

การเพิ่มประสิทธิภาพการผลิตก๊าซชีวภาพจากน้ำเสียกระบวนการผลิต
แป้งมันสำปะหลังที่มีความเค็มสูงและความสกปรกสูง
ด้วยเหล็กประจุศูนย์และระบบชีวไฟฟ้าเคมี



นางสาวอภิญญา พงศ์อัมพรนารา

วิทยานิพนธ์นี้เป็นส่วนหนึ่งของการศึกษาตามหลักสูตรปริญญาวิศวกรรมศาสตรมหาบัณฑิต
สาขาวิชาวิศวกรรมระบบอุตสาหกรรมและสิ่งแวดล้อม
มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี
ปีการศึกษา 2562

**ENHANCED BIOGAS PRODUCTION FROM HIGH
SALINITY AND HIGH STRENGTH TAPIOCA STARCH
WASTEWATER USING ZERO VALENT IRON
AND BIOELECTROCHEMICAL SYSTEM**

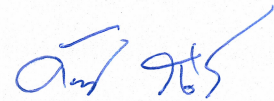


**A Thesis Submitted in Partial Fulfillment of the Requirement for the
Degree of Master of Engineering in Industrial System and
Environmental Engineering
Suranaree University of Technology
Academic Year 2019**

การเพิ่มประสิทธิภาพการผลิตก๊าซชีวภาพจากน้ำเสียกระบวนการผลิตแป้งมันสำปะหลัง
ที่มีความเค็มสูงและความสกปรกสูงด้วยเหล็กประจุศูนย์และระบบชีวไฟฟ้าเคมี

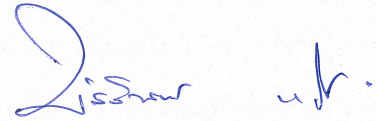
มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี อนุมัติให้บัณฑิตวิทยาลัยฉบับนี้เป็นส่วนหนึ่งขอ
การศึกษาตามหลักสูตรปริญญาวิทยาศาสตรบัณฑิต

คณะกรรมการสอบวิทยานิพนธ์



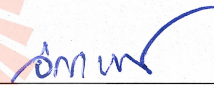
(อ. ดร.อภิชน วัชรนทร์วงศ์)

ประธานกรรมการ



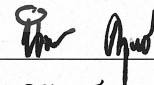
(ผศ. ดร.พัชรินทร์ ราช)

กรรมการ (อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์)



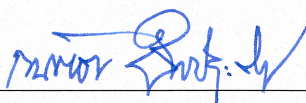
(อ. ดร.นิตร์เพชร ยศพล)

กรรมการ



(ผศ. ดร.นิรันดร์ คงฤทธิ)

กรรมการ



(รศ. ร.อ. ดร.กนต์ธร ชำนิประศาสน์)

รองอธิการบดีฝ่ายวิชาการและพัฒนาความเป็นสากล



(รศ. ดร.พรศิริ จงกมล)

คณบดีสำนักวิชาวิศวกรรมศาสตร์

อภิญา พงศ์อัมพรนารา : การเพิ่มประสิทธิภาพการผลิตก๊าซชีวภาพจากน้ำเสีย
กระบวนการผลิตแป้งมันสำปะหลังที่มีความเค็มสูงและความสกปรกสูงด้วยเหล็กประจุ
ศูนย์และระบบชีวไฟฟ้าเคมี (ENHANCED BIOGAS PRODUCTION FROM HIGH
SALINITY AND HIGH STRENGTH TAPIOCA STARCH WASTEWATER USING
ZERO VALENT IRON AND BIOELECTROCHEMICAL SYSTEM) อาจารย์ที่ปรึกษา :
ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.พัชรินทร์ ราโช, 150 หน้า.

น้ำเสียจากกระบวนการผลิตแป้งมันสำปะหลังตัดแปรนั้นประกอบด้วยสารอินทรีย์และ
อนินทรีย์ที่มีค่าสูง ซึ่งมีผลกระทบต่อการบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพและการผลิตก๊าซชีวภาพ
โดยเฉพาะอย่างยิ่งน้ำเสียที่เกิดจากกระบวนการตัดแปรทางเคมี ซึ่งเป็นน้ำเสียที่มีความเค็มค่อนข้าง
สูงส่งผลให้เกิดการยับยั้งกิจกรรมของจุลินทรีย์ในระบบ ซึ่งจากการศึกษาถึงประสิทธิภาพของเหล็ก
ประจุศูนย์ คาดว่าสามารถช่วยในการสร้างสภาพแวดล้อมในระบบบำบัดแบบไม่ใช้ออกซิเจน
โดยการปรับปรุงประสิทธิภาพของกระบวนการแบบไม่ใช้ออกซิเจนได้ อีกทั้งระบบชีวไฟฟ้าเคมี
ยังมีกลไกช่วยส่งเสริมการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสียของจุลินทรีย์ได้ ช่วยให้ประสิทธิภาพ
การกำจัดสารอินทรีย์เพิ่มสูงขึ้น โดยการศึกษาครั้งนี้มีวัตถุประสงค์เพื่อเพิ่มประสิทธิภาพการผลิต
ก๊าซชีวภาพจากน้ำเสียในกระบวนการผลิตแป้งมันสำปะหลังตัดแปร โดยมีการเปรียบเทียบเทคนิค
ในการเพิ่มประสิทธิภาพ 3 วิธี คือ 1) ระบบชีวภาพเคมีไฟฟ้า (BES-UASB) 2) ระบบเหล็กประจุศูนย์
(ZVI-UASB) และ 3) ระบบจุลินทรีย์ที่ทนเค็ม (STM-UASB) การศึกษาได้มีการแปรเปลี่ยนความเร็ว
น้ำไหลขึ้น (Upflow velocity) และอัตราการระสารอินทรีย์ เพื่อหาค่าการเดินระบบที่เหมาะสม
สำหรับการเพิ่มประสิทธิภาพระบบผลิตก๊าซชีวภาพ ซึ่งจากการศึกษาพบว่า ค่า Upflow velocity
และอัตราการระบรรทุกที่เหมาะสมสำหรับการศึกษานี้อยู่ที่ 0.25 m/h และ 25 kg/m³-day โดยพบ
ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีมากกว่า 80% และจากการศึกษาทางเลือกในการเพิ่มประสิทธิภาพ
ระบบผลิตก๊าซชีวภาพพบว่า ระบบชีวไฟฟ้าเคมีที่ค่าความต่างศักย์ไฟฟ้า 0.4 V พบประสิทธิภาพ
การกำจัดซีโอดีสูงสุดที่ 88.54 ± 4.9% โดยสอดคล้องกับประสิทธิภาพในการย่อยสลายสารอะซิเตท
ในระบบที่มีถึง 99.3% และอัตราการเกิดก๊าซชีวภาพที่ 0.32 m³/kgCOD_{removed}-day และระบบ
เหล็กประจุศูนย์ที่ความเข้มข้น 25 g/L พบว่า มีประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีสูงสุดที่ 88.32 ± 4.83%
โดยมีประสิทธิภาพในการย่อยสลายสารอะซิเตทที่ 99.36% และอัตราการเกิดก๊าซชีวภาพที่
0.29 m³/kgCOD_{removed}-day

สาขาวิชา วิศวกรรมสิ่งแวดล้อม
ปีการศึกษา 2562

ลายมือชื่อนักศึกษา อภิญา พงศ์อัมพรนารา
ลายมือชื่ออาจารย์ที่ปรึกษา พวชรินทร์ ราโช

APINYA PONGAMPORNARA : ENHANCED BIOGAS PRODUCTION
FROM HIGH SALINITY AND HIGH STRENGTH TAPIOCA STARCH
WASTEWATER USING ZERO VALENT IRON AND
BIOELECTROCHEMICAL SYSTEM. THESIS ADVISOR : ASST. PROF.
PATCHARIN RACHO, 150 PP.

HIGH SALINITY WASTEWATER/BIOELECTROCHEMICAL SYSTEM (BES)/
ZERO VALENT IRON (ZVI)/SALT TOLERANCE MICROORGANISM

Modified tapioca starch wastewater (MTSW) contains organic and inorganic matters that affected on biological wastewater treatment and biogas production. Especially, the wastewater from chemical modification processes contains high salinity that can inhibit microorganism activities. Zero valent iron is expected to be helpful for creating an enhanced anaerobic environment that might improve the performance of the anaerobic process. The bio - electrochemical system can promote microbial metabolism thereby leading to higher biochemical performance. Result in this study aimed at enhancing performance of upflow anaerobic sludge blanket reactors (UASB) a treatment for biogas production from MTSW. Three improving methods were compared that included of bio-electrochemical system (BES - UASB), zero - valent iron (ZVI - UASB) and salt tolerance microbial systems (STM - UASB). The experiments were operation by varying Upflow Velocity and Organic Loading Rate (OLR). From the study, it is found that the suitable Upflow Velocity and Organic Loading Rate for this study is 0.25 m/h and 25 kg/m³-day. The COD removal efficiency is more than 80%. Increase the efficiency of the biogas production system. The highest COD removal was found in BES-UASB at 0.4 V that was about 88.54 ± 4.9% of COD removed. In accordance

with the degradation efficiency of acetate in the system up to 99.3%. The biogas production yields were about $0.32 \text{ m}^3/\text{kgCOD}_{\text{removed-day}}$ for BES - UASB. And the ZVI - UASB concentration of Zero valent iron at 25 g/L. The COD removal was about $88.32 \pm 4.83\%$. With the efficiency of Acetate removal at 99.36% and highest biogas rate at $0.29 \text{ m}^3/\text{kgCOD}_{\text{removed-day}}$.



School of Environmental Engineering

Academic year 2019

Student's Signature อภิญญา พงศ์อภัยไพฑาร

Advisor's Signature ธีรวิทย์ น.ค.

กิตติกรรมประกาศ

วิทยานิพนธ์นี้สำเร็จลุล่วงด้วยดี เนื่องจากได้รับความช่วยเหลืออย่างดียิ่ง ทั้งทางด้านวิชาการและด้านการดำเนินงานวิจัย จากบุคคลและกลุ่มบุคคลต่าง ๆ ได้แก่

ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร. พชรินทร์ ราโช อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์ ที่ให้โอกาสทางการศึกษา ให้คำแนะนำปรึกษา ช่วยแก้ไขปัญหาและให้กำลังใจแก่ผู้วิจัยมาโดยตลอด รวมทั้งช่วยตรวจทาน และแก้ไขวิทยานิพนธ์เล่มนี้จนทำให้มีความสมบูรณ์พร้อมทางด้านวิชาการ

อาจารย์ ดร.อภิชน วัชรินทร์วงศ์ อาจารย์ ดร.ฉัตรเพชร ยศพล และผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.นิรันดร์ คงฤทธิ์ กรรมการสอบวิทยานิพนธ์ และอาจารย์ประจำสาขาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารีทุกท่านที่กรุณาให้คำปรึกษา คำแนะนำ และความรู้ทางด้านวิชาการอย่างดียิ่งมาโดยตลอด

ขอขอบคุณ คุณนารี กลิ่นกลาง ที่คอยประสานงานและให้คำปรึกษาการจัดรูปเล่มวิทยานิพนธ์

ขอขอบคุณ มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี ที่ได้ให้ความช่วยเหลือสนับสนุนเงินทุนทางการศึกษาแก่ผู้วิจัยอย่างดียิ่งมาโดยตลอดจนได้ทำงานวิจัยนี้สำเร็จลุล่วงด้วยดี

ขอขอบคุณ พี่ ๆ เพื่อน ๆ น้อง ๆบัณฑิตศึกษาทุกท่าน ที่คอยให้กำลังใจในการทำวิจัยมาโดยตลอด

สุดท้ายนี้ ผู้วิจัยขอขอบคุณอาจารย์ผู้สอนทุกท่านที่ประสิทธิ์ประสาทวิชาความรู้ทางด้านต่างๆ ทั้งในอดีตและปัจจุบัน และขอกราบขอบพระคุณบิดา มารดา รวมทั้งญาติพี่น้องของผู้วิจัยทุกท่านที่ให้ความรัก อบรมเลี้ยงดู และคอยเป็นกำลังใจ ทำให้ผู้วิจัยประสบความสำเร็จในชีวิต

อภิญญา พงศ์อัมพรนารา

สารบัญ

หน้า

บทคัดย่อ (ภาษาไทย).....	ก
บทคัดย่อ (ภาษาอังกฤษ).....	ข
กิตติกรรมประกาศ.....	ง
สารบัญ.....	จ
สารบัญตาราง.....	ญ
สารบัญรูป.....	ฉ
คำอธิบายสัญลักษณ์และคำย่อ.....	ต
บทที่	
1 บทนำ.....	1
1.1 ที่มาและความสำคัญของปัญหาการวิจัย.....	1
1.2 วัตถุประสงค์ของการวิจัย.....	3
1.3 กรอบแนวคิดงานวิจัย.....	3
1.4 ขอบเขตของการวิจัย.....	4
1.5 ประโยชน์ที่คาดว่าจะได้รับ.....	4
2 ปริทัศน์วรรณกรรมและงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง.....	6
2.1 แป้งมันสำปะหลัง.....	6
2.2 แป้งมันสำปะหลังดัดแปร.....	6
2.2.1 วิธีการดัดแปรแป้ง.....	7
2.2.2 การใช้ประโยชน์จากแป้งมันสำปะหลังดัดแปร.....	9
2.3 ลักษณะน้ำเสียจากกระบวนการผลิตแป้งมันสำปะหลังดัดแปร.....	10
2.3.1 ลักษณะน้ำเสียของกระบวนการผลิตแป้งมันสำปะหลังดัดแปร.....	10
2.3.2 ผลกระทบต่อสิ่งแวดล้อม.....	10
2.3.3 ผลกระทบของน้ำเสียจากกระบวนการผลิตแป้งมันสำปะหลัง ดัดแปรต่อระบบบำบัดทางชีวภาพ.....	11

สารบัญ (ต่อ)

หน้า

2.4	การกำจัดสารอินทรีย์และการผลิตก๊าซชีวภาพในสถานะที่มีความเค็มสูง.....	11
2.5	ผลกระทบของค่าความเค็มที่มีต่อระบบบำบัดทางชีวภาพ.....	15
2.5.1	ผลกระทบของความเค็มต่อระบบบำบัดน้ำเสียแบบใช้อากาศ.....	15
2.5.2	ผลกระทบของความเค็มต่อระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้อากาศ.....	16
2.6	การบำบัดน้ำเสียจากกระบวนการผลิตแป้งมันสำปะหลังดัดแปร.....	17
2.6.1	ถังปฏิกรณ์ชีวมวลไร้อากาศแบบลูกผสม (Anaerobic hybrid reactor, AHR).....	18
2.6.2	ถังปฏิกรณ์ไร้อากาศแบบชั้นสลัดจ์ (Upflow anaerobic sludge blanket, UASB).....	19
2.7	ระบบชีวไฟฟ้าเคมี (Bio - electrochemical systems, BES).....	19
2.7.1	เซลล์เชื้อเพลิงจุลินทรีย์ (Microbial fuel cells, MFC).....	20
2.7.2	เซลล์อิเล็กโทรไลซิสจุลินทรีย์ (Microbial electrolysis cell, MEC).....	21
2.7.3	การประยุกต์ใช้ระบบชีวไฟฟ้าเคมีในระบบบำบัดน้ำเสีย.....	22
2.7.4	ปัจจัยที่มีผลกระทบต่อระบบชีวไฟฟ้าเคมี.....	28
2.8	เหล็กประจุศูนย์.....	30
2.8.1	คุณสมบัติทางเคมี.....	30
2.8.2	การกัดกร่อนของเหล็กประจุศูนย์.....	31
2.8.3	การประยุกต์ใช้เหล็กประจุศูนย์ในระบบบำบัดน้ำเสีย.....	33
2.8.4	ปัจจัยที่มีผลต่อการประยุกต์ใช้เหล็กประจุศูนย์.....	36
2.9	จุลินทรีย์ทนเค็ม.....	37
2.9.1	การประยุกต์ใช้จุลินทรีย์ทนเค็มในระบบบำบัดน้ำเสีย.....	38
2.9.2	ปัจจัยที่มีผลต่อการใช้จุลินทรีย์ทนเค็ม.....	40
2.10	ยีสต์.....	40
2.10.1	ลักษณะโดยทั่วไปของยีสต์.....	40
2.10.2	สรีรวิทยาและปัจจัยที่มีผลต่อการเจริญเติบโตของยีสต์.....	41
2.10.3	การประยุกต์ใช้ยีสต์ในระบบบำบัดน้ำเสีย.....	42

สารบัญ (ต่อ)

	หน้า
2.10.4 ปัจจัยที่ส่งผลกระทบต่อการใช้สัด.....	44
3 วิธีดำเนินการวิจัย.....	45
3.1 ขั้นตอนการดำเนินงานวิจัย.....	45
3.2 น้ำเสีย.....	46
3.2.1 วิธีการเตรียมน้ำเสียสังเคราะห์.....	46
3.2.1.1 ลักษณะน้ำเสียที่ใช้ในการปรับสภาพเชื้อจุลินทรีย์.....	46
3.2.1.2 ลักษณะน้ำเสียที่ใช้ในการเดินระบบไร้อากาศ แบบชั้นสลัดจ์ไหลขึ้น.....	47
3.2.2 ลักษณะน้ำเสียของกระบวนการผลิตแป้งมันสำปะหลังคัดแปรร.....	47
3.3 การปรับสภาพเชื้อจุลินทรีย์.....	48
3.3.1 การติดตั้งชุดทดลองสำหรับการปรับสภาพเชื้อจุลินทรีย์.....	48
3.4 ชุดทดลองระบบระบบ ไร้อากาศแบบชั้นสลัดจ์ไหลขึ้น.....	51
3.4.1 การติดตั้งชุดทดลองระบบระบบ ไร้อากาศแบบชั้นสลัดจ์ ไหลขึ้น.....	51
3.5 การศึกษาผลกระทบของความเร็วน้ำไหลขึ้นและอัตราภาระ บรรทุกสารอินทรีย์.....	54
3.6 การศึกษาผลกระทบของค่าศักย์ไฟฟ้าต่อระบบ BES - UASB.....	56
3.7 การศึกษาผลกระทบของเหล็กประจุศูนย์ที่มีผลกระทบต่อระบบ ZVI - UASB.....	56
3.8 การศึกษาประสิทธิภาพในการผลิตก๊าซชีวภาพและค่าใช้จ่าย ของระบบเบื้องต้น.....	57
3.8.1 การศึกษาประสิทธิภาพในการผลิตก๊าซชีวภาพ.....	57
3.8.2 การศึกษาค่าใช้จ่ายของระบบเบื้องต้น.....	57
3.9 การศึกษาลักษณะตะกอนที่ส่งผลกระทบต่อประสิทธิภาพ ของระบบ UASB.....	58

สารบัญ (ต่อ)

หน้า

3.9.1	สารพอลิเมอร์ภายนอกเซลล์ (Extra - cellular polymeric substance, EPS).....	58
3.10	พารามิเตอร์ที่ทำการตรวจวัด.....	59
4	ผลการดำเนินการวิจัยและการอภิปรายผล.....	60
4.1	การปรับสภาพเชื้อจุลินทรีย์.....	60
4.1.1	ประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์และปริมาณจุลินทรีย์ ในระบบ.....	60
4.2	ผลกระทบของความเร็วน้ำไหลขึ้นและอัตราการบำบัดทุกสารอินทรีย์ ต่อการกำจัดสารอินทรีย์.....	62
4.2.1	ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดี.....	62
4.2.1.1	ระบบ STM - UASB.....	62
4.2.1.2	ระบบ ZVI - UASB.....	65
4.2.1.3	ระบบ BES - UASB.....	57
4.2.2	การเปรียบเทียบประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์.....	69
4.2.3	ลักษณะของตะกอน.....	71
4.3	ผลกระทบของอัตราการเกิดก๊าซชีวภาพ.....	72
4.3.1	อัตราการเกิดก๊าซชีวภาพและองค์ประกอบของก๊าซชีวภาพ.....	72
4.3.2	การสะสมกรดอินทรีย์ระเหยง่ายและสารอะซิเตทในระบบ.....	74
4.4	การแปรเปลี่ยนค่าความต่างศักย์ไฟฟ้า.....	76
4.4.1	ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดี.....	76
4.4.2	อัตราการเกิดก๊าซชีวภาพ.....	77
4.4.3	การสะสมกรดอินทรีย์ระเหยง่ายและสารอะซิเตทในระบบ.....	79
4.4.4	ลักษณะของตะกอน.....	80
4.5	การแปรเปลี่ยนปริมาณ เหล็กประจุศูนย์.....	81
4.5.1	ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดี.....	81
4.5.2	อัตราการเกิดก๊าซชีวภาพ.....	82

สารบัญ (ต่อ)

หน้า

4.5.3	การสะสมกรดอินทรีย์ระเหยง่ายและสารอะซิเตทในระบบ.....	83
4.5.4	ลักษณะของตะกอน.....	85
4.6	การประเมินค่าใช้จ่ายของระบบเบื้องต้น.....	86
4.6.1	ค่าไฟฟ้าที่ใช้ในการบำบัดด้วยระบบชีวไฟฟ้าเคมี.....	86
4.6.2	ประเมินค่าใช้จ่ายในการซื้อเศษเหล็กจากโรงงานอุตสาหกรรม.....	86
4.6.3	ผลวิเคราะห์ข้อมูลการคาดการณ์ปริมาณไฟฟ้าที่ได้จากระบบ ผลิตก๊าซชีวภาพ.....	87
5	บทสรุปและข้อเสนอแนะ.....	88
5.1	สรุปผลการวิจัย.....	88
5.1.1	การศึกษาความเร็วน้ำไหลขึ้นและอัตราการระบรทุกสารอินทรีย์.....	88
5.1.2	การศึกษาผลของการแปรเปลี่ยนค่าความต่างศักย์ไฟฟ้า.....	89
5.1.3	การศึกษาผลของการแปรเปลี่ยนความเข้มข้นของ เหล็กประจุศูนย์.....	89
5.2	ข้อเสนอแนะ.....	89
	รายการอ้างอิง.....	91
	ภาคผนวก	
	ภาคผนวก ก. ข้อมูลการปรับสภาพเชื้อจุลินทรีย์.....	100
	ภาคผนวก ข. ข้อมูลการศึกษาประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดี.....	103
	ภาคผนวก ค. ข้อมูลการศึกษาอัตราการเกิดก๊าซชีวภาพ.....	110
	ภาคผนวก ง. ข้อมูลการศึกษาปริมาณกรดอินทรีย์ระเหยง่ายและสารอะซิเตท ในระบบ.....	126
	ภาคผนวก จ. ข้อมูลการศึกษาปริมาณของ EPS ในตะกอน.....	132
	ภาคผนวก ฉ. ตัวอย่างการคำนวณค่าไฟฟ้า.....	139
	ภาคผนวก ช. บทความทางวิชาการที่ได้รับการตีพิมพ์เผยแพร่ในระหว่างศึกษา.....	141
	ประวัติผู้เขียน.....	150

สารบัญตาราง

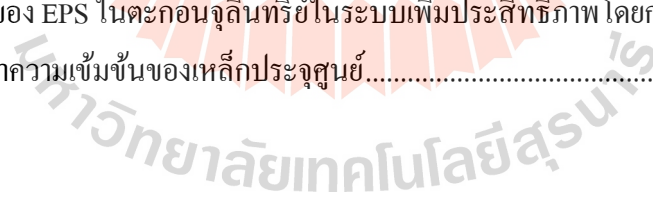
ตารางที่	หน้า
1.1	อธิบายหลักการทำงานของระบบชีวไฟฟ้าเคมีและเหล็กประจุศูนย์.....3
2.1	วิธีการตัดแปรแป้งมันสำปะหลัง..... 8
2.2	คุณสมบัติและประโยชน์ของแป้งมันสำปะหลังตัดแปร 9
2.3	ลักษณะน้ำเสียจากกระบวนการผลิตแป้งมันสำปะหลังตัดแปร 10
2.4	การศึกษากระบวนการบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพแบบไร้ออกซิเจนในการบำบัดน้ำเสีย ที่มีความเค็มสูง 13
2.5	ผลกระทบของความเค็มต่อระบบบำบัดน้ำเสียแบบใช้อากาศ 16
2.6	ผลกระทบของความเค็มต่อระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้อากาศ..... 17
2.7	ข้อได้เปรียบและข้อเสียเปรียบของระบบไฟฟ้าเคมีแบบ Microbial fuel cell.....21
2.8	ผลการศึกษาการเพิ่มประสิทธิภาพการผลิตก๊าซมีเทนด้วยระบบชีวไฟฟ้าเคมี27
2.9	ผลการศึกษาการเพิ่มประสิทธิภาพการผลิตก๊าซมีเทนด้วยเหล็กประจุศูนย์.....35
3.1	การเก็บข้อมูลเบื้องต้นของโรงงานผลิตแป้งมันสำปะหลังตัดแปรใน จังหวัดนครราชสีมา 46
3.2	วิธีการสังเคราะห์น้ำเสีย..... 47
3.3	ลักษณะน้ำเสียสังเคราะห์จากกระบวนการแป้งมันสำปะหลังตัดแปร..... 47
3.4	สภาวะการทำงานของกรปรับสภาพเชื้อจุลินทรีย์..... 50
3.5	พารามิเตอร์ที่ใช้ในการเดินระบบการศึกษาผลกระทบของ Upflow velocity และอัตราการระบรทุกสารอินทรีย์ 55
3.6	พารามิเตอร์ที่ใช้ในการเดินระบบชีวไฟฟ้าเคมี 56
3.7	พารามิเตอร์ที่ใช้ในการเดินระบบการใช้เหล็กประจุศูนย์ 57
3.8	พารามิเตอร์และวิธีการที่ใช้ในการวิเคราะห์ 59
4.1	ความเข้มข้นของค่าซีไอดีเฉลี่ยจากหน่วยบำบัดในระบบปรับสภาพเชื้อ 62
4.2	ผลการศึกษาความเข้มข้นของซีไอดีและประสิทธิภาพการกำจัดซีไอดี 70
4.3	ปริมาณ โปรตีนและคาร์โบไฮเดรต 71

สารบัญตาราง (ต่อ)

ตารางที่	หน้า
4.4 อัตราการเกิดก๊าซชีวภาพและองค์ประกอบของก๊าซชีวภาพ.....	73
4.5 ปริมาณกรดอินทรีย์ระยะเหยง่ายและสารอะซิเตทในระบบ.....	74
4.6 ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีของการแปรเปลี่ยนค่าความต่างศักย์ไฟฟ้า.....	77
4.7 อัตราการเกิดก๊าซชีวภาพและองค์ประกอบของก๊าซชีวภาพของการแปรเปลี่ยน ค่าความต่างศักย์ไฟฟ้า.....	78
4.8 ปริมาณกรดอินทรีย์ระยะเหยง่ายและสารอะซิเตทในระบบ.....	79
4.9 ปริมาณ โปรดินและคาร์โบไฮเดรตในระบบ BES-UASB.....	80
4.10 ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีของการแปรเปลี่ยนปริมาณเหล็กประจุศูนย์.....	82
4.11 อัตราการเกิดก๊าซชีวภาพและองค์ประกอบของก๊าซชีวภาพของการแปรเปลี่ยน ปริมาณเหล็กประจุศูนย์.....	83
4.12 ปริมาณกรดอินทรีย์ระยะเหยง่ายและสารอะซิเตทในระบบ ZVI - UASB.....	84
4.13 ปริมาณ โปรดินและคาร์โบไฮเดรตในระบบ ZVI - UASB.....	85
4.14 ค่าไฟฟ้าที่ใช้ในการบำบัดด้วยระบบชีวไฟฟ้าเคมี.....	86
4.15 การประเมินค่าใช้จ่ายค่าเศษเหล็กจากโรงงานอุตสาหกรรม.....	87
4.16 ปริมาณไฟฟ้าจากระบบผลิตก๊าซชีวภาพจากน้ำเสียแ่งัดแปร.....	87
ก.1 การปรับสภาพเชื้อจุลินทรีย์.....	101
ข.1 ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดี RUN I.....	104
ข.2 ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดี RUN II.....	106
ข.3 ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดี RUN III.....	107
ข.4 ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีของระบบการแปรเปลี่ยนค่าความต่างศักย์ไฟฟ้า.....	108
ข.5 ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีของระบบการแปรเปลี่ยนความเข้มข้น ของเหล็กประจุศูนย์.....	109
ค.1 ปริมาณก๊าซชีวภาพที่เกิดในระบบเพิ่มประสิทธิภาพ RUN I.....	111
ค.2 ปริมาณก๊าซชีวภาพที่เกิดในระบบเพิ่มประสิทธิภาพ RUN II.....	114
ค.3 ปริมาณก๊าซชีวภาพที่เกิดในระบบเพิ่มประสิทธิภาพ RUN III.....	117
ค.4 ปริมาณก๊าซชีวภาพที่เกิดในระบบการแปรเปลี่ยนค่าความต่างศักย์ไฟฟ้า.....	120

สารบัญตาราง (ต่อ)

ตารางที่	หน้า
ค.5 ปริมาณก๊าซชีวภาพที่เกิดในระบบการแปรเปลี่ยนความเข้มข้นของ เหล็กประจุศูนย์	123
ง.1 ปริมาณกรดอินทรีย์ระเหยง่ายและสารอะซิเตทในระบบ RUN I.....	127
ง.2 ปริมาณกรดอินทรีย์ระเหยง่ายและสารอะซิเตทในระบบ RUN II.....	128
ง.3 ปริมาณกรดอินทรีย์ระเหยง่ายและสารอะซิเตทในระบบ RUN III	129
ง.4 ปริมาณกรดอินทรีย์ระเหยง่ายและสารอะซิเตทในระบบเพิ่มประสิทธิภาพ โดยการแปรเปลี่ยนค่าความต่างศักย์ไฟฟ้า	130
ง.5 ปริมาณกรดอินทรีย์ระเหยง่ายและสารอะซิเตทในระบบเพิ่มประสิทธิภาพ โดยการแปรเปลี่ยนค่าความเข้มข้นของเหล็กประจุศูนย์	131
จ.1 ปริมาณของ EPS ในตะกอนจุลินทรีย์ใน RUN I.....	134
จ.2 ปริมาณของ EPS ในตะกอนจุลินทรีย์ใน RUN II	135
จ.3 ปริมาณของ EPS ในตะกอนจุลินทรีย์ใน RUN III	136
จ.4 ปริมาณของ EPS ในตะกอนจุลินทรีย์ในระบบเพิ่มประสิทธิภาพโดย การแปรเปลี่ยนค่าความต่างศักย์ไฟฟ้า.....	137
จ.5 ปริมาณของ EPS ในตะกอนจุลินทรีย์ในระบบเพิ่มประสิทธิภาพโดยการแปร เปลี่ยนค่าความเข้มข้นของเหล็กประจุศูนย์.....	138

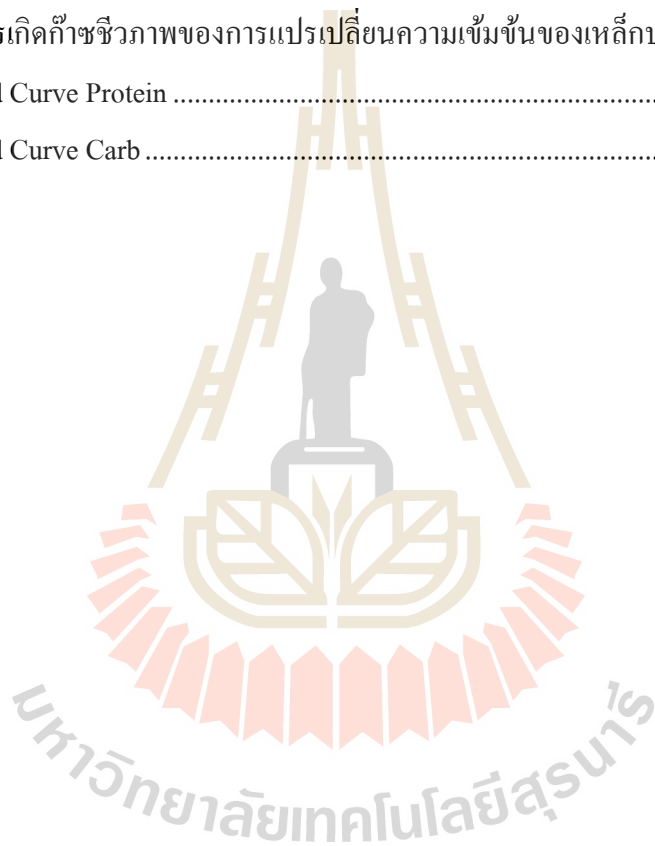


สารบัญรูป

รูปที่	หน้า
2.1	ระบบถังปฏิกรณ์ชีวมวลไร้อากาศแบบลูกผสม 18
2.2	การทำงานของระบบไฟฟ้าเคมีแบบ Microbial fuel cell (MFC) 20
2.3	การทำงานของระบบไฟฟ้าเคมีแบบ Microbial electrolysis cell (MEC) 22
2.4	ระบบชีวไฟฟ้าเคมีแบบถังคู่..... 23
2.5	ระบบชีวไฟฟ้าเคมีแบบถังเดี่ยว 25
2.6	แผนผังเครื่องปฏิกรณ์แบบ Fed-batch..... 39
2.7	แผนภาพของยีสต์ 41
2.8	แผนผังระบบการบำบัดน้ำเสียด้วยยีสต์..... 44
3.1	วิธีการศึกษา..... 45
3.2	ขั้นตอนการปรับสภาพเชื้อจุลินทรีย์..... 49
3.3	แผนผังชุดทดลองระบบเลี้ยงเชื้อ 50
3.4	ชุดทดลองระบบ UASB..... 51
3.5	ขนาดของถังชุดทดลองระบบเพิ่มประสิทธิภาพ 52
3.6	ลักษณะเหล็กประจุนย์ที่ใช้ในการเดินระบบ 53
3.7	ลักษณะของขั้วไฟฟ้า 53
3.8	ขั้นตอนการศึกษา Upflow velocity และอัตราการระบรทุกสารอินทรีย์..... 54
3.9	ชุดทดลองการศึกษา Upflow velocity และอัตราการระบรทุกสารอินทรีย์ 55
4.1	ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีและปริมาณ MLSS ของขั้นตอนการปรับสภาพ เชื้อจุลินทรีย์..... 61
4.2	ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีของระบบ STM - UASB 65
4.3	ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีของระบบ ZVI - UASB..... 67
4.4	ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีของระบบ BES - UASB..... 69
4.5	อัตราการเกิดก๊าซชีวภาพของทั้ง 3 การศึกษา..... 73
4.6	ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีของการแปรเปลี่ยนค่าความต่างศักย์ไฟฟ้า 76

สารบัญรูป (ต่อ)

รูปที่	หน้า
4.7 อัตราการเกิดก๊าซชีวภาพของการแปรเปลี่ยนค่าความต่างศักย์ไฟฟ้า	78
4.8 ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีของการแปรเปลี่ยนค่าความเข้มข้นของ เหล็กประจุศูนย์	81
4.9 อัตราการเกิดก๊าซชีวภาพของการแปรเปลี่ยนความเข้มข้นของเหล็กประจุศูนย์	83
จ.1 Standard Curve Protein	133
จ.2 Standard Curve Carb	133



คำอธิบายสัญลักษณ์และคำย่อ

pH	=	พีเอช
TBOD	=	บีโอดีทั้งหมด
SBOD	=	บีโอดีละลายน้ำ
TCOD	=	ซีโอดีทั้งหมด
SCOD	=	ซีโอดีละลายน้ำ
TS	=	ของแข็งทั้งหมด
TSS, SS	=	ของแข็งแขวนลอยทั้งหมด
TDS	=	ปริมาณของสารอินทรีย์และอนินทรีย์ทั้งหมดละลายในน้ำ
ORP	=	Oxidation - Reduction Potential
VFA	=	กรดอินทรีย์ละลายง่าย
CH ₄	=	ก๊าซมีเทน
HRT	=	ระยะเวลาเก็บกัก
BES	=	ระบบชีวไฟฟ้าเคมี (Bio - electrochemical System)
ZVI	=	เหล็กประจุศูนย์ (Zero Valent Iron)

บทที่ 1

บทนำ

1.1 ที่มาและความสำคัญของปัญหาการวิจัย

อุตสาหกรรมแป้งมันสำปะหลังถือเป็นหนึ่งในอุตสาหกรรมอาหารแปรรูปที่ใหญ่ที่สุดในประเทศไทย แป้งมันสำปะหลังที่ผลิตใช้ในอุตสาหกรรมต่าง ๆ มีทั้งแป้งดิบ (Native tapioca starch) และแป้งมันสำปะหลังดัดแปร (Modified tapioca starch) โดยแป้งมันสำปะหลังดัดแปร คือ แป้งที่ผ่านกระบวนการดัดแปรคุณลักษณะเพื่อให้คุณสมบัติของแป้งเหมาะสมกับการนำไปใช้งานมากขึ้น ซึ่งแป้งมันสำปะหลังดัดแปรเป็นผลิตภัณฑ์ที่สร้างรายได้ให้ประเทศไทยเป็นมูลค่ามากกว่า 14,000 ล้านบาท สามารถสร้างมูลค่าเพิ่มให้วัตถุดิบทางการเกษตรของประเทศได้ อย่างไรก็ตาม การเติบโตของอุตสาหกรรมแป้งมันสำปะหลังนั้นทำให้เกิดมลพิษทางน้ำอย่างมาก โดยปริมาณน้ำเสียที่เกิดจากการผลิตแป้งมันสำปะหลังดัดแปรมีปริมาณมากถึง 10 - 20 m³/ton-day (กรมโรงงานอุตสาหกรรม, 2540) อีกทั้งยังมีการปนเปื้อนของสารอินทรีย์และอนินทรีย์สูง โดยค่าเฉลี่ย Biochemical Oxygen demand (BOD) อยู่ที่ 1,500 - 15,000 mg/L และค่าเฉลี่ย Total dissolved solids (TDS) อยู่ที่ 954 - 20,886 mg/L ขึ้นอยู่กับชนิดของแป้งมันสำปะหลังดัดแปร (Polprasert et al., 1996) และจากการเก็บข้อมูลเบื้องต้นของคณะนักวิจัยมาจากอุตสาหกรรมการผลิตแป้งมันสำปะหลังดัดแปรในจังหวัดนครราชสีมาพบว่า มีค่าสารอินทรีย์ปนเปื้อนสูงโดยมีค่า Chemical oxygen demand (COD) อยู่ในช่วง 2,987 - 20,000 mg/L และค่าความเค็มสูงโดยพิจารณาจากค่าคลอไรด์สูงถึง 19.7 g-NaCl/L

กระบวนการดัดแปรแป้งมันสำปะหลังทำผลให้น้ำเสียจากกระบวนการผลิตมีการปนเปื้อนของสารอินทรีย์และอนินทรีย์สูง ซึ่งส่งผลต่อการบำบัดน้ำเสียที่ใช้วิธีทางชีวภาพ โดยเฉพาะอย่างยิ่งการดัดแปรทางเคมี เช่น ปฏิกิริยาการออกซิเดชัน โดยระหว่างขั้นตอนการออกซิเดชันจะมีการผลิตโซเดียมคลอไรด์ (NaCl) ปนเปื้อนมาในน้ำเสียเป็นจำนวนมาก (Chavalparit and Limpaseni, 1995) เนื่องจากการเติมสารเคมีในกระบวนการผลิตและการปรับ pH ด้วยกรดไฮโดรคลอริก (HCl) จึงทำให้ในน้ำเสียมีความเข้มข้นของเกลือแอสสูง โดยมีความเข้มข้นของ COD สูงถึง 4,000 - 27,000 mg/L และค่า TDS 954 - 20,886 mg/L (Yi and Wang, 2017; Polprasert et al., 1996) ขึ้นอยู่กับชนิดของแป้งดัดแปร เนื่องจากค่า TDS ที่สูงเกินกว่าค่ามาตรฐานน้ำทิ้งจากโรงงานอุตสาหกรรมได้กำหนดให้ไม่เกิน 3,000 mg/L (ประกาศกระทรวงทรัพยากรธรรมชาติและสิ่งแวดล้อม, 2559) โดยหากทิ้งลง

แหล่งน้ำโดยไม่มี การบำบัดอาจส่งผลให้เกิดการตกค้างของความเค็มในพื้นที่ทำการเกษตรทำให้พืชไม่สามารถเจริญเติบโตได้ อีกทั้งค่าความเค็มที่สูงเหล่านี้ยังส่งผลให้เกิดการยับยั้งประสิทธิภาพของจุลินทรีย์ในกระบวนการบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพอีกด้วย

จากการลงพื้นที่สำรวจอุตสาหกรรมในจังหวัดนครราชสีมาของคณะนักวิจัยพบว่าการจัดการน้ำเสียจากกระบวนการผลิตแป้งคัดแปรนั้น ส่วนใหญ่ใช้วิธีการปล่อยทิ้งลงบ่อฝังหรือบ่อบำบัดทางธรรมชาติให้ระเหยเองตามระบบธรรมชาติและปล่อยเข้าสู่ระบบผลิตก๊าซชีวภาพบางส่วนเท่านั้น แต่เนื่องด้วยน้ำเสียจากกระบวนการผลิตมีความเค็มสูง ส่งผลให้เกิดการยับยั้งจุลินทรีย์ที่ผลิตมีเทน ทำให้ปริมาณก๊าซมีเทนลดลงและน้ำเสียจากกระบวนการผลิตแป้งคัดแปรมีสารเคมีปนเปื้อนสูง ส่งผลต่อคุณภาพและองค์ประกอบของก๊าซชีวภาพ ทำให้ร้อยละของมีเทนในก๊าซชีวภาพลดลงหรือมีการปนเปื้อนของก๊าซมลพิษอื่นเพิ่มขึ้น อีกทั้งการขยายตัวของอุตสาหกรรมแป้งมันสำปะหลังคัดแปรเจริญเติบโตอย่างมาก ทำให้โรงงานอุตสาหกรรมประสบปัญหาขาดแคลนพื้นที่ในการกักเก็บน้ำเสียที่มีค่าความเค็ม ภาคอุตสาหกรรมจึงเริ่มตระหนักและมุ่งเน้นในการบำบัดน้ำเสียจากกระบวนการผลิตแป้งคัดแปรและนำสารอินทรีย์ที่ปนเปื้อนอยู่กลับมาใช้ประโยชน์ในรูปของก๊าซชีวภาพ จากการศึกษาในเรื่องของการจัดการน้ำเสียที่เกิดจากกระบวนการคัดแปรแป้งมันสำปะหลังพบว่ายังมีไม่มากนัก

ดังนั้นงานวิจัยนี้จึงทำการศึกษากระบวนการบำบัดน้ำเสียจากกระบวนการผลิตแป้งมันสำปะหลังคัดแปร โดยมุ่งเน้นถึงประสิทธิภาพในการบำบัดและผลพลอยได้จากกระบวนการบำบัดน้ำเสียในรูปของก๊าซชีวภาพ โดยระบบที่เลือกศึกษา คือ ระบบชั้นสลัดจ์แอนแอโรบิกแบบไหลขึ้น (Upflow anaerobic sludge blanket, UASB) เนื่องจากเป็นระบบที่สามารถรองรับอัตราสารอินทรีย์ได้สูง ประหยัดพื้นที่ในการก่อสร้างและยังมีผลพลอยได้คือก๊าซชีวภาพซึ่งมีก๊าซมีเทนเป็นองค์ประกอบหลัก โดยจะทำการศึกษาปัจจัยที่เหมาะสมสำหรับการผลิตก๊าซชีวภาพจากน้ำเสียในกระบวนการผลิตแป้งมันสำปะหลังคัดแปรและศึกษาความเหมาะสมในการเพิ่มประสิทธิภาพการผลิตก๊าซชีวภาพจากน้ำเสียในกระบวนการผลิตแป้งมันสำปะหลังคัดแปร ซึ่งทางเลือกเทคนิคที่ทำการศึกษา ได้แก่ 1) ระบบชีวไฟฟ้าเคมี เป็นเทคโนโลยีทางชีวภาพที่พัฒนาขึ้นมาใหม่ ซึ่งมีปฏิกิริยาอิเล็กโทรไลต์สารอะซิเตทจากจุลินทรีย์ที่แผ่นขั้วบวกได้ผลิตก๊าซเป็นไบคาร์บอเนต โปรตอนและอิเล็กตรอน โดยอิเล็กตรอนจะถูกผลักไปยังแคโทดและรวมกับโปรตอนได้เป็นไฮโดรเจนกับคาร์บอนไดออกไซด์เพื่อสร้างมีเทน Zhen et al. (2016) ซึ่งการกระตุ้นด้วยไฟฟ้าสามารถส่งเสริมการเผาผลาญของจุลินทรีย์ได้ (Thrash and Coates, 2008) นำไปสู่ประสิทธิภาพทางชีวเคมีที่สูงขึ้น 2) ระบบเหล็กประจุศูนย์ ในสภาพแวดล้อมที่ไม่ใช้ออกซิเจน สามารถทำหน้าที่เป็นตัวให้อิเล็กตรอนเพื่อลดโอกาสในการลดศักยภาพการเกิดออกซิเดชันรีดักชัน (ORP) และ

กรดบัพเฟอร์ในระบบซึ่งเป็นสิ่งสำคัญในการรักษาสภาพให้มีเสถียรภาพสำหรับจุลินทรีย์ที่ผลิตมีเทน (Lui et al., 2011) 3) ระบบควบคุม ซึ่งในการศึกษาจะใช้เป็นระบบเปรียบเทียบโดยจุลินทรีย์ที่นำมาใช้เป็นชนิดทนเค็ม (Halophilic and halotolerant microbial) ที่ได้จากการปรับสภาพเชื้อจุลินทรีย์ในงานวิจัย

1.2 วัตถุประสงค์ของการวิจัย

1.2.1 เพื่อศึกษาปัจจัยที่มีผลกระทบต่อกระบวนการเพิ่มประสิทธิภาพการผลิตก๊าซชีวภาพจากน้ำเสียกระบวนการผลิตแป้งมันสำปะหลังดัดแปร

1.2.2 เพื่อประเมินทางเลือกที่เหมาะสมในการเพิ่มประสิทธิภาพการผลิตก๊าซชีวภาพจากน้ำเสียกระบวนการผลิตแป้งมันสำปะหลังดัดแปร

1.3 กรอบแนวคิดงานวิจัย

การศึกษาแนวทางในเพิ่มประสิทธิภาพระบบผลิตก๊าซชีวภาพด้วยระบบชีวไฟฟ้าเคมี และเหล็กประจุศูนย์สามารถเพิ่มประสิทธิภาพให้กับระบบผลิตก๊าซชีวภาพได้ เนื่องจากกลไกการทำงานของทั้ง 2 ระบบ มีกลไกที่สนับสนุนการทำงานของจุลินทรีย์ ดังตารางที่ 1.1

ตารางที่ 1.1 อธิบายหลักการทำงานของระบบชีวไฟฟ้าเคมีและเหล็กประจุศูนย์

ระบบชีวไฟฟ้าเคมี	เหล็กประจุศูนย์
1) กระแสไฟฟ้าสามารถกระตุ้นให้จุลินทรีย์หลั่งสาร EPS มาห่อหุ้มเซลล์เพื่อป้องกันแรงดันออสโมติกทำให้จุลินทรีย์สามารถทนต่อสภาวะความเค็มได้	1) การใช้เหล็กประจุศูนย์ (Fe^0) ในการบำบัดน้ำเสียแบบไร้อากาศ ช่วยเพิ่มอัตราการผลิตก๊าซมีเทนในกับบำบัด ดังสมการ $CO_2 + 4Fe^0 + 8H^+ \longrightarrow CH_4 + 4Fe^{2+} + 2H_2O$
2) สารEPS จะทำปฏิกิริยากับไอออนเหล็กที่เกิดจากการออกซิเดชัน ของขั้วแอโนด เกิดเป็นพันธะสามมิติ $[Fe - EPS]_n$ ช่วยให้โครงสร้างจุลินทรีย์ยึดติดกันได้ดี	2) ไอออนเหล็กช่วยเพิ่มความอุดมสมบูรณ์ของจุลินทรีย์ในระบบโดยการส่งเสริมโครงสร้างของจุลินทรีย์ให้ยึดเกาะกันได้ดีขึ้น
3) การใช้กระแสไฟฟ้าจะช่วยกระตุ้นการย่อยสารอะซิเตทเพื่อเปลี่ยนไปเป็นมีเทนได้ดีขึ้น ส่งผลให้ลดการสะสมของสารอะซิเตท	3) เฟอร์สไอออนสามารถทำหน้าที่เป็นตัวรีดิวส์แก่สารอนินทรีย์และสารอินทรีย์ต่าง ๆ ส่งผลให้น้ำเสียมีความเป็นพิษลดลง

1.4 ขอบเขตของการวิจัย

การวิจัยครั้งนี้เป็นการทดลองเพื่อการศึกษาปัจจัยที่มีผลกระทบต่อกระบวนการเพิ่มประสิทธิภาพการผลิตก๊าซชีวภาพจากน้ำเสียกระบวนการผลิตแป้งมันสำปะหลังที่มีความเค็มสูงและความสกปรกสูง และการศึกษาความเหมาะสมในการเพิ่มประสิทธิภาพการผลิตก๊าซชีวภาพด้วยระบบชีวไฟฟ้าเคมีและเหล็กประจุศูนย์มีดังนี้

1.4.1 การศึกษาปัจจัยที่มีผลกระทบต่อกระบวนการเพิ่มประสิทธิภาพการผลิตก๊าซชีวภาพจากน้ำเสียกระบวนการผลิตแป้งมันสำปะหลังที่มีความเค็มสูงและความสกปรกสูง โดยการศึกษาจะผลของตัวแปร ดังนี้ อัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์ (Organic loading rate, OLR) ความเร็วน้ำไหลขึ้น (Upflow velocity), ปริมาณเหล็กประจุศูนย์ และค่าความต่างศักย์ไฟฟ้า

1.4.2 การศึกษาความเหมาะสมในการเพิ่มประสิทธิภาพการผลิตก๊าซชีวภาพด้วยระบบชีวไฟฟ้าเคมี และเหล็กประจุศูนย์ มีดังนี้

1) ชุดการทดลองการศึกษาค้นคว้าความเหมาะสมในการเพิ่มประสิทธิภาพด้วยระบบชีวไฟฟ้าเคมีในระดับห้องปฏิบัติการ ซึ่งชนิดของขั้วไฟฟ้าที่เลือกศึกษาคือ ขั้วเหล็ก โดยศึกษาการแปรเปลี่ยนค่าความต่างศักย์ไฟฟ้าที่ (0.4, 0.6 และ 0.8 V)

2) ชุดการทดลองการศึกษาค้นคว้าความเหมาะสมในการเพิ่มประสิทธิภาพด้วยเหล็กประจุศูนย์ในระดับห้องปฏิบัติการ ซึ่งเลือกใช้เศษผงเหล็กจากโรงงานอุตสาหกรรมคัดเลือกขนาดที่ 5 มิลลิเมตร โดยศึกษาการแปรเปลี่ยนปริมาณเหล็กที่ (15, 25 และ 35 g/L_{reactor})

3) ชุดการทดลองระบบควบคุมใช้สำหรับเป็นระบบเปรียบเทียบประสิทธิภาพของเทคนิคข้างต้น โดยเลือกใช้เชื้อจุลินทรีย์ที่ผ่านการปรับสภาพให้ทนเค็ม

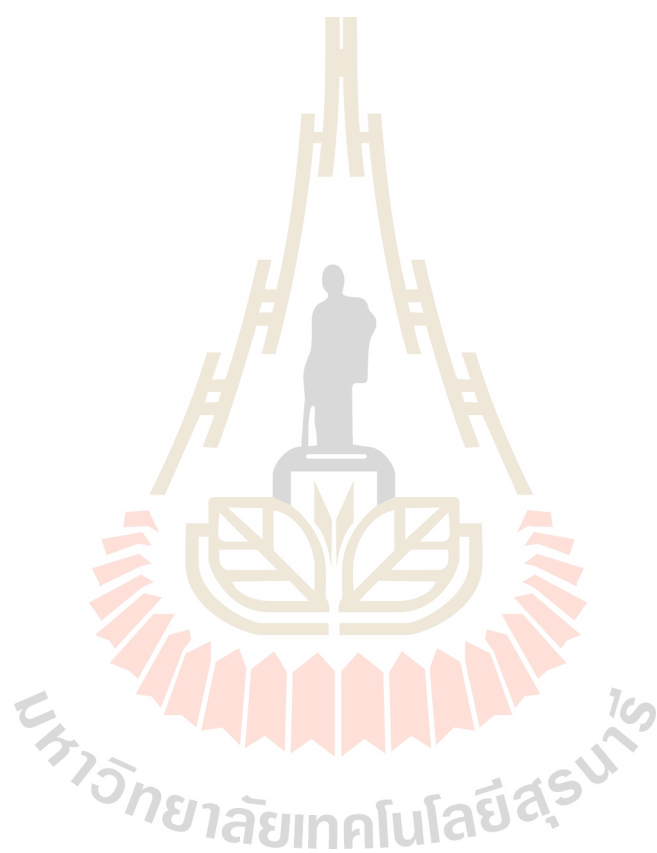
1.4.3 น้ำเสียกระบวนการผลิตแป้งมันสำปะหลังที่มีความเค็มสูงและความสกปรกสูงที่ใช้ในการศึกษาเป็นน้ำเสียสังเคราะห์มีลักษณะคล้ายน้ำเสียแป้งคัดแปร โดยสังเคราะห์จากแป้งมันสำปะหลัง ซึ่งลักษณะน้ำเสียที่ใช้จะมีค่า COD ประมาณ 15,000 - 20,000 mg/L และค่า TDS ประมาณ 20,000 mg/L

1.5 ประโยชน์ที่คาดว่าจะได้รับ

1.5.1 เพื่อเป็นแนวทางในการเปลี่ยนของเสียที่ไม่มีหรือนำกลับมาใช้ประโยชน์ให้เป็นพลังงานทดแทนได้

1.5.2 อุตสาหกรรมสามารถเลือกใช้ค่าการเดินระบบที่เหมาะสมมาใช้ในกระบวนการบำบัดน้ำเสียที่มีค่าความเค็มสูงด้วยระบบชั้นสัลดจ์แอนแอโรบิกแบบไหลขึ้นได้

1.5.3 นักวิจัยสามารถใช้เป็นองค์ความรู้ในเรื่องของการผลิตก๊าซชีวภาพจากน้ำเสียที่มีความเข้มข้นสูงซึ่งจะเป็นประโยชน์ต่อการเรียนการสอน หรือการวิจัยแบบต่อยอดในอนาคต



บทที่ 2

ปรีทัศน์วรรณกรรมและงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

2.1 แป้งมันสำปะหลัง

แป้งมันสำปะหลังถือเป็นวัตถุดิบทางการเกษตรที่สำคัญต่อเศรษฐกิจของประเทศไทย ทั้งในด้านเกษตรกรรมและทางด้านอุตสาหกรรม ประเทศไทยเป็นผู้ผลิตแป้งมันสำปะหลังเป็นอันดับ 3 ของโลก โดยมีผลผลิตต่อปีประมาณ 22.2 ล้านตันต่อปี (ศูนย์สารสนเทศการเกษตร สำนักงานเศรษฐกิจการเกษตร, 2548) การผลิตแป้งมันสำปะหลังสามารถแบ่งออกได้เป็น 2 ประเภท ได้แก่ แป้งมันสำปะหลังดิบ (Native starch) และแป้งมันสำปะหลังดัดแปร (Modified starch) ความแตกต่างระหว่างแป้ง 2 ชนิดนี้ คือ แป้งมันสำปะหลังดิบเป็นแป้งที่เกิดจากการนำหัวมันสำปะหลังมาแปรรูปขั้นต้น โดยไม่มีการใช้เทคโนโลยีขั้นสูงร่วมในการผลิต ส่วนแป้งมันสำปะหลังดัดแปรเป็นแป้งที่ได้จากการนำแป้งดิบไปผ่านกระบวนการปรับเปลี่ยนโครงสร้างทางโมเลกุลเพื่อให้มีคุณสมบัติเฉพาะตัว เช่น คุณสมบัติทางด้านความเหนียว เป็นต้น แป้งแปรรูปถือเป็นผลิตภัณฑ์ที่สร้างมูลค่าเพิ่มให้แป้งมันสำปะหลังดิบ เนื่องจากมีราคาสูงกว่าเป็นเท่าตัว โดยแป้งมันสำปะหลังดิบ ราคา 9,300 บาท/ตัน, แป้งมันสำปะหลังดัดแปร ราคา 18,600 บาท/ตัน (สำนักงานเศรษฐกิจการเกษตร, 2552) ในปัจจุบันประเทศไทยมีโรงงานที่ผลิตแป้งมันสำปะหลังทั้งหมด 69 โรงงาน แบ่งเป็นโรงงานผลิตแป้งมันสำปะหลังดิบ 47 โรงงาน โรงงานผลิตแป้งมันสำปะหลังดัดแปร 13 โรงงาน และโรงงานผลิตทั้ง 2 ประเภท 9 โรงงาน (รื่นรมย์ เลิศลักษณ์, 2556)

2.2 แป้งมันสำปะหลังดัดแปร

แป้งมีบทบาทสำคัญต่ออุตสาหกรรมทางด้านอาหาร โดยเฉพาะแป้งที่ผ่านกระบวนการดัดแปรด้วยวิธีการต่าง ๆ กระบวนการดัดแปรแป้งทำได้ทั้งวิธีทางกายภาพ เคมี หรือการใช้เอนไซม์ ซึ่งปัจจุบันแป้งมันสำปะหลังดัดแปรส่วนใหญ่ได้จากกระบวนการดัดแปรทางเคมี เนื่องจากเป็นวิธีการที่มีศักยภาพในการเพิ่มคุณสมบัติของแป้งมันสำปะหลังได้สูง โดยชนิดของแป้งมันสำปะหลังดัดแปรมีดังนี้

1) แป้งมันสำปะหลังดัดแปรด้วยกระบวนการทางเคมี เป็นแป้งมันสำปะหลังดัดแปรส่วนใหญ่ที่มีการผลิตและใช้ในระดับอุตสาหกรรม เป็นแป้งที่ผ่านการดัดแปรโครงสร้างด้วยกระบวนการทางเคมี มีหลายชนิด ขึ้นกับชนิดของสารเคมีที่ใช้ และระดับการดัดแปร เช่น

- แป้งไฮดรอกซีโพรพิล (Hydroxypropyl starch)
- แป้งครอสลิง (Cross - linked starch)
- แป้งคาร์บอกซีเมทิล (Carboxymethyl starch) เป็นต้น
- แป้งแอซีเตต (Acetate starch)

2) แป้งมันสำปะหลังดัดแปรทางกายภาพ เป็นการทำให้เกิดการเปลี่ยนแปลงโดยทำให้โครงสร้างโมเลกุลภายในเม็ดแป้งเกิดการเปลี่ยนแปลง แต่ใช้พลังงานความร้อน หรือพลังงานจลน์ หรือทั้งสองอย่างประกอบกัน เมื่อโครงสร้างโมเลกุลภายในเม็ดแป้งได้ถูกเปลี่ยนแปลงไปสมบัติของแป้งก็เปลี่ยนไปเช่นกัน แป้งในกลุ่มนี้ ได้แก่

- สตาร์ชพรีเจลาติไนซ์ (Pregelatinized starch)
- Granular cold - water soluble starch
- Annealing starch
- Heat treatment starch
- Mechanical milling starch

2.2.1 วิธีการดัดแปรแป้ง

กระบวนการดัดแปรแป้งทำได้ทั้งวิธีทางกายภาพ เคมี หรือการใช้เอนไซม์ ซึ่งวิธีการดัดแปรแป้งเหล่านี้มีวัตถุประสงค์เพื่อนำไปใช้ให้เหมาะสมกับความต้องการของอุตสาหกรรมอาหารต่าง ๆ โดยวิธีการดัดแปรแป้งมันสำปะหลังแสดงดังตารางที่ 2.1

ตารางที่ 2.1 วิธีการดัดแปรแป้งมันสำปะหลัง (ที่มา : Singha et al., 2007)

การดัดแปร	ชนิดการดัดแปร	การเตรียม
ทางกายภาพ	การให้ความร้อน	ให้ความร้อนกับสารละลายแป้งดิบเพื่อให้เกิดการเจลาติไนซ์ จากนั้นทำให้แห้งด้วยเครื่องทำแห้ง
Conversion	การย่อยด้วยกรด	ใช้หลักการไฮโดรไลซิสด้วยกรดไฮโดรคลอริก, กรดออร์โทฟอสฟอริก
	การย่อยด้วยเอนไซม์	ใช้สารละลายของเหลวที่อุณหภูมิต่ำกว่าจุดเจลาติไนเซชันด้วยเอนไซม์ย่อย อะไมโลส โดยเอนไซม์อะไมเลสจะตัดโมเลกุลของแป้ง ให้มีขนาดโมเลกุลเล็กลงและจึงนำไปทำให้แห้ง
	การใช้ด่าง	ใช้โซเดียมไฮดรอกไซด์ หรือโพแทสเซียมไฮดรอกไซด์
	การออกซิเดชัน	ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์, โซเดียมไฮโปคลอไรต์, โซเดียมคลอไรต์ และซัลเฟอร์ไดออกไซด์ เป็นต้น
การทำให้เกิดอนุพันธ์	เอสเทอร์ฟิเคชัน	Acetate starch - การทำปฏิกิริยาด้วยอะซีติกแอนไฮไดรด์ Acetylated distarch adipate - การทำปฏิกิริยาด้วยอะซีติกแอนไฮไดรด์ และอะดีพิคแอนไฮไดรด์
	อีเทอร์ฟิเคชัน	Hydroxypropyl starch - การทำปฏิกิริยาด้วยโพรพิลีนออกไซด์
	การเชื่อมข้าม	Monophosphate starch - ทำการเอสเทอร์ฟิเคชันด้วยกรดออร์โทฟอสฟอริก Diphosphate starch - ทำการเอสเทอร์ฟิเคชันด้วยโซเดียมไตรเมตาฟอสเฟต Phosphated distarch phosphate - ทำการใช้ร่วมกันระหว่างโมโนสตาร์ชฟอสเฟตและไดสตาร์ชฟอสเฟต
การดัดแปรร่วม		Acetylated distarch phosphate - เอสเทอร์ฟิเคชันด้วยโซเดียมไตรเมตาฟอสเฟตร่วมกับทำการเอสเทอร์ฟิเคชันโดยอะซีติกแอนไฮไดรด์
		Hydroxypropyl distarch phosphate - เอสเทอร์ฟิเคชันด้วยโซเดียมไตรเมตาฟอสเฟตด้วยอีเทอร์ฟิเคชันด้วยโพรพิลีนออกไซด์

2.2.2 การใช้ประโยชน์จากแป้งมันสำปะหลังดัดแปร

แป้งมันสำปะหลังดัดแปรที่ผ่านกระบวนการดัดแปรโดยวิธีการต่าง ๆ ให้มีคุณสมบัติตรงตามความต้องการของอุตสาหกรรมอาหาร ได้แก่ ความหนืดลดลง คงตัวต่อความร้อน กรด และแรงเฉือนได้มากขึ้น ซึ่งการนำไปใช้ประโยชน์ตามคุณสมบัติของแป้งแสดงดังตารางที่ 2.2

ตารางที่ 2.2 คุณสมบัติและประโยชน์ของแป้งมันสำปะหลังดัดแปร (Singha et al., 2007)

รูปแบบ	คุณสมบัติ	ประโยชน์
การพรีเจลาติไนเซชัน	สามารถกระจายตัวได้ในน้ำเย็น	ใช้ในอาหารสำเร็จรูป
การย่อยด้วยกรด	ลดน้ำหนักโมเลกุลของพอลิเมอร์ ยับยั้งและลดความหนืด เพิ่มการเกิดรีโทรเกรเดชัน	ใช้ในผลิตภัณฑ์ขนมหวาน
การออกซิเดชัน/การฟอกขาว	ความหนืดต่ำ ความใสสูงและมีความคงตัวต่ออุณหภูมิต่ำ	ใช้กับขนมปังสำหรับการเคลือบอาหาร ใช้เป็นตัวจับและตัวก่อฟิล์มในขนมหวาน เป็นตัวสร้างเนื้อสัมผัสในผลิตภัณฑ์นม
อีเทอร์ฟิเคชัน	เพิ่มความใสของแป้ง ให้ความหนืดลดการเกิดซีเนอริซิสและความคงตัวต่อการแช่แข็ง	ใช้กับอาหารหลากหลายชนิด เช่น น้ำจิ้ม น้ำเกรวี่ ซอส เป็นต้น
เอสเทอร์ฟิเคชัน	มีอุณหภูมิในการเกิดเจลาติไนเซชันและรีโทรเกรเดชันต่ำ ความคงตัวในการเกิดเจลาตา	ใช้ในอาหารแช่เย็นและแช่เยือกแข็ง เช่นเป็นตัวสร้างความคงตัวของอิมัลชัน
การเชื่อมข้าม	ความคงตัวของเม็ดสตาร์ชสูงเมื่อพองตัว ทนต่ออุณหภูมิ แรงเฉือน และสภาวะกรดสูงได้	ใช้เป็นสารให้ความหนืดและให้เนื้อสัมผัสในซูป ซอส น้ำเกรวี่
การดัดแปรร่วม	มีความคงตัวต่อกรด อุณหภูมิ และการลดขนาดด้วยแรงกล ยืดระยะเวลาการเกิดเรโทรเกรเดชัน ในระหว่างการเก็บรักษา	ใช้ในอาหารกระป๋อง อาหารแช่เย็น และแช่เยือกแข็ง น้ำสลัด พุดดิ้ง

2.3 ลักษณะน้ำเสียจากกระบวนการผลิตแป้งมันสำปะหลังตัดแปรร

2.3.1 ลักษณะน้ำเสียของกระบวนการผลิตแป้งมันสำปะหลังตัดแปรร

อุตสาหกรรมผลิตแป้งมันสำปะหลังเป็นอุตสาหกรรมที่มีการใช้น้ำในกระบวนการผลิตเป็นปริมาณมาก ส่งผลให้การผลิตแป้งมันสำปะหลัง 1 ตัน จะเกิดน้ำเสียประมาณ 10 - 20 m³ (กุลยา และคณะ, 2560) ซึ่งลักษณะน้ำเสียจากกระบวนการผลิตแป้งมันสำปะหลังตัดแปรรเป็นน้ำเสียที่เกิดจากการปรับเปลี่ยน โครงสร้าง โมเลกุลของแป้ง จึงทำให้ลักษณะน้ำเสียนั้นมีสารอินทรีย์ และสารอินทรีย์สูง โดยเฉพาะการปรับเปลี่ยนที่ใช้วิธีการทางเคมี ในระหว่างขั้นตอนการผลิต แป้งมันสำปะหลังตัดแปรรมีการเติมสารเคมีลงในกระบวนการผลิตแป้งตัดแปรร และการปรับ pH ทำให้น้ำเสียมีความเข้มข้นของเกลือสูง โดยลักษณะน้ำเสียจากกระบวนการผลิตจากงานวิจัยต่าง ๆ แสดงดังในตารางที่ 2.3

ตารางที่ 2.3 ลักษณะน้ำเสียจากกระบวนการผลิตแป้งมันสำปะหลังตัดแปรร

Parameters	Polprasert, 1996	Fusuwankaya et al., 2012	Xuenong et al., 2016
pH	4 - 6.5	3.4 - 4.5	3.9
COD (mg/L)	4,000 - 27,000	16,000 - 25,000	8050
BOD (mg/L)	4,110 - 27,220	-	966
NH ₄ ⁺ -N (mg/L)	-	30 - 60	5 - 7
TDS (mg/L)	954 - 20,886	-	-
Salinity-NaCl (%)	-	2.5, 5, 7.5 (g/L)	22
SS (mg/L)	126 - 4,486	5.7 - 7.9	-

จากตารางที่ 2.3 เห็นได้ว่าค่าความสกปรกของน้ำเสียจากกระบวนการผลิตแป้งมันสำปะหลังตัดแปรรในรูปของ Chemical oxygen demand (COD) มีค่าสูงตั้งแต่ 4,000 - 27,000 mg/L และค่าความเค็มที่อยู่ในรูปของคลอไรด์ มีค่าสูงเกินกว่ามาตรฐานกำหนด ซึ่งกำหนดไว้ที่ 1,300 mg/L (กรมควบคุมมลพิษ, 2545) ซึ่งหากไม่มีการบำบัดค่าความสกปรกและค่าความเค็มก่อนปล่อยลงสู่แหล่งน้ำ อาจส่งผลกระทบต่อสิ่งแวดล้อมและระบบนิเวศบริเวณนั้นได้

2.3.2 ผลกระทบต่อสิ่งแวดล้อม

เมื่อพิจารณาจากลักษณะน้ำเสียของกระบวนการผลิตแป้งมันสำปะหลังตัดแปรรในรูปของค่าของแข็งละลายน้ำ (Total Dissolve Solid, TDS) พบว่ามีปริมาณที่สูงเกินกว่าค่ามาตรฐานน้ำทิ้งจากโรงงานอุตสาหกรรมได้กำหนดให้ไม่เกิน 3,000 mg/L (ประกาศกระทรวง

ทรัพยากรธรรมชาติ และสิ่งแวดล้อม, 2559) ซึ่งหากมีการทิ้งลงในแหล่งน้ำธรรมชาติโดยไม่ผ่านกระบวนการบำบัดอย่างถูกวิธีอาจส่งผลกระทบต่อสิ่งแวดล้อมและสิ่งมีชีวิตได้ เช่น เกิดการตกค้างของความเค็มในพื้นที่ทำการเกษตรส่งผลให้ดินเค็มทำให้พืชไม่สามารถเจริญเติบโตได้ อีกทั้งยังเป็นปัญหากับสิ่งมีชีวิตในน้ำเนื่องจากความเค็มส่งผลต่อการรักษาสมดุลของน้ำและแร่ธาตุของสิ่งมีชีวิตน้ำ ซึ่งหากมีการเปลี่ยนแปลงอย่างฉับพลันอาจทำให้ตายได้

2.3.3 ผลกระทบของน้ำเสียจากกระบวนการผลิตแป้งมันสำปะหลังตัดแปรต่อระบบบำบัดทางชีวภาพ

ระบบบำบัดทางชีวภาพเป็นระบบที่อาศัยการทำงานของจุลินทรีย์ในการกำจัดสารอินทรีย์ในน้ำเสีย ซึ่งโดยจะแบ่งเป็น 2 ประเภท คือ ระบบบำบัดแบบใช้อากาศและระบบบำบัดแบบไม่ใช้อากาศ ซึ่งระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพแบบไม่ใช้ออกซิเจนเป็นที่นิยมอย่างแพร่หลายในอุตสาหกรรมผลิตแป้งมันสำปะหลังเนื่องจากสามารถรับอัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์ได้สูง แต่เมื่อพิจารณาจากตารางที่ 2.3 และตารางที่ 3.1 พบว่าลักษณะน้ำเสียจากกระบวนการผลิตแป้งมันสำปะหลังตัดแปรมีค่าเฉลี่ย COD ตั้งแต่ 4,000 - 25,000 mg/L โดยมีอัตราส่วน BOD/COD ตั้งแต่ 0.6 - 0.9 โดยงานวิจัยของ Deng et al. (2006) ระบุว่า BOD/COD > 0.45 หมายถึง น้ำเสียสามารถย่อยสลายทางชีวภาพได้ดี และอัตราส่วน BOD : N : P ที่เหมาะสมสำหรับการย่อยสลายของจุลินทรีย์คือ 100 : 5 : 1 น้ำเสียจากกระบวนการผลิตแป้งมันสำปะหลังตัดแปรเป็นน้ำเสียที่มีค่าความเค็มสูง โดยพิจารณาอยู่ในรูปของคลอไรด์ ซึ่งมีค่าสูงตั้งแต่ 6 - 200 g-NaCl/L ค่าความเค็มในน้ำเหล่านี้จะมีความเป็นพิษต่อจุลินทรีย์ในระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพ เนื่องจากไปยับยั้งการย่อยสลายทางชีวภาพและการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ในระบบ โดยความเข้มข้นของโซเดียมคลอไรด์ตั้งแต่ 5 g-NaCl/L ส่งผลให้เกิดการยับยั้งการทำงานของจุลินทรีย์ และที่ความเข้มข้นของโซเดียมคลอไรด์ที่ 20 g-NaCl/L ส่งผลให้เกิดการชะงักการย่อยสลายของจุลินทรีย์ในระบบ (Kargi and Dincer., 2000)

2.4 การกำจัดสารอินทรีย์และการผลิตก๊าซชีวภาพในสถานะที่มีความเค็มสูง

น้ำเสียที่มีค่าความเค็มสูง ส่วนใหญ่จะพบได้ในอุตสาหกรรมการเกษตร อุตสาหกรรมปิโตรเลียม - เคมี อุตสาหกรรมเครื่องหนัง และสิ่งทอต่าง ๆ โดยมีค่าความเค็มเฉลี่ย 10 - 150 g-NaCl/L ซึ่งน้ำเสียที่มีความเค็มเหล่านี้หากไม่ได้รับการบำบัดอย่างถูกวิธี อาจส่งผลกระทบต่อสิ่งแวดล้อมและสัตว์น้ำได้ มีการศึกษาการกำจัดความเค็มด้วยวิธีทางกายภาพเคมีด้วยเทคนิค การตกตะกอนทางเคมี การแลกเปลี่ยนประจุ และการแยกด้วยเมมเบรน (Lefebvre et al., 2006) พบว่าวิธีการเหล่านี้สามารถกำจัดค่าความเค็มสูงได้โดยประสิทธิภาพในการบำบัดเป็นที่ยอมรับ แต่เนื่องจากมีค่าใช้จ่าย

ในการเดินระบบค่อนข้างสูง จึงไม่คุ้มค่าต่อการลงทุนในภาคอุตสาหกรรม อีกทั้งยังไม่มีผลพลอยได้ เป็นก๊าซชีวภาพอีกด้วย จึงมุ่งเน้นศึกษาระบบบำบัดทางชีวภาพแบบไม่ใช้ออกซิเจน เนื่องจาก สามารถรองรับอัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์ได้สูง สารแขวนลอยต่ำ และยังได้ก๊าซชีวภาพเป็น ผลพลอยได้ ซึ่งการศึกษาระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพแบบไร้ออกซิเจนในการบำบัดน้ำเสีย ที่มีความเข้มข้นสูง สรุปไว้ดังตารางที่ 2.4



ตารางที่ 2.4 การศึกษาระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพแบบไร้ออกซิเจนในการบำบัดน้ำเสียที่มีความเค็มสูง

ชนิดของอุตสาหกรรม	ลักษณะน้ำเสีย	ระบบที่ใช้ศึกษา	ประสิทธิภาพ	แหล่งจุลินทรีย์	อ้างอิง
การแปรรูปอาหารทะเล	COD: 1 - 6 g/L SO ₄ ²⁻ : 0.6 - 2.7 Salt: 1.3 - 3.1 % w/v NaCl	ถังหมักชีวภาพ V = 15 m ³	COD removal: 70 - 90%	ตะกอนจุลินทรีย์จากระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจน	Omil et al. (1995)
โรงงานประมง	COD: 6 g/L NH ₄ ⁺ -N: 0.09 SO ₄ ²⁻ : 2.4 Salt: 3.9 % w/v NaCl	Completely Stirred Tank Reactor (CSTR) V = 1.95 L	Methane in biogas: > 80% COD removal: 60 - 96 %	ตะกอนเค็มจากถังตกตะกอน	E. Aspé et al. (2001)
น้ำเสียสังเคราะห์	COD: 1.1 - 2.9 g/L Salt: 1.5 % w/v NaCl	Down - flow anaerobic fixed bed reactor V = 1.4 L HRT = 96, 48, 24 และ 12 h	ที่ HRT = 24 h COD removal: 72% Organic-N removal: 51% Total-P removal: 39%	ตะกอนจุลินทรีย์จากระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจน	N. Rovirosa et al. (2004)
น้ำเสียสังเคราะห์	COD: 1.9 - 6.3 g/L Salt: 3 % w/v NaCl	Up-flow anaerobic packed bed reactor V = 3 L, HRT = 11 - 30 h	COD removal: 60 - 84 %	Halanaerobium lacusrose	I.K. Kapdan and B. Erten. (2007)

ตารางที่ 2.4 การศึกษาระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพแบบไร้ออกซิเจนในการบำบัดน้ำเสียที่มีความเค็มสูง (ต่อ)

ชนิดของ อุตสาหกรรม	ลักษณะน้ำเสีย	ระบบที่ใช้ศึกษา	ประสิทธิภาพ	แหล่งจุลินทรีย์	อ้างอิง
โรงฟอกหนัง	COD: 2.3 g/L OLR: 0.5 (kg _{COD} /m ³ /d) Salt: 71 % w/v NaCl	Up flow anaerobic filter, UASB V = 5 L, HRT: 120 h	COD removal: 78%	ตะกอนเค็ม	Lefebvre et al. (2006)
การสกัดสารอินทรีย์ จากหัวมัน	COD: 7.9 g/L OLR: 23 - 32 (kg _{COD} /m ³ /d) Salt: 10 % w/v NaCl	Up flow anaerobic filter, UASB V = 1,100,000 L, HRT: 6 - 8 h	Methane in biogas: > 80% COD removal: 65 - 80%	ตะกอนเค็ม	Habets et al. (1985)
น้ำเสียแป้งมัน สำปะหลังคัดแปร	COD: 16 - 25 g/L Salt: 2.5, 5, 7.5 % w/v NaCl NH ₄ ⁺ -N: 0.03 - 0.06 g/L OLR: 4 (kg _{COD} /m ³ /d)	Anaerobic hybrid reactor V = 1.4 L HRT = 72 h	ที่ Salt: 2.5, 5, 7.5 g/L COD removal: 90, 89, 67% ตามลำดับ Methane composition: 66, 64, 44% ตามลำดับ	ตะกอนจุลินทรีย์จาก ระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจน โรงงานแป้งมัน	Fusuwankaya et al. (2012)

2.5 ผลกระทบของค่าความเค็มที่มีต่อระบบบำบัดทางชีวภาพ

น้ำเสียที่มีค่าความเค็มสูงเมื่อเข้าสู่ระบบบำบัดทางชีวภาพจะส่งผลกระทบต่อจุลินทรีย์ในระบบบำบัด เนื่องจากความเค็มสามารถไปยับยั้งการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ในระบบบำบัด โดยเซลล์จุลินทรีย์จะเกิดแรงดันออสโมติก ส่งผลให้เซลล์จุลินทรีย์แตก ทำให้ประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำเสียลดลง

2.5.1 ผลกระทบของความเค็มต่อระบบบำบัดน้ำเสียแบบใช้อากาศ

จากการศึกษางานวิจัยของ Ludzack and Noran. (1965) ได้ทำการศึกษาผลของเกลือโซเดียมคลอไรด์โดยใช้กระบวนการบำบัดแบบตะกอนเร่ง พบว่าผลของความเค็มที่มีต่อระบบจะเกิดขึ้นเมื่อความเข้มข้นของเกลือโซเดียมคลอไรด์สูงกว่า 20,000 mg/L และการเพิ่มขึ้นของเกลือจะทำให้มีการใช้ออกซิเจนเพิ่มขึ้นด้วย อีกทั้งยังส่งผลให้ตะกอนเกิดได้ไม่ดีจึงทำให้มีของแข็งแขวนลอยหลุดออกไปกับน้ำเสียจำนวนมาก ซึ่งคล้ายกับการศึกษาของ Lawton and Eggert. (1957) ได้ศึกษาผลของเกลือโซเดียมคลอไรด์ที่มีต่อระบบโปรยกรอง โดยทำการศึกษาที่ความเข้มข้น 35,000 mg/L พบว่า ที่ความเข้มข้นของเกลือโซเดียมคลอไรด์สูงกว่า 10,000 mg/L จะเริ่มมีผลต่อการกำจัดบีโอดี และความเข้มข้นของเกลือโซเดียมคลอไรด์ที่เพิ่มขึ้น ทำให้ความเข้มข้นของการสร้างไบโอฟิล์มช้าลง และความสามารถในการกำจัดบีโอดีต่ำลงด้วย แต่อย่างไรก็ตามเมื่อเพิ่มความเข้มข้นของโซเดียมคลอไรด์ไปที่ 20,000 mg/L พบว่า ในช่วงแรกจุลินทรีย์มีการหยุดชะงักเพียง 1 - 5 วัน หลังจากนั้นจุลินทรีย์จะเริ่มปรับตัวและชินกับความเข้มข้นใหม่ ดังนั้นในการเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นเกลือโซเดียมคลอไรด์จากความเข้มข้นต่ำไปความเข้มข้นสูงนั้นจุลินทรีย์จะค่อย ๆ ปรับตัวให้ชินจนกระทั่งความเข้มข้นของเกลือสามารถส่งผลกระทบต่อระบบเพียงเล็กน้อย แต่ถ้าหากเกิดการเปลี่ยนแปลงจากความเข้มข้นสูงไปสู่ความเข้มข้นที่ต่ำ จะทำให้เซลล์จุลินทรีย์เกิดการชะงักเนื่องจากแรงดันออสโมติก (Kincannon and Gaugy., 1966) จากการศึกษาปัญหาของความเค็มที่ส่งผลกระทบต่อจุลินทรีย์ในระบบบำบัดแบบใช้อากาศ โดย Kargi and Dincer. (2000) สรุปไว้ดังนี้ โซเดียมคลอไรด์มากกว่า 30 mg/L จะส่งผลกระทบต่อระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพ และเมื่อความเข้มข้นของเกลือเพิ่มมากขึ้นตั้งแต่ 0.5 - 2% จะทำให้จุลินทรีย์เกิดการหยุดชะงักและการเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นของเกลืออย่างรวดเร็วทำให้เกิดผลกระทบต่อจุลินทรีย์มากกว่าการเปลี่ยนแปลงอย่างค่อยเป็นค่อยไป โดยสรุปได้ดังตารางที่ 2.5

ตารางที่ 2.5 ผลกระทบของความเค็มต่อระบบบำบัดน้ำเสียแบบใช้อากาศ

อ้างอิง	ความเข้มข้นของเกลือ (g-NaCl/L)	ผลกระทบ
Ludzack & noran. (1965)	33	<ul style="list-style-type: none"> ยับยั้งกระบวนการไนตริฟิเคชันในระบบ จุลินทรีย์มีความต้องการในการใช้ออกซิเจนเพิ่มมากขึ้นส่งผลต่อการกำจัดบีโอดีลดลง 10% จุลินทรีย์รวมตัวกันไม่ได้ไม่ดี ทำให้หลุดออกจากระบบ
Lawton & Eggert. (1957)	35	<ul style="list-style-type: none"> ประสิทธิภาพการกำจัดบีโอดีลดลง การสร้างไบโอฟิล์มของจุลินทรีย์ทำได้ช้าลง
	20	<ul style="list-style-type: none"> ส่งผลให้จุลินทรีย์เกิดการหยุดชะงัก
Kargi & Dincer et. (2000)	มากกว่า 0.003	<ul style="list-style-type: none"> ส่งผลต่อระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพ โดยเมื่อความเข้มข้นเพิ่มขึ้นตั้งแต่ 0.5 - 2% ทำให้จุลินทรีย์เกิดการหยุดชะงัก
Burnett. (1974)	35	<ul style="list-style-type: none"> ประสิทธิภาพการกำจัดบีโอดีลดลงจาก 97% เหลือเพียง 25% โรติเฟอร์และโปรโตซัวในระบบเกิดการตายอย่างรวดเร็ว
Hamoda & Al-Attar. (1995)	10 - 30	<ul style="list-style-type: none"> ส่งผลให้อัตรการใช้สารอาหารของจุลินทรีย์ลดลง แต่ผลผลิตเซลล์เพิ่มขึ้นเนื่องจากใช้จุลินทรีย์ประเภทชอบความเค็ม

2.5.2 ผลกระทบของความเค็มต่อระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้อากาศ

จากการศึกษางานวิจัยพบว่าค่าความเค็มจะส่งผลกระทบต่อจุลินทรีย์ในกระบวนการย่อยสลายแบบไม่ใช้อากาศได้มากกว่าระบบบำบัดแบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ (Burnett, 1974) โดยการศึกษาของ Baere et al. (1984) ได้ศึกษาผลกระทบของความเข้มข้นของเกลือที่มีผลกระทบต่อ การสร้างเมทาโนเจนในกระบวนการย่อยสลายของระบบถังกรองไร้ออกซิเจน ซึ่งผลการทดลอง

แสดงให้เห็นว่าเกิดการยับยั้งประสิทธิภาพตั้งแต่ความเข้มข้นของเกลือที่ 30 g/L และเพื่อเพิ่มความเข้มข้นของเกลือไปจนถึง 35 g/L พบว่าอัตราการผลิตก๊าซชีวภาพลดลงถึง 65% และประสิทธิภาพในการกำจัด TOC ลดลงจาก 98% เป็น 70% และ Feijoo et al. (1995) ได้ศึกษาผลของค่าความเค็มที่มีผลต่อระบบ UASB และระบบถังกรองไร้อากาศ ซึ่งผลการทดลองที่ความเข้มข้นของเกลือ 20 g/L แสดงให้เห็นถึงประสิทธิภาพการทำงานของจุลินทรีย์ที่สร้างเมทาโนเจนที่ลดลงถึง 50% ซึ่งสำหรับจุลินทรีย์ที่ไม่ได้มีการปรับสภาพมาก่อนจะเกิดการหยุดชะงักที่ความเข้มข้นของเกลือ ตั้งแต่ 6 - 13 g/L โซเดียมมีความเข้มข้นต่ำเป็นสิ่งจำเป็นสำหรับการเกิดเมทาโนเจน ซึ่งความเข้มข้นที่เหมาะสมจะอยู่ที่ประมาณ 0.23 - 0.35 g-NaCl/L เมื่อความเข้มข้นของโซเดียมเพิ่มขึ้น 4 - 10 กรัมต่อลิตร (10 - 25 g-NaCl/L) การเกิดเมทาโนเจนจะลดลงเหลือ 50% หลังจากผ่านไป 40 วัน จุลินทรีย์จะสร้างเมทาโนเจนเพิ่มขึ้นจาก 0% เป็น 45% สรุปได้ดังตารางที่ 2.6

ตารางที่ 2.6 ผลกระทบของความเค็มต่อระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้อากาศ

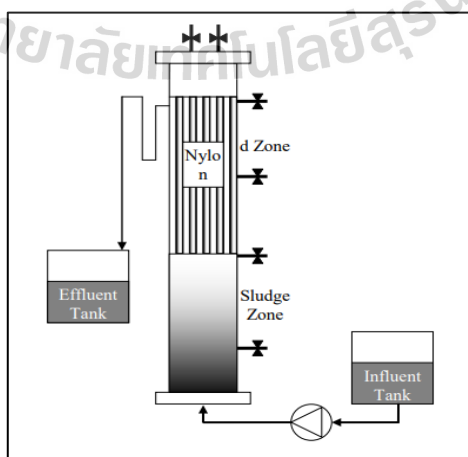
อ้างอิง	ความเข้มข้นของเกลือ (g-NaCl/L)	ผลกระทบ
Feijoo et al. (1995)	10 - 25	<ul style="list-style-type: none"> • ประสิทธิภาพการทำงานของจุลินทรีย์ที่สร้างเมทาโนเจนลดลงถึง 50% • จุลินทรีย์ที่ไม่เคยสัมผัสความเค็มมาก่อนจะเกิดการหยุดชะงักที่ความเข้มข้น 6 - 13 g/L
Baere et al. (1984)	30	<ul style="list-style-type: none"> • เกิดการยับยั้งประสิทธิภาพการสร้างเมทาโนเจนในการย่อยสลายสารอาหาร • pH ในระบบลดลงจาก 6.8 เหลือเพียง 5.4
	35	<ul style="list-style-type: none"> • การผลิตแก๊สชีวภาพลดลงถึง 65% • ประสิทธิภาพการกำจัดที่โอซี ลดลงจาก 98% เหลือเพียง 70%
Belkin et al. (1993)	32	<ul style="list-style-type: none"> • ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีในระบบลดลง 50% • อัตราอาหารต่อจุลินทรีย์ลดลงเหลือ 0.02

2.6 การบำบัดน้ำเสียจากกระบวนการผลิตแป้งมันสำปะหลังตัดแปรร

การบำบัดน้ำเสียจากกระบวนการผลิตแป้งมันสำปะหลังตัดแปรร สามารถทำได้ทั้งวิธีการทางกายภาพ (Physical treatment) วิธีการทางเคมี (Chemical treatment) และวิธีการทางชีวภาพ แต่เนื่องจากน้ำเสียจากกระบวนการผลิตแป้งมันสำปะหลังตัดแปรรเป็นน้ำเสียที่มีสารอินทรีย์สูง กระบวนการบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพนับเป็นวิธีการที่เหมาะสม เนื่องจากของเสียอยู่ในรูปของสารอินทรีย์ซึ่งสามารถเป็นอาหารของจุลินทรีย์ได้ ระบบบำบัดทางชีวภาพที่นิยมใช้มีดังนี้

2.6.1 ตั้งปฏิกรณ์ชีวมวลไร้อากาศแบบลูกผสม (Anaerobic hybrid reactor, AHR)

ระบบตั้งปฏิกรณ์ชีวมวลไร้อากาศแบบลูกผสมหรือ AHR หลักการทำงานของระบบนั้นคือการนำระบบไร้อากาศมาต่ออยู่ด้านบนผสมกับระบบ UASB เช่น การใช้ระบบ UASB ใช้ร่วมกับระบบบ่อปิดแบบไม่ใช้อากาศ (Covered lagoon) หรือการใช้ระบบ UASB ร่วมกับระบบตะกอนเร่งแบบไม่ใช้อากาศ (Anaerobic Contact) แสดงดังรูปที่ 2.1 โดยส่วนล่างจะทำหน้าที่ในการสร้างตะกอนโดยมีที่แยกก๊าซชีวภาพทั้งส่วนกลางถังและส่วนบนของถังไร้อากาศ โดยมีงานวิจัย Fusuwankaya et al. (2009) นี้มีวัตถุประสงค์เพื่อศึกษาศึกษาสภาพของเครื่องปฏิกรณ์ลูกผสม (Anaerobic hybrid reactor, AHR) ในการบำบัดน้ำเสียจากแป้งมันสำปะหลังตัดแปรร (MSW) ที่มีความเข้มข้นของเกลือสูง เริ่มต้นด้วยการให้น้ำเสียจากแป้งมันสำปะหลัง (NSW) จนได้สภาวะคงที่ที่อัตราการป้อนสารอินทรีย์ที่ $4 \text{ kg-COD/m}^3\text{-day}$ และเวลาเก็บกัก 3 วัน หลังจากนั้นจึงเพิ่มความเข้มข้นของโซเดียมคลอไรด์ 2.5, 5.0 และ 7.5 g/L ป้อนเข้าสู่ AHR ผลการทดลองพบว่าประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีได้ 90, 89 และ 67% ตามลำดับ และการเกิดก๊าซชีวภาพ 66, 64 และ 44% ตามลำดับ



รูปที่ 2.1 ระบบตั้งปฏิกรณ์ชีวมวลไร้อากาศแบบลูกผสม

2.6.2 ถังปฏิกรณ์ไร้อากาศแบบชั้นสลัดจ์ (Upflow anaerobic sludge blanket, UASB)

หลักการของระบบคือให้น้ำเสียไหลขึ้นน้ำเสียจะถูกป้อนเข้าจากทางด้านล่างระหว่างที่ไหลขึ้นสู่ด้านบนของถังปฏิกรณ์นั้นสารอินทรีย์จะสัมผัสกับเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่ทำหน้าที่ย่อยสลายภายในระบบจะแบ่งออกเป็น 2 ชั้น คือ ชั้นน้ำและชั้นตะกอน โดยจะมีระบบแยกน้ำใสภายในถังปฏิกรณ์ และมีระบบเก็บรวบรวมก๊าซที่ผลิตขึ้นมาได้นำออกจากถังปฏิกรณ์ การศึกษาของ Rinzema et al. (1988) ได้ศึกษาผลของโซเดียมคลอไรด์ต่อกระบวนการย่อยสลายสารอะซิเตทเพื่อให้ได้มีเทนโดยใช้ระบบ UASB ความเข้มข้นของโซเดียมคลอไรด์ที่ 5, 10 และ 14 g จะทำให้เกิดการยับยั้งการทำงานอยู่ที่ 10, 50 และ 100% ตามลำดับ ในการศึกษานี้ค่า pH ไม่มีผลต่อการยับยั้งโซเดียมคลอไรด์อย่างมีนัยสำคัญในช่วง 6.5 - 7.2 แต่ที่ pH 8 สามารถยับยั้งการทำงานได้ที่ระดับความเข้มข้นของอะซิเตทที่ต่ำกว่าข้อจำกัด การแพร่กระจายของโปรตีนมีผลต่อโซเดียมคลอไรด์ต่อการทำงานของจุลินทรีย์ คือไม่มีการปรับตัวของ *methanethrix* sp. ในช่วง 12 สัปดาห์ จะได้รับความเข้มข้นโซเดียมคลอไรด์ประมาณ 10 g-NaCl ผลที่ได้จากการศึกษาในระยะสั้นสามารถนำมาใช้ในการคาดคะเนผลกระทบของโซเดียมคลอไรด์ ต่อการใช้ระบบ UASB อย่างต่อเนื่องได้

นอกจากนี้ยังพบว่าจุลินทรีย์ในระบบบำบัดแบบไม่ใช้อากาศมีประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำเสียที่มีความเค็มสูงได้ดี เนื่องจากความสามารถในการปรับสภาพทนเค็มได้ (Ismail et al., 2010) โดยการนำจุลินทรีย์มาปรับสภาพให้ทนเค็มด้วยวิธีเพิ่มความเค็มแบบขั้นตอน (Kimata-Kino et al., 2010)

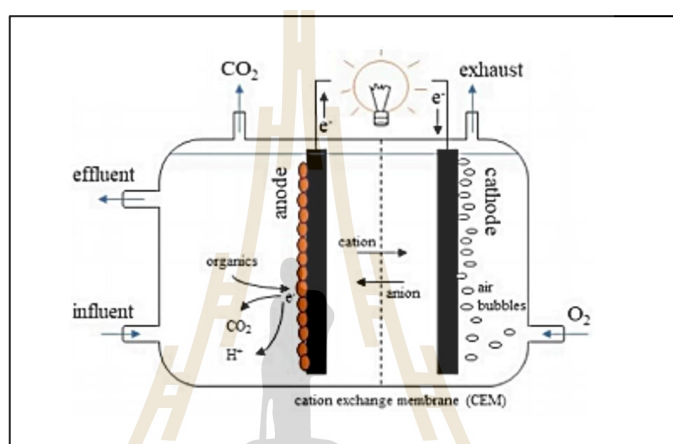
2.7 ระบบชีวไฟฟ้าเคมี (Bio-electrochemical systems, BES)

ระบบชีวไฟฟ้าเคมีเป็นระบบที่สามารถเปลี่ยนสารอินทรีย์ในน้ำเสียให้กลายเป็นพลังงานหรือกระแสไฟฟ้าได้ โดยอาศัยการทำงานของจุลินทรีย์ที่ตอบสนองทางไฟฟ้าเป็นตัวทำปฏิกิริยาภายใต้สภาวะไร้อากาศ (Bajracharya et al., 2017) โดยระบบชีวไฟฟ้าเคมีสามารถแบ่งออกเป็น 5 รูปแบบ ดังนี้ Microbial fuel cells (MFCs), Microbial electrolysis cell (MEC), Microbial electrosynthesis (MESs), Microbial desalination cells (MDCs) และ Microbial solar cells (MSCs) ซึ่งในปัจจุบันระบบ MFCs และ MEC กำลังได้รับความสนใจเป็นอย่างมาก (Wang et al., 2013)

เซลล์จุลินทรีย์ทั้งสองประเภทเป็นเซลล์ไฟฟ้าชนิดหนึ่งประกอบด้วย ขั้วไฟฟ้าสองขั้ว ซึ่งเป็นขั้วบวกและขั้วลบจะเชื่อมต่อกันด้วยกระแสไฟฟ้าจากภายนอกเพื่อให่วงจรไฟฟ้าสมบูรณ์แบบซึ่งเซลล์เชื้อเพลิงจุลินทรีย์ (MFCs) ถูกออกแบบมาเพื่อผลิตกระแสไฟฟ้าและเซลล์อิเล็กโทรไลซิส (MECs) จะใช้ไฟฟ้าเพื่อกระตุ้นปฏิกิริยาทางเคมีที่ขั้วลบเพื่อผลิตไฮโดรเจนหรือก๊าซชีวภาพอื่น ๆ

2.7.1 เซลล์เชื้อเพลิงจุลินทรีย์ (Microbial fuel cells, MFC)

เซลล์เชื้อเพลิงจุลินทรีย์เป็นพลังงานรูปแบบใหม่ที่สามารถเปลี่ยนน้ำเสียหรือสารอินทรีย์ให้เป็นกระแสไฟฟ้าโดยใช้จุลินทรีย์เป็นตัวกระตุ้นภายใต้สภาวะไร้อากาศ ปัจจุบันเซลล์เชื้อเพลิงชีวภาพกำลังได้รับความสนใจเป็นอย่างมากในการนำมาใช้เป็นแหล่งพลังงานทดแทน เนื่องจากเป็นพลังงานสะอาด ไม่ก่อให้เกิดมลพิษต่อสิ่งแวดล้อม โดยวิธีการคือการนำน้ำเสียจากอุตสาหกรรมต่าง ๆ มาเป็นสารตั้งต้นในการกระตุ้นให้จุลินทรีย์ผลิตกระแสไฟฟ้า ดังรูปที่ 2.2



รูปที่ 2.2 การทำงานของระบบไฟฟ้าเคมีแบบ Microbial fuel cell (MFC)

หลักการการทำงานของเซลล์เชื้อเพลิงจุลินทรีย์ เป็นการเปลี่ยนพลังงานเคมีในสารอินทรีย์ให้กลายเป็นพลังงานไฟฟ้า โดยมีจุลินทรีย์เป็นตัวเร่งปฏิกิริยา กระบวนการสร้างพลังงานของจุลินทรีย์นั้นจะเริ่มจากการย่อยสลายสารอินทรีย์ในโมเลกุลของสารอาหาร ซึ่งปฏิกิริยาจากเอนไซม์ต่าง ๆ ในกระบวนการสร้างพลังงานของจุลินทรีย์จะปลดปล่อยอิเล็กตรอนออกมา ซึ่งอิเล็กตรอนเหล่านี้จะถูกเก็บอยู่ในรูปสารตัวกลาง เมื่อสารตัวกลางเหล่านี้ถูกออกซิไดซ์ อิเล็กตรอนก็จะถูกส่งต่อเข้าไปในกระบวนการขนส่งอิเล็กตรอน ซึ่งระหว่างที่อิเล็กตรอนถูกส่งต่อนั้นก็จะให้พลังงานแก่จุลินทรีย์ โดยในขั้นตอนสุดท้ายอิเล็กตรอนที่ถูกปล่อยออกมาจะถูกส่งต่อให้แก่ตัวรับอิเล็กตรอนตัวสุดท้ายต่อไป เช่น ออกซิเจนรับอิเล็กตรอนแล้วรวมกับโปรตอนกลายเป็นน้ำ ซึ่งนอกจากออกซิเจนแล้วยังมีตัวรับอิเล็กตรอนตัวสุดท้ายอีกหลายตัว ได้แก่ ไนเตรท ซัลเฟต คาร์บอนไดออกไซด์ เป็นต้น ซึ่งมีหลายงานวิจัยพบว่ามี จุลินทรีย์บางชนิดที่สามารถถ่ายทอดอิเล็กตรอนออกนอกเซลล์ไปยังตัวรับอิเล็กตรอนภายนอกเซลล์ได้ จากหลักการเหล่านี้เองจึงเป็นแนวคิดให้ใช้ขั้วไฟฟ้าแอนโอดมาเป็นตัวรับอิเล็กตรอน เพื่อให้อิเล็กตรอนไหลสู่ขั้วไฟฟ้าภายนอก

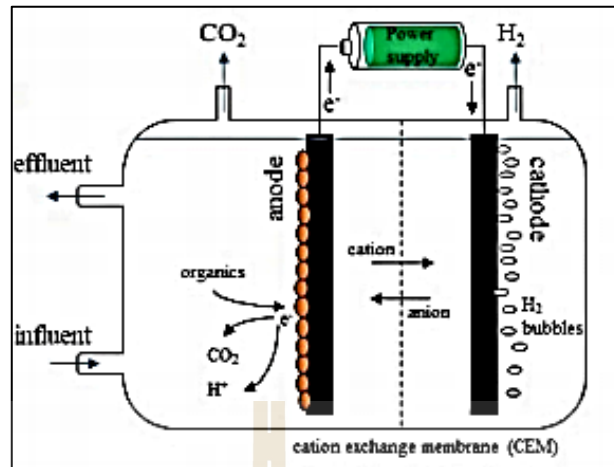
ได้กระแสไฟ รูปแบบของเซลล์เชื้อเพลิงจุลินทรีย์โดยทั่วไปมีลักษณะเป็นช่องคู่ คือ มีช่องแอโนด (Anode) และช่องแคโทด (Cathode) ช่องแอโนดอยู่ในภาวะไร้ออกซิเจนเพื่อบังคับให้ตัวรับอิเล็กตรอนเป็นขั้วไฟฟ้าแอโนด ขณะที่ช่องแคโทดมีการเติมออกซิเจนเพื่อให้เกิดปฏิกิริยาการรวมตัวกันระหว่างอิเล็กตรอนและโปรตอน (H^+) ซึ่งระหว่าง 2 ช่องนี้จะมีแผ่นเยื่อเลือกผ่านประจุบวกกันเพื่อยอมให้โปรตอนเท่านั้นที่สามารถผ่านมายังช่องแคโทดได้ โดยระบบนี้จะมีข้อได้เปรียบและข้อจำกัด ดังตารางที่ 2.7

ตารางที่ 2.7 ข้อได้เปรียบและข้อเสียเปรียบของระบบไฟฟ้าเคมีแบบ Microbial fuel cell

ข้อได้เปรียบ	ข้อจำกัด
1) สามารถผลิตพลังงานไฟฟ้าจากสารตั้งต้นทางชีวภาพได้โดยตรง	1) ต้องใช้ตัวเร่งที่มีราคาแพง
2) พลังงานที่ผลิตได้เป็นพลังงานสะอาด	2) ทำงานที่อุณหภูมิสูง
3) สามารถใช้สารตั้งต้นทางชีวภาพได้หลากหลายชนิด เช่น คาร์โบไฮเดรต กรดไขมัน โปรตีน และน้ำเสีย	3) อิเล็กโทรไลต์ที่ใช้กักตรอนเซลล์เชื้อเพลิง

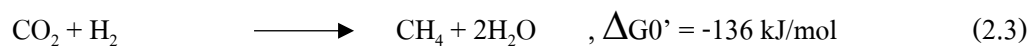
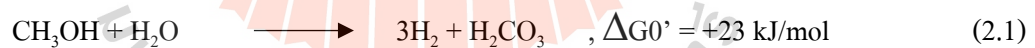
2.7.2 เซลล์อิเล็กโทรไลซิส (Microbial electrolysis cell, MEC)

เซลล์อิเล็กโทรไลซิสเป็นรูปแบบการผลิตพลังงานคล้ายกับเซลล์เชื้อเพลิงจุลินทรีย์ แต่ระบบเซลล์อิเล็กโทรไลซิสจะเป็นการใช้พลังงานไฟฟ้าเพื่อทำให้เกิดปฏิกิริยาทางเคมี กระแสไฟฟ้าที่ใช้ในการกระตุ้นจะใช้เพียงเล็กน้อย เพื่อกระตุ้นให้เกิดการทำงานของจุลินทรีย์ที่ตอบสนองทางไฟฟ้าในขั้วบวก (Anode) เพื่อให้เกิดการย่อยของสารอินทรีย์ในน้ำเสีย ผลิตภัณฑ์ที่ได้ คือ ก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ โปรตอน และอิเล็กตรอน อิเล็กตรอนที่ถูกปลดปล่อยออกมา จะถูกส่งไปยังขั้วลบ (Cathode) ผ่านขั้วบวก (Anode) โดยส่วนใหญ่การใช้งานระบบ MEC จะใช้งานในสภาวะไร้ออกซิเจน (Anaerobic) ทำให้ในบริเวณขั้วลบ (Cathode) จะมีจุลินทรีย์ที่ผลิตก๊าซมีเทน และจุลินทรีย์ผลิตก๊าซไฮโดรเจนอยู่ จุลินทรีย์เหล่านี้จะดึงอิเล็กตรอนจากขั้วลบ (Cathode) มาใช้ในการสร้างพลังงานภายในเซลล์ ทำให้ได้ก๊าซมีเทน และก๊าซไฮโดรเจนเป็นพลังงานชีวภาพขึ้น ดังแสดงในรูปที่ 2.3



รูปที่ 2.3 การทำงานของระบบไฟฟ้าเคมีแบบ Microbial electrolysis cell (MEC)

หลักการการทำงานของเซลล์อิเล็กโทรไลซิส เป็นกระบวนการในการใช้พลังงานไฟฟ้าในการกระตุ้นเซลล์จุลินทรีย์เพื่อให้เกิดปฏิกิริยาทางเคมี โดยจะทำการป้อนกระแสไฟฟ้าเพียงเล็กน้อยเข้าสู่ขั้วไฟฟ้า เพื่อกระตุ้นให้เกิดการทำงานของจุลินทรีย์ที่เกาะบริเวณขั้วบวก (Anode) จากนั้นจุลินทรีย์จะย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสียให้ได้ผลิตภัณฑ์เป็นก๊าซชีวภาพ ซึ่งเป็นกระบวนการ Hydrogenotrophic methanogenesis คือ การเปลี่ยนรูปเป็นแก๊สไฮโดรเจนและคาร์บอนไดออกไซด์ ก่อนที่เปลี่ยนไปเป็นมีเทน ดังสมการที่ 2.1 - 2.3

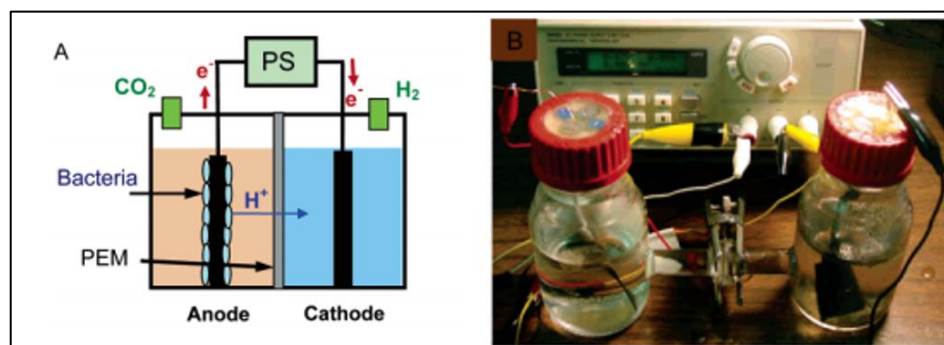


2.7.3 การประยุกต์ใช้ระบบชีวไฟฟ้าเคมีในระบบบำบัดน้ำเสีย

การประยุกต์ใช้งานระบบชีวไฟฟ้าเคมีในระบบบำบัดน้ำเสีย สิ่งที่ต้องคำนึงถึงคือรูปแบบของถังปฏิกรณ์ที่เหมาะสม สามารถใช้งานได้จริง โดยรูปแบบถังที่มีการศึกษาในระดับห้องปฏิบัติการที่ผ่านมาประกอบด้วย แบบห้องคู่ (Two-chamber MECs) และแบบห้องเดี่ยว (Single - chamber MECs) ดังนี้

1) แบบห้องคู่ (Two - chamber MECs)

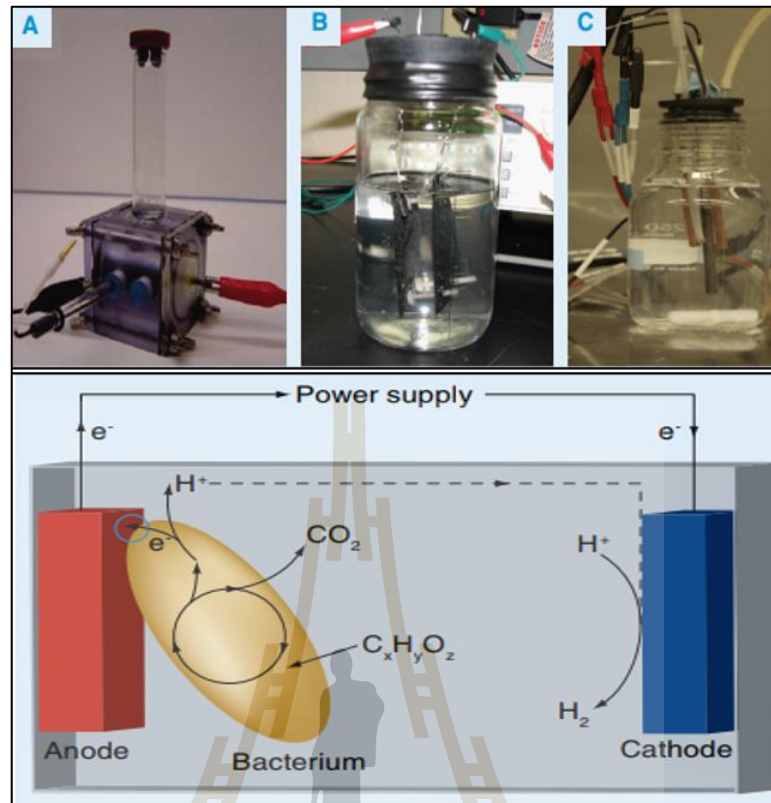
แนวคิดของการนำระบบชีวไฟฟ้าเคมีมาใช้ ได้รับการออกแบบด้วยระบบแบบห้องคู่ในปี พ.ศ. 2548 (Liu et al., 2005) โดยระบบมีการแยกกันระหว่างขั้วแอโนดและขั้วแคโทด ใช้เยื่อเมมเบรนเลือกผ่านเป็นแผ่นกั้นระหว่างขั้วไฟฟ้า ดังรูปที่ 2.4 ซึ่งเมมเบรนเลือกผ่านจะให้ผ่านเฉพาะโปรตอนหรือไอออนประจุบวกเท่านั้น ข้อดีของแบบห้องคู่คือช่วยลดการสูญเสียโปรตอน ซึ่งเป็นสารตั้งต้นในการผลิตก๊าซไฮโดรเจนที่ขั้วแคโทด โดยในการศึกษาของ Liu et al. (2005) สังเกตว่าการย่อยสลายของสารอะซิเตทที่อยู่ในห้องขั้วลบมีประสิทธิภาพการกำจัดถึง 90% อย่างไรก็ตาม ประสิทธิภาพการผลิตไฮโดรเจนโดยรวมอยู่ที่ 60 - 73% สำหรับระบบที่มีความต้องการพลังงานจากก๊าซชีวภาพ ภายในห้องแคโทดจะต้องมีระบบส่งก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์เข้าสู่ถึงเพื่อใช้เป็นสารตั้งต้นในการผลิตก๊าซมีเทนทำให้ระบบแบบห้องคู่นี้เหมาะกับการผลิตก๊าซไฮโดรเจนมากกว่าการผลิตก๊าซมีเทน (Rengasamy et al., 2017) ตัวอย่างเช่นการศึกษาของ Jeremiassé et al., (2010) ได้ทำการศึกษาผลของการกระตุ้นด้วยไฟฟ้าของขั้วแคโทดและศึกษาแหล่งพลังงานคาร์บอนของจุลินทรีย์ในการเริ่มเดินระบบที่มีผลต่อการผลิตก๊าซไฮโดรเจน โดยศึกษาที่ค่าความต่างศักย์ที่ 0.5, 0.6, 0.7 และ 0.8 V ซึ่งผลการศึกษาพบว่าที่ 0.7 V สามารถผลิตก๊าซไฮโดรเจนได้ถึง 2.2 L/L-day แต่ยังมีการศึกษาของ Cai et al. (2016) ที่ได้ศึกษาการทำงานของระบบชีวไฟฟ้าเคมีโดยใช้ถังปฏิกรณ์แบบห้องคู่ ซึ่งมีการคั่นด้วยเมมเบรนเพื่อใช้ในการแลกเปลี่ยนไอออน โดยใช้ขั้วลบบางไว้ในด้านในและขั้วบวกวางไว้ในด้านนอก ซึ่งผลการศึกษาพบว่าอัตราการผลิตก๊าซมีเทน โดยเฉลี่ยเพิ่มขึ้นถึง 0.070 ml-CH₄/ml-Reactor ซึ่งมีอัตราการผลิตก๊าซมีเทนสูงกว่าเครื่องปฏิกรณ์ระบบควบคุมกว่า 2.59 เท่า (0.027 m³-CH₄/m³-day) และประสิทธิภาพการกำจัดซีโอติคคิดเป็น 15% เมื่อเทียบกับถังปฏิกรณ์ควบคุมอัตราการผลิตก๊าซชีวภาพเพิ่มขึ้นเป็น 0.247 ml-CH₄/ml-Reactor-day (เพิ่มขึ้น 51.53% เมื่อเทียบกับระบบควบคุม)



รูปที่ 2.4 ระบบชีวไฟฟ้าเคมีแบบห้องคู่

2) แบบห้องเดี่ยว (Single - chamber MECs)

การทำงานแบบห้องเดี่ยว คือ ในถังปฏิกริยาจะมีทั้งขั้วแอโนด และแคโทดอยู่ในถังเดียวกันโดยอาจมีหรือไม่มีการใช้เยื่อเมมเบรนเลือกผ่านกั้นกลางก็ได้ ในกรณีที่ใช้เมมเบรนมาขึ้นขั้วแอโนดจะอยู่ภายในถังปฏิกริยาส่วนขั้วแคโทดจะอยู่นอกถังปฏิกริยา โดยมีเยื่อแลกเปลี่ยนไอออนบวกเป็นตัวเชื่อมต่อระหว่างขั้วไฟฟ้าทั้งสอง อย่างไรก็ตามเมมเบรนเลือกผ่านนั้นมีราคาค่อนข้างแพง จึงได้มีการพัฒนาระบบชีวไฟฟ้าเคมีแบบห้องเดี่ยวแบบไร้แผ่นเมมเบรนขึ้นมา ดังแสดงในรูปที่ 2.5 ซึ่งวิธีการคือทำให้จุลินทรีย์ที่เกาะอยู่บริเวณขั้วแอโนดเพื่อกระตุ้นในจุลินทรีย์สร้างไบโอฟิล์มขึ้นมา โดยก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์และโปรตอนที่เกิดจากกระบวนการย่อยสลายสารอินทรีย์ของจุลินทรีย์ที่ขั้วแอโนด รวมถึงสารโมเลกุลอื่น ๆ เคลื่อนที่ไปยังขั้วแคโทดได้อย่างอิสระในระบบชีวไฟฟ้าเคมีที่ต้องการกำจัดน้ำเสีย ซึ่งเป็นพลังงานจะนิยมใช้ระบบแบบห้องเดี่ยวมากกว่า เนื่องจากในการผลิตก๊าซมีเทนของจุลินทรีย์ที่ขั้วแคโทด ส่วนใหญ่จะเกิดจากจุลินทรีย์ที่ใช้คาร์บอนไดออกไซด์ในกระบวนการสร้างมีเทนมีเพียงส่วนน้อยที่เกิดจากจุลินทรีย์ที่ใช้ไฮโดรเจนในการสร้างมีเทน โดย Zhen et al. (2017) ศึกษาอัตราการผลิตก๊าซมีเทนด้วยระบบชีวไฟฟ้าเคมีในถังปฏิกริยาแบบเดี่ยว โดยใช้แกรไฟต์เป็นขั้วไฟฟ้าและใช้ความต่างศักย์ไฟฟ้าที่ -0.8 V พบว่าอัตราการเกิดก๊าซมีเทน เท่ากับ 0.75 ± 0.12 L/L-day ที่ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีเท่ากับร้อยละ 86 จากค่าซีโอดีเริ่มต้นของน้ำเข้าเท่ากับ $4,130$ mg/L และผลการศึกษาของ Linji et al. (2013) ได้มีการศึกษาค่าความต่างศักย์ไฟฟ้าที่เหมาะสมสำหรับการกำจัดสารอินทรีย์และการผลิตก๊าซชีวภาพของกากตะกอนจากระบบเอส (Waste activated sludge, WAS) โดยศึกษาค่าความต่างศักย์ไฟฟ้าที่ 0.6 V - 1.2 V โดยใช้แกรไฟต์เป็นขั้วบวกและผ้าคาร์บอนเป็นขั้วลบ ซึ่งจากผลการศึกษาพบว่าที่ 0.8 V เป็นค่าที่ดีที่สุด โดยมีประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดี $51.4 \pm 0.6\%$ และอัตราการเกิดก๊าซมีเทนที่ 101.7 ± 9.2 กรัมมีเทนต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน



รูปที่ 2.5 ระบบชีวไฟฟ้าเคมีแบบถังเดี่ยว

(A) ขั้วแอโนดเป็นแกรไฟต์และแคโทดเป็นคาร์บอน

(B) ขั้วแอโนดและขั้วแคโทดเป็นคาร์บอนไฟเบอร์

(C) ขั้วแอโนดและขั้วแคโทดเป็นแกรไฟต์

นอกจากนี้จากผลการศึกษาการเพิ่มประสิทธิภาพการผลิตก๊าซมีเทนด้วยระบบยูเอเอสบีร่วมกับระบบชีวไฟฟ้าเคมีพบว่า อัตราการผลิตก๊าซมีเทนยังสูงกว่าอัตราการผลิตก๊าซมีเทนด้วยระบบแบบห้องเดี่ยว Zhen et al., (2017) ทำการศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียด้วยระบบบำบัด UASB ร่วมกับระบบชีวไฟฟ้าเคมี ในการศึกษาใช้น้ำเสียสังเคราะห์ที่มีค่าซีโอดีประมาณ 13,300 mg/L ภายในถังยูเอเอสบีประกอบด้วยท่อเหล็กซึ่งใช้เป็นขั้วแอโนด 1 คู่ และสปริงเหล็ก 1 ชิ้น เป็นขั้วแคโทด เดินระบบด้วยความแรงดันไฟฟ้า 0.4 V ถึง 0.6 V อัตราการเกิดก๊าซมีเทนของระบบเท่ากับ 1.5 ± 0.92 L/L-day ซึ่งสูงกว่าระบบควบคุมถึง 10.1% โดยที่ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีเท่ากับร้อยละ 98 เช่นเดียวกับ ผลการศึกษาของ Wang et al. (2017) พบว่า การบำบัดน้ำเสียอุตสาหกรรมอาหารทะเลของระบบ UASB ร่วมกับระบบชีวไฟฟ้าเคมี ซึ่งมีค่าซีโอดีเริ่มต้นสูงถึง

28,910.6 - 31,230.8 mg/L โดยใช้เกรฟไฟต์เป็นขั้วไฟฟ้าและจ่ายไฟฟ้าเข้าที่ 1.2 V มีอัตราการเกิดก๊าซมีเทนเท่ากับร้อยละ 86.8 (2.31 ± 0.1 L/L-day) ในขณะที่ระบบควบคุมทำได้เพียงร้อยละ 72.1 (1.77 ± 0.08 L/L-day) โดยประสิทธิภาพกำจัดชีโอดีของระบบชีวไฟฟ้าเคมีเท่ากับร้อยละ 86.8 ซึ่งคล้ายกับ Liu et al. (2010) พบว่า การจ่ายแรงดันไฟฟ้าที่ 1.4 V ไปยังระบบยูเอเอสบีโดยใช้ขั้วไฟฟ้าเป็นเหล็ก ทำให้ประสิทธิภาพกำจัดชีโอดีเพิ่มขึ้นจาก 60.3% เป็น 90.7% ในช่วง 4 วัน และยังส่งผลให้ขนาดของตะกอนจุลินทรีย์เฉลี่ยเพิ่มขึ้นอย่างรวดเร็วจาก 151.4 mm เป็น 695.1 mm ในช่วง 38 วัน การกระตุ้นด้วยไฟฟ้าทำให้เหล็กสามารถเกิดปฏิกิริยาการชะล้างไอออนในเหล็กได้ดีขึ้น และยังช่วยในการกระตุ้นการผลิตไบโอฟิล์มของจุลินทรีย์ (Extracellular polymeric substances, EPS) ซึ่งเป็นสารที่จุลินทรีย์สร้างออกมาภายนอกเซลล์มีลักษณะเหนียว ทำหน้าที่เป็นสารเชื่อมระหว่างเซลล์ด้วยกันเอง ช่วยทำให้จุลินทรีย์สามารถเกาะกลุ่ม เป็นเม็ดได้ง่ายขึ้น และ Feng et al., (2017) ได้เปรียบเทียบประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียจากโรงกลั่นด้วยระบบบำบัดยูเอเอสบีและระบบบำบัดยูเอเอสบีร่วมกับระบบบำบัดชีวไฟฟ้าเคมี ซึ่งน้ำเสียเริ่มต้นมีค่าชีโอดีประมาณ 30,000 mg/L พบว่าที่อัตราการระบรทุกสารอินทรีย์ (Organic loading rate; OLR) 8 g COD/L-day อัตราการเกิดก๊าซมีเทนในระบบยูเอเอสบีเท่ากับ 1.98 L/L-day ในขณะที่อัตราการเกิดก๊าซมีเทนของระบบบำบัด UASB ร่วมกับระบบบำบัดชีวไฟฟ้าเคมีมีอัตราการผลิตก๊าซมีเทนมากกว่า เท่ากับ 3.53 g COD/L-day และประสิทธิภาพการกำจัดชีโอดีเท่ากับร้อยละ 86.7 และ 96.7 ตามลำดับ ในส่วนการบำบัดน้ำเสียที่มีค่าความเค็มสูงพบว่า มีแนวโน้มความเป็นไปได้ที่จะนำระบบไฟฟ้าเคมีมาประยุกต์ใช้กับระบบบำบัดแบบไม่ใช้อากาศ เนื่องจากน้ำเสียที่มีความเค็มสูงจะมีค่าการนำไฟฟ้า (Conductivity) สูงด้วย โดยผลการศึกษการเพิ่มประสิทธิภาพการผลิตก๊าซมีเทนด้วยระบบชีวไฟฟ้าเคมีดังตารางที่ 2.8

ตารางที่ 2.8 ผลการศึกษาการเพิ่มประสิทธิภาพการผลิตก๊าซมีเทนด้วยระบบชีวไฟฟ้าเคมี

ประเภทน้ำเสีย	COD (mg/L)	pH	HRT (h)	Applied voltage (V)	อัตราการผลิตก๊าซชีวภาพ ระบบควบคุม	อัตราการผลิตก๊าซ ชีวภาพระบบ BES	ประสิทธิภาพ การกำจัด COD (%)	อ้างอิง
น้ำเสียสังเคราะห์	8000	8	24	1.4	248 - 278 $\text{ml}_{\text{CH}_4}/\text{g-COD}_{\text{removed}}$	296 - 332 $\text{ml}_{\text{CH}_4}/\text{g-COD}_{\text{removed}}$	90.7	Liu et al. (2011)
น้ำเสียสังเคราะห์	13300	7	48	0.4 - 0.6	1366.4 ± 71.0 $\text{ml}_{\text{CH}_4}/\text{L-day}$	1504.7 ± 92.2 $\text{ml}_{\text{CH}_4}/\text{L-day}$	98.5	Zhen et al. (2016)
น้ำเสียสังเคราะห์	3,000	7	11.8	2.8 - 3.5	3.52 L/(L _r -day)	4.6 L/(L _r -day)	77	Tartakovsky et al. (2011)
น้ำเสียสังเคราะห์	3,000	7	72	0.8	15 $\text{ml}_{\text{CH}_4}/\text{L-day}$	62.8 $\text{ml}_{\text{CH}_4}/\text{L-day}$	80.6	Ding et al. (2016)
น้ำเสียสังเคราะห์ (อาหารทะเล)	28,910.6 - 31,230.8	7	24	1.2	1.77 ± 0.08 L/(L-day)	2.31 ± 0.1 L/(L _r -day)	86.8	Wang et al. (2017)
น้ำเสียสังเคราะห์	$10,000 \pm 440$	8	-	0.6	546.7 ± 2.9 $\text{ml}_{\text{CH}_4}/\text{L-day}$	599.4 ± 3.1 $\text{ml}_{\text{CH}_4}/\text{L-day}$	-	Gajaraj et al. (2017)
น้ำเสียสังเคราะห์	$13,029 \pm 341$	7	24	0.8	0.027 L/(L _r -day)	0.07 L/(L _r -day)	60%	Cai et al. (2016)
น้ำเสียสังเคราะห์	3,000	7	24	1.2	7.8 L/(L _r -day)	8.9 L/(L _r -day)	93	Zhang et al. (2012)
น้ำเสียสังเคราะห์	63,000	7	20 d.	0.3	0.2 L/g-COD _{removed}	0.34 L/g-COD _{removed}	-	Lee et al. (2017)

2.7.4 ปัจจัยที่มีผลกระทบต่อระบบชีวไฟฟ้าเคมี

ระบบชีวไฟฟ้าเคมีเป็นกระบวนการในการบำบัดน้ำเสีย โดยการเปลี่ยนน้ำเสียหรือสารอินทรีย์ให้เป็นกระแสไฟฟ้าหรือก๊าซชีวภาพโดยใช้จุลินทรีย์เป็นตัวกระตุ้นภายใต้สภาวะไร้อากาศ ซึ่งนอกจากปัจจัยที่สามารถส่งผลกระทบต่อระบบชีวไฟฟ้าเคมีในแง่ของการกำจัด COD และการผลิตพลังงานก๊าซชีวภาพนั้นจะมีลักษณะน้ำเสีย อุณหภูมิ pH ระยะเวลาเก็บกัก (HRT) และการออกแบบเครื่องปฏิกรณ์ (Li and Chan., 2018) แล้วปัจจัยสำคัญที่ส่งผลต่อประสิทธิภาพของระบบชีวไฟฟ้าเคมียังประกอบด้วย ขั้วไฟฟ้า กระแสไฟฟ้าที่จ่ายเข้าระบบ และจุลินทรีย์ในระบบ (Kumar et al., 2017) ซึ่งการศึกษาปัจจัยที่มีผลกระทบและทำความเข้าใจถึงผลกระทบของปัจจัยเหล่านี้ต่อประสิทธิภาพของ ระบบชีวไฟฟ้าเคมีมีความสำคัญอย่างยิ่งสำหรับการเพิ่มประสิทธิภาพของระบบเหล่านี้จุลินทรีย์

1) ผลกระทบจากอุณหภูมิที่เกิดจากกิจกรรมของจุลินทรีย์

จากการศึกษาของ Trinh et al. (2009) ได้ศึกษาการทำงานและความโดดเด่นของแบคทีเรียอีเล็กโตรเจน (เช่น *Geobacter sulfurreducens*) ซึ่งมีการเจริญเติบโตของไบโอฟิล์มชีวเคมีที่ใช้งานทางไฟฟ้าได้ดีที่สุดในอุณหภูมิที่เหมาะสมที่ 30 องศาเซลเซียส ซึ่งการทำงานของจุลินทรีย์โดยรวมจะลดลงเมื่ออุณหภูมิในการทำงานสูงขึ้นส่งผลให้การทำงานของจุลินทรีย์ในการสร้างอีเล็กตรอนและโปรตอนช้าลง (Liu et al., 2005) อีกทั้งการเปลี่ยนแปลงการผลิตพลังงานใน MFCs และการผลิตไฮโดรเจนใน MECs มักจะน้อยกว่า 10% เมื่ออุณหภูมิในการทำงานอยู่ระหว่าง 20 ถึง 35 องศาเซลเซียส (Liu et al., 2005; Heidrich et al., 2018 และ Ahn et al., 2017) แสดงให้เห็นว่า ระบบ MECs เหล่านี้สามารถทนต่อการเปลี่ยนแปลงอุณหภูมิได้ ในช่วงอุณหภูมิที่กว้างขึ้นในการประยุกต์ใช้ในระบบบำบัดน้ำเสียในโลกแห่งความเป็นจริง Heidrich et al. (2018) สันนิษฐานว่าฟิล์มชีวภาพที่ติดอยู่กับขั้วไฟฟ้ามีความร้อนด้วยตัวเองซึ่งทำให้สามารถปรับตัวให้เข้ากับอุณหภูมิที่ไม่เหมาะสมได้

2) ผลกระทบจากลักษณะขั้วไฟฟ้า

ขั้วไฟฟ้าแบ่งได้เป็น 2 ประเภท คือ ขั้วแอโนดและขั้วแคโทด ขั้วไฟฟ้าที่ดีควรมีลักษณะคือ มีการนำไฟฟ้าที่ดี มีความต้านทานต่ำ ไม่ถูกกัดกร่อนง่าย มีความแข็งแรง มีพื้นที่ผิวสัมผัสสูง ไม่เป็นพิษกับจุลินทรีย์ และมีราคาไม่แพง (Carlo et al., 2017) วัสดุที่นิยมนำมาใช้เป็นขั้วไฟฟ้า ได้แก่ วัสดุคาร์บอนและวัสดุที่เป็นโลหะ โดยวัสดุคาร์บอนเป็นวัสดุที่มีรูพรุน (Porosity) จำนวนมากทำให้มีพื้นที่ผิวสำหรับการยึดเกาะเพื่อการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์มาก (Kumar et al., 2017) และขั้วไฟฟ้าโลหะ ขั้วโลหะมีค่าการนำไฟฟ้าสูงแข็งแรง และราคาถูก แต่สำหรับโลหะทองแดงและนิกเกิล พบว่าจะเกิดการกัดกร่อนเข้าสู่ระบบซึ่งมีความเป็นพิษกับจุลินทรีย์ ในขณะที่เหล็ก

ก็เช่นกัน จากผลการศึกษาของ Zhen et al. (2017) ใช้เหล็กเป็นขั้วไฟฟ้าพบว่าเกิดการกัดกร่อนของเหล็ก เข้าสู่ระบบชีวไฟฟ้าเคมี เหล็กที่ถูกกัดกร่อนออกมาจะช่วยกระตุ้นให้จุลินทรีย์สร้างสาร EPS ช่วยทำให้จุลินทรีย์เกิดการจับกับสารละลายอนุภาคขนาดเล็กเป็นเม็ดตะกอน ซึ่งช่วยให้ประสิทธิภาพของระบบบำบัดเพิ่มขึ้น

3) ผลกระทบจากศักย์ไฟฟ้าและกระแสไฟฟ้า

ค่าความต่างศักย์ของไฟฟ้าที่จ่ายเข้าระบบส่งผลต่อการเจริญเติบโต และการเพิ่มจำนวนของจุลินทรีย์ที่ตอบสนองต่อไฟฟ้า และจะส่งผลต่อประสิทธิภาพในการผลิตก๊าซชีวภาพ (Torres et al., 2009) พบว่าเมื่อจ่ายกระแสไฟฟ้าเข้าสู่ระบบชีวไฟฟ้าเคมีด้วยความต่างศักย์ -0.15 , -0.90 , $+0.02$ และ $+0.37$ V ความหนาของชั้นไบโอฟิล์มที่ความต่างศักย์ต่ำจะเพิ่มขึ้นเร็วกว่าที่ความต่างศักย์ไฟฟ้าสูง ๆ และสามารถผลิตกระแสไฟฟ้าได้มากกว่าโดยที่ -0.15 V ผลิตกระแสไฟฟ้าได้ 10.3 แอมแปร์ต่อตารางเมตรขั้วแคโทด และที่ความต่างศักย์ไฟฟ้า $+0.37$ V ผลิตกระแสไฟฟ้าได้เพียง 0.6 A/m^2

4) ผลกระทบของการเลือกใช้จุลินทรีย์

จุลินทรีย์ที่ใช้ในระบบชีวไฟฟ้าเคมีควรเป็นจุลินทรีย์ที่สามารถขนถ่ายอิเล็กตรอนจากภายในเซลล์ผ่านเยื่อหุ้มเซลล์ไปยังขั้วแอโนดได้เอง ได้แก่ จุลินทรีย์สายพันธุ์ *Shewanella* sp. และ *Geobacters* sp. ซึ่งจุลินทรีย์เหล่านี้จะมีไซโตโครมอยู่ที่ผนังเซลล์ชั้นนอกเป็นจำนวนมาก ทำหน้าที่ช่วยให้เกิดการถ่ายโอนอิเล็กตรอนจากเซลล์จุลินทรีย์ไปยังขั้วแอโนด ภายในระบบสามารถจัดให้มีเฉพาะจุลินทรีย์สายพันธุ์เดียวเท่านั้นหรือใช้แบบผสมสายพันธุ์หลายสายพันธุ์แน่นอนว่าการใช้จุลินทรีย์ชนิดเดียวจะแสดงความสามารถในการย่อยสลายสารมลพิษในน้ำได้ดีกว่าแบบผสมผสานพันธุ์ อย่างไรก็ตาม ในการประยุกต์ใช้งานในระบบบำบัดน้ำเสียจริงในการบ่มเลี้ยงตะกอนเพื่อเพิ่มจำนวนจุลินทรีย์แบบสายพันธุ์เดียวจะใช้เวลานาน และในความเป็นจริงภายในระบบบำบัดน้ำเสียย่อมมีจุลินทรีย์เกิดขึ้นหลายสายพันธุ์ โดยส่วนใหญ่แล้วภายในระบบผลิตก๊าซมีเทนควรมีจุลินทรีย์ 2 ชนิดทำงานร่วมกัน คือ จุลินทรีย์ที่ตอบสนองทางไฟฟ้า และจุลินทรีย์สร้างมีเทน (Zhen et al., 2017) นอกจากชนิดของจุลินทรีย์ในระบบแล้วยังพบว่า การเติบโตของจุลินทรีย์ที่ขั้วไฟฟ้าก็ส่งผลต่อประสิทธิภาพของระบบเช่นกัน การที่จุลินทรีย์เกาะรวมกันที่ขั้วแอโนดเกิดเป็นชั้นไบโอฟิล์ม หากชั้นไบโอฟิล์มมีความหนาเกินไปอาจส่งผลทำให้อิเล็กตรอนเคลื่อนที่ได้ไม่ดีเท่าที่ควรและการเกิดกระแสไฟฟ้าก็จะน้อยลงด้วย

2.8 เหล็กประจุนยุ้ย

2.8.1 คุณสมบัตินทางเคมี

เหล็ก (Iron) โดยทั่วไปมีสถานะออกซิเดชันเป็น 0, +2 และ +3 มีเพียงเหล็กสถานะออกซิเดชันศูนย์หรือเหล็กวาเลนซ์ศูนย์ (Zero valent iron) เท่านั้นที่ปรากฏในรูปธาตุเหล็กหรือเหล็กบริสุทธิ์ เหล็กที่ใช้ประโยชน์ส่วนใหญ่ไม่มีเหล็กบริสุทธิ์แต่จะผสมธาตุอื่นลงไป เพื่อให้มีคุณสมบัติขึ้น ได้แก่

1) เหล็กอ่อน (Wrought iron) เป็นเหล็กที่ได้จากการนำเหล็กดิบไปถลุงในเตาพุดเดิล (Puddle furnace) ซึ่งเป็นเตาเก่าแก่ของประเทศอังกฤษมีปริมาณเหล็กบริสุทธิ์ประมาณ 99% เมื่อนำไปเผาให้ร้อนจะอ่อนตัวดี ขึ้นรูปได้ง่าย สามารถตีให้ประสานกันได้ดี ทนแรงกระแทกชนิดกะทันหันได้ดีมีลักษณะสแลก (Slag) เป็นเส้นยาว ถ้าปรากฏชัดขึ้นเมื่อใดเป็นสัญญาณเตือนให้รู้ว่าเหล็กนั้นชำรุดกำลังจะถูกทำลาย

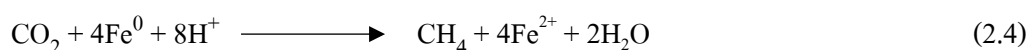
2) เหล็กกล้า (Steel) เป็นวัสดุที่ประกอบไปด้วยธาตุเหล็ก (Iron: Fe (Ferrous)) เป็นสารตั้งต้นพื้นฐาน แล้วก็มีการผสมธาตุต่าง ๆ ลงไปในเนื้อเหล็ก โดยทั่วไปแล้วในเหล็กกล้าจะมีธาตุเหล็กอยู่มากกว่า 90% ที่เหลือจะเจือผสมกับธาตุอื่น ๆ เช่น โมลิบดีนัม, นิกเกิล, แมงกานีส ฯลฯ ส่วนเหล็กกล้าคาร์บอนจะมีธาตุเหล็กอยู่สูงถึง 99% ที่เหลือจะเป็นคาร์บอน (Carbon) และอาจมีธาตุอื่น ๆ ผสมอยู่เล็กน้อยในเนื้อเหล็กกล้า เหล็กกล้าคาร์บอนนั้นธาตุที่เป็นหลักก็คือ เหล็ก และคาร์บอน โดยเปอร์เซ็นต์ของคาร์บอนที่ไปผสมจะมีค่าอยู่ที่ระหว่าง 0 - 2% แต่ที่พบโดยส่วนใหญ่ในท้องตลาดจะมีคาร์บอนที่ประมาณ 0.15 - 1.0%

3) เหล็กหล่อ (Cast iron) เป็นเหล็กชนิดหนึ่งที่มีคาร์บอนผสมในเนื้อเหล็กอยู่มากที่ทำให้เหล็กมีความแข็งแต่เปราะง่าย ส่วนผสมของคาร์บอนมีอยู่ประมาณ 2 - 6% และมีปริมาณซิลิกอนปนอยู่เล็กน้อย นอกจากนี้อาจจะมีธาตุอื่น ๆ ปนอยู่ด้วยเพื่อประโยชน์ต่อการนำไปใช้งาน

4) เหล็กดิบ (Pig iron) คือเหล็กที่นำมาจากการขุดสินแร่ดิบโดยกรรมวิธีการทำเหมืองแร่ ซึ่งมีลักษณะเป็นเหล็กไม่บริสุทธิ์ เนื่องจากมีสิ่งอื่นเจือปนอยู่โดยเฉพาะออกซิเจนซึ่งมีอยู่เป็นจำนวนมากในสินแร่เหล็ก ออกซิเจนเหล่านี้จะอยู่ในรูปของเหล็กออกไซด์ เหล็กประจุนยุ้ย (Fe^0) เป็นตัวรีดิวซ์ (Reduce) ที่ดี สามารถเกิดปฏิกิริยากับกรดเจือจาง เมื่อไม่มีอากาศได้ ผลิตภัณฑ์ที่ได้จากปฏิกิริยาคือ เฟอร์รัสไอออน (Fe^{2+}) และก๊าซไฮโดรเจน (H_2)

เหล็กประจุนยุ้ย (Fe^0) เป็นโลหะที่เหมาะสมสำหรับการบำบัดน้ำเสียที่มีการปนเปื้อน เพราะเหล็กประจุนยุ้ยเป็นตัวออกซิเดชัน - รีดักชัน (Oxidation reduction) ที่แข็งแรง และมีศักย์รีดักชัน (Reduction potential) สูง อีกทั้งยังมีราคาถูก นอกจากนั้นเหล็กประจุนยุ้ยยังมี

ศักย์การนำไฟฟ้าที่ ($E_0 = -0.447 \text{ V}$) ต่ำกว่าคาร์บอนไดออกไซด์น้ำ ขั้นตอนการเกิดปฏิกิริยาค่อยๆ เหล็กประจุศูนย์สามารถเกิดขึ้นได้อย่างรวดเร็วกระบวนการรีดักชันด้วยเหล็กประจุศูนย์นิยมใช้ในการบำบัดสารประกอบคลอรีน สารกำจัดศัตรูพืช สารประกอบไฮโดรคาร์บอน เป็นต้น การใช้เหล็กประจุศูนย์ (Fe^0) ในการบำบัดน้ำเสียแบบไร้อากาศยังช่วยเพิ่มอัตราการผลิตก๊าซมีเทนในกับบำบัดคังสมการที่ 2.4



2.8.2 การกัดกร่อนของเหล็กประจุศูนย์

การผุกร่อนของโลหะ คือการที่โลหะทำปฏิกิริยากับสารต่าง ๆ ในสิ่งแวดล้อมรอบแล้วทำให้โลหะนั้นเปลี่ยนสภาพไปเป็นสารประกอบประเภทออกไซด์หรือไฮดรอกไซด์ เรียกว่า ง่าย ๆ ว่าเนื้อของโลหะได้สูญเสียบไป การผุกร่อนของโลหะที่พบบ่อยในชีวิตประจำวัน ได้แก่ เหล็กเป็นสนิม (สนิมเหล็กเป็นออกไซด์ของเหล็ก $\text{Fe}_2\text{O}_3 \cdot x\text{H}_2\text{O}$) ซึ่งเกิดจากสาเหตุหลายประการ ตัวอย่างเช่น การที่อะตอมของโลหะที่ถูกออกซิไดส์แล้วรวมตัวกับออกซิเจนในอากาศเกิดเป็นออกไซด์ของโลหะนั้น เช่น สนิมเหล็ก (Fe_2O_3), สนิมทองแดง (CuO) หรือสนิมอลูมิเนียม (Al_2O_3) หลักการของการเกิดการผุกร่อนของโลหะอาจแยกได้ 2 ประเภทใหญ่ ๆ คือ

1) เกิดการผุกร่อนด้วยปฏิกิริยาเคมีโดยตรง (Direct chemical corrosion) เกิดปฏิกิริยาเคมีโดยตรงระหว่างผิวโลหะและแก๊ส เช่น ออกซิเจน ซัลเฟอร์ไดออกไซด์ เป็นต้น และปฏิกิริยาดังกล่าวมักเกิดที่อุณหภูมิสูง สารประกอบที่เกิดขึ้นจากปฏิกิริยาเหล่านี้ ถ้ามีลักษณะที่ปกคลุมผิวโลหะอย่างเหนียวแน่น และไม่มีรูพรุนจะทำให้ปฏิกิริยานั้นหยุดได้ และจะเป็นตัวป้องกันผิวโลหะไว้อีกชั้นหนึ่ง เช่น Al_2O_3 ที่ปกคลุมผิวอลูมิเนียม เป็นต้น

2) เกิดการผุกร่อนด้วยปฏิกิริยาไฟฟ้าเคมี (Electro - chemical corrosion) โลหะจะผุกร่อนได้จะต้องมีสารละลายอิเล็กโทรไลต์ (Electrolyte) ซึ่งอาจจะเป็นบรรยากาศที่ชื้นหรือของเหลวใด ๆ ที่โลหะสัมผัสอยู่ ปฏิกิริยาแบบนี้จะเกิดการเคลื่อนที่ของอิเล็กตรอนจากโลหะที่ผุกร่อนซึ่งเรียกว่า “Anode” ไปยังโลหะหรือธาตุ ซึ่ง Anode สัมผัสอยู่โลหะหรือธาตุตัวหลังนี้เรียกว่า “Cathode” เป็นขั้วที่มีประจุบวก (Cation) วิ่งไปหาในขณะที่ขั้ว Anode มีประจุลบ (Anion) วิ่งไปหาเซลล์ไฟฟ้าจึงจะครบวงจร เนื่องจากกระแสอิเล็กตรอนไหลสวนทางกับกระแสไฟฟ้า จึงได้แสดงทิศทางการไหลของกระแสไฟฟ้า การเกิดปฏิกิริยาออกซิเดชัน - รีดักชันของเหล็กวาเลนซ์ศูนย์ในการกำจัดสารปนเปื้อนสามารถเกิดได้ 3 รูปแบบ (ศิริพรรณ วัฒนะรัตน์, 2542; วุฒิชัย ทิวพงษ์, 2545) ดังนี้

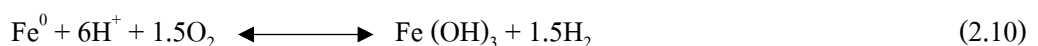
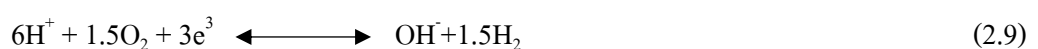
- 1) การเกิดปฏิกิริยาโดยตรงกับเหล็ก คือการถ่ายโอนอิเล็กตรอนที่พื้นผิวของเหล็ก
- 2) การเกิดปฏิกิริยาโดยอาศัยตัวกลางอื่น ได้แก่ เฟอร์รัสไอออน (Fe^{2+}) ซึ่งเกิดจากการกัดกร่อนของเหล็กจะละลายอยู่ในน้ำ ทำหน้าที่เป็นตัวรีดิวซ์ แต่ปฏิกิริยาจะดำเนินไปอย่างช้า ๆ
- 3) การเกิดปฏิกิริยาที่เกี่ยวข้องกับการเกิดไฮโดรเจน (H_2) จากการทำปฏิกิริยาของเหล็กกับน้ำ แต่ปฏิกิริยาที่จะทำให้ไฮโดรเจนสามารถทำหน้าที่เป็นตัวรีดิวซ์ได้ ต้องอยู่ในสภาวะที่มีตัวเร่งปฏิกิริยา เช่น พื้นผิวของเหล็กเกิดการผุกร่อนหรือมีโลหะอื่นอยู่ในกระบวนการ ซึ่งจะช่วยให้ไฮโดรเจนเปลี่ยนไปเป็นไฮโดรเจนไอออน (H^+)

ตัวอย่างกลไกการกัดกร่อนสามารถอธิบายโดยใช้เซลล์กัดกร่อนไฟฟ้าเคมี (Electrochemical corrosion cell) ซึ่งประกอบด้วย 2 ส่วน ได้แก่ วงจรภายใน คือสารละลายอิเล็กโทรไลต์ (Electrolyte) และวงจรภายนอก คือ โลหะที่เป็นขั้วบวกและโลหะที่เป็นขั้วลบ วงจรภายนอกจะถ่ายเทอิเล็กตรอนจากขั้วบวกไปยังขั้วลบและทำปฏิกิริยากับไฮโดรเจนไอออน (H^+) ได้ก๊าซไฮโดรเจน (H_2) ดังสมการที่ 2.5 ถึงสมการที่ 2.7 ตามลำดับ เมื่อมีออกซิเจนและไฮโดรเจนไอออนจะเกิดปฏิกิริยาได้ไฮดรอกไซด์ไอออน (OH^-) ตัวอย่างของเซลล์กัดกร่อนไฟฟ้าเคมีเมื่อใช้เหล็กเป็นขั้วบวกจะเกิดตามสมการที่ 2.8 ถึงสมการที่ 2.10 ดังต่อไปนี้ (วุฒิชัย ทิวพงษ์, 2545)

กรณีที่ไม่มีออกซิเจน



กรณีมีออกซิเจน



ปฏิกิริยากัดกร่อนที่เกิดขึ้นเหล่านี้ที่ทำให้ค่าพีเอชของระบบกักกร่อนเพิ่มขึ้น (Powell et al., 1995)

2.8.3 การประยุกต์ใช้เหล็กประจุศูนย์ในระบบบำบัดน้ำเสีย

การประยุกต์ใช้เหล็กประจุศูนย์เพื่อเพิ่มประสิทธิภาพของระบบบำบัดน้ำเสีย จากการศึกษางานวิจัยที่ผ่านมาดังแสดงในตารางที่ 2.9 รูปแบบที่ใช้คือการเติมผงเหล็กลงในถังบำบัดผสมเข้ากับตะกอนจุลินทรีย์ตั้งแต่เริ่มเดินระบบ การละลายผงเหล็กแล้วสูบเข้าถังบำบัด และการบรรจุลงในถังบำบัดเหมือนชั้นกรอง เช่น การศึกษาของ Zhen et al. (2015) ได้ทำการศึกษาอิทธิพลของการเพิ่มประสิทธิภาพการผลิตก๊าซ มีเทนจากกากตะกอนของเสีย โดยใช้เหล็กประจุศูนย์แบบแผ่น (ZVSI) ขนาด 0, 0.05, 0.1, 0.25, 0.5 และ 1.0 g/gVSS ตามลำดับ ในระหว่างการหมักมีการกวน 100 ± 1 รอบต่อนาที และควบคุมอุณหภูมิ 35 ± 0.5 °C เป็นระยะเวลา 50 วัน ผลจากการศึกษาพบว่าเหล็กประจุศูนย์แบบแผ่น (ZVSI) ขนาด 1.0 g-ZVSI/g-VSS สามารถเพิ่มปริมาณก๊าซมีเทนในระบบได้สูงสุดถึง 174.9 ± 1.5 ml/gVSS ซึ่งเพิ่มขึ้นจากสถานะควบคุม 38.3% จากการคำนวณยังพบว่า เหล็กประจุศูนย์แบบแผ่น (ZVSI) สำหรับการไฮโดไลซิสของตะกอนการอะซิโดเจเนซิส และอัตราการปล่อยก๊าซมีเทนเพิ่มขึ้น 52.6 ± 0.4 , 44.5 ± 2.9 และ $40.8 \pm 0.3\%$ ตามลำดับ เมื่อเทียบกับสถานะควบคุม เช่นเดียวกับ Zhang et al. (2015) ได้ทำการศึกษาปริมาณความเข้มข้นของเหล็กที่ใช้เพื่อบำบัดน้ำเสียระบบเอเอส (Waste activated sludge) โดยทำการศึกษาความเข้มข้นของเหล็กตั้งแต่ 0, 1, 4 และ 20 g/L พบว่า หลังจากย่อยสลาย 20 วัน ความเข้มข้นของเหล็กที่โดยที่ความเข้มข้นของเหล็กที่ 4 และ 20 g/L มีความสามารถในการกำจัดซีโอดีไม่แตกต่างกันมากที่ 67.8% และปริมาณมีเทนเพิ่มขึ้น 43.5% และ Lui et al. (2012) ได้ทำการศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียฟอกย้อมสังเคราะห์ โดยใช้ระบบยูเอเอสบี แบบ 2 ถึง คือ ถังแรกมีหน้าที่ย่อยสสารอินทรีย์สร้างกรดส่วนถึงที่ 2 เป็นถังสร้างก๊าซมีเทน ในส่วนของถังแรกได้มีการเติมเหล็กประจุศูนย์เส้นผ่านศูนย์กลาง 0.2 มิลลิเมตร ปริมาณ 40 g/L พบว่า เมื่อเดินระบบผ่านไป 55 วัน ประสิทธิภาพของระบบสามารถลดค่าซีโอดีได้มากถึงร้อยละ 85 - 99 และมีอัตราการเกิดก๊าซชีวภาพในถังที่ 2 เท่ากับ 24 ± 0.01 L/g-COD ซึ่งสอดคล้องกับการศึกษาของ Wang et al. (2018) โดยได้ทำการศึกษาผลของเหล็กประจุศูนย์ในระบบบำบัดน้ำเสียแบบยูเอเอสบี โดยการเติมผงเหล็กขนาดเส้นผ่านศูนย์กลาง 97.419 ไมโครเมตร ในปริมาณ 20 mg/L ในถังยูเอเอสบีพบว่า ในถังที่มีการเติมเหล็กประจุศูนย์ปริมาณกรดอะซิติกในช่วง 216 ชั่วโมงแรกของการเดินระบบจะเพิ่มขึ้นอย่างรวดเร็วถึง 629.33 mg/L และจะเริ่มลดลงจนต่ำกว่า 300 mg/L ใน 350 ชั่วโมงของการเดินระบบ แต่ในขณะที่ถังที่ไม่มีการเติมเหล็กประจุศูนย์กรดอะซิติกมีแนวโน้มเพิ่มขึ้นเรื่อย ๆ ส่งผลให้เกิดการสะสมของสารอะซิเตทในระบบ โดยมีการศึกษาของ Zheng et al. (2015) ได้ทำการศึกษา

การปรับสภาพน้ำเสียจากถังตกตะกอนชั้นที่ 2 ก่อนเข้าสู่กระบวนการหมักแบบไร้อากาศ โดยใช้ความร้อนที่อุณหภูมิ 103 °C เป็นเวลา 30 นาที ร่วมกับการไฮโดรไลซิส และมีการปรับ pH โดยใช้ด่างเป็นเวลา 20 วัน ปริมาณตะกอนที่ใช้ 200 ml อย่างไรก็ตามการปรับสภาพด้วยสารต่างอาจยับยั้งจุลินทรีย์ที่ผลิตมีเทนจึงได้มีการเพิ่มเหล็กประจุศูนย์ (ZVI) เข้ามาในกระบวนการหมักแบบไร้อากาศ ซึ่งเหล็กประจุศูนย์ที่ใช้ในการทดสอบเป็น ZVI powder (0, 1, 2, 5 and 10 g/L ขนาด 0.2 มิลลิเมตร นอกเหนือจาก ZVI ที่ทำให้ปฏิกิริยาในการเกิดก๊าซมีเทนเร็วขึ้นยังพบว่าเหล็กประจุศูนย์สามารถทำให้ผลผลิตก๊าซมีเทนเพิ่มขึ้น 91.5% เมื่อเทียบกับระบบควบคุม เนื่องจากเหล็กประจุศูนย์เป็นตัวเร่งปฏิกิริยาในการเปลี่ยนกรดอินทรีย์ระเหยง่าย (Volatile fatty acids, VFA) ไปเป็นอะซิเตตได้มากขึ้นทำให้ปริมาณก๊าซไฮโดรเจนที่เกิดในระบบลดลง 27.6 - 18.8 ml/gVSS ปริมาณเหล็กประจุ ศูนย์ที่เพิ่มขึ้น ZVI 0 - 10 g/L ทำให้ผลก๊าซผลิตก๊าซมีเทนเพิ่มขึ้น 1.9 - 32.3 ml/gVSS ตามลำดับ

ตารางที่ 2.9 ผลการศึกษาการเพิ่มประสิทธิภาพการผลิตก๊าซมีเทนด้วยเหล็กประจุศูนย์

ประเภทน้ำเสีย	COD (mg/L)	pH	HRT (h)	TSS (g/L)	ปริมาณเหล็ก (g/L)	อัตราการผลิต ก๊าซชีวภาพ ระบบควบคุม	อัตราการผลิต ก๊าซชีวภาพ (ZVI)	ประสิทธิภาพ การกำจัด COD (%)	อ้างอิง
น้ำเสียสังเคราะห์	8,000	8	24	14.88	16.22	42.43 ± 0.96 %	45.92 %	91.4	Liu et al. (2010)
น้ำเสียจากตะกอน AS	12,194 ± 1345	7	24	-	10	1.9 mL/g-VSS	32.2 mL/g-VSS	91.5	Zheng et al. (2015)
น้ำเสียสังเคราะห์	8,050	3.9	24	-	0.20	-	-	43.5	Xuenong et al. (2016)
น้ำเสียจากตะกอน AS	10,829 ± 697	7	48	11.7	20	26.3 mL/g-VSS	34.2 mL/g-VSS	67.8	Feng et al. (2014)
น้ำเสียสังเคราะห์	7,000	8	24	26	-	4 L/(L _r -day)	8.5 L/(L _r -day)	90.8	Zhang et al. (2011)
น้ำเสียจากฟาร์มสุกร	3500 - 6000	6.6 - 7.3	30	-	25	40 mL/g-VSS	130 mL/g-VSS	89.2	Wu et al. (2015)
น้ำเสียสังเคราะห์	10,730	7	24	10.88	10	-	296.8 mL/g-VS	37	Quan et al. (2011)

2.8.4 ปัจจัยที่มีผลต่อการประยุกต์ใช้เหล็กประจุศูนย์

ปัจจุบันได้มีการนำเหล็กประจุศูนย์เข้ามาใช้ในการบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพแบบไม่ใช้ออกซิเจนเป็นจำนวนมาก ซึ่งในการนำเหล็กประจุศูนย์มาเพิ่มประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียนั้นต้องเข้าใจถึงปัจจัยที่มีอิทธิพลต่อการทำงานหรือการเกิดปฏิกิริยา ซึ่งจากการศึกษา Guoxiang et al. (2017) ได้ศึกษาปัจจัยสำคัญที่มีอิทธิพลต่อการปฏิกิริยาทางชีวภาพร่วมกับเหล็กประจุศูนย์ ซึ่งมีปัจจัยต่าง ๆ เช่น พื้นที่ผิวเหล็ก ระยะเวลาในการกักเก็บ pH ค่าออกซิเจนละลาย (DO) และความเข้มข้นของสารปนเปื้อนนั้นมีความสำคัญต่อการเพิ่มประสิทธิภาพของระบบชีวภาพด้วยเหล็กประจุศูนย์

1) ค่าความเป็นกรด - ด่าง (pH)

pH ของน้ำส่งผลต่อการกักตัวของเหล็ก และการละลายของออกไซด์บนพื้นผิวของเหล็กประจุศูนย์ โดยถ้าค่า pH ในระบบต่ำเกินไป ประสิทธิภาพของระบบบำบัดอาจลดลง เนื่องจากเหล็กเกิดการกัดกร่อนเร็วเกินไป เกิดการสะสมในระบบ และเกิดฟองก๊าซไฮโดรเจนเกาะติดที่ผิวของเหล็กทำให้พื้นที่ผิวสัมผัสลดลง และถ้าค่า pH สูงเกินไปจะส่งผลให้เหล็กจะตกตะกอนในรูปของ $Fe(OH)_2$ และ $Fe(OH)_3$ ทำให้ประสิทธิภาพลดลงเช่นกัน

2) ปริมาณของเหล็ก

เมื่อปริมาณเหล็กที่เติมเข้าระบบเพิ่มมากขึ้นประสิทธิภาพการบำบัดก็เพิ่มมากขึ้นด้วย เนื่องจากพื้นที่ผิวสัมผัสในการทำปฏิกิริยาของเหล็กเพิ่มมากขึ้น โดย Wu et al. (2014) ได้ศึกษาปริมาณของเหล็กที่ส่งผลต่อการเพิ่มประสิทธิภาพการผลิตก๊าซชีวภาพและการกำจัดซีโอดี พบว่า ปริมาณเหล็กประจุศูนย์ที่เหมาะสมควรขึ้นอยู่กับลักษณะของจุลินทรีย์และสารปนเปื้อน โดยในการทดลองพบว่าประสิทธิภาพของการใช้เหล็กประจุศูนย์ที่ 50 g/L มีประสิทธิภาพการผลิตก๊าซชีวภาพและการกำจัดซีโอดีน้อยกว่าการใช้เหล็กประจุศูนย์ที่ 25 g/L ซึ่งให้เห็นว่าปริมาณเหล็กประจุศูนย์ที่ 50 g/L สูงเกินไปสำหรับการช่วยกระตุ้นจุลินทรีย์ในระบบบำบัดแบบไร้อากาศ

3) พื้นที่ผิวสัมผัสของเหล็ก

นอกจากพื้นที่ผิวสัมผัสที่มากขึ้นจะส่งผลต่อประสิทธิภาพของระบบแล้ว ลักษณะหรือองค์ประกอบของพื้นที่ผิวของเหล็กก็มีผลต่อประสิทธิภาพของระบบ จากการศึกษาของ Lui et al. (2015) ได้ทำการศึกษการใช้เหล็กประจุศูนย์ในการเพิ่มประสิทธิภาพการผลิตก๊าซมีเทนจากตะกอนของระบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ โดยทำการทดลองแบบกะในการศึกษาส่วนแรก ได้ทำการเปรียบเทียบผลของปริมาณเหล็กประจุศูนย์ พบว่าเมื่อเพิ่มปริมาณผงเหล็กจาก 0, 1 และ 4 g/L อัตราการเกิดก๊าซมีเทนจะเพิ่มขึ้นร้อยละ 21 และในส่วนสองทำการเปรียบเทียบชนิดของเหล็กประจุศูนย์ต่ออัตราการผลิตก๊าซมีเทน โดย Rusty iron scrap มีอัตราการเกิดก๊าซมีเทนมากที่สุด

รองลงมาคือ Clean iron scrap และ ZVI powder มีอัตราการเกิดก๊าซมีเทนต่ำที่สุด อาจเนื่องจาก ผงสนิมเหล็กมี Ferric oxides ที่ผิวทำให้เกิดการกระตุ้นปฏิกิริยารีดักชันของเหล็กประจุศูนย์ ซึ่งทำให้เกิดกระบวนการย่อยสลายสารประกอบเชิงซ้อนได้ดีกว่า

4) ระยะเวลาพักเก็บ (HRT)

HRT เป็นอีกหนึ่งปัจจัยสำคัญที่มีอิทธิพลต่อประสิทธิภาพของการใช้เหล็กประจุศูนย์โดยทั่วไปแล้ว HRT ที่มากจะช่วยเพิ่มประสิทธิภาพการกำจัดสีและการกำจัดซีโอดี (Cui et al., 2014; Zhang et al., 2011) การลดปริมาณไนเตรต (Li et al., 2013) และการลดเปอร์คลอเรต (Liang et al., 2015) แต่การที่มี HRT ที่มากเกินไปส่งผลให้ต้นทุนการก่อสร้างและการดำเนินงานเพิ่มสูงขึ้น อย่างไรก็ตามการพิจารณาว่าการเพิ่ม เหล็กประจุศูนย์ เข้าไปในระบบชีวภาพจะช่วยส่งเสริมการทำงานของจุลินทรีย์ดีขึ้น (Liu et al., 2015; Zhang et al., 2011) ตัวอย่างเช่น การเติมเหล็กประจุศูนย์ในระบบยูเอเอสบีส่งผลให้ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีและกำจัดสีที่ HRT 12 ชั่วโมง สูงกว่าระบบ UASB แบบไม่เติมเหล็กประจุศูนย์ ที่ HRT 24 ชั่วโมง (Zhang et al., 2011)

5) ปริมาณออกซิเจนที่ละลายอยู่ในน้ำ (DO)

ออกซิเจนที่ละลายน้ำมีอยู่โดยทั่วไปทั้งในน้ำที่จากโรงงานอุตสาหกรรมและแหล่งน้ำใต้ดิน ซึ่งสำหรับการนำเหล็กประจุศูนย์มาใช้ระบบที่มีออกซิเจนอยู่นั้น อาจส่งผลกระทบต่อปฏิกิริยารีดักชันของออกซิเจน และอาจมีผลต่อการกักตรอนของเหล็กได้เร็วขึ้น รวมทั้งส่งผลกระทบต่อการทำงานของจุลินทรีย์ในระบบบำบัดซึ่งจะทำให้ประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ลดลง (Deng et al., 2016; Wu et al., 2013; Yin et al., 2012)

6) สารรบกวนไอออนต่าง ๆ

สารรบกวนไอออนต่าง ๆ ที่เป็นองค์ประกอบในน้ำ ได้แก่ Cl^- , SO_4^{2-} , NO_3^- , HCO_3^- , Fe^{2+} , Mg^{2+} , Mn^{2+} , Zn^{2+} , Cu^{2+} , Ca^{2+} และสารอินทรีย์ธรรมชาติ (Natural organic matter, NOM) มีผลกระทบต่อการทำงานของน้ำเสียด้วยเหล็กประจุศูนย์ เช่น Ca^{2+} และ Mg^{2+} สามารถทำให้เกิดตะกอนบริเวณพื้นที่ผิวสัมผัสของเหล็กส่งผลให้การทำงานของเหล็กลดลง เป็นต้น ซึ่งไอออนบางตัวอาจส่งผลกระทบต่อระบบ เช่น ทำให้ประสิทธิภาพของระบบเพิ่มขึ้น แต่ในกรณีที่มีมากเกินไปความต้องการ อาจทำให้ประสิทธิภาพของระบบลดลง โดยส่วนใหญ่มักเกิดสารประกอบที่ส่งผลกระทบต่อพื้นที่ผิวสัมผัสของเหล็ก

2.9 จุลินทรีย์ทนเค็ม

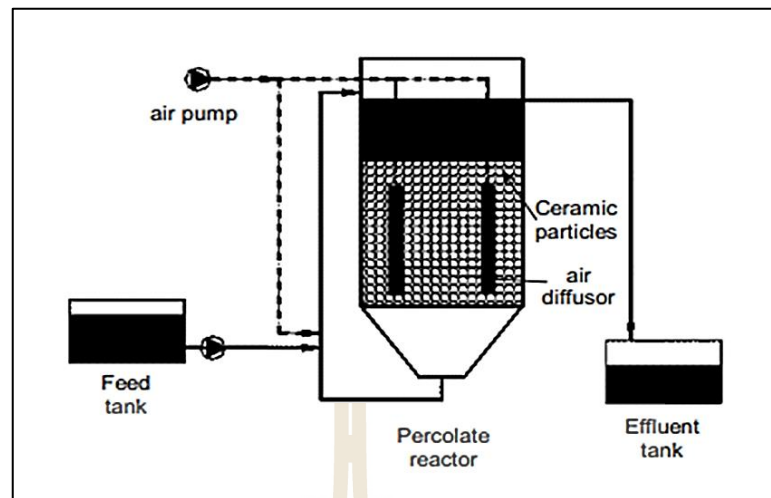
จุลินทรีย์ทนเค็มและจุลินทรีย์ที่ชอบความเค็มปานกลางสามารถเจริญเติบโตในสิ่งแวดล้อมที่มีเกลือได้ดี เช่น ทะเลสาบน้ำเค็ม (Salt lake) ทะเลสาบน้ำเค็มที่มีฟิเอชเป็นค่า (Soda lake) และ

อาหารหมัก (Fermented food) ซึ่งจุลินทรีย์ที่ชอบความเค็มปานกลางสามารถเจริญได้ดีในสภาวะที่เกลือสูงและต่ำ 0.5 - 30% (w/v) และเจริญเติบโตได้ดีที่สุดที่ความเข้มข้นของเกลือ 5 - 15% (w/v) และจุลินทรีย์ทนเค็มสามารถเจริญได้ดีที่สุดในสภาวะที่ไม่มีเกลือสะสมเจริญได้ในช่วงความเข้มข้นของเกลือ 0 - 15% (w/v) (Oren, 2002; Namwong et al., 2005) จุลินทรีย์ทนเค็มเหล่านี้มีประสิทธิภาพในการนำไปประยุกต์ใช้ในด้านเทคโนโลยีชีวภาพหลากหลาย เช่น การนำมาใช้สำหรับระบบบำบัดน้ำเสียที่มีความเค็มสูงในอุตสาหกรรมอาหารทะเล อุตสาหกรรมผลไม้หมักดอง เป็นต้น ในอุตสาหกรรมที่ผลิตน้ำเสียที่มีความเข้มข้นของเกลือสูงจะส่งผลให้เกิด การยับยั้งการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ แต่อย่างไรก็ตามได้มีการศึกษาการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ใน สภาพแวดล้อมที่มีความเข้มข้นของเกลือสูง พบว่าจุลินทรีย์เหล่านี้สามารถปรับตัวให้เข้ากับความเค็มสูงได้อย่างสมบูรณ์ ซึ่งอาจเป็นจุลินทรีย์ชนิด Extremophiles ซึ่งสามารถสามารถเจริญและสืบพันธุ์ได้ในสภาวะวิกฤตที่สิ่งมีชีวิตอื่นไม่สามารถอาศัยอยู่ได้ (Claros et al., 2010)

2.9.1 การประยุกต์ใช้จุลินทรีย์ทนเค็มในระบบบำบัดน้ำเสีย

เนื่องจากวิธีการในการกำจัดความเค็มจากน้ำเสียด้วยระบบ Reverse osmosis หรือระบบ Electrodialysis ก่อนการบำบัดด้วยระบบทางชีวภาพนั้นมักมีราคาแพง อีกทั้งความเค็มยังส่งผลในการยับยั้งการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ ทำให้การใช้ระบบบำบัดแบบเดิมไม่สามารถบำบัดน้ำเสียที่มีความเค็มสูงได้ ซึ่งหลายปีที่ผ่านมาได้มีการศึกษาการประยุกต์ใช้จุลินทรีย์ทนเค็มในการบำบัดทางชีวภาพ เช่นแบคทีเรียที่มีฤทธิ์เป็นกรดแบบ Halophilic เป็นต้น โดยแบคทีเรียที่ไม่ใช่พวก Halophilic จะเติบโตได้ดีในอาหารที่มีปริมาณเกลือน้อยกว่า 1% แต่จุลินทรีย์ชนิด Halophilic จำเป็นต้องใช้เกลือเพื่อความอยู่รอดจุลินทรีย์เหล่านี้สามารถแบ่งออกเป็นสองกลุ่มคือ ชอบความเค็มปานกลางปริมาณโซเดียมคลอไรด์อยู่ที่ 3 - 15% และชอบความเค็มแบบรุนแรงปริมาณโซเดียมคลอไรด์อยู่ที่ 15 - 30% (Woolard and Irvine, 1995)

Kargi and Dincer (1996) ได้ทำการศึกษาบทบาทของ Zoogloea Ramigera ซึ่งเป็นจุลินทรีย์ ชนิดชอบความเค็มปานกลาง โดยใช้เครื่องปฏิกรณ์แบบ fed-batch แสดงดังรูปที่ 2.6 ซึ่งแตกต่างจากเครื่องปฏิกรณ์แบบ Sequencing Batch Reactor (SBR) การทำงานของ Fed - batch จะใช้วิธีการเติมน้ำเสียลงไปในเครื่องปฏิกรณ์แบบช้า ๆ จนกว่าถังจะเต็ม เมื่อปล่อยให้ น้ำเสียไหลเข้าสู่ถังปฏิกรณ์แบบช้า ๆ ค่าความสกปรกจะถูกเจือจางภายในเครื่องปฏิกรณ์ซึ่งส่งผลให้มีการยับยั้งการย่อยสลายน้อยลงและมีอัตราการกำจัดบีโอดีที่สูงขึ้น ประสิทธิภาพการกำจัดบีโอดีสำหรับน้ำเสียที่ปราศจากเกลือประมาณ 85% นี้ไม่เพียงพอ อย่างไรก็ตามประสิทธิภาพการทำงานที่ค่อนข้างสูงสามารถกำจัดบีโอดีได้ถึง 60% ที่ปริมาณความเข้มข้นของเกลือ 5%



รูปที่ 2.6 แผนผังเครื่องปฏิกรณ์แบบ Fed-batch (Kargi and Uygur, 1996)

Woolard and Irvine (1995) ได้ทำการศึกษาการบำบัดน้ำเสียฟีนอลที่มีความเข้มข้นสูงโดยใช้จุลินทรีย์ชนิดชอบความเค็มปานกลางซึ่งใส่ไว้ในเครื่องปฏิกรณ์แบบ Sequencing Batch Reactor (SBR) การกำจัดฟีนอลกว่า 99% ทำได้จากน้ำเกลือ 15% และ Tellez et al. (1995) การประเมินค่าสัมประสิทธิ์ชีวภาพในการย่อยสลายทางชีวภาพของแหล่งน้ำมันทำให้เกิดน้ำเสีย ซึ่งเกิดขึ้นระหว่างการสกัดก๊าซธรรมชาติและน้ำมันดิบจากการดำเนินงานทั้งบนบกและนอกชายฝั่ง 21 แห่ง จุลินทรีย์ชนิด Sp. (*Petrobac - S*) ได้ถูกนำมาใช้ในการศึกษาครั้งนี้ไฮโดรคาร์บอนที่ถูกย่อยสลายโดยเฉพาะอย่างยิ่งสำหรับการย่อยสลายน้ำมันดิบ ไฮโดรคาร์บอนที่ผ่านการกลั่นในสภาพแวดล้อมที่มีน้ำผลการทดลองชี้ให้เห็นว่า เมื่อ TDS เพิ่มขึ้นจาก 50 เป็น 100 g/L อัตราการเจริญเติบโตจำเพาะลดลงจาก 0.137 เป็น 0.047 ต่อชั่วโมง โดยมีความเร็วน้ำเพิ่มขึ้นเล็กน้อย (K_s) ส่งผลให้มีความเข้มข้นของเกลือเพิ่มมากขึ้น สอดคล้องกับการศึกษาของ Hinteregger and Streichsbier (1997) ได้ศึกษาความสามารถในการกำจัดฟีนอลของจุลินทรีย์ชนิดชอบความเค็มปานกลางสายพันธุ์ *Halomonas sp.* ซึ่งจุลินทรีย์ชนิดนี้เป็นชนิดที่ใช้ฟีนอลเป็นแหล่งคาร์บอนเมื่อมีความเข้มข้นของโซเดียมคลอไรด์ระหว่าง 10 ถึง 140 g/L ภายใต้เงื่อนไขที่เหมาะสมการย่อยสลาย 0.1 g-phenol/L ในเครื่องปฏิกรณ์ผลิตมีเทนหลังจากผ่านไป 13 ชั่วโมง ที่ปริมาณเกลือในช่วง 30 และ 50 g-NaCl/L และ Ahmadi et al. (2017) ได้ศึกษาการบำบัดน้ำเสียจากอุตสาหกรรมปิโตรเคมีซึ่งมีความเข้มข้นของเกลือสูง อัตราส่วน BOD_5/COD น้อยกว่า 0.1 ได้ศึกษาจุลินทรีย์ทนเค็ม 3 ชนิด ได้แก่ *Kocuria turfanesis*, *Halomonas alkaliphila* และ *Pseudomonas balearica* จุลินทรีย์ที่คัดเลือกได้ถูกแยกออกจากน้ำเสียจากอุตสาหกรรมปิโตรเคมีที่มีความเข้มข้นของเกลือสูง โดยมีความเค็มถึง 3% การทดลองศึกษา

ในห้องปฏิบัติการด้วยระบบ Activated sludge (AS) โดยความเข้มข้น MLSS นั้นมีประมาณ 3,000 mg/L อัตราการสารอินทรีย์ 0.33 - 1.21 กิโลกรัมชีโอดีต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน ประสิทธิภาพการกำจัดชีโอดีอยู่ที่ 78.7% - 61.5% ในการบำบัดน้ำเสียที่มีความเค็มสูงและมีแนวโน้มลดลง

2.9.2 ปัจจัยที่มีผลต่อการใช้จุลินทรีย์ทนเค็ม

1) ความเข้มข้นของเกลือโซเดียมคลอไรด์

ปริมาณความเข้มข้นของเกลือโซเดียมคลอไรด์ในน้ำเสียดังกล่าวเป็นปัจจัยสำคัญในการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ทนเค็ม โดยการใช้ตะกอนจุลินทรีย์ที่สามารถทำให้ประสิทธิภาพในการบำบัดได้ดีขึ้นเมื่อปริมาณเกลือสูงกว่า 2% (Kargi and Dincer, 2000) โดย Woolard and Irvine (1995) ศึกษาการบำบัดน้ำเสียที่มีความเค็มสูงด้วยส่วนผสมของแบคทีเรียที่มีส่วนผสมของ Halophilic ปานกลางที่แยกได้จากดินในถ้ำและเลี้ยงในเครื่องปฏิกรณ์แบบเรียงลำดับ พบว่าสามารถกำจัด Phenol ได้มากกว่า 99% จากน้ำเสียจากน้ำเกลือ 15%

2) ค่าความเป็นกรด - ด่าง pH

ค่า pH ของน้ำเสียดังกล่าวมีผลกระทบต่อการทำงานของจุลินทรีย์ทนเค็ม โดยการเจริญเติบโตที่ดีที่สุดสำหรับเชื้อ Halobacteriaceae อยู่ที่ประมาณ pH 7 (Franzmann et al., 1988; Allers T. (2010) ตัวอย่างเช่นการศึกษาของ Reyna and Coker (2014) การศึกษานี้จะศึกษาผลการเจริญเติบโตจาก pH 6.4 ถึง 8.4 โดยเวลาที่เพิ่มขึ้นที่ pH 6.4 อยู่ที่ประมาณ 64 ชั่วโมง และ 8.4 ที่ 77 ชั่วโมง ซึ่งสูงกว่า 44 ชั่วโมง พบว่าค่าของ pH ที่ 7.4, 7.5, และ 7.2 สำหรับเชื้อจุลินทรีย์ Halorubrum lacusprofundi, Haloferax volcanii และ Halobacterium sp. NRC 1 ตามลำดับ เป็นช่วง pH ที่ดีเหมาะสมสำหรับการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ดังกล่าวมากที่สุด

3) อุณหภูมิ

อุณหภูมิที่เหมาะสมสามารถช่วยส่งเสริมการทำงานของจุลินทรีย์ให้ทำงานได้อย่างมีประสิทธิภาพขึ้นได้ เช่น การศึกษา จิรวัดน์ ยงสวัสดิกุล (2555) ซึ่งได้ศึกษาผลของอุณหภูมิที่มีผลกระทบต่อการทำงานของจุลินทรีย์ทนเค็มโดยศึกษาที่อุณหภูมิ 10, 15, 25, 30, 35, 40 และ 45 องศาเซลเซียส เป็นเวลา 3 - 5 วัน พบว่า ช่วงอุณหภูมิที่เหมาะสมสำหรับการเจริญเติบโตคือ 35 องศาเซลเซียส

2.10 ยีสต์

2.10.1 ลักษณะโดยทั่วไปของยีสต์

ยีสต์เป็นสิ่งมีชีวิตจัดอยู่ในอาณาจักรฟังไจ (Kingdom fungi) เช่นเดียวกับเชื้อรา มีลักษณะเป็นเซลล์ ชนิดยูคาริโอต (Eukariote) มีรูปร่างหลายแบบ เช่น รูปร่างกลม รูปร่างสามเหลี่ยม

เป็นต้น มีเส้นผ่านศูนย์กลางขนาด 5 - 10 ไมครอน ลักษณะเด่นของยีสต์คือ เป็นพวกเซลล์เดี่ยวและมีหน่อการแตกหน่อบางครั้งไม่หลุดออกจากกัน แต่เกาะกันเป็นกลุ่มบางครั้งมีการเปลี่ยนแปลงโดยเซลล์ตรงกลางยาวต่อกันเป็นสายเรียกซูดอไมซีเลียม (Pseudo mycelium) โครงสร้างทั่วไปของยีสต์แสดงดังรูปที่ 2.7 ยีสต์สามารถเจริญเติบโตได้ทั้งในสภาวะที่มีออกซิเจนและไม่มีออกซิเจน ยีสต์ที่เจริญได้ในภาวะที่มีออกซิเจนเรียกว่า “ออกซิเดทีฟยีสต์ (Oxidative yeast)” ในสภาวะที่มีออกซิเจนยีสต์จะใช้น้ำตาล โดยการออกซิเดชันโดยสมบูรณ์ได้คาร์บอนไดออกไซด์และน้ำ โดยมีออกซิเจนเป็นตัวรับอิเล็กตรอนตัวสุดท้าย ดังสมการที่ 2.13



ส่วนยีสต์ที่เจริญได้ทั้งภาวะที่มีออกซิเจนและไม่มีออกซิเจน จัดเป็นพวกยีสต์เฟอร์เมนเตทีฟ (Fermentative yeast) โดยยีสต์ประเภทนี้จะใช้น้ำตาล โดยการหมักส่วนใหญ่เป็นการให้เอทานอล ดังสมการที่ 2.14 ในการหมักโดยยีสต์ให้ได้เอทานอลนั้น หากมีออกซิเจนยีสต์จะใช้น้ำตาลให้คาร์บอนไดออกไซด์และน้ำ แทนการหมักให้เอทานอล หรือการหมักถูกยับยั้งโดยการหายใจเรียกปรากฏการณ์นี้ว่า “Pasteur effect”



รูปที่ 2.7 แผนภาพของยีสต์

2.10.2 สรีรวิทยาและปัจจัยที่มีผลต่อการเจริญเติบโตของยีสต์

อาหารที่เหมาะสมสำหรับการเจริญของยีสต์ ได้แก่ น้ำตาล โดยเฉพาะน้ำตาล กลูโคสและฟรักโทส ยีสต์บางชนิดสามารถใช้โคแชน์คาร์โบไฮเดรตพวกมอลโทส ซูโคสได้ ส่วนพอลิแซ็กคาไรด์ที่ยีสต์บางชนิดใช้ได้ คือ แป้ง ยีสต์ที่สามารถใช้แป้งได้ เช่น *Saccharomyces diastaticus*, *S. chevalieri*, *Endomycopsis fibuligera* เป็นต้น ความต้องการสารอาหารในอัตราส่วน COD : N : P คือ 100 : 20 : 5 ซึ่งสอดคล้องกับอัตราส่วน BOD₅ : N : P เท่ากับ 100 : 7.5 : 2 (Defrance, 1996) ยีสต์แต่ละชนิดสามารถเติบโตได้ดีที่อุณหภูมิแตกต่างกัน ซึ่งอุณหภูมิที่เหมาะสมสำหรับการเจริญเติบโตอยู่ระหว่าง 20-30 องศาเซลเซียส อุณหภูมิสูงสุดที่ยีสต์ยังสามารถเจริญเติบโตได้ประมาณ 35 - 47 องศาเซลเซียส ส่วนอุณหภูมิต่ำสุดที่สามารถเจริญเติบโตได้อยู่ระหว่าง 0 - 5 องศาเซลเซียส (Dan, 2001) นอกจากอุณหภูมิที่มีผลต่อการเจริญเติบโตแล้วยังสามารถส่งผลต่อการสร้างแอสโตรสปอร์ของยีสต์อีกด้วยโดยยีสต์ส่วนใหญ่เป็นพวกเพคิลเททีฟซึ่งสามารถอยู่ได้ทั้งสภาวะที่มีออกซิเจนและไม่มีออกซิเจน แต่ยีสต์สามารถเติบโตในสภาวะที่มีออกซิเจนได้ดีกว่าในสภาวะที่ไม่มีออกซิเจน โดยมีค่าความเป็นกรด - เบสที่เหมาะสมซึ่งค่า pH ต่ำสุดที่ยีสต์สามารถเติบโตได้คือ 1.5 และ pH สูงสุดอยู่ที่ 8.0 - 8.5 สำหรับ pH ที่เหมาะสม สำหรับการเติบโตของยีสต์แตกต่างกัน ส่วนใหญ่จะอยู่ระหว่าง 4.0 - 4.5 ยีสต์ส่วนใหญ่จะเติบโตไม่ดีในสภาพที่เป็นด่างเชื้อราหรือยีสต์อาจพบสารอินทรีย์ที่ไม่มีชีวิตอยู่ น้ำที่ไหลรอกไม่ระเหยมีจำนวนมากของสายพันธุ์ ดังนั้นเนื่องจากความสัมพันธ์ระหว่างเชื้อรากับยีสต์จึงมีข้อเสนอแนะว่าเชื้อราและยีสต์อาจเป็นตัวชี้วัดที่เป็นประโยชน์ต่อมลพิษ การสำรวจประชากรยีสต์ตามแม่น้ำ St Lawrence จากจังหวัดควิเบก (Simard 1971, Simard และ Blackwood, 1971) ผลการทดลองแสดงให้เห็นว่ายีสต์สีชมพู (*Rhodotorula* spp.) และยีสต์ดำ (*Candida*, *Cryptococcus*, *Torulopsis* และ *Pullularia* spp.) เกิดขึ้นหลังจากถูกนำมาใช้อย่าง กว้างขวางโดยส่วนประกอบที่ย่อยสลายได้ของสิ่งปฏิกูลดิบ ความหนาแน่นของพวกเขาส่งผลทำให้เป็นตัวชี้วัดมลพิษ

2.10.3 การประยุกต์ใช้ยีสต์ในระบบบำบัดน้ำเสีย

1) การบำบัดน้ำเสียชุมชนและน้ำเสียอุตสาหกรรม

การใช้ยีสต์ในการบำบัดน้ำเสียชุมชนและน้ำเสียอุตสาหกรรมด้วยระบบชีวภาพ ได้รับการศึกษามาตั้งแต่ปี พ.ศ.2513 Thanh and Simard (1971) ได้ศึกษาการบำบัดน้ำเสียชุมชนโดยศึกษายีสต์หลากหลายสายพันธุ์ ทำการทดลองที่อุณหภูมิ 26 - 28 องศาเซลเซียส เป็นเวลา 3 วัน pH เริ่มต้นคือ 5 ผลการศึกษาพบว่า สายพันธุ์ยีสต์ที่ให้ประสิทธิภาพการกำจัดแอมโมเนียในโตรเจนและซีโอดีสูงคือ *Rhodotorula marina* โดยการกำจัดแอมโมเนียในโตรเจนมากถึง 85% และการกำจัดซีโอดี 67% และ *Candida krusei* โดยการกำจัดแอมโมเนียในโตรเจน 91% และการกำจัด

ซีโอดี 72% โดยเฉพาะอย่างยิ่งสายพันธุ์ยีสต์ *Rhodotorula glutinis* และ *Trichothecium roseum* สามารถกำจัดสารประกอบฟอสฟอรัสในน้ำเสียชุมชนได้อย่างสมบูรณ์ (Simard and Thanh, 1973) อย่างไรก็ตามการลดค่า COD ยังไม่สูงเท่าที่คาดไว้ในเบื้องต้นซึ่ง ในงานวิจัยของ Dan (2001) ได้วิเคราะห์สาเหตุดังกล่าว โดยคาดว่าเกิดจากการที่ยีสต์สามารถย่อยสลายสารประกอบฟอสฟอรัสและไนโตรเจนได้อย่างดีและรวดเร็วกว่าที่จะย่อยสลายสารอินทรีย์ Deocadiz (1977) ศึกษาการยีสต์ในการบำบัดน้ำเสียจากโรงสีข้าวและในโรงสี โดยทำการเพาะเลี้ยง *Candida utilis* และ *Rhodotorula glutinis* 2 สายพันธุ์ในขวดแก้วระยะเวลา 24 ชั่วโมง ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีอยู่ที่ 80% การกำจัดไนโตรเจน 50% และการกำจัดฟอสฟอรัสที่ 62%

Miskiewicz et al. (1982) ได้ทำการศึกษการเพิ่มความเข้มข้นของคาร์บอนโดยใช้เชื้อราชนิด *Candida tropicalis*, *Candida robusta* และ *Candida utilis* ยีสต์เหล่านี้ได้รับการเพาะเลี้ยงในระบบแบบกะ ผลการศึกษาแสดงให้เห็นว่าการใช้ปริมาณคาร์บอนที่ต่ำเกินไปทำให้ผลผลิตมวลชีวภาพต่ำและมีประสิทธิภาพการย่อยสลายต่ำแม้ว่าสารอาหารไนโตรเจนและฟอสฟอรัสจะมีปริมาณสูง และพบอีกว่าน้ำตาลเป็นแหล่งคาร์บอนที่เหมาะสมที่สุดสำหรับการเจริญเติบโตของยีสต์ชนิด *Candida* การใช้น้ำตาลที่อุดมด้วยกากน้ำตาล (5570 mg-COD/L) ทำให้ประสิทธิภาพการกำจัดที่สูงสุด โดยสามารถกำจัดที่เคเอ็นได้ 76% ซีโอดี 60% และฟอสฟอรัส 84% โดยสารอาหารทั้งหมดถูกกำจัดที่ระยะเวลา 7 ชั่วโมง และอัตราส่วนอาหารต่อจุลินทรีย์คือ 1.73 g-COD/MLSS-day

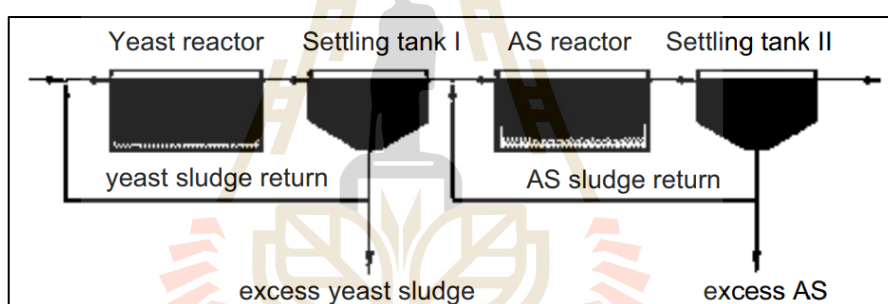
Hu (1989) ได้ทำการศึกษการใช้ยีสต์สายพันธุ์ที่แตกต่างกันในการบำบัดน้ำเสียจากโรงสีที่มีความเข้มข้นของแป้งสูง โดยมีกรดแลกติกและโปรตีนตั้งแต่ 24,000 ถึง 44,000 mg/L โดยตัวอย่างของยีสต์ได้ 391 ชนิด pH 4.0 เป็นค่าที่เหมาะสม ผลการศึกษพบว่ามียีสต์สองสายพันธุ์ที่สามารถลดความเข้มข้นของซีโอดีได้ถึง 92% ที่ระยะเวลาพักเก็บ 7 วัน และมีอัตราส่วนอาหารต่อจุลินทรีย์ที่ 0.48 g-COD/MLSS-day และ VLR 1.03 kg-COD/m³-day การใช้ระยะเวลาพักเก็บที่ยาวนาน ส่งผลให้ความสามารถในการตกตะกอน ของยีสต์ทำได้ไม่ดี ในทำนองเดียวกัน Chigusa et al (1996) ใช้สายพันธุ์ยีสต์ที่แตกต่างกันสามารถย่อยสลายน้ำมัน เพื่อบำบัดน้ำเสียจากโรงงานผลิตน้ำมันผลการทดลองพบว่าสารสกัดเฮกเซน 10,000 mg/L ในน้ำเสียดิบลดลงเหลือ 100 mg/L

2) การบำบัดน้ำเสียที่มีความเค็มสูง

Choi and Park (1999) ได้ทำการศึกษาความสามารถในการบำบัดน้ำเสียของ Osmotolerant yeast สายพันธุ์ *Pichia guilliermondii* A9 ใช้สำหรับบำบัดน้ำเสียจากโรงงานกิมจิ โดยใช้เครื่องเขย่าในการผสม ซึ่งการเจริญเติบโตของ *Pichia guilliermondii* A9 ในน้ำเสีย

ที่มีความเค็มโซเดียมคลอไรด์ถึง 100 กรัมต่อลิตร ไม่ได้ถูกยับยั้งการทำงาน อย่างไรก็ตามที่ความเข้มข้นของโซเดียมคลอไรด์มากกว่า 120 กรัมต่อลิตร สามารถส่งยับยั้ง ซึ่งจากผลการศึกษาที่โซเดียมคลอไรด์ 100 กรัมต่อลิตรประสิทธิภาพการกำจัดบีโอดีได้ที่ 90% ใน 24 ชั่วโมง และผลผลิตเซลล์สูงสุดคือ 0.69 กรัมของเซลล์ต่อลิตร โดยมีโปรตีน 40% การเติบโตของเซลล์มีค่าสูงสุดที่ pH 4 และลดลงเล็กน้อยเมื่อ pH เพิ่มขึ้นเป็น 8

Nishihara (2001) ศึกษาผลของการทำงานของยีสต์สำหรับน้ำเสียจากกระบวนการผลิตของทะเล ระบบนี้ประกอบด้วยการปรับสภาพยีสต์และการบำบัดขั้นที่สองโดยกระบวนการตะกอนที่ผ่านการกระตุ้น ดังรูปที่ 2.8 ซึ่งให้เปรียบเทียบกับกากตะกอนที่ใช้งานแบบผสมทั่วไปในด้านของสภาวะการทำงาน น้ำเสียจากกระบวนการผลิตของทะเล มีความเข้มข้นของ BOD₅ และของแข็งแขวนลอยตั้งแต่ 3,550 - 8,850 mg/L และ 680 - 940 mg/L ตามลำดับ ความเข้มข้นคลอไรด์เท่ากับ 5,160 mg/L



รูปที่ 2.8 แผนผังระบบการบำบัดน้ำเสียด้วยยีสต์

2.10.4 ปัจจัยที่ส่งผลกระทบต่อการใช้ยีสต์

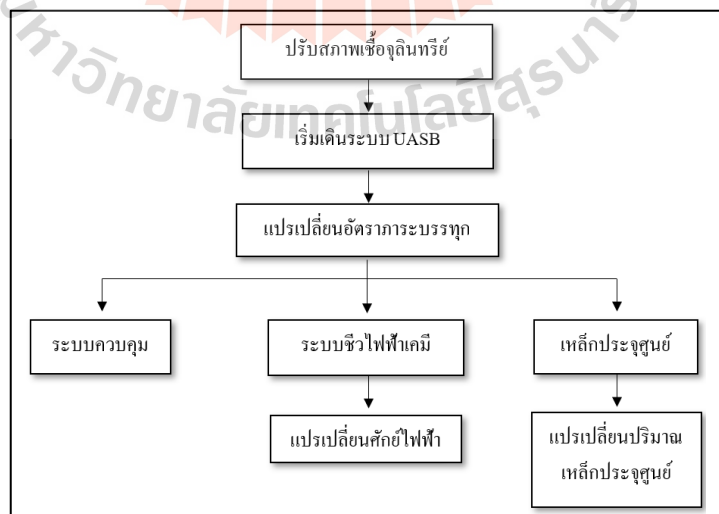
ยีสต์สามารถเจริญเติบโตได้ในอุณหภูมิตั้งแต่ 0 ถึง 47 องศาเซลเซียส อุณหภูมิที่เหมาะสมที่สุดสำหรับยีสต์คือ 20 ถึง 30 องศาเซลเซียส และยีสต์ Osmophilic เป็นสายของการเจริญเติบโตในที่อยู่อาศัยอยู่ในน้ำเสียที่มีแรงดัน Osmotic สูง เช่น ความเข้มข้นของเกลือสูง การมีความชื้น ในทางกลับกันยีสต์สามารถเติบโตได้ในช่วง pH ที่กว้าง (2.2 - 8.0) โดยทั่วไปยีสต์เจริญเติบโตได้ดีในอาหารที่มีปฏิกิริยาเป็นกรด (3.8 - 4.0) ในขณะที่ค่า pH ที่เหมาะสมสำหรับการเจริญเติบโตของแบคทีเรียในช่วง 5.5 - 7.5 เห็นได้ว่า ค่า pH สำหรับอาหารและการเจริญเติบโตต่างกัน จึงเป็นความยุ่งยากในการนำยีสต์มาใช้ในระบบบำบัดน้ำเสีย

บทที่ 3

วิธีดำเนินการวิจัย

3.1 ขั้นตอนการดำเนินงานวิจัย

งานวิจัยนี้เป็นการศึกษาเชิงทดลองระดับห้องปฏิบัติการ สถานที่ปฏิบัติงานตั้งอยู่ที่ศูนย์เครื่องมือ 4 ณ มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี มีวัตถุประสงค์เพื่อประเมินทางเลือกที่เหมาะสมในการผลิตก๊าซชีวภาพจากน้ำเสียของกระบวนการผลิตแป้งมันสำปะหลังตัดแปรด้วยระบบไร้อากาศแบบชั้นสลัดจ์ไหลขึ้น (Upflow anaerobic sludge blanket, UASB) และเพื่อศึกษาค่าการเดินระบบที่มีผลกระทบต่อปริมาณและประสิทธิภาพของก๊าซชีวภาพในระบบ UASB โดยมีรายละเอียดและขั้นตอนในการศึกษาแสดงดังรูปที่ 3.1 ประกอบด้วย 1) น้ำเสียจากกระบวนการผลิตแป้งมันสำปะหลังตัดแปร 2) เชื้อจุลินทรีย์เริ่มต้น 3) การปรับสภาพเชื้อ 4) ชุดทดลองระบบ UASB 5) การศึกษาค่าการเดินระบบความเร็วน้ำไหลขึ้น (Upflow velocity) ที่มีผลกระทบต่อก๊าซชีวภาพในระบบ UASB 6) การศึกษาผลกระทบของค่าศักย์ไฟฟ้าต่อระบบ BES-UASB 7) การศึกษาปริมาณเหล็กประจุศูนย์ที่มีผลกระทบต่อระบบ ZVI-UASB 8) ประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ 9) ประสิทธิภาพในการผลิตก๊าซชีวภาพ 10) ลักษณะของตะกอนที่ส่งผลกระทบต่อประสิทธิภาพของระบบ UASB และ 11) พารามิเตอร์และวิธีการวิเคราะห์



รูปที่ 3.1 วิธีการศึกษา

3.2 น้ำเสีย

3.2.1 วิธีการเตรียมน้ำเสียสังเคราะห์

เนื่องจากลักษณะน้ำเสียจากกระบวนการผลิตแป้งมันสำปะหลังคัดแปรมีความแปรปรวนของลักษณะน้ำเสียทางเคมีสูง ทางผู้วิจัยจึงเลือกใช้วิธีการสังเคราะห์น้ำเสียเพื่อเป็นตัวแทนของน้ำเสียจริง โดยลักษณะน้ำเสียสังเคราะห์ที่ใช้ในการศึกษานั้นมี 2 ประเภท ดังนี้ โดยวิธีการสังเคราะห์น้ำเสียแสดงดังตารางที่ 3.2 ซึ่งดัดแปลงจากงานวิจัยของ Supawat (2015) ร่วมกับ (Yi and Wang., 2017) เพื่อให้ได้ลักษณะน้ำเสียสังเคราะห์ใกล้เคียงกับน้ำเสียจริง

3.2.1.1 ลักษณะน้ำเสียที่ใช้ในการปรับสภาพเชื้อจุลินทรีย์

เนื่องจากตะกอนจุลินทรีย์บางส่วนที่นำมาใช้ในงานวิจัยนั้นเป็นตะกอนจุลินทรีย์ที่ไม่เคยสัมผัสกับน้ำเสียที่มีความเค็มสูงมาก่อนจึงต้องมีกระบวนการปรับสภาพเชื้อจุลินทรีย์ก่อนนำมาใช้ในการเดินระบบ UASB โดยความเข้มข้นของเกลือแองก์เริ่มต้นที่ 11, 22 g-NaCl/L ผลการวิเคราะห์ค่าซีโอดีทั้งหมดได้เท่ากับ $16,700 \pm 3,503$ mg/L บีโอดีทั้งหมดเท่ากับ $5,083 \pm 2617$ mg/L บีโอดีละลายน้ำเท่ากับ 668 ± 287 mg/L และค่าของแข็งละลายน้ำเท่ากับ 10,000 - 20,000 mg/L โดยความเข้มข้นข้างต้นนั้นเป็นค่าเฉลี่ยจากตารางที่ 3.1 ซึ่งเป็นค่าพารามิเตอร์ของน้ำเสียจริงจากการเก็บข้อมูลเบื้องต้นของโรงงานผลิตแป้งมันสำปะหลังคัดแปรมในจังหวัดนครราชสีมา

ตารางที่ 3.1 การเก็บข้อมูลเบื้องต้นของโรงงานผลิตแป้งมันสำปะหลังคัดแปรมในจังหวัดนครราชสีมา

ชนิดแป้ง/ พารามิเตอร์	แป้งออกซิไดซ์ (Ox)	แป้งอะซิติกเลท (Ac)	แป้งประจุลบ	แป้งออกซิไดซ์ + อะซิติกเลท
ปริมาณน้ำเสีย (m ³ /day)	956.56 - 1,009	988.1 - 1,004.69	1,015.83 - 1,821	1,639.51
TCOD (mg/L)	2,986.6 - 4,316	3,200 - 3,425	2,330 - 20,000	16,880
SCOD (mg/L)	2,438 - 3,923	2,533 - 2,857	1,450 - 17,400	15,200
TKN (mg/L)	4.03 - 7.98	4.19 - 6.2	3.81 - 283.64	7.67
NH ₄ (mg/L)	2.46	1.89	0.34 - 6.04	8.35
TS (mg/L)	2,407 - 19,610	2,551 - 14,316	5,115 - 20,005	8,567
TSS (mg/L)	421 - 1,875	327 - 4,418	257 - 2,314	1,125
TDS (mg/L)	1,986 - 17,879	1,854 - 12,860	6,994 - 19,747	7,442
TP (mg/L)	0.03 - 0.08	0.08 - 0.24	0.12 - 0.81	0.03
Cl (g/L)	7 - 10	5 - 67.39	98.61 - 153.81	197 - 315

3.2.1.2 ลักษณะน้ำเสียที่ใช้ในการเดินระบบไร้อากาศแบบชั้นสลัดจ์ไหลขึ้น

การเดินระบบไร้อากาศแบบชั้นสลัดจ์ไหลขึ้นใช้น้ำเสียสังเคราะห์ที่มีความเข้มข้นของเกลือแคงที่ 22 g-NaCl/L (Yi and Wang., 2017) ผลการวิเคราะห์ค่าซีโอดีทั้งหมดได้เท่ากับ $16,700 \pm 3,503$ mg/L ซีโอดีละลายน้ำ $10,533 \pm 3,826$ mg/L บีโอดีทั้งหมด $5,083 \pm 2,617$ mg/L บีโอดีละลายน้ำเท่ากับ 668 ± 287 mg/L และค่าของแข็งละลายน้ำเท่ากับ 20,000 mg/L

ตารางที่ 3.2 วิธีการสังเคราะห์น้ำเสีย

สารเคมี	ปรับสภาพเชื้อจุลินทรีย์		เดินระบบ UASB
Starch powder (mg/L)	11,000	11,000	11,000
NH ₄ HCO ₃ (mg/L)	1,130	1,130	1,130
NaCl (g/L)	11	22	22
Na-acetate (mg/L)	1,000	1,000	1,000
KH ₂ PO ₄ (mg/L)	1,760	1,760	1,760
MgSO ₄ (mg/L)	3,760	3,760	3,760
CaCO ₃ (mg/L)	2,000	2,000	2,000

3.2.2 ลักษณะน้ำเสียของกระบวนการผลิตแป้งมันสำปะหลังตัดแปร

ลักษณะน้ำเสียของกระบวนการผลิตแป้งมันสำปะหลังตัดแปรขึ้นอยู่กับวิธีการที่ใช้ในตัดแปรแป้งแต่ละชนิด ซึ่งในกรณีที่ใช้วิธีการทางเคมี จะต้องมีการเติมสารเคมีลงไป เพื่อทำปฏิกิริยากับแป้งดิบ โดยลักษณะน้ำเสียจากกระบวนการผลิตแป้งมันสำปะหลังตัดแปรแสดงดังตารางที่ 2.3 และตารางที่ 3.1 เห็นได้ว่าลักษณะน้ำเสียมีค่า COD และ TDS ค่อนข้างมาก อีกทั้งยังมีความแปรปรวนสูง จึงมีความจำเป็นที่จะต้องใช้น้ำเสียสังเคราะห์ในขั้นตอนการศึกษา ซึ่งลักษณะน้ำเสียสังเคราะห์แสดงดังตารางที่ 3.3

ตารางที่ 3.3 ลักษณะน้ำเสียสังเคราะห์จากกระบวนการแป้งมันสำปะหลังตัดแปร

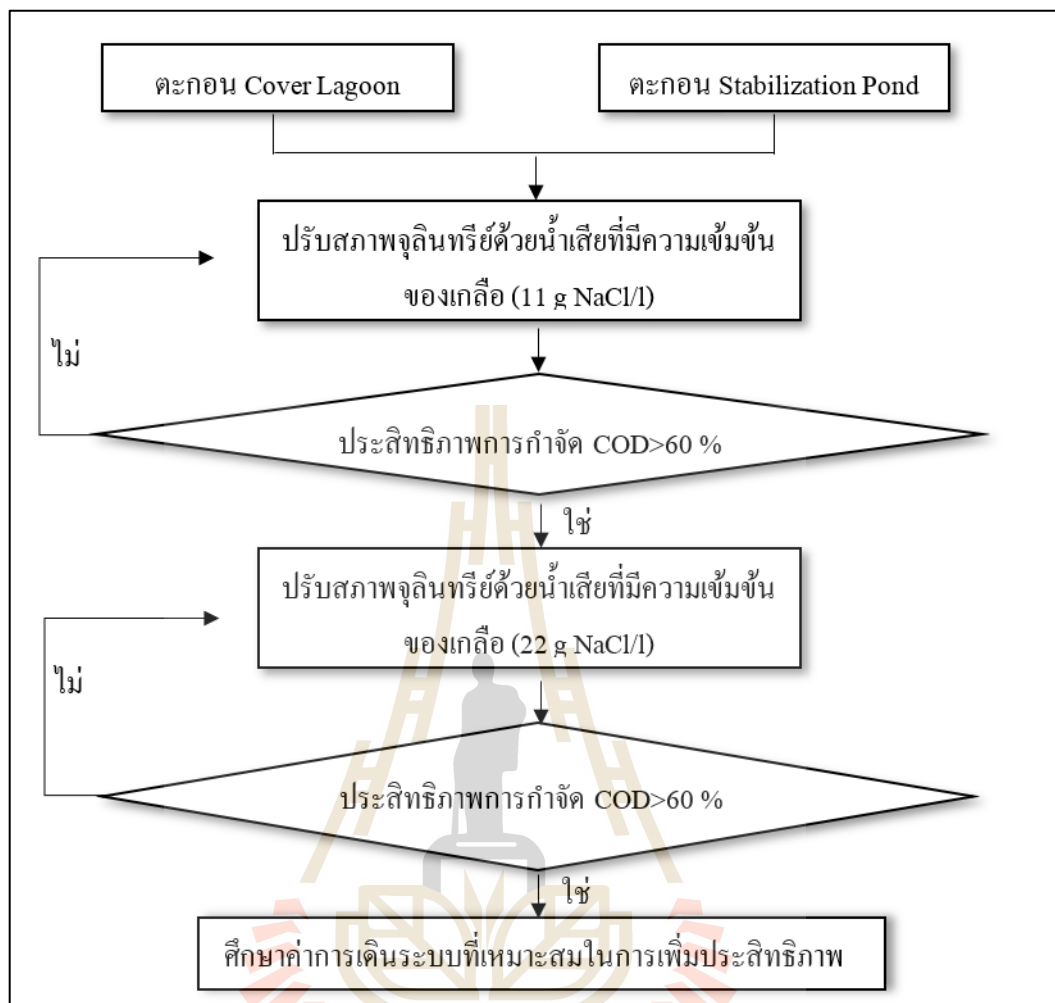
พารามิเตอร์	คุณภาพน้ำ
pH	5.7
TCOD (mg/L)	$16,700 \pm 3,503$
SCOD (mg/L)	$10,533 \pm 3,826$
TBOD (mg/L)	$5,083 \pm 2617$

ตารางที่ 3.3 ลักษณะน้ำเสียสังเคราะห์จากกระบวนการแป้งมันสำปะหลังตัดแปร (ต่อ)

พารามิเตอร์	คุณภาพน้ำ
SBOD (mg/L)	668 ± 287
TKN (mg/L)	152.76
TP (mg/L)	48.28
TDS (mg/L)	10,000 - 20,000
Cl (mg-NaCl/L)	11,000 - 22,000

3.3 การปรับสภาพเชื้อจุลินทรีย์

เชื้อจุลินทรีย์ที่นำมาใช้ในการปรับสภาพเชื้อและนำไปใช้สำหรับผลิตก๊าซชีวภาพจากน้ำเสียที่มีค่าความเค็มสูงมี 2 ชนิด ประกอบด้วย จุลินทรีย์จากตะกอนดินก้นบ่อรับน้ำเสียจากกระบวนการผลิตแป้งมันสำปะหลังตัดแปรและจุลินทรีย์จากระบบบ่อปิดแบบไร้อากาศ (Anaerobic cover lagoon) เพื่อผลิตก๊าซชีวภาพในอุตสาหกรรมผลิตแป้งมันสำปะหลัง ซึ่งรองรับน้ำเสียที่ผสมระหว่างน้ำเสียจากกระบวนการผลิตแป้งมันสำปะหลัง (Native starch) และน้ำเสียจากกระบวนการผลิตแป้งมันสำปะหลังตัดแปร (Modified starch) ซึ่งจุลินทรีย์ที่ได้ทั้ง 2 บ่อนี้จะนำมาปรับสภาพเพื่อให้จุลินทรีย์สามารถปรับตัวให้อยู่ในสภาวะที่มีความเค็มสูงได้ วิธีการศึกษาแสดงดังรูปที่ 3.2 ซึ่งในขั้นตอนแรกจะนำเชื้อจุลินทรีย์จากระบบบ่อปิดแบบไร้อากาศใส่ลงในถังที่ 1 และจุลินทรีย์จากตะกอนดินก้นบ่อใส่ลงในถังที่ 2 จากนั้นจึงทำการปรับสภาพเชื้อโดยค่อย ๆ เพิ่มปริมาณความเข้มข้นของเกลือจาก 11 g-NaCl/L ไปจนถึง 22 g-NaCl/L และทำการตรวจวัดประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีเมื่อมากกว่า 60% จึงสามารถนำมาใช้เป็นเชื้อเริ่มต้นในการเดินระบบ UASB

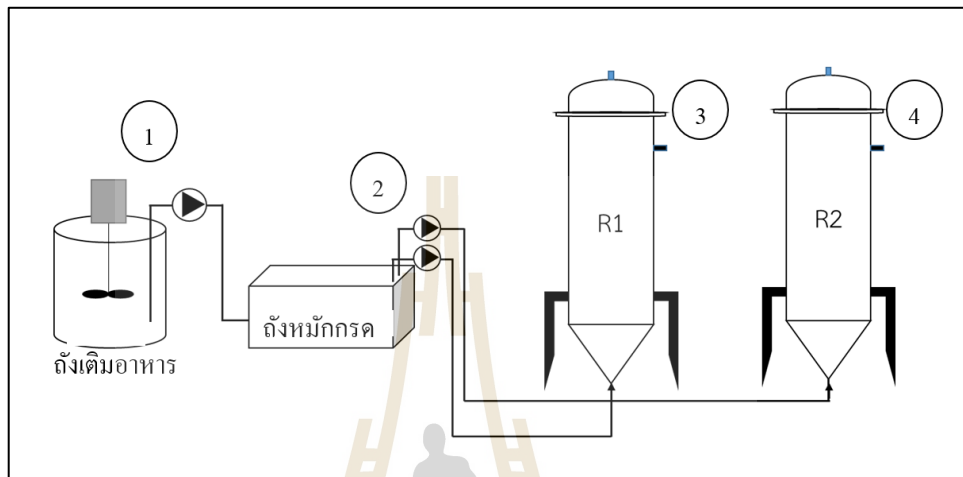


รูปที่ 3.2 ขั้นตอนการปรับสภาพเชื้อจุลินทรีย์

3.3.1 การติดตั้งชุดทดลองสำหรับการปรับสภาพเชื้อจุลินทรีย์

การติดตั้งชุดทดลองระบบผลิตก๊าซชีวภาพแสดงดังรูปที่ 3.3 โดยมีจุดเก็บน้ำตัวอย่างเพื่อใช้วิเคราะห์จะมีทั้งหมด 4 จุด ประกอบไปด้วย 1) ถังเติมอาหารขนาดถึง 30 ลิตร 2) ถังหมักกรดขนาดถึง 80 ลิตร 3) ถังปฏิกรณ์ที่ 1 (Reactor1, R1) ขนาดถึง 20 ลิตร 4) ถังปฏิกรณ์ที่ 2 (Reactor2, R2) ขนาดถึง 20 ลิตร โดยชุดทดลองนี้จะใช้น้ำเสียสังเคราะห์ดังตารางที่ 3.2 ในช่วง TDS 10,000 mg/L และ 20,000 mg/L และเชื้อจุลินทรีย์เริ่มต้นที่นำมาปรับสภาพใน R1 มาจากระบบบ่อปิดแบบไร้อากาศ (Anaerobic cover lagoon) ซึ่งเป็นระบบผลิตก๊าซชีวภาพของโรงงานผลิตแป้งมันสำปะหลังตัดแปรร และ R2 มาจากจากตะกอนดินก้นบ่อรับน้ำเสียจากระบวนการผลิตแป้งมันสำปะหลังตัดแปรร โดยสภาวะในการปรับสภาพที่ใช้ในการควบคุมการปรับสภาพเชื้อ เพื่อให้ทน

ต่อค่าความเค็มแสดงดังตารางที่ 3.3 โดยน้ำเสียที่มีความสกปรกสูงซึ่งมีค่าซีโอดีที่ละลายน้ำอยู่ในช่วง 10,000 ถึง 15,000 mg/L อาจต้องใช้เวลามากกว่า 1 วัน (Lettinga, 1980) จึงเลือกใช้ระยะเวลาพักเก็บที่ 48 ชั่วโมง



รูปที่ 3.3 แผนผังชุดทดลองระบบเลี้ยงเชื้อ

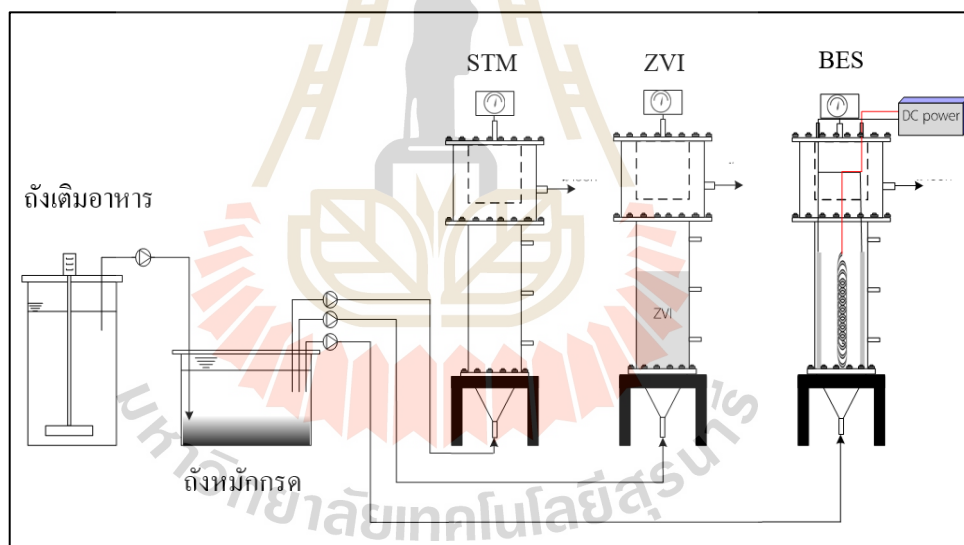
ตารางที่ 3.4 สภาวะการทำงานของการปรับสภาพเชื้อจุลินทรีย์

พารามิเตอร์	ถังหมักกรด	ถังปฏิกรณ์ที่ 1	ถังปฏิกรณ์ที่ 2
COD (mg/L)	16,700 ± 3,503		
pH	4.5	7.5	7.5
Temperature	25 - 30	25 - 30	25 - 30
OLR (kg/m ³ ·d)	9.5	7.5	7.5
F/M Ratio	0.3 - 0.5	0.3 - 0.5	0.3 - 0.5
Volume (L)	30	20	20
Flow Rate (L/d)	20	10	10
HRT (h)	36	48	48
เกลือแกง (g/L NaCl)	11, 22	11, 22	11, 22

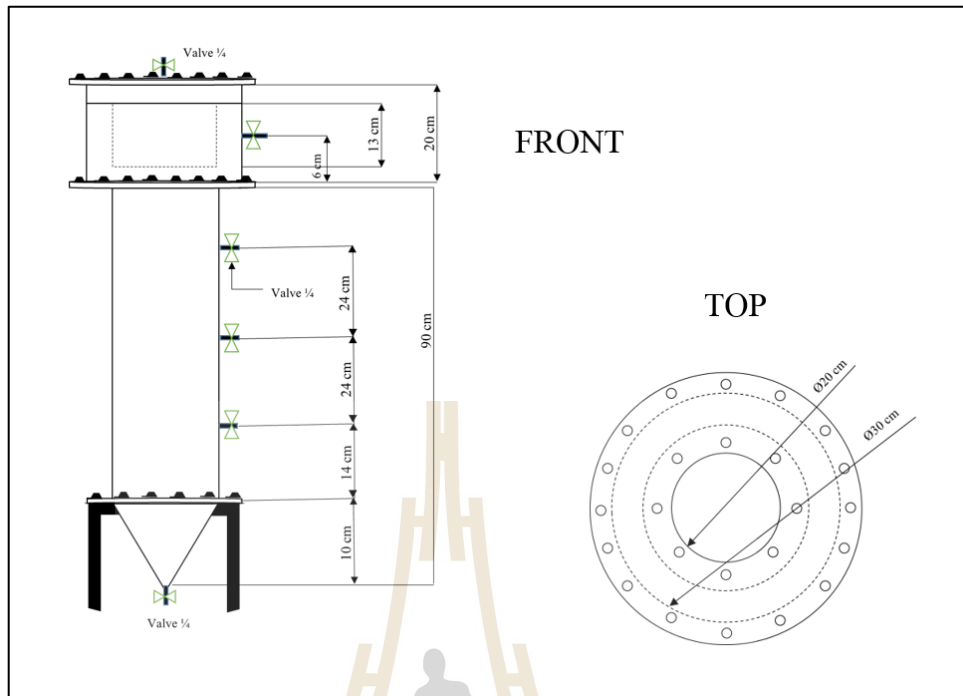
3.4 ชุดทดลองระบบระบบไร้อากาศแบบชั้นสลัดจ์ไหลขึ้น

3.4.1 การติดตั้งชุดทดลองระบบระบบไร้อากาศแบบชั้นสลัดจ์ไหลขึ้น

การติดตั้งชุดทดลองระบบ UASB ดังรูปที่ 3.4 โดยรายละเอียดของถังปฏิกรณ์ทั้ง 3 ชุด ประกอบไปด้วย 1) ระบบระบบควบคุม (Salt tolerance microorganism-UASB, STM-UASB) 2) ระบบเหล็กประจุศูนย์ (Zero valente ions-UASB, ZVI-UASB) และ 3) ระบบชีวไฟฟ้าเคมี (Bio-electrochemical system-UASB, BES-UASB) โดยถังปฏิกรณ์ระบบ UASB ขึ้นรูปจากแผ่นอะคริลิก ซึ่งเป็นวัสดุที่ทนทานแข็งแรงและทนต่อแรงกระแทกได้ดี ความหนา 1.2 มิลลิเมตร ให้มีเส้นผ่านศูนย์กลางของถังด้านในเท่ากับ 20 เซนติเมตร และเส้นผ่านศูนย์กลางของถังด้านนอก 30 เซนติเมตร โดยความจุของถังปฏิกรณ์มีปริมาตร 30 ลิตร บริเวณด้านล่างของถังขึ้นรูปเป็นทรงกรวยขนาดเส้นผ่านศูนย์กลาง 20 เซนติเมตร โดยบริเวณด้านข้างของตัวถังปฏิกรณ์จะมีวาล์วน้ำสำหรับเก็บตัวอย่างในแต่ละจุดแสดงดังรูปที่ 3.5



รูปที่ 3.4 ชุดทดลองระบบ UASB

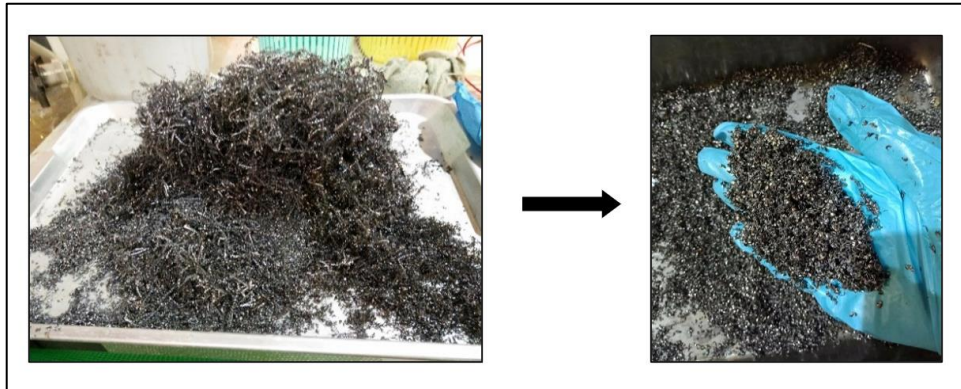


รูปที่ 3.5 ขนาดของถังชุดทดลองระบบเพิ่มประสิทธิภาพ

1) ชุดทดลองระบบเหล็กประจุศูนย์

ชุดทดลอง ZVI-UASB เป็นการใช้ปฏิกิริยาออกซิเดชัน -รีดักชันของเหล็กประจุศูนย์ในสภาวะไร้อากาศ เพื่อใช้ในการเร่งปฏิกิริยาการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสีย โดยชนิดของเศษเหล็กที่นำมาใช้ในงานวิจัยคือเศษเหล็กจากกระบวนการผลิตโซล ในอุตสาหกรรมผลิตชิ้นส่วนรถยนต์จังหวัดนครราชสีมา ซึ่งเศษเหล็กที่นำมาศึกษาได้นำมาคัดขนาดด้วยตะแกรง 5 มิลลิเมตร แสดงดังรูปที่ 3.6 โดยมีวิธีการเตรียมเศษเหล็กดังนี้

- 1) นำเศษเหล็กทั้งหมดมาล้าง ด้วย NaOH 1% แช่ทิ้งไว้ 24 ชั่วโมง
- 2) ล้างด้วยกรด HCl ความเข้มข้น 0.1 N
- 3) ล้างด้วยน้ำกลั่นและตากให้แห้ง (Liu et al., 2010)
- 4) นำเศษเหล็กมาคัดขนาดโดยใช้ตะแกรงคัดขนาด มีความกว้าง 5 มิลลิเมตร



รูปที่ 3.6 ลักษณะเหล็กประจุศูนย์ที่ใช้ในการเดินระบบ

2) ชุดทดลองระบบชีวไฟฟ้าเคมี

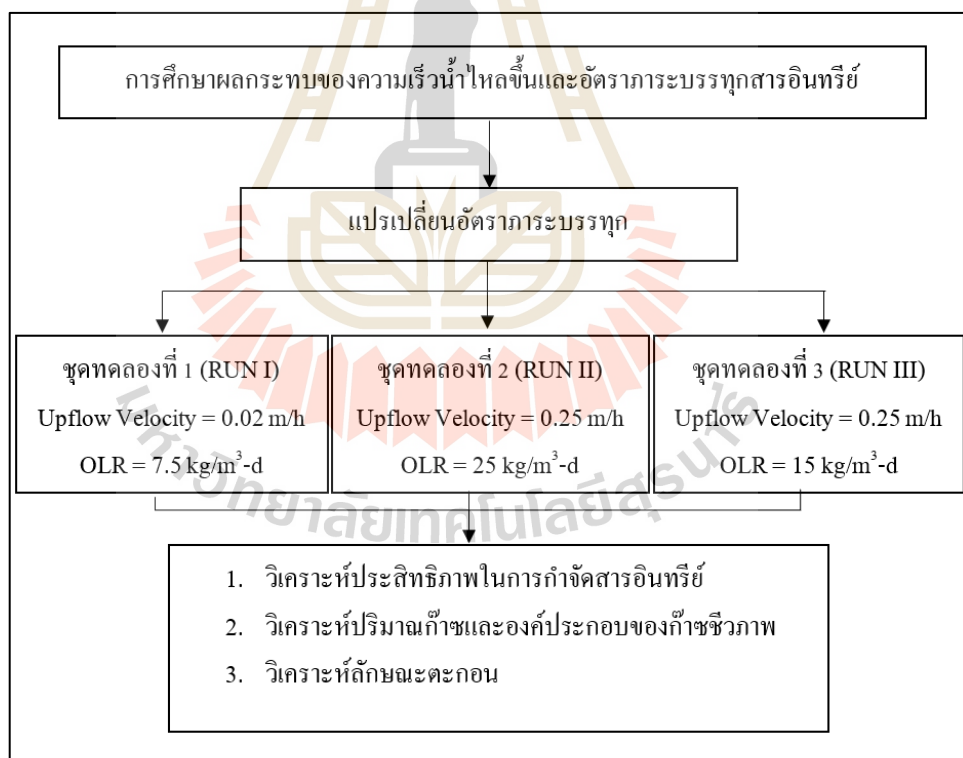
ชุดทดลอง BES-UASB เป็นการใช้แรงดันไฟฟ้าเพื่อกระตุ้นการทำงานของจุลินทรีย์ในสภาวะไร้อากาศเพื่อให้จุลินทรีย์สามารถทนต่อสภาวะน้ำเสียที่มีความเค็มสูงได้ โดยขั้วไฟฟ้าที่นำมาใช้ในการศึกษา ขั้วบวก (Anode) คือ แผ่นเหล็กกว้าง 10 เซนติเมตร สูง 60 เซนติเมตร และหนา 3 มิลลิเมตร ขั้วลบ (Cathode) คือ เหล็กสปริง รัศมี 10 เซนติเมตร ยาว 60 เซนติเมตร แสดงดังรูปที่ 3.7 โดยขั้นตอนการเตรียมขั้วไฟฟ้าใช้วิธีการเดียวกับเตรียมเศษเหล็กข้างต้น



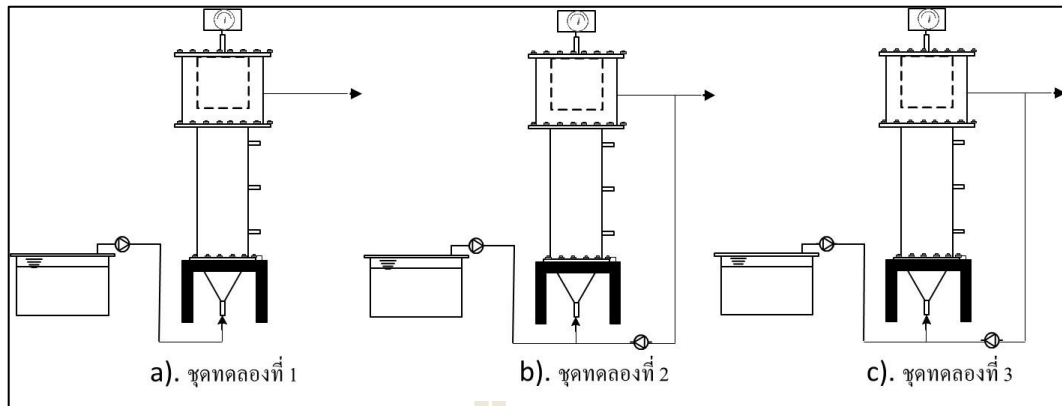
รูปที่ 3.7 ลักษณะของขั้วไฟฟ้า

3.5 การศึกษาผลกระทบของความเร็วน้ำไหลขึ้นและอัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์

ความเร็วน้ำไหลขึ้น (Upflow velocity) และอัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์ (Organic loading rate, OLR) เป็นปัจจัยที่สำคัญที่มีผลต่อประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ในระบบ UASB ซึ่งหาก Upflow velocity สูงเกินไปจะส่งผลให้ตะกอนจุลินทรีย์ไม่ตกตะกอนและหลุดออกจากระบบ อีกทั้งยังส่งผลให้ระบบไม่เสถียรโดยทั่วไปความเร็วน้ำไหลขึ้นที่เหมาะสมควรจะน้อยกว่า 1.0 m/h ในช่วงเริ่มต้นเดินระบบควรใช้ Upflow velocity ไม่เกิน 0.5 m/h แล้วค่อยปรับสูงขึ้นตามลักษณะของเมื่อดตะกอน (กรมพัฒนาพลังงานทดแทนและอนุรักษ์พลังงาน กระทรวงพลังงาน, 2549) และหาก OLR มีค่าที่ไม่เหมาะสมนั้นก็อาจส่งผลให้ประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ลดลง โดยกรมควบคุมมลพิษ (2545) ได้กำหนดค่าการออกแบบอัตราภาระบรรทุกสูงสุด (Maximum loading rate) ของระบบ UASB ที่ใช้ในการบำบัดน้ำเสียโรงงานแป้งมันสำปะหลังไว้ที่ $30 \text{ kg/m}^3\text{-day}$ ซึ่งส่งผลให้มีประสิทธิภาพในการกำจัดชีโอดีมากกว่า 75%



รูปที่ 3.8 ขั้นตอนการศึกษา Upflow velocity และอัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์



รูปที่ 3.9 ชุดทดลองการศึกษา Upflow velocity และอัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์

โดยในการศึกษาเป็นดังนี้ 1) ศึกษาผลของการแปรเปลี่ยน Upflow velocity ที่ 0.02 และ 0.25 เมตรต่อชั่วโมง และ 2) ศึกษาผลของการแปรเปลี่ยน OLR ที่ 7.5, 25 และ 15 $\text{kg/m}^3\text{-day}$ โดยวิธีการศึกษาแสดงดังรูปที่ 3.8 - 3.9 และตารางที่ 3.5 โดยทำการวิเคราะห์พารามิเตอร์ซึ่งบ่งชี้ค่าซีโอดี (Total chemical oxygen demand, TCOD), ค่าซีโอดีละลาย (Soluble chemical oxygen demand, SCOD), (Total biochemical oxygen demand, TBOD), (Soluble biochemical oxygen demand, TCOD), สภาพความเป็นด่าง (Alkalinity), ปริมาณกรดไขมันระเหยง่าย (Volatile fatty acids, VFA), ค่าของแข็งละลายน้ำทั้งหมด (Total dissolved solids, TDS), Total phosphorus (TP), Total kjeldahl nitrogen (TKN), ปริมาณก๊าซชีวภาพและองค์ประกอบของแก๊ส

ตารางที่ 3.5 พารามิเตอร์ที่ใช้ในการเดินระบบการศึกษาผลกระทบของ Upflow velocity และอัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์

พารามิเตอร์	ชุดทดลองที่ 1	ชุดทดลองที่ 2	ชุดทดลองที่ 3
pH	7	7	7
HRT (h)	48	48	144
TCOD (mg/L)	16,700 \pm 3,503		
TDS (mg/L)	20,000		
Flow Rate (L/d)	15	15	5
OLR ($\text{kg/m}^3\text{-day}$)	7.5	25	15
Upflow velocity (m/h)	0.02	0.25	0.25

3.6 การศึกษาผลกระทบของค่าศักย์ไฟฟ้าต่อระบบ BES - UASB

การใช้ระบบชีวไฟฟ้าเคมีเป็นเครื่องมือที่เปลี่ยนพลังงานทางเคมีที่มีอยู่ในสารตั้งต้นทางชีวภาพไปเป็นพลังงาน โดยผ่านปฏิกิริยาแคทอลิก (Catalytic) ของจุลินทรีย์ภายใต้สภาวะไร้อากาศ (Du et al., 2007) โดยการใช้ระบบชีวไฟฟ้าเคมีต้องประกอบด้วยขั้วแอโนดและขั้วแคโทด และจุลินทรีย์สำหรับการผลิตก๊าซมีเทน ซึ่งการแปรเปลี่ยนค่าความต่างศักย์ไฟฟ้าที่เหมาะสมสามารถเพิ่มประสิทธิภาพการผลิตก๊าซชีวภาพได้มากขึ้นด้วย ดังนั้นจึงออกแบบการทดลองเพื่อหาค่าความต่างศักย์ไฟฟ้าที่เหมาะสม โดยจะแปรเปลี่ยนค่าความต่างศักย์ไฟฟ้านี้ 0.4, 0.6 และ 0.8 V โดยพารามิเตอร์ที่ใช้ในการเดินระบบ แสดงดังตารางที่ 3.5

ตารางที่ 3.6 พารามิเตอร์ที่ใช้ในการเดินระบบชีวไฟฟ้าเคมี

พารามิเตอร์	ชุดทดลองที่ 1	ชุดทดลองที่ 2	ชุดทดลองที่ 3
Flow Rate (L/d)	ช่วงที่ดีที่สุดจากการศึกษาที่ 1		
pH	7 - 7.5		
HRT (h)	ช่วงที่ดีที่สุดจากการศึกษาที่ 1		
TCOD (mg/L)	16,700 ± 3,503		
TDS (mg/L)	20,000		
OLR (kg/m ³ -day)	ช่วงที่ดีที่สุดจากการศึกษาที่ 1		
Upflow velocity (m/h)	ช่วงที่ดีที่สุดจากการศึกษาที่ 1		
Voltage (V)	0.4	0.6	0.8

3.7 การศึกษาผลกระทบของเหล็กประจุศูนย์ที่มีผลกระทบต่อระบบ ZVI-UASB

เหล็กประจุศูนย์ (ZVI) เป็นโลหะวัตถุที่เหมาะสมสำหรับการบำบัดการปนเปื้อนของน้ำเสีย เนื่องจากเหล็กเป็นตัวรีดิวซ์ (Reduce) ที่แข็งแรงและมีศักย์รีดักชัน (Reduction potential) สูง รวมถึงการนำมาใช้ในการเพิ่มประสิทธิภาพการผลิตก๊าซชีวภาพนั้นมียังแพร่หลาย โดยการแปรเปลี่ยนปริมาณเหล็กประจุศูนย์ให้เหมาะสม มีผลต่อการเพิ่มประสิทธิภาพระบบผลิตก๊าซชีวภาพได้มากขึ้น ดังนั้นจึงออกแบบการทดลองเพื่อหาปริมาณเหล็กประจุศูนย์ที่เหมาะสม โดยการแปรเปลี่ยนปริมาณเหล็กประจุศูนย์ที่ 15, 25 และ 35 g/L_{Reactor} โดยพารามิเตอร์ที่ใช้ในการเดินระบบ แสดงดังตารางที่ 3.6

ตารางที่ 3.7 พารามิเตอร์ที่ใช้ในการเดินระบบการใช้เหล็กประจุศูนย์

พารามิเตอร์	ชุดทดลองที่ 1	ชุดทดลองที่ 2	ชุดทดลองที่ 3
Flow fate (L/d)	ช่วงที่ดีที่สุดจากการศึกษาที่ 1		
pH	7 - 7.5		
HRT (h)	ช่วงที่ดีที่สุดจากการศึกษาที่ 1		
TCOD (mg/L)	16,700 ± 3,503		
TDS (mg/L)	20,000		
OLR (kg/m ³ -day)	ช่วงที่ดีที่สุดจากการศึกษาที่ 1		
Upflow velocity (m/h)	ช่วงที่ดีที่สุดจากการศึกษาที่ 1		
ปริมาณเหล็กประจุศูนย์ (g/L)	15	25	35

3.8 การศึกษาประสิทธิภาพในการผลิตก๊าซชีวภาพและค่าใช้จ่ายของระบบเบื้องต้น

3.8.1 การศึกษาประสิทธิภาพในการผลิตก๊าซชีวภาพ

ประสิทธิภาพในการผลิตก๊าซชีวภาพของน้ำเสียจากกระบวนการผลิตแป้งมันสำปะหลังคัดแปรรูปสามารถศึกษาได้จากประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ของระบบ อัตราการเกิดก๊าซชีวภาพของระบบต่อวัน และองค์ประกอบของก๊าซชีวภาพ โดยพิจารณาระหว่างน้ำเสียก่อนเข้าระบบ น้ำเสียจากบ่อหมักกรด และน้ำออกจากระบบ โดยทำการวิเคราะห์พารามิเตอร์ซึ่งบ่งชี้ ค่าซีโอดี, ค่าซีโอดีละลาย, สภาพความเป็นด่าง, พีเอช, ปริมาณกรดไขมันระเหยง่าย, ปริมาณก๊าซชีวภาพและองค์ประกอบของก๊าซ โดยการศึกษาองค์ประกอบหลักของก๊าซชีวภาพ ได้แก่ ก๊าซมีเทน (CH₄), ก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ (CO₂), ก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ (H₂S), ไนโตรเจน (N₂) และก๊าซไฮโดรเจน (H₂)

3.8.2 การศึกษาค่าใช้จ่ายของระบบเบื้องต้น

การประเมินค่าใช้จ่ายของระบบเพิ่มประสิทธิภาพการผลิตก๊าซชีวภาพเบื้องต้นทำได้โดยประเมิน ค่าไฟฟ้าที่ใช้ในการบำบัด และค่าเศษเหล็กจากโรงงานอุตสาหกรรม ซึ่งใช้สถานะที่เหมาะสมตามค่านวนค่าใช้จ่าย โดยมีรายละเอียดการประเมินค่าใช้จ่ายดังนี้

1) ค่าไฟฟ้าที่ใช้ในการบำบัดด้วยระบบชีวไฟฟ้าเคมี

ค่าไฟฟ้าที่ใช้ในการบำบัดด้วยระบบชีวไฟฟ้าเคมี คำนวนได้จากสมการที่ 3.1 (การไฟฟ้าส่วนภูมิภาค, 2562) ดังนี้

$$\text{ค่าไฟฟ้า} = (\text{พลังงานที่ใช้} \times \text{ค่าหน่วย/หน่วย}) + (\text{พลังงานที่ใช้} \times \text{FT}) + (\text{VAT } 7\%) \quad (3.1)$$

โดยพลังงานไฟฟ้าที่ใช้หาได้จากสมการที่ 3.2

$$W = VIT/1000 \quad (3.2)$$

โดยที่	W	คือ พลังงานไฟฟ้าที่ใช้ (กิโลวัตต์/ชั่วโมง)
	V	คือ ค่าความต่างศักย์ (โวลต์)
	I	คือ ค่ากระแสไฟฟ้า (แอมแปร์)
	T	คือ ระยะเวลาที่ใช้ไฟฟ้า (ชั่วโมง)

2) ค่าเศษเหล็กจากโรงงานอุตสาหกรรม

- (1) ชั่งหาปริมาณน้ำหนักเศษเหล็กก่อนการบำบัดและหลังการบำบัด เพื่อหาปริมาณของเศษเหล็กที่แตกตัว
- (2) นำเศษเหล็กที่ผ่านการเตรียมแล้ว (เศษเหล็กก่อนการบำบัด) และเศษเหล็กที่ผ่านการบำบัด ไปอบที่อุณหภูมิ 105 องศาเซลเซียส ประมาณ 1 ชั่วโมง และทำให้เย็นใน Desicator 1 ชั่วโมง
- (3) นำเศษเหล็กไปชั่งน้ำหนัก แล้วนำน้ำหนักเศษเหล็กก่อนบำบัดลบ น้ำหนักเศษเหล็กหลังการบำบัดจะได้น้ำหนักเศษเหล็กที่เสียไป

3.9 การศึกษาลักษณะตะกอนที่ส่งผลกระทบต่อประสิทธิภาพของระบบ UASB

ศึกษาลักษณะของตะกอนของระบบ UASB ทั้ง 3 ชุดการทดลอง เพื่อใช้ในการประเมินผลกระทบของลักษณะตะกอนต่อประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์และการผลิตก๊าซชีวภาพ โดยการศึกษาลักษณะตะกอนในระบบ UASB เริ่มจากการเก็บตะกอนจุลชีพแยกเป็น 2 ส่วน สำหรับวิเคราะห์ค่าของแข็งแขวนลอย (MLSS), ของแข็งระเหยง่าย (MLVSS) และสารพอลิเมอร์ภายนอกเซลล์ (Extra-cellular polymeric substance, EPS)

3.9.1 สารพอลิเมอร์ภายนอกเซลล์ (Extra-cellular polymeric substance, EPS)

การวิเคราะห์ EPS ในตะกอนจากระบบ UASB ใช้วิธี Thermal extraction และแยกออกเป็น EPS ในรูปละลายน้ำและในรูปยึดกับอนุภาค โดยการนำตะกอนไปปั่นเหวี่ยง 4,000 รอบต่อนาที เป็นเวลา 20 นาที ที่อุณหภูมิ 4 องศาเซลเซียส จากนั้นแยก EPS ในรูปละลายน้ำและยึดกับอนุภาคออกจากกัน นำ EPS ในรูปยึดกับอนุภาคไป Re-suspended ในน้ำเกลือ (0.9% NaCl) แล้ว

นำไปทำ Pre-Heat ที่อุณหภูมิ 150 องศาเซลเซียส 30 นาที แล้วนำไปปั่นเหวี่ยง 4,000 รอบต่อนาที เป็นเวลา 20 นาที แยกส่วนน้ำใสออกมาเป็น EPS ในรูปยึดกับอนุภาค (Felz et al, 2016) แล้วนำไปวิเคราะห์โปรตีนวิธี Lowry (Lowry et al., 1951) ใช้ Bovine serum albumin (BSA) เป็นสารโปรตีนมาตรฐานและวิเคราะห์คาร์โบไฮเดรตด้วยวิธี Phenolic-sulfuric acid (Dubois et al., 1996) โดยใช้กลูโคสเป็นสารคาร์โบไฮเดรตมาตรฐาน

3.10 พารามิเตอร์ที่ทำการตรวจวัด

งานวิจัยนี้ทำการวิเคราะห์คุณสมบัติทางกายภาพ ทางเคมี และทางชีวภาพของน้ำทิ้งจากระบบผลิตก๊าซชีวภาพจากน้ำเสียแข็งมันสำปะหลังตัดแปรได้แก่ พีเอช ของแข็งละลายน้ำ บีโอดี ซีโอดีและค่าความเป็นด่าง เป็นต้น โดยทำการวิเคราะห์ตาม Standard methods for examination of water and wastewater (APHA et al., 2005) ซึ่งพารามิเตอร์และวิธีการวิเคราะห์คุณสมบัติของน้ำแสดงดังตารางที่ 3.8

ตารางที่ 3.8 พารามิเตอร์และวิธีการที่ใช้ในการวิเคราะห์

พารามิเตอร์	วิธีวิเคราะห์
pH	pH meter
ของแข็งละลายน้ำ (TDS)	TDS meter
BOD	Oxitop Method
COD	Closed reflux (Titration)
Total Alkalinity	Indicator Method
TKN	Kjeldahl Method
Phosphate	Vanadomolybdophosphoric acid Method
Chloride (Cl ⁻)	Argentometric Method
TS	Dried at 103 – 105 °C
VS	Ignited at 550 °C
SS	Dried at 103 – 105 °C
Extra-cellular polymeric substance (EPS)	Thermal and centrifugation method
องค์ประกอบของแก๊ส	Gas Chromatography, GC

บทที่ 4

ผลการดำเนินการวิจัยและการอภิปรายผล

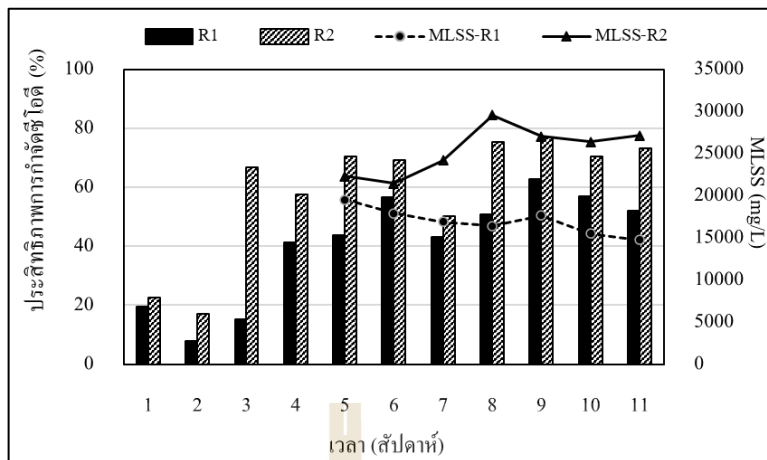
การศึกษาการเพิ่มประสิทธิภาพการผลิตก๊าซชีวภาพจากน้ำเสียกระบวนการผลิตแป้งมันสำปะหลังคัดแปรได้ทำการศึกษาด้วยระบบไร้อากาศแบบชั้นสลัดจ์ไหลขึ้น (Upflow anaerobic sludge blanket, UASB) โดยเชื้อจุลินทรีย์ที่นำมาใช้ในการเดินระบบจะมีการปรับสภาพจุลินทรีย์ให้สามารถอยู่ในสภาวะที่มีความเค็มสูงได้ จากนั้นจะนำเข้าสู่ระบบเพิ่มประสิทธิภาพการผลิตก๊าซชีวภาพ โดยในงานวิจัยจะทำการศึกษากการใช้เหล็กประจุศูนย์และระบบชีวไฟฟ้าเคมี มีรายละเอียดของผลการศึกษาดังนี้

4.1 การปรับสภาพเชื้อจุลินทรีย์

การปรับสภาพของจุลินทรีย์มีวัตถุประสงค์เพื่อศึกษาความสามารถในการปรับตัวของตะกอนจุลินทรีย์เพื่อเพิ่มประสิทธิภาพให้กับระบบผลิตก๊าซชีวภาพจากน้ำเสียที่มีความเค็มสูงในกระบวนการผลิตแป้งมันสำปะหลังคัดแปร โดยการใช้ น้ำเสียสังเคราะห์ที่มีความเข้มข้นของเกลือแกลก 11 g-NaCl/L และ 22 g-NaCl/L ซึ่งน้ำเสียสังเคราะห์มี COD เริ่มต้นประมาณ $16,700 \pm 3,503$ mg/L ดังตารางที่ 3.3 โดยใช้เชื้อจุลินทรีย์เริ่มต้น 2 ชนิดเปรียบเทียบกัน ประกอบด้วย ตะกอนจุลินทรีย์จากระบบบ่อบปิดแบบไร้อากาศของโรงงานแป้งมันสำปะหลัง (R1) และตะกอนจุลินทรีย์จากบ่อบำบัดน้ำเสียจากกระบวนการผลิตแป้งมันสำปะหลังคัดแปร (R2)

4.1.1 ประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์และปริมาณจุลินทรีย์ในระบบ

ในขั้นตอนการปรับสภาพเชื้อจุลินทรีย์ได้มีการศึกษาประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีและปริมาณจุลินทรีย์ในระบบ โดยในการศึกษาจะดำเนินการปรับสภาพจนกระทั่งจุลินทรีย์ในระบบสามารถกำจัดซีโอดีได้มากกว่าร้อยละ 60 โดยจะทำการศึกษากการปรับสภาพเชื้อจุลินทรีย์เป็นระยะเวลา 76 วัน สัดส่วนอาหารต่อจุลินทรีย์ (F/M ratio) อยู่ในช่วง 0.3 - 0.5 kg BOD/kg MLSS-day และค่า TDS ที่ความเข้มข้น 20,000 mg/L ดังผลการศึกษาแนวโน้มความสามารถในการปรับสภาพของเชื้อจุลินทรีย์แสดงในรูปที่ 4.1



รูปที่ 4.1 ประสิทธิภาพการกำจัดชีโอดีและปริมาณ MLSS ของขั้นตอนการปรับสภาพเชื้อจุลินทรีย์

การศึกษาประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ในช่วงการปรับสภาพเชื้อจุลินทรีย์ใน 3 สัปดาห์แรก พบว่า ประสิทธิภาพการกำจัดชีโอดีของจุลินทรีย์ R2 สามารถกำจัดชีโอดีได้ดีกว่าจุลินทรีย์ R1 เนื่องจากจุลินทรีย์ R2 เป็นเชื้อที่เคยสัมผัสกับน้ำเสียที่มีความเค็มสูงมาก่อน ส่งผลให้จุลินทรีย์สามารถปรับสภาพได้อย่างรวดเร็ว อีกทั้งในสัปดาห์ที่ 5 - 8 พบว่า ปริมาณ MLSS ของจุลินทรีย์ R2 ยังมีแนวโน้มเพิ่มขึ้น โดยในสัปดาห์ที่ 8 มีปริมาณ 29,575 mg/L ซึ่งมากกว่า R1 ถึง 44.58% ดังนั้นเมื่อพิจารณาแนวโน้มของประสิทธิภาพการกำจัดชีโอดีและปริมาณ MLSS ในระบบพบว่า จุลินทรีย์ใน R2 สามารถปรับสภาพดำรงชีพอยู่ในสภาวะที่มีความเค็มได้ดีกว่า R1 เนื่องจากตะกอนจุลินทรีย์เคยสัมผัสกับน้ำเสียจากกระบวนการผลิตแป้งคัดแปรมาก่อน ทำให้จุลินทรีย์ R2 สามารถย่อยสลายสารอินทรีย์ในสภาวะที่น้ำเสียมีความเค็มสูงได้ อีกทั้งยังสามารถเจริญเติบโตได้ดีอีกด้วย โดยค่าความเข้มข้นของค่าชีโอดีเฉลี่ยในน้ำเข้าและน้ำออกจากหน่วยบำบัดในระบบปรับสภาพเชื้อสรุปดังตารางที่ 4.1 ซึ่งจากการศึกษาการปรับสภาพเชื้อจุลินทรีย์ทนเค็มสอดคล้องกับการศึกษาของ Chen et al. (2003) โดยได้ทำการศึกษาผลกระทบของความเค็มที่มีต่อจุลินทรีย์ที่ผลิตมีเทน โดยทำการทดลองการเพิ่มความเข้มข้นของความเค็มจาก 13 g/L ไปจนถึง 23 g/L ซึ่งเป็นความเข้มข้นในระดับการยับยั้งจุลินทรีย์ในการผลิตมีเทนที่ระดับ 100% สำหรับตะกอนจุลินทรีย์แบบไม่ใช้ออกซิเจน หลังจากการเดินระบบได้ระยะเวลา 9 เดือน พบว่า มีการเพิ่มขึ้นของตะกอนจุลินทรีย์ โดยศึกษาถึงประสิทธิภาพของระบบใน Anaerobic Digestion (AD) พบว่า สามารถทำงานได้ดีที่ระดับความเข้มข้นของความเค็ม 11.8 g/L โดยการค้นพบเหล่านี้ชี้ให้เห็นว่าในช่วงระยะเวลาการศึกษาจุลินทรีย์สามารถปรับตัวให้เข้ากับสภาพแวดล้อมได้โดยสามารถทนทานต่อความเค็มได้

ตารางที่ 4.1 ความเข้มข้นของค่าซีโอดีเฉลี่ยจากหน่วยบำบัดในระบบปรับสภาพเชื้อ

พารามิเตอร์	น้ำเสียเข้าระบบ		ถังหมักกรด		R1		R2	
	TCOD	SCOD	TCOD	SCOD	TCOD	SCOD	TCOD	SCOD
Effluents (mg/L)	10,947	3,919	6,619	3,868	6,607	3,775	4,097	2,523
Efficiency (%)	-	-	39.53	1.28	39.64	3.68	62.57	35.61

4.2 ผลกระทบของความเร็วน้ำไหลขึ้นและอัตราการบรรทุกสารอินทรีย์ต่อการกำจัดสารอินทรีย์

การศึกษาการแปรเปลี่ยนความเร็วน้ำไหลขึ้น (Upflow velocity) และอัตราการบรรทุกสารอินทรีย์ (Organic loading rate, OLR) มีทั้งหมด 3 ชุดการทดลอง โดยในการศึกษานี้จะใช้เชื้อจุลินทรีย์ที่ผ่านการปรับสภาพเพื่อให้ทนต่อสภาวะที่มีความเค็มสูงเป็นระบบควบคุม เรียกว่าระบบจุลินทรีย์ทนเค็ม (Salt tolerance microorganism - UASB, STM-UASB) และได้ทำการศึกษาเทคนิคทางเลือกในการเพิ่มประสิทธิภาพระบบผลิตก๊าซชีวภาพ ได้แก่ ระบบชีวไฟฟ้าเคมี (Bio-electrochemical system-UASB, BES-UASB) และระบบเหล็กประจุศูนย์ (Zero valente irons-UASB, ZVI-UASB) ร่วมด้วย ซึ่งในชุดทดลองที่ 1 กำหนด Upflow velocity ที่ 0.02 m/h ซึ่งมีอัตราการไหลที่ 15 L/d และ OLR ที่ 7.5 kg/m³-day ชุดทดลองที่ 2 กำหนด Upflow velocity ที่ 0.25 m/h ซึ่งมีอัตราการไหลที่ 15 L/d และ OLR ที่ 25 kg/m³-day และชุดทดลองที่ 3 กำหนด Upflow velocity ที่ 0.25 m/h ซึ่งมีอัตราการไหลที่ 5 L/d และ OLR ที่ 15 kg/m³-day โดยจะทำการศึกษาประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดี อัตราการเกิดก๊าซชีวภาพ ลักษณะของตะกอน และการสะสมกรดอินทรีย์ระเหยง่ายและสารอะซิเตทในระบบ

4.2.1 ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดี

ระบบผลิตก๊าซชีวภาพที่ใช้ในการบำบัดน้ำเสียซึ่งส่วนใหญ่เป็นสารอินทรีย์ โดยพารามิเตอร์ที่ใช้ในการพิจารณาปริมาณสารอินทรีย์ มักจะพิจารณาประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีในระบบ ซึ่งมีทั้งในรูปของซีโอดีละลายน้ำและไม่ละลายน้ำ โดยผลการศึกษาประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีของทั้ง 3 การศึกษา มีดังนี้

4.2.1.1 ระบบ STM - UASB

1) ชุดทดลองที่ 1 (RUN D) เห็นได้ว่า ประสิทธิภาพในการกำจัด COD ในระยะ 48 วันแรกนั้น มีค่าความแปรปรวนของประสิทธิภาพค่อนข้างสูง เนื่องจากเป็นระยะแรกเริ่มของการเดินระบบ แต่หลังจากเดินระบบไปแล้ว 60 วัน พบว่า ประสิทธิภาพการกำจัด COD

ของจุลินทรีย์ทนเค็มเริ่มเข้าสู่สภาวะคงตัวแสดงดังรูปที่ 4.2 โดยในวันที่ 60 มีประสิทธิภาพในการกำจัด COD ถึง 71.74% ได้จากการทำการทดสอบทางสถิติด้วยวิธี Moving average โดยทำการวิเคราะห์ค่า Standard errors ตามมาตรฐานการวิเคราะห์ค่าสัมประสิทธิ์ความแปรผันน้อยกว่า 5% แสดงว่ายอมรับได้ ซึ่งประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ในรูป TCOD หลังจากเข้าสู่สภาวะคงตัวไปจนถึงสิ้นสุดการศึกษาอยู่ที่ $69.76 \pm 3.63\%$ โดยมีค่าความเข้มข้นของ TCOD ของน้ำออกจากระบบเฉลี่ยอยู่ที่ $5,823.53 \pm 1,403.36 \text{ mg/L}$ เห็นได้ว่ามีความเข้มข้นของ TCOD ที่ออกจากระบบค่อนข้างสูง เนื่องจาก OLR และ Upflow velocity ของการศึกษานั้นมีค่าอัตราการไหลที่น้อยเกินไป จึงทำให้น้ำเสียสัมผัสกับจุลินทรีย์ได้น้อย และสามารถเกิดการอุดตันของจุลินทรีย์ที่อยู่ด้านล่างของถัง ทำให้ไม่เกิดการกวนผสมในระบบส่งผลให้ประสิทธิภาพลดลง เช่นการศึกษาของ Mario et al (1997) ซึ่งได้ทำการศึกษาน้ำเสียที่มีปริมาณสารอินทรีย์ต่ำเข้าสู่ระบบ UASB ด้วยอัตราการไหลและความเข้มข้นของสารอินทรีย์ที่ต่ำ ทำให้เกิดการผสมกันในถังมีน้อย เพราะอัตราการไหลน้อย ไม่เพียงพอต่อการทำให้เกิดการปั่นป่วนในระบบ อีกทั้งเมื่อ OLR มีปริมาณที่ต่ำเกินไป ส่งผลให้ปฏิกิริยาในการย่อยสลายสารอินทรีย์เพื่อผลิตเป็นก๊าซชีวภาพเกิดขึ้นน้อยลงทำให้การกวนผสมกันด้วยก๊าซในระบบเหลือน้อยลง

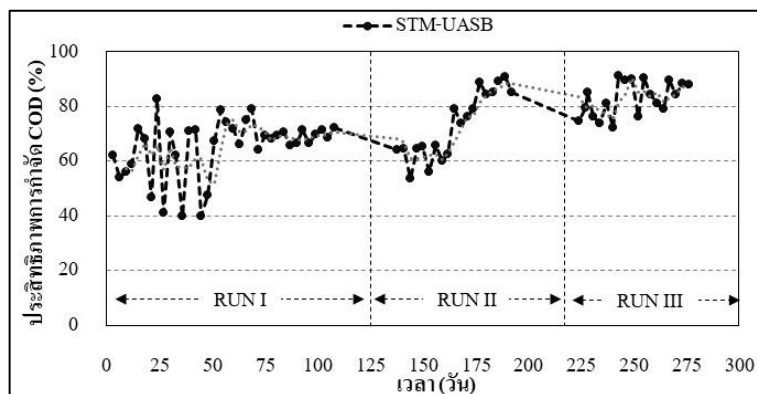
2) ชุดทดลองที่ 2 (RUN II) เริ่มเก็บข้อมูลในวันที่ 138 พบว่าประสิทธิภาพการกำจัด COD ในช่วงเริ่มเดินระบบ 14 วันแรก มีประสิทธิภาพลดลงจากชุดทดลองที่ 1 มีถึง 5.12% แสดงดังรูปที่ 4.2 เนื่องจาก RUN II มีการเพิ่มขึ้นตอนการหมุนเวียนน้ำทิ้งที่ออกจากระบบกลับไปผสมกับสายป้อนน้ำเสียเพื่อเข้าสู่ระบบใหม่ เพื่อเป็นการเพิ่มความเร็วของน้ำเสียที่ป้อนเข้า ทำให้เกิดการผสมที่ดีขึ้น อีกทั้งยังนำสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายไม่หมดกลับเข้ามาในระบบอีกครั้ง ส่งผลให้มีอัตราการระสาดสารอินทรีย์และ Upflow velocity ที่เพิ่มสูงขึ้นถึง $25 \text{ kg/m}^3\text{-day}$ และ 0.25 m/h ตามลำดับ จึงทำให้จุลินทรีย์ต้องใช้ระยะเวลาในการปรับตัวให้เข้ากับอัตราการระสาดที่เพิ่มขึ้น และเมื่อเดินระบบไปได้เพียง 36 วัน ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีของจุลินทรีย์ทนเค็มก็เพิ่มสูงขึ้นถึง 76.19% โดยมีค่าความเข้มข้นของซีโอดีในน้ำออกที่ $3,200 \text{ mg/L}$ และเมื่อเริ่มเข้าสู่สภาวะคงตัวไปจนถึงสิ้นสุดการศึกษา พบว่าประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีเฉลี่ยอยู่ที่ $84.87 \pm 5.1\%$ และมีความเข้มข้น TCOD ของน้ำออกจากระบบเฉลี่ยอยู่ที่ $2,285.71 \pm 691 \text{ mg/L}$ เห็นได้ว่าค่าความเข้มข้นของซีโอดีลดลงจาก RUN I ถึง 50% เนื่องจากการหมุนเวียนน้ำจะช่วยให้เกิดการกวนผสมกันของน้ำเสียกับจุลินทรีย์ได้ดีขึ้นแล้ว ยังช่วยปรับความเข้มข้นของสารอินทรีย์ทำให้ปริมาณ OLR ที่เพิ่มขึ้นนั้นยังส่งผลต่อปริมาณก๊าซชีวภาพให้เกิดขึ้นมากขึ้น ทำให้เกิดการกวนผสมของตะกอนในระบบอีกด้วย โดยสอดคล้องกับการศึกษาของ Syutsubo et al (1998) ซึ่งได้ศึกษาผลกระทบรวมตัวของเม็ดตะกอนในระบบ UASB ที่อุณหภูมิ 55 องศาเซลเซียส โดยค่า COD เริ่มต้นที่ $2,000 \text{ mg/L}$ และค่อย ๆ ลด

HRT ลงจนเหลือ 4.2 ชั่วโมง และเพิ่มค่า COD ขึ้นเป็น 2, 3 และ 4 เท่า โดยระบบสามารถรับได้ถึง 45 g/L-day จากการศึกษาพบว่าช่วง OLR ที่ 3.4 - 23 g/L-day พบว่ามีตะกอนจุลินทรีย์ในถังเพิ่มมากขึ้นเนื่องจากเป็นช่วงของการจับเป็นเม็ดของตะกอน

3) ชุดทดลองที่ 3 (RUN III) เริ่มเก็บข้อมูลในวันที่ 222 จากการศึกษาแนวโน้มของประสิทธิภาพการกำจัด COD ที่แสดงดังรูปที่ 4.2 พบว่า ผลการศึกษาใกล้เคียงกันกับ RUN II ซึ่งเชื้อจุลินทรีย์ที่ทนเค็มใน RUN III สามารถปรับตัวให้เข้ากับปริมาณสารอินทรีย์ที่เปลี่ยนแปลงได้เป็นอย่างดี เนื่องจากมีการปรับลดอัตราการไหลของน้ำเสียที่เข้าระบบลดลง และเพิ่มอัตราการเวียนน้ำที่เข้าสู่ระบบมากขึ้น ส่งผลให้ปริมาณอัตราการบรรทุกสารอินทรีย์มีปริมาณลดลงอยู่ที่ $15 \text{ kg/m}^3\text{-day}$ โดยผลการศึกษาประสิทธิภาพการกำจัด COD ในช่วง 14 วันแรก พบว่ามีประสิทธิภาพในการกำจัด COD เฉลี่ยถึง $77.86 \pm 4.6\%$ เห็นได้ว่าอัตราการบรรทุกสารอินทรีย์ที่ลดลงส่งผลให้ประสิทธิภาพในการกำจัด COD นั้นเพิ่มสูงขึ้น อีกทั้งค่า Upflow velocity ใน RUN III นั้นมีความเร็วเท่ากับกับ RUN II ส่งผลให้ในชุดการทดลองที่ 3 สามารถเข้าสู่สภาวะคงตัวได้เร็วขึ้น ซึ่งหลังจากเดินระบบจนเข้าสู่สภาวะคงตัวในวันที่ 28 ไปจนถึงสิ้นสุดการศึกษา พบว่ามีประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีเฉลี่ยที่ $85.12 \pm 4.15\%$ โดยมีค่าความเข้มข้นของซีโอดีที่ $2,171.43 \pm 660 \text{ mg/L}$

4) ผลกระทบของความเร็วน้ำไหลขึ้นและอัตราการบรรทุกสารอินทรีย์ที่มีต่อระบบ STM-UASB

จากผลการศึกษาผลกระทบของค่าผลกระทบของ Upflow velocity และอัตราการบรรทุกสารอินทรีย์ที่แปรเปลี่ยนของทั้ง 3 ชุดการทดลองในระบบ STM - UASB พบว่า RUN I ที่ Upflow velocity ที่ 0.02 m/h นั้นมีอัตราการไหลที่น้อยเกินไปสำหรับระบบ UASB ซึ่งถึงแม้ว่าจะมีอัตราการบรรทุกสารอินทรีย์ที่น้อยกว่าชุดทดลองอื่น แต่เมื่อค่า Upflow velocity ที่เข้าสู่ระบบนั้นมีน้อยเกินไปส่งผลให้การกระจายตัวของสารอินทรีย์ของน้ำเสียในระบบมีการกระจายตัวได้น้อยและไม่ทั่วถึง ทำให้จุลินทรีย์บางส่วนไม่ได้รับสารอาหารเพื่อย่อยสลายให้ได้เป็นก๊าซชีวภาพอย่างทั่วถึงจึงทำให้ในช่วงเสถียรภาพของระบบประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์นั้นน้อยกว่าการศึกษาใน RUN II และ RUN III โดยพบว่าการศึกษาการเพิ่ม Upflow velocity ด้วยการเวียนน้ำที่เข้าสู่ระบบสามารถช่วยเพิ่มประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ได้ดีขึ้น อีกทั้งยังช่วยในการเวียนสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งที่ย่อยสลายได้ง่ายกลับมาทำปฏิกิริยาย่อยสลายเพื่อผลิตก๊าซชีวภาพได้อีกด้วย



รูปที่ 4.2 ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีของระบบ STM-UASB

4.2.1.2 ระบบ ZVI - UASB

1) ชุดทดลองที่ 1 (RUN I) ในการศึกษาการเพิ่มประสิทธิภาพด้วยเหล็กประจุศูนย์ ทำการศึกษาโดยการเติมภาชนะพลาสติกที่บรรจุด้วยเศษเหล็ก ปริมาณ 25 กรัมต่อลิตร ถึงปฏิกรณ์ (Wu et al., 2015) ซึ่งผลการศึกษาแสดงถึงแนวโน้มปริมาณความเข้มข้นของประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีของระบบ ZVI - UASB พบว่าประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีสามารถเข้าสู่สภาวะคงตัวที่ระยะเวลา 60 วัน แสดงดังรูปที่ 4.3 ซึ่งได้ทำการทดสอบสมมุติฐานด้วยวิธี Moving average พบว่า มีประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ในรูป TCOD ที่ 78.26% โดยมีค่า TCOD น้ำออกจากระบบอยู่ที่ 5,200 mg/L และเมื่อเดินระบบ ZVI - UASB จากสภาวะคงตัวไปจนถึงสิ้นสุดการศึกษา พบว่ามีประสิทธิภาพการกำจัด COD เฉลี่ยที่ $77.58 \pm 5.8\%$ สังเกตได้ว่าในระยะเวลาในการเข้าสู่สภาวะคงตัวของระบบ ZVI - UASB เท่ากันกับระบบ STM - UASB แต่ระบบ ZVI - UASB นั้นมีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีได้ดีกว่าถึง 7 - 10% โดยถึงแม้ในระบบจะมี Upflow velocity และอัตราการสารอินทรีย์จะน้อยเกินไปจึงทำให้น้ำเสียในระบบไม่เกิดการฟุ้งกระจายอย่างเต็มที่ แต่เนื่องจากการเพิ่มเหล็กประจุศูนย์สามารถส่งเสริมกลไกการออกซิเดชันสารอินทรีย์ในน้ำเสีย และปรับปรุงตะกอนจุลินทรีย์ให้สามารถย่อยสลายสารอินทรีย์ได้ดีขึ้น ซึ่งใกล้เคียงกับการศึกษาของ Lui et al., (2011) โดยได้ทำการศึกษากการใช้เหล็กประจุศูนย์ร่วมกับระบบ UASB โดยมีอัตราการสารอินทรีย์ที่ $8 \text{ kg/m}^3\text{-day}$ โดยมีปริมาณเศษเหล็กที่ 300 กรัม พบว่า เมื่อเดินระบบเป็นระยะเวลา 40 วัน ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีเพิ่มสูงขึ้น เฉลี่ยที่ 91.5% ซึ่งมากกว่าระบบที่ไม่ใช้เหล็กประจุศูนย์ถึง 13.5%

2) ชุดทดลองที่ 2 (RUN II) เริ่มเก็บข้อมูลในวันที่ 138 จากการศึกษาแนวโน้มปริมาณความเข้มข้นของซีโอดีในระบบ ZVI - UASB แสดงดังรูปที่ 4.3 พบว่า ความเข้มข้น

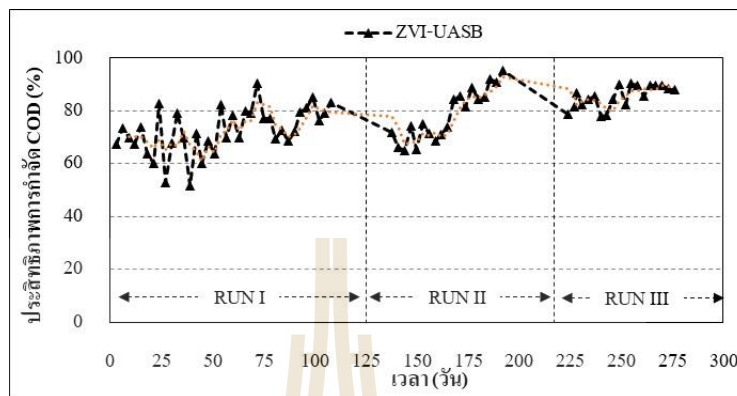
ปริมาณซีโอดีมีแนวโน้มลดลงโดยใช้ระยะเวลาเพียง 39 วัน ก็สามารถเข้าสู่สภาวะคงที่ได้ ซึ่งในสภาวะคงที่ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีของระบบอยู่ที่ 81.58% และเมื่อเดินระบบ ZVI - UASB จากสภาวะคงตัวไปจนถึงสิ้นสุดการศึกษา พบว่ามีประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีเฉลี่ยที่ $88.32 \pm 4.8\%$ ซึ่งมีประสิทธิภาพมากกว่า ระบบ ZVI - UASB ใน RUN I ถึง 11% เห็นได้ว่าการเวียนน้ำทิ้งเข้าสู่ระบบเพื่อช่วยเพิ่ม Upflow velocity และอัตราการระเหยอินทรีย์นั้นสามารถช่วยส่งเสริมกลไกการทำงานของเหล็กประจุศูนย์ โดยการปั่นป่วนของน้ำเสียสามารถช่วยให้เกิดการกระจายตัวของไอออนของเหล็กได้ดีขึ้น ทำให้ไอออนของเหล็กสัมผัสกับจุลินทรีย์ในน้ำเสียเพื่อสร้างพันธะสามมิติช่วยให้จุลินทรีย์รวมตัวกันได้ดี อีกทั้งยังส่งเสริมกลไกการย่อยสลายสารอินทรีย์ในระบบในสภาวะที่มีความเค็มสูงได้ดีขึ้น นอกจากนี้เหล็กประจุศูนย์ยังช่วยส่งเสริมสภาพแวดล้อมของระบบให้ดีขึ้นช่วยให้จุลินทรีย์สามารถทำงานได้อย่างมีประสิทธิภาพ

3) ชุดทดลองที่ 3 (RUN III) เริ่มเก็บข้อมูลในวันที่ 222 จากการศึกษาแนวโน้มของประสิทธิภาพการกำจัด COD แสดงดังรูปที่ 4.3 พบว่า ประสิทธิภาพในการกำจัด COD ของระบบ ZVI - UASB จุลินทรีย์ในระบบสามารถปรับตัวให้เข้ากับปริมาณสารอินทรีย์ที่เปลี่ยนแปลงได้เป็นอย่างดี โดยจากการศึกษาประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีในช่วง 7 วันแรกของการเดินระบบ ZVI - UASB มีประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีเพิ่มขึ้นถึง $82.25 \pm 4\%$ เห็นได้ว่าอัตราการระบรทุกสารอินทรีย์ที่ลดลงส่งผลให้ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีของระบบ ZVI - UASB นั้นเพิ่มสูงขึ้น และหลังจากเดินระบบจนถึงสิ้นสุดการศึกษาพบว่ามีประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีเฉลี่ยอยู่ที่ $85.38 \pm 4.23\%$ เนื่องจากสารอาหารในน้ำเสียที่ลดน้อยลง ซึ่งไม่เพียงพอต่อความต้องการของจุลินทรีย์ในระบบ จึงทำให้ประสิทธิภาพลดลง

4) ผลกระทบของความเร็วน้ำไหลขึ้นและอัตราการระบรทุกสารอินทรีย์ที่มีต่อระบบ ZVI - UASB

จากผลการศึกษาผลกระทบของค่าการระบรทุกสารอินทรีย์และภาระบรทุกน้ำเข้าที่แปรเปลี่ยนของทั้ง 3 การศึกษาในระบบ ZVI - UASB พบว่า ผลการศึกษาประสิทธิภาพของระบบมีแนวโน้มใกล้เคียงกับระบบ STM - UASB แต่เนื่องจากการเพิ่มประสิทธิภาพด้วยเหล็กประจุศูนย์ในระบบช่วยให้เกิดกลไกออกซิเดชันของสารอินทรีย์ในระบบได้และเกิดปฏิกิริยารวมตัวเหล็กประจุศูนย์กับตะกอนจุลินทรีย์ ทำให้เกิดพันธะที่หนาแน่นและแข็งแรงขึ้น แต่เนื่องจากการศึกษาใน RUN I มีอัตราการระบรทุกน้ำเข้าที่ดำเนินไปจึงไม่เกิดการปั่นป่วนในระบบทำให้ตะกอนด้านล่างมีการเกาะกลุ่มกันอย่างหนาแน่น ส่งผลให้สารอินทรีย์ในน้ำเสียไม่สามารถเข้าถึงตะกอนจุลินทรีย์ที่อยู่ด้านในได้ ซึ่งต่างจากการศึกษาใน RUN II และ RUN III ที่มี

การเวียนน้ำเข้าสู่ระบบ ทำให้เกิดการกระจายสารอินทรีย์ในน้ำเสียได้ดี ทำให้มีประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ที่มากกว่าการศึกษาใน RUN I



รูปที่ 4.3 ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีของระบบ ZVI - UASB

4.2.1.3 ระบบ BES - UASB

1) ชุดทดลองที่ 1 (RUN I) ในการศึกษาการเพิ่มประสิทธิภาพด้วยระบบชีวไฟฟ้าเคมี โดยเลือกใช้ค่าความต่างศักย์ไฟฟ้าที่ 0.4 โวลต์ (Zhen et al., 2016) จากการศึกษาประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดี โดยวิเคราะห์จากแนวโน้มกราฟประสิทธิภาพ แสดงดังรูปที่ 4.4 พบว่าระบบ BES - UASB สามารถเข้าสู่สภาวะคงที่ได้อย่างรวดเร็ว ซึ่งใช้เวลาในการเดินระบบเพียง 57 วัน พบว่า มีประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ในรูป TCOD ถึง 80.65% ซึ่งมากกว่าระบบ STM - UASM ถึง 9% โดยมีค่าความเข้มข้นของ TCOD ในน้ำออกจากระบบอยู่ที่ 3,600 mg/L เห็นได้ว่าระบบ BES - UASB สามารถเข้าสู่สภาวะคงที่ได้รวดเร็ว และมีประสิทธิภาพในการบำบัดสารอินทรีย์ในรูป TCOD มากกว่าระบบ STM - UASM ซึ่งจากการศึกษาพบว่า Upflow velocity และอัตราการกระจายสารอินทรีย์ที่ศึกษาในการศึกษานี้ไม่ส่งผลกระทบต่อประสิทธิภาพของระบบมากนัก เนื่องจากในระบบ BES - UASB มีการกระตุ้นการทำงานของจุลินทรีย์ด้วยระบบชีวไฟฟ้าเคมี โดยกระแสไฟฟ้าสามารถส่งเสริมทั้งสภาวะแวดล้อมและศักยภาพของจุลินทรีย์ในระบบส่งผลให้จุลินทรีย์สามารถทนต่อความเค็มสูงได้ อีกทั้งยังมีกลไกการกระตุ้นการย่อยสลายสารอะซิเตทในระบบเพื่อเปลี่ยนไปเป็นก๊าซชีวภาพด้วยการออกซิเดชันทางไฟฟ้าเคมี และด้วยการกระตุ้นจุลินทรีย์ในระบบจึงส่งผลให้ระบบ BES - UASB นั้นสามารถย่อยสลายสารอินทรีย์ได้ดีขึ้น

2) ชุดทดลองที่ 2 (RUN II) เริ่มเก็บข้อมูลในวันที่ 138 จากการศึกษาแนวโน้มปริมาณความเข้มข้นของซีโอดีในระบบ BES - UASB พบว่าความเข้มข้นปริมาณซีโอดี

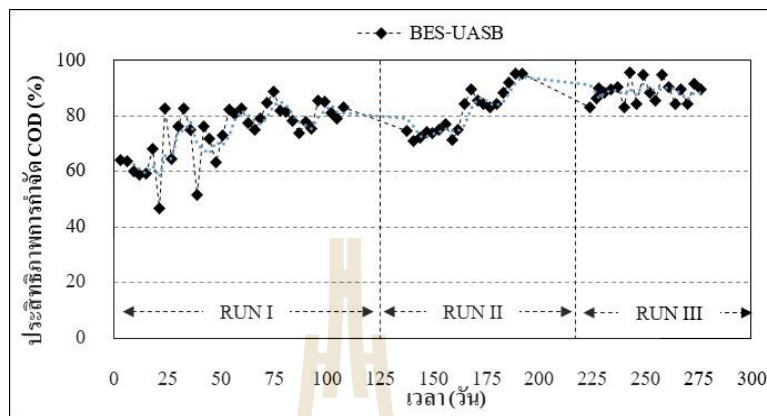
มีแนวโน้มลดลงโดยใช้ระยะเวลาในการเดินระบบเวลาเพียง 36 วัน ก็สามารถเข้าสู่สภาวะคงที่ได้ ซึ่งในสภาวะคงที่ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีของระบบอยู่ที่ 85.71% และเมื่อเดินระบบ BES - UASB จากสภาวะคงตัวไปจนถึงสิ้นสุดการศึกษา พบว่ามีประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีเฉลี่ยที่ $88.61 \pm 5.02\%$ ซึ่งมีประสิทธิภาพมากกว่า RUN I ถึง 8% เห็นได้ว่าการเวียนน้ำทิ้งเข้าสู่ระบบสามารถเพิ่ม Upflow velocity และอัตราการสลายอินทรีย์ให้มากขึ้น ส่งผลให้เกิดการฟุ้งกระจายของสารอินทรีย์ในน้ำเสียเพิ่มมากขึ้น ส่งผลให้จุลินทรีย์ที่เกาะอยู่บริเวณชั้นบวกลสามารถสัมผัสกับน้ำเสียได้อย่างดี ส่งเสริมกลไกทางชีวไฟฟ้าเคมีของระบบจึงทำให้ระบบมีประสิทธิภาพในการย่อยสลายสารอินทรีย์เพื่อเปลี่ยนไปเป็นก๊าซชีวภาพ ซึ่งมีส่วนช่วยให้เกิดส่งเสริมสภาพแวดล้อมของระบบสามารถทำงานได้อย่างมีประสิทธิภาพมากยิ่งขึ้น อีกทั้งยังช่วยส่งเสริมตะกอนจุลินทรีย์ให้สามารถทนต่อสภาวะความเค็มได้ดี สามารถย่อยสลายสารอินทรีย์ในสภาวะที่มีความเค็มสูงได้

3) ชุดทดลองที่ 3 (RUN III) เริ่มเก็บข้อมูลในวันที่ 222 จากการศึกษาแนวโน้มของประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีที่แสดงดังรูปที่ 4.4 พบว่า ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีของระบบ BES - UASB ใน RUN III จุลินทรีย์ในระบบสามารถปรับตัวให้เข้ากับปริมาณสารอินทรีย์ที่เปลี่ยนแปลงได้เป็นอย่างดีเช่นเดียวกับระบบ ZVI - UASB โดยจากการศึกษาประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีในช่วง 7 วันแรกของการเดินระบบ BES - UASB มีประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีถึง $86.47 \pm 3.5\%$ เห็นได้ว่าอัตราการสลายสารอินทรีย์ที่ลดลงส่งผลให้ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีของระบบ BES - UASB นั้นเพิ่มสูงขึ้น และหลังจากเดินระบบจนสิ้นสุดการศึกษาพบว่ามีประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีเฉลี่ยอยู่ที่ $88.65 \pm 3.94\%$

4) ผลกระทบของความเร็วน้ำไหลขึ้นและอัตราการสลายสารอินทรีย์ที่มีต่อระบบ BES - UASB

จากผลการศึกษาผลกระทบของค่าการสลายสารอินทรีย์และภาระบรทุกน้ำเข้าที่แปรเปลี่ยนของทั้ง 3 การศึกษาในระบบ BES - UASB พบว่า ผลการศึกษาประสิทธิภาพของระบบมีแนวโน้มใกล้เคียงกับระบบ ZVI - UASB และระบบ STM - UASB ข้างต้น แต่เนื่องจากการเพิ่มประสิทธิภาพด้วยระบบชีวไฟฟ้าเคมี ซึ่งช่วยส่งเสริมกลไกลดการสะสมของสารอะซิเตทที่ในระบบ โดยการใช้ไฟฟ้าเคมีในการกระตุ้นการย่อยสลายอะซิเตทไปเป็นไฮโดรเจนไอออนและคาร์บอนไดออกไซด์ ซึ่งเป็นสารตั้งต้นของมีเทน อีกทั้งไอออนของเหล็กที่หลุดจากขั้วไฟฟ้าในระบบยังเกิดปฏิกิริยารวมตัวกับตะกอนจุลินทรีย์เป็นพันธะสามมิติ ทำให้จุลินทรีย์สามารถอยู่ในสภาวะที่มีความเค็มได้ และถึงแม้ว่าในการศึกษาของ RUN I มีอัตราการสลายสารอินทรีย์ที่ต่ำเกินไปก็ส่งผลกระทบต่อระบบไม่มากนัก เนื่องจากมีจุลินทรีย์ที่เกาะบริเวณขั้วไฟฟ้าสามารถใช้อินทรีย์ในน้ำเสียเพื่อนำมาใช้ผลิตเป็นก๊าซชีวภาพได้อย่างมีประสิทธิภาพได้ และเมื่อเพิ่มการ

เวียนน้ำเข้าสู่ระบบในการศึกษาใน RUN II และ RUN III ส่งผลให้เกิดการกระจายตัวของสารอินทรีย์ในน้ำเสียได้อย่างดีมากขึ้น ทำให้มีประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ที่มากกว่าการศึกษาใน RUN I



รูปที่ 4.4 ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีของระบบ BES - UASB

4.2.2 การเปรียบเทียบประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์

จากการศึกษาการแปรเปลี่ยน Upflow velocity และ OLR เพื่อหาสภาวะที่เหมาะสมสำหรับการศึกษาระบบเพิ่มประสิทธิภาพระบบผลิตก๊าซชีวภาพ ใน RUN I พบว่า ระบบ BES - UASB และระบบ ZVI - UASB สามารถเข้าสู่สภาวะคงที่ได้รวดเร็ว และมีประสิทธิภาพในการบำบัดสารอินทรีย์ในรูป TCOD มากกว่าระบบ STM - UASB โดยพบว่า สามารถเข้าสู่สภาวะคงที่ในวันที่ 57, 60 และ 60 วัน ตามลำดับ และถึงแม้ว่าแนวโน้มของการเข้าสู่สภาวะคงที่ของระบบ ZVI - UASB และ STM - UASB จะเท่ากัน แต่ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีของระบบ ZVI - UASB นั้นมีค่ามากกว่าระบบ STM - UASB ถึง 8% โดยประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีของทั้ง 3 การศึกษา แสดงดังตารางที่ 4.2 ซึ่งเนื่องจากระบบ BES - UASB และ ZVI - UASB มีกลไกกระตุ้นการทำงานของจุลินทรีย์ด้วยระบบชีวไฟฟ้าเคมีและเหล็กประจุศูนย์นั้นสามารถส่งเสริมทั้งสภาวะแวดล้อมและศักยภาพของจุลินทรีย์ในระบบส่งผลให้จุลินทรีย์สามารถทนต่อความเค็มสูงได้ โดยการสร้างสาร Extra - cellular polymeric substance (EPS) มาห่อหุ้มเซลล์เพื่อป้องกันแรงดันออสโมติกภายในเซลล์ อีกทั้งยังส่งเสริมกลไกการแลกเปลี่ยนไอออนช่วยในการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสีย ซึ่งสอดคล้องกับงานวิจัยของ Zhen et al (2017) ได้ทำการศึกษากลไกการทำงานของระบบชีวไฟฟ้าเคมีร่วมกับระบบยูเอเอสบี โดยใช้กระแสไฟฟ้าที่ 0.4 - 0.6 V พบว่าประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีของระบบชีวไฟฟ้าเคมีระหว่างวันที่ 70 และ 170 มีประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีมากถึง

98.9 ± 0.4% และงานวิจัยของ Liu et al (2010) ซึ่งได้ทำการศึกษาประสิทธิภาพของ เหล็กประจุศูนย์ ร่วมกับการใช้กระแสไฟฟ้า พบว่า เมื่อจ่ายกระแสไฟฟ้าที่ 1.4 V ในระบบ UASB ขนาด 18.5 ลิตร หลังจาก 4 วัน สามารถกำจัด TCOD ได้จาก 60.3% เป็น 90.7% อีกทั้งขนาดของตะกอนจุลินทรีย์ยังมีขนาดเฉลี่ยเพิ่มขึ้นจาก 151.4 มิลลิเมตร เป็น 695.1 มิลลิเมตร เห็นได้ว่าประสิทธิภาพการกำจัดซีโอ ดีที่สูงส่งผลถึงการแปลงสารอินทรีย์ไปเป็นพลังงานชีวภาพที่มากขึ้นในการผลิตมีเทน และจากการศึกษาผลกระทบของ Upflow velocity พบว่า Upflow velocity ของ RUN I นั้นมีค่าอัตราการไหล ที่น้อยเกินไปจึงทำให้ปริมาณสารอาหารในถังต่ำไปด้วย ซึ่งส่งผลต่ออัตราการย่อยสลายสารอาหาร ของจุลินทรีย์ที่สูงกว่าอัตราการถ่ายเทมวลของสารอาหารที่ผ่านเข้าไปหาจุลินทรีย์ที่จับตัวกันแน่น ดังนั้นจุลินทรีย์ที่อยู่ด้านในของตะกอนจะได้รับปริมาณสารอาหารที่น้อย ไม่เพียงพอต่อการเจริญเติบโต ประสิทธิภาพในการกำจัดของระบบจึงลดลง โดยเปรียบเทียบได้จากการศึกษา RUN I และ RUN II เห็นได้ว่า เมื่อปรับ Upflow velocity ขึ้นจาก 0.02 เมตรต่อชั่วโมง ไปเป็น 0.25 เมตรต่อชั่วโมง ส่งผลให้ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีมากขึ้นถึง 10% โดยสอดคล้องกับการศึกษาของ A.P. Annachatre และ A. Amornkaew (2001) ซึ่งได้ทำการปรับลด Upflow velocity ตั้งแต่ 0.1 - 0.07 เมตรต่อชั่วโมง พบว่า Upflow velocity ที่ 0.07 เมตรต่อชั่วโมง ส่งผลให้ประสิทธิภาพ การกำจัดซีโอดีลดลงจาก 45% เหลือเพียงประมาณ 30% จากการศึกษาี้ สามารถบ่งบอกได้ ถึงความสำคัญของอัตราการระน้ำไหลเข้าที่เข้าสู่ระบบในปริมาณที่น้อยเกินไปจะส่งผลต่อ ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีให้ลดลง

ตารางที่ 4.2 ผลการศึกษาความเข้มข้นของซีโอดีและประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดี

Conditions	Parameters	Effluents (mg/L)		Efficiency (%)	
		TCOD	SCOD	TCOD	SCOD
RUN I Upflow Velocity=0.02 m/h OLR = 7.5 kg/m ³ -d	BES-UASB	3,544±1,092	2,022±927	80.62±4.02	75.77±11
	ZVI-UASB	3,882±1,093	2,247±909	77.58±5.8	72.66±11
	STM-UASB	5,823±1,403	2,364±1,421	69.76±3.63	72.26±15
RUN II Upflow Velocity=0.25 m/h OLR = 25 kg/m ³ -d	BES-UASB	1,828±660	1,000±489	88.54±4.9	89.57±4.1
	ZVI-UASB	1,969±733	1,076±574	88.32±4.83	88.5±8.4
	STM-UASB	2,285±691	1,285±475	84.7±4.89	85.45±8
RUN III Upflow Velocity = 0.25 m/h OLR = 15 kg/m ³ -d	BES-UASB	1,600±627	884.21±453	88.65±3.91	88±7.9
	ZVI-UASB	1,828±375	1,010±522	85.38±4.23	87.06±7.9
	STM-UASB	2,171±660	1,136±670	85.1±4.15	84.62±9.7

4.2.3 ลักษณะของตะกอน

วัตถุประสงค์ของการศึกษาลักษณะของตะกอนในการศึกษานี้ เพื่อสนับสนุนผลการทดลองในการศึกษาผลกระทบของ Upflow velocity และ OLR ที่ทำการแปรเปลี่ยนเพื่อหาค่าที่เหมาะสมต่อการเดินระบบ ซึ่งถ้าในกรณีที่อัตราการไหลน้อยกว่าช่วงที่เหมาะสมจะส่งผลให้สารอินทรีย์ในน้ำเสียไม่สามารถเกิดการถ่ายเทผ่านตะกอนจุลินทรีย์ได้ช้ากว่าอัตราการใช้สารอินทรีย์ ส่งผลให้จุลินทรีย์ค้ำใน เกิดสภาวะขาดแคลนอาหารทำให้ต้องดึงสารอาหารจาก Bound EPS มาใช้ แต่ถ้าในกรณีที่มีค่ามากกว่าช่วงที่เหมาะสม จะส่งผลให้เกิดแรงลอยตัวของก๊าซที่เกิดขึ้นจะดันให้จุลินทรีย์ฟุ้งกระจายและเกิดสภาวะตะกอนลอยขึ้นไปด้านบนของถังส่งผลให้ตะกอนไหลออกมาพร้อมสายน้ำออก โดยผลกระทบเหล่านี้ทำให้สารโพลีเมอร์ภายนอกเซลล์ (Extra - cellular polymeric substance, EPS) ที่จุลินทรีย์สร้างขึ้นเกิดการกระจายตัวและหลุดออกจากระบบ โดยผลการศึกษาลักษณะของตะกอนทั้ง 3 การศึกษา (RUN I, RUN II, RUN III) จะวิเคราะห์จากความเข้มข้นของ EPS ในตะกอน โดยจะทำการวิเคราะห์ 2 องค์ประกอบหลักคือ ปริมาณโปรตีนและคาร์โบไฮเดรต โดยจะศึกษาทั้งในรูปของ Bound EPS และ Soluble EPS ดังตารางที่ 4.3

ตารางที่ 4.3 ปริมาณ โปรตีนและคาร์โบไฮเดรต

Condition	Parameters	Bound EPS		Soluble EPS	
		Protein (mg/gvss)	Carb (mg/gvss)	Protein (mg/gvss)	Carb (mg/gvss)
RUN I Upflow Velocity = 0.02 m/h OLR = 7.5 kg/m ³ -day	BES-UASB	16.05±3.5	3.13±1.4	3.5±0.9	2±1.1
	ZVI-UASB	13.8±2.6	3.64±1.5	4.7±1.4	1.78±0.9
	STM-UASB	8.7±2.4	3.78±2.8	4±1.47	1.33±0.51
RUN II Upflow Velocity = 0.25 m/h OLR = 25 kg/m ³ -day	BES-UASB	26.87±4.5	4.39±0.84	15.63±2.41	12.24±2.52
	ZVI-UASB	23.52±7.1	2.41±0.82	13.58±5.33	4.62±1.46
	STM-UASB	16.76±1.12	2.97±0.33	11.22±2.51	1.22±0.32
RUN III Upflow Velocity = 0.25 m/h OLR = 15 kg/m ³ -day	BES-UASB	21.00±3	4.65±0.78	8.31±1.55	3.36±0.8
	ZVI-UASB	15.96±3.93	3.15±0.72	7.54±1.34	1.19±0.26
	STM-UASB	13.79±2.95	2.55±0.62	5.41±0.2	0.54±0.11

จากตารางที่ 4.3 แสดงปริมาณ โปรตีนและคาร์โบไฮเดรตซึ่งเป็นส่วนประกอบหลักของสาร EPS พบว่า สมบัติของ EPS ในรูปยึดกับอนุภาคส่วนใหญ่อยู่ในรูปของสาร โปรตีน ซึ่งเมื่อ

เปรียบเทียบระหว่างการศึกษานี้ใน RUN I พบว่า มีปริมาณสารโปรตีนทั้งในรูป Bound EPS และ Soluble EPS ต่ำกว่า RUN II และ RUN III เนื่องจากอัตราการไหลของน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบมีน้อยเกินไปทำให้สารอินทรีย์ในน้ำเสียไม่สามารถผ่านเข้าสู่จุลินทรีย์ที่เกาะติดกันด้านในได้ จุลินทรีย์จึงดึงสารอาหาร โปรตีนและคาร์โบไฮเดรตใน EPS มาใช้เป็นแหล่งพลังงานแทนสารอินทรีย์ในน้ำเสีย ซึ่งมีความสอดคล้องกับผลการศึกษาประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์และอัตราการเกิดก๊าซชีวภาพแสดงให้เห็นว่าประสิทธิภาพของ RUN I ต่ำกว่า RUN II และ RUN III นอกจากนี้เมื่อศึกษาการเพิ่มประสิทธิภาพภายใน 3 การศึกษาพบว่า ระบบ BES - UASB มีปริมาณโปรตีนในรูปของ Bound EPS ซึ่งสูงกว่าระบบ ZVI - UASB และ STM - UASB ซึ่งสอดคล้องกับผลการศึกษาของ Sombatsompop et al., (2006) ที่พบว่า EPS ในรูปยึดกับอนุภาคมีองค์ประกอบของโปรตีนเป็นส่วนใหญ่ ซึ่งองค์ประกอบของโปรตีนที่สูงมีผลทำให้ตะกอนจุลินทรีย์เกาะรวมกันได้ดี และองค์ประกอบหลักของ EPS ในรูปละลายน้ำจะมีทั้งโปรตีนและคาร์โบไฮเดรต ซึ่งเกิดจากการย่อยสลายน้ำเสียของจุลินทรีย์ การย่อยสลายของเซลล์ และการแตกตัวของเซลล์ (Barker and Stuckey, 1999) และจากการศึกษาโดยจากการศึกษาลักษณะตะกอนพบว่า การเพิ่มประสิทธิภาพด้วยระบบไฟฟ้าเคมีและระบบเหล็กประจุศูนย์สามารถเสริมสร้างโครงสร้างของจุลินทรีย์ โดยการกระตุ้นการผลิตการ EPS ในเซลล์ได้ตามงานวิจัยของ Zhen et al., 2017

4.3 ผลกระทบของอัตราการเกิดก๊าซชีวภาพ

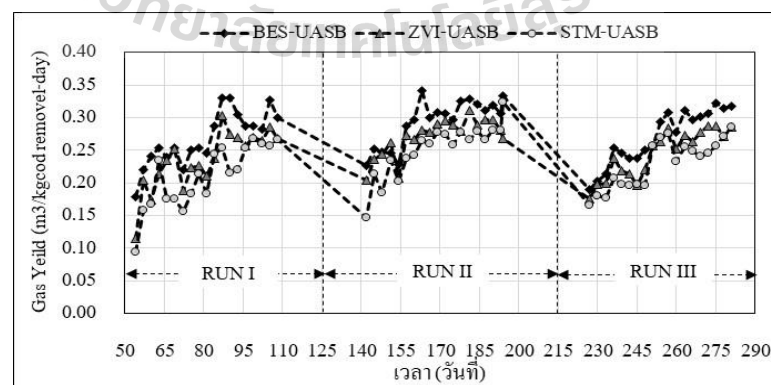
4.3.1 อัตราการเกิดก๊าซชีวภาพและองค์ประกอบของก๊าซชีวภาพ

ผลการศึกษาการแปรเปลี่ยน Upflow velocity และ OLR ของการศึกษาการเพิ่มประสิทธิภาพระบบผลิตก๊าซชีวภาพของทั้ง 3 ระยะที่มีต่ออัตราการเกิดก๊าซชีวภาพและองค์ประกอบของก๊าซชีวภาพ พบว่าทั้ง 3 การศึกษา ระบบ BES - UASB มีอัตราการเกิดก๊าซชีวภาพสูงสุด จากตารางที่ 4.4 ประสิทธิภาพอัตราการเกิดก๊าซชีวภาพแสดงสูงสุดใน RUN II ระบบ BES - UASB ซึ่งเมื่อเข้าสู่สภาวะคงตัวไปจนถึงจบการศึกษาพบว่า มีอัตราการเกิดก๊าซชีวภาพสูงสุดถึง $0.32 \text{ m}^3/\text{kgCOD}_{\text{removed}}\text{-day}$ และตามด้วยระบบ ZVI-UASB โดยมีอัตราการเกิดก๊าซชีวภาพที่ $0.29 \text{ m}^3/\text{kgCOD}_{\text{removed}}\text{-day}$ ซึ่งสอดคล้องกับประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีของระบบ BES - UASB ที่แสดงดังตารางที่ 4.2 เนื่องจากสมมุติฐานกลไกของจุลินทรีย์ที่ตอบสนองต่อกระแสไฟฟ้าทำให้จุลินทรีย์สามารถย่อยสลายสารอะซิเตทในน้ำเสียได้ดีขึ้นส่งผลให้ได้ผลิตภัณฑ์เป็นก๊าซชีวภาพได้สูงสุด โดยสอดคล้องกับการศึกษา Zhen et al., 2017 ได้ทำการศึกษากลไกการทำงานของระบบชีวไฟฟ้าเคมีร่วมกับระบบยูเอเอสบี โดยใช้กระแสไฟฟ้าที่ 0.4 - 0.6 V พบว่าอัตราการเกิดก๊าซมีเทนของระบบเท่ากับ $1.5 \pm 0.92 \text{ L/L-day}$ เนื่องจากเกิดกระบวนการ Hydrogenotrophic methanogenesis คือ

การเปลี่ยนรูปสารอินทรีย์ไปเป็นแก๊สไฮโดรเจนและคาร์บอนไดออกไซด์ก่อนที่จะเปลี่ยนไปเป็นมีเทน และจากการศึกษาแนวโน้มอัตราการเกิดก๊าซชีวภาพของทั้ง 3 การศึกษาแสดงดังรูปที่ 4.5 เห็นได้ว่าการศึกษาใน RUN II นั้นมีอัตราการก๊าซชีวภาพได้ดีที่สุดมากกว่าการศึกษา RUN I และ RUN III ซึ่งสอดคล้องกับผลการศึกษาประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีและประสิทธิภาพการกำจัดปริมาณการสะสมสาร VFA และสารอะซิเตทในระบบ ซึ่งให้เห็นว่า Upflow velocity และ OLR ที่เหมาะสมสำหรับการศึกษาอยู่ที่ 0.25 m/h และ 25 kg/m³-day ตามลำดับ

ตารางที่ 4.4 อัตราการเกิดก๊าซชีวภาพและองค์ประกอบของก๊าซชีวภาพ

Conditions	Parameters	Gas production rate (m ³ /kgCOD _{removed} -day)	Gas Composition (%)		
			CH ₄	CO ₂	O ₂
RUN I Upflow Velocity = 0.02 m/h OLR = 7.5 kg/m ³ -day	BES-UASB	0.28	63.1	24.1	10.12
	ZVI-UASB	0.24	60.4	23.8	13.39
	STM-UASB	0.22	54.5	22.1	14.01
RUN II Upflow Velocity = 0.25 m/h OLR = 25 kg/m ³ -day	BES-UASB	0.32	67.43	21.3	1.41
	ZVI-UASB	0.29	59.62	24.4	1.5
	STM-UASB	0.28	54.36	26	1.56
RUN III Upflow Velocity = 0.25 m/h OLR = 15 kg/m ³ -day	BES-UASB	0.30	56.03	25.7	4.2
	ZVI-UASB	0.27	50.14	29.2	4.6
	STM-UASB	0.25	45.33	28.15	6.3



รูปที่ 4.5 อัตราการเกิดก๊าซชีวภาพของทั้ง 3 การศึกษา

4.3.2 การสะสมกรดอินทรีย์ระเหยง่ายและสารอะซิเตทในระบบ

การศึกษาค่าความเข้มข้นของกรดอินทรีย์ระเหยง่าย (Volatile fatty acid, VFA) และสารอะซิเตทในระบบเพื่ออธิบายกลไกการย่อยสลายสารอินทรีย์ในระบบบำบัดแบบไม่ใช้อากาศ โดยในขั้นตอนอะซิโตเจเนซิส (Acetogenesis) จะมีการเปลี่ยนกรดอินทรีย์ระเหยง่ายไปเป็นกรดอะซิเตท โดยทั่วไปหากเกิดการสะสมอะซิเตทจะทำให้ค่า pH ในระบบลดลงและทำให้ประสิทธิภาพของระบบบำบัดน้ำเสียลดลง เนื่องจากเกิดที่สภาวะไม่เหมาะสมสำหรับจุลินทรีย์ที่ผลิตมีเทน ซึ่งผลการศึกษาระดับความเข้มข้นของ VFA และสารอะซิเตทแสดงดังตารางที่ 4.5

ตารางที่ 4.5 ปริมาณกรดอินทรีย์ระเหยง่ายและสารอะซิเตทในระบบ

System Parameter	RUN I Upflow Velocity = 0.02 m/h OLR = 7.5 kg/m ³ -day		RUN II Upflow Velocity = 0.25 m/h OLR = 25 kg/m ³ -day		RUN III Upflow Velocity = 0.25 m/h OLR = 15 kg/m ³ -day	
	VFA (mg/L)	Acetate (mg/L)	VFA (mg/L)	Acetate (mg/L)	VFA (mg/L)	Acetate (mg/L)
Feed	-	335.4	-	893.9	-	421.28
Acid	2,050	1,454.8	2,749.4	1,553.2	2,339	1,725.24
BES-UASB	206.4	52.9	189.85	10.5	253.9	26.42
ZVI-UASB	248.8	58.7	201.2	11.5	300	39.35
STM-UASB	296.6	103.4	267	16.8	314.9	43.82

จากผลการศึกษาความเข้มข้นของ VFA และสารอะซิเตทในระบบชี้ให้เห็นว่าในสภาวะที่น้ำเสียมีความเค็มสูงระบบ BES - UASB และ ระบบ ZVI - UASB สามารถกระตุ้นการทำงานของจุลินทรีย์ในระบบ โดยกระตุ้นกลไกออกซิเดชัน - รีดักชันของสารอินทรีย์ในน้ำเสียส่งผลให้สามารถลดการสะสมของ VFA และสารอะซิเตทในระบบมากกว่าระบบ STM-UASB โดยผลการศึกษานี้ได้สนับสนุนการเกิดก๊าซชีวภาพและเปอร์เซ็นต์มีเทนที่เกิดขึ้นของทั้ง 3 การศึกษา เนื่องจากปริมาณของ VFA ที่สะสมในระบบเป็นสารตั้งต้นของปฏิกิริยาการเกิดก๊าซชีวภาพ โดยในระบบ BES - UASB นั้นใช้แผ่นชีวอะเล็กโตรไลต์ที่เสริมสมรรถนะที่ผิวขั้วบวก ส่งผลให้เกิดการออกซิไดซ์สารอินทรีย์ซึ่งส่วนใหญ่เป็นสารอะซิเตทไปเป็นสารไบคาร์บอเนต โปรตอนและอิเล็กตรอน ก่อให้เกิดกลไกการผลิตมีเทนทั้งทางตรงและทางอ้อม โดย (1) การย่อยสลายสารอินทรีย์แบบไม่ใช้ออกซิเจนทำให้ได้ก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ และก๊าซไฮโดรเจนซึ่งเป็นผลิตภัณฑ์เริ่มต้น

ของการรวมตัวเป็นก๊าซมีเทน (2) กลไกการย่อยสลายสารอะซิเตทของจุลินทรีย์ที่ขั้วแอโนด เพื่อให้ได้คาร์บอนไดออกไซด์และโปรตอน (Zhen G et al., 2017)

ชุดทดลองที่ 1 (RUN I) จากผลการศึกษาพบว่า ระบบ BES - UASB มีประสิทธิภาพในการลดการสะสมของปริมาณ VFA และสารอะซิเตทได้ดีกว่าระบบ STM - UASB และระบบ ZVI - UASB ถึง 5% และ 3% ตามลำดับ และผลการศึกษาของการใช้ เหล็กประจุศูนย์ในระบบ ZVI - UASB นั้นมีประสิทธิภาพไม่แตกต่างจากระบบ STM-UASB เนื่องจากผลกระทบของ Upflow velocity ใน RUN I นั้นมีอัตราการไหลที่ต่ำเกินไปส่งผลให้สารอินทรีย์ในน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบมีการไหลแบบไม่กระจายตัว ทำให้สารอินทรีย์ในน้ำเสียไม่สามารถสัมผัสกับจุลินทรีย์ที่รวมตัวกับไอออนของเหล็กได้อย่างทั่วถึง ส่งผลให้การทำงานของเหล็กประจุศูนย์ทำงานได้อย่างไม่เต็มประสิทธิภาพ

ชุดทดลองที่ 2 (RUN II) จากผลการศึกษาของ RUN II พบว่า ระบบ BES - UASB และระบบ ZVI - UASB สามารถกระตุ้นการทำงานของจุลินทรีย์ในระบบช่วยให้ลดการสะสมของกรดอินทรีย์ระเหยง่ายและสารอะซิเตทในระบบมากกว่าระบบ STM - UASB เพียง 1% โดยมีประสิทธิภาพในการลดการสะสมของสารอะซิเตทในระบบมากถึง 99% เนื่องจาก RUN II มีการเวียนน้ำทิ้งเข้าสู่ระบบโดยมีวัตถุประสงค์เพื่อเวียนสารอินทรีย์ละลายน้ำและ VFA ซึ่งเป็นสารตั้งต้นของการเกิดกระบวนการผลิตก๊าซชีวภาพที่ยังย่อยสลายได้ไม่หมดเข้ามาในระบบ UASB อีกครั้ง เพื่อกลับมาย่อยสลายให้ได้ก๊าซชีวภาพที่เพิ่มขึ้นเป็นการเพิ่มระยะเวลาในการย่อยสลายของสสาร และการเพิ่มการเวียนน้ำยังส่งผลให้ Upflow velocity มีอัตราการไหลที่สูงขึ้นโดยอยู่ในเกณฑ์การออกแบบระบบ UASB ซึ่งไม่ส่งผลกระทบต่อทำให้เกิดตะกอนหลุดลอยออกจากระบบ แต่ส่งผลให้เกิดการกระจายตัวของสารอินทรีย์ในน้ำเสีย จุลินทรีย์จึงสามารถสัมผัสกับ VFA และสารอะซิเตทได้อย่างทั่วถึง

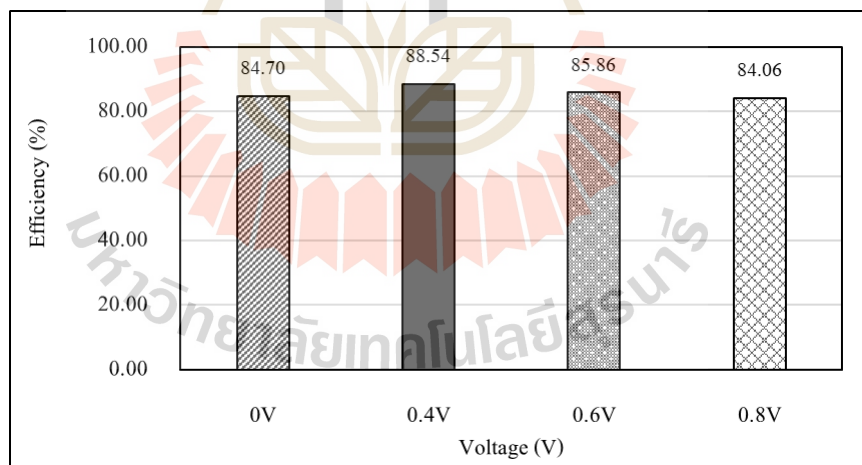
ชุดทดลองที่ 3 (RUN III) จากผลการศึกษาของ RUN III พบว่า ระบบ BES - UASB และระบบ ZVI - UASB นั้นมีประสิทธิภาพในการลดการสะสมของสารอะซิเตทมากกว่าระบบ STM - UASB เช่นเดียวกับ การศึกษาใน RUN I และ RUN II แต่เนื่องจากการเพิ่มอัตราการเวียนน้ำให้มากขึ้นและปรับลดอัตราการสารอินทรีย์ที่เข้าระบบลดลง ส่งผลให้ปริมาณสารอินทรีย์ที่เข้าสู่ระบบไม่เพียงพอต่อความต้องการของจุลินทรีย์ ซึ่งสอดคล้องกับผลการศึกษาของอัตราการเกิดก๊าซชีวภาพและเปอร์เซ็นต์มีเทนของระบบ เห็นได้ว่าอัตราการเกิดก๊าซชีวภาพ และเปอร์เซ็นต์มีเทนใน RUN III มีผลผลิตที่ลดลงแสดงดังตารางที่ 4.4

4.4 การแปรเปลี่ยนค่าความต่างศักย์ไฟฟ้า

การศึกษาการแปรเปลี่ยนค่าความต่างศักย์ไฟฟ้าในครั้งนี้มีวัตถุประสงค์เพื่อศึกษาค่าความต่างศักย์ไฟฟ้าที่เหมาะสมสำหรับการเพิ่มประสิทธิภาพระบบผลิตก๊าซชีวภาพ โดยจะทำการศึกษาถึงอัตราการเกิดก๊าซชีวภาพ ประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ อีกทั้งยังมุ่งเน้นไปถึงผลของกระแสไฟฟ้าที่ส่งผลต่อกิจกรรมของจุลินทรีย์ในระบบชีวไฟฟ้าเคมีเพื่อทดสอบกลไกสมมุติฐานของระบบชีวไฟฟ้าเคมี ซึ่งจากการศึกษาอัตราการระบรทุกน้ำเข้าและอัตราการระบรทุกสารอินทรีย์ที่เหมาะสมสำหรับระบบผลิตก๊าซชีวภาพได้เลือกใช้สภาวะของ RUN II โดยมี Upflow velocity ที่ 0.25 m/h และอัตราการสารอินทรีย์ที่ 25 kg/m³-day จะทำการศึกษาค่าความต่างศักย์ไฟฟ้าที่ 0.4, 0.6 และ 0.8 V ซึ่งผลการศึกษาดังนี้

4.4.1 ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดี

จากผลการศึกษาประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีพบว่า ที่ค่าความต่างศักย์ไฟฟ้า 0.4 V มีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีสูงสุดที่ 88.54% และเมื่อเพิ่มค่าความต่างศักย์ไฟฟ้าไปที่ 0.6 และ 0.8 V มีแนวโน้มของประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีลดลงเล็กน้อย อยู่ที่ 85.86% และ 84.06% ตามลำดับ แสดงดังรูปที่ 4.6



รูปที่ 4.6 ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีของการแปรเปลี่ยนค่าความต่างศักย์ไฟฟ้า

จากการศึกษานี้สรุปได้ว่าค่าความต่างศักย์ไฟฟ้าที่สูงเกินไปนั้นสามารถส่งผลกระทบต่อเชื้อหุ้มเซลล์ของจุลินทรีย์ ทำให้เชื้อหุ้มเซลล์ถูกทำลาย อีกทั้งยังส่งผลให้การเจริญเติบโตและเมตาบอลิซึมในกิจกรรมของจุลินทรีย์นั้นเกิดขึ้นได้ช้าลง จึงส่งผลต่อประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีให้ลดลงด้วย โดยทั่วไปแล้ว แรงดันไฟฟ้าที่มากเกินไปสามารถยับยั้งกิจกรรมของจุลินทรีย์

ให้ลดลงได้ จึงควรเลือกใช้ค่าความต่างศักย์ไฟฟ้าที่เหมาะสมนั้นคือ ต่ำกว่า 0.8 V ซึ่งสอดคล้องกับงานวิจัยของ Ding et al. (2016) โดยได้ทำการศึกษาการใช้ค่าความต่างศักย์ไฟฟ้าที่มีค่ามากกว่า 0.8 V จากผลการศึกษาพบว่า ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีและอัตราการเกิดก๊าซชีวภาพเพิ่มขึ้นเมื่อค่าความต่างศักย์ไฟฟ้าที่ใช้ไป ต่ำกว่า 0.8 V อย่างไรก็ตามเมื่อเพิ่มค่าความต่างศักย์ไฟฟ้าไปที่ 1.0 และ 2.0 V ส่งผลให้ดัชนีทั้ง 2 นี้มีค่าลดลง และ ATP ของจุลินทรีย์ยังลดลงอย่างรวดเร็ว ซึ่งแสดงถึงการเจริญเติบโตและการเผาผลาญอาหารของจุลินทรีย์ลดลง อีกทั้งยังมีงานวิจัยของ Zhen et al. (2017) ได้ทำการศึกษาการทำงานของระบบชีวไฟฟ้าเคมีร่วมกับระบบยูเอเอสบี โดยใช้ค่าความต่างศักย์ไฟฟ้าที่ 0.4 - 0.6 V พบว่า ที่ค่าความต่างศักย์ไฟฟ้าที่ 0.4 V ในช่วงเริ่มเสถียรตั้งแต่วันที่ 70 เป็นต้นไป โดยมีค่ากระแสไฟฟ้าเฉลี่ย 5.6 ± 0.6 mA เห็นได้ว่าไบโอฟิล์มของจุลินทรีย์สามารถรับและปล่อยอิเล็กตรอนสำหรับการเสริมสร้างกิจกรรมจุลินทรีย์บนพื้นผิวอิเล็กโทรดได้สำเร็จ จากนั้นเมื่อเพิ่มค่าความต่างศักย์ไฟฟ้าเป็น 0.6 V พบการเปลี่ยนแปลงของกระแสไฟฟ้าที่เพิ่มมากขึ้นที่ 6.6 ± 0.9 mA ซึ่งชี้ให้เห็นว่าค่าความต่างศักย์ไฟฟ้าที่ 0.6 V อาจสูงเกินไปในสถานการณ์นี้ โดยพบว่าเกิดการยับยั้งการเผาผลาญและกิจกรรมของจุลินทรีย์บริเวณขั้วไฟฟ้าที่มีปฏิกิริยาทางอิเล็กโทรไลต์ที่เปลี่ยนแปลงไป สิ่งนี้สอดคล้องกับข้อค้นพบของ Ding et al. (2016) ซึ่งสังเกตเห็นการแตกของเซลล์ (ระบุโดย Lactic dehydrogenase, LDH) และยับยั้งกิจกรรมการเผาผลาญอย่างรวดเร็ว (บ่งชี้โดย Adenosine triphosphate, ATP) ใน Bioanode และ Biocathode เมื่อนำแรงดันสูงเกินไป (> 0.8 V)

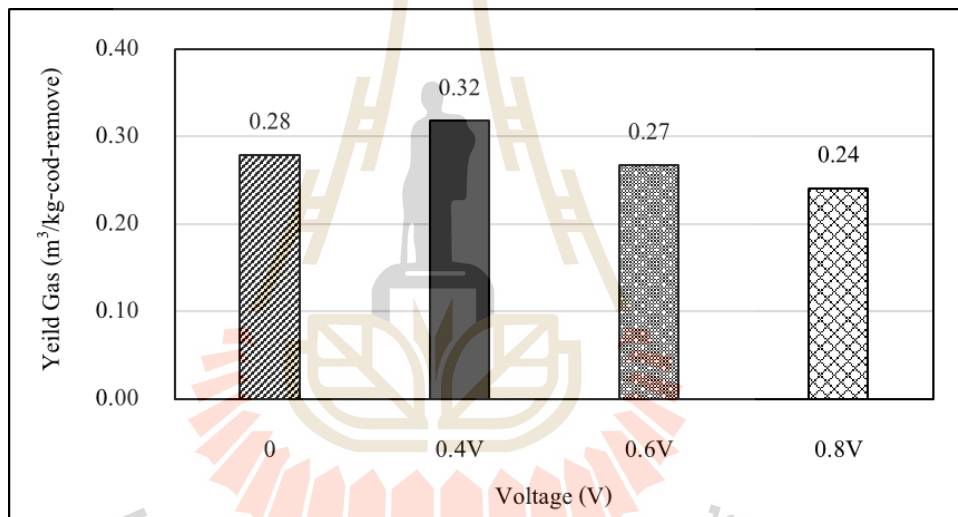
ตารางที่ 4.6 ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีของการแปรเปลี่ยนค่าความต่างศักย์ไฟฟ้า

	Parameter	0.4 V	0.6 V	0.8 V
Effluents (mg/L)	TCOD	$1,828 \pm 660$	$2,349 \pm 696$	$2,610 \pm 937$
	SCOD	$1,000 \pm 489$	$1,294 \pm 682$	$1,435 \pm 856$
Efficiency (%)	TCOD	88.54 ± 4.9	85.86 ± 3.75	84.06 ± 4.97
	SCOD	89.57 ± 4.1	89.26 ± 4.8	87.51 ± 8.4

4.4.2 อัตราการเกิดก๊าซชีวภาพ

การศึกษ้อัตราการเกิดก๊าซชีวภาพและองค์ประกอบของก๊าซชีวภาพของการศึกษาการแปรเปลี่ยนค่าความต่างศักย์ไฟฟ้าแสดงดังตารางที่ 4.7 พบว่า การใช้ค่าความต่างศักย์ไฟฟ้าที่ 0.4 V มีอัตราการเกิดก๊าซชีวภาพสูงสุด โดยเมื่อเข้าสู่สภาวะคงตัวในวันที่ 36 ไปจนถึงจบการศึกษาพบว่า มีอัตราการเกิดก๊าซชีวภาพสูงสุดถึง $0.32 \text{ m}^3/\text{kgCOD}_{\text{removed}}\text{-day}$ และตามด้วยค่าความต่างศักย์ไฟฟ้า

ที่ 0.6 V และ 0.8 V โดยมีอัตราการเกิดก๊าซชีวภาพที่ 0.27 และ 0.24 $\text{m}^3/\text{kgCOD}_{\text{removed}}\text{-day}$ ผลการศึกษาแสดงดังรูป 4.7 ซึ่งสอดคล้องกับประสิทธิภาพการกำจัดชีโอดีของระบบชีวไฟฟ้าเคมีในตารางที่ 4.5 เห็นได้ว่า เมื่อเพิ่มค่าความต่างศักย์ไฟฟ้าขึ้น ส่งผลให้ประสิทธิภาพในการย่อยสลายสารอินทรีย์เพื่อนำไปผลิตก๊าซชีวภาพของจุลินทรีย์ทำได้ลดลงเนื่องจากเกิดสภาวะเชื้อหุ้มเซลล์แตกจึงทำให้จุลินทรีย์ไม่สามารถย่อยสลายสารอินทรีย์ไปเป็นก๊าซชีวภาพได้ โดยสอดคล้องกับการศึกษา Zhen et al., 2017 ได้ทำการศึกษากลไกการทำงานของระบบชีวไฟฟ้าเคมีร่วมกับระบบUASB โดยใช้กระแสไฟฟ้าเพียง 0.4 - 0.6 V พบว่า อัตราการเกิดก๊าซมีเทนของระบบเท่ากับ $1.5 \pm 0.92 \text{ L/L-day}$ เนื่องจากเกิดกระบวนการ Hydrogenotrophic methanogenesis คือ การเปลี่ยนรูปสารอินทรีย์ไปเป็นแก๊สไฮโดรเจนและคาร์บอนไดออกไซด์ก่อนที่จะเปลี่ยนไปเป็นมีเทน



รูปที่ 4.7 อัตราการเกิดก๊าซชีวภาพของการแปรเปลี่ยนค่าความต่างศักย์ไฟฟ้า

ตารางที่ 4.7 อัตราการเกิดก๊าซชีวภาพและองค์ประกอบของก๊าซชีวภาพของการแปรเปลี่ยนค่าความต่างศักย์ไฟฟ้า

Parameters	Gas production rate ($\text{m}^3/\text{kgCOD}_{\text{removed}}\text{-day}$)	Gas Composition (%)		
		CH ₄	CO ₂	O ₂
0.4 V	0.32	67.43	21.3	1.41
0.6 V	0.27	65.92	25.67	0.8
0.8 V	0.24	64.5	24.8	0.3

4.4.3 การสะสมกรดอินทรีย์ระเหยง่ายและสารอะซิเตทในระบบ

การศึกษาความเข้มข้นของกรดอินทรีย์ระเหยง่าย (Volatile fatty acid, VFA) และสารอะซิเตทในระบบเพื่อศึกษาผลของการกระตุ้นด้วยกระแสไฟฟ้าในระบบชีวไฟฟ้าเคมี ซึ่งการให้กระแสไฟฟ้าเพียงเล็กน้อยส่งผลต่อจุลินทรีย์ที่ตอบสนองทางไฟฟ้าในขั้วแอโนดให้เกิดการย่อยสลายอินทรีย์ในน้ำช่วยลดการสะสมของสารอะซิเตทในระบบ ทำให้ได้ก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ โปรตอน และอิเล็กตรอน โดยอิเล็กตรอนที่ถูกปลดปล่อยออกมาจะถูกส่งไปยังขั้วแคโทดผ่านขั้วแอโนด ทำให้ในบริเวณขั้วแคโทดจะมีจุลินทรีย์ที่ผลิตก๊าซมีเทน และจุลินทรีย์ผลิตก๊าซไฮโดรเจนอยู่ จุลินทรีย์เหล่านี้จะดึงอิเล็กตรอนจากขั้วแคโทดมาใช้ในการสร้างพลังงานภายในเซลล์ทำให้ได้ก๊าซมีเทน และก๊าซไฮโดรเจนเป็นพลังงานชีวภาพขึ้น (Pant et al., 2012; Ghangrekaret al., 2017) ซึ่งผลการศึกษาระดับความเข้มข้นของ VFA และสารอะซิเตทแสดงดังตารางที่ 4.8

ตารางที่ 4.8 ปริมาณกรดอินทรีย์ระเหยง่ายและสารอะซิเตทในระบบ

Voltage	Parameter	Feed	Acid	BES-UASB
0.4 V	VFA (mg/L)	-	2,749.4	189.85
	Acetate (mg/L)	893.9	1,553.2	10.5
0.6 V	VFA (mg/L)	-	2,595.3	345.24
	Acetate (mg/L)	783.45	1,897.2	22.26
0.8 V	VFA (mg/L)	-	2,551.35	364.55
	Acetate (mg/L)	720.79	1,469.62	24.55

จากผลการศึกษาความเข้มข้นของ VFA และสารอะซิเตทในระบบ BES-UASB ซึ่งให้เห็นว่าในสถานะที่มีค่าความต่างศักย์ไฟฟ้าที่ 0.4 V มีประสิทธิภาพในการย่อยสลายสารอินทรีย์ในรูปของสารอะซิเตทเพื่อเปลี่ยนไปเป็นก๊าซชีวภาพได้ดีที่สุดถึง 99.3% โดยกระแสไฟฟ้าได้เข้าไปกระตุ้นกลไกออกซิเดชัน - รีดักชันของสารอินทรีย์ในน้ำเสียส่งผลให้สามารถลดการสะสมของ VFA และสารอะซิเตทในระบบและตามด้วยค่าความต่างศักย์ไฟฟ้าที่ 0.6 V และ 0.8 V โดยมีประสิทธิภาพในการกำจัดสารอะซิเตทที่ 98.82% และ 98.32% ซึ่งถือว่าไม่แตกต่างกันมาก โดยผลการศึกษานี้สอดคล้องกับงานวิจัยของ Zhen et al., (2017) ทำการศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียด้วยระบบบำบัดยูเอสบีร่วมกับระบบบำบัดชีวไฟฟ้าเคมี ในการศึกษาใช้น้ำเสียสังเคราะห์ที่มีค่าซีโอดีประมาณ 13,300 mg/L ภายในถังยูเอสบีประกอบด้วยท่อเหล็กซึ่งใช้เป็นขั้วแอโนด 1 คู่ และสปริงเหล็ก 1 ชิ้น เป็นขั้วแคโทด เติมน้ำด้วยความแรงดันไฟฟ้า 0.4 ถึง 0.6 โวลต์ อัตรา

การเกิดก๊าซมีเทนของระบบเท่ากับ 1.5 ± 0.92 ลิตรต่อลิตรต่อวัน โดยที่ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีเท่ากับ 98%

4.4.4 ลักษณะของตะกอน

การศึกษาลักษณะของตะกอนมีวัตถุประสงค์เพื่อสนับสนุนสมมติฐานของการเพิ่มประสิทธิภาพระบบผลิตก๊าซชีวภาพ ของระบบชีวไฟฟ้าเคมี เนื่องจากมีการรายงานว่า กระแสไฟฟ้าเพียงเล็กน้อยสามารถกระตุ้นให้จุลินทรีย์หลั่งสาร EPS มาห่อหุ้มเซลล์เพื่อป้องกันแรงดันออกสโมติก ทำให้จุลินทรีย์สามารถทนต่อสภาวะความเค็มได้ อีกทั้งสาร EPS จะทำปฏิกิริยากับไอออนเหล็กที่เกิดจากการออกซิเดชัน ของขั้วแอโนด เกิดเป็นพันธะสามมิติ $[Fe-EPS]_n$ ช่วยให้โครงสร้างจุลินทรีย์ยึดติดกันได้ดี โดยจะทำการวิเคราะห์ 2 องค์ประกอบหลักคือ ปริมาณโปรตีนและคาร์โบไฮเดรต โดยจะศึกษาทั้งในรูปของ Bound EPS และ Soluble EPS แสดงดังตารางที่ 4.9

ตารางที่ 4.9 ปริมาณโปรตีนและคาร์โบไฮเดรตในระบบ BES-UASB

Condition	Bound EPS		Soluble EPS	
	Protein (mg/gvss)	Carb (mg/gvss)	Protein (mg/gvss)	Carb (mg/gvss)
0.4 V	35.82 ± 6.0	4.39 ± 0.84	15.63 ± 2.41	12.24 ± 2.52
0.6 V	31.94 ± 4.23	8.4 ± 1.2	17.92 ± 6.07	13.57 ± 2.18
0.8 V	18.84 ± 1.4	5.56 ± 2.8	14.76 ± 2.01	9.71 ± 1.2

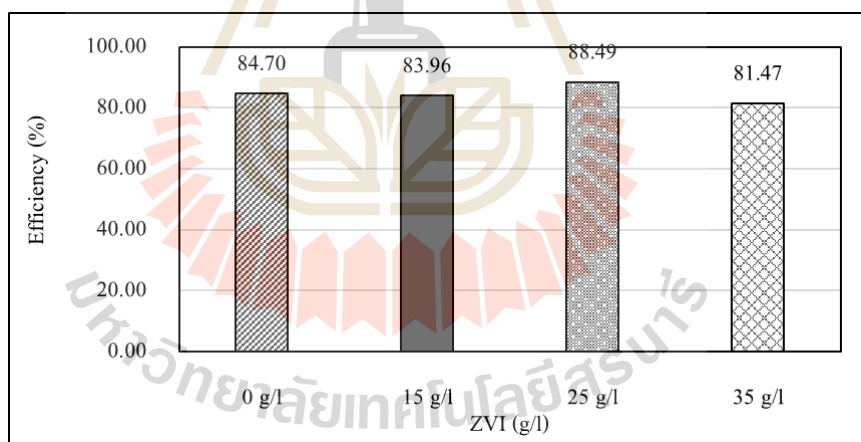
ปริมาณโปรตีนและคาร์โบไฮเดรตของการศึกษาการแปรเปลี่ยนค่าความต่างศักย์ไฟฟ้าแสดงให้เห็นว่าปริมาณ EPS ที่พบอยู่ในรูป Bound EPS เป็นส่วนใหญ่ผู้นั้นอยู่ในรูปของสารโปรตีน ซึ่งเมื่อ มีองค์ประกอบของโปรตีนที่สูงมีผลทำให้ตะกอนจุลินทรีย์เกาะรวมกันได้ดี และเมื่อเปรียบเทียบในการศึกษาพบว่า ค่าความต่างศักย์ไฟฟ้าที่ 0.4 V นั้นมีปริมาณสาร โปรตีนในรูป Bound EPS สูงกว่าค่าความต่างศักย์ไฟฟ้าที่ 0.6 V และ 0.8 V ที่ 10.84 และ 47.41% ตามลำดับ และจากการพิจารณาโปรตีนในรูปของ Soluble EPS เห็นได้ว่าการให้ค่าความต่างศักย์ไฟฟ้าที่ 0.6 V มีปริมาณโปรตีนสูงกว่าค่าความต่างศักย์อื่น ๆ ซึ่งบ่งบอกถึงการเร่งการย่อยสลายสาร โปรตีนในรูป Bound EPS โดยเอนไซม์ของจุลินทรีย์ที่ถูกกระตุ้นด้วยกระแสไฟฟ้า โดยสอดคล้องกับการศึกษาของ Zhen et al., 2017 ได้ทำการศึกษากลไกการทำงานของระบบชีวไฟฟ้าเคมีร่วมกับระบบยูเอเอสบี โดยใช้กระแสไฟฟ้าที่ 0.4 - 0.6 V พบว่า ค่ากระแสไฟฟ้าสามารถเพิ่ม LB - EPS ซึ่งเป็นพอลิเมอร์สายยาวสำหรับยึดเกาะจุลินทรีย์เข้าด้วยกัน มีปริมาณเพิ่มขึ้นจาก 4.60 ± 1.03 mg/g-vs เป็น 6.05 ± 0.84 mg/g-vs ซึ่งแสดงให้เห็นว่าการใส่กระแสไฟฟ้าสามารถเพิ่มขนาดของตะกอนได้

4.5 การแปรเปลี่ยนปริมาณ เหล็กประจุศูนย์

การศึกษการแปรเปลี่ยนปริมาณ เหล็กประจุศูนย์ในครั้งนี้มีวัตถุประสงค์เพื่อศึกษาปริมาณ เหล็กที่เหมาะสมสำหรับการเพิ่มประสิทธิภาพระบบผลิตก๊าซชีวภาพ โดยจะทำการศึกษาดังกล่าว การเกิดก๊าซชีวภาพ ประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ อีกทั้งยังมุ่งเน้นไปถึงผลของปริมาณ เหล็กประจุศูนย์ที่ส่งผลต่อกิจกรรมของจุลินทรีย์ในระบบ ซึ่งจากการศึกษาอัตราภาระบรทุกน้ำเข้า และอัตราภาระบรทุกสารอินทรีย์ที่เหมาะสมสำหรับระบบผลิตก๊าซชีวภาพ ได้เลือกใช้สภาวะของ RUN II โดยมี Upflow velocity ที่ 0.25 m/h และอัตราภาระสารอินทรีย์ที่ 25 kg/m³-day จะทำการศึกษา ปริมาณ เหล็กประจุศูนย์ที่ 15, 25 และ 35 g/L ซึ่งผลการศึกษาดังนี้

4.5.1 ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดี

จากการศึกษาพบว่าความเข้มข้นของปริมาณ เหล็กประจุศูนย์ที่เติมลงไปในระบบ ที่ความเข้มข้น 25 g/L_{Reactor} นั้นมีค่าประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีสูงสุด อยู่ที่ 88.94 ± 4.96% ตามด้วย ความเข้มข้นที่ 15 และ 35 g/L_{Reactor} ซึ่งได้ค่าประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีอยู่ที่ 83.96 ± 5.76 และ 81.47 ± 7.61% ตามลำดับ แสดงดังรูปที่ 4.8



รูปที่ 4.8 ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีของการแปรเปลี่ยนค่าความเข้มข้นของเหล็กประจุศูนย์

จากผลการศึกษาข้างต้นสอดคล้องกับสมมุติฐานของ เหล็กประจุศูนย์กล่าวคือ เหล็กประจุศูนย์สามารถแตกตัวให้ Fe²⁺ ได้ ซึ่ง Fe²⁺ นั้นเมื่อจับกับตะกอนจุลินทรีย์จะช่วยในการสร้างพันธะ [Fe-EPS] ซึ่งเสริมสร้างโครงสร้างของจุลินทรีย์ให้ดียิ่งขึ้นส่งผลให้เพิ่มความสามารถในการย่อยสลายสารอินทรีย์ในสภาวะที่น้ำเสียมีความเข้มข้นสูงได้ดี แต่ในกรณีที่มี ปริมาณความเข้มข้นของ เหล็กประจุศูนย์ที่มากเกินไป อาจส่งผลให้ตะกอนจุลินทรีย์สร้างพันธะของ

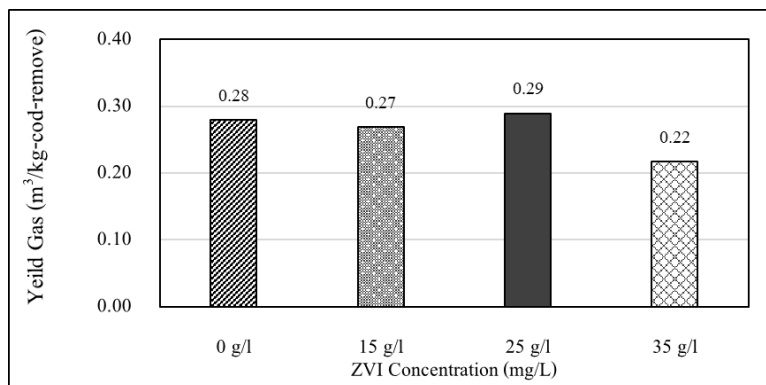
เหล็กประจุศูนย์ที่หนาแน่นเกินไป ทำให้สารอินทรีย์ในน้ำเสียไม่สามารถแทรกซึมเข้าสู่เซลล์ได้ จึงทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีลดลง สอดคล้องกับการศึกษาของ Hu et al., 2015 ซึ่งได้มีการศึกษาผลของการเพิ่มปริมาณมีเทนด้วยการอาศัยกลไกการรวมตัวของไฮโดรเจนและคาร์บอนไดออกไซด์โดยจากผลการศึกษาพบว่าปริมาณเหล็กที่ 30 g/L สามารถเพิ่มอัตราการเกิดก๊าซมีเทนได้ถึง 47% และจากตารางที่ 4.15 เห็นได้ว่าระบบควบคุมเมื่อเดินระบบเป็นระยะเวลานาน ต่อเนื่องนั้นสามารถเพิ่มประสิทธิภาพอัตราการเกิดก๊าซชีวภาพและเปอร์เซ็นต์มีเทนได้ดีขึ้น

ตารางที่ 4.10 ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีของการแปรเปลี่ยนปริมาณเหล็กประจุศูนย์

	Parameter	15 g/L	25 g/L	35 g/L
Effluents (mg/L)	TCOD	2,598 ± 960	1,969 ± 773	2,718 ± 1,155
	SCOD	1,424 ± 595	1,076 ± 574	1,424 ± 1,064
Efficiency (%)	TCOD	83.96 ± 5.76	88.49 ± 4.9	81.47 ± 7.61
	SCOD	88.4 ± 3.29	88.49 ± 8.44	88.59 ± 5.1

4.5.2 อัตราการเกิดก๊าซชีวภาพ

การศึกษ้อัตราการเกิดก๊าซชีวภาพและองค์ประกอบของก๊าซชีวภาพของการศึกษาการแปรเปลี่ยนปริมาณเหล็กประจุศูนย์ แสดงดังตารางที่ 4.11 พบว่า การใช้ความเข้มข้นของเหล็กประจุศูนย์ที่ 25 g/L_{Reactor} มีอัตราการเกิดก๊าซชีวภาพสูงสุด โดยเมื่อเข้าสู่สภาวะคงตัวในวันที่ 39 ไปจนถึงจบการศึกษาพบว่ามีอัตราการเกิดก๊าซชีวภาพสูงสุดถึง 0.29 m³/kgCOD_{removed}-day และตามด้วยความเข้มข้นของ เหล็กประจุศูนย์ที่ 15 g/L_{Reactor} และ 35 g/L_{Reactor} โดยมีอัตราการเกิดก๊าซชีวภาพที่ 0.24 และ 0.22 m³/kgCOD_{removed}-day ผลการศึกษาแสดงดังรูปที่ 4.8 ซึ่งสอดคล้องกับประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีของระบบ ZVI - UASB ในตารางที่ 4.7 เห็นได้ว่า เมื่อเพิ่มความเข้มข้นของเหล็กประจุศูนย์ขึ้น ส่งผลให้ประสิทธิภาพในการย่อยสลายสารอินทรีย์เพื่อนำไปผลิตก๊าซชีวภาพของจุลินทรีย์ทำได้ลดลงเนื่องจากเกิดการเกาะกลุ่มของจุลินทรีย์ที่หนาแน่นเกินไป จึงทำให้จุลินทรีย์ไม่สามารถย่อยสลายสารอินทรีย์ไปเป็นก๊าซชีวภาพได้



รูปที่ 4.9 อัตราการเกิดก๊าซชีวภาพของการแปรเปลี่ยนความเข้มข้นของเหล็กประจุศูนย์

ตารางที่ 4.11 อัตราการเกิดก๊าซชีวภาพและองค์ประกอบของก๊าซชีวภาพของการแปรเปลี่ยนปริมาณเหล็กประจุศูนย์

Parameters	Gas production rate (m ³ /kgCOD _{removed} -day)	Gas Composition (%)		
		CH ₄	CO ₂	O ₂
15 g/L	0.27	62.4	26.7	0.2
25 g/L	0.29	61.9	27.4	0.5
35 g/L	0.22	57.95	29.4	2.1

4.5.3 การสะสมกรดอินทรีย์ระเหยง่ายและสารอะซิเตทในระบบ

การศึกษาความเข้มข้นของกรดอินทรีย์ระเหยง่าย (Volatile fatty acid, VFA) และสารอะซิเตทในระบบเพื่อศึกษาผลของการเพิ่มประสิทธิภาพด้วย เหล็กประจุศูนย์ โดยกลไกของเหล็กประจุศูนย์นั้นจะออกซิไดซ์ให้อีออนเหล็กเพื่อทำปฏิกิริยากับจุลินทรีย์ในน้ำเสียช่วยเพิ่มความอุดมสมบูรณ์ของจุลินทรีย์ในระบบ โดยการส่งเสริมโครงสร้างของจุลินทรีย์ให้ยึดเกาะกัน อีกทั้งเหล็กประจุศูนย์ยังออกซิไดซ์ให้อีเล็กตรอน เมื่ออยู่ในน้ำเสียจึงได้ผลผลิตเป็นโปรตอน โดยจุลินทรีย์ใช้ในการย่อยสลายร่วมกับสารอะซิเตทช่วยให้ปริมาณสารอะซิเตทในระบบลดลง ซึ่งผลการศึกษาริมาณความเข้มข้นของ VFA และสารอะซิเตทแสดงดังตารางที่ 4.12

ตารางที่ 4.12 ปริมาณกรดอินทรีย์ระเหยง่ายและสารอะซิเตทในระบบ ZVI - UASB

Conditions	Parameter	Feed	Acid	ZVI-UASB
15 g/L	VFA (mg/L)	-	2,749.4	362.17
	Acetate (mg/L)	893.9	1,553.2	54.84
25 g/L	VFA (mg/L)	-	2,595.3	201.18
	Acetate (mg/L)	783.45	1,897.2	11.51
35 g/L	VFA (mg/L)	-	2,551.35	505.49
	Acetate (mg/L)	720.79	1,469.62	68.55

จากผลการศึกษาความเข้มข้นของ VFA และสารอะซิเตทในระบบ ZVI - UASB ซึ่งให้เห็นว่าปริมาณความเข้มข้นของ เหล็กประจุศูนย์เหมาะสมของระบบอยู่ที่ 25 g/L โดยมีประสิทธิภาพในการย่อยสลายสารอินทรีย์ในรูปของสารอะซิเตทเพื่อเปลี่ยนไปเป็นก๊าซชีวภาพได้ดีที่สุดถึง 99.39% ตามด้วยความเข้มข้นของ เหล็กประจุศูนย์ที่ 15 g/L และ 35 g/L โดยมีประสิทธิภาพในการกำจัดสารอะซิเตทที่ 96.47% และ 95.33% ตามลำดับ จากการศึกษาพบว่าประสิทธิภาพในการกำจัดสารอะซิเตทในระบบถือว่าไม่แตกต่างกันมาก แต่เนื่องจากปริมาณของ เหล็กประจุศูนย์ที่ 35 g/L นั้นมีมากเกินไปซึ่งอาจทำให้เกิดปริมาณของเฟอร์รัสไอออนที่สูง และเฟอร์รัสไอออนเหล่านี้ได้ไปจับตัวกับสาร EPS ของจุลินทรีย์ในระบบส่งผลให้เกิดไบโอฟิล์มที่หนาแน่น ทำให้สารอะซิเตทไม่สามารถเข้าถึงจุลินทรีย์ด้านในได้จึงทำให้สารอะซิเตทบางส่วนไหลออกจากระบบก่อนได้รับการย่อยสลาย โดยมีงานวิจัย Zhang et al. (2015) ได้ทำการศึกษาปริมาณความเข้มข้นของเหล็กที่ใช้เพื่อบำบัดน้ำเสียระบบ Waste activated sludge โดยทำการศึกษาความเข้มข้นของเหล็กตั้งแต่ 0, 1, 4 และ 20 g/L พบว่าหลังจากย่อยสลาย 20 วัน ความเข้มข้นของเหล็กที่โดยที่ความเข้มข้นของเหล็กที่ 4 และ 20 g/L มีความสามารถในการกำจัดซีโอดีไม่แตกต่างกันมากที่ 67.8% และ ปริมาณมีเทนเพิ่มขึ้น 43.5% เช่นเดียวกับ Zheng et al. (2015) ได้ศึกษาเหล็กประจุศูนย์ที่ใช้ในการทดสอบเป็น เหล็กประจุศูนย์แบบผง (0, 1, 2, 5 และ 10 g/L พบว่า นอกเหนือจาก เหล็กประจุศูนย์ ที่ทำให้ปฏิกิริยาในการเกิดก๊าซมีเทนเร็วขึ้นยังพบว่า เหล็กประจุศูนย์สามารถทำให้ผลผลิตก๊าซมีเทนเพิ่มขึ้น 91.5% เมื่อเทียบกับระบบควบคุม เนื่องจาก เหล็กประจุศูนย์เป็นตัวเร่งปฏิกิริยาในการเปลี่ยน VFA ไปเป็นอะซิเตตได้มากขึ้นทำให้ปริมาณก๊าซไฮโดรเจนที่เกิดขึ้นในระบบลดลง 27.6 - 18.8 ml/gVSS ปริมาณเหล็กประจุ ศูนย์ที่เพิ่มขึ้น เหล็กประจุศูนย์ 0 - 10 g/L ทำให้ผลผลิตก๊าซมีเทนเพิ่มขึ้น 1.9 - 32.3 ml/gVSS ตามลำดับ

4.5.4 ลักษณะของตะกอน

การศึกษาลักษณะของตะกอนมีวัตถุประสงค์เพื่อสนับสนุนสมมติฐานของการเพิ่มประสิทธิภาพระบบผลิตก๊าซชีวภาพของระบบ ZVI - UASB เนื่องจากมีการรายงานว่าไอออนโลหะหลายค่า เช่น Ca^{2+} , Mg^{2+} , Al^{2+} และ Fe^{2+} สามารถปรับปรุงลักษณะแกนของจุลินทรีย์ภายในระบบได้ และยิ่งไปกว่านั้นยังเชื่อว่าไอออนของโลหะเหล่านี้สามารถจับกับสารโพลีเมอร์ภายนอกเซลล์ (EPS) ของตะกอนแอนแอโรบิกเพื่อช่วยให้เกิดสารประกอบเชิงซ้อนที่มีความเสถียรภาพมากขึ้น โดยผลการศึกษาระยะวิเคราะห์จากความเข้มข้นของ EPS ในตะกอน โดยจะทำการวิเคราะห์ 2 องค์ประกอบหลัก คือ ปริมาณโปรตีนและคาร์โบไฮเดรต โดยจะศึกษาทั้งในรูปของ Bound EPS และ Soluble EPS แสดงดังตารางที่ 4.13

ตารางที่ 4.13 ปริมาณโปรตีนและคาร์โบไฮเดรตในระบบ ZVI - UASB

Condition	Bound EPS		Soluble EPS	
	Protein (mg/gvss)	Carb (mg/gvss)	Protein (mg/gvss)	Carb (mg/gvss)
15 g/L	16.85 ± 2.96	4.43 ± 0.76	17.08 ± 1.56	1.26 ± 0.16
25 g/L	23.52 ± 7.1	2.41 ± 0.82	13.58 ± 5.33	4.62 ± 1.46
35 g/L	36.48 ± 5.44	6.79 ± 1.31	12.56 ± 1.15	2.02 ± 0.65

จากการพิจารณาปริมาณโปรตีนและคาร์โบไฮเดรตของการศึกษาการแปรเปลี่ยนค่าความเข้มข้นของปริมาณ เหล็กประจุศูนย์แสดงให้เห็นว่าปริมาณ EPS ที่พบอยู่ในรูป Bound EPS เป็นส่วนใหญ่นั้นอยู่ในรูปของสาร โปรตีนเช่นเดียวกับการแปรเปลี่ยนค่าความต่างศักย์ไฟฟ้า เมื่อเปรียบเทียบในการศึกษาพบว่า ค่าความเข้มข้นของ เหล็กประจุศูนย์ที่ 35 g/L นั้นมีปริมาณโปรตีนในรูปของ Bound EPS สูงกว่าความเข้มข้นที่ 25 g/L และ 15 g/L ที่ 53.82 และ 35.53% ตามลำดับ ซึ่งปริมาณโปรตีนในรูปของ Bound EPS ที่มากขึ้นไปบ่งชี้ถึงความหนาแน่นของตะกอนที่มากขึ้นไปส่งผลให้ความสามารถในการดั่งสารอะซิเตทไปใช้ในการย่อยสลายเพื่อเปลี่ยนไปเป็นก๊าซชีวภาพทำได้ลดลง ซึ่งสอดคล้องกับผลการศึกษาประสิทธิภาพการกำจัดสารอะซิเตทและอัตราการเกิดก๊าซชีวภาพข้างต้น แต่อย่างไรก็ตามปริมาณความเข้มข้นของ เหล็กประจุศูนย์ ที่ 25 g/L ได้แสดงถึงประสิทธิภาพการกำจัดสารอะซิเตทและอัตราการเกิดก๊าซชีวภาพที่ดีที่สุด โดยสอดคล้องกับการศึกษาของ Wu et al., (2015) ได้ทำการศึกษาผลของการเพิ่มประสิทธิภาพการผลิตก๊าซชีวภาพด้วย เหล็กประจุศูนย์โดยใช้ความเข้มข้น เหล็กประจุศูนย์ที่ 3, 7, 15, 25 และ 50 g/L พบว่า ไอออนของเหล็กที่ละลายอยู่ในน้ำสามารถกระตุ้นกระบวนการ Methanogenesis และการย่อยสลายทาง

ชีวภาพของระบบได้ แต่อย่างไรก็ตามปริมาณของ เหล็กประจุศูนย์ที่สูงนั้นมีความเสี่ยงต่อจุลินทรีย์ เนื่องจากมีการสะสมของปริมาณเหล็กจำนวนมากในตะกอน โดยมีแนวโน้มที่จะห่อหุ้มเซลล์และ ทำให้โครงสร้างของเซลล์เสียหายจากการศึกษาพบว่า ประสิทธิภาพการกระตุ้นของ เหล็กประจุศูนย์ ที่เกิดขึ้นสูงที่สุดอยู่ที่ 25 g/L และตามด้วย 7 g/L แต่ความเข้มข้นของ เหล็กประจุศูนย์ที่ 50 g/L นั้น สูงเกินไปสำหรับกิจกรรมของจุลินทรีย์ เมื่อพิจารณาการรั่วไหลของ LDH ที่สูงขึ้นและระดับ ATP ในเซลล์ต่ำกว่าระบบที่ไม่มีการเติมเหล็กประจุศูนย์

4.6 การประเมินค่าใช้จ่ายของระบบเบื้องต้น

การประเมินค่าใช้จ่ายของระบบเพิ่มประสิทธิภาพการผลิตก๊าซชีวภาพเบื้องต้นแบ่งออกเป็น 2 ส่วน คือ (1) การประเมินค่าไฟฟ้าที่ใช้ในการบำบัดด้วยระบบชีวไฟฟ้าเคมี และ (2) ประเมินค่าใช้จ่ายในการซื้อเศษเหล็กจากโรงงานอุตสาหกรรม โดยจะเลือกศึกษาจากสภาวะที่เหมาะสม เพื่อนำมาคำนวณค่าใช้จ่ายของระบบเบื้องต้น ดังนี้

4.6.1 ค่าไฟฟ้าที่ใช้ในการบำบัดด้วยระบบชีวไฟฟ้าเคมี

การประเมินค่าไฟฟ้าเบื้องต้นสำหรับการบำบัดน้ำเสียด้วยระบบชีวไฟฟ้าเคมี จะแบ่งเป็น 2 ส่วน นั่นคือ ส่วนที่ 1 ค่าไฟฟ้าพื้นฐาน ซึ่งประกอบด้วยค่าพลังงานไฟฟ้าและค่าบริการ ส่วนที่ 2 คือ ค่าภาษีมูลค่าเพิ่ม 7% ซึ่งการประเมินค่าไฟฟ้าเบื้องต้นแสดงดังตารางที่ 4.14 พลังงานไฟฟ้าที่ใช้ในระบบสามารถบำบัดน้ำเสียได้ 0.015 ลูกบาศก์เมตรต่อวัน โดยตัวอย่างการคำนวณแสดงดังภาคผนวก จ. แสดงรายการคำนวณค่าไฟฟ้าเบื้องต้น

ตารางที่ 4.14 ค่าไฟฟ้าที่ใช้ในการบำบัดด้วยระบบชีวไฟฟ้าเคมี

เงื่อนไข	พลังงานไฟฟ้า (กิโลวัตต์/ชั่วโมง)	ค่าพลังงานไฟฟ้า (บาท/หน่วย)*	ค่าพลังงานไฟฟ้าในการบำบัดต่อหน่วย (บาท/ลูกบาศก์เมตรต่อวัน)
0.4 V	4.8×10^{-4}	1.29×10^{-3}	0.086
0.6 V	1.152×10^{-3}	3.09×10^{-3}	0.206
0.8 V	1.728×10^{-3}	4.64×10^{-3}	0.309

* ค่าพลังงานไฟฟ้าคิดเป็นกิจการขนาดกลาง แรงดันไฟฟ้า 12 - 24 กิโลโวลต์ ค่าพลังงาน 2.688 บาทต่อหน่วย

4.6.2 ประเมินค่าใช้จ่ายในการซื้อเศษเหล็กจากโรงงานอุตสาหกรรม

จากการศึกษาปริมาณเศษเหล็กที่ลดลงในระบบ ZVI - UASB โดยเลือกใช้ค่าการเดินระบบของชุดการทดลองที่ 2 (RUN II) เพื่อใช้ในการประเมินค่าใช้จ่ายในการจัดซื้อเศษเหล็กจากโรงงานอุตสาหกรรม โดยระยะเวลาการเดินระบบ 55 วัน และอัตราการไหลของน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบที่ 15 ลิตรต่อวัน จากการประเมินการเติมปริมาณเหล็กเบื้องต้นแสดงดังตารางที่ 4.15

ตารางที่ 4.15 การประเมินค่าใช้จ่ายค่าเศษเหล็กจากโรงงานอุตสาหกรรม

เงื่อนไข	ปริมาณเศษเหล็กที่หายไป (kg)	ปริมาณเศษเหล็กที่หายไป (kg/m ³)	ค่าใช้จ่ายค่า (Baht/m ³)
15 g/L	0.0019	2.3×10^{-3}	0.017
25 g/L	0.0028	3.39×10^{-3}	0.025
35 g/L	0.0031	3.75×10^{-3}	0.028

*ราคาขายเศษเหล็กจากโรงงานผลิตชิ้นส่วนรถยนต์ 7.53 บาท/กิโลกรัม (10 มกราคม 2563)

4.6.3 ผลวิเคราะห์ข้อมูลการคาดการณ์ปริมาณไฟฟ้าที่ได้จากระบบผลิตก๊าซชีวภาพ

ก๊าซชีวภาพที่ได้จากระบบบำบัดน้ำเสียจะให้ห้องค์ประกอบของดังนี้ ก๊าซมีเทน (CH₄) ประมาณ 50 - 70% ก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ (CO₂) ประมาณ 30 - 50% และก๊าซไฮโดรเจน (H₂) ก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ (H₂S) ก๊าซไนโตรเจน (N₂) เล็กน้อยโดยปกติการกำจัดค่าซีโอดี 1 kg จะสามารถผลิตก๊าซชีวภาพได้ 0.3 - 0.5 m³ โดย ก๊าซชีวภาพ 1 m³ สามารถใช้ทดแทนน้ำมันเตาได้ 0.55 ลิตร ซึ่งเทียบกัพลังงานไฟฟ้า 1.20 kWh แสดงดังตารางที่ 4.16

ตารางที่ 4.16 ปริมาณ ไฟฟ้าจากระบบผลิตก๊าซชีวภาพจากน้ำเสียแ่งคัดแปร (กฟผ, 2554)

เงื่อนไข	ปริมาณก๊าซชีวภาพ (m ³ /m ³ _{ww} -day)	ปริมาณไฟฟ้า (kWh)	รายได้จากการจำหน่ายไฟฟ้า อัตรา 2.96 (Baht/kWh)*
BES-UASB	0.4 V	4.5	15.98
	0.6 V	4.52	16.04
	0.8 V	4.16	14.77
ZVI-UASB	15 g/L	2.41	8.55
	25 g/L	4.1	14.56
	35 g/L	2.97	10.54
STM-UASB	3.81	4.57	13.53

บทที่ 5

บทสรุปและข้อเสนอแนะ

5.1 สรุปผลการวิจัย

จากการศึกษาการเพิ่มประสิทธิภาพการผลิตก๊าซชีวภาพจากน้ำเสียกระบวนการผลิตแป้งมันสำปะหลังมีความเต็มสูงและความสกปรกสูงด้วยระบบชั้นสลัดจ์แอนแอโรบิกแบบไหลขึ้น (Upflow anaerobic sludge blanket, UASB) โดยได้ทำการศึกษาปัจจัยที่มีผลกระทบต่อกระบวนการเพิ่มประสิทธิภาพการผลิตก๊าซชีวภาพและศึกษาการประเมินทางเลือกที่เหมาะสมในการเพิ่มประสิทธิภาพการผลิตก๊าซชีวภาพจากน้ำเสียกระบวนการผลิตแป้งมันสำปะหลังตัดแปร ซึ่งในการศึกษาในชุดทดลองที่ 1 - 3 (RUN I - RUN III) จะทำการแปรเปลี่ยนความเร็วน้ำไหลขึ้น (Upflow velocity) และอัตราการบรรทุกสารอินทรีย์ (Organic loading rate, OLR) เพื่อเลือกค่าการเดินระบบที่เหมาะสมสำหรับการเดินระบบเพิ่มประสิทธิภาพการผลิตก๊าซชีวภาพโดยใช้เทคนิคทางเลือกนั้นคือ ระบบชีวไฟฟ้าเคมี (BES - UASB) และระบบเหล็กประจุศูนย์ (ZVI - UASB) จากการศึกษาพบประสิทธิภาพและเสถียรภาพในการเดินระบบ UASB โดยสรุปดังต่อไปนี้

5.1.1 การศึกษาความเร็วน้ำไหลขึ้นและอัตราการบรรทุกสารอินทรีย์

จากผลการศึกษาในชุดการทดลองที่ 1 - 3 (RUN I - RUN III) พบว่า ค่าการเดินระบบในชุดการทดลองที่ 2 (RUN II) ที่ Upflow velocity ที่ 0.25 m/h และ OLR ที่ 25 kg/ m³-day นั้นมีประสิทธิภาพในการย่อยสลายสารอินทรีย์เพื่อผลิตก๊าซชีวภาพที่ 84.7 ± 4.89% เนื่องจากการหมุนเวียนน้ำที่เข้าสู่ระบบมีส่วนช่วยให้สารอินทรีย์ในน้ำเสียเกิดการกวนผสมกันได้ดีขึ้น ส่งผลให้น้ำเสียสามารถสัมผัสกับจุลินทรีย์ในระบบได้ดีมากขึ้น อีกทั้งยังช่วยเวียนสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายไม่สมบูรณ์กลับเข้าสู่ระบบเพื่อย่อยสลายต่อไปในระบบ ส่งผลให้กลไกการเกิดก๊าซชีวภาพทำได้ดีมากขึ้น โดยมีอัตราการเกิดก๊าซชีวภาพที่ 0.28 m³/kgCOD_{removed}-day และก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นยังมีส่วนช่วยให้เกิดการฟุ้งกระจายของตะกอนในระบบอีกด้วย และในการศึกษาลักษณะของตะกอนของทั้ง 3 การศึกษา RUN I พบว่า มีปริมาณสารโปรตีนทั้งในรูป Bound EPS และ Soluble EPS ต่ำกว่า RUN II และ RUN III เนื่องจากอัตราการไหลของน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบมีน้อยเกินไปทำให้สารอินทรีย์ในน้ำเสียไม่สามารถผ่านเข้าสู่จุลินทรีย์ที่เกาะติดกันด้านในได้ จุลินทรีย์จึงดึงสารอาหาร โปรตีนและคาร์โบไฮเดรตใน EPS มาใช้เป็นแหล่งพลังงานแทนสารอินทรีย์ในน้ำเสีย

5.1.2 การศึกษาผลของการแปรเปลี่ยนค่าความต่างศักย์ไฟฟ้า

การศึกษาระบบประเมิณทางเลือกที่เหมาะสมสำหรับการเดินระบบผลิตก๊าซชีวภาพด้วยระบบ BES-UASB พบว่า ค่าความต่างศักย์ไฟฟ้าที่ 0.4 V สามารถช่วยกระตุ้นให้จุลินทรีย์ที่ตอบสนองต่อกระแสไฟฟ้าสามารถลดการสะสมของสารอะซิเตทในระบบให้ลดลงโดยสามารถลดได้ถึง 99.3% โดยอาศัยกลไกการเปลี่ยนสารอะซิเตทไปเป็นไฮโดรเจนและคาร์บอนไดออกไซด์ ซึ่งเป็นสารตั้งต้นของการผลิตมีเทน อีกทั้งยังมีกลไกกระตุ้นจุลินทรีย์ให้ย่อยสลายสารอะซิเตทเพื่อผลิตเป็นก๊าซชีวภาพโดยตรงอีกด้วย ส่งผลให้สามารถเพิ่มประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีและเพิ่มอัตราการเกิดก๊าซชีวภาพให้สูงขึ้นได้ ซึ่งจากการศึกษาลักษณะของตะกอนโดยการวิเคราะห์ EPS ในระบบพบว่าที่ 0.4 V นั้นมีปริมาณสาร โปรตีนในรูป Bound EPS สูงกว่าค่าความต่างศักย์ไฟฟ้าที่ 0.6 V และ 0.8 V ที่ 10.84 และ 47.41% ตามลำดับ

5.1.3 การศึกษาผลของการแปรเปลี่ยนความเข้มข้นของเหล็กประจุศูนย์

การศึกษาระบบประเมิณทางเลือกที่เหมาะสมสำหรับการเดินระบบผลิตก๊าซชีวภาพด้วยระบบ ZVI - UASB พบว่า ปริมาณที่เหมาะสมของระบบอยู่ที่ 25 g/L_{reactor} โดยพบว่าการรวมตัวกันของไอออนของเหล็กประจุศูนย์และสาร EPS ที่เกิดจากตะกอนจุลินทรีย์ส่งผลให้จุลินทรีย์สามารถทนต่อสภาวะที่น้ำเสียมีความเค็มสูงได้ดี ส่งผลให้จุลินทรีย์สามารถย่อยสลายสารอะซิเตทในน้ำเสียเพื่อให้ได้ก๊าซชีวภาพได้โดยมีประสิทธิภาพการกำจัดสารอะซิเตทถึง 99.39% ใกล้เคียงกับระบบ BES - UASB อีกทั้งยังพบว่า ค่าความเข้มข้นของเหล็กประจุศูนย์ที่ 35 g/L นั้นมีปริมาณโปรตีนในรูปของ Bound EPS สูงกว่าความเข้มข้นที่ 25 g/L และ 15 g/L ที่ 53.82 และ 35.53% ตามลำดับ ซึ่งปริมาณโปรตีนในรูปของ Bound EPS ที่มากเกินไปบอกได้ถึงความหนาแน่นของตะกอนที่มากเกินไปส่งผลให้ความสามารถในการดึงสารอะซิเตทไปใช้ในการย่อยสลายเพื่อเปลี่ยนไปเป็นก๊าซชีวภาพทำได้ลดลง

5.2 ข้อเสนอแนะ

1) การเวียนน้ำทิ้งเข้าสู่ระบบสามารถช่วยเพิ่มประสิทธิภาพในการบำบัดสารอินทรีย์ในน้ำเสียและเพิ่มอัตราการผลิตก๊าซชีวภาพได้มากขึ้น แต่ควรควบคุมอัตราการเวียนน้ำทิ้งกลับเข้าสู่ระบบไม่ให้มากเกินไปเนื่องจากอาจส่งผลต่ออัตราการระสารอินทรีย์ได้

2) เนื่องจากงานวิจัยที่ทำการศึกษานั้นมีข้อจำกัดของการนำระบบชีวไฟฟ้าเคมีไปประยุกต์ใช้ในอุตสาหกรรมแป้งมันสำปะหลัง เนื่องจากลักษณะน้ำเสียมีหลากหลายประเภทควรมีการศึกษาเพิ่มเติมในส่วนของคุณค่าความต่างศักย์ไฟฟ้าที่เหมาะสมกับน้ำเสียนั้น ๆ อีกทั้งควรศึกษา

ระยะเวลาในการเปลี่ยนขั้วไฟฟ้าเนื่องจากงานวิจัยเลือกใช้เหล็กเป็นขั้วไฟฟ้า ในสถานะที่น้ำเสียมีความเค็มสูงจะเร่งปฏิกิริยาการกัดกร่อนของเหล็กทำให้เกิดสนิมได้เร็วขึ้น

3) ในการนำเศษเหล็กไปประยุกต์ใช้ในโรงงานอุตสาหกรรม ควรมีการศึกษาอายุของเหล็ก ผลกระทบในระยะยาว และควรรศึกษาถึงการจัดการการตกค้างของเหล็กในตะกอนดินเพิ่มเติม

4) ในกรณีที่มีการปรับเพิ่ม - ลดค่า Upflow velocity ด้วยวิธีการเวียนน้ำทิ้งเข้าสู่ระบบ ควรรศึกษาผลกระทบที่ส่งต่อการเพิ่มขนาดของบ่ั โดยควรมีการประเมินค่าใช้จ่ายในการจัดซื้อบ่ั ค่าใช้จ่ายในการเวียนน้ำทิ้งเข้าสู่ระบบ และขนาดกำลังไฟฟ้าที่ใช้



รายการอ้างอิง

- กรมพัฒนาพลังงานทดแทนและอนุรักษ์พลังงาน กระทรวงพลังงาน. (2549). **หลักสูตรการออกแบบระบบบำบัดน้ำเสียเพื่อผลิตก๊าซชีวภาพเบื้องต้น**. กระทรวงพลังงาน.
- กรมโรงงานอุตสาหกรรม. (2540). **คู่มือการจัดการสิ่งแวดล้อม อุตสาหกรรมแป้งมัน ลำปะหลัง แป้งมันต์ดัดแปรและแป้งมันแปรรูป**. กระทรวงอุตสาหกรรม.
- กมลดา กมลสิงห์. (2558). การเปรียบเทียบประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียจากโรงแป้งมันลำปะหลังแปรรูปด้วยระบบเลี้ยงตะกอนชนิดที่มีตัวกลางยึดเกาะและไม่มีตัวกลางยึดเกาะสำหรับน้ำเสียที่มีความเข้มข้นสูง. *คณะวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์*.
- กฤษยา โรจน์พานิช, นิพนธ์ ตั้งคณานุรักษ์ และคณิดา ตั้งคณานุรักษ์. (2560). การบำบัดน้ำเสียจากโรงงานผลิตแป้งมันลำปะหลังด้วยแบคทีเรียท้องถิ่นที่มีประสิทธิภาพที่คัดเลือกได้จากน้ำเสีย. *Thai Journal of Science and Technology* ปีที่: 6 ฉบับที่: 2 เลขหน้า: 140-151.
- ธีรธรรมย์ เลิศภัทรภรณ์. (2556). **โครงการพัฒนาศักยภาพบุคลากรด้านพลังงาน และทรัพยากรสำหรับอุตสาหกรรมแป้งมันลำปะหลัง**. [ออนไลน์] <http://www.thailandtapiocastarch.net/about/> เข้าถึงข้อมูล ณ วันที่ 1 ก.ค. 2561.
- วุฒิชัย ทิวทอง. (2545). การกำจัดเฮกซะวาเลนที่โครเมียมและนิกเกิลในน้ำเสียสังเคราะห์ด้วยผงตะไบเหล็ก. *คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย*.
- ศิริพรรณ วัฒนรัตน์. (2542). การเพิ่มการสลายตัวของสารฆ่าแมลงกลุ่มออร์กาโนคลอรีนโดยใช้ผงเหล็ก. กรุงเทพมหานคร. *ฐานข้อมูลวิทยานิพนธ์ไทย*.
- Abeling U, Seyfried CF. (1993). Anaerobic-aerobic treatment of potato-starch wastewater. **Journal of Science and Technology**. 28(2): 165-176.
- Abudukeremu Kadie, Yibadatihan Simay, Peyman Abdesahian, Nadia Farhana Azman, K. Chandrasekharm, Mohd Sahaid Kalil. (2016). A comprehensive review of microbial electrolysis cells (MEC) reactor designs and configurations for sustainable hydrogen gas production. **Alexandria Engineering Journal** 55: 427-443.
- Ahmadi M., Jorfi S., Kujluc R., Ghafaride S., Darvishi R., Soltanif C. and Haghifard N.J. (2017). A novel salt-tolerant bacterial consortium for biodegradation of saline and recalcitrant petrochemical wastewater. **Journal of Environmental Management**. 191: 198-208.

- Al-Shammari S. B. and Shahalam A. (2016). Treatment of High Salinity Wastewater Rich in Nitrate and Phosphate Using Sequential Bioreactors System. **International Journal of Environmental Science and Development**. 7: 10.
- Allers T. (2010). Overexpression and purification of halophilic proteins in *Haloferax volcanii*. **Bioengineered Bugs**. 1 (4): 288-290.
- APHA-AWWA and WEF (2005). **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. Washington D. C.: American Public Health Association.
- Apostolos Vlyssides, Elli Maria Barampouti and Sofia Mai. (2009). Influence of ferrous iron on the granularity of a UASB reactor. **Chemical Engineering Journal**. 146: 49-56.
- Aspé E., Martí M.C., Jara A., and Roeckel M. (2001). Ammonia inhibition in the anaerobic treatment of fishery effluents. **Water Environment Research**. 73: 154-164.
- Baere D., L.A., Devocht, M., Van Assche, P., and Verstraete, W. (1984). Influence of high NaCl and NH₄Cl salt levels on methanogenic associations. *Water Res.*,18 (5) 543-548.
- Belkin S, Brenner A. and Abeliovich A. (1993). Biological treatment of a high salinity chemical industrial wastewater. **Water Science & Technology**. 27 (7-8) 105-112.
- Baranitharan E., Maksudur R. Khan, Prasad D. M. R., Wee Fei Aaron Teo, Geok Yuan Annie Tan, Rajan Jose. (2015). Effect of biofilm formation on the performance of microbial fuel cell for the treatment of palm oil mill effluent. **Bioprocess and Biosystems Engineering**. 38: 15-24.
- Burnett W.E. (1974). The effect of salinity variations on the activated sludge process. **Water & Sewage Works**. 37-55.
- Cai, W., Liu, W., Yang, C., Wang, L., Liang, B. and Thangavel, S. (2016c). Bio cathodic methanogenic community in an integrated anaerobic digestion and microbial electrolysis system for enhancement of methane production from waste sludge. **ACS Sustainable Chemistry & Engineering**. 4, 4913-4921.
- Carlo S, Catia A, Benjamin E, Ioannis I. (2017). Microbial fuel cells: From fundamentals to applications. A review. **Journal of Power Sources**. 356: 225-244.
- Chaisri R, Boonsawang P, Prasertsan P, Chairapat S. (2007). Effect of organic loading rate on methane and volatile fatty acids productions from anaerobic treatment of palm oil mill effluent in UASB and UFAF reactors. **Songklanakarinn Journal of Science and Technology**. 29: 311-23.

- Chaikasem S. (2015). Effect of PVA-Gel on Performance Improvement of a Two Stage Thermophilic Anaerobic Membrane Bioreactor, Engineering in Environmental Engineering and Management. **Asian Institute of Technology School of Environment, Resources and Development**. Thailand.
- Chavalparit O, Limpaseni W. (1995). Pollutant load from modified starch factories in Thailand. The Engineering Institute of Thailand Under HM The King's Patronage (EIT), **Annual Conference**. 77-89.
- Chigusa K., Hasegawa T, Yamamoto N., and Watanabe Y. (1996). Treatment of Wastewater from Oil Manufacturing Plant by Yeasts. **Water Science & Technology**. 34 (11) 51-58.
- Choi M.H. and Park Y.H. (1999). Growth of *Pichia guilliermondii* A9, an Osmotolerant Yeast, in Waste Brine Generated from Kimchi Production. **Bioresource Technology**. 70: 231-236.
- Claros, J., Jiménez, E., Borrás, L., Aguado, D., Seco, A., Ferrer, J., and Serralta, J. (2010). Short-term effect of ammonia concentration and salinity on activity of ammonia oxidizing bacteria. **Water Science and Technology**. 61: 3008-3016.
- Cui, D., Guo, Y.Q., Lee, H.S., Cheng, H.Y., Liang, B., Kong, F.Y., Wang, Y.Z., Huang, L.P., Xu, M.Y., and Wang, A.J. (2014). Efficient azo dye removal in bio electrochemical system and post-aerobic bioreactor: optimization and characterization. **Chemical Engineering**. 243, 355-363.
- Dan NP. (2001). Biological treatment of high salinity wastewater using yeast and bacterial systems. Asian Institute of Technology School of Environment, **Resources and Development** Bangkok, Thailand.
- Defrance M.B. (1993). Etude d'un reacteur levurien pour le traitement des effluents d'industries alimentaires. Doctoral Thesis, University of Montpellier II-Sciences et Techniques du Languedoc, France.
- Deng, L. W., Zheng, P., and Chen, Z. I. (2006). Anaerobic digestion and post-treatment of swine waste water using IC-SBR process with bypass of raw wastewater. **Process Biochemical**. 4: 965-969.
- Deng S, Bai R, Hu X et al. (2003). Characteristics of a bio flocculant produced by *Bacillus mucilaginosus* and its use in starch wastewater treatment. **Apply Microbiol Biotechnol**. 60 (5): 588-593.

- Deocadiz E.S. (1977). Joint biological treatment of paper mill effluent with sewage by yeasts. **AIT Thesis**. Bangkok, Thailand.
- Ding, A, Yang, Y, Sun, G, and Wu, D. (2016). Impact of applied voltage on methane generation and microbial activities in an anaerobic microbial electrolysis cell (MEC). **Chemical Engineering Journal** 283: 260-265.
- Dipak A, Jadhava, Sreemoyee Ghosh Ray, Makarand M. Ghangrekar. (2017). Third generation in bio-electrochemical system research - A systematic review on mechanisms for recovery of valuable by-products from wastewater. **Renewable and Sustainable Energy Reviews** 76: 1022-1031.
- Feijoo G., Soto M., Méndez R., Lema J.M. (1995). Sodium inhibition in the anaerobic Process: antagonism and adaptation phenomena. **Enzyme and Microbial Technology**. 17: 180-188.
- Feng, Y., Zhang, Y., Quan, X., and Chen, S. (2014). Enhanced anaerobic digestion of waste activated sludge digestion by the addition of zero valent iron. **Water Research**. 52: 242-250.
- Fusuwankaya K, Chaiprasert P, Suraraksa B (2009) Treatment of modified starch wastewater with high sodium chloride (NaCl) concentration using an anaerobic hybrid reactor. **Desalination and Water Treatment**. 4(1-3): 224-228.
- Franzmann PD, Stackebrandt E, Sanderson K, et al. (1988). Halobacterium lacusprofundi sp. nov., a halophilic bacterium isolated from Deep Lake, Antarctica. **Systematic and Applied Microbiology**. 11 (1): 20-27.
- Gajaraj, S., Huang, Y., Zheng, P., Hu, Z., (2017). Methane production improvement and associated methanogenic assemblages in bioelectrochemically assisted anaerobic digestion. **Biochemical Engineering Journal**. 117: 105-112.
- Gunda M, Karolien V, and Deepak P. (2016). Imperative role of applied potential and inorganic carbon source on acetate production through microbial electrosynthesis. **Journal of CO₂ Utilization**. 15: 57-64.
- Ghangrekar Pritha Chatterjee M. M. (2017). A Systematic Review on Bioelectrochemical Systems Research. **Current Pollution Reports**. 3: 281-288.
- Habets, L. H. A. & Knelissen, and J. H. (1985). Application of the UASB-reactor for anaerobic treatment of paper and board mill effluent. **Water Science and Technology**. 17, 61-75.

- Hamoda M.F., and Al-Attar I.M.S. (1995). Effects of high sodium chloride concentrations on activated sludge treatment. **Water Science & Technology**. 31 (9) 61-72.
- Heidrich, E. S., Dolfing, J., Wade, M. J., Sloan, W. T., Quince, C., and Curtis, T. P. (2018). Temperature, inoculate and substrate: contrasting electroactive consortia, diversity and performance in microbial fuel cells. **Bioelectrochemistry**. 119: 43-50.
- Hu T. (1989). Treatment of Vermicelli Wastewater by an acid-tolerant, starch degrading yeast. **Biological Waste**. 28 (3): 163-174.
- Ismail, S.B., De La Parra, C.J., Temmink, H., Van Lier, J.B. (2010). Extracellular polymeric substances (EPS) in up flow anaerobic sludge blanket (UASB) reactors operated under high salinity conditions. **Water Research**. 44 (6): 1909-1917.
- Jeremiasse AW, Hamelers EVM, Buisman CJN (2010) Microbial electrolysis cell with a microbial biocathode. **Bioelectrochemistry**. 78: 39-43.
- Kapdan I.K. and Erten B. (2007). Anaerobic treatment of saline wastewater by Hal-anaerobium lacusrosei. **Process Biochemistry**. 42: 449-453.
- Kargi, F. (2002). Enhanced biological treatment of saline wastewater by using halophilic bacteria. **Biotechnology Letters** 24: 1569-1572.
- Kargi, F, Dincer, A.R. (2000). Use of Halophilic Bacteria in Biological Treatment of Saline Wastewater by Fed-Batch Operation. **Water Environment Research**. 72: 2.
- Kincannon, D.F. and Gaudy Jr., A.F. (1966). Some Effects of High Salt Concentrations on Activated Sludge. **Journal of Water Pollution Control Federation**. 38: 1148-1159.
- Kimata-Kino, N., Ikeda, S., Kurosawa, N., Toda, T., (2010). Saline adaptation of granules in mesophilic UASB reactor. **International Biodeterioration and Biodegradation**. 65: 65-72.
- Kokabian B, Bonakdarpour B, Fazel S. (2013). The effect of salt on the performance and characteristics of a combined anaerobic-aerobic biological process for the treatment of synthetic wastewaters containing Reactive Black 5. **Chemical Engineering Journal**. 221: 363-372.
- Kumar G, Rijuta G. S, Abudukeremu K, Periyasamy S, Guangyin Zhen, Sang-Hyoun Kim, Ganesh Dattatraya Saratale. A review on bio-electrochemical systems (BESS) for the syngas and value added biochemicals production. **Chemosphere**. 177: 84-92.

- Lawton, G.W. and Eggert, C.V. (1957) Effects of High Sodium Chloride Concentrations on Trickling Filter Slimes. **Sewage and Industrial Wastes**. 29: 111-228.
- Lee, B., Park, J.-G., Shin, W.-B., Tian, D.-J., Jun, H.-B., (2017). Microbial communities change in an anaerobic digestion after application of microbial electrolysis cells. **Bioresour. Technology**. 234, 273-280.
- Lefebvre O, Rene' Moletta., 2006, Treatment of organic pollution in industrial saline wastewater: A literature review. **Water Research**. 40: 3671-3682.
- Lettinga G., Van Velson, A.F.M., Hobma, S.M., de Zeeuw, W., Klapwijk, A., (1980). Use of Upflow Sludge Blanket (USB) Reactor Concept for Biological Wastewater Treatment Especially for Anaerobic Treatment. **Biotechnology & Bioengineering**, 22(4): 699-734.
- Li G, Ma X, Tu J (2011). Treatment of starch wastewater using UASB reactor with hydraulic circulation and biomass screen. *Water Resource and Environmental Protection (ISWREP)*, **International Symposium IEEE**. 2: 834-837.
- Li, J.; Chen, C. L.; Zhang, R.; Wang, X. K. (2015). Nanoscale zero-valent iron particles 1005 supported on reduced graphene oxides by using a plasma technique and their 1006 application for removal of heavy-metal ions. **Chemical Asian Journal**. 10: 1410-1417.
- Liang, S., Shi, Q., Gao, X., Yang, H., Wang, S. (2015). Perchlorate removal by autotrophic bacteria associated with zero-valent iron: effect of calcium ions. **Journal Chemical Technological Biotech**. 90(4): 722-729.
- Linji, X., Wenzong, L., Yining, W., Aijie, W., Shuai, L., Wei, J. (2013). Optimizing external voltage for enhanced energy recovery from sludge fermentation liquid in microbial electrolysis cell. **Int. J. Hydrogen Energy**. 38 (35): 15801-15806.
- Liu K, Bo Wei, Zhuxing Su, Dan Yan, Xujiang Qin. (2010). Simulated Test Studying on CN-Containing Cassava Starch Industry Wastewater Treated by Anaerobic Process. **Scientific Research**. 998-1002.
- Liu Y, Yaobin Zhang, Xie Quan, Shuo Chen, Huimin Zhao. (2011). Applying an electric field in a built-in zero valent iron e Anaerobic reactor for enhancement of sludge granulation. **Water Research**. 45: 1258-1266.
- Ludzack, F.J., and Noran, D.K. (1965) Tolerance of High Salinities by Conventional Wastewater Treatment Processes. **Journal Water Pollutant. Control Fed**. 37: 1404.

- Marone A., Carmona-Martínez A.A., Sire Y., Meudec E., Steyer J.P., Bernet N., Trably E. (2016). Bio-electrochemical treatment of table olive brine processing wastewater for biogas production and phenolic compounds removal. **Water Research**. 100: 316-325.
- Metcalf, Eddy. (2003). Wastewater Engineering: **Treatment and Reuse**, fourth ed. McGraw-Hill, Inc., New York.
- Miskiewicz T., Oleszkiewicz J. A., Kosinska K., Koziarski S., Kramarz M. and Ziobrowski J. (1982). Dynamic tests on yeast production from piggery effluents. **Agriculture Wastes**. 4: 315.
- Namwong, S., Tanasupawat, S., Smitinont, T., Visessanguan, W., Kudo, T., & Itoh, T. (2005). Isolation of *Lentibacillus salicampi* strains & *Lentibacillus juripiscarius* sp. nov. isolated from fish sauce in Thailand. **International Journal of Systematic & Evolutionary Microbiology**. 55: 315-20.
- Nishihara ESRC (2001). Technical details of the yeast cycle system, **Personal Communication & Company Process Catalog**.
- Omil, F., Mendez, R. & Lema, J. M. (1995a). Anaerobic treatment of saline wastewaters under high sulphide and ammonia content. **Bio-resource Technology**. 54: 269-278.
- Oren, A. (2002). Diversity of halophilic microorganisms: Environments, phylogeny, physiology, and applications. **Journal of Industrial Microbiology and Biotechnology**. 28: 56-63.
- Panpong K., Srisuwan S O-Thong G. and Kongjan P. (2014). Anaerobic Co-digestion of Canned Seafood Wastewater with Glycerol Waste for Enhanced Biogas Production. **Energy Procedia**. 52: 328-336.
- Polprasert, C. (1996). *Organic Waste Recycling*. (2nd ed.), Singapore: John Wiley & Sons.
- Powell M. R., Puls W. R., Hightower K. S., and Sebatini A. D. (1995). Coupled iron corrosion and chromate reduction: mechanisms for subsurface remediation. **Environment Science. Technology**. 29 (8): 1913-1922.
- Quan, X., Liu, Y., An, X., Chen, S., Zhao, H Zhang, J., Zhang, Y. (2011a). Bioaugmentation and functional partitioning in a zero valent iron-anaerobic reactor for sulfate-containing wastewater treatment. **Chemical. Engineering Journal**. 174(1): 159-165.
- Rajasimman M, Karthikeyan C (2007). Aerobic digestion of starch wastewater in a fluidized bed bioreactor with low density biomass support. **Journal Hazard Mater**. 143(1): 82-86.

- Rajkumar R., Meenambal T, Saravanna P.M, Ananthanarayanan P. (2012). Treatment of poultry slaughter house wastewater in hybrid up flow anaerobic sludge blanket reactorpacked with polyvinylchloride rings. **Bioresource Technology**. 103(1): 116-122.
- Rengasamy Karthikeyan, Ka Yu Cheng, Ammaiappan Selvama, Arpita Bose, Jonathan W.C. Wong. (2017). Bioelectrohydrogenesis and inhibition of methanogenic activity. in microbialelectrolysis cells - A review. **Biotechnology Advances**. 35: 758-771.
- Rinzema, A., Vanlier, J. & Lettinga, G. (1988). Sodium inhibition of acetoclastic methanogens in granular sludge from a UASB reactor. **Enzyme and Microbial Technology**. 10: 24-32.
- Reyna and Coker J. (2014). The effects of extremes of pH on the growth and transcriptomic profiles of three haloarchaea. **F1000 Research**.
- Rovirosa N., Sánchez E., Cruz M., Veiga M.C., and Borja R. (2004). Coliform concentration reduction and related performance evaluation of a down-flow anaerobic fixed bed reactor treating low-strength saline wastewater. **Bioresource Technology**. 94: 119-127.
- Sawyer, C. (1994). **Chemistry for Environmental Engineering**. 4th Edition, McGraw-Hill, New York.
- Singha, J, Kaur, L, O.J. Mc Carthy. (2007). Factors influencing the physico-chemical, morphological, thermal and rheological properties of some chemically modified starches for food applications-A review. **Food Hydrocolloids**. 21: 1-22.
- Sombatsompop, K., Visvanathan, C., Ben Aim, R. (2006). Evaluation of Biofouling phenomenon in suspended and attached growth membrane bioreactor system. **Desalination**. 201: 138-149.
- Thrash, J.C., Coates, J.D. (2008). Review: direct and indirect electrical stimulation of microbial metabolism. **Environmental Science and Technology**. 42 (11): 3921-3931.
- Tartakovsky. B, Mehta. P, Bourque. J.-S, Guiot S.R. (2011). Electrolysis-enhanced anaerobic digestion of wastewater. **Bioresource Technology**. 102: 5685-5691.
- Torres, C.I., Krajmalnik-Brown, R., Parameswaran, P., Marcus, A.K., Wanger, G., Gorby, Y.A., Rittmann, B.E., (2009). Selecting anode-respiring bacteria based on anode potential: phylogenetic, electrochemical, and microscopic characterization. **Environmental Science Technology**. 43: 9519-9524.

- Trinh NT, Jong Hyeok Park, Byung-Woo Kim, (2009). Increased generation of electricity in a microbial fuel cell using *Geobacter sulfur reducens*. **Korean Journal of Chemical Engineering**, 26 (3): 748-753.
- Wang H, Ren ZJ. (2013). A comprehensive review of microbial electrochemical systems as a platform technology. **Biotechnology Advance**. 31: 1796-1807.
- Wang D, Hongjun Han, Yuxing Han, Kun Li, Hao Zhu. (2017). Enhanced treatment of Fischer-Tropsch (F-T) wastewater using the upflow anaerobic sludge blanket coupled with bio-electrochemical system: Effect of electric field. **Bioresource Technology**. 232: 18-26.
- Woolard C.R. and Irvine R.L. (1995). Response of a periodically operated halophilic biofilm reactor to changes in salt content. **Water Science Technology**. 31(1): 41-50.
- Wu, D., Zheng, S., Ding, A., Sun, G., Yang, M. (2015). Performance of a zero valent iron-based anaerobic system in swine wastewater treatment. **Journal Hazardous Material**. 286: 1-6.
- Xuenong Yi and Yulin Wang. (2016). Treatment of high salt oxidized modified starch waste water using micro-electrolysis, two-phase anaerobic aerobic and electrolysis for reuse. **Apply Water Science**. 7: 1231-1237.
- Yaobin Zhang, Yinghong Feng, Xie Quan. (2015). Zero-valent iron enhanced methanogenic activity in anaerobic digestion of waste activated sludge after heat and alkali pretreatment. **Waste Management**. 38: 297-302.
- Yinxu Liang, Hui Zhu, Gary Banuelos, Baixing Yan, Qingwei Zhou, Xiangfei Yu, Xianwei Cheng., (2017). Constructed wetlands for saline wastewater treatment: A review, **Ecological Engineering**. 98: 275-285.
- Younggy Kim, Bruce E. Logan. (2013). Simultaneous removal of organic matter and salt ions from saline wastewater in bio-electrochemical systems, **Desalination**. 308: 115-121.
- Zhang J, Yaobin Zhang, Xie Quan. (2012). Electricity assisted anaerobic treatment of salinity. Wastewater and its effects on microbial communities. **Water Research**. 42: 3535-3543.
- Zhen G, Xueqin Lu, Gopalakrishnan Kumar, Peter Bakonyi, aiqinK Xu, Youcai Zhao. (2017). Microbial electrolysis cell platform for simultaneous waste biorefinery and clean electrofuels generation: Current situation, challenges and future perspectives. **Progress in Energy and Combustion Science**. 63: 119-145.



ภาคผนวก ก

ข้อมูลการปรับสภาพเชื้อจุลินทรีย์

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

ตารางที่ ก.1 การปรับสภาพเชื้อจุลินทรีย์

วันที่	FEED					ACID FEMANTATION					R1					R2				
	pH	Alk (mg/L)	TDS (g/L)	TCOD (mg/L)	SCOD (mg/L)	pH	Alk (mg/L)	TDS (g/L)	TCOD (mg/L)	SCOD (mg/L)	pH	Alk (mg/L)	TDS (g/L)	TCOD (mg/L)	SCOD (mg/L)	pH	Alk (mg/L)	TDS (g/L)	TCOD (mg/L)	SCOD (mg/L)
0	5.3	1416	3.28	10400	4800	5.02	1930	3.55	9400	8000	5.27	1185	3.22	5600	4800	5.83	1305	1.34	8000	5600
3	7	820	16	9280	320	5	980	12	15520	5920	5	1065	4	12320	11680	5	1285	4	10080	9120
6	7	956	19	14000	5600	5	1074	4	16600	10800	5	1026	17	11250	11200	5	1186	7	15500	14400
9	6	1085	23	10880	6880	6	3260	26	12747	5547	5	680	15	9280	8747	8	1465	15	8747	5013
12	7	990	23	8800	1600	6	1005	20	6000	3600	6	1210	12	9867	5067	7	1800	23	6400	5333
15	7	680	25	10133	7200	6	1300	22	7200	4800	6	1160	19	11200	9600	7	1950	19	3200	1067
18	7	1330	21	12800	3467	7	1270	21	3600	3200	7	1250	22	10400	3733	7	2300	22	4533	1200
21	7	930	22	13333	6400	6	1220	21	6400	4267	7	1530	21	9067	5333	7	2260	22	5333	3733
24	7	1030	22	11733	5333	6	1580	20	9600	6400	7	1910	20	11733	8000	7	2715	21	6933	3733
27	7	980	28	14933	4267	6	1280	21	8000	4800	7	1500	22	8533	5867	7	2250	21	3733	2667
30	7	890	26	19200	4800	6	1390	25	8000	5333	7	1870	24	9067	5867	7	2270	24	3733	2133
33	7	1910	24	14933	1600	7	1430	21	6933	1600	7	2080	24	5333	3200	7	2250	21	3733	2133
36	7	900	20	10667	3200	7	1230	21	5333	3200	7	1930	23	4267	2667	8	2050	23	2667	2133
39	7	1130	21	11733	3733	7	1500	21	5867	3733	7	2380	22	6400	3733	8	2210	23	4267	2667
42	7	1040	24	13600	6933	7	2120	20	10133	6933	7	2500	21	7467	5867	7	2530	21	5333	2667
45	7	890	26	38000	2800	6	1530	24	13467	9733	7	2080	23	8667	6000	8	2590	23	4933	3867
48	7	1070	30	8000	3733	6	2190	27	11200	5333	7	1960	25	9600	5333	7	2740	24	6507	4800
51	7	1725	15	18400	3733	7	1900	18	5600	4267	7	2170	23	8000	4800	7	2750	24	4800	3200
54	7	1465	21	11200	2667	6	2060	20	8533	4267	7	2650	20	5333	2667	7	3000	20	2133	1067
57	7	1020	26	15467	4267	6	1505	23	6400	4267	7	1825	21	5600	4000	7	2310	20	2400	1600
60	7	730	24	11733	4800	6	1420	23	5867	3733	7	1655	23	4267	2667	7	1825	23	3733	2400

ตารางที่ ก.1 การปรับสภาพเชื้อจุลินทรีย์ (ต่อ)

วันที่	FEED					ACID FEMANTATION					R1					R2				
	pH	Alk (mg/L)	TDS (mg/L)	TCOD (mg/L)	SCOD (mg/L)	pH	Alk (mg/L)	TDS (mg/L)	TCOD (mg/L)	SCOD (mg/L)	pH	Alk (mg/L)	TDS (mg/L)	TCOD (mg/L)	SCOD (mg/L)	pH	Alk (mg/L)	TDS (mg/L)	TCOD (mg/L)	SCOD (mg/L)
63	7	1040	20	14800	4800	6	2110	23	4267	3733	7	2485	23	5333	2667	7	2485	23	2400	1067
66	7	1000	21	13333	3200	7	1500	21	9600	4267	7	2000	22	7467	3733	7	1420	21	5600	2667
69	6	1025	21	12800	3200	7	2075	21	6400	2133	7	2225	21	5867	3733	7	2740	21	4267	1067
72	6	3660	23	12800	1600	6	1770	21	4267	1600	7	2295	17	4800	1067	7	3005	21	3200	1067
75	5	535	21	12267	2133	6	1260	20	5333	3200	7	1465	20	6933	2400	7	1790	20	3200	1333





ภาคผนวก ข

ข้อมูลการศึกษาประสิทธิภาพการกำจัดซีไอดี

ตารางที่ ข.1 ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดี RUN I

วันที่	BES-UASB			ZVI-UASB			STM-UASB		
	EFF (%)	MV3	S.D.	EFF (%)	MV3	S.D.	EFF (%)	MV3	S.D.
3	64.10	#N/A	#N/A	67.18	#N/A	#N/A	62.05	#N/A	#N/A
6	63.59	#N/A	#N/A	73.30	#N/A	#N/A	53.88	#N/A	#N/A
9	60.00	60.87	#N/A	70.00	70.17	#N/A	56.00	56.30	#N/A
12	59.02	59.41	#N/A	67.21	70.30	#N/A	59.02	62.32	#N/A
15	59.21	62.14	3.65	73.68	68.18	3.69	71.93	66.38	5.86
18	68.18	58.02	7.43	63.64	65.77	4.67	68.18	62.26	10.63
21	46.67	65.87	12.26	60.00	68.80	9.11	46.67	65.87	13.31
24	82.76	64.71	11.75	82.76	65.23	11.24	82.76	56.87	16.07
27	64.71	74.65	9.81	52.94	67.78	10.74	41.18	64.84	13.72
30	76.47	74.65	4.80	67.65	66.63	10.20	70.59	57.94	9.94
33	82.76	78.08	5.12	79.31	72.32	7.44	62.07	57.55	10.93
36	75.00	69.79	11.63	70.00	66.97	11.58	40.00	57.68	12.93
39	51.61	67.60	11.74	51.61	64.35	9.86	70.97	60.80	14.11
42	76.19	66.60	12.02	71.43	61.01	9.78	71.43	60.80	15.52
45	72.00	70.45	7.21	60.00	66.62	4.26	40.00	52.93	13.86
48	63.16	69.42	5.65	68.42	64.10	1.20	47.37	51.53	15.38
51	73.11	72.92	7.27	63.87	71.60	6.38	67.23	64.45	12.67
54	82.50	78.75	6.03	82.50	72.09	6.42	78.75	73.39	12.27

ตารางที่ ข.1 ประสิทธิภาพการกำจัดซีไอดี RUN I (ต่อ)

วันที่	BES-UASB			ZVI-UASB			STM-UASB		
	EFF (%)	MV3	S.D.	EFF (%)	MV3	S.D.	EFF (%)	MV3	S.D.
57	80.65	81.92	5.65	69.89	76.88	6.47	74.19	74.89	8.47
60	82.61	80.25	1.97	78.26	72.72	2.17	71.74	70.73	3.19
63	77.50	78.37	2.54	70.00	76.09	2.86	66.25	71.00	3.92
66	75.00	77.15	2.72	80.00	76.32	3.14	75.00	73.40	4.72
69	78.95	79.62	3.77	78.95	83.17	5.06	78.95	72.70	6.32
72	84.91	84.16	4.13	90.57	82.26	5.37	64.15	70.81	5.95
75	88.64	85.12	4.43	77.27	81.70	5.75	69.32	67.22	5.04
78	81.82	84.06	3.48	77.27	74.59	4.94	68.18	68.91	1.04
81	81.73	80.65	2.67	69.23	73.08	4.02	69.23	69.29	0.89
84	78.41	77.94	3.09	72.73	70.13	3.25	70.45	68.49	1.71
87	73.68	76.62	2.86	68.42	71.12	1.19	65.79	67.64	1.79
90	77.78	75.66	2.55	72.22	73.41	3.76	66.67	67.96	2.60
93	75.51	79.67	3.56	79.59	77.59	4.11	71.43	68.26	2.27
96	85.71	82.07	3.88	80.95	81.85	4.45	66.67	69.37	2.23
99	85.00	83.89	4.23	85.00	80.71	3.73	70.00	69.37	1.55
102	80.95	81.63	2.85	76.19	80.05	3.25	71.43	69.95	1.53
105	78.95	81.08	2.64	78.95	79.49	3.49	68.42	70.69	1.73
108	83.33			83.33			72.22	72.70	6.32

ตารางที่ ข.2 ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดี RUN II

วันที่	BES-UASB			ZVI-UASB			STM-UASB		
	EFF (%)	MV3	S.D.	EFF (%)	MV3	S.D.	EFF (%)	MV3	S.D.
142	74.63	#N/A	#N/A	71.64	#N/A	#N/A	64.18	#N/A	#N/A
145	71.19	#N/A	#N/A	66.10	#N/A	#N/A	64.41	#N/A	#N/A
148	72.22	72.53	#N/A	64.81	68.37	#N/A	53.70	60.88	#N/A
151	74.19	73.44	#N/A	74.19	68.08	#N/A	64.52	61.15	#N/A
154	73.91	74.37	1.06	65.22	71.47	4.26	65.22	61.99	4.58
157	75.00	75.35	1.13	75.00	70.55	2.67	56.25	62.39	4.49
160	77.14	74.52	2.10	71.43	71.67	2.76	65.71	60.65	3.85
163	71.43	74.52	2.08	68.57	70.28	1.89	60.00	62.74	1.96
166	75.00	76.88	4.60	70.83	71.03	2.38	62.50	66.32	5.87
169	84.21	82.89	5.69	73.68	76.24	4.86	76.47	70.88	6.08
172	89.47	86.47	5.70	84.21	81.20	5.50	73.68	75.45	6.09
175	85.71	86.47	4.04	85.71	83.83	5.45	76.19	76.27	2.28
178	84.21	84.42	1.51	81.58	85.39	3.54	78.95	81.34	4.64
181	83.33	83.96	1.46	88.89	84.94	2.43	88.89	84.06	4.63
184	84.35	85.37	1.89	84.35	86.12	2.13	84.35	86.12	4.40
187	88.43	88.34	2.87	85.12	87.24	2.97	85.12	86.21	1.80
190	92.25	91.86	3.36	92.25	89.82	3.23	89.15	87.94	2.02
193	94.90	94.09	2.92	92.10	93.16	3.37	89.55	88.02	2.47
196	95.12			95.12			85.37		

ตารางที่ ข.3 ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดี RUN III

วันที่	BES-UASB			ZVI-UASB			STM-UASB		
	EFF (%)	MV3	S.D.	EFF (%)	MV3	S.D.	EFF (%)	MV3	S.D.
222	82.98	#N/A	#N/A	78.72	#N/A	#N/A	74.47	#N/A	#N/A
225	86.44	#N/A	#N/A	81.36	#N/A	#N/A	79.66	#N/A	#N/A
228	90.00	88.23	#N/A	86.67	83.46	#N/A	85.00	80.38	#N/A
231	88.24	89.24	#N/A	82.35	84.41	#N/A	76.47	78.38	#N/A
234	89.47	89.40	0.64	84.21	84.09	1.14	73.68	77.04	4.19
237	90.48	87.76	2.64	85.71	82.57	2.92	80.95	75.62	4.04
240	83.33	89.82	4.27	77.78	80.58	3.21	72.22	81.49	6.41
243	95.65	87.73	4.69	78.26	80.08	3.89	91.30	84.33	6.69
246	84.21	91.62	4.39	84.21	84.16	4.34	89.47	90.26	6.40
249	95.00	89.15	2.87	90.00	85.52	4.52	90.00	85.31	5.91
252	88.24	89.65	3.04	82.35	87.61	4.18	76.47	85.65	5.82
255	85.71	89.56	3.79	90.48	87.43	2.73	90.48	83.72	5.82
258	94.74	90.31	3.75	89.47	88.55	2.61	84.21	85.21	3.73
261	90.48	89.81	4.40	85.71	88.22	2.14	80.95	81.37	2.84
264	84.21	88.05	3.34	89.47	88.22	1.93	78.95	83.12	4.63
267	89.47	85.96	3.48	89.47	89.47	1.02	89.47	84.21	3.92
270	84.21	88.45	2.27	89.47	89.09	0.85	84.21	87.34	3.71
273	91.67	88.57	2.24	88.33	88.65	0.53	88.33	86.89	0.92
276	89.83			88.14			88.14		

ตารางที่ ข.4 ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีของระบบการแปรเปลี่ยนค่าความต่างศักย์ไฟฟ้า

วันที่	0.6 V			0.8 V		
	EFF (%)	MV3	S.D.	EFF (%)	MV3	S.D.
3	53.66	#N/A	#N/A	72.34	#N/A	#N/A
6	65.12	#N/A	#N/A	75.51	#N/A	#N/A
9	71.43	63.40	#N/A	75.00	70.68	#N/A
12	81.25	72.60	#N/A	61.54	69.32	#N/A
15	69.23	73.97	7.34	71.43	69.32	6.33
18	75.86	75.45	5.70	75.00	75.48	4.36
21	80.00	75.03	3.97	80.00	78.75	4.43
24	78.57	78.14	2.89	81.25	79.94	3.09
27	84.62	81.06	3.54	78.57	81.05	2.11
30	85.71	82.97	2.60	83.33	80.63	1.58
33	84.62	84.98	2.60	80.00	82.65	1.78
36	86.67	85.67	1.70	84.62	83.44	1.77
39	85.71	85.67	0.62	85.71	86.41	2.25
42	85.37	85.92	0.66	88.89	86.35	2.23
45	90.48	87.19	1.93	84.44	87.94	2.33
48	88.89	88.24	1.96	90.48	88.38	2.12
51	89.19	89.52	1.95	90.22	90.31	1.81
54	90.48	89.52	0.69	90.24		

ตารางที่ ข.5 ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีของระบบการแปรเปลี่ยนความเข้มข้นของเหล็กประจุศูนย์

วันที่	15 g/L			35 g/L		
	EFF (%)	MV3	S.D.	EFF (%)	MV3	S.D.
3	74.47	#N/A	#N/A	58.54	#N/A	#N/A
6	71.43	#N/A	#N/A	55.81	#N/A	#N/A
9	68.75	64.67	#N/A	64.29	60.87	#N/A
12	53.85	63.78	#N/A	62.50	65.34	#N/A
15	68.75	64.67	7.91	69.23	65.75	2.440575
18	71.43	73.39	6.16	65.52	69.36	3.213767
21	80.00	77.56	5.86	73.33	72.47	4.20382
24	81.25	79.94	4.44	78.57	76.28	4.218263
27	78.57	78.27	2.96	76.92	80.40	4.683585
30	75.00	77.86	2.39	85.71	82.42	3.339641
33	80.00	77.31	2.27	84.62	85.67	3.368643
36	76.92	80.88	3.06	86.67	83.28	3.057546
39	85.71	84.58	4.70	78.57	82.72	2.784333
42	91.11	88.57	4.69	82.93	83.20	3.925968
45	88.89	89.37	3.84	88.10	87.38	3.55738
48	88.10	89.07	1.01	91.11	88.56	3.752331
51	90.22	88.71	1.12	86.49	90.15	2.919786
54	87.80			92.86		



ภาคผนวก ค

ข้อมูลการศึกษาอัตราการเกิดก๊าซชีวภาพ

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

ตารางที่ ค.1 ปริมาณก๊าซชีวภาพที่เกิดในระบบเพิ่มประสิทธิภาพ RUN I

วันที่	BES-UASB				ZVI-UASB				STM-UASB			
	ปริมาณก๊าซ ml/day	$L_{\text{gas}}/L_{\text{reactor}}$	$L_{\text{gas}}/L_{\text{wastewater}}$	$\text{m}^3/\text{kg-day}$	ml/day	$L_{\text{gas}}/L_{\text{reactor}}$	$L_{\text{gas}}/L_{\text{wastewater}}$	$\text{m}^3/\text{kg-day}$	ml/day	$L_{\text{gas}}/L_{\text{reactor}}$	$L_{\text{gas}}/L_{\text{wastewater}}$	$\text{m}^3/\text{kg-day}$
54	22932	0.76	1.53	0.18	23416	0.78	1.56	0.11	12860	0.43	0.86	0.09
55	46744	1.56	3.12		25236	0.84	1.68		20904	0.70	1.39	
56	45964	1.53	3.06		25860	0.86	1.72		22048	0.73	1.47	
57	42308	1.41	2.82	0.22	33832	1.13	2.26	0.20	38772	1.29	2.58	0.16
58	46328	1.54	3.09		44196	1.47	2.95		32060	1.07	2.14	
59	59984	2.00	4.00		41224	1.37	2.75		27248	0.91	1.82	
60	57352	1.91	3.82	0.24	40264	1.34	2.68	0.17	28912	0.96	1.93	0.17
61	53400	1.78	3.56		37648	1.25	2.51		36504	1.22	2.43	
62	54404	1.81	3.63		34528	1.15	2.30		34216	1.14	2.28	
63	51148	1.70	3.41	0.25	32344	1.08	2.16	0.21	39260	1.31	2.62	0.23
64	42984	1.43	2.87		42120	1.40	2.81		32812	1.09	2.19	
65	47212	1.57	3.15		33384	1.11	2.23		39780	1.33	2.65	
66	47768	1.59	3.18	0.24	48044	1.60	3.20	0.23	29656	0.99	1.98	0.18
67	42948	1.43	2.86		40696	1.36	2.71		32916	1.10	2.19	
68	38220	1.27	2.55		46260	1.54	3.08		32500	1.08	2.17	
69	52620	1.75	3.51	0.25	46624	1.55	3.11	0.25	31772	1.06	2.12	0.17
70	47368	1.58	3.16		32760	1.09	2.18		35220	1.17	2.35	
71	36972	1.23	2.46		56744	1.89	3.78		27456	0.92	1.83	

ตารางที่ ค.1 ปริมาณก๊าซชีวภาพที่เกิดในระบบเพิ่มประสิทธิภาพ RUN I (ต่อ)

วันที่	BES-UASB				ZVI-UASB				STM-UASB			
	ปริมาณก๊าซ ml/day	$L_{gas}/L_{reactor}$	$L_{gas}/L_{wastewater}$	$m^3/kg\text{-day}$	ml/day	$L_{gas}/L_{reactor}$	$L_{gas}/L_{wastewater}$	$m^3/kg\text{-day}$	ml/day	$L_{gas}/L_{reactor}$	$L_{gas}/L_{wastewater}$	$m^3/kg\text{-day}$
72	64872	2.16	4.32	0.22	56832	1.89	3.79	0.19	30524	1.02	2.03	0.16
73	52932	1.76	3.53		53296	1.78	3.55		29068	0.97	1.94	
74	60592	2.02	4.04		52432	1.75	3.50		35724	1.19	2.38	
75	57248	1.91	3.82	0.25	43680	1.46	2.91	0.22	32604	1.09	2.17	0.18
76	56244	1.87	3.75		43868	1.46	2.92		36484	1.22	2.43	
77	61840	2.06	4.12		49224	1.64	3.28		31876	1.06	2.13	
78	59640	1.99	3.98	0.25	48392	1.61	3.23	0.23	43592	1.45	2.91	0.21
79	51564	1.72	3.44		48236	1.61	3.22		41080	1.37	2.74	
80	53212	1.77	3.55		41788	1.39	2.79		30732	1.02	2.05	
81	60716	2.02	4.05	0.25	40680	1.36	2.71	0.21	39260	1.31	2.62	0.18
82	61428	2.05	4.10		48340	1.61	3.22		36296	1.21	2.42	
83	65396	2.18	4.36		47160	1.57	3.14		43436	1.45	2.90	
84	50248	1.67	3.35	0.29	44232	1.47	2.95	0.24	43488	1.45	2.90	0.24
85	66296	2.21	4.42		45376	1.51	3.03		44060	1.47	2.94	
86	62120	2.07	4.14		46988	1.57	3.13		48704	1.62	3.25	
87	56784	1.89	3.79	0.33	49624	1.65	3.31	0.30	31096	1.04	2.07	0.25
88	61464	2.05	4.10		47108	1.57	3.14		45708	1.52	3.05	
89	48204	1.61	3.21		44892	1.50	2.99		37648	1.25	2.51	

ตารางที่ ค.1 ปริมาณก๊าซชีวภาพที่เกิดในระบบเพิ่มประสิทธิภาพ RUN I (ต่อ)

วันที่	BES-UASB				ZVI-UASB				STM-UASB				
	ปริมาณก๊าซ	ml/day	$L_{\text{gas}}/L_{\text{reactor}}$	$L_{\text{gas}}/L_{\text{wastewater}}$	$\text{m}^3/\text{kg-day}$	ml/day	$L_{\text{gas}}/L_{\text{reactor}}$	$L_{\text{gas}}/L_{\text{wastewater}}$	$\text{m}^3/\text{kg-day}$	ml/day	$L_{\text{gas}}/L_{\text{reactor}}$	$L_{\text{gas}}/L_{\text{wastewater}}$	$\text{m}^3/\text{kg-day}$
90		56264	1.88	3.75	0.33	42432	1.41	2.83	0.27	22152	0.74	1.48	0.22
91		42484	1.42	2.83		44060	1.47	2.94		21424	0.71	1.43	
92		67756	2.26	4.52		42136	1.40	2.81		49660	1.66	3.31	
93		73112	2.44	4.87	0.30	67024	2.23	4.47	0.27	46696	1.56	3.11	0.22
94		67548	2.25	4.50		56660	1.89	3.78		44840	1.49	2.99	
95		62400	2.08	4.16		65448	2.18	4.36		46956	1.57	3.13	
96		65104	2.17	4.34	0.29	59572	1.99	3.97	0.26	36852	1.23	2.46	0.25
97		61000	2.03	4.07		44372	1.48	2.96		45636	1.52	3.04	
98		59748	1.99	3.98		53020	1.77	3.53		45708	1.52	3.05	
99		61256	2.04	4.08	0.29	52448	1.75	3.50	0.27	43368	1.45	2.89	0.27
100		54444	1.81	3.63		64008	2.13	4.27		46364	1.55	3.09	
101		59852	2.00	3.99		48964	1.63	3.26		45448	1.51	3.03	
102		59592	1.99	3.97	0.28	56192	1.87	3.75	0.27	46504	1.55	3.10	0.26
103		57876	1.93	3.86		51620	1.72	3.44		47544	1.58	3.17	
104		55432	1.85	3.70		44944	1.50	3.00		46228	1.54	3.08	
105		58968	1.97	3.93	0.33	54476	1.82	3.63	0.29	37980	1.27	2.53	0.26
106		52676	1.76	3.51		55516	1.85	3.70		40664	1.36	2.71	
107		65104	2.17	4.34		44268	1.48	2.95		41392	1.38	2.76	
108		53924	1.80	3.59	0.30	48220	1.61	3.21	0.27	41616	1.39	2.77	0.27

ตารางที่ ค.2 ปริมาณก๊าซชีวภาพที่เกิดในระบบเพิ่มประสิทธิภาพ RUN II

วันที่	BES-UASB				ZVI-UASB				STM-UASB			
	ปริมาณก๊าซ	ml/day	$L_{\text{gas}}/L_{\text{reactor}}$	$L_{\text{gas}}/L_{\text{wastewater}}$	$\text{m}^3/\text{kg-day}$	ml/day	$L_{\text{gas}}/L_{\text{reactor}}$	$L_{\text{gas}}/L_{\text{wastewater}}$	$\text{m}^3/\text{kg-day}$	ml/day	$L_{\text{gas}}/L_{\text{reactor}}$	$L_{\text{gas}}/L_{\text{wastewater}}$
140	45552	1.52	3.04		37492	1.25	2.50		19084	0.64	1.27	
141	49712	1.66	3.31		41288	1.38	2.75		23660	0.79	1.58	
142	40248	1.34	2.68	0.23	38584	1.29	2.57	0.20	32656	1.09	2.18	0.15
143	46280	1.54	3.09		41704	1.39	2.78		39204	1.31	2.61	
144	42120	1.40	2.81		40972	1.37	2.73		36504	1.22	2.43	
145	38784	1.29	2.59	0.25	28224	0.94	1.88	0.24	21780	0.73	1.45	0.21
146	41132	1.37	2.74		36452	1.22	2.43		21424	0.71	1.43	
147	39624	1.32	2.64		32500	1.08	2.17		16900	0.56	1.13	
148	35048	1.17	2.34	0.25	33696	1.12	2.25	0.24	26156	0.87	1.74	0.19
149	33540	1.12	2.24		37076	1.24	2.47		25012	0.83	1.67	
150	30732	1.02	2.05		35932	1.20	2.40		27560	0.92	1.84	
151	37180	1.24	2.48	0.25	35464	1.18	2.36	0.26	32100	1.07	2.14	0.24
152	48628	1.62	3.24		37128	1.24	2.48		35412	1.18	2.36	
153	43784	1.46	2.92		38272	1.28	2.55		41772	1.39	2.78	
154	46904	1.56	3.13	0.23	36972	1.23	2.46	0.21	32448	1.08	2.16	0.20
155	36332	1.21	2.42		33696	1.12	2.25		26816	0.89	1.79	
156	45448	1.51	3.03		41652	1.39	2.78		27284	0.91	1.82	
157	42328	1.41	2.82	0.29	42380	1.41	2.83	0.27	22812	0.76	1.52	0.24

ตารางที่ ค.2 ปริมาณก๊าซชีวภาพที่เกิดในระบบเพิ่มประสิทธิภาพ RUN II (ต่อ)

วันที่	BES-UASB				ZVI-UASB				STM-UASB			
	ปริมาณก๊าซ ml/day	$L_{\text{gas}}/L_{\text{reactor}}$	$L_{\text{gas}}/L_{\text{wastewater}}$	$\text{m}^3/\text{kg-day}$	ml/day	$L_{\text{gas}}/L_{\text{reactor}}$	$L_{\text{gas}}/L_{\text{wastewater}}$	$\text{m}^3/\text{kg-day}$	ml/day	$L_{\text{gas}}/L_{\text{reactor}}$	$L_{\text{gas}}/L_{\text{wastewater}}$	$\text{m}^3/\text{kg-day}$
158	47544	1.58	3.17		42744	1.42	2.85		30680	1.02	2.05	
159	49936	1.66	3.33		38948	1.30	2.60		38964	1.30	2.60	
160	46904	1.56	3.13	0.30	38272	1.28	2.55	0.27	30668	1.02	2.04	0.24
161	56572	1.89	3.77		40292	1.34	2.69		30452	1.02	2.03	
162	42104	1.40	2.81		41532	1.38	2.77		28776	0.96	1.92	
163	54704	1.82	3.65	0.34	39220	1.31	2.61	0.28	41096	1.37	2.74	0.27
164	62312	2.08	4.15		57520	1.92	3.83		49052	1.64	3.27	
165	67112	2.24	4.47		61648	2.05	4.11		44736	1.49	2.98	
166	64460	2.15	4.30	0.30	51064	1.70	3.40	0.28	46556	1.55	3.10	0.26
167	59468	1.98	3.96		47016	1.57	3.13		52224	1.74	3.48	
168	62608	2.09	4.17		51080	1.70	3.41		48220	1.61	3.21	
169	55604	1.85	3.71	0.31	48048	1.60	3.20	0.29	49660	1.66	3.31	0.28
170	59052	1.97	3.94		61244	2.04	4.08		47020	1.57	3.13	
171	65256	2.18	4.35		57580	1.92	3.84		44424	1.48	2.96	
172	63524	2.12	4.23	0.31	51376	1.71	3.43	0.30	46660	1.56	3.11	0.27
173	58568	1.95	3.90		61296	2.04	4.09		44736	1.49	2.98	
174	67612	2.25	4.51		61132	2.04	4.08		51340	1.71	3.42	
175	66020	2.20	4.40	0.30	64708	2.16	4.31	0.29	52692	1.76	3.51	0.26

ตารางที่ ค.2 ปริมาณก๊าซชีวภาพที่เกิดในระบบเพิ่มประสิทธิภาพ RUN II (ต่อ)

วันที่	BES-UASB				ZVI-UASB				STM-UASB			
	ปริมาณก๊าซ ml/day	$L_{gas}/L_{reactor}$	$L_{gas}/L_{wastewater}$	$m^3/kg\text{-day}$	ml/day	$L_{gas}/L_{reactor}$	$L_{gas}/L_{wastewater}$	$m^3/kg\text{-day}$	ml/day	$L_{gas}/L_{reactor}$	$L_{gas}/L_{wastewater}$	$m^3/kg\text{-day}$
176	63300	2.11	4.22		42260	1.41	2.82		50768	1.69	3.38	
177	60356	2.01	4.02		54808	1.83	3.65		49564	1.65	3.30	
178	63804	2.13	4.25	0.33	59020	1.97	3.93	0.28	49248	1.64	3.28	0.28
179	57904	1.93	3.86		57964	1.93	3.86		59936	2.00	4.00	
180	60712	2.02	4.05		65260	2.18	4.35		49832	1.66	3.32	
181	58448	1.95	3.90	0.33	56004	1.87	3.73	0.31	43888	1.46	2.93	0.27
182	61272	2.04	4.08		54564	1.82	3.64		54216	1.81	3.61	
183	61792	2.06	4.12		56436	1.88	3.76		58808	1.96	3.92	
184	63820	2.13	4.25	0.32	57216	1.91	3.81	0.29	49208	1.64	3.28	0.28
185	65380	2.18	4.36		61584	2.05	4.11		49052	1.64	3.27	
186	64532	2.15	4.30		67356	2.25	4.49		62692	2.09	4.18	
187	69904	2.33	4.66	0.31	54964	1.83	3.66	0.30	52744	1.76	3.52	0.27
188	72380	2.41	4.83		75208	2.51	5.01		67212	2.24	4.48	
189	78272	2.61	5.22		67768	2.26	4.52		65992	2.20	4.40	
190	77092	2.57	5.14	0.32	68448	2.28	4.56	0.30	61032	2.03	4.07	0.28
191	74272	2.48	4.95		70564	2.35	4.70		64913	2.16	4.33	
192	75780	2.53	5.05		57512	1.92	3.83		65906	2.20	4.39	
193	77732	2.59	5.18	0.31	74532	2.48	4.97	0.28	66898	2.23	4.46	0.28
194	78172	2.61	5.21	0.33	62556	2.09	4.17	0.27	67891	2.26	4.53	0.32

ตารางที่ ค.3 ปริมาณก๊าซชีวภาพที่เกิดในระบบเพิ่มประสิทธิภาพ RUN III

วันที่	BES-UASB				ZVI-UASB				STM-UASB				
	ปริมาณก๊าซ	ml/day	$L_{\text{gas}}/L_{\text{reactor}}$	$L_{\text{gas}}/L_{\text{wastewater}}$	$\text{m}^3/\text{kg-day}$	ml/day	$L_{\text{gas}}/L_{\text{reactor}}$	$L_{\text{gas}}/L_{\text{wastewater}}$	$\text{m}^3/\text{kg-day}$	ml/day	$L_{\text{gas}}/L_{\text{reactor}}$	$L_{\text{gas}}/L_{\text{wastewater}}$	$\text{m}^3/\text{kg-day}$
225		28620	0.95	1.91		27024	0.90	1.80		24164	0.81	1.61	
226		31012	1.03	2.07		26124	0.87	1.74		20784	0.69	1.39	
227		29020	0.97	1.93	0.19	25000	0.83	1.67	0.18	24892	0.83	1.66	0.17
228		44356	1.48	2.96		42952	1.43	2.86		43296	1.44	2.89	
229		34424	1.15	2.29		35812	1.19	2.39		28028	0.93	1.87	
230		45220	1.51	3.01	0.20	35532	1.18	2.37	0.20	30736	1.02	2.05	0.18
231		44892	1.50	2.99		39692	1.32	2.65		39848	1.33	2.66	
232		47612	1.59	3.17		36140	1.20	2.41		32864	1.10	2.19	
233		46228	1.54	3.08	0.21	48272	1.61	3.22	0.20	35464	1.18	2.36	0.18
234		42624	1.42	2.84		39208	1.31	2.61		38740	1.29	2.58	
235		46244	1.54	3.08		43316	1.44	2.89		32692	1.09	2.18	
236		48040	1.60	3.20	0.25	37492	1.25	2.50	0.24	25984	0.87	1.73	0.21
237		52900	1.76	3.53		43852	1.46	2.92		34164	1.14	2.28	
238		48064	1.60	3.20		46744	1.56	3.12		30732	1.02	2.05	
239		48980	1.63	3.27	0.25	35464	1.18	2.36	0.22	34596	1.15	2.31	0.20
240		57248	1.91	3.82		47076	1.57	3.14		41356	1.38	2.76	
241		51620	1.72	3.44		46332	1.54	3.09		40680	1.36	2.71	
242		54133	1.80	3.61	0.24	45098	1.50	3.01	0.21	37832	1.26	2.52	0.20

ตารางที่ ค.3 ปริมาณก๊าซชีวภาพที่เกิดในระบบเพิ่มประสิทธิภาพ RUN III (ต่อ)

วันที่	BES-UASB				ZVI-UASB				STM-UASB			
	ปริมาณก๊าซ	ml/day	$L_{\text{gas}}/L_{\text{reactor}}$	$L_{\text{gas}}/L_{\text{wastewater}}$	$\text{m}^3/\text{kg-day}$	ml/day	$L_{\text{gas}}/L_{\text{reactor}}$	$L_{\text{gas}}/L_{\text{wastewater}}$	$\text{m}^3/\text{kg-day}$	ml/day	$L_{\text{gas}}/L_{\text{reactor}}$	$L_{\text{gas}}/L_{\text{wastewater}}$
243	45074	1.50	3.00		35591	1.19	2.37		34397	1.15	2.29	
244	36015	1.20	2.40		36084	1.20	2.41		28962	0.97	1.93	
245	46956	1.57	3.13	0.24	27576	0.92	1.84	0.20	29526	0.98	1.97	0.20
246	65898	2.20	4.39		47069	1.57	3.14		47091	1.57	3.14	
247	64839	2.16	4.32		47562	1.59	3.17		50656	1.69	3.38	
248	67781	2.26	4.52	0.25	48055	1.60	3.20	0.22	51221	1.71	3.41	0.20
249	48547	1.62	3.24		41785	1.39	2.79		52254	1.74	3.48	
250	49040	1.63	3.27		54350	1.81	3.62		61998	2.07	4.13	
251	49532	1.65	3.30	0.26	51915	1.73	3.46	0.26	42517	1.42	2.83	0.26
252	64025	2.13	4.27		63479	2.12	4.23		55257	1.84	3.68	
253	65518	2.18	4.37		54044	1.80	3.60		65821	2.19	4.39	
254	71010	2.37	4.73	0.29	52609	1.75	3.51	0.26	53228	1.77	3.55	0.27
255	51503	1.72	3.43		55173	1.84	3.68		45309	1.51	3.02	
256	61995	2.07	4.13		41738	1.39	2.78		43637	1.45	2.91	
257	52488	1.75	3.50	0.31	46303	1.54	3.09	0.28	40181	1.34	2.68	0.28
258	62981	2.10	4.20		56867	1.90	3.79		52174	1.74	3.48	
259	53473	1.78	3.56		57882	1.93	3.86		52395	1.75	3.49	
260	63966	2.13	4.26	0.28	57997	1.93	3.87	0.25	55128	1.84	3.68	0.23

ตารางที่ ค.3 ปริมาณก๊าซชีวภาพที่เกิดในระบบเพิ่มประสิทธิภาพ RUN III (ต่อ)

วันที่	BES-UASB				ZVI-UASB				STM-UASB			
	ปริมาณก๊าซ ml/day	$L_{gas}/L_{reactor}$	$L_{gas}/L_{wastewater}$	$m^3/kg\text{-day}$	ml/day	$L_{gas}/L_{reactor}$	$L_{gas}/L_{wastewater}$	$m^3/kg\text{-day}$	ml/day	$L_{gas}/L_{reactor}$	$L_{gas}/L_{wastewater}$	$m^3/kg\text{-day}$
261	74458	2.48	4.96		48561	1.62	3.24		48561	1.62	3.24	
262	64712	2.16	4.31		59126	1.97	3.94		49126	1.64	3.28	
263	62581	2.09	4.17	0.31	59691	1.99	3.98	0.27	49691	1.66	3.31	0.26
264	69936	2.33	4.66		50255	1.68	3.35		50255	1.68	3.35	
265	68429	2.28	4.56		50820	1.69	3.39		50820	1.69	3.39	
266	64704	2.16	4.31	0.30	69220	2.31	4.61	0.26	51096	1.70	3.41	0.25
267	58312	1.94	3.89		57520	1.92	3.83		39052	1.30	2.60	
268	58112	1.94	3.87		61648	2.05	4.11		44736	1.49	2.98	
269	57460	1.92	3.83	0.30	51064	1.70	3.40	0.28	46556	1.55	3.10	0.24
270	59468	1.98	3.96		57016	1.90	3.80		52224	1.74	3.48	
271	62608	2.09	4.17		61080	2.04	4.07		48220	1.61	3.21	
272	65604	2.19	4.37	0.31	58048	1.93	3.87	0.29	49660	1.66	3.31	0.25
273	59052	1.97	3.94		61244	2.04	4.08		47020	1.57	3.13	
274	65256	2.18	4.35		57580	1.92	3.84		44424	1.48	2.96	
275	61354	2.05	4.09	0.32	56466	1.88	3.76	0.29	56466	1.88	3.76	0.26
276	71847	2.39	4.79		57031	1.90	3.80		57031	1.90	3.80	
277	72340	2.41	4.82		57595	1.92	3.84		57595	1.92	3.84	
278	62832	2.09	4.19	0.31	58160	1.94	3.88	0.27	58160	1.94	3.88	0.27
279	73325	2.44	4.89		58725	1.96	3.92		58725	1.96	3.92	

ตารางที่ ค.4 ปริมาณก๊าซชีวภาพที่เกิดในระบบการแปรเปลี่ยนค่าความต่างศักย์ไฟฟ้า

วันที่	0.6 V				0.8 V			
	ปริมาณก๊าซ ml/day	$L_{\text{gas}}/L_{\text{reactor}}$	$L_{\text{gas}}/L_{\text{wastewater}}$	$\text{m}^3/\text{kg-day}$	ml/day	$L_{\text{gas}}/L_{\text{reactor}}$	$L_{\text{gas}}/L_{\text{wastewater}}$	$\text{m}^3/\text{kg-day}$
1	23140	0.77	1.54		26796	0.89	1.79	
2	30212	1.01	2.01		19976	0.67	1.33	
3	28808	0.96	1.92	0.11	22980	0.77	1.53	0.15
4	25584	0.85	1.71		27368	0.91	1.82	
5	29848	0.99	1.99		32360	1.08	2.16	
6	40196	1.34	2.68	0.12	25028	0.83	1.67	0.14
7	48652	1.62	3.24		45704	1.52	3.05	
8	39484	1.32	2.63		48028	1.60	3.20	
9	44362	1.48	2.96	0.26	45792	1.53	3.05	0.19
10	43860	1.46	2.92		49188	1.64	3.28	
11	47223	1.57	3.15		43192	1.44	2.88	
12	51041	1.70	3.40	0.18	43972	1.47	2.93	0.19
13	52840	1.76	3.52		45064	1.50	3.00	
14	58351	1.95	3.89		46952	1.57	3.13	
15	57450	1.92	3.83	0.26	40852	1.36	2.72	0.18
16	56020	1.87	3.73		45308	1.51	3.02	
17	56379	1.88	3.76		42256	1.41	2.82	
18	57003	1.90	3.80	0.22	45860	1.53	3.06	0.17
19	57440	1.91	3.83		43868	1.46	2.92	

ตารางที่ ค.4 ปริมาณก๊าซชีวภาพที่เกิดในระบบการแปรเปลี่ยนค่าความต่างศักย์ไฟฟ้า (ต่อ)

วันที่	0.6 V				0.8 V			
	ปริมาณก๊าซ ml/day	$L_{\text{gas}}/L_{\text{reactor}}$	$L_{\text{gas}}/L_{\text{wastewater}}$	$\text{m}^3/\text{kg-day}$	ml/day	$L_{\text{gas}}/L_{\text{reactor}}$	$L_{\text{gas}}/L_{\text{wastewater}}$	$\text{m}^3/\text{kg-day}$
20	60724	2.02	4.05		45464	1.52	3.03	
21	64493	2.15	4.30	0.22	40248	1.34	2.68	0.18
22	64025	2.13	4.27		59312	1.98	3.95	
23	65134	2.17	4.34		59140	1.97	3.94	
24	64072	2.14	4.27	0.27	52660	1.76	3.51	0.24
25	60939	2.03	4.06		62292	2.08	4.15	
26	58903	1.96	3.93		55708	1.86	3.71	
27	60091	2.00	4.01	0.28	53420	1.78	3.56	0.22
28	61660	2.06	4.11		54096	1.80	3.61	
29	62666	2.09	4.18		64788	2.16	4.32	
30	64698	2.16	4.31	0.37	57456	1.92	3.83	0.25
31	62956	2.10	4.20		66556	2.22	4.44	
32	63194	2.11	4.21		69172	2.31	4.61	
33	66712	2.22	4.45	0.27	62916	2.10	4.19	0.24
34	68003	2.27	4.53		61892	2.06	4.13	
35	70148	2.34	4.68		62308	2.08	4.15	
36	68623	2.29	4.57	0.27	56640	1.89	3.78	0.24
37	68634	2.29	4.58		54772	1.83	3.65	
38	68881	2.30	4.59		66644	2.22	4.44	

ตารางที่ ค.4 ปริมาณก๊าซชีวภาพที่เกิดในระบบการแปรเปลี่ยนค่าความต่างศักย์ไฟฟ้า (ต่อ)

วันที่	0.6 V				0.8 V			
	ปริมาณก๊าซ ml/day	$L_{\text{gas}}/L_{\text{reactor}}$	$L_{\text{gas}}/L_{\text{wastewater}}$	$\text{m}^3/\text{kg-day}$	ml/day	$L_{\text{gas}}/L_{\text{reactor}}$	$L_{\text{gas}}/L_{\text{wastewater}}$	$\text{m}^3/\text{kg-day}$
39	68075	2.27	4.54	0.23	68584	2.29	4.57	0.25
40	66121	2.20	4.41		60664	2.02	4.04	
41	64818	2.16	4.32		62900	2.10	4.19	
43	64666	2.16	4.31		69536	2.32	4.64	
44	71042	2.37	4.74		74736	2.49	4.98	
45	71601	2.39	4.77	0.26	68064	2.27	4.54	0.26
46	72160	2.41	4.81		68256	2.28	4.55	
47	72718	2.42	4.85		63436	2.11	4.23	
48	73277	2.44	4.89	0.27	74780	2.49	4.99	0.24
49	73836	2.46	4.92		69052	2.30	4.60	
50	74394	2.48	4.96		65032	2.17	4.34	
51	74953	2.50	5.00	0.25	55620	1.85	3.71	0.27
52	75512	2.52	5.03		69568	2.32	4.64	
53	76070	2.54	5.07		67024	2.23	4.47	
54	76629	2.55	5.11	0.29	66452	2.22	4.43	0.25

ตารางที่ ค.5 ปริมาณก๊าซชีวภาพที่เกิดในระบบการแปรเปลี่ยนความเข้มข้นของเหล็กประจุศูนย์

วันที่	15 g/L				35 g/L			
	ปริมาณก๊าซ ml/day	$L_{\text{gas}}/L_{\text{reactor}}$	$L_{\text{gas}}/L_{\text{wastewater}}$	$\text{m}^3/\text{kg-day}$	ml/day	$L_{\text{gas}}/L_{\text{reactor}}$	$L_{\text{gas}}/L_{\text{wastewater}}$	$\text{m}^3/\text{kg-day}$
1	34372	1.15	2.29		19448	0.65	1.30	
2	33020	1.10	2.20		21892	0.73	1.46	
3	32188	1.07	2.15	0.13	20020	0.67	1.33	0.12
4	37024	1.23	2.47		27768	0.93	1.85	
5	34320	1.14	2.29		24804	0.83	1.65	
6	35984	1.20	2.40	0.14	22100	0.74	1.47	0.15
7	32500	1.08	2.17		58760	1.96	3.92	
8	35048	1.17	2.34		35568	1.19	2.37	
9	32708	1.09	2.18	0.22	35412	1.18	2.36	0.21
10	36452	1.22	2.43		26156	0.87	1.74	
11	37232	1.24	2.48		37492	1.25	2.50	
12	37700	1.26	2.51	0.16	33176	1.11	2.21	0.16
13	36868	1.23	2.46		24804	0.83	1.65	
14	37804	1.26	2.52		24388	0.81	1.63	
15	40560	1.35	2.70	0.18	46624	1.55	3.11	0.16
16	38376	1.28	2.56		36972	1.23	2.46	
17	36452	1.22	2.43		42900	1.43	2.86	
18	33020	1.10	2.20	0.14	48464	1.62	3.23	0.18

ตารางที่ ค.5 ปริมาณก๊าซชีวภาพที่เกิดในระบบการแปรเปลี่ยนความเข้มข้นของเหล็กประจุศูนย์ (ต่อ)

วันที่	15 g/L				35 g/L			
	ปริมาณก๊าซ ml/day	$L_{\text{gas}}/L_{\text{reactor}}$	$L_{\text{gas}}/L_{\text{wastewater}}$	$\text{m}^3/\text{kg-day}$	ml/day	$L_{\text{gas}}/L_{\text{reactor}}$	$L_{\text{gas}}/L_{\text{wastewater}}$	$\text{m}^3/\text{kg-day}$
19	34736	1.16	2.32		41652	1.39	2.78	
20	37304	1.24	2.49		41080	1.37	2.74	
21	37469	1.25	2.50	0.13	42276	1.41	2.82	0.18
23	37798	1.26	2.52		39676	1.32	2.65	
24	37963	1.27	2.53	0.16	37648	1.25	2.51	0.19
25	38127	1.27	2.54		39780	1.33	2.65	
26	38292	1.28	2.55		41704	1.39	2.78	
27	38457	1.28	2.56	0.20	39728	1.32	2.65	0.16
28	38621	1.29	2.57		39988	1.33	2.67	
29	38786	1.29	2.59		43472	1.45	2.90	
30	38951	1.30	2.60	0.23	42796	1.43	2.85	0.18
31	39115	1.30	2.61		44668	1.49	2.98	
32	39280	1.31	2.62		45916	1.53	3.06	
33	39445	1.31	2.63	0.18	47164	1.57	3.14	0.17
34	39609	1.32	2.64		48464	1.62	3.23	
35	39774	1.33	2.65		44418	1.48	2.96	
36	39939	1.33	2.66	0.16	44569	1.49	2.97	0.18
37	40103	1.34	2.67		44719	1.49	2.98	

ตารางที่ ค.5 ปริมาณก๊าซชีวภาพที่เกิดในระบบการแปรเปลี่ยนความเข้มข้นของเหล็กประจุศูนย์ (ต่อ)

วันที่	15 g/L				35 g/L			
	ปริมาณก๊าซ ml/day	$L_{\text{gas}}/L_{\text{reactor}}$	$L_{\text{gas}}/L_{\text{wastewater}}$	$\text{m}^3/\text{kg-day}$	ml/day	$L_{\text{gas}}/L_{\text{reactor}}$	$L_{\text{gas}}/L_{\text{wastewater}}$	$\text{m}^3/\text{kg-day}$
38	40268	1.34	2.68		44869	1.50	2.99	
39	40433	1.35	2.70	0.13	45020	1.50	3.00	0.19
40	33228	1.11	2.22		45170	1.51	3.01	
41	36244	1.21	2.42		45321	1.51	3.02	
43	30784	1.03	2.05		45621	1.52	3.04	
44	26780	0.89	1.79		45772	1.53	3.05	
45	35932	1.20	2.40	0.11	45922	1.53	3.06	0.17
46	34476	1.15	2.30		46072	1.54	3.07	
47	31252	1.04	2.08		46223	1.54	3.08	
48	27612	0.92	1.84	0.12	46373	1.55	3.09	0.16
49	27092	0.90	1.81		46524	1.55	3.10	
50	36452	1.22	2.43		46674	1.56	3.11	
51	33020	1.10	2.20	0.11	46824	1.56	3.12	0.20
52	34736	1.16	2.32		46975	1.57	3.13	
53	33228	1.11	2.22		47125	1.57	3.14	
54	36244	1.21	2.42	0.14	47275	1.58	3.15	0.17



ภาคผนวก ง

ข้อมูลการศึกษาปริมาณกรดอินทรีย์ระเหยง่ายและสารอะซิเตทในระบบ

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

ตารางที่ ง.1 ปริมาณกรดอินทรีย์ระเหยง่ายและสารอะซิเตทในระบบ RUN I

วันที่	FEED	Acid Fermentation		BES-UASB		ZVI-UASB		STM-UASB	
	Acetic (mmol/L)	Acetic (mmol/L)	VFA (mg/L)	Acetic (mmol/L)	VFA (mg/L)	Acetic (mmol/L)	VFA (mg/L)	Acetic (mmol/L)	VFA (mg/L)
43	17.3842	11.9401	1802.6	1.2141	155.84	1.2088	155.84	2.1504	233.77
44	5.3844	19.1189	1796.1	1.2687	116.88	0.9418	171.43	1.7544	255.84
45	#N/A	15.0171	1758.44	0.9367	171.43	1.2088	148.05	2.2214	224.68
46	3.9471	20.6299	1722.08	1.0051	250.65	0.9418	233.77	2.0841	218.18
47	#N/A	22.2071	2555.84	0.8221	329.48	0.6748	335.06	1.8032	310.39
48	3.1496	23.0205	2727.27	1.2590	288.31	1.4413	311.69	1.9048	341.56
49	3.7938	24.3547	2181.82	0.8227	289.61	1.3193	311.69	1.7552	389.61
50	3.6584	27.4261	1724.68	1.1837	155.84	1.6561	155.84	1.842067	233.77
51	3.9847	24.6064	1480.52	1.2777	155.84	1.3722	233.77	1.686633	233.77
52	10.829	22.6347	1902.6	0.9709	233.77	1.189	233.77	1.736233	311.69
53	#N/A	47.1002	1948.05	#N/A	155.84	#N/A	233.77	2.097367	233.77
54	8.9982	37.6171	1802.6	#N/A	155.84	#N/A	155.84	#N/A	233.77

ตารางที่ ๓.2 ปริมาณกรดอินทรีย์ระเหยง่ายและสารอะซิเตทในระบบ RUN II

วันที่	FEED	Acid Fermentation		BES-UASB		ZVI-UASB		STM-UASB	
	Acetic (mmol/L)	Acetic (mmol/L)	VFA (mg/L)	Acetic (mmol/L)	VFA (mg/L)	Acetic (mmol/L)	VFA (mg/L)	Acetic (mmol/L)	VFA (mg/L)
43	#N/A	#N/A	2657.1	#N/A	163.64	#N/A	264.94	#N/A	420.78
44	#N/A	#N/A	2890.9	0.2251	155.84	#N/A	85.714	0.2301	109.09
45	16.0024	#N/A	2890.9	#N/A	163.64	#N/A	101.3	#N/A	148.05
46	#N/A	#N/A	2314.3	0.2481	264.94	#N/A	280.52	0.338	342.86
47	15.6486	23.457	2454.5	#N/A	249.35	0.14	241.56	#N/A	319.48
48	14.6349	22.84	2532.5	#N/A	264.94	#N/A	272.73	#N/A	342.86
49	13.5171	27.2473	2836.4	0.2795	187.01	0.35	202.6	0.78	210.39
50	#N/A	#N/A	3124.7	#N/A	179.22	#N/A	132.47	#N/A	218.18
51	15.6251	#N/A	3015.6	0.305	187.01	0.74	187.01	0.54	264.94
52	#N/A	31.8092	2610.4	0.7151	194.81	#N/A	202.6	#N/A	272.73
53	14.8257	#N/A	2922.1	#N/A	77.922	0.33	241.56	0.95	288.31
54	15.7392	#N/A	2657.1	#N/A	163.64	#N/A	264.94	#N/A	420.78

ตารางที่ 3.3 ปริมาณกรดอินทรีย์ระเหยง่ายและสารอะซิเตทในระบบ RUN III

วันที่	FEED	Acid Fermentation		BES-UASB		ZVI-UASB		STM-UASB	
	Acetic (mmol/L)	Acetic (mmol/L)	VFA (mg/L)	Acetic (mmol/L)	VFA (mg/L)	Acetic (mmol/L)	VFA (mg/L)	Acetic (mmol/L)	VFA (mg/L)
43	#N/A	#N/A	2392.2	#N/A	264.94	#N/A	264.94	#N/A	342.86
44	#N/A	27.8351	2423.4	0.47	257.14	0.73	350.65	0.8250	342.86
45	10.6714	27.98935	2501.3	0.35	194.81	0.67	335.06	0.7523	311.69
46	8.091028	#N/A	2002.6	0.45	241.56	0.84	319.48	0.7135	420.78
47	7.346805	26.4743	2142.9	0.51	253.25	0.63	303.9	0.7200	342.86
48	#N/A	29.75855	1675.3	0.53	296.1	0.67	296.1	0.7435	264.94
49	4.894033	#N/A	2446.8	0.49	257.14	0.58	280.52	0.8035	319.48
50	5.329316	26.68753	2423.4	0.33	241.56	0.744	288.31	0.7522	296.1
51	4.928445	36.70338	2142.9	0.46	253.25	0.86	303.9	0.7292	342.86
52	8.571405	#N/A	2532.5	0.44	241.56	0.79	280.52	0.7461	249.35
53	7.291028	#N/A	2610.4	#N/A	264.94	0.82	264.94	0.6430	272.73
54	#N/A	#N/A	2781.8	#N/A	280.52	#N/A	311.69	#N/A	272.73

ตารางที่ ๓.4 ปริมาณกรดอินทรีย์ระเหยง่ายและสารอะซิเตทในระบบเพิ่มประสิทธิภาพโดยการแปรเปลี่ยนค่าความต่างศักย์ไฟฟ้า

วันที่	FEED	Acid Fermentation		0.6 V		0.8 V	
	Acetic (mmol/L)	Acetic (mmol/L)	VFA (mg/L)	Acetic (mmol/L)	VFA (mg/L)	Acetic (mmol/L)	VFA (mg/L)
43	#N/A	18.2553	2521	0.3441	372.28	0.0015	372
44	#N/A	19.2847	2510	0.7687	471.18	0.1254	371
45	10.6714	#N/A	2500	0.4267	270.08	0.2365	324
46	14.09103	#N/A	2752	0.71	368.98	0.4574	369
47	15.5468	15.3587	2586	0.7822	341.43	0.3114	371
48	#N/A	21.9525	2585	0.5201	315.99	0.2235	388
49	12.79403	23.1941	2715	0.2227	280.78	0.8227	371
50	15.22932	24.93377	2552	0.5300	379.14	#N/A	379
51	14.52844	25.4624	2552	0.1120	373.86	1.2777	271
52	#N/A	#N/A	2834	0.1114	315.04	1.1214	323
53	10.09103	24.88907	2524	#N/A	279.05	#N/A	332
54	#N/A	#N/A	2514	#N/A	375.05	#N/A	381

ตารางที่ ๓.5 ปริมาณกรดอินทรีย์ระเหยง่ายและสารอะซิเตทในระบบเพิ่มประสิทธิภาพโดยการแปรเปลี่ยนค่าความเข้มข้นของเหล็กประจุศูนย์

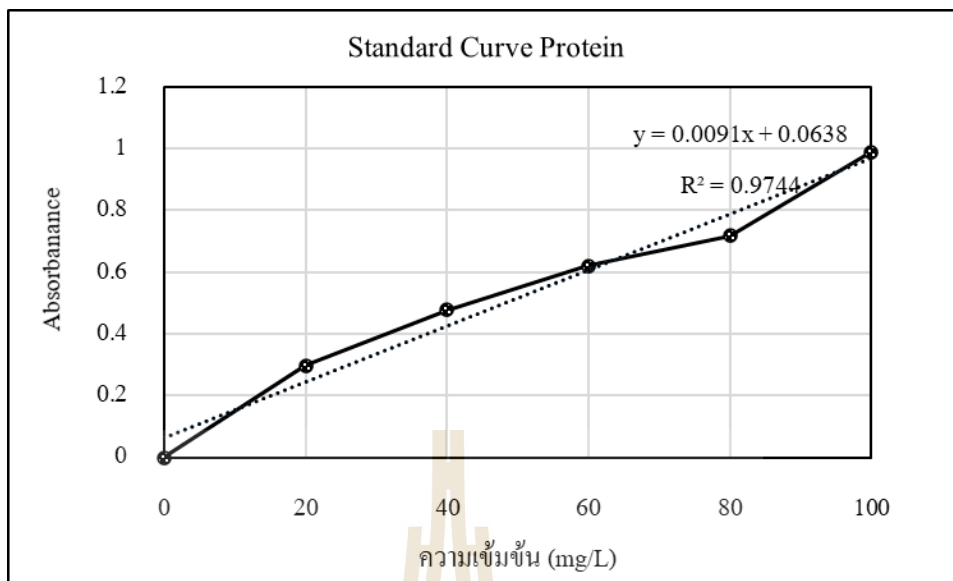
วันที่	FEED	Acid Fermentation		15 g/L		35 g/L	
	Acetic (mmol/L)	Acetic (mmol/L)	VFA (mg/L)	Acetic (mmol/L)	VFA (mg/L)	Acetic (mmol/L)	VFA (mg/L)
43	9.0327	23.804	2,521	1.2088	518	1.48	618
44	9.0994	#N/A	2,510	0.9418	417	1.5241	617
45	8.175	27.1254	2,500	1.2088	386	1.2088	586
46	9.2483	#N/A	2,489	0.9418	348	0.9418	518
47	9.1125	27.2071	2,586	0.6748	350	1.5113	550
48	8.1754	21.8684	2,585	1.1413	390	1.4413	490
49	11.6325	21.4978	2,547	1.3193	325	1.5193	425
50	12.5214	#N/A	2,552	1.3561	335	1.5561	425
51	16.5284	25.5777	2,552	1.1722	344	1.2722	471
52	19.351	24.8544	2,534	1.189	354	1.489	431
53	#N/A	27.3358	2,524	#N/A	363	#N/A	463
54	18.325	#N/A	2,514	#N/A	373	#N/A	473



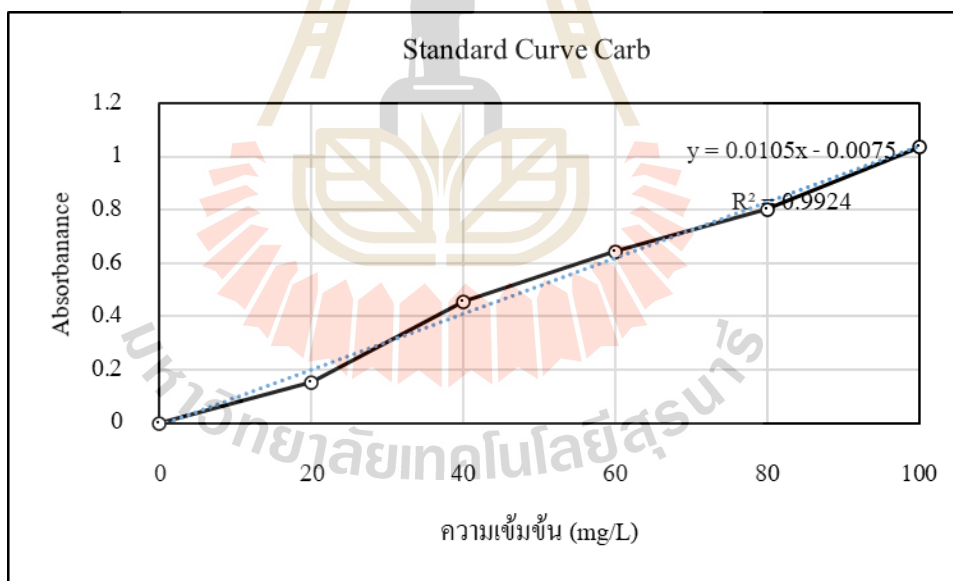
ภาคผนวก จ

ข้อมูลการศึกษาปริมาณของ EPS ในตะกอน

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี



รูปที่ จ.1 Standard Curve Protein



รูปที่ จ.2 Standard Curve Carb

ตารางที่ จ.1 ปริมาณของ EPS ในตะกอนจุลินทรีย์ใน RUN I

	Protein (mgprotein/gvss)						Carb (mgCarb/gvss)					
	BES-UASB (mg/g)		ZVI-UASB (mg/g)		STM-UASB (mg/g)		BES-UASB (mg/g)		ZVI-UASB (mg/g)		STM-UASB (mg/g)	
	Bound	Soluble	Bound	Soluble	Bound	Soluble	Bound	Soluble	Bound	Soluble	Bound	Soluble
19/9/2561	21.93	3.58	13.59	3.81	5.06	2.29	2.69	4.59	1.17	0.71	2.53	0.77
20/9/2561	14.14	3.33	19.80	7.04	8.70	3.20	3.08	2.30	4.57	3.24	1.17	1.83
21/9/2561	12.43	2.16	16.72	4.33	8.34	3.21	2.43	1.12	2.50	2.60	1.62	0.87
22/9/2561	14.49	4.15	15.51	4.25	8.15	3.12	3.51	0.67	2.15	3.34	1.77	1.89
23/9/2561	11.40	2.13	11.93	3.25	8.09	2.92	2.47	1.11	4.21	2.15	1.23	1.15
24/9/2561	11.90	2.54	14.46	7.55	11.32	3.55	1.27	1.66	7.07	2.07	2.00	0.34
25/9/2561	16.51	2.95	11.33	4.99	7.81	3.35	2.22	1.64	4.25	0.63	3.16	1.48
26/9/2561	15.24	2.74	14.96	5.88	11.21	5.96	2.30	1.34	2.39	1.08	8.66	1.64
27/9/2561	19.02	4.04	12.71	4.61	7.59	3.31	4.98	2.01	3.26	1.94	5.12	1.04
28/9/2561	19.50	3.85	11.39	3.98	7.66	5.23	2.95	2.07	3.90	0.72	2.68	1.76
29/9/2561	15.10	5.10	11.13	4.13	6.65	4.59	2.93	3.49	4.81	1.24	6.93	1.24
30/9/2561	20.97	4.12	12.10	3.11	14.42	7.31	6.69	2.43	3.47	1.72	8.61	1.91

ตารางที่ จ.2 ปริมาณของ EPS ในตะกอนจุลินทรีย์ใน RUN II

	Protein (mgprotein/gvss)						Carb (mgCarb/gvss)					
	BES-UASB (mg/g)		ZVI-UASB (mg/g)		STM-UASB (mg/g)		BES-UASB (mg/g)		ZVI-UASB (mg/g)		STM-UASB (mg/g)	
	Bound	Soluble	Bound	Soluble	Bound	Soluble	Bound	Soluble	Bound	Soluble	Bound	Soluble
15/12/2561	22.50	14.67	32.73	16.30	18.72	7.94	4.80	9.01	2.74	3.42	5.07	1.17
16/12/2561	27.76	17.02	19.02	18.36	18.40	8.21	4.74	15.63	2.35	5.63	1.82	0.80
17/12/2561	28.81	14.75	25.78	20.73	19.97	12.19	3.48	9.77	3.86	5.84	3.87	1.65
18/12/2561	25.39	15.81	28.46	17.84	15.97	9.79	4.44	13.66	3.71	5.23	2.02	1.09
19/12/2561	29.17	14.33	15.81	15.64	13.01	9.99	4.62	11.58	0.97	3.77	3.54	0.61
20/12/2561	34.13	17.22	26.22	20.94	19.74	12.56	3.72	12.86	2.17	6.18	4.72	1.64
21/12/2561	30.17	21.38	37.70	10.54	20.14	9.62	6.52	14.52	2.60	6.70	2.15	1.32
22/12/2561	26.64	16.77	20.95	10.41	16.99	9.39	4.44	16.24	1.76	6.18	1.69	1.19
23/12/2561	22.45	15.07	16.30	7.70	13.19	11.09	3.43	10.94	2.90	3.06	3.20	1.27
24/12/2561	33.18	15.86	15.55	6.67	12.52	14.93	4.06	13.50	1.96	3.64	2.52	1.02
25/12/2561	20.14	12.47	18.39	11.06	16.76	13.46	4.77	9.23	2.12	2.54	2.78	1.54
26/12/2561	22.05	12.24	25.36	6.79	15.72	15.51	3.71	9.92	1.78	3.33	2.28	1.42

ตารางที่ จ.3 ปริมาณของ EPS ในตะกอนจุลินทรีย์ใน RUN III

	Protein (mgprotein/gvss)						Carb (mgCarb/gvss)					
	BES-UASB (mg/g)		ZVI-UASB (mg/g)		STM-UASB (mg/g)		BES-UASB (mg/g)		ZVI-UASB (mg/g)		STM-UASB (mg/g)	
	Bound	Soluble	Bound	Soluble	Bound	Soluble	Bound	Soluble	Bound	Soluble	Bound	Soluble
14/2/2562	26.04	6.48	18.16	5.63	13.65	5.97	4.75	4.58	2.68	1.35	3.18	0.49
15/2/2562	23.66	8.30	23.73	9.76	22.42	5.85	5.98	4.25	3.02	1.62	1.03	0.47
16/2/2562	23.04	10.80	18.46	8.05	12.34	5.36	4.93	2.34	3.23	1.24	2.80	0.44
17/2/2562	19.24	9.63	16.14	7.79	12.67	4.95	3.51	4.81	4.39	1.47	2.04	0.22
18/2/2562	25.11	9.43	17.28	9.33	11.87	4.55	4.86	3.62	3.75	1.44	2.66	0.95
19/2/2562	18.93	9.66	21.08	9.03	11.21	4.61	6.07	3.06	2.67	1.35	2.92	0.38
20/2/2562	19.95	6.51	13.94	7.76	13.97	4.74	4.38	2.60	2.55	0.93	2.34	0.43
21/2/2562	20.88	7.19	13.81	6.39	14.94	6.42	4.47	3.12	4.57	0.79	2.41	0.74
22/2/2562	21.27	8.89	13.32	7.41	13.24	5.11	4.53	3.51	3.03	1.22	2.14	0.52
23/2/2562	20.90	9.59	11.58	6.35	11.81	5.32	4.70	3.34	2.59	1.02	2.86	0.55
24/2/2562	16.36	6.89	10.44	6.08	12.65	5.97	3.70	2.75	2.36	0.92	3.17	0.63
25/2/2562	16.70	6.40	13.64	6.95	14.72	6.07	3.88	2.44	2.97	0.95	3.14	0.75

ตารางที่ จ.4 ปริมาณของ EPS ในตะกอนจุลินทรีย์ในระบบเพิ่มประสิทธิภาพโดยการแปรเปลี่ยนค่าความต่างศักย์ไฟฟ้า

	Protein (mgprotein/gvss)						Carb (mgCarb/gvss)					
	0.4 V (mg/g)		0.6 V (mg/g)		0.8 V (mg/g)		0.4 V (mg/g)		0.6 V (mg/g)		0.8 V (mg/g)	
	Bound	Soluble	Bound	Soluble	Bound	Soluble	Bound	Soluble	Bound	Soluble	Bound	Soluble
26/5/2562	30.00	14.67	25.76	22.86	17.82	15.98	4.80	9.01	9.25	10.86	5.77	8.56
27/5/2562	37.01	17.02	28.90	22.14	17.45	15.14	4.74	15.63	8.22	13.58	5.56	8.05
28/5/2562	38.41	14.75	25.56	9.26	17.09	13.22	3.48	9.77	8.20	12.28	5.43	7.80
29/5/2562	33.85	15.81	35.57	23.78	18.11	14.53	4.44	13.66	8.51	11.00	5.74	9.65
30/5/2562	38.90	14.33	32.48	22.34	18.15	14.82	4.62	11.58	8.75	13.52	5.39	10.25
31/5/2562	45.51	17.22	29.22	18.40	19.25	18.39	3.72	12.86	9.33	13.64	5.16	10.44
1/6/2562	40.23	21.38	34.65	25.94	21.09	17.96	6.52	14.52	8.13	17.20	5.60	10.68
2/6/2562	35.52	16.77	33.79	9.69	17.82	13.94	4.44	16.24	7.52	16.55	5.19	8.54
3/6/2562	29.94	15.07	35.55	11.73	18.95	11.13	3.43	10.94	6.67	11.45	6.09	9.99
4/6/2562	44.24	15.86	35.07	17.41	19.28	13.80	4.06	13.50	7.97	14.13	5.43	10.30
5/6/2562	26.85	12.47	38.39	21.03	21.62	15.06	4.77	9.23	11.03	16.46	6.01	11.68
6/6/2562	29.40	12.24	28.36	10.57	19.55	13.24	3.71	9.92	7.29	12.27	5.35	10.67

ตารางที่ จ.5 ปริมาณของ EPS ในตะกอนจุลินทรีย์ในระบบเพิ่มประสิทธิภาพโดยการแปรเปลี่ยนค่าความเข้มข้นของเหล็กประจุศูนย์

	Protein (mgprotein/gvss)						Carb (mgCarb/gvss)					
	15 g/L (mg/g)		25 g/L (mg/g)		35 g/L (mg/g)		15 g/L (mg/g)		25 g/L (mg/g)		35 g/L (mg/g)	
	Bound	Soluble	Bound	Soluble	Bound	Soluble	Bound	Soluble	Bound	Soluble	Bound	Soluble
4/10/2562	17.86	17.87	32.73	16.30	31.48	13.14	5.44	1.50	2.74	3.42	7.65	3.01
5/10/2562	17.48	16.07	19.02	18.36	31.41	11.81	4.92	1.14	2.35	5.63	6.79	2.57
6/10/2562	22.88	20.11	25.78	20.73	41.57	14.78	5.84	1.46	3.86	5.84	8.82	1.99
7/10/2562	21.42	17.66	28.46	17.84	48.06	12.98	5.32	1.45	3.71	5.23	8.94	2.07
8/10/2562	18.04	15.50	15.81	15.64	39.72	11.39	4.37	1.28	0.97	3.77	6.70	1.61
9/10/2562	17.22	14.89	26.22	20.94	40.88	10.95	3.97	1.15	2.17	6.18	6.37	1.79
10/10/2562	14.99	16.58	37.70	10.54	38.50	12.19	3.78	0.92	2.60	6.70	6.65	1.96
11/10/2562	14.10	16.64	20.95	10.41	36.20	12.24	3.87	1.21	1.76	6.18	5.64	1.68
12/10/2562	13.86	16.63	16.30	7.70	32.32	12.23	4.22	1.37	2.90	3.06	4.19	1.11
13/10/2562	15.53	18.29	15.55	6.67	30.98	13.45	4.03	1.28	1.96	3.64	7.05	1.29
14/11/2562	15.68	19.16	18.39	11.06	35.33	14.09	4.05	1.33	2.12	2.54	6.97	3.33
15/11/2562	13.19	15.62	25.36	6.79	30.75	11.48	3.39	1.15	1.78	3.33	5.73	1.81



ภาคผนวก จ

ตัวอย่างการคำนวณค่าไฟฟ้า

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

1. ตัวอย่างการคำนวณค่าไฟฟ้า

คำนวณหาค่าลึงไฟฟ้าเมื่อใช้ค่าความต่างศักย์ไฟฟ้าที่ 0.4 V

โดยใช้สูตร $P = VI$

แทนค่า $P = (0.4 \text{ V}) \times (0.05 \text{ A}) = 0.02 \text{ วัตต์}$ หรือ 2×10^{-5} กิโลวัตต์

คำนวณหาพลังงานไฟฟ้าที่ใช้

โดยใช้สูตร $W = Pt$

แทนค่า $W = (2 \times 10^{-5} \text{ กิโลวัตต์}) \times 24 \text{ ชั่วโมง} = 4.8 \times 10^{-4} \text{ กิโลวัตต์/ชั่วโมง}$

สามารถบำบัดน้ำเสียได้ 0.0015 ลูกบาศก์เมตรต่อวัน

ส่วนที่ 1 ค่าไฟฟ้าพื้นฐาน

1) ค่าพลังงานไฟฟ้า

คิดค่าไฟฟ้าสามารถคำนวณได้ดังสมการดังนี้

ค่าไฟฟ้า = จำนวนหน่วยที่ใช้ \times ค่าไฟฟ้าต่อหน่วย

แทนค่าลงในสมการ

ค่าไฟฟ้า = $(4.8 \times 10^{-4} \text{ กิโลวัตต์/ชั่วโมง}) \times 3.1258 \text{ บาท/หน่วย} = 1.5 \times 10^{-3} \text{ บาท}$

ค่าไฟฟ้าในการบำบัดน้ำเสียต่อหน่วย = $(1.5 \times 10^{-3} \text{ บาท}) / 0.0015 \text{ ลูกบาศก์เมตรต่อวัน}$

ดังนั้น ค่าใช้จ่ายของค่าไฟในการบำบัดน้ำเสียต่อหน่วยเท่ากับ 0.1 บาท/ลูกบาศก์เมตรต่อวัน

2) ค่าบริการ

ค่าบริการไฟฟ้านครหลวง 38.22 บาท (1 มกราคม พ.ศ. 2563)

ส่วนที่ 2 ค่าภาษีมูลค่าเพิ่ม 7%

แทนค่า $(\text{พลังงานไฟฟ้าที่ใช้} + F) \times (7/100) = 2.68 \text{ บาท}$

รวมเงินค่าไฟฟ้าที่ใช้ในการเดินระบบชีวไฟฟ้าเคมีอยู่ที่ 43.9 บาทต่อเดือน



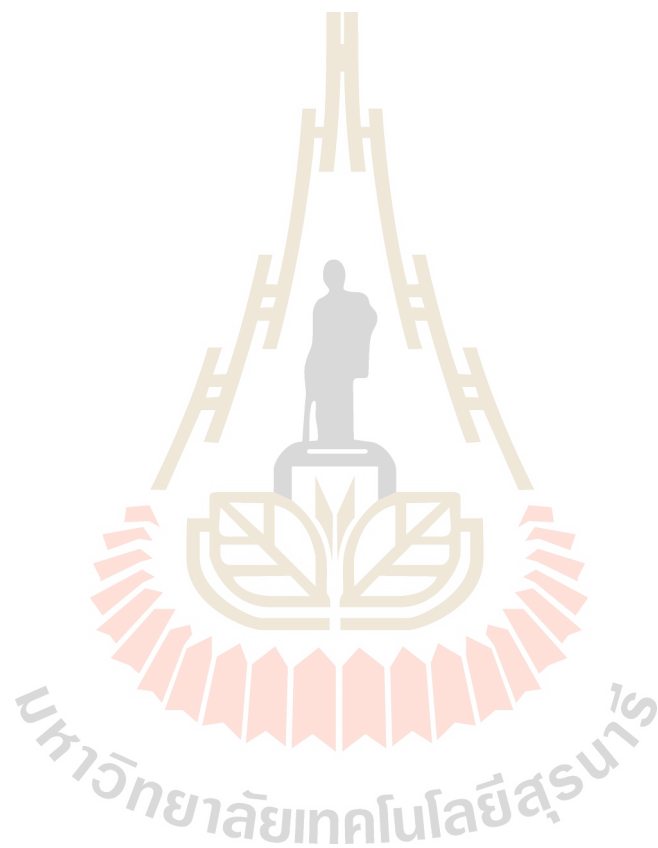
ภาคผนวก ช

บทความทางวิชาการที่ได้รับการตีพิมพ์เผยแพร่ในระหว่างศึกษา

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

รายชื่อบทความวิชาการที่ได้รับการตีพิมพ์เผยแพร่ในระหว่างศึกษา

Racho, P. and Pongampornnara, A. (2020). Enhanced biogas production from modified tapioca starch wastewater. Energy Reports. Vol. 6, No. 1, pp 744-750.





ELSEVIER

Available online at www.sciencedirect.com

ScienceDirect

Energy Reports 6 (2020) 744–750

www.elsevier.com/locate/egy

6th International Conference on Energy and Environment Research, ICEER 2019, 22–25 July,
University of Aveiro Portugal

Enhanced biogas production from modified tapioca starch wastewater

Patcharin Racho*, Apinya Pongampornnara

School of Environmental Engineering, Suranaree University of Technology, Nakhon Ratchasima, 30000, Thailand

Received 4 August 2019; accepted 17 September 2019

Available online 3 October 2019

Abstract

Modified tapioca starch wastewater (MTSW) contains organic and inorganic matters that affected on biological wastewater treatment and biogas production. Especially, the wastewater from chemical modification processes contains high salinity that can inhibit microorganism activities. Zero valent iron is expected to be helpful for creating an enhanced anaerobic environment that might improve the performance of the anaerobic process. The bio-electrochemical system can promote microbial metabolism thereby leading to higher biochemical performance. Result in this study aimed at enhancing performance of upflow anaerobic sludge blanket reactors a treatment for biogas production from MTSW. Three improving methods were compared that included of bio-electrochemical system (BES-UASB), zero-valent iron (ZVI-UASB) and salt tolerance microbial systems (STM-UASB). The experiments were operation by varying hydraulic loading rate HLR and organic loading rate (OLR) with values of HLR 0.02, 0.25 m³/m²-h and OLR 7.5, 25 kgCOD/m³-day, respectively. Overall organic removal efficiencies were more than 70% of COD removed for three methods. The highest COD removal was found in BES-UASB that was about 82% of COD removed. The biogas production yields were about 0.33, 0.32 and 0.28 m³/kg-CODremoved for BES-UASB, ZVI-UASB and STM-UASB, respectively. As well as, the highest bio-methane production was found in BES-UASB reactor with more than 60% of biogas compositions.

© 2019 Published by Elsevier Ltd. This is an open access article under the CC BY-NC-ND license (<http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/>).

Peer-review under responsibility of the scientific committee of the 6th International Conference on Energy and Environment Research, ICEER, 2019.

Keywords: Modified tapioca starch; High salinity wastewater; Biogas production; Bio-electrochemical system (BES); Zero-valent iron (ZVI); Salt tolerance microorganism

1. Introduction

Modified starch are prepared by physically, enzymatically, or chemically treating native starch to change its properties. Modified starches are used in practically all starch applications, such as in food products as a thickening agent, stabilizer or emulsifier; in pharmaceuticals as a disintegrant; or as binder in coated paper. They are also used in many other applications for industries. The growth of the modified tapioca starch industry in Thailand has resulted severe water pollution as it generates large amount of wastewater. Industrial demand of modified starch

* Corresponding author.

E-mail address: patcha@sut.ac.th (P. Racho).

<https://doi.org/10.1016/j.egy.2019.09.058>

2352-4847/© 2019 Published by Elsevier Ltd. This is an open access article under the CC BY-NC-ND license (<http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/>).

Peer-review under responsibility of the scientific committee of the 6th International Conference on Energy and Environment Research, ICEER, 2019.

triggers the rise in number and expanding in scale of tapioca starch factories. The modified starch processes generate wastewater containing organic and inorganic matters that effect on biological wastewater treatment, especially in chemical modification such as oxidized starch processing. A large amount of sodium chloride (NaCl) was produced during the oxidation of modified starch production processes in the wastewater [1]. High salt concentrations cause disintegration of cells because the loss of cellular water (plasmolysis) occurs and eventually causes out ward flow of intracellular water resulting the loss of microbial activity. This phenomenon further affect the treatment with low removal performance of chemical oxygen demands and it also produces deleterious impacts on the inhibition of microbial activity in biogas production [2]. High-concentrations of soluble salts affect microbes via two primary mechanisms: osmotic effect and specific ion effects. Soluble salts increase the osmotic potential (more negative) of water, drawing water out of cells which may kill microbes through plasmolysis. In order to recover optimum renewable energy from waste sources, numerous efforts have been dedicated to the development of various energy efficient anaerobic treatment technologies [3].

ZVI is a reducing agent that is expected to help create an enhanced anaerobic environment that may improve the performance of UASB due to its reductive property. When utilized in an anaerobic environment, ZVI can serve as an electron donor to lower oxidation reduction potential (ORP) and buffer acid produced by acidogens, which are crucial to maintain a stable and favorable condition for methanogens [4]. Bio-electrochemical system (BES) is a newly developed biotechnological device in which the electroactive biofilms enriched at anode surface oxidize acetate into bicarbonate, protons and electrons; the electrons are driven to the cathode and combine with protons to generate H₂ with carbon dioxide to form methane [5]. Electric stimulation can promote microbial metabolism [6], thereby leading to higher biochemical performance. Indeed, there are several previous research of bio-electrochemical methods that have been established and applied in biological electrocatalysis and biofuel cells. In the field of wastewater treatment, it has been reported that hydrogen produced from the cathode can serve as a substrate for denitrification and dechlorination, thereby improving the efficiency of pollutant degradation. Moreover, it is believed that an electric field can enhance the surface reaction by promoting the ion migration rate. Therefore, when an electric field is supplied to the ZVI bed, it is likely to intensify the reaction of ZVI and further improve the anaerobic process [4]. Therefore, this research developed a ZVI-UASB and BES-UASB in our laboratory also comparison with STM-UASB.

2. Material and method

2.1. Biodegradation

The combined MTSW were sampling from a tapioca starch factory in Thailand. The MSTW samples were analyzed according to the methods given in the Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. Biodegradation was calculated from the measured and Total COD (TCOD) and BOD 20 days with inhibited nitrification.

2.2. Feed wastewater

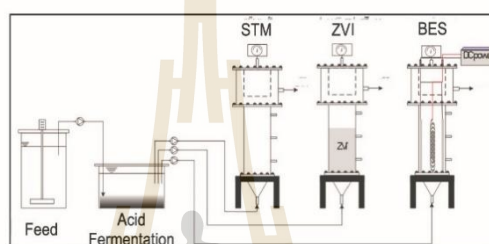
An artificial wastewater was used in this study. Specifically, Starch powder 11 g/L, NH₄HCO₃ 1.13 g/L, NaCl 22 g/L and KH₂PO₄ 1.76 g/L. The trace elements were added according to the following composition: Na-Acetate 1 g/L, MgSO₄ 3.76 g/L and CaCO₃ 2 g/L

2.3. Enrichment of seed sludge

The initial seed sludge was isolated from the sediments at the bottom of an equalization tank in the tapioca starch factory. This tank received MTSW with a high starch content and salinity. The enrichment process was carried out to cultivate mixed culture naturally in the seed sludge. Initial mixed liquor suspended solids (MLSS) of the wastewater and sludge mixture was 1500 mg/L. The enrichment process continued for 3 months until the MLSS level above 3000 mg/L and 60% COD removal were achieved.

Table 1. Operating conditions.

Condition	RUN I	RUN II
Flow rate (L/d)		15
pH		7
TDS (mg/l)		20,000
Inflows (L/d)	15	15
Recirculation flows (L/d)	0	173
OLR (kg/m ³ -day)	7.5	25
HLR (m ³ /m ² -h)	0.02	0.25

**Fig. 1.** Schematic diagram of the experiments.

2.4. Experimental setup

The experimental setup consisted of a polyethylene tank of 100 L capacity for storing MTSW, an acid fermentation tank that operated by HRT 36 hr and three UASB unit as shown in Fig. 1. The three UASB systems were made of acrylic columns, with internal diameter of 20 cm. The total height of the UASB reactors was 110 cm with the operating conditions in Table 1. A ZVI-UASB reactor contained a packed with scrap iron at the bottom of reactor by weight about 795 g or by ratio about 25g/L reactor [7]. A BES-UASB reactor, anode was a pair of iron plate (width 10 cm × Length 60 cm), which was fixed in parallel onto the inside wall of the reactor. The iron spring cathode (10 cm wire diameter and 60 cm length) was installed in the center of the reactor to be situated in the sludge bed. This reactor was supplemented with a low external power at 0.4 V [5]. Prior to use, scrap iron and the electrode materials were washed with diluted HCl and then deionized water to clean their surfaces.

3. Results and discussion

3.1. Biodegradation

The ratio of BOD/COD is often used as an index to evaluate biodegradability of wastewater. BOD/COD > 0.45 indicates that biodegradability is very good; BOD/COD = 0.45, biodegradability is good; BOD/COD = 0.2–0.3, biodegradability is poor; BOD/COD < 0.2, biological treatment is unsuitable [8]. Biodegradability of the wastewater could be continuously characterized by BOD/COD ratios during the period of 20 days as shown in Fig. 2. The BOD/COD ratios were found to be 0.19 and 0.15 for TBOD₂₀/TCOD and SBOD₂₀/TCOD, respectively. The results indicated that the MTSW contained high amount of biologically resistant organics. These suggested that the residual COD of MTSW may be comprised of high salinity and its can be inhibited metabolic of microorganism.

3.2. Sludge enrichments

The acclimatization was done step-wise until a COD removal approximately 60% could be achieved. The changes in the biomass concentration along with the F/M ratio and COD removal efficiencies were noticed. Acclimatization of salt tolerance microbial took about 15 days. The change in the COD removal efficiency is given in Fig. 3. It was found that after 15 days, the COD removal efficiency with bottom sludge of modified starch wastewater equalization

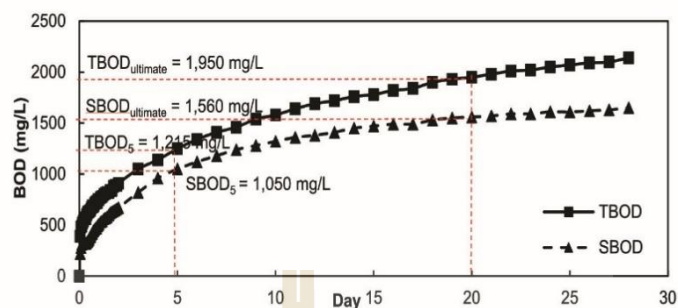


Fig. 2. The relationship between TBOD and SBOD values with duration.

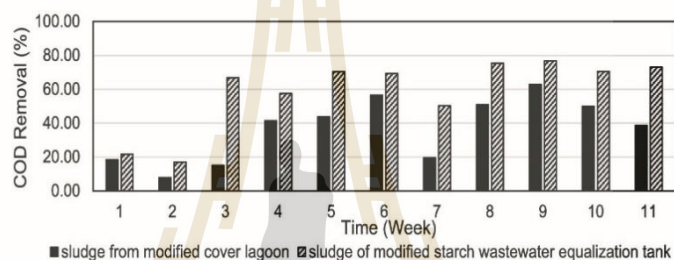


Fig. 3. The COD removal efficiency of acclimatization.

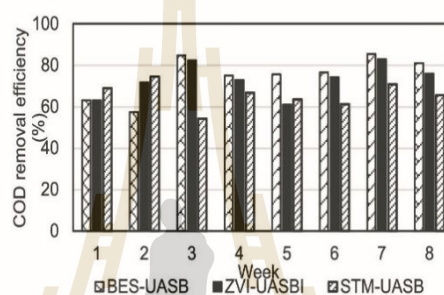
tank was higher than that of sludge from modified cover lagoon, The COD removal efficiency reached 63.11% in bottom sludge of modified starch wastewater equalization tank compared to 13.93% in the sludge from modified cover lagoon. This indicates that, bottom sludge of modified starch wastewater equalization tank could probably be more effective in MTSW than the sludge from modified cover lagoon.

3.3. Treatment efficiencies

Two OLR were evaluation for three UASB systems the treatment for MTSW including of $7.5 \text{ kgCOD/m}^3\text{-d}$ for RUN I and increasing to $25 \text{ kgCOD/m}^3\text{-d}$ by a recirculation flow for RUN II. The overall influent and effluent concentrations are showed in Table 2. In RUN I, three UASB systems operated in parallel for 106 days. A BES-UASB reactor is achieved the highest organic removal was about 76.52% and 86.47% of TCOD and TBOD removal, respectively. However, the organic contents was removed gradually in all two of ZVI-UASB and STM-UASB reactors were about 74.4% and 65.2% of TCOD removal, respectively. This can be explained by ZVI is added into an anaerobic reactor, it not only serves as an electron donor, but is also expected to help create an enhanced anaerobic environment that may improve the performance of reactors used for wastewater treatment [9]. Moreover, this reaction may have intensified in response to the application of electricity to the ZVI. Also, iron was documented as a component of the essential enzymes that drive numerous anaerobic reactions. Oleszkiewicz and Sharma [10] reported limited conversion of COD at deficient concentrations of iron. Thus, ZVI could be responsible for the significant COD removal. In this process, the ZVI reaction was the major reason for the improved performance, but the reaction might be weak [4]. The electric field could intensify the ZVI reaction so as to enhance the roles of ZVI in anaerobic process. This results can be confirms electric field is supplied to the ZVI bed, it is likely to intensify the reaction of ZVI and improve the anaerobic process. In RUN II, the inflow rate in UASB reactors remained the same as in RUN I but the HLR was increased from 0.02 to $0.25 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{-h}$ by recirculation of 173 L/d. The organic removal improved as indicated by the efficiencies for TBOD reaching up to 92.6%, 92.1 and 91% in BES-UASB, ZVI-UASB and STM-UASB, respectively. This was probably due to the recirculation of UASB effluents.

Table 2. Organic removal efficiency of the treatment system.

Parameters	Influents (mg/L)	Effluents (mg/L)						
		Acid	RUN I			RUN II		
			BES-UASB	ZVI-UASB	STM-UASB	BES-UASB	ZVI-UASB	STM-UASB
TCOD	16,700 ± 3503	16,000	4466	3366	5100	1818	1963	2109
SCOD	10,533 ± 3826	8200	2566	2633	1833	1054	1345	1127
TBOD	5083 ± 2617	4760	687	536	551	395	423	480
SBOD	668 ± 287	630	451	295	289	226	367	452
TKN	152.7	147.9	130.9	145.3	123.7	98.7	92.1	102.2
TP	48.3	36.6	25.4	26.5	25.6	14.1	15.3	15.5

**Fig. 4.** COD removal efficiency of RUN I.**Table 3.** Biogas production and compositions.

	RUN I			RUN II		
	BES-UASB	ZVI-UASB	STM-UASB	BES-UASB	ZVI-UASB	STM-UASB
Yield gas (m ³ /kgCODremoved-d)	0.34	0.26	0.23	0.33	0.32	0.28
(L _{gas} /L _{ww})	3.89	2.63	2.38	3.34	3.56	2.57
L _{CH₄} /L _{ww}	2.5	1.6	1.3	2.3	2.1	1.4
CH ₄ (%)	63.1	60.4	54.5	67.43	59.62	54.36
CO ₂ (%)	24.1	23.8	22.1	21.3	24.4	26
H ₂ S (ppm)	963	986	1012	1039	1107	2126

3.4. Biogas production and gas compositions

Overall average gas production and composition could be observed as data in Table 3. During RUN I that operate at 7.5 kgCOD/m³-d for RUN I. Biogas in two reactors of ZVI-UASB and BES-UASB are higher than STM-UASB. The organic removal improved as indicated by the efficiencies for TBOD reaching up to 89.4% and 86.7% in ZVI-UASB and BES-UASB, respectively. The highest biogas production was found in BES-UASB that about 3.89 L_{gas}/L_{ww} (0.34 m³/kgCODremoved-d) as well as for the methane composition that reaching up to 63% in biogas. These evidenced that coupled the electromethanogenesis into an UASB reactor to improve anaerobic methanogenesis for high organic load rate acetate wastewater treatment, and they noted the beneficial role of anodic oxidation in degrading acetate, which reduced the risk of acetoclastic methanogens inhibition and maintained a stable performance. In RUN II, the highest biogas production was also found in BES-UASB that about 3.34 L_{gas}/L_{ww} (0.33³/kgCODremoved-d) that seem to be not difference capable in RUN I. However, TCOD removal efficiency was reaching up to 82.17%. This indicated that BES-UASB be maintained a stable performance. In case of ZVI-UASB and STM-UASB, the biogas production were increase due to the recirculation of UASB effluents. These may cause of organic and iron contents in recirculation flow (see Figs. 4 and 5).

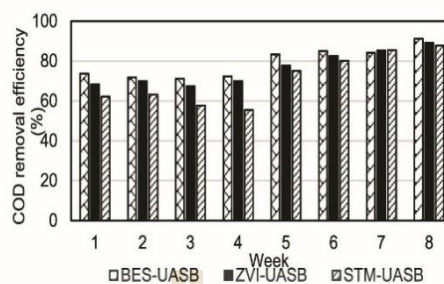


Fig. 5. COD removal efficiency of RUN II.

Table 4. Volatile organic acids and acetate in the system.

Parameter	System			
	RUN I		RUN II	
	VFA (mg/l)	Acetate (mg/l)	VFA (mg/l)	Acetate (mg/l)
Feed	–	335.4	–	893.9
Acid	1667	1454.8	2775.4	1555.2
BES-UASB	155.8	73.2	230.2	10.5
ZVI-UASB	233.8	77.6	201.2	11.5
STM-UASB	249.4	112.2	267	16.8

3.5. Accumulated volatile fatty acids and acetate-degrading

High VFA concentrations cause pH values to decrease, and result in toxic conditions in the reactor. In anaerobic digesters with low buffering capacity, pH, partial alkalinity and VFAs are reliable indicators for process imbalance, however, in highly buffered systems, pH changes can be small, even when the process is extremely stressed, and only VFAs can be considered reliable for process monitoring [11]. Overall accumulated VFAs seems to be not toxic on methanogenic bacteria during two runs as results shown in Table 4. The dominant metabolic pathway for methane formation was confirmed to be via the syntrophic acetate oxidation coupled with hydrogenotrophic methanogenesis, responsible for 90%–99% of the CH₄ formation.

3.6. Sludge characteristics

Extracellular polymeric substances (EPS) secreted by bacteria can mediate cohesion as well as adhesion of cells, which is crucial to maintenance of the structural integrity of anaerobic granules. Therefore, the EPS content of the sludge is an important factor in anaerobic granulation. Proteins and polysaccharides are the two dominant compositions in extracted EPS, which are believed to represent the entire EPS of the sludge. After each run of operation, these two compositions extracted from the sludge of each reactor and from the inoculum were analyzed. As shown in Table 5, the level of proteins and polysaccharides extracted from reactor BES-UASB was the highest during two operation runs but seem nearly the content of ZVI-UASB, and them were higher than the levels in STM-UASB. The different EPS contents in the three reactors may be related to Fe²⁺ leaching. EPS preferred to bind with divalent metals to form a stable three dimensional structure to maintain the structural integrity of the granule, which was important for the response of the granule to stressful changes. Thus, as the Fe²⁺ content of the sludge increased, more EPS was bound and immobilized in the sludge [4].

4. Conclusion

Coupling ZVI and BES system showed the great potentials to stimulate the overall performance of UASB reactor for MTSW. The combined systems maintained the comparatively higher methane yield and COD removal efficiency over the single UASB process through the entire process. Specifically, hydraulic circulation may intensify the ZVI

Table 5. Composition of extracellular polymeric substances (EPS) extracted from reactor sludge.

Sludge	RUN I		RUN II	
	Proteins (mg /g VSS)	Polysaccharides (mg/g VSS)	Proteins (mg/g VSS)	Polysaccharides (mg/g VSS)
BES-UASB	6.95 ± 0.8	1.1 ± 0.9	9.41 ± 1.8	0.7 ± 0.1
ZVI-UASB	6.4 ± 2	1.35 ± 0.7	9.27 ± 2.2	0.66 ± 0.1
STM-UASB	5.7 ± 2.6	1.63 ± 1.2	7.8 ± 1.3	0.7 ± 0.3

reaction, thereby enabling the reactor to operate well at decreased operational temperature and reduced HRT, which would minimize the cost of construction and operation for wastewater treatment.

Acknowledgment

The authors express their sincere gratitude for the great support for this work by Suranaree University of Technology, Thailand.

References

- [1] O. Chavalparit, W. Limpaseni, Pollutant load from modified starch factories in Thailand. The Engineering Institute of Thailand Under HM the King's Patronage, Annual Conference, 1995, 77–89.
- [2] G. Ozalp, Y.C. Gomec, S. Gonuldinc, I. Ozturk, M. Altinbas, Effect of high salinity on anaerobic treatment of low strength effluents, *Water Sci Technol* 48 (11–12) (2003) 207–212.
- [3] J. Li, J. Wang, Z. Luan, Y. Deng, L. Chen, Evaluation of performance and microbial community in a two-stage UASB reactor pretreating acrylic fiber manufacturing wastewater, *Bioresour Technol* 102 (2011) 5709–5716.
- [4] Y.W. Liu, Y.B. Zhang, X. Quan, S. Chen, H.M. Zhao, Applying an electric field in a built-in zero valent iron anaerobic reactor for enhancement of sludge granulation, *Water Res* 45 (3) (2011) 1258–1266.
- [5] G. Zhen, X. Lu, G. Kumar, P. Bakonyi, A. Xu, Y. Zhao, Microbial electrolysis cell platform for simultaneous waste biorefinery and clean electrofuels generation: Current situation, challenges and future perspectives, *PECS* 63 (2017) 119–145.
- [6] J.C. Thrash, J.D. Coates, Review: direct and indirect electrical stimulation of microbial metabolism, *Environ Sci Technol* 42 (11) (2008) 3921–3931.
- [7] D. Wu, S. Zheng, A. Ding, G. Sun, M. Yang, Performance of a zero valent iron-based anaerobic system in swine wastewater treatment, *J Hard Mater* 286 (2015) (2015) 1–6.
- [8] W. Deng, P. Zheng, Z. Chen, Anaerobic digestion and post-treatment of swine wastewater using IC–SBR process with bypass of raw wastewater, *Process Biochem* 41 (2006) 965–969.
- [9] Y. Zhang, Y. Jing, J. Zhang, L. Sun, X. Quan, Performance of a ZVI-UASB reactor for azo dye wastewater treatment, *J Chem Technol Biotechnol* 86 (2011) (2010) 199–204.
- [10] J.A. Oleszkiewicz, V.K. Sharma, Stimulation and inhibition of anaerobic processes by heavy-metals e a review, *Biol Wastes* 31 (1) (1990) 45–67.
- [11] M. Murto, L. Björnsson, B. Mattiasson, Impact of food industrial waste on anaerobic co-digestion of sewage sludge and pig manure, *J Environ Manage* 70 (2004) 101–107.

ประวัติผู้เขียน

นางสาวอภิญญา พงศ์อัมพรนารา เกิดเมื่อวันที่ 2 กุมภาพันธ์ พ.ศ. 2538 ณ จังหวัดระยอง สำเร็จการศึกษาระดับชั้นมัธยมศึกษาจากโรงเรียนวัดป่าประดู่ อำเภอเมือง จังหวัดระยอง ในปีการศึกษา 2556 สำเร็จการศึกษาระดับปริญญาตรีจากสำนักวิชาวิศวกรรมศาสตร์ สาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี ในปีการศึกษา 2560 และได้เข้าศึกษาต่อในระดับปริญญาโทในปีการศึกษาถัดมา เมื่อเข้าศึกษาต่อในระดับปริญญาโทได้ศึกษาและวิจัยในหัวข้อ “การเพิ่มประสิทธิภาพการผลิต ก๊าซชีวภาพจากน้ำเสียกระบวนการผลิตแป้งมันสำปะหลังที่มีความเค็มสูงและความสกปรกสูงด้วยเหล็กประจุศูนย์และระบบชีวไฟฟ้าเคมี” ในขณะที่ศึกษาอยู่ได้มีโอกาสเป็นผู้ช่วยสอนในรายวิชาของสาขาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม เพื่อเป็นการเพิ่มพูนความรู้ใหม่ ทักษะการวิจัย รู้จักการแก้ปัญหา และการทำงานกันเป็นกลุ่มเพื่อบรรลุเป้าหมายที่วางไว้ นอกจากนี้ มีโอกาสได้เข้าร่วมการนำเสนอผลงานวิจัยในการประชุมวิชาการระดับนานาชาติ The 6th International Conference On Energy and Environment Research. ณ ประเทศโปรตุเกส (The University of Aveiro, Portugal) ในบทความเรื่อง "Enhanced biogas production from modified tapioca starch wastewater". เมื่อวันที่ 22 - 25 กรกฎาคม พ.ศ. 2561 และได้รับคัดเลือกตีพิมพ์ในวารสารระดับนานาชาติ "Energy Report"