

ผลของปริมาณสารอินทรีย์และอัตราการเวียนน้ำชะขยะต่อ  
ประสิทธิภาพในการผลิตก๊าซชีวภาพจากการหมักย่อย  
ไร้อากาศแบบแห้งในถังปฏิกรณ์แบบไหลซึม



เกาทัณฑ์ บรรเจิดฤทธิ์

วิศวกรรมศาสตรมหาบัณฑิต

สาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม

ลิขสิทธิ์มหาวิทยาลัยเชียงใหม่

Copyright© by Chiang Mai University

All rights reserved

บัณฑิตวิทยาลัย

มหาวิทยาลัยเชียงใหม่

มิถุนายน 2562

ผลของปริมาณสารอินทรีย์และอัตราการเวียนน้ำชะขยะต่อประสิทธิภาพในการ  
ผลิตก๊าซชีวภาพจากการหมักย่อยไร้อากาศแบบแห้งในถังปฏิกรณ์แบบไหลซึม

เกาทัณฑ์ บรรเจิดฤทธิ์

วิทยานิพนธ์นี้เสนอต่อมหาวิทยาลัยเชียงใหม่เพื่อเป็นส่วนหนึ่งของการศึกษาตาม  
หลักสูตรปริญญาวิศวกรรมศาสตรมหาบัณฑิต  
สาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม

ลิขสิทธิ์มหาวิทยาลัยเชียงใหม่  
Copyright© by Chiang Mai University  
All rights reserved

บัณฑิตวิทยาลัย มหาวิทยาลัยเชียงใหม่

มิถุนายน 2562

ผลของปริมาณสารอินทรีย์และอัตราการเวียนน้ำชะขยะต่อประสิทธิภาพในการ  
ผลิตก๊าซชีวภาพจากการหมักย่อยไร้อากาศแบบแห้งในถังปฏิกรณ์แบบไหลซึม

เกาทัณฑ์ บรรเจิดฤทธิ์

วิทยานิพนธ์นี้ได้รับการพิจารณาอนุมัติให้นับเป็นส่วนหนึ่งของการศึกษาตามหลักสูตร  
ปริญญาวิศวกรรมศาสตรมหาบัณฑิต  
สาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม

คณะกรรมการสอบ

อาจารย์ที่ปรึกษา

..... ประธานกรรมการ  
(ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร. ปฏิรูป ผลจันทร์)

.....  
(ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร. ภาคภูมิ รักร่วม)

..... กรรมการ  
(รองศาสตราจารย์ ดร. ปฏิภาณ ปัญญาพลกุล)

..... กรรมการ  
(ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร. ภาคภูมิ รักร่วม)

..... กรรมการ  
(ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร. อรรถพร วงศ์เรือง)

28 มิถุนายน 2562

© ลิขสิทธิ์ของมหาวิทยาลัยเชียงใหม่

## กิตติกรรมประกาศ

วิทยานิพนธ์นี้สำเร็จลงได้ด้วยความกรุณาจากผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร. ภาคภูมิ รักร่วม อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์ ผู้ซึ่งกรุณาให้ความรู้ คำแนะนำ คำปรึกษา และตรวจสอบแก้ไขวิทยานิพนธ์ให้เสร็จสมบูรณ์ ผู้เขียนขอกราบขอบพระคุณเป็นอย่างสูงไว้ ณ โอกาสนี้

ขอกราบขอบพระคุณผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร. อรรถพร วงศ์เรือง ที่ให้โอกาสเข้าร่วมทำงานวิจัย และให้คำปรึกษาในด้านการดำเนินงาน ข้อคิดเห็นต่างๆ ตลอดจนทุนสนับสนุนในงานวิจัยบางส่วน

ขอกราบขอบพระคุณผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร. ปฏิรูป ผลจันทร์ และรองศาสตราจารย์ ดร. ปฏิภาณ ปัญญาพลกุล ที่กรุณาได้รับเป็นกรรมการสอบวิทยานิพนธ์ ให้คำแนะนำและปรับปรุงตรวจทานแก้ไขข้อบกพร่องต่างๆ จนวิทยานิพนธ์สมบูรณ์ยิ่งขึ้น

ขอกราบขอบพระคุณ คณาจารย์และเจ้าหน้าที่ห้องปฏิบัติการ ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยเชียงใหม่ทุกท่านที่อบรมสั่งสอน และให้คำแนะนำช่วยเหลือในด้านวิชาการความรู้ตลอดระยะเวลาที่ผู้ทำวิจัยเข้ารับการศึกษา ณ สถานศึกษาแห่งนี้

ขอขอบพระคุณสถาบันวิจัยพลังงานนครพิงค์ และบริษัท โฟร์ ที จำกัด ที่ให้ความอนุเคราะห์เชื้อจุลชีพเพื่อใช้ในการทดลอง

ขอแสดงความขอบคุณบัณฑิตวิทยาลัย มหาวิทยาลัยเชียงใหม่และภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยเชียงใหม่ที่ได้ให้ทุนสนับสนุนงานวิจัยระดับบัณฑิตศึกษา รวมถึงอำนวยความสะดวกในการทำงานวิจัยในครั้งนี้

ขอกราบขอบพระคุณ บิดา-มารดา ที่อบรมเลี้ยงดู สนับสนุน ให้โอกาสทางการศึกษา และเป็นแรงผลักดันในการทำงานวิจัยในครั้งนี้ให้สำเร็จลุล่วง รวมทั้งเพื่อนๆ พี่น้อง ทุกๆ ท่านที่คอยให้กำลังใจ และให้ความช่วยเหลือในทุกๆ ด้านอย่างดีมาโดยตลอด

ขอขอบพระคุณ กองทุนเพื่อส่งเสริมการอนุรักษ์พลังงาน สำนักนโยบายและแผนพลังงาน ที่ให้  
ทุนสนับสนุนงานวิจัยในโครงการศึกษาต้นแบบการหมักย่อยแบบแห้งเพื่อการจัดการขยะมูลฝอยจาก  
จุดท่องเที่ยวในมหาวิทยาลัยเชียงใหม่

สุดท้ายนี้ หากมีสิ่งใดขาดตกบกพร่องหรือผิดพลาดประการใด ผู้เขียนขอภัยเป็นอย่างสูงใน  
ข้อบกพร่องและความผิดพลาดนั้น และผู้เขียนหวังเป็นอย่างยิ่งว่าวิทยานิพนธ์นี้จะมีประโยชน์สำหรับ  
หน่วยงานที่เกี่ยวข้อง ตลอดจนผู้ที่สนใจต่อไป



เกาทัณฑ์ บรรเจิดฤทธิ์

ลิขสิทธิ์มหาวิทยาลัยเชียงใหม่  
Copyright© by Chiang Mai University  
All rights reserved

หัวข้อวิทยานิพนธ์	ผลของปริมาณสารอินทรีย์และอัตราการเวียนน้ำชะขยะต่อประสิทธิภาพในการผลิตก๊าซชีวภาพจากการหมักย่อยไร้อากาศแบบแห้งในถังปฏิกรณ์แบบไหลซึม
ผู้เขียน	นายเกาทัณฑ์ บรรณเจตฤทธิ
ปริญญา	วิศวกรรมศาสตรมหาบัณฑิต (วิศวกรรมสิ่งแวดล้อม)
อาจารย์ที่ปรึกษา	ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.ภาคภูมิ รักร่วม

### บทคัดย่อ

การหมักย่อยไร้อากาศแบบแห้งเป็นวิธีการหนึ่งที่น่าสนใจนำมาใช้จัดการกับขยะอินทรีย์จำพวกเศษอาหารเพื่อผลิตเป็นพลังงาน ในการศึกษานี้ได้ทำการทดลองการหมักย่อยเศษอาหารเพื่อผลิตก๊าซชีวภาพด้วยถังปฏิกรณ์หมักย่อยไร้อากาศแบบแห้งแบบไหลซึม โดยถังปฏิกรณ์ออกแบบเป็นรูปทรงสี่เหลี่ยม มีปริมาตร 0.126 ลบ.ม. ภายในแบ่งเป็น 2 ส่วน คือ ส่วนเก็บเศษอาหารด้านบนและส่วนเก็บเชื้อจุลินทรีย์ ทำการทดลองแบบกะ โดยแบ่งการทดลองเป็น 2 ส่วนการทดลองที่ 1 ทำการศึกษาปริมาณเศษอาหารที่แตกต่างต่อการผลิตก๊าซชีวภาพ โดยมีการเวียนน้ำชะขยะที่อัตรา 4,000 ล./วัน แต่ละถังมีการเติมขยะเพื่อให้ได้อัตราส่วนเศษอาหารต่อเชื้อตั้งต้นเท่ากับ 0.5 0.75 1.0 และ 1.25 กก./VSเศษอาหาร/กก.VSเชื้อ ตามลำดับ ส่วนการทดลองที่ 2 ทำการศึกษาการเวียนน้ำชะขยะต่อการผลิตก๊าซชีวภาพโดยปรับเปลี่ยนปริมาณน้ำชะที่เวียนในปริมาณที่ต่างกันคือ 1,000 1,500 2,000 และ 2,500 ล./วัน ตามลำดับ และใช้อัตราส่วนเศษอาหารต่อเชื้อตั้งต้น 0.5 กก.VSเศษอาหาร/กก.VSเชื้อ ผลจากการทดลองที่ 1 พบว่าที่อัตราส่วนเศษอาหารต่อเชื้อตั้งต้นต่างกันต่อการเวียนน้ำชะขยะเท่ากันปริมาณ 4,000 ล./วัน ให้ผลผลิตก๊าซมีเทนแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญ ( $p=0.000$ ) โดยอัตราส่วนเศษอาหารต่อเชื้อตั้งต้น 0.5 มีค่าสูงสุดที่ 180.5 ล.(มีเทน)ต่อกก.VS หรือ 164.74 นอร์มอล ล.(มีเทน)ต่อกก.VS และมีปริมาณกรดไขมันระเหยต่อค่าความเป็นด่างเท่ากับ 0.76 ส่วนการศึกษาผลของการเวียนน้ำชะขยะที่ต่างกันของการทดลองที่ 2 อัตราส่วนเศษอาหารต่อเชื้อตั้งต้นที่ 0.5 เท่ากัน พบว่าให้ผลผลิตก๊าซมีเทนไม่แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญ ( $p=0.051$ ) โดยมีปริมาณก๊าซมีเทนสูงสุดเท่ากับ 155.1 ล.(มีเทน)ต่อกก.VS หรือ 141.63 นอร์มอล ล.(มีเทน)ต่อกก.VS ที่การเวียนน้ำชะขยะ 2,500 ล./วันและมีค่ากรด

ไขมันระเหยต่อความเป็นด่างเท่ากับ 0.63 จากผลการทดลองสามารถสรุปได้ว่า การเดินระบบที่อัตราส่วนปริมาณเศษอาหารต่อปริมาณเชื้อที่ 0.5 กก.VSเศษอาหาร/กก.VSเชื้อ และปริมาณการเวียนน้ำชะขยะที่ 4,000 ล./วัน ให้ประสิทธิภาพในการกำจัดของแข็งดีที่สุดโดยมีค่าร้อยละการกำจัดของแข็งรวม และของแข็งระเหยเท่ากับ 59.0 และ 84.4 ตามลำดับ อย่างไรก็ตามพบว่ามีกรสะสมของกรดไขมันระเหยจนทำให้ค่าพีเอชลดลงและยับยั้งการทำงานของแบคทีเรียกลุ่มเมทาโนเจนในระบบ



ลิขสิทธิ์มหาวิทยาลัยเชียงใหม่  
Copyright© by Chiang Mai University  
All rights reserved

**Thesis Title** Effects of Organic Contents and Leachate Recirculation Rates on Performance of Biogas Production from Anaerobic Dry Fermentation in Percolation Reactor

**Author** Mr. Kaotan Banjerdrit

**Degree** Master of Engineering (Environmental Engineering)

**Advisor** Asst. Prof. Dr. Pharkphum Rakruam

## ABSTRACT

Anaerobic degradation is one of appropriate method that utilize to produce energy from solid waste especially food waste. In this study, anaerobic dry fermentation in percolation reactor was conducted to degrade food waste to produce biogas. Rectangular Reactor with the volume of 0.126 m<sup>3</sup> was divided into 2 parts including the food waste storage in the top part and the microbial storage in the bottom of reactor. The experiment was divided into 2 parts. The first part was aims to study the effect of food waste on the biogas production with the leachate circulation at 4,000 l/day. The food waste was added to the reactor with different substrate/inoculum ratio (S/I) at 0.5, 0.75, 1.0 and 1.25 kgVS<sub>substrate</sub>/kgVS<sub>inoculum</sub>, respectively. For the second part, the study was aims to investigate the effect of leachate recirculation rate on biogas production by varying leachate recirculating at 1,000, 1,500, 2,000 and 2,500 l/day, respectively with the S/I ratio at 0.5 kgVS<sub>substrate</sub>/kgVS<sub>inoculum</sub>. From the results in the first experiment, it was found that the different ratio of S/I at the same leachate recirculation (4,000 l/day) provided the different methane production significantly (p=0.000). The highest value was 180.5 l(CH<sub>4</sub>)/kgVS or 164.74 Ni(CH<sub>4</sub>)/kgVS at the S/I raio 0.5 with the value of VFA/ALK was 0.76. From the effect of different leachate recirculation experiment, it was found that methane production was not significantly different (p=0.051) with the different amount of leachate recirculation. The highest volume of methane gas was 155.1 l(CH<sub>4</sub>)/kgVS or 141.63 Ni(CH<sub>4</sub>)/kgVS at the leachate recirculation of 2,500 l/day and the VFA/ALK was 0.63.

From the obtained results, it can be concluded that the high efficiency was found at the S/I ratio of 0.5 and the amount of leachate recirculation at 4,000 l/day with the percent removal of total solid and volatile solids at 59.0 and 84.4, respectively. However, the accumulation of VFA in the reactor might cause the pH drop and inhibited the activity of methanogens in the reactor.



ลิขสิทธิ์มหาวิทยาลัยเชียงใหม่  
Copyright© by Chiang Mai University  
All rights reserved

# สารบัญ

	หน้า
กิตติกรรมประกาศ	ค
บทคัดย่อไทย	จ
บทคัดย่อภาษาอังกฤษ	ช
สารบัญ	ณ
สารบัญตาราง	ญ
สารบัญรูป	ฐ
อักษรย่อและสัญลักษณ์	ฒ
<b>บทที่ 1 บทนำ</b>	<b>1</b>
1.1 ที่มาและความสำคัญ	1
1.2 วัตถุประสงค์ของการศึกษา	2
1.3 ขอบเขตงานวิจัย	2
1.4 ประโยชน์ที่ได้รับ	3
<b>บทที่ 2 ทฤษฎีและผลการวิจัยที่เกี่ยวข้อง</b>	<b>4</b>
2.1 ความหมายของขยะ	4
2.2 กระบวนการย่อยสลายสารอินทรีย์แบบไร้อากาศ	16
2.3 ก๊าซชีวภาพ	23
2.4 ปัจจัยที่มีผลต่อการผลิตก๊าซชีวภาพ	26
2.5 การย่อยสลายสารอินทรีย์ภายใต้สภาวะไร้อากาศแบบแห้ง	41
2.6 การบำบัดสารอินทรีย์ด้วยวิธี Percolation หรือ leached bed	43
2.7 งานวิจัยที่เกี่ยวข้อง	46

## สารบัญ (ต่อ)

	หน้า
<b>บทที่ 3 การดำเนินการวิจัย</b>	<b>57</b>
3.1 การศึกษาลักษณะของเศษอาหารและเชื้อตั้งต้น	57
3.2 ลักษณะถังปฏิกรณ์	59
3.3 การเดินระบบ	64
3.4 พารามิเตอร์ที่ศึกษา	67
3.5 สถานที่ในการวิจัยและรวบรวมข้อมูล	68
<b>บทที่ 4 ผลการทดลองและอภิปรายผลการทดลอง</b>	<b>69</b>
4.1 ลักษณะสมบัติของขยะและเชื้อตั้งต้นที่ใช้ในการศึกษา	69
4.2 ผลของปริมาณสารอินทรีย์จากเศษอาหารที่มีต่อการผลิตก๊าซชีวภาพ	70
4.3 ผลของการเวียนน้ำชะขยะที่อัตราต่างกัน	81
4.4 การเปรียบเทียบกับงานวิจัยอื่น	94
<b>บทที่ 5 สรุปผลการทดลองและข้อเสนอแนะ</b>	<b>100</b>
5.1 สรุปผลการทดลอง	100
5.2 ปัญหาและอุปสรรค	101
5.3 ข้อเสนอแนะ	101
<b>เอกสารอ้างอิง</b>	<b>103</b>
<b>ภาคผนวก</b>	<b>116</b>
<b>ประวัติผู้เขียน</b>	<b>147</b>

## สารบัญตาราง

		หน้า
ตารางที่ 2.1	ค่าความหนาแน่นเฉลี่ยทั่วไปขององค์ประกอบขยะชุมชนซึ่งไม่ถูกอัดมาก่อน	7
ตารางที่ 2.2	แสดงสรุปการเปรียบเทียบวิธีการกำจัดขยะมูลฝอย	11
ตารางที่ 2.3	ปริมาณสิ่งขับถ่ายของสัตว์และคนคิดเป็นร้อยละของน้ำหนักตัว	15
ตารางที่ 2.4	ลักษณะทั่วไปของน้ำเสียฟาร์มสุกร	15
ตารางที่ 2.5	แสดงคุณสมบัติทางกายภาพและเคมีของก๊าซชีวภาพ	24
ตารางที่ 2.6	ก๊าซชีวภาพ 1 ลบม. เปรียบเทียบกับเชื้อเพลิงชนิดอื่นๆ	25
ตารางที่ 2.7	ช่วงอุณหภูมิที่เหมาะสมต่อการเจริญเติบโตของแบคทีเรีย	27
ตารางที่ 2.8	ปริมาณสารอาหารรองที่จำเป็นต่อกระบวนการย่อยสลาย สารอินทรีย์แบบไร้อากาศ	31
ตารางที่ 2.9	ความเข้มข้นของไอออนประจุบวกของโลหะเบาที่มีผลกระตุ้น และยับยั้งแบคทีเรีย	32
ตารางที่ 2.10	การเพิ่มความชื้นของอีดอนแต่ละชนิด	33
ตารางที่ 2.11	การลดความชื้นของอีดอนแต่ละชนิด	33
ตารางที่ 2.12	ปริมาณของโลหะหนักที่เป็นพิษกระบวนการย่อยสลาย สารอินทรีย์แบบไร้อากาศ	34
ตารางที่ 2.13	ผลของแอมโมเนียในโตรเจนต่อระบบบำบัดแบบไม่ใช้อากาศ	35
ตารางที่ 2.14	ความเข้มข้นของซัลไฟด์และผลที่มีต่อแบคทีเรียในระบบ บำบัดแบบไร้ออกซิเจน	35
ตารางที่ 2.15	สารอินทรีย์บางชนิดที่มีผลยับยั้งปฏิกิริยาของแบคทีเรียเมทาโนเจน	37
ตารางที่ 2.16	ข้อดีและข้อเสียของระบบการย่อยสลายสารอินทรีย์ภายใต้ สภาวะไร้อากาศแบบแห้ง	42
ตารางที่ 2.17	รูปแบบถึงปฏิกรณ์สี่เขตในงานวิจัยอื่นๆ	44
ตารางที่ 2.18	อัตราส่วน ISR จากการทดลองที่เกี่ยวข้องกับระบบ LBR	52
ตารางที่ 2.19	ผลการทดลองของ Sosnowski P.	53

## สารบัญตาราง (ต่อ)

		หน้า
ตารางที่ 3.1	สภาวะที่ใช้ในการทดลองที่ 1 และ 2	64
ตารางที่ 3.2	พารามิเตอร์ที่ศึกษาและวิธีการวิเคราะห์	67
ตารางที่ 3.3	การเก็บตัวอย่างและความถี่ในการวิเคราะห์	68
ตารางที่ 4.1	ลักษณะของขยะและเชื้อตั้งต้นในการทดลองที่ 1 และ 2	69
ตารางที่ 4.2	ค่าองค์ประกอบของขยะก่อนและหลังการหมัก	80
ตารางที่ 4.3	ค่าองค์ประกอบของน้ำชะขยะก่อนและหลังการหมัก	80
ตารางที่ 4.4	ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งรวมและของแข็งระเหยของทั้งระบบ	81
ตารางที่ 4.5	ค่าองค์ประกอบของขยะก่อนและหลังการหมัก	89
ตารางที่ 4.6	ค่าองค์ประกอบของน้ำชะขยะก่อนและหลังการหมัก	90
ตารางที่ 4.7	ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งรวมและของแข็งระเหยของทั้งระบบ	90
ตารางที่ 4.8	เปรียบเทียบค่ามีเทนยึดจกการแยกสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายง่าย จากเศษอาหาร (LOF)	93
ตารางที่ 4.9	การเปรียบเทียบผลการทดลองกับงานวิจัยอื่น	96
ตารางที่ ก-1	ข้อมูลผลการทดลองที่ 1 ศึกษาผลของปริมาณสารอินทรีย์ที่แตกต่างกัน ต่อการเวียนน้ำชะขยะที่อัตราสูง 4000 ล./วัน ในระบบ Percolation	118
ตารางที่ ก-2	ข้อมูลผลการทดลองที่ 2 ศึกษาการเวียนน้ำชะขยะที่อัตราต่างกันต่อ ปริมาณสารอินทรีย์ที่เท่ากัน ในระบบ Percolation	124

## สารบัญรูป

		หน้า
รูปที่ 2.1	องค์ประกอบขยะมูลฝอยชุมชนของประเทศไทย ปี 2559	13
รูปที่ 2.2	สถานการณ์ขยะมูลฝอยของประเทศไทย ปี 2551 – 2559	14
รูปที่ 2.3	ขั้นตอนการย่อยสลายสารอินทรีย์และกลุ่มแบคทีเรียภายใต้สภาวะไร้อากาศ	18
รูปที่ 2.4	ความสัมพันธ์ระหว่าง Partial Pressure ของ CO <sub>2</sub> (atms) กับความเข้มข้นของไบคาร์บอเนต (มก./ล.แคลเซียมคาร์บอเนต)	28
รูปที่ 2.5	รูปแบบถังหมักแบบแห้ง (ก : Dranco, ข : Kompogas, ค : Valorga )	42
รูปที่ 3.1	การเตรียมวัตถุดิบเศษอาหาร	57
รูปที่ 3.2	การศึกษาลักษณะของขยะเศษอาหารและเชื้อตั้งต้น	58
รูปที่ 3.3	เชื้อและลักษณะของบ่อหมักย่อยไร้อากาศจากฟาร์มสุกร	58
รูปที่ 3.4	รูปแบบแปลนโครงสร้างด้านหน้า-หลังของถังปฏิกรณ์แบบ percolation	59
รูปที่ 3.5	ถังปฏิกรณ์แบบ percolation ทั้งชุด	60
รูปที่ 3.6	ลักษณะถุงเก็บก๊าซที่ต่อกับถังปฏิกรณ์ของระบบ percolation	60
รูปที่ 3.7	ลักษณะมิเตอร์วัดปริมาณก๊าซชีวภาพ	61
รูปที่ 3.8	ถุงเก็บตัวอย่างก๊าซชีวภาพและเครื่อง Multichannel Portable Gas Analyzer (GFM406)	61
รูปที่ 3.9	ลักษณะภายในถังปฏิกรณ์	62
รูปที่ 3.10	ลักษณะของกล่องเก็บเศษอาหาร ใบพัดแบบกังหัน (paddle wheel) และตะแกรง	63
รูปที่ 3.11	ลักษณะปั้มน้ำ และมอเตอร์ที่ต่อกับใบพัดและกล่องเก็บเศษอาหาร	63
รูปที่ 3.12 ก.	แผนผังการทดลองที่ 1	65
รูปที่ 3.12 ข.	แผนผังการทดลองที่ 2	66

## สารบัญรูป (ต่อ)

		หน้า
รูปที่ 4.1	ปริมาณก๊าซชีวภาพสะสมในถังปฏิกรณ์ A1 A2 A3 และ A4	72
รูปที่ 4.2	ค่าพีเอชในถังปฏิกรณ์ A1 A2 A3 และ A4	73
รูปที่ 4.3	ค่า ORP (mV) ในถังปฏิกรณ์ A1 A2 A3 และ A4	73
รูปที่ 4.4	ร้อยละก๊าซมีเทนในถังปฏิกรณ์ A1 A2 A3 และ A4	74
รูปที่ 4.5	ปริมาณกรดไขมันระเหยในถังปฏิกรณ์ A1 A2 A3 และ A4	74
รูปที่ 4.6	ปริมาณค่างในถังปฏิกรณ์ A1 A2 A3 และ A4	75
รูปที่ 4.7	อัตราส่วนปริมาณกรดไขมันระเหยต่อความเป็นค่างในถังปฏิกรณ์ A1 A2 A3 และ A4	75
รูปที่ 4.8	ปริมาณแอมโมเนียในถังปฏิกรณ์ A1 A2 A3 และ A4	76
รูปที่ 4.9	ปริมาณก๊าซชีวภาพสะสมในถังปฏิกรณ์ B1 B2 B3 และ B4	84
รูปที่ 4.10	ค่าพีเอชในถังปฏิกรณ์ B1 B2 B3 และ B4	84
รูปที่ 4.11	ค่า ORP (mV) ในถังปฏิกรณ์ B1 B2 B3 และ B4	85
รูปที่ 4.12	ร้อยละก๊าซมีเทนในถังปฏิกรณ์ B1 B2 B3 และ B4	85
รูปที่ 4.13	ปริมาณกรดไขมันระเหยในถังปฏิกรณ์ B1 B2 B3 และ B4	86
รูปที่ 4.14	ปริมาณค่างในถังปฏิกรณ์ B1 B2 B3 และ B4	86
รูปที่ 4.15	อัตราส่วนปริมาณกรดไขมันระเหยต่อความเป็นค่างในถังปฏิกรณ์ B1 B2 B3 และ B4	87
รูปที่ 4.16	ปริมาณแอมโมเนียในถังปฏิกรณ์ B1 B2 B3 และ B4	87

## อักษรย่อและสัญลักษณ์

°C	องศาเซลเซียส
AF	Anaerobic Filter
ALK	สภาพความเป็นด่าง
BMP	Biochemical Methane Potential
C/N ratio	อัตราส่วนคาร์บอนต่อไนโตรเจน
CSTR	Continuous stirred-tank reactor
COD	Chemical Oxygen Demand
kWh	กิโลวัตต์-ชั่วโมง
LBR	Leached bed reactor
LOF	Labile organic fraction
MUSTAC	Multi-Step Anaerobic Composting
OLR	อัตราการระบรทุกสารอินทรีย์
S/I ratio	อัตราส่วนอาหารต่อเชื้อ (หน่วย กก.VS)
SEBAC	Sequential batch anaerobic composting
S-SAD	Solid-state anaerobic digestion
TVA	Total volatile acid
UASB	Upflow anaerobic sludge blanket
VFA	กรดไขมันระเหย
VSS	ของแข็งแขวนลอยระเหยได้
ก./ล.	กรัมต่อลิตร
ก./วัน	กรัมต่อวัน

กก.	กิโลกรัม
กก./ลบ.ม.	กิโลกรัมต่อลูกบาศก์เมตร
กก.VS	กิโลกรัมของแข็งระเหย
มก.	มิลลิกรัม
มก./ก.	มิลลิกรัมต่อกรัม
มก./ล.	มิลลิกรัมต่อลิตร
มก./ล.(CaCO <sub>3</sub> )	มิลลิกรัมต่อลิตรเทียบกับแคลเซียมคาร์บอเนต
มก./ล.(CH <sub>3</sub> COOH)	มิลลิกรัมต่อลิตรเทียบกับกรดอะซิติก
มม.	มิลลิเมตร
มล./วัน	มิลลิลิตรต่อวัน
ล.	ลิตร
ล./กก.(นน.เปียก)	ลิตรต่อกิโลกรัมน้ำหนักเปียก
ล./วัน	ลิตรต่อวัน
ล.(มีเทน) / กก.VS <sub>added</sub>	มิลลิลิตรของมีเทนต่อกรัมของแข็งระเหยที่เติม
ลบ.ม.	ลูกบาศก์เมตร

ลิขสิทธิ์มหาวิทยาลัยเชียงใหม่  
 Copyright© by Chiang Mai University  
 All rights reserved

# บทที่ 1

## บทนำ

### 1.1 ความสำคัญและที่มาของปัญหา

ขยะเป็นปัญหาที่สำคัญมาอย่างต่อเนื่องสำหรับประเทศไทย ส่วนหนึ่งเป็นผลมาจากการพัฒนาประเทศ ความเจริญทางเศรษฐกิจและการขยายตัวของประชากรในประเทศ ทำให้มีการดึงเอาทรัพยากรธรรมชาติไปใช้ในอุตสาหกรรมการผลิตสินค้าอุปโภคและบริโภคเป็นจำนวนมากทั้งยังมีการใช้เครื่องจักรต่างๆเพื่อเพิ่มกำลังการผลิตทำให้ทรัพยากรธรรมชาติลดลงอย่างรวดเร็ว นอกจากนี้ยังก่อให้เกิดขยะเป็นจำนวนมากอย่างหลีกเลี่ยงไม่ได้ จากสถานการณ์ขยะในปัจจุบัน พบว่ามีขยะมีแนวโน้มเพิ่มขึ้นเรื่อยๆ ซึ่งสวนทางกับการจัดการ เนื่องจากมีปัญหาจากการต่อต้านของประชาชนและการหาพื้นที่จัดการขยะที่ยากมากขึ้น

การกำจัดขยะในปัจจุบันมีหลายวิธีขึ้นอยู่กับความจำกัดในแต่ละพื้นที่ เช่น การเทกองกลางแจ้ง การทำปุ๋ยหมัก การเผาและการฝังกลบ ซึ่งแต่ละวิธีมีข้อดีและข้อเสียแตกต่างกันออกไป ในอดีตมีการใช้วิธีการเทกองกลางแจ้งซึ่งก่อให้เกิดมลพิษต่อสิ่งแวดล้อมและประชาชนในบริเวณใกล้เคียง ทั้งกลิ่นเหม็น ฝุ่นละออง คิววัน น้ำเสียที่ชะออกมาจากขยะและยังเป็นแหล่งสะสมเชื้อโรค ต่อมาได้มีการนำวิธีการเผามาใช้ ซึ่งมีประสิทธิภาพสูงสามารถลดปริมาตรขยะได้เป็นจำนวนมาก แต่เนื่องจากเตาเผาต้องนำเข้าจากต่างประเทศซึ่งมีราคาแพง ทั้งยังมีค่าก่อสร้าง ค่าบำรุงรักษาอีกเป็นจำนวนมาก จึงไม่เป็นที่นิยม โดยในประเทศไทยมีการใช้เตาเผาของเทศบาลเพียง 3 แห่งเท่านั้น ได้แก่ ภูเก็ต สมุย และลำพูน(หยุดดำเนินการไปแล้ว) ส่วนวิธีการหมักปุ๋ยจากขยะนั้นยังมีปัญหาในเรื่องคุณภาพ เพราะเครื่องจักรไม่สามารถทำการคัดแยกขยะได้ทั้งหมด ประกอบกับประเทศไทยไม่มีการคัดแยกขยะที่ดีจากต้นทาง ทำให้มีเศษพลาสติก เศษแก้ว และวัสดุอื่นๆที่เป็นอินทรีย์ย่อยสลายยากปะปนอยู่ ทำให้ปุ๋ยที่ได้มีคุณภาพต่ำและไม่สามารถนำไปใช้ประโยชน์ได้ วิธีที่เป็นที่นิยมคือการฝังกลบขยะซึ่งเสียค่าใช้จ่ายน้อยกว่าวิธีอื่นๆแต่ยังมีปัญหาตรงที่ต้องใช้พื้นที่จำนวนมากในการฝังกลบ

สำหรับการจัดการขยะของจังหวัดเชียงใหม่ ขยะชุมชนที่มาจากเทศบาลถูกเก็บรวบรวมจากบ้านเรือนตามจุดต่างๆ โดยรถเก็บขนที่มีการบดอัดเพื่อลดปริมาตร จากนั้นขยะจะถูกส่งมายังสถานีขนถ่ายขยะ และสุดท้ายขยะส่วนใหญ่จะถูกขนย้ายไปที่ยังหลุมฝังกลบ ที่ อ.ฮอด ซึ่งต้องใช้งบประมาณในการขนถ่ายกว่าปีละ 200 ล้านบาท นอกจากนี้หลุมฝังกลบต้องใช้พื้นที่จำนวนมาก และใช้เวลานานกว่าสิบปีในการย่อยสลาย ส่งผลกระทบต่อสิ่งแวดล้อมและประชาชนในพื้นที่ใกล้เคียง

จากข้อมูลปริมาณการใช้พลังงานขั้นสุดท้ายของประเทศไทย พ.ศ. 2551-2560 สํารวจโดยสำนักงานนโยบายและแผนพลังงาน (สนพ.) พบว่าประเทศไทยมีแนวโน้มของอัตราการใช้พลังงานสูงขึ้นทุกปี และยังคงพึ่งพาพลังงานจากต่างประเทศ จึงจำเป็นต้องหาแหล่งพลังงานเพิ่มเติมจากแหล่งอื่นเพื่อทดแทนการนำเข้าพลังงานจากต่างประเทศ

จากปัญหาดังกล่าว จึงมีการศึกษาวิจัยเพื่อนำเทคโนโลยีการหมักย่อยขยะแบบแห้งในสภาวะไร้อากาศเพื่อผลิตเป็นก๊าซชีวภาพมาประยุกต์ใช้ในการจัดการกับขยะจากเศษอาหาร โดยจะช่วยลดปริมาณและต้นทุนการกำจัดขยะจากแหล่งกำเนิด เช่น โรงงานอุตสาหกรรม ฟาร์ม โรงอาหาร และตลาดสด ซึ่งขยะที่ได้จากแหล่งกำเนิดเหล่านี้มีข้อดี คือ มีปริมาณสม่ำเสมอ และองค์ประกอบไม่เปลี่ยนแปลงมากนัก หากมีการคัดแยกขยะที่เป็นเศษอาหารหรือสารอินทรีย์ก่อนเพื่อนำมาผลิตก๊าซชีวภาพก่อนนำไปทิ้งรวมกันที่หลุมฝังกลบ จะสามารถลดพื้นที่ที่ใช้ในการฝังกลบได้เป็นจำนวนมาก และยังสามารถนำก๊าซชีวภาพนั้นกลับมาแปรรูปเป็นพลังงานทดแทนที่ยั่งยืนแทนการทิ้งไปโดยเปล่าประโยชน์เพื่อเป็นเป็นแนวทางในการรับมือกับปัญหาด้านสิ่งแวดล้อม ปัญหาขยะและปัญหาด้านพลังงานในอนาคตต่อไป (ทวินันท์, 2554)

## 1.2 วัตถุประสงค์ของการวิจัย

เพื่อศึกษาผลของปริมาณเศษอาหารและอัตราการใช้พลังงานต่อประสิทธิภาพการผลิตก๊าซชีวภาพจากเศษอาหาร

## 1.3 ขอบเขตการศึกษา

1. เศษอาหาร ที่นำมาศึกษาทำการเก็บจากโรงอาหารคณะวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยเชียงใหม่ ในช่วงเดือนเมษายน-พฤษภาคม 2560

2. ถังปฏิกรณ์ที่ใช้ในงานวิจัยจะมีลักษณะเป็นรูปทรงสี่เหลี่ยม โดยตัวถังปฏิกรณ์มีความกว้าง 0.35 ม. ยาว 0.40 ม. และสูง 0.90 ม. คิดเป็นปริมาตร 0.126 ลบ.ม.

3. ทำการศึกษาอัตราส่วนปริมาณเศษอาหารต่อเชื้อตั้งต้นที่แตกต่างกัน ได้แก่ 0.5, 0.75, 1.0 และ 1.25 กก.ของแข็งระเหยเศษอาหารต่อกก.ของแข็งระเหยเชื้อ และศึกษาผลของอัตราการเวียนน้ำ ชะขะขะที่ต่างกันที่ 1,000 1,500 2,000 2,500 และ 4,000 ล./วัน

4. พารามิเตอร์ที่ใช้ประเมินสมรรถนะในการเดินระบบในการศึกษานี้ ได้แก่ ค่าพีเอช ค่า ออกซิเคชันรีดักชัน กรดไขมันระเหย ค่าความเป็นด่าง อัตราส่วนระหว่างกรดไขมันระเหยกับค่าความเป็นด่าง ของแข็งรวม ของแข็งระเหย ของแข็งแขวนลอย แอมโมเนียไนโตรเจน ปริมาณก๊าซชีวภาพ และองค์ประกอบก๊าซชีวภาพ

#### 1.4 ประโยชน์ที่ได้รับการศึกษา

ได้ค่าปริมาณเศษอาหารและระยะเวลาการเวียนน้ำชะขะขะที่เหมาะสมต่อการผลิตก๊าซชีวภาพ สำหรับนำไปใช้เป็นต้นแบบในการเดินระบบ



ลิขสิทธิ์มหาวิทยาลัยเชียงใหม่  
Copyright© by Chiang Mai University  
All rights reserved

## บทที่ 2

### ทฤษฎีและผลงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

#### 2.1 ความหมายของขยะ

พระราชบัญญัติการสาธารณสุข พ.ศ. 2535 ได้นิยามคำว่า “มูลฝอย หมายถึง เศษกระดาษ เศษผ้า เศษอาหาร เศษสินค้าถุงพลาสติก ภาชนะที่ใส่อาหาร เศษมูลสัตว์หรือซากสัตว์ เศษ รวมตลอดถึงสิ่งอื่นใดที่เก็บกวาดจากถนน ตลาด ที่เลี้ยงสัตว์หรือที่อื่น” (สภาพนายความแห่งประเทศไทย, 2538)

กรมควบคุมมลพิษ กระทรวงทรัพยากรธรรมชาติและสิ่งแวดล้อม ได้ให้ความหมายว่า “ขยะมูลฝอยชุมชน หมายถึง ขยะมูลฝอยที่เกิดจากกิจกรรมต่างๆ ในชุมชน เช่น บ้านพักอาศัย ธุรกิจร้านค้า สถานประกอบการ สถานบริการ ตลาดสด สถาบันต่างๆ รวมทั้งเศษวัสดุก่อสร้าง ทั้งนี้ ไม่รวมของเสียอันตรายและมูลฝอยติดเชื้อ” (กรมควบคุมมลพิษ, 2542)

ส่วน Tchobanoglous et al., (1993) ได้ให้ความหมายของ “Solid Waste” และ “Municipal Solid Waste” แตกต่างกันไปเล็กน้อย กล่าวคือ มูลฝอย (Solid Waste) หมายถึง ของเสียทุกชนิดที่เกิดขึ้นจากกิจกรรมของมนุษย์และสัตว์ ซึ่งโดยปกติเป็นของแข็งหรือกึ่งแข็ง และถูกทิ้งให้เป็นสิ่งที่ไม่มีความประสงค์ หรือเป็นสิ่งที่ไม่ต้องการ ขยะมูลฝอยชุมชน (Municipal Solid Waste) หมายถึง ของเสียทุกชนิดที่เกิดขึ้นในชุมชนแต่ไม่รวมของเสียที่เกิดจากกระบวนการอุตสาหกรรมและเกษตรกรรม

##### 2.1.1 ประเภทของขยะมูลฝอย

แบ่งตามลักษณะทางกายภาพของขยะได้เป็น 4 ประเภท ได้แก่

1. ขยะย่อยสลาย (Compostable waste) หรือ มูลฝอยย่อยสลาย คือ ขยะที่เน่าเสียและย่อยสลายได้เร็ว สามารถนำมาหมักทำปุ๋ยได้ เช่น เศษผัก เปลือกผลไม้ เศษอาหาร ใบไม้ เศษเนื้อสัตว์ เป็นต้น ขยะย่อยสลายนี้เป็นขยะที่พบมากที่สุด คือ พบมากถึงร้อยละ 64 ของปริมาณขยะทั้งหมด

**2. ขยะรีไซเคิล (Recyclable waste) หรือ มูลฝอยที่ยังใช้ได้** คือ ของเสียบรรจุภัณฑ์ หรือวัสดุเหลือใช้ ซึ่งสามารถนำกลับมาใช้ประโยชน์ใหม่ได้ เช่น แก้ว กระดาษ เศษพลาสติก กระป๋อง เครื่องดื่ม เศษโลหะ อะลูมิเนียม ขางรถยนต์ เป็นต้น สำหรับขยะรีไซเคิลนี้เป็นขยะที่พบมากเป็นอันดับที่สองในกองขยะ กล่าวคือ พบประมาณร้อยละ 30 ของปริมาณขยะทั้งหมด

**3. ขยะอันตราย (Hazardous waste) หรือ มูลฝอยอันตราย** คือ ขยะที่มีองค์ประกอบหรือปนเปื้อนวัตถุอันตรายชนิดต่างๆ ซึ่งได้แก่ วัตถุระเบิด วัตถุไวไฟ วัตถุออกซิไดซ์ วัตถุมีพิษ วัตถุที่ทำให้เกิดโรค วัตถุกรมมันตรังสี วัตถุที่ทำให้เกิดการเปลี่ยนแปลงทางพันธุกรรม วัตถุกัดกร่อน วัตถุที่ก่อให้เกิดการระคายเคือง วัตถุอย่างอื่นไม่ว่าจะเป็นเคมีภัณฑ์หรือสิ่งอื่นใดที่อาจทำให้เกิดอันตรายแก่บุคคล สัตว์ พืช ทรัพย์สินหรือสิ่งแวดล้อม เช่น ถ่านไฟฉาย หลอดฟลูออเรสเซนต์ แบตเตอรี่ โทรศัพท์เคลื่อนที่ ภาชนะบรรจุสารกำจัดศัตรูพืช กระป๋องสเปรย์บรรจุสีหรือสารเคมี เป็นต้น ขยะอันตรายนี้เป็นขยะที่มักจะพบได้น้อยที่สุด ประมาณร้อยละ 3 ของปริมาณขยะทั้งหมด

**4. ขยะทั่วไป (General waste) หรือ มูลฝอยทั่วไป** คือ ขยะประเภทอื่นนอกเหนือจากขยะย่อยสลาย ขยะรีไซเคิล และขยะอันตราย มีลักษณะที่ย่อยสลายยากและไม่คุ้มค่าสำหรับการนำกลับมาใช้ประโยชน์ใหม่ เช่น ห่อพลาสติกใส่ขนม ถุงพลาสติกบรรจุผงซักฟอก พลาสติกห่อลูกอม ของบะหมี่กึ่งสำเร็จรูป ถุงพลาสติก โฟม และฟอยล์ที่เปื้อนอาหาร เป็นต้น สำหรับขยะทั่วไปนี้มีปริมาณใกล้เคียงกับขยะอันตราย พบประมาณร้อยละ 3 ของปริมาณขยะทั้งหมด

### 2.1.2 ปัจจัยที่มีอิทธิพลต่อปริมาณและองค์ประกอบของขยะมูลฝอย

ในแต่ละพื้นที่หรือแต่ละชุมชนมีปริมาณและองค์ประกอบขยะมูลฝอยที่แตกต่างกัน ซึ่งเมื่อ พิจารณาถึงสาเหตุที่ทำให้เกิดความแตกต่างเหล่านั้น สามารถสรุปได้ดังนี้ (ชเรศ, 2558)

1) ที่ตั้งทางภูมิศาสตร์ของพื้นที่นั้นๆ เช่น ที่ตั้งของชุมชนที่อยู่บนพื้นที่สูง ที่ลุ่ม หรือที่ริม ทะเล เป็นต้น

2) ฤดูกาล เช่น ในฤดูฝนลักษณะของขยะมูลฝอยจะมีความชื้นสูงกว่าในฤดูร้อน หรือฤดูที่ ผลไม้ไม่มาก ปริมาณขยะมูลฝอยจากพวกเปลือก เม็ดของผลไม้จะมีมาก เพราะเหลือจากการบริโภคของประชาชน ถ้าผลไม้ยังออกสู่ตลาดเป็นจำนวนมาก ยิ่งทำให้มีเปลือกและเศษผลไม้ทิ้งมากในปีนั้น

3) รายได้ของประชาชน โดยจากการศึกษาพบว่า ถ้าในพื้นที่ที่รายได้ของประชาชนสูงจะมีอัตราการเกิดขยะมูลฝอยต่อคนสูงกว่าพื้นที่ที่ประชาชนมีรายได้น้อยกว่า รวมทั้งยังมีความหลากหลายของ องค์ประกอบมากกว่าขยะมูลฝอยจากประชาชนมีรายได้น้อย

4) โครงสร้างของครอบครัว จำนวนคนในครอบครัวเป็นตัวกำหนดปริมาณขยะมูลฝอย หากเป็นครอบครัวใหญ่จะมีปริมาณขยะมูลฝอยมาก แต่หากนำมาเฉลี่ยหาอัตราการเกิดจะมีสัดส่วนน้อยลง และน้อยกว่าคนที่อาศัยอยู่คนเดียวหรือครอบครัวที่มีคนน้อยกว่า แต่ความแตกต่างขององค์ประกอบของขยะมูลฝอยอาจจะไม่ชัดเจนเหมือนปริมาณขยะมูลฝอย

5) พฤติกรรมในการบริโภคสินค้าและอาหาร เช่น สำหรับผู้ที่ประกอบอาชีพรับประทานเองจะมีขยะมูลฝอยประเภทเศษผัก เศษอาหาร ในขณะที่ผู้ที่นิยมซื้ออาหารสำเร็จรูปแล้วขยะมูลฝอยจะเป็น ประเภทพลาสติก หรือโฟมที่ใช้บรรจุอาหาร เป็นต้น

6) รูปแบบของการดำเนินชีวิตประจำวันที่เป็นเฉพาะตัว คือ ไม่ทำครัวที่บ้านแต่รับประทานอาหารนอกบ้าน ซึ่งส่งผลต่อปริมาณและองค์ประกอบของขยะมูลฝอยเช่นกัน

7) กฎหมายข้อบังคับ เช่น การคืนขวดสินค้า มีส่วนทำให้ปริมาณขยะมูลฝอยลดน้อยลงได้ หากเป็นไปได้จริงในประเทศไทยกำหนดให้มีการคืนขวดสำเร็จ ปริมาณขยะมูลฝอยประเภทขวดที่ทำจากแก้ว หรือพลาสติกจะลดลงได้อย่างมาก

### 2.1.3 คุณสมบัติทั่วไปของขยะมูลฝอย

#### 1. ความหนาแน่นของขยะ (Density)

ความหนาแน่นของขยะ คือ สัดส่วนของน้ำหนักขยะต่อปริมาตรที่ขยะนั้นบรรจุในภาชนะต่างๆ กัน ซึ่งแบ่งออกเป็น 2 ลักษณะ คือ ความหนาแน่นปกติ และความหนาแน่นของขยะขณะขนส่ง ซึ่งมีความสำคัญมากในการประเมินค่าน้ำหนักและปริมาตรของขยะที่ต้องจัดการ โดยการหาความหนาแน่นของขยะแต่ละครั้งจะมีค่าไม่เท่ากันจากสภาพขยะที่แปรเปลี่ยนไปตามสภาพภูมิอากาศ ฤดูกาลและระยะเวลาที่ถูกทิ้งในถัง โดยทั่วไปแล้วขยะชุมชนมีค่าความหนาแน่นเฉลี่ยประมาณ 300 กก./ลบ.ม. ซึ่งค่าความหนาแน่นเฉลี่ยทั่วไปขององค์ประกอบขยะชุมชนแต่ละส่วน แสดงดังตาราง 2.1

ตารางที่ 2.1 ค่าความหนาแน่นเฉลี่ยทั่วไปขององค์ประกอบขยะชุมชนซึ่งไม่ถูกอัดมาก่อน

ส่วนประกอบ	ความหนาแน่น (กก./ลบ.ม.)	
	ช่วงค่า	ค่าเฉลี่ยทั่วไป
เศษอาหาร	128-480	288
กระดาษ	32-128	82
กระดาษแข็ง	30-80	50
พลาสติก	32-128	64
ยาง	96-192	128
เศษผ้า	32-96	64
หนัง	96-256	160
กิ่งไม้ใบหญ้าจากการทำสวน	64-224	104
ไม้	128-320	240
แก้ว	160-480	194
กระป๋องอาหาร	48-160	88
โลหะเหล็ก	128-1120	320
โลหะไม่ใช่เหล็ก	64-240	160
ฝุ่น ขี้เถ้า อิฐ และอื่นๆ	320-960	480

ที่มา : พัชรี หอวิจิตร, 2529

## 2. ปริมาณความชื้นของขยะ (Moisture contents)

ปริมาณความชื้นหรือปริมาณน้ำที่มีอยู่ในขยะจะแยกออกได้เป็นสองส่วน คือ น้ำที่อยู่ภายใต้ตัวขยะเอง (Inherent water) เป็นน้ำที่มีอยู่ในพืชผัก เศษอาหาร เป็นต้น น้ำในลักษณะนี้มีปริมาณมากถึง 1/2 ถึง 2/3 ของปริมาณน้ำทั้งหมดของขยะ และน้ำที่ติดอยู่ภายนอก (Attached water) ได้แก่ น้ำฝน น้ำที่ออกจากเศษอาหารซึ่งโดยทั่วไปจะมีปริมาณ 1/3 ถึง 1/2 ของปริมาณน้ำทั้งหมดในขยะ ปริมาณความชื้น โดยทั่วไปแล้วจะระบุค่าเป็นค่าร้อยละของความชื้นโดยน้ำหนักของขยะเปียกหรือแห้ง แล้วแต่กรณี ซึ่งโดยทั่วไปขยะชุมชนจะมีค่าปริมาณความชื้นประมาณร้อยละ 15-40 แต่สำหรับขยะอินทรีย์ ได้แก่ เศษอาหาร ผัก ผลไม้ มีค่าปริมาณความชื้นประมาณร้อยละ 50-70 ทั้งนี้ขึ้นอยู่กับส่วนประกอบของขยะนั้น ฤดูกาล ความชื้นและสภาพอากาศโดยเฉพาะในช่วงที่มีฝนตก

## 2.1.4 การจัดการขยะมูลฝอย

การจัดการขยะมูลฝอยใช้หลักการเดียวกับการจัดการของเสียประเภทอื่นๆ มี 2 หลักการใหญ่ๆ คือ การลดปริมาณและการกำจัด ซึ่งประกอบด้วยขั้นตอนที่สำคัญ คือ การเก็บรวบรวม การขนส่ง และการกำจัด โดยการคัดแยกขยะ อาจแทรกอยู่ในขั้นตอนการเก็บรวบรวมที่แหล่งกำเนิด ตั้งแต่ต้น หรือทำการคัดแยกเป็นขยะชนิดย่อยๆหลังจากการขนส่งไปถึงศูนย์รีไซเคิลก็ได้

### 1) การลดขยะมูลฝอยที่แหล่งกำเนิด (source reduction)

การลดขยะมูลฝอยที่แหล่งกำเนิด หมายถึง การลดขยะจากแหล่งที่เกิดของขยะมูลฝอย เช่น บ้านเรือน สำนักงาน ร้านค้า ตลาด เป็นต้น โดยเน้นการลดการผลิตขยะมูลฝอยที่เกิดโดยไม่จำเป็น เช่น การใช้ลดกระดาษในสำนักงาน โดยใช้ระบบคอมพิวเตอร์ทดแทน ลดการทิ้งบรรจุภัณฑ์ โดยการใช้สินค้า ชนิดเดิมนั้น เป็นต้น ดังนั้นการลดขยะมูลฝอยที่แหล่งกำเนิด เป็นแนวคิดพื้นฐานตามหลักการไม่ก่อให้เกิดขยะมูลฝอย และไม่มีขยะมูลฝอยถูกทิ้งออกไปภายนอกซึ่งจะก่อให้เกิดผลกระทบต่อสิ่งแวดล้อม

**1.1) การคัดแยกขยะมูลฝอย** เป็นการแยกขยะมูลฝอยที่สามารถนำกลับมาใช้ใหม่ได้ หรือมีคุณค่าที่จะใช้เป็นวัตถุดิบในกระบวนการผลิตต่อไปได้ การคัดแยกขยะมูลฝอยสามารถแยกได้ตามองค์ประกอบทางกายภาพ ซึ่ง จะเป็นการช่วยให้กระบวนการเก็บขนและรวบรวมทำได้ง่าย หรือแยกตามวัสดุที่สามารถนำไปเปลี่ยนเป็น ผลผลิตอย่างอื่นได้ เช่น การคัดแยกเศษอาหารเพื่อนำไปทำปุ๋ยหมักหรือการผลิตก๊าซชีวภาพ จะเห็นได้ว่าการ คัดแยกขยะมูลฝอยเป็นกระบวนการที่สำคัญในการจัดการขยะมูลฝอย โดยทั่วไปการคัดแยกจะให้เป็นไปตามวัตถุประสงค์ของการนำมูลฝอยไปใช้

**1.2) การใช้ซ้ำ** เป็นหนึ่งในแนวทางการใช้ประโยชน์จากทรัพยากรที่มี หรือการที่เรานำสิ่งต่างๆ ที่ใช้งาน ไปแล้ว และยังสามารถใช้งานได้ กลับมาใช้ซ้ำ เป็นการลดการใช้ทรัพยากรใหม่ รวมทั้งเป็นการลดปริมาณขยะที่จะเกิดขึ้นอีกด้วย

**1.3) การหมุนเวียนนำกลับมาใช้ใหม่** เป็นการแปรเปลี่ยนขยะมูลฝอยที่ถูกคัดแยกแล้วนำมาผลิต ใหม่โดยผ่านกระบวนการใดกระบวนการหนึ่งแล้วเกิดเป็นผลิตภัณฑ์ใหม่ เช่น การนำขวดแก้วมาหลอมเพื่อขึ้น รูปใหม่ การผลิตกระดาษจากเศษกระดาษที่ใช้แล้ว โดยยังครอบคลุมถึงการเปลี่ยนให้อยู่ในรูปพลังงานหรือผลิตภัณฑ์ใหม่ และการนำขยะไปใช้ประโยชน์ในด้านอื่นๆ สามารถช่วยให้ปริมาณขยะรวมที่จะต้องกำจัดมีน้อยลง จึงจัดเป็นกลยุทธ์ในการลดปริมาณขยะด้วย

**1.3.1) การเปลี่ยนแปลงด้านความร้อน** เป็นการนำขยะย่อยสลายได้และขยะรีไซเคิลบางชนิด เช่น เศษอาหาร ใบไม้ เศษไม้ กระดาษ และพลาสติก มาเผาในเตาเผาที่อุณหภูมิสูงากิบาลซึ่งมีการควบคุมอุณหภูมิในการเผาไหม้ ควบคุมมลพิษทางอากาศ และกำจัดกากที่เหลือจากการเผา รวมทั้งปัญหาสิ่งแวดล้อมอื่นๆ จะได้พลังงานในรูปแบบก๊าซไอร้อน ซึ่งสามารถนำไปผลิตพลังงานในรูปแบบของไอน้ำ น้ำร้อน และกระแสไฟฟ้าได้ หากเตาเผามีการติดตั้งระบบนำพลังงานกลับมาใช้ประโยชน์ เช่น หม้อต้มน้ำ และเครื่องผลิตกระแสไฟฟ้าจากไอน้ำ เป็นต้น

**1.3.2) การเปลี่ยนแปลงด้านชีวภาพ** เป็นการนำขยะย่อยสลายได้ พืชเศษอาหารใบไม้ หญ้า ไม้ และกากตะกอนจากระบบบำบัดน้ำเสียด้วยวิธีชีววิทยา มาหมักแบบไม่ใช้อากาศ(anaerobic digestion) หากมีการวางระบบรวบรวมและแยกก๊าซ จะได้ก๊าซมีเทนที่สามารถนำไปใช้เป็นเชื้อเพลิงในการหุงต้ม หรือนำมาแปรรูปเป็นเชื้อเพลิงเหลว ส่วนกากที่ได้จากการหมักสามารถนำไปใช้ประโยชน์ในการเกษตรต่อไปได้ด้วย

**1.3.4) การใช้ประโยชน์ด้านเกษตรกรรมและปศุสัตว์ (agricultural and feeding application)** เป็นการนำขยะที่ย่อยสลายได้ไปใช้ประโยชน์ในด้านต่างๆ เช่น ใช้ทำเป็นอาหารเลี้ยงสัตว์ คือ ใช้เลี้ยงปลา สุนัข ไก่ และการหมักทำปุ๋ยน้ำชีวภาพ เป็นต้น

**1.3.5) การใช้ถมที่หรือปรับพื้นที่** เป็นการนำขยะทั่วไป ขยะจากการก่อสร้าง หรือรีดอนอาคาร กากตะกอนจากระบบบำบัดน้ำเสีย เถ้าและกากของเสียอื่นที่เกิดจากการใช้ประโยชน์ขยะในด้านต่างๆ ข้างต้น มาปรับพื้นที่ โดยการถมขยะลงบนพื้นที่ที่เป็นหลุม บ่อ ถมถนนที่ชำรุด ขรุขระ หรือเพื่อยกระดับให้สูงขึ้น ซึ่งจะทำให้พื้นที่นั้นเป็นประโยชน์ในด้านต่างๆ ได้ดีขึ้น เช่น ปลุกพืช สร้างสวนสาธารณะ สถานที่พักผ่อน และปลูกสร้างอาคารที่ไม่สูงมาก เป็นต้น

**2) การกำจัดขยะมูลฝอย** เทคโนโลยีการกำจัดขยะมูลฝอย สามารถแบ่งออกเป็น 3 ระบบใหญ่ คือ

### **2.1) ระบบหมักทำปุ๋ย**

เป็นการย่อยสลายอินทรีย์สารโดยขบวนการทางชีววิทยาของจุลินทรีย์เป็นตัวการย่อยสลายให้แปรสภาพเป็นแร่ธาตุที่มีลักษณะค่อนข้างคงรูป มีสีดำค่อนข้างแห้ง และสามารถใช้ในการปรับปรุงคุณภาพของดิน ขบวนการหมักทำปุ๋ยสามารถแบ่งเป็น 2 ขบวนการ คือขบวนการหมักแบบใช้ออกซิเจน (Aerobic Decomposition) ซึ่งเป็นการสร้างสภาวะที่จุลินทรีย์ชนิดที่ดำรงชีพ

โดยใช้ออกซิเจนย่อยสลายอาหารแล้วเกิดการเจริญเติบโตอย่างรวดเร็ว และกลายสภาพเป็นแร่ธาตุเป็น ขบวนการที่ไม่เกิดก๊าซกลิ่นเหม็น ส่วนอีกขบวนการเป็นขบวนการหมักแบบไม่ใช้ออกซิเจน (Anaerobic Decomposition) เป็นการสร้างสภาวะให้เกิดจุลินทรีย์ชนิดที่ดำรงชีพโดยใช้ออกซิเจน เป็น ตัวช่วยย่อยสลายอาหาร และแปรสภาพกลายเป็นแร่ธาตุขบวนการนี้มักจะเกิดก๊าซที่มีกลิ่นเหม็น เช่น ก๊าซไข่เน่า (Hydrogen Sulfide: H<sub>2</sub>S) แต่ขบวนการนี้จะมีผลดีที่เกิดก๊าซมีเทน (Methane gas) ซึ่งเป็น ก๊าซที่สามารถนำไปใช้ประโยชน์เป็นเชื้อเพลิงได้

## 2.2) ระบบการเผาในเตาเผา

เป็นการทำลายขยะมูลฝอยด้วยวิธีการเผาทำลายในเตาเผาที่ได้รับการ ออกแบบก่อสร้างที่ถูกต้องและเหมาะสม โดยต้องให้มีอุณหภูมิในการเผาที่ 850 – 1,200 °C เพื่อให้ การทำลายที่สมบูรณ์ที่สุด แต่ในการเผามักก่อให้เกิดมลพิษด้านอากาศได้แก่ ฝุ่นขนาดเล็ก ก๊าซพิษ ต่างๆ เช่น ซัลเฟอร์ไดออกไซด์ (Sulfur dioxide: SO<sub>2</sub>) เป็นต้น นอกจากนี้แล้วยังอาจเกิดไดออกซิน (Dioxins) ซึ่งเป็นสารก่อมะเร็งและเป็นสารที่ค้างอยู่ในความสนใจของประชาชน ดังนั้นจึงจำเป็นต้องมีระบบควบคุมมลพิษทางอากาศและดักมิให้อากาศที่ผ่านปล่องออกสู่บรรยากาศมีค่าเกินกว่า ค่ามาตรฐานคุณภาพอากาศจากเตาเผาที่กำหนด

## 2.3) ระบบฝังกลบอย่างถูกสุขาภิบาล (Sanitary Landfill)

เป็นการกำจัดขยะมูลฝอยโดยการนำไปฝังกลบในพื้นที่ที่ได้จัดเตรียมไว้ ซึ่งเป็นพื้นที่ที่ได้รับการคัดเลือกตามหลักวิชาการทั้งทางด้าน เศรษฐกิจ สังคม สิ่งแวดล้อม วิศวกรรม สถาปัตยกรรม และการยินยอมจากประชาชน จากนั้นจึงทำการออกแบบและก่อสร้าง โดยมีการวาง มาตรการป้องกันผลกระทบที่อาจเกิดขึ้น เช่น การปนเปื้อนของน้ำเสียจากกองขยะมูลฝอยที่เรียกว่า น้ำ ชะขยะมูลฝอย (Leachate) ซึ่งถือว่าเป็นน้ำเสียที่มีค่าความสกปรกสูงไหลซึมลงสู่ชั้นน้ำใต้ดิน ทำให้ คุณภาพน้ำใต้ดินเสื่อมสภาพลงจนส่งผลกระทบต่อประชาชนที่ใช้น้ำเพื่อการอุปโภค และบริโภค นอกจากนี้ยังต้องมีมาตรการป้องกันน้ำท่วม กลิ่นเหม็น และผลกระทบต่อสภาพภูมิทัศน์ รูปแบบการ ฝังกลบอย่างถูกหลักสุขาภิบาล อาจใช้วิธีขุดให้ลึกลงไปในพื้นที่ดินหรือการถมให้สูงขึ้นจากระดับ พื้นดิน หรืออาจจะใช้ผสมสองวิธี ซึ่งจะขึ้นอยู่กับสภาพภูมิประเทศ อย่างไรก็ตามการกำจัดขยะมูล ฝอยแต่ละระบบมีทั้งข้อดีและข้อเสียที่แตกต่างกัน ซึ่งมีการเปรียบเทียบรายละเอียดแสดงในตาราง 2.2

ตารางที่ 2.2 แสดงสรุปการเปรียบเทียบวิธีการกำจัดขยะมูลฝอย

ข้อพิจารณา	วิธีการกำจัดมูลฝอย		
	การเผา	การหมักปุ๋ย	การฝังกลบ
1. ด้านเทคนิค 1.1 ความยากง่าย ในการดำเนินการ และซ่อมบำรุง	ข้อดี - ใช้เทคโนโลยีค่อนข้าง สูงการเดินเครื่องยุ่งยาก	ข้อดี - ใช้เทคโนโลยีสูง พอควร	ข้อเสีย - ใช้เทคโนโลยีไม่สูงนัก
	ข้อเสีย - เจ้าหน้าที่ควบคุมต้องมี ความชำนาญสูง	ข้อเสีย - เจ้าหน้าที่ควบคุม ต้องมีระดับความรู้สูง พอควร	ข้อเสีย - เจ้าหน้าที่ควบคุมระดับ ความรู้ธรรมดา
1.2. ประสิทธิภาพ ในการกำจัด - ปริมาณมูลฝอยที่ กำจัดได้	ข้อดี - ลดปริมาตรได้ 60 - 65% ที่เหลือต้องนำไป ฝังกลบ	ข้อดี - ลดปริมาตรได้ 30 - 35% ที่เหลือต้องนำไป ฝังกลบหรือเผา	ข้อดี - สามารถกำจัดได้ 100%
- ความสามารถในการ ฆ่าเชื้อโรค	- กำจัดได้ 100 %	- กำจัดได้ 70 %	- กำจัดได้เพียงเล็กน้อย
1.3. ความยืดหยุ่น ของระบบ	ข้อเสีย - ถ้าหากเกิดปัญหา เครื่องจักรกลชำรุดไม่ สามารถปฏิบัติการได้	ข้อเสีย - ถ้าหากเครื่องจักรกล ชำรุดไม่สามารถ ปฏิบัติการได้	ข้อดี - สูงแม้ว่าเครื่องจักรกล จะชำรุดยังสามารถกำจัด หรือรอการกำจัดได้
1.4. ผลกระทบต่อ สิ่งแวดล้อม	Copyright © by Chiang Mai University All rights reserved		
- น้ำผิวดิน	- ไม่มี	- อาจมีได้	- มีความเป็นไปได้สูง
- น้ำใต้ดิน	- ไม่มี	- อาจมีได้	- มีความเป็นไปได้สูง
- อากาศ	- มี	- ไม่มี	- อาจมีได้
- กลิ่น แมลง พาหะนำโรค	- ไม่มี	- อาจมีได้	- มี

ตารางที่ 2.2 แสดงสรุปการเปรียบเทียบวิธีการกำจัดขยะมูลฝอย (ต่อ)

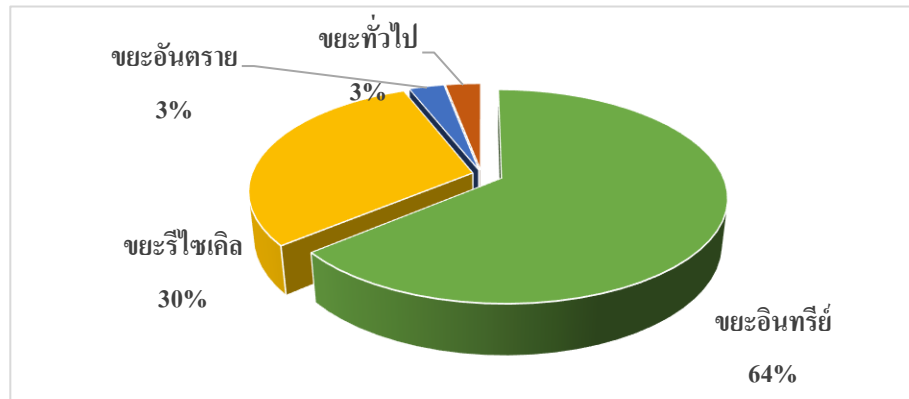
ข้อพิจารณา	วิธีการกำจัดมูลฝอย		
	การเผา	การหมักปุ๋ย	การฝังกลบ
1.5. ลักษณะสมบัติของมูลฝอย	ข้อเสีย - ต้องเป็นสารที่เผาไหม้ได้มีค่าความร้อนไม่ต่ำกว่า 4.500 kJ/kg และ ความชื้นไม่มากกว่า 40%	ข้อเสีย - ต้องเป็นสารที่ย่อยสลายได้มีความชื้น 50 - 70%	ข้อดี - รับมูลฝอยได้เกือบทุกประเภท ยกเว้นมูลฝอยติดเชื้อหรือสารพิษ
1.6. ขนาดที่ดิน	ข้อดี - ใช้เนื้อที่น้อย	ข้อดี - ใช้เนื้อที่ปานกลาง	ข้อเสีย - ใช้เนื้อที่มาก
2. ด้านเศรษฐกิจ	ข้อเสีย - สูงมาก	ข้อเสีย - ค่อนข้างสูง	ข้อดี - ค่อนข้างต่ำ
2.1 เงินลงทุนในการก่อสร้าง	ข้อเสีย - สูง	ข้อเสีย - ค่อนข้างสูง	ข้อดี - ค่อนข้างต่ำ
2.2 ค่าใช้จ่ายในการดำเนินการและซ่อมบำรุง	ข้อเสีย - สูง	ข้อเสีย - ค่อนข้างสูง	ข้อดี - ค่อนข้างต่ำ
2.3 ผลพลอยได้จากการกำจัด	ข้อดี - ได้พลังงานความร้อนจากการเผา	ข้อดี - ปุ๋ยอินทรีย์จากการหมักและพวกโลหะที่แยกก่อนหมัก	ข้อดี - ได้ก๊าซมีเทนเป็นเชื้อเพลิง - ปรับพื้นที่เป็นสวนสาธารณะ

ที่มา : กรมควบคุมมลพิษ (2536) "การศึกษาเปรียบเทียบความเหมาะสมของวิธีการกำจัดมูลฝอย"

### 2.1.5 องค์ประกอบของขยะมูลฝอย

จากข้อมูลการวัดองค์ประกอบขยะที่พบในชุมชนของประเทศไทยแบ่งตามประเภทของขยะ โดยการสำรวจของกรมควบคุมมลพิษ ปี 2559 พบว่าขยะส่วนใหญ่กว่าร้อยละ 64 เป็นขยะอินทรีย์ซึ่งมาจากเศษอาหาร รองลงได้แก่ ขยะรีไซเคิล ขยะทั่วไป และขยะอันตราย ตามลำดับ ดังแสดงในรูปที่ 2.1 สอดคล้องกับข้อมูลการสำรวจในกลุ่มประเทศที่กำลังพัฒนาพบว่าปริมาณเศษอาหารกว่าร้อยละ

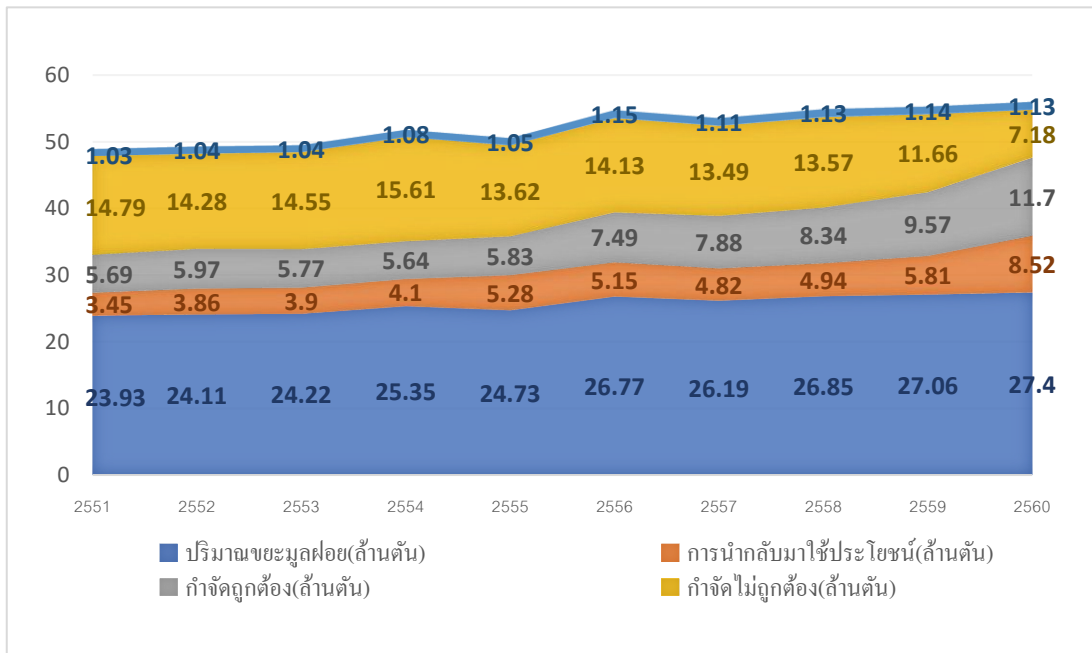
60 อยู่ในขยะชุมชน (TWB, 2012; Oviedo et al., 2015) นั้นแสดงให้เห็นว่าปัญหาหลักของขยะมาจากเศษอาหารซึ่งเป็นสารอินทรีย์ที่สามารถย่อยสลายเองได้ (Mohan et al., 2009) หากสามารถลดขยะที่เป็นเศษอาหารหรืออินทรีย์สารลงได้ก็จะเป็นการลดปริมาณขยะกว่าครึ่งของขยะทั้งหมดที่อยู่ในหลุมฝังกลบ landfills



**รูปที่ 2.1** องค์ประกอบขยะมูลฝอยชุมชนของประเทศไทย ปี 2559  
ที่มา : กรมควบคุมมลพิษ 2559

### 2.1.6 สถานการณ์ขยะมูลฝอยชุมชนของประเทศไทย

จากสถานการณ์ปริมาณขยะมูลฝอยชุมชนต่อวัน ใน พ.ศ. 2560 ประเทศไทยมีปริมาณขยะมูลฝอยที่เกิดขึ้นทั่วประเทศ ประมาณ 27.37 ล้านตัน หรือ 74,998 ตันต่อวัน เพิ่มขึ้นจาก พ.ศ. 2559 ร้อยละ 1.15 ที่มีปริมาณเกิดขึ้น 27.06 ล้านตัน ดังแสดงในรูปที่ 2.2 เนื่องจากการเพิ่มขึ้นของประชากรและการขยายตัวของชุมชนเมือง ในขณะที่ อัตราการเกิดขยะมูลฝอยต่อคน ประมาณ 1.13 กก./คน-วัน ลดลงจาก พ.ศ. 2559 ซึ่งมีปริมาณ 1.14 กก./คน-วัน ทั้งนี้ เป็นขยะมูลฝอยที่เกิดขึ้นในกรุงเทพมหานคร ประมาณ 4.86 ล้านตัน คิดเป็นร้อยละ 18 และในพื้นที่ 76 จังหวัด ประมาณ 22.51 ล้านตัน คิดเป็นร้อยละ 82 เมื่อพิจารณาในช่วง 10 ปีที่ผ่านมา (พ.ศ. 2551-2560) พบว่าปริมาณขยะมูลฝอยที่เกิดขึ้นต่อวันมีแนวโน้มเพิ่มขึ้น ซึ่งการจัดการในปัจจุบันขององค์กรปกครองส่วนท้องถิ่นทั่วประเทศ 7,777 แห่ง พบว่ามีเพียง 328 แห่งหรือไม่ถึงร้อยละ 5 ของสถานที่กำจัดทั้งหมดเท่านั้นที่สามารถนำขยะไปใช้ประโยชน์และกำจัดได้อย่างถูกต้อง ปริมาณขยะที่ถูกกำจัดอย่างถูกต้องจากสถานที่เหล่านี้คิดเป็นร้อยละ 26.34 ของปริมาณขยะเกิดใหม่รวมกับขยะตกค้างทั้งหมด และขยะที่เหลือกว่าร้อยละ 73.26 นั้นถูกกำจัดด้วยวิธีที่ไม่ถูกต้อง เกิดสภาพเทกอง เฝากลางแจ้ง เฝานในเตาที่ไม่มีระบบกำจัดมลพิษทางอากาศ และฝังหลบแบบเทกองควบคุม หรือไม่ถูกจัดการเลย



รูปที่ 2.2 สถานการณ์ขยะมูลฝอยของประเทศไทย ปี 2551 – 2559

ที่มา : กรมควบคุมมลพิษ 2559

### 2.1.7 ลักษณะน้ำเสียจากฟาร์มสุกร

ในฟาร์มสุกรของเสียเกิดขึ้นในรูปแบบต่าง ๆ คือ เศษอาหาร มูลปัสสาวะ น้ำล้างคอก ก๊าซต่าง ๆ และสารระเหยที่มีกลิ่นจากการสลายตัวของมูลและปัสสาวะที่จับถ่ายแล้วปริมาณของสิ่งจับถ่าย และลักษณะน้ำเสียที่เกิดขึ้นในฟาร์มแต่ละวัน ขึ้นอยู่กับปัจจัยต่าง ๆ ได้แก่ ขนาดของฟาร์มหรือจำนวนสัตว์ขุนคอก ลักษณะอาหารและวิธีการให้อาหาร ขนาด ชนิดของสัตว์และประเภทสัตว์ที่เลี้ยง ลักษณะโรงเรือนและระบบการจัดการของเสีย วิธีการทำความสะอาดคอกและปริมาณน้ำที่ใช้ล้างหรือทำความสะอาด โดยปริมาณสิ่งจับถ่ายของสุกรในแต่ละวันจะแตกต่างกันตามขนาดของสุกรด้วย เมื่อเปรียบเทียบกับกรจับถ่ายของสัตว์ชนิดอื่นพบว่าสุกรจับถ่ายมากกว่าคนถึง 2 เท่า(ตามน.ตัว) (กรมปศุสัตว์, 2533) ดังตารางที่ 2.3 และในสุกรขุนที่มีน้ำหนักตัว 90-120 กก. จับถ่ายได้มากถึง 12 ล./วัน ส่งผลให้มีของเสียเกิดขึ้นจำนวนมาก ลักษณะน้ำเสียจากฟาร์มสุกรแสดงดังตารางที่ 2.4 ซึ่งหากน้ำเสียมีความเข้มข้นสูงมาก ทั้งในรูปของบีโอดีและธาตุอาหาร (ชงชัย, 2544) เมื่อมีการปล่อยลงสู่แม่น้ำจะทำให้เกิดปัญหาทุพพิกเศษหรือสาหร่ายบานสะพรั่งจากการที่มีธาตุไนโตรเจนและฟอสฟอรัสมากเกินไป ซึ่งเกิดขึ้นหลายครั้งในประเทศไทย จึงต้องมีการควบคุมการบำบัดน้ำเสียให้มีคุณภาพดีก่อนปล่อยทิ้ง วิธีบำบัดที่นิยมใช้คือระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจน ซึ่งสารอินทรีย์ที่อยู่ในของเสียจะถูก

กำจัดไปพร้อมกับการผลิตพลังงาน ซึ่งของเสียจากปศุสัตว์และสุกรเหล่านี้เป็นแหล่งผลิตก๊าซชีวภาพที่มีความสำคัญมากกว่าของเสียอื่นๆ (Hansen et al., 1997) นอกจากนี้จะได้ก๊าซมีเทนเป็นผลผลิตใช้เป็นพลังงานทดแทนในรูปของพลังงานไฟฟ้าหรือพลังงานความร้อน (ศราพร, 2553) และยังสามารถกำจัดสารประกอบไนโตรเจนและฟอสฟอรัสได้อีกด้วย (ฐปน ชื่นบาลและคณะ, 2556)

### ตารางที่ 2.3 ปริมาณสิ่งขับถ่ายของสัตว์และคนคิดเป็นร้อยละของน้ำหนักตัว

ชนิดสัตว์	สิ่งขับถ่ายตาม นน.ตัว		ปริมาณของแข็ง		นน.ตัว(กก.)
	มูล (%)	ฉี่ (%)	TS (%)	VS (%)	
โค	5	4-5	16	13	135-800
กระบือ	5	4-5	14	12	340-420
สุกร	2	3	16	12	30-75
แกะ-แพะ	3	1-1.5	30	20	30-100
ไก่/สัตว์ปีก	4.5	-	25	17	1.5-2
คน	1	2	20	15	50-80

ที่มา : Werner et al., (1989)

### ตารางที่ 2.4 ลักษณะทั่วไปของน้ำเสียฟาร์มสุกร

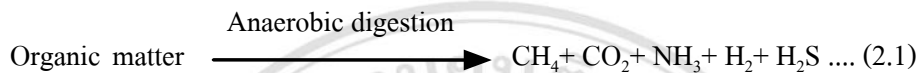
พารามิเตอร์	ช่วงค่า
อัตราการเกิดน้ำเสีย	10-20 ล./ตัว-วัน
บีโอดี	1,500-3000 มก./ล
ซีโอดี	4000-7000 มก./ล
ของแข็งแขวนลอยทั้งหมด	2000-4800 มก./ล
ไนโตรเจนในรูปที่เคเอ็น	400-800 มก./ล
ฟอสฟอรัสทั้งหมด	8-17 มก./ล
ค่าพีเอช	6-8

ที่มา : กรมควบคุมมลพิษ (2546)

## 2.2 กระบวนการย่อยสลายสารอินทรีย์แบบไร้อากาศ (Anaerobic Digestion)

### 2.2.1 ขั้นตอนการย่อยสลายสารอินทรีย์แบบไร้อากาศ (Anaerobic Digestion)

การย่อยสลายสารอินทรีย์ภายใต้สภาวะไร้อากาศเป็นกระบวนการในการเปลี่ยนสารอินทรีย์ไปเป็นก๊าซชีวภาพ ในสภาวะที่ไร้อากาศและเป็นสภาวะรีดิวซ์ (อาริยา วิรัชวรกุล, 2546) ดังสมการ (2.1)



ซึ่งสามารถแบ่งขั้นตอนของกระบวนการย่อยสลายสารอินทรีย์แบบไร้อากาศได้เป็นขั้นตอนดังนี้ (พิศตรารักษ์ จันทจำรัสปัญญา, 2547)

#### ขั้นตอนที่ 1 กระบวนการย่อยสลายสารอินทรีย์ (Hydrolysis)

เป็นขั้นตอนการย่อยสลายสารโมเลกุลใหญ่ เช่น คาร์โบไฮเดรต โปรตีน และ ไขมัน ไปเป็นสารโมเลกุลเล็ก โดยเอนไซม์นี้ จะมีความเฉพาะเจาะจงต่อสารชนิดนั้น ๆ เช่น ก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ ก๊าซไฮโดรเจน รวมทั้งกรดชนิดต่าง ๆ เช่น กรดอะซิติก กรดโพรไพโอนิก กรดบิวไทริก กรดแลคติก และเอทานอล เป็นต้น ปฏิกิริยาในขั้นตอนนี้จะขึ้นอยู่กับ ความเข้มข้นของสารอินทรีย์ จำนวนแบคทีเรียและสภาพแวดล้อมของระบบเช่น ค่าพีเอช (pH) อุณหภูมิ เป็นต้น ดังสมการ (2.2)

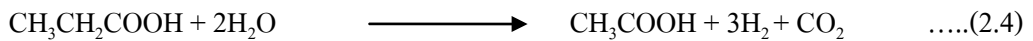


#### ขั้นตอนที่ 2 กระบวนการหมักกรดและเปลี่ยนเป็นกรดอะซิติก (Acidogenesis and Acetogenesis)

เป็นขั้นตอนการย่อยสลายกรดอินทรีย์ไปเป็นกรดอะซิติก ก๊าซไฮโดรเจน หรือฟอर्मेट และ ก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ เป็นหลัก ตัวอย่างปฏิกิริยาในการเปลี่ยนกรดไขมันระเหยและแอลกอฮอล์ ที่เกิดขึ้นไปเป็นกรดอะซิติกและไฮโดรเจน (Mucha et al., 1988) แสดงได้ดังสมการ (2.3) – (2.5)



(Ethanol) (Acetic acid)



(Propionic acid) (Acetic acid)



(Butyric acid) (Acetic acid)

ซึ่งขั้นตอนนี้เป็นขั้นตอนที่สำคัญในการหลีกเลี่ยงการสะสมของกรดไขมันระเหยและไฮโดรเจนหากมีปริมาณสูงเกินจะยับยั้งกระบวนการสร้างก๊าซมีเทนได้

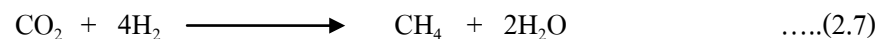
### ขั้นตอนที่ 3 กระบวนการสร้างมีเทน (Methanogenesis)

เป็นขั้นตอนสุดท้ายในกระบวนการย่อยสลายแบบไร้อากาศ ในขั้นตอนนี้อะซิเตทฟอร์มเมท ก๊าซไฮโดรเจนและก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์จะถูกใช้โดยแบคทีเรียพวกสร้างก๊าซมีเทน (Methanogenic Bacteria) ย่อยสลายแล้วเปลี่ยนให้เป็นก๊าซต่าง ๆ ซึ่งก๊าซที่สำคัญ ได้แก่ ก๊าซมีเทนและก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ประมาณสองในสามของก๊าซมีเทนที่เกิดขึ้นทั้งหมดมาจากการใช้อะซิเตท นอกจากนี้จะเกิดจากปฏิกิริยารีดักชันของก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์และบางส่วนอาจเกิดจากฟอร์มเมทเมทานอล (Methanol) และเมทิลเอมีน (Methylamine) และสารอื่น ๆ

ปฏิกิริยาการแตกตัวของกรดอะซิติกไปเป็นก๊าซมีเทนและก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ รวมทั้งปฏิกิริยารีดักชันก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์โดยก๊าซไฮโดรเจนไปเป็นก๊าซมีเทน (Albagnac, 1990) แสดงดังสมการ (2.6) และ (2.7)



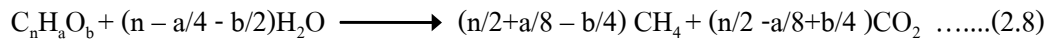
Acetic acid Methane Carbon dioxide



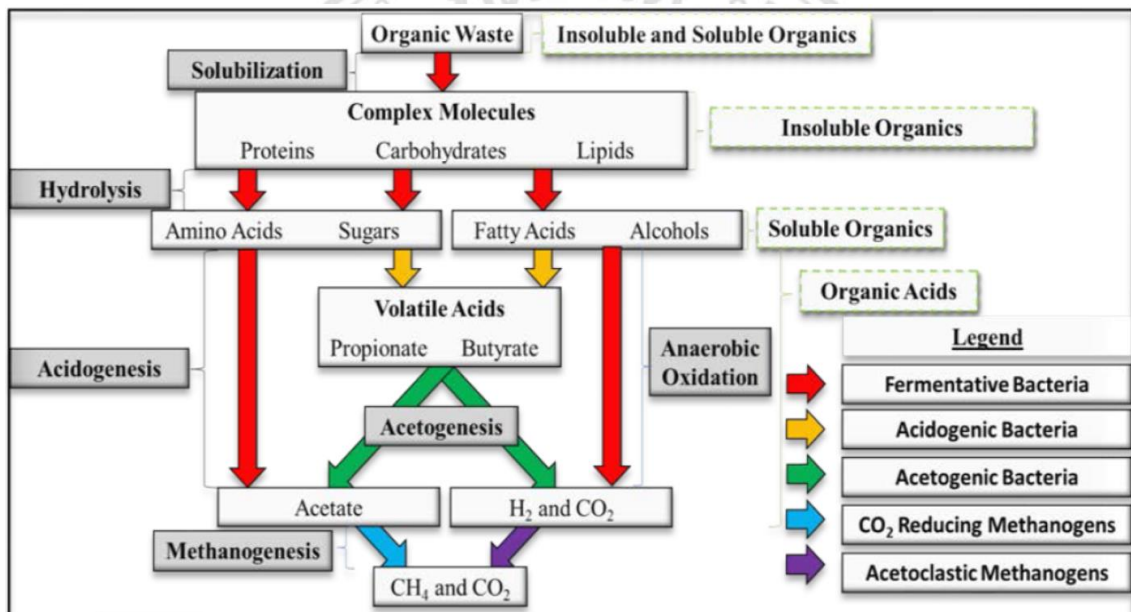
Carbon dioxide Hydrogen Methane Water

ในกระบวนการผลิตก๊าซชีวภาพ มีองค์ประกอบของก๊าซมีเทนและก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์เป็นหลักประมาณร้อยละ 75 - 80 ในองค์ประกอบของก๊าซทั้งหมด ถ้าทราบองค์ประกอบของสับสเตรทและให้สับสเตรทถูกเปลี่ยนไปเป็นก๊าซทั้งหมดสามารถหา mass balance

ระหว่างองค์ประกอบของสับสเตรทกับก๊าซมีเทนและก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ที่ถูกผลิตขึ้น เพื่อให้เข้าใจกระบวนการผลิตก๊าซมีเทนจากสับสเตรทมากขึ้นสามารถศึกษาได้จากสมการ (2.8) (พัศตราภรณ์ จันทจำรัสปัญญา, 2547)



ร้อยละของสารอินทรีย์ที่ถูกเปลี่ยนไปเป็นก๊าซมีเทนในขั้นตอนการผลิตก๊าซมีเทน จากสารอินทรีย์ใน 3 ขั้นตอนสามารถสรุปได้ ดังภาพที่ 2.3



รูปที่ 2.3 ขั้นตอนการย่อยสลายสารอินทรีย์และกลุ่มแบคทีเรียภายใต้สภาวะไร้อากาศ  
ที่มา : Dixon Phillip James (2018)

การย่อยสลายสารอินทรีย์ไปเป็นก๊าซชีวภาพภายใต้สภาวะไร้อากาศ มีข้อดีหลายประการ คือ (Rao et al., 2000)

1. ระบบบำบัดสารอินทรีย์แบบไม่ใช้อากาศนี้ไม่ต้องการออกซิเจนเลย จึงทำให้สามารถประหยัดค่าใช้จ่ายในการเติมอากาศให้ระบบ
2. ได้ก๊าซมีเทนมาใช้เป็นแหล่งพลังงาน
3. ตะกอนอินทรีย์ที่ได้จากการย่อยสลายสารอินทรีย์นั้นสามารถนำมาใช้เป็นปุ๋ยหมัก หรือวัสดุปรับปรุงดินที่มีคุณภาพ

4. สามารถใช้เป็นทางเลือกหนึ่งในการแก้ปัญหาการกำจัดขยะของเสียต่าง ๆ ได้

5. สามารถลดปรากฏการณ์เรือนกระจกจากก๊าซที่มีผลกระทบต่อชั้นบรรยากาศ โดยการเปลี่ยนก๊าซชีวภาพให้เป็นพลังงานกลับมาใช้ใหม่ได้

## 2.2.2 จุลินทรีย์ที่เกี่ยวข้องในกระบวนการผลิตก๊าซชีวภาพ (นพพร, 2529)

กระบวนการย่อยสลายสารอินทรีย์ต่าง ๆ ในการผลิตก๊าซชีวภาพนั้นจะต้องอาศัยการทำงานร่วมกันของจุลินทรีย์หลายชนิดที่ทำงานแตกต่างกัน เพราะสารอินทรีย์ส่วนใหญ่เป็นสารประกอบที่มีโมเลกุลขนาดใหญ่ ซึ่งจุลินทรีย์ที่เกี่ยวข้องสามารถแบ่งออกเป็น 2 กลุ่ม คือ

### 2.2.2.1 แบคทีเรียที่ไม่สร้างก๊าซมีเทน (Non-methanogenic Bacteria)

แบคทีเรียชนิดไม่สร้างก๊าซมีเทนมีความสำคัญต่อระบบบำบัดแบบไร้อากาศเป็นอย่างมาก โดยจะทำหน้าที่ในการสร้างขั้นสเตรทที่แบคทีเรียชนิดสร้างก๊าซมีเทน สามารถนำไปใช้ได้ด้วยการย่อยสลายสารอินทรีย์ที่มีโมเลกุลใหญ่ให้เป็นสารอินทรีย์ที่มีคาร์บอน น้อยกว่า 2 อะตอม แบคทีเรียชนิดนี้มีทั้ง แบคทีเรียที่ไม่ต้องการออกซิเจนอย่างเด็ดขาด และแบคทีเรียที่ใช้ออกซิเจนได้บ้าง แต่ส่วนใหญ่แล้วจะเป็นชนิดที่ไม่ต้องการออกซิเจนอย่างเด็ดขาด แบคทีเรียนี้จะเกี่ยวข้องกับขั้นตอนการย่อยสลายสารอินทรีย์แบบไร้อากาศตั้งแต่ ขั้นตอนไฮโดรไลซิสไปจนถึงขั้นตอนการสร้างกรดอะซิติก แบคทีเรียในกลุ่มนี้ได้แก่ Fermentative bacteria และ Acetogenic bacteria

#### 1) Fermentative bacteria

ทำหน้าที่ในขั้นตอนไฮโดรไลซิสและขั้นตอนการผลิตกรดไขมัน จุลินทรีย์กลุ่มนี้จะผลิตเอนไซม์และปล่อยออกมานอกเซลล์เพื่อย่อยสลายสารที่มีโมเลกุลขนาดใหญ่ เช่น แป้ง โปรตีน เซลลูโลส เฮมิเซลลูโลส และไขมัน ให้เป็นสารที่มีขนาดโมเลกุลเล็กกลง เช่น น้ำตาล โมเลกุลเดี่ยว กรดอะมิโน กรดไขมัน เพื่อที่จะทำให้จุลินทรีย์สามารถนำไปใช้ได้ สารเหล่านี้ จะผ่านเข้าไปในเซลล์ และถูกเปลี่ยนไปเป็นสารต่าง ๆ เช่น อะซิเตท แลคเตท โพรไพโอเนท บิวทิเรต และเอทานอล เป็นต้น ผลผลิตที่ได้ในขั้นตอนนี้ขึ้นอยู่กับสารตั้งต้น และสภาวะที่จุลินทรีย์ เจริญเติบโตในสภาวะที่มีก๊าซไฮโดรเจนต่ำจุลินทรีย์จะผลิตสารอินทรีย์พวกอะซิเตท ก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์และไฮโดรเจน แต่ในสภาวะแวดล้อมที่มีก๊าซไฮโดรเจนสูง จุลินทรีย์จะผลิต แลคเตท โพรไพโอเนทและเอทานอล เป็นต้น

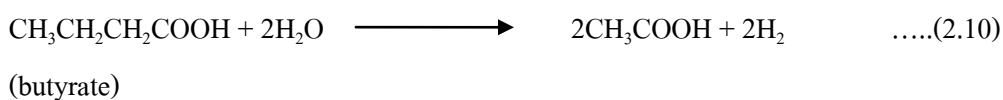
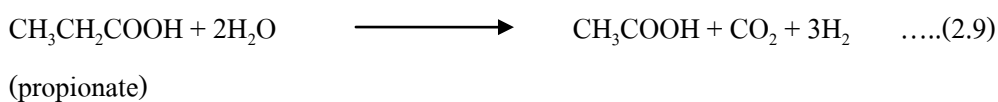
แบคทีเรียในกลุ่มนี้ ได้แก่ แบคทีเรียใน Family Streptococcus, Enterobacteriaceae Bacillaceae และ Lactobacillaceae และแบคทีเรียใน สกุล Bacteroides, Clostridium, Butyrivibrio, Eubacterium และ Lactobacillus (Novaes, 1986)

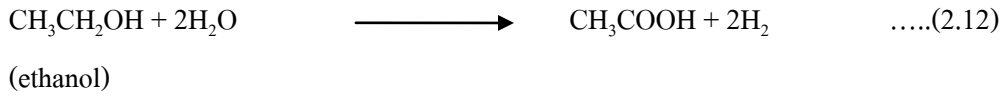
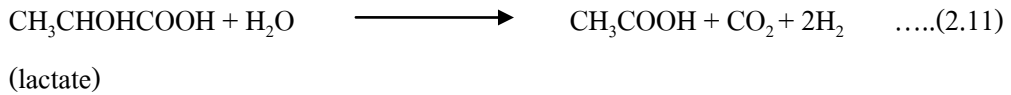
## 2) Acetogenic bacteria

แบคทีเรียชนิดนี้จะทำหน้าที่ย่อยสลายกรดไขมันระเหยที่มีคาร์บอนมากกว่า 2 อะตอม ให้กลายเป็นกรดอะซิติก กรดฟอร์มิก ก๊าซไฮโดรเจน เมทานอลและ เมทิลลามีน แบคทีเรียกลุ่มนี้มีความสำคัญในการสร้างสมดุลระหว่างผลิตภัณฑ์ที่ได้จากขั้นตอนการสร้างกรดและขั้นตอนการสร้างก๊าซมีเทน โดยการเปลี่ยนกรดไขมันระเหยชนิดอื่นให้เป็นกรดอะซิติกเพื่อให้แบคทีเรียกลุ่มสร้างก๊าซมีเทนสามารถนำไปใช้ได้ซึ่งจะช่วยลดปริมาณกรดไขมันไขมันในระบบ โดยหากมีกรดไขมันระเหยสะสมมากเกินไปจะทำให้ค่าพีเอชของระบบลดลงและเกิดการยับยั้งแบคทีเรียกลุ่มสร้างก๊าซมีเทนรวมทั้งแบคทีเรียชนิดอื่นได้ ในการย่อยสลายกรดไขมันระเหยชนิดอื่นให้เป็นกรดอะซิติกนั้น ได้รับผลโดยตรงจากความดันพาร์เชียล ของก๊าซไฮโดรเจน โดยสามารถเกิดขึ้นได้ภายใต้สภาวะความดันพาร์เชียลของก๊าซไฮโดรเจนต่ำกว่า  $2 \times 10^{-3}$  บรรยากาศ และสำหรับสลายกรดโพรไพโอนิกให้เป็นกรดอะซิติกจะเกิดขึ้นได้เมื่อมีความดันพาร์เชียลของก๊าซไฮโดรเจนต่ำกว่า  $9 \times 10^{-3}$  บรรยากาศ แบคทีเรียกลุ่มนี้สามารถแบ่งออกเป็น 2 ชนิดตามขั้นตอนที่ใช้ดังนี้ คือ

### (1) แบคทีเรียสร้างอะซิเตอที่ผลิตก๊าซไฮโดรเจนได้ (Hydrogen producing bacteria)

เป็นแบคทีเรียที่สามารถย่อยสลายกรดไขมันระเหยที่มีคาร์บอน หลายอะตอม (คาร์บอนมากกว่า 2 อะตอม) และเอทานอลให้เป็นอะซิเตอ ก๊าซไฮโดรเจน และ ก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ (Macleod et al., 1990) และยังมีหน้าที่ที่สำคัญในฐานะเป็นตัวเชื่อม ระหว่างแบคทีเรียที่สร้างกรดและแบคทีเรียที่สร้างก๊าซมีเทน พบว่าก๊าซไฮโดรเจนที่สร้างขึ้นนั้นมีบทบาทสำคัญในการควบคุม ปฏิกิริยาที่เกิดขึ้นในระบบ โดยถ้ามีก๊าซไฮโดรเจนเกิดขึ้นในปริมาณมากจะทำให้ไฮโดรเจนไอออน ( $H^+$ ) เพิ่มมากขึ้น pH ในระบบเป็นกรดจนกระทั่งไปมีผลยับยั้งการเจริญเติบโตของแบคทีเรียพวกนี้ แต่ถ้าในระบบมีพวก Methanogenic bacteria อยู่ด้วยก๊าซ ไฮโดรเจนจะถูกใช้รีดิวซ์ก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ให้กลายเป็นก๊าซมีเทนในขั้นตอนการสร้างก๊าซมีเทน จึงทำให้ในระบบมีปริมาณก๊าซไฮโดรเจนไม่สูงมากจนถึงระดับที่เป็นพิษได้ ตัวอย่างของปฏิกิริยาการเกิดอะซิเตอ ดังสมการ (2.9) – (2.12)





แบคทีเรียในกลุ่มนี้ได้แก่ Desulfovibrio, Selenomonas, Syntrophomonas และ Ruminococcus พบอยู่ประมาณ 106 เซลล์/มล.

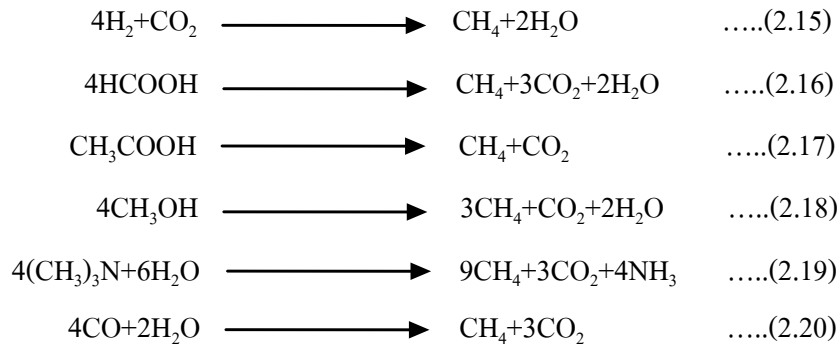
## (2) แบคทีเรียผลิตอะซิเตออย่างเดี่ยว (Homoacetogenic bacteria)

เป็นแบคทีเรียที่สามารถผลิตกรดอะซิติกได้เพียงอย่างเดียวโดยไม่มี ก๊าซไฮโดรเจนเกิดขึ้นในปฏิกิริยา แต่จะมีการใช้ก๊าซไฮโดรเจนเป็นตัวให้อิเล็กตรอนและมีการใช้ก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์เป็นแหล่งพลังงานสารอินทรีย์มาผลิตเป็นกรดอะซิติกภายใต้การเจริญเติบโตแบบออโตโทรฟิก (autotrophic) และยังสามารถใช้สารอินทรีย์เป็นแหล่งคาร์บอนให้อิเล็กตรอนและรับอิเล็กตรอนภายใต้การเจริญเติบโตแบบเฮเทอโรโทรฟิก (Heterotrophic) หรือ เรียกว่า การหมัก (fermentation) ปฏิกิริยาการย่อยสลายทั้ง 2 แบบ ดังสมการ (2.13) และ (2.14)



### 2.2.2.2 แบคทีเรียสร้างก๊าซมีเทน (Methanogenic bacteria)

Methanogenic bacteria หรือ methanogen เป็นกลุ่มของแบคทีเรียที่เกี่ยวข้องกับขั้นตอน methanogenesis แบคทีเรียกลุ่มนี้จัดเป็นพวกที่ไม่ต้องการออกซิเจนอย่างแท้จริง (strictly anaerobic bacteria) เนื่องจากออกซิเจนจะเป็นพิษต่อแบคทีเรียนี้ สามารถเจริญได้ดีใน pH ที่เป็นกลางประมาณ 6.8 - 7.2 อัตราการเจริญเติบโตของแบคทีเรียกลุ่มนี้จะช้ากว่าแบคทีเรียกลุ่มอื่นในขั้นตอนการย่อยสลายภายใต้สภาวะไร้อากาศในการแบ่งเซลล์เพิ่มจำนวน เป็น 2 เท่า ต้องใช้เวลา 3-5 วัน มีความทนทานต่อการเปลี่ยนแปลงของสภาวะแวดล้อมได้น้อยกว่า เช่น ไม่อาจทนต่อออกซิเจนแม้มีปริมาณเพียงเล็กน้อย หรือไม่อาจเจริญเติบโตได้ดีเมื่ออยู่ภายนอกช่วง pH ที่เหมาะสม เป็นต้น และมีข้อจำกัด คือสามารถใช้สารอินทรีย์ที่มีโครงสร้างไม่ซับซ้อนเพียงได้ไม่กี่ชนิด เช่น อะซิเตท และสารประกอบที่มีคาร์บอน 1 อะตอมเท่านั้น เช่น ก๊าซไฮโดรเจน ก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ ฟอร์เมทเมทานอล และ เมทิลลามีน ดังสมการ (2.15) – (2.20) และตารางที่ 2.5

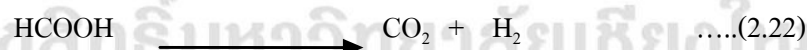


สามารถแบ่ง methanogenic bacteria ออกเป็น 2 กลุ่มย่อย ได้แก่ CO<sub>2</sub> reducing methanogenic bacteria (H<sub>2</sub> oxidizing methanogenic bacteria) และ acetoclastic methanogenic bacteria โดยอาศัยหลักการใช้สารอาหารที่แตกต่างกัน (ทรงพล, 2544; John et al., 1994)

1) **CO<sub>2</sub> reducing methanogenic bacteria** หรือ **H<sub>2</sub> oxidizing methanogenic bacteria** เป็นแบคทีเรียที่สร้างก๊าซมีเทนจากก๊าซไฮโดรเจนและก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ กล่าวคือได้คาร์บอนมาจากก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์และได้พลังงานจำนวนมากมาจากก๊าซไฮโดรเจน ดังสมการ (2.21) โดยพบว่ามากกว่าร้อยละ 20 ของก๊าซมีเทนในระบบเกิดขึ้นโดยแบคทีเรียในกลุ่มนี้



สำหรับสารอื่นแบคทีเรียนี้สามารถใช้ฟอर्मेटได้เพียงอย่างเดียว ทั้งนี้เนื่องมาจากว่าฟอर्मेटสามารถเปลี่ยนเป็นก๊าซไฮโดรเจนและก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ได้ง่าย ดังสมการ (2.22)



2) **acetoclastic methanogenic bacteria** เป็นแบคทีเรียที่สร้างก๊าซมีเทนจากหมู่เมทิลในโมเลกุลอะซิเตท ดังสมการ (2.23) โดยพบว่าก๊าซมีเทนที่เกิดขึ้นนี้ มากกว่าร้อยละ 70 มาจากการใช้อะซิเตทของแบคทีเรียนี้ (Zinder and Anguish, 1992)



ปฏิกิริยาด้านบนนี้ให้พลังงานไม่เพียงพอในการดำรงชีวิตของเซลล์ (พิสูจน์ตามทฤษฎีทางเทอร์โมไดนามิค) การเปลี่ยนอะซิเตทให้เป็นก๊าซมีเทนอาจเกิดขึ้นได้ด้วย ปฏิกิริยาที่มีก๊าซไฮโดรเจนเป็นแหล่งพลังงาน ดังสมการ (2.24)



ในปฏิกิริยานี้อะซิเตทเป็นสารตัวสุดท้ายในการรับอิเล็กตรอนจากก๊าซไฮโดรเจน พลังงานที่ได้สูงกว่า และเพียงพอสำหรับการดำรงชีวิตของเซลล์

ตัวอย่างแบคทีเรียในกลุ่มนี้ ได้แก่ แบคทีเรียในสกุล Methanobacterium, Methanobrevibacter, Methanococcus, Methanospirillum, Methanothrix และMethanomicrobium (Koga et al., 1993; Griffin et al., 1998; Casserly and Erijman, 2003)

### 2.3 ก๊าซชีวภาพ

ก๊าซชีวภาพ หมายถึง ก๊าซที่ได้มาจากการย่อยสลายสารอินทรีย์ต่าง ๆ ภายใต้สภาวะไร้อากาศ โดยมีจุลินทรีย์หลายชนิดทำหน้าที่ย่อยสลายสารอินทรีย์ ก๊าซชีวภาพเป็นก๊าซผสมระหว่างก๊าซมีเทน ( $\text{CH}_4$ ) และก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ ( $\text{CO}_2$ ) เป็นส่วนใหญ่ นอกจากนั้น ยังมีก๊าซไนโตรเจน ( $\text{N}_2$ ) ก๊าซไฮโดรเจน ( $\text{H}_2$ ) และก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ ( $\text{H}_2\text{S}$ ) ปนอยู่บ้างเล็กน้อยแต่ก๊าซชีวภาพที่เกิดจากกระบวนการหมักจะมีปริมาณที่แตกต่างกันขึ้นอยู่กับวัตถุดิบที่ใช้และสภาวะของการหมัก ซึ่งการที่ก๊าซมีเทนมีคุณสมบัติติดไฟได้จึงมีการนำมาใช้เป็นพลังงานทดแทน

#### 2.3.1 องค์ประกอบและคุณสมบัติของก๊าซชีวภาพ

สำหรับก๊าซชีวภาพที่ได้ออกมาที่  $0^\circ\text{C}$  ความดันบรรยากาศ มีองค์ประกอบของก๊าซต่างๆ ดังนี้ ก๊าซมีเทน ( $\text{CH}_4$ ) ร้อยละ 65-70 ก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ ( $\text{CO}_2$ ) ร้อยละ 30 – 40 และก๊าซอื่นๆ เช่น ไฮโดรเจน ( $\text{H}_2$ ) ออกซิเจน ( $\text{O}_2$ ) ไฮโดรเจนซัลไฟด์ ( $\text{H}_2\text{S}$ ) ไนโตรเจน ( $\text{N}_2$ ) และไอน้ำร้อยละ 1 และค่าความร้อนประมาณ 4.5 เมกะจูลต่อลบ.ม. และความหนาแน่น 1.15 กก/ลบ.ม. (นคร ทิพยาวงศ์, 2553) ดังตารางที่ 2.3 แสดงคุณสมบัติทางกายภาพและเคมีของก๊าซมีเทน ก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ และก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ ซึ่งเป็นองค์ประกอบของก๊าซชีวภาพ

ตารางที่ 2.5 แสดงคุณสมบัติทางกายภาพและเคมีของก๊าซชีวภาพ

คุณสมบัติ	มีเทน	คาร์บอนไดออกไซด์	ไฮโดรเจนซัลไฟด์
สถานะ :	ก๊าซ	ก๊าซ	ก๊าซและของเหลว ภายใต้ความร้อน
สี :	ไม่มีสี	ไม่มีสี	ไม่มีสี
กลิ่น :	ไม่มีกลิ่น	ไม่มีกลิ่น	ก๊าซไข่เน่า
น้ำหนักโมเลกุล :	16.04	44.01	34.04
จุดเดือด (°C) :	-161.5	-79	-60.2
จุดหลอมเหลว/จุดเยือก แข็ง (°C) :	-182	-70	-85.7
ความถ่วงจำเพาะ (น้ำ=1)	0.466	1.101	1.45
ความดันไอ (มม.ปรอท) :	-	569 ที่ -82 °C	-
ความหนาแน่นไอ (อากาศ = 1) :	-	1.5	1.21
ความสามารถในการละลาย น้ำที่ (ก./100 มล.) :	-	ละลายน้ำได้	ละลายน้ำได้
ค่าความเป็นกรด – ด่าง :	-	-	4.5 ที่ 20 °C
ข้อมูลทางกายภาพและเคมี อื่นๆ :	ละลายได้ในน้ำ แอลกอฮอล์ และอีเธอร์	ละลายได้ใน ไฮโดรคาร์บอน ตัวทำละลายอินทรีย์	ไวต่อความชื้น

ที่มา : ศูนย์ข้อมูลวัตถุดิบอันตรายและเคมีภัณฑ์ (2554)

## 2.3.2 การใช้ประโยชน์จากก๊าซชีวภาพ

### 2.3.2.1 ประโยชน์ด้านพลังงาน

จากคุณสมบัติของก๊าซชีวภาพข้างต้น สามารถนำก๊าซชีวภาพปริมาณ 1 ลบม. มาเปรียบเทียบกับเชื้อเพลิงชนิดอื่นๆ ได้ดังตารางที่ 2.6

ตารางที่ 2.6 ก๊าซชีวภาพ 1 ลบม. เปรียบเทียบกับเชื้อเพลิงชนิดอื่นๆ

เชื้อเพลิง	ค่าความร้อนเทียบเท่า
ก๊าซหุงต้ม (LPG)	0.46 กก.
น้ำมันเบนซิน	0.67 ล.
น้ำมันดีเซล	0.60 ล.
น้ำมันเตา	0.55 ล.
ไม้ฟืน	1.50 กก.

ที่มา : นคร ทิพย์วงศ์ (2553)

ดังนั้นก๊าซชีวภาพสามารถนำมาใช้เป็นเชื้อเพลิงในการหุงต้มได้โดยตรง เหมือนก๊าซแอลพีจี และยังให้พลังงานด้านแสงสว่างได้ เมื่อนำมาใช้กับตะเกียงหรือเครื่องปั่นไฟรวมทั้งให้พลังงานความร้อน นอกจากนี้ยังสามารถนำไปใช้กับเครื่องยนต์ชนิดต่าง ๆ แทนน้ำมันได้อีกด้วย

### 2.3.2.2 ประโยชน์ด้านสิ่งแวดล้อม

ลดปัญหาของกลิ่นและก๊าซพิษ ไม่ก่อให้เกิดกลิ่นเหม็นรบกวน ลดปัญหา การเกิดโรค ไม่เป็นแหล่งเพาะพันธุ์หรือแพร่พันธุ์เชื้อโรค และสัตว์พาหะนำโรค ลดการปล่อยก๊าซมีเทนสู่บรรยากาศ ซึ่งเป็นก๊าซที่ก่อให้เกิดภาวะเรือนกระจก ลดปัญหาเรื่องคุณภาพในแหล่งน้ำธรรมชาติ ไม่ให้น้ำเสีย

## 2.4 ปัจจัยที่มีผลต่อการผลิตก๊าซชีวภาพจากระบบการย่อยสลายสารอินทรีย์แบบไร้อากาศ

เนื่องจากในกระบวนการย่อยสลายสารอินทรีย์แบบไร้อากาศ ประกอบด้วย จุลินทรีย์ 2 กลุ่มที่เกี่ยวข้องกัน คือ แบคทีเรียที่สร้างกรด และแบคทีเรียสร้างก๊าซมีเทน ดังนั้นในการควบคุมระบบให้มีการทำงานอย่างมีประสิทธิภาพจำเป็นต้องทำให้ จุลินทรีย์เหล่านี้อยู่ในสภาวะที่สมดุลกัน ซึ่งขึ้นอยู่กับปัจจัยหลัก ที่สำคัญ 2 ประการ คือปัจจัยทางด้านสิ่งแวดล้อม (Environmental Factors) และปัจจัยด้านการเดินระบบ (Operational Factors)

### 2.4.1 ปัจจัยทางด้านสิ่งแวดล้อม (environmental factor)

#### 2.4.1.1 อุณหภูมิ (Temperature)

โดยทั่วไปอัตราการเกิดปฏิกิริยาเคมีจะเพิ่มขึ้นตามอุณหภูมิที่เพิ่มขึ้นซึ่งรวมไปถึงปฏิกิริยาทางชีวเคมี ซึ่งมีความจำเป็นอย่างมากต่อกระบวนการเมทาบอลิซึมของแบคทีเรียภายในระบบ เมื่ออุณหภูมิเพิ่มขึ้น กระบวนการเมทาบอลิซึมจะมีแนวโน้มสูงขึ้นตาม ส่งผลให้อัตราการผลิตก๊าซชีวภาพเพิ่มสูงขึ้นด้วย แต่เนื่องจากแบคทีเรียแต่ละชนิดมีความชอบอุณหภูมิในช่วงที่แตกต่างกัน ดังนั้นการควบคุมอุณหภูมิให้เหมาะสมกับชนิดแบคทีเรียจึงมีความสำคัญอย่างมาก อุณหภูมิที่มีความเหมาะสมแบ่งออกเป็น 3 ช่วง ดังตารางที่ 2.7 แบคทีเรียกลุ่มที่ไม่ต้องการออกซิเจนอย่างเด็ดขาดและกลุ่มที่อยู่ได้ทั้งในสภาพที่มีและไม่มีออกซิเจนส่วนใหญ่จะชอบอุณหภูมิในช่วงมีโซฟิลิกและเทอร์โมฟิลิกมากกว่าช่วงไซโคฟิลิก ในช่วงเทอร์โมฟิลิก อัตราเร็วของปฏิกิริยาและประสิทธิภาพของระบบจะมากกว่าในช่วงมีโซฟิลิก (Ahn and Forster, 2002) ทำให้สามารถผลิตก๊าซชีวภาพได้มากที่ระยะเวลาในการย่อยสลายสารอินทรีย์สั้นลงและลดปริมาตรถังหมักลง (Pagilla et al. 2000; Zupancic and Ros. 2003) แต่ระบบหมักที่อุณหภูมิสูง มีข้อเสีย คือ แบคทีเรียในช่วงเทอร์โมฟิลิกทนทานต่อการเปลี่ยนแปลงอุณหภูมิได้ไม่ดีเท่าแบคทีเรียในช่วงมีโซฟิลิกทำให้การควบคุมระบบมีความเสี่ยงสูงต่อการล้มเหลวของระบบและยังสิ้นเปลืองพลังงานในการควบคุมอุณหภูมิของระบบ แบคทีเรียเมทาโนเจนมีความอ่อนไหวตลอดเวลา อุณหภูมิที่เปลี่ยนแปลงเพียง 2-3 °C จะมีผลต่อการผลิตก๊าซมีเทน โดยเฉพาะในช่วงฤดูหนาว การผลิตก๊าซที่ลดลงจะมีผล ทำให้ค่าซีโอดีของน้ำทิ้งจากระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้อากาศมีค่าสูงขึ้น ซึ่งอาจมีผลทำให้ระบบบำบัดน้ำเสียต่อเนื่องเกิดปัญหาจากสารอินทรีย์ที่สูงเกินไปได้

## ตารางที่ 2.7 ช่วงอุณหภูมิที่เหมาะสมต่อการเจริญเติบโตของแบคทีเรีย

ชนิดของช่วงอุณหภูมิ	ช่วงอุณหภูมิ (°C)	อุณหภูมิที่เหมาะสม (°C)
Psychrophilic	10-30	12-18
Mesophilic	20-50	25-40
Thermophilic	35-75	55-65

ที่มา : คัดแปลงจาก Metcalf and Eddy (1991)

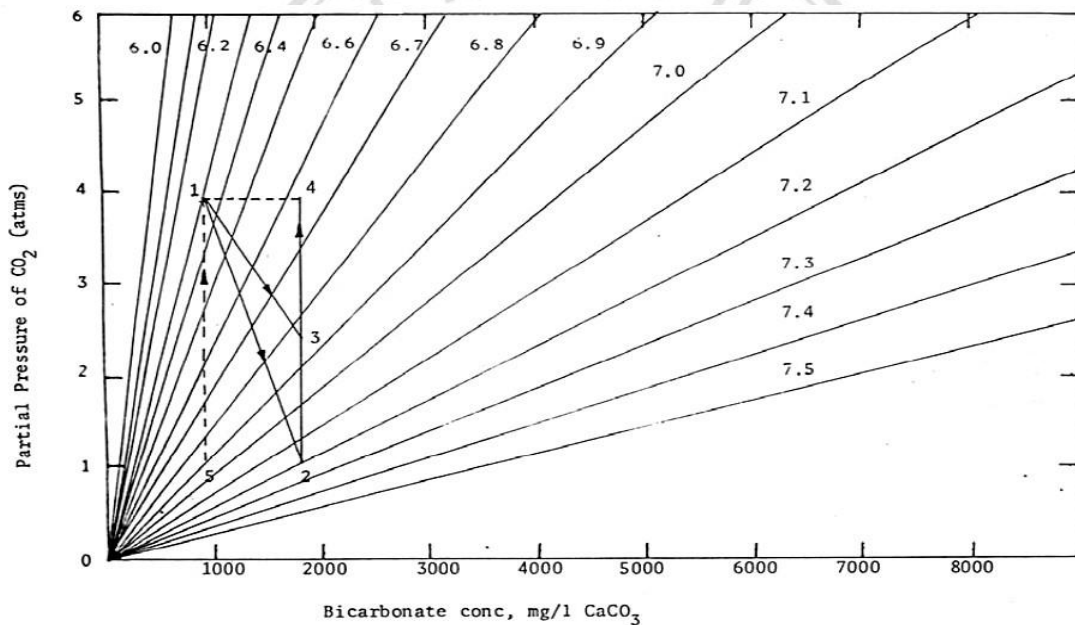
สำหรับประเทศไทยซึ่งมีสภาพค่อนข้างร้อนและมีอุณหภูมิอยู่ในช่วง 20 – 35 °C จึงมีความเหมาะสมในการเดินระบบโดยใช้อุณหภูมิในช่วงมีโซฟิลิกโดยไม่จำเป็นต้องเพิ่มอุณหภูมิให้แก่ระบบ

### 2.4.1.2 ค่าพีเอช (pH)

พีเอช สามารถใช้เป็นตัวบ่งชี้ถึงสภาวะภายในระบบที่ไม่ใช้อากาศได้ แต่ปัญหาก็คือ ในขณะที่กรดไขมันระเหยเพิ่มมากขึ้น แต่ค่าพีเอชกลับเปลี่ยนแปลงเพียงเล็กน้อยเท่านั้น ทั้งนี้อาจเนื่องมาจากผลของบัฟเฟอร์ (Buffering Effect) ของความเป็นด่างในระบบนั่นเอง ดังนั้น ค่าพีเอชจึงเป็นตัวบ่งชี้ที่แสดงผลสำหรับการแก้ไขสภาวะในระบบ เมื่อเปรียบเทียบกับค่าความเข้มข้นของกรดไขมันระเหยและปริมาณก๊าซที่เกิดขึ้น แต่อย่างไรก็ตาม พีเอชก็ยังเป็นปัจจัยสำคัญในการควบคุมระบบการหมักแบบไร้อากาศ

McCarty (1964) พบว่า ระบบจะทำงานได้ดีในช่วงพีเอชระหว่าง 6.6-7.6 สำหรับค่าที่เหมาะสมคือ 7.0-7.2 ถ้า pH มีค่าสูงหรือต่ำกว่านี้ประสิทธิภาพของระบบจะลดลงและถ้า pH มีค่าต่ำกว่า 6.2 ประสิทธิภาพของระบบจะลดลงอย่างรวดเร็ว เพราะที่สภาวะนี้จะเป็นอันตรายต่อ จุลินทรีย์พวกที่สร้างก๊าซมีเทนเนื่องจากจุลินทรีย์เหล่านี้ใช้กรดไขมันระเหยไม่ทัน ทำให้ปริมาณของกรดไขมันระเหยถูกสะสมเพิ่มมากขึ้น pH จึงลดลงอย่างรวดเร็ว ถ้า pH ลดต่ำลงถึง 4.5-5.0 จะทำให้ Methanogenic Bacteria หยุดการเจริญเติบโต ซึ่งสามารถป้องกันได้โดยการเติมสารเคมีเข้าไปควบคุมให้ pH อยู่ระหว่าง 7.0-7.5 โดยสารเคมีที่ใช้ในการเพิ่ม pH ให้แก่ระบบ ได้แก่ ปูนขาว  $\text{NaHCO}_3$ ,  $\text{NaOH}$  หรือ  $\text{Na}_2\text{CO}_3$  เป็นต้น ถ้าใช้  $\text{NaOH}$  ปูนขาวหรือ  $\text{Na}_2\text{CO}_3$  สมดุลทางไอออนิกจะเกิดขึ้นอย่างรวดเร็ว ทำให้  $\text{CO}_2$  ถูกดึงออกจากบรรยากาศของก๊าซที่อยู่ในถังหมักเข้าไปทดแทนส่วนของ  $\text{CO}_2$  ในน้ำซึ่งถูกทำลายไปโดยสารละลายต่างที่เติมลงไป เพื่อสร้างความเป็นด่างคาร์บอนเนตของสารตัวอย่าง เช่น ถ้าสภาวะเริ่มต้นของถังหมักอยู่ที่ตำแหน่ง 1 ในภาพที่ 2.4 การเติม  $\text{NaOH}$  หรือ  $\text{Ca(OH)}_2$  จะทำให้ Partial Pressure ของ  $\text{CO}_2$  ลดลงและไบคาร์บอนเนตเพิ่มขึ้น จุดสมดุลก็จะเปลี่ยนไปอยู่จุดที่ 2 แต่

อย่างไรก็ตามแบบที่เรียจะสร้าง  $\text{CO}_2$  ขึ้นมาใหม่ทำให้ Partial Pressure ของ  $\text{CO}_2$  เพิ่มขึ้น ไปอยู่ที่ระดับเดิม จุดสมดุลจึงเลื่อนจากจุด 2 ไปอยู่ที่จุด 4 เป็นผลให้พีเอชลดลงทั้งที่ความเป็นด่างยังคงเดิมอยู่ ถ้า  $\text{Na}_2\text{CO}_3$  มีจำนวนเท่ากันถูกเติมลงไปแทน จุดสมดุลจะเปลี่ยนจากจุด 1 ไปยังจุดที่ 3 ก่อนที่จะไปหยุดที่จุด 4 ด้วยเหตุผลเดียวกัน ถ้า  $\text{NaHCO}_3$  ปริมาณเท่ากันถูกใช้แทนสมดุลจะเลื่อนจากจุด 1 ไปยังจุด 4 โดยตรง ทั้งนี้ เพราะว่า  $\text{CO}_2$  ในถังหมักไม่ถูกดึงไปใช้สร้างคาร์บอเนต (เพราะเราเติมคาร์บอเนตลงไปนั่นเอง) ดังนั้นการกำจัด  $\text{CO}_2$  ออกจากคาร์บอเนตในถังหมักโดยตรงก็อาจช่วยให้พีเอชสูงขึ้นได้ ในกรณีนี้ จุดสมดุลจะเลื่อนจากจุด 1 ไปยังจุด 5 แต่เมื่อแบบที่เรียสร้าง  $\text{CO}_2$  ขึ้นมาใหม่จุดสมดุลนี้จะเลื่อนกลับไปอยู่ที่จุด 1 อีก การปรับพีเอชแบบนี้จึงไม่ใช่วิธีการถาวรและไม่อาจใช้ได้



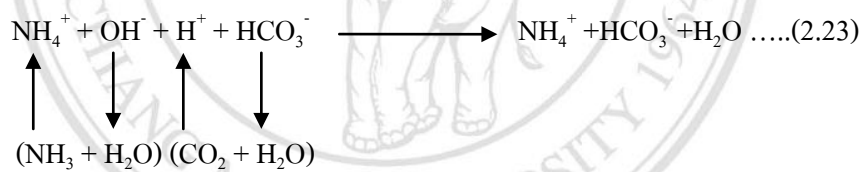
รูปที่ 2.4 ความสัมพันธ์ระหว่าง Partial Pressure ของ  $\text{CO}_2$  (atms) กับความเข้มข้นของไบคาร์บอเนต (มก./ล.แคลเซียมคาร์บอเนต) ที่มา: McCarty (1964)

ตัวอย่างข้างต้นสามารถแบ่งสารเคมีที่ใช้ควบคุมพีเอชได้เป็น 2 ประเภท ชนิดแรกสามารถให้คาร์บอเนตกับน้ำได้โดยตรง ชนิดที่สองใช้วิธีจับ  $\text{CO}_2$  หรือ  $\text{H}_2\text{CO}_3$  และเปลี่ยนให้เป็นคาร์บอเนต ซึ่งการเลือกสารเคมีชนิดใดนั้นขึ้นอยู่กับปัจจัยที่ต้องพิจารณา 2 อย่าง ปัจจัยแรกเกี่ยวข้องกับการเติมสารเคมี สารเคมีที่จับ  $\text{CO}_2$  ทำให้พีเอชสูงเกินความต้องการก่อนเสมอ จากนั้น  $\text{CO}_2$  ที่สร้างใหม่จะทำให้ pH ลดลงไปจนถึงจุดที่ต้องการ ถ้าปริมาณของสารเคมีที่ต้องการใช้อยู่ในระดับสูง การเติมสารเคมีที่จับ  $\text{CO}_2$  ลงไปที่เดียว อาจทำให้พีเอชเพิ่มสูงขึ้นจนถึงระดับที่อาจเป็นพิษได้ ด้วยเหตุนี้การเติมสารเคมีที่จับ  $\text{CO}_2$  จึงต้องค่อยๆเติมทีละน้อยอย่างช้าๆ เพื่อให้การเปลี่ยนแปลงของพีเอชเป็นไปอย่างช้าๆ ส่วนการเติมสารประกอบไบคาร์บอเนตโดยตรง นั้นไม่มีผลแบบที่เกิดขึ้นกับสารจับ

CO<sub>2</sub> ทำให้มีความสะดวกกว่า จึงสามารถเติมสารเคมีและปรับพีเอชให้ละเอียดและแม่นยำ ส่วนปัจจัยที่สองคือความสามารถในการละลายน้ำของสารผลิตภัณฑ์ การเติมปุ๋ยขาวให้กับถังหมักจะทำให้ความเป็นด่างเพิ่มขึ้นเนื่องจากปุ๋ยขาวจะรวมกับ CO<sub>2</sub> หรือ H<sub>2</sub>CO<sub>3</sub> ทำให้ได้สารไบคาร์บอเนตซึ่งมีขีดจำกัดในการละลายน้ำอยู่ที่ประมาณ 500-1000 มล./ล. การเติมปุ๋ยขาวเพิ่มขึ้นจะทำให้เกิดตะกอนหินปูน (CaCO<sub>3</sub>) ซึ่งไม่ละลายน้ำเป็นเหตุให้เกิดการก่อกำจัด CO<sub>2</sub> โดยที่ความเป็นด่างไบคาร์บอเนตไม่เพิ่มตามขึ้นด้วย จึงทำให้พีเอชไม่เสถียร เมื่อแบคทีเรียผลิต CO<sub>2</sub> ขึ้นมาใหม่ พีเอชจะลดลงอย่างรวดเร็วทันที

### 2.4.1.3 สภาพความเป็นด่าง (Alkalinity)

สภาพความเป็นด่างเป็นค่าที่แสดงถึงกำลังบัฟเฟอร์ (buffer capacity) ในการรองรับปริมาณกรดไขมันระเหยง่ายภายในระบบ ระบบที่มีกำลังบัฟเฟอร์ต่ำเมื่อปริมาณกรดไขมันระเหยเพิ่มขึ้นสูงจะส่งผลให้มีการเปลี่ยนแปลงของค่าพีเอชอย่างรวดเร็วและส่งผลกระทบต่อระบบได้สภาพด่างที่มีความสำคัญในระบบแบบไร้อากาศ คือ สภาพด่างในรูปของไบคาร์บอเนต ซึ่งมีความเป็นด่างไบคาร์บอเนตนี้เกิดจากปฏิกิริยาระหว่างแอมโมเนียกับคาร์บอนไดออกไซด์และน้ำทำให้อยู่ในรูปของแอมโมเนียไบคาร์บอเนต ดังสมการที่ (2.23)



โดยสำหรับระบบแบบไร้อากาศค่าสภาพด่างในรูปไบคาร์บอเนตนี้จะไม่มีความเหมาะสมตายตัว เนื่องจากค่าดังกล่าวขึ้นอยู่กับชนิดและความเข้มข้นของสารอินทรีย์ภายในระบบ ซึ่งการสร้างความเป็นด่างตามธรรมชาติมีความสำคัญคือจะเป็นบัฟเฟอร์ที่ดีให้แก่ระบบที่ควบคุมพีเอชให้อยู่ระหว่าง 6.8 ถึง 7.2 อย่างไรก็ตามเมื่อสารอินทรีย์ที่เข้าระบบมีความเข้มข้นมากนอกจากจะมีปริมาณความเข้มข้นของกรดไขมันระเหยภายในระบบเพิ่มมากขึ้นแล้วยังมีปริมาณก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ที่เกิดจากการย่อยสลายสารอินทรีย์มากด้วยทำให้ความเป็นด่างไบคาร์บอเนตที่เกิดขึ้นตามธรรมชาติก็จะถูกทำลายไปและถูกแทนที่โดย Volatile –Acid Alkalinity (VAA) ดังสมการที่ (2.24)



การทำลายความสามารถในการบัพเฟอร์นี้ เป็นสาเหตุทำให้พีเอชลดลง ถึงแม้ว่าความเป็นด่างจะมีความจำเป็นในการควบคุมสถานะสมดุลของการหมักก็ตาม แต่ความเป็นด่างอย่างเดียวก็น่าจะไม่สามารถที่จะชี้ถึงปัญหาที่เกิดขึ้นในการหมักได้ นอกจากจะใช้เปรียบเทียบกับความเข้มข้นของกรดไขมันระเหย ค่าความเป็นด่างที่แสดงในรูปของแคลเซียมคาร์บอเนต (Calcium Carbonate) ควรจะสูงกว่าค่าความเข้มข้นของกรดไขมันระเหยที่อยู่ในรูปของแคลเซียมคาร์บอเนตเช่นเดียวกัน เมื่อความเข้มข้นของทั้งสองเท่ากันความสามารถในการเป็นบัพเฟอร์ก็จะลดลงเหลือเพียงเล็กน้อย ปัญหาที่จะเกิดขึ้นทันที (McCarty, 1964) ดังนั้นเพื่อให้ระบบสามารถรองรับการเปลี่ยนแปลงดังกล่าวได้ ในการควบคุมดูแลระบบจึงควรที่จะมีการพิจารณาถึงอัตราส่วนของปริมาณกรดไขมัน ระเหยง่าย และสภาพต่างในรูปไบคาร์บอเนตในหน่วย มก./ล. ของกรดอะซิติกต่อ มก./ล. ของแคลเซียมคาร์บอเนตซึ่งโดยทั่วไประบบบำบัดแบบไร้อากาศ ควรที่จะมีอัตราส่วนของปริมาณกรดไขมันระเหย และสภาพต่างในรูปไบคาร์บอเนตที่น้อยกว่า 0.4 และไม่ควรมากกว่า 0.8 เนื่องจากถ้ามากกว่านี้จะทำให้ระบบมีค่าลัมบ์บัพเฟอร์ต่ำเมื่อมีปริมาณกรดไขมันระเหยเพิ่มอีกเพียงเล็กน้อยก็จะทำให้ค่าพีเอชของระบบมีการเปลี่ยนแปลงอย่างรวดเร็วได้

#### 2.4.1.4 กรดไขมันระเหย (Volatile Fatty Acid; VFA)

กรดไขมันระเหยหรือ VFA ได้แก่ กรดอะซิติก กรดบิวทีริก กรดโพรไพโอนิก กรดฟอร์มิก เป็นต้น การที่พบกรดพวกนี้ในปริมาณมากมักเป็นสัญญาณเตือนถึงความล้มเหลวของระบบเนื่องจากกรดเหล่านี้เป็นผลิตภัณฑ์สารตัวกลางที่เกิดขึ้นในกระบวนการย่อยสลายสารอินทรีย์ในสถานะไม่ใช้อากาศ ระบบที่มีการสะสมของ VFA ในปริมาณที่มากใน ช่วงแรก VFA จะมีผลทำให้ค่าความเป็นด่างของระบบลดลง ต่อมาถ้ายังไม่มีการใช้หรือการกำจัด VFA ให้มีปริมาณน้อยลงอีก ค่าพีเอชของระบบก็จะลดต่ำลงและถ้าค่าพีเอชลดต่ำกว่า 6.5 จะเป็นอันตรายต่อแบคทีเรียที่สร้างก๊าซมีเทน ระดับของกรดอะซิติกที่มีค่าเกิน 800 มก./ล. หรืออัตราส่วนของกรดโพรไพโอนิกต่อกรดอะซิติกเกิน 1.4 จะทำให้ระบบเกิดการล้มเหลวได้ (Marchaim and Krause, 1993) ซึ่งปริมาณกรดโพรไพโอนิกที่ใช้เป็นตัวทำนายนการล้มเหลวของระบบนั้น ถ้ามากกว่า 3 ก./ล. บ่งชี้ถึงสภาพของระบบที่ต้องดูแลอย่างใกล้ชิด โดยกรดอะซิติกเกิดจากการย่อยสลายของกรดโพรไพโอนิก กรดอะซิติกจึงอาจเป็นตัวการที่เป็น Rate Limiting Step ของการเกิดก๊าซมีเทนเพราะจุลินทรีย์ที่ใช้กรดอะซิติกในการผลิตก๊าซมีเทนมีอัตราการเจริญต่ำ ดังนั้นถ้ามี Methanogenic Bacteria อยู่มาก การใช้กรดอะซิติกจะดำเนินไปอย่างรวดเร็ว โดยผลการยับยั้งการย่อยสลายกรดไขมันระเหยจะส่งผลต่อการยับยั้งการย่อยสารโมเลกุลใหญ่ต่อไป

#### 2.4.1.5 สารอาหาร (Nutrients)

จุลินทรีย์ที่ย่อยสลายสารอินทรีย์ในสภาวะที่ไร้อากาศต้องการสารอาหารหลายชนิด ซึ่งแบ่งเป็น 2 ประเภท คือ สารอาหารหลัก (Macronutrient) และสารอาหารรอง (Micronutrient หรือ Trace Element) โดยสารอาหารหลัก ได้แก่ คาร์บอน (C) ไนโตรเจน (N) ฟอสฟอรัส (P) และกำมะถัน (S) และสารอาหารรอง (micronutrient) ได้แก่ แคลเซียม (Ca) แมกนีเซียม (Mg) สังกะสี (Zn) แมงกานีส (Mn) ทองแดง (Cu) โคบอลต์ (Co) เหล็ก (Fe) นิกเกิล (Ni) แสดงไว้ในตารางที่ 2.8 ปริมาณไนโตรเจนและฟอสฟอรัสที่จุลินทรีย์ต้องการในการย่อยสลายสารอินทรีย์ภายใต้สภาวะไร้อากาศอย่างน้อยที่สุดต้องมีอัตราส่วน BOD:N:P เท่ากับ 100:1.1:0.2 โดยใช้คาร์บอนในการสังเคราะห์พลังงานใน ไตรเจน โปรตีน ฟอสฟอรัสใน และ กรดนิวคลีอิก ดังนั้นในการควบคุมสภาวะให้เหมาะสมจึงต้องใส่สารอาหารให้เพียงพอแก่ความต้องการ เพราะของเสียที่เข้าสู่ระบบนั้นมีคุณสมบัติที่แตกต่างกันออกไป เช่น ขยะของเสียเศษอาหาร ผักผลไม้ไม่มีสารอาหารเหล่านี้ในปริมาณที่เพียงพอต่อความต้องการของจุลินทรีย์แล้ว แต่ถ้าเป็นของเสียจากโรงงานอุตสาหกรรมบางอย่างอาจไม่มี จึงจำเป็นต้องเติมสารอาหารเพิ่ม นอกจากนี้สารอาหารรองเป็นสิ่งที่จุลินทรีย์มีความต้องการน้อยมาก และในธรรมชาติก็มีเพียงพอต่อความต้องการของจุลินทรีย์อยู่แล้ว

ตารางที่ 2.8 ปริมาณสารอาหารรองที่จำเป็นต่อกระบวนการย่อยสลายสารอินทรีย์แบบไร้อากาศ

สารอาหาร	ความเข้มข้น (ก./ล.)	ผล
Fe <sup>2+</sup>	0.2	โครงสร้าง Biofilm การตกตะกอนของซัลไฟด์
Ni <sup>2+</sup>	0.01	สร้าง F <sub>420</sub> Co factor ในพวก Methanogen
	0.006	เพิ่มกิจกรรมของจุลินทรีย์
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	0.02	เพิ่มกิจกรรมของจุลินทรีย์
Ca <sup>2+</sup>	0.03	เพิ่มกิจกรรมของจุลินทรีย์

ที่มา : สุรพล (2530)

#### 2.4.1.6 สารพิษ (Toxic)

สารที่เป็นพิษต่อแบคทีเรียในระบบไร้อากาศ โดยเฉพาะแบคทีเรียสร้าง มีเทนมีหลายชนิด ความรุนแรงขึ้นอยู่กับชนิดและความเข้มข้นของสารเหล่านั้น สารที่เป็นพิษไม่ได้หมายถึงสารอันตรายโดยตรงเท่านั้น สารบางตัวเป็นสารอาหารที่จำเป็นแต่ต้องมีปริมาณพอเหมาะ ถ้ามีปริมาณมากเกินไปก็กลายเป็นสารพิษได้ รวมถึงไอออนบวกและโลหะหนักต่าง ๆ ควรมีการตรวจวัดปริมาณ

สารพิษในน้ำเสียที่ป้อนเข้าระบบเพื่อหาทางแก้ไขหรือลดความเป็นพิษลง เช่น การตกตะกอนแยก โลหะหนักออกก่อน เป็นต้น จุลินทรีย์แบบไร้อากาศมีความทนทานต่อสารพิษมากกว่า จุลินทรีย์ชนิดอื่น แต่หากระบบล้มเหลวลงเนื่องจากสารพิษระบบจะใช้เวลาในการฟื้นคืนนานเช่นเดียวกัน สารที่เป็นพิษหรือสารที่สามารถยับยั้งการทำงานของจุลินทรีย์ในระบบ ได้แก่

1) ไอออนประจุบวกของโลหะเบา (light metal cation)

ได้แก่ โซเดียม ( $\text{Na}^+$ ) โพแทสเซียม ( $\text{K}^+$ ) แคลเซียม ( $\text{Ca}^{2+}$ ) และแมกนีเซียม ( $\text{Mg}^{2+}$ ) ซึ่งเกิดขึ้นมาจากการย่อยสลายสารอินทรีย์ หรือ การเติมสารเคมีเพื่อปรับ pH ในระบบ จะมีผลเป็นพิษต่อจุลินทรีย์ ซึ่งความเป็นพิษของมันเป็นปฏิกิริยาที่ซับซ้อนและขึ้นอยู่กับปริมาณของไอออนประจุบวกของโลหะเบาด้วยว่ามีปริมาณมากน้อยเท่าใด แสดงดังตารางที่ 2.9

ตารางที่ 2.9 ความเข้มข้นของไอออนประจุบวกของโลหะเบาที่มีผลกระตุ้นและยับยั้งแบคทีเรีย

ไอออนประจุบวก	ความเข้มข้น (มก./ล.)		
	ช่วงกระตุ้น	ช่วงยับยั้งปานกลาง	ช่วงก่อให้เกิดความเป็นพิษ
$\text{Ca}^{2+}$	100-200	2,500-4,500	>8,000
$\text{Mg}^{2+}$	75-150	1,000-1,500	>3,000
$\text{K}^+$	200-400	2,500-4,500	>12,000
$\text{Na}^+$	100-200	3,500-5,500	>8,000

ที่มา : McCarty (1964)

พิษของไอออนบวกสามารถลดลงได้ มีฤทธิ์หักล้างกัน (Antagonism) เมื่ออยู่ร่วมกับธาตุอื่นๆ ในปริมาณที่เหมาะสม เช่น พิษของ  $\text{Na}^+$  มีความเข้มข้น 3,500 มก./ล. สามารถทำให้ลดลงได้ ถ้าในระบบมี  $\text{Mg}^{2+}$  และ  $\text{Ca}^{2+}$  ที่มีความเข้มข้นอยู่ระหว่าง 50-1,000 มก./ล. แต่ในทางตรงกันข้ามไอออนบางชนิดจะไปเพิ่มความเป็นพิษให้มากขึ้นเมื่ออยู่ร่วมกัน มีฤทธิ์เสริมกัน (Synergism) การลดหรือเพิ่มความเป็นพิษของไอออนบวกแต่ละชนิด แสดงดังตารางที่ 2.10 และ 2.11

ตารางที่ 2.10 การเพิ่มความเป็นพิษของไอออนแต่ละชนิด

ไอออนที่เป็นพิษ	ไอออนเสริมความเป็นพิษ
Ammonium ( $\text{NH}_4^+$ )	Calcium, Magnesium, Potassium
Calcium ( $\text{Ca}^{2+}$ )	Ammonium, Magnesium
Magnesium ( $\text{Mg}^{2+}$ )	Ammonium, Calcium
Potassium ( $\text{K}^+$ )	None
Sodium ( $\text{Na}^+$ )	Ammonium, Calcium, Magnesium

ที่มา : Kugelman, and Chin (1971)

ตารางที่ 2.11 การลดความเป็นพิษของไอออนแต่ละชนิด

ไอออนที่เป็นพิษ	ไอออนลดความเป็นพิษ
Ammonium ( $\text{NH}_4^+$ )	Sodium
Calcium ( $\text{Ca}^{2+}$ )	Sodium, Potassium
Magnesium ( $\text{Mg}^{2+}$ )	Sodium, Potassium
Potassium ( $\text{K}^+$ )	Ammonium, Calcium, Magnesium Sodium
Sodium ( $\text{Na}^+$ )	Potassium

ที่มา : Kugelman, and Chin (1971)

2) โลหะหนัก (heavy metal)

ได้แก่ แมงกานีส สังกะสี แคดเมียม นิกเกิล โคบอลต์ ทองแดง และ โครเมียม เป็นต้น ความเป็นพิษของโลหะหนักเหล่านี้จะยับยั้งการเจริญเติบโตหรือ อาจทำให้จุลินทรีย์ตายได้ อย่างไรก็ตาม โลหะหนักที่เป็นพิษจะต้องอยู่ในรูปของสารละลาย ซึ่งจะแตกตัว เป็นไอออนเท่านั้น McCarty (1964) พบว่าพิษของโลหะหนักจะรุนแรงมากขึ้นเท่าใดขึ้นอยู่กับความสามารถในการละลายน้ำของโลหะหนักนั้น ตัวอย่างเช่น เหล็กและ อลูมิเนียม จะไม่เป็นพิษเนื่องจากเกลือของโลหะทั้งสองมีความสามารถในการละลายน้ำได้น้อย และพิษของโลหะหนักจะมากหรือน้อยยังขึ้นอยู่กับปริมาณของไฮโดรเจนซัลไฟด์ที่เกิดขึ้นในถังหมักแบบไร้อากาศเพราะไฮโดรเจนซัลไฟด์จะทำปฏิกิริยากับโลหะหนัก เกิดเป็นเกลือซัลไฟด์ของโลหะหนักซึ่งไม่ละลายน้ำ และไม่เป็นพิษนอกจากนี้ โลหะหนักที่มี Valiancy สูงจะมีพิษมากกว่า โลหะหนักที่มี Valiancy ต่ำ เช่น  $\text{Cr}^{+6}$  มีพิษมากกว่า  $\text{Cr}^{+3}$  ทำให้กระบวนการย่อยสลายสารอินทรีย์แบบไม่ใช้ออกซิเจนมีประสิทธิภาพ แสดงดังตารางที่ 2.12

ตารางที่ 2.12 ปริมาณของโลหะหนักที่เป็นพิษกระบวนการย่อยสลายสารอินทรีย์แบบไร้อากาศ

โลหะหนัก	ความเข้มข้น (มก./ล.)
Zinc ( $Zn^{2+}$ )	163
Copper ( $Cu^{2+}$ )	170
Ferrous ( $Fe^{2+}$ )	1,750
Chromium ( $Cr^{6+}$ )	450
Mercury ( $Hg^{2+}$ )	1,365

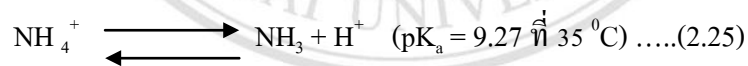
ที่มา : Vogel (1987)

### 3) ก๊าซบางชนิด

#### (1) แอมโมเนีย (Ammonia)

แอมโมเนียที่เกิดขึ้นในระบบแบบไร้อากาศมาจากการย่อยสลายสารอินทรีย์ที่มีไนโตรเจนรวมอยู่ด้วย คือ ปวักโปรตีน หรือ ยูเรีย (Urea) ซึ่งไนโตรเจนอาจ อยู่ในรูปแอมโมเนียไอออน ( $NH_4^+$ ) หรือก๊าซแอมโมเนีย ( $NH_3$ ) โดยสารสองตัวนี้จะเปลี่ยนไปมาได้ ขึ้นอยู่กับ พีเอช ดังแสดงในสมการที่ (2.25)

$$pH > 7.2$$



$$pH < 7.2$$

ถ้าพีเอชต่ำกว่า 7.2 ปฏิกิริยาจะดำเนินไปทางซ้าย แต่ถ้าพีเอชสูงกว่า 7.2 ปฏิกิริยาจะดำเนินไปทางขวา ซึ่ง  $NH_3$  จะยับยั้งการทำงานและเป็นพิษต่อแบคทีเรียชนิดไม่ใช้อากาศมากกว่า  $NH_4^+$  ปริมาณของแอมโมเนียในไนโตรเจนที่วิเคราะห์ได้จะรวมทั้ง  $NH_4^+$  และ  $NH_3$  ดังแสดงในตารางที่ 2.13

ตารางที่ 2.13 ผลของแอมโมเนียไนโตรเจนต่อระบบบำบัดแบบไม่ใช้อากาศ

แอมโมเนียไนโตรเจน (มก./ล.)	ผลต่อระบบ
50-200	ปริมาณพอเหมาะ
200-1,000	ยังไม่เกิดผลชัด
1,500-3,000	เริ่มยับยั้ง เมื่อ pH สูง
> 3,000	เป็นพิษโดยตรง

ที่มา : Lane et al., (1984)

การลดพิษของแอมโมเนียไนโตรเจนทำได้โดยการเจือจาง (Dilution) น้ำเสียก่อนเข้าสู่ระบบ หรืออาจกำจัดแอมโมเนียไนโตรเจนก่อนเข้าสู่ระบบ

(2) ซัลไฟด์ (sulfide)

ซัลไฟด์ที่พบในระบบแบบไร้ออกซิเจนนั้นมาจากน้ำเสียที่มีองค์ประกอบของซัลไฟด์หรือปฏิกิริยาชีวเคมีในถังปฏิกรณ์จากการรีดักชันของซัลเฟต และสารประกอบซัลเฟอร์ที่อยู่ในรูปออกซิไดซ์ชนิดอื่น เช่น ซัลไฟด์ และไทโอซัลเฟต นอกจากนี้ยังได้จากการย่อยสลายโปรตีนที่มีซัลเฟอร์เป็นองค์ประกอบ ซัลไฟด์ที่มีความเข้มข้นตั้งแต่ 100 มก./ล. สามารถยับยั้งและเกิดความเป็นพิษต่อแบคทีเรีย ดังตารางที่ 2.14

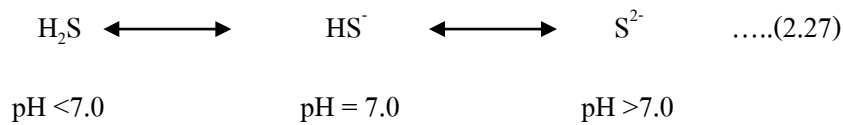
ตารางที่ 2.14 ความเข้มข้นของซัลไฟด์และผลที่มีต่อแบคทีเรียในระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจน

ความเข้มข้นของซัลไฟด์ (มก./ล.)	การยับยั้งที่มีต่อแบคทีเรีย
100	ทนต่อการยับยั้งได้โดยมีการปรับตัวเพียงเล็กน้อยหรือไม่จำเป็นต้องมีการปรับตัว
100-200	อาจจะทนต่อการยับยั้งได้โดยมีการปรับตัว
> 200	ยับยั้งอย่างรุนแรง

นอกจากนี้ซัลไฟด์ยังสามารถอยู่ในรูปของไฮโดรเจนซัลไฟด์ (Hydrogen sulfide, H<sub>2</sub>S) ได้ โดยรวมตัวกับไฮโดรเจนไอออน ดังสมการที่ (2.26)

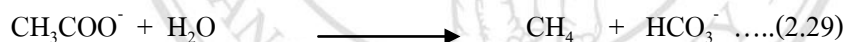


โดยที่ไฮโดรเจนซัลไฟด์จะสามารถเปลี่ยนกลับไปเป็นซัลไฟด์ได้ที่ค่าพีเอชมากกว่า 7.0 ดังสมการ (2.27)



ไฮโดรเจนซัลไฟด์มีลักษณะสมบัติเป็นกรดอ่อน ละลายน้ำได้ และสามารถเคลื่อนผ่านชั้นน้ำไปสู่ชั้นอากาศ ทำให้ก๊าซที่ได้จากระบบไร้ออกซิเจนมีความสามารถในการกักกร่อน การกำจัดซัลไฟด์ออกจากระบบสามารถทำได้โดยใช้วิธีเดียวกับการกำจัดโลหะหนัก โดยการเติมเฟอร์รัสซัลไฟด์เพื่อให้เกิดการตกตะกอนในรูปโลหะซัลไฟด์ สารประกอบของซัลไฟด์อีกตัวหนึ่งที่สำคัญคือซัลเฟต (sulfate ion,  $\text{SO}_4^{2-}$ ) โดยซัลเฟตไม่ก่อให้เกิดความเป็นพิษต่อแบคทีเรียโดยตรง แต่จะทำให้แบคทีเรียกลุ่มซัลเฟตรีดิวซิ่ง มีการแข่งขันกับแบคทีเรียกลุ่มสร้างก๊าซมีเทนในการรับอิเล็กตรอนเพื่อรีดิวซ์ซัลเฟตเป็นซัลไฟด์ ดังสมการ (2.28) และ (2.29)

แบคทีเรียกลุ่มสร้างก๊าซมีเทน



แบคทีเรียกลุ่มซัลเฟตรีดิวซิ่ง



จากสมการที่ (2.30) และ (2.31) จะเห็นได้ว่าแบคทีเรียกลุ่มซัลเฟตรีดิวซ์ ซึ่งมีการนำก๊าซไฮโดรเจนไปใช้โดยก๊าซไฮโดรเจนทำหน้าที่เป็นตัวให้อิเล็กตรอน และซัลเฟตเป็นตัวรับอิเล็กตรอน การมีซัลเฟตภายในจึงส่งผลเสียต่อการบำบัด กล่าวคือ ระบบบำบัดแบบไร้อากาศทั่วไป จะเกิดการแข่งขันกันระหว่างแบคทีเรียกลุ่มซัลเฟตรีดิวซ์ ซึ่งกลุ่มสร้างก๊าซมีเทน ดังนั้นเพื่อป้องกันจึงควรที่จะมีอัตราส่วนของค่าซีโอดีที่เข้าระบบต่อปริมาณซัลเฟต ( $\text{COD}/\text{SO}_4^{2-}$ ) มากพอที่จะให้อิเล็กตรอนเหลือสำหรับการผลิตก๊าซมีเทน

#### 4) สารอินทรีย์ (Organic Material)

สารอินทรีย์บางชนิดจะยับยั้งการทำงานของแบคทีเรียชนิดที่ไร้อากาศอิสระสารพวกนี้ เช่น กลุ่มแอลกอฮอล์ และกรดไขมัน ที่มีโมเลกุลยาว เป็นต้น ดังตารางที่ 2.15 ซึ่งความเป็นพิษของสารอินทรีย์เหล่านี้สามารถทำลายได้โดยการทำให้แบคทีเรียคุ้นเคยและปรับตัวกับสารนั้นก่อน แม้ว่า จะมีความเข้มข้นของสารอินทรีย์ที่เป็นพิษสูงถึง 10,000 มก./ล. ก็ตาม หรืออาจแก้ไขได้โดยการเติมสารเคมีลงไป เพื่อทำให้เกิดการตกตะกอนของสารอินทรีย์ที่เป็นพิษ

ตารางที่ 2.15 สารอินทรีย์บางชนิดที่มีผลยับยั้งปฏิริยาของแบคทีเรียเมทาโนเจน

ชนิดของสารอินทรีย์	ความเข้มข้นที่มีผลยับยั้งปฏิริยา ร้อยละ 50 (มก./ล.)
Acetaldehyde	440
Acrolien	10
Bacitracin	20
Bromoethanesulfonate	20
Chloroform	15
Creolin (ส่วนผสมของ creosote, phenol และ resins)	1
Dinitrophenol	40
Dettol ( <i>p</i> -chlorometaxyleneol, terpinol และ isopropanol)	10
Ethylbenzene	340
Fluorinated hydrocarbon (CCl <sub>3</sub> F, CCl <sub>2</sub> F <sub>2</sub> )	1
Formaldehyde	70
Long-chain fatty acids	5000
Monensin	2
Nitrobenzene	10
Tannins	700
Virgiamycin	10

ที่มา : Perkin & Owen (1986)

## 5) ไฮโดรเจน (Hydrogen)

ทั้ง Fermentative และ Acetogenic bacteria ต่างก็ผลิตไฮโดรเจนและทำให้เกิดความดันไฮโดรเจนซึ่งมีผลต่อ Biochemical Pathways จากรายงานของ McCarty (1964) พบว่าจุลินทรีย์พวก Fermentative bacteria ผลิตไฮโดรเจน คาร์บอนไดออกไซด์และกรดอะซิติก ที่ความดันไฮโดรเจนต่ำ และผลิตไฮโดรเจน คาร์บอนไดออกไซด์ เอทานอล กรดโพรไพโอนิก และกรดบิวทิริก ที่ความดันไฮโดรเจนสูง ซึ่งสารเอทานอล กรดโพรไพโอนิก และกรดบิวทิริก จะถูก Acetogenic Bacteria เปลี่ยนไปเป็นมีเทน ถ้าความดันไฮโดรเจนไม่สูงจนเกินไปการเปลี่ยนรูปของกรดโพรไพโอนิกจะเกิดขึ้นที่ความดันไฮโดรเจนต่ำกว่า  $9 \times 10^{-5}$  บรรยากาศ และถ้าความดันไฮโดรเจนสูง กรดโพรไพโอนิก และกรดบิวทิริกที่เกิดขึ้นจะไม่เปลี่ยนรูปไปเป็นมีเทน ไฮโดรเจนจะถูกใช้ไปโดย Methanogenic และ Sulphate-reducing bacteria แต่หากกิจกรรมของจุลินทรีย์ที่ใช้ไฮโดรเจนลดลงจะทำให้ความดันไฮโดรเจนเพิ่มขึ้นและทำให้เกิดการสะสมของกรดไขมันระเหย โดยเฉพาะกรดโพรไพโอนิก

## 6) พืชจากสารอื่น ๆ

สารพิษอื่น ๆ ที่มีอยู่ในน้ำเสียที่อาจทำให้เกิดการยับยั้งกระบวนการผลิตมีเทน ได้แก่

(1) ออกซิเจน เป็นพิษอย่างมากแม้จะมีปริมาณเพียงเล็กน้อยเพราะจะทำให้การแตกตัวของโมเลกุลเอนไซม์  $F_{420}$  Dehydrogenase

(2) สารรับอิเล็กตรอนอื่น เช่น ไนเตรท หรือซัลเฟต ถ้ามีอยู่ในปริมาณมากจะทำให้ผลิตก๊าซมีเทนได้ลดลง เนื่องจากเส้นทางการไหลของอิเล็กตรอนก็จะเปลี่ยนไปทั้งนี้เพราะแบคทีเรียที่ใช้ไนเตรทหรือซัลเฟตได้พลังงานมากกว่าจากการรีดิวซ์ คาร์บอนไดออกไซด์ และมีอัตราการเจริญเติบโตที่สูงกว่าทำให้สารอินทรีย์ส่วนหนึ่งถูกใช้โดยแบคทีเรียกลุ่มอื่น แบคทีเรียสร้างมีเทนจึงใช้สารอินทรีย์ได้ลดลง

## 2.4.2 ปัจจัยทางการเดินระบบ (operational factor)

### 2.4.2.1 ระยะเวลาเก็บกัก (Hydraulic Retention Time, HRT) และเวลากักพัก

#### ตะกอน (Solid Retention Time, SRT)

ระยะเวลาเก็บกัก (Hydraulic Retention Time, HRT) เป็นปัจจัยที่สำคัญอย่างหนึ่งในการควบคุมประสิทธิภาพของกระบวนการหมักก๊าซชีวภาพ อัตราการย่อยสลายในกระบวนการหมักแบบไร้อากาศจะเพิ่มขึ้นตามระยะเวลาเก็บกักอินทรีย์สารจนถึงค่าสูงสุดค่าหนึ่ง ต่อจากนั้นก็ลดลง แต่ถ้าระยะเวลาเก็บกักน้อยเกินไปจะมีผลทำให้ตะกอนแบคทีเรียหลุดออกจากระบบได้มาก

จนกระทั่งถึงเวลาหนึ่ง แบคทีเรียจะถูกล้างออกจากระบบในอัตราที่เร็วกว่าช่วงที่แบคทีเรียเพิ่มจำนวนขึ้น ซึ่งเป็นสาเหตุที่ทำให้ระบบล้มเหลว นอกจากนี้ระยะเวลาเก็บกักจะเป็นปัจจัยหลักในการออกแบบระบบการหมัก กล่าวคือระยะเวลาเก็บกักเป็นระยะเวลาที่ของเสียอยู่ในถังหมักสามารถหาได้จากปริมาตรถังหมัก โดยปริมาตรของเสียที่เติมลงในถังหมักต่อหน่วยเวลา

เวลากักพักตะกอนเป็นค่าที่บ่งบอกถึงระยะเวลาที่แบคทีเรียอยู่ในระบบ (Solid Retention Time, SRT) คือมวลของของแข็งภายในระบบหารด้วยมวลของของแข็งที่ปล่อยออกจากระบบต่อวัน ในถังหมักแบบธรรมดาที่ไม่มีการหมุนเวียนตะกอนมีระยะเวลาที่แบคทีเรียอยู่ในระบบจะเท่ากับระยะเวลาเก็บกักน้ำเสีย (SRT = HRT) โดยปกติจะกำหนด SRT มีค่ามากกว่า 20 วัน สำหรับระบบที่ใช้ถังปฏิกรณ์แบบกวนสมบูรณ์ที่อุณหภูมิ 30 °C และในระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้อากาศแบบใหม่ที่ได้มีการพัฒนาขึ้นอาจมีค่า SRT สูงมากกว่า 100 วัน และถ้าอุณหภูมิต่ำกว่านี้จำเป็นต้องใช้ระยะเวลาพักตะกอนนานขึ้น และในถังหมักที่มีการหมุนเวียนตะกอนมีระยะเวลาที่แบคทีเรียอยู่ในระบบมากกว่าระยะเวลาเก็บกักน้ำเสีย (SRT > HRT) ซึ่งสาเหตุสำคัญที่ระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้อากาศต้องการค่า SRT สูงเนื่องจากการสูญเสียแบคทีเรียหรือมวลชีวภาพในรูปของแข็งแขวนลอยออกจากถังปฏิกรณ์ เนื่องจากมวลชีวภาพที่เกิดขึ้นนี้จะอยู่ในลักษณะกระจายตัว ไม่รวมตัวกันเป็นฟล็อกเหมือนระบบแอสทำให้น้ำทิ้งมีความเข้มข้นของของแข็งแขวนลอยที่ออกจากระบบสูงถึง ประมาณ 100 – 200 มก./ล.

$$HRT = SRT = \text{volume/flow rate} = V/Q$$

สิ่งที่ควรคำนึงถึงในการออกแบบเวลาเก็บกักคือ ความซับซ้อนของน้ำเสียหรือของเสียที่ทำการบำบัด ชนิดของเชื้อจุลินทรีย์ และสภาพแวดล้อมที่มีผลต่ออัตราการเกิดปฏิกิริยาและเมแทบอลิซึมของแบคทีเรีย เช่น อุณหภูมิ เป็นต้น (อาริยา วิรัชวรกุล, 2546)

#### 2.4.2.2 อัตราการป้อนสารอินทรีย์ (organic loading rate, OLR)

เป็นปัจจัยที่มีความสำคัญที่สุดที่ใช้กำหนดความสามารถในการย่อยสลายสารอินทรีย์ภายใต้สภาวะไร้อากาศ การปรับอัตราการป้อนสารอินทรีย์ให้มีความแตกต่างกันทำได้โดยการเปลี่ยนอัตราการไหลของเสียที่ไหลผ่านถังหมักหรือเปลี่ยนค่าความเข้มข้นของของแข็งหรือความเข้มข้นของสารอินทรีย์ที่ใส่เข้าไป ซึ่งหากเปลี่ยนอัตราการป้อนสารอินทรีย์จะมีผลต่อระยะเวลาการกักเก็บ

### 2.4.2.3 การกวน (Mixing)

การกวนผสมให้ของเสียและจุลินทรีย์ในถังปฏิกริยาผสมกันอย่างทั่วถึงเป็นสิ่งที่มีความสำคัญเป็นอย่างมากเพื่อให้ปฏิกริยาชีวเคมีในระบบเกิดสมบูรณ์มากที่สุด แต่ก็เป็นที่ยากมากที่จะทำให้เกิดขึ้น อย่างไรก็ตามหากมีการกวนผสมอย่างทั่วถึงอาจทำให้จุลินทรีย์หรือแบคทีเรียสามารถสัมผัสกับของเสียหรือ สารอินทรีย์ในน้ำเสียได้มากขึ้น ทำให้ประสิทธิภาพของระบบสูงขึ้น แต่มีข้อจำกัดอยู่คือจะต้องไม่มีออกซิเจนเข้าสู่ระบบ การกวนผสมที่นิยมใช้กันมีอยู่ 3 วิธีดังนี้

#### 1) การกวนผสมโดยใช้เครื่องมือกล (Mechanical mixing)

เป็นการกวนผสมโดยการใช้เครื่องมือกล เช่น ใบพัด (Impeller) ซึ่งใบพัดที่จะเลือกใช้ก็จะมีลักษณะแตกต่างกันออกไปตามวัตถุประสงค์ เช่น ใบพัดแบบ Puddle หรือ Turbine อย่างไรก็ตามในการกวนผสมให้น้ำเสียผสมเป็นเนื้อเดียวกันจะต้องใช้พลังงานสูง หากถังมีขนาดใหญ่มากจะต้องใช้พลังงานมากขึ้นตาม เพื่อให้เกิดการกวนผสมอย่างสมบูรณ์

#### 2) การกวนผสมโดยใช้วิธีการสูบน้ำเสียภายในถังปฏิกริยาให้เกิดการหมุนเวียน (Mixing by recirculation of wastewater)

วิธีการนี้จะง่ายกว่าและใช้พลังงานไม่สูง แต่ประสิทธิภาพในการกวนผสมจะไม่สูงมากนัก โดยเป็นการตั้งเครื่องสูบน้ำเสียภายในถังปฏิกริยาออกทางด้านล่างของถังปฏิกริยา และป้อนกลับเข้าทางด้านบนของถัง ทำให้เกิดการหมุนเวียนและกวนผสมของน้ำเสียภายในถังปฏิกริยา ซึ่งวิธีนี้จะเป็นการเพิ่มปริมาณของจุลินทรีย์ไปช่วยย่อยสลายสารอินทรีย์ และป้องกันการสูญเสียจุลินทรีย์ออกจากระบบ

#### 3) การกวนผสมโดยการนำก๊าซที่เกิดขึ้นจากการบำบัดน้ำเสียในถังปฏิกริยามาใช้ในการกวนผสม (Mixing by producing gas)

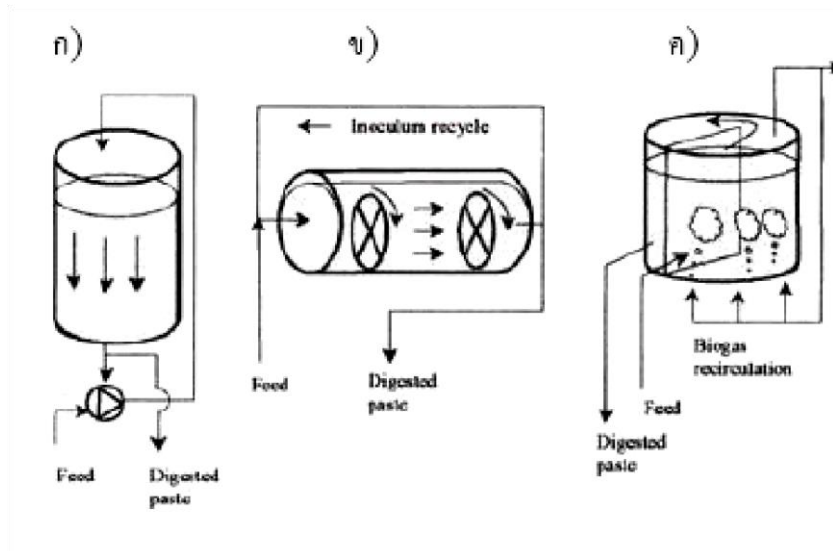
วิธีนี้อาศัยก๊าซที่เกิดขึ้น ซึ่งมีทั้ง  $H_2$ ,  $CO_2$ ,  $CH_4$ ,  $H_2S$  และก๊าซอื่นๆ เป็นตัวช่วยให้เกิดการกวนผสม โดยจะเป็นการดึงก๊าซต่างๆ ที่เกิดขึ้นในถังปฏิกริยาบางส่วนกลับเข้าสู่ถังปฏิกริยา ทำให้เกิดการปั่นป่วนหรือการกวนผสมของน้ำเสียและตะกอนจุลินทรีย์ ซึ่งวิธีการนี้มีข้อดี คือสามารถรักษาสภาพไร้อากาศในถังหมักได้ดี

## 2.5 การย่อยสลายสารอินทรีย์ภายใต้สภาวะไร้อากาศแบบแห้ง (Dry anaerobic digestion)

ระบบย่อยสลายสารอินทรีย์ภายใต้สภาวะไร้อากาศแบบแห้งเป็นระบบที่ทำกรหมัก โดยไม่มีการเจือจางมูลฝอยด้วยน้ำ สามารถรับปริมาณของแข็งในของเหลวอยู่ในช่วงร้อยละ 20-40 เนื่องจากลักษณะทางกายภาพของมูลฝอยทำให้กระบวนการจัดการ การกวน และการ pre-treatment จะแตกต่างกับระบบแบบเปียกที่สามารถรับปริมาณของแข็งได้ไม่เกินร้อยละ 15 และมีการเติมน้ำเจือจางเพื่อลดปริมาณของแข็งรวม ทำให้ปริมาตรของเสียเพิ่มขึ้น จึงต้องใช้ปริมาตรถังใหญ่ขึ้น Jewell & Wujcikit, (1980) จึงได้มีการออกแบบระบบให้สามารถรับของแข็งรวมได้มากกว่าร้อยละ 20-25 และ เรียกว่า High-solids anaerobic digestion หรือ Dry anaerobic digestion ซึ่งมีทั้งข้อดีและข้อเสีย แสดงดังตาราง 2.15

พิจารณาแล้วพบว่ามีความเหมาะสมสามารถนำไปใช้บำบัดมูลฝอยที่มีสัดส่วนของแข็งค่อนข้างสูงจากโรงอาหารได้โดยตรง และใช้บ่มกำลังสูงในการเวียน มีการ Pre-treatment โดยการแยกวัตถุที่มีขนาดใหญ่กว่า 40 มม.ออก เพื่อไม่ให้มูลฝอยในถังหมักมีความหนืดสูงซึ่งเป็นอุปสรรคต่อการกวนผสม ระบบจะทำงานโดยอาศัยเชื้อจุลินทรีย์แบบไร้อากาศในการย่อยสลายสารอินทรีย์ในมูลฝอยให้มีขนาดเล็กกลงกลายเป็นน้ำหมักชีวภาพและผลผลิตหลักที่ได้เป็นก๊าซชีวภาพ (Biogas)

ตัวอย่างที่มาของการออกแบบถังหมักแบบแห้งที่พบในอุตสาหกรรมมีอยู่อย่างน้อย 3 แบบ (Vandevivere et al., 1985) ดังแสดงในภาพที่ 2.5 กล่าวคือระบบ Dranco Process จะมีการกวนผสมโดยวิธี Recirculate มูลฝอยที่แยกจากกันถังหมักผสมด้วยมูลฝอยสดโดยอัตราส่วน 6:1 แล้วบ่มขึ้นสู่ด้านบนของถังหมัก ส่วน Kompogas Process มีการทำงานในลักษณะเดียวกัน แต่เป็นถังแบบ วางในแนวนอน มีการหมุนอย่างช้าๆ ด้วยโรเตอร์ ช่วยให้มีการผสมเป็นเนื้อเดียวกัน (Homogenization) เกิดการแยกก๊าซ (Degassing) และทำให้ของแข็งที่ตกตะกอนกลับมาแขวนลอยในระบบนี้จำเป็นจะต้องรักษาปริมาณของแข็งภายในถังหมักอยู่ที่ประมาณร้อยละ 23 เพราะที่ปริมาณของแข็งต่ำกว่านี้ จะเกิดการจมตัวของตะกอนและสะสมในถังหมัก ขณะที่ปริมาณของแข็งสูงกว่านี้จะทำให้เกิดความต้านทานต่อการไหล และ Valorga System แตกต่างจากสองระบบแรก คือ จะมีการไหลของมูลฝอยเป็นวงกลม และมีการกวนผสมโดยการฉีดก๊าซชีวภาพความดันสูงที่ก้นถังหมักทุก 15 นาที ซึ่งในการวิจัยนี้ใช้ระบบการเวียนตะกอนน้ำชะขยะในแนวตั้งกลับมาที่ด้านบนถัง ดังนั้นจึงมีการศึกษาผลของการอัตราการเวียนน้ำชะขยะและปริมาณสารอินทรีย์ต่อประสิทธิภาพการผลิตก๊าซชีวภาพ โดยที่มีการแยกส่วนที่เป็นเศษอาหารกับเชื้อออกจากกันเพื่อลดการสะสมของกรดไขมันระเหยในระบบเป็นแนวคิดใหม่ ดังนั้นการเวียนน้ำชะขยะจึงเป็นเงื่อนไขสำคัญมีอิทธิพลโดยตรงต่อการสัมผัสกันของเศษอาหารและเชื้อจุลินทรีย์



รูปที่ 2.5 รูปแบบถังหมักแบบแห้ง (ก : Dranco, ข : Kompogas, ค : Valorga )

ที่มา : Vandevivere et al., (1985)

ตารางที่ 2.16 ข้อดีและข้อเสียของระบบการย่อยสลายสารอินทรีย์ภายใต้สภาวะไร้อากาศแบบแห้ง

ข้อดี	ข้อเสีย
<ul style="list-style-type: none"> <li>- เป็นระบบที่ประหยัดพื้นที่มากกว่าระบบถังหมักแบบเปียกถึง 3-4 เท่า</li> <li>- เหมาะกับวัตถุดิบที่ปริมาณของแข็งสูงทำให้ไม่สิ้นเปลืองน้ำในการเจือจาง</li> <li>- การออกแบบและการทำงานไม่ซับซ้อน</li> <li>- ปริมาณที่เกิดการหมักต่อปริมาณใช้งานสูง</li> <li>- มีการหมุนเวียนตะกอนกลับมากวนผสมกับขยะอินทรีย์ที่ส่งเข้ามาที่หัวถัง ทำให้มีการกวนผสมระหว่างจุลินทรีย์กับขยะอินทรีย์ได้ดีขึ้นสามารถผลิต ก๊าซชีวภาพได้มากขึ้น</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- ตะกอนที่ระบายออกจากระบบจะมีแบคทีเรียปนออกไปด้วยเป็นจำนวนมาก ทำให้ประสิทธิภาพในการผลิตมีเทนลดลง</li> <li>- ต้องการ Pre-treatment วัตถุดิบก่อนหมัก</li> </ul>

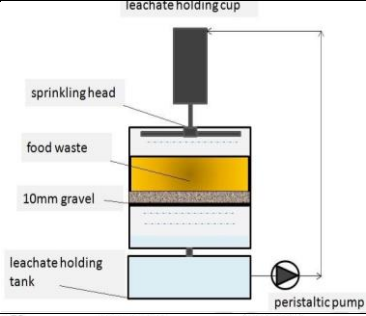
## 2.6 การบำบัดสารอินทรีย์ด้วยวิธี Percolation หรือ leached bed

วิธี Percolation คือการเคลื่อนที่ของของเหลวผ่านตัวกลางที่มีโครงสร้างพรุน กระบวนการนี้ถูกนำมาใช้บำบัดสารมลพิษที่ปนเปื้อนหรือของเสียในสิ่งแวดล้อม ในการส่งผ่านสารอาหารรวมทั้งออกซิเจนในรูปของของเหลวผ่านตัวกลางไปสู่บริเวณที่มีการปนเปื้อน เพื่อเป็นการกระตุ้นให้จุลินทรีย์ในบริเวณดังกล่าวมีการเจริญและย่อยสลายได้อย่างมีประสิทธิภาพ อย่างไรก็ตามวิธีนี้มีข้อจำกัดอยู่ เนื่องจากการเคลื่อนที่ของสารอาหารไปสู่บริเวณเป้าหมายเกิดขึ้นได้ในระยะทางจำกัด โดยมักจะมีการขวางกั้นเกิดขึ้น กล่าวคือตัวกลางที่เป็นของเสียหรือสารอินทรีย์เมื่อมีการไหลซึมผ่านของของเหลวอย่างต่อเนื่องจะทำให้โครงสร้างสารอินทรีย์นั้นเปลี่ยนแปลงไปจากการย่อยสลาย สารอินทรีย์มีขนาดเล็กและเกิดการยุบตัวของชั้นของแข็งส่งผลให้การไหลซึมผ่านมีปัญหา มีการอุดตันในช่องว่างจนของเหลวไม่สามารถไหลซึมผ่านได้หรืออาจไหลผ่านเพียงพื้นผิวนอกของตัวกลาง ทำให้ประสิทธิภาพของระบบน้อยลง การส่งผ่านสารอาหารไปให้จุลินทรีย์มีน้อยกระทบกับการทำงานของจุลินทรีย์

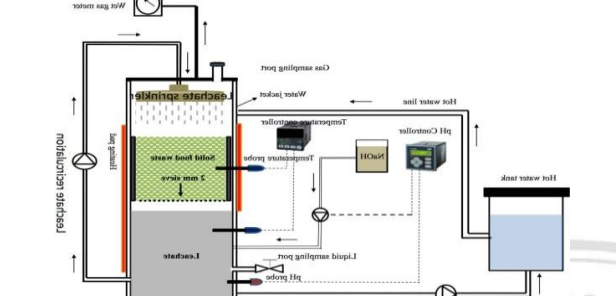
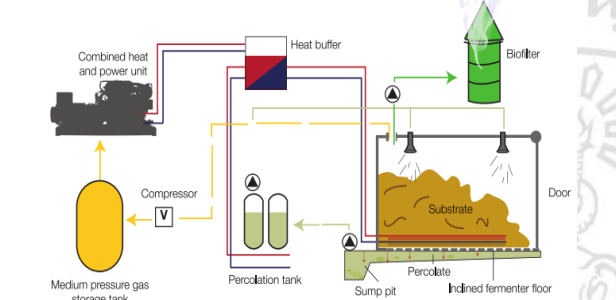
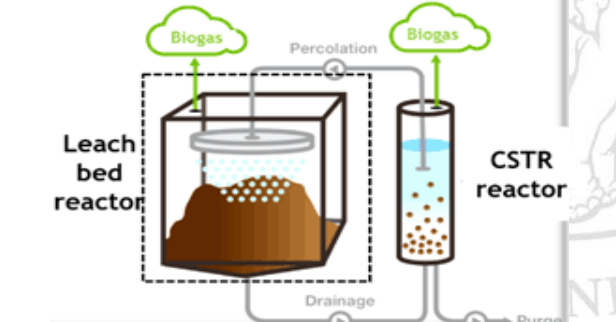
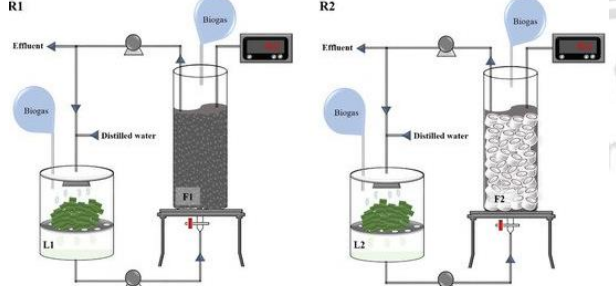
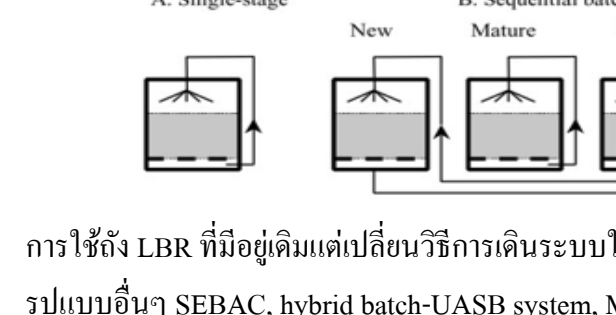
โดยทั่วไปคำว่า Percolation และ leached bed มีความหมายเกี่ยวข้องกัน กล่าวคือ คำว่า Percolate หมายถึงการซึมผ่าน ส่วน leached bed หมายถึงการชะผ่านตัวกลาง ซึ่งทั้งสองปฏิกิริยาเกิดขึ้นในถังปฏิกรณ์เดียวกัน ที่เรียกว่าถังปฏิกรณ์ลิชเบด leached bed reactor(LBR) ส่วนใหญ่มักใช้ในการบำบัดของเสียที่เป็นวัสดุเหลือใช้ทางการเกษตรจากการทำฟาร์มปศุสัตว์ เช่น มูลสัตว์ เนื่องจากระบบมีการย่อยสลายช้าเมื่อใช้วัสดุที่ย่อยสลายง่ายเป็นสารตั้งต้นจะให้ประสิทธิภาพที่ดีกว่า โดยสารตั้งต้นที่ใช้เป็นตัวกลางจะพิจารณาจากอัตราส่วน C/N เป็นหลัก ให้อยู่ช่วงค่า 20-30 จึงถือว่าเหมาะสม (Hills & D.J., 1979) แต่สิ่งที่สำคัญที่เป็นตัวกำหนดประสิทธิภาพที่แท้จริงของระบบนี้มี 3 อย่างคือของแข็งทั้งหมด วิธีการเดินระบบและความซับซ้อนของระบบ (Silvio R., 2017)

ลิขสิทธิ์มหาวิทยาลัยเชียงใหม่  
Copyright © by Chiang Mai University  
All rights reserved

ตารางที่ 2.17 รูปแบบถังปฏิกรณ์ลิซเบดในงานวิจัยอื่นๆ

Leached bed reactor(LBR)	งานวิจัย
	<p>ศึกษาการปรับปรุงการย่อยสลายในกระบวนการไฮโดรไลซิสของเศษอาหาร James D. Browne et al., (2013)</p>
	<p>การศึกษาลักษณะเฉพาะของสารตั้งต้นที่เป็นของเสียปศุสัตว์จากแกะ แพะ ม้า และวัว ต่อประสิทธิภาพการหมักย่อยของระบบที่ช่วงอุณหภูมิมีโซฟิลิก Riggio S. et al., (2017)</p>
	<p>การศึกษาสภาวะที่เหมาะสมของการย่อยสลายของเศษอาหารซึ่งมีการใส่วัสดุหมักร่วมหลายชนิด ได้แก่ เศษพลาสติกที่ไม่มีมีรูพรุน ถังลอย เศษไม้ และขี้เลื่อยควบคู่กับสังเกตผลกระทบจากค่าพีเอชโดยใช้ระบบ UASB ร่วมด้วย Su Yun Xu et al., (2011)</p>
	<p>การศึกษาผลการหมักเศษอาหารที่มีต่อประสิทธิภาพของระบบ นิเวศวิทยาของจุลินทรีย์และค่าพลศาสตร์ Ziyi Xiong et al., (2019)</p>

ตารางที่ 2.17 รูปแบบถังปฏิกรณ์ลิซเบดในงานวิจัยอื่นๆ (ต่อ)

Leached bed reactor(LBR)	งานวิจัย
	<p>การศึกษาผลของค่าพีเอชและอัตราการไหลเวียนของน้ำชะขยะต่อการย่อยสลายและการผลิตกรดไขมันระเหยจากเศษอาหารใช้อุณหภูมิช่วงเทอร์โมฟิลิก</p> <p>Abid Hussain et al., (2017)</p>
	<p>เทคโนโลยีการหมักย่อยไร้อากาศแบบแห้งสำหรับสารอินทรีย์ในขยะชุมชนเพื่อผลิตก๊าซชีวภาพ โดย Methania</p> <p>ที่มา <a href="http://www.methania.com/biogas-solutions/">http://www.methania.com/biogas-solutions/</a></p>
	<p>การประเมินการเคลื่อนที่ของสารละลายระหว่างการซึมผ่านชั้นของแข็งที่ประกอบด้วยฟางข้าวและมูลวัวโดยใช้ระบบ CSTR ร่วมด้วย</p> <p>Anil Shewani et al., (2018)</p>
	<p>ศึกษาการบำบัดไร้อากาศของของเสีย UIva (จุลินทรีย์ในทะเล) ด้วยการใช้ระบบ LBR ร่วมกับ AF และมีการใช้วัสดุตัวกลางที่ต่างกัน</p> <p>Heejung Jung et al., (2018)</p>
	<p>การใช้ถัง LBR ที่มีอยู่เดิมแต่เปลี่ยนวิธีการเดินระบบใหม่ (Vandevivere et al., 2003)</p> <p>รูปแบบอื่นๆ SEBAC, hybrid batch-UASB system, MUSTAC อธิบายใน (Silvio R., 2017)</p>

จากข้อจำกัดต่างๆของระบบ จึงมีการพัฒนารูปไปเรื่อยๆ เริ่มตั้งแต่ ปี 1937 ที่ฝรั่งเศสโดย Ducellier และ Isman ใช้หมักมูลสัตว์กับเศษผักในไซโลใต้ดิน (Molnar and Bartha, 1988) จากนั้นมีการนำหลักการทำงานของระบบ LBR ไปพัฒนาใช้กับอุตสาหกรรมและที่เป็นที่รู้จักมากที่สุด คือระบบ Biocel และ SEBAC สำหรับงานวิจัยนี้ได้มีการศึกษาการออกแบบถังปฏิกรณ์ลิซเบคในรูปแบบต่างๆ พบว่าโดยทั่วไปมีลักษณะดังตารางที่ 2.17 แล้วนำมาพัฒนาใหม่ให้สามารถเวียนได้ในอัตราสูงขึ้นและออกแบบให้ตัวกลางที่ใช้เก็บเศษอาหารสามารถหมุนได้และมีรูให้ของเหลวซึมผ่านด้านล่างมีตะแกรงอีกชั้นเพื่อป้องกันของแข็งหลุดลงไปที่ก้นถัง ซึ่งเป็นที่อยู่ตะกอนเชื้อจุลินทรีย์เพราะอาจทำให้ของแข็งจากเศษอาหารนั้นเข้าไปอุดตันในตัวบ่มซึ่งทำหน้าที่ในการเวียนของเหลวหรือน้ำชะขยะกลับเข้ามาในระบบใหม่ อย่างไรก็ตามหลายการทดลองมีการนำถังปฏิกรณ์ลิซเบคไปประยุกต์ใช้ร่วมกับระบบอื่น เช่น ระบบ AF ระบบ CSTR และระบบ UASB เป็นต้น พบว่าสามารถเพิ่มประสิทธิภาพการย่อยสลายและผลิตก๊าซชีวภาพได้มากกว่าการใช้ถังปฏิกรณ์ลิซเบคเดิมระบบเพียงอย่างเดียว (Anil Shewani et al., 2018; Su YunXu et al., 2011)

## 2.7 งานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

### 2.7.1 ผลของการหมุนเวียนน้ำชะขยะในระบบ Leached Bed หรือ Percolation

สุพินดา ชูระเจน (2544) ได้ศึกษาพฤติกรรมการย่อยสลายและเปรียบเทียบประสิทธิภาพการผลิตก๊าซมีเทนจากการหมักขยะที่มีและไม่มี การหมุนเวียนน้ำชะขยะ มีการออกแบบระบบหมักขยะในสภาพไร้อากาศแบบแห้งในระดับห้องปฏิบัติการ จำนวน 2 ชุด แบ่งเป็นระบบหมักที่มีการหมุนเวียนน้ำชะขยะ 1 ชุด เพื่อใช้ศึกษาประสิทธิภาพการผลิตก๊าซมีเทนด้วยอัตราการหมุนเวียนน้ำชะขยะกลับที่แตกต่างกัน (Recycle Ratio) และระบบหมักที่ไม่มี การหมุนเวียนน้ำชะขยะ 1 ชุด เพื่อใช้เป็นชุดควบคุมถึงหมัก มีขนาด 125 ลิ. สูง 1 ม. ทำจากท่อ PVC ขนาดเส้นผ่านศูนย์กลาง 16 นิ้วหนา 10.3 มม. ทำการทดลองหมักแบบ Batch โดยควบคุมองค์ประกอบสารตั้งต้นของทั้งสองระบบให้เหมือนกัน ได้แก่ ปริมาณขยะ องค์ประกอบของขยะและเชื้อที่ใช้เริ่มต้นระบบ การทดลองแบ่งเป็น 3 ช่วง ตามอัตราการหมุนเวียนน้ำชะขยะกลับกันที่ร้อยละ 10, 25 และ 50 ใช้ระยะเวลาทำการทดลอง 200 วัน โดยใช้ขยะตลาดสดประเภทผักและผลไม้จากตลาดขายส่งสี่มุมเมืองเป็นวัตถุดิบ และนำไปตัดให้มีขนาดประมาณ 5-10 ซม. แล้วผสมคลุกเคล้าให้เข้ากับกากตะกอนจุลินทรีย์จากระบบบำบัดน้ำเสียไร้อากาศจากโรงบำบัดน้ำเสียห้วยขวาง ที่มีน้ำหนักรวม 45 กก. บรรจุลงในถังหมัก จากผลการทดลองพบว่า หากเพิ่มอัตราการหมุนเวียนน้ำชะขยะมากขึ้น สามารถผลิตก๊าซชีวภาพได้มากขึ้นเท่ากับ 25.74 156.2 และ 129.14 ลิ. ตามลำดับ (ก๊าซชีวภาพสะสม 311.08 ลิ.) และมีสัดส่วนก๊าซมีเทนเฉลี่ยในแต่ละช่วงก็

สูงขึ้นตามไปด้วยคือร้อยละ 40.88, 48.61 และ 52.45 ตามลำดับ ด้วยเหตุนี้จึงสรุปได้ว่า การหมุนเวียนน้ำชะขยะกลับทำให้กระบวนการเปลี่ยนสภาพสารอินทรีย์เพื่อผลิตเป็นก๊าซมีเทน เกิดขึ้นได้สมบูรณ์กว่าในระบบที่ไม่มีการหมุนเวียนน้ำชะขยะกลับ

Pezzolla D. et al., (2017) ทำการทดลองในระบบการหมักย่อยแบบหมุนเวียนน้ำชะขยะ (percolate) เพื่อเพิ่มประสิทธิภาพระบบ S-SAD โดยใช้อัตราส่วนมูลสุกรต่อฟางข้าว 3:1 โดยน้ำหนัก และใช้เชื้อจากระบบบำบัดเป็นสารตั้งต้น ที่อุณหภูมิ  $35 \pm 2$  °C ปริมาตรถัง 15 ล. มีการเวียนในแนวตั้ง กำหนดความถี่ของการไหลเวียนแตกต่างกันคือ 1 2 และ 4 ครั้ง/วัน เพื่อศึกษาการหมุนเวียนอาจส่งผลกระทบต่อลักษณะของน้ำชะ รวมถึงประสิทธิภาพการผลิตก๊าซชีวภาพและประสิทธิภาพการย่อยสลายของของแข็ง พบว่าการผลิตก๊าซชีวภาพมีผลเชิงบวกจากการแพร่กระจายของความชื้น โดยเฉพาะอย่างยิ่งเมื่อทำการหมุนเวียนที่ 4 ครั้งต่อวัน โดยการวิเคราะห์พบว่า การหมุนเวียนกลับสามารถหลีกเลี่ยงการสะสมกรดไขมันระเหยได้ในส่วนของน้ำชะส่งผลให้กระบวนการมีเสถียรภาพที่ดีขึ้น นอกจากนี้การไหลเวียนยังมีส่วนช่วยในการย่อยสลายสารประกอบต่างๆ ที่มีอยู่อย่างมากในระบบ สืบเนื่องจากการลดลงของสารอินทรีย์ในน้ำและปริมาณน้ำตาล และยังเพิ่มประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งให้ดีขึ้นด้วยการเวียนแบบไหลผ่านจากผลของอัตราส่วน C/N และสารอินทรีย์ในโตรเจน จึงสรุปว่าการไหลเวียนของของน้ำชะในแต่ละวันซ้ำๆ มีความเหมาะสมเพื่อหลีกเลี่ยงการยับยั้งและเพิ่มประสิทธิภาพการย่อยสลายของแข็ง

Ghanem I.I.I. et al., (2001) ได้ศึกษาการผลิตน้ำชะขยะและการกำจัดเศษอาหารในห้องครัว โดยวิธีการหมักแบบแห้งเพื่อผลิตก๊าซชีวภาพ เพื่อเพิ่มประสิทธิภาพ ที่อัตราการเติมน้ำเสียจากภาคตะกอนปริมาณแตกต่างกัน โดยใช้แบบจำลองทรงกระบอก เส้นผ่านศูนย์กลาง 24 ซม. สูง 64.5 ซม. ปริมาตรที่ใช้บรรจุขยะ 12 ล. ควบคุมอุณหภูมิให้อยู่ในช่วง  $35 \pm 1$  °C นำเศษอาหารผสมกับกากตะกอนในอัตราส่วน 4:1 ปริมาตร 11 ล. และนำไปผสมกับขี้เลื่อย อีก 1 ล. ทำการทดลองแบบครั้งคราว โดยเติมน้ำประปาหรือน้ำเสียจากภาคตะกอนเข้าสู่แบบจำลอง 4 ระยะ คือ ระยะแรก (วันที่ 1-5) เติม 25 มล./วัน, ระยะที่สอง (วันที่ 6-11) เติม 500 มล./วัน, ระยะที่สาม (วันที่ 12-17) เติม 750 มล./วัน และระยะที่สี่ (วันที่ 18-25) เติม 1000 มล./วัน จากการศึกษาพบว่า วันที่ 10 มีอัตราการชะล้างสารอินทรีย์สูงสุด จากค่าซีไอดีของน้ำชะขยะที่ถูกสกัดออกมา อัตราการชะล้างสารอินทรีย์ไอดีและความเข้มข้นสูงสุดของซีไอดี คือ 130 กรัม/วัน, 11 ก./ล.-วัน และ 214 ก./ล. ตามลำดับ วันที่ 25 เกิดค่าซีไอดีสะสมสูงสุดที่ 1,509.46 ก. ค่าพีเอชของน้ำชะขยะอยู่ที่ประมาณ 4 ความเข้มข้นของกรดไขมันระเหย มีค่าผันผวนและความเข้มข้นของกรดไขมันระเหยสูงสุดในวันที่ 5 และยังยับยั้งการผลิตก๊าซชีวภาพ แต่หลังจากนั้นกรดไขมันระเหยมีค่าลดลง จึงทำให้ผลิตก๊าซได้เพิ่มขึ้น

Silvey et al., (1999) ได้ศึกษากลุ่มจุลินทรีย์ต่อการย่อยสลายขยะชุมชนที่ไม่ได้ผ่านการคัดแยกด้วยการหมักแบบไร้ออกซิเจน โดยวิธีลิชเบดเป็นระยะเวลามากกว่า 80 วัน โดยใช้แบบจำลองบรรจุขยะประมาณ 70 กก./น้ำหนักเปียก จำนวน 2 ถึง จากการศึกษาพบว่า การย่อยสลายขยะด้วยการหมักแบบไร้ออกซิเจนโดยวิธีลิชเบดที่มีการเวียนน้ำชะขยะจากถังที่มีความเสถียรไปยังถังบรรจุขยะใหม่ ทำให้เกิดการย่อยสลายเร็วขึ้น จากปกติ 12 สัปดาห์ เหลือ 6 สัปดาห์ เป็นผลมาจากการการสร้างเชื้อแบคทีเรียที่เหมาะสมกับการย่อยสลายแบบไร้ออกซิเจนและความสามารถในการเป็นบัฟเฟอร์ของตัวที่มีสถานะเสถียร นอกจากนี้ยังพบว่าชนิดของจุลินทรีย์ 2 ชนิดที่มีผลต่อการย่อยสลายขยะชุมชนคือ Bacterial และ Archaeal ในช่วงเวลาเริ่มต้นของการเดินระบบปริมาณ Archaeal จะมีจำนวนมากกว่า Bacterial ก่อนที่อัตราการเกิดก๊าซมีเทน 0.15 ลบ.ม./กก.ของแข็งระเหยได้ และองค์ประกอบของก๊าซชีวภาพเกิดก๊าซมีเทนประมาณร้อยละ 80

### 2.7.2 ผลของการหมุนเวียนน้ำชะขยะในระบบใกล้เคียง

กฤษพล ใจจรรย์ (2546) ได้ศึกษาแนวทางในการหมุนเวียนน้ำชะขยะอินทรีย์เพื่อเพิ่มประสิทธิภาพในการย่อยสลายของระบบ มีการสร้างระบบถังย่อยสลายขยะจำลองขึ้นมาจำนวน 3 ระบบ โดยกำหนดสถานะการหมุนเวียนน้ำชะขยะที่แตกต่างกัน เพื่อเปรียบเทียบประสิทธิภาพของแต่ละระบบ โดยแบ่งออกเป็น 3 แบบ คือ 1. การหมุนเวียนที่กำหนดปริมาณของน้ำชะขยะที่แน่นอน 2. การหมุนเวียนโดยปรับไปตามปริมาณของก๊าซมีเทนและมวลของชีโอดี และ 3. การหมุนเวียนแบบน้ำชะขยะผ่านระบบเพียงครั้งเดียว จากการทดลองพบว่า การย่อยสลายขยะโดยมีการหมุนเวียนน้ำชะขยะนั้นให้ประสิทธิภาพที่ดีกว่าระบบที่ไม่มี การหมุนเวียนน้ำชะขยะ โดยสามารถดูได้จากปริมาณการผลิตก๊าซชีวภาพ ปริมาณการผลิตก๊าซมีเทน และ ค่าตัวแปรของน้ำชะขยะต่างๆ เช่น ORP, พีเอช, และชีโอดี ในการเปรียบเทียบผลต่างระหว่างระบบที่มีการหมุนเวียนน้ำชะขยะด้วยกันนั้น ปรากฏว่าระบบที่มีการหมุนเวียนโดยการกำหนดค่า มวลของชีโอดี และปริมาณการผลิตก๊าซมีเทนนั้นมีร้อยละของก๊าซมีเทนที่ต่ำกว่าในช่วงของการหมุนเวียนช่วงสุดท้าย อย่างไรก็ตามค่าร้อยละที่ต่ำของระบบนี้ไม่ได้บ่งชี้ถึงการรบกวนการผลิตก๊าซมีเทน โดยดูได้จากปริมาณและอัตราการผลิตก๊าซมีเทนสะสมของระบบซึ่งมีค่าสูงสุดเมื่อเทียบกับอีกสองระบบที่เหลือ จากผลของการผลิตก๊าซมีเทนที่สูงสุด ระบบการหมุนเวียนน้ำชะขยะ ที่ยึดหลักของปริมาณมวลชีโอดี และปริมาณการผลิตก๊าซมีเทนเป็นระบบที่แนะนำให้มีการนำไปใช้ทดสอบในหลุมฝังกลบขนาดเล็กและหลุมฝังกลบที่มีวัตถุประสงค์เพื่อการผลิตก๊าซชีวภาพ เนื่องจากระบบหมุนเวียนน้ำชะขยะที่ยึดหลักการนี้ มีความจำเป็นต่อหาค่าปริมาณการผลิตก๊าซ ร้อยละของก๊าซมีเทน และ ชีโอดี อย่างสม่ำเสมอ จึงทำให้ยุ่งยากและไม่เหมาะสมเมื่อนำไปใช้กับหลุมฝังกลบขนาดใหญ่

วุฒิกัญท์ กุมมินทร์ (2544) ได้ทดลองผลิตก๊าซมีเทนจากขยะเศษอาหารในถังหมักแบบชั้นกรองไร้อากาศ 2 ชั้นตอน โดยมีการวนน้ำหมักระหว่าง 2 ถึง 2 ถึง 1 บรรจุกขยะเศษอาหารเพื่อผลิตกรดไขมันระเหยและหมุนวนเข้าสู่ถังไบที่ 2 ซึ่งมีการบรรจุตัวกลางพลาสติก (Bio-media) น้ำหมักที่ผ่านการย่อยสลายจะถูกหมุนวนกลับเข้าสู่ถังผลิตกรดในอัตราที่เท่ากัน ตามปริมาณที่ต้องการเพื่อศึกษาการเปลี่ยนแปลงของขยะเศษอาหารและการผลิตก๊าซมีเทน ที่อัตราการหมุนวนที่ต่างกัน โดยใช้ขยะเศษอาหารจากโรงอาหารมหาวิทยาลัย มีศักยภาพในการผลิตก๊าซมีเทน 0.345 ลบ.ม./กก.ชีโอดีประสิทธิภาพการย่อยสลายในรูปชีโอดี ร้อยละ 97 ระยะเวลาการหมัก 65 วัน การทดลองหมักในถังหมัก 2 ชั้นตอน ปริมาตร 200 ล. พบว่าเศษอาหารในถังผลิตกรดเกิดการย่อยสลายอย่างรวดเร็ว ได้กรดไขมันระเหยเข้มข้นสูงสุด 19,340 มก./ล. ค่าชีโอดี 120,000 มก./ล. การหมุนวนเข้าสู่ถังผลิตก๊าซมีเทนเป็นช่วงๆ เกิดการผลิตก๊าซมีเทนในอัตราที่ต่ำ และไม่สม่ำเสมอ ค่า TVA/COD ของกรดไขมันระเหยมีค่า 0.11 และถังผลิตก๊าซมีเทนมีค่า 0.20-0.39 การหมุนวนน้ำหมักเข้าสู่ถังผลิตก๊าซมีเทนแบบต่อเนื่องระบบสามารถรับภาระสารอินทรีย์และผลิตก๊าซมีเทนได้สูงกว่าการป้อนกรดสารอินทรีย์แบบเป็นช่วงๆ ค่า TVA/COD ของระบบมีค่า 0.68-0.98 ที่อัตราการป้อนสารอินทรีย์ 0.55 กก.ชีโอดี /ลบ.ม./วัน อัตราการผลิตก๊าซชีวภาพอยู่ที่ 70-160 ล./วัน เมื่อเพิ่มอัตราการป้อนสารอินทรีย์เป็น 1-2 กก.ชีโอดี /ลบ.ม./วัน อัตราการผลิตก๊าซชีวภาพเพิ่มขึ้นเป็น 100-200 ล./วัน โดยมีประสิทธิภาพการย่อยสลายชีโอดี ร้อยละ 95-96 และลดลงร้อยละ 78 เมื่อป้อนสารอินทรีย์ในอัตรา 2.0 กก.ชีโอดี /ลบ.ม./วัน การหมุนวนกรดไขมันระเหยเข้าสู่ถังผลิตก๊าซมีเทนในอัตราที่สูงขึ้น ปริมาณก๊าซชีวภาพที่ได้เพิ่มขึ้น แต่ประสิทธิภาพการผลิตก๊าซมีเทนคงที่ที่ 0.24 ลบ.ม./กก.ชีโอดี มีก๊าซมีเทนร้อยละ 56-60 ประสิทธิภาพการผลิตก๊าซมีเทนสูงสุด 0.26 ลบ.ม./กก.ชีโอดี ที่อัตราการหมุนวน 1.0 กก.ชีโอดี /ลบ.ม./วัน โดยประสิทธิภาพในการผลิตก๊าซมีเทนของระบบทดลองการทดลองมีค่าเฉลี่ย 0.24 ลบ.ม./กก.ชีโอดี คิดเป็นร้อยละ 70 ของศักยภาพในการผลิตก๊าซมีเทนของขยะเศษอาหาร และอัตราการผลิตก๊าซชีวภาพโดยเฉลี่ย 120 ล./วัน จากผลการทดลอง ขั้นตอนที่เป็นข้อจำกัดคือ ขั้นตอนการเปลี่ยนกรดไขมันระเหยไปเป็นก๊าซมีเทนของจุลินทรีย์ในกลุ่มผลิตก๊าซมีเทน

อุบลวรรณ นนทพันธุ์ (2543) ศึกษาการเร่งปฏิกิริยาการย่อยสลายมูลฝอยที่ย่อยสลายง่าย ได้แก่ เศษอาหาร เศษผัก เศษผลไม้ และเศษกระดาษ ด้วยระบบถังหมักไร้อากาศ แบบขั้นตอนเดียว มีการป้อนมูลฝอยครั้งเดียว ทำการเร่งปฏิกิริยาการย่อยโดยการลดขนาดของมูลฝอยก่อนการหมักผสมมูลฝอยกับกากตะกอนน้ำเสีย และหมุนเวียนน้ำชะมูลฝอย กำหนดความถี่ในการหมุนเวียนน้ำชะมูลฝอยที่แตกต่างกัน คือ ถังหมักที่ 1 หมุนเวียนน้ำชะมูลฝอย 15 ครั้ง/เดือน ด้วยปริมาณน้ำชะมูลฝอย 2.2 ล./ครั้ง ถังหมัก ที่ 2 หมุนเวียนน้ำชะมูลฝอย 8 ครั้ง/เดือน ด้วยปริมาณน้ำชะมูลฝอย 4.0 ล./ครั้ง ถังหมัก ที่ 3 หมุนเวียนน้ำชะมูลฝอย 4 ครั้ง/เดือน ด้วยปริมาณน้ำชะมูลฝอย 8.1 ล./ครั้ง ทำทดลองใช้เวลา 245

วัน จากผลการทดลองพบว่า ถังหมัก ที่มีความถี่ของการหมุนเวียนน้ำชะ 15 และ 8 ครั้ง/เดือน สามารถผลิตก๊าซมีเทนสะสมได้ใกล้เคียงกัน คือ 493 และ 496 ล. และสูงกว่าถังหมักที่มีความถี่ของการหมุนเวียนน้ำชะ 4 ครั้ง/เดือน ที่มีปริมาณก๊าซมีเทนสะสม 376 ล. ซึ่งจากการหมุนเวียนน้ำชะที่มีความถี่ 15 และ 8 ครั้ง/เดือน ส่งผลให้มีความชื้นเฉลี่ยสูงกว่าถังหมักที่มีการหมุนเวียนน้ำชะ 4 ครั้ง/เดือนและพบว่า การหมุนเวียนน้ำชะไม่ส่งผลกระทบต่อกระบวนการสร้างกรด

Yu et.al (2000) ที่ศึกษาอัตราการเวียนกลับต่อประสิทธิภาพของถังกรองไร้อากาศ พบว่าน้ำเสียชุมชนที่มีความเข้มข้นของซีโอดีน้อย 260-540 มก./ล. เมื่ออัตราการเวียนมากขึ้นทำให้ประสิทธิภาพการบำบัดลดลง แต่ในน้ำเสียจากอุตสาหกรรมถั่วเหลืองที่มีความเข้มข้นของซีโอดีสูง 7,520-11,450 มก./ล. อัตราการเวียนน้ำกลับที่มากขึ้นแต่ยังไม่เกินค่าอัตราการเวียนน้ำกลับสูงสุด ( $r_{\text{threshold}}$ ) ประมาณ 10-16 เท่า ขึ้นอยู่กับภาระบรรทุกสารอินทรีย์ทำให้ประสิทธิภาพการบำบัดสูงขึ้น แต่หากเกินอัตราดังกล่าวประสิทธิภาพการบำบัดจะลดลงและทำให้ประสิทธิภาพสูงสุดได้เท่ากับอัตราการเวียนน้ำกลับประมาณ 2-6 เท่า สรุปได้ว่าการเวียนน้ำกลับส่งผลดีต่อการบำบัดน้ำเสียที่มีความเข้มข้นสูง แต่ไม่เหมาะกับน้ำเสียที่มีความเข้มข้นต่ำและการเวียนยังเพิ่มความเร็วในการไหลของน้ำขึ้นซึ่งอาจช่วยในเรื่องการอุดตัน

### 2.7.3 ผลของอัตราส่วนสารอินทรีย์ระหว่างเชื้อ S/I หรือ ISR ในระบบหมักย่อยไร้อากาศ

Anette T. Jansson. (2019) ศึกษาผลกระทบระหว่างปริมาณของแข็งและอัตราส่วน S/I ในระบบหมักย่อยไร้อากาศแบบแห้ง ซึ่งใช้เศษอาหาร (FW) และของเสียจากกระดาด (PW) กำหนดค่าความเข้มข้นของแข็ง (TS) ที่ร้อยละ 14, 16, 18 และ 20 ร่วมกับอัตราส่วน S/I ที่ 0.5 และ 1 จากการทดลองพบว่าสารตั้งต้นให้ค่ามีเทนยลต์สูงสุด 402 และ 229 นอร์มอล-มล.(มีเทน)/ก.VS จากการย่อย FW และ PW ตามลำดับที่ TS ร้อยละ 14 ร่วมกับอัตราส่วน S/I 0.5 และพบว่าเมื่อเพิ่มอัตราส่วน S/I จาก 0.5 เป็น 1 ที่มี TS เท่ากับร้อยละ 20 ส่งผลให้การย่อยสลายของสารตั้งต้นทั้งสองมีค่าไม่ตี

Brayan A. Parra-Orobio. (2017) ศึกษาอัตราส่วน S/I ต่อศักยภาพการผลิตก๊าซมีเทนด้วยวิธี (BMP) โดยใช้เศษอาหารและตะกอนเชื้อจากระบบบำบัดน้ำเสียชุมชน UASB เป็นสารตั้งต้น กำหนดอัตราส่วน S/I ที่ 0.5, 1, 2 และ 4 ก.VS<sub>substrate</sub> /ก.VS<sub>inoculum</sub> พบว่าอัตราส่วน S/I ส่งผลกระทบต่อประสิทธิภาพของระบบและการทำนายผลการผลิตก๊าซมีเทน แสดงให้เห็นว่าอัตราส่วน S/I ที่ต่ำกว่า 1 จากการประเมินในแบบจำลองทางจลนศาสตร์มีค่าดีที่สุด

Minako Kawai. (2014) ศึกษาอิทธิพลของอินทรีย์วัตถุที่มีค่า (LOF) ต่อการย่อยแบบไม่ใช้ออกซิเจนของเศษอาหารโดยกำหนดอัตราส่วน S/I ที่ต่างกันคือ 0.33, 0.5, 1.0, 2.0 และ 4.0  $\text{VS}_{\text{substrate}} / \text{ก. VS}_{\text{inoculum}}$  แบ่งสารตั้งต้นจากเศษอาหารเป็น 2 ชนิด คือ เศษอาหารปกติ(สารตั้งต้น 1) และ เศษอาหารปกติที่มีน้ำแอสวนที่เป็นของเหลว (LOF) หลังจากการตกตะกอนออก(สารตั้งต้น 2) พบว่า ได้ค่ามีเทนยิลด์สูงสุดที่ 435 มล.(มีเทน)ก.VS<sup>-1</sup> จากสารตั้งต้น 1 ที่มีอัตราส่วน S/I ต่ำที่สุด 0.33 ในขณะที่ค่ามีเทนยิลด์ของอัตราส่วน S/I อื่นๆ ต่ำกว่าค่ามีเทนยิลด์สูงสุดกว่าร้อยละ 38-73 เนื่องจากปฏิกิริยาการเกิดกรด ส่วนค่ามีเทนยิลด์ในสารตั้งต้น 2 ก่อนข้างคงที่ในทุกสภาวะ S/I แม้ว่าจะมีค่ามีเทนยิลด์สูงสุดอยู่ในระดับต่ำเมื่อเทียบกับสารตั้งต้น 1 ผลการทดลองแสดงให้เห็นว่า (LOF) ในเศษอาหารนอกจากจะทำให้เกิดความเป็นกรดแล้วยังส่งผลให้ค่ามีเทนยิลด์สูงขึ้น จึงแนะนำให้ใช้อัตราส่วน S/I ต่ำ (<0.33) เพื่อจะได้ค่ามีเทนยิลด์ที่ดีจากเศษอาหารและสารอินทรีย์อื่นๆ ที่ใช้เป็นสารตั้งต้น

Muhammad R. Haider. (2015) ศึกษาอัตราส่วนการผสมที่เหมาะสมของเศษอาหารและแกลบ สำหรับการหมักร่วมเพื่อลดปัญหาการสะสมของ VFA จากการย่อยเศษอาหารเพียงอย่างเดียว โดยมีการกำหนดอัตราส่วน C/N ในการผสมเศษอาหารและแกลบ 4 อัตราส่วน ที่ 20, 25, 30 และ 35 จะถูกนำไปใช้ในการทดลองแบบไม่ใช้ออกซิเจนภายใต้สภาวะที่เป็นกรด พบว่ามีการผลิตก๊าซชีวภาพจำเพาะสูงสุดที่ 584 ล./กก.VS จากวัตถุดิบที่มีอัตราส่วน C/N เท่ากับ 20 และพบว่าผลผลิตก๊าซชีวภาพลดลงตามสัดส่วนของเศษอาหารที่ลดลง นอกจากนี้มูลวัวสดยังใช้เป็นเชื้อตั้งต้นในการวิเคราะห์ความเหมาะสมของอัตราส่วน S/I จากการทดลองที่ 2 วัตถุดิบมีอัตราส่วน C/N 20 กำหนดให้มีอัตราส่วน S/I 5 อัตราส่วน ได้แก่ 0.25, 0.5, 1.0, 1.5 และ 2.0 ได้ผลผลิตก๊าซชีวภาพจำเพาะสูงสุดที่ 557 ล./กก.VS จากอัตราส่วน S/I ที่ 0.25 อย่างไรก็ตามพบว่าการสะสม VFA เกิดขึ้นที่อัตราส่วน S/I ที่สูงขึ้นเนื่องจากปริมาณสารอินทรีย์ที่สูงขึ้น

Copyright © by Chiang Mai University  
All rights reserved

ตารางที่ 2.18 อัตราส่วน ISR จากการทดลองที่เกี่ยวข้องกับระบบ LBR

สารตั้งต้น และเชื้อ	รูปแบบถังและ การเดินระบบ	ISR (%vs/vs)	ระยะเวลา (วัน) อุณหภูมิ (°C)	กำจัดสูงสุด (%VS)	สารเติมแต่ง (Bulk A.)	อ้างอิงจาก
FW+AS	LBR (Batch)	10%	14 วัน 22 °C	92%		Ziyi Xiong et al., (2019)
FW+AS	LBR+USAB (Batch)	2.3%	16 วัน 35 °C	69%	WC	Xu et al., (2014)
FW+W/gs	LBR+USAB (Batch)	0%	25 วัน 37 °C	82%	G	Browne et al., (2013)
FW+AS	LBR (Batch)	4%	14 วัน 50 °C	72%	-	Hussain et al., (2017)
FW+AS	LBR+USAB (Batch)	2.3%	17 วัน 35 °C	72% 67% 58%	BA PHS PF	Xu et al., (2011)
FW+RH+CD	ขวดแก้ว (Batch)	400%	45 วัน 37 °C	78%		Rizwan et al., (2015)
FW+W	ขวดแก้ว (Batch)	0%	22 วัน 35 °C	70%		Komemoto et al., (2009)
FW+AS	LBR (Batch)	7.8%	14 วัน 35 °C	-	S/CC	Han et al., (2015)
FW+AS	LBR (Batch)	4-6%	16 วัน 35 °C	67%	SD	Selvam et al., (2010)
FW+AS	LBR (Batch)	0.4% 1.7% 6.9%	18 วัน 35 °C	63% 63% 72%	WC	Xu et al., (2012)

ที่มา : คัดแปลงจาก Ziyi Xiong et al., (2019)

FW (เศษอาหาร), AS (ตะกอนเชื้อจากระบบบำบัดไร้อากาศ), RH (ฟางข้าว), CD (มูลวัว), W (น้ำ), W/gs (น้ำ/ตะกอนเชื้อ), Bulk A (สารเติมแต่งเพื่อปรับปรุงโครงสร้าง), WC (เศษไม้), G (หินกรวด), BA (ถั่วลอถอย), PHS (Plastic Hollow Sphere), PFP (Plastic Full Particles), S/CC (ทราย/ซังข้าวโพด), SD (ขี้เลื่อย)

Ziyi Xiong et al., (2019) ศึกษาผลของอัตราส่วนระหว่างสารอินทรีย์กับเชื้อที่แตกต่างกันที่ ร้อยละ 5, 10 และ 15 ซึ่งคำนวณในแบบ ISR จากหน่วย VS พบว่าที่ ISR ร้อยละ 10 สามารถกำจัด ของแข็งระเหยได้สูงร้อยละ 92 แต่ยังมีปัญหาการอุดตันที่ ISR สูงขึ้น มีอัตราการย่อยสลายสารอินทรีย์ 837 ก.ซีโอดี สะสม/กก.VS และพบว่า 669 ก.ซีโอดีสะสม/กก.VS ทำให้เกิดก๊าซไฮโดรเจนถึง 20 ลบ.ม./ตันเศษอาหาร ได้พลังงานสุทธิจากการบำบัด 8 กิโลวัตต์ชั่วโมง/ตันของเสียเศษอาหาร สามารถรับ กรดไขมันระเหยปริมาณสูงได้ มีประสิทธิภาพในการแข่งขันกับระบบอื่น นอกจากนั้นยังมีการ เปรียบเทียบอัตราส่วน ISR กับการทดลองอื่นที่ใช้ระบบ LBR เหมือนกัน พบว่าระบบมีประสิทธิภาพ การกำจัดของแข็งระเหยอยู่ในช่วงร้อยละ 58-92 และใช้เวลาเดินระบบ 14-45 วัน ที่อุณหภูมิต่างกัน รายละเอียดแสดงดังตาราง 2.18

#### 2.7.4 ผลของลักษณะถังหมักและอุณหภูมิในระบบหมักย่อยไร้อากาศแบบแห้ง

Sosnowski P. et al., (2003) ได้ศึกษาการเกิดก๊าซชีวภาพในกระบวนการหมักกากตะกอนน้ำเสียและขยะอินทรีย์จากเทศบาล โดยการหมักแบบไร้อากาศ ที่อุณหภูมิต่างกันและ แบ่งเป็น 2 ระบบ คือ ระบบที่ 1 เป็นแบบถังเดี่ยว ปริมาตรถัง 40 ล. ควบคุมอุณหภูมิอยู่ที่ 56 °C และระบบที่ 2 เป็นถัง ปฏิกรณ์แบบต่อเนื่อง 2 ถัง ที่อุณหภูมิต่างกัน ถังแรกปริมาตร 9 ล. มีไบโอดีคาน ควบคุมอุณหภูมิอยู่ที่ 56 °C และถังที่สอง ปริมาตร 14 ล. ควบคุมอุณหภูมิอยู่ที่ 36 °C ทำการทดลองโดยแบ่งเป็น 5 การ ทดลอง มีรายละเอียดดังตารางที่ 2.19 ผลการทดลองพบว่าทั้งสองระบบมีอัตราการผลิตก๊าซชีวภาพ ใกล้เคียงกันแต่ระบบที่ 2 มีสามารถรับภาระบรรทุกสารอินทรีย์ได้มากกว่า

ตารางที่ 2.19 ผลการทดลองของ Sosnowski P.

การทดลองที่	วัสดุ	ภาระบรรทุก สารอินทรีย์ (ก. VSS/ล.-วัน)	ระยะเวลา กักเก็บ (วัน)	ปริมาณก๊าซชีวภาพ (ล./ก. VSS <sub>add</sub> )
1 (ระบบที่ 1)	กากตะกอนน้ำเสีย	0.392	35	0.580
2 (ระบบที่ 1)	กากตะกอนน้ำเสีย 75%, ขยะอินทรีย์ 25%	1.512	38	0.427
3 (ระบบที่ 2)	มะเขือเทศ 55%, ผักและผลไม้ 28%, ขนมันฝรั่ง 5%, กระดาษ 2%, ข้าว 10%	2.76	30	0.419
4 (ระบบที่ 2)	กากตะกอนน้ำเสีย 75%,	0.669	62	0.554
5 (ระบบที่ 2)	กากตะกอนน้ำเสีย 75%, ขยะอินทรีย์ 25%	3.084	29	0.532

ที่มา : วรินทร (2558)

Sharma et al., (1999) ทำการทดลองหมักย่อยแบบไม่ใช้ออกซิเจนจากกากตะกอนน้ำเสียและของเสียจากตลาด มีบางวันยังไม่มีการผลิตก๊าซออกจากระบบ และ เมื่อเปรียบเทียบการทดลองที่ 2 และ 5 ซึ่งใช้วัตถุดิบเหมือนกันแต่ต่างกันที่ระบบจะพบว่า ระบบแบบ 2 ชั้นตอนให้ผลดีกว่า ได้ค่าก๊าซชีวภาพอยู่ที่ 0.427 และ 0.532 ล./ก.VSS<sub>add</sub> ตามลำดับ จึงสรุปได้ว่าระบบหมักแบบ 2 ชั้นตอนและมีการควบคุมอุณหภูมิที่เหมาะสม มีประสิทธิภาพดีกว่าระบบถังเดี่ยวและทำให้การย่อยดีขึ้น

### 2.7.5 ผลของการหมักร่วมกับวัสดุอื่นในระบบหมักย่อยไร้อากาศแบบแห้ง

วรินทร์ เทพวรรณ (2558) ศึกษาผลของการเปรียบเทียบอัตราส่วนขยะเศษอาหารต่อเศษไม้ โดยใช้เทคนิคการย่อยสลายแบบแห้งต่อประสิทธิภาพการเกิดก๊าซชีวภาพ ทำการทดลองทั้งหมด 4 ชุด โดยมีอัตราส่วนขยะต่อเศษไม้ที่แตกต่างกันเป็น 1:0, 2:1, 5:1 และ 10:1 ตามลำดับ ในการทดลองแต่ละชุด ประกอบด้วยเศษอาหารจำนวน 24 กก. ใช้หัวเชื้อจุลินทรีย์จากมูลวัวสดผสมน้ำ จำนวน 6 กก. ต่อน้ำ 6 ล. หมักทิ้งไว้ในระบบปิด 14 วัน จากนั้นผสมเศษไม้ในอัตราส่วนที่กำหนดไว้ นำวัตถุดิบที่ได้ไปใส่ถังหมักขนาด 150 ล. แล้วปล่อยให้ น้ำชะขยะไหลลงไปยังถังเก็บน้ำชะขยะขนาด 150 ล. โดยใช้เครื่องสูบน้ำ เวียนน้ำชะขยะไปยังถังหมักทุกวันประมาณร้อยละ 50 ของปริมาณน้ำในระบบ ใช้เวลาในการทดลอง 60 วัน พบว่าการหมักขยะเศษอาหารต่อเศษไม้ในอัตราส่วน 5:1 ให้ปริมาณก๊าซชีวภาพสะสมสูงสุด เท่ากับ 339.7 ล.ต่อขยะ 24 กก. รองลงมาคือ อัตราส่วน 2:1, 1:0 และ 10:1 เท่ากับ 280.3 244.95 และ 236.2 ล. ตามลำดับ อัตราส่วนที่ให้ก๊าซมีเทนมากที่สุดคือ 2:1 และ 5:1 เท่ากับร้อยละ 57 และให้ค่าความร้อนของก๊าซมีเทนสูงสุดเป็น 6369.19 กิโลจูล รองลงมาคืออัตราส่วน 2:1, 1:0 และ 10:1 เป็น 5304.38, 4431.12 และ 4047.72 กิโลจูล ตามลำดับ นอกจากนี้การทดลองที่อัตราส่วน 5:1 สามารถกำจัดของแข็งสูงที่สุดที่ร้อยละ 66 มีประสิทธิภาพการกำจัดค่าซีโอดีสูงที่สุดร้อยละ 78 และอัตราส่วน VFA/COD สูงสุดคือ 0.372 การวิเคราะห์หาปริมาณธาตุ N, P และ K ของกากของเสียที่เหลือจากการหมัก พบว่า การทดลองทั้งหมด มีปริมาณธาตุ N และ K ผ่านมาตรฐานปุ๋ยอินทรีย์ของกรมวิชาการเกษตร แต่หากพิจารณาจากปริมาณธาตุ P พบว่า อัตราส่วนขยะต่อเศษไม้ที่ 10:1 เหมาะแก่การนำไปใช้เป็นสารปรับปรุงดินที่สุด รองลงมาคือ อัตราส่วนขยะต่อเศษไม้ที่ 2:1, 1:0 และ 5:1 ตามลำดับ ดังนั้นจึงสรุปได้ว่า อัตราส่วนขยะเศษอาหารต่อเศษไม้ที่มีประสิทธิภาพมากที่สุดในการผลิตก๊าซชีวภาพคือ อัตราส่วน 5:1 และอัตราส่วนที่เหมาะสมสำหรับการนำกากของเสียที่เหลือไปใช้เป็นสารปรับปรุงดินมากที่สุดคือ อัตราส่วน 10:1

El-Mashad and Zhang (2010) ศึกษาประสิทธิภาพการผลิตแก๊สชีวภาพจากมูลวัวนมที่ร้อนและไม่ร้อน ร่วมกับของเสียอาหารเหลือทิ้ง (Food waste) โดยทำการศึกษาในสภาวะแบบมีโซฟิลิก ที่อุณหภูมิ 35 °C ในระบบแบบกะ ปรากฏว่าหลังจากการหมัก 30 วัน ระบบที่ใช้มูลวัวในส่วนที่ละเอียด มูลวัวที่หยาบ และมูลวัวที่ไม่ผ่านการร่อน สามารถผลิตแก๊สมีเทนได้ 302, 228 และ 241 L ล.กก.VS<sup>-1</sup> ตามลำดับ โดยร้อยละของแก๊สมีเทนในแก๊สชีวภาพได้ 93, 87 และ 90 ตามลำดับ ส่วนของเสียจากอาหารสามารถผลิตแก๊สมีเทนได้ 353 ล.กก.VS<sup>-1</sup> เมื่อมีการผสมรวมระหว่างมูลวัวต่อของอาหารเหลือทิ้งในอัตราส่วนร้อยละ 68: 32 และ 52: 48 เมื่อหมักได้ 30 วันสามารถผลิตแก๊สมีเทนได้ 282 และ 311 ล.กก.VS<sup>-1</sup> และมีร้อยละของแก๊สมีเทน 62 และ 59 ตามลำดับ

Callaghan F.J. et al., (1990) ได้ศึกษาประสิทธิภาพของการหมักแบบไร้ออกซิเจน โดยใช้วัสดุต่างกันคือ ใช้มูลวัวอย่างเดี่ยวและมูลวัวผสมกับกากตะกอนจากระบบบำบัดน้ำเสีย ผสมกับเศษอาหารและผสมกับมูลไก่ในสัดส่วนที่แตกต่างกัน โดยกากตะกอนจากระบบบำบัดน้ำเสียนั้นมาจาก ระบบ Dissolved air floatation ของโรงงานผลิตนมเปรี้ยวและกากตะกอนจากระบบ High-rate aerobic filtration ของโรงงานผลิตเบียร์ สำหรับวัสดุหมัก เศษผัก ผลไม้ เศษปลา และมูลไก่ ซึ่งถูกเจือจางด้วยน้ำจืดมีปริมาณร้อยละของของแข็งรวมเท่ากับ 9.2, 8.7, 7.5 และ 15 ตามลำดับ แล้วนำมาผสมกับมูลวัวตามสัดส่วน โดยถึงปฏิกิริยามีปริมาตร 1 ล. มีการกวนด้วยความเร็ว 120 รอบ/นาที ใช้อุณหภูมิในการหมักประมาณ 35 °C ทำการทดลองแบบครั้งคราวนาน 25 สัปดาห์ จากการศึกษาพบว่า การหมักมูลวัวผสมกับวัสดุหมักอื่นๆ ให้ปริมาณก๊าซสูงกว่ามูลวัวเพียงอย่างเดียว โดยการหมักมูลวัวผสมกับเศษผักและผลไม้มีการสะสมในการผลิตก๊าซมีเทนมากที่สุด และการหมักมูลวัวผสมกับเศษปลาหรือกากตะกอนจากโรงเบียร์จะให้ค่า Specific gas yield สูงขึ้นเมื่อเทียบกับการหมักมูลวัวเพียงอย่างเดียว ส่วนการหมักมูลวัวผสมกับเศษผักและผลไม้ผสมกับกากตะกอนจากโรงงานผลิตนมเปรี้ยวและผสมมูลไก่มีร้อยละของของแข็งรวมเท่ากับ 15 ทำให้ค่า Specific gas yield ลดลง นอกจากนี้วัสดุหมักที่มีความเข้มข้นของแอมโมเนียสูง เช่น มูลไก่ ยังมีผลให้ค่า Specific gas yield ลดลงอีกด้วย

จากการทบทวนงานวิจัยที่เกี่ยวข้องพบว่า ลักษณะและปริมาณเศษอาหารมักมีความแตกต่างกันในแต่ละพื้นที่ขึ้นอยู่กับสภาพสังคมการดำเนินชีวิตของคนในพื้นที่นั้นๆ แต่เศษอาหารยังมีความเหมาะสมที่จะนำมาใช้ผลิตเป็นก๊าซชีวภาพ แม้ว่าอาจมีผลกระทบจากกรดที่เกิดขึ้นในระบบ ซึ่งเป็นปัญหาที่สำคัญที่หลายงานวิจัยให้ความสนใจและคิดจะแก้ไขด้วยวิธีการต่างๆ ในหลายด้านที่เกี่ยวข้องสัมพันธ์กัน เช่น ด้านกายภาพการออกแบบถัง แยกส่วนเศษอาหารออกจากเชื้อ ใช้การเวียงตะกอนเชื้อเพื่อการความชื้นและเพิ่มความเป็นบัฟเฟอร์ในกับระบบ การกวนผสมเพื่อให้ก๊าซระเหยออกมาจากตะกอนเชื้อที่มีของแข็งแขวนลอยอยู่มาก ตลอดจนนำระบบลิชเบดไปประยุกต์ใช้ร่วมกับระบบ

อื่นให้มีประสิทธิภาพดีขึ้น ด้านคุณภาพการควบคุมปัจจัยภายใน กำหนดอัตราส่วน S/I ให้อาหารมีเพียงพอดังปริมาณจุลินทรีย์ทำให้ไม่เกิดการขาดสารอาหารหรือมีสารอาหารมากเกินไปจนเกิดการสะสมของกรดไขมันระเหย การใช้วัสดุหมักร่วมที่มี C สูงหรือวัสดุที่มีค่า C/N อยู่ในช่วงที่เหมาะสมมากกว่าร่วมกับเศษอาหารเพื่อปรับปรุงการย่อยสลายให้เร็วขึ้น การเติมด่างเพื่อปรับสภาพพีเอชเมื่อระบบมีบัพเฟอร์ไม่เพียงพอ ไปจนถึงการติดตามผลของปริมาณจุลินทรีย์ในระบบจากค่า VSS ที่ส่งผลกระทบต่อกรดไขมันระเหยไปใช้ สิ่งเหล่านี้จึงมีความสำคัญต่อการนำไปใช้กำหนดสถานะการเดินระบบ ซึ่งสำหรับการทดลองนี้มีกำหนดปริมาณสารอินทรีย์โดยใช้อัตราส่วน S/I ให้มีค่าใกล้เคียงกับ 1 อยู่ในช่วง 0.5-1.25 เนื่องจากไม่มีการทดลองในส่วนของการหาอัตราส่วนระหว่างเศษอาหารกับเชื้อที่เหมาะสม ซึ่งไม่มีการกำหนดรูปแบบที่ชัดเจนขึ้นอยู่กับวัสดุหมัก จึงอาศัยค่าจากการทดลองที่ใกล้เคียงของ Brayan A. Parra-Orobio, (2017) และ Anette T. Jansson, (2019) ที่แนะนำให้ใช้อัตราส่วน S/I ที่ต่ำกว่า 1 และ TS ต่ำกว่าร้อยละ 20 มาทำการทดลอง นอกจากนี้มีการออกแบบถังให้มีอัตราการเวียนน้ำชะสูงขึ้น โดยใช้อุปกรณ์ปั้มน้ำ ใบพัดกวนผสมและแยกส่วนเศษอาหารกับเชื้อออกจากกัน เพื่อแก้ไขปัญหาการสะสมของกรด เพิ่มการกระจายความชื้นช่วยเร่งการย่อยสลาย เพิ่มความเป็นบัพเฟอร์ให้เพียงพอโดยไม่ต้องเติมด่าง และเพิ่มประสิทธิภาพการหมักย่อยให้กับระบบ

ลิขสิทธิ์มหาวิทยาลัยเชียงใหม่  
Copyright© by Chiang Mai University  
All rights reserved

## บทที่ 3

### วิธีการดำเนินงานวิจัย

#### 3.1 การศึกษาลักษณะของเศษอาหารและเชื้อตั้งต้น

เศษอาหารที่ใช้ในการวิจัยได้จากการเก็บรวบรวมเศษอาหารจากโรงอาหารคณะวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยเชียงใหม่ โดยนำมาเก็บไว้ในห้องเย็นอุณหภูมิ 4 °C ก่อนทำการทดลอง นำเศษอาหารมาทำการบด ตัด เพื่อลดขนาดให้มีขนาดประมาณ 3 ถึง 4 ซม. ดังรูป 3.1 และควบคุมลักษณะวัตถุดิบให้มีลักษณะเดียวกัน หลังจากนั้นทำการเก็บตัวอย่างขยะดังกล่าวมาวิเคราะห์ค่าของแข็งรวม ของแฉะระเหย และ นำผลมาคำนวณหาอัตราส่วนระหว่างเศษอาหารกับเชื้อ เพื่อกำหนดปริมาณที่ต้องเติมเข้าสู่ระบบ ดังรูป 3.2



รูปที่ 3.1 การเตรียมวัตถุดิบเศษอาหาร



รูปที่ 3.2 การศึกษาลักษณะของขยะเศษอาหารและเชื้อตั้งต้น

ส่วนเชื้อตั้งต้นที่นำมาใช้ในการวิจัย เป็นเชื้อจากบ่อหมักย่อยไร้อากาศของฟาร์มสุกร บริษัท โฟร์ ที จำกัด 503 หมู่ 11 ถ. เชียงใหม่-ฮอด ตำบลคอยหล่อ อำเภอคอยหล่อ จังหวัดเชียงใหม่ ซึ่งเป็นระบบบำบัดแบบพลาสติกคลุมบ่อ Covered lagoon

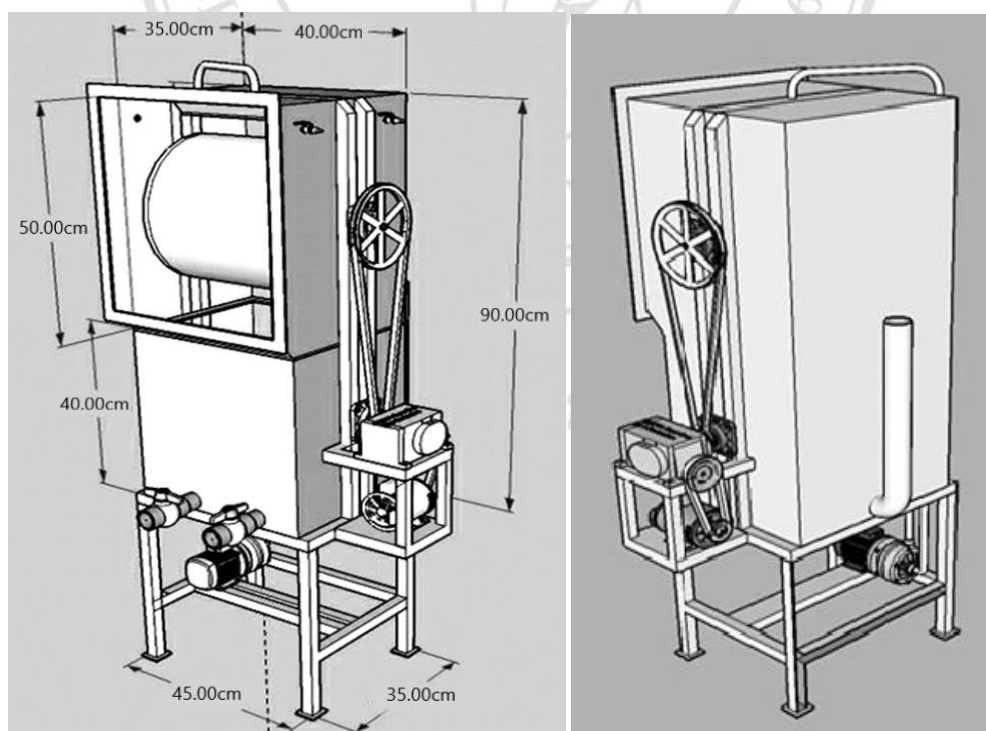


รูปที่ 3.3 เชื้อและลักษณะของบ่อหมักย่อยไร้อากาศจากฟาร์มสุกร

### 3.2 ลักษณะถังปฏิกรณ์

ถังปฏิกรณ์ไร้อากาศแบบแห้ง เป็นถังสแตนเลส รูปทรงสี่เหลี่ยมโดยตัวถังปฏิกรณ์มีความกว้าง 0.35 ม. ยาว 0.40 ม. และสูง 0.90 ม. คิดเป็นปริมาตรประมาณ 0.126 ลบ.ม. แบ่งออกเป็น 2 ส่วนคือ ส่วนบนเป็นสแตนเลสรูปทรงกระบอกขนาดเส้นผ่าศูนย์กลาง 10 นิ้ว ยาว 14 นิ้ว ยึดติดกับแกนหมุนใช้สำหรับเก็บเศษอาหารสามารถเก็บขยะได้สูงสุด 17 ล. และ ส่วนล่างใช้เก็บน้ำชะขยะกับตะกอนเชื้อซึ่งมีความจุสูงสุด 50 ล.

การนำขยะเข้าและออกจากถังปฏิกรณ์ทำโดยการเปิดฝาครอบแบบอะคริลิกใส แล้วบรรจุขยะลงในกล่องสแตนเลสทรงกระบอกที่มีพื้นผิวเป็นช่องตาราง ด้านบนของถังปฏิกรณ์จะมีการต่อท่อเวียนน้ำชะขยะจากด้านล่าง โดยตัวถังปฏิกรณ์จะมีมอเตอร์ขนาด  $\frac{1}{4}$  แรงม้า สำหรับการหมุนแกนหลักของกล่องเก็บเศษอาหารและใบพัดกวานที่ต่อพ่วงกัน ใช้ปั้มน้ำขนาด 0.75 กิโลวัตต์ สำหรับการเวียนน้ำชะขยะ นอกจากนี้การเก็บตัวอย่างและการตรวจวัดพารามิเตอร์ต่างๆสามารถทำผ่านท่อขนาด 2 นิ้ว ที่อยู่บริเวณด้านล่าง ส่วนการเติมค้างหรือสารอาหารเพิ่มเติมจะใส่จากท่อด้านหลังของถังปฏิกรณ์ ดังรูปที่ 3.4 – 3.5

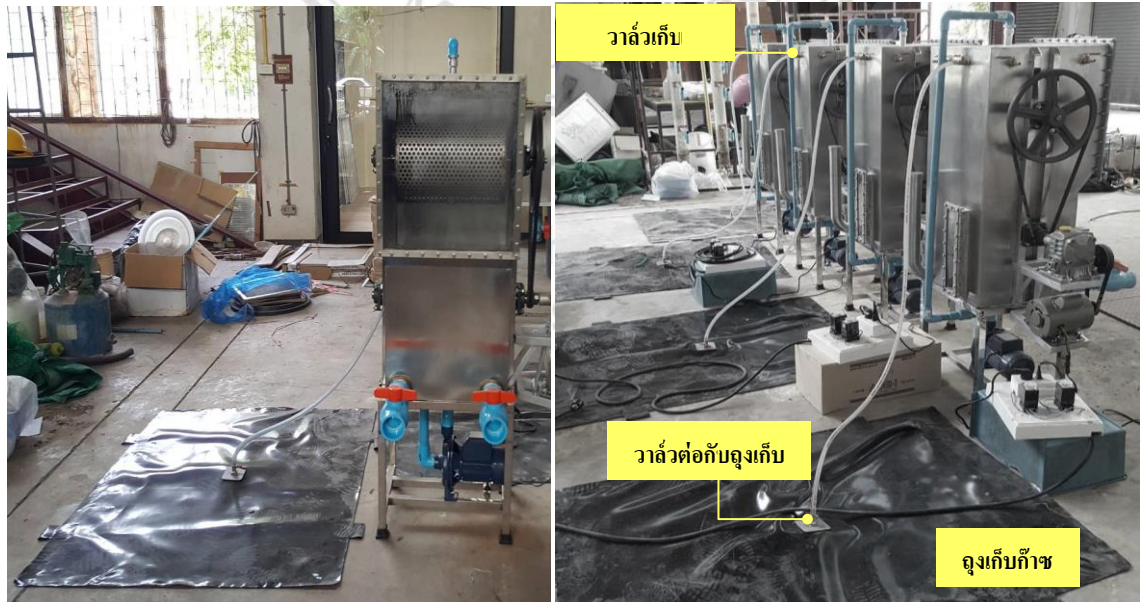


รูปที่ 3.4 รูปแบบแปลนโครงสร้างด้านหน้า-หลังของถังปฏิกรณ์แบบ percolation



รูปที่ 3.5 ถังปฏิกรณ์แบบ percolation ทั้งหมด

ถังปฏิกรณ์แบบ percolation ถูกติดตั้งบริเวณภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยเชียงใหม่ โดยตัวถังปฏิกรณ์จะมีการต่อฟางถุงเก็บก๊าซ ซึ่งลักษณะการวางถุงเก็บก๊าซแสดงดังรูปที่ 3.6 ถุงเก็บก๊าซที่ใช้ในระบบทำจากพลาสติกประเภท โพลีเอทิลีน (polyethylene, PE) มีปริมาตร 150 ลิ.



รูปที่ 3.6 ลักษณะถุงเก็บก๊าซที่ต่อกับถังปฏิกรณ์ของระบบ percolation

ปริมาณก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นในระบบ ทำการวัดได้โดยใช้มิเตอร์สำหรับวัดปริมาณก๊าซ โดยเก็บก๊าซต่อมิเตอร์ผ่านปั๊มสุญญากาศเพื่อดูดก๊าซออกจากถุงเก็บก๊าซ แล้วอ่านปริมาตรของก๊าซที่ผ่านมิเตอร์ ดังรูปที่ 3.7



รูปที่ 3.7 ลักษณะมิเตอร์วัดปริมาณก๊าซชีวภาพ

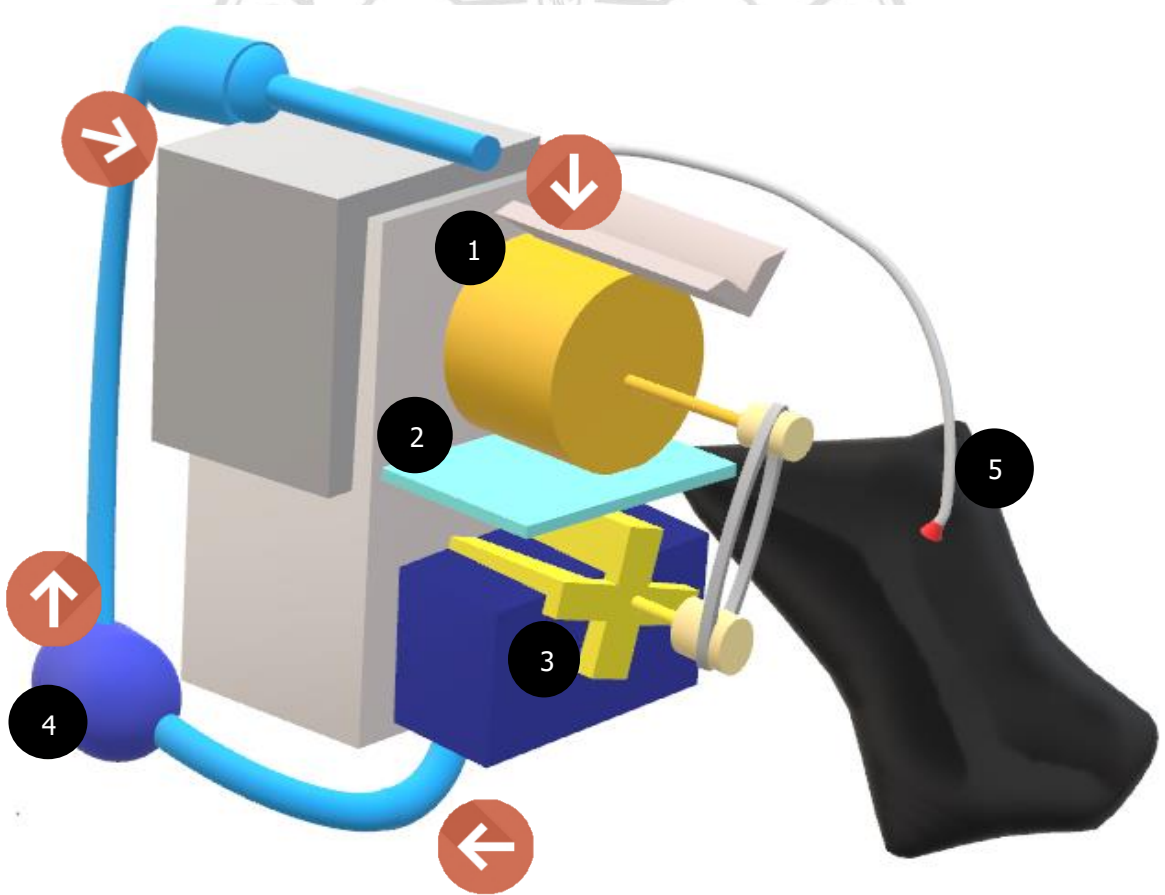
#### องค์ประกอบของก๊าซชีวภาพ

สามารถวิเคราะห์องค์ประกอบของก๊าซชีวภาพที่ผลิตได้จากระบบ โดยใช้ถุงเก็บตัวอย่างก๊าซชีวภาพขนาด 1 ลิตร เพื่อนำมาวิเคราะห์โดยใช้เครื่อง Multichannel Portable Gas Analyzer รุ่น GFM406 ดังรูปที่ 3.8



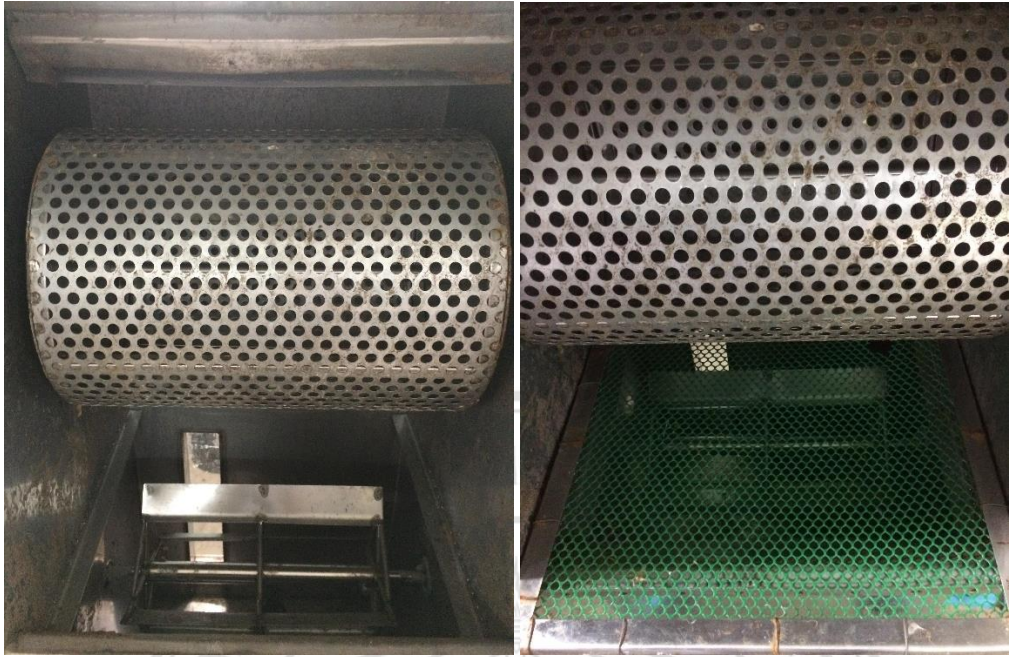
รูปที่ 3.8 ถุงเก็บตัวอย่างก๊าซชีวภาพและเครื่อง Multichannel Portable Gas Analyzer (GFM406)

การทำงานภายในถังจะเริ่มต้นที่น้ำชะจากขยะเศษอาหารจะไหลจากด้านบนลงสู่ด้านล่างถัง ซึ่งเป็นการไหลแบบ down flow โดยจะไหลผ่านรางน้ำด้านบนสุดเพื่อกระจายน้ำลงมายังกล่องใส่เศษอาหาร จากนั้นจึงซึมและชะเอาสารอินทรีย์ออกมาผ่านตะแกรงดักเศษอาหารขนาด 1 มม. ไปรวมกันกับตะกอนเชื้อด้านล่างซึ่งมีใบพัดกวนผสมอยู่ เป็นแบบกังหัน (paddle wheel) 4 ใบพัด ใช้กวนผสมเพื่อทำให้น้ำที่ชะสารอินทรีย์ลงมาอยู่ในสภาพแขวนลอย (Suspension) และเกิดการสัมผัส (Contact) กันระหว่างสารอาหาร (Substrate) กับจุลินทรีย์ เป็นการเพิ่มประสิทธิภาพของระบบป้องกันการเกิดการสะสมของสารอาหารตามจุดต่างๆของถังหมัก และทำให้ของเหลวภายในถังหมักมีสภาพเป็นเนื้อเดียวกัน (Homogenous) กระบวนการหมักย่อยที่สมบูรณ์จะทำให้เกิดก๊าซชีวภาพซึ่งจะลอยขึ้นสู่ด้านบนถังมีวาล์วเชื่อมต่อไปยังถังเก็บก๊าซ ส่วนน้ำชะจากขยะเศษอาหารที่ผสมกับตะกอนเชื้อจะถูกเวียนกลับขึ้นมาในระบบใหม่ผ่านปั๊ม แสดงดังรูปที่ 3.9-3.11

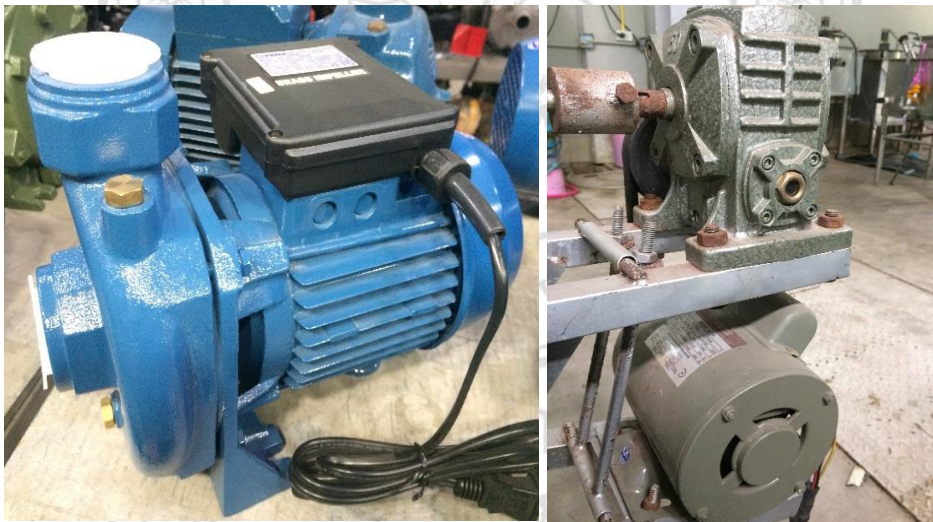


รูปที่ 3.9 ลักษณะภายในถังปฏิกรณ์ มีรายละเอียดดังนี้

1. กล่องเก็บเศษอาหาร 2. ตะแกรงดักเศษอาหาร 3. ใบพัดกวนผสม 4. ปั๊มน้ำ 5. ถังเก็บก๊าซ



รูปที่ 3.10 ลักษณะของกล่องเก็บเศษอาหาร ใบพัดแบบกึ่งหัน (paddle wheel) และตะแกรง



รูปที่ 3.11 ลักษณะปั้มน้ำ และมอเตอร์ที่ต่อกับใบพัดและกล่องเก็บเศษอาหาร

### 3.3 การเดินระบบหมักไร้อากาศแบบแห้ง ทำการศึกษาตามสภาวะต่างๆ ดังต่อไปนี้

#### 3.3.1 การศึกษาอัตราส่วนปริมาณเศษอาหารต่อเชื้อจุลินทรีย์ S/I ที่เหมาะสม

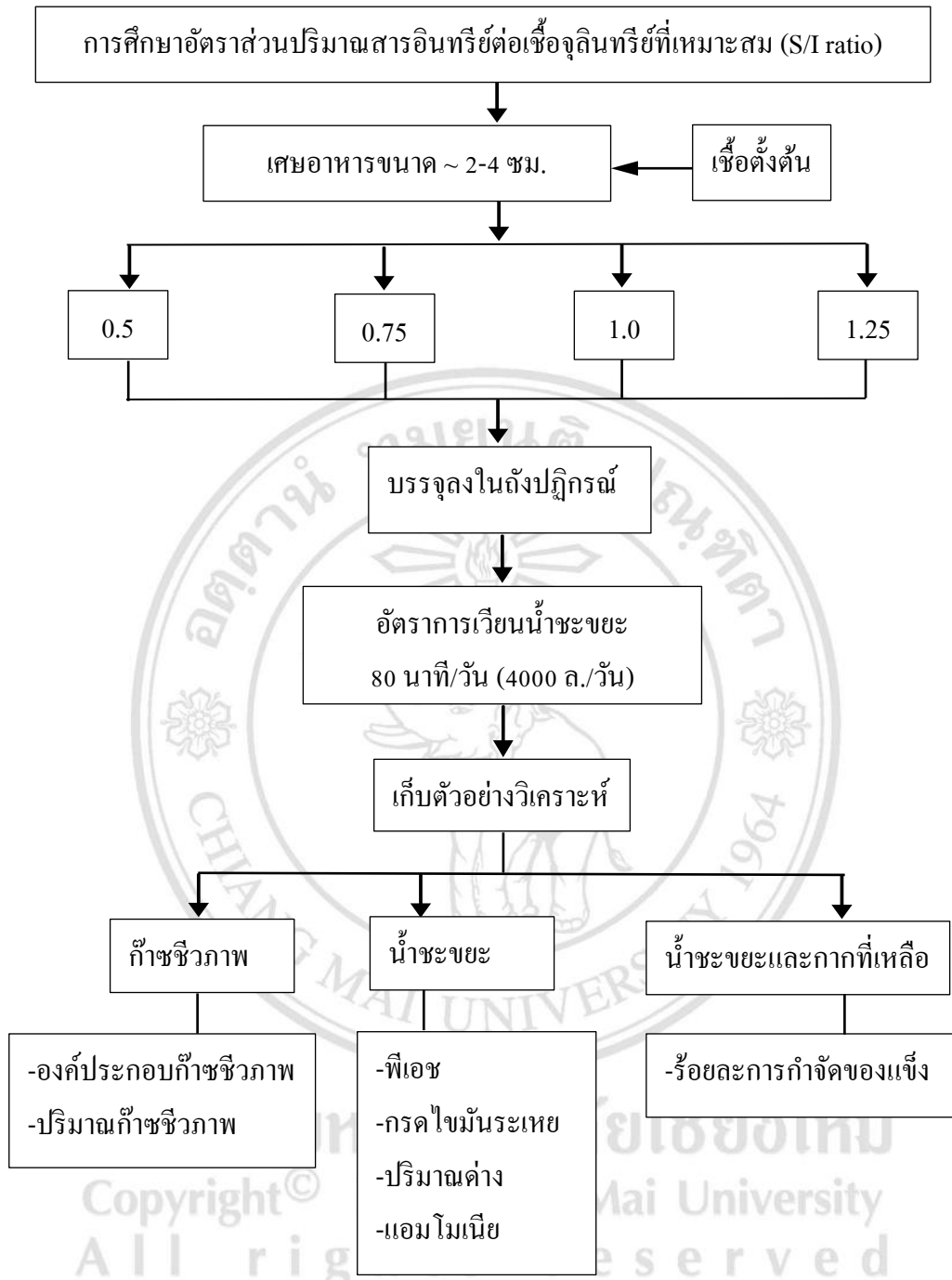
เริ่มต้นระบบโดยการเติมขยะเข้าสู่ถังปฏิกรณ์หมักย่อยไร้อากาศแบบแห้งที่อัตราส่วนเศษอาหารต่อเชื้อตั้งต้นที่ 0.5 0.75 1.0 และ 1.25 กก.ของแข็งระเหยเศษอาหารต่อกก.ของแข็งระเหยเชื้อ ในถังปฏิกรณ์ A1 A2 A3 และ A4 ตามลำดับ โดยมีปริมาณเชื้อตั้งต้นเท่ากับ 40 ล. หลังจากเติมขยะผสมเข้าสู่ระบบ มีการเวียนน้ำชะขยะแบบต่อเนื่องที่อัตรา 80 นาที/วัน คิดเป็นปริมาณ 4,000 ล./วัน จากนั้นทำการเดินระบบจนเข้าสู่สภาวะคงที่จึงหยุดเดินระบบ โดยสภาวะคงที่พิจารณาจากค่าร้อยละก๊าซมีเทนลดลงมากกว่า 20 หรือระบบมีการสะสมตัวของกรดไขมันระเหยจนทำให้มีอัตราส่วนกรดไขมันระเหยต่อความเป็นด่างสูงมากกว่า 0.8 (Henze 1997) หรือมีค่าพีเอชน้อยกว่า 6.2 (Luis F. Diaz et al., 1993)

#### 3.3.2 การศึกษาอัตราการเวียนน้ำชะขยะที่อัตราสูง 4,000 ล./วัน และอัตราต่ำกว่า

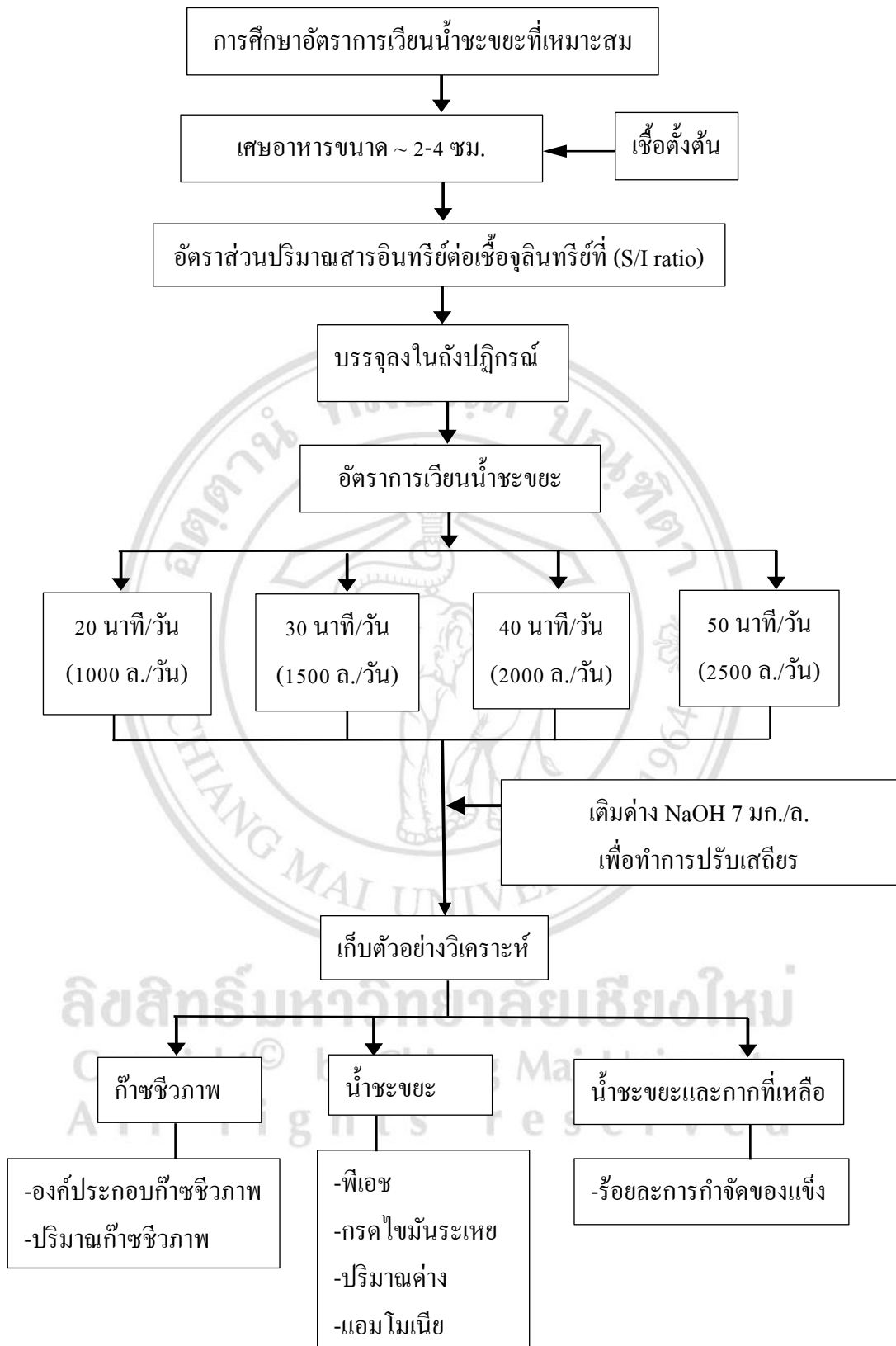
ทำการเดินระบบโดยใช้อัตราส่วนเศษอาหารต่อเชื้อตั้งต้นเดิมที่เหมาะสมที่สุดจากการทดลองแรก แต่ลดเวลาในการเวียนน้ำชะขยะลง กำหนดเวลาที่ 20 นาที/วัน (1,000 ล./วัน) 30 นาที/วัน (1,500 ล./วัน) 40 นาที/วัน (2,000 ล./วัน) และ 50 นาที/วัน (2,500 ล./วัน) ในถังปฏิกรณ์ B1 B2 B3 และ B4 ตามลำดับ มีปริมาณเชื้อตั้งต้นเท่ากับ 40 ล. และมีการปรับสภาพพีเอชโดยการเติมด่าง NaOH ระหว่างเดินระบบ จากนั้นทำการเดินระบบต่อจนเข้าสู่สภาวะคงที่จึงหยุดระบบ โดยสภาวะคงที่พิจารณาเหมือนกับข้อ 3.3.1 สภาวะการเดินระบบแสดงในตารางที่ 3.1 และรูปที่ 3.12 ก.-ข.

#### 3.3.3 การศึกษาการปรับสภาพพีเอชด้วยการเติมด่าง NaOH ให้กับระบบ ตารางที่ 3.1 สภาวะที่ใช้ในการทดลองที่ 1 และ 2

	การทดลองที่ 1				การทดลองที่ 2				
พารามิเตอร์	A1	A2	A3	A4	B1	B2	B3	B4	หน่วย
อัตราส่วน S/I	0.5	0.75	1.0	1.25	0.5	0.5	0.5	0.5	กก.VS <sub>ขยะ</sub> /กก.VS <sub>เชื้อ</sub>
ขยะเศษอาหาร	2.07	3.45	4.83	6.21	2.11	2.11	2.11	2.11	กก.น.น.เปียก
อัตราการเวียน	4,000	4,000	4,000	4,000	1,000	1,500	2,000	2,500	ล./วัน
เวลาการเวียน	80	80	80	80	20	30	40	50	นาที
เชื้อตั้งต้น	40	40	40	40	40	40	40	40	ล.



รูปที่ 3.12 ก. แผนผังการศึกษาอัตราส่วนปริมาณเศษอาหารต่อเชื้อจุลินทรีย์ S/I ที่เหมาะสม



รูปที่ 3.12 ข. แผนผังการศึกษาอัตราการเวียนน้ำชะขยะที่เหมาะสมจากปริมาณน้ำชะขยะที่ต่างกัน

### 3.4 พารามิเตอร์ที่ศึกษา

พารามิเตอร์ที่ศึกษาและวิธีการวิเคราะห์แสดงในตารางที่ 3.2

ตารางที่ 3.2 พารามิเตอร์ที่ศึกษาและวิธีการวิเคราะห์

ลักษณะตัวอย่าง	พารามิเตอร์	วิธีวิเคราะห์	อ้างอิง / เครื่องมือ ที่ใช้วิเคราะห์
ขยะที่บรรจุเข้า	ค่าของแข็งรวม (%)	Gravimetric method	APHA, 2005
ถังปฏิกรณ์และ น้ำออกจากถัง ปฏิกรณ์	ค่าของแข็งระเหย (%)	Gravimetric method	APHA, 2005
	ค่าพีเอช	วัดโดยตรง	pH meter (HORIBA pH METER F-71)
	ค่าออกซิเดชันรีดักชัน (มิลลิโวลต์)	วัดโดยตรง	redox electrode Blueline 31 Rx (SCHOTT Lab 850)
	ค่าแอมโมเนียไนโตรเจน (มก./ล.)	Titration method	Standard Methods (4500-NH <sub>3</sub> C.)
	ค่าความเป็นด่าง (มก./ล.ของแคลเซียม คาร์บอเนต)	Titration method	Lahav and Morgan, 2004
	ค่ากรดไขมันระเหย (มก./ล.ของกรดอะซิติก)	Distillation method	Lahav and Morgan, 2004
	ของแข็งแขวนลอยระเหย (มก./ล.)	Gravimetric method	APHA, 2005
ก๊าซชีวภาพ ที่ผลิตได้	ปริมาณก๊าซ (ล.)		Gas meter (YAZAKI VY2A)
	องค์ประกอบก๊าซ (%)	Multichannel Portable Gas Analyzer/ Gas Chromatography	Multichannel Portable Gas Analyzer (GFM406) / APHA, 2005

การเก็บตัวอย่างและความถี่ในการวิเคราะห์แสดงในตาราง 3.3

ตารางที่ 3.3 การเก็บตัวอย่างและความถี่ในการวิเคราะห์

พารามิเตอร์ที่วิเคราะห์	ตัวอย่างที่นำมาวิเคราะห์	จำนวนครั้งที่วิเคราะห์ในการดำเนินงานวิจัย
พีเอช	น้ำออกจากระบบ	ทุกวัน
ออกซิเจนที่อิ่มตัว	น้ำออกจากระบบ	ทุกวัน
อุณหภูมิ	น้ำออกจากระบบ	ทุกวัน
ของแข็งรวม	ขยะที่เข้าระบบ น้ำออกจากระบบ	2 ครั้ง ก่อน-หลัง (ขยะ) 2 ครั้ง/สัปดาห์ (น้ำชะขยะ)
ของแข็งระเหย	ขยะที่เข้าระบบ น้ำออกจากระบบ	2 ครั้ง ก่อน-หลัง (ขยะ) 2 ครั้ง/สัปดาห์ (น้ำชะขยะ)
ของแข็งแขวนลอยระเหย	น้ำออกจากระบบ	2 ครั้ง/สัปดาห์
ความเป็นด่าง	น้ำออกจากระบบ	2 ครั้ง/สัปดาห์
กรดไขมันระเหย	น้ำออกจากระบบ	2 ครั้ง/สัปดาห์
แอมโมเนียไนโตรเจน	น้ำออกจากระบบ	2 ครั้ง/สัปดาห์
ปริมาณก๊าซชีวภาพ	ก๊าซชีวภาพจากระบบ	ทุกวัน
องค์ประกอบก๊าซ	ก๊าซชีวภาพจากระบบ	2 ครั้ง/สัปดาห์

### 3.5 สถานที่ในการวิจัยและรวบรวมข้อมูล

การดำเนินการวิจัยภายในห้องปฏิบัติการภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยเชียงใหม่

## บทที่ 4

### ผลการทดลองและอภิปรายผลการทดลอง

การศึกษาการหมักขยะจากเศษอาหารด้วยถังปฏิกรณ์หมักย่อยไร้อากาศ percolation ทำการทดลองแบบกะ เพื่อหาอัตราการเวียนน้ำขยะและอัตราส่วนเศษอาหารต่อเชื้อตั้งต้นที่เหมาะสมกับการเดินระบบ โดยมีผลการศึกษาดังต่อไปนี้

#### 4.1 ลักษณะสมบัติของขยะและเชื้อตั้งต้นที่ใช้ในการศึกษา

การกำหนดประเภทของระบบหมักย่อยแบบไร้อากาศใช้ค่าของแฉักรวมและความชื้นเป็นเกณฑ์ จากการวิเคราะห์ค่าของแฉักรวมของขยะเศษอาหารพบว่าอยู่ในช่วงมากกว่าร้อยละ 15 จึงถือว่าเป็นวัตถุดิบในระบบการหมักย่อยไร้อากาศแบบแห้ง (Mata-Alvarez et al., 2000) ปริมาณของแฉักรวมจะสัมพันธ์กับความชื้น มีผลต่อการกระจายตัวของเชื้อและสารอาหาร (Kayhanian and Hardy, 1994) รายละเอียดลักษณะสมบัติของขยะเศษอาหารและเชื้อตั้งต้นที่ใช้ในการทดลอง แสดงดังตารางที่ 4.1 โดยทำการวัดพารามิเตอร์ต่างๆจำนวน 3 ซ้ำ (n=3)

ตารางที่ 4.1 ลักษณะของขยะเศษอาหารและเชื้อตั้งต้นในการทดลองที่ 1 และการทดลองที่ 2

การทดลองที่ 1		
พารามิเตอร์ที่วิเคราะห์	ขยะอินทรีย์ (Mean±SD)	เชื้อตั้งต้น (Mean±SD)
พีเอช	4.4 ± 0.12	7.2 ± 0.16
ค่าความหนาแน่น (กก./ลบ.ม.)	1,012 ± 24	994 ± 18
ค่าความชื้น (%)	80.6 ± 3.15	95.27 ± 0.25
ค่าของแฉักรวม (%)	19.4 ± 3.27	4.92 ± 0.28
ค่าของแฉักระเหย (%)	18.26 ± 3.42	2.18 ± 0.21
ค่าของแฉัจแขวนลอยระเหย (มก./ล.)	-	41,190 ± 1,872

ตารางที่ 4.1 ลักษณะของขยะเศษอาหารและเชื้อตั้งต้นในการทดลองที่ 1 และการทดลองที่ 2 (ต่อ)

การทดลองที่ 2		
พารามิเตอร์ที่วิเคราะห์	ขยะอินทรีย์ (Mean±SD)	เชื้อตั้งต้น (Mean±SD)
พีเอช	4.6 ± 0.17	7.2 ± 0.21
ค่าความหนาแน่น (กก./ลบ.ม.)	1,172 ± 28	1.008 ± 14
ค่าความชื้น (%)	79.38 ± 3.54	95.35 ± 0.32
ค่าของแข็งรวม (%)	20.62 ± 3.38	4.65 ± 0.44
ค่าของแข็งระเหย (%)	17.97 ± 3.62	1.82 ± 0.39
ค่าของแข็งแขวนลอยระเหย (มก./ล.)	-	26,965 ± 2,248

#### 4.2 ผลของปริมาณสารอินทรีย์จากเศษอาหารที่มีต่อการผลิตก๊าซชีวภาพ

จากการเดินระบบพบว่า ถังปฏิกรณ์ A1 A2 A3 และ A4 มีอุณหภูมิเฉลี่ย  $26 \pm 1.37$  °C ซึ่งใกล้เคียงช่วงอุณหภูมิที่เมโซฟิลิก คือช่วง 20 ถึง 45 °C และเป็นอุณหภูมิที่เหมาะสมกับแบคทีเรียเมทาโนเจนสปีชีส์เมโซฟิลิก ซึ่งเป็นแบคทีเรียส่วนใหญ่ในระบบที่ผลิตก๊าซชีวภาพ

ก๊าซชีวภาพที่ได้รับจากถังปฏิกรณ์ A1 A2 A3 และ A4 ตลอดการเดินระบบ 21 วัน มีปริมาณก๊าซชีวภาพสะสม 162.9 186.6 292.7 และ 305.5 ล. ตามลำดับ (รูปที่ 4.1) มีค่าสัดส่วนมีเทนเฉลี่ยที่ร้อยละ 34.9 31.5 9.7 และ 8.4 ตามลำดับ (รูปที่ 4.4) ซึ่งพบว่าผลที่ได้มีค่าต่ำ เนื่องจากการปรับสภาพพีเอชของเศษอาหารตั้งแต่เริ่มต้นการทดลอง ทำให้สภาพพีเอชอาจจะไม่เหมาะสมกับการเดินระบบ ค่าที่ได้ใกล้เคียงกับการทดลองของ วรินทร์ เทพวรรณ (2553) ที่พบว่าการหมักขยะเศษอาหารร่วมกับเศษไม้ โดยใช้มูลวัวเป็นเชื้อตั้งต้นสามารถผลิตก๊าซชีวภาพที่มีก๊าซมีเทนเฉลี่ยในช่วงร้อยละ 19-30 ในระยะเวลา 30 วันแรก ส่วนค่ามีเทนยึดต่อกับ 180.5 105.9 61.1 และ 45.69 ล.(มีเทน)/กก. VS ตามลำดับ เมื่อพิจารณาค่าพีเอชและค่าออกซิเดชันรีดักชันพบว่าในถังปฏิกรณ์ A1 และ A2 มีค่าอยู่ในช่วงที่เหมาะสมในวันที่ 1-11 มีค่าพีเอช 7.3 ถึง 6.8 จากนั้นจึงมีค่าลดลงจนถึง 5.5 ในวันที่ 18 และ 17 จึงทำให้ไม่เกิดก๊าซชีวภาพ ถังปฏิกรณ์ A3 และ A4 มีค่าพีเอชลดลงในช่วงแรก ตั้งแต่วันที่ 2 คือ 6.7 และ 6.2 ตามลำดับ จนกระทั่งวันที่ 15 และ 12 ไม่มีก๊าซเกิดขึ้น ค่าพีเอชอยู่ที่ 5.2 (รูปที่ 4.2) ซึ่งค่าพีเอชเป็นตัวกำหนดเสถียรภาพของระบบโดย McCarty (1964) แนะนำว่าค่าพีเอชที่เหมาะสมสำหรับการทำงานของจุลินทรีย์ในระบบการหมักย่อยไร้อากาศอยู่ในช่วงระหว่าง 6.6 ถึง 7.6 ซึ่งถ้าค่าพีเอชต่ำกว่า 6.6 หรือสูงกว่า 7.6 จะยับยั้งการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ทำให้ประสิทธิภาพในการย่อยสลาย

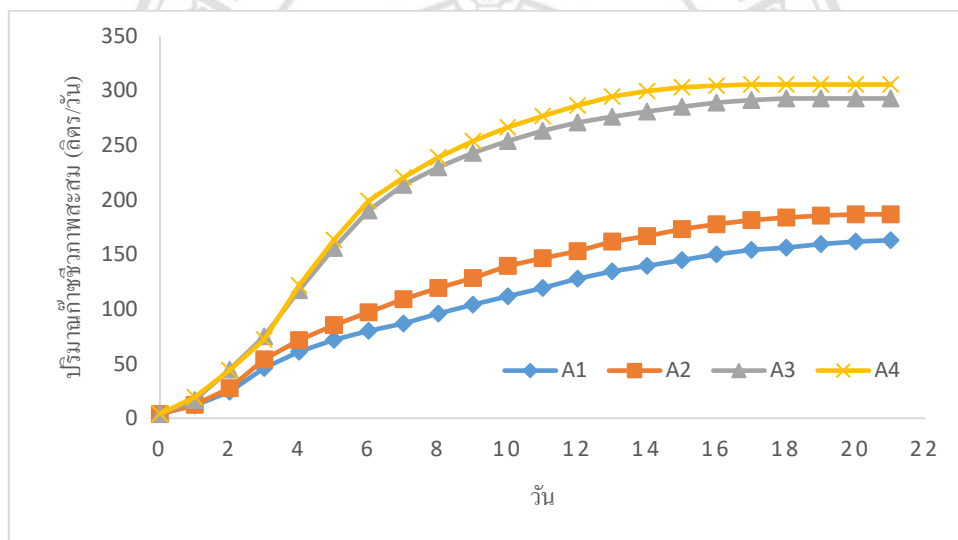
สารอินทรีย์ของแบคทีเรียผลิตมีเทนลดลงอย่างรวดเร็ว และถ้าหากพีเอชลดลงต่ำกว่า 5 (ค่าวิกฤต) จะหยุดกระบวนการย่อยและหมักทั้งหมดหรืออีกนัยหนึ่งก็คือแบคทีเรียคาย Methanogen นั้นอ่อนไหวต่อความเป็นกรดอย่างมาก และจะไม่เจริญเติบโตหากพีเอชต่ำกว่า 6.5 ซึ่งหากพบว่าพีเอชลดลงเกินช่วงที่เหมาะสม สามารถแก้ไขได้โดยวิธีการเติมด่าง หรือลดปริมาณสารอินทรีย์(อัตราส่วนเศษอาหารต่อเชื้อ)ลง เพื่อลดความเข้มข้นของกรดไขมันระเหยที่ถูกระบายออกมา

ส่วนค่าออกซิเดชันรีดักชันพบว่าในถังปฏิกรณ์ A1และA2 มีค่าใกล้เคียงกันอยู่ในช่วงระหว่าง -277.7 ถึง -339.9 ถึงถังปฏิกรณ์ A3และA4 มีค่าออกซิเดชันรีดักชันไม่ต่างกันมากนัก โดยถังปฏิกรณ์ A3 มีค่าต่ำสุดในวันที่ 5 คือ -204.1 มิลลิโวลต์ (รูปที่ 4.3) Gerard (2003) พบว่าตามปกติแล้วค่าออกซิเดชันรีดักชันที่เหมาะสมกับจุลินทรีย์สร้างมีเทนในระบบหมักย่อยแบบ ไร้อากาศมีค่าประมาณ -300 มิลลิโวลต์ ซึ่งมีความใกล้เคียงกับของถังปฏิกรณ์ทั้งสี่

ค่าเฉลี่ยก๊าซชีวภาพของถังปฏิกรณ์ A1 A2 A3และ A4 นั้นมีค่า 7.4 8.9 15.4 และ17.0 ลิ./วัน ตามลำดับ แต่เมื่อพิจารณาค่าสัดส่วนร้อยละก๊าซมีเทนเฉลี่ย ดังรูปที่ 4.4 พบว่าถังปฏิกรณ์ A1และA2 มีสูงกว่าถัง A3และA4 อย่างมาก โดยเฉพาะถังปฏิกรณ์ A1 มีค่าร้อยละก๊าซมีเทนเฉลี่ยสูงสุด สาเหตุที่ถังปฏิกรณ์ A3 และA4 มีค่าร้อยละมีเทนเฉลี่ยต่ำเนื่องจากทั้งสองถังมีปริมาณสารอินทรีย์จากเศษอาหารที่สูงกว่าจึงมีโอกาสเกิดการสะสมตัวของกรดไขมันระเหยได้ง่ายกว่า อีกทั้งการเวียนน้ำชะขยะที่อัตราสูงทำให้กรดไขมันระเหยถูกระบายออกมาในช่วงแรกของการเดินระบบเป็นจำนวนมากและมีความเข้มข้นของกรดมากกว่าถังปฏิกรณ์ A1และA2 ที่มีสารอินทรีย์จากเศษอาหารน้อยกว่า ถึงแม้ว่าแต่ละถังถูกกำหนดให้มีการเวียนน้ำชะขยะในปริมาณเท่ากันก็ตาม

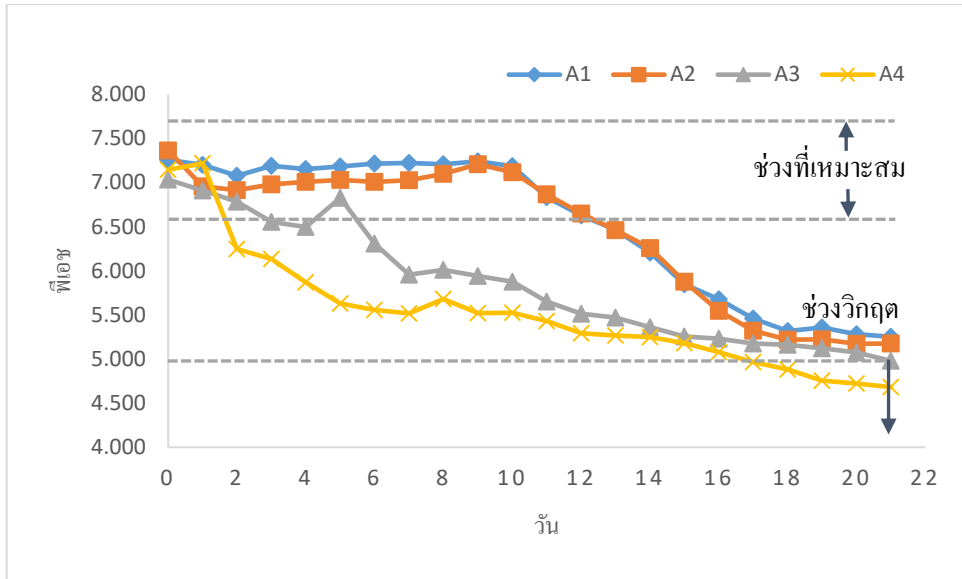
ค่าอัตราส่วนระหว่างกรดไขมันระเหยต่อความเป็นด่างของทุกถังเท่ากับ 0.11 เมื่อเริ่มการทดลอง (รูปที่ 4.7) จากนั้นทำการเวียนน้ำชะพบว่าถังปฏิกรณ์ทั้งสี่ถังมีค่าเพิ่มขึ้นอย่างต่อเนื่องในช่วง 16 วัน หลังจากนั้นจึงเริ่มลดลง โดยค่าอัตราส่วนระหว่างกรดไขมันระเหยต่อความเป็นด่างสูงสุดของถัง A1, A2, A3 และ A4 เท่ากับ 0.76 0.86 1.06 และ 1.24 ตามลำดับ ซึ่งอัตราส่วนดังกล่าวมีความสัมพันธ์กับการเปลี่ยนแปลงพีเอช กล่าวคือ เมื่ออัตราส่วนของกรดไขมันระเหยต่อความเป็นด่างทั้งหมดมีค่ามากพีเอชจะต่ำและเมื่ออัตราส่วนของกรดไขมันระเหยต่อความเป็นด่างทั้งหมดน้อยพีเอชจะสูงขึ้น สาเหตุที่ค่าอัตราส่วนเพิ่มขึ้นเกิดจากเชื้อแบคทีเรียไม่สามารถนำกรดไขมันระเหยไปใช้ในการผลิตก๊าซชีวภาพในระบบได้หมดในคราวเดียวเนื่องจากกรดไขมันระเหยมีจำนวนมาก ส่งผลให้ค่าพีเอชต่ำลง จึงมีผลกระทบกับกิจกรรมของจุลินทรีย์ Ahring et al., (1995) พบว่าค่าอัตราส่วนระหว่างกรดไขมันระเหยต่อค่าความเป็นด่างที่เหมาะสมควรอยู่ในช่วงประมาณ 0.4 แต่ไม่ควรเกิน 0.8 ซึ่งเป็น

ช่วงวิกฤต จะมีผลยับยั้งการทำงานของจุลินทรีย์ผลิตก๊าซชีวภาพ จากผลการศึกษาพบว่าเมื่อเลี้ยงถึง A1 ที่มีค่าอัตราส่วนดังกล่าวไม่เกินช่วงค่าที่กำหนด โดยค่ากรดไขมันระเหยและค่าความเป็นด่างที่วิเคราะห์ได้มีค่าสูงสุดที่ 6,050 และ 4,600 มก./ล.(CaCO<sub>3</sub>) ตามลำดับ (รูปที่ 4.5-4.6) และในช่วงสุดท้ายของการหมักพบว่าค่ากรดไขมันระเหยมีแนวโน้มลดลงทุกอัตราส่วนสารอินทรีย์จากเศษอาหาร เพราะกรดไขมันระเหยที่ได้ถูกจุลินทรีย์นำไปใช้เพื่อผลิตก๊าซมีเทนทำให้มีปริมาณลดลง (Mtz.-Vituria et al., 1995) ส่วนค่าแอมโมเนียมีแนวโน้มเพิ่มสูงขึ้นอย่างต่อเนื่อง การวิเคราะห์ค่าแอมโมเนียพบว่าเมื่อมีค่าสูงสุด 1,320 มก./ล.จากถึง A4 (รูปที่ 4.8) แต่ทั้งนี้ก็ยังอยู่ในช่วงที่เหมาะสม จากการศึกษาของ Lay et al., (1998) พบว่าค่าแอมโมเนียไม่ควรมากกว่า 3,000 มก./ล. เพราะจะเกิดการยับยั้งการทำงานของแบคทีเรียผลิตก๊าซชีวภาพ อย่างไรก็ตามยังไม่มีการแสดงให้เห็นอย่างชัดเจนว่าการสะสมของแอมโมเนียจนทำให้เกิดผลกระทบต่อการผลิตก๊าซชีวภาพ ข้อมูลทั้งหมดแสดงดังรูป 4.1-4.8

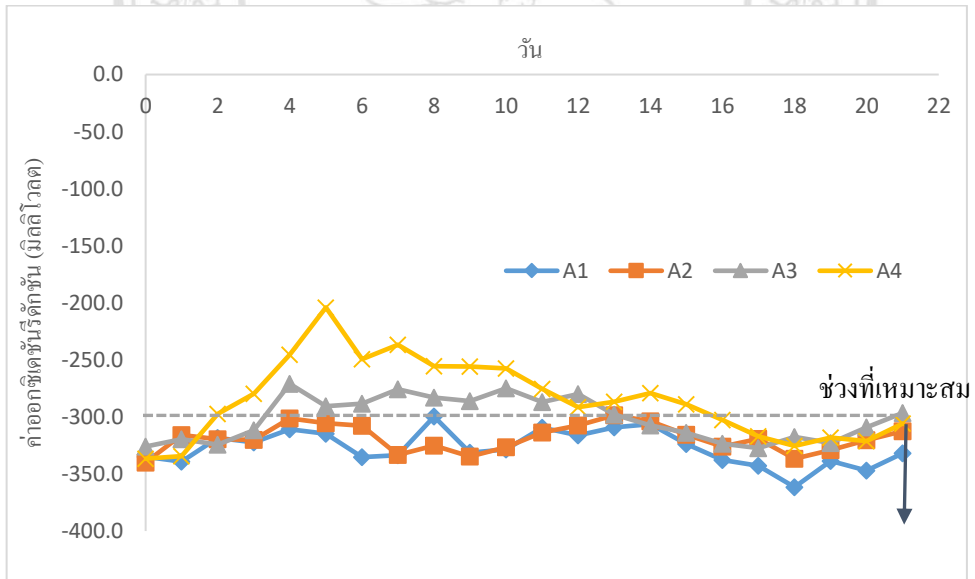


รูปที่ 4.1 ปริมาณก๊าซชีวภาพสะสมในถังปฏิกรณ์ A1 A2 A3 และ A4

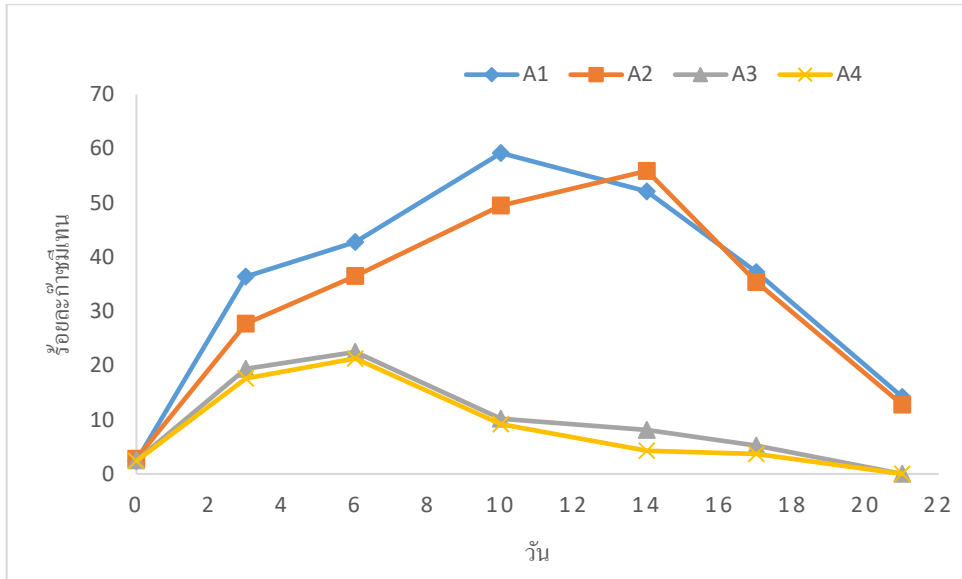
ลิขสิทธิ์ © by Chiang Mai University  
All rights reserved



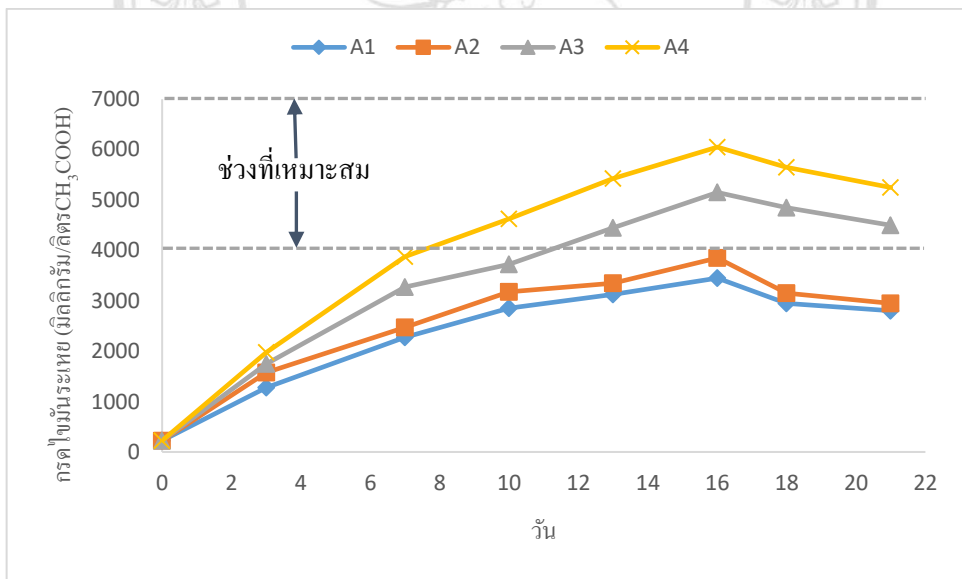
รูปที่ 4.2 ค่าพีเอชในถังปฏิกรณ์ A1 A2 A3 และ A4



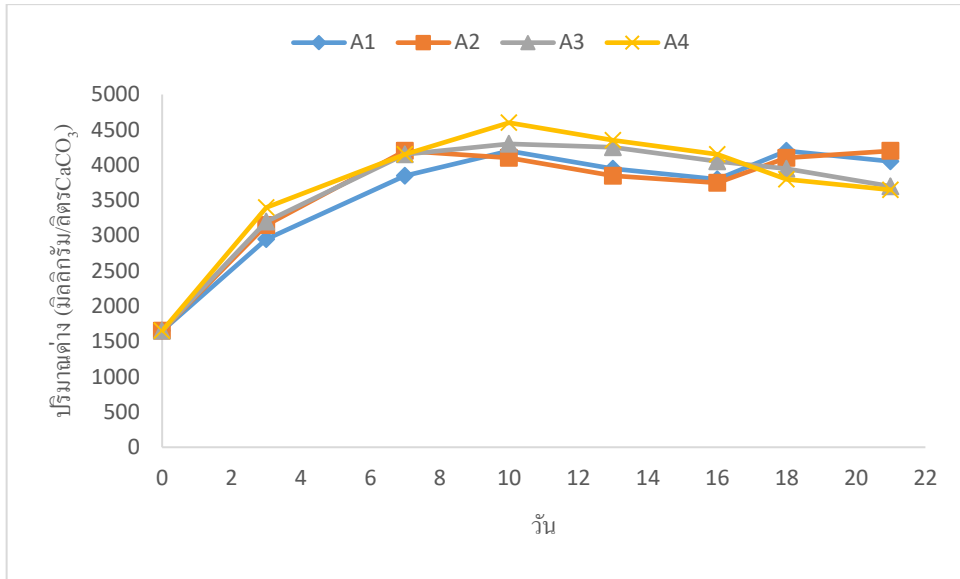
รูปที่ 4.3 ค่า ORP oxidation reduction potential (mV) ในถังปฏิกรณ์ A1 A2 A3 และ A4



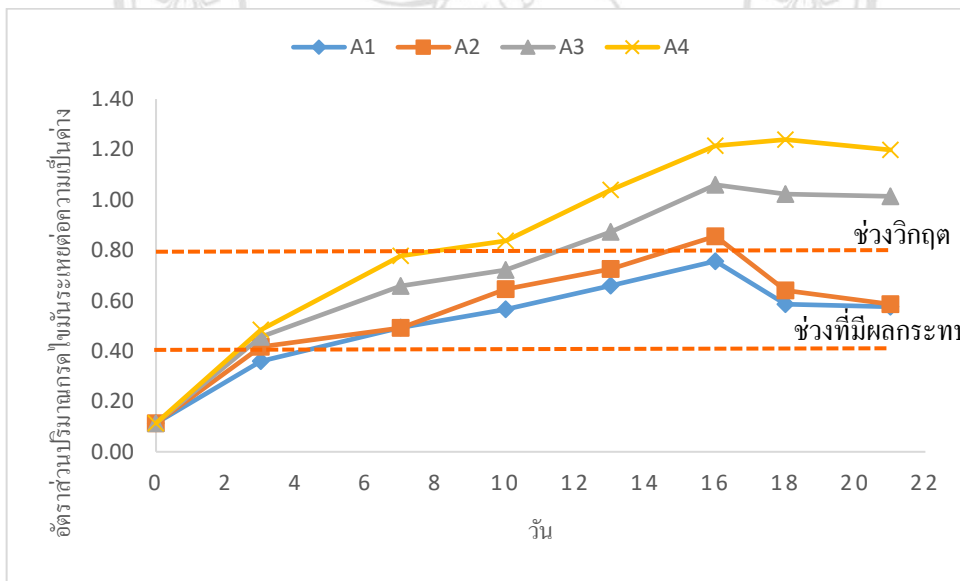
รูปที่ 4.4 ร้อยละก๊าซมีเทนในถังปฏิกรณ์ A1 A2 A3 และ A4



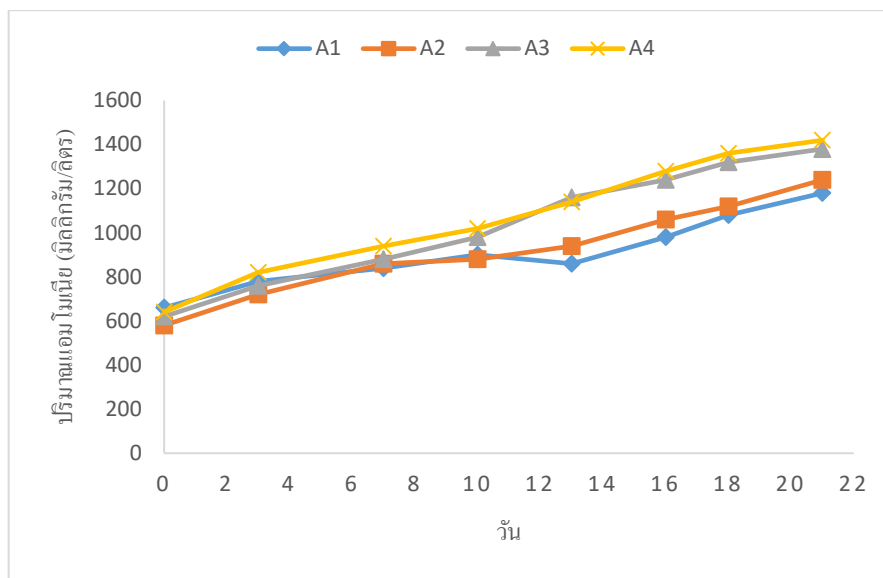
รูปที่ 4.5 ปริมาณกรดไขมันระเหยในถังปฏิกรณ์ A1 A2 A3 และ A4



รูปที่ 4.6 ปริมาณต่างในถังปฏิกรณ์ A1 A2 A3 และ A4



รูปที่ 4.7 อัตราส่วนปริมาณกรดไขมันระเหยต่อความเป็นต่างในถังปฏิกรณ์ A1 A2 A3 และ A4



รูปที่ 4.8 ปริมาณแอมโมเนียในถังปฏิกรณ์ A1 A2 A3 และ A4

เมื่อเปรียบเทียบผลของปริมาณอัตราส่วนเศษอาหารต่อเชื้อที่ต่างกันคือ 0.5 0.75 1.0 และ 1.25 กก.กก.VS เศษอาหาร/กก.กก.VS เชื้อ กับปริมาณการเวียนน้ำชะขยะ 4,000 ล./วัน ของถังปฏิกรณ์ A1 A2 A3 และ A4 พบว่าถัง A4 มีค่าปริมาณก๊าซชีวภาพสะสมสูงสุดที่ 305.5 ล. ในเวลา 17 วัน รองลงมาคือ ถัง A3 292.7 ล. ในเวลา 18 วัน ถัง A2 186.6 ล. ในเวลา 20 วัน และถัง A1 162.9 ล. ในเวลา 21 วัน ตามลำดับ ดังรูปที่ 4.1 ส่วนค่าปริมาณก๊าซชีวภาพเฉลี่ยของทุกถังอยู่ในช่วง 7.4-17 ล./วัน แสดงให้เห็นว่าปริมาณก๊าซชีวภาพแปรผันตามอัตราส่วนสารอินทรีย์ กล่าวคือปริมาณอัตราส่วนสารอินทรีย์ จากเศษอาหารที่น้อยที่สุดของถัง A1 ได้ปริมาณก๊าซชีวภาพสะสมน้อยที่สุด อย่างไรก็ตามเมื่อพิจารณา ค่าพีเอช ค่าออกซิเดชันรีดักชัน ค่ากรดไขมันระเหย ค่าความเป็นด่าง และ ค่าแอมโมเนีย พบว่าถัง ปฏิกรณ์ A1 กับ A2 มีค่าใกล้เคียงกันและอยู่ในช่วงที่เหมาะสมมากกว่าถังปฏิกรณ์ A3 และ A4 แม้ว่า จะได้ปริมาณก๊าซชีวภาพสะสมน้อยกว่าก็ตาม นอกจากนี้หากเปรียบเทียบก๊าซชีวภาพสะสมกับ ปริมาณขยะเศษอาหารที่ใส่ในถัง A1, A2, A3 และ A4 คือ 2.07 3.45 4.83 และ 6.21 กก.(นน.เปียก) ตามลำดับ จะได้อัตราการเกิดก๊าซชีวภาพของถัง A1, A2, A3 และ A4 เท่ากับ 78.7 54.1 60.6 และ 49.2 ล./กก. ตามลำดับ ซึ่งพบว่าถังปฏิกรณ์ A1 มีอัตราการเกิดก๊าซชีวภาพมากที่สุด

เมื่อพิจารณาถึงปริมาณก๊าซชีวภาพรายวันของถังปฏิกรณ์ทั้งสี่ ก็พบว่ามีความสูงเช่นเดียวกัน ในช่วง 1-5 วันแรกแล้วจึงเริ่มลดลงในช่วงหลังซึ่งเป็นผลมาจากค่ากรดไขมันระเหย โดยพบว่าถังปฏิกรณ์ทั้งสี่มีค่ากรดไขมันระเหยเริ่มต้น 225 มก./ล.(CH<sub>3</sub>COOH) จากนั้นจึงมีค่าเพิ่มขึ้นตามอัตราส่วนปริมาณสารอินทรีย์จากเศษอาหารที่ถูกชะออกมา ค่ากรดไขมันระเหยสูงสุดที่ 6,050 มก./ล.(CH<sub>3</sub>COOH) ของถังปฏิกรณ์ A4, 5,150 มก./ล.(CH<sub>3</sub>COOH) ของถังปฏิกรณ์ A3, 3,850 มก./ล.(CH<sub>3</sub>COOH) ของถังปฏิกรณ์ A2 และ 3,450 มก./ล.(CH<sub>3</sub>COOH) ของถังปฏิกรณ์ A1 ดังรูปที่ 4.5 แม้ว่า มีสามถังจะอยู่ในช่วงที่เหมาะสม และถัง A4 มีค่าเกินมาเล็กน้อย โดยช่วงที่จะส่งผลกระทบต่อระบบคือ 6,000-8,000 มก./ล.(CH<sub>3</sub>COOH) (Polprasert, 2007) แต่อาจจะมีผลไปยังการทำงานของจุลินทรีย์จำพวก Methanogen bacteria หากมีค่าเกิน 4,000 มก./ล.(CH<sub>3</sub>COOH) (Schober et al., 1999) ซึ่งสังเกตได้ว่าถัง A3 และ A4 มีค่ากรดไขมันระเหยเกินช่วงที่เหมาะสม (รูปที่ 4.5) จึงทำให้ค่าสัดส่วนร้อยละก๊าซมีเทนของถัง A3 และ A4 มีค่าน้อยกว่าถัง A1 และ A2 (รูปที่ 4.4) ส่วนค่าความเป็นด่างทั้งหมดไม่ควรน้อยกว่า 1,500-2,000 มก./ล.(CaCO<sub>3</sub>) (มันลิน, 2545) แต่เมื่อพิจารณาค่าความเป็นด่างพบว่าอยู่ในช่วง 1,650-4,600 มก./ล.(CaCO<sub>3</sub>) โดยแต่ละถังมีค่าสูงสุดที่ 4,200 4,200 4,300 และ 4,600 มก./ล.(CaCO<sub>3</sub>) ตามลำดับ เนื่องจากค่ากรดไขมันระเหยและความเป็นด่างที่ได้มีหน่วยต่างกัน จึงต้องนำมาคำนวณใหม่ให้มีหน่วยเดียวกัน โดยเทียบที่ 1 มก./ล.(CaCO<sub>3</sub>) เท่ากับ 0.83 มก./ล.(CH<sub>3</sub>COOH) (กรมพัฒนาพลังงานทดแทนและอนุรักษ์พลังงาน, 2549) กระทรวงพลังงานจะได้ค่าอัตราส่วนระหว่างกรดไขมันระเหยต่อค่าความเป็นด่าง (VFA/Alk) แสดงดังรูปที่ 4.7 พบว่าสภาพความเป็นด่างของระบบมีค่าไม่เพียงพอ โดยในช่วงเริ่มระบบแต่ละถังมีค่า VFA/Alk เท่ากับ 0.11 และมีแนวโน้มเพิ่มขึ้นจนเกินช่วง 0.4-0.8 ซึ่งเกินช่วงที่เหมาะสม โดยมีเพียงถังปฏิกรณ์ A1 เท่านั้น ที่ค่า VFA/Alk ยังอยู่ในช่วงที่กำหนด ซึ่งหากเกินกว่านี้จะมีผลกระทบกับการทำงานของแบคทีเรียทำให้ปริมาณก๊าซชีวภาพลดลง อย่างไรก็ตาม เนื่องจากการทดลองนี้ไม่มีการปรับค่าพีเอชตอนเริ่มต้นและไม่มีการเติมด่างเพิ่ม เมื่อพิจารณาที่มาของสภาพด่างนั้นเกิดจากปฏิกิริยาการเกิดก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ ซึ่งสามารถเปลี่ยนเป็นคาร์บอเนตและไบคาร์บอเนต และยังทำปฏิกิริยาร่วมกับแอมโมเนียมไบคาร์บอเนต (NH<sub>4</sub>HCO<sub>3</sub>) ขึ้นในระบบ โดยสารอินทรีย์จะถูกย่อยสลายเป็นกรดไขมันระเหยและแอมโมเนียม (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) จากนั้นกรดไขมันระเหยถูกใช้ไปเป็นสารอาหารของแบคทีเรียพวกสร้างก๊าซมีเทนทำให้แอมโมเนียมเหลือมากขึ้น และเมื่อทำปฏิกิริยากับคาร์บอนไดออกไซด์ (CO<sub>2</sub>) ที่เกิดจากการย่อยสลายสารอินทรีย์แบบไร้อากาศ เมื่อละลายน้ำจะได้กรดคาร์บอนิก (H<sub>2</sub>CO<sub>3</sub>) เมื่อกรดคาร์บอนิกแตกตัวจะให้ H<sup>+</sup> และ HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> เมื่อ HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> รวมกับ (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) จะเกิดเป็นแอมโมเนียมไบคาร์บอเนตดังกล่าว (NH<sub>4</sub>HCO<sub>3</sub>) สภาพด่างจึงเพิ่มขึ้น (สุชัยญา ทองเครือ, 2547) นอกจากนี้การเวียนน้ำชะขยะที่มีตะกอนเชื้อผสมอยู่ ยังเป็นการเพิ่มบัฟเฟอร์ให้กับระบบอีกทาง แต่ด้วยการเวียนมีอัตราสูงเกินไปจึงเป็นการส่งเสริมความ

เป็นกรดให้กับระบบ และท้ายที่สุดแม้ว่าปริมาณต่างอยู่ในช่วงที่เหมาะสมแต่ก็ไม่เพียงพอเพราะ ปริมาณกรดไขมันระเหยมีค่าสูงกว่ามากจึงส่งผลให้ค่าพีเอชลดลง

ค่ามีเทนยี่สิบของถังปฏิกรณ์ A1 A2 A3 และ A4 คือ 180.5 105.9 61.1 และ 45.69 ล.(มีเทน)/กก.VS ตามลำดับ ซึ่งเป็นไปในทิศทางเดียวกับอัตราการผลิตก๊าซมีเทนคือ 33.13 19.34 11.14 8.31 ล.(มีเทน)/กก.ขยะ ตามลำดับ โดยปฏิกรณ์ A1 มีค่ามากที่สุด และใช้อัตราการส่วนเศษอาหารต่อเชื้อน้อยที่สุดในปริมาณการเวียนน้ำชะขยะที่เท่ากัน สาเหตุที่ได้ปริมาณก๊าซมีเทนสูงจึงมาจากอัตราส่วนเศษอาหารต่อเชื้อนั่นเอง สอดคล้องกับ สุพินดา ธุระเจน (2544) ได้อธิบายว่าร้อยละของก๊าซมีเทนที่ได้ขึ้นอยู่กับลักษณะสารตั้งต้นที่ใช้ในการทดลอง และอัตราส่วนสารตั้งต้นต่อเชื้อ S/I ที่ส่วนใหญ่แนะนำให้ใช้ค่าที่น้อยกว่า 1 หรือใส่เชื้อให้มากกว่าเศษอาหาร 1 เท่าตัวขึ้นไป (Brayan A. Parra-Orobio, 2017) จะให้ผลที่ดียิ่งขึ้น นอกจากนี้ยังสังเกตได้ว่าปริมาณขยะเศษอาหารที่มากขึ้น แต่เชื้อปริมาณเท่าเดิม ทำให้ประสิทธิภาพแยกลง จากทั้งอัตราการผลิตก๊าซชีวภาพและอัตราการผลิตก๊าซมีเทนที่ลดลง

เมื่อพิจารณาด้านกายภาพจากปริมาณจากน้ำหนักขยะเศษอาหารที่นำมาทดลองมีค่า 2.07, 3.45, 4.83 และ 6.21 กก.(นน.เปียก) ตามลำดับ พบว่าเมื่อน้ำหนักมีมากขึ้นจะส่งผลต่อการก่อกับและการบดอัดมีมากขึ้นตาม ซึ่งมีส่วนช่วยในการย่อยสลายซึ่ง ปราโมทย์ (2539) อธิบายว่ามูลฝอยอินทรีย์ที่มีขนาดเล็กจะมีส่วนเพิ่มความหนาแน่นของชั้นขยะมูลฝอยทำให้เกิดการอัดตัวมากขึ้นเนื่องจากอนุภาคมีขนาดเล็กลง ลดความสามารถในการยอมให้น้ำซึมผ่าน แต่การบดอัดจะช่วยเร่งปฏิกิริยาในชั้นขยะมูลฝอย สรุปว่าการบดอัดมีทั้งผลดีและผลเสียต่อระบบ Leached Bed Percolation ซึ่งอาศัยการเวียนน้ำชะในการเดินระบบแต่ในงานวิจัยนี้มีการออกแบบส่วนที่เก็บชั้นขยะเศษอาหารใหม่ให้หมุนได้ จึงมีการพลิกกลับไปของเศษอาหารส่งผลให้การบดอัดมีน้อยลง และปฏิกิริยาการย่อยเกิดขึ้นช้า แต่ในทางกลับกันการหมุนจะทำให้เศษอาหารได้รับความชื้นจากการเวียนตะกอนจุลินทรีย์และน้ำชะขยะได้ทั่วถึงทั้งก่อนขยะและอาศัยความชื้นนี้ในการช่วยย่อยสลายสารอินทรีย์แทน สังเกตได้ว่าความชื้นและการบดอัดมีความสัมพันธ์กัน Christensen et al., (1996) อธิบายว่าหากความหนาแน่นของมูลฝอยต่ำหรือมูลฝอยไม่ได้รับการบดอัดและความชื้นสูง จะทำให้สภาวะการเกิดกรดไม่รุนแรงและเร่งให้ Methane phase เกิดขึ้นได้เร็วขึ้น ในขณะที่มูลฝอยที่มีความชื้นต่ำเมื่อได้รับการบดอัดจะเร่งให้ระบบเข้าสู่สภาวะ Methane phase ได้เร็วขึ้นจากการเพิ่มความชื้นที่เก็บไว้ภายในระหว่างเนื้อมูลฝอย ลดช่องว่างขนาดใหญ่ที่เป็นทางผ่านของก๊าซ ซึ่งก๊าซจะแพร่กระจายออกจากระบบและพาความชื้นออกไปด้วย สำหรับการทดลองนี้พบว่าการบดอัดและความชื้นไม่ส่งผลมากนักเมื่อมีการเวียนน้ำชะที่อัตราสูงถึง 4,000 ล./วัน และการพลิกกลับของชั้นเศษอาหาร สังเกตจากการลดลงเพียง

เล็กน้อยของของแข็งขยะเศษอาหาร นอกจากนั้นยังส่งผลให้เวลาในเดินระบบสั้นลง ใช้เวลาประมาณ 20 วัน และได้ปริมาณก๊าซชีวภาพน้อยเมื่อเทียบกับระบบอื่นที่เศษอาหารและเชื้อผสมอยู่รวมกัน แม้ว่า การเวียนจะมีข้อดี คือเป็นการเพิ่มความชื้นและกระจายสารอาหารให้แบคทีเรียทั้งยังเจือจางสารยับยั้ง ในกับระบบ แต่หากน้ำชะมูลฝอยนั้นมีค่าพีเอชต่ำการหมุนเวียนจะยับยั้งการเจริญเติบโตของแบคทีเรีย methanogenic ดังนั้นจึงควรมีการปรับค่าพีเอชเพื่อเพิ่มบัพเฟอร์ให้กับระบบก่อนการหมุนเวียน จะมี ส่วนช่วยให้มลสารในน้ำชะลดความเข้มข้นลงเร็วขึ้น และเร่งการเกิดก๊าซชีวภาพ (Christensen et al., 1992) สังเกตได้จากการทดลอง 4.1 นั้น ไม่มีการเติมค่าให้กับระบบ การเวียนที่อัตราสูงก่อให้เกิดกรด ไขมันระเหยขึ้นจำนวนมาก จนความเป็นบัพเฟอร์ไม่เพียงพอ ระบบที่ออกแบบมาจึงไม่สามารถแก้ไข ปัญหาการสะสมกรดตามที่คิดไว้โดยไม่มีการเติมค่าเพิ่มได้ และยังส่งผลกระทบต่อกิจกรรมของ จุลินทรีย์สังเคราะห์แสงจากค่าของแข็งแขวนลอยระเหยที่มีความผันผวนมาก นอกจากนี้เมื่อเปรียบเทียบผล ทางสถิติโดยใช้วิธี One-way ANOVA จากการเวียนน้ำชะขยะที่เท่ากันและอัตราส่วนเศษอาหารต่อ เชื้อตั้งต้น (S/I ratio) ที่ต่างกัน แล้วพบว่าผลผลิตมีเทนยล็ดรายวันของถัง A1 มากที่สุด ซึ่งแตกต่างจาก ถังอื่นอย่างมีนัยสำคัญที่ ( $p=0.000$ )

การเปรียบเทียบประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งในถังปฏิกรณ์ แสดงดังตาราง 4.2

ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งรวมและของแข็งระเหยของทั้ง 4 ถังมีค่าใกล้เคียงกัน ซึ่งจาก การทดลองพบว่าเศษอาหารมีปริมาณลดลงเพียงเล็กน้อย ร้อยละ 18.8-25.8 หลังผ่านไป 21 วัน โดยคิด จากปริมาณเศษอาหารที่ใช้ก่อน-หลังการทดลอง (น.น.เปียก) เฉพาะที่อยู่ในกล่องเก็บเศษอาหารซึ่งไม่ รวมกับส่วนเก็บน้ำชะขยะด้านล่าง เศษอาหารที่พบหลังการทดลองมีลักษณะเปียกชุ่มและเปียกเยิ้ม สี ดำปนน้ำตาลบางส่วนยังย่อยสลายไม่หมด เช่น เศษผัก เศษเนื้อ บางส่วนถูกชะลงไปรวมเชื้อด้านล่าง ของถังปฏิกรณ์ลักษณะมีสีดำคล้ำแขวนลอยอยู่กับตะกอนน้ำเสีย และสังเกตได้ว่าเศษอาหารที่เป็น ของแข็งส่วนใหญ่ตกค้างอยู่ที่กล่องด้านบน และส่วนที่เป็นน้ำหรือส่วนที่ย่อยสลายง่ายจะถูกชะลงมา รวมกับตะกอนเชื้อด้านล่าง ทำให้ไม่สามารถใช้ประโยชน์จากเศษอาหารทั้งหมด ซึ่งเศษอาหารที่เหลือ นั้นยังสามารถย่อยสลายได้อีก หากใช้อุณหภูมิที่สูงขึ้นช่วยเร่งการย่อยสลาย จึงเป็นข้อจำกัดอย่างหนึ่ง ของระบบ LBR กล่าวคือความชื้นจากการเวียนน้ำชะขยะเมื่อเดินระบบถึงระยะเวลาหนึ่ง เศษอาหาร จะมีการย่อยสลายที่ช้าลง ความชื้นอย่างเดียวไม่เพียงพอต่อการย่อยสลายจึงต้องอาศัยความร้อนช่วย เนื่องจากเศษอาหารมีส่วนที่ย่อยสลายยากอยู่ซึ่งแตกต่างจาก วัสดุพวกมูลสัตว์ที่ผ่านการหมักย่อย มาแล้วครั้งหนึ่ง ( แต่เดิมระบบ LBR นิยมใช้กับมูลสัตว์ )

ตารางที่ 4.2 ค่าองค์ประกอบของขยะเศษอาหารก่อนและหลังการหมัก

ก่อนการหมัก	ถึงปฏิกรณ์			
	A1	A2	A3	A4
น้ำหนักเศษอาหาร (กก.นน.เปียก)	2.07	3.45	4.83	6.21
ปริมาณของแข็งรวม(%)	19.4	19.4	19.4	19.4
ปริมาณของแข็งระเหย(%)	18.26	18.26	18.26	18.26
ปริมาณความชื้น(%)	80.6	80.6	80.6	80.6
หลังการหมัก				
น้ำหนักเศษอาหาร (กก.นน.เปียก)	1.68	2.74	3.65	4.61
ปริมาณของแข็งรวม(%)	7.21	7.84	8.41	9.56
ปริมาณของแข็งระเหย(%)	4.81	4.24	5.44	6.25
ปริมาณความชื้น(%)	92.8	92.2	91.6	90.4
ประสิทธิภาพการกำจัดเศษอาหาร (%)	18.8	20.6	24.4	27.2
ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งรวม(%)	62.8	59.6	56.6	50.7
ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งระเหย(%)	73.7	76.8	70.2	65.8

ค่าองค์ประกอบของน้ำชะขยะ แสดงในตารางที่ 4.3

ตารางที่ 4.3 ค่าองค์ประกอบของน้ำชะขยะก่อนและหลังการหมัก

ก่อนการหมัก	ถึงปฏิกรณ์			
	A1	A2	A3	A4
ปริมาณเชื้อ (ล.)	40	40	40	40
ปริมาณของแข็งรวม(%)	4.92	4.92	4.92	4.92
ปริมาณของแข็งระเหย(%)	2.18	2.18	2.18	2.18
ปริมาณความชื้น(%)	95.08	95.08	95.08	95.08
หลังการหมัก				
ปริมาณของแข็งรวม(%)	7.96	8.12	8.42	8.26
ปริมาณของแข็งระเหย(%)	2.85	2.92	3.12	3.05
ปริมาณความชื้น(%)	92.04	91.88	91.58	91.74

ลักษณะทั่วไปของน้ำชะขยะ เมื่อเริ่มการทดลองมีสีค้ำสนิทจากกากตะกอนเชื้อจุลินทรีย์ที่แขวนลอยอยู่ในน้ำ เมื่อพิจารณาค่าของแฉิ่งรวมและของแฉิ่งระเหยหลังการหมักของน้ำชะขยะทั้งสี่ถึงพบว่ามีความโน้มเพิ่มขึ้นตามปริมาณขยะเศษอาหารที่ใส่ โดยถึงปฏิกรณ์ A3 มีค่ามากที่สุด แต่หากพิจารณาประสิทธิภาพการกำจัดของแฉิ่งรวมและของแฉิ่งระเหยของทั้งระบบซึ่งคิดจากปริมาณขยะก่อนหมักและเปลี่ยนเป็นน้ำชะขยะหลังการหมักจะพบว่าค่ามีความโน้มลดลงอยู่ในช่วงร้อยละ 56.6-59.0 และร้อยละ 82.9-84.4 ตามลำดับ(แสดงดังตารางที่ 4.4) เป็นผลมาจากการที่จุลินทรีย์นำสารอาหารไปใช้ในการสร้างเซลล์และเพิ่มจำนวนมากขึ้น ซึ่งการเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นของแฉิ่งในระบบสามารถบ่งบอกถึงประสิทธิภาพการทำงานของจุลินทรีย์ได้ (Evan, 2001) สังเกตจากค่าของแฉิ่งแขวนลอยระเหยได้ที่เพิ่มขึ้น (แสดงในภาคผนวก ก) ซึ่งของแฉิ่งแขวนลอยระเหยนี้เป็นของแฉิ่งที่ไม่ละลายน้ำแต่จะปะปนอยู่ในน้ำชะขยะ ประกอบด้วยสารอินทรีย์และสารอนินทรีย์หลายชนิดรวมทั้งจุลินทรีย์ที่เกิดและตาย เป็นปัจจัยหนึ่งที่บ่งบอกถึงความสกปรกในน้ำเสียนั้น ตลอดจนบ่งบอกถึงประสิทธิภาพของการบำบัด ซึ่งน้ำชะขยะที่ได้จากการหมักย่อยเศษอาหารส่วนใหญ่มักเป็นพวกที่ย่อยสลายได้ง่าย ทำให้มีค่าของแฉิ่งแขวนลอยที่ออกมาปริมาณมาก

ตารางที่ 4.4 แสดงประสิทธิภาพการกำจัดของแฉิ่งรวมและของแฉิ่งระเหยของทั้งระบบ

ถึงปฏิกรณ์	ของแฉิ่งรวม (%)		ของแฉิ่งระเหย (%)		ประสิทธิภาพการกำจัด (%)	
	ก่อนหมัก	หลังหมัก	ก่อนหมัก	หลังหมัก	ของแฉิ่งรวม	ของแฉิ่งระเหย
A1	19.4	7.96	18.26	2.85	59.0	84.4
A2	19.4	8.12	18.26	2.92	58.1	84.0
A3	19.4	8.42	18.26	3.12	56.6	82.9
A4	19.4	8.26	18.26	3.05	57.4	83.3

ประสิทธิภาพการกำจัดของแฉิ่งรวมและของแฉิ่งระเหยของทั้งระบบ พบว่ามีทั้งหมดค่าใกล้เคียงกันในช่วง 56.6-59.0 และ 82.9-84.4 ตามลำดับ ซึ่งวัดจากขยะเศษอาหารที่ใส่เข้าไปในระบบก่อนหมักและเปลี่ยนไปเป็นน้ำชะขยะหลังหมัก

จากผลการทดลองเวียนน้ำชะขยะที่อัตราสูง 4000 ล./วัน ทำให้ทราบว้ออัตราส่วนเศษอาหารต่อเชื้อที่ใช้ไม่ควรเกิน 1.0 กก.VSเศษอาหาร/กก.VSเชื้อ หากอัตราส่วนมากกว่านี้จะทำให้ระบบมีปัญหาจากการสะสมของกรดไขมันระเหยทำให้ค่าพีเอชลดลงในช่วงแรกส่งผลต่อกิจกรรมของจุลินทรีย์และเมื่อพิจารณาจากค่ามีเทนยึดกับอัตราส่วนปริมาณกรดไขมันระเหยต่อความเป็นด่าง จึงสรุปว้อที่

อัตราส่วน 0.5 กก. VS เศษอาหาร/กก. VS เชื้อ ของถัง A1 เหมาะสมที่จะนำไปใช้เดินระบบต่อไป แต่หากต้องการเดินระบบที่อัตราส่วนมากกว่านี้ควรมีการแบ่งการเวียนน้ำชะขยะออกเป็นช่วง หรือลดปริมาณน้ำชะลง (เพิ่มความถี่) เพื่อลดการชะเอากรดไขมันระเหยออกมามากเกินไปในแต่ละครั้ง

#### 4.3 ผลของการเวียนน้ำชะขยะที่อัตราต่างกัน

จากการทดลองเดินระบบพบว่า ถังปฏิกรณ์ B1 B2 B3 และ B4 มีอุณหภูมิเฉลี่ย  $25.8 \pm 1.0$  °C ซึ่งใกล้เคียงช่วงอุณหภูมิที่เมโซฟิลิกเช่นเดียวกับการทดลองที่ 1 สำหรับประเทศไทยอุณหภูมิส่วนใหญ่อยู่ในช่วง 28-31 °C เหมาะสำหรับการเดินระบบอยู่แล้วจึงไม่ได้ควบคุมอุณหภูมิ โดยในถังปฏิกรณ์อุณหภูมิจะเพิ่มขึ้นเพียง 3-5 °C จากกระบวนการหมักย่อยของจุลินทรีย์ ซึ่งการทดลองนี้ได้ตั้งถังปฏิกรณ์อยู่ในอาคารของภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อมและวัดอุณหภูมิจากภายนอกถังปฏิกรณ์

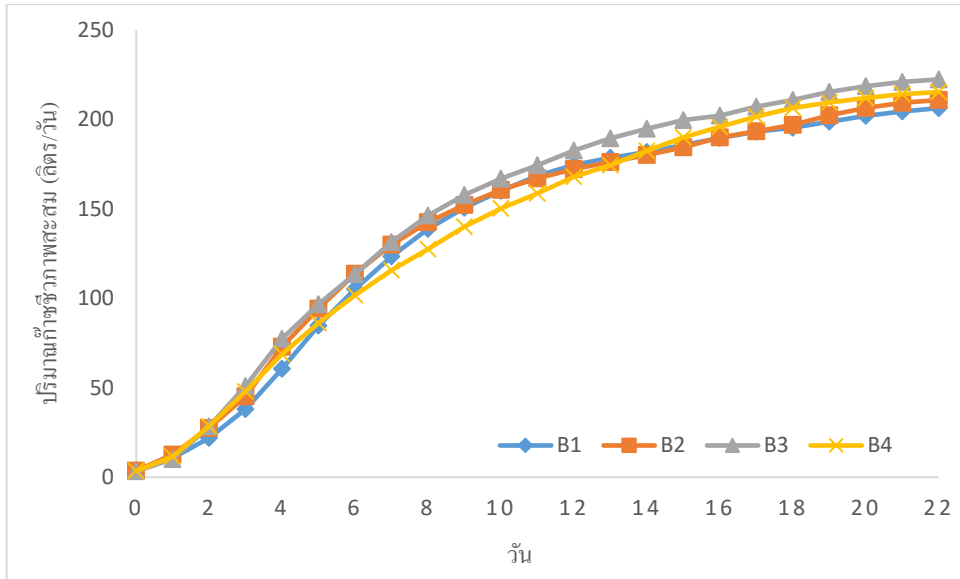
ก๊าซชีวภาพที่ได้รับจากถังปฏิกรณ์ B1 B2 B3 และ B4 ตลอดการเดินระบบใช้เวลา 22 วัน มีปริมาณก๊าซชีวภาพสะสม 206.3 210.9 224.4 และ 215.3 ล. ตามลำดับ (รูปที่ 4.9) มีค่ามีเทนเฉลี่ยที่ร้อยละ 21.2 21.7 23.4 และ 24.2 ตามลำดับ ซึ่งใกล้เคียงกับการทดลองผลิตก๊าซชีวภาพจากเศษอาหารของวรินทร์ เทพวรรณ (2553) ที่ได้ก๊าซมีเทนเฉลี่ยในช่วงร้อยละ 19-30 ในระยะเวลา 30 วันแรก

เมื่อพิจารณาค่าพีเอชและค่าออกซิเดชันรีดักชันพบว่าค่าพีเอชในถังปฏิกรณ์ทั้งสี่ถังมีแนวโน้มลดลงตลอดช่วงเวลา 10 วัน มีค่าระหว่าง 5.82-6.26 (รูปที่ 4.10) ซึ่งอยู่ในช่วงที่ไม่เหมาะสมจึงได้มีการเติมด่าง NaOH ในวันที่ 11 ปริมาณ 724 735 756 และ 774 มก./ล. ตามลำดับ โดยคำนวณจากร้อยละของก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ในแต่ละถัง วิธีคำนวณแสดงในภาคผนวก ข. เพื่อปรับค่าพีเอชให้อยู่ในช่วงที่เหมาะสม คือ 6.5 ถึง 7.2 หลังจากนั้นพบว่าค่าพีเอชเพิ่มสูงขึ้นจนถึงวันที่ 16 แล้วจึงเริ่มคงที่มีก๊าซชีวภาพเกิดขึ้นเพียงเล็กน้อยในช่วงนี้ ส่วนค่าออกซิเดชันรีดักชันพบว่าในถังปฏิกรณ์ทั้งสี่มีค่าใกล้เคียงกันอยู่ในช่วงระหว่าง -284.5 ถึง -412.4 จากถังปฏิกรณ์ B4 และ B3 (รูปที่ 4.11) ซึ่งค่าออกซิเดชันรีดักชันส่วนใหญ่อยู่ในช่วงที่เหมาะสมตามคำแนะนำของ Gerardi (2003) ที่พบว่าตามปกติแล้วค่าออกซิเดชันรีดักชันที่เหมาะสมกับจุลินทรีย์สร้างมีเทนในระบบหมักย่อยแบบไร้อากาศมีค่าประมาณ -300 มิลลิโวลต์

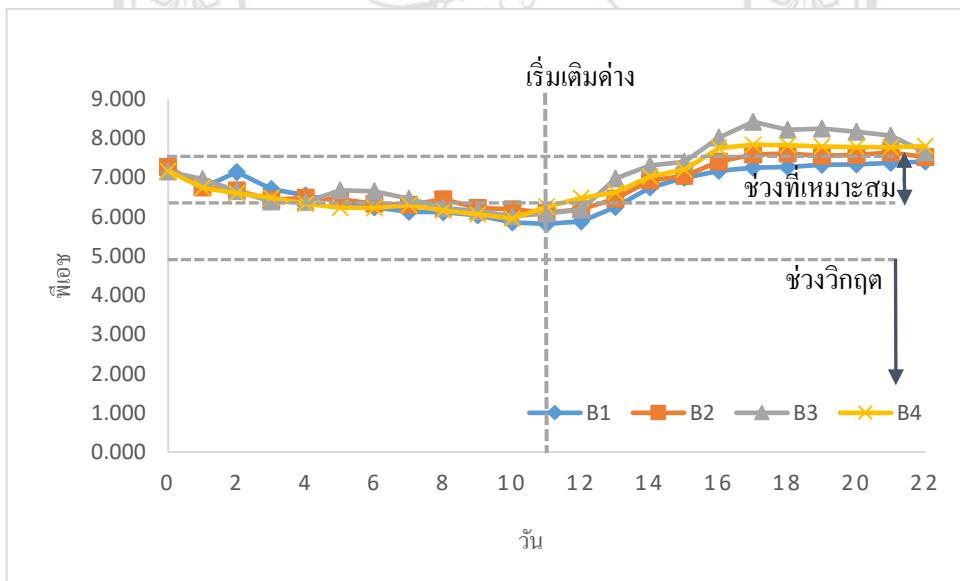
ส่วนค่าเฉลี่ยก๊าซชีวภาพของถังปฏิกรณ์ทั้งสี่นั้นมีค่า 9.0 9.2 9.7 และ 9.4 ล./วัน ตามลำดับ ค่าร้อยละก๊าซมีเทนเฉลี่ยเท่ากับ 21.2 21.7 23.4 และ 24.2 ตามลำดับ (รูปที่ 4.12) สาเหตุที่ถังปฏิกรณ์ทั้งสี่มีค่าใกล้เคียงกันเพราะทุกถังมีปริมาณเศษอาหารที่เท่ากันเพียงแต่มีอัตราการเวียนน้ำชะขยะไม่เท่ากัน

คือ 1,000 1,500 2,000 และ 2,500 ล./วัน ตามลำดับ จะเห็นได้ว่าอัตราการเวียนน้ำชะขยะไม่มีผลมากนักเมื่อใช้กับสารอินทรีย์ปริมาณน้อย โดยสังเกตจากค่ามีเทนอีลด์รายวันพบว่าค่าไม่แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญ ( $p=0.051$ ) ค่าร้อยละมีเทนเฉลี่ยต่ำเนื่องจากทั้งสี่ถังใช้อัตราการเวียนน้ำชะขยะน้อยลงทำให้ปริมาณสารอินทรีย์ที่ถูกชะน้อยลง เวลาการสัมผัสกันของเชื้อจุลินทรีย์กับอาหาร(contact time) จึงมีน้อยลงตาม และเมื่อพิจารณาค่ากรดไขมันระเหยพบว่ามีค่าสูงสุดอยู่ที่ 2,025 1,875 1,800 และ 2,200 มก./ล.( $\text{CH}_3\text{COOH}$ ) ก่อนเติมค่าเพิ่มในวันที่ 10 (รูปที่ 4.13) ซึ่งอยู่ยังในช่วงที่เหมาะสม เพราะมีการเวียนน้ำชะขยะที่อัตราต่ำกว่าการทดลองที่ 4.1 กรดไขมันระเหยจึงถูกน้ำชะออกมาด้วยเวลาที่น้อยลง ทำให้ความเข้มข้นของกรดไขมันระเหยมีน้อยตาม ซึ่งทั้งสี่ถังมีปริมาณเศษอาหารกับเชื้อเท่ากัน อย่างไรก็ตามเมื่อพิจารณาที่ค่าพีเอช จะสังเกตว่าอยู่ในช่วง 5.861-6.196 ในวันที่ 10 ก่อนเติมค่าเพิ่ม (รูปที่ 4.10) ซึ่งไม่เหมาะสมต่อกลุ่มแบคทีเรียที่ผลิตก๊าซมีเทน โดยค่าความเป็นด่างอยู่ที่ 2,800-3,000 มก./ล.( $\text{CaCO}_3$ ) และช่วงค่ากรดไขมันระเหย 1,500-1,833 มก./ล.( $\text{CaCO}_3$ )

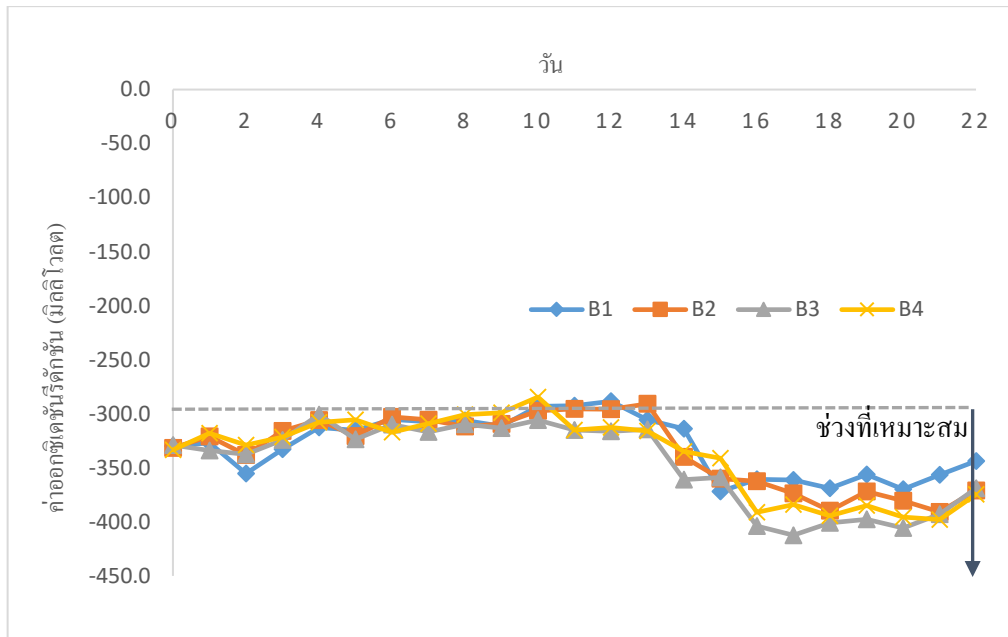
เมื่อเริ่มการทดลอง อัตราส่วนระหว่างกรดไขมันระเหยต่อความเป็นด่างเท่ากับ 0.12 จากนั้นพบว่ามีความโน้มเพิ่มขึ้นอย่างต่อเนื่องในช่วง 10 วันหลังจากนั้นได้มีการเติมค่า  $\text{NaOH}$  ในวันที่ 11 จึงเริ่มลดลง โดยค่าอัตราส่วนระหว่างกรดไขมันระเหยต่อความเป็นด่างสูงสุดของแต่ละถังคือ 0.60 0.60 0.55 และ 0.63 ตามลำดับ (รูปที่ 4.15) สาเหตุที่ค่าอัตราส่วน (VFA/Aik) เพิ่มขึ้นเกิดจากสภาพต่างในระบบไม่เพียงพอส่งผลให้ค่าพีเอชต่ำลง โดยมีการคำนวณสภาพต่างที่เหลือของระบบในวันที่ 11 ก่อนการเติมค่าพบว่าแต่ละถังสามารถสะสมกรดไขมันระเหยได้อีก 1,173.6 1,150.6 1,251.6 และ 745.9 มก./ล.( $\text{CH}_3\text{COOH}$ ) เท่านั้น หากไม่มีการปรับสภาพจะส่งผลกระทบต่อกิจกรรมของจุลินทรีย์ตามที่ Ahring et al., (1995) แนะนำว่าอัตราส่วนระหว่างกรดไขมันระเหยต่อค่าความเป็นด่างที่เหมาะสมควรอยู่ในช่วงประมาณ 0.4 แต่ไม่ควรเกิน 0.8 ซึ่งจะมีผลยับยั้งการทำงานของจุลินทรีย์ผลิตก๊าซได้เช่นกัน จากผลการศึกษาพบว่าทั้งสี่มีค่าเกิน 0.4 แต่ไม่เกินช่วงค่าวิกฤต 0.8 โดยค่ากรดไขมันระเหยและค่าความเป็นด่างที่วิเคราะห์ได้มีค่าสูงสุดที่ 2,292 และ 8,000 มก./ล.( $\text{CaCO}_3$ ) ของถัง B4 และ B3 ตามลำดับ (รูปที่ 4.14) ส่วนค่าแอมโมเนียมีแนวโน้มเพิ่มสูงขึ้นอย่างต่อเนื่อง การวิเคราะห์ค่าแอมโมเนียพบว่ามีค่าสูงสุด 1,240 มก./ล. ของถัง B4 (รูปที่ 4.16) ซึ่งยังอยู่ในช่วงที่เหมาะสม จากการศึกษาของ Lay et al., (1998) พบว่าค่าแอมโมเนียไม่ควรมากกว่า 3,000 มก./ล. อย่างไรก็ตามยังไม่มีการแสดงให้เห็นอย่างชัดเจนว่าการสะสมของแอมโมเนียจนทำให้เกิดผลกระทบต่อการผลิตก๊าซชีวภาพ ข้อมูลทั้งหมดแสดงดังรูป



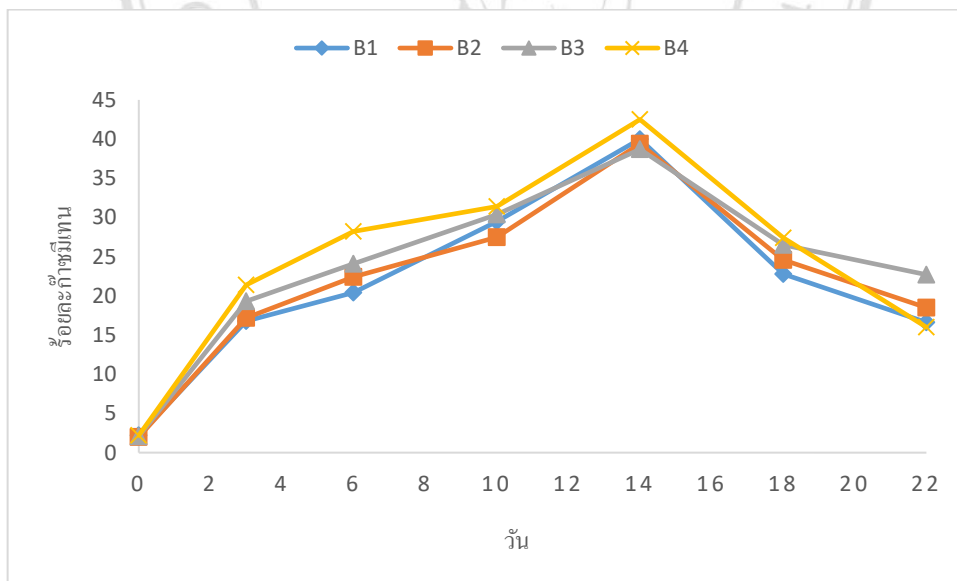
รูปที่ 4.9 ปริมาณก๊าซชีวภาพสะสมในถังปฏิกรณ์ B1 B2 B3 และ B4



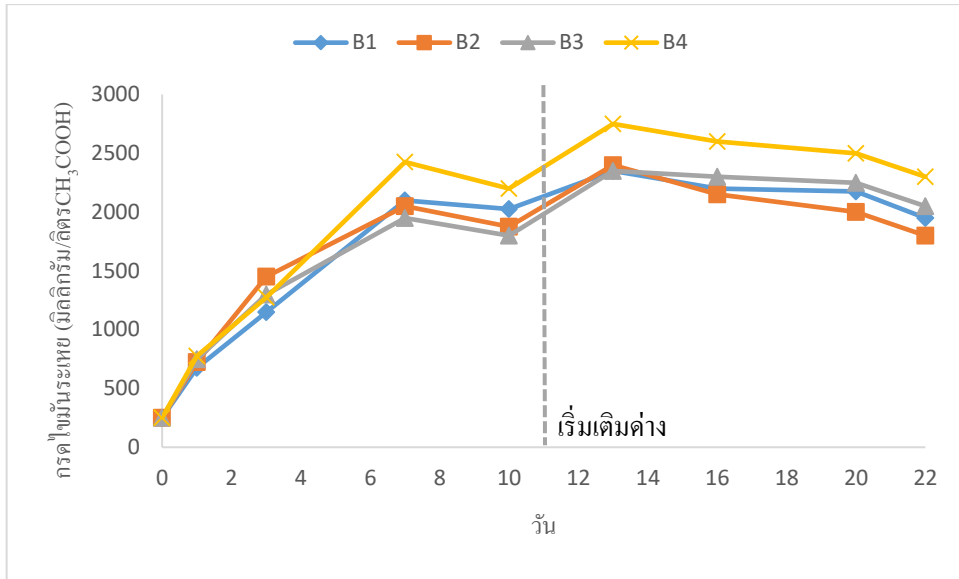
รูปที่ 4.10 ค่าพีเอชในถังปฏิกรณ์ B1 B2 B3 และ B4



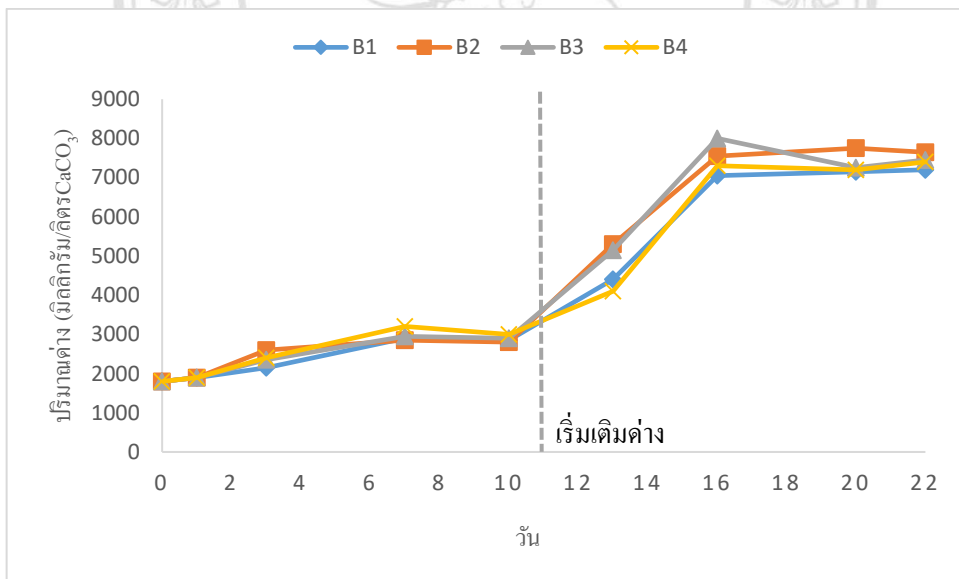
รูปที่ 4.11 ค่า ORP oxidation reduction potential (mV) ในถังปฏิกรณ์ B1 B2 B3 และ B4



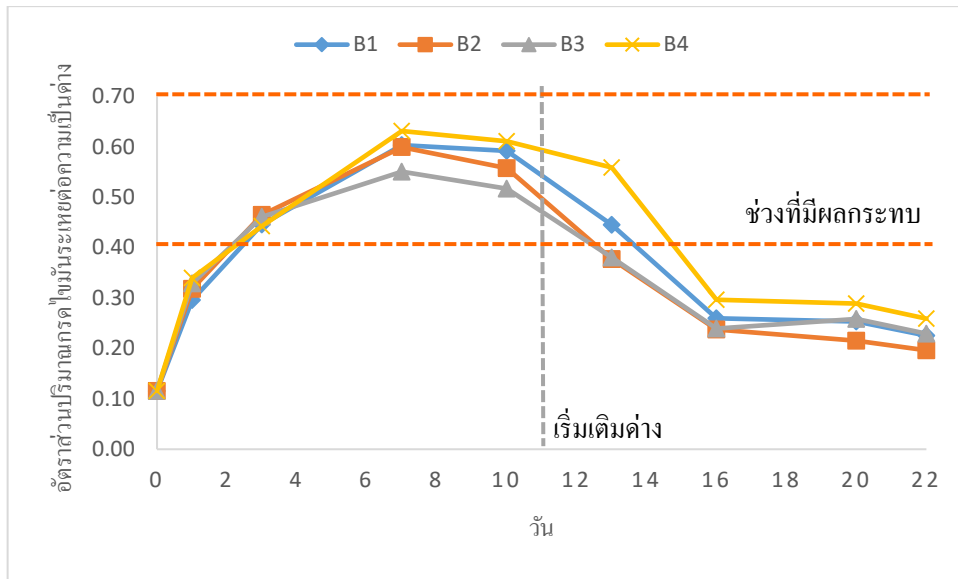
รูปที่ 4.12 ร้อยละก๊าซมีเทนในถังปฏิกรณ์ B1 B2 B3 และ B4



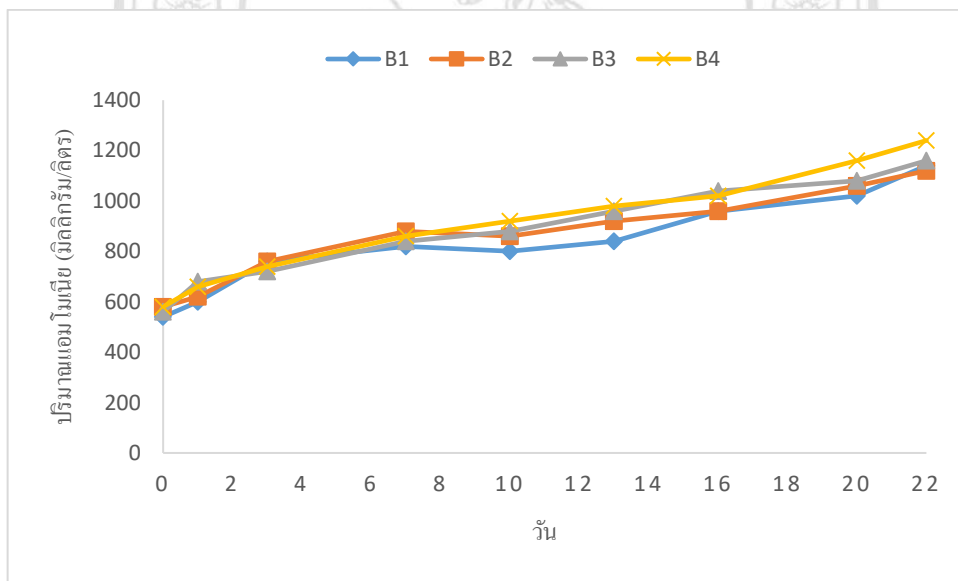
รูปที่ 4.13 ปริมาณกรดไขมันระเหยในถังปฏิกรณ์ B1 B2 B3 และ B4



รูปที่ 4.14 ปริมาณค่าในถังปฏิกรณ์ B1 B2 B3 และ B4



รูปที่ 4.15 อัตราส่วนปริมาณกรดไขมันระเหยต่อความเป็นต่างในถังปฏิกรณ์ B1 B2 B3 และ B4



รูปที่ 4.16 ปริมาณแอมโมเนียในถังปฏิกรณ์ B1 B2 B3 และ B4

เมื่อเปรียบเทียบผลของการเวียนน้ำชะขยะที่อัตราต่างกัน 1,000 1,500 2,000 และ 2,500 ล./วัน กับอัตราส่วนเศษอาหารต่อเชื้อ 0.5 กก./VSเศษอาหาร/กก./VSเชื้อ ของถังปฏิกรณ์ B1 B2 B3 และ B4 พบว่า ในเวลา 22 วัน ถัง B3 มีค่าปริมาณก๊าซชีวภาพสะสมสูงสุดที่ 222.4 ล. รองลงมาคือถัง B4 215.3 ล. ถัง B2 210.9 ล. และถัง B1 206.3 ล. ตามลำดับ ส่วนค่าปริมาณก๊าซชีวภาพเฉลี่ยนั้นอยู่ในช่วง 9.0-9.7 ล./วัน ซึ่งมีค่าใกล้เคียงกันแสดงให้เห็นว่าการเวียนน้ำชะขยะที่อัตราต่างกันไม่มีผลมากนักกับปริมาณก๊าซชีวภาพที่มีอัตราส่วนเศษอาหารต่อเชื้อเท่ากัน กล่าวคือการชะเอากรดไขมันระเหยออกมาจากเศษอาหารเกิดขึ้นน้อยลงจากปริมาณน้ำชะที่เวียนและเวลาที่ใช้ ทำให้กรดไขมันระเหยที่ถูกชะออกมาแต่ละครั้งนั้นอาจมีความเข้มข้นน้อยกว่าการทดลองที่ 1 ถังปฏิกรณ์ A1 ซึ่งโดยทั่วไปแล้วการหมุนเวียนน้ำชะจะช่วยให้อัตราส่วนระหว่างกรดไขมันระเหยและความเป็นด่างลดลง เนื่องจากเป็นการชะละลายความเข้มข้นของกรดไขมันระเหยและเพิ่มบัฟเฟอร์ในกับระบบทำให้ความเป็นด่างสูงขึ้น แต่เมื่อพิจารณาค่าพีเอชพบว่าลดลงเร็วกว่าทั้งที่มีอัตราส่วนเศษอาหารต่อเชื้อเท่ากันอาจเป็นเพราะความเป็นด่างไม่เพียงพอประกอบกับเชื้อจุลินทรีย์ดั้งเดิมมีค่าของแอมโมเนียเพียง 26,965 มก./ล. ซึ่งบ่งบอกว่าเชื้อมีปริมาณน้อยลง จึงมีการเติมด่าง NaOH ช่วยปรับสภาพให้ระบบทำงานได้ดีขึ้น หลังการปรับสภาพพบว่าความเป็นด่างมีแนวโน้มเพิ่มสูงขึ้น ค่าอัตราส่วนระหว่างกรดไขมันระเหยต่อค่าความเป็นด่างจึงไม่เกินช่วงวิกฤต 0.8

เมื่อเปรียบเทียบกันพบว่าอัตราการเวียนที่น้อยที่สุดของถัง B1 ได้ปริมาณก๊าซชีวภาพสะสมน้อยที่สุด คือ 206.3 ล. ส่วนถัง B3 ได้ปริมาณก๊าซชีวภาพสะสมมากที่สุด คือ 222.4 ล. และเมื่อเปรียบเทียบก๊าซชีวภาพสะสมกับปริมาณขยะเศษอาหารที่ใส่ คือ 2.21 กก. จะได้อัตราการผลิตก๊าซชีวภาพของถัง B1, B2, B3 และ B4 เท่ากับ 97.8 100.0 105.4 และ 102.0 ล./กก. ส่วนค่ามีเทนยิลด์ของถังปฏิกรณ์ทั้งสี่ คือ 116.2 121.7 140.2 และ 155.1 ล.(มีเทน)/กก./VS ตามลำดับ

เมื่อพิจารณาถึงปริมาณก๊าซชีวภาพรายวันของถังปฏิกรณ์ทั้งสี่ ก็พบว่ามีค่าสูงเช่นเดียวกันในช่วง 10 วันแรกแล้วจึงเริ่มลดลงในช่วงหลัง อาจเป็นเพราะการชะไม่ทั่วถึงทั้งก่อนขยะเศษอาหารและเนื่องจากถูกลดเวลาเวียนน้ำชะลง กรดไขมันระเหยออกมาจึงไม่ต่อเนื่องจากกราฟจะเห็นว่ากรดไขมันระเหยลดลงที่ช่วงวัน 10 และกลับมาเพิ่มขึ้นอีกในวันที่ 13 จากนั้นลดลงอีกครั้ง (รูปที่ 4.13) โดยค่าเริ่มต้นกรดไขมันระเหยคือ 250 มก./ล.(CH<sub>3</sub>COOH) และมีค่ากรดไขมันระเหยสูงสุดที่ 2,750 มก./ล.(CH<sub>3</sub>COOH) ของถังปฏิกรณ์ B4, 2,400 มก./ล.(CH<sub>3</sub>COOH) ของถังปฏิกรณ์ B2, 2,350 มก./ล.(CH<sub>3</sub>COOH) ของถังปฏิกรณ์ B3 และ 2,350 มก./ล.(CH<sub>3</sub>COOH) ของถังปฏิกรณ์ B1 ซึ่งทุกถังแม้ว่าจะอยู่ในช่วงที่เหมาะสมโดยค่าสูงสุดของแต่ละถังมีค่าน้อยลงเมื่อเทียบกับการทดลองที่ 1 (วันที่ 0-7 ก่อนเติมด่าง) แต่ค่าอัตราส่วนระหว่างกรดไขมันระเหยต่อค่าความเป็นด่างกลับเพิ่มสูงขึ้นเร็วกว่าเมื่อเทียบ

กับถึง A1 ในการทดลองที่ 1 ที่มีอัตราส่วนเศษอาหารต่อเชื้อเท่ากัน (0.5) แต่มีอัตราเวียนน้ำสูงกว่า (4,000 ล./วัน) แสดงให้เห็นว่าระบบจัดการกับกรดไขมันระเหยได้น้อยลงจึงมีการสะสมของกรดไขมันระเหย และเมื่อพิจารณาค่าความเป็นด่างประกอบ พบว่าอยู่ในช่วง 2,800-3,000 มก./ล.(CaCO<sub>3</sub>) ในวันที่ 10 ก่อนเติมด่าง และหลังจากเติมด่างแต่ละถังมีค่าสูงสุดที่ 7,200 7,650 8,000 และ 7,400 มก./ล.(CaCO<sub>3</sub>) ตามลำดับ (รูปที่ 4.14) โดยมีค่าสูงเป็นผลจากการเติมด่าง NaOH นอกจากนั้นหลังการทดลองยังพบว่าเกิดฝ้า (Scum) ที่ผิวน้ำซึ่งเป็นสิ่งขวางกั้นไม่ให้ก๊าซที่เกิดขึ้นไหลผ่านสะดวก

การเปรียบเทียบประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งของขยะแสดงในตารางที่ 4.5

ประสิทธิภาพการกำจัดของของแข็งรวมและของแข็งระเหยของทั้งสี่ถังมีค่าใกล้เคียงกัน ซึ่งจากการทดลองพบว่าเศษอาหารของทั้ง 4 ถังถูกย่อยภายในเวลา 22 วัน โดยคิดจากปริมาณเศษอาหารที่ใช้ก่อน-หลังการทดลอง (นน.เปียก) เฉพาะที่อยู่ในถังก่อเก็บเศษอาหารซึ่งไม่รวมกับส่วนเก็บน้ำชะขยะด้านล่าง พบว่าปริมาณขยะลดลงร้อยละ 20.81-26.24 เท่านั้น ขยะส่วนใหญ่ตกค้างอยู่ในถังก่อเก็บเศษอาหารและตะแกรง หลังการหมักไม่พบกลิ่นเหม็นเปรี้ยว ขยะที่พบมีลักษณะเปียกชุ่มและเปื่อยยุ่ย และมีบางส่วนยังย่อยสลายไม่หมด

ตารางที่ 4.5 ค่าองค์ประกอบของขยะก่อนและหลังการหมัก

ก่อนการหมัก	ถังปฏิกรณ์			
	B1	B2	B3	B4
น้ำหนักขยะ (กก.นน.เปียก)	2.21	2.21	2.21	2.21
ปริมาณของแข็งรวม(%)	20.62	20.62	20.62	20.62
ปริมาณของแข็งระเหย(%)	17.97	17.97	17.97	17.97
ปริมาณความชื้น(%)	79.38	79.38	79.38	79.38
หลังการหมัก				
น้ำหนักขยะ (กก.นน.เปียก)	1.75	1.69	1.63	1.71
ปริมาณของแข็งรวม(%)	7.35	7.19	7.02	7.26
ปริมาณของแข็งระเหย(%)	4.40	4.32	4.02	4.21
ปริมาณความชื้น(%)	28.69	28.45	30.52	29.84
ประสิทธิภาพการกำจัดขยะ(%)	20.81	23.53	26.24	22.62
ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งรวม(%)	64.35	65.13	65.96	64.79
ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งระเหย(%)	75.51	75.96	77.63	76.57

องค์ประกอบของน้ำชะขยะแสดงในตาราง 4.6

ตารางที่ 4.6 ค่าองค์ประกอบของน้ำชะขยะก่อนและหลังการหมัก

ก่อนการหมัก	ถึงปฏิกรณ์			
	B1	B2	B3	B4
ปริมาณเชื้อ (ล.)	40	40	40	40
ปริมาณของแข็งรวม(%)	4.65	4.65	4.65	4.65
ปริมาณของแข็งระเหย(%)	1.82	1.82	1.82	1.82
ปริมาณความชื้น(%)	95.35	95.35	95.35	95.35
หลังการหมัก				
ปริมาณของแข็งรวม(%)	7.72	7.41	7.18	7.63
ปริมาณของแข็งระเหย(%)	2.75	2.54	2.42	2.72
ปริมาณความชื้น(%)	92.28	92.59	92.82	92.37

ลักษณะทั่วไปของน้ำชะขยะ เมื่อเริ่มการทดลองมีสีดำสนิทและเมื่อถูกน้ำชะขยะจากเศษอาหารเข้ามาผสมสีจึงลงกลายเป็นสีน้ำตาลเข้ม มีคราบไขมันบนผิวน้ำ หากเปรียบเทียบสีน้ำชะขยะหลังการหมักพบว่าทั้งสี่ถังใกล้เคียงกัน เมื่อพิจารณาค่าของแข็งรวมและของแข็งระเหยหลังการหมักของแต่ละถังพบว่ามีความใกล้เคียงกันเช่นกัน แต่หากพิจารณาประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งรวมและของแข็งระเหยของทั้งระบบจะพบว่าค่ามีแนวโน้มลดลงอยู่ในช่วงร้อยละ 62.6-65.2 และร้อยละ 84.7-86.5 ตามลำดับ(แสดงดังตารางที่ 4.7) จากการที่จุลินทรีย์นำสารอาหารไปใช้ในการสร้างเซลล์และเพิ่มจำนวนมากขึ้นสังเกตจากค่าของแข็งแขวนลอยระเหยได้ที่เพิ่มขึ้น (ภาคผนวก ก)

ตารางที่ 4.7 แสดงประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งรวมและของแข็งระเหยของทั้งระบบ

ถึงปฏิกรณ์	ของแข็งรวม (%)		ของแข็งระเหย (%)		ประสิทธิภาพการกำจัด (%)	
	ก่อนหมัก	หลังหมัก	ก่อนหมัก	หลังหมัก	ของแข็งรวม	ของแข็งระเหย
B1	20.62	7.72	17.97	2.75	62.6	84.7
B2	20.62	7.41	17.97	2.54	64.1	85.9
B3	20.62	7.18	17.97	2.42	65.2	86.5
B4	20.62	7.63	17.97	2.72	63.0	84.9

ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งรวมและของแข็งระเหยของทั้งระบบ พบว่าทั้งหมดมีค่าใกล้เคียงกันในช่วง 62.6-65.2 และ 84.7-86.5 ตามลำดับ ซึ่งวัดจากขยะเศษอาหารที่ใส่เข้าไปในระบบก่อนหมักและเปลี่ยนไปเป็นน้ำชะขยะหลังหมัก และพบว่าประสิทธิภาพทั้งสองมีค่ามากกว่าของการทดลองที่ 4.1 เมื่อเปรียบเทียบกับ สอดคล้องกับการวิจัยของ Jha et al., (2011) พบว่าระบบ Leach-bed reactor (LBR) สามารถบำบัดของแข็งในขยะอินทรีย์ได้มากถึงร้อยละ 50 หากระบบการหมักมีการจัดการที่ดี

จากการวิเคราะห์ทางสถิติโดยใช้วิธี One-way ANOVA ของผลการทดลองเวียนน้ำชะขยะที่อัตรา 1,000 1,500 2,000 และ 2,500 ล./วัน พบว่าอัตราเวียนน้ำชะขยะที่ต่างกันส่งผลต่อผลผลิตมีเทนยิลด์รายวันไม่แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญที่ ( $p=0.051$ ) เมื่อใช้อัตราส่วนเศษอาหารต่อเชื้อ 0.5 กก./VS เศษอาหาร/กก./VS เชื้อ อย่างไรก็ตามหลายงานวิจัยที่ทำการทดลองคล้ายกันนี้ได้สรุปว่าการเพิ่มอัตราการเวียนน้ำชะทำให้สามารถเพิ่มปริมาณจุลินทรีย์และเพิ่มประสิทธิภาพในการย่อยสลายสารอินทรีย์ได้มากขึ้นจึงทำให้มีอัตราการผลิตก๊าซชีวภาพมากขึ้น โดยปริมาณก๊าซชีวภาพที่ได้อาจจะขึ้นอยู่กับปริมาณสารอินทรีย์ที่เข้าระบบก็ตาม แต่ที่สำคัญในหลายๆงานวิจัยมักจะใช้อัตราการเวียนน้ำชะต่ำกว่า 100 เปอร์เซ็นต์ของปริมาณน้ำในระบบ เช่น ในงานวิจัยของ สุพินดา ชูระเจน (2544) ได้ทำการทดลองการที่มีการหมวนเวียนน้ำชะขยะแตกต่างกันที่ ร้อยละ 10, 25 และ 50 ของปริมาณน้ำในระบบระยะเวลาทดลอง 200 วัน พบว่าหากเพิ่มอัตราการหมวนเวียนน้ำชะขยะมากขึ้นการผลิตก๊าซชีวภาพจะมากขึ้นด้วยคือ 25.74, 156.2 และ 129.14 ล. ตามลำดับ ด้วยเหตุนี้จึงอาจสรุปได้ว่าการหมวนเวียนน้ำชะขยะกลับทำให้กระบวนการเปลี่ยนสภาพสารอินทรีย์เพื่อให้ได้ผลผลิตเป็นก๊าซชีวภาพ เกิดขึ้นสมบูรณ์มากกว่าในระบบที่ไม่มีหมวนเวียนน้ำชะขยะ สอดคล้องกับงานวิจัยของ ชยนต์ กิมยงค์ (2545) ได้ทำการศึกษาการไหลวนกลับของน้ำเสียที่ 2, 4 และ 6 ล./วัน พบว่าการเพิ่มปริมาณน้ำในการไหลวนจะช่วยให้มีการพาสารอินทรีย์จากถังปฏิกรณ์ผลิตกรดอินทรีย์ไปกำจัดในถังปฏิกรณ์ผลิตก๊าซมีเทนได้มากขึ้นทำให้เกิดก๊าซมีเทนในถังปฏิกรณ์ผลิตก๊าซมีเทนได้มากขึ้น การย่อยสลายสารอินทรีย์จะเกิดขึ้นอย่างรวดเร็วในช่วง 40 วันแรก และความสามารถในการกำจัดชีโอดีทั้งหมดที่อัตราการไหลวนน้ำชะ 2, 4 และ 6 ล./วัน เป็น 3.1, 3.0 และ 3.3 กก. ตามลำดับ และผลิตก๊าซชีวภาพได้ 38, 52 และ 135 ล. ตามลำดับ อย่างไรก็ตามเมื่อเปรียบเทียบการเวียนน้ำชะของทั้งสองของการทดลองนี้ที่มีอัตราการไหลทั้งหมด 1,000 1,500 2,000 2,500 และ 4,000 ล./วัน คิดเป็น 25 37.5 50 62.5 และ 100 เท่าของปริมาณน้ำในระบบ (40 ล.) หรือหากเทียบปริมาณน้ำชะในหน่วยของของแข็งระเหยจะได้อัตรา 10,526 6,349 4,545 และ 3,540 ล./กก.VS.วัน ของชุดการทดลองที่ 4.1 ถึง A1-A4 และ 2,632 3,947 5,263 6,579 ล./กก.VS.วัน ของชุดการทดลองที่ 4.2 ถึง B1-B4 ตามลำดับ พบว่าการเวียนน้ำชะขยะที่อัตราต่างกันไม่ส่งผลให้ผลผลิตมีเทนยิลด์รายวันแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญเช่นกัน ( $p=0.051$ ) เมื่อใช้

อัตราส่วนเศษอาหารต่อเชื้อ 0.5 กก.VSเศษอาหาร/กก.VSเชื้อ (เปรียบเทียบจากถัง A1, B1, B2, B3 และ B4) ซึ่งถึงแม้ว่าผลผลิตมีเทนยิลด์รายวันของแต่ละอัตราการเวียนในการทดลองนี้จะไม่แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญ แต่พบปัญหาสัดส่วนร้อยละก๊าซมีเทนเฉลี่ยต่ำ และมีการสะสมของกรดไขมันระเหยอยู่ เนื่องจากการใช้ปั๊มที่มีอัตราไหลสูง Centrifugal pump ต่างจากระบบ leached bed อื่นที่ส่วนใหญ่ใช้ปั๊มแบบ peristaltic ที่มีอัตราไหลต่ำกว่าสามารถปรับอัตราการไหลได้ โดยมักจะทำการเวียนในอัตราต่ำกว่า 100 เปอร์เซ็นต์หรือ 1 เท่าของน้ำในระบบ เวียนอย่างสม่ำเสมอที่ละน้อยและใช้เวลารเวียนนานขึ้น ทำให้ความเข้มข้นกระจายทั่วถึงทั้งก้อนขยะจึงมีการย่อยสลายและอัตราการผลิตก๊าซชีวภาพที่ดีกว่า และมีสัดส่วนก๊าซมีเทนมากขึ้น หรือใช้ปั๊มที่มีขนาดเล็กลง แต่อาจจะพบปัญหาการอุดตันจากของแข็งเพราะเป็นระบบหมักแบบแห้ง ดังนั้นจึงต้องเพิ่มส่วนถังตกตะกอน หรืออาจต้องใช้การกวนผสมที่เร็วขึ้นให้ของแข็งที่แขวนลอยในน้ำจะกระจายตัวมากขึ้น เพื่อให้ปั๊มขนาดเล็กที่ไม่สามารถดูดตะกอนของแข็งได้ สามารถทำงานได้โดยไม่เกิดการอุดตัน

เมื่อพิจารณาทั้งสองการทดลองแล้วสรุปได้ว่าการเวียนน้ำชะที่อัตรา 4,000 ล./วัน ในอัตราส่วนเศษอาหารต่อเชื้อ 0.5 กก.VSเศษอาหาร/กก.VSเชื้อ ของถัง A1 ให้ค่ามีเทนยิลด์ และค่าสัดส่วนร้อยละก๊าซมีเทนเฉลี่ยสูงที่สุด คือ 180.5 ล.(มีเทน)/กก.VS และร้อยละ 34.9 ตามลำดับ

เมื่อพิจารณาอัตราส่วนเศษอาหารต่อเชื้อ 0.5 กก.VSเศษอาหาร/กก.VSเชื้อ ที่ใช้นั้นยังถือว่าใช้ได้ เนื่องจากเมื่อเปรียบเทียบกับถังปฏิกรณ์ A1 จากการทดลองที่ 1 พบว่าการทดลองนี้มีปริมาณก๊าซชีวภาพสะสม ค่าก๊าซชีวภาพเฉลี่ย อัตราการผลิตก๊าซชีวภาพ ค่าร้อยละก๊าซมีเทนและมีเทนยิลด์สูงกว่า ส่วนการปรับสภาพโดยการเติมด่าง NaOH นั้นไม่ส่งผลต่อปริมาณก๊าซชีวภาพมากนัก แม้จะทำให้ค่าพีเอชและอัตราส่วนระหว่างกรดไขมันระเหยกับความเป็นด่างเหมาะสม อาจเป็นเพราะระบบหมักไร้อากาศแบบแห้งมีค่าของแข็งค่อนข้างสูง ซึ่งเป็นการกวนแบบไม่สมบูรณ์ ค่าพีเอชจึงไม่สามารถบ่งบอกประสิทธิภาพของระบบได้คือนักเมื่อเทียบกับระบบกวนสมบูรณ์ โดยทั่วไปแล้วการหมักย่อยไร้อากาศที่ทดสอบด้วยวิธี BMP ใช้เศษอาหารเป็นสารตั้งต้นจะให้ผลผลิตก๊าซมีเทนในช่วง 400 - 500 มล.(มีเทน)ต่อกรัม VS (Kawai et al., 2014) แต่เนื่องจากระบบที่ใช้ทดลองนี้ถูกออกแบบมาให้ส่วนที่เก็บเศษอาหารแยกออกมาจากส่วนที่เก็บเชื้อเพื่อลดผลกระทบจากการสะสมของกรดไขมันระเหย โดยการเวียนจะทำให้เศษอาหารถูกชะออกมาในรูปของน้ำชะขยะซึ่งมีกรดไขมันระเหยผสมอยู่เป็นอาหารให้กับจุลินทรีย์ วิธีการดังกล่าวใกล้เคียงกับการทดลองของ Minako Kawai (2014) ที่ศึกษาอัตราส่วน S/I จากเศษอาหาร โดยเปรียบเทียบจากค่า Labile organic fraction (LOF) หรือสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายได้ง่าย ระหว่างสารตั้งต้นเศษอาหารปกติ (LOF สูง) และสารตั้งต้นเศษอาหารที่มีการแยก

ส่วนที่อยู่เหนือตะกอนของแข็งหรือสารละลายออกด้วยการ centrifuge (3000 รอบ 20 นาที) และเลือกเอาเฉพาะส่วนที่เป็นตะกอนมาทดลองหมัก (LOF ต่ำ) พบว่าสารตั้งต้นที่ 1 ให้อัตราก๊าซมีเทนที่สูงกว่าสารตั้งต้นที่ 2 และเปรียบเทียบร่วมกับการทดลองนี้ แสดงในตารางที่ 4.8

ตารางที่ 4.8 เปรียบเทียบค่ามีเทนยึดจากการแยกสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายง่ายจากเศษอาหาร (LOF)

	อัตราส่วน S/I				gVSเศษอาหาร	หมายเหตุ
	0.33	0.5	1.0	2.0	/gVSเชื้อ	
Kawai (2014)						
สารตั้งต้นที่ 1	435	269	257	116	ล.(มีเทน)/กก.	เศษอาหาร+สารละลาย (LOF สูง)
สารตั้งต้นที่ 2	310	262	217	236	VS	แยกสารละลายออก (LOF ต่ำ)
การทดลองนี้	-	0.5	1.0	-		
การทดลอง 4.1	-	180.5	61.1	-	ล.(มีเทน)/กก.	สารละลายจากน้ำชะขยะเศษ
การทดลอง 4.2	-	116.2	-	-	VS	อาหาร แยกเศษอาหารออก

สังเกตได้ว่าการหมักเศษอาหารร่วมกับเชื้อโดยไม่มีการแยกเศษอาหารที่เป็นของแข็งและสารละลายออกจากกันให้ค่ามีเทนยึดที่ดีกว่า สรุปได้ว่าสารอินทรีย์จากเศษอาหารที่มีส่วนที่ย่อยสลายง่ายอยู่ด้วย (LOF) ในรูปสารละลาย มีส่วนสำคัญที่ทำให้ค่ามีเทนยึดสูงขึ้น การแก้ปัญหาคาสมดุลของกรดไขมันระเหยด้วยการแยกส่วนของแข็งและสารละลายออกจากกันล้วนทำให้ค่ามีเทนยึดลดลง อย่างไรก็ตามสิ่งสำคัญที่ควรคำนึงถึง คือจุลินทรีย์ที่ผลิตก๊าซเป็นหลัก ควรอยู่ในสถานะที่เหมาะสมมีการเพิ่มจำนวนมากขึ้นและป้องกันการลดจำนวนลง เพื่อให้ระบบมีเสถียรภาพสามารถผลิตก๊าซได้มากขึ้น นอกจากนี้ก่อนการทดลองควรเพิ่มการ Pre-treatment หรือการปรับสภาพเบื้องต้นก่อน เพราะพบปัญหาการลอยตัวของวัตถุดิบและกาก ทำให้เกิดเป็นชั้นของแข็งของก๊าซชีวภาพจับกันหนาที่ส่วนบนของของเหลว ทำให้ก๊าซที่เกิดขึ้นในถังหมักดันออกมาไม่ได้ การปรับสภาพเบื้องต้นจะช่วยให้การควบคุมระบบทำได้ง่ายขึ้น และมีเสถียรภาพดีขึ้นด้วย ทำให้เส้นใยชีวมวลจากเศษผักที่ปะปนอยู่กับเศษอาหารซึ่งยากต่อการย่อยสลายด้วยเอนไซม์ ย่อยสลายได้ง่ายขึ้น สามารถผลิตก๊าซชีวภาพสูงขึ้น การปรับสภาพเบื้องต้นมีหลายวิธี เช่น การลดขนาด การใช้ความร้อน การใช้เอนไซม์ การใช้ด่าง การใช้กรด หรือการใช้หลายวิธีร่วมกัน (สุรพงษ์, 2553) โดยความเหมาะสมนั้นขึ้นอยู่กับหลายปัจจัย เช่น ความชื้นและองค์ประกอบทางเคมีของวัตถุดิบ

ประสิทธิภาพของระบบ percolation หรือ leached bed ระบบดังกล่าวมีแนวคิดแยกเอาส่วนเศษอาหารที่เป็นสารอินทรีย์กับเชื้อจุลินทรีย์ออกจากกันแล้วใช้การเวียนและการกวนผสมช่วยให้เกิดการสัมผัสกัน ซึ่งแตกต่างระบบอื่นที่ส่วนใหญ่จะแช่เศษอาหารไว้กับเชื้อจุลินทรีย์โดยตรงแล้วจึงกวนผสมแต่ก็จะเกิดปัญหาการสะสมของกรดไขมันระเหยจนทำให้ค่าพีเอชลดลง ส่วนวิธี percolation อาจช่วยให้การสะสมของกรดไขมันระเหยลดลงบางส่วน แต่มีข้อเสียคือทำให้การสัมผัสกันระหว่างเศษอาหารกับเชื้อจุลินทรีย์จะมีน้อยกว่าระบบอื่นซึ่งเป็นเพียงการชะละลายเอากรดไขมันระเหยออกมา ส่วนเศษอาหารที่เป็นสารอินทรีย์ย่อยสลายยากยังอยู่ในรูปเดิมสังเกตได้จากประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งของขยะอยู่ที่ประมาณร้อยละ 20 เท่านั้น แสดงให้เห็นว่าการเวียนและการกวนผสมไม่เพียงพอที่จะทำให้ขยะย่อยสลายได้หมด จึงควรมีการควบคุมอุณหภูมิ ให้ความร้อนจากอุณหภูมิที่สูงขึ้น ช่วยเพิ่มการย่อยสลาย เช่น การติดตั้งขดลวดให้ความร้อน เป็นต้น การพัฒนาระบบในมีการเวียนที่อัตราสูงนั้นทำให้ค่าปริมาณก๊าซชีวภาพต่ำ และการใช้เวลาเวียนที่น้อยลงจะมีปัญหาเรื่องเวลาการสัมผัสส่งผลให้การประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งค่อนข้างต่ำเช่นกัน ส่วนการนำก๊าซชีวภาพไปใช้ประโยชน์นั้น ต้องปรับปรุงคุณภาพก๊าซหรือแยกก๊าซอื่นๆออกให้เหลือเฉพาะก๊าซมีเทนก่อน เนื่องจากทั้งสองการทดลอง 4.1 และ 4.2 ยังมีค่าสัดส่วนก๊าซมีเทนไม่ถึงร้อยละ 50 (จุดไม่คิดไฟ) ไม่สามารถนำไปใช้ได้ ซึ่งยังต้องพัฒนาระบบต่อไปให้สามารถผลิตก๊าซมีเทนได้มากขึ้น เช่น การใช้วัสดุหมักร่วมเพื่อปรับค่า C/N ratio และเติมธาตุอาหารเสริม (Trace Elements) เพื่อควบคุมค่า COD : N : P ให้สภาวะเหมาะสมกับการทำงานของจุลินทรีย์ Methanogens

#### 4.4 การเปรียบเทียบกับงานวิจัยอื่น

เมื่อนำผลการทดลองที่ได้มาเปรียบเทียบกับงานวิจัยอื่นที่มีการใช้เศษอาหารเป็นวัสดุหลัก ร่วมกับกากตะกอนน้ำเสียจากระบบบำบัดไร้อากาศเป็นเชื้อตั้งต้นและมีการหมักย่อยแบบไร้อากาศ โดยการหมุนเวียนน้ำชะขยะ ดังตารางที่ 4.10 โดยใช้ผลการทดลองที่ 1 ของถึงปฏิกรณ์ A1 ซึ่งให้ผลผลิตมีเทนยี่ลด์ที่ดีที่สุด เท่ากับ 180.5 ล.(มีเทน)/กก.VS มาเปรียบเทียบกับงานวิจัยอื่นๆที่ใช้ระบบ LBR พบว่ามีค่าอยู่ในช่วงใกล้เคียงกันคือ 166.33-183 ล.(มีเทน)/กก.VS (D.T. Sponza, O.N. Ağdağ, 2004; E. Lee et al., 2019) นอกจากนี้ยังมีหลายงานวิจัยที่ได้พัฒนาระบบ LBR ร่วมกับ UASB เพื่อเพิ่มประสิทธิภาพระบบ พบว่ามีค่ามีเทนยี่ลด์เท่ากับ 182-384 ล.(มีเทน)/กก.VS (S.Y. Xu et al., 2011; J.D. Browne & J.D. Murphy, 2014) ส่วนการใช้ระบบ CSTRs พบว่ามีค่าอยู่ในช่วง 196.85-490 ล.(มีเทน)/กก.VS (E. Tampio et al., 2014; M. Zamanzadeh et al., 2017; C. Gou et al., 2014; Jia Lin et al., 2011; C.Rattanapan et al., 2019) และระบบสองขั้นตอนพบว่ามีค่าอยู่ในช่วง 254-540 ล.(มีเทน)/กก.VS (ใส่

ref ที่เป็นสองขั้นตอน)ในส่วนของนำไปประยุกต์ใช้งานจริง มีการสร้าง โรงงานผลิตก๊าซชีวภาพ ขนาด 145-500 ตัน/วัน 7 โรง ในประเทศเกาหลีใต้ ให้ค่ามีเทนยี่ลด์ 190-460 ล.(มีเทน)/กก.VS D. (Lee et al., 2016) นอกจากนี้ J.Ohemeng-Ntiamoah และ T. Datta, 2019 ได้ศึกษางานวิจัยที่เกี่ยวกับการ ทดสอบ BMP ตั้งแต่ ปี 2007-2018 พบว่าเศษอาหารให้ค่ามีเทนยี่ลด์อยู่ในช่วง 249-547 ล.(มีเทน)/กก. VS จากการพิจารณาสรุปได้ว่า ระบบ LBR ให้ค่ามีเทนยี่ลด์ น้อยกว่าระบบอื่นๆ และการทดสอบด้วย วิธี BMP เนื่องจากเป็นระบบหมักย่อยแบบแห้งและมีการแยกเชื้อออกจากสารตั้งต้น และใช้การเวียน น้ำเพื่อกระจายความชื้น ชะละลายสารอาหารให้กับเชื้อจุลินทรีย์ ส่วนระบบอื่นจะมีการผสมเชื้อกับ สารตั้งต้นรวมกัน เช่น ระบบ CSTRs ควบคุมโดยการเจือจาง ใช้ใบพัดช่วยกวนผสม หรือ ทำเป็น ระบบสองขั้นตอน แยกกันระหว่างถังหมักกรดและถังผลิตก๊าซ แม้ว่าระบบ LBR มีประสิทธิภาพใน การผลิตก๊าซมีเทนต่ำและมีสัดส่วนก๊าซมีเทนที่ไม่คงที่เมื่อเทียบกับระบบหมักแบบต่อเนื่อง แต่มีข้อดี คือ ได้รับผลกระทบจากสารที่ละลายที่ถูกระบายออกมาน้อยกว่า เช่น แอมโมเนีย และ กรดไขมันระเหย เพราะเชื้อและสารตั้งต้นอยู่แยกกันนอกจากนั้นยังลดขั้นตอนการเจือจางสารตั้งต้นในระบบหมักแบบ เปียกและลดปริมาณการใช้งาน ซึ่งทำให้การเดินระบบได้ง่าย รวดเร็ว และประหยัดกว่า อย่างไรก็ตาม สิ่งที่สำคัญที่ต้องควบคุมอย่างสม่ำเสมอ คือ ค่าพีเอชที่ส่งผลโดยตรงกับเสถียรภาพของระบบ การ เวียนน้ำจะเป็นวิธีหนึ่งที่สามารถเพิ่มบัฟเฟอร์ให้กับระบบได้ ซึ่งต้องควบคุมให้อยู่ในอัตราที่เหมาะสม ทั้งปริมาณและความถี่ ซึ่งการเวียนที่มากเกินไปนำไปสู่การสะสมตัวของกรดไขมันระเหย สร้าง ผลเสียให้ระบบได้ (D. Cysneiros et al., 2012 and A. Degueurce et al., 2016)

ลิขสิทธิ์มหาวิทยาลัยเชียงใหม่  
Copyright© by Chiang Mai University  
All rights reserved

ตารางที่ 4.9 เปรียบเทียบผลการทดลองกับงานวิจัยอื่น

วัสดุตั้งต้นต่อ เชื้อตั้งต้น	เทคนิค อัตราส่วนที่ใช้	การเดินระบบ	มีเทนยี่ลด์	งานวิจัย
FW/AS	ชั้น Bed หมุนได้ 0.5 S/I (VS)	Batch (Leachate bed) เวียนน้ำชะขยะ 4000 ล./วัน, อัตรา 50 ล./นาที 25 °C	180.5 LCH <sub>4</sub> /kgVS 34.9 (CH <sub>4</sub> )	การศึกษานี้
OFMSW /AS	75-95% FW	Batch (Leachate bed) เวียนน้ำชะขยะ 9 ล./วัน (13%ของปริมาตรถัง) 35 °C	- 50% (CH <sub>4</sub> )	D.T. Sponza, O.N. Ağdağ (2004)
FW/YW/WAS (OS+NaHCO <sub>3</sub> วัสดุหมักร่วม)	หมักร่วม 1:1:1 (TS) 1 S/I (VS)	Semi-continuous (HS-AcD) เวียนน้ำชะขยะ 2 ครั้ง/วัน (ทุก 12 ชม.) อัตรา 17 มล./นาที 35 °C	183 LCH <sub>4</sub> /kgVS	E. Lee et al., (2019)
OFMSW+CS/ AS	หมักร่วม 4:1 (นน.เปียก)	Batch (GTDF) เวียนน้ำชะขยะ 0.3 (FPR) 37 °C	166.33 LCH <sub>4</sub> /kgVS	M. Qian et al., (2017)
FW/AS	ไม่ Autoclave เติมธาตุอาหาร เสริม	Semi-continuously (STRs) 37 °C	483 ± 0.013 LCH <sub>4</sub> /kgVS ที่ OLR 3 kgVS/m <sup>3</sup> ·d	E. Tampio et al., (2014)
FW/AS	-	Semi-continuously (CSTRs) 37 °C พบ <i>Chloroflexi</i> phylum กลุ่มแบคทีเรียที่โคคโคเด่น	480 ± 33 LCH <sub>4</sub> /kgVS 63% (CH <sub>4</sub> )	M. Zamanzadeh et al., (2017)

ตารางที่ 4.9 เปรียบเทียบผลการทดลองกับงานวิจัยอื่น (ต่อ)

วัสดุตั้งต้นต่อ เชื้อตั้งต้น	เทคนิค อัตราส่วนที่ใช้	การเดินระบบ	มีเทนยี่ลด์	งานวิจัย
FW/WAS	1:2 (TS)	Semi-continuously (CSTRs) 55 °C	400 LCH <sub>4</sub> /kgVS ที่ OLR 1 gVS/L·d	C. Gou et al., (2014)
FW+FWW/AS	หมักร่วม 1:1 (VS)	Semi-continuously (CSTRs) 35 °C	490 LCH <sub>4</sub> /kgVS ที่ OLR 3 kgVS/m <sup>3</sup> ·d	Jia Lin et al., (2011)
FW/SS	10:90 w/v	Semi-continuously (CSTRs) 35 °C	196.85 LCH <sub>4</sub> /kgVS ที่ OLR 0.22 gVS/L·d 50.43% (CH <sub>4</sub> )	C.Rattanapan et al., (2019)
FW/AS	ควบคุม pH 6.0 Bulking agents	(LBR+UASB : HASL) เวียนน้ำชะขยะ 35 °C	182 LCH <sub>4</sub> /kgVS	S.Y. Xu et al., (2011)
FW/AS	ควบคุม pH 8.0	(LBRs+UASB) เวียนน้ำชะขยะ 37 °C	384 LCH <sub>4</sub> /kgVS (เฉพาะ LBRs ได้ 23.7 LCH <sub>4</sub> /kgVS)	J.D. Browne and J.D. Murphy, (2014)
FWW/AS	-	Batch (Plug flow) 35 °C	450 LCH <sub>4</sub> /kgVS	R. Ganesh et al., (2014)
FW/SS	40:60 (VS)	Sequencing-batch (TPASBR) 35 °C	200 LCH <sub>4</sub> /kgVS ที่ OLR 6.1 gVS/L·d	H.-W. Kim et al., (2011)

ตารางที่ 4.9 เปรียบเทียบผลการทดลองกับงานวิจัยอื่น (ต่อ)

วัสดุตั้งต้นต่อ เชื้อตั้งต้น	เทคนิค อัตราส่วนที่ใช้	การเดินระบบ	มีเทนยี่ลต์	งานวิจัย
FW/AS	0.33 S/I (VS) High LOF (ส่วนใส+ตะกอน)	Batch (glass reactors) 37±1 °C	435 LCH <sub>4</sub> /kgVS	M. Kawai et al., (2014)
FW/AS	41 COD:N ratio	Double-stage Recirculation Ratio 0.5-0.7 55±0.1 °C	- 750 L (SMP) ที่ 67% (CH <sub>4</sub> )	M. Gottardo et al., (2017)
OFMSW/AS	41% FW	Two-stage (HR) + (SAMBR) 35 °C	254 LCH <sub>4</sub> /kgVS ที่ OLR 4 gVS/L·d	A.P. Trzcinski, D.C. Stuckey, (2011)
FW+DM/AS	หมักร่วม 83.4% FW (VS) 16.6% LDM (VS) 0.82 S/I (VS)	Semi-continuous (Two-stage) 36 °C	540 LCH <sub>4</sub> /kgVS	J. Masih-Das and W. Tao, (2018)
FW+PW/AS	หมักร่วม 21.9 % FW (TS) 27.3% PW (TS) 0.5 S/I (VS)	Batch (glass reactors) Dry anaerobic 14% TS 37±1 °C	402 NLCH <sub>4</sub> /kgVS	A.T. Jansson et al., (2019)
FW/FWL	FWL 25:1 FW:M FWL FWL 2:1 FW:M FWL FWL	1-st 39.5 °C, 7.6 pH 1-st 36.5 °C, 7.6 pH 2-st 37.9 °C, 8.1 pH 2-st 55.1 °C, 7.7 pH 2-st 34.3 °C, 8.2 pH 2-st 33.3 °C, 8.1 pH 1-st 39.1 °C, 7.6 pH โรงงานผลิตก๊าซชีวภาพ ขนาด 145-500 ตัน/วัน	460, 2.0 390, 1.1 320, 2.7 400, 2.44 360, 2.13 190, 3.5 400, 3.3 LCH <sub>4</sub> /kgVS,	D. Lee et al., (2016)

ตารางที่ 4.9 เปรียบเทียบผลการทดลองกับงานวิจัยอื่น (ต่อ)

วัสดุตั้งต้นต่อ เชื้อตั้งต้น	เทคนิค อัตราส่วนที่ใช้	การเดินระบบ	มีเทนยี่ลต์	งานวิจัย
			OLR kgVS/m <sup>3</sup> ·d	
FW/SS	-	Digestion plant หมุนเวียนก๊าซต่อเนื่อง 42 °C	402 LCH <sub>4</sub> /kgVS 62.6% (CH <sub>4</sub> )	C.J. Banks et al., (2011)
FW	-	BMP-tests เศษอาหาร 12 Review paper (ปี 2007-2018)	249-547 418 (ค่าเฉลี่ย) LCH <sub>4</sub> /kgVS	J.O-Ntiamoah and T.Datta, (2019)

High-solids anaerobic co-digestion (HS-AcD), Garage-type dry fermentation (GTDF), temperature-phased anaerobic sequencing batch reactor (TPASBR), stainless steel stirred tank reactors (STRs), hybrid anaerobic solid-liquid (HASL), submerged anaerobic membrane bioreactor (SAMBR), hydrolytic reactor (HR), anaerobic sludge (AS), sewage sludge (SS), food waste (FW), Food waste leachate (FWL), manure (M), fruit and vegetable waste (FVW), organic fraction of municipal solid waste (OFMSW), corn straw (CS), yard waste (YW), paper wastes (PW), waste activated sludge (WAS), liquid dairy manure (LDM), Oyster shells (OS), Sodium bicarbonate (NaHCO<sub>3</sub>), frequency of percolate recirculation : daily percolate recirculation volume to total percolate volume (FPR), specific methane production (SMP)

## บทที่ 5

### สรุปผลการทดลองและข้อเสนอแนะ

#### 5.1 สรุปผลการทดลอง

จากการศึกษาการผลิตก๊าซชีวภาพจากการย่อยสลายร่วมของเศษอาหาร โดยการหมักไร้อากาศแบบแห้งด้วยวิธี leach bed percolation สามารถสรุปผลการทดลองได้ดังนี้

1) อัตราส่วนเศษอาหารต่อปริมาณเชื้อมีผลต่อการผลิตก๊าซชีวภาพ โดยอัตราส่วนเศษอาหารต่อเชื้อตั้งต้นที่ 1.25 กก.VSเศษอาหาร/กก.VSเชื้อ มีปริมาณการสะสมก๊าซชีวภาพสูงสุดเท่ากับ 305.5 ล. รองลงมาคือ 1.0 0.75 และ 0.5 กก.VSเศษอาหาร/กก.VSเชื้อ เท่ากับ 292.7 ล. 186.6 ล. และ 162.9 ล. ตามลำดับ แต่เมื่อพิจารณาจากค่าร้อยละก๊าซมีเทนเฉลี่ยในก๊าซชีวภาพพบว่าอัตราส่วนเศษอาหารต่อเชื้อตั้งต้น 0.5 และ 0.75 กก.VSเศษอาหาร/กก.VSเชื้อ ให้สัดส่วนก๊าซมีเทนมากที่สุด เท่ากับร้อยละ 34.9 และ 31.5 ตามลำดับ การหมักขยะที่อัตราส่วนเศษอาหารต่อเชื้อตั้งต้นน้อยกว่า 1.0 กก.VSเศษอาหาร/กก.VSเชื้อ จึงเหมาะสมกว่าที่จะนำไปใช้ในการเดินระบบ

2) อัตราการเวียนน้ำชะขยะในปริมาณที่น้อยลงจะทำให้ผลิตก๊าซชีวภาพได้ในปริมาณที่สูงกว่าแต่พบว่ามีปริมาณมีเทนลดลง เนื่องจากเวลาเวียนน้อยลงการสัมผัสกันของเชื้อจุลินทรีย์และอาหารจึงน้อยลงตาม จึงสรุปว่าอัตราส่วนเศษอาหารต่อเชื้อตั้งต้น 0.5 กก.VSเศษอาหาร/กก.VSเชื้อ ที่ใช้อัตราเวียนน้ำชะขยะ 2,000 ล./วัน เหมาะสมที่สุด โดยจากการเดินระบบที่สามารถควบคุมค่า VFA/AIk ให้อยู่ในช่วงที่เหมาะสม (น้อยกว่า 0.4)

3) จากการทดลองที่ 1 เมื่อเปรียบเทียบกันจากการเวียนน้ำชะขยะที่เท่ากัน 4,000 ล./วัน และอัตราส่วนเศษอาหารต่อเชื้อตั้งต้น (S/I ratio) ที่ต่างกัน แล้วพบว่าผลผลิตมีเทนอีลด์รายวันของถัง A1 อัตราส่วน 0.5 กก.VSเศษอาหาร/กก.VSเชื้อ มีค่าแตกต่างจากอัตราส่วนของถังอื่นอย่างมีนัยสำคัญ ( $p=0.000$ ) และเมื่อเปรียบเทียบกันทั้งสองการทดลอง จากการเวียนน้ำชะขยะที่ต่างกัน 1,000 1,500 2,000 2,500 และ 4,000 ล./วัน ที่อัตราส่วนเศษอาหารต่อเชื้อตั้งต้นเท่ากัน 0.5 กก.VSเศษอาหาร/กก.VSเชื้อ พบว่าผลผลิตมีเทนอีลด์รายวันของทุกอัตราการเวียนไม่แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญ ( $p=0.051$ )

## 5.2 ปัญหาและอุปสรรค

1) ก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นในทุกการทดลองมีปริมาณค่อนข้างน้อย และค่าร้อยละของก๊าซมีเทนเฉลี่ยค่อนข้างต่ำ เนื่องจากบิ๊มนำมาใช้เวียนน้ำชะขยะเป็นบิ๊มแรงสูงขนาด 1 แรงม้า อัตราการไหล 50 ล./นาที่ ทำให้เกิดการปั่นป่วนในถังปฏิกรณ์มากเกินไปจนจุลินทรีย์ไม่สามารถทำงานได้ เป็นสาเหตุอย่างหนึ่งที่ทำให้ปริมาณก๊าซมีเทนที่ผลิตได้มีปริมาณน้อยลง นอกจากนี้การใช้บิ๊มแรงสูง ทำให้การเวียนเกิดขึ้นรวดเร็วและเวลาสัมผัสของเชื้อจุลินทรีย์กับอาหารจึงมีน้อย ส่งผลต่อปริมาณก๊าซชีวภาพ

2) วิธีการเติมต่างจากการทดลองอื่นมักจะมีการปรับสภาพพีเอชของเชื้อและเศษอาหารก่อนนำมาใช้เดินระบบ แต่การทดลองนี้มีระบบที่ถูกออกแบบมาให้ส่วนที่เป็นเศษอาหารแยกจากเชื้อจุลินทรีย์ตั้งแต่แรก โดยเศษอาหารมีค่าพีเอช 4.6 และเชื้อจุลินทรีย์ตั้งต้นมีค่าพีเอช 7.2 ความสามารถในการเป็นบัฟเฟอร์มีสูงจึงไม่มีการปรับสภาพพีเอชในตอนแรก จากผลการเดินระบบพบว่าค่าพีเอชลดลงในช่วง 10 วันแรกจึงทำการเติมต่าง NaOH เพื่อปรับสภาพ หลังจากนั้นค่าพีเอชเพิ่มขึ้นแต่ปริมาณก๊าซชีวภาพยังคงลดลง สันเกตได้ว่าการเติมต่างในระหว่างเดินระบบอาจให้ผลไม่ดีเท่ากับการปรับสภาพตั้งแต่แรก ซึ่งถ้าเป็นไปได้อาจเติมต่าง NaOH ในเศษอาหารที่เป็นของแข็งโดยตรงตั้งแต่เริ่มต้นและปรับค่าพีเอชใหม่ให้สูงขึ้น ซึ่งอาจต้องใช้ต่าง NaOH ในปริมาณมากขึ้น

## 5.3 ข้อเสนอแนะ

1) จากการออกแบบระบบการหมักขยะแบบแห้งในสภาพไร้อากาศโดยการเวียนน้ำชะขยะดังกล่าว มีการเติมขยะเศษอาหารเพียงครั้งเดียว(Batch) จึงควรมีการปรับปรุงระบบให้สามารถใส่ขยะได้อย่างต่อเนื่อง โดยอาจเพิ่มถังหมักก๊าซอีกถังเชื่อมกับถัง LBR เดิม โดยให้ถัง LBR เป็นถังแรกใช้ใส่เศษอาหารและเวียนน้ำชะในตัวเอง เมื่อเศษอาหารถูกย่อยสลายจนได้น้ำชะขยะปริมาณมากพอจึงส่งต่อมาให้ถังที่มีตะกอนเชื้อจุลินทรีย์อยู่ทำหน้าที่หมักก๊าซ และเวียนกลับไปถังแรกเพื่อเพิ่มบัฟเฟอร์ให้ระบบ วิธีนี้เป็นระบบแบบสองขั้นตอน ซึ่งจะช่วยให้สามารถเติมเศษอาหารได้ต่อเนื่องและควบคุมค่าพีเอชของแต่ละถังได้ โดยได้รับผลกระทบน้อยลง ซึ่งเชื้อจุลินทรีย์ผลิตก๊าซมีเทนจะอยู่ได้ในช่วงพีเอชเท่านั้น และยังอ่อนไหวต่อออกซิเจน แต่เนื่องจากเชื้ออยู่ในถังที่สองและเป็นระบบปิดเมื่อนำไปใช้งานจริงจะสามารถรองรับขยะเศษอาหารที่เกิดขึ้นทุกวันได้

2) ควรมีการศึกษาเพิ่มเติมจากแนวคิดในการแยกส่วนที่เป็นเศษอาหารกับเชื้อจุลินทรีย์ออกจากกันแต่ยังอยู่ในถังเดียวกันเพื่อลดผลกระทบจากการสะสมกรดไขมันระเหย ซึ่งผลที่ได้พบว่ายังคงมีการสะสมกรดไขมันระเหยอยู่ วิธีทำได้ดีกว่าคือ ระบบการหมักแบบสองขั้นตอนที่แยกเศษอาหารกับเชื้อจุลินทรีย์ออกเป็นสองถังซึ่งควรนำไปใช้ปรับปรุงระบบต่อไป

3) เนื่องจากระบบ Percolation มีการย่อยสลายเศษอาหารเกิดขึ้นน้อยจึงควรมีการPre-treatment หรือการปรับสภาพสารอินทรีย์ทำลายโครงสร้างที่เป็นของแข็งพวกลิกโนเซลลูโลสก่อนเข้าสู่ระบบซึ่งเป็นวัสดุที่ย่อยยากในสภาวะไร้ออกซิเจน เพื่อให้เอนไซม์หรือจุลินทรีย์สามารถเข้าถึงและย่อยวัสดุได้ง่ายมากขึ้นในขั้นตอนการย่อย เช่น การแช่ใน  $\text{NH}_4\text{OH}$  ที่ความเข้มข้นร้อยละ 15 อุณหภูมิ  $75\text{ }^{\circ}\text{C}$  เวลา 24-72 ชั่วโมง หรืออาจเปลี่ยนมาใช้สารอินทรีย์ที่ผ่านการหมักย่อยมาแล้ว เช่น มูลสัตว์ มาผสมเป็นวัสดุตั้งต้นระบบ



ลิขสิทธิ์มหาวิทยาลัยเชียงใหม่  
Copyright© by Chiang Mai University  
All rights reserved

## เอกสารอ้างอิง

- Abid Hussain, Mélissa Filiatrault, Serge R.Guiot. (2011). Acidogenic digestion of food waste in a thermophilic leach bed reactor: Effect of pH and leachate recirculation rate on hydrolysis and volatile fatty acid production. *Bioresource Technology* Volume 245, Part A, December 2017, pp. 1-9. *Bioresource Technology* Volume 102, Issue 4, February 2011, pp. 3702-3708.
- Ahn, J-H and C.F. Forster. (2002). The effect of temperature variations on the performance of mesophilic and thermophilic anaerobic filters treating a simulated papermill wastewater. *Process. Biochemistry* 37: 589-594.
- Ahring, B.K., Sandberg, M. and Angelidaki, I. (1995). *Appl Microbiol Biotechnol* 43: 559.
- Anette T. Jansson, Regina J. Patinvoh, Ilona Sárvári Horváth and Mohammad J. Taherzadeh. (2019). Dry Anaerobic Digestion of Food and Paper Industry Wastes at Different Solid Contents. *Fermentation* 2019, 5, 40.
- Anil Shewani, Pierre Horgue, Sébastien Pommier, Gérald Debenest, Xavier Lefebvre, Sophie Decremps, Etienne Paul. (2018). Assessment of Solute Transfer Between Static and Dynamic Water During Percolation Through a Solid Leach Bed in Dry Batch Anaerobic Digestion Processes. *Waste and Biomass Valorization* November 2018, Volume 9, Issue 11, pp 2081–2089.
- Antoine P. Trzcinski and David C. Stuckey. (2011). Parameters affecting the stability of the digestate from a two-stage anaerobic process treating the organic fraction of municipal solid waste. *Waste Management* 31 (2011) 1480–1487.
- APHA, AWWA, WEF. (1998). *Standard Methods for the Examination of Water and Waste Water*, 20th ed. American Public Health Association, Washington D.C., USA.
- APHA, AWWA, WEF. (2005). *Standard Methods for the Examination of Water and Waste Water*, 21st ed. American Public Health Association, Washington D.C., USA.
- Banks C. J., Chesshire M., Heaven S. and Arnold R. (2011). Anaerobic digestion of source-segregated domestic food waste: performance assessment by mass and energy balance. *Bioresource Technology* 102 (2011) 612–620.

- Bouallagui H., Ben Cheikh R., L Marouani and Hamdi M C. (2003). Mesophilic biogas production from fruit and vegetable waste in a tubular digester, *Bioresource Technology*, vol. 86, pp. 85-89.
- Brayan A. Parra- Orobio, Andrés Donoso- Bravo, Patricia Torres- Lozada. (2017). Anaerobic digestion of food waste. Predicting of methane production by comparing kinetic models. *Ingeniería y Competitividad*, Volumen 19, No. 1, pp. 219 – 227.
- Callaghan F.J., Wase D.A.J., Thayanithy K., Forster C.F., (1999), Co-Digestion of Waste Organic Solids: Batch Studies : *Bioresource Technology*, Volume 67, Issue 2, February 1999, pp. 117 – 122.
- Cheerawit Rattanapan, Lalita Sinchai, Thunwadee Tachapattaworakul Suksaroj, Duangporn Kantachote and Weerawat Ounsaneha. (2019). Biogas Production by Co-Digestion of Canteen Food Waste and Domestic Wastewater under Organic Loading Rate and Temperature Optimization. *Environments* 2019, 6, 16.
- Chengliu Gou, Zhaohui Yang, Jing Huang, Huiling Wang, Haiyin Xu and Like Wang. (2014). Effects of temperature and organic loading rate on the performance and microbial community of anaerobic co- digestion of waste activated sludge and food waste. *Chemosphere* 105 (2014) 146–151.
- Christensen, T.H., Kjeldsen P. and Bo Lindhardt. (1996). Gas-generating processes in landfills. pp. 27-50. In T.H. Chñstensen, R. Cossu and R. Stegmann (eds.). *Landfilling of Waste : Biogas*. E & FN Spon Press, London.
- Christensen, T.H., Kjeldsen P. and Stegmann R. (1992). Effect of landfill management procedures on landfill stabilization and leachate and gas quality. pp. 119-138. In T.H. Chñstensen, Cossu R. and Stegmann R. (eds.). *Landfilling of Waste : Leachate*. Elsevier Applied Science Press, London and New York.
- Chugh S., Chynoweth D.P., Clarke W., Pullammanappallil P., Rudolph V., (1999), Degradation of Unsorted Municipal Solid Waste by a Leach- Bed Process : *Bioresource Technology*, Volume 69, Issue 2,1999, pp. 103 - 115.

- Cysneiros, D., Banks, C. J., Heaven, S. and Karatzas, K.-A. G. (2012). The effect of pH control and hydraulic flush on hydrolysis and volatile fatty acids (VFA) production and profile in anaerobic leach bed reactors digesting a high solids content substrate. *Bioresour. Technol.* 2012, 123, 263–271.
- Degueurce, A., Tremier, A., Peu P. (2016). Dynamic effect of leachate recirculation on batch mode solid state anaerobic digestion: Influence of recirculated volume, leachate to substrate ratio and recirculation periodicity. *Bioresour. Technol.* 2016, 216, 553–561.
- Delia Teresa Sponza, Osman Nuri Ağdağ. (2004). Impact of leachate recirculation and recirculation volume on stabilization of municipal solid wastes in simulated anaerobic bioreactors. *Process Biochemistry* 39 (2004) 2157–2165.
- Dixon, Phillip James, (2018). Impact of Substrate to Inoculum Ratio on Methane Production in High Solids Anaerobic Digestion (HS-AD) of Food Waste, Yard Waste, and Biosolids. *Graduate Theses and Dissertations.* pp.5.
- Dongjin Lee, Jisu Bae, Jungu Kang and Kiheon Kim. (2016). Potential methane yield of food waste/food waste leachate from the biogasification facilities in South Korea. *Journal of Material Cycles and Waste Management* 2016, Volume 18, 3, pp 445–454.
- Elina Tampio, Satu Ervasti, Teija Paavola, Sonia Heaven, Charles Banks and Jukka Rintala. (2014). Anaerobic digestion of autoclaved and untreated food waste. *Waste Management* 34 (2014) 370–377.
- El-Mashad, H.M. and Zhang, R. (2010). Biogas production from co-digestion of dairy manure and food waste. *Bioresource technology.* 101: 4021–4028.
- Eunyoung Lee, Paula Bittencourt, Lensey Casimir, Eduardo Jimenez, Meng Wang, Qiong Zhang and Sarina J. Ergas. (2019). Biogas production from high solids anaerobic co-digestion of food waste, yard waste and waste activated sludge. *Waste Management*, Volume 95, 15 July 2019, pp. 432-439.
- Evan G. (2001). *Biowaste and Biological waste Treatment.*
- Fang, H.H.P. and Yu, H.Q. (2001), Mesophilic acidification of gelatinaceous wastewater, *Journal of Biotechnology.*, Vol.93, pp 99 – 108.

- Gerardi MH. (2003). *The microbiology of anaerobic digesters*. Hoboken, New Jersey: John Wiley & Sons, Inc.; 2003.
- Ghanem I.I.I., Guowei Gu, Jinfu Zhu. (2001). Leachate Production and Disposal of Kitchen Food Solid Waste by Dry Fermentation for Biogas Generation : *Renewable Energy* 23, 2001, 673 - 684.
- Han Y., Hao Y.J., Zhang L., Zhang Z.K., Li. A.M. (2015). Anaerobic leaching-bed reactor treating food waste for organic acid production: effect of bulking agent *Appl. Mech. Mater.*, 768 (2015), pp. 289-298.
- Hansen K.H., Irini A. and Birgite K. A. (1997). Anaerobic digestion of swine manure: inhibition by ammonia. *Water research* 32: 5-12.
- Heejung Jung, Jaai Kim and Changsoo Lee. (2018). Biomethanation of Harmful Macroalgal Biomass in Leach-Bed Reactor Coupled to Anaerobic Filter: Effect of Water Regime and Filter Media. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 2018, 15(5), 866.
- Henze M. (1997). *Anaerobic Wastewater Treatment*. pp. 285-310 in Henze M, Harremoës P, la Cour Jansen J, Arvin E, eds. *Wastewater Treatment: Biological and Chemical Processes*. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg.
- Hills, D.J., (1979). Effect on Carbon:Nitrogen ratio on the anaerobic digestion of dairy manure. *Agric. Wastes* 267–278.
- Hussain A., Filiatrault M., Guiot S.R. (2017). Acidogenic digestion of food waste in a thermophilic leach bed reactor: effect of pH and leachate recirculation rate on hydrolysis and volatile fatty acid production. *Bioresour. Technol.*, 245 (2017), pp. 1-9.
- Hyun-Woo Kim, Joo-Youn Nam, Hang-Sik Shin. (2011). A comparison study on the high-rate co-digestion of sewage sludge and food waste using a temperature-phased anaerobic sequencing batch reactor system. *Bioresource Technology* 102 (2011) 7272–7279.
- James D. Browne, Eoin Allen, Jerry D. Murphy. (2013). Improving hydrolysis of food waste in a leach bed reactor *Waste Manage.*, 33 (2013), pp. 2470-2477.
- James D. Browne, Jerry D. Murphy. (2014). The impact of increasing organic loading in two phase digestion of food waste. *Renewable Energy* 71 (2014) 69-76.

- Jewell, W. J. and Wujcik, W. J. (1980). Dry Anaerobic Fermentation : Biotechnology and Bioengineer Symposium, Vol.10 No.5, pp.43-65. New York: N.P. Press.
- Jha A.K., Li J., Nies L., Zhang L. (2011). Research advances in dry anaerobic digestion process of solid organic wastes. *Afr. J. Biotechnol.*, 10, pp. 14242-14253.
- Jia Lin, Jiane Zuo, Lili Gan, Peng Li, Fenglin Liu, Kaijun Wang, Lei Chen and Hainan Gan. (2011). Effects of mixture ratio on anaerobic co-digestion with fruit and vegetable waste and food waste of China. *Journal of Environmental Sciences* 2011, 23(8) 1403–1408.
- John, G.H., Noel R.K., Peter H.A.S., James T.S. and Stanley T.W. (1994). *Bergey's Manual of Determinative Bacteriology*. ninth edition. Williams and Wilkins. New York.
- Jonathan Masih-Das, Wendong Tao. (2018). Anaerobic co-digestion of foodwaste with liquid dairy manure or manuredigestate: Co-substrate limitation and inhibition. *Journal of Environmental Management* 223 (2018) 917–924.
- Juliet Ohemeng-Ntiamoah, Tania Datta. (2019). Perspectives on variabilities in biomethane potential test parameters and outcomes: A review of studies published between 2007-2018. *Science of the Total Environment* 664 (2019) 1052–1062.
- Kim, T.H., Taylor F. and Hicks K.B. (2008). Bioethanol Production from Barley Hull Using SSA (Soaking in Aqueous Ammonia) Pretreatment. *Bioresource Technology*. 99:5694-5702.
- Koga, Y.N., Hiroyuki M.M. and Masayo A.M. (1993). Ether polar lipids of methanogenicbacteria: structures, comparative aspects and biosynthesis. *Microbiol Mol Biol Rev.* 57: 164-182.
- Komemoto K., Lim Y.G., Nagao N., Onoue Y., Niwa C., Toda T. (2009). Effect of temperature on VFA's and biogas production in anaerobic solubilization of food waste *Waste Manage.*, 29 (2009), pp. 2950-2955.
- Kugelman, J. J. and Chin, K. K. (1971). *Anaerobic biological processes*. Amer. Chem. Soc., Washington, D. C.
- Lahav O. and Morgan B. (2004). Titration methodologies for monitoring of anaerobic digestion in developing countries - A review. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 79: 1331-1341.

- Lane, A.G. (1984). Anaerobic Digestion of Solid Fruit Waste Supplemented with Poultry Manure in a Horizontal Plug-flow Reactor. *Environment Technology* 5 : 465-470.
- Lay, JJ., Li, YY., and Noike, T., (1998). The influence of pH and ammonia concentration on the methane production in highsolids digestion processes. Vol. 70 (5): 10751082.
- Luis F. Diaz, Clarence G. Golueke, George M. Savage, Eggerth LL. (1993). *Composting and Recycling Municipal Solid Waste* 1<sup>st</sup> Edition. CRC Press; 1 edition (May 25, 1993).
- Kayhanian M., Hardy S., (1994). The impact of 4 design parameters on the performance of a high-solids anaerobic-digestion of municipal solid-waste for fuel gas-production : *Environmental Technology* 15(6):557-567. 1994, 36.
- Macleod F.A., Guiot S.R. and Costeron J.W. (1990). Layered structure and bacterial aggregates produced in an upflow anaerobic sludge bed and filter reactor. *Applied Environment Microbiology* 55 : 1589-1607.
- Marchaim, U. and Krause, C. (1993). Propionic to acetic acid ratios in overloaded anaerobic digestion. *Bioresource Technology* 43 : 195 – 203.
- Marco Gottardo, Federico Micolucci, David Bolzonell, Hinrich Uellendahl and Paolo Pavan. (2017). Pilot scale fermentation coupled with anaerobic digestion of food waste - Effect of dynamic digestate recirculation. *Renewable Energy* 114 (2017) 455-463.
- Mata-Alvarez, J., Macé, S. and Llabrés, P. (2000). Anaerobic digestion of organic solid wastes. An overview of research achievements and perspectives. *Bioresource Technolog* 74 (August): 3-16.
- McCarty, P.L. (1964). Anaerobic Waste Treatment Fundamental Part 1, 2, 3, 4. *Public Works* 95: 107-115.
- Metcalf and Eddy. (1991). *Waste Water Engineering: Treatment, Disposal, Reuse*. New York : McGraw-Hill.
- Minako Kawai, Norio Nagao, Nobuaki Tajima, Chiaki Niwa, Tatsushi Matsuyama, Tatsuki Toda. (2014). The effect of the labile organic fraction in food waste and the substrate/inoculum ratio on anaerobic digestion for a reliable methane yield. *Bioresource Technology* 157 (2014) 174–180.

- Mingyu Qian, Yixin Zhang, Ruihua Li, Michael Nelles, Walter Stinner and Yeqing Li. (2017). Effects of Percolate Recirculation on Dry Anaerobic Co-digestion of Organic Fraction of Municipal Solid Waste and Corn Straw. *American Chemical Society, Energy Fuels* 2017, 31, 12183–12191.
- Mirzaman Zamanzadeha, Live H. Hagen, Kine Svensson, Roar Linjordet and Svein J. Horn. (2016). Anaerobic digestion of food waste Effect of recirculation and temperature on performance and microbiology. *Water Research* 96 (2016) 246-254.
- Molnar, L., Bartha, I., (1988). Solid-state methane generation. *MIRCEN J. Appl. Microbiol. Biotechnol.* 4, 481–490.
- Morhan, S.V., Mahannakrishna, G., Goud, R.K. and Sarma, P.N. (2009) Acidogenic fermentation of vegetable based market waste to harness biohydrogen with simulation stabilization. *Bioresource Technology* 100 : 3061 – 3068.
- Mousa, L. and Forster C.F. (1998). The effect of trace organics on the inhibition of gas production by anaerobic sludges : batch studies. *Water Research* 32 : 3795-3798.
- Mtz-Viturtia, A., Llabres-Luengo, P., Cecchi, F. and Mata-Alvarez, J. (1995). Two-phase kinetic model fitting in a two-phase anaerobic digestion of highly biodegradable organic matter. *Environmental Technology* 16: 379 – 388.
- Muhammad Rizwan Haider, Zeshan, Sohail Yousaf, Riffat Naseem Malik, Chettiyappan Visvanathan. (2015). Effect of mixing ratio of food waste and rice husk co-digestion and substrate to inoculum ratio on biogas production. *Bioresource Technology* Volume 190, August 2015, pp. 451-457.
- NOVAES RFV. (1986). Microbiology of anaerobic digestion. *Water Science Technology.* 18 (12) 1-14.
- Oviedo E., Torres P., Marmolejo L., Hoyos V., Gonzales A., Barrera C., Komilis C. and Sánchez A. (2015). Stability and maturity of biowaste composts derived by small municipalities: Correlation among physical, chemical and biological indices. *Waste Management* 44, 63-71.

- Pagilla, K.R., Kim H. and Cheunbarn T. (2000). Aerobic thermophilic and anaerobic mesophilic treatment of swine waste. *Water Ressearch* 34 : 2747-2753.
- Parkin, G.F. and Owen, W.F. (1986). Fundamentals of Anaerobic Digestion of Wastewater Sludges. *Journal of Environmental Engineering*, 24 (8): 867-920.
- Pezzolla D, Di Maria F, Zadra C., Massaccesi L., Sordi A., Gigliotti G. (2017). Optimization of solid-state anaerobic digestion through the percolate Recirculation. *Biomass and Bioenergy* 96 pp. 112-118.
- Polprasert C. (1989). *Organic Waste Recycling*. John Willey&Sons Inc., New York, 1989.
- Rangaraj Ganesh, Michel Torrijosa, Philippe Sousbiea, Aurelien Lugardonb, Jean Philippe Steyera and Jean Philippe Delgenes. (2014). Single-phase and two-phase anaerobic digestion of fruit and vegetable waste : Comparison of start-up, reactor stability and process performance. *Waste Management* 34 (2014) 875–885.
- Rao, M.S., Singh, S.P., Singh, A.K. and Sodha, M.S. (2000). Bioenergy Conversion Studies of the Organic Fraction of MSW: Assessment of Ultimate Bioenergy Production Potential of Municipal. *Garbage Applied Energy* 66 : 75-87.
- Riggio S., Torrijos M., Debord R., Esposito G., van Hullebusch E.D., Steyer J.P., Escudé R. (2017). Mesophilic anaerobic digestion of several types of spent livestock bedding in a batch leachbed reactor: substrate characterization and process performance. *Waste Management* Volume 59, January 2017, pp. 129-139.
- Rizwan M., Yousaf S., Naseem R. (2015). Effect of mixing ratio of food waste and rice husk co-digestion and substrate to inoculum ratio on biogas production *Bioresour. Technol.*, 190 (2015), pp. 451-457.
- Schober G., Schafer J., Schmid-Staiger U. and Trosch W., (1999), *Wat. Res.* 33, 3.
- Selvam A., Xu S.Y., Gu X.Y., Wong J.W.C. (2010). Food waste decomposition in leachbed reactor: role of neutralizing solutions on the leachate quality. *Bioresour. Technol.*, 101 (2010), pp. 1707-1714.

- Silvey P., Blackall L., Nichols P., and Pullammanappallil P.c., (1999), Microbial Ecology of the Leach Bed Anaerobic Digestion of Unsorted Municipal Solid Waste : WATER SCI T, 41(3), 2000, pp. 9 - 16.
- Silvio Riggio. (2017). Optimization of the process parameters controlling dry anaerobic digestion of spent animal bedding in leach-bed reactors. Mechanics of materials [physics.class-ph]. Université Paris-Est.
- Sosnowski P., Wieczorek A., Ledakowicz S., (2003), Anaerobic Co-Digestion of Sewage Sludge and Organic Fraction of Municipal Solid Wastes : Advances in Environmental Research 7 (2003) 609 - 616.
- Standards Methods for the Examination of Water and Wastewater, 18th Edition, pp. 4-77, Methods 4500 NH<sub>3</sub> B and H (1992).
- Stroot, P.G., McMahon, K.D., Mackie, R.I. and Raskin, L. (2001). Anaerobic co-digestion of municipal solid waste and biosolids under various mixing condition-I. Water Resource 35: 1804 – 1816.
- Su Yun Xu, Hoi Pui Lam, O. Parthiba Karthikeyan and Jonathan W.C. Wong. (2011). Optimization of food waste hydrolysis in leach bed coupled with methanogenic reactor: Effect of pH and bulking agent. Bioresource Technology 102 (2011) 3702–3708.
- Su Yun Xu, Hoi Pui Lam, O. Parthiba Karthikeyan and Jonathan W.C. Wong. (2014). Microbial community distribution and extracellular enzyme activities in leach bed reactor treating food waste: effect of different leachate recirculation practices Bioresour. Technol., 168 (2014), pp. 41-48.
- Su Yun Xu, Hoi Pui Lam, O. Parthiba Karthikeyan and Jonathan W.C. Wong. (2012). Effect of inoculum to substrate ratio on the hydrolysis and acidification of food waste in leach bed reactor Bioresour. Technol., 126 (2012), pp. 425-430.
- Tchobanoglous, G., Theisen, H. and Vigil, S. (1993). Integrated Solid Waste Management Engineering Principles and Management Issue. New York. Mc.Graw - Hill, Inc. pp. 10-904.
- Tchobanoglous G., Theisen H., and Vigil S. A. (2004) . Integrated Solid Waste Management Engineering Principles and Management Issues: McGraw-Hill.

- Tholozan J.L., Touzel J.P., Samain E., Grivet J.P., Prensier G. and Albagnac G. (1992). *Clostridium neopropionicum* sp. nov., a strict anaerobic bacterium fermenting ethanol to propionate through acrylate pathway. Archives of Microbiology February 1992, Volume 157, Issue 3, pp 249–257.
- TWB (The World Bank). (2012). World production of Municipal Solid Waste (MSW), 2012-2025. ([http://www.proparco.fr/webdav/site/proparco/shared/PORTAILS/Secteur\\_priv\\_eveloppement/PDF/SPD15/SPD15\\_key\\_data\\_uk.pdf](http://www.proparco.fr/webdav/site/proparco/shared/PORTAILS/Secteur_priv_eveloppement/PDF/SPD15/SPD15_key_data_uk.pdf)).
- Vandevivere, P., Baere, L. De, Verstraete, W., (2003). Types of anaerobic digesters for solid wastes, in: Mata-Alvarez, J. (Ed.), Biomethanization of the Organic Fraction of Municipal Solid Wastes. IWA Publishing, pp. 111–140.
- Vandevivere, P., Debaere, L. and Verstraete, W. (1985). Biomethanization of OFMSW. New York. McGraw-Hill.
- Vogel G. D. (1987). Biochemistry of Methane Production. Biology of Anaerobic Microorganisms Wiley & Sons. : 139-142.
- Yu, H., Wilson, F., and Tay, J. (2000). Prediction of the Effect of Recirculation on the Effluent Quality of Anaerobic Filters by Empirical Model. Water Environment Research. 72(2) : 217-224.
- Zinder, S.H. and Anguish T. (1992). Carbondioxide, hydrogen and formate metabolism duringmethanogenesis from acetate by thermophilic culture of Methanosarcina and Methanotrix strains. Applied Environment Microbiology 58 : 3323-3329.
- Ziyi Xiong, Abid Hussaina, Jangho Leea, Hyung Sool Leea. (2019). Food waste fermentation in a leach bed reactor : Reactor performance, and microbial ecology and dynamics. Bioresource TechnologyVolume 274, February 2019, pp. 153-161.
- Zupancic, G.D. and Ros M. (2003). Heat and energy requirements in thermophilic anaerobic sludge digestion. Renewable Energy 28: 2255-2267.
- กรมควบคุมมลพิษ กระทรวงทรัพยากรธรรมชาติและสิ่งแวดล้อม. (2560). รายงานขยะมูลฝอยชุมชนของประเทศไทย ปี พ.ศ. 2559.

- กรมควบคุมมลพิษ กระทรวงวิทยาศาสตร์ เทคโนโลยีและสิ่งแวดล้อม. (2542). เกณฑ์ มาตรฐาน และ  
แนวทางการจัดการขยะมูลฝอยชุมชน. พิมพ์ครั้งที่ 3. กรุงเทพมหานคร. cursภาฯ. 6 น.
- กรมควบคุมมลพิษ. (2536). รายงานฉบับสมบูรณ์ :การศึกษาเปรียบเทียบความเหมาะสมของวิธีการ  
กำจัดมูลฝอยเล่ม 2 , 4-10 น.
- กรมควบคุมมลพิษ. (2546). คู่มือการเลือกใช้และการบำรุงรักษาระบบบำบัดน้ำเสียฟาร์มสุกรตาม  
แบบมาตรฐานกรมปศุสัตว์. สำนักจัดการคุณภาพน้ำ กรมควบคุมมลพิษ: กรุงเทพฯ. 33 น.
- กรมปศุสัตว์. (2533). สรุปผลการฝึกอบรมเกษตรกร เรื่องการจัดการน้ำเสียจากฟาร์มสุกร ประจำปี  
งบประมาณ 2532-2533. กรมปศุสัตว์: กรุงเทพฯ. 23 น.
- กรมพัฒนาพลังงานทดแทนและอนุรักษ์พลังงาน กระทรวงพลังงาน. (2549). หนังสือฝึกอบรมและ  
ประชาสัมพันธ์ความรู้ด้านก๊าซชีวภาพ หลักสูตรการออกแบบระบบบำบัดน้ำเสียเพื่อผลิต  
ก๊าซชีวภาพเบื้องต้น มกราคม 2549. สำนักวิจัยค้นคว้าพลังงาน: กรุงเทพฯ. สารบัญศัพท์-3 น.
- กฤษฎา ใจจักษ์. (2543). แนวทางในการหมุนเวียนน้ำชะขยะเพิ่มประสิทธิภาพในการย่อยสลาย  
สารอินทรีย์. จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย. บัณฑิตวิทยาลัย.
- เกษม ทิพย์สุนทรศักดิ์. (2546). การย่อยสลายขยะอินทรีย์ด้วยการหมักแบบไร้ออกซิเจนโดยวิธีลีชเบด  
และการหมักต่อโดยวิธีใช้ออกซิเจน. วิศวกรรมศาสตรมหาบัณฑิต สาขาวิศวกรรม  
สิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยเชียงใหม่.
- ชยันต์ กิมยงค์. (2545) การพัฒนาการผลิตก๊าซชีวภาพจากมูลสุกรในถังปฏิกรณ์แบบสองขั้นตอน ที่มี  
การไหลวนกลับของน้ำเสีย . มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีพระจอมเกล้าธนบุรี/กรุงเทพฯ.
- ฐปน ชื่นบาล, ศิราภรณ์ ชื่นบาล, และ นิชมน ธรรมรักษ์. (2556). การออกแบบและพัฒนาถังหมัก  
ไร้อากาศแบบกวนผสมต้นแบบสำหรับผลิตก๊าซชีวภาพจากฟาร์มสุกรขนาดเล็ก. รายงานการ  
วิจัย. มหาวิทยาลัยแม่โจ้. เชียงใหม่. 75 น.
- ทรงพล ครามโกมุท. (2544). การกำจัดสีจากน้ำเสียกากสำโดยใช้ระบบ UASB ที่ทำงานร่วมกับระบบ  
ถังกรองไร้อากาศ. วิทยานิพนธ์ปริญญาโทมหาบัณฑิต, คณะวิศวกรรมจุฬาลงกรณ์ มหาวิทยาลัย.
- ทวินนท์ สเตอาด. (2554). ผลของเวลากวนและการเวียนตะกอนต่อการผลิตก๊าซชีวภาพจากเศษอาหาร  
โดยระบบหมักไร้อากาศแบบแห้งในขนาดใช้งานจริง. วิทยานิพนธ์ปริญญาโท, สาขาวิชา  
วิทยาศาสตร์สิ่งแวดล้อม บัณฑิตวิทยาลัย จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.
- ธงชัย พรรณสวัสดิ์. (2544). การกำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัสทางชีวภาพ. สมาคมวิศวกรรม.  
สิ่งแวดล้อมแห่งประเทศไทย : กรุงเทพฯ. 703 น.

- ชเรศ ศรีสถิตย์. (2558). วิศวกรรมการจัดการมูลฝอย. กรุงเทพฯ: บริษัท โกลบอล กราฟฟิค จำกัด.
- นคร ทิพย์าวงศ์. (2553). เทคโนโลยีการแปลงสภาพชีวมวล. กรุงเทพฯ: สมาคมส่งเสริมเทคโนโลยี.
- นพพร เจตน์ชัย. (2529). การศึกษากลุ่มจุลินทรีย์ในถังหมักก๊าซชีวภาพอุณหภูมิสูง และอุณหภูมิปานกลาง. วิทยานิพนธ์ปริญญาโท, สาขาวิชาเทคโนโลยีชีวภาพ คณะวิทยาศาสตร์ มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีพระจอมเกล้าธนบุรี.
- นำพร บุญโญใหญ่. (2555) การเพิ่มประสิทธิภาพการผลิตก๊าซชีวภาพจากเศษอาหาร โดยการหมักนํ้าหมัก : การประชุมวิชาการสมาคมวิศวกรรมเกษตรแห่งประเทศไทย ครั้งที่ 13 4-5 เมษายน 2555, จังหวัดเชียงใหม่. 450-456 น.
- ปราโมทย์ น้อยท่าช้าง. (2539). ผลของการหมักเวียนน้ำชะขยะมูลฝอยต่อลักษณะน้ำชะขยะมูลฝอยและองค์ประกอบของก๊าซจากการฝังกลบขยะแบบไร้ออกซิเจนและกึ่งไร้ออกซิเจน. วิทยานิพนธ์ ปริญญาโท. มหาวิทยาลัยเชียงใหม่. เชียงใหม่.
- พัชรี หอวิจิตร. (2529). การจัดการขยะมูลฝอย. ขอนแก่น: ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยขอนแก่น.
- พิศดารภรณ์ จันทจรรย์ปัญญา. (2547). การศึกษาปฏิสัมพันธ์ของจุลินทรีย์ B. licheniformis, Enriched EUB และ enriched MPB ในกระบวนการย่อยสลายกลูโคสไปเป็นก๊าซชีวภาพ. วิทยานิพนธ์ปริญญาโท, สาขาวิชาเทคโนโลยีชีวภาพ คณะทรัพยากรชีวภาพและเทคโนโลยี มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีพระจอมเกล้าธนบุรี.
- วรินทร์ เทพวรรณ. (2558). การผลิตก๊าซชีวภาพจากขยะชุมชนและเศษไม้โดยใช้เทคนิคการย่อยสลายแบบแห้ง. วิศวกรรมศาสตรมหาบัณฑิต สาขาวิศวกรรมพลังงาน มหาวิทยาลัยเชียงใหม่
- วุฒิภัณฑ์ คุ้มมินทร์. (2544). การผลิตก๊าซชีวภาพจากเศษอาหารที่มีความเข้มข้นสูงโดยการหมักแบบขึ้นกรองไร้อากาศ 2 ชั้นตอนร่วมกับวิธีการวนน้ำหมัก. วิทยานิพนธ์ปริญญาโท, สาขาวิชาเทคโนโลยีสิ่งแวดล้อม คณะพลังงานและวัสดุ มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีพระจอมเกล้าธนบุรี
- ศราพร ไกรยะปักษ์. (2553). รูปแบบที่เหมาะสมในการจัดการพลังงานชุมชน. วิทยานิพนธ์ปริญญาโท, สาขาการจัดการสิ่งแวดล้อม คณะพัฒนาสังคมและสิ่งแวดล้อม สถาบันบัณฑิตพัฒนบริหารศาสตร์.
- ศูนย์ข้อมูลวัตถุดิบอันตรายและเคมีภัณฑ์. (2554). เอกสารข้อมูลความปลอดภัยและเคมีภัณฑ์ [ออนไลน์] แหล่งที่มา : <http://msds.pcd.go.th/searchName.asp?vID=634> [2560, ตุลาคม 20]

- ศูนย์พยากรณ์และสารสนเทศพลังงาน สนพ. (2560). สถานการณ์พลังงานปี 2559 และแนวโน้มปี 2560. [28 เมษายน 2560].
- สภาพนาความแห่งประเทศไทย. (2538). รวมกฎหมายสิ่งแวดล้อม. พิมพ์ครั้งที่ 1. นนทบุรี. บริษัท มายด์ พับลิชชิ่ง จำกัด. 271 น.
- สุชัยญา ทองเครือ. (2547). ผลของสัดส่วนอัตราไหลเข้าต่ออัตราไหลเวียนกลับและความเร็วไหลขึ้น ที่มีต่อประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียชุมชนด้วยระบบอีจีเอสบี. วิทยานิพนธ์ปริญญา มหาบัณฑิต, สาขาวิชาวิทยาศาสตร์สิ่งแวดล้อม คณะบัณฑิตวิทยาลัย จุฬาลงกรณ์ มหาวิทยาลัย.
- สุพินดา ธุระเจน. (2544). การเพิ่มผลผลิตก๊าซมีเทนจากหมักเศษผักและผลไม้ไร้อากาศแบบแห้งที่มี การหมุนเวียนน้ำชะขยะ. วิทยานิพนธ์ปริญญาโท, สาขาวิชาเทคโนโลยีสิ่งแวดล้อม คณะ พลังงานและวัสดุ มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีพระจอมเกล้าธนบุรี.
- สุรพงศ์ นนทประเสริฐ. (2553). การบำบัดเบื้องต้นโดยใช้วิธีทางความร้อนและทางชีวภาพต่อ ความสามารถในการย่อยสลายของใบอ้อยในระบบไร้อากาศ. วิทยานิพนธ์ปริญญา มหาบัณฑิต, สาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อมภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะ วิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.
- สุรพล สายพานิช. (2530). กระบวนการเร่งตะกอนคอนแทกที่สเตบิลไลเซชันแบบแอนแอโรบิก. รายงานผลการวิจัย. กรุงเทพมหานคร: สถาบันวิจัยและพัฒนาของคณะวิศวกรรมศาสตร์. จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.
- อาริยา วิรัชวรกุล. (2546). การผลิตก๊าซชีวภาพจากเศษอาหารโดยกระบวนการย่อยสลายภายใต้ สภาวะไร้ออกซิเจนแบบสองขั้นตอน. วิทยานิพนธ์ปริญญา มหาบัณฑิต สาขาวิชาจุลชีววิทยา มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์.
- อุบลวรรณ นนทพันธุ์. (2543). การเร่งปฏิกิริยาการย่อยสลายมูลฝอยเศษอาหารในกระบวนการหมัก แบบไร้ออกซิเจน. วิทยานิพนธ์ปริญญาโท, สาขาวิทยาศาสตร์สิ่งแวดล้อม โครงการสหกิจ วิทยาการระดับบัณฑิตศึกษา มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์



ภาคผนวก

ลิขสิทธิ์มหาวิทยาลัยเชียงใหม่  
Copyright© by Chiang Mai University  
All rights reserved



ภาคผนวก ก

ผลการทดลอง

ลิขสิทธิ์มหาวิทยาลัยเชียงใหม่  
Copyright© by Chiang Mai University  
All rights reserved

ตารางที่ ก-1 ข้อมูลผลการทดลองที่ 1 ศึกษาผลของปริมาณสารอินทรีย์ที่แตกต่างต่อการเวียนน้ำชะขยะที่อัตราสูง 4000 ล./วัน ในระบบ Percolation

Reactor	Day	Biogas (L)	% CH <sub>4</sub>	% CO <sub>2</sub>	pH	ORP (mV)	ALK (mg/L CaCO <sub>3</sub> )	VFA (mg/L CH <sub>3</sub> COOH)	NH <sub>3</sub> (mg/L)	TS (%)	VS (%)	VSS (mg/L)
A1	0	4.2	2.4	12.2	7.259	-334.9	1650	225	660	4.92	2.18	41190
	1	7.6	-	-	7.202	-339.2	-	-	-	-	-	-
	2	12.4	-	-	7.078	-318.4	-	-	-	-	-	-
	3	21.7	36.4	45.8	7.193	-322.3	2950	1275	780	6.47	2.36	48775
	4	14.9	-	-	7.155	-310.7	-	-	-	-	-	-
	5	10.8	-	-	7.183	-314.7	-	-	-	-	-	-
	6	8.2	42.8	38.1	7.217	-335.1	-	-	-	-	-	-
	7	7	-	-	7.225	-333.7	3850	2275	840	5.95	2.07	41190
	8	9.1	-	-	7.209	-299.7	-	-	-	-	-	-
	9	8.2	-	-	7.243	-331.4	-	-	-	-	-	-
	10	7.6	59.2	17.4	7.188	-328.5	4200	2850	900	6.48	2.25	44310
	11	7.4	-	-	6.834	-309.5	-	-	-	-	-	-
	12	8.6	-	-	6.628	-316.2	-	-	-	-	-	-

All rights reserved

Reactor	Day	Biogas (L)	% CH <sub>4</sub>	% CO <sub>2</sub>	pH	ORP (mV)	ALK (mg/L CaCO <sub>3</sub> )	VFA (mg/L CH <sub>3</sub> COOH)	NH <sub>3</sub> (mg/L)	TS (%)	VS (%)	VSS (mg/L)
	13	6.7	-	-	6.466	-309.0	3950	3125	860	6.12	2.14	40280
	14	5	52.1	22.5	6.209	-306.5	-	-	-	-	-	-
	15	5.2	-	-	5.848	-323.6	-	-	-	-	-	-
	16	5.4	-	-	5.677	-337.7	3800	3450	980	6.84	2.35	46140
	17	4	37.2	42.5	5.458	-342.8	-	-	-	-	-	-
	18	2.1	-	-	5.317	-361.5	4200	2950	1080	7.49	2.51	50280
	19	3.2	-	-	5.358	-338.5	-	-	-	-	-	-
	20	2.4	-	-	5.280	-347.0	-	-	-	-	-	-
	21	1.2	14.2	51.6	5.253	-331.8	4050	2800	1180	7.96	2.85	52190
A2	0	3.8	2.8	15.2	7.366	-339.9	1650	225	580	4.92	2.18	41190
	1	8.4	-	-	6.957	-315.8	-	-	-	-	-	-
	2	15.4	-	-	6.916	-319.7	-	-	-	-	-	-
	3	26.3	27.7	49.2	6.982	-320.2	3150	1575	720	6.19	2.26	49750
	4	17.6	-	-	7.008	-301.4	-	-	-	-	-	-
	5	13.6	-	-	7.030	-305.5	-	-	-	-	-	-

Reactor	Day	Biogas (L)	% CH <sub>4</sub>	% CO <sub>2</sub>	pH	ORP (mV)	ALK (mg/L CaCO <sub>3</sub> )	VFA (mg/L CH <sub>3</sub> COOH)	NH <sub>3</sub> (mg/L)	TS (%)	VS (%)	VSS (mg/L)
	6	11.8	36.5	39.8	7.009	-307.7	-	-	-	-	-	-
	7	12.2	-	-	7.029	-333.2	4200	2475	860	6.12	2.03	41490
	8	10.2	-	-	7.099	-325.2	-	-	-	-	-	-
	9	9	-	-	7.210	-334.7	-	-	-	-	-	-
	10	11	49.5	18.6	7.120	-326.5	4100	3175	880	6.29	2.10	47180
	11	7.3	-	-	6.869	-313.6	-	-	-	-	-	-
	12	6.4	-	-	6.649	-307.5	-	-	-	-	-	-
	13	8.6	-	-	6.461	-298.6	3850	3350	940	5.84	2.28	45750
	14	5.2	55.9	15.1	6.258	-303.7	-	-	-	-	-	-
	15	6.3	-	-	5.876	-315.5	-	-	-	-	-	-
	16	4.4	-	-	5.548	-326.0	3750	3850	1060	6.54	2.30	49450
	17	3.8	35.4	40.4	5.321	-319.2	-	-	-	-	-	-
	18	2.5	-	-	5.221	-336.7	4100	3150	1120	7.63	2.59	52460
	19	1.6	-	-	5.223	-329.1	-	-	-	-	-	-
	20	1.2	12.8	52.4	5.173	-320.4	-	-	-	-	-	-
	21	-	-	-	5.177	-312.6	4200	2950	1240	8.12	2.92	50610

Reactor	Day	Biogas (L)	% CH <sub>4</sub>	% CO <sub>2</sub>	pH	ORP (mV)	ALK (mg/L CaCO <sub>3</sub> )	VFA (mg/L CH <sub>3</sub> COOH)	NH <sub>3</sub> (mg/L)	TS (%)	VS (%)	VSS (mg/L)
A3	0	3.9	2.5	14.7	7.034	-325.9	1650	225	620	4.92	2.18	41190
	1	12.8	-	-	6.911	-319.7	-	-	-	-	-	-
	2	27.8	-	-	6.784	-324.2	-	-	-	-	-	-
	3	30.4	19.4	47.7	6.556	-311.7	3200	1750	760	6.77	2.42	24640
	4	42.4	-	-	6.497	-271.0	-	-	-	-	-	-
	5	38.6	-	-	6.829	-290.6	-	-	-	-	-	-
	6	34.2	22.5	49.2	6.309	-288.3	-	-	-	-	-	-
	7	23.5	-	-	5.958	-275.8	4150	3275	880	6.55	2.23	44600
	8	16.2	-	-	6.013	-283.0	-	-	-	-	-	-
	9	13.2	-	-	5.941	-286.1	-	-	-	-	-	-
	10	10.8	10.2	56.3	5.878	-275.0	4300	3725	980	7.72	2.39	54480
	11	9.4	-	-	5.650	-287.0	-	-	-	-	-	-
	12	7.6	-	-	5.516	-280.1	-	-	-	-	-	-
	13	5.1	-	-	5.469	-297.9	4250	4450	1160	7.28	2.06	52640
	14	4.7	8.1	50.1	5.363	-307.4	-	-	-	-	-	-
	15	4.5	-	-	5.256	-313.8	-	-	-	-	-	-
	16	3.8	-	-	5.232	-323.6	4050	5150	1240	7.76	2.64	48650

Reactor	Day	Biogas (L)	% CH <sub>4</sub>	% CO <sub>2</sub>	pH	ORP (mV)	ALK (mg/L CaCO <sub>3</sub> )	VFA (mg/L CH <sub>3</sub> COOH)	NH <sub>3</sub> (mg/L)	TS (%)	VS (%)	VSS (mg/L)
	17	2.2	5.2	41.4	5.178	-327.3	-	-	-	-	-	-
	18	1.6	-	-	5.161	-317.5	3950	4850	1320	7.81	2.71	44760
	19	-	-	-	5.121	-322.8	-	-	-	-	-	-
	20	-	-	-	5.073	-309.1	-	-	-	-	-	-
	21	-	-	-	4.980	-296.5	3700	4500	1380	8.42	3.12	39410
A4	0	4	2.4	16.8	7.149	-336.6	1650	225	640	4.92	2.18	41190
	1	15.4	-	-	7.219	-334.5	-	-	-	-	-	-
	2	24.5	-	-	6.246	-297.3	-	-	-	-	-	-
	3	28.1	17.6	56.4	6.134	-279.6	3400	1975	820	7.35	2.55	57180
	4	49.6	-	-	5.868	-245.6	-	-	-	-	-	-
	5	41.5	-	-	5.629	-204.1	-	-	-	-	-	-
	6	35.7	21.3	53.8	5.559	-249.3	-	-	-	-	-	-
	7	21.6	-	-	5.518	-236.8	4150	3875	940	5.09	1.62	31650
	8	18.4	-	-	5.680	-255.7	-	-	-	-	-	-
	9	15	-	-	5.522	-255.9	-	-	-	-	-	-

Reactor	Day	Biogas (L)	% CH <sub>4</sub>	% CO <sub>2</sub>	pH	ORP (mV)	ALK (mg/L CaCO <sub>3</sub> )	VFA (mg/L CH <sub>3</sub> COOH)	NH <sub>3</sub> (mg/L)	TS (%)	VS (%)	VSS (mg/L)
	10	12.6	9.2	50.4	5.525	-257.6	4600	4625	1020	6.42	2.14	53390
	11	10.2	-	-	5.431	-275.6	-	-	-	-	-	-
	12	9.6	-	-	5.294	-291.4	-	-	-	-	-	-
	13	8.4	-	-	5.267	-286.8	4350	5425	1140	6.28	1.98	50460
	14	4.7	4.3	45.2	5.248	-279.1	-	-	-	-	-	-
	15	3.6	-	-	5.179	-289.0	-	-	-	-	-	-
	16	1.4	-	-	5.080	-302.7	4150	6050	1280	7.63	2.58	48480
	17	1.2	3.7	42.8	4.967	-317.0	-	-	-	-	-	-
	18	-	-	-	4.881	-325.4	3800	5650	1360	7.54	2.49	46720
	19	-	-	-	4.756	-318.3	-	-	-	-	-	-
	20	-	-	-	4.724	-321.2	-	-	-	-	-	-
	21	-	-	-	4.682	-305.8	3650	5250	1420	8.26	3.05	40590

ตารางที่ ก-2 ข้อมูลผลการทดลองที่ 2 ศึกษาการเวียนน้ำชะขยะที่อัตราต่างกันต่อปริมาณสารอินทรีย์ที่เท่ากัน ในระบบ Percolation

Reactor	Day	Biogas (L)	% CH <sub>4</sub>	% CO <sub>2</sub>	pH	ORP (mV)	ALK (mg/L CaCO <sub>3</sub> )	VFA (mg/L CH <sub>3</sub> COOH)	NH <sub>3</sub> (mg/L)	TS (%)	VS (%)	VSS (mg/L)
B1	0	3.5	2.2	14.2	7.233	-329.9	1800	250	540	4.65	1.82	26965
	1	7.2	-	-	6.749	-327.0	1900	675	600	4.56	1.65	30210
	2	11.2	-	-	7.140	-355.4	-	-	-	-	-	-
	3	16.2	16.8	41.9	6.703	-332.8	2150	1150	760	5.82	2.14	38460
	4	22.4	-	-	6.543	-312.7	-	-	-	-	-	-
	5	24.2	-	-	6.392	-315.2	-	-	-	-	-	-
	6	20.5	20.4	52	6.242	-305.2	-	-	-	-	-	-
	7	18.2	-	-	6.125	-307.4	2900	2100	820	4.34	1.65	38160
	8	15.4	-	-	6.119	-306.2	-	-	-	-	-	-
	9	11.8	-	-	6.036	-311.4	-	-	-	-	-	-
	10	9.4	29.5	47.5	5.861	-293.0	2850	2025	800	4.59	1.52	31430
	11	8.5	-	-	5.820	-292.5	-	-	-	-	-	-
	12	6.1	-	-	5.883	-288.5	-	-	-	-	-	-
	13	4	-	-	6.251	-305.5	4400	2350	840	6.3	2.12	41140

All rights reserved

Reactor	Day	Biogas (L)	% CH <sub>4</sub>	% CO <sub>2</sub>	pH	ORP (mV)	ALK (mg/L CaCO <sub>3</sub> )	VFA (mg/L CH <sub>3</sub> COOH)	NH <sub>3</sub> (mg/L)	TS (%)	VS (%)	VSS (mg/L)
	14	3.2	40	38.8	6.750	-313.9	-	-	-	-	-	-
	15	3.8	-	-	6.995	-371.9	-	-	-	-	-	-
	16	4.1	-	-	7.171	-360.8	7050	2200	960	5.86	2.02	38950
	17	3.5	-	-	7.258	-361.3	-	-	-	-	-	-
	18	2.2	22.8	45.8	7.272	-369.0	-	-	-	-	-	-
	19	3.4	-	-	7.325	-356.2	-	-	-	-	-	-
	20	3.1	-	-	7.334	-369.7	7150	2175	1020	7.64	2.61	51550
	21	2.6	-	-	7.377	-356.7	-	-	-	-	-	-
	22	1.8	16.6	50.8	7.408	-343.9	7200	1950	1140	7.72	2.75	47620
B2	0	3.6	2	13.9	7.270	-331.6	1800	250	580	4.65	1.82	26965
	1	9	-	-	6.745	-321.0	1900	725	620	3.43	1.48	23060
	2	14.8	-	-	6.674	-338.1	-	-	-	-	-	-
	3	17.8	17.2	44.4	6.428	-315.9	2600	1450	760	3.95	1.42	25270
	4	27.8	-	-	6.487	-305.8	-	-	-	-	-	-
	5	21.2	-	-	6.443	-320.8	-	-	-	-	-	-

Reactor	Day	Biogas (L)	% CH <sub>4</sub>	% CO <sub>2</sub>	pH	ORP (mV)	ALK (mg/L CaCO <sub>3</sub> )	VFA (mg/L CH <sub>3</sub> COOH)	NH <sub>3</sub> (mg/L)	TS (%)	VS (%)	VSS (mg/L)
	6	19.6	22.4	53.9	6.334	-303.0	-	-	-	-	-	-
	7	16.2	-	-	6.306	-305.5	2850	2050	880	4.8	1.7	40280
	8	12.6	-	-	6.442	-311.9	-	-	-	-	-	-
	9	9.6	-	-	6.226	-309.4	-	-	-	-	-	-
	10	8.4	27.5	48.2	6.196	-297.2	2800	1875	860	5.73	2.08	54070
	11	6.5	-	-	6.104	-295.4	-	-	-	-	-	-
	12	5.2	-	-	6.194	-295.7	-	-	-	-	-	-
	13	3.8	-	-	6.464	-290.9	5300	2400	920	6.01	2.11	36910
	14	4	39.4	37.6	6.929	-340.1	-	-	-	-	-	-
	15	4.3	-	-	7.042	-360.1	-	-	-	-	-	-
	16	5.6	-	-	7.409	-362.5	7550	2150	960	6.85	2.53	52330
	17	3.3	-	-	7.586	-373.7	-	-	-	-	-	-
	18	3.6	24.6	41.4	7.615	-389.7	-	-	-	-	-	-
	19	5.4	-	-	7.557	-371.8	-	-	-	-	-	-
	20	4.2	-	-	7.578	-380.5	7750	2000	1060	6.77	2.49	43290
	21	2.8	-	-	7.639	-390.9	-	-	-	-	-	-
	22	1.6	18.5	52.3	7.524	-370.9	7650	1800	1120	7.41	2.54	45180

Reactor	Day	Biogas (L)	% CH <sub>4</sub>	% CO <sub>2</sub>	pH	ORP (mV)	ALK (mg/L CaCO <sub>3</sub> )	VFA (mg/L CH <sub>3</sub> COOH)	NH <sub>3</sub> (mg/L)	TS (%)	VS (%)	VSS (mg/L)
B3	0	3.3	2.1	12.9	7.157	-329.1	1800	250	560	4.65	1.82	26965
	1	6.8	-	-	6.964	-333.9	1900	750	680	4.71	1.85	27460
	2	18.2	-	-	6.658	-337.6	-	-	-	-	-	-
	3	22.6	19.3	47.2	6.392	-324.1	2350	1300	720	6.06	2.19	37280
	4	26.5	-	-	6.383	-300.7	-	-	-	-	-	-
	5	19.4	-	-	6.671	-323.7	-	-	-	-	-	-
	6	16.8	24.1	54.9	6.648	-310.0	-	-	-	-	-	-
	7	17.8	-	-	6.465	-317.0	2950	1950	840	5.74	1.97	45430
	8	14.9	-	-	6.223	-309.8	-	-	-	-	-	-
	9	11.4	-	-	6.145	-313.2	-	-	-	-	-	-
	10	9.2	30.4	49.6	6.016	-305.9	2900	1800	880	6.04	2.14	46120
	11	7.5	-	-	6.086	-315.0	-	-	-	-	-	-
	12	8.2	-	-	6.185	-316.3	-	-	-	-	-	-
	13	6.8	-	-	6.980	-314.6	5150	2350	960	6.55	2.28	40650
	14	5.4	38.7	36.2	7.309	-361.1	-	-	-	-	-	-
	15	4.8	-	-	7.401	-358.9	-	-	-	-	-	-

Reactor	Day	Biogas (L)	% CH <sub>4</sub>	% CO <sub>2</sub>	pH	ORP (mV)	ALK (mg/L CaCO <sub>3</sub> )	VFA (mg/L CH <sub>3</sub> COOH)	NH <sub>3</sub> (mg/L)	TS (%)	VS (%)	VSS (mg/L)
	16	2.6	-	-	8.018	-403.9	8000	2300	1040	4.65	1.8	27100
	17	5	-	-	8.424	-412.4	-	-	-	-	-	-
	18	3.7	26.5	40	8.220	-400.8	-	-	-	-	-	-
	19	4.5	-	-	8.250	-397.8	-	-	-	-	-	-
	20	3.2	-	-	8.168	-405.7	7250	2250	1080	6.25	2.33	38590
	21	2.4	-	-	8.071	-392.9	-	-	-	-	-	-
	22	1.4	22.7	44.5	7.636	-368.9	7450	2050	1160	7.18	2.42	44580
B4	0	3.4	2.2	14.1	7.163	-333.5	1800	250	580	4.65	1.82	26965
	1	8.2	-	-	6.741	-318.0	1900	775	660	3.91	1.43	26030
	2	17	-	-	6.600	-329.0	-	-	-	-	-	-
	3	19.2	21.4	45.2	6.488	-321.7	2400	1275	740	5.77	2.04	42810
	4	21	-	-	6.333	-307.9	-	-	-	-	-	-
	5	17.4	-	-	6.232	-305.5	-	-	-	-	-	-
	6	15.5	28.2	51.5	6.225	-317.3	-	-	-	-	-	-

Reactor	Day	Biogas (L)	% CH <sub>4</sub>	% CO <sub>2</sub>	pH	ORP (mV)	ALK (mg/L CaCO <sub>3</sub> )	VFA (mg/L CH <sub>3</sub> COOH)	NH <sub>3</sub> (mg/L)	TS (%)	VS (%)	VSS (mg/L)
	7	14	-	-	6.295	-309.1	3200	2425	860	5.03	1.74	41860
	8	11.8	-	-	6.162	-300.9	-	-	-	-	-	-
	9	12.5	-	-	6.065	-298.9	-	-	-	-	-	-
	10	10.2	31.4	50.8	5.954	-284.5	3000	2200	920	6.19	2	52150
	11	8.5	-	-	6.260	-315.0	-	-	-	-	-	-
	12	9.2	-	-	6.476	-312.7	-	-	-	-	-	-
	13	6.5	-	-	6.626	-316.1	4100	2750	980	6.12	2.28	39000
	14	8	42.5	40.6	7.029	-334.8	-	-	-	-	-	-
	15	7.5	-	-	7.208	-341.1	-	-	-	-	-	-
	16	6	-	-	7.750	-391.3	7300	2600	1020	6.4	2.3	44500
	17	5.7	-	-	7.838	-384.0	-	-	-	-	-	-
	18	4.8	27.4	42.8	7.824	-394.6	-	-	-	-	-	-
	19	3	-	-	7.792	-385.1	-	-	-	-	-	-
	20	2.5	-	-	7.777	-395.7	7200	2500	1160	7.27	2.62	47980
	21	2.2	-	-	7.780	-397.9	-	-	-	-	-	-
	22	1.2	16	48.1	7.803	-374.5	7400	2300	1240	7.63	2.72	49620



ภาคผนวก ข

ตัวอย่างการคำนวณ

ลิขสิทธิ์มหาวิทยาลัยเชียงใหม่

Copyright© by Chiang Mai University  
All rights reserved

ตัวอย่างการคำนวณ ข.1 การคำนวณปริมาณ NaOH ที่เติมในถังปฏิกรณ์ B1

กำหนดให้ สัดส่วนก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ในก๊าซชีวภาพ ( $P_{CO_2}$ ) 47.5%

ต้องการเติม NaOH ให้สารป้อนมีพีเอชเท่ากับ 6.5 ใช้อุณหภูมิ 35 องศาเซลเซียส

โดยที่ 35 องศาเซลเซียส  $K_1 = 0.48 \times 10^{-6}$

$K_H = 0.0246$  โมล/ล.atm

$$\begin{aligned} \text{จาก } [H^+] &= \frac{K_1 K_H P_{CO_2}}{[HCO_3^-]} \\ 10^{-6.5} &= \frac{0.48 \times 10^{-6} \times 0.246 \times 0.475}{[HCO_3^-]} \\ [HCO_3^-] &= 0.0177 \text{ โมล/ล.} \end{aligned}$$

โดยมวลโมเลกุล  $HCO_3^- = 61$ ,  $CaCO_3 = 50$ ,  $CH_3COOH = 60$

$$\begin{aligned} [HCO_3^-] &= 0.0177 \times 61 \times 1000 \text{ มก./ล.as } HCO_3^- \\ &= 1,082 \text{ มก./ล.as } HCO_3^- \\ &= 1,082 \text{ มก./ล.as } HCO_3^- \times \frac{50}{61} \\ \text{สภาพต่างที่ใช้สะเทิน } CO_2 &= 887 \text{ มก./ล.as } CaCO_3 \\ \text{เติมต่างในรูป NaOH} &= 887 \text{ มก./ล.as } CaCO_3 \times \frac{40}{50} \\ &= 709 \text{ มก./ล.} \end{aligned}$$

NaOH ที่ใช้มีความเข้มข้น 98% ทำให้ปริมาณ NaOH ที่ต้องเติม = 709 มก./ล. / 0.98

= 724 มก./ล.

น้ำในระบบ 40 ลิตรต้องเติม NaOH

= 724 x 40 มก.

= 28,958 มก.

หรือคิดเป็น NaOH

= 29.0 ก.

ตัวอย่างการคำนวณ ข.2 การคำนวณปริมาณ NaOH ที่เติมในถังปฏิกรณ์ B2

กำหนดให้ สัดส่วนก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ในก๊าซชีวภาพ ( $P_{CO_2}$ ) 48.2%

ต้องการเติม NaOH ให้สารป้อนมีพีเอชเท่ากับ 6.5 ใช้อุณหภูมิ 35 องศาเซลเซียส

โดยที่ 35 องศาเซลเซียส

$$K_1 = 0.48 \times 10^{-6}$$

$$K_H = 0.0246 \text{ โมล/ล. atm}$$

$$\begin{aligned} \text{จาก } [H^+] &= \frac{K_1 K_H P_{CO_2}}{[HCO_3^-]} \\ 10^{-6.5} &= \frac{0.48 \times 10^{-6} \times 0.0246 \times 0.48}{[HCO_3^-]} \\ [HCO_3^-] &= 0.0180 \text{ โมล/ล.} \end{aligned}$$

โดยมวลโมเลกุล  $HCO_3^- = 61$ ,  $CaCO_3 = 50$ ,  $CH_3COOH = 60$

$$\begin{aligned} [HCO_3^-] &= 0.0180 \times 61 \times 1000 \text{ มก./ล. as } HCO_3^- \\ &= 1,098 \text{ มก./ล. as } HCO_3^- \\ &= 1,098 \text{ มก./ล. as } HCO_3^- \times \frac{50}{61} \\ \text{สภาพต่างที่ใช้สะเทิน } CO_2 &= 900 \text{ มก./ล. as } CaCO_3 \\ \text{เติมต่างในรูป NaOH} &= 900 \text{ มก./ล. as } CaCO_3 \times \frac{40}{50} \\ &= 720 \text{ มก./ล.} \end{aligned}$$

$$\text{NaOH ที่ใช้มีความเข้มข้น 98\% ทำให้ปริมาณ NaOH ที่ต้องเติม} = 720 \text{ มก./ล.} / 0.98$$

$$= 735 \text{ มก./ล.}$$

$$\text{น้ำในระบบ 40 ลิตรต้องเติม NaOH} = 735 \times 40 \text{ มก.}$$

$$= 29,384 \text{ มก.}$$

$$\text{หรือคิดเป็น NaOH} = 29.4 \text{ ก.}$$

ตัวอย่างการคำนวณ ข.3 การคำนวณปริมาณ NaOH ที่เติมในถังปฏิกรณ์ B3

กำหนดให้ สัดส่วนก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ในก๊าซชีวภาพ ( $P_{CO_2}$ ) 49.6%

ต้องการเติม NaOH ให้สารป้อนมีพีเอชเท่ากับ 6.5 ใช้อุณหภูมิ 35 องศาเซลเซียส

โดยที่ 35 องศาเซลเซียส

$$K_1 = 0.48 \times 10^{-6}$$

$$K_H = 0.0246 \text{ โมล/ล. atm}$$

$$\begin{aligned} \text{จาก } [H^+] &= \frac{K_1 K_H P_{CO_2}}{[HCO_3^-]} \\ 10^{-6.5} &= \frac{0.48 \times 10^{-6} \times 0.246 \times 0.5}{[HCO_3^-]} \\ [HCO_3^-] &= 0.0185 \text{ โมล/ล.} \end{aligned}$$

โดยมวลโมเลกุล  $HCO_3^- = 61$ ,  $CaCO_3 = 50$ ,  $CH_3COOH = 60$

$$\begin{aligned} [HCO_3^-] &= 0.0185 \times 61 \times 1000 \text{ มก./ล. as } HCO_3^- \\ &= 1,130 \text{ มก./ล. as } HCO_3^- \\ &= 1,130 \text{ มก./ล. as } HCO_3^- \times \frac{50}{61} \\ \text{สภาพต่างที่ใช้สะเทิน } CO_2 &= 926 \text{ มก./ล. as } CaCO_3 \\ \text{เติมต่างในรูป NaOH} &= 926 \text{ มก./ล. as } CaCO_3 \times \frac{40}{50} \\ &= 741 \text{ มก./ล.} \end{aligned}$$

$$\text{NaOH ที่ใช้มีความเข้มข้น 98\% ทำให้ปริมาณ NaOH ที่ต้องเติม} = 741 \text{ มก./ล.} / 0.98$$

$$= 756 \text{ มก./ล.}$$

$$\text{น้ำในระบบ 40 ลิตรต้องเติม NaOH} = 756 \times 40 \text{ มก.}$$

$$= 30,238 \text{ มก.}$$

$$\text{หรือคิดเป็น NaOH} = 30.2 \text{ ก.}$$

ตัวอย่างการคำนวณ ข.4 การคำนวณปริมาณ NaOH ที่เติมในถังปฏิกรณ์ B4

กำหนดให้ สัดส่วนก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ในก๊าซชีวภาพ ( $P_{CO_2}$ ) 50.8%

ต้องการเติม NaOH ให้สารป้อนมีพีเอชเท่ากับ 6.5 ใช้อุณหภูมิ 35 องศาเซลเซียส

โดยที่ 35 องศาเซลเซียส

$$K_1 = 0.48 \times 10^{-6}$$

$$K_H = 0.0246 \text{ โมล/ล. atm}$$

$$\begin{aligned} \text{จาก } [H^+] &= \frac{K_1 K_H P_{CO_2}}{[HCO_3^-]} \\ 10^{-6.5} &= \frac{0.48 \times 10^{-6} \times 0.246 \times 0.5}{[HCO_3^-]} \\ [HCO_3^-] &= 0.0190 \text{ โมล/ล.} \end{aligned}$$

โดยมวลโมเลกุล  $HCO_3^- = 61$ ,  $CaCO_3 = 50$ ,  $CH_3COOH = 60$

$$\begin{aligned} [HCO_3^-] &= 0.0190 \times 61 \times 1000 \text{ มก./ล. as } HCO_3^- \\ &= 1,157 \text{ มก./ล. as } HCO_3^- \\ &= 1,157 \text{ มก./ล. as } HCO_3^- \times \frac{50}{61} \\ \text{สภาพต่างที่ใช้สะเทิน } CO_2 &= 948 \text{ มก./ล. as } CaCO_3 \\ \text{เติมต่างในรูป NaOH} &= 948 \text{ มก./ล. as } CaCO_3 \times \frac{40}{50} \\ &= 759 \text{ มก./ล.} \end{aligned}$$

$$\text{NaOH ที่ใช้มีความเข้มข้น 98\% ทำให้ปริมาณ NaOH ที่ต้องเติม} = 759 \text{ มก./ล.} / 0.98$$

$$= 774 \text{ มก./ล.}$$

$$\text{น้ำในระบบ 40 ลิตรต้องเติม NaOH} = 774 \times 40 \text{ มก.}$$

$$= 30,969 \text{ มก.}$$

$$\text{หรือคิดเป็น NaOH} = 31.0 \text{ ก.}$$

ตัวอย่างการคำนวณ ข.5 การคำนวณสภาพด่างที่เหลือในระบบ

เมื่อระบบเข้าสู่สภาวะคงที่พบว่าในถังปฏิกรณ์ A1 การทดลองที่ 2 มีสภาพด่างเฉลี่ย 3,950 มก./ล.as CaCO<sub>3</sub> และปริมาณกรดไขมันระเหย 3,125 มก./ล.as CH<sub>3</sub>COOH และมีสัดส่วนก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ ในก๊าซชีวภาพ P<sub>CO<sub>2</sub></sub> 17.4 % โดยระบบมีพีเอชเท่ากับ 6.47 ใช้อุณหภูมิ 35 องศาเซลเซียส ในการคำนวณ

$$\text{โดยที่ } 35 \text{ องศาเซลเซียส} \quad K_1 = 0.48 \times 10^{-6}$$

$$K_H = 0.0246 \text{ โมล/ล. atm}$$

$$\text{จาก} \quad [H^+] = \frac{K_1 K_H P_{CO_2}}{[HCO_3^-]}$$

$$10^{-6.47} = \frac{0.48 \times 10^{-6} \times 0.246 \times 0.174}{[HCO_3^-]}$$

$$[HCO_3^-] = 0.0060 \text{ โมล/ล.}$$

$$\text{โดยมวลโมลของ } HCO_3^- = 61, CaCO_3 = 50, CH_3COOH = 60$$

$$[HCO_3^-] = 0.0060 \times 61 \times 1000 \text{ มก./ล. as } HCO_3^-$$

$$= 366 \text{ มก./ล. as } HCO_3^-$$

$$= 366 \text{ มก./ล. as } HCO_3^- \times \frac{50}{61}$$

$$\text{สภาพด่างที่ใช้สะเทิน } CO_2 = 300 \text{ มก./ล. as } CaCO_3$$

$$\text{สภาพด่างที่ใช้สะเทินกรดไขมันระเหย} = 3,125 \times \frac{50}{60}$$

$$= 2,604.1 \text{ มก./ล. as } CaCO_3$$

ดังนั้น สภาพด่างที่เหลือในระบบที่สามารถสะเทินกรดไขมันระเหย

$$= 3,950 - 2,604.1 - 300$$

$$= 1,045.9 \text{ มก./ล. as } CaCO_3$$

ดังนั้น สามารถสะเทินกรดไขมันระเหยได้อีก

$$= 1,045.9 \times \frac{60}{50}$$

$$= 1,255.1 \text{ มก./ล. as } CH_3COOH$$

ตัวอย่างการคำนวณ ข.6 การคำนวณสภาพด่างที่เหลือในระบบ

เมื่อระบบเข้าสู่สภาวะคงที่พบว่าในถังปฏิกรณ์ A2 การทดลองที่ 2 มีสภาพด่างเฉลี่ย 3,850 มก./ล.as CaCO<sub>3</sub> และปริมาณกรดไขมันระเหย 3,350 มก./ล.as CH<sub>3</sub>COOH และมีสัดส่วนก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ ในก๊าซชีวภาพ P<sub>CO<sub>2</sub></sub> 18.6 % โดยระบบมีพีเอชเท่ากับ 6.46 ใช้อุณหภูมิ 35 องศาเซลเซียส ในการคำนวณ

$$\text{โดยที่ } 35 \text{ องศาเซลเซียส} \quad K_1 = 0.48 \times 10^{-6}$$

$$K_H = 0.0246 \text{ โมล/ล. atm}$$

$$\text{จาก} \quad [H^+] = \frac{K_1 K_H P_{CO_2}}{[HCO_3^-]}$$

$$10^{-6.46} = \frac{0.48 \times 10^{-6} \times 0.246 \times 0.186}{[HCO_3^-]}$$

$$[HCO_3^-] = 0.0063 \text{ โมล/ล.}$$

$$\text{โดยมวลโมลของ } HCO_3^- = 61, CaCO_3 = 50, CH_3COOH = 60$$

$$[HCO_3^-] = 0.0063 \times 61 \times 1000 \text{ มก./ล. as } HCO_3^-$$

$$= 384.3 \text{ มก./ล. as } HCO_3^-$$

$$= 384.3 \text{ มก./ล. as } HCO_3^- \times \frac{50}{61}$$

$$\text{สภาพด่างที่ใช้สะเทิน } CO_2 = 315 \text{ มก./ล. as } CaCO_3$$

$$\text{สภาพด่างที่ใช้สะเทินกรดไขมันระเหย} = 3,350 \times \frac{50}{60}$$

$$= 2,792 \text{ มก./ล. as } CaCO_3$$

ดังนั้น สภาพด่างที่เหลือในระบบที่สามารถสะเทินกรดไขมันระเหย

$$= 3,850 - 2,792 - 315$$

$$= 743 \text{ มก./ล. as } CaCO_3$$

ดังนั้น สามารถสะเทินกรดไขมันระเหยได้อีก

$$= 743 \times \frac{60}{50}$$

$$= 891.6 \text{ มก./ล. as } CH_3COOH$$

ตัวอย่างการคำนวณ ข.7 การคำนวณสภาพด่างที่เหลือในระบบ

เมื่อระบบเข้าสู่สภาวะคงที่พบว่าในถังปฏิกรณ์ A3 การทดลองที่ 2 มีสภาพด่างเฉลี่ย 4,250 มก./ล.as CaCO<sub>3</sub> และปริมาณกรดไขมันระเหย 4,450 มก./ล.as CH<sub>3</sub>COOH และมีสัดส่วนก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ ในก๊าซชีวภาพ P<sub>CO<sub>2</sub></sub> 56.3 % โดยระบบมีพีเอชเท่ากับ 5.43 ใช้อุณหภูมิ 35 องศาเซลเซียส ในการคำนวณ

$$\begin{aligned} \text{โดยที่ } 35 \text{ องศาเซลเซียส} \quad K_1 &= 0.48 \times 10^{-6} \\ K_H &= 0.0246 \text{ โมล/ล.atm} \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} \text{จาก} \quad [H^+] &= \frac{K_1 K_H P_{CO_2}}{[HCO_3^-]} \\ 10^{-5.43} &= \frac{0.48 \times 10^{-6} \times 0.246 \times 0.563}{[HCO_3^-]} \\ [HCO_3^-] &= 0.0020 \text{ โมล/ล.} \end{aligned}$$

โดยมวลโมเลกุล HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> = 61, CaCO<sub>3</sub> = 50, CH<sub>3</sub>COOH = 60

$$\begin{aligned} [HCO_3^-] &= 0.0020 \times 61 \times 1000 \text{ มก./ล.as HCO}_3^- \\ &= 122 \text{ มก./ล.as HCO}_3^- \\ &= 122 \text{ มก./ล.as HCO}_3^- \times \frac{50}{61} \end{aligned}$$

$$\text{สภาพด่างที่ใช้สะเทิน CO}_2 = 100 \text{ มก./ล.as CaCO}_3$$

$$\begin{aligned} \text{สภาพด่างที่ใช้สะเทินกรดไขมันระเหย} &= 4,450 \times \frac{50}{60} \\ &= 3,708.3 \text{ มก./ล.as CaCO}_3 \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} \text{ดังนั้น สภาพด่างที่เหลือในระบบที่สามารถสะเทินกรดไขมันระเหย} \\ &= 4,250 - 3,708.3 - 100 \end{aligned}$$

$$= 441.7 \text{ มก./ล.as CaCO}_3$$

ดังนั้น สามารถสะเทินกรดไขมันระเหยได้อีก

$$\begin{aligned} &= 441.7 \times \frac{60}{50} \\ &= 530.04 \text{ มก./ล.as CH}_3\text{COOH} \end{aligned}$$

ตัวอย่างการคำนวณ ข.8 การคำนวณสภาพด่างที่เหลือในระบบ

เมื่อระบบเข้าสู่สภาวะคงที่พบว่าในถังปฏิกรณ์ A4 การทดลองที่ 2 มีสภาพด่างเฉลี่ย 4,350 มก./ล.as CaCO<sub>3</sub> และปริมาณกรดไขมันระเหย 5,425 มก./ล.as CH<sub>3</sub>COOH และมีสัดส่วนก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ ในก๊าซชีวภาพ P<sub>CO<sub>2</sub></sub> 50.4 % โดยระบบมีพีเอชเท่ากับ 5.27 ใช้อุณหภูมิ 35 องศาเซลเซียส ในการคำนวณ

$$\text{โดยที่ } 35 \text{ องศาเซลเซียส} \quad K_1 = 0.48 \times 10^{-6}$$

$$K_H = 0.0246 \text{ โมล/ล. atm}$$

$$\text{จาก} \quad [H^+] = \frac{K_1 K_H P_{CO_2}}{[HCO_3^-]}$$

$$10^{-5.27} = \frac{0.48 \times 10^{-6} \times 0.246 \times 0.504}{[HCO_3^-]}$$

$$[HCO_3^-] = 0.0011 \text{ โมล/ล.}$$

$$\text{โดยมวลโมลของ } HCO_3^- = 61, CaCO_3 = 50, CH_3COOH = 60$$

$$[HCO_3^-] = 0.0011 \times 61 \times 1000 \text{ มก./ล. as } HCO_3^-$$

$$= 67.1 \text{ มก./ล. as } HCO_3^-$$

$$= 67.1 \text{ มก./ล. as } HCO_3^- \times \frac{50}{61}$$

$$\text{สภาพด่างที่ใช้สะเทิน } CO_2 = 55 \text{ มก./ล. as } CaCO_3$$

$$\text{สภาพด่างที่ใช้สะเทินกรดไขมันระเหย} = 5,425 \times \frac{50}{60}$$

$$= 4,520.8 \text{ มก./ล. as } CaCO_3$$

ดังนั้น สภาพด่างที่เหลือในระบบที่สามารถสะเทินกรดไขมันระเหย

$$= 4,350 - 4,520.8 - 55$$

$$= -225.8 \text{ มก./ล. as } CaCO_3$$

ดังนั้น ไม่สามารถสะเทินกรดไขมันระเหยได้อีก

$$= -225.8 \times \frac{60}{50}$$

$$= -270.96 \text{ มก./ล. as } CH_3COOH$$

ตัวอย่างการคำนวณ ข.9 การคำนวณสภาพด่างที่เหลือในระบบ

เมื่อระบบเข้าสู่สภาวะคงที่พบว่าในถังปฏิกรณ์ B1 การทดลองที่ 2 มีสภาพด่างเฉลี่ย 2,850 มก./ล.as CaCO<sub>3</sub> และปริมาณกรดไขมันระเหย 2,025 มก./ล.as CH<sub>3</sub>COOH และมีสัดส่วนก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ ในก๊าซชีวภาพ P<sub>CO<sub>2</sub></sub> 47.5 % โดยระบบมีพีเอชเท่ากับ 5.82 ใช้อุณหภูมิ 35 องศาเซลเซียส ในการคำนวณ

$$\text{โดยที่ } 35 \text{ องศาเซลเซียส} \quad K_1 = 0.48 \times 10^{-6}$$

$$K_H = 0.0246 \text{ โมล/ล. atm}$$

$$\text{จาก} \quad [H^+] = \frac{K_1 K_H P_{CO_2}}{[HCO_3^-]}$$

$$10^{-5.82} = \frac{0.48 \times 10^{-6} \times 0.246 \times 0.475}{[HCO_3^-]}$$

$$[HCO_3^-] = 0.0037 \text{ โมล/ล.}$$

$$\text{โดยมวลโมลของ } HCO_3^- = 61, CaCO_3 = 50, CH_3COOH = 60$$

$$[HCO_3^-] = 0.0037 \times 61 \times 1000 \text{ มก./ล. as } HCO_3^-$$

$$= 225.7 \text{ มก./ล. as } HCO_3^-$$

$$= 225.7 \text{ มก./ล. as } HCO_3^- \times \frac{50}{61}$$

$$\text{สภาพด่างที่ใช้สะเทิน } CO_2 = 185 \text{ มก./ล. as } CaCO_3$$

$$\text{สภาพด่างที่ใช้สะเทินกรดไขมันระเหย} = 2,025 \times \frac{50}{60}$$

$$= 1,687.5 \text{ มก./ล. as } CaCO_3$$

ดังนั้น สภาพด่างที่เหลือในระบบที่สามารถสะเทินกรดไขมันระเหย

$$= 2,850 - 1,687 - 185$$

$$= 978 \text{ มก./ล. as } CaCO_3$$

ดังนั้น สามารถสะเทินกรดไขมันระเหยได้อีก

$$= 978 \times \frac{60}{50}$$

$$= 1,173.6 \text{ มก./ล. as } CH_3COOH$$

ตัวอย่างการคำนวณ ข.10 การคำนวณสภาพต่างที่เหลือในระบบ

ถังปฏิกรณ์ B2 การทดลองที่ 2 มีสภาพต่างเฉลี่ย 2,800 มก./ล.as CaCO<sub>3</sub> และปริมาณกรดไขมันระเหย 1,875 มก./ล.as CH<sub>3</sub>COOH และมีสัดส่วนก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ในก๊าซชีวภาพ P<sub>CO<sub>2</sub></sub> 48.2 % โดยระบบมีพีเอชเท่ากับ 6.10 ใช้อุณหภูมิ 35 องศาเซลเซียสในการคำนวณ

$$\text{โดยที่ } 35 \text{ องศาเซลเซียส } K_1 = 0.48 \times 10^{-6}$$

$$K_H = 0.0246 \text{ โมล/ล. atm}$$

$$\begin{aligned} \text{จาก } [H^+] &= \frac{K_1 K_H P_{CO_2}}{[HCO_3^-]} \\ 10^{-6.10} &= \frac{0.48 \times 10^{-6} \times 0.0246 \times 0.482}{[HCO_3^-]} \end{aligned}$$

$$[HCO_3^-] = 0.0072 \text{ โมล/ล.}$$

$$\text{โดยมวลโมเลกุล } HCO_3^- = 61, CaCO_3 = 100, CH_3COOH = 60$$

$$\begin{aligned} [HCO_3^-] &= 0.0072 \times 61 \times 1000 \text{ มก./ล. as } HCO_3^- \\ &= 441.1 \text{ มก./ล. as } HCO_3^- \\ &= 411.1 \text{ มก./ล. as } HCO_3^- \times \frac{50}{61} \end{aligned}$$

$$\text{สภาพต่างที่ใช้สะเทิน } CO_2 = 362 \text{ มก./ล. as } CaCO_3$$

$$\begin{aligned} \text{สภาพต่างที่ใช้สะเทินกรดไขมันระเหย} &= 1,875 \times \frac{50}{60} \\ &= 1,562.5 \text{ มก./ล. as } CaCO_3 \end{aligned}$$

ดังนั้น สภาพต่างที่เหลือในระบบที่สามารถสะเทินกรดไขมันระเหย

$$= 2,800 - 1,562.5 - 362$$

$$= 875.5 \text{ มก./ล. as } CaCO_3$$

ดังนั้น สามารถสะเทินกรดไขมันระเหยได้อีก

$$= 875.5 \times \frac{60}{50}$$

$$= 1,050.6 \text{ มก./ล. as } CH_3COOH$$

ตัวอย่างการคำนวณ ข.11 การคำนวณสภาพต่างที่เหลือในระบบ

ถังปฏิกรณ์ B3 การทดลองที่ 2 มีสภาพต่างเฉลี่ย 2,900 มก./ล.as CaCO<sub>3</sub> และปริมาณกรดไขมันระเหย 1,800 มก./ล.as CH<sub>3</sub>COOH และมีสัดส่วนก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ ในก๊าซชีวภาพ P<sub>CO<sub>2</sub></sub> 49.6 % โดยระบบมีพีเอชเท่ากับ 6.09 ใช้อุณหภูมิ 35 องศาเซลเซียสในการคำนวณ

$$\text{โดยที่ 35 องศาเซลเซียส } K_1 = 0.48 \times 10^{-6}$$

$$K_H = 0.0246 \text{ โมล/ล.atm}$$

$$\begin{aligned} \text{จาก } [H^+] &= \frac{K_1 K_H P_{CO_2}}{[HCO_3^-]} \\ 10^{-6.09} &= \frac{0.48 \times 10^{-6} \times 0.246 \times 0.496}{[HCO_3^-]} \end{aligned}$$

$$[HCO_3^-] = 0.0071 \text{ โมล/ล.}$$

$$\text{โดยมวลโมเลกุล } HCO_3^- = 61, CaCO_3 = 50, CH_3COOH = 60$$

$$\begin{aligned} [HCO_3^-] &= 0.0071 \times 61 \times 1000 \text{ มก./ล.as } HCO_3^- \\ &= 435 \text{ มก./ล.as } HCO_3^- \\ &= 435 \text{ มก./ล.as } HCO_3^- \times \frac{50}{61} \end{aligned}$$

$$\text{สภาพต่างที่ใช้สะเทิน } CO_2 = 357 \text{ มก./ล.as } CaCO_3$$

$$\begin{aligned} \text{สภาพต่างที่ใช้สะเทินกรดไขมันระเหย} &= 1,800 \times \frac{50}{60} \\ &= 1,500 \text{ มก./ล.as } CaCO_3 \end{aligned}$$

ดังนั้น สภาพต่างที่เหลือในระบบที่สามารถสะเทินกรดไขมันระเหย

$$= 2,900 - 1,500 - 357$$

$$= 1,043 \text{ มก./ล.as } CaCO_3$$

ดังนั้น สามารถสะเทินกรดไขมันระเหยได้อีก

$$= 1,043 \times \frac{60}{50}$$

$$= 1,251.6 \text{ มก./ล.as } CH_3COOH$$

ตัวอย่างการคำนวณ ข.12 การคำนวณสภาพต่างที่เหลือในระบบ

ถังปฏิกรณ์ B4 การทดลองที่ 2 มีสภาพต่างเฉลี่ย 3,000 มก./ล.as CaCO<sub>3</sub> และปริมาณกรดไขมันระเหย 2,200 มก./ล.as CH<sub>3</sub>COOH และมีสัดส่วนก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ ในก๊าซชีวภาพ P<sub>CO<sub>2</sub></sub> 50.8 % โดยระบบมีพีเอชเท่ากับ 6.26 ใช้อุณหภูมิ 35 องศาเซลเซียสในการคำนวณ

$$\text{โดยที่ 35 องศาเซลเซียส } K_1 = 0.48 \times 10^{-6}$$

$$K_H = 0.0246 \text{ โมล/ล.atm}$$

$$\begin{aligned} \text{จาก } [H^+] &= \frac{K_1 K_H P_{CO_2}}{[HCO_3^-]} \\ 10^{-6.26} &= \frac{0.48 \times 10^{-6} \times 0.246 \times 0.508}{[HCO_3^-]} \\ [HCO_3^-] &= 0.0109 \text{ โมล/ล.} \end{aligned}$$

$$\text{โดยมวลโมเลกุล } HCO_3^- = 61, CaCO_3 = 50, CH_3COOH = 60$$

$$\begin{aligned} [HCO_3^-] &= 0.0109 \times 61 \times 1000 \text{ มก./ล.as } HCO_3^- \\ &= 665.1 \text{ มก./ล.as } HCO_3^- \\ &= 665.1 \text{ มก./ล.as } HCO_3^- \times \frac{50}{61} \end{aligned}$$

$$\text{สภาพต่างที่ใช้สะเทิน } CO_2 = 545.1 \text{ มก./ล.as } CaCO_3$$

$$\begin{aligned} \text{สภาพต่างที่ใช้สะเทินกรดไขมันระเหย} &= 2,200 \times \frac{50}{60} \\ &= 1,833.3 \text{ มก./ล.as } CaCO_3 \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} \text{ดังนั้น สภาพต่างที่เหลือในระบบที่สามารถสะเทินกรดไขมันระเหย} &= 3,000 - 1,833.3 - 545.1 \\ &= 621.6 \text{ มก./ล.as } CaCO_3 \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} \text{ดังนั้น สามารถสะเทินกรดไขมันระเหยได้อีก} &= 621.6 \times \frac{60}{50} \\ &= 745.92 \text{ มก./ล.as } CH_3COOH \end{aligned}$$

ตัวอย่างการคำนวณ ข.13 การคำนวณอัตราส่วน S/I ในระบบ

$$\text{จากสูตร อัตราส่วน S/I} = [(A \times 10000) \times (B / C)] / [(D \times 10000) \times E] / 1000$$

โดยที่ A = ร้อยละของแข็งระเหยได้ของเศษอาหาร

B = ปริมาณขยะที่ใส่

C = ความหนาแน่นของขยะ

D = ร้อยละของแข็งระเหยได้จากเชื้อ

E = ปริมาณเชื้อเริ่มต้น

ค่าจากการทดลองที่ 1

รายการคำนวณ	ตัวแปร	A1	A2	A3	A4	หน่วย
ของแข็งระเหยได้ของเศษอาหาร	A	18.26				(%)
ปริมาณขยะที่ใส่	B	2.07	3.45	4.83	6.21	(กก.นนเปียก)
ความหนาแน่นของขยะ	C	1012				(กก./ลบ.ม)
ของแข็งระเหยได้จากเชื้อ	D	2.18				(%)
ปริมาณเชื้อเริ่มต้น	E	40				(ล.)

ค่าอัตราส่วน S/I ที่ได้ ถึงปฏิกรณ์ A1 = 0.5 A2 = 0.75 A3 = 1.0 A4 = 1.25

ค่าจากการทดลองที่ 2

รายการคำนวณ	ตัวแปร	B1	B2	B3	B4	หน่วย
ของแข็งระเหยได้ของเศษอาหาร	A	17.97				(%)
ปริมาณขยะที่ใส่	B	2.11				(กก.นนเปียก)
ความหนาแน่นของขยะ	C	1172				(กก./ลบ.ม)
ของแข็งระเหยได้จากเชื้อ	D	1.82				(%)
ปริมาณเชื้อเริ่มต้น	E	40				(ล.)

ค่าอัตราส่วน S/I ที่ได้ ถึงปฏิกรณ์ A1 = 0.5 A2 = 0.5 A3 = 0.5 A4 = 0.5



ภาคผนวก ค

สมการที่เกี่ยวข้องในการคำนวณ

ลิขสิทธิ์มหาวิทยาลัยเชียงใหม่  
Copyright© by Chiang Mai University  
All rights reserved

สมการที่เกี่ยวข้องในการวิเคราะห์พารามิเตอร์ที่ต้องการศึกษา

ความหนาแน่น (Density) สามารถได้จากสมการที่ (1)

$$\text{Density (กก./ลบ.ม.)} = M / V \quad (1)$$

โดยที่  
M = น้ำหนักขยะ (กก.)  
V = ปริมาตรของขยะ (ลบ.ม.)

ของแข็งรวม (Total Solids ; TS) สามารถวิเคราะห์ได้จากสมการที่ (2)

$$\text{TS (\%)} = 100 - \text{MC} \quad (2)$$

โดยที่  
TS = ปริมาณของแข็งรวม (%)  
MC = ค่าความชื้น (%)

ของแข็งระเหย (Volatile Solid ; VS) สามารถคำนวณได้จากสมการที่ (3)

$$\text{VS (\%TS)} = [(A - B) / A] \times 100 \quad (3)$$

โดยที่  
VS = ปริมาณของแข็งระเหย (%TS)  
A = น้ำหนักขยะก่อนเผา (มก.)  
B = น้ำหนักขยะหลังเผา (มก.)

แอมโมเนียไนโตรเจนทั้งหมด (Total Ammonia Nitrogen ; TAN) สามารถคำนวณได้จากสมการที่ (4)

$$\text{TAN (มก./ล.)} = [(A-B) \times N \times 14 \times 1000] / V \quad (4)$$

โดยที่  
A = ปริมาตรของกรดซัลฟูริกที่ใช้ไตเตรตกับน้ำตัวอย่าง (มล.)  
B = ปริมาตรของกรดซัลฟูริกที่ใช้ไตเตรตกับน้ำกลั่น (มล.)  
N = ความเข้มข้นของกรดซัลฟูริกที่ใช้ในการไตเตรต (นอร์มอล)  
V = ปริมาตรของน้ำตัวอย่าง (มล.)

ค่าความเป็นด่าง (Alkalinity) สามารถคำนวณได้จากสมการที่ (5)

$$\text{Alkalinity (มก./ล. ของแคลเซียมคาร์บอเนต)} = (A \times N \times 50 \times 1000) / V \quad (5)$$

โดยที่ A = ปริมาตรของกรดซัลฟูริกที่ใช้ในการไตเตรต (มล.)

N = ความเข้มข้นของกรดซัลฟูริกที่ใช้ในการไตเตรต (นอร์มอล)

V = ปริมาตรของน้ำตัวอย่าง (มล.)

กรดไขมันระเหย (Volatile Fatty Acid ; VFA) สามารถคำนวณได้จากสมการที่ (6)

$$\text{Total VFA (มก./ล. ของกรดอะซิติก)} = (A \times N \times 50 \times 1000) / V \quad (6)$$

โดยที่ A = ปริมาตรของโซเดียมไฮดรอกไซด์ที่ใช้ในการไตเตรต (มล.)

N = ความเข้มข้นของโซเดียมไฮดรอกไซด์ที่ใช้ในการไตเตรต (นอร์มอล)

V = ปริมาตรของน้ำตัวอย่าง (มล.)

ของแข็งแขวนลอยระเหย (Volatile Suspended Solid ; VSS)

สามารถคำนวณได้จากสมการที่ (7)

$$\text{VSS (มก./ล.)} = [(A - B) \times 1000 \times 1000] / C \quad (7)$$

โดยที่ A = น้ำหนักตัวอย่างก่อนเผา (มก.)

B = น้ำหนักตัวอย่างหลังเผา (มก.)

C = ปริมาตรตัวอย่างที่ใช้กรอง (มล.)

ผลผลิตก๊าซมีเทน (CH<sub>4</sub> yield) สามารถคำนวณได้จากสมการที่ (8)

$$\text{CH}_4 \text{ yield (ล./กก.ของแข็งระเหย)} = \text{ปริมาณก๊าซมีเทนสะสม (ล.)} / \text{ปริมาณขยะที่เติมเข้าระบบ ( กก.ของแข็งระเหย )} \quad (8)$$

อัตราส่วนปริมาณสารอินทรีย์ต่อเชื้อจุลินทรีย์ที่เหมาะสม (S/I ratio)

สามารถคำนวณได้จากสมการที่ (9)

$$\text{S/I ratio} = \text{ปริมาณของแข็งระเหยได้จากขยะเศษอาหาร (กก.ของแข็งระเหย)} / \text{ปริมาณของแข็งระเหยได้จากปริมาณเชื้อ (กก.ของแข็งระเหย)} \quad (9)$$

## ประวัติผู้เขียน

ชื่อ-นามสกุล นายเกาทัณฑ์ บรรณเจตฤทธิ

วัน เดือน ปี เกิด 11 ธันวาคม พ.ศ.2534

ประวัติการศึกษา ปีการศึกษา 2558 สำเร็จการศึกษาปริญญาวิทยาศาสตรบัณฑิต  
สาขาปฐพีศาสตร์ คณะผลิตกรรมการเกษตร มหาวิทยาลัยแม่โจ้



ลิขสิทธิ์มหาวิทยาลัยเชียงใหม่  
Copyright© by Chiang Mai University  
All rights reserved