ำเสียในระบบ 12 ชม. มีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดี 70.5% จะเห็นได้ว่างานวิจัยนี้ใช้ระยะเวลาเก็บน้ำเสียที่สั้นกว่าคือที่ 8 ชม. แต่มีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีที่สูงกว่า นอกจากนี้เมื่อเปรียบเทียบกับงานวิจัยของ Borja และคณะ (2001) ที่ศึกษาการบำบัดน้ำเสียจากกระบวนการผลิตโปรตีนจากเมล็ดทานตะวัน ภายใต้สภาวะการควบคุมระบบที่อัตราการระสาดอินทรีย์เท่ากับ 9.3 กก.-ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน พบว่างานวิจัยดังกล่าวมีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดี 80% เมื่อทำการเดินระบบที่ ระยะเวลาเก็บน้ำเสียนานถึง 1.1 วัน หรือประมาณ 26.4 ชม. ขณะที่งานวิจัยนี้ใช้ระยะเวลาเก็บน้ำเสียเพียง 8 ชม. ส่วนงานวิจัยของ Borja และ Bank (1995) ทำการบำบัดน้ำเสียจากกระบวนการผลิตไอศกรีมที่ระยะเวลาเก็บน้ำเสียเท่ากับงานวิจัยนี้คือ 8 ชม. โดยควบคุมอุณหภูมิที่ 35°C อัตราการระสาดอินทรีย์ที่ 15.6 กก.-ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน พบว่ามีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีถึง 94.4% ซึ่งมีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีที่สูง

เนื่องจากได้ควบคุมระบบให้อยู่ในช่วงอุณหภูมิที่เหมาะสมสำหรับจุลินทรีย์กลุ่มเมซิฟิลิกคือที่ 35°C ตามสมการของ Henze และ Harremoës (1983) ส่วนงานวิจัยนี้ดำเนินการทดลองที่อุณหภูมิห้องซึ่งเฉลี่ยแล้วจะมีอุณหภูมิที่ต่ำกว่าสภาวะที่เหมาะสมดังกล่าว แต่หากสามารถควบคุมอุณหภูมิให้อยู่ในช่วงที่เหมาะสมได้ ระบบก็น่าจะมีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีและสามารถรับอัตราภาระสารอินทรีย์ที่สูงได้ใกล้เคียงกัน ส่วนการเปรียบเทียบประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีกับงานวิจัยอื่นที่มีสภาวะใกล้เคียงกันและกับระบบบำบัดน้ำเสียชนิดไร้อากาศอื่นๆ ที่อัตราภาระสารอินทรีย์ใกล้เคียงกัน เช่น ระบบยูเอเอสบี และระบบถังกรองชีวภาพ พบว่าการเดินระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดที่ใช้เม็ดยางเป็นวัสดุตัวกลางภายใต้ระยะเวลาที่เก็บน้ำเสีย 8 ชม. ในงานวิจัยนี้มีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีที่ใกล้เคียงกันแต่ใช้ระยะเวลาในระบบสั้นกว่า (Aivasidis และ Diamantis , 2007)

ส่วนที่ระยะเวลาที่เก็บน้ำเสีย 5 ชม. ซึ่งเป็นตัวแทนระยะเวลาที่เก็บน้ำเสียที่ต่ำที่สุดที่เคยมีงานวิจัยรายงานไว้ในกรณีการเดินระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้อากาศเพื่อติดตามประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีและปริมาณก๊าซชีวภาพ พบว่าระบบมีประสิทธิภาพในการลดซีโอดีเท่ากับ $82.4 \pm 3.2\%$ ซึ่งมีค่าใกล้เคียงกับการเดินระบบที่ 8 ชม. และสำหรับระยะเวลาที่เก็บน้ำเสียที่ 2 ชม. ซึ่งงานวิจัยส่วนใหญ่จะเน้นไปทางการวิจัยในการผลิตก๊าซไฮโดรเจน (Liang และคณะ, 2007) โดยเมื่อทำการเพิ่มกำลังปั๊มเฟอรโดยการเติมต่าง (ในรูปของโซเดียมไบคาร์บอเนต) ในน้ำเสียเข้าระบบเพื่อควบคุมให้พีเอชของระบบอยู่ในช่วงที่ไม่กระทบกับการทำงานกลุ่มจุลินทรีย์สร้างมีเทน พบว่าระบบจะสามารถกำจัดซีโอดีได้เป็นที่น่าพอใจ โดยมีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดี $70.1 \pm 5.2\%$ ซึ่งถือว่ายังมีประสิทธิภาพในการบำบัดที่สูงและสามารถตรวจวัดเปอร์เซ็นต์การเกิดก๊าซมีเทนได้สูงเมื่อเทียบกับระยะเวลาที่เก็บน้ำเสียที่มีค่าต่ำ

และสำหรับการเดินระบบภายใต้สภาวะที่ไม่มีการหมุนเวียนน้ำเสีย โดยการป้อนน้ำเสียเข้าถังปฏิกรณ์ในอัตราที่สูงเพื่อให้วัสดุตัวกลางเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์ พบว่าจะมีระยะเวลาที่เก็บน้ำเสียในถังปฏิกรณ์ 0.4 ชม. โดยระบบยังสามารถกำจัดซีโอดีได้สูง มีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีเท่ากับ $70.39 \pm 13.7\%$ ซึ่งเมื่อพิจารณาจากค่าซีโอดีของน้ำเสียเข้าระบบที่ต่ำคือประมาณ 151.3 ± 21.6 มก./ล. และค่าซีโอดีของน้ำทิ้งที่ผ่านการบำบัดแล้วประมาณ 43.3 ± 19.7 มก./ล. ซึ่งใกล้เคียงกับค่าซีโอดีต่ำสุดที่สามารถบำบัดได้จากระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้ออกซิเจนแล้ว จะเห็นได้ว่าแม้ว่าน้ำเสียเข้าระบบจะมีซีโอดีที่ต่ำและระยะเวลาที่เก็บน้ำเสียที่สั้นมากจนระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้อากาศส่วนใหญ่ไม่สามารถที่จะกำจัดซีโอดีได้แล้ว แต่ด้วยข้อดีของระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดคือ มีวัสดุตัวกลางเพื่อเป็นที่ยึดเกาะของจุลินทรีย์ในระบบ และยังมี การหมุนเวียนน้ำเสียที่สูงเพื่อทำให้ชั้นวัสดุตัวกลางเกิดการขยายตัวจนอยู่ในสภาวะฟลูอิดไดซ์ ทำให้ชั้นตัวกลางเกิดความพรุน น้ำเสียสามารถกระจายสัมผัสกับจุลินทรีย์ได้ทั่วถึงปฏิกรณ์ ส่งผลให้ระบบ

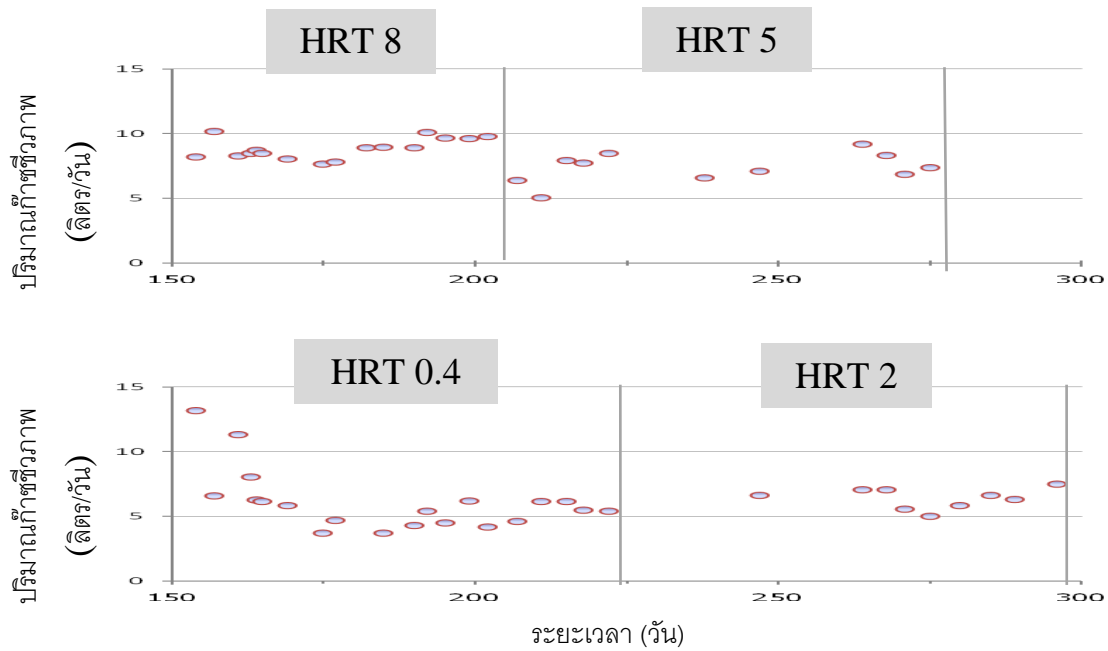
สามารถรักษาความเข้มข้นของมวลชีวภาพในระบบไว้ได้ดี ระบบจึงยังคงสามารถกำจัดซีโอดีที่ระยะเวลาที่เก็บน้ำเสียที่ต่ำได้ อย่างไรก็ตามสภาวะการเดินระบบโดยไม่มีกรหมุนเวียนน้ำเสียอาจส่งผลให้เกิดความแปรปรวนของประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีได้ โดยคาดว่าน่าจะมาจากลักษณะสมบัติที่ไม่คงตัวของน้ำเสียหรือเกิดการไหลลัดวงจรของน้ำเสียในระบบ เนื่องจากการเดินระบบโดยไม่มีกรหมุนเวียนน้ำเสียที่อัตราการป้อนน้ำเสียเข้าระบบในอัตรา 130 ลิตรต่อวัน จะทำให้ชั้นวัสดุตัวกลางมีอัตราการขยายตัวเพียง 1.4 เท่า ซึ่งไม่เพียงพอที่จะทำให้เม็ดยางขนาดใหญ่ด้านล่างถึงปฏิกรณ์เกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์ได้ เม็ดยางขนาดใหญ่จึงอาจเกิดการเกาะตัวกันแน่นทำให้น้ำเสียและก๊าซที่เกิดขึ้นไม่สามารถไหลผ่านไปได้โดยน้ำเสียบางส่วนอาจไหลลัดผ่านทำให้ระยะเวลาที่เก็บน้ำเสียของระบบมีค่าสั้นลง ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีขณะนั้นจึงมีค่าต่ำ

อัตราการเกิดก๊าซชีวภาพ

อัตราการเกิดก๊าซชีวภาพและอัตราการเกิดก๊าซมีเทนเป็นพารามิเตอร์ที่สำคัญในการตรวจสอบประสิทธิภาพของระบบโดยอัตราการเกิดก๊าซชีวภาพเฉลี่ยตลอดการทดลองแสดงตารางที่ 4.4 และภาพที่ 4.6

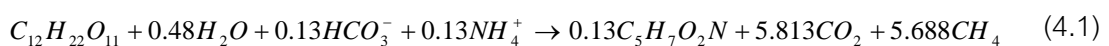
ตารางที่ 4.4 ปริมาณการเกิดก๊าซชีวภาพเฉลี่ยและก๊าซมีเทนในถังปฏิกรณ์แอนแอมไรบิกฟลูอิดไดซ์เบดเมื่อเดินระบบที่ระยะเวลากักเก็บน้ำเสียค่าต่างๆ

ระยะเวลากักเก็บน้ำเสีย (ชม.)	ปริมาณก๊าซชีวภาพ (ลิตร/วัน) ค่าเฉลี่ย \pm SD	ปริมาณก๊าซชีวภาพตาม ทฤษฎี (ลิตร/วัน)	เปอร์เซ็นต์ของ ก๊าซมีเทน
8	8.91 \pm 0.43 (n = 10)	17.6	53.2
5	7.73 \pm 0.89 (n = 9)	16.3	52.0
2	6.40 \pm 0.86 (n = 9)	13.7	50.4
0.4	5.34 \pm 0.79 (n = 9)	10.6	50.9



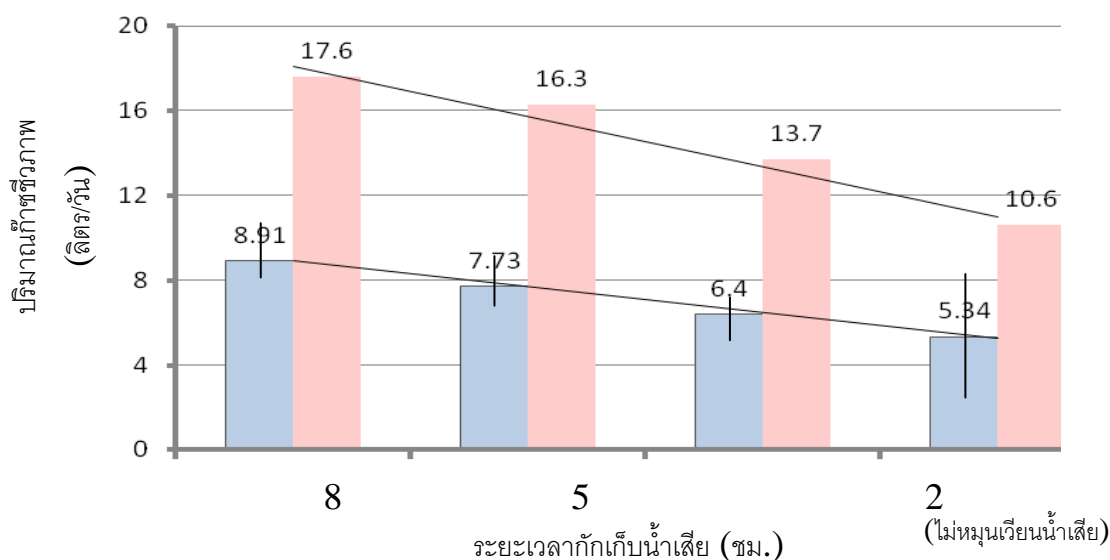
ภาพที่ 4.6 ปริมาณการเกิดก๊าซชีวภาพที่ระยะเวลากักเก็บน้ำเสียต่างๆ

ตารางที่ 4.4 และภาพที่ 4.6 แสดงปริมาณก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นในถังปฏิกรณ์แอนแอโรบิก ฟลูอิดไดซ์เบดที่ระยะเวลากักเก็บน้ำเสียค่าต่างๆ โดยระบบมีปริมาณก๊าซชีวภาพเกิดขึ้นค่อนข้างสูงและมีแนวโน้มเปลี่ยนแปลงตามประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดี นั่นคือปริมาณการเกิดก๊าซชีวภาพจะมีค่าลดลงตามระยะเวลากักเก็บน้ำเสียที่สั้นลง โดยมีค่าเท่ากับ 8.91 7.73 6.40 และ 5.34 ลิ./วัน ที่ระยะเวลากักเก็บน้ำเสียเท่ากับ 8 5 2 และ 0.4 ชม. ตามลำดับ โดยปริมาณก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นนั้นมีค่าน้อยกว่าปริมาณที่ควรเกิดขึ้นตามทฤษฎี (สมการที่ 4.1) ทั้งนี้ส่วนนี้อาจมีสาเหตุมาจากความผิดพลาดในการเก็บและวิเคราะห์ปริมาณก๊าซของอุปกรณ์เช่น อาจมีการละลายกลับของก๊าซบางส่วนภายในอุปกรณ์วัดปริมาตรก๊าซ การเกิดรอยรั่วบริเวณส่วนเก็บก๊าซ ด้านบนของถังปฏิกรณ์ หรืออาจเกิดจากการย่อยสลายที่ไม่สมบูรณ์ของน้ำตาลทรายในระบบ



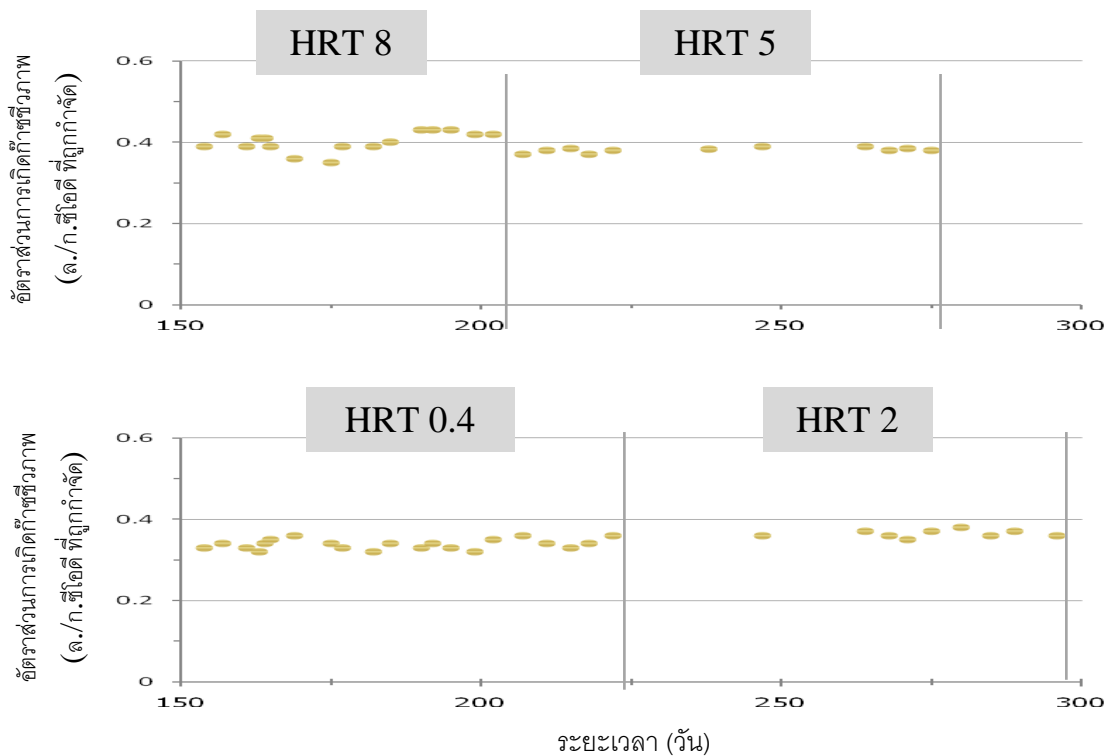
แต่เมื่อเปรียบเทียบก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นจริงกับทฤษฎีที่ระยะเวลากักเก็บน้ำเสียต่างๆ ตามภาพที่ 4.7 จะพบว่าปริมาณของก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นมีแนวโน้มสัมพันธ์กับปริมาณตามทฤษฎี ส่วนเปอร์เซ็นต์ของก๊าซมีเทนที่เกิดขึ้นในระยะเวลากักเก็บน้ำเสียต่างๆ มีค่าใกล้เคียงกันคือ 53.2 52.0 50.4 และ 50.9% ที่ระยะเวลากักเก็บน้ำเสีย 8 5 2 และ 0.4 ชม. ตามลำดับ ซึ่งเปอร์เซ็นต์ของก๊าซมีเทนที่สูงใกล้เคียงกับตามทฤษฎีของ Metcalf และ Eddy (2003) แสดงให้เห็นว่าระบบมีกระบวนการย่อยสลายสารอินทรีย์ที่ค่อนข้างสมบูรณ์ ส่วนในวันที่ 169 และ 175 ของการทดลองที่

ระยะเวลาที่เก็บน้ำเสีย 8 ชม. พบว่าปริมาณการเกิดก๊าซชีวภาพที่วัดได้มีค่าต่ำไม่สอดคล้องกับประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดี สาเหตุมาจากกระบวนการเก็บตัวอย่างก๊าซชีวภาพเพื่อนำไปวิเคราะห์เปอร์เซ็นต์ของก๊าซมีเทน เป็นผลทำให้เกิดการรั่วที่สายส่งก๊าซ ทำให้ปริมาณก๊าซที่วัดได้มีค่าน้อย และเมื่อทำการแก้ไขแล้วปริมาณก๊าซชีวภาพที่วัดได้จึงมีแนวโน้มตามเดิม



ภาพที่ 4.7 เปรียบเทียบก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นจริงกับทฤษฎีที่ระยะเวลาที่เก็บน้ำเสียต่างๆ

จากการที่ปริมาณก๊าซชีวภาพที่วัดได้มีปริมาณที่ต่ำ ส่งผลให้อัตราการส่วเกิดก๊าซชีวภาพต่อซีโอดีที่ถูกกำจัดที่ระยะเวลาที่เก็บน้ำเสียต่างๆ มีค่าต่ำด้วยโดยทุกระยะเวลาที่เก็บน้ำเสียมีย้อตราการส่วเกิดก๊าซชีวภาพต่อซีโอดีที่ถูกกำจัดใกล้เคียงกันคืออยู่ในช่วง 0.38 - 0.42 ลิตรของก๊าซชีวภาพ/ก.ซีโอดีที่ถูกกำจัด นั่นคือมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 0.40 0.38 0.35 และ 0.36 ลิตรของก๊าซชีวภาพ/ก.ซีโอดีที่ถูกกำจัด ที่ระยะเวลาที่เก็บน้ำเสีย 8 5 2 และ 0.4 ชม. ตามลำดับ แสดงดังภาพที่ 4.8 ซึ่งพบว่ามีค่าน้อยกว่างานวิจัยอื่นๆ ซึ่งควรมีค่าประมาณ 0.48 - 0.62 ลิตรของก๊าซชีวภาพ/ก.ซีโอดีที่ถูกกำจัด (เกรียงศักดิ์ อุดมสินโรจน์, 2543)



ภาพที่ 4.8 อัตราส่วนการเกิดก๊าซชีวภาพต่อซีโอดีที่ถูกกำจัดเมื่อทำการแปรผันระยะเวลาเก็บน้ำเสียที่ค่าต่างๆ

4.4 พารามิเตอร์ที่มีผลต่อระบบ

4.4.1 ปริมาณกรดไขมันระเหย ค่าสภาพต่างทั้งหมด และอัตราส่วนของกรดไขมันระเหยต่อสภาพต่างทั้งหมดของระบบ

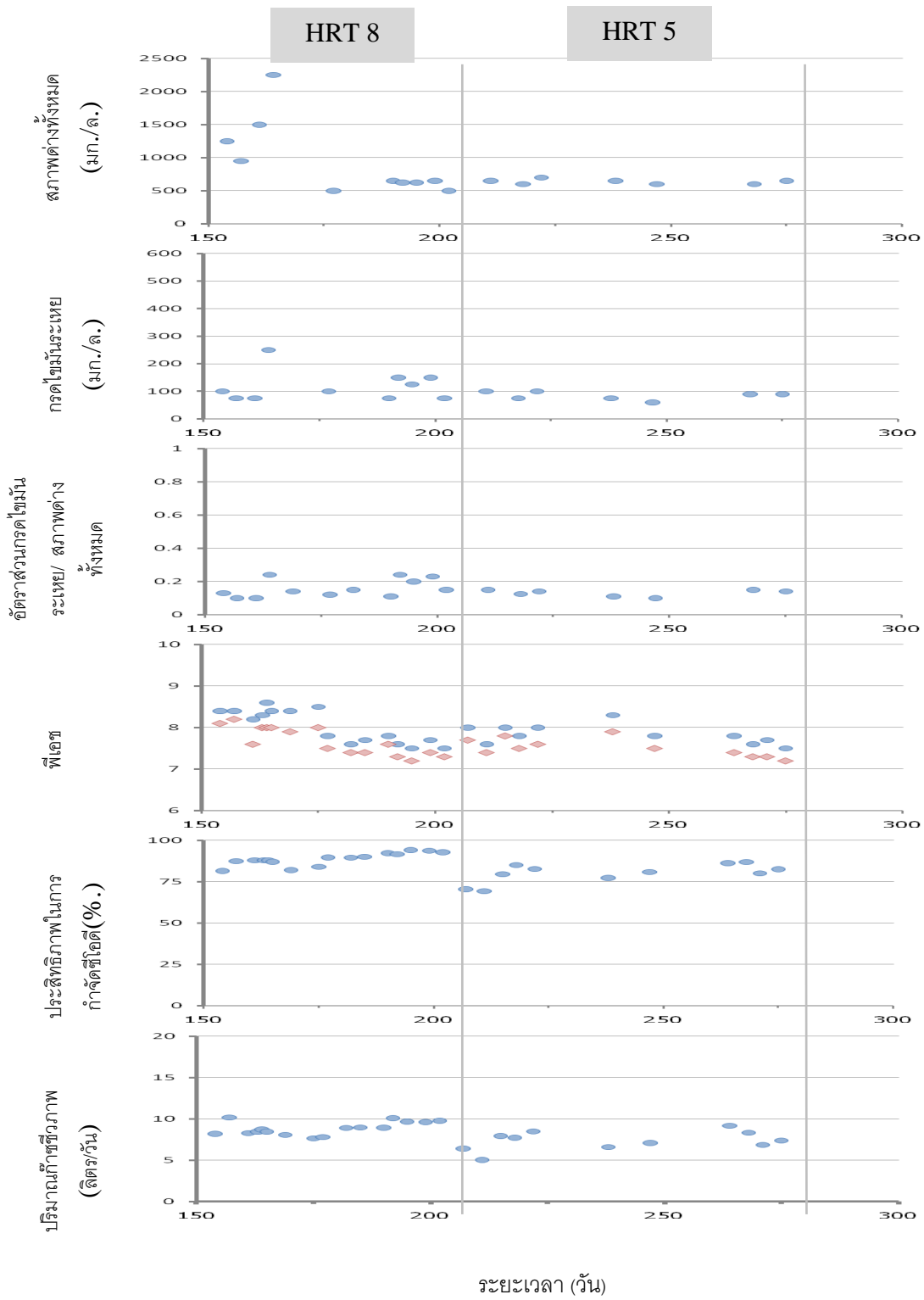
ผลจากการเดินระบบด้วยระยะเวลาเก็บน้ำเสียที่สั้นอาจทำให้เกิดความไม่สมดุลในการทำงานของจุลินทรีย์กลุ่มสร้างกรดและกลุ่มสร้างมีเทน โดยจุลินทรีย์กลุ่มสร้างกรดจะสามารถนำซีโอดีไปใช้ได้ดีและเปลี่ยนรูปให้กลายเป็นกรดไขมันระเหย แต่จุลินทรีย์กลุ่มสร้างมีเทนจะไม่สามารถนำกรดไขมันระเหยนั้นไปใช้ได้ทัน จึงเกิดการสะสมตัวของกรดไขมันระเหยในระบบ ส่งผลทำให้พีเอชในระบบลดลงเรื่อยๆ จนอยู่ในช่วงที่ไม่เหมาะสมกับการทำงานของกลุ่มจุลินทรีย์สร้างมีเทน ทำให้ระบบมีประสิทธิภาพในการบำบัดซีโอดีและอัตราการผลิตก๊าซชีวภาพที่ต่ำ จึงจำเป็นต้องเติมด่างเพื่อเป็นบัฟเฟอร์ให้กับระบบ และรักษาค่าพีเอชให้อยู่ในช่วงที่เหมาะสมต่อการทำงานของจุลินทรีย์ โดยทำการเติมด่างในน้ำเสียเข้าระบบ (ในรูปของโซเดียมไบคาร์บอเนต) ประมาณ 500-1,200 มก./ล. ซึ่งผลจากการเติมด่างในน้ำเสียเข้าระบบจะทำให้ในระบบมีพีเอช

เพิ่มขึ้นเป็นประมาณ 7.6-7.8 ซึ่งใกล้เคียงกับค่าที่เหมาะสมในการเดินระบบที่ประมาณ 6.6-7.4 (Metcalf และ Eddy, 2003) อย่างไรก็ตามพบว่าปริมาณต่างที่เดิมมีค่าน้อยกว่าปริมาณการเติมสำหรับการเดินระบบบำบัดแบบไร้อากาศชนิดอื่นๆ เนื่องจากระบบมีการหมุนเวียนน้ำเสียที่สูง ปริมาณต่างที่เหลือจะวนกลับเข้ามาในระบบอีก นอกจากนี้จากการเริ่มการทดลองช่วงแปรค่า ระยะเวลาที่เก็บน้ำเสียพบว่าการเติมต่างในปริมาณที่มากเกินไปจะมีผลทำให้ค่าพีเอชในระบบสูงขึ้นจนทำให้จุลินทรีย์กลุ่มสร้างมีเทนทำงานได้ไม่ดี ส่งผลให้ระบบมีประสิทธิภาพในการบำบัดชีโอดีและการผลิตก๊าซชีวภาพลดลงโดย ภาพที่ 4.9 แสดงการเปลี่ยนแปลงค่าพารามิเตอร์ต่างๆ ในระหว่างการเดินระบบถึงปฏิกรณ์ที่ 1 พบว่าในช่วงแรกของการทดลองที่ระยะเวลาที่เก็บน้ำเสียที่ 8 ชม. มีประสิทธิภาพในการกำจัดชีโอดีไม่ถึง 90% จึงได้ทดลองเพิ่มปริมาณต่างให้ระบบให้มากขึ้นกว่าเดิมเล็กน้อยเพื่อให้ใกล้เคียงกับปริมาณที่ใช้ในงานวิจัยของ Borja และคณะ (2001) โดยคาดหวังจะให้ประสิทธิภาพในการกำจัดชีโอดีสูงขึ้น แต่ผลการทดลองกลับพบว่า การเติมต่างในปริมาณที่มากขึ้นส่งผลโดยตรงทำให้ค่าพีเอชของระบบสูงขึ้นเป็นประมาณ 8.2 ถึง 8.4 ซึ่งมีค่าสูงเกินช่วงที่เหมาะสม ทำให้ระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดชีโอดีลดลงเป็น 82 ถึง 83% เช่นเดียวกับที่ระยะเวลาที่เก็บน้ำเสีย 0.4 ชม. (ภาพที่ 4.10) ซึ่งทำการเติมต่างในปริมาณที่สูงเกินไปจนทำให้ค่าพีเอชของน้ำเสียมีค่าสูงเกินช่วงที่เหมาะสมกับการทำงานของจุลินทรีย์กลุ่มสร้างมีเทน ซึ่งทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัดชีโอดีในเวลาถัดมาลดลง ดังนั้นจึงทำการลดปริมาณการเติมต่างลง ค่าพีเอชของระบบจึงกลับมาอยู่ในช่วงที่เหมาะสมคือประมาณ 7.5 ถึง 7.8 ประสิทธิภาพในการกำจัดชีโอดีของระบบกลับมามีค่าสูงขึ้น โดยมีประสิทธิภาพในการกำจัดชีโอดีสูงสุดที่ 93.8% ซึ่งจากการวิเคราะห์ปริมาณกรดไขมันระเหยในระบบพบว่าปริมาณที่ค่อนข้างต่ำคือประมาณ 50-150 มก./ล. (ในเทอมของกรดอะซิติก) ซึ่งแสดงให้เห็นว่าระบบมีความสมดุลของสภาวะการสร้างและการนำกรดไขมันระเหยไปใช้ได้ดี ซึ่งผลส่วนหนึ่งอาจเนื่องมาจากงานวิจัยนี้เดินระบบด้วยน้ำเสียสังเคราะห์ที่เตรียมขึ้นจากน้ำตาลทรายซึ่งจัดเป็นสารอินทรีย์ย่อยง่ายโดยจะถูกเปลี่ยนรูปเป็นกรดอะซิติกที่จุลินทรีย์กลุ่มสร้างมีเทนสามารถนำไปใช้ได้ทันที นอกจากนี้ผลการทดลองยังแสดงให้เห็นว่ากระบวนการย่อยสลายสารอินทรีย์ในถังปฏิกรณ์สามารถเกิดขึ้นได้อย่างมีประสิทธิภาพ ทำให้จุลินทรีย์กลุ่มเมทาโนเจนที่ใช้ไฮโดรเจนได้ (Hydrogen Utilizing Methanogens) นำไฮโดรเจนไปใช้ในการผลิตมีเทน จึงไม่เกิดการสะสมตัวของไฮโดรเจน ทำให้ความดันพาร์เชียลของไฮโดรเจนในระบบจึงมีค่าต่ำตลอดเวลา ซึ่งผลจากการย่อยสลายของกลูโคสในสภาวะที่ความดันพาร์เชียลของไฮโดรเจนมีค่าต่ำจะได้ผลผลิตคือ กรดอะซิติก ไฮโดรเจน และคาร์บอนไดออกไซด์ กรดอะซิติกที่เกิดขึ้นส่วนใหญ่จึงน่าจะถูกนำไปใช้ในกระบวนการสร้างมีเทน เหลือเพียงกรดไขมันระเหยอื่นๆ เช่น กรดโฟไฟโอนิก กรดบิวทริก ซึ่งสะสมอยู่ในปริมาณที่ต่ำ สอดคล้องกับผลการกำจัดชีโอดีและการเกิดก๊าซชีวภาพและก๊าซมีเทนของระบบจากการที่มี

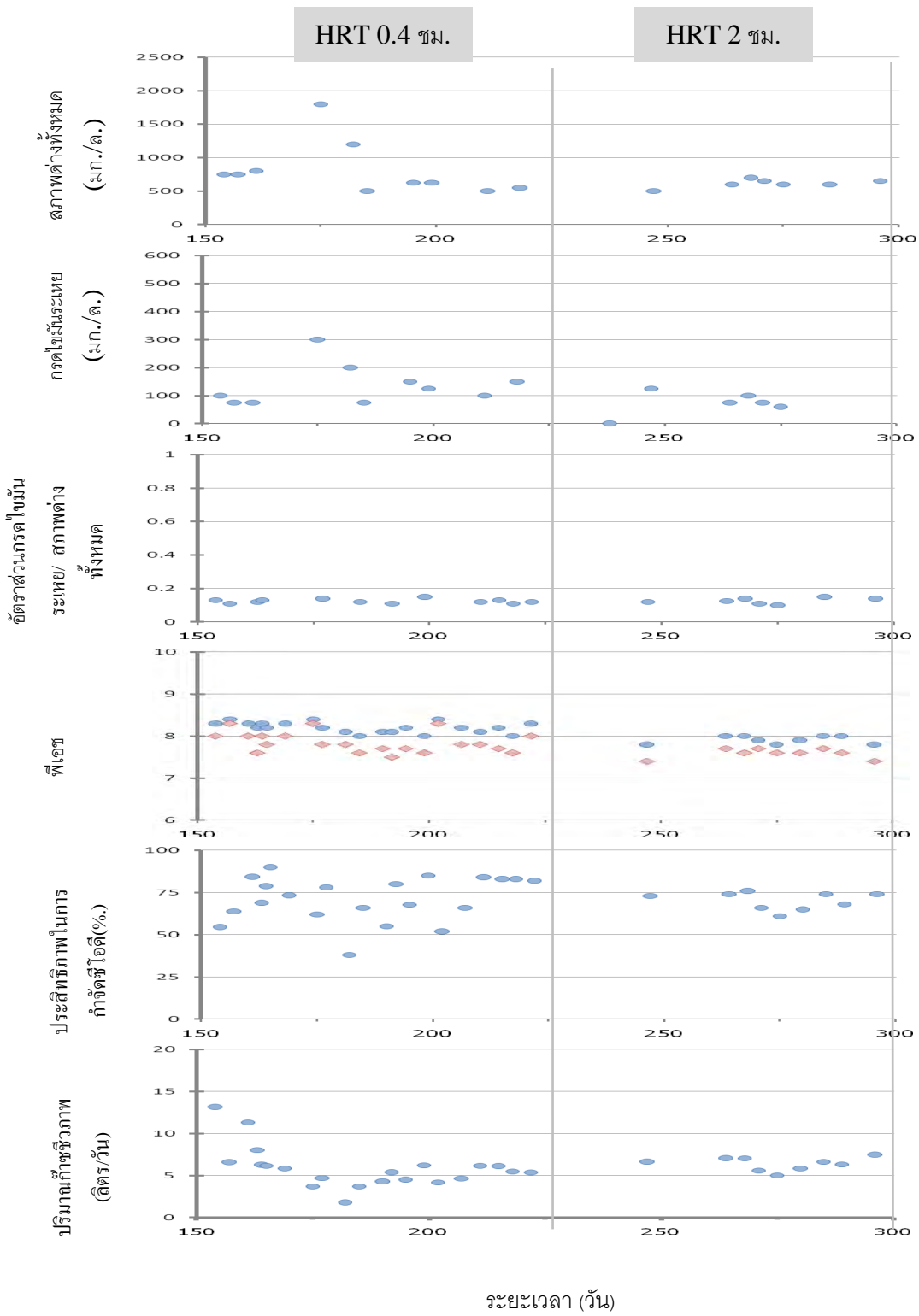
ปริมาณกรดไขมันระเหยในปริมาณที่ต่ำ ทำให้ค่าอัตราส่วนของกรดไขมันระเหยต่อสภาพต่างทั้งหมดจึงมีค่าอยู่ในช่วง 0.12 ถึง 0.20 ซึ่งมีค่าต่ำกว่า 0.4 (ภาพที่ 4.9 และ 4.10) ซึ่งเป็นค่าที่แสดงว่ามีเสถียรภาพในการเดินระบบ (Metcalf และ Eddy, 2003)

ตารางที่ 4.5 ค่าเฉลี่ยพารามิเตอร์ต่างๆในระหว่างเดินระบบของถังปฏิกรณ์ที่ 1 และ 2

พารามิเตอร์	หน่วย	ถังปฏิกรณ์ที่ 1		ถังปฏิกรณ์ที่ 2	
		ระยะเวลาที่เก็บ		ระยะเวลาที่เก็บ	
		น้ำเสีย (ชม.)		น้ำเสีย (ชม.)	
		8	5	0.4	2
		ค่าเฉลี่ย ± SD	ค่าเฉลี่ย ± SD	ค่าเฉลี่ย ± SD	ค่าเฉลี่ย ± SD
สภาพต่างทั้งหมด	มก./ล.	950.0 ± 353.6 (n = 10)	635.7 ± 37.8 (n = 7)	633.3 ± 62.7 (n = 6)	666.7 ± 118.0 (n = 7)
ปริมาณ กรดไขมันระเหย	มก./ล.	117.5 ± 55.3 (n = 10)	84.3 ± 14.8 (n = 7)	81.7 ± 14.4 (n = 6)	133.3 ± 70.9 (n = 7)
พีเอชน้ำเข้า	-	7.65 ± 0.12 (n = 8)	7.83 ± 0.23 (n = 9)	7.91 ± 0.09 (n = 9)	8.14 ± 0.12 (n = 10)
พีเอชน้ำทิ้ง	-	7.38 ± 0.12 (n = 8)	7.51 ± 0.22 (n = 9)	7.59 ± 0.11 (n = 9)	7.74 ± 0.20 (n = 10)
ประสิทธิภาพในการ กำจัดซีโอดี	%	89.7 ± 4.0 (n = 11)	82.4 ± 3.2 (n = 7)	70.1 ± 5.2 (n = 8)	70.4 ± 13.7 (n = 8)
ปริมาณก๊าซชีวภาพ	ล./วัน	8.91 ± 0.84 (n = 10)	7.73 ± 0.84 (n = 9)	6.40 ± 0.80 (n = 9)	5.34 ± 1.91 (n = 9)



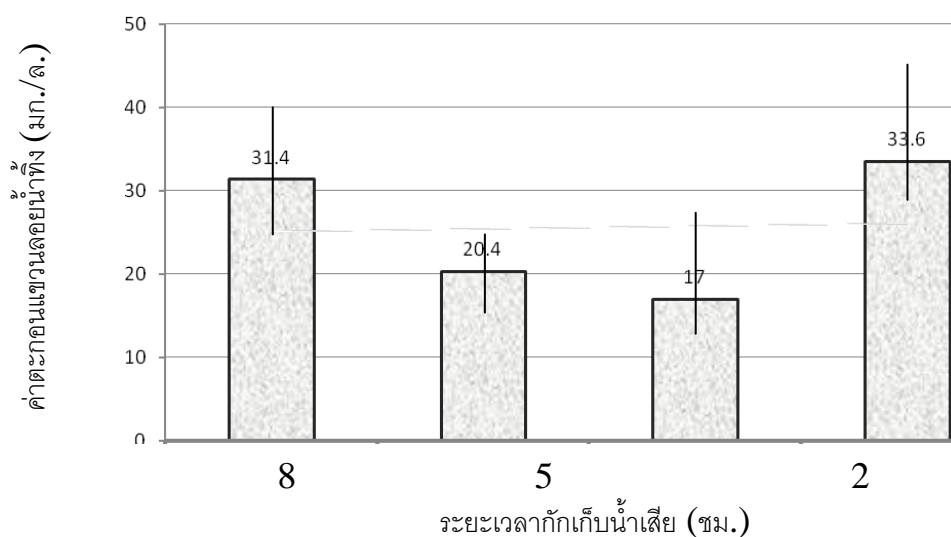
ภาพที่ 4.9 การเปลี่ยนแปลงพารามิเตอร์ต่างๆในระหว่างการเดินระบบของถังปฏิกรณ์ที่ 1



ภาพที่ 4.10 การเปลี่ยนแปลงพารามิเตอร์ต่างๆในระหว่างการเดินระบบของถังปฏิกรณ์ที่ 2

4.2.2 ค่าตะกอนแขวนลอยของน้ำทิ้ง

การมีปริมาณจุลินทรีย์ในระบบที่สูงจะช่วยให้ระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีที่สูง และสามารถรับอัตราภาระสารอินทรีย์ได้มากขึ้น ดังนั้นการรักษาปริมาณจุลินทรีย์ในระบบจึงมีความสำคัญมาก และถ้าจุลินทรีย์หลุดออกจากระบบมากเกินไปจนเหลือจุลินทรีย์ในปริมาณที่น้อยจะส่งผลให้ประสิทธิภาพของระบบลดลงด้วย ซึ่งการรักษาปริมาณจุลินทรีย์ในระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบด คือ การใช้วัสดุตัวกลางเพื่อเป็นที่ยึดเกาะของจุลินทรีย์ และการควบคุมสภาวะต่างๆ ของระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดให้มีความเหมาะสม ซึ่งมีข้อได้เปรียบมากกว่าระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจนชนิดอื่นๆ เนื่องจากการใช้วัสดุตัวกลางที่มีขนาดเล็ก ทำให้มีพื้นที่ผิวสำหรับให้จุลินทรีย์ยึดเกาะจำนวนมากขึ้นจึงสามารถกักเก็บจุลินทรีย์ไว้ในปริมาณที่สูง



ภาพที่ 4.11 ปริมาณตะกอนแขวนลอยของน้ำทิ้งที่สภาวะการกักเก็บน้ำเสียในระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดค่าต่างๆ

ผลจากการทดลองดังภาพที่ 4.11 แสดงให้เห็นว่าค่าตะกอนแขวนลอยของน้ำทิ้งจากทุกระยะเวลาที่กักเก็บน้ำเสียมีค่าเฉลี่ยที่ต่ำใกล้เคียงกันโดยมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 30.5 ± 7.66 20.4 ± 2.82 17.0 ± 5.52 และ 33.6 ± 7.16 มก./ล. ที่ระยะเวลาที่กักเก็บน้ำเสีย 8 5 2 และ 0.4 ชม. (ไม่มีการหมุนเวียนน้ำเสีย) ตามลำดับ โดยสังเกตได้น้ำทิ้งที่ออกจากระบบยังคงมีลักษณะใส โดยเป็นผลมาจากไม่มีจุลินทรีย์ในระบบหลุดออกไป เนื่องจากจุลินทรีย์ที่เกิดขึ้นในระบบส่วนใหญ่เป็นกลุ่มเกาะติดวัสดุตัวกลาง มีจุลินทรีย์แขวนลอยเกิดขึ้นในระบบน้อย และจากสัมประสิทธิ์ปริมาณผลิต (Yield coefficient) ของจุลินทรีย์แบบไร้ออกซิเจนที่มีค่าต่ำ นอกจากนั้นชั้นตัวกลางในระบบยังทำหน้าที่คล้ายสารกรองช่วยกรองจุลินทรีย์ที่เกิดขึ้นในระบบไม่ให้หลุดออกไปกับน้ำทิ้ง โดยที่ระยะเวลาที่กักเก็บน้ำเสีย 8 ชม. และแบบไม่มีการหมุนเวียนน้ำเสียมีค่าตะกอนแขวนลอยใน

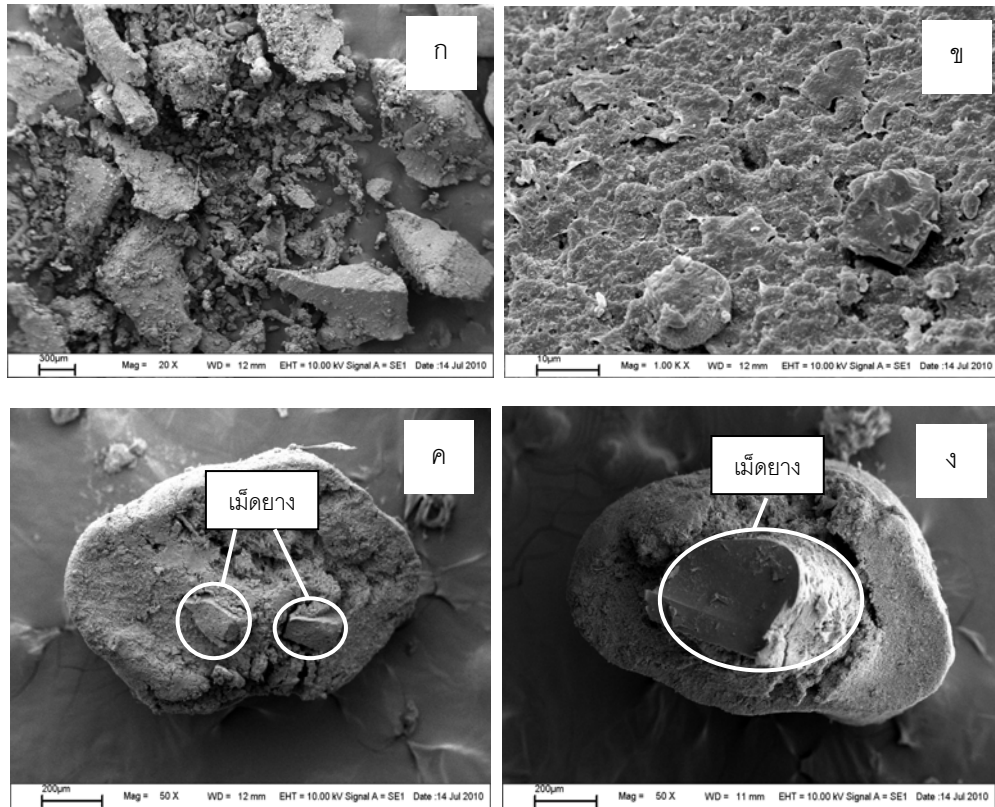
น้ำทิ้งสูงกว่าอีก 2 ชุดการทดลองเล็กน้อย ซึ่งน่าจะมีสาเหตุมาจากระยะเวลาที่เก็บน้ำเสียที่ 8 ชม. มีสภาวะเหมาะสมกับการทำงานของจุลินทรีย์มากที่สุด จุลินทรีย์จึงเจริญรอบเม็ดยางได้ในปริมาณที่มาก เกิดเป็นชั้นฟิล์มหนาเป็นผลให้อาจมีจุลินทรีย์บางส่วนหลุดออกมากับน้ำทิ้งได้จากการเสียดสีของเม็ดยางที่สภาวะฟลูอิดไดซ์ ส่วนชุดที่ไม่มี การหมุนเวียนน้ำเสียระบบจะมีความเร็วไหลขึ้นที่ต่ำกว่าชุดการทดลองอื่นซึ่งจะทำให้ระบบเกิดสภาวะการตันบ่อยเมื่อทำการแก้ไขให้ชั้นวัสดุตัวกลางแยกตัวโดยการเคาะหรือใช้ไม้ยาวๆ แหยงเข้าไปในถังปฏิกรณ์ซึ่งจากการแก้ไขดังกล่าวเป็นสาเหตุให้สูญเสียจุลินทรีย์บางส่วนหลุดออกมาจากเม็ดยางในปริมาณที่สูง

4.2.3 เม็ดยางและกลุ่มจุลินทรีย์ที่เกาะบนเม็ดยาง

การศึกษาของกลุ่มจุลินทรีย์ที่เจริญเกาะบนวัสดุตัวกลางในระบบบำบัดแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดจะช่วยให้สามารถอธิบายกลไกและประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียของระบบได้ดียิ่งขึ้น โดยในงานวิจัยนี้ได้ทำการศึกษากลุ่มของจุลินทรีย์ที่เจริญเกาะบนวัสดุตัวกลางทั้งในเชิงชนิดและปริมาณด้วยเทคนิคที่แตกต่างกัน

การศึกษาโครงสร้างของตะกอนจุลินทรีย์ด้วยกล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอน

นำเม็ดยางเปล่าก่อนเริ่มเดินระบบและจากถังปฏิกรณ์ที่ 1 ซึ่งมีระยะเวลาที่เก็บ 2 ชม. ซึ่งเป็นตัวแทนของระยะเวลาที่เก็บที่ต่ำมากจนน่าจะไม่สามารถกำจัดชีโอดีและผลิตภัณฑ์ที่มีเทนได้ไปศึกษาลักษณะโครงสร้างและการจับตัวของกลุ่มจุลินทรีย์ด้วยกล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอน ผลการทดลองพบว่าตัวอย่างเม็ดยางก่อนเริ่มเดินระบบมีหลายขนาดโดยเม็ดอย่างส่วนใหญ่มีขนาดใหญ่กว่าหรือใกล้เคียงกับขนาดประสิทธิภาพผลคือ 430 ไมโครเมตร (ภาพที่ 4.12-ก) ซึ่งเมื่อเริ่มเดินระบบแล้วอัตราการไหลขึ้นของน้ำเสียที่สูงในระบบจะทำหน้าที่คัดแยกเม็ดยางขนาดเล็กกว่าขนาดประสิทธิภาพให้หลุดออกไปกับน้ำทิ้ง สังเกตได้จากตะกอนแขวนลอยของน้ำทิ้งช่วงเริ่มเดินระบบจะมีค่าสูง ส่วนเม็ดยางขนาดที่ใกล้เคียงหรือใหญ่กว่าจะคงอยู่ในระบบเพื่อเป็นวัสดุตัวกลางให้จุลินทรีย์มายึดเกาะและเมื่อสังเกตภาพขยายของพื้นผิวเม็ดยางด้วยกล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอนที่กำลังขยาย 1000 เท่า พบว่าพื้นผิวเม็ดยางค่อนข้างมีผิวที่ขรุขระ (ภาพที่ 4.12-ข) สอดคล้องกับงานวิจัยของ Kida และคณะ (1990) และ Calderon และคณะ (1996) ที่รายงานว่าวัสดุตัวกลางที่เหมาะสมสำหรับการยึดเกาะของจุลินทรีย์ในแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดควรมีพื้นที่ผิวที่ขรุขระ



ภาพที่ 4.12 ลักษณะพื้นผิวเม็ดยางและลักษณะชั้นจุลินทรีย์ที่เกาะรอบเม็ดยาง

(ก) เม็ดยางขนาดต่างๆที่กำลังขยาย 20 เท่า

(ข) พื้นผิวเม็ดยาง กำลังขยาย 1,000 เท่า

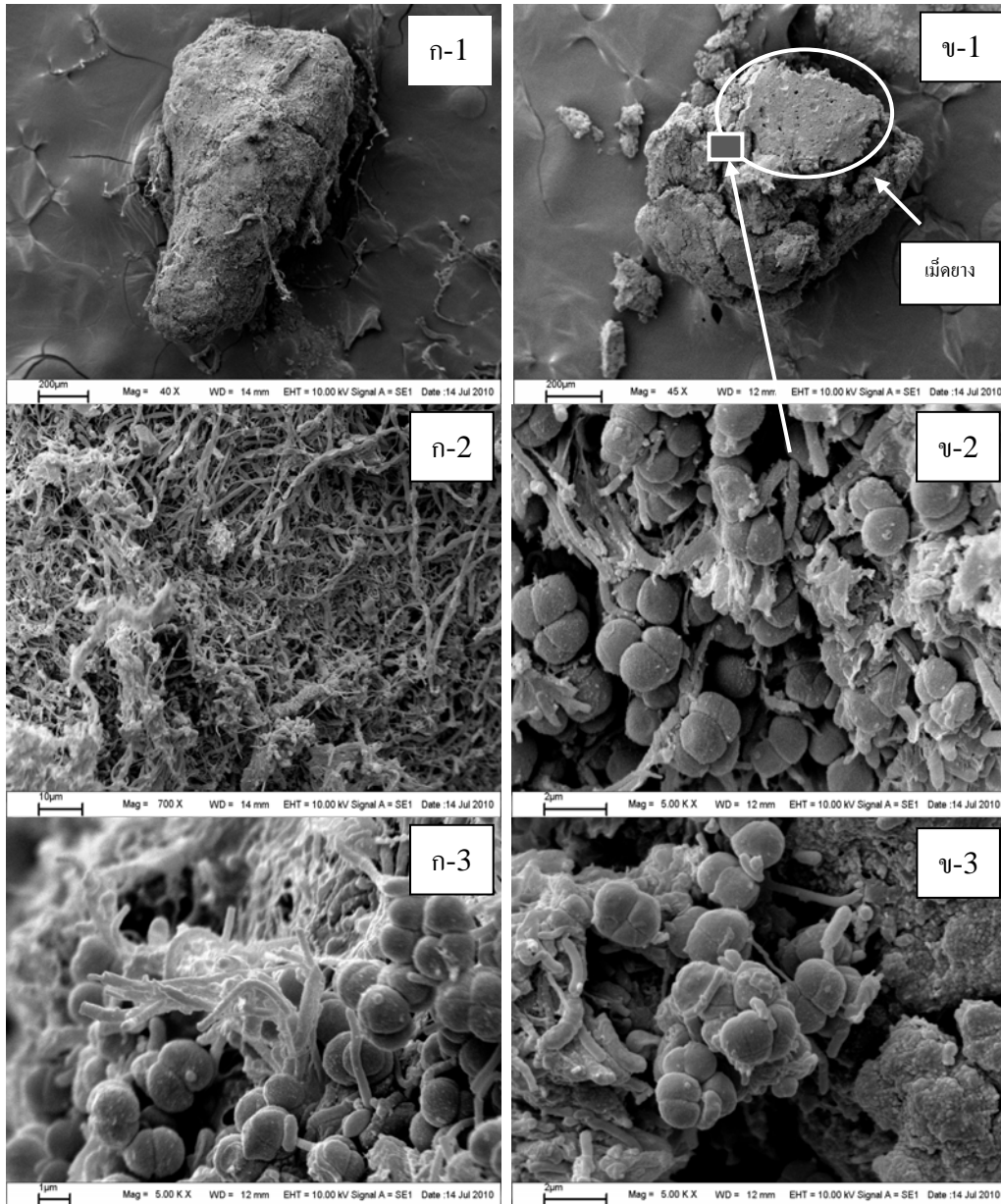
(ค) เม็ดยางผ่าซีกที่มีจุลินทรีย์เกาะ (ด้านบนถึงปฏิกรณ์) กำลังขยาย 50 เท่า

(ง) เม็ดยางผ่าซีกที่มีจุลินทรีย์เกาะ (ด้านล่างถึงปฏิกรณ์) กำลังขยาย 50 เท่า

เมื่อทำการศึกษาเม็ดยางจากถังปฏิกรณ์ที่ 2 ซึ่งเป็นตัวแทนเม็ดยางที่ระยะเวลาเก็บน้ำเสียที่ 2 ชม. จะสังเกตเห็นการยึดเกาะของชั้นจุลินทรีย์รอบเม็ดยางเป็นชั้นหนา โดยมีรูปร่างและความหนาของชั้นจุลินทรีย์ไม่คงที่ โดยเม็ดยางขนาดเล็กที่ฟลูอิดไดซ์อยู่ส่วนบนของถังปฏิกรณ์ (ภาพที่ 4.12 ง.) จะมีความหนาของชั้นจุลินทรีย์มากกว่าเม็ดยางขนาดใหญ่ด้านล่างของถังปฏิกรณ์ (ภาพที่ 4.12 ค) สาเหตุน่าจะมาจากการที่ระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์แบบมีอัตราการไหลขึ้นของน้ำเสียที่สูง ทำให้ชั้นเม็ดยางขนาดเล็กด้านบนมีการขยายตัวจนอยู่ในสภาวะฟลูอิดไดซ์ที่สมบูรณ์และมีช่องว่างระหว่างเม็ดยางปริมาณมาก จึงเกิดการเสียดสีของเม็ดยางที่ต่ำสามารถรักษาชั้นจุลินทรีย์ให้มีความหนาได้มากกว่าเม็ดยางส่วนล่างของถังปฏิกรณ์ และเมื่อสังเกตขนาดตะกอนรวมของเม็ดยางกับชั้นจุลินทรีย์จะพบว่าขนาดของตะกอนในถังปฏิกรณ์จะมีขนาด

ใกล้เคียงกัน โดยเมื่อดำเนินงานด้านบนจะมีความหนาของชั้นจุลินทรีย์มากที่สุดคือประมาณ 600 ไมโครเมตร ตามภาพที่ 4.13 ค. ซึ่งน่าจะเป็นความหนาที่มากที่สุดสำหรับสภาวะการเดินระบบนี้

และเมื่อพิจารณาภาพถ่ายโครงสร้างบริเวณพื้นผิวภายนอกเมื่อดำเนินงาน(ดังภาพที่ 4.13 ก-1 ถึง ก-3) พบว่ามีการพันตัวกันของกลุ่มจุลินทรีย์เส้นใยจำนวนมากซึ่งเป็นลักษณะเด่นของกลุ่มจุลินทรีย์ประเภทเกาะติดวัสดุตัวกลาง และเมื่อสังเกตลักษณะโครงสร้างทั้งภายนอกและผ่าครึ่งเพื่อศึกษาการอยู่ร่วมกันของกลุ่มจุลินทรีย์ในชั้นผิวรอบเมื่อดำเนินงาน (ดังภาพที่ 4.13 ข-1 ถึง ข-3) จะพบการอยู่ร่วมกันของจุลินทรีย์รูปกลมปริมาณมากกว่ารวมกันกับกลุ่มจุลินทรีย์เส้นใย โดยจุลินทรีย์รูปกลมมีการเกาะรวมตัวกันเป็นกลุ่มๆ ละประมาณ 6-8 เซลล์ ซึ่งมีลักษณะใกล้เคียงกับแบคทีเรียสายพันธุ์ *Methanoseata* ส่วนแบคทีเรียแบบเส้นใยมีลักษณะใกล้เคียงกับ *Methanosarcina* ซึ่งแบคทีเรียทั้งสองกลุ่มนี้เป็นกลุ่มที่มีรายงานว่ามีส่วนร่วมในการผลิตก๊าซมีเทน ซึ่งจากการตรวจพบแบคทีเรียกลุ่มดังกล่าวบนเมื่อดำเนินงานจะช่วยยืนยันว่าระบบแวนแวนโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดที่ระยะเวลาที่เก็บน้ำเสียที่ 2 ชม. อยู่ในสภาวะที่เหมาะสมที่สามารถกำจัดซีไอดีและการเกิดก๊าซชีวภาพ อย่างไรก็ตามการสังเกตผลและมองเห็นการรวมกลุ่มของจุลินทรีย์ผ่านกล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอนจากภาพถ่ายเป็นเพียงการช่วยยืนยันได้ว่าในระบบมีจุลินทรีย์กลุ่มใดแต่ยังไม่สามารถระบุชนิดและกลุ่มที่แท้จริงที่ตรวจพบได้อย่างถ่องแท้



ภาพที่ 4.13 ภาพถ่ายจากกล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอนของเม็ดยางที่ใช้เป็นวัสดุตัวกลางในถัง

ปฏิกรณ์แอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดที่ระยะเวลาพักเก็บน้ำเสีย 2 ชม.

- | | |
|--|--|
| (ก-1) ลักษณะภายนอกเม็ดยาง (40 เท่า) | (ข-1) เม็ดยางผ่าซีก (45 เท่า) |
| (ก-2) จุลินทรีย์ภายนอกเม็ดยาง (700 เท่า) | (ข-2) ภายในชั้นจุลินทรีย์ (5,000 เท่า) |
| (ก-3) จุลินทรีย์ภายนอกเม็ดยาง (5,000 เท่า) | (ข-3) ภายในชั้นจุลินทรีย์ (5,000 เท่า) |

การศึกษาจำนวนของจุลินทรีย์ด้วยวิธี Lipid Phosphate concentration

วิธีการนี้เป็นแนวทางที่ใช้ในการศึกษาจำนวนแบคทีเรียทางอ้อมด้วยการวิเคราะห์ปริมาณของฟอสโฟไลปิด (Phospholipids) ซึ่งเป็นองค์ประกอบหลักของผนังเซลล์ที่มีชีวิต โดยผนังเซลล์ของแบคทีเรียจะมีฟอสโฟไลปิดเป็นองค์ประกอบถึง 95% ดังนั้นความเข้มข้นของฟอสโฟไลปิดที่วิเคราะห์ได้จึงแสดงถึงปริมาณเซลล์จุลินทรีย์ที่มีชีวิตในระบบนั่นเอง โดยการวิเคราะห์ปริมาณความเข้มข้นของฟอสโฟไลปิดจะทำการวิเคราะห์ควบคู่กับการหาปริมาณสารอินทรีย์ระเหยได้ทั้งหมดและจะคำนวณหาอัตราส่วนสารอินทรีย์ระเหยได้ต่อความเข้มข้นของฟอสโฟไลปิด ซึ่งผลของความเข้มข้นของฟอสโฟไลปิดจะช่วยอธิบายถึงประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีและการเกิดก๊าซชีวภาพของระบบที่ระยะเวลาเก็บน้ำเสียต่างๆ ได้ดียิ่งขึ้น โดยความเข้มข้นของฟอสโฟไลปิด ปริมาณสารอินทรีย์ระเหยได้ และอัตราส่วนของสารอินทรีย์ระเหยได้ต่อความเข้มข้นของฟอสโฟไลปิดที่ระยะเวลาเก็บน้ำเสียต่างๆ แสดงดังตารางที่ 4.5

ตารางที่ 4.5 ความเข้มข้นของฟอสโฟไลปิด ปริมาณสารอินทรีย์ระเหยได้ และอัตราส่วนของสารอินทรีย์ระเหยได้ต่อความเข้มข้นของฟอสโฟไลปิดที่ระยะเวลาเก็บน้ำเสียต่างๆ

พารามิเตอร์	ระยะเวลาเก็บน้ำเสีย (ชม.)			
	8	5	2	0.4
ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดี (%)	89.7	82.4	70.1	70.4
ความเข้มข้นของฟอสโฟไลปิด (นาโนโมล/มล.)	80.7 ± 6.5	73.4 ± 3.0	72.5 ± 5.4	76.2 ± 2.8
ปริมาณสารอินทรีย์ระเหยได้ (มก./มล.)	9.4 ± 3.1	8.9 ± 2.5	8.5 ± 1.7	9.0 ± 2.6
อัตราส่วนสารอินทรีย์ระเหยได้ ต่อความเข้มข้นของฟอสโฟไลปิด (ไมโครกรัม/นาโนโมล)	116.5	121.3	117.2	118.1

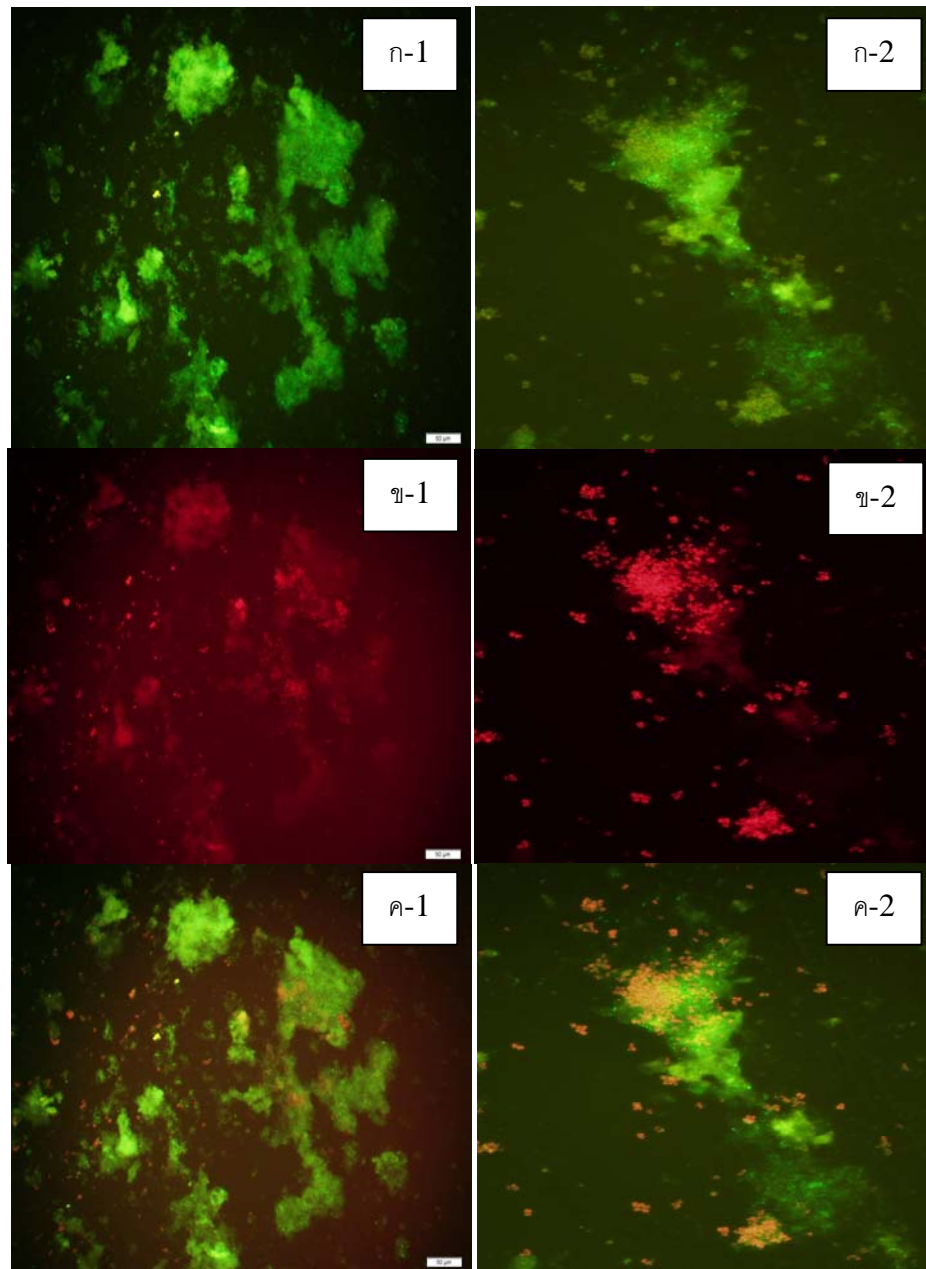
จากผลการวิเคราะห์ความเข้มข้นของฟอสโฟไลปิด ปริมาณสารอินทรีย์ระเหยได้ และ อัตราส่วนของสารอินทรีย์ระเหยได้ต่อความเข้มข้นของฟอสโฟไลปิดที่ระยะเวลาเก็บน้ำเสีย ต่างๆ ดังตารางที่ 4.5 จะพบว่าปริมาณความเข้มข้นของฟอสโฟไลปิดของแต่ละระยะเวลาเก็บ น้ำเสียมีค่าใกล้เคียงกัน โดยระยะเวลาเก็บน้ำเสีย 8 5 2 และ 0.4 ชม. มีความเข้มข้นของ ฟอสโฟไลปิดเท่ากับ 80.7 73.4 72.5 และ 76.2 นาโนโมล/มล. และปริมาณสารอินทรีย์ระเหย ได้มีค่าเท่ากับ 9.4 8.9 8.5 และ 9.0 มก./มล. ตามลำดับ โดยระยะเวลาเก็บน้ำเสีย 8 ชม. มีความเข้มข้นของฟอสโฟไลปิดซึ่งเป็นตัวแทนของปริมาณเซลล์ที่มีชีวิตและปริมาณสารอินทรีย์ ระเหยสูงสุดที่ 80.7 นาโนโมล/มล. แสดงให้เห็นว่าระยะเวลาเก็บน้ำเสีย 8 ชม. เป็นสภาวะที่มี การเจริญของจุลินทรีย์ที่เกาะวัสดุตัวกลางมากที่สุด สอดคล้องกับแนวโน้มของประสิทธิภาพใน การกำจัดซีโอดีที่ระยะเวลาเก็บน้ำเสียที่ 8 ชม. ที่มีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีสูงกว่า ระยะเวลาเก็บน้ำเสียอื่นๆ ส่วนปริมาณสารอินทรีย์ระเหยได้จะมีค่าสูงกว่าความเป็นจริง เนื่องจากค่าที่วัดได้เป็นค่าจากการเผาสารอินทรีย์ระเหยได้และส่วนหนึ่งจากเม็ดยางที่ย่อยสลาย ไปกับกระบวนการเผา ค่าที่วัดได้จึงมีค่าสูง ส่งผลให้อัตราส่วนสารอินทรีย์ระเหยได้ต่อความ เข้มข้นของฟอสโฟไลปิดซึ่งจะบอกสัดส่วนของเซลล์ที่มีชีวิตในระบบต่อปริมาณเซลล์ที่ไม่มีชีวิต และอนุภาคอื่นๆ ในชั้นจุลินทรีย์รอบเม็ดยางจึงมีค่าสูงกว่างานวิจัยของ Arnaiz และคณะ (2006) ถึง 2.5 เท่า ซึ่งถ้าอัตราส่วนมีค่าน้อยจะแสดงว่ามีเซลล์ที่มีชีวิตอยู่ในระบบมาก ดังนั้นใน การทดลองนี้จึงใช้เพียงความเข้มข้นของฟอสโฟไลปิดเพื่อช่วยอธิบายถึงระยะเวลาเก็บที่ เหมาะสมในการเดินระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบด

การศึกษาชนิดของจุลินทรีย์ด้วยวิธี *Fluorescent In Situ Hybridization (FISH)*

จากวิธีวิเคราะห์หาปริมาณฟอสโฟไลปิดซึ่งเป็นตัวแทนของเซลล์ที่มีชีวิตในชั้นจุลินทรีย์ รอบเม็ดยาง แต่กระบวนการหาดังกล่าวไม่สามารถระบุกลุ่มของจุลินทรีย์ในชั้นฟิล์มรอบเม็ดยาง ได้ งานวิจัยนี้จึงทำการศึกษานิตของจุลินทรีย์ในระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดด้วยวิธี *Fluorescent In Situ Hybridization (FISH)* เพื่อนำผลการทดลองมาใช้ประกอบการอธิบายถึง ประสิทธิภาพและสภาวะการกำจัดซีโอดีในถังปฏิกรณ์แอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดที่ระยะเวลาเก็บ น้ำเสียต่างๆ ได้ดียิ่งขึ้น โดยเทคนิค FISH จะใช้เพื่อตรวจหากรดนิวคลีอิกซึ่งอยู่ในดีเอ็นเอหรือ อาร์เอ็นเอของจุลินทรีย์กลุ่มที่เราจะศึกษาด้วยวิธีการชักนำให้โพรบซึ่งความจำเพาะเจาะจงต่อจุลินทรีย์ที่สนใจทำการศึกษาเข้าไปจับกับกรดนิวคลีอิกในดีเอ็นเอหรืออาร์เอ็นเอเป้าหมายที่มีลำดับนิว คลีโอไทด์คู่สมกับโพรบภายในเซลล์ โดยโพรบที่ใช้จะถูกติดฉลากด้วยสารเรืองแสง เมื่อโพรบเข้า จับกับจุลินทรีย์เป้าหมายก็สามารถตรวจสอบได้จากการเรืองแสงที่เกิดขึ้นจากสายติดฉลากที่เกาะ บนโพรบด้วยกล้องจุลทรรศน์ที่มีแหล่งกำเนิดแสงฟลูออเรสเซนต์ ซึ่งโพรบที่เลือกใช้ในการทดลอง

นี้ 2 ชนิดได้แก่ (1) โพรบ EUB Alexflore-488 ซึ่งสามารถเกาะติดได้กับจุลินทรีย์ทุกชนิด และ (2) โพรบ ARC - CY3 ซึ่งจะเข้าไปเกาะติดเฉพาะกับจุลินทรีย์กลุ่ม archaea ซึ่งเป็นกลุ่มหลักของจุลินทรีย์ที่ผลิตมีเทน โดยโพรบ EUB เมื่อเข้าไปติดแล้วจะสังเกตเห็นการเรืองแสงเป็นสีเขียว (ดังภาพที่ 4.14 ก) และเมื่อโพรบ ARC - CY3 เมื่อเข้าไปติดจะสังเกตเห็นการเรืองแสงเป็นสีแดง (ดังภาพที่ 4.14 ข)

โดยทำการวิเคราะห์เพื่อเปรียบเทียบการเปลี่ยนแปลงประชากรจุลินทรีย์ทั้งหมดและจุลินทรีย์กลุ่มสร้างมีเทน (อาเคียร์) ที่ระยะเวลาที่เก็บน้ำต่างๆ จากผลการวิเคราะห์จะสังเกตเห็นกลุ่มเซลล์ที่เรืองแสงสีเขียวและแสงสีแดงได้ในปริมาณที่มาก แต่รูปร่างของจุดที่เกิดการเรืองแสงนั้นยังมีรูปร่างที่ไม่ชัดเจนพอที่จะสามารถระบุว่าเป็นเซลล์แบคทีเรียได้ (ภาพที่ 4.14 ก-1 และ ข-1) ซึ่งการเรืองแสงที่สังเกตเห็นได้ส่วนใหญ่น่าจะเกิดมาจากการเรืองแสงแบบออโตฟลูออเรสเซนต์ (Autofluorescent) ซึ่งเป็นการเรืองแสงจากการที่โพรบที่เข้าไปติดในวัตถุอื่นที่ติดมากับตัวอย่างที่จะทำการวิเคราะห์ เช่น อนุภาคตะกอนของวัสดุตัวกลาง หรือเซลล์ที่ตายแล้ว รูปที่ได้จึงไม่สามารถนำมาวิเคราะห์เปรียบเทียบลักษณะการเปลี่ยนแปลงประชากรจุลินทรีย์ที่ระยะเวลาที่เก็บน้ำเสียต่างๆ ได้ ดังนั้นจึงนำเพียงผลการทดลองที่ระยะเวลาที่เก็บน้ำเสียที่ 2 ชม. ซึ่งเป็นระยะเวลาที่เก็บน้ำเสียที่ต่ำสำหรับระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดมาวิเคราะห์ผล โดยพบว่าเมื่อทำการทดลองด้วยโพรบ ARC - CY3 จะสังเกตเห็นการเรืองแสงของจุลินทรีย์กลุ่มสร้างมีเทนในปริมาณหนึ่งอยู่ในทุกๆ กลุ่มของจุลินทรีย์ทั้งหมด แสดงให้เห็นว่าในระบบมีจุลินทรีย์อยู่หลายกลุ่มทั้งกลุ่มสร้างมีเทนซึ่งจะมีผลกับประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีและจุลินทรีย์กลุ่มอื่นๆ ซึ่งเมื่อเทียบปริมาณจุลินทรีย์กลุ่มสร้างมีเทนกับจุลินทรีย์ทั้งหมดโดยการเปรียบเทียบเป็นสัดส่วนของพื้นที่สีของแต่ละกลุ่มจุลินทรีย์จะพบว่ามีจุลินทรีย์กลุ่มสร้างมีเทนเป็นสัดส่วนประมาณ 30% ของจุลินทรีย์ทั้งหมด (ดังภาพที่ 4.14 ค-2) ซึ่งมีค่าน้อยกว่าเปอร์เซ็นต์ของก๊าซมีเทนในก๊าซชีวภาพทั้งหมดคือ 50% สาเหตุน่าจะมาจากการใช้โพรบ EUB เพื่อวิเคราะห์จุลินทรีย์ทั้งหมดจะทำให้ตรวจพบทั้งจุลินทรีย์กลุ่มที่ผลิตก๊าซชีวภาพและกลุ่มที่ไม่ผลิตก๊าซชีวภาพรวมทั้งกลุ่มจุลินทรีย์ที่อยู่ในระบบแต่ไม่สามารถทำงานได้ในสภาวะการเดินระบบดังกล่าว ปริมาณจุลินทรีย์ทั้งหมดที่สังเกตเห็นได้จากการใช้โพรบ EUB จึงมีปริมาณมากกว่าจุลินทรีย์กลุ่มที่เกิดก๊าซชีวภาพ ปริมาณที่สังเกตเห็นในทดลองนี้จึงไม่สามารถนำมาเปรียบเทียบและบอกปริมาณของจุลินทรีย์กลุ่มต่างๆ ได้ อย่างไรก็ตามจากการพบจุลินทรีย์กลุ่มสร้างมีเทนในปริมาณที่มากแสดงให้เห็นว่าในระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดที่ใช้เม็ดยางเป็นวัสดุตัวกลางแม้จะเดินระบบที่ระยะเวลาที่เก็บน้ำเสียที่ต่ำแต่เมื่อควบคุมสภาวะให้เหมาะสมก็ยังสามารถกำจัดซีโอดีและผลิตก๊าซได้ดี สอดคล้องกับประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดี การเกิดก๊าซมีเทนในระบบที่สูง และการที่พบจุลินทรีย์กลุ่มสร้างมีเทนในปริมาณที่มากจะช่วยอธิบายผลของการศึกษาโครงสร้างตะกอนจุลินทรีย์ด้วยกล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอนได้ดียิ่งขึ้น



ภาพที่ 4.14 การสังเกตการเรืองแสงเมื่อส่องตัวอย่างจากจุลินทรีย์ที่เกาะบนเม็ดยาง จากถังปฏิกรณ์แอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดด้วยกล้องจุลทรรศน์ที่มีแสงฟลูออเรสเซนต์

(ก-1) จุลินทรีย์ทั้งหมดเมื่อใช้โฟรบ EUB
ระยะเวลาที่เก็บน้ำเสีย 8 ชม.

(ก-2) จุลินทรีย์ทั้งหมดเมื่อใช้โฟรบ EUB
ระยะเวลาที่เก็บน้ำเสีย 2 ชม.

(ข-1) จุลินทรีย์กลุ่ม archaea เมื่อใช้โฟรบ ARC-CY3
ระยะเวลาที่เก็บน้ำเสีย 8 ชม.

(ข-2) จุลินทรีย์กลุ่ม archaea เมื่อใช้โฟรบ ARC-CY3
ระยะเวลาที่เก็บน้ำเสีย 2 ชม.

(ค-1) จุลินทรีย์กลุ่ม archaea ในกลุ่มจุลินทรีย์ทั้งหมด
ระยะเวลาที่เก็บน้ำเสีย 8 ชม.

(ค-2) จุลินทรีย์กลุ่ม archaea ในกลุ่มจุลินทรีย์ทั้งหมด
ระยะเวลาที่เก็บน้ำเสีย 2 ชม.

บทที่ 5

สรุปผลการทดลองและข้อเสนอแนะ

5.1 สรุปผลการทดลอง

งานวิจัยนี้เป็นการศึกษาผลของการลดระยะเวลาการกักเก็บน้ำเสียต่อประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีและการเกิดก๊าซชีวภาพในระบบบำบัดน้ำเสียแบบแอนแอรอบิกฟลูอิดไดซ์เบดโดยใช้เม็ดยางที่ผลิตจากเศษยางรถยนต์ที่ใช้แล้วมาใช้เป็นวัสดุตัวกลาง เมื่อทำการทดลองที่ระยะเวลาการกักเก็บน้ำเสียที่ต่ำกว่างานวิจัยส่วนใหญ่ 4 ค่าคือ 8 5 2 และ 0.4 ชม. (โดย 0.4 ชม. เป็นการเดินระบบภายใต้สภาวะที่ไม่มีการหมุนเวียนน้ำเสียภายใน) ซึ่งผลจากการลดค่าระยะเวลาการกักเก็บน้ำเสียจะทำให้สามารถลดขนาดถังปฏิกรณ์ให้ขนาดเล็กลงหรือสามารถรับอัตราการไหลของน้ำเสียเข้าระบบที่มากขึ้นได้ โดยในการทดลองได้ทำการปรับเปลี่ยนอัตราการไหลและค่าซีโอดีให้สัมพันธ์กันเพื่อควบคุมอัตราการระเหยอินทรีย์ทุกการทดลองให้คงที่ที่ 8 กก.ซีโอดี/ลบ.ม-วัน ผลการทดลองที่ได้สามารถสรุปได้ดังนี้

1. ระบบบำบัดแบบแอนแอรอบิกฟลูอิดไดซ์เบดที่ใช้เม็ดยางเป็นวัสดุตัวกลางยังคงมีประสิทธิภาพเฉลี่ยในการกำจัดซีโอดีในเกณฑ์สูงเมื่อลดค่าระยะเวลาการกักเก็บน้ำเสียที่สภาวะต่างๆ โดยที่ระยะเวลาการกักเก็บน้ำเสีย 8 5 2 และ 0.4 ชม. ระบบมีประสิทธิภาพเฉลี่ยในการบำบัดซีโอดีที่สูงคือ 89.4 82.3 70.1 และ 70.3 % ตามลำดับ นั่นคือมีค่าลดลงตามระยะเวลาการกักเก็บน้ำเสียที่ลดลง แต่ค่าประสิทธิภาพการบำบัดดังกล่าวยังอยู่ในเกณฑ์ที่ยอมรับได้ โดยผลดังกล่าวน่าจะเกิดจากข้อได้เปรียบของระบบแอนแอรอบิกฟลูอิดไดซ์เบดคือ มีวัสดุตัวกลางอยู่ในระบบให้เป็นที่ยึดเกาะของจุลินทรีย์ ทำให้สามารถรักษาจุลินทรีย์ไว้ในระบบได้ในปริมาณมาก นอกจากนั้นยังมีการกระจายน้ำเสียให้สามารถไหลผ่านได้ทั่วถึงปฏิกรณ์ จึงทำให้ระบบยังมีความสามารถในการกำจัดซีโอดีได้ดีแม้ในสภาวะที่มีระยะเวลาการกักเก็บน้ำเสียสั้นลงหรือสภาวะที่ไม่มีการหมุนเวียนน้ำเสียในระบบ

2. ปริมาณก๊าซชีวภาพที่ตรวจวัดได้ในการทดลองที่ระยะเวลาการกักเก็บน้ำเสียต่างๆ มีแนวโน้มเปลี่ยนแปลงตามประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีนั่นคือ ปริมาณก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นจะลดลงตามระยะเวลาการกักเก็บน้ำเสียที่สั้นลงโดยมีค่าเท่ากับ 8.91 7.73 6.40 และ 5.34 ล./วันที่ระยะเวลาการกักเก็บน้ำเสียเท่ากับ 8 5 2 และ 0.4 ชม. ตามลำดับ โดยผลดังกล่าวมีค่าน้อยกว่าปริมาณก๊าซชีวภาพที่คำนวณได้ตามทฤษฎีจากสมการปริมาณสารสัมพันธ์

3. องค์ประกอบของก๊าซชีวภาพจากการทดลองที่สภาวะกักเก็บน้ำเสียต่างๆ จะมีเปอร์เซ็นต์ก๊าซมีเทนใกล้เคียงกันคือ ประมาณ 50%

4. การเติมต่างเพื่อเป็นบัฟเฟอร์ให้กับระบบมีความสำคัญเป็นอย่างมากเนื่องจากการช่วยรักษาค่าพีเอชให้อยู่ในช่วงที่เหมาะสมต่อการทำงานของกลุ่มจุลินทรีย์ในระบบ แต่การเติมต่างในปริมาณที่มากเกินไปจะมีผลทำให้พีเอชในระบบมีค่าสูงเกินช่วงที่เหมาะสมซึ่งอาจส่งผลทำให้ระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอไซด์และอัตราการเกิดก๊าซชีวภาพลดลงได้

5. ค่าตะกอนแขวนลอยของน้ำทิ้งจากทุกระยะเวลากักเก็บน้ำเสียมีค่าเฉลี่ยที่ต่ำใกล้เคียงกันโดยมีค่าต่ำกว่ามาตรฐานน้ำทิ้งของกรมควบคุมมลพิษ เนื่องจากจุลินทรีย์ที่เกิดขึ้นในระบบส่วนใหญ่เป็นกลุ่มที่เจริญเกาะติดวัสดุตัวกลางโดยมีจุลินทรีย์แขวนลอยเกิดขึ้นในระบบน้อย นอกจากนั้นชั้นตัวกลางในระบบยังทำหน้าที่คล้ายสารกรองช่วยกรองจุลินทรีย์ที่เกิดขึ้นในระบบไม่ให้หลุดออกไปกับน้ำทิ้งได้อีกด้วย จึงเป็นเครื่องยืนยันได้ว่าประสิทธิภาพการกำจัดซีโอไซด์และการเกิดก๊าซชีวภาพในระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดเกิดจากการมีจุลินทรีย์ในปริมาณที่เหมาะสมและคงอยู่ในระบบ จึงเกิดการดำเนินงานได้อย่างมีประสิทธิภาพ

6. จากการศึกษาโครงสร้างกลุ่มจุลินทรีย์ที่เกาะบนเม็ดยางด้วยกล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอนและเทคนิค Fluorescent In Situ Hybridization (FISH) พบว่ามีจุลินทรีย์กลุ่มสร้างมีเทนชนิดและรูปร่างต่างๆ เจริญอยู่ร่วมกับจุลินทรีย์ชนิดอื่นๆ ในปริมาณมากจึงเป็นข้อมูลสนับสนุนถึงประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอไซด์และการเกิดก๊าซมีเทนของระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดที่ระยะเวลาการกักเก็บน้ำเสียที่ต่ำได้ดี

7. เทคนิค Lipid Phosphate concentration ซึ่งเป็นการตรวจวัดปริมาณฟอสโฟไลปิดซึ่งเป็นองค์ประกอบหลักของผนังเซลล์จุลินทรีย์ที่มีชีวิต มีความเหมาะสมที่จะใช้ในการศึกษาปริมาณจุลินทรีย์ที่เจริญบนตัวกลางประเภทเม็ดยางในระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดได้

5.2 ข้อเสนอแนะ

1. ควรทดลองประยุกต์ใช้ระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดที่ใช้เม็ดยางเป็นวัสดุตัวกลางในการบำบัดน้ำเสียจริงที่มาจากภาคอุตสาหกรรมประเภทต่างๆ
2. จากผลการทดลองบำบัดน้ำเสียแบบไม่มีการหมุนเวียนน้ำเสียทำให้ทราบว่าระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดที่ใช้เม็ดยางเป็นวัสดุตัวกลางสามารถบำบัดน้ำเสียที่มีค่าซีโอดีที่ต่ำได้ จึงควรทดลองทำการศึกษเพื่อประยุกต์ใช้กระบวนการนี้ในการบำบัดน้ำเสียที่มีความเข้มข้นของซีโอดีต่ำเช่น น้ำเสียชุมชน
3. ควรทำการศึกษาถึงผลของอัตราการขยายตัวของชั้นวัสดุตัวกลางที่มีผลต่อประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดี ความหนาและปริมาณของจุลินทรีย์ที่เกาะเม็ดยางและเก็บข้อมูลในด้านการใช้พลังงานเพื่อให้สามารถเดินระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดที่ใช้เม็ดยางเป็นวัสดุตัวกลางได้อย่างมีประสิทธิภาพต่อไป
4. ควรทดลองทำการศึกษาค่าอัตราภาระสารอินทรีย์สูงสุดที่ระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดที่ใช้เม็ดยางเป็นวัสดุตัวกลางสามารถรับได้ของระยะเวลาที่เก็บน้ำเสียต่างๆ

รายการอ้างอิง

ภาษาไทย

- กรมควบคุมมลพิษ. 2542. คู่มือวิชาการระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้อากาศ. กรุงเทพมหานคร:
กรมควบคุมมลพิษ กระทรวงวิทยาศาสตร์และเทคโนโลยีและสิ่งแวดล้อม.
- เกรียงศักดิ์ อุดมสินโรจน์. 2543. วิศวกรรมกรรมการกำจัดน้ำเสียเล่ม 4. กรุงเทพมหานคร.
สำนักพิมพ์มหาวิทยาลัยรังสิต
- ชำนาญ ภายประสิทธิ์. 2538. การใช้ยูเอเอสบีในการบำบัดน้ำเสียเข้มข้นสูง. วิทยานิพนธ์ปริญญา
มหาบัณฑิต, ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม บัณฑิตวิทยาลัย จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.
- แซน.อี.68 คอนซัลติ้ง เอ็นจิเนียรส์. 2546. เอกสารประกอบการสัมมนา เทคโนโลยีการบำบัดน้ำ
เสียแบบไม่ใช้ออกซิเจน, โครงการจัดทำคู่มือวิชาการระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้อากาศ.
กรุงเทพมหานคร.
- บุญกอบ วิริยพงศ์สุธี และคนอื่นๆ. 2548. การใช้เทคนิค Fluorescent in situ hybridization
(FISH) เพื่อศึกษากลุ่มจุลินทรีย์ในระบบทางเดินอาหารของกุ้งขาว (*Penaeus vannamei*).
ว.สงขลานครินทร์ วทท. 27(ฉบับพิเศษ 1): 275-282
- วันชัย วงศ์เทียนชัย. 2545. ผลของสารอาหารปฐมภูมิต่อการกำจัดสีในน้ำกากส่าด้วยระบบ
แอนแอโรบิกไฮบริดยูเอเอสบี. วิทยานิพนธ์ปริญญามหาบัณฑิต, ภาควิชาวิศวกรรม
สิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.
- ศักดิ์ชัย โอบาสวัตชัย. 2526. การย่อยสลายและการผลิตก๊าซชีวภาพของขยะแบบไร้ออกซิเจน
โดยจุลินทรีย์ชนิดชอบความร้อน. วิทยานิพนธ์ปริญญามหาบัณฑิต, ภาควิชาวิศวกรรม
สุขาภิบาล บัณฑิตวิทยาลัย จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.
- สถิตรัตน์ รอดอารี. 2551. ผลของชนิดและขนาดวัสดุช่วยตกตะกอนที่มีต่อประสิทธิภาพการ
ตกตะกอนในระบบเอเอส. โครงร่างวิทยานิพนธ์ปริญญามหาบัณฑิต. ภาควิชาวิศวกรรม
สิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.
- เสฏฐา ศาสนนันท์. 2538. การสमानตะกอนโดยใช้ฟลูอิดไดซ์เบด. วิทยานิพนธ์ปริญญา
มหาบัณฑิต, ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม บัณฑิตวิทยาลัย จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.
- องค์ประกอบของระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบด. [ออนไลน์]. แหล่งที่มา <http://www.epa.gov/nrmrl/pubs/625r00008/html/html/tfs5.htm> [2552, มกราคม 22]

ภาษาอังกฤษ

- Aivasidis, A. and Diamantis, I.V. 2007. Comparison of single-and two-stage UASB reactors used for anaerobic treatment of synthetic fruit wastewater. Enzyme and Microbial Technology. 42 : 6-10
- Amann, R.I., Krumholz, I., and Stahl, D.A. 1990. Fluorescent oligonucleotide probing of whole cells for determinative, phylogenetic, and environmental studies in microbiology. Journal of 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.
- Amann, R.I., Behrens, S. and Fuchs B.M. 2001. The identification of microorganisms by fluorescenc *in situ* hybridization. Biotechnology. 12 : 231-236
- American Water Works Association. 1980. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 15th ed. Missouri: Byrd PrePress.
- Arnaiz, C., Gutierrez, J.C., and Lebrato, J. 2005. 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 matemtical model applied to an anaerobic fluidized bed reactor. 2nd 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.
- Furukawa, K., Qiao, S., Rouse J., Xie, Q., and Zhang, W. 2009. Treatment of high-strength corn steep liquor using cultivated Polyvinyl alcohol gel beads in an anaerobic fluidized-bed reactor. Journal of Bioscience and Bioengineering. 107 No.1 : 49-53
- Haandel, A.V., Galdino Jr, L.A., Neiva, M.R. and Catunda, P.F.C. 1996. Reduction of operational costs by planned interruptions of aeration in activated sludge plants. Water science and Technology. 33 : 17-27
- Haroun, M., and Idris, A. 2009. Treatment of wastewater with an anaerobic fluidized bed reactor. Desalination. 237: 357-366
- 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. 1983. Anaerobic treatment of wastewater in fixed film reactors: a literature review. Wat.Sci.Tech. 15: 1-101.

- Hickey, R.F., Pak, D., Voice T.C., Shi, J. and Zhao, X. 1992. Biological activated carbon in fluidized bed reactors for the treatment of ground water contaminated with volatile aromatic hydrocarbons. Water Research. 26 : 1389-1401
- 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.
- Liang, D.T, Show K.Y., Tay J.H., Yan, R., and Zhang, Z.P. 2007. Biohydrogen production in a granular activated carbon anaerobic fluidized bed reactor. Hydrogen energy. 32: 185-191
- McCabe, W.L., Smith, J.C., and Harriott, P. 1993. Unit Operation of Chemical Engineering. 5th 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 and Eddy. 2003. Wastewater Engineering : Treatment and Reuse. 4th edition. New York: McGraw-Hill.
- Park, J., Ellis, T.G., and Lally, M. 2006. Evaluation of tire derived rubber particles for biofiltration media. WEFTEC. 06: 3217-3230.
- Sam-soon, P., 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.
- Sowmeyan, R., and Swaminathan, G. 2008. Evaluation of inverse anaerobic fluidized bed reactor for treating high strength organic wastewater. Biosource Technology. 99: 3877-3880.
- 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.

- United States Environmental Protection Agency. 2008. Onsite Wastewater Treatment Systems Technology Fact Sheet5. [Online]. Available from <http://www.epa.gov/nrmrl/pubs/625r00008/html/html/tfs5.htm>. [2008, April 15]
- 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

ภาคผนวก ก

- การเตรียมสารละลายของธาตุอาหารรองที่ใช้ในการทดลอง
- การศึกษาจุลินทรีย์ด้วยวิธี Lipid Phosphate concentration และวิธี Fluorescent In Situ Hybridization (FISH)

ก.1 การเตรียมสารละลายของธาตุอาหารรองที่ใช้ในการทดลอง

เตรียมสารอาหารที่ใช้ปริมาณน้อยมาก ทำ stock 10,000 เท่าในปริมาตรน้ำ 1 ลิตร โดยปริมาณสารอาหารที่ใช้ตามสูตรสารอาหารของ speece (1996) ดังนี้

ส่วนประกอบของธาตุอาหาร	ก./ล.
$\text{NiCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$	5
$\text{MnCl}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$	5
H_3BO_3	5
ZnCl_2	5
$\text{Cu Cl}_2 \cdot 2 \text{H}_2\text{O}$	5
$(\text{NH}_4)_6\text{Mo}_7\text{O}_{24} \cdot 4\text{H}_2\text{O}$	5

ก.2 การศึกษาปริมาณของจุลินทรีย์ด้วยวิธี Lipid Phosphate concentration (Arnaiz และคณะ, 2005)

การหาปริมาณสารอินทรีย์ระเหยได้

1. นำตัวอย่างจำนวน 0.5 มล. ล้างด้วยน้ำกลั่นเพื่อนำอนุภาคที่ไม่ใช่จุลินทรีย์ที่ต้องการวิเคราะห์ออกจากตัวอย่าง
2. นำไปชั่งน้ำหนักแล้วจึงนำไปตุ๋นที่อุณหภูมิ ที่ 105 °ซ นาน 24 ชม.
3. นำไปชั่งน้ำหนักแล้วจึงนำไปตุ๋นที่อุณหภูมิ ที่ 560 °ซ นาน 1 ชม.
4. นำไปคำนวณหาปริมาณสารอินทรีย์ระเหยได้โดยมีค่าเท่ากับ ผลต่างของการชั่งน้ำหนักทั้ง 2 ครั้ง

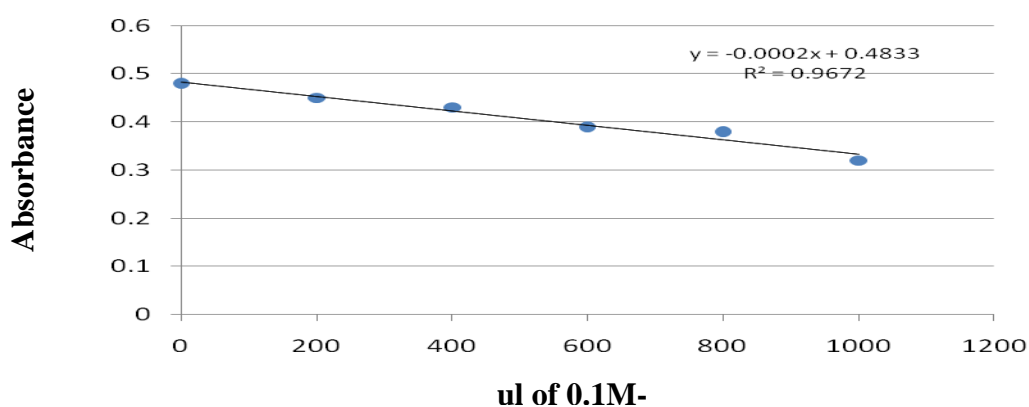
การหาความเข้มข้นของฟอสโฟไลปิด

1. นำตัวอย่างจำนวน 0.5 มล. ล้างด้วยน้ำกลั่นเพื่อนำอนุภาคที่ไม่ใช่จุลินทรีย์ที่ต้องการวิเคราะห์ออกจากตัวอย่าง
2. นำตัวอย่างที่ได้ไปใส่ในหลอดทดลอง ขนาด 70 มล.
3. เติมสารละลาย คลอโรฟอร์ม เมทานอล และน้ำกลั่น ปริมาณอย่างละ 20 มล. ลงในหลอดทดลอง
4. เขย่าสารละลายให้เข้ากันนาน 10 นาที และทิ้งไว้จนสารละลายแยกชั้นกัน

5. ดูดสารละลายคลอโรฟอร์มที่อยู่ด้านบนของหลอดทดลองจำนวน 5 มล.
ใส่หลอดทดลองขนาด 10 มล. (สามารถเก็บตัวอย่างไว้ได้ที่อุณหภูมิ -20°C)
6. เติมสารละลาย potassium persulfate 2.7 มล. ในหลอดทดลองและน้ำเข้าตู้อบที่อุณหภูมิ 105°C นาน 1 ชม.
7. เติมสารละลาย ammonium molybdate 0.6 มล. และสารละลาย malachite green 2.7 มล. ในหลอดทดลอง และตั้งตัวอย่างทิ้งไว้ 30 นาที
8. นำตัวอย่างไปวัดที่เครื่องสเปกโตรโฟโตมิเตอร์ที่ความยาวคลื่น 610 นาโนเมตร
9. นำค่าที่วัดได้ไปเทียบกับ กราฟมาตรฐาน ของการย่อยสารละลาย glycerol-phosphate ความเข้มข้น 1 mM ปริมาณ 10 20 40 60 80 100 และ 150 ไมโครลิตร

การคำนวณหา mol ของ β - Glycerol phosphate สามารถคำนวณได้ดังนี้

$$\begin{aligned}
 \beta\text{- Glycerol phosphate } 1 \text{ M} &= 306.12 \text{ ก./ล.} \\
 0.1 \text{ mM} &= 0.030612 \text{ ก./ล.} \\
 &= 30.612 \text{ มก./ล.} \\
 1 \text{ ล. มี } \beta\text{- P} &= 30.612 \text{ มก.} \\
 1 \text{ ไมโครลิตร มี } \beta\text{- P} &= 3.0612 \times 10^{-5} \text{ มก.} \\
 707 \text{ ไมโครลิตร มี } \beta\text{- P} &= 707 \times 3.0612 \times 10^{-5} = 0.0216 \text{ มก.} \\
 \text{Mol} &= \frac{\text{น้ำหนัก}}{\text{น้ำหนักโมเลกุล}} \\
 &= \frac{0.0216}{306.12 \times 10,000} \\
 &= 70.56 \text{ nmol}
 \end{aligned}$$



ภาพที่ 1-ก ความสัมพันธ์ระหว่างความเข้มข้นของฟอสโฟไลปิดและค่าการดูดซับแสงที่ 660 นาโนเมตร

ก.3 การศึกษาชนิดของจุลินทรีย์ด้วยวิธี Fluorescent In Situ Hybridization (FISH) (Amann และคณะ, 2001)

ขั้นตอนการเตรียมสไลด์

1. นำสไลด์มาล้างและแช่ในแอลกอฮอล์ที่ผสมด้วยกรด(1-2% HCl in 70% ethanol) 5 นาที
2. ตากสไลด์ให้แห้งที่อุณหภูมิห้อง
3. นำสไลด์แช่ใน 0.01 % poly-L-Lysine ที่อุณหภูมิห้องเป็นเวลา 5 นาที
4. นำสไลด์ที่เคลือบเรียบร้อยแล้วตากให้แห้งที่อุณหภูมิห้องหรือที่อุณหภูมิ 60°ซ.เป็นเวลา 1 ชม.
ก่อนนำไปใช้

ขั้นตอนการเตรียมตัวอย่าง

1. นำตัวอย่างที่ต้องการวิเคราะห์ 1 มล. ใส่หลอดทดลองเข้าเครื่องเหวี่ยงที่ 10,000 รอบ/นาที เป็นเวลา 10 นาที
2. ดูดสารละลายออกจากหลอดทดลอง
3. เติม fixative solution (4% paraformaldehyde in PBS)
4. นำไปตัวอย่างไปเก็บที่อุณหภูมิ 4°ซ. เป็นเวลา 2 ชม.หรือข้ามคืน
5. หลังจากนั้นนำตัวอย่างเข้าเครื่องเหวี่ยงที่ 10,000 รอบ/นาที เป็นเวลา 10 นาที
6. ดูดสารละลายที่อยู่ในหลอดทดลอง
7. นำตัวอย่างล้างด้วย PBS 2 รอบ
8. เติมด้วย 1:1 (v/v) PBS/ethanol
9. หากยังไม่ทำการทดลองควรนำตัวอย่างไปเก็บที่อุณหภูมิ -20 °ซ.

ขั้นตอน Hybridization

1. หยดตัวอย่างที่เตรียมแล้ว 3-5 หยดลงบนสไลด์ที่เตรียมไว้ แล้วทิ้งให้แห้งหรือเข้าตูอบที่อุณหภูมิ 37°ซ.
2. นำน้ำออกจากเซลล์ที่จะทำการวิเคราะห์ด้วยการนำไปแช่ในเอทานอลความเข้มข้น 50 70 96% ตามลำดับ จากนั้นนำไปทิ้งไว้ให้แห้ง
3. หยดสารละลายที่ผสมระหว่าง hybridization solution(*a) กับ โพรบ(*b)ที่ความเข้มข้น 50 นาโนกรัม/ไมโครกรัม ในอัตราส่วน 9 : 1 ลงบนตัวอย่างที่แห้งแล้ว
4. นำไปบ่มที่อุณหภูมิ 46 °ซ. ในอ่างที่มีความชื้น เป็นเวลา 1-1.5 ชม.

5. ล้างด้วยสารละลาย washing solution ที่อุณหภูมิที่อุณหภูมิ 48 °C (*c) (ความเข้มข้นขึ้นกับปริมาณฟอร์มาไมด์ ที่ใช้) แล้วแช่ใน falcon tube ที่มี washing solution เป็นเวลาประมาณ 15 นาที
6. ทำสไลด์ให้แห้งแล้วหยดด้วย DAPI ที่ความเข้มข้น 300 นาโนโมล
7. ทำสไลด์ให้แห้ง แล้วหยด anti-fading solution
8. นำไปสังเกตด้วยกล้องจุลทรรศน์ที่มีแสงฟลูออเรสเซนซ์

*a Hybridization buffer (1.0 มล.) (0.9 M NaCl, 20 mM Tris-HCl, 0.01% SDS)

Stock solution

1% SDS (sodium dodecyl sulfate) 3.0 M NaCl 1.0 M Tris-HCl pH 7.2

% Formamide	1% SDS (ไมโครลิตร)	1.0M Tris-HCl (ไมโครลิตร)	3.0M NaCl (ไมโครลิตร)	Formamide (ไมโครลิตร)
15	10	20	300	150
35	10	20	300	350

*b โพรบ

โพรบ	กลุ่มจุลินทรีย์ เป้าหมาย	E.coli numbering	Probe sequence (5'-3')	Formamide (%)
ARC915	Archea	915-934	GTGCTCCCCCGCCAATTCCT	15
EUB338	Bacteria	338-355	GCTGCCTCCCGTAGGAGT	15

*c Washing solution (100 ml)

% Formamide	1% SDS (ไมโครลิตร)	1.0M Tris- HCl (ไมโครลิตร)	3.0M NaCl (ไมโครลิตร)	NaCl (ไมโครลิตร)
15	1	2	10.6	0.318
35	1	2	2.6	0.08

ภาคผนวก ข

ค่าซีไอดี ปริมาณก๊าซชีวภาพและพารามิเตอร์ที่ผลต่อประสิทธิภาพ
ของระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดที่ระยะเวลาเก็บน้ำเสียต่างๆ

ตารางที่ ข-1 ค่าซีโอดีและประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีในช่วงเริ่มเดินระบบของถังปฏิกรณ์ที่ 1

ว/ด/ป	การทดลอง วันที่	ซีโอดี น้ำเข้า (มก./ล)	ซีโอดี น้ำทิ้ง (มก./ล)	ประสิทธิภาพ ในการกำจัด ซีโอดี (%)
6/8/52	1	1530	1050	31.3
11/8/52	6	673	530	21.0
13/8/52	8	1144	818	28.5
18/8/52	13	1261	874	30.7
25/8/52	20	1330	957.6	28.0
1/9/52	27	1230	1072	13.0
3/9/52	29	1377	1052	23.6
5/9/52	31	1147	910	20.6
8/9/52	34	1278	836	34.5
17/9/52	43	1400	800	42.8
29/9/52	55	1100	590	46.3
3/10/52	59	1003	553	44.9
8/10/52	64	862	380	55.9
10/10/52	66	1137	487	57.0
13/10/52	69	1082	352	67.4
15/10/52	71	1388	517.6	62.7
18/10/52	74	1364	588	57.0
22/10/52	78	1043	551	47.17
24/10/52	80	1417	662.6	53.24
27/10/52	83	1457	864.6	40.6
29/10/52	85	1684	1025	39.7
10/11/52	97	1218	545	55.2
17/11/52	104	1618	655	59.5
19/11/52	106	1014	285.74	71.8
24/11/52	111	1705	429	74.9
26/11/52	113	1560	400	74.36
3/12/52	120	1843	441.6	76.0
5/12/52	122	2001	209.6	89.58

ตารางที่ ข-1 ค่าซีโอดีและประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีในช่วงเริ่มเดินระบบของถังปฏิกรณ์ที่ 1
(ต่อ)

ว/ด/ป	การทดลอง วันที่	ซีโอดี น้ำเข้า (มก./ล)	ซีโอดี น้ำทิ้ง (มก./ล)	ประสิทธิภาพ ในการกำจัด ซีโอดี (%)
8/12/52	125	2002	251	87.49
12/12/52	129	2033	345.75	83.0
15/12/52	132	1410	352.6	74.9
17/12/52	134	1787	261	85.39
20/12/52	137	1606	176.3	89.0
29/12/52	146	1484	305	79.5
30/12/52	147	1896	316	83.3
3/1/53	151	1696	276.5	83.3
ค่าเฉลี่ย \pm SD (n = 9)		1,775 \pm 221	293 \pm 76.5	83.1 \pm 5.1

ตารางที่ ข-2 ค่าซีโอดีและประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีในช่วงเริ่มเดินระบบของถังปฏิกรณ์ที่ 2

ว/ด/ป	การทดลอง วันที่	ซีโอดี น้ำเข้า (มก./ล)	ซีโอดีน้ำทิ้ง (มก./ล)	ประสิทธิภาพ ในการกำจัด ซีโอดี (%)
6/8/52	1	1350	970	28.1
11/8/52	6	642	510	20
13/8/52	8	1185	840	29.1
18/8/52	13	1285	961	25.0
25/8/52	20	1370	987	27.0
1/9/52	27	1230	895	27.0
3/9/52	29	1377	747	45.7
5/9/52	31	1374	805	41.4
8/9/52	34	1381	808	41.5
17/9/52	43	1440	730	49.0
29/9/52	55	1250	475	62.0
3/10/52	59	1904	868	54.0
8/10/52	64	1391	780	55.9

ตารางที่ ข-2 ค่าซีไอดีและประสิทธิภาพในการกำจัดซีไอดีในช่วงเริ่มเดินระบบของถังปฏิกรณ์ที่ 2

(ต่อ)

ว/ด/ป	การทดลอง วันที่	ซีไอดี น้ำเข้า (มก./ล)	ซีไอดี น้ำทิ้ง (มก./ล)	ประสิทธิภาพ ในการกำจัด ซีไอดี (%)
10/10/52	66	1747	894	48.0
13/10/52	69	1929	917.7	52.4
15/10/52	71	1929	1011.8	47.5
18/10/52	74	1906	1247	36
22/10/52	78	1614	1023	36.6
24/10/52	80	1830	885.6	51.6
27/10/52	83	1690	903	46.5
29/10/52	85	1634	1157	30.0
10/11/52	97	1301.7	854.3	34.3
17/11/52	104	1609	973.2	39.5
19/11/52	106	1326	929	30.0
24/11/52	111	2077	704	66.1
26/11/52	113	1880	1080	42.5
3/12/52	120	1824	1075	41.1
5/12/52	122	2347	901.3	61.61
8/12/52	125	2012	733.6	63.54
12/12/52	129	2054	793	61.39
15/12/52	132	1371	293	78.55
17/12/52	134	1827	401.6	78.0
20/12/52	137	1606	430	73.17
29/12/03	146	1566	345.8	77.9
30/12/52	147	1797	592	66.95
3/1/53	151	1678	395	76.5
ค่าเฉลี่ย \pm SD (n = 9)		1,808 \pm 279	596 \pm 297	70.8 \pm 7.4

ตารางที่ ข-3 ปริมาณการเกิดก๊าซชีวภาพในถังปฏิกรณ์ที่ 1 ช่วงเริ่มเดินระบบ

ว/ด/ป	การทดลอง วันที่	ปริมาณก๊าซ ชีวภาพ (ลิตร)	ว/ด/ป	การทดลอง วันที่	ปริมาณก๊าซ ชีวภาพ (ลิตร)
3/12/52	120	6.42	20/12/52	137	7.85
5/12/52	122	7.8	29/12/52	146	7.2
12/12/52	129	6.88	30/12/52	147	7.66
15/12/52	132	6.72			
ค่าเฉลี่ย \pm SD (n = 7)					7.21 \pm 0.56

ตารางที่ ข-4 ปริมาณการเกิดก๊าซชีวภาพในถังปฏิกรณ์ที่ 2 ช่วงเริ่มเดินระบบ

ว/ด/ป	การทดลอง วันที่	ปริมาณก๊าซ ชีวภาพ (ลิตร)	ว/ด/ป	การทดลอง วันที่	ปริมาณก๊าซ ชีวภาพ (ลิตร)
3/12/52	120	6.20	20/12/52	137	7.20
5/12/52	122	6.40	29/12/52	146	7.30
12/12/52	129	6.45	30/12/52	147	6.86
15/12/52	132	7.04			
ค่าเฉลี่ย \pm SD (n = 7)					6.78 \pm 0.43

ตารางที่ ข-5 ค่าพีเอชน้ำเข้าและน้ำทิ้งในถังปฏิกรณ์ที่ 1 ช่วงเริ่มเดินระบบ

ว/ด/ป	การ ทดลอง วันที่	พีเอช น้ำเข้า	พีเอช น้ำทิ้ง	ว/ด/ป	การ ทดลอง วันที่	พีเอช น้ำเข้า	พีเอช น้ำทิ้ง
6/8/52	1	8	7.8	24/10/52	80	8.1	8
11/8/52	6	8.1	8	27/10/52	83	7.8	7.8
13/8/52	8	8.2	8	29/10/52	85	8	8
18/8/52	13	7.9	7.7	10/11/52	97	8.2	7.8
25/8/52	20	8.2	8	17/11/52	104	7.9	7.7
1/9/52	27	8.1	7.8	19/11/52	106	8.1	7.9
3/9/52	29	8	7.8	24/11/52	111	8	7.7
5/9/52	31	8.1	8	26/11/52	113	8.2	7.8
8/9/52	34	7.8	7.6	3/12/52	120	7.8	7.7
17/9/52	43	8	7.9	5/12/52	122	8.1	7.9
29/9/52	55	8	7.8	8/12/52	125	8.2	7.8
3/10/52	59	8.2	8	12/12/52	129	7.9	7.7
8/10/52	64	7.9	7.8	15/12/52	132	7.8	7.7
10/10/52	66	7.8	7.7	17/12/52	134	8	7.9
13/10/52	69	8.1	7.9	20/12/52	137	8.1	8
15/10/52	71	8.3	8	29/12/52	146	7.9	7.7
18/10/52	74	8	7.9	30/12/52	147	7.8	7.8
22/10/52	78	8.1	8	3/1/53	151	8	7.8
ค่าเฉลี่ย \pm SD (n = 10)						7.96 \pm 0.12	7.8 \pm 0.16

ตารางที่ ข-6 ค่าพีเอชน้ำเข้าและน้ำทิ้งในถังปฏิกรณ์ที่ 2 ช่วงเริ่มเดินระบบ

ว/ด/ป	การ ทดลอง วันที่	พีเอช น้ำเข้า	พีเอช น้ำทิ้ง	ว/ด/ป	การ ทดลอง วันที่	พีเอช น้ำเข้า	พีเอช น้ำทิ้ง
6/8/52	1	8	7.8	24/10/52	80	8	7.8
11/8/52	6	8.2	7.9	27/10/52	83	8.1	8
13/8/52	8	8	7.9	29/10/52	85	7.9	7.9
18/8/52	13	7.9	7.9	10/11/52	97	7.8	7.7
25/8/52	20	7.6	7.5	17/11/52	104	8.1	7.7
1/9/52	27	7.8	7.4	19/11/52	106	8.1	7.9
3/9/52	29	8	7.8	24/11/52	111	8	7.9
5/9/52	31	8.1	7.6	26/11/52	113	8	7.8
8/9/52	34	8.2	7.8	3/12/52	120	8.1	8
17/9/52	43	7.9	7.7	5/12/52	122	7.9	7.9
29/9/52	55	7.8	7.7	8/12/52	125	7.9	7.6
3/10/52	59	8	7.9	12/12/52	129	7.9	7.7
8/10/52	64	7.7	7.5	15/12/52	132	8	7.9
10/10/52	66	7.9	7.7	17/12/52	134	7.9	7.7
13/10/52	69	7.6	7.4	20/12/52	137	8	7.6
15/10/52	71	7.8	7.7	29/12/52	146	8.1	7.8
18/10/52	74	7.4	7.3	30/12/52	147	8	7.8
22/10/52	78	7.9	7.7	3/1/53	151	7.8	7.7
ค่าเฉลี่ย \pm SD (n = 10)						7.96 \pm 0.16	7.77 \pm 0.10

ตารางที่ ข-7 ค่ากรดไขมันระเหยและสภาพความเป็นด่างในถังปฏิกรณ์ที่ 1 ช่วงเริ่มเดินระบบ

ว/ด/ป	การ ทดลอง วันที่	กรด ไขมัน ระเหย (มก./ล)	สภาพ ความ เป็นด่าง (มก./ล)	ว/ด/ป	การ ทดลอง วันที่	กรดไขมัน ระเหย (มก./ล)	สภาพ ความ เป็น ด่าง (มก./ล)
17/11/52	104	200	1,850	15/12/52	132	100	1,600
26/11/52	113	140	1,200	20/12/52	137	240	2,000
5/12/52	122	100	1,000	30/12/52	147	140	2,200
12/12/52	129	80	1,400				
ค่าเฉลี่ย \pm SD (n = 7)						142 \pm 58.2	1,607 \pm 436

ตารางที่ ข-8 ค่ากรดไขมันระเหยและสภาพความเป็นต่างในถังปฏิกรณ์ที่ 2 ช่วงเริ่มเดินระบบ

ว/ด/ป	การทดลอง วันที่	กรดไขมัน ระเหย (มก./ล)	สภาพ ความเป็น ต่าง (มก./ล)	ว/ด/ป	การทดลอง วันที่	กรดไขมัน ระเหย (มก./ล)	สภาพ ความเป็น ต่าง (มก./ล)
17/11/52	104	150	1,500	15/12/52	132	120	1,500
26/11/52	113	220	1,000	20/12/52	137	200	780
5/12/52	122	250	850	30/12/52	147	250	2,000
12/12/52	129	100	1,600				
ค่าเฉลี่ย \pm SD (n = 7)						184 \pm 61.3	1,302 \pm 451

ตารางที่ ข-9 ปริมาณของแข็งแขวนลอยในถังปฏิกรณ์ที่ 1 ช่วงเริ่มเดินระบบ

ว/ด/ป	การทดลอง วันที่	ปริมาณ ของแข็ง แขวนลอย (มก./ล.)	ว/ด/ป	การทดลอง วันที่	ปริมาณ ของแข็ง แขวนลอย (มก./ล.)
26/11/52	113	80.0	20/12/52	137	45.0
15/12/52	132	65.0	29/12/52	146	50.0
ค่าเฉลี่ย \pm SD (n = 4)					60 \pm 15.8

ตารางที่ ข-10 ปริมาณของแข็งแขวนลอยในถังปฏิกรณ์ที่ 2 ช่วงเริ่มเดินระบบ

ว/ด/ป	การทดลอง วันที่	ปริมาณ ของแข็ง แขวนลอย (มก./ล.)	ว/ด/ป	การทดลอง วันที่	ปริมาณ ของแข็ง แขวนลอย (มก./ล.)
26/11/52	113	100.0	20/12/52	137	64.0
15/12/52	132	112.0	29/12/52	146	40.0
ค่าเฉลี่ย \pm SD (n = 4)					79 \pm 33

ตารางที่ ข-11 ค่าซีไอดีและประสิทธิภาพในการกำจัดซีไอดีที่ระยะเวลาเก็บน้ำเสีย 8 ชม.

ว/ด/ป	การ ทดลอง วันที่	ซีไอดี น้ำเข้า (มก./ล)	ซีไอดี น้ำทิ้ง (มก./ล)	ประสิทธิภาพ ในการกำจัด ซีไอดี (%)
6/1/53	154	2,617	483.5	81.5
9/1/53	157	2,768	337	87.4
13/1/53	161	2,373	284.5	88
15/1/53	163	2,384	294	88
16/1/53	164	2,470	325	88
17/1/153	165	2,512	335	87
21/1/53	169	2,700	480	82
27/1/53	175	2,422	250	84
29/1/53	177	2,296	268	89.6
3/2/53	182	2,571	268	89.5
6/2/53	185	2,496	247	90.1
11/2/53	190	2,258	175	92.3
13/2/53	192	2,570	215	91.6
16/2/53	195	2,405	140	94.1
20/2/53	199	2,450	150	93.8
23/2/53	202	2,510	178	92.8
ค่าเฉลี่ย \pm SD (n = 11)		2471.8 \pm 126.2	246 \pm 97.3	89.7 \pm 4.0

ตารางที่ ข-12 ค่าซีโอดีและประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีที่ระยะเวลาเก็บน้ำเสีย 5 ชม.

ว/ด/ป	การทดลอง วันที่	ซีโอดี น้ำเข้า (มก./ล)	ซีโอดี น้ำทิ้ง (มก./ล)	ประสิทธิภาพ ในการกำจัด ซีโอดี (%)
28/2/53	207	1636	483.5	70.44
4/3/53	211	1278	393	69.3
8/3/53	215	1730	354	79.5
11/3/53	218	1640	247	85
9/4/53	247	1490	284.5	80.9
26/4/53	264	1820	250	86.3
30/4/53	268	1680	220	86.9
3/5/53	271	1481	294	80.1
ค่าเฉลี่ย \pm SD (n = 7)		1,600.6 \pm 160.9	313.5 \pm 77.7	82.4 \pm 3.2

ตารางที่ ข-13 ค่าซีโอดีและประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีที่ระยะเวลาเก็บน้ำเสีย 2 ชม.

ว/ด/ป	การทดลอง วันที่	ซีโอดี น้ำเข้า (มก./ล)	ซีโอดี น้ำทิ้ง (มก./ล)	ประสิทธิภาพ ในการกำจัด ซีโอดี (%)
9/4/53	247	624	167	73
26/4/53	264	637	164	74
30/4/53	268	637	152	76
3/5/53	271	600	204	66
7/5/153	275	550	216	61
12/5/53	280	577	198	65
17/5/53	285	616	160	74
21/5/53	289	611	189	68
28/5/53	296	690	174	74
ค่าเฉลี่ย \pm SD (n = 8)		615.8 \pm 39.6	180.4 \pm 22.1	70.1 \pm 5.2

ตารางที่ ข-14 ค่าซีโอดีและประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีที่ระยะเวลาพักเก็บน้ำเสีย 0.4 ชม.

ว/ด/ป	การทดลอง วันที่	ซีโอดี น้ำเข้า (มก./ล)	ซีโอดี น้ำทิ้ง (มก./ล)	ประสิทธิภาพ ในการกำจัด ซีโอดี (%)
6/1/1/53	154	562	254.8	54.66
9/1/53	157	354	127.8	63.8
13/1/53	161	314	50	84.3
151/53	163	279	86	69
16/1/53	164	180	37.9	78.9
17/1/53	165	150	15	90
21/1/53	169	170	45.3	73.4
11/2/53	190	185	84.6	55
13/2/53	192	152	30	80
16/2/53	195	155	50	67.7
20/2/53	199	174	25	85
23/2/53	202	178	86	52
28/2/53	207	150	51	66
4/3/53	211	165	26	84
ค่าเฉลี่ย \pm SD (n = 8)		151.3 \pm 21.6	43.3 \pm 19.7	70.4 \pm 13.7

ตารางที่ ข-15 ปริมาณการเกิดก๊าซชีวภาพที่ระยะเวลาเก็บน้ำเสีย 8 ชม.

ว/ด/ป	การทดลอง วันที่	ปริมาณก๊าซ ชีวภาพ (ลิตร)	ว/ด/ป	การทดลอง วันที่	ปริมาณก๊าซ ชีวภาพ (ลิตร)
6/1/53	154	8.21	29/1/53	177	7.81
9/1/53	157	10.16	3/2/53	182	8.91
13/1/53	161	8.27	6/2/53	185	8.97
15/1/53	163	8.47	11/2/53	190	8.93
16/1/53	164	8.73	13/2/53	192	10.1
17/1/53	165	8.47	16/2/53	195	9.68
21/1/53	169	8.06	20/2/53	199	9.61
27/1/53	175	7.65	23/2/53	202	9.79
ค่าเฉลี่ย \pm SD (n = 10)					8.91 \pm 0.43

ตารางที่ ข-16 ปริมาณการเกิดก๊าซชีวภาพที่ระยะเวลาเก็บน้ำเสีย 5 ชม.

ว/ด/ป	การทดลอง วันที่	ปริมาณก๊าซ ชีวภาพ (ลิตร)	ว/ด/ป	การทดลอง วันที่	ปริมาณก๊าซ ชีวภาพ (ลิตร)
28/2/53	207	6.4	9/4/53	247	7.1
4/3/53	211	5.05	26/4/53	264	9.18
8/3/53	215	7.94	30/4/53	268	8.32
11/3/53	218	7.73	3/5/53	271	6.85
15/3/53	222	8.49	7/5/53	275	7.38
31/3/53	238	6.6			
ค่าเฉลี่ย \pm SD (n = 9)					7.73 \pm 0.89

ตารางที่ ข-17 ปริมาณการเกิดก๊าซชีวภาพที่ระยะเวลาที่เก็บน้ำเสีย 2 ชม.

ว/ด/ป	การทดลอง วันที่	ปริมาณก๊าซ ชีวภาพ (ลิตร)	ว/ด/ป	การทดลอง วันที่	ปริมาณก๊าซ ชีวภาพ (ลิตร)
9/4/53	247	6.64	12/5/53	280	5.84
26/4/53	264	7.07	17/5/53	285	6.62
30/4/53	268	7.04	21/5/53	289	6.31
3/5/53	271	5.57	28/5/53	296	7.49
7/5/53	275	5			
ค่าเฉลี่ย \pm SD (n = 9)					6.40 \pm 0.86

ตารางที่ ข-18 ปริมาณการเกิดก๊าซชีวภาพที่ระยะเวลาที่เก็บน้ำเสีย 0.4 ชม.

ว/ด/ป	การทดลอง วันที่	ปริมาณก๊าซ ชีวภาพ (ลิตร)	ว/ด/ป	การทดลอง วันที่	ปริมาณก๊าซ ชีวภาพ (ลิตร)
6/1/53	154	13.17	11/2/53	190	4.3
9/1/53	157	6.59	13/2/53	192	5.39
13/1/53	161	11.32	16/2/53	195	4.5
15/1/53	163	8.03	20/2/53	199	6.19
16/1/53	164	6.28	23/2/53	202	4.18
17/1/53	165	6.14	28/2/53	207	4.63
21/1/53	169	5.84	4/3/53	211	6.14
27/1/53	175	3.7	8/3/53	215	6.13
29/1/53	177	4.7	11/3/53	218	5.48
3/2/53	182	1.8	11/2/53	222	5.38
6/2/53	185	3.7			
ค่าเฉลี่ย \pm SD (n = 9)					5.34 \pm 0.79

ตารางที่ ข-19 ค่าพีเอชน้ำเข้าและน้ำทิ้งที่ระยะเวลาเก็บน้ำเสีย 8 ชม.

ว/ด/ป	การ ทดลอง วันที่	พีเอช น้ำเข้า	พีเอช น้ำทิ้ง	ว/ด/ป	การ ทดลอง วันที่	พีเอช น้ำเข้า	พีเอช น้ำทิ้ง
6/1/53	154	8.4	8.1	29/1/53	177	7.8	7.5
9/1/53	157	8.4	8.2	3/2/53	182	7.6	7.4
13/1/53	161	8.2	7.6	6/2/53	185	7.7	7.4
15/1/53	163	8.3	8	11/2/53	190	7.8	7.6
16/1/53	164	8.6	8	13/2/53	192	7.6	7.3
17/1/53	165	8.4	8	16/2/53	195	7.5	7.2
21/1/53	169	8.4	7.9	20/2/53	199	7.7	7.4
27/1/53	175	8.5	8	23/2/53	202	7.5	7.3
ค่าเฉลี่ย \pm SD (n = 8)						7.65 \pm 0.12	7.38 \pm 0.12

ตารางที่ ข-20 ค่าพีเอชน้ำเข้าและน้ำทิ้งที่ระยะเวลาเก็บน้ำเสีย 5 ชม.

ว/ด/ป	การ ทดลอง วันที่	พีเอช น้ำเข้า	พีเอช น้ำทิ้ง	ว/ด/ป	การ ทดลอง วันที่	พีเอช น้ำเข้า	พีเอช น้ำทิ้ง
28/2/53	207	8	7.7	9/4/53	247	7.8	7.5
4/3/53	211	7.6	7.4	26/4/53	264	7.8	7.4
8/3/53	215	8	7.8	30/4/53	268	7.6	7.3
11/3/53	218	7.8	7.5	3/5/53	271	7.7	7.3
15/3/53	222	8	7.6	7/5/53	275	7.5	7.2
31/3/53	238	8.3	7.9				
ค่าเฉลี่ย \pm SD (n = 9)						7.83 \pm 0.32	7.51 \pm 0.22

ตารางที่ ข-21 ค่าพีเอชน้ำเข้าและน้ำทิ้งที่ระยะเวลาพักเก็บน้ำเสีย 2 ชม.

ว/ด/ป	การ ทดลอง วันที่	พีเอช น้ำเข้า	พีเอช น้ำทิ้ง	ว/ด/ป	การ ทดลอง วันที่	พีเอช น้ำเข้า	พีเอช น้ำทิ้ง
9/4/53	247	7.8	7.4	12/5/53	280	7.9	7.6
26/4/53	264	8	7.7	17/5/53	285	8	7.7
30/4/53	268	8	7.6	21/5/53	289	8	7.6
3/5/53	271	7.9	7.7	28/5/53	296	7.8	7.4
7/5/53	275	7.8	7.6				
ค่าเฉลี่ย \pm SD (n = 9)						7.91 \pm 0.09	7.59 \pm 0.11

ตารางที่ ข-22 ค่าพีเอชน้ำเข้าและน้ำทิ้งที่ระยะเวลาพักเก็บน้ำเสีย 0.4 ชม.

ว/ด/ป	การ ทดลอง วันที่	พีเอช น้ำเข้า	พีเอช น้ำทิ้ง	ว/ด/ป	การ ทดลอง วันที่	พีเอช น้ำเข้า	พีเอช น้ำทิ้ง
6/1/53	154	8.3	8	11/2/53	190	8.1	7.7
9/1/53	157	8.4	8.3	13/2/53	192	8.1	7.5
13/1/53	161	8.3	8	16/2/53	195	8.2	7.7
15/1/53	163	8.2	7.6	20/2/53	199	8	7.6
16/1/53	164	8.3	8	23/2/53	202	8.4	8.3
17/1/53	165	8.2	7.8	28/2/53	207	8.2	7.8
21/1/53	169	8.3	8	4/3/53	211	8.1	7.8
27/1/53	175	8.4	8.3	8/3/53	215	8.2	7.7
29/1/53	177	8.2	7.8	11/3/53	218	8	7.6
3/2/53	182	8.1	7.8	15/3/53	222	8.3	8
6/2/53	185	8	7.6				
ค่าเฉลี่ย \pm SD (n = 10)						8.14 \pm 0.12	7.74 \pm 0.20

ตารางที่ ข-23 ค่ากรดไขมันระเหยและสภาพความเป็นต่างที่ระยะเวลาเก็บน้ำเสีย 8 ชม.

ว/ด/ป	การ ทดลอง วันที่	กรดไขมัน ระเหย (มก./ล)	สภาพ ความเป็น ต่าง (มก./ล)	ว/ด/ป	การ ทดลอง วันที่	กรดไขมัน ระเหย (มก./ล)	สภาพ ความเป็น ต่าง (มก./ล)
6/1/53	154	100	1,250	11/2/53	190	75	650
9/1/53	157	75	950	13/2/53	192	150	625
13/1/53	161	75	1,500	16/2/53	195	125	625
16/1/53	164	250	2,250	20/2/53	199	150	650
29/1/53	177	100	500	23/2/53	202	75	500
ค่าเฉลี่ย \pm SD (n = 10)						117.5 \pm 55.3	950.0 \pm 589.0

ตารางที่ ข-24 ค่ากรดไขมันระเหยและสภาพความเป็นต่างที่ระยะเวลาเก็บน้ำเสีย 5 ชม.

ว/ด/ป	การ ทดลอง วันที่	กรดไขมัน ระเหย (มก./ล)	สภาพ ความเป็น ต่าง (มก./ล)	ว/ด/ป	การ ทดลอง วันที่	กรดไขมัน ระเหย (มก./ล)	สภาพ ความเป็น ต่าง (มก./ล)
4/3/53	211	100	650	9/4/53	247	60	600
11/3/53	218	75	600	30/4/53	268	90	600
15/3/53	222	100	700	7/5/53	275	90	650
31/3/53	238	75	650				
ค่าเฉลี่ย \pm SD (n = 7)						84.3 \pm 14.8	635.7 \pm 37.8

ตารางที่ ข-25 ค่ากรดไขมันระเหยและสภาพความเป็นต่างที่ระยะเวลาเก็บน้ำเสีย 2 ชม.

ว/ด/ป	การ ทดลอง วันที่	กรดไขมัน ระเหย (มก./ล)	สภาพ ความเป็น ต่าง (มก./ล)	ว/ด/ป	การ ทดลอง วันที่	กรดไขมัน ระเหย (มก./ล)	สภาพ ความเป็น ต่าง (มก./ล)
9/4/53	247	125	500	7/5/53	275	60	600
26/4/53	264	75	600	17/5/53	285	90	600
30/4/53	268	100	700	28/5/53	296	90	650
3/5/53	271	75	650				
ค่าเฉลี่ย \pm SD (n = 6)						81.7 \pm 14.4	633.3 \pm 62.7

ตารางที่ ข-26 ค่ากรดไขมันระเหยและสภาพความเป็นต่างที่ระยะเวลาเก็บน้ำเสีย 0.4 ชม.

ว/ด/ป	การ ทดลอง วันที่	กรดไขมัน ระเหย (มก./ล)	สภาพ ความเป็น ต่าง (มก./ล)	ว/ด/ป	การ ทดลอง วันที่	กรดไขมัน ระเหย (มก./ล)	สภาพ ความเป็น ต่าง (มก./ล)
6/1/53	154	100	750	3/2/53	182	200	1,200
9/1/53	157	75	750	6/2/53	185	75	500
13/1/53	161	75	800	16/2/53	195	150	625
27/1/53	175	300	1,800	20/2/53	199	125	625
ค่าเฉลี่ย \pm SD (n = 7)						142.0 \pm 83.8	900.0 \pm 455.3

ตารางที่ ข-27 ปริมาณของแข็งแขวนลอยที่ระยะเวลาเก็บน้ำเสีย 8 ชม.

ว/ด/ป	การทดลองวันที่	ปริมาณ ของแข็ง แขวนลอย (มก./ล.)	ว/ด/ป	การทดลองวันที่	ปริมาณ ของแข็ง แขวนลอย (มก./ล.)
6/1/53	154	35	3/2/53	182	24
13/1/53	161	40	13/2/53	192	30
17/1/53	165	42	20/2/53	199	25
27/1/53	177	24			
ค่าเฉลี่ย \pm SD (n = 7)					31.4 \pm 7.66

ตารางที่ ข-28 ปริมาณของแข็งแขวนลอยที่ระยะเวลาที่เก็บน้ำเสีย 5 ชม.

ว/ด/ป	การทดลอง วันที่	ปริมาณ ของแข็ง แขวนลอย (มก./ล.)	ว/ด/ป	การทดลอง วันที่	ปริมาณ ของแข็ง แขวนลอย (มก./ล.)
4/3/53	211	24	26/4/53	264	16
8/3/53	215	20	30/4/53	268	20
15/3/53	222	18	3/5/53	271	18
31/3/53	238	20	7/5/53	275	24
9/4/53	247	24			
ค่าเฉลี่ย \pm SD (n = 8)					20.4 \pm 2.82

ตารางที่ ข-29 ปริมาณของแข็งแขวนลอยที่ระยะเวลาที่เก็บน้ำเสีย 2 ชม.

ว/ด/ป	การทดลอง วันที่	ปริมาณ ของแข็ง แขวนลอย (มก./ล.)	ว/ด/ป	การทดลอง วันที่	ปริมาณ ของแข็ง แขวนลอย (มก./ล.)
9/4/53	247	18	12/5/53	280	28
26/4/53	264	12	17/5/53	285	16
30/4/53	268	16	21/5/53	289	12
3/5/53	271	20	28/5/53	296	16
ค่าเฉลี่ย \pm SD (n = 7)					17.0 \pm 5.52

ตารางที่ ข-30 ปริมาณของแข็งแขวนลอยที่ระยะเวลาที่เก็บน้ำเสีย 0.4 ชม.

ว/ด/ป	การทดลอง วันที่	ปริมาณ ของแข็ง แขวนลอย (มก./ล.)	ว/ด/ป	การทดลอง วันที่	ปริมาณ ของแข็ง แขวนลอย (มก./ล.)
15/1/53	163	36	20/2/53	199	25
27/1/53	175	40	4/3/53	211	28
3/2/53	182	30	11/3/53	218	30
13/2/53	192	45			
ค่าเฉลี่ย \pm SD (n = 7)					33.6 \pm 7.16

C-R7A CHROMATOPAC CH=1 REPORT No.=27 DATA=1:CHRMI.C00 10/01/19 09:28:54

0.533

** CALCULATION REPORT **

CH	PKNO	TIME	AREA	HEIGHT	MK	IDNO	CONC	NAME
1	1	0.533	6651508	388673	E		100	

มาตรฐาน

** CALCULATION REPORT **

CH	PKNO	TIME	AREA	HEIGHT	MK	IDNO	CONC	NAME
1	1	0.533	3548738	1388763	E		100	
TOTAL			3478738	1388763			100	

C-R7A CHROMATOPAC CH=1 REPORT No.=29 DATA=1:CHRMI.C00 10/01/19 09:28:54

ระยะเวลาที่เก็บน้ำเสีย 8 ชม.

0.541

** CALCULATION REPORT **

CH	PKNO	TIME	AREA	HEIGHT	MK	IDNO	CONC	NAME
1	1	0.542	3563308	1388787	E		100	
TOTAL			3563308	1388787			100	

C-R7A CHROMATOPAC CH=1 REPORT No.=30 DATA=1:CHRMI.C00 10/01/19 09:28:54

ระยะเวลาที่เก็บน้ำเสีย 5 ชม.

0.526

C-R7A CHROMATOPAC CH=1 REPORT No.=27 DATA=1:CHRMI.C00 10/06/29 09:51:54

** CALCULATION REPORT **

CH	PKNO	TIME	AREA	HEIGHT	MK	IDNO	CONC	NAME
1	1	0.533	6686500	366673	E		100	

มาตรฐาน

** CALCULATION REPORT **

CH	PKNO	TIME	AREA	HEIGHT	MK	IDNO	CONC	NAME
1	2	0.522	3363719	663003	V		100	
TOTAL			3363719	663003			100	

C-R7A CHROMATOPAC CH=1 REPORT No.=44 DATA=1:CHRMI.C00 10/06/29 09:51:54

ระยะเวลาที่เก็บน้ำเสีย 2 ชม.

0.519

** CALCULATION REPORT **

CH	PKNO	TIME	AREA	HEIGHT	MK	IDNO	CONC	NAME
1	2	0.519	3343277	1388686	E		100	
TOTAL			3343277	1388686			100	

C-R7A CHROMATOPAC CH=1 REPORT No.=45 DATA=1:CHRMI.C00 10/06/29 09:51:54

ระยะเวลาที่เก็บน้ำเสีย 0.4

0.523

ภาพที่ ข-1 ผลการวิเคราะห์เปอร์เซ็นต์ของก๊าซมีเทนที่ระยะเวลาที่เก็บน้ำเสียต่างๆ

ประวัติผู้เขียนวิทยานิพนธ์

นายธนวัฒน์ จามิกรณ์ เกิดวันที่ 29 ตุลาคม พ.ศ. 2527 ที่จังหวัดกรุงเทพมหานคร จบการศึกษาระดับมัธยมศึกษาจากโรงเรียนบดินทรเดชา(สิงห์ สิงหเสนีย์)^๒ และเข้าศึกษาต่อในระดับปริญญาบัณฑิต สาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์ จบการศึกษาระดับปริญญาบัณฑิตในปีการศึกษา 2549 และเข้าศึกษาต่อในหลักสูตรวิศวกรรมศาสตรมหาบัณฑิต สาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย เมื่อ พ.ศ. 2550 โดยมีความสนใจทำงานวิจัยในสาขาเทคโนโลยีการบำบัดน้ำเสียด้วยระบบบำบัดแบบไร้อากาศหรือระบบแอนแอโรบิก

การเผยแพร่งานวิจัย

- [1] ธนวัฒน์ จามิกรณ์ วิบูลย์ลักษณะ พิ้งรัมย์ และ ชัยพร ภูประเสริฐ “ผลของการลดค่าระยะเวลา กักเก็บน้ำเสียในระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดที่ใช้เม็ดยางเป็นวัสดุตัวกลาง” เอกสารประกอบการประชุมวิชาการวิศวกรรมเคมีและเคมีประยุกต์แห่งประเทศไทยครั้งที่ 20 (TICHE 2010) วันที่ 22 -23 พฤศจิกายน 2553 ณ ศูนย์ประชุมแห่งชาติสิริกิติ์ กรุงเทพมหานคร : หน้า 54.