

วท. TISTR

โครงการวิจัยที่ ภ.50-08/ย.3/รายงานฉบับที่ 1(ฉบับสมบูรณ์)

การวิจัยเทคโนโลยีการกำจัด สารมลพิษอินทรีย์และพลังงานทดแทน สำหรับฟาร์มปศุสัตว์ขนาดใหญ่



สถาบันวิจัยวิทยาศาสตร์และเทคโนโลยีแห่งประเทศไทย
กระทรวงวิทยาศาสตร์และเทคโนโลยี

สถาบันวิจัยวิทยาศาสตร์และเทคโนโลยีแห่งประเทศไทย

โครงการวิจัยที่ ภ.50-08

การวิจัยเทคโนโลยีการกำจัดสารมลพิษอินทรีย์และ
พลังงานทดแทนสำหรับฟาร์มปศุสัตว์ขนาดใหญ่

โครงการย่อยที่ 3

การวิจัยเทคโนโลยีการกำจัดสารมลพิษอินทรีย์และ
พลังงานทดแทนสำหรับฟาร์มปศุสัตว์ขนาดใหญ่

รายงานฉบับที่ 1 (ฉบับสมบูรณ์)

การวิจัยเทคโนโลยีการกำจัดสารมลพิษอินทรีย์และ
พลังงานทดแทนสำหรับฟาร์มปศุสัตว์ขนาดใหญ่

โดย

สมชาย ดารารัตน์

อรรณพ จากงามระ โสภณ บุญมั่น

ณัฐวุฒิ บุญเสียม ทวีศักดิ์ หอมดอกไม้

พัทจารี ใจอุ้น กาญจนิกา ครองธรรมชาติ

บรรณาธิการ

ศิระ ศิลานนท์

บุญเรียม น้อยชุมแพ

สลิลดา พัฒนศิริ

วว., ปทุมธานี 2559

สงวนลิขสิทธิ์

รายงานฉบับนี้ได้รับการอนุมัติให้พิมพ์โดย
ผู้ว่าการสถาบันวิจัยวิทยาศาสตร์และเทคโนโลยีแห่งประเทศไทย



(นางลักขมี ปลั่งแสงมาศ)

ผู้ว่าการ

กิตติกรรมประกาศ

งานวิจัยเรื่องการวิจัยเทคโนโลยีการกำจัดสารมลพิษอินทรีย์และพลังงานทดแทนสำหรับฟาร์มปศุสัตว์ขนาดใหญ่ เป็นโครงการต่อเนื่องในชุดวิจัยการพัฒนาเทคโนโลยีทางเลือกของการบำบัดของสารมลพิษอินทรีย์และผลิตพลังงานทดแทนจากฟาร์มปศุสัตว์.

โครงการวิจัยนี้ประสบความสำเร็จได้ด้วยดี ด้วยความร่วมมือของนักวิจัยทุกคนในห้องปฏิบัติการวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม ฝ่ายเทคโนโลยีสิ่งแวดล้อมและทรัพยากร วว. และความช่วยเหลือของมหาวิทยาลัยขอนแก่นที่ได้จัดสรรอุปกรณ์และชุดการทดลองที่จำเป็นสำหรับการทดลองในโครงการ คณะผู้วิจัยขอขอบคุณเป็นอย่างยิ่งมา ณ ที่นี้.

คณะทำงาน

หัวหน้าโครงการ	ดร. สมชาย	ดารารัตน์
คณะศึกษา	ผศ.ดร. กาญจนีญา	ครองธรรมชาติ
	นายอรรณพ	จาภูมระ
	นายโสภณ	บุญมั่น
	นายณัฐวุฒิ	บุญเสียม
	นายทวีศักดิ์	หอมดอกไม้
	นางสาวพัทจารี	ใจอุ่น

สารบัญ

	หน้า
กิตติกรรมประกาศ	ก
คณะทำงาน	ข
สารบัญตาราง	ง
สารบัญรูป	จ
ABSTRACT	1
บทคัดย่อ	2
1. บทนำ	3
2. เอกสารและงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง	9
3. วิธีดำเนินการวิจัย	39
4. ผลการทดลองและอภิปรายผล	52
5. เอกสารอ้างอิง	66
ภาคผนวก	71

สารบัญตาราง

	หน้า
ตารางที่ 1. ประเภทและปริมาณของของเหลือทิ้งที่เกิดขึ้นในประเทศไทย	5
ตารางที่ 2. เป้าหมายการให้บริการ (ผลลัพธ์) และตัวชี้วัดของแผนงานวิจัย	8
ตารางที่ 3. ค่าเวลาในการผลิตเซลล์ในสภาวะย่อยสลายสารมลพิษอินทรีย์ ประเภทต่างๆ	14
ตารางที่ 4. สูตรของอัตราการผลิตเซลล์ของจุลินทรีย์	18
ตารางที่ 5. สูตรค่าสัมประสิทธิ์ทางศาสตร์ของจุลินทรีย์แบบไม่ใช้อากาศ ในน้ำเสียแต่ละประเภท	18
ตารางที่ 6. ปริมาณการผลิตก๊าซมีเทนที่เกิดขึ้นในระบบบำบัดน้ำเสียแบบ ไม่ใช้อากาศ	20
ตารางที่ 7. ความเข้มข้นของไอออนประจุบวกของโลหะเบาที่มีผลกระตุ้นและยับยั้ง	22
ตารางที่ 8. ข้อดีของระบบแผ่นกั้นไม่ใช้อากาศ	27
ตารางที่ 9. ปริมาณของสารประกอบไนโตรเจนและแอมโมเนียในของเสีย จากฟาร์มปศุสัตว์	33
ตารางที่ 10. ปัจจัยที่มีผลต่อการผลิตก๊าซชีวภาพ	35
ตารางที่ 11. คุณลักษณะของถังปฏิกรณ์แผ่นกั้นไม่ใช้อากาศที่ใช้ในการทดลอง	44
ตารางที่ 12. จุดเก็บตัวอย่างและวิธีการวิเคราะห์พารามิเตอร์ต่างๆ	47
ตารางที่ 13. ค่า Yield Coefficients ที่ใช้การคำนวณในช่วงอุณหภูมิต่างๆ	50
ตารางที่ 14. สารอาหารที่เหลือเมื่อสิ้นสุดการทดลอง	54
ตารางที่ 15. ปริมาณก๊าซมีเทนที่เกิดขึ้นทั้งหมด	58
ตารางที่ 16. ค่า yield coefficients ที่คำนวณได้ในช่วงอุณหภูมิต่างๆ	61
ตารางที่ 17. ค่าสัมประสิทธิ์จลนพลศาสตร์จากผลการทดลอง	61
ตารางที่ 18. ค่า Shear stress ที่แปรผันตามอุณหภูมิและ flow behaviour index	62
ตารางที่ 19. ค่า Maximum specific methanogenic activity (SMA) ของมูลวัว	63
ตารางที่ 20. ผลของเวลาเก็บกักทางศาสตร์และความเข้มข้นของของกรด VFA ต่อประสิทธิภาพการกำจัด VFA	64

สารบัญรูป

	หน้า
รูปที่ 1. รูปแบบโครงสร้างของสังคมจุลินทรีย์และกระบวนการที่เกี่ยวข้องในการผลิตก๊าซมีเทนจากการย่อยสลายสารมลพิษอินทรีย์	12
รูปที่ 2. ช่วงความเป็นกรด-เบสที่สามารถเอื้ออำนวยให้ถึงปฏิกิริยาบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้อากาศที่สามารถทำงานได้ในห้องปฏิบัติการ	15
รูปที่ 3. เวลาในการฟื้นฟูสภาพ (Recovery time) จากผลของการลดความเป็นกรด-เบส	16
รูปที่ 4. กระบวนการบำบัดน้ำเสียซึ่งจะมีข้อแตกต่างระหว่างการบำบัดแบบใช้อากาศและไม่ใช้อากาศ	17
รูปที่ 5. ผลของอุณหภูมิที่มีต่อค่าสัมประสิทธิ์ของ Monod ในส่วนของค่า k และ K_s	19
รูปที่ 6. ระบบแผ่นกั้นไม่ใช้อากาศ	25
รูปที่ 7. ลักษณะชุดอุปกรณ์ที่ใช้ในการทดลอง	42
รูปที่ 8. ชุดระบบแผ่นกั้นไม่ใช้อากาศที่ใช้ในการทดลอง	42
รูปที่ 9. ถังปฏิกรณ์แผ่นกั้นไม่ใช้อากาศที่ใช้ทดลอง (หน่วยเซนติเมตร)	44
รูปที่ 10. ชุดอุปกรณ์วัดก๊าซแบบแทนที่น้ำที่ใช้ในการทดลอง	45
รูปที่ 11. จุดเก็บตัวอย่างน้ำ ก๊าซ และตะกอนจุลินทรีย์	46
รูปที่ 12. ตัวอย่างโปรแกรม Weighted Nonlinear Least-Squares Analysis	51
รูปที่ 13. เอ็มแอลวีเอสเอส ก่อนและหลังการทดลอง	53
รูปที่ 14. พีเอชเฉลี่ยก่อนและหลังการทดลอง	53
รูปที่ 15. ปริมาณการใช้สารอาหารของจุลินทรีย์ที่อุณหภูมิห้อง	55
รูปที่ 16. ปริมาณการใช้สารอาหารของจุลินทรีย์ที่อุณหภูมิ 35 ± 2 °ซ.	55
รูปที่ 17. ปริมาณก๊าซมีเทนที่จุลินทรีย์ผลิตขึ้นในแต่ละวันที่อุณหภูมิห้อง	56
รูปที่ 18. ปริมาณก๊าซมีเทนที่จุลินทรีย์ผลิตขึ้นในแต่ละวันที่อุณหภูมิ 35 ± 2 °ซ.	57
รูปที่ 19. ปริมาณก๊าซมีเทนสะสมที่จุลินทรีย์ผลิตขึ้นที่อุณหภูมิห้อง	59
รูปที่ 20. ปริมาณก๊าซมีเทนสะสมที่จุลินทรีย์ผลิตขึ้นที่อุณหภูมิ 35 ± 2 °ซ.	59

THE STUDY OF ORGANIC POLLUTANT REDUCTION AND RENEWABLE ENERGY PRODUCTION TECHNOLOGY FOR LARGE LIVESTOCK FARM

Samchai Dararat, Annop Chatamra, Sopol Boonman, Nuttawoot Boonliam, Thavesak Homdokmi, Pattacharee Jaijaun and Kangnitha Krongthamchat

ABSTRACT

The performance of leach-bed anaerobic reactor under thermophilic condition was studied in order to determine its potential in producing energy and reducing environmental pollution. The project involved a series of laboratory studies on anaerobic digestion, rheological properties and modeling of hydrolysis/acidogenesis in leach-bed anaerobic digestion of cattle manure. The results of rheological property studies showed that cattle manure displayed non-Newtonian flow property as its viscosity strangely relied on the applied shear rate. In addition, the temperature effect on the apparent viscosity of cow manure was properly described by an Arrhenius-type model.

The kinetic study showed that the values of k and k_s when cow manure was used as electron donor at 35 ± 2 °C and 55 ± 2 °C were 0.41 g acetate/g VSS.day, 0.32 g acetate/L and 0.45 g acetate/gVSS .day, 0.18g acetate/L, respectively.

This study was undertaken to build upon recent literature to develop a refined mechanistic process model for hydrolysis/acidogenesis in anaerobic digestion. It was also found that the laboratory results fitted the equation of surface-limiting hydrolytic reaction model.

The effects of 50°C and 60°C on the hydrolysis processes of cow manure were investigated in semi-batch reactor at HRT 20 day. The negative effect of the temperature on hydrolysis was passively caused by an increased NH_3 concentration, particularly at higher temperature.

The design parameters include the desirable VFA and HRT for methanogenic reactor and biogas yield of the system. The equations used for the methanogenic reactor design are presented in this study.

การวิจัยเทคโนโลยีการกำจัดสารมลพิษอินทรีย์และพลังงานทดแทนสำหรับฟาร์มปศุสัตว์ขนาดใหญ่

สมชาย ดารารัตน์¹, อรรณพ จาญามระ¹, โสภณ บุญมั่น¹, ณัฐวุฒิ บุญเยี่ยม¹, ทวีศักดิ์ หอมดอกไม้¹, พัทจารี ใจอุ่น¹ และ กาญจนิกา ครองธรรมชาติ²

บทคัดย่อ

การศึกษานี้มีวัตถุประสงค์เพื่อศึกษาสมรรถนะของถังปฏิกรณ์แบบ leach-bed anaerobic reactor ที่ทำงานในสภาวะ thermophilic ในการผลิตพลังงานทดแทนและการลดสารมลพิษสิ่งแวดล้อม. การทดลองนี้ประกอบด้วยชุดการทดลองหลายชุด คือ การทดลอง rheological properties ของมูลวัว, การศึกษาแบบจำลองกระบวนการ hydrolysis/acidogenesis และกระบวนการ methanogenesis.

การศึกษาด้าน rheological properties ของมูลวัว พบว่า มูลวัวมีคุณสมบัติเป็นของเหลวแบบ non – Newtonian flow เนื่องจากค่าความหนืดของของเหลว ดังกล่าวขึ้นอยู่กับ shear rate. นอกจากนี้ ผลการทดลองยังแสดงให้เห็นว่า อุณหภูมิมีผลต่อค่าความหนืดของมูลวัวและสามารถแสดงความสัมพันธ์ได้โดยใช้สมการ Arrhenius-type model.

การศึกษาด้านจลนพลศาสตร์ พบว่า ค่า k และ k_s ในกรณีใช้มูลวัว เป็นสารให้อาหารเลี้ยงสัตว์ที่อุณหภูมิ $35 \pm 2^\circ\text{C}$. และ $55 \pm 2^\circ\text{C}$. มีค่าเฉลี่ย 0.41 กรัมแอสซีเทต/กรัม ของ VSS- วัน, 0.32 กรัมแอสซีเทต/ลิตร และ 0.45 กรัมแอสซีเทต/กรัม VSS-วัน และ 0.18 กรัมแอสซีเทต/ลิตร, ตามลำดับ.

การศึกษาแบบจำลองกระบวนการ hydrolysis/acidogenesis ของกระบวนการบำบัดน้ำเสีย แบบไม่ใช้ออกซิเจนโดยเลือกใช้ refined mechanistic process model พบว่าข้อมูลจากการทดลองสามารถนำไปเข้ากับสมการ surface-limiting hydrolytic ได้. นอกจากนี้ การศึกษาผลของอุณหภูมิที่ 50°C . และ 60°C . ต่อกระบวนการไฮโดรไลซิสของมูลวัวในถังปฏิกรณ์ semi-batch reactor ที่เวลาเก็บกักทางชลศาสตร์ 20 วัน พบว่า อุณหภูมิมีผลกระทบต่อกระบวนการไฮโดรไลซิส โดยมีสาเหตุมาจากความเข้มข้นของแอมโมเนีย เนื่องจากอุณหภูมิที่สูงขึ้น.

สำหรับเกณฑ์การออกแบบในการศึกษานี้ใช้ค่าความเข้มข้นของกรดอินทรีย์ระเหยง่ายและเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์เป็นตัวแปรสำคัญในการออกแบบถังปฏิกรณ์ methanogenesis และสมการออกแบบเสนอในรายงานนี้.

¹ ฝ่ายเทคโนโลยีสิ่งแวดล้อมและทรัพยากร, สถาบันวิจัยวิทยาศาสตร์และเทคโนโลยีแห่งประเทศไทย (วว.)

² คณะสาธารณสุขศาสตร์, มหาวิทยาลัยขอนแก่น

1. บทนำ

1.1 ความเป็นมาและความสำคัญของปัญหา

ปัญหาวิกฤติการณ์ด้านพลังงานและความจำเป็นในการใช้เชื้อเพลิงทั้งในภาคอุตสาหกรรมและการขนส่งที่เพิ่มขึ้นอย่างต่อเนื่อง, รวมทั้งความจำเป็นในการรักษาสภาพแวดล้อมและลดผลกระทบอันเกิดจากการใช้เชื้อเพลิงฟอสซิล กำลังก่อให้เกิดปัญหาระดับโลก, ทำให้ในหลายประเทศมีความพยายามที่จะแสวงหาแหล่งพลังงานทางเลือก เพื่อการพึ่งพาตนเองทางด้านพลังงาน และเพื่อลดผลกระทบที่มีต่อสภาพแวดล้อมในอนาคต.

ตามนโยบายของรัฐบาลในการส่งเสริมให้ประเทศไทยเป็นแหล่งอาหารหรือครัวของโลก, ในครั้งนี้ ฟาร์มปศุสัตว์เป็นปัจจัยพื้นฐานสำคัญที่จะเกื้อหนุนนโยบายดังกล่าว. ขณะเดียวกัน ประเทศคู่ค้าของประเทศไทยจะมีมาตรการในการแข่งขัน โดยการใช้เกณฑ์ด้านสุขภาพสิ่งแวดล้อมเป็นปัจจัยกำหนด, รวมถึงการจัดการฟาร์ม โดยเฉพาะในส่วนของเสียที่ไม่เหมาะสม จะเป็นแหล่งเกิดของก๊าซมีเทนที่เอื้อหนุนให้สภาวะโลกร้อนเกิดทวีความรุนแรงขึ้น. หากมีการจัดการด้านคุณภาพสิ่งแวดล้อมฟาร์มปศุสัตว์ที่ดี จะช่วยเพิ่มขีดความสามารถในการแข่งขันของอุตสาหกรรมดังกล่าว ในตลาดโลก, รวมถึงช่วยบรรเทาปัญหาสภาวะโลกร้อนของประชาคมโลกและสังคมไทย อันเนื่องมาจากการผันแปรของภูมิอากาศ. การจัดการคุณภาพน้ำของน้ำทิ้งที่ผ่านกระบวนการผลิตของกิจกรรมดังกล่าว เป็นปัจจัยสำคัญที่เอื้ออำนวยให้การรับรองคุณภาพด้านการจัดการสิ่งแวดล้อม สามารถดำเนินการได้อย่างมีประสิทธิภาพ. โดยทั่วไป น้ำเสียและของเสียจากกิจกรรมที่กล่าวข้างต้น จะถูกจัดเป็นน้ำเสียประเภทที่มีสารมลพิษอินทรีย์ความเข้มข้นสูง. กอรปกับประเทศไทยมีสภาพภูมิอากาศร้อนอุณหภูมิเฉลี่ยประมาณ 30°C. ดังนั้น เทคโนโลยีการบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้อากาศที่สามารถผลิตพลังงานทดแทนในกลุ่มก๊าซมีเทนและไฮโดรเจน จะเป็นเทคโนโลยีการบำบัดน้ำเสียทางเลือกที่ได้รับความสนใจและมีการประยุกต์ใช้เชิงพาณิชย์เพิ่มขึ้นเรื่อยๆ. เทคโนโลยีการบำบัดน้ำเสียประเภทนี้จัดอยู่ในกลุ่มเทคโนโลยีแบบ Green Machine (Grobicki and Stuckey 1992). ประเทศในกลุ่มยุโรปมีการใช้เทคโนโลยีการบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้อากาศ ในการบำบัดน้ำทิ้งจากฟาร์มปศุสัตว์ในอัตราที่เพิ่มขึ้นมากกว่าร้อยละ 10 ต่อปี, ตั้งแต่ในช่วงปี 1980 เป็นต้นมา. ในปี 1987 โดยเฉพาะอุตสาหกรรมเกษตรของประเทศในกลุ่มยุโรป มีการติดตั้งระบบบำบัดน้ำเสียแบบ ไม่ใช้อากาศประมาณ 200 โรงงาน (Pauss and Nynas 1990) และเพิ่มเป็น 397 โรงงาน ในปี 1994 (Nyns 1994). นอกจากนี้ สำนักงานคณะกรรมการนโยบายพลังงานแห่งชาติได้จัดทำร่างแผนยุทธศาสตร์การอนุรักษ์พลังงานของประเทศไทยปี 2544, โดยได้ครอบคลุมแนวทางการส่งเสริมการใช้พลังงานหมุนเวียน ได้แก่

พลังงานชีวภาพ, เอทานอล, ไบโอดีเซล และก๊าซชีวภาพ เป็นต้น. ในส่วนของพลังงานจากก๊าซชีวภาพ ได้กำหนดมาตรการการส่งเสริม ดังนี้ :

- สนับสนุนให้หน่วยงานของรัฐและเอกชน มีการติดตั้งระบบก๊าซชีวภาพจากมูลสัตว์ในฟาร์มเลี้ยงสัตว์ขนาดต่างๆ ทั้งขนาดเล็ก, ขนาดกลาง และขนาดใหญ่, รวมถึงส่งเสริมการสาธิตและติดตั้งระบบก๊าซชีวภาพในโรงงานอุตสาหกรรม, การสาธิตเทคโนโลยีการผลิตก๊าซชีวภาพสำหรับระบบบำบัดน้ำเสียชุมชน และระบบบำบัดน้ำเสียในโรงฆ่าสัตว์ของเทศบาลต่างๆ.
- สนับสนุนการวิจัยเพื่อพัฒนาระบบผลิตก๊าซชีวภาพให้มีประสิทธิภาพมากขึ้น, รวมถึงสนับสนุนการศึกษา, วิจัยพัฒนาอุปกรณ์ และเครื่องมือที่สามารถนำก๊าซชีวภาพไปใช้งานอย่างมีประสิทธิภาพ.

เนื่องจากประเทศไทยกำลังประสบปัญหาการขาดแคลนพลังงาน ระบบการจัดการของเสียที่มีประสิทธิภาพเช่นเดียวกับประเทศกำลังพัฒนาทั้งหลาย, นับเป็นแหล่งพลังงานทางเลือกอย่างหนึ่ง. นอกจากนี้ กรมการพัฒนาพลังงานทดแทนและอนุรักษ์พลังงาน (พพ.) (2545) ยังได้ตั้งเป้าหมายให้มีการใช้พลังงานทดแทนเพิ่มขึ้นจากร้อยละ 0.5 ของความต้องการพลังงานรวมของประเทศในปี พ.ศ. 2545 เป็นร้อยละ 8 ของความต้องการพลังงานรวมของประเทศในปี พ.ศ. 2554, ซึ่งแผนพลังงานของประเทศได้รับความเห็นชอบจากคณะรัฐมนตรีเมื่อเดือนสิงหาคม พ.ศ. 2546.

ประเทศไทยและประเทศกำลังพัฒนาทั้งหลาย ต่างมีเป้าหมายในการพัฒนาเศรษฐกิจและสังคมเพื่อก้าวไปสู่ความเป็นประเทศพัฒนา. รูปแบบการพัฒนาที่แพร่หลาย คือ การพัฒนาเศรษฐกิจและสังคมจากแบบเกษตรกรรมเป็นแบบอุตสาหกรรม (หรือเกษตรอุตสาหกรรม). การพัฒนาดังกล่าวจะต้องอาศัยปัจจัย เช่น พลังงานและทรัพยากร, ทั้งนี้ พลังงานและวัตถุดิบถือเป็นต้นทุนหลักในการผลิตทางอุตสาหกรรม. ในทางปฏิบัติ ประเทศกำลังพัฒนาส่วนใหญ่พัฒนาประเทศ จนบรรลุเป้าหมายได้ช้า เนื่องจากการขาดแคลนแหล่งพลังงาน (ยกเว้นประเทศที่มีแหล่งทรัพยากรพลังงานเป็นของตนเอง) และปัญหามลพิษอันเนื่องมาจากของเหลือทิ้งจากกระบวนการผลิต, ตลอดจนของเหลือทิ้งจากวิถีการดำเนินชีวิตแบบสังคมอุตสาหกรรม ดังแสดงในตารางที่ 1 ซึ่งการจัดการ/กำจัดขยะของเหลือทิ้งจำเป็นต้องใช้พลังงานและทรัพยากร.

การบำบัดน้ำเสียจากกิจกรรมของฟาร์มปศุสัตว์ในประเทศไทย โดยทั่วไป สามารถจำแนกได้ 2 ประเภท. ประเภทแรก เป็นการออกแบบโดยเน้นการใช้เทคโนโลยีที่ต้องการพึ่งพาพลังงานในการเติมอากาศลงสู่ถังปฏิบัติการแบบเข้มข้น แต่การใช้พื้นที่ในการก่อสร้างระบบค่อนข้างน้อย, ซึ่งการใช้พลังงานเพื่อเติมอากาศในปริมาณสูง ส่งผลให้ระบบบำบัดน้ำเสียประเภทนี้ ต้องเสียค่าใช้จ่ายในการ

เดินระบบที่สูงมาก, จึงก่อปัญหาด้านงบประมาณในหลายโรงงานอุตสาหกรรมที่เลือกใช้เทคโนโลยีประเภทนี้. เทคโนโลยีการบำบัดน้ำเสียประเภทที่สองจะใช้พลังงานต่ำ แต่ใช้พื้นที่ในการก่อสร้างระบบค่อนข้างมาก ซึ่งก่อปัญหาการหาพื้นที่ในการก่อสร้างระบบและเป็นอุปสรรคในการก่อสร้างระบบบำบัดในโรงงานอุตสาหกรรมที่มีพื้นที่จำกัด. เมื่อพิจารณาถึงปริมาณตะกอนชีวภาพที่ระบบบำบัดน้ำเสียแบบใช้อากาศ ผลผลิตมีสัดส่วนที่สูงมากต่อปริมาณสารมลพิษอินทรีย์ที่กำจัด (0.4 กิโลกรัม น้ำหนักแห้ง/กิโลกรัมของ COD ที่ถูกกำจัดไป) ซึ่งปัญหานี้ยากในการแก้ไข. นอกจากนี้ ยังไม่ได้نبรรวมถึงปัญหาการเดินระบบและบำรุงรักษา ซึ่งจะเห็นว่าเทคโนโลยีการบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้อากาศที่สามารถผลิตพลังงานทดแทนในรูปก๊าซมีเทนและไฮโดรเจนน่าจะเป็นทางเลือกที่เหมาะสมกับประเทศกำลังพัฒนาที่มีความจำกัดของทรัพยากรค่อนข้างสูง. อย่างไรก็ตาม การพัฒนาเทคโนโลยีการบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้อากาศมาใช้ในการบำบัดน้ำเสียจากโรงงานอุตสาหกรรมและฟาร์มปศุสัตว์มีค่อนข้างจำกัด เมื่อเทียบกับเทคโนโลยีถึงปฏิบัติการบำบัดน้ำเสียแบบใช้อากาศประสิทธิภาพสูงในการบำบัดน้ำเสียที่มีความเข้มข้นสูงและปานกลาง. ระบบบำบัดแบบไม่ใช้อากาศ มีความเหมาะสมทั้งในเชิงเศรษฐศาสตร์พลังงานและความเหมาะสมกับประเทศกำลังพัฒนา. ดังนั้น การพัฒนาเทคโนโลยีการกำจัดของเสียแบบไม่ใช้อากาศที่สามารถลดปัญหามลพิษสิ่งแวดล้อมและผลิตพลังงานทดแทนประเทศไทยควรให้ความสำคัญส่งเสริม และสนับสนุน เพื่อก่อให้เกิดการพัฒนาที่ยั่งยืนของอุตสาหกรรมที่ส่งเสริมนโยบาย ประเทศไทยเป็นครัวของโลก.

ตารางที่ 1. ประเภทและปริมาณของของเหลือทิ้งที่เกิดขึ้นในประเทศไทย

ประเภท	ปริมาณ	ผลกระทบ
ขยะชุมชน	14 ล้านตัน/ปี	76% ของปริมาณขยะไม่ได้รับการกำจัดอย่างถูกวิธี และมีประสิทธิภาพก่อให้เกิดปัญหาการสะสมของขยะซึ่งเป็นการทำลายสภาพแวดล้อมของชุมชน
ชีวมวล	160 ล้านตัน/ปี	แม้จะมีการนำไปเผาเพื่อให้พลังงานความร้อน
มูลสัตว์	100 ล้านตัน/ปี	แทนเชื้อเพลิง หรือใช้ในรูปแบบอื่นๆ แต่ก็ยังเป็น
น้ำมันพืช	7 ล้านตัน/ปี	เพียงส่วนน้อยและเป็นการใช้งานอย่างไม่มีประสิทธิภาพ
น้ำเสียอุตสาหกรรม	3,167 ล้านลูกบาศก์เมตร/ปี	ต้องใช้งบประมาณและพลังงานจำนวนมากในการบำบัดน้ำเสียเหล่านี้

ในปัจจุบัน การบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้อากาศกำลังได้รับความนิยมในการนำมาใช้บำบัดน้ำเสียที่มีสารอินทรีย์ปริมาณสูง. Herbert and Chan (1997) ได้กล่าวถึงข้อดีของการบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้อากาศ เช่น ข้อดีเหนือกว่าการบำบัดแบบใช้อากาศหลายประการ ทั้งในด้านการประหยัดพลังงานที่ใช้ในการเติมอากาศ, ความสามารถในการเปลี่ยนสารอินทรีย์เป็นก๊าซมีเทน สำหรับใช้เป็นแหล่งเชื้อเพลิงได้, ความต้องการสารอาหารต่ำและเกิดมวลจุลชีพในปริมาณน้อย. ระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจนมีความน่าสนใจคือ ระบบแผ่นกั้นไม่ใช้อากาศ (Anaerobic Baffled Reactor: ABR) เนื่องจากจุดเด่นมีหลายประการ ได้แก่ ระบบมีความสามารถในการฟื้นตัวจากภาวะที่มีสารอินทรีย์เข้าสู่ระบบมากเกินไปได้, มีระยะเวลาในการกักพักมลสารได้นาน และเกิดปริมาณตะกอนจุลชีพต่ำ, รวมถึงความสามารถในการแยกกระบวนการสร้างกรดและการสร้างมีเทนออกจากกันได้ตามความยาวของถังปฏิกรณ์ เนื่องจากเกิดการพัฒนาของกลุ่มจุลชีพที่แตกต่างกันตามความเหมาะสมกับสภาพแวดล้อม. ซึ่งงานวิจัยที่ผ่านมาและการนำระบบ ABR ไปประยุกต์ใช้ในการบำบัดน้ำเสียในหลายประเภท เช่น น้ำเสียจากการสกัดน้ำมันปาล์ม, การกลั่นสุรา, การผลิตเยื่อกระดาษ และน้ำเสียชุมชน เป็นต้น.

สถาบันวิจัยวิทยาศาสตร์และเทคโนโลยีแห่งประเทศไทย (วว.) มีรากฐานของเทคโนโลยีการบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้อากาศมาเป็นเวลานาน โดยเฉพาะอย่างยิ่งเทคโนโลยีการบำบัดน้ำเสียแบบ UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket). วว. เป็นองค์กรภาครัฐแห่งแรกที่ได้ศึกษาวิจัยกระบวนการบำบัดน้ำเสียประเภทนี้ และได้รับความไว้วางใจจาก United Nations Environment Programme (UNEP) ให้ดำเนินการศึกษาและพัฒนาถังปฏิกรณ์ UASB ระดับโรงงานต้นแบบในปี 2534. จากองค์ความรู้ที่ วว. ได้สั่งสมมา ประกอบกับความจำกัดของทรัพยากรของประเทศ, วว. จึงได้เล็งเห็นความจำเป็นในการพัฒนาเทคโนโลยีการบำบัดน้ำเสียฟาร์มปศุสัตว์รูปแบบใหม่ที่มีประสิทธิภาพสูง ที่สามารถแก้ปัญหาการใช้พลังงานในปริมาณสูง, ความต้องการพื้นที่ก่อสร้างระบบมาก, รวมถึงสามารถลดปริมาณการทิ้งตะกอนส่วนเกิน. จึงได้เสนอชุดโครงการวิจัยนี้ เพื่อวิจัยและพัฒนากระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้อากาศประสิทธิภาพสูง และพัฒนาเทคนิคการตรวจสอบสมรรถนะการทำงานและเทคนิคระบบสัญญาณเตือนความล้มเหลวล่วงหน้าของระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้อากาศ. ดำเนินการวิจัยทั้งในส่วนและเทคโนโลยีใหม่ที่ยังไม่มีการใช้ในเชิงพาณิชย์ ได้แก่ STAR (Solar Thermophilic Anaerobic Reactor) ที่ใช้ระบบแผ่นกั้นไม่ใช้ออกซิเจนเป็นถังปฏิกรณ์ผลิตก๊าซมีเทน, รวมทั้งการปรับปรุงเทคโนโลยีที่มีใช้ในเชิงพาณิชย์แล้วให้เหมาะสมกับการประยุกต์ใช้งานในประเทศไทย.

1.2 วัตถุประสงค์ของการวิจัย

- พัฒนาเทคโนโลยีทางเลือกใหม่แบบ STAR (Solar Thermophilic Anaerobic Reactor) ที่ใช้ระบบแผ่นกั้นไม่ใช้อากาศป้อนถึงปฏิกิริยาผลิตก๊าซมีเทน เพื่อใช้บำบัดของเสียจากฟาร์มปศุสัตว์.
- พัฒนาเทคโนโลยีทางเลือกใหม่แบบ Anaerobic Phased Solids Digester (APS-Digester) สำหรับน้ำเสียที่มีของแข็งแขวนลอยปนเปื้อนสูง.
- เพิ่มศักยภาพในการพึ่งพาเทคโนโลยีด้านวิศวกรรมสิ่งแวดล้อมของประเทศ โดยเฉพาะส่วนของการจัดการของเสีย โดยกระบวนการชีวภาพที่สามารถให้ผลพลอยได้เป็นก๊าซชีวภาพและปุ๋ยหมัก.
- ส่งเสริมความร่วมมือในการพัฒนาบุคลากรด้านเทคโนโลยีสิ่งแวดล้อม โดยการประสานองค์ความรู้ของกลุ่มวิจัยทั้งในสวนมหาวิทยาลัยในประเทศและต่างประเทศ.
- สร้างความร่วมมือระหว่างนักวิจัยในกลุ่มเครือข่ายและภาคเอกชนเพื่อถ่ายทอดความรู้และเทคโนโลยีสู่สังคมไทย.

1.3 ขอบเขตของการวิจัย

- ดำเนินการเพิ่มพูนหรือเสริมองค์ความรู้ของเทคโนโลยีการบำบัดของเสียจากฟาร์มปศุสัตว์แบบ STAR ที่ใช้ระบบแผ่นกั้นไม่ใช้อากาศเป็นถึงปฏิกิริยาผลิตก๊าซมีเทน, โดยมุ่งเน้นการประยุกต์ใช้พลังงานความร้อนจากแสงอาทิตย์ เพื่อเพิ่มอุณหภูมิในถึงปฏิกิริยา เพื่อให้สามารถเดินระบบที่ thermophilic condition ได้ และการเร่งรัดให้จุลินทรีย์รวมตัวเป็นเม็ดจุลินทรีย์รวมถึงกระบวนการในการเพิ่ม activity ของเม็ดจุลินทรีย์.
- ดำเนินการศึกษารูปแบบถึงปฏิกิริยาและ Hydraulic pattern ที่เหมาะสมกับน้ำเสียกลุ่มที่มีค่าความเข้มข้นของ cBOD และ nBOD และของแข็งแขวนลอยในระดับสูง.
- ดำเนินการพัฒนาระบบเริ่มต้นเดินระบบ และการเดินระบบที่มีเสถียรภาพ โดยมีขั้นตอนดังนี้ :
 - กระบวนการคัดเลือก Seed material จากการทดลองแบบ batch tests.
 - การเริ่มต้นเดินระบบ.
 - กระบวนการเพิ่มอัตราการรับภาระสารอินทรีย์ โดยใช้เกณฑ์การลดค่า COD/BOD การชะล้างของตะกอนชีวภาพจากถึงปฏิกิริยา (Sludge wash-out) ค่าเวลาการเก็บกักน้ำต่ำสุด (Minimum Hydraulic Retention Time) ค่าเวลาการเก็บกักน้ำในภาวะวิกฤติ.
 - การศึกษาผลของ peak loads ในเทอมของ Hydraulics และสารมลพิษอินทรีย์ที่มีผลกระทบต่อประสิทธิภาพการกำจัดอัตราการผลิตก๊าซชีวภาพและการชะล้างของมวลชีวภาพ.

- สภาพแวดล้อมที่เหมาะสมต่อกระบวนการ Hydrolysis/Acetogenesis.
- สภาพยับยั้งการทำงานของ Methanogen เนื่องจากแอมโมเนีย.
- ผลของอุณหภูมิและการผันแปรของอุณหภูมิต่อ Thermophilic Anaerobic Process.

● การศึกษาในสภาวะขีดจำกัดของทรัพยากร เนื่องจากโครงการนี้ตลอดช่วงเวลาทดลองไม่ได้รับงบประมาณในการจัดหาครุภัณฑ์สำคัญในการวิจัยครั้งนี้ ซึ่งมีครุภัณฑ์ STAR เป็นถึงปฏิกิริยาหลัก. ดังนั้น ผลการทดลองจึงได้มาจากการวิจัยหลายห้องปฏิบัติการที่สามารถเข้าไป ขอใช้ในการทดลองได้ อาจส่งผลให้เกิดความไม่ต่อเนื่องของข้อมูล.

1.4 ประโยชน์ที่คาดว่าจะได้รับ

เมื่อโครงการแล้วเสร็จผลสำเร็จที่ได้รับดังแสดงในตารางที่ 2 และยังสามารถเผยแพร่ งานวิจัยในวารสารวิชาการ 1 ฉบับ และอนุสิทธิบัตร 1 ชุด.

ตารางที่ 2. เป้าหมายการให้บริการ (ผลลัพธ์) และตัวชี้วัดของแผนงานวิจัย

เป้าหมายการให้บริการ	ตัวชี้วัด
ผู้ประกอบการฟาร์มปศุสัตว์และกิจกรรมที่ทิ้งของเสียในรูปสารอินทรีย์	<ul style="list-style-type: none"> - เพิ่มทางเลือกในการใช้ระบบบำบัดของเสียที่สามารถผลิตพลังงานทดแทนได้, ประกอบด้วย - เทคโนโลยีการบำบัดของเสียแบบ STAR ใช้ ระบบแผ่นกั้น ไม่ใช้อากาศเป็นถึงปฏิกิริยาผลิตก๊าซมีเทน. - เทคโนโลยีการบำบัดของเสียแบบ APS-Digester.
สถาบันอุดมศึกษา และหน่วยงานวิจัย	<ul style="list-style-type: none"> - ประสานความร่วมมือกับมหาวิทยาลัยเครือข่ายเพื่อผลิตนักวิจัยใหม่. - หลักสูตรฝึกอบรมด้านเทคโนโลยีการบำบัดของเสียแบบ ไม่ใช้อากาศ.
กลุ่มกิจการอนุรักษ์สิ่งแวดล้อมทั้งภาครัฐบาล และองค์กรเอกชน	<ul style="list-style-type: none"> - เทคโนโลยีทางเลือกในการจัดการทรัพยากรสิ่งแวดล้อม. - เพิ่มศักยภาพในธุรกิจอุปกรณ์การลดปัญหามลพิษสิ่งแวดล้อมของประเทศไทย.
องค์กรด้านการวิจัยและพัฒนา	<ul style="list-style-type: none"> - การบริหารจัดการวิจัย, พัฒนา และวิศวกรรมด้วยแนวทางที่เหมาะสมและเอื้อประโยชน์ให้มีการประสานความร่วมมือขององค์กรต่างๆ ที่มีอยู่ภายในประเทศ เพื่อพัฒนาเทคโนโลยีที่ยั่งยืน.

2. เอกสารและงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

2.1 การบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้อากาศ

กระบวนการกำจัดสารมลพิษอินทรีย์แบบไม่ใช้อากาศจะใช้สารอิเล็กตรอนประเภทอนินทรีย์ อาทิเช่น ซัลเฟตและคาร์บอนไดออกไซด์ ขณะที่กระบวนการกำจัดสารมลพิษอินทรีย์จะใช้ออกซิเจนเป็นสารรับอิเล็กตรอน. ดังนั้น การเกิดก๊าซมีเทนจึงไม่สามารถเป็นไปได้ถ้าหากมีสารกลุ่มออกซิเจน, ไนเตรต หรือซัลเฟตอยู่ในของเหลวหรือของแข็งที่เป็นสารพิษอินทรีย์ที่ต้องการกำจัด. โดยทั่วไป ก๊าซมีเทนสามารถตรวจพบได้ในธรรมชาติ เช่น บึง, ดิน, ตะกอนแม่น้ำ, ทะเลสาบ หรือทะเล, รวมถึงในระบบย่อยอาหารของสัตว์เคี้ยวเอื้องที่มีค่า redox potential ประมาณ -300 มิลลิโวลต์. นอกจากนี้ ยังคาดว่ากระบวนการย่อยสลายสารมลพิษอินทรีย์แบบไม่ใช้อากาศที่มีการผลิตก๊าซมีเทนมีส่วนในการย่อยสลายสารอินทรีย์ที่มีอยู่ในโลกให้เป็นก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ได้ถึงร้อยละ 5-10 (ครองธรรมชาติและดารารัตน์ 2546).

กระบวนการย่อยสลายสารมลพิษอินทรีย์แบบไม่ใช้อากาศที่มีการผลิตก๊าซมีเทนเป็นตัวอย่างความสมดุลของระบบนิเวศวิทยาที่มีความหลากหลายสูง. ทั้งนี้ ในระบบนิเวศวิทยาของจุลินทรีย์ที่ทำหน้าที่ย่อยสลายสารมลพิษอินทรีย์เป็นก๊าซมีเทน จะประกอบด้วยจุลินทรีย์หลายกลุ่มที่มีหน้าที่แตกต่างกัน ที่ร่วมกันผลักดันกลไกการเปลี่ยนสารมลพิษอินทรีย์ไปเป็นก๊าซมีเทน. โดยทั่วไปกระบวนการย่อยสลายนี้นี้สามารถแบ่งออกได้เป็น 2 ขั้นตอน.

ขั้นตอนแรก จุลินทรีย์กลุ่ม facultative และไม่ใช้อากาศจะเปลี่ยนสารมลพิษอินทรีย์ที่มีโมเลกุลขนาดใหญ่ไปเป็นสารอินทรีย์ที่มีขนาดเล็กลง โดยส่วนใหญ่จะอยู่ในรูปกรดอินทรีย์ที่มีขนาดเล็กและจะอยู่ในรูปกรดอินทรีย์ระเหย, นอกจากนี้ จะเป็นก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์และก๊าซไฮโดรเจน.

ขั้นตอนที่สอง จุลินทรีย์กลุ่มทำหน้าที่ผลิตก๊าซมีเทนและคาร์บอนไดออกไซด์ โดยใช้ผลผลิตที่เกิดจากจุลินทรีย์ในขั้นตอนที่หนึ่งเป็นสารตั้งต้น. จุลินทรีย์กลุ่มที่สองนี้จะเป็นจุลินทรีย์พวก prokaryotes ที่ไม่สามารถดำรงชีวิตอยู่ได้อย่างมีประสิทธิภาพ หากมีการสัมผัสกับออกซิเจน. โดยทั่วไป จุลินทรีย์ในกลุ่มนี้เป็นพวก methanogen ที่มีบทบาทสำคัญอยู่ในระบบนิเวศวิทยาของจุลินทรีย์กลุ่มไม่ใช้อากาศที่ผลิตก๊าซมีเทน โดยจุลินทรีย์ดังกล่าวทำหน้าที่กำจัดสารมลพิษอินทรีย์ไปเป็นก๊าซมีเทน ซึ่งเป็นก๊าซที่ไม่ละลายน้ำ. ดังนั้น จึงเป็นการกำจัดสารมลพิษอินทรีย์ออกจากตัวกลางที่

ถูกปนเปื้อน. จุลินทรีย์กลุ่ม methanogen ยังมีหน้าที่รักษาระดับความดันย่อยของก๊าซไฮโดรเจนให้อยู่ในระดับต่ำที่สามารถเอื้ออำนวยให้จุลินทรีย์กลุ่มแรกสามารถผลิตกรดอินทรีย์ระเหยง่ายที่มีคาร์บอนไม่เกิน 2 อะตอม เช่น กรดน้ำส้มสายชู เป็นต้น. ข้อพิจารณาที่สำคัญอีกประการหนึ่งของจุลินทรีย์กลุ่ม methanogen คือ เป็นจุลินทรีย์ในตำแหน่งสุดท้ายของกระบวนการผลิตก๊าซมีเทนจากการย่อยสลายมลพิษอินทรีย์. ขณะเดียวกัน จุลินทรีย์กลุ่ม methanogen เป็นจุลินทรีย์ที่มีอัตราการเติบโตต่ำ, ขั้นตอนในการผลิตก๊าซมีเทนจึงเป็นขั้นการกำหนดความเร็วในกระบวนการย่อยสลายสารมลพิษอินทรีย์ไปเป็นก๊าซมีเทน.

ปัจจัยที่ช่วยในการเลือกเทคโนโลยีการบำบัดน้ำเสียหรือของเสียที่มีความเหมาะสมเชิงเศรษฐศาสตร์และการจัดการน้ำเสียให้เป็นไปตามมาตรฐานด้านสิ่งแวดล้อม สามารถพิจารณาดังนี้ : (ครองธรรมชาติและดารารัตน์ 2546).

1. เนื่องจากปัญหาราคาเชื้อเพลิงที่สูงขึ้นทั่วโลก ส่งผลให้ความสนใจด้านพลังงานทดแทนมีมากขึ้นและทางเลือกหนึ่งคือ การผลิตก๊าซมีเทนจากของเสียหรือน้ำเสียโดยใช้เทคโนโลยีการบำบัดของเสียแบบไม่ใช้อากาศ ประกอบกับมีหน่วยงานของรัฐช่วยส่งเสริมการใช้เทคโนโลยีประเภทนี้ด้วยการสนับสนุนด้านเงินทุนให้ภาคเอกชน.

2. ใน พ.ศ. 2527 ได้มีวิศวกรสิ่งแวดล้อมของประเทศเนเธอร์แลนด์ได้แสดงให้เห็นว่าร้อยละ 40 ของพลังงานที่ต้องใช้ในการผลิตเอทิลแอลกอฮอล์ สามารถหมุนเวียนจากของเสียของกระบวนการโดยผ่านเทคโนโลยีการบำบัดแบบไม่ใช้อากาศ.

3. ในอุตสาหกรรมผลิตเนย พบว่า กระบวนการบำบัดน้ำเสียของอุตสาหกรรมประเภทนี้สามารถผลิตพลังงานได้มากกว่าความต้องการพลังงานของกระบวนการผลิต.

4. รายงานการวิจัยและผลการศึกษาจำนวนมากแสดงให้เห็นว่า สารกลุ่ม chlorinated aliphatics ซึ่งไม่สามารถย่อยสลายภายใต้สภาวะมีออกซิเจน แต่สามารถย่อยสลายด้วยการเปลี่ยนโมเลกุล (biotransformation) โดยกระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้อากาศ ซึ่งเป็นประเด็นที่กำลังเป็นปัญหาในการจัดการของเสียที่มีอย่างยั่งยืน.

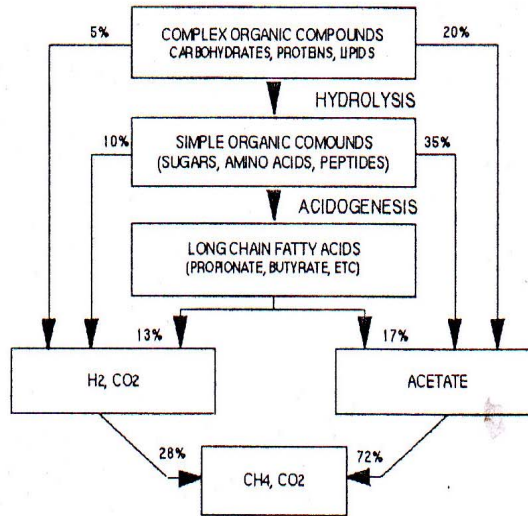
การทราบถึงตัวแปรในกระบวนการทำงานของจุลินทรีย์และหลักการในการเดินระบบของกระบวนการทำงานของจุลินทรีย์เป็นพื้นฐานที่สำคัญที่จะนำเทคโนโลยีการบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้อากาศที่สามารถผลิตก๊าซมีเทนไปประยุกต์ใช้ในเชิงอุตสาหกรรมอย่างมีประสิทธิภาพ. เทคโนโลยีชีวภาพแบบไม่ใช้อากาศที่ใช้ในการบำบัดน้ำเสียจะเป็นการใช้กลุ่มของจุลินทรีย์ (Consortium of bacteria) และปฏิกิริยาของกลุ่มจุลินทรีย์ เพื่อเป้าหมายในการกำจัดสารมลพิษอินทรีย์. ทั้งนี้ การทำงานของกลุ่มจุลินทรีย์จะเป็นปฏิกิริยาการย่อยสลายที่ช้าที่สุดของจุลินทรีย์ใน

กลุ่มจะเป็นตัวกำหนดปัจจัยความปลอดภัย (Safety factor) ของการทำงานของระบบบำบัดน้ำเสีย. ดังนั้น ในกระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้อากาศ พบว่าจุลินทรีย์กลุ่มสร้างก๊าซมีเทนจะเป็นกลุ่มที่ถูกกำหนดว่าเป็นขั้นตอนกำหนดอัตราการย่อยสลาย (rate-limiting step). ฉะนั้น การเดินระบบของถึงปฏิริยาการบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้อากาศ, การควบคุมสถานะในถึงปฏิริยาให้มีความเหมาะสมกับจุลินทรีย์กลุ่มสร้างก๊าซมีเทนเป็นปัจจัยที่สำคัญในการประกันถึงความสำเร็จในการเดินระบบ. ทั้งนี้ไม่ได้หมายความว่าจุลินทรีย์กลุ่มอื่นจะไม่มีมีความสำคัญต่อระบบบำบัด. ในทางปฏิบัติการปรับสมดุลของสถานะในถึงปฏิริยาในทุกกลุ่มจุลินทรีย์สามารถทำงานได้ โดยให้น้ำหนักของปัจจัยด้านจุลินทรีย์กลุ่มสร้างมีเทนมีสัดส่วนที่มาก เพื่อให้สมรรถนะการทำงานของถึงปฏิริยาสามารถมีประสิทธิภาพการลดสารมลพิษอินทรีย์ ในเกณฑ์ที่ยอมรับได้.

2.2 Methanogenic Series Metabolism

2.2.1 The complexity of microbial Consortia Biodegradation

สังคมจุลินทรีย์ที่ร่วมกันในการกำจัดสารมลพิษอินทรีย์ในสถานะที่ไม่ใช้อากาศ จะประกอบด้วยจุลินทรีย์หลายกลุ่มและผลิตสาร intermediate หลายชนิดก่อนจะได้ผลผลิตสุดท้ายเป็นก๊าซมีเทนและก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์. สารมลพิษอินทรีย์ที่มีโครงสร้างและซับซ้อน จะต้องผ่านกระบวนการไฮโดรไลซิส (hydrolysis) เพื่อให้ได้สารที่มีโมเลกุลเล็กลงและความซับซ้อนน้อยลง ก่อนจะเข้าสู่กระบวนการหมักกรดอินทรีย์ระเหยง่าย. จุลินทรีย์กลุ่ม acidogens และกรดอินทรีย์ระเหยง่ายที่มีโมเลกุลมีคาร์บอนมากกว่าสองอะตอมจะถูกเปลี่ยนไปเป็นกรดแอสีเตตและก๊าซไฮโดรเจนด้วยจุลินทรีย์กลุ่ม acetogens. สำหรับขั้นตอนสุดท้ายจะเป็นกระบวนการเปลี่ยนกรดแอสีเตตและก๊าซไฮโดรเจนไปเป็นก๊าซมีเทน โดยจุลินทรีย์กลุ่ม methanogens ดังแสดงในรูปที่ 1 รูปแบบโครงสร้างของสังคมจุลินทรีย์และกระบวนการที่เกี่ยวข้องในการผลิตก๊าซมีเทน จากการย่อยสลายสารมลพิษอินทรีย์ (ครองธรรมชาติและดารารัตน์ 2546).



Series metabolism resulting in methanogenesis

McCarty and Smith Reprinted with permission from *Environ. Sci. Technol.* Copyright 1986, American Chemical Society.

รูปที่ 1. รูปแบบโครงสร้างของสังคมาจุลินทรีย์และกระบวนการที่เกี่ยวข้องในการผลิตก๊าซมีเทนจากการย่อยสลายสารมลพิษอินทรีย์.

2.2.2 Series Metabolism

กระบวนการย่อยสลายสารเมแทบอลิต์จากจุลินทรีย์กลุ่มหนึ่งไปยังกลุ่มต่อไป จนได้ผลผลิตสุดท้าย คือ ก๊าซมีเทน จะมีขั้นตอนคล้ายกับกรณีการดับเพลิง. ในกรณีที่มีแหล่งน้ำอยู่ใกล้จากจุดกำเนิดเพลิงซึ่งในอดีตที่ยังไม่มีระบบสายส่งและเครื่องสูบน้ำ การใช้ภาชนะตักน้ำและส่งต่อไปเรื่อยๆ จนถึงจุดเกิดเพลิงไหม้. ดังนั้น ความเร็วในการส่งน้ำโดยรวมจะถูกกำหนดโดยคนที่ส่งต่อน้ำได้ช้าที่สุด ซึ่งในกรณีบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจน คือ จุลินทรีย์กลุ่ม methanogens. ด้วยเหตุนี้จึงพบการสะสมตัวของสารเมแทบอลิต์จะไม่ก่อปัญหาโดยรวมต่อกระบวนการบำบัด, ถ้าหากสารเมแทบอลิต์ไม่ใช่กลุ่มกรดอินทรีย์ระเหยง่าย อาทิเช่น แอลกอฮอล์. แต่ในสภาวะทั่วไปแล้วจะพบว่าจุลินทรีย์กลุ่มที่ทำหน้าที่เปลี่ยนกรดโพโรไพโอไนคหรือกรดแอสติกไปเป็นก๊าซมีเทน จะเป็นจุลินทรีย์กลุ่มที่กำหนด rate-limiting step. ดังนั้น การสะสมตัวของกรดอินทรีย์ระเหยง่ายเหล่านี้ จะส่งผลให้มีการลดลงของค่าความเป็นเบสของถังปฏิกรณ์และก่อผลเสียอย่างรุนแรงต่อสังคมาจุลินทรีย์ในถังปฏิกรณ์ โดยการลดลงของค่าความเป็นกรด-เบส, จนจุลินทรีย์ไม่สามารถทำงานได้และนำไปสู่ความล้มเหลวของการเดินระบบ. นอกจากนั้น สภาวะความเป็นกรดในถังปฏิกรณ์จะย้อนกลับไปยับยั้งการ

ทำงานของจุลินทรีย์กลุ่มย่อยสลายกรดโพรไฟโพนิกและกรดแอซิติค ซึ่งจะเพิ่มความเสียหายแก่ระบบได้มากขึ้น.

ดังนั้น การสร้างสภาวะที่เอื้ออำนวยให้จุลินทรีย์แต่ละกลุ่มในสังคมจุลินทรีย์แบบไม่ใช้อากาศให้สามารถมีศักยภาพในการย่อยสลายได้สูงสุดของแต่ละกลุ่มเป็นสิ่งจำเป็นในสภาวะที่มีข้อจำกัดของสภาวะที่เหมาะสมของแต่ละกลุ่มจุลินทรีย์. ในบางกรณี การยอมให้มีการสะสมตัวของสารเมแทบอลิต์บางชนิด เพื่อเอื้ออำนวยให้จุลินทรีย์สามารถย่อยสลายได้ในอัตราสูงสุดก็เป็นสิ่งจำเป็น.

2.3 COD Equivalence of Methane

การประเมินสมดุลมวล (mass balance) เป็นขั้นตอนที่สำคัญในการติดตามตรวจสอบการเดินระบบซึ่งในการนี้ การทราบถึงค่าสมมูลของซีโอดีและก๊าซมีเทนเป็นสิ่งจำเป็น ดังแสดงในสมการที่ 2.1.



สมการที่ 2.1 แสดงให้เห็นว่า ทุกโมเลกุลของก๊าซมีเทน (ที่ 22.4 ลิตร และ 0 °ซ.) จะทำปฏิกิริยากับ 2 โมเลกุลของออกซิเจน (น้ำหนักโมเลกุล 64 กรัม). ดังนั้น ก๊าซมีเทน 0.35 ลิตร (22.4 ลิตร/64 กรัม) ที่ 0 °ซ. และความดัน 760 มม.ปรอท จะสมมูลกับ 1 กรัม ซีโอดี แต่สำหรับในกรณีที่อุณหภูมิ 35 °ซ. 1 กรัม ซีโอดี จะสมมูลกับ 0.395 ลิตรมีเทน.

2.4 Safety Factors in Biological System

ความพึงพอใจของระดับความปลอดภัยจะแปรผันไปตามอัตราความเสี่ยง โดยค่าความปลอดภัยในการออกแบบเครื่องบิจะมีค่าสูงกว่าการออกแบบจักรยาน เป็นต้น, ซึ่งหลักการนี้เป็นจริงในการเดินระบบและออกแบบทางด้านเทคโนโลยีชีวภาพ. ความสำเร็จตามวัตถุประสงค์จะขึ้นกับค่าความปลอดภัยทางด้านชีวภาพ (Biological safety factor) ที่ติดตั้งในระบบที่สามารถกำหนดได้โดยความสามารถของกระบวนการที่จะสามารถผลิตหรือกำจัด ให้เป็นไปตามเกณฑ์มาตรฐาน ซึ่งจำแนกได้ดังนี้ :

- สัดส่วนของเวลาในการเก็บกักตะกอน (SRT) ต่อเวลาในการผลิตเซลล์ใหม่ของจุลินทรีย์ในกลุ่ม rate limiting.

- สัดส่วนของความสามารถในการย่อยสลายสารเมแทบอลิต์ที่สำคัญในระบบต่ออัตราการรับภาระบรรทุกลำสารอินทรีย์.

ค่าความปลอดภัยที่ใช้กับเทคโนโลยีการบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้อากาศจะมีค่าเท่ากับ 10 ในกรณีการออกแบบ. ตารางที่ 3 แสดงค่าเวลาในการผลิตเซลล์ในสภาวะย่อยสลายสารมลพิษอินทรีย์ประเภทต่างๆ.

ตารางที่ 3. ค่าเวลาในการผลิตเซลล์ในสภาวะย่อยสลายสารมลพิษอินทรีย์ประเภทต่างๆ

Limiting anaerobic generation time (at 35°C)	
Substrate	Days
Carbohydrates	0.18
Proteins	0.43
Acetate	3.9
Propionate	3.3
Butyrate	2.0
Lipids	3.2
H ₂	1.2

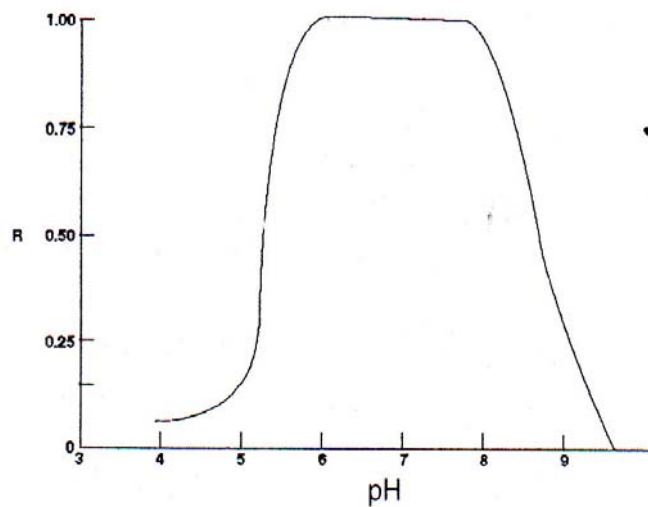
ที่มา : Pavlostathis and Giraldo-Gomez (1991)

2.5 ค่าความเป็นกรด-เบส

จุลินทรีย์กลุ่ม methanogens สามารถทำงานได้อย่างมีประสิทธิภาพ ที่ค่าความเป็นกรด-เบสในช่วงเป็นกลาง คือ ระหว่าง 6.5-8.2 แต่ methanogens บางสายพันธุ์ อาทิเช่น *Methanosarcina mazei* มีรายงานว่าสามารถทำงานได้ในสภาวะความเป็นกรด-เบสที่ต่ำกว่า methanogens ทั่วไป.

สำหรับในช่วงความเป็นกรด-เบส ที่ต่ำกว่า 6.5, ถึงแม้ว่าจุลินทรีย์ยังคงความสามารถทำงานในช่วงอัตราการย่อยสลายที่ลดลง แต่ปัญหาที่พบต่อเนื่อง คือ ในช่วงความเป็นกรด-เบส คือ bicarbonate alkalinity จะไม่สามารถทำหน้าที่ได้และจะส่งผลให้ระบบโดยรวมไม่มีเสถียรภาพ.

รูปที่ 2 แสดงช่วงความเป็นกรด-เบส ที่สามารถเอื้ออำนวยให้ถึงปฏิกิริยาบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้อากาศที่สามารถทำงานได้ในห้องปฏิบัติการ โดยเปรียบเทียบกับอัตราการย่อยสลายกรดแอสिटเทตสูงสุด (R). จุดที่น่าสังเกตคือ ในช่วงความเป็นกรด-เบสที่สูงกว่า 8.0, อัตราการย่อยสลายจะลดลงอย่างมีนัยสำคัญ. ทั้งนี้จะมีสาเหตุมาจากการเปลี่ยนแปลงรูปของแอมโมเนียไนโตรเจน ($\text{NH}_4\text{-N}$) ที่เป็นรูปที่ไม่เป็นพิษไม่เป็นรูปที่ไม่แตกตัว (Unionized NH_3) ซึ่งเป็นพิษกับจุลินทรีย์แบบไม่ใช้อากาศ.

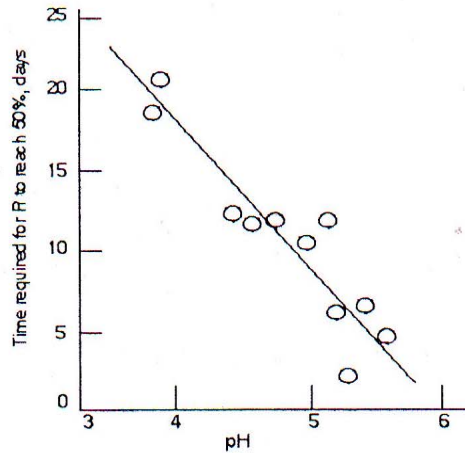


The relative activity of methanogens to pH

Clark and Speece 1970 Reprinted from *Proc. 5th Intl. Conf. on Wat. Poll. Res.*, Vo.I. 17, Copyright 1970, with kind permission from Elsevier Science Ltd, The Boulevard, Langford Lane, Kidlington OX5 1GB, UK.

รูปที่ 2. ช่วงความเป็นกรด-เบสที่สามารถเอื้ออำนวยให้ถึงปฏิกิริยาบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้อากาศที่สามารถทำงานได้ในห้องปฏิบัติการ.

รูปที่ 3 แสดงให้เห็นว่าเวลาในการฟื้นฟูสภาพ (Recovery time) จากผลของการลดความเป็นกรด-เบสของถังปฏิกิริยาบำบัดน้ำเสียแบบถังกรองไม่ใช้อากาศที่ป้อนด้วยน้ำเสียสังเคราะห์ที่มีการเติมกรดแอสिटิก ซึ่งจะพบว่าเวลาการฟื้นฟูสภาพของถังปฏิกิริยาจะมากขึ้นตามการลดลงของความเป็นกรด-เบส.



The recovery time of an anaerobic filter after exposure to decreased pH

Clark and Speece 1970 Reprinted from *Proc. 5th Intl. Conf. on Wat. Poll. Res.*, Vo.I. 17, Copyright 1970, with kind permission from Elsevier Science Ltd, The Boulevard, Langford Lane, Kidlington OX5 1GB, UK.

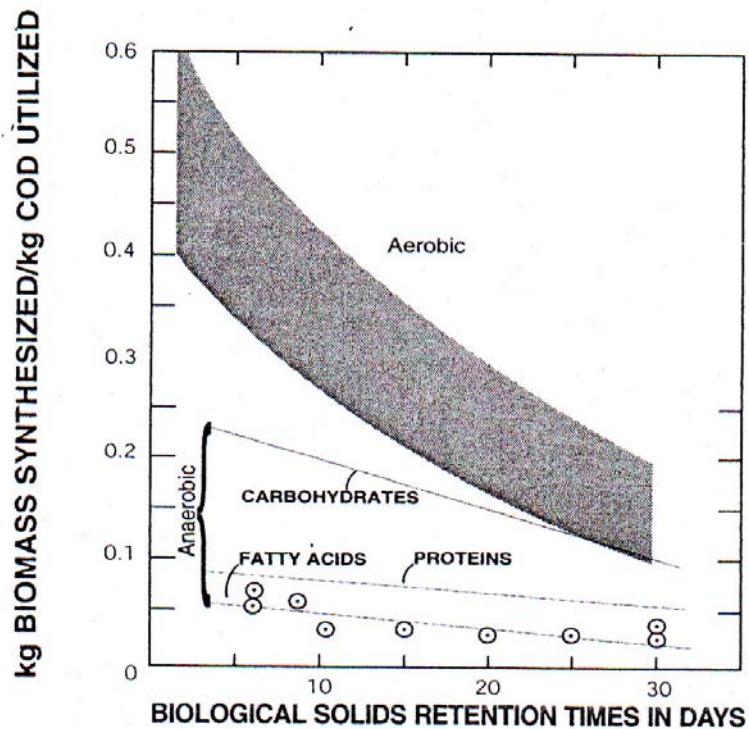
รูปที่ 3. เวลาในการฟื้นฟูสภาพ (Recovery time) จากผลของการลดความเป็นกรด-เบส

รูปที่ 3. แสดงให้เห็นว่า กรดแอสติคในรูปที่ไม่แตกตัวจะก่อผลกระทบต่ออัตราการย่อยสลายของจุลินทรีย์มากกว่ากรดแอสติคที่แตกตัว. ดังนั้น จึงเป็นสาเหตุให้น้ำเสียที่มีความสามารถผลิตค่าความเป็นด่างได้เองและรักษาค่าความเป็นกรด-เบสในช่วงเป็นกลางได้อย่างมีประสิทธิภาพ, สามารถเดินระบบถังปฏิกรณ์บำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้อากาศได้อย่างมีประสิทธิภาพ, ถึงแม้จะมีค่าความเข้มข้นของกรดอินทรีย์ระเหยง่ายอยู่ในเกณฑ์สูง. นอกจากนี้ยังพบว่า ถังปฏิกรณ์บำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้อากาศประเภทแผ่นฟิล์มชีวภาพจะมีความสามารถทนทานสภาวะความเป็นกรดได้สูง เนื่องจากผลความแตกต่างระหว่างค่าความเป็นกรด-เบสในมวลน้ำและแผ่นฟิล์มชีวภาพ รวมถึงความสามารถในการเดินระบบในสภาวะค่าความเป็นกรด-เบสในช่วงเป็นกรดพบว่า ถังปฏิกรณ์แบบแผ่นฟิล์มชีวภาพสามารถเดินระบบได้อย่างมีประสิทธิภาพมากกว่าถังปฏิกรณ์แบบตะกอนแขวนลอย.

2.6 Kinetics

2.6.1 Cell Synthesis in Anaerobic Systems

การผลิตเซลล์ใหม่ที่เป็นผลผลิตอย่างหนึ่ง, กระบวนการบำบัดน้ำเสียจะมีชื่อแตกต่างระหว่างการบำบัดแบบใช้อากาศและไม่ใช้อากาศ, ดังแสดงในรูปที่ 4 ซึ่งพบว่า การผลิตเซลล์ใหม่ของการบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้อากาศจะมีอัตราต่ำกว่าการบำบัดแบบใช้อากาศและระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้อากาศ. การผลิตเซลล์ไม่ได้แปรผันตรงกับความสามารถในการย่อยสลายสารมลพิษอินทรีย์ ดังเช่นการบำบัดน้ำเสียแบบใช้อากาศ แต่กระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้อากาศยังขึ้นอยู่กับประเภทของสารมลพิษอินทรีย์ด้วย. ดังเช่นการย่อยสลายสารมลพิษอินทรีย์ประเภทคาร์โบไฮเดรต จุลินทรีย์จะได้รับพลังงานมากกว่าการย่อยสลายโปรตีน. ดังนั้น เซลล์ใหม่ที่เกิดจากการย่อยสลายคาร์โบไฮเดรตจึงมีมากกว่าการย่อยสลายโปรตีน. อย่างไรก็ตาม จุลินทรีย์ที่เข้ามาทำการย่อยสลายคาร์โบไฮเดรตและโปรตีนจะมีหลายกลุ่ม, ดังนั้น เซลล์ใหม่ที่เกิดจึงเป็นการรวมของจุลินทรีย์ทั้งหมดที่เข้าทำปฏิกิริยา.



The biomass synthesis fraction for anaerobic and aerobic systems vs SRT

รูปที่ 4. กระบวนการบำบัดน้ำเสียซึ่งจะมีชื่อแตกต่างระหว่างการบำบัดแบบใช้อากาศและไม่ใช้อากาศ.

2.6.2 Biomass Yield for various Classes of Organics

อัตราการผลิตมวลจุลินทรีย์ (Y) สามารถประเมินได้จากสัดส่วนของมวลจุลินทรีย์ที่เกิดขึ้นใหม่ต่อสารมลพิษอินทรีย์ที่ถูกกำจัด (น้ำหนักเซลล์ใหม่/น้ำหนักของสารมลพิษที่ถูกกำจัด). ฉะนั้นอัตราการผลิตมวลจุลินทรีย์จึงไม่มีหน่วย. ตารางที่ 4 แสดงสรุปของอัตราการผลิตเซลล์ของจุลินทรีย์ที่ทำหน้าที่ย่อยสลายแบบไม่ใช้ออกาศในสารมลพิษแต่ละประเภท, ส่วนตารางที่ 5 แสดงสรุปค่าสัมประสิทธิ์ทางจลศาสตร์ของจุลินทรีย์แบบไม่ใช้ออกาศในน้ำเสียแต่ละประเภท.

ตารางที่ 4. สรุปของอัตราการผลิตเซลล์ของจุลินทรีย์

Component	Y (g cells/g COD consumed)
Carbohydrate	0.35
Protein	0.20
Acetate	0.032
Propionate	0.037
Butyrate	0.058
H ₂	0.030
Fat	0.030 (depends on H ₂ concentration)
Fat	0.038

ที่มา : Pavlostathis and Giraldo-Gomez (1991)

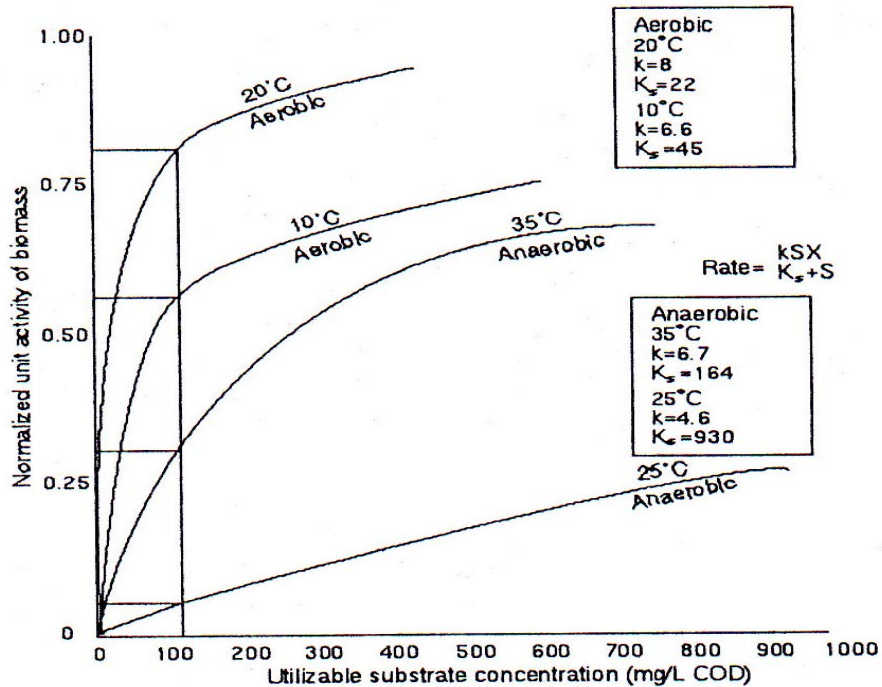
ตารางที่ 5. สรุปค่าสัมประสิทธิ์ทางจลศาสตร์ของจุลินทรีย์แบบไม่ใช้ออกาศในน้ำเสียแต่ละประเภท

Substrate	Process	K (g COD/ g VSS-d)	K _s (mg COD/L)	u _{max} (d ⁻¹)	Y (g VSS/ G COD)	b (d ⁻¹)
Carbohydrates	Acidogenesis	1.33-70.6	22.5-630	7.2-30	0.14-0.17	6.1
Long-chain fatty acids	Anaerobic oxidation	0.77-6.67	105-3180	0.085-0.55	0.04-0.11	0.01-0.015
Short-chain Fatty acids*	Anaerobic oxidation	6.2-17.1	12-500	0.13-1.20	0.025-0.047	0.01-0.027
Acetate	Aceticlastic methanogenesis	2.6-11.6	11-421	0.08-0.7	0.01-0.054	0.004-0.037
Hydrogen/ carbon dioxide	Methanogenesis	1.92-90	4.8×10 ⁻⁵ b 0.6 mg COD/L	0.05-4.07	0.017-0.045	0.088

ที่มา : Pavlostathis and Giraldo-Gomez (1991)

2.6.3 Impact of Temperature on Kinetics

ผลของอุณหภูมิที่มีต่อค่าสัมประสิทธิ์ของ Monod ในส่วนของค่า k และ K_s แสดงในรูปที่ 5, โดยพบว่า น้ำเสียมีความเข้มข้น 100 มิลลิกรัม/ลิตร เมื่อถึงปฏิกิริยาเดินระบบที่อุณหภูมิ 20°C. และ 10 °ซ. สำหรับการย่อยสลายแบบใช้ออกาศ, และที่ 35 °ซ. และ 25 °ซ. สำหรับการย่อยสลายแบบไม่ใช้ออกาศ จะส่งผลให้อัตราการย่อยสลายสารมลพิษอินทรีย์ในสัดส่วนร้อยละ 70, 60, 30 และ 5 ของอัตราการย่อยสลายสูงสุด, ตามลำดับ. ดังนั้น โดยทั่วไปจึงสามารถสรุปได้ว่า กระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกาศจะอ่อนไหวต่อการเปลี่ยนแปลงอุณหภูมิมากกว่ากระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบใช้ออกาศ.



Unit rate of activity for anaerobes and aerobes as a function of temperature and substrate concentration

รูปที่ 5. ผลของอุณหภูมิที่มีต่อค่าสัมประสิทธิ์ของ Monod ในส่วนของค่า k และ K_s .

2.6.4 การผลิตก๊าซชีวภาพจากน้ำเสีย

ระบบบำบัดน้ำเสียด้วยกระบวนการแบบไม่ใช้อากาศเริ่มนิยมแพร่หลายมากขึ้นเรื่อยๆ เนื่องจากสามารถประหยัดพลังงานในการเติมอากาศและยังได้พลังงานที่เกิดจากระบบไม่ใช้อากาศ ได้แก่ ก๊าซมีเทน เป็นต้น ซึ่งเป็นก๊าซที่ใช้ในการหุงต้มทำอาหารได้และใช้ในการต้มน้ำในหม้อต้มน้ำของโรงงานอุตสาหกรรมได้ (อุดมสินโรจน์ 2543).

โดยทั่วไปแล้วองค์ประกอบของก๊าซชีวภาพมีดังนี้ คือ :

ก๊าซมีเทน (CH ₄)	55 - 65 เปอร์เซ็นต์
ก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ (CO ₂)	35 - 45 เปอร์เซ็นต์
ก๊าซไนโตรเจน (N ₂)	0 - 8 เปอร์เซ็นต์
ก๊าซไฮโดรเจน (H ₂)	0 - 1 เปอร์เซ็นต์
ก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ (H ₂ S)	0 - 1 เปอร์เซ็นต์

ตารางที่ 6 สรุปปริมาณก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นจากปริมาณสารอินทรีย์ในน้ำเสียในระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้อากาศ.

ตารางที่ 6. ปริมาณการผลิตก๊าซมีเทนที่เกิดขึ้นในระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้อากาศ

สารอินทรีย์ในน้ำเสีย	ปริมาณผลิตก๊าซชีวภาพ
กิโลกรัมซีโอดีของน้ำเสียที่ถูกกำจัด	0.38 ลูกบาศก์เมตร มีเทน
กิโลกรัมซีโอดีของน้ำเสียเข้าระบบ	0.30 - 0.38 ลูกบาศก์เมตร มีเทน
	0.46 - 0.62 ลูกบาศก์เมตร ก๊าซชีวภาพ
กิโลกรัม VSS เข้าระบบ	0.45 - 0.60 ลูกบาศก์เมตร มีเทน
	0.69 - 0.92 ลูกบาศก์เมตร ก๊าซชีวภาพ

ที่มา : อุดมสินโรจน์ (2543)

2.6.5 ปัจจัยที่มีผลต่อระบบแผ่นกั้นไร้ออกซิเจน

เนื่องจากในระบบการย่อยสลายสารอินทรีย์ภายใต้สภาวะไม่ใช้อากาศประกอบด้วยจุลินทรีย์ 2 กลุ่มที่เกี่ยวข้องกัน ได้แก่ แบคทีเรียที่ผลิตและไม่ผลิตก๊าซมีเทน. ดังนั้น จึงจำเป็นต้องรักษาสภาวะแวดล้อมให้มีสภาพที่เหมาะสมที่จะทำให้จุลินทรีย์เหล่านี้อยู่ด้วยกันได้เป็นอย่างดี. การควบคุมระบบให้ทำงานได้อย่างมีประสิทธิภาพ จะต้องทำให้จุลินทรีย์นี้อยู่ในสภาวะสมดุลกัน ซึ่งขึ้นอยู่กับปัจจัย 2 ประการ คือ ปัจจัยทางด้านสิ่งแวดล้อม และปัจจัยทางด้านการทำงาน (Grady and Lim 1980).

1. ปัจจัยทางด้านสิ่งแวดล้อม (environmental factor)

1) อุณหภูมิ การย่อยสลายสารอินทรีย์ภายใต้สภาวะไม่ใช้ออกาศมีอุณหภูมิที่เหมาะสมอยู่ 2 ช่วง คือ อุณหภูมิระหว่าง 30-40 °ซ. (mesophilic temperature) จุลินทรีย์ที่ทำงานในช่วงนี้เรียกว่า mesophilic bacteria และอุณหภูมิระหว่าง 50-60 °ซ. (thermophilic temperature) จุลินทรีย์ที่ทำงานในช่วงนี้เรียกว่า thermophilic bacteria. ในช่วง thermophilic temperature อัตราเร็วของปฏิกิริยาและประสิทธิภาพของระบบจะมากกว่าในช่วง mesophilic temperature (วิรัชวรกุล 2546). แต่ระบบการหมักที่อุณหภูมิสูงมีข้อเสีย คือ thermophilic bacteria ทนทานต่อการเปลี่ยนแปลงของอุณหภูมิได้ไม่ดีเท่า mesophilic bacteria, การควบคุมระบบจึงมีความเสี่ยงสูงต่อการล้มเหลวของระบบและยังสิ้นเปลืองพลังงานในการควบคุมอุณหภูมิของระบบอีกด้วย.

2) พีเอช (pH) เป็นปัจจัยที่สำคัญของระบบการย่อยสลายสารอินทรีย์ภายใต้สภาวะไม่ใช้ออกาศที่ต้องรักษาให้อยู่ในช่วงที่เหมาะสมประมาณ 6.5-7.5 (วิรัชวรกุล 2546) ถ้าพีเอชมีค่าสูงหรือต่ำกว่านี้ประสิทธิภาพของระบบจะลดลง. ถ้าพีเอชมีค่าต่ำกว่า 6.2 ประสิทธิภาพของระบบจะลดลงอย่างรวดเร็ว เนื่องจากสภาวะนี้จะเป็นอันตรายต่อแบคทีเรียที่ผลิตมีเทน. แบคทีเรียเหล่านี้ใช้กรดอินทรีย์ระเหยไม่ทันทำให้ปริมาณกรดอินทรีย์ระเหยถูกสะสมเพิ่มมากขึ้น ค่าพีเอชจึงลดต่ำลงอย่างรวดเร็ว, โดยหากลดต่ำลงถึงช่วง 4.5-5.0 จะทำให้ methanogenic bacteria หยุดการเจริญเติบโต. สภาวะเช่นนี้สามารถป้องกันได้โดยการเติมสารเคมีที่เป็นเบสลงไป เช่น ปูนขาว (CaO), โซเดียมไบคาร์บอเนต (NaHCO₃), โซดาไฟ (NaOH) และโซเดียมคาร์บอเนต (Na₂CO₃) เป็นต้น หรืออาจลดปริมาณสารอินทรีย์ที่เข้าระบบลง.

3) กรดอินทรีย์ระเหย (Volatile Fatty Acid: VFA) กรดอินทรีย์ระเหยเกิดจากการย่อยสลายสารอินทรีย์ของแบคทีเรียที่ผลิตกรด ซึ่งจะถูกแบคทีเรียที่ผลิตก๊าซมีเทนนำไปใช้เป็นสารอาหารและแหล่งพลังงาน. ปริมาณกรดอินทรีย์ระเหยจะมีส่วนสำคัญต่อค่าพีเอชของระบบ คือ เมื่อมีปริมาณกรดอินทรีย์ระเหยสูงขึ้น พีเอชจะต่ำลง. ระดับของกรดแอสติกที่มีค่าเกิน 800 มิลลิกรัม/ลิตร หรืออัตราส่วนของกรดโพไฟโฟนิคต่อกรดแอสติกเกิน 1.4 จะทำให้ระบบเกิดการล้มเหลวได้. อัตราของการเปลี่ยนกรดโพไฟโฟนิคไปเป็นกรดแอสติกจะเป็นตัวบ่งชี้ถึงความสมดุลของระบบ โดยที่ถ้ามีกรดโพไฟโฟนิคเหลืออยู่ในถังเป็นปริมาณมาก, อัตราการเกิดก๊าซจะลดลง ทำให้ระบบล้มเหลวได้.

4) ความเป็นเบส (alkalinity) ความเป็นเบสในระบบการย่อยสลายสารอินทรีย์ภายใต้สภาวะไม่ใช้ออกาศส่วนใหญ่จะอยู่ในรูปของไบคาร์บอเนตที่เกิดจากปฏิกิริยาระหว่างแอมโมเนียกับคาร์บอนไดออกไซด์และน้ำให้อยู่ในรูปของแอมโมเนียมไบคาร์บอเนต. ความเป็นเบสนี้จะเป็นบัฟเฟอร์ที่ดีให้แก่ระบบที่จะควบคุมพีเอชให้อยู่ในช่วงที่เหมาะสมกับการเจริญของจุลินทรีย์.

เมื่อความเข้มข้นของกรดอินทรีย์ระเหยภายในระบบเพิ่มขึ้น ความเป็นเบสไบคาร์บอเนตจะถูกทำลายไป. การทำลายความสามารถในการเป็นบัฟเฟอร์นี้เป็นสาเหตุทำให้พีเอชลดลง.

5) สารอาหาร (nutrient) สารอาหารแบ่งออกเป็น 2 ชนิด คือ สารอาหารหลัก (macronutrient) ได้แก่ คาร์บอน (C), ไนโตรเจน (N), ฟอสฟอรัส (P) และกำมะถัน (S) และ สารอาหารรอง (micronutrient) ได้แก่ แคลเซียม (Ca), แมกนีเซียม (Mg), สังกะสี (Zn), แมงกานีส (Mn), ทองแดง (Cu), โคบอลต์ (Co), เหล็ก (Fe) และนิกเกิล (Ni). ปริมาณไนโตรเจนและฟอสฟอรัสที่จุลินทรีย์ต้องการในการย่อยสลายสารอินทรีย์ภายใต้สภาวะไม่ใช้อากาศอย่างน้อยที่สุดต้องมีอัตราส่วน COD : N : P เท่ากับ 150 : 1.1 : 0.2, โดยใช้คาร์บอนในการสังเคราะห์พลังงาน, ไนโตรเจนในการสังเคราะห์โปรตีน และฟอสฟอรัสในการสังเคราะห์กรดนิวคลีอิก. ดังนั้น ในการควบคุมสภาวะให้เหมาะสมจึงต้องใส่สารอาหารให้เพียงพอแก่ความต้องการ จากการศึกษาที่ของเสียที่เข้าสู่ระบบนั้นมีคุณสมบัติที่แตกต่างกันออกไป.

6) สารพิษ (toxic substance) สารบางอย่างถ้ามีความเข้มข้นสูงเกินไปจะเป็นพิษต่อจุลินทรีย์ได้ ซึ่งระดับความเป็นพิษจะขึ้นอยู่กับชนิดและปริมาณของสารพิษ. ตัวอย่างสารพิษ ได้แก่ :

- ไอออนประจุบวกของโลหะเบา (light metal cation) ไอออนประจุบวกของโลหะเบา ได้แก่ โซเดียม (Na^+), โพแทสเซียม (K^+), แคลเซียม (Ca^{2+}) และแมกนีเซียม (Mg^{2+}) ซึ่งเกิดจากการย่อยสลายสารอินทรีย์หรือการเติมสารเคมีเพื่อปรับพีเอชในระบบ จะมีผลเป็นพิษต่อจุลินทรีย์. ความเป็นพิษของไอออนประจุบวกเหล่านี้เป็นปฏิกิริยาที่ซับซ้อนและขึ้นอยู่กับปริมาณของไอออนประจุบวกของโลหะเบาด้วยว่ามีปริมาณมากน้อยเท่าใด ดังแสดงในตารางที่ 7.

ตารางที่ 7. ความเข้มข้นของไอออนประจุบวกของโลหะเบาที่มีผลกระทบตุนและยับยั้ง

ไอออนประจุบวก	ความเข้มข้น (มิลลิกรัม/ลิตร)		
	กระตุ้น	เริ่มยับยั้ง	ยับยั้งอย่างรุนแรง
โซเดียม	100-200	3,500-5,500	8,000
โพแทสเซียม	200-400	2,500-4,500	12,000
แคลเซียม	100-200	2,500-4,500	8,000
แมกนีเซียม	75-150	1,000-1,500	3,000

ที่มา : วิรัชวรกุล (2546)

ความเป็นพิษของไอออนประจุบวกของโลหะเบาแต่ละชนิดรุนแรงไม่เท่ากัน, ไอออนประจุบวกของโลหะเบาที่มีวาเลนซ์เท่ากับ 1 จะมีความเป็นพิษต่อจุลินทรีย์น้อยกว่าไอออนประจุบวกของโลหะเบาที่มีวาเลนซ์เท่ากับ 2, นั่นคือ พิษของ Ca^{2+} และ Mg^{2+} จะมากกว่าพิษของ Na^+ และ K^+ ถึง 10 เท่า. ดังนั้น พิษของไอออนประจุบวกของโลหะเบาจะเพิ่มขึ้นเมื่อมีวาเลนซ์สูงขึ้น. ความเป็นพิษของไอออนประจุบวกของโลหะเบาจะลดลงได้ถ้ามีไอออนประจุบวกของโลหะเบาอีกชนิดหนึ่งอยู่ด้วย โดยจะทำให้ความเป็นพิษของไอออนประจุบวกของโลหะเบาชนิดแรกลดลง. ปรากฏการณ์นี้เรียกว่า antagonism แต่ในทางตรงกันข้ามไอออนประจุบวกของโลหะเบาบางชนิดจะไปเพิ่มพิษของไอออนประจุบวกของโลหะเบาอีกชนิดหนึ่งเมื่อมีอยู่ร่วมกัน เรียกปรากฏการณ์นี้ว่า synergism.

- ก๊าซบางชนิด

- แอมโมเนีย (ammonia) เป็นสารที่เกิดจากการย่อยสลายสารอินทรีย์ที่ประกอบด้วยไนโตรเจนภายใต้สภาวะไม่ใช้อากาศ เช่น โปรตีนเป็นแอมโมเนียไนโตรเจน ซึ่งไนโตรเจนอาจอยู่ในรูปของแอมโมเนียมไอออน (NH_4^+) หรือก๊าซแอมโมเนีย (NH_3) ที่อาจจะเปลี่ยนไปมาได้ขึ้นอยู่กับค่าพีเอช. ถ้าพีเอชต่ำกว่า 7.2 จะมี NH_4^+ มากกว่า แต่ถ้าพีเอชสูงกว่า 7.2 จะมี NH_3 มากกว่า ซึ่งจะยับยั้งการทำงานและมีความเป็นพิษต่อจุลินทรีย์มากกว่า NH_4^+ . แอมโมเนียเมื่ออยู่ในรูปของ NH_3 จะเป็นพิษ เมื่อมีความเข้มข้นประมาณ 100 มิลลิกรัม/ลิตร แต่แอมโมเนียในรูปของ NH_4^+ จะเป็นพิษเมื่อมีความเข้มข้นสูงเท่ากับ 7,000 - 9,000 มิลลิกรัม/ลิตร.

- ซัลไฟด์ (sulfide) เกิดขึ้นในระบบไม่ใช้อากาศ ซัลเฟต (sulfate) ที่มีอยู่ในน้ำทิ้งที่เข้าสู่ระบบ หรือเกิดจากการย่อยสลายของสารอินทรีย์ที่มีซัลเฟอร์ เช่น โปรตีน ซึ่งซัลไฟด์ที่ละลายน้ำเท่านั้น และที่มีความเข้มข้นสูงกว่า 200 มิลลิกรัม/ลิตร จึงจะเป็นพิษต่อจุลินทรีย์. โลหะหนักทำปฏิกิริยากับซัลไฟด์สร้างผลึกที่ไม่ละลายน้ำขึ้น ดังนั้นการเติมโลหะบางชนิด เช่น เหล็กสามารถลดความเป็นพิษของซัลไฟด์ละลายได้ ซัลไฟด์จะถูกแยกออกมาอยู่ในรูปของก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ ดังนั้นความเข้มข้นของซัลไฟด์ละลายขึ้นอยู่กับพีเอชของของเหลวและส่วนประกอบของก๊าซ.

- โลหะหนัก (heavy metal) ได้แก่ เหล็ก, ดีบุก, ตะกั่ว, สังกะสี, ทองแดง, แคดเมียม, โคบอลต์, โครเมียม, และนิกเกิล. ไอออนของโลหะหนักเหล่านี้เป็นพิษต่อจุลินทรีย์ และพิษของโลหะหนักขึ้นอยู่กับว่าเกลือของโลหะหนักนั้นจะละลายน้ำได้มากน้อยเพียงใด. นอกจากนี้พิษของโลหะหนักจะมากหรือน้อยเพียงใดนั้นขึ้นกับปริมาณความเข้มข้นของไฮโดรเจนซัลไฟด์ที่มีอยู่ในของเสีย นั้น เนื่องจากไฮโดรเจนซัลไฟด์จะรวมตัวกับโลหะหนักเกิดเป็นเกลือซัลไฟด์ ซึ่งไม่ละลายน้ำและตกตะกอน. ถ้าของเสียมีปริมาณซัลไฟด์ไม่เพียงพอที่จะทำให้เกิดการตกตะกอนได้ จะต้องเติม

เกลือซัลไฟด์หรือเกลือซัลเฟตลงไป เกลือทั้งสองชนิดจะถูกรีดิวซ์ไปเป็นซัลไฟด์ภายใต้สภาวะไม่ใช้ออกซิเจน ทำให้สามารถลดพิษของโลหะหนักลงได้.

2. ปัจจัยทางด้านการดำเนินงาน (operational factor)

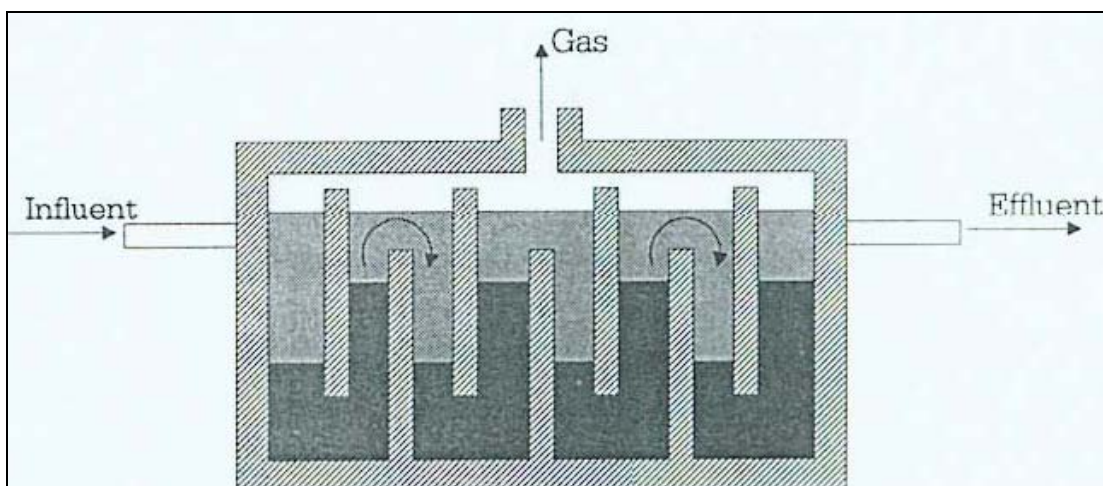
1) อัตราภาระสารอินทรีย์ (Organic Loading Rate, OLR) เป็นปัจจัยสำคัญที่ใช้ในการกำหนดความสามารถในการย่อยสลายสารอินทรีย์ภายใต้สภาวะไม่ใช้ออกซิเจน. การปรับอัตราภาระสารอินทรีย์ให้มีค่าแตกต่างกันทำได้โดยเปลี่ยนอัตราการไหลของของเสียที่เข้าระบบ หรือเปลี่ยนความเข้มข้นของสารอินทรีย์ที่ใส่เข้าไป ซึ่งการเปลี่ยนอัตราภาระสารอินทรีย์จะมีผลต่อระยะเวลาที่กักพักรักษาด้วย.

2) เวลากักพักรักษา (Hydraulic Retention Time, HRT) เป็นปัจจัยหนึ่งที่ใช้ในการควบคุมประสิทธิภาพของระบบการย่อยสลายสารอินทรีย์ภายใต้สภาวะไม่ใช้ออกซิเจน. อัตราเร็วของการย่อยสลายจะเพิ่มขึ้นตามระยะเวลาที่กักพักรักษาสารอินทรีย์จนถึงค่าสูงสุดค่าหนึ่ง, ต่อจากนั้น จะลดลงจนกระทั่งถึงขั้นหนึ่งที่จุลินทรีย์ถูกชะออกจากระบบ (wash out) ในอัตราที่เร็วกว่า, จุลินทรีย์จะเพิ่มจำนวนขึ้นซึ่งเป็นสาเหตุที่ทำให้ระบบล้มเหลวได้. การแก้ไขจุลินทรีย์ถูกชะออกจากระบบสามารถกระทำได้โดยการเพิ่มเวลากักพักรักษาให้นานขึ้น. เวลากักพักรักษาจะเป็นปัจจัยหลักในการออกแบบระบบอีกด้วย.

3) การกวน (mixing) เป็นสิ่งสำคัญในระบบการย่อยสลายสารอินทรีย์ภายใต้สภาวะไม่ใช้ออกซิเจน. มีหลักการคือ ทำให้สารอินทรีย์อยู่ในสภาพแขวนลอยเพื่อให้เกิดการสัมผัสกันระหว่างสารอาหารกับจุลินทรีย์ เป็นการเพิ่มประสิทธิภาพของระบบ, ป้องกันการเกิดการสะสมของสารอินทรีย์ตามจุดต่างๆ ของถังปฏิกรณ์ และทำให้ของเหลวภายในถังหมักมีสภาพเป็นเนื้อเดียวกัน.

2.7 ระบบแผ่นกั้นไม่ใช้ออกซิเจน (Anaerobic Baffled Reactor: ABR)

ลักษณะของระบบแผ่นกั้นไม่ใช้ออกซิเจนประกอบด้วยชุดแผ่นกั้นในแนวตั้งเพื่อบังคับให้น้ำเสียไหลลงและไหลขึ้นผ่านแผ่นกั้นดังกล่าว เพื่อให้ น้ำเสียสัมผัสกับตะกอนจุลินทรีย์ได้มากขึ้น (Grover, Marwaha and Kennedy 1999). แบคทีเรียภายในถังปฏิกรณ์จะเคลื่อนที่ขึ้นอย่างช้าๆ และตกตะกอนลงตามลักษณะของการไหลและการเกิดก๊าซ แต่จะเคลื่อนที่ไหลลงด้วยอัตราเร็วที่ต่ำ (Barber and Stuckey 1999).



ที่มา : ดัชนีอุตสาหกรรม (2542)

รูปที่ 6. ระบบแผ่นกั้นไม่ใช้อากาศ.

2.7.1 การศึกษาและพัฒนาเกี่ยวกับระบบแผ่นกั้นไม่ใช้อากาศ

ระบบแผ่นกั้นไม่ใช้อากาศถูกพัฒนาขึ้นครั้งแรกโดย *McCarty et al.* (1981) ที่มหาวิทยาลัยสแตนฟอร์ด. จากนั้น จึงมีการศึกษาและพัฒนาเรื่อยมาอย่างต่อเนื่อง. การออกแบบคิดค้นระบบ ABR ในระยะแรกนั้น แรงผลักดันหลักเกิดจากความต้องการเพิ่มความสามารถในการกักพักของแข็งไว้ในระบบ แต่ต่อมาได้มีการประยุกต์ใช้กับน้ำเสียที่บำบัดได้ยาก ซึ่งประกอบด้วยของแข็งในปริมาณที่สูง หรือเพื่อลดค่าใช้จ่ายในการลงทุนสร้างระบบ (*Barber and Stuckey* 1999).

Fannin et al. (1987) ได้ทดลองเพิ่มแผ่นกั้นแนวตั้งในระบบไหลตามยาวสำหรับการบำบัดน้ำเสียจากกระบวนการผลิตสาหร่ายทะเลเข้มข้น (high solid sea kelp slurry), เพื่อเพิ่มความสามารถของระบบในการรักษาปริมาณของแบคทีเรียผลิตมีเทน โดยให้อัตรากาการคงที่ 1.6 กิโลกรัม ซีโอดี/ลูกบาศก์เมตร-วัน พบว่า เมื่อจำนวนแผ่นกั้นเพิ่มขึ้นจะมีผลทำให้ปริมาณก๊าซมีเทนเพิ่มขึ้นจากร้อยละ 30 จนมีค่ามากกว่าร้อยละ 55. การศึกษาในระยะต่อมา *Bachman, Beard and McCarty* (1983) ได้เปรียบเทียบประสิทธิภาพระบบแผ่นกั้น 2 แบบ คือ ระบบที่มีส่วนที่น้ำไหลลงขนาดปกติและปรับขนาดให้แคบลง พบว่า อัตราการผลิตมีเทนและประสิทธิภาพของระบบจะดีขึ้น แต่สัดส่วนมีเทนในก๊าซชีวภาพลดลง.

ต่อมาได้มีการพัฒนาการออกแบบผสมผสานหลายอย่างเข้าด้วยกันเป็นครั้งแรกโดย (*Barber and Stuckey* 1999) โดยแรงจูงใจหลักในการเปลี่ยนแปลงมาจากความต้องการเพิ่มระยะกักพักของแข็งในการบำบัดน้ำเสียที่มีความเข้มข้นสูง. ระบบที่ใช้จะมีขนาดห้องใหญ่กว่าที่เคยใช้มา และมี

ห้องรวมตะกอนของแข็งเพิ่มขึ้นหลังจากห้องสุดท้ายของระบบ เพื่อคอยเก็บของแข็งที่หลุดออกไปจากระบบแผ่นกั้น และหมุนเวียนกลับมาในห้องที่ 1 อีกครั้ง. มีการเติมตัวกลาง pall rings ที่ตำแหน่งผิวน้ำในห้องที่ 1 และ 2, ส่วนในห้องที่ 3 เติมตัวกลางที่มีลักษณะเป็นท่อนลูกฟูกใส่เป็นชั้นหนากว่าใน 2 ห้องแรก. ตัวกลางจะช่วยรักษาตะกอนชีวภาพในห้องที่ 1 ไม่ให้ลอยขึ้นไป เนื่องจากการผลิตก๊าซที่มากจะลดความหนาแน่นของตะกอนจุลชีพ.

Barber and Stuckey (1999) พบว่าการรีไซเคิลน้ำออกกลับเข้าสู่ระบบในปริมาณร้อยละ 20 ของน้ำออกจะเพิ่มมีเทนได้มากกว่าร้อยละ 30 (Barber and Stuckey 1999) พบว่า dead space จะเพิ่มมากขึ้นเป็น 2 เท่า โดยมีค่าประมาณร้อยละ 40 เมื่อสัดส่วนการหมุนเวียนตะกอนเพิ่มขึ้นจาก 0 เป็น 2. Barber and Stuckey (1999) กล่าวว่า การปั่นกววนที่เกิดขึ้นในระบบที่มีการรีไซเคิลน้ำเข้าสู่ระบบจะส่งผลให้ประสิทธิภาพในการแยกส่วนที่สร้างกรดและส่วนที่สร้างมีเทนออกจากรันลดลงบางส่วน และระบบที่มีจำนวนห้องมากกว่าจะสามารถต้านทานต่อปริมาณน้ำและสารอินทรีย์ที่เข้าสู่ระบบมากเกินไปได้.

2.7.2 ข้อดีและข้อเสียของระบบแผ่นกั้นไม่ใช่อากาศ

ระบบ ABR เป็นระบบทางชีวภาพอัตราสูงที่มีข้อได้เปรียบมากมายเหนือระบบอื่นๆ ได้แก่ มีความต้านทานต่อปริมาณน้ำเสียและสารอินทรีย์ที่เข้าระบบมากเกินไปได้ (Barber and Stuckey 1999). นอกจากนี้ การไหลขึ้นลงของของเหลวในระบบช่วยลดการหลุดออกนอกระบบของแบคทีเรียโดยไม่ต้องใช้ตัวกลางชนิดอยู่กับที่ใดๆ (Bachman, Beard and McCarty 1983).

Weiland and Rozzi (1991) กล่าวว่าข้อได้เปรียบที่ชัดเจนที่สุดของระบบ ABR คือสามารถแยกขั้นตอนการสร้างกรดและการสร้างมีเทนออกจากกันได้ตามความยาวของถัง จึงมีคุณสมบัติคล้ายกับระบบสองเฟสที่ปราศจากปัญหาเกี่ยวกับการควบคุมระบบและปัญหาค่าใช้จ่ายที่สูง (Weiland and Rozzi 1991 ; Cohen *et al.* 1980) และพบว่าการเดินระบบแบบสองเฟสสามารถเพิ่มกิจกรรมการสร้างกรดและมีเทน โดยปัจจัยที่เกี่ยวข้องกับการสะสมตัวของแบคทีเรียสร้างกรดในห้องที่หนึ่ง และกลุ่มของแบคทีเรียที่แตกต่างกันจะสามารถพัฒนาได้ภายใต้สภาวะที่กลุ่มแบคทีเรียนั้นชอบอาศัยอยู่ (Barber and Stuckey 1999).

รูปร่างของระบบ ABR มีศักยภาพในการบำบัดน้ำเสียอุตสาหกรรมที่มีความแปรปรวนของทั้งอัตราการไหลและความเข้มข้น โดยที่ยังคงมีอัตราการกำจัดที่สูง (Grover, Marwaha and Kennedy 1999). ระบบ ABR อาจจะเป็นวิถีทางที่จะนำมาใช้ในการบำบัดน้ำเสียที่มีความเข้มข้นต่ำที่ประกอบด้วยอนุภาคแขวนลอยได้ (Langenhoff, Intrachandra and Stuckey 2000). เมื่อบำบัด

น้ำเสียที่มีคอลลอยด์ ส่วนประกอบของระบบจะช่วยเพิ่มการไฮโดรไลซิสของอนุภาคในส่วนหน้าของถังปฏิกรณ์ เนื่องจากมีพีเอชต่ำ เกิดการแยกของระยะการสร้างมีเทน และมีเวลากักพักตะกอนสูง (Langenhoff, Intrachandra and Stuckey 2000).

ข้อดีของระบบ ABR ที่เหนือกว่าระบบอื่นๆ สรุปได้ดังตารางที่ 8.

ตารางที่ 8. ข้อดีของระบบแผ่นกั้นไม่ใช้อากาศ

การก่อสร้าง	
1. ออกแบบง่าย	2. ไม่มีชิ้นส่วนที่เคลื่อนไหวในระบบ
3. ไม่ใช่เครื่องจักรในการกวนผสม	4. การก่อสร้างไม่แพง
5. มีปริมาตรช่องว่างภายในถังสูง	6. ลดการอุดตัน
7. ลดการขยายตัวของชั้นตะกอน	8. การลงทุนและค่าใช้จ่ายในการเดินระบบต่ำ
ตะกอนจุลินทรีย์	
1. สามารถนำไปใช้ได้กับกรณีที่ตะกอนจุลินทรีย์ที่ตกตะกอนยาก	
2. อัตราการเกิดตะกอนต่ำ	
3. มีระยะเวลาการกักพักของแข็งในระบบสูง	
4. เกิดการกักพักชีวมวลโดยไม่ต้องการตัวกลางหรือห้องตกตะกอนของแข็ง	
5. ไม่จำเป็นต้องใช้หน่วยแบ่งก๊าซหรือตะกอนเพิ่มเติม	
การเดินระบบ	
1. มี HRT ต่ำ	
2. สามารถเดินระบบแบบไม่ต่อเนื่องได้	
3. ระบบยังมีความคงตัวได้ดี แม้จะมีการรับภาระทางจุลชีววิทยาที่มากขึ้นอย่างกะทันหัน	
4. ป้องกันสารพิษที่เข้ามาในระบบได้	
5. สามารถควบคุมระบบได้ในระยะเวลายาวโดยไม่เกิดการสูญเสียตะกอน	
6. ระบบมีความสามารถในการคงตัวสูงแม้มีภาระสารอินทรีย์สูงขึ้นอย่างกะทันหัน	

ที่มา : Barber and Stuckey (1999)

ข้อเสียของการออกแบบถังปฏิกรณ์แบบแผ่นกั้นไม่ใช้อากาศในการก่อสร้างขนาดจริง ได้แก่ ความจำเป็นต้องสร้างถังให้ตันเพื่อรักษาความเร็วไหลขึ้นของของเหลวและก๊าซให้อยู่ในค่าที่ยอมรับได้ รวมทั้งปัญหาในการรักษาการกระจายของน้ำในระบบให้มีความสม่ำเสมอ (Barber and Stuckey 1999).

2.8 เอกสารและงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

2.8.1 งานวิจัยที่เกี่ยวข้องกับการบำบัดน้ำเสียโดยระบบแผ่นกั้นไร้ออกซิเจน

She *et al.* (2006) ศึกษาการเกิดเมืงของตะกอนจุลินทรีย์ (กรานูล), ผลของอัตราภาระสารอินทรีย์ และสัดส่วนของ $\text{NaHCO}_3/\text{COD}$ ที่มีต่อประสิทธิภาพของระบบแผ่นกั้นไม่ใช้อากาศ โดยใช้ถังปฏิกรณ์ที่มีจำนวนห้อง 4 ห้อง ขนาด 90 ลิตร และใช้น้ำเสียชูโครสสังเคราะห์ในการทดลอง. เมื่อทดลองเติมคาร์บอนแบบเม็ด (GAC) เปรียบเทียบกับดินเบนโทไนต์ (bentonite) ร่วมกับพอลิเมอร์ชนิด polyacrylamide เพื่อเร่งการเกิดกรานูล พบว่า กรานูลจะเกิดขึ้นในถังปฏิกรณ์ภายใน 75 วัน, GAC มีผลให้ประสิทธิภาพการเกิดกรานูลสูงสุด โดยทำให้เกิดกรานูลในเวลาอันรวดเร็วและมีขนาดใหญ่กว่า. เมื่อแปรผันค่าอัตราภาระสารอินทรีย์จาก 2.15 ถึง 6.29 กิโลกรัมชีโอดี/ลูกบาศก์เมตร-วัน โดยให้เวลากักพักชลศาสตร์คงที่ 20 ชั่วโมง พบว่า ประสิทธิภาพการกำจัดชีโอดีไม่ลดลง แม้อัตราภาระสารอินทรีย์จะเพิ่มขึ้น โดยพบว่า มีประสิทธิภาพการกำจัดชีโอดีร้อยละ 91-93. เมื่อแปรผันสัดส่วนของ $\text{NaHCO}_3/\text{COD}$ จาก 0.5 ถึง 0.05 พบว่า การลดลงของสัดส่วน $\text{NaHCO}_3/\text{COD}$ ไม่ส่งผลต่อประสิทธิภาพการกำจัดชีโอดี โดยมีค่าอยู่ช่วงร้อยละ 87-92. เมื่อพิจารณาการกระจายตัวของแบคทีเรียและความเข้มข้นของกรดไขมันระเหย พบว่า ระบบแผ่นกั้นไม่ใช้อากาศมีความสามารถในการแยกเฟสและชนิดของแบคทีเรียออกจากกันได้เป็นอย่างดี.

Wang, Huang and Zhao (2004) ศึกษาประสิทธิภาพและคุณลักษณะของระบบแผ่นกั้นไม่ใช้อากาศจำนวน 5 ห้องในระดับห้องปฏิบัติการโดยใช้น้ำเสียสังเคราะห์ พบว่า ในสภาวะที่มีกรดไขมันระเหยชนิดต่างกัน แอซีเตตจะเป็นสารตัวกลางหลักในขั้นตอนการสร้างกรดของการย่อยสลายกลูโคส, ความเข้มข้นของกรดไขมันระเหยจะลดลงตามความยาวของถังปฏิกรณ์. เมื่อวิเคราะห์องค์ประกอบของก๊าซชีวภาพที่ได้จากระบบ พบว่า ความเข้มข้นของมีเทนจะเพิ่มสูงขึ้นอย่างคงที่จากห้องที่ 1 ไปยังห้องที่ 5, ขณะที่ปริมาณไฮโดรเจนจะลดลงเรื่อยๆ จากห้องที่ 1 และไม่พบไฮโดรเจนในห้องสุดท้าย. ความว่องไวในการผลิตมีเทนของตะกอนจุลินทรีย์ในห้องต่างๆ ขึ้นอยู่กับสารอาหาร โดยกลุ่มจุลินทรีย์ที่ไม่ใช้อากาศที่อาศัยอยู่ในแต่ละห้อง จะต้องปรับตัวให้เหมาะสมกับความสามารถในการนำสารอาหารไปใช้และสภาวะแวดล้อมที่จำเพาะเจาะจง. นอกจากนี้ยังพบว่า ระบบแผ่นกั้นไม่ใช้อากาศมีศักยภาพในการรับอัตราภาระสารอินทรีย์ที่สูงกว่าภายใต้ประสิทธิภาพที่สูงกว่า และสามารถนำไปใช้ในกรณีที่มีสภาวะแวดล้อมที่ไม่เหมาะสมและมีสารยับยั้งการเจริญของจุลินทรีย์ได้.

Dama *et al.* (2003) ศึกษาารูปแบบการไหลภายในระบบแผ่นกั้นไม่ใช้อากาศ เพื่อพิจารณา ลักษณะและองค์ประกอบของแผ่นกั้นที่เหมาะสมในการบำบัดน้ำเสียและทดสอบการตกตะกอนของ ของแข็งในระบบ. การทดลองใช้ถังปฏิกรณ์แบบแผ่นกั้นไม่ใช้อากาศขนาด 10 ลิตร จำนวน 8 ห้องทดลอง, ใช้โปรแกรมคอมพิวเตอร์ computational fluid dynamics (CFD) ในการติดตาม รูปแบบการไหลของสีในน้ำ. ผลการทดลองพบว่า การเพิ่มพื้นที่ผิวของส่วนที่น้ำไหลขึ้น (up-flow region) จะทำให้เกิดการกักพักตะกอนได้ดีขึ้น แต่หากมากเกินไปจะก่อให้เกิด deadspace ได้. การติดตั้งแผ่นกั้นในตำแหน่งด้านข้างของห้องโดยให้สัดส่วนความกว้างของส่วนที่น้ำไหลลง (down-flow region) ต่อส่วนที่น้ำไหลขึ้นเท่ากับ 1 : 3 จะทำให้เกิดการกักพักตะกอนได้ดีและไม่เพิ่มส่วนที่เป็น deadspace มากนัก ซึ่งได้ผลดีกว่าการติดตั้งแผ่นกั้นไว้ตำแหน่งตรงกลางของห้อง. นอกจากนี้ยัง พบว่า ความกว้างของห้อง (window width) ที่มากจะทำให้ลดการหมุนวนของน้ำได้ดี และแผ่นกั้นที่มี ส่วนปลายตรงจะทำให้เกิด deadspace ขึ้นบริเวณส่วนที่น้ำไหลขึ้นและบริเวณทิศทางที่มีการไหล. ส่วนแผ่นกั้นที่มีส่วนปลายทำมุม 45 องศา กับพื้นราบจะช่วยลด deadspace ดังกล่าวได้ และพบว่า การตกตะกอนของของแข็งในห้องที่ 1 จะมีความเร็วในการตกตะกอนสูงกว่าในห้องที่ 3.

Faisal and Unno (2001) วิเคราะห์จลศาสตร์ของการบำบัดน้ำเสียจากการสกัดน้ำมัน ปาล์มโดยระบบแผ่นกั้นไม่ใช้อากาศที่มีการปรับปรุงประสิทธิภาพ (Modified Anaerobic Baffled Reactor: MABR) จากถังปฏิกรณ์ต้นแบบของ Bachman, Beard and McCarty (1983) โดยทำการ เพิ่มความสูงของถังปฏิกรณ์และปรับเปลี่ยนปริมาตรของห้องในส่วนท้ายของถังปฏิกรณ์ให้มีขนาด ใหญ่ขึ้น เพื่อเพิ่มประสิทธิภาพการดักจับอนุภาคขนาดเล็ก. นอกจากนี้ ได้ทำการติดตั้งแผ่นกั้นที่มีส่วน ปลายทำมุม 45 องศา กับพื้นราบ และให้สัดส่วนความกว้างของส่วนที่น้ำไหลขึ้นต่อส่วนที่น้ำไหลลง เท่ากับ 4 : 1, เพื่อลดความเร็วของน้ำในส่วนที่น้ำไหลขึ้นและบังคับทิศทางให้น้ำเสียไหลอยู่ในบริเวณ ส่วนกลางของห้อง. ผลการทดลอง พบว่า ระบบ MABR สามารถผลิตมีเทนได้อยู่ในช่วง 0.32-0.42 ลิตรมีเทน/กรัมซีโอไซด์ที่ถูกกำจัด โดยก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นมีมีเทนเป็นองค์ประกอบร้อยละ 67.3-71.2. เมื่อใช้เวลากักพักจุลศาสตร์ 3-10 วัน, ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอไซด์และไขมันรวมทั้งน้ำมันอยู่ใน ช่วงร้อยละ 87.4-95.3 และ 44.1-91.3, ตามลำดับ. ที่เวลากักพักจุลศาสตร์ 3 วัน จะเกิดการดักไขมัน ระเหยรวม 1,450 มิลลิกรัม/ลิตร โดยพบว่า ค่าจะลดลงเหลือ 608 มิลลิกรัม/ลิตร เมื่อเพิ่มเวลากักพัก จุลศาสตร์เป็น 10 วัน. นอกจากนี้ ยังสามารถนำสมการจลศาสตร์มาประยุกต์ใช้ในการบำบัดน้ำเสีย จากการสกัดน้ำมันปาล์มโดยระบบ MABR ได้ ซึ่งสมการสามารถอธิบายถึงการผลิตก๊าซมีเทนในการ ทดลองและพฤติกรรม (behavior) ของถังปฏิกรณ์ได้ดี.

Akunna and Clark (2000) ศึกษาประสิทธิภาพของระบบ (Granular-bed anaerobic baffled reactor: GRABBR) ในการบำบัดน้ำเสียจากการกลั่นสุรา พบว่า ระบบมีประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำเสียที่มีความเข้มข้นสูงได้ดีและมีเสถียรภาพ, กำจัดซีไอดีได้สูงถึงร้อยละ 80 ที่อัตราการระสารถือเท่ากับ 4.75 กิโลกรัมซีไอดี/ลูกบาศก์เมตร-วัน. จุลชีพที่พบในระบบคือแบคทีเรียผลิตกรดและแบคทีเรียผลิตก๊าซมีเทนโดยพบแยกกันในส่วนต้นและส่วนท้ายของระบบ, ตามลำดับ. ระบบ GRABBR มีการกักพักของตะกอนสูง และความเข้มข้นของแข็งแขวนลอยที่วัดได้มีค่าประมาณ 80 มิลลิกรัม/ลิตร ในทุกสภาวะการทดลอง.

Langenhoff and Stuckey (2000) ศึกษาการเริ่มต้นระบบและประสิทธิภาพของระบบแผ่นกั้นไม่ใช้อากาศในการบำบัดน้ำเสียที่เป็นสารละลายเจือจางของสารที่โครงสร้างซับซ้อน หรือน้ำเสียที่เป็นคอลลอยด์ (นมหรือคอลลอยด์ของข้าวรวมกับอาหารสุนัข 500 มิลลิกรัมซีไอดี/ลิตร) โดยใช้ถังปฏิกรณ์ขนาด 10 ลิตร ที่มีจำนวนห้อง 8 ห้องในการทดลอง, ที่อุณหภูมิ 35 องศาเซลเซียส, เวลาพักชลศาสตร์ 80 ชั่วโมง ลดลงต่อเนื่องจนกระทั่งถึง 6 ชั่วโมง, พบว่า สามารถกำจัดซีไอดีได้สูงกว่าร้อยละ 80 ในถังปฏิกรณ์หนึ่งของระบบ ABR ที่เดินระบบเป็นเวลา 2 วัน ที่เวลาพักชลศาสตร์เพียง 1.3 วัน. ผลการทดลองภายใต้อัตราการไหลที่สูง พบว่า มีประสิทธิภาพการกำจัดซีไอดีได้ร้อยละ 40, พบการเกิดจุลชีพที่ละลายน้ำได้ (SMP) ในปริมาณสูงกว่าในถังปฏิกรณ์ที่มีการเติมสารที่เป็นคอลลอยด์ ซึ่งอาจเกิดจากความสามารถในการละลายและองค์ประกอบที่แตกต่างกันทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัดซีไอดีต่ำกว่าในกรณีของน้ำเสียที่เป็นนมเล็กน้อย. องค์ประกอบของมวลชีวภาพไม่ส่งผลต่อการผลิต SMP แต่เมื่อเวลาพักชลศาสตร์มีค่าลดลงจะทำให้การผลิต SMP เพิ่มขึ้น. มีการวิเคราะห์คุณสมบัติทางชีวภาพของสารเพื่อประเมินกิจกรรมของมวลชีวภาพที่มีต่อชนิดของน้ำเสียที่แตกต่างกันและความสามารถในการย่อยสลาย พบว่า กิจกรรมในช่วงเริ่มต้นของจุลชีพทั้งในน้ำเสียที่เป็นสารละลายเจือจางของสารที่มีโครงสร้างซับซ้อนและน้ำเสียที่เป็นคอลลอยด์ต่างอยู่ในระดับที่สูงเช่นเดียวกัน และการไฮโดรไลซิสของของแข็งไม่ได้เป็นการจำกัดอัตราการย่อยสลายแต่อย่างใด. การศึกษาเวลาพักชลศาสตร์โดยพิจารณาผลของคุณลักษณะของระบบ เช่น เวลาพักชลศาสตร์, องค์ประกอบของแข็ง และตำแหน่งการป้อนน้ำเสียที่มีต่อคุณลักษณะการไหลของของเหลวและการเกิด dead space ในแต่ละถังของระบบ ABR พบว่าในการปั่นป่วนหรือการเกิด dead space ในสภาวะการทดสอบที่ต่างกันจะมีความแตกต่างเล็กน้อย โดย dead space ที่วัดได้มีค่าอยู่ในช่วงร้อยละ 20-37 และรูปแบบการไหลในระบบแสดงให้เห็นถึงการมีพฤติกรรมอยู่ระหว่างระบบไหลตามยาวและการผสมในอุดมคติ.

Grover, Marwaha and Kennedy (1999) ศึกษาการใช้ระบบแผ่นกั้นไม่ใช้อากาศและผลของค่าพีเอช, อุณหภูมิ, ระยะเวลาพักพักชลศาสตร์ และอัตราการระเหยอินทรีย์ที่มีต่อการย่อยสลายสารอินทรีย์แบบต่อเนื่องของน้ำเสียจากโรงงานเยื่อกระดาษ พบว่า การกำจัดซีโอดีเกิดขึ้นได้สูงสุดประมาณร้อยละ 60 ที่อัตราการระเหยอินทรีย์ 5 กิโลกรัมซีโอดี/ลูกบาศก์เมตร-วัน, ระยะเวลาพักชลศาสตร์ 2 วัน, พีเอชเท่ากับ 8 และอุณหภูมิเท่ากับ 35 องศาเซลเซียส. นอกจากนี้พบว่า เมื่ออัตราการระเหยอินทรีย์มากกว่า 6 กิโลกรัมซีโอดี/ลูกบาศก์เมตร-วัน จะเกิดความเป็นพิษและทำให้ระบบไม่คงตัว.

2.8.2 งานวิจัยที่เกี่ยวข้องกับถังบำบัดอุณหภูมิต่ำ

ถังบำบัดแบบ Completely Stirred Tank Reactor (CSTR) หรือ modification ของถังบำบัดประเภทนี้ถูกพิจารณาใช้เป็นถังบำบัดของเสียที่มีของแข็งแขวนลอยในปริมาณสูง. ในกรณีที่เกิดขึ้นในระบบในช่วง thermophilic การรักษาอุณหภูมิในถังบำบัดจำเป็นต้องพึ่งพาแหล่งพลังงานจากภายนอก ซึ่งอาจเป็นพลังงานจากปิโตรเลียมหรือก๊าซชีวภาพที่ผลิตขึ้นได้ แต่ประสิทธิภาพพลังงานจะอยู่ในเกณฑ์ต่ำ เมื่อเทียบกับการนำแหล่งพลังงานทดแทนประเภทอื่นมาใช้ อาทิเช่น พลังงานความร้อนจากดวงอาทิตย์. ประเทศไทยจัดเป็นประเทศที่มีความเข้มข้นของพลังงานแสงอาทิตย์สูง, ดังนั้นการนำพลังงานความร้อนจากแสงอาทิตย์มาใช้เพื่อเพิ่มอุณหภูมิในถังบำบัดสำหรับบำบัดของเสียจากฟาร์มปศุสัตว์จะทำให้สามารถลดค่าใช้จ่ายในการก่อสร้างและเดินระบบ. อุณหภูมิมีผลต่อค่าความหนืดของของเหลว ซึ่งโดยทั่วไปค่า apparent viscosity ที่ specific shear rate สามารถอธิบายได้โดย Arrhenius-type model (Bhandari, D' Arey and Chow 1999 ; Marcotte, Taherian and Ramaswamy 2001).

Hashimoto and Chen (1976) ได้ศึกษาลักษณะสมบัติทาง rheological ของของเสียจากฟาร์มปศุสัตว์ และ Chen (1986) ดำเนินการศึกษาค่าผลของอุณหภูมิและความเข้มข้นของของแข็งและลักษณะสมบัติด้าน rheological properties ของมูลวัวขุน.

Moeller and Torres (1997) ได้ดำเนินการศึกษาความไวของการเปลี่ยนแปลงค่าความหนืดต่อ rate of shear ในตะกอนแบบคทีเรียที่ผ่านการย่อยสลายแบบไม่ใช้อากาศ โดยใช้ power law ดังนี้:

$$\tau = k\gamma^n \quad \text{----- (2.2)}$$

โดย τ = shear stress,
 $\dot{\gamma}$ = Rate of shear, s⁻¹
 k = consistency coefficient, Pa.s n
 n = flow behaviour index

จากสมการที่ 2.2, เมื่อ n มีค่าต่ำ จะแสดงถึงความไวต่อการเปลี่ยนแปลงค่าความหนืดต่อ rate of shear (Agote *et al.* 2001) สำหรับ Solar collector ที่ศึกษาในสภาวะ steady state การดึงพลังความร้อนมาใช้ประโยชน์จาก solar collector สามารถจำแนกได้ตามสมการ Hottel - Whillier - Bliss (Duffie and Beckman 1974 ; Sukhatme 1997), โดยมีรายละเอียดดังนี้ :

$$Q_u = F_r A_p [S - UL (T_{fin} - T_{amb})] \text{ ----- (2.3)}$$

โดย $F_r = \frac{m C_{pw}}{A_p UL} \left[1 - \exp \left(\frac{A_p UL}{m C_{pw}} \right) \right] \text{ ----- (2.4)}$

$$T_{fout} = \frac{F_r A_p (S - UL (T_{fin} - T_{amb}))}{m C_{pw}} \text{ ----- (2.5)}$$

$$T_{fin} = T_{fout} + (T_r - T_{fout}) \left(1 - e \left[\frac{-UA}{m C_{pw}} \right] \right) \text{ -----(2.6)}$$

Q_u = useful heat gain rate from the collector
 S = Hourly incident solar flux absorbed in the absorber plate
 F_r = the collector heat - removal factor
 A_p = Absorber plate area
 UL = Overall losses coefficient from the collector
 T_{fin} = Water inlet temperature to the solar collector
 T_{fout} = Water outlet temperature from the solar collector
 T_{amb} = Ambient temperature

m	=	Flow rate of water inside the solar collector
C _{pw}	=	specific heat of power
Tr	=	Operation temperature of the reactor
U	=	Overall heat transfer coefficient of the reactor heat exchanger

เทคโนโลยีการกำจัดของเสียจากการเกษตรที่มีการประยุกต์ใช้ในปัจจุบัน แต่ละเทคโนโลยีจะมีข้อจำกัดในการใช้งานที่แตกต่างกัน. ดังนั้น การเลือกเทคโนโลยีโดยทั่วไปจะขึ้นอยู่กับองค์ประกอบของของเสียเป็นหลัก. สำหรับการจัดการของเสียจากฟาร์มปศุสัตว์ ซึ่งเป็นของเสียที่มีศักยภาพในการผลิตพลังงานทดแทนและปุ๋ยอินทรีย์เป็นผลพลอยได้ จะไม่ค่อยนิยมใช้เทคโนโลยีประเภท combination หรือ gasification เนื่องจากปัญหาความชื้นที่ค่อนข้างสูงในของเสียดังกล่าว.

Dagnall *et al.* (2000) ได้เสนอแนะการใช้เทคโนโลยีการกำจัดของเสียแบบไม่ใช้อากาศร่วมกับกระบวนการ combustion เพื่อผลิตพลังงานทดแทนสำหรับฟาร์มปศุสัตว์.

สำหรับลักษณะสมบัติทั่วไปของของเสียจากฟาร์มปศุสัตว์ จะขึ้นอยู่กับวิธีการให้อาหาร ลักษณะโรงเรือน ระบบการรวบรวมของเสีย และระบบการเก็บรวบรวมของเสีย (Zeeman 1991) ซึ่งโดยทั่วไปแล้วของเสียจากฟาร์มปศุสัตว์จะมีอัตราการผลิต 10 และ 8.5 ปอนด์ VS/วันต่อน้ำหนัก 1000 ปอนด์ ของวัวนมและหมู, ตามลำดับ. สำหรับในประเทศไทย พบว่า มีของเสียที่ต้องระบายทิ้งที่ความเข้มข้นของซีโอดี 18,000-37,000 มิลลิกรัม/ลิตร และ บีโอดี 9,000-18,000 มิลลิกรัม/ลิตร นอกจากนั้น ในของเสียจากฟาร์มปศุสัตว์จะมีองค์ประกอบของสารไนโตรเจนสูง ดังแสดงในตารางที่ 9.

ตารางที่ 9. ปริมาณของสารประกอบไนโตรเจนและแอมโมเนียในของเสียจากฟาร์มปศุสัตว์

ประเภทของของเสีย	กรัม TKN/กรัม TS	กรัม NH ₄ -N/g TS
หมู	0.0600	0.0308
วัวขุน	0.0262	0.0154
วัวนม	0.0214	0.0115
ไก่เนื้อ	0.0500	0.0308
ไก่ไข่	0.0800	0.0308

ที่มา : Hill and Cobb (1996).

เทคโนโลยีการบำบัดของเสียแบบไม่ใช้อากาศ เป็นเทคนิคหนึ่งที่ใช้กันมากในการกำจัดของเสียจากฟาร์มปศุสัตว์ เนื่องจากเทคโนโลยีดังกล่าวสามารถผลิตพลังงานทดแทนและปรับปรุงคุณภาพของเสียได้. การผลิตพลังงานทดแทนเป็นประเด็นหลักที่เทคโนโลยีดังกล่าวนี้ได้รับการสนใจ. นอกจากนี้ เทคโนโลยีนี้ยังมีส่วนในการลดปัญหาปรากฏการณ์โลกร้อนอันเนื่องมาจาก Greenhouse gas. เทคโนโลยีการบำบัดของเสียแบบไม่ใช้อากาศ สำหรับฟาร์มปศุสัตว์มีการศึกษาวิจัยมากในของเสียจากฟาร์มวัว ซึ่งการศึกษาส่วนใหญ่จะใช้ถึงปฏิกิริยาที่เดินระบบในช่วง mesophilic และ psychrophilic (Zeeman 1991). สำหรับงานวิจัยถึงปฏิกิริยาที่เดินระบบในช่วง thermophilic ที่มีข้อได้เปรียบหลายประการเหนือถึงปฏิกิริยาแบบ mesophilic เช่น มีอัตราการย่อยสลายสารมลพิษอินทรีย์ได้สูงกว่าและสามารถทำลายเชื้อโรคที่ปนเปื้อนกับน้ำเสีย (Van Lies 1995).

การประยุกต์ใช้เทคโนโลยีแบบไม่ใช้อากาศในการบำบัดของเสียจากฟาร์มปศุสัตว์มีวัตถุประสงค์หลักดังต่อไปนี้ :

1. การผลิตพลังงานและลดการปลดปล่อยก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ โดยการเป็นพลังงานทดแทนเพื่อลดการใช้พลังงานจากปิโตรเลียม โดยพลังงานสุทธิที่ได้จากการย่อยสลายแบบไม่ใช้อากาศจะขึ้นกับปัจจัยหลายประการ ดังแสดงในตารางที่ 10.
2. การลดการผลิตสารที่ก่อให้เกิดกลิ่นที่ก่อปัญหาหอบหืดและภูมิแพ้ (Van Velsen 1981).
3. ลดการปลดปล่อยก๊าซที่ก่อปัญหาโลกร้อนเนื่องจากปรากฏการณ์เรือนกระจก.
4. ปรับปรุงคุณค่าธาตุอาหารพืชในของเสียจากฟาร์มปศุสัตว์ โดยเปลี่ยนสารไนโตรเจนอินทรีย์ไปเป็นแอมโมเนียซึ่งสามารถลดค่าใช้จ่ายของการใช้ปุ๋ยเคมี.
5. ลดปริมาณเชื้อโรคและเมล็ดของวัชพืชในของเสียที่ผ่านการบำบัดแล้ว.
6. ปรับปรุงคุณภาพทางกายภาพของเสียที่ผ่านการบำบัดแล้ว เช่น ริดน้ำให้แห้งได้ง่าย.

ตารางที่ 10. ปัจจัยที่มีผลต่อการผลิตก๊าซชีวภาพ

ปัจจัย	ประเด็นที่เกี่ยวข้อง
1. ลักษณะสมบัติของของเสีย	<ul style="list-style-type: none"> - ประเภทของสัตว์เลี้ยง - การให้อาหารสัตว์ - ปริมาณของแข็งแขวนลอย - ปริมาณของแข็งอินทรีย์แขวนลอย - ศักยภาพในการย่อยสลายทางชีวภาพ - ค่าสัมประสิทธิ์ในการย่อยสลายแบบ hydrolysis - ปริมาณความเข้มข้นของแอมโมเนีย - ความหนืดและค่าความร้อนจำเพาะ - อุณหภูมิของเสีย
2. การออกแบบถังปฏิกรณ์	<ul style="list-style-type: none"> - ปริมาณของถังปฏิกรณ์ - ประเภทของถังปฏิกรณ์ - รูปทรงของถังปฏิกรณ์ - ประเภทและความหนาของชั้นฉนวนรอบถังปฏิกรณ์ - ระบบให้ความร้อนและประสิทธิภาพ - ระบบการคัดแยกของเสีย
3. ลักษณะการเดินระบบ	<ul style="list-style-type: none"> - ระยะเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์ - อุณหภูมิในการเดินระบบ - อุณหภูมิในการเดินระบบ - อัตราการรับภาระ - อุณหภูมิภายนอกถังปฏิกรณ์

ที่มา : Hawkes (1980); Fischer, Iannotti and Durand (1996); Zeeman (1991).

สำหรับปัจจัยที่มีผลต่อประสิทธิภาพและเสถียรภาพของการเดินระบบบำบัดของเสียแบบไม่ใช้อากาศ สามารถจำแนกได้ดังนี้ :

1. ความสัมพันธ์ระหว่างสภาวะการเดินระบบและองค์ประกอบของเสีย

Van Velson and Lettinga (1980) ได้สรุปว่า องค์ประกอบของของเสียที่ป้อนเข้าระบบจะเป็นปัจจัยที่สำคัญในการกำหนดสมรรถนะการทำงานของถังบำบัด. ในกรณีนี้ทั้งจากฟาร์มปศุสัตว์ พบว่าแอมโมเนียที่ปนเปื้อนอยู่ในของเสียดังกล่าว เป็นสาเหตุของการยับยั้งการทำงานของระบบ. ขณะเดียวกัน Hawkes (1980) ได้แสดงให้เห็นว่า แต่ละกลุ่มของจุลินทรีย์ในกระบวนการย่อยสลายของเสียแบบไม่ใช้อากาศมีความต้องการทั้งธาตุคาร์บอนและไนโตรเจน โดยถ้าหากจุลินทรีย์ขาดธาตุไนโตรเจนจะมีผลกระทบต่อกระบวนการผลิตเอเทนไซม์.

นอกจากนั้นสภาพความเป็นกรด-เบสในถังปฏิกิริยาจะเป็นผลลัพธ์จากองค์ประกอบของ น้ำเสียที่ป้อนเข้าสู่ระบบ และสภาพการเดินระบบ โดยความสำคัญของสภาพความเป็นกรด-เบสจะเป็นตัวกำหนดศักยภาพในการย่อยสลาย.

Sanders (2001) เสนอว่าสำหรับปฏิกิริยาไฮโดรไลซิส ความสัมพันธ์ระหว่างความเป็นกรด-เบส และ activity ของเอนไซม์ จะมีลักษณะเป็น bell shaped curve โดยจะมีค่า activity สูงสุดในช่วงความเป็นกรด-เบสระหว่าง 6 ถึง 8 สำหรับน้ำเสียจากฟาร์มปศุสัตว์ จะพบว่า สภาพความเป็นกรด-เบสในถังบำบัดจะมีค่าสูงถึงแม้จะเดินระบบที่เวลาเก็บกักชลศาสตร์ต่ำ โดยเฉพาะอย่างยิ่งที่อุณหภูมิในช่วง thermophilic (55-60°C.) (Varel, Isaacson and Bryant 1977) ซึ่งส่งผลให้ประสิทธิภาพการกำจัดของเสียลดลงที่อัตราบำบัดสูง ทั้งนี้มีสาเหตุมาจากการยับยั้งกระบวนการย่อยสลายเนื่องจากแอมโมเนียมากกว่าระดับความเข้มข้นกรดอินทรีย์ระเหยง่าย (VFA) ที่เพิ่มขึ้น.

2. อุณหภูมิ

ระดับอุณหภูมิในถังปฏิกิริยาเป็นปัจจัยสำคัญในการกำหนดสมรรถนะการทำงานของถังบำบัดของเสียแบบไม่ใช้อากาศ ซึ่งเป็นพฤติกรรมที่สามารถพบเห็นได้เสมอในปฏิกิริยาทางชีววิทยา โดยอัตราการย่อยสลายจะเพิ่มขึ้นตามการเพิ่มขึ้นของอุณหภูมิจนถึงอุณหภูมิที่เหมาะสม Hawkes (1980).

Grady and Lim (1980) กล่าวว่า การกำหนดอุณหภูมิที่แน่นอนต่อการทำงานของถังบำบัดจะขึ้นอยู่กับลักษณะสมบัติของน้ำเสียและค่าที่แน่นอนจะได้จากการทดลองในห้องปฏิบัติการเท่านั้น. การศึกษาของ Veeken and Hamelers (2000) ที่ทดลองในของเสียจากมวลชีวภาพ 6 ชนิด แสดงให้เห็นว่า การใช้ Arrhenius equation เพื่ออธิบายถึงความสัมพันธ์ระหว่างค่าสัมประสิทธิ์ของ first order hydrolysis และอุณหภูมิในช่วง 20-40°C. สามารถแสดงผลได้ดีมาก ($R^2 = 0.984 - 0.9999$).

การออกแบบถังบำบัดของเสียแบบไม่ใช้อากาศภายใต้สภาวะ Thermophilic มีทั้งข้อได้เปรียบและเสียเปรียบซึ่งสามารถสรุปได้จากงานวิจัยของ Duran and Speece (1997) และ Van Lies (1995) ดังนี้ :

ประเด็นได้เปรียบ

1. อัตราการย่อยสลายเพิ่มขึ้นเนื่องจากอัตราการเจริญเติบโตที่สูงของจุลินทรีย์กลุ่ม Thermophilic แต่ขณะเดียวกันจุลินทรีย์กลุ่มนี้จะมีค่า growth yield ต่ำ, ดังนั้นจึงทำให้สามารถเดินระบบที่ค่าเก็บกักทางชลศาสตร์ประมาณ 1 ใน 3 ของค่าเก็บกักที่สภาวะ mesophilic (Ahring 1994).

2. ส่งเสริมลักษณะสมบัติของการแยกตะกอนของแข็งออกจากน้ำได้ดีขึ้น โดยตะกอนชีวภาพของถังบำบัดที่เดินระบบในช่วง thermophilic จะมีคุณสมบัติที่สามารถทำการรีดน้ำได้ดีกว่าตะกอนจากถังบำบัดในช่วง mesophilic (Hobson, Bousfield and Summers 1981; Van Velson and Lettinga 1980).
3. เพิ่มประสิทธิภาพในการทำลายเชื้อโรค โดยจากการศึกษาของ Bendixen (1994) พบว่าเชื้อโรคที่พบในของเสียจากฟาร์มปศุสัตว์ สามารถมีชีวิตอยู่ได้ยาวนานในสภาวะ mesophilic แต่จะถูกกำจัดในระยะเวลาระดับชั่วโมงในสภาวะ thermophilic (50-55°C).

ประเด็นเสียเปรียบ

1. มีการใช้พลังงานที่สูงขึ้นเมื่อเทียบกับการเดินระบบที่ mesophilic.
2. ลักษณะสมบัติของน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดในช่วง thermophilic จะมีคุณภาพด้อยกว่าเดินระบบที่ mesophilic โดยเฉพาะในประเด็นสารที่ละลายน้ำ (Buhr and Andrews 1997) แต่การศึกษาของ Ahring (1994) พบว่า ไม่มีข้อแตกต่างระหว่างค่าความเข้มข้นของกรดอินทรีย์ระเหยง่ายในน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดจากถังบำบัดแบบช่วง mesophilic และ thermophilic.
3. การที่จุลินทรีย์แบบ thermophilic มีค่า growth yields ที่ต่ำกว่าจึงต้องใช้เวลาในการเริ่มต้นเดินระบบที่มากกว่าถังบำบัดแบบ mesophilic และส่งผลให้ถังบำบัดแบบ thermophilic ได้รับผลกระทบต่อการเดินระบบรุนแรงกว่า เมื่อระบบได้รับน้ำเสียที่มีการปนเปื้อนของสารก่อความเป็นพิษต่อระบบ รวมถึงการเปลี่ยนแปลงสภาพแวดล้อมของถังบำบัด.
4. ระบบมีเสถียรภาพต่ำโดยเฉพาะอย่างยิ่งในกรณีน้ำเสียที่มีการปนเปื้อนของสารแอมโมเนียในความเข้มข้นสูง.

เวลาเก็บกักทางชลศาสตร์

ค่าเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์ของถังบำบัดของเสียเป็นปัจจัยการออกแบบที่สำคัญที่กำหนดความเหมาะสมทางเศรษฐศาสตร์ของถังบำบัด. โดยทั่วไป อัตราการผลิตมีเทนจากน้ำเสียชนิดเดียวกันจะลดลงตามเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์ แต่จะมีสัดส่วนของก๊าซมีเทนเพิ่มขึ้น (Verel *et al.* 1980). การศึกษาของ Van Velsen and Lettinga (1980) ในน้ำเสียจากฟาร์มสุกร พบว่า ที่เวลาเก็บกักทางชลศาสตร์ที่มากกว่า 15 วัน จะมีผลต่อการเพิ่มสัดส่วนของก๊าซมีเทนเพียงเล็กน้อย ขณะที่สัดส่วนก๊าซมีเทนจะลดลงอย่างรวดเร็วที่เวลาเก็บกักทางชลศาสตร์น้อยกว่า 15 วัน และสรุปว่าค่าเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์ที่วิกฤติจะขึ้นอยู่กับลักษณะสมบัติทางเคมีและกายภาพของน้ำเสีย เนื่องจากค่าเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์เป็นตัวกำหนดขนาดของถังบำบัด ซึ่งจะสะท้อนถึงต้นทุนในการก่อสร้าง. ดังนั้น การลดค่าเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์จะสามารถลดงบประมาณการลงทุนได้. แนวทางในการลดเวลาเก็บ

กักทางชลศาสตร์อาจจะทำได้โดยการเพิ่มอุณหภูมิในถังบำบัด และ/หรือ เพิ่มปริมาณจุลินทรีย์ในระบบให้มีความเข้มข้นมากขึ้น โดยการดำเนินการไม่ใช้เวลาเก็บกักจุลินทรีย์ขึ้นตรงต่อเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์ (Dugba and Zhang 1999).

การสร้างความปั่นป่วน

การกวนเพื่อสร้างความปั่นป่วนในถังบำบัดของเสียแบบไม่ใช้อากาศ เป็นปัจจัยที่สำคัญในการกำหนดสมรรถนะการทำงานของระบบ Grady and Lim (1980) แสดงให้เห็นว่า การกวนในระดับที่เหมาะสมในถังบำบัดจะป้องกันการเกิดสภาพสิ่งแวดล้อมที่ไม่เอื้ออำนวยกับการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์กลุ่ม mesophilic.

ผลของการกวนต่อกระบวนการย่อยสลายทางชีวภาพแบบไม่ใช้อากาศจากงานวิจัยยังมีความขัดแย้งกันอยู่ค่อนข้างมาก. การศึกษาของ Stroot *et al.* (2001) ในการบำบัดของเสียที่ผสมกันระหว่างขยะชุมชนและตะกอนชีวภาพจากระบบบำบัดน้ำเสียที่อุณหภูมิ 35°C. พบว่า การลดอัตราการกวนลงมีผลให้สมรรถนะการย่อยสลายดีขึ้น. Zeeman (1991) แสดงให้เห็นว่า ในระบบบำบัดแบบสะสมตัวตะกอนของมูลวัวที่อุณหภูมิ 15°C. ที่เวลาเก็บกักชลศาสตร์ 100 วัน การกวนก่อนผลเสียต่อกระบวนการย่อยสลายกรดอินทรีย์ระเหยง่ายโดยเฉพาะกรดโพรไพโอนิก. ทั้งนี้ อาจเนื่องจากการกวนมีผลทำลายโครงสร้างการรวมกลุ่มของจุลินทรีย์กลุ่มที่ใช้ก๊าซไฮโดรเจนและแบคทีเรียกลุ่มที่ออกซิไดส์กรดโพรไพโอนิก ส่งผลให้ระบบความเข้มข้นของก๊าซไฮโดรเจนสูงขึ้นและยับยั้งการย่อยสลายของกรดโพรไพโอนิก. นอกจากนี้ พบว่า ถังปฏิกรณ์แบบ batch ที่ใช้บำบัดน้ำเสียจากอุตสาหกรรมน้ำมันมะกอกจะมีอัตราการผลิตก๊าซมีเทนลดลงเมื่ออัตราการกวนสูงขึ้น. สำหรับการบำบัดน้ำเสียจากฟาร์มสุกรที่ใช้เครื่องกวนที่อัตรา 30 รอบ/นาที โดยกวน 10 นาที ทุก 3 และ 6 ชั่วโมง ในถังบำบัดแบบ CSTR พบว่า การกวนทุกๆ 6 ชั่วโมง จะให้ผลผลิตมีเทนสูงกว่ากวนทุกๆ 3 ชั่วโมง.

สำหรับการประยุกต์ใช้พลังงานแสงอาทิตย์เพื่อเพิ่มอุณหภูมิในถังบำบัดของเสียแบบไม่ใช้อากาศในฟาร์มปศุสัตว์ พบว่า งานวิจัยในส่วนนี้มีน้อยมาก. Alkhamis *et al.* (2000) ออกแบบถังบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้อากาศทำงานร่วมกับระบบผลิตพลังงานแสงอาทิตย์แบบ flat plate solar collector โดยควบคุมอุณหภูมิในถังบำบัดที่ 40 °C. นอกจากนี้ Axaopoulos *et al.* (2001) ได้พัฒนาแบบจำลองคณิตศาสตร์เพื่อ simulate ถังบำบัดที่ใช้มูลสุกรเป็นสารอาหารและเพิ่มอุณหภูมิโดยใช้พลังงานแสงอาทิตย์ โดยใช้ถังบำบัดขนาด 45 ลูกบาศก์เมตร ที่เวลาเก็บกัก 6 วัน อุณหภูมิ 35 °C. ผลการดำเนินแบบจำลองมีความสอดคล้องกับอุณหภูมิในถังบำบัดที่ตรวจวัด.

3. วิธีดำเนินการวิจัย

3.1 แผนการวิจัย

การวิจัยครั้งนี้เป็นการศึกษาทดลองในระดับห้องปฏิบัติการ สามารถแบ่งการดำเนินการเป็นขั้นตอน ดังนี้ :

- 3.1.1 ศึกษาลักษณะสมบัติทางด้าน Rheological ของของเสียจากฟาร์มปศุสัตว์,
 - Manure viscosity measurement.
 - Relation between shear stress and rate of shear.
 - Effect of temperature on apparent viscosity.
- 3.1.2 ประเมินสภาพที่เหมาะสมต่อกระบวนการ Hydrolysis / Acetogenesis.
- 3.1.3 ดำเนินการพัฒนา Model for thermal energy production.
- 3.1.4 การเก็บรวบรวมข้อมูลของรูปแบบของถังปฏิกริยา STAR ใช้ระบบแผ่นกั้นไม่ใช้อากาศ (Anaerobic Baffled Reactor: ABR) เป็นถังปฏิกริยาผลิตก๊าซมีเทน.
- 3.1.5 การหารูปแบบถังปฏิกริยาที่เหมาะสมระดับห้องปฏิบัติการที่มีเกณฑ์ขั้นต่ำ ดังนี้ :
 - ถังปฏิกริยาขนาด 10 ลิตร พร้อมอุปกรณ์ Gas/Form Separation system.
 - ระบบหมุนเวียนก๊าซชีวภาพ.
 - อุปกรณ์ในการกวน (Mixing) ที่สามารถกวนได้ที่ 75-750 รอบต่อนาที หรือสามารถรักษาค่า Velocity gradients (G) ได้ไม่มากกว่า 770 วินาที⁻¹ ที่ 28 °ซ.
 - ติดตั้งอุปกรณ์วัดก๊าซชีวภาพแบบ wet tip gas meter.
- 3.1.6 การศึกษากระบวนการสร้างจุลินทรีย์แบบเม็ดในสภาวะน้ำเสียที่มี cBOD และ nBOD สูง รวมถึงการปนเปื้อนของตะกอนของแข็งสูง,
 - การคัดเลือกมวลชีวภาพตั้งต้น (seed sludge) จากแหล่งต่างๆ โดยการใช้การตรวจสอบ specific methanogenic activity (SMA) เป็นเกณฑ์สำหรับการศึกษาและดำเนินการตามวิธีการที่เสนอแนะของ The Standing Committee of Analysis Department of the Environment ของประเทศอังกฤษ และ McCarty's group at Stanford (Owen *et al.* 1979).
- 3.1.7 การศึกษาด้าน Hydraulic Pattern ของถังปฏิกริยา STAR และ ASBR โดยใช้ Bromocresol green dye เป็น tracer และดำเนินการตรวจวิเคราะห์ปริมาณของสีดังกล่าวโดยใช้สเปกโทรโฟโตมิเตอร์. ข้อเด่นของการใช้สี Bromocresol green dye คือ ไม่ถูกดูดซับด้วยมวลชีวภาพในถังปฏิกริยา และไม่สะสมตัวในฟองของก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์, ไนโตรเจน, และมีเทน.

3.1.8 การศึกษาระดับการกวน โดยใช้การหมุนเวียนก๊าซชีวภาพกลับสู่ถังปฏิกรณ์และ/หรือการใช้อุปกรณ์ในการกวน (Mixer), แปรเปลี่ยนระยะเวลาการกวนและค่า velocity gradients (G). สำหรับค่า G จะควบคุมให้อยู่ในช่วง 100/วินาที จนถึง 50/วินาที.

3.1.9 ศึกษาผลกระทบของสภาพการไม่มีสารอาหารต่อสมรรถนะการเดินระบบหลังจากการเริ่มต้นระบบใหม่ (restarting). การเดินระบบเริ่มต้นใช้ Mode of operation แบบ batch (2 batch/วัน) เพื่อให้มวลชีวภาพมีเวลาในการปรับตัว (acclimation time) ที่พอเพียง. จากนั้น จะเริ่มต้นเดินระบบที่ 4 batch/วัน มีเป้าหมายเพื่อลดค่า HRT (Hydraulic Retention time) จาก 48 ชั่วโมง จนถึงค่าต่ำสุดที่ประสิทธิภาพการกำจัด BOD ลดลงอย่างไม่มีนัยสำคัญ, รวมถึงสามารถรักษาระบบให้เดินได้ในสภาวะเสถียรภาพแล้วจะดำเนินการหยุดการป้อนน้ำเสียในช่วงเวลา 50 วัน.

3.1.10 การศึกษา Biokinetic โดยจะเน้นที่สัมประสิทธิ์ เช่น

- Maximum substrate Utilization rate (k).
- Half-velocity Constant (ks).
- Growth yield (Yg).
- Decay coefficient (kd).
- Specific growth rate (μ_m).

อาศัยเทคนิค Non-linear analysis โดยการ fitting ผลการทดลองกับสมการ integrated Monod equation และเทคนิคที่เสนอแนะโดย Smith, McCarty and kitanidis (1998) สำหรับสัมประสิทธิ์ k และ ks.

สถานที่ทำการทดลอง

1. ห้องปฏิบัติการสิ่งแวดล้อม ฝ่ายสิ่งแวดล้อมนิเวศวิทยาและพลังงาน สถาบันวิจัยวิทยาศาสตร์และเทคโนโลยีแห่งประเทศไทย และห้องปฏิบัติการสิ่งแวดล้อม ภาควิชาวิทยาศาสตร์อนามัยสิ่งแวดล้อม คณะสาธารณสุขศาสตร์ มหาวิทยาลัยขอนแก่น.

2. ห้องปฏิบัติการสิ่งแวดล้อม ภาควิชาวิทยาศาสตร์อนามัยสิ่งแวดล้อม คณะสาธารณสุขศาสตร์ มหาวิทยาลัยขอนแก่น.

3.2 ตัวแปรที่ใช้ในการทดลอง

ตัวแปรที่ใช้ในการทดลองและปัจจัยที่ต้องทำการวิเคราะห์เมื่อระบบเข้าสู่สภาวะคงตัวมีดังนี้ :

ตัวแปรตามที่ต้องทำการวิเคราะห์

ประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำเสีย ปัจจัยที่ใช้ในการวิเคราะห์ ได้แก่ :

1. ซีโอดี (Total Chemical Oxygen Demand: T-COD),
2. ซีโอดีกรอง (Soluble Chemical Oxygen Demand: S-COD),
3. ปริมาณของแข็งแขวนลอย (Suspended Solids: SS),
4. น้ำมันและไขมัน (Fat Oil and Grease: FOG),
5. สารประกอบไนโตรเจน.

พารามิเตอร์ที่ทำการวิเคราะห์เพื่อตรวจสอบสภาวะการทำงานของระบบ ได้แก่:

1. สภาพเบสทั้งหมด (Total Alkalinity),
2. กรดไขมันระเหย (Volatile Fatty Acid: VFA),
3. พีเอชและอุณหภูมิ (pH and Temperature),
4. ปริมาณก๊าซชีวภาพทั้งหมด,
5. ร้อยละของปริมาณก๊าซมีเทน.

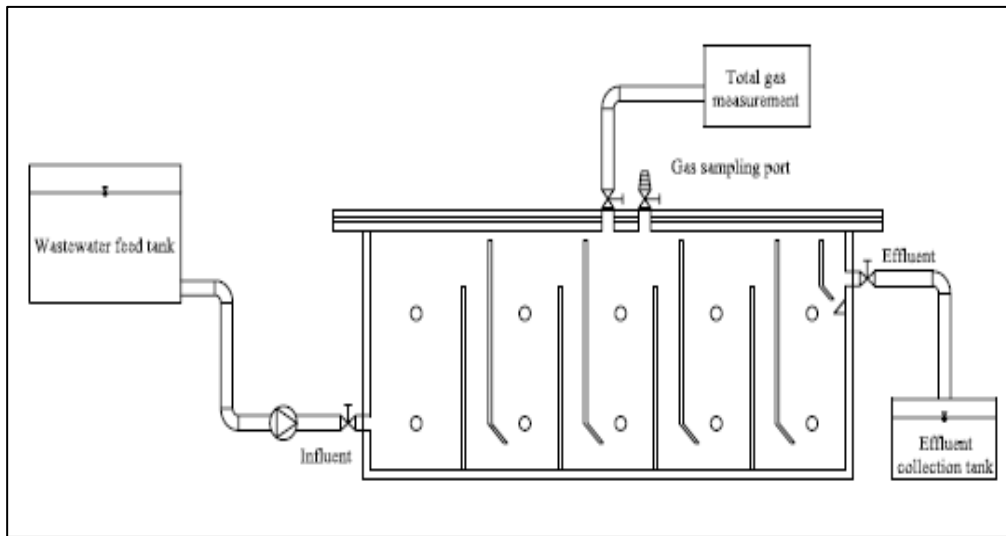
ตัวแปรควบคุมที่ต้องกำหนดให้คงที่ ได้แก่ :

1. เวลาพักพักชลศาสตร์ 10 วัน,
2. อัตราไหลน้ำเสียเข้าระบบ 2.2 ลิตร/วัน.
3. พีเอชน้ำเสียเข้าระบบอยู่ในช่วง 6.8-7.2.

3.3 เครื่องมือและอุปกรณ์ที่ใช้ในการทดลอง

3.3.1 ชุดระบบแผ่นกั้นไม่ใช้อากาศ

ลักษณะชุดอุปกรณ์ที่ใช้ในการทดลองดังแสดงในรูปที่ 7, ชุดระบบแผ่นกั้นไม่ใช้อากาศที่ใช้ในการทดลองครั้งนี้ประกอบด้วย ชุดอุปกรณ์การทดลองที่มีลักษณะเหมือนกันทั้งหมด 3 ชุด. ในแต่ละชุดประกอบด้วย ถังปฏิกรณ์แผ่นกั้นไม่ใช้อากาศขนาดปริมาตรน้ำในระบบ 22 ลิตร จำนวน 1 ถัง, ชุดอุปกรณ์วัดก๊าซแบบแทนที่น้ำ 1 ชุด, เครื่องสูบน้ำเสียเข้าสู่ระบบ 1 เครื่อง, ถังพักน้ำเสียเข้าระบบและถังพักน้ำออกจากระบบอย่างละ 1 ใบ. ชุดระบบแผ่นกั้นไม่ใช้อากาศที่ใช้ในการทดลองดังแสดงในรูปที่ 8.



รูปที่ 7. ลักษณะชุดอุปกรณ์ที่ใช้ในการทดลอง.



รูปที่ 8. ชุดระบบแผ่นกั้นไม่ใช้อากาศที่ใช้ในการทดลอง.

รายละเอียดอุปกรณ์ที่ใช้ในการทดลองมีดังนี้ :

1. ถังปฏิกรณ์แผ่นกั้นไม่ใช้อากาศ

การทดลองนี้ได้มีการออกแบบและจัดทำถังปฏิกรณ์แผ่นกั้นไม่ใช้อากาศรูปทรงสี่เหลี่ยมผืนผ้า ทำจากวัสดุอะคริลิกใสจำนวน 3 ถัง. แต่ละถังปฏิกรณ์มีปริมาตรน้ำในระบบ 22 ลิตร, ประกอบด้วยจำนวนห้อง 5 ห้อง ในแต่ละห้องจะมีการติดตั้งแผ่นกั้นในแนวตั้ง (vertical baffle) ซึ่งทำให้ในแต่ละห้องถูกแบ่งออกเป็น 2 ส่วน ได้แก่ ส่วนที่น้ำไหลลง (downcomer) และส่วนที่น้ำไหลขึ้น (upcomer). ในการออกแบบและจัดทำถังปฏิกรณ์นี้ ได้นำเอาข้อดีต่างๆ จากผลงานวิจัยระบบแผ่นกั้นไม่ใช้อากาศที่ผ่านมา ร่วมประยุกต์ใช้ได้อย่างเหมาะสม ได้แก่ การติดตั้งแผ่นกั้นให้มีส่วนที่น้ำไหลลงและส่วนที่น้ำไหลขึ้นมีความกว้าง 3 และ 9 เซนติเมตร, ตามลำดับ, ทำให้อัตราส่วนความกว้างของส่วนที่น้ำไหลลงและไหลขึ้นมีค่าเท่ากับ 1 : 3 ซึ่งช่วยให้เกิดการกักพักตะกอนได้ดีโดยไม่เพิ่ม deadspace มากนัก ทำให้ได้ผลดีกว่าการติดตั้งแผ่นกั้นไว้ตำแหน่งตรงกลางของห้อง (Dama *et al.* 2003). ส่วนปลายของแผ่นกั้นระหว่างส่วนที่น้ำไหลลงและไหลขึ้นจะทำมุม 45 องศา กับแนวราบ ซึ่งมีข้อดี คือ ช่วยบังคับทิศทางหลักของการไหลของน้ำส่วนที่ไหลขึ้นให้อยู่ในแนวตรงกลาง, ทำให้ช่วยเพิ่มการผสมผสานและสัมผัสกันระหว่างน้ำเสียและตะกอนจุลินทรีย์ในส่วนล่างของห้อง และลดการเกิด deadspace ในบริเวณส่วนที่น้ำไหลขึ้นและบริเวณทิศทางที่มีการไหลของน้ำได้ (Dama *et al.* 2003; Amirfakhri, Vossoughi and Soltanieh 2006) ส่วนบนของถังปฏิกรณ์มีช่องต่อไปยังชุดอุปกรณ์วัดก๊าซแบบแทนที่น้ำรวมทั้งช่องเก็บตัวอย่างก๊าซ. มีจุดรับน้ำเสียเข้าระบบและจุดระบายน้ำเสียออกจากระบบ รวมทั้งมีการติดตั้งจุดเก็บตัวอย่างน้ำเสียและตะกอน จุลินทรีย์ในห้องต่างๆ อีกด้วย ซึ่งคุณลักษณะของถังปฏิกรณ์ที่ใช้ในการทดลอง ดังแสดงในตารางที่ 11 และรูปที่ 9.

2. ชุดอุปกรณ์วัดก๊าซแบบแทนที่น้ำ

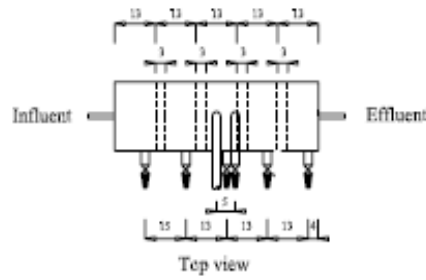
การทดลองนี้ได้ทำการเก็บข้อมูลปริมาณก๊าซชีวภาพทั้งหมดโดยใช้ชุดอุปกรณ์วัดก๊าซแบบแทนที่น้ำที่ทำจากวัสดุอะคริลิก ซึ่งมีการติดตั้งเซ็นเซอร์เพื่อนับจำนวนการพลิกของอุปกรณ์ที่ทราบปริมาตรก๊าซที่ถูกแทนที่น้ำอย่างแน่นอน สามารถใช้คำนวณหาปริมาณก๊าซชีวภาพทั้งหมดที่เกิดขึ้นได้ โดยชุดอุปกรณ์วัดก๊าซแบบแทนที่น้ำ ดังแสดงในรูปที่ 10.

3. เครื่องสูบน้ำเสียเข้าสู่ระบบ

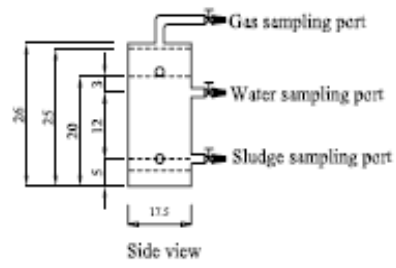
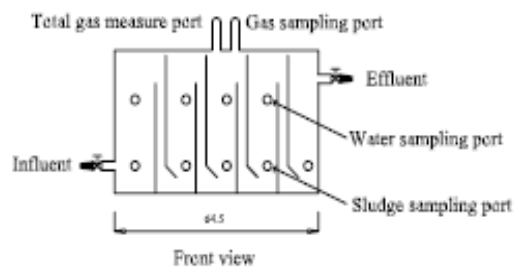
ในแต่ละชุดการทดลองจะมีเครื่องสูบน้ำเสียเข้าสู่ระบบชุดการทดลองละ 1 เครื่อง เพื่อใช้สูบน้ำเสียเข้าสู่ระบบด้วยอัตราการไหล 2.2 ลิตร/วัน เนื่องจากเป็นการสูบน้ำเข้าระบบในช่วงอัตราการไหลที่ต่ำจึงเลือกใช้เครื่องสูบแบบรีดสาย (Peristaltic pump).

ตารางที่ 11. คุณลักษณะของถังปฏิกรณ์แผ่นกั้นไม่ใช้อากาศที่ใช้ในการทดลอง

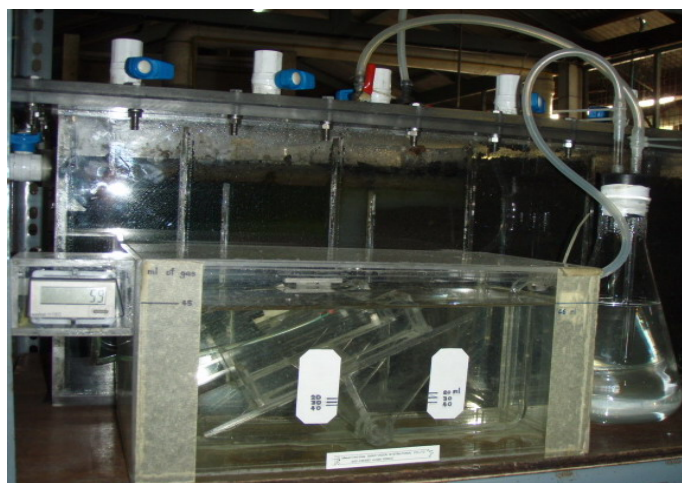
คุณลักษณะของถังปฏิกรณ์	รายละเอียด
1. ปริมาตรบรรจุน้ำของถัง	22 ลิตร
2. จำนวนห้อง	5 ห้อง
3. ขนาดถัง	
- ความยาว	64.5 เซนติเมตร
- ความกว้าง	17.5 เซนติเมตร
- ความสูง	26.0 เซนติเมตร
4. ลักษณะของแผ่นกั้น	ส่วนปลายยาว 3 เซนติเมตร โดยทำมุม 45 องศา กับแนวราบ



Remark : Unit is centimeter



รูปที่ 9. ถังปฏิกรณ์แผ่นกั้นไม่ใช้อากาศที่ใช้ในการทดลอง.
(หน่วยเซนติเมตร)



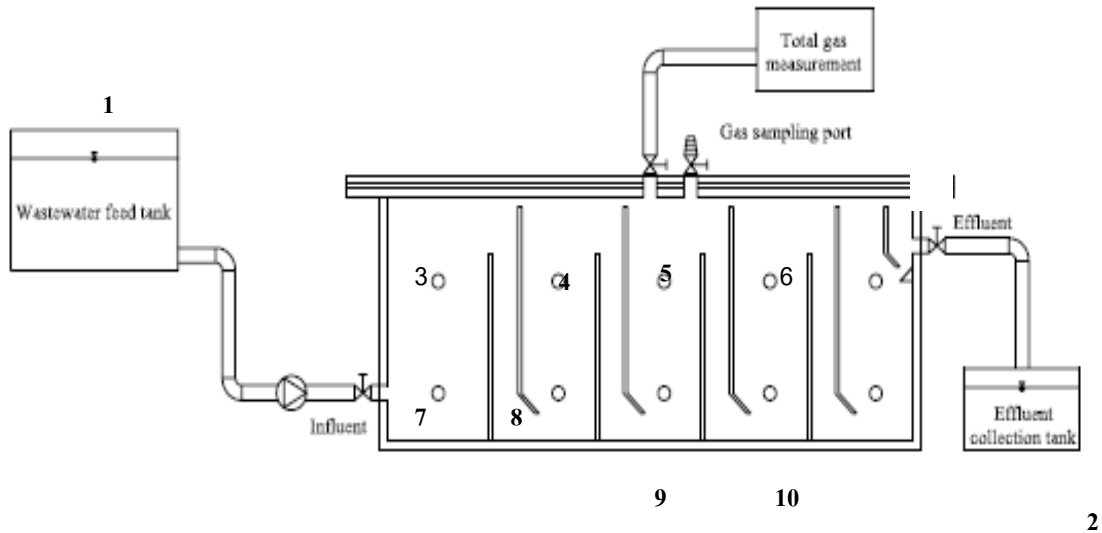
รูปที่ 10. ชุดอุปกรณ์วัดก๊าซแบบแทนที่น้ำที่ใช้ในการทดลอง.

4. ถังพักน้ำเสียเข้าระบบและถังพักน้ำออกจากระบบ

ในแต่ละชุดการทดลองจะมีถังพักน้ำเสียเข้าระบบและถังพักน้ำออกจากระบบชุดการทดลองละ 1 ใบ โดยจะใช้ถังพลาสติกขนาด 10 ลิตร และ 30 ลิตร, ตามลำดับ.

3.4 การเก็บตัวอย่าง และการวิเคราะห์พารามิเตอร์ต่างๆ

การทดลองนี้จะเก็บตัวอย่างน้ำจากจุดเก็บตัวอย่างน้ำ จำนวนทั้งหมด 6 จุด และนำมาวิเคราะห์ด้วยวิธีวิเคราะห์ตาม Standard Methods for examination of water and wastewater (American Public Health Association 1995) จุดเก็บตัวอย่างน้ำ, ก๊าซ และตะกอนจุลินทรีย์ ดังแสดงในรูปที่ 11.



รูปที่ 11. จุดเก็บตัวอย่างน้ำ ก๊าซ และตะกอนจุลินทรีย์.

จากรูปที่ 11 จุดเก็บตัวอย่างน้ำมีทั้งหมด 6 จุด ได้แก่ :

- จุดที่ 1 น้ำเสียที่เข้าระบบเก็บจากถังพักน้ำเสีย (หมายเลข 1)
- จุดที่ 2 น้ำเสียที่ออกจากระบบเก็บจากถังพักน้ำออก (หมายเลข 2)
- จุดที่ 3-6 น้ำเสียในระบบเก็บจากจุดเก็บตัวอย่างน้ำห้องที่ 1-5 (หมายเลข 3-6 และ 11)

ตัวอย่างน้ำเสียที่นำมาวิเคราะห์เพื่อศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียมาจากกระบวนการผลิตไบโอดีเซล. ผลของอัตราการระเหยไอที่มีต่อการบำบัดน้ำเสียดังกล่าว รวมทั้งศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียตามระยะทางของระบบตามแผนการเก็บตัวอย่างและวิธีการวิเคราะห์ปัจจัยต่างๆ เมื่อเข้าสู่สภาวะคงตัว ดังแสดงในตารางที่ 16.

การเก็บตัวอย่างก๊าซเพื่อนำไปวิเคราะห์หาปริมาณของก๊าซมีเทนในก๊าซชีวภาพที่ระบบผลิตได้นั้น ทำการเก็บตัวอย่างก๊าซโดยใช้ถุงเก็บก๊าซ ณ จุดเก็บตัวอย่างก๊าซบริเวณด้านบนของถังปฏิกรณ์ แล้วนำตัวอย่างก๊าซชีวภาพไปวิเคราะห์หาปริมาณของก๊าซมีเทนด้วยเครื่องแก๊สโครมาโทกราฟี (GC) ต่อไป.

ตัวอย่างตะกอนจุลินทรีย์เพื่อนำมาทำการวิเคราะห์หาปริมาณตะกอนจุลินทรีย์โดยวิธี Gravimetric method และศึกษาลักษณะภายในเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ด้วยการนำไปส่องด้วยกล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอน (Scanning Electron Microscopy; SEM) เก็บตัวอย่างตะกอนจุลินทรีย์จากจุดเก็บตัวอย่างบริเวณด้านล่างของถังปฏิกรณ์ในห้องที่ 1-4 (หมายเลข 7-10), ตามลำดับ.

จุดเก็บตัวอย่างและวิธีการวิเคราะห์พารามิเตอร์ต่างๆ ดังแสดงในตารางที่ 12.

ตารางที่ 12. จุดเก็บตัวอย่างและวิธีการวิเคราะห์พารามิเตอร์ต่างๆ

พารามิเตอร์	จุดเก็บตัวอย่าง				ความถี่ในการวิเคราะห์	วิธีวิเคราะห์/ เครื่องมือที่ใช้
	น้ำเข้าระบบ	น้ำออกจากระบบ	จุดเก็บก๊าซ	น้ำ/ตะกอนจุลินทรีย์ในระบบ		
1. ซีโอดี	/	/		/	จ, พ, ศ	วิธีฟลักซ์แบบปิด
2. ปริมาณของแข็งแขวนลอย	/	/		/	จ, พ, ศ	Gravimetric method ⁺¹
3. น้ำมันและไขมัน	/	/			จ, พ, ศ	วิธีการสกัดด้วยกรวยแยก
4. สภาพเบสทั้งหมด	/	/		/	จ, พ, ศ	วิธีไทเทรต
5. กรดไขมันระเหย		/		/	จ, พ, ศ	วิธีไทเทรต
6. พีเอชและอุณหภูมิ	/	/		/	ทุกวัน	เครื่องวัดพีเอชเทอร์โมมิเตอร์
7. ปริมาณก๊าซชีวภาพทั้งหมด			/		ทุกวัน	วัดปริมาตรก๊าซแบบแทนที่น้ำ
8. ร้อยละของปริมาณก๊าซมีเทน			/		สุ่มตรวจ	เครื่อง GC ⁺³
9. โครงสร้างภายในของตะกอนจุลินทรีย์				/	ก่อนและหลังการทดลอง	SEM

หมายเหตุ :

*1 วิธีวิเคราะห์ของแข็งแขวนลอย (Suspended Solids Dried) อบแห้งที่ 103-105°C.

*2 เครื่องยี่ห้อ Shimadzu รุ่น GC-7AG ใช้คอลัมน์ คือ Porepak Q ยาว 2 เมตร และใช้ตัวตรวจวัด (Detector) คือ FID ก๊าซตัวพา (Carrier gas) คือ ก๊าซไนโตรเจน.

*3 เครื่องยี่ห้อ Shimadzu รุ่น LC-3A ใช้คอลัมน์ คือ Lichrocart-C₁₈ ขนาด 250*4.0 มิลลิเมตร และใช้ตัวตรวจวัด คือ Refractive Index Detector ยี่ห้อ LDC รุ่น Refracto Monitor TV Mobile phase: 0.1% aq. Phosphoric acid (v/v).

3.5 วิเคราะห์หาค่าสัมประสิทธิ์จลนพลศาสตร์ โดยจากโปรแกรม Weighted Non-linear Least-Squares Analysis

Staton (1966) ได้นำเสนอสมการทางคณิตศาสตร์ที่อธิบายส่วนของน้ำหนักที่หายไปของสารอาหาร ดังสมการ,

$$\frac{dX}{dt} = -Y \times \frac{dS}{dt} - bX \dots\dots\dots(3.1)$$

เมื่อ $\frac{dX}{dt}$ = อัตราการเจริญสุทธิของจุลินทรีย์ (น้ำหนัก/ปริมาตร-เวลา),

$\frac{dS}{dt}$ = อัตราการกินอาหารโดยจุลินทรีย์ (น้ำหนัก/ปริมาตร-เวลา),

X = ความเข้มข้นของจุลินทรีย์ (น้ำหนัก/ปริมาตร),

Y = สัมประสิทธิ์การเจริญเติบโตของจุลินทรีย์,

b = อัตราการตายของเซลล์ต่อหน่วยเวลา.

กำหนดอัตราการตายของจุลินทรีย์ bX คือ การลดลงของจำนวนจุลินทรีย์อันเนื่องมาจากหลายปัจจัยด้วยกัน รวมทั้งอัตราการหายใจภายในเซลล์ แต่จากการศึกษาของ Matlette (1963) ได้กำหนดค่า bX ซึ่งเกิดขึ้นน้อยมากในการเลี้ยงเชื้อ เมื่อเปรียบเทียบกับอัตราทั้งหมด เมื่อคูณทั้งสองข้างของสมการด้วย dt จะได้,

$$dX = -Y \times (dS) \dots\dots\dots(3.2)$$

เมื่อ Integrate สมการที่ (3.2) และหาค่าคงที่ โดยกำหนดค่า

$$X = X_0 \text{ ที่ } S = S_0 \text{ จะได้}$$

$$X = X_0 + Y \times (S_0 - S) \dots\dots\dots(3.3)$$

เมื่อ X_0 และ S_0 คือ ความเข้มข้นเริ่มต้นของจุลินทรีย์และสารอาหาร แทนค่าในสมการที่ (3.2) เป็นสมการ (3.3). ค่า Yield ของสมการสำหรับอัตราของสารอาหารที่นำไปใช้ต่อหน่วยเวลา สำหรับค่าการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ ใน Batch Culture ดังสมการที่ (3.4),

$$\frac{dS}{dt} = \frac{-k(X_0 + Y)(S_0 - S) \times S}{K_s + S} \dots\dots\dots(3.4)$$

$$t = -\frac{1}{k} \left[\frac{K_s \times \ln(X_0 + Y \times S_t)}{X_0 + Y \times S_0} + \frac{(K_s \times \ln S_t \times X_0) + (1 \times \ln X_0)}{X_0 + Y \times S_0} \right] \dots\dots\dots(3.5)$$

ข้อกำหนดของสมการที่ (3.2) ค่าพารามิเตอร์ที่จะวัดการตายของจุลินทรีย์อย่างมีนัยสำคัญ ซึ่งได้มีการทดสอบโดย Montgomery (1983) โดยใช้โปรแกรมคอมพิวเตอร์จากเส้นโค้งของ สารอาหารที่ใช้ไปกับอัตราการตาย พบว่า ค่าพารามิเตอร์ทั้งสองอย่างได้ผลเหมือนกัน, ระยะเวลาที่ใช้มากกว่า 15 วัน ที่จะสามารถนำสารอาหารไปใช้ได้หมด. อัตราการตายสูงสุด มีค่า 0.03 และ 0.04 วัน⁻¹ จะมีผลต่อค่าพารามิเตอร์อย่างมีนัยสำคัญ. อัตราการตายต่ำสุดประมาณ 0.01 วัน⁻¹ ที่ ระยะเวลามากกว่า 20 วัน.

สมการที่ (3.5) จะกำหนดเส้นโค้งของสารอาหารที่ใช้ไป เมื่อ S₀ คือค่าเริ่มต้นของสารอาหาร ที่ใช้ในการทดลอง, S_t คือค่าเวลาที่ใช้ในการทดลองโดยที่ไม่ทราบค่า k, K_s ซึ่งหาได้จากการใช้ คอมพิวเตอร์ในสมการ Integrated Monod ในสมการที่ 3.5.

จากการทดลอง ของ Montgomery (1988) สรุปค่า Yield coefficient ซึ่งศึกษาในถึง ปฏิกริยาแบบรุ่นผลิต (batch) ที่อุณหภูมิต่างกัน โดยใช้เทคนิคการวัดค่า C¹⁴ ซึ่งพบว่า ค่า Acetate yield จากการย่อยสลายของแอสซีเตต ดังตารางที่ 3.3 มีค่าใกล้เคียงกับค่าที่คำนวณได้. ดังนั้น ในการศึกษาครั้งนี้จึงเลือกใช้ค่า Yield coefficient = 0.0363 มิลลิกรัมเซลล์/มิลลิกรัมแอสซีเตต ที่อุณหภูมิ 35^oซ. และ 0.0356 มิลลิกรัมเซลล์/มิลลิกรัมแอสซีเตต ที่อุณหภูมิ 30^oซ., ตามลำดับ.

ตารางที่ 13. ค่า Yield coefficient ที่ใช้การคำนวณในช่วงอุณหภูมิต่างๆ

อุณหภูมิ (องศาเซลเซียส)	Yield (มิลลิกรัมเซลล์/มิลลิกรัมแอสซีเทต)
35	0.0363
30	0.0356
25	0.0346
20	0.0338
15	0.0333

ที่มา : Montgomery (1988)

หากนำสมการ Monod มาหาค่าสัมประสิทธิ์ของจูลินทรีย์สามารถทำได้แต่ค่อนข้างยุ่งยาก เนื่องจากไม่เป็นเส้นตรง (Non-linear). อย่างไรก็ตาม โปรแกรม Weighted Non-linear Least-Squares สามารถนำมาใช้ในการหาค่าความแตกต่างระหว่างการทดลองและการใช้แบบจำลองทางคณิตศาสตร์ในการทำนาย. โดย Smith, McCarty and Kitanidis (1998) ได้ศึกษาค่าจากตารางและสูตรคำนวณในโปรแกรม Microsoft Excell ในการหาค่าสัมประสิทธิ์ k_s , K_s สามารถหาได้โดยสมการที่ 3.5 โดยเมแทบอลิซึมของแอสซีเทต โดยใช้ตารางและสูตรคำนวณคอมพิวเตอร์และโปรแกรม Weighted Non-linear Least-Squares Analysis ในสมการที่ 3.6 และสมการที่ 3.7.

$$SSWW = \sum^n (W_i(t_i^{obs} - t_i^{pred}))^2 \dots\dots\dots(3.6)$$

- เมื่อ W_i = ค่าน้ำหนักที่เหมาะสม
 t_i^{obs} = ค่าเวลาที่ใช้ในการสังเกต
 t_i^{pred} = ค่าการทำนายโดยแบบจำลองในการวัด ค่า S , S_0^{obs}

ในอุดมคติแล้วจะใช้ความแตกต่างระหว่างการวัดและการทำนายค่า S (“ ΔS ”) เนื่องจากว่าความผิดพลาดในการวัด S โดยทั่วไปมีมาจากการวัดค่า t (“ Δt ”) สามารถกำหนดออกมาได้อย่างแน่นอน. ความแตกต่างระหว่างค่าทำนายและค่าสังเกตของค่า S สามารถประมาณค่าโดยการคูณ Δt ในความชันของสารอาหารที่หายไปในเส้นโค้ง $\Delta M/\Delta t$ เนื่องจาก Smith, McCarty and Kitanidis (1998) ได้กำหนด Logical Weighted Factor คือ ค่าความชันของสารอาหารที่หายไป ดังนี้ :

$$W_i = \frac{\Delta S}{\Delta t} = \frac{S_{i+1}^{pred} - S_{t+1}^{pred}}{t_{i+1}^{pred} - t_{t+1}^{pred}} \dots\dots\dots(3.7)$$

ให้ Weighted Factor กำหนดค่า W_i ในสมการที่ (3.6) จะได้,

$$W_i (t_{i+1}^{pred} - t_{t+1}^{pred}) = \frac{\Delta S}{\Delta t} (t_{i+1}^{pred} - t_{t+1}^{pred}) = S_{i+1}^{obs} - S_{t+1}^{pred} \dots\dots\dots(3.8)$$

ความคลาดเคลื่อนในการทำนายของ S_i^{obs} จะมีค่าใกล้เคียงกับการหาค่า S ในฟังก์ชัน t การคำนวณหาค่าสมการ Monod ได้จากการหาค่าจากการใช้ Microsoft Excell ซึ่งสามารถหาได้รวดเร็วจากค่าสูงสุดและค่าต่ำสุดของเซลล์ตามการเปลี่ยนแปลงของข้อมูล. ค่าความเปรียบเทียบระหว่าง Numerical Model และ Monod Weighted Non-linear Least-Squares Analysis (Smith, McCarty and Kitanidis 1998) มีค่าเหมือนกับที่ใช้กันอยู่ที่ความเชื่อมั่น 95% อย่างมีนัยสำคัญ, ดังแสดงในรูปที่ 12. ตัวอย่างโปรแกรม Weighted Non-linear Least-Squares Analysis.

Observed Data	Predicted Values		Extra Point for slope calculations	Slope(g/l-d)	Weighted Error	W.Error squared				
t(day)	CL (g/l)	t(day)	CL (g/l)	Xa (g/l)	t(day)	CL (g/l)	dCL/dt	tobs - tprev	Error (g/l)	(g/l) ²
0	4.5	0	4.5	2	0.159201	4.4		0		
1	3.9569	0.222307	3.9569	2.019715	0.263292	3.8569	-2.4447	0.777613	-1.90103	3.613914
2	3.3064	0.488481	3.3064	2.043328	0.529425	3.2064	-2.44239	1.511519	-3.69172	13.62877
3	2.935	0.640887	2.935	2.05681	0.681755	2.835	-2.43499	2.359313	-5.74491	33.00395
4	2.1707	0.956359	2.1707	2.084554	0.988105	2.0707	-2.39545	3.043641	-7.29068	53.157
5	1.0057	1.459498	1.0057	2.126843	1.50594	0.9057	-2.15319	3.540502	-7.62336	58.11558
6	0.4776	1.722158	0.4776	2.146013	1.780574	0.3776	-1.71186	4.277842	-7.32308	53.62752
7	0.2995	1.83071	0.2995	2.152478	1.905204	0.1995	-1.34239	5.18929	-6.93921	48.15267
8	0.1278	1.973129	0.1278	2.158711	2.15323	0.0278	-0.55524	6.026871	-3.34637	11.19817
										274.4976

รูปที่ 12. ตัวอย่างโปรแกรม Weighted Non-linear Least-Squares Analysis.

ที่มา : อุดสร (2547)

4. ผลการทดลองและอภิปรายผล

การศึกษาครั้งนี้ เป็นการทดลองเพื่อการพัฒนาเทคนิคที่เหมาะสมในการประเมินค่าสัมประสิทธิ์ของ Monod ในการบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้อากาศ โดยใช้จุลินทรีย์ตั้งต้นจากมูลสัตว์ที่ได้จากฟาร์มของเกษตรกร ได้แก่ เชื้อตั้งต้นจากมูลไก่, มูลสุกร และมูลวัว. การทดลองแบ่งออกเป็น 6 ชุด, แต่ละชุดทำการทดลอง 3 ซ้ำ, มีการควบคุมปัจจัยต่างๆ ได้แก่ ตะกอนจุลินทรีย์ (MLVSS) ก่อนและหลังการทดลองควบคุมให้แตกต่างกันไม่เกินร้อยละ 10, พีเอชของระบบควบคุมให้อยู่ในช่วง 6.9-7.2 และอุณหภูมิซึ่งควบคุมที่ 35 ± 2 °ซ. และอุณหภูมิห้อง.

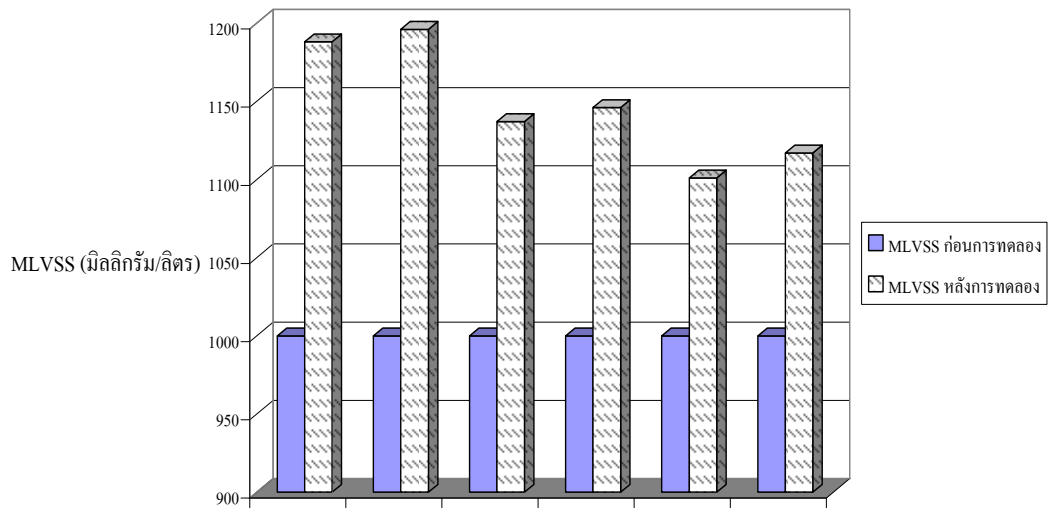
4.1 ปัจจัยต่างๆ ที่มีผลต่อการทำงานของระบบ

4.1.1 ตะกอนจุลินทรีย์ (MLVSS)

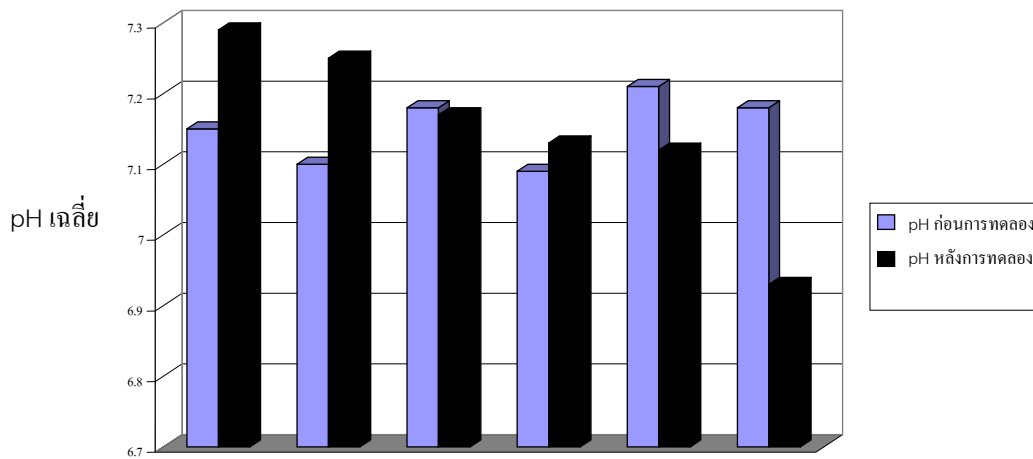
ในการควบคุมการทดลองแบบ batch study ระบบไม่ใช้อากาศต้องควบคุมให้ MLVSS หลังการทดลองมีค่าใกล้เคียงกับ MLVSS เริ่มต้นมากที่สุด จะให้ผลการทดลองมีประสิทธิภาพดี. MLVSS เริ่มต้นและหลังการทดลองควรแตกต่างกันไม่เกินร้อยละ 10. ผลการวิเคราะห์ค่า MLVSS พบว่า เมื่อสิ้นสุดการทดลอง MLVSS มีค่าเพิ่มขึ้นเพียงเล็กน้อย โดยทุกชุดการทดลองสามารถควบคุม MLVSS หลังการทดลองมีค่าใกล้เคียงกับ MLVSS เริ่มต้น.

4.1.2 พีเอช

พีเอชเป็นปัจจัยที่มีความสำคัญต่อระบบบำบัดน้ำเสียทางชีววิทยามาก หากน้ำมีค่าความเป็นกรดหรือเบสมากจะทำให้ระบบทำงานไม่ดีหรืออาจร้ายแรงถึงขั้นเป็นพิษจนทำให้ระบบล้มเหลวได้ สำหรับระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจนจะทำงานได้อย่างมีประสิทธิภาพ เมื่อพีเอชของระบบมีค่าที่เหมาะสมอยู่ในช่วง 6.9-7.2 (Dararat 1996). ในการวิจัยครั้งนี้ การควบคุมพีเอชจะให้อยู่ในช่วงดังกล่าว. รูปที่ 14 แสดงค่าพีเอชเฉลี่ยก่อนการทดลองของการทดลองทุกชุด ค่าพีเอชเฉลี่ยเท่ากับ 7.15, หลังการทดลอง แสดงค่าพีเอชเฉลี่ยทุกชุดการทดลองเท่ากับ 7.14. อนึ่ง การทดลองชุดที่ 1 และชุดที่ 2 มีค่าพีเอชสูงกว่าช่วงพีเอชที่ควบคุมในการทดลองเพียงเล็กน้อย แต่ไม่มีผลเสียต่อการทำงานของระบบ ซึ่งอาจจะสรุปได้ว่าค่าพีเอชทั้งก่อนและหลังการทดลองสามารถควบคุมให้อยู่ในช่วงค่าที่เหมาะสมสำหรับการทดลองในครั้งนี้.



รูปที่ 13. เอ็มแอลวีเอสเอส ก่อนและหลังการทดลอง.



รูปที่ 14. พีเอชเฉลี่ยก่อนและหลังการทดลอง.

4.1.3 การใช้สารอาหารของจุลินทรีย์

ผลจากการทดลองพบว่าการใช้สารอาหารของจุลินทรีย์ที่ได้มาจากมูลสัตว์แต่ละประเภทมีความแตกต่างกันทั้งที่อุณหภูมิห้องและอุณหภูมิ $35\pm 2^{\circ}\text{C}$. ดังนี้ :

1. การใช้สารอาหารของจุลินทรีย์ที่อุณหภูมิห้อง

จุลินทรีย์จากมูลสัตว์แต่ละชนิดมีการใช้สารอาหารที่แตกต่างกัน, จุลินทรีย์จากมูลวัวมีการใช้สารอาหารสูงสุด โดยมีแอมโมเนียเริ่มต้น 7.5 กรัม/ลิตร เมื่อสิ้นสุดการทดลองคงเหลือแอมโมเนีย 1.06 กรัม/ลิตร, รองลงมา คือ จุลินทรีย์จากมูลสุกรและมูลไก่ คงเหลือแอมโมเนียเท่ากับ 1.56 และ 1.87 กรัม/ลิตร, ตามลำดับ ดังแสดงในรูปที่ 15.

2. การใช้สารอาหารของจุลินทรีย์ที่อุณหภูมิ $35\pm 2^{\circ}\text{C}$.

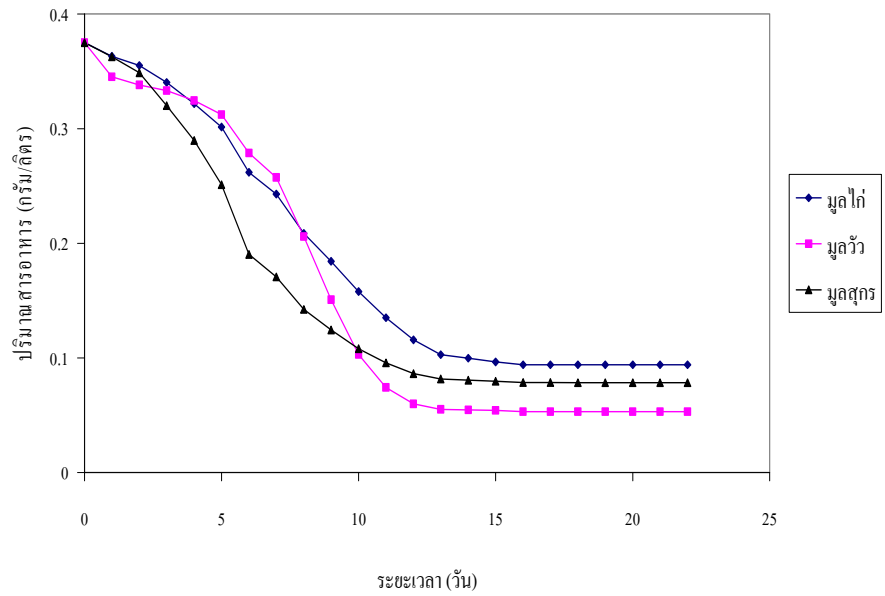
ในการทดลองที่ อุณหภูมิ $35\pm 2^{\circ}\text{C}$. แอมโมเนียเริ่มต้นมีความเข้มข้น 7.5 กรัมต่อลิตร เมื่อสิ้นสุดการทดลอง จุลินทรีย์จากมูลสุกรมีการใช้สารอาหารสูงสุด คงเหลือแอมโมเนียเท่ากับ 0.67 กรัม/ลิตร, รองลงมา คือ มูลวัวและมูลไก่, คงเหลือแอมโมเนีย เท่ากับ 1.41 และ 2.58 กรัม/ลิตร, ตามลำดับ ดังแสดงในรูปที่ 16.

4.1.4 ผลของอุณหภูมิต่อการใช้สารอาหารของจุลินทรีย์

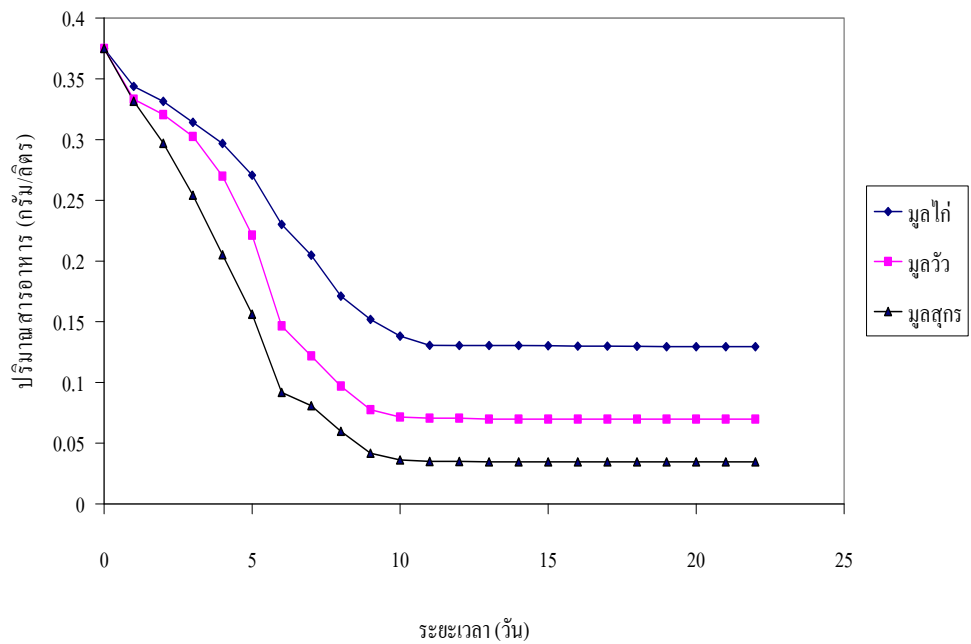
อุณหภูมิที่แตกต่างกันจะส่งผลให้จุลินทรีย์มีการย่อยสลายสารอินทรีย์ที่แตกต่างกัน. ผลการศึกษานี้พบว่า ที่อุณหภูมิห้องจุลินทรีย์จากมูลวัวมีการย่อยสลายสารอินทรีย์ได้ดีกว่าจุลินทรีย์จากมูลสุกรและมูลไก่. ส่วนที่อุณหภูมิ $35\pm 2^{\circ}\text{C}$. จุลินทรีย์จากมูลสุกรมีการย่อยสลายสารอินทรีย์ได้ดีกว่าจุลินทรีย์จากมูลสุกรและมูลไก่. หากเปรียบเทียบการย่อยสลายสารอินทรีย์ระหว่างอุณหภูมิทั้งสอง จุลินทรีย์จากมูลสุกรและมูลวัวที่อุณหภูมิ $35\pm 2^{\circ}\text{C}$. สามารถย่อยสลายสารอินทรีย์ได้ดีกว่าที่อุณหภูมิห้อง ซึ่งผลลัพธ์ตรงข้ามในกรณีของมูลไก่ที่อุณหภูมิห้องมีการย่อยสลายสารอาหารได้ดีกว่าที่อุณหภูมิ $35\pm 2^{\circ}\text{C}$. ดังแสดงในตารางที่ 14.

ตารางที่ 14. สารอาหารที่เหลือเมื่อสิ้นสุดการทดลอง

ประเภทจุลินทรีย์	ความเข้มข้นของแอมโมเนียเมื่อสิ้นสุดการทดลอง (กรัม/ลิตร)	
	อุณหภูมิห้อง	อุณหภูมิ $35\pm 2^{\circ}\text{C}$.
มูลไก่	1.87	2.58
มูลวัว	1.06	0.67
มูลสุกร	1.56	1.41



รูปที่ 15. ปริมาณการใช้สารอาหารของจุลินทรีย์ที่อุณหภูมิห้อง.



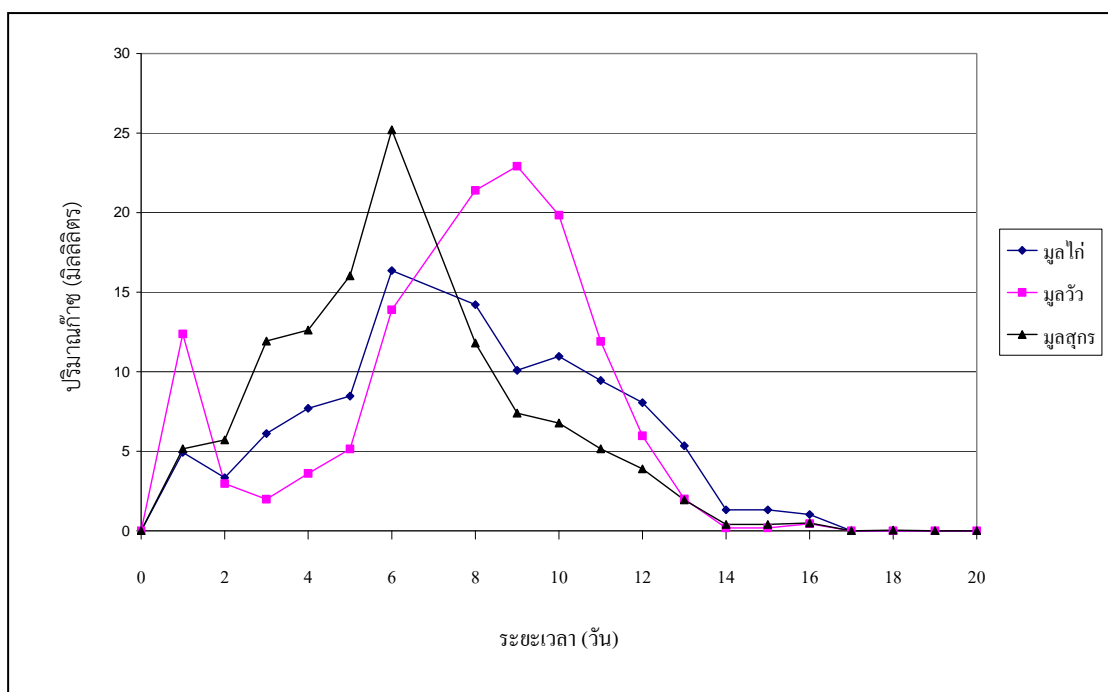
รูปที่ 16. ปริมาณการใช้สารอาหารของจุลินทรีย์ที่อุณหภูมิ 35 ± 2°C.

4.2 ปริมาณการเกิดก๊าซแต่ละอุณหภูมิ

ผลจากการทดลอง มีการวัดก๊าซที่จุลินทรีย์ผลิตในขึ้นแต่ละวัน. ปริมาณก๊าซที่เกิดขึ้นในการทดลองนำมาวิเคราะห์หาสัดส่วนมีเทนโดยใช้ GC พบว่า ก๊าซที่เกิดจากจุลินทรีย์ที่ได้จากมูลไก่, มูลวัว และมูลสุกร มีองค์ประกอบเป็นก๊าซมีเทนร้อยละ 70 และก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ร้อยละ 30. ผลการทดลองวัดปริมาณก๊าซมีเทนที่จุลินทรีย์แต่ละชนิดผลิตขึ้น มีดังนี้ :

4.2.1 ปริมาณก๊าซมีเทนที่เกิดขึ้นในแต่ละวันที่อุณหภูมิห้อง

ผลจากการทดลอง พบว่า ปริมาณก๊าซมีเทนที่จุลินทรีย์จากมูลสัตว์แต่ละประเภทผลิตขึ้นที่อุณหภูมิห้องมีรูปแบบการการผลิตก๊าซแต่ละวันใกล้เคียงกัน ดังแสดงในรูปที่ 17. โดยจุลินทรีย์จากมูลสุกรและจากมูลไก่ใช้ระยะเวลาในการปรับตัวในสภาวะทดลองได้เร็วกว่าจุลินทรีย์จากมูลวัว. ปริมาณก๊าซเริ่มเพิ่มขึ้นในวันที่ 2 ของการทดลอง และการผลิตก๊าซสูงสุดในวันที่ 6 ของการทดลอง. ปริมาณการผลิตก๊าซมีเทนได้ 25 และ 23 มิลลิลิตร. สำหรับจุลินทรีย์จากมูลวัวใช้เวลาในการปรับตัว (lag phase) นานกว่าจุลินทรีย์มูลไก่และมูลสุกร. โดยปริมาณก๊าซเริ่มเพิ่มขึ้นอย่างรวดเร็วในวันที่ 6 และมีปริมาณสูงสุดในวันที่ 9 ของการทดลอง, ปริมาณก๊าซมีเทนที่ผลิตได้เท่ากับ 23 มิลลิลิตร. อย่างไรก็ตาม ปริมาณก๊าซที่ผลิตโดยจุลินทรีย์จากมูลสัตว์ทุกประเภทเริ่มลดลงจนไม่สามารถวัดก๊าซได้ในวันที่ 17 ของการทดลอง.



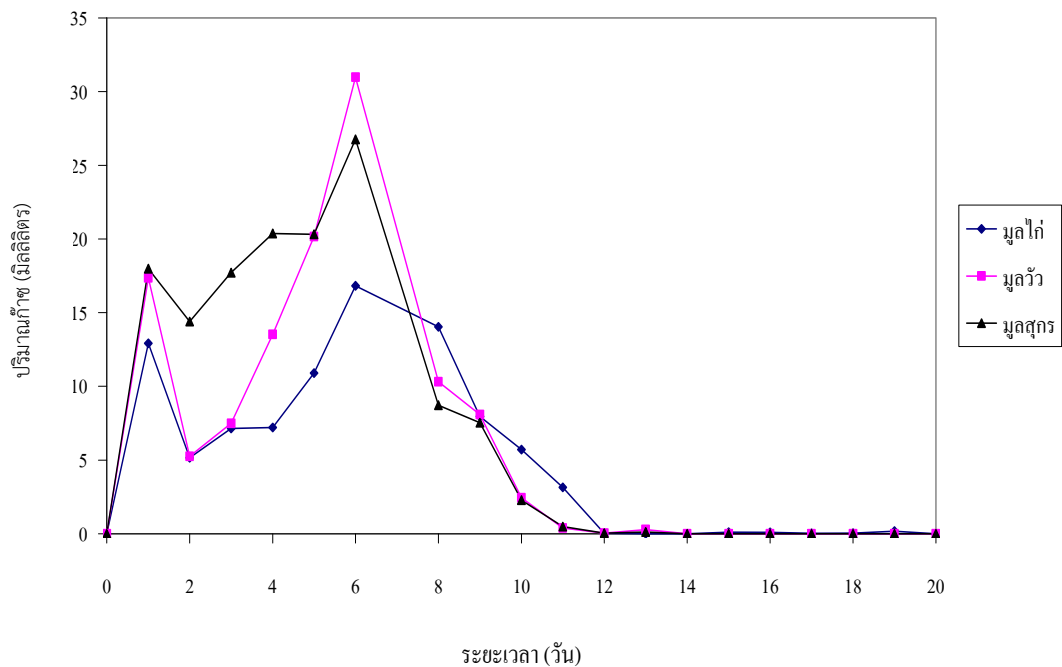
รูปที่ 17. ปริมาณก๊าซมีเทนที่จุลินทรีย์ผลิตขึ้นในแต่ละวันที่อุณหภูมิห้อง.

4.2.2 ปริมาณก๊าซมีเทนที่เกิดขึ้นในแต่ละวันที่อุณหภูมิ 35±2°ซ.

ปริมาณก๊าซมีเทนที่จุลินทรีย์แต่ละประเภทผลิตขึ้นมีรูปแบบที่ใกล้เคียงกัน โดยจุลินทรีย์ทุกประเภทสามารถปรับตัวเริ่มผลิตก๊าซได้เพิ่มขึ้นในวันที่ 3 ของการทดลอง และผลิตก๊าซสูงสุดในวันที่ 6 ของการทดลอง. จุลินทรีย์จากมูลวัว มูลสุกร และมูลไก่ มีการผลิตก๊าซสูงสุดเท่ากับ 31.0, 26.7 และ 16.8 มิลลิลิตร, ตามลำดับ. ก๊าซที่ผลิตขึ้นจะลดลงอย่างรวดเร็วและไม่สามารถวัดปริมาณก๊าซได้ในวันที่ 12 ของการทดลอง ดังแสดงในรูปที่ 18.

4.2.3 เปรียบเทียบปริมาณก๊าซที่เกิดขึ้นในแต่ละวันที่อุณหภูมิต่างกัน

รูปที่ 17 และ 18 แสดงอุณหภูมิที่มีผลทำให้จุลินทรีย์มีการผลิตก๊าซในปริมาณก๊าซแต่ละวันและระยะเวลาที่สิ้นสุดการผลิตก๊าซแตกต่างกัน. โดยที่อุณหภูมิ 35±2°ซ. จุลินทรีย์จะผลิตก๊าซได้มากกว่าที่อุณหภูมิห้อง และระยะเวลาที่จุลินทรีย์ย่อยสลายสารอาหารเพื่อเปลี่ยนรูปให้เป็นก๊าซมีเทนสั้นกว่าที่อุณหภูมิห้อง ซึ่งสอดคล้องกับทฤษฎีที่กล่าวว่า อุณหภูมิที่สูงขึ้นมีผลให้อัตราการเกิดปฏิกิริยาทางชีวเคมีของจุลินทรีย์สูงขึ้น ส่งผลให้อัตราการใช้สารอินทรีย์สูงขึ้นตาม (Metcalf and Eddy Inc. 2003).



รูปที่ 18. ปริมาณก๊าซมีเทนที่จุลินทรีย์ผลิตขึ้นในแต่ละวันที่อุณหภูมิ 35±2°ซ.

4.2.4 ปริมาณก๊าซมีเทนสะสมที่อุณหภูมิห้อง

ผลจากการทดลองที่อุณหภูมิห้องเมื่อเติมสารแอสซีเตต ความเข้มข้น 7.5 กรัมต่อลิตร ลงใน serum bottle เพื่อเป็นแหล่งคาร์บอนและแหล่งพลังงานให้กับจุลินทรีย์ พบว่า จุลินทรีย์มีการใช้สารอาหารที่แตกต่างกันโดยดูจากปริมาณก๊าซมีเทนสะสมที่เกิดขึ้น ดังแสดงในรูปที่ 19. มูลวัวสามารถผลิตก๊าซมีเทนได้มากกว่าจุลินทรีย์จากมูลสุกรและมูลไก่ จุลินทรีย์จากมูลวัว มูลสุกร และมูลไก่สามารถผลิตก๊าซได้ปริมาณ 133.1, 123.1 และ 116.6 มิลลิลิตร ตามลำดับ ถึงแม้ว่าในแต่ละชุดการทดลองมีการเติมสารอาหารที่มีความเข้มข้นและปริมาณที่เท่ากัน แต่จุลินทรีย์ประเภทต่างๆ มีความสามารถในการใช้สารอาหารที่แตกต่างกัน ส่งผลทำให้ก๊าซที่เกิดขึ้นมีปริมาณที่แตกต่างกัน.

4.2.5 ปริมาณก๊าซมีเทนสะสมที่อุณหภูมิ 35±2 °ซ.

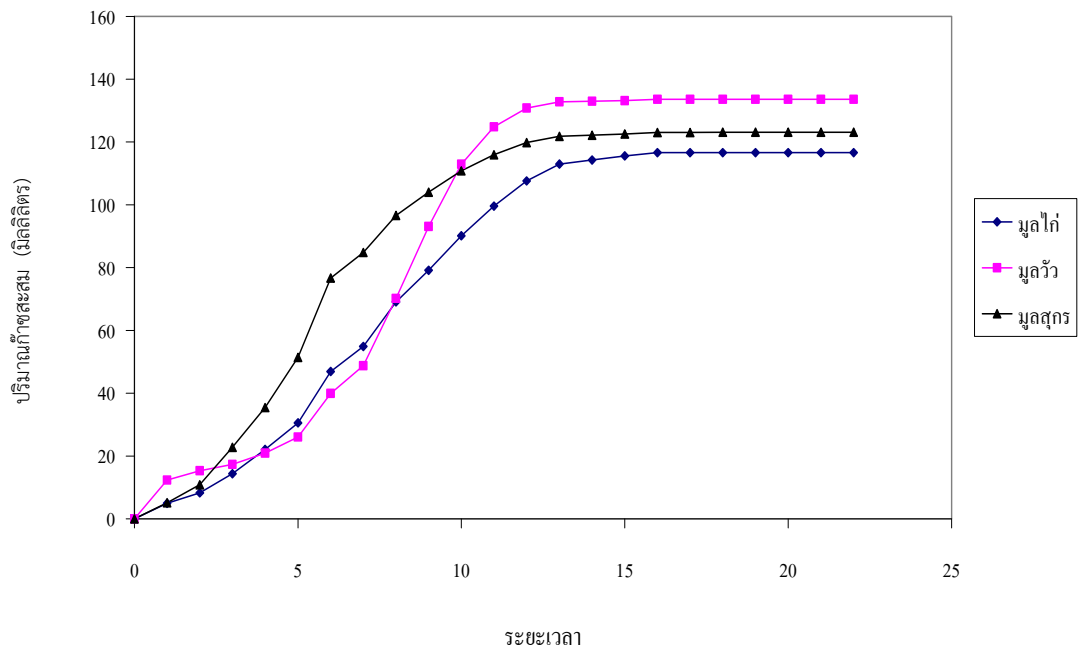
ผลจากการทดลองที่อุณหภูมิ 35±2 °ซ. พบว่า จุลินทรีย์ที่ได้จากมูลสัตว์แต่ละประเภทมีการใช้สารอาหารที่แตกต่างกัน และทำให้การผลิตก๊าซได้ปริมาณที่แตกต่างกันด้วย จุลินทรีย์จากมูลสุกรสามารถผลิตก๊าซได้มากที่สุด, รองลงมาคือ จุลินทรีย์จากมูลวัวและมูลไก่ ที่สามารถผลิตก๊าซได้ทั้งหมด 141.1, 126.3 และ 101.4 มิลลิลิตร, ตามลำดับ ดังแสดงในรูปที่ 20.

4.2.6 เปรียบเทียบปริมาณก๊าซสะสมที่อุณหภูมิต่างกัน

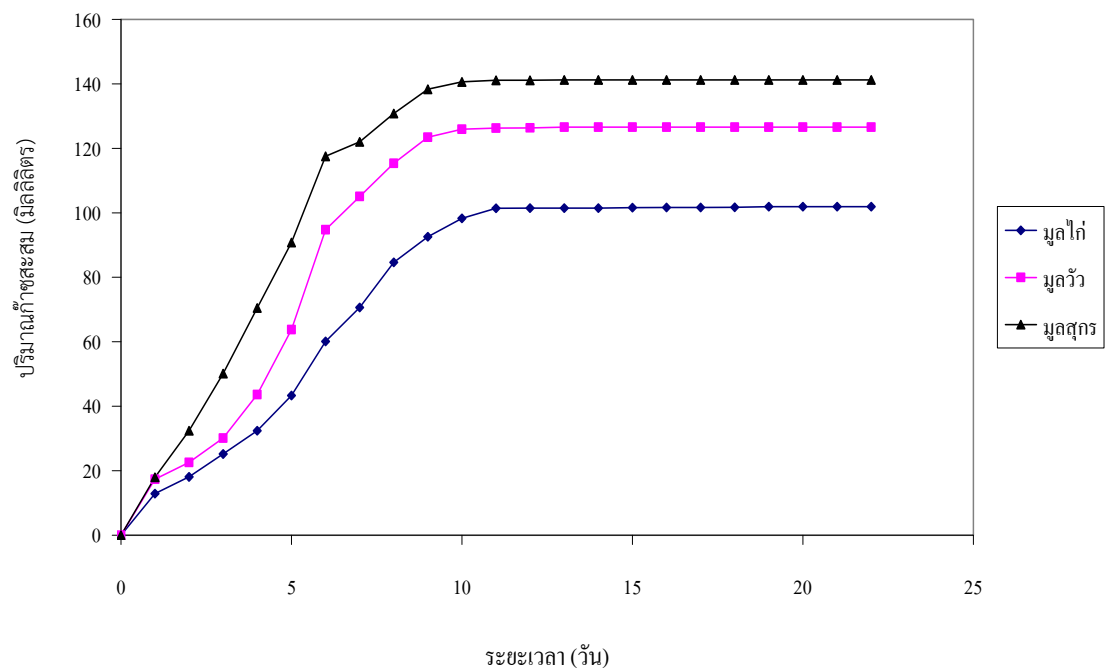
หากเปรียบเทียบปริมาณก๊าซสะสมที่อุณหภูมิต่างกัน จุลินทรีย์จากมูลสุกรเท่านั้นที่อุณหภูมิ 35±2 °ซ. มีการผลิตก๊าซปริมาณมากกว่าที่อุณหภูมิห้อง. สำหรับจุลินทรีย์จากมูลวัวและมูลไก่ที่อุณหภูมิห้องมีการผลิตก๊าซได้มากกว่าที่อุณหภูมิ 35±2 °ซ. ดังแสดงในตารางที่ 15.

ตารางที่ 15. ปริมาณก๊าซมีเทนที่เกิดขึ้นทั้งหมด

ประเภทจุลินทรีย์	ปริมาณก๊าซมีเทนสะสม (มิลลิลิตร)	
	อุณหภูมิห้อง	อุณหภูมิ 35±2 °ซ.
มูลไก่	116.1	101.4
มูลวัว	133.1	126.3
มูลสุกร	123.1	141.1



รูปที่ 19. ปริมาณก๊าซมีเทนสะสมที่จุลินทรีย์ผลิตขึ้นที่อุณหภูมิห้อง.



รูปที่ 20. ปริมาณก๊าซมีเทนสะสมที่จุลินทรีย์ผลิตขึ้นที่อุณหภูมิ 35±2°C.

4.3 การประเมินค่าสัมประสิทธิ์จลนพลศาสตร์ (ค่า k และ K_s)

การศึกษาครั้งนี้ใช้ Integrated Monod Equation (สมการที่ 4.2) สำหรับประเมินค่า bacteria transformation rate coefficients. Staton (1966) ได้เสนอสมการคณิตศาสตร์ที่ใช้อธิบายการย่อยสลายสารอาหารในถังปฏิกรณ์แบบ batch. สมการดังกล่าวได้รวมสมการย่อยสลายสารอาหารของ Monod และสมการการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์เข้าด้วยกัน โดยมีสมมุติฐานว่าค่าอัตราการย่อยสลายตัวเองของจุลินทรีย์ไม่มีค่านัยสำคัญของการย่อยสลายแบบ short term batch, ดังสมการที่ (4.1).

$$\frac{-dS}{dt} = \frac{k * S * [X_o + Y * (S_o - S)]}{(K_s + S)} \quad \text{----- (4.1)}$$

เมื่อดำเนินการเปลี่ยนรูปสมการที่ 1 โดยการ integrate จะได้เป็นสมการที่ (2) เพื่อให้อยู่ในรูปที่สามารถนำไปใช้งานได้สะดวกขึ้น, ดังนี้ :

$$t = \frac{1}{k} \left(\frac{K_s}{X_o + Y * S_o} * \ln(X_o + Y * S_o - Y * S_t) \right) + \frac{1}{k} \left[\frac{K_s}{X_o + Y * S_o} * \ln \left(\frac{S_t * X_o}{S_o} \right) + \left(\frac{1}{Y} * \ln(X_o) \right) \right] \quad \text{---- (4.2)}$$

- โดย t = time after initiation of experiment,
- S_o = initial substrate concentration (mg/l),
- S_t = Substrate concentration at time t (mg/l),
- X_o = initial biomass concentration (mg/l),
- Y = yield coefficient.

ค่า yield coefficient (Y) ของปฏิกิริยาการย่อยสลายแอสिटเตถูกศึกษาโดย McCarty (1964) ใช้เทคนิค stoichiometric และ thermodynamic ในถังปฏิกรณ์แบบ batch fed reactor ซึ่งได้ค่าสอดคล้องกับการทดลองของ Montgomery (1988). ดังแสดงในตารางที่ 16 เป็นการสรุปค่า yield coefficient ที่คำนวณได้จากการศึกษาของ Montgomery (1988). นอกจากนี้ Montgomery (1988) ยังได้ทบทวน yield coefficient ในถังปฏิกรณ์แบบ batch ที่อุณหภูมิ 25°C. โดยใช้เทคนิคการวัดค่า C¹⁴ ซึ่งพบว่าค่า acetate yield เท่ากับ 0.035 มิลลิกรัมจุลินทรีย์/มิลลิกรัมแอสिटเต และมีค่าใกล้เคียงกับค่าที่คำนวณได้ 0.0346 มิลลิกรัมจุลินทรีย์/มิลลิกรัมแอสिटเต ดังแสดงในตารางที่ 16. ดังนั้นในการศึกษานี้เลือกใช้ค่า yield coefficient 0.0356 และ 0.0363 ที่อุณหภูมิ 30 และ 35°C. ตามลำดับ.

ตารางที่ 16. ค่า yield coefficients ที่คำนวณได้ในช่วงอุณหภูมิต่างๆ

อุณหภูมิ (°ซ.)	Yield (มิลลิกรัมจุลินทรีย์/มิลลิกรัมแอสซิเตต)
35	0.0363
30	0.0356
25	0.0346
20	0.0338
15	0.0333

ที่มา : Montgomery (1988)

สำหรับการประเมินค่าสัมประสิทธิ์จลนพลศาสตร์โดยการนำข้อมูลก๊าซมีเทนมากำหนดค่าสัมประสิทธิ์จลนพลศาสตร์จากสมการ Integrated Monod equation และโปรแกรมทางสถิติแบบ Weighted Non-linear Least Squares Analysis เพื่อให้ได้ค่า k และ K_s ที่อุณหภูมิห้องและอุณหภูมิ $35 \pm 2^\circ\text{ซ.}$ ซึ่งผลจากการดำเนินการดังกล่าว ได้ค่าสัมประสิทธิ์ดังแสดงในตารางที่ 17.

ตารางที่ 17. ค่าสัมประสิทธิ์จลนพลศาสตร์จากผลการทดลอง

ค่าสัมประสิทธิ์	มูลไก่		มูลวัว		มูลสุกร	
	อุณหภูมิห้อง	อุณหภูมิ $35 \pm 2^\circ\text{ซ.}$	อุณหภูมิห้อง	อุณหภูมิ $35 \pm 2^\circ\text{ซ.}$	อุณหภูมิห้อง	อุณหภูมิ $35 \pm 2^\circ\text{ซ.}$
k (วัน ⁻¹)	0.41	0.45	0.49	0.57	0.37	0.71
K_s (กรัมแอสซิเตต/ลิตร)	0.32	0.18	0.21	0.18	0.22	0.04

4.4 การศึกษาคุณสมบัติด้าน Rheological properties ของมูลวัว

ความหนืดเป็นลักษณะสำคัญอย่างหนึ่งของของเหลว เนื่องจากมีความเกี่ยวข้องกับการกำหนด flow regime และ pressure drop เนื่องจากการไหล. ดังนั้น การกำหนดขนาดของปั๊มสูบและอุปกรณ์ thermal solar จะสามารถดำเนินการได้ต้องทราบค่า Rheological properties ของของเหลวนั้นก่อนการออกแบบ.

1. การทดสอบลักษณะสมบัติ non-Newtonian ของมูลวัว

การทดลองใช้มูลวัวที่ความเข้มข้น 90 และ 100 กรัมต่อลิตร, โดยมีค่าของเชิงระเหยได้ที่ 75 และ 89 กรัมต่อลิตร, ตามลำดับ. ผลการทดลองดังแสดงในตารางที่ 18.

ตารางที่ 18. ค่า Shear stress ที่แปรผันตามอุณหภูมิและ flow behaviour index

อุณหภูมิ (°ซ.)	n	K(Pa.s ⁿ)	R ²
30	0.201	20.9	0.87
35	0.345	16.3	0.90
40	0.327	16.5	0.97
45	0.301	17.4	0.96
50	0.337	13.2	0.98
55	0.317	12.8	0.98
60	0.316	10.6	0.96

หมายเหตุ : k = Consistency coefficient

n = flow behaviour index

ดังนั้น เมื่อนำข้อมูลไปประยุกต์ใน power-model ซึ่งพบว่า n มีค่าไม่เท่ากับ 1.0, ฉะนั้น จึงสรุปได้ว่า มูลวัวที่ละลายน้ำในความเข้มข้น 90 และ 100 กรัมต่อลิตร มีคุณสมบัติเป็นของเหลวแบบ non-Newtonian.

4.5 ผลของอุณหภูมิต่อค่า apparent viscosity

ตารางที่ 18 แสดงค่า apparent viscosity ของมูลวัวในสถานะที่อุณหภูมิแตกต่างกันและ rate of shear ที่แตกต่างกัน. ผลการทดลองพบว่า ค่า apparent viscosity จะลดลงตามการทดลองของ rate of shear และอุณหภูมิ โดยผลของอุณหภูมิต่อค่า apparent viscosity สามารถอธิบายได้โดยสมการเส้นตรงแบบง่าย.

4.6 ความสัมพันธ์ระหว่างค่าความเป็นกรด-เบสและแอมโมเนียอิสระ

การศึกษาผลกระทบของการเปลี่ยนแปลงของค่าความเป็นกรด-เบสกับความเข้มข้นของแอมโมเนียอิสระ (NH₃) ซึ่งพบว่า การเดินระบบถังปฏิกิริยาที่อุณหภูมิสูงจะส่งผลให้ค่าความเป็นกรด-เบสและความเข้มข้นแอมโมเนียอิสระมีค่าสูงกว่าการเดินระบบถังปฏิกิริยาที่อุณหภูมิต่ำ.

4.7 การศึกษาค่า Methanogenic activity ของมูลวัว

การศึกษา Methanogenic activity โดยใช้มูลวัวเป็นสารให้อิเล็กตรอนและแหล่งของคาร์บอน โดยการผันแปรอุณหภูมิในช่วง mesophilic และ thermophilic รวมถึงการผันแปรเวลาดักเก็บเซลล์ศาสตร์ 10 และ 20 วัน, ผลการศึกษาแสดงในตารางในภาคผนวก.

ตารางที่ 19. ค่า Maximum specific methanogenic activity (SMA) ของมูลวัว

เวลาเก็บเก็บขลศาสตร์ (วัน)	อุณหภูมิ (°ซ.)	SMA (gCOD/gvss-d)
20	30	0.50 ± 0.001
20	50	0.23 ± 0.006
20	60	0.22 ± 0.002
10	30	0.06 ± 0.003
10	50	0.15 ± 0.003
10	10	0.12 ± 0.005

4.8 การศึกษา Hydrolysis ในระบบ leachate-bed anaerobic digestion

การศึกษา พบว่า ที่เวลาเก็บเก็บขลศาสตร์ 20 วัน ที่อุณหภูมิ 50 °ซ. ถึงปฏิกิริยาจะมีความสามารถในการดำเนินการกระบวนการไฮโดรไลซิสได้สูงกว่าถึงปฏิกิริยาที่อุณหภูมิ 60°ซ. นอกจากนั้นยังพบอีกว่า ความเข้มข้นของแอมโมเนียทั้งหมด (total ammonia) ในถึงปฏิกิริยาทั้ง 2 ถึง ไม่มีความแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญ แต่พบว่าความเข้มข้นของแอมโมเนียอิสระ (free ammonia) ในถึงปฏิกิริยาที่ 60 °ซ. มีค่าสูงกว่าในถึงปฏิกิริยา 50 °ซ. ซึ่งอาจเป็นสาเหตุให้กระบวนการไฮโดรไลซิสในถึงปฏิกิริยาที่ 60°ซ. มีความเร่งปฏิกิริยาที่ช้ากว่าและสอดคล้องกับการศึกษาของ Zeeman (1991) ที่สรุปว่าอัตราเร่งของปฏิกิริยาจะผกผันกับค่าความเข้มข้นของแอมโมเนียอิสระ สำหรับถึงปฏิกิริยาที่มีเวลาเก็บเก็บขลศาสตร์ที่ 10 วัน ไม่พบความแตกต่างของอัตราเร็วในกระบวนการไฮโดรไลซิสที่อุณหภูมิ 50 °ซ. และ 60 °ซ.

4.9 การศึกษาการเดินระบบและเกณฑ์การออกแบบเบื้องต้น

เนื่องจากโครงการนี้ ไม่ได้รับครุภัณฑ์สำคัญ ในการศึกษาในส่วนของถึงปฏิกิริยา Solar thermal reactor ดังนั้น ในการศึกษาจึงจำเป็นต้องปรับระบบมาเดินที่ mesophilic condition ซึ่งผลการศึกษามี ดังนี้ :

4.9.1 การเดินระบบถึงปฏิกิริยา methanogenesis

เนื่องจากการศึกษานี้เป็นการประยุกต์ใช้กระบวนการ leachate-bed anaerobic digestion, ดังนั้น สารให้อิเล็กตรอนที่ป้อนเข้าถึงปฏิกิริยา methanogenesis (ABR) จะเป็นกรดอินทรีย์ระเหยง่าย (VFA). ผลการทดลองดังแสดงในตารางที่ 20 โดยพบว่า ที่เวลาเก็บเก็บขลศาสตร์ 0.5 วัน, การป้อน VFA เข้าสู่ระบบในระดับความเข้มข้น 3000 มิลลิกรัม/ลิตร จะให้ประสิทธิภาพการกำจัด VFA สูงสุดที่ร้อยละ 85, โดยมีอัตราการผลิตก๊าซมีเทนที่ 0.14 ลิตรต่อกรัม.

ตารางที่ 20. ผลของเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์และความเข้มข้นของของกรด VFA ต่อประสิทธิภาพการกำจัด VFA

ความเข้มข้น VFA (กรัม/ลิตร)	ประสิทธิภาพการบำบัด VFA (%)		
	HRT 0.5 วัน	HRT 0.25 วัน	HRT 0.125 วัน
0.5	60	-	-
1.5	80	-	-
3.0	85	78	50

4.9.2 สมการการออกแบบเบื้องต้น

การออกแบบถังปฏิกริยา methanogenesis สามารถดำเนินการได้โดยใช้สมการ 4.2 และ 4.3, โดยตั้งสมมุติฐานว่า การออกแบบจะใช้ VFA เป็นตัวแปรหลัก เนื่องจากถังปฏิกริยาไฮโดรไลซิสจะเป็นถังปฏิกริยาที่เปลี่ยนค่า Volatile Solid (VS) ไปเป็น VFA และส่วนของ VS ที่ไม่ได้เปลี่ยนไปเป็น VFA จะสะสมในถังปฏิกริยาไฮโดรไลซิส ก่อนที่จะถูกนำออกจากระบบต่อไป.

สำหรับในบางกรณีที่ต้องประเมินบนพื้นฐานของค่า VS ของฟาร์มวัว ผู้ศึกษาได้ดำเนินการศึกษาไว้ โดยพบว่า,

- ค่า VS/COD มีค่าเท่ากับ 1.1,
- ค่า COD/VFA มีค่าเท่ากับ 1.07.

$$V = \frac{ML}{100(VFA)(\epsilon)} \quad (4.3)$$

โดย

- V = ขนาดของถังปฏิกริยา ABR, ลูกบาศก์เมตร
- ML = อัตราการป้อนของเสีย, กิโลกรัม/วัน
- VFA = อัตรารับภาระของ VFA, กิโลกรัม/ลูกบาศก์เมตร-วัน
- ϵ = porosity ของเม็ดจุลินทรีย์

และ

$$ML = \frac{VSM}{1000}(LAW) \quad (4.4)$$

โดย

VSM = ปริมาณ VS ต่อตัว, กิโลกรัม/1000 กิโลกรัม

LAW = น้ำหนักตัว, กิโลกรัม

ข้อเสนอแนะ

โดยที่การทดลองมีขีดจำกัด ดังนั้น การทดลองเต็มระบบจึงเป็นสิ่งจำเป็นก่อนนำไปประยุกต์ใช้งานจริง โดยใช้ระบบ APS Digester ที่ใช้ถังปฏิกริยา STAR เป็นถังปฏิกริยาหลักของกระบวนการ methanogenesis และถังปฏิกริยาไฮโดรไลซิส 2-3 ถังต่อควบเป็นระบบ ซึ่งจะทำให้ข้อมูลทางเทคนิคมากเพียงพอต่อการออกแบบระบบใหญ่หรือการนำไปประยุกต์ใช้งานจริง.

4.10 ข้อเสนอแนะ

1. ถึงแม้ถังปฏิกริยา methanogenesis ที่เดินระบบใน mode ของ thermophilic condition จะมีศักยภาพในการย่อยสลายสารมลพิษอินทรีย์ได้สูงกว่าถังปฏิกริยาที่เดินใน mode ของ mesophilic แต่ปัญหาด้านคุณภาพของน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดแล้วยังมีคุณภาพต่ำกว่าถังปฏิกริยาแบบ mesophilic ดังนั้น การจัดการคุณภาพน้ำในขั้นตอนต่อไปจึงจำเป็นต้องพิจารณาอย่างมาก.

2. การประยุกต์ใช้แหล่งผลิตพลังงานความร้อนแบบ solar thermal เพื่อเพิ่มอุณหภูมิในถังปฏิกริยา methanogenesis ให้ทำงานใน mode ของ thermophilic จะมีปัญหาของอุณหภูมิที่ไม่สามารถควบคุมให้อยู่ในช่วง 45–52°C. ได้ในช่วงเดือนตุลาคมถึงธันวาคม. ดังนั้น ควรมีการเพิ่มมวลชีวภาพและสารปนเปื้อนสารมลพิษอินทรีย์ให้มีค่าเพื่อโดยใช้ค่า safety factor ที่เหมาะสมในการออกแบบ.

5. เอกสารอ้างอิง

- ครองธรรมชาติ, กาญจนินาและดารารัตน์, สมชาย. 2546. การพัฒนาเทคโนโลยีการบำบัดน้ำเสียแบบ ASBR ในประเทศไทย. *วารสาร Lab. TODAY*, ฉบับที่ 2, หน้า 29-33.
- ต้นตุลเวศน์, มั่นสิน. 2542. เทคโนโลยีบำบัดน้ำเสียอุตสาหกรรม. เล่ม 2. กรุงเทพฯ : โรงพิมพ์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.
- วิรัชวรกุล, อาริยา. 2546. การผลิตก๊าซชีวภาพจากเศษอาหารโดยกระบวนการย่อยสลายภายใต้สภาวะไร้ออกซิเจนแบบสองขั้นตอน. กรุงเทพฯ : วิทยานิพนธ์ ปริญญาโทมหาบัณฑิต. มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์.
- อุดมสินโรจน์, เกียรติศักดิ์. 2543. วิศวกรรมการกำจัดน้ำเสีย. เล่ม 4. กรุงเทพฯ : มิตรนราการพิมพ์.
- อุปสร, ปรียาพร. 2547. ค่าสัมประสิทธิ์ทางจลนพลศาสตร์ของจุลินทรีย์แบบไม่ใช้ออกซิเจนในการบำบัดน้ำเสียจากกลุ่มโรงงานกลุ่มอุตสาหกรรมอาหาร. ขอนแก่น : บัณฑิตวิทยาลัย มหาวิทยาลัยขอนแก่น. วิทยานิพนธ์ ปริญญาโทสาขาสวนศาสตร์มหาบัณฑิต สาขาวิชาอนามัยสิ่งแวดล้อม.
- Agote, L., Odriozola, A., Gutierrez, M., Santamaria, A., Quintanilla, J., Coupelle, P. and Soars, J., 2001. Rheological study of waste porcelain feedstocks for injection moulding. *J. Europ. Ceramic Soc.*, Vol. 21, pp. 2843-2853.
- Ahring, B. K., 1994. Status on Science application for thermophilic anaerobic digestion. *Wat. Sci. Technol.*, 30(12), pp. 241-250.
- Ahring, B. K., Ibrahim, A. A. and Mladenovska, Z., 2001. Effect of temperature increase from 55 to 60°C on performance and microbial population dynamics of an anaerobic reactor treating cattle manure, *Wat. Res.*, 35(10), pp. 2446-2452.
- Alkhamis, T. M., El-khazali, R., Kablan, M. M. and Alhusein, M. A., 2000. Heating of a biogas reactor using a solar energy system with temperature control unit. *Solar Energy*, 69(3), pp. 239-247.
- American Public Health Association. 1995. Standard methods for the examination of water and wastewater. 14th ed, New York : American Public Health Association.
- Amirfakhri, J., Vossoughi, M. and Soltanieh, M., 2006. Assessment of desulfurization of natural gas by chemoautotrophic bacteria in an anaerobic baffled reactor (ABR). *Chemical Engineering and Processing*, Vol. 45, pp. 232-237.
- Axaopoulos, P., Pamagakakis, P., Tsavdaris, A. and Georgakakis, D., 2001. Simulation and experimental performance of a solar-heated anaerobic digester. *Solar Energy*, 70(2), pp. 155-164.

- Bachman, A., Beard, V.L. and McCarty, P. L., 1983. Performance characteristics of the anaerobic baffled reactor. Boston, USA : In the third International Symposium on anaerobic treatment,
- Bhandari, B., D'Are, B. and Chow, S., 1999. Rheology of selected Australian honeys. *J. Food Engin.*, **41**, pp. 65-68.
- Barber, W.P., and Stuckey, D.C., 1999. The use of the anaerobic baffled reactor (ABR) for wastewater treatment: A review. *Wat. Res.*, **33**, pp. 1559-1578.
- Bendixen, H. J., 1994. Safeguards against pathogens in Danish Biogas plants. *Wat.Sci.Technol.*, **30**(12), pp. 171-180.
- Buhr, H. O. and Andrews, J. F., 1997. The thermophilic anaerobic digestion process Review paper. *Wat. Res.*, **31**, pp. 129-143.
- Chen, Y. R., 1986. Rheological properties of beef cattle manure, *Agric.Waste.*, **6**, pp. 13-29.
- Chynoweth, D. P., Conrad, J. R., Srivastava, V. J., Jerger, D. E., Menin, J. and Fannin, K. F., 1985. Anaerobic processes. *Journal WPCF*, **57**(6), pp. 533-539.
- Cohen, A., Breure, A. M., Van Andel, J. G. and Van Deursen, A. 1980. Influence of phase separation on the anaerobic digestion of glucose. *Wat. Res.*, **14**, pp. 1439-1448.
- Dama, P., Govender, K., Huang, T., Foxon, K., Bell, J., Brouckart, C., Buckley, C., Naidoo, V. and Stuckey, D., 2003. Flow patterns in an anaerobic baffled reactor. London Imperial College of Science, Technology and Medicine. [online]. Available at : <http://www.nu.ac.za>. [accessed 12 December, 2006].
- Dararat, S., 1996. Effect of Sub-optimal Temperature and pH Performance of UASB Granules. Master Thesis in Engineering. Tennessee: Vanderbilt University.
- Duffie, J. A. and Beckman, W. A., 1974. Solar Energy Thermal Processes. New York : John Wiley & Sons.
- Dugba, P. N. and Zhang, R., 1999. Treatment of dairy wastewater with two-stage anaerobic sequencing batch reactor system – thermophilic versus mesophilic operations. *Biores. Technol.*, **68**, pp. 225-233.
- Duran, M. and Speece, R. E., 1997. Temperature staged anaerobic processes, *Environ. Technol.*, **18**, pp. 747-754.
- Eastman, J. A. and Ferguson, J. F., 1981. Solubilization of particulate organic carbon during the acid phase of anaerobic digestion. *J. Water Pollu. Control Fed.*, **53**, pp. 352-366.
- Fannin, K. F., Conrad, J. C., Srivastava, V. J., Chynoweth, D. P. And Jerger, D. E., 1987. Anaerobic processes. *Journal WPCF*, **59**(6), pp. 403-410.

- Faisal, M. and Unno, H., 2001. Kinetic analysis of palm oil mill wastewater treatment by a modified anaerobic baffled reactor, *Biochemical Engineering Journal*, Vol. **9**, pp. 25-31.
- Fisher, J.R., Iannotti, E.L. and Durand, J., 1996. Anaerobic digestion of animal manure. *In* : I. Goswami, and D. Yogi, Eds., *Alternative energy in agriculture, Volume 2, Agriculture and Energy*. Florida : CRC Press, Inc.
- Fischer, J. R., Iannotti, E. L., Proter, J. H. and Garcia, A., 1979. Production of methane gas from swine manure in a pilot – size digester. *Transaction of the ASAE*, **22**(2), pp. 370-374.
- Grady, C. P. L. and Lim, H. C., 1980. *Biological Wastewater Treatment: Theory and Applications*, New York : Marcel Dekker.
- Grobicki, A. and Stuckey, D. C., 1992. Hydrodynamic characteristics of the anaerobic baffled reactor. *Wat. Res.*, **26**(3), pp. 371-378.
- Grover, R., Marwaha, S. S. and Kennedy, J. F., 1999. Studies on the use of an anaerobic baffled reactor for the continuous anaerobic digestion of pulp and paper mill black liquors. *Process Biochemistry*, **34**, pp. 653-657.
- Hashimoto, A. G. and Chen, Y. R., 1976. Rheology of livestock waste slurries. *Transactions of the ASAE*, **19**(11), pp. 930-934.
- Hawkes, D. L., 1980. Factors affecting net energy production from mesophilic anaerobic digestion. *In* : D. A., Stafford, B. I. Wheatley, and D. E., Hughes, Eds, *Anaerobic Digestion*, London : Applied Science Publishers Ltd.
- Herbert, H. and Chan, O. C., 1997. Toxicity of phenol towards anaerobic biogranules. *Wat. Res.*, **31**, pp. 2229-2242.
- Hill, D. T. and Cobb, S. A., 1996. Simulation of process steady state in livestock waste methanogenesis. *Transactions of the ASAE*, **39**(2), pp. 565-573.
- Hobson, P. N., Bousfield, S. and Summers, R., 1981. *Methane Production from Agricultural and Domestic Waste*. London : Applied Science Publishes Ltd.
- Langenhoff, A. A. M. and Stuckey, D. C., 2000. Treatment of dilute wastewater using an anaerobic baffled reactor: Effect of low temperature. *Water Research*, **34**, p. 3867.
- Langenhoff, A. M., Intrachandra, N. and Stuckey, D. C., 2000. Treatment of dilute soluble and colloidal wastewater using an anaerobic baffled reactor: Influence of hydraulic retention time. *Wat. Res.*, Vol. **34**, pp. 1307-1317.
- Marcotte, M., Taherian Hoshahili, A. R. and Ramaswamy, H. S., 2001. Rheological properties of selected hydrocolloids as a function of concentration and temperature. *Food Res. Internat.*, Vol. **34**, pp. 695-703.

- McCarty, P. Z., 1964. Anaerobic Waste Treatment Fundamentals part 1. Chemistry and Biology, *Public Work*, **95**, pp. 107-110.
- McCarty, P. L., 1981. One hundred years of anaerobic treatment. Presented at the 2nd ed. International Conference on Anaerobic Digestion, Travemunde, Germany.
- Metcalf and Eddy Inc. 2003. Design of facilities for the treatment and disposal of sludge, *In : Wastewater Engineering: Treatment, Disposal and Reuse*. 4th ed. New York: McGraw-Hill, p. 834.
- Moeller, G. and Torres, L. G., 1997. Rheological characterization of primary and secondary sludges treated by both aerobic and anaerobic digestion. *Biores. Technol.*, **61**, pp. 207-211.
- Montgomery, M. S., 1988. Kinetic of Methane Fermentation in Anaerobic Biofilm. Ph.D. Dissertation. Stanford, CA : Stanford University.
- Nachaiyasit, S. and Stuckey, D. C., 1994. The anaerobic baffled reactor: influence of process parameter on system performance. *In: Seventh International Symposium on Anaerobic Digestion*, 23-27 January 1994, Cape Town, South Africa, Poster Paper, pp. 271-274.
- Nyns, E. J., 1994. Industrial implementation of biomethanation technologies in the European Union. Directorate-General XVII, Commission of the European Communities.
- Owen, W. F., Stuckey, D. C., Healy, Jr. J. B., Young, L. Y. and McCarty, P. L., 1979. Bioassay for monitoring biochemical methane potential and anaerobic toxicity. *Water Res.*, **13**, pp. 485.
- Pauss, A. and Nyns, E. J., 1990. Biogas plants in Europe: an updated databank. Directorate-General Telecommunications, Information industries and Innovation, Commission of the European Communities.
- Sanders, W. T. M., 2001. Anaerobic Hydrolysis during Digestion of Complex Substrates. Ph.D. Thesis. The Netherlands : Wageningen University.
- Smith, L. H., McCarty, P. L. and Kitanidis, P., 1998. Spreadsheet Method for Evaluation of Biochemical Reaction Rate Coefficients and their Uncertainties by Weighted Nonlinear Least-Squares Analysis of the Integrated Monod Equation. *Appl. Environ. Microbiol.*, **6**, pp. 2044-2050.
- Speece, R. E., 1996. Anaerobic Biotechnology for Industrial Wastewaters. Nashville : Archaea Press.
- Staton, F. E., 1966. Nitrification effects on oxygen resources in streams. Ph.D. Dissertation. Stanford, CA : Stanford University.

- Sukhatme, S. P., 1997. Solar Energy Principles of Thermal Collection and Storage. 2nd ed., New Delhi : Tata McGraw-Hill Publishing Company Limited.
- Tilche, A. and Vieira, S. M., 1991. Discussion report on reactor design of anaerobic filter and sludge bed reactor. *Wat. Sci. Technol.*, Vol. **24**, pp. 193-206.
- Van Lies, J. B., 1995. Thermophilic anaerobic wastewater treatment; temperature aspects and process stability, Ph.D. Thesis, Wageningen, The Netherlands : Wageningen Agricultural University.
- Van Velsen, A. F. M., 1981. Anaerobic digestion of piggery waste, Ph.D. Thesis, The Netherlands : Wageningen University.
- Van Velsen, A. F. M. and Lettinga, G., 1980. Effect of feed composition and digester performance. In : D.A., Stafford, B.I., Wheatley, and D.E., Hughes, Eds. *Anaerobic Digestion*. London : Applied Science Publishes Ltd.
- Varel, V. H., Isaacson, H. R. and Bryant, M. P., 1977. Thermophilic methane production from cattle waste. *Appl. Environ. Microbiol.*, **33**(2), pp. 298-307.
- Veeken, A. H. M. and Hamelers, B. V. M., 2000. Effect of substrate-seed mixing and leachate recirculation on solid state digestion of biowaste. *Wat. Sci. Technol.* **41**(3), pp. 255 - 262.
- Wang, J., Huang, Y. and Zhao, X., 2004. Performance and characteristics of an anaerobic baffled reactor. *Bioresource Technology*, **93**, pp. 205-208.
- Weiland, P. and Rozzi, A., 1991. The start-up, operation and monitoring of high-rate anaerobic treatment systems: Discusser's Report. *Water Science and Technology*, **24**(8), pp. 257-277.
- Zeeman, G., 1991. Methane production/emission in storage for animal manure, *Fert. Res.*, **37**, pp. 207-211.

ภาคผนวก

pH IN LIQUID OF REACTOR IN HYDROLYSIS RATE STUDY

Measured pH in liquid of the Reactors in hydrolysis rate study						
Days	R6a	R6b	R7a	R7b	R8a	R8b
0	7.1	7.08	7.67	7.46	7.81	7.72
1	5.93	6.02	6.17	6.23	6.21	6.47
2	5.44	5.86	5.57	5.73	5.88	5.9
3	5.01	5.03	5.14	5.3	5.19	5.28
4	4.94	4.83	4.99	5.03	5.1	5.18
5	4.77	4.8	4.99	5.01	5.05	5.11
7	4.6	4.61	4.79	4.8	4.93	4.93
10	4.54	4.61	4.79	4.87	4.97	5.02
25	4.7	4.8	5.72	5.68	6	5.61
52	4.82	4.88	5.54	5.6	6.09	6.15

J.DISSLOVED COD IN LIQUID OF REACTORS IN LEACH-BED ANAEROBIC DIGESTION

Measured dissolved COD [gm/L]						
Days	R6a	R6b	R7a	R7b	R8a	R8b
0	1.60	1.70	1.65	1.75	1.75	1.70
1	1.84	1.55	1.75	1.75	1.07	1.17
2	1.89	1.92	3.88	3.64	4.00	3.85
3	2.24	2.50	5.07	4.56	5.75	5.12
4	2.83	2.90	5.44	5.27	6.19	6.46
5	3.54	4.05	5.92	6.02	6.71	6.62
7	4.72	4.92	6.88	6.98	7.78	7.70
10	5.65	6.03	7.40	7.66	8.56	8.10
25	5.33		6.45		8.13	7.60
52	6.87	7.29	6.48	6.99	7.46	6.46

K. pH IN LIQUID OF REACTOR IN LEACH-BED ANAEROBIC DIGESTION

Measured pH							
Days	R0	Days	R1	Days	R2	Days	R3
0	6.92	0	6.94	0	6.70	0	7.49
2	7.02	1	6.81	1	6.48	1	6.87
3	6.78	2	6.11	2	5.81	2	6.65
4	6.63	3	5.82	3	5.51	3	6.45
6	6.52	4	5.43	4	5.32	4	6.25
8	6.38	5	5.31	5	5.27	6	5.74
10	6.48	6	5.19	6	5.11	8	5.48
12	6.30	7	5.13	7	5.08	10	5.46
14	6.08	8	5.05	8	5.02	12	5.36
16	6.00	10	5.03	10	4.94	14	5.33
18	6.08	12	4.93	12	4.82	16	5.26
20	6.05	14	4.95	14	4.90	18	5.38
22	5.92	16	4.86	16	4.85	20	5.51
24	5.92	18	4.98	18	4.88	22	5.37
26	5.89	20	4.94	20	4.88	24	5.41
28	5.89	22	4.96	22	4.84	26	5.46
30	5.89	24	4.95	24	4.77	28	5.46
36	5.82	28	5.03	28	4.91	30	5.48
40	5.84	30	4.97	30	4.89	32	5.51
43	5.74	32	4.95	32	4.88	34	5.65
50	5.74	34	5.03	34	4.92	36	5.75
57	5.74	36	4.93	36	4.96	42	5.95
68	5.71	38	4.96	38	4.86	46	6.06
		40	4.98	40	4.88	49	6.18
		42	4.98	42	4.88	56	6.36
		44	5.02	44	4.94	63	6.36
		46	5.07	46	4.95	74	6.49

Measured pH							
Days	R0	Days	R1	Days	R2	Days	R3
		48	5.10	48	4.88		
		50	5.07	50	4.91		
		62	5.18	62	4.94		
		69	5.14	69	4.99		
		76	5.22	76	4.99		
		83	5.36	83	5.07		
		94	5.29	94	5.06		

L. DISSOLVED COD IN LIQUID OF REACTORS IN LEACH-BED ANAEROBIC DIGESTION

Measured dissolved COD [gm/L]							
Days	R0	Days	R1	Days	R2	Days	R3
0	3.04	0	4.35	0	6.35	0	3.81
3	3.97	1	4.82	1	5.18	1	4.40
4	4.53	2	5.67	2	6.79	2	4.86
6	5.35	3	6.22	3	6.82	3	5.75
8	6.79	4	7.55	4	7.98	4	6.63
10	6.09	5	9.53	5	10.27	6	7.98
12	7.27	6	8.81	6	10.70	8	9.49
14	7.91	7	9.74	7	11.45	10	10.32
16	8.35	8	9.96	8	9.60	12	10.42
18	8.09	10	10.66	10	11.44	14	13.01
20	8.29	12	11.94	12	11.60	16	11.43
22	8.78	14	14.59	14	12.27	18	11.97
24	8.88	16	13.50	16	15.78	20	12.64
26	7.51	18	14.05	18	14.28	22	12.76
28	9.66	20	13.79	20	13.61	24	11.97

Measured dissolved COD [gm/L]							
Days	R0	Days	R1	Days	R2	Days	R3
30	9.23	22	16.56	22	13.97	26	12.65
36	9.25	24	15.20	24	14.44	28	13.10
40	9.10	28	15.69	28	14.64	30	13.02
43	9.17	30	16.22	30	14.43	32	11.95
50	10.27	32	16.09	32	15.18	34	12.37
57	9.99	34	17.36	34	15.10	36	11.84
68	11.02	36	18.17	36	16.37	42	11.32
		38	18.32	38	16.50	46	10.45
		40	16.43	40	16.31	49	10.72
		42	15.79	42	16.99	56	10.70
		44	17.06	44	16.48	63	10.60
		46	16.23	46	17.16	74	9.79
		48	17.37	48	16.03		
		50	17.34	50	15.60		
		62	17.86	62	15.89		
		69	16.52	69	15.88		
		76	17.15	76	15.69		
		83	17.40	83	15.97		
		94	18.74	94	16.16		

M. DISSLOVED COD IN LIQUID OF REACTORS IN LEAC-BED ANAEROBIC DIGESTION

Measured dissolved COD [gm/gm]							
Days	R0	Days	R1	Days	R2	Days	R3
0	0.024	0	0.031	0	0.046	0	0.033
2	0.034	1	0.035	1	0.037	1	0.038
3	0.043	2	0.041	2	0.049	2	0.042
4	0.036	3	0.045	3	0.049	3	0.049
6	0.042	4	0.054	4	0.057	4	0.057
8	0.053	5	0.069	5	0.074	6	0.068
10	0.048	6	0.063	6	0.077	8	0.081
12	0.057	7	0.070	7	0.082	10	0.088
14	0.062	8	0.072	8	0.069	12	0.089
16	0.066	10	0.077	10	0.082	14	0.111
18	0.064	12	0.086	12	0.083	16	0.098
20	0.065	14	0.105	14	0.088	18	0.102
22	0.069	16	0.097	16	0.113	20	0.108
24	0.070	18	0.101	18	0.103	22	0.109
26	0.059	20	0.099	20	0.098	24	0.102
28	0.076	22	0.119	22	0.100	26	0.108
30	0.073	24	0.109	24	0.104	28	0.112
36	0.073	28	0.113	28	0.105	30	0.111
40	0.072	30	0.117	30	0.104	32	0.102
43	0.072	32	0.116	32	0.109	34	0.106
50	0.081	34	0.125	34	0.109	36	0.101
57	0.079	36	0.131	36	0.118	42	0.097
68	0.087	38	0.131	38	0.119	46	0.089
		40	0.118	40	0.117	49	0.092
		42	0.114	42	0.122	56	0.092
		44	0.123	44	0.118	63	0.091
		46	0.117	46	0.123	74	0.084

Measured dissolved COD [gm/gm]							
Days	R0	Days	R1	Days	R2	Days	R3
		48	0.125	48	0.115		
		50	0.125	50	0.112		
		62	0.128	62	0.114		
		69	0.119	69	0.114		
		76	0.123	76	0.113		
		83	0.125	83	0.115		
		94	0.135	94	0.116		

N. DISSOLVED NH₃N IN LIQUID OF REACTORS IN LEACH-BED ANAEROBIC DIGESTION

Measured dissolved NH ₃ N [gm/L]							
Days	R0	Days	R1	Days	R2	Days	R3
0	96	0	29	0	39	0	236
3	88	2	52	2	44	1	120
4	108	3	35	3	39	2	188
6	94	4	49	4	72	4	152
8	92	5	53	5	56	6	208
10	92	6	55	6	54	8	180
12	76	7	35	7	48	10	234
14	86	8	30	8	40	12	248
16	88	10	29	10	38	14	250
18	88	12	31	12	39	16	244
20	72	14	41	14	42	18	302
22	88	16	51	16	44	20	254
24	86	18	51	18	59	22	280
26	76	20	109	20	56	24	300
28	80	22	96	22	60	26	278
30	94	24	136	24	62	28	282

Measured dissolved NH ₃ N [gm/L]							
Days	R0	Days	R1	Days	R2	Days	R3
36	88	28	170	28	54	30	286
40	100	30	176	30	78	32	262
43	92	32	158	32	110	34	270
50	94	34	164	34	86	36	260
57	94	36	178	36	66	42	254
68	98	38	192	38	94	46	246
		40	182	40	80	49	256
		42	188	42	66	56	254
		44	214	44	86		
		46	198	46	108		
		48	216	48	84		
		50	220	50	98		
		62	218	62	118		
		69	230	69	100		
		76	222	76	88		
		83	216	83	116		
		94	236	94	88		

O. DISSLOVED VFA IN LIQUID OF REACTORS IN LEACH-BED ANAEROBIC DIGESTION

Measured dissolved volatile fatty acid [HOAc mg/L]							
Days	R0	Days	R1	Days	R2	Days	R3
0	1259	0	1664	0	2066	0	1600
3	1402	1	1764	1	2295	1	1640
4	1532	2	2428	2	2925	2	1809
6	2727	3	2881	3	3030	3	2404
8	2700	4	3736	4	3568	4	2999
10	3178	5	4352	5	4390	6	3930

Measured dissolved volatile fatty acid [HOAc mg/L]							
Days	R0	Days	R1	Days	R2	Days	R3
12	3790	6	4319	6	4591	8	4701
14	3094	7	4757	7	4821	10	4210
16	3530	8	5060	8	5067	12	6034
18	3930	10	5134	10	5627	14	5710
20	4380	12	5815	12	5322	16	6190
22	4610	22	6708	22	6194	18	6273
24	4155	24	7880	24	8432	20	6328
26	4468	28	7093	28	6565	22	5950
28	4935	30	6058	30	5672	24	5925
30	5380	32	8452	32	7850	26	5968
36	5660	34	9694	34	7522	28	6483
40	5373	36	9008	36	8593	30	5930
43	5085	38	8953	38	8325	32	5618
50	4870	40	8135	40	8298	34	12.37
57	5151	42	7520	42	7613	36	5955
68	5433	44	7655	44	8283	42	5885
		46	8183	46	8920	46	5561
		48	8463	48	7993	49	5238
		50	7938	50	7230	56	3795
		62	9328	62	9055	63	5395
		69	7838	69	8413	74	4723
		76	7455	76	7563		
		83	7900	83	7780		
		94	8260	94	7473		

P. DISSLOVED VFA IN LIQUID OF REACTORS IN LEACH-BED ANAEROBIC DIGESTION

Measured dissolved volatile fatty acid [HOAc mg/g]							
Days	R0	Days	R1	Days	R2	Days	R3
0	9.9	0	12.0	0	14.9	0	11.7
3	11.0	1	12.7	1	16.5	3	12.0
4	12.1	2	17.5	2	21.0	4	13.2
6	21.5	3	20.7	3	21.8	6	17.5
8	21.3	4	26.9	4	25.7	8	21.9
10	25.0	5	31.3	6	31.6	10	28.7
12	29.8	6	31.1	8	33.0	12	34.3
14	24.4	7	34.2	10	34.7	14	30.7
16	27.8	8	36.4	12	36.5	16	44.0
18	30.9	10	36.9	14	40.5	18	41.7
20	34.5	12	41.8	16	38.3	20	45.2
22	36.3	22	48.3	18	44.6	22	45.8
24	32.7	24	56.7	20	60.7	24	46.2
26	35.2	28	51.0	22	47.2	26	43.4
28	38.9	30	43.6	24	40.8	28	43.2
30	42.4	32	60.8	26	56.5	30	43.6
36	44.6	34	69.7	28	54.1	36	47.3
40	42.3	36	64.8	30	61.8	40	43.3
43	40.0	38	64.4	32	59.9	43	41.0
50	38.3	40	58.5	34	59.7	50	43.3
57	40.6	42	54.1	36	54.8	57	43.5
68	42.8	44	55.1	42	59.6	68	43.0
		46	58.9	46	64.2		
		48	60.9	49	57.5		
		50	57.1	56	52.0		
		62	67.1	63	65.1		
		69	56.4	74	60.5		

Measured dissolved volatile fatty acid [HOAc mg/g]							
Days	R0	Days	R1	Days	R2	Days	R3
		76	53.6	76	54.4		
		83	56.8	83	56.0		
		94	59.4	94	53.8		