

การบำบัดน้ำเสียความเข้มข้นต่ำโดยถังปฏิกรณ์ฟิล์มชีวภาพชนิดตัวกลางเคลื่อนที่



วิทยานิพนธ์นี้เป็นส่วนหนึ่งของการศึกษาตามหลักสูตรปริญญาวิศวกรรมศาสตรมหาบัณฑิต

สาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม

คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ปีการศึกษา 2562

ลิขสิทธิ์ของจุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

Low strength wastewater treatment by Moving Bed Biofilm Reactor (MBBR)



A Thesis Submitted in Partial Fulfillment of the Requirements
for the Degree of Master of Engineering in Environmental Engineering

Department of Environmental Engineering

FACULTY OF ENGINEERING

Chulalongkorn University

Academic Year 2019

Copyright of Chulalongkorn University

หัวข้อวิทยานิพนธ์	การบำบัดน้ำเสียความเข้มข้นต่ำโดยถังปฏิกรณ์ฟิล์มชีวภาพ ชนิดตัวกลางเคลื่อนที่
โดย	น.ส.วราลี วิศวลโกคะ
สาขาวิชา	วิศวกรรมสิ่งแวดล้อม
อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์หลัก	ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.ชัยพร ภู่งประเสริฐ
อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์ร่วม	ดร.กิตติคุณ ตรุยานนท์

คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย อนุมัติให้หัวข้อวิทยานิพนธ์ฉบับนี้เป็นส่วนหนึ่ง
ของการศึกษาตามหลักสูตรปริญญาวิศวกรรมศาสตรมหาบัณฑิต

.....	คณบดีคณะวิศวกรรมศาสตร์
(ศาสตราจารย์ ดร.สุพจน์ เตชวรสินสกุล)	
คณะกรรมการสอบวิทยานิพนธ์	ประธานกรรมการ
.....	
(รองศาสตราจารย์ ดร.เขมรัฐ โอสถาปนิจ)	
.....	อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์หลัก
(ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.ชัยพร ภู่งประเสริฐ)	
.....	อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์ร่วม
(ดร.กิตติคุณ ตรุยานนท์)	
.....	กรรมการ
(รองศาสตราจารย์ ดร.เบญจพร สุวรรณศิลป์)	
.....	กรรมการภายนอกมหาวิทยาลัย
(ดร.ปธาน บรรจงปรุ)	

วราลี วิศวาลโกคะ : การบำบัดน้ำเสียความเข้มข้นต่ำโดยถังปฏิกรณ์ฟิล์มชีวภาพชนิด
 ตัวกลางเคลื่อนที่. (Low strength wastewater treatment by Moving Bed
 Biofilm Reactor (MBBR)) อ.ที่ปรึกษาหลัก : ผศ. ดร.ชัยพร ภูประเสริฐ, อ.ที่ปรึกษา
 ร่วม : ดร.กิตติคุณ ตรุยานนท์

งานวิจัยนี้ศึกษาการบำบัดน้ำเสียความเข้มข้นต่ำโดยถังปฏิกรณ์ฟิล์มชีวภาพชนิดตัวกลางเคลื่อนที่ (Moving Bed Biofilm Reactor, MBBR) ในการศึกษาทำการทดลองในระดับห้องปฏิบัติการโดยใช้ถังปฏิกรณ์ปริมาตร 2 ลิตร (ปริมาตรถังที่ยังไม่มีตัวกลาง) จำนวน 2 ถังต่ออนุกรมกัน เดิมตัวกลางพลาสติกของบริษัท Aquwise ปริมาตรร้อยละ 50 ของปริมาตรถัง เติมน้ำเสียสังเคราะห์ความเข้มข้นบีโอดี 50-200 มก./ล. และควบคุมอัตราการเติมอากาศที่ 2.5 ล./นาที่ การทดลองช่วงแรกทำการทดลองโดยเปลี่ยนแปลงค่าอัตราการระเหยต่อพื้นที่ตัวกลาง (Surface Area Loading Rate, SALR) ที่เข้าถังแรกเท่ากับ 2.0, 3.0, 3.9, 7.9 ก.ซีโอดี/ตร.ม.-วัน และความเข้มข้นแอมโมเนียคองที่ 20 มก./ล. เวลาพักน้ำถังละ 3 ชม. ผลการทดลองพบว่า ทั้ง 4 สภาวะที่ทำการเดินระบบ มีประสิทธิภาพการบำบัดสารอินทรีย์และบำบัดแอมโมเนียไนโตรเจนเฉลี่ย ร้อยละ 97.9 และ 98.9 ตามลำดับ และเมื่ออัตราการระเหยต่อพื้นที่ตัวกลางเพิ่มขึ้น ฟิล์มชีวภาพที่ยึดเกาะตัวกลางจะมีความหนาเพิ่มขึ้น อัตราการหลุดของฟิล์มชีวภาพสูงขึ้น ส่งผลให้ปริมาณจุลชีพแขวนลอยในระบบเพิ่มขึ้น ที่อัตราการระเหยต่อพื้นที่ตัวกลางสูงสุดที่ 7.9 ก.ซีโอดี/ตร.ม.-วัน ปริมาณจุลชีพที่ยึดเกาะบนตัวกลางมีค่าสูงถึง 6,650 มก.ของแข็งแขวนลอยระเหยได้/ล.ของถังปฏิกรณ์ ปริมาณจุลชีพแขวนลอยมีค่าเท่ากับ 141.2 มก.ของแข็งแขวนลอยระเหยได้/ล. การทดลองช่วงที่ 2 เป็นการศึกษาผลของเวลากักน้ำต่อการทำงานของระบบ MBBR ทำการเปลี่ยนแปลงเวลากักน้ำที่ 4, 3, 2 และ 1 ชั่วโมง โดยกำหนดอัตราการระเหยต่อพื้นที่ตัวกลางคงที่ที่ 4.87 ก.บีโอดี/ตร.ม./วัน ผลการทดลองพบว่า เวลากักน้ำไม่มีผลต่อประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดี โดยระบบสามารถกำจัดซีโอดีได้มากกว่าร้อยละ 90 ทั้ง 4 สภาวะที่เดินระบบ แต่เวลากักน้ำมีผลกับประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนีย โดยเมื่อเวลากักน้ำลดลงส่งผลให้ประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนียของระบบสูงขึ้น เนื่องจากที่เวลากักน้ำต่ำ จุลชีพแขวนลอยในระบบมีปริมาณน้อยลง ส่งผลให้จุลชีพที่ยึดเกาะบนตัวกลางเจริญเติบโตได้ดี ดังนั้นที่เวลากักน้ำต่ำสุด ฟิล์มชีวภาพที่ยึดเกาะบนตัวกลางจึงมีความหนาที่สุด โดยมีค่าสูงถึง 8,670 มก.ของแข็งแขวนลอยระเหยได้/ล.ของถังปฏิกรณ์ ส่วนปริมาณจุลชีพแขวนลอยจะมีค่าต่ำสุด โดยมีค่าเท่ากับ 52.6 มก.ของแข็งแขวนลอยระเหยได้/ล. การทดลองในช่วงที่ 3 เป็นการศึกษาพฤติกรรมการทำงานของระบบ MBBR ในภาวะพลวัต (Dynamics) โดยการจำลองสภาวะที่ระบบต้องรับการเปลี่ยนแปลงทางชลศาสตร์ที่สูง (Hydraulic Shock Load) เป็นเวลา 2 ชั่วโมง ผลการทดลองพบว่า ระบบ MBBR สามารถทนต่อการเปลี่ยนแปลงภาระทางชลศาสตร์ได้ดี เนื่องจากจุลชีพยึดเกาะอยู่บนตัวกลาง จึงไม่เกิดการหลุด (wash out) ออกจากระบบ การทดลองในช่วงที่ 4 ศึกษาเวลากักน้ำต่ำที่สุดของระบบ MBBR ผลการทดลองพบว่า ที่ความเข้มข้นน้ำเสียต่ำโดยมีค่าบีโอดี 33 มก./ล. เวลากักน้ำต่ำสุดที่ระบบสามารถทำงานได้โดยมีประสิทธิภาพการบำบัดมากกว่าร้อยละ 75 คือเวลากักน้ำ 30 นาที จากการทดลองจะเห็นได้ว่าระบบ MBBR สามารถทำงานได้ดีกับน้ำเสียความเข้มข้นต่ำ ซึ่งข้อมูลจากการทดลองนี้จะนำไปใช้เป็นแนวทางในการเดินระบบบำบัดน้ำเสียของกรุงเทพมหานครที่ประสบปัญหาน้ำเสียเข้าระบบมีความเข้มข้นต่ำและปัญหาการเปลี่ยนแปลงทางชลศาสตร์ (Hydraulic Shock Load) ได้

จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย
 CHULALONGKORN UNIVERSITY

สาขาวิชา วิศวกรรมสิ่งแวดล้อม

ปีการศึกษา 2562

ลายมือชื่อนิสิต

ลายมือชื่อ อ.ที่ปรึกษาหลัก

ลายมือชื่อ อ.ที่ปรึกษาร่วม

5970455621 : MAJOR ENVIRONMENTAL ENGINEERING

KEYWORD: Moving Bed Biofilm Reactor, Plastic Carriers, Biofilm, Low-strength Wastewater

Waralee Wisanpoka : Low strength wastewater treatment by Moving Bed Biofilm Reactor (MBBR). Advisor: Asst. Prof.

Chaiyaporn Puprasert, Ph.D. Co-advisor: Dr. Kittikhun Taruyanon

A Moving Bed Biofilm Reactor (MBBR) is a biological wastewater treatment system that the biomass is attached to media carrier. The carriers move freely along with the water in the reactor. A lab-scale reactor with two total liquid volume of 2L (not included media) was used in the study. The reactor was filled with the Aquise plastic media to 50% of the volume of empty reactor and fed continuously with synthetic low strength wastewater with the BOD concentration at 50-200 mg/L and controlled the aeration rate at 2.5 L/min. In the first experiment, Hydraulic Retention Time (HRT) in each reactor was 3 hours at Surface Area Loading Rate (SALR) in the first reactor of 2.0, 3.0, 3.9, 7.9 gCOD/m²-d and the constant ammonia concentration at 20 mg/L was applied. Experimental results showed that, the 4 conditions had the efficiency to remove organic carbon and ammonium nitrogen at 97.9 % and 98.9%, respectively. As the SALR increased, the thickness of biofilm that is attached to the media increased. The surface detachment rates of the biofilm also increased, causing more suspended solid in the system. In the MBBR reactor, the biofilm reached the concentration of 6,650 mgVSS/L of the reactor tank and the suspended solid was 141.2 mgVSS/L at the highest surface organic loading rate. In the secondary experiment, it was the study of hydraulic retention time (HRT) in the system of the MBBR. The hydraulic retention time was changed to 4, 3, 2 and 1 hour with the surface area loading rate constant at 4.87 gBOD/m²-d (7.8 gCOD/m²-d). The result showed that the HRT didn't significantly affect the efficiency of the system to remove the COD as the system still removed over 90% of the COD in all 4 conditions. However, the HRT affected the efficiency of the ammonia removal. When the HRT decreased, it increased the system performance of ammonia removal. The decreased retention time lowered the level of the suspended biomass in the system resulting in the better growth of the attached biomass. Therefore, the shortest HRT caused the biofilm to attach to the media at the concentration of 8,670 mgVSS/L. Meanwhile, the lowest suspended solid was 52.6 mgVSS/L. In the third experiment, it was the study of the working behavior of the MBBR system under the dynamics. The experiment created the condition that the system was under the hydraulic shock load for 2 hours. It was founded that the MBBR system endured the hydraulic shock load well because most of the biomass (around 97% of the whole mass) was the attached growth resulting in no wash out from the system. In the fourth experiment, it was the study of time for the lowest HRT of the MBBR system. According to the experiment, it was founded that the low concentration of wastewater with BOD was at 33 mg/L and the shortest time of water storage with the treatment performance over 75% was 30 minutes. According to the findings, the MBBR system worked well with the low-strength wastewater. The result of this experiment could pave the way for operating the wastewater treatment plant of Bangkok Metropolitan Administration with frequent challenges of the low strength wastewater in the system and the hydraulic shock load.

จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย
CHULALONGKORN UNIVERSITY

Field of Study: Environmental Engineering

Academic Year: 2019

Student's Signature

Advisor's Signature

Co-advisor's Signature

กิตติกรรมประกาศ

ขอขอบพระคุณผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.ชัยพร ภูประเสริฐ และ ดร.กิตติคุณ ตรุยานนท์ เป็นอย่างสูงที่ได้กรุณาให้คำปรึกษาและคำแนะนำที่เป็นประโยชน์ต่องานวิจัย ตลอดจนให้การสนับสนุน และช่วยเหลือในด้านต่างๆ ทำให้งานวิจัยฉบับนี้สำเร็จลุล่วงไปได้ด้วยดี

ขอขอบพระคุณ รองศาสตราจารย์ ดร.เขมรัฐ โอสถาปนธ์ ประธานในการสอบวิทยานิพนธ์ รองศาสตราจารย์ ดร.เบญจพร สุวรรณศิลป์ และ ดร.ปธาน บรรจงปรุ กรรมการสอบวิทยานิพนธ์ที่สละเวลาอันมีค่าให้คำแนะนำที่มีประโยชน์อย่างยิ่ง ซึ่งช่วยให้วิทยานิพนธ์นี้มีความสมบูรณ์ยิ่งขึ้น

ขอขอบพระคุณคณาจารย์ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย ที่อบรมสั่งสอนและมอบความรู้ที่มีประโยชน์และมีค่าอย่างยิ่ง

ขอขอบพระคุณบริษัทอาควา นิซิฮาร่า คอร์ปอเรชั่น จำกัด ที่ให้ความอนุเคราะห์ตัวกลางพลาสติกสำหรับการนำมาใช้ในงานวิจัย

ขอขอบพระคุณสำนักงานจัดการคุณภาพน้ำ สำนักการระบายน้ำ กรุงเทพมหานคร ที่ให้ความอนุเคราะห์เชื้อจุลชีพสำหรับเริ่มต้นระบบ

ขอขอบคุณครอบครัวที่คอยสนับสนุนการศึกษา ช่วยผลักดันและให้กำลังใจ และขอขอบคุณ พี่ๆ เพื่อนๆ และน้องๆ ทุกคนที่คอยช่วยเหลือ ดูแล ให้กำลังใจ และให้คำแนะนำตลอดการทำวิจัย งานวิจัยครั้งนี้สำเร็จลุล่วงไปได้ด้วยดี

ท้ายที่สุดนี้ขอขอบคุณพี่เอกที่เป็นคนจุดประกายการเรียนและทำวิจัยครั้งนี้ คอยช่วยเหลือ ให้คำปรึกษา คำแนะนำ และเป็นกำลังใจ เป็นแรงผลักดันให้เดินมาจนถึงเป้าหมาย

จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย
CHULALONGKORN UNIVERSITY

วราลี วิศาลโกคะ

สารบัญ

	หน้า
บทคัดย่อภาษาไทย.....	ค
บทคัดย่อภาษาอังกฤษ.....	ง
กิตติกรรมประกาศ.....	จ
สารบัญ.....	ฉ
สารบัญตาราง.....	ฉ
สารบัญรูป.....	ฉ
บทที่ 1 บทนำ	1
1.1 ที่มาและความสำคัญ.....	1
1.2 วัตถุประสงค์ของงานวิจัย.....	2
1.3 ขอบเขตงานวิจัย	2
1.4 ประโยชน์ที่คาดว่าจะได้รับ.....	3
บทที่ 2 เอกสารและงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง	4
2.1 ลักษณะสมบัติของน้ำเสียที่เข้าระบบบำบัดของกรุงเทพมหานคร	4
2.2 ปริมาณสารสัมพันธ์ (Stoichiometry) ของกระบวนการบำบัดสารอินทรีย์แบบใช้อากาศ และ กระบวนการไนตริฟิเคชัน	6
2.2.1 กระบวนการบำบัดสารอินทรีย์แบบใช้อากาศ	6
2.2.2 กระบวนการไนตริฟิเคชัน	7
2.3 กระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบจุลชีพเกาะติดผิวตัวกลาง (Attached Growth)	7
2.3.1 รูปแบบของกระบวนการ	8
2.3.1.1 กระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบใช้อากาศชนิดจุลชีพเกาะติดผิวตัวกลางซึ่งไม่จุ่ม อยู่ในน้ำ (Nonsubmerged attached growth aerobic process).....	8

2.3.1.2	กระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบใช้อากาศชนิดจุลชีพเกาะติดผิวตัวกลางซึ่งจุ่มในน้ำบางส่วน (Partially submerged attached growth aerobic process)	9
2.3.1.3	กระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบใช้อากาศชนิดจุลชีพเกาะติดผิวตัวกลางซึ่งไม่จุ่มอยู่ในน้ำร่วมกับระบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ (Sequential nonsubmerged attached growth-activated sludge)	10
2.3.1.4	กระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบใช้อากาศชนิดจุลชีพเกาะติดผิวตัวกลางจุ่มอยู่ในน้ำทั้งหมด (Submerged attached growth process)	10
2.3.1.5	กระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ที่มีตัวกลาง	11
2.3.2	การกำจัดสารอาหารในกระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบจุลชีพเกาะติดผิวตัวกลาง	11
2.4	ถังปฏิกรณ์ฟิล์มชีวภาพชนิดตัวกลางเคลื่อนที่ (Moving Bed Biofilm Reactor, MBBR)	14
2.4.1	ทั่วไป	14
2.4.2	รูปแบบการใช้งานระบบ MBBR	15
2.4.3	การกำจัดไนโตรเจนทางชีวภาพในระบบ MBBR	17
2.4.4	ข้อดีและข้อเสียของระบบ MBBR	18
2.4.5	การออกแบบระบบ MBBR	19
2.4.5.1	ข้อมูลทั่วไป	19
2.4.5.2	การออกแบบทางด้านกระบวนการ	21
2.4.5.3	การออกแบบทางด้านกายภาพ	24
2.4.5.4	เกณฑ์การออกแบบระบบ MBBR	28
2.5	งานวิจัยที่เกี่ยวข้อง	31
บทที่ 3	แผนการทดลองและวิธีดำเนินงานวิจัย	37
3.1	แผนการทดลอง	37
3.2	วัสดุอุปกรณ์และสารเคมีที่ใช้ในงานวิจัย	41
3.2.1	วัสดุอุปกรณ์ในการทดลอง	41
3.2.2	วัสดุอุปกรณ์และสารเคมีในการวิเคราะห์ผล	41

3.2.3	น้ำเสียสังเคราะห์ที่ใช้ในการทดลอง.....	43
3.2.4	หัวเชื้อ (Seed) ที่ใช้ในการเริ่มเดินระบบ	45
3.3	การติดตั้งชุดอุปกรณ์ที่ใช้ในงานวิจัย	45
3.3.1	ถังเตรียมน้ำเสีย.....	45
3.3.2	เครื่องสูบน้ำเสียเข้าระบบ.....	45
3.3.3	ถังปฏิกริยา.....	45
3.3.4	ถังตกตะกอน.....	45
3.3.4	ตัวกลางพลาสติก.....	46
3.3.5	เครื่องเติมอากาศ.....	46
3.4	วิธีการดำเนินงานวิจัย	47
3.4.1	การเริ่มต้นเดินระบบ (Start Up).....	47
3.4.2	การทดลองชุดที่ 1 การศึกษาผลของอัตราการระสารอินทรีย์ต่อพื้นที่ตัวกลางที่มีผลต่อ การทำงานของระบบ MBBR ในการบำบัดน้ำเสียความเข้มข้นต่ำ	49
3.4.3	การทดลองชุดที่ 2 การศึกษาผลของเวลากักน้ำ (HRT) ที่มีต่อการทำงานของระบบ MBBR ในการบำบัดน้ำเสียความเข้มข้นต่ำ	52
3.4.4	การทดลองชุดที่ 3 ศึกษาพฤติกรรมการทำงานของระบบ MBBR ในภาวะพลวัต (Dynamics).....	55
3.4.5	การทดลองชุดที่ 4 การศึกษาหาค่าเวลากักน้ำต่ำที่สุดของระบบ MBBR.....	58
3.4.6	การเก็บและวิเคราะห์น้ำตัวอย่าง.....	61
บทที่ 4	ผลการทดลองและอภิปรายผลการทดลอง	63
4.1	การเริ่มต้นเดินระบบ (Start up)	63
4.2	ผลของอัตราการระสารอินทรีย์ต่อพื้นที่ตัวกลางที่มีผลต่อการทำงานของระบบ MBBR ในการ บำบัดน้ำเสียความเข้มข้นต่ำ	68
4.2.1	พารามิเตอร์ที่ควบคุมการเดินระบบ.....	69
4.2.2	ประสิทธิภาพของระบบที่อัตราการระสารอินทรีย์ต่อพื้นที่ตัวกลาง (SALR) ต่างกัน.....	77

4.2.2.1 อัตราการระสาดอินทรีย์ต่อพื้นที่ตัวกลางที่เข้าถึงกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอน 2.0 ก.ซีไอดี/ตร.ม./วัน.....	77
4.2.2.2 อัตราการระสาดอินทรีย์ต่อพื้นที่ตัวกลางที่เข้าถึงกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอน 3.0 ก.ซีไอดี/ตร.ม./วัน.....	79
4.2.2.3 อัตราการระสาดอินทรีย์ต่อพื้นที่ตัวกลางที่เข้าถึงกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอน 3.9 ก.ซีไอดี/ตร.ม./วัน.....	81
4.2.2.4 อัตราการระสาดอินทรีย์ต่อพื้นที่ตัวกลางที่เข้าถึงกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอน 7.9 ก.ซีไอดี/ตร.ม./วัน.....	83
4.2.3 ผลของอัตราการระสาดอินทรีย์ต่อพื้นที่ตัวกลางการกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอนและ แอมโมเนีย	85
4.2.4 ผลของอัตราการระสาดอินทรีย์ต่อพื้นที่ตัวกลางต่อจุลชีพในระบบ.....	89
4.2.5 ผลของอัตราการระสาดอินทรีย์ต่อค่าปียลด์ ปริมาณตะกอนที่เกิดขึ้น และอายุตะกอน.....	91
4.2.6 ผลของอัตราการระสาดอินทรีย์ต่อพื้นที่ตัวกลางต่อลักษณะการตกของตะกอนที่เกิดขึ้น	93
4.3 ผลของเวลากักน้ำที่มีผลต่อการทำงานของระบบ MBBR ในการบำบัดน้ำเสียความเข้มข้นต่ำ.....	97
4.3.1 พารามิเตอร์ที่ควบคุมการเดินระบบ.....	98
4.3.2 ประสิทธิภาพของระบบที่เวลากักน้ำต่างกัน.....	101
4.3.2.1 ประสิทธิภาพของระบบที่เวลากักน้ำ 4 ชั่วโมง.....	101
4.3.2.2 ประสิทธิภาพของระบบที่เวลากักน้ำ 3 ชั่วโมง.....	103
4.3.2.3 ประสิทธิภาพของระบบที่เวลากักน้ำ 2 ชั่วโมง.....	105
4.3.2.4 ประสิทธิภาพของระบบที่เวลากักน้ำ 1 ชั่วโมง.....	107
4.3.3 ผลของเวลากักน้ำต่อการกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอนและแอมโมเนีย.....	109
4.3.4 ผลของเวลากักน้ำต่อจุลชีพในระบบ	113
4.3.5 ผลของเวลากักน้ำต่อค่าปียลด์ปรากฏ ปริมาณตะกอนที่เกิดขึ้น และอายุตะกอน	115
4.3.6 ผลของเวลากักน้ำต่อต่อลักษณะการตกของตะกอนที่เกิดขึ้น	116
4.4 พฤติกรรมการทำงานของระบบ MBBR ในภาวะพลวัต (Dynamics).....	118

4.4.1 การกำจัดสารอินทรีย์ในรูปซีโอดีละลายน้ำ	118
4.4.2 การกำจัดแอมโมเนีย	120
4.4.3 การเปลี่ยนแปลงของพีเอชและออกซิเจนละลายน้ำ.....	122
4.5 ค่าเวลากักน้ำต่ำที่สุดของระบบ MBBR ที่ใช้กับน้ำเสียความเข้มข้นต่ำ	125
4.5.1 การกำจัดสารอินทรีย์ในรูปซีโอดีละลายน้ำ.....	125
4.5.2 การกำจัดแอมโมเนีย	127
บทที่ 5 สรุปผลการทดลองและข้อเสนอแนะ	132
5.1 สรุปผลการทดลอง.....	132
5.2 ความสำคัญของงานวิจัยในทางวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม.....	133
5.3 ข้อเสนอแนะ.....	134
ภาคผนวก ก. รายการคำนวณและเอกสารที่เกี่ยวข้อง	135
ภาคผนวก ข. วิธีการวิเคราะห์คุณภาพน้ำ.....	138
ภาคผนวก ค. วิธีวิเคราะห์จุลชีพบนตัวกลาง.....	139
ภาคผนวก ง. กราฟมาตรฐาน	140
ภาคผนวก จ. ข้อมูลผลการทดลอง	142
บรรณานุกรม.....	179
ประวัติผู้เขียน.....	184

สารบัญตาราง

ตารางที่ 2.1	ค่าลักษณะน้ำเสียที่ใช้ในการออกแบบกระบวนการบำบัดน้ำเสียของโครงการธนบุรี.....	5
ตารางที่ 2.2	การใช้งานระบบ MBBR ในรูปแบบต่างๆ	16
ตารางที่ 2.3	ค่าพลังค์ของสารอาหารเพื่อการกำจัดบีโอดี การเกิดกระบวนการไนตริฟิเคชัน และกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน	20
ตารางที่ 2.4	เกณฑ์การออกแบบด้านกระบวนการ	29
ตารางที่ 2.5	เกณฑ์การออกแบบด้านกายภาพ	30
ตารางที่ 2.6	สรุปงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง.....	33
ตารางที่ 3.1	การทดลองงานวิจัยทั้ง 4 ชุดการทดลอง	39
ตารางที่ 3.2	องค์ประกอบของน้ำเสียสังเคราะห์ที่ใช้ในการทดลอง.....	44
ตารางที่ 3.3	การดำเนินงานวิจัยชุดการทดลองที่ 1	51
ตารางที่ 3.4	การดำเนินงานวิจัยชุดการทดลองที่ 2	54
ตารางที่ 3.5	การดำเนินงานวิจัยชุดการทดลองที่ 3	57
ตารางที่ 3.6	การดำเนินงานวิจัยชุดการทดลองที่ 4	60
ตารางที่ 3.7	การเก็บและวิเคราะห์น้ำตัวอย่าง.....	62
ตารางที่ 4.1	สภาวะการเดินระบบที่ทำการศึกษผลของอัตราสารอินทรีย์ต่อพื้นที่ตัวกลาง ...	68
ตารางที่ 4.2	ค่าซีโอดีละลายน้ำที่อัตราสารอินทรีย์ต่อพื้นที่ตัวกลางต่างๆ	85
ตารางที่ 4.3	ค่าแอมโมเนียที่อัตราสารอินทรีย์ต่อพื้นที่ตัวกลางต่างๆ	87
ตารางที่ 4.4	ความสัมพันธ์ของค่าดัชนีปริมาตรตะกอนกับลักษณะการตกตะกอน	94
ตารางที่ 4.5	สภาวะการเดินระบบที่ทำการศึกษผลของเวลากักน้ำที่มีผลต่อการทำงานของระบบ	97
ตารางที่ 4.6	ค่าซีโอดีละลายน้ำที่ระยะเวลาที่ต่างกัน	109
ตารางที่ 4.7	ค่าความเข้มข้นแอมโมเนียที่ระยะเวลาที่ต่างกัน.....	110
ตารางที่ 4.8	ค่าซีโอดีละลายน้ำและประสิทธิภาพกำจัดซีโอดีเมื่อลดเวลากักน้ำลง.....	127
ตารางที่ 4.9	ค่าแอมโมเนียและประสิทธิภาพบำบัดแอมโมเนียเมื่อลดเวลากักน้ำลง	128

สารบัญรูป

รูปที่ 2.1 ระบบบำบัดน้ำเสียแบบไปรยกรอง.....	9
รูปที่ 2.2 ระบบบำบัดน้ำเสียแบบจานหมุนชีวภาพ.....	9
รูปที่ 2.3 ระบบไปรยกรองตามด้วยระบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์	10
รูปที่ 2.4 ระบบ IFAS (a) ตัวกลางฟองน้ำแขวนลอย, (b) ตัวกลางพลาสติกแขวนลอย และ (c) ตัวกลางชนิดอยู่กับที่	11
รูปที่ 2.5 รูปตัดชั้นฟิล์มชีวภาพในถังไปรยกรอง (a) ภาพจริง และ (b) ภาพจำลองอย่างง่าย	12
รูปที่ 2.6 ความเข้มข้นของสารอาหารในชั้นฟิล์มชีวภาพ	13
รูปที่ 2.7 ลักษณะของชั้นฟิล์มชีวภาพ.....	13
รูปที่ 2.8 ระบบบำบัดน้ำเสียแบบ Moving Bed Bioreactor (MBBR)	14
รูปที่ 2.9 การเกิดการกำจัดไนโตรเจนทางชีวภาพในชั้นฟิล์มชีวภาพ	18
รูปที่ 2.10 ผลของค่าความเข้มข้นแอมโมเนียและค่าออกซิเจนละลายน้ำที่มีต่อพลั๊กซ์ของการกำจัดแอมโมเนียที่ความเข้มข้น SBOD ต่ำ.....	23
รูปที่ 2.11 การกักเก็บตัวกลางโดยแผ่นจะแกรงเจาะรู (Flat Plate)	25
รูปที่ 2.12 การกักเก็บตัวกลางโดยตะแกรงทรงกระบอก.....	25
รูปที่ 2.13 ระบบเติมอากาศและกวนผสม.....	26
รูปที่ 2.14 ถังทำให้ตะกอนลอย (Flotation Tank)	27
รูปที่ 2.15 เครื่องกรองแบบผ้ากรอง (Cloth disc filters).....	28
รูปที่ 2.16 ถังตกตะกอนแบบมีเป่าช่วยตกตะกอน (Ballasted clarifier).....	28
รูปที่ 3.1 แผนการทดลองงานวิจัย	38
รูปที่ 3.2 ตัวกลางพลาสติกของบริษัท AQWISE ที่ใช้ในงานวิจัย	46
รูปที่ 3.3 แผนภาพการติดตั้งชุดอุปกรณ์ระบบ MBBR ในงานวิจัย	47
รูปที่ 3.4 ขั้นตอนในการเริ่มต้นเดินระบบ (Start Up).....	48
รูปที่ 3.5 ขั้นตอนการดำเนินการวิจัย การทดลองชุดที่ 1.....	50

รูปที่ 3.6	ขั้นตอนการดำเนินการวิจัย การทดลองชุดที่ 2.....	53
รูปที่ 3.7	ขั้นตอนการดำเนินการวิจัย การทดลองชุดที่ 3.....	56
รูปที่ 3.8	ขั้นตอนการดำเนินการวิจัย การทดลองชุดที่ 4.....	59
รูปที่ 3.9	จุดเก็บน้ำตัวอย่างเพื่อนำไปวิเคราะห์.....	61
รูปที่ 4.1	ความเข้มข้นซีโอดี และประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีของถังที่ 1 ในช่วงเริ่มต้นระบบ.....	64
รูปที่ 4.2	ความเข้มข้นแอมโมเนียและประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนียถังที่ 1 ในช่วงเริ่มต้นระบบ....	64
รูปที่ 4.3	ความเข้มข้นซีโอดี และประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีของถังที่ 2 ในช่วงเริ่มต้นระบบ.....	65
รูปที่ 4.4	ความเข้มข้นแอมโมเนียและประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนียถังที่ 2 ในช่วงเริ่มต้นระบบ....	65
รูปที่ 4.5	การเปลี่ยนแปลงของจุลชีพที่ยึดเกาะบนตัวกลางในช่วงเริ่มต้นระบบ	67
รูปที่ 4.6	พีเอชของระบบที่สภาวะการเดินระบบที่อัตราการระเหยอินทรีย์ต่อพื้นที่ตัวกลางต่างกัน.....	70
รูปที่ 4.7	ออกซิเจนละลายของระบบที่สภาวะการเดินระบบที่อัตราการระเหยอินทรีย์	73
รูปที่ 4.8	ความสัมพันธ์ระหว่างอัตราการระเหยอินทรีย์และค่าออกซิเจนละลายน้ำ.....	74
รูปที่ 4.9	ผลของค่าความเข้มข้นแอมโมเนียและค่าออกซิเจนละลายน้ำที่มีต่อพลั๊กซ์ของการกำจัด แอมโมเนียที่ความเข้มข้น SBOD ต่ำ.....	75
รูปที่ 4.10	การเปลี่ยนแปลงซีโอดี แอมโมเนีย ไนโตรท์ และไนเตรท ที่ SALR 2.0 ก.ซีโอดี/ตร.ม./วัน.	78
รูปที่ 4.11	การเปลี่ยนแปลงซีโอดี แอมโมเนีย ไนโตรท์ และไนเตรท ที่ SALR 3.0 ก.ซีโอดี/ตร.ม./วัน.	80
รูปที่ 4.12	การเปลี่ยนแปลงซีโอดี แอมโมเนีย ไนโตรท์ และไนเตรท ที่ SALR 3.9 ก.ซีโอดี/ตร.ม./วัน.	82
รูปที่ 4.13	การเปลี่ยนแปลงซีโอดี แอมโมเนีย ไนโตรท์ และไนเตรท ที่ SALR 7.9 ก.ซีโอดี/ตร.ม./วัน.	84
รูปที่ 4.14	ความสัมพันธ์ระหว่างอัตราการระเหยอินทรีย์ต่อพื้นที่ตัวกลางและอัตราการบำบัด สารอินทรีย์ต่อพื้นที่ตัวกลางที่สภาวะการเดินระบบต่างๆ.....	86
รูปที่ 4.15	ความเข้มข้นของแอมโมเนียและไนเตรทที่อัตราการระเหยอินทรีย์ต่อพื้นที่ตัวกลางต่างกัน..	87
รูปที่ 4.16	สัดส่วนของแอมโมเนีย ไนโตรท์ ไนเตรทในน้ำที่ออกจากระบบต่อไนโตรเจนทั้งหมด	88
รูปที่ 4.17	การยึดเกาะของจุลชีพบนตัวกลางที่สภาวะการเดินระบบต่าง ๆ	89
รูปที่ 4.18	สัดส่วนปริมาณจุลชีพบนตัวกลางและจุลชีพแขวนลอย	90

รูปที่ 4.19 ความสัมพันธ์ระหว่างปริมาณตะกอนที่เกิดขึ้นต่อวันและอัตราการบำบัดสารอินทรีย์ต่อพื้นที่ตัวกลางที่สภาวะการเดินระบบต่าง ๆ	92
รูปที่ 4.20 ดัชนีปริมาตรตะกอนที่อัตราการสารอินทรีย์ต่อพื้นที่ตัวกลางต่างกัน	94
รูปที่ 4.21 ลักษณะการแยกชั้นของตะกอนและชั้นน้ำใสที่อัตราการสารอินทรีย์.....	95
รูปที่ 4.22 พีเอชของระบบที่สภาวะการเดินระบบที่เวลากักน้ำต่างกัน.....	99
รูปที่ 4.23 ค่าออกซิเจนละลายของระบบที่สภาวะการเดินระบบที่เวลากักน้ำต่างกัน.....	100
รูปที่ 4.24 การเปลี่ยนแปลงซีโอดี แอมโมเนีย ไนโตรท์ และไนเตรท ที่เวลากักน้ำ 4 ชั่วโมง	102
รูปที่ 4.25 การเปลี่ยนแปลงซีโอดี แอมโมเนีย ไนโตรท์ และไนเตรท ที่เวลากักน้ำ 3 ชั่วโมง	104
รูปที่ 4.26 การเปลี่ยนแปลงซีโอดี แอมโมเนีย ไนโตรท์ และไนเตรท ที่เวลากักน้ำ 2 ชั่วโมง	106
รูปที่ 4.27 การเปลี่ยนแปลงซีโอดี แอมโมเนีย ไนโตรท์ และไนเตรท ที่เวลากักน้ำ 1 ชั่วโมง	108
รูปที่ 4.28 อัตราการเกิดไนตริฟิเคชันต่อพื้นที่ตัวกลางถึงที่ 1 และถึงที่ 2 ที่เวลากักน้ำต่างๆ.....	110
รูปที่ 4.29 สัดส่วนของแอมโมเนีย ไนโตรท์ ไนเตรทในน้ำที่ออกจากระบบต่อไนโตรเจนทั้งหมด ...	112
รูปที่ 4.30 การยึดเกาะของจุลชีพบนตัวกลางที่เวลากักน้ำต่าง ๆ	113
รูปที่ 4.31 ความสัมพันธ์ระหว่างเวลากักน้ำและปริมาณจุลชีพที่ยึดเกาะบนตัวกลางที่เวลากักน้ำต่างๆ	114
รูปที่ 4.32 สัดส่วนปริมาณจุลชีพบนตัวกลางและจุลชีพแขวนลอยที่เวลากักน้ำต่างๆ	115
รูปที่ 4.33 ดัชนีปริมาตรตะกอนที่เวลากักน้ำต่างกัน.....	116
รูปที่ 4.34 ความเข้มข้นซีโอดีเมื่อรับภาระทางชลศาสตร์สูง (Hydraulic Shock Load).....	119
รูปที่ 4.35 ความเข้มข้นแอมโมเนีย ไนโตรท์ และไนเตรท เมื่อรับภาระทางชลศาสตร์สูง.....	121
รูปที่ 4.36 การเปลี่ยนแปลงของพีเอชในระบบเมื่อเกิด Hydraulic Shock Load	122
รูปที่ 4.37 การเปลี่ยนแปลงของค่าออกซิเจนละลายในระบบเมื่อเกิด Hydraulic Shock Load ..	123
รูปที่ 4.38 การเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นซีโอดี แอมโมเนีย ไนโตรท์ และไนเตรท	126
รูปที่ 4.39 ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดี ที่เวลากักน้ำ 60, 50, 40, 30 และ 20 นาที.....	127
รูปที่ 4.40 ประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนีย ที่เวลากักน้ำ 60, 50, 40, 30 และ 20 นาที.....	128

รูปที่ 4.41 ประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนียและความเข้มข้นไนเตรทที่เกิดขึ้น 129

รูปที่ 4.42 จุลชีพที่ยึดเกาะบนตัวกลางที่เวลากักน้ำ 60 และ 30 นาที 130



บทที่ 1

บทนำ

1.1 ที่มาและความสำคัญ

ปัจจุบันกรุงเทพมหานครได้ก่อสร้างและเดินระบบบำบัดน้ำเสียรวมทั้งหมด 8 แห่ง ได้แก่ โรงควบคุมคุณภาพน้ำสี่พระยา รัตนโกสินทร์ ดินแดง ทุ่งครุ หนองแขม ชองนนทรี จตุจักร และ บางซื่อ โดยโรงควบคุมคุณภาพน้ำทั้ง 8 แห่ง เป็นระบบแบบจุลชีพแขวนลอยในน้ำ โดยมี 6 แห่ง เป็นระบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์และอีก 2 แห่งเป็นระบบเอสบีอาร์ (Sequencing Batch Reactor, SBR) มีขีดความสามารถในการบำบัดน้ำเสียรวมทั้งหมดประมาณ 1,200,000 ลบ.ม./วัน และโครงการที่กำลังอยู่ในระหว่างการจัดหาผู้รับจ้างเพื่อดำเนินการก่อสร้าง คือ ระบบบำบัดน้ำเสียมีนบุรีระยะที่ 1 ซึ่งเป็นระบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ มีความสามารถในการบำบัด 10,000 ลบ.ม./วัน จากการที่กรุงเทพมหานครได้ทำการเดินระบบเป็นระยะเวลากว่า 25 ปี ตั้งแต่ระบบบำบัดน้ำเสียสี่พระยา ซึ่งเป็นระบบบำบัดน้ำเสียแห่งแรก เมื่อปี พ.ศ.2535 พบว่า ลักษณะสมบัติของน้ำเสียที่เข้าระบบบำบัดน้ำเสียรวม กรุงเทพมหานครมีค่าต่ำกว่าค่าที่ใช้ในการออกแบบมาก ค่าบีโอดี (BOD) ออกแบบอยู่ในช่วง 100-200 มก./ล. แต่ค่าบีโอดี (BOD) ของน้ำเสียเข้ามีค่าเฉลี่ยในช่วงประมาณ 30-59 มก./ล. และค่าไนโตรเจนทั้งหมด (TN) ออกแบบอยู่ในช่วง 30-40 มก./ล. แต่ค่าไนโตรเจนทั้งหมดของน้ำเสียเข้ามีค่าเฉลี่ยในช่วง 7-16 มก./ล. (สำนักการระบายน้ำ, 2557) ซึ่งอาจเกิดจากหลายสาเหตุ เช่น ลักษณะของน้ำเสียที่เกิดขึ้นจากแหล่งกำเนิด ระบบท่อรวบรวมน้ำเสียที่เป็นแบบท่อรวมน้ำเสียและน้ำฝน (Combined Sewer System) คุณภาพการก่อสร้าง ระดับน้ำใต้ดิน หรือการเกิดการย่อยสลายในระบบท่อรวมน้ำเสีย ส่งผลให้การเดินระบบโดยเฉพาะอย่างยิ่งช่วงเริ่มเดินระบบ (Start up) ประสบกับปัญหาต้องใช้ระยะเวลายาวนานกว่าระบบจะเข้าสู่สภาวะคงตัวที่มีจุลชีพเพียงพอ และเหมาะสมในการเดินระบบ ทางกรุงเทพมหานครจึงมีความสนใจในระบบฟิล์มตรึง (Fixed Film) ซึ่งเหมาะกับน้ำเสียความเข้มข้นต่ำ โดยมีงานศึกษาของ JICA (พ.ศ.2554) ที่จะใช้ระบบฟิล์มตรึงกับระบบบำบัดน้ำเสียในกรุงเทพมหานคร ดังนั้นระบบบำบัดน้ำเสียรวมแห่งใหม่ที่อยู่ในระหว่างการออกแบบ คือ ระบบบำบัดน้ำเสียธนบุรี ซึ่งมีความสามารถในการบำบัดน้ำเสีย 160,000 ลบ.ม./วัน จึงเลือกใช้ระบบฟิล์มตรึงแบบ Moving Bed Biofilm Reactor (MBBR) ในช่วงทำการออกแบบ พบว่าปัจจุบันข้อมูลทั้งในด้านการออกแบบ และงานวิจัยระบบ MBBR เกือบทั้งหมดจะเป็นการใช้งานกับน้ำเสียความเข้มข้นค่อนข้างสูง การนำระบบ MBBR มาใช้กับน้ำเสียความเข้มข้นต่ำนั้นยังขาดข้อมูลอ้างอิง เพื่อใช้ในการออกแบบและเดินระบบ

จากข้อจำกัดในด้านข้อมูลการออกแบบดังกล่าวจึงเป็นที่มาของงานวิจัยนี้ เพื่อให้ได้มาซึ่งข้อมูลและข้อจำกัดของระบบ MBBR เมื่อใช้ในการบำบัดน้ำเสียจากระบบรวบรวมน้ำเสียในกรุงเทพมหานคร ซึ่งมีความเข้มข้นต่ำ เพื่อใช้ในการออกแบบและเป็นแนวทางในการควบคุมและเดินระบบบำบัดน้ำเสียรวมของกรุงเทพมหานครที่ใช้ระบบ MBBR

1.2 วัตถุประสงค์ของงานวิจัย

- เพื่อศึกษาผลของอัตราภาระสารอินทรีย์ต่อพื้นที่ตัวกลางที่มีผลต่อการทำงานของระบบ MBBR ในการบำบัดน้ำเสียความเข้มข้นต่ำ
- เพื่อศึกษาผลของเวลากักน้ำ (HRT) ที่มีผลต่อการทำงานของระบบ MBBR ในการบำบัดน้ำเสียความเข้มข้นต่ำ
- เพื่อศึกษาพฤติกรรมการทำงานของระบบ MBBR ในภาวะพลวัต (Dynamics)
- เพื่อหาค่าเวลากักน้ำต่ำที่สุดของระบบ MBBR ที่ทำให้ระบบเริ่มล้มเหลว

1.3 ขอบเขตงานวิจัย

งานวิจัยนี้ดำเนินการทดลองในระดับห้องปฏิบัติการด้วยระบบ MBBR ที่อุณหภูมิต้อง ณ ห้องปฏิบัติการ ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัยซึ่งมีขอบเขตของงานวิจัยดังนี้

- น้ำเสียที่ใช้ในการทดลองเป็นน้ำเสียสังเคราะห์ความเข้มข้นต่ำเลียนแบบลักษณะน้ำเสียชุมชนที่เข้าระบบบำบัดน้ำเสียรวมของกรุงเทพมหานคร มีความเข้มข้นบีโอดี 4 ค่า ได้แก่ 50, 75, 100 และ 200 มิลลิกรัมต่อลิตร
- ถังปฏิกรณ์ระบบ MBBR ขนาดห้องปฏิบัติการทำจากพลาสติกอะคริลิกขนาด 2 ลิตร จำนวน 2 ถังต่อกันแบบอนุกรม (ต่อชุดการทดลอง)
- ใช้ตัวกลางพลาสติกของบริษัท AQWISE พื้นที่ผิวประสิทธิภาพ (Effective Surface Area) 650 ตารางเมตรต่อลูกบาศก์เมตร
- ปริมาตรตัวกลางที่บรรจุลงถังปฏิกรณ์มีปริมาตร 50 เปอร์เซ็นต์ของปริมาตรถัง
- ตัวแปรอิสระที่ศึกษา คือ ค่าเวลาเก็บกักน้ำ และอัตราภาระสารอินทรีย์ต่อพื้นที่ตัวกลาง
- ตัวแปรตามที่ศึกษา คือ ค่าประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดี การกำจัดแอมโมเนีย (การเกิดกระบวนการไนตริฟิเคชัน) ปริมาณจุลชีพในระบบที่ภาวะคงตัว (Steady State) ปริมาณจุลชีพที่อยู่บนตัวกลางและที่แขวนลอยที่ภาวะคงตัว และปริมาณตะกอนส่วนเกิน

1.4 ประโยชน์ที่คาดว่าจะได้รับ

- ได้ข้อมูลอัตราการระเหยอินทรีย์ต่อพื้นที่ตัวกลางและเวลากักน้ำในถังปฏิกรณ์สำหรับใช้ในการออกแบบระบบ MBBR ในการบำบัดน้ำเสียความเข้มข้นต่ำ
- ได้ข้อมูลลักษณะการตกตะกอนที่เกิดขึ้นจากระบบ MBBR สำหรับการออกแบบถังตกตะกอนขั้นที่สอง
- ได้ข้อมูลปริมาณตะกอนส่วนเกินที่เกิดขึ้นในแต่ละอัตราการระเหยอินทรีย์ต่อพื้นที่ตัวกลางของระบบ MBBR สำหรับการออกแบบระบบกำจัดตะกอน
- เพิ่มความรู้ความเข้าใจในระบบ MBBR ในการบำบัดน้ำเสียความเข้มข้นต่ำทั้งที่สภาวะคงตัวและพลวัต เพื่อใช้ในการควบคุมและเดินระบบจริง



บทที่ 2

เอกสารและงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

2.1 ลักษณะสมบัติของน้ำเสียที่เข้าระบบบำบัดของกรุงเทพมหานคร

จากการทบทวนรายงานการศึกษาความเหมาะสมโครงการจ้างที่ปรึกษา สํารวจ และออกแบบระบบรวบรวมน้ำเสียและระบบบำบัดน้ำเสียธนบุรี ปี 2558 ค่าลักษณะสมบัติน้ำเสียที่เข้าระบบบำบัดน้ำเสียของกรุงเทพมหานครในปี 2556 ของโรงควบคุมคุณภาพน้ำสี่พระยา รัตนโกสินทร์ ดินแดง ช่งนนทรี ทุ่งครุ หนองแขม จตุจักร และบางซื่อที่เปิดดำเนินการแล้ว ซึ่งประกอบด้วยค่าบีโอดี (BOD) ค่าสารแขวนลอยทั้งหมด (TSS) ค่าไนโตรเจนทั้งหมด (TN) และค่าฟอสเฟตทั้งหมด (TP) พบว่า ค่าลักษณะสมบัติของน้ำเสียทั้ง 7 แห่ง โดยไม่นำข้อมูลของระบบบำบัดน้ำเสียโครงการศูนย์การศึกษาและอนุรักษ์สิ่งแวดล้อมบางซื่อมาพิจารณา เนื่องจากเพิ่งเริ่มเดินระบบเมื่อเดือนพฤศจิกายน 2556 โดยผลการศึกษามีรายละเอียดดังนี้

- ค่าบีโอดี (BOD) ของโรงควบคุมคุณภาพน้ำมีค่าเฉลี่ยอยู่ในช่วง 30.66-58.77 มก./ล. โดยค่าเฉลี่ยของโรงควบคุมคุณภาพน้ำดินแดง ช่งนนทรี ทุ่งครุ สี่พระยา รัตนโกสินทร์ หนองแขม และจตุจักร มีค่าเท่ากับ 39.33, 31.17, 30.66, 56.73, 58.77, 41.25 และ 34.54 มก./ล. ตามลำดับ
- ค่าสารแขวนลอยทั้งหมด (TSS) ของโรงควบคุมคุณภาพน้ำมีค่าเฉลี่ยอยู่ในช่วง 33.41-103.68 มก./ล. โดยค่าเฉลี่ยของโรงควบคุมคุณภาพน้ำดินแดง ช่งนนทรี ทุ่งครุ สี่พระยา รัตนโกสินทร์ หนองแขม และจตุจักร มีค่าเท่ากับ 43.10, 33.41, 51.96, 103.68, 43.50, 89.90 และ 48.39 มก./ล. ตามลำดับ
- ค่าไนโตรเจนทั้งหมด (TN) ของโรงควบคุมคุณภาพน้ำมีค่าเฉลี่ยอยู่ในช่วง 6.94-17.52 มก./ล. โดยค่าเฉลี่ยของโรงควบคุมคุณภาพน้ำดินแดง ช่งนนทรี ทุ่งครุ สี่พระยา รัตนโกสินทร์ หนองแขม และจตุจักร มีค่า 17.52, 12.14, 10.10, 9.92, 6.94, 11.27 และ 14.42 มก./ล. ตามลำดับ
- ค่าฟอสเฟตทั้งหมด (TP) ของโรงควบคุมคุณภาพน้ำมีค่าเฉลี่ยอยู่ในช่วง 1.47-2.29 มก./ล. โดยค่าเฉลี่ยของโรงควบคุมคุณภาพน้ำดินแดง ช่งนนทรี ทุ่งครุ สี่พระยา หนองแขม และจตุจักร มีค่า 1.85, 1.75, 1.59, 1.47, 1.74, และ 2.29 มก./ล. ตามลำดับ

การพิจารณาข้อมูลน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบบำบัดน้ำเสียของโรงควบคุมคุณภาพน้ำต่างๆ ของกรุงเทพมหานคร เพื่อนำมาใช้กำหนดเป็นค่าในการออกแบบสำหรับโครงการระบบบำบัดน้ำเสียธนบุรี นั้น บริษัทที่ปรึกษาได้รวบรวมข้อมูลลักษณะน้ำเสียของโรงควบคุมคุณภาพน้ำที่เปิดอยู่ในปัจจุบันมา

เปรียบเทียบเพื่อใช้กำหนดช่วงในการออกแบบสำหรับโครงการ โดยค่าที่นำมาพิจารณาประกอบด้วย บีโอดี ของแข็งแขวนลอย ไนโตรเจนทั้งหมด และฟอสฟอรัสทั้งหมด แต่เนื่องจากที่มาของข้อมูล โรงควบคุมคุณภาพน้ำสี่พระยาและรัตนโกสินทร์ ใช้ข้อมูลแบบเก็บรายเดือน ซึ่งต่างจากโรงควบคุมคุณภาพน้ำขนาดใหญ่ 5 โรง คือ ดินแดง จตุจักร หนองแขม ทุ่งครุ และช่องนนทรี มีการเก็บวิเคราะห์ข้อมูลแบบรายวันจึงมีความคลาดเคลื่อนของข้อมูลน้อยกว่า อีกทั้ง โครงการบำบัดน้ำเสียธนบุรีมีขีดความสามารถในการบำบัดใกล้เคียงกับโรงควบคุมคุณภาพน้ำขนาดใหญ่ 5 โรง ดังนั้น ในการกำหนดค่าออกแบบสำหรับโครงการธนบุรีจึงใช้ข้อมูลของโรงควบคุมคุณภาพน้ำขนาดใหญ่ 5 โรง ดังกล่าวมาเป็นค่าออกแบบโครงการ ซึ่งเมื่อพิจารณาข้อมูลลักษณะน้ำเสียของโรงควบคุมคุณภาพน้ำ ดินแดง จตุจักร หนองแขม ทุ่งครุ และช่องนนทรี โดยนำค่ามัธยฐานของข้อมูล (Median) รวมกับค่าเบี่ยงเบนมาตรฐานของข้อมูล (Standard Deviation, SD.) และคิด Safety Factor (20%) จะได้เป็นค่าสำหรับใช้ในการออกแบบระบบบำบัดน้ำเสียโครงการธนบุรี สรุปได้ดังตารางที่ 2.1 ค่าลักษณะสมบัติของน้ำเสียที่ใช้ในการออกแบบนี้จะใช้เป็นกรอบในการวางแผนการทดลองในงานวิจัยนี้

ตารางที่ 2.1 ค่าลักษณะน้ำเสียที่ใช้ในการออกแบบกระบวนการบำบัดน้ำเสียของโครงการธนบุรี

พารามิเตอร์	หน่วย	Median	SD	Med.+SD	SF (0.2)	ค่าที่ใช้
BOD	mg/L	40	14	54	10.8	100 (Max.) 60 (Avg.)
Total Nitrogen	mgN/L	17.24	1.14	18.38	3.68	23
Total Phosphorus	mgP/L	2.23	0.65	2.88	0.58	4

จะเห็นได้ว่าน้ำเสียกรุงเทพมหานครมีความเข้มข้นต่ำ ซึ่งสาเหตุมาจากหลายปัจจัย เช่น แหล่งกำเนิดน้ำเสียเอง โดยน้ำเสียมีการผ่านการบำบัดโดยบ่อเกรอะหรือระบบบำบัดน้ำเสียของอาคารแล้วก่อนถูกปล่อยลงสู่ท่อรวบรวมน้ำเสียกรุงเทพมหานคร ท่อรวบรวมมีขนาดใหญ่เนื่องจากเป็นระบบรวบรวมน้ำเสียแบบท่อรวม (Combined System) ซึ่งออกแบบเพื่อรองรับน้ำฝน ส่งผลให้ความเร็วในเส้นท่อต่ำจึงเกิดการย่อยสลายขึ้นในเส้นท่อ คุณภาพการก่อสร้าง รวมถึงมีการซึมของน้ำใต้ดินเข้าสู่เส้นท่อในช่วงฤดูฝนที่ระดับน้ำใต้ดินสูง ด้วยเหตุนี้เมื่อน้ำเสียถูกรวบรวมเข้าสู่ระบบบำบัดจึงมีความเข้มข้นของน้ำเสียที่ค่อนข้างต่ำ นอกจากนี้ระบบบำบัดน้ำเสียกรุงเทพมหานครมักต้องเผชิญกับปัญหาการเปลี่ยนแปลงภาระทางชลศาสตร์ที่สูง (Hydraulic Shock Load) ซึ่งระบบบำบัดน้ำเสียแบบฟิล์มชีวภาพชนิดตัวกลางเคลื่อนที่ น่าจะเป็นทางเลือกที่น่าสนใจในการพัฒนาเทคโนโลยีบำบัดน้ำเสียของกรุงเทพมหานคร

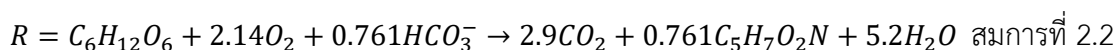
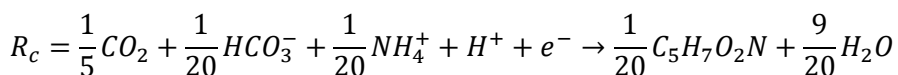
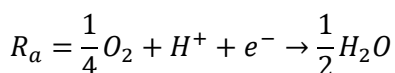
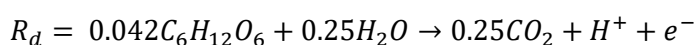
2.2 ปริมาณสารสัมพันธ์ (Stoichiometry) ของกระบวนการบำบัดสารอินทรีย์แบบใช้อากาศ และกระบวนการไนตริฟิเคชัน

ปริมาณสารสัมพันธ์ของกระบวนการทางชีวภาพสามารถใช้ในการคาดการณ์ปริมาณตะกอนจุลชีพที่เกิดขึ้นจากกระบวนการบำบัดทางชีวภาพ ปริมาณออกซิเจนที่ต้องการ รวมถึงปริมาณสารตั้งต้นและผลิตภัณฑ์ที่เกิดขึ้นได้ โดยปริมาณสารสัมพันธ์ของกระบวนการบำบัดทางชีวภาพมีความสัมพันธ์กับปฏิกิริยารีดอกซ์ ซึ่งเป็นปฏิกิริยาการให้และรับอิเล็กตรอน สมการปริมาณสารสัมพันธ์ของกระบวนการทางชีวภาพ ประกอบด้วย สมการครึ่งปฏิกิริยาของตัวให้อิเล็กตรอน ตัวรับอิเล็กตรอน และการสร้างเซลล์ แสดงดังสมการที่ 2.1 โดยในการศึกษาครั้งนี้ประกอบด้วย 2 ปฏิกิริยา คือ กระบวนการบำบัดสารอินทรีย์โดยใช้ออกซิเจน และกระบวนการไนตริฟิเคชัน โดยมีรายละเอียดดังนี้

$$R = R_d + f_e R_a + f_s R_c \quad \text{สมการที่ 2.1}$$

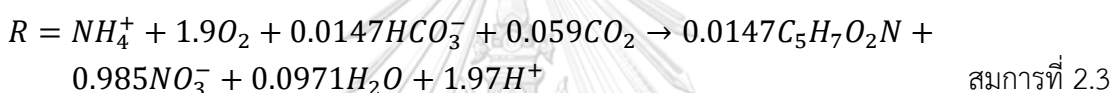
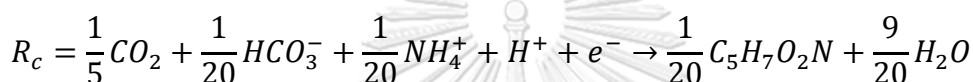
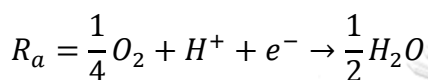
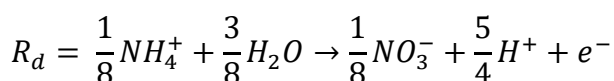
2.2.1 กระบวนการบำบัดสารอินทรีย์แบบใช้อากาศ

การบำบัดสารอินทรีย์โดยจุลชีพกลุ่มใช้ออกซิเจน ในการทดลองครั้งนี้ใช้กลูโคสเป็นตัวให้อิเล็กตรอน และออกซิเจนเป็นตัวรับอิเล็กตรอน ครึ่งสมการของปฏิกิริยาอ้างอิงจาก (Metcalf และ Eddy, 2014) ค่า Yield ของจุลชีพแบบใช้อากาศเท่ากับ 0.45 ก.VSS/ก.ซีโอดี (Metcalf และ Eddy, 2014) ดังนั้นจะได้ค่า $f_s = 0.639$ และค่า $f_e = 0.361$ โดยสามารถเขียนสมการแสดงปริมาณสารสัมพันธ์ของปฏิกิริยาการบำบัดสารอินทรีย์แบบใช้อากาศได้ดังสมการที่ 2.2



2.2.2 กระบวนการไนตริฟิเคชัน

กระบวนการไนตริฟิเคชัน ประกอบด้วยแอมโมเนียเป็นตัวให้อิเล็กตรอน และออกซิเจนเป็นตัวรับอิเล็กตรอน ค่า Yield มีค่า 0.12 ก.VSS/ก.แอมโมเนียไนโตรเจน ดังนั้นจะได้ค่า $f_s = 0.0373$ และค่า $f_e = 0.963$ สามารถเขียนสมการแสดงปริมาณสารสัมพันธ์ของปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันได้ดังสมการที่ 2.3



2.3 กระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบจุลชีพเกาะติดผิวตัวกลาง (Attached Growth)

กระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบจุลชีพเกาะติดผิวตัวกลางเป็นกระบวนการที่ใช้ถังปฏิกรณ์ซึ่งภายในถังบรรจุตัวกลางที่มีฟิล์มชีวภาพเกาะอยู่บนพื้นผิว และกำจัดสารอาหารออกจากน้ำเสียที่ไหลผ่านฟิล์มชีวภาพ ถังปฏิกรณ์ฟิล์มชีวภาพเป็นระบบที่มีส่วนประกอบในระบบเป็นแบบไม่เป็นเนื้อเดียวกัน (Heterogeneous) เนื่องจากไม่ได้รับการกวนน้ำอย่างสมบูรณ์ (Completely Mixed) จึงทำให้ต้องมีการขนส่งสารอาหารต่างๆ จากน้ำไปให้กับจุลชีพที่อยู่ในฟิล์มชีวภาพ ซึ่งลักษณะเช่นนี้ทำให้การตอบสนองของระบบต่อสิ่งแวดล้อมแตกต่างจากระบบที่มีส่วนประกอบภายในเป็นเนื้อเดียวกัน (Homogeneous) ซึ่งมีจุลชีพกระจายอยู่อย่างสม่ำเสมอที่ให้อาจถือได้ว่า ปฏิกิริยาเกิดขึ้นในสถานะเฟสเดียว โดยคิดว่าไม่มีแรงต้านทานการถ่ายเทหรือขนส่งสารอาหาร ซึ่งอาจกล่าวได้ว่าความเข้มข้นของสารอาหารที่จุลชีพใช้มีค่าเท่ากับความเข้มข้นสารอาหารที่อยู่ในน้ำ ในทางตรงกันข้ามภายในถังปฏิกรณ์แบบฟิล์มชีวภาพต้องการการขนส่งสารอาหารจากน้ำไปให้จุลชีพซึ่งอยู่ในฟิล์มชีวภาพ ทำให้ความเข้มข้นของสารอาหารที่จุลชีพใช้มีค่าต่ำกว่าความเข้มข้นในน้ำ แต่เนื่องจากอัตราเร็วของปฏิกิริยาทางชีวภาพ ถูกกำหนดโดยความเข้มข้นของสารอาหารที่อยู่รอบจุลชีพ จึงมีความจำเป็นที่จะต้องพิจารณาถึงการขนส่งสารอาหารจากภายนอกเข้าสู่ภายในฟิล์มชีวภาพ พร้อมๆ กับการพิจารณาการเกิดปฏิกิริยาของจุลชีพเมื่อใช้อาหาร (มันสิน ตันกุลเวศม์, 2525)

2.3.1 รูปแบบของกระบวนการ

รูปแบบของกระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบจุลชีพเกาะติดผิวตัวกลางสามารถแบ่งได้หลายประเภท ได้แก่ กระบวนการใช้อากาศที่ 1) การเจริญเติบโตแบบจุลชีพเกาะติดผิวตัวกลางไม่จุ่มอยู่ในน้ำ 2) แบบตัวกลางมีการจุ่มในน้ำบางส่วน 3) แบบตัวกลางไม่จุ่มอยู่ในน้ำร่วมกับระบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ 4) แบบตัวกลางจุ่มอยู่ในน้ำทั้งหมด และ 5) แบบระบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ที่มีการใส่ตัวกลางในถัง โดยทุกแบบจะมีลักษณะที่คล้ายกันดังนี้

1. การเจริญเติบโตของจุลชีพยึดติดบนผิวตัวกลาง
2. การกำจัดตะกอนส่วนเกินโดยการตกตะกอนเนื่องจากเกิดการหลุดลอก (Sloughing) ของจุลชีพบนตัวกลาง หรือจากการทำความสะอาดด้วยการล้างย้อนตัวกลาง
3. ต้องการการเติมอากาศจากการไหลของอากาศผ่านช่องว่างระหว่างตัวกลางในระบบที่ตัวกลางไม่จมน้ำ หรือใช้หัวกระจายอากาศสำหรับเติมอากาศในระบบที่ตัวกลางจมน้ำทั้งแบบตัวกลางยึดติดกับที่หรือตัวกลางเคลื่อนที่ได้
4. ต้องมีระบบกระจายน้ำเสียเข้า เพื่อให้เกิดการสัมผัสระหว่างน้ำเสียและตัวกลางอย่างทั่วถึง
5. ต้องมีระบบรวบรวมน้ำที่ผ่านการบำบัดแล้ว

เมื่อใช้ตัวกลางมีขนาดเล็กและมีพื้นที่ผิวจำเพาะต่อปริมาตรสูง พื้นที่ผิวสำหรับให้จุลชีพยึดเกาะต่อหน่วยปริมาตรของถังจะเพิ่มขึ้นทำให้มวลจุลชีพต่อปริมาตรถึงมีค่าสูง ถึงปฏิกิริยาจึงมีขนาดเล็กลงได้ แต่ความต้องการออกซิเจนต่อหน่วยปริมาตรก็จะเพิ่มมากขึ้น ซึ่งการใช้การเติมออกซิเจนโดยการไหลของอากาศผ่านตัวกลางตามธรรมชาติ หรือการเป่าอากาศผ่านตัวกลางไม่สามารถเติมออกซิเจนได้เพียงพอกับความต้องการของระบบ ดังนั้นการแก้ปัญหานี้จะใช้ตัวกลางแบบจุ่มอยู่ในน้ำ ร่วมกับการใช้ระบบเติมอากาศใต้น้ำซึ่งจะสามารถแก้ไขปัญหานี้ได้ (Metcalf และ Eddy, 2014)

2.3.1.1 กระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบใช้อากาศชนิดจุลชีพเกาะติดผิวตัวกลางซึ่งไม่จุ่มอยู่ในน้ำ (Nonsubmerged attached growth aerobic process)

กระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบใช้อากาศชนิดจุลชีพเกาะติดผิวตัวกลางซึ่งไม่จุ่มอยู่ในน้ำ เช่น ระบบบำบัดน้ำเสียแบบโปรยกรอง (Trickling filter) เป็นระบบที่ใช้ตัวกลางให้เป็นที่ยึดเกาะของจุลชีพ น้ำเสียจะถูกปล่อยให้ไหลจากข้างบนในลักษณะเป็นแบบการโปรยให้เกิดการไหลเป็นแผ่นบางๆ ผ่านชั้นตัวกลางที่มีฟิล์มจุลชีพเกาะและเจริญเติบโตอยู่ โดยจุลชีพจะใช้สารอินทรีย์ที่มากับน้ำเสียเป็นอาหาร และได้รับออกซิเจนจากอากาศที่ไหลผ่านโดยรอบ ส่วนมากนิยมใช้ระบบบำบัดน้ำเสียแบบโปรยกรองเป็นระบบบำบัดน้ำเสียขั้นต้น (Primary Treatment) ก่อนเข้าสู่ระบบบำบัด

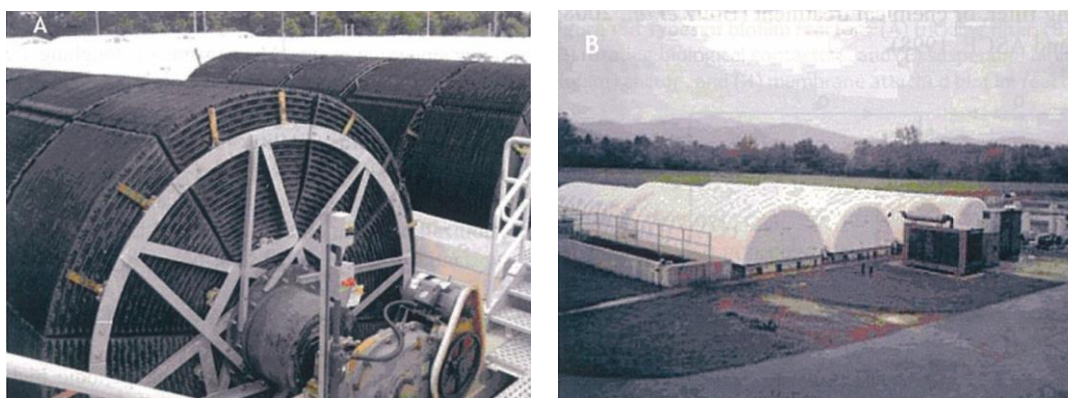
น้ำเสียขั้นที่สอง (Secondary Treatment) ทั้งนี้ระบบบำบัดน้ำเสียแบบโปรยกรองมีข้อพึงระวัง คือ น้ำเสียที่จะเข้าสู่ระบบควรผ่านการตกตะกอนมาก่อน เพื่อไม่ให้ตะกอนอินทรีย์เข้ามาสะสมอยู่ภายในระบบ ซึ่งจะทำให้ระบบทำงานได้ไม่มีประสิทธิภาพ โดยระบบบำบัดน้ำเสียแบบโปรยกรองแสดงดังรูปที่ 2.1



รูปที่ 2.1 ระบบบำบัดน้ำเสียแบบโปรยกรอง (ที่มา : Henze, Loosdrecht และคณะ, 2008)

2.3.1.2 กระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบใช้อากาศชนิดจุลชีพเกาะติดผิวตัวกลางซึ่งจุ่มในน้ำบางส่วน (Partially submerged attached growth aerobic process)

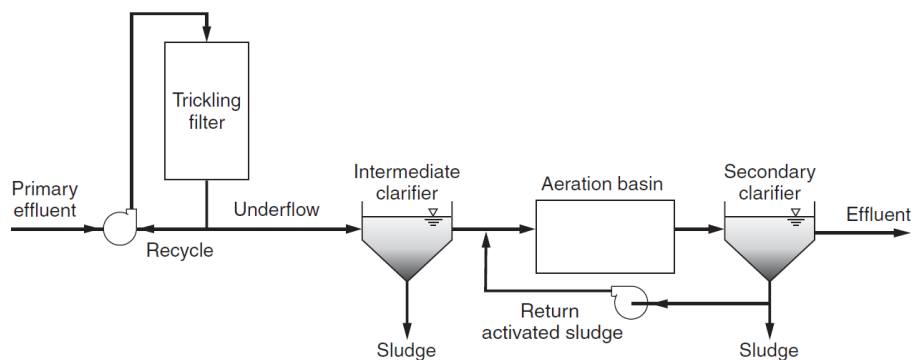
กระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบใช้อากาศชนิดจุลชีพเกาะติดผิวตัวกลางซึ่งจุ่มอยู่ในน้ำบางส่วน เช่น ระบบบำบัดน้ำเสียแบบจานหมุนชีวภาพ (Rotating Biological Contactor, RBC) โดยจุลชีพจะเกาะและเจริญเติบโตอยู่บนแผ่นจานที่หมุนช้าๆ ซึ่งวางอยู่ในถังปฏิกรณ์ ส่วนของจานหมุนที่อยู่พ้นน้ำจะได้รับออกซิเจนโดยตรงจากอากาศ ระบบ RBC แสดงดังรูปที่ 2.2



รูปที่ 2.2 ระบบบำบัดน้ำเสียแบบจานหมุนชีวภาพ (ที่มา : Henze, Loosdrecht และคณะ, 2008)

2.3.1.3 กระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบใช้อากาศชนิดจุลชีพเกาะติดผิวตัวกลางซึ่งไม่จุ่มอยู่ในน้ำ ร่วมกับระบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ (Sequential nonsubmerged attached growth-activated sludge)

ระบบบำบัดน้ำเสียแบบโปรยกรองสามารถนำมาใช้ร่วมกับระบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ได้ โดยติดตั้งระบบโปรยกรองแล้วตามด้วยระบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ แสดงดังรูปที่ 2.3 เพื่อใช้ประโยชน์จากข้อดีของทั้งสองระบบ โดยระบบโปรยกรองจะทำหน้าที่กำจัดบีโอดีบางส่วน จากนั้นน้ำเสียจึงถูกส่งต่อไปยังระบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์เพื่อบำบัดต่อไป โดยพลังงานที่ต้องการเพื่อการกำจัดบีโอดีของระบบชนิดจุลชีพเกาะติดผิวตัวกลาง (Attached growth) อยู่ที่ 20-40% ของพลังงานที่ต้องการสำหรับกำจัดบีโอดีในระบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ (Biesinger, G. และคณะ, 1980)



รูปที่ 2.3 ระบบโปรยกรองตามด้วยระบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ (ที่มา : Metcalf และ Eddy, 2014)

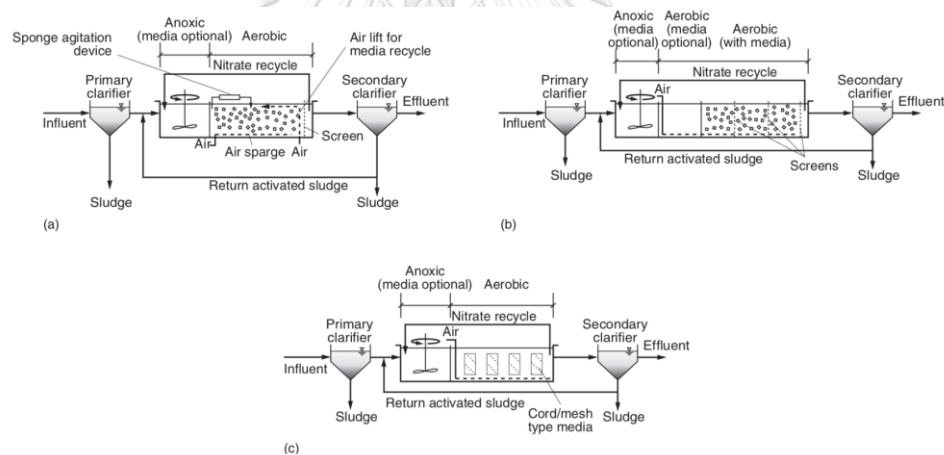
2.3.1.4 กระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบใช้อากาศชนิดจุลชีพเกาะติดผิวตัวกลางจุ่มอยู่ในน้ำทั้งหมด (Submerged attached growth process)

กระบวนการบำบัดน้ำเสียชนิดจุลชีพเกาะติดผิวตัวกลางจุ่มอยู่ในน้ำทั้งหมด เช่น ระบบ MBBR ซึ่งประกอบด้วยตัวกลางพลาสติกที่จุลชีพยึดเกาะอยู่ถูกกวนผสมโดยระบบเติมอากาศเพื่อให้ตัวกลางเคลื่อนที่ไปทั่วถึงปฏิกิริยา โดยระบบนี้ถูกพัฒนาขึ้นครั้งแรกที่ประเทศนอร์เวย์ (Ødegaard, 2006) ข้อดีที่เด่นชัดของระบบที่จุลชีพเกาะติดแบบจุ่มอยู่ในน้ำทั้งหมด คือ ต้องการพื้นที่น้อย โดยใช้พื้นที่น้อยลงประมาณ 1/2-1/3 ของพื้นที่ที่ต้องการสำหรับระบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ ส่วนข้อดีอื่นๆ เมื่อเทียบกับระบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ คือ สามารถใช้กับน้ำเสียที่มีความเข้มข้นต่ำ และไม่มีปัญหาในการตกตะกอนจากปัญหาตะกอนไม่จมตัว (Sludge Bulking) เหมือนระบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์

2.3.1.5 กระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ที่มีตัวกลาง

ระบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ที่มีการใส่ตัวกลางเข้าไปในถังเดิมอากาศเพื่อให้จุลชีพยึดเกาะ โดยตัวกลางที่ใส่เข้าไปไม่ได้หลายแบบ เช่น ใส่ตัวกลางที่มีลักษณะแขวนลอยอยู่กับน้ำ หรือตัวกลางชนิดที่ยึดอยู่กับที่ในถังเดิมอากาศ โดยระบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ที่มีการใส่ตัวกลางลงไปถังเดิมอากาศ มีชื่อเรียกว่า ระบบ IFAS (Integrated Fixed Film Activated Sludge) แสดงดังรูปที่ 2.4 ซึ่งเป็นระบบที่ดีขึ้นกว่าระบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ดังนี้

1. เพิ่มความสามารถของระบบ สามารถรับภาระได้มากขึ้น
2. ระบบมีเสถียรภาพมากขึ้น
3. ลดปริมาณการเกิดตะกอน
4. ลดภาระของแข็งในถังตกตะกอนขั้นที่สอง
5. ค่าเดินระบบและบำรุงรักษาระบบไม่เพิ่ม



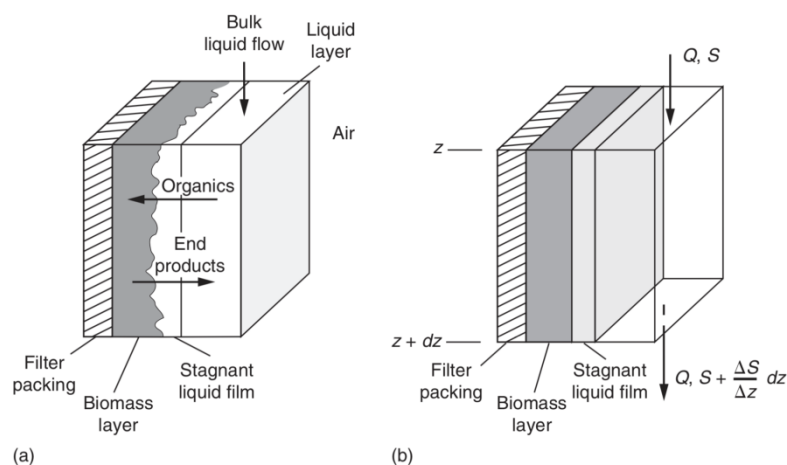
รูปที่ 2.4 ระบบ IFAS (a) ตัวกลางฟองน้ำแขวนลอย, (b) ตัวกลางพลาสติกแขวนลอย และ (c) ตัวกลางชนิดอยู่กับที่ (ที่มา : Metcalf และ Eddy, 2014)

2.3.2 การกำจัดสารอาหารในกระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบจุลชีพเกาะติดผิวตัวกลาง

ในกระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบจุลชีพเกาะติดผิวตัวกลางนั้น ในฟิล์มชีวภาพจะประกอบด้วย จุลชีพ (Biomass) สารที่เป็นของแข็ง (Particulate Substance) และ EPS (Extracellular Polymeric Substance) ยึดติดอยู่บนผิวหน้าของตัวกลาง ในกระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบจุลชีพแขวนลอยในน้ำนั้น อัตราการเจริญเติบโตและใช้สารอาหารจะขึ้นอยู่กับความเข้มข้น

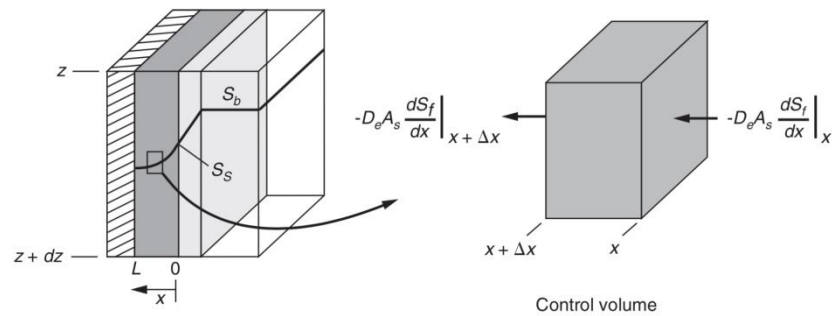
ของสารอาหารที่ละลายอยู่ในน้ำ (Bulk Liquid) แต่ในกระบวนการแบบจุลชีพเกาะติดผิวตัวกลาง อัตราการเจริญเติบโตและใช้สารอาหารจะขึ้นกับความเข้มข้นสารอาหารในฟิล์มชีวภาพ ไม่ใช่ความเข้มข้นที่ละลายอยู่ในน้ำ

ฟิล์มชีวภาพจะมีความหนาอยู่ในช่วง 100 μm -10 mm. ขึ้นอยู่กับสภาวะการเจริญเติบโตและชลพลศาสตร์ (Hydrodynamics) ของระบบ (WEF, 2000) ชั้นของเหลวที่อยู่กับที่ (Stagnant Liquid Layer) หรือชั้นแพร่ผ่าน (Diffusion Layer) จะทำหน้าที่แยกชั้นฟิล์มชีวภาพออกจากของเหลวที่ไหลอยู่รอบ (Bulk Liquid) ผิวฟิล์มชีวภาพแสดงดังภาพที่ 2.5 (a) สารอาหาร ออกซิเจน และธาตุอาหาร จะแพร่ผ่านชั้นของเหลวที่อยู่กับที่ไปยังฟิล์มชีวภาพ และผลที่ได้จากการย่อยสลายทางชีวภาพ (End Products) ในฟิล์มชีวภาพก็จะแพร่ไปสู่ของเหลวที่อยู่รอบๆ ผ่านทางชั้นของเหลวที่อยู่กับที่



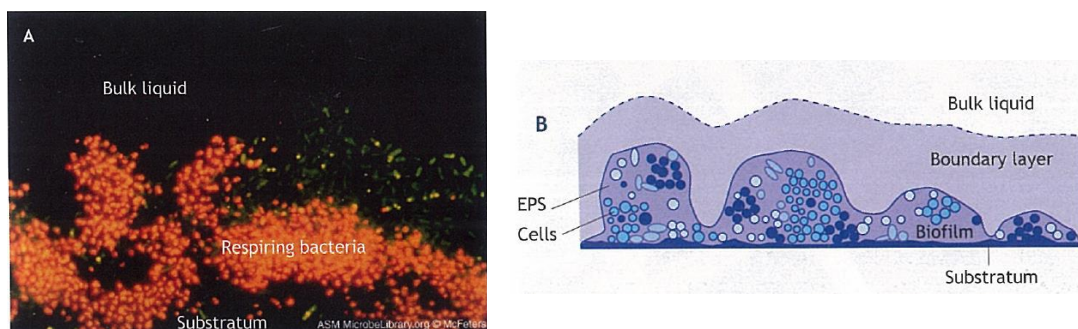
รูปที่ 2.5 รูปตัดชั้นฟิล์มชีวภาพในถังปฏิกิริยา (a) ภาพจริง และ (b) ภาพจำลองอย่างง่าย (ที่มา : Metcalf และ Eddy, 2014)

ความเข้มข้นของสารอาหารที่ผิวหน้าของชั้นฟิล์มชีวภาพ (SS) ซึ่งแสดงในรูปที่ 2.6 จะมีค่าลดลงตามความลึกจากผิวหน้าของฟิล์มชีวภาพ เนื่องจากการแพร่ของสารอาหารเข้าสู่ชั้นฟิล์มชีวภาพภายใน และการที่สารอาหารถูกใช้ตลอดระยะทางที่แพร่ผ่านตามความลึก เป็นผลให้กระบวนการจะเป็นแบบมีขีดจำกัดที่การแพร่ผ่าน (Diffusion Limited) ความเข้มข้นของสารอาหารและออกซิเจนในชั้นฟิล์มชีวภาพ จะมีค่าต่ำกว่าความเข้มข้นในของเหลวที่อยู่โดยรอบ (S_b) และจะมีค่าเปลี่ยนแปลงตามความลึกของชั้นฟิล์ม และอัตราการใช้สารอาหารของจุลชีพในชั้นฟิล์มชีวภาพ โดยที่อัตราการใช้สารอาหารโดยรวมทั้งหมดในฟิล์มชีวภาพ จะมีค่าน้อยกว่าการคำนวณโดยใช้ค่าความเข้มข้นสารอาหารในน้ำ



รูปที่ 2.6 ความเข้มข้นของสารอาหารในชั้นฟิล์มชีวภาพ (ที่มา : Metcalf และ Eddy, 2014)

ปริมาณสารอาหารทั้งหมดที่ถูกใช้ต่อหน่วยของพื้นที่ที่รูปตัดของฟิล์มชีวภาพ จะต้องมาจากการแพร่ผ่านชั้นของเหลวที่อยู่กับที่ อัตราการถ่ายเทมวลของสารอาหารจะแสดงในรูปของฟลักซ์ต่อพื้นที่ ซึ่งมีหน่วยเป็น มวลต่อพื้นที่ต่อเวลา ($\text{g}/\text{m}^2\text{-d}$) ชั้นของฟิล์มชีวภาพไม่ใช่เป็นรูปทรงแผ่นระนาบผิวเรียบเหมือนที่แสดงในรูปที่ 2.5 (b) ในความเป็นจริงนั้นชั้นฟิล์มชีวภาพจะมีโครงสร้างที่ไม่สม่ำเสมอและซับซ้อนมาก มีลักษณะเป็นชิ้นส่วนหรือก้อนยื่นออกมาจากผิวหน้าแบบไม่สม่ำเสมอคล้ายกับยอดเขาและหุบเขาดังแสดงในรูปที่ 2.7 และเชื่อว่าจะมีโพรงทั้งในแนวตั้งและแนวนอนทั่วชั้นฟิล์มชีวภาพ เพื่อให้ของเหลวไหลผ่าน ในฟิล์มชีวภาพนั้นมวลจุลชีพจะมีความหนาแน่นสูง โดยที่ความหนาแน่นของมวลจุลชีพในฟิล์มชีวภาพ อาจมีค่าต่างๆ กันที่ความลึกหรือตำแหน่งต่างๆ ในฟิล์มชีวภาพ ค่าของแข็งแขวนลอยระยะเหยได้ (VSS) ในฟิล์มชีวภาพมีค่าอยู่ในช่วง 40-100 g/L การเจริญเติบโตของฟิล์มชีวภาพที่ตัวกลางจะเป็นแบบไม่สม่ำเสมอ เนื่องจากเกิดการหลุดลอก (Sloughing) ออกเป็นช่วงๆ รวมถึงผลจากภาวะชลพลศาสตร์ และลักษณะรูปร่างของตัวกลางพลาสติกที่ฟิล์มชีวภาพเกาะอยู่ (Hinton และ Stensel, 1994)

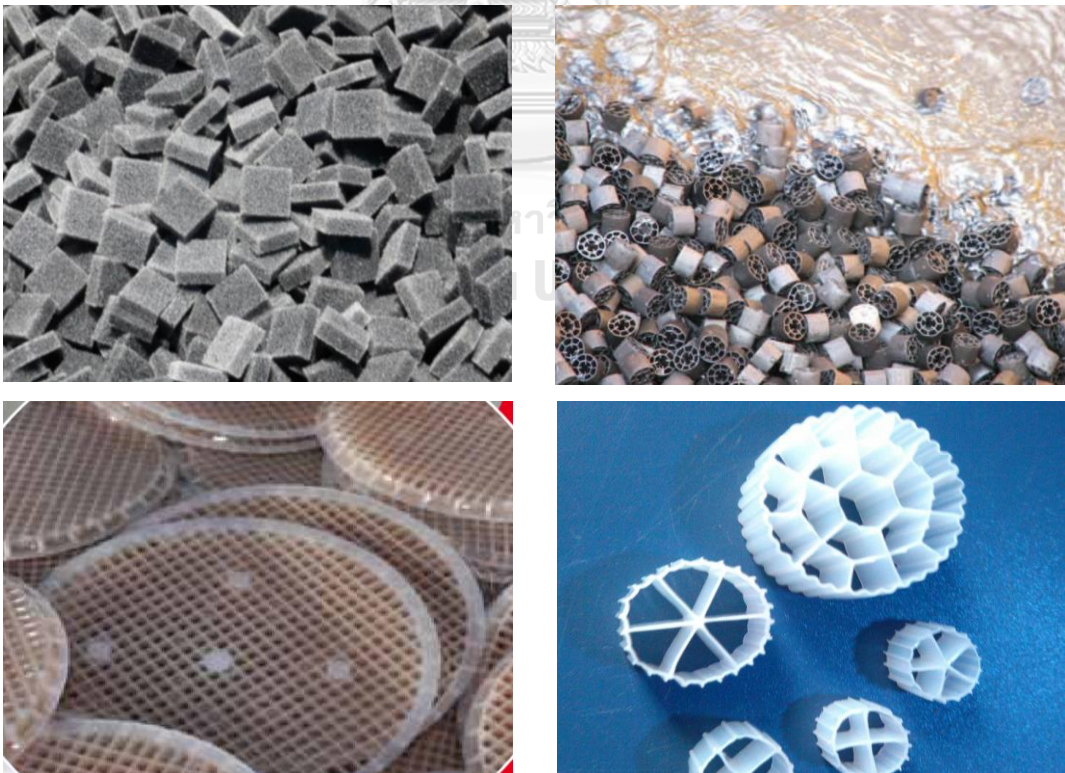
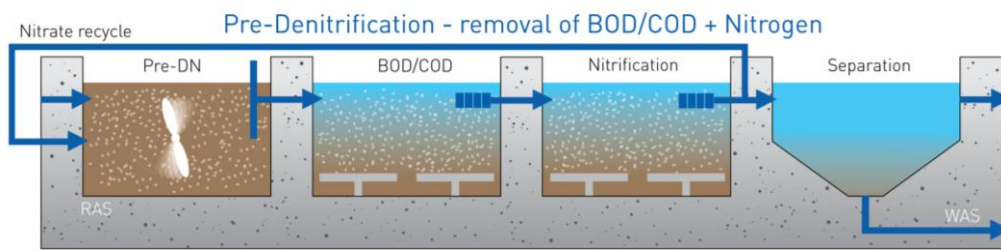


รูปที่ 2.7 ลักษณะของชั้นฟิล์มชีวภาพ (ที่มา : Henze, Loosdrecht และคณะ, 2008)

2.4 ถังปฏิกรณ์ฟิล์มชีวภาพชนิดตัวกลางเคลื่อนที่ (Moving Bed Biofilm Reactor, MBBR)

2.4.1 ทิวไป

ระบบบำบัดน้ำเสียแบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพชนิดตัวกลางเคลื่อนที่ (Moving Bed Biofilm Reactor, MBBR) เป็นระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพที่อาศัยคุณสมบัติของจุลินทรีย์แบบยึดกับตัวกลาง (Attached Growth) ซึ่งโดยทั่วไปจะมีองค์ประกอบของระบบ ประกอบด้วย ถังเติมอากาศที่บรรจุด้วยวัสดุตัวกลางยึดเกาะ (Media) ทำหน้าที่เป็นตัวกลางให้จุลชีพมาเกาะติด และตามด้วยถังตกตะกอนเหมือนระบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ทั่วไป ตะกอนที่กั้นถึงตกตะกอนจะเป็นเศษตะกอนที่หลุด (Sloughing) ออกจากตัวกลางยึดเกาะ ซึ่งตะกอนส่วนนี้จะถูกทิ้งและส่งไปจัดการต่อในกระบวนการกำจัดตะกอนต่อไป ระบบบำบัดน้ำเสียแบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพชนิดตัวกลางเคลื่อนที่แสดงดังรูปที่ 2.8



รูปที่ 2.8 ระบบบำบัดน้ำเสียแบบ Moving Bed Bioreactor (MBBR)

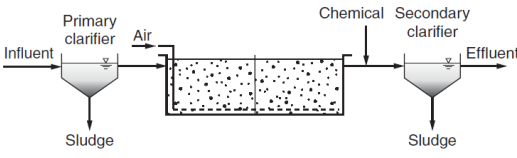
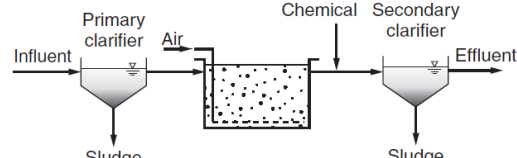
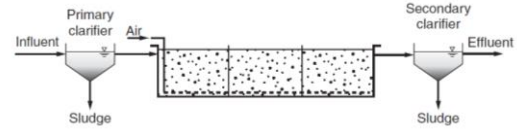
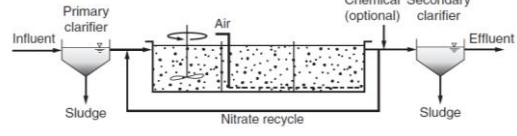
เนื่องด้วยการเกาะตัวของจุลชีพบนพื้นผิวตัวกลาง ซึ่งมีพื้นที่ผิวจำเพาะต่อปริมาตรสูง ทำให้ระบบ MBBR สามารถเพิ่มปริมาณจุลชีพที่ใช้ในการย่อยสลายสารอาหารทางชีวภาพภายในถังเติมอากาศให้มีปริมาณจุลชีพมากกว่าระบบแอกทิเวเตดสลัดจ์ทั่วไปได้ จึงทำให้ถังเติมอากาศที่ต้องการมีขนาดเล็กลง ช่วยให้ประหยัดพื้นที่ อีกทั้งระบบนี้ยังสามารถใช้ในการกำจัดสารอินทรีย์ และไนโตรเจนทางชีวภาพได้เป็นอย่างดี (Metcalf และ Eddy, 2014)

โดยทั่วไปแล้วการใช้ตัวกลางเพื่อเพิ่มปริมาณจุลชีพ มักถูกเลือกใช้ในการเพิ่มประสิทธิภาพของระบบแอกทิเวเตดสลัดจ์ที่มีอยู่เดิมโดยการเติมตัวกลางที่ให้จุลชีพยึดเกาะลงไปในถังเติมอากาศของระบบเดิม ตะกอนส่วนที่แขวนลอยที่ออกจากถังเติมอากาศจะตกตะกอนในถังตกตะกอนชั้นที่สอง ส่วนหนึ่งจะเวียนกลับมาที่หัวถังเติมอากาศ เพื่อรักษาความเข้มข้นจุลชีพแบบแขวนลอยในระบบ ตะกอนบางส่วนจะทิ้งออกจากถังตกตะกอน เพื่อควบคุมอายุตะกอนในระบบในส่วนของจุลชีพแบบแขวนลอยในน้ำ ทำให้มีทั้งจุลชีพชนิดแขวนลอยและแบบเกาะติด ซึ่งจะทำให้ระบบสามารถรับภาระสารอินทรีย์ได้มากขึ้น และลดการเกิดตะกอนส่วนเกิน ซึ่งเรียกระบบแบบนี้ว่า IFAS (Integrated Fixed Film Activated Sludge) แต่ระบบ MBBR ซึ่งเป็นระบบที่ใส่ตัวกลางพลาสติกลงในถังเติมอากาศเพื่อเป็นที่ให้จุลชีพเกาะติด มีลักษณะคล้ายกับระบบ IFAS แต่ตะกอนที่หลุดลอกออกจากตัวกลางจะตกตะกอนในถังตกตะกอนชั้นที่สอง และทิ้งตะกอนออกจากระบบโดยไม่ต้องมีการเวียนตะกอนกลับ ทำให้การควบคุมระบบทำได้ง่ายขึ้น เนื่องจากไม่ต้องมีการเวียนตะกอนกลับเพื่อรักษาความเข้มข้นของจุลชีพแบบแขวนลอยในถังเติมอากาศ และไม่ต้องมีการควบคุมการทิ้งตะกอนเพื่อควบคุมอายุตะกอนของระบบ

2.4.2 รูปแบบการใช้งานระบบ MBBR

ระบบ MBBR สามารถใช้ในการกำจัดบีโอดี การกำจัดแอมโมเนียหรือเกิดกระบวนการไนตริฟิเคชัน และการกำจัดไนโตรเจนทางชีวภาพ โดยการใช้งานระบบ MBBR ในรูปแบบต่างๆ แสดงดังตารางที่ 2.2 ระบบ MBBR ต้องการการบำบัดขั้นต้น เช่น ตะแกรงดักขยะ ถังกำจัดกรวดทราย และถังตกตะกอนขั้นต้น การเติมสารเคมีเพื่อช่วยตกตะกอนในถังตกตะกอนขั้นต้นช่วยให้การบำบัด น้ำเสียเบื้องต้นทำงานได้ดีขึ้น ส่งผลให้ภาระสารอินทรีย์ในระบบ (BOD Load) ก่อนเข้าสู่ระบบลดลง และยังเป็นกาการจัดฟอสฟอรัสในน้ำเสียขั้นต้นด้วย ซึ่งในการกำจัดฟอสฟอรัสในน้ำเสียเพื่อปรับปรุงคุณภาพน้ำทิ้งให้มีสมบัติดียิ่งขึ้น สามารถทำได้โดยการเติมเกลือของโลหะ (Metal salts) และ โพลีเมอร์ก่อนเข้าสู่ถังตกตะกอนชั้นที่สอง ในงานวิจัยครั้งนี้เป็นการใช้ระบบ MBBR ในการกำจัดสารอินทรีย์และแอมโมเนียโดยกระบวนการไนตริฟิเคชัน

ตารางที่ 2.2 การใช้งานระบบ MBBR ในรูปแบบต่างๆ

กระบวนการ	รายละเอียด
การกำจัด BOD	
	<p>ระบบ MBBR ที่ใช้สำหรับกำจัด BOD และการกำจัดฟอสฟอรัสทำได้โดยการเติมสารเคมีเพื่อช่วยในการตกตะกอนฟอสฟอรัส โดยถังเติมอากาศอาจใช้เป็นตัวเดียวหรือสองถังก็ได้</p>
	<p>ระบบ MBBR ที่มีภาระสารอินทรีย์สูง มีวัตถุประสงค์เพื่อกำจัด BOD เพียงบางส่วน ซึ่งจะเกิดตะกอนที่มีลักษณะกระจายตัวไม่รวมตัวกันเป็นกลุ่ม ซึ่งตกตะกอนได้ยาก ซึ่งต้องการการเติมสารเคมีเพิ่มเพื่อช่วยในการตกตะกอนและการกำจัดของแข็งแขวนลอยออกจากน้ำทิ้ง รวมถึงการกำจัดฟอสฟอรัสด้วยวิธีทางเคมีด้วย</p>
การกำจัด BOD และการเกิด Nitrification	
	<p>ระบบ MBBR ที่ใช้สำหรับกำจัด BOD และการเกิด Nitrification โดย BOD ส่วนใหญ่จะถูกกำจัดที่ Stage แรก แล้วจึงตามด้วยกระบวนการเกิด Nitrification ซึ่งอาจใช้ถังเดียว หรือแบ่งเป็นหลายถังก็ได้</p>
การกำจัดไนโตรเจน	
	<p>ระบบ MBBR ที่ใช้รูปแบบกระบวนการแบบ MLE (Modified Ludzack-Ettinger) โดยมีถังแอกซิก แล้วตามด้วยถังออกซิก และมีการหมุนเวียนกลับของไนเตรทจากท้ายถังออกซิกไปยังหัวถังแอกซิก นอกจากนี้มีการเติมสารเคมีก่อนเข้าสู่ถังตกตะกอนขั้นที่สอง ซึ่งสามารถกำจัดฟอสฟอรัสด้วยวิธีทางเคมีได้ โดยระบบนี้จะสามารถบำบัดไนโตรเจนได้มีค่าต่ำกว่า 10 มก./ล.</p>

(ที่มา : Metcalf และ Eddy, 2014)

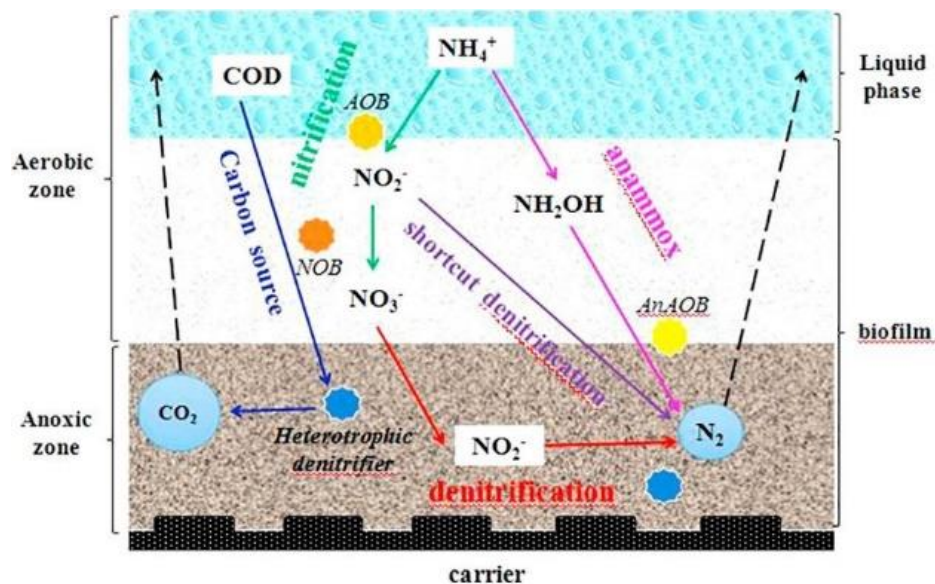
2.4.3 การกำจัดไนโตรเจนทางชีวภาพในระบบ MBBR

การกำจัดไนโตรเจนทางชีวภาพในระบบ MBBR ซึ่งเป็นระบบที่ฟิล์มชีวภาพเกาะอยู่ที่ผิวตัวกลางซึ่งเคลื่อนที่อยู่ในถังปฏิกรณ์ สามารถเกิดได้ 2 ลักษณะดังนี้

1. การใช้ระบบ MBBR ที่มีรูปแบบเหมือนระบบแอกทิเวเตดสลัดจ์ ที่ใช้ในการกำจัดไนโตรเจน เช่น ระบบเอ็มแอลอี (Modified Ludzack and Ettinger Process, MLE) ซึ่งมีถังแอนอกซิกวางไว้แล้วตามด้วยถังออกซิก มีการหมุนเวียนไนเตรทจากท้ายถังออกซิกกลับไปยังหัวถังแอนอกซิก ดังแสดงในตารางที่ 2.2 โดยที่ตัวกลางในถังแอนอกซิกจะถูกกวนผสมในถังอย่างสม่ำเสมอโดยใช้เครื่องกวนผสม (Mixer) ส่วนในถังออกซิกตัวกลางจะถูกกวนผสมโดยใช้ระบบเติมอากาศ ในการวางตำแหน่งของถังรูปแบบนี้ เพื่อให้เกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันในถังแอนอกซิก โดยจุลชีพจะใช้สารอินทรีย์คาร์บอนในน้ำเสียที่เข้า และใช้ในเตรทที่เวียนกลับมาจากถังออกซิกเป็นตัวรับอิเล็กตรอน และถูกรีดิวซ์กลายเป็นก๊าซไนโตรเจน แยกตัวจากน้ำสู่บรรยากาศเป็นการกำจัดไนโตรเจนออกจากระบบ

2. การกำจัดไนโตรเจนทางชีวภาพที่เกิดขึ้นในถังเดียว (Simultaneous Nitrification-Denitrification, SND) ซึ่งโดยปกติการกำจัดไนโตรเจนทางชีวภาพจะเกิดขึ้นด้วยขั้นตอนที่ต่างกันอย่างชัดเจน ซึ่งต้องอาศัยถังปฏิกรณ์ที่มีสถานะที่เหมาะสมของแต่ละขั้นตอน เช่น ถังแอนอกซิกเพื่อให้เกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน และออกซิกเพื่อให้เกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน โดยนำมาจัดเรียงตามรูปแบบกระบวนการต่างๆ เช่น ระบบเอ็มแอลอีดังที่กล่าวไว้ข้างต้น แต่การกำจัดไนโตรเจนทางชีวภาพสามารถเกิดขึ้นได้ในถังปฏิกรณ์เดียวเช่นกัน โดยมีขั้นตอนที่ต่างกันอย่างชัดเจนพร้อมกัน คือ ปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน และดีไนตริฟิเคชันเกิดขึ้นในถังเดียวกัน การที่จะเกิดลักษณะแบบนี้จะต้องมีทั้งสถานะออกซิกและแอนอกซิกเกิดขึ้นในถัง ปัจจัยที่ทำให้เกิดสถานะเช่นนี้ก็คือเมื่อมีค่าออกซิเจนละลายน้ำต่ำ ในระบบฟิล์มชีวภาพ หรือระบบจุลชีพแบบแขวนลอยที่มีฟล็อกขนาดใหญ่ เมื่อพิจารณา ระบบ MBBR ฟิล์มชีวภาพมีความหนา ดังนั้นค่าความเข้มข้นออกซิเจนละลายน้ำจะมีค่าลดลงตามระยะทางที่ลึกเข้าไปในผิวของฟิล์มชีวภาพ เนื่องจากถูกจุลชีพใช้ในการทำปฏิกิริยาชีวเคมี ทั้งการย่อยสลายสารอินทรีย์ และการเกิดไนตริฟิเคชัน ดังนั้นที่ผิวของฟิล์มชีวภาพจะมีสถานะเป็นแบบแอโรบิก ส่วนด้านในที่ติดกับตัวกลางจะเป็นแบบแอนแอโรบิกหรือแอนอกซิก ซึ่งการกำจัดไนโตรเจนทางชีวภาพในถังเดียวกันนั้นจะเกิดขึ้นในชั้นฟิล์มชีวภาพ โดยที่จะเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันที่ผิวออกซึ่งมีสถานะเป็นแอโรบิก ไนเตรทที่เกิดขึ้นจะถูกส่งมาที่ผิวชั้นในซึ่งไม่มีออกซิเจน และเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันโดยใช้สารอินทรีย์คาร์บอนที่ยังเหลือจากผิวชั้นนอก เกิดการกำจัดไนโตรเจนทางชีวภาพขึ้นในถังเดียว หรือถ้าความเข้มข้นออกซิเจนในชั้นฟิล์มชีวภาพมีค่าต่ำการเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันอาจเกิดได้ไม่สมบูรณ์ เกิดไนเตรทขึ้น และถูกส่งไปยังชั้นฟิล์มชีวภาพด้านในทำปฏิกิริยากับแอมโมเนียที่เหลืออยู่ ซึ่งปฏิกิริยานี้เรียกว่า การออกซิไดซ์แอมโมเนียในสภาวะไร้อากาศ (Anaerobic

Ammonium Oxidation, ANAMMOX) เกิดเป็นก๊าซไนโตรเจนและแยกตัวออกจากน้ำสู่บรรยากาศ ซึ่งก็เป็นการกำจัดไนโตรเจนทางชีวภาพอีกวิธีหนึ่ง ดังแสดงในรูปที่ 2.9



รูปที่ 2.9 การเกิดการกำจัดไนโตรเจนทางชีวภาพในชั้นฟิล์มชีวภาพ (ที่มา : (Ma, Han และคณะ, 2017)

2.4.4 ข้อดีและข้อเสียของระบบ MBBR

ระบบบำบัดน้ำเสียแบบ MBBR เป็นระบบบำบัดน้ำเสียที่มีลักษณะใกล้เคียงกับระบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์โดยมีข้อดีและข้อเสียดังนี้

ข้อดี

1. ระบบ MBBR ต้องการพื้นที่ขนาดเล็กกว่า เนื่องจากตะกอนจุลชีพในระบบเป็นแบบยึดเกาะตัวกลาง (Attached Growth Biomass) ทำให้สามารถเลี้ยงจุลชีพในระบบได้สูงกว่าระบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ส่งผลให้ระบบมีขนาดเล็กลงอย่างมาก
2. เตินระบบง่าย เนื่องจากไม่ต้องมีการเวียนตะกอนจุลชีพจากกันถึงตกตะกอนกลับเข้าสู่ระบบ และไม่ต้องมีการควบคุมการทิ้งตะกอนเพื่อควบคุมอายุตะกอน (SRT) ทำให้ง่ายต่อการเดินระบบและประหยัดพลังงานที่ใช้ในการสูบตะกอนเวียนกลับ
3. ลดปัญหาตะกอนไม่จมตัว (Sludge Bulking) ในถังตกตะกอนชั้นที่ 2 เนื่องจากจุลชีพยึดเกาะบนตัวกลาง ไม่มีปัญหาในการแยกจุลชีพออกจากน้ำโดยการตกตะกอน

4. ทนต่อภาระทางชลศาสตร์ที่เปลี่ยนแปลงสูง (Peak Wet Weather Flow) โดยไม่เกิดการย้ายของมวลจุลชีพจากถังเติมอากาศไปยังถังตกตะกอนเหมือนพวกจุลชีพแบบแขวนลอยในระบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ในช่วงที่รับภาระทางชลศาสตร์สูง

ข้อเสีย

1. ต้องการพลังงานสูง เนื่องจากต้องมีค่าออกซิเจนละลายน้ำสูงกว่าระบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์
2. ต้องใช้ตัวกลางเพื่อเป็นที่ยึดเกาะของมวลจุลชีพ
3. มีข้อจำกัดของระบบเติมอากาศ เนื่องจากต้องคำนึงถึงการนำตัวกลางออกจากระบบ เมื่อต้องทำการซ่อมแซมบำรุงรักษาระบบเติมอากาศ
4. จำเป็นต้องมีการบำบัดน้ำเสียขั้นต้นก่อนเข้าสู่ระบบ MBBR
5. มีการสูญเสีย head loss เนื่องจากการไหลผ่านตะแกรงดักตัวกลางพลาสติก
6. ระบบนี้ไม่สามารถกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพได้ ต้องใช้กระบวนการทางเคมีเท่านั้น (Chemical Precipitation)

2.4.5 การออกแบบระบบ MBBR

2.4.5.1 ข้อมูลทั่วไป

ระบบ MBBR จะใส่ตัวกลางลงในถังเติมอากาศ โดยสามารถใส่ตัวกลาง (Filling Ratio) ได้ ปริมาตร 30-70 เปอร์เซ็นต์ของปริมาตรถัง และเนื่องจากใช้จุลชีพแบบเกาะติดผิวตัวกลางเป็นหลักในการกำจัดสารอาหารจึงไม่ต้องการหมุนเวียนตะกอนจากถังตกตะกอนกลับมาที่ถังเติมอากาศเพื่อรักษาให้มีความเข้มข้นของมวลจุลชีพแบบแขวนลอยในน้ำในถังเติมอากาศให้เพียงพอ ความเข้มข้นจุลชีพที่แขวนลอยในน้ำ (MLSS) ต่างกับระบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ โดยในระบบ MBBR มีค่าน้อยกว่ามาก โดยมีค่าประมาณ 150-250 มก./ล. กลไกการกำจัดสารอาหารอาศัยจุลชีพแบบยึดติดกับตัวกลาง (Attached growth Biomass) จุลชีพที่หลุดออกจากตัวกลางในระบบ MBBR ซึ่งไม่มีกลไกการเกิดฟล็อกเหมือนของระบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์จะมีลักษณะกระจายตัวไม่รวมตัวกันเป็นฟล็อกจึงตกตะกอนได้ไม่ค่อยดี

การกำจัดสารอาหารโดยฟิล์มชีวภาพขึ้นกับฟลักซ์ของสารอาหารและพื้นที่ผิวของฟิล์มชีวภาพ โดยพื้นที่ผิวของฟิล์มชีวภาพเท่ากับผลคูณของปริมาตรถังปฏิบัติการกับสัดส่วนการเติมตัวกลาง โดยปริมาตร (media fill volume fraction) และพื้นที่ผิวจำเพาะของตัวกลาง ส่วนฟลักซ์ของสารอาหารซึ่งเป็นพารามิเตอร์ที่สำคัญในการออกแบบจะขึ้นกับปัจจัยหลายอย่าง เช่น ความเข้มข้น

สารอาหารในน้ำเสีย ปริมาณออกซิเจนละลายน้ำ สภาพการกวนผสมในถัง และลักษณะสมบัติของฟิล์มชีวภาพ ข้อมูลความสัมพันธ์ระหว่างค่าฟลักซ์ของสารอาหารกับการกำจัดบีโอดี การกำจัดแอมโมเนีย และการกำจัดไนโตรเจนทางชีวภาพ ที่เก็บรวบรวมจากระบบขนาดนำร่อง (Pilot plant) และระบบขนาดจริง (full scale plant) สามารถนำมาใช้ในการออกแบบระบบ MBBR ได้

ตารางที่ 2.3 จะแสดงค่าฟลักซ์สำหรับการกำจัดบีโอดี ค่าฟลักซ์สำหรับกระบวนการไนตริฟิเคชัน และค่าฟลักซ์สำหรับกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน โดยที่อัตราภาระสารอาหารต่อพื้นที่ (SALR) จะมีค่ามากกว่าค่าฟลักซ์ของการกำจัดสารอาหาร และสามารถประมาณได้จากค่าฟลักซ์ของการกำจัดสารอาหารด้วยประสิทธิภาพของการกำจัดสารอาหาร

เมื่อพิจารณาอัตราการกำจัดสารอาหารต่อปริมาตร (Volumetric Removal Rate) ของระบบ MBBR ที่อัตราการเติมตัวกลาง 60 เปอร์เซ็นต์ของปริมาตรถัง โดยใช้อัตราภาระสารอาหารต่อพื้นที่ สำหรับการบำบัดน้ำเสียขั้นที่สอง (Secondary Treatment) จะมีอัตราการกำจัดสารอาหารต่อปริมาตร (Volumetric BOD load) ประมาณ 1.7-5 เท่าของระบบแอกทิเวเตดสลัดจ์แบบธรรมดา (Conventional Activated Sludge) ซึ่งมีค่า 1.0 กก.บีโอดี/ลบ.ม.-วัน

สาเหตุที่ระบบ MBBR สามารถกำจัดสารอาหารต่อปริมาตรได้มากกว่าระบบแอกทิเวเตดสลัดจ์แบบธรรมดา เนื่องจากความแตกต่างของความเข้มข้นหรือปริมาณจุลชีพในถังปฏิกิริยา สำหรับระบบที่กำจัดทั้งบีโอดี และเกิดกระบวนการไนตริฟิเคชัน ชั้นฟิล์มชีวภาพที่เกาะผิวหน้าตัวกลางจะมีความเข้มข้นประมาณ 12 ก.ของแข็งแขวนลอยทั้งหมด/ตร.ม. และความเข้มข้นอาจสูงถึง 28 ก.ของแข็งแขวนลอยทั้งหมด/ตร.ม. สำหรับระบบที่กำจัดบีโอดีเพียงบางส่วนซึ่งใช้การสารอินทรีย์ต่อพื้นที่สูง (McQuarrie และ Boltz, 2011)

ตารางที่ 2.3 ค่าฟลักซ์ของสารอาหารเพื่อการกำจัดบีโอดี การเกิดกระบวนการไนตริฟิเคชัน และกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน

การใช้งาน	สารอาหาร	Removal flux, g/m ² -d	Volumetric removal rate, kg/m ³ -d
การกำจัด BOD บางส่วน	BOD	15-20	4.5-6.0
การบำบัดขั้นที่ 2	BOD	5-15	1.7-5.0
Pre-nitrification	BOD	4-5	1.2-1.5
Nitrification	NH ₄ -N	0.4-1.4	0.1-0.4
Pre-denitrification	NO ₃ -N	0.20-1.0	0.1-0.3
Post-denitrification	NO ₃ -N	1.0-2.0	0.3-0.6

(ที่มา : Metcalf และ Eddy, 2014)

การกำจัดสารอินทรีย์ในน้ำเสียจะอาศัยจุลชีพประเภทเฮเทอโรโทรฟิก (Heterotroph) ซึ่งมีการเจริญเติบโตได้เร็ว ส่วนการกำจัดแอมโมเนีย หรือการเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันอาศัยจุลชีพประเภทออโตโทรฟิก (Autotroph) ซึ่งเจริญเติบโตช้า ดังนั้นในกระบวนการที่ต้องการกำจัดบีโอดี และเกิดกระบวนการไนตริฟิเคชัน จึงมีการเรียงลำดับถึงปฏิกิริยาโดยให้ถังแรกเป็นถังสำหรับกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอน ทำหน้าที่ในการกำจัดสารอินทรีย์โดยจุลชีพประเภทเฮเทอโรโทรฟิกก่อน เพื่อให้มีความเข้มข้นของสารอินทรีย์ในน้ำออกจากถังแรกมีค่าต่ำ ส่งผลให้จุลชีพประเภทเฮเทอโรโทรฟิกในถังที่สองมีปริมาณไม่สูงมาก เพื่อลดการแข่งขันในการแย่งที่อยู่และสารอาหาร เช่น ออกซิเจน ของจุลชีพชนิดเฮเทอโรโทรฟิกที่กำจัดสารอินทรีย์กับออโตโทรฟิกที่ทำให้เกิดกระบวนการไนตริฟิเคชันในถังถัดไป

การออกแบบระบบ MBBR สำหรับกำจัดบีโอดีสามารถทำได้โดยเลือกใช้ค่า SALR ที่เหมาะสม ส่วนการออกแบบเพื่อให้เกิดกระบวนการไนตริฟิเคชันมีความซับซ้อนมากกว่า จำเป็นต้องพิจารณาถึงปริมาณของบีโอดีละลายน้ำ (SBOD) ที่เข้าสู่ถังไนตริฟิเคชัน และความเข้มข้นของออกซิเจนในถัง เนื่องจากการกำจัดแอมโมเนียในถังปฏิกิริยาต้องมีจุลชีพกลุ่มเฮเทอโรโทรฟิกน้อย จะได้ไม่เกิดการแย่งออกซิเจนและพื้นที่ผิวตัวกลางกับจุลชีพกลุ่มเฮเทอโรโทรฟิก เพื่อให้เกิดกระบวนการไนตริฟิเคชันอย่างมีประสิทธิภาพควรเดินระบบที่ความเข้มข้นออกซิเจนสูงอยู่ในช่วง 4-6 มก./ล. เพื่อให้ค่าอัตราการกำจัดแอมโมเนียต่อพื้นที่มีค่าสูงกว่าที่ค่าที่ความเข้มข้นออกซิเจนต่ำ ทำให้ใช้ปริมาณตัวกลางน้อยลงในการกำจัดแอมโมเนียหรือเกิดกระบวนการไนตริฟิเคชัน

2.4.5.2 การออกแบบทางด้านกระบวนการ

1) การออกแบบสำหรับกำจัดบีโอดี (BOD Removal)

การกำจัดบีโอดีที่ใช้ในการออกแบบมี 3 ระดับ คือ อัตราการะสารอินทรีย์ต่อพื้นที่ตัวกลางสูง (Partial or high rate SALR) อัตราการะสารอินทรีย์ต่อพื้นที่ตัวกลางปกติ (Secondary treatment or Normal SALR) และอัตราการะสารอินทรีย์ต่อพื้นที่ตัวกลางต่ำ (Pre-nitrification or Low SALR) โดยมีรายละเอียดดังต่อไปนี้

(1) อัตราการะสารอินทรีย์ต่อพื้นที่ตัวกลางสูง (Partial or high rate SALR)

ระบบ MBBR อาจออกแบบโดยติดตั้งระบบ MBBR อยู่หน้าระบบแอกทิเวเตดสลัดจ์ เพื่อใช้ในการกำจัดบีโอดีบางส่วน ช่วยลดภาระที่จะเข้าสู่ระบบแอกทิเวเตดสลัดจ์ เป็นการเพิ่มความสามารถของระบบแอกทิเวเตดสลัดจ์ หรืออาจใช้ระบบ MBBR เป็นถังแรกในการกำจัดบีโอดีก่อนเข้าถังไนตริฟิเคชันต่อไป สำหรับกรณีที่ต้องการกำจัดบีโอดีเพียงอย่างเดียว เวลาที่กักน้ำ (Hydraulic Retention Time, HRT) ของถังอาจต่ำกว่า 30 นาที แต่เนื่องจากข้อจำกัดของการถ่ายเท

ออกซิเจนในน้ำ เวลาที่น้ำต่ำสุดที่ใช้ควรมีค่าน้อยประมาณ 45-60 นาที สำหรับการกำจัดบีโอดีเพียงอย่างเดียว ความเข้มข้นของออกซิเจนในน้ำประมาณ 2-3 มก./ล. ก็เพียงพอแล้ว (Ødegaard, 2006) ที่ SALR สูงๆ ลักษณะของฟิล์มชีวภาพที่หลุดลอกออกมาจากตัวกลางจะ กระจัดกระจายไม่รวมตัวกัน (dispersed) และตกตะกอนได้ไม่ดี ดังนั้นการออกแบบระบบ MBBR เพื่อกำจัดบีโอดีบางส่วนจะต้องเตรียมระบบสารเคมี และต้องมีการทำให้ตะกอนรวมตัวกัน (Flocculation) ก่อนเข้าสู่ถังตกตะกอนขั้นที่สอง

(2) อัตราการสารอินทรีย์ต่อพื้นที่ตัวกลางปกติ (Secondary treatment or Normal SALR)

ที่ SALR ปกติ ซึ่งมีค่าประมาณ $6-16 \text{ g/m}^2\text{-d}$ ในกรณีนี้จะมีประสิทธิภาพการกำจัดบีโอดีประมาณ 90 เปอร์เซ็นต์ โดยปกติในการบำบัดน้ำเสียชุมชนซึ่งมีค่าบีโอดีประมาณ 250 มก./ล. จะได้บีโอดีของน้ำออกประมาณ 25 มก./ล.

(3) อัตราการสารอินทรีย์ต่อพื้นที่ตัวกลางต่ำ (Pre-nitrification or Low SALR)

ที่ค่า SALR ต่ำๆ จะสามารถกำจัดสารอินทรีย์ได้สูง ค่าบีโอดีของน้ำที่ออกจากถังกำจัดคาร์บอนจะมีค่าต่ำ ก่อนเข้าสู่ถังไนตริฟิเคชันต่อไป ทำให้มีการแข่งขันแย่งพื้นที่และสารอาหารของจุลชีพกลุ่มเฮเทอโรโทรฟิกกับกลุ่มออโตโทรฟิกน้อย ถังไนตริฟิเคชันจึงมีจุลชีพกลุ่มออโตโทรฟิกอยู่เป็นส่วนใหญ่ ทำให้เกิดฟลักซ์ของแอมโมเนียที่จะเกิดไนตริฟิเคชันสูงขึ้น (การกำจัดแอมโมเนียต่อพื้นที่ตัวกลาง) และมีประสิทธิภาพของกระบวนการไนตริฟิเคชันสูง พบว่า ที่ค่า SBOD น้อยกว่า 10 มก./ล. จุลชีพกลุ่ม Ammonia Oxidizing Bacteria (AOB) จะใช้พื้นที่ของตัวกลางได้มากที่สุด ไม่ถูกแย่งพื้นที่โดยจุลชีพกลุ่มเฮเทอโรโทรฟิก

2) การออกแบบสำหรับกำจัดแอมโมเนีย (Nitrification)

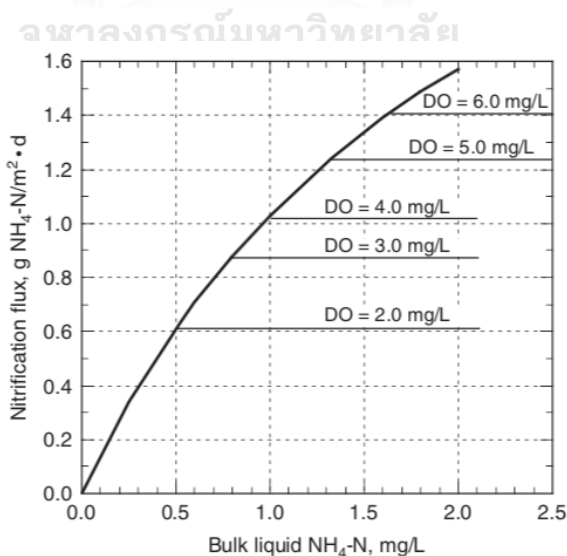
ระบบ MBBR ที่ใช้ในการกำจัดแอมโมเนีย (Nitrification) สามารถทำได้หลายรูปแบบ ทั้งแบบที่มีการกำจัดสารอินทรีย์ และกำจัดแอมโมเนียอยู่ในถังเดียวกัน และแบบที่ใช้ถังกำจัดสารอินทรีย์และถังกำจัดแอมโมเนียต่ออนุกรมกัน สำหรับรูปแบบที่แยกถังจะวางถังกำจัดคาร์บอนแล้วต่อด้วยถังไนตริฟิเคชัน โดยสารอินทรีย์ละลายน้ำ (SBOD) ส่วนใหญ่จะถูกกำจัดที่ถังแรก เหลือเพียงส่วนน้อยที่จะหลุดไปยังถังกำจัดแอมโมเนีย

ในการออกแบบจะใช้ค่าการกำจัดแอมโมเนียต่อพื้นที่ผิวตัวกลาง (Nitrification Substrate Flux) เพื่อหาขนาดของถังปฏิกรณ์ และหาปริมาตรของตัวกลางที่ต้องการใช้สำหรับการเกิดไนตริฟิเคชันในกระบวนการต่างๆ โดยตัวแปรที่มีผลกับค่าการกำจัดแอมโมเนียต่อพื้นที่ผิวตัวกลาง (Nitrification Substrate Flux) ประกอบด้วย ค่าความเข้มข้นของแอมโมเนีย ค่าออกซิเจนละลายน้ำ อุณหภูมิ ความเข้มข้นสารอินทรีย์ละลายน้ำ และพีเอช โดยในถังไนตริฟิเคชันควรมีค่าพีเอช

ประมาณ 6-8 เพื่อไม่ให้เกิดการยับยั้งของปฏิกิริยาจากค่าพีเอชที่ไม่เหมาะสม ในการออกแบบค่าแอมโมเนียต่อพื้นที่ผิวตัวกลาง (Nitrification Substrate Flux) ที่ใช้จะมีค่าสูงขึ้นได้ในกรณีดังต่อไปนี้

1. อัตราการระสารถอินทรีย์ (Organic Loading Rate, OLR) ต่ำ
2. สารอินทรีย์ละลายน้ำ (SBOD) มีค่าต่ำ
3. ค่าออกซิเจนละลายน้ำสูง เนื่องจากจุลชีพกลุ่มออโตโทรฟิกต้องการความเข้มข้นของออกซิเจนมากกว่ากลุ่มเฮเทอโรโทรฟิก
4. อุณหภูมิสูง
5. ความเข้มข้นของแอมโมเนียไนโตรเจนสูง เนื่องจากความเข้มข้นของแอมโมเนียในน้ำเป็นตัวจำกัดปฏิกิริยาที่ความเข้มข้นต่ำ (<1-3 มก./ล.)

โดยที่ในปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน พารามิเตอร์ที่มีผลต่ออัตราการเกิดปฏิกิริยา คือ ค่าความเข้มข้นแอมโมเนีย และค่าออกซิเจนละลายน้ำ ในกรณีที่น้ำเสียมีความเข้มข้นของแอมโมเนียสูง การแบ่งถังไนตริฟิเคชันเป็นถังย่อยจะเป็นการออกแบบที่เหมาะสมทั้งในแง่ของประสิทธิภาพและการประหยัดพลังงาน โดยถังไนตริฟิเคชันถังแรกยังมีความเข้มข้นแอมโมเนียสูง อัตราการเกิดปฏิกิริยาภายในถังจะถูกจำกัดด้วยค่าออกซิเจนละลายน้ำ ดังนั้นเมื่อควบคุมค่าออกซิเจนละลายน้ำในถังสูงย่อมส่งผลให้ปฏิกิริยาภายในถังสูงตามไปด้วย ส่วนถังไนตริฟิเคชันถังที่สอง ความเข้มข้นแอมโมเนียเหลืออยู่แล้ว ดังนั้นแอมโมเนียจะเป็นตัวจำกัดอัตราการเกิดปฏิกิริยา ถังที่สองจึงไม่ต้องการออกซิเจนในปริมาณที่สูง รูปที่ 2.10 แสดงผลของค่าความเข้มข้นแอมโมเนียและค่าออกซิเจนละลายน้ำที่มีต่อฟลักซ์ของการกำจัดแอมโมเนีย



รูปที่ 2.10 ผลของค่าความเข้มข้นแอมโมเนียและค่าออกซิเจนละลายน้ำที่มีต่อฟลักซ์ของการกำจัดแอมโมเนียที่ความเข้มข้น SBOD ต่ำ (ที่มา : Metcalf และ Eddy, 2014)

โดยทั่วไปแล้วการกำจัดแอมโมเนียต่อพื้นที่ผิวตัวกลาง (Nitrification Substrate Flux) จะไม่มีผลจากค่าบีโอดีละลายน้ำ (SBOD) หากความเข้มข้นของบีโอดีละลายน้ำมีค่าน้อยกว่าหรือเท่ากับ 10 มก./ล.

2.4.5.3 การออกแบบทางด้านกายภาพ

การออกแบบระบบ MBBR มีองค์ประกอบที่ต้องพิจารณาหลายส่วน ได้แก่ การบำบัดเบื้องต้น การกักตัวกลาง ระบบเติมอากาศและการกวนผสม การควบคุมฟิล์มชีวภาพ การควบคุมตะกอนลอยและฟอง และการแยกตะกอนออกจากน้ำ โดยมีรายละเอียดดังนี้

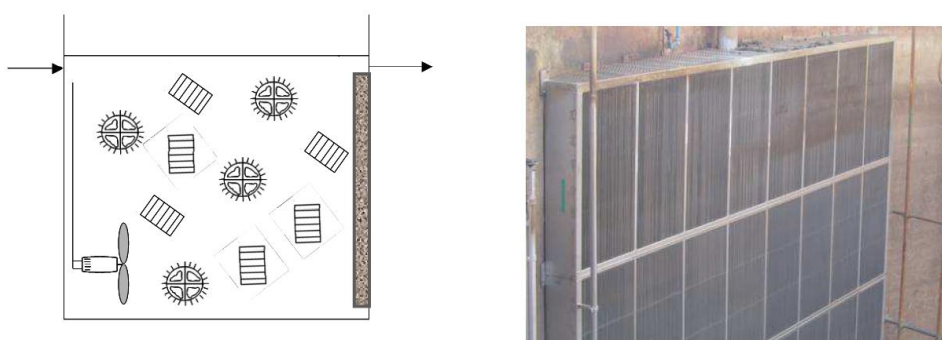
1) การบำบัดเบื้องต้น (Pre-treatment)

การบำบัดเบื้องต้น ประกอบด้วย การกำจัดขยะด้วยตะแกรง การกำจัดกรวดทราย และการตกตะกอนขั้นต้น เป็นกระบวนการที่มีความจำเป็นเพื่อป้องกันการสะสมของสารที่ไม่สามารถย่อยสลายได้ทางชีวภาพ (Inert material) เช่น เศษผ้า พลาสติก และทราย บนตัวกลางพลาสติกและไนตริ่ง ซึ่งสิ่งเหล่านี้หากเข้าไปในระบบแล้วนำออกได้ยาก เนื่องจากในระบบมีตัวกลางพลาสติกอยู่ การออกแบบตะแกรงดักขยะในกรณีที่มีถึงตกตะกอนขั้นต้น ช่องว่างของตะแกรงควรมีระยะไม่เกิน 6 มิลลิเมตร และควรมีระยะไม่เกิน 3 มิลลิเมตรเมื่อไม่มีถึงตกตะกอนขั้นต้น (WEF, 2011)

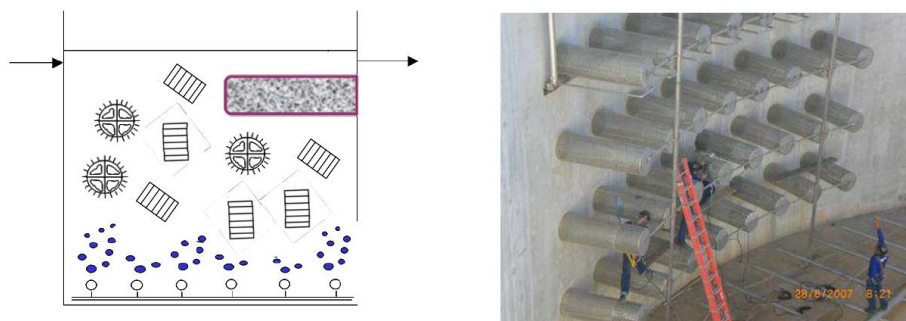
2) การกักเก็บตัวกลาง (Media Retention)

องค์ประกอบที่สำคัญของระบบ MBBR ที่จำเป็นต้องพิจารณาในการออกแบบ คือ การกักตัวกลางไม่ให้หลุดออกไปจากระบบ โดยการติดตั้งตะแกรงสแตนเลสที่ทางออกของถัง ซึ่งอาจออกแบบเป็นแผ่นตะแกรงเจาะรู (Flat plate with orifices) แสดงดังรูปที่ 2.11 หรือ ตะแกรงทรงกระบอก โดยติดตั้งในแนวนอน ระดับความสูงด้านบนของทรงกระบอกอยู่ที่ 35-65 เปอร์เซ็นต์ของความสูงน้ำ แสดงดังรูปที่ 2.12 โดยทั่วไปตะแกรงทรงกระบอกมีเส้นผ่านศูนย์กลาง 0.30-0.40 เมตร ยาว 1.5, 3.0 และ 3.65 เมตร ความเร็วของน้ำผ่านตะแกรงประมาณ 50-60 เมตรต่อชั่วโมงที่อัตราการไหลสูงสุด (Peak Flow) รวมกับอัตราการหมุนเวียนน้ำ (Recycle Flow) การเลือกขนาดช่องตะแกรง (Sieve Orifice) จะต้องให้มีเฮดสูญเสีย (Head loss) ไม่เกิน 50-150 มิลลิเมตร ซึ่งต้องออกแบบให้มีความเร็วไม่น้อยกว่า 0.5 เมตร/วินาที (Metcalf และ Eddy, 2014) เพื่อควบคุมเฮดสูญเสียไม่ให้มีค่ามากเกินไป การป้องกันการสะสมของเศษตะกอนและตัวกลางที่แผ่นตะแกรงแบบแบน สามารถทำได้โดยการติดตั้งหัวกระจายอากาศแบบพองหยาบที่พื้นถึงตลอดความยาวของตะแกรงแบบแบน เพื่อให้เกิดการกวนจากพองอากาศทำให้ไม่เกิดการสะสมของตะกอน และตัวกลางที่ผิวหน้าตะแกรงซึ่งเรียกว่า Air knife

ความเร็วแนวราบของน้ำในถัง ซึ่งคิดได้จากอัตราการไหลทั้งหมดในถัง (อัตราการไหลเข้ารวมกับอัตราการหมุนเวียนน้ำ) หารด้วยพื้นที่หน้าตัดในแนวตั้งของถัง หากความเร็วของน้ำในถังสูงเกินไปจะส่งผลให้ตัวกลางไปออกกันอยู่ที่ทางออกของถัง ซึ่งจะเกิดการสะสมและลอยอยู่บริเวณบนผิว น้ำ ดังนั้นจึงควรควบคุมความเร็วของน้ำในแนวราบให้มีค่าไม่เกิน 30-35 เมตรต่อชั่วโมง (McQuarrie และ Boltz, 2011 ; WEF, 2011)



รูปที่ 2.11 การกักเก็บตัวกลางโดยแผ่นจะแกรงเจาะรู (Flat Plate)



รูปที่ 2.12 การกักเก็บตัวกลางโดยตะแกรงทรงกระบอก

3) ระบบเติมอากาศและกวนผสม (Aeration and Mixing)

การเติมอากาศและกวนผสมในระบบ MBBR สามารถใช้ได้ทั้งหัวกระจายอากาศแบบฟองหยาบ (Coarse Bubble) และหัวกระจายอากาศแบบฟองละเอียด (Fine Bubble) ซึ่งโดยส่วนมากนิยมใช้หัวกระจายอากาศแบบฟองหยาบ เนื่องจากไม่ต้องมีการบำรุงรักษาหัวกระจายอากาศ ทำให้ไม่ต้องมีการนำตัวกลางพลาสติกออกจากถังซึ่งต่างจากหัวกระจายอากาศแบบฟองละเอียด ต้องมีการบำรุงรักษาหัวกระจายอากาศตามช่วงเวลา ทำให้มีปัญหานี้เนื่องจากมีตัวกลางพลาสติกอยู่ในถังเติมอากาศ จำเป็นต้องมีการนำตัวกลางพลาสติกออกจากถังก่อนที่จะดำเนินการ แต่ทั้งนี้หัวกระจายอากาศแบบฟองละเอียดจะให้ประสิทธิภาพในการเติมอากาศที่สูงกว่าหัวกระจายอากาศแบบฟอง

หยาบ ซึ่งจากการทดลองเปรียบเทียบผลของตัวกลางที่มีต่อประสิทธิภาพการถ่ายเทออกซิเจนในหลายๆ ระบบ พบว่าตัวกลางไม่มีผลสำคัญกับประสิทธิภาพของการถ่ายเทออกซิเจนที่สภาวะมาตรฐาน (Standard Oxygen Transfer Efficiency, SOTE) โดยค่า SOTE มีค่าใกล้เคียงกันทั้งในกรณีที่มีตัวกลางและไม่มีตัวกลางในถังเติมอากาศ การติดตั้งหัวกระจายอากาศต้องติดตั้งให้เกิดการหมุนเวียนของตัวกลางพลาสติกตลอดทั่วทั้งถัง หากใช้หัวกระจายอากาศแบบฟองละเอียดไม่ควรติดตั้งสม่ำเสมอทั่วทั้งถัง ควรติดตั้งให้มีความหนาแน่นของหัวกระจายอากาศแตกต่างกันในแต่ละส่วนของถัง เพื่อให้เกิดการหมุนของน้ำและเกิดการกวนผสมที่ดี ส่วนการกวนในถังแอนอกซิกที่มีตัวกลางพลาสติก จะใช้เครื่องกวนชนิดรอบการกวนต่ำ โดยติดตั้งที่ระดับใกล้และใต้ผิวน้ำ (ต่ำกว่าผิวน้ำเล็กน้อย) โดยทำมุมกดลง ทำให้เกิดทิศทางการไหลลงและการหมุนทั่วทั้งถัง เพื่อให้ตัวกลางพลาสติกซึ่งปกติจะลอยที่ผิวน้ำถูกพาลงใต้น้ำและหมุนเวียนไปทั่วถัง พลังงานในการกวนผสมปกติสำหรับถังแอนอกซิกที่มีตัวกลางพลาสติกอยู่ในช่วง 15-25 W/m³ ของปริมาตรถัง (McQuarrie และ Boltz, 2011) โดยระบบเติมอากาศและกวนผสมแสดงดังรูปที่ 2.13



รูปที่ 2.13 ระบบเติมอากาศและกวนผสม

4) การควบคุมฟิล์มชีวภาพ (Biofilm Control)

การกวนผสมตัวกลางพลาสติกของระบบ MBBR จากระบบเติมอากาศ สามารถใช้ควบคุมการเจริญเติบโตของฟิล์มชีวภาพที่มากเกินไปได้ แต่หากตัวกลางที่เลือกใช้เป็นแบบฟองน้ำจะต้องการการกวนผสมที่มากกว่าตัวกลางแบบพลาสติกในการกำจัดจุลชีพที่เจริญเติบโตมากเกินไป เนื่องจากตัวกลางแบบฟองน้ำมีน้ำหนักเบา ตัวกลางจะลอยไปตามน้ำ แรงเฉือนของน้ำที่กระทำต่อตัวกลางจึงมีค่าน้อย ดังนั้นจึงต้องการแรงเฉือนเพิ่มมากกว่าการใช้ตัวกลางแบบพลาสติก โดยการกวนผสมที่ต้อง

เพิ่มเพื่อควบคุมความหนาของฟิล์มจะทำตอนหมุนเวียนตัวกลางกลับมาจากบริเวณทางออกของถังเติมอากาศที่มีการสะสมตัวของตัวกลางแบบฟองน้ำอยู่ จุดปล่อยตัวกลางที่หมุนเวียนกลับมาบริเวณหัวถังจะมีการติดตั้งแผ่นกระแทกเพื่อให้เกิดความปั่นป่วนและเพิ่มการขัดสีระหว่างตัวกลางและแผ่นกระแทกช่วยในการควบคุมความหนาของฟิล์มชีวภาพที่เกาะอยู่ที่ตัวกลาง

5) การควบคุมตะกอนลอยและฟอง (Scum and Foam Control)

การติดตั้งตะแกรงดักตัวกลางที่ทางออกของถังซึ่งอยู่ต่ำกว่าระดับผิวน้ำส่งผลให้มีการค้างของฟองในถังเติมอากาศ เนื่องจากตะกอนลอยและฟองมีน้ำหนักเบาลอยอยู่บนผิวน้ำ ซึ่งทำให้เกิดการเจริญเติบโตของจุลชีพชนิดสร้างฟองทำให้เกิดปัญหาฟองในระบบ แต่พบว่าโดยปกติไม่ได้เป็นปัญหาสำคัญของระบบ ยกเว้นในช่วงที่ทำการเริ่มต้นเดินระบบ การแก้ไขปัญหาตะกอนลอยและฟองสามารถทำได้โดยการใช้สารละลายคลอรีน หรือใช้สารเคมีในการกำจัดฟองพ่น (Spray) เพื่อควบคุมหรือลดการเกิดฟอง

6) การแยกตะกอนออกจากน้ำ (Liquid Solids Separation)

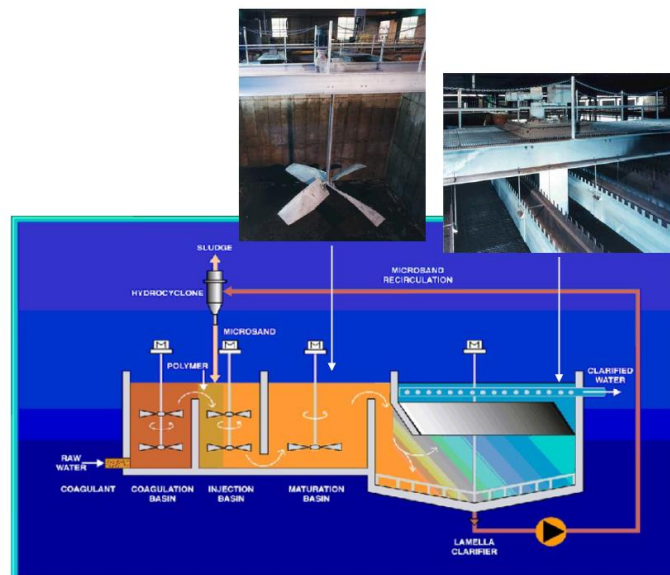
การแยกตะกอนออกจากน้ำ (Liquid Solids Separation) สามารถทำได้ทั้งวิธีการใช้ถังตกตะกอนขั้นที่ 2 (Secondary Clarifier) หรืออาจจะใช้วิธีอื่นได้ เช่น การใช้ถังทำให้ตะกอนลอย (Flocculation and flotation) แสดงดังรูปที่ 3.14 การใช้ถังกรองแบบสารกรองสองชนิด (Dual media) การใช้เครื่องกรองแบบผ้ากรอง (Cloth disc filters) แสดงดังรูปที่ 2.15 และการใช้ถังตกตะกอนแบบมีเป่าช่วยตกตะกอน (Ballasted clarifier) แสดงดังรูปที่ 2.16 (McQuarrie และ Boltz, 2011)



รูปที่ 2.14 ถังทำให้ตะกอนลอย (Flotation Tank)



รูปที่ 2.15 เครื่องกรองแบบผ้ากรอง (Cloth disc filters)



รูปที่ 2.16 ถังตกตะกอนแบบมีเป่าช่วยตกตะกอน (Ballasted clarifier)

2.4.5.4 เภนธ์การออกแบระบบ MBBR

เกนธ์การออกแบระบบ MBBR ด้านกระบวนการ และด้านกายภาพ สามารถสรุปลำดับ ตารางที่ 2.4 และตารางที่ 2.5 ตามลำดับ

ตารางที่ 2.4 เกณฑ์การออกแบบด้านกระบวนการ

พารามิเตอร์	รูปแบบการใช้งาน	เกณฑ์การออกแบบ						หน่วย	หมายเหตุ
		Partial BOD Removal	Secondary Treatment	Pre-nitrification	Nitrification	Pre-denitrification	Post-denitrification		
	สารอาหาร	BOD	BOD	BOD	NH ₄ -N	NO ₃ -N	NO ₃ -N		
Surface Area Loading Rate (SALR)		15-20	5-15	<5	0.4-1.4	0.3-0.6	1-2	g/m ² -d	
Volumetric Removal Rate		4.5-6.0	1.7-5.0	1.2-1.5	0.1-0.4	0.1-0.3	0.3-0.6	kg/m ³ -d	1
Hydraulic Retention Time (HRT)		≥ 45	≥ 45	≥ 45	≥ 45	≥ 45	≥ 45	min	
Dissolved Oxygen Concentration (DO)		2-3	2-3	2-3	4-6	-	-	mg/l	
Removal Efficiency		75-80	80-90	>90	-	-	-	%	

(ที่มา : (Metcalf และ Eddy, 2014 ; WEF, 2000 ; WEF, 2011)

หมายเหตุ 1) คิดที่ปริมาตรของตัวกลางพลาสติกเท่ากับ 60 เปอร์เซ็นต์ของปริมาตรถัง

ตารางที่ 2.5 เกณฑ์การออกแบบด้านกายภาพ

พารามิเตอร์	เกณฑ์การออกแบบ	หน่วย	หมายเหตุ
• ตะแกรงดักขยะละเอียด (Fine Screen)			
- ขนาดช่องเปิด (Opening)	≤ 6 เมื่อมีระบบบำบัดขั้นต้น	มม.	-
	≤ 3 เมื่อไม่มีระบบบำบัดขั้นต้น	มม.	-
• ถังปฏิกิริยา			
- อัตราส่วนความยาวต่อความกว้าง (L:W)	0.5:1 ถึง 1.5:1	-	-
- อัตราส่วนการใส่ตัวกลาง			
▶ ถังแอนออกซิก	< 55	%	-
▶ ถังเติมอากาศ	30-70	%	-
• ตะแกรงดักตัวกลาง (Media Retention Sieve)			
- ชนิด	- ทรงกระบอกแนวนอน - แผ่นติดผนังแนวตั้ง	-	ใช้ในถังเติมอากาศ ใช้ในถังแอนออกซิก
- ขนาดช่องเปิด (Opening)	6	มม.	
- ความดันสูญเสีย (Headloss)	50-100	มม.	ที่อัตราการไหลสูงสุดต่อชั่วโมง
- อัตราการระตะแกรง (Sieve Loading Rate)	50-60	ม./ชม.	ที่อัตราการไหลสูงสุดต่อชั่วโมง
- ความเร็วเข้าหาตะแกรง	30-35	ม./ชม.	ที่อัตราการไหลสูงสุดต่อชั่วโมง
• การกวนผสมในถังแอนออกซิก			
- ชนิด	เครื่องกลกวนผสม	-	-
- พลังงานในการกวนผสม (Mixing Power)	25-35	W/m ³	-
- ความเร็วรอบใบกวน	90-105	RPM	-
• ระบบเติมอากาศ (Aeration System)			
- ชนิด	หัวเติมอากาศชนิดฟองหยาบ	-	
- รูปแบบการติดตั้ง	ไม่สม่ำเสมอเพื่อให้เกิดการหมุนของน้ำ	-	
- การกวนผสม (Mixing Intensity)	G = 134-360 (G _{AVE} = 233)	S ⁻¹	เป็นข้อมูลที่รวบรวมจากระบบบำบัดจริงจำนวน 16 แห่ง
• การแยกตะกอนออกจากน้ำ			
- อัตราน้ำล้นผิวถึงตกตะกอนขั้นที่สอง (SOR)	0.5-0.8	ม./ชม.	-

(ที่มา : WEF, 2000)

2.5 งานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

ปัจจุบันระบบ MBBR นิยมใช้ทั่วไปในการบำบัดน้ำเสีย ทั้งน้ำเสียชุมชน (Chu และ Wang, 2011 ; Kermani, Bina และคณะ, 2008 ; T. Ibrahim, Qiang และคณะ, 2014) และน้ำเสียอุตสาหกรรม (Andreottola, Foladori และคณะ, 2002) โดยระบบ MBBR เป็นระบบแบบใช้จุลชีพชนิดเกาะติดผิวตัวกลางและตัวกลางจะเคลื่อนที่อยู่ภายในถังปฏิกรณ์โดยการกวนผสมจากระบบเติมอากาศหรือเครื่องกวนผสม ลักษณะของตัวกลางที่ใช้งานจะมีผลต่อการทำงานของระบบ ปัจจุบันนิยมใช้ตัวกลางที่ทำจากพลาสติก หรือวัสดุอื่นๆ ที่มีพื้นที่ผิวสูงและมีน้ำหนักเบากว่าน้ำเล็กน้อย โดยรูปร่างของตัวกลางและพื้นที่ผิวจำเพาะของตัวกลางจะมีผลต่อการทำงานของระบบ จากงานวิจัยที่ผ่านมาพบว่า ตัวกลางที่ใช้จะต้องมีพื้นที่ผิวจำเพาะไม่น้อยกว่า $250 \text{ m}^2/\text{m}^3$ (Andreottola, Foladori และคณะ, 2000) ซึ่งจะทำให้กลไกการกำจัดสารอาหารจากจุลชีพชนิดฟิล์มตรึงในระบบ MBBR มีมากกว่าจุลชีพชนิดแขวนลอย นอกจากนี้รูปร่างของตัวกลางก็ยังมีผลต่อปริมาณและการกระจายตัวของจุลชีพบนผิวตัวกลางด้วย โดยพบว่า ตัวกลางที่มีลักษณะเป็นแผ่นแบนจะได้รับผลจากความปั่นป่วนจากการกวนผสมมากกว่าชนิดที่มีลักษณะเป็นท่อนทรงกระบอกสั้นๆ ซึ่งตัวกลางที่มีลักษณะเป็นแผ่นแบนจุลชีพจะถูกแรงเฉือนหลุดออกจากตัวกลางเป็นส่วนใหญ่เหลือเพียงฟิล์มชีวภาพที่มีลักษณะหนาแน่นและเกาะติดผิวภายในตัวกลางอย่างแน่นหนา ส่วนตัวกลางที่มีลักษณะเป็นท่อนทรงกระบอกสั้นๆ จะมีพื้นที่ผิวภายในที่ได้รับผลจากความปั่นป่วนน้อยกว่า ฟิล์มชีวภาพที่เกาะอยู่ภายในจะเกาะอยู่ไม่แน่นและกระจายอยู่ทั่วไป (Bassin, Dias และคณะ, 2016) นอกจากนี้ความปั่นป่วนของการกวนผสมยังมีผลต่อการถ่ายเทมวล โดยค่าสัมประสิทธิ์การถ่ายเทมวลภายนอกแอมโมเนียและซีโอดีมีค่าอยู่ในช่วง $0.68\text{-}13.50 \text{ m/d}$ และ $2.9\text{-}22.4 \text{ m/d}$ ตามลำดับ (Nogueira, Perez และคณะ, 2015)

สำหรับการออกแบบระบบ MBBR เพื่อให้เป็นไปตามวัตถุประสงค์การใช้งาน ทำได้โดยเลือกใช้ค่า SALR ที่เหมาะสม จากงานวิจัยพบว่า เมื่อค่า SALR มีค่าสูงขึ้น ประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์จะลดลง เนื่องจากปริมาณสารอาหารต่อพื้นที่ผิวตัวกลางมากขึ้น (Aygün, Nas และคณะ, 2008) และหากระบบมีค่า SALR หรืออัตราการสารอินทรีย์ต่อพื้นที่ผิวตัวกลางสูงมากขึ้น ฟิล์มชีวภาพก็จะมีคุณภาพมากขึ้น ซึ่งทำให้อัตราการหลุดลอกของฟิล์มชีวภาพสูงขึ้นด้วยจนระบบมีความเข้มข้นของตะกอนแขวนลอยใกล้เคียงกับระบบ IFAS (Bassin, Dias และคณะ, 2016)

เนื่องจากค่าความเข้มข้นของจุลชีพในระบบ MBBR เมื่อเทียบเป็น MLSS จะมีค่าสูงกว่าในระบบแอกทิเวเตดสลัดจ์ ขนาดถังปฏิกรณ์ของระบบ MBBR จึงมีขนาดเล็กกว่าและมีเวลากักน้ำต่ำกว่า จากงานวิจัยที่ผ่านมาซึ่งศึกษาประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ที่เวลากักน้ำต่างๆ พบว่า ที่ค่าเวลากักน้ำต่ำที่สุดที่ 1 ชั่วโมง ประสิทธิภาพในการกำจัดบีโอดี และซีโอดีอยู่ที่ 80% และ 70.5% ตามลำดับ (Javid, Hassani และคณะ, 2013)

ในช่วงการเริ่มเดินระบบ โดยปกติการสร้างฟิล์มชีวภาพของจุลชีพชนิดเฮเทอโรโทรฟิกมักจะใช้เวลาประมาณ 15-30 วัน ซึ่งต่างจากฟิล์มชีวภาพของจุลชีพชนิดออโตโทรฟิกหรือพวกไนตริไฟเออร์ ซึ่งอาจใช้เวลามากกว่า 60 วัน จากงานวิจัยพบว่า ถ้าหากมีสารอินทรีย์คาร์บอนในน้ำเสียในช่วงแรกของการเริ่มเดินระบบจะทำให้เกิดฟิล์มชีวภาพของจุลชีพพวกไนตริไฟเออร์หรือออโตโทรฟิกได้เร็วขึ้น (Bassin, Kleerebezem และคณะ, 2012)

โดยข้อมูลงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง และข้อมูลจากงานวิจัยที่นำไปใช้ในวิทยานิพนธ์ สามารถสรุปได้ดังตารางที่ 2.6



ตารางที่ 2.6 สรุปงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

ลำดับ	ผู้แต่ง	วัตถุประสงค์	วิธีการ	ผลที่ได้	ข้อมูลที่นำมาใช้
1	(Bassin, Dias และคณะ, 2016)	เพื่อศึกษาการทำงานของระบบ MBBR 2 ชุดที่ใช้ตัวกลางมีพื้นที่ผิวเท่ากันแต่ต่างชนิดกันในสภาวะที่มีการเปลี่ยนแปลงอัตราภาระสารอินทรีย์และเวลากักน้ำต่างๆ	1. ใช้น้ำเสียสังเคราะห์ 2. ถัง MBBR ขนาด 1 ลิตร 3. ตัวกลาง 2 ชนิด มีพื้นที่ผิวจำเพาะ 500 และ 3,000 m^2/m^3	1. ทั้งสองการทดลองสามารถรับภาระสารอินทรีย์ได้ถึง 3.2 $\text{kgCOD}/(\text{m}^3\text{-d})$ 2. ชนิดของตัวกลางมีผลต่อปริมาณและการกระจายตัวของจุลชีพบนตัวกลาง 3. เมื่ออัตราภาระสารอินทรีย์สูงขึ้น พิล์มชีวภาพจะมีความหนามากขึ้น ขณะเดียวกันอัตราการหลุดออกก็จะสูงขึ้นด้วย 4. ที่อัตราภาระสารอินทรีย์คงที่ เวลากักน้ำในถังจะมีผลต่อสัดส่วนจำนวนจุลชีพชนิดไม่ตรึงที่เออร์ที่อยู่บนฟิล์มชีวภาพและที่แขวนลอยในน้ำ 5. ประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนทั้งหมดมีค่า 86 และ 73% ใน MBBR แต่ละชุด	ใช้เป็นแนวทางในการเตรียมน้ำเสียสังเคราะห์
2	(T. Ibrahim, Oiang และคณะ, 2014)	เพื่อศึกษาการออกแบบและก่อสร้างถังปฏิกรณ์ฟิล์มชีวภาพแบบตัวกลางเคลื่อนที่ และการไหลเป็นแบบไหลขึ้น โดยถังแอนอริกซ์จะเบี่ยงตั้งทรงกระบอกซ้อนอยู่ด้านบนของถังแอโรบิก เพื่อใช้บำบัดน้ำเสียชุมชน	1. ใช้น้ำเสียจริงชุมชนนครราชสีมา ประสิทธิภาพ 2. ถังแอนอริกซ์วางซ้อนอยู่ในถังแอโรบิก 3. ตัวกลางพลาสติกที่มีพื้นที่ผิวจำเพาะ 500 m^2/m^3 เติมน้ำในถังแอนอริกซ์และถังแอโรบิกถึงระดับ 50% ของปริมาตรถัง 4. ไม่มีการเวียนตะกอนกลับ มีเพียงการเวียนของน้ำตะกอนภายในที่อัตราเร็ว 100% ของอัตราน้ำเสียเข้าระบบ 5. เปลี่ยนแปลงเวลากักน้ำ 3 ค่า คือ 4.95, 6.2 และ 8.25 ชั่วโมง	1. ที่เวลากักน้ำ 6.2 ชั่วโมง เป็นค่าที่เหมาะสมในการทำงานซึ่งสามารถกำจัดซีไอดี แอมโมเนีย ไนโตรเจนทั้งหมดพอสฟอไรส์ทั้งหมดได้ที่ 93.15, 98.06, 71.67, 90.88% ตามลำดับ	ใช้เป็นแนวทางในการกำหนดค่าเวลากักน้ำ

ตารางที่ 2.6 สรุปงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง (ต่อ)

ลำดับ	ผู้แต่ง	วัตถุประสงค์	วิธีการ	ผลที่ได้	ข้อมูลที่น่าสนใจ
3	(Chu และ Wang, 2011)	เพื่อเปรียบเทียบตัวกลางสองชนิดคือไม่สามารถย่อยสลายทางชีวภาพและที่สามารถย่อยสลายทางชีวภาพ เมื่อใช้กับระบบ MBBR ที่ใช้กำจัดสารอินทรีย์และไนโตรเจน ออกจากร้าน้ำเสียที่มี CN ต่ำ	1. ใช้น้ำเสียสังเคราะห์ มีค่า CN ต่ำ 2. ถึง MBBR ขนาด 6 ลิตร จำนวน 2 ชุด 3. ใช้ตัวกลาง 2 ชนิด คือ โพลีสไตรีนโฟม (PU) ซึ่งไม่สามารถย่อยสลายทางชีวภาพได้ และโพลีคาร์โบลอเนต (PCL) เป็นโพลีเอสเตอร์ซึ่งสามารถย่อยสลายได้ทางชีวภาพ	1. ประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์และแอมโมเนียของ MBBR ที่ใช้ตัวกลางโพลีสไตรีนโฟมจะสูงกว่า 2. ประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนทั้งหมดของ MBBR ที่ใช้ตัวกลาง โพลีคาร์โบลอเนตจะสูงกว่าเนื่องจากการใช้ตัวกลางเป็นแหล่งอาหารในการเกิดดีไนตริฟิเคชัน	ใช้เป็นแนวทางการเตรียมน้ำเสียสังเคราะห์
4	(Nogueira, Perez และ คณะ, 2015)	เพื่อเสนอวิธีการวัด สัมประสิทธิ์การถ่ายเทมวลภายนอก และการถ่ายเทมวลภายใน และการคำนวณความเข้มข้นในการกวนผสม ที่มีต่อการถ่ายเทมวลสารอาหาร โดยการวัดภายในถัง MBBR	1. ใช้น้ำเสียสังเคราะห์ 2. ถึง MBBR ขนาด 2 ลิตร 3. เวลาพักน้ำ 2 ชั่วโมง 4. ตัวกลางพลาสติกฟีนที่ผิวจำเพาะ 500 m^2/m^3 และใส่ลงในถัง 40% ของถัง MBBR	1. เมื่อเปรียบเทียบผลของความเข้มข้นในการกวนผสมที่มีต่อการกำจัดซีโอไซด์ และแอมโมเนีย พบว่าสัมประสิทธิ์การถ่ายเทมวลภายนอกของสารอินทรีย์มีค่าสูงกว่าแอมโมเนีย 2. เมื่อใช้ความเข้มข้นในการกวนผสมจากการเติมอากาศ สัมประสิทธิ์การถ่ายเทมวลภายนอกของแอมโมเนียและซีโอไซด์มีค่าอยู่ในช่วง 0.68-1.50 m^2/d และ 2.9-22.4 m^2/d ตามลำดับ 3. ค่าสัมประสิทธิ์ของแอมโมเนียมีค่าต่ำกว่า น้ำจะเป็นเพราะตำแหน่งของถังให้ออกอยู่ด้านล่างซึ่งมีระดับมากกว่าจุดชีพพวยของท่อโรตารีทีก	ใช้เป็นแนวทางการเตรียมชุดการทดลองและถึงปฏิบัติการ
5	(Kermani, Bina และ คณะ, 2008)	เพื่อศึกษาการกำจัดสารอินทรีย์และธาตุอาหาร เมื่อระบบทำงานที่อัตราการไหลของไนโตรเจนและฟอสฟอรัสต่าง ๆ	1. ใช้น้ำเสียสังเคราะห์ 2. ถึง MBBR กำจัดธาตุอาหารประกอบด้วยถึงแอมโมเนียโรบิก ถึงแอนอ็อกซิก และถึงแอโรบิกด้วยแอมบิอุสม 3. ตัวกลางใช้ตัวกลางราคาถูก มีพื้นที่ผิวจำเพาะต่ำคือ 260 m^2/m^3	1. ที่สภาวะที่เหมาะสม เกิดดีไนตริฟิเคชันเกือบสมบูรณ์ กำจัดแอมโมเนียได้ถึง 99.72% ซึ่งคิดในแง่ไนโตรเจน 2. อัตราการเกิดดีไนตริฟิเคชันสัมพันธ์กับ $1.8 \text{gNO}_3\text{-N/gVSS-h}$ 3. ที่สภาวะที่เหมาะสมสามารถกำจัดซีโอไซด์ละลายน้ำ, ไนโตรเจนทั้งหมดและฟอสฟอรัสได้โดยเฉลี่ย 96.9, 84.6 และ 95.8% ตามลำดับ	ใช้เป็นข้อมูลการวิเคราะห์ระบบ MBBR ในการกำจัดสารอินทรีย์และไนโตรเจน ออกจากร้าน้ำเสียชุมชน

ตารางที่ 2.6 สรุปงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง (ต่อ)

ลำดับ	ผู้แต่ง	วัตถุประสงค์	วิธีการ	ผลที่ได้	ข้อมูลที่นำมาใช้
6	(Andreottola, Foladori และคณะ, 2002)	ศึกษาระบบ MBBR เพื่อใช้ในการบำบัดน้ำเสียจากโรงงานผลิตถัสดังจากนม	1. ใช้น้ำเสียจากโรงงานผลิตถัสดังจากนมที่ผ่านการบำบัดขั้นต้นแล้ว 2. ถัง MBBR 905 ลิตร 3. ตัวกลางพลาสติกที่พื้นผิวจำเพาะ 160 m^2/m^3 อัตราการเติมตัวกลางที่ 60%	1. ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีที่เพิ่มขึ้นมากกว่า 80% ที่ภาระสารอินทรีย์สูงถึง 52.7 $\text{gCOD}/\text{m}^3\text{-d}$ 2. ประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนอยู่ระหว่าง 13.3-96.2% ขึ้นกับความต้องการค่าไนโตรเจนในการสร้างมวลจุลินทรีย์	ใช้เป็นข้อมูลการกำจัดสารอินทรีย์ที่อัตราภาระสารอินทรีย์ต่อพื้นที่ตัวกลางสูง
7	(Aygun, Nas และคณะ, 2008)	เพื่อศึกษาประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ เมื่อระบบต้องรับอัตราภาระสารอินทรีย์สูง	1. ใช้น้ำเสียสังเคราะห์ 2. ถัง MBBR 2 ลิตร 3. ตัวกลางพลาสติกที่พื้นผิวจำเพาะ 500 m^2/m^3 4. อัตราการเติมตัวกลางที่ 50%	1. เมื่ออัตราภาระสารอินทรีย์สูงขึ้นประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์จะลดลง 2. ที่เวลากักน้ำเท่ากับ 8 ชั่วโมง ประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ที่อัตราภาระ 6, 12, 24, 48 และ 96 $\text{gCOD}/\text{m}^3\text{-d}$ จะมีค่าเท่ากับ 95.1, 94.9, 89.3, 68.7 และ 45.2% ตามลำดับ	ใช้เป็นแนวทางในการเตรียมชุดการทดลองและปฏิบัติการ - กำหนดค่าเวลาพักน้ำ - การเริ่มเดินระบบ
8	(Andreottola, Foladori และคณะ, 2000)	เพื่อเปรียบเทียบการกำจัดสารอินทรีย์ และแอมโมเนียของระบบแอกทิเวเตดสลัดจ์และระบบ MBBR ที่ใช้ตัวกลางราคาต่ำที่ทำได้ง่าย แต่มีพื้นที่ผิวจำเพาะไม่สูงมากนัก	1. ใช้น้ำเสียจากชุมชน เมืองเทรนต์ อิตาลี 2. ใช้ระบบ AS และ MBBR แบบนำร่อง (Pilot) เดิมขนาด 337 ลิตร จำนวน 2 ถัง 3. ระบบ AS ใช้ถังเดิมอากาศขนาด 337 ลิตร จำนวน 2 ถัง 4. ระบบ MBBR ใช้ถัง MBBR ขนาด 337 ลิตร จำนวน 2 ถัง 5. ตัวกลางพลาสติกของระบบ MBBR ใช้ตัวกลางราคาต่ำที่ทำได้ง่าย มีพื้นที่ผิวจำเพาะ 160 m^2/m^3 อัตราส่วนการเติมตัวกลาง 70% ของปริมาณถัง	1. ประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์และแอมโมเนียของระบบ AS จะมีค่าสูงกว่าระบบ MBBR ที่ใช้ตัวกลางราคาต่ำที่ทำได้ง่าย แต่มีพื้นที่ผิวจำเพาะไม่สูงมากนัก 2. พื้นที่ผิวจำเพาะของตัวกลางที่ใช้ในการทดลองนี้ไม่สูงพอที่จะทำให้การทำงานของระบบ MBBR สูงกว่าระบบ AS 3. พื้นที่ผิวจำเพาะของตัวกลางที่ใช้ เมื่อมีอัตราการเติมตัวกลางที่ 70% ต่อแอมโมเนียไม่ต่ำกว่า 200-250 m^2/m^3 จึงจะทำให้ระบบ MBBR เริ่มมีข้อได้เปรียบมากกว่าระบบ AS	ใช้เป็นแนวทางเลือกค่าต่ำที่สุดของพื้นที่ผิวจำเพาะของตัวกลางพลาสติก

ตารางที่ 2.6 สรุปงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง (ต่อ)

ลำดับ	ผู้แต่ง	วัตถุประสงค์	วิธีการ	ผลที่ได้	ข้อสรุปที่นำมาใช้
9	Uavid, Hassani และคณะ, 2013)	เพื่อศึกษาประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ที่เวลาพักน้ำต่างๆ	<ol style="list-style-type: none"> ใช้น้ำเสียจริงจากชุมชนเมืองตกระรานประเทศอิหร่าน ถัง MBBR 60 ลิตร ตัวกลางพลาสติกพื้นที่ผิวจำเพาะ $500 \text{ m}^2/\text{m}^3$ อัตราส่วนการเติมตัวกลาง 60% ของปริมาณตรึง 	<ol style="list-style-type: none"> ที่เวลาพักน้ำ 1, 1.5, 2, 2.5, 3 และ 4 ชม. ระบบยังสามารถทำงานได้ดี แม้มีเวลาพักน้ำต่ำ ที่เวลาพักน้ำต่ำที่สุด คือ 1 ชม. ประสิทธิภาพในการกำจัด BOD และ COD อยู่ที่ 80 และ 70.5% ตามลำดับ 	เป็นแนวทางในการกำหนดค่าเวลาพักน้ำต่ำที่สุดที่ระบบยังสามารถทำงานได้
10	(Bassin, Kleerebezem และคณะ, 2012)	เพื่อศึกษาถึงผลของภาวะการทำงานต่างๆ ที่มีต่อการสร้างฟิล์มชีวภาพ และการเกิดไนตริไฟเคชัน	<ol style="list-style-type: none"> ใช้น้ำเสียสังเคราะห์ ใช้ถัง MBBR 5 ลิตร ทำงานแบบไหลต่อเนื่อง 2 ชุด (MBBR1 และ MBBR2) ใช้ถัง SBBR ขนาด 7 ลิตร ทำงานแบบที่ละเท 1 ชุด (SBBR) ตัวกลางพลาสติกพื้นที่ผิวจำเพาะ $500 \text{ m}^2/\text{m}^3$ 	<ol style="list-style-type: none"> การมีสารอินทรีย์คาร์บอนในน้ำเสียในช่วงแรกของการเริ่มเดินระบบ จะลดระยะเวลาการสร้างฟิล์มชีวภาพของจุลชีพชนิดไนตริไฟเออร์ เมื่ออัตราการของแอมโมเนียสูงถึงค่า $4 \text{ gNH}_4\text{-N}/\text{m}^2\text{-d}$ จุลชีพชนิด AOB และ NOB จะได้รับผลกระทบจากความเข้มข้นของแอมโมเนียอิสระและกรดไนตริก 	ใช้เป็นแนวทางในการกำหนดวิธีการเพื่อลดระยะเวลาในการเริ่มเดินระบบ

บทที่ 3

แผนการทดลองและวิธีดำเนินงานวิจัย

3.1 แผนการทดลอง

การดำเนินงานวิจัยนี้แบ่งการทดลองออกเป็น 4 ชุดการทดลอง โดยมีรายละเอียดดังนี้

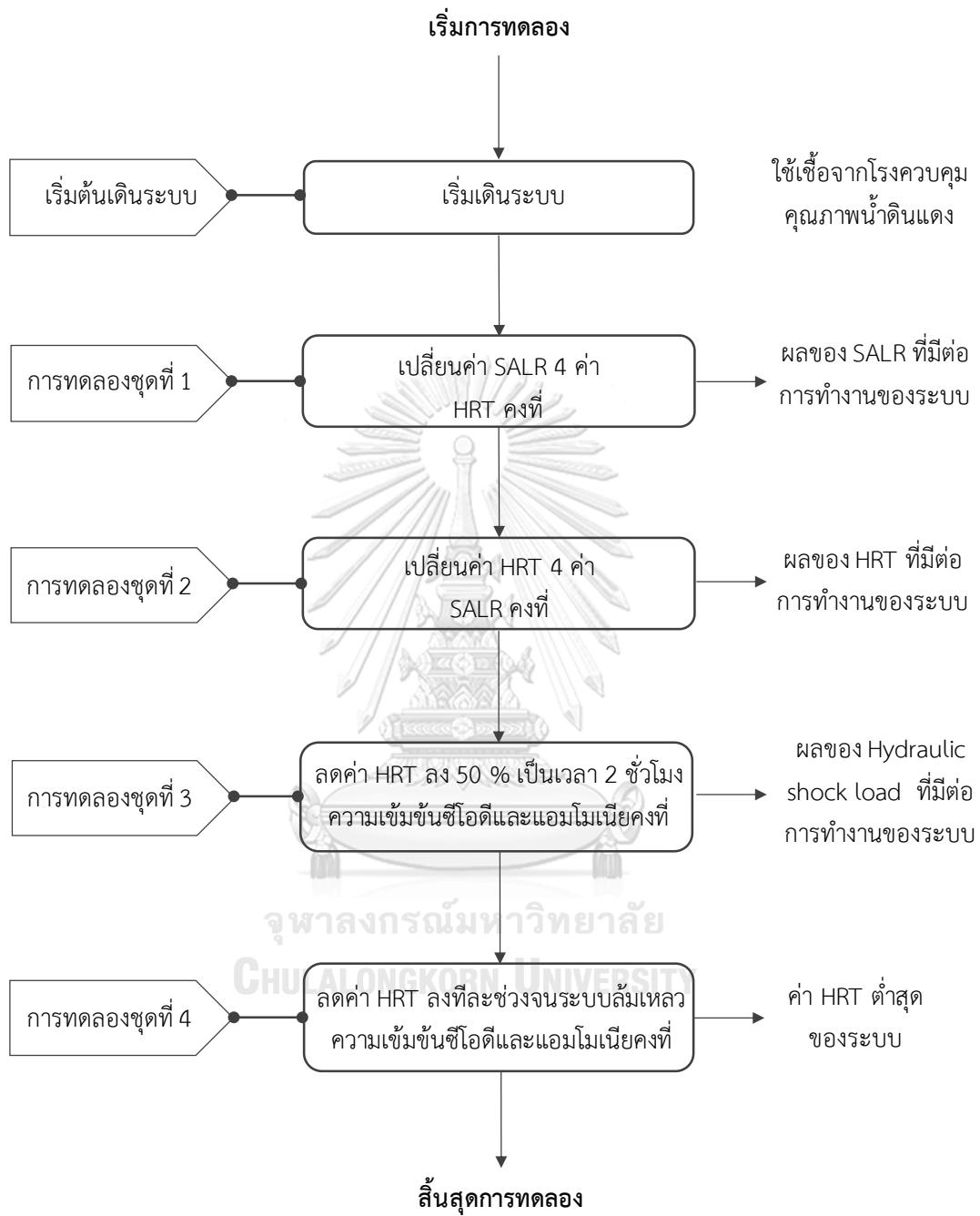
การทดลองชุดที่ 1 ศึกษาผลของอัตราภาระสารอินทรีย์ต่อพื้นที่ตัวกลาง (Surface Area Loading Rate, SALR) ที่มีผลต่อการทำงานของระบบ MBBR ในการบำบัดน้ำเสียความเข้มข้นต่ำ โดยทำการทดลองเปลี่ยนแปลงค่าอัตราภาระสารอินทรีย์ต่อพื้นที่ตัวกลางทั้งหมด 4 ค่า เพื่อศึกษาประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดี การกำจัดแอมโมเนีย ปริมาณจุลชีพในระบบที่ภาวะคงตัว ปริมาณจุลชีพที่อยู่บนตัวกลางและที่แขวนลอยที่ภาวะคงตัว และปริมาณตะกอนส่วนเกินที่อัตราภาระสารอินทรีย์ต่อพื้นที่ตัวกลางต่างๆ

การทดลองชุดที่ 2 ศึกษาผลของเวลากักน้ำ (HRT) ที่มีต่อการทำงานของระบบ MBBR ในการบำบัดน้ำเสียความเข้มข้นต่ำ โดยทำการทดลองเปลี่ยนแปลงค่าเวลากักน้ำทั้งหมด 4 ค่า เพื่อศึกษาประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดี การกำจัดแอมโมเนีย ปริมาณจุลชีพในระบบที่ภาวะคงตัว ปริมาณจุลชีพที่อยู่บนตัวกลางและที่แขวนลอยที่ภาวะคงตัว และปริมาณตะกอนส่วนเกินที่เวลากักน้ำต่างๆ

การทดลองชุดที่ 3 ศึกษาพฤติกรรมการทำงานของระบบ MBBR ในภาวะพลวัต (Dynamics) ทำการทดลองโดยให้ความเข้มข้นซีโอดีและแอมโมเนียคงที่ และเปลี่ยนค่าเวลากักน้ำ (HRT) ลดลงครึ่งหนึ่งอย่างรวดเร็วเป็นเวลา 2 ชั่วโมง เพื่อจำลองสภาวะการทำงานของระบบในช่วง Wet Weather Flow เพื่อศึกษาประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดี และการกำจัดแอมโมเนียของระบบเมื่อรับภาระทางชลศาสตร์ที่เปลี่ยนแปลงสูง (Hydraulic Shock Load)

การทดลองชุดที่ 4 ศึกษาหาค่าเวลากักน้ำต่ำที่สุดของระบบ MBBR ทำการทดลองโดยให้ความเข้มข้นซีโอดีและแอมโมเนียคงที่ และลดเวลากักน้ำลงทีละช่วงจนระบบล้นเหลว เพื่อหาค่าเวลากักน้ำต่ำที่สุดของระบบ

แผนการทดลองงานวิจัยทั้ง 4 การทดลอง แสดงดังรูปที่ 3.1 และตารางที่ 3.1



รูปที่ 3.1 แผนการทดลองงานวิจัย

ตารางที่ 3.1 พารามิเตอร์ต่างๆ ที่ใช้ในการทดลอง

ชุดการทดลอง	RUN	BOD _{in} ⁵⁾ (mg/L)	NH ₄ -N _{in} (mg/L)	Q (V/d)	MBBR 1 ¹⁾		MBBR 2 ²⁾		Total HRT (hr)	หมายเหตุ
					SALR ⁶⁾ (gBOD/m ² /d)	HRT ⁷⁾ (hr)	SALR ⁸⁾ (gNH ₄ -N/m ² /d)	HRT ⁷⁾ (hr)		
1	1	50	20	16	1.23	3	-	3	6	ช่วงนี้จะเพิ่ม HRT มากเกินพอ เพื่อจะดูผลของ SALR
	2	75	20	16	1.85	3	-	3	6	
	3	100	20	16	2.46	3	-	3	6	
	4	200	20	16	4.92	3	-	3	6	
2	5	132	37.92	24	4.87	2	-	2	4	Vary HRT
	6	99	28.44	32	4.87	1.5	-	1.5	3	
	7	66	18.96	48	4.87	1	-	1	2	
	8	33	9.48	96	4.87	0.5	-	0.5	1	
3	ใช้การทดลองจากชุดการทดลองที่ 2 (Run 7) ที่มีเวลากักน้ำรวม 2 ชั่วโมง เพิ่มอัตราการสูบล้างขึ้น 2 เท่าที่ เป็นระยะเวลา 2 ชั่วโมง ³⁾									
4	ใช้การทดลองจากชุดการทดลองที่ 2 (Run 8) ที่มีเวลากักน้ำรวม 1 ชั่วโมง เพิ่มอัตราการสูบล้างเพื่อให้เวลากักน้ำลดลงครึ่งละ 10 นาที จนระบบล้มเหลว ⁴⁾									

หมายเหตุ

1) ถัง MBBR1 ทำหน้าที่เป็นถังกำจัดคาร์บอนหรือฟรีไนตริฟิเคชัน มีปริมาตร 2 ลิตร ปริมาตรตัวกลาง 50% ของปริมาตรถัง น้ำที่ออกจากถังนี้จะไหลไปยังถังไนตริฟิเคชัน (MBBR2) ต่อไป

2) ถัง MBBR2 ทำหน้าที่เป็นถังไนตริฟิเคชัน รับน้ำที่ออกจากถังกำจัดคาร์บอน (MBBR1) มีปริมาตร 2 ลิตร ปริมาตรตัวกลาง 50% ของปริมาตรถัง

3) ใช้การทดลองที่มีค่าใกล้เคียงกับค่าที่ใช้ในการออกแบบโรงบำบัดน้ำเสียธนบุรี ($BOD=60$ mg/L, $TKN=18.5$ mg/L)

4) ใช้การทดลองที่มีเวลากักน้ำ (HRT) รวมต่ำที่สุด และค่าบีโอดีเท่ากับค่าบีโอดีเข้าต่ำสุด ($BOD \approx 30$ mg/L) ของโรงควบคุมคุณภาพน้ำกรุงเทพมหานคร

5) ค่าบีโอดีเข้าที่ใช้ในชุดการทดลองที่ 1 คือค่า 50, 75 มก./ล. เป็นตัวแทนของน้ำเสียความเข้มข้นต่ำ ค่า 100 มก./ล. เป็นค่าออกแบบของระบบบำบัดน้ำเสียธนบุรี และค่า 200 มก./ล. เป็นค่าออกแบบของระบบบำบัดน้ำเสีย กทม. ในอดีต และเป็นค่าที่ใช้ออกแบบระบบบำบัดน้ำเสียชุมชนของต่างประเทศ ส่วนค่าบีโอดีชุดการทดลองที่ 2 จะเป็นค่าที่ทำให้ค่า SALR ในถังกำจัดคาร์บอนมีค่าไม่เกิน 5 gBOD/m²d และจะมีค่าสอดคล้องกับค่าบีโอดีน้ำเสียจริงของกรุงเทพมหานคร

6) ค่า SALR ของถังกำจัดคาร์บอนที่ใช้ในชุดการทดลองที่ 1 จะใช้ค่า SALR ที่มีค่าไม่เกิน 5 gBOD/m²d ซึ่งเป็นค่าสูงสุดที่ใช้ในการออกแบบถังฟรีไนตริฟิเคชัน และเปลี่ยนแปลงจนมีค่าต่ำสุดประมาณ 1 gBOD/m²d ส่วนในชุดการทดลองที่ 2 จะกำหนดให้มีค่าคงที่ประมาณ 5 gBOD/m²d

7) ค่าเวลากักน้ำที่ใช้ในชุดการทดลองที่ 1 จะเลือกใช้เวลากักน้ำที่มากกว่า 1 ชั่วโมง ตามการทบทวนงานวิจัยดังตารางที่ 2.6 โดยเลือกใช้ค่า 3 ชั่วโมง เพื่อให้มีค่ามากเกินไปและไม่มีผลต่อการทำงานของระบบ ส่วนชุดการทดลองที่ 2 จะลดระยะเวลาเวลากักน้ำลงจากชุดการทดลองที่ 1 และใช้ค่าเวลากักน้ำต่ำสุดเท่ากับ 0.5 ชั่วโมง

8) ค่า SALR ของถังไนตริฟิเคชันจะวัดจากค่า NH_4-N ที่ออกจากถังกำจัดคาร์บอนและที่เข้าถังจริงในระหว่างทำการทดลอง

3.2 วัสดุอุปกรณ์และสารเคมีที่ใช้ในงานวิจัย

3.2.1 วัสดุอุปกรณ์ในการทดลอง

- ถังเตรียมน้ำเสียสังเคราะห์ จำนวน 4 ถัง
- ถัง MBBR ขนาด 2 ลิตร จำนวน 8 ถัง
- ถังตกตะกอนขนาด 1.9625 ลิตร จำนวน 4 ถัง
- เครื่องสูบน้ำชนิดไดอะแฟรม อัตราการสูบสูงสุด 5 ลิตรต่อชั่วโมง จำนวน 4 ชุด
- เครื่องเติมอากาศ จำนวน 4 ชุด
- ถังพักน้ำทิ้ง จำนวน 4 ถัง
- ตัวกลางพลาสติกของบริษัท AQWISE พื้นที่ผิวประสิทธิภาพ (Effective Surface Area) $650 \text{ m}^2/\text{m}^3$

3.2.2 วัสดุอุปกรณ์และสารเคมีในการวิเคราะห์ผล

3.2.2.1 ซีโอดี (COD)

- สารละลายโพแทสเซียมไดโครเมต ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$)
- สารละลายกรดซัลฟิวริก (H_2SO_4) ผสมซิลเวอร์ซัลเฟต (AgSO_4)
- สารละลายมาตรฐานเฟอร์รัสแอมโมเนียมซัลเฟต (Standard FAS)
- สารละลายเฟอร์โรอิน อินดิเคเตอร์
- ตู้บซีโอดี 150 องศาเซลเซียส
- เครื่องแก้วต่างๆ

3.2.2.2 แอมโมเนีย (NH_3)

- น้ำกลั่น
- โซเดียมซาลิไซเลต ($\text{C}_7\text{H}_5\text{NaO}_3$)
- ไนโตรปริสไซด์ ($\text{Na}_2(\text{Fe}(\text{CN})_5\text{NO}) \cdot 2\text{H}_2\text{O}$)
- โซเดียมไฮดรอกไซด์ (NaOH)
- โซเดียมซิเตรท ($\text{C}_6\text{H}_5\text{O}_7\text{Na}_3 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$)
- โซเดียมไฮโปคลอไรต์ (NaOCl)

- เครื่องสเปกโตรโฟโตมิเตอร์ (Spectrophotometer)

3.2.2.3 ไนเตรท (NO_3^-)

- น้ำกลั่น
- กรดไฮโดรคลอริก (HCl)
- โพแทสเซียมไนเตรท (KNO_3)
- เครื่องสเปกโตรโฟโตมิเตอร์ (Spectrophotometer)
- เครื่องแก้วต่างๆ

3.2.2.4 ไนไตรท์ (NO_2^-)

- น้ำกลั่น
- กรดฟอสฟอริก (H_3PO_4)
- ซัลฟานิลลาไมด์ ($\text{C}_6\text{H}_8\text{N}_2\text{O}_2\text{S}$)
- เอ็น (1-แนฟทิล) เอทิลลีนไดอะมีน ไดไฮโดรคลอไรด์ (NED)
- โซเดียมไนไตรท์ (NaNO_2)
- เครื่องสเปกโตรโฟโตมิเตอร์ (Spectrophotometer)
- เครื่องแก้วต่างๆ

3.2.2.4 ของแข็งแขวนลอย (SS)

- กระดาษกรองใยแก้ว (GF/C) ขนาดเส้นผ่านศูนย์กลาง 4.7 เซนติเมตร
- ชุดกรวยกรองบุชเนอร์ (Buchner funnel)
- เครื่องดูดสุญญากาศ (Suction pump)
- จานระเหย (Evaporation dish)
- คีมคีบ
- ตู้อบความร้อนที่มีเครื่องควบคุมอุณหภูมิ (Drying Oven)
- โถดูดความชื้น (Desiccator)
- เครื่องชั่งละเอียดทศนิยม 4 ตำแหน่ง

3.2.2.5 ของแข็งแขวนลอยระเหย (VSS)

- กระจกกรองใยแก้ว (GF/C) ขนาดเส้นผ่านศูนย์กลาง 4.7 เซนติเมตร
- ชุดกรวยกรองบุชเนอร์ (Buchner funnel)
- เครื่องดูดสุญญากาศ (Suction pump)
- จานระเหย (Evaporation dish)
- คีมคีบ
- ตู้อบความร้อนที่มีเครื่องควบคุมอุณหภูมิ (Drying Oven)
- โถดูดความชื้น (Desiccator)
- เครื่องชั่งละเอียดทศนิยม 4 ตำแหน่ง
- เตาเผา ควบคุมอุณหภูมิได้ที่ 550 ± 50 องศาเซลเซียส

3.2.2.6 พีเอช (pH)

- เครื่องวัดพีเอช (pH meter)

3.2.2.7 ออกซิเจนละลาย (Dissolved Oxygen, DO)

- เครื่องวัดออกซิเจนละลาย (DO meter)

3.2.3 น้ำเสียสังเคราะห์ที่ใช้ในการทดลอง

น้ำเสียสังเคราะห์สำหรับการทดลอง ส่วนประกอบหลักของน้ำเสียสังเคราะห์เตรียมจาก กลูโคส ($C_6H_{12}O_6$) และแอมโมเนียมคลอไรด์ (NH_4Cl) ซึ่งใช้เป็นแหล่งคาร์บอน และไนโตรเจน ตามลำดับ องค์ประกอบของน้ำเสียสังเคราะห์แสดงดังตารางที่ 3.2 ในการทดลองเตรียมน้ำเสียสังเคราะห์ที่ความเข้มข้นต่างๆ ตามที่กำหนดไว้ในตารางที่ 3.1 โดยเทียบตามสัดส่วนความเข้มข้น และปรับพีเอชด้วยโซเดียมไบคาร์บอเนต ($NaHCO_3$) ให้อยู่ในช่วง 7.5-8.0 (Bassin, Dias และคณะ, 2016)

ตารางที่ 3.2 องค์ประกอบของน้ำเสียสังเคราะห์ที่ใช้ในการทดลอง

องค์ประกอบของธาตุอาหาร	สารอาหาร	ปริมาณที่ต้องการ (มก./มก.บีโอดี)
สารอินทรีย์คาร์บอน		
- กลูโคส ($C_6H_{12}O_6$)	BOD, COD	แปรเปลี่ยน
แอมโมเนียไนโตรเจน		
- แอมโมเนียมคลอไรด์ (NH_4Cl)	NH_4^+-N	แปรเปลี่ยน
ธาตุอาหารหลัก		
- แอมโมเนียมคลอไรด์ (NH_4Cl)	N	5×10^{-2}
- โพแทสเซียมฟอสเฟต (KH_2PO_4)	P	1×10^{-2}
ธาตุอาหารรอง		
- แมงกานีสคลอไรด์ ($MnCl_2 \cdot 4H_2O$)	Mn	10×10^{-5}
- คอปเปอร์ซัลเฟต ($CuSO_4 \cdot 5H_2O$)	Cu	15×10^{-5}
- ซิงค์ซัลเฟต ($ZnSO_4 \cdot 7H_2O$)	Zn	16×10^{-5}
- โซเดียมโมลิบเดตไดไฮเดรต ($Na_2MoO_4 \cdot 2H_2O$)	Mo	43×10^{-5}
- โซเดียมซีลีไนต์ ($Na_2SeO_3 \cdot 5H_2O$)	Se	14×10^{-10}
- แมกนีเซียมซัลเฟต ($MgSO_4 \cdot 7H_2O$)	Mg	30×10^{-4}
- โคบอลต์คลอไรด์ ($CoCl_2 \cdot 6H_2O$)	Co	13×10^{-5}
- แคลเซียมคลอไรด์ ($CaCl_2 \cdot 2H_2O$)	Ca	62×10^{-4}
- โซเดียม	Na	5×10^{-5}
- โพแทสเซียม	K	45×10^{-4}
- เฟอริกคลอไรด์ ($FeCl_3$)	Fe	12×10^{-3}

(Wesley และ Musterman, 1995)

3.2.4 หัวเชื้อ (Seed) ที่ใช้ในการเริ่มเดินระบบ

หัวเชื้อ (Seed) ที่ใช้ในการเริ่มเดินระบบมาจากโรงควบคุมคุณภาพน้ำดินแดง ซึ่งเป็นโรงบำบัดน้ำเสียชุมชนของกรุงเทพมหานครที่ใช้ระบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ในการกำจัดสารอินทรีย์และกำจัดไนโตรเจน ซึ่งคาดว่าจะมีจุลชีพทั้งชนิดเฮเทอโรโทรฟิกและออโตโทรฟิก โดยตำแหน่งที่เก็บหัวเชื้อ คือ ก๊อกเก็บตัวอย่างที่ท่อเวียนตะกอนกลับ (Return Sludge) ของระบบบำบัด

3.3 การติดตั้งชุดอุปกรณ์ที่ใช้ในงานวิจัย

3.3.1 ถังเตรียมน้ำเสีย

ถังเตรียมน้ำเสียใช้ถังพลาสติกขนาดไม่น้อยกว่า 30-120 ลิตร ขึ้นกับอัตราการสูบน้ำเสียเข้าระบบต่อวัน

3.3.2 เครื่องสูบน้ำเสียเข้าระบบ

เครื่องสูบน้ำเสียที่ใช้เป็นแบบไดอะแฟรม (Diaphragm) โดยมีอัตราการสูบสูงสุด 5 ลิตรต่อชั่วโมง

3.3.3 ถังปฏิกริยา

ถังปฏิกริยาเป็นถังเติมอากาศ (Aeration Tank) ของระบบ MBBR จำนวน 2 ถัง ประกอบด้วย ถังกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอน (Carbon Removal Tank) หรือเรียกว่าถังพรีไนตริฟิเคชัน (Pre-nitrification Tank) และถังไนตริฟิเคชัน (Nitrification Tank) โดยเป็นถังอะคริลิก ปริมาตรความจุถังละ 2 ลิตร (ปริมาตรถังที่ยังไม่มีตัวกลาง) ขนาดความกว้าง 0.125 เมตร ยาว 0.125 เมตร สูง 0.40 เมตร มีระยะ free board 0.272 เมตร ต่อกันแบบอนุกรม เติมตัวกลางพลาสติกปริมาณร้อยละ 50 ของปริมาตรถัง แบบแสดงรายละเอียดตั้งปฏิกริยาแสดงในภาคผนวก ก.1

3.3.4 ถังตกตะกอน

ถังตกตะกอน (Sedimentation Tank) เป็นถังอะคริลิก มีปริมาตรความจุ 1.9625 ลิตร เส้นผ่านศูนย์กลาง 0.10 เมตร สูง 0.30 เมตร ระยะ free board 0.05 เมตร ต่อกับถังเติมอากาศ โดยด้านล่างของถังตกตะกอนเป็นทรงกรวยทำมุม 60 องศา ติดตั้งวาล์วระบายตะกอนที่ก้นถัง และท่อทางน้ำออกที่ด้านบนของถัง แบบแสดงรายละเอียดตั้งปฏิกริยาแสดงในภาคผนวก ก.1

3.3.4 ตัวกลางพลาสติก

ตัวกลางที่ใช้ภายในถังเติมอากาศ เป็นตัวกลางพลาสติกของบริษัท AQWISE ใช้วัสดุโพลีเอทิลีนที่มีค่าความหนาแน่นสูง (HDPE) โดยมีความหนาแน่น 0.94-0.96 กรัมต่อลูกบาศก์เซนติเมตร รูปร่างทรงกระบอกขนาดเส้นผ่านศูนย์กลาง 13 มิลลิเมตร ความยาว 13 มิลลิเมตร พื้นที่ผิวทั้งหมด (Total Surface Area) 900 ตารางเมตรต่อลูกบาศก์เมตร และมีพื้นที่ผิวใช้งาน (Effective Surface Area) 650 ตารางเมตรต่อลูกบาศก์เมตร โดยตัวกลางพลาสติกแสดงดังรูปที่ 3.2 เอกสารข้อมูลทางเทคนิคของตัวกลางพลาสติกแสดงในภาคผนวก ก.2



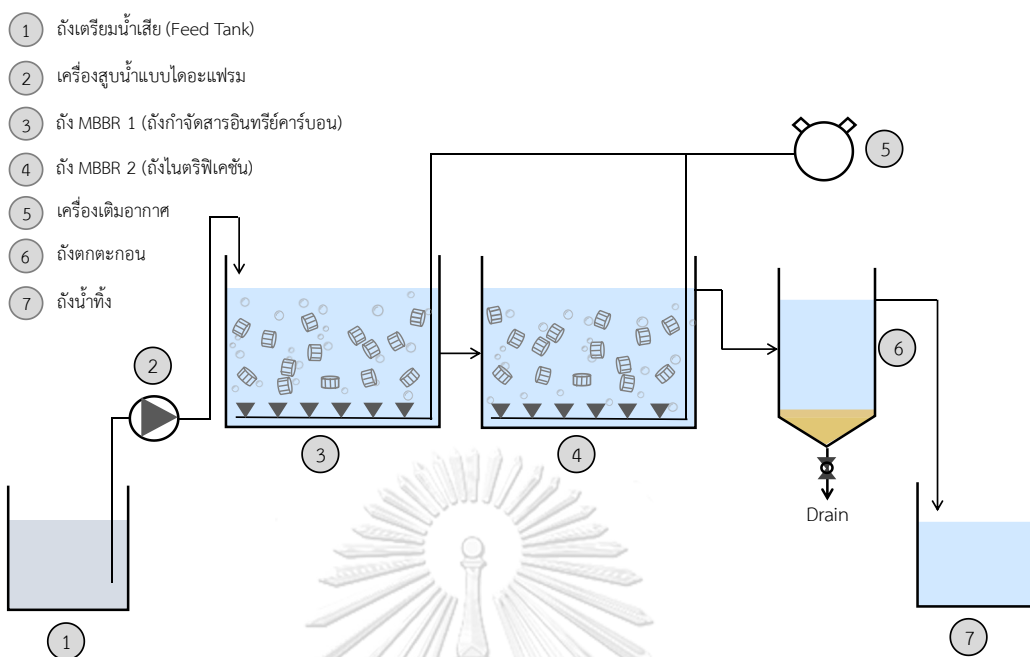
รูปที่ 3.2 ตัวกลางพลาสติกของบริษัท AQWISE ที่ใช้ในงานวิจัย

จากงานวิจัยที่ผ่านมา พบว่า ในระบบ MBBR เมื่อมีการกวนผสมจะเกิดการขัดสีกันของตัวกลางพลาสติกภายในถังเติมอากาศ ส่งผลให้บริเวณด้านนอกของตัวกลางพลาสติกไม่มีจุลชีพเกาะติดอยู่ พื้นที่ผิวของฟิล์มชีวภาพ (Biofilm Surface Area) ที่นำมาคำนวณจึงคิดเพียงพื้นที่ผิวด้านในของตัวกลางซึ่งก็คือพื้นที่ผิวประสิทธิภาพ (Rusten, Ødegaard และคณะ, 1992) ดังนั้นเมื่อใส่ตัวกลางพลาสติกร้อยละ 50 จะมีพื้นที่ผิวประสิทธิภาพเท่ากับ 325 ตร.ม./ลบ.ม.

3.3.5 เครื่องเติมอากาศ

เครื่องเติมอากาศที่ใช้ในการทดลองมีอัตราการเติมอากาศ 2.5 ลิ./นาที่ เพื่อให้ค่าความเร็วเกรเดียนต์ของระบบอยู่ในช่วง 134 ถึง 360 ต่อวินาที ซึ่งเป็นช่วงที่เหมาะสมที่ทำให้ตัวกลางในระบบสามารถเกิดการเคลือบที่ได้ดี รวมถึงมีค่าออกซิเจนละลายอยู่ในช่วงที่เหมาะสมสำหรับการเดินระบบ MBBR (WERF, 2014) รายการคำนวณปริมาณลมที่ใช้ในการกวนผสมแสดงในภาคผนวก ก.3

แผนภาพการติดตั้งชุดอุปกรณ์ที่ใช้ในงานวิจัยแสดงดังรูปที่ 3.3



รูปที่ 3.3 แผนภาพการติดตั้งชุดอุปกรณ์ระบบ MBBR ในงานวิจัย

3.4 วิธีการดำเนินงานวิจัย

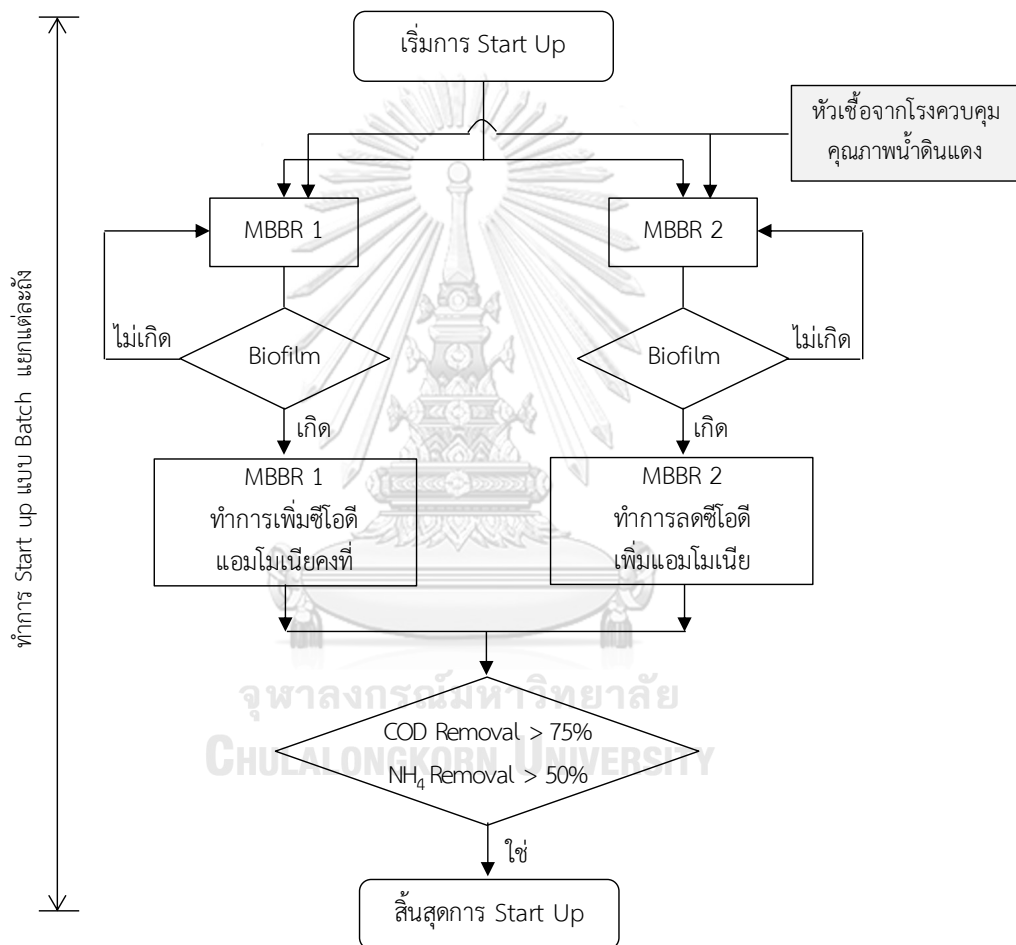
3.4.1 การเริ่มต้นเดินระบบ (Start Up)

การเริ่มต้นเดินระบบมีขั้นตอนในการดำเนินงานดังรูปที่ 3.4 โดยมีรายละเอียดดังนี้

1. เริ่มต้นทำการเดินระบบในถังขนาด 25 ลิตร จำนวน 2 ถัง โดยใช้หัวเชื้อจากโรงควบคุมคุณภาพน้ำดินแดง ซึ่งเป็นระบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ที่กำจัดคาร์บอน และเกิดกระบวนการไนตริฟิเคชันใส่ตัวกลางพลาสติกถังละ 8 ลิตร
2. ทำการเริ่มต้นเดินระบบทั้งสองถังปฏิบัติการแบบทีละเท (Batch) โดยใส่ตัวกลางลงในน้ำตะกอนที่มีความเข้มข้นจุลชีพแขวนลอย 3,000 มก./ล. เดินระบบโดยใช้น้ำเสียสังเคราะห์ความเข้มข้นซีโอดี 480 มก./ล. และความเข้มข้นแอมโมเนีย 35 มก./ล. ซึ่งคาดว่าจะใช้เวลาในส่วนนี้ประมาณ 1-2 สัปดาห์ (Bassin, Kleerebezem และคณะ, 2012)
3. ทำการเอาจุลชีพแขวนลอยออกจากระบบทั้งสองถัง และเดินระบบที่ความเข้มข้นซีโอดี 480 มก./ล. ความเข้มข้นแอมโมเนีย 35 มก./ล. คิดเป็นอัตราภาระสารอินทรีย์ต่อพื้นที่ตัวกลาง (SALR) 2.31 ก.ซีโอดี/ตร.ม.-วัน และ 0.17 ก.แอมโมเนีย/ตร.ม.-วัน ตามลำดับ เดินระบบจนเกิดชั้นฟิล์มชีวภาพบนตัวกลางอย่างเห็นได้ชัด

4. ถังที่ 1 ทำการเพิ่มสารอินทรีย์ เพื่อให้เกิดจุลชีพกลุ่มเฮเทอโรโทรฟิกปริมาณมาก ส่วนถังที่ 2 ลดสารอินทรีย์และเพิ่มแอมโมเนีย เพื่อให้เกิดจุลชีพกลุ่มออโตโทรฟิก

5. เมื่อเกิดขึ้น Biofilm ที่ตัวกลางอย่างเห็นได้ชัด และอัตราการกำจัดสารอินทรีย์มากกว่าร้อยละ 75 และอัตราการเกิดไนตริฟิเคชันมากกว่าร้อยละ 50 แล้วจะถือว่าสิ้นสุดการ Start up พร้อมทั้งจะใช้สำหรับทำการทดลองต่อไป ซึ่งคาดว่าจะใช้เวลาในส่วนนี้ประมาณ 1 เดือน (Bassin, Kleerebezem และคณะ, 2012)



รูปที่ 3.4 ขั้นตอนในการเริ่มต้นเดินระบบ (Start Up)

3.4.2 การทดลองชุดที่ 1 การศึกษาผลของอัตราการระสารอินทรีย์ต่อพื้นที่ตัวกลางที่มีผลต่อการทำงานของระบบ MBBR ในการบำบัดน้ำเสียความเข้มข้นต่ำ

ตัวแปรอิสระ : อัตราการระสารอินทรีย์ต่อพื้นที่ตัวกลาง

ตัวแปรตาม : ประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ และประสิทธิภาพการกำจัดแอมโมเนีย

ตัวแปรควบคุม : อัตราไหลน้ำเสียเข้า = 16 ลิตร/วัน

ปริมาณตัวกลางในถัง = 50 %

ค่า DO ในถัง ≥ 4.0 มก./ล.

1. เติมน้ำเสียสังเคราะห์ที่ความเข้มข้นบีโอดี 50, 75, 100 และ 200 มก./ล. ความเข้มข้นแอมโมเนียไนโตรเจน 20 มก./ล. ในถังเตรียมน้ำเสีย และใช้เครื่องสูบน้ำแบบไดอะแฟรมสูบน้ำเข้าแต่ละการทดลองด้วยอัตราการสูบ (ต่อการทดลอง) 16 ลิตร/วัน

2. เดินระบบต่อเนื่องที่อัตราการไหล 16 ลิตร/วัน และความเข้มข้นบีโอดีต่างๆ

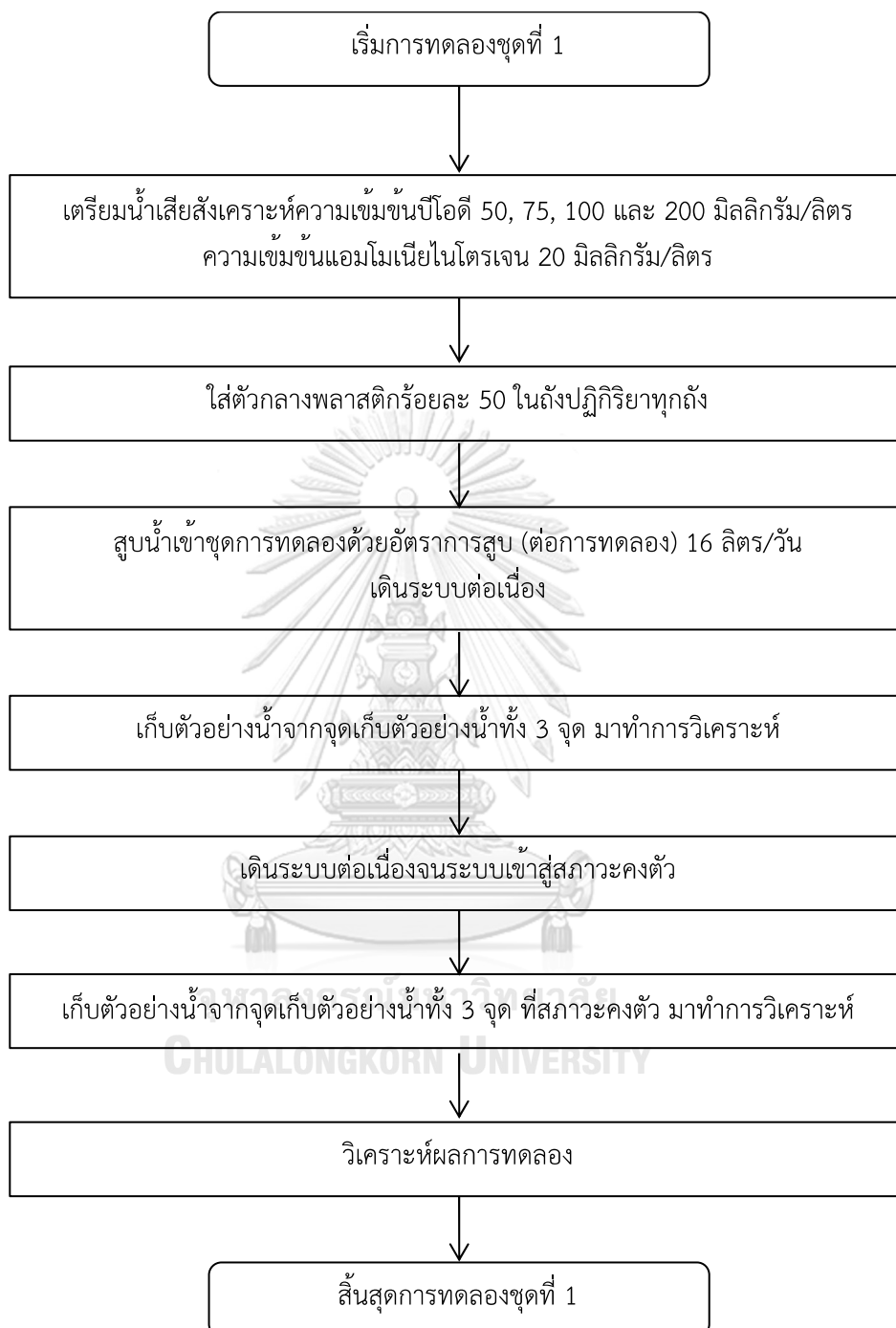
3. เก็บตัวอย่างน้ำตามจุดต่างๆ 3 จุด ดังแสดงในรูปที่ 3.8 และวิเคราะห์น้ำตัวอย่างดังแสดงในตารางที่ 3.6

4. เดินระบบต่อเนื่องจนระบบเข้าสู่สภาวะคงตัวเมื่อประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์และประสิทธิภาพการกำจัดแอมโมเนียมีค่าคงที่

5. เก็บตัวอย่างน้ำและวิเคราะห์ตัวอย่างที่ต้องวัดที่สภาวะคงตัว

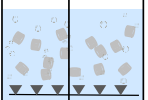
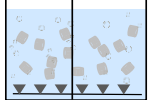
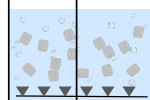
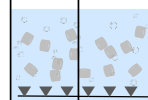
6. วิเคราะห์ผลการทดลอง

ขั้นตอนการดำเนินการวิจัยการทดลองชุดที่ 1 แสดงดังรูปที่ 3.5 และตารางที่ 3.3



รูปที่ 3.5 ขั้นตอนการดำเนินการวิจัย การทดลองชุดที่ 1

ตารางที่ 3.3 การดำเนินงานวิจัยชุดการทดลองที่ 1

พารามิเตอร์	 Run 1	 Run 2	 Run 3	 Run 4	หมายเหตุ
Q (l/d)	16	16	16	16	คงที่
DO (mg/L)	≥4	≥4	≥4	≥4	คงที่
Filling Ratio	0.5	0.5	0.5	0.5	คงที่
BOD _{in} (mg/L)	50	75	100	200	
NH ₄ -N (mg/L)	20	20	20	20	
MBBR 1 (C Removal)					
HRT (hr.)	3	3	3	3	คงที่
SALR (gBOD/m ² ·d)	1.23	1.85	2.46	4.92	
SALR (gNH ₄ -N /m ² ·d)	0.49	0.49	0.49	0.49	
MBBR 2 (Nitrification)					
HRT (hr.)	3	3	3	3	คงที่
Total HRT (hr.)	6	6	6	6	

3.4.3 การทดลองชุดที่ 2 การศึกษาผลของเวลากักน้ำ (HRT) ที่มีต่อการทำงานของระบบ MBBR ในการบำบัดน้ำเสียความเข้มข้นต่ำ

ตัวแปรอิสระ : เวลากักน้ำ (HRT)

ตัวแปรตาม : ประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ และประสิทธิภาพการกำจัดแอมโมเนีย

ตัวแปรควบคุม : อัตราการระสารอินทรีย์ต่อพื้นที่ตัวกลาง

อัตราการระแอมโมเนียไนโตรเจนต่อพื้นที่ตัวกลาง

ปริมาณตัวกลางในถัง = 50 %

ค่า DO ในถัง ≥ 4.0 มก./ล.

1. เติมน้ำเสียสังเคราะห์ที่ความเข้มข้นบีโอดี 132, 99, 66 และ 33 มก./ล. ความเข้มข้นแอมโมเนียไนโตรเจน 37.92, 28.44, 18.96, และ 9.48 มก./ล. ในถังเตรียมน้ำเสีย และใช้เครื่อง สูบน้ำแบบไดอะแฟรมสูบน้ำเข้าแต่ละการทดลองด้วยอัตราการสูบ (ต่อการทดลอง) 24, 32, 48 และ 96 ลิตร/วัน ตามลำดับ

2. เดินระบบต่อเนื่อง ควบคุมค่าตัวแปรต่างๆ ให้คงที่

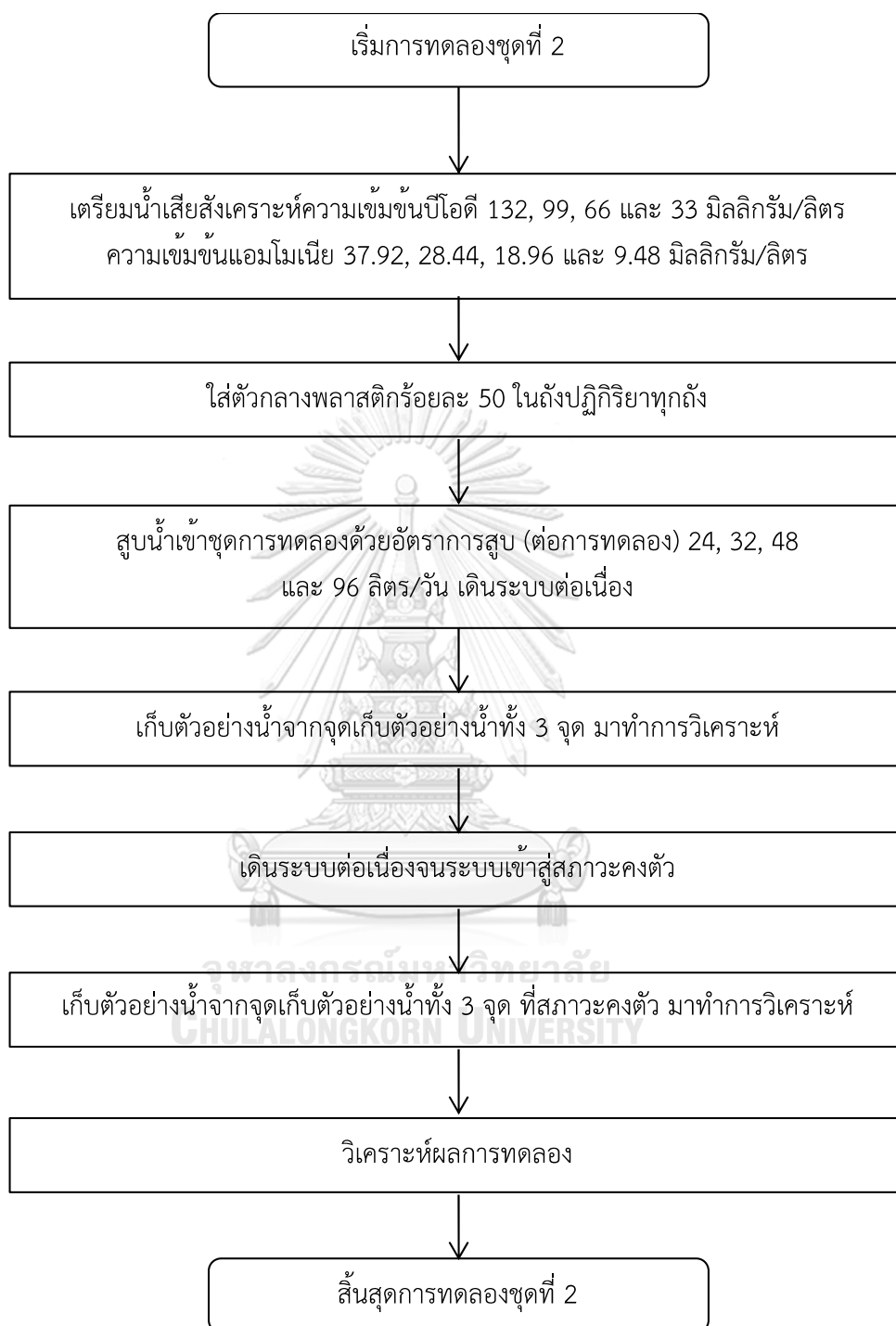
3. เก็บตัวอย่างน้ำตามจุดต่างๆ 3 จุด ดังแสดงในรูปที่ 3.8 วิเคราะห์น้ำตัวอย่างดังแสดงในตารางที่ 3.6

4. เดินระบบต่อเนื่องจนระบบเข้าสู่สภาวะคงตัวเมื่อประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ และประสิทธิภาพการกำจัดแอมโมเนียมีค่าคงที่

5. เก็บตัวอย่างน้ำและวิเคราะห์ตัวอย่างที่ต้องวัดที่สภาวะคงตัว

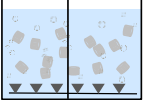
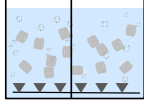
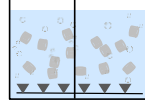
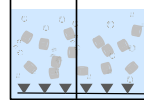
6. วิเคราะห์ผลการทดลอง

ขั้นตอนการดำเนินการวิจัยการทดลองชุดที่ 1 แสดงดังรูปที่ 3.6 และตารางที่ 3.4



รูปที่ 3.6 ขั้นตอนการดำเนินการวิจัย การทดลองชุดที่ 2

ตารางที่ 3.4 การดำเนินงานวิจัยชุดการทดลองที่ 2

พารามิเตอร์	 Run 5	 Run 6	 Run 7	 Run 8	หมายเหตุ
DO (mg/L)	≥4	≥4	≥4	≥4	คงที่
Filling Ratio	0.5	0.5	0.5	0.5	คงที่
Q (l/d)	24	32	48	96	
BOD _{in} (mg/L)	132	99	66	33	
NH ₄ -N (mg/L)	37.92	28.44	18.96	9.48	
MBBR 1 (C Removal)					
SALR (gBOD/m ² -d)	4.87	4.87	4.87	4.87	คงที่
SALR (gNH ₄ -N/m ² -d)	1.4	1.4	1.4	1.4	คงที่
HRT (hr.)	2	1.5	1	0.5	
MBBR 2 (Nitrification)					
HRT (hr.)	2	1.5	1	0.5	
Total HRT (hr.)	4	3	2	1	

3.4.4 การทดลองชุดที่ 3 ศึกษาพฤติกรรมการทำงานของระบบ MBBR ในภาวะพลวัต (Dynamics)

ตัวแปรอิสระ : เวลาพักน้ำ (HRT)

ตัวแปรตาม : ประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ และประสิทธิภาพการกำจัดแอมโมเนีย

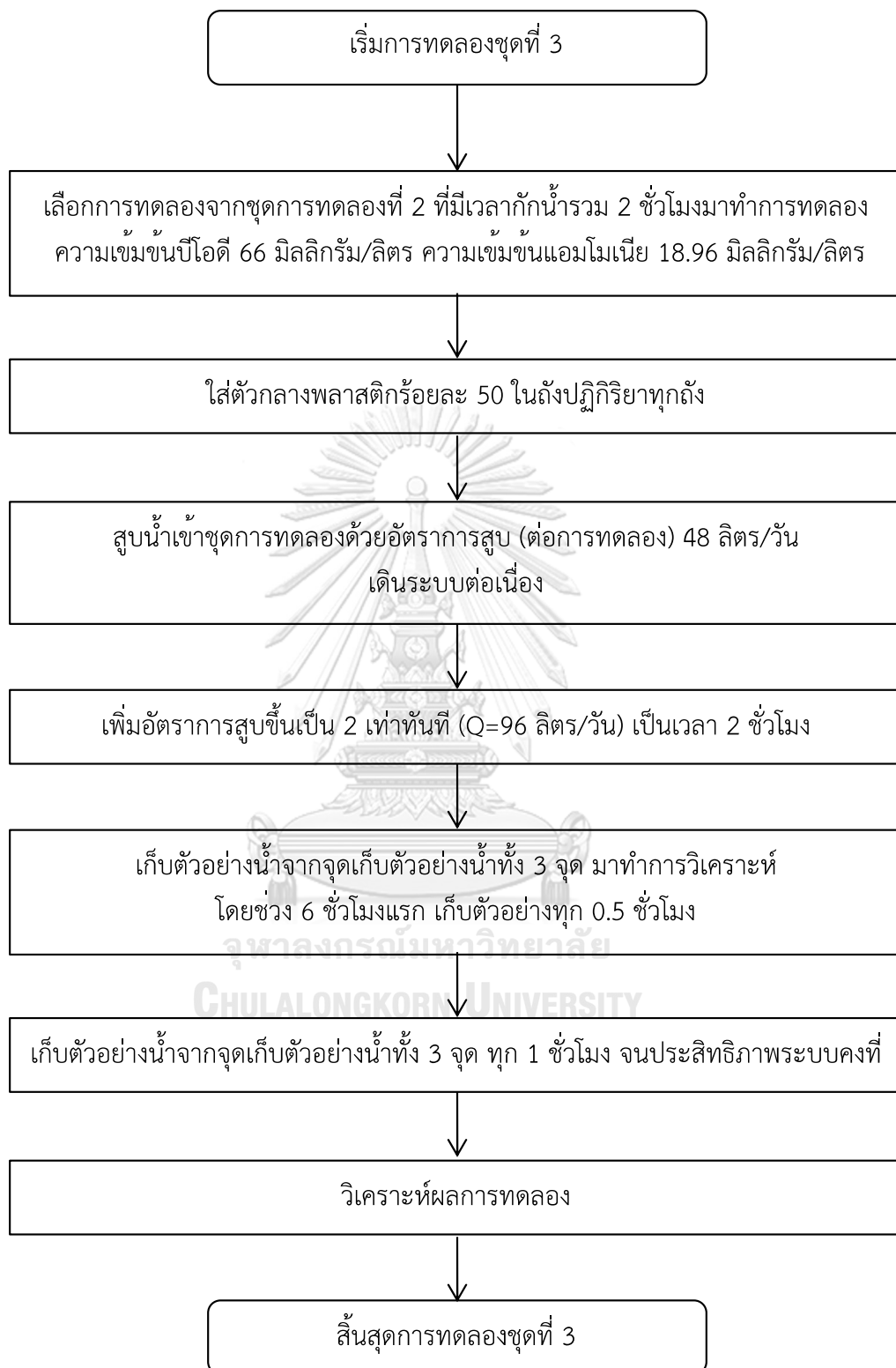
ตัวแปรควบคุม : อัตราการระสารอินทรีย์ต่อพื้นที่ตัวกลาง

อัตราการระแอมโมเนียไนโตรเจนต่อพื้นที่ตัวกลาง

ปริมาณตัวกลางในถัง = 50 %

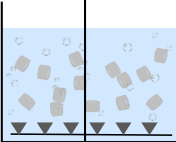
ค่า DO ในถัง ≥ 4.0 มก./ล.

1. เลือกการทดลองจากชุดการทดลองที่ 2 ที่มีเวลาพักน้ำรวม 2 ชั่วโมงมาเพื่อทำการทดลอง
 2. เติมน้ำเสียสังเคราะห์ความเข้มข้นบีโอดี 66 มก./ล. ความเข้มข้นแอมโมเนียไนโตรเจน 18.96 มก./ล. ในถังเตรียมน้ำเสีย และใช้เครื่องสูบน้ำแบบไดอะแฟรมอัตราการสูบ 48 ลิตร/วัน
 3. เดินระบบต่อเนื่อง ควบคุมค่าตัวแปรต่างๆ ให้คงที่
 4. เพิ่มอัตราการสูบขึ้นเป็น 2 เท่าทันที (ลดเวลาพักน้ำลงเหลือครึ่งหนึ่งของปกติ) เป็นระยะเวลา 2 ชั่วโมง
 5. เก็บตัวอย่างน้ำ และวิเคราะห์ตัวอย่างต่อเนื่อง ช่วงแรกที่ได้รับ Hydraulic Shock Load เก็บตัวอย่างทุก 0.5 ชั่วโมง เป็นเวลา 6 ชั่วโมง และเก็บตัวอย่างทุก 1 ชั่วโมงจนค่าประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ และประสิทธิภาพการกำจัดแอมโมเนียมีค่าคงที่
 6. วิเคราะห์ผลการทดลอง
- ขั้นตอนการดำเนินการวิจัยการทดลองชุดที่ 1 แสดงดังรูปที่ 3.7 และตารางที่ 3.5



รูปที่ 3.7 ขั้นตอนการดำเนินการวิจัย การทดลองชุดที่ 3

ตารางที่ 3.5 การดำเนินงานวิจัยชุดการทดลองที่ 3

พารามิเตอร์	 Run 7		หมายเหตุ	
DO (mg/L)	≥4	เพิ่มอัตราการสูบล้าง 2 เท่าทันที (Q = 96 l/d) เป็นระยะเวลา 2 ชั่วโมง	คงที่	
Fixed Filling Ratio	0.5		คงที่	
Q (l/d)	48		คงที่	
BOD _{in} (mg/L)	66		คงที่	
NH ₄ -N (mg/L)	18.96		คงที่	
MBBR 1 (C Removal)				
SALR (gBOD/m ² -d)	4.87			มีการเปลี่ยนแปลง
SALR (gNH ₄ -N/m ² -d)	1.4			มีการเปลี่ยนแปลง
HRT (hr.)	1			
MBBR 2 (Nitrification)				
HRT (hr.)	1			
Total HRT (hr.)	2	1		

3.4.5 การทดลองชุดที่ 4 การศึกษาหาค่าเวลากักน้ำต่ำที่สุดของระบบ MBBR

ตัวแปรอิสระ : เวลากักน้ำ (HRT)

ตัวแปรตาม : ประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ และประสิทธิภาพการกำจัดแอมโมเนีย

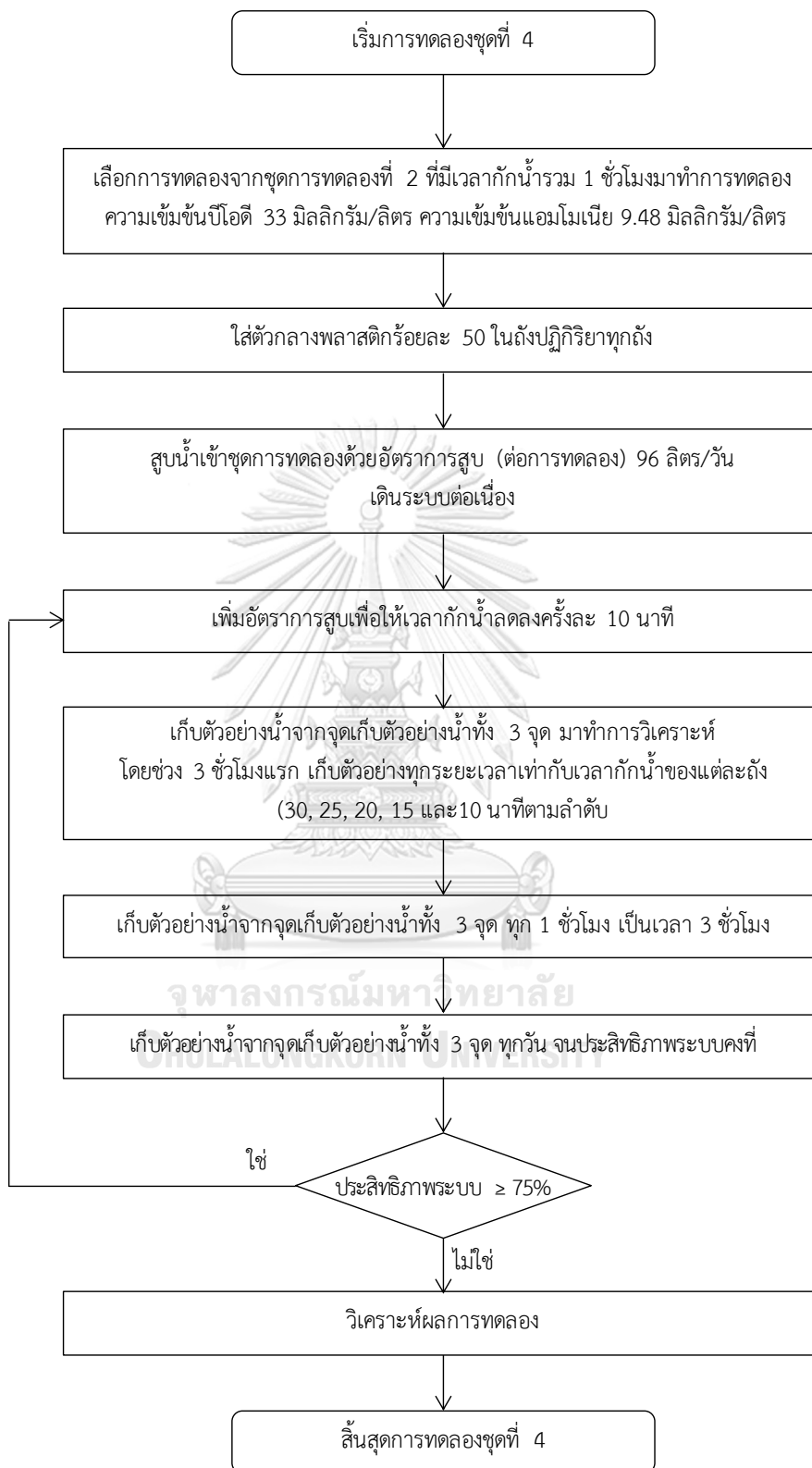
ตัวแปรควบคุม : อัตราการระสาดอินทรีย์ต่อพื้นที่ตัวกลาง

อัตราการระสาดแอมโมเนียไนโตรเจนต่อพื้นที่ตัวกลาง

ปริมาณตัวกลางในถัง = 50 %

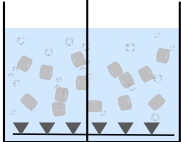
ค่า DO ในถัง ≥ 4.0 มก./ล.

1. เลือกการทดลองจากชุดการทดลองที่ 2 ที่มีเวลากักน้ำรวม 1 ชั่วโมงมาเพื่อทำการทดลอง
 2. เติมน้ำเสียสังเคราะห์ที่ความเข้มข้นบีโอดี 33 มก./ล. ความเข้มข้นแอมโมเนียไนโตรเจน 9.48 มก./ล. ในถังเตรียมน้ำเสีย และใช้เครื่องสูบน้ำแบบไดอะแฟรมอัตราการสูบ 96 ลิตร/วัน
 3. เดินระบบต่อเนื่อง ควบคุมค่าตัวแปรต่างๆ ให้คงที่
 4. เพิ่มอัตราการสูบเพื่อให้เวลากักน้ำลดลงครึ่งละ 10 นาที
 5. เก็บตัวอย่างน้ำ และวิเคราะห์ตัวอย่างต่อเนื่อง เก็บตัวอย่างทุกวันจนค่าประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ และประสิทธิภาพการกำจัดแอมโมเนียมีค่าคงที่
 6. เพิ่มอัตราการสูบเพื่อให้เวลากักน้ำลดลงอีก 10 นาที และเก็บตัวอย่างน้ำตามข้อ 5 ทำซ้ำลดเวลากักน้ำลดลงจนประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์และแอมโมเนียมีค่าต่ำกว่าค่าเฉลี่ยในชุดการทดลองอื่นอย่างเห็นได้ชัด หรือประสิทธิภาพการกำจัดของระบบต่ำกว่า 75 เปอร์เซ็นต์
 7. วิเคราะห์ผลการทดลอง
- ขั้นตอนการดำเนินการวิจัยการทดลองชุดที่ 1 แสดงดังรูปที่ 3.8 และตารางที่ 3.6



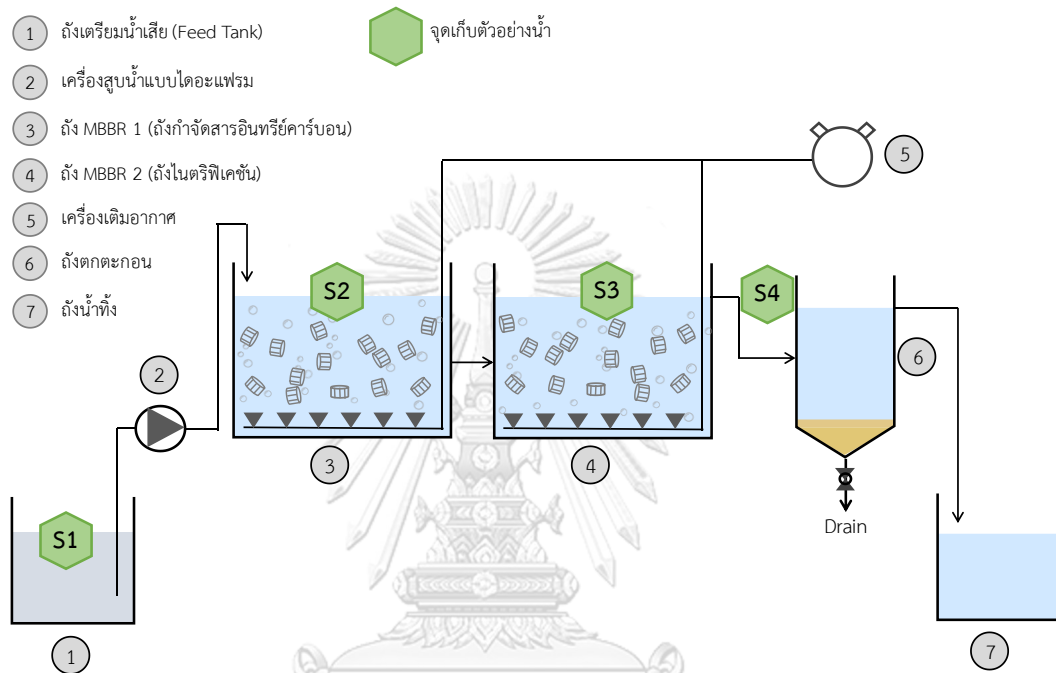
รูปที่ 3.8 ขั้นตอนการดำเนินการวิจัย การทดลองชุดที่ 4

ตารางที่ 3.6 การดำเนินงานวิจัยชุดการทดลองที่ 4

พารามิเตอร์	 Run 8		หมายเหตุ
DO (mg/L)	≥4	เพิ่มอัตราการสูบ เพื่อให้เวลากักน้ำ ลดลงครั้งละ 10 นาที	คงที่
Filling Ratio	0.5		คงที่
Q (l/d)	96, 115.2, 144, 192, 288		
BOD _{in} (mg/L)	33		คงที่
NH ₄ -N (mg/L)	9.48		คงที่
MBBR 1 (C Removal)			
SALR (gBOD/m ² -d)	4.87		มีการเปลี่ยนแปลง
SALR (gNH ₄ -N/m ² -d)	1.4		มีการเปลี่ยนแปลง
HRT (min.)	30, 25, 20, 15, 10		
MBBR 2 (Nitrification)			
HRT (min.)	30, 25, 20, 15, 10		
Total HRT (min.)	60, 50, 40, 30, 20		

3.4.6 การเก็บและวิเคราะห์น้ำตัวอย่าง

การเก็บน้ำตัวอย่างเพื่อนำไปวิเคราะห์ มีจุดเก็บตัวอย่างน้ำทั้งสิ้น 4 จุด แสดงดังรูปที่ 3.9 และการวิเคราะห์น้ำตัวอย่างแสดงดังตารางที่ 3.6



รูปที่ 3.9 จุดเก็บน้ำตัวอย่างเพื่อนำไปวิเคราะห์

ตารางที่ 3.7 การเก็บและวิเคราะห์น้ำตัวอย่าง

ตัวแปร	จุดเก็บตัวอย่าง				วิธีวิเคราะห์
	น้ำเสีย (S1)	ภายในถัง MBBR		น้ำออก (S4)	
		MBBR 1 (S2)	MBBR 2 (S3)		
อุณหภูมิ	①	①	①	-	Thermometer
พีเอช	①	①	①	①	pH Meter
ออกซิเจนละลายน้ำ	-	②	②	-	DO Meter
บีโอดี	⑤	-	-	-	5-Day BOD Test (AWWA 5210B.)
ซีโอดีละลายน้ำ	②	②	②	-	Closed Reflux Titrimetric Method (AWWA 5220C.)
แอมโมเนีย	②	②	②	-	Salicylate Method
NO ₃ ⁻	②	②	②	-	Spectrophotometer
NO ₂ ⁻	②	②	②	-	Colorimetric Method (AWWA, WPCF, 1995)
SV30, SVI	-	-	-	③	Settle Volume Method (AWWA 213B., 213C.)
MLSS	-	③	③	③	Total residual dried at 103-105°C
MLVSS	-	③	③	③	Total Volatile and Fixed residual at 500°C
Biomass	-	④	④	-	(NG, 2012)*

- หมายเหตุ ① หมายถึง ทุกวัน
 ② หมายถึง วันเว้นวัน
 ③ หมายถึง ที่สภาวะคงตัว 2 วันครั้ง
 ④ หมายถึง เมื่อสิ้นสุดการทดลอง
 ⑤ หมายถึง เมื่อเริ่มต้นการทดลอง

* วิธีการวิเคราะห์แสดงดังภาคผนวก ค

บทที่ 4

ผลการทดลองและอภิปรายผลการทดลอง

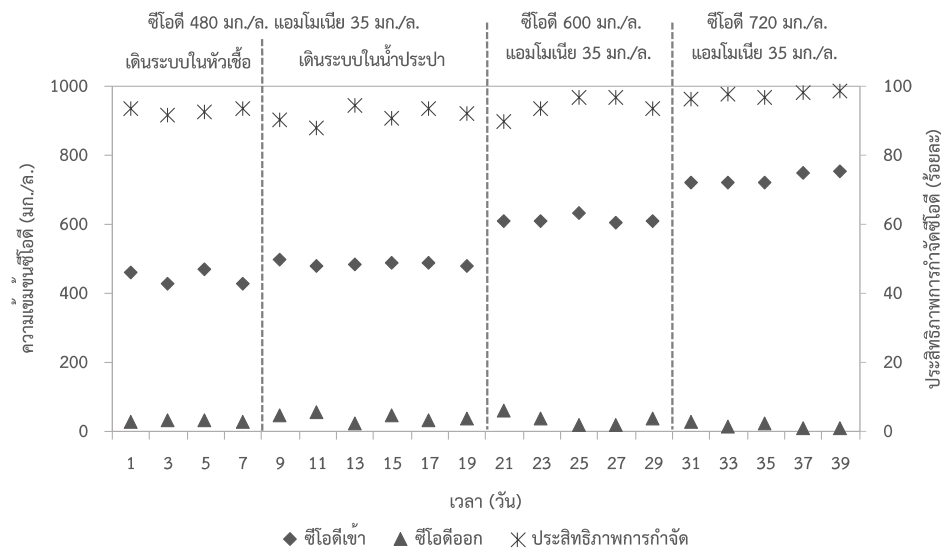
4.1 การเริ่มต้นเดินระบบ (Start up)

การเริ่มต้นระบบเพื่อให้เกิดจุลชีพยึดเกาะบนตัวกลางอ้างอิงตามวิธีของ (WERF, 2014) ทำการเริ่มต้นระบบเป็น 2 ถัง ขนาด 25 ลิตร บรรจุตัวกลางถังละ 8 ลิตร ใช้หัวเชื้อจากโรงควบคุมคุณภาพน้ำดินแดง ซึ่งเป็นระบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ที่กำจัดคาร์บอนและเกิดกระบวนการไนตริฟิเคชัน ปรับความเข้มข้นของจุลชีพแขวนลอยให้มีความเข้มข้น 3,000 มก./ล. ทำการเดินระบบแบบทีละเท โดยใช้น้ำเสียสังเคราะห์ความเข้มข้นซีโอดี 480 มก./ล. (ต้องการควบคุมให้ค่า F/M Ratio มีค่าสูงประมาณ 0.4) และความเข้มข้นแอมโมเนีย 35 มก./ล. เวลาผ่านไป 1 วัน พบว่า ถังที่ 1 มีประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์และแอมโมเนียร้อยละ 92.91 ± 0.86 และร้อยละ 100 ตามลำดับ ส่วนถังที่ 2 มีประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์และแอมโมเนียร้อยละ 93.63 ± 0.86 และร้อยละ 100 ตามลำดับ ในช่วงนี้ยังมองไม่เห็นจุลชีพบนตัวกลางด้วยตาเปล่า ในส่วนนี้ใช้เวลาประมาณ 1 สัปดาห์ (WERF, 2014)

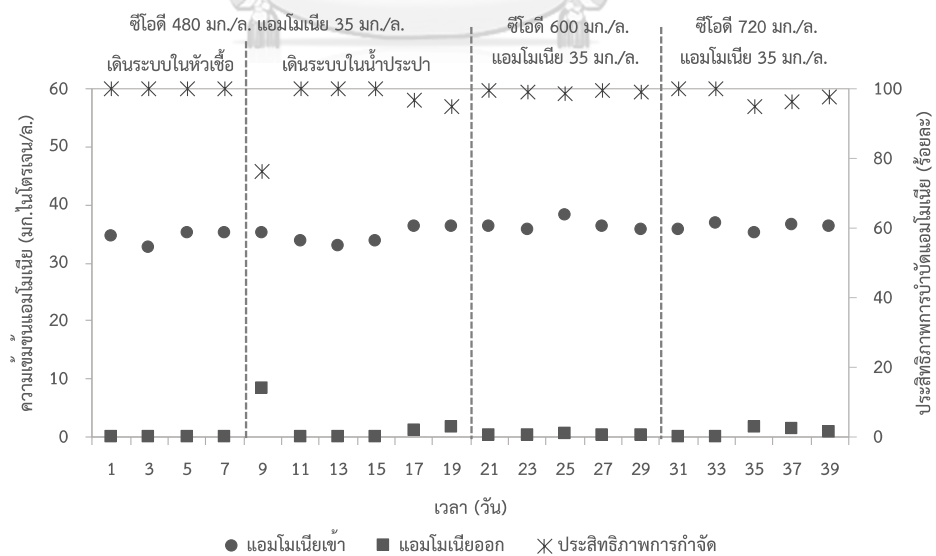
จากนั้นนำจุลชีพแขวนลอยออกจากกระบอก เดินระบบแบบทีละเทเช่นเดิม โดยน้ำเสียมีความเข้มข้นคงที่ที่ความเข้มข้นซีโอดี 480 มก./ล. และความเข้มข้นแอมโมเนีย 35 มก./ล. เวลาผ่านไป 1 วัน ผลการทดลอง พบว่า ถังที่ 1 มีประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ร้อยละ 91.52 ± 2.30 ประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนียในวันแรกสามารถบำบัดได้เพียงร้อยละ 76.05 แต่ในวันถัดมา ประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนียเพิ่มขึ้นเป็นร้อยละ 98.30 ± 2.41 ส่วนในถังที่ 2 มีประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ร้อยละ 90.44 ± 1.80 ประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนียในวันแรกสามารถบำบัดได้เพียงร้อยละ 77.02 ในวันถัดมาประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนียเพิ่มขึ้นเป็นร้อยละ 98.79 ± 1.40 การลดลงของซีโอดีและแอมโมเนียแสดงให้เห็นว่าในระบบมีจุลชีพยึดเกาะบนตัวกลางแล้ว แต่ยังมีปริมาณน้อย ฟิล์มบาง จึงยังมองไม่เห็นด้วยตาเปล่า เมื่อเดินระบบไปอีกประมาณ 2 วัน สามารถสังเกตเห็นฟิล์มชีวภาพบนตัวกลาง

ต่อมาเริ่มทำการปรับภาระสารอินทรีย์และแอมโมเนียของถังที่ 1 และถังที่ 2 ให้แตกต่างกัน โดยถังแรกต้องการให้จุลชีพกลุ่มเฮเทอโรโทรฟิกมีปริมาณเยอะ จึงทำการเพิ่มความเข้มข้นซีโอดีจาก 480 มก./ล. เป็น 600 มก./ล. และ 720 มก./ล. ตามลำดับ โดยคิดเป็นอัตราภาระสารอินทรีย์ต่อพื้นที่

ตัวกลางเท่ากับ 2.31, 2.88 และ 3.46 ก.ซีโอดี/ตร.ม.-วัน ตามลำดับ ความเข้มข้นซีโอดีและประสิทธิภาพแสดงดังรูปที่ 4.1 ส่วนแอมโมเนียคงที่ที่ 35 มก.ไนโตรเจน/ล. คิดเป็นอัตราการแอมโมเนียต่อพื้นที่ตัวกลางเท่ากับ 0.17 ก.แอมโมเนียไนโตรเจน/ตร.ม.-วัน โดยความเข้มข้นแอมโมเนีย และประสิทธิภาพในการบำบัดแอมโมเนียแสดงดังรูปที่ 4.2

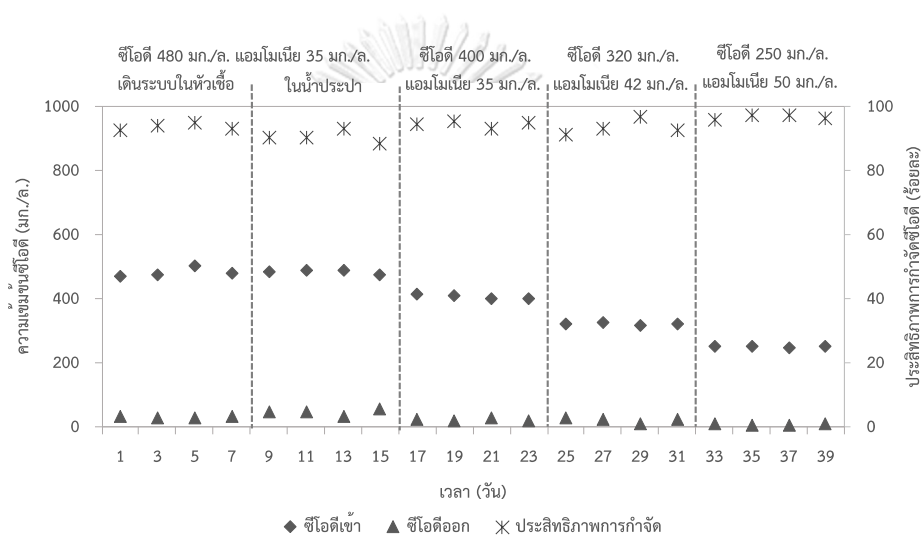


รูปที่ 4.1 ความเข้มข้นซีโอดี และประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีของถังที่ 1 ในช่วงเริ่มต้นระบบ

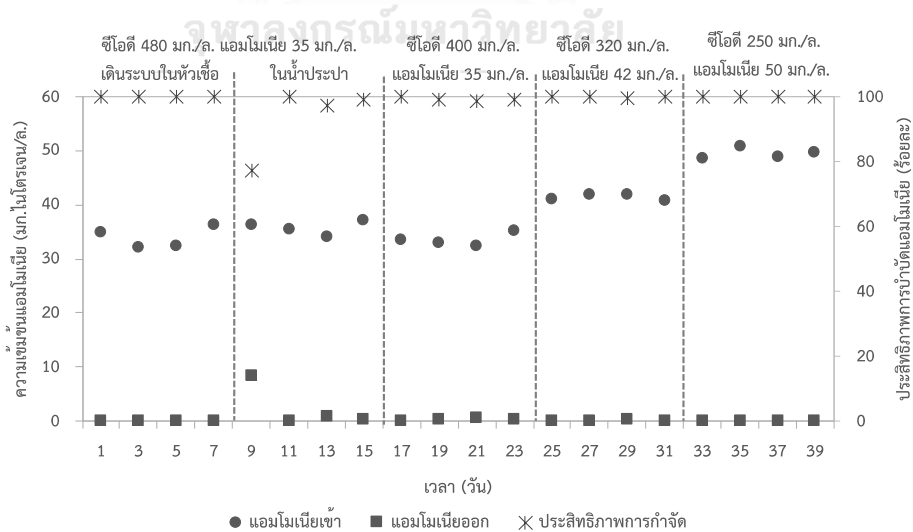


รูปที่ 4.2 ความเข้มข้นแอมโมเนียและประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนียถังที่ 1 ในช่วงเริ่มต้นระบบ

ในถังที่ 2 ต้องการให้จุลชีพกลุ่มเฮเทอโรโทรฟิกมีปริมาณน้อย และจุลชีพกลุ่มออโตโรโทรฟิกมีปริมาณเยอะขึ้น จึงทำการลดความเข้มข้นซีโอดีลงจาก 480 มก./ล. เป็น 400, 320 และ 250 มก./ล. ตามลำดับ ตามลำดับ โดยคิดเป็นอัตราการระงับอินทรีย์ต่อพื้นที่ตัวกลางเท่ากับ 2.31, 1.92, 1.54 และ 1.20 ก.ซีโอดี/ตร.ม.-วัน และทำการเพิ่มแอมโมเนียจาก 35 มก.ไนโตรเจน/ล. เป็น 42 และ 50 มก.ไนโตรเจน/ล. คิดเป็นอัตราการแอมโมเนียต่อพื้นที่ตัวกลางเท่ากับ 0.17, 0.20 และ 0.24 ก.แอมโมเนียไนโตรเจน/ตร.ม.-วัน ตามลำดับ ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีและแอมโมเนียแสดงดังรูปที่ 4.3 และ รูปที่ 4.4



รูปที่ 4.3 ความเข้มข้นซีโอดี และประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีของถังที่ 2 ในช่วงเริ่มต้นระบบ



รูปที่ 4.4 ความเข้มข้นแอมโมเนียและประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนียถังที่ 2 ในช่วงเริ่มต้นระบบ

ปริมาณจุลชีพที่ยึดเกาะบนตัวกลางมีการปรับตัวตามสภาวะสารอาหารที่เข้าสู่ระบบ โดยจะเห็นว่าในถังที่ 1 เมื่อมีการเพิ่มขึ้นของสารอินทรีย์สูงขึ้นฟิล์มชีวภาพจะค่อยๆ มีความหนาเพิ่มขึ้น เนื่องจากจุลชีพกลุ่มเฮเทอโรโทรฟิกซึ่งใช้สารอินทรีย์เป็นแหล่งคาร์บอนเจริญเติบโตได้ดี ส่วนในถังที่ 2 เมื่อมีการลดลงของสารอินทรีย์ และมีการเพิ่มขึ้นของแอมโมเนีย พบว่า ชั้นฟิล์มมีลักษณะบางลง ทั้งนี้ เนื่องจากเมื่อระบบมีความเข้มข้นสารอินทรีย์ต่ำลง ส่งผลให้จุลชีพกลุ่มออโตโทรฟิกสามารถเจริญเติบโตได้ดี โดยลักษณะของจุลชีพกลุ่มออโตโทรฟิกจะมีการเจริญเติบโตที่ช้าและมีค่า yield ต่ำ ดังนั้นชั้นฟิล์มชีวภาพจึงไม่หนามาก รูปที่ 4.5 แสดงการเปลี่ยนแปลงของจุลชีพที่ยึดเกาะบนตัวกลาง ในช่วงเริ่มต้นเดินระบบของถังที่ 1 และถังที่ 2

ระยะเวลาที่ใช้ในการเริ่มต้นเดินระบบใช้เวลาทั้งสิ้น 39 วัน จากนั้นจึงนำตัวกลางไปใส่ลงในถังปฏิกรณ์ที่จะทำการทดลอง โดยตัวกลางในถังที่ 1 นำไปใส่ในถัง MBBR 1 (ถังกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอน) และตัวกลางในถังที่ 2 นำไปใส่ในถัง MBBR 2 (ถังไนตริฟิเคชัน) ทำการเดินระบบที่สภาวะต่างๆ ที่ต้องการศึกษา

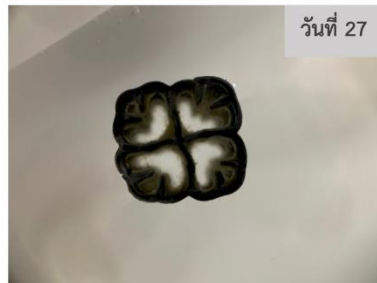


ถึง Start up 1



วันที่ 15

ซีโอดี 480 มก./ล. และแอมโมเนีย 35 มก./ล.



วันที่ 27

ซีโอดี 600 มก./ล. และแอมโมเนีย 35 มก./ล.



วันที่ 37

ซีโอดี 720 มก./ล. และแอมโมเนีย 35 มก./ล.



วันที่ 39

ตัวกลางเมื่อสิ้นสุดการเริ่มต้นเดินระบบ

ถึง Start up 2



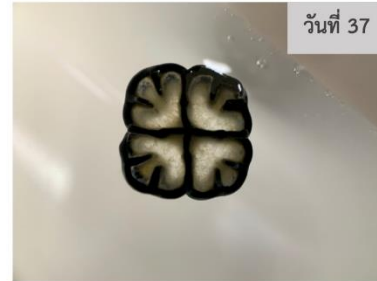
วันที่ 15

ซีโอดี 480 มก./ล. และแอมโมเนีย 35 มก./ล.



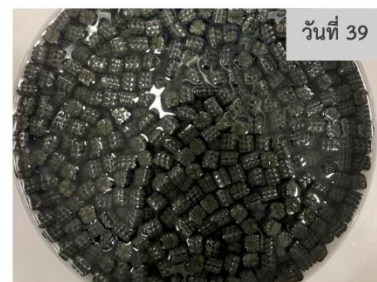
วันที่ 23

ซีโอดี 400 มก./ล. และแอมโมเนีย 35 มก./ล.



วันที่ 37

ซีโอดี 250 มก./ล. และแอมโมเนีย 50 มก./ล.



วันที่ 39

ตัวกลางเมื่อสิ้นสุดการเริ่มต้นเดินระบบ

รูปที่ 4.5 การเปลี่ยนแปลงของจุลชีพที่ยึดเกาะบนตัวกลางในช่วงเริ่มต้นระบบ

4.2 ผลของอัตราการสารอินทรีย์ต่อพื้นที่ตัวกลางที่มีผลต่อการทำงานของระบบ MBBR ในการบำบัดน้ำเสียความเข้มข้นต่ำ

ในการทดลองนี้ทำการศึกษาผลของอัตราการสารอินทรีย์ต่อพื้นที่ตัวกลาง (SALR) ที่มีผลต่อการทำงานของระบบ MBBR ในการบำบัดน้ำเสียความเข้มข้นต่ำ โดยกำหนดช่วงอัตราการสารอินทรีย์ต่อพื้นที่ตัวกลางที่เข้าถังกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอนอยู่ในช่วงต่ำ (น้อยกว่าหรือเท่ากับ 5 ก.บีโอดี/ตร.ม./วัน) การเดินระบบแบ่งเป็น 4 สภาวะที่ความเข้มข้นบีโอดี 50, 75, 100 และ 200 มก./ล. คิดเป็นอัตราการสารอินทรีย์ต่อพื้นที่ตัวกลาง (SALR) ที่เข้าถังกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอน 1.23, 1.85, 2.46, 4.92 ก.บีโอดี/ตร.ม./วัน ตามลำดับ ในการทดลองจะทำการวิเคราะห์สารอินทรีย์ในรูปของซีโอดี โดยจากการทดลองวัดค่าบีโอดีของน้ำเสียสังเคราะห์ที่เตรียม พบว่า ความเข้มข้นของซีโอดีคิดเป็น 1.6 เท่าของบีโอดี ดังนั้นในการทดลองจะเดินระบบที่ความเข้มข้นซีโอดี 80, 120, 160 และ 320 มก./ล. คิดเป็นอัตราการสารอินทรีย์ต่อพื้นที่ตัวกลาง (SALR) ที่เข้าถังกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอน 2.0, 3.0, 3.9, 7.9 ก.ซีโอดี/ตร.ม./วัน ตามลำดับ และใช้ความเข้มข้นแอมโมเนียคงที่ที่ 20 มก./ล. ซึ่งเป็นข้อมูลตามลักษณะน้ำเสียจริงของกรุงเทพมหานคร ในการทดลองทำการเดินระบบแบบต่อเนื่องด้วยอัตราการไหล 16 ล./วัน เท่ากันทุกสภาวะ มีเวลากักน้ำถังละ 3 ชม. (รวมสองถังมีเวลากักน้ำ 6 ชม.) ควบคุมอัตราการเติมอากาศที่ 2.5 ล./นาที่ เพื่อให้ค่าความเร็วเกรเดียนต์ของระบบอยู่ในช่วง 134 ถึง 360 ต่อวินาที ซึ่งเป็นช่วงที่เหมาะสมที่ทำให้ตัวกลางในระบบสามารถเกิดการเคลื่อนที่ได้ดี รวมถึงมีค่าออกซิเจนละลายอยู่ในช่วงที่เหมาะสมสำหรับการเดินระบบ MBBR (WERF, 2014) สภาวะการเดินระบบที่ทำการศึกษาระบุแสดงดังตารางที่ 4.1

ตารางที่ 4.1 สภาวะการเดินระบบที่ทำการศึกษาค่าผลของอัตราการสารอินทรีย์ต่อพื้นที่ตัวกลาง

สภาวะการเดินระบบ	บีโอดี _{เข้า} (มก./ล.)	ซีโอดี _{เข้า} (มก./ล.)	แอมโมเนีย _{เข้า} (มก./ล.)	อัตราไหล (ล./วัน)	SALR (ก.บีโอดี/ ตร.ม.-วัน) ¹⁾	เวลากักน้ำ (ชั่วโมง) ถังที่ 1 ²⁾	ถังที่ 2 ³⁾	รวม
1	50	80	20	16	1.23	3	3	6
2	75	120	20	16	1.85	3	3	6
3	100	160	20	16	2.46	3	3	6
4	200	320	20	16	4.92	3	3	6

¹⁾ อัตราการสารอินทรีย์ต่อพื้นที่ตัวกลาง (SALR) ที่เข้าถังที่ 1 (ถังกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอน)

²⁾ ถังที่ 1 คือ ถังกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอน หรือ พรินตริฟิเคชัน ปริมาตร 2 ลิตร

³⁾ ถังที่ 2 คือ ถังไนตริฟิเคชัน ปริมาตร 2 ลิตร

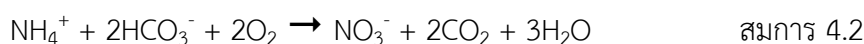
4.2.1 พารามิเตอร์ที่ควบคุมการเดินระบบ

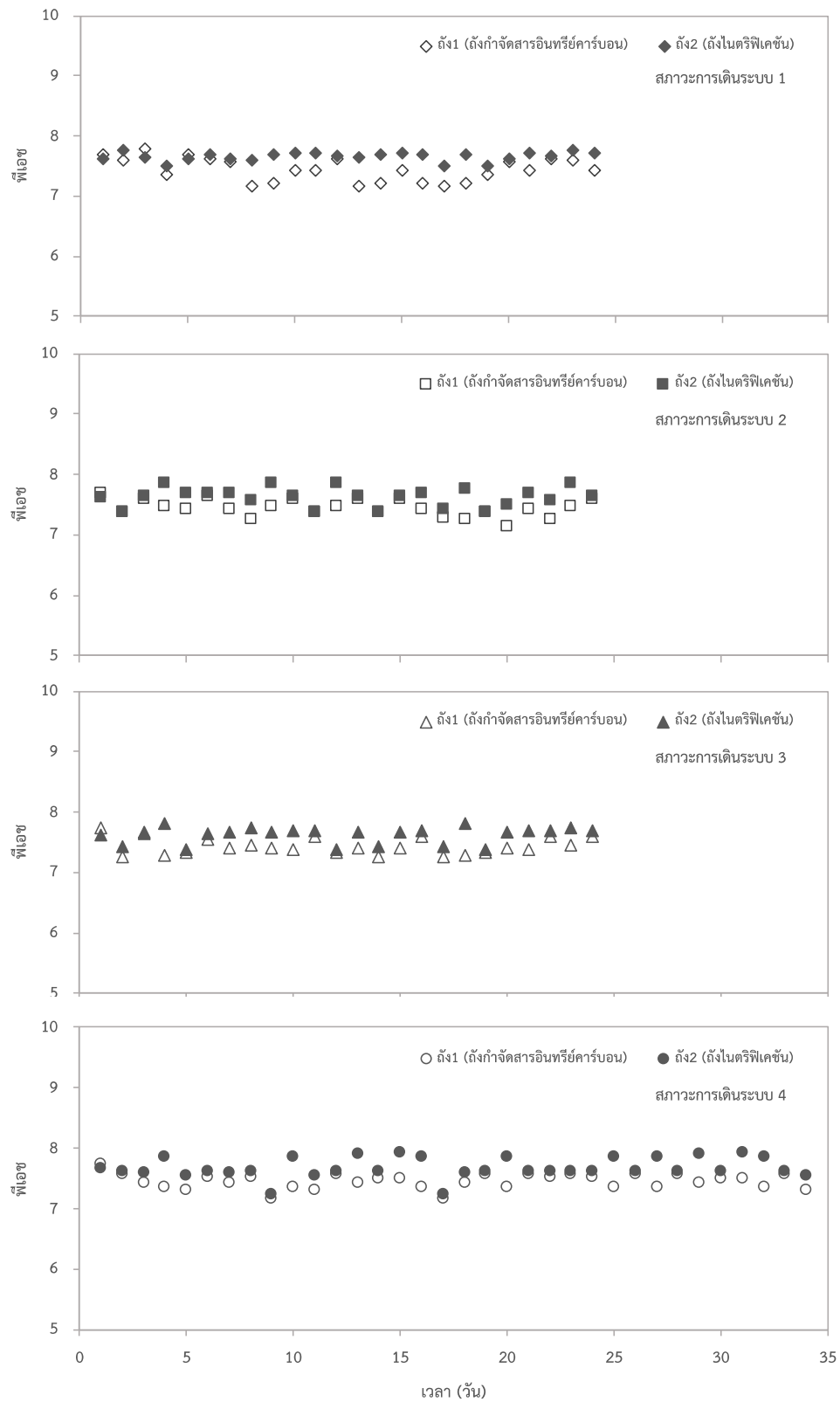
ในการเดินระบบมีพารามิเตอร์ที่ใช้ควบคุมและติดตามระบบตลอดการทดลอง เพื่อให้สภาวะแวดล้อมของระบบเหมาะแก่การทำงานของจุลชีพ ประกอบด้วย พีเอช และค่าออกซิเจนละลาย โดยค่าพีเอชของระบบทำการวิเคราะห์ทุกวัน เนื่องจากพีเอชมีผลต่อการเกิดปฏิกิริยาต่างๆ ในระบบ ซึ่งจะส่งผลต่อประสิทธิภาพการทำงานของระบบ หากการเดินระบบอยู่ในช่วงพีเอชที่ไม่เหมาะสมมีสภาพความเป็นกรดหรือเป็นด่างมากเกินไป จะเกิดการยับยั้งของปฏิกิริยาจากค่าพีเอชที่ไม่เหมาะสมได้ นอกจากนี้โดยปกติในกระบวนการบำบัดทางชีวภาพเมื่อมีปฏิกิริยาเกิดขึ้นจะเกิดการสร้างกรด-ด่างขึ้นในระบบ โดยเฉพาะอย่างยิ่งในกระบวนการไนตริฟิเคชันจะมีการสร้างกรดขึ้นมาซึ่งจะส่งผลให้พีเอชของระบบมีการเปลี่ยนแปลง ส่วนพารามิเตอร์อีกตัวที่มีความสำคัญต่อการเดินระบบ คือ ค่าออกซิเจนละลาย ซึ่งจะทำการวัดวันเว้นวัน โดยมีรายละเอียดดังนี้

- พีเอช

ค่าพีเอชของการเดินระบบทั้ง 4 สภาวะ แสดงดังรูปที่ 4.6 โดยมีค่าเฉลี่ยของถังที่ 1 (ถังกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอน) 7.44 ± 0.19 , 7.44 ± 0.14 , 7.43 ± 0.14 และ 7.45 ± 0.13 ตามลำดับ และถังที่ 2 (ถังไนตริฟิเคชัน) 7.66 ± 0.07 , 7.63 ± 0.15 , 7.62 ± 0.14 และ 7.67 ± 0.17 ที่สภาวะการเดินระบบ 1, 2, 3 และ 4 ตามลำดับ

โดยปกติค่าพีเอชที่เหมาะสมของกระบวนการบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพจะมีค่าอยู่ในช่วงพีเอชกลางๆ ประมาณ 6.0-9.0 สำหรับปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันเป็นการออกซิไดซ์แอมโมเนียไปเป็นไนเตรท ดังสมการที่ 4.1 จะเห็นได้ว่า ในปฏิกิริยาการเกิดไนตริฟิเคชันจะมีการให้โปรตอน (H^+) ออกมา ซึ่งจะไปทำลายความเป็นด่าง (Alkalinity) ในน้ำ หากในระบบมีค่าความเป็นด่างไม่เพียงพอจะส่งผลให้พีเอชในระบบมีค่าลดลง เมื่อพีเอชมีค่าลดลงปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันจะเกิดได้ช้าลงและหยุดในที่สุด ในการเดินระบบจะต้องควบคุมค่าพีเอชให้อยู่ในช่วงที่เหมาะสมซึ่งควรมีค่าสูงกว่า 6.8 เพื่อไม่ให้เกิดการยับยั้งของปฏิกิริยาจากค่าพีเอชที่ไม่เหมาะสม ดังนั้นในการเดินระบบจึงมีความจำเป็นต้องเติมด่างเพื่อให้พีเอชอยู่ในช่วงที่เหมาะสม โดยปริมาณต่างที่ต้องการสำหรับปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน สามารถคำนวณได้จากการคำนวณปริมาณสารสัมพันธ์ดังสมการที่ 4.2





รูปที่ 4.6 พีเอชของระบบที่สภาวะการเดินระบบที่อัตราภาระสารอินทรีย์ต่อพื้นที่ตัวกลางต่างกัน

จากสมการที่ 4.2 จะได้ว่า แอมโมเนีย 1 กรัมไนโตรเจนที่ถูกออกซิไดซ์จะมีการทำลายความเป็นต่าง 7.14 กรัมแคลเซียมคาร์บอเนต ในการทดลองนี้ความเข้มข้นแอมโมเนียไนโตรเจนที่เข้าสู่ระบบมีความเข้มข้นคงที่ที่ 20 มก.ไนโตรเจน/ลิตร ดังนั้นปริมาณต่างที่ต้องการของระบบจะมีค่าอยู่ที่ 142.8 มก.แคลเซียมคาร์บอเนต/ล. ซึ่งผลการทดลองพบว่า พีเอชของทุกสภาวะการเดินระบบอยู่ในช่วงที่เหมาะสม

- ค่าออกซิเจนละลาย

โดยปกติค่าออกซิเจนละลายของระบบตะกอนแขวนลอยทั่วไปจะเดินระบบให้มีค่ามากกว่า 2 มก./ล. ซึ่งเป็นช่วงที่เหมาะสมสำหรับกิจกรรมของจุลชีพกลุ่มเฮเทอโรโทรฟิก หากออกซิเจนละลายในระบบมีค่าต่ำกว่า 0.5 มก./ล. จะส่งผลต่อกิจกรรมของจุลชีพในระบบ (Metcalf และ Eddy, 2014) สำหรับกระบวนการไนตริฟิเคชันซึ่งทำงานโดยจุลชีพกลุ่มออโตโทรฟิกหรือพวกไนตริไฟเออร์ ออกซิเจนละลายน้ำเป็นปัจจัยสำคัญที่มีผลต่อการเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน โดยในการออกซิไดซ์แอมโมเนีย 1 กรัมไนโตรเจน มีความต้องการออกซิเจน 4.57 กรัมออกซิเจน

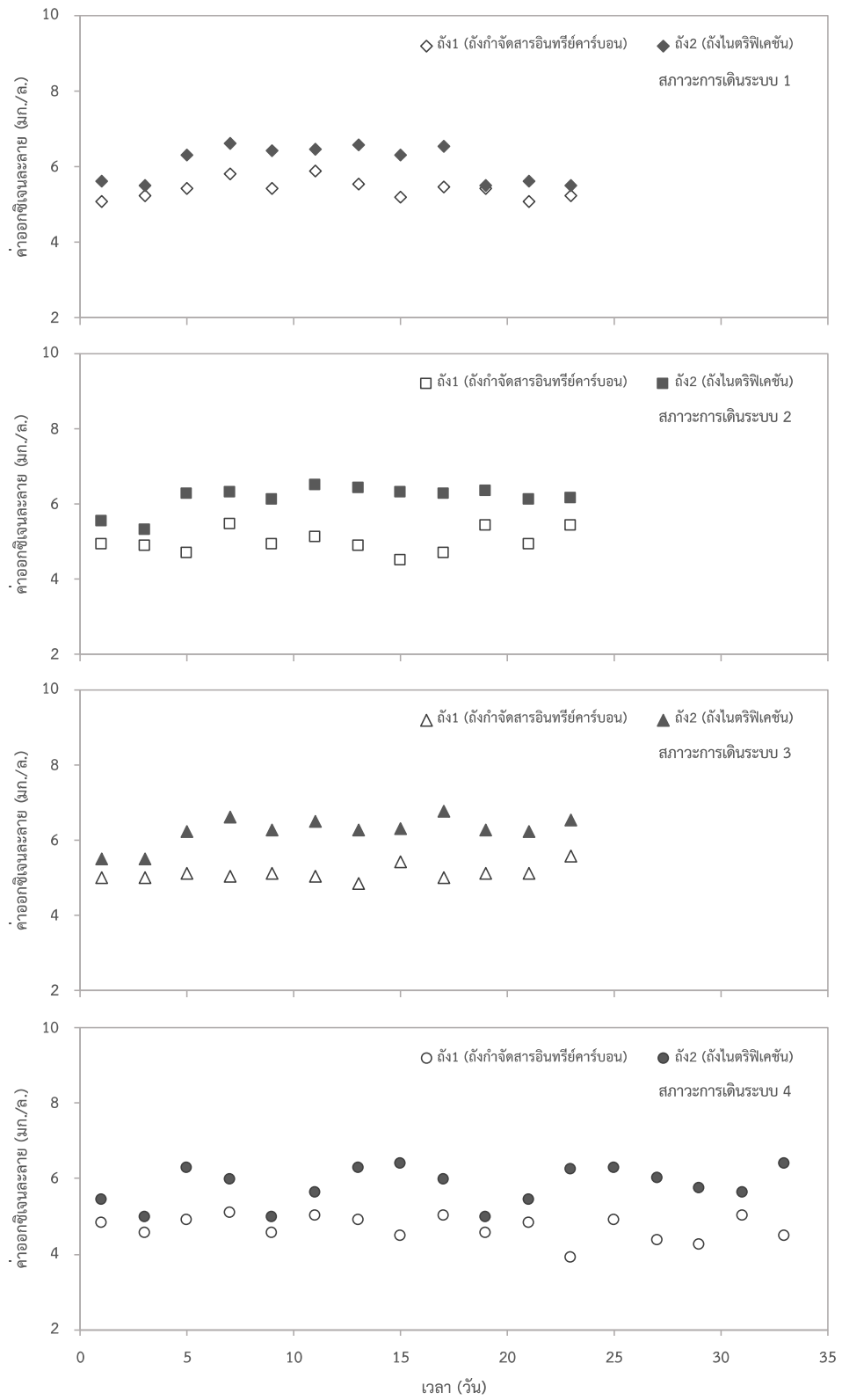
ในเชิงจลนศาสตร์อัตราการเจริญเติบโตจำเพาะของของจุลชีพกลุ่มไนตริไฟเออร์ ซึ่งเป็นจุลชีพกลุ่มที่ทำให้เกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันแสดงดังสมการที่ 4.3 (Metcalf และ Eddy, 2014) โดยอัตราการเจริญเติบโตของจุลชีพและอัตราการเกิดไนตริฟิเคชันจะขึ้นกับความเข้มข้นของแอมโมเนียและความเข้มข้นของออกซิเจนละลาย เนื่องจากค่าคงที่ครึ่งการอิ่มตัวของออกซิเจน (K_o) ของจุลชีพกลุ่มออโตโทรฟิกมีค่าสูงประมาณ 0.5-1 มก./ล. ในขณะที่จุลชีพกลุ่มเฮเทอโรโทรฟิกมีค่า K_o ต่ำ โดยมีค่าน้อยกว่า 0.5 มก./ล. ดังนั้นสำหรับจุลชีพกลุ่มออโตโทรฟิกเทอมของออกซิเจนจึงมีความสำคัญไม่สามารถละทิ้งได้ ซึ่งแสดงให้เห็นว่าจุลชีพกลุ่มออโตโทรฟิกมีความต้องการออกซิเจนสำหรับการเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันสูงกว่าที่จุลชีพกลุ่มเฮเทอโรโทรฟิกต้องการใช้ในการออกซิไดซ์สารอินทรีย์ โดยปกติในระบบตะกอนแขวนลอยทั่วไปเพื่อให้กระบวนการไนตริฟิเคชันสามารถเกิดขึ้นได้อย่างมีประสิทธิภาพระบบควรมีค่าออกซิเจนละลายมากกว่า 2 มก./ล.

$$\mu = \mu_m \left[\frac{N}{K_N + N} \right] \left[\frac{O}{K_O + O} \right] - b \quad \text{สมการ 4.3}$$

โดยที่	μ	คือ อัตราการเจริญเติบโตจำเพาะของจุลชีพ (วัน ⁻¹)
	μ_m	คือ อัตราการเจริญเติบโตจำเพาะสูงสุดของจุลชีพ (วัน ⁻¹)
	K_N	คือ ค่าคงที่ครึ่งการอิ่มตัวของแอมโมเนีย (มก.ไนโตรเจน/ล.)
	K_O	คือ ค่าคงที่ครึ่งการอิ่มตัวของออกซิเจน (มก.ออกซิเจน/ล.)
	b	คือ ค่าคงที่ของการย่อยสลายตัวเอง (วัน ⁻¹)
	N	คือ ความเข้มข้นของแอมโมเนีย (มก.ไนโตรเจน/ล.)
	O	คือ ความเข้มข้นของออกซิเจนละลาย (มก.ออกซิเจน/ล.)

สำหรับการเดินระบบ MBBR ซึ่งเป็นระบบที่จุลชีพยึดเกาะอยู่บนตัวกลาง จะทำการควบคุมให้ค่าออกซิเจนละลายสูงกว่าระบบตะกอนแขวนลอยทั่วไป เนื่องจากชั้นฟิล์มชีวภาพที่ยึดติดอยู่บนผิวหน้าของตัวกลางมีความหนา ออกซิเจนจะต้องแพร่ผ่านชั้นของเหลวที่อยู่กับที่ไปยังฟิล์มชีวภาพ และจะมีค่าลดลงตามความลึกจากผิวหน้าของฟิล์มชีวภาพ ดังนั้นความเข้มข้นของออกซิเจนในชั้นฟิล์มชีวภาพจะมีค่าต่ำกว่าความเข้มข้นในของเหลวที่อยู่โดยรอบ โดยอัตราการเจริญเติบโตและการใช้สารอาหารของจุลชีพจะขึ้นกับความเข้มข้นสารอาหารในฟิล์มชีวภาพ ไม่ใช่ความเข้มข้นที่ละลายอยู่ในน้ำ และมีค่าเปลี่ยนแปลงตามความลึกของชั้นฟิล์ม ดังนั้นในการทดลองเพื่อให้เกิดกระบวนการไนตริฟิเคชันอย่างมีประสิทธิภาพ จึงเดินระบบโดยควบคุมความเข้มข้นออกซิเจนสูงอยู่ในช่วง 4-6 มก./ล. (Metcalf และ Eddy, 2014)

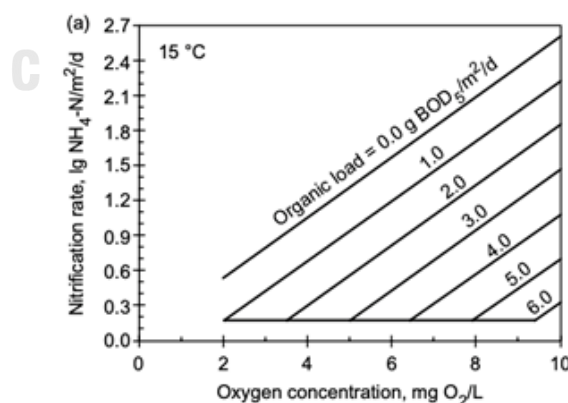
ค่าออกซิเจนละลายของการเดินระบบทั้ง 4 สภาวะ แสดงดังรูปที่ 4.7 โดยมีค่าเฉลี่ยของถังที่ 1 (ถังกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอน) 5.40 ± 0.26 , 4.99 ± 0.32 , 5.12 ± 0.20 และ 4.69 ± 0.33 ตามลำดับ และถังที่ 2 (ถังไนตริฟิเคชัน) มีค่าเฉลี่ย 6.08 ± 0.48 , 6.14 ± 0.36 , 6.25 ± 0.39 และ 5.81 ± 0.50 ที่สภาวะการเดินระบบ 1, 2, 3 และ 4 ตามลำดับ



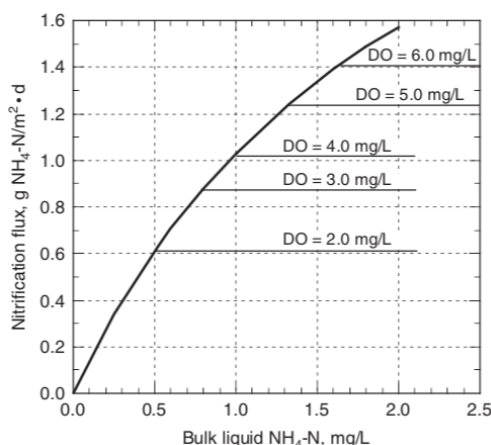
รูปที่ 4.7 ออกซิเจนละลายของระบบที่สภาวะการเดินระบบที่อัตราภาระสารอินทรีย์ต่อพื้นที่ตัวกลางต่างกัน

เมื่อพิจารณาพารามิเตอร์ที่มีผลกับการเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน พบว่า ปัจจัยที่มีผลกับการเกิดกระบวนการไนตริฟิเคชัน ได้แก่ ความเข้มข้นของสารอินทรีย์ ค่าออกซิเจนละลาย และความเข้มข้นของแอมโมเนีย โดยความสัมพันธ์ระหว่างภาวะสารอินทรีย์และค่าออกซิเจนละลายน้ำต่ออัตราการเกิดไนตริฟิเคชันต่อพื้นที่ตัวกลางแสดงดังรูปที่ 4.8 ซึ่งจะเห็นว่า เมื่อกำหนดอัตราการเกิดไนตริฟิเคชันต่อพื้นที่ตัวกลางเท่ากัน ที่อัตราภาวะสารอินทรีย์ต่อพื้นที่ตัวกลางต่ำ ค่าออกซิเจนละลายน้ำที่ต้องการจะมีค่าน้อยลงด้วยเช่นกัน นอกจากนี้ความสัมพันธ์ของค่าความเข้มข้นแอมโมเนียและค่าออกซิเจนละลายที่มีต่อพลังค์ของการกำจัดแอมโมเนียแสดงดังรูปที่ 4.9 จะเห็นว่าที่ความเข้มข้นแอมโมเนียสูง อัตราการเกิดปฏิกิริยาภายในถังจะถูกจำกัดด้วยค่าออกซิเจนละลายน้ำ ซึ่งหากมีการควบคุมค่าออกซิเจนละลายให้สูง ย่อมส่งผลให้ปฏิกิริยาภายในถังสูงไปด้วย ส่วนที่ความเข้มข้นแอมโมเนียต่ำ แอมโมเนียจะเป็นตัวจำกัดอัตราการเกิดปฏิกิริยา ในการศึกษาครั้งนี้ใช้น้ำเสียสังเคราะห์ที่มีลักษณะความเข้มข้นต่ำทั้งสารอินทรีย์และแอมโมเนีย โดยน้ำเสียจะผ่านการบำบัดสารอินทรีย์และแอมโมเนียบางส่วนในถังที่ 1 (ถังกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอน) และเมื่อน้ำเสียเข้าสู่ถังที่ 2 ซึ่งเป็นถังไนตริฟิเคชัน ความเข้มข้นแอมโมเนียเหลือน้อยแล้ว แอมโมเนียจึงเป็นตัวจำกัดอัตราการเกิดปฏิกิริยา ดังนั้นในการเดินระบบจึงไม่ต้องการออกซิเจนในปริมาณที่สูงมาก

ในงานวิจัยนี้ทำการทดลองที่อัตราภาวะสารอินทรีย์ต่อพื้นที่ตัวกลางต่ำ ดังนั้นค่าออกซิเจนละลายในถังที่ 2 (ถังไนตริฟิเคชัน) อาจไม่มีความจำเป็นต้องใช้สูงถึง 4-6 มก./ล. ก็สามารถเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันได้อย่างสมบูรณ์



รูปที่ 4.8 ความสัมพันธ์ระหว่างอัตราภาวะสารอินทรีย์และค่าออกซิเจนละลายน้ำต่ออัตราการเกิดไนตริฟิเคชัน (WEF, 2011)



รูปที่ 4.9 ผลของค่าความเข้มข้นแอมโมเนียและค่าออกซิเจนละลายน้ำที่มีต่อพลักซ์ของการกำจัดแอมโมเนียที่ความเข้มข้น SBOD ต่ำ (ที่มา : Metcalf และ Eddy, 2014)

นอกจากนี้เมื่อพิจารณาในแง่ของการถ่ายเทออกซิเจน (Oxygen transfer) การใส่ตัวกลางในถังเติมอากาศซึ่งเป็นลักษณะเฉพาะของระบบ MBBR น่าจะช่วยเพิ่มประสิทธิภาพในการถ่ายเทออกซิเจนได้ โดยสมการการถ่ายเทมวลสารแสดงดังสมการที่ 4.4

$$N_A = K_L a (C_s - C) \quad \text{สมการที่ 4.4}$$

โดยที่ N_A คือ อัตราการถ่ายเทมวลสาร

K_L คือ ค่าสัมประสิทธิ์ของการถ่ายเทมวลสารย่อย (ม./วินาที)

a คือ พื้นที่ผิวสัมผัสจำเพาะ (ม⁻¹)

ในระบบ MBBR ซึ่งมีการใส่ตัวกลางในถังเติมอากาศ จะให้ผลในแง่บวกต่อการถ่ายเทออกซิเจน กล่าวคือ ตัวกลางในถังเติมอากาศส่งผลให้ฟองอากาศเคลื่อนที่ได้ช้าลง ระยะเวลาที่ฟองอากาศอยู่ในระบบนานขึ้น จึงมีฟองอากาศในน้ำมากขึ้น ดังนั้นพื้นที่ผิวสัมผัสจำเพาะ (a) จึงเพิ่มขึ้น และการใส่ตัวกลางส่งผลให้ฟองอากาศกระจายตัวในถังปฏิกรณ์ได้มากขึ้น เกิดการกวนผสมในเฟสของเหลวได้ดียิ่งขึ้น นอกจากนี้โดยปกติระบบ MBBR นิยมใช้หัวกระจายอากาศแบบพองหยาบ (Coarse Bubble) เนื่องจากการบำรุงรักษาสามารถทำได้ง่ายกว่า เมื่อฟองอากาศเจอกับตัวกลางฟองอากาศจะมีขนาดเล็กลง ส่งผลให้พื้นที่ผิวจำเพาะสูงขึ้นเช่นกัน ซึ่งเมื่อพื้นที่ผิวสัมผัสจำเพาะสูงขึ้นย่อมส่งผลให้อัตราการถ่ายเทออกซิเจนดีขึ้น แต่ทั้งนี้ปริมาณตัวกลางที่ใส่ในระบบจะต้องมีความเหมาะสม หากปริมาณตัวกลางมากเกินไปอาจเป็นอุปสรรคต่อการเคลื่อนตัวของฟองอากาศ ทำให้

ฟองอากาศเคลื่อนตัวได้ช้าลง การถ่ายเทออกซิเจนช้าลง ส่งผลให้ค่า K_L มีค่าต่ำลง ซึ่งงานวิจัยของ (Barwal และ Chaudhary, 2015) ทำการทดลองเพื่อดูการถ่ายเทออกซิเจนในระบบที่มีปริมาณตัวกลางต่างกัน ผลการศึกษา พบว่า เมื่อเพิ่มปริมาณตัวกลางในระบบจากไม่มีตัวกลางเลยจนถึงมีตัวกลางร้อยละ 50 จะส่งผลให้ค่า K_{La} ของระบบมีค่าสูงขึ้น และเมื่อเพิ่มปริมาณตัวกลางขึ้นอีกค่า K_{La} ของระบบจะเริ่มมีค่าลดลง

ดังนั้นจะเห็นได้ว่าการบำบัดน้ำเสียความเข้มข้นต่ำโดยระบบ MBBR น่าจะสามารถเดินระบบได้โดยที่ค่าออกซิเจนละลายไม่ต้องสูงมาก และการมีตัวกลางในระบบในปริมาณที่เหมาะสมจะช่วยให้เกิดการถ่ายเทออกซิเจนได้ดีขึ้น อีกทั้งระบบมีขนาดเล็กเมื่อเทียบกับระบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ ดังนั้นเมื่อพิจารณาการใช้พลังงานอาจจะเป็นไปได้ที่จะใช้พลังงานในการเติมอากาศใกล้เคียงหรือต่ำกว่าระบบระบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ได้



4.2.2 ประสิทธิภาพของระบบที่อัตราการสารอินทรีย์ต่อพื้นที่ตัวกลาง (SALR) ต่างกัน

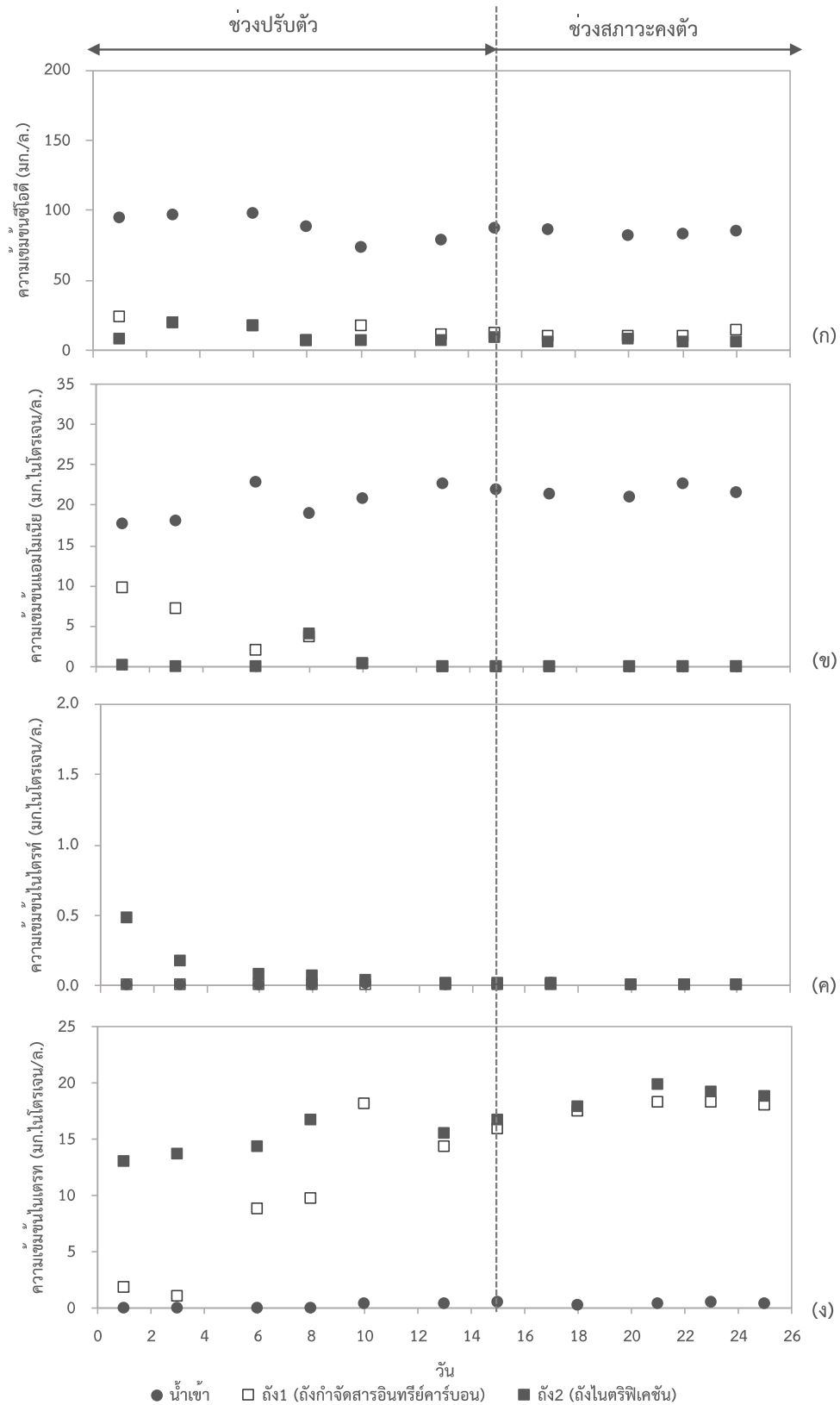
4.2.2.1 อัตราการสารอินทรีย์ต่อพื้นที่ตัวกลางที่เข้าถึงกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอน 2.0 ก.ซีไอดี/ตร.ม./วัน

การทดลองนี้ใช้ระยะเวลาในการเดินระบบทั้งหมด 24 วัน โดยระบบเริ่มเข้าสู่สภาวะคงตัวใน 15 วัน ค่าออกซิเจนละลาย และพีเอช อยู่ในช่วงที่เหมาะสมดังที่ได้กล่าวไว้แล้วในหัวข้อ 4.1.1 โดยผลการวิเคราะห์พารามิเตอร์ต่างๆ ในช่วงสภาวะคงตัวแสดงดังรูป 4.10 มีรายละเอียดดังนี้

ผลการวิเคราะห์ซีไอดีละลายน้ำ พบว่า ที่สภาวะคงตัวความเข้มข้นซีไอดีละลายน้ำจากจุดเก็บตัวอย่างทั้ง 3 จุด ได้แก่ ถังน้ำเข้า ถังที่ 1 (ถังกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอน) และถังที่ 2 (ถังไนตริฟิเคชัน) มีค่า 84.17 ± 2.03 11.28 ± 1.89 และ 6.85 ± 1.14 มก./ล. ตามลำดับ โดยคิดเป็นประสิทธิภาพในการกำจัดซีไอดีของถังที่ 1 เท่ากับร้อยละ 86.62 ± 2.10 และประสิทธิภาพรวมของทั้งระบบเท่ากับร้อยละ 91.86 ± 1.38 แสดงดังรูป 4.10 (ก)

ผลการวิเคราะห์ไนโตรเจนในรูปของแอมโมเนีย ไนไตรท์ และไนเตรท พบว่า ที่สภาวะคงตัวความเข้มข้นของแอมโมเนียในน้ำเสียสังเคราะห์ที่เตรียมมีความเข้มข้น 21.73 ± 0.64 มก.ไนโตรเจน/ล. ถังที่ 1 และถังที่ 2 ไม่มีแอมโมเนียคงเหลืออยู่ในระบบเลย คิดเป็นประสิทธิภาพในการบำบัดแอมโมเนียร้อยละ 100 โดยแอมโมเนียส่วนหนึ่งถูกนำไปใช้ในกระบวนการเจริญเติบโตของจุลชีพ และอีกส่วนเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน โดยเกิดการออกซิไดซ์แอมโมเนียไปเป็นไนไตรท์ และไนเตรท ตามลำดับภายใต้สภาวะที่มีอากาศ โดยในถังที่ 1 พบไนเตรท 19.42 ± 0.70 มก.ไนโตรเจน/ล. และถังที่ 2 พบไนเตรท 20.38 ± 0.89 มก.ไนโตรเจน/ล. ส่วนปริมาณไนไตรท์ที่เกิดขึ้นในระบบมีปริมาณน้อยมากอยู่ในช่วง 0.00 ถึง 0.01 มก.ไนโตรเจน/ล. เท่านั้น แสดงดังรูป 4.10 (ข) ถึง 4.10 (ง)

ผลการวิเคราะห์ปริมาณของแข็งแขวนลอย (Suspended Solids) และของแข็งแขวนลอยระเหยได้โดยทำการวิเคราะห์เมื่อระบบเข้าสู่สภาวะคงตัวแล้ว พบว่า ปริมาณของแข็งแขวนลอยและของแข็งแขวนลอยระเหยได้ในถังที่ 1 มีค่า 24.63 ± 5.01 มก./ล. และ 20.44 ± 4.16 มก.VSS/ล. ตามลำดับ คิดเป็นสัดส่วน ของแข็งแขวนลอยระเหยได้ต่อของแข็งแขวนลอยทั้งหมด (VSS/TSS Ratio) เท่ากับ 0.83 และในถังที่ 2 มีปริมาณของแข็งแขวนลอยและของแข็งแขวนลอยระเหยได้ 15.13 ± 7.03 มก./ล. และ 12.55 ± 6.08 มก.VSS/ล. ตามลำดับ คิดเป็นสัดส่วนของแข็งแขวนลอยระเหยได้ต่อของแข็งแขวนลอยทั้งหมดเท่ากับ 0.83 เช่นกัน



รูปที่ 4.10 การเปลี่ยนแปลงซีโอติ แอมโมเนีย ไนไตรท์ และไนเตรท ที่ SALR 2.0 ก.ซีโอติ/ตร.ม./วัน

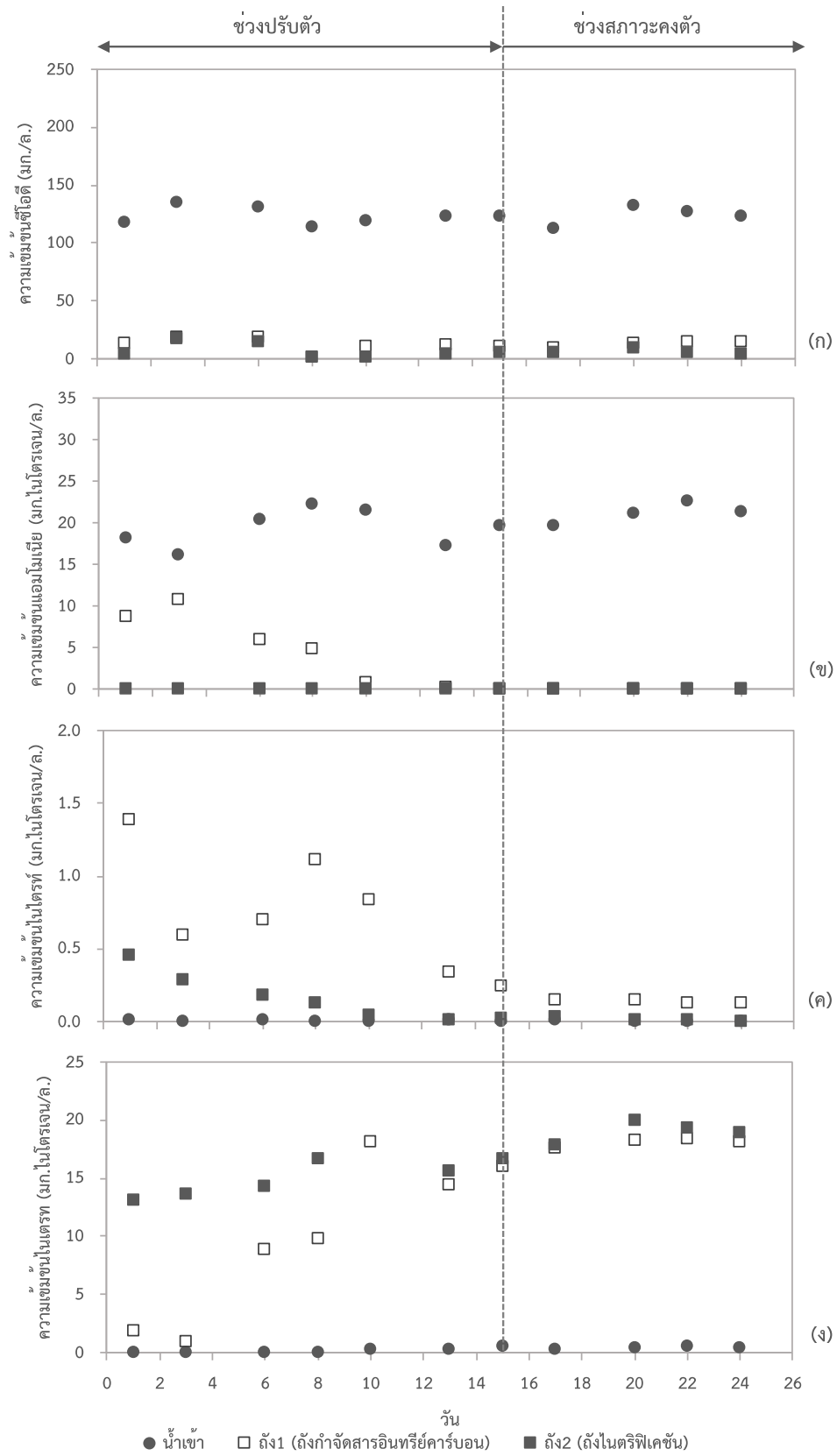
4.2.2.2 อัตราการสารอินทรีย์ต่อพื้นที่ตัวกลางที่เข้าถึงกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอน 3.0 ก.ซีโอดี/ ตร.ม./วัน

การทดลองนี้ใช้ระยะเวลาในการเดินระบบทั้งหมด 24 วัน โดยระบบเริ่มเข้าสู่สภาวะคงตัวใน 15 วัน ค่าออกซิเจนละลาย และพีเอช อยู่ในช่วงที่เหมาะสมดังที่ได้กล่าวไว้แล้วในหัวข้อ 4.1.1 โดยผลการวิเคราะห์พารามิเตอร์ต่างๆ ในช่วงสภาวะคงตัวมีรายละเอียดดังนี้

ผลการวิเคราะห์ซีโอดีละลายน้ำ พบว่า ที่สภาวะคงตัวความเข้มข้นซีโอดีละลายน้ำจากจุดเก็บตัวอย่างทั้ง 3 จุด ได้แก่ ถังน้ำเข้า ถังที่ 1 (ถังกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอน) และถังที่ 2 (ถังไนตริฟิเคชัน) มีค่า 123.92 ± 7.23 12.64 ± 1.97 และ 6.20 ± 2.23 มก./ล. ตามลำดับ โดยคิดเป็นประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีของถังที่ 1 เท่ากับร้อยละ 95.03 ± 1.58 และเมื่อผ่านถังที่ 2 ประสิทธิภาพเพิ่มขึ้นเป็นร้อยละ 99.90 ± 0.23 แสดงดังรูป 4.11 (ก)

ผลการวิเคราะห์ไนโตรเจนในรูปของแอมโมเนีย ไนโตรท์ และไนเตรท พบว่า ที่สภาวะคงตัวความเข้มข้นของแอมโมเนียในน้ำเสียสังเคราะห์ที่เตรียมมีความเข้มข้น 20.91 ± 1.26 มก.ไนโตรเจน/ล. ถังที่ 1 มีแอมโมเนียคงเหลืออยู่ในระบบ 0.02 ± 0.04 มก.ไนโตรเจน/ล. และในถังที่ 2 ไม่มีแอมโมเนียเหลืออยู่ในระบบ ดังนั้นคิดเป็นประสิทธิภาพในการบำบัดแอมโมเนียของถังที่ 1 เท่ากับร้อยละ 99.90 ± 0.23 และประสิทธิภาพรวมของทั้งระบบร้อยละ 100 ส่วนไนเตรทพบในถังน้ำเสียที่เตรียมเล็กน้อยประมาณ 0.44 ± 0.09 มก.ไนโตรเจน/ล. และมีการเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันในถังที่ 1 โดยพบไนเตรท 17.65 ± 0.99 มก.ไนโตรเจน/ล. และถังที่ 2 เกิดไนตริฟิเคชันอีกเพียงเล็กน้อยโดยมีปริมาณไนเตรทรวมที่เกิดขึ้นทั้งระบบเท่ากับ 18.54 ± 1.26 มก.ไนโตรเจน/ล. ส่วนปริมาณไนโตรท์ที่เกิดขึ้นในระบบมีปริมาณน้อยมากอยู่ในช่วง 0.01 ถึง 0.03 มก.ไนโตรเจน/ล. เท่านั้น แสดงดังรูป 4.11 (ข) ถึง 4.11 (ง)

ผลการวิเคราะห์ปริมาณของแข็งแขวนลอย (Suspended Solids) และของแข็งแขวนลอยระเหยได้โดยทำการวิเคราะห์เมื่อระบบเข้าสู่สภาวะคงตัวแล้ว พบว่า ปริมาณของแข็งแขวนลอยและของแข็งแขวนลอยระเหยได้ในถังที่ 1 มีค่า 29.24 ± 5.27 มก./ล. และ 26.61 ± 4.80 มก.VSS/ล. ตามลำดับ คิดเป็นสัดส่วน VSS/TSS เท่ากับ 0.91 และในถังที่ 2 มีปริมาณของแข็งแขวนลอยและของแข็งแขวนลอยระเหยได้ 21.53 ± 5.44 มก./ล. และ 20.12 ± 4.68 มก.VSS/ล. ตามลำดับ โดยคิดเป็นสัดส่วน VSS/TSS เท่ากับ 0.86



รูปที่ 4.11 การเปลี่ยนแปลงซีโอติ แอมโมเนีย ไนไตรท์ และไนเตรท ที่ SALR 3.0 ก.ซีโอติ/ตร.ม./วัน

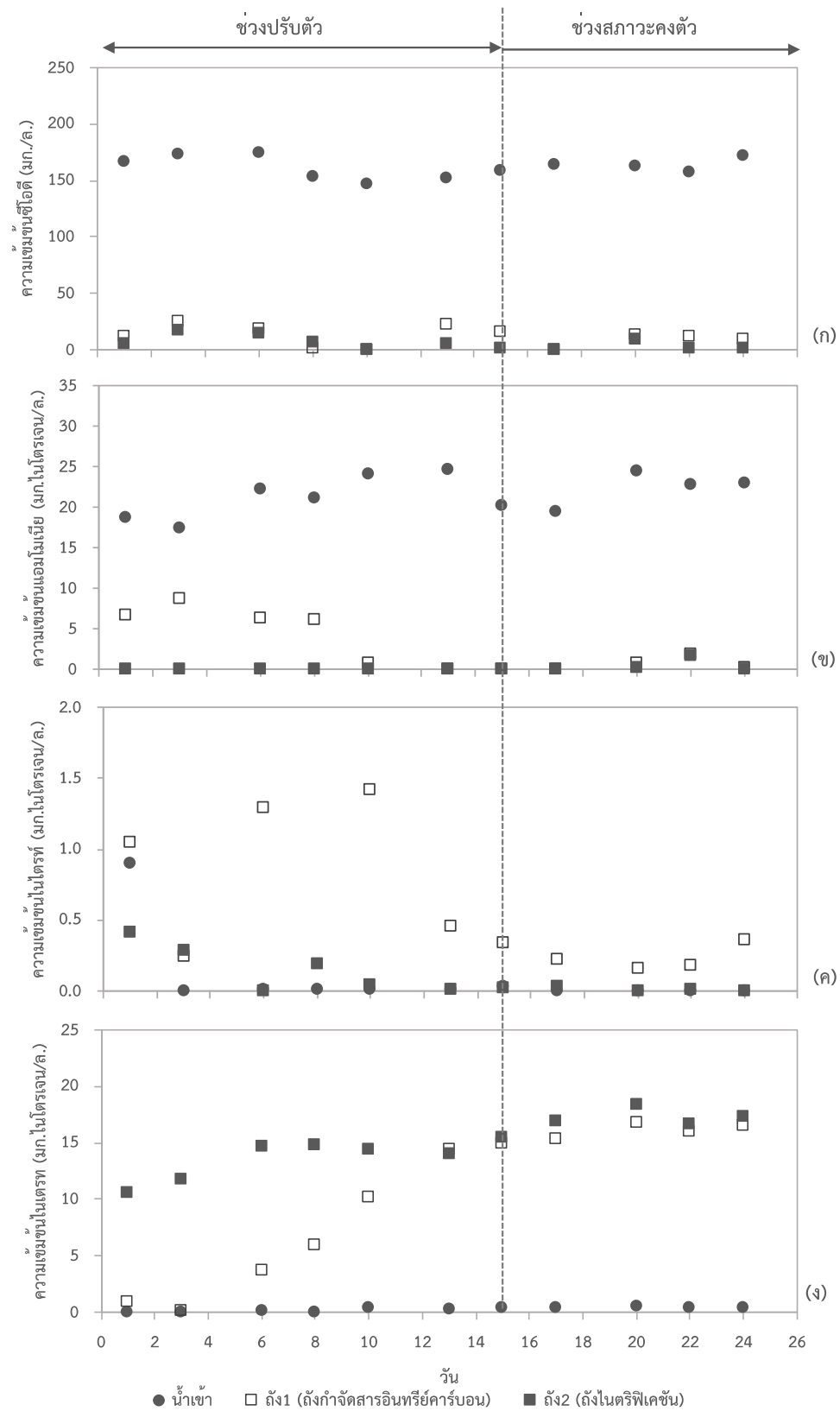
4.2.2.3 อัตราการสารอินทรีย์ต่อพื้นที่ตัวกลางที่เข้าถึงกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอน 3.9 ก.ซีไอดี/ ตร.ม./วัน

การทดลองนี้ใช้ระยะเวลาในการเดินระบบทั้งหมด 24 วัน โดยระบบเริ่มเข้าสู่สภาวะคงตัวใน 15 วัน ค่าออกซิเจนละลาย และพีเอช อยู่ในช่วงที่เหมาะสมดังที่ได้กล่าวไว้แล้วในหัวข้อ 4.1.1 โดยผลการวิเคราะห์พารามิเตอร์ต่างๆ ในช่วงสภาวะคงตัว มีรายละเอียดดังนี้

ผลการวิเคราะห์ซีไอดีละลายน้ำ พบว่า ที่สภาวะคงตัวความเข้มข้นซีไอดีละลายน้ำจากจุดเก็บตัวอย่างทั้ง 3 จุด ได้แก่ ถังน้ำเข้า ถังที่ 1 (ถังกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอน) และถังที่ 2 (ถังไนตริฟิเคชัน) มีค่า 162.93 ± 5.60 10.51 ± 6.33 และ 3.20 ± 3.86 มก./ล. ตามลำดับ โดยคิดเป็นประสิทธิภาพในการกำจัดซีไอดีของถังที่ 1 เท่ากับร้อยละ 93.50 ± 3.98 และประสิทธิภาพรวมของทั้งระบบเท่ากับร้อยละ 98.03 ± 2.37 แสดงดังรูป 4.12 (ก)

ผลการวิเคราะห์ไนโตรเจนในรูปของแอมโมเนีย ไนไตรท์ และไนเตรท พบว่า ที่สภาวะคงตัวความเข้มข้นของแอมโมเนียในน้ำเสียสังเคราะห์ที่เตรียมมีความเข้มข้น 21.94 ± 2.06 มก.ไนโตรเจน/ล. ถังที่ 1 และถังที่ 2 มีแอมโมเนียคงเหลืออยู่ในระบบ 0.56 ± 0.80 และ 0.36 ± 0.71 มก.ไนโตรเจน/ล. ตามลำดับ คิดเป็นประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนียของถังที่ 1 ร้อยละ 97.58 ± 3.54 และประสิทธิภาพรวมสองถังร้อยละ 98.43 ± 3.15 โดยแอมโมเนียส่วนหนึ่งถูกนำไปใช้ในกระบวนการเจริญเติบโตของจุลชีพ และอีกส่วนเกิดปฏิกิริยานิตริฟิเคชัน โดยเกิดการออกซิโดซ์แอมโมเนียไปเป็นไนไตรท์ และไนเตรทตามลำดับภายใต้สภาวะที่มีอากาศ ปริมาณไนเตรทที่พบในน้ำเสียขาเข้ามีเล็กน้อยประมาณ 0.39 ± 0.01 มก.ไนโตรเจน/ล. ในถังที่ 1 พบไนเตรท 15.94 ± 0.80 มก.ไนโตรเจน/ล. และถังที่ 2 พบไนเตรท 16.97 ± 1.03 มก.ไนโตรเจน/ล. ส่วนปริมาณไนไตรท์ที่เกิดขึ้นในระบบมีปริมาณน้อยมากอยู่ในช่วง 0.01 ถึง 0.02 มก.ไนโตรเจน/ล. เท่านั้น แสดงดังรูป 4.12 (ข) ถึง 4.12 (ง)

ผลการวิเคราะห์ปริมาณของแข็งแขวนลอย (Suspended Solids) และของแข็งแขวนลอยระเหยได้โดยทำการวิเคราะห์เมื่อระบบเข้าสู่สภาวะคงตัวแล้ว พบว่า ปริมาณของแข็งแขวนลอยและของแข็งแขวนลอยระเหยได้ในถังที่ 1 มีค่า 35.20 ± 5.39 มก./ล. และ 29.67 ± 5.03 มก.VSS/ล. ตามลำดับ โดยคิดเป็นสัดส่วน VSS/TSS เท่ากับ 0.83 และในถังที่ 2 มีปริมาณของแข็งแขวนลอยและของแข็งแขวนลอยระเหยได้ 25.30 ± 10.67 มก./ล. และ 22.52 ± 9.50 มก.VSS/ล. ตามลำดับ โดยคิดเป็นสัดส่วน VSS/TSS เท่ากับ 0.89



รูปที่ 4.12 การเปลี่ยนแปลงชีโอติ แอมโมเนีย ไนไตรท์ และไนเตรท ที่ SALR 3.9 ก.ชีโอติ/ตร.ม./วัน

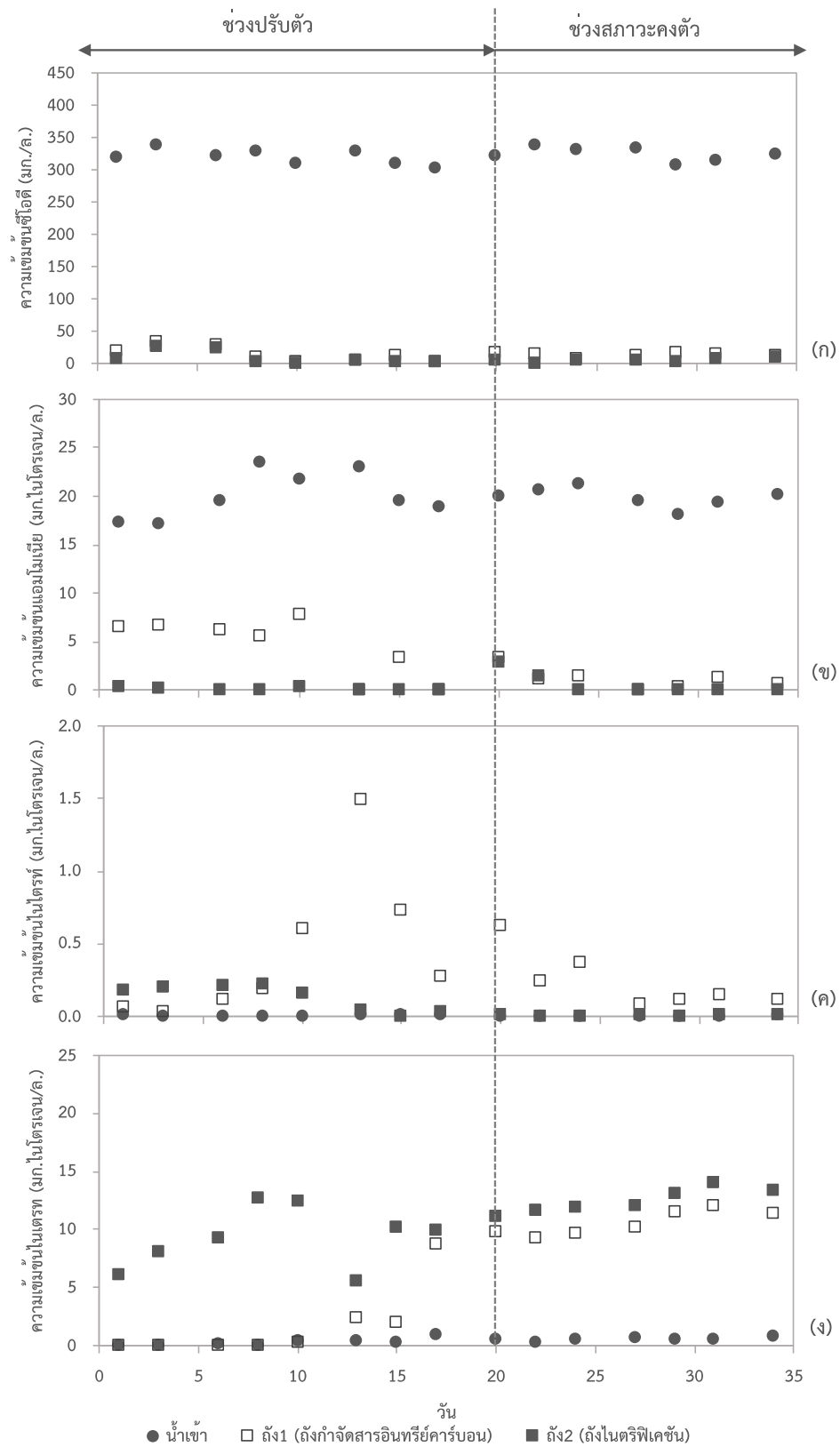
4.2.2.4 อัตราการสารอินทรีย์ต่อพื้นที่ตัวกลางที่เข้าถึงกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอน 7.9 ก.ซีไอดี/ ตร.ม./วัน

การทดลองนี้ใช้ระยะเวลาในการเดินระบบทั้งหมด 34 วัน โดยระบบเริ่มเข้าสู่สภาวะคงตัวใน 20 วัน ค่าออกซิเจนละลาย และพีเอช อยู่ในช่วงที่เหมาะสมดังที่ได้กล่าวไว้แล้วในหัวข้อ 4.1.1 โดยผลการวิเคราะห์พารามิเตอร์ต่างๆ ในช่วงสภาวะคงตัวแสดงดังรูป 4.11 มีรายละเอียดดังนี้

ผลการวิเคราะห์ซีไอดีละลายน้ำ พบว่า ที่สภาวะคงตัวความเข้มข้นซีไอดีละลายน้ำจากจุดเก็บตัวอย่างทั้ง 3 จุด ได้แก่ ถังน้ำเข้า ถังที่ 1 (ถังกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอน) และถังที่ 2 (ถังไนตริฟิเคชัน) มีค่า 323.71 ± 10.67 13.40 ± 3.19 และ 5.15 ± 3.02 มก./ล. ตามลำดับ โดยคิดเป็นประสิทธิภาพในการกำจัดซีไอดีของถังที่ 1 เท่ากับร้อยละ 95.84 ± 1.07 และประสิทธิภาพรวมของทั้งระบบเท่ากับร้อยละ 98.40 ± 0.93 แสดงดังรูป 4.13 (ก)

ผลการวิเคราะห์ไนโตรเจนในรูปของแอมโมเนีย ไนไตรท์ และไนเตรท พบว่า ที่สภาวะคงตัวความเข้มข้นของแอมโมเนียและในน้ำเสียสังเคราะห์ที่เตรียมมีความเข้มข้น 19.86 ± 1.00 มก.ไนโตรเจน/ล. ถังที่ 1 มีแอมโมเนียคงเหลือ 1.17 ± 1.12 คิดเป็นประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนียของถังที่ 1 เท่ากับร้อยละ 94.18 ± 5.56 และมีปริมาณไนเตรทเกิดขึ้นจากปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน 10.56 ± 1.07 มก.ไนโตรเจน/ล. ถังที่ 2 มีแอมโมเนียคงเหลืออยู่ในระบบเล็กน้อย 0.61 ± 1.12 มก.ไนโตรเจน/ล. ดังนั้นประสิทธิภาพในการบำบัดแอมโมเนียรวมของระบบเท่ากับร้อยละ 97.00 ± 5.56 และถังที่ 2 พบไนเตรท 12.44 ± 01.04 มก.ไนโตรเจน/ล. ส่วนปริมาณไนไตรท์ที่เกิดขึ้นในระบบมีปริมาณน้อยมากอยู่ในช่วง 0.00 ถึง 0.02 มก.ไนโตรเจน/ล. เท่านั้น แสดงดังรูป 4.13 (ข) ถึง 4.13 (ง)

ผลการวิเคราะห์ปริมาณของแข็งแขวนลอย (Suspended Solids) และของแข็งแขวนลอยระเหยได้โดยทำการวิเคราะห์เมื่อระบบเข้าสู่สภาวะคงตัวแล้ว พบว่า ปริมาณของแข็งแขวนลอยและของแข็งแขวนลอยระเหยได้ในถังที่ 1 มีค่า 88.67 ± 18.95 มก./ล. และ 81.57 ± 17.43 มก.VSS/ล. ตามลำดับ โดยคิดเป็นสัดส่วน VSS/TSS เท่ากับ 0.92 และในถังที่ 2 มีปริมาณของแข็งแขวนลอยและของแข็งแขวนลอยระเหยได้ 67.75 ± 4.65 มก./ล. และ 59.62 ± 4.09 มก.VSS/ล. ตามลำดับ โดยคิดเป็นสัดส่วน VSS/TSS เท่ากับ 0.88



รูปที่ 4.13 การเปลี่ยนแปลงซีโอติ แอมโมเนีย ไนเตรท และไนเตรท ที่ SALR 7.9 ก.ซีโอติ/ตร.ม./วัน

4.2.3 ผลของอัตราการระเหยน้ำต่อพื้นที่ตัวกลางการกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอนและแอมโมเนีย

จากการทดลองโดยการกำหนดอัตราการระเหยน้ำต่อพื้นที่ตัวกลาง (SALR) ที่เข้าถึงกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอน 2.0, 3.0, 3.9, 7.9 ก.ซีโอดี/ตร.ม./วัน ระยะเวลาที่น้ำถึงละ 3 ชั่วโมง พบว่า ทั้ง 4 สภาวะที่ทำการเดินระบบ ประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ในรูปซีโอดีละลายน้ำมีค่าร้อยละ 91.86 ± 1.38 , 95.03 ± 1.58 , 98.03 ± 2.37 และ 98.40 ± 0.93 ตามลำดับ แสดงดังตารางที่ 4.2 จะเห็นได้ว่าเมื่อมีการเพิ่มขึ้นของอัตราการระเหยน้ำต่อพื้นที่ตัวกลางจะส่งผลให้ระบบมีประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีสูงขึ้น ซึ่งเป็นผลมาจากการที่จุลชีพเจริญเติบโตได้ดีและมีจำนวนเพิ่มมากขึ้นบนตัวกลาง โดยผลการทดลองสอดคล้องกับการศึกษาอื่น ซึ่งพบว่า ประสิทธิภาพของการกำจัดซีโอดีจะสูงขึ้นที่อัตราการระเหยน้ำสูงขึ้นในถังปฏิกรณ์แบบเติมอากาศ แสดงให้เห็นว่าที่อัตราการระเหยน้ำสูงขึ้นมีผลทำให้กิจกรรมของจุลชีพชนิดใช้อากาศดีขึ้น (Li, Han และคณะ, 2011) นอกจากนี้ยังมีงานวิจัยอื่น พบว่าที่อัตราการระเหยน้ำมีค่าไม่เกิน 6 กก.ซีโอดี/ลบ.ม./วัน เมื่ออัตราการระเหยน้ำเพิ่มขึ้นโดยที่เวลากักน้ำมีค่าคงที่ ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีของระบบจะสูงขึ้นด้วยเช่นกัน แต่ถ้าอัตราการระเหยน้ำสูงเกินกว่านั้นประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีจะเริ่มลดลง (Hajipour, Moghadam และคณะ, 2011)

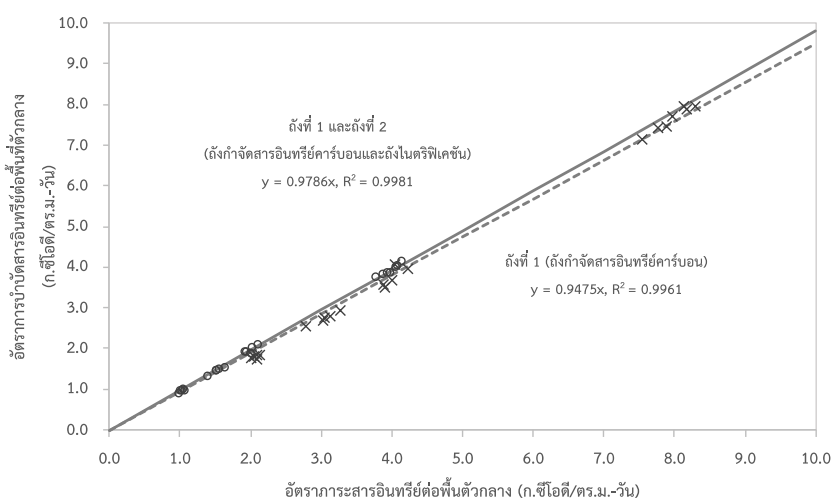
ตารางที่ 4.2 ค่าซีโอดีละลายน้ำที่อัตราการระเหยน้ำต่อพื้นที่ตัวกลางต่างๆ

อัตราการ สารอินทรีย์ต่อพื้นที่ ¹⁾ (ก.ซีโอดี/ตร.ม./วัน)	ซีโอดีละลายน้ำ (มก./ล.)			ประสิทธิภาพ ถึง 1 (ร้อยละ)	ประสิทธิภาพทั้ง ระบบ (ร้อยละ)
	น้ำเข้า	ถึง 1 (HRT 3 ชม.)	ถึง 2 (HRT 3 ชม.)		
2.0	84.17±2.03	11.28±1.89	6.85±1.14	86.62±2.10	91.86±1.38
3.0	123.93±7.23	12.64±1.97	6.20±2.23	89.84±1.22	95.03±1.58
3.9	162.93±5.60	10.51±6.33	3.20±3.86	93.50±3.98	98.03±2.37
7.9	323.71±10.62	13.40±3.19	5.15±3.02	95.84±1.07	98.40±0.93

¹⁾ อัตราการระเหยน้ำต่อพื้นที่ตัวกลาง (SALR) ที่เข้าถึงที่ 1 (ถังกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอน)

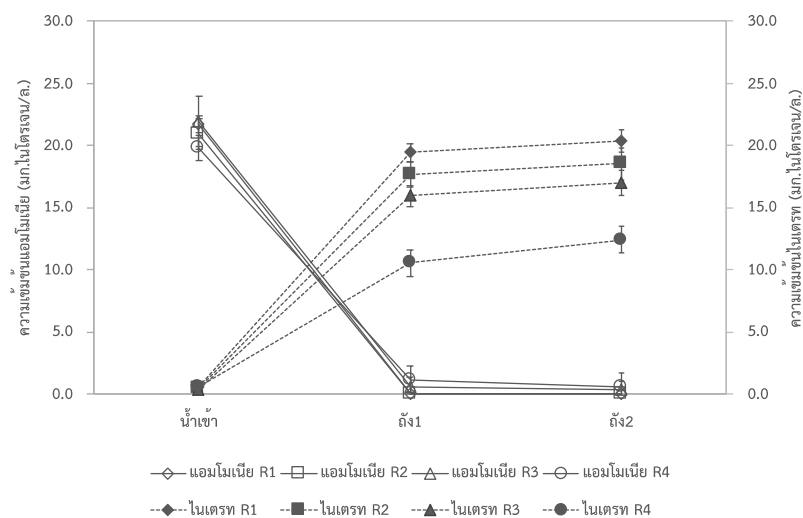
เมื่อทำการพิจารณาเวลาที่ละถึง พบว่า การกำจัดสารอินทรีย์ในรูปซีโอดีส่วนใหญ่เกิดขึ้นที่ถังที่ 1 (ถังกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอน) ซึ่งถูกออกแบบโดยใช้ค่าอัตราการระเหยน้ำต่อพื้นที่ตัวกลางต่ำ (Low SALR) โดยมีค่าน้อยกว่า 5 ก.ซีโอดี/ตร.ม./วัน (Metcalf และ Eddy, 2014) เพื่อให้ทำหน้าที่กำจัดสารอินทรีย์ส่วนใหญ่ จากการเดินระบบพบว่าถังที่ 1 มีประสิทธิภาพอยู่ในช่วง 86.62 ± 2.10 ถึง 95.84 ± 1.07 มีประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีเฉลี่ยร้อยละ 94.8 คิดเป็นผลึกซ์ของการกำจัดซีโอดี 1.74-7.95 ก.ซีโอดี/ตร.ม./วัน หรือเท่ากับ 0.56-2.58 กก.ซีโอดี/ลบ.ม./วัน (0.35-1.61

กก.บีโอดี/ลบ.ม./วัน) โดยมีอัตราการกำจัดสารอาหารต่อปริมาตรประมาณ 0.3-1.6 เท่าของระบบ แอวกทีเวเต็ดสลัดจ์แบบธรรมดา ซึ่งมีค่าอยู่ที่ 1.0 กก.บีโอดี/ลบ.ม./วัน (Metcalf และ Eddy, 2014) และเมื่อผ่านถังที่ 2 (ถังไนตริฟิเคชัน) ประสิทธิภาพเฉลี่ยรวมของระบบจะเพิ่มขึ้นเป็นร้อยละ 97.9 โดยความสัมพันธ์ระหว่างอัตราการระสารอินทรีย์ต่อพื้นที่ตัวกลางและอัตราการบำบัดสารอินทรีย์ต่อพื้นที่ตัวกลางมีความสัมพันธ์ในลักษณะเป็นเส้นตรง ดังรูปที่ 4.14



รูปที่ 4.14 ความสัมพันธ์ระหว่างอัตราการระสารอินทรีย์ต่อพื้นที่ตัวกลางและอัตราการบำบัดสารอินทรีย์ต่อพื้นที่ตัวกลางที่สภาวะการเดินระบบต่างๆ

แอมโมเนียที่เข้าสู่ระบบมีความเข้มข้นคงที่ที่ 20 มก./ล. เท่ากันทุกสภาวะที่ทำการเดินระบบ โดยแอมโมเนียส่วนหนึ่งถูกนำไปใช้ในกระบวนการสร้างเซลล์ของจุลชีพ และอีกส่วนเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน ซึ่งเกิดการออกซิไดซ์แอมโมเนียไปเป็นไนไตรท์ และไนเตรทตามลำดับภายใต้สภาวะที่มีอากาศ จากการทดลองพบว่า ทั้ง 4 สภาวะที่เดินระบบ การลดลงของแอมโมเนียและการเพิ่มขึ้นของไนเตรทเกิดขึ้นที่ถังที่ 1 เป็นหลักดังรูปที่ 4.15 แสดงให้เห็นว่าปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันเกิดขึ้นในถังที่ 1 เป็นส่วนมากเช่นเดียวกับการกำจัดสารอินทรีย์ โดยคิดเป็นประสิทธิภาพร้อยละ 99.98 ± 0.04 , 99.90 ± 0.23 , 97.58 ± 3.54 และ 94.18 ± 5.56 ตามลำดับ เนื่องจากน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบเป็นน้ำเสียที่มีความเข้มข้นสารอินทรีย์ต่ำ รวมถึงระยะเวลาที่น้ำของระบบมีค่าสูงเพียงพอ ส่งผลให้มีการแข่งขันของจุลชีพกลุ่มเฮเทอโรโทรฟิก และออโตโทรฟิกในระบบต่ำ โดยในระบบมีสารอาหาร ออกซิเจน และที่อยู่อาศัยเพียงพอสำหรับจุลชีพกลุ่มออโตโทรฟิกทำให้ปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันสามารถเกิดขึ้นได้ดี จากนั้นเมื่อน้ำเสียจากถังที่ 1 ผ่านเข้าสู่ถังที่ 2 พบว่าประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนียรวมของระบบมีค่าร้อยละ 100, 100, 94.83 ± 3.15 และ 97.00 ± 5.56 ตามลำดับ โดยประสิทธิภาพการกำจัดแอมโมเนียทั้ง 4 สภาวะแสดงดังตารางที่ 4.3



รูปที่ 4.15 ความเข้มข้นของแอมโมเนียและไนเตรทที่อัตราการสารอินทรีย์ต่อพื้นที่ตัวกลางต่างกัน

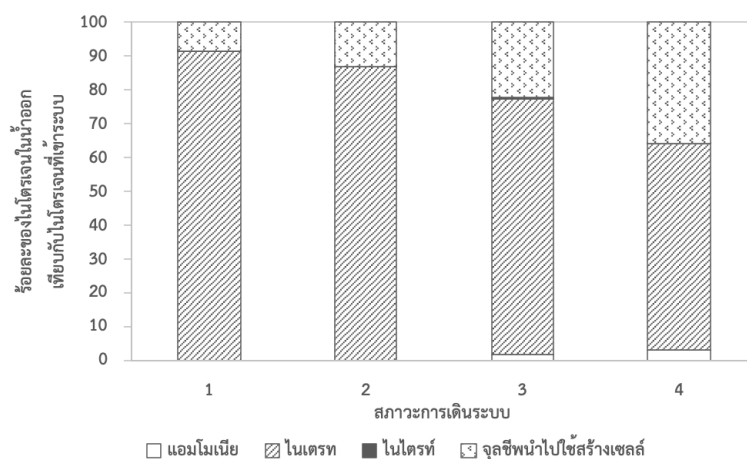
ตารางที่ 4.3 ค่าแอมโมเนียที่อัตราการสารอินทรีย์ต่อพื้นที่ตัวกลางต่างๆ

สภาวะ การเดิน ระบบ	อัตราการ สารอินทรีย์ต่อพื้นที่ ¹⁾ (ก.ซีไอดี/ตร.ม./วัน)	แอมโมเนีย (มก.ไนโตรเจน/ล.)			ประสิทธิภาพ ถึง 1 (ร้อยละ)	ประสิทธิภาพ ระบบ (ร้อยละ)
		น้ำเข้า	ถึง 1 (HRT 3 ชม.)	ถึง 2 (HRT 3 ชม.)		
1	2.0	21.73±0.64	0.00±0.01	0.00	99.98±0.04	100.00
2	3.0	20.91±1.26	0.02±0.04	0.00	99.90±0.23	100.00
3	3.9	21.94±2.06	0.56±0.80	0.36±0.71	97.58±3.54	98.43±3.15
4	7.9	19.86±1.00	1.17±1.12	0.61±1.12	94.18±5.56	97.00±5.56

¹⁾ อัตราการสารอินทรีย์ต่อพื้นที่ตัวกลาง (SALR) ที่เข้าถึงที่ 1 (ถังกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอน)

จากผลการทดลองพบว่า เมื่ออัตราการสารอินทรีย์ต่อพื้นที่ตัวกลางสูงขึ้น ส่งผลให้ประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนียลดลง โดยสภาวะการเดินระบบที่ 3 และ 4 ซึ่งมีค่าอัตราการสารอินทรีย์สูงขึ้น มีแอมโมเนียคงเหลือในน้ำออก 0.36 ± 0.71 และ 0.61 ± 1.12 มก.ไนโตรเจน/ล. ตามลำดับ ทั้งนี้เนื่องจากการเพิ่มขึ้นของ SALR ส่งผลให้จุลชีพกลุ่มเฮเทอโรโทรฟิกเจริญเติบโตได้ดี กระบวนการไนตริฟิเคชันซึ่งทำงานโดยจุลชีพกลุ่มออโตโทรฟิกจึงได้รับผลกระทบโดยตรง นอกจากนี้มีงานวิจัยของ (Bassin, Dias และคณะ, 2016) พบว่า ในระบบฟิล์มตรึงที่มีทั้งจุลชีพกลุ่มเฮเทอโรโทรฟิกและออโตโทรฟิก การยึดเกาะของจุลชีพในฟิล์มชีวภาพจะมีลักษณะการยึดเกาะที่จุลชีพกลุ่มออโตโทรฟิกอยู่ด้านในติดกับผิวตัวกลางและจุลชีพกลุ่มเฮเทอโรโทรฟิกอยู่ด้านนอกของชั้นฟิล์ม ดังนั้นภายใต้สภาวะที่อัตราการสารอาหารต่อพื้นที่ตัวกลางสูงขึ้น ชั้นฟิล์มชีวภาพจะมีความหนามากขึ้น ส่งผลให้การถ่ายเทสารอาหารและออกซิเจนเข้าสู่ชั้นฟิล์มชีวภาพถูกจำกัด ดังนั้นปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันจึงเกิดขึ้นได้น้อยลง

อย่างไรก็ตามในการทดลองถึงแม้จะมีการเพิ่มอัตราภาระสารอินทรีย์ต่อพื้นที่ตัวกลางเพิ่มขึ้น ประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนียยังถือว่ามีประสิทธิภาพสูงที่ทุกสภาวะที่ทำการเดินระบบ โดยใน สภาวะคงตัวเมื่อพิจารณาปริมาณไนโตรเจนทั้งหมดในน้ำออกในรูปแบบต่างๆ พบว่า ทุกสภาวะการเดิน ระบบน้ำออกจะมีไนเตรทเป็นองค์ประกอบหลัก และมีไนไตรท์เพียงเล็กน้อย แสดงดังรูปที่ 4.16 ทั้งนี้ เนื่องจากปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน ประกอบด้วย 2 ขั้นตอน คือ การเปลี่ยนจากแอมโมเนียไปเป็นไนไตรท์ และการเปลี่ยนจากไนไตรท์ไปเป็นไนเตรท แต่กระบวนการที่เปลี่ยนไนไตรท์ไปเป็นไนเตรทเร็วกว่า การเปลี่ยนแอมโมเนียไปเป็นไนไตรท์ ระบบจึงพบไนไตรท์ในปริมาณที่ต่ำ นอกจากนี้เมื่อพิจารณา ปริมาณไนโตรเจนทั้งหมดในน้ำออกเทียบกับปริมาณไนโตรเจนทั้งหมดที่เข้าสู่ระบบ พบว่า ในน้ำออก มีปริมาณไนโตรเจนทั้งหมดลดลงจากสภาวะการเดินระบบที่ 1 ถึง 4 เนื่องจากเมื่อมีการเพิ่มอัตรา ภาระสารอินทรีย์ต่อพื้นที่ตัวกลาง ย่อมส่งผลให้ซีโอดีของระบบเพิ่มขึ้นด้วย ปริมาณแอมโมเนียที่ถูก นำไปใช้ในกระบวนการสร้างเซลล์ของจุลชีพจึงเพิ่มขึ้นตาม จากการศึกษาทดลองได้ค่าสัดส่วนของซีโอดีต่อ ไนโตรเจน 150:3.4, 150:3.4, 150:5 และ 150:3.4 ตามลำดับ ทั้งนี้คิดภายใต้สมมติฐานว่าไนโตรเจน ที่เข้าสู่ระบบถูกใช้ในกระบวนการสร้างเซลล์และกระบวนการไนตริฟิเคชันเท่านั้น โดยไม่มีการสูญเสีย ไนโตรเจนในกระบวนการอื่น

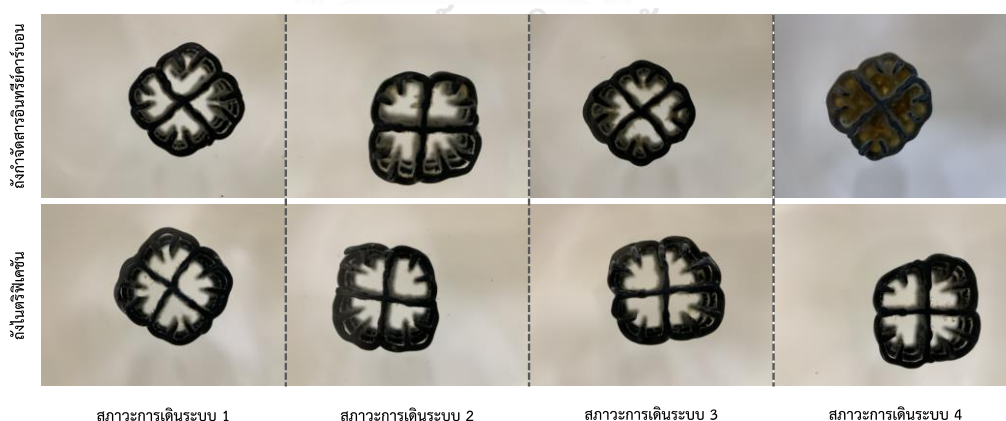


รูปที่ 4.16 สัดส่วนของแอมโมเนีย ไนไตรท์ ไนเตรทในน้ำที่ออกจากระบบต่อไนโตรเจนทั้งหมด ที่เข้าระบบที่สภาวะการเดินระบบต่างๆ

จากประสิทธิภาพของการบำบัดสารอินทรีย์และแอมโมเนียของน้ำเสียความเข้มข้นต่ำที่มีค่าอัตราภาระสารอินทรีย์ต่อพื้นที่ตัวกลางต่ำทั้ง 4 สภาวะ ซึ่งเดินระบบที่เวลากักเก็บน้ำถังละ 3 ชั่วโมง (รวมสองถังมีเวลากักน้ำ 6 ชั่วโมง) จะเห็นได้ว่าระบบสามารถรับอัตราภาระสารอินทรีย์ต่อพื้นที่ตัวกลางที่เข้าถึงกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอนในช่วง 2.0-7.9 ก.ซีโอดี/ตร.ม.-วัน ได้ และยังสามารถลดระยะเวลาการกักเก็บน้ำลงได้อีก โดยที่ประสิทธิภาพของระบบยังสูงอยู่ ซึ่งจะส่งผลให้ระบบมีขนาดเล็กลงหรืออาจสามารถรับน้ำเสียได้มากขึ้นที่ขนาดระบบเท่าเดิม

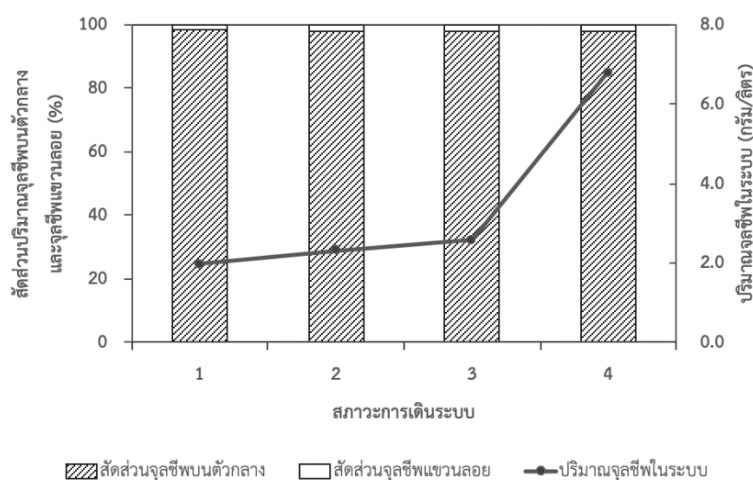
4.2.4 ผลของอัตราภาระสารอินทรีย์ต่อพื้นที่ตัวกลางต่อจุลชีพในระบบ

ที่สภาวะคงตัวจุลชีพที่ยึดเกาะบนตัวกลางที่อัตราภาระสารอินทรีย์ต่อพื้นที่ตัวกลางทั้ง 4 สภาวะ มีปริมาณจุลชีพที่ยึดเกาะบนตัวกลางของถังกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอน 1,480 1,850 2,070 และ 6,080 มก. VSS/ล. ของน้ำในถังปฏิกรณ์ ตามลำดับ ปริมาณจุลชีพที่ยึดเกาะบนตัวกลางของถังไนตริฟิเคชันทั้ง 4 สภาวะ มีปริมาณจุลชีพ 460, 420, 450 และ 570 มก. VSS/ล. ซึ่งจะเห็นได้ว่าปริมาณจุลชีพที่ยึดเกาะบนตัวกลางของถังที่ 2 มีค่าไม่แตกต่างกันมาก ทั้งนี้เนื่องจากผลการทดลองพบว่าปฏิกิริยาการย่อยสลายสารอินทรีย์และปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันส่วนใหญ่เกิดขึ้นในถังที่ 1 เป็นหลัก ดังนั้นน้ำเสียที่เข้าสู่ถังที่ 2 ของทั้ง 4 สภาวะที่เดินระบบจึงมีลักษณะใกล้เคียงกัน จากการทดลองสามารถสรุปได้ว่าที่ระยะเวลาการกักเก็บน้ำเท่ากัน เมื่ออัตราภาระสารอินทรีย์สูงขึ้นจะส่งผลให้จุลชีพที่ยึดเกาะบนตัวกลางหนาขึ้น แสดงดังรูปที่ 4.17



รูปที่ 4.17 การยึดเกาะของจุลชีพบนตัวกลางที่สภาวะการเดินระบบต่าง ๆ

เมื่อพิจารณาจุลชีพแขวนลอยในระบบ พบว่า ทั้ง 4 สภาวะที่ทำการเดินระบบ มีปริมาณจุลชีพแขวนลอยในถังกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอน 20.44 ± 4.16 , 26.16 ± 4.80 , 29.67 ± 5.03 และ 81.57 ± 17.43 มก.VSS/ล. ตามลำดับ และในถังที่ 2 สามารถวัดปริมาณจุลชีพแขวนลอยในระบบได้ 12.55 ± 6.08 , 20.12 ± 4.68 , 22.52 ± 9.50 และ 59.62 ± 4.09 มก.VSS/ล. จะเห็นได้ว่าเมื่ออัตราการสารอินทรีย์ต่อพื้นที่ตัวกลางสูงขึ้น นอกจากจุลชีพที่ยึดเกาะบนตัวกลางจะสูงขึ้นแล้ว อัตราการหลุดของจุลชีพก็สูงขึ้นเช่นกัน ส่งผลให้ปริมาณจุลชีพแขวนลอยในระบบเพิ่มขึ้น แต่ทั้งนี้สัดส่วนของปริมาณจุลชีพแขวนลอยต่อจุลชีพรวมในระบบ (จุลชีพแบบยึดเกาะและแขวนลอย) มีปริมาณน้อยมาก โดยมีจุลชีพแขวนลอยเพียงร้อยละ 1-3 ของจุลชีพทั้งหมดในระบบ สัดส่วนปริมาณจุลชีพบนตัวกลางและจุลชีพแขวนลอยแสดงดังรูปที่ 4.18 สามารถสรุปได้ว่าการทำงานของระบบ MBBR ซึ่งมีลักษณะเฉพาะ คือ มีปริมาณจุลชีพแขวนลอยต่ำ (Barwal และ Chaudhary, 2014) และมีปริมาณจุลชีพยึดเกาะบนตัวกลางสูง ดังนั้นในการออกแบบและเดินระบบจึงขึ้นกับอัตราการสารอินทรีย์ต่อพื้นที่ตัวกลาง ซึ่งส่งผลต่อกิจกรรมของจุลชีพที่ยึดเกาะบนตัวกลางเป็นสำคัญ โดยจุลชีพที่แขวนลอยในน้ำมักไม่ถูกนำมาพิจารณาในการออกแบบ



รูปที่ 4.18 สัดส่วนปริมาณจุลชีพบนตัวกลางและจุลชีพแขวนลอย

นอกจากนี้จะเห็นได้ว่าปริมาณจุลชีพรวม (จุลชีพแบบยึดเกาะและแขวนลอย) ในระบบ MBBR สูงกว่าระบบตะกอนแขวนลอยทั่วไปอย่างชัดเจน เมื่อทำการเปรียบเทียบกับระบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ ซึ่งโดยปกติถึงเติมอากาศจะมีจุลชีพแขวนลอย (MLSS) ประมาณ 2,000-4,000 มก./ล. โดยปริมาณจุลชีพแขวนลอยในถังเติมอากาศจะถูกจำกัดด้วยถังตกตะกอน เนื่องจากถ้าจุลชีพแขวนลอยในถังเติมอากาศสูงเกินไป จะส่งผลให้ตะกอนจมตัวไม่ทันเกิดการตกตะกอนแบบเป็นอุปสรรคต่อกัน ทำให้ถังตกตะกอนทำงานไม่ได้ แต่ในระบบ MBBR จุลชีพยึดเกาะอยู่บนตัวกลางเป็นส่วนใหญ่ ดังนั้น

ปริมาณจุลชีพในระบบจึงสามารถทำได้สูงกว่าโดยที่ไม่มีผลกับถังตกตะกอน ส่งผลให้ระบบ MBBR มีขนาดเล็ก ใช้พื้นที่น้อยกว่าระบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์

4.2.5 ผลของอัตราภาระสารอินทรีย์ต่อค่ายิลด์ ปริมาณตะกอนที่เกิดขึ้น และอายุตะกอน

เมื่อพิจารณาสัดส่วนระหว่างปริมาณจุลชีพที่เกิดขึ้นต่อสารอินทรีย์ที่ถูกกำจัดจะได้เป็นค่ายิลด์ปรากฏ (observed yield) ของจุลชีพในระบบ โดยสามารถคำนวณได้จากสมการ 4.4

$$\text{ค่ายิลด์ปรากฏ} = \frac{Q \times VSS_{eff}}{Q \times (COD_{in} - COD_{out})} \quad \text{สมการ 4.4}$$

โดยที่ Q คือ อัตราการไหลน้ำเสียเข้าระบบ (ลิตร/วัน)

VSS_{eff} คือ ความเข้มข้นตะกอนแขวนลอยในน้ำออก (มิลลิกรัม/ลิตร)

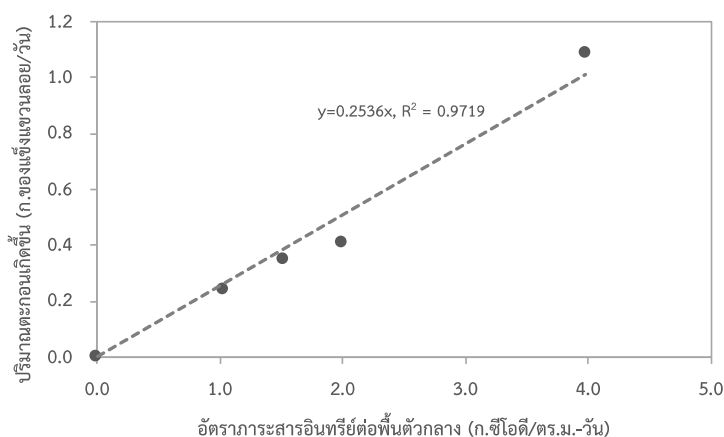
COD_{in} คือ ความเข้มข้นซีโอดีน้ำเข้า (มิลลิกรัม/ลิตร)

COD_{out} คือ ความเข้มข้นซีโอดีน้ำออก (มิลลิกรัม/ลิตร)

ที่สภาวะการเดินระบบทั้ง 4 สภาวะได้ค่ายิลด์เท่ากับ 0.16, 0.17, 0.14 และ 0.19 ก. VSS/ก. ซีโอดี ตามลำดับ จะเห็นได้ว่ามีค่าต่ำกว่าค่ายิลด์ของระบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์แบบทั่วไปซึ่งมีค่าประมาณ 0.45 ก. VSS/ก. ซีโอดี (Metcalf และ Eddy, 2014) ทั้งนี้ผลการทดลองสอดคล้องกับงานวิจัยอื่นซึ่งทำการศึกษาที่อัตราภาระสารอินทรีย์ต่อพื้นที่ตัวกลาง 2 และ 35 ก. ซีโอดี/ตร.ม.-วัน ได้ค่ายิลด์เท่ากับ 0.12 และ 0.40 ก.ของแข็งแขวนลอย/ก.ซีโอดี ตามลำดับ (Aygün, Nas และคณะ, 2008)

ปริมาณตะกอนที่เกิดขึ้นของระบบ (Sludge production) แม้ว่าส่วนใหญ่ของจุลชีพที่เกิดขึ้นจะเป็นแบบยืดเกาะตัวกลาง แต่ก็มีจุลชีพแขวนลอยเจริญเติบโตร่วมด้วย ดังนั้นปริมาณตะกอนที่เกิดขึ้นของระบบจึงประกอบไปด้วยจุลชีพที่หลุดออกจากฟิล์มชีวภาพและจุลชีพแขวนลอย โดยทั้ง 4 สภาวะที่ทำการทดลองมีค่าปริมาณตะกอนที่เกิดขึ้น 0.24, 0.34, 0.40 และ 1.08 ก.ของแข็งแขวนลอย/วัน ตามลำดับ พบว่า เมื่ออัตราภาระสารอินทรีย์เพิ่มขึ้น ปริมาณตะกอนที่เกิดขึ้นของระบบจะสูงขึ้นด้วยเช่นกัน เนื่องจากอัตราการหลุดลอกของฟิล์มชีวภาพสูงขึ้น โดยความสัมพันธ์ของปริมาณตะกอนที่เกิดขึ้นกับอัตราภาระสารอินทรีย์ต่อพื้นที่ตัวกลางมีความสัมพันธ์เป็นเส้นตรงดังรูปที่ 4.19 การที่ปริมาณตะกอนที่เกิดขึ้นต่อวันต่ำ ทำให้สามารถลดค่าใช้จ่ายในส่วนของการจัดการตะกอนส่วนเกินได้ จากงานวิจัยอื่นพบว่า ค่าใช้จ่ายในการจัดการกับตะกอนส่วนเกินของระบบทั่วไปคิดเป็น

ร้อยละ 50 ถึงร้อยละ 60 ของค่าใช้จ่ายทั้งหมดในการเดินระบบบำบัดน้ำเสีย (Kulikowska, Klimiuk และคณะ, 2007) เมื่อทำการคำนวณปริมาณตะกอนที่ต้องกำจัดต่อวันเปรียบเทียบกับระบบ แอททิเวเต็ดสลัดจ์แบบทั่วไป พบว่า ที่สภาวะการเดินระบบเหมือนกัน ระบบแอททิเวเต็ดสลัดจ์แบบ ทั่วไปมีปริมาณตะกอนที่ต้องทิ้งต่อวันมากกว่าระบบ MBBR ประมาณ 1.5-2 เท่า ซึ่งแสดงให้เห็นข้อ ได้เปรียบของระบบ MBBR นี้เมื่อเทียบกับระบบแอททิเวเต็ดสลัดจ์แบบทั่วไป



รูปที่ 4.19 ความสัมพันธ์ระหว่างปริมาณตะกอนที่เกิดขึ้นต่อวันและอัตราการบำบัดสารอินทรีย์ต่อพื้นที่ตัวกลางที่สภาวะการเดินระบบต่าง ๆ

เมื่อพิจารณาปริมาณจุลชีพที่เกิดขึ้นจากการคำนวณสมการปริมาณสารสัมพันธ์ในสมการที่ 2.2 จะได้ปริมาณจุลชีพที่เกิดขึ้นเท่ากับ 0.57, 0.86, 1.15 และ 2.29 ก./วัน ซึ่งมีค่าสูงกว่าปริมาณ จุลชีพที่เกิดขึ้นต่อวันที่ทำการเดินระบบ MBBR ทั้งนี้เนื่องจากในการสร้างสมการใช้ค่า Yield 0.45 ก.VSS/ก.ซีโอดี ซึ่งเป็นค่า Yield ทั่วไปของจุลชีพในสภาวะแบบใช้อากาศ แต่ในการทดลองครั้งนี้พบว่าระบบ MBBR มีค่า Yield ต่ำ ดังนั้นการคำนวณปริมาณจุลชีพที่เกิดขึ้นโดยใช้สมการปริมาณสารสัมพันธ์จะแสดงถึงแนวโน้มที่จะเกิดขึ้นเท่านั้น ซึ่งปริมาณจุลชีพที่เกิดขึ้นจริงจะมีค่าน้อยกว่าที่คำนวณได้

อายุสลัดจ์ หรือระยะเวลาที่เก็บตะกอน (Sludge Retention Time, SRT) เป็นระยะเวลาเฉลี่ยที่ตะกอนอยู่ในระบบ โดยอายุตะกอนของระบบ MBBR มีความแตกต่างจากอายุตะกอนของระบบแอททิเวเต็ดสลัดจ์แบบทั่วไป ในระบบแอททิเวเต็ดสลัดจ์อายุตะกอนมีความสำคัญอย่างยิ่งในการควบคุมระบบ ทำให้เราสามารถคำนวณปริมาณตะกอนที่ต้องทิ้งต่อวันได้ เพื่อควบคุมให้ปริมาณจุลชีพในถังเติมอากาศมีค่าคงที่ ซึ่งแตกต่างจากการเดินระบบ MBBR ที่ไม่ต้องมีการปรับอายุตะกอน จุลชีพในระบบ MBBR มีการปรับตัวตามอัตราภาระสารอาหารที่เข้าสู่ระบบด้วยตัวเอง ในงานวิจัยนี้ เราได้ทำการคำนวณค่าอายุตะกอนของระบบโดยการปรับใช้จากนิยามอายุตะกอนของระบบ

แอกทิเวเต้ดสลัดจ์ซึ่งก็คือปริมาณจุลชีพในถังเติมอากาศหารด้วยอัตราการทิ้งและหลุดออกจากระบบของจุลชีพในหน่วยมวลจุลชีพต่อเวลา ดังสมการที่ 4.5

$$\text{อายุตะกอน} = \frac{\text{จำนวนตัวกลางในระบบ} \times M_{VSS}}{Q \times VSS_{eff}} \quad \text{สมการ 4.5}$$

โดยที่ M_{VSS} คือ ปริมาณจุลชีพเฉลี่ยที่อยู่บนตัวกลางแต่ละชั้น (มิลลิกรัม)
 Q คือ อัตราการไหลน้ำเสียเข้าระบบ (ลิตร/วัน)
 VSS_{eff} คือ ความเข้มข้นจุลชีพแขวนลอยในน้ำออก (มิลลิกรัม/ลิตร)

ในการทดลองพบว่า อายุตะกอนของระบบอยู่ที่ 9.65, 7.03, 7.02 และ 6.97 ตามลำดับ ซึ่งมีค่าใกล้เคียงกับงานวิจัยอื่นที่ทำการทดลองที่อัตราการระสาดอินทรีย์ต่อพื้นที่ตัวกลาง 6, 12, 24, 48, 96 ก.ซีโอดี/ตร.ม./วัน โดยมีค่าอายุตะกอนอยู่ที่ 13.3, 2.2, 1.4, 0.9, และ 0.5 วัน ตามลำดับ (Aygün, Nas และคณะ, 2008) โดยเมื่ออายุตะกอนลดลงส่งผลให้ปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันเกิดได้น้อยลง จะเห็นได้ว่าในสภาวะการเดินระบบที่ 3 และ 4 มีแอมโมเนียที่เหลือในน้ำออกสูงขึ้น แต่ยังคงมีประสิทธิภาพในการบำบัดทั้งสารอินทรีย์ในรูปซีโอดีและไนโตรเจนสูงเป็นที่น่าพอใจ นอกจากนี้จะเห็นได้ว่ากระบวนการไนตริฟิเคชันสามารถเกิดได้สูงแม้ว่า SRT ของระบบต่ำ ซึ่งเป็นข้อดีอย่างหนึ่งของระบบที่จุลชีพยึดเกาะบนตัวกลาง

ทั้งนี้เมื่อพิจารณาปริมาณตะกอนที่เกิดขึ้นและอายุสลัดจ์จะเห็นว่า ในระบบที่มีปริมาณตะกอนที่เกิดขึ้นของระบบน้อย จะมีจุลชีพหลุดออก (wash out) จากระบบต่ำ ระบบจะมีอายุสลัดจ์สูง เนื่องจากจุลชีพส่วนใหญ่ยึดเกาะอยู่บนตัวกลาง จึงส่งผลให้ระบบสามารถรักษา SRT ไว้ได้

4.2.6 ผลของอัตราการระสาดอินทรีย์ต่อพื้นที่ตัวกลางต่อลักษณะการตกของตะกอนที่เกิดขึ้น

ในระบบ MBBR ซึ่งเป็นระบบที่จุลชีพยึดเกาะอยู่บนตัวกลาง มีจุลชีพแขวนลอยเพียงเล็กน้อยเท่านั้น ตะกอนแขวนลอยในระบบส่วนใหญ่เกิดจากจุลชีพที่หลุดออกจากฟิล์มชีวภาพ และเกิดจากแรงเฉือนของน้ำ ส่งผลให้ปริมาณตะกอนแขวนลอยมีค่าน้อย โดยทั่วไปมีค่าประมาณ 150-250 มก./ล. เท่านั้น (Metcalf และ Eddy, 2014) ซึ่งแตกต่างจากระบบแอกทิเวเต้ดสลัดจ์ที่มีลักษณะการเจริญเติบโตของจุลชีพแบบแขวนลอยในน้ำ ดังนั้นในการแยกอนุภาคของแข็ง/ของเหลวจะแตกต่างจากระบบบำบัดน้ำเสียอื่น ๆ ที่มีความเข้มข้นตะกอนแขวนลอยสูง มีงานวิจัยของ (Ivanovic และ Leiknes, 2012) พบว่า ตะกอนของอนุภาคที่เกิดขึ้นจากระบบ MBBR มีความสามารถในการตกตะกอนได้ ไม่ดี ถึงแม้จะมีปริมาณ

ตะกอนแขวนลอยน้อยกว่าระบบแอกทิเวเตดสลัดจ์ ในการศึกษาครั้งนี้จึงทำการศึกษาลักษณะการตกของตะกอนที่เกิดขึ้นจากระบบ MBBR ที่อัตราภาระสารอินทรีย์ต่อพื้นที่ตัวกลางแตกต่างกัน เพื่อดูการอัดตัวและการฟุ้งของตะกอนโดยพิจารณาจากค่าดัชนีปริมาตรตะกอน (SVI) เป็นหลัก

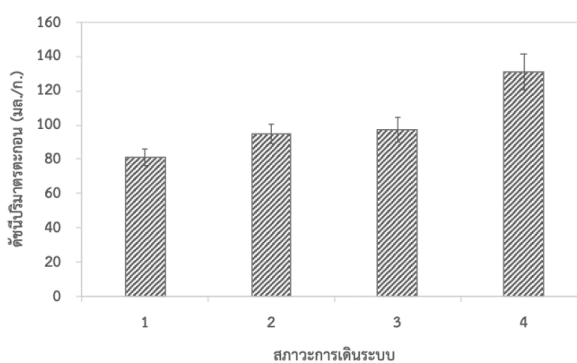
เนื่องจากปริมาณตะกอนแขวนลอยในระบบมีปริมาณน้อยมากโดยมีค่าอยู่ในช่วง 15-70 มก./ล. เท่านั้น การวิเคราะห์ค่า SV_{30} ในถังเติมอากาศไม่สามารถทำได้ ดังนั้นในการทดลองนี้จึงทำการเก็บตะกอนจากกันถังตกตะกอนมาทำการหาค่า SV_{30} และ MLSS นำมาคำนวณหาค่าดัชนีปริมาตรตะกอนเพื่อดูลักษณะของตะกอน โดยค่าดัชนีปริมาตรตะกอนจะบอกถึงความสามารถในการตกตะกอนและการอัดตัวของตะกอน โดยมีความสัมพันธ์กันดังตารางที่ 4.4

ตารางที่ 4.4 ความสัมพันธ์ของค่าดัชนีปริมาตรตะกอนกับลักษณะการตกตะกอน

ช่วงของค่าดัชนีปริมาตรตะกอน (มล./ก.)	การตกตะกอนและลักษณะการอัดตัวของตะกอน
น้อยกว่า 80	ดีมาก
80-150	ปานกลาง
มากกว่า 150	น้อย

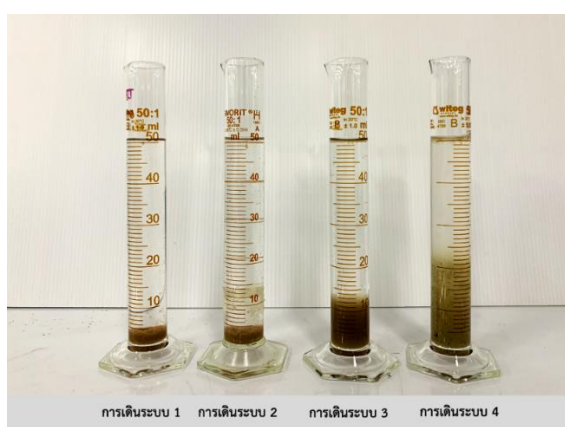
(C.P. Leslie Grady, Daigger และคณะ)

จากการทดลองที่อัตราภาระสารอินทรีย์ต่อพื้นที่ตัวกลาง (SALR) ที่เข้าถึงกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอน 2.0, 3.0, 3.9, 7.9 ก.ซีไอดี/ตร.ม.-วัน มีค่าดัชนีปริมาตรตะกอน (SVI) เท่ากับ 81.2 ± 4.88 , 94.9 ± 5.73 , 97.2 ± 6.87 และ 130 ± 10.35 มล./ก. แสดงดังรูปที่ 4.20 พบว่า เมื่ออัตราภาระสารอินทรีย์ต่อพื้นที่ตัวกลางสูงขึ้นจะส่งผลในทางลบกับสมบัติการตกตะกอนของอนุภาคที่เกิดขึ้นจากระบบ MBBR ทั้งนี้เนื่องจากจุลชีพที่หลุดออกจากตัวกลางในระบบ MBBR ซึ่งมีกลไกการเกิดฟล็อกต่างกับระบบแอกทิเวเตดสลัดจ์ ตะกอนจะมีลักษณะกระจายตัว (disperse) ไม่รวมตัวเป็นฟล็อก จึงตกตะกอนได้ไม่ค่อยดี



รูปที่ 4.20 ดัชนีปริมาตรตะกอนที่อัตราภาระสารอินทรีย์ต่อพื้นที่ตัวกลางต่างกัน

นอกจากนี้เมื่อระบบมีอัตราภาระสารอาหารสูง จุลชีพจะเจริญเติบโตเร็วและไม่สัมพันธ์กับปริมาณ EPS (Extracellular Polymer Substance) ซึ่งทำหน้าที่เป็นสารยึดเกาะจุลชีพในชั้นฟิล์มชีวภาพเข้าด้วยกันรวมถึงยึดเกาะกับตัวกลางในระบบด้วย จึงส่งผลให้ตะกอนไม่เกิดการรวมตัวกัน แต่ทั้งนี้ในการทดลองทำการเดินระบบที่อัตราภาระสารอินทรีย์ต่อพื้นที่ตัวกลางต่ำ ค่าดัชนีปริมาตรตะกอนที่คำนวณได้พบว่ายังอยู่ในช่วงที่มีความสามารถในการตกตะกอนและอัดตัวในระดับปานกลาง (อยู่ในช่วง 80-150 มล./ก.) ลักษณะการแยกชั้นของชั้นตะกอนและชั้นน้ำใสแสดงดังรูปที่ 4.21 จะเห็นว่าการตกตะกอนสามารถแยกชั้นน้ำใสและชั้นตะกอนได้อย่างชัดเจน



รูปที่ 4.21 ลักษณะการแยกชั้นของตะกอนและชั้นน้ำใสที่อัตราภาระสารอินทรีย์ต่อพื้นที่ตัวกลางต่างกัน

งานวิจัยของ (Ivanovic และ Leiknes, 2012) ทำการศึกษาการแยกอนุภาคของแข็งจากระบบ MBBR โดยการตกตะกอน พบว่า การตกตะกอนขึ้นกับพารามิเตอร์ที่สำคัญสองค่า คือ ค่าอัตราน้ำล้างของถังตกตะกอน และอัตราภาระสารอินทรีย์ต่อพื้นที่ตัวกลาง (SALR) ของระบบ MBBR โดยการตกตะกอนจะเกิดขึ้นได้ดีมีประสิทธิภาพในการกำจัดตะกอนแขวนลอยมากกว่าร้อยละ 80 ถังตกตะกอนควรมีค่าอัตราน้ำล้างต่ำ (โดยทั่วไปควรมีค่าต่ำกว่า 0.05 ม./ชม.) และอัตราภาระสารอินทรีย์ต่อพื้นที่ตัวกลางที่เข้าระบบ MBBR ควรมีค่าน้อยกว่า 10 ก.ซีไอดี/ตร.ม.-วัน ซึ่งจะทำให้อนุภาคตกตะกอนได้ดี และลักษณะของฟล็อกแน่น

นอกจากนี้ยังมีงานวิจัยของ (Karizmeh, 2012) ทำการศึกษาลักษณะและการตกตะกอนของอนุภาคที่เกิดจากระบบ MBBR ที่อัตราภาระสารอินทรีย์ต่อพื้นที่ตัวกลางต่างกัน พบว่า เมื่ออัตราภาระสารอินทรีย์ต่อพื้นที่ตัวกลางสูงขึ้น ค่าดัชนีปริมาตรตะกอน (SVI) มีค่าสูงขึ้นเช่นกัน และเมื่อพิจารณาการกระจายตัวของขนาดอนุภาค พบว่า เมื่ออัตราภาระสารอินทรีย์ต่อพื้นที่ตัวกลางสูงขึ้น

ขนาดอนุภาคเฉลี่ยจะมีค่าสูงขึ้น แต่ทั้งนี้ที่อนุภาคขนาดเท่ากัน แต่เกิดจากระบบที่มีอัตราภาระสารอินทรีย์ต่อพื้นที่ตัวกลางที่ต่างกัน จะมีลักษณะการตกตะกอนที่ต่างกัน โดยอนุภาคขนาดเท่ากัน แต่เกิดจากระบบที่มีค่าอัตราภาระสารอินทรีย์ต่อพื้นที่ตัวกลางต่ำ จะมีความสามารถในการตกตะกอนได้ดีกว่า ดังนั้นจึงสรุปได้ว่าลักษณะของตะกอนในระบบ MBBR ขึ้นกับค่าอัตราภาระสารอินทรีย์ต่อพื้นที่ตัวกลางเป็นสำคัญ

เมื่อพิจารณาค่าอายุตะกอนของระบบที่อัตราภาระสารอินทรีย์ต่อพื้นที่ตัวกลางต่างกัันดังที่ได้กล่าวไปแล้ว ทั้ง 4 สภาวะที่เดินระบบมีอายุตะกอนเท่ากับ 9.65, 7.03, 7.02 และ 6.97 วัน ตามลำดับ ซึ่งจะเห็นได้ว่า เมื่ออัตราภาระสารอินทรีย์ต่อพื้นที่ตัวกลางสูงขึ้นส่งผลให้อายุตะกอนมีค่าต่ำลง ซึ่งในระบบแอกทิเวเตดสลัดจ์อายุตะกอนมีผลกับลักษณะของตะกอนเกิดขึ้น (WEF, 2003) ซึ่งในระบบ MBBR ก็น่าจะเป็นเช่นเดียวกัน โดยระบบที่มีอายุตะกอนต่ำ มักจะเกิดตะกอนที่มีลักษณะกระจายตัว (Disperse Floc) หรืออาจเกิดจาก Slime ทำให้ตะกอนที่เกิดขึ้นเป็นตะกอนเบา มีลักษณะไม่เป็นปุย ตกตะกอนได้ไม่ดี แต่จะสังเกตเห็นว่ายังมีส่วนน้ำใสอยู่ด้านผิวบน สอดคล้องกับผลการทดลองในครั้งนี้ซึ่งพบว่าที่อัตราภาระสารอินทรีย์ต่อพื้นที่ตัวกลางสูงสุด อายุตะกอนของระบบต่ำสุด และตะกอนมีความสามารถในการตกตะกอนต่ำที่สุด

ในการศึกษาครั้งนี้ทำการทดลองที่อัตราภาระสารอินทรีย์ต่อพื้นที่ตัวกลางต่ำ ซึ่งลักษณะการตกตะกอนและการอัดตัวของตะกอนยังถือว่าอยู่ในระดับที่น่าพึงพอใจ แต่หากทำการเดินระบบที่อัตราภาระสารอินทรีย์ต่อพื้นที่ตัวกลางสูง การตกตะกอนจะมีประสิทธิภาพต่ำลง อาจจำเป็นต้องใช้การตกตะกอนด้วยสารเคมีมาช่วยให้การตกตะกอนมีประสิทธิภาพดี หรือเลือกใช้การแยกอนุภาคของแข็ง/ของเหลว ด้วยกระบวนการอื่น เช่น การใช้ถังทำให้ตะกอนลอย การใช้ถังกรอง หรือการใช้ถังตกตะกอนแบบมีเป่าช่วยตกตะกอน เป็นต้น

4.3 ผลของเวลากักน้ำที่มีผลต่อการทำงานของระบบ MBBR ในการบำบัดน้ำเสียความเข้มข้นต่ำ

ในการทดลองนี้ทำการทดลองโดยกำหนดค่าอัตราภาระสารอินทรีย์ต่อพื้นที่ตัวกลางคกที่ โดย SALR ที่เข้าถึงกำจัดคาร์บอนมีค่า 4.87 ก.บีโอดี/ตร.ม./วัน ซึ่งค่าในการออกแบบที่เหมาะสมของถังกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอนหรืออาจเรียกว่าถังพีโนตรีฟิเคชัน คือ ค่าอัตราภาระสารอินทรีย์ต่อพื้นที่ตัวกลางน้อยกว่าหรือเท่ากับ 5 ก.บีโอดี/ตร.ม./วัน (Metcalf และ Eddy, 2014) และทำการเปลี่ยนแปลงค่าเวลากักน้ำทั้งหมด 4 ค่า โดยการเปลี่ยนแปลงค่าอัตราการไหลของน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบ ส่งผลให้ระยะเวลาการกักน้ำรวมของระบบอยู่ที่ 4, 3, 2 และ 1 ชั่วโมงตามลำดับ ในการทดลองนี้จะเน้นที่การนำไปใช้เดินระบบที่สภาวะต่างกันเป็นหลัก ซึ่งแตกต่างจากการทดลองในหัวข้อ 4.1 ซึ่งเน้นที่ลักษณะของน้ำเสียเป็นหลัก ทั้งนี้เนื่องจากการออกแบบระบบ MBBR จะออกแบบโดยเลือกใช้ค่าอัตราภาระสารอินทรีย์ต่อพื้นที่ตัวกลาง (SALR) ที่เหมาะสม แต่ในการใช้งานจริงลักษณะสมบัติของน้ำเสียและอัตราการไหลของแต่ละแห่งย่อมมีความแตกต่างกัน เช่น ที่ค่าการออกแบบเท่ากัน ระบบมีขนาดเท่ากัน ในต่างประเทศน้ำเสียมักมีความเข้มข้นของสารอาหาร (BOD) สูง แต่อัตราการไหลต่ำ ซึ่งส่งผลให้ระยะเวลาการกักเก็บน้ำสูง ส่วนประเทศไทยโดยเฉพาะอย่างยิ่งน้ำเสียกรุงเทพมหานคร จะมีความเข้มข้นสารอาหารต่ำ อัตราการไหลสูง เนื่องจากเป็นระบบที่รวบรวมแบบรองรับน้ำฝน ดังนั้นเมื่ออัตราการไหลสูงจึงส่งผลให้ระยะเวลาการกักเก็บน้ำต่ำ ในการทดลองทำการเดินระบบแบบต่อเนื่องที่อัตราการไหล 24, 32, 48 และ 96 ล./วัน ทำการศึกษาประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดี การกำจัดแอมโมเนีย ปริมาณจุลชีพในระบบที่ภาวะคงตัว และปริมาณตะกอนส่วนเกินที่เวลากักน้ำต่างๆ โดยสภาวะการเดินระบบที่ทำการศึกษาแสดงดังตารางที่ 4.5

ตารางที่ 4.5 สภาวะการเดินระบบที่ทำการศึกษาผลของเวลากักน้ำที่มีผลต่อการทำงานของระบบ

สภาวะการเดินระบบ	SALR ¹⁾		ซีโอดี ²⁾ เซ้า (มก./ล.)	แอมโมเนีย ^{๓)} เซ้า (มก./ล.)	เวลากักน้ำ (ชั่วโมง)			อัตราไหล (ล./วัน)
	ก.บีโอดี/ตร.ม.-วัน ¹⁾	ก.ไนโตรเจน/ตร.ม.-วัน ¹⁾			ถังที่ 1 ³⁾	ถังที่ 2 ⁴⁾	รวม	
1	4.87	1.4	211.2	37.92	2	2	4	24
2	4.87	1.4	158.4	28.44	1.5	1.5	3	32
3	4.87	1.4	105.6	18.96	1	1	2	48
4	4.87	1.4	52.8	9.48	0.5	0.5	1	96

¹⁾ อัตราภาระสารอินทรีย์ต่อพื้นที่ตัวกลาง (SALR) ที่เข้าถึงที่ 1 (ถังกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอน)

²⁾ ความเข้มข้นซีโอดีเป็น 1.6 เท่าของความเข้มข้นบีโอดี

³⁾ ถังที่ 1 คือ ถังกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอน หรือ พีโนตรีฟิเคชัน ปริมาตร 2 ลิตร

⁴⁾ ถังที่ 2 คือ ถังไนโตรฟิเคชัน ปริมาตร 2 ลิตร

4.3.1 พารามิเตอร์ที่ควบคุมการเดินระบบ

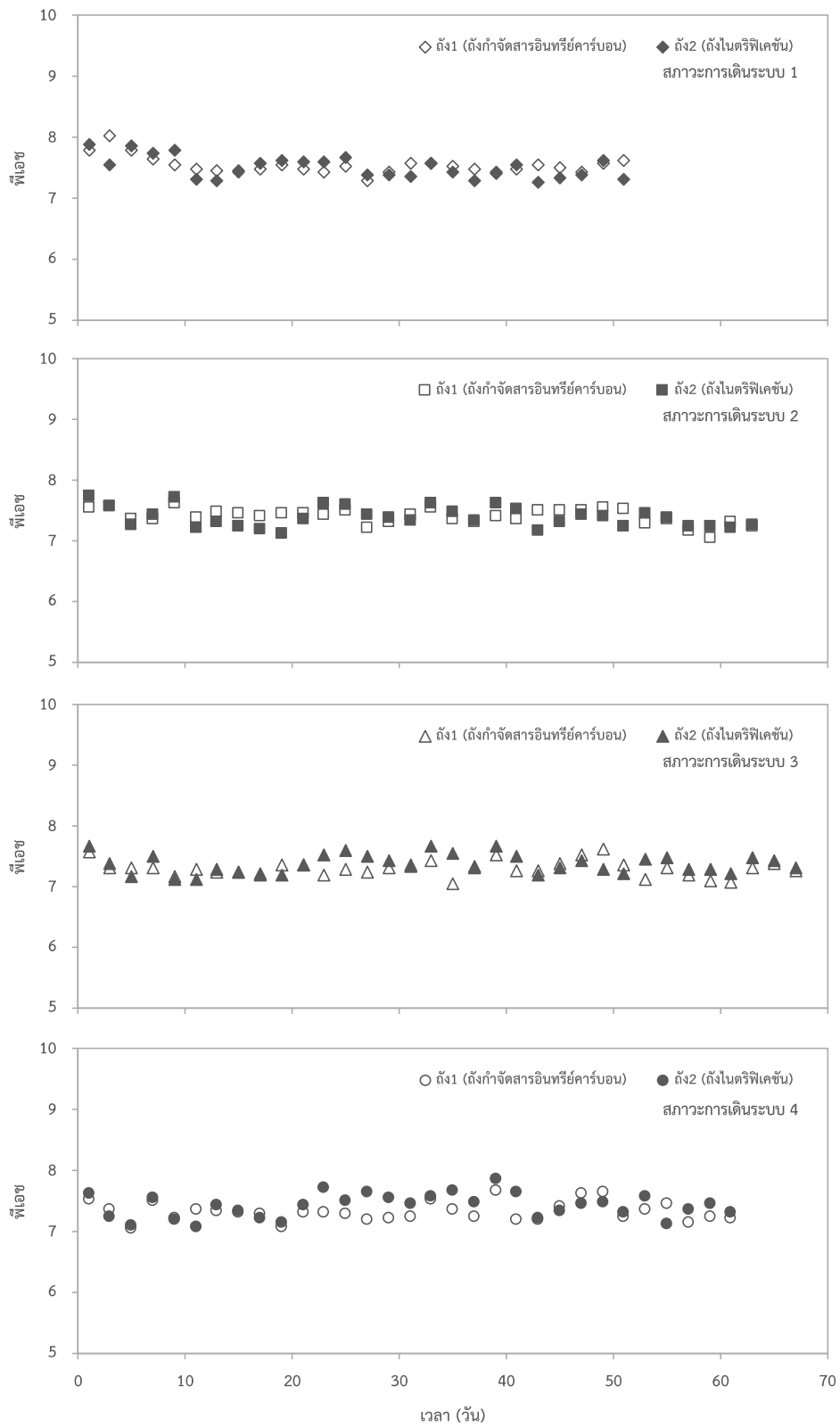
พารามิเตอร์ที่ใช้ควบคุมการเดินระบบและติดตามระบบประกอบไปด้วย ค่าพีเอช และค่าออกซิเจนละลาย เพื่อให้สภาวะแวดล้อมเหมาะสมกับการทำงานของจุลชีพในระบบ โดยค่าพีเอชทำการวัดทุกวัน ส่วนค่าออกซิเจนทำการวัดวันเว้นวัน มีรายละเอียดดังนี้

- พีเอช

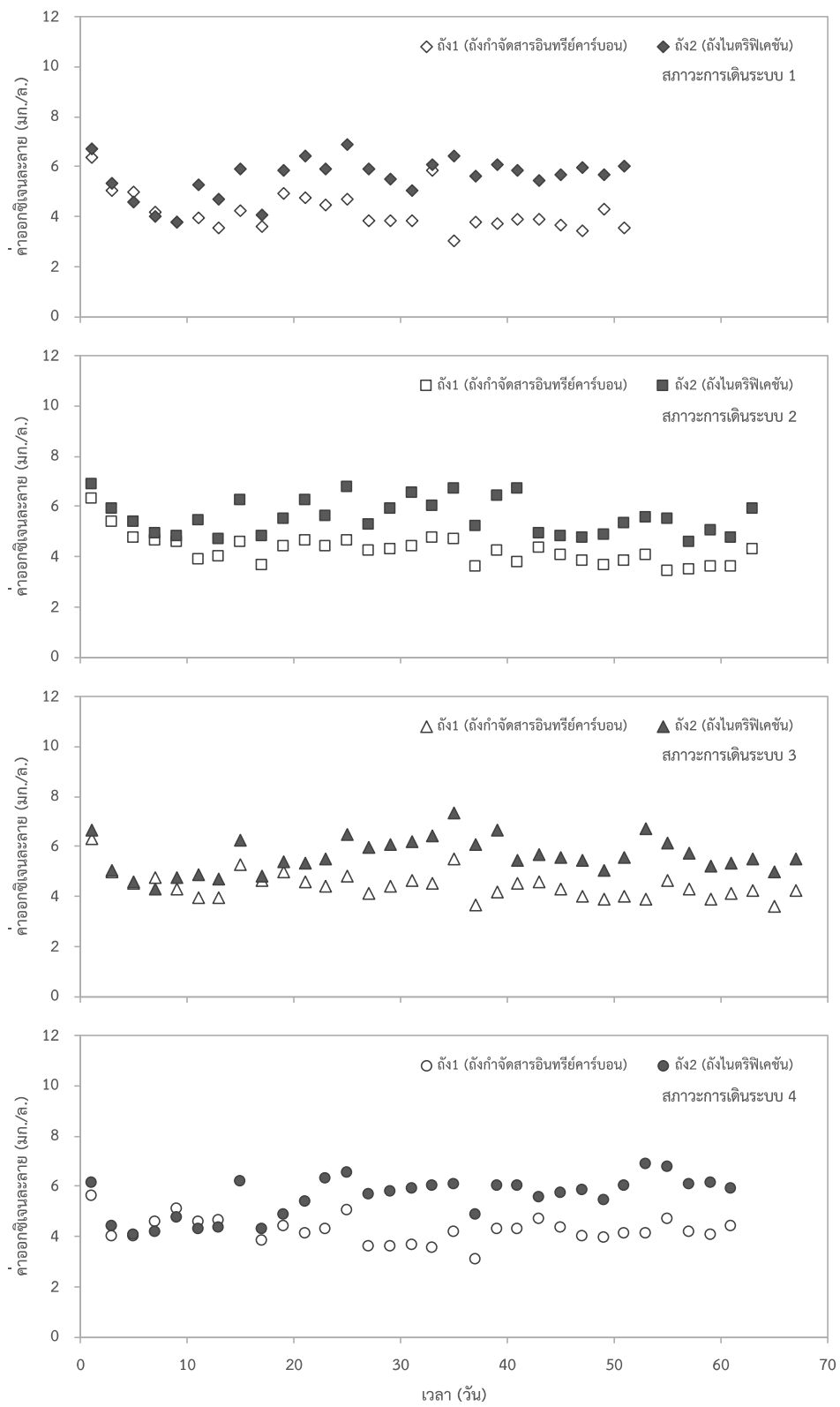
ค่าพีเอชของการเดินระบบทั้ง 4 สภาวะ แสดงดังรูปที่ 4.22 โดยมีค่าเฉลี่ยของถังที่ 1 (ถังกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอน) 7.54 ± 0.15 , 7.41 ± 0.13 , 7.30 ± 0.13 และ 7.32 ± 0.16 ตามลำดับ และถังที่ 2 (ถังไนตริฟิเคชันมีค่าพีเอชเฉลี่ย 7.51 ± 0.18 , 7.39 ± 0.17 , 7.37 ± 0.16 และ 7.42 ± 0.20 ที่สภาวะการเดินระบบ 1, 2, 3 และ 4 ตามลำดับ

- ออกซิเจนละลายน้ำ

ค่าออกซิเจนละลายของการเดินระบบทั้ง 4 สภาวะ แสดงดังรูปที่ 4.23 โดยมีค่าเฉลี่ยของถังที่ 1 (ถังกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอน) 4.20 ± 0.77 , 4.26 ± 0.60 , 4.44 ± 0.54 และ 4.29 ± 0.57 มก./ล. ตามลำดับ และถังที่ 2 (ถังไนตริฟิเคชัน) มีค่าเฉลี่ย 5.57 ± 0.80 , 5.57 ± 0.71 , 5.62 ± 0.70 และ 5.57 ± 0.71 ที่สภาวะการเดินระบบ 1, 2, 3 และ 4 ตามลำดับ



รูปที่ 4.22 พีเอชของระบบที่สภาวะการเดินระบบที่เวลากักน้ำต่างกัน



รูปที่ 4.23 ค่าออกซิเจนละลายของระบบที่สภาวะการเดินระบบที่เวลากักน้ำต่างกัน

4.3.2 ประสิทธิภาพของระบบที่เวลากักน้ำต่างกัน

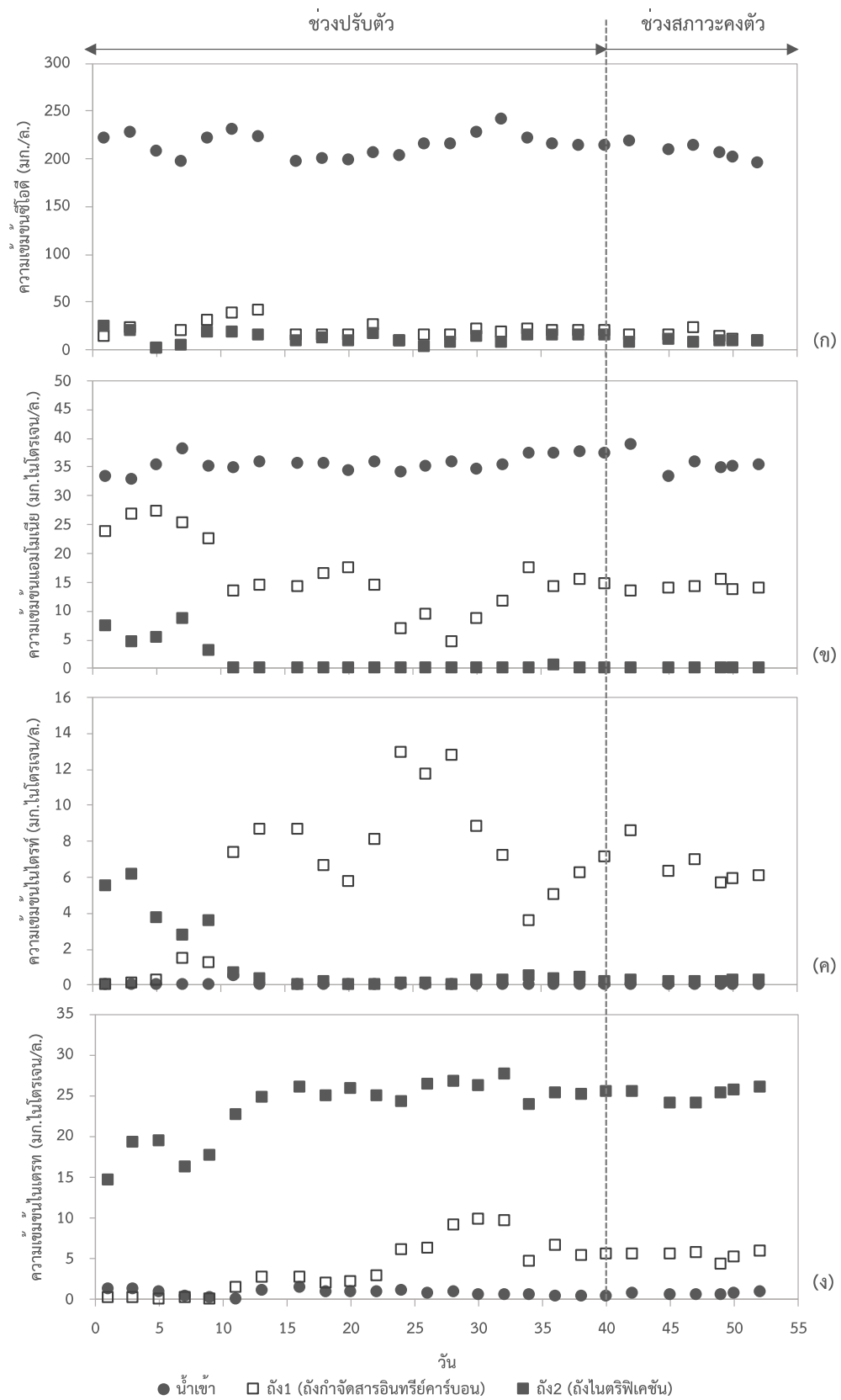
4.3.2.1 ประสิทธิภาพของระบบที่เวลากักน้ำ 4 ชั่วโมง

การทดลองนี้ใช้ระยะเวลาในการเดินระบบทั้งหมด 54 วัน โดยระบบเริ่มเข้าสู่สภาวะคงตัวใน 40 วัน ค่าออกซิเจนละลาย และพีเอช อยู่ในช่วงที่เหมาะสมดังที่ได้กล่าวไว้แล้วในหัวข้อ 4.2.1 โดยผลการวิเคราะห์พารามิเตอร์ต่างๆ ในช่วงสภาวะคงตัวแสดงดังรูป 4.24 มีรายละเอียดดังนี้

ผลการวิเคราะห์ซีโอดีละลายน้ำ พบว่า ที่สภาวะคงตัวความเข้มข้นซีโอดีละลายน้ำจากจุดเก็บตัวอย่างทั้ง 3 จุด ได้แก่ ถังน้ำเข้า ถังที่ 1 (ถังกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอน) และถังที่ 2 (ถังไนตริฟิเคชัน) มีค่า 208.21 ± 7.92 15.38 ± 4.63 และ 10.16 ± 2.72 มก./ล. ตามลำดับ โดยคิดเป็นประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีของถังที่ 1 เท่ากับร้อยละ 92.66 ± 2.03 และประสิทธิภาพรวมของทั้งระบบเท่ากับร้อยละ 95.12 ± 1.27 แสดงดังรูป 4.24 (ก)

ผลการวิเคราะห์ไนโตรเจนในรูปของแอมโมเนีย ไนไตรท์ และไนเตรท พบว่า ที่สภาวะคงตัวความเข้มข้นของแอมโมเนียในน้ำเสียสังเคราะห์ที่เตรียมมีความเข้มข้น 35.86 ± 1.80 มก.ไนโตรเจน/ล. ถังที่ 1 มีแอมโมเนียเหลืออยู่ในระบบ 14.22 ± 0.70 มก.ไนโตรเจน/ล. และถังที่ 2 ไม่มีแอมโมเนียคงเหลืออยู่ในระบบเลย คิดเป็นประสิทธิภาพในการบำบัดแอมโมเนียของถังที่ 1 ร้อยละ 60.24 ± 3.10 และประสิทธิภาพรวมทั้งระบบร้อยละ 100 โดยแอมโมเนียส่วนหนึ่งถูกนำไปใช้ในกระบวนการเจริญเติบโตของจุลชีพ และอีกส่วนเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน โดยเกิดการออกซิไดซ์แอมโมเนียไปเป็นไนไตรท์ และไนเตรทตามลำดับภายใต้สภาวะที่มีอากาศ ในถังที่ 1 พบไนเตรท 5.38 ± 0.53 มก.ไนโตรเจน/ล. และถังที่ 2 พบไนเตรท 25.14 ± 0.80 มก.ไนโตรเจน/ล. ส่วนปริมาณไนไตรท์ที่เกิดขึ้นในถังที่ 1 มีความเข้มข้น 6.66 ± 1.00 มก.ไนโตรเจน/ล. และลดลงในถังที่ 2 โดยมีความเข้มข้นไนไตรท์ในถังที่ 2 อยู่ที่ 0.23 ± 0.04 แสดงดังรูป 4.24 (ข) ถึง 4.24 (ง)

ผลการวิเคราะห์ปริมาณของแข็งแขวนลอย (Suspended Solids) และของแข็งแขวนลอยระเหยได้โดยทำการวิเคราะห์เมื่อระบบเข้าสู่สภาวะคงตัวแล้ว พบว่า ปริมาณของแข็งแขวนลอยและของแข็งแขวนลอยระเหยได้ในถังที่ 1 มีค่า 213.43 ± 34.79 มก./ล. และ 203.66 ± 33.09 มก.VSS/ล. ตามลำดับ คิดเป็นสัดส่วน ของแข็งแขวนลอยระเหยได้ต่อของแข็งแขวนลอยทั้งหมด (VSS/TSS Ratio) เท่ากับ 0.95 และในถังที่ 2 มีปริมาณของแข็งแขวนลอยและของแข็งแขวนลอยระเหยได้ 76.50 ± 13.10 มก./ล. และ 64.45 ± 8.40 มก.VSS/ล. ตามลำดับ คิดเป็นสัดส่วนของแข็งแขวนลอยระเหยได้ต่อของแข็งแขวนลอยทั้งหมดเท่ากับ 0.85



รูปที่ 4.24 การเปลี่ยนแปลงซีโอดี แอมโมเนีย ไนไตรท์ และไนเตรท ที่เวลากักน้ำ 4 ชั่วโมง

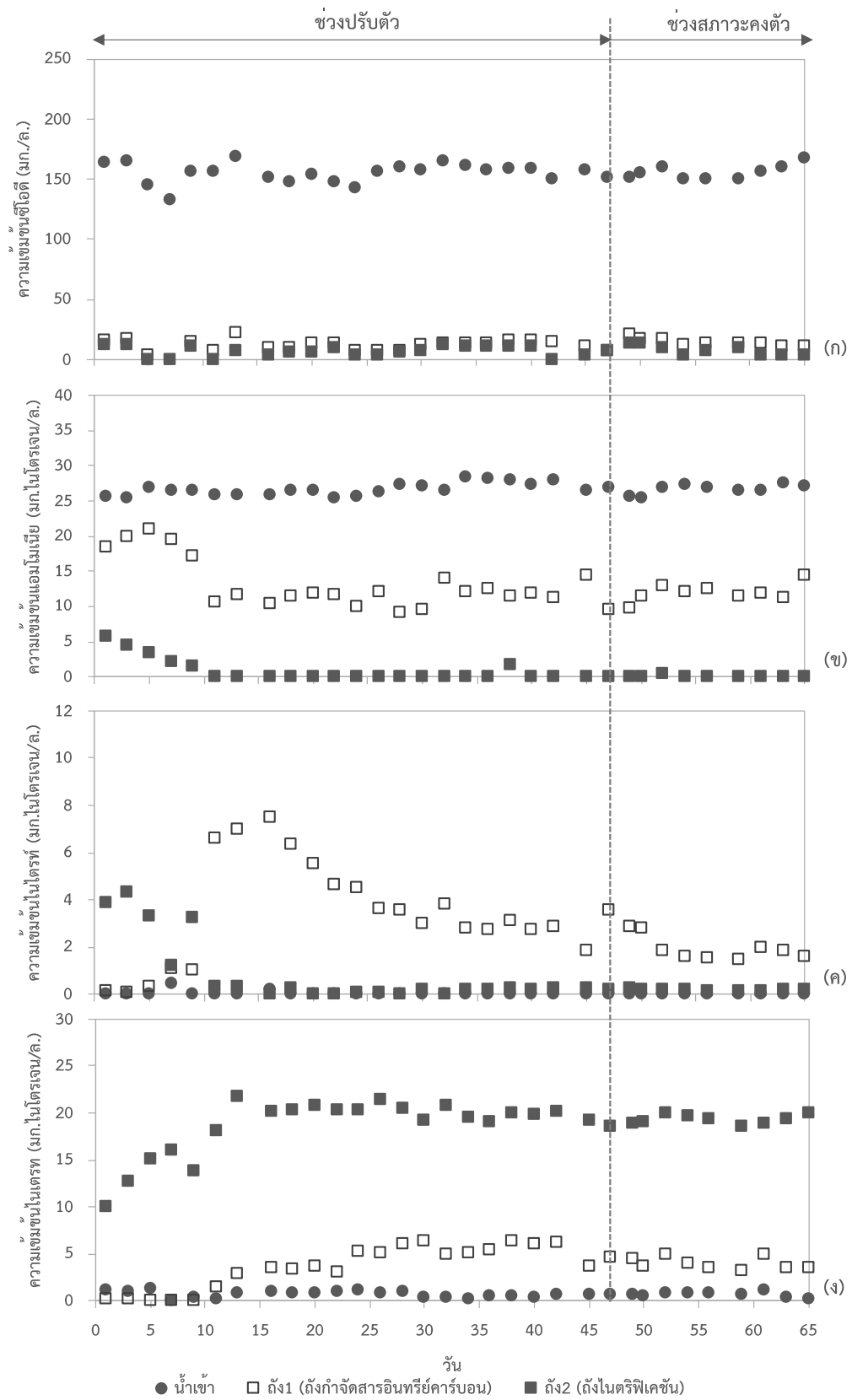
4.3.2.2 ประสิทธิภาพของระบบที่เวลากักน้ำ 3 ชั่วโมง

การทดลองนี้ใช้ระยะเวลาในการเดินระบบทั้งหมด 65 วัน โดยระบบเริ่มเข้าสู่สภาวะคงตัวใน 47 วัน ค่าออกซิเจนละลาย และพีเอช อยู่ในช่วงที่เหมาะสมดังที่ได้กล่าวไว้แล้วในหัวข้อ 4.2.1 โดยผลการวิเคราะห์พารามิเตอร์ต่างๆ ในช่วงสภาวะคงตัวมีรายละเอียดดังนี้

ผลการวิเคราะห์ซีโอดีละลายน้ำ พบว่า ที่สภาวะคงตัวความเข้มข้นซีโอดีละลายน้ำจากจุดเก็บตัวอย่างทั้ง 3 จุด ได้แก่ ถังน้ำเข้า ถังที่ 1 (ถังกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอน) และถังที่ 2 (ถังไนตริฟิเคชัน) มีค่า 155.33 ± 5.83 13.94 ± 3.76 และ 7.68 ± 3.81 มก./ล. ตามลำดับ โดยคิดเป็นประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีของถังที่ 1 เท่ากับร้อยละ 91.01 ± 2.48 และเมื่อผ่านถังที่ 2 ประสิทธิภาพเพิ่มขึ้นเป็นร้อยละ 95.02 ± 2.51 แสดงดังรูป 4.25 (ก)

ผลการวิเคราะห์ไนโตรเจนในรูปของแอมโมเนีย ไนโตรท์ และไนเตรท พบว่า ที่สภาวะคงตัวความเข้มข้นของแอมโมเนียในน้ำเสียสังเคราะห์ที่เตรียมมีความเข้มข้น 26.63 ± 0.72 มก.ไนโตรเจน/ล. ถังที่ 1 มีแอมโมเนียคงเหลืออยู่ในระบบ 11.68 ± 1.42 มก.ไนโตรเจน/ล. และในถังที่ 2 ไม่มีแอมโมเนียเหลืออยู่ในระบบ ดังนั้นคิดเป็นประสิทธิภาพในการบำบัดแอมโมเนียของถังที่ 1 เท่ากับร้อยละ 54.69 ± 4.02 และประสิทธิภาพรวมของทั้งระบบร้อยละ 100 ส่วนไนเตรทพบในถังน้ำเสียที่เตรียมเล็กน้อยประมาณ 0.65 ± 0.29 มก.ไนโตรเจน/ล. และมีการเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันในถังที่ 1 เล็กน้อย โดยพบไนเตรท 4.07 ± 0.64 มก.ไนโตรเจน/ล. และถังที่ 2 เกิดไนตริฟิเคชันอีกจนแอมโมเนียในระบบหมดโดยมีปริมาณไนเตรทรวมที่เกิดขึ้นทั้งระบบเท่ากับ 19.20 ± 0.56 มก.ไนโตรเจน/ล. ส่วนปริมาณไนโตรท์ที่เกิดขึ้นในระบบของถังที่ 1 มีค่า 2.11 ± 0.70 มก.ไนโตรเจน/ล. และลดลงในถังที่ 2 โดยมีปริมาณ 0.19 ± 0.03 มก.ไนโตรเจน/ล. เท่านั้น แสดงดังรูป 4.25 (ข) ถึง 4.25 (ง)

ผลการวิเคราะห์ปริมาณของแข็งแขวนลอย (Suspended Solids) และของแข็งแขวนลอยระเหยได้โดยทำการวิเคราะห์เมื่อระบบเข้าสู่สภาวะคงตัวแล้ว พบว่า ปริมาณของแข็งแขวนลอยและของแข็งแขวนลอยระเหยได้ในถังที่ 1 มีค่า 137.71 ± 42.54 มก./ล. และ 130.57 ± 41.05 มก.VSS/ล. ตามลำดับ คิดเป็นสัดส่วน VSS/TSS เท่ากับ 0.95 และในถังที่ 2 มีปริมาณของแข็งแขวนลอยและของแข็งแขวนลอยระเหยได้ 56.29 ± 18.85 มก./ล. และ 48.41 ± 15.45 มก.VSS/ล. ตามลำดับ โดยคิดเป็นสัดส่วน VSS/TSS เท่ากับ 0.86



รูปที่ 4.25 การเปลี่ยนแปลงซีโอดี แอมโมเนีย ไนเตรท และไนเตรท ที่เวลาพักน้ำ 3 ชั่วโมง

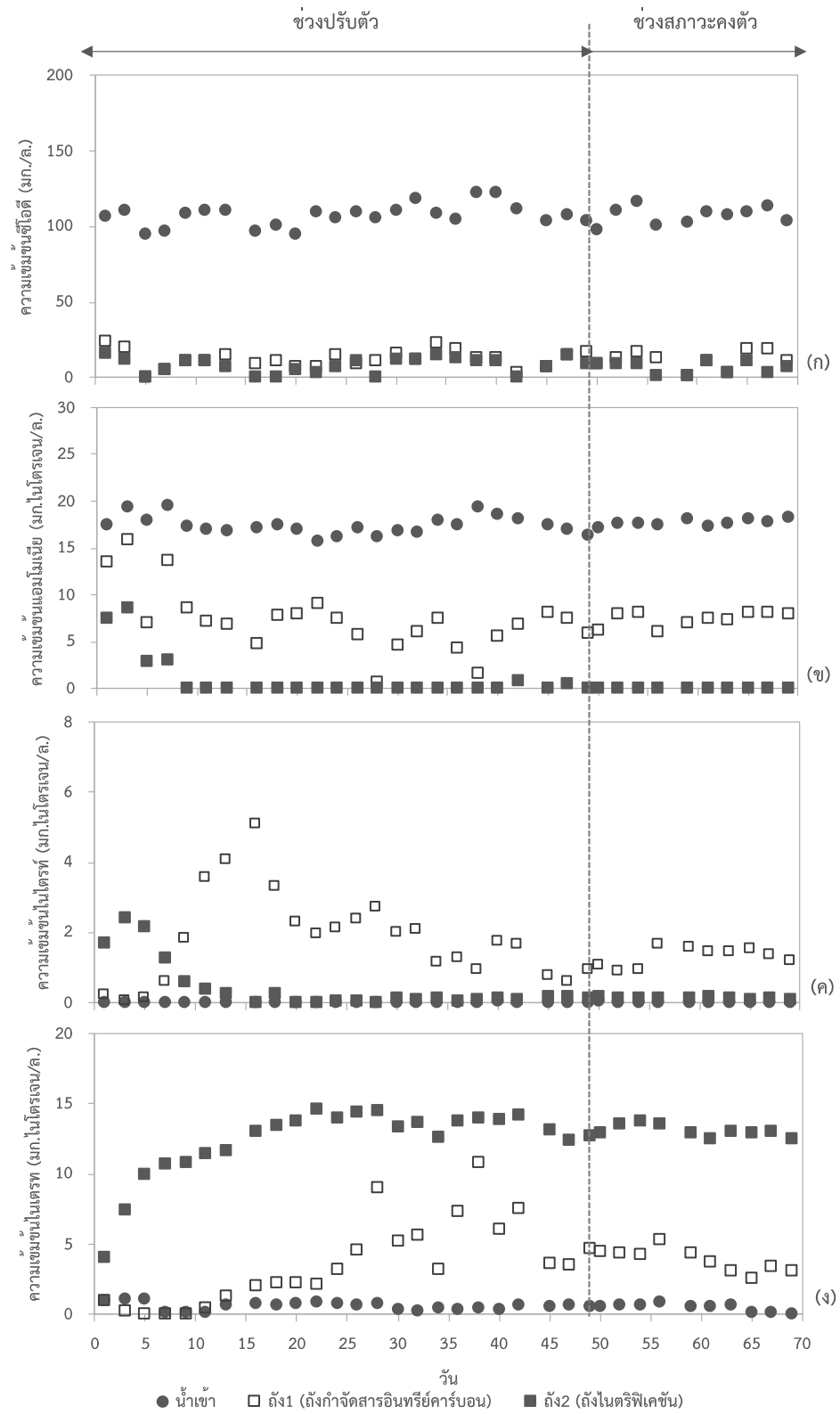
4.3.2.3 ประสิทธิภาพของระบบที่เวลากักน้ำ 2 ชั่วโมง

การทดลองนี้ใช้ระยะเวลาในการเดินระบบทั้งหมด 69 วัน โดยระบบเริ่มเข้าสู่สภาวะคงตัวใน 49 วัน ค่าออกซิเจนละลาย และพีเอช อยู่ในช่วงที่เหมาะสมดังที่ได้กล่าวไว้แล้วในหัวข้อ 4.1.1 โดยผลการวิเคราะห์พารามิเตอร์ต่างๆ ในช่วงสภาวะคงตัว มีรายละเอียดดังนี้

ผลการวิเคราะห์ซีโอดีละลายน้ำ พบว่า ที่สภาวะคงตัวความเข้มข้นซีโอดีละลายน้ำจากจุดเก็บตัวอย่างทั้ง 3 จุด ได้แก่ ถังน้ำเข้า ถังที่ 1 (ถังกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอน) และถังที่ 2 (ถังไนตริฟิเคชัน) มีค่า 106.73 ± 5.58 12.61 ± 5.83 และ 7.36 ± 3.75 มก./ล. ตามลำดับ โดยคิดเป็นประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีของถังที่ 1 เท่ากับร้อยละ 88.28 ± 5.21 และประสิทธิภาพรวมของทั้งระบบเท่ากับร้อยละ 93.13 ± 3.48 แสดงดังรูป 4.26 (ก)

ผลการวิเคราะห์ไนโตรเจนในรูปของแอมโมเนีย ไนไตรท์ และไนเตรท พบว่า ที่สภาวะคงตัวความเข้มข้นของแอมโมเนียในน้ำเสียสังเคราะห์ที่เตรียมมีความเข้มข้น 17.58 ± 0.53 มก.ไนโตรเจน/ล. ถังที่ 1 มีแอมโมเนียคงเหลืออยู่ในระบบ 7.28 ± 0.87 มก.ไนโตรเจน/ล. และในถังที่ 2 ไม่มีแอมโมเนียเหลืออยู่ในระบบ ดังนั้นคิดเป็นประสิทธิภาพในการบำบัดแอมโมเนียของถังที่ 1 เท่ากับร้อยละ 57.15 ± 2.62 และประสิทธิภาพรวมของทั้งระบบร้อยละ 100 โดยแอมโมเนียส่วนหนึ่งถูกนำไปใช้ในกระบวนการเจริญเติบโตของจุลชีพ และอีกส่วนเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน โดยเกิดการออกซิไดซ์แอมโมเนียไปเป็นไนไตรท์และไนเตรทตามลำดับภายใต้สภาวะที่มีอากาศ ปริมาณไนเตรทที่พบในน้ำเสียขาเข้ามีเล็กน้อยประมาณ 0.47 ± 0.27 มก.ไนโตรเจน/ล. ในถังที่ 1 พบไนเตรท 3.93 ± 0.82 มก.ไนโตรเจน/ล. และถังที่ 2 พบไนเตรท 13.04 ± 0.44 มก.ไนโตรเจน/ล. ส่วนปริมาณไนไตรท์ที่เกิดขึ้นในถังที่ 1 มีปริมาณ 1.27 ± 0.28 มก.ไนโตรเจน/ล. และในถังที่ 2 มีปริมาณน้อยอยู่ในช่วง 0.14 ± 0.03 มก.ไนโตรเจน/ล. เท่านั้น แสดงดังรูป 4.26 (ข) ถึง 4.26 (ง)

ผลการวิเคราะห์ปริมาณของแข็งแขวนลอย (Suspended Solids) และของแข็งแขวนลอยระเหยได้โดยทำการวิเคราะห์เมื่อระบบเข้าสู่สภาวะคงตัวแล้ว พบว่า ปริมาณของแข็งแขวนลอยและของแข็งแขวนลอยระเหยได้ในถังที่ 1 มีค่า 116.00 ± 19.92 มก./ล. และ 109.39 ± 17.82 มก.VSS/ล. ตามลำดับ โดยคิดเป็นสัดส่วน VSS/TSS เท่ากับ 0.95 และในถังที่ 2 มีปริมาณของแข็งแขวนลอยและของแข็งแขวนลอยระเหยได้ 38.00 ± 14.33 มก./ล. และ 33.60 ± 12.07 มก.VSS/ล. ตามลำดับ โดยคิดเป็นสัดส่วน VSS/TSS เท่ากับ 0.89



รูปที่ 4.26 การเปลี่ยนแปลงซีโอติ แอมโมเนีย ไนไตรท์ และไนเตรท ที่เวลากักน้ำ 2 ชั่วโมง

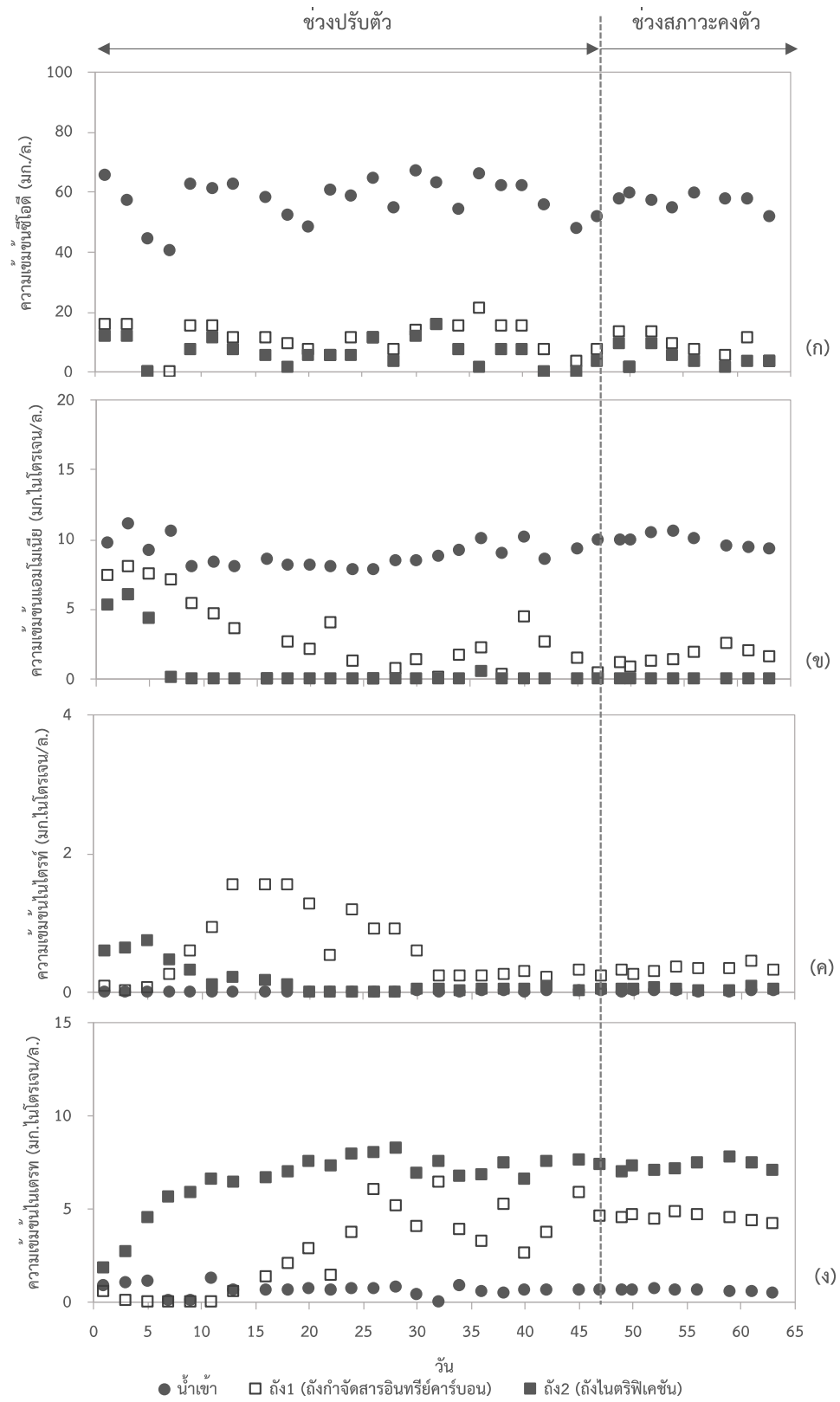
4.3.2.4 ประสิทธิภาพของระบบที่เวลากักน้ำ 1 ชั่วโมง

การทดลองนี้ใช้ระยะเวลาในการเดินระบบทั้งหมด 63 วัน โดยระบบเริ่มเข้าสู่สภาวะคงตัวใน 47 วัน ค่าออกซิเจนละลาย และพีเอช อยู่ในช่วงที่เหมาะสมดังที่ได้กล่าวไว้แล้วในหัวข้อ 4.2.1 โดยผลการวิเคราะห์พารามิเตอร์ต่างๆ ในช่วงสภาวะคงตัวแสดงดังรูป 4.27 มีรายละเอียดดังนี้

ผลการวิเคราะห์ซีไอดีละลายน้ำ พบว่า ที่สภาวะคงตัวความเข้มข้นซีไอดีละลายน้ำจากจุดเก็บตัวอย่างทั้ง 3 จุด ได้แก่ ถังน้ำเข้า ถังที่ 1 (ถังกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอน) และถังที่ 2 (ถังไนตริฟิเคชัน) มีค่า 56.41 ± 2.91 8.31 ± 4.07 และ 4.90 ± 2.88 มก./ล. ตามลำดับ โดยคิดเป็นประสิทธิภาพในการกำจัดซีไอดีของถังที่ 1 เท่ากับร้อยละ 85.27 ± 7.05 และประสิทธิภาพรวมของทั้งระบบเท่ากับร้อยละ 91.29 ± 5.01 แสดงดังรูป 4.27 (ก)

ผลการวิเคราะห์ไนโตรเจนในรูปของแอมโมเนีย ไนโตรท์ และไนเตรท พบว่า ที่สภาวะคงตัวความเข้มข้นของแอมโมเนียและในน้ำเสียสังเคราะห์ที่เตรียมมีความเข้มข้น 9.94 ± 0.45 มก.ไนโตรเจน/ล. ถังที่ 1 มีแอมโมเนียคงเหลือ 1.47 ± 0.64 คิดเป็นประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนียของถังที่ 1 เท่ากับร้อยละ 80.46 ± 5.20 และมีปริมาณไนเตรทเกิดขึ้นจากปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน 4.54 ± 0.20 มก.ไนโตรเจน/ล. ถังที่ 2 ไม่มีแอมโมเนียคงเหลืออยู่ในระบบ ดังนั้นประสิทธิภาพในการบำบัดแอมโมเนียรวมของระบบเท่ากับร้อยละ 100 และถังที่ 2 พบไนเตรท 7.31 ± 0.26 มก.ไนโตรเจน/ล. ส่วนปริมาณไนโตรท์ที่เกิดขึ้นในระบบมีปริมาณน้อยมากอยู่ในช่วง 0.03 ถึง 0.07 มก.ไนโตรเจน/ล. เท่านั้น แสดงดังรูป 4.27 (ข) ถึง 4.27 (ง)

ผลการวิเคราะห์ปริมาณของแข็งแขวนลอย (Suspended Solids) และของแข็งแขวนลอยระเหยได้โดยทำการวิเคราะห์เมื่อระบบเข้าสู่สภาวะคงตัวแล้ว พบว่า ปริมาณของแข็งแขวนลอยและของแข็งแขวนลอยระเหยได้ในถังที่ 1 มีค่า 37.78 ± 7.58 มก./ล. และ 35.74 ± 7.34 มก.VSS/ล. ตามลำดับ โดยคิดเป็นสัดส่วน VSS/TSS เท่ากับ 0.95 และในถังที่ 2 มีปริมาณของแข็งแขวนลอยและของแข็งแขวนลอยระเหยได้ 19.20 ± 1.10 มก./ล. และ 16.93 ± 0.93 มก.VSS/ล. ตามลำดับ โดยคิดเป็นสัดส่วน VSS/TSS เท่ากับ 0.88



รูปที่ 4.27 การเปลี่ยนแปลงซีโอดี แอมโมเนีย ไนเตรท และไนไตรท์ ที่เวลากักน้ำ 1 ชั่วโมง

4.3.3 ผลของเวลากักน้ำต่อการกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอนและแอมโมเนีย

จากการทดลองโดยกำหนดอัตราการระสาดอาหารต่อพื้นที่ตัวกลางเท่ากันทุกสภาวะการเดินระบบ และทำการเปลี่ยนแปลงค่าเวลากักน้ำ 4 ค่า คือ 4, 3, 2 และ 1 ชั่วโมง ส่งผลให้ความเข้มข้นซีโอดีเข้าสู่ระบบมีความเข้มข้นแตกต่างกัน โดยมีความเข้มข้นซีโอดีเท่ากับ 208.21 ± 7.92 , 155.33 ± 5.83 , 106.73 ± 5.58 และ 56.41 ± 2.91 มก./ล. ตามลำดับ จากการทดลอง พบว่า ทั้ง 4 สภาวะที่ทำการเดินระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ในรูปซีโอดีละลายน้ำใกล้เคียงกัน โดยมีค่าร้อยละ 95.12 ± 1.27 , 95.02 ± 2.51 , 93.13 ± 3.48 และ 91.29 ± 5.01 ตามลำดับ แสดงดังตารางที่ 4.6 โดยการกำจัดสารอินทรีย์ในรูปซีโอดีส่วนใหญ่เกิดขึ้นที่ถังที่ 1 เป็นหลัก เนื่องจากออกแบบโดยใช้ค่าอัตราการระสาดอินทรีย์ต่อพื้นที่ตัวกลางต่ำ เพื่อให้กระบวนการไนตริฟิเคชันในขั้นตอนถัดไปสามารถเกิดขึ้นได้สูง จากการทดลอง พบว่า ที่อัตราการระสาดอินทรีย์ต่อพื้นที่ตัวกลางคงที่ การเปลี่ยนแปลงค่าเวลากักน้ำในช่วง 1 ถึง 4 ชั่วโมงไม่มีนัยสำคัญต่อผลของการกำจัดซีโอดี โดยจะเห็นว่าถึงแม้ว่าเวลากักน้ำลดลง แต่ประสิทธิภาพของระบบยังคงสูงอยู่

ตารางที่ 4.6 ค่าซีโอดีละลายน้ำที่ระยะเวลาการกักน้ำต่างกัน

สภาวะการเดินระบบ	เวลากักน้ำรวม (ชม.)	ซีโอดีละลายน้ำ (มก./ล.)			ประสิทธิภาพถึง 1 (ร้อยละ)	ประสิทธิภาพทั้งระบบ (ร้อยละ)
		น้ำเข้า	ถัง 1	ถัง 2		
1	4	208.21 ± 7.92	15.38 ± 4.63	10.16 ± 2.72	92.66 ± 2.03	95.12 ± 1.27
2	3	155.33 ± 5.83	13.94 ± 3.76	7.68 ± 3.81	91.01 ± 2.48	95.02 ± 2.51
3	2	106.73 ± 5.58	12.61 ± 5.83	7.36 ± 3.75	88.28 ± 5.21	93.13 ± 3.48
4	1	56.41 ± 2.91	8.31 ± 4.07	4.90 ± 2.88	85.27 ± 7.05	91.29 ± 5.01

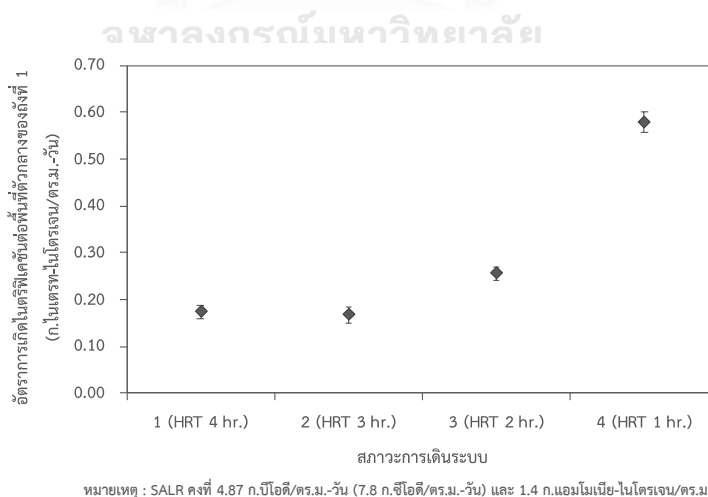
แอมโมเนียที่เข้าสู่ระบบมีค่าอัตราการระสาดแอมโมเนียต่อพื้นที่ตัวกลางคงที่เท่ากันที่ 1.4 ก.ไนโตรเจน/ตร.ม.-วัน เมื่อมีการเปลี่ยนแปลงค่าเวลากักน้ำ ส่งผลให้ความเข้มข้นแอมโมเนียที่เข้าสู่ระบบมีความเข้มข้นแตกต่างกัน โดยมีความเข้มข้นแอมโมเนียที่เวลากักน้ำ 4, 3, 2 และ 1 ชั่วโมงเท่ากับ 35.86 ± 1.80 , 26.63 ± 0.72 , 17.58 ± 0.53 , 17.87 ± 0.39 และ 9.94 ± 0.45 มก.ไนโตรเจน/ล. ตามลำดับ โดยแอมโมเนียส่วนหนึ่งถูกนำไปใช้ในกระบวนการสร้างเซลล์ของจุลชีพ และอีกส่วนเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันภายใต้สภาวะที่มีอากาศ จากการทดลอง พบว่า ประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนียของถังที่ 1 ทั้ง 4 สภาวะที่เดินระบบมีประสิทธิภาพร้อยละ 60.24 ± 3.10 , 56.17 ± 4.94 , 58.65 ± 4.26 และ 85.02 ± 6.89 ตามลำดับ จากนั้นเมื่อน้ำเสียจากถังที่ 1 ผ่านเข้าสู่ถังที่ 2 พบว่า

ทุกสภาวะการเดินระบบสามารถบำบัดแอมโมเนียได้หมด คิดเป็นประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนียรวมร้อยละ 100 แสดงดังตารางที่ 4.7

ตารางที่ 4.7 ค่าความเข้มข้นแอมโมเนียที่ระยะเวลาพักน้ำต่างกัน

สภาวะการเดินระบบ	เวลากักน้ำรวม (ชม.)	ความเข้มข้นแอมโมเนีย (มก.ไนโตรเจน/ล.)			ประสิทธิภาพถึง 1 (ร้อยละ)	ประสิทธิภาพระบบ (ร้อยละ)
		น้ำเข้า	ถัง 1	ถัง 2		
1	4	35.86±1.80	14.22±0.70	0	60.24±3.10	100
2	3	26.63±0.72	11.68±1.42	0	54.69±4.02	100
3	2	17.58±0.53	7.28±0.87	0	57.15±2.62	100
4	1	9.94 ±0.45	1.47±0.64	0	80.46±5.20	100

เมื่อทำการพิจารณาระบบที่ละถัง พบว่า ความแตกต่างในการบำบัดแอมโมเนียที่เวลากักน้ำต่างๆ อยู่ที่ถังที่ 1 โดยอัตราการแอมโมเนียต่อพื้นที่ตัวกลางที่เข้าสู่ถังที่ 1 ทุกสภาวะมีค่าคงที่ที่ 1.4 ก.แอมโมเนีย-ไนโตรเจน/ตร.ม.-วัน ส่วนอัตราการเกิดไนตริฟิเคชันต่อพื้นที่ตัวกลางของถังที่ 1 ที่เวลากักน้ำรวมของระบบ 4, 3, 2 และ 1 ชั่วโมง มีค่าเท่ากับ 0.17, 0.17 0.26 และ 0.58 ก.ไนเตรท-ไนโตรเจน/ตร.ม.-วัน ตามลำดับ ซึ่งจะเห็นว่าที่เวลากักน้ำ 4, 3 และ 2 ชั่วโมง มีอัตราการเกิดไนตริฟิเคชันต่อพื้นที่ตัวกลางในถังที่ 1 เพียงเล็กน้อย ในขณะที่เวลากักน้ำ 1 ชั่วโมง มีอัตราการเกิดไนตริฟิเคชันต่อพื้นที่ตัวกลางสูงที่สุด โดยอัตราการเกิดไนตริฟิเคชันต่อพื้นที่ตัวกลางของถังที่ 1 ทั้ง 4 สภาวะที่เดินระบบแสดงดังรูปที่ 4.28

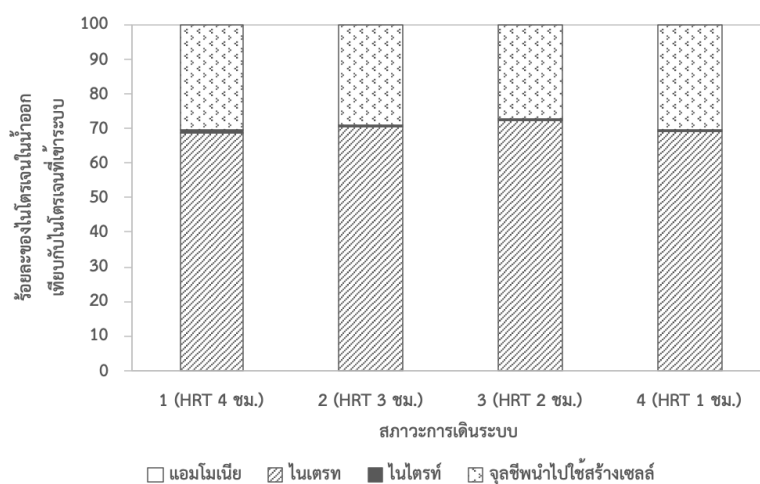


รูปที่ 4.28 อัตราการเกิดไนตริฟิเคชันต่อพื้นที่ตัวกลางถังที่ 1 และถังที่ 2 ที่เวลากักน้ำต่างๆ

เมื่อพิจารณาการบำบัดแอมโมเนียในถังที่ 1 ที่เวลากักน้ำ 4 ชั่วโมงเปรียบเทียบกับที่เวลากักน้ำ 2 ชั่วโมง จะเห็นว่า ประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนียมีค่าใกล้เคียงกันที่ร้อยละ 60.24±3.10 และร้อยละ 57.15±2.62 ตามลำดับ แต่อัตราการเกิดไนตริฟิเคชันต่อพื้นที่ตัวกลางต่างกัน โดยมีค่า 0.17 และ 0.26 ก.ไนเตรท-ไนโตรเจน/ตร.ม.-วัน คาดว่าน่าจะมาจากการที่เวลากักน้ำ 4 ชั่วโมง ซึ่งเป็นค่าเวลากักน้ำสูงสุดที่ทำการทดลอง ความเข้มข้นซีโอดีจึงมีค่าสูงสุดด้วยเช่นกัน จุลชีพกลุ่มเฮเทอโรโทรฟิกรจะเจริญเติบโตได้ดี ส่งผลให้จุลชีพกลุ่มออโตโทรฟิกรเจริญเติบโตได้น้อย ดังนั้นแอมโมเนียที่ถูกบำบัดในถังที่ 1 จึงเกิดจากการที่จุลชีพนำไปใช้ในกระบวนการสร้างเซลล์เป็นหลัก และเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันเพียงเล็กน้อย ส่วนที่เวลากักน้ำ 2 ชั่วโมง เมื่อเวลากักน้ำลดลง ส่งผลให้ความเข้มข้นซีโอดีลดลง ซึ่งความเข้มข้นของสารอินทรีย์ที่เข้าสู่ระบบเป็นหนึ่งในปัจจัยหลักที่มีผลกับกระบวนการเกิดไนตริฟิเคชัน (Metcalf และ Eddy, 2014) โดยเมื่อสารอินทรีย์ที่เข้าสู่ระบบต่ำ จะส่งผลให้กระบวนการไนตริฟิเคชันเกิดขึ้นได้ดี เนื่องจากจุลชีพกลุ่มออโตโทรฟิกรสามารถเจริญเติบโตได้ดี มีการแข่งขันกับจุลชีพกลุ่มเฮเทอโรโทรฟิกรน้อย ดังนั้นที่เวลากักน้ำ 2 ชั่วโมง แอมโมเนียที่หายไปส่วนหนึ่งเกิดจากจุลชีพทั้งสองกลุ่มนำไปใช้สร้างเซลล์ และอีกส่วนเกิดจากการที่แอมโมเนียถูกออกซิไดซ์ไปเป็นไนเตรทโดยปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน จึงมีอัตราการเกิดไนเตรทต่อพื้นที่ตัวกลางในระบบสูงขึ้น และเมื่อพิจารณาที่เวลากักน้ำ 1 ชั่วโมง พบว่า ในถังที่ 1 ประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนียสูงมาก และมีอัตราการเกิดไนตริฟิเคชันต่อพื้นที่ตัวกลางที่สูงกว่าสถานะการเดินระบบอื่นๆ อย่างชัดเจน ทั้งนี้เนื่องจากเหตุผลที่ได้กล่าวไปแล้ว คือ ความเข้มข้นของสารอินทรีย์ที่ต่ำส่งผลให้ปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันเกิดขึ้นได้ดี นอกจากนี้ยังมีงานวิจัยของ (Bassin, Dias และคณะ, 2016) ทำการทดลองเพื่อดูกิจกรรมของจุลชีพกลุ่มไนตริไฟเออร์ที่แขวนลอยและยึดติดอยู่บนตัวกลางที่เวลากักน้ำต่างๆ ของระบบ MBBR ผลการศึกษาพบว่า เมื่อลดเวลากักน้ำลง จุลชีพแขวนลอยในระบบมีปริมาณน้อยลง และอัตราการเกิดไนตริฟิเคชันจำเพาะของจุลชีพที่ยึดเกาะบนตัวกลางจะสูงขึ้น เนื่องจากการที่จุลชีพแขวนลอยลดลง ส่งผลให้จุลชีพที่ยึดเกาะในฟิล์มชีวภาพโตได้ดีขึ้น ไม่เกิดการแข่งขันในการแย่งใช้สารอาหาร จากผลการทดลองทั้งหมดจึงสรุปได้ว่า เมื่อเวลากักน้ำลดลงส่งผลให้ประสิทธิภาพการกำจัดแอมโมเนียของระบบสูงขึ้น ซึ่งสอดคล้องกับงานวิจัยของ (Chen, Sun และคณะ, 2008)

ทั้งนี้เมื่อมองทั้งระบบ ซึ่งประกอบด้วยถังที่ 1 และถังที่ 2 เดินระบบที่เวลากักน้ำ 4, 3, 2 และ 1 ชั่วโมง พบว่า การบำบัดแอมโมเนียทั้ง 4 สถานะ สามารถบำบัดแอมโมเนียได้หมดทุกสถานะ โดยมีประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนียร้อยละ 100 มีอัตราการเกิดไนตริฟิเคชันต่อพื้นที่ตัวกลางเท่ากัน ซึ่งแสดงให้เห็นว่าค่าเวลากักน้ำที่ 1 ถึง 4 ชั่วโมงเพียงพอที่จะทำให้ปฏิกิริยาเกิดขึ้นได้อย่าง

สมบรูณ์ที่อัตราภาระสารอินทรีย์ต่อพื้นที่ตัวกลางเท่ากับ 4.87 ก.บีโอดี/ตร.ม./วัน โดยที่สภาวะคงตัว เมื่อพิจารณาปริมาณไนโตรเจนทั้งหมดในน้ำออกในรูปต่างๆ พบว่า ทุกสภาวะการเดินระบบน้ำออกมีไนเตรทเป็นองค์ประกอบหลัก และมีไนโตรท์เพียงเล็กน้อย แสดงดังรูปที่ 4.29 จากการทดลองได้ค่าสัดส่วนของซีโอดีต่อไนโตรเจน 150:8.5, 150:8.1, 150:7.8 และ 150:8.4 ตามลำดับ ทั้งนี้คิดภายใต้สมมติฐานว่าไนโตรเจนที่เข้าสู่ระบบถูกใช้ในกระบวนการสร้างเซลล์และกระบวนการไนตริฟิเคชันเท่านั้น โดยไม่มีการสูญเสียไนโตรเจนในกระบวนการอื่น



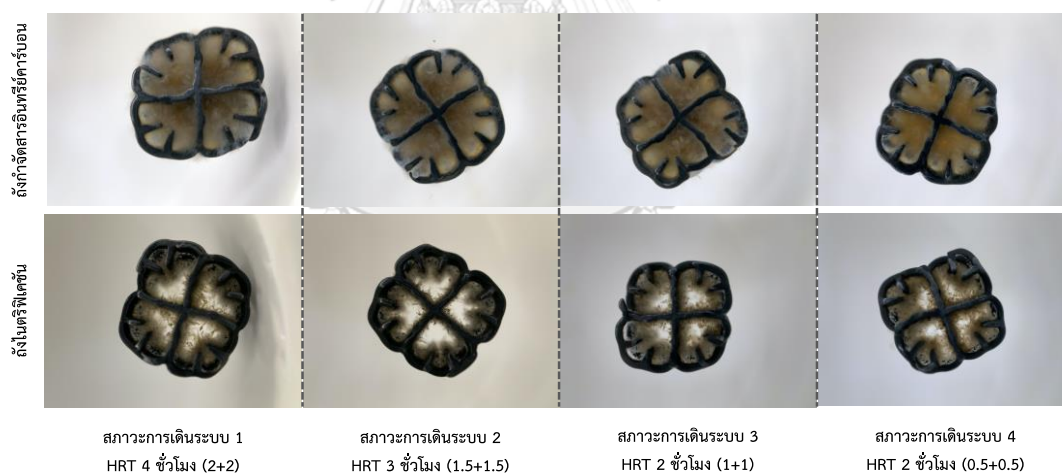
หมายเหตุ : SALR คงที่ 4.87 ก.บีโอดี/ตร.ม.-วัน (7.8 ก.ซีโอดี/ตร.ม.-วัน) และ 1.4 ก.แอมโมเนีย-ไนโตรเจน/ตร.ม.-วัน

รูปที่ 4.29 สัดส่วนของแอมโมเนีย ไนเตรท ไนโตรท์ในน้ำที่ออกจากระบบต่อไนโตรเจนทั้งหมดที่เข้าระบบที่เวลากักน้ำต่างๆ

จากประสิทธิภาพการบำบัดสารอินทรีย์และแอมโมเนียของน้ำเสียที่อัตราภาระสารอาหารต่อพื้นที่ตัวกลางคงที่ โดยทำการเปลี่ยนแปลงค่าเวลากักน้ำ จะเห็นได้ว่า เวลากักน้ำของระบบส่งผลต่อการเดินระบบ MBBR ในเทอมของการกำจัดซีโอดีเพียงเล็กน้อย ส่วนการบำบัดแอมโมเนียพบว่ากระบวนการไนตริฟิเคชันจะเกิดขึ้นเมื่อมีการลดเวลากักน้ำลง ทั้งนี้จากการทดลองแสดงให้เห็นว่าที่เวลากักน้ำเพียง 1 ชั่วโมง ภายใต้สภาวะที่กำหนด ระบบสามารถทำงานได้ดีและมีประสิทธิภาพสูง ซึ่งแสดงให้เห็นว่าระบบ MBBR มีความเหมาะสมที่จะนำมาใช้กับน้ำเสียความเข้มข้นต่ำอย่างเช่นน้ำเสียกรุงเทพมหานครเป็นอย่างยิ่ง แต่ทั้งนี้ผลการทดลองยังคงมีข้อจำกัด เนื่องจากทำการทดลองโดยใช้น้ำเสียสังเคราะห์ ซึ่งมีกลูโคสเป็นแหล่งคาร์บอนที่สามารถย่อยสลายได้ง่ายและเป็นเพียงสารอินทรีย์คาร์บอนในรูปสารละลายเท่านั้น ซึ่งในน้ำเสียจริงจะมีองค์ประกอบอย่างอื่นที่อาจจะย่อยสลายได้ยากกว่าและมีสารอินทรีย์ในรูปอื่นๆ ด้วย ดังนั้นผลที่ได้จากการทดลองจะแตกต่างจากการใช้น้ำเสียจริง แต่ทั้งนี้ผลการทดลองนี้แสดงแนวโน้มที่ดีและควรนำไปทดลองต่อด้วยการใช้น้ำเสียจริง

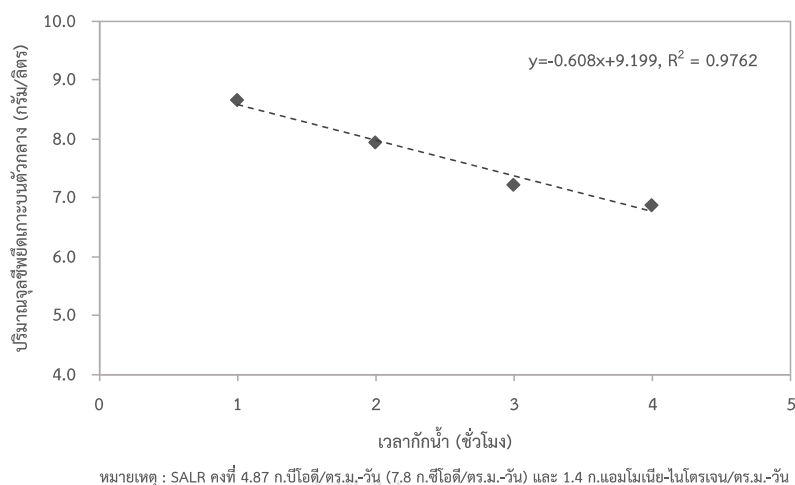
4.3.4 ผลของเวลากักน้ำต่อจุลชีพในระบบ

ที่สภาวะคงตัวจุลชีพที่ยึดเกาะบนตัวกลางที่เวลากักน้ำแตกต่างกัน 4 ค่า โดยมีเวลากักน้ำ 4, 3, 2 และ 1 ชั่วโมง มีปริมาณจุลชีพที่ยึดเกาะบนตัวกลางของถังที่ 1 (ถังกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอน) 4,820 5,150 5,770 และ 6,880 มก.VSS/ล. ตามลำดับ ปริมาณจุลชีพที่ยึดเกาะบนตัวกลางของถังที่ 2 (ถังไนตริฟิเคชัน) ทั้ง 4 สภาวะ มีปริมาณจุลชีพ 2,070 2,070 2,160 และ 1,790 มก.VSS/ล. ตามลำดับ แสดงดังรูปที่ 4.30 จะเห็นได้ว่า จุลชีพที่ยึดเกาะตัวกลางในถังที่ 1 มีปริมาณจุลชีพที่ยึดเกาะที่ตัวกลางสูง เนื่องจากปฏิกิริยาการย่อยสลายสารอินทรีย์เกิดขึ้นในถังกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอนเป็นหลัก ซึ่งทำงานโดยจุลชีพกลุ่มเฮเทอโรโทรฟิกที่โตเร็วและมีค่าyieldสูง ส่วนในถังที่ 2 หรือถังไนตริฟิเคชัน ชั้นฟิล์มชีวภาพจะบาง เนื่องจากสารอินทรีย์ส่วนใหญ่ถูกกำจัดไปแล้ว คงเหลือสารอินทรีย์เพียงเล็กน้อยเท่านั้น ปฏิกิริยาในถังนี้จึงเกิดกระบวนการไนตริฟิเคชันเป็นหลัก แอมโมเนียถูกออกซิไดซ์ไปเป็นไนไตรท์และไนเตรทตามลำดับโดยจุลชีพกลุ่มออโตโทรฟิกซึ่งมีลักษณะโตช้าและค่าyieldต่ำ



รูปที่ 4.30 การยึดเกาะของจุลชีพบนตัวกลางที่เวลากักน้ำต่าง ๆ

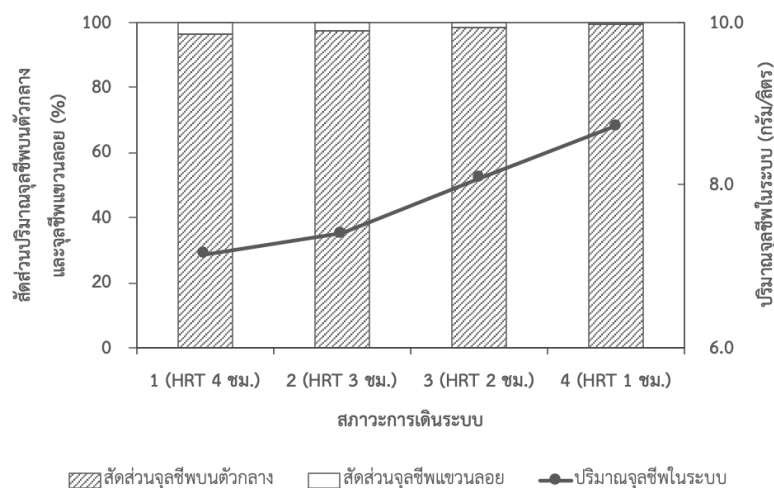
เมื่อทำการสร้างกราฟเพื่อดูความสัมพันธ์ระหว่างปริมาณจุลชีพที่ยึดเกาะบนตัวกลางในระบบกับเวลากักน้ำ พบว่า ที่อัตราภาระสารอินทรีย์ต่อพื้นที่ตัวกลางเท่ากัน เมื่อเวลากักน้ำเพิ่มสูงขึ้น ปริมาณจุลชีพที่ยึดเกาะอยู่บนตัวกลางจะน้อยลง โดยมีความสัมพันธ์ในลักษณะเป็นเส้นตรงดังรูปที่ 4.31



รูปที่ 4.31 ความสัมพันธ์ระหว่างเวลากักน้ำและปริมาณจุลชีพที่ยึดเกาะบนตัวกลางที่เวลากักน้ำต่างๆ

เมื่อพิจารณาปริมาณจุลชีพแขวนลอยในระบบ พบว่า ทั้ง 4 สภาวะที่ทำการเดินระบบ มีปริมาณจุลชีพแขวนลอยในถังที่ 1 (ถังกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอน) 203.66 ± 33.09 , 130.57 ± 41.05 , 109.39 ± 17.82 และ 35.74 ± 7.34 มก.VSS/ล. ตามลำดับ และในถังที่ 2 (ถังไนตริฟิเคชัน) มีปริมาณจุลชีพแขวนลอย 64.45 ± 8.40 , 48.41 ± 15.45 , 33.60 ± 12.07 และ 16.90 ± 0.90 มก.VSS/ล. ตามลำดับ จะเห็นได้ว่าที่อัตราการสารอินทรีย์ต่อพื้นที่ตัวกลางคงที่ เมื่อเวลากักน้ำลดลง ส่งผลให้ปริมาณจุลชีพแขวนลอยในระบบมีปริมาณลดน้อยลง เนื่องจากเวลากักน้ำแปรผกผันกับอัตราการไหล โดยที่เวลากักน้ำต่ำอัตราการไหลของน้ำเสียจะสูง จุลชีพแขวนลอยในระบบจะถูกทิ้งออกไปเรียกว่าเกิดการ wash out ของมวลจุลชีพออกจากระบบ ซึ่งการ wash out ของจุลชีพแขวนลอยมีผลต่อการเจริญเติบโตของจุลชีพที่ยึดเกาะอยู่บนตัวกลาง ในระบบที่เวลากักน้ำสูง มีอัตราการ wash out ของจุลชีพแขวนลอยต่ำ ระบบจะมีปริมาณจุลชีพแขวนลอยสูง มีจุลชีพเจริญเติบโตในฟิล์มชีวภาพน้อย ชั้นฟิล์มชีวภาพจะบาง ในทางกลับกันในระบบที่มีเวลากักน้ำต่ำ มีอัตราการ wash out ของจุลชีพแขวนลอยสูง จะส่งผลให้จุลชีพเติบโตในชั้นฟิล์มชีวภาพมากขึ้นฟิล์มจึงหนา ทั้งนี้เนื่องจากการเจริญเติบโตของจุลชีพแบบแขวนลอยจะเป็นอุปสรรคต่อการเจริญเติบโตของจุลชีพในชั้นฟิล์มชีวภาพ โดยเกิดการแย่งใช้สารอาหาร และออกซิเจน (C.P. Leslie Grady, Daigger และคณะ) ซึ่งสอดคล้องกับผลการทดลองในการศึกษาครั้งนี้ โดยที่เวลากักน้ำ 4 ชั่วโมง ระบบมีจุลชีพแขวนลอยสูงที่สุดและจุลชีพยึดเกาะบนตัวกลางต่ำที่สุด ในขณะที่เวลากักน้ำ 1 ชั่วโมง ระบบมีจุลชีพแขวนลอยต่ำที่สุดและจุลชีพยึดเกาะบนตัวกลางสูงที่สุด

ทั้งนี้สัดส่วนของปริมาณจุลชีพแขวนลอยต่อจุลชีพรวมในระบบ (จุลชีพแบบยัดเกาะและแขวนลอย) มีปริมาณน้อยมาก โดยมีจุลชีพแขวนลอยในระบบเพียง 0.6-3.8% ของจุลชีพทั้งหมดในระบบ สัดส่วนปริมาณจุลชีพบนตัวกลางและจุลชีพแขวนลอยแสดงดังรูปที่ 4.32



หมายเหตุ : SALR คงที่ 4.87 ก.ชีโอดี/ตร.ม.-วัน (7.8 ก.ชีโอดี/ตร.ม.-วัน) และ 1.4 ก.แอมโมเนีย-ไนโตรเจน/ตร.ม.-วัน

รูปที่ 4.32 สัดส่วนปริมาณจุลชีพบนตัวกลางและจุลชีพแขวนลอยที่เวลากักน้ำต่างๆ

4.3.5 ผลของเวลากักน้ำต่อค่าyieldปรากฏ ปริมาณตะกอนที่เกิดขึ้น และอายุตะกอน

เมื่อพิจารณาค่าyieldปรากฏ (Observed Yield) ของจุลชีพในระบบที่อัตราการระสารอินทรีย์ต่อพื้นที่ตัวกลางคงที่ โดยมีเวลากักน้ำต่างกันที่ 4, 3, 2 และ 1 ชั่วโมง พบว่า ค่าyieldของระบบทั้ง 4 สภาวะมีค่าyieldเท่ากับ 0.33, 0.32, 0.33 และ 0.30 ก.VSS/ก.ชีโอดี ตามลำดับ ซึ่งมีค่าไม่แตกต่างกัน ดังนั้นจึงสามารถสรุปได้ว่า ค่าyieldของระบบ MBBR ที่อัตราการระสารอินทรีย์เท่ากัน เวลากักน้ำไม่มีผลต่อค่าyield

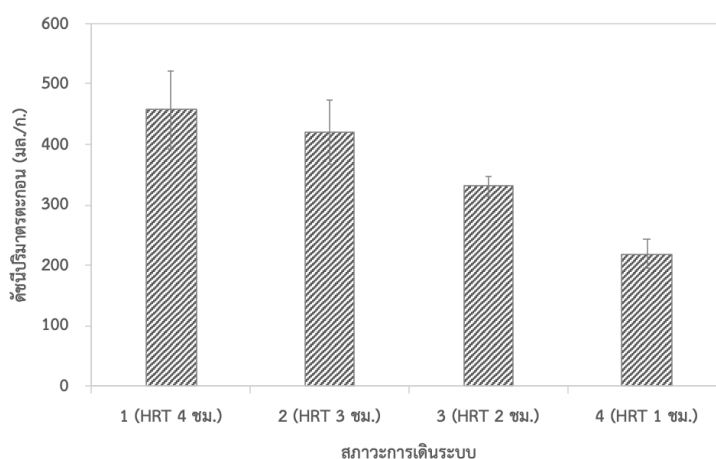
ปริมาณตะกอนที่เกิดขึ้นของระบบ (Sludge Production) ที่เวลากักน้ำต่างกัน 4 ค่า มีค่า 1.84, 1.80, 1.82 และ 1.84 ก.ของแข็งแขวนลอย/วัน ตามลำดับ ซึ่งจะเห็นได้ว่าที่อัตราการระสารอินทรีย์ต่อพื้นที่ตัวกลางคงที่ แต่เวลากักน้ำต่างกัน ระบบจะมีปริมาณตะกอนส่วนเกินที่เกิดขึ้นต่อวันไม่แตกต่างกัน ทั้งนี้เนื่องจากที่เวลากักน้ำต่ำ ถึงแม้จะมีปริมาณตะกอนแขวนลอยที่หลุดออกมากับน้ำทิ้งต่ำ แต่อัตราการไหลสูง ส่งผลให้ปริมาณตะกอนที่เกิดขึ้นต่อวันไม่ต่างกับระบบที่มีเวลากักน้ำสูง มีปริมาณจุลชีพแขวนลอยหลุดออกมากับน้ำทิ้งสูง แต่อัตราการไหลต่อวันต่ำ ดังนั้นจึงสรุปได้ว่าที่อัตราการระสารอินทรีย์ต่อพื้นที่ตัวกลางเท่ากัน เวลากักน้ำไม่มีผลต่อปริมาณตะกอนส่วนเกินของระบบ

แต่มีผลกับคุณภาพน้ำทิ้งของระบบ เนื่องจากมาตรฐานน้ำทิ้งระบุค่าของแข็งแขวนลอยเป็นค่าความเข้มข้น ไม่ใช่ค่าอัตราการระของแข็ง

อายุตะกอน (Sludge Retention time, SRT) เป็นระยะเวลาเฉลี่ยที่ตะกอนอยู่ในระบบ ในการทดลองพบว่าที่ระยะเวลาพักน้ำ 4, 3, 2, 1 ชั่วโมง อายุตะกอนของระบบอยู่ที่ 4.45, 4.66, 4.92 และ 5.34 วัน ตามลำดับ ซึ่งเมื่อเวลาพักน้ำลดลง ส่งผลให้อายุตะกอนเฉลี่ยของระบบสูงขึ้น สอดคล้องกับงานวิจัยของ (Karizmeh, 2012)

4.3.6 ผลของเวลาพักน้ำต่อลักษณะการตกของตะกอนที่เกิดขึ้น

จากการทดลองเพื่อหาค่าดัชนีปริมาตรตะกอน (SVI) ของอนุภาคตะกอนที่เกิดขึ้นจากระบบ MBBR ซึ่งเดินระบบที่อัตราการสารอินทรีย์ต่อพื้นที่ตัวกลาง (SALR) ที่เข้าถึงกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอนมีค่าคงที่ที่ 4.87 ก.ปีไอดี/ตร.ม.-วัน และทำการเปลี่ยนแปลงค่าเวลาพักน้ำ 4 ค่า โดยมีเวลาพักน้ำ 4, 3, 2 และ 1 ชั่วโมง ได้ค่าดัชนีปริมาตรตะกอน (SVI) เท่ากับ 457.72 ± 64.69 , 420.55 ± 52.79 , 331.01 ± 17.01 และ 219.17 ± 24.24 มล./ก. แสดงดังรูปที่ 4.33 เมื่อเวลาพักน้ำสูงขึ้นจะส่งผลในทางลบกับสมบัติการตกตะกอนของอนุภาคที่เกิดขึ้นจากระบบ MBBR โดยเมื่อเวลาพักน้ำสูงขึ้นส่งผลให้ค่าดัชนีปริมาตรตะกอนเพิ่มสูงขึ้น ความสามารถในการตกตะกอนของอนุภาคลดลงอย่างมีนัยสำคัญ ทั้ง 4 สภาวะที่ทำการเดินระบบ ค่าดัชนีปริมาตรตะกอนอยู่ในช่วงที่อนุภาคมีความสามารถในการตกตะกอนและอัดตัวกันได้น้อย (มีค่ามากกว่า 150 มล./ก.)



รูปที่ 4.33 ดัชนีปริมาตรตะกอนที่เวลาพักน้ำต่างกัน

มีงานวิจัยอื่นที่ทำการศึกษาลักษณะและการตกตะกอนของอนุภาคที่เกิดขึ้นจากระบบ MBBR ที่เวลากักน้ำต่างกัน พบว่า ที่เวลากักน้ำสูงขึ้นขนาดอนุภาคเฉลี่ยจะมีขนาดใหญ่ขึ้น ซึ่งเกิดจากการที่เวลากักน้ำสูงระบบจะมีตะกอนแขวนลอยสูง ทำให้เกิดโอกาสในการรวมตัวกันของอนุภาคเป็นอนุภาคที่ใหญ่ขึ้น แต่เมื่อทำการศึกษาเปรียบเทียบอนุภาคที่มีขนาดเท่ากันของตะกอนที่เกิดจากระบบที่มีเวลากักน้ำต่างกัน พบว่า อนุภาคขนาดเท่ากันที่เกิดจากระบบที่มีเวลากักน้ำต่ำจะมีความสามารถในการตกตะกอนได้ดีกว่าอนุภาคที่เกิดจากระบบที่มีเวลากักน้ำสูง แสดงให้เห็นว่า เวลากักน้ำมีผลต่อลักษณะของตะกอนที่เกิดขึ้น (Ahl, Leiknes และคณะ, 2006) โดยที่เวลากักน้ำสูง อนุภาคมีขนาดใหญ่ขึ้นแต่เกิดการตกตะกอนได้ไม่ดี คาดว่าเกิดจากลักษณะของการเกิดฟล็อกที่ไม่เหมาะสม

ในการศึกษาครั้งนี้ได้ทำการคำนวณหาอายุตะกอนของระบบที่เวลากักน้ำต่างกัันดังที่ได้กล่าวไปแล้ว โดยที่เวลากักน้ำ 4, 3, 2 และ 1 ชั่วโมง มีอายุตะกอนเท่ากับ 4.45, 4.66, 4.92 และ 5.34 วันตามลำดับ ซึ่งจะเห็นได้ว่า เมื่อเวลากักน้ำของระบบลดลงส่งผลให้อายุตะกอนมีค่าสูงขึ้น ในระบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์อายุตะกอนมีผลกับลักษณะของตะกอนเกิดขึ้น (WEF, 2003) ซึ่งในระบบ MBBR ก็น่าจะเป็นเช่นเดียวกัน โดยระบบที่มีอายุตะกอนต่ำมักจะเกิดตะกอนที่มีลักษณะกระจายตัว (Disperse Floc) ทำให้ตะกอนที่เกิดขึ้นเป็นตะกอนเบา มีลักษณะไม่เป็นปุย ตกตะกอนได้ไม่ดี แต่จะสังเกตเห็นว่ายังมีส่วนน้ำใสอยู่ด้านผิวบน ดังนั้นในระบบที่มีเวลากักน้ำสูงสุด ซึ่งมีอายุตะกอนต่ำสุดจึงตกตะกอนได้น้อยที่สุด ซึ่งสอดคล้องกับผลการทดลองในครั้งนี้

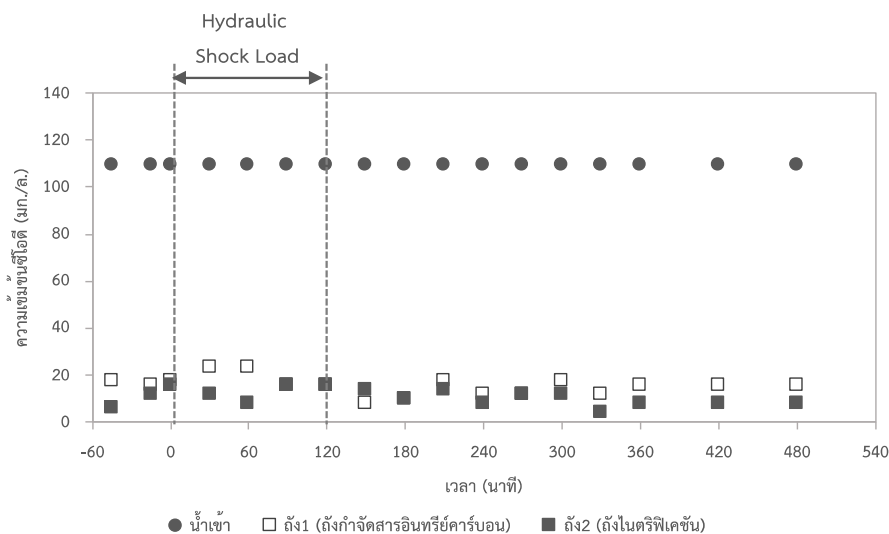
นอกจากอายุตะกอนที่ต่ำจะส่งผลให้เกิดปัญหาตะกอนมีลักษณะกระจายตัว ตกตะกอนได้ไม่ดี ยังมีอีกปัจจัยที่เกี่ยวข้อง คือ ลักษณะของน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบ ในการทดลองครั้งนี้ใช้น้ำเสียสังเคราะห์ที่มีกลูโคสเป็นแหล่งคาร์บอน ซึ่งเป็นสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายได้ง่าย จึงเกิดการเจริญเติบโตของจุลชีพกลุ่มเส้นใยได้ดี การที่ตะกอนมีลักษณะจมตัวได้ไม่ดีขึ้น จะส่งผลให้ตะกอนส่วนเกินของระบบที่ทิ้งออกมาจะมีปริมาณสูงขึ้น และการกำจัดน้ำออกจากตะกอนทำได้ยากขึ้น

4.4 พฤติกรรมการทำงานของระบบ MBBR ในภาวะพลวัต (Dynamics)

การทดลองนี้ทำการทดลองโดยเลือกชุดการทดลองจากการทดลองที่ 2 ที่มีเวลากักน้ำรวม 2 ชั่วโมงมาทำการทดลอง โดยน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบมีความเข้มข้นบีโอดี 66 มก./ล. คิดเป็นซีโอดีเท่ากับ 105.6 มก./ล. และความเข้มข้นแอมโมเนีย 18.96 มก.ไนโตรเจน/ล. ซึ่งมีค่าของบีโอดีและไนโตรเจนใกล้เคียงกับค่าที่ใช้ในการออกแบบโรงบำบัดน้ำเสียธนบุรี (บีโอดี 60 มก./ล. และทีเคเอ็น 18.5 มก.ไนโตรเจน/ล.) ทำการทดลองเพื่อศึกษาพฤติกรรมการทำงานของระบบ MBBR ในภาวะพลวัต โดยจำลองสภาวะการทำงานของระบบในช่วงการไหลในฤดูฝน (Wet weather Flow) ทำการเปลี่ยนค่าเวลากักน้ำของระบบลดลงครึ่งหนึ่งอย่างรวดเร็วเป็นเวลา 2 ชั่วโมง โดยเพิ่มอัตราการสูบน้ำเสียจาก 48 ล./วัน ขึ้นเป็น 2 เท่าทันที ส่งผลให้ระยะเวลาเก็บน้ำรวมทั้งระบบลดลงจาก 2 ชั่วโมง เหลือ 1 ชั่วโมง เมื่อครบ 2 ชั่วโมงจึงทำการปรับอัตราการไหลกลับมาเป็นสภาวะปกติ ทำการศึกษาประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ในรูปซีโอดีและการบำบัดแอมโมเนียของระบบเมื่อต้องรับภาระทางชลศาสตร์สูง โดยผลการทดลองมีดังนี้

4.4.1 การกำจัดสารอินทรีย์ในรูปซีโอดีละลายน้ำ

ผลการกำจัดสารอินทรีย์ในรูปซีโอดีละลายน้ำเมื่อระบบต้องรับภาระทางชลศาสตร์ที่สูงขึ้นทันที (Hydraulic Shock Load) เป็นระยะเวลา 2 ชั่วโมง แสดงดังรูปที่ 4.34 ทำการทดลองโดยเริ่มปรับอัตราการไหลขึ้นเป็น 2 เท่าทันทีจาก 48 ล./วัน เป็น 96 ล./วัน ที่นาที่ที่ 0 จนถึงนาที่ที่ 120 (ระยะเวลา 2 ชั่วโมง) จากนั้นจึงปรับอัตราการไหลกลับมาเท่าเดิม จากการทดลองพบว่า น้ำเสียที่เข้าสู่ระบบมีความเข้มข้นซีโอดี 109.27 มก./ล. ในสภาวะปกติถึงที่ 1 และถึงที่ 2 มีความเข้มข้นซีโอดี 12.61 ± 5.83 และ 7.36 ± 3.75 มก./ล. ตามลำดับ คิดเป็นประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีของถังที่ 1 ร้อยละ 88.28 ± 5.21 และประสิทธิภาพรวมทั้งระบบร้อยละ 93.13 ± 3.48 ในช่วงเวลาที่เกิด Hydraulic Shock Load พบว่า ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีของระบบเปลี่ยนแปลงลดลงเพียงเล็กน้อยเท่านั้น โดยมีประสิทธิภาพถังที่ 1 และประสิทธิภาพรวมทั้งระบบร้อยละ 82.14 ± 4.12 และร้อยละ 88.39 ± 3.42 ตามลำดับ และเมื่อครบสองชั่วโมงปรับอัตราการไหลกลับมาที่สภาวะปกติ ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีเพิ่มขึ้นกลับมาใกล้เคียงสภาวะปกติทันที โดยมีประสิทธิภาพถังที่ 1 และประสิทธิภาพรวมทั้งระบบเท่ากับร้อยละ 87.68 ± 3.09 และร้อยละ 91.25 ± 2.85 ตามลำดับ



รูปที่ 4.34 ความเข้มข้นซีโอติเมื่อรับภาระทางชลศาสตร์สูง (Hydraulic Shock Load)

ในช่วงที่ระบบรับภาระทางชลศาสตร์ที่สูงขึ้น พบว่า ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอติของระบบลดต่ำลงเล็กน้อย และระบบสามารถฟื้นตัวกลับมาที่สภาวะปกติได้ทันทีเมื่อสภาวะการเดินระบบกลับสู่ปกติ ทั้งนี้เนื่องจากเมื่ออัตราการไหลของน้ำเสียที่เข้าระบบสูงขึ้น เวลาที่น้ำในระบบจะลดลง ดังนั้นระยะเวลาที่จุลชีพในระบบสัมผัสกับน้ำเสียย่อมลดลงด้วยเช่นกัน นอกจากนี้มีงานวิจัยของ (Nachaiyasit และ Stuckey, 1997) ทำการทดลองจำลองสภาวะ Hydraulic Shock Load โดยการปรับลดเวลากักน้ำจาก 20 ชั่วโมง เป็น 10 ชั่วโมงทันที ผลการศึกษาพบว่า ในถังปฏิกรณ์เกิดพื้นที่ Dead zone ขึ้นร้อยละ 39 ของถังปฏิกรณ์ ซึ่งจากงานวิจัยนี้อาจจะสามารถสรุปได้ว่าการที่ประสิทธิภาพการบำบัดซีโอติลดลงในช่วงที่ต้องรับภาระทางชลศาสตร์ที่สูงนั้นอาจเกิดจากการเกิดพื้นที่ dead zone ขึ้นในถังปฏิกรณ์ รวมถึงเกิดการไหลลัดวงจรของน้ำเสียในถังปฏิกรณ์ ส่งผลให้ปฏิกิริยาการย่อยสลายสารอินทรีย์เกิดขึ้นได้น้อยลง แต่ทั้งนี้ประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ของระบบยังถือว่าสูงเป็นที่น่าสนใจ

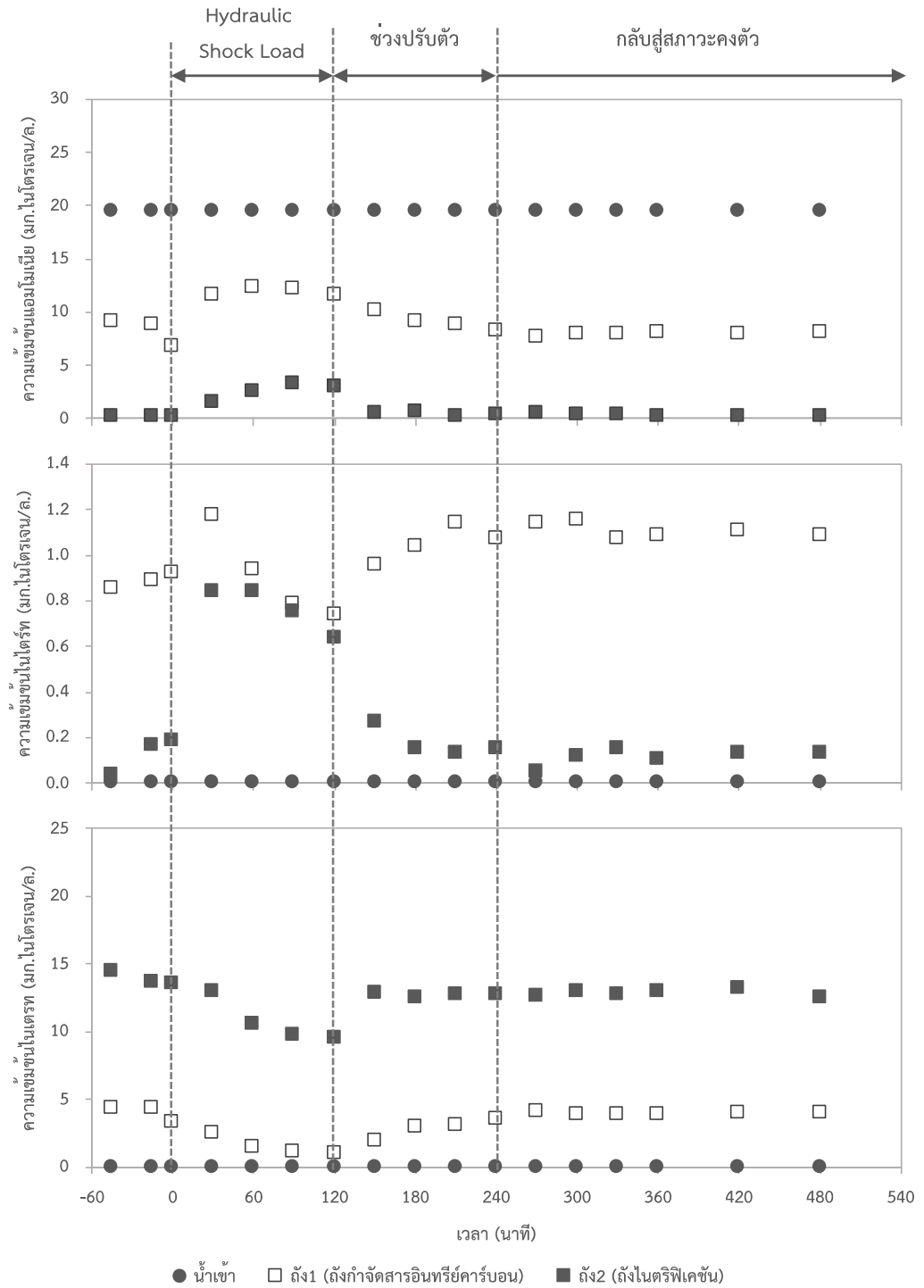
4.4.2 การกำจัดแอมโมเนีย

แอมโมเนียที่เข้าสู่ระบบมีความเข้มข้น 19.50 มก.ไนโตรเจน/ล. ในสภาวะปกติที่เดินระบบก่อนเกิด Hydraulic Shock Load มีเวลากักน้ำ 2 ชั่วโมง ความเข้มข้นแอมโมเนียถึงที่ 1 มีค่า 7.28 ± 0.87 มก.ไนโตรเจน/ล. ส่วนในถังที่ 2 ไม่มีแอมโมเนียเหลืออยู่ คิดเป็นประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนียถึงที่ 1 เท่ากับร้อยละ 57.15 ± 2.62 เมื่อผ่านการบำบัดในถังที่ 2 ระบบมีประสิทธิภาพร้อยละ 100 เมื่อทำการลดระยะเวลาการกักน้ำลงครึ่งหนึ่งทันทีเป็นระยะเวลาสองชั่วโมง พบว่า การบำบัดแอมโมเนียมีประสิทธิภาพลดลง โดยในถังที่ 1 และถังที่ 2 มีความเข้มข้นแอมโมเนีย 11.89 ± 0.38 และ 2.55 ± 0.74 มก.ไนโตรเจน/ล. ตามลำดับ ถังที่ 1 มีประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนียร้อยละ 39.06 ± 1.93 และเมื่อผ่านถังที่ 2 มีประสิทธิภาพรวมของระบบร้อยละ 86.91 ± 3.81 จากการทดลองพบว่า ระบบสามารถกลับสู่สภาวะปกติได้เองภายในเวลา 2 ชั่วโมงต่อมา หลังจากการเดินระบบกลับเข้าสู่สภาวะปกติ โดยมีประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนียของถังที่ 1 และประสิทธิภาพรวมทั้งระบบเท่ากับร้อยละ 59.12 ± 0.89 และร้อยละ 98.52 ± 0.51 ตามลำดับ ซึ่งมีค่าใกล้เคียงกับสภาวะปกติก่อนทำการลดระยะเวลาการกักน้ำลง ผลการวิเคราะห์พารามิเตอร์แอมโมเนียไนโตรเจน และไนเตรท แสดงดังรูปที่ 4.35

จากการทดลองจะเห็นได้ว่า เมื่อระบบเกิด Hydraulic Shock Load จะส่งผลกระทบต่อกระบวนการไนตริฟิเคชันมากกว่ากระบวนการกำจัดสารอินทรีย์อย่างชัดเจน แต่ทั้งนี้ระบบสามารถกลับมาทำงานได้ปกติภายในเวลาเพียง 2 ชั่วโมงหลังจากกลับมาเดินระบบที่สภาวะปกติ ซึ่งแน่นอนว่าการที่ระบบสามารถฟื้นตัวเองกลับมาสู่สภาวะปกติได้ภายในเวลาไม่นานนั้นเป็นผลจากการที่จุลชีพยึดเกาะอยู่บนตัวกลาง ไม่เกิดการ wash out ออกจากระบบในช่วงที่ต้องรับภาระทางชีวเคมีที่สูง เนื่องจากไม่มีทางเป็นไปได้ที่ช่วงปรับตัวของระบบเพียง 2 ชั่วโมงจะมีเวลาเพียงพอที่จะทำให้เกิดการเพิ่มจำนวนหรือการเจริญเติบโตของจุลชีพขึ้นมาใหม่

จากงานวิจัยอื่น พบว่า ในชั้นฟิล์มชีวภาพจุลชีพกลุ่มออกซิโทโรฟิคจะพบเฉพาะในส่วนลึกของฟิล์มชีวภาพ ซึ่งถูกปกคลุมด้วยจุลชีพกลุ่มเฮเทอโรโทรฟิค (Hu, Wheatley และคณะ, 2011) ดังนั้นเมื่อเกิดการเปลี่ยนแปลงภาระทางชีวเคมีที่สูงขึ้น อัตราการสารอาหารที่เข้าสู่ระบบสูงขึ้น เกิดการเพิ่มขึ้นของการแข่งขันจากจุลชีพกลุ่มเฮเทอโรโทรฟิค จุลชีพจะมีการใช้ออกซิเจนเพื่อออกซิไดส์สารอินทรีย์มากขึ้น ส่งผลให้เกิดการจำกัดของออกซิเจนในระบบ และส่งผลโดยตรงกับกระบวนการไนตริฟิเคชันทำให้กิจกรรมของจุลชีพกลุ่มไนตริไฟเออร์ถูกยับยั้งให้ช้าลง ดังนั้นในน้ำออกจึงมีความ

เข้มข้นแอมโมเนียสูงขึ้น ด้วยเหตุนี้จะเป็นเหตุผลที่ทำให้ปฏิกิริยาการย่อยสลายแอมโมเนียมีความอ่อนไหวต่อการเกิด Hydraulic Shock Load มากกว่าปฏิกิริยาการย่อยสลายสารอินทรีย์

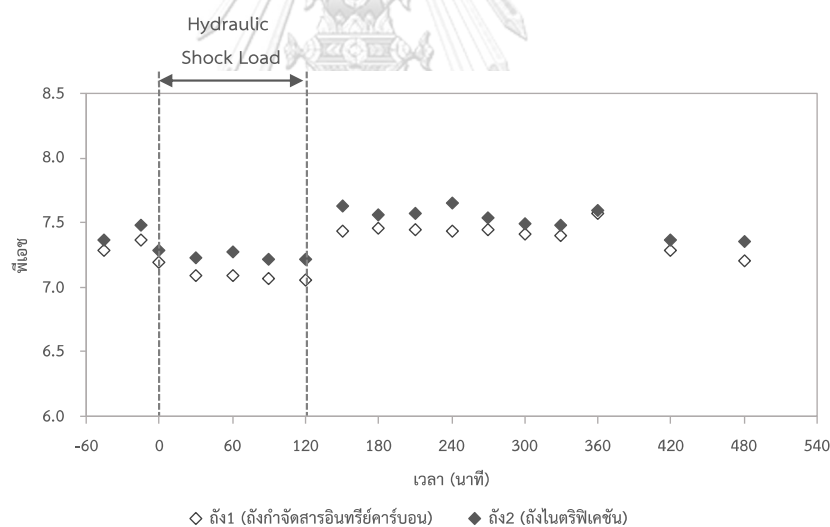


รูปที่ 4.35 ความเข้มข้นแอมโมเนีย ไนไตรท์ และไนเตรท เมื่อรับภาระทางชลศาสตร์สูง

4.4.3 การเปลี่ยนแปลงของพีเอชและออกซิเจนละลายน้ำ

- พีเอช

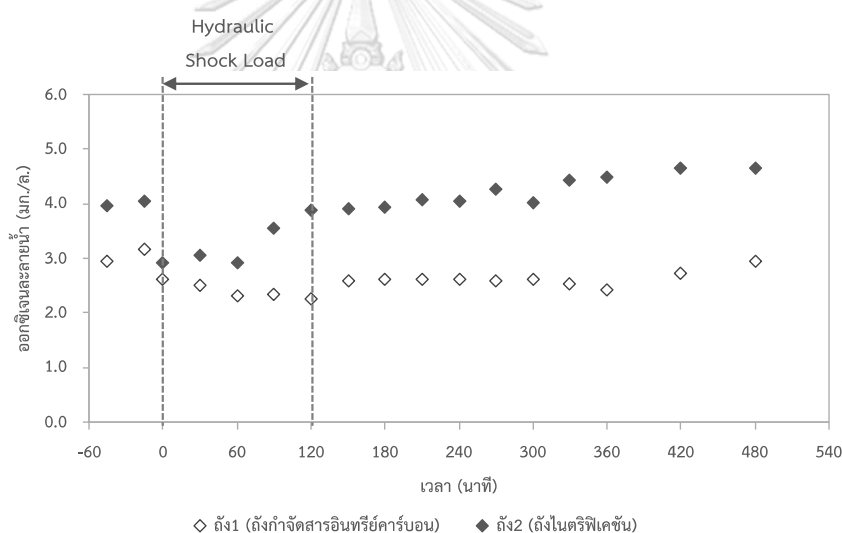
การเปลี่ยนแปลงของพีเอชในระบบ แสดงดังรูปที่ 4.36 จะเห็นได้ว่า ในสภาวะปกติถึงที่ 1 และถึงที่ 2 มีค่าพีเอช 7.30 ± 0.13 และ 7.37 ± 0.16 ตามลำดับ ในช่วงที่เกิดสภาวะ Hydraulic Shock Load พบว่า ค่าพีเอชของทั้งสองถึงลดต่ำลง โดยอยู่ที่ 7.08 ± 0.02 และ 7.24 ± 0.02 ตามลำดับ ทั้งนี้ เนื่องจากในขณะนั้นอัตราการสารอินทรีย์ต่อพื้นที่ตัวกลางที่เข้าระบบสูงขึ้น อัตราการเกิดไนตริฟิเคชันต่อพื้นที่ตัวกลางจึงสูงขึ้น ส่งผลให้ระบบมีการสร้างกรดเพิ่มมากขึ้นจากปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันดังที่ได้กล่าวไปแล้ว พีเอชในระบบจึงมีค่าลดลง ซึ่งหากระบบมีค่าความเป็นด่างสำหรับเป็นบัฟเฟอร์ที่ไม่เพียงพอ พีเอชในระบบอาจจะลดลงอย่างมากในทันที ซึ่งจะทำให้ระบบในขณะนั้นมีประสิทธิภาพการบำบัดที่ต่ำ เนื่องจากเกิดการยับยั้งปฏิกิริยาจากพีเอชที่ไม่เหมาะสม ดังนั้นในการเดินระบบจริง เมื่อเกิดสภาวะ Hydraulic Shock Load ผู้เดินระบบควรติดตามค่าพีเอชของระบบร่วมด้วย



รูปที่ 4.36 การเปลี่ยนแปลงของพีเอชในระบบเมื่อเกิด Hydraulic Shock Load

- ออกซิเจนละลาย

การเปลี่ยนแปลงของค่าออกซิเจนละลายน้ำ ในช่วงที่ระบบรับภาระทางชลศาสตร์สูงเป็นเวลา 2 ชั่วโมง แสดงดังรูปที่ 4.37 จะเห็นได้ว่า สภาวะปกติถึงที่ 1 และถึงที่ 2 มีค่าออกซิเจนละลายน้ำ 4.44 ± 0.54 และ 5.62 ± 0.70 ตามลำดับ ในช่วงที่เกิดสภาวะ Hydraulic Shock Load พบว่า ค่าออกซิเจนละลายของทั้งสองถึงลดต่ำลง โดยอยู่ที่ 2.36 ± 0.11 และ 3.35 ± 0.14 ตามลำดับ ซึ่งในช่วงที่เกิด Hydraulic Shock Load ค่าออกซิเจนละลายน้ำมีค่าลดลงเนื่องจากมีอัตราการระสาดอาหารเข้าสู่ระบบสูงขึ้น จึงมีการใช้ออกซิเจนสูงขึ้นเพื่อออกซิไดซ์สารอินทรีย์และแอมโมเนียโดยจุลชีพกลุ่มใช้อากาศในระบบ แต่ทั้งนี้ในงานจริงเมื่อเกิดสภาวะ Hydraulic Shock Load น้ำเสียจะมีความเข้มข้นลดลงจากผลของการเจือจาง (Dilution) ซึ่งคาดว่าอาจจะไม่มีผลกับค่าออกซิเจนละลายของระบบหรือมีผลเพียงเล็กน้อย



รูปที่ 4.37 การเปลี่ยนแปลงของค่าออกซิเจนละลายในระบบเมื่อเกิด Hydraulic Shock Load

จากผลการทดลองเพื่อศึกษาพฤติกรรมการทำงานของระบบ MBBR ในภาวะพลวัต (Dynamics) พบว่า ในช่วงที่ระบบรับภาระทางชลศาสตร์สูง (Hydraulic Shock Load) ระบบยังสามารถทำงานได้ โดยการกำจัดสารอินทรีย์ในรูปซีโอดีมีการเปลี่ยนแปลงเพียงเล็กน้อย และสามารถกลับสู่สภาวะปกติได้ทันทีที่การเดินระบบกลับเข้าสู่สภาวะปกติ ส่วนการบำบัดแอมโมเนียซึ่งเป็นพารามิเตอร์ที่มีความอ่อนไหวมากกว่า ในช่วงที่รับภาระทางชลศาสตร์สูง ประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนียของระบบลดต่ำลง แต่เมื่อการเดินระบบกลับเข้าสู่สภาวะปกติระบบก็สามารถกลับสู่สภาวะปกติได้ในเวลาไม่นาน แสดงให้เห็นว่าระบบ MBBR ซึ่งเป็นระบบที่จุลชีพยึดเกาะอยู่บนตัวกลาง กระบวนการถ่ายเทมวลสาร และการเจริญเติบโตของจุลชีพบนตัวกลาง มีความสำคัญ

มากกว่าการหลุดออกของจุลชีพจากการ wash out ดังนั้นระบบ MBBR จึงมีความทนต่อภาระทาง ชลศาสตร์ที่เปลี่ยนแปลงสูง (Peak Wet Weather Flow) และสามารถกลับสู่สภาวะปกติได้เอง ซึ่งเป็นข้อดีอย่างยิ่งเมื่อเปรียบเทียบกับระบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์แบบธรรมดา โดยในระบบแอกทิเวเต็ด สลัดจ์เมื่อระบบต้องรับภาระทางชลศาสตร์ที่สูงขึ้นอย่างทันที จะเกิดการย้ายของมวลจุลชีพจากถังเติม อากาศไปยังถังตกตะกอน ซึ่งมีความจำเป็นต้องปรับอัตราการเวียนตะกอนให้สูงขึ้น เพื่อรักษาปริมาณ จุลชีพในถังเติมอากาศให้คงที่ ส่วนระบบ MBBR เนื่องจากจุลชีพยึดเกาะอยู่บนตัวกลาง ทำให้ระบบ สามารถกลับสู่สภาวะปกติได้อย่างรวดเร็วและไม่เกิดการล้มเหลวของระบบ

งานวิจัยของ (Hu, Wheatley และคณะ, 2011) ได้ทำการทดลองเพื่อดูผลของ Shock load ในระบบ Submerged Aerated Filter โดยการใส่ตัวกลางที่แตกต่างกัน 2 ชนิด ผลการศึกษาพบว่า ตัวกลางทั้ง 2 ชนิด สามารถรับทั้งการเปลี่ยนแปลงภาระทางชลศาสตร์ และภาระสารอินทรีย์ที่สูงได้ โดยระบบสามารถกลับสู่สภาวะปกติได้เอง ซึ่งสามารถสรุปได้ว่าแม้ตัวกลางจะต่างชนิดกัน แต่เมื่อ จุลชีพยึดเกาะอยู่บนตัวกลางย่อมทำให้ระบบสามารถทนทานต่อการรับ Shock Load ได้

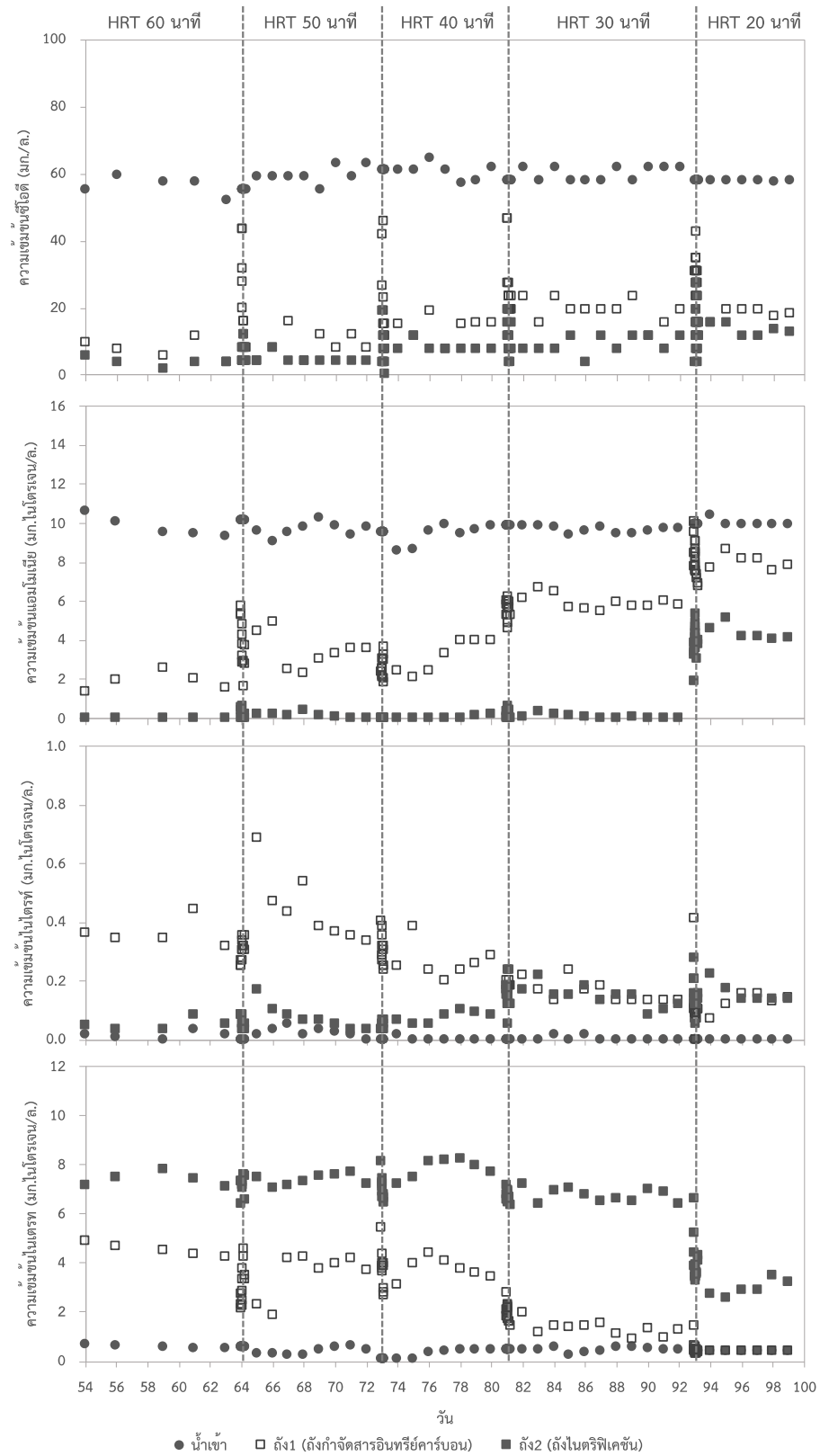
นอกจากนี้ยังมีงานวิจัยของ (Lyssenko และ Wheaton, 2006) ทำการเปรียบเทียบระบบ Submerged Aerated Filter ซึ่งเป็นระบบที่ตัวกลางจุ่มอยู่ในน้ำทั้งหมด กับระบบบำบัดน้ำเสียแบบ โปรรยกรอง (Trickling Filter) ซึ่งเป็นระบบที่ตัวกลางไม่จุ่มอยู่ในน้ำ พบว่า เมื่อเกิดสภาวะ Shock load ระบบ SAF ที่ตัวกลางจุ่มอยู่ในน้ำ มีความเสถียรของระบบที่มากกว่า โดยได้รับผลกระทบจาก การเกิด Shock load น้อยกว่าระบบบำบัดน้ำเสียแบบโปรรยกรอง ทั้งนี้เนื่องจากการที่ตัวกลางจุ่มอยู่ ในน้ำทำให้เกิดการกวนผสมและการเจือจางของน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบ ซึ่งระบบ MBBR เป็นระบบที่ ตัวกลางจุ่มอยู่ในน้ำทั้งหมดเช่นกัน ดังนั้นน่าจะมีความเสถียรของระบบสูง เมื่อเทียบกับระบบอื่นๆ

4.5 ค่าเวลากักน้ำต่ำที่สุดของระบบ MBBR ที่ใช้กับน้ำเสียความเข้มข้นต่ำ

การทดลองนี้ทำการศึกษาเพื่อหาค่าเวลากักน้ำต่ำที่สุดของระบบ MBBR ในการบำบัดน้ำเสียความเข้มข้นต่ำที่ทำให้ระบบล้มเหลว (มีประสิทธิภาพการบำบัดต่ำกว่าร้อยละ 75) ทำการทดลองโดยใช้ชุดการทดลองจากชุดการทดลองที่ 2 ที่มีเวลากักน้ำรวม 1 ชั่วโมง และมีค่าบีโอดีเท่ากับค่าบีโอดีเข้าต่ำสุดของโรงควบคุมคุณภาพน้ำกรุงเทพมหานคร (ความเข้มข้นบีโอดีประมาณ 30 มก./ล.) ทำการเพิ่มอัตราการสูบเพื่อให้เวลากักน้ำของระบบลดลงครั้งละ 10 นาที จนระบบล้มเหลว จากการทดลองพบว่า ระบบสามารถทำงานได้อย่างมีประสิทธิภาพที่เวลากักน้ำ 60, 50, 40 และ 30 นาที เมื่อทำการลดเวลากักน้ำลงเหลือ 20 นาที ประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนียลดลงต่ำกว่าร้อยละ 75 โดยผลการทดลองแสดงดังรูปที่ 4.38 มีรายละเอียดดังนี้

4.5.1 การกำจัดสารอินทรีย์ในรูปซีโอดีละลายน้ำ

ในการทดลองนี้ความเข้มข้นของซีโอดีละลายน้ำที่เข้าสู่ระบบตลอดการทดลองมีค่าคงที่ $58.81+2.88$ มก./ล. ที่เวลากักน้ำรวมของระบบ 60, 50, 40, 30 และ 20 นาที เมื่อระบบเข้าสู่สภาวะคงตัว ความเข้มข้นของซีโอดีในน้ำออก มีค่า 3.48 ± 0.89 , 3.93 ± 0.01 , 7.62 ± 0.01 , 10.64 ± 1.93 และ 12.34 ± 0.93 มก./ล. คิดเป็นประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีของระบบเท่ากับร้อยละ 93.78 ± 1.69 , 93.42 ± 0.43 , 87.19 ± 0.49 , 82.50 ± 3.38 และ 78.67 ± 1.70 ตามลำดับ รายละเอียดค่าความเข้มข้นซีโอดีและประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีเมื่อลดเวลากักน้ำลง แสดงดังตารางที่ 4.8 และรูปที่ 4.39 ซึ่งจะเห็นได้ว่าการกำจัดซีโอดีส่วนใหญ่เกิดขึ้นที่ถังที่ 1 เป็นหลัก และเกิดการออกซิไดซ์สารอินทรีย์ในถังที่ 2 อีกเพียงเล็กน้อย ในการทดลองนี้พบว่า เมื่อเวลากักน้ำของระบบมีค่าลดลง โดยที่ความเข้มข้นของซีโอดีในน้ำเข้ามีค่าคงที่ ระบบจะมีประสิทธิภาพการบำบัดต่ำลง ทั้งนี้เนื่องจากการลดลงของเวลากักน้ำ จึงส่งผลให้อัตราการสะสมอินทรีย์ต่อพื้นที่ตัวกลางของระบบมีค่าสูงขึ้น ซึ่งมีค่าสูงกว่าค่าการออกแบบในช่วงอัตราการสะสมอินทรีย์ต่อพื้นที่ต่ำ การกำจัดสารอินทรีย์จึงสามารถกำจัดได้แค่บางส่วนเท่านั้น



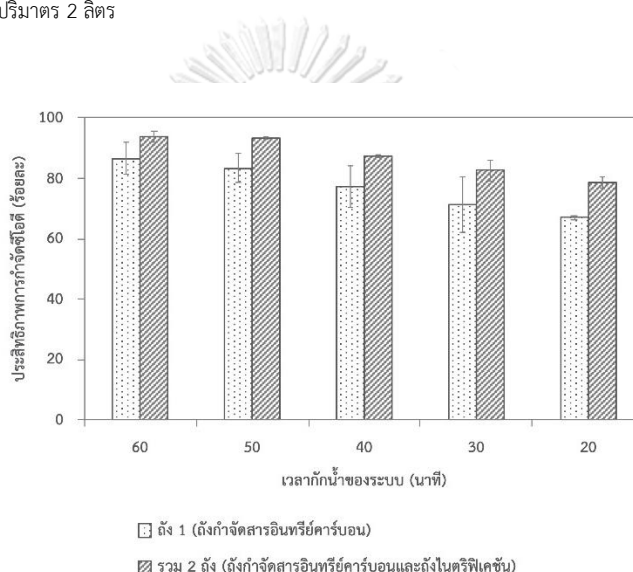
รูปที่ 4.38 การเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นซิโอดิ แอมโมเนีย ไนไตรท์ และไนเตรท
เมื่อลดเวลากักน้ำของระบบ

ตารางที่ 4.8 ค่าซีโอดีละลายน้ำและประสิทธิภาพกำจัดซีโอดีเมื่อลดเวลากักน้ำลง

เวลากักน้ำ (นาที)	ซีโอดีละลายน้ำ (มก./ล.)			ประสิทธิภาพ ถึง 1 (ร้อยละ)	ประสิทธิภาพทั้ง ระบบ (ร้อยละ)
	น้ำเข้า	ถึง 1 ¹⁾	ถึง 2 ²⁾		
60	56.31±2.97	7.69±3.08	3.48±0.89	86.43±5.25	93.78±1.69
50	60.97±1.94	9.84±2.27	3.93±0.01	83.39±4.78	93.42±0.43
40	59.52±2.28	13.46±3.89	7.62±0.01	77.29±6.85	87.19±0.49
30	60.97±1.94	17.42±5.00	10.64±1.93	71.25±9.07	82.50±3.38
20	57.85±0.27	19.11±0.48	12.34±0.93	66.96±0.83	78.67±1.70

¹⁾ ถึงที่ 1 คือ ถึงกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอน หรือ ไนโตรเจนในเคชัน ปริมาตร 2 ลิตร

²⁾ ถึงที่ 2 คือ ถึงไนโตรเจนในเคชัน ปริมาตร 2 ลิตร



รูปที่ 4.39 ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดี ที่เวลากักน้ำ 60, 50, 40, 30 และ 20 นาที

4.5.2 การกำจัดแอมโมเนีย

ความเข้มข้นของแอมโมเนียที่เข้าสู่ระบบตลอดการทดลองมีความเข้มข้น 9.78 ± 0.32 มก.ไนโตรเจน/ล. ที่เวลากักน้ำรวมของระบบ 60, 50, 40, 30 และ 20 นาที เมื่อระบบเข้าสู่สภาวะคงตัว ความเข้มข้นของแอมโมเนียในน้ำออก มีค่า 0.00 , 0.04 ± 0.05 , 0.03 ± 0.06 , 0.04 ± 0.05 และ 4.17 ± 0.06 มก.ไนโตรเจน/ล. ตามลำดับ คิดเป็นประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนียของระบบเท่ากับร้อยละ 100, 99.59 ± 0.51 , 99.70 ± 0.61 , 99.54 ± 0.53 และ 57.98 ± 0.67 ตามลำดับ รายละเอียดค่าความเข้มข้นแอมโมเนียและประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนียในแต่ละถึงเมื่อลดเวลากักน้ำลงแสดงดังตารางที่ 4.9 ซึ่งจะเห็นได้ว่าในถึงที่ 1 ซึ่งเป็นถึงกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอน ที่เวลากักเก็บน้ำ 60 นาที ระบบสามารถบำบัดแอมโมเนียได้สูงถึงร้อยละ 80.46 ± 5.20 และเมื่อผ่านการบำบัดในถึงที่ 2

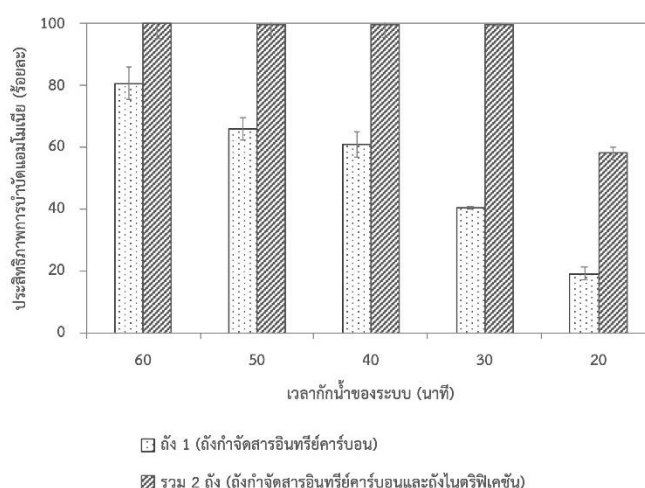
ประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนียของระบบเพิ่มเป็นร้อยละ 100 ไม่มีแอมโมเนียเหลืออยู่ในระบบ ทำการลดเวลากักน้ำลดลงครั้งละ 10 นาที หรือกล่าวคือลดลงถึงละ 5 นาที ที่เวลากักน้ำรวมของระบบเท่ากับ 50, 40 และ 30 นาที ประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนียของถังที่ 1 จะมีค่าลดต่ำลง แต่เมื่อน้ำเสียผ่านการบำบัดในถังที่ 2 ซึ่งเป็นถังไนตริฟิเคชัน พบว่าระบบยังมีประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนียที่สูงโดยมีค่ามากกว่าร้อยละ 99 เมื่อทำการลดเวลากักน้ำลงอีกครั้งเหลือเพียง 20 นาที พบว่าระบบไม่สามารถบำบัดแอมโมเนียได้ตามที่ต้องการ (ประสิทธิภาพต่ำกว่าร้อยละ 75) โดยมีประสิทธิภาพแอมโมเนียเพียงร้อยละ 57.98 ± 0.67 เท่านั้น ประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนียของระบบที่เวลากักน้ำต่างๆ แสดงดังรูปที่ 4.40

ตารางที่ 4.9 ค่าแอมโมเนียและประสิทธิภาพบำบัดแอมโมเนียเมื่อลดเวลากักน้ำลง

เวลากักน้ำ (นาที)	ความเข้มข้นแอมโมเนีย (มก.ไนโตรเจน/ล.)			ประสิทธิภาพ ถัง 1 (ร้อยละ)	ประสิทธิภาพทั้ง ระบบ (ร้อยละ)
	น้ำเข้า	ถัง 1	ถัง 2		
60	9.80 ± 0.55	1.90 ± 0.46	0.00	80.46 ± 5.20	100
50	9.84 ± 0.36	3.37 ± 0.25	0.04 ± 0.05	65.67 ± 3.65	99.59 ± 0.51
40	9.74 ± 0.22	3.81 ± 0.34	0.03 ± 0.06	60.81 ± 4.10	99.70 ± 0.61
30	9.61 ± 0.10	5.73 ± 0.04	0.04 ± 0.05	40.41 ± 0.63	99.54 ± 0.53
20	9.92 ± 0.01	8.03 ± 0.19	4.17 ± 0.06	19.07 ± 2.02	57.98 ± 0.67

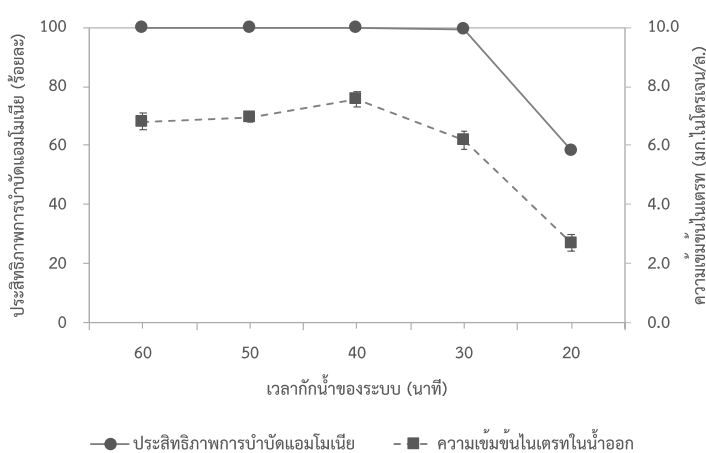
¹⁾ ถังที่ 1 คือ ถังกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอน หรือ ฟิโนลิกซ์ ปริมาตร 2 ลิตร

²⁾ ถังที่ 2 คือ ถังไนตริฟิเคชัน ปริมาตร 2 ลิตร



รูปที่ 4.40 ประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนีย ที่เวลากักน้ำ 60, 50, 40, 30 และ 20 นาที

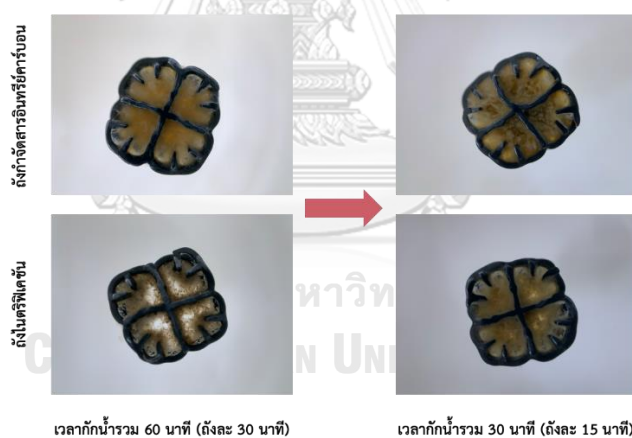
ปริมาณไนเตรทที่เกิดขึ้นในระบบที่เวลากักน้ำ 60, 50, 40, 30 และ 20 นาที มีค่า 6.82 ± 0.29 , 6.94 ± 0.15 , 7.58 ± 0.26 , 6.18 ± 0.29 และ 2.70 ± 0.28 มก.ไนโตรเจน/ล. ตามลำดับ แสดงดังรูปที่ 4.41 เมื่อลดเวลากักน้ำของระบบลงจาก 60 นาที เป็น 50 นาที และ 40 นาที ตามลำดับ พบว่า ปริมาณไนเตรทที่เกิดขึ้นมีค่ามากขึ้น เมื่อลดเวลากักน้ำลงอีกเป็น 30 นาที พบว่า ปริมาณไนเตรทที่เกิดขึ้นมีปริมาณลดลง และเมื่อลดเวลากักน้ำลงอีกครั้งเป็น 20 นาที พบว่ามีปริมาณไนเตรทในระบบเกิดขึ้นน้อยมาก ส่วนปริมาณไนเตรทที่มีปริมาณเพียงเล็กน้อยเท่านั้น



รูปที่ 4.41 ประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนียและความเข้มข้นไนเตรทที่เกิดขึ้นที่เวลากักน้ำ 60, 50, 40, 30 และ 20 นาที

เมื่อพิจารณาประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนียและความเข้มข้นไนเตรทที่เกิดขึ้นของระบบ แสดงดังรูปที่ 4.41 พบว่า ที่เวลากักน้ำ 60, 50 และ 40 นาที ประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนียมีค่าสูงใกล้เคียงกัน ส่วนปริมาณไนเตรทที่เกิดขึ้นในระบบที่เวลากักน้ำ 40 นาที มีค่าสูงที่สุด โดยมีความเข้มข้นไนเตรทอยู่ที่ 7.58 ± 0.26 มก.ไนโตรเจน/ล. แสดงให้เห็นว่า เมื่อลดเวลากักน้ำลงจาก 60 นาที จนถึง 40 นาที ส่งผลให้ปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันเกิดได้ดีขึ้น และเมื่อเวลากักน้ำของระบบลดลงเหลือ 30 นาที ประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนียยังคงมีค่าสูงมากอยู่และมีค่าใกล้เคียงกับประสิทธิภาพของระบบที่มีเวลากักน้ำ 60, 50 และ 40 นาที โดยมีค่าร้อยละ 99.54 ± 0.53 แต่ปริมาณไนเตรทที่เกิดขึ้นมีค่าลดลงอย่างชัดเจน โดยมีความเข้มข้นไนเตรทอยู่ที่ 6.18 ± 0.29 มก.ไนโตรเจน/ล. แสดงให้เห็นว่า แอมโมเนียที่ถูกบำบัดไป ส่วนใหญ่หายไปจากการที่จุลชีพนำไปใช้ในกระบวนการสร้างเซลล์เป็นหลัก และเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันได้น้อยลง โดยสาเหตุที่เป็นเช่นนี้เนื่องจากปัจจัยสำคัญตัวหนึ่งที่มีผลต่อการเกิดกระบวนการไนตริฟิเคชัน คือ ความเข้มข้นของสารอินทรีย์ โดยที่ความเข้มข้นของบีโอดีมากกว่า 10 มก./ล. จะยับยั้งการเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน (Metcalf และ Eddy, 2014) ซึ่งเมื่อ

พิจารณาการกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอนของถังที่ 1 พบว่า ความเข้มข้นของซีโอดีที่ออกจากถังที่ 1 ของเวลากักน้ำ 30 นาที มีค่าความเข้มข้นของซีโอดีเท่ากับ 17.42 ± 5.00 มก./ล. คิดเป็นความเข้มข้นซีโอดีเท่ากับ 10.89 ± 3.13 มก./ล. ซึ่งมีความเข้มข้นของสารอินทรีย์ในรูปซีโอดีมากกว่า 10 มก./ล. ดังนั้นจึงเป็นเหตุผลที่กระบวนการไนตริฟิเคชันเกิดได้น้อยลง แต่ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีและแอมโมเนียยังอยู่ในระดับที่น่าพอใจ โดยมีประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีร้อยละ 82.50 ± 3.38 และประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนียร้อยละ 99.54 ± 0.53 เมื่อทำการพิจารณาเปรียบเทียบจุลชีพที่ยึดเกาะบนตัวกลางที่เวลากักน้ำ 60 นาที และ 30 นาที พบว่าความหนาของจุลชีพบนฟิล์มชีวภาพหนาขึ้นอย่างชัดเจน แสดงดังรูปที่ 4.42 ซึ่งเป็นการสนับสนุนว่าแอมโมเนียที่หายไปส่วนใหญ่ถูกใช้ไปกับกระบวนการสร้างเซลล์ของจุลชีพมากกว่าการเกิดกระบวนการไนตริฟิเคชัน ส่วนที่เวลากักน้ำ 20 นาที พบว่า ประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนียลดลงต่ำมาก โดยมีประสิทธิภาพอยู่ที่ร้อยละ 57.98 ± 0.67 ซึ่งต่ำกว่าประสิทธิภาพขั้นต่ำที่เราต้องการ โดยสาเหตุน่าจะมาจากการที่อัตราการสะสมอาหารที่เข้าสู่ระบบมีปริมาณสูงมาก และเวลากักน้ำในระบบไม่เพียงพอสำหรับการเกิดปฏิกิริยาในระบบ



รูปที่ 4.42 จุลชีพที่ยึดเกาะบนตัวกลางที่เวลากักน้ำ 60 และ 30 นาที

ดังนั้นจากการทดลองภายใต้สภาวะที่กำหนดให้ความเข้มข้นของซีโอดีและแอมโมเนียที่เข้าสู่ระบบมีค่าคงที่ โดยมีค่าใกล้เคียงกับลักษณะน้ำเสียจริงของกรุงเทพมหานคร และทำการลดเวลากักน้ำลง เพื่อหาค่าเวลากักน้ำต่ำสุดที่ระบบสามารถทำงานได้ พบว่า ระบบสามารถทำงานได้ ประสิทธิภาพสูงจนถึงค่าเวลากักน้ำ 30 นาที ทั้งนี้ที่เวลากักน้ำ 30 นาที อาจจะไม่ใช้ค่าที่เหมาะสมที่ได้จากการทดลองนี้ เนื่องจากที่เวลากักน้ำ 30 และ 40 นาที ประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนียมีค่าสูงใกล้เคียงกันมาก แต่ที่เวลากักน้ำ 40 นาที ปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันสามารถเกิดได้มากกว่า ทั้งนี้

จากการทดลอง พบว่า ระบบ MBBR สามารถทำงานได้ดีแม้ระบบจะมีเวลากักน้ำที่ต่ำ โดยค่าความเข้มข้นซีโอดีและแอมโมเนียไนโตรเจนยังคงมีค่าต่ำกว่าค่ามาตรฐานน้ำทิ้ง ในการออกแบบใช้งานจริง หากระบบมีค่าเวลากักน้ำต่ำย่อมส่งผลให้ระบบมีขนาดเล็กลงได้ก็จริง แต่ยังมีข้อจำกัดที่ต้องพิจารณา คือ ต้องไม่ให้เกิดการไหลล้นของน้ำในถังปฏิกรณ์ และขนาดถังจะต้องเพียงพอสำหรับการติดตั้งระบบเติมอากาศด้วย นอกจากนี้ในการทดลองครั้งนี้ใช้น้ำเสียสังเคราะห์ซึ่งมีกลูโคสเป็นแหล่งคาร์บอนที่สามารถย่อยสลายได้ง่าย หากเป็นระบบที่ใช้น้ำเสียจริงคาดว่าเวลากักน้ำจำเป็นจะต้องมีค่าสูงกว่านี้ แต่ทั้งนี้แนวโน้มการเกิดปฏิกิริยาไม่น่าแตกต่างกัน



บทที่ 5

สรุปผลการทดลองและข้อเสนอแนะ

5.1 สรุปผลการทดลอง

งานวิจัยนี้เป็นการศึกษาในระดับห้องปฏิบัติการ เพื่อศึกษาการบำบัดน้ำเสียความเข้มข้นต่ำ โดยถึงปฏิกรณ์ฟิล์มชีวภาพชนิดตัวกลางเคลื่อนที่ โดยดูผลของอัตราภาระสารอินทรีย์ต่อพื้นที่ตัวกลาง (SALR) ผลของเวลากักน้ำ (HRT) พฤติกรรมของระบบ MBBR ในภาวะพลวัต (Dynamics) และหาค่าเวลากักน้ำต่ำที่สุดของระบบ MBBR ที่ทำให้ระบบล้มเหลว โดยผลการทดลองสามารถสรุปได้เป็น 4 ส่วนตามวัตถุประสงค์ของงานวิจัย

1. ผลของอัตราภาระสารอินทรีย์ต่อพื้นที่ตัวกลางที่มีผลต่อการทำงานของระบบ MBBR ในการบำบัดน้ำเสียความเข้มข้นต่ำ

ที่อัตราภาระสารอินทรีย์ต่อพื้นที่ตัวกลาง (SALR) ที่เข้าถึงกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอน 2.0, 3.0, 3.9, 7.9 ก.ซีไอดี/ตร.ม.-วัน โดยมีเวลากักน้ำคงที่ถึงละ 3 ชม. (รวมสองถึง 6 ชม.) ทั้ง 4 สภาวะที่เดินระบบมีประสิทธิภาพการบำบัดซีไอดีและแอมโมเนียที่สูงมากกว่าร้อยละ 90 โดยเมื่ออัตราภาระสารอินทรีย์ต่อพื้นที่ตัวกลางสูงขึ้น ประสิทธิภาพการกำจัดซีไอดีจะสูงขึ้น ส่วนประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนียจะลดต่ำลง นอกจากนี้ที่อัตราภาระสารอินทรีย์ต่อพื้นที่ตัวกลางสูงฟิล์มชีวภาพที่ยึดเกาะบนตัวกลางจะมีความหนามากขึ้น อัตราการหลุดของฟิล์มชีวภาพสูงส่งผลให้ปริมาณจุลชีพแขวนลอยเพิ่มขึ้น ปริมาณตะกอนที่เกิดขึ้นต่อวันจึงสูงขึ้นด้วยเช่นกัน แต่ทั้งนี้เมื่อเปรียบเทียบกับระบบแอกทิเวเตดสลัดจ์แบบทั่วไป พบว่า ปริมาณตะกอนที่เกิดขึ้นต่อวันของระบบ MBBR มีปริมาณน้อยกว่าประมาณ 1.5-2 เท่า

2. ผลของเวลากักน้ำ (HRT) ที่มีผลต่อการทำงานของระบบ MBBR ในการบำบัดน้ำเสียความเข้มข้นต่ำ

ที่เวลากักน้ำของระบบ 4, 3, 2 และ 1 ชั่วโมง โดยที่อัตราภาระสารอินทรีย์ต่อพื้นที่ตัวกลางของระบบมีค่าคงที่ พบว่า ประสิทธิภาพการกำจัดซีไอดีมีค่าใกล้เคียงกัน ส่วนประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนียพบว่า เมื่อเวลากักน้ำลดต่ำลงกระบวนการไนตริฟิเคชันจะสามารถเกิดได้สูงขึ้น โดยที่เวลากักน้ำต่ำ จุลชีพแขวนลอยในระบบจะมีปริมาณลดลงเนื่องจากการ wash out ออกจากระบบ ส่งผลให้จุลชีพเจริญเติบโตในชั้นฟิล์มชีวภาพบนตัวกลางได้ดี ดังนั้นที่เวลากักน้ำต่ำฟิล์มชีวภาพที่ยึดเกาะบนตัวกลางจะมีความหนาที่สุด และมีประสิทธิภาพในการบำบัดสูงที่สุด ส่วนปริมาณตะกอนที่เกิดขึ้นต่อวันที่เวลากักน้ำต่างๆ มีปริมาณใกล้เคียงกัน แสดงให้เห็นว่าเวลากักน้ำไม่มีผลกับปริมาณตะกอน

ส่วนเกินของระบบ แต่มีผลกับคุณภาพน้ำทิ้งของระบบ เนื่องจากมาตรฐานน้ำทิ้งระบุค่าตะกอนแขวนลอยในหน่วยความเข้มข้น

3. พลวัตการทำงานของระบบ MBBR ในภาวะพลวัต (Dynamics)

เมื่อจำลองสภาวะการเปลี่ยนแปลงภาระทางชลศาสตร์ที่สูง (Hydraulic Shock Load) พบว่า ระบบ MBBR มีความสามารถในการทนต่อการเปลี่ยนแปลงภาระทางชลศาสตร์ที่สูงได้ โดยระบบสามารถกลับสู่สภาวะปกติได้ภายในเวลาไม่นาน เนื่องจากจุลชีพยึดเกาะอยู่บนตัวกลาง ไม่เกิดการ wash out ออกจากระบบ ระบบจึงมีความเสถียรมากกว่าระบบบำบัดน้ำเสียแบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ ซึ่งเป็นข้อดีของระบบ MBBR อย่างยิ่ง

4. เวลากักน้ำต่ำที่สุดของระบบ MBBR ที่ทำให้ระบบเริ่มล้มเหลว

น้ำเสียที่มีลักษณะใกล้เคียงน้ำเสียจริงของกรุงเทพมหานคร ซึ่งมีความเข้มข้นต่ำ เมื่อทำการลดเวลากักน้ำของระบบลงครั้งละ 10 นาที พบว่า เวลากักน้ำต่ำที่สุดของระบบ MBBR ภายใต้สภาวะที่กำหนด คือเวลากักน้ำ 30 นาที โดยระบบยังคงมีประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดีและแอมโมเนียมากกว่าร้อยละ 75

5.2 ความสำคัญของงานวิจัยในทางวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม

ระบบบำบัดน้ำเสียแบบถังปฏิกรณ์ฟิล์มชีวภาพชนิดตัวกลางเคลื่อนที่ (MBBR) ที่ใช้บำบัดน้ำเสียที่มีความเข้มข้นต่ำ ซึ่งมักพบในระบบรวบรวมน้ำเสียของกรุงเทพมหานคร มีประสิทธิภาพในการบำบัดซีโอดีและแอมโมเนียได้สูง มีปริมาณจุลชีพในระบบสูงกว่าระบบตะกอนแขวนลอยทั่วไป โดยจุลชีพในระบบร้อยละ 97-99 เป็นแบบยึดเกาะบนตัวกลาง เหมาะกับจุลชีพกลุ่มโตช้า และสามารถเลี้ยงจุลชีพในระบบได้สูงกว่าระบบตะกอนแขวนลอยทั่วไป ส่งผลให้ระบบมีขนาดเล็กลงอย่างมากเมื่อเทียบกับระบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ สามารถช่วยลดปัญหาการเริ่มต้นระบบ (Start up) ได้เนื่องจากจุลชีพยึดเกาะอยู่บนตัวกลาง ทำให้เกิดการสะสมของจุลชีพในระบบ ช่วยลดระยะเวลาในการเริ่มต้นระบบได้ อีกทั้งการเดินระบบสามารถทำได้ง่ายกว่า เนื่องจากไม่ต้องมีการเวียนตะกอนจุลชีพจากกันถึงตกตะกอนกลับเข้าสู่ระบบ และไม่ต้องมีการควบคุมการทิ้งตะกอนเพื่อควบคุมอายุตะกอน (SRT) และระบบ MBBR ยังทนต่อภาระทางชลศาสตร์ที่เปลี่ยนแปลงสูง โดยไม่เกิดการย้ายของมวลตะกอนจุลชีพจากถังเดิมอากาศไปยังถังตกตะกอนเหมือนพวกจุลชีพแบบแขวนลอยในระบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ในช่วงที่รับภาระทางชลศาสตร์สูง นอกจากนี้ระบบ MBBR มีปริมาณตะกอนที่เกิดขึ้นต่อวันต่ำ ส่งผลให้ปริมาณตะกอนที่ต้องถูกนำไปกำจัดมีปริมาณลดลงเมื่อ

เทียบกับระบบตะกอนแขวนลอยทั่วไป ทำให้สามารถลดค่าใช้จ่ายในการเดินระบบได้ โดยในการเดินระบบยังไม่พบข้อจำกัด

5.3 ข้อเสนอแนะ

- ทำการทดลองโดยใช้น้ำเสียชุมชนจริง เนื่องจากในการศึกษาคั้งนี้ใช้น้ำเสียสังเคราะห์ซึ่งย่อยสลายได้ง่าย และอยู่ในรูปสารละลายเท่านั้น แต่ในน้ำเสียจริงองค์ประกอบของน้ำเสียจะประกอบด้วยสารละลายและอนุภาค ดังนั้นผลการทดลองคั้งนี้จะได้เป็นเพียงข้อมูลเบื้องต้น แสดงถึงแนวโน้มที่เกิดขึ้นเท่านั้น
- พารามิเตอร์ต่างๆ ที่ทดลอง สามารถนำไปใช้เป็นค่าเริ่มต้น และอ้างอิงในการเดินระบบ MBBR ของกรุงเทพมหานครได้ แต่ต้องทำการทดลองเพิ่มเติมกับน้ำเสียจริงก่อน
- ศึกษาเพิ่มเติมในเรื่องของการจัดการตะกอนส่วนเกินที่เกิดขึ้นของระบบ เนื่องจากข้อมูลในปัจจุบันยังมีจำกัดอยู่



ก.2 รายละเอียดตัวกลางพลาสติกที่ใช้ในการทดลอง



• Tel: +972-9-959-1901 • Fax: +972-9-959-1903
 • 8 Hamenofim St., P.O. Box 12615, Herzliya 46733 ISRAEL • www.aqwise.com

AqWise Biomass Carrier (ABC)

Technical Data Sheet



Application	Water and wastewater treatment
Material / color	HDPE – Recycled (black)
Density	0.94 – 0.96 gr/cm ³
Diameter / Length	13 mm (±0.8 mm)
Total surface area	900 m ² /m ³
Effective (protected) surface area	650 m ² /m ³
Weight (loose, dry)	120 kg/m ³
Packing	100 lit. ; 1 m ³ ; 3 m ³

General Description

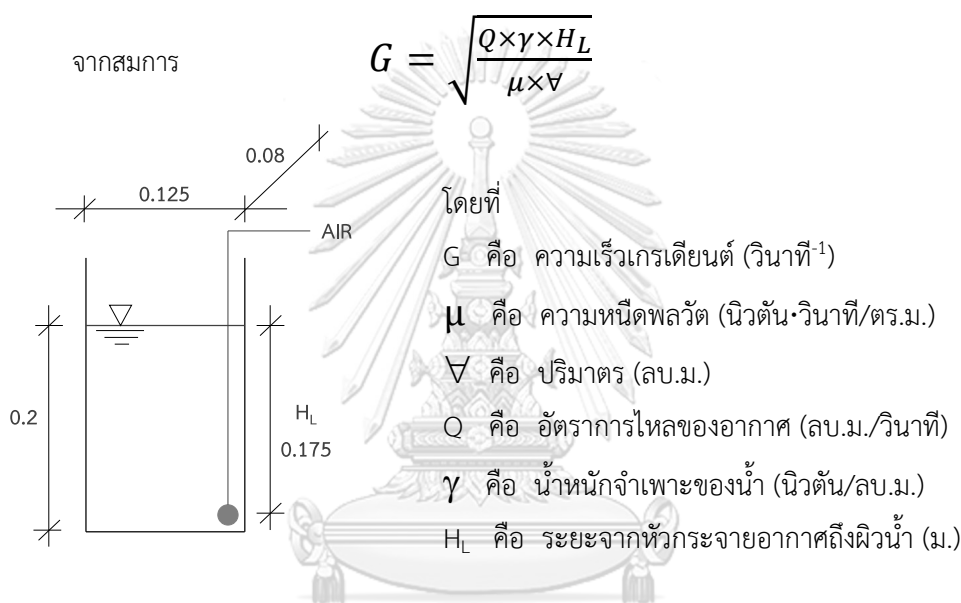
The shape of the Aqwise Biomass Carrier is unique in its fully open geometry. Openings in all sides of the carrier assure efficient exchange of water and oxygen at the bio-film surface, allowing optimal contact between the contaminants in the water and the bio-film, and also provides for maximum utilization of the internal surfaces of the carrier for bio-film growth. These openings also allow excess bio-film to be readily sloughed off from then carrier, preventing carrier clogging. This "no-clog" quality of the carrier reduces maintenance costs and the need for carrier replacement.

Proprietary and Confidential. © Copyright 2016 Aqwise – Wise Water Technologies Ltd.



ก.3 การคำนวณหาปริมาณลมที่ใช้ในการกวนผสม

- ค่า G ใน Full scale = 134-360 วินาที⁻¹
- ค่า G ของระบบบำบัดน้ำเสียรณบุรี
 - ถังกำจัดสารอินทรีย์ (BOD Removal Tank) = 234 วินาที⁻¹
 - ถังไนตริฟิเคชัน 1 (Nitrification Tank 1) = 265 วินาที⁻¹
 - ถังไนตริฟิเคชัน 2 (Nitrification Tank 2) = 173 วินาที⁻¹
- ในงานวิจัยนี้จะใช้ค่า $G \geq 200$ วินาที⁻¹



ที่อุณหภูมิ 30 องศาเซลเซียส : $\mu = 7.98 \times 10^{-4}$ นิวตัน·วินาที/ตร.ม.

$$\gamma = 9764 \text{ นิวตัน/ลบ.ม.}$$

จากถังปฏิกรณ์

$$\nabla = 2 \times 10^{-3} \text{ ลบ.ม.}$$

$$H_L = 0.175 \text{ ม.}$$

จะได้ว่า
$$Q = \frac{G^2 \times 7.98 \times 10^{-4} \times 2 \times 10^{-3}}{9764 \times 0.175} = G^2 \times 5.604 \times 10^{-5} \quad \text{ลบ./นาท}$$

ในการทดลองใช้เครื่องเติมอากาศที่มีอัตราการไหล 2.5 ลบ./นาท ดังนั้นมีค่าความเร็วเกรเดียนต์ 211 วินาที⁻¹

ภาคผนวก ข. วิธีการวิเคราะห์คุณภาพน้ำ

ข.1 การวิเคราะห์แอมโมเนียไนโตรเจน โดยวิธีซาลิไซเลต

สารเคมี

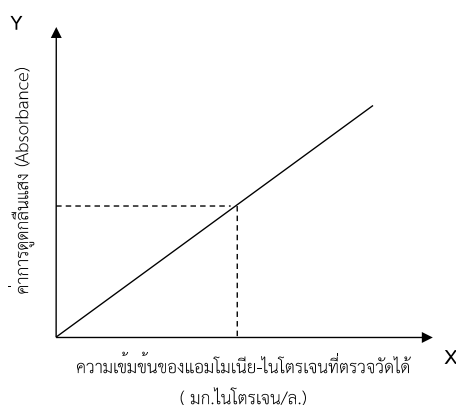
1. เตรียมสารละลายซาลิไซเลต-อะซีโตน โดยใช้โซเดียมซาลิไซเลต 440 กรัม และโซเดียมไนโตรพรัสไซด์ 0.28 กรัม ปรับปริมาตรด้วยน้ำ DI เป็น 1 ลิตร เก็บรักษาโดยใส่ตู้เย็นและไม่ให้โดนแสง
2. เตรียมสารอัลคาไลน์ซีเตรท โดยใช้โซเดียมไฮดรอกไซด์ 18.5 กรัม และโซเดียมซีเตรท 100 กรัม ปรับปริมาตรด้วยน้ำ DI เป็น 1 ลิตร เก็บรักษาโดยใส่ตู้เย็นและไม่ให้โดนแสง

วิธีวิเคราะห์

1. กรองน้ำตัวอย่างด้วยกระดาษกรอง GF/C ปิดเต้าน้ำตัวอย่างปริมาตรเจือจางด้วยอัตราส่วน 1:50 ให้ได้ปริมาตรตัวอย่างรวม 5 มิลลิลิตร
2. เติมสารละลายซาลิไซเลต 0.6 มิลลิลิตร
3. ใส่สารละลายผสมอัลคาไลน์ซีเตรทกับไฮโปคลอไรต์ (อัตราส่วน 9 ต่อ 1) ปริมาตร 1 มิลลิลิตร แล้วทิ้งไว้ในที่มืด 1 ชั่วโมง
4. นำไปวัดด้วยเครื่องสเปกโตรโฟโตมิเตอร์ที่ค่าดูดกลืนแสง 640 นาโนเมตร แล้วนำไปเทียบกับค่าจากกราฟมาตรฐานแอมโมเนีย
5. ทำกราฟมาตรฐานสารละลายแอมโมเนียตามขั้นตอนที่ 1-4 แต่เปลี่ยนจากน้ำตัวอย่างเป็นสารละลายมาตรฐานแอมโมเนีย โดยเตรียมจากแอมโมเนียคลอไรด์

การคำนวณ

กราฟคำนวณหาปริมาณแอมโมเนียไนโตรเจนกับกราฟมาตรฐาน



ภาคผนวก ค วิธีวิเคราะห์จุลชีพบนตัวกลาง

วิธีวิเคราะห์

1. นำเอาตัวกลางพลาสติกที่มีจุลชีพยึดเกาะอยู่ไปอบให้แห้งที่อุณหภูมิ 105 องศาเซลเซียสเป็นเวลา 1 ชั่วโมง จากนั้นจึงเอาออกมาใส่โถทำให้แห้งปล่อยให้เย็น แล้วจึงนำมาชั่งน้ำหนัก สมมติให้มีน้ำหนัก A กรัม
2. นำตัวกลางล้างด้วยโซเดียมไฮโปคลอไรด์ที่ความเข้มข้นสูง แช่ทิ้งไว้ 1 ชั่วโมง แล้วนำมาขัดและล้างน้ำเปล่าให้สะอาด จากนั้นนำไปอบให้แห้งที่อุณหภูมิ 105 องศาเซลเซียสเป็นเวลา 1 ชั่วโมง จากนั้นจึงเอาออกมาใส่โถทำให้แห้งปล่อยให้เย็น แล้วจึงนำมาชั่งน้ำหนัก สมมติให้มีน้ำหนัก B กรัม
3. นับจำนวนตัวกลางพลาสติกที่นำมาวิเคราะห์ สมมติให้มีจำนวน C

การคำนวณ

$$\text{จุลชีพที่ยึดเกาะบนตัวกลาง (ก./ชิ้น)} = \frac{(A-B)}{C}$$

โดย A คือ น้ำหนักตัวกลางรวมกับจุลชีพ (กรัม)
 B คือ น้ำหนักตัวกลางพลาสติก (กรัม)
 C คือ จำนวนชิ้นตัวกลางที่นำมาวิเคราะห์



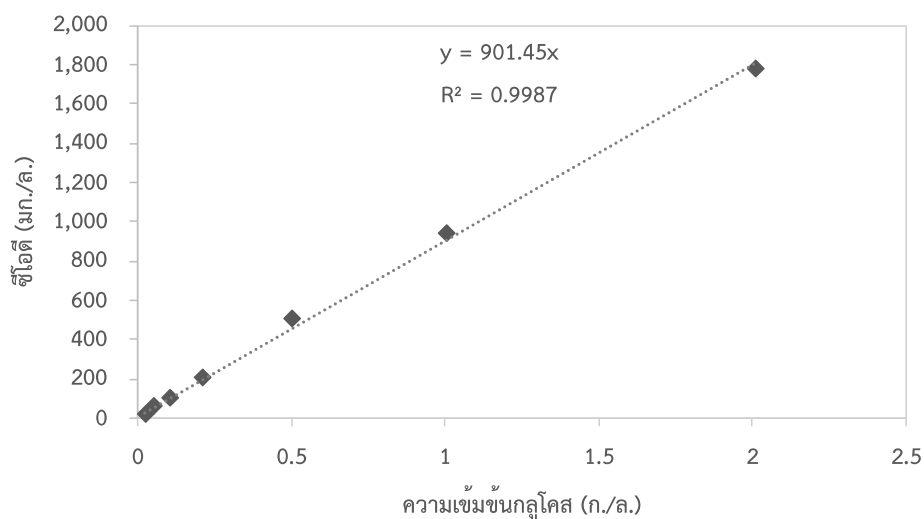
ตัวกลางที่มีจุลชีพเกาะอยู่ หลังนำไปอบแห้ง



ตัวกลางเมื่อล้างด้วยโซเดียมไฮโปคลอไรด์

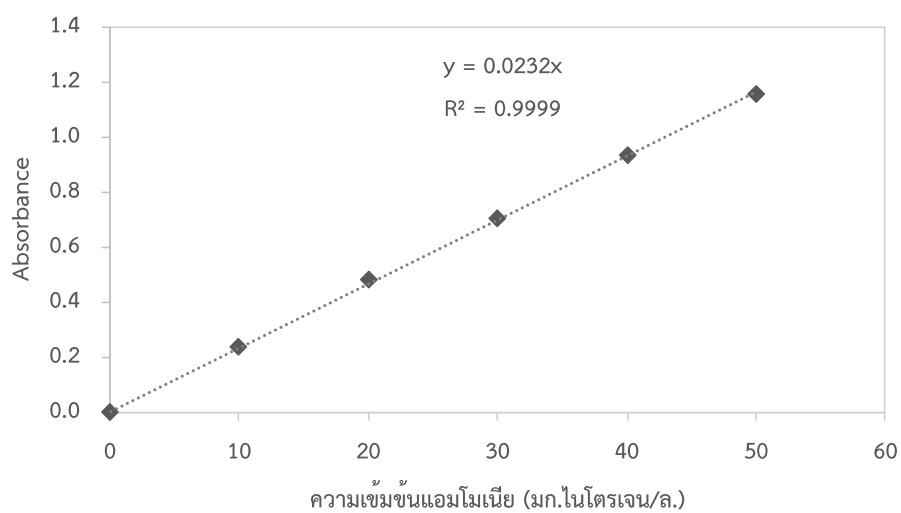
ภาคผนวก ง. กราฟมาตรฐาน

ง.1 กราฟมาตรฐานน้ำเสียสังเคราะห์



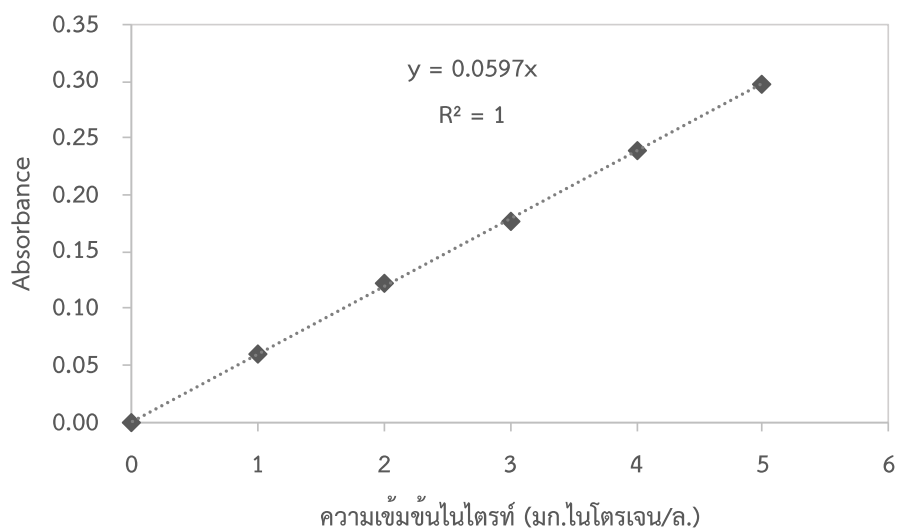
รูปที่ ง.1 กราฟมาตรฐานน้ำเสียสังเคราะห์

ง.2 กราฟมาตรฐานแอมโมเนียไนโตรเจน



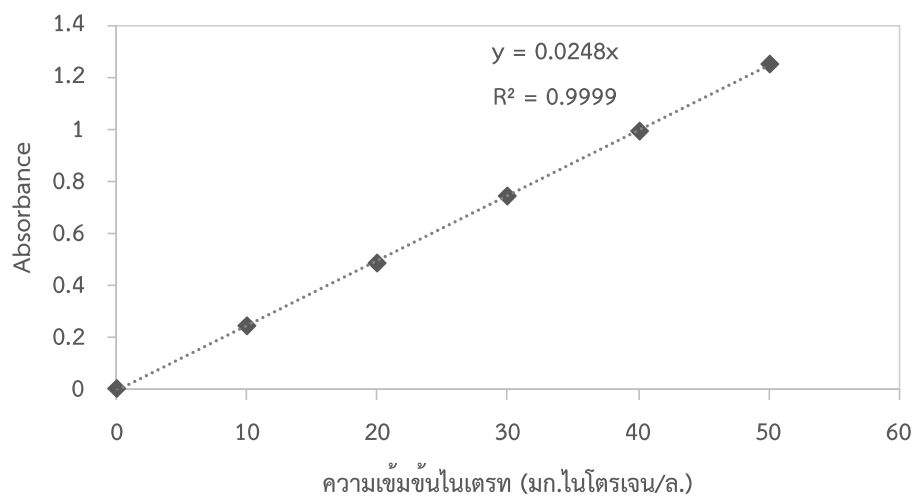
รูปที่ ง.2 กราฟมาตรฐานแอมโมเนียไนโตรเจน

ง.3 กราฟมาตรฐานไนโตรที่ไนโตรเจน



รูปที่ ง.2 กราฟมาตรฐานไนโตรที่ไนโตรเจน

ง.3 กราฟมาตรฐานไนเตรทไนโตรเจน



รูปที่ ง.2 กราฟมาตรฐานไนเตรทไนโตรเจน

ภาคผนวก จ. ข้อมูลผลการทดลอง

จ.1 ช่วงเริ่มต้นเดินระบบ (Start up)

ตารางที่ จ-1 ค่าซีไอทีและแอมโมเนียเข้าและออกในช่วงเริ่มต้นเดินระบบถึงที่ 1

วันที่	วันที่เดินระบบ	ความเข้มข้นซีไอที (มก./ล.)		ความเข้มข้นแอมโมเนีย (มก./ล.)	
		น้ำเข้า	น้ำออก	น้ำเข้า	น้ำออก
3/5/2562	1	461.33	29.33	34.56	0.00
5/5/2562	3	430.67	35.33	32.62	0.00
7/5/2562	5	470.15	34.48	35.31	0.00
9/5/2562	7	427.59	27.59	35.26	0.00
11/5/2562	9	496.00	48.00	35.20	8.43
เดินระบบในน้ำเสียสังเคราะห์ที่ไม่มีหัวเชื้อจุลชีพ ซีไอที 480 มก./ล. แอมโมเนีย 35 มก.ไนโตรเจน/ล.					
13/5/2562	11	481.30	57.24	33.72	0.00
15/5/2562	13	484.46	26.77	32.99	0.00
17/5/2562	15	489.00	45.90	33.74	0.00
19/5/2562	17	488.47	32.27	36.22	1.22
21/5/2562	19	481.30	37.65	36.19	1.86
ความเข้มข้นซีไอที 600 มก./ล. แอมโมเนีย 35 มก.ไนโตรเจน/ล.					
23/5/2562	21	609.52	62.22	36.24	0.24
25/5/2562	23	610.53	40.63	35.66	0.40
27/5/2562	25	632.38	21.59	38.12	0.51
29/5/2562	27	605.30	21.25	36.24	0.24
31/5/2562	29	610.53	40.63	35.66	0.40
ความเข้มข้นซีไอที 720 มก./ล. แอมโมเนีย 35 มก.ไนโตรเจน/ล.					
2/6/2562	31	720.14	28.24	35.72	0.00
4/6/2562	33	720.10	16.81	36.80	0.00
6/6/2562	35	720.31	22.41	35.10	1.88
8/6/2562	37	748.39	12.90	36.45	1.35
10/6/2562	39	753.61	12.33	36.43	0.86

ตารางที่ จ-2 ค่าซีโอดีและแอมโมเนียเข้าและออกในช่วงเริ่มต้นเดินระบบถังที่ 2

วันที่	วันที่ เดินระบบ	ความเข้มข้นซีโอดี (มก./ล.)		ความเข้มข้นแอมโมเนีย (มก./ล.)	
		น้ำเข้า	น้ำออก	น้ำเข้า	น้ำออก
3/5/2562	1	469.33	34.00	35.00	0.00
5/5/2562	3	476.00	28.67	32.10	0.00
7/5/2562	5	504.83	26.90	32.30	0.00
9/5/2562	7	480.63	33.10	36.35	0.00
เดินระบบในน้ำเสียสังเคราะห์ที่ไม่มีหัวเชื้อจุลินทรีย์ ซีโอดี 480 มก./ล. แอมโมเนีย 35 มก.ไนโตรเจน/ล.					
11/5/2562	9	483.65	46.67	36.39	8.36
13/5/2562	11	488.56	48.45	35.34	0.00
15/5/2562	13	490.00	34.96	33.96	0.93
17/5/2562	15	476.85	55.13	37.17	0.33
ความเข้มข้นซีโอดี 400 มก./ล. แอมโมเนีย 35 มก.ไนโตรเจน/ล.					
19/5/2562	17	413.97	24.13	33.50	0.00
21/5/2562	19	408.35	19.05	33.03	0.35
23/5/2562	21	400.20	28.87	32.48	0.53
25/5/2562	23	399.76	20.3	35.13	0.40
ความเข้มข้นซีโอดี 320 มก./ล. แอมโมเนีย 42 มก.ไนโตรเจน/ล.					
27/5/2562	25	320.07	28.24	40.93	0.00
29/5/2562	27	325.00	23.01	41.90	0.00
31/5/2562	29	318.65	10.00	41.81	0.22
2/6/2562	31	320.56	24.08	40.84	0.00
ความเข้มข้นซีโอดี 250 มก./ล. แอมโมเนีย 50 มก.ไนโตรเจน/ล.					
4/6/2562	33	252.35	10.45	48.67	0.00
6/6/2562	35	250.00	7.63	50.88	0.00
8/6/2562	37	248.85	7.56	48.90	0.02
10/6/2562	39	250.55	8.94	49.56	0.00

จ.2 การทดลองที่ 1 การศึกษาผลของอัตราการสารอินทรีย์ต่อพื้นที่ตัวกลางที่มีผลต่อการ
ทำงานของระบบ MBBR ในการบำบัดน้ำเสียความเข้มข้นต่ำ

จ.2.1 สภาวะการเดินระบบที่ 1 อัตราสารอินทรีย์ต่อพื้นที่ตัวกลาง 2.0 ก.ซีโอดี/ตร.ม.-วัน
(ความเข้มข้นซีโอดีเข้า 80 มก./ล. แอมโมเนีย 20 มก.ไนโตรเจน/ล.)

ตารางที่ จ-3 ค่าซีโอดีและแอมโมเนียที่อัตราการสารอินทรีย์ต่อพื้นที่ตัวกลาง 2.0 ก.ซีโอดี/ตร.ม.-วัน

วันที่	วันที่ เดินระบบ	ความเข้มข้นซีโอดี (มก./ล.)			ความเข้มข้นแอมโมเนีย (มก./ล.)		
		น้ำเข้า	ถังที่ 1	ถังที่ 2	น้ำเข้า	ถังที่ 1	ถังที่ 2
12/6/62	1	94.43	23.61	7.87	17.73	9.84	0.10
14/6/62	3	96.39	19.28	19.28	17.99	7.21	0.02
17/6/62	6	97.14	17.14	17.14	22.81	2.05	0.00
19/6/62	8	88.03	6.29	6.29	19.02	3.69	3.98
21/6/62	10	73.36	16.77	6.29	20.82	0.34	0.28
24/6/62	13	78.28	10.30	6.18	22.57	0.04	0.00
26/6/62	15	86.52	12.36	8.24	21.98	0.02	0.00
28/6/62	17	85.29	9.92	5.95	21.39	0.00	0.00
1/7/62	20	81.32	9.92	7.93	21.08	0.00	0.00
3/7/62	22	83.01	10.08	6.05	22.71	0.00	0.00
5/7/62	24	84.71	14.12	6.05	21.49	0.00	0.00

ตารางที่ จ-4 ค่าไนโตรเจนและไนเตรทที่อัตราการสารอินทรีย์ต่อพื้นที่ตัวกลาง 2.0 ก.ซีโอดี/ตร.ม.-วัน

วันที่	วันที่ เดินระบบ	ความเข้มข้นไนโตรเจน (มก./ล.)			ความเข้มข้นไนเตรท (มก./ล.)		
		น้ำเข้า	ถังที่ 1	ถังที่ 2	น้ำเข้า	ถังที่ 1	ถังที่ 2
12/6/62	1	0.00	0.00	0.48	0.00	3.31	14.70
14/6/62	3	0.00	0.00	0.17	0.00	5.65	15.78
17/6/62	6	0.00	0.00	0.08	0.17	18.63	24.11
19/6/62	8	0.00	0.00	0.07	0.00	16.58	19.35
21/6/62	10	0.02	0.00	0.03	0.22	17.05	18.97
24/6/62	13	0.00	0.00	0.02	0.44	17.53	18.59
26/6/62	15	0.01	0.00	0.02	0.64	18.75	19.51
28/6/62	17	0.02	0.00	0.02	0.84	19.96	20.42
1/7/62	20	0.00	0.00	0.00	0.55	20.36	21.65
3/7/62	22	0.00	0.00	0.00	0.46	19.09	19.58
5/7/62	24	0.00	0.00	0.00	0.27	18.95	20.76

ตารางที่ จ-5 ค่าพีเอชและออกซิเจนละลายน้ำของระบบที่อัตราการระเหยอินทรีย์ต่อพื้นที่ตัวกลาง
2.0 ก.ซีไอดี/ตร.ม.-วัน

วันที่	วันที่ เดินระบบ	พีเอช		ออกซิเจนละลาย (มก./ล.)	
		ถังที่ 1	ถังที่ 2	ถังที่ 1	ถังที่ 2
12/6/62	1	7.68	7.61	5.06	5.6
13/6/62	2	7.59	7.76		
14/6/62	3	7.79	7.65	5.24	5.5
15/6/62	4	7.36	7.51		
16/6/62	5	7.68	7.61	5.43	6.29
17/6/62	6	7.61	7.7		
18/6/62	7	7.58	7.62	5.82	6.62
19/6/62	8	7.16	7.6		
20/6/62	9	7.22	7.7	5.43	6.41
21/6/62	10	7.42	7.71		
22/6/62	11	7.42	7.71	5.88	6.46
23/6/62	12	7.63	7.67		
24/6/62	13	7.16	7.65	5.54	6.59
25/6/62	14	7.22	7.7		
26/6/62	15	7.42	7.71	5.2	6.3
27/6/62	16	7.22	7.7		
28/6/62	17	7.16	7.5	5.48	6.53
29/6/62	18	7.22	7.7		
30/6/62	19	7.36	7.51	5.41	5.51
1/7/62	20	7.58	7.62		
2/7/62	21	7.42	7.71	5.06	5.6
3/7/62	22	7.63	7.67		
4/7/62	23	7.59	7.76	5.24	5.5
5/7/62	24	7.42	7.71		

จ.2.2 สภาวะการเดินระบบที่ 2 อัตราการระสารอินทรีย์ต่อพื้นที่ตัวกลาง 3.0 ก.ซีโอติ/ตร.ม.-วัน
(ความเข้มข้นซีโอติเข้า 120 มก./ล. แอมโมเนีย 20 มก.ไนโตรเจน/ล.)

ตารางที่ จ-6 ค่าซีโอติและแอมโมเนียที่อัตราการระสารอินทรีย์ต่อพื้นที่ตัวกลาง 3.0 ก.ซีโอติ/ตร.ม.-วัน

วันที่	วันที่ เดินระบบ	ความเข้มข้นซีโอติ (มก./ล.)			ความเข้มข้นแอมโมเนีย (มก./ล.)		
		น้ำเข้า	ถังที่ 1	ถังที่ 2	น้ำเข้า	ถังที่ 1	ถังที่ 2
12/6/62	1	118.03	13.77	3.93	18.13	8.63	0.00
14/6/62	3	134.94	19.28	17.35	16.04	10.78	0.00
17/6/62	6	131.43	19.05	15.24	20.44	5.98	0.00
19/6/62	8	113.19	2.10	2.10	22.27	4.88	0.00
21/6/62	10	119.48	10.48	2.10	21.47	0.68	0.00
24/6/62	13	123.61	12.36	4.12	17.27	0.20	0.00
26/6/62	15	123.61	11.14	5.04	19.68	0.10	0.00
28/6/62	17	113.06	9.92	5.95	19.68	0.00	0.00
1/7/62	20	132.89	13.88	9.92	21.16	0.00	0.00
3/7/62	22	127.06	14.12	6.05	22.65	0.00	0.00
5/7/62	24	123.03	14.12	4.03	21.39	0.00	0.00

ตารางที่ จ-7 ค่าไนโตรทและไนเตรทที่อัตราการระสารอินทรีย์ต่อพื้นที่ตัวกลาง 3.0 ก.ซีโอติ/ตร.ม.-วัน

วันที่	วันที่ เดินระบบ	ความเข้มข้นไนโตรท (มก./ล.)			ความเข้มข้นไนเตรท (มก./ล.)		
		น้ำเข้า	ถังที่ 1	ถังที่ 2	น้ำเข้า	ถังที่ 1	ถังที่ 2
12/6/62	1	0.01	1.39	0.46	0.00	1.90	13.10
14/6/62	3	0.00	0.60	0.29	0.00	1.01	13.69
17/6/62	6	0.02	0.70	0.18	0.00	8.84	14.35
19/6/62	8	0.00	1.11	0.13	0.00	9.81	16.71
21/6/62	10	0.00	0.83	0.05	0.34	18.14	29.54
24/6/62	13	0.02	0.34	0.02	0.34	14.37	15.59
26/6/62	15	0.00	0.25	0.02	0.53	15.97	16.73
28/6/62	17	0.02	0.15	0.03	0.32	17.57	17.87
1/7/62	20	0.00	0.15	0.02	0.46	18.29	19.94
3/7/62	22	0.00	0.13	0.02	0.51	18.37	19.26
5/7/62	24	0.00	0.13	0.00	0.36	18.08	18.88

ตารางที่ จ-8 ค่าพีเอชและออกซิเจนละลายน้ำของระบบที่อัตราภาระสารอินทรีย์ต่อพื้นที่ตัวกลาง

3.0 ก.ซีโอดี/ตร.ม.-วัน

วันที่	วันที่ เดินระบบ	พีเอช		ออกซิเจนละลาย (มก./ล.)	
		ถังที่ 1	ถังที่ 2	ถังที่ 1	ถังที่ 2
12/6/62	1	7.69	7.62	4.91	5.55
13/6/62	2	7.38	7.38		
14/6/62	3	7.59	7.64	4.88	5.3
15/6/62	4	7.48	7.85		
16/6/62	5	7.43	7.69	4.68	6.27
17/6/62	6	7.64	7.69		
18/6/62	7	7.43	7.69	5.47	6.29
19/6/62	8	7.25	7.57		
20/6/62	9	7.48	7.85	4.94	6.12
21/6/62	10	7.59	7.64		
22/6/62	11	7.38	7.38	5.12	6.5
23/6/62	12	7.48	7.85		
24/6/62	13	7.59	7.64	4.89	6.41
25/6/62	14	7.38	7.38		
26/6/62	15	7.59	7.64	4.49	6.31
27/6/62	16	7.43	7.69		
28/6/62	17	7.29	7.42	4.68	6.27
29/6/62	18	7.25	7.76		
30/6/62	19	7.38	7.38	5.42	6.36
1/7/62	20	7.13	7.51		
2/7/62	21	7.43	7.69	4.94	6.12
3/7/62	22	7.25	7.57		
4/7/62	23	7.48	7.85	5.43	6.15
5/7/62	24	7.59	7.64		

จ.2.3 สภาวะการเดินระบบที่ 3 อัตราการะสารอินทรีย์ต่อพื้นที่ตัวกลาง 3.9 ก.ซีโอติ/ตร.ม.-วัน
(ความเข้มข้นซีโอติเข้า 160 มก./ล. แอมโมเนีย 20 มก.ไนโตรเจน/ล.)

ตารางที่ จ-9 ค่าซีโอติและแอมโมเนียที่อัตราการะสารอินทรีย์ต่อพื้นที่ตัวกลาง 3.9 ก.ซีโอติ/ตร.ม.-วัน

วันที่	วันที่ เดินระบบ	ความเข้มข้นซีโอติ (มก./ล.)			ความเข้มข้นแอมโมเนีย (มก./ล.)		
		น้ำเข้า	ถังที่ 1	ถังที่ 2	น้ำเข้า	ถังที่ 1	ถังที่ 2
12/6/62	1	167.21	11.80	5.90	18.80	6.61	0.00
14/6/62	3	173.49	25.06	17.35	17.41	8.73	0.08
17/6/62	6	175.24	19.05	15.24	22.23	6.39	0.00
19/6/62	8	153.01	2.10	6.29	21.14	6.18	0.00
21/6/62	10	146.72	0.00	0.00	24.10	0.72	0.00
24/6/62	13	152.68	22.66	6.18	24.72	0.00	0.00
26/6/62	15	158.63	16.48	2.06	20.22	0.00	0.00
28/6/62	17	164.63	0.00	0.00	19.44	0.00	0.00
1/7/62	20	162.64	13.88	9.92	24.42	0.68	0.16
3/7/62	22	157.31	12.10	2.02	22.69	1.91	1.63
5/7/62	24	171.43	10.08	2.02	22.95	0.20	0.00

ตารางที่ จ-10 ค่าไนโตรทและไนเตรทที่อัตราการะสารอินทรีย์ต่อพื้นที่ตัวกลาง 3.9 ก.ซีโอติ/ตร.ม.-วัน

วันที่	วันที่ เดินระบบ	ความเข้มข้นไนโตรท (มก./ล.)			ความเข้มข้นไนเตรท (มก./ล.)		
		น้ำเข้า	ถังที่ 1	ถังที่ 2	น้ำเข้า	ถังที่ 1	ถังที่ 2
12/6/62	1	0.90	1.05	0.42	0.00	0.95	10.61
14/6/62	3	0.00	0.25	0.29	0.00	0.10	11.84
17/6/62	6	0.02	1.29	0.00	0.17	3.69	14.71
19/6/62	8	0.02	2.24	0.20	0.00	5.91	14.85
21/6/62	10	0.02	1.42	0.05	0.40	10.16	14.46
24/6/62	13	0.02	0.46	0.02	0.27	14.41	14.07
26/6/62	15	0.03	0.34	0.02	0.36	14.90	15.53
28/6/62	17	0.00	0.23	0.03	0.36	15.40	17.00
1/7/62	20	0.00	0.16	0.00	0.51	16.84	18.38
3/7/62	22	0.00	0.18	0.02	0.36	15.97	16.65
5/7/62	24	0.00	0.36	0.00	0.36	16.58	17.28

ตารางที่ จ-11 ค่าพีเอชและออกซิเจนละลายน้ำของระบบที่อัตราภาระสารอินทรีย์ต่อพื้นที่
ตัวกลาง3.9 ก.ซีโอดี/ตร.ม.-วัน

วันที่	วันที่ เดินระบบ	พีเอช		ออกซิเจนละลาย (มก./ล.)	
		ถังที่ 1	ถังที่ 2	ถังที่ 1	ถังที่ 2
12/6/62	1	7.73	7.63	5.02	5.51
13/6/62	2	7.25	7.43		
14/6/62	3	7.67	7.65	5.00	5.51
15/6/62	4	7.28	7.8		
16/6/62	5	7.33	7.37	5.11	6.24
17/6/62	6	7.54	7.64		
18/6/62	7	7.41	7.67	5.03	6.6
19/6/62	8	7.46	7.73		
20/6/62	9	7.41	7.67	5.13	6.26
21/6/62	10	7.37	7.69		
22/6/62	11	7.59	7.68	5.04	6.5
23/6/62	12	7.33	7.37		
24/6/62	13	7.41	7.67	4.84	6.26
25/6/62	14	7.25	7.43		
26/6/62	15	7.41	7.67	5.41	6.31
27/6/62	16	7.59	7.68		
28/6/62	17	7.25	7.43	5.02	6.78
29/6/62	18	7.28	7.8		
30/6/62	19	7.33	7.37	5.13	6.26
1/7/62	20	7.41	7.67		
2/7/62	21	7.37	7.69	5.11	6.24
3/7/62	22	7.59	7.68		
4/7/62	23	7.46	7.73	5.58	6.53
5/7/62	24	7.59	7.68		

จ.2.4 สภาวะการเดินระบบที่ 3 อัตราการระสารอินทรีย์ต่อพื้นที่ตัวกลาง 7.9 ก.ซีโอติ/ตร.ม.-วัน
(ความเข้มข้นซีโอติเข้า 320 มก./ล. แอมโมเนีย 20 มก.ไนโตรเจน/ล.)

ตารางที่ จ-12 ค่าซีโอติและแอมโมเนียที่อัตราการระสารอินทรีย์ต่อพื้นที่ตัวกลาง 7.9 ก.ซีโอติ/ตร.ม.-วัน

วันที่	วันที่ เดินระบบ	ความเข้มข้นซีโอติ (มก./ล.)			ความเข้มข้นแอมโมเนีย (มก./ล.)		
		น้ำเข้า	ถังที่ 1	ถังที่ 2	น้ำเข้า	ถังที่ 1	ถังที่ 2
12/6/62	1	318.69	19.67	7.87	17.23	6.59	0.38
14/6/62	3	337.35	32.77	26.99	17.13	6.75	0.26
17/6/62	6	321.90	28.57	24.76	19.56	6.29	0.00
19/6/62	8	329.08	10.48	2.10	23.55	5.58	0.00
21/6/62	10	310.22	2.10	0.00	21.71	7.79	0.30
24/6/62	13	327.55	6.18	4.12	22.99	0.00	0.00
26/6/62	15	309.01	12.36	2.06	19.48	3.43	0.00
28/6/62	17	303.47	1.98	1.98	18.92	0.00	0.00
1/7/62	20	320.21	17.85	5.95	20.06	3.39	2.85
3/7/62	22	336.95	14.12	0.00	20.63	1.16	1.41
5/7/62	24	330.76	8.07	6.05	21.20	1.51	0.00
8/7/62	27	332.26	12.10	4.64	19.58	0.00	0.00
10/7/62	29	306.45	16.13	3.23	18.09	0.28	0.00
12/7/62	31	315.45	13.89	6.47	19.34	1.27	0.00
15/7/62	34	323.89	11.66	9.72	20.08	0.60	0.00

ตารางที่ จ-13 ค่าไนโตรเจนและไนเตรทที่อัตราการสารอินทรีย์ต่อพื้นที่ตัวกลาง 7.9 ก.ซีโอดี/ตร.ม.-วัน

วันที่	วันที่ เดินระบบ	ความเข้มข้นไนโตรเจน (มก./ล.)			ความเข้มข้นไนเตรท (มก./ล.)		
		น้ำเข้า	ถังที่ 1	ถังที่ 2	น้ำเข้า	ถังที่ 1	ถังที่ 2
12/6/62	1	0.01	0.07	0.18	0.06	0.00	6.16
14/6/62	3	0.00	0.03	0.20	0.00	0.06	8.10
17/6/62	6	0.00	0.11	0.21	0.10	0.00	9.22
19/6/62	8	0.00	0.20	0.23	0.00	0.00	12.70
21/6/62	10	0.00	0.60	0.16	0.38	0.32	12.49
24/6/62	13	0.02	1.49	0.05	0.36	2.36	5.57
26/6/62	15	0.02	0.74	0.00	0.34	1.96	10.19
28/6/62	17	0.02	0.28	0.03	0.89	8.75	9.96
1/7/62	20	0.00	0.62	0.02	0.55	9.75	11.16
3/7/62	22	0.00	0.25	0.00	0.32	9.33	11.63
5/7/62	24	0.00	0.38	0.00	0.51	9.73	11.85
8/7/62	27	0.00	0.08	0.02	0.65	10.13	12.07
10/7/62	29	0.00	0.11	0.00	0.49	11.58	13.05
12/7/62	31	0.00	0.15	0.02	0.57	12.05	14.03
15/7/62	34	0.02	0.11	0.02	0.78	11.33	13.31

ตารางที่ จ-14 ค่าพีเอชและออกซิเจนละลายน้ำของระบบที่อัตราการสารอินทรีย์ต่อพื้นที่ตัวกลาง 7.9 ก.ซีโอดี/ตร.ม.-วัน

วันที่	วันที่ เดินระบบ	พีเอช		ออกซิเจนละลาย (มก./ล.)	
		ถังที่ 1	ถังที่ 2	ถังที่ 1	ถังที่ 2
12/6/62	1	7.75	7.66	4.84	5.44
13/6/62	2	7.57	7.61		
14/6/62	3	7.44	7.6	4.57	4.99
15/6/62	4	7.35	7.86		
16/6/62	5	7.32	7.56	4.89	6.28
17/6/62	6	7.52	7.63		
18/6/62	7	7.44	7.6	5.11	5.97
19/6/62	8	7.52	7.63		

ตารางที่ จ-14 ค่าพีเอชและออกซิเจนละลายน้ำของระบบที่อัตราภาระสารอินทรีย์ต่อพื้นที่ตัวกลาง

7.9 ก.ซีโอดี/ตร.ม.-วัน (ต่อ)

วันที่	วันที่ เดินระบบ	พีเอช		ออกซิเจนละลาย (มก./ล.)	
		ถังที่ 1	ถังที่ 2	ถังที่ 1	ถังที่ 2
20/6/62	9	7.16	7.25	4.57	4.99
21/6/62	10	7.35	7.86		
22/6/62	11	7.32	7.56	5.00	5.64
23/6/62	12	7.57	7.61		
24/6/62	13	7.43	7.9	4.89	6.28
25/6/62	14	7.51	7.61		
26/6/62	15	7.51	7.93	4.48	6.39
27/6/62	16	7.35	7.86		
28/6/62	17	7.16	7.25	5.02	5.96
29/6/62	18	7.44	7.6		
30/6/62	19	7.57	7.61	4.57	4.99
1/7/62	20	7.35	7.86		
2/7/62	21	7.57	7.61	4.84	5.44
3/7/62	22	7.52	7.63		
4/7/62	23	7.57	7.61	3.91	6.24
5/7/62	24	7.52	7.63		
6/7/62	25	7.35	7.86	4.89	6.28
7/7/62	26	7.57	7.61		
8/7/62	27	7.35	7.86	4.35	6.02
9/7/62	28	7.57	7.61		
10/7/62	29	7.43	7.9	4.24	5.75
11/7/62	30	7.51	7.61		
12/7/62	31	7.51	7.93	5.00	5.64
13/7/62	32	7.35	7.86		
14/7/62	33	7.57	7.61	4.48	6.39
15/7/62	34	7.32	7.56		

จ.3 การทดลองที่ 2 การศึกษาผลของเวลากักน้ำที่มีผลต่อการทำงานของระบบ MBBR ใน
การบำบัดน้ำเสียความเข้มข้นต่ำ

จ.3.1 สภาวะการเดินระบบที่ 1 เวลากักน้ำ 4 ชั่วโมง

ตารางที่ จ-15 ค่าซีโอดีและแอมโมเนียที่เวลากักน้ำ 4 ชั่วโมง

วันที่	วันที่ เดินระบบ	ความเข้มข้นซีโอดี (มก./ล.)			ความเข้มข้นแอมโมเนีย (มก./ล.)		
		น้ำเข้า	ถังที่ 1	ถังที่ 2	น้ำเข้า	ถังที่ 1	ถังที่ 2
3/1/63	1	222.15	13.88	23.80	33.24	23.68	7.47
5/1/63	3	228.20	23.61	19.67	32.87	26.78	4.64
7/1/63	5	207.73	2.02	2.02	35.42	27.20	5.29
9/1/63	7	197.65	20.17	4.03	38.12	25.36	8.62
11/1/63	9	220.95	30.48	19.05	35.02	22.45	3.16
13/1/63	11	230.48	38.10	19.05	34.90	13.56	0.00
15/1/63	13	222.86	41.90	15.24	35.77	14.44	0.00
18/1/63	16	196.28	15.55	9.72	35.73	14.31	0.00
20/1/63	18	200.16	15.55	11.66	35.65	16.40	0.00
22/1/63	20	198.22	15.55	9.72	34.35	17.47	0.23
24/1/63	22	206.83	25.37	17.56	35.92	14.52	0.00
26/1/63	24	202.93	9.76	9.76	34.04	6.97	0.00
28/1/63	26	214.63	15.61	3.90	35.00	9.52	0.00
30/1/63	28	214.63	15.61	7.80	35.79	4.77	0.00
1/2/63	30	228.20	21.64	13.77	34.54	8.79	0.00
3/2/63	32	241.97	17.70	7.87	35.29	11.74	0.00
5/2/63	34	221.54	21.38	15.55	37.45	17.45	0.00
7/2/63	36	215.71	19.43	15.55	37.28	14.25	0.65
9/2/63	38	213.77	19.43	15.55	37.76	15.52	0.13
11/2/63	40	213.77	19.43	15.55	37.36	14.64	0.00
13/2/63	42	218.88	15.36	7.68	38.93	13.35	0.00
16/2/63	45	209.28	15.36	11.52	33.37	14.02	0.00
18/2/63	47	213.12	23.04	7.68	35.75	14.25	0.00
20/2/63	49	205.44	13.44	9.60	34.94	15.52	0.00
21/2/63	50	200.82	11.48	9.56	35.21	13.74	0.00
23/2/63	52	196.19	9.52	9.52	35.48	14.02	0.00

ตารางที่ จ-15 ค่าไนโตรเจนและไนเตรทเวลากักน้ำ 4 ชั่วโมง

วันที่	วันที่ เดินระบบ	ความเข้มข้นไนโตรเจน (มก./ล.)			ความเข้มข้นไนเตรท (มก./ล.)		
		น้ำเข้า	ถังที่ 1	ถังที่ 2	น้ำเข้า	ถังที่ 1	ถังที่ 2
3/1/63	1	0.02	0.07	5.51	1.19	0.17	14.65
5/1/63	3	0.01	0.12	6.19	1.27	0.15	19.27
7/1/63	5	0.01	0.29	3.78	0.96	0.00	19.37
9/1/63	7	0.00	1.46	2.80	0.42	0.19	16.19
11/1/63	9	0.03	1.24	3.58	0.13	0.00	17.65
13/1/63	11	0.54	7.35	0.70	0.12	1.44	22.60
15/1/63	13	0.00	8.69	0.38	1.06	2.73	24.85
18/1/63	16	0.00	8.69	0.00	1.44	2.63	26.06
20/1/63	18	0.00	6.66	0.18	0.85	2.00	25.04
22/1/63	20	0.00	5.79	0.02	0.96	2.19	25.77
24/1/63	22	0.00	8.10	0.05	0.96	2.87	24.90
26/1/63	24	0.00	12.93	0.11	1.17	6.00	24.23
28/1/63	26	0.00	11.69	0.13	0.77	6.33	26.37
30/1/63	28	0.00	12.78	0.07	0.85	9.12	26.77
1/2/63	30	0.00	8.85	0.28	0.60	9.90	26.13
3/2/63	32	0.00	7.23	0.28	0.48	9.63	27.56
5/2/63	34	0.00	3.60	0.51	0.48	4.62	23.88
7/2/63	36	0.00	5.02	0.36	0.42	6.65	25.35
9/2/63	38	0.00	6.22	0.46	0.42	5.42	25.19
11/2/63	40	0.00	7.12	0.16	0.44	5.54	25.56
13/2/63	42	0.02	8.56	0.28	0.69	5.56	25.48
16/2/63	45	0.00	6.28	0.23	0.58	5.54	24.02
18/2/63	47	0.00	6.99	0.21	0.60	5.69	24.00
20/2/63	49	0.02	5.70	0.21	0.63	4.31	25.27
21/2/63	50	0.01	5.88	0.25	0.82	5.12	25.63
23/2/63	52	0.00	6.07	0.28	1.00	5.92	26.00

ตารางที่ จ-16 ค่าพีเอชและออกซิเจนละลายน้ำของระบบที่เวลากักน้ำ 4 ชั่วโมง

วันที่	วันที่ เดินระบบ	พีเอช		ออกซิเจนละลาย (มก./ล.)	
		ถังที่ 1	ถังที่ 2	ถังที่ 1	ถังที่ 2
3/1/63	1	7.79	7.88	6.38	6.71
5/1/63	3	8.03	7.55	5.07	5.34
7/1/63	5	7.79	7.86	4.97	4.58
9/1/63	7	7.65	7.73	4.18	4.01
11/1/63	9	7.55	7.79	3.76	3.78
13/1/63	11	7.48	7.31	3.95	5.28
15/1/63	13	7.46	7.29	3.53	4.70
17/1/63	15	7.47	7.43	4.26	5.92
19/1/63	17	7.47	7.57	3.60	4.06
21/1/63	19	7.54	7.63	4.94	5.87
23/1/63	21	7.48	7.60	4.77	6.44
25/1/63	23	7.44	7.59	4.47	5.89
27/1/63	25	7.53	7.66	4.72	6.91
29/1/63	27	7.29	7.39	3.83	5.92
31/1/63	29	7.44	7.38	3.84	5.50
2/2/63	31	7.58	7.36	3.84	5.07
4/2/63	33	7.58	7.57	5.84	6.08
6/2/63	35	7.52	7.42	3.06	6.45
8/2/63	37	7.47	7.29	3.80	5.62
10/2/63	39	7.41	7.44	3.74	6.09
12/2/63	41	7.48	7.56	3.87	5.84
14/2/63	43	7.56	7.27	3.90	5.46
16/2/63	45	7.50	7.33	3.67	5.705
18/2/63	47	7.44	7.39	3.44	5.95
20/2/63	49	7.58	7.63	4.28	5.70
22/2/63	51	7.61	7.32	3.55	6.04

จ.3.2 สภาวะการเดินระบบที่ 2 เวลาพักน้ำ 3 ชั่วโมง

ตารางที่ จ-17 ค่าซีไอดีและแอมโมเนียที่เวลาพักน้ำ 3 ชั่วโมง

วันที่	วันที่เดินระบบ	ความเข้มข้นซีไอดี (มก./ล.)			ความเข้มข้นแอมโมเนีย (มก./ล.)		
		น้ำเข้า	ถังที่ 1	ถังที่ 2	น้ำเข้า	ถังที่ 1	ถังที่ 2
3/1/63	1	164.63	15.87	11.90	25.61	18.37	5.77
5/1/63	3	165.25	17.70	11.80	25.46	19.90	4.39
7/1/63	5	145.21	4.03	0.00	26.78	20.96	3.35
9/1/63	7	133.11	0.00	0.00	26.40	19.46	2.11
11/1/63	9	156.19	15.24	11.43	26.51	17.26	1.55
13/1/63	11	156.19	7.62	0.00	25.88	10.59	0.00
15/1/63	13	169.52	22.86	7.62	25.73	11.61	0.00
18/1/63	16	151.58	9.72	3.89	25.88	10.29	0.00
20/1/63	18	147.69	9.72	5.83	26.51	11.36	0.00
22/1/63	20	153.52	13.60	5.83	26.51	11.84	0.00
24/1/63	22	148.29	13.66	9.76	25.31	11.57	0.00
26/1/63	24	142.44	7.80	3.90	25.71	9.90	0.00
28/1/63	26	156.10	7.80	3.90	26.34	12.07	0.00
30/1/63	28	160.00	7.80	5.85	27.20	9.04	0.00
1/2/63	30	157.38	11.80	7.87	27.09	9.60	0.00
3/2/63	32	165.25	13.77	11.80	26.44	14.08	0.00
5/2/63	34	161.30	13.60	11.66	28.31	11.99	0.00
7/2/63	36	157.41	13.60	11.66	28.20	12.45	0.00
9/2/63	38	159.35	15.55	11.66	27.91	11.36	1.69
11/2/63	40	159.35	15.55	11.66	27.32	11.82	0.00
13/2/63	42	149.76	15.36	0.00	27.85	11.30	0.00
16/2/63	45	157.44	11.52	3.84	26.51	14.31	0.00
18/2/63	47	151.68	7.68	7.68	26.84	9.48	0.00
20/2/63	49	151.68	21.12	13.44	25.61	9.73	0.00
21/2/63	50	155.52	17.28	13.44	25.29	11.42	0.00
23/2/63	52	160.00	17.14	9.52	26.95	12.93	0.00
25/2/63	54	150.48	11.80	3.84	27.34	11.99	0.00
27/2/63	56	150.18	13.77	7.68	26.85	12.45	0.00
1/3/63	59	149.88	13.60	9.52	26.36	11.36	0.00
3/3/63	61	156.10	13.60	3.90	26.40	11.82	0.00
5/3/63	63	160.00	11.71	3.90	27.50	11.30	0.00
7/3/63	65	167.80	11.71	3.90	27.16	14.31	0.00

ตารางที่ จ-18 ค่าไนโตรเจนและไนเตรทเวลากักน้ำ 3 ชั่วโมง

วันที่	วันที่ เดินระบบ	ความเข้มข้นไนโตรเจน (มก./ล.)			ความเข้มข้นไนเตรท (มก./ล.)		
		น้ำเข้า	ถังที่ 1	ถังที่ 2	น้ำเข้า	ถังที่ 1	ถังที่ 2
3/1/63	1	0.02	0.11	3.85	1.12	0.25	9.94
5/1/63	3	0.00	0.09	4.34	0.98	0.13	12.77
7/1/63	5	0.00	0.36	3.34	1.23	0.06	15.15
9/1/63	7	0.44	1.08	1.24	0.10	0.00	16.02
11/1/63	9	0.00	1.03	3.22	0.37	0.00	13.87
13/1/63	11	0.00	6.61	0.31	0.12	1.42	18.17
15/1/63	13	0.00	7.00	0.33	0.77	2.96	21.79
18/1/63	16	0.18	7.51	0.03	0.92	3.46	20.12
20/1/63	18	0.00	6.35	0.26	0.88	3.33	20.31
22/1/63	20	0.00	5.52	0.03	0.90	3.73	20.73
24/1/63	22	0.00	4.66	0.00	0.96	2.98	20.33
26/1/63	24	0.00	4.53	0.05	1.10	5.31	20.37
28/1/63	26	0.00	3.65	0.08	0.90	5.12	21.50
30/1/63	28	0.00	3.58	0.02	0.94	6.10	20.54
1/2/63	30	0.00	3.00	0.18	0.35	6.44	19.29
3/2/63	32	0.00	3.83	0.00	0.37	4.92	20.73
5/2/63	34	0.02	2.80	0.23	0.27	5.06	19.48
7/2/63	36	0.00	2.73	0.23	0.56	5.44	19.04
9/2/63	38	0.00	3.14	0.26	0.52	6.31	19.94
11/2/63	40	0.00	2.75	0.23	0.35	6.06	19.79
13/2/63	42	0.02	2.88	0.25	0.63	6.23	20.23
16/2/63	45	0.02	1.85	0.26	0.65	3.65	19.21
18/2/63	47	0.00	3.54	0.18	0.65	4.62	18.50
20/2/63	49	0.00	2.86	0.25	0.60	4.54	18.83
21/2/63	50	0.02	2.78	0.23	0.58	3.71	19.00
23/2/63	52	0.02	1.87	0.20	0.81	4.94	19.98
25/2/63	54	0.02	1.60	0.20	0.81	3.92	19.63
27/2/63	56	0.02	1.55	0.16	0.75	3.58	19.35
1/3/63	59	0.02	1.49	0.13	0.69	3.23	18.50
3/3/63	61	0.02	1.98	0.15	1.19	5.00	18.83
5/3/63	63	0.00	1.84	0.18	0.31	3.58	19.35
7/3/63	65	0.00	1.62	0.18	0.12	3.59	20.00

ตารางที่ จ-19 ค่าพีเอชและออกซิเจนละลายน้ำของระบบที่เวลากักน้ำ 3 ชั่วโมง

วันที่	วันที่ เดินระบบ	พีเอช		ออกซิเจนละลาย (มก./ล.)	
		ถังที่ 1	ถังที่ 2	ถังที่ 1	ถังที่ 2
3/1/63	1	7.55	7.74	6.32	6.90
5/1/63	3	7.58	7.57	5.38	5.92
7/1/63	5	7.36	7.26	4.73	5.37
9/1/63	7	7.36	7.43	4.66	4.95
11/1/63	9	7.61	7.71	4.59	4.79
13/1/63	11	7.39	7.21	3.89	5.42
15/1/63	13	7.48	7.32	4.01	4.69
17/1/63	15	7.45	7.25	4.6	6.28
19/1/63	17	7.41	7.18	3.68	4.84
21/1/63	19	7.45	7.11	4.44	5.49
23/1/63	21	7.46	7.36	4.65	6.28
25/1/63	23	7.42	7.63	4.39	5.61
27/1/63	25	7.50	7.60	4.66	6.78
29/1/63	27	7.22	7.42	4.24	5.3
31/1/63	29	7.32	7.38	4.32	5.93
2/2/63	31	7.42	7.34	4.39	6.56
4/2/63	33	7.55	7.63	4.77	6.03
6/2/63	35	7.36	7.48	4.71	6.73
8/2/63	37	7.32	7.34	3.59	5.19
10/2/63	39	7.41	7.61	4.22	6.4
12/2/63	41	7.36	7.53	3.80	6.70
14/2/63	43	7.51	7.17	4.36	4.92
16/2/63	45	7.51	7.30	4.09	4.84
18/2/63	47	7.51	7.43	3.82	4.76
20/2/63	49	7.55	7.41	3.64	4.88
22/2/63	51	7.53	7.24	3.83	5.34
24/2/63	53	7.28	7.45	4.07	5.57
26/2/63	55	7.35	7.38	3.41	5.52
28/2/63	57	7.17	7.23	3.50	4.60
2/3/63	60	7.04	7.25	3.62	5.05
4/3/63	62	7.31	7.22	3.58	4.74
6/3/63	64	7.25	7.27	4.32	5.93

จ.3.3 สถานะการเดินระบบที่ 3 เวลาพักน้ำ 2 ชั่วโมง

ตารางที่ จ-20 ค่าซีไอทีและแอมโมเนียที่เวลาพักน้ำ 2 ชั่วโมง

วันที่	วันที่เดินระบบ	ความเข้มข้นซีไอที (มก./ล.)			ความเข้มข้นแอมโมเนีย (มก./ล.)		
		น้ำเข้า	ถังที่ 1	ถังที่ 2	น้ำเข้า	ถังที่ 1	ถังที่ 2
3/1/63	1	107.11	23.80	15.87	17.51	13.47	7.41
5/1/63	3	110.16	19.67	11.80	19.33	15.90	8.51
7/1/63	5	94.79	0.00	0.00	17.99	7.01	2.85
9/1/63	7	96.81	5.71	5.71	19.60	13.70	3.03
11/1/63	9	108.57	11.43	11.43	17.24	8.64	0.00
13/1/63	11	110.48	11.43	11.43	17.05	7.20	0.00
15/1/63	13	110.48	15.24	7.62	16.84	6.82	0.00
18/1/63	16	97.17	9.72	0.00	17.11	4.83	0.00
20/1/63	18	101.05	11.66	0.00	17.45	7.80	0.00
22/1/63	20	95.22	7.77	5.83	16.95	8.01	0.00
24/1/63	22	109.27	7.80	3.90	15.65	9.02	0.00
26/1/63	24	105.37	15.61	7.80	16.13	7.43	0.00
28/1/63	26	109.27	9.76	11.71	17.11	5.71	0.00
30/1/63	28	105.37	11.71	0.00	16.23	0.61	0.00
1/2/63	30	110.16	15.74	11.80	16.76	4.67	0.00
3/2/63	32	118.03	11.80	11.80	16.61	6.05	0.00
5/2/63	34	108.83	23.32	15.55	18.01	7.51	0.00
7/2/63	36	104.94	19.43	13.60	17.45	4.35	0.00
9/2/63	38	122.43	13.60	11.66	19.29	1.61	0.00
11/2/63	40	122.43	13.60	11.66	18.58	5.63	0.00
13/2/63	42	111.36	3.84	0.00	18.12	6.82	0.90
16/2/63	45	103.68	7.68	7.68	17.49	8.10	0.00
18/2/63	47	107.52	15.36	15.36	16.92	7.55	0.52
20/2/63	49	103.68	17.28	9.60	16.42	5.96	0.00
21/2/63	50	97.92	9.60	9.60	17.15	6.17	0.00
23/2/63	52	110.48	13.33	9.52	17.55	7.89	0.00
25/2/63	54	116.19	17.14	9.52	17.70	8.14	0.00
27/2/63	56	100.55	13.28	1.90	17.41	6.03	0.00
1/3/63	59	102.45	1.90	1.90	18.16	6.99	0.00

ตารางที่ จ-20 ค่าซีไอทีและแอมโมเนียที่เวลากักน้ำ 2 ชั่วโมง (ต่อ)

วันที่	วันที่ เดินระบบ	ความเข้มข้นซีไอที (มก./ล.)			ความเข้มข้นแอมโมเนีย (มก./ล.)		
		น้ำเข้า	ถังที่ 1	ถังที่ 2	น้ำเข้า	ถังที่ 1	ถังที่ 2
3/3/63	61	109.27	11.71	11.71	17.24	7.53	0.00
5/3/63	63	107.32	3.90	3.90	17.70	7.26	0.00
7/3/63	65	109.27	19.51	11.71	18.15	8.10	0.00
9/3/63	67	113.17	19.51	3.90	17.72	8.06	0.00
11/3/63	69	103.68	11.52	7.68	18.23	7.97	0.00

ตารางที่ จ-21 ค่าไนโตรเจนและไนเตรทเวลากักน้ำ 2 ชั่วโมง

วันที่	วันที่ เดินระบบ	ความเข้มข้นไนโตรเจน (มก./ล.)			ความเข้มข้นไนเตรท (มก./ล.)		
		น้ำเข้า	ถังที่ 1	ถังที่ 2	น้ำเข้า	ถังที่ 1	ถังที่ 2
3/1/63	1	107.11	23.80	15.87	17.51	13.47	7.41
5/1/63	3	110.16	19.67	11.80	19.33	15.90	8.51
7/1/63	5	94.79	0.00	0.00	17.99	7.01	2.85
9/1/63	7	96.81	5.71	5.71	19.60	13.70	3.03
11/1/63	9	108.57	11.43	11.43	17.24	8.64	0.00
13/1/63	11	110.48	11.43	11.43	17.05	7.20	0.00
15/1/63	13	110.48	15.24	7.62	16.84	6.82	0.00
18/1/63	16	97.17	9.72	0.00	17.11	4.83	0.00
20/1/63	18	101.05	11.66	0.00	17.45	7.80	0.00
22/1/63	20	95.22	7.77	5.83	16.95	8.01	0.00
24/1/63	22	109.27	7.80	3.90	15.65	9.02	0.00
26/1/63	24	105.37	15.61	7.80	16.13	7.43	0.00
28/1/63	26	109.27	9.76	11.71	17.11	5.71	0.00
30/1/63	28	105.37	11.71	0.00	16.23	0.61	0.00
1/2/63	30	110.16	15.74	11.80	16.76	4.67	0.00
3/2/63	32	118.03	11.80	11.80	16.61	6.05	0.00
5/2/63	34	108.83	23.32	15.55	18.01	7.51	0.00
7/2/63	36	104.94	19.43	13.60	17.45	4.35	0.00
9/2/63	38	122.43	13.60	11.66	19.29	1.61	0.00
11/2/63	40	122.43	13.60	11.66	18.58	5.63	0.00
13/2/63	42	111.36	3.84	0.00	18.12	6.82	0.90

ตารางที่ จ-21 ค่าไนโตรเจนและไนเตรทเวลากักน้ำ 2 ชั่วโมง (ต่อ)

วันที่	วันที่ เดินระบบ	ความเข้มข้นไนโตรเจน (มก./ล.)			ความเข้มข้นไนเตรท (มก./ล.)		
		น้ำเข้า	ถังที่ 1	ถังที่ 2	น้ำเข้า	ถังที่ 1	ถังที่ 2
16/2/63	45	103.68	7.68	7.68	17.49	8.10	0.00
18/2/63	47	107.52	15.36	15.36	16.92	7.55	0.52
20/2/63	49	103.68	17.28	9.60	16.42	5.96	0.00
21/2/63	50	97.92	9.60	9.60	17.15	6.17	0.00
23/2/63	52	110.48	13.33	9.52	17.55	7.89	0.00
25/2/63	54	116.19	17.14	9.52	17.70	8.14	0.00
27/2/63	56	100.55	13.28	1.90	17.41	6.03	0.00
1/3/63	59	102.45	1.90	1.90	18.16	6.99	0.00
3/3/63	61	109.27	11.71	11.71	17.24	7.53	0.00
5/3/63	63	107.32	3.90	3.90	17.70	7.26	0.00
7/3/63	65	109.27	19.51	11.71	18.15	8.10	0.00
9/3/63	67	113.17	19.51	3.90	17.72	8.06	0.00
11/3/63	69	103.68	11.52	7.68	18.23	7.97	0.00

ตารางที่ จ-22 ค่าพีเอชและออกซิเจนละลายน้ำของระบบที่เวลากักน้ำ 2 ชั่วโมง

วันที่	วันที่ เดินระบบ	พีเอช		ออกซิเจนละลาย (มก./ล.)	
		ถังที่ 1	ถังที่ 2	ถังที่ 1	ถังที่ 2
3/1/63	1	7.57	7.68	6.33	6.63
5/1/63	3	7.32	7.39	5.01	5.07
7/1/63	5	7.31	7.16	4.53	4.61
9/1/63	7	7.32	7.49	4.73	4.28
11/1/63	9	7.17	7.13	4.32	4.74
13/1/63	11	7.29	7.13	3.98	4.85
15/1/63	13	7.25	7.28	3.94	4.69
17/1/63	15	7.24	7.24	5.28	6.28
19/1/63	17	7.22	7.19	4.64	4.79
21/1/63	19	7.37	7.18	4.97	5.39
23/1/63	21	7.35	7.37	4.58	5.31
25/1/63	23	7.18	7.53	4.42	5.48

ตารางที่ จ-22 ค่าพีเอชและออกซิเจนละลายน้ำของระบบที่เวลากักน้ำ 2 ชั่วโมง (ต่อ)

วันที่	วันที่ เดินระบบ	พีเอช		ออกซิเจนละลาย (มก./ล.)	
		ถังที่ 1	ถังที่ 2	ถังที่ 1	ถังที่ 2
27/1/63	25	7.28	7.59	4.80	6.46
29/1/63	27	7.25	7.50	4.14	5.95
31/1/63	29	7.30	7.42	4.40	6.07
2/2/63	31	7.35	7.34	4.65	6.19
4/2/63	33	7.42	7.67	4.53	6.4
6/2/63	35	7.04	7.56	5.48	7.33
8/2/63	37	7.34	7.32	3.69	6.09
10/2/63	39	7.52	7.67	4.2	6.64
12/2/63	41	7.27	7.50	4.53	5.47
14/2/63	43	7.26	7.18	4.58	5.69
16/2/63	45	7.39	7.31	4.295	5.57
18/2/63	47	7.52	7.43	4.01	5.45
20/2/63	49	7.61	7.28	3.88	5.06
22/2/63	51	7.35	7.21	4.03	5.58
24/2/63	53	7.13	7.45	3.89	6.73
26/2/63	55	7.32	7.47	4.63	6.12
28/2/63	57	7.18	7.29	4.32	5.75
2/3/63	59	7.10	7.28	3.92	5.22
4/3/63	61	7.07	7.22	4.14	5.32
6/3/63	63	7.32	7.47	4.23	5.53
8/3/63	65	7.38	7.43	3.61	4.96
10/3/63	67	7.27	7.30	4.23	5.53

จ.3.4 สถานะการเดินระบบที่ 4 เวลาพักน้ำ 1 ชั่วโมง

ตารางที่ จ-23 ค่าซีไอทีและแอมโมเนียที่เวลาพักน้ำ 1 ชั่วโมง

วันที่	วันที่เดินระบบ	ความเข้มข้นซีไอที (มก./ล.)			ความเข้มข้นแอมโมเนีย (มก./ล.)		
		น้ำเข้า	ถังที่ 1	ถังที่ 2	น้ำเข้า	ถังที่ 1	ถังที่ 2
3/1/63	1	65.45	15.87	11.90	9.71	7.36	5.31
5/1/63	3	57.05	15.74	11.80	11.11	8.05	6.00
7/1/63	5	44.37	0.00	0.00	9.21	7.53	4.39
9/1/63	7	40.34	0.00	0.00	10.63	7.11	0.08
11/1/63	9	62.86	15.24	7.62	8.10	5.36	0.00
13/1/63	11	60.95	15.24	11.43	8.39	4.64	0.00
15/1/63	13	62.86	11.43	7.62	8.05	3.66	0.00
18/1/63	16	58.30	11.66	5.83	8.62	0.00	0.00
20/1/63	18	52.47	9.72	1.94	8.14	2.70	0.00
22/1/63	20	48.58	7.77	5.83	8.20	2.15	0.00
24/1/63	22	60.49	5.85	5.85	8.03	4.02	0.00
26/1/63	24	58.54	11.71	5.85	7.80	1.28	0.00
28/1/63	26	64.39	11.71	11.71	7.89	0.00	0.00
30/1/63	28	54.63	7.80	3.90	8.51	0.75	0.00
1/2/63	30	66.89	13.77	11.80	8.43	1.44	0.00
3/2/63	32	62.95	15.74	15.74	8.74	0.17	0.00
5/2/63	34	54.41	15.55	7.77	9.23	1.72	0.00
7/2/63	36	66.07	21.38	1.94	10.08	2.24	0.59
9/2/63	38	62.19	15.55	7.77	9.00	0.36	0.00
11/2/63	40	62.19	15.55	7.77	10.19	4.41	0.00
13/2/63	42	55.68	7.68	0.00	8.56	2.64	0.00
16/2/63	45	48.00	3.84	0.00	9.28	1.54	0.00
18/2/63	47	51.84	7.68	3.84	10.00	0.44	0.00
20/2/63	49	57.60	13.44	9.60	10.00	1.13	0.00
21/2/63	50	59.52	1.92	1.92	10.00	0.90	0.00
23/2/63	52	57.14	13.33	9.52	10.46	1.30	0.00
25/2/63	54	55.00	9.52	5.71	10.63	1.38	0.00
27/2/63	56	59.52	7.61	3.81	10.08	1.97	0.00
1/3/63	59	57.60	5.69	1.90	9.54	2.55	0.00
3/3/63	61	57.60	11.71	3.90	9.43	2.05	0.00
5/3/63	63	51.84	3.90	3.90	9.31	1.55	0.00

ตารางที่ จ-24 ค่าไนโตรเจนและไนเตรทเวลากักน้ำ 1 ชั่วโมง

วันที่	วันที่ เดินระบบ	ความเข้มข้นไนโตรเจน (มก./ล.)			ความเข้มข้นไนเตรท (มก./ล.)		
		น้ำเข้า	ถังที่ 1	ถังที่ 2	น้ำเข้า	ถังที่ 1	ถังที่ 2
3/1/63	1	0.01	0.08	0.59	0.87	0.54	1.81
5/1/63	3	0.00	0.02	0.63	1.02	0.08	2.71
7/1/63	5	0.00	0.07	0.74	1.10	0.00	4.56
9/1/63	7	0.00	0.26	0.46	0.13	0.00	5.67
11/1/63	9	0.00	0.59	0.33	0.06	0.00	5.90
13/1/63	11	0.00	0.93	0.11	1.27	0.00	6.56
15/1/63	13	0.00	1.54	0.21	0.63	0.58	6.46
18/1/63	16	0.00	1.55	0.16	0.65	1.34	6.71
20/1/63	18	0.00	1.55	0.11	0.67	2.10	6.96
22/1/63	20	0.00	1.28	0.00	0.75	2.85	7.56
24/1/63	22	0.00	0.54	0.00	0.67	1.42	7.27
26/1/63	24	0.00	1.18	0.00	0.71	3.73	7.92
28/1/63	26	0.00	0.92	0.00	0.71	6.06	8.00
30/1/63	28	0.00	0.92	0.00	0.79	5.15	8.23
1/2/63	30	0.02	0.59	0.05	0.44	4.04	6.92
3/2/63	32	0.00	0.23	0.05	0.00	6.42	7.52
5/2/63	34	0.00	0.25	0.03	0.90	3.90	6.77
7/2/63	36	0.03	0.23	0.05	0.56	3.25	6.85
9/2/63	38	0.02	0.26	0.05	0.48	5.21	7.50
11/2/63	40	0.00	0.29	0.05	0.62	2.62	6.60
13/2/63	42	0.02	0.21	0.10	0.67	3.75	7.56
16/2/63	45	0.03	0.31	0.03	0.62	5.88	7.60
18/2/63	47	0.03	0.25	0.05	0.65	4.58	7.40
20/2/63	49	0.00	0.33	0.05	0.67	4.54	7.00
21/2/63	50	0.03	0.26	0.05	0.65	4.69	7.31
23/2/63	52	0.02	0.29	0.07	0.71	4.42	7.08
25/2/63	54	0.02	0.36	0.05	0.65	4.88	7.15
27/2/63	56	0.01	0.34	0.03	0.62	4.69	7.48
1/3/63	59	0.00	0.34	0.03	0.58	4.50	7.81
3/3/63	61	0.03	0.44	0.08	0.54	4.37	7.44
5/3/63	63	0.02	0.32	0.05	0.50	4.23	7.08

ตารางที่ จ-25 ค่าพีเอชและออกซิเจนละลายน้ำของระบบที่เวลากักน้ำ 1 ชั่วโมง

วันที่	วันที่ เดินระบบ	พีเอช		ออกซิเจนละลาย (มก./ล.)	
		ถังที่ 1	ถังที่ 2	ถังที่ 1	ถังที่ 2
3/1/63	1	7.52	7.63	5.60	6.15
5/1/63	3	7.37	7.24	4.00	4.39
7/1/63	5	7.05	7.10	4.03	4.05
9/1/63	7	7.49	7.56	4.61	4.18
11/1/63	9	7.22	7.20	5.08	4.77
13/1/63	11	7.36	7.06	4.57	4.27
15/1/63	13	7.33	7.44	4.63	4.37
17/1/63	15	7.31	7.33	5.72	6.22
19/1/63	17	7.28	7.21	3.86	4.27
21/1/63	19	7.08	7.14	4.44	4.87
23/1/63	21	7.31	7.42	4.1	5.39
25/1/63	23	7.31	7.71	4.28	6.31
27/1/63	25	7.29	7.49	5.06	6.56
29/1/63	27	7.18	7.64	3.58	5.68
31/1/63	29	7.21	7.55	3.61	5.79
2/2/63	31	7.24	7.46	3.64	5.90
4/2/63	33	7.52	7.57	3.53	6.02
6/2/63	35	7.35	7.66	4.19	6.09
8/2/63	37	7.24	7.47	3.09	4.87
10/2/63	39	7.68	7.86	4.29	6
12/2/63	41	7.20	7.64	4.32	6.00
14/2/63	43	7.18	7.22	4.71	5.57
16/2/63	45	7.40	7.34	4.37	5.71
18/2/63	47	7.61	7.46	4.03	5.85
20/2/63	49	7.65	7.48	3.95	5.42
22/2/63	51	7.23	7.31	4.13	6.03
24/2/63	53	7.36	7.58	4.14	6.88
26/2/63	55	7.46	7.12	4.69	6.79
28/2/63	57	7.15	7.35	4.19	6.07
2/3/63	60	7.23	7.45	4.07	6.12
4/3/63	62	7.22	7.30	4.41	5.93

จ.4 การทดลองที่ 3 การศึกษาพฤติกรรมการทำงานของระบบ MBBR ในภาวะพลวัต

ตารางที่ จ-26 ค่าซีไอดีของระบบในการศึกษาพฤติกรรมการทำงานของระบบในภาวะพลวัต

วันที่	เวลา	เวลาที่เดินระบบ (นาที)	ความเข้มข้นซีไอดี (มก./ล.)		
			น้ำเข้า	ถังที่ 1	ถังที่ 2
24/3/63	08:00	-45	109.27	17.56	5.85
24/3/63	08:30	-15	109.27	15.61	11.71
24/3/63	08:45	0	109.27	17.56	15.61
24/3/63	09:15	30	109.27	23.41	11.71
24/3/63	09:45	60	109.27	23.41	7.80
24/3/63	10:15	90	109.27	15.61	15.61
24/3/63	10:45	120	109.27	15.61	15.61
24/3/63	11:15	150	109.27	7.80	13.66
24/3/63	11:45	180	109.27	9.76	9.76
24/3/63	12:15	210	109.27	17.56	13.66
24/3/63	12:45	240	109.27	11.71	7.80
24/3/63	13:15	270	109.27	11.71	11.71
24/3/63	13:45	300	109.27	17.56	11.71
24/3/63	14:15	330	109.27	11.71	3.90
24/3/63	14:45	360	109.27	15.61	7.80
24/3/63	15:45	420	109.27	15.61	7.80
24/3/63	16:45	480	109.27	15.61	7.80

ตารางที่ จ-27 ค่าแอมโมเนียของระบบในการศึกษาพฤติกรรมการทำงานของระบบในภาวะพลวัต

วันที่	เวลา	เวลาที่เดินระบบ (นาที)	ความเข้มข้นแอมโมเนีย (มก./ล.)		
			น้ำเข้า	ถังที่ 1	ถังที่ 2
24/3/63	08:00	-45	19.50	9.05	0.17
24/3/63	08:30	-15	19.50	8.81	0.22
24/3/63	08:45	0	19.50	6.77	0.24
24/3/63	09:15	30	19.50	11.57	1.53
24/3/63	09:45	60	19.50	12.26	2.50
24/3/63	10:15	90	19.50	12.16	3.21
24/3/63	10:45	120	19.50	11.55	2.97
24/3/63	11:15	150	19.50	10.13	0.47
24/3/63	11:45	180	19.50	9.05	0.67
24/3/63	12:15	210	19.50	8.84	0.22
24/3/63	12:45	240	19.50	8.19	0.37
24/3/63	13:15	270	19.50	7.65	0.43
24/3/63	13:45	300	19.50	7.91	0.28
24/3/63	14:15	330	19.50	7.95	0.37
24/3/63	14:45	360	19.50	8.08	0.19
24/3/63	15:45	420	19.50	7.95	0.17
24/3/63	16:45	480	19.50	8.08	0.22

ตารางที่ จ-28 ค่าไนโตรเจนของระบบในการศึกษาพฤติกรรมการทำงานของระบบในภาวะพลวัต

วันที่	เวลา	เวลาที่เดินระบบ (นาที)	ความเข้มข้นไนโตรเจน (มก./ล.)		
			น้ำเข้า	ถังที่ 1	ถังที่ 2
24/3/63	08:00	-45	0.00	0.85	0.03
24/3/63	08:30	-15	0.00	0.89	0.17
24/3/63	08:45	0	0.00	0.92	0.18
24/3/63	09:15	30	0.00	1.17	0.84
24/3/63	09:45	60	0.00	0.94	0.84
24/3/63	10:15	90	0.00	0.79	0.75
24/3/63	10:45	120	0.00	0.74	0.64
24/3/63	11:15	150	0.00	0.95	0.27
24/3/63	11:45	180	0.00	1.04	0.15
24/3/63	12:15	210	0.00	1.14	0.13
24/3/63	12:45	240	0.00	1.07	0.15
24/3/63	13:15	270	0.00	1.14	0.05
24/3/63	13:45	300	0.00	1.16	0.12
24/3/63	14:15	330	0.00	1.07	0.15
24/3/63	14:45	360	0.00	1.09	0.10
24/3/63	15:45	420	0.00	1.11	0.13
24/3/63	16:45	480	0.00	1.09	0.13

ตารางที่ จ-29 ค่าไนเตรทของระบบในการศึกษาพฤติกรรมการทำงานของระบบในภาวะพลวัต

วันที่	เวลา	เวลาที่เดินระบบ (นาที)	ความเข้มข้นไนเตรท (มก./ล.)		
			น้ำเข้า	ถังที่ 1	ถังที่ 2
24/3/63	08:00	-45	0.00	4.35	14.46
24/3/63	08:30	-15	0.00	4.33	13.59
24/3/63	08:45	0	0.00	3.31	13.47
24/3/63	09:15	30	0.00	2.50	12.92
24/3/63	09:45	60	0.00	1.49	10.48
24/3/63	10:15	90	0.00	1.13	9.78
24/3/63	10:45	120	0.00	0.97	9.54
24/3/63	11:15	150	0.00	1.88	12.82
24/3/63	11:45	180	0.00	2.92	12.50
24/3/63	12:15	210	0.00	3.08	12.74
24/3/63	12:45	240	0.00	3.47	12.70
24/3/63	13:15	270	0.00	4.07	12.64
24/3/63	13:45	300	0.00	3.91	12.94
24/3/63	14:15	330	0.00	3.89	12.72
24/3/63	14:45	360	0.00	3.91	12.92
24/3/63	15:45	420	0.00	4.03	13.13
24/3/63	16:45	480	0.00	4.03	12.50

ตารางที่ จ-30 ค่าพีเอชและออกซิเจนละลายของระบบในการศึกษาพฤติกรรมการทำงานของ
ระบบในภาวะพลวัต

วันที่	เวลา	เวลาที่เดินระบบ (นาที)	พีเอช		ออกซิเจนละลาย (มก./ล.)	
			ถังที่ 1	ถังที่ 2	ถังที่ 1	ถังที่ 2
24/3/63	08:00	-45	7.29	7.37	2.94	3.96
24/3/63	08:30	-15	7.36	7.48	3.18	4.04
24/3/63	08:45	0	7.19	7.28	2.63	2.91
24/3/63	09:15	30	7.09	7.23	2.51	3.06
24/3/63	09:45	60	7.09	7.27	2.32	2.91
24/3/63	10:15	90	7.07	7.22	2.34	3.54
24/3/63	10:45	120	7.06	7.22	2.26	3.87
24/3/63	11:15	150	7.44	7.63	2.59	3.92
24/3/63	11:45	180	7.46	7.56	2.61	3.94
24/3/63	12:15	210	7.45	7.57	2.62	4.08
24/3/63	12:45	240	7.43	7.65	2.62	4.06
24/3/63	13:15	270	7.45	7.54	2.58	4.26
24/3/63	13:45	300	7.41	7.49	2.61	4.03
24/3/63	14:15	330	7.4	7.48	2.54	4.44
24/3/63	14:45	360	7.57	7.6	2.43	4.5
24/3/63	15:45	420	7.29	7.37	2.72	4.65
24/3/63	16:45	480	7.21	7.35	2.94	4.66

จ.5 การทดลองที่ 4 การศึกษาหาค่าเวลากักน้ำต่ำที่สุดของระบบ MBBR

จ.5.1 เวลากักน้ำ 50 นาที

ตารางที่ จ-31 ค่าซีไอทีและแอมโมเนียที่เวลากักน้ำ 50 นาที

วันที่	เวลา	วันที่ เดินระบบ	ความเข้มข้นซีไอที (มก./ล.)			ความเข้มข้นแอมโมเนีย (มก./ล.)		
			น้ำเข้า	ถังที่ 1	ถังที่ 2	น้ำเข้า	ถังที่ 1	ถังที่ 2
3/4/63	9.35	64	55.08	31.48	3.93	10.11	5.73	0.39
3/4/63	10.00	64	55.08	43.28	3.93	10.11	5.24	0.56
3/4/63	10.25	64	55.08	43.28	7.87	10.11	5.34	0.02
3/4/63	10.50	64	55.08	27.54	3.93	10.11	4.83	0.63
3/4/63	11.15	64	55.08	19.67	7.87	10.11	4.25	0.04
3/4/63	11.40	64	55.08	15.74	11.80	10.11	3.77	0.00
3/4/63	12.05	64	55.08	15.74	3.93	10.11	3.21	0.09
3/4/63	12.30	64	55.08	3.93	3.93	10.11	2.84	0.00
3/4/63	12.55	64	55.08	11.80	7.87	10.11	2.93	0.00
3/4/63	13.55	64	55.08	3.93	3.93	10.11	1.64	0.13
3/4/63	14.55	64	55.08	7.87	7.87	10.11	2.80	0.00
3/4/63	15.55	64	55.08	7.87	3.93	10.11	3.71	0.24
4/4/63		65	59.02	3.93	3.93	9.59	4.48	0.24
5/4/63		66	59.02	7.87	7.87	9.05	4.94	0.19
6/4/63		67	59.02	15.74	3.93	9.55	2.52	0.11
7/4/63		68	59.02	3.93	3.93	9.78	2.31	0.43
8/4/63		69	55.08	11.80	3.93	10.28	3.04	0.11
9/4/63		70	62.95	7.87	3.93	9.84	3.30	0.06
10/4/63		71	59.02	11.80	3.93	9.40	3.56	0.00
11/4/63		72	62.95	7.87	3.93	9.83	3.58	0.00

ตารางที่ จ-32 ค่าไนโตรเจนและไนเตรทที่เวลากักน้ำ 50 นาที

วันที่	เวลา	วันที่ เดินระบบ	ความเข้มข้นไนโตรเจน (มก./ล.)			ความเข้มข้นไนเตรท (มก./ล.)		
			น้ำเข้า	ถังที่ 1	ถังที่ 2	น้ำเข้า	ถังที่ 1	ถังที่ 2
3/4/63	9.35	64	0.00	0.27	0.08	0.54	2.70	7.30
3/4/63	10.00	64	0.00	0.25	0.08	0.54	2.30	6.37
3/4/63	10.25	64	0.00	0.25	0.08	0.54	2.14	7.32
3/4/63	10.50	64	0.00	0.27	0.08	0.54	2.26	7.14
3/4/63	11.15	64	0.00	0.30	0.05	0.54	2.48	7.04
3/4/63	11.40	64	0.00	0.30	0.03	0.54	2.84	7.14
3/4/63	12.05	64	0.00	0.34	0.03	0.54	3.31	7.30
3/4/63	12.30	64	0.00	0.35	0.05	0.54	3.77	7.28
3/4/63	12.55	64	0.00	0.32	0.03	0.54	4.23	7.58
3/4/63	13.55	64	0.00	0.32	0.03	0.54	4.56	7.56
3/4/63	14.55	64	0.00	0.30	0.03	0.54	3.49	6.57
3/4/63	15.55	64	0.00	0.35	0.05	0.54	3.31	7.50
4/4/63		65	0.02	0.69	0.17	0.30	2.30	7.46
5/4/63		66	0.03	0.47	0.10	0.28	1.88	7.04
6/4/63		67	0.05	0.44	0.08	0.24	4.17	7.14
7/4/63		68	0.02	0.54	0.07	0.22	4.23	7.32
8/4/63		69	0.03	0.39	0.07	0.48	3.73	7.50
9/4/63		70	0.03	0.37	0.05	0.56	3.96	7.58
10/4/63		71	0.02	0.35	0.03	0.65	4.19	7.66
11/4/63		72	0.00	0.34	0.03	0.48	3.69	7.20

จ.5.1 เวลาพักน้ำ 40 นาที

ตารางที่ จ-33 ค่าซีโอติและแอมโมเนียที่เวลาพักน้ำ 40 นาที

วันที่	เวลา	วันที่ เดินระบบ	ความเข้มข้นซีโอติ (มก./ล.)			ความเข้มข้นแอมโมเนีย (มก./ล.)		
			น้ำเข้า	ถังที่ 1	ถังที่ 2	น้ำเข้า	ถังที่ 1	ถังที่ 2
13/4/63	10.20	73	60.95	26.67	19.05	9.50	2.35	0.00
13/4/63	10.40	73	60.95	41.90	3.81	9.50	2.50	0.00
13/4/63	11.00	73	60.95	45.71	3.81	9.50	2.48	0.00
13/4/63	11.20	73	60.95	22.86	3.81	9.50	3.02	0.00
13/4/63	11.40	73	60.95	11.43	11.43	9.50	2.59	0.00
13/4/63	12.00	73	60.95	19.05	7.62	9.50	2.09	0.00
13/4/63	12.20	73	60.95	15.24	11.43	9.50	2.13	0.00
13/4/63	12.40	73	60.95	15.24	7.62	9.50	1.83	0.00
13/4/63	13.00	73	60.95	15.24	3.81	9.50	2.00	0.00
13/4/63	14.00	73	60.95	7.62	0.00	9.50	3.00	0.00
13/4/63	15.00	73	60.95	11.43	7.62	9.50	3.28	0.00
13/4/63	16.00	73	60.95	11.43	7.62	9.50	3.62	0.00
14/4/63		74	60.95	15.24	7.62	8.57	2.46	0.00
15/4/63		75	60.95	11.43	11.43	8.67	2.09	0.00
16/4/63		76	64.76	19.05	7.62	9.61	2.46	0.00
17/4/63		77	60.95	7.62	7.62	9.96	3.30	0.00
18/4/63		78	57.14	15.24	7.62	9.46	4.00	0.00
19/4/63		79	58.06	15.48	7.62	9.66	3.98	0.12
20/4/63		80	61.94	15.48	7.62	9.87	3.96	0.24

ตารางที่ จ-34 ค่าไนโตรเจนและไนเตรทที่เวลากักน้ำ 40 นาที

วันที่	เวลา	วันที่ เดินระบบ	ความเข้มข้นไนโตรเจน (มก./ล.)			ความเข้มข้นไนเตรท (มก./ล.)		
			น้ำเข้า	ถังที่ 1	ถังที่ 2	น้ำเข้า	ถังที่ 1	ถังที่ 2
13/4/63	10.20	73	0.00	0.40	0.03	0.10	5.40	8.10
13/4/63	10.40	73	0.00	0.39	0.07	0.10	4.33	7.26
13/4/63	11.00	73	0.00	0.35	0.05	0.10	3.87	7.44
13/4/63	11.20	73	0.00	0.32	0.05	0.10	3.83	7.10
13/4/63	11.40	73	0.00	0.28	0.03	0.10	3.63	7.22
13/4/63	12.00	73	0.00	0.28	0.03	0.10	3.97	6.85
13/4/63	12.20	73	0.00	0.27	0.03	0.10	3.75	6.67
13/4/63	12.40	73	0.00	0.30	0.03	0.10	3.95	6.67
13/4/63	13.00	73	0.00	0.32	0.03	0.10	3.85	6.61
13/4/63	14.00	73	0.00	0.25	0.05	0.10	2.92	6.43
13/4/63	15.00	73	0.00	0.23	0.07	0.10	2.66	6.45
13/4/63	16.00	73	0.00	0.25	0.07	0.10	2.80	6.75
14/4/63		74	0.02	0.25	0.07	0.06	3.10	7.20
15/4/63		75	0.00	0.39	0.05	0.10	3.99	7.46
16/4/63		76	0.00	0.23	0.05	0.36	4.42	8.15
17/4/63		77	0.00	0.20	0.08	0.40	4.08	8.19
18/4/63		78	0.00	0.23	0.10	0.44	3.75	8.23
19/4/63		79	0.00	0.26	0.09	0.45	3.60	7.96
20/4/63		80	0.00	0.28	0.08	0.46	3.45	7.70

จ.5.1 เวลาพักน้ำ 30 นาที

ตารางที่ จ-35 ค่าซีไอทีและแอมโมเนียที่เวลาพักน้ำ 30 นาที

วันที่	เวลา	วันที่ เดินระบบ	ความเข้มข้นซีไอที (มก./ล.)			ความเข้มข้นแอมโมเนีย (มก./ล.)		
			น้ำเข้า	ถังที่ 1	ถังที่ 2	น้ำเข้า	ถังที่ 1	ถังที่ 2
21/4/63	10.15	81	58.06	27.10	19.35	9.83	5.30	0.00
21/4/63	10.30	81	58.06	46.45	15.48	9.83	5.83	0.07
21/4/63	10.45	81	58.06	46.45	11.61	9.83	6.00	0.37
21/4/63	11.00	81	58.06	23.23	11.61	9.83	6.04	0.28
21/4/63	11.15	81	58.06	27.10	7.74	9.83	5.59	0.28
21/4/63	11.30	81	58.06	23.23	7.74	9.83	6.22	0.63
21/4/63	11.45	81	58.06	23.23	11.61	9.83	4.89	0.00
21/4/63	12.00	81	58.06	23.23	3.87	9.83	5.59	0.11
21/4/63	12.15	81	58.06	19.35	7.74	9.83	5.83	0.39
21/4/63	12.30	81	58.06	19.35	7.74	9.83	5.24	0.00
21/4/63	12.45	81	58.06	19.35	11.61	9.83	4.59	0.00
21/4/63	13.00	81	58.06	19.35	7.74	9.83	4.89	0.09
21/4/63	14.00	81	58.06	19.35	3.87	9.83	5.93	0.00
21/4/63	15.00	81	58.06	23.23	15.48	9.83	5.67	0.43
21/4/63	16.00	81	58.06	19.35	7.74	9.83	5.30	0.00
22/4/63		82	61.94	23.23	7.74	9.83	6.15	0.04
23/4/63		83	58.06	15.48	7.74	9.83	6.70	0.35
24/4/63		84	61.94	23.23	7.74	9.78	6.50	0.24
25/4/63		85	58.00	19.35	11.61	9.37	5.70	0.13
26/4/63		86	58.06	19.35	3.87	9.58	5.59	0.07
27/4/63		87	58.06	19.35	11.61	9.78	5.48	0.00
28/4/63		88	61.94	19.35	7.74	9.48	5.93	0.00
29/4/63		89	58.06	23.23	11.61	9.48	5.72	0.09
30/4/63		90	61.94	11.61	11.61	9.59	5.72	0.00
1/5/63		91	61.94	15.48	7.74	9.70	6.04	0.00
2/5/63		92	61.94	19.35	11.61	9.70	5.78	0.00

ตารางที่ จ-36 ค่าไนโตรเจนและไนเตรทที่เวลากักน้ำ 30 นาที

วันที่	เวลา	วันที่ เดินระบบ	ความเข้มข้นไนโตรเจน (มก./ล.)			ความเข้มข้นไนเตรท (มก./ล.)		
			น้ำเข้า	ถังที่ 1	ถังที่ 2	น้ำเข้า	ถังที่ 1	ถังที่ 2
21/4/63	10.15	81	0.00	0.20	0.15	0.44	2.76	7.16
21/4/63	10.30	81	0.00	0.18	0.18	0.44	2.08	6.77
21/4/63	10.45	81	0.00	0.17	0.17	0.44	1.79	6.55
21/4/63	11.00	81	0.00	0.18	0.15	0.44	1.71	6.49
21/4/63	11.15	81	0.00	0.15	0.15	0.44	2.00	6.59
21/4/63	11.30	81	0.00	0.15	0.13	0.44	2.02	6.45
21/4/63	11.45	81	0.00	0.15	0.05	0.44	2.04	6.75
21/4/63	12.00	81	0.00	0.17	0.12	0.44	2.14	6.73
21/4/63	12.15	81	0.00	0.17	0.12	0.44	2.20	6.96
21/4/63	12.30	81	0.00	0.17	0.23	0.44	2.18	6.85
21/4/63	12.45	81	0.00	0.17	0.12	0.44	2.22	6.88
21/4/63	13.00	81	0.00	0.17	0.12	0.44	2.30	6.94
21/4/63	14.00	81	0.00	0.18	0.23	0.44	1.61	6.67
21/4/63	15.00	81	0.00	0.20	0.12	0.44	1.61	6.59
21/4/63	16.00	81	0.00	0.18	0.12	0.44	1.41	6.35
22/4/63		82	0.00	0.22	0.17	0.46	2.00	7.22
23/4/63		83	0.00	0.17	0.22	0.46	1.17	6.41
24/4/63		84	0.02	0.13	0.15	0.56	1.45	6.96
25/4/63		85	0.00	0.23	0.15	0.26	1.37	7.02
26/4/63		86	0.02	0.17	0.18	0.34	1.44	6.76
27/4/63		87	0.00	0.18	0.13	0.42	1.51	6.51
28/4/63		88	0.00	0.13	0.15	0.56	1.09	6.61
29/4/63		89	0.00	0.13	0.15	0.56	0.91	6.51
30/4/63		90	0.00	0.13	0.08	0.52	1.33	7.00
1/5/63		91	0.00	0.13	0.10	0.48	0.97	6.88
2/5/63		92	0.00	0.13	0.12	0.48	1.25	6.39

จ.5.1 เวลาพักน้ำ 20 นาที

ตารางที่ จ-37 ค่าซีไอทีและแอมโมเนียที่เวลาพักน้ำ 20 นาที

วันที่	เวลา	วันที่ เดินระบบ	ความเข้มข้นซีไอที (มก./ล.)			ความเข้มข้นแอมโมเนีย (มก./ล.)		
			น้ำเข้า	ถังที่ 1	ถังที่ 2	น้ำเข้า	ถังที่ 1	ถังที่ 2
3/5/63	9.40	93	58.06	30.97	3.87	9.96	10.04	1.87
3/5/63	9.50	93	58.06	30.97	15.48	9.96	7.78	3.39
3/5/63	10.00	93	58.06	34.84	15.48	9.96	9.52	3.24
3/5/63	10.10	93	58.06	34.84	11.61	9.96	8.46	3.83
3/5/63	10.20	93	58.06	30.97	15.48	9.96	8.52	3.93
3/5/63	10.30	93	58.06	23.23	11.61	9.96	8.26	3.91
3/5/63	10.40	93	58.06	23.23	7.74	9.96	8.63	5.33
3/5/63	10.50	93	58.06	30.97	15.48	9.96	9.04	4.41
3/5/63	11.00	93	58.06	27.10	11.61	9.96	9.07	4.13
3/5/63	11.10	93	58.06	42.58	11.61	9.96	8.41	4.48
3/5/63	11.20	93	58.06	34.84	15.48	9.96	7.59	4.65
3/5/63	11.30	93	58.06	27.10	27.10	9.96	8.00	4.09
3/5/63	11.40	93	58.06	19.35	19.35	9.96	7.52	4.89
3/5/63	11.50	93	58.06	23.23	7.74	9.96	7.57	4.15
3/5/63	12.00	93	58.06	27.10	23.23	9.96	7.85	4.30
3/5/63	12.10	93	58.06	30.97	7.74	9.96	7.59	3.59
3/5/63	12.20	93	58.06	15.48	7.74	9.96	7.74	3.57
3/5/63	12.30	93	58.06	15.48	3.87	9.96	7.35	3.85
3/5/63	13.30	93	58.06	15.48	15.48	9.96	7.15	3.04
3/5/63	14.30	93	58.06	15.48	15.48	9.96	6.87	3.96
3/5/63	15.30	93	58.06	11.61	11.61	9.96	6.78	3.78
4/5/63		94	58.06	15.48	15.48	10.37	7.70	4.57
5/5/63		95	58.06	19.35	15.48	9.96	8.63	5.13
6/5/63		96	58.06	19.35	11.61	9.91	8.20	4.22
7/5/63		97	58.06	19.35	11.61	9.91	8.20	4.22
8/5/63		98	57.5	17.42	13.55	9.93	7.53	4.09
9/5/63		99	57.78	18.39	12.58	9.92	7.86	4.15

ตารางที่ จ-38 ค่าไนโตรเจนและไนเตรทที่เวลากักน้ำ 20 นาที

วันที่	เวลา	วันที่ เดินระบบ	ความเข้มข้นไนโตรเจน (มก./ล.)			ความเข้มข้นไนเตรท (มก./ล.)		
			น้ำเข้า	ถังที่ 1	ถังที่ 2	น้ำเข้า	ถังที่ 1	ถังที่ 2
3/5/63	9.40	93	0.00	0.41	0.27	0.42	1.45	6.63
3/5/63	9.50	93	0.00	0.21	0.21	0.42	0.65	5.20
3/5/63	10.00	93	0.00	0.12	0.15	0.42	0.48	4.40
3/5/63	10.10	93	0.00	0.10	0.14	0.42	0.38	3.83
3/5/63	10.20	93	0.00	0.10	0.14	0.42	0.38	3.89
3/5/63	10.30	93	0.00	0.09	0.12	0.42	0.40	3.45
3/5/63	10.40	93	0.00	0.10	0.14	0.42	0.40	3.43
3/5/63	10.50	93	0.00	0.09	0.12	0.42	0.36	3.69
3/5/63	11.00	93	0.00	0.07	0.12	0.42	0.42	3.79
3/5/63	11.10	93	0.00	0.09	0.12	0.42	0.46	3.51
3/5/63	11.20	93	0.00	0.07	0.12	0.42	0.36	3.81
3/5/63	11.30	93	0.00	0.07	0.05	0.42	0.46	3.43
3/5/63	11.40	93	0.00	0.09	0.12	0.42	0.34	3.29
3/5/63	11.50	93	0.00	0.09	0.12	0.42	0.34	3.43
3/5/63	12.00	93	0.00	0.00	0.12	0.42	0.56	3.47
3/5/63	12.10	93	0.00	0.07	0.12	0.42	0.32	3.39
3/5/63	12.20	93	0.00	0.09	0.12	0.42	0.30	3.43
3/5/63	12.30	93	0.00	0.07	0.12	0.42	0.46	3.55
3/5/63	13.30	93	0.00	0.10	0.12	0.42	0.30	3.57
3/5/63	14.30	93	0.00	0.10	0.14	0.42	0.36	4.07
3/5/63	15.30	93	0.00	0.10	0.15	0.42	0.40	4.29
4/5/63		94	0.00	0.07	0.22	0.42	0.40	2.74
5/5/63		95	0.00	0.12	0.17	0.42	0.42	2.54
6/5/63		96	0.00	0.15	0.14	0.42	0.42	2.90
7/5/63		97	0.00	0.15	0.14	0.42	0.42	2.90
8/5/63		98	0.00	0.13	0.14	0.42	0.42	3.49
9/5/63		99	0.00	0.14	0.14	0.42	0.42	3.20

บรรณานุกรม

- Ahl, R.M., Leiknes, T. and Odegaard, H. Tracking particle size distributions in a moving bed biofilm membrane reactor for treatment of municipal wastewater. Water Sci Technol 53(7) (2006): 33-42.
- Andreottola, G., Foladori, P., Ragazzi, M. and Tatano, F. Experimental comparison between MBBR and activated sludge system for the treatment of municipal wastewater. Water Science & Technology 41(4-5) (2000): 375-382.
- Andreottola, G., Foladori, P., Ragazzi, M. and Villa, R. Dairy wastewater treatment in a moving bed biofilm reactor. Water Science and Technology 45(12) (2002): 321-328.
- Aygun, A., Nas, B. and Berkay, A. Influence of High Organic Loading Rates on COD Removal and Sludge Production in Moving Bed Biofilm Reactor. Environmental Engineering Science 25(9) (2008): 1311-1316.
- Barwal, A. and Chaudhary, R. To study the performance of biocarriers in moving bed biofilm reactor (MBBR) technology and kinetics of biofilm for retrofitting the existing aerobic treatment systems: a review. Reviews in Environmental Science and Bio/Technology 13(3) (2014): 285-299.
- Barwal, A. and Chaudhary, R. Impact of carrier filling ratio on oxygen uptake & transfer rate, volumetric oxygen transfer coefficient and energy saving potential in a lab-scale MBBR. Journal of Water Process Engineering 8 (2015): 202-208.
- Bassin, J.P., Dias, I.N., Cao, S.M.S., Senra, E., Laranjeira, Y. and Dezotti, M. Effect of increasing organic loading rates on the performance of moving-bed biofilm reactors filled with different support media: Assessing the activity of suspended and attached biomass fractions. Process Safety and Environmental Protection 100 (2016): 131-141.

- Bassin, J.P., Kleerebezem, R., Rosado, A.S., van Loosdrecht, M.C. and Dezotti, M. Effect of different operational conditions on biofilm development, nitrification, and nitrifying microbial population in moving-bed biofilm reactors. Environ Sci Technol 46(3) (2012): 1546-55.
- Biesinger, M., G., H., D. Stensel and Jenkins, D. Brewery Wastewater Treatment Without Activated Sludge Bulking Problems. in Proceedings of the 34th Annual Purdue Industrial Wastewater Conference. West Lafayette, IN, 1980.
- C.P. Leslie Grady, J., Daigger, G.T., Love, N.G. and Filipe, C.D.M. Biological Wastewater Treatment. Third Edition. IWA Publishing.
- Chen, S., Sun, D. and Chung, J.S. Simultaneous removal of COD and ammonium from landfill leachate using an anaerobic-aerobic moving-bed biofilm reactor system. Waste Manag 28(2) (2008): 339-46.
- Chu, L. and Wang, J. Comparison of polyurethane foam and biodegradable polymer as carriers in moving bed biofilm reactor for treating wastewater with a low C/N ratio. Chemosphere 83(1) (2011): 63-8.
- Hajipour, A., Moghadam, N., Nosrati, M. and Shojaosadati, S.A. Aerobic thermophilic treatment of landfill leachate in moving-bed biofilm bioreactor. Iranian Journal of Health Science and Engineering 8 (2011): 3-14.
- Henze, M., Loosdrecht, M.C.M.v., A.Ekama, G. and Brdjanovic, D. Biological Wastewater Treatment Principal, Modelling and Design. IWA Publishing, 2008.
- Hinton, S.W. and Stensel, H.D. Oxygen Utilization of Trickling Filter Biofilms. J. Environ. Eng 120(5) (1994): 1284-1297.
- Hu, B., Wheatley, A., Ishtchenko, V. and Huddersman, K. The effect of shock loads on SAF bioreactors for sewage treatment works. Chemical Engineering Journal 166(1) (2011): 73-80.

- Ivanovic, I. and Leiknes, T.O. Particle Separation in Moving Bed Biofilm Reactor: Applications and Opportunities. Separation Science and Technology 47(5) (2012): 647-653.
- Javid, A.H., Hassani, A.H., Ghanbari, B. and Yaghmaeian, K. Feasibility of Utilizing Moving Bed Biofilm Reactor to Upgrade and Retrofit Municipal Wastewater Treatment Plants. Int. J. Environ. Res 7(4) (2013): 963-972.
- Karizmeh, M.S. Investigation of Biologically-Produced Solids in Moving Bed Bioreactor (MBBR) Treatment Systems. M.A.Sc in Environmental Engineering, Department of Civil Engineering University of Ottawa, 2012.
- Kermani, M., Bina, B., Movahedian, H., Amin, M.M. and Nikaein, M. Application of Moving Bed Biofilm Process for Biological Organics and Nutrients Removal from Municipal Wastewater American Journal of Environmental Sciences 4(6) (2008): 682-689.
- Kulikowska, D., Klimiuk, E. and Drzewicki, A. BOD5 and COD removal and sludge production in SBR working with or without anoxic phase. Bioresour Technol 98(7) (2007): 1426-32.
- Le, P.T.T. and Boyd, C. Comparison of phenate and salicylate methods for determination of total ammonia nitrogen in freshwater and saline water. Journal of the world aquaculture society 43(6) (2012): 885-889.
- Li, H.Q., Han, H.J., Du, M.A. and Wang, W. Removal of phenols, thiocyanate and ammonium from coal gasification wastewater using moving bed biofilm reactor. Bioresour Technol 102(7) (2011): 4667-73.
- Lyssenko, C. and Wheaton, F. Impact of rapid impulse operating disturbances on ammonia removal by trickling and submerged-upflow biofilters for intensive recirculating aquaculture. Aquacultural Engineering 35(1) (2006): 38-50.

- Ma, W., et al. Enhanced nitrogen removal from coal gasification wastewater by simultaneous nitrification and denitrification (SND) in an oxygen-limited aeration sequencing batch biofilm reactor. Bioresour Technol 244(Pt 1) (2017): 84-91.
- McQuarrie, J.P. and Boltz, J.P. Moving Bed Biofilm Reactor Technology: Process Applications, Design, and Performance. Water Environ. Res 83(6) (2011): 560-575.
- Metcalf and Eddy. Wastewater Engineering Treatment and Resource Recovery. fifth. New York: McGraw-Hill, 2014.
- Nachaiyasit, S. and Stuckey, D.C. The effect of shock loads on the performance of an anaerobic baffled reactor (ABR). 2. Step and transient hydraulic shocks at constant feed strength. Water Reserch 31(11) (1997): 2747-2754.
- NG, H.Q. Removal of MBBR Biofilm Solids by Salnes Filter Fine Mesh Seives. Master degree, Faculty of Science and Technology University of Stavanger, 2012.
- Nogueira, B.L., Perez, J., van Loosdrecht, M.C., Secchi, A.R., Dezotti, M. and Biscaia, E.C., Jr. Determination of the external mass transfer coefficient and influence of mixing intensity in moving bed biofilm reactors for wastewater treatment. Water Res 80 (2015): 90-8.
- Ødegaard, H. Innovations in Wastewater Treatment: the Moving Bed Biofilm Process. Water Science & Technology 53(9) (2006): 17-33.
- Rusten, B., Ødegaard, H. and Lundar, A. Treatment of dairy wastewater in a novel moving bed biofilm reactor. Water Science and Technology 26 (1992): 703-711.
- T. Ibrahim, H., Qiang, H. and S. Al-Rekabi, W. Simultaneous Organics and Nutrients Removal from Domestic Wastewater in a Combined Cylindrical Anoxic/Aerobic Moving Bed Biofilm Reactor. Research Journal of Applied Sciences, Engineering and Technology 7(9) (2014): 1887-1895.
- WEF. Aerobic Fixed-Growth Reactors. A Special Publication (2000).
- WEF. Biofilm Reactors. WEF Manual of Practice No. 35 (2011).

WERF. Mass Transfer Characteristics of Floating Media in MBBR and IFAS Fixed-Film System. IWA Publishing, 2014.

Wesley, W.E. and Musterman, L.J. Activated sludge treatment of industrial wastewater. Lancaster, PA: Technomic Publishing Company, 1995.

มันสิน ตัณทุลเวศม์. การออกแบบขั้นขบวนการของระบบกำจัดน้ำเสียที่อาศัยหลักชีววิทยา (Process Design of a Biological Wastewater Treatment System). กรุงเทพมหานคร: โรงพิมพ์แห่งจุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย, 2525.



ประวัติผู้เขียน

ชื่อ-สกุล	วราลี วิศาลโกคะ
วัน เดือน ปี เกิด	27 มิถุนายน 2533
สถานที่เกิด	กรุงเทพมหานคร
วุฒิการศึกษา	สำเร็จการศึกษาวิศวกรรมศาสตรบัณฑิต (วิศวกรรมสิ่งแวดล้อม) จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย ปีการศึกษา 2556
ที่อยู่ปัจจุบัน	53/134 ซอยจอมทอง 13 ถนนจอมทอง แขวงจอมทอง เขตจอมทอง กรุงเทพมหานคร 10150



จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย
CHULALONGKORN UNIVERSITY