



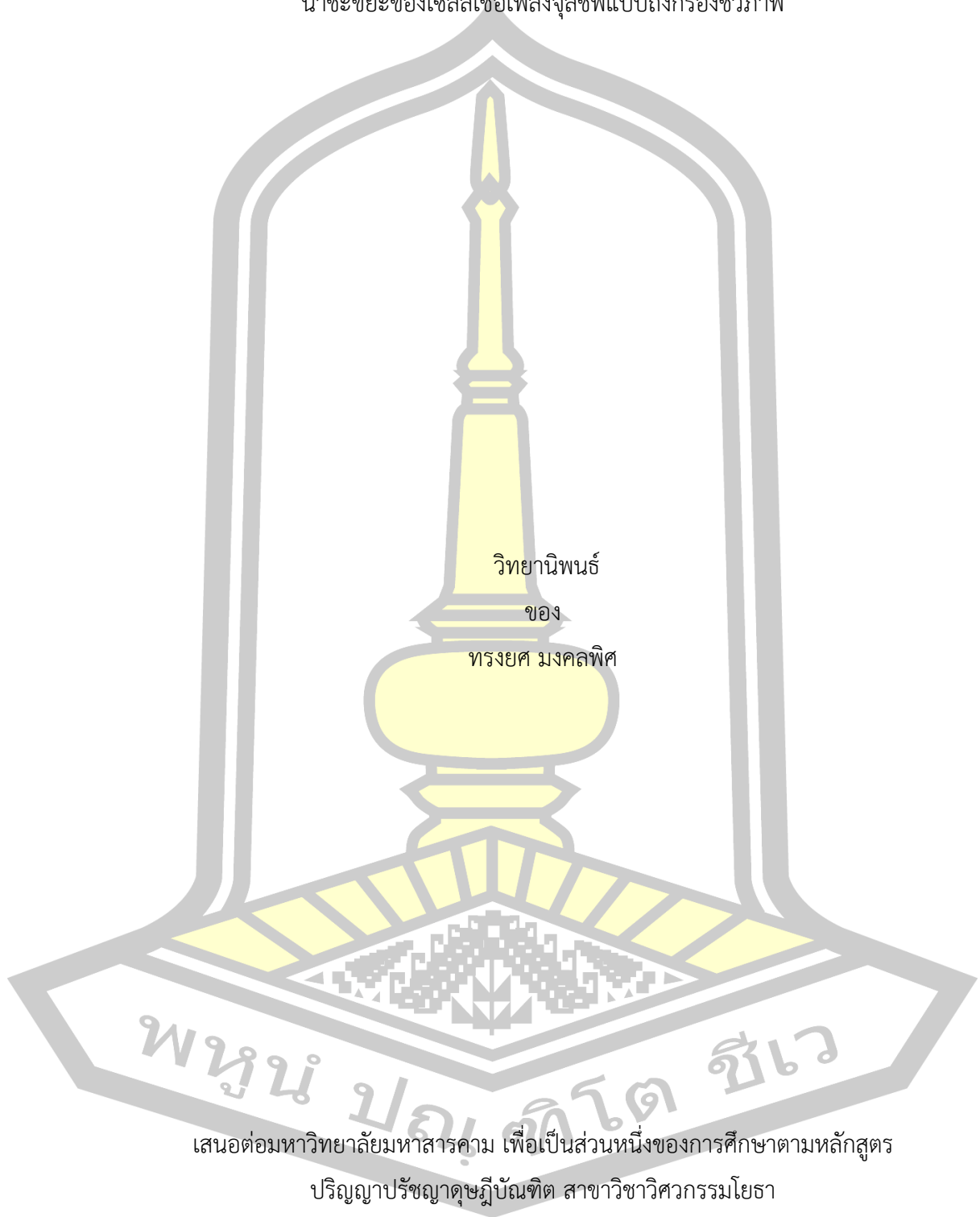
ผลของค่าพารามิเตอร์พื้นฐานทางพลศาสตร์ของไหล ที่มีต่อกำลังไฟฟ้าและความสามารถในการบำบัด  
น้ำชะขยะของเซลล์เชื้อเพลิงจุลชีพแบบถังกรองชีวภาพ

วิทยานิพนธ์  
ของ  
ทรงยศ มงคลพิศ

เสนอต่อมหาวิทยาลัยมหาสารคาม เพื่อเป็นส่วนหนึ่งของการศึกษาตามหลักสูตร  
ปริญญาปรัชญาดุษฎีบัณฑิต สาขาวิชาวิศวกรรมโยธา  
พฤษภาคม 2563

ลิขสิทธิ์เป็นของมหาวิทยาลัยมหาสารคาม

ผลของค่าพารามิเตอร์พื้นฐานทางพลศาสตร์ของไหล ที่มีต่อกำลังไฟฟ้าและความสามารถในการบำบัด  
น้ำชะขยะของเซลล์เชื้อเพลิงจุลชีพแบบถังกรองชีวภาพ



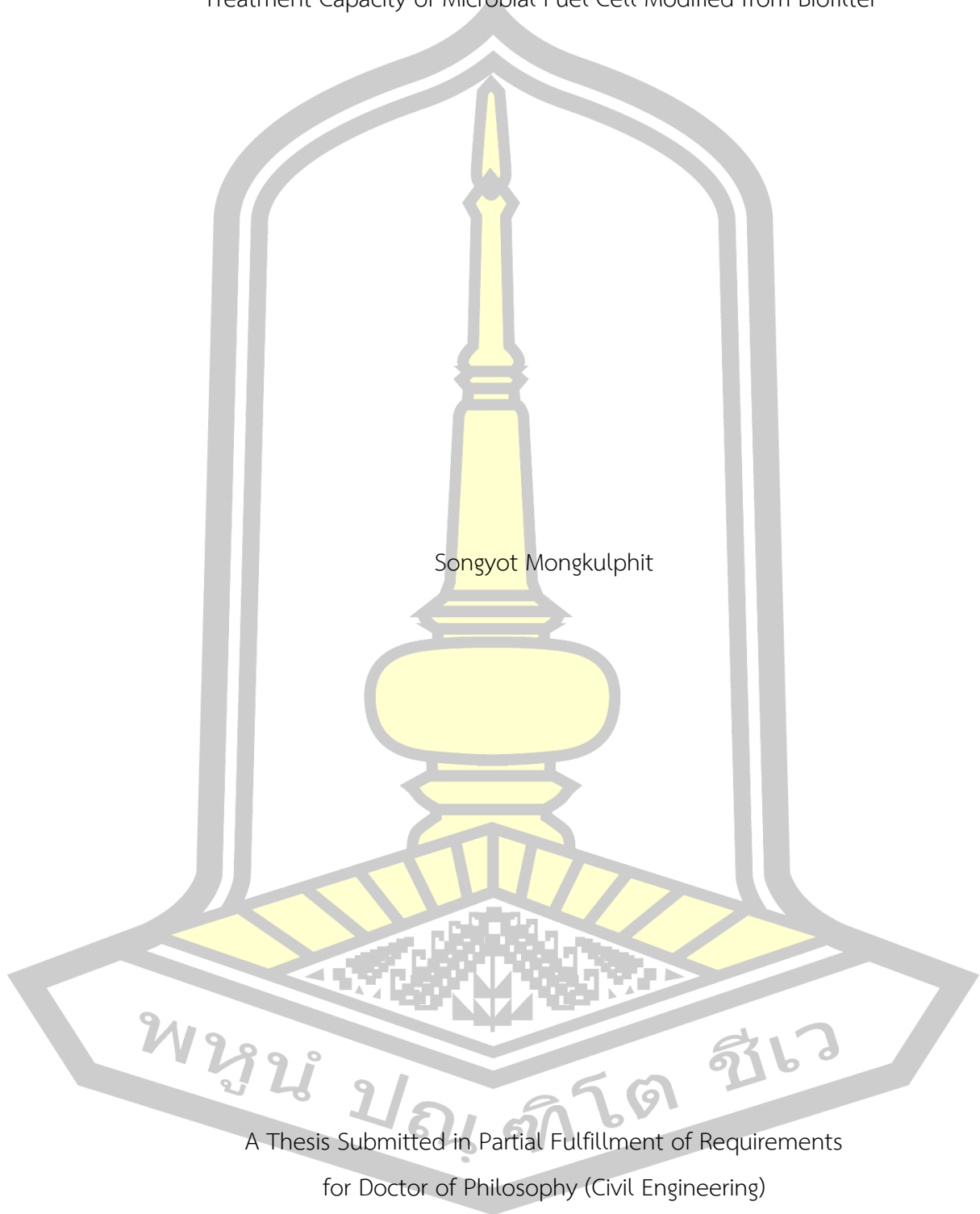
เสนอต่อมหาวิทยาลัยมหาสารคาม เพื่อเป็นส่วนหนึ่งของการศึกษาตามหลักสูตร

ปริญญาปรัชญาดุษฎีบัณฑิต สาขาวิชาวิศวกรรมโยธา

พฤษภาคม 2563

ลิขสิทธิ์เป็นของมหาวิทยาลัยมหาสารคาม

Effect of Basic Fluid Dynamics Parameters on Electrical Power and Landfill Leachate  
Treatment Capacity of Microbial Fuel Cell Modified from Biofilter



Songyot Mongkulphit

A Thesis Submitted in Partial Fulfillment of Requirements  
for Doctor of Philosophy (Civil Engineering)

May 2020

Copyright of Maharakham University



คณะกรรมการสอบวิทยานิพนธ์ ได้พิจารณาวิทยานิพนธ์ของนายทรงยศ มงคลพิศ แล้วเห็นสมควรรับเป็นส่วนหนึ่งของการศึกษาตามหลักสูตรปริญญาปรัชญาดุษฎีบัณฑิต สาขาวิชาวิศวกรรมโยธา ของมหาวิทยาลัยมหาสารคาม

คณะกรรมการสอบวิทยานิพนธ์

ประธานกรรมการ

(ผศ. ดร. ชลธิศา สุขเกษม )

อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์หลัก

(ผศ. ดร. เพชร เพ็งชัย )

อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์ร่วม

(ผศ. ดร. ณีรัฐฉิม สุวรรณทา )

กรรมการ

(ผศ. ดร. นิดา ชัยมูล )

กรรมการ

(ศ. ดร. อนงค์ฤทธิ์ แข็งแรง )

มหาวิทยาลัยขอนแก่นให้รับวิทยานิพนธ์ฉบับนี้ เป็นส่วนหนึ่งของการศึกษาตามหลักสูตรปริญญา ปรัชญาดุษฎีบัณฑิต สาขาวิชาวิศวกรรมโยธา ของมหาวิทยาลัยมหาสารคาม

(รศ. ดร. เกียรติศักดิ์ ศรีประทีป )

คณบดีคณะวิศวกรรมศาสตร์

(รศ. ดร. กริสน์ ชัยมูล )

คณบดีบัณฑิตวิทยาลัย

พหุ มหฺโต ชีเว

ชื่อเรื่อง	ผลของค่าพารามิเตอร์พื้นฐานทางพลศาสตร์ของไหล ที่มีต่อกำลังไฟฟ้าและ ความสามารถในการบำบัดน้ำชะขยะของเซลล์เชื้อเพลิงจุลชีพแบบถังกรอง ชีวภาพ		
ผู้วิจัย	ทรงยศ มงคลพิศ		
อาจารย์ที่ปรึกษา	ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร. เพชร เพ็งชัย ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร. ณัฐวุฒิ สุวรรณทา		
ปริญญา	ปรัชญาดุษฎีบัณฑิต	สาขาวิชา	วิศวกรรมโยธา
มหาวิทยาลัย	มหาวิทยาลัยมหาสารคาม	ปีที่พิมพ์	2563

### บทคัดย่อ

งานวิจัยนี้มีวัตถุประสงค์เพื่อศึกษาผลของค่าพารามิเตอร์พื้นฐานทางพลศาสตร์ของไหล ที่มีต่อการบำบัดน้ำชะขยะและการผลิตไฟฟ้าโดยใช้น้ำชะขยะของเซลล์เชื้อเพลิงจุลินทรีย์ (MFC) แบบถังกรองชีวภาพ ถึงปฏิกรณ์ที่ใช้ในการวิจัยนี้มี 6 ถัง เป็นชนิดห้องเดี่ยวซึ่งประยุกต์จากถังกรองชีวภาพแบบไหลขึ้นโดยใช้เชือกไนลอนเป็นตัวกลางและใช้น้ำชะขยะสังเคราะห์เป็นน้ำเสียเข้าระบบ การทดลองแบ่งออกเป็น 4 ช่วง ได้แก่ 1) ช่วงเลี้ยงเชื้อ 60 วัน 2) ช่วงทดสอบการเปลี่ยนแปลงอัตราการไหล 30 วัน ซึ่งใช้อัตราการไหลในช่วง 15-40 V/d 3) ช่วงทดสอบการเปลี่ยนแปลงระยะเวลาพักเก็บ 30 วันใช้ระยะเวลาพักเก็บน้ำในช่วง 2.14-5.71 hr และ 4) ช่วงเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นของน้ำขาเข้า 90 วัน โดยใช้ความเข้มข้น COD อยู่ในช่วง 574-4832 mgCOD/L จากผลการทดลองเกี่ยวกับการบำบัดน้ำของ MFC พบว่า MFCs มีประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียเพิ่มสูงขึ้นเมื่อเพิ่มอัตราการไหล จาก 15 V/d เป็น 40 V/d และเพิ่มระยะเวลาพักเก็บจาก 2.14 hr เป็น 5.71 hr อย่างไรก็ตามกรณีเพิ่มความเข้มข้นน้ำขาเข้าระบบจาก 574 mgCOD/L เป็น 4832 mgCOD/L นั้น MFCs มีอัตราการบำบัดเพิ่มขึ้นแต่กลับมีประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียลดลง ความสัมพันธ์ระหว่างอัตราการบำบัด อัตราการไหล ระยะเวลาพักเก็บ และความเข้มข้นน้ำขาเข้า สามารถอธิบายได้โดยใช้แบบจำลอง Modified Michaelis-Menten Kinetics Model ผลการทดลองเกี่ยวกับการผลิตไฟฟ้าพบว่าเมื่อเพิ่มอัตราการไหลจะทำให้แรงดันเค้นมีค่าเพิ่มขึ้นเป็นสาเหตุทำให้ความต้านทานภายในลดลง และการเพิ่มระยะเวลาพักเก็บก็ส่งผลให้ความต้านทานภายในมีค่าลดลงด้วย ทำให้ MFCs ที่ใช้อัตราการไหลสูงหรือระยะเวลาพักเก็บสูงสามารถผลิตกำลังไฟฟ้าได้สูงขึ้นตามไปด้วย ส่วนการเพิ่มความเข้มข้นน้ำเสียเข้าระบบนั้นยังไม่พบผลที่ชัดเจนต่อกำลังไฟฟ้า แต่เมื่อพิจารณาในเชิงพลังงานไฟฟ้าแล้วพบว่าแบ่งได้เป็น 2 กรณี คือกรณีที่ความเข้มข้นน้ำเสียเข้าระบบเพิ่มขึ้นจาก 574 เป็น 3220 mgCOD/L

พลังงานไฟฟ้าจะมีค่าเพิ่มขึ้นด้วย (0.08-0.32 W\*hr) และกรณีที่ความเข้มข้นน้ำเสียเข้าระบบเพิ่มขึ้น จาก 4318 เป็น 4832 mgCOD/l พลังงานไฟฟ้าจะมีค่าน้อยและอยู่ในระดับใกล้เคียงกัน (0.20-0.21 W\*hr) นอกจากนี้ยังพบว่า การเพิ่มความเข้มข้นน้ำเสียส่งผลให้ CE มีค่าลดลง กล่าวคือ MFCs มีประสิทธิภาพในการนำอิเล็กตรอนไปผลิตไฟฟ้าน้อยลง จากผลการทดลองกล่าวได้ว่าเงื่อนไขที่เหมาะสมในการเดินระบบ MFCs ในงานวิจัยนี้คือ อัตราการไหล 35 l/d ระยะเวลาพักเก็บน้ำ 5 hr และความเข้มข้น COD ของน้ำขาเข้า 574-3220 mgCOD/l

คำสำคัญ : เซลล์เชื้อเพลิงจุลชีพ, ถังกรองไร้อากาศแบบไหลขึ้น, อัตราการไหล, ระยะเวลาพักเก็บ, ความเข้มข้น, แรงดันเฉือน, การบำบัดน้ำเสีย



<b>TITLE</b>	Effect of Basic Fluid Dynamics Parameters on Electrical Power and Landfill Leachate Treatment Capacity of Microbial Fuel Cell Modified from Biofilter		
<b>AUTHOR</b>	Songyot Mongkulphit		
<b>ADVISORS</b>	Assistant Professor Petch Phengchai , Ph.D. Assistant Professor Nattawoot Suwannata , Ph.D.		
<b>DEGREE</b>	Doctor of Philosophy	<b>MAJOR</b>	Civil Engineering
<b>UNIVERSITY</b>	Maharakham University	<b>YEAR</b>	2020

### ABSTRACT

This research aimed to analyze effects of basic fluid dynamics parameters on electric power and landfill leachate treatment capacity of microbial fuel cell (MFC) modified from biofilter. Reactors used in this research were 6 single-chamber MFCs modified from biofilter that using nylon fibers as the media. Synthetic landfill leachate was applied as the influent of the MFCs. The experiment includes 4 phases, i.e. 1) start-up phase for 60 days, 2) Treatment in different flow rate conditions (15-40 l/d) for 30 days, 3) Treatment in different hydraulic retention time (HRT) conditions (2.14-5.71 hr) for 30 days with 15-40 l/d flow rate, 4) Treatment in different COD conditions (574-4832 mgCOD/l) for 90 days. The result revealed that treatment efficiencies increased either when flow rates increased from 15 to 40 l/d or HRTs increased from 2.14 to 5.71 hr. However, with the increase of COD concentration (574 mgCOD/l to 4832 mgCOD/l), removal efficiencies became lower while removal rates grew higher. The relationship among removal rates, flow rates, HRTs, and COD concentrations was explained by Modified Michaelis-Menten Kinetics Model. In terms of electrical parameter outputs, the increase of flow rate caused higher shear stress which resulted in the decrease of internal resistance. Higher HRTs also caused lower internal resistance. Therefore, MFCs with high flow rate or high HRT produced high electrical power. It was interesting that changes of influent COD concentrations were

not related to electrical power. However, the electrical energy (0.08-0.32 W·hr) varied directly with the COD concentrations in case of 574 - 3220 mgCOD/l. For 4318 to 4832 mgCOD/l, the electrical energy decreased to 0.20-0.21 W·hr. Further, it was found that increasing COD concentrations led to decreased columbic efficiencies (CE) which indicated low efficiency of electrical generation. According the above result, higher power output could be achieved by 35 l/d flow rate, 5-hr HRT and 574-3220 mgCOD/l COD concentrations.

Keyword : Biofilter-microbial fuel cell, flow rate, hydraulic Retention Time, concentration, shear stress, water treatment





## กิตติกรรมประกาศ

วิทยานิพนธ์นี้สำเร็จด้วยดี ด้วยความกรุณาเป็นอย่างสูงจากผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.เพชร เพ็ญชัย ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.ณัฐภูมิ สุวรรณทา ที่ให้คำแนะนำช่วยเหลือ สนับสนุน และแก้ไขข้อบกพร่องต่างๆ ในการจัดทำวิจัย และวิทยานิพนธ์ ผู้วิจัยขอกราบขอบพระคุณในความกรุณาเป็นอย่างสูงไว้ ณ โอกาสนี้ ขอขอบพระคุณ ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.ชลทิตา สุขเกษม ศาสตราจารย์ ดร.อนงค์ฤทธิ์ แข็งแรง ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร. นิดา ชัยมูล และอาจารย์ ดร.วรกิจกร กาญจนะ ที่กรุณาสละเวลามาเป็นกรรมการสอบ และให้คำแนะนำเพื่อให้วิทยานิพนธ์ฉบับนี้สมบูรณ์ยิ่งขึ้น ขอขอบพระคุณ คณาจารย์ สาขาวิศวกรรมโยธา เจ้าหน้าที่ห้องปฏิบัติการทุกท่าน และเจ้าหน้าที่ศูนย์เครื่องมือกลาง มหาวิทยาลัยมหาสารคาม ที่อำนวยความสะดวกในการใช้เครื่องมือในการวิเคราะห์ต่างๆ รวมทั้งสถานที่ในการทำงานวิจัย ขอขอบคุณ นายประพันธ์ ประจันตะเสน นางสาววริษฐา จำเริญ และนางสาวสุภาวดี ศิริประทุม นักศึกษาปริญญาโท นายดีเลิศ จันทร์คูเมือง นางสาวณัชนันท์ จอกลอย นางสาวกนกพรพรณ ใจขานและนางสาวศศิญาภรณ์ ปิติมล นักศึกษาปริญญาตรี สาขาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม ทุกท่าน ที่คอยสนับสนุนช่วยเหลือ ในการทำวิจัยในครั้งนี้ด้วยดีตลอดมา ขอขอบพระคุณ ครอบครัวมงคลพิศ และชาติสุวรรณ์ ที่ให้การสนับสนุน และเป็นกำลังใจ ทำให้ผู้วิจัยมีกำลังใจในการทำวิทยานิพนธ์จนสำเร็จ

ทรงยศ มงคลพิศ



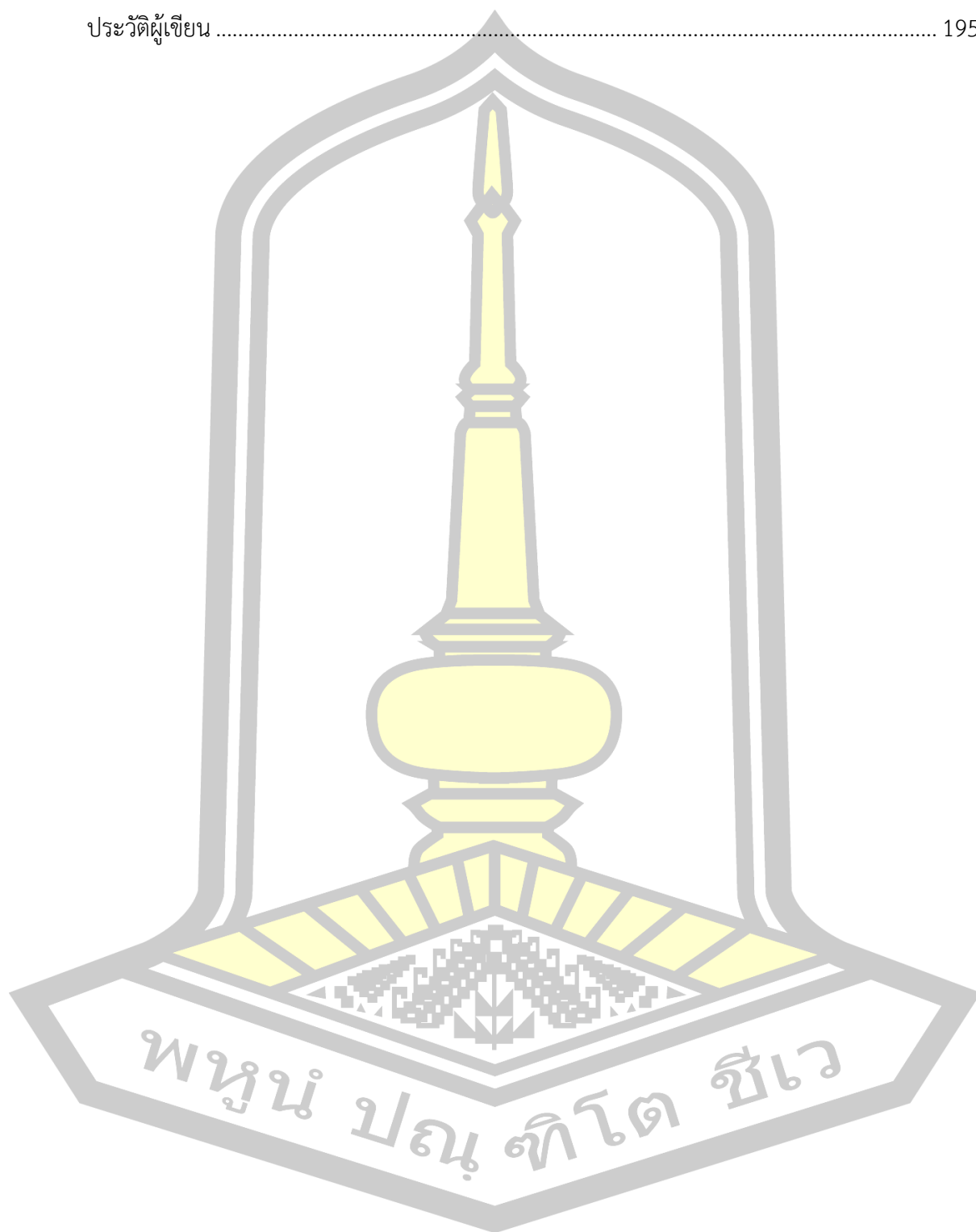
## สารบัญ

	หน้า
บทคัดย่อภาษาไทย.....	ง
บทคัดย่อภาษาอังกฤษ.....	ฉ
กิตติกรรมประกาศ.....	ช
สารบัญ.....	ฌ
สารบัญตาราง.....	ฉ
สารบัญภาพประกอบ.....	ฅ
บทที่ 1 บทนำ.....	1
1.1 ที่มาและความสำคัญ.....	1
1.2 วัตถุประสงค์.....	8
1.3 ขอบเขต.....	9
1.4 แผนการดำเนินการศึกษา.....	9
บทที่ 2 เอกสารและงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง.....	11
2.1 น้ำชะขยะมูลฝอย.....	11
2.2 องค์ประกอบของน้ำชะมูลฝอย.....	13
2.3 สารที่พบในน้ำชะขยะ.....	14
2.4 วิธีบำบัดน้ำชะขยะ.....	21
2.5 ค่ามาตรฐานน้ำชะขยะ.....	29
2.6 กระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้อากาศ (Anaerobic Wastewater).....	35
2.7 เซลล์เชื้อเพลิงจุลชีพ (Microbial Fuel Cell).....	52
บทที่ 3 วิธีดำเนินการวิจัย.....	95
3.1 การสร้างเซลล์เชื้อเพลิงจุลินทรีย์แบบถังกรองชีวภาพ.....	96

3.2 ช่วงที่ 1 เริ่มต้นระบบ (Start-up) .....	97
3.3 ช่วงที่ 2 ทดลองเดินระบบ .....	99
3.4 สถิติที่ใช้ตัวแปรที่ทำการวิเคราะห์และความถี่ในการวิเคราะห์ .....	103
บทที่ 4 ผลและวิจารณ์ผลการทดลอง .....	105
4.1 การเปลี่ยนแปลงอัตราการไหล (Q) ที่มีผลต่อการบำบัดน้ำชะขยะสังเคราะห์ .....	105
4.2 Modified Michaelis-Menten Kinetics Model ของการเปลี่ยนแปลงอัตราการไหลที่มีผลต่อการบำบัดน้ำชะขยะสังเคราะห์ .....	118
4.3 การเปลี่ยนแปลงของอัตราการไหล ที่มีผลต่อการผลิตไฟฟ้าของ MFCs .....	119
4.4 การเปลี่ยนแปลงระยะเวลาเก็บกัก (HRT) ที่มีผลต่อการบำบัดน้ำชะขยะสังเคราะห์ .....	130
4.5 Modified Michaelis-Menten Kinetics Model ของการเปลี่ยนแปลงระยะเวลาเก็บกักที่มีผลต่อการบำบัดน้ำชะขยะสังเคราะห์ .....	141
4.6 การเปลี่ยนแปลงของระยะเวลาเก็บกักที่มีผลต่อการผลิตไฟฟ้าของ MFCs .....	143
4.7 การเปลี่ยนแปลงความเข้มข้น (Concentration) ที่มีผลต่อการบำบัดน้ำชะขยะสังเคราะห์ .....	155
4.8 Modified Michaelis-Menten Kinetics Model ของการเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นที่มีผลต่อการบำบัดน้ำชะขยะสังเคราะห์ .....	166
4.9 การเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นที่มีผลต่อการผลิตไฟฟ้าของ MFCs .....	167
4.10 เปรียบเทียบงานวิจัยของ MFCs .....	173
บทที่ 5 สรุปและข้อเสนอแนะ .....	175
5.1 ช่วงที่ 1 ผลของการเปลี่ยนแปลงอัตราการไหลที่มีต่อการบำบัดน้ำเสีย และผลิตไฟฟ้าของ MFCs .....	175
5.2 ช่วงที่ 2 ผลของการเปลี่ยนแปลงระยะเวลาเก็บกักที่มีต่อการบำบัดน้ำเสียและผลิตไฟฟ้าของ MFCs .....	177
5.3 ช่วงที่ 3 ผลของการเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นน้ำเสียที่มีต่อการบำบัดน้ำเสียและผลิตไฟฟ้าของ MFCs .....	180
5.4 ข้อเสนอแนะ .....	181

บรรณานุกรม ..... 183

ประวัติผู้เขียน ..... 195



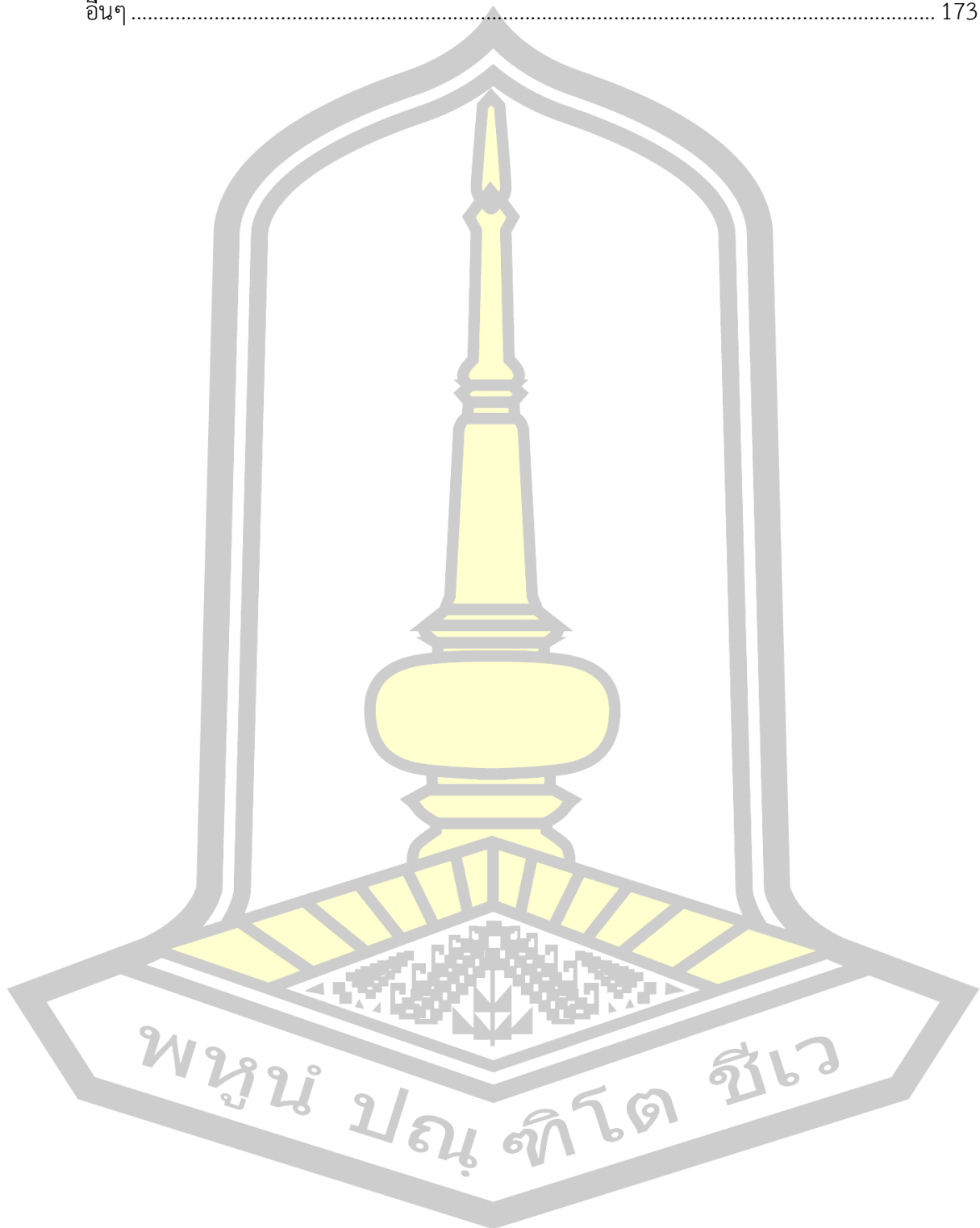
## สารบัญตาราง

หน้า

ตาราง 1	เปรียบเทียบกำลังไฟฟ้าที่ผลิตได้จาก MFC ที่ใช้น้ำชะขยะและน้ำเสียชนิดอื่นเป็นวัตถุดิบ...3
ตาราง 2	ลักษณะสมบัติน้ำชะมูลฝอยจากหลุมฝังกลบเก่าและใหม่ .....13
ตาราง 3	เปรียบเทียบปริมาณสารประกอบฟอสฟอรัสที่ระบายลงแหล่งน้ำต่อพื้นที่ประเทศกลุ่ม ....16
ตาราง 4	ประสิทธิภาพในการกำจัดของสารมลพิษความเข้มข้นปานกลางถึงสูงโดยใช้.....26
ตาราง 5	มาตรฐานน้ำทิ้งจากโรงงานอุตสาหกรรมของไทย.....29
ตาราง 6	มาตรฐานน้ำทิ้งจากการบำบัดหลุมฝังกลบขยะของประเทศเยอรมัน .....33
ตาราง 7	มาตรฐานน้ำทิ้งจากการบำบัดหลุมฝังกลบขยะของประเทศมาเลเซีย .....34
ตาราง 8	ตัวอย่างโรงงานอุตสาหกรรมที่ใช้ระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้อากาศ .....37
ตาราง 9	ค่าสัมประสิทธิ์การเจริญเติบโตของแบคทีเรียในของน้ำเสียบางชนิด .....40
ตาราง 10	เกณฑ์การออกแบบระบบถังกรองแบบไร้อากาศ .....42
ตาราง 11	ข้อดีและข้อจำกัดของถังกรองไร้อากาศ .....43
ตาราง 12	ปริมาณของอินทรูปจุพวกที่มีอิทธิพลต่อการทำงานของแบคทีเรียชนิดไม่ใช้ออกซิเจน .50
ตาราง 13	ปริมาณของเกลือซัลไฟด์ที่ใช้ทำให้โลหะหนักตกตะกอนในปริมาณต่าง ๆ .....51
ตาราง 14	ความเข้มข้นของแอมโมเนียไนโตรเจน (NH <sub>3</sub> -N) ที่มีผลต่อแบคทีเรียชนิดไม่ใช้ออกซิเจน52
ตาราง 15	ค่าศักยภาพการเกิดรีดักชันของสารชนิดต่าง ๆ.....56
ตาราง 16	ความต้านทานภายในและกำลังไฟฟ้าสูงสุดของเมมเบรนแบบcation (CEM), anion(AEM) และ ultra filtration (UF) ที่ผ่านการทดสอบในขวด (B-MFCs) และ (C-MFCs) .....69
ตาราง 17	ค่าสัมประสิทธิ์การถ่ายเทมวลและการกระจายตัวของออกซิเจนและacetate ที่วัดได้ ...74
ตาราง 18	แสดงศักย์ไฟฟ้าของขั้วแอโนดและขั้วแคโทดในปฏิกิริยา anodic และ cathodic ที่แตกต่างกัน และ E' เป็นค่าที่ถูกปรับเมื่อ pH = 7 และที่อุณหภูมิ 298 K ยกเว้นนอกเหนือจากที่ระบุไว้ .....83
ตาราง 19	คุณสมบัติของน้ำเสียสังเคราะห์ .....98

ตาราง 20	ตัวแปรที่ทำการวิเคราะห์และความถี่ในการวิเคราะห์.....	104
ตาราง 21	ค่า DO, ORP และ pH ตลอดการทดสอบช่วงเปลี่ยนแปลงอัตราการไหล.....	106
ตาราง 22	ประสิทธิภาพการบำบัด และอัตราการบำบัด COD ของ MFCs.....	107
ตาราง 23	ประสิทธิภาพการบำบัด และอัตราการบำบัด TN ของ MFCs.....	108
ตาราง 24	ประสิทธิภาพการบำบัด และอัตราการบำบัด TP ของ MFCs.....	109
ตาราง 25	ประสิทธิภาพการบำบัด และอัตราการบำบัด $\text{NO}_3^-$ ของ MFCs.....	111
ตาราง 26	ประสิทธิภาพการบำบัด และอัตราการบำบัด $\text{NO}_2^-$ ของ MFCs.....	112
ตาราง 27	ประสิทธิภาพการบำบัด และอัตราการบำบัด $\text{NH}_4^+$ ของ MFCs.....	114
ตาราง 28	ประสิทธิภาพการบำบัด และอัตราการบำบัด $\text{PO}_4^{3-}$ ของ MFCs.....	116
ตาราง 29	ค่า DO, ORP และ pH ตลอดการทดสอบช่วงการเปลี่ยนแปลงระยะเวลาพักเก็บ .....	130
ตาราง 30	ประสิทธิภาพการบำบัด และอัตราการบำบัด COD ของ MFCs.....	131
ตาราง 31	ประสิทธิภาพการบำบัด และอัตราการบำบัด TN ของ MFCs.....	132
ตาราง 32	ประสิทธิภาพการบำบัด และอัตราการบำบัด TP ของ MFCs.....	134
ตาราง 33	ประสิทธิภาพการบำบัด และอัตราการบำบัด $\text{NO}_3^-$ ของ MFCs.....	135
ตาราง 34	ประสิทธิภาพการบำบัด และอัตราการบำบัด $\text{NO}_2^-$ ของ MFCs.....	136
ตาราง 35	ประสิทธิภาพการบำบัด และอัตราการบำบัด $\text{NH}_4^+$ ของ MFCs.....	137
ตาราง 36	ประสิทธิภาพการบำบัด และอัตราการบำบัด $\text{PO}_4^{3-}$ ของ MFCs.....	139
ตาราง 37	ประสิทธิภาพการบำบัด และอัตราการบำบัด COD ของ MFCs.....	155
ตาราง 38	ประสิทธิภาพการบำบัด และอัตราการบำบัด TN ของ MFCs.....	157
ตาราง 39	ประสิทธิภาพการบำบัด และอัตราการบำบัด TP ของ MFCs.....	158
ตาราง 40	ประสิทธิภาพการบำบัด และอัตราการบำบัด $\text{NO}_3^-$ ของ MFCs.....	159
ตาราง 41	ประสิทธิภาพการบำบัด และอัตราการบำบัด $\text{NO}_2^-$ ของ MFCs.....	160
ตาราง 42	ประสิทธิภาพการบำบัด และอัตราการบำบัด $\text{NH}_4^+$ ของ MFCs .....	161
ตาราง 43	ประสิทธิภาพการบำบัด และอัตราการบำบัด $\text{PO}_4^{3-}$ ของ MFCs .....	163

ตาราง 44 แสดงการเปรียบเทียบผลการทดสอบในช่วงการเปลี่ยนแปลง Q , HRT และ C กับงานวิจัย  
อื่นๆ..... 173



## สารบัญภาพประกอบ

	หน้า
ภาพประกอบ 1 การสูญเสียค่าความต่างศักย์ (Voltage loss) ของ MFC.....	7
ภาพประกอบ 2 แผนผังโดยย่อของหลุมฝังกลบขยะ ตำบลหนองบึง อำเภอเมือง จังหวัดมหาสารคาม .....	12
ภาพประกอบ 3 ระบบถังกรองไร้อากาศแบบไหลขึ้น.....	39
ภาพประกอบ 4 ระบบถังกรองไร้อากาศแบบไหลลง.....	40
ภาพประกอบ 5 ระบบถังกรองแบบชั้นลอยตัวไร้ออกซิเจน.....	43
ภาพประกอบ 6 ระบบยูเอเอสบี.....	44
ภาพประกอบ 7 ระบบแผ่นหมุนไร้ออกซิเจน.....	45
ภาพประกอบ 8 ระบบแผ่นกั้นไร้ออกซิเจน.....	46
ภาพประกอบ 9 ความสัมพันธ์ของอุณหภูมิกับระยะเวลาการกักเก็บตะกอนจุลินทรีย์ในการย่อยสลาย สารอินทรีย์ และประสิทธิภาพการกำจัดน้ำโสโครกด้วยวิธีทางชีววิทยาแบบไม่ใช้ออกซิเจน.....	47
ภาพประกอบ 10 ความสัมพันธ์ระหว่าง pH, คาร์บอนไดออกไซด์ และความเป็นด่างไบคาร์บอเนต.....	49
ภาพประกอบ 11 ปฏิกริยาการทำลายพิษของโลหะ (Heavy Metals) โดยซัลไฟด์ ( $S^{2-}$ ) ในสภาวะที่ ไม่มีออกซิเจน.....	51
ภาพประกอบ 12 แสดงแผนผังของส่วนประกอบพื้นฐานของเซลล์เชื้อเพลิงจุลินทรีย์แบบห้องคู่.....	54
ภาพประกอบ 13 องค์ประกอบพื้นฐานของเซลล์เชื้อเพลิงจุลินทรีย์.....	56
ภาพประกอบ 14 เซลล์เชื้อเพลิงจุลินทรีย์แบบห้องคู่.....	59
ภาพประกอบ 15 ลักษณะของเซลล์เชื้อเพลิงจุลินทรีย์แบบห้องเดี่ยวใช้เมมเบรน.....	60
ภาพประกอบ 16 รูปแบบของ MFCs แบบ Stacked.....	61
ภาพประกอบ 17 แสดงวัสดุที่ใช้ทำขั้วแอโนดที่ทำจากคาร์บอน (A) กระจาดคาร์บอน (B) ผ้า คาร์บอน (C) reticulated vitreous carbon(RVC).....	62



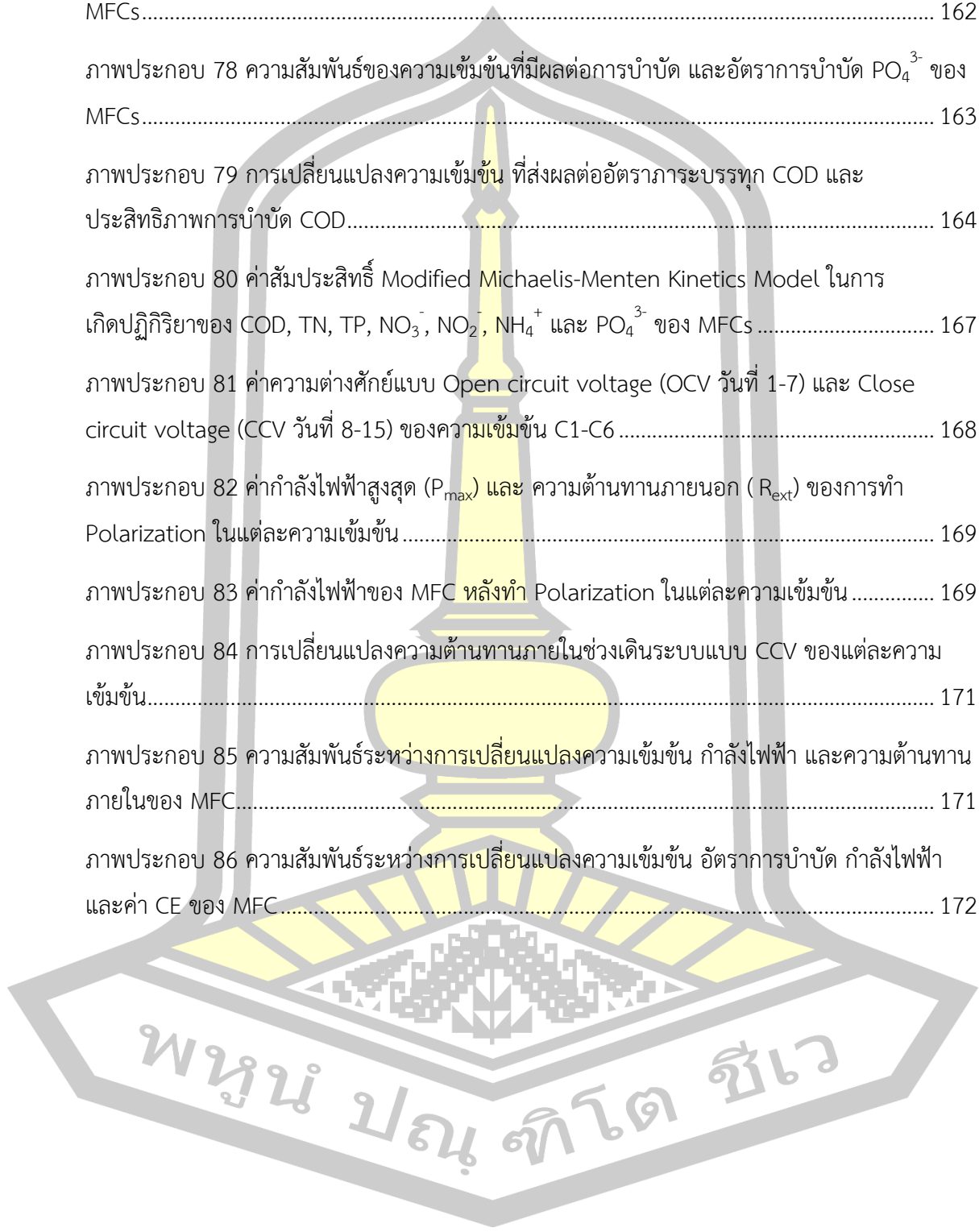
ภาพประกอบ 18	แสดงวัสดุที่ใช้ทำขั้วแอโนดที่ทำจากแกรไฟต์ (A) แกรไฟต์แท่ง(B) แผ่นแกรไฟต์แบบหนา(C) แผ่นแกรไฟต์แบบบาง (D) ลักษณะของแกรไฟต์แบบแผ่นเมื่อทำการตัด .....	63
ภาพประกอบ 19	ห่วงโซ่ของการขนส่งอิเล็กตรอน I. NADH dehydrogenase, II Succinate dehydrogenase, III.Cytochrome reductase, IV cytochromeoxidase.	65
ภาพประกอบ 20	การถ่ายโอนอิเล็กตรอนโดยตรงผ่านไซโตโครมที่ผนังเซลล์ชั้นนอก .....	66
ภาพประกอบ 21	การถ่ายโอนอิเล็กตรอนด้วยเมดิเอเตอร์ .....	67
ภาพประกอบ 22	การถ่ายโอนอิเล็กตรอนผ่านเส้นลวดนาโนของแบคทีเรีย .....	68
ภาพประกอบ 23	เมมเบรนแลกเปลี่ยนไอออนบวก (CEM:Cation exchange membrane).....	70
ภาพประกอบ 24	เมมเบรนแลกเปลี่ยนโปรตอน (PEM: Proton exchange membrane).....	71
ภาพประกอบ 25	เมมเบรนแลกเปลี่ยนไอออนลบ (AEM : Anion exchange membrane).....	72
ภาพประกอบ 26	ประสิทธิภาพการทำงานของMFC ใน 34cyclesที่ใช้ระบบแบบ fed – batch ใช้ glucose เป็นสารอาหาร และใช้PTFE เคลือบผิวอิเล็กโทรด ตัวเร่งปฏิกิริยาคือPt (0.5 มก./ ตร.ซม.) (A) ค่าศักย์ไฟฟ้า (B) ความหนาแน่นของพลังงานและค่าCE .....	77
ภาพประกอบ 27	MFC ที่ใช้แคโทดแบบท่อ (A) MFCที่ใช้ขั้วแอโนดเป็นกระดาษคาร์บอนและขั้วแคโทดแบบ 1 ท่อ(B) MFCที่ใช้ขั้วแอโนดเป็นกระดาษคาร์บอนและขั้วแคโทดแบบ 2 ท่อ(C) เมมเบรนแบบ UF ที่เคลือบด้วยตัวนำไฟฟ้าที่ใช้ทำแคโทดแบบท่อ.....	79
ภาพประกอบ 28	แสดงลักษณะของเส้นโค้งโพลาริเซชัน (A) แรงดันไฟฟ้าที่เปลี่ยนไปตามความต้านทานภายนอก (B) แรงดันไฟฟ้าที่พล็อตเทียบกับความหนาแน่นของกระแสและเส้นโค้งของความหนาแน่นของกำลังไฟฟ้า.....	90
ภาพประกอบ 29	ปรากฏการณ์ที่มีต่อผลการลดลงของความต่างศักย์บนกราฟโพลาริเซชัน .....	91
ภาพประกอบ 30	การกระทำของแรงเค้นเฉือนที่มีต่อวัสดุ .....	93
ภาพประกอบ 31	แสดงรูปแบบโดยรวมของการเดินระบบ.....	96
ภาพประกอบ 32	MFCs ที่ใช้ทดสอบ .....	97
ภาพประกอบ 33	แบบจำลองการเดินระบบที่ความเข้มข้นต่างกัน.....	102
ภาพประกอบ 34	ความสัมพันธ์ของอัตราการไหลที่มีผลต่อประสิทธิภาพการบำบัด และอัตราการบำบัด COD ของ MFCs .....	108

ภาพประกอบ 35 ความสัมพันธ์ของอัตราการไหลที่มีผลต่อประสิทธิภาพการบำบัดและอัตราการบำบัด TN ของ MFCs .....	109
ภาพประกอบ 36 ความสัมพันธ์ของอัตราการไหลที่มีผลต่อประสิทธิภาพการบำบัดและอัตราการบำบัด TP ของ MFCs.....	110
ภาพประกอบ 37 ความสัมพันธ์ของอัตราการไหลที่มีผลต่อประสิทธิภาพการบำบัดและอัตราการบำบัด $\text{NO}_3^-$ ของ MFCs .....	111
ภาพประกอบ 38 ความสัมพันธ์ของอัตราการไหลที่มีผลต่อประสิทธิภาพการบำบัดและอัตราการบำบัด $\text{NO}_2^-$ ของ MFCs.....	113
ภาพประกอบ 39 ความสัมพันธ์ของอัตราการไหลที่มีผลต่อประสิทธิภาพการบำบัด และอัตราการบำบัด $\text{NH}_4^+$ ของ MFCs.....	115
ภาพประกอบ 40 ความสัมพันธ์ของอัตราการไหลที่มีผลต่อประสิทธิภาพการบำบัด และอัตราการบำบัด $\text{PO}_4^{3-}$ ของ MFCs .....	116
ภาพประกอบ 41 ค่าสัมประสิทธิ์ Modified Michaelis-Menten Kinetics Model ในการเกิดปฏิกิริยาของ COD, TN, TP, $\text{NO}_3^-$ , $\text{NO}_2^-$ , $\text{NH}_4^+$ และ $\text{PO}_4^{3-}$ ของ MFCs .....	119
ภาพประกอบ 42 ค่าความต่างศักย์แบบ Open circuit voltage (OCV วันที่ 0-15) และ Close circuit voltage (CCV วันที่ 18-33) ของ MFCs.....	120
ภาพประกอบ 43 ค่ากำลังไฟฟ้าสูงสุด ( $P_{\text{max}}$ ) และ ความต้านทานภายนอก ( $R_{\text{ext}}$ ) ของการทำ Polarization ครั้งที่ 1 และ ครั้งที่ 2.....	121
ภาพประกอบ 44 ค่ากำลังไฟฟ้าของ MFC1-6 หลังทำ Polarization ครั้งที่ 1 (ชั่วโมงที่ 408- 548) และ หลังทำ Polarization ครั้งที่ 2 (ชั่วโมงที่ 549 - 808) ในช่วงการเปลี่ยนแปลงอัตราการไหล	122
ภาพประกอบ 45 เปลี่ยนแปลงอัตราการไหลที่มีต่อแรงเค้นเฉือน (shear stress) .....	122
ภาพประกอบ 46 อัตราการไหลที่มีผลต่อกำลังไฟฟ้า และแรงเค้นเฉือน (shear stress).....	124
ภาพประกอบ 47 อัตราการไหล และแรงเค้นเฉือน (shear stress) ที่มีผลต่อประสิทธิภาพการบำบัด COD, TN, TP, $\text{NO}_3^-$ , $\text{NO}_2^-$ , $\text{NH}_4^+$ และ $\text{PO}_4^{3-}$ ของ MFCs .....	125
ภาพประกอบ 48 การเปลี่ยนแปลงความต้านทานภายในหลังการทำ Polarization ครั้งที่ 2.....	127

ภาพประกอบ 49 เปรียบเทียบการเปลี่ยนแปลงความต้านทานภายใน ตลอดช่วงเดินระบบ (วันที่ 15-33) และ หลังการทำ Polarization ครั้งที่ 1 (วันที่ 15-21 ของการเดินระบบ) และ Polarization ครั้งที่ 2 (วันที่ 22-33 ของการเดินระบบ).....	128
ภาพประกอบ 50 เปรียบเทียบความสัมพันธ์ของอัตราการไหลและความต้านทานภายใน ตลอดช่วงเดินระบบ และหลังจากการทำ Polarization ครั้งที่ 1 และ Polarization ครั้งที่ 2 .....	128
ภาพประกอบ 51 การเปลี่ยนแปลงอัตราการไหลที่มีผลต่อค่า CE .....	129
ภาพประกอบ 52 ความสัมพันธ์ของระยะเวลาที่เก็บที่มีผลต่อประสิทธิภาพการบำบัดและอัตราการบำบัด COD ของ MFCs .....	132
ภาพประกอบ 53 ความสัมพันธ์ของระยะเวลาที่เก็บที่มีผลต่อประสิทธิภาพการบำบัดและอัตราการบำบัด TN ของ MFCs .....	133
ภาพประกอบ 54 ความสัมพันธ์ของระยะเวลาที่เก็บที่มีผลต่อประสิทธิภาพการบำบัดและอัตราการบำบัด TP ของ MFCs .....	134
ภาพประกอบ 55 ความสัมพันธ์ของระยะเวลาที่เก็บที่มีผลต่อประสิทธิภาพการบำบัดและอัตราการบำบัด NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ของ MFCs .....	136
ภาพประกอบ 56 ความสัมพันธ์ของระยะเวลาที่เก็บที่มีผลต่อประสิทธิภาพการบำบัดและอัตราการบำบัด NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> ของ MFCs.....	137
ภาพประกอบ 57 ความสัมพันธ์ของระยะเวลาที่เก็บที่มีผลต่อประสิทธิภาพการบำบัดและอัตราการบำบัด NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> ของ MFCs.....	138
ภาพประกอบ 58 ความสัมพันธ์ของระยะเวลาที่เก็บที่มีผลต่อประสิทธิภาพการบำบัดและอัตราการบำบัด PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> ของ MFCs .....	139
ภาพประกอบ 59 การเปลี่ยนแปลงระยะเวลาที่เก็บ ที่ส่งผลต่ออัตราการระบรทุก COD และ ประสิทธิภาพการบำบัด COD.....	140
ภาพประกอบ 60 ค่าสัมประสิทธิ์ Modified Michaelis-Menten Kinetics Model ในการเกิดปฏิกิริยาของ COD, TN, TP, NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> , NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> , NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> และ PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> ของ MFCs .....	143
ภาพประกอบ 61 ค่าความต่างศักย์แบบ Open circuit voltage (OCV วันที่ 1-14) และ Close circuit voltage (CCV วันที่ 15-30) ของ MFCs.....	144

ภาพประกอบ 62 ค่ากำลังไฟฟ้าสูงสุด ( $P_{max}$ ) และ ความต้านทานภายนอก ( $R_{ext}$ ) ของการทำ Polarization ครั้งที่ 1 และ ครั้งที่ 2.....	145
ภาพประกอบ 63 ค่ากำลังไฟฟ้าของ MFC1-6 หลังทำ Polarization ครั้งที่ 1 (ชั่วโมงที่ 1128-1247) และ หลังทำ Polarization ครั้งที่ 2 (ชั่วโมงที่ 1248 - 1487) ของการเดินระบบ.....	146
ภาพประกอบ 64 เปลี่ยนแปลงระยะเวลาที่เก็บที่มีต่อแรงเค้นเฉือน (shear stress).....	147
ภาพประกอบ 65 ระยะเวลาที่เก็บที่มีผลต่อกำลังไฟฟ้า และแรงเค้นเฉือน (shear stress) .....	148
ภาพประกอบ 66 ระยะเวลาที่เก็บ และแรงเค้นเฉือน (shear stress) ที่มีผลต่อประสิทธิภาพการบำบัด COD, TN, TP, $NO_3^-$ , $NO_2^-$ , $NH_4^+$ และ $PO_4^{3-}$ ของ MFCs.....	149
ภาพประกอบ 67 การเปลี่ยนแปลงความต้านทานภายในช่วงเดินระบบแบบ CCV .....	151
ภาพประกอบ 68 การเปลี่ยนแปลงของอัตราส่วนระหว่าง C/N และกำลังไฟฟ้าที่ MFCs ผลิตได้..	152
ภาพประกอบ 69 เปรียบเทียบการเปลี่ยนแปลงความต้านทานภายใน ตลอดช่วงเดินระบบ และ หลังจากการทำ Polarization ครั้งที่ 1 (วันที่ 15-21 ของการเดินระบบ) และ Polarization ครั้งที่ 2 (วันที่ 22-33 ของการเดินระบบ).....	153
ภาพประกอบ 70 เปรียบเทียบความสัมพันธ์ของระยะเวลาที่เก็บและความต้านทานภายใน ตลอดช่วงเดินระบบ และหลังจากการทำ Polarization ครั้งที่ 1 และ Polarization ครั้งที่ 2.....	153
ภาพประกอบ 71 ความสัมพันธ์ของระยะเวลาที่เก็บที่มีผลต่อค่า CE .....	154
ภาพประกอบ 72 ความสัมพันธ์ของความเข้มข้นที่มีผลต่อประสิทธิภาพการบำบัดและอัตราการบำบัด COD ของ MFCs .....	156
ภาพประกอบ 73 ความสัมพันธ์ของความเข้มข้นที่มีผลต่อประสิทธิภาพการบำบัดและอัตราการบำบัด TN ของ MFCs .....	157
ภาพประกอบ 74 ความสัมพันธ์ของความเข้มข้นที่มีผลต่อประสิทธิภาพการบำบัดและอัตราการบำบัด TP ของ MFCs.....	158
ภาพประกอบ 75 ความสัมพันธ์ของความเข้มข้นที่มีผลต่อการบำบัด และอัตราการบำบัด $NO_3^-$ ของ MFCs.....	160
ภาพประกอบ 76 ความสัมพันธ์ของความเข้มข้นที่มีผลต่อการบำบัด และอัตราการบำบัด $NO_2^-$ ของ MFCs.....	161

ภาพประกอบ 77 ความสัมพันธ์ของความเข้มข้นที่มีผลต่อการบำบัด และอัตราการบำบัด $\text{NH}_4^+$ ของ MFCs.....	162
ภาพประกอบ 78 ความสัมพันธ์ของความเข้มข้นที่มีผลต่อการบำบัด และอัตราการบำบัด $\text{PO}_4^{3-}$ ของ MFCs.....	163
ภาพประกอบ 79 การเปลี่ยนแปลงความเข้มข้น ที่ส่งผลต่ออัตรากระบวนการ COD และ ประสิทธิภาพการบำบัด COD.....	164
ภาพประกอบ 80 ค่าสัมประสิทธิ์ Modified Michaelis-Menten Kinetics Model ในการ เกิดปฏิกิริยาของ COD, TN, TP, $\text{NO}_3^-$ , $\text{NO}_2^-$ , $\text{NH}_4^+$ และ $\text{PO}_4^{3-}$ ของ MFCs .....	167
ภาพประกอบ 81 ค่าความต่างศักย์แบบ Open circuit voltage (OCV วันที่ 1-7) และ Close circuit voltage (CCV วันที่ 8-15) ของความเข้มข้น C1-C6 .....	168
ภาพประกอบ 82 ค่ากำลังไฟฟ้าสูงสุด ( $P_{\text{max}}$ ) และ ความต้านทานภายนอก ( $R_{\text{ext}}$ ) ของการทำ Polarization ในแต่ละความเข้มข้น .....	169
ภาพประกอบ 83 ค่ากำลังไฟฟ้าของ MFC หลังทำ Polarization ในแต่ละความเข้มข้น .....	169
ภาพประกอบ 84 การเปลี่ยนแปลงความต้านทานภายในช่วงเดินระบบแบบ CCV ของแต่ละความเข้มข้น.....	171
ภาพประกอบ 85 ความสัมพันธ์ระหว่างการเปลี่ยนแปลงความเข้มข้น กำลังไฟฟ้า และความต้านทาน ภายในของ MFC.....	171
ภาพประกอบ 86 ความสัมพันธ์ระหว่างการเปลี่ยนแปลงความเข้มข้น อัตราการบำบัด กำลังไฟฟ้า และค่า CE ของ MFC.....	172



# บทที่ 1

## บทนำ

### 1.1 ที่มาและความสำคัญ

น้ำชะขยะคือของเหลวที่ไหลออกมาจากกองขยะมูลฝอย จัดเป็นมลพิษชนิดหนึ่งที่เกิดขึ้นพร้อมกับการจัดการขยะแบบฝังกลบและการกองขยะกลางแจ้งซึ่งถือเป็นวิธีจัดการขยะกระแสหลักในปัจจุบัน ในปีพ.ศ. 2556 ประเทศไทยมีปริมาณขยะมูลฝอยรวม 26.77 ล้านตัน ในการนี้มีเพียง 7.274 ล้านตันที่ถูกนำไปกำจัดอย่างถูกวิธี และ 92 % ของขยะที่ถูกกำจัดอย่างถูกวิธี (6.696 ตัน) ได้ถูกนำไปฝังกลบในหลุมฝังกลบขยะ [1] ซึ่งสามารถก่อให้เกิดน้ำชะขยะขึ้นมาภายหลัง น้ำชะขยะประกอบด้วยสารอินทรีย์และสารอนินทรีย์ที่เกิดจากการย่อยสลายขยะและการชะล้างของน้ำฝนที่ตกลงมาสัมผัสกองขยะ จึงมักมีกลิ่นเหม็น มีค่าความสกปรกสูงกว่าน้ำเสียชุมชน ทั้งในรูปซีโอดี 340-10,000 มก./ล บีโอดี 3-800 มก./ล แอมโมเนีย 3000-5000มก./ล [2] ไนเตรท 5-10มก./ล [3] ไนไตรท์ 0.75-1.1 มก./ล ฟอสเฟต 5-100 มก./ล ซัลเฟต 50-1,000 มก./ล [4] โลหะหนักจำพวกตะกั่ว 0.056 มก./ล แคดเมียม 460 มก./ล [5] สังกะสี 2.6 มก./ล ทองแดง 0.07-0.16 มก./ล [6] ไอออนต่างๆ เช่น คลอไรด์ไอออน 4,199 มก./ล สารต่างๆเหล่านี้หากไม่ได้รับการกำจัดออกจากน้ำชะขยะอย่างเหมาะสม ก็สามารถก่อให้เกิดความเสียหายแก่ชุมชนโดยรอบพื้นที่ฝังกลบขยะ ตัวอย่างเช่น จังหวัดมหาสารคาม เกษตรกรที่ทำนาอยู่บริเวณใกล้หลุมฝังกลบขยะตำบลหนองปลิง ได้ร้องเรียนว่ามีน้ำสีน้ำตาลดำไหลจากบ่อขยะลงที่นา ทำให้ต้นข้าวออกรวงสีดำและไม่มีเมล็ดอยู่ภายใน ส่วนที่จังหวัดพระนครศรีอยุธยาประชาชนร้องเรียนว่า การกำจัดขยะของเทศบาลยังไม่มีระบบการจัดการที่ได้รับการออกแบบอย่างถูกต้องตามหลักสุขาภิบาลทำให้เกิดปัญหาน้ำชะขยะไหลออกนอกบริเวณกองขยะส่งกลิ่นเหม็นรบกวนประชาชนที่อาศัยในบริเวณใกล้เคียง และน้ำใต้ดินที่ประชาชนใช้อุปโภคบริโภคเป็นพิษทำให้เกิดผื่นคัน [7]

การบำบัดน้ำชะขยะทำได้หลายวิธี เช่น กระบวนการทางกายภาพ อาทิ การดูดซับ [8] และการกรองโดยใช้เมมเบรน [9] มีข้อจำกัดคือใช้ต้นทุนสูง หรือกระบวนการทางเคมีต่างๆ เช่น การตกตะกอนโดยใช้สารเคมี [10] มีข้อจำกัดคือใช้ต้นทุนสูง และอาจมีการปนเปื้อนของสารเคมีในกระบวนการบำบัดลงสู่แหล่งน้ำ แต่วิธีที่ได้รับความนิยมมากในปัจจุบันคือการบำบัดทางชีวภาพ เช่น บ่อหมักไร้อากาศ บ่อกึ่งไร้อากาศ และบ่อผึ่ง เนื่องจากมีประสิทธิภาพและต้นทุนในการก่อสร้างและการดำเนินการต่ำ [2] อย่างไรก็ตาม น้ำชะขยะ ยังคงถือเป็นสิ่งน่ารังเกียจที่สร้างภาระให้กับทุกฝ่ายองค์การบริหารส่วนท้องถิ่นซึ่งมีหน้าที่จัดการขยะ ต้องสูญเสียเงินลงทุนสร้างบ่อขยะและดำเนินงาน

จัดการขยะทุกวันโดยไม่ได้รับผลตอบแทนคืนมาในรูปตัวเงิน พบว่าระบบบำบัดน้ำชะขยะส่วนใหญ่ถูกสร้างขึ้นไว้เพียงเพื่อให้เป็นไปตามเกณฑ์ที่กำหนด เช่น ทำบ่อรวบรวมน้ำชะขยะเป็นบ่อปรับเสถียรแล้วรอให้น้ำระเหยขึ้นไปบนท้องฟ้า [11] ไม่มีการตรวจสอบคุณภาพน้ำชะขยะก่อนและหลังบำบัดอย่างสม่ำเสมอ เมื่อฝนตกติดต่อกันหลายวันมักเกิดการปนเปื้อนของน้ำชะขยะลงสู่พื้นที่เกษตรกรรมและแหล่งน้ำธรรมชาติ ประชาชนทั่วไปไม่มีความรู้สึกรู้สีกต่อต้านการสร้างหลุมฝังกลบขยะ [7] ทั้งๆที่ตนเองเป็นผู้สร้างขยะให้เกิดขึ้นทุกวัน หากมีวิธีบำบัดน้ำชะขยะที่ลงทุนต่ำแต่มีประสิทธิภาพสูงและให้ผลตอบแทนคืนมาอย่างเป็นรูปธรรม เช่น ได้พลังงานไฟฟ้าจากการบำบัดน้ำชะขยะ ก็จะทำให้หลุมฝังกลบขยะซึ่งมีอยู่ในทุกจังหวัดของประเทศไทยกลายเป็นแหล่งพลังงานของประเทศ องค์การบริหารส่วนท้องถิ่นเกิดความใส่ใจในการจัดการขยะ ประชาชนเกิดทัศนคติที่ดีต่อการจัดการขยะ อาจส่งผลให้ขยะที่ไม่ได้รับการกำจัดอย่างถูกวิธี ซึ่งในปี 2556 มีประมาณ 27% ของขยะทั้งหมดนั้นมีจำนวนลดลง

เซลล์เชื้อเพลิงจุลินทรีย์ (MFC : Microbial Fuel Cell) เป็นวิธีการบำบัดน้ำเสียชนิดหนึ่งซึ่งสามารถผลิตไฟฟ้าได้โดยตรง ในการบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพโดยทั่วไป เมื่อจุลินทรีย์ย่อยสลายสิ่งสกปรกในน้ำเสียเป็นอาหารก็จะเกิดการจ่ายอิเล็กตรอนออกมา เซลล์เชื้อเพลิงจุลินทรีย์ได้จัดสรรให้ปรากฏการณ์นี้เกิดในห้องแอโนดโดยติดตั้งขั้วไฟฟ้า (ขั้วแอโนด) รับอิเล็กตรอนในห้องแอโนดแล้วต่อสายไฟส่งผ่านไปยังห้องแคโทดซึ่งติดตั้งขั้วไฟฟ้า (ขั้วแคโทด) และมีสารทำหน้าที่รับอิเล็กตรอน เช่น ออกซิเจน หรือเฟอร์ริกไซยาไนด์ อยู่ในห้องแคโทด กระแสอิเล็กตรอนที่วิ่งผ่านสายไฟก็คือกระแสไฟฟ้า หากมีปริมาณมากก็สามารถจ่ายพลังงานให้เครื่องใช้ไฟฟ้าได้ แม้ว่าในปัจจุบัน MFC หนึ่งเซลล์ผลิตกำลังไฟฟ้าได้เพียง 0.14-0.35 มิลลิวัตต์ต่อเซลล์ [12] ซึ่งต่ำกว่ากำลังการผลิตไฟฟ้าของเซลล์เชื้อเพลิงธรรมดา (FC : Fuel Cell) ที่หนึ่งเซลล์มีค่าประมาณ 300-540 มิลลิวัตต์ต่อเซลล์ [13] แต่ก็ถือเป็นเทคโนโลยีแห่งอนาคตที่ทำให้การจัดการของเสียซึ่งจะต้องดำเนินการอยู่แล้วเกิดผลพลอยได้เป็นพลังงาน โดยเมื่อนำ MFC หลายเซลล์มาต่อกันแบบอนุกรมและแบบขนานก็จะสามารถผลิตพลังงานได้เพียงพอสำหรับอุปกรณ์ไฟฟ้าบางชนิด เช่น ในการชาร์ตโทรศัพท์มือถือมีถ่านขนาด 3.7 โวลต์, 1,000 มิลลิแอมแปร์ ใช้ MFC จำนวน 12 เซลล์ [14]

นักวิจัยจำนวนมากได้พยายามปรับปรุง MFC ให้มีกำลังการผลิตไฟฟ้าสูงขึ้นโดยวิธีทางเคมี เช่น เติม mediator ที่ใช้สารเคมีจำพวก methylene blue (MB) [15] 2hydroxyl, 4naphthoquinone [16] ลงไปในห้องแอโนดเพื่อให้อิเล็กตรอนถูกส่งมายังขั้วแอโนดได้ดีขึ้น เติมสารเคมี เช่น เฟอร์ริกไซยาไนด์ ( $[\text{Fe}(\text{CN})_6]^{3-}$ ) ลงไปในห้องแคโทดเพื่อให้เป็นตัวรับอิเล็กตรอน (electron acceptor) ทำให้รับอิเล็กตรอนจากห้องแอโนดได้มากขึ้น [17] มีการตรึงสารต่างๆ เช่น แพลทินัม (Pt) [18] หรือ ท่อนาโนคาร์บอน (Carbon nanotube) [19] ลงไปบนผิววัสดุทำขั้วแคโทดเพื่อให้รับอิเล็กตรอนได้ดีขึ้น เนื่องจากวิธีเหล่านี้เพิ่มต้นทุนการสร้างและดำเนินงานของ MFC อีกทั้งบางวิธียังก่อให้เกิดสารพิษต่อสิ่งแวดล้อม จึงมีนักวิจัยจำนวนไม่น้อยได้พยายามใช้วิธีทางกายภาพและ

ชีวภาพพัฒนาประสิทธิภาพการผลิตไฟฟ้าของ MFC เช่น สร้างห้องแคโทดให้เป็นแบบสัมผัสอากาศโดยตรง (Air cathode) [20] [21] [22] ใช้สารไนเตรทที่มีในน้ำเสียอยู่แล้วมาเป็นตัวรับอิเล็กตรอนในห้องแคโทด [23] ทำห้องแคโทดให้เป็นไบโอแคโทด เช่น เลี้ยงจุลินทรีย์ [23] หรือตรึงจุลินทรีย์ลงบนผิวขั้วแคโทด [22] เพื่อเพิ่มความสามารถในการรับอิเล็กตรอนโดยไม่ต้องใช้เฟอร์ริกไซยาไนด์มาเป็น electron acceptor งานวิจัยบางงานได้ยกเลิกการใช้ mediator ยกเลิกการใช้เมมเบรนซึ่งมีราคาสูงเป็นวัสดุกันห้อง โดย MFC ก็ยังคงให้กำลังไฟฟ้าไม่น้อยกว่าแบบใช้ mediator และใช้เมมเบรน [24] ใช้ MFC แบบห้องเดี่ยว และออกแบบให้ขั้วแคโทดสัมผัสอากาศโดยตรง พบว่า กรณีไม่ใช้ PEM (Proton Exchange Membrane) ได้กำลังไฟฟ้าสูงสุด  $494 \text{ mW/m}^2$  ซึ่งมากกว่ากรณีใช้ PEM ที่ได้  $262 \text{ mW/m}^2$  แต่กรณีไม่ใช้ PEM มีค่า CE 9-12% ซึ่งน้อยกว่า กรณีใช้ PEM มีค่า CE 40-55%

สำหรับวัตถุดิบที่จุลินทรีย์ใช้เป็นอาหารในการผลิตไฟฟ้าของ MFC นั้น ช่วงแรกนักวิจัยนิยมใช้กลูโคส [23] อะซิเตท [25] แต่ในต่อมาเริ่มมีผู้ใช้น้ำเสียเป็นวัตถุดิบแทน เนื่องจากหาง่าย ไม่มีค่าใช้จ่าย และมีผลพลอยได้เป็นการบำบัดน้ำเสียไปด้วย จากตารางที่ 1 เห็นได้ว่า MFC สามารถบำบัดได้ทั้งน้ำเสียชุมชน (38-68%) น้ำเสียโรงงานอุตสาหกรรม (14-94.37%) น้ำเสียจากปศุสัตว์ (83-90%) และน้ำชะขยะ (64.3-98%) และสามารถผลิตไฟฟ้าได้  $12.2-16.7 \text{ mW/m}^3$  สำหรับน้ำเสียชุมชน  $11-58 \text{ mW/m}^3$  สำหรับน้ำเสียโรงงานอุตสาหกรรม  $1.1-2.19 \text{ mW/m}^3$  สำหรับน้ำเสียจากปศุสัตว์ และ  $1.15-6,817.4 \text{ mW/m}^3$  สำหรับน้ำชะขยะ ซึ่งในการทดลองของ [26] พบว่าในระยะยาว น้ำชะขยะมีแนวโน้มให้ค่า OCV (Open Circuit Voltage) สูงกว่าน้ำเสียจากโรงงานน้ำมันปาล์ม และของผสมจากตะกอนเร่ง (AS : Activated sludge) กล่าวได้ว่าน้ำชะขยะมีความเหมาะสมในการเป็นวัตถุดิบของ MFC ไม่น้อยไปกว่าน้ำเสียชนิดอื่น

ตาราง 1 เปรียบเทียบกำลังไฟฟ้าที่ผลิตได้จาก MFC ที่ใช้น้ำชะขยะและน้ำเสียชนิดอื่นเป็นวัตถุดิบ

วัตถุดิบ	รูปแบบ MFC	CE (%)	ความต่างศักย์ (V)	กำลังไฟฟ้าสูงสุด	ประสิทธิภาพการบำบัด COD (%)	นักวิจัย
น้ำเสียชุมชน	ห้องคู่	14.9 39.6	-	$16.7 \text{ mW/m}^3$	-	[27]
น้ำเสียชุมชน	ห้องเดี่ยว	44	0.60	$12.2 \text{ mW/m}^3$	38	[28]
น้ำเสียชุมชน	ห้องคู่	47 27	- -	$621 \pm 17 \text{ mW/m}^2$ $364 \pm 11 \text{ mW/m}^2$	68 58	[29]



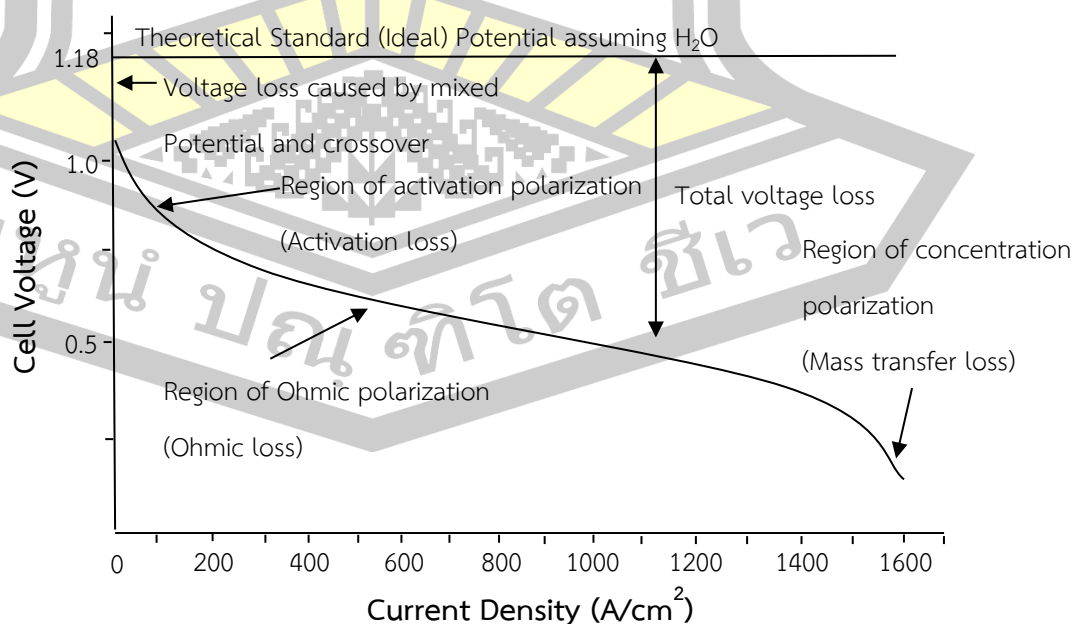
น้ำเสียจาก กากน้ำตาล	ห้องเดี่ยว	-	-	1410.2 mW/m <sup>2</sup>	53.2	[27]
น้ำเสีย โรงงานมัน ฝรั่ง	ห้องเดี่ยว	20	-	58±2mW/m <sup>3</sup>	20-60	
น้ำเสียโรง นม	ห้องเดี่ยว	18	0.64	24.9 mW/m <sup>3</sup>	14	[28]
น้ำเสียไบโอ ดีเซล	ห้องเดี่ยว	-	-	35.62mW/m <sup>3</sup>	67	[22]
น้ำเสีย โรงงาน น้ำมันปาล์ม		-	-	11.59mW/m <sup>3</sup>	94.13	
น้ำเสีย อาหารทะเล		-	-	9.47mW/m <sup>3</sup>	94.37	
น้ำเสียที่ผ่าน การบำบัด ไนโตรเจน	ห้องเดี่ยว	70 60 90 62 65	0.2 0.125 0.198 0.225 0.170	29±2.6 14±2.2 29±3.4 11±0.5 24±0.02 (mW/m <sup>2</sup> )	75 80 70 63 62	[30]
วัตถุคิ บ	รูปแบบ MFC	CE (%)	ความต่าง ศักย์ (V)	กำลังไฟฟ้าสูงสุด	ประสิทธิภาพ การบำบัด COD (%)	นักวิจัย
น้ำเสียจาก โรงงานทำ เบียร์	ห้องเดี่ยว (MFC1) ห้องเดี่ยว (MFC2)	38 29	0.348 0.302	12mW/m <sup>3</sup> 11mW/m <sup>3</sup>	87 85	[28]
น้ำเสียจาก ฟาร์มสุกร	ห้องเดี่ยว	26	0.36	220 mW/m <sup>2</sup>	83±4	[31]
น้ำเสียจาก ปศุสัตว์	ห้องเดี่ยว	0.21- 0.25	0.518 0.530 0.672	1.1mW/m <sup>3</sup> 2.19mW/m <sup>3</sup> 1.48mW/m <sup>3</sup>	85-90	[32]

น้ำชะขยะ	ห้องคู่	4.2	0.421	1183 mW/m <sup>3</sup>	90.0 ± 1.2	[33]
น้ำชะขยะ	ห้องคู่	-	-	-	89.1	[34]
น้ำชะขยะ	ห้องคู่	-	0.51	2060.19mW/m <sup>3</sup>	-	[5]
	ห้องเดี่ยว	21	0.72	6817.4 mW/m <sup>3</sup>	69.54-98	
น้ำชะขยะ	ห้องเดี่ยว	11.07	0.38	1.55 W/ m <sup>3</sup>	95.4 ±0.3	[35]
น้ำชะขยะ	ห้องคู่	17.5	0.7	200 mW/m <sup>3</sup>	64.3	[36]

เมื่อไม่นานมานี้ ได้มีนักวิจัยบางกลุ่มเล็งเห็นความสำคัญของการเพิ่มกำลังการผลิตไฟฟ้าของ MFC ในมุมมองของพลศาสตร์ของไหล พวกเขาได้ตั้งข้อสังเกตว่า การไหลของน้ำในระบบสามารถทำให้เกิดแรงเฉือน (shear force) หมายถึงแรงที่มีทิศทางขนานกับผิวแอโนดและแคโทด และเมื่อคำนวณอัตราส่วนของการเปลี่ยนแปลงความเร็วของชั้นของไหลที่เกิดจากแรงเฉือนต่อระยะห่างระหว่างชั้นของไหลนั้นจะได้ค่าอัตราเฉือน (shear rate) ซึ่งแสดงถึงการผสมผสานของของไหลระหว่างชั้น ค่าอัตราเฉือนนี้เองที่พวกเขาพบว่าส่งผลต่อ MFC ในการผลิตไฟฟ้า [37] พบว่าการเพิ่มค่าอัตราเฉือนใน MFC โดยการเวียนน้ำกลับเข้าสู่ระบบใหม่จาก 80 ต่อวินาที เป็น 120 ต่อวินาที สามารถเพิ่มปริมาณกระแสไฟฟ้าที่ MFC ผลิตได้ 2-3 เท่า แต่เมื่อเพิ่มค่าอัตราเฉือนเกิน 120 ต่อวินาที พบว่ากระแสไฟฟ้าที่ผลิตได้ลดลง เมื่อสำรวจดูแผ่นฟิล์มจุลินทรีย์ที่เกาะแผ่นแอโนด พบว่ากรณีใช้อัตราเฉือนต่ำคือ 0.3 ต่อวินาที มี DNA  $0.05 \pm 0.02 \mu\text{g}/\text{cm}^2$  ให้กำลังไฟฟ้าสูงสุด  $50 \text{ W}/\text{m}^3$  ในขณะที่กรณีใช้อัตราเฉือน 120 ต่อวินาที มี DNA เพิ่มขึ้นเป็น  $0.25 \pm 0.25 \mu\text{g}/\text{cm}^2$  ให้กำลังไฟฟ้าสูงสุดถึง  $160 \text{ W}/\text{m}^3$  งานนี้ชี้ให้เห็นความสำคัญของการกำหนดค่าพารามิเตอร์ทางพลศาสตร์ของไหลใน MFC เพื่อให้ผลิตกำลังไฟฟ้าได้สูงสุด [6] พบว่า เมื่อเปลี่ยนอัตราการป้อนน้ำเสียเข้าห้องแอโนด (เพาะเลี้ยงเชื้อแบบไร้อากาศ) จาก 1.5 เป็น 125 mL/hr กำลังไฟฟ้าสูงสุดที่ MFC ผลิตได้จะมีค่าลดลงจาก 0.87-0.89 เป็น 0.33-0.61 mW/m<sup>2</sup> เนื่องจากค่าความต้านทานภายในของ MFC มีค่าเพิ่มขึ้นจาก 7,730-10,975 เป็น 10,650-15,780 โอห์ม ในกรณีนี้ คณะผู้วิจัยเห็นว่า อัตราการป้อนน้ำเสียที่ไม่เหมาะสม ทำให้เกิดอัตราเฉือนที่ไม่เหมาะสมเป็นเหตุให้ MFC มีค่าความต้านทานภายในเซลล์เพิ่มขึ้น จึงส่งผลให้ผลิตกำลังไฟฟ้าได้ลดลง

เป็นที่ทราบกันดี ว่าค่าความต้านทานภายในของ MFC ทำให้เกิดการสูญเสียค่าความต่างศักย์ (Voltage loss) ซึ่งเป็นผลรวมของการสูญเสียใน 3 ลักษณะดังภาพประกอบ 1 ลักษณะแรกเรียกว่า Activation Loss เกิดมากในขณะที่มีกระแสไฟฟ้าต่ำ เป็นการสูญเสียค่าความต่างศักย์เมื่อเริ่มต้นจ่ายกระแสไฟฟ้า กล่าวกันว่ามีสาเหตุมาจากการสูญเสียพลังงานไปในรูปความร้อนทิ้งเพื่อให้เริ่มต้นเกิดปฏิกิริยาออกซิเดชันและรีดักชันที่ผิวแคโทดและแอโนดเรียกความต้านทานในส่วนนี้ว่า

Activation loss internal resistance [38] ลักษณะที่สองเรียกว่า Ohmic Loss เกิดมากในขณะที่มีกระแสไฟฟ้าปานกลาง เป็นการสูญเสียค่าความต่างศักย์จากความต้านทานการเคลื่อนที่ของประจุไฟฟ้า เช่น ความต้านทานของเมมเบรนหรือวัสดุกันห้องที่ยอมให้โปรตอนผ่านไปได้น้อย ความต้านทานของวัสดุที่นำมาทำขั้วไฟฟ้าและสายไฟฟ้ายอมให้อิเล็กตรอนผ่านไปได้น้อย [38] เป็นต้น เรียกความต้านทานในส่วนนี้ว่า Ohmic loss internal resistance [38] ลักษณะที่สามเรียกว่า Concentration Loss เกิดมากในขณะที่มีกระแสไฟฟ้าสูง เป็นการสูญเสียค่าความต่างศักย์จากการเคลื่อนที่ของมวลสาร [38] เช่น การลดลงของความเข้มข้นอะซิเตทบริเวณใกล้ผิวขั้วแอโนดเพื่อกลายเป็นก๊าซมีเทนหรือคาร์บอนไดออกไซด์อย่างรวดเร็ว การลดลงของความเข้มข้นออกซิเจนละลายน้ำบริเวณใกล้ผิวขั้วแคโทดเพื่อกลายเป็นน้ำอย่างรวดเร็ว ฯลฯ เรียกความต้านทานในส่วนนี้ว่า Concentration loss internal resistance [38] จากข้อมูลข้างต้น คณะผู้วิจัยได้ตั้งสมมุติฐานอธิบายงานวิจัยของ Pham H.T. และคณะ (2008) กับงานวิจัยของ [6] ว่า เมื่ออัตราการป้อนน้ำเสียมีค่าน้อยเกินไปซึ่งหมายถึง อัตราเฉือนมีค่าน้อยเกินไปด้วย ย่อมส่งผลให้ชั้นน้ำที่ติดกับผิวขั้วแอโนดและแคโทดไม่ผสมกับน้ำเสียที่ไหลเข้าระบบมาใหม่ ทำให้ความเข้มข้นสารที่ทำปฏิกิริยาอยู่บริเวณผิวขั้วแอโนดและแคโทดมีค่าน้อยลงเรื่อย ๆ ทั้ง ๆ ที่ป้อนน้ำเสียใหม่เข้าระบบอย่างต่อเนื่อง เป็นการเพิ่มค่าความต้านทานภายในแบบ Concentration loss internal resistance ส่งผลให้ความต่างศักย์และกำลังไฟฟ้าของ MFC มีค่าลดลง ในทางกลับกัน เมื่ออัตราการป้อนน้ำเสียมีค่ามากเกินไปซึ่งหมายถึง อัตราเฉือนมีค่ามากเกินไปด้วย ย่อมส่งผลให้ชั้นน้ำบริเวณผิวขั้วแอโนดเคลื่อนตัวไปออกจากผิวขั้วเร็วและแรง จุลินทรีย์ที่เกาะบริเวณผิวขั้วแอโนดอาจหลุดลอกออก ทำให้มีการจ่ายอิเล็กตรอนบริเวณผิวขั้วน้อยลง เป็นการเพิ่มความต้านทานภายในแบบ Activation loss internal resistance ส่งผลให้ MFC ผลิตไฟฟ้าได้ลดลง



ภาพประกอบ 1 การสูญเสียค่าความต่างศักย์ (Voltage loss) ของ MFC

ที่มา : [39]

ในมุมมองทางวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม การเพิ่มหรือลดอัตราเฉือนใน MFC ก็คือการเปลี่ยนค่าอัตราการป้อนน้ำเสีย (Q : Flow rate หรือ feeding rate) หรืออัตราการเวียนน้ำเสียเข้าระบบ (Recirculation rate) ซึ่งส่งผลกระทบต่อระยะเวลาที่เก็บ (HRT : Hydraulic Retention Time) และอัตราการบรรทุกสารอินทรีย์ (OLR : Organic Loading Rate) ของระบบ เมื่อพิจารณา MFC ในฐานะระบบบำบัดน้ำเสียชนิดหนึ่ง กล่าวได้ว่าการเปลี่ยนแปลงค่า Q, HRT, OLR ฯลฯ ย่อมทำให้ประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียในระบบเปลี่ยนแปลงไปด้วย โดยค่าที่เปลี่ยนไปนั้นสามารถคาดคะเนได้จากแบบจำลองทางจลพลศาสตร์ที่แสดงสมดุลมวลสารในระบบ MFC นั้นๆ เช่น แบบจำลอง Michaelis-Menten Kinetics Model (สมการที่ 1) แบบจำลองของ Grau second-order (สมการที่ 2)

$$v = \frac{U_{\max} [S]}{K_m + [S]} \quad \text{สมการที่ 1}$$

โดย V คืออัตราการบำบัดสารมลพิษ (mg/L-hr)

S คือค่าความเข้มข้นของสารมลพิษขาเข้า (mg/L)

$U_{\max}$  คืออัตราเร็วสูงสุดในการกำจัดมลพิษ (mg/L-hr)

$K_m$  คือค่าครึ่งการเกิดปฏิกิริยา (g/L-day)

สูงสุดในการกำจัดมลพิษ ( $U_{\max}$ ) ซึ่งจะเป็นประโยชน์ในการออกแบบระบบ เพื่อเพิ่มประสิทธิภาพให้กับ MFCs ซึ่งจะช่วยทำให้ MFCs มีอัตราการเร็วในการบำบัดเพิ่มขึ้น

$$\frac{S_0 HRT}{S_0 - S} = a + bHRT \quad \text{สมการที่ 2 [40]}$$

โดย  $\frac{S_0}{S_0 - S}$  คือ ประสิทธิภาพการบำบัด

HRT คือ ระยะเวลาที่เก็บ

a, b คือสัมประสิทธิ์การเจริญเติบโตของแบคทีเรีย ได้จากการทดลองใน

ห้องปฏิบัติการ (Fatty acid a,b=0.0054,0.033 , Carbohydrate a,b=0.240,0.033 , Protein a,b=0.076,0.014) (Metcalf and Eddy, 1991)

คณะผู้วิจัยพบงานวิจัยจำนวนมากที่นำเสนอแบบจำลองทางจลนพลศาสตร์สำหรับระบบบำบัดน้ำเสียแบบฟิล์มตรึง (Fixed Film) ซึ่งเป็นรูปแบบของการบำบัดใน MFC แต่ยังไม่พบการนำเสนอสมการที่ใช้แสดงความสัมพันธ์ระหว่างค่าพารามิเตอร์พื้นฐานทางพลศาสตร์ของไหล (Q, HRT, OLR) กับความต้านทานภายใน MFC กล่าวได้ว่ายังขาดเครื่องมือในการตัดสินใจเลือกค่า Q, HRT, OLR ที่ทำให้ MFC ผลิตความต่างศักย์ (V) กระแสไฟฟ้า (I) และกำลังไฟฟ้า (P) ได้สูงทั้งนี้ นอกจากนี้ยังพบว่าในบางกรณีค่า Q, HRT, OLR ที่ให้กำลังไฟฟ้าสูงกลับให้ประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียต่ำ [6] ทดลองเปลี่ยนค่าอัตราการไหลของน้ำชะขยะเข้าถัง MFC รูปทรงกระบอกจาก 24 ถึง 192 mL/hr โดยไม่ได้รับรักษา HRT และ OLR ให้คงที่ พวกเขาพบว่าอัตราการไหล 192 mL/hr (OLR = 2.9 kgBOD/m<sup>3</sup>-d) ให้ค่ากำลังไฟฟ้าสูงสุดในขณะที่อัตราการไหล 48 mL/hr (OLR = 0.8 kgBOD/m<sup>3</sup>-d) ให้ประสิทธิภาพการบำบัดบีโอดีสูงสุด แต่เมื่อ [6] ควบคุมอัตราการไหลและระยะเวลาเก็บให้คงที่แล้วเจือจางน้ำชะขยะเข้าระบบให้มีความเข้มข้นบีโอดีตั้งต้น 258-2400 mg/L (OLR = 0.7-6.1 kgBOD/m<sup>3</sup>-d) พวกเขาพบว่าค่า OLR ที่ให้ประสิทธิภาพการบำบัดสูงสุดกลับกลายเป็น 1.6 kgBOD/m<sup>3</sup>-d ซึ่งมีค่าบีโอดีในน้ำเข้าระบบ 630 mg/L เตรียมจากการเจือจางน้ำชะขยะต่อน้ำสะอาดในอัตราส่วน 1 ต่อ 4 ผลนี้ชี้ให้เห็นข้อจำกัดในการใช้ค่า OLR ระบุเงื่อนไขการเดินระบบที่เหมาะสม [5] พบว่าความเข้มข้นของมลสารในน้ำเสีย (S : Substrate) กับกำลังไฟฟ้าที่ผลิตได้ (P : Power) มีความสัมพันธ์กันในรูปแบบคล้ายสมการของ Monod ดังนี้  $P = P_{max} S / (K_s + S)$  ผลดังกล่าวชี้ให้เห็นความเหมาะสมของ S ในการเป็นตัวแปรต้นสำหรับความสามารถในการผลิตไฟฟ้าของ MFC

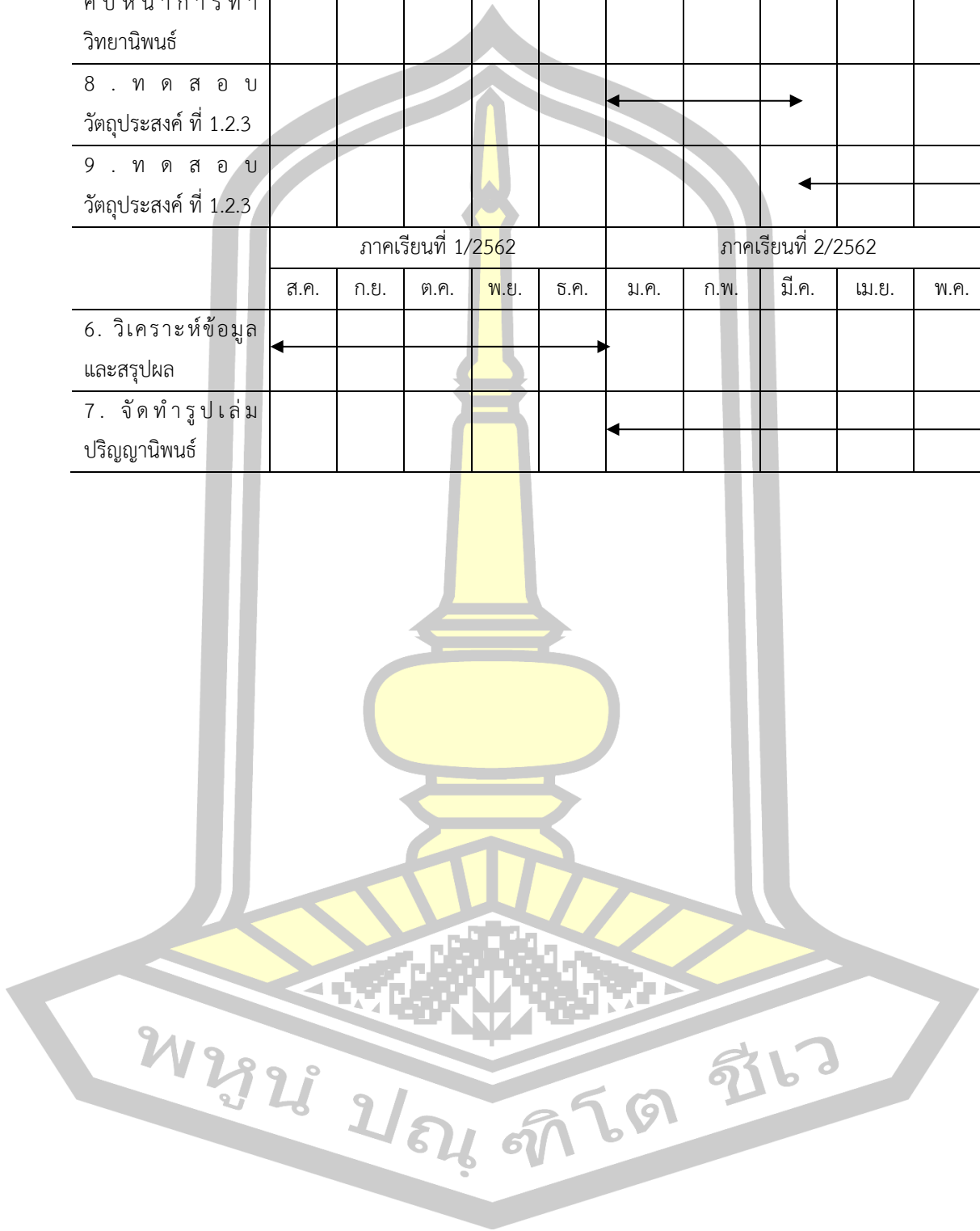
จากข้อมูลข้างต้นผู้วิจัยเล็งเห็นความสำคัญของการศึกษาผลของ Q, HRT, S ที่มีต่อความต้านทานภายในของ MFC ควบคู่ไปกับการศึกษาแบบจำลองทางจลนพลศาสตร์ที่ใช้อธิบายความสามารถในการบำบัดน้ำเสียของ MFC เพื่อให้ได้มาซึ่งเงื่อนไขทางพลศาสตร์ของไหลของการเดินระบบ MFC ที่ให้ค่ากำลังไฟฟ้า และประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียสูง ทั้งนี้อาจมีการนำพารามิเตอร์ที่เกี่ยวข้องกับอัตราเดือน ตลอดจนอาจมีการสร้างดัชนีชี้วัดตัวใหม่เพื่อใช้ในการออกแบบระบบตามความเหมาะสม

## 1.2 วัตถุประสงค์

ศึกษาผลของค่าพารามิเตอร์พื้นฐานทางพลศาสตร์ของไหลที่มีต่อการบำบัดน้ำชะขยะและการผลิตไฟฟ้าโดยใช้น้ำชะขยะของ MFC



7. รายงานความคืบหน้าการทำวิทยานิพนธ์										
8 . ท ด ส อ บ วัตถุประสงค์ ที่ 1.2.3										
9 . ท ด ส อ บ วัตถุประสงค์ ที่ 1.2.3										
	ภาคเรียนที่ 1/2562					ภาคเรียนที่ 2/2562				
	ส.ค.	ก.ย.	ต.ค.	พ.ย.	ธ.ค.	ม.ค.	ก.พ.	มี.ค.	เม.ย.	พ.ค.
6. วิเคราะห์ข้อมูลและสรุปผล										
7. จัดทำรูปเล่มวิทยานิพนธ์										



## บทที่ 2

### เอกสารและงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

#### 2.1 น้ำชะขยะมูลฝอย

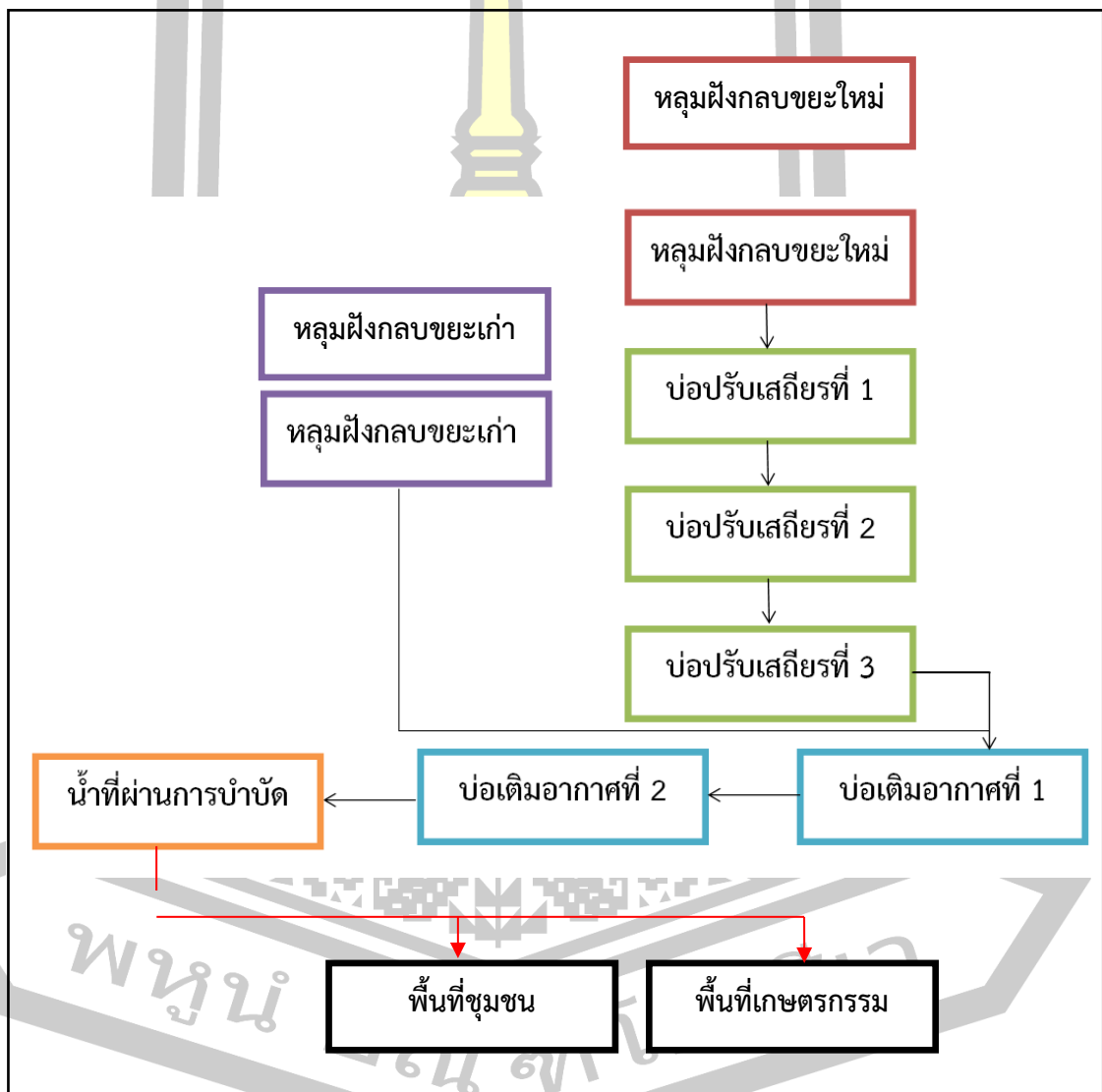
น้ำชะขยะ หมายถึงของเหลวที่เก็บได้หรือที่ไหลออกมาจากด้านล่างของพื้นที่ฝังกลบ โดยทั่วไปน้ำชะขยะเป็นผลมาจากการไหลซึมของน้ำฝนน้ำไหลบ่า น้ำที่ซึ่รดพื้นที่ฝังกลบ อาจเกิดจากน้ำที่มีอยู่ในขยะเริ่มแรก ของเหลวที่เกิดจากปฏิกิริยาการย่อยสลายของขยะ หรือแม้แต่น้ำใต้ดินเอง โดยน้ำหรือของเหลวนี้จะไหลซึมผ่านชั้นขยะพร้อมกับชะหรือเอาสารละลายต่างๆ จากขยะลงสู่ชั้นหลุมฝังกลบ

ปัจจัยเบื้องต้นที่มีอิทธิพลต่อปริมาณน้ำชะมูลฝอย คือ สภาพภูมิอากาศที่ทำการฝังกลบ สภาพภูมิประเทศ ลักษณะดิน สภาพอุทกธรณีวิทยาดินและวัสดุกลบทับชั้นสุดท้ายรวมทั้งลักษณะของมูลฝอยที่ฝังกลบ ปริมาณของน้ำชะมูลฝอยจะเป็นสัดส่วนโดยตรงกับปริมาณของน้ำที่ซึมเข้าสู่หลุมฝังกลบได้แก่ความสัมพันธ์ของปริมาณฝน การระเหยกลับ และการสูญเสียน้ำอื่น ๆ ทั้งนี้ปริมาณของน้ำชะมูลฝอยอาจเพิ่มขึ้น ถ้าอัตราการซึมของน้ำผ่านดินรองชั้นฝังกลบและดินกลบทับสูง [42]

เทศบาลเมืองมหาสารคาม มีความรับผิดชอบด้านการจัดการขยะมูลฝอยที่เกิดขึ้นในเขตเทศบาลฯ ประมาณวันละ 83 ตัน ใช้วิธีการฝังในแต่ละวันโดยมีพื้นที่บ่อฝังกลบขยะประมาณ 49 ไร่ อยู่ห่างจากตัวเมืองมหาสารคามออกไปทางอำเภอวาปีปทุม เป็นระยะทางประมาณ 12 กิโลเมตร ตั้งอยู่ในพื้นที่บ้านหนองปลิง ตำบลหนองปลิง อำเภอเมือง จังหวัดมหาสารคาม โดยการแก้ไขปัญหาขยะมูลฝอย เทศบาลเมืองมหาสารคามได้รับงบประมาณในการศึกษาความเหมาะสมและออกแบบรายละเอียดจากกระทรวงวิทยาศาสตร์เทคโนโลยีและสิ่งแวดล้อม (ขณะนั้น) เมื่อปี พ.ศ. 2539 และการศึกษาออกแบบแล้วเสร็จเมื่อปี พ.ศ. 2540 จึงได้ดำเนินการก่อสร้างระบบฝังกลบขยะมูลฝอยอย่างถูกหลักสุขาภิบาล จำนวน 4 บ่อ ซึ่งพื้นที่บ่อฝังกลบขยะมีประมาณ 49 ไร่ ถูกออกแบบใช้เป็นหลุมฝังกลบขยะจำนวน 4 บ่อ ปัญหาที่พบคือ มวลปริมาณขยะเก่าสะสม และขยะใหม่เข้ามาทุกวัน มากเกินกว่าพื้นที่ฝังกลบขยะจะรับรองได้ เมื่อถึงช่วงฤดูฝนน้ำฝนจะชะขยะที่กองรวมกันในหลุมฝังกลบขยะ ทำให้เกิดเป็นน้ำชะขยะทางเทศบาลเมืองมหาสารคามได้จัดสร้างบ่อบำบัดน้ำเสียในพื้นที่



หลุมฝังกลบขยะ ดังแสดงในภาพประกอบ 1 เพื่อบำบัดน้ำชะขยะเหล่านี้ แต่วิธีดังกล่าวยังมีประสิทธิภาพไม่เพียงพอทำให้น้ำชะขยะที่ผ่านการบำบัดไม่ได้มาตรฐาน เมื่อน้ำที่ผ่านการบำบัดไหลลงสู่พื้นที่ชุมชน และพื้นที่เกษตรกรรมโดยรอบพื้นที่หลุมฝังกลบขยะจึงทำให้ประชาชนเดือดร้อนและสร้างความเสียหายต่อผลผลิตทางเกษตรกรรม เช่น เกษตรกรที่ทำนาอยู่บริเวณใกล้หลุมฝังกลบขยะ ตำบลหนองปลิง ได้ร้องเรียนว่ามีน้ำสีน้ำตาลดำไหลจากบ่อขยะลงที่นา ทำให้ต้นข้าวออกรวงสีดำและไม่มีเมล็ดอยู่ภายใน เป็นต้น



ภาพประกอบ 2 แผนผังโดยย่อของหลุมฝังกลบขยะ ตำบลหนองปลิง อำเภอเมือง จังหวัดมหาสารคาม  
ที่มา : ข้อมูลจากการสอบถามเจ้าหน้าที่ที่ปฏิบัติหน้าที่ในหลุมฝังกลบขยะหนองปลิง

## 2.2 องค์ประกอบของน้ำชะมูลฝอย

ลักษณะโดยทั่วไปของน้ำชะมูลฝอยจากขยะมูลฝอยชุมชนคือมีความเข้มข้นของสารประกอบอินทรีย์สูง โดยเฉพาะอย่างยิ่งกรดคาร์บอกซิลิกที่มีพันธะสั้นแอมโมเนีย คลอไรด์ซัลเฟต และสารประกอบต่าง ๆ เช่น เหล็ก เกลือแร่ต่างๆ เช่น แคลเซียม โซเดียม และโพแทสเซียม ซึ่งพบในระดับสูง คุณสมบัติของน้ำชะมูลฝอยจะขึ้นอยู่กับชนิดขยะมูลฝอย สภาพอากาศฤดูกาล ช่วงระยะเวลาของการย่อยสลาย (อายุของหลุมฝังกลบมูลฝอย)

หลุมฝังกลบในช่วง 5 ปีแรกจะอยู่ในสภาวะเป็นกรดและน้ำชะขยะที่เกิดขึ้นจะเป็นน้ำชะขยะแบบอายุน้อยหรือมีคาร์บอนเป็นหลักเนื่องจากมีปริมาณของสารอินทรีย์คาร์บอนอยู่ในปริมาณสูง สำหรับหลุมฝังกลบที่มีอายุมากกว่า 10 ปีขึ้นไปจะเปลี่ยนไปอยู่ในสภาวะที่มีก๊าซมีเทนและน้ำชะขยะที่เกิดขึ้นจะเป็นน้ำชะขยะแบบอายุมาก หรือมีไนโตรเจนเป็นหลัก [43] ดังรายละเอียดในตารางที่ 2.1

ตาราง 2 ลักษณะสมบัติน้ำชะมูลฝอยจากหลุมฝังกลบเก่าและใหม่

องค์ประกอบทางเคมี	หน่วย (มก/ล.)		
	พื้นที่ฝังกลบใหม่ (อายุน้อยกว่า 2 ปี)		พื้นที่ฝังกลบใหม่ (อายุน้อยกว่า 10 ปี)
	ช่วงค่า	ค่าตัวอย่าง	
BOD <sub>5</sub>	2,000 - 30,000	10,000	100 - 200
TOC	1,500 - 20,000	6,000	80 - 160
COD	3,000 - 60,000	18,000	100 - 500
Total Suspended solid	200 - 2,000	500	100 - 400
Organic Nitrogen	10 - 800	200	80 - 120
Ammonia Nitrogen	10 - 800	200	20 - 40

Nitrate	5 - 40	25	5 - 10
Total Phosphorus	5 - 100	30	5 - 10
pH	4.5 - 7.5	6	6.6 - 7.5
Total Hardness as CaCO <sub>3</sub>	300 - 10,000	3,500	200 - 500
Calcium	200 - 3,000	1,000	100 - 400
Magnesium	50 - 1,500	250	50 - 200
Potassium	200 - 1,000	300	50 - 400
Sodium	200 - 2,500	500	100 - 200
Chloride	200 - 3,000	500	100 - 400
Sulfate	50 - 1,000	300	20 - 50
Total Iron	50 - 1,200	60	20 - 50

ที่มา: [4]

## 2.3 สารที่พบในน้ำชะขยะ

### 2.3.1 ฟอสฟอรัส

ฟอสฟอรัสพบทั้งในน้ำธรรมชาติและน้ำเสียในรูปของฟอสเฟต และโมเลกุลของฟอสเฟต ปัจจุบันนิยมจำแนกฟอสฟอรัสออกเป็น 3 ชนิด คือ ออโรฟอสเฟต คอนเดนซ์ฟอสเฟต (พอลิฟอสเฟต ต่างๆ) และสารอินทรีย์ฟอสเฟต อาจพบฟอสฟอรัสได้ทั้งในรูปสารละลาย สารแขวนลอยในน้ำ

ตะกอนดินก้นบ่อตลอดจนในตัวของสิ่งมีชีวิตต่างๆ ออโรฟอสเฟตและคอนเดนซ์ฟอสเฟตมักพบในรูปเป็นสารละลายในน้ำ และรวมเรียกว่า Soluble reactive phosphorus สารอินทรีย์ฟอสเฟตในน้ำอาจอยู่ในรูปสารละลายเชิงซ้อนหรือในรูปตะกอนแขวนลอยก็ได้ [44] โดยสารประกอบฟอสเฟตในน้ำอาจแบ่งได้ดังนี้

(1) ออโรฟอสเฟต (Orthophosphate) หรือเรียกว่าฟอสฟอรัสละลายน้ำ (Soluble Reactive Phosphorus) สารเหล่านี้ละลายน้ำได้ดี และแพลงก์ตอนพืชสามารถนำไปใช้ประโยชน์เพื่อการเจริญเติบโต ได้แก่

- Trisodium Phosphate ( $\text{Na}_3\text{PO}_4$ )
- Disodium Phosphate ( $\text{Na}_2\text{HPO}_4$ )
- Monosodium Phosphate ( $\text{NaH}_2\text{PO}_4$ )
- Diammonium Phosphate ( $(\text{NH}_4)_2\text{HPO}_4$ )

(2) โพลีฟอสเฟต (Polyphosphate) เป็นสารที่พบมากในน้ำเสียจากบ้านเรือนหรือโรงงานอุตสาหกรรม เนื่องจากเป็นส่วนผสมของน้ำยาทำความสะอาด เมื่อแตกตัวจะให้ออโรฟอสเฟต ได้แก่

- Sodium Hexametaphosphate ( $\text{Na}_3(\text{PO}_4)_6$ )
- Sodium Triphosphate ( $\text{Na}_5\text{P}_3\text{O}_{10}$ )
- Tetrasodium Pyrophosphate ( $\text{Na}_4\text{P}_2\text{O}_7$ )

(3) อินทรีย์ฟอสเฟต (Organic Phosphate) สารประกอบฟอสเฟตชนิดนี้เกิดจากกระบวนการย่อยสลายทางชีวภาพ พบได้ในรูปสารละลาย สารแขวนลอย สารอินทรีย์วัตถุที่กำลังเน่าสลายหรือเป็นองค์ประกอบในสิ่งมีชีวิต ได้แก่

1. Nucleic Acid
2. Phospholipids

### 3. Sugar Phosphate

#### (3.1) แหล่งที่มาของฟอสฟอรัส

ฟอสฟอรัสจัดเป็น Growth Limiting Nutrient ของพืชน้ำหรือแพลงก์ตอนพืช มักพบสารประกอบฟอสฟอรัสถูกในน้ำทิ้งของชุมชนจากการใช้สารซักล้างหรือสารทำความสะอาดต่างๆ จากการใช้สารซักล้างหรือสารทำความสะอาดต่างๆ ในกิจกรรมต่างๆของโรงงาน รวมถึงบางโรงงานที่มีกระบวนการผลิตที่เกี่ยวข้องกับฟอสฟอรัส เช่น โรงงานปุ๋ยเคมี และภาคการเกษตรมีการใช้สารฟอสฟอรัสมากในรูปของปุ๋ย ทำให้เกิดมีการตกค้าง และการชะล้างปนเปื้อนลงแหล่งน้ำ ซึ่งสารประกอบฟอสฟอรัสจะกระตุ้นให้เกิดการเจริญเติบโตของพืชน้ำหรือแพลงก์ตอนพืชอย่างรวดเร็ว เช่น สาหร่ายสีเขียวแกมน้ำเงิน และสาหร่ายสีเขียว ทำให้แหล่งน้ำมีสีเขียวขุ่น และทำให้แหล่งน้ำมีออกซิเจนน้อยในเวลาที่ไม่มีการแสงแดด ทำให้สัตว์น้ำขาดออกซิเจนสำหรับหายใจ ซึ่งเรียกปรากฏการณ์นี้ว่า ยูโทรฟิเคชัน ปริมาณสารประกอบฟอสฟอรัสที่ระบายลงแหล่งน้ำต่อพื้นที่ประเทศกลุ่มประเทศยุโรปกับประเทศไทยเป็นดังแสดงในตาราง 3

ตาราง 3 เปรียบเทียบปริมาณสารประกอบฟอสฟอรัสที่ระบายลงแหล่งน้ำต่อพื้นที่ประเทศกลุ่ม

ประเทศ	พื้นที่ประเทศ (พันตารางไมล์)	สาร P ที่ระบายลงสู่ แหล่งน้ำ (พันตัน/P)	สาร P ที่ระบายลงสู่ แหล่งน้ำต่อพื้นที่ ประเทศ (ตัน /ตารางไมล์/ปี)
ออสเตรเลีย	32.4	12	0.37
เบลเยียม	11.8	13	1.1
เดนมาร์ก	16.6	14	0.84
ฟินแลนด์	130	13	0.1

ฝรั่งเศส	220.7	104	0.47
กรีซ	51.1	17	0.33
ไอซ์แลนด์	27.1	14	0.52
อิตาลี	116.3	53	0.46
นอร์เวย์	125.2	19	0.08
โปสตุเกส	36.4	15	0.41
สเปน	196.8	72	0.36
สวีเดน	137.7	17	0.09
ประเทศไทย	198.5	26	0.13

### 2.3.2 ซัลเฟต

ซัลเฟตพบอยู่ทั่วไปในน้ำธรรมชาติ น้ำเสียจากโรงงานอุตสาหกรรมและน้ำทิ้งจากเหมืองต่างๆ ผู้บริโภคที่ดื่มน้ำที่มีซัลเฟตในปริมาณสูงจะก่อให้เกิดการระคายท้องขึ้นได้ ในทางอุตสาหกรรมซัลเฟตก็มีความสำคัญ เนื่องจากเป็นตัวที่ทำให้เกิดตะกอนในหม้อน้ำก่อให้เกิดปัญหาเรื่องกลิ่นและการกัดกร่อนในท่อน้ำเสีย ปัญหาดังกล่าวเกิดจากปฏิกิริยารีดอกซ์ของซัลเฟตกลายเป็นซัลไฟด์ภายใต้สภาวะไม่ใช้ออกาศ [44]

#### (1) แหล่งของซัลเฟอร์

แหล่งของซัลเฟอร์และสารประกอบซัลเฟอร์ในธรรมชาติพบได้ในรูปแร่ต่างๆ ที่อยู่ใต้ดิน เช่น ธาตุซัลเฟอร์(S), แร่ยิบซัม ( $\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ ), แร่ไพไรต์ ( $\text{FeS}_2$ ) ซึ่งเป็นส่วนผสมที่ไม่ต้องการในถ่านหิน ก๊าซธรรมชาติและน้ำมันปิโตรเลียม การระเบิดของภูเขาไฟเป็นต้นเหตุสำคัญอย่างหนึ่งในการปลดปล่อยสารซัลเฟอร์สู่บรรยากาศทั้งในรูปก๊าซซัลเฟอร์ไดออกไซด์ ( $\text{SO}_2$ ) รวมทั้งซัลไฟด์รูป

ต่างๆ ก๊าซซัลเฟอร์ไดออกไซด์อาจทำให้เกิดปรากฏการณ์ฝนกรดตามมาขณะที่ซัลเฟตเป็นไอออนที่สำคัญพบได้ทั้งในน้ำทะเลและแหล่งน้ำจืด น้ำเสียอุตสาหกรรมหลายประเภทที่มีความเข้มข้นของซัลเฟตอยู่ในปริมาณสูง [44]

### 2.3.2 แอมโมเนีย

แอมโมเนีย (อังกฤษ : ammonia) เป็นสารประกอบเคมีที่ประกอบด้วย ธาตุไนโตรเจนและไฮโดรเจนโดยมีสูตรเคมีดังนี้  $\text{NH}_4^+$  ที่ STP แอมโมเนียเป็นก๊าซมันเป็นพิษและก่กร่อนวัสดุบางชนิด มีกลิ่นฉุนเฉพาะตัว โมเลกุลของแอมโมเนียไม่แบนราบ แต่จะมีลักษณะถูกอัดเป็นทรงสี่หน้า (tetrahedron) หรือเรียกว่า พีระมิดฐานสามเหลี่ยม, ซึ่งเป็นข้อสมมติฐานของทฤษฎี VSEPR รูปร่างโมเลกุลลักษณะนี้โดยรวมจะมีลักษณะเป็น ไดโพล (dipole) และทำให้มันเป็นขั้ว ดังนั้นแอมโมเนียจึงละลายใน น้ำได้ดีมาก อะตอมไนโตรเจนในโมเลกุลจะมีอิเล็กตรอนคู่โดดเดี่ยว (lone electron pair) และทำให้แอมโมเนียมีฤทธิ์เป็น เบส ใน สารละลายน้ำ (aqueous solution) ที่ เป็นกรด หรือเป็นกลางมันสามารถจะมีพันธะกับ ไฮโดรเนียมไอออน ( $\text{H}_3\text{O}^+$ ) ปลดปล่อยโมเลกุลของน้ำ ( $\text{H}_2\text{O}$ ) แล้วเกิดเป็นประจุบวกของ แอมโมเนียมไอออน ( $\text{NH}_4^+$ ) ซึ่งรูปร่างปกติทรงสี่หน้าที่แอมโมเนียจะเกิด แอมโมเนียมไอออน จะขึ้นอยู่กับ pH ของ สารละลาย (กรรณิการ์ สิริสิงห์ ,2544)แอมโมเนียเกิดจากการย่อยสลายทางชีวภาพของสารอินทรีย์ไนโตรเจน ดังนั้น น้ำที่มีแอมโมเนียจึงมักมีแนวโน้มว่าเป็นน้ำที่สัมผัสกับน้ำเสียหรือน้ำสกปรกและอาจมีเชื้อโรค แอมโมเนียไนโตรเจนที่พบในน้ำธรรมชาติมีปริมาณไม่มากนักเมื่อเทียบกับที่พบในน้ำเสียชุมชนในขั้นตอนของ Kjeldahl สารอินทรีย์ที่มี Nitrogen จะถูกย่อยสลายไปเป็น  $\text{CO}_2$  และ  $\text{H}_2\text{O}$  โดยมี Mercuric sulfate เป็นตัวเร่งปฏิกิริยาในสถานะที่มี Potassium sulfate แล้วได้ Ammonia ออกมา ซึ่งในสภาพกรด Ammonia จะอยู่ในรูปของ  $\text{NH}_4^+$  ไม่ระเหยออกไป จากนั้น สารละลายจะถูกปรับให้อยู่ในสภาพต่างเพื่อให้ Nitrogen อยู่ในรูปของ  $\text{NH}_4^+$  แล้ว ระเหยออกไป ถูกจับอยู่ในสารละลายกรด Boric ปริมาณ  $\text{NH}_4^+$  ที่อยู่ในสารละลายกรด Boric จะถูกวัดด้วยวิธีเทียบสี (Colorimetric analysis; เรียกว่า Nesslerization) หรือด้วยกระทำ Titration ของ Ammonia borate ด้วยกรดแก่ตัวเร่งปฏิกิริยา Mercuric sulfate จะช่วยเพิ่มประสิทธิภาพในการย่อยสลายได้เป็นอย่างดี แต่ก่อนที่จะปรับ pH ให้เป็นด่างเพื่อระเหย  $\text{NH}_4^+$

## (1) การเกิดเกลือ (Formation of salts)

หนึ่งในคุณสมบัติเฉพาะตัวที่สุดของแอมโมเนียคือพลังในการทำปฏิกิริยากับกรด เกิดเป็นเกลือเช่นกรดไฮโดรคลอริก ได้เป็น แอมโมเนียมคลอไรด์ กับ กรดไนตริก ได้เป็น แอมโมเนียมไนเตรทอย่างไรก็ดีแอมโมเนียที่แห้งสนิทจะไม่ทำปฏิกิริยากับ กรดไฮโดรคลอริกที่แห้งเช่นกัน ความชื้นจำเป็นสำหรับปฏิกิริยา  $\text{NH}_4^+ + \text{HCl} \rightarrow \text{NH}_4\text{Cl}$  เกลือที่เกิดจากปฏิกิริยาระหว่างแอมโมเนียกับกรด จะรู้จักกันในชื่อ เกลือแอมโมเนียม และทั้งหมดจะมีแอมโมเนียม ไอออน ( $\text{NH}_4^+$ )

## (2) ความเป็นกรดของแอมโมเนีย

แม้แอมโมเนียเป็นด่างมันก็มีฤทธิ์เป็นกรดด้วยแต่เป็นกรดที่อ่อนมากเมื่อแตกตัวจะได้ อไมด์ ( $\text{NH}_2^-$ ) ไอออนตัวอย่างเช่นเมื่อใส่ผงลิเทียมไนไตรต์ลงในแอมโมเนียเหลวจะเกิดเป็นสารละลายลิเทียมอะไมด์ดังสมการ:  $\text{Li}_3\text{N} (\text{s}) + 2 \text{NH}_4^+ (\text{l}) \rightarrow 3\text{Li}^+ (\text{am}) + 3\text{NH}_2^- (\text{am})$  ตามหลักปฏิกิริยากรด-ด่างของ บรอนสเตด-โลว์รี (Bronsted-Lowry) แอมโมเนียจะทำหน้าที่เป็นกรด (กรรณิการ์ สิริสิงห์, 2544 )

## 2.3.3 ไนเตรท

ไนเตรทไนโตรเจนเป็นธาตุอาหารที่พืชใช้ในการเจริญเติบโต ดังนั้นน้ำทิ้งที่มีไนเตรทเมื่อปล่อยลงสู่แหล่งน้ำจะเป็นตัวการไปเร่งการเจริญเติบโตของสาหร่ายและพืชน้ำ จนเกิดภาวะที่สาหร่ายหรือพืชน้ำเจริญเติบโต อย่างรวดเร็ว (Algae Bloom) ซึ่งเป็นหาค่าต่อคุณภาพของแหล่งน้ำเมื่อมีการนำแหล่งน้ำนั้นมาใช้ประโยชน์ ไนเตรทจะส่งผลเสียต่อสุขภาพโดยตรง (ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์, 2547) ไนเตรท ในทางอนินทรีย์เคมีเป็นเกลือของกรดไนตริก ไนเตรตไอออน เป็น พอลิอะตอมมิไอออน (polyatomic ion) ซึ่งมีสูตรเคมีคือ  $\text{NO}_3^-$  และมีน้ำหนักโมเลกุลเท่ากับ 62.01 ดัลตัน (daltons) มันเป็นต่างร่วม (conjugate) ของกรดไนตริก ไนเตรทไอออนมีโครงสร้างเป็นสามเหลี่ยมแบนราบ (trigonal planar-โดยแต่ละออร์บิทัลทำมุมกัน 120 องศา) และสามารถแทนด้วยลูกผสม (hybrid)

ไนเตรท เช่น โพแทสเซียมไนเตรท (ซอลต์ปีเตอร์) และแอมโมเนียมไนเตรท (ammonium nitrate) เป็นแหล่งสำคัญของ ไนโตรเจนในปุ๋ยไนเตรทจะต้องถูกใช้อย่างรวดเร็วโดยพืชเพราะมันจะ



สูญเสียง่ายจากการซึมละลาย (leaching) หรือจะเป็นกระบวนการไนเตรทเป็นไนโตรเจน (denitrification) โดยแบคทีเรียมลพิษของไนเตรทได้กลายเป็นปัญหาสิ่งแวดล้อม (environmentalism issue) ในแม่น้ำและมหาสมุทร ตัวอย่างแม่น้ำที่มีระดับไนเตรทสูงติดอันดับโลก ได้แก่ แคนันตีแบล็กฮอก (Black Hawk County) ในรัฐไอโอวา กรีนพาร์ตี (Green Party) แม่น้ำซีดาร์ (รัฐไอโอวา) ในทางการแพทย์ไนเตรตอินทรีย์ เช่น ไนโตรกลีเซอริน (nitroglycerin) ไอโซซอร์ไบด์ โมโนไนเตรท (ISMN) และ ไอโซซอร์ไบด์ไดไนเตรท (ISDN) ใช้ประโยชน์เฉพาะในการป้องกันและรักษาอาการปวดเค้นหัวใจ (angina pectoris) แต่อย่างไรก็ตามก็อาจเกิดปฏิกิริยาผลข้างเคียงได้หากรับประทานหลังใช้ยาซิลเดนาฟิลาซิเตรท (sildenafil citrate-Viagra) หรือยาประเภทเดียวกันในระยะเวลา 24 ชั่วโมงโมเลกุลของแอมโมเนียไม่แบนราบ แต่จะมีลักษณะถูกอัดเป็นทรงสี่หน้า (tetrahedron) หรือเรียกว่าพีระมิดฐานสามเหลี่ยม ซึ่งเป็น ข้อสมมติฐานของทฤษฎี VSEPR รูปร่างโมเลกุลลักษณะนี้โดยรวมจะมีลักษณะเป็นไดโพล (dipole) และทำให้มันเป็นขั้ว ดังนั้นแอมโมเนียจึงละลายใน น้ำ ได้ดีมาก อะตอมไนโตรเจนในโมเลกุล จะมีอิเล็กตรอนคู่โดดเดี่ยว (lone electron pair) และทำให้แอมโมเนียมีฤทธิ์เป็น เบส ใน สารละลายน้ำ (aqueous solution) ที่ เป็นกรด หรือเป็นกลางมันสามารถจะมีพันธะกับ ไฮโดรเนียมไอออน ( $\text{H}_3\text{O}^+$ ) ปลดปล่อยโมเลกุลของน้ำ ( $\text{H}_2\text{O}$ ) แล้วเกิดเป็นประจุบวกของ แอมโมเนียมไอออน ( $\text{NH}_4^+$ ) ซึ่งรูปร่างปกติทรงสี่หน้าที่แอมโมเนียจะเกิด แอมโมเนียมไอออน จะขึ้นอยู่กับ pH ของ สารละลายหนึ่งในคุณสมบัติเฉพาะตัวที่สุดของแอมโมเนียคือพลังในการทำปฏิกิริยากับ กรด เกิดเป็น เกลือเช่น กับ กรดไฮโดรคลอริก ได้เป็น แอมโมเนียมคลอไรด์ (sal-ammoniac) กับ กรดไนตริก ได้เป็น แอมโมเนีย ไนเตรท, เป็นต้น อย่างไรก็ตามแอมโมเนียที่แห้งสนิทจะไม่ทำปฏิกิริยากับ กรดไฮโดรคลอริกที่แห้งเช่นกัน ความชื้นจำเป็นสำหรับปฏิกิริยา  $\text{NH}_4^+ + \text{HCl} \rightarrow \text{NH}_4\text{Cl}$  เกลือที่เกิดจากปฏิกิริยาระหว่างแอมโมเนียกับกรด จะรู้จักกันในชื่อ เกลือแอมโมเนีย และทั้งหมดจะมีแอมโมเนีย ไอออน ( $\text{NH}_4^+$ )

#### (1) ผลกระทบไนเตรทที่มีในแหล่งน้ำ

ก่อปัญหายูโทรฟิเคชัน (Eutrophication) การปล่อยน้ำทิ้งที่มีไนเตรทไนโตรเจนในปริมาณสูงลงสู่แหล่งน้ำ โดยเฉพาะแหล่งน้ำที่เป็นระบบปิด เช่น ทะเลสาบ ทำให้เกิดการเจริญเติบโตอย่างรวดเร็วของพืชน้ำและสาหร่าย เนื่องจากไนเตรทเป็นไนโตรเจนรูปที่พืชใช้เป็นสารอาหารได้ดีมากภาวะนี้ เรียกว่า สภาวะ สาหร่ายเบ่งบาน (Algae bloom) ซึ่งเป็นสาเหตุของปัญหายูโทรฟิเคชัน

### 2.3.4 ไนไตรท์

ไนไตรท์ ( $\text{NO}_2^-$ ) เกิดจากการเปลี่ยนรูปทางเคมี ของสารประกอบไนโตรเจน โดยกิจกรรมของ จุลินทรีย์กลุ่ม คีโมออโตโทรฟ (Chemoautotroph) ที่สามารถดึงออกซิเจนออกจากสารประกอบ ไนโตรเจน (ไนเตรท) มาใช้เพื่อการดำรงชีพ ในกรณีที่ขาดออกซิเจน หรือออกซิเจนไม่เพียงพอ จนทำให้ เกิดการสะสมของไนไตรท์ การสะสมของของเสีย เช่น ชีส์ตว์น้ำ เศษอาหารเหลือ เนื่องจากการมี เศษอาหารมากเกินไปจากสิ่งมีชีวิตเล็กๆเหล่านี้ เป็นแหล่งของสารประกอบไนโตรเจน ที่ทำให้เกิดไน ไตรท์

### 2.4 วิธีบำบัดน้ำชะขยะ

หลุมฝังกลบขยะส่วนใหญ่จะไม่มีระบบบำบัดน้ำชะขยะที่เหมาะสม แม้จะมีการนำวิธีบำบัด หลายวิธีมาใช้แต่ส่วนใหญ่ก็ไม่สามารถที่จะจัดการกับปัญหาปริมาณและคุณสมบัติน้ำชะขยะได้ ดังนั้นเป้าหมายของการจัดการน้ำชะขยะนั้นควรจะทำการพัฒนากระบวนการบำบัดน้ำชะขยะให้ใช้พื้นที่ น้อยและมีประสิทธิภาพคุ้มค่า มีการบ่งชี้ปัจจัยสำคัญที่ต้องคำนึงถึงในระบบบำบัด และท้ายที่สุดคือ กำหนดค่ามาตรฐานที่เหมาะสมและจัดเตรียมคู่มือที่ใช้เป็นแนวทางในการบำบัดน้ำชะขยะจากหลุมฝัง กลบของเสียชุมชนที่ถูกต้อง เพื่อช่วยลดการปนเปื้อนและผลกระทบต่อสิ่งแวดล้อม

การบำบัดจะขึ้นอยู่กับปริมาณและคุณลักษณะของน้ำชะขยะที่เข้าสู่ระบบ, มาตรฐานของน้ำ ที่สามารถปล่อยออกได้หรือประสิทธิภาพในการกำจัดที่กำหนดไว้, ปริมาณของส่วนที่เหลือและการ จัดการ, สถานที่ตั้ง และเศรษฐกิจ แต่อย่างไรก็ตามในน้ำชะขยะจะมีความเข้มข้นของแอมโมเนียอยู่สูง แต่มีความเข้มข้นของฟอสฟอรัสต่ำนั้นเป็นอุปสรรคต่อประสิทธิภาพในการบำบัดทางชีวภาพจึงเป็นที่ รู้จักกันในหมู่นักวิชาการว่าน้ำชะขยะที่มีอายุน้อยจะมีปริมาณไนโตรเจนอยู่ในระดับที่สูง ซึ่งยังคง ความเป็นพิษต่อแหล่งน้ำที่รองรับและต้องมีการกำจัดก่อนที่จะทำการปล่อยออกมา ดังนั้น กระบวนการบำบัดน้ำเสียจากน้ำชะขยะ จึงมีความจำเป็นที่จะต้องบำบัดด้วยวิธีทางชีวภาพ ร่วมกับวิธี ทางเคมีกายภาพ (Combined biological and physico-chemical processes ) หรือวิธีทางเคมี ทางกายภาพ ร่วมกับวิธีทางชีวภาพ (Combined physico-chemical biological processes) ซึ่ง ความสำเร็จของกระบวนการบำบัดจะขึ้นอยู่กับลักษณะของน้ำชะขยะและอายุของหลุมฝังกลบ

#### 2.4.1 กระบวนการบำบัดทางชีวภาพ

การบำบัดน้ำชะขยะที่มีการติดตั้ง ณ ที่หลุมฝังกลบนั้นได้แก่กระบวนการบำบัดทางชีวภาพแบบใช้อากาศไปจนถึงการบำบัดแบบไม่ใช้อากาศ ซึ่งอุปสรรคที่ในการบำบัดโดยวิธีชีวภาพมักจะมาจากปัญหาในการดำเนินงานอย่างเช่น การเกิดโฟม ความเป็นพิษของโลหะ การขาดแคลนสารอาหาร และการตกตะกอนของสลัดจ์ [42] ในบรรดากระบวนการบำบัดทางชีวภาพหลายๆแบบนี้ระบบ Sequencing Batch Reactors (SBR) เป็นระบบที่ได้รับการยอมรับว่ามีความน่าเชื่อถือและสมบูรณ์ในการบำบัดเพื่อให้ น้ำที่ผ่านการบำบัดแล้วมีค่าผ่านเกณฑ์มาตรฐานน้ำทิ้ง

#### 2.4.2 กระบวนการบำบัดทางชีวภาพแบบใช้อากาศ

##### (1) ระบบตะกอนเร่ง

ระบบตะกอนเร่งเป็นระบบที่มีประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำชะขยะ แม้ว่าความหลากหลายของน้ำชะขยะจะขึ้นอยู่กับแหล่งกำเนิดและอายุของหลุมฝังกลบ [45] ได้ทำการศึกษาระบบบำบัดทางเคมีกายภาพร่วมกับระบบตะกอนเร่ง พบว่ากระบวนการไล่ก๊าซแอมโมเนียมีประสิทธิภาพการกำจัดแอมโมเนีย 90% และทำให้เป็นการด้วย  $H_2SO_4$  และ  $H_3PO_4^{3-}$  ก่อนเข้าสู่ระบบตะกอนเร่งมีประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ในรูป BOD ถึง 99% ซึ่งสัมพันธ์กับ COD ที่ถูกกำจัดไป 95% เช่นกัน ในขณะที่โลหะหนักสามารถลดลงได้ถึง 29% ถึง 75% และค่าอัตราส่วน BOD ต่อ COD ในน้ำทิ้งหลังการบำบัดมีค่าเท่ากับ 0.16

จากศึกษาการบำบัดน้ำชะขยะด้วยระบบตะกอนเร่งแบบยัดเวลาของ โดยใช้ น้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบที่มีอายุมาก มีค่าอัตราส่วน BOD/COD ต่ำกว่า 0.1 ซึ่งเป็นลักษณะของน้ำชะขยะที่มีองค์ประกอบของสารเคมีที่ย่อยสลายได้ยากอยู่มาก ได้ศึกษาผลของอายุสลัดจ์ระหว่าง 15 ถึง 60 วัน มีประสิทธิภาพในการบำบัด COD สูงที่สุดประมาณ 40% แสดงให้เห็นว่าน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบอายุน้อยที่มีสารอินทรีย์ที่ประกอบด้วยกรดอินทรีย์ระเหยง่ายสามารถบำบัดด้วยระบบเอเอสได้ง่ายกว่าจากหลุมฝังกลบที่มีอายุมาก นอกจากนี้ยังมีรายงานของนักวิจัยอื่นๆ พบว่าสลัดจ์ในระบบเอเอสตกตะกอนได้ยาก อาจเป็นเพราะน้ำชะขยะมีปริมาณของแอมโมเนียสูง และมีอัตราส่วน BOD:N ต่ำ Sequencing Batch Reactors (SBR) เป็นระบบตะกอนเร่งอีกชนิดหนึ่งที่ใช้กันโดยทั่วไปในการบำบัดน้ำชะขยะ จากการศึกษาหาความสามารถในการบำบัดโดยระบบ SBR ของ [46] โดย

ทำการศึกษ High rate nitrification ของน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบที่มีอายุมาก มีความเข้มข้นของแอมโมเนียอยู่ในปริมาณสูงเฉลี่ยประมาณ 880 mg/L ในขณะที่ค่าเฉลี่ยของความเข้มข้นของ BOD และ COD เท่ากับ 60 และ 1,100 mg /L ตามลำดับ พบว่าอัตราออกซิเดชันของแอมโมเนียมีค่าสูงถึง 246 mg/L N/L.h และอัตราออกซิเดชันของแอมโมเนียจำเพาะมีค่าเท่ากับ 36 mg N/mg VSS.hr ที่เวลากักน้ำ (HRT) เท่ากับ 5 ชั่วโมง

#### 2.4.3 กระบวนการบำบัดทางชีวภาพแบบไม่ใช้อากาศ

การบำบัดแบบไม่ใช้อากาศที่ใช้กันโดยทั่วไปได้แก่ การย่อยสลายในระยะเวลาเกิดก๊าซมีเทนซึ่งทำให้สารอินทรีย์ถูกย่อยสลายไปเป็นก๊าซมีเทนและคาร์บอนไดออกไซด์ได้อย่างสมบูรณ์ [46] ได้อธิบายเกี่ยวกับการบำบัดแบบไม่ใช้อากาศว่าเป็นกระบวนการที่เกิดเป็นลำดับขั้นตอน และจำเป็นต้องมีการเกิดปฏิกิริสัมพันธ์ร่วมกันระหว่างจุลินทรีย์หลายชนิด ที่ทำให้เกิด Hydrolysis, Fermentation, Acetogenesis และ Methanogenesis ซึ่งกระบวนการบำบัดแบบไม่ใช้อากาศมักจะดำเนินอยู่บนแผ่นฟิล์มตรึงใน Reactors ที่สามารถรับภาระของความผันแปรของน้ำเสียที่เข้ามา สามารถเก็บกักตะกอนชีวภาพไว้ได้ไม่ขึ้นกับอัตราการไหลของน้ำเสียและสามารถคงความเข้มข้นของของแข็งให้สูงอยู่ได้เมื่อเวลาผ่านไป และยังมีรายงานของ [31] ที่ระยะเวลาเก็บกักเดียวกัน ดังที่ทราบกับอยู่แล้วว่าคุณสมบัติและองค์ประกอบของน้ำชะขยะ จะแตกต่างกันไปในแต่ละที่ [46] วิธีที่ใช้ในการบำบัดนั้นจึงขึ้นอยู่กับคุณลักษณะของน้ำชะขยะ รวมถึงปัจจัยและสภาพแวดล้อมอื่นๆ และความคงทนของระบบต่อการเปลี่ยนแปลงคุณลักษณะของน้ำชะขยะ [47] ระบบ Anaerobic digestion

Cameron และ Koch (1980) [48] ได้ทำการทดลองระบบ Anaerobic digestion ที่อุณหภูมิตั้งแต่ 29-38 องศาเซลเซียส การปรับสภาพของระบบในขั้นต้นทำโดยการเติมปูนขาวเพื่อปรับ pH และเติมฟอสฟอรัสเพื่อที่จะรักษาสัดส่วนของ BOD: N: P ซึ่งกระบวนการนี้สามารถลด BOD ได้ 65-80% และลดโลหะหนักได้ 40-85%

Mendez, et al. (1989) [49] ได้ทดลองใช้ระบบ Anaerobic digestion ในการบำบัดน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบที่มีอายุน้อย พบว่าประสิทธิภาพในการกำจัด COD เท่ากับ 65% ที่ HRT 8 วัน ยิ่งไปกว่านั้นจากการศึกษาสามารถบ่งชี้ได้ว่าประสิทธิภาพการบำบัด COD ในน้ำชะขยะจากหลุมฝัง

กลบอายุสั้นจะมากกว่าหลุมฝังกลบที่มีอายุมากเนื่องจากมีสัดส่วนที่เป็นสารอินทรีย์ย่อยสลายยากอยู่น้อยกว่าระบบ UASB

UASB reactor ถูกนำมาใช้ในการบำบัดน้ำชะขยะเนื่องจากระบบนี้เป็นที่ยอมรับอย่างแพร่หลายทั่วโลกว่าเป็น High-rate partial treatment process สำหรับน้ำเสียที่สารอินทรีย์สูง (Blakey, et al. 1992) ได้ทำการศึกษาอิทธิพลของอุณหภูมิ สารอาหาร และ จุลชีพต่อประสิทธิภาพในการบำบัดในถังปฏิกรณ์ของระบบการบำบัดขั้นต้น พบว่ามีประสิทธิภาพในการบำบัดจะสูงเสถียรน้ำชะขยะมีค่า COD สูงกว่า 800 mg/l และมีค่าอัตราส่วน BOD/COD มากกว่า 0.3 (Kettunen, 1996) โดยเฉพาะอย่างยิ่ง ระบบ UASB สามารถรับน้ำเสียที่มีปริมาณสารรวมถึงสารพิษและสารอินทรีย์ปริมาณมากได้ดีกว่าเมื่อเปรียบเทียบกับระบบอื่นๆ

Blakey, et al. (1992) [50] ได้ทำการทดลองใช้ระบบ UASB ในการบำบัดน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบที่มีอายุน้อยที่มีค่าอัตราส่วน BOD/COD เท่ากับ 0.67 ระบบดำเนินการที่ปริมาณ COD เข้าสู่ระบบเฉลี่ยเท่ากับ 1 kg COD/m<sup>3</sup>.day ที่ HRT เท่ากับ 1.8 วันจากการทดลองพบว่าค่าเฉลี่ยของการบำบัด COD, BOD, TOC และ SS มีค่าเท่ากับ 82%, 85%, 84% และ 90% ตามลำดับและเกิดก๊าซชีวภาพ 496 ml/g COD ในขณะที่ผลการทดลองของ สรूपได้ว่าประสิทธิภาพการกำจัด COD จะสูงที่ปริมาณ COD เข้าระบบเท่ากับ 25 kg COD/ m<sup>3</sup>.day

#### 2.4.4 กระบวนการบำบัดทางกายภาพ

กระบวนการบำบัดทางกายภาพได้แก่ การดูดซับด้วยถ่านกัมมันต์และการระเหย ซึ่งโดยทั่วไปแล้วกระบวนการเหล่านี้ไม่ประสบความสำเร็จในการกำจัดสารอินทรีย์จากน้ำชะขยะได้ ดังนั้น [37] จึงได้แนะนำว่าเพื่อเป็นการเพิ่มประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำชะขยะที่ผ่านกระบวนการบำบัดทางชีวภาพแล้ว แต่อย่างไรก็ดีในการใช้ระบบบำบัดทางกายภาพร่วมกับชีวภาพก็ยังมีข้อจำกัดอยู่บางประการ

##### (1) การดูดซับด้วยถ่านกัมมันต์

การใช้ถ่านกัมมันต์ร่วมกับการบำบัดทางชีวภาพในการบำบัดน้ำชะขยะเป็นเทคโนโลยีที่ประสบความสำเร็จในการกำจัด Chemical Oxygen Demand (COD), Adsorbable Organic

Halogens (AOX) และสารอื่นๆ มีการพบสารอินทรีย์มากกว่า 130 ชนิดจากการวิเคราะห์ถ่านกัมมันต์ที่ใช้ในระบบบำบัดน้ำชะขยะ โดยปกติแล้วถ่านกัมมันต์นั้นจะใช้ในการกำจัด AOX และ COD ซึ่งไม่ใช่สิ่งแรกที่ถูกสนใจในระบบบำบัดทางชีวภาพ ดังนั้นคุณภาพน้ำที่ออกจากระบบบำบัดนี้ มักจะสูงกว่ามาตรฐานที่กำหนด ในการเลือกใช้ระบบนี้จะต้องมั่นใจได้ว่าในน้ำชะขยะที่จะเข้าสู่ระบบนั้นไม่มีสารใดๆที่จะเป็นตัวทำลายถ่านกัมมันต์ได้ สำหรับน้ำชะขยะที่มีความเข้มข้นมากนั้นอาจจะทำการบำบัดโดยใช้ Plate separator หรือ Pressurized sand filter ในการกำจัดสารแขวนลอยออกก่อน เพื่อให้แน่ใจว่าถ่านกรองจะไม่ถูกอุดตันด้วยของแข็ง

จากการศึกษาในการบำบัดน้ำชะขยะโดยวิธีโอโซนและ การดูดซับด้วยถ่านกัมมันต์พบว่าการย่อยสลายนั้นเกิดภายในชั้นของถ่านกัมมันต์ และพบว่ามีประสิทธิภาพในการกำจัดน้ำชะขยะสูงกว่าการบำบัดด้วยการดูดซับด้วยถ่านกัมมันต์อย่างเดียว และจากการศึกษากระบวนการเคมีกายภาพโดย [42] พบว่าประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ในน้ำชะขยะโดยกระบวนการดูดซับด้วยถ่านกัมมันต์นั้นสามารถกำจัด COD ได้ถึง 59-94% ซึ่งมากกว่าวิธีตกตะกอนทางเคมี

## (2) การกรองผ่านเยื่อเมมเบรน

เยื่อเมมเบรนคือวัสดุที่เสมือนเป็นผนังบางๆ ที่มีความสามารถในการเลือกและป้องกันการแพร่ผ่านขององค์ประกอบต่างๆของเหลว จึงมีผลต่อการแบ่งแยกองค์ประกอบของของเหลว ซึ่งวัตถุประสงค์หลักของการผลิตเยื่อเมมเบรนขึ้นมาขึ้นนั้นเนื่องมาจากความต้องการวัสดุที่มีโครงสร้างทางกลศาสตร์ที่แข็งแรง ทนต่อการผ่านของของเหลว และมีความสามารถในการเลือกองค์ประกอบที่จะผ่านออกไปได้สูง [51] โครงสร้างทางกายภาพที่เหมาะสมของวัสดุที่จะนำมาใช้ทำเยื่อเมมเบรนจะขึ้นอยู่กับความบาง ช่วงของขนาดรูพรุนและพื้นที่ผิวที่ซึมผ่านได้สูง รวมไปถึงการแยกสารละลายที่อยู่ในของเหลวและการแยกก๊าซที่มีหลายๆองค์ประกอบด้วย

การจำแนกกระบวนการกรองผ่านเยื่อเมมเบรนนั้น ขึ้นอยู่กับอนุภาคและขนาดของโมเลกุล โดยทั่วไปแล้วกระบวนการ Reverse osmosis (RO), Nanofiltration (NF), Ultrafiltration (UF) และ Microfiltration (MF) นั้น ไม่ต้องการใช้สารเคมีในปริมาณมากและสามารถดำเนินระบบได้ในอุณหภูมิต่ำ จึงทำให้ระบบเหล่านี้เป็นมิตรต่อสิ่งแวดล้อมและมีทางเลือกที่มีความน่าสนใจในทางเศรษฐกิจ

กระบวนการ Reverse osmosis มีสามารถในการกักทั้งสารอินทรีย์และสารอนินทรีย์ปนเปื้อนที่ละลายอยู่ในน้ำได้สูง 98-99% จึงเป็นประโยชน์ในการบำบัดน้ำเสีย ให้มีความบริสุทธิ์มากขึ้น ซึ่งน้ำที่ผ่านกระบวนการ RO นั้นจะมีปริมาณสารอินทรีย์และสารอนินทรีย์ปนเปื้อนอยู่น้อยและมีคุณภาพของน้ำทั้งตามมาตรฐานที่กำหนด ประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ขึ้นอยู่กับวัสดุที่ใช้เป็นเยื่อเมมเบรน นอกจากนี้กระบวนการ RO สามารถกำจัดของแข็งได้เกือบทั้งหมดและสามารถใช้ได้ทั้งในการบำบัดขั้นต้นและการบำบัดขั้นสุดท้ายสำหรับน้ำที่ผ่านการบำบัดทางชีวภาพหรือผ่านการบำบัดโดยวิธีแลกเปลี่ยนไอออนแล้ว

การกรองผ่านเยื่อเมมเบรนมีประสิทธิภาพไม่สูงมากนักในการบำบัดน้ำชะขยะที่อายุน้อยหรือน้ำชะขยะที่มีสภาพเป็นกรด ตารางที่ 2.3 ได้แสดงประสิทธิภาพในการบำบัดของเยื่อเมมเบรนต่างๆ ในการบำบัดน้ำชะขยะในระยะที่เกิดก๊าซมีเทน พบว่า NF และ RO จัดว่าเป็นวิธีในการบำบัดน้ำชะขยะที่มีประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ สารอนินทรีย์ ไนโตรเจน และ AOX ส่วนข้อเสียของระบบบำบัดนี้คือการอุดตันเยื่อเมมเบรนและมีอายุการใช้งานสั้น [52]

ตาราง 4 ประสิทธิภาพในการกำจัดของสารมลพิษความเข้มข้นปานกลางถึงสูงโดยใช้

ตัวแปร	ประสิทธิภาพการกำจัด(%)		
	Reverse Osmosis	Nanofiltration	Ultrafiltration
COD	95 - 99	80 - 90	25 - 60
NH <sub>4</sub> (N),pH=6.5	90 - 98	80 - 90	< 20
AOX	95 - 99	70 - 90	30 - 60
Chloride	90 - 99	40 - 90	<40

ที่มา : [52]

สารคอลลอยด์และตะกอนโลหะ สามารถทำให้เกิดความสกปรกและอุดตันในเยื่อเมมเบรนต่างๆได้ และสิ่งสกปรกนี้จะทำให้แรงดันออสโมติกและความต้านทานไฮดรอลิกมีค่าสูงขึ้นทำให้ต้องใช้พลังงานมากขึ้น ซึ่งผลกระทบจากสิ่งสกปรกสามารถลดลงได้ด้วยการปรับ pH ให้อยู่ในช่วง 4-7.5

การบำบัดน้ำชะขยะในระยะการเกิดกรดด้วยระบบการกรองผ่านเยื่อเมมเบรนมีประสิทธิภาพไม่สูงมาก เนื่องจากระบบนี้ไม่สามารถกันการผ่านของกรดไขมันระเหยง่ายไว้ได้ ดังนั้นการใช้เยื่อเมมเบรนร่วมกับระบบเอเอส นั้น อาจมีความสามารถในการบำบัดมากกว่าเนื่องจากสามารถมั่นใจได้ว่าเยื่อเมมเบรนจะกักของแข็งที่มีอยู่ไว้ได้ สำหรับน้ำชะขยะในระยะเกิดก๊าซมีเทนที่มีความเข้มข้นปานกลางถึงมากนั้น พบว่าสารหลายๆ ชนิดรวมทั้งโลหะสามารถถูกกำจัดได้ด้วยระบบทางชีวภาพ ดังนั้นการรวมกันของทั้งสองระบบนี้ทำให้ประสิทธิภาพในการบำบัดดีขึ้น [53]

#### 2.4.5 กระบวนการบำบัดทางเคมี

กระบวนการบำบัดน้ำชะขยะโดยวิธีทางเคมีนั้นมีขอบเขตกว้างขวาง ซึ่งข้อดีของการบำบัดโดยวิธีนี้โดยทั่วไปคือการเดินระบบได้ทันที ระบบสามารถทำงานได้เอง การเปลี่ยนแปลงของอุณหภูมิไม่มีผลต่อการเดินระบบมาก และใช้วัสดุ อุปกรณ์แบบธรรมดาไม่ยุ่งยาก แต่มีข้อเสียคือ มีปริมาณสลัดจ์เกิดขึ้นจำนวนมากเนื่องจากการเติมสารก่อตะกอนและสารเคมีต่างๆ และค่าใช้จ่ายในการดำเนินระบบค่อนข้างที่จะสูง ดังนั้นกระบวนการบำบัดทางเคมีนั้นจะใช้ในการบำบัดขั้นต้นหรือขั้นสุดท้ายเพื่อช่วยให้กระบวนการทางชีวภาพมีความสมบูรณ์ กระบวนการทางเคมีที่ใช้ในการบำบัดน้ำชะขยะได้แก่ การก่อตะกอนและตกตะกอน การออกซิเดชัน และอื่นๆ

##### (1) การก่อตะกอนและตกตะกอน (Coagulation/Precipitation)

การก่อตะกอนและตกตะกอนจะมีการเติมสารเคมีเข้าไปเพื่อที่จะให้เกิดการเปลี่ยนแปลงทางกายภาพของของแข็งละลายน้ำ และของแข็งแขวนลอยเพื่อทำให้ง่ายในการกำจัดโดยการตกตะกอน การบำบัดวิธีนี้ได้ผลดีกับน้ำชะขยะที่มีสารอินทรีย์ที่มีน้ำหนักโมเลกุลสูง เช่น กรดฮิวมิกและกรดฟูลวิก เนื่องจากสารประกอบประเภทนี้ย่อยสลายได้ยากในทางชีวภาพ สำหรับน้ำชะขยะในช่วงเกิดมีเทนนั้น กระบวนการทางเคมีกายภาพสามารถลดค่าของ COD ได้ถึง 60%



การใช้ปูนขาวในการช่วยการตกตะกอนสามารถลดสีได้ถึง 85% และกำจัดคลอรีนได้โดยผ่าน การตกตะกอน จากรายงานของ [54] และ [47] การตกตะกอนด้วยปูนขาวสามารถกำจัดสารอินทรีย์ ที่มีน้ำหนักโมเลกุลมากกว่า 50,000 Da ซึ่งสารประเภทนี้มีสัดส่วนความเข้มข้นที่ต่ำหลุมฝึกลบอายุ น้อยและไม่พบในหลุมฝึกลบที่อายุมาก ดังนั้นการบำบัดด้วยปูนขาวจึงมีประสิทธิภาพดีที่สุดกับน้ำชะ ขยะจากหลุมฝึกลบที่มีอายุปานกลางอย่างไรก็ตามการบำบัดทางชีวภาพยังมีความจำเป็นสำหรับการ บำบัดกรดไขมันที่ย่อยสลายได้ง่ายซึ่งไม่สามารถกำจัดได้

การกำจัด COD โดยการตกตะกอนด้วยปูนขาวนั้นไม่ขึ้นอยู่กับอัตราการไหลของอากาศ การ เปลี่ยนสีของน้ำชะขยะสดจากน้ำตาลเข้มไปเป็นสีเหลืองซีดหลังจากการตกตะกอน แสดงให้เห็นว่า สารอินทรีย์ที่ถูกกำจัดไปนั้นมีส่วนทำให้เกิดสี [54] ได้กล่าวไว้ว่าการตกตะกอนด้วยปูนขาวสามารถ กำจัด COD ได้อย่างน้อย 20% ซึ่งสารประกอบที่มีน้ำหนักโมเลกุลมากกว่า 50,000 Da ก็เป็นส่วน หนึ่งของ COD ที่ถูกกำจัดไปนั่นเอง แต่อย่างไรก็ตาม COD ที่ถูกกำจัดจะไม่ได้ขึ้นอยู่กับปริมาณของ ปูนขาวที่เพิ่มขึ้น

## (2) การออกซิเดชัน (Oxidation)

การออกซิเดชันเป็นเทคโนโลยีที่มีประโยชน์ในการย่อยสลายสารอินทรีย์ และการเปลี่ยนรูป ของมลสารหลายๆชนิด มีงานวิจัยที่พบในการปรับปรุงคุณภาพน้ำ และการบำบัดน้ำเสีย [55] โดยทั่วไปแล้วกระบวนการออกซิเดชันด้วยสารเคมีจะถูกนำมาใช้ร่วมกับการบำบัดแบบอื่นๆ เพื่อที่จะ กำจัดองค์ประกอบอื่นๆในน้ำเสียที่ยากต่อการย่อยสลายหรือมีความเป็นพิษต่อระบบทางชีวภาพ ระบบนี้ใช้กันอย่างแพร่หลายในการบำบัดน้ำชะขยะ ซึ่งมีการใช้สาร Oxidizing agent เช่น ไฮโดรเจน เปอร์ออกไซด์ โอโซน เป็นต้น การออกซิเดชันเป็นเทคโนโลยีใหม่ ในการบำบัดน้ำเสียและน้ำชะขยะที่ มีการปนเปื้อนของสารอินทรีย์ในปริมาณสูง เนื่องจากมีความสามารถที่จะเปลี่ยนสารอินทรีย์ปนเปื้อน ให้อยู่ในรูปของก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ได้อย่างสมบูรณ์ ได้ทำการศึกษาเพิ่มเติมเกี่ยวกับการบำบัดน้ำ ชะขยะจากหลุมฝึกลบของเสียชุมชนโดยกระบวนการกายภาพเคมี ซึ่งในการศึกษานี้มีการใช้ปูนข าวสารส้ม โอโดซอน และองค์ประกอบอื่นๆของสารเหล่านี้ จากการทำน้ำที่ผ่านการโอโซนไปแล้ว กลับมาผ่านโอโซนอีกรอบเพื่อที่จะปรับปรุงความสามารถในการย่อยสลายของน้ำทิ้งนั้น พบว่า สามารถลดปัญหาของการเกิดคราบสกปรกหรือฟอ์มที่มักจะพบโดยทั่วไปในกระบวนการ แต่อย่างไรก็

ดีได้มีการสรุปว่า ประสิทธิภาพในการกำจัด COD จะถูกกำจัดเมื่อมีการใช้โอโซนที่ความเข้มข้นมากกว่า 100 mg/l

จากการรายงานของโอโซนมีประสิทธิภาพในการลดปริมาณแอมโมเนียได้ถึง 80% และการบำบัดด้วยโอโซนจะมีประสิทธิภาพและคุ้มค่ามากขึ้นถ้ามีการบำบัดเบื้องต้นด้วยการบำบัดทางชีวภาพ (25-40% ในขั้นตอนที่ 1 และ 75-95% ในขั้นตอนที่ 2 )

## 2.5 ค่ามาตรฐานน้ำชะขยะ

จากความนิยมที่ค่อยๆ เพิ่มมากขึ้นของเทคโนโลยีการเผาขยะ น้ำชะขยะมูลฝอยจึงต้องผ่านการบำบัดให้ได้ตามมาตรฐานก่อนการปล่อยทิ้งเพื่อป้องกันการเกิดมลพิษระดับทุติยภูมิจากกระบวนการเผาไหม้ ดังนั้นเทคโนโลยีการบำบัดน้ำชะขยะมูลฝอยจึงได้รับการจับตามองอย่างแพร่หลายจากวงการอนุรักษ์สิ่งแวดล้อมทั้งในและต่างประเทศ

มาตรฐานน้ำทิ้งจากการบำบัดหลุมฝังกลบขยะของประเทศไทยในปัจจุบันเป็นไปตามเกณฑ์มาตรฐานแนวทางการจัดการมูลฝอยชุมชน (กรมควบคุมมลพิษ พ.ศ. 2543) ซึ่งระบุไว้ว่า ต้องบำบัดน้ำเสียที่เกิดจากการปนเปื้อนขยะมูลฝอย และน้ำเสียใด ๆ ทั้งหมดที่เกิดขึ้นภายในสถานที่นำวัสดุกลับคืนให้มีคุณภาพน้ำทิ้งไม่เกินมาตรฐานคุณภาพน้ำทิ้งจากโรงงานอุตสาหกรรม ตาม พรบ. โรงงาน ดังแสดงในตาราง 4 แม้ว่าในตาราง.4 ไม่ได้กำหนดความเข้มข้นฟอสเฟตและซิลเฟตเอาไว้แต่อย่างไรก็ตาม การมีสารประกอบฟอสฟอรัสและสารประกอบซิลเฟอ์มากในน้ำชะขยะถือว่าไม่เหมาะสมดังจะเห็นได้จากประเทศเยอรมันและประเทศมาเลเซียได้กำหนดความเข้มข้นของฟอสฟอรัสทั้งหมดซิลไฟด์ฟอสเฟต และซิลเฟตไว้ในมาตรฐานคุณภาพน้ำทิ้งจากการบำบัดน้ำชะขยะด้วยดังตาราง 4 และตาราง 5

ตาราง 5 มาตรฐานน้ำทิ้งจากโรงงานอุตสาหกรรมของไทย

ลำดับ	คุณสมบัติของน้ำทิ้ง	หน่วย	ค่ามาตรฐาน	หมายเหตุ
-------	---------------------	-------	------------	----------

1	ความเป็นกรดและด่าง	-	5.5-9	
2	สารละลายทั้งหมด	มก./ล.	ไม่มากกว่า 3,000	หรืออาจแตกต่างกันจากที่กำหนดไว้ขึ้นอยู่กับปริมาณน้ำทิ้งแหล่งรองรับน้ำทิ้งหรือประเภทของโรงงานแต่ต้องไม่มากกว่า 5,000 มก./ล.
3	สารแขวนลอย	มก./ล.	ไม่มากกว่า 50	หรืออาจแตกต่างกันจากที่กำหนดไว้ขึ้นอยู่กับปริมาณน้ำทิ้งแหล่งรองรับน้ำทิ้งหรือประเภทของโรงงานแต่ต้องไม่มากกว่า 5,000 มก./ล.
4	โลหะหนัก			
	4.1 พรอท	มก./ล.	ไม่มากกว่า 0.005	
	4.2 เซเลเนียม	มก./ล.	ไม่มากกว่า 0.02	
	4.3 แคดเมียม	มก./ล.	ไม่มากกว่า 0.03	
			ไม่มากกว่า 0.2	

4.4 ตะกั่ว	มก./ล.	ไม่มากกว่า 0.25
4.5 อาร์เซนิก	มก./ล.	
4.6 โครเมียม		ไม่มากกว่า 0.25
4.6.1 เฮกซะวาเลนต์	มก./ล.	ไม่มากกว่า 0.75
4.6.2 ไตรวาเลนต์	มก./ล.	ไม่มากกว่า 1.0
4.7 บาเรียม	มก./ล.	ไม่มากกว่า 1.0
4.8 นิกเกิล	มก./ล.	ไม่มากกว่า 2.0
4.9 ทองแดง	มก./ล.	ไม่มากกว่า 5.0
4.10 สังกะสี	มก./ล.	ไม่มากกว่า 5.0
4.11 แมงกานีส	มก./ล.	

ลำดับ	คุณสมบัติของน้ำทิ้ง	หน่วย	ค่ามาตรฐาน	หมายเหตุ	ลำดับ
5	ซัลไฟด์ คิดเทียบเป็น ไฮโดรเจนซัลไฟด์	มก./ล.	ไม่มากกว่า 1		
6	ไซยาไนด์ คิดเทียบเป็น ไฮโดรเจนไซยาไนด์	มก./ล.	ไม่มากกว่า 0.2		
7	ฟอร์มาลดีไฮด์	มก./ล.	ไม่มากกว่า 1		
8	สารประกอบฟีนอล	มก./ล.	ไม่มากกว่า 1		
9	คลอรีนอิสระ	มก./ล.	ไม่มากกว่า 1		
10	เพสตีไซด์	มก./ล.	ต้องไม่มี		

11	อุณหภูมิ	องศาเซลเซียส	ไม่มากกว่า 40	
12	สี	-	ไม่เป็นที่พึงรังเกียจ	
13	กลิ่น	-	ไม่เป็นที่พึงรังเกียจ	
14	น้ำมันและไขมัน	มก./ล.	ไม่มากกว่า 5	หรืออาจแตกต่างจากที่กำหนดไว้ขึ้นอยู่กับปริมาณน้ำทิ้งแหล่งรองรับน้ำทิ้งหรือประเภทของโรงงานแต่ต้องไม่มากกว่า 15มก./ล.
15	บีโอดี	มก./ล.	ไม่มากกว่า 20	หรืออาจแตกต่างจากที่กำหนดไว้ขึ้นอยู่กับปริมาณน้ำทิ้งแหล่งรองรับน้ำทิ้งหรือประเภทของโรงงานแต่ต้องไม่มากกว่า 60มก./ล.
ลำดับ	คุณสมบัติของน้ำทิ้ง	หน่วย	ค่ามาตรฐาน	หมายเหตุ
16	ทีเคเอ็น	มก./ล.	ไม่มากกว่า 100	หรืออาจแตกต่างจากที่กำหนดไว้

ขึ้นอยู่กับปริมาณ  
น้ำทิ้งแหล่งรองรับ  
น้ำทิ้งหรือ  
ประเภทของ  
โรงงานแต่ต้องไม่  
มากกว่า 200  
มก./ล.

17	ซีโอดี	มก./ล.	ไม่มากกว่า 120	หรืออาจแตกต่าง จากที่กำหนดไว้ ขึ้นอยู่กับปริมาณ น้ำทิ้งแหล่งรองรับ น้ำทิ้งหรือ ประเภทของ โรงงานแต่ต้องไม่ มากกว่า 400 มก./ล.
----	--------	--------	----------------	------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------

ที่มา: [56]

ตาราง 6 มาตรฐานน้ำทิ้งจากการบำบัดหลุมฝังกลบขยะของประเทศเยอรมัน

Parameter	Limiting concentration , mg/L
COD	200
BOD5	20
Nitrogen, total (Summe NH <sub>4</sub> + NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> + NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> )	70
Phosphorus, total	3
Hydrocarbons	10

Nitrite-Nitrogen	2
AOX	0.5
Mercury	0.05
Cadmium	0.1
<b>Parameter</b>	<b>Limiting concentration , mg/L</b>
Chromium	0.5
Chromium (VI)	0.1
Nickel	1
Lead	0.5
Copper	0.5
Zinc	2
Cyanide, easy liberatable	0.2
Sulfide	1

ตาราง 7 มาตรฐานน้ำทิ้งจากการบำบัดหลุมฝังกลบขยะของประเทศมาเลเซีย

Parameters	Units	( AmparTenang Standard landfill leachate)	Standard	Method
Temperature	°C	29.8± 0.031	40	APHA2550B
pH at 25oC	-	6.58± 0.522	6.0-9	0APHA4500- H+B
BOD5	mg/L	209± 2.101	20	APHA2550B
COD	mg/L	3150± 3.521	400	APHA2550C
BOD5/ ratio	COD mg/L	0.07± 0.005	-	-
Chloride	mg/L	2671±18	NA	HACH8113
Turbidity	FAU	1260± 2.610	NA	APHA2540D
Sulfate	mg/L	221± 1.501	0.5	HACH 8131

Total N	mg/L	900± 0.00	5.0	APHA4500-N
Suspended Solid	mg/L	1718± 2.120	50	APHHA 2540D
Oil and Grease	mg/L	411.5± 0.001	5.0	APHA5520B
K	mg/L	3575±2.531	N.A	APHA3120B
Ca	mg/L	85±4.021	N.A	APHA3120B
Mg	mg/L	18.8±0.232	N.A	APHA3120B
Na	mg/L	1352±1.012	N.A	APHA3120B
Pb	mg/L	0.25±0.001	0.10	APHA3120B
Parameters	Units	( AmparTenang landfill leachate)	Standard	Method
Cd	mg/L	0.000001±0.001	0.01	APHA3120B
Se	mg/L	1.6±0.011	0.02	APHA3120B
Al	mg/L	19±1.201	N.A	APHA3120B
Mn	mg/L	6.75±0.170	0.2	APHA3120B
Cu	mg/L	0.245±0.011	0.2	APHA3120B
Zn	mg/L	2.35±0.003	2.0	APHA3120B
Fe	mg/L	15±0.111	5.0	APHA3120B
As	mg/L	0.3±0.002	0.05	APHA3120B
P	mg/L	45± 0.00	N.A	HACH8048

## 2.6 กระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้อากาศ (Anaerobic Wastewater)

กระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้อากาศ (Anaerobic Wastewater Treatment) เป็นกระบวนการบำบัดน้ำเสียในสภาวะไร้ออกซิเจน โดยจุลินทรีย์จะอาศัยสารประกอบสารประกอบอื่นเป็นตัวรับอิเล็กตรอนแทนออกซิเจนละลายน้ำ (Dissolved oxygen) หรือออกซิเจนอิสระ สารอินทรีย์ที่มีโครงสร้างซับซ้อนในน้ำเสียจะถูกย่อยสลาย โดยแบคทีเรียชนิดผลิตกรด (Acid formers) ได้กรดอินทรีย์ และแอลกอฮอล์ กรดอินทรีย์จะถูกย่อยสลายต่อโดยแบคทีเรียชนิดผลิตมีเทน (methane formers) ได้มีเทน(CH<sub>4</sub>) และคาร์บอนไดออกไซด์



การย่อยสลายแบ่งได้เป็น 2 ขั้นตอน

(1) ขั้นตอนการเกิดกรด (acid phase) ขั้นตอนนี้แบคทีเรียที่เรียกว่าแบคทีเรียชนิดผลิตกรด (acid forming bacteria) จะย่อยสารอินทรีย์ที่มีโครงสร้างซับซ้อนไปเป็นกรดอินทรีย์ซึ่งระเหยได้ ทำให้ pH ต่ำลง

(2) ขั้นตอนการเกิดมีเทน (methane phase) แบคทีเรียกลุ่มที่ 2 คือชนิดผลิตมีเทน (methane forming bacteria) ใช้กรดอินทรีย์ในขั้นตอนแรกได้เกิดเป็นก๊าซมีเทน และคาร์บอนไดออกไซด์ ส่วนกรดอะมิโนจากขั้นตอนแรกเปลี่ยนเป็นแอมโมเนียทำให้กรดอินทรีย์ที่เหลืออยู่เป็นกลาง pH สูงขึ้นเหมาะกับการเจริญเติบโตของแบคทีเรียกลุ่มนี้

แบคทีเรียชนิดผลิตมีเทน จะย่อยพวกกรดอินทรีย์ได้อย่างรวดเร็ว และสามารถย่อยพวกกรดไขมันที่ไม่ถูกย่อยในขั้นตอนแรก กรดไขมันจะถูกย่อยเป็นกรดอะซิติก และกรดอะซิติกก็ถูกย่อยเป็นมีเทน และคาร์บอนไดออกไซด์

ชนิดของแบคทีเรียที่พบมี 2 ชนิด

(1) แบคทีเรียชนิดผลิตกรด เป็นพวกใช้หรือไม่ใช้ออกซิเจน (facultative bacteria) คือระยะเริ่มแรกอาจมีออกซิเจนปนอยู่บ้าง แบคทีเรียกลุ่มนี้ก็สามารถดำรงชีพได้เป็นแบคทีเรียที่ย่อยสารอินทรีย์เป็นกรดอินทรีย์ แบคทีเรียกลุ่มนี้มี Pseudomonas, Flavobacterium, Aerobacter, Escherichia

(2) แบคทีเรียชนิดชนิดมีเทนเป็นแบคทีเรียที่ไม่ใช้ออกซิเจนอย่างแท้จริง แบคทีเรียกลุ่มนี้ย่อยพวกกรดอินทรีย์เป็นก๊าซมีเทน และคาร์บอนไดออกไซด์ แบคทีเรียกลุ่มนี้คือ Methanobacteria, Methanosarcina, Methanococcus, Methanobacillus ทั้ง 4 ชนิด อยู่ในตระกูล Methanobacteriaceae ซึ่งเป็นแบคทีเรียชนิดกรัมลบไม่ใช้ออกซิเจนเลย

ระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้อากาศแบ่งตามวิธีกักเก็บจุลินทรีย์ในระบบได้ 2 แบบ แบบแรกคือระบบแบบจุลินทรีย์แขวนลอยได้แก่ Contact Process ซึ่งเทียบได้กับระบบ (AS) หรือ Activated Sludge ในระบบการย่อยสลายแบบใช้ออกซิเจน และ UASB Reactor ส่วนแบบที่สอง

คือระบบแบบจุลินทรีย์ยึดเกาะติดอยู่กับตัวกลาง ซึ่งได้แก่ถังกรองไร้อากาศชนิดต่างๆและถังกรองแบบชั้นลอยตัวไร้ออกซิเจน

### 2.6.1 รูปแบบบำบัดทางชีวภาพ

#### (1) ระบบบำบัดน้ำเสียชนิดจุลินทรีย์ยึดเกาะติดอยู่กับตัวกลาง

##### (1.1) ถังกรองไร้อากาศ

ถังกรองแบบไร้อากาศเป็นกระบวนการบำบัดน้ำเสียทางชีววิทยาในสถานะที่ไม่มีออกซิเจน มีระยะเวลาเก็บกักตะกอนสูง และเป็นระบบที่ใช้เครื่องมือน้อย โดยทั่วไปจะมีลักษณะเป็นถังกลม หรือถังสี่เหลี่ยมปิดมิดชิด เพื่อให้อยู่ในสถานะไร้อากาศ ภายในเครื่องกรองบรรจุด้วยตัวกรอง (Filter Media) ซึ่งจะมีน้ำท่วมเต็มถึงตลอดเวลา และเมื่อน้ำเสียไหลผ่านตามช่องว่างของตัวกรองซึ่งมีตะกอนแบคทีเรียสะสมอยู่แล้วนั้น จะเกิดการสัมผัสระหว่างแบคทีเรียกับน้ำทิ้งได้อย่างทั่วถึง แบคทีเรียที่เกาะหลวม ๆ อยู่ตามผิวและอยู่ตามช่องว่างของตัวกรอง จะทำการย่อยสลายสารอินทรีย์ต่าง ๆ ได้ผลผลิตสุดท้ายเป็นก๊าซมีเทนและคาร์บอนไดออกไซด์

Young และ McCarty, (1969) [57] ได้นำถังกรองไร้อากาศ (Anaerobic Filter: AF) มาพัฒนา โดยทำการพัฒนาต่อจากของเดิมซึ่ง Coulter และคณะ ได้สร้างไว้เมื่อ ค.ศ. 1957 โดยทดลองทำถังกรองไร้อากาศให้ไหลย้อนขึ้นเพื่อบำบัดน้ำเสียสังเคราะห์ที่มีค่าซีโอดีประมาณ 1,500-6,000 มิลลิกรัม/ลิตร ที่อุณหภูมิ 25 องศาเซลเซียส มีอัตราการรับน้ำเสีย 0.42-3.40 กิโลกรัมซีโอดี/ลูกบาศก์เมตร-วัน การทดลองประสบผลสำเร็จจึงทำให้ถังกรองไร้อากาศได้รับความสนใจมากยิ่งขึ้น และมีการใช้ถังกรองไร้อากาศอย่างกว้างขวาง เพื่อการบำบัดน้ำเสียจากโรงงานอุตสาหกรรมเป็นส่วนใหญ่ และถึงแม้ว่าในระยะต้น ๆ จะยังมีข้อจำกัดในเรื่องขนาดของถังกรองไร้อากาศอยู่บ้างแต่ก็ได้รับการพัฒนาจนสามารถใช้งานได้อย่างมีประสิทธิภาพ [58] ได้รายงานถึงการใช้อ่างถังกรองไร้อากาศในระดับอุตสาหกรรม ดังตารางที่ 2.7

ตาราง 8 ตัวอย่างโรงงานอุตสาหกรรมที่ใช้ระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้อากาศ

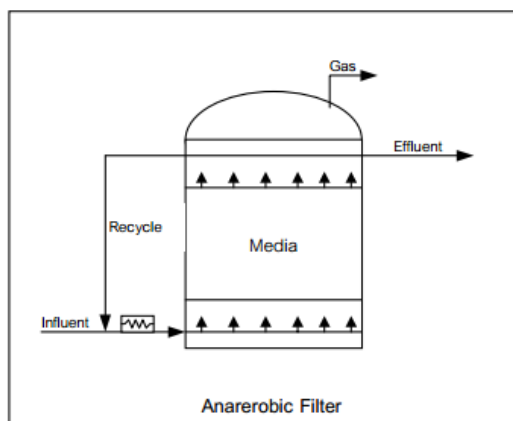
ระบบบำบัด	แหล่งน้ำเสีย	ปริมาตรถังปฏิกรณ์	อัตรา
-----------	--------------	-------------------	-------

		แบบ ไร้อากาศ (ลูกบาศก์เมตร)	สารอินทรีย์(กิโกรัมซีโอดี/ลูกบาศก์เมตร-วัน)
ยูเอเอสบี	โรงงานกาแฟ	435	5.2
	โรงงานเยื่อกระดาษ	1,400	11.5
	โรงงานเครื่องตี	3,800	10.7
	การผลิตยีสต์	500	7.4
ถังกรองไร้อากาศ	โรงกลั่นสุรา	8,600	15.0
	โรงงานแปรรูปมันฝรั่ง	1,750	8.0
	โรงงานเภสัชกรรม	1,840	7.1
	โรงงานผลิตนม	4,150	10.4
ถังหมักแบบสัมผัส	วุ้น (Pectin)	3,000	4.2

ที่มา : [53]

### (1.2) ระบบถังกรองไร้อากาศแบบไหลขึ้น (Anaerobic Up flow Filter)

ระบบถังกรองไร้อากาศแบบไหลขึ้นมีรูปแบบและการทำงานของถังปฏิกริยาดังแสดงในภาพประกอบ 2.2 โดยน้ำเสียจะถูกป้อนเข้าสู่ถังปฏิกริยาทางด้านก้นถังและผ่านชั้นของตัวกลางขึ้นสู่ทางด้านบนของถังปฏิกริยา ชั้นของตัวกลางที่ถูกบรรจุอยู่ในถังปฏิกริยาจะทำหน้าที่ให้จุลินทรีย์ที่จะทำการย่อยสลายมลพิษ (สารอินทรีย์) โดยทั่วไปแล้วการออกแบบระบบบำบัดน้ำเสียดังกล่าวต้องคำนึงถึงความหนาหรือความสูงของตัวกลางด้วย นั่นคือความสูงของตัวกลางควรมีค่าไม่เกิน 1.5 เมตร หากความสูงของตัวกลางมากเกินไปอาจจะประสบปัญหาการอุดตันของชั้นตัวกลางได้ง่าย เนื่องจากตะกอนจุลินทรีย์หรือแบคทีเรียที่เพิ่มจำนวนมากขึ้นหลังจากการเดินระบบไประยะหนึ่ง ซึ่งจะส่งผลให้ความดันในระบบบำบัดน้ำเสียหรือถังกรองไร้อากาศลดลง (Head loss) ดังนั้น การออกแบบโดยทั่วไปแล้ว ชั้นของตัวกลางควรมีความสูงประมาณ 1.20 เมตร นอกจากนี้แล้วระยะเวลาเก็บกักของน้ำเสียในถังปฏิกริยาควรจะไม่น้อยกว่า 4 วัน (โดยทั่วไปมักจะออกแบบไว้ประมาณ 7 วัน) อนึ่ง น้ำเสียที่ผ่านการบำบัดแล้วมักจะมีค่าความเข้มข้นของมลพิษคือสารอินทรีย์ หรือบีโอดีสูงอยู่ อาจจะกล่าวได้ว่า ความเข้มข้นของบีโอดีที่เหลือในน้ำเสียที่ผ่านถังปฏิกริยาแล้วยังสูงกว่า 30 มิลลิกรัม/ลิตร



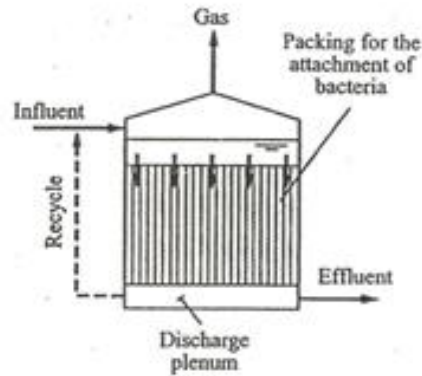
ที่มา : Grady และคณะ, 1999

ภาพประกอบ 3 ระบบถังกรองไร้อากาศแบบไหลขึ้น

### (1.3) ระบบถังกรองไร้อากาศแบบไหลลง (Anaerobic Down flow Filter)

ระบบถังกรองไร้อากาศแบบไหลลงมีรูปแบบและการทำงานของถังปฏิกรณ์ดังแสดงในภาพประกอบ 2.3 ระบบบำบัดน้ำเสียชนิดนี้นิยมใช้บำบัดน้ำเสียที่มีปริมาณสารแขวนลอยไม่มากนักเมื่อเทียบกับกรณีของระบบบำบัดน้ำเสียแบบถังกรองไร้อากาศแบบไหลขึ้น กล่าวคือน้ำเสียจะถูกป้อนเข้าสู่ถังปฏิกรณ์ทางด้านบนและไหลผ่านชั้นตัวกลางลงสู่ก้นถังปฏิกรณ์ ทั้งนี้ระบบบำบัดน้ำเสียทั้งแบบถังกรองไร้อากาศแบบไหลขึ้นและถังกรองไร้อากาศแบบไหลลงอาศัยข้อมูลที่ใช้ในการออกแบบที่เหมือนกัน นอกจากนี้การออกแบบอาจจะมีการนำน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดแล้วบางส่วนกลับเข้าสู่ถังปฏิกรณ์อีกครั้งเพื่อให้ประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำเสียดียิ่งขึ้น รวมทั้งจะเป็นการปรับสมดุลในเรื่องปริมาณและคุณภาพน้ำเสียที่ถูกป้อนเข้าสู่ระบบบำบัดน้ำเสียหรือถังปฏิกรณ์อีกด้วย

พหุ ประถม โท ชีวะ



ที่มา : [59]

ภาพประกอบ 4 ระบบถังกรองไร้อากาศแบบไหลลง

เกณฑ์การออกแบบระบบถังกรองแบบไร้อากาศเป็นไปเพื่อให้ได้ประสิทธิภาพการบำบัดสูง ทั้งนี้การบำบัดของระบบนี้ขึ้นอยู่กับปริมาณแบคทีเรียในระบบ และเวลาเก็บกักตะกอนที่ใช้กำจัดน้ำเสีย (SRT) เนื่องจากเป็นระบบที่ไม่มีการเวียนตะกอนกลับมาใช้อีก ดังนั้น  $SRT = HRT$  ความสัมพันธ์ระหว่างปริมาณแบคทีเรียกับเวลากักตะกอน จึงเป็นดังนี้

$$A = \frac{aF}{1+b(SRT)} \quad (2-1)$$

เมื่อ  $A$  = ปริมาณแบคทีเรียที่เกิดขึ้น ปอนด์/วัน

$F$  = ปริมาณ BOD load ที่เข้าระบบ ปอนด์/วัน

$a, b$  = สัมประสิทธิ์การเจริญเติบโตของแบคทีเรีย ได้จากการทดลองในห้องปฏิบัติการ (ดูตารางที่ 4)

ตาราง 9 ค่าสัมประสิทธิ์การเจริญเติบโตของแบคทีเรียในของน้ำเสียบางชนิด

สารอินทรีย์	a	b
Fatty acid	0.0054	0.033
Carbohydrate	0.240	0.033
Protein	0.076	0.014

ที่มา : [60]

ปริมาณก๊าซมีเทนที่เกิดขึ้นเป็นดังสมการนี้

$$C = 5.62*(eF-1.42A) \quad (2-2)$$

เมื่อ  $C$  = ปริมาณก๊าซมีเทนที่เกิดขึ้น  $\text{ft}^3/\text{d}$  ที่ 1 ATP

$e$  = ประสิทธิภาพในการเปลี่ยนสารอินทรีย์ (BOD ที่ถูกเปลี่ยนเป็นก๊าซมีเทน)

$$e = \frac{100C}{5.62F} \quad (2-3)$$

ในภาคปฏิบัติ การออกแบบจะอาศัยผลจากการทดลองโดยทั่วไปการออกแบบจะใช้ค่า Volumetric organic loading ประมาณ 50-60 lbs BOD<sub>5</sub>/1,000 ft<sup>3</sup>-day หรือ 0.8-8 kg/m<sup>3</sup>-day (หมายเหตุ  $\text{lb}/\text{ft}^3 \times 16.0185 = \text{kg}/\text{m}^3 = 35.287 \text{ ft}^3$ ) โดยปกติแล้วค่า COD จะสูงกว่า BOD (ประมาณ 60%) หรือ  $\text{COD} = 1.6 \times \text{BOD}$  [60] เกณฑ์การออกแบบทั่วไปของระบบถังกรองไร้อากาศแสดงในตารางที่ 2.9

ตาราง 10 เกณฑ์การออกแบบระบบถังกรองแบบไร้อากาศ

รายละเอียด	เกณฑ์
ส่วนเกรอะ (septic)	
-ประสิทธิภาพการกำจัด BOD	$\leq 60\%$
-hydraulic detention time	ไม่น้อยกว่า 24 ชม
ส่วนกรองไร้อากาศ (Anaerobic Filter)	
-ประสิทธิภาพการกำจัด BOD	$\leq 60\%$
- hydraulic detention time	ไม่น้อยกว่า 10 ชม
-อัตราการกำจัดสารอินทรีย์ของวัสดุกรองไร้อากาศ	0.2 – 0.3 กิโลกรัม.บีโอดี/ลูกบาศก์เมตร-วัน

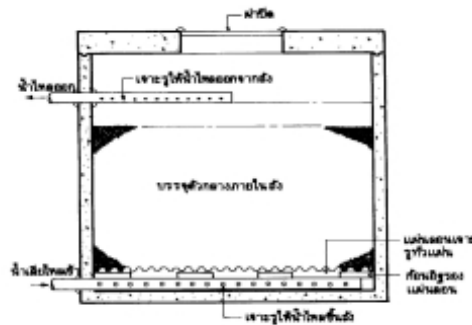
ที่มา : [61]

หมายเหตุ SRT = ระยะเวลาที่แบคทีเรียอยู่ในบ่อกำจัด

HRT = ระยะเวลาที่น้ำทิ้งอยู่ในบ่อ

## (2) ระบบถังกรองแบบชั้นลอยตัวไร้ออกซิเจน (Anaerobic Fluidized Bed, AFB)

ระบบนี้คล้ายกับระบบถังกรองแบบไร้อากาศแบบไหลขึ้นและไหลลงตรงที่มีน้ำไหลจากข้างล่างขึ้นข้างบนจัดเป็นระบบฟิล์มตรึง (Fixed Film) แบบไร้อากาศที่มีตัวกลางขนาดเล็กเท่าเม็ดทรายเป็นที่เกาะของแบคทีเรีย (ภาพประกอบ 4) อัตราการไหลของน้ำเสียต้องสูงมากจนกระทั่งทำให้มีการลอยตัวของตัวกลาง ตัวอย่างตัวกลางที่ทดลองใช้ในการทดลองระดับห้องปฏิบัติการได้แก่ ทรายแอนทราไซต์ ถ่านกัมมันต์ เป็นต้น การใช้ตัวกลางขนาดเล็ก ทำให้ระบบนี้มีแบคทีเรียจำนวนมากอาศัยอยู่ในระบบ อัตราเร็วในการบำบัดน้ำเสียของระบบนี้จึงสูงมากทำให้ถึงปฏิกิริยาที่ใช้ในระบบมีขนาดเล็กกว่าระบบอื่นๆ อย่างไรก็ตาม ลักษณะการทำงานที่ต้องทำให้ตัวกลางลอยตัวตลอดเวลาอาจก่อให้เกิดปัญหาในการออกแบบและควบคุมระบบหลายอย่างอีกทั้งยังสิ้นเปลืองพลังงานในการทำให้ตัวกลางลอยตัวสูงกว่าระบบอื่น ด้วยเหตุนี้ระบบจึงยังไม่ค่อยได้รับความนิยม (กรมโรงงานอุตสาหกรรม, 2545)



ที่มา: [62]

ภาพประกอบ 5 ระบบถังกรองแบบชั้นลอยตัวไร้ออกซิเจน

ข้อดีและข้อจำกัดของถังกรองไร้อากาศเป็นดังแสดงในตารางที่ 11

ตาราง 11 ข้อดีและข้อจำกัดของถังกรองไร้อากาศ

ข้อดี	ข้อจำกัด
สามารถรับภาระบรรทุกสารอินทรีย์ได้สูง	ต้นทุนระบบเพิ่มขึ้นจากวัสดุตัวกลาง
ระบบมีเสถียรภาพและประสิทธิภาพสูง	สลัดจ์ในระบบมีการกวนผสมน้อย
สารอินทรีย์ในน้ำเสียจะถูกย่อยไปเป็นก๊าซมีเทนและก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์เป็นส่วนใหญ่ทำให้มีสลัดจ์ชีวภาพเกิดขึ้นน้อยช่วยลดภาระในการกำจัดตกตะกอน	ถังกรองไร้อากาศที่บรรจุตัวกลางแบบสุ่มมักเกิดการอุดตันได้ง่าย
ต้นทุนเดินระบบต่ำเนื่องจากไม่ต้องมีการกวนผสมค่าใช้จ่ายด้านพลังงานจึงต่ำ	ไม่เหมาะกับน้ำเสียที่มีสารแขวนลอยสูงเพราะอาจเกิดการสะสมและอุดตันของสารแขวนลอยในระบบ
มีระยะเวลาการสะสมของตะกอนแบคทีเรียสูงเนื่องจากแบคทีเรียจะสะสมอยู่บนตัวกลางทำให้ระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์สูงตามไปด้วย	อาจพบปัญหาการไหลล้นตัวจรและการกระจายตัวของน้ำเสียไม่ดีเพราะเมื่อใช้งานไปนานๆอาจมีตะกอนแบคทีเรียสะสมทำให้มีการอุดตันในบางตำแหน่งและเกิดการไหลล้นทางขึ้นได้

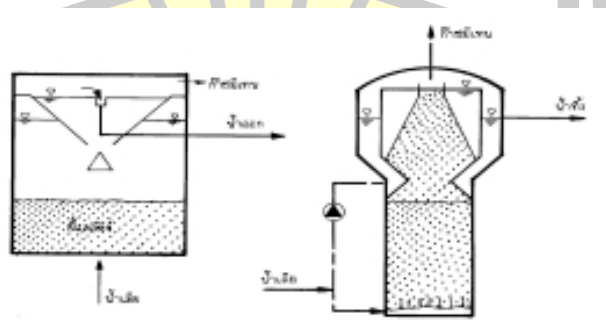


ไม่ต้องมีการหมุนเวียนตะกอนกลับเพราะตัวกลาง ใช้ระยะเวลาการเดินระบบช่วงเริ่มต้นจนถึง  
ภายในระบบจะดักตะกอนไว้ภายในระบบอยู่แล้ว สถานะคงที่นานกว่าระบบใช้อากาศ  
โดยไม่ต้องเริ่มต้นเลี้ยงแบคทีเรียใหม่  
มีความต้องการสารอาหารน้อย โดยปกติระบบบำบัดนี้จะได้น้ำทิ้งออกที่มี BOD<sub>5</sub>  
มากกว่า 30 มิลลิกรัม/ลิตร

### (3) ระบบบำบัดน้ำเสียชนิดจุลินทรีย์แขวนลอย

#### (3.1) ระบบยูเอเอสบี (Up flow Anaerobic Sludge Blanket, UASB)

การที่ต้องมีตัวกลางอยู่ในระบบถึงกรองไร้อากาศทำให้ถึงปฏิกรณ์ต้องเสียปริมาตรใช้งานและเสียค่าใช้จ่ายในการซื้อตัวกลางเป็นจำนวนมาก ระบบยูเอเอสบีมีทิศทางการไหลของน้ำเสียจากด้านล่างขึ้นด้านบนโดยไม่มีตัวกลางแต่แบคทีเรียจะถูกเลี้ยงให้จับตัวกันเป็นเม็ดขนาดใหญ่จนกระทั่งมีน้ำหนักมากและสามารถตกตะกอนได้ดี น้ำเสียที่ไหลเข้าสู่ถึงปฏิกรณ์จะทำให้เม็ดแบคทีเรียลอยตัวอยู่เป็นชั้นสลัดจ์ไม่จมลงกันถึง ข้อบกพร่องของระบบนี้คือการสร้างชั้นสลัดจ์เป็นเรื่องยากและอาจถือว่าเป็นเรื่องที่ผิดธรรมชาติของแบคทีเรียไม่ใช้ออกซิเจนที่จะมีการจับกันเป็นกลุ่มฟล็อก ระบบนี้สามารถรับภาระอินทรีย์ได้สูงกว่าระบบบำบัดแบบไร้อากาศแบบอื่น ๆ และสามารถผลิตน้ำทิ้งที่มีคุณภาพสูง [11]

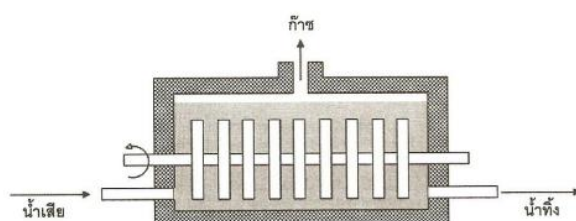


ที่มา: [62]

ภาพประกอบ 6 ระบบยูเอเอสบี

### (3.2) ระบบแผ่นหมุนไร้ออกซิเจน (Anaerobic Rotating Biological Contactor, AnRBC)

ระบบ AnRBC เป็นระบบที่พัฒนาขึ้น เพื่อลดการใช้พลังงานในการสูบน้ำเสียให้หมุนเวียนในระบบและได้นำข้อดีของระบบฟิล์มตรึง (Fixed Film) กับแผ่นหมุนชีวภาพธรรมชาติ (RBC) มาใช้ในระบบไร้ออกซิเจน ลักษณะของระบบ AnRBC คล้ายคลึงกับระบบแผ่นหมุนชีวภาพธรรมชาติเพียงแต่มีฝาปิดเพื่อมิให้สัมผัสอากาศจากภายนอกและมีช่องระบายก๊าซออกทางตอนบน (ภาพประกอบ 6) แบคทีเรียชนิดไม่ใช้ออกซิเจนใน RBC สามารถยึดเกาะและเจริญเติบโตได้ดีบนผิวแผ่นจานส่งผลให้ระบบนี้สามารถรับภาระอินทรีย์ที่สูงขึ้นอย่างกะทันหันได้ดี [11]

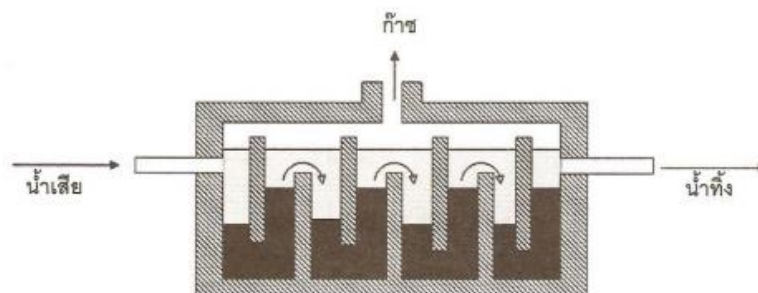


ที่มา: [11]

ภาพประกอบ 7 ระบบแผ่นหมุนไร้ออกซิเจน

### (3.3) ระบบแผ่นกั้นไร้ออกซิเจน (Anaerobic Baffled Reactor, ABR)

ลักษณะของระบบแผ่นกั้นไร้ออกซิเจนคือมีแผ่นกั้นเพื่อบังคับให้น้ำเสียไหลขึ้นลงดังแสดงในภาพประกอบ 2.7 ถึงปฏิกิริยาจึงไม่จำเป็นต้องมีความสูงมากเหมือนของระบบไร้ออกซิเจนแบบอื่นๆทำให้เสียค่าใช้จ่ายในการก่อสร้างต่ำ ข้อดีของระบบนี้คือเป็นระบบที่มีพื้นที่ผิวน้ำมาก ทำให้แบคทีเรียมีพื้นที่ตกตะกอนสูงกว่าระบบอื่น ๆ การแยกตะกอนแขวนลอยออกจากน้ำได้ดีและง่าย เช่นกันลักษณะดังกล่าวทำให้การเก็บกักเซลล์สามารถกระทำอย่างได้ผลดีจึงมีมวลแบคทีเรียสะสมอยู่ในระบบเป็นจำนวนมากการบำบัดน้ำเสียจึงสามารถเกิดขึ้นได้ด้วยอัตราสูง [11]



ที่มา: [11]

ภาพประกอบ 8 ระบบแผ่นกั้นไร้ออกซิเจน

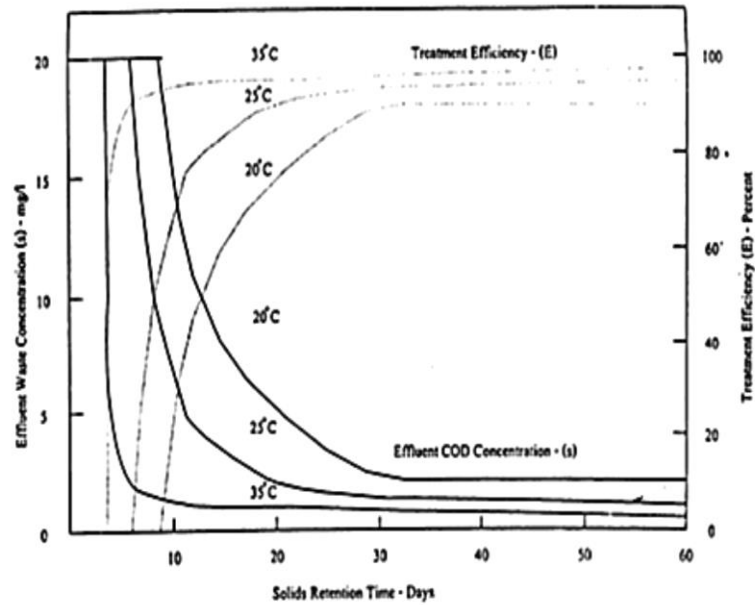
### 2.6.2 ปัจจัยที่มีผลต่อการบำบัดน้ำของถังกรองไร้อากาศ

ประสิทธิภาพของถังกรองไร้อากาศ ขึ้นอยู่กับสภาพแวดล้อมต่าง ๆ ภายในถังกรอง ดังนั้น การควบคุมสภาพแวดล้อมให้เหมาะสมจึงเป็นสิ่งจำเป็นเพื่อให้ระบบทำงานอย่างมีประสิทธิภาพมากที่สุด ปัจจัยที่ควรคำนึงถึง ได้แก่

#### (1) อุณหภูมิ

อุณหภูมิมีผลต่อการทำงานของเอนไซม์ที่ใช้ในการเจริญเติบโตของแบคทีเรีย (ภาพประกอบ 9) ถ้าหากเอนไซม์ถูกทำลายเซลล์ของแบคทีเรียจะตายในที่สุด ปฏิกิริยาชีวเคมีแบบไม่ใช้ออกซิเจนจะเกิดขึ้นได้ดีที่สุดในช่วงอุณหภูมิ 2 ช่วง คือช่วง Mesophilic ซึ่งมีอุณหภูมิอยู่ระหว่าง 30-38 องศาเซลเซียส และช่วง Thermophilic ซึ่งมีอุณหภูมิระหว่าง 48-57 องศาเซลเซียส ซึ่งช่วง Thermophilic นี้การย่อยสลายสารอินทรีย์จะเกิดได้เร็วกว่าช่วง Mesophilic ประมาณ 25-50%

พันธุ์ ปณ. ที. โตะ ช. โตะ



| ความสัมพันธ์ของอุณหภูมิกับระยะเวลาการกักเก็บตะกอนจุลินทรีย์ในการย่อยสลายสารอินทรีย์ และประสิทธิภาพการกำจัดน้ำโสโครกด้วยวิธีทางชีววิทยาแบบไม่ใช้ออกซิเจน (Lawrence และ McCarty, 1969)

ที่มา : [63]

ภาพประกอบ 9 ความสัมพันธ์ของอุณหภูมิกับระยะเวลาการกักเก็บตะกอนจุลินทรีย์ในการย่อยสลายสารอินทรีย์ และประสิทธิภาพการกำจัดน้ำโสโครกด้วยวิธีทางชีววิทยาแบบไม่ใช้ออกซิเจน

(2) สภาพไร้ออกซิเจน

น้ำทิ้งในถังปฏิกิริยาต้องไม่มีออกซิเจนอยู่เลยเนื่องจากออกซิเจนเป็นอันตรายต่อแบคทีเรียพวก Methane Formers

(3) สารอาหารที่จำเป็นต่อแบคทีเรีย

เซลล์แบบที่เรียทุกชนิดประกอบด้วยแร่ธาตุที่สำคัญ คือ คาร์บอน ไฮโดรเจน, ไนโตรเจน, ฟอสฟอรัส, ออกซิเจน และซัลเฟอร์ พบว่าแบบที่เรียที่ไม่ใช้ออกซิเจนต้องการธาตุไนโตรเจนเมื่อเทียบกับน้ำหนักเซลล์เท่ากับ 9.4 (Cell Weight/N = 9.4) Sanders และ พบว่าแบบที่เรียชนิดไม่ใช้ออกซิเจนสามารถสร้างเซลล์เพิ่มขึ้นได้เมื่อมีอัตราส่วนของธาตุไนโตรเจนต่อคาร์บอนในสารอาหารประมาณ 0.0620 และต้องการธาตุฟอสฟอรัสเท่ากับ 1 ใน 7 ของปริมาณธาตุไนโตรเจนที่ประกอบในเซลล์ ดังนั้น น้ำที่ควรมีสารอาหารเหล่านี้ในปริมาณที่พอเพียงแก่การเจริญเติบโตของแบบที่เรีย โดยทั่วไปแบบที่เรียต้องการธาตุไนโตรเจนและฟอสฟอรัสในอัตราส่วน 11 ต่อ 2 ดังนั้นถ้าปริมาณแบบที่เรียที่เกิดขึ้นมีประมาณ 0.1 kg ต่อ 1 kg BOD ที่ถูกย่อยสลาย อัตราส่วน BOD:N:P จะเท่ากับ 100:1.1:0.2 ซึ่งต่ำกว่าอัตราส่วนที่ใช้ในการย่อยสลายแบบใช้ออกซิเจนซึ่งมีค่าเท่ากับ 100:5:1

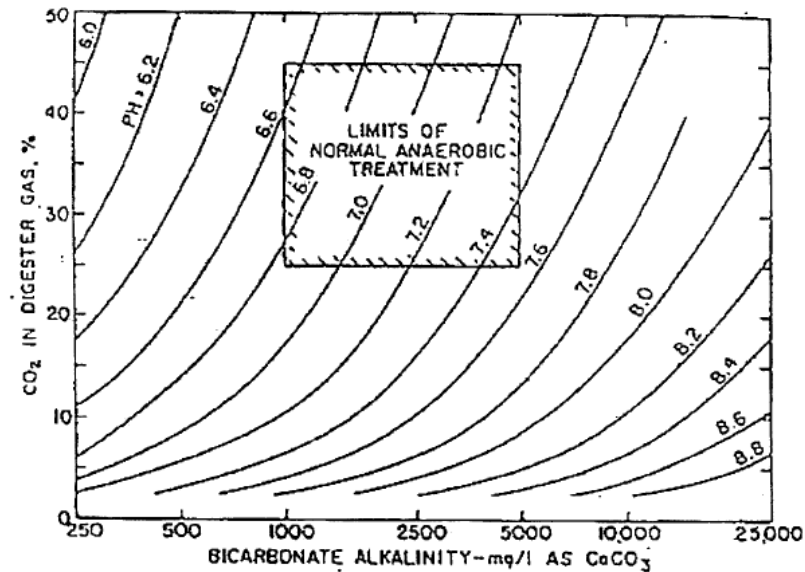
#### (4) พีเอช (pH)

นับว่ามีความสำคัญสำหรับการทำงานของถังกรองไร้อากาศเพราะแบบที่เรียที่ทำให้เกิดก๊าซมีเทนมีความไวต่อการเปลี่ยนแปลงพีเอชมาก ทั้งระบบแบบ Single Phase และ Two Phase นั้นมีช่วงพีเอชที่เหมาะสมสำหรับแบบที่เรียที่ทำให้เกิดการอยู่ระหว่าง 5.0-6.5 และแบบที่เรียที่ทำให้เกิดก๊าซมีเทนควรมีพีเอชมากกว่า 6.5 ปกติแล้วควรมีพีเอชอยู่ระหว่าง 6.6-7.6 และถ้าพีเอชต่ำกว่า 6.2 ประสิทธิภาพจะลดลงอย่างรวดเร็ว เพราะสภาวะที่เป็นกรดจะเป็นอันตรายต่อแบบที่เรียทำให้เกิดก๊าซมีเทน

#### (5) สภาพความเป็นกรดและสภาพความเป็นด่าง (Acidity and Alkalinity)

การควบคุมพีเอชในระบบหมักแบบไม่ใช้อากาศทำได้โดยควบคุมปริมาณของกรดอินทรีย์ระเหยและสภาพความเป็นด่าง (Alkalinity) ปกติปริมาณกรดอินทรีย์ระเหยควรมีค่าประมาณ 50-500 มิลลิกรัม/ลิตร ในรูปของ  $\text{CH}_3\text{COOH}$  หากมีปริมาณของกรดอินทรีย์ระเหยมากกว่า 2,000 มิลลิกรัม/ลิตร ในรูปของ  $\text{CH}_3\text{COOH}$  แล้วจะทำให้ประสิทธิภาพของระบบลดลง และถ้าระบบมีปริมาณกรดอินทรีย์ระเหย 8,000-10,000 มิลลิกรัม/ลิตร ในรูปของ  $\text{CH}_3\text{COOH}$  จะเป็นพิษต่อระบบถึงหมักโดยตรง โดยทั่วไปแล้วระบบหมักแบบไม่ใช้ออกซิเจนควรมีสภาพความเป็นด่างประมาณ 1,500-2,000 มิลลิกรัม/ลิตร ในรูปของ  $\text{CaCO}_3$  สภาพความเป็นด่างภายในถังกรองไร้อากาศ อาจมา

จากเกลือของแอมโมเนีย เช่น แอมโมเนียมไบคาร์บอเนต ( $\text{NH}_4\text{HCO}_3$ ) และแอมโมเนียมอะซิเตต ( $\text{CH}_3\text{COONH}_4$ ) ซึ่งจะเกิดขึ้นได้เอง ซึ่ง Alanine และ Glycine จะมีอยู่ในน้ำทิ้งที่มีโปรตีนผสมอยู่ ความสัมพันธ์ระหว่าง pH, คาร์บอนไดออกไซด์ และความเป็นด่างไบคาร์บอเนตแสดงในภาพประกอบ 10



ที่มา : [63]

ภาพประกอบ 10 ความสัมพันธ์ระหว่าง pH, คาร์บอนไดออกไซด์ และความเป็นด่างไบคาร์บอเนต

#### (6) สารที่เป็นพิษ (Toxic Materials)

น้ำทิ้งที่จะนำมาบำบัดโดยทางชีววิทยาแบบไม่ใช้อากาศ จะต้องไม่มีสารที่เป็นพิษต่อแบคทีเรีย ซึ่งอาจเป็นสารอินทรีย์หรืออนินทรีย์ โดยบางชนิดจะเป็นพิษโดยตรง (Toxic) และบางชนิดจะยับยั้ง (Inhibited) การทำงานของแบคทีเรีย ซึ่งความรุนแรงของพิษหรือการยับยั้งนั้นจะเป็นปฏิกิริยาโดยตรงกับความเข้มข้นของสารนั้น ๆ [63] แต่อย่างไรก็ตามถ้ามีสารเหล่านี้มีอยู่ปริมาณที่พอเหมาะ ก็อาจกระตุ้นการทำงานของแบคทีเรียให้มีประสิทธิภาพมากขึ้นได้ สารที่เป็นพิษหรือยับยั้งการทำงานของแบคทีเรียในระบบบำบัดน้ำทิ้งทางชีววิทยาแบบไม่ใช้อากาศ แบ่งได้เป็น 5 ประเภทคือ

### (6.1) กรดอินทรีย์ระเหย (Volatile Acids)

เมื่อมีกรดอินทรีย์ระเหยเพิ่มสูงขึ้นในระบบจะทำให้พีเอช ลดลงจนเป็นพิษต่อแบคทีเรียทำให้เกิดก๊าซมีเทน

### (6.2) เกลือของสารอินทรีย์ (Inorganic salts)

เกลือของสารอินทรีย์ ได้แก่ พวกธาตุอัลคาไล (Alkali) และอัลคาไลเอิร์ท (Alkali Earth) เช่น โซเดียม, โพแทสเซียม, แคลเซียม และแมกนีเซียม เกลือของสารอินทรีย์เหล่านี้จะแตกตัวให้อิออนประจุบวก (Cations) ที่เป็นพิษมากกว่าอิออนประจุลบ (Anion) โดยระดับความสามารถในการยับยั้งการทำงานของแบคทีเรียขึ้นอยู่กับปริมาณของอิออนประจุบวก ทั้งนี้ในกรณีที่มีความเข้มข้นน้อยถือว่าสารเหล่านี้มีฤทธิ์กระตุ้นการทำงานของแบคทีเรียดังแสดงในตารางที่ 12

ตาราง 12 ปริมาณของอิออนประจุบวกที่มีอิทธิพลต่อการทำงานของแบคทีเรียชนิดไม่ใช้ออกซิเจน

ชนิดอิออนบวก	กระตุ้น (mg/l)	ยับยั้งปานกลาง (mg/l)	ยับยั้งมาก (mg/l)
Sodium	100-200	3,500-5,500	8,000
Potassium	200-400	2,500-4,500	12,000
Calcium	100-200	2,500-4,500	8,000
Magnesium	75-150	1,000-1,500	3,000

ที่มา : [4]

### (6.3) โลหะหนัก (Heavy Metals)

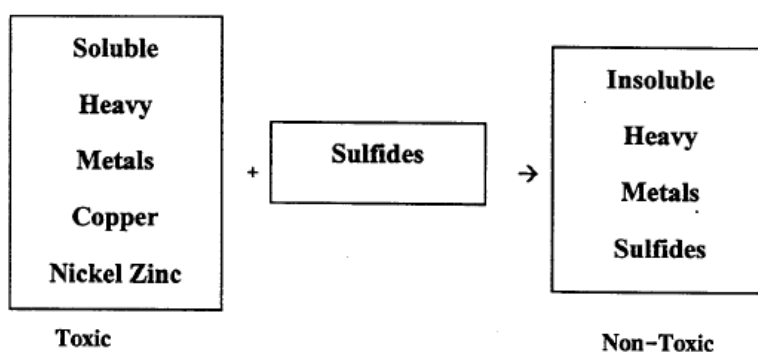
ได้แก่ แมงกานีส, สังกะสี, แคดเมียม, นิเกิล, โคบอลต์, ทองแดง และโครเมียม ซึ่งจะอยู่ในน้ำเสียในรูปอิออน พิษของโลหะหนักจะมากขึ้นเพียงใดนั้นขึ้นอยู่กับปริมาณไฮโดรเจนซัลไฟด์ ( $H_2S$ ) ที่มีอยู่ในน้ำเสียเพราะ ไฮโดรเจนซัลไฟด์สามารถรวมกับโลหะหนักเกิดเป็นเกลือของโลหะซึ่งไม่ละลายน้ำและทำให้พิษของโลหะหนักลดลงดังภาพประกอบ 9 โดย 1 มิลลิกรัม/ลิตร ของซัลไฟด์ ( $S^{2-}$ ) จะรวมตัวกับ 1.8-2.0 มิลลิกรัม/ลิตร ของโลหะหนักกลายเป็นเกลือและตกตะกอน ถ้าน้ำเสียมีปริมาณของซัลไฟด์ ( $S^{2-}$ ) ไม่เพียงพอที่จะทำให้เกิดการตกตะกอนได้ ก็จะต้องเติมเกลือซัลไฟด์ เช่น  $Na_2S$  หรือเกลือซัลเฟตลงไป เกลือทั้ง 2 ชนิดจะถูกรีดิวซ์ไปเป็นซัลไฟด์ภายใต้

สภาวะที่ไม่มีออกซิเจนทำให้ลดพิษของโลหะหนักได้ ตารางที่ 2.13 แสดงปริมาณของเกลือซัลไฟด์ที่ใช้ทำให้โลหะหนักตกตะกอนได้ในปริมาณต่าง ๆ

ตาราง 13 ปริมาณของเกลือซัลไฟด์ที่ใช้ทำให้โลหะหนักตกตะกอนในปริมาณต่าง ๆ

เกลือซัลไฟด์	ความเข้มข้นของเกลือซัลไฟด์ที่เติม (mg/l)	ความเข้มข้นของโลหะหนักที่ตกตะกอน (mg/l)
Sulfide ( $S^{2-}$ )	1	1.80-2.00
Sodium Sulfide ( $Na_2S$ )	1	0.75-0.84
Sodium Sulfide ( $Na_2S \cdot 9H_2O$ )	1	0.24-0.27

ที่มา : [63]



ที่มา : [63]

ภาพประกอบ 11 ปฏิกริยาการทำลายพิษของโลหะ (Heavy Metals) โดยซัลไฟด์ ( $S^{2-}$ ) ในสภาวะที่ไม่มีออกซิเจน

(6.4) ก๊าซบางชนิด

(6.4.1) แอมโมเนีย

แอมโมเนียที่เกิดขึ้นในระบบบำบัดน้ำเสียทางชีววิทยาแบบไม่ใช้ออกซิเจนนั้นมาจากการย่อยสลายสารอินทรีย์ที่มีไนโตรเจน (N) รวมอยู่ คือโปรตีนหรือปุ๋ยยูเรีย(Urea)ซึ่งไนโตรเจนอาจอยู่ในรูปแอมโมเนียไอออน ( $NH_4^+$ ) หรือก๊าซแอมโมเนีย ( $NH_3$ ) โดยสารทั้งสองตัวนี้สามารถเปลี่ยนรูปไปมาได้ซึ่งขึ้นอยู่กับค่าพีเอช ตารางที่ 14 แสดงเข้มข้นแอมโมเนียไนโตรเจน ( $NH_3-N$ ) ที่มีผลต่อแบคทีเรียชนิดไม่ใช้ออกซิเจน



ตาราง 14 ความเข้มข้นของแอมโมเนียไนโตรเจน ( $\text{NH}_3\text{-N}$ ) ที่มีผลต่อแบคทีเรียชนิดไม่ใช้ออกซิเจน

$\text{NH}_3\text{-N}$ (mg/l)	ผลกระทบต่อ Anaerobic Bacteria
50 – 100	มีประโยชน์
200 – 1,000	ไม่มีผลกระทบ
1,500 – 3,000	ยับยั้งการทำงานที่ pH สูง
มากกว่า 3,000	เป็นพิษ

ที่มา : [63]

#### (6.4.2) ซัลไฟด์

พิษของซัลไฟด์ต่อแบคทีเรียชนิดไม่ใช้ออกซิเจนเกิดขึ้นเนื่องจากน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบมีปริมาณซัลไฟด์มากหรือเกิดจากการย่อยสลายซัลเฟต ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) หรือโปรตีนในน้ำทิ้ง ซัลไฟด์ในระบบบำบัดน้ำทิ้งทางชีววิทยาแบบไม่ใช้ออกซิเจน มีทั้งที่อยู่ในรูปของสารละลายน้ำได้และละลายน้ำไม่ได้ ทั้งนี้ขึ้นอยู่กับอุณหภูมิที่รวมอยู่ ถ้ารวมกับพวกโลหะหนักก็จะตกตะกอนส่วนที่เหลือน้ำอยู่ในรูปของก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ ( $\text{H}_2\text{S}$ ) และสามารถเปลี่ยนเป็นกรดซัลฟูริกได้ ความเข้มข้นของซัลไฟด์ละลายน้ำที่แบคทีเรียสามารถทนได้อยู่ระหว่าง 50-100 มิลลิกรัม/ลิตร และจะเกิดความเป็นพิษขึ้นเมื่อมีความเข้มข้นมากกว่า 200 มิลลิกรัม/ลิตร

#### (7) สารอินทรีย์

สารอินทรีย์บางชนิดสามารถยับยั้งการทำงานของแบคทีเรียชนิดไม่ใช้ออกซิเจน ซึ่งได้แก่ แอลกอฮอล์ (Alcohol) และกรดไขมันที่มีโมเลกุลยาว (Long Chain Fatty Acid) เช่น แอลกอฮอล์พวกเมทานอล (Methanol) และสามารถทำลายพิษสารอินทรีย์เหล่านี้ได้โดยการป้อนน้ำทิ้งเข้าสู่ระบบบำบัดอย่างต่อเนื่อง (Continuous Feed) เพื่อให้แบคทีเรียมีความคุ้นเคยและปรับตัวได้ แม้ว่า จะมีความเข้มข้นของสารอินทรีย์ที่เป็นพิษสูงถึง 10,000 มิลลิกรัม/ลิตร ก็ตาม

## 2.7 เซลล์เชื้อเพลิงจุลชีพ (Microbial Fuel Cell)

เซลล์เชื้อเพลิงจุลชีพใช้หลักการจากการย่อยสลายสารอาหารของจุลินทรีย์ในกระบวนการย่อยสลายสารอาหารของจุลินทรีย์นั้นจะเกิดอิเล็กตรอนขึ้นทำให้มีการนำเอาอิเล็กตรอนส่วนนี้มาใช้ประโยชน์มานานหลายศตวรรษซึ่งในสมัยก่อนยังเป็นสิ่งที่เป็นไปได้ยากแต่ในปัจจุบันพบว่านักวิทยาศาสตร์สามารถนำมาใช้เป็นแหล่งพลังงานที่ใช้ในนาฬิกาและกล้องถ่ายรูปหลังจากนั้นในปี ค.ศ. 1790 ลูวิกแวนนี่เป็นบุคคลแรกที่ค้นพบการผลิตกระแสไฟฟ้าจากสิ่งมีชีวิตขนาดเล็กซึ่งเรียกว่า เซลล์เชื้อเพลิงจุลชีพ (Microbial Fuel Cell; MFC) และได้เรียกเซลล์เชื้อเพลิงจุลชีพตั้งแต่นั้นเป็นต้นมาในปี ค.ศ. 1910 Michael Gress Potter เป็นศาสตราจารย์ที่ได้ทำงานด้านพฤกษศาสตร์แห่งมหาวิทยาลัย Durham ในประเทศอังกฤษสาธิตให้ดูว่าเชื้อจุลินทรีย์สามารถสร้างแรงดันไฟฟ้าและส่งกระแสไฟฟ้าจากเชื้อ *Escherichia coli* และยีสต์สายพันธุ์ *Saccharomyces cerevisia* แต่การผลิตไฟฟ้าจาก MFC ของ Potter ยังไม่ประสบความสำเร็จมากนักเนื่องจากปริมาณไฟฟ้าที่ผลิตได้มีปริมาณน้อยหลังจากนั้น Cohen ค.ศ. 1931 ได้สานต่อแนวความคิดของพอตเตอร์ได้อธิบายว่าเซลล์เชื้อเพลิงจุลชีพสามารถสร้างกระแสไฟฟ้าจากการย่อยสลายอาหารของเชื้อจุลินทรีย์ซึ่งในงานวิจัยของ Cohen สามารถผลิตความต่างศักย์จาก MFC ที่สภาวะไม่มีความต้านทาน (Open Circuit Voltage; OCV) ได้มากกว่า 35 โวลต์อย่างไรก็ตาม MFC เพิ่งได้รับความนิยมในปี ค.ศ. 1960 ในช่วงที่องค์การนาซ่า (NASA) ได้ให้ความสนใจในการเปลี่ยนของเสียจากอินทรีย์สารให้เป็นกระแสไฟฟ้าสำหรับใช้ในยานอวกาศโดยเลือกใช้สาหร่ายและแบคทีเรียเป็นสิ่งมีชีวิตขนาดเล็กกลุ่มแรกๆ ที่ถูกนำมาใช้ใน MFC ในช่วงกลางศตวรรษที่ 19 Rohrbach และคณะได้ออกแบบ MFC โดยนำเชื้อจุลินทรีย์สายพันธุ์ *Clostridium bityricum* มาใช้เพื่อผลิตอิเล็กตรอนจากกระบวนการหมักกลูโคส

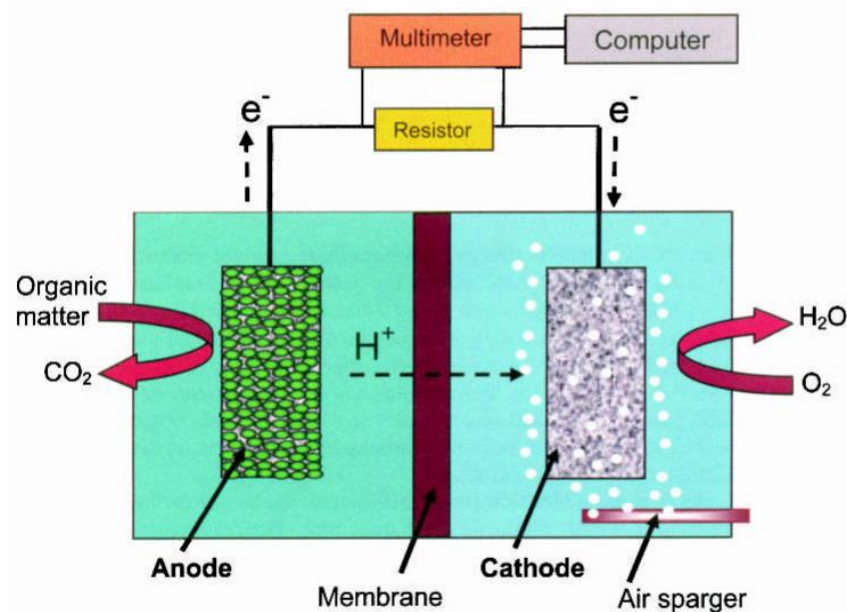
การพัฒนากระบวนการที่สามารถใช้แบคทีเรียในการผลิตกระแสไฟฟ้าถือเป็นวิธีการที่ยอดเยี่ยมสำหรับการผลิตพลังงานทางชีวภาพเนื่องจากแบคทีเรียสามารถออกซิไดส์สารอินทรีย์ และสามารถสร้างอิเล็กตรอนได้อย่างต่อเนื่องเมื่อมีสารอินทรีย์ ปฏิกิริยาการย่อยสลายสารของแบคทีเรียสามารถเกิดขึ้นได้ในช่วงอุณหภูมิที่แตกต่างกันขึ้นอยู่กับชนิดของเชื้อแบคทีเรียซึ่งจะอยู่ในช่วง (15-35 องศาเซลเซียส) ไปจนถึงอุณหภูมิสูง (50-60 องศาเซลเซียส) แบคทีเรียบางชนิดสามารถย่อยสลายสารอินทรีย์ได้ในช่วงอุณหภูมิต่ำ (<15 °C) และแบคทีเรียยังสามารถย่อยสลายได้แม้กระทั่ง กรดอินทรีย์ระเหยง่าย คาร์โบไฮเดรตโปรตีนแอลกอฮอล์และเซลลูโลส แม้ว่าแนวคิดเรื่องการผลิตไฟฟ้าโดยใช้ MFCs อาจไม่ใช่เรื่องใหม่ในทางทฤษฎี แต่ในทางปฏิบัติถือเป็นการผลิตพลังงานทางเลือก

ใหม่MFCsที่มีศักยภาพทางเศรษฐกิจเป็นวิธีการผลิตพลังงานที่มีความต้องการ เมื่อเปรียบเทียบกับ การผลิตพลังงานในรูปแบบอื่น ๆ

### 2.7.1 หลักการทำงานของเซลล์เชื้อเพลิงจุลินทรีย์

เป็นที่ทราบกันดีว่าแบคทีเรียบางชนิดสามารถถ่ายโอนอิเล็กตรอนไปยังตัวรับอิเล็กตรอน เช่น เหล็กออกไซด์ ซึ่งเรียกว่า exoelectrogens ภายในเซลล์เชื้อเพลิงจุลินทรีย์MFCsออกซิเจนในห้อง แอโนดจะยับยั้งการผลิตกระแสไฟฟ้าดังนั้นระบบต้องได้รับการออกแบบมาเพื่อให้แบคทีเรียแยกออก จากออกซิเจน (catholyte) การแยกแบคทีเรียออกจากออกซิเจนสามารถทำได้โดยแบ่ง MFCs ออกเป็นสองห้องโดยใช้เมมเบรนที่ทำหน้าที่แลกเปลี่ยนประจุระหว่างขั้วไฟฟ้าซึ่งประกอบด้วย ห้อง แอโนดที่มีส่วนประกอบสำคัญคือห้องแอโนด ทำหน้าที่ให้แบคทีเรียเจริญเติบโต และห้องแคโทดทำ หน้าที่ให้อิเล็กตรอนทำปฏิกิริยากับ catholyte ในบางครั้งห้องแคโทดจะมีการเติมอากาศเพื่อให้มี ออกซิเจนเพียงพอในการทำปฏิกิริยา ขั้วไฟฟ้าทั้งสองขั้วจะเชื่อมต่อกันด้วยเส้นลวดที่มีตัวต้านทาน เช่นอุปกรณ์ที่ใช้พลังงาน แต่ในห้องปฏิบัติการตัวต้านทานจะนิยมใช้resistor ดังแสดงในภาพประกอบ

12

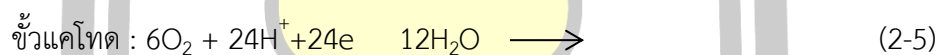


ภาพประกอบ 12 แสดงแผนผังของส่วนประกอบพื้นฐานของเซลล์เชื้อเพลิงจุลินทรีย์แบบห้องคู่

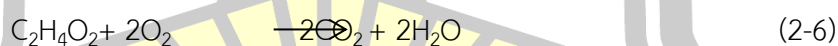
ที่มา : [24]

ตามหลักการเมมเบรนสามารถให้โปรตอนที่ผลิตจากห้องแอโนดผ่าน โปรตอนจะเคลื่อนที่ไปยังห้องแคโทดรวมกับอิเล็กตรอนที่ถ่ายโอนผ่านทางเส้นลวด และออกซิเจนกลายเป็นน้ำ กระแสไฟฟ้าที่ผลิตโดย MFCs คำนวณโดยการตรวจสอบแรงดันไฟฟ้าตกคร่อมโดยใช้โวลต์มิเตอร์ มิลลิโวลต์มิเตอร์หรือ potentiostat ที่เชื่อมต่อกับเครื่องคอมพิวเตอร์เพื่อเก็บข้อมูล

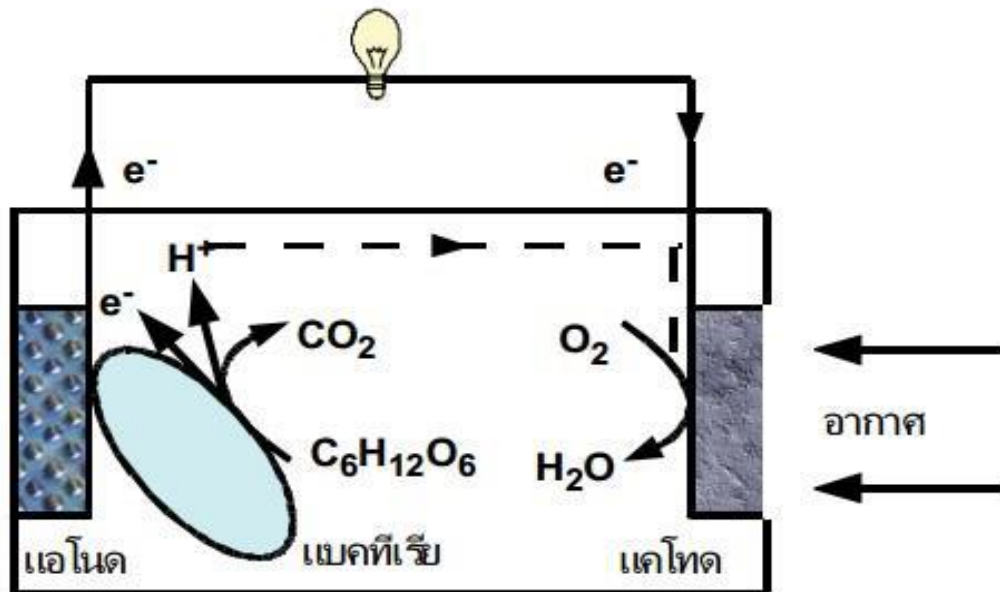
เมื่อทำการป้อนสารอินทรีย์ตั้งต้นเช่นกลูโคสเข้าไปในเซลล์เชื้อเพลิงจุลินทรีย์สารอินทรีย์เหล่านี้จะถูกจุลินทรีย์ที่อยู่รอบๆ ขั้วแอโนดย่อยสลายได้ผลิตภัณฑ์เป็นคาร์บอนไดออกไซด์ ( $\text{CO}_2$ ) โปรตอน ( $\text{H}^+$ ) และอิเล็กตรอน ( $\text{e}^-$ ) ดังสมการที่ (2-4) โปรตอนเคลื่อนที่ผ่านสารอิเล็กโทรไลต์ส่วน อิเล็กตรอนจะเคลื่อนที่จากขั้วแอโนดไปตามวงจรไฟฟ้าด้านนอกไปยังขั้วแคโทดเพื่อรวมตัวกับ โปรตอนและตัวรับอิเล็กตรอนเช่นออกซิเจนได้ผลิตภัณฑ์คือน้ำและเกิดกระแสไฟฟ้าดังสมการที่ (2-5) โดยที่ความต่างศักย์ระหว่างขั้วแอโนดและขั้วแคโทดผลักดันให้เกิดการไหลของอิเล็กตรอน(ชนิษฐาห่มุ โสภิญ, 2554)



ปฏิกิริยารวมที่เกิดขึ้นในเซลล์เชื้อเพลิงจุลินทรีย์แสดงดังต่อไปนี้



พหุ ประถม วิชา



ภาพประกอบ 13 องค์ประกอบพื้นฐานของเซลล์เชื้อเพลิงจุลินทรีย์  
ที่มา: [64]

การคำนวณค่าความต่างศักย์ของเซลล์เชื้อเพลิงจุลินทรีย์ทำได้โดยการนำค่าศักย์ภาพการเกิดรีดักชันของครึ่งปฏิกิริยา ( $E^0$ ) ของขั้วแคโทด (1.123 V) ตั้งลบด้วยค่า  $E^0$  ของขั้วแอโนด (-0.014 V) จากสมการที่(2-4) และ (2-5) จะได้ค่าความต่างศักย์ของเซลล์เชื้อเพลิงจุลินทรีย์เท่ากับ  $1.123 - (-0.014)$  เท่ากับ 1.124 V ทั้งนี้ค่า  $E^0$  ของครึ่งปฏิกิริยาต่างๆได้รวบรวมไว้ในตารางที่ 2.15

ตาราง 15 ค่าศักย์ภาพการเกิดรีดักชันของสารชนิดต่าง ๆ

Redox Pair (ox/red)	Electron donor compoun	$E^0$ (volt)	$\Delta G^0$ (kJ/e <sup>-</sup> )
CO <sub>2</sub> /CH <sub>2</sub> O	carbohydrate	-0.43	+41.5

$\text{CO}_2/\text{CH}_3\text{OH}$	methanol	-0.39	+37.5
$\text{CO}_2/\text{CH}_3\text{COCOO}^-$	pyruvate	-0.37	+35.8
$\text{CO}_2/\text{CH}_2\text{CHOHCOO}^-$	lactate	-0.34	+32.9
$\text{CO}_2/\text{C}_{16}\text{H}_{24}\text{O}_5\text{N}_4$	protein	-0.333	+32.2
$\text{CO}_2/\text{C}_{10}\text{H}_{19}\text{O}_3\text{N}$	domestic wastewater BOD	-0.33	+31.8
$\text{CO}_2/\text{CH}_3\text{CH}_2\text{OH}$	ethanol	-0.33	+31.8
$\text{CO}_2/\text{CH}_3\text{COO}^-$	acetate	-0.29	+28.0
$\text{CO}_2/\text{C}_2\text{H}_5\text{COO}^-$	propionate	-0.29	+28.0
Redox Pair (ox/red)	Electron donor compound	$E^0$ (volt)	$\Delta G^0$ (kJ/e <sup>-</sup> )
$\text{CO}_2/\text{C}_8\text{H}_{16}\text{O}$	Oil and Grease	-0.29	+28.0
$\text{CO}_2/\text{CH}_4$	methane	-0.25	+24.1

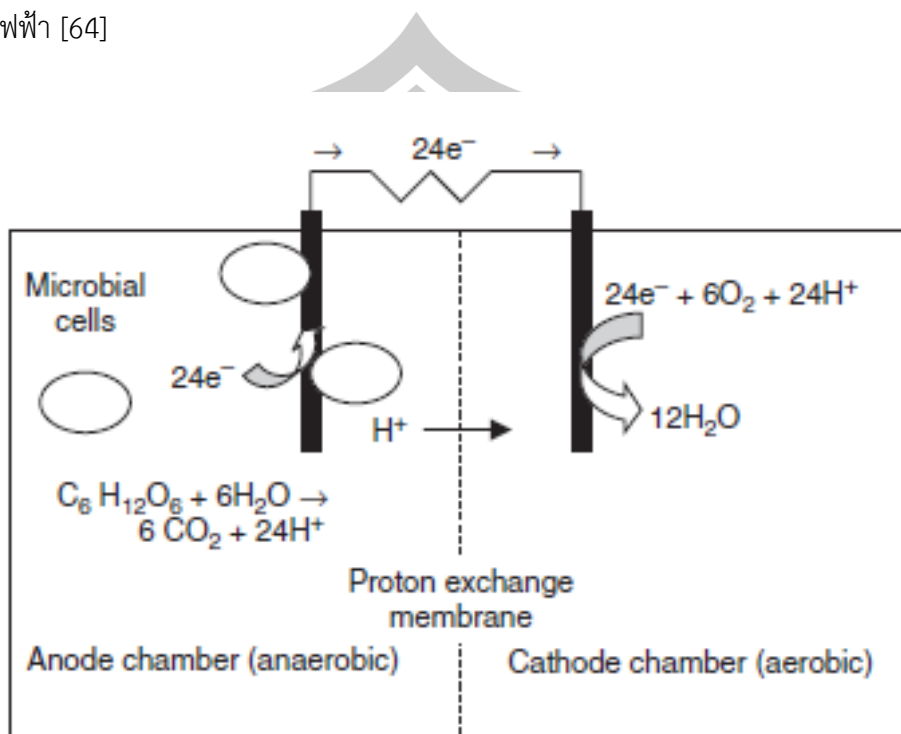
$\text{SO}_4^{2-}/\text{HS}^-$	sulfide	-0.217	+20.9
$\text{NO}_3^-/\text{NH}_4^+$	ammonium	+0.36	-34.7
$\text{NO}_3^-/\text{N}_2$	nitrogen	+0.75	-72.4
$\text{Fe}^{3+}/\text{Fe}^{2+}$	ferrous iron	+0.77	-74.3
$\text{O}_2/\text{H}_2\text{O}$	water	+0.82	-79.1

### 2.7.2 ประเภทของเซลล์เชื้อเพลิงจุลชีพ (Type of Microbial Fuel Cell)

เซลล์เชื้อเพลิงจุลชีพแบ่งออกเป็น 3 ประเภทโดยใช้ลักษณะโครงสร้างเป็นดังต่อไปนี้

(1) เซลล์เชื้อเพลิงจุลชีพแบบห้องคู่ (Two-Compartment Microbial Fuel Cell or Two-Chamber Microbial Fuel Cell; TCMFC) เซลล์เชื้อเพลิงจุลชีพแบบห้องคู่สามารถทำงานได้ทั้งแบบกะ (Batch) และแบบต่อเนื่องและนิยมใช้ในระดับห้องปฏิบัติการโดยเซลล์เชื้อเพลิงชนิดนี้ประกอบด้วยห้องแอโนดและห้องแคโทดที่กั้นกลางด้วยเยื่อแผ่นแลกเปลี่ยนโปรตอน (Proton exchange membrane) หรือในเซลล์เชื้อเพลิงจุลชีพบางชนิดอาจใช้สะพานเกลือ (Salt bridge) ที่ยอมให้โปรตอนเคลื่อนที่ผ่านเป็นตัวเชื่อมระหว่างห้องแอโนดและห้องแคโทดโปรตอนจะสามารถเคลื่อนที่ผ่านเยื่อแผ่นไปยังห้องแคโทดได้แต่ออกซิเจนในห้องแคโทดไม่สามารถผ่านเยื่อแผ่นไปยังห้องแอโนดได้เซลล์เชื้อเพลิงจุลชีพบางชนิดจะใช้น้ำเป็นสารอิเล็กโทรไลต์ในห้องแคโทดหรือแคโทดไลต์ (Catholyte) โดยจะพ่นอากาศผ่านน้ำเพื่อให้ได้ออกซิเจนละลายในน้ำส่งไปที่ขั้วแคโทดวิธีนี้สิ้นเปลืองพลังงานและมีประสิทธิภาพต่ำการใช้เฟอร์ริไซยาไนด์ (Ferricyanide) เป็นแคโทดไลต์สามารถเพิ่มประสิทธิภาพของเซลล์เชื้อเพลิงจุลชีพได้อย่างมากแต่กระแสไฟฟ้าที่ผลิตได้ไม่ยั่งยืนเพราะเฟอร์ริ

ไฮยาไนต์ถูกใช้ในปฏิกิริยาในห้องแคโทดจึงจำเป็นต้องมีการเติมเฟอร์ไรไฮยาไนต์ในระหว่างการผลิตกระแสไฟฟ้า [64]



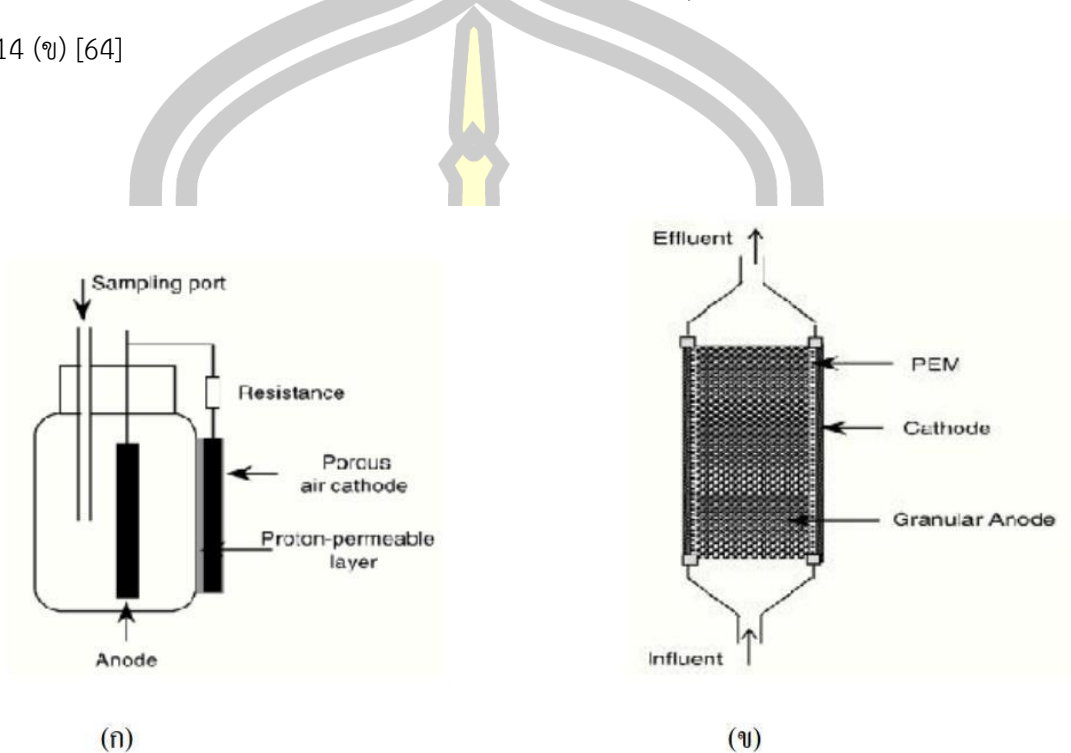
ภาพประกอบ 14 เซลล์เชื้อเพลิงจุลินทรีย์แบบห้องคู่  
ที่มา: [65]

(2) เซลล์เชื้อเพลิงจุลินทรีย์แบบห้องเดี่ยว (Single-Compartment Microbial Fuel Cell หรือ Single Chamber Microbial Fuel Cell; SCMFC) เซลล์เชื้อเพลิงจุลินทรีย์แบบห้องเดี่ยว ออกเป็น 2 ประเภทโดยอาศัยลักษณะโครงสร้างเป็นเกณฑ์มีดังต่อไปนี้

(3) เซลล์เชื้อเพลิงจุลินทรีย์แบบห้องเดี่ยวใช้เมมเบรน (Membrane Single Chamber Microbial Fuel Cell; M-SCMFC) ประกอบด้วยส่วนแอโนดที่อยู่ภายในถังปฏิกรณ์ (Bioreactor) กับส่วนแคโทดที่อยู่ภายนอกถังโดยมีเยื่อเลือกผ่านโปรตอนเป็นตัวเชื่อมระหว่างส่วนแอโนดและแคโทดซึ่ง เซลล์เชื้อเพลิงจุลินทรีย์แบบห้องเดี่ยวใช้เมมเบรนนี้อาจมีรูปร่างลักษณะของขั้วไฟฟ้าที่แตกต่างกันออกไปตามลักษณะของการออกแบบและการใช้งานดังแสดงในภาพประกอบ 8 ในการออกแบบเซลล์เชื้อเพลิงจุลินทรีย์แบบห้องเดี่ยวที่ใช้เมมเบรนประกอบด้วยแอโนดในกล่องสี่เหลี่ยมมุมฉาก (Rectangular anode chamber) ที่ทำให้เข้ากันกับรูอากาศแคโทดซึ่งจะถูกใช้เป็นทางออกของ



อากาศดังแสดงไว้ในภาพประกอบ 2.14 (ก) โปรตอนจะถูกส่งถ่ายจากสารละลายในส่วนแอโนดไปยังรูอากาศแคโทดซึ่งถูกติดไว้ด้านนอกส่วนการออกแบบแอโนดที่มีลักษณะเป็นเมมเบรนไฟต์แคโทดจะถูกติดไว้ที่ผิวด้านข้างทั้งสองด้านของทรงกระบอก (Tubular MFC system) ดังแสดงไว้ในภาพประกอบ 2.14 (ข) [64]



ภาพประกอบ 15 ลักษณะของเซลล์เชื้อเพลิงจุลชีพแบบห้องเดี่ยวใช้เมมเบรน

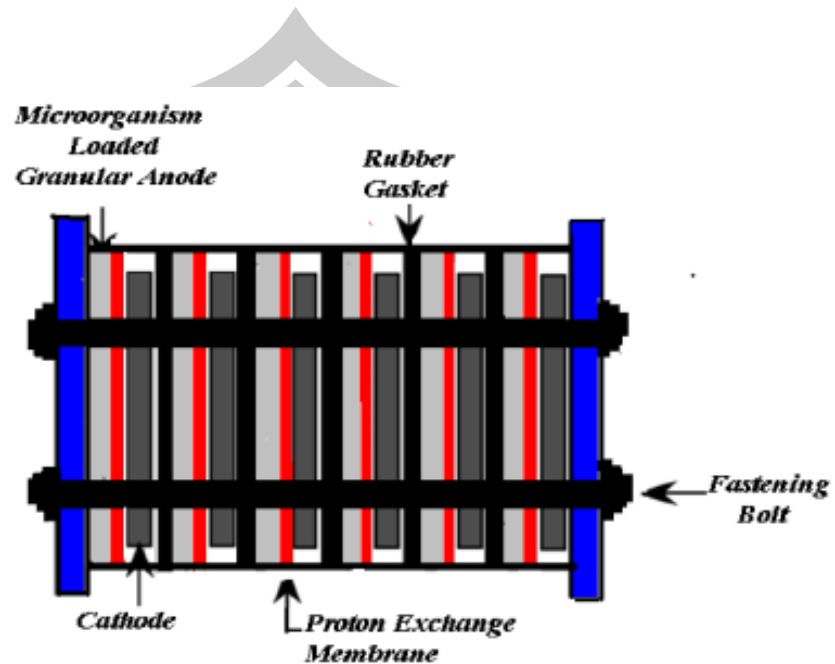
(ก) เมมเบรนเคลือบอยู่ที่ช่องทางออกติดกับแคโทด

(ข) แอโนดมีลักษณะเป็นเมมเบรนไฟต์แคโทดอยู่ที่ผิวด้านข้างทั้งสองของทรงกระบอก  
ที่มา: [64]

(4) เซลล์เชื้อเพลิงจุลชีพแบบเรียงซ้อนกัน (Stacked MFCs)

Stacked MFCs เป็นรูปแบบของ MFCs อีกชนิดหนึ่งซึ่งถูกออกแบบมาให้เรียงซ้อนกันคล้ายแบตเตอรี่ของเซลล์เชื้อเพลิง การออกแบบให้ MFCs เรียงซ้อนกันจะไม่ส่งผลต่อค่าของ Columbic ในแต่ละเซลล์ดังแสดงในภาพประกอบ 15 Stacked MFCs สามารถจัดเรียงแบบขนานหรือเรียงซ้อน

แบบอนุกรมได้ [66] การจัดเรียงตัวในแบบของ Stacked MFCs มีผลดีต่อการเพิ่มขึ้นของกำลังทางไฟฟ้า



ภาพประกอบ 16 รูปแบบของ MFCs แบบ Stacked  
ที่มา : [18]

### 2.7.3 ส่วนประกอบหลักของเซลล์เชื้อเพลิงจุลชีพ

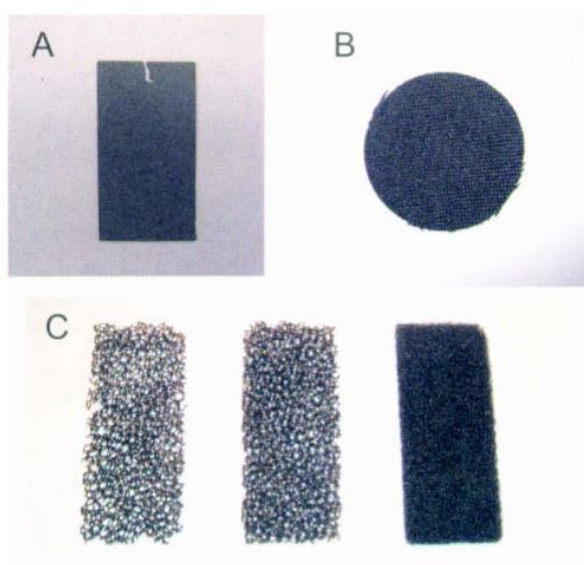
#### (1) ขั้วแอโนด

วัสดุที่ใช้ทำขั้วแอโนด ต้องมีพื้นที่ผิวจำเพาะสูงเพื่อให้จุลินทรีย์ยึดเกาะได้ดี ราคาไม่แพง สามารถปรับขนาดได้ง่าย ทนทานต่อปฏิกิริยาทางเคมี และที่สำคัญคือเป็นสื่อนำกระแสไฟฟ้าได้ดีวิธีที่นิยมในการทดสอบเลือกขั้วที่มีความสามารถในการนำไฟฟ้านั้นทำได้โดยใช้โวลต์มิเตอร์โดยวางขั้วไฟฟ้าของโวลต์มิเตอร์ไว้บนพื้นผิวของวัสดุที่จะทำการตรวจวัดให้ห่างกัน 1 เซนติเมตร และทำการอ่านค่าความต้านทานซึ่งใช้เป็นตัวกำหนดค่าการนำไฟฟ้าของวัสดุนั้น ตัวอย่างเช่นทองแดงมีค่าความต้านทาน 0.1 โอห์ม/เซนติเมตร, กระจาดคาร์บอน 0.8 โอห์ม/เซนติเมตร, แกรไฟต์ 1.6 โอห์ม/เซนติเมตร, ผ้าคาร์บอน 2.2 โอห์ม/เซนติเมตรและแผ่นโพลีเมอร์ที่นำไฟฟ้า 130 โอห์ม/เซนติเมตร อิเล็กตรอนที่ผลิตโดยแบคทีเรียจะไหลจากพื้นผิวของขั้วแอโนดไปยังจตุรบรรวม (สัมผัสกับเส้นลวด)

เพียงความต้านทานของวัสดุไม่กี่โอห์มสามารถขัดขวางการไหลของอิเล็กตรอนได้ ดังนั้นเราจึงควรเลือกใช้วัสดุที่นำไฟฟ้าสูง (ความต้านทานต่ำ) วัสดุที่นิยมใช้ในการทำขั้วแอโนด เช่น

### (1.1) คาร์บอน

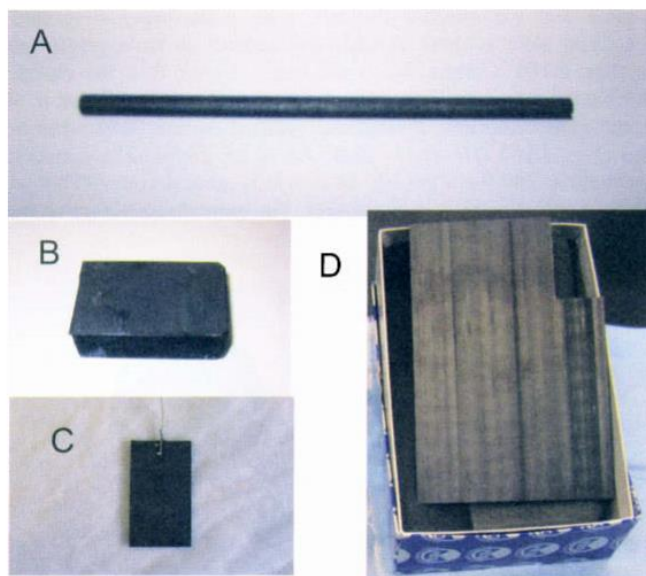
คาร์บอนในรูปแบบต่าง ๆ เช่น กระจกคาร์บอน แปรงคาร์บอน ฟองน้ำคาร์บอน เป็นที่นิยมมาก วัสดุเหล่านี้นำไฟฟ้าได้ดี และความพรุนสูงเหมาะสำหรับการเจริญเติบโตของแบคทีเรีย



ภาพประกอบ 17 แสดงวัสดุที่ใช้ทำขั้วแอโนดที่ทำจากคาร์บอน (A) กระจกคาร์บอน (B) ผ้าคาร์บอน (C) reticulated vitreous carbon (RVC)  
ที่มา : [17]

### (1.2) แกรไฟต์

แกรไฟต์เป็นวัสดุอีกชนิดหนึ่งที่นิยมนำมาใช้ทำเป็นขั้วแอโนด แกรไฟต์มีหลายรูปแบบเช่น แท่งแกรไฟต์ แผ่นแกรไฟต์ แกรไฟต์แบบฟองน้ำ แกรไฟต์แท่งถูกนำมาใช้ในการศึกษาใน MFC โดย [65] [46] [65] [67] เนื่องจากมีความเป็นสื่อนำไฟฟ้าสูง ทนทานต่อปฏิกิริยาเคมี แกรไฟต์ถูกใช้อย่างกว้างขวางในการศึกษาทางไฟฟ้าเคมี แกรไฟต์ที่มีประสิทธิภาพสูงสามารถซื้อได้จากผู้ผลิตจำนวนมาก ในการนำแกรไฟต์มาใช้ใน MFCs จะทำการขัดเล็กน้อยเพื่อเพิ่มพื้นที่ผิว และเพื่อเพิ่มพื้นที่ให้จุลินทรีย์ยึดเกาะ



ภาพประกอบ 18 แสดงวัสดุที่ใช้ทำขั้วแอโนดที่ทำจากแกรไฟต์ (A) แกรไฟต์แท่ง(B) แผ่นแกรไฟต์แบบหนา(C) แผ่นแกรไฟต์แบบบาง (D) ลักษณะของแกรไฟต์แบบแผ่นเมื่อทำการตัดที่มา : [17]

### (1.3) โลหะและโลหะเคลือบ

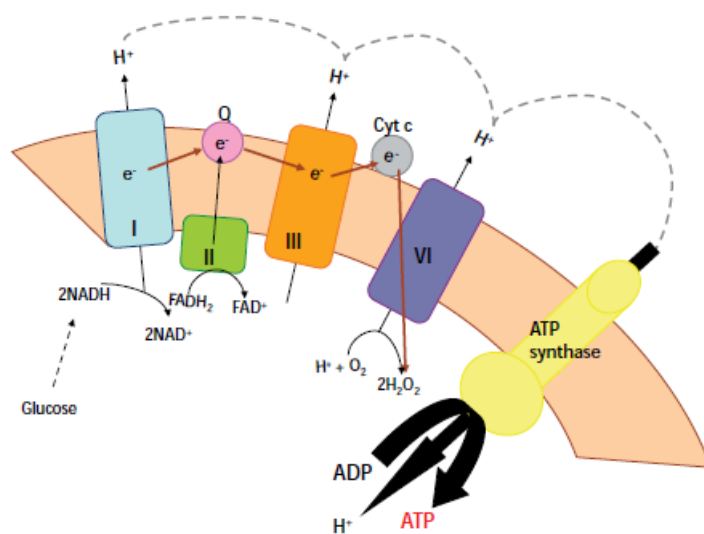
การใช้โลหะและสารเคลือบโลหะต่างๆ บนขั้วแอโนดยังไม่ได้รับความนิยมมากนักใน MFCs ในการศึกษาชิ้นหนึ่งแสดงให้เห็นว่าการเคลือบเหล็กออกไซด์บนกระดาษคาร์บอนทำให้เวลาในการปรับตัวของเครื่องปฏิกรณ์ลดลง แต่ไม่ส่งผลต่อพลังงานสูงสุด [31] เมื่อเวลาผ่านไปสารออกไซด์ของเหล็กออกไซด์จะละลายลงในสารละลายทำให้เหลือเฉพาะขั้วไฟฟ้าเท่านั้น อย่างไรก็ตามการใช้เหล็กเพื่อการรีดิวซ์ของแบคทีเรียบนขั้วไฟฟ้าอาจเป็นแนวทางที่เป็นประโยชน์สำหรับการใช้เพื่อให้อุณหภูมิสามารถปรับตัวให้เข้ากับขั้วไฟฟ้าได้เร็วขึ้นมีการทดสอบเพิ่มเติมโดยการเพิ่มโลหะและผงโลหะออกไซด์เพื่อเคลือบขั้วแอโนดที่ทำจากคาร์บอน และโพลีเมอร์ที่นำไฟฟ้า พบว่าโลหะและผงโลหะออกไซด์ไม่สามารถทำให้กระแสไฟฟ้าเพิ่มขึ้นได้ โลหะออกไซด์ที่ใช้ทดสอบ ได้แก่ aluminum oxide ( $Al_2O_3$ ), iron oxide ( $Fe_2O_3$ ), 304 stainless steel, titanium และ tungsten ส่วน Alumina, stainless steel และ titanium มีผลในการยับยั้งการผลิตกระแสไฟฟ้า ส่วน tungsten และ iron oxide ช่วยลดเวลาเริ่มต้นเดินระบบ แต่โดยรวมแล้วทำให้การผลิตพลังงานลดน้อยลง

## (2) จุลินทรีย์

เชื้อจุลินทรีย์ที่ใช้ใน MFCs ต้องสามารถเจริญเติบโต และทำงานได้ดีในสภาวะที่เป็นน้ำเสีย [31] ในการใช้งานในยุคแรก ๆ มีการใช้เชื้อ E. coli [53] หรือ [53]) และต่อมามีการใช้เชื้อบริสุทธิ์ของ *Shewanellaoneidensis*, [24] [65] *S.putrefaciens*, [68] หรือ *Geobacter* [65] [24] มาใช้ เนื่องจากมีข้อดีเฉพาะเกี่ยวกับการถ่ายโอนอิเล็กตรอน *Geobacter* spp. ทำงานได้ดีเมื่อมีการใช้สารละลายที่มีเหล็กเป็นองค์ประกอบภายในห้องแอโนด เนื่องจากการเจริญเติบโตของ *Geobacterspp.* มีส่วนในการช่วยถ่ายโอนอิเล็กตรอนโดยตรงจาก Fe (III) ไปสู่ Fe (II) [65] ส่วน *Shewanella* ที่สามารถพบได้ในแหล่งน้ำหลายแห่งทั้งทางธรรมชาติและในน้ำเสียแบบคทีเรียจำพวก *Shewanella* สามารถสร้างโครงสร้างโปรตีน “nanowires” ที่เป็นสื่อกระแสไฟฟ้าซึ่งขยายตัวจากเยื่อหุ้มชั้นนอกเพื่อถ่ายโอนอิเล็กตรอนจากภายในเซลล์มาสู่ภายนอกได้ [69]

ในห้องแอโนดการสร้างอิเล็กตรอนโดยจุลินทรีย์จุลินทรีย์มีกระบวนการสร้างสารตั้งต้นของเซลล์เชื้อเพลิงจุลินทรีย์สองตัวหลักที่สำคัญคืออิเล็กตรอนและโปรตอนผ่านขั้นตอนการถ่ายทอดอิเล็กตรอนในกระบวนการหายใจในระดับเซลล์การถ่ายทอดอิเล็กตรอนหรือลูกโซ่การหายใจเกิดขึ้นที่เยื่อหุ้มเซลล์หรือเซลล์เมมเบรนจะควบคู่กันไปทุกขั้นตอนโดยมีไฮโดรเจนเกิดขึ้นในทุกกระบวนการไฮโดรเจนจะถูกส่งเข้าสู่กระบวนการถ่ายทอดอิเล็กตรอนทันทีที่อิเล็กตรอนจะเคลื่อนที่จากสารที่มีศักย์ไฟฟ้า ( $E_0$ ) ต่ำไปยังสารที่มีศักย์ไฟฟ้าสูงในการสังเคราะห์ ATP อิเล็กตรอนที่หลุดออกจากโมเลกุลของสารอาหารจะมีสารมารับอิเล็กตรอนเรียกว่าตัวนำอิเล็กตรอนแล้วถ่ายทอดอิเล็กตรอนตัวอื่นขณะที่มีการถ่ายทอดอิเล็กตรอนจะมีพลังงานปล่อยออกจากอิเล็กตรอนพลังงานเหล่านั้นนำไปสังเคราะห์ ATP กระบวนการนี้จึงเกี่ยวข้องกับสาร 2 ประเภทคือสารที่เป็นตัวนำอิเล็กตรอน (Mediator) และสารที่เป็นตัวรับพลังงานจากการถ่ายทอดอิเล็กตรอน [22]

พูน ปณ ทิโต ชีเว

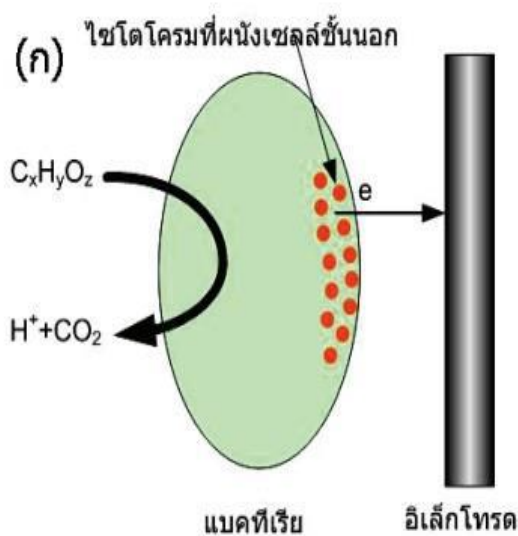


ภาพประกอบ 19 ห่วงโซ่ของการขนส่งอิเล็กตรอน I. NADH dehydrogenase, II Succinate dehydrogenase, III. Cytochrome reductase, IV cytochrome oxidase.

ที่มา : [67]

กลไกการถ่ายโอนอิเล็กตรอนจากจุลินทรีย์ไปยังขั้วแอโนดแบ่งออกเป็น 3 ประเภท

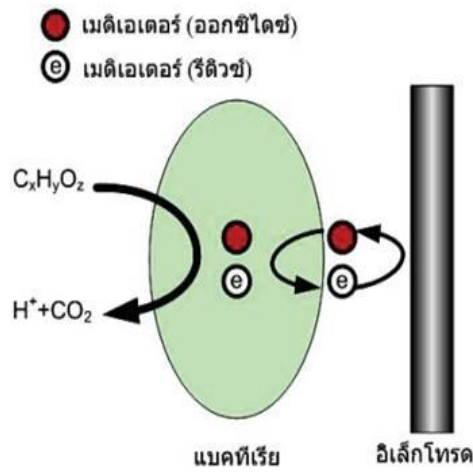
(2.1) การถ่ายโอนอิเล็กตรอนไปยังขั้วแอโนดโดยตรงผ่านไซโตโครม (Cytochrome) ที่ผนังเซลล์ชั้นนอกดังแสดงในภาพประกอบ 19 จุลินทรีย์ส่วนใหญ่จะไม่เป็นสื่อนำไฟฟ้า (Nonconductive) เนื่องจากเยื่อหุ้มผนังเซลล์ชั้นนอกของจุลินทรีย์ส่วนใหญ่ประกอบไปด้วยไขมัน ได้แก่ เปปทิโดไกลแคน (Peptidoglycan) และไลโปพอลิแซคคาไรด์ (Lipopolysaccharide) ซึ่งขัดขวางไม่ให้จุลินทรีย์ถ่ายโอนอิเล็กตรอนไปยังขั้วแอโนดได้โดยตรง แต่มีจุลินทรีย์บางชนิดเช่น *Geobacter sulfurreducens* และ *Shewanella putrefaciens* สามารถถ่ายโอนอิเล็กตรอนได้ด้วยตัวเองซึ่งจุลินทรีย์เหล่านี้จะมีไซโตโครมอยู่ที่ผนังเซลล์ชั้นนอกเป็นจำนวนมากทำหน้าที่ช่วยให้เกิดการถ่ายโอนอิเล็กตรอนจากเซลล์จุลินทรีย์ไปยังขั้วแอโนด



ภาพประกอบ 20 การถ่ายโอนอิเล็กตรอนโดยตรงผ่านไซโตโครมที่ผนังเซลล์ชั้นนอก  
ที่มา: [64]

(2.2) การถ่ายโอนอิเล็กตรอนด้วยเมดิเอเตอร์ (Mediator) การเพิ่มประสิทธิภาพในการถ่ายโอนอิเล็กตรอนจากภายในเซลล์จุลินทรีย์ไปยังขั้วแอโนดสามารถทำได้โดยการใช้เมดิเอเตอร์ ดังแสดงในภาพประกอบ 20 เช่น นิวทรอลเรด (Neutral red) และเมธิลีนบลู (Methyleneblue) เป็นต้นโดยเมดิเอเตอร์จะแทรกผ่านเยื่อหุ้มเซลล์เข้าไปภายในเซลล์จุลินทรีย์และนำเอาอิเล็กตรอนออกมาออกเซลล์ในรูปของรีดิวซ์เมดิเอเตอร์และปลดปล่อยอิเล็กตรอนไปยังขั้วแอโนด Park และ Zeikus ใช้นิวทรอลเรดเพื่อเพิ่มประสิทธิภาพในการถ่ายโอนอิเล็กตรอนจาก *Escherichia coli* ไปยังขั้วแอโนดนอกจากนี้แบคทีเรียบางสายพันธุ์ยังสามารถผลิตเมดิเอเตอร์ให้แบคทีเรียสายพันธุ์อื่นนำไปใช้ได้เช่น *Pseudomonas aeruginosa* สามารถผลิตฟีนาซีน (Phenazine) เพื่อกระตุ้นการถ่ายโอนอิเล็กตรอนสำหรับแบคทีเรียหลายสายพันธุ์อย่างไรก็ตามเมดิเอเตอร์มีข้อเสียคือมีความเป็นพิษต่อจุลินทรีย์และเพิ่มต้นทุนในกระบวนการผลิตกระแสไฟฟ้า

(ข)



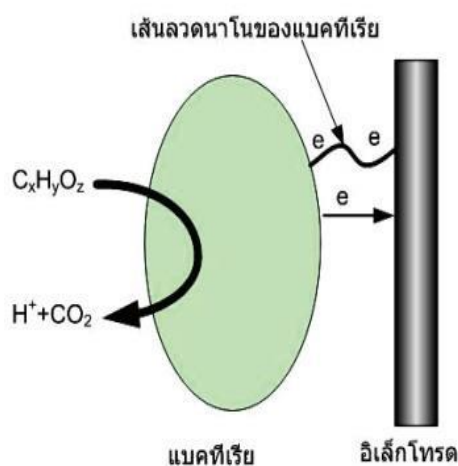
ภาพประกอบ 21 การถ่ายโอนอิเล็กตรอนด้วยเมดิเอเตอร์  
 ที่มา: [64]

(2.3) การถ่ายโอนอิเล็กตรอนผ่านเส้นลวดนาโน (Nanowire) ของแบคทีเรีย ดังแสดงในภาพประกอบ 21 มีการค้นพบว่าเส้นลวดนาโนของแบคทีเรียซึ่งมีโครงสร้างคล้ายเส้นผม (Pilus-like) พบอยู่ที่ผนังเซลล์ชั้นนอกของจุลินทรีย์มีคุณสมบัตินำไฟฟ้าและอาจเกี่ยวข้องโดยตรงต่อการถ่ายโอนอิเล็กตรอนโดยมีการพบเส้นลวดนาโนใน *Geobacter sulfurreducens*, *PCA*, *Shewanella oneidensis* MR-1, สาหร่ายสีเขียวแกมน้ำเงิน *Synechocystis* sp. PCC6803 และแบคทีเรีย *Pelotomaculum thermopropionicum* [64]

พหุ ประถม วิชา



(ค)



ภาพประกอบ 22 การถ่ายโอนอิเล็กตรอนผ่านเส้นลวดนาโนของแคโทดที่เรีย  
ที่มา: [64]

(2) เมมเบรน

ในเซลล์เชื้อเพลิงไฮโดรเจน (HFC) เมมเบรนเป็นส่วนประกอบที่สำคัญของระบบเพื่อแยกก๊าซ  $H_2$  และ  $O_2$  ออกจากกัน และช่วยในการแลกเปลี่ยนโปรตอนระหว่างแก๊สทั้งสอง เมมเบรนจึงถูกเรียกว่าเมมเบรนแลกเปลี่ยนโปรตอน (PEM) อย่างไรก็ตามใน MFCs น้ำสามารถนำโปรตอนได้ และทำให้เมมเบรนอาจไม่มีความจำเป็นต่อระบบ [24] แสดงให้เห็นว่า MFCs ที่ไม่ใช้เมมเบรนผลิตพลังงานมากกว่า MFCs ที่ใช้เมมเบรน (PEM Nafion) ดังนั้นการใช้เมมเบรนใน MFCs มีวัตถุประสงค์อย่างอื่น เช่น ใช้เป็นที่กั้นระหว่างห้องสองห้องใน MFC แบบห้องคู่ใช้กันไม่ให้ออกซิเจนในห้องแคโทดเคลื่อนไปทำปฏิกิริยากับสารละลายในห้องแอโนด เมมเบรนมีคุณสมบัติให้โปรตอนที่เกิดขึ้นที่ขั้วแอโนดสามารถเคลื่อนที่ไปยังขั้วแคโทดได้สามารถลดความเป็นกรดภายในห้องแอโนดที่มีผลต่อการทำงานของจุลินทรีย์ และเมมเบรนยังใช้เพื่อปรับปรุงประสิทธิภาพของค่า Coulombic [24] แม้แต่ใน MFCs แบบห้องเดี่ยว (single-chamber) เมมเบรนมีประโยชน์ในการแยกตัวเร่งปฏิกิริยาออกจากแคโทด ข้อเสียหลักของเมมเบรนใน MFC คือต้นทุนที่สูง เช่น เมมเบรนแบบ PEM Nafion ราคา 1400 ดอลลาร์/ตารางเมตร ในขณะที่เมมเบรนแลกเปลี่ยนไอออนบวก (CEM) มีราคาอยู่ที่ 80 ดอลลาร์/ตารางเมตร (CMI-7000, Membranes International, Inc.) และเมมเบรนจะเพิ่มความต้านทานภายในให้กับ MFCs ซึ่งมีผลทำให้พลังงานที่ผลิตได้ลดลงดังแสดงในตารางที่ 16

ตาราง 16 ความต้านทานภายในและกำลังไฟฟ้าสูงสุดของเมมเบรนแบบcation (CEM), anion(AEM) และ ultra filtration (UF) ที่ผ่านการทดสอบในขวด (B-MFCs) และ (C-MFCs)

ชนิดเมมเบรน	ความต้านทานภายใน (โอห์ม)		กำลังไฟฟ้าสูงสุด (มิลลิวัตต์/ตารางเมตร)	
	B-MFC	C-MFC	B-MFC	C-MFC
No membrane	1230 ± 44	84 ± 3	a	a
CEM (Nafion)	1272 ± 24	84 ± 4	38 ± 1	514
CEM (CMI-7000)	1308 ± 18	84 ± 2	33 ± 2	480
AEM (AMI-7001)	1239 ± 27	88 ± 4	35 ± 3	610
UF – 0.5K	6009 ± 58	1814 ± 15	5 ± 1	b
UF – 1K	1239 ± 52	98 ± 5	36 ± 0	462
UF – 3K	1233 ± 46	91 ± 6	36 ± 0	b

a ไม่สามารถวัดได้

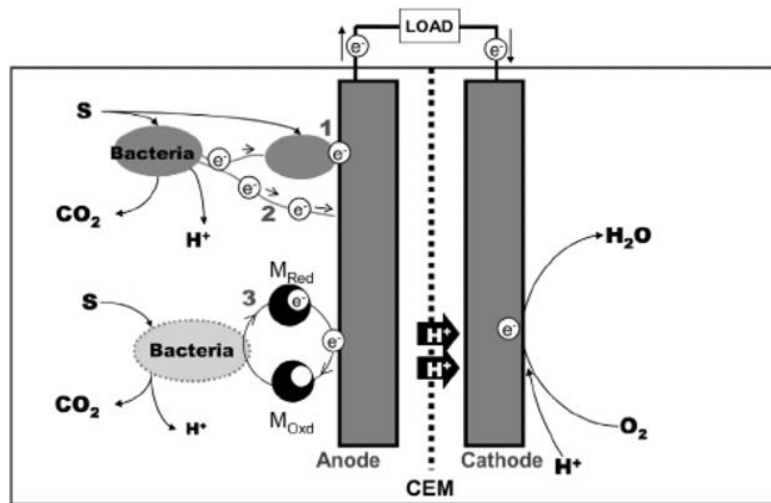
b ไม่ได้ตรวจวัด

ที่มา : [31]

เมมเบรนที่นิยมใช้ในระบบ MFCs มีดังนี้

(3.1) เมมเบรนแลกเปลี่ยนไอออนบวก (CEM:Cation exchange membrane)

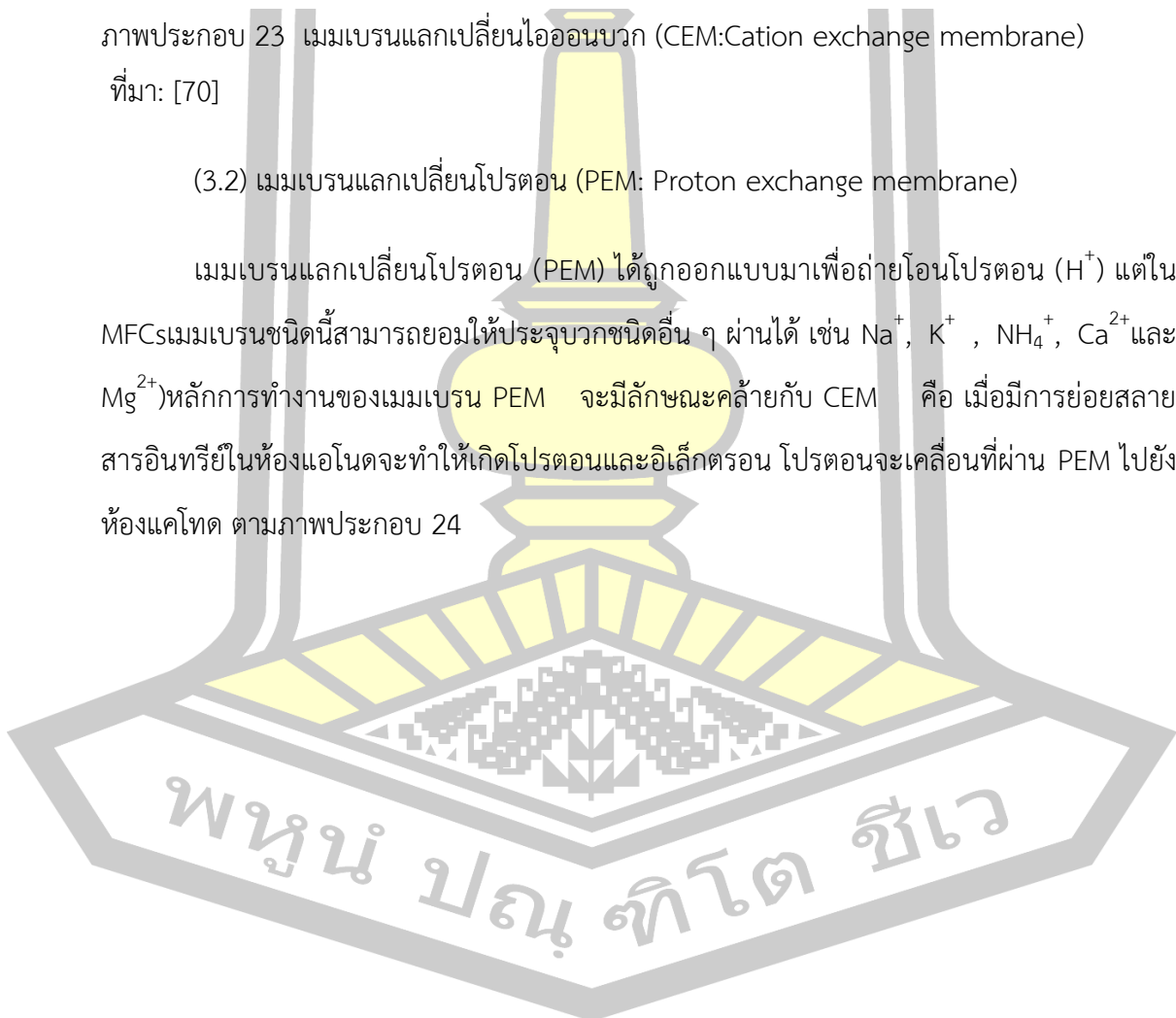
เมมเบรนแลกเปลี่ยนไอออนบวกที่ใช้กันมากที่สุดคือ CEM Nafion117 (Dupont Corp., available from Ion Power, Inc.) รหัส 117 เป็นรหัสที่ใช้แยกความหนาของเมมเบรนจาก Nafion อื่น ๆ ในที่นี้คือ (0.019 เซนติเมตร) เมมเบรนนี้ได้รับการพัฒนาขึ้นเพื่อใช้ในระบบ HFC ดังนั้นจึงมีความสามารถในการปรับสภาพความเป็นกรด-ด่าง ในถังได้เป็นอย่างดีสามารถให้โปรตอนผ่านได้ดี (ทำให้ pH ลดลง)

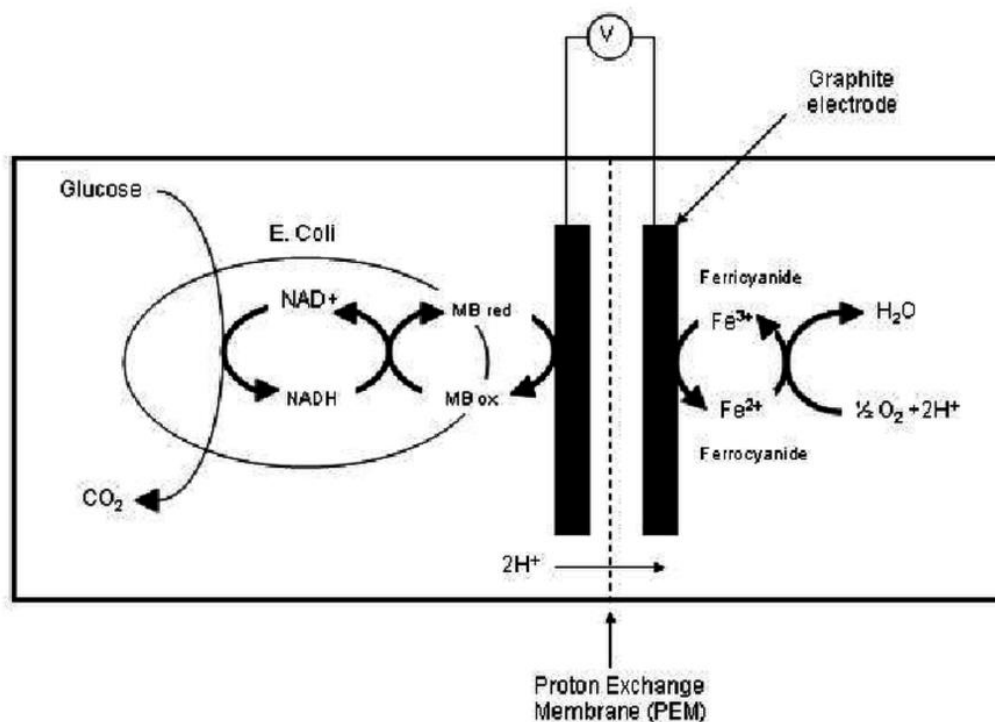


ภาพประกอบ 23 เมมเบรนแลกเปลี่ยนไอออนบวก (CEM:Cation exchange membrane)  
ที่มา: [70]

### (3.2) เมมเบรนแลกเปลี่ยนโปรตอน (PEM: Proton exchange membrane)

เมมเบรนแลกเปลี่ยนโปรตอน (PEM) ได้ถูกออกแบบมาเพื่อถ่ายโอนโปรตอน ( $H^+$ ) แต่ใน MFCs เมมเบรนชนิดนี้สามารถยอมให้ประจุบวกชนิดอื่น ๆ ผ่านได้ เช่น  $Na^+$ ,  $K^+$ ,  $NH_4^+$ ,  $Ca^{2+}$  และ  $Mg^{2+}$ ) หลักการทำงานของเมมเบรน PEM จะมีลักษณะคล้ายกับ CEM คือ เมื่อมีการย่อยสลายสารอินทรีย์ในห้องแอโนดจะทำให้เกิดโปรตอนและอิเล็กตรอน โปรตอนจะเคลื่อนที่ผ่าน PEM ไปยังห้องแคโทด ตามภาพประกอบ 24



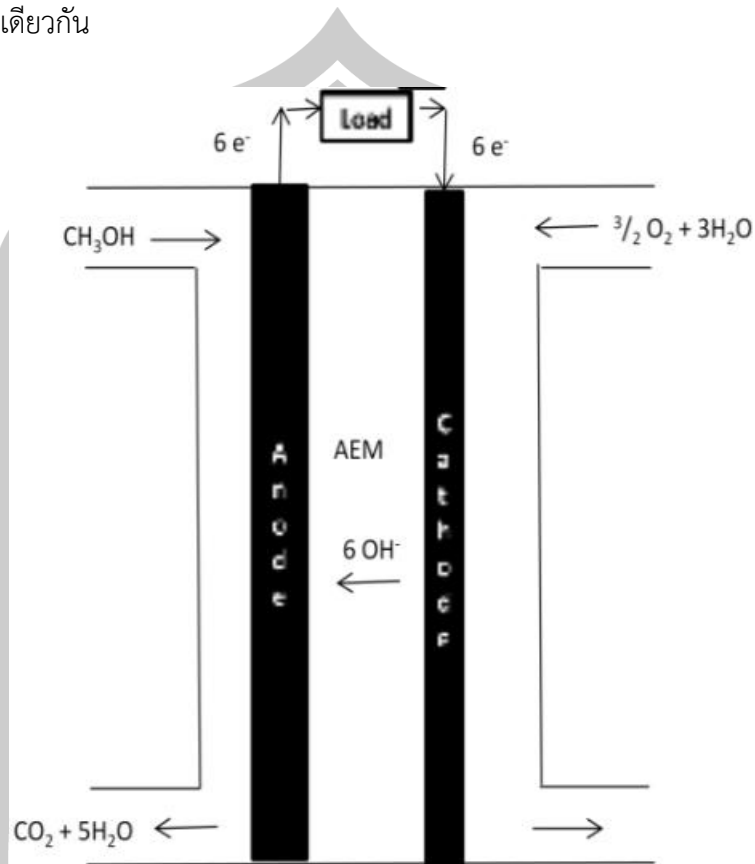


ภาพประกอบ 24 เมมเบรนแลกเปลี่ยนโปรตอน (PEM: Proton exchange membrane)  
ที่มา : [70]

### (3.3) เมมเบรนแลกเปลี่ยนไอออนลบ (AEM : Anion exchange membrane)

เมมเบรนแลกเปลี่ยนไอออนลบ AEM มีหลักการทำงานเช่นเดียวกับเมมเบรนทั่วไป แต่ AEM จะยอมให้เฉพาะประจุที่เป็นลบผ่านเท่านั้น เช่น  $\text{OH}^-$  หาก  $\text{H}^+$  ใน MFCs เคลื่อนที่ผ่านเมมเบรนแบบ PEM หรือ CEM ได้น้อยลงเป็นที่ทราบกันดีว่าจะทำให้ค่า pH ในห้องแอโนดมีค่าต่ำ และ pH ในห้องแคโทดมีค่าสูงขึ้น ซึ่งจะมีผลกระทบต่อการทำงานของ MFCs [17] ได้พิสูจน์ให้เห็นว่าโปรตอนยังสามารถลำเลียงผ่านเมมเบรนด้วยสารเคมีที่ใช้ปรับค่าความเป็นกรด - ด่างบางชนิดเช่น ฟอสเฟตบัฟเฟอร์ ดังนั้นพวกเขาจึงใช้เมมเบรนแลกเปลี่ยนไอออน (AEM; AMI-700 1, Membranes International, Inc.) เป็นตัวคั่นใน MFCs แบบห้องคู่การทดสอบของพวกเขาพบว่า MFCs ที่ใช้เมมเบรนชนิด AEM ผลิตกระแสไฟฟ้าได้มากกว่า MFCs ที่ใช้เมมเบรนชนิด CEM (Nafion และ CMI-7000) โดยการสังเกตความเข้มข้นของฟอสเฟตในห้องด้านใดด้านหนึ่งของเมมเบรนพวกเขายังแสดงให้เห็นว่า anions ของฟอสเฟตถูกเคลื่อนย้ายผ่าน AEM มายังห้องแอโนดได้ดี และทำให้ค่า pH ในห้องแอโนดมีค่าสูงขึ้น อย่างไรก็ตามการใช้เมมเบรนชนิด AEM ก็มีข้อเสียคือ ทำให้ pH ในห้องแคโทด

มีค่าสูงเกินไปเมื่อเทียบกับ Nafion แบบอื่น ๆ ซึ่งจะมีผลต่อประสิทธิภาพการรับอิเล็กตรอนภายในห้องแคโทดเช่นเดียวกัน



ภาพประกอบ 25 เมมเบรนแลกเปลี่ยนไอออนลบ (AEM : Anion exchange membrane)  
ที่มา: [46]

ในความเป็นจริงแล้ว ไม่ได้มีแต่โปรตอนเท่านั้นที่สามารถผ่านเมมเบรนชนิด PEM และ CEM ได้ แต่ยังรวมไปถึงก๊าซและสารเคมีชนิดอื่น ๆ ดังนั้นจึงมีการหาค่าฟลักซ์ของสารเคมีที่สามารถซึมผ่านเยื่อเมมเบรนที่เรียกว่า Chemical fluxes across membranes (oxygen and substrate) ซึ่งสามารถคำนวณได้ในแง่ของสัมประสิทธิ์การถ่ายเทมวล  $k_{cm}$  ดังนี้

$$J_m = k_{cm} (C_{An} - C_{Cat}) \quad (2-7)$$

เมื่อ  $C$  คือความเข้มข้นของสารตั้งต้นของแอโนด ( $C_{An}$ ) ของแคโทด ( $C_{Cat}$ ) การแพร่ของสารเคมีภายในเมมเบรน  $D_{cm}$  สามารถคำนวณได้จากความหนาของเมมเบรน  $S_m$  เมื่อ

$$D_{cm} = k_{cm} S_m \quad (2-8)$$

สามารถหาค่าสัมประสิทธิ์การถ่ายโอนมวลของสารเคมีชนิดต่างๆได้โดยใช้MFC แบบห้องคู่ ที่มีปริมาตรของทั้งสองห้องเท่ากันและก๊าซเช่นออกซิเจน (catholyte) ที่ละลายใน MFC แบบห้องเดี่ยวเราสามารถคำนวณจากการสมดุลมวล (mass balance yields)

$$V \frac{dC_{An}}{dt} = J_m A_m = k_{cm} A_m (C_{An} - C_{Cat}) \quad (2-9)$$

V คือปริมาตรของเหลวภายใน MFC ,  $A_m$  เป็นพื้นที่หน้าตัดของเมมเบรน (Kim et al. 2007b) สมมติให้  $C_{Cat}$  เป็นค่าคงที่ (ออกซิเจนภายในน้ำอิ่มตัวตลอดเวลา) เมื่อ  $t = 0$  และในห้องแอโนดไม่มีสารเคมีปนเปื้อนโดยการนำเงื่อนไขตั้งต้นนี้เข้ามาพิจารณาแก้ไขปัญหาก็ได้สิ่งที่ใช้อธิบายสัมประสิทธิ์การถ่ายเทมวลสาร เป็นฟังก์ชันของความเข้มข้นสารเคมีในห้องแคโทดตลอดระยะเวลาเดินระบบจะได้

$$k_{cm} = - \frac{V}{A_m t} \ln \left[ \frac{(C_{Cat} - C_{An}(t))}{C_{Cat}} \right] \quad (2-10)$$

เราสามารถคำนวณค่าสัมประสิทธิ์การถ่ายโอนมวลจากการพล็อตค่า  $-\ln C^*$  เทียบกับซึ่งได้สมการเส้นตรงเป็น

$$-\ln C^* = - \frac{k_{cm} A_m t}{V} \quad (2-11)$$

โดยที่  $C^* = [C_{cat} - C_{An}(t)] / C_{cat}$  และ  $k_{cm}$  ได้จากการหาค่าความชันของตัวแปรที่ทราบค่าคือ  $v$  และ  $A_m$  การตรวจสอบค่าออกซิเจนที่ละลายน้ำที่จะใช้ในสมการนั้นจำเป็นต้องใช้

เครื่องวัด DO เนื่องจากการใช้ออกซิเจนของจุลินทรีย์ หรือปฏิกิริยาภายใน MFC จะส่งผลต่อสมดุลของมวล ค่าสัมประสิทธิ์การแพร่จะคำนวณจากความหนาของเมมเบรนโดยใช้สมการ (2-8) สำหรับการใส่สารอาหารภายใน MFC ในห้องใดห้องหนึ่งที่มีความเข้มข้นไม่คงที่ ตัวอย่างเช่น ถ้าใส่อะซิเตตลงในห้องแคโทดที่ความเข้มข้นเริ่มต้นของ  $C_{cat 0}$  ค่าสัมประสิทธิ์การถ่ายโอนมวลคือ

$$k_{CM} = -\frac{V}{A_m t} \ln \left[ \frac{(C_{cat 0} - 2C_{An}(t))}{C_{cat 0}} \right] \quad (2-12)$$

ความแตกต่างของสารละลายคือความแตกต่างของความเข้มข้นในห้องทั้งสองห้องของ MFC ที่เปลี่ยนแปลงตามเวลา แต่ความเข้มข้นของสารเคมีที่วัดได้จริงจะสามารถวัดได้เฉพาะห้องแอโนดเท่านั้นแต่ [17] ได้ศึกษาปฏิกิริยาภายในห้องแคโทดโดยใช้สมการข้างต้น สามารถคำนวณสัมประสิทธิ์การถ่ายโอนมวลของออกซิเจน ( $k_o$ ) และ acetate ( $k_{Amf}$ ) ที่ผ่านเมมเบรนชนิดต่าง ๆ พบว่า Nafion สามารถให้ออกซิเจนซึมผ่านได้ดี แต่เมมเบรนแบบ UF ให้ออกซิเจนผ่านได้น้อยมาก ในทางตรงกันข้ามขนาดของรูเมมเบรนแบบ UF มีขนาดที่กว้าง ทำให้ acetate สามารถซึมผ่านได้ดีเมื่อเทียบกับเมมเบรนอื่น ๆ เมมเบรนแบบ CEM มีความสามารถในการให้ acetate ผ่านได้น้อยสุด

ตาราง 17 ค่าสัมประสิทธิ์การถ่ายเทมวลและการกระจายตัวของออกซิเจนและ acetate ที่วัดได้ของเมมเบรนชนิด CEM (CMI-7000), CEM (Nafion), AEM (AMI-7001) และ ultrafiltration (UF) (CEM = CMI-7000)

คุณสมบัติของเมมเบรน	CEM (Nafion)	CEM (CMI)	AEM (AMI)	UF-0.5K	UK-1K	UK-3K
ความหนา (ซม.)	0.019	0.046	0.046	0.0265	0.0265	0.0265
$K_{om}$ ( $\times 10^{-4}$ ซม./วินาที)	1.3	0.94	0.94	0.19	0.41	0.42
$D_{om}$ ( $\times 10^{-6}$ ตร.ซม./วินาที)	2.4	4.3	4.3	0.51	1.1	1.1
$k_{Am}$ ( $\times 10^{-6}$ ซม./วินาที)	4.3	1.4	5.5	0.89	16	27
$D_{Am}$ ( $\times 10^{-9}$ ตร.ซม./วินาที)	0.82	0.66	2.6	0.24	4.2	7.2

ที่มา [17]

#### (4) ขั้วแคโทด

การออกแบบขั้วแคโทดเป็นความท้าทายที่ยิ่งใหญ่ที่สุดสำหรับวิศวกรในการออกแบบระบบ MFCs ปฏิกิริยาทางเคมีที่เกิดขึ้นที่ขั้วแคโทดอิเล็กตรอนโปรตอนและออกซิเจนทั้งหมดจะต้องพบกับตัวเร่งปฏิกิริยาในปฏิกิริยาไตรเฟส (ตัวเร่งปฏิกิริยาอากาศและน้ำ) ในการออกแบบห้องแคโทด และขั้วแคโทดต้องคำนึงถึงสิ่งเหล่านี้เพื่อให้ปฏิกิริยาสามารถเกิดขึ้นได้อย่างต่อเนื่องเป็นที่ทราบกันดีว่าออกซิเจนสามารถแพร่ลงสู่น้ำได้ แต่ความสามารถในการแพร่ของออกซิเจนในน้ำมีค่าเพียง  $4.6 \times 10^{-6}$  โมล/ตารางเซนติเมตร (ที่อุณหภูมิ  $25^\circ \text{C}$ ) ซึ่งถือว่าน้อยมากเมื่อเทียบกับในอากาศคือ 0.21 โมล/ตารางเซนติเมตร ห้องแคโทดยังมีหน้าที่รองรับโปรตอนที่ผลิตจากห้องแอโนดผ่านทางเยื่อเมมเบรนที่สามารถสร้างความเป็นกรดต่ำได้สูง ซึ่งอาจทำให้สูญเสียแรงดันไฟฟ้าได้ข้อกำหนดดังกล่าวเป็นปัญหาหลักในการออกแบบห้องแคโทดวัสดุที่ได้อธิบายไว้ข้างต้นเพื่อใช้เป็นขั้วแอโนดได้ถูกใช้เป็นแคโทดด้วยเช่นกัน การศึกษาใน MFCs จึงนิยมใช้กระดาษคาร์บอน ผ้าย่านคาร์บอน แผ่นแกรไฟต์แกรไฟต์แบบแปลง ฯลฯ ทำเป็นขั้วแคโทด และวัสดุที่นิยมใช้ควบคู่กับขั้วแคโทด คือตัวเร่งปฏิกิริยา เช่น แพทตินัล (Pt), ferricyanide เป็นต้น

##### (4.1) ขั้วแคโทดเคลือบตัวเร่งปฏิกิริยา

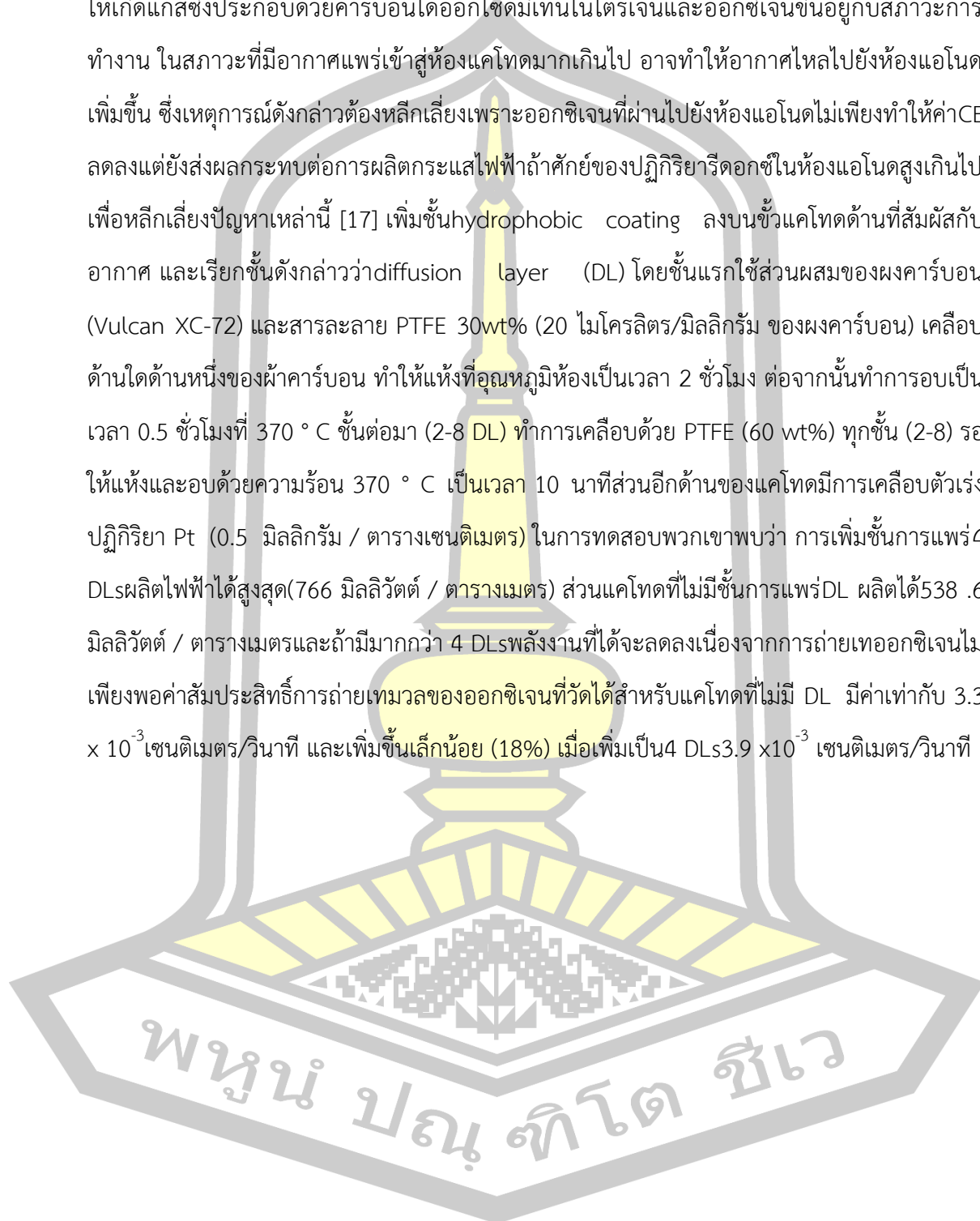
แคโทดคาร์บอนกับตัวเร่งปฏิกิริยา Pt เป็นวัสดุที่นิยมใช้บ่อยที่สุดในงานวิจัยสำหรับแคโทดที่ทำจากคาร์บอน เช่น กระดาษคาร์บอน จะมีการเคลือบตัวเร่งปฏิกิริยา Pt ไว้ด้านใดด้านหนึ่งเมื่อมีการใช้งาน ด้านที่มีตัวเร่งปฏิกิริยาจะหันไปทางที่สัมผัสกับน้ำด้านที่ไม่เคลือบผิวจะสัมผัสกับอากาศ นอกจากนี้เรายังสามารถนำผ้าย่านคาร์บอนธรรมดาและใช้ตัวเร่งปฏิกิริยาในห้องปฏิบัติการมาทำเป็น Pt-catalyst cathode โดยใช้ Pt (10 wt% Pt / C, E-TEK) นำมาผสมกับสารยึดเกาะเคมีเช่น 5% Nafion<sup>TM</sup> จากนั้นนำไปเคลือบด้านใดด้านหนึ่งให้เท่ากับพื้นที่อิเล็กโทรดและตากแห้งที่อุณหภูมิห้องเป็นเวลา 24 ชั่วโมง [71]

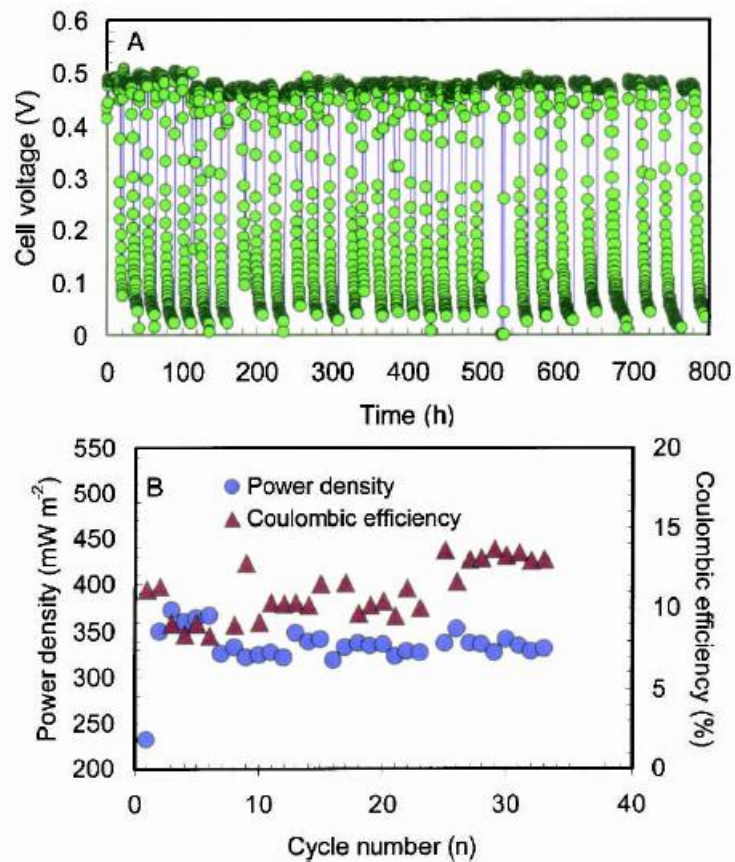
##### (4.2) ขั้วแคโทดเคลือบชั้นการแพร่กระจาย

การใช้ชั้นการแพร่กระจายเป็นอีกวิธีหนึ่งที่นิยมใช้เพื่อเพิ่มประสิทธิภาพของขั้วแคโทดใน MFCs ชนิดที่ให้ขั้วแคโทดสัมผัสกับอากาศ (Air-Cathode) ที่ไม่ใช้เมมเบรน ค่า Coulombic efficiency (CE) จะมีค่าลดลงเนื่องจากมีค่าสัมประสิทธิ์การถ่ายเทมวลของออกซิเจนสูงในห้องของ



แคโทดทำให้มีการสูญเสียน้ำในด้านที่สัมผัสกับอากาศ ในเครื่องปฏิกรณ์บางชนิด(headspace)อาจทำให้เกิดแก๊สซึ่งประกอบด้วยคาร์บอนไดออกไซด์มีเทนไนโตรเจนและออกซิเจนขึ้นอยู่กับสภาวะการทำงาน ในสภาวะที่มีอากาศแพร่เข้าสู่ห้องแคโทดมากเกินไป อาจทำให้อากาศไหลไปยังห้องแอโนดเพิ่มขึ้น ซึ่งเหตุการณ์ดังกล่าวต้องหลีกเลี่ยงเพราะออกซิเจนที่ผ่านไปยังห้องแอโนดไม่เพียงทำให้ค่าCE ลดลงแต่ยังส่งผลกระทบต่อการผลิตกระแสไฟฟ้าถ้าศักย์ของปฏิกิริยารีดอกซ์ในห้องแอโนดสูงเกินไป เพื่อหลีกเลี่ยงปัญหาเหล่านี้ [17] เพิ่มขึ้นhydrophobic coating ลงบนขั้วแคโทดด้านที่สัมผัสกับอากาศ และเรียกชั้นดังกล่าวว่าdiffusion layer (DL) โดยขั้นแรกใช้ส่วนผสมของผงคาร์บอน (Vulcan XC-72) และสารละลาย PTFE 30wt% (20 ไมโครลิตร/มิลลิกรัม ของผงคาร์บอน) เคลือบด้านใดด้านหนึ่งของผ้าคาร์บอน ทำให้แห้งที่อุณหภูมิห้องเป็นเวลา 2 ชั่วโมง ต่อจากนั้นทำการอบเป็นเวลา 0.5 ชั่วโมงที่ 370 ° C ชั้นต่อมา (2-8 DL) ทำการเคลือบด้วย PTFE (60 wt%) ทุกชั้น (2-8) รอให้แห้งและอบด้วยความร้อน 370 ° C เป็นเวลา 10 นาทีส่วนอีกด้านของแคโทดมีการเคลือบตัวเร่งปฏิกิริยา Pt (0.5 มิลลิกรัม / ตารางเซนติเมตร) ในการทดสอบพวกเขาพบว่า การเพิ่มชั้นการแพร่4 DLsผลิตไฟฟ้าได้สูงสุด(766 มิลลิวัตต์ / ตารางเมตร) ส่วนแคโทดที่ไม่มีชั้นการแพร่DL ผลิตได้538 .6 มิลลิวัตต์ / ตารางเมตรและถ้ามีมากกว่า 4 DLsพลังงานที่ได้จะลดลงเนื่องจากการถ่ายเทออกซิเจนไม่เพียงพอค่าสัมประสิทธิ์การถ่ายเทมวลของออกซิเจนที่วัดได้สำหรับแคโทดที่ไม่มี DL มีค่าเท่ากับ  $3.3 \times 10^{-3}$  เซนติเมตร/วินาที และเพิ่มขึ้นเล็กน้อย (18%) เมื่อเพิ่มเป็น4 DLs $3.9 \times 10^{-3}$  เซนติเมตร/วินาที





ภาพประกอบ 26 ประสิทธิภาพการทำงานของMFC ใน 34cyclesที่ใช้ระบบแบบ fed – batch ใช้ glucose เป็นสารอาหาร และใช้PTFE เคลือบผิวอิเล็กโทรด ตัวเร่งปฏิกิริยาคือPt (0.5 มก./ ตร.ซม.) (A) ค่าศักย์ไฟฟ้า (B) ความหนาแน่นของพลังงานและค่าCE  
ที่มา: [18]

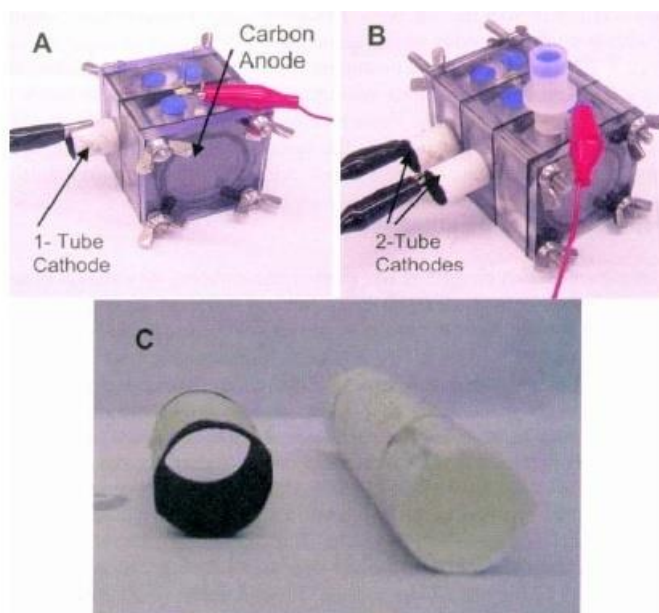
#### (4.3) ขั้วแคโทดแบบธรรมดา

ประสิทธิภาพของการใช้ขั้วแคโทดธรรมดา มักถูกเปรียบเทียบกับประสิทธิภาพของขั้วแคโทดที่ใช้ตัวเร่งปฏิกิริยาตามค่าความหนาแน่นของกระแสไฟฟ้า ซึ่งขั้วแคโทดจะมีประสิทธิภาพการผลิตไฟฟ้าน้อยกว่าขั้วแคโทดชนิดที่เคลือบตัวเร่งปฏิกิริยา ในทางทฤษฎีห้องแคโทดจะมีค่าออกซิเจนละลายน้ำลดลงเรื่อย ๆ ตามความเร็วของปฏิกิริยาทำให้ค่ากระแสลดลงตามไปด้วย แต่โดยทั่วไปแล้วกระแสไฟฟ้าและพลังงานจะลดลง 10 เท่าหรือมากกว่าเมื่อใช้ขั้วแคโทดแบบธรรมดา

#### (4.4) ขั้วแคโทดแบบท่อ

ขั้วแคโทดในMFCs ต้องการพื้นที่ผิวจำเพาะสูงและมีรูพรุนซึ่งคล้ายกับเครื่องกรองในระบบกรองน้ำ หรือระบบบำบัดน้ำเสีย หนึ่งในวิธีการที่ใหม่ในการระบบบำบัดน้ำเสียดังกล่าวคือการใช้เยื่อเมมเบรนแบบท่อเพื่อเพิ่มพื้นที่ผิวจำเพาะให้สูงสำหรับการใช้กรองน้ำที่ผ่านการบำบัด (180 - 6800 ตารางเมตร/ลูกบาศก์เมตร) จากแนวความคิดเหล่านี้ [19] ได้พัฒนาแคโทดแบบท่อโดยใช้วัสดุแกรไฟต์เป็นตัวนำไฟฟ้าให้กับเยื่อเมมเบรนแบบ hydrophilic tube ที่มีเส้นผ่านศูนย์กลางภายใน 14.4 มิลลิเมตร (B0125, X-FLOW) และหนา 0.6 มิลลิเมตร (ภาพประกอบที่ 2.26) ด้านที่หันเข้าหาอากาศมีการเคลือบด้วยแกรไฟต์ (ELC E34 Semi-Colloidal, Superior Graphite Co.) เพื่อทำให้สามารถนำไฟฟ้าได้ พวกเขาใช้ตัวเร่งปฏิกิริยาที่ทำจากcobalt tetramethoxyphenylporphyrin (CoTMPP) ท่อแคโทดที่พวกเขาออกแบบทดสอบใน MFCs แบบ Cube ที่มีความยาว 3 เซนติเมตร ใช้ขั้วแอโนดที่ทำจากแกรไฟต์แบบแปลง ( $A_{An} = 7700$  ตารางเมตร /ลูกบาศก์เมตร) กับ cathode tube ที่อยู่ในเครื่องปฏิกรณ์ ( $A_{Cat} = 93$  ตารางเมตร /ลูกบาศก์เมตร) ซึ่งสามารถผลิตไฟฟ้าได้ 18 วัตต์/ลูกบาศก์เมตรมีค่าCE=70-74% ประสิทธิภาพการทำงานนี้ดีกว่าถึงที่ใช้แคโทดที่ทำจากกระดาษคาร์บอน( $A_{Cat} = 25$  ตารางเมตร /ลูกบาศก์เมตร)ที่ผลิตได้ 8.8 วัตต์/ลูกบาศก์เมตร และถึงที่ใช้แคโทดคาร์บอนเคลือบด้วยตัวเร่งปฏิกิริยา Pt (9.9 วัตต์/ลูกบาศก์เมตร) ผลการทดลองเหล่านี้แสดงให้เห็นว่าการออกแบบขั้วแคโทดแบบท่อเป็นวิธีการที่มีแนวโน้มที่เป็นประโยชน์ในการออกแบบระบบ MFCs





ภาพประกอบ 27 MFC ที่ใช้แคโทดแบบท่อ (A) MFC ที่ใช้ขั้วแอโนดเป็นกระดาษคาร์บอนและขั้วแคโทดแบบ 1 ท่อ (B) MFC ที่ใช้ขั้วแอโนดเป็นกระดาษคาร์บอนและขั้วแคโทดแบบ 2 ท่อ (C) เมมเบรนแบบ UF ที่เคลือบด้วยตัวนำไฟฟ้าที่ใช้ทำแคโทดแบบท่อ ที่มา: [19]

#### (4.5) ขั้วแคโทดที่อาศัยหลักการอื่นๆ

##### (4.5.1) ferricyanide

Ferricyanide เป็น catholytes ที่นิยมใช้มากที่สุดในเซลล์เชื้อเพลิงจุลชีพ เพราะมีความสามารถในการรับอิเล็กตรอนได้ดีกว่าเมื่อเทียบกับออกซิเจน ferricyanide หรือ hexacyanoferrate ปฏิกิริยาที่เกิดขึ้นเมื่อมีการรับอิเล็กตรอนคือ  $\text{Fe}(\text{CN})_6^{3-} + e^- \rightarrow \text{Fe}(\text{CN})_6^{4-}$  ข้อเสียที่สำคัญของ ferricyanide คือต้องมีการเติมสารเข้าไปในระบบตลอดเวลา ซึ่งนิยมใช้ hexacyanoferrate 100 mM เติมลง MFCs เพื่อทดแทน ferricyanide ที่สูญเสียไปในปฏิกิริยา [16]

##### (4.5.2) Platinum (Pt)

Pt ไม่เหมาะสำหรับการใช้งานใน MFCs ที่มีขนาดใหญ่ เนื่องจากค่าใช้จ่ายที่สูง แต่ Pt มีประโยชน์ต่อประสิทธิภาพการทำงานของระบบ ในขณะที่ Pt และ Platinized Pt electrodes ใช้ใน

การทดสอบในMFCsซึ่งพบว่าสามารถสร้างออกไซด์ (PtO) บนผิว Pt ที่ช่วยเพิ่มประสิทธิภาพการทำงานของอิเล็กโทรด

#### (4.5.3) ไบโอบีโอดี (Biocathodes)

Biocathodesเป็นหลักการใหม่ในการพัฒนาMFCs ซึ่งเป็นการใช้แบคทีเรียเป็นตัวเร่งปฏิกิริยาในแคโทด เมื่อนำแคโทดที่ทำจากสแตนเลส (ขนาด 100 ตารางเซนติเมตร) ที่มีฟิล์มชีวภาพที่สร้างขึ้นจากจุลินทรีย์ในทะเลมาใช้กับระบบHFC พบว่าพลังงานที่ได้เพิ่มขึ้น 30 เท่าเมื่อเทียบกับแคโทดชนิดเดียวกันที่ทำการล้างแผ่นฟิล์มชีวภาพออกแล้ว [72] ในการทดสอบด้วยระบบMFC โดยใช้แคโทดน้ำในการเปลี่ยน ferric เป็น ferrous iron พบว่าเหล็กสามารถออกซิไดซ์ได้โดยใช้ตัวเร่งปฏิกิริยาจากแบคทีเรีย [46] ในการทดสอบอื่นที่ไม่ใช่MFC กล่าวคือไม่มีแบคทีเรียที่ห้องแอโนด แสดงให้เห็นว่าไนเตรตอาจลดลงไปเป็นไนโตรเจนโดยแบคทีเรียจำพวก Geobacter และ metallireducensการค้นพบ biocathodesที่ประสบความสำเร็จเป็นครั้งแรกโดย [37] แสดงให้เห็นว่าไนเตรตสามารถใช้เป็น catholyteใน MFC ที่ใช้ Acetate เป็นตัวออกไซด์ที่ห้องแอโนด ซึ่งไนเตรตจะถูกเปลี่ยนเป็นก๊าซไนโตรเจนโดยสิ้นเชิง พลังงานสูงสุดที่ผลิตได้ 4วัตต์ /ลูกบาศก์เมตร (ปริมาตรของห้องแคโทด)แรงดันไฟฟ้าของเซลล์ 0.214 V และกระแสไฟฟ้าความหนาแน่น 35แอมแปร์/ลูกบาศก์เมตร

### 2.7.4 พารามิเตอร์ทางไฟฟ้าของเซลล์เชื้อเพลิงจุลชีพ

#### (1) ศักย์ไฟฟ้าและกระแสไฟฟ้า

ประสิทธิภาพของแหล่งจ่ายไฟมักวัดด้วยค่าแรงดันไฟฟ้าหรือศักย์ไฟฟ้าเพื่อตรวจสอบประสิทธิภาพการทำงานเครื่องใช้ไฟฟ้าจะสามารถทำงานได้ที่ศักย์ไฟฟ้า 110 V ในสหรัฐอเมริกาขณะที่ในยุโรปคือ 220 V แบตเตอรี่ปกติมีค่าศักย์ไฟฟ้า6V หรือ 9V ขึ้นอยู่กับการใช้งาน ศักย์ไฟฟ้าที่ผลิตโดยแบตเตอรี่และเซลล์เชื้อเพลิงจุลชีพจะเพิ่มขึ้นโดยการต่อแบบเป็นชุด ตัวอย่างเช่นในไฟฉายมักใส่แบตเตอรี่สองก้อนขึ้นไปเพื่อเพิ่มแรงดันไฟฟ้าในขณะที่แบตเตอรี่ที่ใช้กับของเล่นสามารถต่อแบบขนานเพื่อเพิ่มกระแสไฟฟ้าได้ เซลล์เชื้อเพลิงไฮโดรเจนเซลล์เดียวจะสามารถทำงานได้ที่ศักย์ไฟฟ้า -0.7 V ดังนั้นจึงมีการจัดเรียงซ้อนกันเพื่อสร้างแรงดันไฟฟ้าที่สูงขึ้น แรงดันไฟฟ้าสามารถเพิ่มได้โดยการใช้ตัวแปลงไฟ DC-DC และแปลงจาก DC เป็น AC เซลล์เชื้อเพลิงจุลินทรีย์มัก

มีศักย์ไฟฟ้าสูงสุดอยู่ที่ 0.3-0.7 โวลต์ ค่าศักย์ไฟฟ้าจะมีความเกี่ยวข้องโดยตรงกับค่าความต้านทานภายนอก ( $R_{ext}$ ) หรือโหลดบนวงจรและกระแสไฟฟ้า ( $I$ ) ความสัมพันธ์ระหว่างตัวแปรเหล่านี้เป็นที่รู้จักกันดีในสมการ

$$E = IR_{ext} \quad (2-14)$$

$E$  คือ ศักย์ไฟฟ้าของเซลล์ (บางครั้งอาจใช้  $V$  แทน  $E$ ) กระแสไฟฟ้าที่ผลิตจาก MFCs ที่ใช้แบบเซลล์เดียวมีปริมาณน้อย ดังนั้นเมื่อมีการสร้าง MFCs ขนาดเล็กในห้องปฏิบัติการไม่นิยมวัดค่ากระแสโดยตรง แต่จะคำนวณจากแรงดันไฟฟ้าที่วัดได้จากตัวต้านทานที่  $I = E / R_{ext}$  แรงดันไฟฟ้าสูงสุดที่ผลิตได้ใน MFCs คือแรงดันไฟฟ้าวงจรเปิด (OCV: Open circuit voltage) ซึ่งสามารถวัดได้ด้วยการทำให้ความต้านทานภายนอกเป็นศูนย์ ( $R_{ext} = 0$ ) เมื่อความต้านทานลดลงแรงดันไฟฟ้าจะลดลงกำลังไฟฟ้าที่เวลาใด ๆ จะคำนวณจาก  $P = IE$  ตามรายละเอียดเพิ่มเติมในหัวข้อถัดไป

แรงดันไฟฟ้าที่ผลิตโดย MFCs มีความซับซ้อนมากในการทำความเข้าใจหรือทำนายซึ่งมากกว่าเซลล์เชื้อเพลิงเคมี ใน MFCs ต้องใช้เวลาแก่แบคทีเรียในการสร้างเซลล์บนอิเล็กโทรดและสร้างเอนไซม์หรือโครงสร้างที่จำเป็นในการถ่ายโอนอิเล็กตรอนนอกเซลล์ ซึ่งชนิดของแบคทีเรียที่ต่างกัน จะมีศักยภาพที่แตกต่างกันด้วยอย่างไรก็ตาม ในการศึกษาความสัมพันธ์ทาง thermodynamic ของผู้บริจาคีเล็กทรอนิกส์ (substrates) และตัวรับ (oxidizers) จึงมีความจำเป็นเพื่อให้เข้าใจถึงหลักการการทำงานของ MFCs ได้ดีขึ้น

## (2) แรงดันไฟฟ้าสูงสุดกับความสัมพันธ์ทางอุณหพลศาสตร์

แรงเคลื่อนไฟฟ้าสูงสุด  $E_{emf}$  ที่เกิดขึ้นในเซลล์แบคทีเรียหรือเซลล์เชื้อเพลิงชนิดต่าง ๆ สามารถคำนวณได้จากสมการ

$$E_{emf} = E^0 - \frac{RT}{nF} \ln(\Pi) \quad (2-15)$$

โดยที่  $E^0$  คือแรงเคลื่อนไฟฟ้า,  $R$  เป็นค่าคงที่ของแก๊สมึค่า =  $8.31447 \text{ J/mol-K}$ ,  $T$  คือค่าอุณหภูมิสัมบูรณ์หน่วยเป็น (K),  $n$  คือจำนวนอิเล็กตรอนที่ถ่ายโอน และ  $F = 96,485 \text{ C/mol}$  คือค่าคงที่ของ Faraday

$$\Pi = \frac{[\text{products}]^p}{[\text{reaction}]^r} \quad (2-16)$$

นอกจากนี้เรายังใช้มาตรฐานของ IUPAC เป็นเงื่อนไขในการตรวจวัด กล่าวคือ อุณหภูมิ =  $298 \text{ K}$  และความเข้มข้นทางเคมีของสารในรูปแบบของของเหลวจะมีค่า  $1 \text{ M}$  และก๊าซจะมีค่า  $1 \text{ บาร์}$  ( $1 \text{ บาร์} = 0.9869 \text{ atm} = 100 \text{ kPa}$ ) ค่าของ  $E^0$  สามารถคำนวณโดยพิจารณาจากค่าศักย์ของไฮโดรเจนภายใต้สภาวะมาตรฐานซึ่งกำหนดให้เป็น  $E^0(\text{H}_2) = 0$  เรียกว่า “normal hydrogen electrode” (NHE) ดังนั้นศักย์ภาพของสารเคมีทุกชนิดที่ได้มาตรฐานจึงมีค่า  $\Pi = 1$  เมื่อเทียบกับไฮโดรเจนอิเล็กโทรด

ในระบบชีวภาพนิยมใช้ค่า  $\text{pH} = 7$  ในการคำนวณค่าต่าง ๆ เนื่องจากการทำงานของ Cytoplasm ในเซลล์ส่วนใหญ่จะทำงานได้ดีเมื่อ มีค่า  $\text{pH} = 7$  ตามปฏิกิริยาของไฮโดรเจนดังนี้  $2\text{H}^+ + 2\text{e}^- \rightarrow \text{H}_2$  ซึ่งเกิดขึ้นที่อุณหภูมิ  $298 \text{ K}$  ดังนั้นเราจึงสามารถแทนค่าสมการ (2-15) ใหม่ได้เป็น

$$E^{\prime} = E^0 - \frac{RT}{nF} \ln \frac{\text{H}_2}{[\text{H}^+]^2} = 0 - \frac{\left(8.31 \frac{\text{J}}{\text{mol-K}}\right)(298.15 \text{ K})}{(2)(9.62 \times 10^4 \text{ C/mol})} \ln \frac{[1 \text{ bar}]}{[10^{-7} \text{ M}]^2} = -0.414 \text{ V} \quad (2-17)$$

สัญลักษณ์/ บน  $E$  ใช้เพื่อแสดงถึงการปรับค่า  $\text{pH}$  ให้เป็นมาตรฐาน ( $\text{pH} = 7$ ) สำหรับไฮโดรเจน ( $\text{H}^+/\text{H}_2$ ) สารละลายที่ถูกออกซิไดซ์โดย  $\text{H}^+$  จะมีค่าเป็นลบมากขึ้น ส่วนสารละลายที่ถูกรีดิวซ์โดย  $\text{H}_2$  มีค่าเป็นบวกเพิ่มขึ้น ตัวอย่างเช่นออกซิเจนที่ถูกออกซิไดซ์โดย  $\text{H}_2$  ในครึ่งปฏิกิริยาของออกซิเจน  $1/2\text{O}_2 + 2\text{H}^+ + 2\text{e}^- \rightarrow \text{H}_2\text{O}$  และมีค่า  $E^0(\text{O}_2) = 1.229 \text{ V}$  ดังนั้นการปรับค่าของออกซิเจนที่  $\text{pH} = 7$  จะมีค่าดังนี้

$$E^{\prime} = E^0 - \frac{RT}{nF} \ln \frac{1}{[\text{O}_2]^{1/2}[\text{H}^+]^2} \quad (2-18)$$

$$E^{0'} = 1.229 - \frac{\left(8.31 \frac{\text{J}}{\text{mol-K}}\right)(298.15 \text{ K})}{(2)(9.62 \times 10^4 \text{ C/mol})} \ln \frac{1}{[0.2]^{1/2} [10^{-7} \text{ M}]^2} = 0.805 \text{ V} \quad (2-19)$$

ตาราง 18 แสดงศักย์ไฟฟ้าของขั้วแอโนดและขั้วแคโทดในปฏิกิริยา anodic และ cathodic ที่แตกต่างกัน และ  $E'$  เป็นค่าที่ถูกปรับเมื่อ pH = 7 และที่อุณหภูมิ 298 K ยกเว้นนอกเหนือจากที่ระบุไว้

Electrode	Reaction	$E^0$ (V)	Conditions	$E'$ (V)
<u>Anode</u>				
A-1	$2\text{H}^+ + 2\text{e}^- \rightarrow \text{H}_2$	0.000	pH = 7	-0.414
A-2	$2\text{HCO}_3^- + 9\text{H}^+ + 8\text{e}^- \rightarrow \text{CH}_3\text{COO}^- + 4\text{H}_2\text{O}$	0.187	$\text{HCO}_3^- = 5\text{mM}$ , $\text{CH}_3\text{COO}^- = 16.9\text{mM}$ , pH = 7	-0.300
A-3				-0.296
A-4			$\text{HCO}_3^- = 5\text{mM}$ ,	
A-5	$\text{CO}_2 + \text{HCO}_3^- + 8\text{H}^+ + 8\text{e}^- \rightarrow \text{CH}_3\text{COO}^- + 3\text{H}_2\text{O}$	0.130	$\text{CH}_3\text{COO}^- = 5 \text{ mM}$ , pH = 7	-0.284
	$6\text{CO}_2 + 24\text{H}^+ + 24\text{e}^- \rightarrow \text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6 + 6\text{H}_2\text{O}$	-0.014	pH = 7	-0.428
<u>Cathode</u>				
C-1	$\text{O}_2 + 4\text{H}^+ + 2\text{e}^- \rightarrow 2\text{H}_2\text{O}$	1.229	$p\text{O}_2 = 0.2$ , pH = 7	0.805
C-2			$p\text{O}_2 = 0.2$ , pH = 7	0.627
C-3	$\text{O}_2 + 2\text{H}^+ + 2\text{e}^- \rightarrow \text{H}_2\text{O}_2$	0.695	$p\text{O}_2 = 0.2$ , $\text{H}_2\text{O}_2 = 5 \text{ mM}$ , pH = 7	0.328
C-4			$p\text{O}_2 = 0.2$ , $\text{H}_2\text{O}_2 = 0.22 \text{ mM}$ , pH = 7	0.370
C-5	$\text{Fe}(\text{CN})_6^{3-} + \text{e}^- \rightarrow \text{Fe}(\text{CN})_6^{4-}$	0.361	$\text{Fe}(\text{CN})_6^{3-} = \text{Fe}(\text{CN})_6^{4-}$	0.361



C-6	$\text{Fe}(\text{CN})_6^{4-}$	1.229	$\text{Mn}^{2+} = 5 \text{ mM}, \text{pH} = 7$	0.470
C-7	$\text{MnO}_2(\text{s}) + 4\text{H}^+ + 2\text{e}^- \rightarrow \text{Mn}^{2+} + 2\text{H}_2\text{O}$	1.70	$\text{MnO}_4^- = 10 \text{ mM}, \text{pH} = 3.5$	1.385
C-8	$\text{MnO}_4^- + 4\text{H}^+ + 3\text{e}^- \rightarrow \text{MnO}_2 + 2\text{H}_2\text{O}$	0.77	$\text{Fe}^{3+} = \text{Fe}^{2+}, T = 303\text{K}$	0.78
C-9	$\text{Fe}^{3+} + \text{e}^- \rightarrow \text{Fe}^{2+}$ (low pH)		(low pH)  $T = 303\text{K}$ (neutral pH)	0.20

ค่าปฏิกิริยาที่เกิดขึ้นกับของเหลวและของแข็งที่บริสุทธิ์ จะเป็นค่าคงที่ ดังนั้นปฏิกิริยาที่เกิดขึ้นกับน้ำจะเป็นเอกภาพ เนื่องจาก  $E^0(\text{O}_2) > E^0(\text{H}_2)$  เมื่อออกซิเจนถูกรีดิวซ์ด้วยไฮโดรเจน ค่าศักย์ไฟฟ้าจะกลายเป็นบวกซึ่งจะเป็นปฏิกิริยาคายความร้อนในการคำนวณค่า  $E^0$  เราสามารถใช้หลักการของ Gibbs free energy ( $\Delta G_r^0$  (J) ในการคำนวณได้ดังนี้

$$E^0 = -\frac{\Delta G_r^0}{nF} \quad (2-20)$$

ปฏิกิริยาในสมการ (2-20) เป็นปฏิกิริยาคายความร้อนเมื่อ  $\Delta G_r^0$  มีค่าเป็นลบ สามารถศึกษารายละเอียดการวิเคราะห์และการคำนวณทางอุณหพลศาสตร์ในหนังสือพิเศษเกี่ยวกับปฏิกิริยาทางชีวเคมี ศักยภาพของเซลล์ทั้งหมดที่สามารถผลิตได้จากเซลล์เชื้อเพลิงคือความแตกต่างของศักย์ไฟฟ้าของขั้วแอโนดและแคโทดหรือ  $E_{\text{emf}} = E_{\text{cat}} - E_{\text{an}}$  ซึ่งเมื่อมีการปรับค่า pH ( $\text{pH} = 7$ ) แล้วจะได้สมการคือ

$$E_{\text{emf}} = E_{\text{cat}}^0 - E_{\text{an}}^0 \quad (2-21)$$

ตัวอย่างเช่นถ้าเราใช้ก๊าซออกซิเจนที่ขั้วแคโทดและไฮโดรเจนที่ขั้วแอโนด สำหรับกรณีนี้ในสภาวะที่กำหนด ( $298\text{K}, 1\text{bar}, \text{pH} = 7$ ), จะได้ค่า  $E_{\text{emf}}^0 = 0.805 \text{ V} - (-0.414 \text{ V}) = 1.219 \text{ V}$

(3) กำลังทางไฟฟ้า (Power Generation)

ค่ากำลังไฟฟ้าใน MFCs สามารถคำนวณได้จากค่าศักย์ไฟฟ้า และกระแสไฟฟ้า คือ  $P = IE$  เมื่อ  $P$  คือกำลังทางไฟฟ้า (วัตต์) ,  $E$  คือศักย์ไฟฟ้า (โวลต์) และ  $I$  คือค่ากระแสไฟฟ้า (แอมแปร์) เพื่อแสดงถึงกำลังไฟฟ้าที่ผลิตได้ใน MFCs เราจะทำการแทน  $E$  ด้วย  $E_{MFC}$  ดังนี้

$$P = IE_{MFC} \quad (2-22)$$

กระแสที่ผลิตโดย MFCs ในห้องปฏิบัติการสามารถคำนวณได้จากค่าศักย์ไฟฟ้าที่ต่อผ่านกับโหลดภายนอก ( $R_{ext}$ ) คือ  $I = E_{MFC}/R_{EXT}$  ดังนั้นเราจะได้สมการที่แสดงถึงการผลิตกำลังไฟฟ้าใหม่เป็น

$$P = \frac{E_{MFC}^2}{R_{EXT}} \quad (2-23)$$

ขึ้นอยู่กับความสัมพันธ์  $I = E_{MFC}/R_{EXT}$  เราอาจคำนวณค่ากำลังไฟฟ้าจากค่ากระแสไฟฟ้าได้ ดังนี้

$$P = I^2 R_{EXT} \quad (2-24)$$

กำลังไฟฟ้าที่ผลิตใน MFCs สามารถคำนวณได้ในหลายรูปแบบ ขึ้นอยู่กับสภาพการใช้งานในแต่ละ MFCs เช่น

(3.1) การหาลูกำลังไฟฟ้าจากพื้นที่ผิวของอิเล็กโทรด (Power output normalized by surface area) เป็นที่ทราบกันดีว่าจุลินทรีย์จะย่อยสลายสารอาหารแล้วปลดปล่อยอิเล็กตรอนออกมาและเคลื่อนที่ไปยังขั้วแอโนด ดังนั้นพื้นที่ผิวขั้วแอโนด ( $A_{An}$ ) จึงมีผลต่อกำลังไฟฟ้าอย่างมีนัยสำคัญเราสามารถหาผลของพื้นที่ผิวของขั้วแอโนดที่มีต่อกำลังไฟฟ้าได้ดังนี้

$$P_{An} = \frac{E_{MFC}^2}{A_{An} R_{EXT}} \quad (2-25)$$

การใช้สมการ (2-25) คำนวณหากำลังไฟฟ้า พื้นที่ผิวของ  $A_{An}$  แต่ละงานวิจัยจะมีลักษณะที่แตกต่างกัน ตัวอย่างเช่น ในงานของ [73] จะใช้ขั้วแอโนดที่เป็นรูปทรงเลขาคณิตมีพื้นที่  $A_{An} = 2l_{An}w_{An}$  โดย  $l_{An}$  คือความยาวและ  $w_{An}$  คือความกว้าง ส่วนงานวิจัยของ [18] มีลักษณะเป็นรูป

สี่เหลี่ยมผืนผ้า แต่จะให้พื้นที่ของขั้วสัมผัสกับน้ำเพียงด้านใดด้านหนึ่งพื้นที่ผิวของขั้วแอโนดอาจมีผลต่อการผลิตไฟฟ้าแต่ [18] พบว่ามีการเพิ่มขึ้นของไฟฟ้าเพียงเล็กน้อยเมื่อพื้นที่ผิวขั้วแอโนดเพิ่มขึ้น แต่ไฟฟ้าจะเพิ่มขึ้นมากถ้ามีการเพิ่มขนาดของขั้วแคโทด และขนาดของเมมเบรน ดังนั้นการใช้พื้นที่ของขั้วแคโทด ( $A_{\text{Cat}}$ ) ในการหาค่ากำลังไฟฟ้าตามสมการ (2-22) จึงมีความเหมาะสมเมื่อเทียบกับการใช้  $A_{\text{An}}$

$$P_{\text{Cat}} = \frac{E_{\text{MFC}}^2}{A_{\text{Cat}} R_{\text{EXT}}} \quad (2-26)$$

(3.2) การหาค่ากำลังไฟฟ้าจากปริมาตร (Power output normalized by volume) เนื่องจากใน MFCs การออกแบบถังที่เหมาะสมเป็นปัจจัยที่สำคัญในการเพิ่มขึ้นของไฟฟ้า ดังนั้นปริมาตรถังจึงมีผลต่อกำลังไฟฟ้า ซึ่งสามารถคำนวณได้จาก

$$P_v = \frac{E_{\text{MFC}}^2}{v R_{\text{EXT}}} \quad (2-27)$$

เมื่อ  $P_v$  คือกำลังไฟฟ้า (วัตต์/ลูกบาศก์เมตร) และ  $v$  คือปริมาตรทั้งหมดของถัง

(3.3) กำลังไฟฟ้าเปรียบเทียบกับกำลังไฟทั้งหมด-ผลกระทบของความต้านทานภายในและ OCV (Power output compared to total power-the effect of internal resistance and the OCV) กำลังการผลิตไฟฟ้าใน MFCs บางงานวิจัยผลิตไฟฟ้าได้เพียงไม่กี่มิลลิวัตต์ต่อปริมาตรของถัง แต่ในขณะที่บางงานอาจผลิตได้ถึงร้อยมิลลิวัตต์สาเหตุหลักคือความต้านทานภายในของเครื่องปฏิกรณ์และการเกิดค่าศักย์ไฟฟ้าในปฏิกิริยาทางเคมีที่ขั้วแอโนดและแคโทดภายในถัง ( $E_{\text{emf}}$ ) ดังนั้นการหาค่ากำลังไฟฟ้าที่เป็นไปได้ตามหลักคือ

$$P_{t,\text{emf}} = \frac{E_{\text{emf}}^2}{R_{\text{int}} + R_{\text{EXT}}} \quad (2-28)$$

อย่างไรก็ตามจากที่ได้อธิบายไว้ก่อนหน้าค่า OCV จะมีค่าน้อยกว่า  $E_{\text{emf}}$  ดังนั้นจึงไม่สามารถใช้สมการ (2-23) คำนวณหาค่ากำลังไฟฟ้าที่วัดค่าศักย์แบบ OCV ได้ แต่สามารถคำนวณจาก

$$P_{t,ocv} = \frac{OCV^2}{R_{int} + R_{EXT}} \quad (2-29)$$

### (3.4) Coulombic efficiency (CE)

ในขณะที่การสร้างพลังงานเป็นเป้าหมายหลักของ MFCs นอกจากนี้เรายังพยายามที่จะดึงเอาอิเล็กตรอนที่อยู่ในมวลชีวภาพให้ได้มากที่สุดเท่าที่เป็นไปได้ใน MFCs การดึงเอาอิเล็กตรอนไปผลิตเป็นไฟฟ้าเราสามารถหาค่า CE เป็นตัวบ่งชี้ถึงปริมาณของกระแสไฟฟ้าที่สามารถผลิตได้ โดยค่า CE จะเป็นอัตราส่วนของจำนวนอิเล็กตรอนที่ผลิตเป็นกระแสไฟฟ้าต่อจำนวนอิเล็กตรอนที่มีอยู่จริงในสารอินทรีย์มีหน่วยเป็นเปอร์เซ็นต์

$$C_E = \frac{\text{Coulombs recovered}}{\text{Total coulombs in substrate}} \quad (2-30)$$

เป็นที่ทราบกันดีว่ากระแสไฟฟ้า 1 แอมแปร์ คือการถ่ายโอนประจุ 1 คูลอมป์ต่อวินาทีหรือ  $1 \text{ A} = 1 \text{ C/s}$  ดังนั้นถ้าอินทิเกรตจำนวนไฟฟ้าที่ผลิตได้เทียบกับเวลาเราจะสามารถหาจำนวนคูลอมป์ทั้งหมดที่ผลิตได้จากระบบสามารถคำนวณค่า  $C_E$  ใน MFCs ที่ใช้ระบบ fed-batch [18] [17] ได้จาก

$$C_E = \frac{M_{s0} t_b I dt}{F b_{es} v_{An} \Delta c} \quad (2-31)$$

เมื่อ  $M_s$  คือมวลโมเลกุลของสารตั้งต้น,  $t_b$  คือเวลาในช่วงเวลาใด ๆ, คือกระแสไฟฟ้า,  $\Delta c$  คือค่าความเข้มข้นของสารตั้งต้นที่เปลี่ยนแปลงไปโดยปกติจะกำหนดให้ความเข้มข้นเริ่มต้นเริ่มจาก  $c_0$ ,  $F$  คือค่าคงที่ของฟาราเดย์ (Faraday's constant),  $b_{es}$  คือจำนวนอิเล็กตรอนของสารตั้งต้นที่มีการแลกเปลี่ยนในปฏิกิริยาและ  $v_{An}$  คือปริมาตรของของเหลวในห้องแอโนด เพื่อให้สะดวกต่อการคำนวณ เราสามารถใช้ค่า COD แทนค่าความเข้มข้นของสารตั้งต้นในสมการ (2-27) ซึ่งจะได้สมการใหม่เป็น

$$C_E = \frac{8 \int_0^{t_b} I dt}{F b_{es} v_{An} \Delta COD} \quad (2-32)$$

เมื่อ 8 คือค่าที่ได้จากการนำมวลโมเลกุลของออกซิเจน ( $M_{O_2} = 32$ ) หารกับจำนวนอิเล็กตรอนที่มีการแลกเปลี่ยนต่อโมลของออกซิเจน ( $b_{es} = 4$ ) ในส่วนของ MFCsที่มีการไหลอย่างต่อเนื่อง (continuous) เราสามารถคำนวณค่า  $C_E$  ตามความเข้มข้นของสารตั้งต้นหรือ COD และอัตราการไหล  $q$  ซึ่งได้สมการเป็น

$$C_E = \frac{M_S I}{F b_{es} q \Delta COD} \quad (2-33)$$

$$C_E = \frac{8 I}{F q \Delta COD} \quad (2-34)$$

#### ตัวอย่างการคำนวณหาค่า $C_E$

ในการทดลอง MFC ที่ใช้ระบบ fed-batch สามารถวัดกระแสไฟฟ้าได้ 0.2 มิลลิแอมป์/ตารางเซนติเมตร (พื้นที่ผิวของขั้วแอโนด = 7.1 ตารางเซนติเมตร) ระยะเวลาที่ใช้ในการทดลอง 35 ชั่วโมง และใช้อะซิเตทความเข้มข้น (1 กรัม/ลิตร) ถึง MFC มีปริมาตร 28 มิลลิลิตร จงหาค่า Coulombic efficiency เมื่อกำหนดให้อะซิเตทถูกออกซิไดซ์โดยจุลลินทรีย์อย่างสมบูรณ์

#### วิธีทำ

จากสมการ (2-26) เราใช้  $I \cdot t_b$  แทนใน  $\int_0^{t_b} I dt$  เพื่อให้สะดวกต่อการคำนวณ ส่วนจำนวนของอิเล็กตรอนที่ถูกถ่ายโอนต่อโมลของอะซิเตท คือ 8 และมวลโมเลกุลของอะซิเตท = 59 กรัม/โมล ค่า  $C_E$  สามารถคำนวณได้จาก

$$\begin{aligned} C_E &= \frac{M_S I t_b}{F b_{es} v_{An} \Delta c} \\ &= \frac{(59 \text{g/mol})(0.2 \text{mA/cm}^2)(35 \text{h})(7.1 \text{cm}^2)}{(96,500 \text{C/mole}^-)(8 \text{mole}^-/\text{mol})(0.028 \text{L})(1 \text{g/L})} \frac{1 \text{A}}{10^3 \text{mA}} \frac{3600 \text{s}}{\text{h}} \\ &= 0.49 \end{aligned}$$

ดังนั้นค่า Coulombic efficiency คือ 49%

(4) เส้นโค้งโพลาริเซชัน (Polarization curves)

เมื่อเซลล์เชื้อเพลิงจุลชีพถูกต่อเข้ากับวงจรภายนอกและมีการป้อนสารอาหารให้กับเซลล์เชื้อเพลิงเซลล์เชื้อเพลิงจะผลิตกระแสไฟฟ้าจ่ายให้กับอุปกรณ์ไฟฟ้านั้นๆ ค่าความต่างศักย์ไฟฟ้าที่ได้จากเซลล์เชื้อเพลิงจะมีค่าน้อยกว่าค่าความต่างศักย์ไฟฟ้าทางทฤษฎีซึ่งในเซลล์เชื้อเพลิงที่ใช้แก๊สไฮโดรเจนกับแก๊สออกซิเจนจะได้ค่าความต่างศักย์ตามทฤษฎีประมาณ 1.23 โวลต์ซึ่งผลต่างระหว่างค่าความต่างศักย์จริงที่จ่ายให้กับวงจรภายนอกกับค่าความต่างศักย์ตามกระบวนการผันกลับได้ตามหลักของอุณหพลศาสตร์เรียกว่าศักย์ไฟฟ้าส่วนเกิน (over potential) การลดลงของค่าความต่างศักย์ไฟฟ้าจากค่าจริงเกิดในกระบวนการที่เรียกว่าโพลาริเซชัน (polarization) โดยการเกิดโพลาริเซชันนั้นจะเกิดขึ้นทั้งที่ขั้วแอโนดและขั้วแคโทดทำให้ค่าความต่างศักย์ไฟฟ้าที่ได้ลดลงโดยศักย์ไฟฟ้าของเซลล์ที่ได้จริง (E<sub>cell</sub>) สามารถเขียนได้ดังสมการ

$$E_{\text{cell}} = E^{\circ}_{\text{cell}} - I E_{\text{Cat}} - |E_{\text{An}}| - IR \quad (2.35)$$

โดยที่

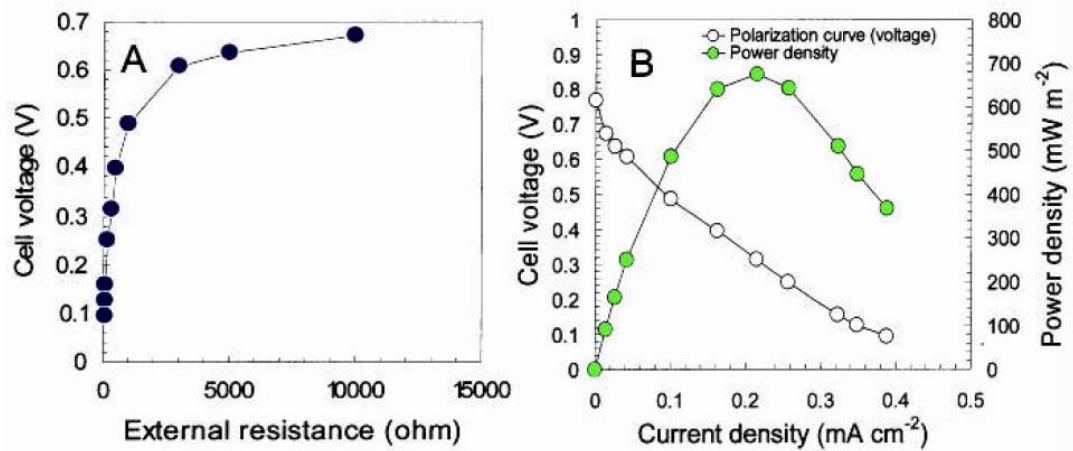
E<sub>cell</sub> = ศักย์ไฟฟ้ามาตรฐานของเซลล์เมื่อเทียบกับขั้วไฟฟ้ามาตรฐานไฮโดรเจน (โวลต์)

E<sub>Cat</sub> = ศักย์ไฟฟ้าส่วนเกินที่ขั้วแคโทด (โวลต์)

E<sub>An</sub> = ศักย์ไฟฟ้าส่วนเกินที่ขั้วแอโนด (โวลต์)

IR = เหนือของศักย์ไฟฟ้าส่วนเกินที่เกิดจากความต้านทานภายในเซลล์เชื้อเพลิง (โวลต์)

พหุ ประถมศึกษา



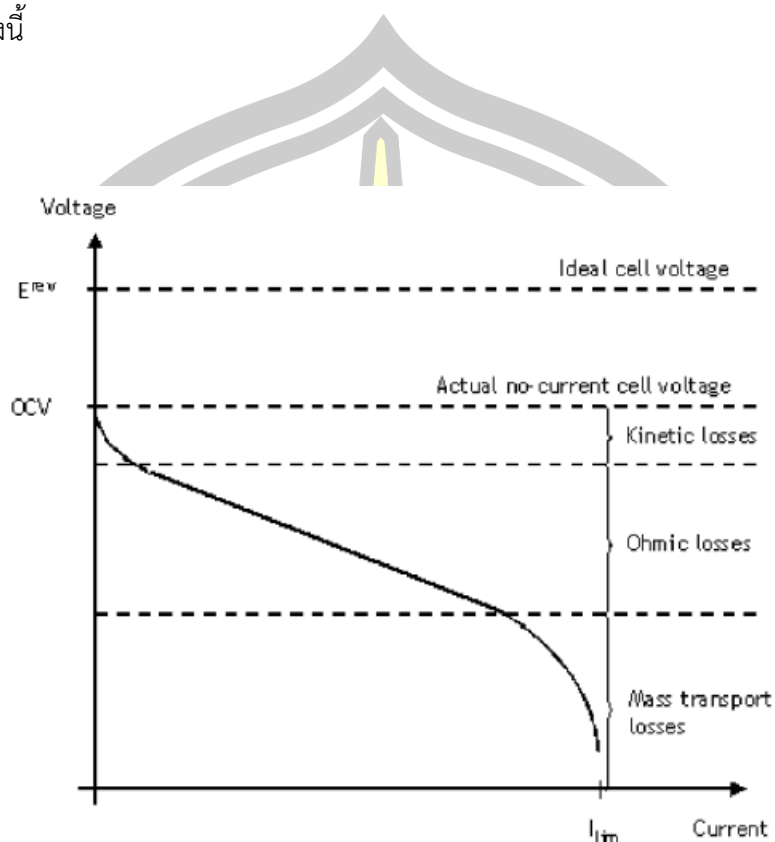
ภาพประกอบ 28 แสดงลักษณะของเส้นโค้งโพลาริเซชัน (A) แรงดันไฟฟ้าที่เปลี่ยนไปตามความต้านทานภายนอก (B) แรงดันไฟฟ้าที่พล็อตเทียบกับความหนาแน่นของกระแสและเส้นโค้งของความหนาแน่นของกำลังไฟฟ้า

ประสิทธิภาพของเซลล์เชื้อเพลิงอธิบายได้จากกราฟโพลาริเซชัน (polarization curve) ซึ่งแสดงความสัมพันธ์ระหว่างความต่างศักย์และกระแสไฟฟ้าที่ผลิตจากเซลล์เชื้อเพลิงโดยประสิทธิภาพเซลล์เชื้อเพลิงเป็นสัดส่วนโดยตรงกับความต่างศักย์คร่อมเซลล์เชื้อเพลิงหรือความหนาแน่นของกำลังไฟฟ้า (power density) ซึ่งหาได้จากผลคูณระหว่างความต่างศักย์กับความหนาแน่นกระแสไฟฟ้า (current density) เมื่อเซลล์เชื้อเพลิงจ่ายกระแสไฟฟ้าให้กับวงจรภายนอกความต่างศักย์คร่อมเซลล์ก็ลดลงเรียกปรากฏการณ์นี้ว่าโพลาริเซชันหรือ overpotential โดยที่ความต่างศักย์ประกอบด้วยความต่างศักย์คร่อมเซลล์และความต่างศักย์คร่อมวงจรภายนอกดังสมการ

$$E = IR_{\text{Ext}} + IR_{\text{int}} \quad (2.36)$$

จากสมการที่ (2.36) แสดงให้เห็นว่าขณะเกิดวงจรเซลล์เชื้อเพลิงมีความต่างศักย์เท่ากับ  $E$  โวลต์แตเมื่อนำวงจรภายนอกมาต่อเพื่อปิดวงจรปรากฏว่าความต่างศักย์คร่อมเซลล์เหลือ  $IR$  โวลต์ซึ่งความต่างศักย์ส่วนที่ลดลงไปคือความต่างศักย์ที่คร่อมความต้านทานภายในเซลล์เชื้อเพลิงเองมีค่าเท่ากับ  $IR_{\text{int}}$  โวลต์ดังนั้นในการทำงานของเซลล์เชื้อเพลิงจะสูญเสียกำลังไฟฟ้าไปเท่ากับ  $I^2R_{\text{int}}$  วัตต์ถ้าสามารถลดความต้านทานภายในของเซลล์ลงได้การสูญเสียพลังงานก็จะลดลงการเกิดโพลาริเซชันขณะเกิดการดึงกระแสจากเซลล์เชื้อเพลิงซึ่งมีผลให้ความต่างศักย์คร่อมเซลล์ลดลงสามารถแบ่งการ

เกิดโพลาริเซชันได้ 3 ช่วงตามช่วงการลดลงของความต่างศักย์คร่อมเซลล์เชื้อเพลิงตามภาพประกอบที่ 2.27 ได้ดังนี้



ภาพประกอบ 29 ปรัชการณที่มีต่อผลการลดลงของความต่างศักย์บนกราฟโพลาริเซชัน

เมื่อค่าความหนาแน่นกระแสเพิ่มขึ้นภาพประกอบที่ 2-28 พบว่ามีการลดลงของศักย์ไฟฟ้าซึ่งเกิดจากการโพลาริเซชันแบ่งออกได้เป็น 4 ช่วงคือ

(4.1) ค่าศักย์ไฟฟ้าเริ่มต้น (Open-circuit potential) ซึ่งเกิดจากการแพร่ข้ามฝั่งของแก๊ส (Crossover) ระหว่างขั้วแอโนดและขั้วแคโทดผ่านเมมเบรน เมื่อแก๊สข้ามไปยังอีกฝั่งหนึ่งจะเกิดปฏิกิริยากับผิวขั้วอิเล็กโทรด ก็จะเกิดศักย์ไฟฟ้าส่วนเกินที่ขั้วแอโนดเช่นเดียวกันจึงทำให้ค่าศักย์ไฟฟ้าที่ได้มีค่าลดลง

(4.2) โพลาริเซชันทางเคมี (Chemical polarization) โพลาริเซชันทางเคมีเกิดเนื่องจากผลของกระบวนการเกิดปฏิกิริยาไฟฟ้าเคมีบริเวณผิวของขั้วไฟฟ้าค่าศักย์ไฟฟ้าที่ลดลงไปเนื่องจากอัตราเร็วของปฏิกิริยาการลดลงมากหรือน้อยขึ้นอยู่กับอัตราเร็วของปฏิกิริยาไฟฟ้าเคมีและ



กระแสไฟฟ้าที่ออกมาจากเซลล์เชื้อเพลิงถ้าอัตราเร็วของปฏิกิริยาเคมีมีค่าต่ำจะเกิดโพลาริเซชันในทางเคมีมาก

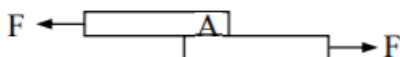
(4.3) โพลาริเซชันเนื่องจากความต้านทาน(resistance polarization) เกิดขึ้นจากความต้านทานที่เกิดขึ้นในเซลล์เชื้อเพลิงในแต่ละส่วนเช่นการเคลื่อนที่ของอิเล็กตรอนที่บริเวณขั้วไฟฟ้าและที่บริเวณแผ่นสะสมกระแสความต้านทานในการเคลื่อนที่ของโปรตอนผ่านแผ่นเยื่อวิธีในการลดโพลาริเซชันเนื่องจากความต้านทานในส่วนของขั้วไฟฟ้าทำได้โดยเลือกใช้ตัวเร่งปฏิกิริยาและตัวสะสมกระแสให้มีค่าการนำไฟฟ้าสูงๆเพื่อลดแรงต้านทานในการเคลื่อนที่ของอิเล็กตรอนส่วนของอิเล็กโทรไลต์ควรออกแบบให้มีขนาดบางเพื่อลดระยะทางในการเคลื่อนที่ของโปรตอนหรือเพิ่มความชื้นในอิเล็กโทรไลต์จะทำให้การเคลื่อนที่ของโปรตอนเป็นไปได้ง่ายขึ้น

(4.4) โพลาริเซชันเนื่องจากความเข้มข้น(concentration polarization)เกิดจากเชื้อเพลิงหรือตัวออกซิไดซ์ถูกใช้ไปอย่างรวดเร็วในการเกิดปฏิกิริยาที่บริเวณผิวของขั้วไฟฟ้าทำให้ความเข้มข้นหรือความดันของสารตั้งต้นลดลงเนื่องจากสารไม่สามารถแพร่ผ่านชั้นต่างๆเข้าไปที่ผิวขั้วไฟฟ้าเพียงพอต่อความต้านทานในการเกิดปฏิกิริยาเป็นผลทำให้ศักย์ไฟฟ้าลดลงตามสมการของเนินสตีในกรณีที่ใช้แก๊สออกซิเจนบริสุทธิ์มักจะไม่มีปัญหาที่เกิดขึ้นแต่เมื่อใช้อากาศเป็นตัวออกซิไดซ์จะเกิดปัญหานี้ขึ้นเนื่องจากในอากาศมีความเข้มข้นของออกซิเจนน้อยกว่าดังนั้นเมื่อใช้อากาศเป็นสารออกซิไดซ์จำเป็นต้องมีการออกแบบช่องทางเดินแก๊สให้อากาศสามารถสัมผัสกับตัวเร่งปฏิกิริยาบนขั้วไฟฟ้าได้อย่างเต็มที่เพื่อให้ออกซิเจนที่อยู่ในอากาศสามารถแพร่เข้าไปยังบริเวณขั้วไฟฟ้าให้มากที่สุดทางด้านไฮโดรเจนก็มีโอกาสที่ทำให้เกิดโพลาริเซชันเนื่องจากความเข้มข้นได้เช่นกันเกิดจากกรณีที่ไฮโดรเจนที่ใช้เป็นไฮโดรเจนที่ได้จากกระบวนการรีฟอร์มมิ่ง (reforming) ไม่สามารถผลิตแก๊สไฮโดรเจนให้กับระบบได้อย่างต่อเนื่องทำให้ความเข้มข้นของไฮโดรเจนบริเวณผิวขั้วไฟฟ้าลดลงทำให้เกิดศักย์ไฟฟ้าส่วนเกินมากขึ้น

(5) แรงเค้นเฉือน (shear stress)

ความเค้นเฉือน (shear stress) คือ อัตราส่วนของแรงเฉือน (shear force,  $F$ ) ต่อพื้นที่ (area,  $A$ ) ในแนวขนานกับแรงเฉือนนั้นมีหน่วยในระบบ SI คือ Pascal (Pa) หรือ  $\text{Nxm}^{-2}$  เป็นแรง

ภายนอกที่มากระทำต่อวัตถุนั้นโดยพยายามทำให้วัตถุเกิดการขาดจากกันตามแนวระนาบที่ขนานกับทิศทางของแรงนั้น แรงเค้นเฉือนสามารถหาได้จาก



ภาพประกอบ 30 การกระทำของแรงเค้นเฉือนที่มีต่อวัตถุ

โดยปกติแล้วแรงเค้นเฉือนสามารถคำนวณได้จาก  $\tau = F/A$

เมื่อ  $\tau$  คือ แรงเค้นเฉือนที่เกิดขึ้น มีหน่วยเป็น  $N/m^2$

F คือ แรงเฉือนที่กระทำต่อวัตถุ มีหน่วยเป็น N

A คือ พื้นที่หน้าตัดที่ขนานกับแรง มีหน่วยเป็น  $m^2$

อย่างไรก็ตามในมุมมองทางวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม การเพิ่มหรือลดแรงเค้นเฉือนใน MFC ก็คือการเปลี่ยนค่าอัตราการป้อนน้ำเสีย (Q : Flow rate หรือ feeding rate) หรืออัตราการเวียนน้ำเสียเข้าระบบ (Recirculation rate) ซึ่งส่งผลกระทบต่อระยะเวลาที่กักเก็บ (HRT : Hydraulic Retention Time) และอัตราการบรรทุกสารอินทรีย์ (OLR : Organic Loading Rate) ของระบบ เมื่อพิจารณาถึง MFCs แบบถังกรองจะเห็นได้ว่ามีปัจจัยอย่างอื่นที่มีความเกี่ยวข้องที่ทำให้ค่าแรงเฉือน F และพื้นที่หน้าตัด A มีค่าที่เปลี่ยนแปลงไป กล่าวคือเมื่อน้ำไหลผ่านท่อที่มีตัวกรอง จะทำให้พื้นที่หน้าตัดที่ขนานกับแรงมีค่าเปลี่ยนแปลงไปเนื่องจากพื้นผิวของตัวกรอง และความหนาของ Biofilm ที่เกาะตามตัวกรองซึ่งเป็นสาเหตุที่ทำให้เกิด loss เพิ่มขึ้น ดังนั้นค่าแรงเฉือนที่กระทำต่อวัตถุ จึงมีค่าที่เปลี่ยนแปลงไปด้วยเช่นกัน ซึ่งเมื่อพิจารณาจากลักษณะของถังกรองแล้วจะสามารถคำนวณค่าแรง (F) ที่กระทำต่อวัตถุได้เป็น

$$\tau = (25vF(1-\varepsilon) / D_p S \varepsilon^2) + (1.75\rho F^2 / S^2 \varepsilon^2) \quad (2-37)$$

เมื่อ  $V$  คือ ความเร็วของน้ำ มีหน่วยเป็น  $10^3 \text{ gm}^{-1} \cdot \text{s}^{-1}$

$\rho$  คือ ความหนาแน่นของน้ำ มีหน่วยเป็น  $10^3 \text{ g m}^{-3}$

$F$  คือ อัตราการไหล มีหน่วยเป็น  $\text{m}^3 \text{ s}^{-1}$

$S$  คือ พื้นที่หน้าตัดของถัง มีหน่วยเป็น  $\text{m}^2$

$\mathcal{E}$  คือ ความพรุนของถัง มีหน่วยเป็น %

และการเปลี่ยนแปลงของพื้นที่หน้าตัด  $A$  สามารถคำนวณได้จาก

$$D_p = 6V_p / A_p \quad (2-38)$$

เมื่อ  $D_p$  คือ เส้นผ่านศูนย์กลางของตัวกรอง มีหน่วยเป็น  $\text{m}$

$V_p$  คือ ปริมาตรของถัง มีหน่วยเป็น  $\text{m}^3$

$A_p$  คือ พื้นที่ผิวของถังเมื่อบรรจุตัวกรองแล้ว มีหน่วยเป็น  $\text{m}^2$

หรือเมื่อพิจารณาในอีกรูปแบบ กล่าวคือการไหลของน้ำภายในท่อจะทำให้เกิดแรงดันเกิดขึ้น แรงดันน้ำจะเป็นตัวบ่งชี้ว่าถังกรองจะมีการรับแรงเฉือนเพิ่มขึ้นหรือลดลง เนื่องจากการเปลี่ยนแปลงของแรงดันน้ำขาเข้าถัง และแรงดันน้ำขาออกจากถังแสดงถึงการสูญเสียความดัน (pressure loss) ซึ่งเป็นสาเหตุมาจากการเปลี่ยนแปลงของค่าแรง  $F$  และการเปลี่ยนแปลงของพื้นที่รับแรง  $A$  ด้วยเช่นกัน ซึ่งสามารถคำนวณแรงเค้นเฉือนจากแรงดันน้ำได้จาก

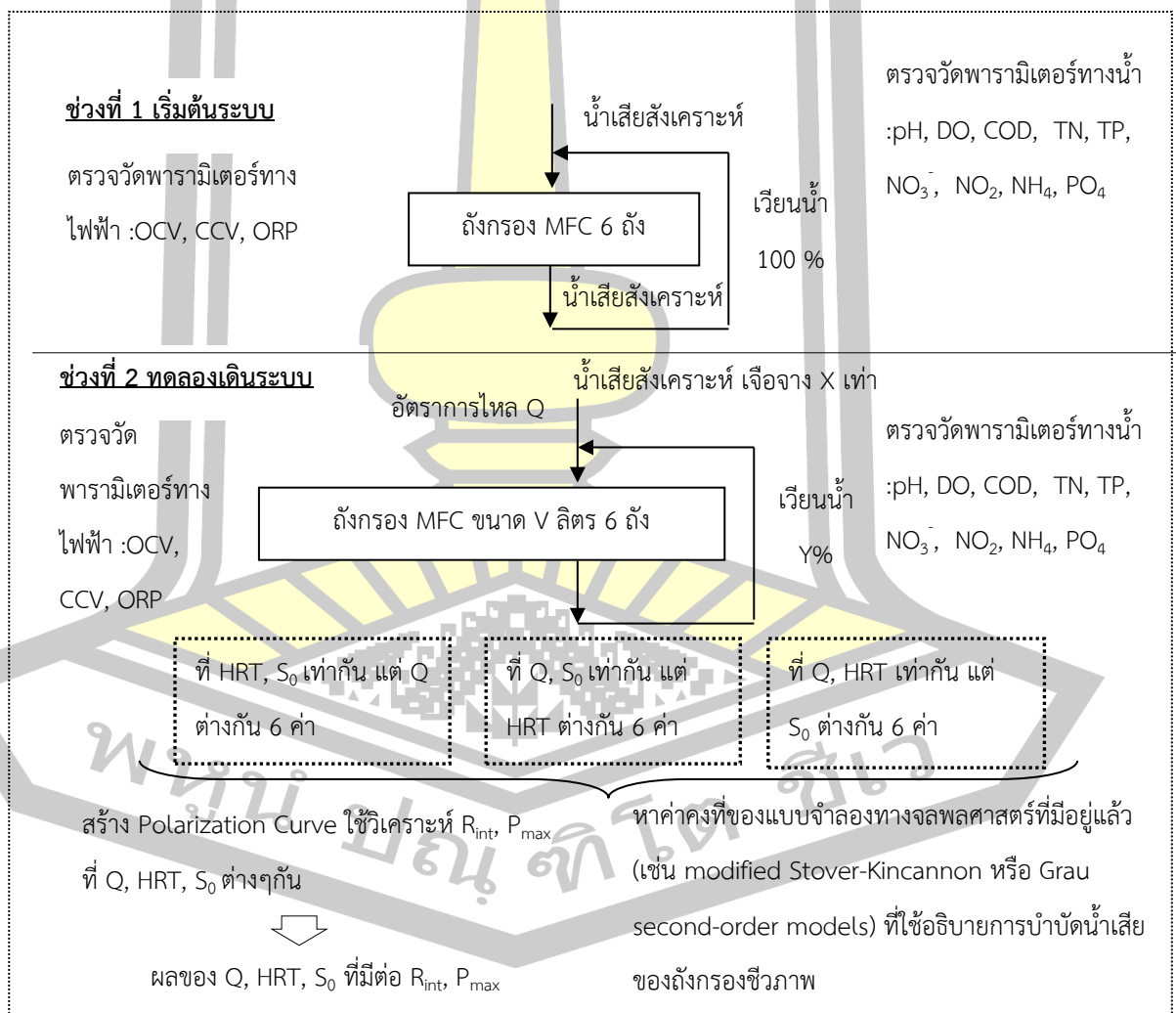
$$\tau = \frac{1}{6} \frac{\Delta p}{h} \frac{\epsilon}{(1-\epsilon)} D_p \quad (2-39)$$

เมื่อ  $\Delta p$  คือ การสูญเสียความดัน มีหน่วยเป็น  $\text{Pa}$  หรือ  $\text{N/m}^2$

$h$  คือ ความสูงของถัง มีหน่วยเป็น  $\text{m}$

### บทที่ 3 วิธีดำเนินการวิจัย

การทดลองจะแบ่งออกเป็น 2 ช่วงช่วงที่ 1 คือช่วงเริ่มต้นระบบ (Start-up) เพื่อให้จุลินทรีย์เจริญเติบโตและเกาะกับวัสดุ และช่วงที่ 2 คือช่วงทดลองเดินระบบเพื่อศึกษาตามวัตถุประสงค์ที่กำหนดไว้โดยแบ่งช่วงนี้ออกเป็น 3 หัวข้อย่อย คือ 1 การทดสอบอัตราการไหลที่มีผลต่อการบำบัดน้ำชะขยะ และผลิตไฟฟ้าของ MFCs 2 การทดสอบระยะเวลาพักเก็บที่มีผลต่อการบำบัดน้ำชะขยะ และผลิตไฟฟ้าของ MFCs 3 การทดสอบความเข้มข้นที่มีผลต่อการบำบัดน้ำชะขยะ และผลิตไฟฟ้าของ MFCs ดังแสดงในภาพประกอบ 30

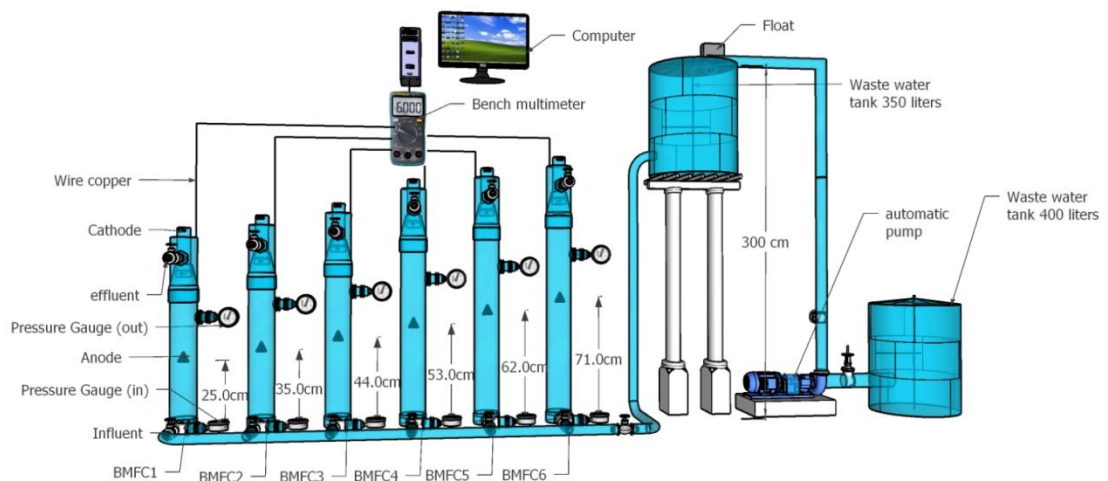


### ภาพประกอบ 31 แสดงรูปแบบโดยรวมของการเดินระบบ

#### 3.1 การสร้างเซลล์เชื้อเพลิงจุลินทรีย์แบบถังกรองชีวภาพ

MFCs ทั้ง 6 ถังสร้างขึ้นในรูปแบบของถังกรองไร้อากาศแบบไหลขึ้น เป็น MFC ชนิดห้องเดี่ยว โดยจำลองจากถังกรองที่ผู้วิจัยใช้ทดลองบำบัดน้ำเสียด้วยถังกรองไร้อากาศแบบไหลขึ้น (ทรงกลมกลพีคและเพชร เฟ็งชัย, 2559) พบว่าถังกรองนี้สามารถบำบัด COD ในน้ำจากโรงอาหารได้ 92% และนำมาประยุกต์เข้ากับรูปแบบ MFC ของ [74] จึงได้รูปแบบของ MFCs ที่ทำจากท่อ PVC ขนาดเส้นผ่านศูนย์กลาง 10 เซนติเมตร ด้านในถังประกอบไปด้วยท่อลดขนาดของ PVC จาก 10 เซนติเมตรเหลือ 5.08 เซนติเมตร เชื่อมต่อกับท่อ PCV ขนาดเส้นผ่านศูนย์กลาง 5.08 เซนติเมตร ยาว 50 เซนติเมตร ด้านล่างของท่อนี้จะปิดด้วยฝาครอบท่อที่ถูกเจาะรูจำนวน 4 รู เพื่อให้ น้ำที่ผ่านชั้นกรองสามารถไหลผ่านเข้ามา และไหลออกไปยังปลายท่ออีกด้านหนึ่งที่ทำเป็นท่อปลายเปิด ดังแสดงในภาพประกอบ 2 MFCs1-6 เชื่อมต่อกับถังเก็บน้ำเสียเข้าจำนวน 2 ถัง ขนาดรวม 240 ลิตร ที่อยู่สูงกว่าระบบพื้นดิน 2 เมตร (ทดสอบแล้วว่าสามารถป้องกันน้ำเสียแล้วทำให้น้ำไหลออกได้ต่อเนื่อง) และทางน้ำเข้าของ MFCs จะทำการติดตั้งเกจวัดแรงดันน้ำเพื่อใช้ตรวจวัดค่าของแรงดันน้ำที่เข้าระบบในแต่ละ MFC ซึ่งเป็นตัวแปรสำคัญในการคำนวณหา ค่า shear force ดังแสดงในภาพประกอบ 31 MFCs ถูกรออกแบบให้มีความสูงของห้องแอโนด (ส่วนของถังกรอง) แตกต่างกันคือ 0.53, 0.71, 0.88, 1.06, 1.24 และ 1.42 เมตร ตามลำดับ ด้านในถังแอโนดใส่ตัวกรองเพื่อกรองน้ำเสีย และให้จุลินทรีย์ไว้ยึดเกาะ ทำจากเชือกไนลอนเบอร์ 12 ความยาว 10 เซนติเมตร นำมามัดรวมกันด้วยยางพลาสติกทั้งหมด 20 เส้นต่อ 1 ตัวกรอง ดังแสดงในภาพประกอบ 31 ตัวกรอง 1 ชิ้นสามารถคำนวณเป็นประมาตรโดยวิธีแทนที่ด้วยน้ำได้เท่ากับ 1.01 มิลลิลิตร ดังนั้นเมื่อกำหนดระยะเวลาพักเก็บ (HRT) ของ MFCs เท่ากับ 5 ชั่วโมง (เวลาที่น้อยที่สุดที่สามารถบำบัด COD ของน้ำจากโรงอาหารได้ 85%) MFCs ทั้ง 6 ถังจะมีปริมาตรตัวกรองและปริมาตรน้ำในถัง (ปริมาตรตัวกรอง + ปริมาตรน้ำในถัง) ที่แตกต่างกันตามขนาดความสูงของถังโดยกำหนดให้ค่าความพรุนของถัง Void Ratio (VR) คือ 75% (จากการทดสอบ MFCs 4 ถังที่มี VR ต่างกันคือ VR100%, VR95%, VR85% และ VR75% ผู้วิจัยพบว่า VR ที่ 75% สามารถบำบัดน้ำชะขยะสังเคราะห์ และผลิตไฟฟ้าได้ดีที่สุด) ดังนี้ (3.12+1.04), (4.17+1.39), (5.21+1.74), (6.25+2.08), (7.29+2.43) และ (8.33+2.78) ลิตร

ตามลำดับ และในการติดตั้งวงจรไฟฟ้าภายในชั้นกรง (ตรงกลางถัง) ของ MFCs ได้เพิ่มขั้วแอโนดที่ทำจากแผ่นแกรไฟท์ รูปทรงสามเหลี่ยมขนาด 5.2 ตารางเซนติเมตร และด้านบนของ MFCs (ทางน้ำออก) ประกอบไปด้วยขั้วแคโทดรูปทรงวงรีขนาด 20.78 ตารางเซนติเมตร (ขนาดใหญ่สุดที่สามารถนำไปวางไว้บนทางน้ำออกได้พอดี) สามารถคิดเป็นอัตราส่วนของขั้วแอโนดต่อขั้วแคโทดได้ 1:4 ขั้วทั้งสองเชื่อมต่อกับสายไฟที่ทำจากลวดทองแดง รอยต่อระหว่างสายไฟและขั้วไฟฟ้าถูกปิดผนึกด้วยกาวร้อนเพื่อป้องกันการเกิดสนิมจากการทำปฏิกิริยาระหว่างทองแดงและน้ำ ปลายสายไฟทั้ง 2 เส้น ต่อเข้ากับเครื่องมัลติมิเตอร์ และคอมพิวเตอร์ เพื่อใช้วัดค่าความต่างศักย์ทางไฟฟ้า



ภาพประกอบ 32 MFCs ที่ใช้ทดสอบ

### 3.2 ช่วงที่ 1 เริ่มต้นระบบ (Start-up)

มีวัตถุประสงค์เพื่อเพาะเลี้ยงจุลินทรีย์ให้เจริญเติบโตและเกาะกับวัสดุกรง ดำเนินการโดย

#### 3.2.1 ช่วงเลี้ยงเชื้อแบบ Batch

ช่วงเลี้ยงเชื้อใช้ระยะเวลาในการเลี้ยงเชื้อ 59 วัน โดยแบ่งออกเป็นการเลี้ยงเชื้อแบบ Batch (ไม่เวียนน้ำเสีย) 36 วัน น้ำเสียที่ใช้เป็นน้ำชะขยะที่ได้จากบ่อเติมอากาศของหลุมฝังกลบขยะ ตำบลหนองปิง อำเภอเมือง จังหวัดมหาสารคาม ผสมกับหัวเชื้อจุลินทรีย์สังเคราะห์แสงอัตราส่วน 22:1 ในช่วงการเลี้ยงเชื้อแบบ Batch มีวัตถุประสงค์เพื่อให้จุลินทรีย์ได้คุ้นเคยกับสภาพของน้ำเสีย และยึดติดกับตัวกรอง (ไม่มีการตรวจวัดค่าพารามิเตอร์)

### 3.2.2 ช่วงเลี้ยงเชื้อแบบ semi-continuous และแบบ continuous

เมื่อเสร็จสิ้นระยะเวลาการเลี้ยงเชื้อแบบ Batch เพื่อให้มั่นใจว่าระบบสามารถทำงานได้อย่างปกติ และมีประสิทธิภาพ ผู้วิจัยจึงเพิ่มการเลี้ยงเชื้อแบบ semi-continuous และแบบ continuous โดยใช้ระยะเวลาการเลี้ยงเชื้อรวม 23 วัน แบ่งการเตรียมน้ำเสียออกเป็น 3 ช่วง คือ การเตรียมน้ำเสียครั้งที่ 1 ใช้ในการเดินระบบแบบ semi-continuous ปริมาตร 400 ลิตร การเตรียมน้ำเสียครั้งที่ 2 ใช้ในการเดินระบบแบบ continuous ปริมาตร 450 ลิตร และการเตรียมน้ำเสียครั้งที่ 3 ใช้ในการเดินระบบแบบ continuous ปริมาตร 700 ลิตร ทั้งนี้การเลี้ยงเชื้อ semi-continuous มีวัตถุประสงค์เพื่อให้จุลินทรีย์มีเวลาในการสัมผัสกับตัวกรองเพิ่มขึ้น เพื่อให้จุลินทรีย์สามารถยึดติดกับตัวกรองได้มากขึ้น และ การเลี้ยงเชื้อ continuous เพื่อจำลองระบบให้คล้ายกับสภาวะการทำงานจริง เพื่อให้จุลินทรีย์ได้มีการปรับสภาพการทำงานก่อนการทดลองช่วงเดินระบบจริง ในการเลี้ยงเชื้อแบบ semi-continuous และแบบ continuous MFCs 1-6 จะใช้อัตราการป้อนน้ำเสียเข้าระบบที่อัตราการไหลต่างกันคือ 15, 20, 25, 30, 35 และ 40 ลิตร/วันตามลำดับ (15 เป็นอัตราการไหลที่वालสามารถปรับได้ต่ำสุด และ 40 เป็นอัตราการไหลสูงสุดที่สามารถฉีดน้ำเข้า MFCs 1-6 แล้วน้ำไหลปกติ, ถึงแม้สูงเกินไปเมื่อเทียบกับถังน้ำเสียขาเข้า) โดยน้ำเสียที่ใช้ยังคงใช้น้ำเสียชนิดเดียวกันกับช่วงเลี้ยงเชื้อแบบ Batch (น้ำชะขยะ + หัวเชื้อจุลินทรีย์สังเคราะห์แสง, 22:1) ซึ่งมีความสกปรกในรูป COD 15,755.9 mg/L, BOD 550 mg/L, TN 74.04 mg/L, TP 45.11 mg/L, NO<sub>3</sub><sup>-</sup> 6.73 mg/L, NO<sub>2</sub><sup>-</sup> 4.6 mg/L, NH<sub>4</sub><sup>+</sup> 16.55 mg/L, PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> 5.63 mg/L, pH 9.4, ORP -41 mV และ DO 5.3 mg/L

ตาราง 19 คุณสมบัติของน้ำเสียสังเคราะห์

Chemical components	Amount Per liter
Acetic acid (CH <sub>3</sub> COOH)	7 mL
Propionic acid (C <sub>3</sub> H <sub>6</sub> O <sub>2</sub> )	5 mL
Pentanoic acid (C <sub>5</sub> H <sub>10</sub> O <sub>2</sub> )	1 mL
Hexanoic acid (C <sub>6</sub> H <sub>12</sub> O <sub>2</sub> )	1 mL
MgSO <sub>4</sub>	156 mg
CaCl <sub>2</sub>	2882 mg
Na <sub>2</sub> CO <sub>3</sub>	324 mg
NaHCO <sub>3</sub>	3012 mg
(COO.NH <sub>4</sub> ) <sub>2</sub> .H <sub>2</sub> O	2400 mg
NaCl	1440 mg
pH (adjusted using NaOH)	5.8 – 6.0
Trans metals solution (TMS)	1 mL
Distilled water	1 liter
TMS compositions	
CuCl <sub>2</sub>	40 mg
(NH <sub>4</sub> ) <sub>2</sub> .SO <sub>4</sub> .NiSO <sub>4</sub> .6H <sub>2</sub> O	50 mg
(NH <sub>4</sub> ) <sub>2</sub> Fe(SO <sub>4</sub> ) <sub>2</sub> .6H <sub>2</sub> O	2000 mg
BaCl <sub>2</sub> .2H <sub>2</sub> O	50 mg
MnSO <sub>4</sub> .4H <sub>2</sub> O	500 mg
Chemical components	Amount Per liter
Sulphuric acid (H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> ) 96%	1 mL
Distilled water	1 L (Final volume)

### 3.3 ช่วงที่ 2 ทดลองเดินระบบ



มีวัตถุประสงค์เพื่อการทดสอบผลของค่าพารามิเตอร์พื้นฐานทางพลศาสตร์ของไหลที่มีต่อ กำลังไฟฟ้าและประสิทธิภาพการบำบัดเสียสังเคราะห์ของ MFC และนำเสนอแบบจำลองใช้ในการ ตัดสินใจเลือกค่าพารามิเตอร์พื้นฐานทางพลศาสตร์ของไหลในการใช้ MFC บำบัดน้ำชะขยะและผลิต ไฟฟ้า

### 3.3.1 การทดสอบอัตราการไหล (Q) ที่มีผลต่อการบำบัดน้ำชะขยะ และผลิตไฟฟ้าของ MFCs

หาความสัมพันธ์ของค่า Q กับ ค่ากำลังไฟฟ้า และความต้านทานภายในเซลล์ MFCs มี วัตถุประสงค์เพื่อศึกษาผลของการเปลี่ยนแปลงอัตราการไหล (Q) ที่มีต่อกำลังไฟฟ้าและความ ต้านทานภายใน (internal resistance:  $R_{int}$ ) โดยใช้ถัง MFC ตามที่ออกแบบไว้ข้างต้นจำนวน 6 ถัง ดังแสดงตามภาพประกอบ 3 แต่ละถังเดินระบบแบบ Continuous flow ด้วยน้ำเสียสังเคราะห์ โดย ใช้อัตราการไหล 15, 20, 25, 30, 35, 40 (l/day) ทั้งนี้ ระหว่างเดินระบบจะตรวจวัดค่าพารามิเตอร์ ต่างๆ ดังแสดงในตารางที่ 2 โดยเมื่อพบว่าค่า OCV ของแต่ละถังค่อนข้างคงที่แล้ว จะนำตัวต้านทาน ภายนอกแบบปรับค่าได้มาเชื่อมต่อขั้วแอโนดเข้ากับขั้วแคโทดของแต่ละถัง แล้วปรับค่าความต้านทาน ให้มีค่าต่างกันประมาณ 12 ค่าตั้งแต่ 10-10,000 โอห์ม เพื่อพล็อตกราฟ Polarization สำหรับใช้ระบุ  $R_{int}$  และ  $P_{max}$  ของ MFC ที่แต่ละอัตราการไหล

### 3.3.2 การทดสอบระยะเวลาพักเก็บ (HRT) ที่มีผลต่อการบำบัดน้ำชะขยะ และผลิตไฟฟ้า ของ MFCs

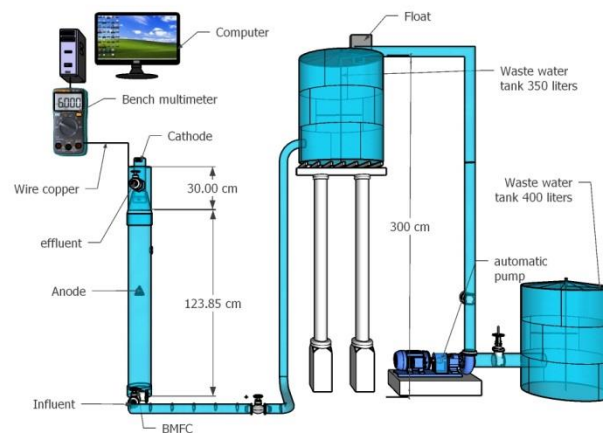
หาความสัมพันธ์ของค่า HRT กับ กำลังไฟฟ้าและค่าความต้านทานภายในเซลล์ MFC มี วัตถุประสงค์เพื่อศึกษาผลของการเปลี่ยนแปลงระยะเวลาพักเก็บ (HRT) ที่มีต่อความต้านทานภายใน รูปแบบถัง ชนิดน้ำเสีย และการเดินระบบส่วนใหญ่ใช้เงื่อนไขเดียวที่ระบุไว้ในหัวข้อ 3.3.1 แต่ในการ ทดลองนี้จะใช้ Q ค่าเดียว โดยเลือกใช้ค่า Q ที่ให้ผลการผลิตไฟฟ้าสูงสุดจากการทดลองก่อนหน้านี้ และปริมาตรน้ำภายในแต่ละถังของการทดลองนี้จะมีค่าแตกต่างกันออกไปเพื่อให้ได้เงื่อนไข HRT ที่ ต่างกัน ตามสมการ  $Q = V/HRT$  โดย HRT ที่ใช้ในการทดลองนี้คือ 2.14, 2.86, 3.57, 4.29, 5.00 และ 5.71 ชั่วโมง

ระหว่างเดินระบบจะตรวจวัดค่าพารามิเตอร์ต่างๆ ดังแสดงในตารางที่ 20 โดยเมื่อพบว่าค่า OCV ของแต่ละถังค่อนข้างคงที่แล้ว จะนำตัวต้านทานภายนอกแบบปรับค่าได้มาเชื่อมต่อขั้วแอโนดเข้ากับขั้วแคโทดของแต่ละถัง แล้วปรับค่าความต้านทานให้มีค่าต่างกันประมาณ 12 ค่าตั้งแต่ 10-10,000 โอห์ม เพื่อพล็อตกราฟ Polarization สำหรับใช้ระบุ  $R_{int}$  และ  $P_{max}$  ของ MFC ที่แต่ละระยะเวลาอีกด้วย

### 3.3.3 การทดสอบความเข้มข้น ( $S_0$ ) ที่มีผลต่อการบำบัดน้ำชะขยะ และผลิตไฟฟ้าของ MFCs

หาความสัมพันธ์ของค่า  $S_0$  กับ กำลังไฟฟ้าและค่าความต้านทานภายในเซลล์ MFC มีวัตถุประสงค์เพื่อศึกษาผลของการเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นของสารต่างๆในน้ำเสียสังเคราะห์ (Substrate:  $S_0$ ) ที่มีต่อกำลังไฟฟ้าและความต้านทานภายใน การทดลองนี้ใช้ค่า Q และ HRT ที่ให้กำลังไฟฟ้าสูงสุดซึ่งได้จากการทดลองก่อนหน้านี้ ส่วน  $S_0$  ที่สนใจในการทดลองนี้มีหลายชนิด ได้แก่ COD, BOD,  $NO_3^-$ ,  $NH_4^+$  โดยความเข้มข้นของ  $S_0$  สำหรับแต่ละถัง MFC นั้นจะใช้ค่าต่างกัน 10 ค่า โดยใช้วิธีเจือจางน้ำเสียสังเคราะห์ด้วยน้ำประปาในอัตราส่วน 0, 10, 20, 30, 40, 50, 60, 70, 80, 90 (%) โดยปริมาตร สำหรับเงื่อนไขอื่นๆนั้น ให้เป็นไปตามที่ระบุในหัวข้อ 3.3.2 รายละเอียดในส่วนการทดลองดังแสดงในภาพประกอบ 32 ระหว่างเดินระบบจะตรวจวัดค่าพารามิเตอร์ต่างๆดังแสดงในตารางที่ 20 โดยเมื่อพบว่าค่า OCV ของแต่ละถังค่อนข้างคงที่แล้ว จะนำตัวต้านทานภายนอกแบบปรับค่าได้มาเชื่อมต่อขั้วแอโนดเข้ากับขั้วแคโทดของแต่ละถัง แล้วปรับค่าความต้านทานให้มีค่าต่างกันประมาณ 12 ค่าตั้งแต่ 10-10,000 โอห์ม เพื่อพล็อตกราฟ Polarization สำหรับใช้ระบุ  $R_{int}$  และ  $P_{max}$  ของ MFC ที่แต่ละค่าความเข้มข้นของสารต่างๆ

พหุ ประถมศึกษา



ภาพประกอบ 33 แบบจำลองการเดินระบบที่ความเข้มข้นต่างกัน

### 3.3.4 ผลของค่าพารามิเตอร์พื้นฐานทางพลศาสตร์ของไหลที่มีต่อการบำบัดน้ำเสีย สังเคราะห์ของ MFC

หาความสัมพันธ์ของค่า  $Q$  กับ ประสิทธิภาพการบำบัด  $S_0$  มีวัตถุประสงค์เพื่อศึกษาผลของการเปลี่ยนแปลงอัตราการไหล ( $Q$ ) ที่มีต่ออัตราเร็วในการบำบัด COD, TN, TP,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$  โดยใช้ผลการตรวจวัดพารามิเตอร์ในการทดลองที่ 3.3.1 ดังแสดงในตาราง 20 มาวิเคราะห์ หาความสัมพันธ์ของค่า HRT กับ ประสิทธิภาพการบำบัด  $S_0$  มีวัตถุประสงค์เพื่อศึกษาผลของการเปลี่ยนแปลงระยะเวลาที่กักเก็บ (HRT) ที่มีต่ออัตราเร็วในการบำบัด COD, TN, TP,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$  โดยใช้ผลการตรวจวัดพารามิเตอร์ในการทดลองที่ 3.3.2 ดังแสดงในตาราง 20 มาวิเคราะห์ หาความสัมพันธ์ของค่า  $S_0$  ตั้งต้นกับ ประสิทธิภาพการบำบัด  $S_0$  มีวัตถุประสงค์เพื่อศึกษาผลของการเปลี่ยนแปลงค่าความเข้มข้นของสารต่างๆในน้ำเสียสังเคราะห์ ( $S_0$ ) ที่มีต่ออัตราเร็วในการบำบัด COD, TN, TP,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$  โดยใช้ผลการตรวจวัดพารามิเตอร์ในการทดลองที่ 3.3.3 ดังแสดงในตาราง 20 มาวิเคราะห์

### 3.3.4 เสนอแบบจำลองใช้ในการตัดสินใจเลือกค่า $Q$ , HRT, $S_0$ ในการใช้ MFC บำบัดน้ำเสีย

นำผลการทดลองในหัวข้อ 3.3.4 มาวิเคราะห์และจัดรูปแบบเพื่อเสนอแบบจำลองที่ใช้คาดคะเนค่าอัตราเร็วในการบำบัดและประสิทธิภาพการบำบัดจากตัวแปรต้น  $Q$ , HRT,  $S_0$  และ

ค่าคงที่ต่างๆที่ได้จากการวิเคราะห์ ทั้งนี้คาดว่าแบบจำลองที่นำเสนอจะอยู่ในรูปแบบ Modified Michaelis-Menten Kinetics Model

$$v = \frac{U_{\max} [S]}{K_m + [S]} \text{ หรือ } v = \frac{U_{\max} [Q]}{K_m + [Q]} \text{ หรือ } v = \frac{U_{\max} [HRT]}{K_m + [HRT]}$$

โดย	V	คืออัตราการบำบัดสารมลพิษ (mg/L-hr)
	S	คือค่าความเข้มข้นของสารมลพิษขาเข้า (mg/L)
	Q	คืออัตราการไหล (l/day)
	HRT	คือระยะเวลาที่เก็บน้ำ (hr)
	$U_{\max}$	คืออัตราเร็วสูงสุดในการกำจัดมลพิษ (mg/L-hr)
	$K_m$	คือค่าครึ่งการเกิดปฏิกิริยา (g/L-day)

### 3.4 สถิติที่ใช้ตัวแปรที่ทำการวิเคราะห์และความถี่ในการวิเคราะห์

ในการวิเคราะห์หาค่าตัวแปรต่างๆ ในสมการที่ 1 และ 2 วิเคราะห์โดยใช้วิธี linear regression และ multiple regression การวิเคราะห์หาค่าที่เหมาะสมทางไฟฟ้า เช่น ค่าความต่างศักย์ ใช้วิธีหาค่า standard deviations และหาค่าเฉลี่ย เพื่อให้ได้ค่าที่ต้องการส่วนโปรแกรมที่ใช้ในการวิเคราะห์ใช้โปรแกรม SPSS หรือ Excel อื่นๆตามสมควร

ตาราง 20 ตัวแปรที่ทำการวิเคราะห์และความถี่ในการวิเคราะห์

ตำแหน่งเก็บตัวอย่าง	ตัวแปรที่ทำการวิเคราะห์	ความถี่ในการวิเคราะห์	วิธีที่ใช้ทดสอบ
จุดเชื่อมต่อของวงจร	OCV	ทุก ๆ 30 วินาที	เครื่องมัลติมิเตอร์
น้ำเข้าและน้ำออก	COD	ทุก ๆ 3 วัน	รีฟลักซ์แบบปิด (Closed Reflux)
น้ำเข้าและน้ำออก	ORP	ทุก ๆ 3 วัน	เครื่อง ORP มิเตอร์
น้ำเข้าและน้ำออก	pH	ทุก ๆ 3 วัน	เครื่องวัด pH
น้ำเข้าและน้ำออก	TN	ทุก ๆ 3 วัน	Spectrophotometry using phenol after alkaline peroxodisulfate digestion method โดยเครื่อง Spectrophotometer
น้ำเข้าและน้ำออก	TP	ทุก ๆ 3 วัน	Sulfuric acid-Nitric acid Digestion method โดยเครื่อง Spectrophotometer
น้ำเข้าและน้ำออก	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	ทุก ๆ 5 วัน	PDA โดยเครื่อง Spectrophotometer
น้ำเข้าและน้ำออก	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	ทุก ๆ 5 วัน	ทำให้เกิดสี โดยเครื่อง Spectrophotometer
น้ำเข้าและน้ำออก	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	ทุก ๆ 5 วัน	Nessler's method โดยเครื่อง Spectrophotometer
น้ำเข้าและน้ำออก	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	ทุก ๆ 5 วัน	แวนนาเดทโมลิบเดต method โดยเครื่อง Spectrophotometer
-	R <sub>int</sub>	สิ้นสุดการทดลอง	คำนวณโดยสมการ
-	CE	สิ้นสุดการทดลอง	คำนวณโดยสมการ
จุดเชื่อมต่อของวงจร	polarization	ทุก ๆ 6 วัน	เปลี่ยนตัวต้านทานภายนอกตั้งแต่ 10,000-10 โอห์ม

## บทที่ 4

### ผลและวิจารณ์ผลการทดลอง

การทดสอบประสิทธิภาพการบำบัดน้ำชะขยะสังเคราะห์ และการผลิตไฟฟ้าของเซลล์เชื้อเพลิงจุลชีพ (MFC) ในการทดสอบใช้ MFCs ทั้งหมด 6 ถัง มีเงื่อนไขในการเดินระบบที่แตกต่างกัน ตามลักษณะของการทดสอบดังนี้ ช่วงที่ 1 การทดสอบการเปลี่ยนแปลงอัตราการไหล (Flow rate: Q) MFC1-6 ใช้อัตราการไหลที่แตกต่างกัน 6 ค่าคือ 15, 20, 25, 30, 35 และ 40 l/d ตามลำดับ เมื่อเสร็จสิ้นการทดสอบในช่วงนี้ผู้วิจัยจะทำการเลือกอัตราการไหลที่ทำให้ MFCs สามารถบำบัดน้ำชะขยะสังเคราะห์ และผลิตไฟฟ้าได้สูงสุดเพื่อนำมาเป็นเงื่อนไขในการทดสอบช่วงที่ 2 คือ ช่วงการทดสอบการเปลี่ยนแปลงระยะเวลาการกักเก็บ (Hydraulic Retention Time : HRT) ดังนั้นจะทำให้ MFC1-6 มีระยะเวลาการกักเก็บที่แตกต่างกันคือ 2.14, 2.86, 3.57, 4.28, 5.00 และ 5.71 hr ตามลำดับ เมื่อเสร็จสิ้นการทดสอบในช่วงที่ 2 ผู้วิจัยจะทำการเลือก MFC ที่สามารถบำบัดน้ำ และผลิตไฟฟ้าได้สูงสุดมา 1 ถัง เพื่อที่จะนำมาทดสอบในช่วงที่ 3 ที่มีเงื่อนไขในการเดินระบบที่ใช้ความเข้มข้นของน้ำเข้าระบบ (Concentration : C) ที่แตกต่างกัน 6 ค่าคือ 500, 1,000, 2,000, 3,000, 4,000 และ 5,000 mgCOD/l ตามลำดับ ดังนั้นเมื่อสิ้นสุดการทดสอบจะทำให้ทราบว่าเงื่อนไขของการเดินระบบของ MFCs ควรที่จะใช้อัตราการไหล ระยะเวลาการกักเก็บ และความเข้มข้น ใดๆ เพื่อให้ MFCs มีประสิทธิภาพการบำบัดน้ำ และผลิตไฟฟ้าได้สูงสุด

#### 4.1 การเปลี่ยนแปลงอัตราการไหล (Q) ที่มีผลต่อการบำบัดน้ำชะขยะสังเคราะห์

หลังจากการเลี้ยงเชื้อ (Start - up) ผู้วิจัยได้เริ่มทดสอบพารามิเตอร์ทางจุลชีวศาสตร์ชนิดแรกคืออัตราการไหล โดยให้ MFC1-6 มีอัตราการไหลที่ต่างกันคือ 15, 20, 25, 30, 35 และ 40 l/d ตามลำดับ ภายใต้เงื่อนไขที่ MFCs 1-6 มีระยะเวลาการกักเก็บน้ำ 5 hr เท่ากัน ดังนั้น MFC ทั้ง 6 ถังจึงมีปริมาตรของตัวกรองและความสูงแตกต่างกันตามที่ได้กล่าวไว้แล้วในบทที่ 3 น้ำเสียที่ใช้เดินระบบใช้น้ำชะขยะสังเคราะห์ที่ประยุกต์มาจากงานวิจัยของ Halimet และคณะ 2011 โดยทำการทดสอบทั้งหมด 33 วัน น้ำเสียที่ใช้ 5,450 ลิตร ซึ่งเป็นปริมาณที่สูง ดังนั้นผู้วิจัยจึงได้เจือจางน้ำเสียด้วยน้ำประปาอัตราส่วน 1:13 เพื่อให้เพียงพอต่อการทดสอบ และความเข้มข้นของสารอาหารไม่น้อยเกินไปตามที่ได้กล่าวไว้แล้วในบทที่ 3 น้ำเสียที่เจือจางแล้วมีความเข้มข้นของสารต่างๆดังนี้ COD

1,781.33 mg/L, TN 91.12 mg/L, TP 19.28 mg/L,  $\text{NO}_3^-$  12.95 mg/L,  $\text{NO}_2^-$  14.39 mg/L,  $\text{NH}_4^+$  41.48 mg/L,  $\text{PO}_4^{3-}$  20.07 mg/L, pH 7.7, ORP 64 mV และ DO 3.8 mg/L

ผลการตรวจวัดค่าพารามิเตอร์ต่างๆในการทดลองส่วนนี้แสดงไว้ในตารางที่ 21 – 28 และภาพประกอบ 34-40

จากตารางที่ 21 พบว่า ค่า pH ของน้ำขาเข้ามีค่า  $8.38 \pm 0.81$  pH ที่วัดภายในถังของ MFC1-6 มีค่า  $8.02 \pm 0.93$ ,  $8.19 \pm 1.00$ ,  $8.35 \pm 0.93$ ,  $8.45 \pm 0.72$ ,  $8.50 \pm 0.63$  และ  $8.52 \pm 0.74$  ภายนอกถังวัดได้  $8.00 \pm 0.90$ ,  $8.32 \pm 0.96$ ,  $8.24 \pm 0.90$ ,  $8.28 \pm 0.87$ ,  $8.31 \pm 0.81$  และ  $8.44 \pm 0.77$  ตามลำดับ ค่า ORP ของน้ำขาเข้ามีค่า  $60.50 \pm 44.52$  ORP วัดภายในถังของ MFC1-6 มีค่า -  $333.40 \pm 30.70$ ,  $-343.60 \pm 35.13$ ,  $-339.80 \pm 50.62$ ,  $-344.60 \pm 35.68$ ,  $-359.90 \pm 19.34$  และ -  $363.00 \pm 29.45$  mV ภายนอกถังวัดได้  $-320.30 \pm 25.96$ ,  $-329.60 \pm 40.51$ ,  $-338.00 \pm 34.00$ , -  $343.20 \pm 29.54$ ,  $-336.90 \pm 18.18$  และ  $-349.90 \pm 27.12$  mV ตามลำดับ ค่า DO ของน้ำขาเข้ามีค่า  $2.55 \pm 2.04$  DO ภายในถังของ MFC1-6 มีค่า  $3.20 \pm 1.55$ ,  $2.73 \pm 1.23$ ,  $2.55 \pm 1.18$ ,  $2.20 \pm 1.03$ ,  $2.00 \pm 0.97$  และ  $2.28 \pm 1.08$  mg/L DO ภายนอกถังวัดได้  $3.63 \pm 1.94$ ,  $3.15 \pm 1.44$ ,  $3.05 \pm 1.39$ ,  $2.63 \pm 1.19$ ,  $2.85 \pm 1.31$  และ  $2.78 \pm 1.29$  mg/L ตามลำดับ

ตาราง 21 ค่า DO, ORP และ pH ตลอดการทดสอบช่วงเปลี่ยนแปลงอัตราการไหล

พารามิเตอร์	น้ำขาเข้า	MFC1	MFC2	MFC3	MFC4	MFC5	MFC6
pH <sub>ในถัง</sub>	$8.38 \pm 0.81$	$8.02 \pm 0.93$	$8.19 \pm 1.00$	$8.35 \pm 0.93$	$8.45 \pm 0.72$	$8.50 \pm 0.63$	$8.52 \pm 0.74$
pH <sub>นอกถัง</sub>		$8.00 \pm 0.90$	$8.32 \pm 0.96$	$8.24 \pm 0.90$	$8.28 \pm 0.87$	$8.31 \pm 0.81$	$8.44 \pm 0.77$
ORP <sub>ในถัง</sub>	$60.50 \pm 44.5$	-	-	-	-	-	-
ORP <sub>นอกถัง</sub>	2	$333.40 \pm 30.7$	$343.60 \pm 35.1$	$339.80 \pm 50.6$	$344.60 \pm 35.6$	$359.90 \pm 19.3$	$363.00 \pm 29.4$
		0	3	2	8	4	5
		-	-	-	-	-	-
		$320.30 \pm 25.9$	$329.60 \pm 40.5$	$338.00 \pm 34.0$	$343.20 \pm 29.5$	$336.90 \pm 18.1$	$349.90 \pm 27.1$
		6	1	0	4	8	2
DO <sub>ในถัง</sub>	$2.55 \pm 2.04$	$3.20 \pm 1.55$	$2.73 \pm 1.23$	$2.55 \pm 1.18$	$2.20 \pm 1.03$	$2.00 \pm 0.97$	$2.28 \pm 1.08$
DO <sub>นอกถัง</sub>		$3.63 \pm 1.94$	$3.15 \pm 1.44$	$3.05 \pm 1.39$	$2.63 \pm 1.19$	$2.85 \pm 1.31$	$2.78 \pm 1.29$

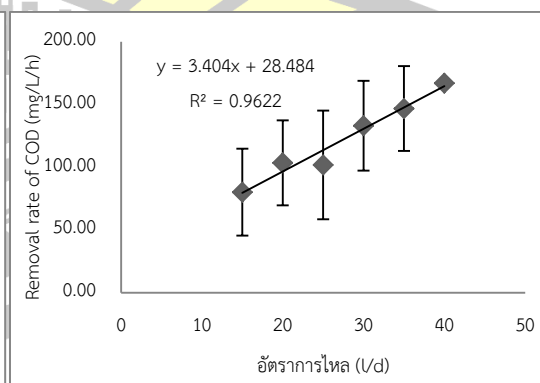
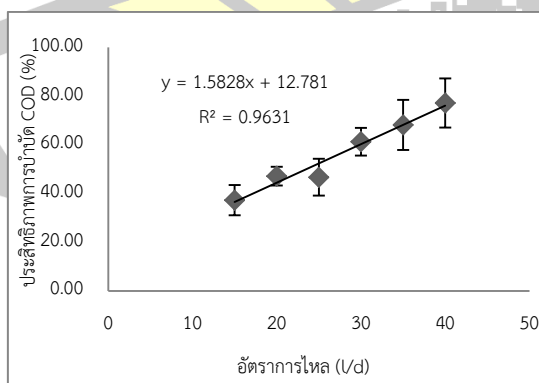
#### 4.1.1 ความสัมพันธ์ของอัตราการไหลที่มีผลต่อการบำบัด และอัตราการบำบัด

##### Chemical oxygen demand (COD)

จากตารางที่ 22 MFC1-6 บำบัด COD ในน้ำเสีย ช่วง OCV ได้  $51.58 \pm 16.16$ ,  $53.69 \pm 17.41$ ,  $49.87 \pm 23.63$ ,  $62.72 \pm 17.28$ ,  $45.48 \pm 20.00$  และ  $59.13 \pm 8.86$  % บำบัด COD ในน้ำเสีย ช่วง CCV ได้  $32.14 \pm 11.81$ ,  $43.59 \pm 5.35$ ,  $41.56 \pm 7.52$ ,  $49.34 \pm 17.36$ ,  $54.69 \pm 16.69$  และ  $66.35 \pm 14.89$  % ตามลำดับ และจากภาพประกอบ 34 กล่าวได้ว่าเมื่อเพิ่มอัตราการไหลจะมีผลทำให้ประสิทธิภาพการบำบัด และอัตราการบำบัด COD เพิ่มขึ้นตามไปด้วยโดยความสัมพันธ์การตัดสินใจ ( $R^2$ ) มีค่า 0.9631 และ 0.9622 ซึ่งถือว่าสูง

ตาราง 22 ประสิทธิภาพการบำบัด และอัตราการบำบัด COD ของ MFCs

ประสิทธิภาพการบำบัด COD (%)	reactor					
	MFC1 (15 V/d)	MFC2 (20 V/d)	MFC3 (25 V/d)	MFC4 (30 V/d)	MFC5 (35 V/d)	MFC6 (40 V/d)
ช่วง OCV	$51.58 \pm 16.16$	$53.69 \pm 17.41$	$49.87 \pm 23.63$	$62.72 \pm 17.28$	$45.48 \pm 20.00$	$59.13 \pm 8.86$
ช่วง CCV	$32.14 \pm 11.81$	$43.59 \pm 5.35$	$41.56 \pm 7.52$	$49.34 \pm 17.36$	$54.69 \pm 16.69$	$66.35 \pm 14.89$
อัตราการบำบัด COD (mg/l-hr)	reactor					
	MFC1 (15 V/d)	MFC2 (20 V/d)	MFC3 (25 V/d)	MFC4 (30 V/d)	MFC5 (35 V/d)	MFC6 (40 V/d)
ช่วง OCV	$87.72 \pm 34.67$	$90.38 \pm 33.88$	$84.84 \pm 43.29$	$105.73 \pm 35.82$	$76.12 \pm 33.83$	$96.99 \pm 11.24$
ช่วง CCV	$63.16 \pm 23.05$	$86.26 \pm 19.99$	$82.25 \pm 20.97$	$99.44 \pm 48.61$	$108.76 \pm 40.26$	$133.04 \pm 43.91$





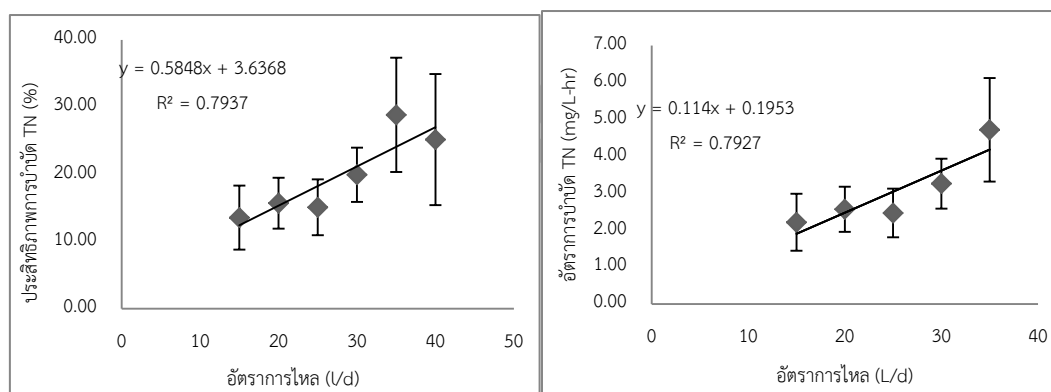
ภาพประกอบ 34 ความสัมพันธ์ของอัตราการไหลที่มีผลต่อประสิทธิภาพการบำบัด และอัตราการบำบัด COD ของ MFCs

#### 4.1.2 ความสัมพันธ์ของอัตราการไหลที่มีผลต่อการบำบัด และอัตราการบำบัด Total nitrogen (TN)

ในตารางที่ 23 MFC1-6 บำบัด TN ในช่วง OCV ได้  $15.35 \pm 6.04$ ,  $15.21 \pm 5.41$ ,  $12.16 \pm 5.68$ ,  $8.93 \pm 8.89$ ,  $15.42 \pm 2.88$  และ  $13.33 \pm 5.88$  % บำบัด TN ในช่วง CCV ได้  $13.55 \pm 4.77$ ,  $15.71 \pm 3.79$ ,  $15.10 \pm 4.16$ ,  $19.93 \pm 4.04$ ,  $28.85 \pm 8.51$  และ  $25.17 \pm 9.75$  % ตามลำดับ และจากภาพประกอบ 35 กล่าวได้ว่าเมื่อเพิ่มอัตราการไหลจะมีผลทำให้ประสิทธิภาพการบำบัด และอัตราการบำบัด TN มีแนวโน้มเพิ่มขึ้นตามไปด้วยโดยค่าสัมประสิทธิ์การตัดสินใจ ( $R^2$ ) มีค่า 0.7937 และ 0.7927 ซึ่งถือว่าสูง อย่างไรก็ตามการลดลงของ TN ในน้ำขาออกสามารถสันนิษฐานได้ดังนี้ 1) ไนโตรเจนถูกบำบัดโดยกระบวนการออกซิเดชันแบบไม่ใช้ออกซิเจน (ANAMMOX) 2)  $\text{NH}_4^+$  ถูกออกซิไดซ์เป็น  $\text{NO}_2^-$  โดยออกซิเจนจากนั้น  $\text{NO}_2^-$  ถูกรีดักเป็น  $\text{N}_2$  โดยกระบวนการของจุลินทรีย์สะสมฟอสเฟต denitrifying (DNPAOs) ซึ่ง DNPAOs มีความสามารถในการกำจัดไนโตรเจนโดยกระบวนการ denitrification และยังสามารถกำจัดฟอสฟอรัส [24] 3)  $\text{NH}_4^+$  ถูกออกซิไดซ์เป็น  $\text{NO}_2^-$  โดยออกซิเจนจากนั้น  $\text{NO}_2^-$  ถูกรีดักเพื่อใช้เป็นตัวรับอิเล็กตรอนในการผลิตเป็นกระแสไฟฟ้าของ MFCs ทำให้  $\text{NO}_2^-$  ถูกเปลี่ยนไปเป็น  $\text{N}_2$

ตาราง 23 ประสิทธิภาพการบำบัด และอัตราการบำบัด TN ของ MFCs

ประสิทธิภาพการบำบัด TN (%)	reactor					
	MFC1 (15 V/d)	MFC2 (20 V/d)	MFC3 (25 V/d)	MFC4 (30 V/d)	MFC5 (35 V/d)	MFC6 (40 V/d)
ช่วง OCV	$15.35 \pm 6.04$	$15.21 \pm 5.41$	$12.16 \pm 5.68$	$8.93 \pm 8.89$	$15.42 \pm 2.88$	$13.33 \pm 5.88$
ช่วง CCV	$13.55 \pm 4.77$	$15.71 \pm 3.79$	$15.10 \pm 4.16$	$19.93 \pm 4.04$	$28.85 \pm 8.51$	$25.17 \pm 9.75$
อัตราการบำบัด TN (mg/L-hr)						
	MFC1 (15 V/d)	MFC2 (20 V/d)	MFC3 (25 V/d)	MFC4 (30 V/d)	MFC5 (35 V/d)	MFC6 (40 V/d)
ช่วง OCV	$3.23 \pm 1.07$	$3.20 \pm 0.88$	$2.58 \pm 1.18$	$1.84 \pm 1.76$	$3.26 \pm 0.37$	$2.81 \pm 1.08$
ช่วง CCV	$2.21 \pm 0.77$	$2.57 \pm 0.61$	$2.47 \pm 0.66$	$3.26 \pm 0.67$	$4.72 \pm 1.40$	$4.10 \pm 1.55$



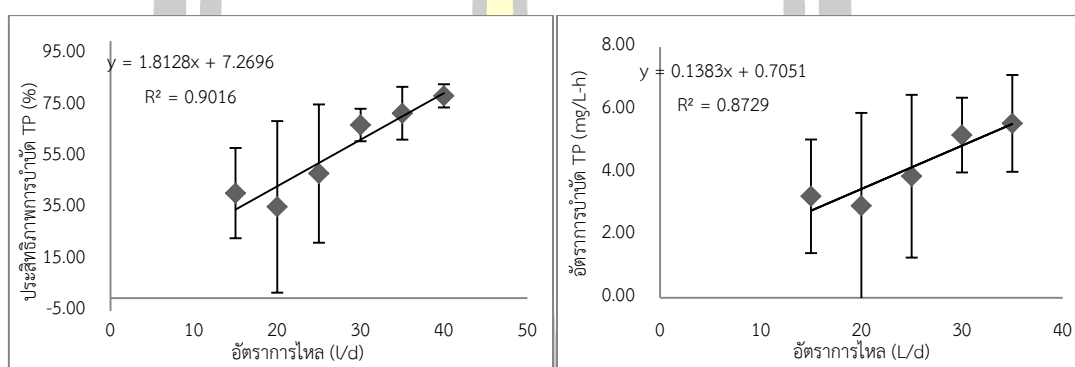
ภาพประกอบ 35 ความสัมพันธ์ของอัตราการไหลที่มีผลต่อประสิทธิภาพการบำบัดและอัตราการบำบัด TN ของ MFCs

#### 4.1.3 ความสัมพันธ์ของอัตราการไหลที่มีผลต่อการบำบัด และอัตราการบำบัด Total phosphorus (TP)

ในตารางที่ 24 MFC1-6 บำบัด TP ในช่วง OCV ได้  $59.25 \pm 13.43$ ,  $70.52 \pm 18.12$ ,  $32.46 \pm 19.52$ ,  $35.13 \pm 37.99$ ,  $86.25 \pm 4.85$  และ  $88.49 \pm 3.60$  % ตามลำดับ ในช่วง CCV บำบัดได้  $42.54 \pm 14.37$ ,  $44.55 \pm 28.74$ ,  $38.63 \pm 27.71$ ,  $50.70 \pm 25.26$ ,  $68.86 \pm 16.67$  และ  $72.16 \pm 18.69$  % ตามลำดับ และจากภาพประกอบ 36 กล่าวได้ว่าเมื่อเพิ่มอัตราการไหลจะมีผลทำให้ประสิทธิภาพการบำบัด และอัตราการบำบัด TP มีแนวโน้มเพิ่มขึ้นตามไปด้วยโดยค่าสัมประสิทธิ์การตัดสินใจ ( $R^2$ ) มีค่า 0.9016 และ 0.8729 ซึ่งถือว่าสูง อย่างไรก็ตามการลดลงของ TP ในน้ำขาออกอาจมีสาเหตุเนื่องจากการตกตะกอนทางเคมี ซึ่งการศึกษาของ [75] พบว่าเมื่อเพิ่ม pH ให้กับ MFCs จนถึง 9.1 ทำให้ TP ในห้องแอโนดลดลงอย่างมากเนื่องจากการตกตะกอนทางเคมีถึง 80% และลดลงจากการย่อยสลายของจุลินทรีย์ประมาณ 4% -17% ผลดังกล่าวสอดคล้องกับงานวิจัยซึ่งพบว่า MFCs มีค่า pH อยู่ในช่วง 8.0-8.6 ซึ่งอาจทำให้เกิดการลดลงของ TP ในระบบเนื่องจากการตกตะกอนทางเคมีด้วยเช่นกัน

ตาราง 24 ประสิทธิภาพการบำบัด และอัตราการบำบัด TP ของ MFCs

ประสิทธิภาพการบำบัด TP (%)	reactor					
	MFC1 (15 L/d)	MFC2 (20 L/d)	MFC3 (25 L/d)	MFC4 (30 L/d)	MFC5 (35 L/d)	MFC6 (40 L/d)
ช่วง OCV	59.25±13.43	70.52±18.12	32.46±19.52	35.13±37.99	86.25±4.85	88.49±3.60
ช่วง CCV	42.54±14.37	44.55±28.74	38.63±27.71	50.70±25.26	68.86±16.67	72.16±18.69
อัตราการบำบัด TP (mg/L-hr)	reactor					
	MFC1 (15 L/d)	MFC2 (20 L/d)	MFC3 (25 L/d)	MFC4 (30 L/d)	MFC5 (35 L/d)	MFC6 (40 L/d)
ช่วง OCV	3.19±0.65	3.92±1.31	1.66±0.74	1.77±1.79	4.72±0.88	4.80±0.56
ช่วง CCV	3.22±1.33	3.31±2.03	3.06±2.38	3.88±2.11	5.10±1.31	5.32±1.34



ภาพประกอบ 36 ความสัมพันธ์ของอัตราการไหลที่มีผลต่อประสิทธิภาพการบำบัดและอัตราการบำบัด TP ของ MFCs

#### 4.1.4 ความสัมพันธ์ของระยะเวลาที่เก็บที่มีผลต่อการบำบัด และอัตราการบำบัด Nitrate ( $\text{NO}_3^-$ )

ในตารางที่ 25 MFC1-6 บำบัด  $\text{NO}_3^-$  ไม่ได้ ดังเห็นได้จากประสิทธิภาพการบำบัด  $\text{NO}_3^-$  ในช่วง OCV ตีลบเป็นส่วนใหญ่ เช่น  $-56.35 \pm 31.48$ ,  $46.96 \pm 10.05$ ,  $-52.22 \pm 39.04$ ,  $-48.46 \pm 1.84$ ,  $-24.49 \pm 2.87$  และ  $-9.76 \pm 38.35$  % สำหรับ MFC1-6 ตามลำดับ ส่วนในช่วง CCV ก็พบแนวโน้มเช่นเดียวกัน คือ MFC1-6 มีประสิทธิภาพการบำบัด  $\text{NO}_3^-$  เท่ากับ  $-90.82 \pm 59.91$ ,  $-55.81 \pm 69.58$ ,  $-42.39 \pm 48.88$ ,  $-70.68 \pm 87.41$ ,  $-56.35 \pm 53.98$  และ  $-47.42 \pm 42.03$  % ตามลำดับ และจากภาพประกอบ 36 กล่าวได้ว่าเมื่ออัตราการไหลมีค่าเพิ่มขึ้นจะมีส่งผลต่อประสิทธิภาพการบำบัด และอัตราการบำบัด  $\text{NO}_3^-$  สังเกตได้จากค่าสัมประสิทธิ์การตัดสินใจ ( $R^2$ ) มีค่า 0.3203 และ 0.374 ซึ่งถือ

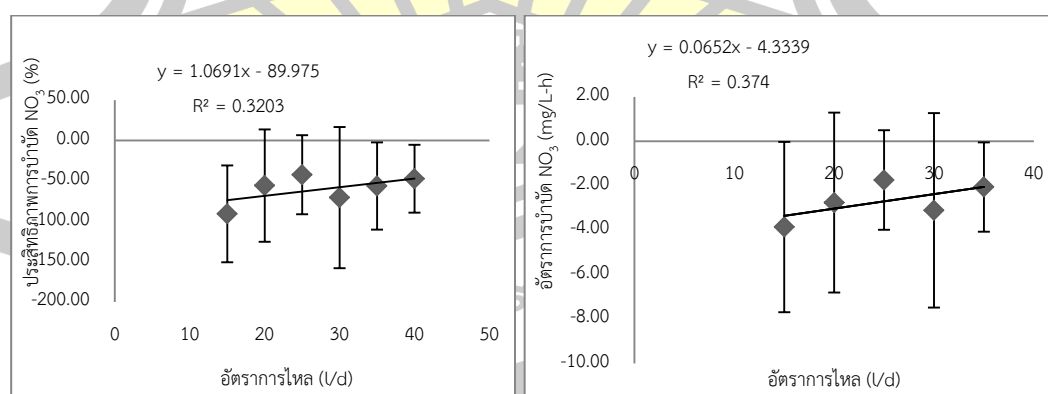
ว่าต่ำ จากผลข้างต้นแสดงให้เห็นว่า MFCs ไม่สามารถบำบัด  $\text{NO}_3^-$  ได้สังเกตได้จากประสิทธิภาพการบำบัดมีค่าติดลบ สันนิษฐานได้ว่าภายใน MFCs อาจเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันเกิดขึ้นตามสมการ



จากสมการข้างต้นจะเห็นได้ว่าปฏิกิริยาที่เกิดขึ้นจะต้องใช้  $\text{O}_2$  90 โมล เพื่อมาออกซิไดซ์  $\text{NH}_4^+$  48.6 โมล ซึ่งจะทำให้ได้ผลิตภัณฑ์คือ  $\text{NO}_3^-$  จำนวน 47.6 โมล ส่งผลทำให้  $\text{NO}_3^-$  ในระบบมีค่าเพิ่มขึ้น อย่างไรก็ตามในการเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันมีจุลินทรีย์จำนวน 2 กลุ่มที่มีความจำเป็นต่อการเกิดปฏิกิริยา คือ Nitrosomonas และ Nitrobacter ซึ่งจุลินทรีย์เหล่านี้จัดอยู่ในกลุ่ม NOB ซึ่งต้องการค่าออกซิเจนละลายน้ำมากกว่า 2.0 mg/l ในการดำรงชีพ จากตารางที่ 21 พบว่าค่า DO ของ MFCs มีค่าอยู่ในช่วง 2.2-3.6 mg/l ซึ่งมีความเหมาะสมต่อการเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน

ตาราง 25 ประสิทธิภาพการบำบัด และอัตราการบำบัด  $\text{NO}_3^-$  ของ MFCs

ประสิทธิภาพการบำบัด $\text{NO}_3^-$ (%)	reactor					
	MFC1 (15 V/d)	MFC2 (20 V/d)	MFC3 (25 V/d)	MFC4 (30 V/d)	MFC5 (35 V/d)	MFC6 (40 V/d)
ช่วง OCV	-56.35±31.48	-46.96±10.05	-52.22±39.04	-48.46±1.84	-24.49±2.87	-9.76±38.35
ช่วง CCV	-90.82±59.91	-55.81±69.58	-42.39±48.88	-70.68±87.41	-56.35±53.98	-47.42±42.03
อัตราการบำบัด $\text{NO}_3^-$ (mg/L-hr)	reactor					
	MFC1 (15 V/d)	MFC2 (20 V/d)	MFC3 (25 V/d)	MFC4 (30 V/d)	MFC5 (35 V/d)	MFC6 (40 V/d)
ช่วง OCV	-1.72±1.32	-1.37±0.64	-1.63±1.51	-1.38±0.42	-0.71±0.27	-0.13±1.02
ช่วง CCV	-3.86±3.84	-2.76±4.05	-1.74±2.24	-3.11±4.38	-2.06±2.01	-1.81±1.84



ภาพประกอบ 37 ความสัมพันธ์ของอัตราการไหลที่มีผลต่อประสิทธิภาพการบำบัดและอัตราการบำบัด  $\text{NO}_3^-$  ของ MFCs

#### 4.1.5 ความสัมพันธ์ของอัตราการไหลที่มีผลต่อการบำบัด และอัตราการบำบัด Nitrite ( $\text{NO}_2^-$ )

กรณีค่า  $\text{NO}_2^-$  MFC1-6 มีประสิทธิภาพการบำบัด ในช่วง OCV เท่ากับ  $5.26 \pm 3.01$ ,  $-20.87 \pm 9.92$ ,  $3.58 \pm 10.31$ ,  $-14.60 \pm 10.69$ ,  $-6.27 \pm 5.11$  และ  $-10.24 \pm 17.46$  % ตามลำดับ ในช่วง CCV มีประสิทธิภาพการบำบัด  $\text{NO}_2^-$  เท่ากับ  $2.05 \pm 22.55$ ,  $9.92 \pm 33.47$ ,  $10.31 \pm 35.31$ ,  $8.92 \pm 35.70$ ,  $19.83 \pm 24.06$  และ  $17.46 \pm 26.76$  % ตามลำดับ ดังแสดงในตารางที่ 26 และจากภาพประกอบ 38 กล่าวได้ว่าเมื่อเพิ่มอัตราการไหลจะมีผลทำให้ประสิทธิภาพการบำบัด และอัตราการบำบัด  $\text{NO}_2^-$  มีแนวโน้มเพิ่มขึ้นตามไปด้วยโดยค่าสัมประสิทธิ์การตัดสิ้นใจ ( $R^2$ ) มีค่า 0.7358 และ 0.7943 ซึ่งถือว่าสูง อย่างไรก็ตามการลดลงของ  $\text{NO}_2^-$  ในระบบแสดงให้เห็นว่าภายในถังเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันตามที่ได้กล่าวไว้ในหัวข้อ 4.1.4 เป็นที่ทราบกันดีว่า ปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันสามารถแบ่งได้ 2 ขั้นตอนย่อยคือ ปฏิกิริยาไนเตรเตชัน (Nitrification) เป็นการเปลี่ยนแอมโมเนียไปเป็นไนเตรต มีสมการคือ

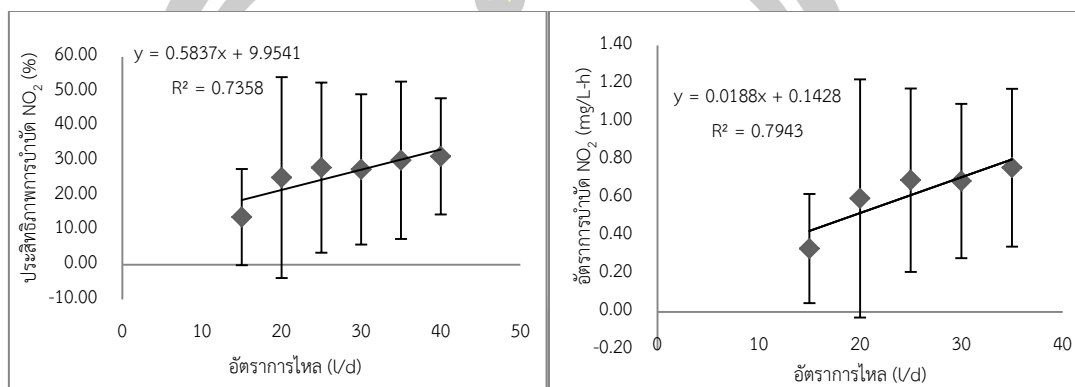
$$55 \text{NH}_4^+ + 76 \text{O}_2 + 109 \text{HCO}_3^- \rightarrow \text{C}_5\text{H}_7\text{NO}_2 + 54 \text{NO}_2^- + 57 \text{H}_2\text{O} + 104 \text{H}_2\text{CO}_3 \text{ (Seviour และ Blackall, 1999)}$$

และปฏิกิริยาไนเตรตเตชัน (Nitrification) เป็นการเปลี่ยนไนเตรตไปเป็นไนเตรท มีสมการคือ  $400 \text{NO}_2^- + \text{NH}_4^+ + \text{HCO}_3^- + 4 \text{H}_2\text{CO}_3 + 195 \text{O}_2 \rightarrow \text{C}_5\text{H}_7\text{NO}_2 + 400 \text{NO}_3^- + 3 \text{H}_2\text{O}$  [76] จากปฏิกิริยาข้างต้นจะเห็นได้ว่าในขั้นตอนสุดท้าย (ปฏิกิริยาไนเตรตเตชัน)  $\text{NO}_2^-$  จำนวน 400 โมล จะถูกเปลี่ยนไปเป็น  $\text{NO}_3^-$  จำนวน 400 โมล ดังนั้นเมื่อเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน จะทำให้  $\text{NO}_2^-$  มีค่าลดลง หรือในสภาวะที่ห้องแคโทดมีออกซิเจนละลายน้ำต่ำ MFCs จะใช้  $\text{NO}_2^-$  เป็นตัวรับอิเล็กตรอนแทน  $\text{O}_2$  ซึ่งจะทำให้  $\text{NO}_2^-$  มีค่าลดลงด้วยเช่นเดียวกัน [75] หรือ MFCs ใช้  $\text{NO}_2^-$  เป็นตัวรับอิเล็กตรอนที่ขั้วแคโทดดังสมการ  $\text{HNO}_2 + \text{H}^+ + \text{e}^- \rightleftharpoons \text{NO}_{(g)} + \text{H}_2\text{O}$  (APPENDIX H Standard Reduction Potentials) ซึ่งอาจเป็นสาเหตุทำให้  $\text{NO}_2^-$  ในน้ำขาออกลดลงได้

ตาราง 26 ประสิทธิภาพการบำบัด และอัตราการบำบัด  $\text{NO}_2^-$  ของ MFCs

ประสิทธิภาพการบำบัด $\text{NO}_2^-$ (%)	reactor					
	MFC1 (15 V/d)	MFC2 (20 V/d)	MFC3 (25 V/d)	MFC4 (30 V/d)	MFC5 (35 V/d)	MFC6 (40 V/d)

ช่วง OCV	5.26±3.01	-20.87±9.92	-3.58±10.31	-14.60±10.69	-6.27±5.11	-10.24±17.46
ช่วง CCV	2.05±22.55	9.92±33.47	10.31±35.31	8.92±35.70	19.83±24.06	17.46±26.76
อัตราการบำบัด						
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg/L-hr)	MFC1 (15 V/d)	MFC2 (20 V/d)	MFC3 (25 V/d)	MFC4 (30 V/d)	MFC5 (35 V/d)	MFC6 (40 V/d)
ช่วง OCV	0.14±0.08	-0.55±0.12	-0.09±0.07	-0.38±0.28	-0.16±0.14	-0.27±0.05
ช่วง CCV	-0.00±0.62	0.18±0.84	0.20±0.92	0.16±0.95	0.50±0.54	0.43±0.68



ภาพประกอบ 38 ความสัมพันธ์ของอัตราการไหลที่มีผลต่อประสิทธิภาพการบำบัดและอัตราการบำบัด NO<sub>2</sub><sup>-</sup> ของ MFCs

#### 4.1.6 ความสัมพันธ์ของอัตราการไหลที่มีผลต่อการบำบัด และอัตราการบำบัด Ammonia (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>)

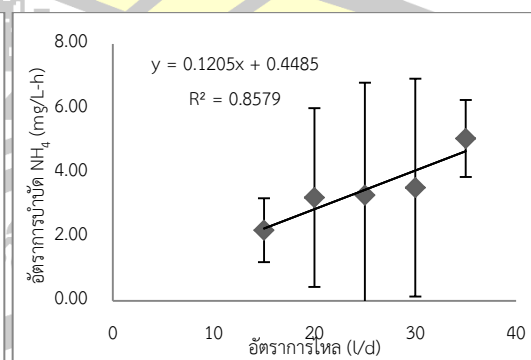
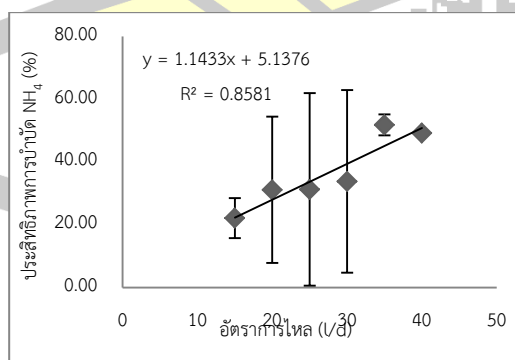
จากตารางที่ 27 MFC1-6 บำบัด NH<sub>4</sub><sup>+</sup> ในช่วง OCV ได้ 21.98±4.79, 19.92±1.25, 18.24±1.02, 25.00±15.76, 35.37±3.40 และ 34.89±7.94 % ตามลำดับ ในช่วง CCV บำบัดได้ 13.76±15.18, 24.79±19.82, 17.65±32.05, 20.38±31.09, 42.35±16.61 และ 40.54±15.04 % ตามลำดับ และจากภาพประกอบ 39 กล่าวได้ว่าเมื่อเพิ่มอัตราการไหลจะมีผลทำให้ประสิทธิภาพการบำบัด และอัตราการบำบัด NH<sub>4</sub><sup>+</sup> มีแนวโน้มเพิ่มขึ้นตามไปด้วยโดยค่าสัมประสิทธิ์การตัดสินใจ (R<sup>2</sup>) มีค่า 0.8581 และ 0.8579 ซึ่งถือว่าสูง อย่างไรก็ตามการลดลงของ NH<sub>4</sub><sup>+</sup> สันนิษฐานได้ว่าอาจเกิดจาก

1. ปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันซึ่ง NH<sub>4</sub><sup>+</sup> จะถูกออกซิไดซ์กลายเป็น NO<sub>2</sub><sup>-</sup> ในสภาวะแอโรบิก
2. Single reactor system for High Ammonium Removal over Nitrite (SHARON) เป็นปฏิกิริยาเปลี่ยนแอมโมเนียเป็นไนเตรทโดยควบคุมไนเตรทไม่ให้เปลี่ยนเป็นไนเตรท ในการบวนการชารอนภายใต้

สภาวะที่มีออกซิเจนเพียงพอ จุลินทรีย์กลุ่มไนโตรโซโมนเนสจะเปลี่ยนแอมโมเนียไปเป็นไนไตรท์ ดังสมการ  $\text{NH}_4^+ + \text{HCO}_3^- + 0.75 \text{O}_2 > 0.5 \text{NH}_4^+ + 0.5 \text{NO}_2^- + \text{CO}_2 + 1.5 \text{H}_2\text{O}$  3. อนาโม็อก (Anaerobic Ammonium Oxidation : Anammox) เป็นการกำจัดแอมโมเนียภายใต้สภาวะไร้ออกซิเจน ซึ่งเปลี่ยนแอมโมเนียเป็นก๊าซไนโตรเจนโดยใช้ไนไตรท์เป็นตัวรับอิเล็กตรอน ดังสมการ [77]  $\text{NH}_4^+ + 1.32 \text{NO}_2^- + 0.066 \text{HCO}_3^- + 0.13 \text{H}^+ > 1.02 \text{N}_2 + 0.26 \text{NO}_3^- + 0.066 \text{CH}_2\text{O}_{0.5}\text{N}_{0.15} + 2.03 \text{H}_2\text{O}$  แต่เมื่อสังเกตจากรายการ 21 พบว่าค่า DO ของ MFCs มีค่าที่สูง (2.2-3.6 mg/l) ซึ่งแสดงให้เห็นว่า MFCs อยู่ในสภาวะแอโรบิก ดังนั้นการลดลงของ  $\text{NH}_4^+$  จึงสันนิษฐานได้ว่ามาจากปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน และ SHARON หรือ 3.  $\text{NH}_4^+$  อาจแพร่ไปยังห้องแคโทด เมื่อเจอกับออกซิเจนที่ห้องแคโทดทำให้  $\text{NH}_4^+$  ออกซิไดซ์ กลายเป็น  $\text{N}_2$  และระเหยไปในอากาศ

ตาราง 27 ประสิทธิภาพการบำบัด และอัตราการบำบัด  $\text{NH}_4^+$  ของ MFCs

ประสิทธิภาพการบำบัด $\text{NH}_4^+$ (%)	reactor					
	MFC1 (15 V/d)	MFC2 (20 V/d)	MFC3 (25 V/d)	MFC4 (30 V/d)	MFC5 (35 V/d)	MFC6 (40 V/d)
ช่วง OCV	21.98±4.79	19.92±1.25	18.24±1.02	25.00±15.76	35.37±3.40	34.89±7.94
ช่วง CCV	13.76±15.18	24.79±19.82	17.65±32.05	20.38±31.09	42.35±16.61	40.54±15.04
อัตราการบำบัด $\text{NH}_4^+$ (mg/L-hr)	reactor					
	MFC1 (15 V/d)	MFC2 (20 V/d)	MFC3 (25 V/d)	MFC4 (30 V/d)	MFC5 (35 V/d)	MFC6 (40 V/d)
ช่วง OCV	2.20±0.70	1.97±0.08	1.81±0.29	2.56±1.82	3.52±0.70	3.50±1.14
ช่วง CCV	1.37±1.61	2.56±2.28	1.87±3.50	2.13±3.41	4.17±1.75	3.98±1.50



ภาพประกอบ 39 ความสัมพันธ์ของอัตราการไหลที่มีผลต่อประสิทธิภาพการบำบัด และอัตราการบำบัด  $\text{NH}_4^+$  ของ MFCs

#### 4.1.7 ความสัมพันธ์ของอัตราการไหลที่มีผลต่อการบำบัด และอัตราการบำบัด Phosphate ( $\text{PO}_4^{3-}$ )

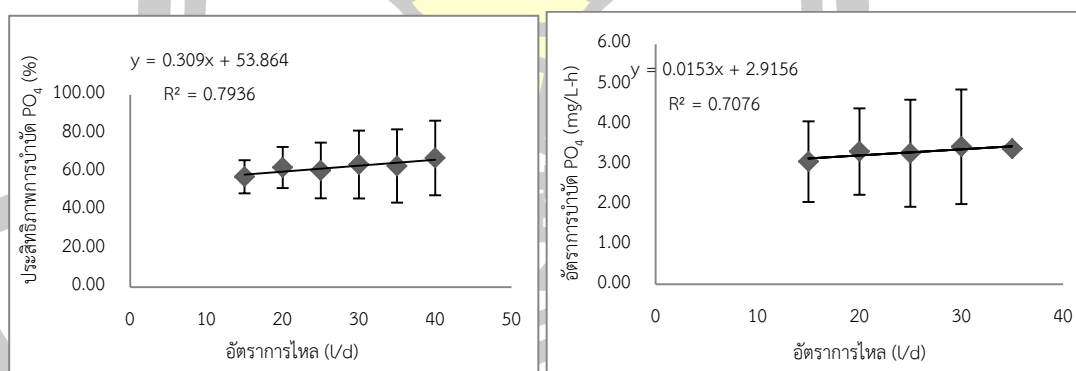
และจากตารางที่ 28 MFC1-6 บำบัด  $\text{PO}_4^{3-}$  ในช่วง OCV ได้  $68.50 \pm 16.35$ ,  $65.01 \pm 19.80$ ,  $65.14 \pm 18.25$ ,  $62.84 \pm 13.74$ ,  $64.40 \pm 11.04$  และ  $69.11 \pm 27.25$  % ตามลำดับ ในช่วง CCV บำบัดได้  $57.40 \pm 8.63$ ,  $62.22 \pm 10.67$ ,  $60.67 \pm 14.46$ ,  $63.74 \pm 17.66$ ,  $62.99 \pm 19.05$  และ  $67.15 \pm 19.37$  % ตามลำดับ และจากภาพประกอบ 40 กล่าวได้ว่าเมื่อเพิ่มอัตราการไหลจะมีผลทำให้ประสิทธิภาพการบำบัด และอัตราการบำบัด  $\text{PO}_4^{3-}$  มีแนวโน้มเพิ่มขึ้นตามไปด้วยโดยค่าสัมประสิทธิ์การตัดสินใจ ( $R^2$ ) มีค่า 0.7936 และ 0.7076 ซึ่งถือว่าสูง อย่างไรก็ตามการลดลงของ  $\text{PO}_4^{3-}$  ใน MFCs อาจมาจาก 3 กรณีคือ 1. การลดลงเนื่องจากการตกตะกอนทางเคมี ซึ่งเกิดจากปฏิกิริยาทางเคมีทำให้ฟอสเฟตที่ละลายน้ำจับตัวกลายเป็นสารประกอบที่ไม่ละลายน้ำ ยกตัวอย่างเช่น การตกตะกอนเนื่องมาจากเกลืออลูมิเนียม  $\text{Al}^{+3} + \text{H}_2\text{PO}_4^{-3} > \text{AlPO}_4 + \text{nH}^+$  การตกตะกอนเนื่องมาจากเกลือของเหล็ก  $\text{Fe}^{+3} + \text{H}_2\text{PO}_4^{-3} > \text{FePO}_4 + \text{nH}^+$  และ การตกตะกอนเนื่องมาจากปูนขาว  $10\text{Ca}^{+2} + 6\text{PO}_4^{3-} + 2\text{OH}^- > \text{Ca}_{10}(\text{PO}_4)_6(\text{OH})_2$  จากปฏิกิริยาข้างต้นจะเห็นได้ว่าองค์ประกอบของสารเคมีที่ทำให้  $\text{PO}_4^{3-}$  ตกตะกอนสามารถพบได้ในองค์ประกอบของน้ำชะขยะสังเคราะห์ที่ใช้ในการทดลองครั้งนี้ซึ่งอาจเป็นสาเหตุที่ทำให้  $\text{PO}_4^{3-}$  ในระบบมีค่าที่ลดลง หรือ 2. เกิดจากปฏิกิริยาทางชีวภาพ โดยจุลินทรีย์จำพวก PAO (Polyphosphate Accumulating Organisms, PAOs) ซึ่งสามารถสะสมฟอสเฟตได้ถึง 4-12% ของน้ำหนักเซลล์ ทำให้ฟอสเฟตในระบบลดลงได้ถึง 2.5-4 เท่า ในสถานะแอนแอโรบิก PAOs จะสะสม PHA (polyhydroxyalkanoate, PHA) เพื่อสะสมไว้เป็นอาหารสำรอง (ATP) ตามสมการ  $\text{ATP} > \text{ADP} + \text{PO}_4^{3-} + \text{Energy}$  และเมื่อเข้าสู่สถานะแอโรบิกออกซิเจนทำให้การย่อยสลาย PHA เกิดเป็นเซลล์ใหม่ พลังงาน น้ำ และ  $\text{CO}_2$  ดังสมการ  $\text{PHA} + \text{O}_2 > \text{Energy} + \text{biomass} + \text{H}_2\text{O} + \text{CO}_2$  โดยพลังงานใหม่นี้จะถูกใช้ในการจับออร์โทฟอสเฟตจากนอกเซลล์มารวมกับ ADP ภายในเซลล์และเก็บสะสมพลังงานไว้ในรูป ATP ดังสมการ  $\text{ADP} + \text{PO}_4^{3-} + \text{Energy} > \text{ATP}$  ซึ่งจะทำให้  $\text{PO}_4^{3-}$  ในน้ำมีค่าที่ลดลง อย่างไรก็ตามเมื่อสังเกตจะพบว่า การย่อยสลาย  $\text{PO}_4^{3-}$



โดยจุลินทรีย์จำพวก PAOs นั้นต้องอาศัยสถานะแอนแอโรบิก และแอโรบิก ในการทดสอบในครั้งนี้ ภายในถังเก็บน้ำเสียเข้าถูกออกแบบให้ถังมีการปิดสนิท ซึ่งทำให้น้ำเข้าอยู่ในสภาวะใกล้เคียงแอนแอโรบิก สังเกตได้จากค่า DO น้ำเข้ามีค่าต่ำกว่าน้ำขาออก และเมื่อน้ำเข้าสู่ถัง MFCs พบว่าค่า DO ของน้ำมีค่าเพิ่มขึ้นทำให้น้ำภายในถังเข้าสู่สภาวะแอโรบิก จากเหตุผลดังกล่าวจึงทำให้ PAOs ทำงานได้อย่างมีประสิทธิภาพทำให้  $\text{PO}_4^{3-}$  มีค่าลดลง 3. MFCs ใช้  $\text{PO}_4^{3-}$  เป็นตัวรับอิเล็กตรอนที่ชีวแอโนดดังสมการ  $\text{H}_3\text{PO}_4 + 2\text{H}^+ + 2\text{e}^- \rightleftharpoons \text{H}_3\text{PO}_3 + \text{H}_2\text{O}$  (APPENDIX H Standard Reduction Potentials) ซึ่งอาจเป็นสาเหตุทำให้  $\text{PO}_4^{3-}$  ในน้ำขาออกลดลงได้

ตาราง 28 ประสิทธิภาพการบำบัด และอัตราการบำบัด  $\text{PO}_4^{3-}$  ของ MFCs

ประสิทธิภาพ	reactor					
	MFC1 (15 V/d)	MFC2 (20 V/d)	MFC3 (25 V/d)	MFC4 (30 V/d)	MFC5 (35 V/d)	MFC6 (40 V/d)
การบำบัด $\text{PO}_4^{3-}$ (%)						
ช่วง OCV	68.50±16.35	65.01±19.80	65.14±18.25	62.84±13.74	64.40±11.04	69.11±27.25
ช่วง CCV	57.40±8.63	62.22±10.67	60.67±14.46	63.74±17.66	62.99±19.05	67.15±19.37
อัตราการบำบัด $\text{PO}_4^{3-}$ (mg/L-hr)						
ช่วง OCV	2.76±0.69	2.62±0.83	2.63±0.77	2.53±0.58	2.60±0.48	2.79±1.13
ช่วง CCV	3.07±1.01	3.32±1.08	3.28±1.34	3.44±1.43	3.39±1.41	3.60±1.44



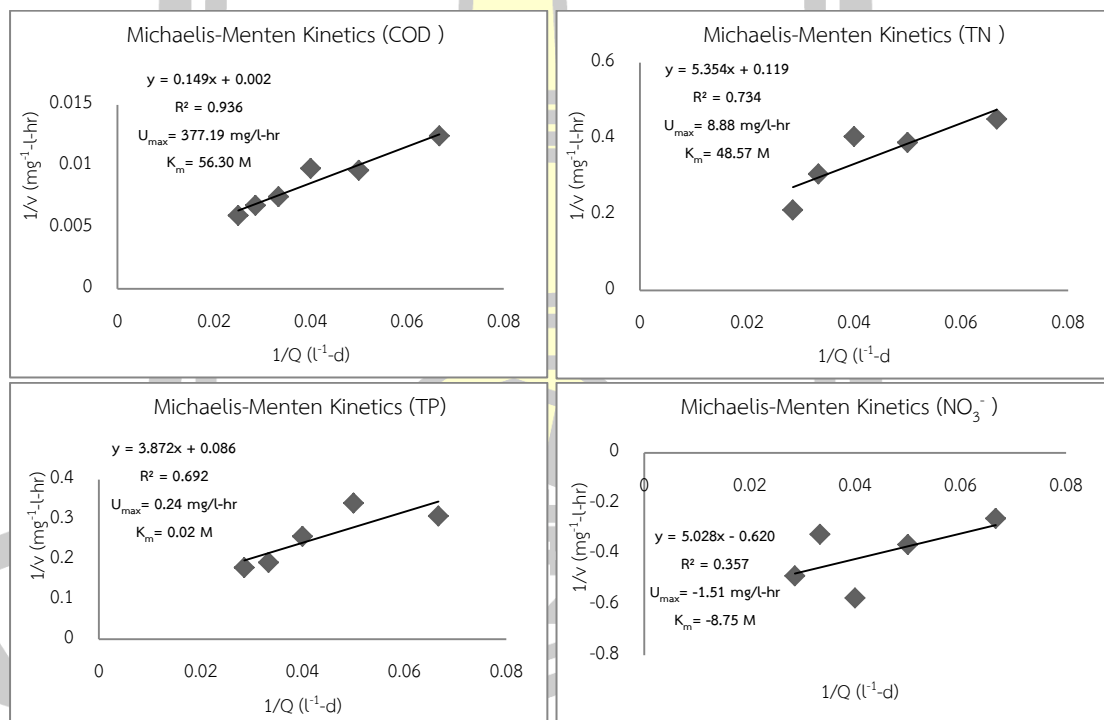
ภาพประกอบ 40 ความสัมพันธ์ของอัตราการไหลที่มีผลต่อประสิทธิภาพการบำบัด และอัตราการบำบัด  $\text{PO}_4^{3-}$  ของ MFCs

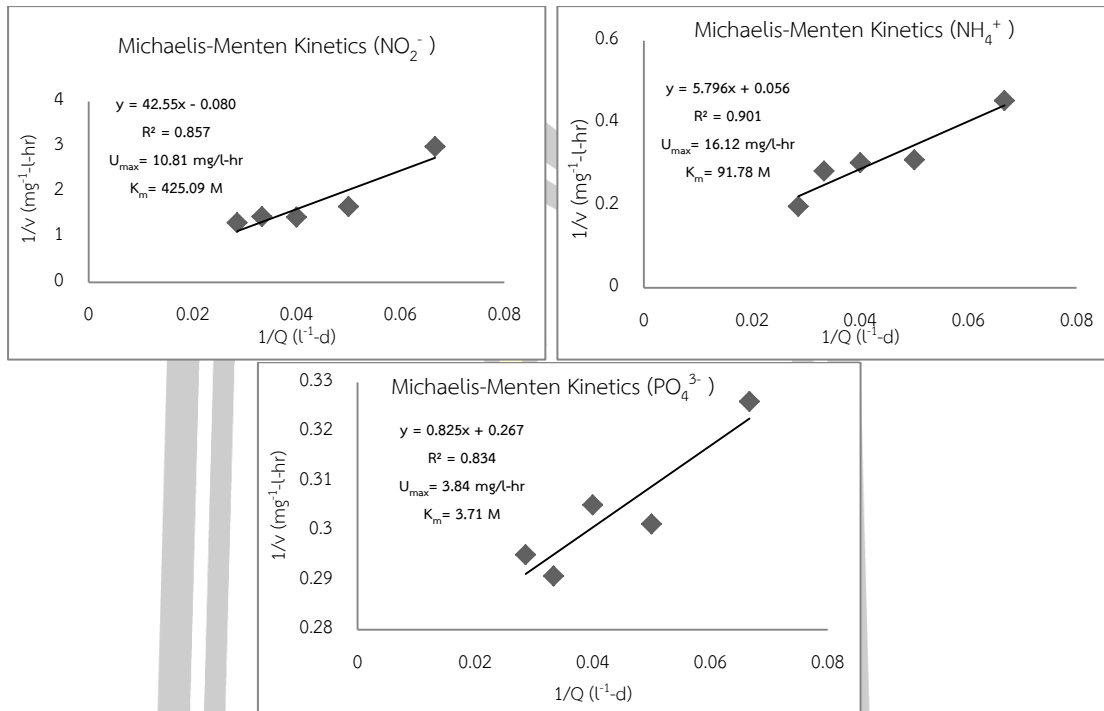
จากข้อมูลข้างต้นแสดงให้เห็นว่า MFCs สามารถบำบัดสารอินทรีย์ในรูป COD, TN, TP,  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{NH}_4^+$  และ  $\text{PO}_4^{3-}$  ในน้ำชะขยะสังเคราะห์ได้ แต่ไม่สามารถบำบัด  $\text{NO}_3^-$  ได้ จากข้อมูลประสิทธิภาพการบำบัดสิ่งสกปรกโดยรวมแล้วพบว่า MFC6 ที่ใช้อัตรการไหล 40 l/d มีประสิทธิภาพการบำบัด COD, TN, TP,  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{NH}_4^+$  และ  $\text{PO}_4^{3-}$  สูงสุดเมื่อเทียบกับ MFC1-5 ที่มีอัตราการไหลที่ต่ำกว่า อย่างไรก็ตาม เมื่อทดลองนำข้อมูลประสิทธิภาพการบำบัด COD มาทดสอบความแตกต่างทางสถิติโดยใช้แบบจำลอง T-test พบว่า MFC5 และ MFC6 มีประสิทธิภาพการบำบัด COD ไม่แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญที่ความเชื่อมั่น 0.05 อาจมีความเป็นไปได้ที่จะนำอัตราการไหล 35-40 l/d ไปใช้ในการทดลองต่อไป นอกจากนี้ เมื่อเปรียบเทียบประสิทธิภาพการบำบัด COD ระหว่างช่วง OCV และ CCV ของ MFC5 และ MFC6 แล้วกล่าวได้ว่าช่วง CCV ( $54.69 \pm 16.69$  และ  $66.35 \pm 14.89$ ) บำบัดได้สูงกว่าช่วง OCV ( $45.48 \pm 20.00$  และ  $59.13 \pm 8.86$ ) อย่างมีนัยสำคัญที่ระดับความเชื่อมั่น 0.05 (t-test)

จากผลข้างต้น ทำให้ทราบว่าอัตราการไหลเป็นตัวแปรสำคัญที่ส่งผลโดยตรงต่อประสิทธิภาพการบำบัด และอัตราการบำบัด COD, TN, TP,  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{NH}_4^+$  และ  $\text{PO}_4^{3-}$  ใน MFCs อย่างไรก็ตามถ้าคิดตามหลักจลพลศาสตร์ของของไหล เป็นที่ทราบกันดีว่าอัตราการไหลส่งผลต่อการทำงานของระบบถังกรองไร้อากาศแบบไหลขึ้นโดยตรง กล่าวคือเมื่อใช้อัตรการไหลที่ต่ำเกินไปในการป้อนน้ำเสียเข้าระบบ จะส่งผลให้น้ำเสียที่ไหลเข้าสู่ถังกรองสัมผัสกับตัวกรองได้น้อยลง เป็นผลทำให้จุลินทรีย์ที่ยึดเกาะตามตัวกรองสัมผัสกับน้ำเสียได้น้อยลงด้วยเช่นกัน ซึ่งจะทำให้ประสิทธิภาพการบำบัดลดลงตามไปด้วยหรือบางกรณีน้ำเสียที่ป้อนเข้าระบบอาจไหลไปตามช่องว่างระหว่างตัวกรองหรือด้านข้างของถังเกิดเป็นพื้นที่ Dead Zone ซึ่งในพื้นที่นี้จะมีจำนวนจุลินทรีย์น้อยเมื่อเทียบกับบริเวณที่มีตัวกรอง ทำให้การบำบัดน้ำเสียเกิดขึ้นได้น้อยด้วยเช่นกัน อย่างไรก็ตามที่อัตราการไหลสูงเกินไปจะทำให้ความเร็วของน้ำที่ป้อนเข้าสู่ระบบมีค่าสูงตามไปด้วยตามสมการ  $\text{Velocity} = \text{Flow rate} / \text{Area}$  ซึ่งจะมีผลทำให้น้ำเสียสัมผัสกับจุลินทรีย์เร็วเกินไปทำให้จุลินทรีย์ย่อยสลายสารอินทรีย์ไม่ทัน ทำให้ประสิทธิภาพการบำบัดน้อยลงหรืออาจทำให้จุลินทรีย์ที่ยึดติดตามตัวกรองเกิดการหลุดลอกและไหลปะปนออกมาตามน้ำขาออก เป็นผลทำให้น้ำเสียมีความสกปรกเพิ่มมากขึ้น และส่งผลระยะยาวต่อการบำบัดน้ำของถังกรอง เนื่องจากการสูญเสียมวลของจุลินทรีย์ที่เป็นตัวแปรสำคัญที่ใช้ในการบำบัดน้ำเสีย

#### 4.2 Modified Michaelis-Menten Kinetics Model ของการเปลี่ยนแปลงอัตราการไหลที่มีผลต่อการบำบัดน้ำชะขยะสังเคราะห์

เมื่อทดลองหาความสัมพันธ์ระหว่างข้อมูลอัตราการบำบัด ( $v$ ) กับอัตราการไหล ( $Q$ ) ของน้ำเสียใน MFC ทั้ง 6 พบว่ามีความสัมพันธ์กันโดยมีรูปแบบสมการแสดงความสัมพันธ์คล้ายแบบจำลองของ Michaelis-Menten Kinetics ดังแสดงในภาพประกอบ 41 จากสมการแบบจำลองของพารามิเตอร์แสดงความสกปรกแต่ละชนิดพบว่า COD, TN, TP,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{NH}_4^+$  และ  $\text{PO}_4^{3-}$  มีค่าอัตราการเกิดปฏิกิริยาสูงสุด ( $U_{\max}$ ) เท่ากับ 377.19, 8.88, 0.24, -1.51, 10.81, 16.12 และ 3.84 mg/l-hr ตามลำดับ และครึ่งปฏิกิริยา ( $K_m$ ) เท่ากับ 56.30, 48.57, 0.02, -8.75, 425.09, 91.78, 3.71 M ตามลำดับ เมื่อยกกรณีของ COD มาพิจารณาแล้วพบว่า อัตราเร็วในการบำบัดของ MFC6 ที่มีค่าสูงสุด ( $133.04 \pm 43.91$ ) ในงานวิจัยนี้นั้น ยังมีโอกาสเพิ่มขึ้นได้ใกล้เคียงค่า  $U_{\max}$  377.19 mg/l-hr หากเพิ่มอัตราการไหลเป็น 230 l/d



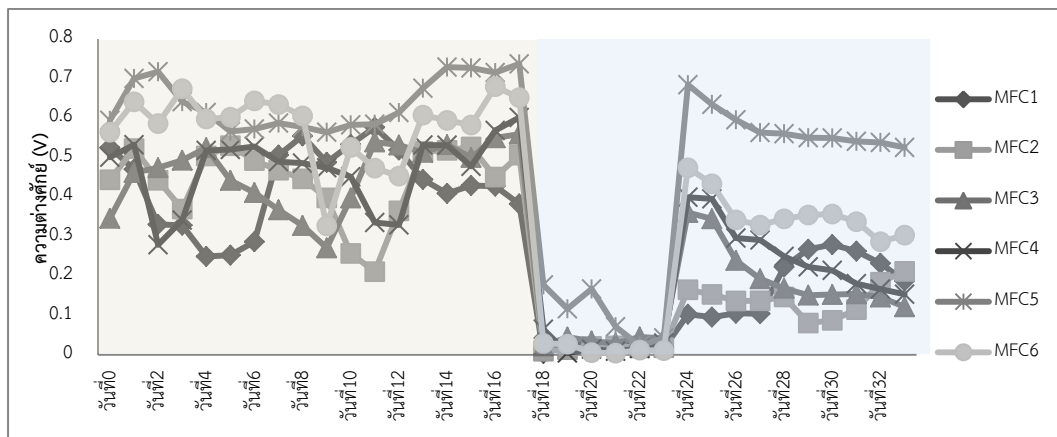


ภาพประกอบ 41 ค่าสัมประสิทธิ์ Modified Michaelis-Menten Kinetics Model ในการเกิดปฏิกิริยาของ COD, TN, TP,  $NO_3^-$ ,  $NO_2^-$ ,  $NH_4^+$  และ  $PO_4^{3-}$  ของ MFCs

#### 4.3 การเปลี่ยนแปลงของอัตราการไหล ที่มีผลต่อการผลิตไฟฟ้าของ MFCs

##### 4.3.1 การเปลี่ยนแปลงของอัตราการไหล ที่มีผลต่อความต่างศักย์ทางไฟฟ้า (Voltage: V) ของ MFCs

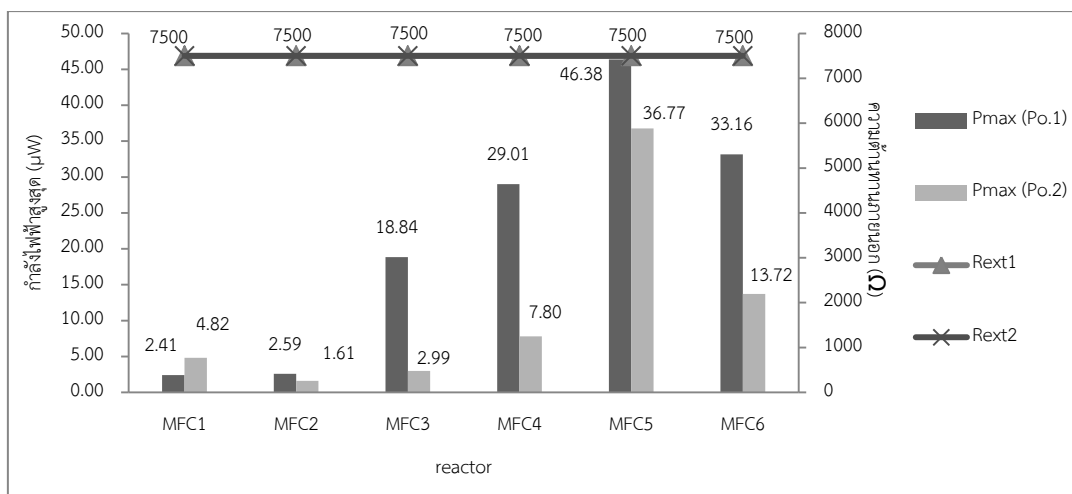
จากภาพประกอบ 42 ในวันที่ 0-15 ของการเดินระบบ MFC1-6 สามารถผลิตความต่างศักย์ในรูปแบบของ OCV ที่มีค่าเฉลี่ยอยู่ที่  $0.43 \pm 0.10$  V,  $0.44 \pm 0.09$  V,  $0.46 \pm 0.08$  V,  $0.47 \pm 0.09$  V,  $0.63 \pm 0.07$  V และ  $0.58 \pm 0.09$  V ตามลำดับ และเมื่อเดินระบบเข้าสู่วันที่ 18 ทางผู้วิจัยได้ทำ Polarization เพื่อเลือกความต้านทานภายนอกที่ให้ค่ากำลังไฟฟ้าสูงสุดมาต่อเข้ากับระบบ ทำให้รูปแบบของความต่างศักย์เปลี่ยนไปเป็นรูปแบบของ CCV ซึ่งพบว่าความต่างศักย์เฉลี่ยของ MFC1-6 มีค่าเฉลี่ยอยู่ที่  $0.12 \pm 0.10$  V,  $0.09 \pm 0.07$  V,  $0.14 \pm 0.10$  V,  $0.17 \pm 0.14$  V,  $0.39 \pm 0.24$  V และ  $0.23 \pm 0.17$  V ตามลำดับ จากข้อมูลข้างต้นจะเห็นได้ว่า MFCs ที่ใช้อัตราการไหลที่ต่างกันจะผลิตความต่างศักย์ที่แตกต่างกันไป และเมื่อสังเกตผลการทดสอบในช่วง OCV และ CCV พบว่า MFC5 ที่มีอัตราการไหล 35 V/d สามารถผลิตความต่างศักย์ได้สูงสุด



ภาพประกอบ 42 ค่าความต่างศักย์แบบ Open circuit voltage (OCV วันที่ 0-15) และ Close circuit voltage (CCV วันที่ 18-33) ของ MFCs

#### 4.3.2 Polarization

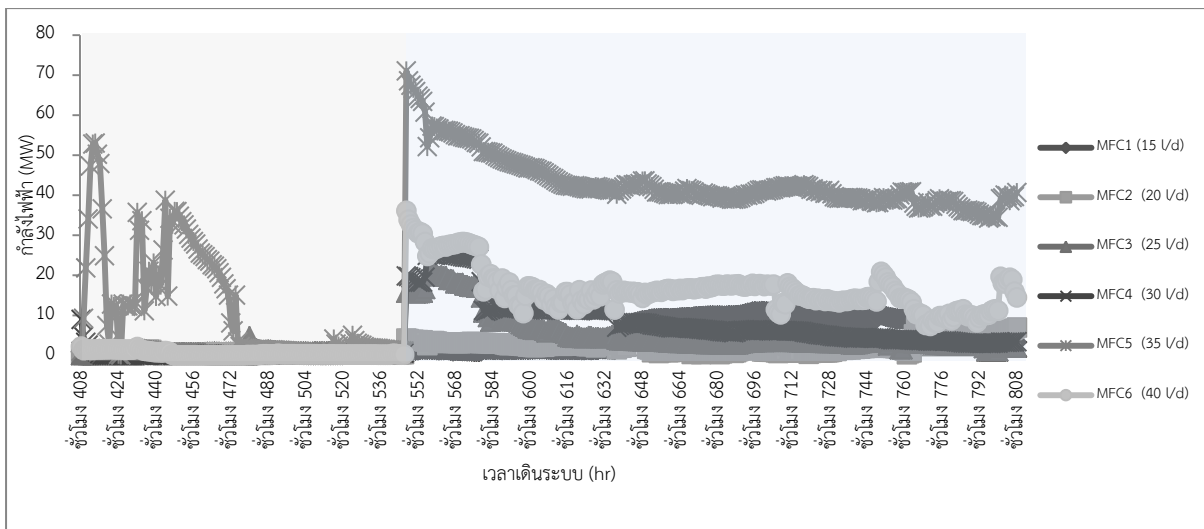
จากภาพประกอบ 43 แสดงค่า  $P_{max}$  และ  $R_{ext}$  ที่ได้จากการทำ Polarization ทั้ง 2 ครั้ง โดยการทำให้ Polarization ครั้งที่ 1 ที่ใช้ความต้านทานภายนอก 20000  $\Omega$ , 10000  $\Omega$ , 7500  $\Omega$ , 2200  $\Omega$ , 1000  $\Omega$ , 560  $\Omega$ , 250, 150 และ 10  $\Omega$  พบว่าความต้านทานภายนอกที่ให้ค่ากำลังไฟฟ้าสูงสุดของ MFC1-6 คือ 7,500  $\Omega$  และสามารถผลิตกำลังไฟฟ้าสูงสุดได้ 2.41, 2.59, 18.81, 29.01, 46.38 และ 33.16  $\mu W$  ตามลำดับ และ Polarization ครั้งที่ 2 พบว่าความต้านทานภายนอกที่ให้ค่ากำลังไฟฟ้าสูงสุดของ MFC1-6 คือ 7500  $\Omega$  และสามารถผลิตกำลังไฟฟ้าสูงสุดได้ 4.82, 1.61, 2.99, 7.80, 36.77 และ 13.72  $\mu W$  ตามลำดับ จากข้อมูลข้างต้นพบว่าอัตราการไหลที่แตกต่างกันมีผลต่อการผลิตกำลังไฟฟ้าสูงสุดของ MFCs และในการทดสอบพบว่า MFC1-6 มีความต้านทานที่เหมาะสมต่อการเดินระบบคือ 7,500  $\Omega$  เมื่อสังเกตจากภาพประกอบ 42 ยังพบว่ากำลังไฟฟ้าสูงสุดที่ได้จากการทำให้ Polarization ครั้งที่ 2 ลดลงเมื่อเทียบกับค่ากำลังไฟฟ้าสูงสุดที่ได้จากการทำให้ Polarization ครั้งที่ 1 แสดงให้เห็นว่าเมื่อเวลาการเดินระบบเพิ่มขึ้นมีผลต่อการผลิตกำลังไฟฟ้าสูงสุดของ MFCs ซึ่งอาจเป็นผลมาจากปัจจัยหลายอย่างเช่น ปริมาณของ Biofilm ที่เพิ่มขึ้นทำให้เกิดการสูญเสียของความต่างศักย์ในระบบ หรือการเปลี่ยนแปลงของความต้านทานภายในที่ส่งผลทำให้ MFCs ผลิตกำลังไฟฟ้าได้ลดลง



ภาพประกอบ 43 ค่ากำลังไฟฟ้าสูงสุด ( $P_{max}$ ) และความต้านทานภายนอก ( $R_{ext}$ ) ของการทำ Polarization ครั้งที่ 1 และ ครั้งที่ 2

#### 4.3.3 การเปลี่ยนแปลงของอัตราการไหล ที่มีผลต่อกำลังไฟฟ้าของ (Power: P) ของ MFCs

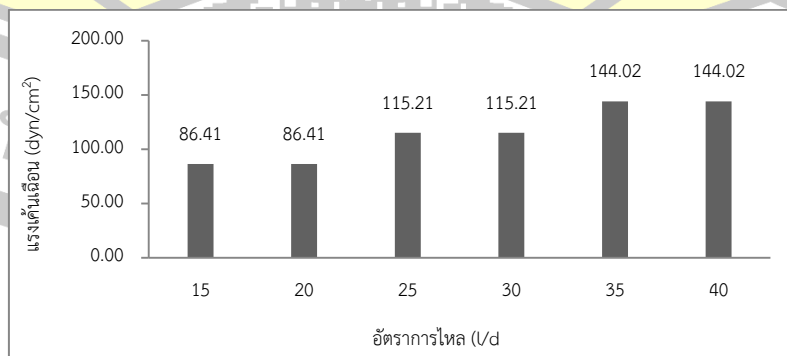
จากภาพประกอบ 44 พบว่าหลังทำ Polarization ครั้งที่ 1 MFC1-6 สามารถผลิตกำลังไฟฟ้าได้  $0.55 \pm 0.32$ ,  $0.39 \pm 0.27$ ,  $0.76 \pm 0.52$ ,  $0.35 \pm 0.93$ ,  $11.88 \pm 13.86$  และ  $0.48 \pm 0.57$   $\mu\text{W}$  ตามลำดับ หลังทำ Polarization ครั้งที่ 2 MFC1-6 สามารถผลิตกำลังไฟฟ้าได้  $5.98 \pm 3.73$ ,  $2.83 \pm 1.99$ ,  $5.63 \pm 4.98$ ,  $8.84 \pm 6.20$ ,  $43.20 \pm 6.68$  และ  $16.52 \pm 5.34$   $\mu\text{W}$  ตามลำดับ จากผลข้างต้น จะเห็นได้ว่าการเปลี่ยนแปลงอัตราการไหลในช่วง Polarization ครั้งที่ 1 ไม่มีผลต่อการเพิ่มขึ้นของกำลังไฟฟ้า แต่เมื่อสังเกตช่วง Polarization ครั้งที่ 2 พบว่าอัตราการไหลมีผลต่อการเปลี่ยนแปลงของกำลังไฟฟ้าใน MFCs สังเกตได้จากกำลังไฟฟ้าของ MFC1-6 มีการเปลี่ยนแปลงโดยการใช้อัตราการไหลในปริมาณที่ต่ำ (15-25 V/d) หรือสูง (40 V/d) จะทำให้กำลังไฟฟ้าที่ MFCs ผลิตได้มีค่าลดลงเมื่อเทียบกับอัตราการไหลที่ 35 V/d ผลดังกล่าวแสดงให้เห็นว่าการกำหนดอัตราการไหลที่จะป้อนเข้าสู่ระบบมีความสำคัญต่อการผลิตไฟฟ้าของ MFCs และเมื่อพิจารณาจากช่วง Polarization ครั้งที่ 1 และ 2 ที่มีเงื่อนไขการเดินระบบที่เหมือนกัน กลับพบว่า หลังการทำ Polarization ครั้งที่ 2 MFCs สามารถผลิตกำลังไฟฟ้าได้เพิ่มขึ้นเมื่อเทียบกับครั้งที่ 1 ผลดังกล่าวชี้ให้เห็นว่ามีปัจจัยอย่างอื่นที่มีความเกี่ยวข้องกับอัตราการไหล ที่ส่งผลต่อการทำงานของ MFCs



ภาพประกอบ 44 ค่ากำลังไฟฟ้าของ MFC1-6 หลังทำ Polarization ครั้งที่ 1 (ชั่วโมงที่ 408- 548) และ หลังทำ Polarization ครั้งที่ 2 (ชั่วโมงที่ 549 - 808) ในช่วงการเปลี่ยนแปลงอัตราการไหล

#### 4.3.4 การเปลี่ยนแปลงอัตราการไหลที่มีต่อแรงเค้นเฉือน (shear stress)

จากภาพประกอบ 45 จะเห็นว่าเมื่ออัตราการไหลเพิ่มขึ้นจะส่งผลทำให้ MFCs มีความเค้นเฉือนเพิ่มขึ้นตามไปด้วย โดยเมื่อพิจารณาจะพบว่า MFC1-6 มีแรงเค้นเฉือน 86.41 dyn/cm<sup>2</sup>, 86.41 dyn/cm<sup>2</sup>, 115.21 dyn/cm<sup>2</sup>, 115.21 dyn/cm<sup>2</sup>, 144.02 dyn/cm<sup>2</sup> และ 144.02 dyn/cm<sup>2</sup> ตามลำดับ เป็นที่ทราบกันดีว่าการเพิ่มขึ้นของแรงเค้นเฉือนจะมีผลต่อความเร็วของน้ำที่เข้าสู่ระบบ ดังนั้นจะทำให้เกิดการเปลี่ยนแปลงของสถานะต่าง ๆ ของระบบเช่น ประสิทธิภาพการบำบัด และการผลิตไฟฟ้าของ MFCs ด้วยเช่นกัน

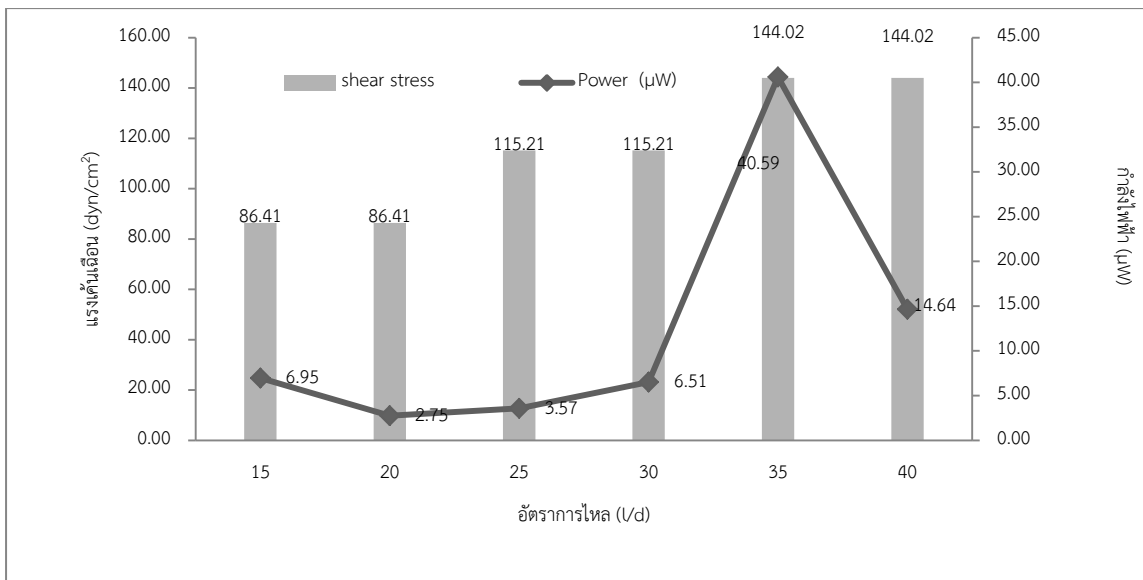


ภาพประกอบ 45 เปลี่ยนแปลงอัตราการไหลที่มีต่อแรงเค้นเฉือน (shear stress)

(1) การเปลี่ยนแปลงอัตราการไหลและแรงเค้นเฉือน (shear stress) ที่มีผลต่อกำลังไฟฟ้า

เมื่อเพิ่มอัตราการไหล จะทำให้แรงเค้นเฉือนเพิ่มขึ้นตามที่ได้กล่าวมาก่อนหน้านี้ ซึ่งการเพิ่มขึ้นของแรงเค้นเฉือนใน MFCs นั้นมีผลทำให้กำลังไฟฟ้าที่ MFCs ผลิตได้มีค่าเปลี่ยนแปลงด้วยเช่นกัน จากภาพประกอบ 46 จะเห็นว่ากำลังไฟฟ้าจะมีแนวโน้มเพิ่มขึ้นเมื่อเราเพิ่มแรงเค้นเฉือนจาก  $86.41 \text{ dyn/cm}^2$  จนถึง  $144.02 \text{ dyn/cm}^2$  แต่เมื่อพิจารณาแต่ละ MFCs จะเห็นได้ชัดเจนว่าที่สภาวะแรงเค้นเฉือนเท่ากัน MFCs จะมีความสามารถในการผลิตกำลังไฟฟ้าได้ต่างกันด้วยเช่นกัน ซึ่ง MFC1-2 ที่มีแรงเค้นเฉือน  $86.41 \text{ dyn/cm}^2$  พบว่า MFC1 สามารถผลิตกำลังไฟฟ้าได้สูงกว่า MFC2 และ MFC3-4 ที่มีแรงเค้นเฉือน  $115.24 \text{ dyn/cm}^2$  พบว่า MFC4 ผลิตกำลังไฟฟ้าได้สูงกว่า MFC3 และ MFC5-6 ที่มีแรงเค้นเฉือน  $144.02 \text{ dyn/cm}^2$  พบว่า MFC5 ผลิตกำลังไฟฟ้าได้สูงกว่า MFC6 จากผลดังกล่าวทำให้ทราบว่าที่แรงเค้นเฉือนเท่ากัน แต่อัตราการไหลต่างกันส่งผลต่อการผลิตกำลังของ MFCs ซึ่งอาจเป็นผลมาจากปัจจัยอย่างอื่นที่นอกเหนือจากผลกระทบของอัตราการไหลและแรงเค้นเฉือน ซึ่งอาจเป็นกรณีศึกษาในงานวิจัยต่อไป อย่างไรก็ตามเมื่อเราพิจารณาที่อัตราการไหล 20-35 L/d และแรงเค้นเฉือน  $86.41-144.02 \text{ dyn/cm}^2$  พบว่าเมื่ออัตราการไหลมีค่าสูงขึ้นส่งผลให้ MFCs ผลิตกำลังไฟฟ้าเพิ่มมากขึ้นด้วย ซึ่งอาจเป็นสาเหตุมาจากเมื่ออัตราการไหลสูงขึ้น ความเร็วของน้ำในระบบจะมีค่าเพิ่มขึ้นทำให้ภายใน MFCs เกิดการกวนผสมได้ดี น้ำเสียที่เข้าระบบสามารถสัมผัสกับตัวกรองและจุลินทรีย์ได้เพิ่มขึ้น จุลินทรีย์ก็จะสามารถย่อยสลายสิ่งสกปรกในน้ำได้ดีขึ้น อิเล็กตรอนและโปรตอนที่ผลิตได้จึงเพิ่มขึ้นทำให้ศักย์ไฟฟ้ามีปริมาณเพิ่มขึ้นส่งผลให้กำลังไฟฟ้าเพิ่มขึ้นด้วยเช่นเดียวกัน แต่เมื่อเพิ่มอัตราการไหลเป็น 40 L/d แรงเค้นเฉือน  $144.02 \text{ dyn/cm}^2$  กลับพบว่ากำลังไฟฟ้ามีค่าลดลงเมื่อเทียบกับอัตราการไหล 35 L/d และแรงเค้นเฉือนที่มีค่าเท่ากัน ซึ่งสันนิษฐานได้ว่าที่อัตราการไหลสูง (40 L/d) ความเร็วของน้ำเข้าระบบมีค่าสูงเกินไปทำให้จุลินทรีย์ที่เกาะตามขั้วแอโนดเกิดการหลุดลอก ส่งผลทำให้ระบบสูญเสียความต่างศักย์ (loss) เป็นสาเหตุทำให้กำลังไฟฟ้ามีค่าลดลง และอัตราการไหลสูง 40 ลิตร/วัน อาจเป็นสาเหตุทำให้เกิดการสูญเสียอิเล็กตรอนออกไปกับน้ำมากเกินไป ทำให้ MFC6 สูญเสียความต่างศักย์มากเกินไป ทำให้ความต้านทานภายในสูงขึ้น ส่งผลให้กำลังไฟฟ้าต่ำ

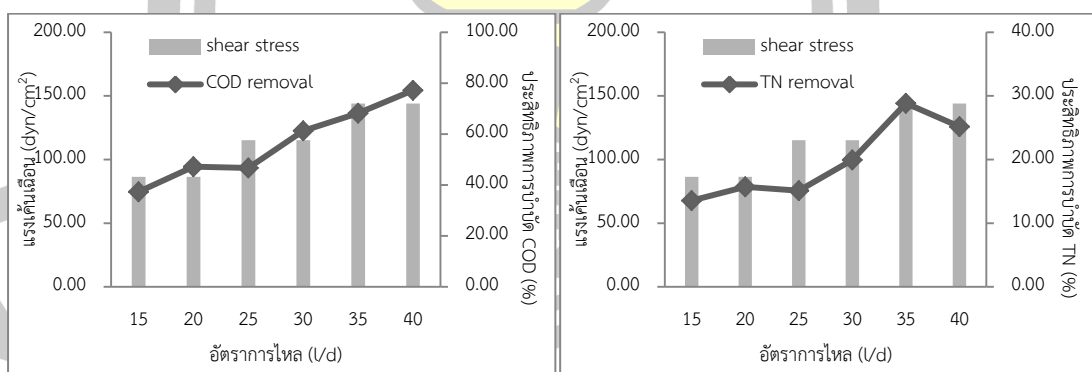


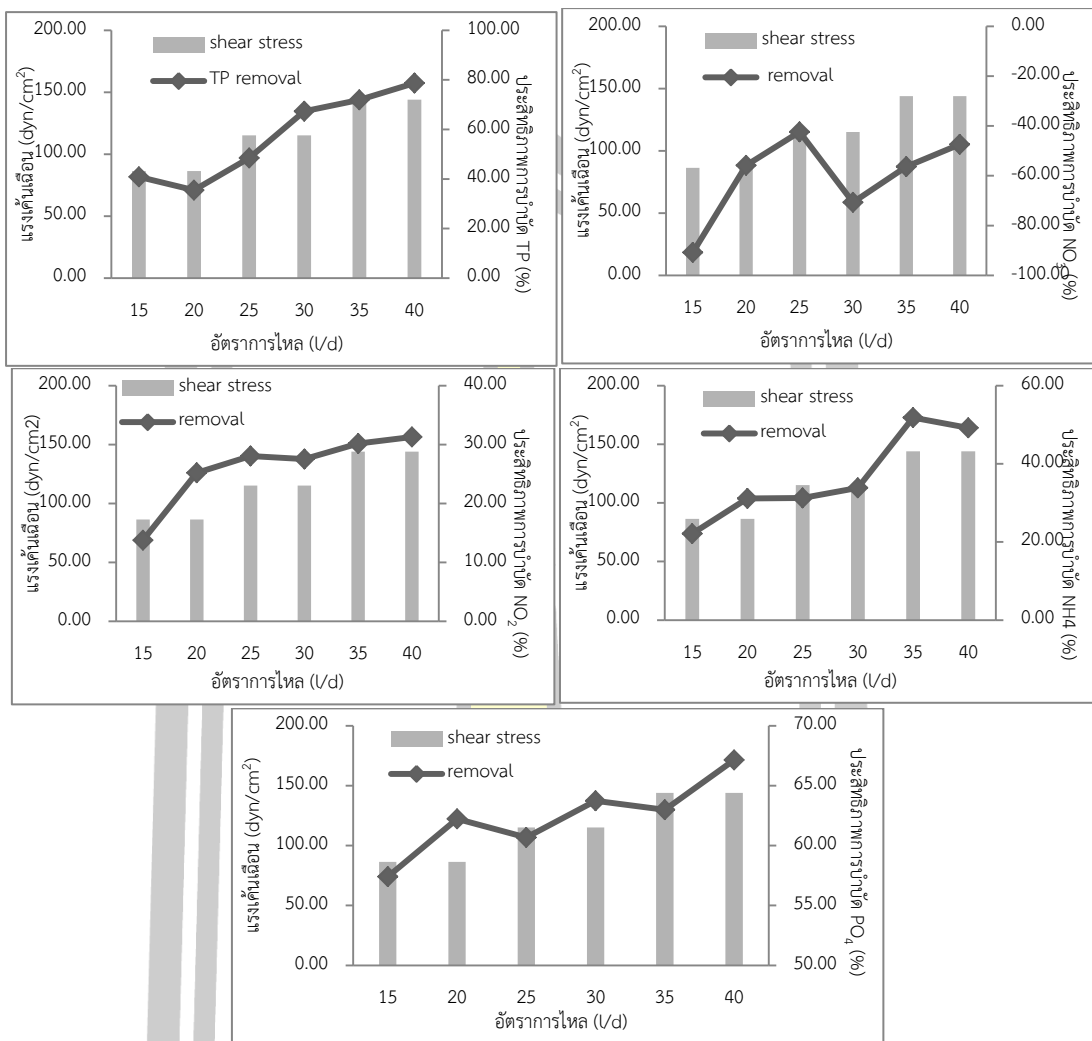


ภาพประกอบ 46 อัตราการใช้ไฮโดรไลซิสที่มีผลต่อกำลังไฟฟ้า และแรงเค้นเฉือน (shear stress)

(2) การเปลี่ยนแปลงอัตราการใช้ไฮโดรไลซิสและแรงเค้นเฉือน (shear stress) ที่มีผลประสิทธิภาพการบำบัด MFCs

จากภาพประกอบ 47 พบว่าที่อัตราการใช้ไฮโดรไลซิส 20-35 L/d และแรงเค้นเฉือน 86.41-144.02 dyn/cm<sup>2</sup> มีผลทำให้ประสิทธิภาพการบำบัด COD, TN, TP, NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, NH<sub>4</sub><sup>+</sup> และ PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> ของ MFCs มีค่าเพิ่มขึ้น ซึ่งสอดคล้องกับผลที่ได้จากการวิเคราะห์กำลังไฟฟ้าที่ MFCs ผลิตได้



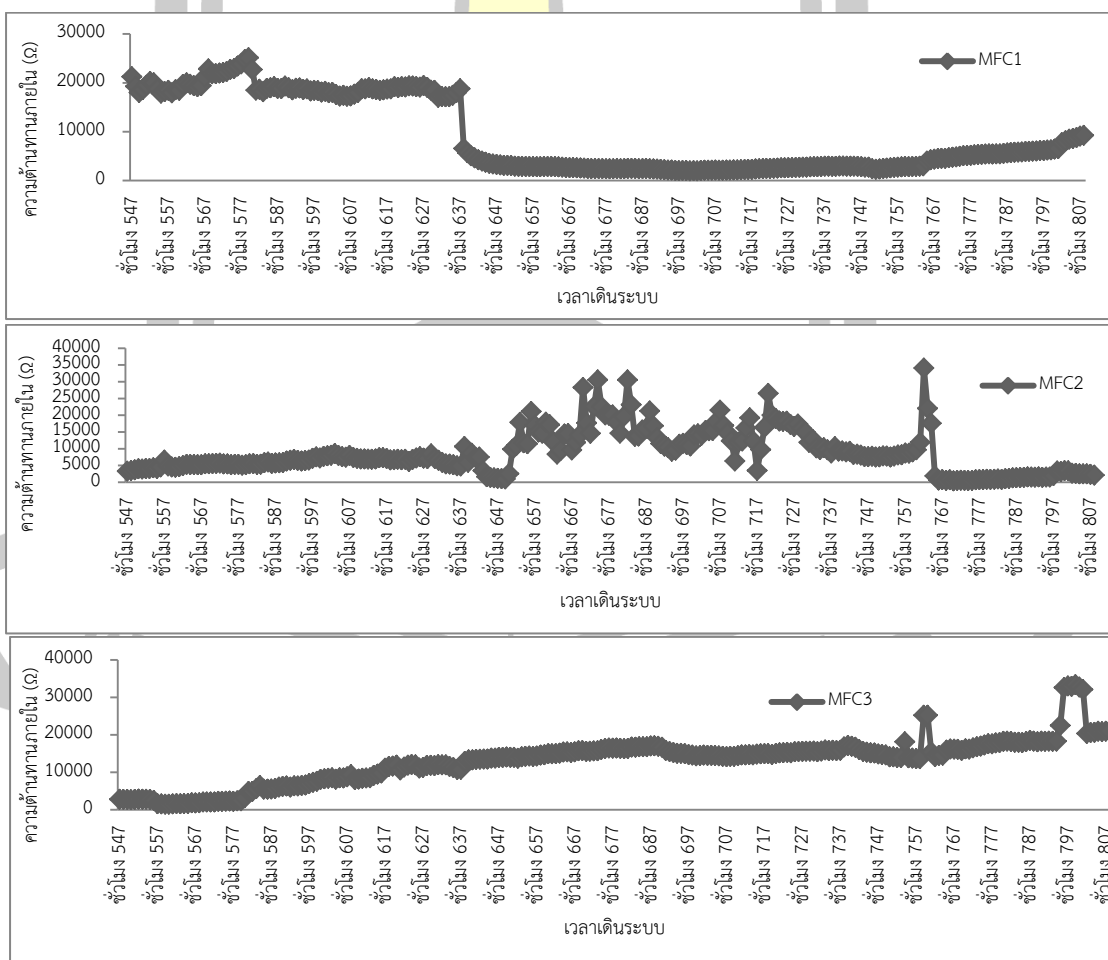


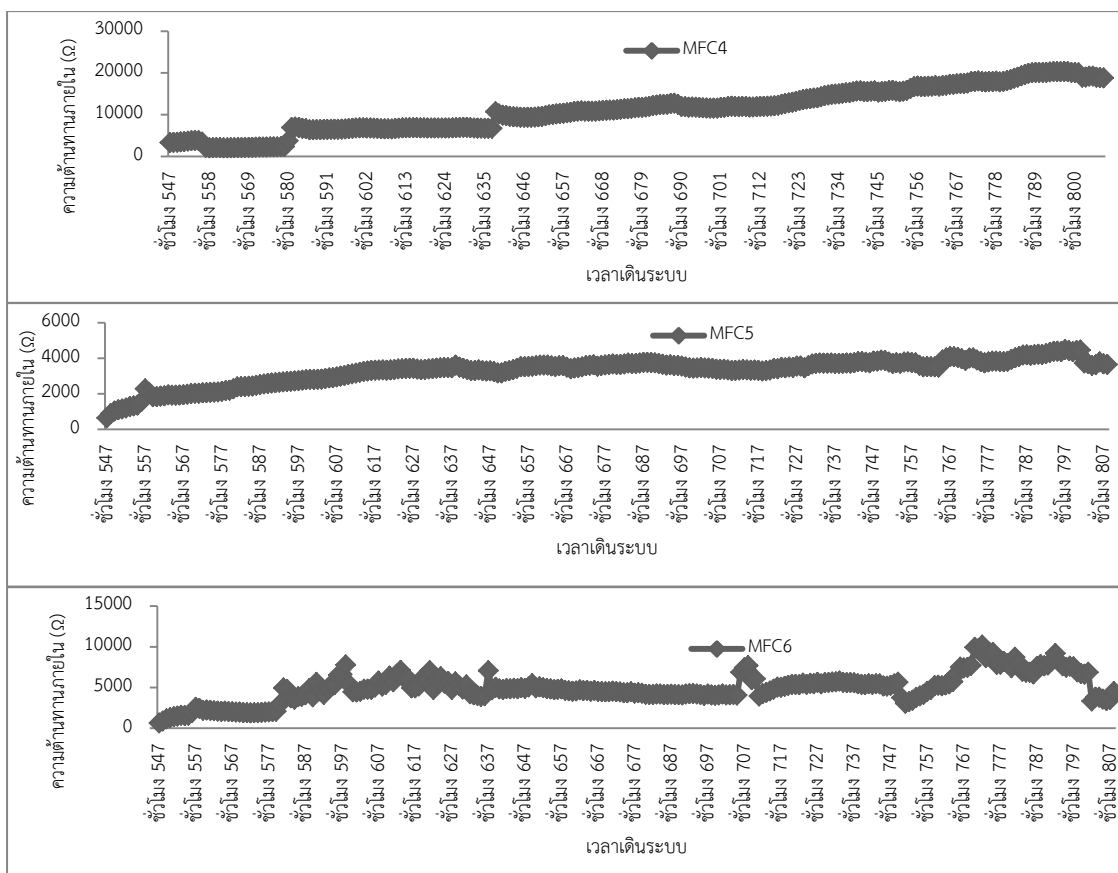
ภาพประกอบ 47 อัตราการไหล และแรงเค้นเฉือน (shear stress) ที่มีผลต่อประสิทธิภาพการบำบัด COD, TN, TP, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, NH<sub>4</sub><sup>+</sup> และ PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> ของ MFCs

#### 4.3.4 การเปลี่ยนแปลงอัตราการไหลที่มีต่อความต้านทานภายใน (internal resistance)

เป็นที่ทราบกันดีว่าการผลิตไฟฟ้าของ MFCs มีปัจจัยหลายอย่างส่งผลต่อการทำงาน เมื่อเราพิจารณาในแง่ของการทำงานตามหลักการของ MFCs การผลิตไฟฟ้าของ MFCs นั้นมีความเกี่ยวข้องโดยตรงกับการเพิ่มขึ้นหรือลดลงของความต้านทานของระบบ กล่าวคือความต้านทานที่เกิดขึ้นจะประกอบไปด้วยความต้านทานภายนอก ( $R_{ext}$ ) และความต้านทานภายใน ( $R_{in}$ ) ความ

ด้านทานภายนอกเราสามารถเลือกได้จากการทำ polarization ซึ่งจะได้ ( $R_{ext}$ ) ที่นำมาเชื่อมต่อกับระบบที่ทำให้ MFCs สามารถผลิตกำลังไฟฟ้าได้สูงสุด ( $P_{max}$ ) แต่ในเงื่อนไขดังกล่าวปัจจัยสำคัญที่จะทำให้ MFCs สามารถผลิตกำลังไฟฟ้าที่ให้ค่า  $P_{max}$  สูงสุด เมื่อทำการเดินระบบแบบต่อเนื่องคือ ความต้านทานภายใน ( $R_{in}$ ) ตามทฤษฎีแล้ว เมื่อ  $R_{ext}/R_{in}$  มีค่าสูง จะทำให้ MFCs ผลิตกำลังไฟฟ้าได้สูงสุด ดังนั้นการเปลี่ยนแปลง ความต้านทานภายในจึงมีผลต่อการผลิตกำลังไฟฟ้าของ MFCs ด้วยเช่นกัน จากภาพประกอบ 48 เมื่อพิจารณาผลหลังจากการทำ polarization ครั้งที่ 2 ที่ใช้เป็นตัวแทนของประสิทธิภาพการผลิตไฟฟ้าของ MFCs เนื่องจากในช่วงนี้ MFCs สามารถผลิตกำลังไฟฟ้าได้ในปริมาณที่สูง ซึ่งพบว่าความต้านทานภายในของ MFC1-6 มีการเปลี่ยนแปลงอย่างเห็นได้ชัดเมื่อพิจารณาจะพบว่าใน MFC5-6 ที่ผลิตกำลังไฟฟ้าได้สูงเมื่อเทียบกับ MFC1-4 ความต้านทานภายในจะมีค่าที่น้อยด้วยเช่นกัน และ MFC3-4 ที่ความต้านทานภายในมีค่าสูง ค่ากำลังไฟฟ้าที่ผลิตได้ก็จะมีค่าที่ต่ำด้วยเช่นกัน จากผลดังกล่าวทำให้ทราบว่าปัจจัยที่สำคัญที่ส่งผลต่อการผลิตไฟฟ้าของ MFCs คือความต้านทานภายในของระบบ



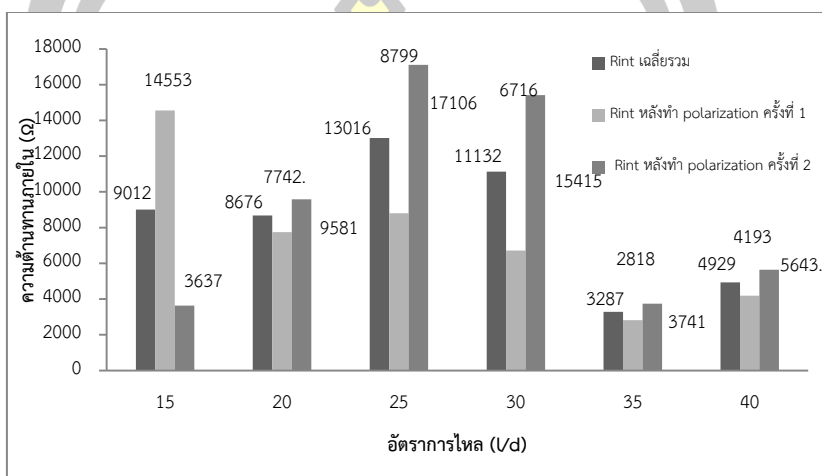


ภาพประกอบ 48 การเปลี่ยนแปลงความต้านทานภายในหลังการทำ Polarization ครั้งที่ 2

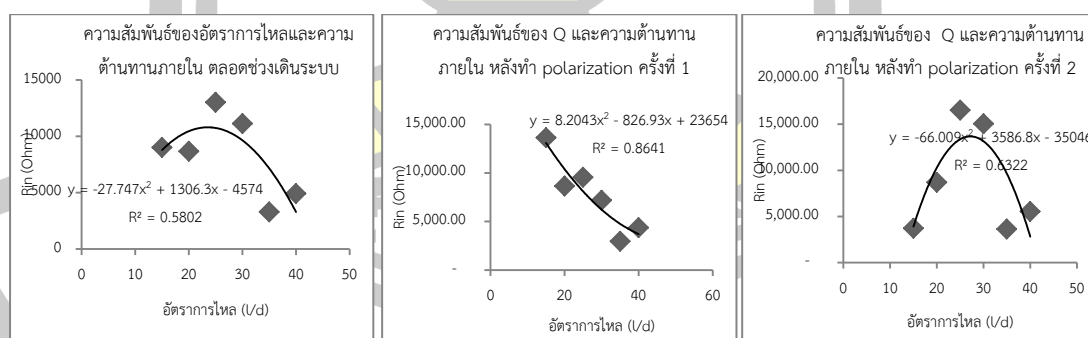
(1) ความสัมพันธ์ของอัตราการไหลและความต้านทานภายใน (internal resistance)

จากภาพประกอบ 49 เมื่อพิจารณาความต้านทานภายในทั้ง 3 กรณีพบว่าในกรณีแรก หลังจากการทำ polarization ครั้งที่ 1 MFC16 มีความต้านทานภายในอยู่ที่ 14553 Ω, 7742 Ω, 8799 Ω, 6716 Ω, 2818 Ω และ 4193 Ω ตามลำดับ ในกรณีที่ 2 หลังจากการทำ polarization ครั้งที่ 2 พบว่า 3637 Ω, 9581 Ω, 17106 Ω, 15415 Ω, 3741 Ω และ 5643 Ω ตามลำดับ และกรณีที่ 3 ค่าความต้านทานภายในเฉลี่ยรวม พบว่า 9012 Ω, 8676 Ω, 13016 Ω, 11132 Ω, 3287 Ω และ 4929 Ω ตามลำดับ จากผลข้างต้นพบว่ากรณีแรกจะสังเกตเห็นว่าความต้านทานภายในจะมีค่าลดลงเมื่ออัตราการไหลมีค่าเพิ่มขึ้น ซึ่งไม่สอดคล้องกับผลของกำลังไฟฟ้าที่ MFCs ผลิตได้ซึ่งไม่ได้เพิ่มขึ้นตามอัตราการไหลที่เพิ่มขึ้น กรณีที่ 2 และ 3 พบว่าความต้านทานภายในจะเปลี่ยนไปตามอัตราการไหลในรูปแบบความสัมพันธ์แบบรูประฆังคว่ำ ซึ่งแสดงให้เห็นว่ามีจุดวิกฤตของอัตราการไหล (25-30 l/d) ที่ทำให้ความต้านทานภายในเพิ่มขึ้นสูงชันมาก กล่าวได้ว่าเมื่อพิจารณาจากอัตราการไหล

15-30 V/d อัตราการไหลที่เพิ่มขึ้นจะส่งผลทำให้ MFCs มีความต้านทานภายในเพิ่มสูงขึ้น แต่เมื่อเพิ่มอัตราการไหลจาก 30 V/d เป็น 35-40 V/d จะส่งผลทำให้ MFCs มีความต้านทานภายในลดลง ดังแสดงในภาพประกอบ 50 จากผลดังกล่าวแสดงให้เห็นว่ามีความจำเป็นในการพิจารณาอัตราการไหลที่เหมาะสมเพื่อใช้เป็นเงื่อนไขในการเดินระบบ เพื่อป้องกันไม่ให้ MFCs มีความต้านทานภายในสูงเกินไป



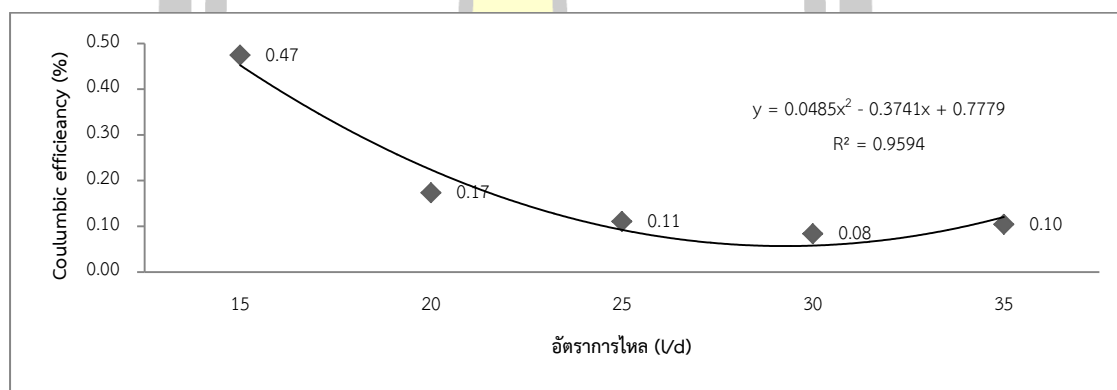
ภาพประกอบ 49 เปรียบเทียบการเปลี่ยนแปลงความต้านทานภายใน ตลอดช่วงเดินระบบ (วันที่ 15-33) และ หลังการทำ Polarization ครั้งที่ 1 (วันที่ 15-21 ของการเดินระบบ) และ Polarization ครั้งที่ 2 (วันที่ 22-33 ของการเดินระบบ)



ภาพประกอบ 50 เปรียบเทียบความสัมพันธ์ของอัตราการไหลและความต้านทานภายใน ตลอดช่วงเดินระบบ และหลังจากการทำ Polarization ครั้งที่ 1 และ Polarization ครั้งที่ 2

#### 4.3.5 การเปลี่ยนแปลงอัตราการไหลที่มีต่อค่า Columbic efficiency (CE)

จากภาพประกอบ 51 พบว่าค่า CE ของ MFC1-6 มีค่า 0.17%, 0.17%, 0.11%, 0.08% และ 0.10% ตามลำดับ จากผลดังกล่าวแสดงให้เห็นว่าจุลินทรีย์ภายในถังของ MFCs มีการย่อยสลายสารอินทรีย์แล้วเปลี่ยนแปลงมาเป็นไฟฟ้า เนื่องจากค่า CE แสดงให้เห็นถึงจำนวนประจุไฟฟ้าที่ MFCs ผลิตได้และสามารถเปลี่ยนแปลงมาใช้ในการส่งถ่ายเป็นไฟฟ้าภายในระบบ แต่เนื่องด้วยลักษณะของ MFCs ที่มีปริมาตรสูง และประสิทธิภาพการบำบัด COD ที่มีค่าสูง ทำให้เมื่อคำนวณค่า CE ตามสมการเป็นผลทำให้ได้ค่า CE ที่มีค่าน้อย อย่างไรก็ตามสังเกตได้จากกราฟความสัมพันธ์ที่แนบของค่า CE จาก MFC1-6 มีค่าลดลง ซึ่งในความเป็นจริงจากผลที่ได้กล่าวมาจะเห็นได้ว่า ค่ากำลังไฟฟ้า ค่าความต่างศักย์ และประสิทธิภาพการบำบัด COD จะเพิ่มขึ้นเมื่อ MFCs มีอัตราการไหลที่เพิ่มขึ้น ดังนั้นจากภาพประกอบ 46 จึงกล่าวได้ว่าปัจจัยเกี่ยวกับปริมาตรของตัวกรอง และประสิทธิภาพการบำบัด COD มีผลต่อค่า CE ของ MFCs ดังนั้นควรมีการพิจารณาปัจจัยอย่างอื่นควบคู่ไปกับการวิเคราะห์ค่า CE ซึ่งจะทำให้ผลที่ได้มีความน่าเชื่อถือเพิ่มมากขึ้น



ภาพประกอบ 51 การเปลี่ยนแปลงอัตราการไหลที่มีผลต่อค่า CE

จากการทดสอบผลของการเปลี่ยนแปลงอัตราการไหล พบว่า MFCs สามารถบำบัดน้ำชะขยะสังเคราะห์ในรูปของ COD, TN, TP,  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{NH}_4^+$  และ  $\text{PO}_4^{3-}$  แต่พบว่า MFCs ไม่สามารถบำบัด  $\text{NO}_3^-$  ในน้ำชะขยะสังเคราะห์ได้ ซึ่งจากผลการทดสอบยังพบว่า MFC5-6 ที่ใช้อัตราการไหล 35 V/d และ 40 V/d สามารถบำบัด COD, TN, TP,  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{NH}_4^+$  และ  $\text{PO}_4^{3-}$  ได้สูงสุดเมื่อเทียบกับ MFC1-4 ที่ใช้อัตราการไหล 15 V/d, 20 V/d, 25 V/d และ 30 V/d เมื่อพิจารณาเฉพาะประสิทธิภาพการบำบัด COD ซึ่งทางผู้วิจัยใช้เป็นตัวแทนในการบำบัดน้ำเสียโดยรวมของ MFCs พบว่า MFC5-6 ที่ใช้อัตราการไหล 35-40 V/d สามารถบำบัด COD ได้สูงสุด อย่างไรก็ตามเมื่อพิจารณาในแง่ของการผลิตไฟฟ้าพบว่า MFC5 มีความสามารถในการผลิตความต่างศักย์ไฟฟ้า และกำลังไฟฟ้าได้สูงสุดเมื่อเทียบกับ

MFC ทั้ง 5 ถัง จากข้อสรุปข้างต้นทำให้ผู้วิจัยได้เลือกอัตราการไหล 35 V/d มาใช้เป็นเงื่อนไขในการเดินระบบในช่วงต่อไป

#### 4.4 การเปลี่ยนแปลงระยะเวลาเก็บกัก (HRT) ที่มีผลต่อการบำบัดน้ำชะขยะสังเคราะห์

จากหัวข้อที่ 4.1 – 4.3 ทำให้เราทราบว่า MFC ที่ใช้อัตราการไหลที่ 35 V/d มีความสามารถในการบำบัดน้ำชะขยะสังเคราะห์ และผลิตไฟฟ้าได้สูงสุด ดังนั้นทางผู้วิจัยจึงได้เลือกอัตราการไหลที่ 35 V/d มาเป็นเงื่อนไขในการทดสอบเกี่ยวกับการเปลี่ยนแปลงระยะเวลาเก็บกัก (HRT) ที่มีผลต่อการทำงานของ MFCs เมื่อ MFCs ใช้อัตราการไหลที่เท่ากันคือ 35 V/d จะทำให้ระยะเวลากักเก็บน้ำของแต่ละ MFCs มีค่าที่แตกต่างกัน โดย MFC1-6 มีระยะเวลากักเก็บน้ำคือ 2.14 hr, 2.86 hr, 3.57 hr, 4.29 hr, 5 hr และ 5.71 hr ตามลำดับ เงื่อนไขการเดินระบบต่าง ๆ น้ำเสียที่ใช้เดินระบบ หรือพารามิเตอร์ในการตรวจวัดจะใช้ในแบบเดียวกันกับช่วงการเปลี่ยนแปลงอัตราการไหล

ผลการตรวจวัดค่าพารามิเตอร์ต่างๆในการทดลองส่วนนี้แสดงไว้ในตารางที่ 29 – 36 และภาพประกอบ 52-58

จากตารางที่ 28 พบว่า ค่า pH ของน้ำขาเข้ามีค่า  $7.80 \pm 0.40$  pH ที่วัดภายในถังของ MFC1-6 มีค่า  $7.52 \pm 0.18$ ,  $7.65 \pm 0.17$ ,  $7.80 \pm 0.24$ ,  $7.79 \pm 0.24$ ,  $7.84 \pm 0.15$  และ  $7.69 \pm 0.31$  ภายนอกถังวัดได้  $7.79 \pm 0.20$ ,  $7.81 \pm 0.23$ ,  $7.97 \pm 0.22$ ,  $7.94 \pm 0.26$ ,  $8.03 \pm 0.27$  และ  $8.06 \pm 0.29$  ตามลำดับ ค่า ORP ของน้ำขาเข้ามีค่า  $-2.90 \pm 124.2$  ORP วัดภายในถังของ MFC1-6 มีค่า  $-207.50 \pm 73.29$ ,  $-243.20 \pm 81.59$ ,  $-245.90 \pm 68.59$ ,  $-352.80 \pm 24.72$ ,  $-343.20 \pm 37.18$  และ  $-354.40 \pm 45.97$  mV ภายนอกถังวัดได้  $-168.30 \pm 40.11$ ,  $-224.40 \pm 38.68$ ,  $-191.60 \pm 30.32$ ,  $-149.70 \pm 57.24$ ,  $-128.90 \pm 36.64$  และ  $-146.00 \pm 54.65$  mV ตามลำดับ ค่า DO ของน้ำขาเข้ามีค่า  $3.50 \pm 0.41$  DO ภายในถังของ MFC1-6 มีค่า  $1.38 \pm 0.28$ ,  $1.63 \pm 0.22$ ,  $1.55 \pm 0.13$ ,  $1.75 \pm 0.13$ ,  $1.50 \pm 0.14$  และ  $1.33 \pm 0.26$  mg/l DO ภายนอกถังวัดได้  $1.38 \pm 0.31$ ,  $1.63 \pm 0.22$ ,  $1.78 \pm 0.10$ ,  $1.43 \pm 0.21$ ,  $1.45 \pm 0.13$  และ  $1.45 \pm 0.21$  mg/l ตามลำดับ

ตาราง 29 ค่า DO, ORP และ pH ตลอดการทดสอบช่วงการเปลี่ยนแปลงระยะเวลากักเก็บ

พารามิเตอร์	น้ำขาเข้า	MFC1	MFC2	MFC3	MFC4	MFC5	MFC6
pH <sub>ในถัง</sub>	7.80±0.40	7.52±0.18	7.65±0.17	7.80±0.24	7.79±0.24	7.84±0.15	7.69±0.31
pH <sub>นอกถัง</sub>		7.79±0.20	7.81±0.23	7.97±0.22	7.94±0.26	8.03±0.27	8.06±0.29
ORP <sub>ในถัง</sub>	-	-	-	-	-	-	-
ORP <sub>นอกถัง</sub>	2.90±124.2	207.50±73.2	243.20±81.5	245.90±68.5	352.80±24.7	343.20±37.1	354.40±45.9
		9	9	9	2	8	7
		-	-	-	-	-	-
		168.30±40.1	224.40±38.6	191.60±30.3	149.70±57.2	128.90±36.6	146.00±54.6
		1	8	2	4	4	5
DO <sub>ในถัง</sub>	3.50±0.41	1.38±0.28	1.63±0.22	1.55±0.13	1.75±0.13	1.50±0.14	1.33±0.26
DO <sub>นอกถัง</sub>		1.38±0.31	1.63±0.22	1.78±0.10	1.43±0.21	1.45±0.13	1.45±0.21

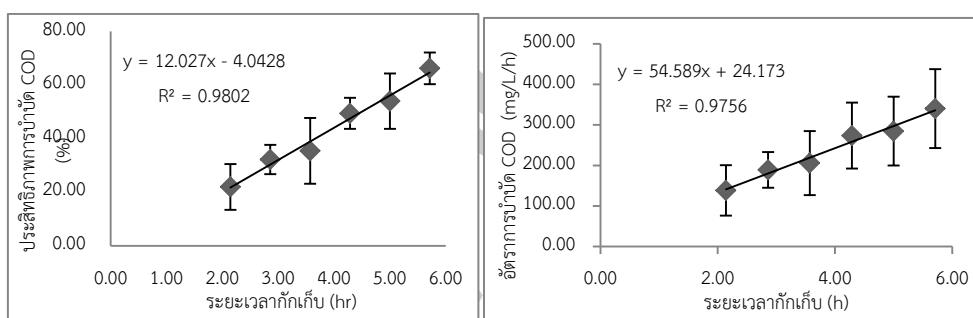
#### 4.4.1 ความสัมพันธ์ของระยะเวลาเก็บกักที่มีผลต่อการบำบัด และอัตราการบำบัด Chemical oxygen demand (COD)

จากตารางที่ 30 MFC1-6 บำบัด COD ในน้ำเสีย ช่วง OCV ได้ 26.32±11.41, 35.95±5.26, 39.12±10.14, 51.42±12.87, 52.47±10.00 และ 61.00±9.88 % บำบัด COD ในน้ำเสีย ช่วง CCV ได้ 21.97±8.52, 32.18±5.47, 35.44±12.27, 49.43±5.80, 53.98±10.31 และ 66.23±5.92 % ตามลำดับ และจากภาพประกอบ 52 กล่าวได้ว่าเมื่อระยะเวลาเก็บกักเพิ่มขึ้น จะมีผลทำให้ประสิทธิภาพการบำบัด และอัตราการบำบัด COD เพิ่มขึ้นตามไปด้วยโดยค่าสัมประสิทธิ์การตัดสินใจ ( $R^2$ ) มีค่า 0.9802 และ 0.9756 ซึ่งถือว่าสูง

ตาราง 30 ประสิทธิภาพการบำบัด และอัตราการบำบัด COD ของ MFCs

ประสิทธิภาพ	reactor					
	MFC1 (2.14hr)	MFC2 (2.86hr)	MFC3 (3.57hr)	MFC4 (4.29hr)	MFC5 (5.00hr)	MFC6 (5.71hr)
การบำบัด COD (%)						
ช่วง OCV	26.32±11.41	35.95±5.26	39.12±10.14	51.42±12.87	52.47±10.00	61.00±9.88
ช่วง CCV	21.97±8.52	32.18±5.47	35.44±12.27	49.43±5.80	53.98±10.31	66.23±5.92
อัตราการ บำบัด COD (mg/l-hr)						
ช่วง OCV	159.76±71.21	208.12±50.64	224.22±92.58	286.11±115.19	284.26±114.20	330.48±138.67
ช่วง CCV	117.21±50.26	169.79±29.88	187.36±68.06	260.96±34.73	284.89±56.35	350.22±42.88





ภาพประกอบ 52 ความสัมพันธ์ของระยะเวลาที่เก็บที่มีผลต่อประสิทธิภาพการบำบัดและอัตราการบำบัด COD ของ MFCs

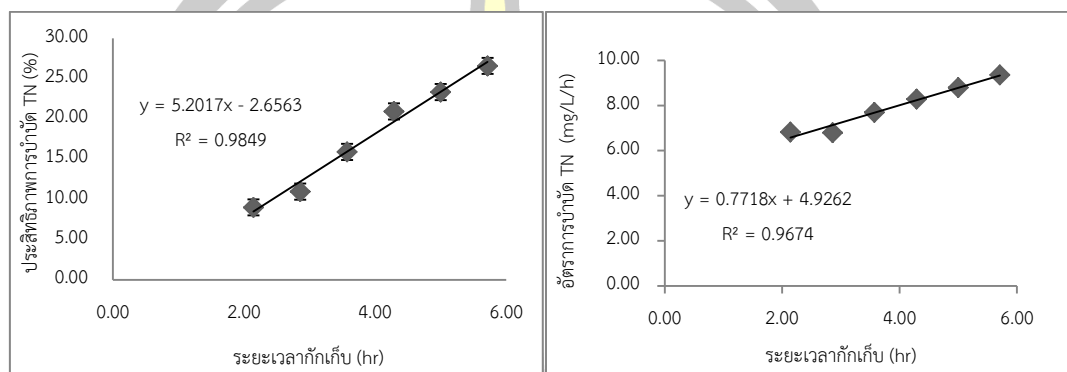
#### 4.4.2 ความสัมพันธ์ของระยะเวลาที่เก็บที่มีผลต่อการบำบัด และอัตราการบำบัด Total nitrogen (TN)

จากตารางที่ 31 MFC1-6 บำบัด TN ในน้ำเสีย ช่วง OCV ได้  $40.57 \pm 25.47$ ,  $42.26 \pm 22.30$ ,  $46.00 \pm 20.76$ ,  $47.63 \pm 19.96$ ,  $50.95 \pm 16.00$  และ  $52.99 \pm 15.31$  % บำบัด TN ในน้ำเสีย ช่วง CCV ได้  $9.00 \pm 2.79$ ,  $10.96 \pm 3.22$ ,  $15.89 \pm 3.66$ ,  $20.92 \pm 3.48$ ,  $23.33 \pm 4.78$  และ  $26.58 \pm 7.81$  % ตามลำดับ และจากภาพประกอบ 53 กล่าวได้ว่าเมื่อระยะเวลาที่เก็บเพิ่มขึ้น จะทำให้ประสิทธิภาพการบำบัด และอัตราการบำบัด TN เพิ่มขึ้นตามไปด้วยโดยค่าสัมประสิทธิ์การตัดสินใจ ( $R^2$ ) มีค่า 0.9849 และ 0.9674 ซึ่งถือว่าสูง อย่างไรก็ตามการลดลงของ TN ในระบบอาจมีสาเหตุมาจากการเปลี่ยนรูปของสารประกอบ  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NO}_2^-$  และ  $\text{NH}_4^+$  กลายเป็นก๊าซไนโตรเจน หรือเกิดจากการนำสารประกอบข้างต้นไปใช้ในการผลิตไฟฟ้าของ MFCs ตามที่ได้กล่าวไว้ในช่วงการเปลี่ยนแปลงอัตราการไหล

ตาราง 31 ประสิทธิภาพการบำบัด และอัตราการบำบัด TN ของ MFCs

ประสิทธิภาพการบำบัด TN (%)	reactor					
	MFC1 (2.14hr)	MFC2 (2.86hr)	MFC3 (3.57hr)	MFC4 (4.29hr)	MFC5 (5.00hr)	MFC6 (5.71hr)
ช่วง OCV	$40.57 \pm 25.47$	$42.26 \pm 22.30$	$46.00 \pm 20.76$	$47.63 \pm 19.96$	$50.95 \pm 16.00$	$52.99 \pm 15.31$
ช่วง CCV	$9.00 \pm 2.79$	$10.96 \pm 3.22$	$15.89 \pm 3.66$	$20.92 \pm 3.48$	$23.33 \pm 4.78$	$26.58 \pm 7.81$

อัตราการผลิต						
TN (mg/L-hr)	MFC1 (2.14hr)	MFC2 (2.86hr)	MFC3 (3.57hr)	MFC4 (4.29hr)	MFC5 (5.00hr)	MFC6 (5.71hr)
ช่วง OCV	11.64±7.33	11.12±6.08	11.83±6.01	11.86±6.23	12.35±5.76	12.71±6.08
ช่วง CCV	2.00±0.60	2.46±0.82	3.57±0.97	4.71±1.13	5.25±1.36	6.00±2.07



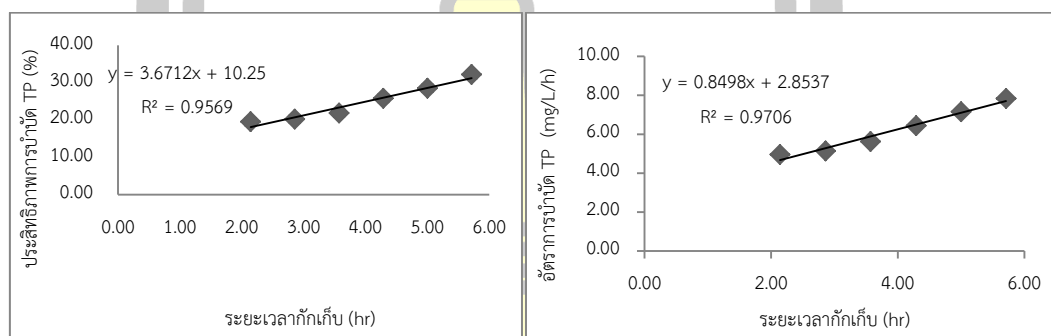
ภาพประกอบ 53 ความสัมพันธ์ของระยะเวลาเก็บที่มีผลต่อประสิทธิภาพการบำบัดและอัตราการบำบัด TN ของ MFCs

#### 4.4.3 ความสัมพันธ์ของระยะเวลาเก็บที่มีผลต่อการบำบัด และอัตราการบำบัด Total phosphorus (TP)

จากตารางที่ 32 MFC1-6 บำบัด TP ในน้ำเสีย ช่วง OCV ได้  $23.75 \pm 14.27$ ,  $26.10 \pm 13.09$ ,  $31.69 \pm 8.38$ ,  $39.30 \pm 23.16$ ,  $47.32 \pm 22.57$  และ  $52.58 \pm 30.48$  % บำบัด TP ในน้ำเสีย ช่วง CCV ได้  $18.69 \pm 9.76$ ,  $19.06 \pm 7.86$ ,  $19.89 \pm 9.92$ ,  $23.07 \pm 9.57$ ,  $24.71 \pm 9.79$  และ  $28.07 \pm 9.94$  % ตามลำดับ และจากภาพประกอบ 54 กล่าวได้ว่าเมื่อระยะเวลาเก็บเพิ่มขึ้น จะมีผลทำให้ประสิทธิภาพการบำบัด และอัตราการบำบัด TP เพิ่มขึ้นตามไปด้วยโดยค่าสัมประสิทธิ์การตัดสินใจ ( $R^2$ ) มีค่า 0.9569 และ 0.9709 ซึ่งถือว่าสูง อย่างไรก็ตามการลดลงของ TP ในระบบอาจมีสาเหตุมาจากการตกตะกอนทางเคมี หรือการใช้สารประกอบจำพวกออร์โธฟอสเฟตในการสร้างเซลล์ของจุลินทรีย์จำพวก PAOs หรือเกิดจากการนำสารประกอบจำพวก  $PO_4^{3-}$  ไปใช้ในการผลิตไฟฟ้าของ MFCs ตามที่ได้กล่าวไว้ในช่วงการเปลี่ยนแปลงอัตราการไหล

ตาราง 32 ประสิทธิภาพการบำบัด และอัตราการบำบัด TP ของ MFCs

ประสิทธิภาพการบำบัด TP (%)	reactor					
	MFC1 (2.14hr)	MFC2 (2.86hr)	MFC3 (3.57hr)	MFC4 (4.29hr)	MFC5 (5.00hr)	MFC6 (5.71hr)
ช่วง OCV	23.75±14.27	26.10±13.09	31.69±8.38	39.30±23.16	47.32±22.57	52.58±30.48
ช่วง CCV	18.69±9.76	19.06±7.86	19.89±9.92	23.07±9.57	24.71±9.79	28.07±9.94
อัตราการบำบัด TP (mg/l-hr)	reactor					
	MFC1 (2.14hr)	MFC2 (2.86hr)	MFC3 (3.57hr)	MFC4 (4.29hr)	MFC5 (5.00hr)	MFC6 (5.71hr)
ช่วง OCV	4.68±2.98	4.94±2.84	5.66±1.94	6.44±3.61	7.41±2.64	7.86±3.62
ช่วง CCV	5.24±2.85	5.34±2.43	5.58±2.96	6.44±2.86	6.91±3.00	7.81±3.02



ภาพประกอบ 54 ความสัมพันธ์ของระยะเวลาที่เก็บที่มีผลต่อประสิทธิภาพการบำบัดและอัตราการบำบัด TP ของ MFCs

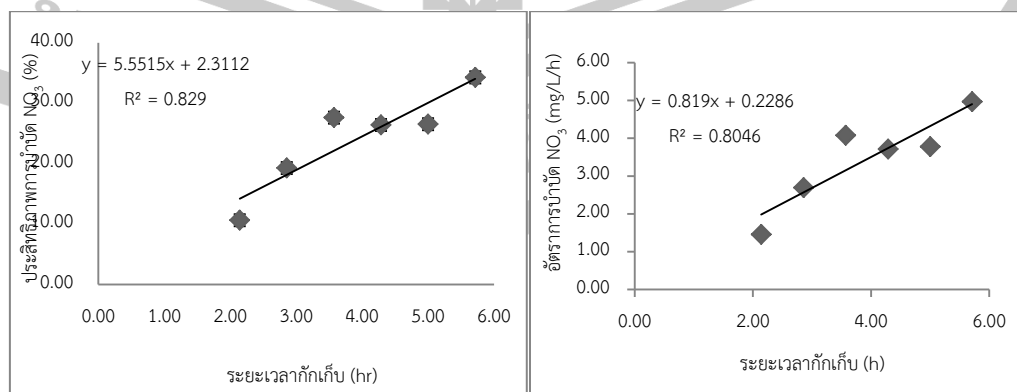
#### 4.4.4 ความสัมพันธ์ของระยะเวลาที่เก็บที่มีผลต่อการบำบัด และอัตราการบำบัด Nitrate ( $\text{NO}_3^-$ )

จากตารางที่ 33 MFC1-6 บำบัด  $\text{NO}_3^-$  ในน้ำเสีย ช่วง OCV ได้ 21.51±19.24, 32.69±22.88, 44.40±21.51, 45.39±19.97, 40.30±9.78 และ 49.82±14.81 % บำบัด  $\text{NO}_3^-$  ในน้ำเสีย ช่วง CCV ได้ -3.61±1.23, 4.71±5.66, 15.77±2.19, 8.54±10.47, 18.63±11.90 และ 29.37±6.29 % ตามลำดับ และจากภาพประกอบ 55 กล่าวได้ว่าเมื่อระยะเวลาที่เก็บเพิ่มขึ้น จะทำให้ประสิทธิภาพการบำบัด และอัตราการบำบัด  $\text{NO}_3^-$  มีแนวโน้มเพิ่มขึ้นตามไปด้วยโดยค่าสัมประสิทธิ์การตัดสินใจ ( $R^2$ ) มีค่า 0.8290 และ 0.8046 ซึ่งถือว่าสูง จากผลข้างต้นพบว่า MFCs สามารถบำบัด  $\text{NO}_3^-$  ได้ ซึ่งแตกต่างจากช่วงการเปลี่ยนแปลงอัตราการไหล ซึ่งอาจเป็นผลมาจาก 1.

ปฏิกิริยา Assimilatory Nitrate Reduction เกิดโดยจุลชีพในระบบบำบัดใช้ในเตรทแทนแอมโมเนีย ในการสังเคราะห์เซลล์ หรือ 2. ปฏิกิริยา Dissimilatory Nitrate Reduction หรือที่เรียกว่า Denitrification ปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันนี้เป็นปฏิกิริยารีดักชัน โดยไนเตรทซึ่งมีเลขออกซิเดชันบวก 5 จะถูกเปลี่ยนเป็นก๊าซไนโตรเจน ซึ่งมีเลขออกซิเดชันเป็น 0 โดยมีไนโตรท์ ไนโตรเจนออกไซด์ และ ไนโตรเจนไดออกไซด์เป็นสารที่เกิดขึ้นระหว่างปฏิกิริยา  $\text{NO}_3^- > \text{NO}_2^- > \text{NO} (\text{g}) > \text{N}_2\text{O} (\text{g}) > \text{N}_2 (\text{g})$  ปฏิกิริยาจะเกิดขึ้นภายใต้สภาวะที่ไม่มีออกซิเจน ซึ่งทำให้แบคทีเรียใช้ในเตรทเป็นตัวรับอิเล็กตรอนตัวสุดท้ายแทนออกซิเจน อย่างไรก็ตามเมื่อสังเกตจากตาราง 29 ค่า DO ของ MFCs มีค่าอยู่ในช่วง 1.33 – 1.75 mg/l ซึ่งยังไม่ถือว่า MFCs อยู่ในสภาวะไร้อากาศ อย่างไรก็ตามยังมีการศึกษาที่พบว่า ปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันยังเกิดขึ้นได้ แม้จะมีออกซิเจนละลายในระบบ แม้จะมีอัตราการการเกิดปฏิกิริยาที่ต่ำกว่าสภาวะที่ไม่มีออกซิเจน [78] ซึ่งเรียกว่า “Aerobic Denitrification” หรือการลดลงของ  $\text{NO}_3^-$  ในระบบอาจมีสาเหตุมาจาก MFCs ใช้  $\text{NO}_3^-$  เป็นตัวรับอิเล็กตรอนที่ช้าแคโทดตามสมการ  $\text{NO}_3^- + 4 \text{H}^+ + 3 \text{e}^- \rightleftharpoons \text{NO} (\text{g}) + \text{H}_2\text{O}$  (APPENDIX H Standard Reduction Potentials)

ตาราง 33 ประสิทธิภาพการบำบัด และอัตราการบำบัด  $\text{NO}_3^-$  ของ MFCs

ประสิทธิภาพ	reactor					
	MFC1 (2.14hr)	MFC2 (2.86hr)	MFC3 (3.57hr)	MFC4 (4.29hr)	MFC5 (5.00hr)	MFC6 (5.71hr)
การบำบัด $\text{NO}_3^-$ (%)						
ช่วง OCV	21.51±19.24	32.69±22.88	44.40±21.51	45.39±19.97	40.30±9.78	49.82±14.81
ช่วง CCV	-3.61±1.23	4.71±5.66	15.77±2.19	8.54±10.47	18.63±11.90	29.37±6.29
อัตราการบำบัด						
$\text{NO}_3^-$ (mg/l-hr)						
ช่วง OCV	2.74±2.72	4.13±3.26	5.45±3.39	5.54±3.25	4.79±2.03	5.80±2.57
ช่วง CCV	-0.48±0.26	0.53±0.61	2.01±0.14	0.97±1.13	2.25±1.04	3.72±0.03



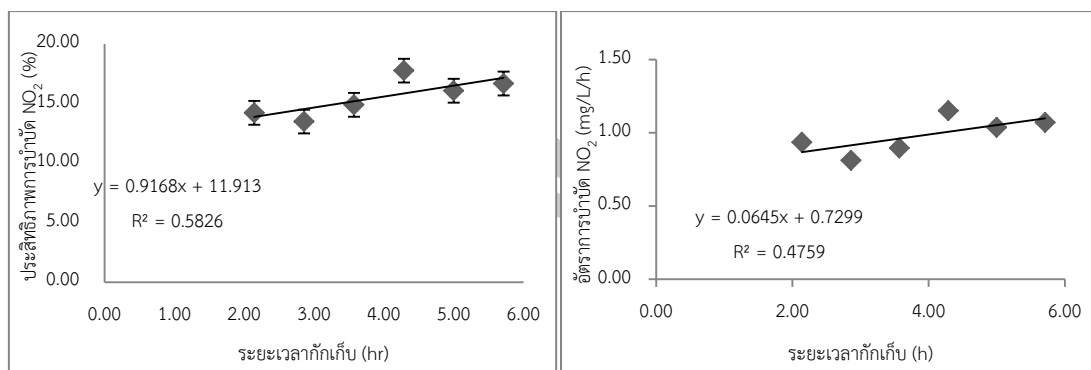
ภาพประกอบ 55 ความสัมพันธ์ของระยะเวลาเก็บเก็บที่มีผลต่อประสิทธิภาพการบำบัดและอัตราการบำบัด  $\text{NO}_3^-$  ของ MFCs

#### 4.4.5 ความสัมพันธ์ของอัตราการไหลที่มีผลต่อการบำบัด และอัตราการบำบัด Nitrite ( $\text{NO}_2^-$ )

จากตารางที่ 34 MFC1-6 บำบัด  $\text{NO}_2^-$  ในน้ำเสีย ช่วง OCV ได้  $25.40 \pm 15.64$ ,  $21.35 \pm 12.10$ ,  $22.88 \pm 9.89$ ,  $28.18 \pm 9.84$ ,  $22.63 \pm 7.05$  และ  $25.74 \pm 10.96$  % บำบัด  $\text{NO}_2^-$  ในน้ำเสีย ช่วง CCV ได้  $3.40 \pm 0.45$ ,  $6.47 \pm 4.46$ ,  $8.59 \pm 6.81$ ,  $10.60 \pm 5.46$ ,  $15.29 \pm 1.22$  และ  $11.62 \pm 1.25$  % ตามลำดับ และจากภาพประกอบ 56 กล่าวได้ว่าเมื่อระยะเวลาเก็บเพิ่มขึ้น ไม่ส่งผลให้ประสิทธิภาพการบำบัด และอัตราการบำบัด  $\text{NO}_2^-$  เพิ่มขึ้นสังเกตได้จากค่าสัมประสิทธิ์การตัดสินใจ ( $R^2$ ) มีค่า 0.5826 และ 0.4759 ซึ่งถือว่าต่ำ จากผลข้างต้นพบว่า MFCs สามารถบำบัด  $\text{NO}_2^-$  ในน้ำเสียได้ซึ่งอาจเป็นสาเหตุมาจากการลดลงเนื่องจากปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน และดีไนตริฟิเคชัน หรืออาจมีสาเหตุมาจาก  $\text{NO}_2^-$  ถูกใช้เป็นตัวรับอิเล็กตรอนตามที่ได้กล่าวไว้ในช่วงเปลี่ยนแปลงอัตราการไหล

ตาราง 34 ประสิทธิภาพการบำบัด และอัตราการบำบัด  $\text{NO}_2^-$  ของ MFCs

ประสิทธิภาพการบำบัด $\text{NO}_2^-$ (%)	reactor					
	MFC1 (2.14hr)	MFC2 (2.86hr)	MFC3 (3.57hr)	MFC4 (4.29hr)	MFC5 (5.00hr)	MFC6 (5.71hr)
ช่วง OCV	$25.40 \pm 15.64$	$21.35 \pm 12.10$	$22.88 \pm 9.89$	$28.18 \pm 9.84$	$22.63 \pm 7.05$	$25.74 \pm 10.96$
ช่วง CCV	$3.40 \pm 0.45$	$6.47 \pm 4.46$	$8.59 \pm 6.81$	$10.60 \pm 5.46$	$15.29 \pm 1.22$	$11.62 \pm 1.25$
อัตราการบำบัด $\text{NO}_2^-$ (mg/l-hr)	reactor					
	MFC1 (2.14hr)	MFC2 (2.86hr)	MFC3 (3.57hr)	MFC4 (4.29hr)	MFC5 (5.00hr)	MFC6 (5.71hr)
ช่วง OCV	$1.44 \pm 1.05$	$1.13 \pm 0.56$	$1.20 \pm 0.41$	$1.55 \pm 0.64$	$1.21 \pm 0.28$	$1.39 \pm 0.54$
ช่วง CCV	$0.17 \pm 0.03$	$0.33 \pm 0.22$	$0.44 \pm 0.34$	$0.55 \pm 0.29$	$0.78 \pm 0.04$	$0.60 \pm 0.05$



ภาพประกอบ 56 ความสัมพันธ์ของระยะเวลาที่เก็บที่มีผลต่อประสิทธิภาพการบำบัดและอัตราการบำบัด  $\text{NO}_2^-$  ของ MFCs

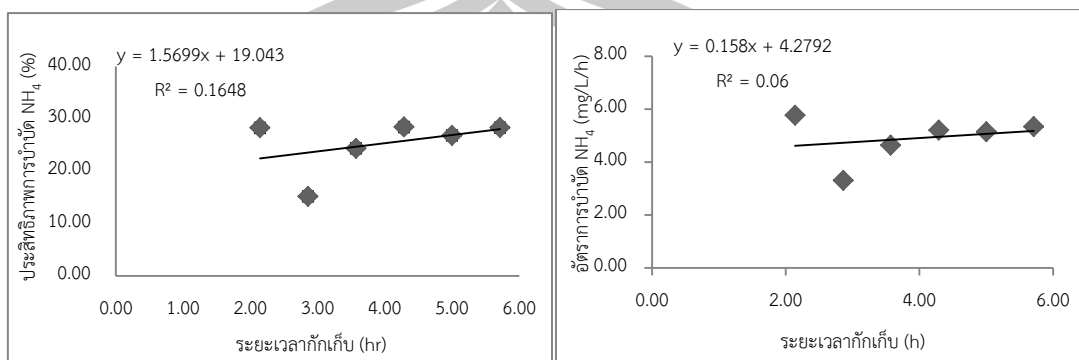
#### 4.4.6 ความสัมพันธ์ของระยะเวลาที่เก็บที่มีผลต่อการบำบัด และอัตราการบำบัด Ammonia ( $\text{NH}_4^+$ )

จากตารางที่ 35 MFC1-6 บำบัด  $\text{NH}_4^+$  ในน้ำเสีย ช่วง OCV ได้  $48.03 \pm 16.46$ ,  $24.81 \pm 8.61$ ,  $38.40 \pm 19.34$ ,  $36.54 \pm 21.26$ ,  $40.14 \pm 18.52$  และ  $42.24 \pm 18.56$  % บำบัด  $\text{NH}_4^+$  ในน้ำเสีย ช่วง CCV ได้  $15.23 \pm 0.05$ ,  $8.13 \pm 4.16$ ,  $14.95 \pm 1.26$ ,  $29.22 \pm 0.60$ ,  $20.45 \pm 0.76$  และ  $19.66 \pm 8.30$  % ตามลำดับ และจากภาพประกอบ 57 กล่าวได้ว่าเมื่อระยะเวลาที่เก็บเพิ่มขึ้น ไม่ส่งผลให้ประสิทธิภาพการบำบัด และอัตราการบำบัด  $\text{NH}_4^+$  ในรูปแบบของสมการเชิงเส้นเพิ่มขึ้น สังเกตได้จากค่าสัมประสิทธิ์การตัดสิ้นใจ ( $R^2$ ) มีค่า 0.1648 และ 0.0600 ซึ่งถือว่าต่ำ จากผลข้างต้นพบว่า MFCs สามารถบำบัด  $\text{NH}_4^+$  ในน้ำเสียได้ซึ่งอาจเป็นสาเหตุมาจากการลดลงเนื่องจากปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน หรืออาจมีสาเหตุมาจากการใช้  $\text{NH}_4^+$  เพื่อผลิตเป็นไฟฟ้าตามที่ได้กล่าวไว้ในช่วงเปลี่ยนแปลงอัตราการไหล

ตาราง 35 ประสิทธิภาพการบำบัด และอัตราการบำบัด  $\text{NH}_4^+$  ของ MFCs

ประสิทธิภาพการบำบัด $\text{NH}_4^+$ (%)	reactor					
	MFC1 (2.14hr)	MFC2 (2.86hr)	MFC3 (3.57hr)	MFC4 (4.29hr)	MFC5 (5.00hr)	MFC6 (5.71hr)
ช่วง OCV	$48.03 \pm 16.46$	$24.81 \pm 8.61$	$38.40 \pm 19.34$	$36.54 \pm 21.26$	$40.14 \pm 18.52$	$42.24 \pm 18.56$
ช่วง CCV	$15.23 \pm 0.05$	$8.13 \pm 4.16$	$14.95 \pm 1.26$	$29.22 \pm 0.60$	$20.45 \pm 0.76$	$19.66 \pm 8.30$
อัตราการบำบัด $\text{NH}_4^+$ (mg/L-h)	reactor					
	MFC1 (2.14hr)	MFC2 (2.86hr)	MFC3 (3.57hr)	MFC4 (4.29hr)	MFC5 (5.00hr)	MFC6 (5.71hr)

hr)		(2.86hr)				
ช่วง OCV	8.22±0.69	4.76±2.58	6.36±1.91	6.01±2.88	6.71±1.48	7.10±1.36
ช่วง CCV	2.08±0.06	1.12±0.60	2.04±0.11	4.00±0.04	2.80±0.02	2.71±1.22



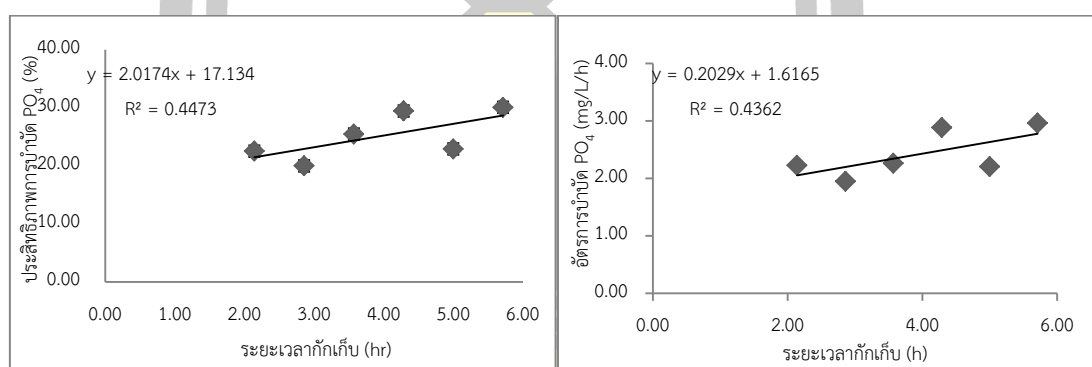
ภาพประกอบ 57 ความสัมพันธ์ของระยะเวลาที่เก็บที่มีผลต่อประสิทธิภาพการบำบัดและอัตราการบำบัด  $\text{NH}_4^+$  ของ MFCs

#### 4.4.7 ความสัมพันธ์ของระยะเวลาที่เก็บที่มีผลต่อการบำบัด และอัตราการบำบัด Phosphate ( $\text{PO}_4^{3-}$ )

จากตารางที่ 36 MFC1-6 บำบัด  $\text{PO}_4^{3-}$  ในน้ำเสีย ช่วง OCV ได้ 29.21±24.08, 28.48±22.39, 29.41±21.19, 32.08±21.03, 18.10±33.00 และ 26.49±19.34 % บำบัด  $\text{PO}_4^{3-}$  ในน้ำเสีย ช่วง CCV ได้ 20.48±0.31, 13.37±3.47, 24.90±15.58, 36.83±5.10, 32.09±4.37 และ 46.33±6.31 % ตามลำดับ และจากภาพประกอบ 58 กล่าวได้ว่าเมื่อระยะเวลาที่เก็บเพิ่มขึ้น ไม่ส่งผลให้ประสิทธิภาพการบำบัด และอัตราการบำบัด  $\text{PO}_4^{3-}$  ในรูปแบบสมการเชิงเส้นสังเกตได้จากค่าสัมประสิทธิ์การตัดสินใจ ( $R^2$ ) มีค่า 0.4473 และ 0.4362 ซึ่งถือว่าต่ำ จากผลข้างต้นพบว่า MFCs สามารถบำบัด  $\text{PO}_4^{3-}$  ในน้ำเสียได้ซึ่งอาจเป็นสาเหตุมาจากการตกตะกอนทางเคมี หรือลดลงเนื่องจากจุลินทรีย์จำพวก PAOs ใช้  $\text{PO}_4^{3-}$  ในการสร้างเซลล์ หรืออาจมีสาเหตุมาจากการใช้  $\text{PO}_4^{3-}$  เพื่อใช้เป็นตัวรับอิเล็กตรอนที่ชั่วคราวตามที่ได้กล่าวไว้ในช่วงเปลี่ยนแปลงอัตราการไหล

ตาราง 36 ประสิทธิภาพการบำบัด และอัตราการบำบัด  $\text{PO}_4^{3-}$  ของ MFCs

ประสิทธิภาพ	reactor					
	MFC1 (2.14hr)	MFC2 (2.86hr)	MFC3 (3.57hr)	MFC4 (4.29hr)	MFC5 (5.00hr)	MFC6 (5.71hr)
การบำบัด $\text{PO}_4^{3-}$ (%)						
ช่วง OCV	29.21±24.08	28.48±22.39	29.41±21.19	32.08±21.03	18.10±33.00	26.49±19.34
ช่วง CCV	20.48±0.31	13.37±3.47	24.90±15.58	36.83±5.10	32.09±4.37	46.33±6.31
อัตราการบำบัด $\text{PO}_4^{3-}$ (mg/L-hr)						
ช่วง OCV	2.47±2.66	2.39±2.48	2.45±2.42	2.64±2.44	1.78±3.19	2.21±2.18
ช่วง CCV	1.85±0.69	1.27±0.78	1.99±0.54	3.25±0.83	2.83±0.73	4.09±1.05



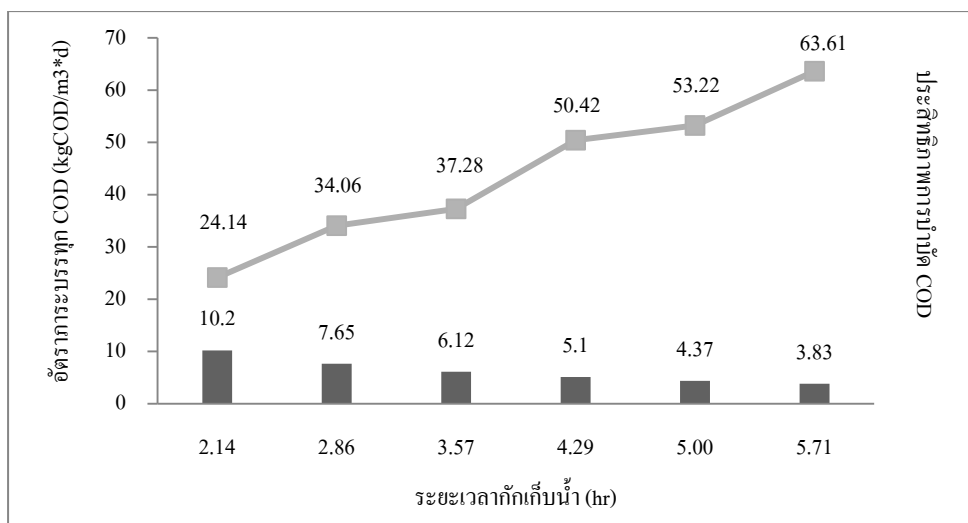
ภาพประกอบ 58 ความสัมพันธ์ของระยะเวลาเก็บที่มีผลต่อประสิทธิภาพการบำบัดและอัตราการบำบัด  $\text{PO}_4^{3-}$  ของ MFCs

#### 4.4.8 ความสัมพันธ์ของระยะเวลาเก็บที่มีผลต่ออัตราภาระบรรทุก และการบำบัด

COD







ภาพประกอบ 59 การเปลี่ยนแปลงระยะเวลาพักเก็บ ที่ส่งผลต่ออัตราการประปรทุก COD และประสิทธิภาพการบำบัด COD

เมื่อ MFCs มีการเปลี่ยนแปลงของระยะเวลาพักเก็บ จะส่งผลให้อัตราการประปรทุกมีค่าเปลี่ยนแปลงตามไปด้วย จากภาพประกอบ 59 พบว่า MFC1-6 มีอัตราการประปรทุก COD เท่ากับ 10.2, 7.65, 6.12, 5.10, 4.37 และ 3.83 kgCOD/m<sup>3</sup>\*d ตามลำดับ จากผลข้างต้นแสดงให้เห็นว่า MFCs มีค่าอัตราการประปรทุก COD ที่ลดลง เมื่อระยะเวลาพักเก็บมีค่าเพิ่มขึ้น และเมื่อพิจารณาจากประสิทธิภาพการบำบัด COD จะเห็นได้ว่าประสิทธิภาพการบำบัดจะมีค่าเพิ่มขึ้นเมื่ออัตราการประปรทุก COD มีค่าลดลง เป็นสาเหตุมาจากเมื่ออัตราการประปรทุกเพิ่มขึ้นจะทำให้จุลินทรีย์ภายในระบบย่อยสลายสิ่งสกปรกได้น้อยลง เนื่องจากมีสารอาหารเข้ามาในปริมาณที่สูงเกินไปทำให้เกิดการ shock load เกิดขึ้นส่งผลทำให้ประสิทธิภาพการบำบัดลดลงตามไปด้วย ดังนั้นเมื่อเพิ่มระยะเวลาพักเก็บน้ำให้กับ MFCs จึงส่งผลทำให้ประสิทธิภาพการบำบัดมีค่าเพิ่มขึ้น เนื่องจากระบบมีการรับอัตราการประปรทุกที่น้อยลง

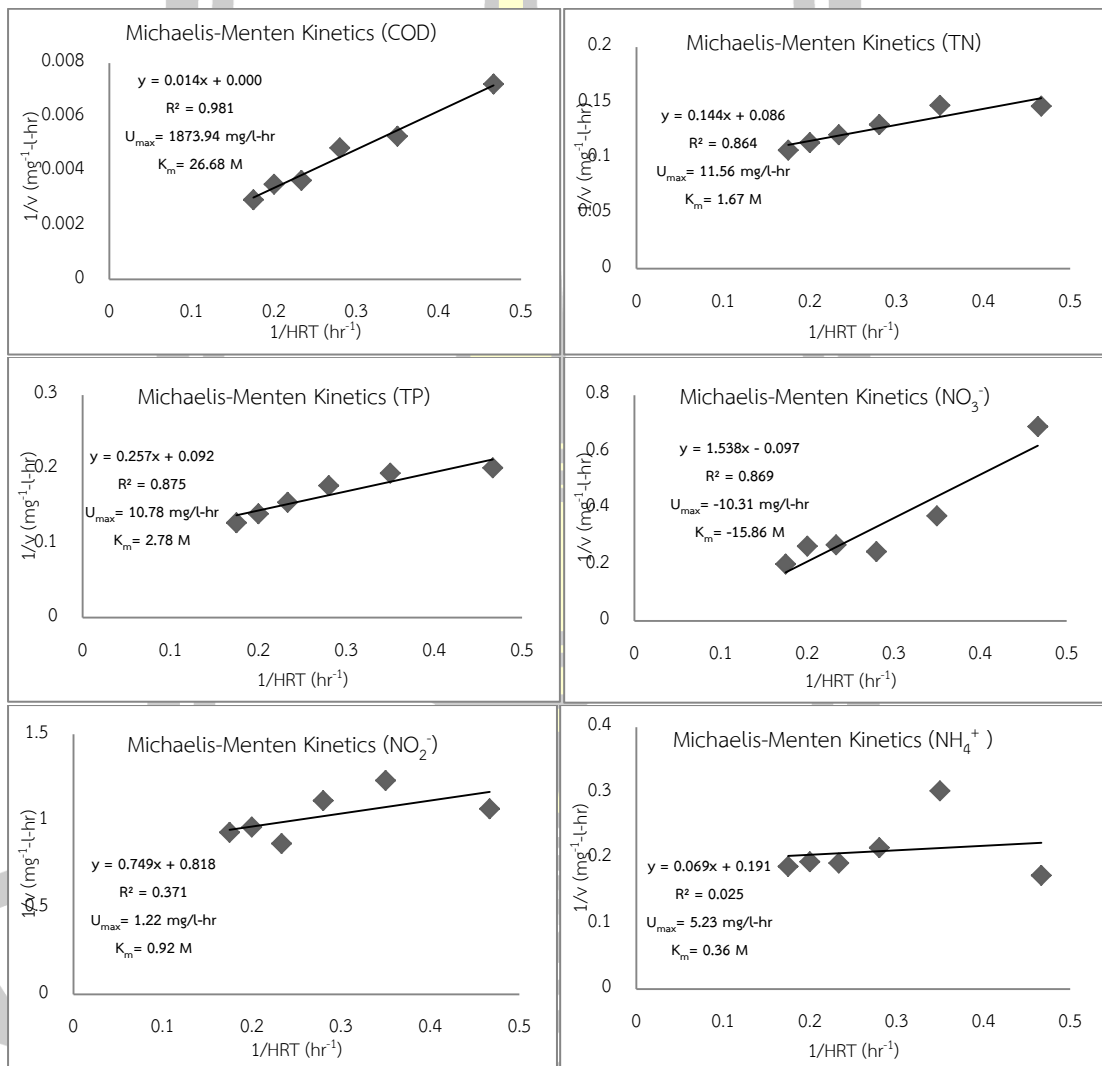
จากที่กล่าวมาข้างต้นเราพบว่าการเปลี่ยนแปลงอัตราการไหลมีผลต่อการบำบัด COD, TN, TP, NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, NH<sub>4</sub><sup>+</sup> และ PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> เมื่อพิจารณาในเรื่องระยะเวลาพักเก็บ พบว่าการเปลี่ยนแปลงของประสิทธิภาพการบำบัด และอัตราการบำบัด COD, TN, TP, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, NH<sub>4</sub><sup>+</sup> และ PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> โดยรวมแล้วมีการเปลี่ยนแปลงดังนี้ MFC1-4 ที่ใช้ระยะเวลาพักเก็บ 2.14-4.29 hr มีประสิทธิภาพการบำบัด และอัตราการบำบัดลดลง เป็นผลมาจากการใช้อัตราการไหลที่ 40 l/d ทำให้ระยะเวลาพัก

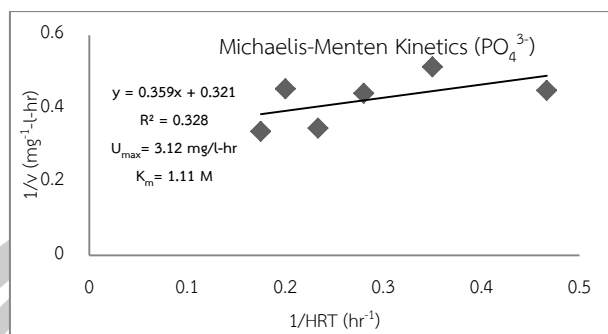
เก็บของ MFC1-4 มีค่าลดลง ทำให้ MFC1-4 ต้องรับอัตราการบำบัดทุกสารอินทรีย์เพิ่มขึ้น ส่งผลให้ จุลินทรีย์ภายในระบบย่อยสลายสารอินทรีย์ได้ลดลง เนื่องจากมีสารอาหารเข้าระบบมากเกินไป อย่างไรก็ตามเมื่อสังเกตผลการทดสอบของ MFC5-6 พบว่า ประสิทธิภาพการบำบัด COD, TN, TP,  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{NH}_4^+$  และ  $\text{PO}_4^{3-}$  มีค่าลดลงเล็กน้อยเมื่อเทียบกับช่วงเปลี่ยนแปลงอัตราการไหล ซึ่งคาดว่า เกิดจากการปรับตัวของจุลินทรีย์ภายในระบบ เนื่องจากเงื่อนไขของการเดินระบบที่เปลี่ยนแปลงไป อย่างไรก็ตามเมื่อสังเกตจากอัตราการบำบัดกลับพบว่า อัตราการบำบัดสารอินทรีย์ของ MFC5-6 มีค่า เพิ่มขึ้น ซึ่งแสดงให้เห็นว่าระบบมีการบำบัดสารอินทรีย์ได้ดีขึ้นเมื่อระยะเวลาการเดินระบบเพิ่มขึ้น จากผลข้างต้นแสดงให้เห็นว่าการเปลี่ยนแปลงระยะเวลาพักเก็บมีผลต่อการทำงานของ MFCs ระยะเวลาพักเก็บที่เพิ่มขึ้นจะทำให้ MFCs สามารถบำบัด COD, TN, TP และ  $\text{NO}_3^-$  ได้เพิ่มขึ้น แต่ การเพิ่มระยะเวลาพักเก็บไม่มีผลต่อการบำบัด  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{NH}_4^+$  และ  $\text{PO}_4^{3-}$  อย่างไรก็ตามเมื่อพิจารณา ถึงประสิทธิภาพการบำบัดโดยรวมแล้ว พบว่า MFC6 มีประสิทธิภาพการบำบัด และอัตราการบำบัด สูงสุดเมื่อเทียบกับ MFC1-5 ซึ่งเป็นผลมาจากในช่วงการเปลี่ยนแปลงระยะเวลาพักเก็บ MFC6 มี ระยะเวลาพักเก็บที่สูงขึ้นจากช่วงการเปลี่ยนแปลงอัตราการไหล ทำให้จุลินทรีย์ภายในระบบมีเวลา เพียงพอต่อการย่อยสลายสารอินทรีย์ ทำให้ MFC6 มีการบำบัดที่ดีกว่าเมื่อเทียบกับ MFC1-5 อย่างไรก็ตาม เมื่อทดลองนำข้อมูลประสิทธิภาพการบำบัด COD มาทดสอบความแตกต่างทางสถิติโดยใช้ แบบจำลอง T-test พบว่า MFC5 และ MFC6 มีประสิทธิภาพการบำบัด COD ไม่แตกต่างกันอย่างมี นัยสำคัญที่ความเชื่อมั่น 0.05 อาจมีความเป็นไปได้ที่จะนำระยะเวลาพักเก็บ 5-5.71 hr ไปใช้ในการ ทดลองต่อไป นอกจากนี้ เมื่อเปรียบเทียบประสิทธิภาพการบำบัด COD ระหว่างช่วง OCV และ CCV ของ MFC5 และ MFC6 แล้วกล่าวได้ว่าช่วง CCV ( $53.98 \pm 10.31$  และ  $66.23 \pm 5.92$ ) มีประสิทธิภาพ ไม่แตกต่างกัน เมื่อเทียบกับช่วง OCV ( $52.47 \pm 10.00$  และ  $61.00 \pm 9.88$ ) ที่ระดับความเชื่อมั่น 0.05

#### 4.5 Modified Michaelis-Menten Kinetics Model ของการเปลี่ยนแปลงระยะเวลาพักเก็บที่มีผลต่อการบำบัดน้ำชะขยะสังเคราะห์

เมื่อทดลองหาความสัมพันธ์ระหว่างข้อมูลอัตราการบำบัด ( $v$ ) กับอัตราการไหล (HRT) ของ น้ำเสียใน MFC ทั้ง 6 พบว่ามีความสัมพันธ์กันโดยมีรูปแบบสมการแสดงความสัมพันธ์คล้าย แบบจำลองของ Michaelis-Menten Kinetics ดังแสดงในภาพประกอบ 60 จากสมการแบบจำลอง

ของพารามิเตอร์แสดงความสกปรกแต่ละชนิดพบว่า COD, TN, TP,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{NH}_4^+$  และ  $\text{PO}_4^{3-}$  มีค่าอัตราการเกิดปฏิกิริยาสูงสุด ( $U_{\max}$ ) เท่ากับ 1873.94, 11.56, 10.78, -10.31, 1.22, 5.23 และ 3.12 mg/l-hr ตามลำดับ และครึ่งปฏิกิริยา ( $K_m$ ) เท่ากับ 26.63, 1.67, 2.78, -15.86, 0.92, 0.36, 1.11 M ตามลำดับ เมื่อพิจารณาของ COD มาพิจารณากล่าวได้ว่า อัตราเร็วในการบำบัดของ MFC6 ที่มีค่าสูงสุด ( $350.22 \pm 42.88$ ) ในการทดสอบช่วงนี้ ยังมีโอกาสเพิ่มขึ้นได้ใกล้เคียงค่า  $U_{\max}$  1873.94 mg/l-hr หากเพิ่มระยะเวลาเก็บเป็น 26 hr



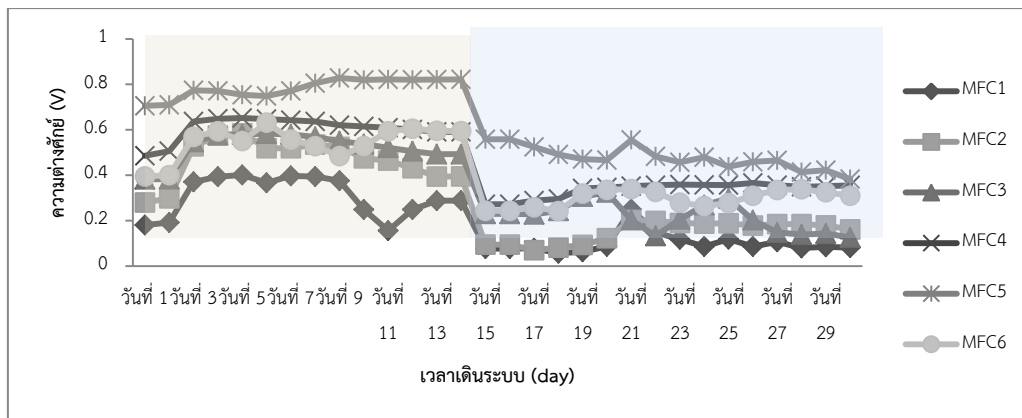


ภาพประกอบ 60 ค่าสัมประสิทธิ์ Modified Michaelis-Menten Kinetics Model ในการเกิดปฏิกิริยาของ COD, TN, TP, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, NH<sub>4</sub><sup>+</sup> และ PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> ของ MFCs

#### 4.6 การเปลี่ยนแปลงของระยะเวลาเก็บที่มีผลต่อการผลิตไฟฟ้าของ MFCs

##### 4.6.1 การเปลี่ยนแปลงของระยะเวลาเก็บที่มีผลต่อความต่างศักย์ทางไฟฟ้า (Voltage: V) ของ MFCs

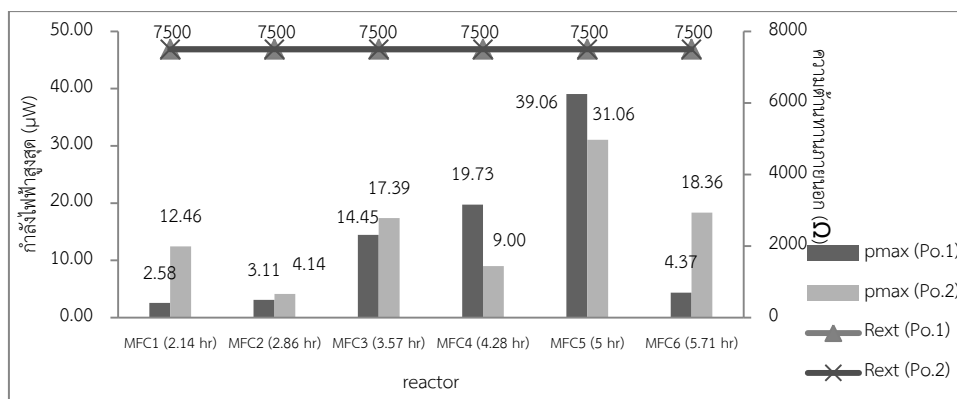
จากภาพประกอบ 61 ในวันที่ 33-48 ของการเดินระบบ MFC1-6 สามารถผลิตความต่างศักย์ในรูปแบบของ OCV ที่มีค่าเฉลี่ยอยู่ที่ 0.32±0.10 V, 0.48±0.09 V, 0.53±0.07 V, 0.61±0.05 V, 0.78±0.04 V และ 0.54±0.08 V ตามลำดับ และเมื่อเดินระบบเข้าสู่วันที่ 63 ทางผู้วิจัยได้ทำ Polarization เพื่อเลือกความต้านทานภายนอกที่ให้ค่ากำลังไฟฟ้าสูงสุดมาต่อเข้ากับระบบ ทำให้รูปแบบของความต่างศักย์เปลี่ยนไปเป็นรูปแบบของ CCV ซึ่งพบว่าความต่างศักย์เฉลี่ยของ MFC1-6 มีค่าเฉลี่ยอยู่ที่ 0.10±0.06 V, 0.15±0.05 V, 0.21±0.07 V, 0.34±0.03 V, 0.47±0.05 V และ 0.30±0.04 V ตามลำดับ จากข้อมูลข้างต้นจะเห็นได้ว่า MFCs ที่ใช้ระยะเวลาเก็บที่ต่างกันจะผลิตความต่างศักย์ที่แตกต่างกันไป และเมื่อสังเกตตลอดการทดสอบในช่วง OCV และ CCV พบว่า MFC5 ที่มีระยะเวลาเก็บ 5 hr สามารถผลิตความต่างศักย์ได้สูงสุด



ภาพประกอบ 61 ค่าความต่างศักย์แบบ Open circuit voltage (OCV วันที่ 1-14) และ Close circuit voltage (CCV วันที่ 15-30) ของ MFCs

#### 4.6.2 Polarization

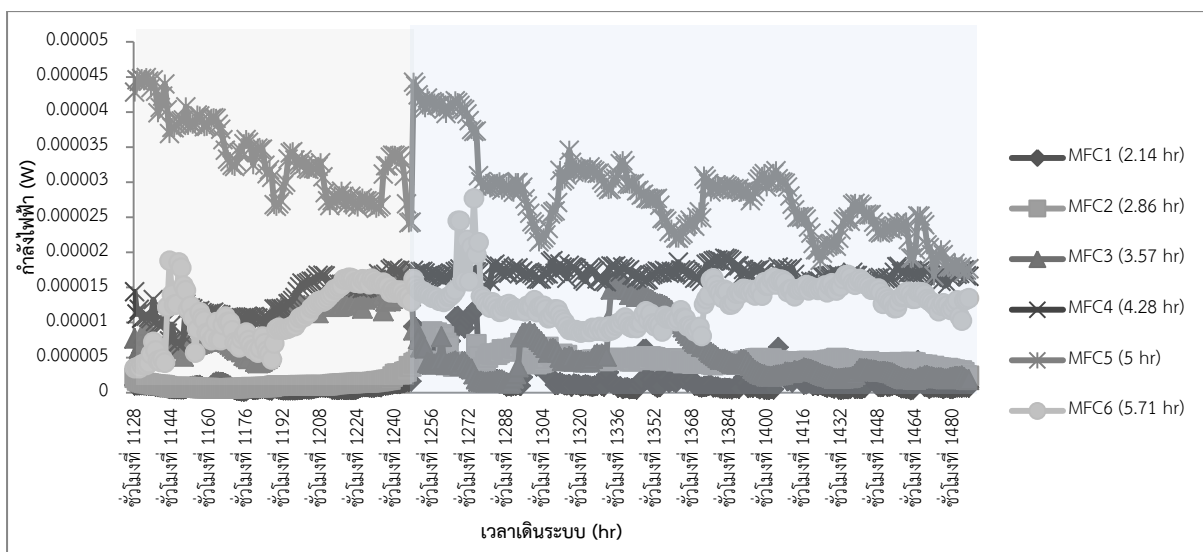
จากภาพประกอบ 62 แสดงค่า  $P_{max}$  และ  $R_{ext}$  ที่ได้จากการทำ Polarization ทั้ง 2 ครั้ง โดยการทำให้ Polarization ครั้งที่ 1 ที่ใช้ความต้านทานภายนอก 20000  $\Omega$ , 10000  $\Omega$ , 7500  $\Omega$ , 2200  $\Omega$ , 1000  $\Omega$ , 560  $\Omega$ , 250, 150 และ 10  $\Omega$  พบว่าความต้านทานภายนอกที่ให้ค่ากำลังไฟฟ้าสูงสุดของ MFC1-6 คือ 7500  $\Omega$  และสามารถผลิตกำลังไฟฟ้าสูงสุดได้ 2.58, 3.11, 14.45, 19.73, 39.06 และ 4.37  $\mu W$  ตามลำดับ และ Polarization ครั้งที่ 2 พบว่าความต้านทานภายนอกที่ให้ค่ากำลังไฟฟ้าสูงสุดของ MFC1-6 คือ 7500  $\Omega$  และสามารถผลิตกำลังไฟฟ้าสูงสุดได้ 12.46, 4.13, 17.39, 8.99, 31.06 และ 18.35  $\mu W$  ตามลำดับ จากข้อมูลข้างต้นพบว่าระยะเวลาที่แตกต่างกันมีผลต่อการผลิตกำลังไฟฟ้าสูงสุดของ MFCs และในการทดสอบพบว่า MFC1-6 มีความต้านทานที่เหมาะสมต่อการเดินระบบคือ 7500  $\Omega$  เมื่อสังเกตจากภาพประกอบ 57 พบว่ากำลังไฟฟ้าสูงสุดที่ได้จากการทำให้ Polarization ครั้งที่ 2 ลดลงเมื่อเทียบกับค่ากำลังไฟฟ้าสูงสุดที่ได้จากการทำให้ Polarization ครั้งที่ 1 แสดงให้เห็นว่าเมื่อเวลาการเดินระบบเพิ่มขึ้นมีผลต่อการผลิตกำลังไฟฟ้าสูงสุดของ MFCs ผลดังกล่าวสอดคล้องกับช่วงการเปลี่ยนแปลงอัตราการไหล ซึ่งอาจเป็นผลมาจากปัจจัยต่าง ๆ ตามที่ได้กล่าวไว้ก่อนหน้านี้



ภาพประกอบ 62 ค่ากำลังไฟฟ้าสูงสุด ( $P_{max}$ ) และ ความต้านทานภายนอก ( $R_{ext}$ ) ของการทำ Polarization ครั้งที่ 1 และ ครั้งที่ 2

#### 4.6.3 การเปลี่ยนแปลงของระยะเวลาที่เก็บที่มีผลต่อกำลังไฟฟ้าของ (Power: P) ของ MFCs

จากภาพประกอบ 63 พบว่าในช่วงหลังทำ Polarization ครั้งที่ 1 MFC1-6 สามารถผลิตกำลังไฟฟ้าได้  $0.75 \pm 0.34$ ,  $1.19 \pm 0.62$ ,  $9.74 \pm 3.49$ ,  $12.90 \pm 2.76$ ,  $33.77 \pm 5.44$  และ  $10.89 \pm 4.06$   $\mu W$  ตามลำดับ และหลังทำ Polarization ครั้งที่ 2 MFC1-6 สามารถผลิตกำลังไฟฟ้าได้  $2.33 \pm 2.67$ ,  $4.66 \pm 0.95$ ,  $5.15 \pm 3.73$ ,  $16.96 \pm 0.84$ ,  $27.90 \pm 6.10$  และ  $13.03 \pm 2.85$   $\mu W$  ตามลำดับ จากผลข้างต้นจะเห็นได้ว่าการเปลี่ยนแปลงระยะเวลาที่เก็บมีผลต่อการผลิตกำลังไฟฟ้าของ MFC1-6 ซึ่งเมื่อพิจารณาผลของกำลังไฟฟ้าใน MFC1-5 พบว่ากำลังไฟฟ้าจะเพิ่มขึ้นเมื่อระยะเวลาที่เก็บเพิ่มขึ้น แต่เมื่อพิจารณาใน MFC6 ที่มีระยะเวลาที่เก็บสูงสุด กลับพบว่าค่ากำลังไฟฟ้ามีค่าลดลงเมื่อเทียบกับ MFC5 ที่มีระยะเวลาที่เก็บน้อยกว่า ผลดังกล่าวชี้ให้เห็นว่าการเพิ่มระยะเวลาที่เก็บในช่วง 2.14-5 hr ทำให้ MFCs ผลิตกำลังไฟฟ้าได้เพิ่มขึ้น แต่การเพิ่มระยะเวลาที่เก็บมากกว่า 5 hr ส่งผลให้ MFCs ผลิตกำลังไฟฟ้าได้ลดลง ผลดังกล่าวสอดคล้องกับผลของการเพิ่มอัตราการไหลที่มีต่อกำลังไฟฟ้าที่ MFCs ผลิตได้ ดังนั้นปัจจัยที่ส่งผลต่อ MFCs ในช่วงการเดินระบบที่อัตราการไหลต่างกันอาจมีผลเกี่ยวข้องกับ MFCs ในช่วงการเปลี่ยนแปลงระยะเวลาที่เก็บด้วยเช่นเดียวกัน

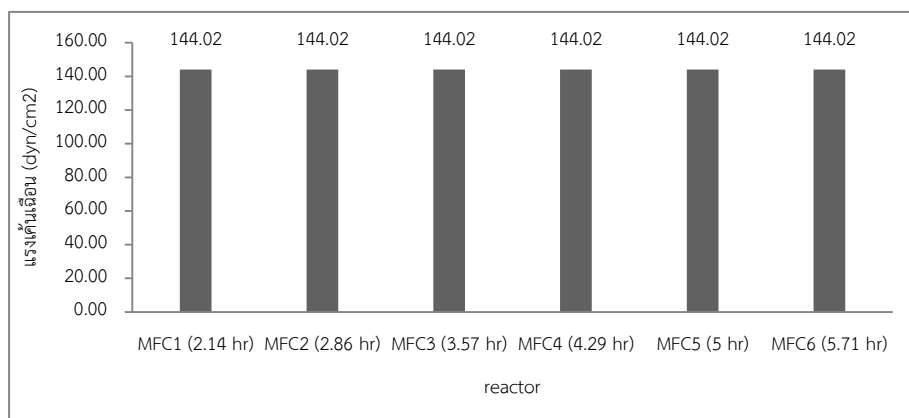


ภาพประกอบ 63 ค่ากำลังไฟฟ้าของ MFC1-6 หลังทำ Polarization ครั้งที่ 1 (ชั่วโมงที่ 1128-1247) และ หลังทำ Polarization ครั้งที่ 2 (ชั่วโมงที่ 1248 - 1487) ของการเดินระบบ

#### 4.6.4 การเปลี่ยนแปลงระยะเวลาที่เก็บที่มีต่อแรงเค้นเฉือน (shear stress)

เมื่อพิจารณาตามภาพประกอบ 64 จะพบว่าเมื่อเราเปลี่ยนเงื่อนไขการเดินระบบจากการเปลี่ยนแปลงของอัตราการไหลเป็นการเปลี่ยนแปลงระยะเวลาการกักเก็บ ทำให้ค่าแรงเค้นเฉือนมีค่าเปลี่ยนไปเมื่อ MFCs ถูกป้อนน้ำเสียเข้าระบบที่อัตราการไหลที่เท่ากัน แรงเค้นเฉือนที่ตรวจวัดได้พบว่าทั้ง 6 ถังมีค่าที่เท่ากันคือ  $144.02 \text{ dyn/cm}^2$  ซึ่งเป็นแรงเค้นเฉือนที่มีค่าสูงสุดในการทดสอบในครั้งนี้ เมื่อ MFCs มีค่าแรงเฉือนที่เท่ากัน แสดงให้เห็นว่าปัจจัยที่ส่งผลต่อการผลิตไฟฟ้าในการทดสอบการเปลี่ยนแปลงระยะเวลาที่เก็บที่จะส่งผลกระทบต่อการผลิตไฟฟ้าของ MFCs อาจมีปัจจัยอื่นที่มีผลกระทบต่อการผลิตไฟฟ้านอกจากผลกระทบของแรงเค้นเฉือนดังที่ได้กล่าวมาแล้วในช่วงการเปลี่ยนแปลงอัตราการไหล

พหุ ประถมศึกษา

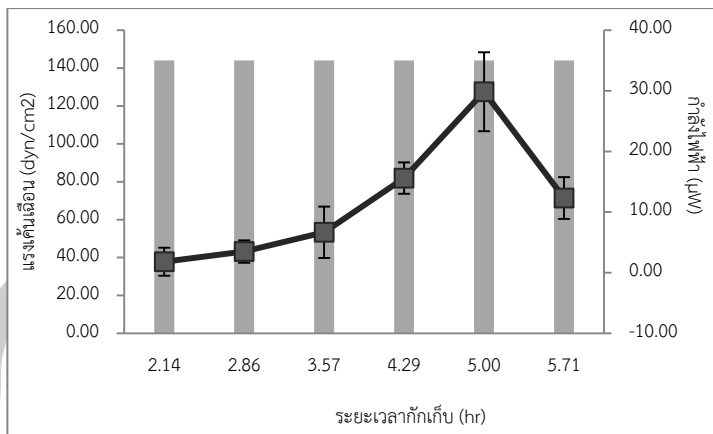


ภาพประกอบ 64 เปลี่ยนแปลงระยะเวลาพักเก็บที่มีต่อแรงเค้นเฉือน (shear stress)

- (1) การเปลี่ยนแปลงระยะเวลาพักเก็บและแรงเค้นเฉือน (shear stress) ที่มีผลต่อกำลังไฟฟ้า

จากภาพประกอบ 65 แสดงให้เห็นว่าเมื่อมีการเปลี่ยนแปลงระยะเวลาพักเก็บ แต่แรงเค้นเฉือน (shear stress) ไม่มีการเปลี่ยนแปลงใน MFC1-6 กลับพบว่า กำลังไฟฟ้าที่ MFCs ผลิตได้มีค่าที่เปลี่ยนแปลงไป ซึ่งเมื่อพิจารณาที่ระยะเวลาพักเก็บน้ำ 2.14-5 hr (MFC1-5) พบว่ากำลังไฟฟ้าที่ MFCs ผลิตได้จะเปลี่ยนแปลงไปตามระยะเวลาพักเก็บน้ำที่เพิ่มขึ้น แต่เมื่อ MFCs ถูกเพิ่มระยะเวลาพักเก็บให้สูงกว่า 5 hr กลับพบว่ากำลังไฟฟ้ามีค่าลดลง อาจเป็นสาเหตุมาจากในช่วงระยะเวลาพักเก็บน้ำ 2.14-5 hr การย่อยสลายสารอินทรีย์ของจุลินทรีย์ที่เกิดขึ้น อิเล็กตรอนและโปรตอนที่ MFCs ผลิตได้ถูกนำไปใช้ในการผลิตไฟฟ้าเป็นส่วนใหญ่ เนื่องจากระยะเวลาพักเก็บน้ำที่น้อยอาจเป็นการเกิดปฏิกิริยาผลิตแก๊สของระบบเกิดได้น้อยลงซึ่งเป็นที่ทราบกันดีว่าปฏิกิริยาดังกล่าวมีส่วนทำให้ MFCs ผลิตไฟฟ้าได้ลดลงเนื่องจากขั้นตอนการเกิดปฏิกิริยาดังกล่าวมีการใช้อิเล็กตรอนและโปรตอนในการทำให้เกิดปฏิกิริยา เช่น ปฏิกิริยาการเกิดก๊าซมีเทน จะมีการดึงโปรตอนไปใช้เพื่อที่จะทำให้เกิดเป็นก๊าซมีเทน แต่เมื่อมีการเพิ่มระยะเวลาพักเก็บที่สูงขึ้น ระยะเวลาการเกิดปฏิกิริยาเพิ่มขึ้นสูงตามไปด้วย ดังนั้นโปรตอนและอิเล็กตรอนอาจถูกนำไปใช้เนื่องจากปฏิกิริยาเคมีตามที่กล่าวไว้ข้างต้น เป็นผลทำให้ไฟฟ้าที่ MFC6 ผลิตได้มีค่าลดลง และอาจมีปัจจัยอย่างอื่นที่มีผลกระทบนอกเหนือจากการเกิดปฏิกิริยาการผลิตแก๊สของ MFCs เช่น ผลกระทบของความต้านทานภายในต่อการผลิตกำลังไฟฟ้าของ MFCs ตามที่ได้กล่าวไว้ในหัวข้อการเปลี่ยนแปลงของอัตราการผลิต เป็นต้น

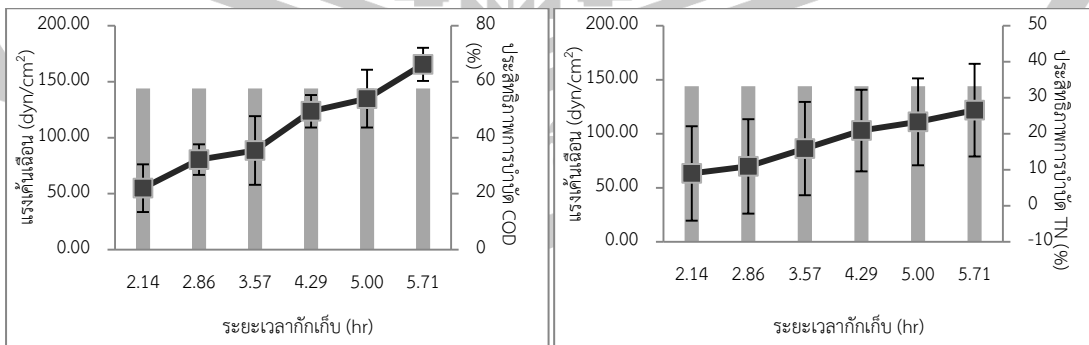


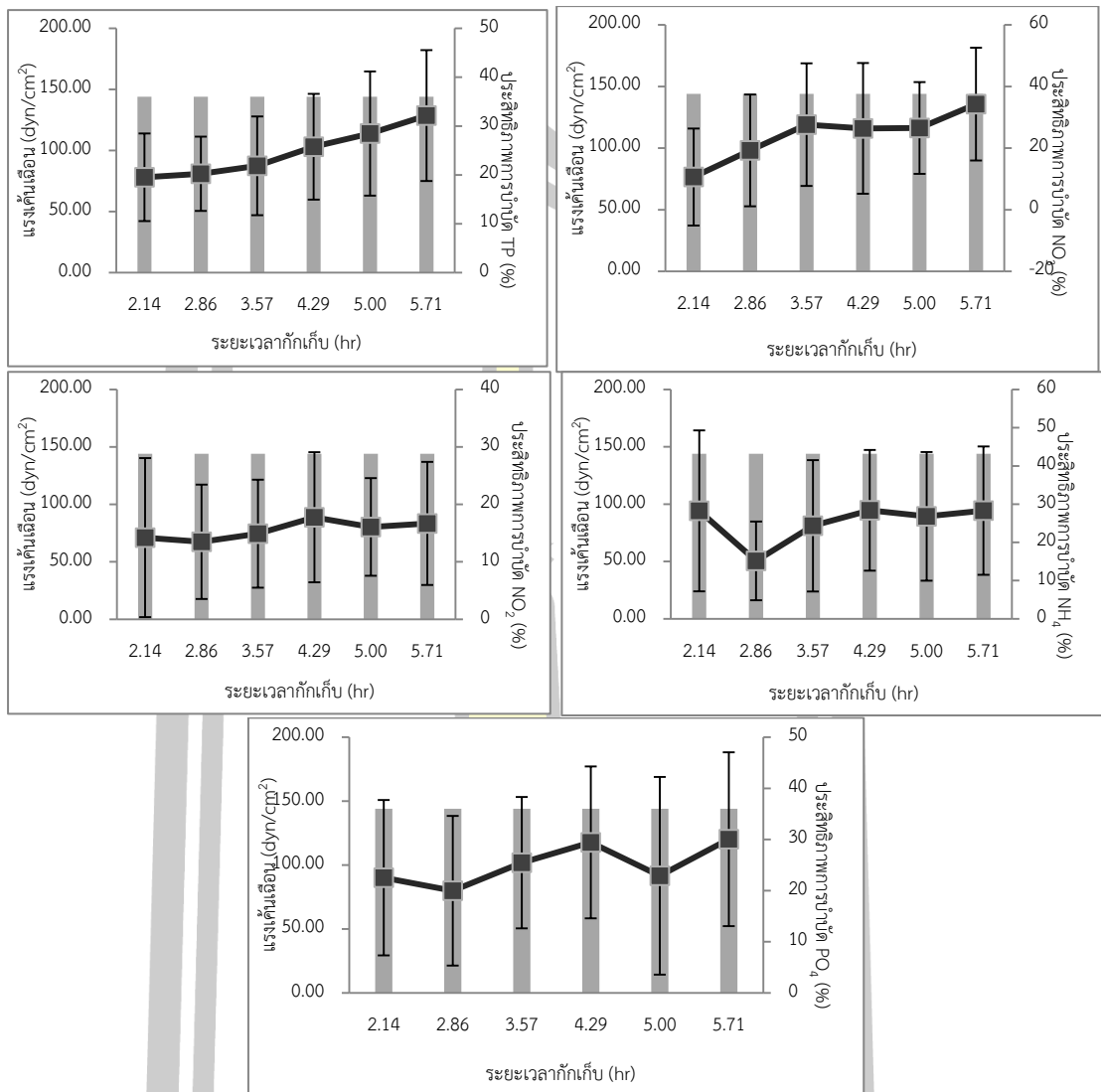


ภาพประกอบ 65 ระยะเวลาพักเก็บที่มีผลต่อกำลังไฟฟ้า และแรงเค้นเฉือน (shear stress)

(2) การเปลี่ยนแปลงระยะเวลาพักเก็บและแรงเค้นเฉือน (shear stress) ที่มีผลประสิทธิภาพการบำบัด MFCs

จากภาพประกอบ 66 พบว่าเมื่อ MFCs มีค่าแรงเค้นเฉือนที่เท่ากัน ผลของประสิทธิภาพการบำบัด COD, TN, TP, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, NH<sub>4</sub><sup>+</sup> และ PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> มีค่าที่เปลี่ยนแปลงไป ผลดังกล่าวแสดงให้เห็นว่า แรงเค้นเฉือนที่เกิดขึ้นในช่วงการเปลี่ยนแปลงระยะเวลาพักเก็บไม่มีผลกระทบต่อประสิทธิภาพการบำบัด COD, TN, TP, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, NH<sub>4</sub><sup>+</sup> และ PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> ของ MFCs แต่จะเป็นผลของความแตกต่างของระยะเวลาพักเก็บที่มีผลต่อการบำบัดตามที่ได้กล่าวไว้ในหัวข้อ 4.4 ซึ่งจากภาพประกอบ 60 พบว่าที่แรงเค้นเฉือนที่มีค่าเท่ากันประสิทธิภาพการบำบัด COD, TN, TP, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, NH<sub>4</sub><sup>+</sup> และ PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> มีแนวโน้มเพิ่มขึ้นตามระยะเวลาพักเก็บที่เพิ่มขึ้น ซึ่งเป็นที่ทราบกันดีว่า เมื่อระยะเวลาพักเก็บน้ำเพิ่มขึ้น ระยะเวลาในการย่อยสลายของจุลินทรีย์ก็เพิ่มขึ้นตามไปด้วย ทำให้ประสิทธิภาพการบำบัดมีค่าเพิ่มขึ้น



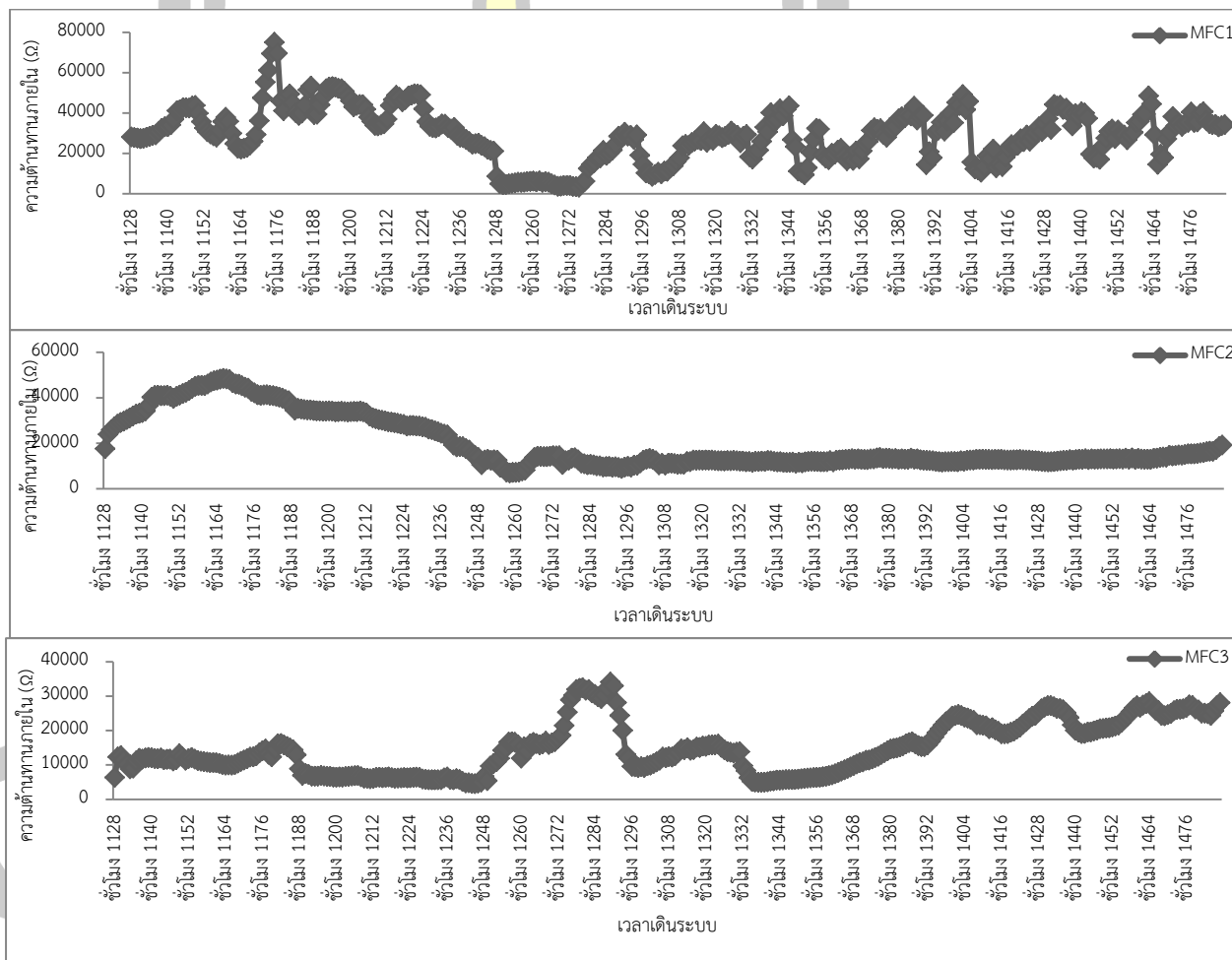


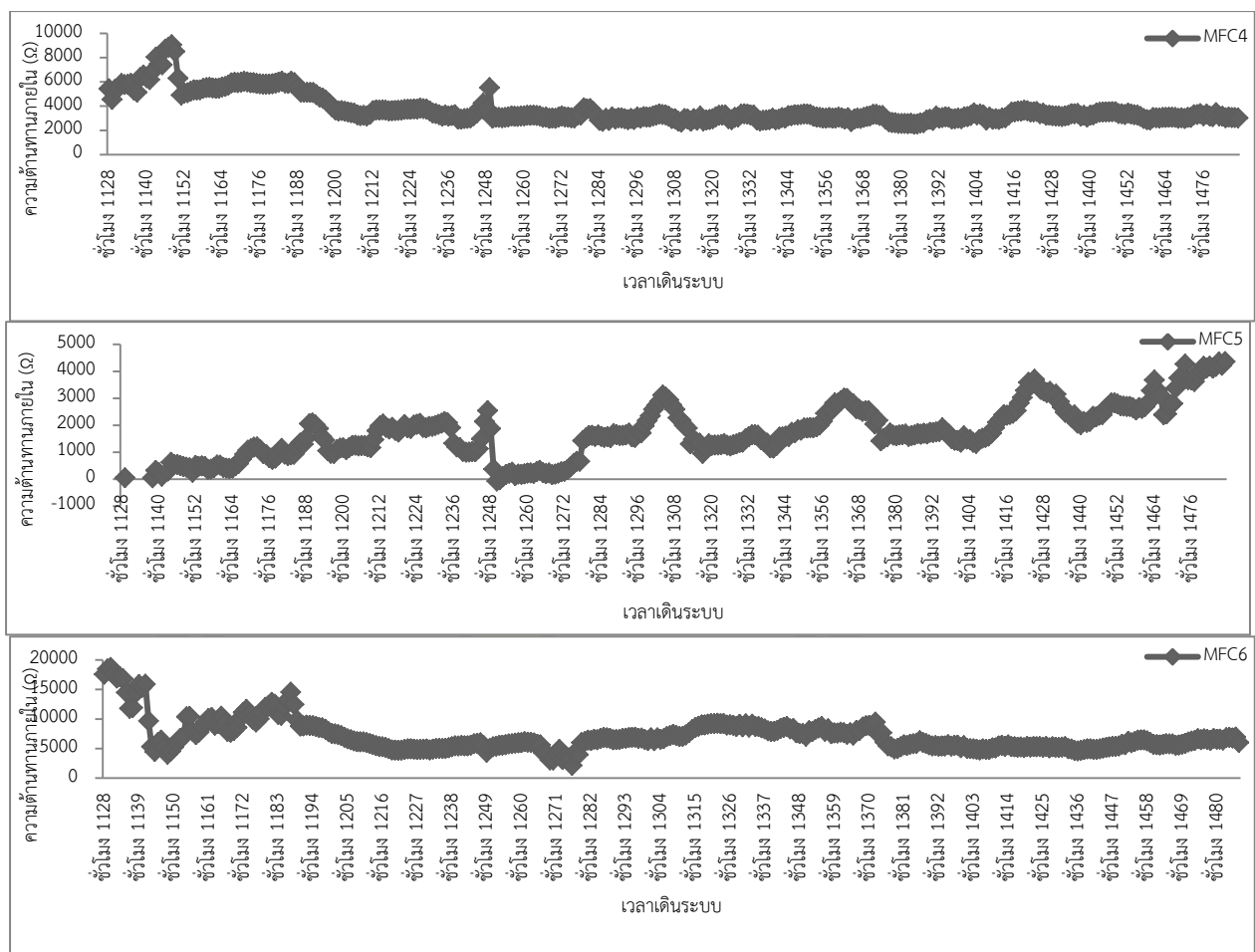
ภาพประกอบ 66 ระยะเวลาพักเก็บ และแรงเค้นเฉือน (shear stress) ที่มีผลต่อประสิทธิภาพการบำบัด COD, TN, TP,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{NH}_4^+$  และ  $\text{PO}_4^{3-}$  ของ MFCs

#### 4.6.5 การเปลี่ยนแปลงระยะเวลาพักเก็บที่มีต่อความต้านทานภายใน (internal resistance)

จากภาพประกอบ 67 เมื่อพิจารณาผลของความต้านทานภายในพบว่าความต้านทานภายในของ MFC1-6 เมื่อเริ่มต้นการวัดแบบ CCV จะสังเกตเห็นว่า MFC1-3 ที่ใช้ระยะเวลาพักเก็บที่ต่ำ 2.14-3.57 hr เมื่อเริ่มต้นเดินระบบความต้านทานภายในที่เกิดขึ้นมีค่าที่สูงกว่าค่า  $R_{ext}$  เป็นผลทำให้ MFC1-3 ผลิตกำลังไฟฟ้าได้ลดลง ซึ่งสันนิษฐานได้ว่าอาจเป็นผลเนื่องมาจากระยะเวลาพักเก็บน้ำที่เร็ว

เกินไป และความเร็วน้ำที่เข้าระบบมีค่าสูง เนื่องจากมีการใช้อัตราการป้อนน้ำเสียที่มีค่าสูงเป็นผลทำให้จุลินทรีย์ที่เกาะบริเวณชีวแอนดเกิดการหลุดลอก ทำให้ปฏิกิริยาการแลกเปลี่ยนอเล็กตรอนของจุลินทรีย์กับชีวแอนดเกิดได้น้อยลง ส่งผลให้เกิดการสูญเสียความต่างศักย์เป็นผลทำให้ความต้านทานภายในมีค่าเพิ่มสูงขึ้น หรืออาจเป็นผลเนื่องมาจากน้ำเสียที่เข้าระบบซึ่งปกติทำหน้าที่เป็นตัวแคตตาไลต์ระหว่างชีวแอนดและชีวแคโทดมีการถ่ายเทหากันเร็วเกินไประหว่างน้ำเสียขาเข้า (แอนด) และน้ำเสียขาออก (แคโทด) ทำให้โปรตอนและอเล็กตรอนที่เกิดขึ้นเนื่องจากการย่อยสลายของจุลินทรีย์ภายในห้องแอนดไหลไปยังชีวแคโทดในปริมาณที่สูง เกิดเป็นการไหลลัดวงจรทำให้ระบบสูญเสียความต่างศักย์ และเป็นผลทำให้ความต้านทานมีค่าสูงขึ้น

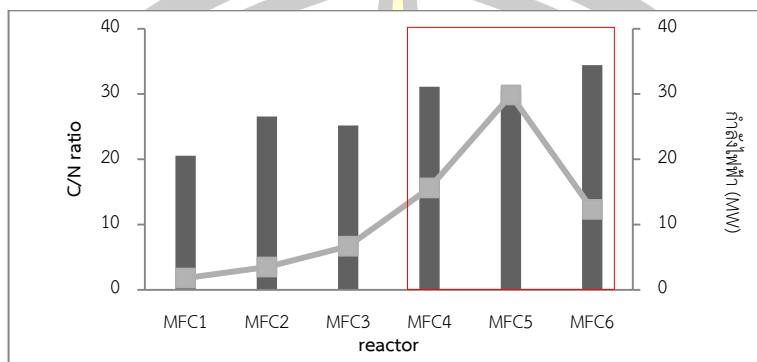




ภาพประกอบ 67 การเปลี่ยนแปลงความดันทานภายในช่วงเดินระบบแบบ CCV

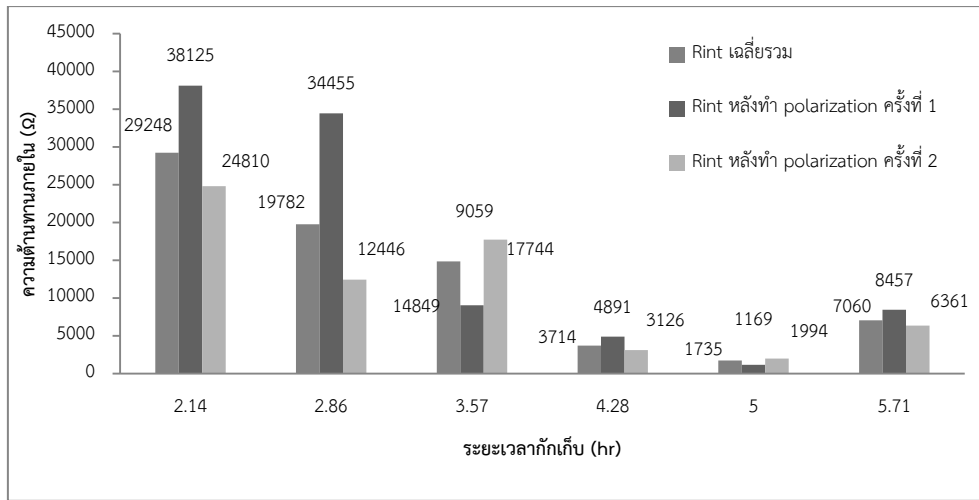
เมื่อพิจารณาระหว่าง MFC4-6 ที่มีระยะเวลาพักเก็บที่สูง (4.29-5.71 hr) กลับพบว่า MFC6 ที่ใช้ระยะเวลาพักเก็บน้ำสูงสุด 5.71 hr มีค่ากำลังไฟฟ้าน้อยกว่าเมื่อเทียบกับ MFC4 และ MFC5 ที่ใช้ระยะเวลาพักเก็บน้ำที่มีค่าต่ำกว่า ซึ่งเป็นผลเนื่องมาจากความดันทานภายในของ MFC6 มีค่าที่สูงกว่า อย่างไรก็ตามจากภาพประกอบ 68 เห็นว่าเมื่อพิจารณาค่า C/N ของ MFC4 (31:1) MFC5 (30:1) และ MFC6 (35:1) พบว่า MFC4-5 มีค่า C/N ที่ต่ำกว่า MFC6 ซึ่งแสดงให้เห็นว่าภายใน MFC6 เกิดการผลิตก๊าซมีเทนในปริมาณที่สูงกว่า MFC4 และ MFC6 จากงานวิจัยของ [79] ได้ทำการทดลองผสมน้ำเสียจากโรงกลั่นและน้ำเสียจากกลีเซอรอล ในอัตราส่วน 1%-5% มาทำการทดสอบเพื่อหาปริมาณมีเทน จากการทดสอบพบว่าเมื่ออัตราส่วนส่วนของ C/N เพิ่มขึ้นจาก 8:1-28:1 ปริมาณก๊าซมีเทนที่ผลิตได้จะมีค่าเพิ่มขึ้นเป็น 748-2245 ml (CH<sub>4</sub>) และเมื่อสังเกตจากตาราง 30 ยังพบว่าค่า ORP ของ MFC4-6 มีค่า -352 ถึง -354 mV แสดงให้เห็นว่าภายใน MFCs อยู่ในสภาวะไร้อากาศ (-150 ถึง -420 mV) ซึ่งเป็นสภาวะที่เหมาะสมในการเกิดแก๊สมีเทน อย่างไรก็ตาม

ตามถึงแม้ MFC6 จะมีปริมาณของอิเล็กตรอนและโปรตอนที่ถูกผลิตได้สูง (ประสิทธิภาพการบำบัดสูง) แต่โดยส่วนใหญ่ถูกนำไปผลิตเป็นก๊าซมีเทนจึงทำให้ MFC6 เกิดการสูญเสียความต่างศักย์เนื่องจากปฏิกิริยาเคมี ส่งผลให้ผลิตกำลังไฟฟ้าได้น้อยกว่า MFC4-5

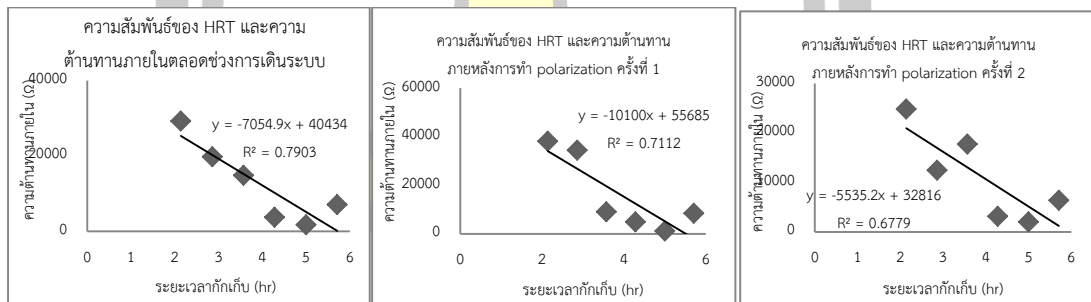


ภาพประกอบ 68 การเปลี่ยนแปลงของอัตราส่วนระหว่าง C/N และกำลังไฟฟ้าที่ MFCs ผลิตได้

จากภาพประกอบ 69 เมื่อพิจารณาความต้านทานภายในทั้ง 3 กรณีพบว่าในกรณีแรก หลังจากการทำ polarization ครั้งที่ 1 MFC1-6 มีความต้านทานภายในอยู่ที่ 38125  $\Omega$ , 34455  $\Omega$ , 9059  $\Omega$ , 4891  $\Omega$ , 1169  $\Omega$  และ 8457  $\Omega$  ตามลำดับ ในกรณีที่ 2 หลังจากการทำ polarization ครั้งที่ 2 พบว่า 24810  $\Omega$ , 12446  $\Omega$ , 17744  $\Omega$ , 3126  $\Omega$ , 1994  $\Omega$  และ 6361  $\Omega$  ตามลำดับ และกรณีที่ 3 ค่าความต้านทานภายในเฉลี่ยรวม พบว่า 29248  $\Omega$ , 19782  $\Omega$ , 14849  $\Omega$ , 3714  $\Omega$ , 1735  $\Omega$  และ 7060  $\Omega$  ตามลำดับ จากผลข้างต้นจะสังเกตเห็นว่าความต้านทานภายในของ MFCs มีแนวโน้มลดลงตามระยะเวลาที่เพิ่มขึ้น เมื่อพิจารณาที่ระยะเวลาที่เก็บ 2.14-5 hr (MFC1-5) แต่เมื่อเพิ่มระยะเวลาที่เก็บเป็น 5.71 hr (MFC6) พบว่าความต้านทานภายในมีค่าที่เพิ่มสูงขึ้น และจากภาพประกอบ 70 พบว่าความสัมพันธ์ระหว่างความต้านทานภายในและระยะเวลาที่เก็บในรูปแบบของ 3 กรณีพบว่าแนวโน้มของความต้านทานภายในจะมีค่าลดลงตามระยะเวลาที่เพิ่มขึ้น ซึ่งสอดคล้องกับผลของระยะเวลาที่เก็บที่มีต่อกำลังไฟฟ้าที่มีแนวโน้มเพิ่มสูงขึ้นตามระยะเวลาที่เพิ่มขึ้นด้วยเช่นกัน ผลดังกล่าวชี้ให้เห็นว่าในช่วงการเปลี่ยนแปลงระยะเวลาที่เก็บ ปริมาณการผลิตไฟฟ้าของ MFCs จะมีความเกี่ยวข้องโดยตรงกับการเปลี่ยนแปลงของความต้านทานภายใน และการเพิ่มประสิทธิภาพการผลิตไฟฟ้าของ MFCs สามารถเพิ่มประสิทธิภาพขึ้นได้ เมื่อเราเพิ่มระยะเวลาที่เก็บน้ำให้สูงขึ้น



ภาพประกอบ 69 เปรียบเทียบการเปลี่ยนแปลงความต้านทานภายใน ตลอดช่วงเดินระบบ และหลังจากการทำ Polarization ครั้งที่ 1 (วันที่ 15-21 ของการเดินระบบ) และ Polarization ครั้งที่ 2 (วันที่ 22-33 ของการเดินระบบ)

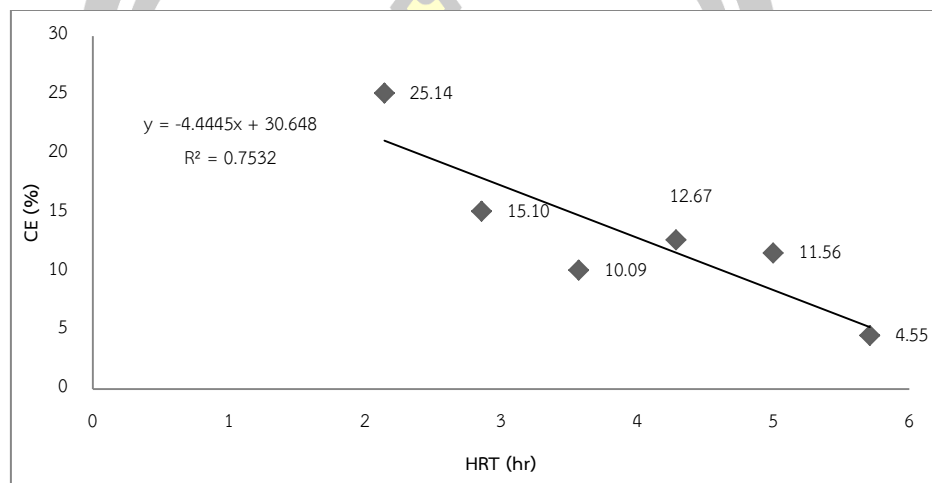


ภาพประกอบ 70 เปรียบเทียบความสัมพันธ์ของระยะเวลาที่เก็บและความต้านทานภายใน ตลอดช่วงเดินระบบ และหลังจากการทำ Polarization ครั้งที่ 1 และ Polarization ครั้งที่ 2

#### 4.6.5 การเปลี่ยนแปลงระยะเวลาที่เก็บที่มีต่อค่า Columbic efficiency (CE)

จากภาพประกอบ 71 พบว่าค่า CE ที่ MFCs ผลิตได้ในช่วงการเปลี่ยนแปลงระยะเวลาที่เก็บมีค่าเพิ่มขึ้นเมื่อเทียบกับช่วงการเปลี่ยนแปลงอัตราการไหล ผลดังกล่าวชี้ให้เห็นถึงการเปลี่ยนแปลงของ MFCs กับเงื่อนไขการเดินระบบที่แตกต่างกัน ถึงแม้ในช่วงการเปลี่ยนแปลงระยะเวลาที่เก็บ MFCs จะมีประสิทธิภาพการบำบัด COD น้อยกว่าช่วงการเปลี่ยนแปลงอัตราการไหล แต่จากค่า CE ที่เพิ่มขึ้นแสดงให้เห็นว่า MFCs มีการนำอิเล็กตรอนและโปรตอนที่ได้จากการย่อย

สลาย COD นำไปใช้เพื่อผลิตเป็นไฟฟ้าได้มากขึ้น และจากภาพประกอบ 65 ยังพบว่าค่า CE จะมีแนวโน้มที่ลดลงตามระยะเวลาพักเก็บที่เพิ่มขึ้น ซึ่งผลดังกล่าวมีความสอดคล้องกับหัวข้อ 4.3.5 อย่างไรก็ตามเมื่อพิจารณาค่า CE ของ MFC6 พบว่ามีค่าที่น้อยมากเมื่อเทียบกับ MFC4 และ MFC5 ผลดังกล่าวเป็นข้อสรุปได้ชัดเจนว่า อิเล็กตรอนและโปรตอนที่ MFC6 ผลิตได้นั้นถูกนำไปใช้ในปฏิกิริยาอื่น นอกเหนือจากการนำมาใช้เพื่อผลิตเป็นไฟฟ้า



ภาพประกอบ 71 ความสัมพันธ์ของระยะเวลาพักเก็บที่มีผลต่อค่า CE

จากการทดสอบผลของการเปลี่ยนแปลงระยะเวลาพักเก็บ พบว่าเมื่อ MFCs มีระยะเวลาพักเก็บที่เพิ่มขึ้นจะส่งผลทำให้ MFCs สามารถบำบัดน้ำได้เพิ่มขึ้นตามไปด้วย อย่างไรก็ตามเมื่อพิจารณาเฉพาะประสิทธิภาพการบำบัด COD ซึ่งทางผู้วิจัยใช้เป็นตัวแทนในการบำบัดน้ำเสียโดยรวมของ MFCs พบว่า MFC6 บำบัด COD ได้สูงกว่า MFC5 แต่จากผลทดสอบทางสถิติ (t-test) พบว่าประสิทธิภาพการบำบัด COD ของ MFC5 และ MFC6 มีค่าไม่แตกต่างกันที่ระดับความเชื่อมั่น 95% แสดงให้เห็นว่าระยะเวลาพักเก็บน้ำ 5-5.71 hr เป็นระยะเวลาพักเก็บที่เหมาะสม ที่สามารถทำให้ MFCs บำบัดน้ำได้สูงสุด เมื่อพิจารณาในแง่ของการผลิตไฟฟ้า พบว่า MFC5 มีความสามารถในการผลิตความต่างศักย์ไฟฟ้า และกำลังไฟฟ้าได้สูงสุดเมื่อเทียบกับ MFC ทั้ง 5 ถึง จากข้อสรุปข้างต้นกล่าวได้ว่าเมื่อ MFCs ใช้ระยะเวลาพักเก็บ 5 hr จะทำให้ MFCs สามารถบำบัดน้ำชะขยะสังเคราะห์และผลิตไฟฟ้าได้ประสิทธิภาพสูงสุด

#### 4.7 การเปลี่ยนแปลงความเข้มข้น (Concentration) ที่มีผลต่อการบำบัดน้ำชะขยะสังเคราะห์

จากการทดสอบผลของการเปลี่ยนแปลงอัตราการไหล และระยะเวลาพักเก็บน้ำทำให้เราได้ทราบว่าเมื่อ MFCs ใช้เงื่อนไขการป้อนน้ำเสียเข้าระบบ 35L/d และระยะเวลาพักเก็บน้ำที่ 5 hr ทำให้ MFCs มีความสามารถบำบัดน้ำเสีย และผลิตไฟฟ้าได้ดีที่สุด แต่ในเงื่อนไขดังกล่าว MFCs ทำการเดินระบบที่ความเข้มข้นของน้ำเข้าหามีค่าเท่ากัน เมื่อพิจารณาตามความเป็นจริงน้ำเสียที่ระบบต้องบำบัด อาจมีความเข้มข้นที่มีค่าที่ต่างกันออกไป ดังนั้นเพื่อให้ทราบถึงผลกระทบของความเข้มข้นของน้ำเข้าที่มีผลต่อการทำงานของ MFCs ทางผู้วิจัยได้ดำเนินการทดสอบในเงื่อนไขของการเปลี่ยนแปลงความเข้มข้น ซึ่งได้ทำการทดสอบที่ความเข้มข้นเข้าระบบ 6 ค่า ได้แก่ 500 mgCOD/L, 1000 mgCOD/L, 2000 mgCOD/L, 3000 mgCOD/L, 4000 mgCOD/L และ 5000 mgCOD/L ซึ่งใช้เป็นตัวแทนของน้ำเข้าของพารามิเตอร์ C1-C6 การทดสอบใช้เวลาในการทดสอบทั้งหมด 90 วัน แบ่งเป็นช่วงช่วงละ 15 วัน ในการทดสอบใช้ MFC ถึงเดียวที่กำหนดให้มีอัตราการไหล 35 L/d และระยะเวลาพักเก็บน้ำ 5 hr น้ำเสียที่ใช้เป็นชนิดเดียวกันกับการทดสอบก่อนหน้านี้ แต่จะเปลี่ยนแปลงเฉพาะความเข้มข้นตามที่ได้กล่าวไว้ข้างต้น ในส่วนของการตรวจวัดและพารามิเตอร์ในการตรวจวัดจะดำเนินการในแบบเดียวกันกับช่วงการเปลี่ยนแปลงอัตราการไหล และระยะเวลาพักเก็บน้ำ

##### 4.7.1 ความสัมพันธ์ของความเข้มข้นที่มีผลต่อการบำบัด และอัตราการบำบัด

##### Chemical oxygen demand (COD)

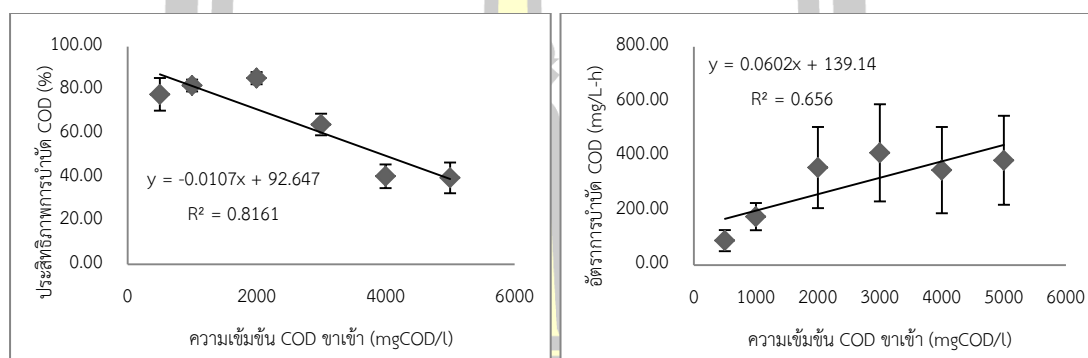
ผลการตรวจวัดค่าพารามิเตอร์ต่างๆในการทดลองส่วนนี้แสดงไว้ในตารางที่ 37 – 43 และภาพประกอบ 72-78

จากตารางที่ 37 MFC1-6 บำบัด COD ในน้ำเสีย ช่วง OCV ได้  $70.41 \pm 2.25$ ,  $81.44 \pm 4.45$ ,  $86.38 \pm 0.90$ ,  $70.00 \pm 9.43$ ,  $41.67 \pm 6.34$  และ  $41.06 \pm 3.28$  % บำบัด COD ในน้ำเสีย ช่วง CCV ได้  $83.20 \pm 3.34$  ,  $82.64 \pm 2.04$ ,  $84.99 \pm 1.03$ ,  $60.40 \pm 7.16$ ,  $39.65 \pm 12.85$  และ  $38.86 \pm 6.55$  % ตามลำดับ และจากภาพประกอบ 72 กล่าวได้ว่าเมื่อเพิ่มความเข้มข้น COD จะส่งผลทำให้ประสิทธิภาพการบำบัดลดลงโดยค่าสัมประสิทธิ์การตัดสินใจ ( $R^2$ ) มีค่า 0.8161 ซึ่งถือว่าสูง แต่เมื่อเพิ่มความเข้มข้น COD กลับพบว่าอัตราการบำบัด COD มีแนวโน้มเพิ่มขึ้นโดยค่าสัมประสิทธิ์การตัดสินใจ ( $R^2$ ) มีค่า 0.656

ตาราง 37 ประสิทธิภาพการบำบัด และอัตราการบำบัด COD ของ MFCs



ประสิทธิภาพการบำบัด COD (%)	concentration					
	C1 (500 mg/l)	C2 (1000mg/l)	C3 (2000mg/l)	C4 (3000mg/l)	C5 (4000mg/l)	C6 (5000mg/l)
ช่วง OCV	70.41±2.25	81.44±4.45	86.38±0.90	70.00±9.43	41.67±6.34	41.06±3.28
ช่วง CCV	83.20±3.34	82.64±2.04	84.99±1.03	60.40±7.16	39.65±12.85	38.86±6.55
อัตราการบำบัด COD (mg/L-hr)	concentration					
	C1 (500 mg/l)	C2 (1000mg/l)	C3 (2000mg/l)	C4 (3000mg/l)	C5 (4000mg/l)	C6 (5000mg/l)
ช่วง OCV	78.15±11.96	159.17±71.56	376.68±18.56	418.11±126.98	373.91±21.54	391.24±20.20
ช่วง CCV	97.53±8.31	189.88±37.91	344.53±36.95	407.00±24.05	330.96±102.29	379.23±67.98



ภาพประกอบ 72 ความสัมพันธ์ของความเข้มข้นที่มีผลต่อประสิทธิภาพการบำบัดและอัตราการบำบัด COD ของ MFCs

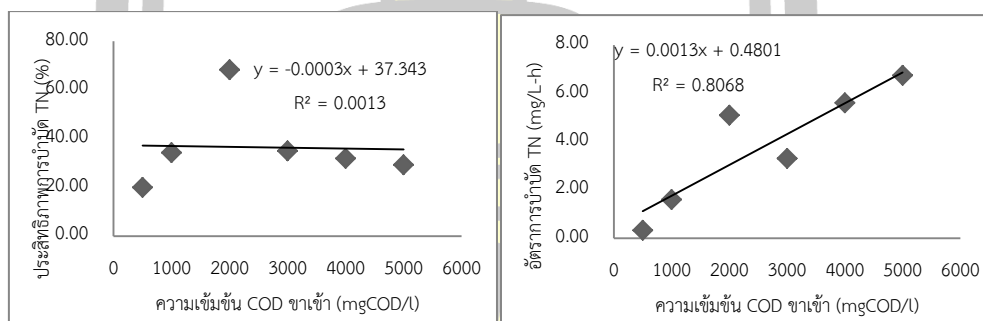
#### 4.7.2 ความสัมพันธ์ของความเข้มข้นที่มีผลต่อการบำบัด และอัตราการบำบัด Total nitrogen (TN)

จากตารางที่ 38 MFC1-6 บำบัด TN ในน้ำเสีย ช่วง OCV ได้ 6.35±4.86, 44.48±18.48, 72.06±17.58, 33.24±2.56, 33.23±3.74 และ 28.32±5.26 % บำบัด TN ในน้ำเสีย ช่วง CCV ได้ 29.11±21.98, 27.49±10.51, 65.76±9.53, 36.11±7.10, 31.05±8.23 และ 29.96±2.62 % ตามลำดับ และจากภาพประกอบ 73 กล่าวได้ว่าเมื่อเพิ่มความเข้มข้นไม่ส่งผลต่อประสิทธิภาพการบำบัด โดยค่าสัมประสิทธิ์การตัดสินใจ ( $R^2$ ) มีค่า 0.0013 ซึ่งถือว่าต่ำ แต่พบว่าเมื่อเพิ่มความเข้มข้น TN อัตราการบำบัด TN มีแนวโน้มเพิ่มขึ้นโดยค่าสัมประสิทธิ์การตัดสินใจ ( $R^2$ ) มีค่า 0.8086 ซึ่งถือว่าสูง อย่างไรก็ตามการลดลงของ TN ในระบบอาจมีสาเหตุมาจากการ

เปลี่ยนรูปของสารประกอบ  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NO}_2^-$  และ  $\text{NH}_4^+$  กลายเป็นก๊าซไนโตรเจน หรือเกิดจากการนำสารประกอบข้างต้นไปใช้ในการผลิตไฟฟ้าของ MFCs ตามที่ได้กล่าวไว้ในช่วงการเปลี่ยนแปลงอัตราการไหล

ตาราง 38 ประสิทธิภาพการบำบัด และอัตราการบำบัด TN ของ MFCs

ประสิทธิภาพการบำบัด TN (%)	reactor					
	C1 (500 mg/l)	C2 (1000mg/l)	C3 (2000mg/l)	C4 (3000mg/l)	C5 (4000mg/l)	C6 (5000mg/l)
ช่วง OCV	6.35±4.86	44.48±18.48	72.06±17.58	33.24±2.56	33.23±3.74	28.32±5.26
ช่วง CCV	29.11±21.98	27.49±10.51	65.76±9.53	36.11±7.10	31.05±8.23	29.96±2.62
อัตราการบำบัด TN (mg/l-hr)	reactor					
	C1 (500 mg/l)	C2 (1000mg/l)	C3 (2000mg/l)	C4 (3000mg/l)	C5 (4000mg/l)	C6 (5000mg/l)
ช่วง OCV	0.13±0.11	2.08±0.86	5.38±1.31	3.14±0.24	5.83±0.66	6.52±1.21
ช่วง CCV	0.46±0.32	1.29±0.49	4.91±0.71	3.41±0.67	5.45±1.44	6.90±0.60



ภาพประกอบ 73 ความสัมพันธ์ของความเข้มข้นที่มีผลต่อประสิทธิภาพการบำบัดและอัตราการบำบัด TN ของ MFCs

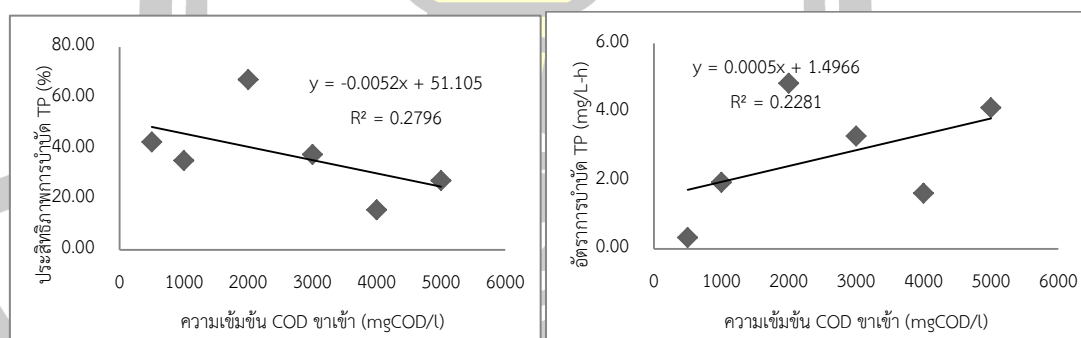
#### 4.7.3 ความสัมพันธ์ของความเข้มข้นที่มีผลต่อการบำบัด และอัตราการบำบัด Total phosphorus (TP)

จากตารางที่ 39 MFC1-6 บำบัด TP ในน้ำเสีย ช่วง OCV ได้  $46.04 \pm 25.85$ ,  $32.73 \pm 19.10$ ,  $69.92 \pm 1.21$ ,  $39.11 \pm 7.44$ ,  $14.30 \pm 6.75$  และ  $25.08 \pm 3.94$  % บำบัด TP ในน้ำเสีย ช่วง CCV ได้

40.22±25.40, 36.85±16.19, 65.32±0.97, 36.60±8.22, 16.69±13.43 และ 28.85±0.52 % ตามลำดับ และจากภาพประกอบ 74 กล่าวได้ว่าเมื่อเพิ่มความเข้มข้นไม่ส่งผลประสิทธิภาพการบำบัด และ อัตราการบำบัดในรูปแบบสมการเชิงเส้นโดยค่าสัมประสิทธิ์การตัดสินใจ ( $R^2$ ) มีค่า 0.2796 และ 0.2281 ซึ่งถือว่าต่ำ อย่างไรก็ตามการลดลงของ TP ในระบบอาจมีสาเหตุมาจากการตกตะกอนทางเคมี หรือการใช้สารประกอบจำพวกออร์โธฟอสเฟตในการสร้างเซลล์ของจุลินทรีย์จำพวก PAOs หรือ เกิดจากการนำสารประกอบจำพวก  $PO_4^{3-}$  ไปใช้ในการผลิตไฟฟ้าของ MFCs ตามที่ได้กล่าวไว้ในช่วง การเปลี่ยนแปลงอัตราการไหล

ตาราง 39 ประสิทธิภาพการบำบัด และอัตราการบำบัด TP ของ MFCs

ประสิทธิภาพการบำบัด TP (%)	reactor					
	C1 (500 mg/l)	C2 (1000mg/l)	C3 (2000mg/l)	C4 (3000mg/l)	C5 (4000mg/l)	C6 (5000mg/l)
ช่วง OCV	46.04±25.85	32.73±19.10	69.92±1.21	39.11±7.44	14.30±6.75	25.08±3.94
ช่วง CCV	40.22±25.40	36.85±16.19	65.32±0.97	36.60±8.22	16.69±13.43	28.85±0.52
อัตราการบำบัด TP (mg/l-hr)	reactor					
	C1 (500 mg/l)	C2 (1000mg/l)	C3 (2000mg/l)	C4 (3000mg/l)	C5 (4000mg/l)	C6 (5000mg/l)
ช่วง OCV	0.36±0.20	1.81±1.05	5.04±0.09	3.42±0.65	1.48±0.70	3.78±0.59
ช่วง CCV	0.31±0.20	2.03±0.89	4.71±0.07	3.20±0.72	1.72±1.39	4.35±0.08



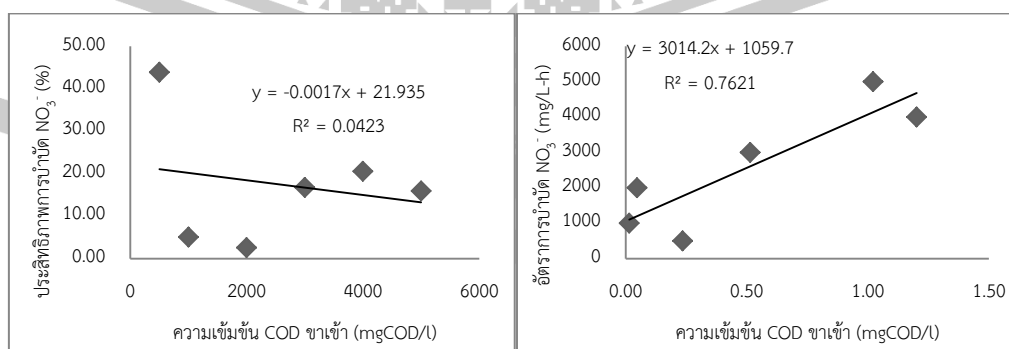
ภาพประกอบ 74 ความสัมพันธ์ของความเข้มข้นที่มีผลต่อประสิทธิภาพการบำบัดและอัตราการบำบัด TP ของ MFCs

#### 4.7.4 ความสัมพันธ์ของความเข้มข้นที่มีผลต่อการบำบัด และอัตราการบำบัด Nitrate ( $\text{NO}_3^-$ )

จากตารางที่ 40 MFC1-6 บำบัด  $\text{NO}_3^-$  ในน้ำเสีย ช่วง OCV ได้  $20.34 \pm 10.49$ ,  $-27.01 \pm 14.62$ ,  $-8.24 \pm 6.06$ ,  $17.16 \pm 6.14$ ,  $18.84 \pm 12.70$  และ  $12.88 \pm 9.40$  % บำบัด  $\text{NO}_3^-$  ในน้ำเสีย ช่วง CCV ได้  $-59.58 \pm 16.36$ ,  $26.42 \pm 24.48$ ,  $9.78 \pm 8.10$ ,  $16.47 \pm 9.47$ ,  $21.66 \pm 1.82$  และ  $17.92 \pm 5.28$  % ตามลำดับ และจากภาพประกอบ 75 กล่าวได้ว่าเมื่อเพิ่มความเข้มข้นไม่ส่งผลประสิทธิภาพการบำบัด ในรูปแบบของสมการเชิงเส้นโดยค่าสัมประสิทธิ์การตัดสินใจ ( $R^2$ ) มีค่า 0.0423 ซึ่งถือว่าต่ำ แต่การเพิ่มความเข้มข้น  $\text{NO}_3^-$  ทำให้แนวโน้มอัตราการบำบัดมีค่าเพิ่มขึ้น โดยค่าสัมประสิทธิ์การตัดสินใจ ( $R^2$ ) มีค่า 0.7621 ซึ่งถือว่าสูง อย่างไรก็ตามการลดลงของ  $\text{NO}_3^-$  ในระบบอาจมีสาเหตุมาจากเหตุผลดังที่ได้กล่าวไว้ในช่วงเปลี่ยนแปลงระยะเวลาพักเก็บ

ตาราง 40 ประสิทธิภาพการบำบัด และอัตราการบำบัด  $\text{NO}_3^-$  ของ MFCs

ประสิทธิภาพการบำบัด $\text{NO}_3^-$ (%)	reactor					
	C1 (500 mg/L)	C2 (1000mg/L)	C3 (2000mg/L)	C4 (3000mg/L)	C5 (4000mg/L)	C6 (5000mg/L)
ช่วง OCV	$20.34 \pm 10.49$	$-27.01 \pm 14.62$	$-8.24 \pm 6.06$	$17.16 \pm 6.14$	$18.84 \pm 12.70$	$12.88 \pm 9.40$
ช่วง CCV	$-59.58 \pm 16.36$	$26.42 \pm 24.48$	$9.78 \pm 8.10$	$16.47 \pm 9.47$	$21.66 \pm 1.82$	$17.92 \pm 5.28$
อัตราการบำบัด $\text{NO}_3^-$ (mg/L-hr)	reactor					
	C1 (500 mg/L)	C2 (1000mg/L)	C3 (2000mg/L)	C4 (3000mg/L)	C5 (4000mg/L)	C6 (5000mg/L)
ช่วง OCV	$0.11 \pm 0.06$	$-0.08 \pm 0.04$	$-0.15 \pm 0.11$	$0.53 \pm 0.19$	$1.10 \pm 0.74$	$0.83 \pm 0.60$
ช่วง CCV	$-0.32 \pm 0.09$	$0.07 \pm 0.07$	$0.18 \pm 0.15$	$0.51 \pm 0.29$	$1.27 \pm 0.11$	$1.15 \pm 0.34$



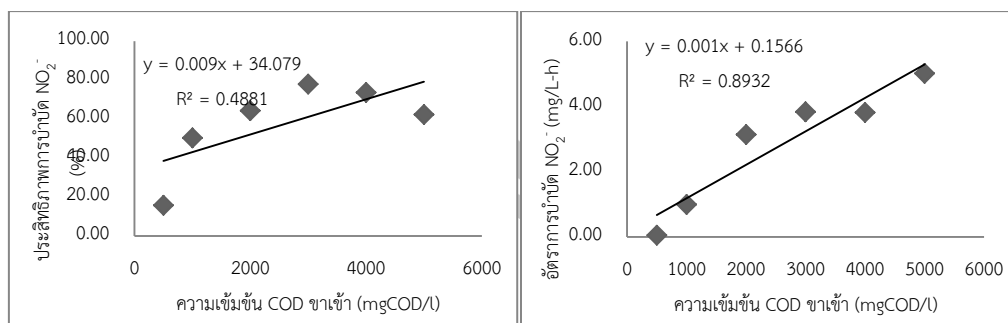
ภาพประกอบ 75 ความสัมพันธ์ของความเข้มข้นที่มีผลต่อการบำบัด และอัตราการบำบัด  $\text{NO}_3^-$  ของ MFCs

#### 4.7.5 ความสัมพันธ์ของความเข้มข้นที่มีผลต่อการบำบัด และอัตราการบำบัด Nitrite ( $\text{NO}_2^-$ )

จากตารางที่ 41 MFC1-6 บำบัด  $\text{NO}_2^-$  ในน้ำเสีย ช่วง OCV ได้  $14.68 \pm 34.13$ ,  $66.46 \pm 2.81$ ,  $61.53 \pm 0.47$ ,  $79.60 \pm 0.28$ ,  $70.40 \pm 4.86$  และ  $58.64 \pm 4.99$  % บำบัด  $\text{NO}_2^-$  ในน้ำเสีย ช่วง CCV ได้  $16.51 \pm 2.21$ ,  $39.65 \pm 23.87$ ,  $66.23 \pm 1.83$ ,  $76.90 \pm 4.77$ ,  $75.86 \pm 11.54$  และ  $64.84 \pm 4.24$  % ตามลำดับ และจากภาพประกอบ 76 กล่าวได้ว่าเมื่อเพิ่มความเข้มข้นไม่ส่งผลประสิทธิภาพการบำบัด ในรูปแบบสมการเชิงเส้น โดยค่าสัมประสิทธิ์การตัดสินใจ ( $R^2$ ) มีค่า 0.4881 ซึ่งถือว่าต่ำ แต่การเพิ่มความเข้มข้น  $\text{NO}_2^-$  ทำให้แนวโน้มอัตราการบำบัดมีค่าเพิ่มขึ้น โดยค่าสัมประสิทธิ์การตัดสินใจ ( $R^2$ ) มีค่า 0.8932 ซึ่งถือว่าสูง จากผลข้างต้นพบว่า MFCs สามารถบำบัด  $\text{NO}_2^-$  ในน้ำเสียได้ซึ่งอาจเป็นสาเหตุมาจากการลดลงเนื่องจากปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน และดีไนตริฟิเคชัน หรืออาจมีสาเหตุมาจาก  $\text{NO}_2^-$  ถูกใช้เป็นตัวรับอิเล็กตรอนตามที่ได้กล่าวไว้ในช่วงเปลี่ยนแปลงอัตราการไหล

ตาราง 41 ประสิทธิภาพการบำบัด และอัตราการบำบัด  $\text{NO}_2^-$  ของ MFCs

ประสิทธิภาพการบำบัด $\text{NO}_2^-$ (%)	reactor					
	C1 (500 mg/l)	C2 (1000mg/l)	C3 (2000mg/l)	C4 (3000mg/l)	C5 (4000mg/l)	C6 (5000mg/l)
ช่วง OCV	$14.68 \pm 34.13$	$66.46 \pm 2.81$	$61.53 \pm 0.47$	$79.60 \pm 0.28$	$70.40 \pm 4.86$	$58.64 \pm 4.99$
ช่วง CCV	$16.51 \pm 2.21$	$39.65 \pm 23.87$	$66.23 \pm 1.83$	$76.90 \pm 4.77$	$75.86 \pm 11.54$	$64.84 \pm 4.24$
อัตราการบำบัด $\text{NO}_2^-$ (mg/l-hr)	reactor					
	C1 (500 mg/l)	C2 (1000mg/l)	C3 (2000mg/l)	C4 (3000mg/l)	C5 (4000mg/l)	C6 (5000mg/l)
ช่วง OCV	$0.05 \pm 0.11$	$1.31 \pm 0.06$	$3.00 \pm 0.02$	$3.92 \pm 0.01$	$3.65 \pm 0.25$	$4.72 \pm 0.40$
ช่วง CCV	$0.05 \pm 0.01$	$0.78 \pm 0.47$	$3.23 \pm 0.09$	$3.78 \pm 0.23$	$3.93 \pm 0.08$	$5.21 \pm 0.34$



ภาพประกอบ 76 ความสัมพันธ์ของความเข้มข้นที่มีผลต่อการบำบัด และอัตราการบำบัด  $\text{NO}_2^-$  ของ MFCs

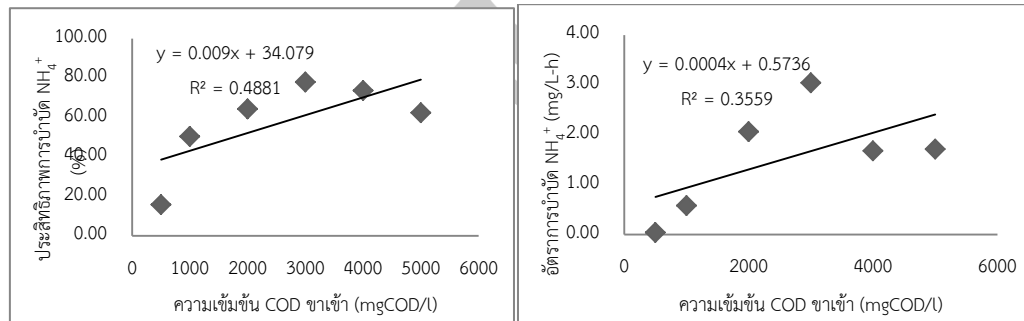
#### 4.7.6 ความสัมพันธ์ของความเข้มข้นที่มีผลต่อการบำบัด และอัตราการบำบัด Ammonia ( $\text{NH}_4^+$ )

จากตารางที่ 42 MFC1-6 บำบัด  $\text{NH}_4^+$  ในน้ำเสีย ช่วง OCV ได้  $29.74 \pm 48.29$ ,  $49.61 \pm 3.82$ ,  $44.72 \pm 7.39$ ,  $66.51 \pm 4.67$ ,  $50.71 \pm 3.64$  และ  $29.69 \pm 0.83$  % บำบัด  $\text{NH}_4^+$  ในน้ำเสีย ช่วง CCV ได้  $36.41 \pm 41.60$ ,  $28.44 \pm 10.44$ ,  $69.82 \pm 1.64$ ,  $71.61 \pm 5.60$ ,  $39.37 \pm 8.31$  และ  $32.89 \pm 2.72$  % ตามลำดับ และจากภาพประกอบ 77 กล่าวได้ว่าเมื่อเพิ่มความเข้มข้นไม่ส่งผลต่อประสิทธิภาพการบำบัด และอัตราการบำบัด  $\text{NH}_4^+$  ในรูปแบบของสมการเชิงเส้นโดยค่าสัมประสิทธิ์การตัดสินใจ ( $R^2$ ) มีค่า 0.4881 และ 0.3559 ซึ่งถือว่าต่ำ จากผลข้างต้นพบว่า MFCs สามารถบำบัด  $\text{NH}_4^+$  ในน้ำเสียได้ซึ่งอาจเป็นสาเหตุมาจากการลดลงเนื่องจากปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน หรืออาจมีสาเหตุมาจากการใช้  $\text{NH}_4^+$  เพื่อผลิตเป็นไฟฟ้าตามที่ได้กล่าวไว้ในช่วงเปลี่ยนแปลงอัตราการไหล

ตาราง 42 ประสิทธิภาพการบำบัด และอัตราการบำบัด  $\text{NH}_4^+$  ของ MFCs

ประสิทธิภาพการบำบัด $\text{NH}_4^+$ (%)	reactor					
	C1 (500 mg/l)	C2 (1000mg/l)	C3 (2000mg/l)	C4 (3000mg/l)	C5 (4000mg/l)	C6 (5000mg/l)
ช่วง OCV	$-29.74 \pm 48.29$	$49.61 \pm 3.82$	$44.72 \pm 7.39$	$66.51 \pm 4.67$	$50.71 \pm 3.64$	$29.69 \pm 0.83$
ช่วง CCV	$36.41 \pm 41.60$	$28.44 \pm 10.44$	$69.82 \pm 1.64$	$71.61 \pm 5.60$	$39.37 \pm 8.31$	$32.89 \pm 2.72$
อัตราการบำบัด $\text{NH}_4^+$ (mg/l-hr)	C1 (500 mg/l)	C2 (1000mg/l)	C3 (2000mg/l)	C4 (3000mg/l)	C5 (4000mg/l)	C6 (5000mg/l)
ช่วง OCV	$-0.13 \pm 0.21$	$0.78 \pm 0.06$	$1.54 \pm 0.26$	$2.91 \pm 0.20$	$1.94 \pm 0.14$	$1.61 \pm 0.05$

ช่วง CCV	0.16±0.18	0.45±0.16	2.41±0.06	3.13±0.24	1.50±0.32	1.78±0.15
----------	-----------	-----------	-----------	-----------	-----------	-----------



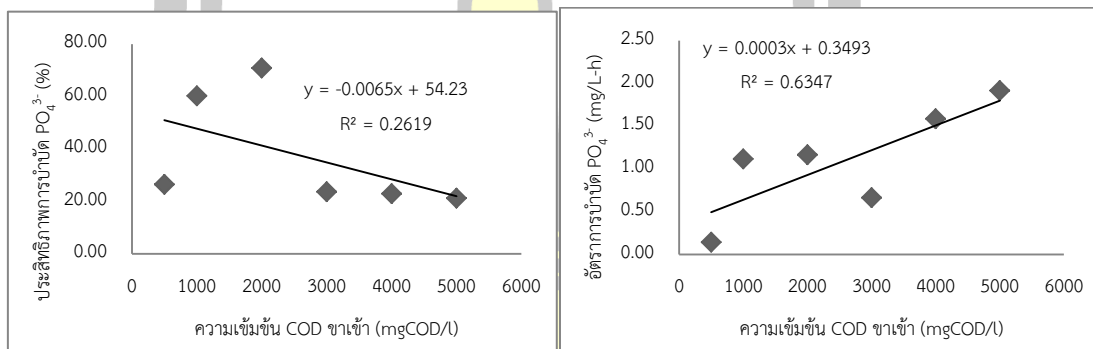
ภาพประกอบ 77 ความสัมพันธ์ของความเข้มข้นที่มีผลต่อการบำบัด และอัตราการบำบัด  $\text{NH}_4^+$  ของ MFCs

#### 4.7.7 ความสัมพันธ์ของความเข้มข้นที่มีผลต่อการบำบัด และอัตราการบำบัด Phosphate ( $\text{PO}_4^{3-}$ )

จากตารางที่ 43 MFC1-6 บำบัด  $\text{PO}_4^{3-}$  ในน้ำเสีย ช่วง OCV ได้  $29.74 \pm 48.29$ ,  $49.61 \pm 3.82$ ,  $44.72 \pm 7.39$ ,  $66.51 \pm 4.67$ ,  $50.71 \pm 3.64$  และ  $29.69 \pm 0.83$  % บำบัด  $\text{PO}_4^{3-}$  ในน้ำเสีย ช่วง CCV ได้  $36.41 \pm 41.60$ ,  $28.44 \pm 10.44$ ,  $69.82 \pm 1.64$ ,  $71.61 \pm 5.60$ ,  $39.37 \pm 8.31$  และ  $32.89 \pm 2.72$  % ตามลำดับ และจากภาพประกอบ 78 กล่าวได้ว่าเมื่อเพิ่มความเข้มข้นไม่ส่งผลต่อประสิทธิภาพการบำบัด และอัตราการบำบัด  $\text{PO}_4^{3-}$  ในรูปแบบของสมการเชิงเส้นโดยค่าสัมประสิทธิ์การตัดสินใจ ( $R^2$ ) มีค่า 0.2619 ซึ่งถือว่าต่ำ แต่เมื่อเพิ่มความเข้มข้น พบว่าอัตราการบำบัดมีแนวโน้มเพิ่มขึ้น และ โดยค่าสัมประสิทธิ์การตัดสินใจ ( $R^2$ ) มีค่า 0.6347 ซึ่งถือว่าสูง จากผลข้างต้นพบว่า MFCs สามารถบำบัด  $\text{PO}_4^{3-}$  ในน้ำเสียได้ซึ่งอาจเป็นสาเหตุมาจากการตกตะกอนทางเคมี หรือลดลงเนื่องจากจุลินทรีย์จำพวก PAOs ใช้  $\text{PO}_4^{3-}$  ในการสร้างเซลล์ หรืออาจมีสาเหตุมาจากการใช้  $\text{PO}_4^{3-}$  เพื่อใช้เป็นตัวรับอิเล็กตรอนที่ชั่วคราวตามที่ได้อธิบายไว้ในช่วงเปลี่ยนแปลงอัตราการไหล

ตาราง 43 ประสิทธิภาพการบำบัด และอัตราการบำบัด  $\text{PO}_4^{3-}$  ของ MFCs

ประสิทธิภาพการบำบัด $\text{PO}_4^{3-}$ (%)	reactor					
	C1 (500 mg/l)	C2 (1000mg/l)	C3 (2000mg/l)	C4 (3000mg/l)	C5 (4000mg/l)	C6 (5000mg/l)
ช่วง OCV	41.38±2.90	57.58±20.93	69.97±6.13	23.73±5.02	29.03±2.43	21.43±0.76
ช่วง CCV	16.51±13.27	61.95±12.00	71.46±3.14	23.63±5.37	18.83±3.39	21.10±6.38
อัตราการบำบัด $\text{PO}_4^{3-}$ (mg/L-hr)	reactor					
	C1 (500 mg/l)	C2 (1000mg/l)	C3 (2000mg/l)	C4 (3000mg/l)	C5 (4000mg/l)	C6 (5000mg/l)
ช่วง OCV	0.22±0.02	1.07±0.39	1.15±0.10	0.66±0.14	2.01±0.17	1.93±0.07
ช่วง CCV	0.09±0.07	1.15±0.22	1.18±0.05	0.66±0.15	1.30±0.23	1.90±0.58



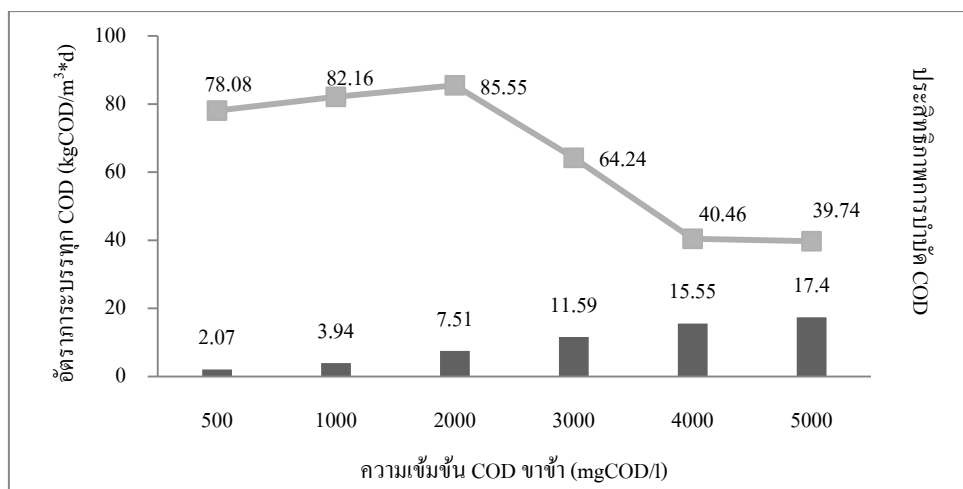
ภาพประกอบ 78 ความสัมพันธ์ของความเข้มข้นที่มีผลต่อการบำบัด และอัตราการบำบัด  $\text{PO}_4^{3-}$  ของ MFCs

#### 4.7.8 ความสัมพันธ์ของความเข้มข้นน้ำขาเข้าที่มีผลต่ออัตราการบรรทุก และการบำบัด

COD

พหุ ประสิทธิภาพ ชีวะ





ภาพประกอบ 79 การเปลี่ยนแปลงความเข้มข้น ที่ส่งผลต่ออัตราภาระบรรทุก COD และ ประสิทธิภาพการบำบัด COD

เมื่อ MFC เปลี่ยนแปลงความเข้มข้นของน้ำขาเข้า จะส่งผลให้อัตราภาระบรรทุกมีค่าเปลี่ยนแปลงตามไปด้วย จากภาพประกอบ 79 พบว่า ที่ความเข้มข้น C1-C6 มีอัตราภาระบรรทุก COD เท่ากับ 2.07, 3.94, 7.51, 11.59, 15.55 และ 17.4 kgCOD/m<sup>3</sup>\*d ตามลำดับ จากผลข้างต้น แสดงให้เห็นว่า MFCs มีค่าอัตราภาระบรรทุก COD ที่เพิ่มขึ้น เมื่อความเข้มข้นน้ำขาเข้ามีค่าเพิ่มขึ้น และเมื่อพิจารณาจากประสิทธิภาพการบำบัด COD จะเห็นได้ว่าประสิทธิภาพการบำบัดจะมีแนวโน้มลดลงเมื่ออัตราภาระบรรทุก COD มีค่าเพิ่มขึ้นด้วยเช่นกัน ซึ่งสาเหตุเกิดจากเหตุผลตามที่ได้กล่าวไว้ในหัวข้อ 4.4.8 อย่างไรก็ตามเมื่อสังเกตประสิทธิภาพการบำบัด COD C1-C3 พบว่ามีค่าที่สูงกว่า C4-C6 ซึ่งอาจเป็นผลเนื่องมาจาก C1-C3 รับอัตราภาระบรรทุกที่ต่ำกว่า C4-C6 และเมื่อพิจารณาจากเกณฑ์การออกแบบของถังกรองไร้อากาศแบบไหลขึ้นพบว่าสามารถรองรับอัตราภาระบรรทุกอยู่ในช่วง 4-12 kgCOD/m<sup>3</sup>\*d ซึ่งจากผลข้างต้นจะพบว่า C4-C6 รับอัตราภาระบรรทุกที่สูง ซึ่งอาจเป็นสาเหตุที่ทำให้ C4-C6 มีประสิทธิภาพการบำบัด COD ลดลงอย่างชัดเจน ดังนั้นอาจกล่าวได้ว่าการเพิ่มความเข้มข้นมากกว่า 3000 mgCOD/L จะทำให้ MFCs มีประสิทธิภาพการบำบัด COD ลดลงซึ่งเป็นผลเนื่องมาจากระบบรองรับอัตราภาระบรรทุกเพิ่มขึ้น แต่การใช้ความเข้มข้นอยู่ในช่วง 500-2000 mgCOD/L จะทำให้ MFCs มีประสิทธิภาพการบำบัด COD เพิ่มขึ้น เป็นผลเนื่องมาจากระบบรองรับอัตราภาระบรรทุกที่ต่ำ

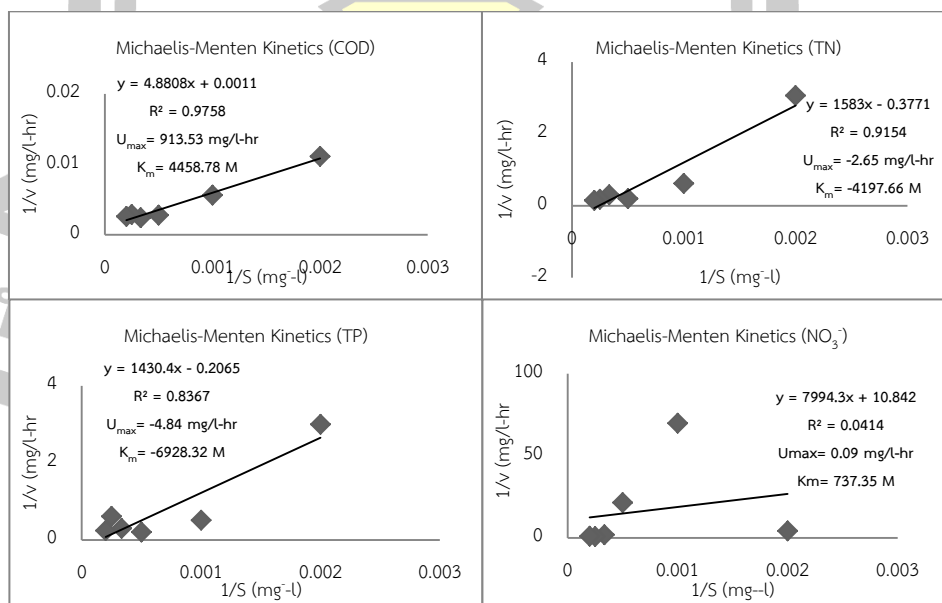
จากผลข้างต้นแสดงให้เห็นว่า MFC สามารถบำบัด COD, TN, TP,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{NH}_4^+$  และ  $\text{PO}_4^{3-}$  ในน้ำชะขยะสังเคราะห์ได้ถึงแม้ความเข้มข้นของน้ำเข้าระบบจะมีค่าที่สูงขึ้น แสดงให้เห็นว่า จุลินทรีย์ภายในระบบสามารถปรับตัวเพื่อรองรับอัตราภาระบรรทุกที่เพิ่มขึ้นได้ อย่างไรก็ตามเมื่อพิจารณาตามภาพประกอบ 71-77 พบว่ามีเฉพาะความสัมพันธ์ระหว่างการเปลี่ยนแปลงความเข้มข้น COD และประสิทธิภาพการบำบัด COD เท่านั้นที่สามารถอธิบายได้ตามสมการเชิงเส้น พบว่าเมื่อเราเพิ่มความเข้มข้นของน้ำเสียเข้าระบบ ประสิทธิภาพการบำบัด COD จะลดลง สันนิษฐานได้ว่าอาจเนื่องมาจากระบบรับอัตราภาระ COD ที่เพิ่มขึ้นส่งผลต่อการเพิ่มขึ้นของสิ่งสกปรกที่เข้าระบบ ทำให้จุลินทรีย์ภายใน MFC ย่อยสลาย COD ได้น้อยลงทำให้ประสิทธิภาพการบำบัดลดลง สอดคล้องกับค่าอัตราภาระบรรทุก COD ของ C1-C6 ที่มีค่าเพิ่มขึ้นดังนี้ 2.07, 3.94, 7.51, 11.59, 15.55 และ 17.40  $\text{kgCOD/m}^3\text{-d}$  (เกณฑ์การออกแบบระบบถังกรอง 4-12  $\text{kgCOD/m}^3\text{-d}$ ) ผลการทดสอบยังพบว่าความสัมพันธ์ของอัตราการบำบัด และความเข้มข้นที่สามารถอธิบายได้ในรูปสมการเชิงเส้น ประกอบไปด้วย COD, TN,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NO}_2^-$  ที่ให้ค่า  $R^2 = 0.67, 0.80, 0.76$  และ  $0.89$  ตามลำดับ จากความสัมพันธ์จะพบว่าเมื่อความเข้มข้นเข้าระบบมีค่าที่เพิ่มขึ้น จะมีแนวโน้มทำให้อัตราการบำบัด COD, TN,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NO}_2^-$  เพิ่มขึ้นตามไปด้วย ผลดังกล่าวมีความแตกต่างจากความสัมพันธ์ระหว่างความเข้มข้น และประสิทธิภาพการบำบัด ซึ่งเป็นเรื่องปกติเนื่องจากเงื่อนไขการเดินระบบที่มีการเพิ่มความเข้มข้นให้สูงขึ้นเรื่อย ๆ จะทำให้ความต่างของความเข้มข้น COD, TN,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NO}_2^-$  ระหว่างน้ำขาเข้า และขาออกมีค่าที่เพิ่มขึ้น ถึงแม้ว่าประสิทธิภาพการบำบัดจะมีค่าที่ลดลง แต่อัตราการบำบัดก็จะมีค่าเพิ่มขึ้นตามเหตุผลดังกล่าว เมื่อใช้เกณฑ์ในการเลือกจากความสามารถในการบำบัด COD เราจะพบว่าที่ความเข้มข้นต่ำ 500-2000  $\text{mg/l}$  พบว่าประสิทธิภาพการบำบัดจะมีค่าสูงเมื่อเทียบกับช่วงความเข้มข้นที่สูง 3000-5000  $\text{mg/l}$  ผลดังกล่าวแสดงให้เห็นว่า MFC ในการทดสอบครั้งนี้จะมีประสิทธิภาพการบำบัด COD สูงขึ้นเมื่อน้ำเข้าระบบมีความเข้มข้น COD ที่ต่ำ

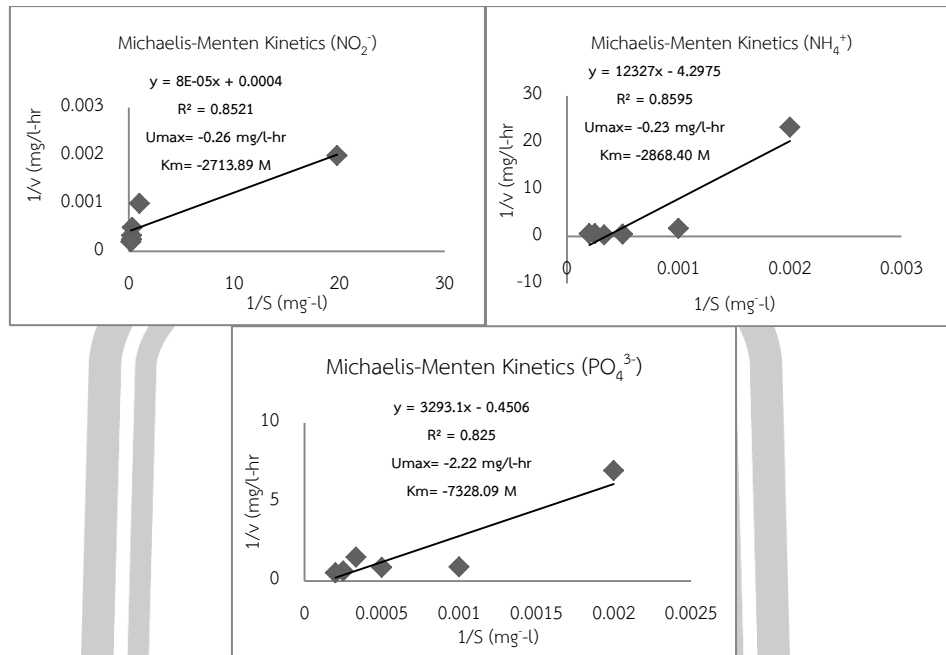
อย่างไรก็ตาม เมื่อทดลองนำข้อมูลประสิทธิภาพการบำบัด COD มาทดสอบความแตกต่างทางสถิติโดยใช้แบบจำลอง T-test พบว่า C1 C2 และ C3 มีประสิทธิภาพการบำบัด COD ไม่แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญที่ความเชื่อมั่น 0.05 อาจมีความเป็นไปได้ที่จะนำความเข้มข้น 500  $\text{mg/l}$  1000  $\text{mg/l}$  และ 2000  $\text{mg/l}$  ไปใช้ในการทดลองเพื่อเป็นเงื่อนไขให้ MFC สามารถบำบัดได้อย่างมีประสิทธิภาพ นอกจากนี้ เมื่อเปรียบเทียบประสิทธิภาพการบำบัด COD ระหว่างช่วง OCV และ CCV

ของ C1 C2 และ C3 แล้วกล่าวเฉพาะ C1 เท่านั้นที่ช่วง CCV ( $83.20 \pm 3.34$ ,  $82.64 \pm 2.04$  และ  $84.99 \pm 1.03$  %) บำบัดได้สูงกว่าช่วง OCV ( $70.41 \pm 2.25$ ,  $81.44 \pm 4.45$  และ  $86.38 \pm 0.90$  %) อย่างมีนัยสำคัญที่ระดับความเชื่อมั่น 0.05 (t-test) แต่ C2 และ C2 พบว่า ช่วง CCV และ ช่วง OCV มีประสิทธิภาพบำบัดไม่แตกต่างกันที่ระดับความเชื่อมั่น 0.05

#### 4.8 Modified Michaelis-Menten Kinetics Model ของการเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นที่มีผลต่อการบำบัดน้ำชะขยะสังเคราะห์

เมื่อทดลองหาความสัมพันธ์ระหว่างข้อมูลอัตราการบำบัด ( $v$ ) กับความเข้มข้น ( $S$ ) พบว่ามีความสัมพันธ์กันโดยมีรูปแบบสมการแสดงความสัมพันธ์คล้ายแบบจำลองของ Michaelis-Menten Kinetics ดังแสดงในภาพประกอบ 80 จากสมการแบบจำลองของพารามิเตอร์แสดงความสกปรกแต่ละชนิดพบว่า COD, TN, TP,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{NH}_4^+$  และ  $\text{PO}_4^{3-}$  มีค่าอัตราการเกิดปฏิกิริยาสูงสุด ( $U_{\max}$ ) เท่ากับ 913.53, -2.65, -4.84, 0.09, -0.26, -0.23 และ -2.22 mg/L-hr ตามลำดับ และครึ่งปฏิกิริยา ( $K_m$ ) เท่ากับ 4458.78, -4197.66, -6928.32, 737.35, -2713.89, -2868.40, -7328.09 M ตามลำดับ เมื่อยกกรณีของ COD มาพิจารณาแล้วได้ว่า อัตราเร็วในการบำบัดของ C4 ที่มีค่าสูงสุด ( $418.11 \pm 126.98$ ) ในการทดสอบช่วงนี้ ยังมีโอกาสเพิ่มขึ้นได้ใกล้เคียงค่า  $U_{\max}$  913.53 mg/L-hr หากเพิ่มความเข้มข้นเป็น 4500 mgCOD/L

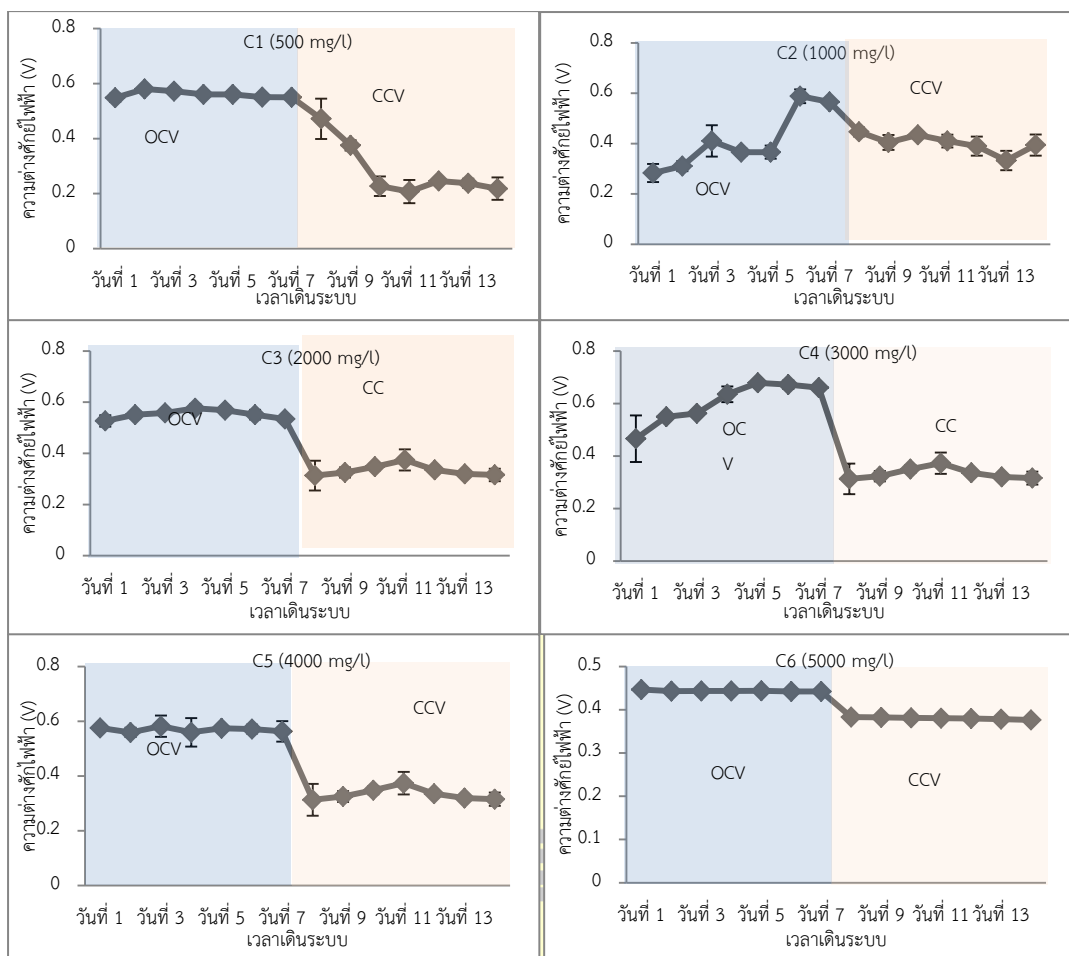




ภาพประกอบ 80 ค่าสัมประสิทธิ์ Modified Michaelis-Menten Kinetics Model ในการเกิดปฏิกิริยาของ COD, TN, TP,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{NH}_4^+$  และ  $\text{PO}_4^{3-}$  ของ MFCs

#### 4.9 การเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นที่มีผลต่อการผลิตไฟฟ้าของ MFCs

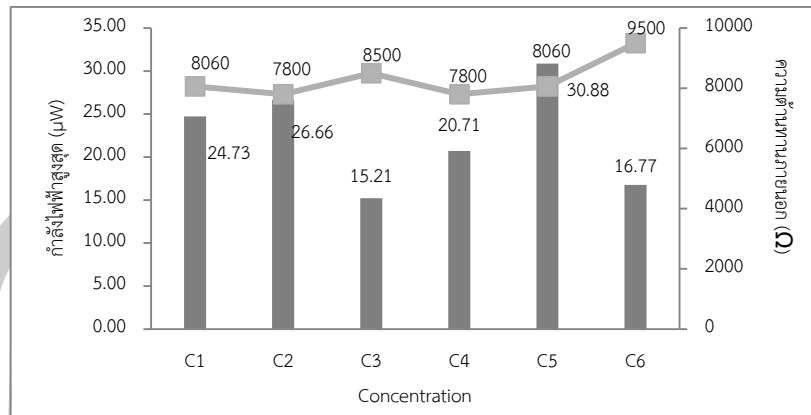
จากภาพประกอบ 81 พบว่าในการเปลี่ยนแปลงความเข้มข้น C1-C6 ระบบสามารถผลิตความต่างศักย์ในรูปแบบของ OCV ได้  $0.56 \pm 0.01\text{V}$ ,  $0.41 \pm 0.12\text{V}$ ,  $0.55 \pm 0.02\text{V}$ ,  $0.60 \pm 0.08\text{V}$ ,  $0.57 \pm 0.01\text{V}$  และ  $0.44 \pm 0.00\text{V}$  ตามลำดับ ในรูปแบบของ CCV ผลิตได้  $0.28 \pm 0.10\text{V}$ ,  $0.40 \pm 0.04\text{V}$ ,  $0.33 \pm 0.02\text{V}$ ,  $0.33 \pm 0.02\text{V}$ ,  $0.33 \pm 0.02\text{V}$  และ  $0.38 \pm 0.00\text{V}$  ตามลำดับ เมื่อพิจารณาจากผลข้างต้นจะพบว่าการเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นไม่มีผลต่อการผลิตศักย์ไฟฟ้าของ MFC เนื่องจากความต่างศักย์ไม่ได้มีค่าที่เพิ่มขึ้นหรือลดลง ตามการเปลี่ยนแปลงของความเข้มข้น อย่างไรก็ตามเมื่อสังเกตจากผลดังกล่าวพบว่าที่ความเข้มข้น C4 สามารถผลิตความต่างศักย์แบบ OCV ได้สูงสุด และ C2 สามารถผลิตความต่างศักย์แบบ CCV ได้สูงสุด



ภาพประกอบ 81 ค่าความต่างศักย์แบบ Open circuit voltage (OCV วันที่ 1-7) และ Close circuit voltage (CCV วันที่ 8-15) ของความเข้มข้น C1-C6

#### 4.7.1 Polarization

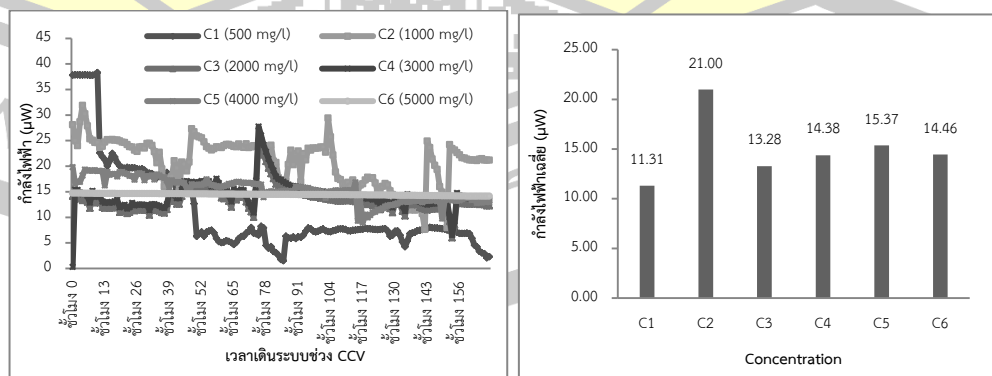
เมื่อระบบดำเนินการเข้าสู่วันที่ 7 ในแต่ละความเข้มข้น (C1-C6) ผู้วิจัยได้ทำการทำ polarization เพื่อที่จะทดสอบหาประสิทธิภาพการผลิตกำลังไฟฟ้าสูงสุดที่ MFC ผลิตได้โดยนำความต้านทานภายนอกจำนวน 10 ค่ามาเชื่อมต่อเข้าระบบประกอบไปด้วยความต้านทาน 10000  $\Omega$ , 9700  $\Omega$ , 8500  $\Omega$ , 8060  $\Omega$ , 7800  $\Omega$ , 7500  $\Omega$ , 7360  $\Omega$ , 6800  $\Omega$ , 5100  $\Omega$  และ 2200  $\Omega$  ซึ่งจากภาพประกอบ 79 พบว่าที่ความเข้มข้น C1-C6 มีค่ากำลังไฟฟ้าสูงสุดคือ 24.73  $\mu\text{W}$ , 26.66  $\mu\text{W}$ , 15.21  $\mu\text{W}$ , 20.71  $\mu\text{W}$ , 30.88  $\mu\text{W}$  และ 16.77  $\mu\text{W}$  ตามลำดับ และความต้านทานที่ให้ค่ากำลังไฟฟ้าสูงสุดคือ 8060  $\Omega$ , 7800  $\Omega$ , 8500  $\Omega$ , 7800  $\Omega$ , 8060  $\Omega$  และ 9500  $\Omega$  ตามลำดับ จากผลข้างต้นพบว่า C5 สามารถผลิตกำลังไฟฟ้าสูงสุด ได้สูงที่สุดเมื่อเทียบกับความเข้มข้นทั้ง 5 ค่า



ภาพประกอบ 82 ค่ากำลังไฟฟ้าสูงสุด ( $P_{max}$ ) และ ความต้านทานภายนอก ( $R_{ext}$ ) ของการทำ Polarization ในแต่ละความเข้มข้น

#### 4.7.2 การเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นที่มีผลต่อกำลังไฟฟ้าของ (Power: P) ของ MFC

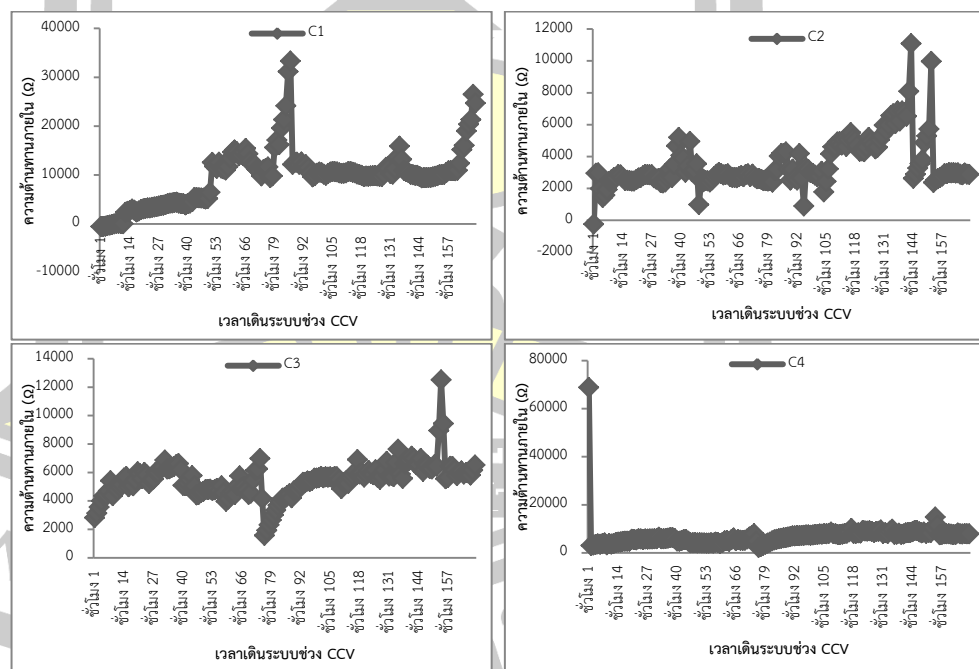
จากภาพประกอบ 83 แสดงให้เห็นถึงกำลังไฟฟ้าในช่วงของ CCV ในแต่ละความเข้มข้นซึ่งจากผลการทดสอบพบว่า C1-C6 มีกำลังไฟฟ้า 11.31 μW, 21.00 μW, 13.28 μW, 14.38 μW, 15.37 μW และ 14.46 μW ตามลำดับ จากผลข้างต้นจะเห็นได้ว่ากำลังไฟฟ้าเริ่มมีแนวโน้มเพิ่มขึ้นตามความเข้มข้นที่เพิ่มขึ้น อย่างไรก็ตามเมื่อพิจารณาตามหัวข้อ 4.7 พบว่า C4 สามารถผลิต OCV ได้สูงสุด และ C2 ที่จากผลก่อนหน้ามีความสามารถในการผลิตค่าความต่างศักย์แบบ CCV ได้สูงสุด แต่เมื่อพิจารณากำลังไฟฟ้าพบว่า C2 ยังสามารถผลิตกำลังไฟฟ้าได้สูงสุดอีกด้วย ผลดังกล่าวแสดงให้เห็นว่ามีปัจจัยอย่างอื่นที่ส่งผลต่อการผลิตความต่างศักย์ และกำลังไฟฟ้าของ MFC

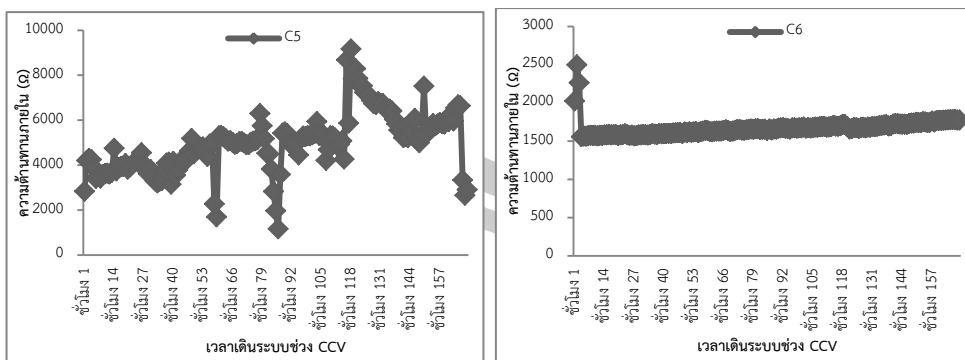


ภาพประกอบ 83 ค่ากำลังไฟฟ้าของ MFC หลังทำ Polarization ในแต่ละความเข้มข้น

#### 4.7.3 การเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นที่มีผลต่อความต้านทานภายใน (internal resistance)

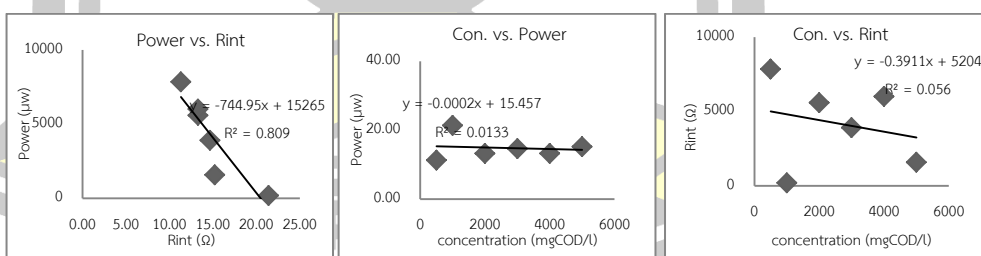
จากภาพประกอบ 84 พบว่าการเปลี่ยนแปลงของความเข้มข้น จะส่งผลต่อค่าความต้านทานภายในที่แตกต่างกันออกไป โดยที่ความเข้มข้น C1-C6 พบว่ามีความต้านทานภายในที่เกิดขึ้นคือ 9620  $\Omega$ , 3496  $\Omega$ , 5480  $\Omega$ , 6876  $\Omega$ , 4978  $\Omega$  และ 1668  $\Omega$  ตามลำดับจากผลข้างต้นสังเกตเห็นว่ามิเฉพาะความต้านทานภายในของ C1 เท่านั้นที่มีค่ามากกว่า  $R_{ext}$  แต่เมื่อพิจารณา C2-C6 พบว่าความต้านทานภายในที่เกิดขึ้นมีค่าน้อยกว่า  $R_{ext}$  อย่างไรก็ตามจากผลดังกล่าวสามารถตั้งข้อสังเกตได้ว่าความต้านทานภายในอาจมีผลต่อการผลิตไฟฟ้าของ MFC ในช่วงการเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นเนื่องจากผลก่อนหน้านี้พบว่า C1 มีความสามารถในการผลิตกำลังไฟฟ้าต่ำสุดเมื่อเทียบกับ C2-C6





ภาพประกอบ 84 การเปลี่ยนแปลงความต้านทานภายในช่วงเดินระบบแบบ CCV ของแต่ละความเข้มข้น

จากภาพประกอบ 85 เมื่อพิจารณาถึงความสัมพันธ์ระหว่างกำลังไฟฟ้า และความต้านทานภายในพบว่า กำลังไฟฟ้าที่ MFC ผลิตได้ในช่วงการเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นจะมีค่าเพิ่มขึ้น เมื่อความต้านทานภายในมีค่าลดลงจากหลักการทางไฟฟ้าความสัมพันธ์ดังกล่าวถือว่าเป็นสภาวะปกติเนื่องจากความต้านทานภายในที่ลดลง จะส่งผลต่อการสูญเสียความต่างศักย์ (loss) น้อยด้วยเช่นกันซึ่งจะทำให้ MFC ผลิตกำลังไฟฟ้าได้สูงขึ้น อย่างไรก็ตามเมื่อพิจารณาความสัมพันธ์ระหว่างความเข้มข้นกับกำลังไฟฟ้าและความต้านทานภายใน กลับพบว่าไม่สามารถอธิบายความสัมพันธ์ในรูปแบบสมการเชิงเส้นได้ จากผลดังกล่าวแสดงให้เห็นว่าการเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นไม่มีผลต่อการผลิตไฟฟ้า และความต้านทานภายใน

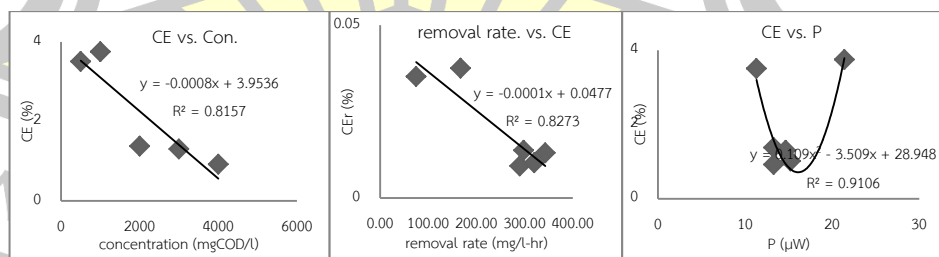


ภาพประกอบ 85 ความสัมพันธ์ระหว่างการเปลี่ยนแปลงความเข้มข้น กำลังไฟฟ้า และความต้านทานภายในของ MFC

#### 4.7.4 การเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นที่มีผลต่อค่า CE (Coulombic efficiency)



จากการทดสอบผลของอัตราการใช้ และระยะเวลาเก็บที่มีผลต่อการทำงานของ MFC เราพบว่าค่า CE มีผลต่อการผลิตไฟฟ้าใน MFCs แต่ด้วยเงื่อนไขของการเดินระบบทำให้เมื่อพิจารณา ค่า CE จากผลการทดสอบทำให้ตั้งข้อสรุปได้ไม่ชัดเจน เนื่องจากการคำนวณค่า CE จะมีผลเกี่ยวกับ ปริมาตรของตัวกรองมาเกี่ยวข้อง ซึ่งจากการทดสอบก่อนหน้านี้ MFC ที่ใช้ทดสอบจำนวน 6 ถังซึ่งแต่ ละถังจะมีปริมาตรที่ต่างกัน ดังนั้นค่า CE ที่คำนวณได้จึงได้รับผลกระทบจากปริมาตรของถังกรองเป็น ส่วนใหญ่ แต่ในการทดสอบการเปลี่ยนแปลงความเข้มข้น ใช้ MFC จำนวน 1 ถัง ในการทดสอบดังนั้น ค่า CE ที่ทดสอบจึงสามารถระบุได้ว่าเกิดจากการผลิตไฟฟ้าของจุลินทรีย์ได้ชัดเจน จากภาพประกอบ 86 พบว่าความสัมพันธ์ระหว่างการเปลี่ยนแปลงความเข้มข้น และค่า CE แสดงให้เห็นว่าค่า CE ที่ MFC ผลิตได้มีค่าที่แปรผกผันกับความเข้มข้น กล่าวคือเมื่อความเข้มข้นเพิ่มสูงขึ้นจะทำให้ MFC ผลิต ค่า CE ได้น้อยลง ซึ่งสอดคล้องกับความสัมพันธ์ของอัตราการบำบัด COD ต่อค่า CE ผลดังกล่าว สันนิษฐานได้ว่าที่ความเข้มข้นต่ำ MFC สามารถดึงอิเล็กตรอนและโปรตอนไปใช้เพื่อผลิตไฟฟ้าได้สูง กว่าที่ความเข้มข้นที่มีค่าสูง อาจเป็นผลเนื่องมาจากที่ความเข้มข้นสูง หรืออัตราการบำบัดสูง ระบบมี การรับอัตราการบรรทุกสารอินทรีย์มากเกินไป ทำให้จุลินทรีย์ย่อยสลายสารอินทรีย์ได้น้อย ทำให้ ผลิตอิเล็กตรอนและโปรตอนได้น้อยลง หรือจากที่ความเข้มข้นสูง มีอัตราการบำบัดสูงกระบวนการ การเกิดปฏิกิริยาอย่างอื่นเช่น การเปลี่ยนสารอินทรีย์ให้กลายเป็นก๊าซมีเทนก็จะเกิดขึ้นสูงด้วยเช่นกัน ทำให้ อิเล็กตรอนและโปรตอนส่วนใหญ่ที่จุลินทรีย์ผลิตได้ถูกใช้ไปในกระบวนการดังกล่าว เป็นผลทำ ให้ค่า CE ลดลง อย่างไรก็ตามเมื่อสังเกตจากความสัมพันธ์ระหว่างกำลังไฟฟ้าและค่า CE พบว่า ความสัมพันธ์เป็นรูปแบบของพาราโบลาแบบหงายขึ้น ซึ่งแสดงให้เห็นว่า ณ ความเข้มข้นที่ต่ำ C1-C2 จะส่งผลทำให้ CE มีค่าเพิ่มขึ้น แต่ ณ จุดวิกฤต (C3-C4) ค่า CE จะมีค่าที่ต่ำ และแตกต่างกันน้อยมาก ส่งผลให้ ณ จุดนี้ผลิตไฟฟ้าได้น้อยลง



ภาพประกอบ 86 ความสัมพันธ์ระหว่างการเปลี่ยนแปลงความเข้มข้น อัตราการบำบัด กำลังไฟฟ้า และค่า CE ของ MFC

จากผลของการทดสอบการเปลี่ยนแปลงความเข้มข้น พบว่าเมื่อ MFC ทำงานที่เงื่อนไขของความเข้มข้นของน้ำขาเข้าที่สูงขึ้นจะส่งผลทำให้ MFC มีประสิทธิภาพการบำบัดน้ำชะขยะสังเคราะห์ลดลง ซึ่งจากผลการทดสอบพบว่าที่ความเข้มข้นต่ำ (500-2000 mg/l) จะทำให้ MFC มีประสิทธิภาพการบำบัดสูงสุด เมื่อพิจารณาในเรื่องการผลิตไฟฟ้าพบว่าการเพิ่มความเข้มข้นจะส่งผลทำให้ MFC ผลิตไฟฟ้าได้ลดลงด้วยเช่นกัน ในการเพิ่มประสิทธิภาพการผลิตไฟฟ้า และค่า CE ของ MFC ควรเดินระบบที่ความเข้มข้นที่มีค่าที่ต่ำ (500-2000 mg/l) ซึ่งจะทำให้ MFC ผลิตไฟฟ้าได้สูงสุด

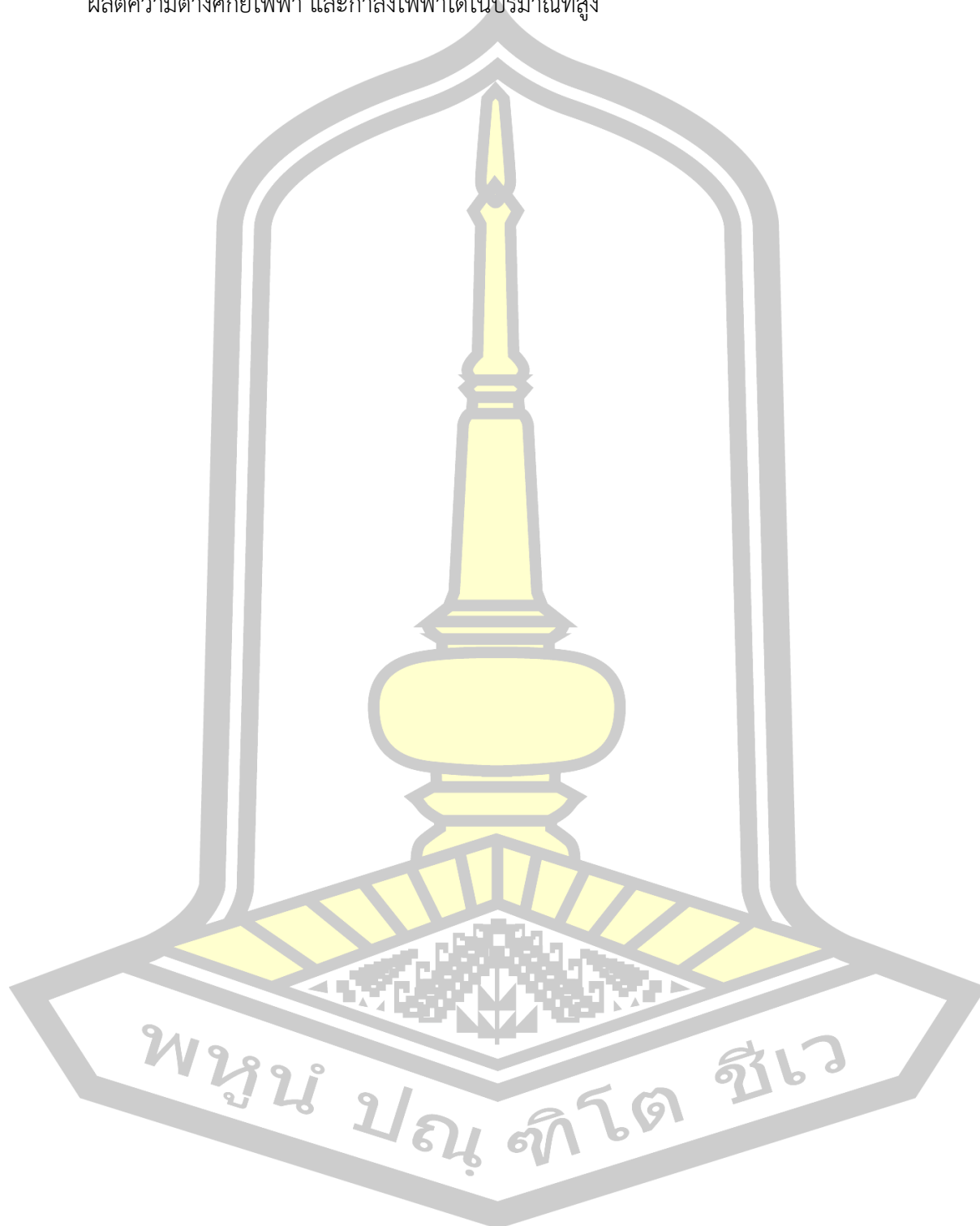
#### 4.10 เปรียบเทียบงานวิจัยของ MFCs

ตาราง 44 แสดงการเปรียบเทียบผลการทดสอบในช่วงการเปลี่ยนแปลง Q , HRT และ C กับงานวิจัยอื่นๆ

วัตถุดิบ	CE (%)	ความหนาแน่นกำลังไฟฟ้า <sup>3</sup> mW/m	ความต่างศักย์ (V)	ประสิทธิภาพการบำบัด COD (%)	ที่มา
น้ำชะขยะสังเคราะห์	0.47	4.44	0.63	77	งานวิจัยนี้ (ช่วงเปลี่ยนแปลง Q )
น้ำชะขยะสังเคราะห์	25.14	3.07	0.78	66	งานวิจัยนี้ (ช่วงเปลี่ยนแปลง HRT)
น้ำชะขยะสังเคราะห์	3.75	2.16	0.60	86	งานวิจัยนี้ (ช่วงเปลี่ยนแปลง Con.)
น้ำชะขยะ	4.2	1.18	0.42	90	[33]
น้ำชะขยะ	21	2.06 6.81	0.51 0.72	- 69.5	[5]
น้ำชะขยะ	11.07	1.55	0.38	95.4	[35]
น้ำชะขยะ	17.5	2.0	0.7	64.3	[36]
น้ำเสียชุมชน	18	12.2	0.6	38	[28]

MFCs ที่ทางผู้วิจัยได้ทำการออกแบบ และทดลองนำมาใช้ในการบำบัดน้ำชะขยะ และผลิตไฟฟ้า พบว่าสามารถบำบัด COD ได้ 66-86% ผลิตความหนาแน่นกำลังไฟฟ้าได้ 2.16-4.44 mW/m<sup>3</sup> ผลิตความต่างศักย์ได้ 0.60-0.78 V และมีค่า CE 0.47-25.14% เมื่อเปรียบเทียบกับงานวิจัยที่เคยศึกษามา พบว่าความสามารถในการบำบัดน้ำ และผลิตไฟฟ้ามีค่าใกล้เคียงกับงานวิจัยของท่านอื่น จากผลดังกล่าวทำให้กล่าวได้ว่า MFCs ที่ทางผู้วิจัยได้ออกแบบสามารถนำไปใช้ประโยชน์ในการบำบัด

น้ำชะขยะ และผลิตไฟฟ้าได้ และในการนำน้ำชะขยะมาใช้ผลิตไฟฟ้ามีเหมาะสมเนื่องจากสามารถผลิตความต่างศักย์ไฟฟ้า และกำลังไฟฟ้าได้ในปริมาณที่สูง



## บทที่ 5

### สรุปและข้อเสนอแนะ

งานวิจัยนี้มีวัตถุประสงค์เพื่อศึกษาผลของค่าพารามิเตอร์พื้นฐานทางพลศาสตร์ของไหลที่มีต่อการบำบัดน้ำชะขยะและการผลิตไฟฟ้าโดยใช้น้ำชะขยะของ MFC การทดลองแบ่งออกเป็น 3 ช่วง ช่วงที่ 1 เป็นการเปลี่ยนแปลงอัตราการไหลโดยปล่อยน้ำเสียเข้าระบบอย่างต่อเนื่อง (Continuous Flow) ใช้ MFCs ทั้งหมด 6 ถัง (MFC1-6) ระยะเวลาพักเก็บน้ำเท่ากันคือ 5 hr อัตราการไหลที่ใช้เดินระบบคือ 15 V/d, 20 V/d, 25 V/d, 30 V/d, 35 V/d และ 40 V/d ตามลำดับ ช่วงที่ 2 เป็นการเปลี่ยนแปลงระยะเวลากักเก็บโดยปล่อยน้ำเสียเข้าระบบอย่างต่อเนื่อง โดย MFC1-6 ใช้อัตราการไหลคือ 35 V/d คิดเป็นระยะเวลากักเก็บน้ำ 2.14 hr, 2.86 hr, 3.57 hr, 4.29 hr, 5.00 hr และ 5.71 hr ตามลำดับ ช่วงที่ 3 การเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นน้ำขาเข้าโดยปล่อยน้ำเสียเข้าระบบอย่างต่อเนื่องใช้ MFC 1 ถังในการเดินระบบโดยใช้อัตราการไหล 35 V/d และระยะเวลากักเก็บน้ำ 5 hr ความเข้มข้นของ COD เข้าระบบมีความแตกต่างกัน 6 ค่า (C1-C6) คือ 500 mgCOD/l, 1000 mgCOD/l, 2000 mgCOD/l, 3000 mgCOD/l, 4000 mgCOD/l และ 5000 mgCOD/l ตามลำดับ ผลการทดลองสามารถสรุปได้ดังนี้

#### 5.1 ช่วงที่ 1 ผลของการเปลี่ยนแปลงอัตราการไหลที่มีต่อการบำบัดน้ำเสีย และผลิตไฟฟ้าของ MFCs

##### 5.1.1 การเปลี่ยนแปลงอัตราการไหลที่มีผลต่อการบำบัดน้ำเสียของ MFC

การทดสอบสรุปได้ว่า MFC1-6 สามารถบำบัดสารอินทรีย์ในรูป COD ในน้ำชะขยะ สังกะระหะที่ไ้สูงสุท้ 51.58±16.16, 53.69±17.41, 49.87±23.63, 62.72±17.28, 54.69±16.69 และ 66.35±14.89 % ตามลำดับ บำบัด TN ไ้สูงสุท้ 15.35±6.04, 15.71±3.79, 15.10±4.16, 19.93±4.04, 28.85±8.51 และ 25.17±9.75 % ตามลำดับ บำบัด TP ไ้สูงสุท้ 59.25±13.43,

70.52±18.12, 38.63±27.71, 50.70±25.26, 86.25±4.85 และ 88.49±3.60 % ตามลำดับ บำบัด NO<sub>2</sub><sup>-</sup> ได้สูงสุด 5.26±3.01, 9.92±33.47, 10.31±35.31, 8.92±35.70, 19.83±24.06 และ 17.46±26.76 % ตามลำดับ บำบัด NH<sub>4</sub><sup>+</sup> ได้สูงสุด 21.98±4.79, 24.79±19.82, 18.24±1.02, 25.00±15.76, 42.35±16.61 และ 40.54±15.04 % ตามลำดับ บำบัด PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> ได้สูงสุด 68.50±16.35, 65.01±19.80, 65.14±18.25, 63.74±17.66, 64.40±11.04 และ 69.11±27.25 % ตามลำดับ แต่ MFC1-6 ไม่สามารถบำบัด NO<sub>3</sub><sup>-</sup> ในน้ำชะขยะสังเคราะห์ได้ เนื่องจากผลของการเกิดปฏิกิริยานาตริฟิเคชันทำให้ NO<sub>3</sub><sup>-</sup> มีปริมาณเพิ่มขึ้น จากข้อมูลประสิทธิภาพการบำบัดสิ่งสกปรกโดยรวมแล้วสรุปได้ว่า MFC6 ที่ใช้อัตรการไหล 40 V/d มีประสิทธิภาพการบำบัด COD, TN, TP, NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, NH<sub>4</sub><sup>+</sup> และ PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> สูงสุดเมื่อเทียบกับ MFC1-5 ที่มีอัตราการไหลที่ต่ำกว่า อย่างไรก็ตาม ทดสอบความแตกต่างทางสถิติโดยใช้แบบจำลอง T-test พบว่า MFC5 และ MFC6 มีประสิทธิภาพการบำบัด COD ไม่แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญที่ความเชื่อมั่น 0.05 ซึ่งสรุปได้ว่า MFC ที่สามารถบำบัด COD ได้สูงสุดคือ MFC5 และ MFC6

จากการทดสอบยังสามารถสรุปได้อีกว่าความสัมพันธ์ระหว่างอัตราการไหล ประสิทธิภาพการบำบัด และอัตราการบำบัด สามารถแสดงได้ในรูปแบบสมการเชิงเส้นโดยการเพิ่มอัตราการไหลจะส่งผลให้ประสิทธิภาพการบำบัดและอัตราการบำบัด COD, TN, TP, NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, NH<sub>4</sub><sup>+</sup> และ PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> มีค่าเพิ่มขึ้น อย่างไรก็ตามในการทดลองนี้ MFC ยังไม่สามารถบำบัด NO<sub>3</sub><sup>-</sup> ได้อีกทั้งไม่สามารถกล่าวได้ว่าอัตราการไหลส่งผลต่อประสิทธิภาพการบำบัดและอัตราการบำบัด NO<sub>3</sub><sup>-</sup> เมื่อทดลองหาความสัมพันธ์ระหว่างข้อมูลอัตราการบำบัด (v) กับอัตราการไหล (Q) ของน้ำเสียใน MFC ทั้ง 6 สรุปได้ว่ามีความสัมพันธ์กันในรูปแบบสมการแสดงความสัมพันธ์คล้ายแบบจำลองของ Michaelis-Menten Kinetics สรุปได้ว่าค่าอัตราการเกิดปฏิกิริยาสูงสุด (U<sub>max</sub>) ของ COD, TN, TP, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, NH<sub>4</sub><sup>+</sup> และ PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> มีค่าเท่ากับ 377.19, 8.88, 0.24, -1.51, 10.81, 16.12 และ 3.84 mg/l-hr ตามลำดับ และครึ่งปฏิกิริยา (K<sub>m</sub>) เท่ากับ 56.30, 48.57, 0.02, -8.75, 425.09, 91.78, 3.71 M ตามลำดับ จากผลทดสอบยังพบว่าอัตราการบำบัด COD มีโอกาสเพิ่มขึ้นได้ใกล้เคียงค่า U<sub>max</sub> 377.19 mg/l-hr หากเพิ่มอัตราการไหลเป็น 230 V/d

### 5.1.2 การเปลี่ยนแปลงอัตราการไหลที่มีผลต่อการผลิตไฟฟ้าของ MFC

MFCs สามารถผลิตกำลังไฟฟ้าได้สูงสุด  $5.98 \pm 3.73$ ,  $2.83 \pm 1.99$ ,  $5.63 \pm 4.98$ ,  $8.84 \pm 6.20$ ,  $43.20 \pm 6.68$  และ  $16.52 \pm 5.34$   $\mu\text{W}$  ที่อัตราการไหล 15, 20, 25, 30, 35 และ 40 V/d ตามลำดับ ซึ่งค่าที่แตกต่างกันเป็นผลเนื่องมาจากการเปลี่ยนแปลงอัตราการไหลที่ส่งผลต่อการเปลี่ยนแปลงค่าแรงดันเค้นเฉือนใน MFCs โดยพบว่าที่อัตราการไหล 15, 20, 25, 30, 35 และ 40 V/d ทำให้แรงเค้นเฉือนมีค่าเพิ่มขึ้นเป็น 86.41, 86.41, 115.21, 115.21, 144.02 และ 144.02  $\text{dyn/cm}^2$  ที่อัตราการไหล 15, 20, 25, 30, 35 และ 40 V/d ตามลำดับ การเปลี่ยนแปลงของแรงเค้นและอัตราการไหลส่งผลต่อความเร็วของน้ำ มีผลต่อการทำงานของจุลินทรีย์ที่เกาะตามขั้วแอโนด เป็นสาเหตุของการสูญเสียความต่างศักย์ (loss) ใน MFCs ส่งผลทำให้ค่าความต้านทานภายใน ( $R_{int}$ ) ใน MFCs มีการเปลี่ยนแปลงเป็น 9012  $\Omega$ , 8676  $\Omega$ , 13016  $\Omega$ , 11132  $\Omega$ , 3287  $\Omega$  และ 4929  $\Omega$  ที่อัตราการไหล 15, 20, 25, 30, 35 และ 40 V/d ตามลำดับ จากผลทดสอบสรุปได้ว่าที่ระดับแรงเค้นเฉือนที่สูง  $144.02$   $\text{dyn/cm}^2$  (อัตราการไหล 35-40 V/d) ส่งผลทำให้ MFCs มีค่าความต้านทานภายในลดลง ทำให้ MFCs ผลิตกำลังไฟฟ้าได้เพิ่มขึ้น อย่างไรก็ตาม เมื่อเปรียบเทียบกำลังไฟฟ้าของ MFC5 และ MFC6 ที่มีแรงเค้นเฉือนเท่ากันคือ  $144.02$   $\text{dyn/cm}^2$  กลับพบว่า MFC5 ผลิตกำลังไฟฟ้าได้สูงกว่า MFC6 แสดงให้เห็นว่าอาจมีปัจจัยอื่นนอกเหนือไปจากแรงเค้นเฉือนที่ส่งผลต่อกำลังไฟฟ้า ทำให้อัตราการไหล 35 V/d เป็นอัตราการไหลที่ทำให้ MFCs ผลิตกำลังไฟฟ้าได้สูงสุด

## 5.2 ช่วงที่ 2 ผลของการเปลี่ยนแปลงระยะเวลาเก็บที่มีต่อการบำบัดน้ำเสียและผลิตไฟฟ้าของ MFCs

### 5.2.1 การเปลี่ยนแปลงระยะเวลาเก็บที่มีผลต่อการบำบัดน้ำเสียของ MFC

การทดสอบสรุปได้ว่า MFC1-6 สามารถบำบัดสารอินทรีย์ในรูป COD ในน้ำชะขยะ สังกะระห์ได้สูงสุด  $26.32 \pm 11.41$ ,  $35.95 \pm 5.26$ ,  $39.12 \pm 10.14$ ,  $51.42 \pm 12.87$ ,  $53.98 \pm 10.31$  และ  $66.23 \pm 5.92$  % ตามลำดับ บำบัด TN ได้สูงสุด  $40.57 \pm 25.47$ ,  $42.26 \pm 22.30$ ,  $46.00 \pm 20.76$ ,  $47.63 \pm 19.96$ ,  $50.95 \pm 16.00$  และ  $52.99 \pm 15.31$  % ตามลำดับ บำบัด TP ได้สูงสุด  $23.75 \pm 14.27$ ,  $26.10 \pm 13.09$ ,  $31.69 \pm 8.38$ ,  $39.30 \pm 23.16$ ,  $47.32 \pm 22.57$  และ  $52.58 \pm 30.48$  % ตามลำดับ บำบัด  $\text{NO}_3^-$  ได้สูงสุด  $21.51 \pm 19.24$ ,  $32.69 \pm 22.88$ ,  $44.40 \pm 21.51$ ,  $45.39 \pm 19.97$ ,  $40.30 \pm 9.78$  และ  $49.82 \pm 14.81$  % ตามลำดับ บำบัด  $\text{NO}_2^-$  ได้สูงสุด  $25.40 \pm 15.64$ ,  $21.35 \pm 12.10$ ,  $22.88 \pm 9.89$ ,  $28.18 \pm 9.84$ ,  $22.63 \pm 7.05$  และ  $25.74 \pm 10.96$  % ตามลำดับ บำบัด  $\text{NH}_4^+$  ได้สูงสุด  $48.03 \pm 16.46$ ,  $24.81 \pm 8.61$ ,  $38.40 \pm 19.34$ ,  $36.54 \pm 21.26$ ,  $40.14 \pm 18.52$  และ  $42.24 \pm 18.56$  % ตามลำดับ บำบัด  $\text{PO}_4^{3-}$  ได้สูงสุด  $29.21 \pm 24.08$ ,  $28.48 \pm 22.39$ ,  $29.41 \pm 21.19$ ,  $36.83 \pm 5.10$ ,  $32.09 \pm 4.37$  และ  $46.33 \pm 6.31$  % ตามลำดับ จากข้อมูลประสิทธิภาพการบำบัดสิ่งสกปรกโดยรวมสรุปได้ว่า MFC6 ที่ใช้ระยะเวลาพักเก็บน้ำ 5.71 hr มีประสิทธิภาพการบำบัด COD, TN, TP,  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{NH}_4^+$  และ  $\text{PO}_4^{3-}$  สูงสุดเมื่อเทียบกับ MFC1-5 ที่มีระยะเวลาพักเก็บที่ต่ำกว่า เนื่อง MFC6 มีระยะเวลาพักเก็บน้ำที่สูงทำให้ทำให้จุลินทรีย์ภายในระบบมีเวลาเพียงพอต่อการย่อยสลายสารอินทรีย์ ส่งผลให้ประสิทธิภาพการบำบัดสูงตามไปด้วย อย่างไรก็ตามเมื่อทดลองเปรียบเทียบความแตกต่างทางสถิติโดยใช้แบบจำลอง T-test พบว่า MFC5 และ MFC6 มีประสิทธิภาพการบำบัด COD ไม่แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญที่ความเชื่อมั่น 0.05 ซึ่งสรุปได้ว่า MFC ที่สามารถบำบัด COD ได้สูงสุดในช่วงการเปลี่ยนแปลงระยะเวลาพักเก็บคือ MFC5 และ MFC6

จากการทดสอบยังสามารถสรุปได้ว่าความสัมพันธ์ระหว่างระยะเวลาพักเก็บ ประสิทธิภาพการบำบัด และอัตราการบำบัด สามารถอธิบายได้ในรูปแบบสมการเชิงเส้น สรุปได้ว่าการเพิ่มระยะเวลาพักเก็บส่งผลทำให้แนวโน้มของประสิทธิภาพการบำบัด และอัตราการบำบัด COD, TN, TP และ  $\text{NO}_3^-$  มีค่าเพิ่มขึ้น แต่การเพิ่มระยะเวลาพักเก็บไม่ส่งผลต่อประสิทธิภาพการบำบัด และอัตราการบำบัด  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{NH}_4^+$  และ  $\text{PO}_4^{3-}$  เมื่อทดลองหาความสัมพันธ์ระหว่างข้อมูลอัตราการบำบัด (v) กับระยะเวลาพักเก็บ (HRT) ของน้ำเสียใน MFC ทั้ง 6 สรุปได้ว่าคุณสมบัติความสัมพันธ์ในรูปแบบสมการความสัมพันธ์คล้ายแบบจำลองของ Michaelis-Menten Kinetics สรุปได้ว่าค่าอัตราการเกิดปฏิกิริยาสูงสุด ( $U_{\max}$ ) ของ COD, TN, TP,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{NH}_4^+$  และ  $\text{PO}_4^{3-}$  มีค่า 1873.94, 11.56, 10.78, -

10.31, 1.22, 5.23 และ 3.12 mg/l-hr ตามลำดับ และครึ่งปฏิกิริยา ( $K_m$ ) เท่ากับ 26.63, 1.67, 2.78, -15.86, 0.92, 0.36, 1.11 M ตามลำดับ เมื่อยกกรณีของ COD มาพิจารณากว่าได้ว่า อัตราเร็วในการบำบัดของ MFC6 ที่มีค่าสูงสุด ( $350.22 \pm 42.88$ ) ในการทดสอบช่วงนี้ ยังมีโอกาสเพิ่มขึ้นได้ใกล้เคียงค่า  $U_{max}$  1873.94 mg/l-hr หากเพิ่มระยะเวลาพักเก็บเป็น 26 hr

### 5.2.2 การเปลี่ยนแปลงระยะเวลาพักเก็บที่มีผลต่อการผลิตไฟฟ้าของ MFC

การทดสอบสรุปได้ว่า MFCs สามารถผลิตกำลังไฟฟ้าได้สูงสุด  $2.33 \pm 2.67$ ,  $4.66 \pm 0.95$ ,  $9.74 \pm 3.49$ ,  $16.96 \pm 0.84$ ,  $33.77 \pm 5.44$  และ  $13.03 \pm 2.85$   $\mu$ W ที่ระยะเวลาพักเก็บ 2.14 hr, 2.86 hr, 3.57 hr, 4.29 hr, 5 hr และ 5.71 hr ตามลำดับ ซึ่งในช่วงการเปลี่ยนแปลงระยะเวลาพักเก็บยังพบว่าปัจจัยเกี่ยวกับแรงเค้นเฉือนไม่ส่งผลต่อการผลิตกำลังไฟฟ้าของ MFCs เนื่องจาก MFC1-6 มีแรงเค้นเฉือนเท่ากันคือ  $144.02 \text{ dyn/cm}^2$  ซึ่งเป็นผลมาจากในช่วงนี้ MFCs ใช้อัตราการไหลที่เท่ากันคือ 35 l/d จากผลทดสอบทำให้สรุปได้ว่าการเพิ่มระยะเวลาพักเก็บนั้นเป็นปัจจัยสำคัญที่ส่งผลต่อการผลิตกำลังไฟฟ้า เมื่อ MFCs มีระยะเวลาพักเก็บลดลง (>5 hr) พบว่ากำลังไฟฟ้าที่ MFCs ผลิตได้มีค่าลดลงตามไปด้วย เป็นผลเนื่องมาจากระยะเวลาพักเก็บน้ำมีค่าต่ำ ทำให้จุลินทรีย์มีเวลาในการย่อยสลายอาหารสั้นลง ปฏิบัติการแลกเปลี่ยนอิเล็กตรอนของจุลินทรีย์กับขั้วแอโนดจึงเกิดได้น้อยลง ส่งผลให้เกิดการสูญเสียความต่างศักย์ ความต้านทานภายในจึงมีค่าเพิ่มสูงขึ้น สังเกตได้จากความต้านทานภายในของ MFC1-5 ที่มีค่า 29248  $\Omega$ , 19782  $\Omega$ , 14849  $\Omega$ , 3714  $\Omega$  และ 1735  $\Omega$  ตามลำดับ ซึ่งมีค่าเพิ่มขึ้นเมื่อระยะเวลาพักเก็บน้ำน้อยลง อย่างไรก็ตาม พบว่าเมื่อเพิ่มระยะเวลาพักเก็บให้มากกว่า 5 hr เช่น 5.71 hr กำลังไฟฟ้าที่ MFCs ผลิตได้กลับมีค่าลดลง ที่เป็นเช่นนี้คาดว่าเป็นผลเนื่องมาจากระยะเวลาพักเก็บน้ำที่เพิ่มขึ้น ทำให้ปฏิบัติการผลิตก๊าซมีเทนเกิดได้สูงขึ้น จึงทำให้อิเล็กตรอนและโปรตอนส่วนใหญ่ถูกนำไปใช้เพื่อผลิตเป็นก๊าซมีเทน ทำให้ความต่างศักย์ที่ MFC ผลิตได้มีค่าลดลงเกิดเป็นการสูญเสียเนื่องจากปฏิกิริยาเคมี ส่งผลทำให้ความต้านทานมีค่าเพิ่มสูงขึ้น (7060  $\Omega$ ) จึงทำให้กำลังไฟฟ้ามูลค่าลดลง สามารถสรุปได้ว่าเงื่อนไขในการเดินระบบที่ใช้ระยะเวลาพักเก็บน้ำที่ 5 hr เป็นเงื่อนไขที่ทำให้ MFCs ผลิตกำลังไฟฟ้าได้สูงสุดสำหรับรูปแบบถึง MFCs ที่ใช้ในงานวิจัยนี้



### 5.3 ช่วงที่ 3 ผลของการเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นน้ำเสียที่มีต่อการบำบัดน้ำเสียและผลิตไฟฟ้าของ MFCs

#### 5.3.1 ผลของการเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นที่มีต่อการบำบัดน้ำเสียของ MFC

จากผลทดลองสรุปได้ว่าเมื่อเพิ่มความเข้มข้นของน้ำเข้าระบบส่งผลทำให้ MFC มีอัตราเร็วในการบำบัด COD, TN, TP,  $\text{NO}_3^-$  และ  $\text{NO}_2^-$  สูงขึ้นซึ่งเป็นไปตามทฤษฎีอัตราเร็วในการทำปฏิกิริยา แต่เมื่อนำมาหารด้วยความเข้มข้นตั้งต้นเพื่อคำนวณประสิทธิภาพการบำบัดแล้วพบว่าประสิทธิภาพการบำบัดของ MFC1-6 มีค่าลดลงเนื่องจากค่าความเข้มข้นตั้งต้นเพิ่มขึ้นมากกว่าการเพิ่มของผลต่างความเข้มข้นขาเข้าขาออกอยู่มาก พบว่าการเพิ่มความเข้มข้นไม่ส่งผลต่ออัตราการบำบัด  $\text{NH}_4^+$  และ  $\text{PO}_4^{3-}$  นอกจากนี้ยังพบว่าที่ความเข้มข้น COD ของน้ำเข้าระบบ 2000 mg/l (C3) MFC สามารถบำบัด COD, TN, TP และ  $\text{PO}_4^{3-}$  ได้สูงสุด  $85.55 \pm 2.78$ ,  $62.28 \pm 1.00$ ,  $67.16 \pm 0.46$  และ  $70.87 \pm 1.93$  % ตามลำดับ ที่ความเข้มข้น COD ของน้ำเข้าระบบ 500 mg/l (C1) บำบัด  $\text{NO}_3^-$  ได้สูงสุด  $43.88 \pm 0.84$  % ที่ความเข้มข้น COD ของน้ำเข้าระบบ 3000 mg/l (C4) บำบัด  $\text{NO}_2^-$  และ  $\text{NH}_4^+$  ได้สูงสุด  $77.98 \pm 0.31$  % และ  $69.57 \pm 2.06$  % อย่างไรก็ตามเมื่อทดลองนำข้อมูลประสิทธิภาพการบำบัด COD มาทดสอบความแตกต่างทางสถิติโดยใช้แบบจำลอง T-test สรุปได้ว่า C1 C2 และ C3 มีประสิทธิภาพการบำบัด COD ไม่แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญที่ระดับความเชื่อมั่น 95 % จึงมีความเป็นไปได้ที่จะใช้ MFC บำบัดน้ำเสียที่มีความเข้มข้น COD 500-2000 mg/l ได้อย่างมีประสิทธิภาพ

#### 5.3.2 ผลของการเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นที่มีต่อการผลิตไฟฟ้าของ MFC

การเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นของน้ำเข้าระบบไม่ส่งผลต่อการผลิตกำลังไฟฟ้าของ MFC สังเกตได้จากที่ความเข้มข้น C1-C6 กำลังไฟฟ้าของ MFC ที่ผลิตได้มีค่า 11.31  $\mu\text{W}$ , 21.00  $\mu\text{W}$ , 13.28  $\mu\text{W}$ , 14.38  $\mu\text{W}$ , 15.37  $\mu\text{W}$  และ 14.46  $\mu\text{W}$  ตามลำดับ ซึ่งไม่พบว่ามีความสัมพันธ์ในรูปแบบใดชัดเจน อย่างไรก็ตาม พบว่าเมื่อนำผลรวมของพลังงานไฟฟ้าที่ผลิตได้ตลอดระยะเวลาเดินระบบมาเทียบกัน กล่าวได้ว่ากรณีที่น้ำเข้าระบบมีค่า COD อยู่ในช่วง 500-3000 mg/l ปริมาณพลังงานไฟฟ้าที่ MFC ผลิตได้จะมีค่าแปรผันตามค่า COD ของน้ำเข้าระบบ (0.08-0.32  $\text{W}\cdot\text{hr}$ ) แต่กรณีที่น้ำเข้าระบบมีค่า COD สูงกว่า 3000 mg/l กล่าวคือมีค่า 4000-5000 mg/l นั้น ปริมาณพลังงานไฟฟ้าที่ MFC ผลิตได้จะมีค่าใกล้เคียงกัน (0.20-0.21  $\text{W}\cdot\text{hr}$ ) และน้อยกว่ากรณีที่น้ำเข้าระบบมีค่า COD อยู่ในช่วง 500-3000 mg/l นอกจากนี้ยังพบว่าเมื่อความเข้มข้นของน้ำเข้าระบบมีค่าลดลง CE จะมีค่าที่เพิ่มขึ้น โดยที่ความเข้มข้น COD 500-1000 mg/l MFC สามารถผลิตค่า CE ได้ 3.51 % และ 3.75 % ซึ่งถือว่าสูงเมื่อเทียบกับความเข้มข้น COD 2000-5000 mg/l (1.37, 1.30, 0.91 และ 1.01 % ตามลำดับ) กล่าวได้ว่า MFC ผลิตกำลังไฟฟ้าและค่า CE ได้สูงสุดที่ความเข้มข้น COD ของน้ำเข้าระบบ 1000 mg/l

#### 5.4 ข้อเสนอแนะ

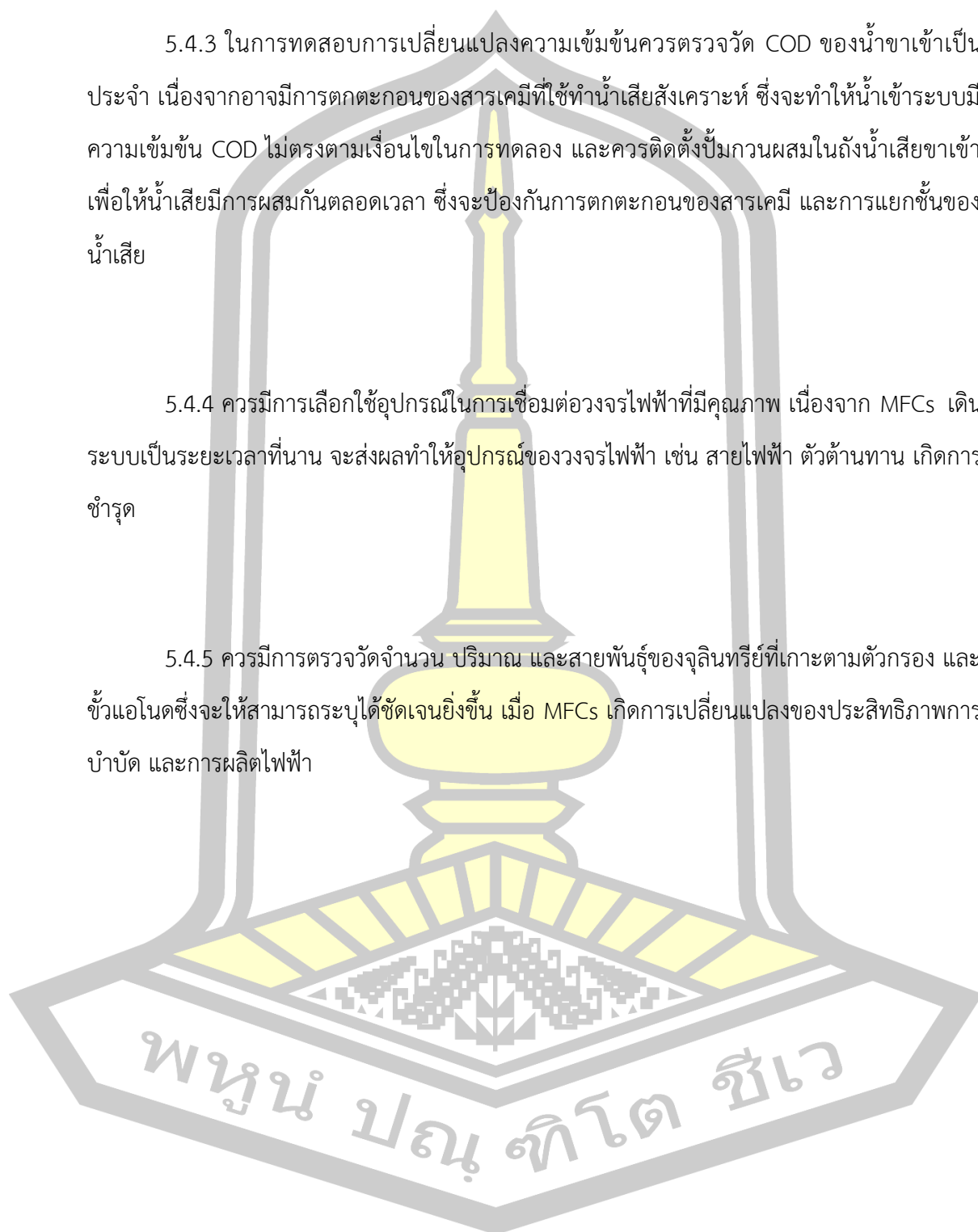
5.4.1 ในการทดสอบการเปลี่ยนแปลงอัตราการไหลควรมีการตรวจสอบอัตราการไหล หรือติดตั้งเกจวัดอัตราการไหล เพื่อให้มั่นใจได้ว่า MFCs จะมีการป้อนน้ำเสียเข้าระบบอย่างคงที่ตามเงื่อนไขที่กำหนด

5.4.2 ในการทดสอบการเปลี่ยนแปลงระยะเวลาพักเก็บควรมีการตรวจสอบระยะเวลาพักเก็บน้ำในถังเป็นประจำ เนื่องจากเมื่อเดินระบบแบบต่อเนื่องระบบอาจเกิดการอุดตันของตะกอนที่เกิดจากน้ำเสีย หรือจากการหลุดลอกของจุลินทรีย์ ซึ่งจะมีผลต่อการเปลี่ยนแปลงระยะเวลาพักเก็บภายในถัง

5.4.3 ในการทดสอบการเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นควรตรวจวัด COD ของน้ำขาเข้าเป็นประจำ เนื่องจากอาจมีการตกตะกอนของสารเคมีที่ใช้ทำน้ำเสียสังเคราะห์ ซึ่งจะทำให้น้ำเข้าระบบมีความเข้มข้น COD ไม่ตรงตามเงื่อนไขในการทดลอง และควรติดตั้งปั๊มกวนผสมในถังน้ำเสียขาเข้าเพื่อให้น้ำเสียมีการผสมกันตลอดเวลา ซึ่งจะป้องกันการตกตะกอนของสารเคมี และการแยกชั้นของน้ำเสีย

5.4.4 ควรมีการเลือกใช้อุปกรณ์ในการเชื่อมต่อวงจรไฟฟ้าที่มีคุณภาพ เนื่องจาก MFCs เติบโตเป็นระยะเวลาที่นาน จะส่งผลทำให้อุปกรณ์ของวงจรไฟฟ้า เช่น สายไฟฟ้า ตัวต้านทาน เกิดการชำรุด

5.4.5 ควรมีการตรวจวัดจำนวน ปริมาณ และสายพันธุ์ของจุลินทรีย์ที่เกาะตามตัวกรอง และชีวแอโนดซึ่งจะช่วยให้สามารถระบุได้ชัดเจนยิ่งขึ้น เมื่อ MFCs เกิดการเปลี่ยนแปลงของประสิทธิภาพการบำบัด และการผลิตไฟฟ้า



บรรณานุกรม



## บรรณานุกรม

- [1] “สถานการณ์ขยะของไทย วิกฤติขยะ 26 ล้านตัน กำจัดได้อย่างถูกต้องแค่ 7.2 ล้านตัน,” *ThaiPublica*, 2014. <https://thaipublica.org/2014/09/thailands-garbage-crisis/>.
- [2] S. Renou, J. G. Givaudan, S. Poulain, F. Dirassouyan, and P. Moulin, “Landfill leachate treatment: Review and opportunity,” *J. Hazard. Mater.*, vol. 150, 2008.
- [3] G. Andreottola and P. Cannas, “Chemical and Biological Characteristics of Landfill Leachate, Landfilling of Waste:Leachate,” *ScienceOpen*, 1992.
- [4] G. Tchobanoglous, H. Theisen, S. Vigil, T. George, and V. Samuel, *Integrated Solid Waste Management: Engineering Principles and Management Issues*. McGraw-Hill, 1993.
- [5] S. J. You, Q. L. Zhao, J. Q. Jiang, J. N. Zhang, and S. Q. Zhao, “Sustainable Approach for Leachate Treatment: Electricity Generation in Microbial Fuel Cell,” *J. Environ. Sci. Heal. Part A*, vol. 41, p. :2721–2734, 2006.
- [6] I. Ieropoulos, J. Winfield, and J. Greenman, “Effects of flow-rate, inoculum and time on the internal resistance of microbial fuel cells,” *Bioresour. Technol.*, vol. 101, no. 10, pp. 3520–3525, 2010, doi: 10.1016/j.biortech.2009.12.108.
- [7] ศ. ด. ย. วุฒิเมธี and ด. ศ. ภิรมย์ทอง, “การจัดการปัญหาขยะมูลฝอยในชุมชนเทศบาลนครพระนครศรีอยุธยา,” *วารสารสังคมศาสตร์วิชาการ*, vol. 8, no. 2, 2558.
- [8] B. Morawe, D. S. Ramteke, and A. Vogelwohl, “Activated carbon column performance studies of biologically treated landfill leachate,” *Chem. Eng. Process.*, vol. 34, no. 3, pp. 299–303, 1995.

- [9] J. Bohdziewicz, M. Bodzek, and J. Gońska, “Application of pressure-driven membrane techniques to biological treatment of landfill leachate,” *Process Biochem.*, vol. 36, no. 7, pp. 641–646, 2001.
- [10] M. Loizidou, N. V. & E, and Kapetanios, “Physical chemical treatment of leachate from landfill,” *J. Environ. Sci. Heal. . Part A Environ. Sci. Eng. Toxicol. Toxic/ Hazard. Subst. Environ. Eng.*, vol. 27, no. 4, pp. 1059–1073, 2015.
- [11] กรมโรงงานอุตสาหกรรม, *คู่มือมาตรฐานการตรวจสอบโรงงานประกอบกิจการคัดแยกและฝังกลบสิ่งปฏิกูลหรือวัสดุที่ไม่ใช้แล้ว(ประเภทโรงงานล าดับที่ 105)*. 2549.
- [12] G. Hernández-Flores, H. M. Poggi-Varaldo, O. Solorza-Feria, M. T. P. Noyola, T. Romero-Castanón, and N. Rinderknecht-Seijas, “Improvement of Microbial Fuel Cell Performance by Selection of Anodic Materials and Enrichment of Inoculum,” *J. New Mater. Electrochem. Syst. All Rights Reserv.*, vol. 16, no. 3, pp. 121–181, 2015.
- [13] ว. สวนไธสง, “เซลล์เชื้อเพลิงไฮโดรเจน-พลังงานแห่งอนาคต,” 2559.
- [14] I. A. Ieropoulos, P. Ledezma, A. Stinchcombe, G. Papaharalabos, C. Melhuish, and J. Greenman, “Waste to Real Energy: the first MFC powered mobile phone,” *Phys. Chem. Chem. Phys.*, vol. 15, no. 37, p. 15312, 2013.
- [15] S. Babanova, Y. Hubenova, and M. Mitov, “Influence of artificial mediators on yeast-based fuel cell performance,” *J. Biosci. Bioeng.*, vol. 112, no. 4, pp. 379–387, 2011.
- [16] P. I. Ho, G. G. Kumar, A. R. Kim, and K. S. Nahm, “Microbial electricity generation of diversified carbonaceous electrodes under variable mediators,” *Bioelectrochemistry*, vol. 80, no. 2, pp. 99–104, 2010.

- [17] R. K. Jung, S. Cheng, S. E. Oh, and B. E. Logan, "Power generation using different cation, anion, and ultrafiltration membranes in microbial fuel cells," *Environ. Sci. Technol.*, vol. 41, no. 3, pp. 1004–1009, 2007, doi: 10.1021/es062202m.
- [18] S. Cheng, H. Liu, and B. E. Logan, "Increased performance of single-chamber microbial fuel cells using an improved cathode structure," *Electrochem. commun.*, vol. 8, no. 3, pp. 489–494, 2006.
- [19] Y. ZUO, S. CHENG, D. CALL, and B. E. LOGAN, "Tubular membrane cathodes for scalable power generation in microbial fuel cells," *Environ. Sci. Technol.*, vol. 41, no. 9, pp. 3347–3353, 2007.
- [20] X. Zhang *et al.*, "Power generation by packed-bed air-cathode microbial fuel cells," *Bioresour. Technol.*, vol. 142, pp. 109–114, 2013.
- [21] B. E. Logan and S. Cheng, "Increasing power generation for scaling up single-chamber air cathode microbial fuel cells," *Bioresour. Technol.*, vol. 102, no. 6, pp. 4468–4473, 2010.
- [22] C. Sukkasem *et al.*, "Upflow bio-filter circuit (UBFC): Biocatalyst microbial fuel cell (MFC) configuration and application to biodiesel wastewater treatment," *Bioresour. Technol.*, vol. 102, no. 22, pp. 10363–10370, 2011.
- [23] V. R. Nimje *et al.*, "A Single-Chamber Microbial Fuel Cell without an Air Cathode," *Int. J. Mol. Sci.*, vol. 13, no. 3, pp. 3933–3948, 2012.
- [24] H. LIU and B. E. LOGAN, "Electricity Generation Using an Air-Cathode Single Chamber Microbial Fuel Cell in the Presence and Absence of a Proton Exchange Membrane," *Environ. Sci. Technol.*, vol. 38, no. 14, pp. 4040–4046, 2004.

- [25] S. Jung and J. M. Regan, "Comparison of anode bacterial communities and performance in microbial fuel cells with different electron donors," *Appl Microbiol Biotechnol*, vol. 77, no. 2, pp. 393–402, 2017.
- [26] N. S. N. HISHAM *et al.*, "MICROBIAL FUEL CELLS USING DIFFERENT TYPES OF WASTEWATER FOR ELECTRICITY GENERATION AND SIMULTANEOUSLY REMOVED POLLUTANT," *J. Eng. Sci. Technol.*, vol. 8, no. 3, pp. 316–325, 2013.
- [27] R. A. NASTRO, "Microbial fuel cells in waste treatment: Recent advances," *Int. J. Performability Eng.*, vol. 10, no. 4, pp. 367–376, 2014.
- [28] H. Kim, B. Kim, and J. Yu, "Power generation response to readily biodegradable COD in single-chamber microbial fuel cells," *Bioresour. Technol.*, vol. 186, pp. 136–140, 2015.
- [29] J. M. Sonawane, E. Marsili, and P. C. Ghosh, "Treatment of domestic and distillery wastewater in high surface microbial fuel cells," *Int. J. Hydrogen Energy*, vol. 39, no. 36, pp. 21819–21827, 2014.
- [30] B. Christgen, K. Scott, J. Dolfig<sup>1</sup>, I. M. Head, and T. P. Curtis, "An Evaluation of the Performance and Economics of Membranes and Separators in Single Chamber Microbial Fuel Cells Treating Domestic Wastewater," *PLoS One*, vol. 10, no. 8, 2015.
- [31] B. Min, J. Kim, S. Oh, J. M. Regan, and B. E. Logan, "Electricity generation from swine wastewater using microbial fuel cells," *Water Res.*, vol. 39, no. 20, pp. 4961–4968, 2005.
- [32] X. Li, N. Zhu, Y. Wang, P. Li, P. Wu, and J. Wu, "Animal carcass wastewater treatment and bioelectricity generation in up-flow tubular microbial fuel cells: Effects of HRT and non-precious metallic catalyst," *Bioresour. Technol.*, vol.



128, pp. 454–460, 2013, doi: 10.1016/j.biortech.2012.10.053.

- [33] H. Wei, L. Wang, M. Hassan, and B. Xie, “Succession of the functional microbial communities and the metabolic functions in maize straw composting process,” *Bioresour. Technol.*, vol. 256, pp. 333–341, 2018, doi: 10.1016/j.biortech.2018.02.050.
- [34] Q. Zhang, J. Hu, and D. J. Lee, “Biogas from anaerobic digestion processes: Research updates,” *Renew. Energy*, vol. 98, pp. 108–119, 2016, doi: 10.1016/j.renene.2016.02.029.
- [35] Z. J. Wang and B. S. Lim, “Electric power generation from treatment of food waste leachate using microbial fuel cell,” *Environ. Eng. Res.*, vol. 22, no. 2, pp. 157–161, 2017, doi: 10.4491/eer.2016.061.
- [36] J. F. Hu, L. J. Xu, Q. Jing, M. Xie, and D. W. Qing, “Differences in Contaminants Removal Efficiency and Electricity Production in Disposing Leachate with Chemical-Cathode and Aerobic Bio-Cathode MFC,” *Kem. u Ind. Chem. Chem. Eng.*, vol. 66, pp. 519–524, 2017.
- [37] H. T. Pham *et al.*, “High shear enrichment improves the performance of the anodophilic microbial consortium in a microbial fuel cell,” *Microb. Biotechnol.*, vol. 1, no. 6, pp. 487–496, 2008, doi: 10.1111/j.1751-7915.2008.00049.x.
- [38] P. Y. Zhang and Z. L. Liu, “Experimental study of the microbial fuel cell internal resistance,” *J. Power Sources*, vol. 195, no. 24, pp. 8013–8018, 2010, doi: 10.1016/j.jpowsour.2010.06.062.
- [39] C. Spiegel, “Polarization Curves,” *FuelCellStore*, 1999.  
<https://www.fuelcellstore.com/blog-section/polarization-curves>.

- [40] A. A. Babaei, R. Azadi, N. Jaafarzadeh, and N. Alavi, "Application and kinetic evaluation of upflow anaerobic biofilm reactor for nitrogen removal from wastewater by Anammox process," *Iran. J. Environ. Heal. Sci. Eng.*, vol. 10, no. 20, pp. 1–7, 2013, doi: 10.1186/1735-2746-10-20.
- [41] A. A. Halim, N. N. Z. Abidin, N. Awang, A. Ithnin, M. S. Othman, and M. I. Wahab, "Ammonia and COD removal from synthetic leachate using rice husk composite adsorbent," *J. Urban Environ. Eng.*, vol. 5, no. 1, pp. 24–31, 2011, doi: 10.4090/juee.2011.v5n1.024031.
- [42] S. S. Zhong, G. Liu, and G. Qasim, "Closed form Expressions for Resonant Frequency of Rectangular Patch Antennas with Multidielectric Layers," *IEEE Trans. Antennas Propag.*, vol. 42, no. 9, pp. 1360–1363, 1994, doi: 10.1109/8.318667.
- [43] A. Chu and D. S. Mavinic, "The effects of macromolecular substrates and a metabolic inhibitor on volatile fatty acid metabolism in thermophilic aerobic digestion," *Water Sci. Technol.*, vol. 38, no. 2 pt 2, pp. 55–61, 1998, doi: 10.1016/S0273-1223(98)00475-2.
- [44] ม. ตัณฑุลเวศม์ and ม. ตัณฑุลเวศม์, *เคมีวิทยาของน้ำและน้ำเสีย*. กรุงเทพฯ : จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย, 2545, 2545.
- [45] A. KEENAN and T. J. NEWTON, "Frustration in organizations: Relationships to role stress, climate, and psychological strain," *J. Occup. Psychol.*, vol. 57, no. 1, pp. 57–65, 1984, doi: 10.1111/j.2044-8325.1984.tb00148.x.
- [46] E. S. Lander *et al.*, "Initial sequencing and analysis of the human genome," *Nature*, vol. 409, no. 6822, pp. 860–921, 2001, doi: 10.1038/35057062.
- [47] B. Y. R. P. Henry and J. N. Cameron, "Acid-Base Balance in *Callinectes Sapidus*

During Acclimation from High to Low Salinity,” *J. Exp. Biol.*, vol. 101, no. 1, pp. 255–264, 1982.

- [48] L. Robert, M. Sc, C. J. Koch, and D. Ph, “FROM IRRADIATED AND UNIRRADIATED EMT6 MOUSE TUMORS \*?,” no. May 1978, 1980.
- [49] L. Guerrero, F. Omil, R. Méndez, and J. M. Lema, “Treatment of saline wastewaters from fish meal factories in an anaerobic filter under extreme ammonia concentrations,” *Bioresour. Technol.*, vol. 61, no. 1, pp. 69–78, 1997, doi: 10.1016/S0960-8524(97)84701-3.
- [50] C. Blakey, “DRUG TARGETING WITH MONOCLONAL ANTIBODIES A review  
Monoclonal antibodies have been widely used in attempts to target anti-neoplastic agents selectively to tumours . Problems associated with the use of monoclonal antibodies as the targeting moiety include ,” vol. 5, no. 1, pp. 91–97, 1992.
- [51] C. Visvanathan, R. Ben Aim, and K. Parameshwaran, “Membrane separation bioreactors for wastewater treatment,” *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.*, vol. 30, no. 1, pp. 1–48, 2000, doi: 10.1080/10643380091184165.
- [52] H. Ecke, K. Kylefors, and A. Lagerkvist, “Karakterisering och omhändertagande av botten- och flygaska vid Dävamyrans avfallsanläggning,” 1997, [Online]. Available: <http://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:996261/FULLTEXT01.pdf>.
- [53] G. M. Delaney, H. P. Bennetto, J. R. Mason, S. D. Roller, J. L. Stirling, and C. F. Thurston, “Electron-Transfer Coupling in Microbial Fuel Cells. 2. Performance of Fuel Cells Containing Selected Microorganism-Mediator-Substrate Combinations.,” *J. Chem. Technol. Biotechnol. Biotechnol.*, vol. 34 B, no. 1, pp.

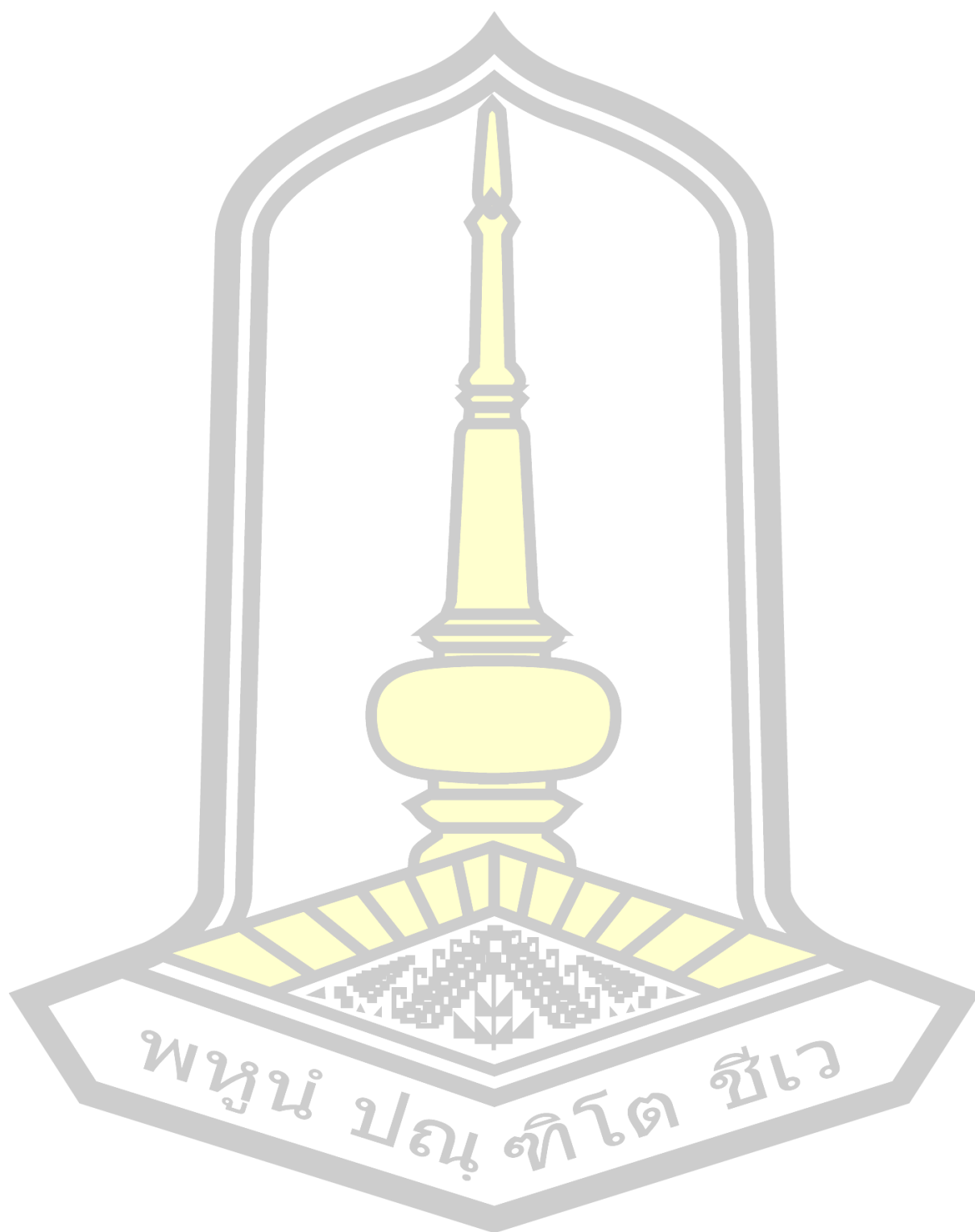
13–27, 1984, doi: 10.1002/jctb.280340104.

- [54] M. H. Wong, “Toxicity test of landfill leachate using *Sarotherodon mossambicus* (freshwater fish),” *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, vol. 17, no. 2, pp. 149–156, 1989, doi: 10.1016/0147-6513(89)90033-X.
- [55] R. Venkatadri and R. W. Peters, “Venkatadri1993,” vol. 10, no. 2, 1993.
- [56] .ا.ع. ربه, “العقد الفريد,” vol. 2, no. 3, p. 400, 316AD.
- [57] J. C. Young and B. S. Yang, “Design considerations for full-scale anaerobic filters,” *Res. J. Water Pollut. Control Fed.*, vol. 61, no. 9–10, pp. 1576–1587, 1989.
- [58] C. Polprasert, *Organic Waste Recycling*, vol. 6, no. 0. 2015.
- [59] Paul M. Muchinsky, “**濟無**No Title No Title,” *Psychol. Appl. to Work An Introd. to Ind. Organ. Psychol. Tenth Ed. Paul*, vol. 53, no. 9, pp. 1689–1699, 2012, doi: 10.1017/CBO9781107415324.004.
- [60] G. Tchobanoglous, F. Burton, and H. D. Stensel, “Wastewater engineering: An Overview,” *Wastewater Eng. Treat. Reuse*, pp. 1–24, 1991, doi: 10.1016/0309-1708(80)90067-6.
- [61] “DesignAS.”
- [62] ม. ต้นทูลเวศม์, *การกำจัดน้ำเสียจากโรงงานอุตสาหกรรมขนาดเล็กด้วยระบบเอสปีอาร์*. กรุงเทพฯ: สถาบันวิจัยและพัฒนาของคณะวิศวกรรมศาสตร์ คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย, 2525., 2525.
- [63] A. W. Lawrence, P. L. Mccarty, W. Lawrence, and P. L. Mccarty, “Kinetics of Methane Fermentation in Anaerobic Treatment KINETICS OF METHANE FERMENTATION IN ANAEROBIC TREATMENT,” vol. 41, no. 2, 2016.

- [64] ข. หมูโสภัญ, “เซลล์เชื้อเพลิงจุลลินทรีย์:แนวทางใหม่เพื่อการผลิตพลังงาน,” *วารสารวิทยาศาสตร์และเทคโนโลยีมหาวิทยาลัยอุบลราชธานี*, vol. 13, no. 1, 2554.
- [65] D. R. Bond, D. E. Holmes, L. M. Tender, and D. R. Lovley, “Electrode-reducing microorganisms that harvest energy from marine sediments,” *Science (80-. )*, vol. 295, no. 5554, pp. 483–485, 2002, doi: 10.1126/science.1066771.
- [66] Y. Dong, Y. Zhou, Y. Ding, X. Chu, and C. Wang, “Sensitive detection of Pb(ii) at gold nanoparticle/polyaniline/graphene modified electrode using differential pulse anodic stripping voltammetry,” *Anal. Methods*, vol. 6, no. 23, pp. 9367–9374, 2014, doi: 10.1039/c4ay01908c.
- [67] C. E. Reimers, P. Girguis, H. A. Stecher, L. M. Tender, N. Ryckelynck, and P. Whaling, “Microbial fuel cell energy from an ocean cold seep,” *Geobiology*, vol. 4, no. 2, pp. 123–136, 2006, doi: 10.1111/j.1472-4669.2006.00071.x.
- [68] H. J. Kim, H. S. Park, M. S. Hyun, I. S. Chang, M. Kim, and B. H. Kim, “A mediator-less microbial fuel cell using a metal reducing bacterium, *Shewanella putrefaciens*,” *Enzyme Microb. Technol.*, vol. 30, no. 2, pp. 145–152, 2002, doi: 10.1016/S0141-0229(01)00478-1.
- [69] S. Khashe and J. Michael Janda, “Biochemical and pathogenic properties of *Shewanella alga* and *Shewanella putrefaciens*,” *J. Clin. Microbiol.*, vol. 36, no. 3, pp. 783–787, 1998, doi: 10.1128/jcm.36.3.783-787.1998.
- [70] R. G. Saratale *et al.*, “Microbiome involved in microbial electrochemical systems (MESs): A review,” *Chemosphere*, vol. 177, pp. 176–188, 2017, doi: 10.1016/j.chemosphere.2017.02.143.
- [71] B. Logan, S. Cheng, V. Watson, and G. Estadt, “Graphite fiber brush anodes for increased power production in air-cathode microbial fuel cells,” *Environ. Sci.*

- Technol.*, vol. 41, no. 9, pp. 3341–3346, 2007, doi: 10.1021/es062644y.
- [72] A. Bergel, D. Féron, and A. Mollica, “Catalysis of oxygen reduction in PEM fuel cell by seawater biofilm,” *Electrochem. commun.*, vol. 7, no. 9, pp. 900–904, 2005, doi: 10.1016/j.elecom.2005.06.006.
- [73] J. R. Kim, B. Min, and B. E. Logan, “Evaluation of procedures to acclimate a microbial fuel cell for electricity production,” *Appl. Microbiol. Biotechnol.*, vol. 68, no. 1, pp. 23–30, 2005, doi: 10.1007/s00253-004-1845-6.
- [74] C. Sukkasem and S. Laehlah, “An economical upflow bio-filter circuit (UBFC): a biocatalyst microbial fuel cell for sulfate-sulfide rich wastewater treatment,” *Environ. Sci. Water Res. Technol.*, vol. 1, no. 2, pp. 161–168, 2014.
- [75] Q. Tao, J. Luo, J. Zhou, S. Zhou, G. Liu, and R. Zhang, “Effect of dissolved oxygen on nitrogen and phosphorus removal and electricity production in microbial fuel cell,” *Bioresour. Technol.*, vol. 164, pp. 402–407, 2014, doi: 10.1016/j.biortech.2014.05.002.
- [76] Seviour and Blackall, *Biofilms: Recent Advances in their Study and Control*. CRC Press, 1999.
- [77] M. S. M. Jetten *et al.*, “The anaerobic oxidation of ammonium,” *FEMS Microbiol. Rev.*, vol. 22, no. 5, pp. 421–437, 1998, doi: 10.1016/S0168-6445(98)00023-0.
- [78] R. McCuen, “Book Reviews: Book Reviews,” *JAWRA J. Am. Water Resour. Assoc.*, vol. 46, no. 5, pp. 1060–1064, 2010, doi: 10.1111/jawr.2010.46.issue-5.
- [79] K. Panpong, T. Srimachai, and N. Kaewthong, “Biogas Production by Anaerobic Co-Digestion Process between Community Distillery Slop with Glycerol Waste,”

no. 26, pp. 50-60, 2018.



## ประวัติผู้เขียน

ชื่อ	นายทรงยศ มงคลพิศ
วันเกิด	วันที่ 22 สิงหาคม 2532
สถานที่เกิด	จังหวัดร้อยเอ็ด
สถานที่อยู่ปัจจุบัน	บ้านเลขที่ 137 หมู่ 8 ตำบล มะอี อำเภอ ชวีชัยบุรี จังหวัด ร้อยเอ็ด 45170
ประวัติการศึกษา	มัธยมศึกษาตอนต้น โรงเรียนร้อยเอ็ดวิทยาลัย มัธยมศึกษาตอนปลาย โรงเรียนร้อยเอ็ดวิทยาลัย ปริญญาตรี วศ.บ. วิศวกรรมสิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยมหาสารคาม ปริญญาโท วศ.ม. วิศวกรรมโยธา มหาวิทยาลัยมหาสารคาม ปัจจุบัน กำลังศึกษา ปร.ด. วิศวกรรมโยธา มหาวิทยาลัยมหาสารคาม
ทุนวิจัย	Kurita-AIT Research Grant from Kurita Water and Environment Foundation (KWEF) and Doctoral Research Grant from Faculty of Engineering, Mahasarakham University.
ผลงานวิจัย	Influence of Very High Flow Rates on Performance of Biofilter-Microbial Fuel Cells.  Roles of Packed Bed Porosity on Performance of Biofilter Microbial Fuel Cell in Synthetic Landfill Leachate Treatment

พูน ปณ ทิโต ชีเว