



รายงานวิจัยฉบับสมบูรณ์

โครงการ การเพิ่มประสิทธิภาพของการกำจัดสารอะคริลาไมด์ด้วยแบคทีเรีย
Enterobacter aerogenes โดยใช้เทคโนโลยีระบบบำบัดน้ำเสีย
Integrated Fixed Film Activated Sludge (IFAS)

รองศาสตราจารย์ ดร. ธงชัย ศรีวิริยรัตน์

โครงการวิจัยประเภทงบประมาณเงินรายได้
จากเงินอุดหนุนรัฐบาล (งบประมาณแผ่นดิน) ประจำปีงบประมาณ พ.ศ. 2558
มหาวิทยาลัยบูรพา

รหัสโครงการ 103231
สัญญาเลขที่ 121/2558

รายงานวิจัยฉบับสมบูรณ์

โครงการ การเพิ่มประสิทธิภาพของการกำจัดสารอะคริลาไมด์ด้วยแบคทีเรีย
Enterobacter aerogenes โดยใช้เทคโนโลยีระบบบำบัดน้ำเสีย
Integrated Fixed Film Activated Sludge (IFAS)

รองศาสตราจารย์ ดร. ธงชัย ศรีวิริยรัตน์
คณะวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยบูรพา

มกราคม 2562

กิตติกรรมประกาศ

งานวิจัยนี้ได้รับทุนสนับสนุนการวิจัยจากงบประมาณเงินรายได้จากเงินอุดหนุนรัฐบาล (งบประมาณแผ่นดิน) ประจำปีงบประมาณ พ.ศ. 2558 มหาวิทยาลัยบูรพา ผ่านสำนักงานคณะกรรมการการวิจัยแห่งชาติ เลขที่สัญญา 121/2558

บทคัดย่อ

อะคริลาไมด์เป็นสารก่อมะเร็งที่อาจปนเปื้อนในแหล่งรองรับน้ำทิ้งของโรงงานอุตสาหกรรมที่ใช้อะคริลาไมด์เป็นวัตถุดิบในกระบวนการผลิตได้ โครงการวิจัยนี้มีวัตถุประสงค์เพื่อเพิ่มประสิทธิภาพการย่อยสลายอะคริลาไมด์ทางชีวภาพของแบคทีเรีย *Enterobacter aerogenes* ด้วยเทคโนโลยีระบบบำบัดน้ำเสีย Integrated Fixed Film Activated Sludge (IFAS) ระบบ IFAS เป็นการผสมผสานระบบที่ใช้ทั้งแบคทีเรียแขวนลอยและไบโอฟิล์มสำหรับการบำบัดน้ำเสีย โครงการวิจัยใช้ระบบบำบัดน้ำเสียชีวภาพจำลองแบบ Sequencing Batch Reactor (SBR) ทำการบำบัดน้ำเสียสังเคราะห์ที่มีอะคริลาไมด์ความเข้มข้นต่างๆ กันที่อุณหภูมิห้อง (28 °C) จำนวน 2 ระบบ เรียกว่า AS และ IFAS โดยระบบ AS เป็นระบบแอกทิเวตเต็ดสลัดจ์ (Activated Sludge, AS) ทั่วไปเพื่อใช้เป็นระบบควบคุมและเปรียบเทียบ ระบบ IFAS ใช้ตัวกลาง BioPortz ปริมาตร 3 L หรือ 30% โดยปริมาตร ทั้งสองระบบมีระยะเวลาที่เก็บทางชีวศาสตร์เท่ากับ 24 ชั่วโมง และอายุสลัดจ์เท่ากับ 9 วัน โดยมีการเติมอะคริลาไมด์ลงในน้ำเสียสังเคราะห์ที่ความเข้มข้นของอะคริลาไมด์ 200, 300, 400 mg AM/L โดยมีความเข้มข้นของสารอินทรีย์บ่งชี้ในรูปของซีโอดีคิงที่เท่ากับ 400 mg COD/L โดยการใช้สารอินทรีย์อื่นเป็นแหล่งคาร์บอนเพิ่มเติม คิดเป็นอัตราส่วนของอะคริลาไมด์ต่อซีโอดีคิงทั้งหมดเท่ากับ 0.50, 0.75 และ 1.00 ทั้งนี้ อัตราส่วนอะคริลาไมด์ต่อซีโอดีคิงทั้งหมดเท่ากับ 1.0 มีเพียงอะคริลาไมด์เป็นแหล่งของคาร์บอนสำหรับการเจริญเติบโตของแบคทีเรียเท่านั้น หลังจากนั้น จึงเพิ่มความเข้มข้นของอะคริลาไมด์เท่ากับ 600 และ 800 mg AM/L เมื่อคำนวณเป็นอัตราส่วนอาหารในรูปของซีโอดีต่อจุลินทรีย์ (F/M) เท่ากับ 0.44, 0.66, และ 0.88 kg COD/kg MLVSS-day สำหรับน้ำเสียที่มีความเข้มข้นอะคริลาไมด์เท่ากับ 400, 600, และ 800 mg AM/L ผลการทดลองสรุปได้ว่า ระบบ IFAS มีประสิทธิภาพสูงกว่าระบบ AS สำหรับการย่อยสลายอะคริลาไมด์ทางชีวภาพเมื่อน้ำเสียมีอัตราส่วนอาหารต่อจุลินทรีย์น้อยกว่า 0.88 kg COD/kg MLVSS-day โดยอัตราการย่อยสลายอะคริลาไมด์เพิ่มสูงขึ้นตามความเข้มข้นอะคริลาไมด์ที่เพิ่มสูงขึ้นทั้งในระบบ AS และ IFAS ทั้งนี้ อะคริลาไมด์ที่ถูกกำจัดในการศึกษาครั้งนี้มีปริมาณมากกว่าความเข้มข้นที่รายงานการใช้แบคทีเรีย *E. aerogenes* ในระบบบำบัดน้ำเสีย SBR เพราะแอมโมเนียที่มีอยู่ในน้ำเสียและที่ได้จากการย่อยสลายของอะคริลาไมด์ถูกกำจัดออกจากระบบด้วยวิธีการเป่าแก๊สแอมโมเนีย เนื่องจากอุณหภูมิและความเป็นกรดต่างปานกลาง ตลอดจนมีการเติมอากาศค่อนข้างรุนแรง นอกจากนี้ ยังพบว่า ระบบ IFAS ยังมีการกำจัดแอมโมเนียไนโตรเจนด้วยกระบวนการเฮเทอโรโทรฟิฟิเคชันดีกว่าระบบ AS ซึ่งล้มเหลวโดยตลอดในช่วง F/M ที่กำหนด หลังจากการทดลองที่อัตราส่วนอาหารต่อจุลินทรีย์ เท่ากับ 0.88 kg COD/kg MLVSS-day ระบบ AS และ IFAS ล้มเหลวในการกำจัดแอมโมเนียไนโตรเจนด้วยกระบวนการเฮเทอโรโทรฟิฟิเคชันเนื่องจากความเป็นพิษของอะคริลาไมด์ที่มีต่อแบคทีเรีย นอกจากนี้ ระบบ IFAS มีประสิทธิภาพด้อยลงเนื่องจากการอุดตันของตะกอนแคลเซียมคาร์บอเนตที่ตกผลึกที่อุณหภูมิที่ใช้ในการทดลองด้วย ทำให้พื้นที่ยึดเกาะภายในตัวกลาง BioPortz ลดน้อยลง

Abstract

Acrylamide (AM) is generally known as a carcinogen and can possibly be found from the industry using acrylamide in the production as the raw material. The objective of this project was to increase the acrylamide biodegradation efficiency of *Enterobacter aerogenes* with the Integrated Fixed Film Activated Sludge (IFAS) technology. The IFAS process combines both suspended growth and biofilm for biological wastewater treatment. In this study, two sequencing batch reactor (SBR) biological wastewater treatment systems called as AS and IFAS were operated in parallel at the room temperature of 28 °C. The AS, the conventional activated sludge system (AS), was used as a control system to compare the results with the IFAS system. The IFAS system was filled with 3 L of BioPortz media (30% v/v). Both systems were designed to have a nominal hydraulic retention time (HRT) of 24 hours and operated at a solid retention time of 9 days. Acrylamide was added into the synthetic wastewater at different concentrations of 200, 300, and 400 mg AM/L by maintaining a constant chemical oxygen demand (COD) of 400 mg COD/L; thus, the fractions of acrylamide in the wastewater were 0.50, 0.74, and 1.00. At the fraction of 1.00, acrylamide was a sole carbon source for the growth of bacteria. After that, the acrylamide concentrations of 600 and 800 mg AM/L were applied. Therefore, the food-to-microorganism (F/M) ratios of 0.44, 0.66, and 0.88 kg COD/kg MLVSS-day were obtained at the acrylamide concentrations of 400, 600, and 800 mg AM/L. The experimental results revealed that the IFAS system was greater in the acrylamide biodegradation rates than the AS system when the F/M ratios were less than 0.88 kg COD/kg MLVSS-day. The acrylamide biodegradation rates increased with the acrylamide dosages. The acrylamide concentrations were greater than the concentrations reported in the literature of acrylamide biodegradation in the biological wastewater treatment system because ammonia nitrogen, which was reported as an inhibitor, from wastewater and from acrylamide biodegradation was completely removed by ammonia stripping as the results of moderate pH and temperature with vigorous mixing in the systems. In addition, the IFAS system was superior to the AS system for heterotrophic nitrification. The AS system was failed for all F/M ratios. At the F/M ratio of 0.88 kg COD/kg MLVSS-day, both AS and IFAS systems failed to perform heterotrophic nitrification as a result of acrylamide toxicity to bacteria. Besides, the performances of the IFAS system decreased as the BioPortz media was clogged with calcium carbonate deposits at the moderate temperature reducing the specific surface area of media.

สารบัญเรื่อง

	หน้า
กิตติกรรมประกาศ	ค
บทคัดย่อ	ง
Abstract	จ
สารบัญเรื่อง	ฉ
สารบัญตาราง	ช
สารบัญภาพ	ฉ
บทนำ	1
1.1 ความสำคัญและที่มาของปัญหา	1
1.2 วัตถุประสงค์ของโครงการ	3
1.3 ขอบเขตของโครงการวิจัย	3
1.4 ประโยชน์ที่คาดว่าจะได้รับ	4
วิธีการดำเนินการวิจัย	5
2.1 ระบบบำบัดน้ำเสียและการควบคุมระบบ	5
2.2 แบคทีเรียบริสุทธิ์ <i>Enterobacter aerogenes</i>	6
2.3 คุณลักษณะของน้ำเสีย	6
2.4 การวิเคราะห์ตัวอย่างน้ำเสีย	6
2.5 วิธีการทดลอง	7
ผลการวิจัยและอภิปราย	9
3.1 ปริมาณกากตะกอนแบคทีเรีย <i>E. aerogenes</i> ในระบบที่ไม่มีการเติมอะคริลาไมด์	9
3.2 การกำจัดสารอินทรีย์ของแบคทีเรีย <i>E. aerogenes</i> ในระบบที่ไม่มีการเติมอะคริลาไมด์	10
3.3 เซเทอโรทรอปิกไนตริฟิเคชันของแบคทีเรีย <i>E. aerogenes</i> ในระบบที่ไม่มีการเติมอะคริลาไมด์	11
3.4 การกำจัดสารอินทรีย์และไนโตรเจนของแบคทีเรีย <i>E. aerogenes</i> ก่อนการเติมอะคริลาไมด์	15
3.5 การย่อยสลายอะคริลาไมด์ทางชีวภาพของแบคทีเรีย <i>E. aerogenes</i> หลังการเติมอะคริลาไมด์ที่มีอัตราส่วนอาหารในรูปของซีโอดีต่อจุลินทรีย์เท่ากับ 0.44 kg COD/kg MLVSS-day	20
3.6 การย่อยสลายอะคริลาไมด์ทางชีวภาพของแบคทีเรีย <i>E. aerogenes</i> หลังการเติมอะคริลาไมด์ที่มีอัตราส่วนอาหารในรูปของซีโอดีต่อจุลินทรีย์เท่ากับ 0.66 kg COD/kg MLVSS-day	37
3.7 การย่อยสลายอะคริลาไมด์ทางชีวภาพของแบคทีเรีย <i>E. aerogenes</i> หลังการเติมอะคริลาไมด์ที่มีอัตราส่วนอาหารในรูปของซีโอดีต่อจุลินทรีย์เท่ากับ 0.88 kg COD/kg MLVSS-day	43
สรุปผลการทดลองและข้อเสนอแนะ	50
4.1 สรุปผลการทดลอง	50

4.2 ข้อเสนอแนะ	50
ผลผลิต	51
รายงานสรุปการเงิน	52
บรรณานุกรม	53
ภาคผนวก	56
ภาคผนวก 1 สำเนาบทความที่ได้รับการตอบรับให้ตีพิมพ์เผยแพร่ในวารสารวิชาการระดับนานาชาติ ในฐานข้อมูลสากล	57
ประวัตินักวิจัย	69

สารบัญตาราง

	หน้า
ตารางที่ 2.1 สารเคมีที่เป็นองค์ประกอบของน้ำเสียสังเคราะห์ที่ใช้ในการทดลอง.....	7
ตารางที่ 3.1 ความเข้มข้น MLSS และ MLVSS ของแบคทีเรีย <i>E. aerogenes</i> ในระบบบำบัดน้ำเสีย AS และ IFAS ในช่วงที่ไม่มีการเติมอะคริลาไมด์ในระยะที่ 1.....	9
ตารางที่ 3.2 ความเข้มข้น MLSS และ MLVSS ของแบคทีเรีย <i>E. aerogenes</i> ในระบบบำบัดน้ำเสีย AS และ IFAS ก่อนการเติมอะคริลาไมด์.....	18
ตารางที่ 3.3 ความเข้มข้น MLSS และ MLVSS ของแบคทีเรีย <i>E. aerogenes</i> ในระบบบำบัดน้ำเสีย AS และ IFAS เมื่อเติมอะคริลาไมด์เข้มข้น 200 mg AM/L	27
ตารางที่ 3.4 ความเข้มข้น MLSS และ MLVSS ของแบคทีเรีย <i>E. aerogenes</i> ในระบบบำบัดน้ำเสีย AS และ IFAS เมื่อเติมอะคริลาไมด์เข้มข้น 300 mg AM/L	32
ตารางที่ 3.5 ความเข้มข้น MLSS และ MLVSS ของแบคทีเรีย <i>E. aerogenes</i> ในระบบบำบัดน้ำเสีย AS และ IFAS เมื่อเติมอะคริลาไมด์เข้มข้น 400 mg AM/L	37
ตารางที่ 3.6 ความเข้มข้น MLSS และ MLVSS ของแบคทีเรีย <i>E. aerogenes</i> ในระบบบำบัดน้ำเสีย AS และ IFAS เมื่อเติมอะคริลาไมด์เข้มข้น 600 mg AM/L	39
ตารางที่ 3.7 ความเข้มข้น MLSS และ MLVSS ของแบคทีเรีย <i>E. aerogenes</i> ในระบบบำบัดน้ำเสีย AS และ IFAS เมื่อเติมอะคริลาไมด์เข้มข้น 800 mg AM/L	46
ตารางที่ 3.8 ความสัมพันธ์ระหว่างอัตราการย่อยสลายอะคริลาไมด์ที่ F/M Ratio และความเข้มข้นอะคริลาไมด์ต่างๆ กัน	49

สารบัญภาพ

	หน้า
ภาพที่ 1.1 การจำแนกสายพันธุ์ทางวิทยาศาสตร์ของ <i>E. aerogenes</i>	2
ภาพที่ 2.1 ระบบบำบัดน้ำเสียแบบ SBR (ก) ระบบ AS และ (ข) ระบบ IFAS.....	5
ภาพที่ 2.2 รูปแบบของการควบคุมระบบบำบัดน้ำเสียแบบ SBR แบบ AS และ IFAS.....	6
ภาพที่ 3.1 ความเข้มข้นสารอินทรีย์บ่งชี้ด้วยซีโอดีในระบบ AS และ IFAS ที่มีแบคทีเรีย <i>E. aerogenes</i> ใน ระยะที่ 1.....	11
ภาพที่ 3.2 ความเข้มข้นแอมโมเนียมในระบบ AS และ IFAS ที่มีแบคทีเรีย <i>E. aerogenes</i> ในระยะที่ 1.....	12
ภาพที่ 3.3 ความเข้มข้นไนโตรทไนโตรเจนในระบบ AS และ IFAS ที่มีแบคทีเรีย <i>E. aerogenes</i> ในระยะที่ 1	12
ภาพที่ 3.4 ความเข้มข้นไนโตรทไนโตรเจนในระบบ AS และ IFAS ที่มีแบคทีเรีย <i>E. aerogenes</i> ในระยะที่ 1	13
ภาพที่ 3.5 สมดุลมวลไนโตรเจนและประสิทธิภาพการกำจัดแอมโมเนียมไนโตรเจนของระบบ AS และ IFAS ที่ มีแบคทีเรีย <i>E. aerogenes</i> ในระยะที่ 1.....	13
ภาพที่ 3.6 ความเข้มข้นแอมโมเนียมไนโตรเจนในระบบ AS และ IFAS ที่มีแบคทีเรีย <i>E. aerogenes</i> ในระยะ ที่ 2.....	15
ภาพที่ 3.7 ความเข้มข้นไนโตรทไนโตรเจนในระบบ AS และ IFAS ที่มีแบคทีเรีย <i>E. aerogenes</i> ในระยะที่ 2	16
ภาพที่ 3.9 สมดุลมวลไนโตรเจนและประสิทธิภาพการกำจัดแอมโมเนียมไนโตรเจนของระบบ AS และ IFAS ที่ มีแบคทีเรีย <i>E. aerogenes</i> ในระยะที่ 2.....	17
ภาพที่ 3.10 ความเข้มข้นสารอินทรีย์บ่งชี้ด้วยซีโอดีในระบบ AS และ IFAS ที่มีแบคทีเรีย <i>E. aerogenes</i> ก่อน การเติมอะคริลาไมด์.....	17
ภาพที่ 3.11 ความเข้มข้นแอมโมเนียมไนโตรเจนในระบบ AS และ IFAS ที่มีแบคทีเรีย <i>E. aerogenes</i> ก่อน การเติมอะคริลาไมด์.....	19
ภาพที่ 3.12 ความเข้มข้นไนโตรทไนโตรเจนในระบบ AS และ IFAS ที่มีแบคทีเรีย <i>E. aerogenes</i> ก่อนการเติม อะคริลาไมด์.....	19
ภาพที่ 3.13 ความเข้มข้นไนโตรทไนโตรเจนในระบบ AS และ IFAS ที่มีแบคทีเรีย <i>E. aerogenes</i> ก่อนการเติม อะคริลาไมด์.....	20
ภาพที่ 3.14 สมดุลมวลไนโตรเจนและประสิทธิภาพการกำจัดแอมโมเนียมไนโตรเจนของระบบ AS และ IFAS ที่มีแบคทีเรีย <i>E. aerogenes</i> ก่อนการเติมอะคริลาไมด์.....	21
ภาพที่ 3.15 ความเข้มข้นอะคริลาไมด์ในระบบบำบัดน้ำเสีย SBR AS และ IFAS ที่มีการป้อนน้ำเสียที่มีความ เข้มข้น 200 mg AM/L.....	22
ภาพที่ 3.16 ความเข้มข้นกรดอะคริลิกในระบบบำบัดน้ำเสีย SBR AS และ IFAS ที่มีการป้อนน้ำเสียที่มีความ เข้มข้น 200 mg AM/L.....	23
ภาพที่ 3.17 ความเข้มข้นสารอินทรีย์บ่งชี้ด้วยค่าซีโอดีในระบบบำบัดน้ำเสีย SBR AS และ IFAS ที่มีการป้อน น้ำเสียที่มีความเข้มข้น 200 mg AM/L.....	23

ภาพที่ 3.37 (ก) การสะสมของตะกอนในตัวกลาง BioPortz และ (ข) ตะกอนในน้ำล้างตัวกลาง BioPortz ที่ถูก
ชะด้วยกรดเจือจาง39

ภาพที่ 3.38 ความเข้มข้นกรดอะคริลิกในระบบบำบัดน้ำเสีย SBR AS และ IFAS ที่มีการป้อนน้ำเสียที่มีความ
เข้มข้น 600 mg AM/L40

ภาพที่ 3.39 ความเข้มข้นสารอินทรีย์บ่งชี้ด้วยค่าซีโอดีในระบบบำบัดน้ำเสีย SBR AS และ IFAS ที่มีการป้อน
น้ำเสียที่มีความเข้มข้น 600 mg AM/L.....41

ภาพที่ 3.40 ความเข้มข้นแอมโมเนียมไนโตรเจนในระบบบำบัดน้ำเสีย SBR AS และ IFAS ที่มีการป้อนน้ำเสีย
ที่มีความเข้มข้น 600 mg AM/L41

ภาพที่ 3.41 ความเข้มข้นไนเตรทไนโตรเจนในระบบบำบัดน้ำเสีย SBR AS และ IFAS ที่มีการป้อนน้ำเสียที่มี
ความเข้มข้น 600 mg AM/L.....42

ภาพที่ 3.42 ความเข้มข้นไนโตรที่ไนโตรเจนในระบบบำบัดน้ำเสีย SBR AS และ IFAS ที่มีการป้อนน้ำเสียที่มี
ความเข้มข้น 600 mg AM/L.....42

ภาพที่ 3.43 สมดุลมวลไนโตรเจนและประสิทธิภาพการกำจัดแอมโมเนียมไนโตรเจนของระบบ AS และ IFAS
ที่มีแบคทีเรีย *E. aerogenes* ที่มีเติมอะคริลาไมด์เข้มข้น 300 mg AM/L43

ภาพที่ 3.43 ความเข้มข้นอะคริลาไมด์ในระบบบำบัดน้ำเสีย SBR AS และ IFAS ที่มีการป้อนน้ำเสียที่มีความ
เข้มข้น 800 mg AM/L44

ภาพที่ 3.44 ความเข้มข้นกรดอะคริลิกในระบบบำบัดน้ำเสีย SBR AS และ IFAS ที่มีการป้อนน้ำเสียที่มีความ
เข้มข้น 800 mg AM/L45

ภาพที่ 3.45 ความเข้มข้นสารอินทรีย์บ่งชี้ด้วยค่าซีโอดีในระบบบำบัดน้ำเสีย SBR AS และ IFAS ที่มีการป้อน
น้ำเสียที่มีความเข้มข้น 800 mg AM/L.....45

ภาพที่ 3.46 ความเข้มข้นแอมโมเนียมไนโตรเจนในระบบบำบัดน้ำเสีย SBR AS และ IFAS ที่มีการป้อนน้ำเสีย
ที่มีความเข้มข้น 800 mg AM/L46

ภาพที่ 3.47 ความเข้มข้นไนเตรทไนโตรเจนในระบบบำบัดน้ำเสีย SBR AS และ IFAS ที่มีการป้อนน้ำเสียที่มี
ความเข้มข้น 800 mg AM/L.....47

ภาพที่ 3.49 ความเข้มข้นไนโตรที่ไนโตรเจนในระบบบำบัดน้ำเสีย SBR AS และ IFAS ที่มีการป้อนน้ำเสียที่มี
ความเข้มข้น 800 mg AM/L.....47

ภาพที่ 3.50 สมดุลมวลไนโตรเจนและประสิทธิภาพการกำจัดแอมโมเนียมไนโตรเจนของระบบ AS และ IFAS
ที่มีแบคทีเรีย *E. aerogenes* ที่มีเติมอะคริลาไมด์เข้มข้น 800 mg AM/L48

บทนำ

1.1 ความสำคัญและที่มาของปัญหา

อะคริลาไมด์ (Acrylamide, AM) หรืออะคริลิกเอไมด์ (Acrylic Amide) หรือ prop-2-enamide ตามหลักการเรียกชื่อสารเคมีของ IUPAC เป็นสารไม่มีสี สามารถละลายได้ในน้ำ เอทานอล และโคโคลพอร์ม ได้ดี ดังนั้น เมื่ออะคริลาไมด์ละลายในน้ำได้ อะคริลาไมด์จึงไม่ถูกดูดซับในตะกอนดิน แบคทีเรีย พีช หรือเรซิน (Brown et al., 1980) นอกจากนี้ อะคริลาไมด์เป็นสารโมโนเมอร์ (Monomer) ที่มีความสำคัญอย่างยิ่งต่ออุตสาหกรรมหลายประเภทเพราะถูกนำมาใช้ในกระบวนการผลิตต่างๆ เช่น การสังเคราะห์สีย้อม การสังเคราะห์โพลีเมอร์ กาว กระจก หรือผลิตเป็นสารโพลีอะคริลาไมด์เพื่อรวมตะกอนสำหรับบำบัดน้ำเสียและการผลิตน้ำประปา เป็นต้น อย่างไรก็ตาม พบว่า อะคริลาไมด์มีผลต่อสุขภาพอนามัยของมนุษย์เพราะทำให้เกิดความเสียหายต่อระบบประสาทส่วนกลางและส่วนอื่นๆ หากได้รับสารอะคริลาไมด์นี้แบบเฉียบพลัน อาจทำให้เกิดกล้ามเนื้อเกิดการอ่อนแรง ทำงานไม่ประสานกัน ส่วนผลกระทบต่อสุขภาพอนามัยที่มีต่อมนุษย์แบบเรื้อรัง คือ ทำให้กลายเป็นอัมพาตได้ นอกจากนี้ อะคริลาไมด์ยังเป็นสารก่อมะเร็งอีกด้วย (DeWoskin et al., 2010; Junqua, et al., 2015) ทำให้มีการจำกัดการใช้งานสารโพลีอะคริลาไมด์ โดย Dentel et al. (2000) ระบุว่า อะคริลาไมด์ในสารโพลีอะคริลาไมด์ถูกจำกัดไว้เพียงร้อยละ 0.05 โดยน้ำหนักเท่านั้น

อะคริลาไมด์ถูกย่อยสลายทางชีวภาพได้ในดินและน้ำผิวดิน (Abdelmagid & Tabatabai, 1982; Habermann, 2002; WHO, 2003; US. EPA, 2006; HSDB, 2009) อะคริลาไมด์สามารถเคลื่อนที่ได้อย่างรวดเร็วในดินและถูกย่อยสลายอย่างรวดเร็ว โดยผลิตภัณฑ์ที่ได้จากการย่อยสลายอะคริลาไมด์ทางชีวภาพภายใต้สภาวะมีออกซิเจนและไร้ออกซิเจน คือ แอมโมเนียไนโตรเจน (Abdelmagid & Tabatabai, 1982) ทั้งนี้ รายงานวิจัยส่วนใหญ่ที่เกี่ยวข้องกับการย่อยสลายอะคริลาไมด์ทางชีวภาพเป็นการใช้แบคทีเรียบริสุทธิ์ชนิดต่างๆ กำจัดอะคริลาไมด์ในห้องปฏิบัติการ เช่น แบคทีเรียกลุ่ม *Bacillus cereus* (Shukor et al., 2009a), *Pseudomonas sp.* (Shukor et al., 2009b), *Pseudomonas stutzeri* (Wang and Lee, 2001), และ *Ralstonia eutropha* (Wang and Lee, 2007), *Enterobacter aerogenes* (Buranasilp and Charoenpanich, 2011) ส่วนการย่อยสลายอะคริลาไมด์ในระบบบำบัดน้ำเสีย U.S. EPA (2010) รายงานว่า แบคทีเรียในระบบบำบัดน้ำเสียแบบระบบตะกอนเร่ง (Activated Sludge) นั้นสามารถกำจัดสารอะคริลาไมด์ได้เพียง 50-70% เท่านั้น อย่างไรก็ตาม การศึกษาไม่มีการระบุปริมาณอะคริลาไมด์ที่ป้อนเข้าสู่ระบบบำบัดน้ำเสียหรือรายละเอียดอื่นๆ ที่เกี่ยวข้องกับการกำจัดสารอะคริลาไมด์ในระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพ นอกจากนี้ การกำจัดอะคริลาไมด์โดยวิธีการย่อยสลายทางชีวภาพของแบคทีเรียจะได้สารผลิตภัณฑ์ คือ แอมโมเนียและกรดอะคริลิก ($C_3H_4O_2$) (Wang and Lee, 2001; Buranasilp and Charoenpanich, 2011) ซึ่งเอนไซม์ที่เกี่ยวข้องคือ อะมิเดส (Amidase) (Nawaz et al., 1994) ซึ่งทั้งกรดอะคริลิกและแอมโมเนียเป็นแหล่งคาร์บอนและแหล่งไนโตรเจนของแบคทีเรียที่อยู่ในระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพเพื่อการเจริญเติบโตของแบคทีเรียในระบบบำบัดน้ำเสียได้เช่นเดียวกัน ดังนั้น จะเห็นได้ว่าการย่อยสลายอะคริลาไมด์ทางชีวภาพของแบคทีเรียจึงเป็นการเพิ่มภาระบรรทุกสารอินทรีย์ (Organic Loading) และภาระบรรทุกไนโตรเจน (Nitrogen Loading) ต่อระบบบำบัดน้ำเสียอีกด้วย หากไม่สามารถกำจัดกรดอะคริลิกและแอมโมเนียไนโตรเจนได้หมดก็อาจทำให้เกิดปัญหาสิ่งแวดล้อมของแหล่งรองรับน้ำทิ้งได้

สำหรับแบคทีเรีย *E. aerogenes* นั้นมีชื่อเดิมว่า *Aerobacter aerogenes* (Hormaeche & Edwards, 1960) เป็นแบคทีเรียที่พบได้ทั่วไปในแหล่งน้ำ ดิน หรือลำไส้ของมนุษย์และสัตว์ มีการจำแนกสายพันธุ์ตามภาพที่ 1.1

Scientific Classification

Kingdom: Bacteria

Phylum: Proteobacteria

Class: Gamma Proteobacteria

Order: Enterobacteriales

Family: *Enterobacteriaceae*

Genus: *Enterobacter*

Species: *Enterobacter aerogenes*

ภาพที่ 1.1 การจำแนกสายพันธุ์ทางวิทยาศาสตร์ของ *E. aerogenes*

จากรายงานการวิจัย พบว่า แบคทีเรีย *E. aerogenes* สามารถเปลี่ยนแอมโมเนียไนโตรเจนเป็นไนโตรท์และไนเตรทไนโตรเจนตามลำดับ หรือเรียกว่า เฮเทอโรทรอฟิกไนตริฟิเคชัน (Heterotrophic Nitrification) (Lin et al., 2009) ซึ่งเฮเทอโรทรอฟิกไนตริฟิเคชันนั้นต่างจากออโททรอฟิกไนตริฟิเคชันที่มีแบคทีเรียกลุ่ม Ammonia-oxidizing bacteria (AOB) ซึ่งทำหน้าที่เปลี่ยนแอมโมเนียไปเป็นไนโตรท์ไนโตรเจนและมีแบคทีเรียกลุ่ม Nitrite-oxidizing bacteria (NOB) ทำหน้าที่เปลี่ยนไนโตรท์เป็นไนเตรทไนโตรเจน ตามลำดับ อย่างไรก็ตาม เฮเทอโรทรอฟิกไนตริฟิเคชันนั้นไม่สามารถเปลี่ยนพลังงานที่ได้ให้อยู่ในรูปของ Adenosine Triphosphate (ATP) ได้ (Lin et al., 2009) ดังนั้น พลังงานที่เกิดขึ้นจึงไม่สามารถนำไปใช้เพื่อการเจริญเติบโตของแบคทีเรียกลุ่มนี้ได้ แบคทีเรียกลุ่มนี้จึงจำเป็นต้องได้พลังงานเพื่อการเจริญเติบโตจากการใช้สารอินทรีย์เป็นแหล่งพลังงานทดแทน

จากรายงานวิจัยของ Buranasilp and Charoenpanich (2011) พบว่า แบคทีเรียบริสุทธิ์ *E. aerogenes* มีศักยภาพสูงในการย่อยสลายอะคริลาไมด์ทางชีวภาพในห้องปฏิบัติการได้ โดยผลการทดลองระบุว่า *E. aerogenes* สามารถกำจัดอะคริลาไมด์ได้สูงสุดบนอาหารเลี้ยงเชื้อ คือ 5000 มิลลิกรัมต่อลิตร ดังนั้น หากนำแบคทีเรีย *E. aerogenes* จากห้องปฏิบัติการมาใช้ในการบำบัดน้ำเสียจากโรงงานอุตสาหกรรมที่มีอะคริลาไมด์ปนเปื้อนสูงได้ ก็สามารถลดการปนเปื้อนอะคริลาไมด์ในแหล่งรองรับน้ำทิ้งได้อย่างมีประสิทธิภาพ อย่างไรก็ตาม Jangkorn et al. (2018) ได้ทดลองนำแบคทีเรีย *E. aerogenes* ไปใช้ในระบบบำบัดน้ำเสียชีวภาพจำลองแบบ Sequencing Batch Reactor (SBR) ที่มีการป้อนน้ำเสียสังเคราะห์ปนเปื้อนด้วยอะคริลาไมด์เข้มข้นต่างๆ กันและควบคุมให้มีอายุสลัดจ์เท่ากับ 10 วัน ผลการทดลอง พบว่า แบคทีเรีย *E. aerogenes* ไม่สามารถย่อยสลายอะคริลาไมด์ให้มีประสิทธิภาพเหมือนกับการย่อยสลายในอาหารเลี้ยงเชื้อในห้องปฏิบัติการได้ โดยพบว่า แบคทีเรีย *E. aerogenes* สามารถย่อยสลายอะคริลาไมด์ในระบบบำบัดน้ำเสียชีวภาพสูงสุดได้เท่ากับ 200 mg AM/L เท่านั้น นอกจากนี้ ยังพบว่า แอมโมเนียไนโตรเจนที่เป็นผลิตภัณฑ์จากการย่อยสลายอะคริลาไมด์ทางชีวภาพด้วยเอนไซม์อะมิเดสเกิดการสะสมภายในระบบบำบัดน้ำเสียชีวภาพแบบ SBR ผลการทดลองจึงระบุว่า แอมโมเนียมีฤทธิ์ยับยั้งการย่อยสลายอะคริลาไมด์ นอกจากนี้ แอมโมเนียที่เพิ่มสูงขึ้นทำให้เกิดภาวะบรรทุกไนโตรเจนต่อระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพแบบ SBR ทำให้ระบบบำบัดน้ำ

เสียทางชีวภาพไม่สามารถกำจัดแอมโมเนียไนโตรเจนได้ทั้งหมด อีกทั้ง แอมโมเนียไนโตรเจนยังยับยั้งปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันของอโอโททรอฟิกอีกด้วย (Wu et al., 2016) นอกเหนือจากผลกระทบของแอมโมเนียไนโตรเจนที่มีต่อการย่อยสลายอะคริลาไมด์ทางชีวภาพในระบบบำบัดน้ำเสียชีวภาพ กรดอะคริลิกก็เป็นอีกผลิตภัณฑ์ที่จะทำให้เกิดภาวะบรรทุกลินทรีย์ต่อระบบเพิ่มสูงขึ้นอีกด้วย ดังนั้น การย่อยสลายอะคริลาไมด์ในระบบบำบัดน้ำเสียชีวภาพนั้นจึงทำให้เกิดภาวะบรรทุกลินโตรเจนและสารอินทรีย์สูงขึ้น ระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพโดยทั่วไปอาจไม่สามารถกำจัดแอมโมเนียและสารอินทรีย์จากการย่อยสลายอะคริลาไมด์และกรดอะคริลิกได้ทั้งหมด ส่งผลให้ประสิทธิภาพการกำจัดอะคริลาไมด์ทางชีวภาพลดลงในระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพอีกด้วย

เทคโนโลยีบำบัดน้ำเสียแบบผสมผสานข้อดีของระบบตะกอนเร่ง (Activated Sludge Process) และไบโอฟิล์ม (Biofilm) เข้าด้วยกัน ที่เรียกว่า Integrated Fixed Film Activated Sludge (IFAS) นั้นได้ถูกพัฒนาขึ้นในช่วงที่ผ่านมา (Lessel, 1993, Sen and Randall, 1994) เพื่อนำมาใช้ในการเพิ่มประสิทธิภาพและเสถียรภาพในการกำจัดสารอินทรีย์และการกำจัดธาตุอาหารไนโตรเจนทางชีวภาพ โดยการเพิ่มปริมาณจุลินทรีย์ให้แก่ระบบบำบัดน้ำเสียบนผิวของตัวกลาง (Media) โดยไม่ทำให้เกิดภาวะของแข็งที่เข้าสู่ถังตกตะกอน ที่อาจจะทำให้เกิดปัญหาการตกตะกอนของถังตกตะกอนได้ (Sriwiriyarat et al., 2008a, Sriwiriyarat et al., 2008b) ดังนั้น ถ้าเทคโนโลยีบำบัดน้ำเสีย IFAS นี้สามารถนำมาใช้ในการตรึงแบคทีเรีย *E. aerogenes* บนผิวของตัวกลางเพื่อเพิ่มปริมาณแบคทีเรียชนิดนี้ในระบบ ก็จะทำให้สามารถเพิ่มประสิทธิภาพการกำจัดอะคริลาไมด์ กรดอะคริลิก และธาตุอาหารแอมโมเนียไนโตรเจนได้อย่างมีประสิทธิภาพได้

1.2 วัตถุประสงค์ของโครงการ

โครงการศึกษาวิจัยนี้มีวัตถุประสงค์ในการศึกษาการเพิ่มประสิทธิภาพการกำจัดอะคริลาไมด์ กรดอะคริลิก และธาตุอาหารแอมโมเนียไนโตรเจนพร้อมกันในระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพแบบเทคโนโลยี Integrated Fixed Film Activated Sludge โดยใช้แบคทีเรียกลุ่ม *E. aerogenes* ตรึงบนผิวตัวกลางที่แขวนลอยอยู่ในระบบบำบัดน้ำเสียแบบแอกทิเวตเต็ดสลัดจ์ โดยมีการเปรียบเทียบประสิทธิภาพการกำจัดอะคริลาไมด์กับแบคทีเรียประเภทเดียวกันในระบบบำบัดน้ำเสียแบบตะกอนเร่งที่ไม่มีการเติมตัวกลาง การทดลองดำเนินการที่อัตราส่วนอาหารต่อจุลินทรีย์ (F/M) ต่างๆ กัน

1.3 ขอบเขตของโครงการวิจัย

1. โครงการวิจัยนี้ศึกษาโดยใช้ระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพแบบ Sequencing Batch Reactor จำลองระดับห้องปฏิบัติการ ทำการเดินระบบในห้องปฏิบัติการสิ่งแวดล้อม ภาควิศวกรรมเคมี คณะวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยบูรพา ที่อุณหภูมิห้อง (~28 °C)
2. น้ำเสียที่ใช้เป็นน้ำเสียสังเคราะห์จากการเตรียมโดยใช้สารอินทรีย์ได้แก่ น้ำตาลทรายและโซเดียมอะซิเตต ตลอดจนอะคริลาไมด์เป็นแหล่งคาร์บอนหลักและแอมโมเนียมเป็นแหล่งไนโตรเจนสำหรับแบคทีเรีย *Enterobacter aerogenes*
3. ตัวกลางที่ใช้ติดตั้งภายในช่วงระยะเวลาเติมอากาศเป็นประเภทแขวนลอยในระบบ (Moving Media) ที่เรียกว่า BioPortz®
4. การทดลองจัดทำที่อัตราส่วนอาหารต่อจุลินทรีย์ (F/M) ต่างๆ กันโดยรักษาอายุสลัดจ์ (Solid Retention Time, SRT) เท่ากับ 10 วัน
5. การทดลองมีการออกแบบระบบให้มีระยะเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์ (Hydraulic Retention Time, HRT) เท่ากับ 24 ชั่วโมง

1.4 ประโยชน์ที่คาดว่าจะได้รับ

ผลงานวิจัยจากโครงการวิจัยฯ ทำให้ได้รับองค์ความรู้ที่เกี่ยวข้องกับการออกแบบและการเดินระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพ IFAS เพื่อการกำจัดสารอะคริลาไมด์ กรดอะคริลิก และแอมโมเนียมไนโตรเจน ซึ่งสามารถนำไปตีพิมพ์เผยแพร่ในงานประชุมวิชาการหรือวารสารวิจัยระดับชาติและนานาชาติ นอกจากนี้ ผลงานวิจัยสามารถนำไปประยุกต์กับโรงงานอุตสาหกรรมต่างๆ ที่อยู่ในนิคมอุตสาหกรรมที่มีกระบวนการผลิตที่ใช้สารตั้งต้นเป็นอะคริลาไมด์เพื่อการกำจัดอะคริลาไมด์ที่สมบูรณ์ ลดผลกระทบของอะคริลาไมด์ที่มีต่อสุขภาพอนามัยของมนุษย์ได้

วิธีการดำเนินการวิจัย

โครงการวิจัยนี้ดำเนินการในห้องปฏิบัติการวิศวกรรมสิ่งแวดล้อมของภาควิชาวิศวกรรมเคมี คณะวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยบูรพา โดยมีการออกแบบและเดินระบบบำบัดน้ำเสียชีวภาพจำลอง Sequencing Batch Reactor (SBR) ที่อุณหภูมิห้อง (28 °C) ที่มีการป้อนน้ำเสียเข้าสู่ระบบ SBR แบบกะจำนวน 2 ระบบ เรียกว่า AS และ IFAS โดยมีรายละเอียดดังต่อไปนี้

2.1 ระบบบำบัดน้ำเสียและการควบคุมระบบ

2.1.1. ระบบบำบัดน้ำเสีย SBR AS และ IFAS มีปริมาณรวมทั้งหมด 10 ลิตร ดังภาพที่ 2.1(ก) และ 2.1(ข) ตามลำดับ ระบบบำบัดน้ำเสียทั้งสองนั้นถูกป้อนน้ำเสียสังเคราะห์ 2 กะต่อวัน แต่ละกะมีระยะเวลา 12 ชั่วโมง ประกอบด้วย 5 ช่วงระยะเวลา กล่าวคือ 15 นาที สำหรับการเติมน้ำเสียเข้าสู่ระบบ (Fill), 10 ชั่วโมง สำหรับระยะเวลาการเติมอากาศ (React), 1 ชั่วโมง สำหรับระยะเวลาดกตะกอน (Settle), 15 นาที สำหรับระยะเวลาสูบน้ำใสทิ้ง (Decant) ให้เหลือกากตะกอน ปริมาณเพียง 5 ลิตร และ 30 นาที สำหรับการปล่อยระบบนิ่ง (Idle) ดังภาพที่ 2.2 จากการสูบน้ำทิ้ง 5 ลิตรต่อกะ ทำให้มีอัตราการแลกเปลี่ยนปริมาตร (Exchange Volume Ratio) ร้อยละ 50 ทำให้มีระยะเวลาเก็บกักทางชีวศาสตร์ เท่ากับ 24 ชั่วโมง อย่างไรก็ตาม หลังจากแบคทีเรียเกาะติดบนผิวตัวกลางทำให้เกิดแทนที่น้ำ ส่งผลให้ระยะเวลาเก็บกักทางชีวศาสตร์ของระบบ IFAS เหลือเพียง 23 ชั่วโมง



(ก)

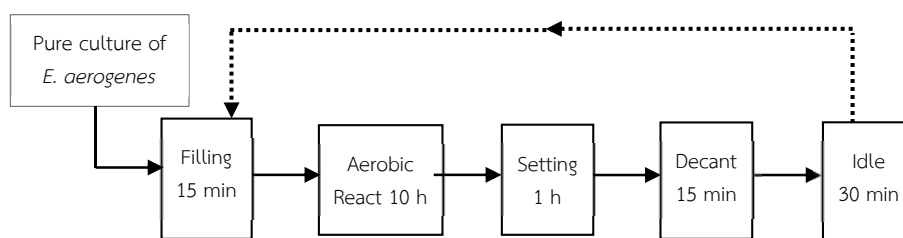


(ข)

ภาพที่ 2.1 ระบบบำบัดน้ำเสียแบบ SBR (ก) ระบบ AS และ (ข) ระบบ IFAS

2.1.2. ระบบ IFAS มีการเติมตัวกลางที่เรียกว่า BioPortz (ENTEX Technologies, Inc., USA) ในสัดส่วนปริมาตรของตัวกลางเท่ากับร้อยละ 30 ของปริมาตรถังปฏิกรณ์ หรือเทียบเท่าปริมาตรตัวกลาง BioPortz 3 ลิตร (510 BioPortz) เพื่อให้แบคทีเรียยึดเกาะบนผิวตัวกลางกลายเป็นไบโอฟิล์ม โดย BioPortz นั้นผลิตด้วยพลาสติกประเภทโพลีเอทิลีนแบบความหนาแน่นสูง (High-density Polyethylene, HDPE) มี

พื้นที่ผิวจำเพาะ (Specific Surface Area) เท่ากับ $576 \text{ m}^2/\text{m}^3$ และมีความถ่วงจำเพาะ (Specific Gravity) เท่ากับ 0.96 (Kim et al., 2011)



ภาพที่ 2.2 รูปแบบของการควบคุมระบบบำบัดน้ำเสียแบบ SBR แบบ AS และ IFAS

นอกจากนั้น ระบบบำบัดน้ำเสียชีวภาพจำลองทั้งสองระบบมีการติดตั้งหัวทรายขนาดเล็กจำนวน 3 หัว ที่ต่อจากเครื่องเติมอากาศที่สามารถเติมอากาศ $60 \text{ L}/\text{min}$ ในแต่ละระบบ การทดลองมีการควบคุมค่าออกซิเจนละลายน้ำในช่วงเวลาเติมอากาศเท่ากับ $6\text{-}7 \text{ mg O}_2/\text{L}$

2.2 แบคทีเรียบริสุทธิ์ *Enterobacter aerogenes*

ระบบบำบัดน้ำเสีย AS และ IFAS เริ่มต้นเดินระบบด้วยการเติมแบคทีเรียบริสุทธิ์ *Enterobacter aerogenes* จากห้องปฏิบัติการชีวเคมี คณะวิทยาศาสตร์ มหาวิทยาลัยบูรพา หลังจากเพาะเลี้ยง *E. aerogenes* มารยะหนึ่งจนระบบมีปริมาณสลัดจ์เพิ่มขึ้น หลังจากนั้น จึงมีการสุบตะกอนส่วนเกินทิ้งเพื่อควบคุมอายุสลัดจ์ของแบคทีเรียกลุ่ม *E. aerogenes* ให้เท่ากับ 9 วัน เพื่อให้ระบบมีศักยภาพในการเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันอีกด้วย

2.3 คุณลักษณะของน้ำเสีย

ระบบบำบัดน้ำเสียทั้ง 2 ระบบนั้นถูกป้อนน้ำเสียสังเคราะห์ที่เตรียมสดใหม่ทุกวันด้วยการผสมสารเคมีต่างๆ ดังตารางที่ 2.1 ในน้ำประปาปริมาตร 40 ลิตร โดยมีแหล่งคาร์บอน ไนโตรเจน ฟอสฟอรัส และธาตุอาหารรองอื่นๆ อีกด้วย หลังจากนั้น จะมีการปรับค่าความเป็นกรดเบสของน้ำเสียสังเคราะห์ด้วยกรดซัลฟิวริก และโซเดียมไฮดรอกไซด์จนมีค่าความเป็นกรดเบส เท่ากับ 7.2 พบว่า น้ำเสียมีความเข้มข้นสารอินทรีย์บ่งชี้ด้วยค่าซีโอดี (Chemical Oxygen Demand, COD) เท่ากับ $400 \text{ mg COD}/\text{L}$ ไนโตรเจนเท่ากับ $40 \text{ mg N}/\text{L}$ และของแข็งแขวนลอยทั้งหมดประมาณ $80 \text{ mg SS}/\text{L}$ หลังจากการทดลองที่มีการเติมอะคริลาไมด์แล้ว ความเข้มข้นสารอินทรีย์บ่งชี้ด้วยค่าซีโอดีเพิ่มสูงขึ้นเป็น 600 และ $800 \text{ mg COD}/\text{L}$ ตามลำดับ

2.4 การวิเคราะห์ตัวอย่างน้ำเสีย

หลังจากระบบบำบัดน้ำเสียเข้าสู่สภาวะคงตัวแล้ว จึงมีการเก็บตัวอย่างเพื่อนำไปตรวจวิเคราะห์พารามิเตอร์ต่างๆ ได้แก่ Mixed Liquor Suspended Solids (MLSS), Mixed Liquor Volatile Suspended Solids (MLVSS), สารอินทรีย์ทั้งหมดบ่งชี้ด้วยค่าซีโอดีทั้งหมด (Total COD, TCOD) และสารอินทรีย์ละลายน้ำบ่งชี้ด้วยค่าซีโอดีละลายน้ำ (Soluble COD, SCOD) วิเคราะห์ด้วยวิธีการ Closed Reflux, Titrimetric Method ไนโตรเจนทั้งหมดบ่งชี้ด้วยค่าทีเคเอ็น (Total Kjeldahl Nitrogen, TKN) วิเคราะห์ด้วยวิธี Semi-Micro-Kjeldahl Method แอมโมเนียมไนโตรเจน ($\text{NH}_4^+\text{-N}$) วิเคราะห์ด้วยวิธีการ

Phenate Method ไนโตรที่ไนโตรเจน (NO_2^- -N) วิเคราะห์ด้วยวิธีการ Colorimetric Method ไนเตรท ไนโตรเจน (NO_3^- -N) วิเคราะห์ด้วยวิธีการ Brucine Method ค่าความเป็นกรด-ด่าง (pH) ตรวจวัดด้วยเครื่อง Cyberscan รุ่น pH510 (Eutech Instruments) และค่าออกซิเจนละลายน้ำ (Dissolved Oxygen, DO) ตรวจวัดด้วยเครื่อง Cyberscan รุ่น DO110 (Eutech Instruments) ทั้งนี้ วิธีการวิเคราะห์ทั้งหมดเป็นไปตามวิธีการวิเคราะห์ของ Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, AWWA & WEF, 1998) สำหรับการวิเคราะห์สารอินทรีย์ละลายน้ำ (SCOD) แอมโมเนียไนโตรเจน ไนเตรท และไนเตรทไนโตรเจน ตัวอย่างถูกกรองด้วยกระดาษกรองที่มีความพรุน 0.45 ไมครอน หลังจากปั่นเหวี่ยง ตัวอย่างด้วยความเร็ว 10,000 รอบต่อนาที (rpm) นาน 10 นาที สำหรับการตรวจวัดอะคริลาไมด์และกรดอะคริลิกนั้นใช้เครื่องมือ High Performance Liquid Chromatography (HPLC) ที่มีการเชื่อมต่อกับ UV Spectrophotometer Detector (JENWAY 6305) ที่ทำงานที่ 254 nm และมีการใช้คอลัมน์ Nova-Pack C18 (4 μm 60 A°) guard pak insert column (Waters, Ireland) สำหรับการวิเคราะห์ความเข้มข้นของ อะคริลาไมด์และกรดอะคริลิกนั้นใช้ Standard Curve ที่เตรียมจากอะคริลาไมด์และกรดอะคริลิกที่ทราบ ความเข้มข้นแล้ว

ตารางที่ 2.1 สารเคมีที่เป็นองค์ประกอบของน้ำเสียสังเคราะห์ที่ใช้ในการทดลอง

Chemicals	Chemical Grades and Sources	Amount
Sucrose	Commercial Grade, Wangkanai, Thailand	12.0 g
CH_3COONa	Industrial Grade of 58.8%, Sinoway International, China	24.0 g
K_2HPO_4	Food Grade of 99.2%, Young Jin Chemical, South Korea	2.0 g
KH_2PO_4	ACS Grade, VWR Chemicals, EC	4.0 g
NaHCO_3	Food Grade of 99.5%, Tianjin Soda Plant, China	20.0 g
NH_4Cl	Industrial Grade of 99.5%, Tianjin Soda Plant, China	9.0 g
MgCl_2	Industrial Grade of 47%, Dead Sea Works, Ltd., Israel	2.8 g
CaCl_2	Food Grade of 74.0%, Young Jin Chemical, South Korea	1.6 g

สำหรับการตรวจวัดปริมาณของไบโอฟิล์มบนผิวตัวกลางนั้น BioPortz จำนวน 2 เม็ดถูกนำออกมา จากถังปฏิกรณ์ หลังจากนั้น จึงใช้แรงดันน้ำที่ผลิตจากเข็มฉีดยาอัดฉีดไบโอฟิล์มออกจากผิวตัวกลางลงในบีกเกอร์ หลังจากนั้น จึงเติมน้ำกลั่นให้ได้ปริมาตร 100 มิลลิลิตร หลังจากคนเข้ากันดีแล้ว จึงสุ่มเก็บตัวอย่างมา 5 มิลลิลิตร เพื่อนำไปตรวจวิเคราะห์ MLVSS และ MLSS หลังจากนั้น จึงนำความเข้มข้น MLVSS และ MLSS ที่ได้ไปคำนวณปริมาณไบโอฟิล์มทั้งหมดสำหรับปริมาณ BioPortz จำนวน 510 เม็ด

2.5 วิธีการทดลอง

หลังจากระบบเข้าสู่สภาวะคงตัวแล้ว จึงมีการเติมอะคริลาไมด์ลงในน้ำเสียสังเคราะห์ที่ความเข้มข้นของอะคริลาไมด์ 200, 300, 400 โดยยังคงความเข้มข้นของสารอินทรีย์ปั้งซีในรูปแบบของซีโอดีคั้งที่เท่ากับ 400 mg COD/L คิดเป็นอัตราส่วนของอะคริลาไมด์ต่อซีโอดีคั้งทั้งหมดเท่ากับ 0.5, 0.75 และ 1.0 เพื่อทดสอบศักยภาพของระบบ AS และ IFAS ในการย่อยสลายอะคริลาไมด์ทางชีวภาพของระบบ AS และ IFAS ทั้งนี้ อัตราส่วนอะคริลาไมด์ต่อซีโอดีคั้งทั้งหมดเท่ากับ 1.0 มีเพียงอะคริลาไมด์เป็นแหล่งของคาร์บอนเท่านั้น หลังจาก

นั้น จึงเพิ่มความเข้มข้นของอะคริลาไมด์เท่ากับ 600 และ 800 มิลลิกรัมซีโอดีต่อลิตร เมื่อคำนวณเป็นอัตราส่วนอาหารในรูปของซีโอดีต่อจุลินทรีย์เท่ากับ 0.44, 0.66, และ 0.88 kg COD/kg MLVSS-day สำหรับน้ำเสียที่มีความเข้มข้น COD เท่ากับ 400, 600, และ 800 mg COD/L สำหรับระบบบำบัดน้ำเสีย AS ตามลำดับ สำหรับระบบบำบัดน้ำเสีย IFAS อัตราส่วนอาหารในรูปของซีโอดีต่อจุลินทรีย์เท่ากับ 0.13, 0.19 และ 0.26 kg COD/kg MLVSS-day สำหรับน้ำเสียที่มีความเข้มข้น COD เท่ากับ 400, 600 และ 800 mg COD/L ตามลำดับ อัตราส่วนอาหารในรูปของซีโอดีต่อจุลินทรีย์ของระบบ IFAS น้อยกว่าระบบ AS เนื่องจากความเข้มข้น MLVSS มาจากความเข้มข้นของแบคทีเรียแขวนลอยและแบคทีเรียที่ตรึงบนผิวตัวกลาง การควบคุมระบบให้สามารถรับอัตราส่วนอาหารในรูปของซีโอดีต่อจุลินทรีย์ที่สูงกว่านี้ได้เนื่องจากระบบทั้งสองล้มเหลวในการย่อยสลายอะคริลาไมด์ทางชีวภาพที่ความเข้มข้นสูงกว่า 800 mg AM/L ได้

ผลการวิจัยและอภิปราย

3.1 ปริมาณกากตะกอนแบคทีเรีย *E. aerogenes* ในระบบที่ไม่มีการเติมอะคริลาไมด์

หลังเดินระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพแบบ SBR AS และ IFAS จนระบบเข้าสู่สภาวะคงตัว (Quasi-steady State Conditions) มาเป็นระยะเวลาหลายเดือน ซึ่งสามารถระบุการเข้าสู่สภาวะคงตัวได้จากการวิเคราะห์การเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นของแบคทีเรียและซับสเตรตเมื่อเทียบกับเวลา ซึ่งหากระบบเข้าสู่สภาวะคงตัวแล้ว การเปลี่ยนแปลงของซับสเตรตเมื่อเทียบกับเวลาจะเกิดขึ้นน้อยมาก จากการตรวจวัดปริมาณของแบคทีเรียในระบบ AS และ IFAS ทั้งที่เป็นแบคทีเรียแขวนลอยและแบคทีเรียที่ตรึงบนผิวของตัวกลาง BioPortz พบว่า สามารถแบ่งช่วงการทดลองออกเป็น 2 ช่วง ดังตารางที่ 3.1 โดยช่วงแรกปรากฏว่า ความเข้มข้น MLSS และ MLVSS ของระบบบำบัดน้ำเสีย IFAS นั้นมีความเข้มข้นต่ำกว่าระบบ AS เพราะว่าซับสเตรตส่วนหนึ่งถูกนำไปใช้ในระบบบำบัดน้ำเสีย IFAS เพื่อการเจริญของแบคทีเรียในชั้นไบโอฟิล์มบนผิวของตัวกลาง BioPortz ทำให้ปริมาตรของน้ำที่ถูกแทนที่ด้วยไบโอฟิล์มบนตัวกลางเพิ่มขึ้นจาก 5% เป็น 12% เหลือส่วนที่เป็น Mixed Liquor เพียง 8.3 L และทำให้ระยะเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์ลดเหลือ 21 ชั่วโมง เมื่อนับรวมชีวมวลที่เป็นไบโอฟิล์มบนตัวกลาง ดังตารางที่ 3.1 พบว่า การติดตั้งตัวกลางลงในระบบบำบัดน้ำเสีย IFAS ทำให้ความเข้มข้น MLVSS ทั้งหมด (Total MLVSS) ของระบบเพิ่มสูงขึ้นอย่างมากเมื่อเทียบกับระบบบำบัดน้ำเสีย AS นอกจากนี้ ยังพบว่า อัตราส่วน MLVSS/MLSS ของระบบ AS และ IFAS ค่อนข้างสูง แสดงว่า แบคทีเรีย *E. aerogenes* ในการทดลองนี้อยู่ในช่วงที่กำลังเจริญเติบโต ซึ่ง Jangkorn et al. (2018) ระบุว่า หาก MLVSS/MLSS ต่ำบ่งชี้ว่าแบคทีเรีย *E. aerogenes* มีการสะสมโพลีฟอสเฟตภายในเซลล์ของแบคทีเรียและการเจริญเติบโตของแบคทีเรียถูกจำกัด

ตารางที่ 3.1 ความเข้มข้น MLSS และ MLVSS ของแบคทีเรีย *E. aerogenes* ในระบบบำบัดน้ำเสีย AS และ IFAS ในช่วงที่ไม่มีการเติมอะคริลาไมด์ในระยะที่ 1

Phase	System	MLSS (mg SS/L)	MLVSS (mg VSS/L)	MLVSS/ MLSS	Biofilm (g/m ²)	Biofilm MLVSS/ MLSS	Total MLVSS (mg VSS/L)
I	AS	1033±128	883±92	0.86	-	-	883
	IFAS	868±115	773±95	0.90	14.4	0.92	2660
II	AS	913±54	903±54	0.99	-	-	903
	IFAS	1233±60	1223±60	0.99	10.9	0.59	3110

Total MLVSS = suspended MLVSS + equivalent MLVSS (biofilm)

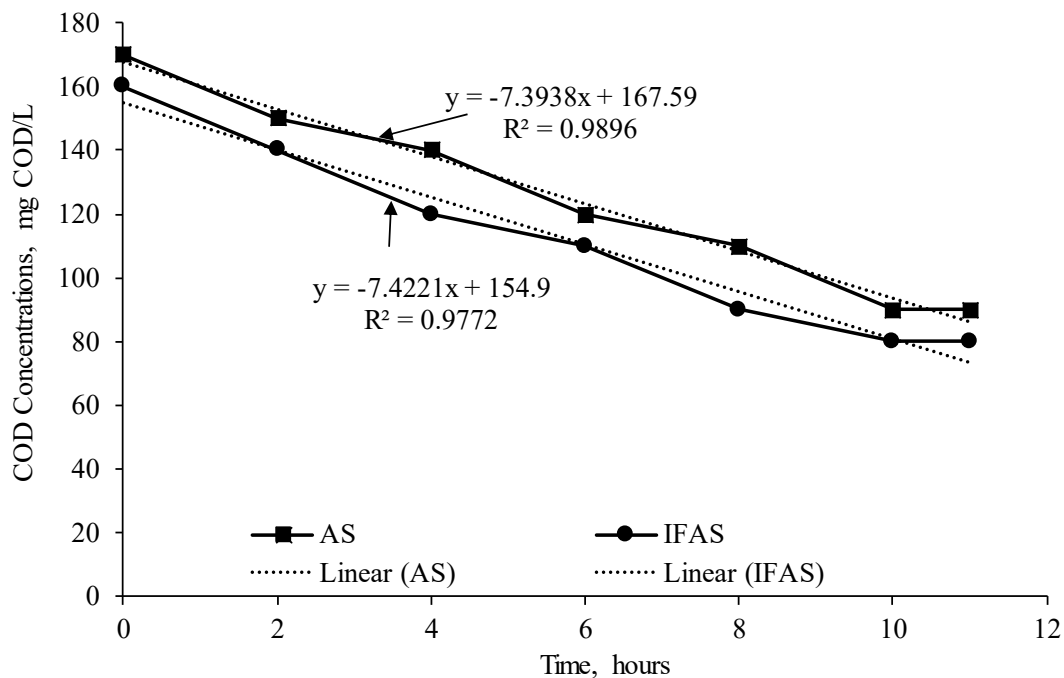
อย่างไรก็ตาม หลังจากเดินระบบบำบัดน้ำเสียทั้งสองต่อไปนานอีก 10 เดือน หลังจากเก็บตัวอย่างชุดแรก พบว่า แบคทีเรีย *E. aerogenes* แขวนลอยในระบบ IFAS เพิ่มขึ้นอย่างมากเมื่อเทียบกับผลการทดลองชุดแรก ขณะเดียวกัน พบว่า ความหนาแน่นของไบโอฟิล์มกลับลดต่ำลง ทั้งนี้ เป็นเพราะว่าไบโอฟิล์มมีการสะสมของตะกอนแคลเซียมคาร์บอเนต ดังแสดงด้วยอัตราส่วน MLVSS/MLSS ของไบโอฟิล์มที่ลดต่ำลงจาก 0.92 เหลือเพียง 0.59 ซึ่งการสะสมของตะกอนนี้ทำให้เกิดการอุดตันภายในตัวกลางของ BioPortz ส่งผลให้

พื้นที่ผิวจำเพาะของตัวกลางลดน้อยลง จากการตรวจวัดความเป็นด่าง (Alkalinity) ของน้ำเสีย พบว่า ความเป็นด่างรวมของน้ำเสียเท่ากับ $120 \text{ mg CaCO}_3/\text{L}$ ซึ่งเป็นที่ทราบโดยทั่วไปว่า ความสามารถในการละลายของแคลเซียมคาร์บอเนตลดลงเมื่ออุณหภูมิเพิ่มสูงขึ้น จากผลการทดลอง พบว่า ความเป็นกรดต่างของน้ำเสียเพิ่มสูงขึ้นในระบบบำบัดน้ำเสีย AS และ IFAS ถึง 8.5 ซึ่งเป็นไปได้ว่า คาร์บอนไดออกไซด์ในน้ำถูกไล่ออกจากน้ำ (Campos et al., 2013) ซึ่งในการทดลองนี้ ความกระด้างในน้ำเสียเกิดการตกผลึกในตัวกลาง BioPortz เนื่องจากอุณหภูมิของน้ำเสียเท่ากับ $28 \text{ }^\circ\text{C}$ ที่อุณหภูมิ 8.5 ส่วนความเข้มข้นของแบคทีเรียแขวนลอยในระบบบำบัดน้ำเสีย AS น้อยกว่าระบบ IFAS เนื่องจากปริมาตรประสิทธิภาพ (Effective Volume) ของของเหลวในระบบของ IFAS น้อยกว่าระบบ AS เนื่องจากปริมาตรของเหลวถูกแทนที่ด้วยตัวกลาง BioPortz โดย Grady et al. (1999) ระบุว่า ปริมาตรของถังปฏิกริยาที่มีขนาดเล็กจะมีความเข้มข้นของแบคทีเรียสูงกว่าถังปฏิกริยาที่มีขนาดใหญ่ที่มีอายุสลัดจ์ (Solids Retention Time, SRT) อัตราการไหล และซับสเตรตที่ถูกกำจัดต่อหน่วยเวลาเท่ากัน

ตารางที่ 3.1 แสดงความเข้มข้นของแบคทีเรียแขวนลอยในระบบ AS และ IFAS ที่อายุสลัดจ์เท่ากับ 9 วัน ทั้งนี้ ผู้วิจัยมีการควบคุมอายุสลัดจ์ของระบบอย่างดี ซึ่งมวลมีการสูญเสียไปกับน้ำทิ้งของระบบทั้งสองเพียงเล็กน้อยเท่านั้น โดยความเข้มข้นของ MLSS ที่หลุดไปกับน้ำทิ้งเท่ากับ 18.8 ± 4.9 และ $6.0 \pm 4.7 \text{ mg SS/L}$ สำหรับข้อมูลชุดแรก and 5.6 ± 4.8 และ $1.4 \pm 1.4 \text{ mg SS/L}$ สำหรับข้อมูลชุดที่สองของระบบ AS และ IFAS ตามลำดับ ความเป็นกรดต่างเป็นกลางและอุณหภูมิเท่ากับ $28 \text{ }^\circ\text{C}$ จึงไม่จำกัดการเจริญเติบโตของแบคทีเรีย *E. aerogenes* ดังนั้น จึงมีสมมติฐานว่าคุณลักษณะของน้ำเสียสังเคราะห์นี้อาจไม่เหมาะสมสำหรับการเจริญเติบโตของแบคทีเรีย *E. aerogenes* ซึ่งเป็นไปได้ว่า ความกระด้างของน้ำเสียสังเคราะห์อาจสูงจนเกินไปจากการเติมสารเคมีกลุ่มไบคาร์บอเนต จากการคำนวณสัมประสิทธิ์การผลิตสังเกต (Observed Yield) ของแบคทีเรียแขวนลอยของระบบ AS เท่ากับ 0.30 และ 0.29 ในระยะแรกและระยะที่สองตามลำดับ อย่างไรก็ตาม สัมประสิทธิ์การผลิตสังเกตไม่สามารถคำนวณได้เนื่องจากไม่สามารถคำนวณอัตราการผลิตสลัดจ์ (Sludge Production Rate) และอัตราการใช้สารอินทรีย์บ่งชี้ในรูปของซีโอดี (COD Utilization Rate) ของแบคทีเรียในชั้นไบโอฟิล์มได้

3.2 การกำจัดสารอินทรีย์ของแบคทีเรีย *E. aerogenes* ในระบบที่ไม่มีการเติมอะครีลาไมด์

แบคทีเรีย *E. aerogenes* ในระบบบำบัดน้ำเสีย AS และ IFAS สามารถกำจัดสารอินทรีย์บ่งชี้ได้ในรูปของซีโอดีอย่างมีประสิทธิภาพ โดยมีประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์เท่ากับ 78% และ 80% ตามลำดับ โดยมีความเข้มข้นสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งเท่ากับ 90 และ 80 mg COD/L จากระบบ AS และ IFAS ตามลำดับ แสดงให้เห็นว่า ระบบบำบัดน้ำเสียทั้งสองมีศักยภาพกำจัดสารอินทรีย์ใกล้เคียงกัน จากภาพที่ 3.1 พบว่า แบคทีเรีย *E. aerogenes* กำจัดสารอินทรีย์มีรูปแบบเป็นเส้นตรงในระยะเวลาทำปฏิกริยาแบบเติมอากาศ 10 ชั่วโมง ดังนั้น จึงสามารถคำนวณอัตราการกำจัดสารอินทรีย์ในระบบบำบัดน้ำเสียทั้งสองได้จากความชันของเส้นตรง จากภาพที่ 3.1 พบว่า อัตราการกำจัดสารอินทรีย์ของแบคทีเรียในระบบ AS และ IFAS เท่ากับ 7.4 และ 7.4 mg COD/L-h จึงยืนยันได้ว่า แบคทีเรียจากทั้งสองระบบมีประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์เท่ากัน แสดงให้เห็นว่า การเพิ่มตัวกลางในระบบบำบัดน้ำเสีย IFAS จึงไม่ช่วยเพิ่มประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ของระบบบำบัดน้ำเสียที่มีแบคทีเรีย *E. aerogenes*

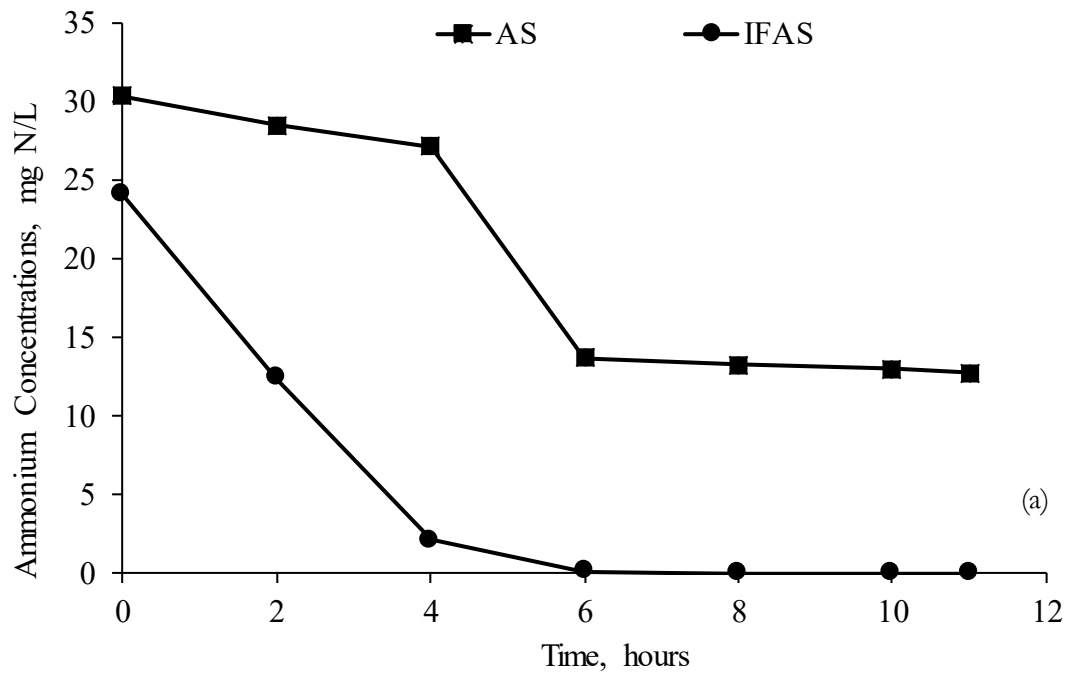


ภาพที่ 3.1 ความเข้มข้นสารอินทรีย์บ่งชี้ด้วยซีโอดีในระบบ AS และ IFAS ที่มีแบคทีเรีย *E. aerogenes* ในระยะที่ 1

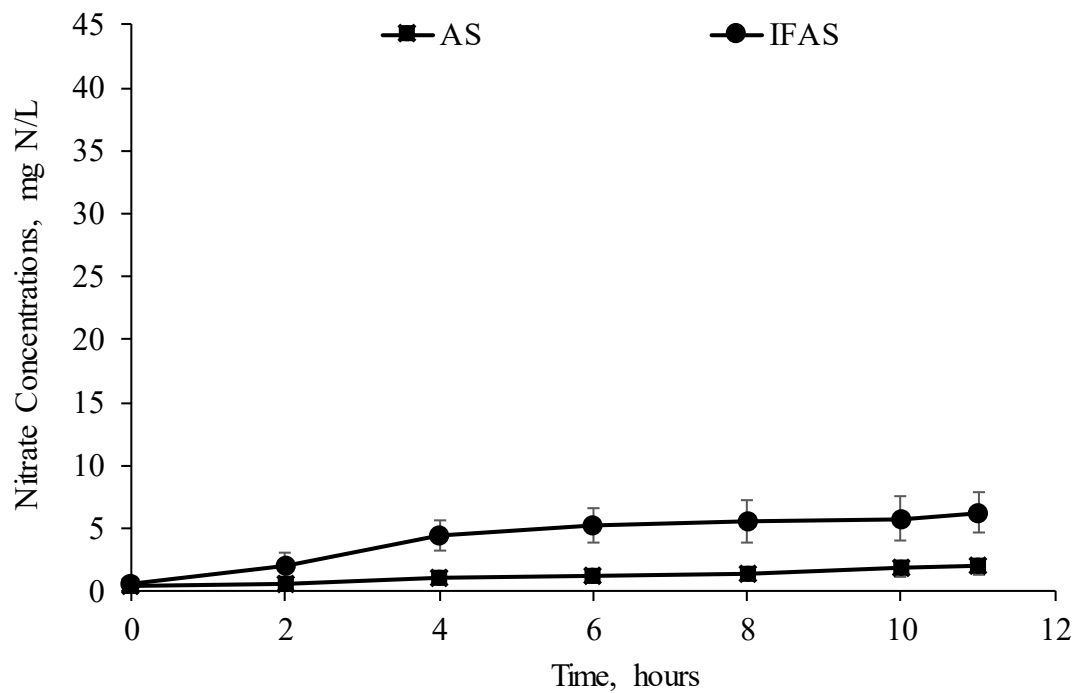
3.3 เซเทอโรทรอฟิกไนตริฟิเคชันของแบคทีเรีย *E. aerogenes* ในระบบที่ไม่มีการเติมอะคริลาไมด์

หลังจากเดินระบบบำบัดน้ำเสียจนเข้าสู่สภาวะคงตัวแล้ว พบว่า ระบบบำบัดน้ำเสีย AS มีประสิทธิภาพในการกำจัดแอมโมเนียมไนโตรเจนเท่ากับ 67.8% จากภาพที่ 3.2 พบว่า การกำจัดแอมโมเนียมไนโตรเจนหยุดหลังจากการทำปฏิกิริยา 6 ชั่วโมง ถึงแม้ว่า แอมโมเนียมไนโตรเจนในน้ำเสียยังมีอยู่ก็ตาม เมื่อพิจารณาความเข้มข้นของไนเตรทและไนเตรทไนโตรเจนที่เกิดจากกระบวนการเซเทอโรทรอฟิกไนตริฟิเคชันของแบคทีเรีย *E. aerogenes* ดังภาพที่ 3.3 และ 3.4 ตามลำดับ พบว่า มีการสะสมไนเตรทและไนเตรทไนโตรเจนในระบบน้อยมากเมื่อเทียบกับแอมโมเนียมไนโตรเจนที่ถูกไนตริไฟถึง 67.8% โดยประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนทั้งหมดเท่ากับ 59.3% แสดงให้เห็นว่า แอมโมเนียมไนโตรเจนไม่ได้ถูกกำจัดออกจากระบบด้วยกระบวนการเซเทอโรทรอฟิกไนตริฟิเคชันเท่านั้น แต่อาจมีกระบวนการอื่นที่กำจัดแอมโมเนียมไนโตรเจนออกจากระบบ ดังนั้น มวลของไนโตรเจนในรูปแบบต่างๆ ถูกนำมาทำสมดุลมวลไนโตรเจนทั้งหมด ดังภาพที่ 3.5 โดยสมการที่ใช้ในการทำสมดุลมวลไนโตรเจนนั้นอ้างอิงถึงงานวิจัยของ Lee et al. (2008) ซึ่งมีการกำหนดให้อัตราส่วนไนโตรเจนในสลัดจ์เท่ากับ 0.1 g N/g VSS นอกจากนั้น ยังมีการคำนวณมวลของไนโตรเจนทั้งหมดที่ถูกไนตริไฟในระบบอีกด้วย ผลการวิเคราะห์สมดุลมวล พบว่า มวลไนโตรเจนของระบบ AS มีความสมดุลเพียง 67.3% เท่านั้น โดยมวลของแอมโมเนียมไนโตรเจนถูกกำจัดออกจากระบบ 0.08 g N/cycle แต่มีมวลของไนเตรทและไนเตรทไนโตรเจนออกจากระบบเพียง 0.02 g N/cycle หรือเพียง 25% เท่านั้น แสดงให้เห็นอย่างชัดเจนว่า มีมวลของไนโตรเจนส่วนหนึ่งสูญหายไปจากระบบ สำหรับกระบวนการที่ทำให้ไนโตรเจนสูญหายไปจากระบบ กระบวนการดีไนตริฟิเคชันก็เป็นสาเหตุหนึ่ง อย่างไรก็ตาม เป็นไปได้ยากว่า เกิดดีไนตริฟิเคชันภายในระบบ เพราะระบบเป็นแบบแอกติเวเตดสลัดจ์ซึ่งมีการเติมอากาศที่มีความเข้มข้นของออกซิเจนละลายน้ำที่ 6-7 mg O₂/L นอกจากนั้น ยังไม่มีรายงานที่ระบุว่า *E. aerogenes* สามารถดีไนตริ

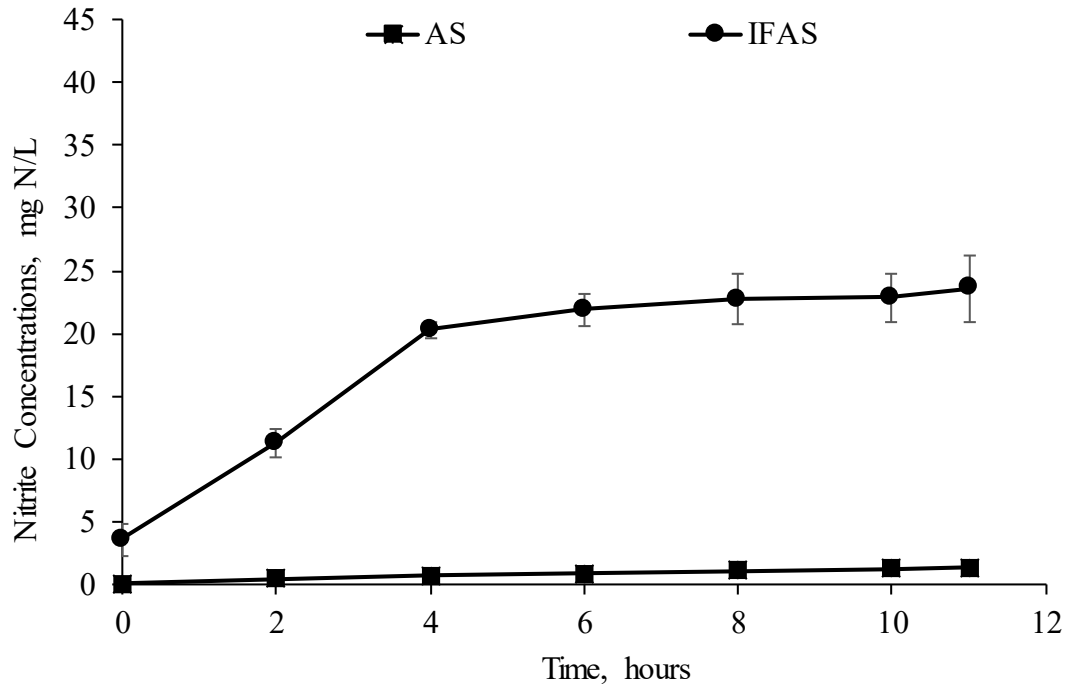
ฟายไนโตรทและไนเตรทในสภาวะเติมอากาศ (Aerobic Denitrification) ได้ จากการวิเคราะห์สมดุลมวลไนโตรเจน พบว่า เฮเทอโรทรอฟิกไนตริฟิเคชันของ *E. aerogenes* เกิดขึ้นน้อยมาก



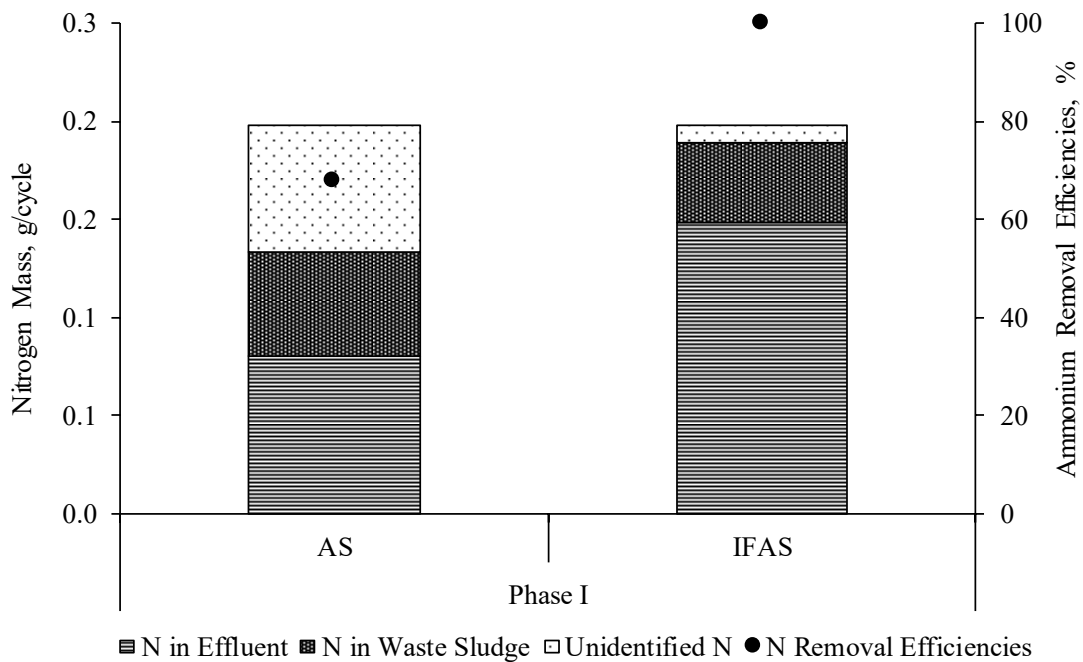
ภาพที่ 3.2 ความเข้มข้นแอมโมเนียมในระบบ AS และ IFAS ที่มีแบคทีเรีย *E. aerogenes* ในระยะที่ 1



ภาพที่ 3.3 ความเข้มข้นไนเตรทไนโตรเจนในระบบ AS และ IFAS ที่มีแบคทีเรีย *E. aerogenes* ในระยะที่ 1



ภาพที่ 3.4 ความเข้มข้นไนไตรท์ไนโตรเจนในระบบ AS และ IFAS ที่มีแบคทีเรีย *E. aerogenes* ในระยะที่ 1



ภาพที่ 3.5 สมดุลมวลไนโตรเจนและประสิทธิภาพการกำจัดแอมโมเนียไนโตรเจนของระบบ AS และ IFAS ที่มีแบคทีเรีย *E. aerogenes* ในระยะที่ 1

จากผลการทดลอง จึงมีสมมติฐานเพิ่มเติมว่าแอมโมเนียไนโตรเจนอาจถูกกำจัดออกจากระบบบำบัดน้ำเสีย AS โดยวิธีการเป่าแก๊สแอมโมเนีย (Ammonia Stripping) โดย U.S. EPA (1979) รายงานว่า

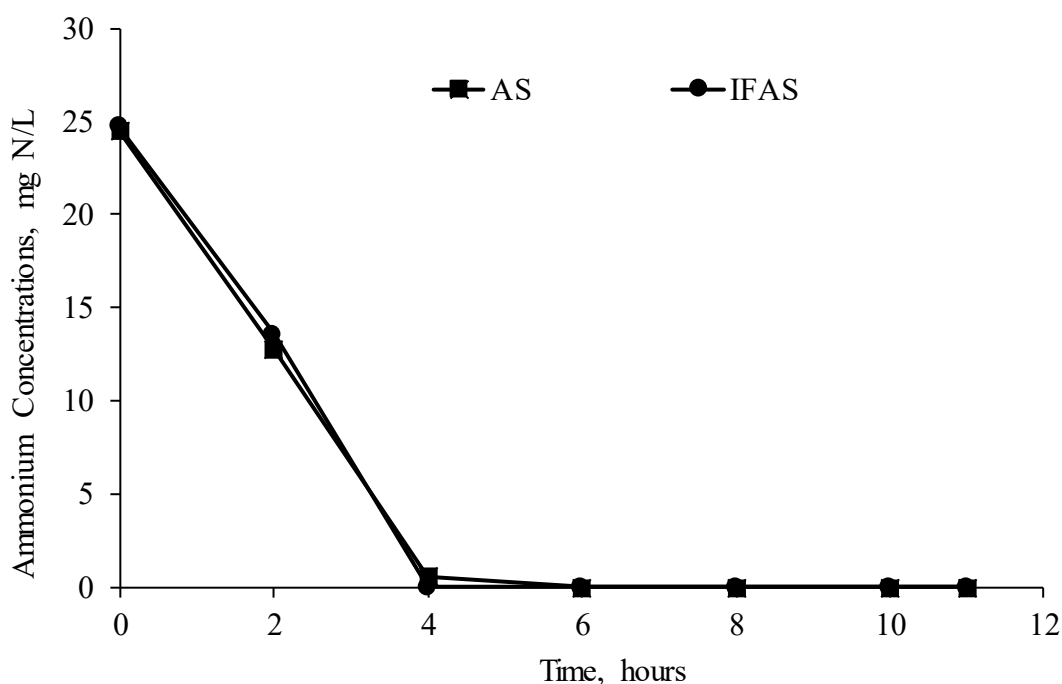
แอมโมเนียไนโตรเจนมีอยู่ในสัดส่วน 10.01% ของแอมโมเนียไนโตรเจนทั้งหมดซึ่งประกอบด้วยแอมโมเนียและแอมโมเนียมไนโตรเจนที่อุณหภูมิ 28 °C และความเป็นกรดต่างเท่ากับ 8.2. การเพิ่มขึ้นของความเป็นกรดต่างจาก 7.20 ในน้ำเสียสังเคราะห์มาเป็น 8.2 เนื่องจากความล้มเหลวของกระบวนการไนตริฟิเคชันในระบบ ทำให้ไม่มีการผลิตกรดจากกระบวนการดังกล่าว และเกิดจากการปล่อยแก๊สคาร์บอนไดออกไซด์ออกจากระบบตามที่ได้กล่าวมาข้างต้นซึ่งสามารถแสดงด้วยค่าคงที่ของเฮนรีสำหรับแก๊สคาร์บอนไดออกไซด์และแอมโมเนีย นั้น พบว่า แก๊สคาร์บอนไดออกไซด์สามารถหลุดออกจากน้ำได้เร็วกว่าแก๊สแอมโมเนีย (Campos et al., 2013) ทำให้ความเป็นกรดต่างเพิ่มสูงขึ้นก่อน จึงทำให้มีการเพิ่มสัดส่วนของแอมโมเนียไนโตรเจนในน้ำเสียนอกจากความเป็นกรดต่างและอุณหภูมิที่ส่งเสริมให้แอมโมเนียถูกปล่อยออกจากน้ำเสียแล้ว การกวนผสมด้วยหัวทรายจึงทำให้เกิดสภาวะความปั่นป่วนของน้ำ จึงช่วยเร่งให้เกิดการปล่อยแก๊สแอมโมเนียได้อย่างรวดเร็วอีกด้วย (Guštin & Logar, 2011; Campos et al., 2013)

สำหรับระบบบำบัดน้ำเสีย IFAS ผลการทดลองกับพบว่า แบคทีเรีย *E. aerogenes* ทั้งในรูปของแบคทีเรียแขวนลอยและไบโอฟิล์มสามารถเกิดเฮเทอโรทรอฟิกไนตริฟิเคชันได้อย่างสมบูรณ์ โดยมีประสิทธิภาพการกำจัดแอมโมเนียไนโตรเจนได้ 100% ภายในระยะเวลาการทำปฏิกิริยา 6 ชั่วโมง ดังแสดงในภาพที่ 3.2 ซึ่งแสดงให้เห็นว่า การเพิ่มตัวกลางลงในระบบบำบัดน้ำเสีย AS สามารถเพิ่มประสิทธิภาพของระบบในการกำจัดแอมโมเนียไนโตรเจนได้ดี โดยพบว่า ประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนทั้งหมดของระบบ IFAS เท่ากับ 24.6% ซึ่งมีค่าน้อยมากเนื่องจากการสะสมของไนเตรทและไนไตรท์ไนโตรเจน ดังภาพที่ 3.3 และ 3.4 ตามลำดับ อย่างไรก็ตาม พบการสะสมของไนไตรท์ไนโตรเจนระบบเนื่องจากแบคทีเรีย *E. aerogenes* ไม่สามารถเปลี่ยนไนไตรท์เป็นไนเตรทได้อย่างรวดเร็ว เนื่องจากอาจมีข้อจำกัดเรื่องพลังงานที่ใช้ในการเจริญเติบโตของแบคทีเรียนี้และข้อจำกัดของการแพร่ของออกซิเจนเข้าไปยังไบโอฟิล์มในตัวกลาง BioPortz เมื่อวิเคราะห์สมดุลมวลของไนโตรเจน ดังภาพที่ 3.5 พบว่า มวลไนโตรเจนของระบบ IFAS มีความสมดุล 95.9% และมีการกำจัดแอมโมเนียทั้งหมดเท่ากับ 0.16 g/cycle โดยมวลของไนไตรท์และไนเตรทไนโตรเจนในน้ำทิ้งเท่ากับ 0.15 g/cycle แสดงให้เห็นว่า มีมวลของไนโตรเจนสูญหายไปจากระบบ ซึ่งเป็นไปได้ว่า มีดีไนตริฟิเคชันในสภาวะเติมอากาศเกิดขึ้น ซึ่งเป็นที่ทราบโดยทั่วไปว่า ระบบบำบัดน้ำเสีย IFAS สามารถเกิดดีไนตริฟิเคชันในสภาวะเติมอากาศได้เนื่องจากมีสภาวะแอนอนอกซิกในตัวกลาง BioPortz ได้ ทั้งนี้เมื่อพิจารณาสมดุลมวลพบว่า การปล่อยแก๊สแอมโมเนียนั้นเกิดขึ้นน้อยมากเมื่อเทียบกับระบบ AS เพราะระบบ IFAS มีเฮเทอโรทรอฟิกไนตริฟิเคชันเกิดขึ้น ทำให้ความเป็นกรดต่างลดลง โดยพบว่า ความเป็นกรดต่างของน้ำเสียเท่ากับ 7.96 ทำให้สัดส่วนของแอมโมเนียต่อแอมโมเนียไนโตรเจนทั้งหมดเท่ากับ 6.01 ที่อุณหภูมิ 28 °C และความเป็นกรดต่างเท่ากับ 7.96

สำหรับผลการทดลองในช่วงต่อมา พบว่า ประสิทธิภาพเฮเทอโรทรอฟิกไนตริฟิเคชันของระบบ AS เพิ่มขึ้นดังแสดงในภาพที่ 3.6 โดยปฏิกิริยาเกิดขึ้นอย่างสมบูรณ์ภายในระยะเวลา 4-6 ชั่วโมงของการเติมอากาศ ทำให้ระบบบำบัด AS มีประสิทธิภาพการกำจัดแอมโมเนียไนโตรเจนเท่ากับ 100% เมื่อพิจารณาความเข้มข้นของไนเตรทและไนไตรท์ไนโตรเจนดังภาพที่ 3.7 และ 3.8 พบว่า ความเข้มข้นของไนเตรทและไนไตรท์ไนโตรเจนเพิ่มขึ้นอย่างต่อเนื่องในช่วงระยะเวลาการเติมอากาศ 4-ชั่วโมงแรก ทำให้สามารถยืนยันว่า เฮเทอโรทรอฟิกไนตริฟิเคชันเกิดขึ้นจริง ส่งผลทำให้ประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนทั้งหมดเท่ากับ 20.4% นอกจากนี้ เมื่อพิจารณาสมดุลมวลของไนโตรเจนดังภาพที่ 3.9 พบว่า มวลของไนโตรเจนในระบบ AS ของการทดลองช่วงที่ 2 เท่ากับ 101.7% โดยมีมวลของไนเตรทและไนไตรท์ไนโตรเจนที่ออกไปกับน้ำทิ้งเท่ากับ 0.17 g N/cycle ซึ่งใกล้เคียงกับมวลของแอมโมเนียที่ถูกไนตริฟายไปเท่ากับ 0.164 g N/cycle ทำให้สามารถระบุได้ว่า ระบบบำบัดน้ำเสีย AS สามารถเกิดเฮเทอโรทรอฟิกไนตริฟิเคชันได้อย่างสมบูรณ์หากมีการ

ควบคุมระบบอย่างเหมาะสม จากผลการทดลองข้างต้น พบว่า ความเป็นกรดต่างของน้ำเสีย AS เท่ากับ 8.37 ซึ่งมีโอกาสทำให้เกิดกระบวนการเปลื้องแก๊สแอมโมเนียได้ดังที่กล่าวมาข้างต้น อย่างไรก็ตาม หากมีกระบวนการไนตริฟิเคชันเกิดขึ้นแล้ว กระบวนการเปลื้องแก๊สไนโตรเจนก็ไม่เกิดขึ้นอย่างมีนัยสำคัญ

สำหรับระบบบำบัดน้ำเสีย IFAS พบว่า มีประสิทธิภาพใกล้เคียงกับระบบ AS คือ 100% โดยมีประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนทั้งหมดเท่ากับ 30% เนื่องจากอุณหภูมิปานกลางและอายุสลัดจ์สูง อย่างไรก็ตาม การทดลองช่วงนี้ไม่สามารถประเมินข้อดีของการเติมตัวกลาง BioPortz ได้เนื่องจากมีข้อจำกัดของปริมาณแอมโมเนียไนโตรเจนในน้ำเสีย อย่างไรก็ตาม คาดว่า เฮเทอโรทรอฟิกไนตริฟิเคชันลดน้อยลงในระบบบำบัดน้ำเสีย IFAS เนื่องจากการอุดตันของตะกอนแคลเซียมคาร์บอเนต

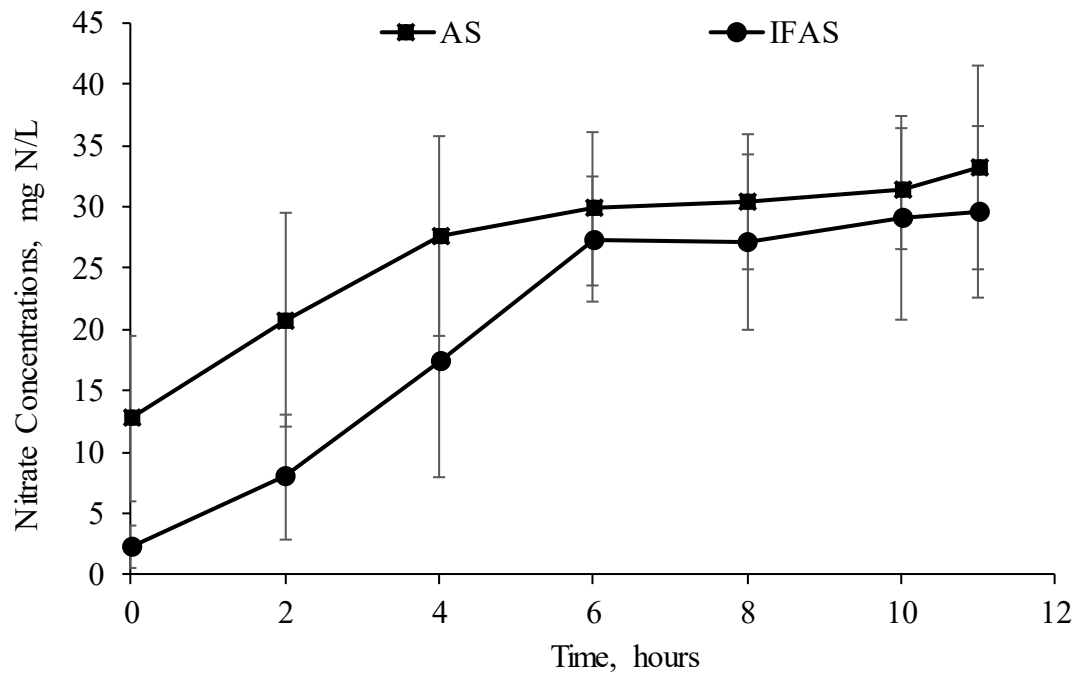


ภาพที่ 3.6 ความเข้มข้นแอมโมเนียไนโตรเจนในระบบ AS และ IFAS ที่มีแบคทีเรีย *E. aerogenes* ในระยะที่ 2

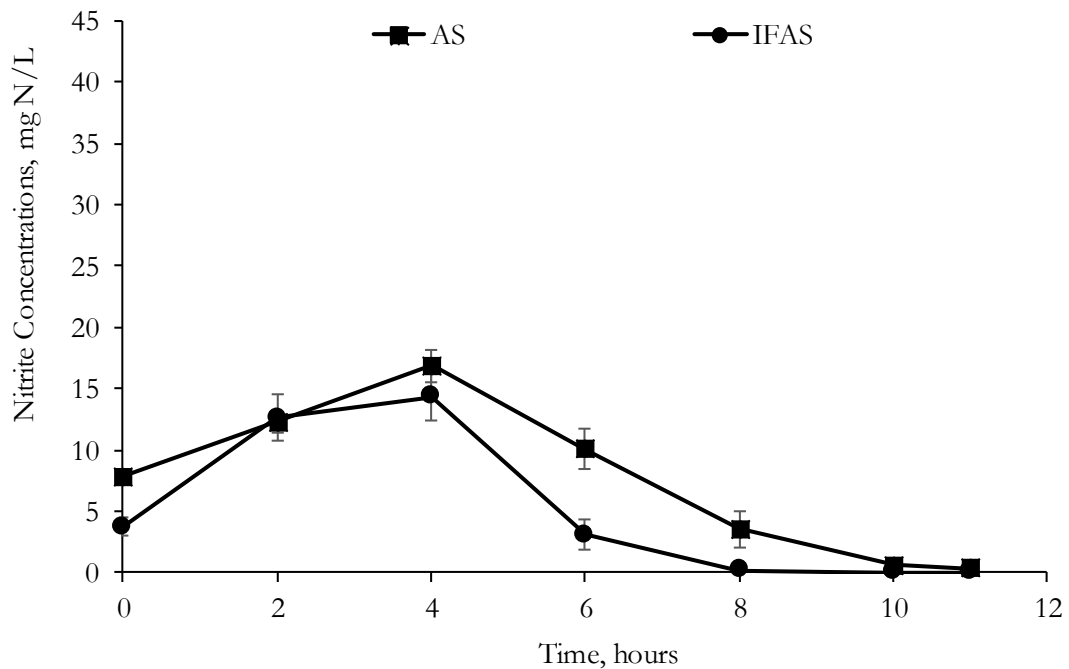
3.4 การกำจัดสารอินทรีย์และไนโตรเจนของแบคทีเรีย *E. aerogenes* ก่อนการเติมอะคริลาไมด์

การทดลองในช่วงนี้แตกต่างกับการทดลองในช่วงต้นโดยมีการเติมอะคริลาไมด์ลงในระบบที่ความเข้มข้นแตกต่างกัน โดยก่อนเติมอะคริลาไมด์ได้มีการตรวจวิเคราะห์การทำงานของระบบหลังจากเสร็จสิ้นการทดลองในช่วงต้นแล้ว 6 เดือน พบว่า ระบบบำบัดน้ำเสีย AS และ IFAS สามารถกำจัดสารอินทรีย์ได้ภายในระยะเวลา 2 ชั่วโมง ดังภาพที่ 3.10 โดยพบว่า ความเข้มข้น COD ไม่ได้ลดลงหลังจากการเติมออกาสนานกว่า 2 ชั่วโมง แสดงให้เห็นว่า น้ำเสียเหลือเพียงสารอินทรีย์ที่ไม่สามารถย่อยสลายได้ทางชีวภาพแล้ว โดยระบบทั้งสองมีประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ทั้งสิ้น 88.5% มีสารอินทรีย์เหลืออยู่ในน้ำทิ้งประมาณ 50 mg COD/L เมื่อเปรียบเทียบประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ของระบบในช่วงที่ผ่านมา แสดงให้เห็นว่าระบบทั้งสองมีประสิทธิภาพสูงขึ้น เมื่อวิเคราะห์การผลิตสลัดจ์ในช่วงการทดลองนี้ หลังจากลดปริมาณของสารเคมีโซเดียมไบคาร์บอเนตลงกึ่งหนึ่งเพื่อลดปัญหาการอุดตันของตะกอนแคลเซียมคาร์บอเนต พบว่า

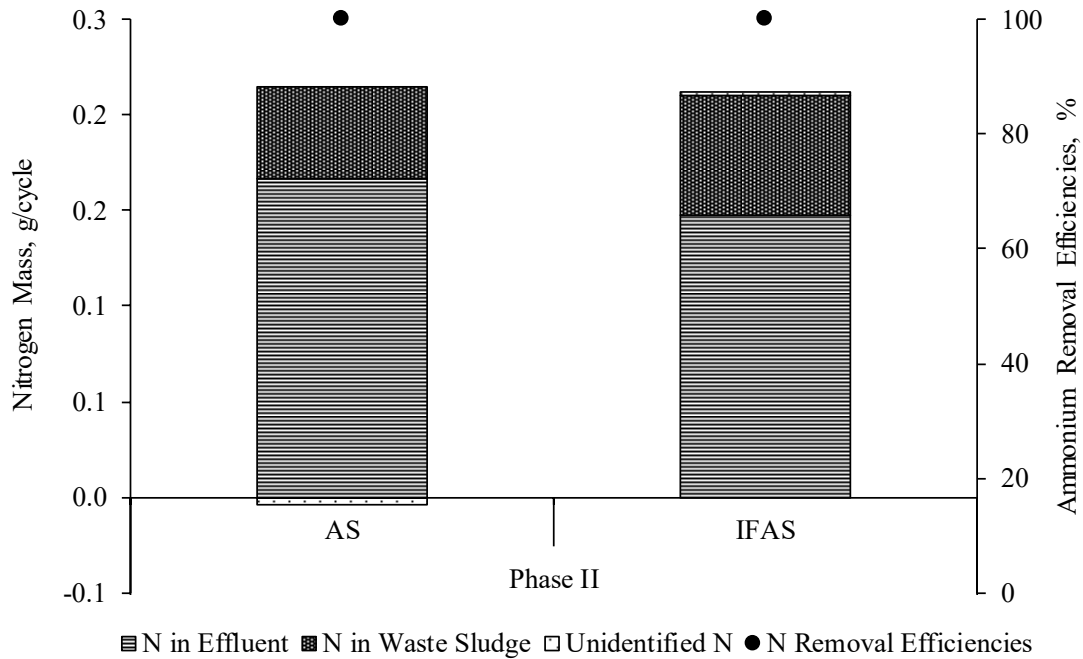
ปริมาณชีวมวลเพิ่มขึ้นในระบบเพียงเล็กน้อยเท่านั้นเมื่อเทียบกับผลการทดลองก่อนหน้านี้ ดังแสดงในตารางที่ 3.2 เนื่องจากแบคทีเรียมีการกำจัดสารอินทรีย์เพิ่มมากขึ้น



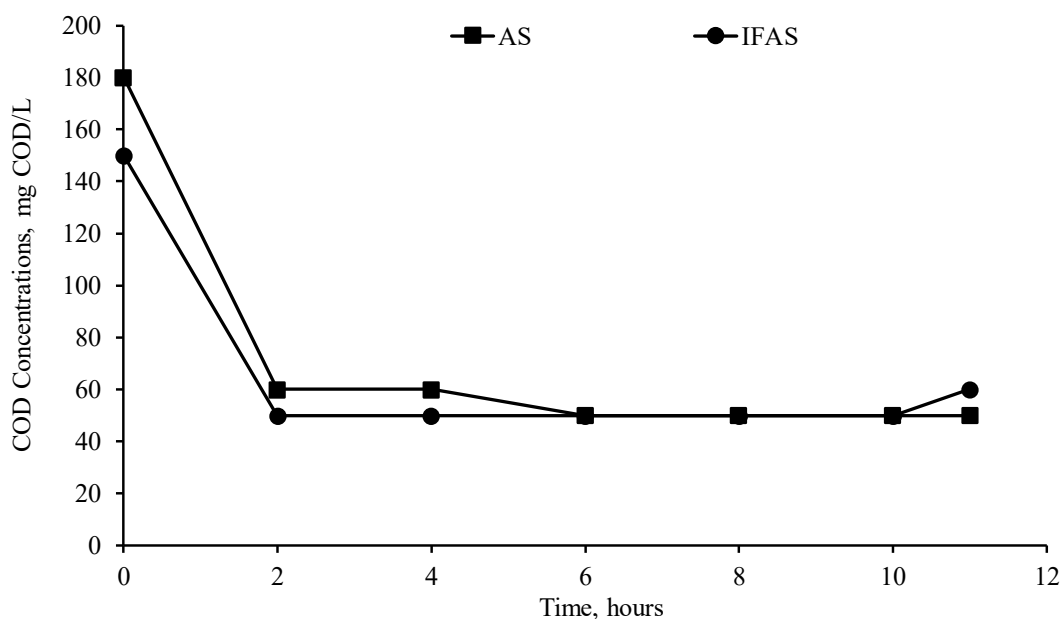
ภาพที่ 3.7 ความเข้มข้นไนเตรทไนโตรเจนในระบบ AS และ IFAS ที่มีแบคทีเรีย *E. aerogenes* ในระยะที่ 2



ภาพที่ 3.8 ความเข้มข้นไนไตรท์ไนโตรเจนในระบบ AS และ IFAS ที่มีแบคทีเรีย *E. aerogenes* ในระยะที่ 2



ภาพที่ 3.9 สมดุลมวลไนโตรเจนและประสิทธิภาพการกำจัดแอมโมเนียมไนโตรเจนของระบบ AS และ IFAS ที่มีแบคทีเรีย *E. aerogenes* ในระยะที่ 2



ภาพที่ 3.10 ความเข้มข้นสารอินทรีย์บ่งชี้ด้วยซีโอดีในระบบ AS และ IFAS ที่มีแบคทีเรีย *E. aerogenes* ก่อนการเติมอะคริลาไมด์

นอกจากนั้น ยังพบว่าแบคทีเรีย *E. aerogenes* จากระบบ AS และ IFAS ไม่มีการสะสมสารโพลีฟอสเฟตภายในเซลล์ ดังแสดงด้วยอัตราส่วน MLVSS/MLSS ในตารางที่ 3.2 ซึ่งระบุว่า อัตราส่วนดังกล่าวของแบคทีเรียแขวนลอยมีค่าสูงมาก ส่วนอัตราส่วนดังกล่าวของไบโอฟิล์มในระบบ IFAS พบว่า มีค่าเท่ากับ 0.84

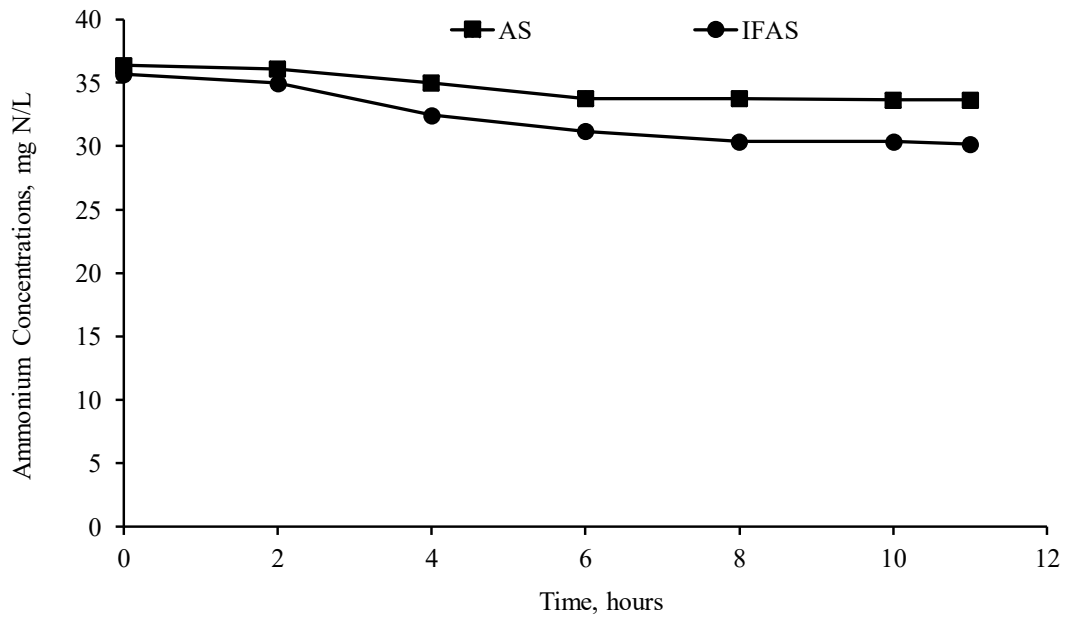
แสดงให้เห็นว่า มีการสะสมของตะกอนในตัวกลาง BioPortz ลดน้อยลง ซึ่งเป็นผลสืบเนื่องมาจากการลดปริมาณโซเดียมไบคาร์บอเนตในน้ำเสียสังเคราะห์ลงกึ่งหนึ่ง

ตารางที่ 3.2 ความเข้มข้น MLSS และ MLVSS ของแบคทีเรีย *E. aerogenes* ในระบบบำบัดน้ำเสีย AS และ IFAS ก่อนการเติมอะคริลาไมด์

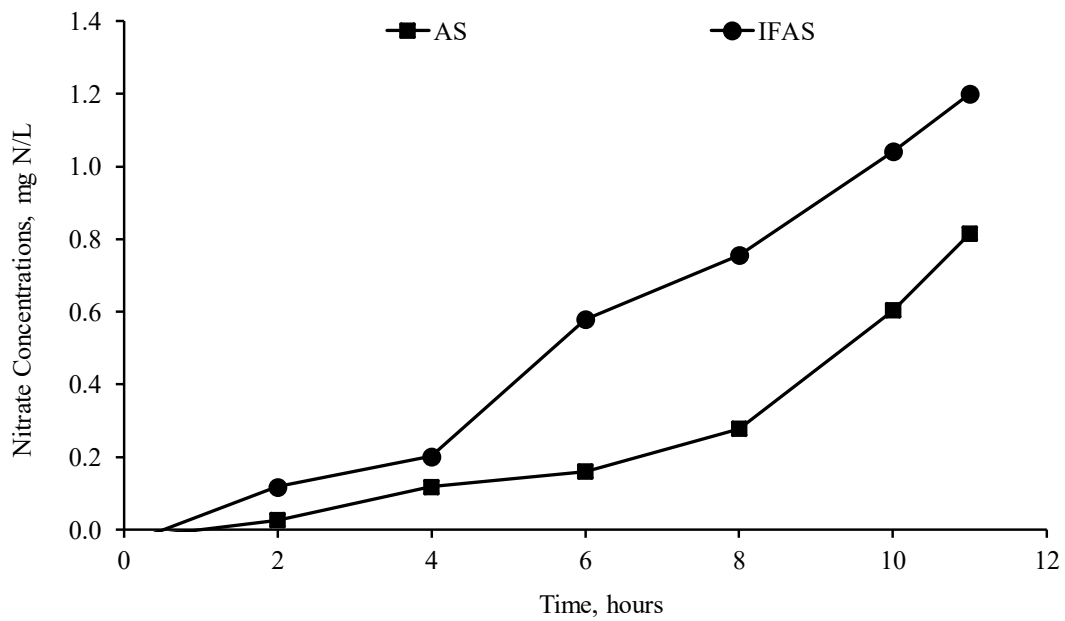
System	MLSS (mg SS/L)	MLVSS (mg VSS/L)	MLVSS/MLSS	Biofilm (g/m ²)	Total MLVSS (mg VSS/L)
AS	1395±78	1348±56	0.97	-	1348
IFAS	1435±173	1425±173	0.99	21.1	5072

สำหรับประสิทธิภาพของระบบ AS และ IFAS ก่อนการเติมอะคริลาไมด์สำหรับการกำจัดแอมโมเนียมไนโตรเจน พบว่า ระบบทั้งสองมีประสิทธิภาพของเฮเทอโรโทรฟิแคชันไนโตรเจนลดลงอย่างมาก ดังแสดงให้เห็นในภาพที่ 3.11 โดยประสิทธิภาพการกำจัดแอมโมเนียมไนโตรเจนของระบบ AS และ IFAS เท่ากับ 36.3% และ 42.8% ตามลำดับ แสดงให้เห็นว่าระบบทั้งสองล้มเหลวในการเกิดไนโตรฟิเคชันในช่วงการทดลองนี้ อย่างไรก็ตาม ผลการทดลอง ยังแสดงให้เห็นว่า ระบบ IFAS ยังคงมีประสิทธิภาพสูงกว่าระบบ AS โดยทั่วไป ทั้งนี้ การทดลองนี้ได้มีการเปลี่ยนแปลงสภาวะการทดลองแต่เพียงอย่างเดียว รวมถึงอุณหภูมิ ความเป็นกรดต่าง คุณลักษณะของน้ำเสีย ยกเว้นการลดปริมาณโซเดียมไบคาร์บอเนตกึ่งหนึ่ง อายุสลัดจ์ เป็นต้น

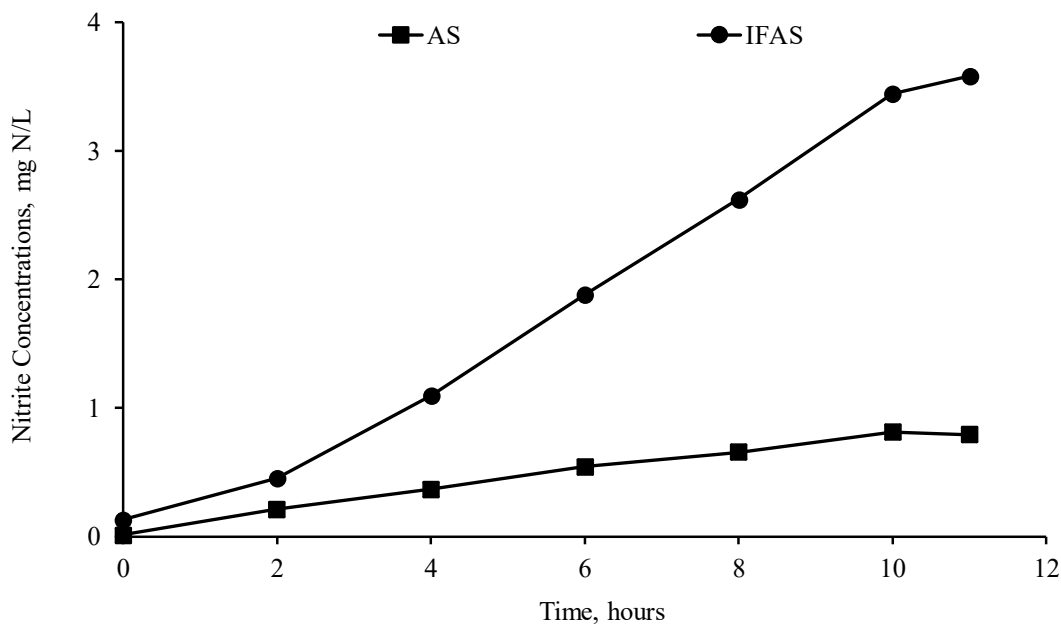
เมื่อจากพิจารณาความเข้มข้นของไนเตรทและไนไตรท์ไนโตรเจนที่สะสมอยู่ในระบบบำบัดน้ำเสีย AS และ IFAS ดังภาพที่ 3.12 และ 3.13 ตามลำดับ พบว่า ระบบบำบัดน้ำเสียทั้งสองระบบมีการสะสมของปริมาณไนเตรทไนโตรเจนดังภาพที่ 3.12 น้อยมากจนสามารถถือว่าไม่มีนัยสำคัญ โดยความเข้มข้นของไนเตรทไนโตรเจนมีความเข้มข้นเพิ่มสูงขึ้นตามลำดับจากปฏิกิริยาเฮเทอโรโทรฟิแคชันไนโตรฟิเคชัน แต่เมื่อสิ้นสุดการทำปฏิกิริยาเติมอากาศนาน 10 ชั่วโมงของระบบบำบัดน้ำเสีย AS และ IFAS พบว่า ความเข้มข้นของไนเตรทไนโตรเจน เท่ากับ 0.81 และ 1.2 mg N/L ตามลำดับ ส่วนความเข้มข้นของไนไตรท์ไนโตรเจนนั้นมีการเพิ่มสูงขึ้นตามระยะเวลาที่เติมอากาศ อย่างไรก็ตาม พบว่า ความเข้มข้นของไนไตรท์ไนโตรเจนเมื่อสิ้นสุดการทำปฏิกิริยาเติมอากาศนาน 10 ชั่วโมงของระบบบำบัดน้ำเสีย AS และ IFAS เท่ากับ 0.79 และ 3.58 mg N/L ตามลำดับ ซึ่งสามารถระบุได้ว่า เฮเทอโรโทรฟิแคชันไนโตรฟิเคชันของระบบ AS ล้มเหลวโดยสมบูรณ์ แต่สำหรับระบบ IFAS นั้นมีเฮเทอโรโทรฟิแคชันไนโตรฟิเคชันเพียงเล็กน้อย ยืนยันได้จากปริมาณไนไตรท์ที่สะสมอยู่ในระบบ แต่ไม่สามารถเปลี่ยนเป็นไนเตรทได้อย่างสมบูรณ์ เนื่องจากการแพร่ของออกซิเจนเข้าสู่ชั้นไบโอฟิล์มที่มีปริมาณตะกอนอยู่อาจถูกจำกัด อย่างไรก็ตาม ความเข้มข้นของไนไตรท์และไนเตรทไนโตรเจนสามารถยืนยันได้ว่า ระบบ IFAS นั้นมีประสิทธิภาพสูงกว่าระบบ AS สำหรับปฏิกิริยาไนโตรฟิเคชันเนื่องจากมีปริมาณแบคทีเรียที่มากกว่าระบบ AS ทั่วไป



ภาพที่ 3.11 ความเข้มข้นแอมโมเนียมไนโตรเจนในระบบ AS และ IFAS ที่มีแบคทีเรีย *E. aerogenes* ก่อนการเติมอะคริลาไมด์



ภาพที่ 3.12 ความเข้มข้นไนเตรทไนโตรเจนในระบบ AS และ IFAS ที่มีแบคทีเรีย *E. aerogenes* ก่อนการเติมอะคริลาไมด์



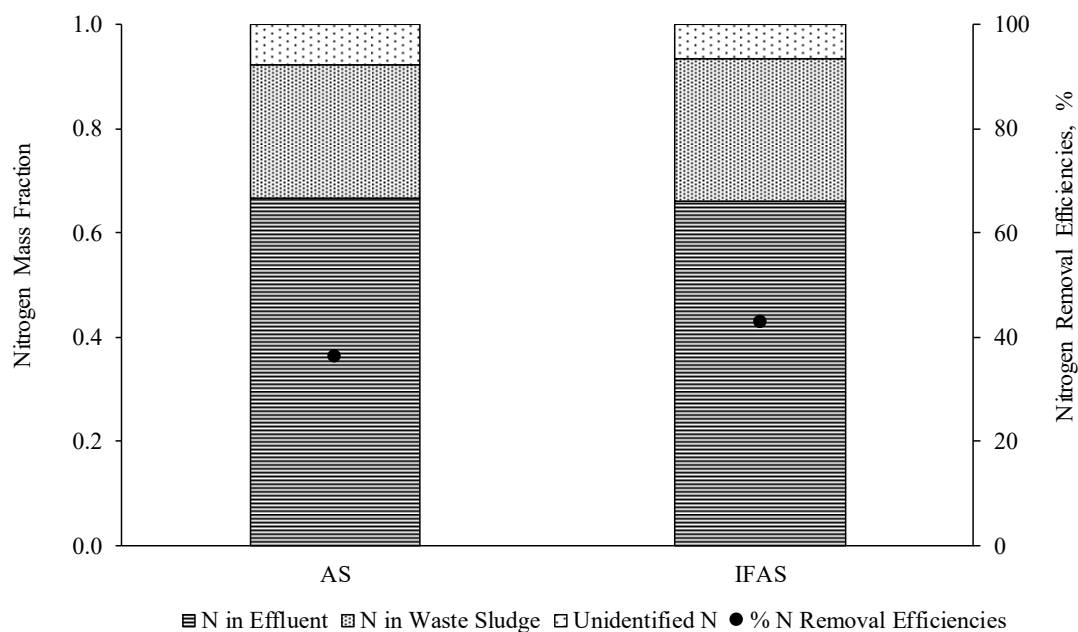
ภาพที่ 3.13 ความเข้มข้นไนไตรท์ไนโตรเจนในระบบ AS และ IFAS ที่มีแบคทีเรีย *E. aerogenes* ก่อนการเติมอะคริลาไมด์

จากการคำนวณสมดุลไนโตรเจนของระบบบำบัดน้ำเสียตามวิธีการของ Lee et al. (2008) ดังภาพที่ 3.14 พบว่า สมดุลมวลของไนโตรเจนของระบบบำบัดน้ำเสีย AS และ IFAS เท่ากับ 92.4% และ 93.5% ตามลำดับ เมื่อคำนวณมวลของแอมโมเนียมไนโตรเจนที่ถูกกำจัดจากระบบ AS และ IFAS พบว่า แอมโมเนียมถูกกำจัดไปเท่ากับ 0.03 และ 0.04 g N/cycle แต่พบว่ามีมวลของไนไตรท์และไนเตรทไนโตรเจนที่เกิดขึ้นในน้ำทิ้งมีเพียง 0.01 และ 0.02 g N/cycle ตามลำดับ แสดงให้เห็นว่าแอมโมเนียมถูกกำจัดจากระบบด้วยวิธีการเปลี่ยนแก๊สแอมโมเนียออกจากระบบทั้งสองไปบางส่วน

3.5 การย่อยสลายอะคริลาไมด์ทางชีวภาพของแบคทีเรีย *E. aerogenes* หลังการเติมอะคริลาไมด์ที่มีอัตราส่วนอาหารในรูปของซีโอดีต่อจุลินทรีย์เท่ากับ 0.44 kg COD/kg MLVSS-day

การทดลองช่วงต่อมา ดำเนินการโดยการเติมอะคริลาไมด์ลงในน้ำเสียสังเคราะห์ที่มีความเข้มข้นต่างๆ กัน กล่าวคือ ความเข้มข้น 200, 300, และ 400 mg AM/L เพื่อทดสอบการย่อยสลายอะคริลาไมด์ทางชีวภาพ และให้แบคทีเรีย *E. aerogenes* มีการปรับตัวให้เข้ากับน้ำเสียใหม่ที่มีอะคริลาไมด์เป็นองค์ประกอบ โดยมีความเข้มข้นสารอินทรีย์บ่งชี้ในรูปของซีโอดีคงที่เท่ากับ 400 mg COD/L คิดเป็นอัตราส่วนของอะคริลาไมด์ต่อซีโอดีทั้งหมดเท่ากับ 0.5, 0.75 และ 1.0 ทั้งนี้ อัตราส่วนอะคริลาไมด์ต่อซีโอดีทั้งหมดเท่ากับ 1.0 มีเพียงอะคริลาไมด์เป็นแหล่งของคาร์บอนเท่านั้น หลังจากนั้น จึงเพิ่มความเข้มข้นของอะคริลาไมด์เท่ากับ 600 และ 800 mg AM/L หรือเทียบเท่าความเข้มข้นสารอินทรีย์บ่งชี้ในรูปของซีโอดีคงที่เท่ากับ 600 และ 800 mg COD/L ตามลำดับ เมื่อคำนวณเป็นอัตราส่วนอาหารในรูปของซีโอดีต่อจุลินทรีย์ได้เท่ากับ 0.44, 0.66, และ 0.88 kg COD/kg MLVSS-day สำหรับน้ำเสียที่มีความเข้มข้น COD เท่ากับ 400, 600, และ 800 mg COD/L สำหรับระบบบำบัดน้ำเสีย AS ตามลำดับ อย่างไรก็ตาม หากคำนวณรวมถึงไบโอฟิล์มในตัวกลาง BioPortz สำหรับระบบบำบัดน้ำเสีย IFAS แล้ว พบว่า อัตราส่วนอาหารในรูปของซีโอดีต่อจุลินทรีย์ลดลงเหลือเท่ากับ 0.13, 0.19 และ 0.26 kg COD/kg MLVSS-day สำหรับน้ำเสียที่มีความเข้มข้น COD เท่ากับ 400,

600 และ 800 mg COD/L ตามลำดับ แต่ความเข้มข้นของอะคริลาไมด์มีการเก็บตัวอย่างจากระบบในวันที่ 0, 3, 5 และ 7 วัน หลังจากเติมอะคริลาไมด์ลงในน้ำเสีย

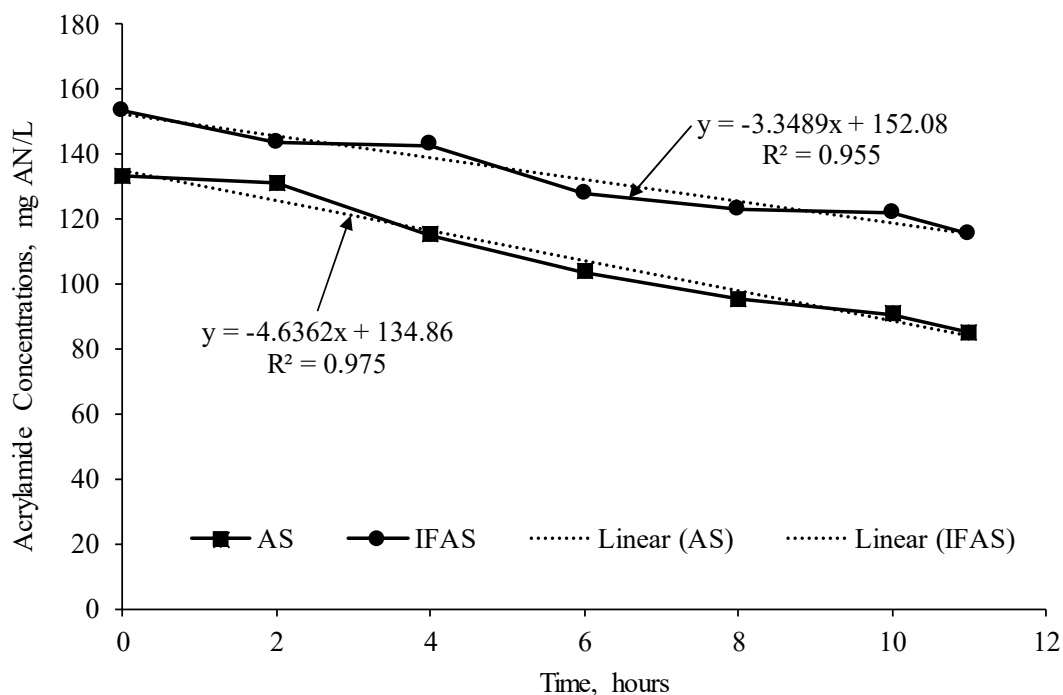


ภาพที่ 3.14 สมดุลมวลไนโตรเจนและประสิทธิภาพการกำจัดแอมโมเนียไนโตรเจนของระบบ AS และ IFAS ที่มีแบคทีเรีย *E. aerogenes* ก่อนการเติมอะคริลาไมด์

หลังจากเติมอะคริลาไมด์ลงในน้ำเสียสังเคราะห์เข้มข้น 200 mg AM/L และป้อนเข้าสู่ระบบบำบัดทั้งสองนาน 7 วัน โดยความเข้มข้นเริ่มต้นของอะคริลาไมด์จริงหลังจากผสมระหว่างอะคริลาไมด์ในน้ำเสีย กับอะคริลาไมด์ที่ตกค้างในระบบ พบว่า อะคริลาไมด์มีความเข้มข้นเท่ากับ 192.6 mg AM/L โดยภาพที่ 3.15 แสดงการเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นของอะคริลาไมด์ในระบบบำบัดน้ำเสีย AS และ IFAS พบว่า อะคริลาไมด์ลดลงเป็นเส้นตรงในระบบบำบัดน้ำเสียทั้งสอง เมื่อนำความชันของเส้นตรงมาคำนวณเป็นอัตราการย่อยสลายอะคริลาไมด์ของระบบ AS และ IFAS ได้เท่ากับ 4.64 และ 3.35 mg AM/L-h ตามลำดับ โดยมีประสิทธิภาพการกำจัดอะคริลาไมด์ของระบบ AS และ IFAS เท่ากับ 54.1% และ 43.8% ตามลำดับ โดยมีอะคริลาไมด์ตกค้างในน้ำทิ้งเท่ากับ 85.0 และ 115.3 mg AM/L ตามลำดับ แสดงให้เห็นอย่างชัดเจนว่า ระบบ IFAS มีประสิทธิภาพการกำจัดอะคริลาไมด์ต่ำกว่าระบบ AS ในช่วงเริ่มแรกของการปรับสภาพให้เข้ากับน้ำเสียที่มีอะคริลาไมด์เป็นองค์ประกอบ ทั้งนี้ เป็นได้ว่า อาจมีข้อจำกัดในการแพร่ของอะคริลาไมด์เข้าสู่ตัวกลาง BioPortz

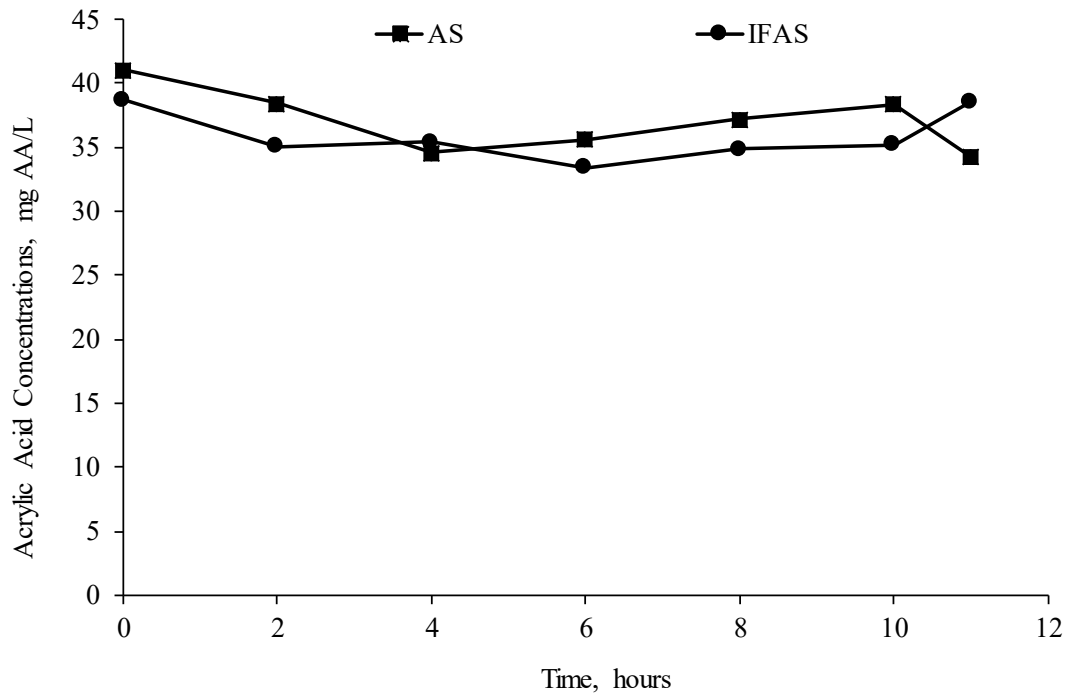
เมื่อพิจารณาผลผลิตของการย่อยสลายทางชีวภาพของอะคริลาไมด์ด้วยเอนไซม์อะมิเดส คือ กรดอะคริลิกและแอมโมเนียไนโตรเจน โดยความเข้มข้นของกรดอะคริลิกที่ผลิตขึ้นในระบบบำบัดน้ำเสีย AS และ IFAS หลังจากเติมอะคริลาไมด์ 200 mg AM/L ลงในน้ำเสียนาน 7 วัน ผลการทดลองแสดงดังภาพที่ 3.16 จากการคำนวณปริมาณสารสัมพันธ์ระหว่างอะคริลาไมด์และกรดอะคริลิก ซึ่งมีอัตราส่วนระหว่างอะคริลาไมด์และกรดอะคริลิกเท่ากับ 1:1 พบว่า กรดอะคริลิกควรถูกผลิตขึ้นในระบบ AS และ IFAS เท่ากับ 4.66 และ 3.35 mg AA/L-h [(4.64 mg AM/L-h / 71.08 mg AA/mole) x 72.06 mg AA/mole = 4.66 mg

AA/L-h] เมื่ออะคริลิกถูกย่อยสลายด้วยอัตรา 4.64 และ 3.35 mg AM/L-h ตามลำดับ ดังนั้น จากภาพที่ 3.16 แสดงให้เห็นว่า กรดอะคริลิกที่ถูกผลิตขึ้นจากการย่อยสลายทางชีวภาพของอะคริลาไมด์นั้นส่วนใหญ่ถูกใช้เป็นแหล่งคาร์บอนของแบคทีเรียในระบบบำบัดน้ำเสีย มิเช่นนั้น ความเข้มข้นของกรดอะคริลิกควรเพิ่มสูงขึ้นตามลำดับตามอะคริลาไมด์ที่ถูกย่อยสลายไป โดยความเข้มข้นของกรดอะคริลิกในน้ำทิ้งของระบบ AS และ IFAS เท่ากับ 34.3 และ 38.6 mg AA/L ตามลำดับ

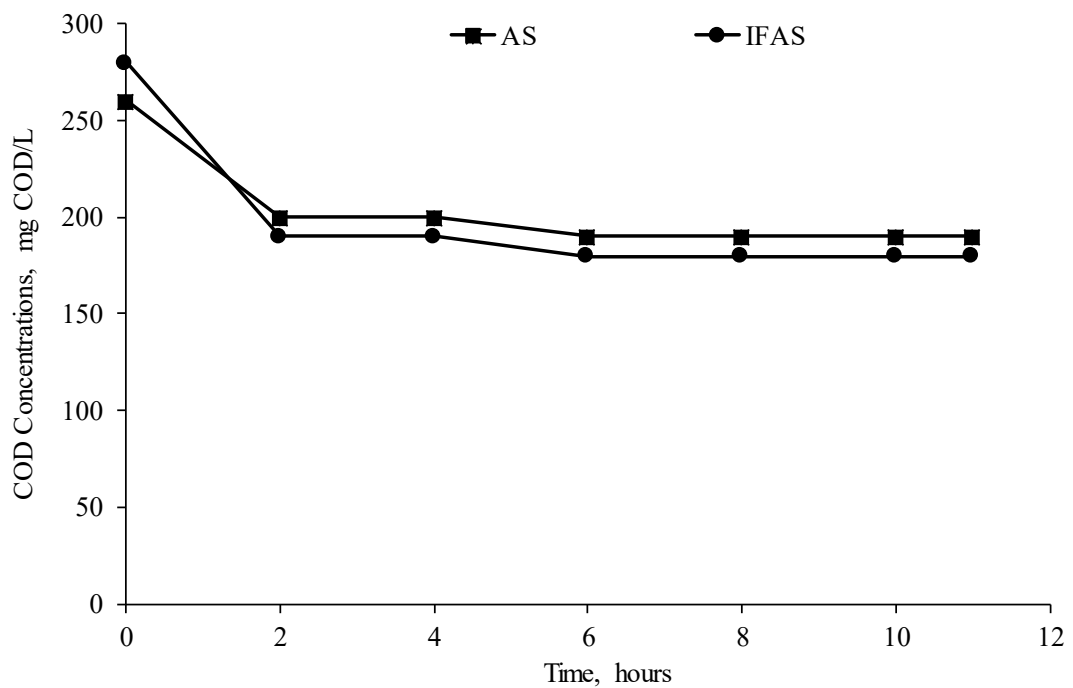


ภาพที่ 3.15 ความเข้มข้นอะคริลาไมด์ในระบบบำบัดน้ำเสีย SBR AS และ IFAS ที่มีการป้อนน้ำเสียที่มีความเข้มข้น 200 mg AM/L

ภาพที่ 3.17 แสดงความเข้มข้นเฉลี่ยของสารอินทรีย์บ่งชี้ด้วยค่าซีไอทีในระบบบำบัด AS และ IFAS หลังจากเติมอะคริลาไมด์ลงในน้ำเสียเข้มข้น 200 mg AM/L พบว่า สารอินทรีย์ซึ่งเกิดจากน้ำตาลทรายและโซเดียมอะซิเตต 50% และอะคริลาไมด์ 50% ตลอดจนกรดอะคริลิกที่เกิดขึ้นจากการย่อยสลายอะคริลาไมด์ทางชีวภาพนั้นถูกกำจัดโดยประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์เท่ากัน จึงไม่มีความแตกต่างระหว่างระบบบำบัด AS และ IFAS สำหรับการกำจัดสารอินทรีย์ โดยสารอินทรีย์ถูกย่อยสลายอย่างรวดเร็วใน 2 ชั่วโมงแรก แต่หลังจากนั้น สารอินทรีย์ไม่สามารถถูกย่อยสลายได้อีกต่อไป ทำให้ระบบ AS และ IFAS มีประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์เท่ากับ 56.3% และ 58.6% ตามลำดับ แสดงให้เห็นว่า ระบบ IFAS มีประสิทธิภาพสูงกว่าระบบ AS เพียงเล็กน้อยเท่านั้น ทั้งนี้ อธิบายได้ว่า สารอินทรีย์ในน้ำเสียถูกย่อยสลายไปแต่ประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์บ่งชี้ในรูปของซีไอทีไม่ลดต่ำลงเช่นเดิม ทั้งนี้ เป็นไปได้ว่า กรดอะคริลิกหรืออะคริลาไมด์นั้นย่อยสลายได้ยากกว่าซัสเตรต ได้แก่ น้ำตาลทรายและโซเดียมอะซิเตต ที่ใช้ป้อนเข้าสู่ระบบ เพราะก่อนเติมอะคริลาไมด์แบคทีเรียสามารถกำจัดซัสเตรตเหล่านี้ได้อย่างมีประสิทธิภาพ

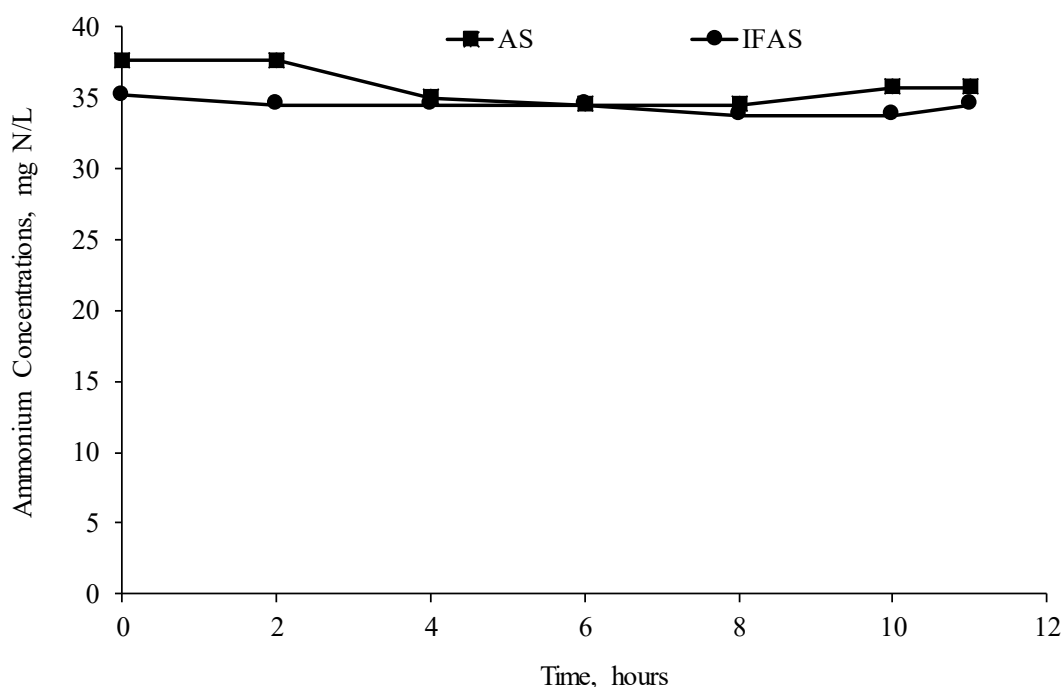


ภาพที่ 3.16 ความเข้มข้นกรดอะคริลิกในระบบบำบัดน้ำเสีย SBR AS และ IFAS ที่มีการป้อนน้ำเสียที่มีความเข้มข้น 200 mg AM/L



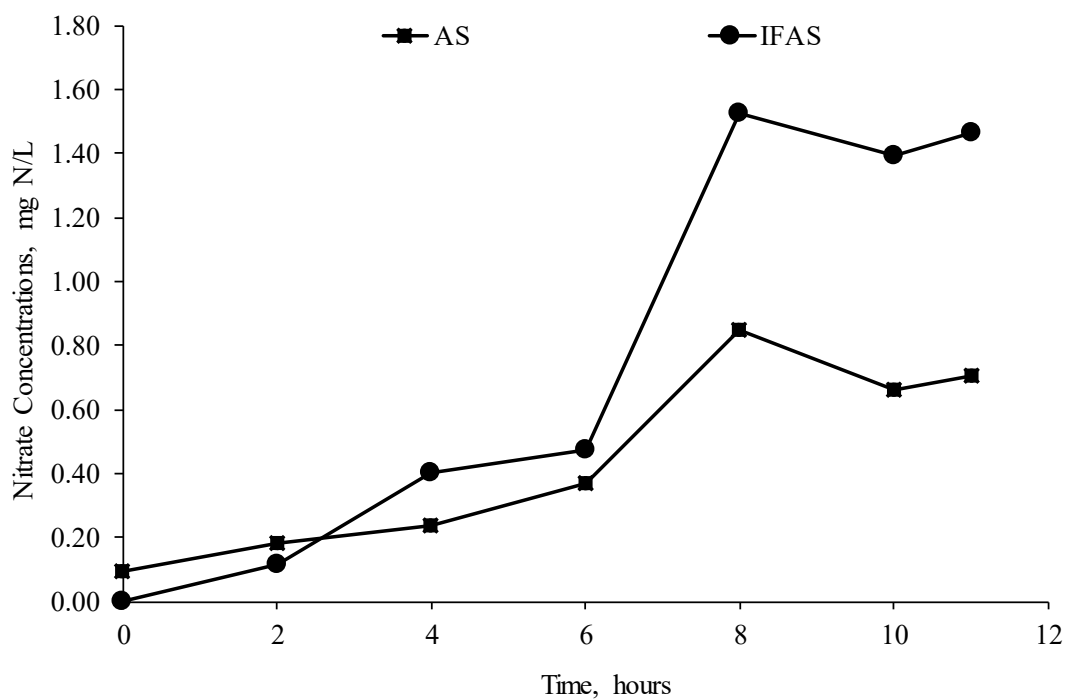
ภาพที่ 3.17 ความเข้มข้นสารอินทรีย์บ่งชี้ด้วยค่าซีโอดีในระบบบำบัดน้ำเสีย SBR AS และ IFAS ที่มีการป้อนน้ำเสียที่มีความเข้มข้น 200 mg AM/L

นอกเหนือจากกรดอะคริลิกที่ถูกผลิตขึ้นจากการย่อยสลายอะคริลาไมด์ทางชีวภาพแล้ว แอมโมเนียไนโตรเจน เป็นอีกผลผลิตหนึ่งที่เกิดขึ้นจากการย่อยสลายอะคริลาไมด์เข้มข้น 200 mg AM/L และมีประสิทธิภาพการกำจัดอะคริลาไมด์ของระบบ AS และ IFAS เท่ากับ 54.1% และ 43.8% ตามลำดับ ผลการทดลอง พบว่า แอมโมเนียไนโตรเจนในน้ำทิ้งของระบบ AS และ IFAS มีความเข้มข้นเท่ากับ 34.8 และ 34.8 mg N/L ตามลำดับ โดยความเข้มข้นของแอมโมเนียไนโตรเจนแสดงดังภาพที่ 3.18 พบว่า ความเข้มข้นของ แอมโมเนียไนโตรเจนไม่เพิ่มสูงขึ้นหรือลดน้อยลงกว่าความเข้มข้นของแอมโมเนียไนโตรเจนที่เติมลงในน้ำเสียเพื่อเป็นแหล่งของไนโตรเจน ทั้งนี้ ระบบบำบัดน้ำเสียทั้งสองก่อนการเติมอะคริลาไมด์นั้นถูกไนตริฟายน้อยมาก ดังนั้น จึงทำให้สามารถสรุปได้ว่า แอมโมเนียที่ถูกผลิตขึ้นจากการย่อยสลายทางชีวภาพนั้นถูกปล่อยออกจากน้ำเสียด้วยวิธีการปล่อยแก๊สแอมโมเนีย (Ammonia Stripping) มิเช่นนั้น ความเข้มข้นของแอมโมเนียไนโตรเจนต้องเพิ่มสูงขึ้นตามลำดับ ภาพที่ 3.19 และ 3.20 แสดงความเข้มข้นของไนเตรทและไนไตรท์ไนโตรเจนในระบบที่เป็นผลมาจากการเกิดกระบวนการเฮเทอโรทรอฟิกไนตริฟิเคชันของแอมโมเนียไนโตรเจน พบว่า ไนตริฟิเคชันของระบบ AS นั้นล้มเหลวโดยสมบูรณ์ ยืนยันโดยพิจารณาการสะสมของไนไตรท์และไนเตรทไนโตรเจนที่มีเพียงเล็กน้อยมาก แต่ระบบ IFAS นั้นสามารถไนตริฟายแอมโมเนียไนโตรเจนได้บางส่วน โดยความเข้มข้นของไนไตรท์ไนโตรเจนในน้ำทิ้งของระบบ AS และ IFAS เท่ากับ 0.96 และ 4.78 mg N/L ตามลำดับ และความเข้มข้นของไนเตรทไนโตรเจนในน้ำทิ้งของระบบ AS และ IFAS เท่ากับ 0.50 และ 1.61 mg N/L ตามลำดับ เนื่องจากข้อจำกัดของการแพร่สาร เช่น ไนไตรท์หรือออกซิเจนเข้าไปในชั้นไบโอฟิล์ม จึงทำให้ไนไตรท์ไม่ถูกเปลี่ยนเป็นไนเตรทไนโตรเจนได้ทั้งหมด เมื่อพิจารณาจากความเข้มข้นของไนไตรท์และไนเตรทไนโตรเจน สามารถสรุปได้ว่า แอมโมเนียไนโตรเจนจากการย่อยสลายอะคริลาไมด์ทางชีวภาพนั้นถูกนำออกจากระบบด้วยวิธีการปล่อยแก๊สแอมโมเนียไนโตรเจน

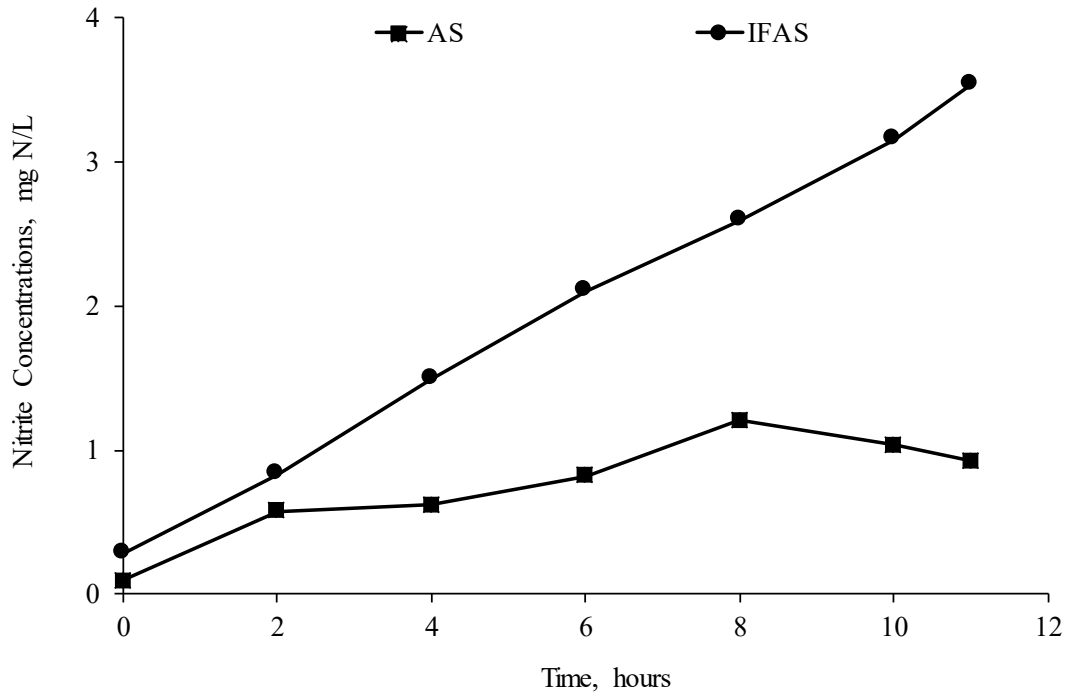


ภาพที่ 3.18 ความเข้มข้นแอมโมเนียไนโตรเจนในระบบบำบัดน้ำเสีย SBR AS และ IFAS ที่มีการป้อนน้ำเสียที่มีความเข้มข้น 200 mg AM/L

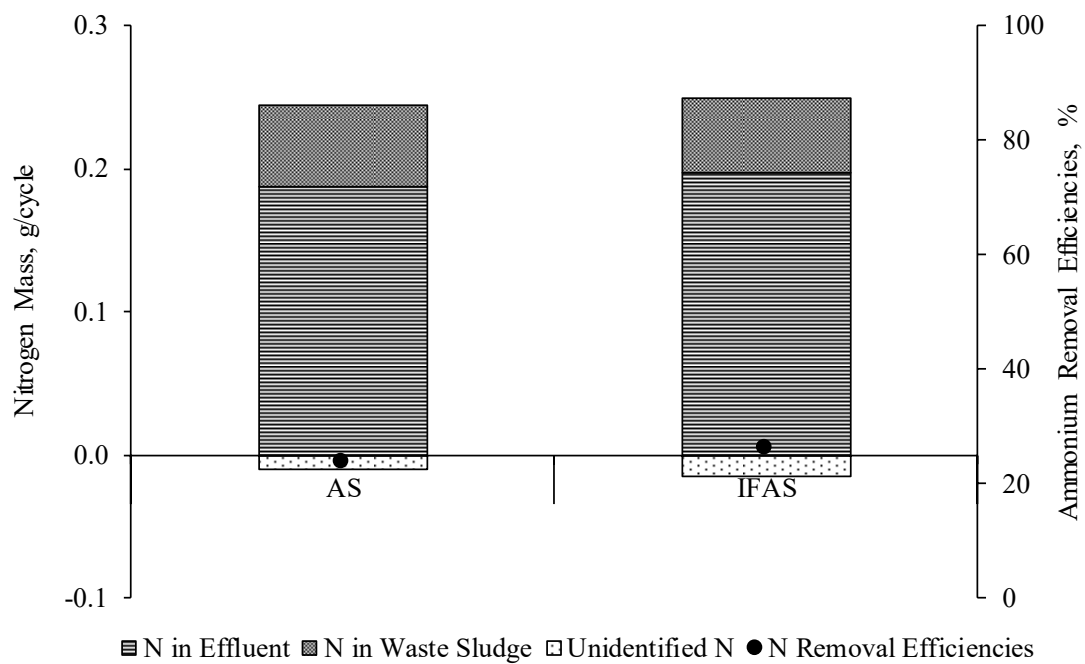
เมื่อพิจารณาสมดุลของมวลไนโตรเจนตามภาพที่ 3.21 พบว่า สมดุลมวลไนโตรเจนของระบบ AS และ IFAS เท่ากับ 104.3% และ 106.3% โดยพบว่า มวลของไนโตรเจนที่ถูกกำจัดไปด้วยวิธีเฮเทอโรโทรฟิกไนตริฟิเคชันในระบบ AS และ IFAS เท่ากับ 0.00 และ 0.01 g N/cycle ตามลำดับ โดยมวลของไนโตรเจนส่วนใหญ่ออกจากระบบไปกับน้ำทิ้งของระบบ และส่วนน้อยถูกนำไปใช้เป็นแหล่งไนโตรเจนของแบคทีเรีย *E. aerogenes* แสดงว่า มวลของแอมโมเนียมไนโตรเจนในน้ำเสียถูกนำไปใช้เป็นแหล่งไนโตรเจนสำหรับการเจริญเติบโตของแบคทีเรียและออกไปกับน้ำทิ้ง อย่างไรก็ตาม เมื่อพิจารณาอัตราการย่อยสลายอะคริลาไมด์ของระบบ AS และ IFAS ซึ่งเท่ากับ 4.64 และ 3.35 mg AM/L-h ตามลำดับ และมีประสิทธิภาพการกำจัดอะคริลาไมด์ของระบบ AS และ IFAS เท่ากับ 54.1% และ 43.8% ตามลำดับ ดังนั้น จึงควรมีแอมโมเนียเกิดขึ้นจำนวนมากจากการย่อยสลาย อย่างไรก็ตาม พบว่า แอมโมเนียไม่เกิดการสะสมภายในระบบเลย โดยมีแอมโมเนียที่มีความเข้มข้นเท่ากับแอมโมเนียมไนโตรเจนที่อยู่ในน้ำเสีย แสดงให้เห็นว่า แอมโมเนียที่เกิดขึ้นถูกกำจัดออกไปจากระบบด้วยวิธีการเป่าแก๊สแอมโมเนีย



ภาพที่ 3.19 ความเข้มข้นไนเตรทไนโตรเจนในระบบบำบัดน้ำเสีย SBR AS และ IFAS ที่มีการป้อนน้ำเสียที่มีความเข้มข้น 200 mg AM/L



ภาพที่ 3.20 ความเข้มข้นไนไตรท์ไนโตรเจนในระบบบำบัดน้ำเสีย SBR AS และ IFAS ที่มีการป้อนน้ำเสียที่มีความเข้มข้น 200 mg AM/L



ภาพที่ 3.21 สมดุลมวลไนโตรเจนและประสิทธิภาพการกำจัดแอมโมเนียมไนโตรเจนของระบบ AS และ IFAS ที่มีแบคทีเรีย *E. aerogenes* ที่มีเติมอะคริลาไมด์เข้มข้น 200 mg AM/L

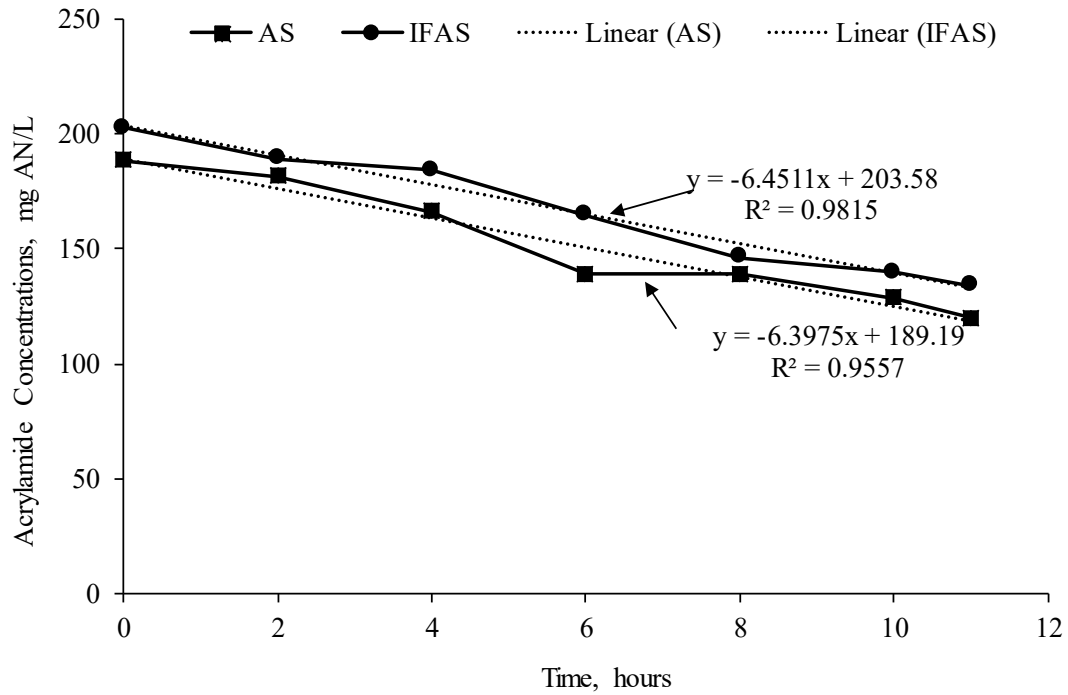
สำหรับปริมาณสลัดจ์ที่เกิดขึ้นในระบบบำบัดน้ำเสียทั้งสองภายหลังที่มีการเติมอะคริลาไมด์ลงในน้ำเสียสังเคราะห์เข้มข้น 200 mg AM/L ดังตารางที่ 3.3 พบว่า ความเข้มข้นสลัดจ์ยังคงเท่าเดิม โดยมีอัตราส่วน MLVSS/MLSS และความหนาแน่นของไบโอฟิล์มยังคงเหมือนเดิม แสดงให้เห็นว่า แบคทีเรีย *E. aerogenes* ยังไม่ได้รับผลกระทบจากการมีสารอะคริลาไมด์ปนเปื้อนในน้ำเสีย

ตารางที่ 3.3 ความเข้มข้น MLSS และ MLVSS ของแบคทีเรีย *E. aerogenes* ในระบบบำบัดน้ำเสีย AS และ IFAS เมื่อเติมอะคริลาไมด์เข้มข้น 200 mg AM/L

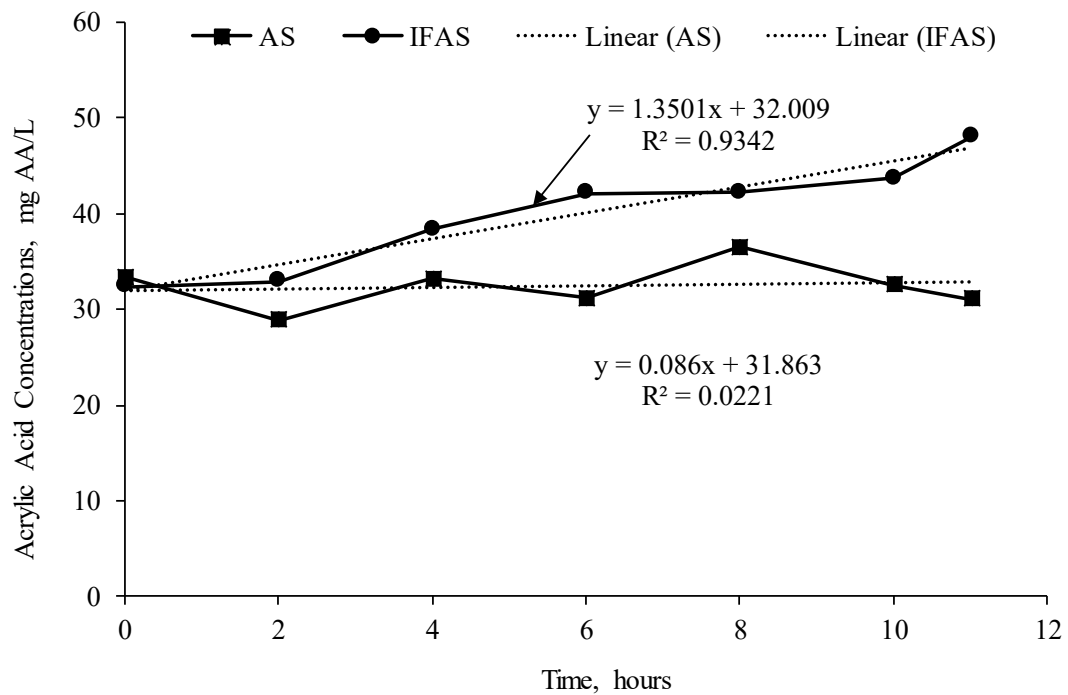
System	MLSS (mg SS/L)	MLVSS (mg VSS/L)	MLVSS/MLSS	Biofilm (g/m ²)	Total MLVSS (mg VSS/L)
AS	1173±95	1150±106	0.99	-	1150
IFAS	1045±255	1035±255	0.99	23.3	4605

หลังจาก 7 วัน ของการเติมอะคริลาไมด์เข้มข้น 200 mg AM/L ลงในน้ำเสียที่ป้อนเข้าสู่ระบบ การทดลองต่อมา คือ เพิ่มความเข้มข้นของอะคริลาไมด์ในน้ำเสียให้เท่ากับ 300 mg AM/L โดยมีสัดส่วนของอะคริลาไมด์เป็นแหล่งคาร์บอนที่มีสัดส่วนเท่ากับ 75% โดยมีการป้อนเข้าสู่ระบบนาน 7 วัน ผลการทดลองแสดงดังภาพที่ 3.22 พบว่า อัตราการย่อยสลายอะคริลาไมด์เพิ่มสูงขึ้นในทั้งสองระบบ โดยอัตราการย่อยสลายอะคริลาไมด์ของระบบ AS และ IFAS เท่ากับ 6.40 และ 6.45 mg AM/L-h ตามลำดับ ทำให้มีอะคริลาไมด์คงเหลือในน้ำทิ้งของระบบ AS และ IFAS เท่ากับ 119.8 และ 134.1 mg AM/L ตามลำดับ และมีประสิทธิภาพการกำจัดอะคริลาไมด์เท่ากับ 59.4% และ 54.6% ตามลำดับ แต่เมื่อพิจารณาอัตราการย่อยสลายอะคริลาไมด์แล้ว พบว่า อัตราการย่อยสลายอะคริลาไมด์ของระบบ IFAS นั้นสูงกว่าระบบ AS ซึ่งผลการทดลองแตกต่างกับการทดลองที่มีการเติมอะคริลาไมด์เข้มข้น 200 mg AM/L แสดงว่า ระบบ IFAS สามารถปรับสภาพได้กับน้ำเสียสังเคราะห์ที่มีอะคริลาไมด์เป็นองค์ประกอบหลักแล้วสามารถย่อยสลายอะคริลาไมด์ได้ดี

จากภาพที่ 3.23 พบว่า กรดอะคริลิกถูกผลิตขึ้นจากการย่อยสลายอะคริลาไมด์ทางชีวภาพของระบบ AS นั้นเหมือนกับการทดลองที่เติมอะคริลาไมด์ 200 mg AM/L โดยความเข้มข้นของกรดอะคริลิกนั้นคงที่ตลอดระยะเวลาของการเติมอากาศ แสดงว่า กรดอะคริลิกที่ถูกผลิตขึ้นนั้นถูกนำไปใช้ในการเจริญเติบโตของแบคทีเรียโดยเป็นแหล่งคาร์บอน โดยมีอัตราการเพิ่มกรดอะคริลิกเท่ากับ 0.086 mg AA/L-h เท่านั้น ค่า R² เท่ากับ 0.02 ซึ่งแสดงว่าการเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นของกรดอะคริลิกในระบบ AS ไม่มีการเปลี่ยนแปลงเมื่อเทียบกับเวลา ในทางตรงกันข้าม พบว่า กรดอะคริลิกในระบบ IFAS เพิ่มขึ้นด้วยอัตรา 1.35 mg AA/L-h แสดงว่า แบคทีเรีย *E. aerogenes* ไม่สามารถย่อยสลายกรดอะคริลิกได้อย่างมีประสิทธิภาพเมื่อเทียบกับระบบ AS และระบบ IFAS สามารถย่อยสลายอะคริลาไมด์ได้เร็วกว่า จึงทำให้เกิดการสะสมของกรดอะคริลิกในระบบ IFAS



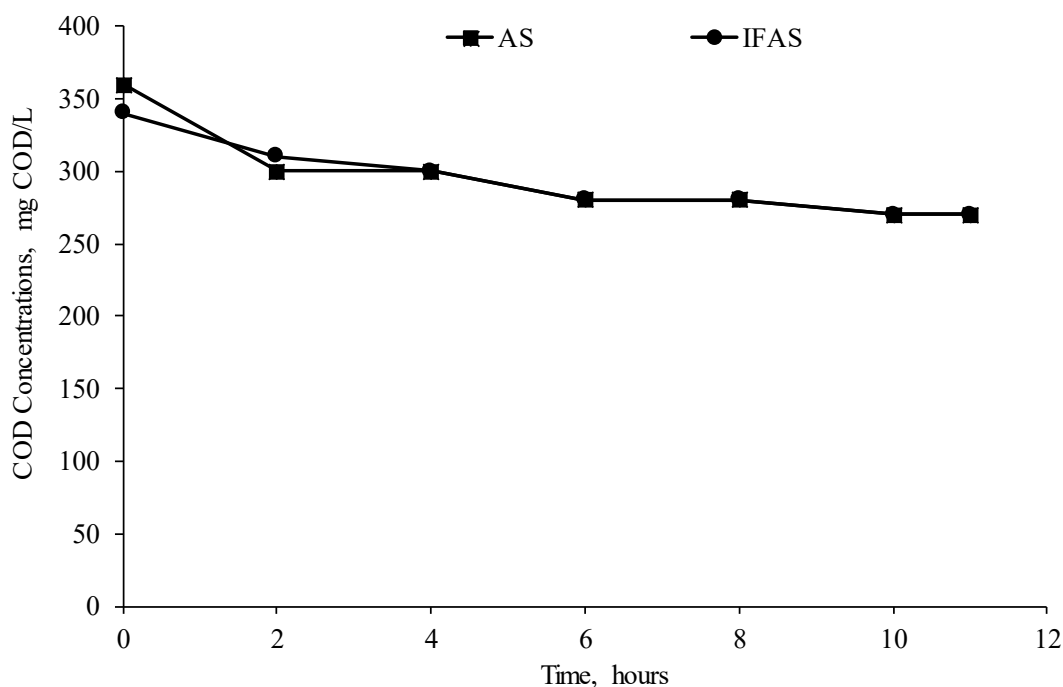
ภาพที่ 3.22 ความเข้มข้นอะคริลาไมด์ในระบบบำบัดน้ำเสีย SBR AS และ IFAS ที่มีการป้อนน้ำเสียที่มีความเข้มข้น 300 mg AM/L



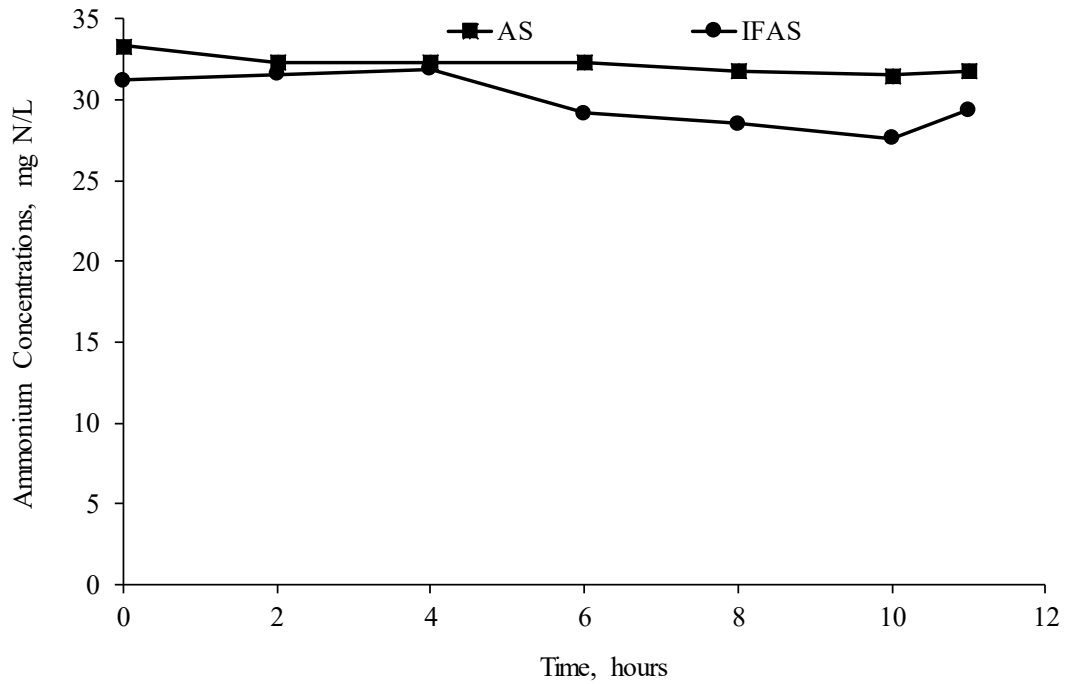
ภาพที่ 3.23 ความเข้มข้นกรดอะคริลิกในระบบบำบัดน้ำเสีย SBR AS และ IFAS ที่มีการป้อนน้ำเสียที่มีความเข้มข้น 300 mg AM/L

จากการย่อยสลายอะคริลาไมด์และซัสเตรตในน้ำเสียสังเคราะห์และเกิดการผลิตรดอะคริลิกขึ้นในระบบ พบว่า การเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นสารอินทรีย์บ่งชี้ด้วยค่าซีโอดีสามารถแสดงได้ดังภาพที่ 3.24 พบว่าระบบบำบัด AS และ IFAS มีประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์เหมือนกัน เท่ากับ 37.9% และ 37.9% ตามลำดับ โดยมีความเข้มข้นสารอินทรีย์บ่งชี้ด้วยค่าซีโอดีในน้ำทิ้งของทั้งสองระบบเท่ากัน คือ 240 mg COD/L ตามลำดับ ความเข้มข้นสารอินทรีย์เริ่มต้นนั้นลดต่า่น้อยมากเนื่องจากค่าซีโอดีในน้ำทิ้งที่เหลือค้างในระบบยังมีค่าสูง เนื่องจากการเดินระบบ SBR นี้มีอัตราการแลกเปลี่ยนปริมาตรเท่ากับ 50% จึงทำให้สารอินทรีย์ในน้ำเสียไม่ถูกเจือจางมากนัก

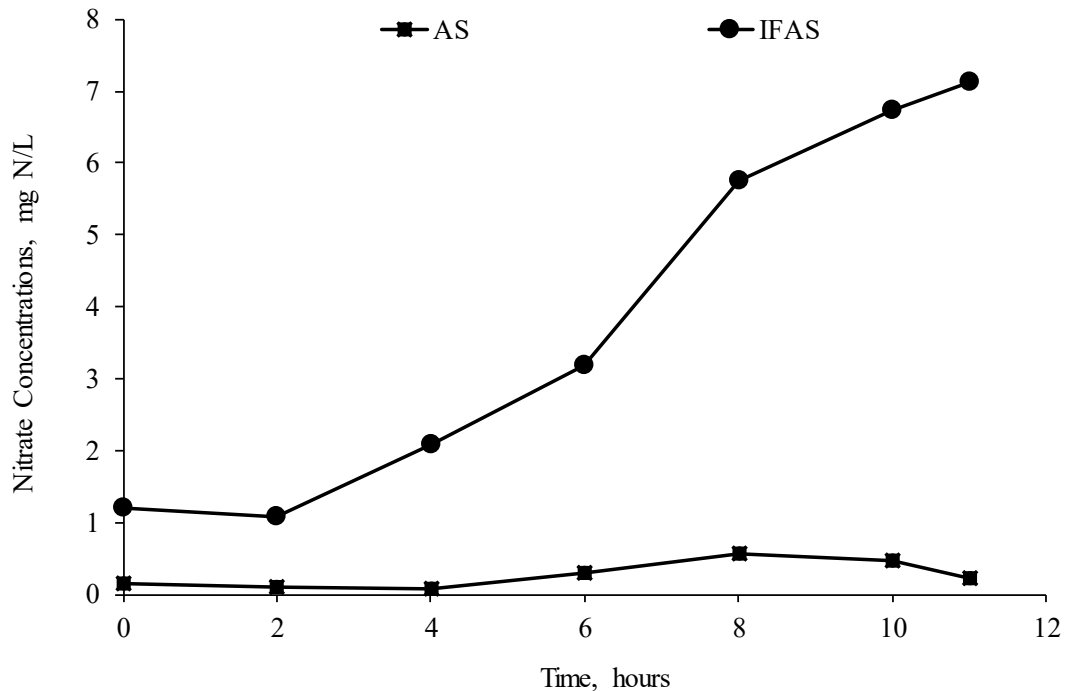
สำหรับกระบวนการไนตริฟิเคชันในระบบน้ำเสียทั้งสองระบบ พบว่า ความเข้มข้นของแอมโมเนียมไนโตรเจนในระบบ AS นั้นค่อนข้างคงที่และเท่ากับแอมโมเนียมไนโตรเจนในน้ำเสีย ดังภาพที่ 3.25 แสดงว่าไนตริฟิเคชันของระบบ AS นั้นล้มเหลวโดยสมบูรณ์ ซึ่งสามารถยืนยันได้ด้วยความเข้มข้นของไนเตรทและไนไตรท์ไนโตรเจน ดังภาพที่ 3.26 และ 3.27 ที่มีไนเตรทและไนไตรท์เกิดขึ้นน้อยมากในน้ำทิ้ง เท่ากับ 0.48 และ 1.29 mg N/L ตามลำดับ อย่างไรก็ตาม พบว่า แอมโมเนียมไนโตรเจนในระบบ IFAS ลดลงเล็กน้อย แสดงว่าไนตริฟิเคชันอาจเกิดขึ้นภายในระบบ โดยพบว่า ความเข้มข้นของไนเตรทและไนไตรท์ในน้ำทิ้งของระบบ IFAS เท่ากับ 6.72 และ 16.3 mg N/L ตามลำดับ



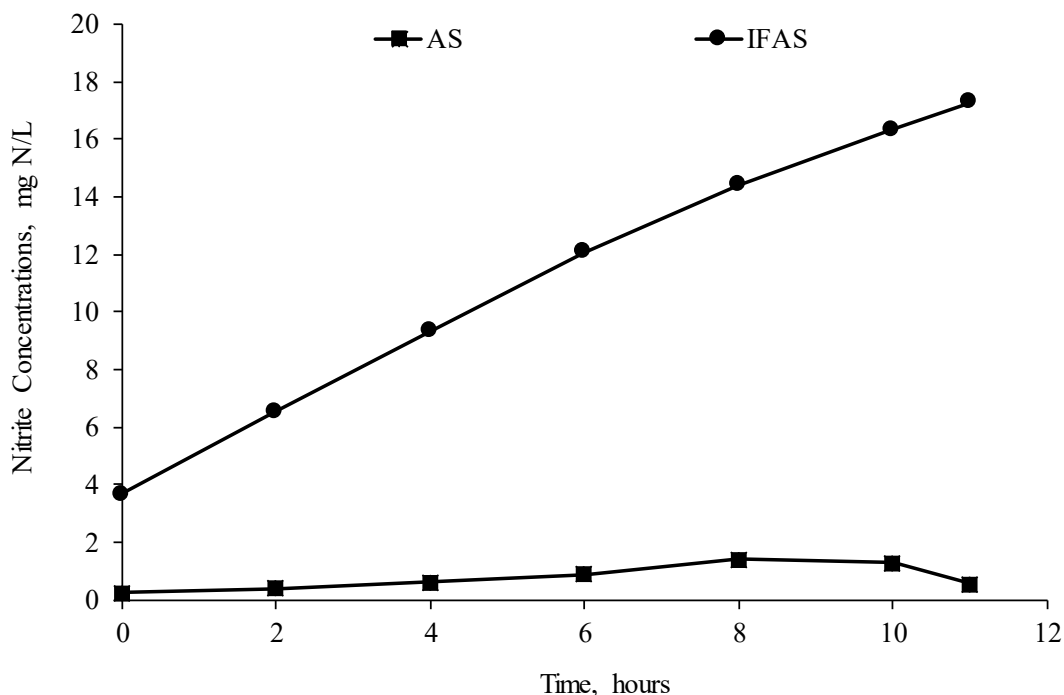
ภาพที่ 3.24 ความเข้มข้นสารอินทรีย์บ่งชี้ด้วยค่าซีโอดีในระบบบำบัดน้ำเสีย SBR AS และ IFAS ที่มีการป้อนน้ำเสียที่มีความเข้มข้น 300 mg AM/L



ภาพที่ 3.25 ความเข้มข้นแอมโมเนียมไนโตรเจนในระบบบำบัดน้ำเสีย SBR AS และ IFAS ที่มีการป้อนน้ำเสียที่มีความเข้มข้น 300 mg AM/L



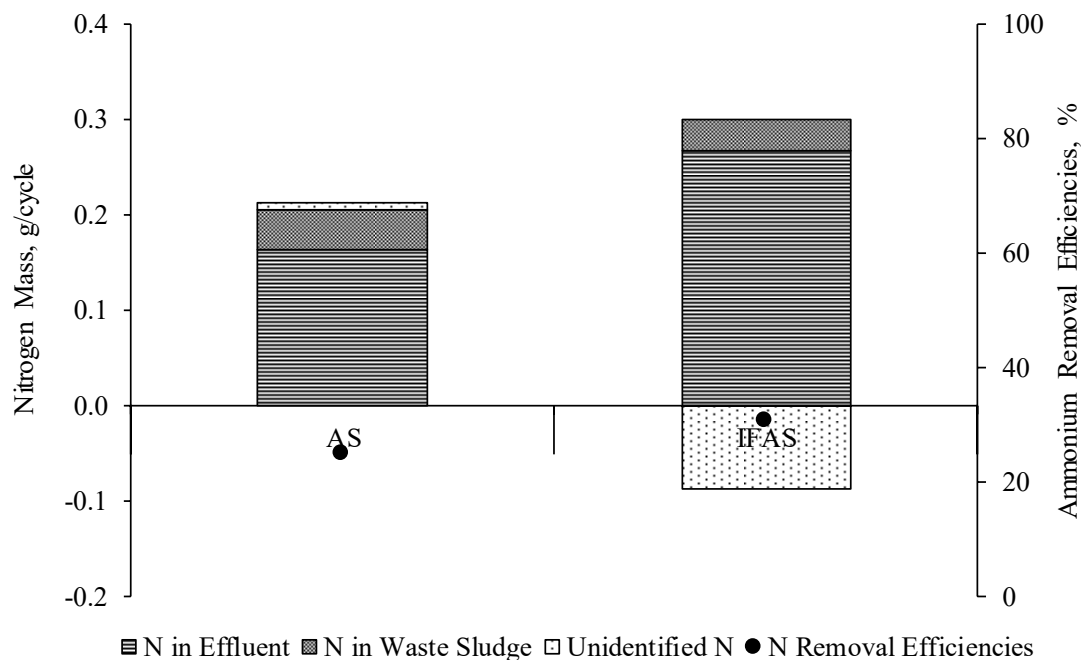
ภาพที่ 3.26 ความเข้มข้นไนเตรทไนโตรเจนในระบบบำบัดน้ำเสีย SBR AS และ IFAS ที่มีการป้อนน้ำเสียที่มีความเข้มข้น 300 mg AM/L



ภาพที่ 3.27 ความเข้มข้นไนไตรท์ไนโตรเจนในระบบบำบัดน้ำเสีย SBR AS และ IFAS ที่มีการป้อนน้ำเสียที่มีความเข้มข้น 300 mg AM/L

เมื่อพิจารณาสมดุลของมวลไนโตรเจนตามภาพที่ 3.28 พบว่า สมดุลมวลไนโตรเจนของระบบ AS และ IFAS เท่ากับ 96.9% และ 141.0% โดยพบว่า มวลของไนโตรเจนที่ถูกกำจัดไปด้วยวิธีเฮเทอโรทรอฟิกไนตริฟิเคชันในระบบ AS และ IFAS เท่ากับ 0.01 และ 0.03 g N/cycle ตามลำดับ แต่มวลของไนโตรเจนส่วนใหญ่ออกจากระบบไปกับน้ำทิ้งของระบบเท่ากับ 0.16 และ 0.27 g N/cycle ตามลำดับ และส่วนน้อยถูกนำไปใช้เป็นแหล่งไนโตรเจนของแบคทีเรีย *E. aerogenes* แสดงว่า มวลของแอมโมเนียไนโตรเจนในน้ำเสียถูกนำไปใช้เป็นแหล่งไนโตรเจนสำหรับการเจริญเติบโตของแบคทีเรียและออกไปกับน้ำทิ้ง แต่เมื่อพิจารณาอัตราการย่อยสลายอะคริลาไมด์เพิ่มสูงขึ้น เท่ากับ 6.40 และ 6.45 mg AM/L-h ตามลำดับ ทำให้มีอะคริลาไมด์คงเหลือในน้ำทิ้งของระบบ AS และ IFAS เท่ากับ 119.8 และ 134.1 mg AM/L ตามลำดับ และมีประสิทธิภาพการกำจัดอะคริลาไมด์เท่ากับ 59.4% และ 54.6% ตามลำดับ ดังนั้น จึงควรมีแอมโมเนียเกิดขึ้นจากการย่อยสลายอะคริลาไมด์ทางชีวภาพ อย่างไรก็ตาม พบว่า แอมโมเนียไม่เกิดการสะสมภายในระบบเลย แสดงให้เห็นว่า แอมโมเนียที่เกิดขึ้นถูกกำจัดออกไปจากระบบด้วยวิธีการเป่าแก๊สแอมโมเนีย

การทดลองในระยะนี้ พบว่า ปริมาณสลัดจ์ดังตารางที่ 3.4 ลดลง โดยเฉพาะแบคทีเรีย *E. aerogenes* แขนงลอยในระบบ AS และ IFAS อย่างไรก็ตาม พบว่า แบคทีเรีย *E. aerogenes* ในชั้นไบโอฟิล์มลดลงเพียงเล็กน้อยเท่านั้น จึงทำให้ระบบ IFAS มีเสถียรภาพที่ดีกว่าระบบ AS ทั้งในด้านการย่อยสลายอะคริลาไมด์และเฮเทอโรทรอฟิกไนตริฟิเคชัน



ภาพที่ 3.28 สมดุลมวลไนโตรเจนและประสิทธิภาพการกำจัดแอมโมเนียไนโตรเจนของระบบ AS และ IFAS ที่มีแบคทีเรีย *E. aerogenes* ที่มีเติมอะคริลาไมด์เข้มข้น 300 mg AM/L

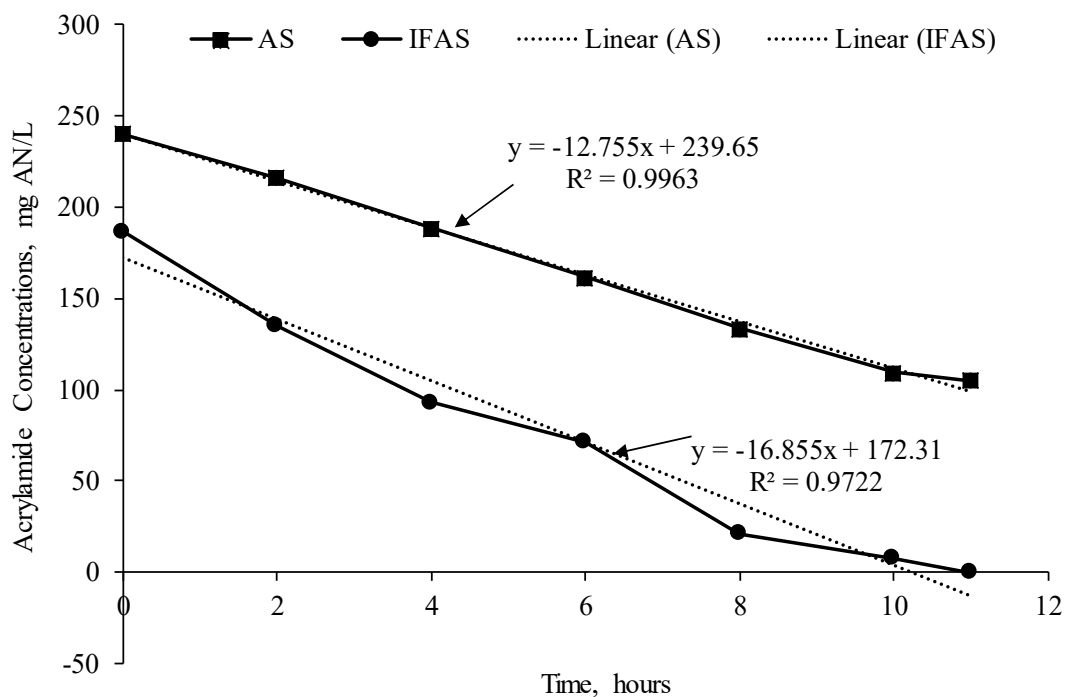
ตารางที่ 3.4 ความเข้มข้น MLSS และ MLVSS ของแบคทีเรีย *E. aerogenes* ในระบบบำบัดน้ำเสีย AS และ IFAS เมื่อเติมอะคริลาไมด์เข้มข้น 300 mg AM/L

System	MLSS (mg SS/L)	MLVSS (mg VSS/L)	MLVSS/MLSS	Biofilm (g/m ²)	Total MLVSS (mg VSS/L)
AS	853±33	843±33	0.99	-	843
IFAS	640±76	630±76	0.98	24	4098

หลังจากค่อยๆ เพิ่มความเข้มข้นของอะคริลาไมด์ลงในน้ำเสียสังเคราะห์ที่ป้อนเข้าสู่ระบบจาก 200 และ 300 mg AM/L ตามลำดับ เพื่อให้แบคทีเรีย *E. aerogenes* สามารถปรับสภาพให้เข้ากับน้ำเสียที่มีองค์ประกอบเป็นอะคริลาไมด์ การทดลองในขั้นต่อไปคือการเติมอะคริลาไมด์เข้มข้นลงในน้ำเสียเท่ากับ 400 mg AM/L โดยอะคริลาไมด์ในการทดลองช่วงนี้เป็นแหล่งคาร์บอนเดียวสำหรับการเจริญของแบคทีเรีย *E. aerogenes* ส่งผลให้มีอัตราส่วนอาหารในรูปของซีโอดีต่อจุลินทรีย์ (F/M Ratio) เท่ากับ 0.44 kg COD/kg MLVSS-day สำหรับระบบ AS และเท่ากับ 0.13 kg COD/kg MLVSS-day สำหรับระบบ IFAS ทั้งนี้ อัตราส่วนอาหารในรูปของซีโอดีต่อจุลินทรีย์ของระบบ IFAS นั้นต่ำกว่าระบบ AS เนื่องจากปริมาณจุลินทรีย์ภายในระบบ IFAS นั้นสูงกว่าระบบ AS มากเนื่องจากไบโอฟิล์มในตุ๊กกลาง BioPortz หลังจากการป้อนน้ำเสียดังกล่าวนาน 7 วัน พบว่า การย่อยสลายอะคริลาไมด์ภายในระบบ AS และ IFAS เป็นไปตามภาพที่ 3.29 เมื่อนำความชันของสมการเส้นตรงมาคำนวณอัตราการย่อยสลายอะคริลาไมด์ พบว่า อัตราการย่อยสลายอะคริลาไมด์ของระบบทั้งสองเพิ่มสูงขึ้นอย่างมาก โดยมีอัตราเท่ากับ 12.8 และ 16.9 mg AM/L-h สำหรับระบบ AS และ IFAS ตามลำดับ ทำให้ระบบมีประสิทธิภาพการกำจัดอะคริลาไมด์เท่ากับ 73.5% และ 100% ตามลำดับ

แสดงให้เห็นว่า หลังจากแบคทีเรีย *E. aerogenes* ปรับสภาพเข้ากับอะคริลาไมด์แล้ว ระบบ IFAS มีประสิทธิภาพการกำจัดอะคริลาไมด์ที่สูงกว่าระบบ AS เนื่องจากปริมาณของแบคทีเรียที่สะสมอยู่ในระบบ IFAS สูงกว่าระบบ AS มาก

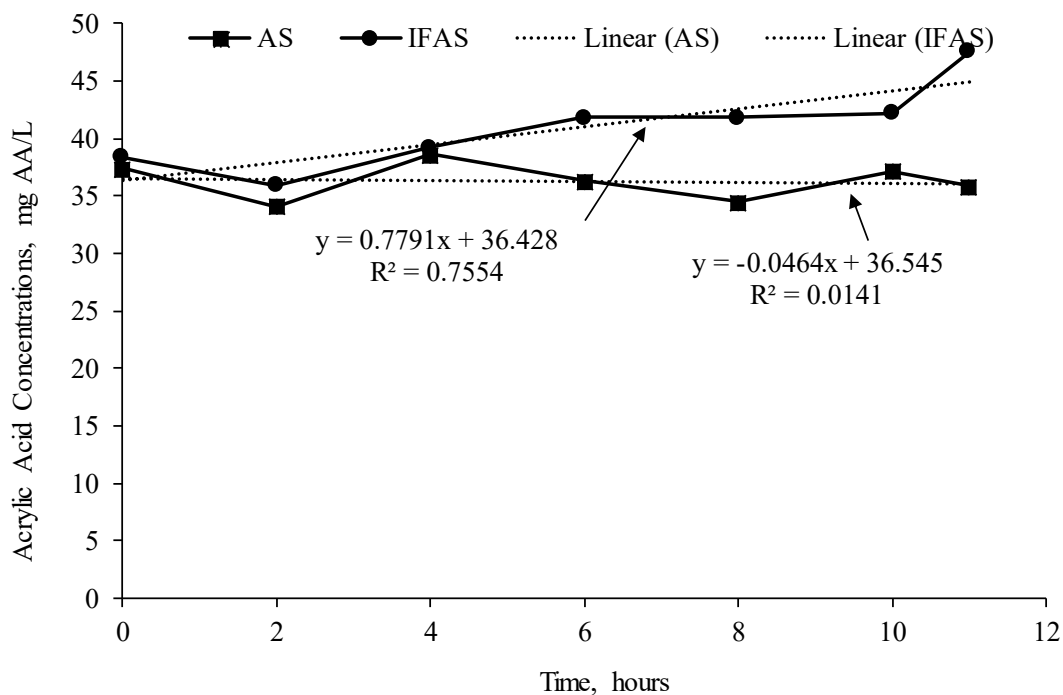
สำหรับกรดอะคริลิกที่เกิดขึ้นจากการย่อยสลายอะคริลาไมด์ทางชีวภาพ ภาพที่ 3.30 แสดงความเข้มข้นของกรดอะคริลิกที่เกิดขึ้นภายในระบบ AS และ IFAS พบว่า กรดอะคริลิกมีการสะสมของกรดอะคริลิกน้อยมากเมื่อเทียบกับระบบ IFAS โดยระบบ AS มีการย่อยสลายอะคริลาไมด์ที่มีประสิทธิภาพถึง 73.5% แต่กรดอะคริลิกเพิ่มสูงขึ้นน้อยมาก โดยมีอัตราการสะสมกรดอะคริลิกเท่ากับ 0.05 mg AA/L-h แสดงว่าแบคทีเรีย *E. aerogenes* มีการใช้กรดอะคริลิกเป็นแหล่งคาร์บอนและแหล่งพลังงานสำหรับการเจริญเติบโต อย่างไรก็ตาม กรดอะคริลิกมีการเพิ่มสูงขึ้นเพียงเล็กน้อยด้วยอัตราการสะสมกรดอะคริลิกเท่ากับ 0.78 mg AA/L-h ซึ่งสูงกว่าระบบ AS มากเนื่องจากอะคริลาไมด์ถูกกำจัดโดยสมบูรณ์ในระบบ IFAS ทำให้การระบรทุกของกรดอะคริลิกมากกว่าระบบ AS จากการย่อยสลายอะคริลาไมด์ที่สูงกว่าระบบ AS ทำให้แบคทีเรียไม่สามารถกำจัดกรดอะคริลิกได้หมด ซึ่งสามารถแสดงให้เห็นได้จากความเข้มข้นของสารอินทรีย์ทั้งหมดบ่งชี้ด้วยค่าซีโอดี ดังภาพที่ 3.31 พบว่า ความเข้มข้นสารอินทรีย์ลดลงด้วยอัตราการกำจัดสารอินทรีย์เท่ากับ 14.14 และ 9.49 mg COD/L-h ในระบบ AS และ IFAS ตามลำดับ เห็นได้ว่า การกำจัดสารอินทรีย์ในระบบ AS นั้นสูงกว่าระบบ IFAS ทั้งนี้ อาจเป็นไปได้ว่า การแพร่ของสารอินทรีย์เข้าสู่ชั้นไบโอฟิล์มภายในตัวกลาง BioPortz ถูกจำกัด ทั้งนี้ เป็นเพราะว่าการเกิดการอุดตันของตะกอนของแคลเซียมคาร์บอเนตในตัวกลาง BioPortz



ภาพที่ 3.29 ความเข้มข้นอะคริลาไมด์ในระบบบำบัดน้ำเสีย SBR AS และ IFAS ที่มีการป้อนน้ำเสียที่มีความเข้มข้น 400 mg AM/L

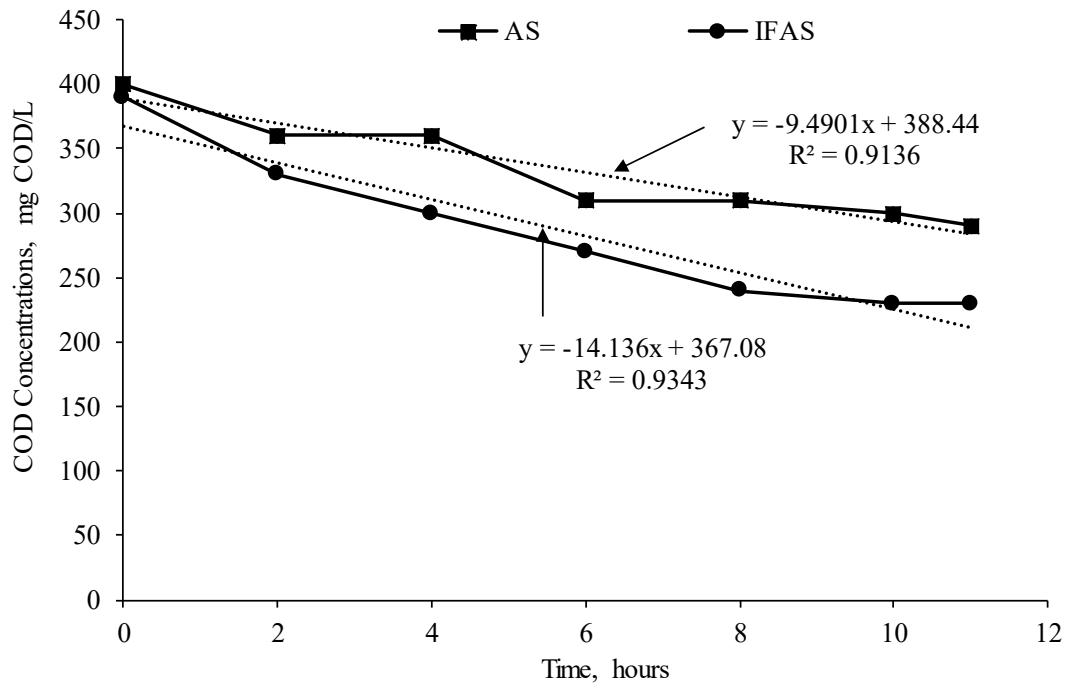
เป็นที่คาดการณ์ว่ามวลของแอมโมเนียไนโตรเจนที่เกิดขึ้นจากการย่อยสลายอะคริลาไมด์นั้นต้องมีจำนวนมาก อย่างไรก็ตาม ภาพที่ 3.32 แสดงความเข้มข้นของแอมโมเนียไนโตรเจนของน้ำเสียที่ค่อยข้างคงที่

ไม่เปลี่ยนแปลงเมื่อเทียบกับเวลา แสดงว่า แอมโมเนียที่เกิดขึ้นจากการย่อยสลายอะคริลาไมด์ต้องถูกกำจัดออกไปหมด แอมโมเนียที่ตกค้างอยู่มาจากแอมโมเนียที่มีอยู่ในน้ำเสียแล้ว สำหรับกระบวนการไนตริฟิเคชันพบว่า ไนตริฟิเคชันของระบบ AS นั้นล้มเหลวโดยสมบูรณ์ ซึ่งสามารถยืนยันได้ด้วยความเข้มข้นของไนเตรทและไนไตรท์ไนโตรเจน ดังภาพที่ 3.33 และ 3.34 ที่มีไนเตรทและไนไตรท์เกิดขึ้นน้อยมากในน้ำทิ้ง เท่ากับ 0.51 และ 0.91 mg N/L ตามลำดับ อย่างไรก็ตาม พบว่า แอมโมเนียไนโตรเจนในระบบ IFAS ลดลงเล็กน้อย แสดงว่า ไนตริฟิเคชันอาจเกิดขึ้นภายในระบบ โดยพบว่า ความเข้มข้นของไนเตรทและไนไตรท์ในน้ำทิ้งของระบบ IFAS เท่ากับ 6.74 และ 18.4 mg N/L ตามลำดับ ซึ่งสอดคล้องกับผลการทดลองที่ในช่วงที่ผ่านมา

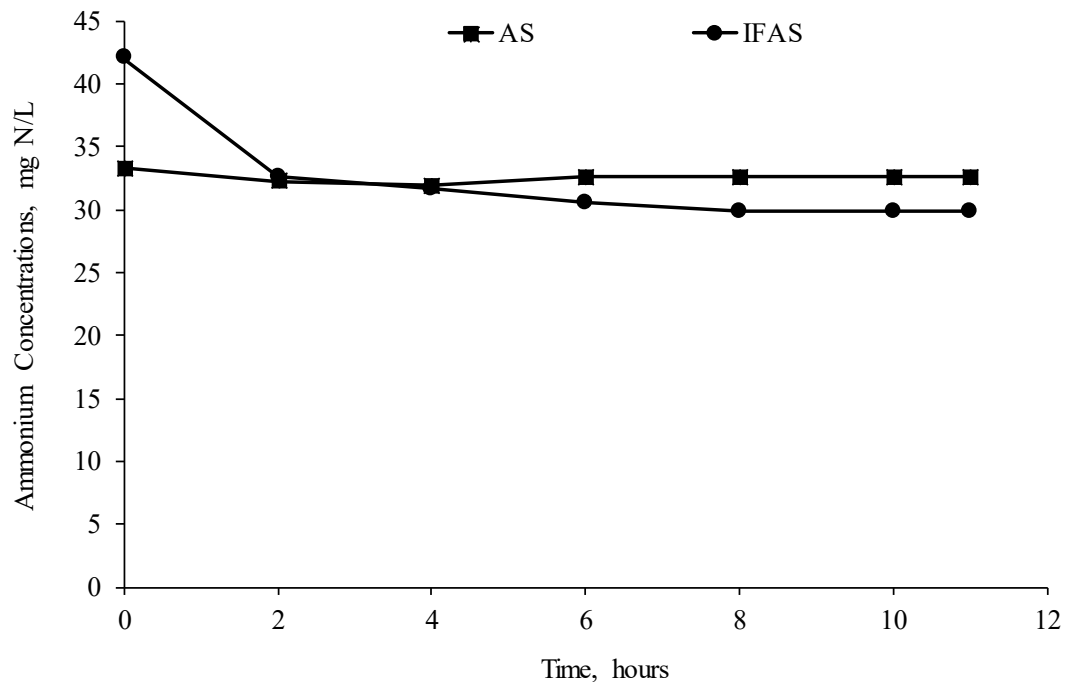


ภาพที่ 3.30 ความเข้มข้นกรดอะคริลิกในระบบบำบัดน้ำเสีย SBR AS และ IFAS ที่มีการป้อนน้ำเสียที่มีความเข้มข้น 400 mg AM/L

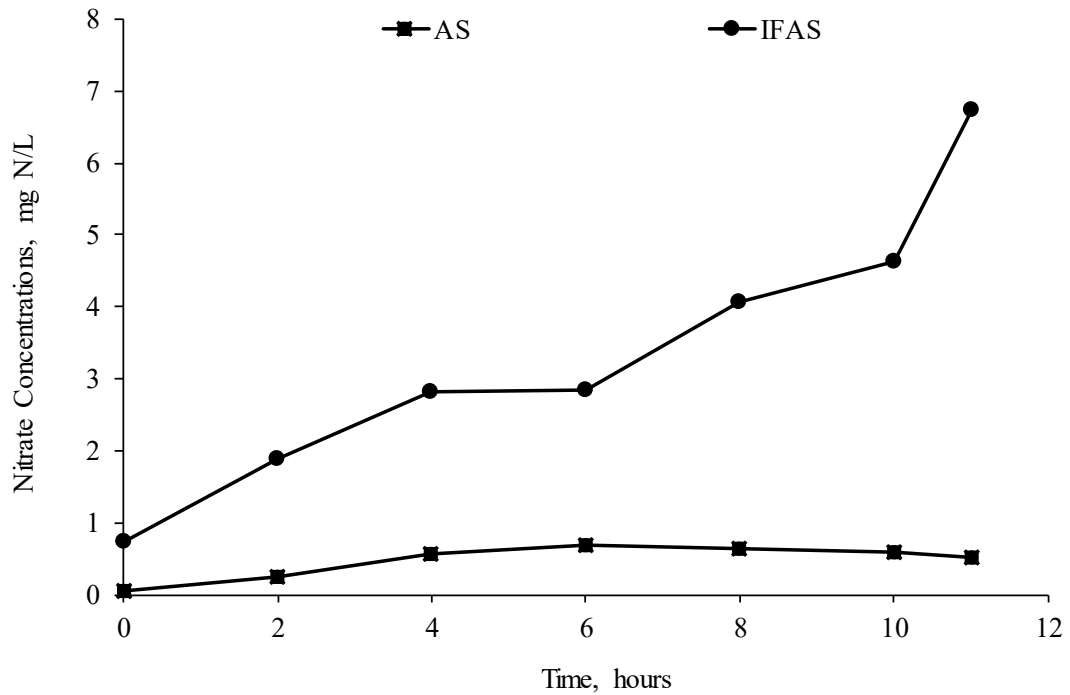
เมื่อพิจารณาสมดุลของมวลไนโตรเจนตามภาพที่ 3.35 พบว่า สมดุลมวลไนโตรเจนของระบบ AS และ IFAS เท่ากับ 99.8% และ 148.9% โดยพบว่า มวลของไนโตรเจนที่ถูกกำจัดไปด้วยวิธีเฮเทอโรโทรฟิกไนตริฟิเคชันในระบบ AS และ IFAS เท่ากับ 0.01 และ 0.02 g N/cycle ตามลำดับ มวลของไนโตรเจนส่วนใหญ่ออกจากระบบไปกับน้ำทิ้งของระบบเท่ากับ 0.17 และ 0.27 g N/cycle ตามลำดับ และส่วนน้อยถูกนำไปใช้เป็นแหล่งไนโตรเจนของแบคทีเรีย *E. aerogenes* อย่างไรก็ตาม เมื่อพิจารณาอัตราการย่อยสลายอะคริลาไมด์เพิ่มสูงขึ้น เท่ากับ 12.8 และ 16.9 mg AM/L-h ตามลำดับ ทำให้มีอะคริลาไมด์คงเหลือในน้ำทิ้งของระบบ AS และ IFAS เท่ากับ 105.1 และ 0 mg AM/L ตามลำดับ และมีประสิทธิภาพการกำจัดอะคริลาไมด์เท่ากับ 73.5% และ 100% ตามลำดับ ดังนั้น จึงควรมีแอมโมเนียเกิดขึ้นจากการย่อยสลาย อย่างไรก็ตาม พบว่า แอมโมเนียไม่เกิดการสะสมภายในระบบเลย เพราะความเข้มข้นแอมโมเนียไนโตรเจนเกือบเท่ากับความเข้มข้นที่อยู่ในน้ำเสียสังเคราะห์ แสดงให้เห็นว่า แอมโมเนียที่เกิดขึ้นถูกกำจัดออกไปจากระบบด้วยวิธีการเป่าแอมโมเนีย



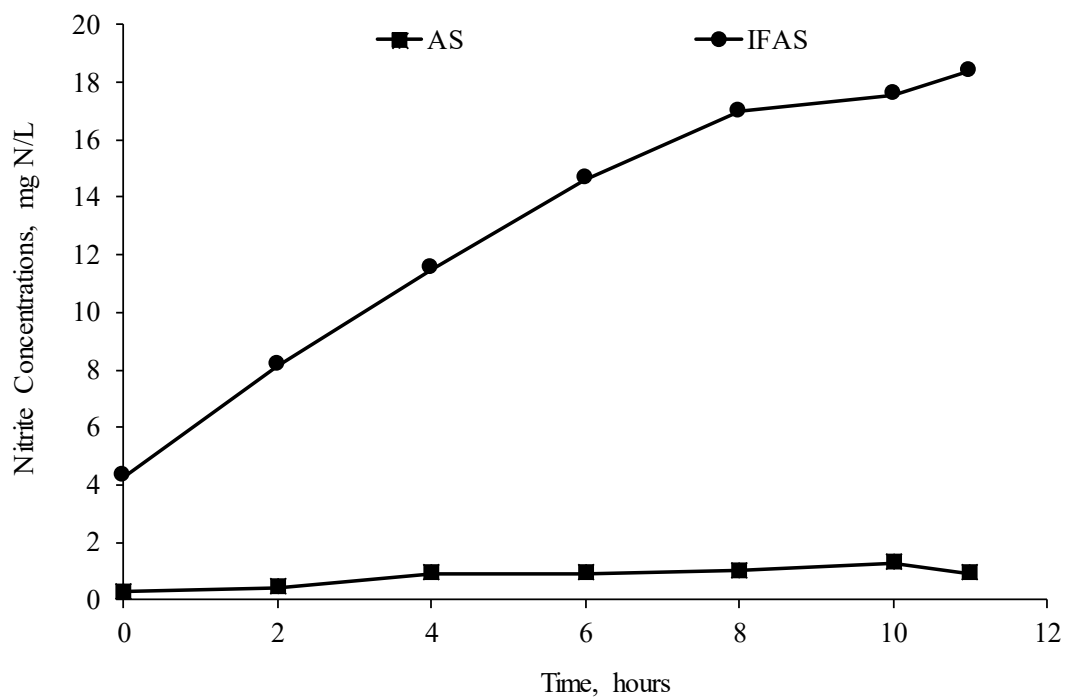
ภาพที่ 3.31 ความเข้มข้นสารอินทรีย์บ่งชี้ด้วยค่าซีโอดีในระบบบำบัดน้ำเสีย SBR AS และ IFAS ที่มีการป้อนน้ำเสียที่มีความเข้มข้น 400 mg AM/L



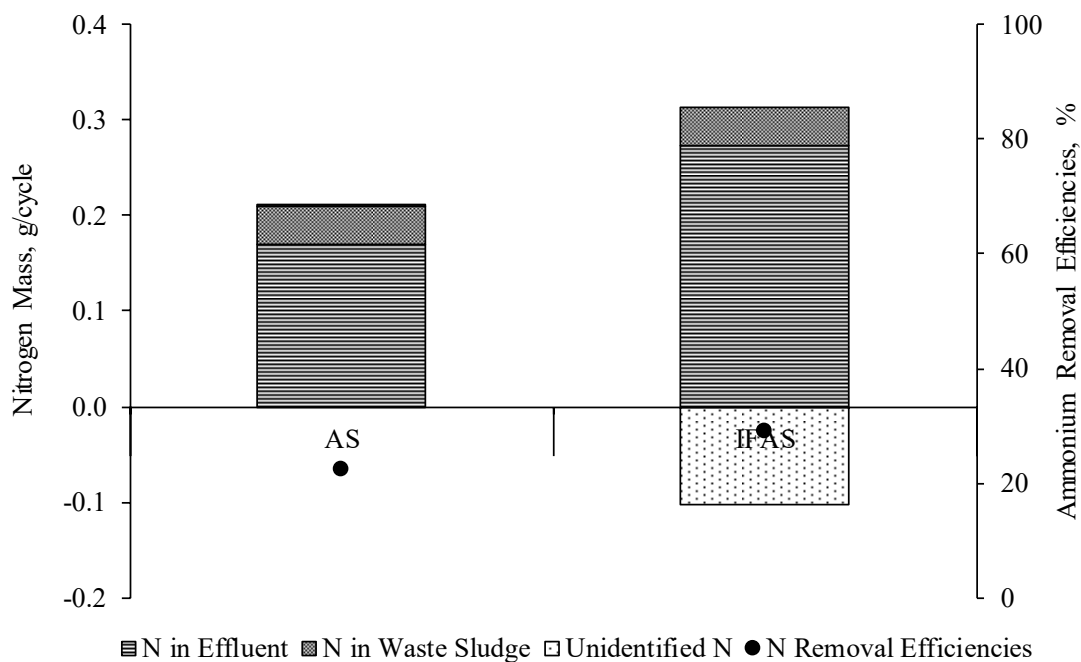
ภาพที่ 3.32 ความเข้มข้นแอมโมเนียมไนโตรเจนในระบบบำบัดน้ำเสีย SBR AS และ IFAS ที่มีการป้อนน้ำเสียที่มีความเข้มข้น 400 mg AM/L



ภาพที่ 3.33 ความเข้มข้นไนเตรทไนโตรเจนในระบบบำบัดน้ำเสีย SBR AS และ IFAS ที่มีการป้อนน้ำเสียที่มีความเข้มข้น 400 mg AM/L



ภาพที่ 3.34 ความเข้มข้นไนไตรท์ไนโตรเจนในระบบบำบัดน้ำเสีย SBR AS และ IFAS ที่มีการป้อนน้ำเสียที่มีความเข้มข้น 400 mg AM/L



ภาพที่ 3.35 สมดุลมวลไนโตรเจนและประสิทธิภาพการกำจัดแอมโมเนียมไนโตรเจนของระบบ AS และ IFAS ที่มีแบคทีเรีย *E. aerogenes* ที่มีเติมอะคริลาไมด์เข้มข้น 400 mg AM/L

สำหรับผลการตรวจวัดปริมาณสลัดจ์หลังจากอะคริลาไมด์เป็นแหล่งคาร์บอนที่มีอยู่ในน้ำเสียเพียงอย่างเดียว พบว่า ความเข้มข้นของสลัดจ์แขวนลอยลดน้อยลงกว่าการทดลองในระยะที่ผ่านมาดังตารางที่ 3.5 แสดงว่า อะคริลาไมด์เริ่มมีผลกระทบต่ออัตราการเจริญเติบโตของแบคทีเรีย โดยมีรายงานว่า อะคริลาไมด์อาจเป็นพิษต่อแบคทีเรียได้ (Charoenpanich & Tani, 2014; Joshi & Abed, 2017) อย่างไรก็ตาม ยังพบว่า ปริมาณแบคทีเรียในตัวอย่าง BioPortz ยังคงเดิม ส่งผลทำให้ประสิทธิภาพของระบบ IFAS ยังคงเดิมในการกำจัดอะคริลาไมด์ สารอินทรีย์และไนโตรเจน และมีประสิทธิภาพสูงกว่าระบบบำบัดน้ำเสีย AS

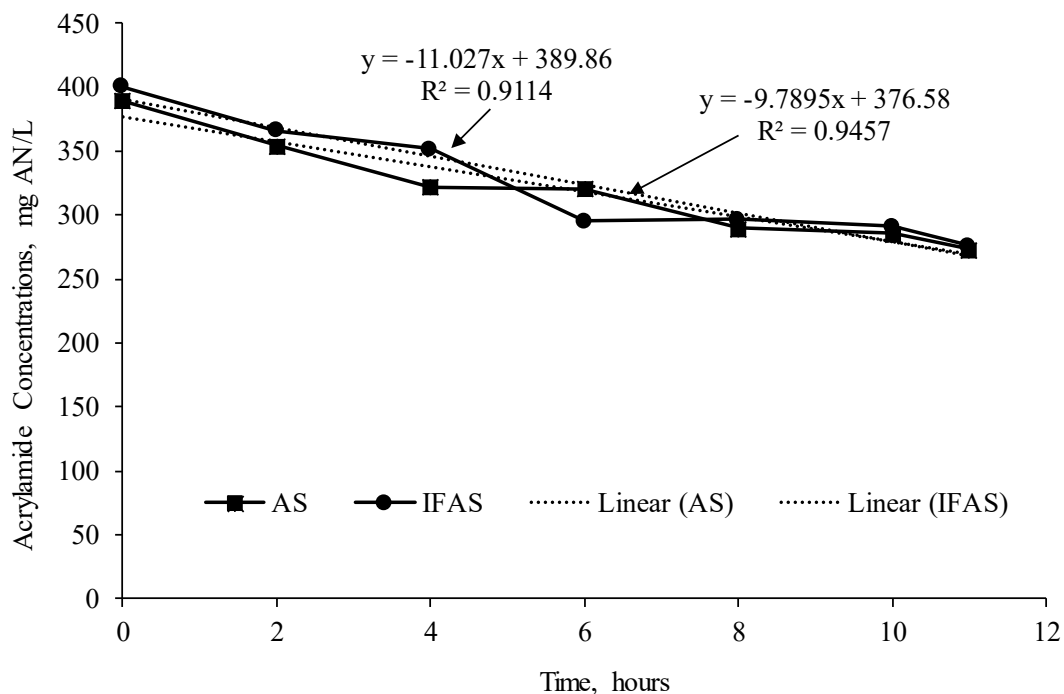
ตารางที่ 3.5 ความเข้มข้น MLSS และ MLVSS ของแบคทีเรีย *E. aerogenes* ในระบบบำบัดน้ำเสีย AS และ IFAS เมื่อเติมอะคริลาไมด์เข้มข้น 400 mg AM/L

System	MLSS (mg SS/L)	MLVSS (mg VSS/L)	MLVSS/MLSS	Biofilm (g/m ²)	Total MLVSS (mg VSS/L)
AS	798±90	780±81	0.98	-	780
IFAS	773±50	763±50	0.99	24.9	4307

3.6 การย่อยสลายอะคริลาไมด์ทางชีวภาพของแบคทีเรีย *E. aerogenes* หลังการเติมอะคริลาไมด์ที่มีอัตราส่วนอาหารในรูปของซีโอดีต่อจุลินทรีย์เท่ากับ 0.66 kg COD/kg MLVSS-day

หลังจากป้อนน้ำเสียสังเคราะห์ที่มีอะคริลาไมด์แหล่งคาร์บอนและพลังงานเพียงอย่างเดียวสำหรับการเจริญเติบโตของแบคทีเรีย *E. aerogenes* สู่อุปกรณ์บำบัดน้ำเสีย AS และ IFAS ด้วยความเข้มข้น 400 mg AM/L การทดลองต่อมาจึงเพิ่มปริมาณอะคริลาไมด์ในน้ำเสียเป็น 600 mg AM/L ซึ่งทำให้มีอัตราส่วนอาหารในรูปของซีโอดีต่อจุลินทรีย์เท่ากับ 0.66 kg COD/kg MLVSS-day สำหรับระบบ AS และเท่ากับ 0.19 kg

COD/kg MLVSS-day เมื่อนำรวมแบคทีเรียแขวนลอยและไบโอฟิล์มของแบคทีเรีย *E. aerogenes* เพื่อทดสอบศักยภาพของระบบบำบัดน้ำเสีย IFAS เมื่อเทียบกับระบบ AS หลังจากน้ำเสียที่มีความเข้มข้นของอะคริลาไมด์ที่มีความเข้มข้นเท่ากับ 590.1 ± 0.2 mg AM/L ลงในระบบบำบัดน้ำเสียที่มีอะคริลาไมด์ตกค้างอยู่ ทำให้ความเข้มข้นของอะคริลาไมด์เริ่มต้นลดลงเหลือ 400 ± 15.3 และ 405.4 ± 6.6 mg AM/L ในระบบ AS และ IFAS ตามลำดับ ผลการทดลอง พบว่า อะคริลาไมด์ถูกย่อยสลายลดลงตามลำดับเป็นเส้นตรงดังภาพที่ 3.36 โดยระบบ AS สามารถย่อยสลายอะคริลาไมด์ด้วยอัตรา 9.79 mg AM/L-h และระบบ IFAS กำจัดอะคริลาไมด์ด้วยอัตรา 11.0 mg AM/L-h ซึ่งผลการทดลองสอดคล้องกับผลการทดลองช่วงที่ผ่านมาที่ยืนยันว่าระบบ IFAS มีศักยภาพการกำจัดอะคริลาไมด์ที่สูงกว่าระบบ AS ที่อายุสัปดาห์เท่ากัน อย่างไรก็ตาม พบว่าระบบทั้งสองมีอัตราการย่อยสลายลดลง โดยระบบ AS และ IFAS มีประสิทธิภาพการกำจัดอะคริลาไมด์เท่ากันคือ เท่ากับ 53.7% และ 53.2% ตามลำดับ ส่งผลให้มีอะคริลาไมด์ตกค้างในน้ำทิ้งเท่ากับ 273.4 และ 275.8 mg AM/L ตามลำดับ



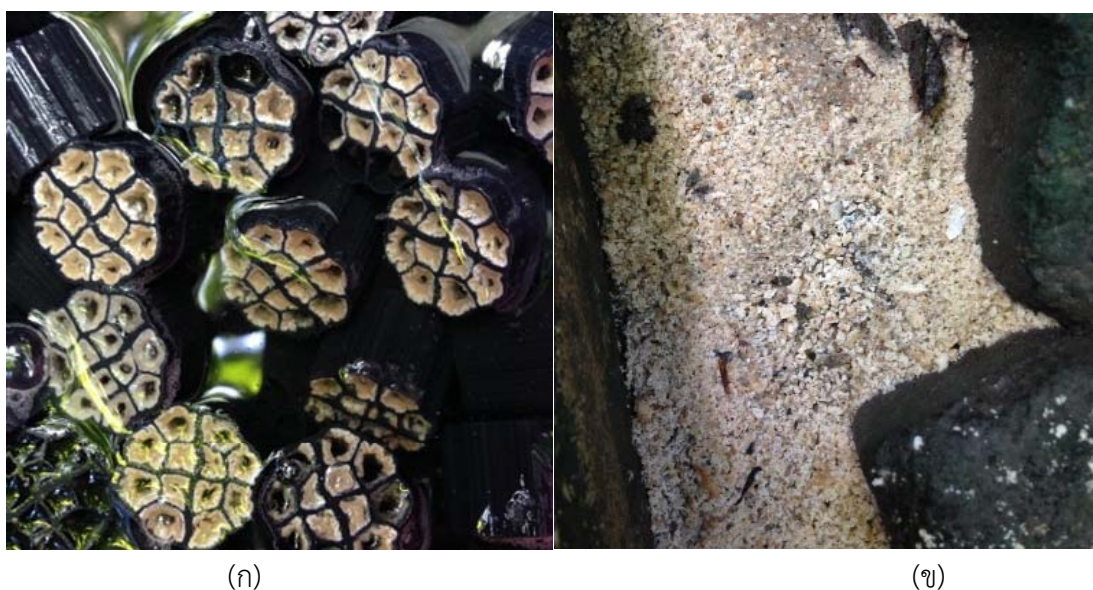
ภาพที่ 3.36 ความเข้มข้นอะคริลาไมด์ในระบบบำบัดน้ำเสีย SBR AS และ IFAS ที่มีการป้อนน้ำเสียที่มีความเข้มข้น 600 mg AM/L

สาเหตุที่ระบบทั้งสองมีประสิทธิภาพลดลง ทั้งนี้ อาจเป็นไปได้ว่า อะคริลาไมด์อาจเป็นพิษต่อแบคทีเรีย (Charoenpanich & Tani, 2014; Joshi & Abed, 2017) และแบคทีเรียอาจมิได้ปรับสภาพได้ดีกับน้ำเสียที่มีอะคริลาไมด์เพียงอย่างเดียว ทำให้ปริมาณแบคทีเรียลดลงอย่างมาก ดังแสดงในตารางที่ 3.6 แสดงให้เห็นว่าสัมประสิทธิภาพการผลิตสังเกตลดลงเนื่องจากอัตราการใช้อะคริลาไมด์ลดลงดังแสดงด้วยประสิทธิภาพการกำจัดอะคริลาไมด์ นอกจากนี้ เป็นไปได้ว่า แบคทีเรีย *E. aerogenes* ในตัวกลาง BioPortz ถูกแทนที่ด้วยตะกอนเคลือบคาร์บอนจำนวนมากและมีปริมาณเพิ่มสูงขึ้นกว่าการทดลองช่วงที่ผ่านมาดังภาพที่ 3.37(ก) เนื่องจากความกระด้างของน้ำเสียที่อุณหภูมิและความเป็นกรดต่างสูงปานกลางดังที่กล่าวมาข้างต้น หลังจาก

เสร็จสิ้นการทดลอง กรดเจือจางถูกนำมาชะล้างตะกรันที่อุดตันในตัวกลาง พบตะกรันจำนวนมากละลายและหลุดออกจากตัวกลาง BioPortz ดังภาพที่ 3.37(ข) ทำให้มวลของแบคทีเรียในระบบ IFAS ลดลง

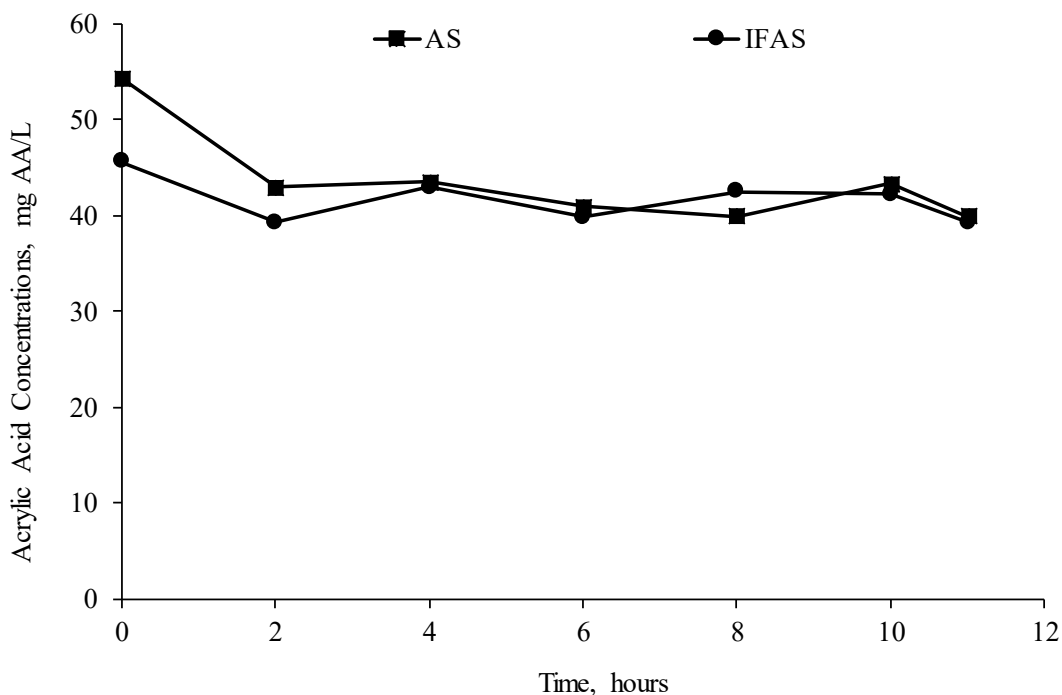
ตารางที่ 3.6 ความเข้มข้น MLSS และ MLVSS ของแบคทีเรีย *E. aerogenes* ในระบบบำบัดน้ำเสีย AS และ IFAS เมื่อเติมอะคริลาไมด์เข้มข้น 600 mg AM/L

System	MLSS (mg SS/L)	MLVSS (mg VSS/L)	MLVSS/MLSS	Biofilm (g/m ²)	Total MLVSS (mg VSS/L)
AS	440±14	430±14	0.98	-	430
IFAS	605±7	595±7	0.98	25.1	4930



ภาพที่ 3.37 (ก) การสะสมของตะกรันในตัวกลาง BioPortz และ (ข) ตะกรันในน้ำล้างตัวกลาง BioPortz ที่ถูกชะด้วยกรดเจือจาง

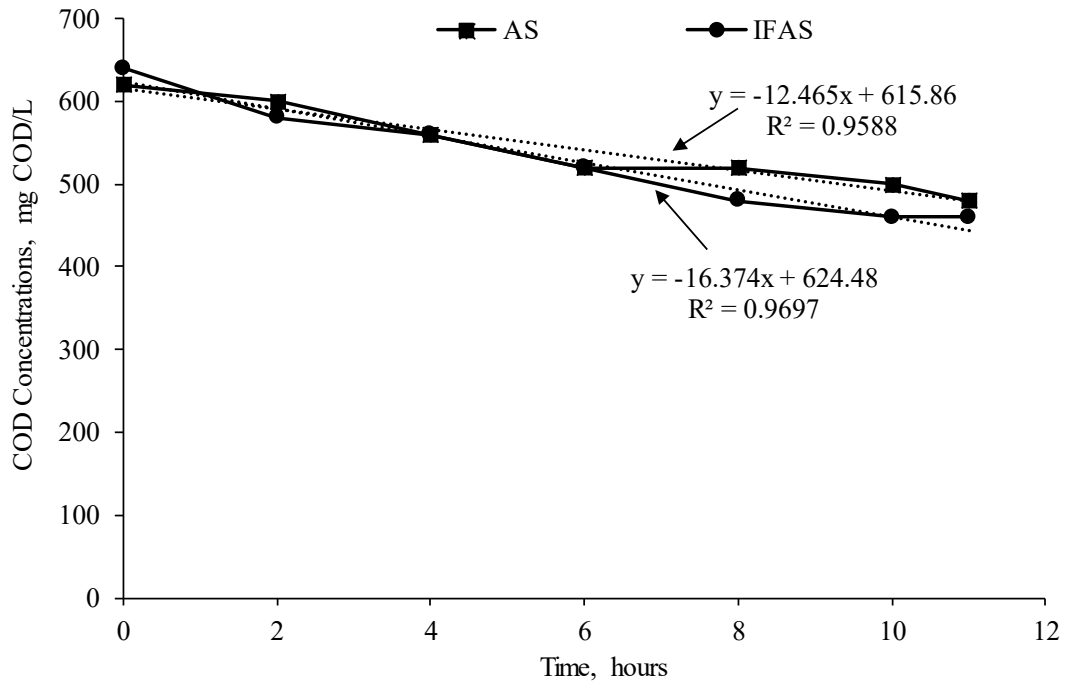
เมื่อแบคทีเรีย *E. aerogenes* ย่อยสลายอะคริลาไมด์ทางชีวภาพด้วยประสิทธิภาพการกำจัดเท่ากับ 53.7% และ 53.2% ตามลำดับ ภาพที่ 3.38 แสดงความเข้มข้นของกรดอะคริลิกที่เกิดขึ้นภายในระบบ AS และ IFAS ตามลำดับ ผลการทดลองระบุว่า ความเข้มข้นของกรดอะคริลิกไม่มีการเปลี่ยนแปลงเมื่อเทียบกับเวลา โดยมีความเข้มข้นคงที่ตลอดระยะเวลาการทำปฏิกิริยา เมื่อเทียบกับปริมาณอะคริลาไมด์ที่ถูกย่อยสลายแล้ว พบว่า มวลของกรดอะคริลิกสูญหายไปจากระบบทั้งสอง ซึ่งสันนิษฐานว่า ถูกนำไปเป็นแหล่งคาร์บอนสำหรับการเจริญเติบโตของแบคทีเรีย *E. aerogenes*



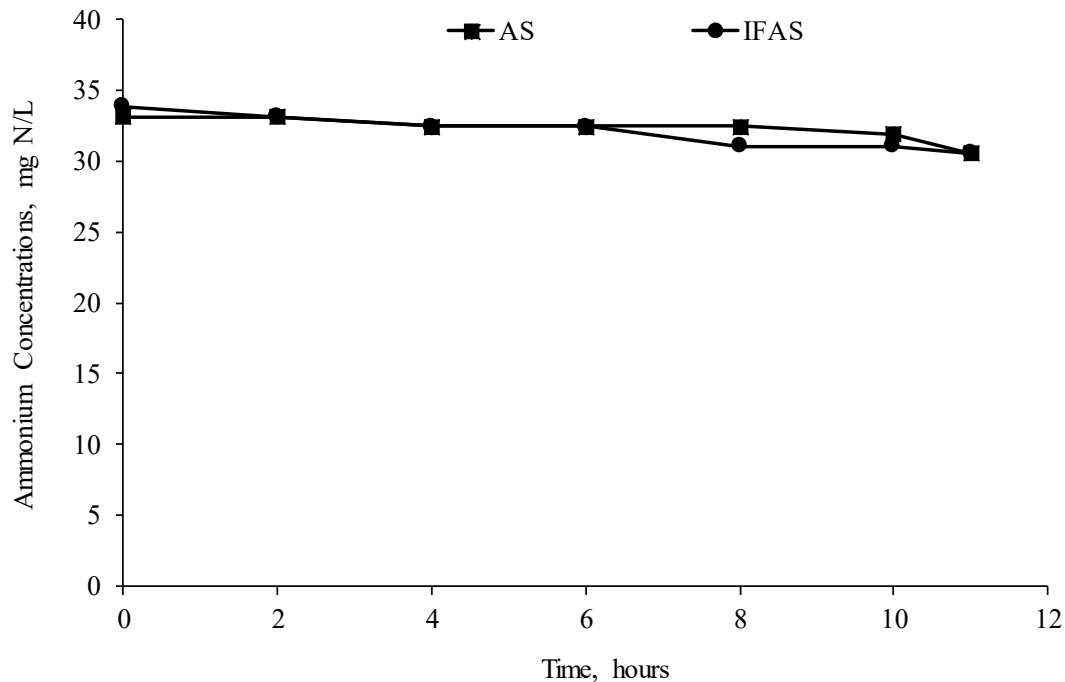
ภาพที่ 3.38 ความเข้มข้นกรดอะคริลิกในระบบบำบัดน้ำเสีย SBR AS และ IFAS ที่มีการป้อนน้ำเสียที่มีความเข้มข้น 600 mg AM/L

จากความเข้มข้นสารอินทรีย์ทั้งหมดบ่งชี้ด้วยซีโอดีดังภาพที่ 3.39 พบว่า สารอินทรีย์ถูกกำจัดด้วยอัตราเท่ากับ 12.5 และ 16.4 mg COD/L-h ในระบบ AS และ IFAS ตามลำดับ ซึ่งสอดคล้องกับอัตราการกำจัดอะคริลาไมด์ อย่างไรก็ตาม เมื่อพิจารณาประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์จากระบบ AS และ IFAS พบว่า ประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์เท่ากับ 18.6% และ 18.6% ตามลำดับ แสดงว่า อะคริลาไมด์ถูกย่อยสลายไป และผลิตกรดอะคริลาไมด์ขึ้นมา ซึ่งกรดอะคริลิกเป็นแหล่งของสารอินทรีย์หนึ่งที่เกิดขึ้นในระบบ และกรดอะคริลิกส่วนหนึ่งต้องถูกนำไปใช้ในการเจริญเติบโตของแบคทีเรีย มิเช่นนั้น ความเข้มข้นของสารอินทรีย์ต้องไม่ถูกกำจัดออกไป

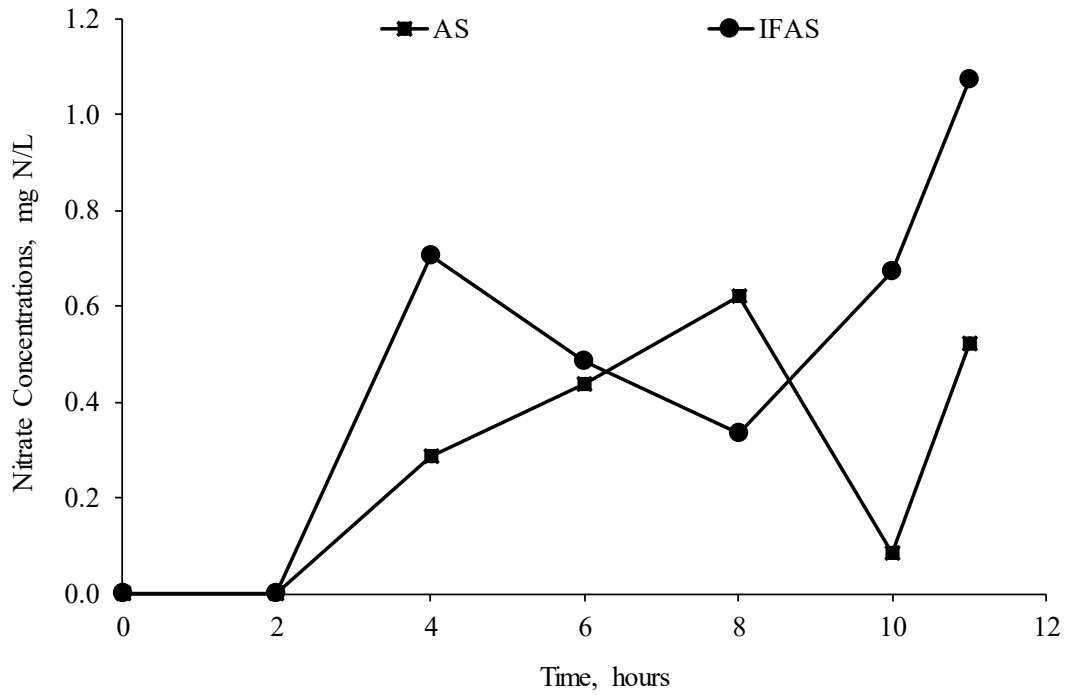
อย่างไรก็ตาม แอมโมเนียไนโตรเจนที่ได้จากการย่อยสลายอะคริลาไมด์นั้นไม่เพิ่มสูงขึ้นในระบบบำบัดน้ำเสียทั้งสอง ดังแสดงในภาพที่ 3.40 เช่นเดียวกันกับกรดอะคริลิก แอมโมเนียไนโตรเจนมีความเข้มข้นคงที่ไม่เปลี่ยนแปลงเท่ากับความเข้มข้นของไนโตรเจนที่อยู่ในน้ำเสียตั้งต้น ดังนั้น แอมโมเนียที่เกิดขึ้นจากการย่อยสลายอะคริลาไมด์จึงสูญหายไปจากระบบด้วยวิธีการอื่น ซึ่งคาดว่าเป็นกระบวนการเปลื้องแก๊สแอมโมเนียไนโตรเจน (Ammonia Stripping) ทั้งนี้ ความเข้มข้นของไนเตรทไนโตรเจน ดังภาพที่ 3.41 และความเข้มข้นไนโตรที่ไนโตรเจน ดังภาพที่ 3.42 แสดงให้เห็นว่าไม่มีไนเตรทและไนเตรทไนโตรเจนที่เกิดจากกระบวนการเฮเทอโรโทรฟิกันไนตริฟิเคชันสะสมอยู่ภายในระบบน้อยมากจนสามารถถือได้ว่าไม่มีในระบบเลย ดังนั้น จึงแสดงให้เห็นว่ากระบวนการเฮเทอโรโทรฟิกันไนตริฟิเคชันของระบบ AS และ IFAS นั้นล้มเหลวโดยสิ้นเชิงเมื่อระบบถูกป้อนน้ำเสียด้วยอัตราส่วนสารอินทรีย์ต่อจุลินทรีย์เท่ากับ 0.66 kg COD/kg MLVSS-day โดยมีอะคริลาไมด์เป็นแหล่งคาร์บอนเพียงอย่างเดียวด้วยความเข้มข้น 800 mg AM/L



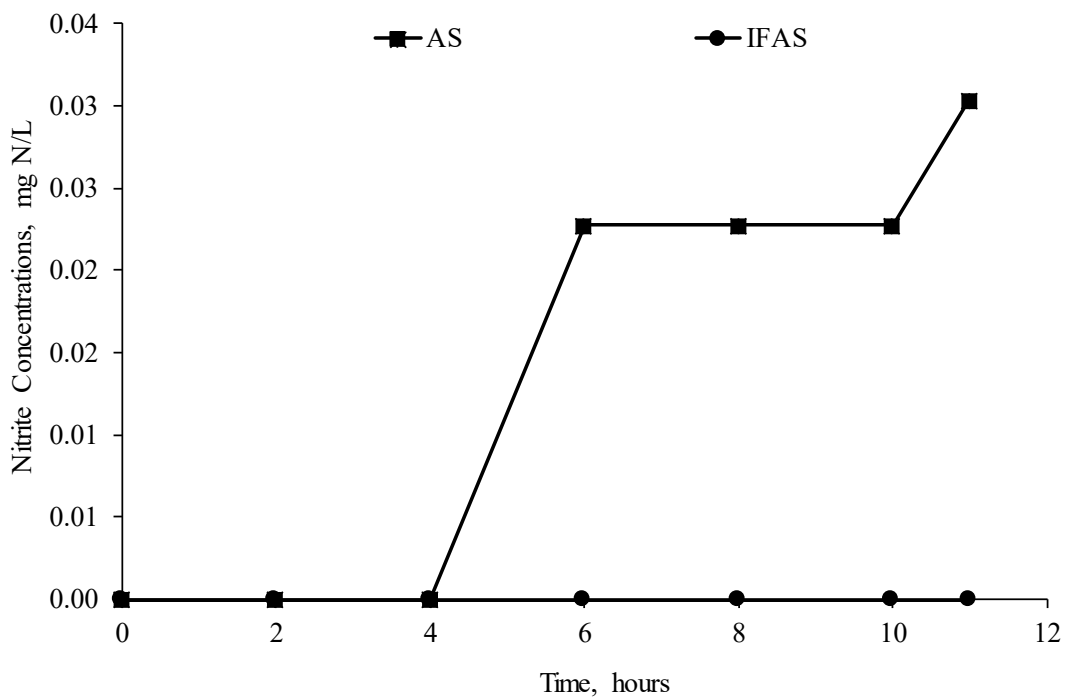
ภาพที่ 3.39 ความเข้มข้นสารอินทรีย์บ่งชี้ด้วยค่าซีโอดีในระบบบำบัดน้ำเสีย SBR AS และ IFAS ที่มีการป้อนน้ำเสียที่มีความเข้มข้น 600 mg AM/L



ภาพที่ 3.40 ความเข้มข้นแอมโมเนียมไนโตรเจนในระบบบำบัดน้ำเสีย SBR AS และ IFAS ที่มีการป้อนน้ำเสียที่มีความเข้มข้น 600 mg AM/L

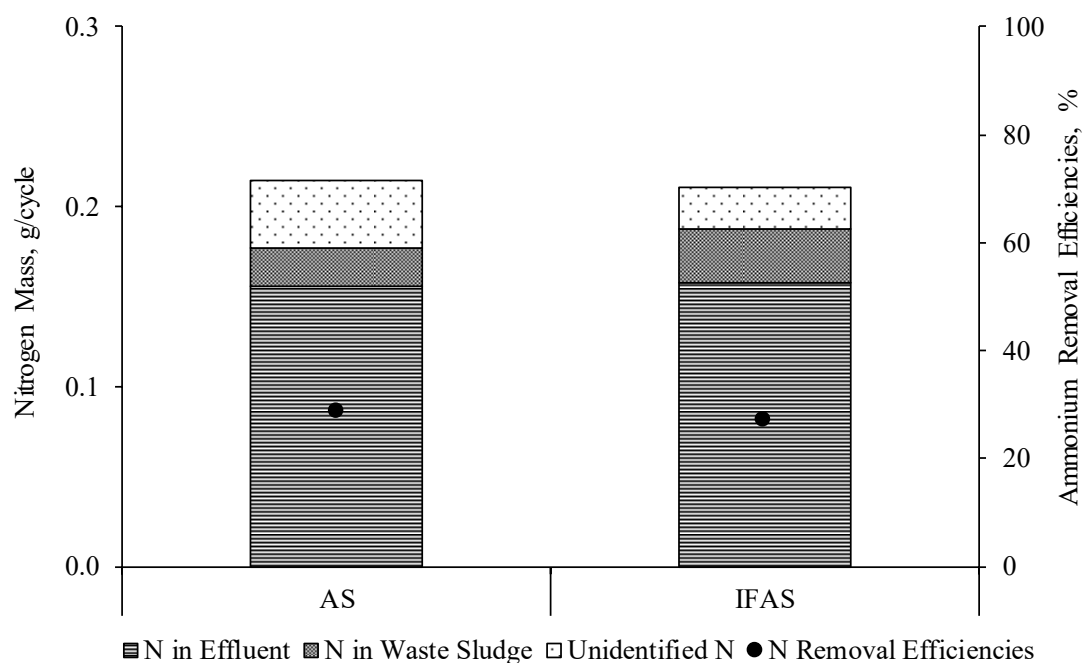


ภาพที่ 3.41 ความเข้มข้นไนเตรทไนโตรเจนในระบบบำบัดน้ำเสีย SBR AS และ IFAS ที่มีการป้อนน้ำเสียที่มีความเข้มข้น 600 mg AM/L



ภาพที่ 3.42 ความเข้มข้นไนไตรท์ไนโตรเจนในระบบบำบัดน้ำเสีย SBR AS และ IFAS ที่มีการป้อนน้ำเสียที่มีความเข้มข้น 600 mg AM/L

เมื่อพิจารณาสมดุลของมวลไนโตรเจนตามภาพที่ 3.43 พบว่า สมดุลมวลไนโตรเจนของระบบ AS และ IFAS เท่ากับ 82.8% และ 89.4% โดยพบว่า มวลของไนโตรเจนที่ถูกกำจัดไปด้วยวิธีเฮเทอโรทรอฟิกไนตริฟิเคชันในระบบ AS และ IFAS เท่ากับ 0.04 และ 0.03 g N/cycle ตามลำดับ มวลของไนโตรเจนส่วนใหญ่ออกจากระบบไปกับน้ำทิ้งของระบบเท่ากับ 0.16 และ 0.16 g N/cycle ตามลำดับ และส่วนน้อยถูกนำไปใช้เป็นแหล่งไนโตรเจนของแบคทีเรีย *E. aerogenes* เท่ากับ 0.02 และ 0.03 g/cycle ตามลำดับ แสดงว่า มีมวลของแอมโมเนียไนโตรเจนในน้ำเสียออกไปจากน้ำเสียเพิ่มเติมด้วย เพราะจากภาพที่ 3.43 พบมวลของไนโตรเจนสูญหายไปจากระบบจำนวนมาก นอกจากนั้น ผลการทดลองระบุว่าอัตราการย่อยสลายอะคริลาไมด์ลดเหลือเท่ากับ 9.79 และ 11.0 mg AM/L-h ตามลำดับ อย่างไรก็ตาม ความเข้มข้นของอะคริลาไมด์ก็ถูกกำจัดมากเพียงพอที่จะทำให้แอมโมเนียมสะสมในระบบ แต่ผลการทดลอง พบว่า ไม่เกิดเฮเทอโรทรอฟิกไนตริฟิเคชันภายในระบบเลย เพราะไม่มีการสะสมของไนโตรทและไนเตรทไนโตรเจนในระบบเลย แสดงให้เห็นว่า แอมโมเนียที่เกิดขึ้นจากการย่อยสลายอะคริลาไมด์ทางชีวภาพและแอมโมเนียไนโตรเจนที่มีอยู่ในน้ำเสียส่วนหนึ่งถูกกำจัดออกไปจากระบบด้วยวิธีการเปลี่ยนแก๊สแอมโมเนีย

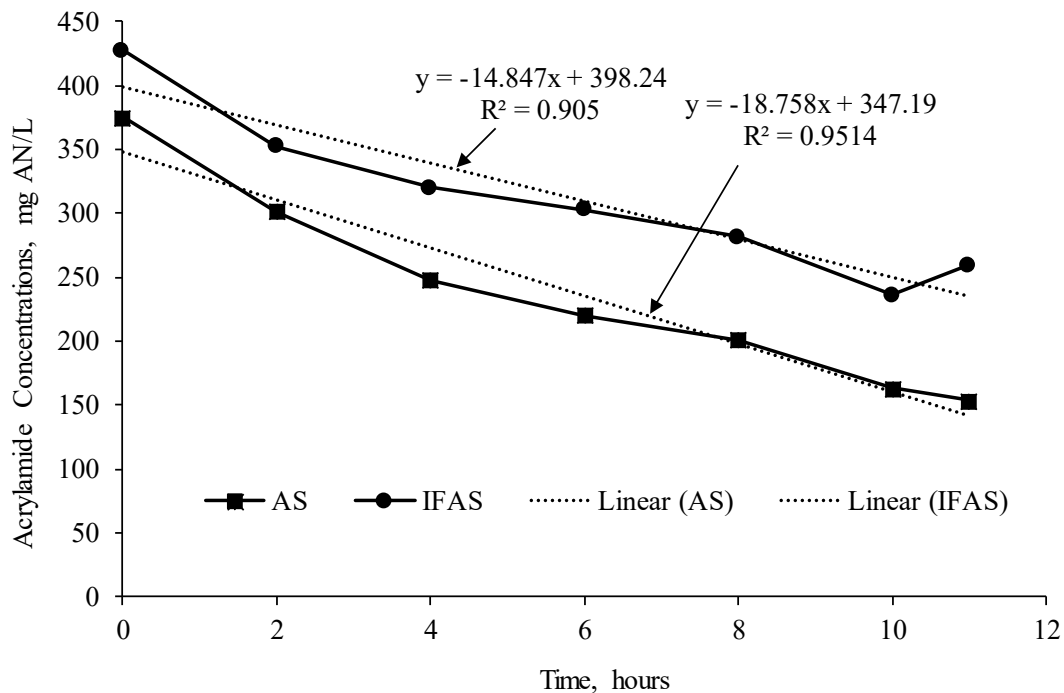


ภาพที่ 3.43 สมดุลมวลไนโตรเจนและประสิทธิภาพการกำจัดแอมโมเนียมไนโตรเจนของระบบ AS และ IFAS ที่มีแบคทีเรีย *E. aerogenes* ที่มีเติมอะคริลาไมด์เข้มข้น 300 mg AM/L

3.7 การย่อยสลายอะคริลาไมด์ทางชีวภาพของแบคทีเรีย *E. aerogenes* หลังการเติมอะคริลาไมด์ที่มีอัตราส่วนอาหารในรูปของซีโอดีต่อจุลินทรีย์เท่ากับ 0.88 kg COD/kg MLVSS-day

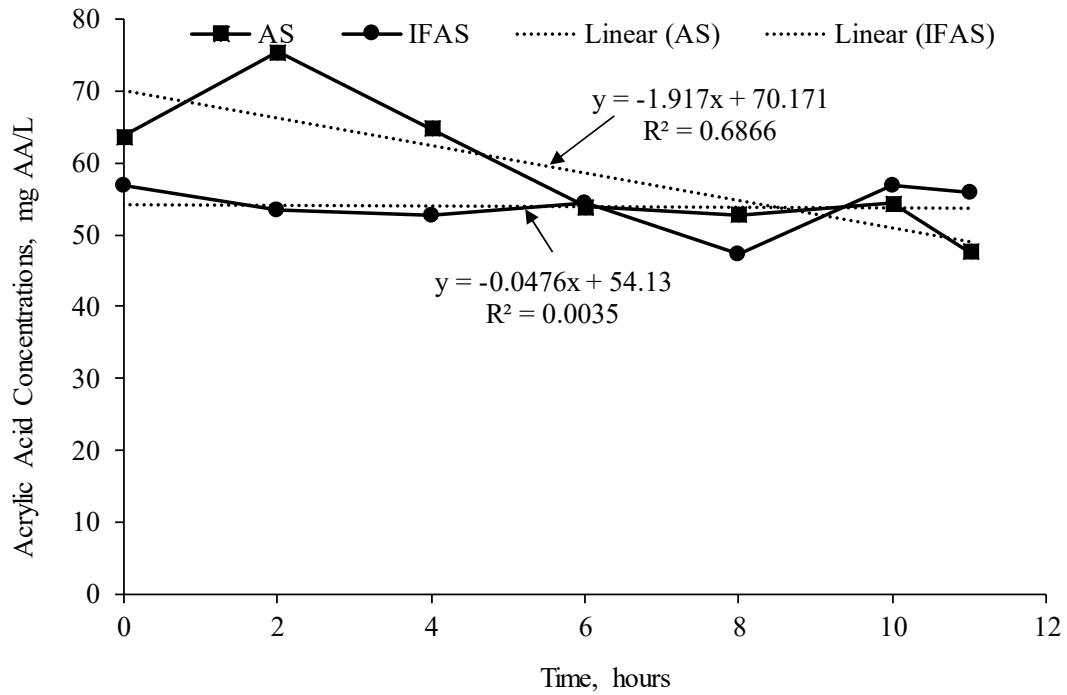
การทดลองในช่วงสุดท้าย มีการเติมอะคริลาไมด์ลงในน้ำเสียสังเคราะห์เข้มข้น 800 mg AM/L เป็นระยะเวลา 25 วัน โดยมีอะคริลาไมด์เป็นเพียงแหล่งคาร์บอนเพียงอย่างเดียว การทดลองที่ผ่านมา พบว่า ประสิทธิภาพการย่อยสลายลดลงเมื่ออะคริลาไมด์เพิ่มสูงขึ้นจาก 0.33 kg COD/kg MLVSS-day เป็น 0.66 kg COD/kg MLVSS-day เนื่องจากความเข้มข้นของแบคทีเรียลดลงอย่างมีนัยสำคัญ ทั้งนี้ อาจเป็นไปได้ว่า อะคริลาไมด์อาจเป็นพิษต่อแบคทีเรีย (Charoenpanich & Tani, 2014; Joshi & Abed, 2017) และแบคทีเรียอาจ

มิได้ปรับสภาพได้ดีกับน้ำเสียที่มีอะคริลาไมด์เพียงอย่างเดียว สังเกตได้จากปริมาณแบคทีเรียที่ลดลงในช่วงระยะการทดลองที่มีอัตราส่วนสารอินทรีย์ต่อจุลินทรีย์เท่ากับ 0.66 kg COD/kg MLVSS-day อย่างไรก็ตาม หลังจากดำเนินการวิจัยจนถึงระยะหนึ่ง พบว่า อัตราการย่อยสลายอะคริลาไมด์เพิ่มสูงขึ้น เท่ากับ 18.8 และ 14.9 mg AM/L-h ในระบบ AS และ IFAS ตามลำดับ ดังภาพที่ 3.44 โดยระบบ AS มีประสิทธิภาพสูงกว่าระบบ IFAS เนื่องจากระบบทั้งสองมีปริมาณแบคทีเรียเพิ่มสูงขึ้น ดังตารางที่ 3.7 เป็นไปได้ว่า แบคทีเรียปรับสภาพได้ดีกับน้ำเสียที่มีอะคริลาไมด์เป็นองค์ประกอบอย่างเดียวและมีการกำจัดอะคริลาไมด์มากขึ้น ดังแสดงด้วยประสิทธิภาพการกำจัดอะคริลาไมด์ จึงทำให้มีแบคทีเรียเพิ่มสูงขึ้น

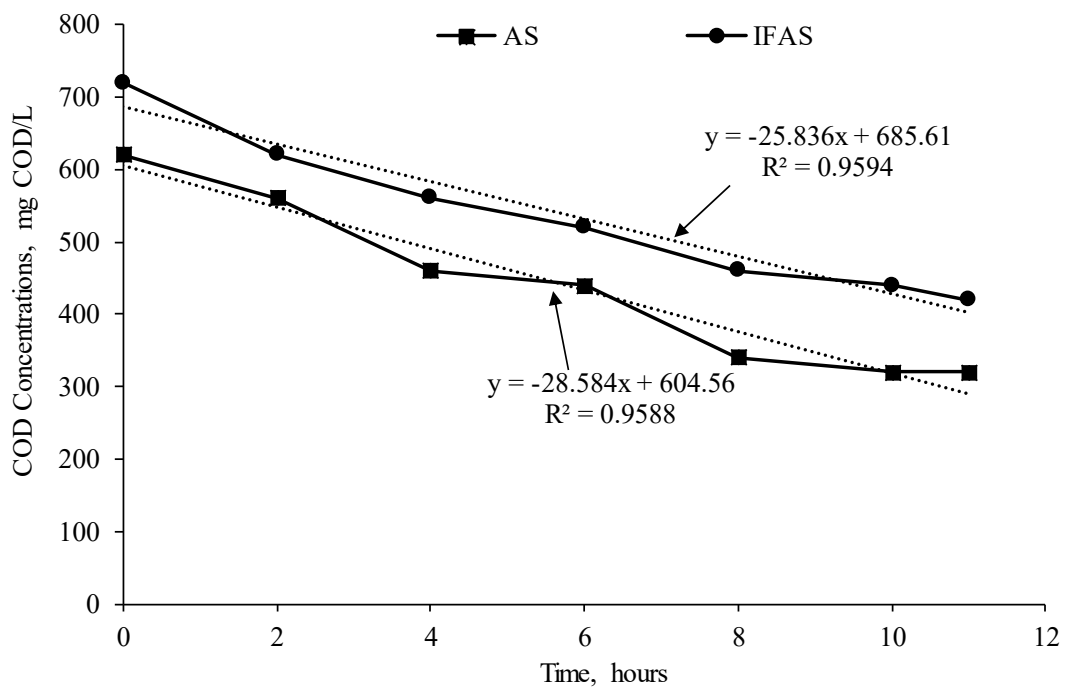


ภาพที่ 3.43 ความเข้มข้นอะคริลาไมด์ในระบบบำบัดน้ำเสีย SBR AS และ IFAS ที่มีการป้อนน้ำเสียที่มีความเข้มข้น 800 mg AM/L

สำหรับกรดอะคริลิกในช่วงระยะการทดลองนี้ พบว่า ปริมาณกรดอะคริลิกในระบบ AS มีแนวโน้มลดลง แต่กรดอะคริลิกในระบบ AS ค่อนข้างคงที่เมื่อเทียบกับเวลา ดังภาพที่ 3.44 เมื่อพิจารณาปริมาณกรดอะคริลิกที่อยู่ในระบบแล้ว สันนิษฐานได้ว่า กรดอะคริลิกสูญหายไปจากระบบโดยนำไปใช้ในการเจริญเติบโตของแบคทีเรีย ดังแสดงให้เห็นดังภาพที่ 3.45 พบว่า อัตราการใช้สารอินทรีย์ของระบบ AS และ IFAS เพิ่มขึ้นอย่างมาก โดยอัตราการใช้สารอินทรีย์ของระบบ AS และ IFAS เท่ากับ 28.6 และ 25.8 mg COD/L-h ตามลำดับ แสดงว่าแบคทีเรียได้ใช้กรดอะคริลิกในการเจริญเติบโตอย่างมาก



ภาพที่ 3.44 ความเข้มข้นกรดอะคริลิกในระบบบำบัดน้ำเสีย SBR AS และ IFAS ที่มีการป้อนน้ำเสียที่มีความเข้มข้น 800 mg AM/L

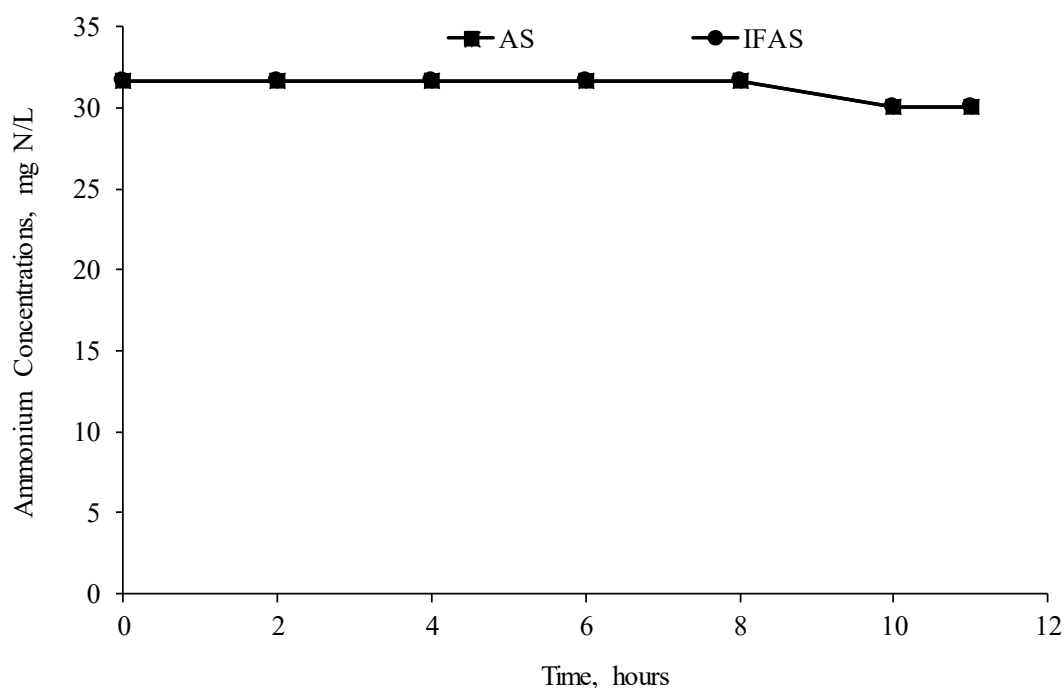


ภาพที่ 3.45 ความเข้มข้นสารอินทรีย์บ่งชี้ด้วยค่าซีโอดีในระบบบำบัดน้ำเสีย SBR AS และ IFAS ที่มีการป้อนน้ำเสียที่มีความเข้มข้น 800 mg AM/L

ตารางที่ 3.7 ความเข้มข้น MLSS และ MLVSS ของแบคทีเรีย *E. aerogenes* ในระบบบำบัดน้ำเสีย AS และ IFAS เมื่อเติมอะคริลาไมด์เข้มข้น 800 mg AM/L

System	MLSS (mg SS/L)	MLVSS (mg VSS/L)	MLVSS/MLSS	Biofilm (g/m ²)	Total MLVSS (mg VSS/L)
AS	955±21	945±21	0.99	-	945
IFAS	760±42	750±42	0.99	26.5	5340

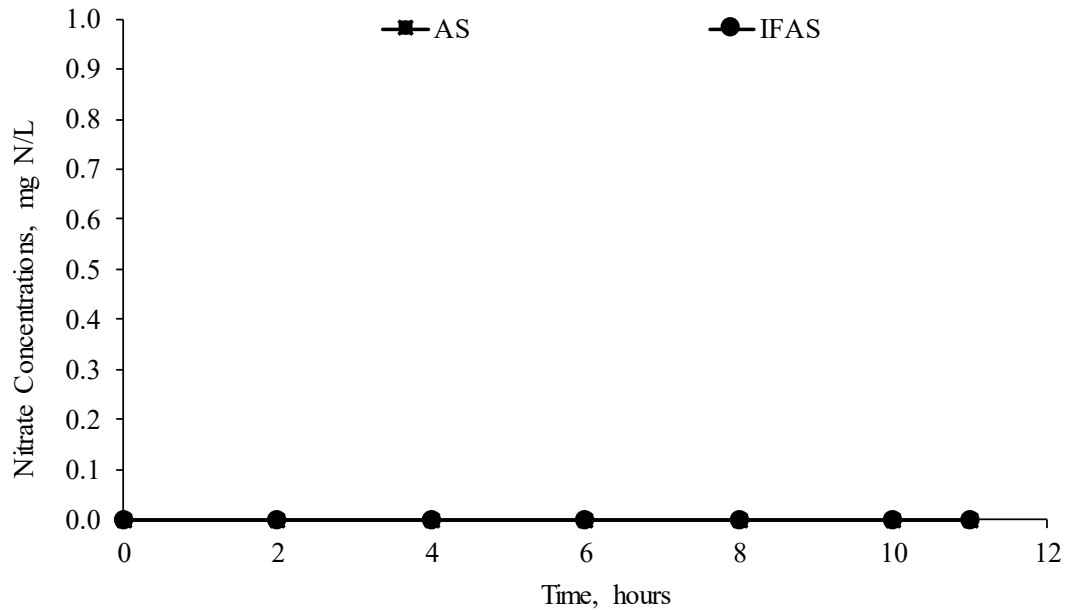
ในระยะเวลาทดลองนี้ สามารถยืนยันได้ว่า ระบบบำบัดน้ำเสียทั้งสองล้มเหลวโดยสิ้นเชิง โดยความเข้มข้นของแอมโมเนียไนโตรเจนคงที่เมื่อเทียบกับเวลา มีความเข้มข้นเท่ากับไนโตรเจนเท่ากับไนโตรเจนในน้ำเสีย ดังภาพที่ 3.46 โดยความเข้มข้นไนเตรทและไนไตรท์ ดังภาพที่ 3.47 และ 3.48 แสดงความเข้มข้นของไนไตรท์และไนเตรทเท่ากับศูนย์ แสดงว่า ระบบกำจัดแอมโมเนียด้วยวิธีการปลีองแก๊สแอมโมเนีย



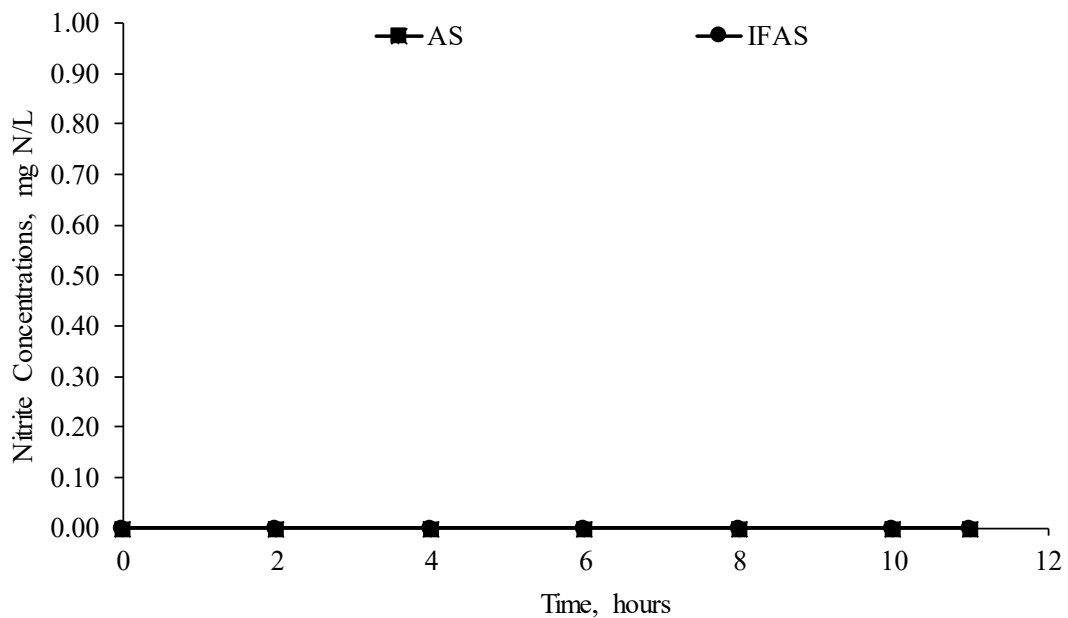
ภาพที่ 3.46 ความเข้มข้นแอมโมเนียไนโตรเจนในระบบบำบัดน้ำเสีย SBR AS และ IFAS ที่มีการป้อนน้ำเสียที่มีความเข้มข้น 800 mg AM/L

เมื่อพิจารณาสมดุลของมวลไนโตรเจนตามภาพที่ 3.50 พบว่า สมดุลมวลไนโตรเจนของระบบ AS และ IFAS เท่ากับ 99.6% และ 94.4% โดยพบว่า มวลของไนโตรเจนที่ถูกกำจัดได้ด้วยวิธีเฮเทอโรโทรฟิกไนโตรฟิกเคชันในระบบ AS และ IFAS เท่ากับ 0.00 และ 0.01 g N/cycle ตามลำดับ ซึ่งถือว่าไม่มีการเกิดเฮเทอโรโทรฟิกไนโตรฟิกเคชันเลย มวลของไนโตรเจนส่วนใหญ่ออกจากระบบไปกับน้ำทิ้งของระบบเท่ากับ 0.15 และ 0.15 g N/cycle ตามลำดับ และส่วนน้อยถูกนำไปใช้เป็นแหล่งไนโตรเจนของแบคทีเรีย *E. aerogenes* เท่ากับ 0.05 และ 0.04 g/cycle ตามลำดับ นอกจากนี้ พบว่า แอมโมเนียไม่เกิดการสะสมเพิ่มขึ้นภายในระบบเลย เพราะ

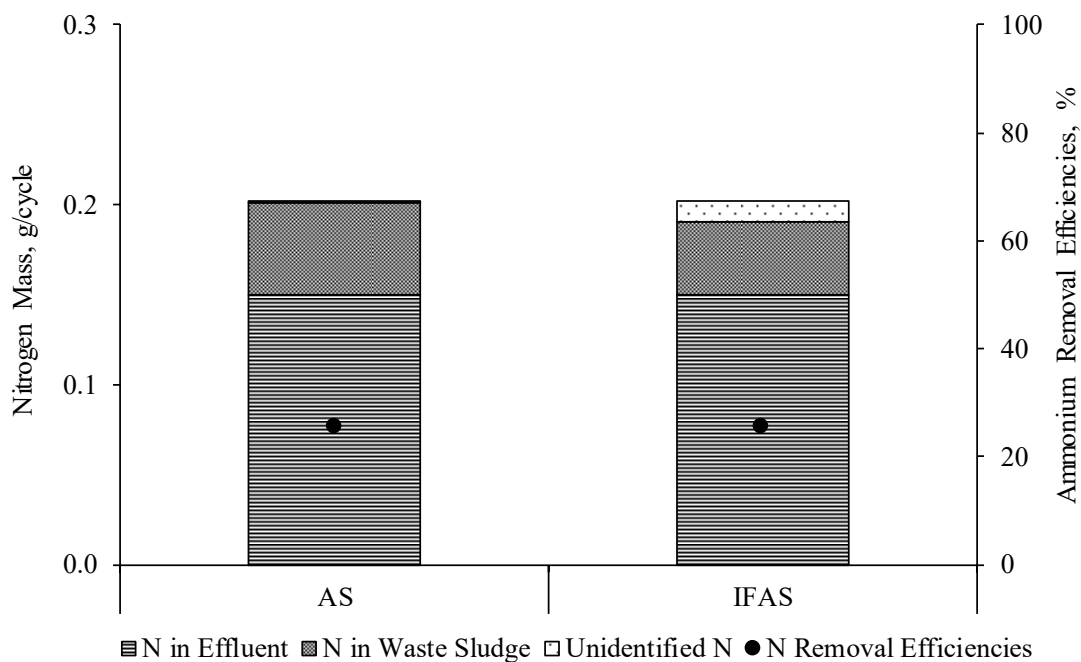
ความเข้มข้นแอมโมเนียมไนโตรเจนเกือบเท่ากับความเข้มข้นที่อยู่ในน้ำเสียสังเคราะห์ แสดงให้เห็นว่าแอมโมเนียที่เกิดขึ้นจากการย่อยสลายอะคริลาไมด์ทางชีวภาพถูกกำจัดออกไปจากระบบด้วยวิธีการเปลี่ยนแก๊สแอมโมเนีย



ภาพที่ 3.47 ความเข้มข้นไนเตรทไนโตรเจนในระบบบำบัดน้ำเสีย SBR AS และ IFAS ที่มีการป้อนน้ำเสียที่มีความเข้มข้น 800 mg AM/L



ภาพที่ 3.49 ความเข้มข้นไนเตรทไนโตรเจนในระบบบำบัดน้ำเสีย SBR AS และ IFAS ที่มีการป้อนน้ำเสียที่มีความเข้มข้น 800 mg AM/L



ภาพที่ 3.50 สมดุลมวลไนโตรเจนและประสิทธิภาพการกำจัดแอมโมเนียไนโตรเจนของระบบ AS และ IFAS ที่มีแบคทีเรีย *E. aerogenes* ที่มีเติมอะคริลาไมด์เข้มข้น 800 mg AM/L

กล่าวโดยสรุป จากผลการทดลองที่อัตราส่วนอาหารต่อจุลินทรีย์ต่างๆ และความเข้มข้นของอะคริลาไมด์ต่างๆ กัน พบว่า ระบบ IFAS มีประสิทธิภาพสูงกว่าระบบ AS เมื่อน้ำเสียมีอัตราส่วนอาหารต่อจุลินทรีย์น้อยกว่า 0.88 kg COD/kg MLVSS-day และแบคทีเรียมีการปรับสภาพกับน้ำเสียที่มีอะคริลาไมด์ปนเปื้อนอยู่แล้ว โดยอัตราการย่อยสลายอะคริลาไมด์สูงขึ้นตามความเข้มข้นอะคริลาไมด์ที่เพิ่มสูงขึ้น ดังตารางที่ 3.8 โดยอะคริลาไมด์ที่ถูกกำจัดได้มีปริมาณมากกว่าความเข้มข้นที่รายงานโดย Jangkorn et al. (2018) เป็นเพราะว่าแอมโมเนียไนโตรเจนไม่มีการสะสมในระบบบำบัดน้ำเสียในการศึกษาครั้งนี้ เนื่องจากแอมโมเนียส่วนใหญ่ถูกกำจัดออกจากระบบด้วยวิธีการเป่าแก๊สแอมโมเนีย เนื่องจากความเป็นกรดต่างอยู่ในช่วงต่างจากการเป่าแก๊สคาร์บอนไดออกไซด์ออกจากระบบที่อุณหภูมิปานกลาง 28 °C ทำให้แอมโมเนียเปลี่ยนเป็นแอมโมเนียมากขึ้น และผลผลิตที่ได้จากการย่อยสลายอะคริลาไมด์เป็นแอมโมเนียที่พร้อมถูกเป่าแก๊สออกจากน้ำเสียได้ทันที อีกทั้ง มีการเติมอากาศค่อนข้างรุนแรงทำให้มีโอกาสที่แก๊สถูกเป่าได้ง่ายขึ้น นอกจากนี้ ยังพบว่าระบบ IFAS ยังมีการกำจัดแอมโมเนียไนโตรเจนได้ส่วนหนึ่งด้วยกระบวนการเฮเทอโรโทรฟิกันไนตริฟิเคชัน ซึ่งล้มเหลวในระบบ AS หลังจากการทดลองที่อัตราส่วนอาหารต่อจุลินทรีย์ เท่ากับ 0.88 kg COD/kg MLVSS-day ระบบ AS และ IFAS ล้มเหลวในการกำจัดแอมโมเนียไนโตรเจนด้วยกระบวนการเฮเทอโรโทรฟิกันไนตริฟิเคชันเนื่องจากความเป็นพิษของอะคริลาไมด์ที่มีต่อแบคทีเรีย นอกจากนี้ ระบบ IFAS มีประสิทธิภาพด้อยลงเนื่องจากการอุดตันของตะกอนแคลเซียมคาร์บอเนตที่ตกผลึกที่อุณหภูมิสูงด้วย ทำให้พื้นที่ยึดเกาะภายในตัวกลาง BioPortz ลดน้อยลง

ตารางที่ 3.8 ความสัมพันธ์ระหว่างอัตราการย่อยสลายอะคริลาไมด์ที่ F/M Ratio และความเข้มข้นอะคริลาไมด์ต่างๆ กัน

ระบบ	F/M Ratio	ความเข้มข้นอะคริลาไมด์	อัตราการย่อยสลายอะคริลาไมด์	
SBR	(kg COD/kg MLVSS-day)	(mg AM/L)	(mg AM/L-h)	
AS	0.44	200	4.64	
		300	6.40	
		400	12.75	
	0.66	600	9.79	
		0.88	800	18.76
IFAS	0.44	200	3.35	
		300	6.45	
		400	16.86	
	0.66	600	11.02	
		0.88	800	14.85

สรุปผลการทดลองและข้อเสนอแนะ

4.1 สรุปผลการทดลอง

โครงการวิจัยนี้ใช้ระบบบำบัดน้ำเสียชีวภาพจำลองแบบ Sequencing Batch Reactor (SBR) ทำการบำบัดน้ำเสียสังเคราะห์ที่มีอะคริลาไมด์ความเข้มข้นต่างๆ กันที่อุณหภูมิห้อง (28 °C) จำนวน 2 ระบบ เรียกว่า AS และ IFAS ที่มีระยะเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์เท่ากับ 24 ชั่วโมง อย่างไรก็ตาม หลังจากแบคทีเรียเกาะติดบนผิวตัวกลางทำให้เกิดแทนที่น้ำ ส่งผลให้ระยะเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์ของระบบ IFAS เหลือเพียง 23 ชั่วโมง และอายุสลัดจ์เท่ากับ 9 วัน หลังจากระบบเข้าสู่สภาวะคงตัวแล้ว จึงมีการเติมอะคริลาไมด์ลงในน้ำเสียสังเคราะห์ที่ความเข้มข้นของอะคริลาไมด์ 200, 300, 400 mg AM/L โดยยังคงความเข้มข้นของสารอินทรีย์บ่งชี้ในรูปของซีโอดีคิงที่เท่ากับ 400 mg COD/L คิดเป็นอัตราส่วนของอะคริลาไมด์ต่อซีโอดีทั้งหมดเท่ากับ 0.5, 0.75 และ 1.0 ทั้งนี้ อัตราส่วนอะคริลาไมด์ต่อซีโอดีทั้งหมดเท่ากับ 1.0 มีเพียงอะคริลาไมด์เป็นแหล่งของคาร์บอนเท่านั้น หลังจากนั้น จึงเพิ่มความเข้มข้นของอะคริลาไมด์เท่ากับ 600 และ 800 mg AM/L เมื่อคำนวณเป็นอัตราส่วนอาหารในรูปของซีโอดีต่อจุลินทรีย์เท่ากับ 0.44, 0.66, และ 0.88 kg COD/kg MLVSS-day สำหรับน้ำเสียที่มีความเข้มข้น COD เท่ากับ 400, 600, และ 800 mg COD/L ผลการทดลองสรุปได้ว่าระบบ IFAS มีประสิทธิภาพสูงกว่าระบบ AS เมื่อน้ำเสียมีอัตราส่วนอาหารต่อจุลินทรีย์น้อยกว่า 0.88 kg COD/kg MLVSS-day และแบคทีเรียมีการปรับสภาพกับน้ำเสียที่มีอะคริลาไมด์ปนเปื้อนอยู่แล้ว โดยพบว่าอัตราการย่อยสลายอะคริลาไมด์สูงขึ้นตามความเข้มข้นอะคริลาไมด์ที่เพิ่มสูงขึ้น ทั้งนี้ อะคริลาไมด์ที่ถูกกำจัดในการศึกษาครั้งนี้มีปริมาณมากกว่าความเข้มข้นที่รายงานการใช้แบคทีเรีย *E. aerogenes* ในระบบบำบัดน้ำเสีย SBR เพราะแอมโมเนียไนโตรเจนไม่มีการสะสมในระบบบำบัดน้ำเสียเพราะแอมโมเนียส่วนใหญ่ถูกกำจัดออกจากระบบด้วยวิธีการเป่าแก๊สแอมโมเนีย และผลผลิตที่ได้จากการย่อยสลายอะคริลาไมด์เป็นแอมโมเนียที่พร้อมถูกเป่าแก๊สออกจากน้ำเสียได้ทันที เนื่องจากอุณหภูมิและความเป็นกรดต่างค่อนข้างสูงตลอดจนมีการเติมอากาศค่อนข้างรุนแรงทำให้มีโอกาสที่แก๊สถูกเป่าได้ง่ายขึ้น นอกจากนี้ ยังพบว่า ระบบ IFAS ยังมีการกำจัดแอมโมเนียไนโตรเจนด้วยกระบวนการเฮเทอโรโทรฟิกันไตรฟิเคชันที่ดีกว่าระบบ AS ซึ่งล้มเหลวโดยตลอดที่อัตราส่วนอาหารต่อจุลินทรีย์ที่ทำการทดลอง หลังจากการทดลองที่อัตราส่วนอาหารต่อจุลินทรีย์ เท่ากับ 0.88 kg COD/kg MLVSS-day ระบบ AS และ IFAS ล้มเหลวในการกำจัดแอมโมเนียมไนโตรเจนด้วยกระบวนการเฮเทอโรโทรฟิกันไตรฟิเคชันเนื่องจากความเป็นพิษของอะคริลาไมด์ที่มีต่อแบคทีเรีย นอกจากนี้ ระบบ IFAS มีประสิทธิภาพด้อยลงเนื่องจากการอุดตันของตะกอนแคลเซียมคาร์บอเนตที่ตกผลึกที่อุณหภูมิสูงด้วย ทำให้พื้นที่ยึดเกาะภายในตัวกลาง BioPortz ลดน้อยลง

4.2 ข้อเสนอแนะ

การศึกษาต่อไปควรใช้ตัวกลางที่เป็นแบบ Fixed Media เช่น Bioweb หรือ Ringlace เพื่อลดการเกิดตะกอนในตัวกลาง ซึ่งจะทำให้ระบบ IFAS มีประสิทธิภาพมากยิ่งขึ้น นอกจากนี้ ควรเพิ่มอายุสลัดจ์ของระบบเพื่อเพิ่มปริมาณแบคทีเรีย *E. aerogenes* ในระบบบำบัดน้ำเสีย

ผลผลิต

โครงการวิจัยนี้ได้รับการตีพิมพ์เผยแพร่ในวารสารวิชาการระดับนานาชาติที่อยู่ในฐานข้อมูลสากล SCIMAGO ที่มีการจัดอันดับคอวไฮล์ 2 โดยมีรายละเอียดดังนี้

1. Madmanang, R. and Sriwiryarat, T. (2019). Capacity Enhancement of *Enterobacter aerogenes* for Heterotrophic Nitrification in Integrated Fixed Film Activated Sludge (IFAS) Wastewater Treatment Process, *Engineering Journal*, 23(1), *In press*.

รายงานสรุปการเงิน

เลขที่โครงการระบบบริหารงานวิจัย (NRMS 13 หลัก) 2558A10802295 สัญญาเลขที่ 121/2558

โครงการวิจัยประเภทงบประมาณเงินรายได้จากเงินอุดหนุนรัฐบาล (งบประมาณแผ่นดิน)

ประจำปีงบประมาณ พ.ศ. 2558

มหาวิทยาลัยบูรพา

ชื่อโครงการ การเพิ่มประสิทธิภาพของการกำจัดสารอะคริลาไมด์ด้วยแบคทีเรีย *Enterobacter aerogenes* โดยใช้เทคโนโลยีระบบบำบัดน้ำเสีย Integrated Fixed Film Activated Sludge (IFAS)

ชื่อหัวหน้าโครงการวิจัยผู้รับทุน รองศาสตราจารย์ ดร. ธงชัย ศรีวิริยรัตน์

รายงานในช่วงตั้งแต่วันที่ 1 ตุลาคม พ.ศ. 2557 ถึงวันที่ 31 มกราคม พ.ศ. 2562

ระยะเวลาดำเนินการ 4 ปี 4 เดือน ตั้งแต่วันที่ 1 ตุลาคม พ.ศ. 2557

รายรับ

จำนวนเงินที่ได้รับ

งวดที่ 1 (50%)	436,500 บาท	เมื่อวันที่ 6 พฤศจิกายน พ.ศ..2557
งวดที่ 2 (40%)	349,200 บาท	เมื่อวันที่ 29 พฤษภาคม พ.ศ. 2558
งวดที่ 3 (10%)	87,300 บาท	เมื่อวันที่ 15 กุมภาพันธ์ พ.ศ. 2562
รวม	873,000 บาท	

รายจ่าย

รายการ	งบประมาณที่ตั้งไว้	งบประมาณที่ใช้จริง	จำนวนเงินคงเหลือ/เกิน
1. ค่าตอบแทน	75,000.00	75,000.00	-
2. ค่าจ้าง	180,000.00	180,000.00	-
3. ค่าวัสดุ	432,700.00	433,348.05	-648.05
4. ค่าใช้สอย	98,000.00	98,025.00	-25
5. ค่าครุภัณฑ์	-	-	-
6. ค่าใช้จ่ายอื่นๆ			
6.1 ค่าธรรมเนียมที่จ่ายแก่ มหาวิทยาลัยบูรพา (10%)	87,300.00	87,300.00	-
รวม	873,000.00	873,673.05	-673.05



(รองศาสตราจารย์ ดร.ธงชัย ศรีวิริยรัตน์)

หัวหน้าโครงการวิจัยผู้รับทุน

บรรณานุกรม

1. Abdelmagid H.M. & Tabatabai M.A. (1982). Decomposition of acrylamide in soils. *Journal of Environmental Quality*. 11(4), 701-704.
2. APHA, AWWA, and WEF, *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 20th ed. Washington D.C., 1998.
3. Brown, L., Rhead, M.M., Bancroft, K.C.C., & Allen, N. (1980). Case studies of acrylamide pollution resulting from industrial use of acrylamides. *Water Pollution Control*, 79(4), 507-510.
4. Buranasilp, K. & Charoenpanich. J. (2011). Biodegradation of acrylamide by *Enterobacter aerogenes* isolated from wastewater in Thailand. *Journal of Environmental Science-China*. 23(3), 396-403.
5. Campos, J.C., Moura, D., Costa, A.P., Yokoyama, L., Araujo, F.V., Cammarota, M.C. & Cardillo, L. (2013). Evaluation of pH, alkalinity and temperature during air stripping process for ammonia removal from landfill leachate. *Journal of Environmental Science and Health, Part A: Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering*, 48(9), 1105-13.
6. Charoenpanich, J. & Tani, A. (2014). Proteome analysis of acrylamide-induced proteins in a novel acrylamide-degrader *Enterobacter aerogenes* by 2D electrophoresis and MALDI-TOF-MS. *Chiang Mai University Journal of Natural of Sciences*, 13(1), 11-22.
7. Dentel, S. K., Chang, L.L., Raudenbush, D.L., Junnier III R.W., & Abu-Orf, M.M. (2000). *Analysis and fate of polymer in wastewater treatment*. Water Environment Research Foundation, Alexandria, Virginia.
8. DeWoskin, R.S., Hogan, K.D., Wohlers, W., McClure, P.R., Rhoades, J., Salinas, K., & Teeguarden, J.G. (2010). Toxicological Review of Acrylamide, EPA/635/R-07/009F; U.S. Environmental Protection Agency: Washington DC.
9. Grady, C.P.L., Daigger, G.T. & Lim, H.C. (1999). Aerobic growth of heterotrophs in a single continuous stirred tank reactor receiving soluble substrate. In *Biological Wastewater Treatment*, New York: Marcel Dekker, Inc. pp 153.
10. Guštin, S. & Logar, R.M. (2011). Effect of pH, temperature and air flow rate on the continuous ammonia stripping of the anaerobic digestion effluent. *Process Safety and Environmental Protection*, 89(1), 61-66.
11. Habermann, C.E. (2002). *Acrylamide*. In *Kirk-Othmer Encyclopedia of Chemical Technology*, vol. 1. Online edition. New York: John Wiley & Sons.
12. Hazardous Substances Data Bank (HSDB). (1994). *Hazardous Substances Data Bank. MEDLARS Online Information. Retrieval System*, National Library of Medicine. Retrieved from <http://www.library.ucsb.edu/node/6525>.

13. Hormaeche, E. & Edwards, P.R. (1960). A proposed genus *Enterobacter*. *International Bulletin of Bacteriological*, 10(2), 71-74.
14. Jangkorn, S., Charoenpanich, J. & Sriwiryarat, T (2018). Comparative Study between *Enterobacter aerogenes* and Mixed-culture Bacteria for Acrylamide Biodegradation in Sequencing Batch Reactor (SBR) wastewater-treatment systems, *Journal of Environmental Engineering*, 144(3), [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)EE.1943-7870.0001335](https://doi.org/10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0001335) , 04017112
15. Joshi, S.J. & Abed, R.M.M. (2017). Biodegradation of polyacrylamide and its derivatives. *Environmental Processes*, 4(2), 463-476.
16. Junqua, G., Spinelli, S. & Gonzalez, C. (2015). Occurrence and fate of acrylamide in water-recycling systems and sludge in aggregate industries, *Environmental Science and Pollution Research*. 22(9), 6452-6460.
17. Kim, H., Schuler, A.J., Gunsch, C.K., Pei, R., Gellner, J.P. & Boltz, R.G., Freudenber, T. & Dodson, R. (2011). Comparison of conventional and integrated fixed-film activated sludge systems: attached- and suspended-growth functions and quantitative polymerase chain reaction measurements. *Water Environment Research*. 83(7), 1318-1324.
18. Lee, J.K., Choi, C.K., Lee, K.H. & Yim, S.B. (2008). Mass balance of nitrogen, and estimates of COD, nitrogen and phosphorus used in microbial synthesis as a function of sludge retention time in a sequencing batch reactor system. *Bioresources Technology*, 99, 7788-7796.
19. Lessel, T.H. (1993). Upgrading and nitrification by submerged biofilm reactors-Experiences from a large scale plant. Proc.: 2nd International Specialized Conf. On Biofilm Reactors. IAWQ, Sep 29-Oct 1, Paris, 231-238.
20. Lin, Y.M., Tay, J.H., Liu, Y. & Hung, Y.T. (2009). Biological nitrification and denitrification process. In L.K. Wang, N.C. Pereira, Y.-T. Hung, N.K. Shamas (Eds.), *Biological Treatment Processes* (pp. 569-570). New York: Humana Press.
21. Nawaz, M.S., Khan, A.A., Seng, J.E., Leahey, J.E., Siitonen, P.H., & Cerniglia, C.E. (1994). Purification and characterization of an amidase from an acrylamide-degrading *Rhodococcus* sp. *Applied and Environmental Microbiology*, 60(9), 3343-3348.
22. Sen, D. & Randall, C.W. (1994). Performance of fixed film media integrated in the activated sludge reactors to enhance nitrogen removal. *Water Science and Technology*. 30(11), 13-24.
23. Shukor, M. Y., Gusmanizar, N., Azmi, N. A., Hamid, M., Ramli, J., Shamaan, N. A., & Syed, M. A. (2009a). Isolation and characterization of an acrylamide-degrading *Bacillus cereus*. *Journal of Environmental Biology*. 30(1), 57-64.
24. Shukor, M.Y., Gusmanizar, N., Ramli, J., Shamaan, N. A., MacCormack, W. P., & Syed, M. A. (2009b). Isolation and characterization of an acrylamide-degrading Antarctic bacterium. *Journal of Environmental Biology*. 30(1), 107-112.

25. Sriwiryarat, T., Pittayakool, K., Fongsatitkul, P., & Chinwetkitvanich, S. (2008a). Stability and Capacity Enhancements of Activated Sludge Process by IFAS Technology. *Journal of Environmental Science and Health, Part A Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering*. 43(11), 1318-1324.
26. Sriwiryarat, T., Ungkurate, W., Fongsatitkul, P., and Chinwetkitvanich, S. (2008b). Effects of Dissolved Oxygen on Biological Nitrogen Removal in Integrated Fixed Film Activated Sludge (IFAS) Wastewater Treatment Process, *Journal of Environmental Science and Health, Part A Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering*. 43(5), 518-527.
27. U.S. Environmental Protection Agency (US. EPA). (1979). *Aqueous Ammonia Equilibrium-Tabulation of Percent Un-Ionized Ammonia*. EPA-600/3-79-091, Washington D.C..
28. U.S. Environmental Protection Agency (US. EPA). (2006). *Permit Compliance System (PCS) Database*. Retrieved from <http://www.epa.gov/enviro/html/pcs/adhoc.html>
29. Wang, C. & Lee, C. (2001). Denitrification with acrylamide by pure culture of bacteria isolated from acrylonitrile-butadiene-styrene resin manufactured wastewater treatment system. *Chemosphere*. 44(5), 1047-1053.
30. Wang, C. C. & Lee. C. (2007). Isolation of the acrylamide denitrifying bacteria from a wastewater treatment system manufactured with polyacrylonitrile fiber. *Current Microbiology*. 55(3), 339-343.
31. World Health Organization (WHO). (2003). *Acrylamide in drinking water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization.
32. Wu, J., He, C., van Loosdrecht, M.C.M. & Pérez, J. (2016). Selection of ammonium oxidizing bacteria (AOB) over nitrite oxidizing bacteria (NOB) based on conversion rates. *Chemical Engineering Journal*. 304(15), 393-961.

ภาคผนวก

ภาคผนวก 1 สำเนาบทความที่ได้รับการตอบรับให้ตีพิมพ์เผยแพร่ในวารสารวิชาการระดับนานาชาติใน
ฐานข้อมูลสากล



Article

Capacity Enhancement of *Enterobacter aerogenes* for Heterotrophic Nitrification in Integrated Fixed Film Activated Sludge (IFAS) Wastewater Treatment Process

Romsan Madmanang^{1,a} and Tongchai Sriwiriyarat^{2,b,*}

¹ Environmental Science Program, Faculty of Science, Burapha University, Chonburi, Thailand

² Department of Chemical Engineering, Faculty of Engineering, Burapha University, Chonburi, Thailand

E-mail: ^aromsan012@gmail.com, ^bsriwiri@buu.ac.th (Corresponding author)

Abstract. *Enterobacter aerogenes* was reported as a bacterium capable of heterotrophic nitrification. It is typically found that autotrophic nitrification is greater in rate than the heterotrophic nitrification. However, heterotrophs are faster growing and lesser sensitive than the autotrophic nitrification bacteria. In this study, the heterotrophic nitrification of *E. aerogenes* was enhanced with IFAS technology using BioPortz moving media operated at the suspended-growth solids retention time (SRT) of 9 days and temperature of about 28 °C. The experiments were conducted comparatively in the conventional activated sludge (AS) and IFAS systems containing either mixed culture bacteria or *E. aerogenes* for autotrophic and heterotrophic nitrifications, respectively. The results revealed that *E. aerogenes* could be enhanced with IFAS technology to complete heterotrophic nitrification with the removal efficiency of 100%. There was no significant difference in nitrification between AS and IFAS systems of two microbes if the systems were properly operated. Ammonia stripping was found in the AS systems whenever nitrification was failed and CO₂ was stripped out, resulting in the increase of pH. The clogging of BioPortz media with calcium carbonate precipitates, reducing the IFAS performances, was firstly reported as a result of operating the IFAS systems at the moderate temperature and hardness.

Keywords: Heterotrophic nitrification, *Enterobacter aerogenes*, IFAS, BioPortz, Ammonia stripping

ENGINEERING JOURNAL Volume # Issue #

Received Date Month Year

Accepted Date Month Year

Published Date Month Year

Online at <http://www.engj.org/>

DOI:10.4186/ej.20xx.xx.x.xx

1. Introduction

Biological ammonium removal process or nitrification in the wastewater treatment system is generally accomplished by autotrophic or heterotrophic nitrification. For autotrophic nitrification, ammonia is oxidized to nitrite by ammonia-oxidizing bacteria (AOB) with the nitrification process and nitrite is further converted to nitrate by nitrite-oxidizing bacteria (NOB) with nitrification reaction. Heterotrophic nitrification is not reported to have a significant contribution for nitrification in the wastewater treatment system as compared with the autotrophic nitrification because the heterotrophic nitrification is not conserved the energy for ATP production; therefore, cell yield from the nitrification does not occur [1]. The microbes must oxidize the organics as their energy source for cell growth. Furthermore, the enzymes required for heterotrophic nitrification are probably different from the autotrophic nitrification [2]; however, Robertson and Groffman [3] suggested that the pathway for heterotrophic nitrification is possibly the same as autotrophic nitrification. Ammonia is oxidized to hydroxylamine with ammonia monooxygenase (AMO), which is further oxidized by hydroxylamine oxidase (HAO) to nitrite. Subsequently, nitrite is oxidized by HAO to nitrate [4]. In addition, the heterotrophic nitrification rate is typically lower than the autotrophic nitrification [5-6]. However, bacteria with a capable of heterotrophic nitrification is beneficial to the treatment of wastewater in the competitive systems such as AS process because the competition between heterotrophs and autotrophs for oxygen could be minimized.

E. aerogenes, a facultative heterotrophic bacterium [7] and formerly known as *Aerobacter aerogenes* [8], is capable to perform heterotrophic nitrification under aerobic condition [1,3]. It was discovered recently that *E. aerogenes* is a bacterium with a capable of degrading acrylamide, which is a carcinogen and hazardous compound [9], at the concentration as high as 5,000 mg AM/L in the culture media [10]. However, Jangkorn et al. [11] reported that *E. aerogenes* in the pilot-scale SBR wastewater treatment system could not degrade acrylamide as much as it was reported due to the inhibition of free ammonia nitrogen (FAN). The FAN was accumulated in the SBR systems because heterotrophic nitrification of *E. aerogenes* was failed as a result of the accumulation of intracellular polyphosphate granules in the cells due to nutritional deficiency and unfavorable environmental conditions [12]. Less energy was available for heterotrophic nitrification when *E. aerogenes* accumulated the polyphosphate granules [12].

To increase the amount of biomass in the wastewater treatment plant (WWTP) without causing overloading problems on the final clarifier, the IFAS technology has been widely used to sustain biomass for enhancement of nitrification at low temperatures [13-14] and to enhance capacity and stability of activated sludge system [15]. The IFAS technology is a hybrid system containing both suspended-growth and attached-growth biomasses. It can reasonably be hypothesized that if *E. aerogenes* could be cultured in the IFAS wastewater treatment system even though the heterotrophic nitrification rate is lower than the autotrophic nitrification, the capacity of WWTP system for heterotrophic nitrification could be enhanced. The AM biodegradation in the IFAS SBR system could be increased.

In this study, the heterotrophic nitrifications of *E. aerogenes* in the SBR wastewater treatment systems operated with the conventional AS and IFAS modes under aerobic condition were comparatively evaluated and the results were compared with the autotrophic nitrifications of mixed culture bacteria in the similar systems.

2. Materials and Methods

2.1. Reactor setup and operation

The experiments were conducted in four bench-scale (10 L) Sequencing Batch Reactor (SBR) wastewater treatment systems, named herein as AS-1, IFAS-1, AS-2, and IFAS-2 as illustrated in Fig. 1, in the Environmental Engineering laboratory (Burapha University, Thailand) at the operating liquid temperature of ~ 28 °C. The AS-1 and AS-2 systems were operated as conventional activated sludge process, which is the suspended-growth system. For comparison, the IFAS-1 and IFAS-2 were the IFAS process containing both suspended-growth and attached-growth systems. Both IFAS systems were integrated with BioPortz moving media (ENTEX Technologies, Inc., USA) at the filling media fraction of 30% (3 L or 510 media). The BioPortz media is made from the high-density polyethylene (HDPE) with the specific surface area of 576 m²/m³ [16] and the specific gravity of 0.96, resulting in the specific surface area of 1.73 m² in both IFAS systems. Pure culture of *E. aerogenes* was inoculated into both AS-1 and IFAS-1 systems and the mixed culture of bacteria was seeded into both AS-2 and IFAS-2 systems. *E. aerogenes* was cultured by following

the methodologies as described by Jangkorn et al. [11]. Freeze-dried of *E. aerogenes* was resuscitated in the W-minimal medium to obtain *E. aerogenes* colonies for the incubation period of 48 h [17]. Subsequently, *E. aerogenes* colonies were transferred to sterile liquid culture of W-minimal medium for the enrichment, shaking for 24 hours with the mixing speed of 200 rpm at the temperature of 30 °C. The bacterial suspension was adjusted with a 0.5 McFarland standard [18]. Further enrichment of *E. aerogenes* was conducted in a 3-L reactor fed with synthetic wastewater. Finally, *E. aerogenes* was transferred to 10-L AS-1 and IFAS-1 SBR systems. The mixed culture of bacteria taken from a pilot-scale biological nitrogen removal (BNR) wastewater treatment system located in the same laboratory was seeded to the AS-2 and IFAS-2 systems. Each SBR system was operated with two cycles per day consisting of five operating periods of each cycle (12 h), i.e., 15 min filling, 10 h aerobic reacting, 1 h settling, 15 min decanting, and 30 min idling. Three small air fine stone diffusers were installed into each SBR system to provide the dissolved oxygen (DO) at the concentrations of ~ 6.0-7.0 mg O₂/L and to suspend the fixed film media in the IFAS-1 and IFAS-2 systems. Two air pumps with a capacity of 60 L/min each were used to supply oxygen of which each pump provided oxygen for two SBR systems.

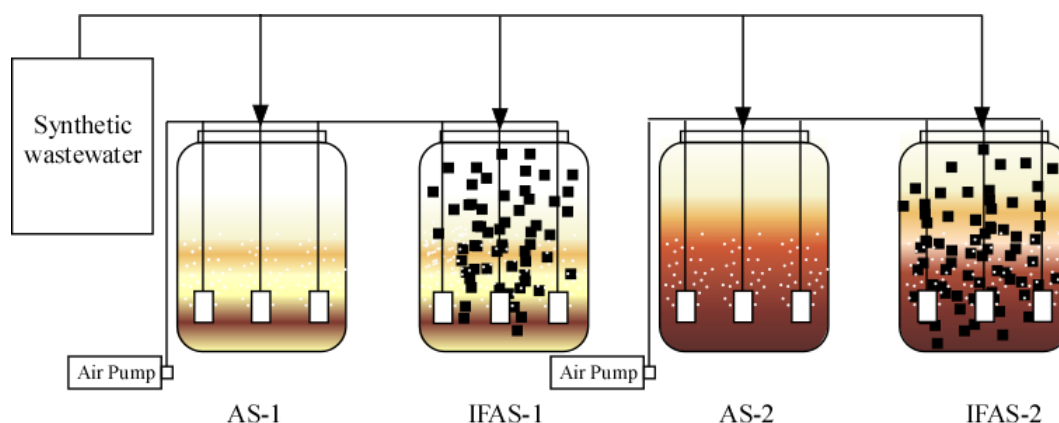


Fig. 1. Four SBR systems containing *E. aerogenes* and mixed culture bacteria operated as AS and IFAS configurations.

All SBR systems were operated at a nominal hydraulic retention time (HRT) of 24 h with the exchange volume ratio of 50%; therefore, the effluent volume of 5.0 L was decanted each cycle. However, the HRT of both IFAS-1 and IFAS-2 systems were reduced to 23 hours at the beginning of experiments as a result of the bulk volume displacement of BioPortz media. The liquid volume displacement of BioPortz media was about 5%; thus, the liquid volume of IFAS systems decreased from 10.0 L to 9.5 L. Furthermore, the suspended-growth biomass was wasted directly from the reactor at the end of reacting period to obtain the operating suspended-growth solids retention time (SRT) of about 9.0 days. The reactor volumes of both IFAS systems were adjusted to take the bulk volume displacement of BioPortz media into account for the SRT calculation. Throughout the studies, all AS and IFAS systems were fed with synthetic wastewater preparing from chemicals as listed in Table 1 dissolved in a 40-L tap water. The wastewater characteristics were as follows: total chemical oxygen demand (TCOD) of about 400 mg COD/L, total kjeldahl nitrogen (TKN) of about 40 mg N/L, pH of 7.2, and total suspended solids (TSS) of 80 mg SS/L.

2.2. Measurement and analysis

The systems were operated and monitored for about 6 months until the quasi-steady state conditions were achieved. This set of data was referred to as Dataset I. To evaluate the systems at a long operating period under same operating conditions, a set of samples called as Dataset II was collected again after continuously operating the systems for about 10 months. The samples were analyzed for several parameters including mixed liquor suspended solids (MLSS), mixed liquor volatile suspended solids (MLVSS), TCOD, and Soluble COD (SCOD)(Closed Reflux, Titrimetric Method), TKN (Semi-Micro-Kjeldahl Method), ammonium nitrogen (NH₄⁺-N) (Phenate Method), nitrite nitrogen (NO₂-N) (Colorimetric Method), and nitrate nitrogen (NO₃-N) (Brucine Method), pH (Cyberscan pH510, Eutech Instruments), and DO (Cyberscan DO110, Eutech Instruments). These parameters were measured in accordance with Standard

Methods for the Examination of Water and Wastewater [19]. For SCOD, ammonium, nitrite and nitrate measurements, the glass membrane filter paper with 0.45- μm was used to remove the particulates in samples after centrifuging at 10,000 rpm for 10 min.

Table 1. The compositions of synthetic wastewater in a 40-L tap water

Chemicals	Chemical Grades and Sources	Amount
Sucrose	Commercial Grade, Wangkanai, Thailand	12.0 g
CH ₃ COONa	Industrial Grade of 58.8%, Sinoway International, China	24.0 g
K ₂ HPO ₄	Food Grade of 99.2%, Young Jin Chemical, South Korea	2.0 g
KH ₂ PO ₄	ACS Grade, VWR Chemicals, EC	4.0 g
NaHCO ₃	Food Grade of 99.5%, Tianjin Soda Plant, China	20.0 g
NH ₄ Cl	Industrial Grade of 99.5%, Tianjin Soda Plant, China	9.0 g
MgCl ₂	Industrial Grade of 47%, Dead Sea Works, Ltd., Israel	2.8 g
CaCl ₂	Food Grade of 74.0%, Young Jin Chemical, South Korea	1.6 g

To quantify the amount of attached biomass in the BioPortz media, two BioPortz media were randomly collected from each IFAS system. A high-pressurized water jet made by a syringe connecting with a small pipette tip was used to clean the biomass out from the BioPortz into a beaker. The liquid volume in the beaker was increased to 100 mL with the distilled water. The 5-mL samples were subsequently collected for MLSS and MLVSS analyses. The MLSS and MLVSS concentrations obtained were used to calculate the total attached biomass of the 510-BioPortz media. In addition, equivalent MLSS and MLVSS concentrations of the attached biomass were calculated by dividing the total amount of biomass by the volume of reactor so that both suspended and attached biomasses could be indicated with total MLSS and MLVSS for the comparisons between the conventional AS and IFAS systems.

3. Results and Discussion

3.1. Sludge productions of *E. aerogenes* and mixed culture bacteria

Four SBR systems were operated under the same experimental conditions until all systems reached the quasi-steady state conditions at which biomass and substrate concentrations were approximately the same over a period of time. At the quasi-steady state conditions of both datasets I and II, samples were collected to determine the amounts of suspended-growth biomass in all AS and IFAS systems and the amounts of attached biomass from the IFAS-1 and IFAS-2 systems. The MLSS and MLVSS concentrations including biofilm density of all SBR systems are listed in Table 2. For dataset I, it appears that MLSS and MLVSS concentrations of the IFAS-1 and IFAS-2 SBR systems containing *E. aerogenes* and mixed culture bacteria, respectively, were lower than the AS-1 and AS-2 systems because the substrates were partially used for the attached growth of microbes in the BioPortz media. As a result of the growth of attached biomass in the BioPortz media, the liquid volume displacement was increased from 5% to 12.8%, resulting in the liquid volume of about 8.3 L and the HRT of about 21 hours in both IFAS systems. If the attached biomass was taken into account for total biomass in the treatment systems, it was found from the total MLVSS in Table 2 that the installation of BioPortz enhanced the amount of biomass in the IFAS systems. In addition, the biofilm density of *E. aerogenes* in the IFAS-1 system was significantly lower than the mixed culture bacteria in the IFAS-2 system because *E. aerogenes* was purely cultured in the system and conducted heterotrophic nitrification; thereby, energy was consumed and cell yield was limited [20]. In contrast, the IFAS-2 contained mixed culture bacteria consisting of heterotrophic and autotrophic bacteria, which could oxidize organics and ammonium as energy sources for the growth; therefore, the growth rates of both bacteria were not limited. Furthermore, the MLVSS/MLSS ratios of *E. aerogenes* from the AS-1 and IFAS-1 systems as shown in Table 2 were relatively high, indicating that the accumulation of intracellular polyphosphate was not accumulated in this study. Jangkorn et al. [11] reported that *E. aerogenes* accumulated intracellular polyphosphate granules when the growth rate of *E. aerogenes* was limited, which could be indicated by low MLVSS/MLSS ratios. For the attached biomass in the BioPortz media, it was found from the dataset I that the MLVSS/MLSS ratios were 0.92 and 0.82 in the IFAS-1 and IFAS-2 systems, respectively, indicating

that both microbes did not accumulate significant amount of inorganic compounds in the cells. It is expected that heterotrophic nitrifications of *E. aerogenes* were substantial in the AS-1 and IFAS-1 systems.

Table 2. MLSS and MLVSS concentrations of *E. aerogenes* and mixed culture bacteria in the AS and IFAS systems.

Dataset	System	MLSS (mg SS/L)	MLVSS (mg VSS/L)	MLVSS /MLSS	Biofilm (g/m ²)	Biofilm MLVSS /MLSS	Total MLVSS (mg VSS/L)
I	AS-1	1033±128	883±92	0.86	-	-	883
	AS-2	1218±60	1010±47	0.83	-	-	1010
	IFAS-1	868±115	773±95	0.90	14.4	0.92	2660
	IFAS-2	780±116	770±116	0.99	23.4	0.82	4825
II	AS-1	913±54	903±54	0.99	-	-	903
	AS-2	855±42	845±42	0.99	-	-	845
	IFAS-1	1233±60	1223±60	0.99	10.9	0.59	3110
	IFAS-2	1668±127	1613±97	0.97	15.0	0.60	4214

Total MLVSS = suspended MLVSS + equivalent MLVSS (biofilm); AS-1 and IFAS-1 contained *E. aerogenes*; AS-2 and IFAS-2 contained mixed culture bacteria

Subsequently, the quasi-steady state data were collected again after running all systems in parallel for about 10 months after collecting the first dataset. It appears from the experimental data for dataset II in Table 2 that the amounts of suspended-growth biomass in the IFAS-1 and IFAS-2 systems increased significantly as compared with the dataset I. On the other hands, the biofilm densities of IFAS-1 and IFAS-2 in the BioPortz media decreased considerably. It explains from the observations of biomass samples during the MLSS and MLVSS measurements that the biomass contained calcium carbonate scales; thus, the specific surface area inside the BioPortz media for the attachment of microbes must be reduced. The MLVSS/MLSS ratios of attached biomass as listed in Table 2 were 0.59 and 0.60 in the IFAS-1 and IFAS-2 systems, respectively. The total hardness of synthetic wastewater was about 120 mg CaCO₃/L. It is generally known that the calcium carbonate solubility product (K_s) decreases with increasing temperature. In addition, the pH values were increased to about 8.5 in all SBR systems due to the stripping of carbon dioxide (CO₂) [21]. It is most likely that hardness precipitated as calcium carbonate in the BioPortz media at the moderate temperature of 28 °C and pH of 8.5. As listed in Table 2, the suspended-growth biomass concentrations were much lower in the AS-1 and AS-2 system than in the IFAS-1 and IFAS-2 systems. It can be explained that effective volume of IFAS system was significantly less than the AS system due to the volume replacement of BioPortz media. Grady et al [22] indicated that a small bioreactor volume would contain a higher biomass concentration than the one with larger volume at a fixed SRT, flowrate, and substrate mass removed per unit time.

Finally, it is expected that biomass concentrations were higher than the concentrations listed in Table 2 in all SBR systems at the suspended-growth SRT of 9.0 days. The SRT was carefully controlled for all SBR systems. Biomass were not considerably lost from the effluent of SBR systems. The MLSS concentrations in effluents were about 18.8±4.9, 5.8±4.2, 6.0±4.7, and 6.0±3.6 mg SS/L for dataset I and 5.6±4.8, 13.1±8.1, 1.4±1.4, and 4.4±3.2 mg SS/L for dataset II in the AS-1, AS-2, IFAS-1, and IFAS-2 systems, respectively. The pH was slightly above neutral and the operating temperature was controlled at the moderate temperature of 28 °C. It is hypothesized that the synthetic wastewater characteristics in this study limited the growth rates of both microbes, which was probably the alkalinity due to the addition of bicarbonate, or resulted in higher cell maintenances. It was found that the observed yields of microbes were approximately 0.30 and 0.34 g VSS/g COD for dataset I and 0.29 and 0.27 g VSS/g COD for dataset II in the AS-1 and AS-2 systems, respectively. However, the observed yields of biomass in both IFAS systems could not be accurately calculated because the sludge production rate and the COD utilization rate of attached-growth microorganisms on the BioPortz were unknown. It is noted that the observed yield was calculated based on the total suspended-growth biomass production per COD utilization in the AS-1 and AS-2 systems. The suspended-growth biomass produced in the AS-1 and AS-2 systems included both

heterotrophs and autotrophs for the calculations of observed yields because the fraction of heterotrophs and autotrophs was unknown.

3.2. COD removals of *E. aerogenes* and mixed culture bacteria

Figure 2 illustrates the COD concentrations in the synthetic wastewater at different reacting periods in the AS and IFAS systems containing *E. aerogenes* and mixed culture bacteria during the experimental phases I and II. It is noted that the initial COD concentrations in Fig. 2 were the concentrations after mixing between influent COD and COD in the reactors for a few minutes. The COD removals of all systems were approximately the same between the experimental phase I and II; thus, all data were combined. The COD removal efficiencies of both AS-1 and AS-2 systems were about 78% and both IFAS-1 and IFAS-2 systems were 80%, resulting in the effluent COD concentrations of 90 mg COD/L in the AS-1 and AS-2 systems and about 80 mg COD/L in the IFAS-1 and IFAS-2 systems. It appears that all biodegradable organics in the AS and IFAS systems were removed linearly during the reacting period of 10 hours with approximately the same COD removal rates. The COD removal rates of AS-1, AS-2, IFAS-1, and IFAS-2 systems, which were obtained from the slopes of linear lines in Fig. 2, were 7.4, 7.0, 7.4, and 7.6 mg COD/L-h, respectively. Most organics were removed as the results of the operating suspended-growth SRT of 9 days and moderate temperature of about 28 °C. It is evident that both IFAS-1 and IFAS-2 systems were not superior to the AS-1 and AS-2 systems as a result of additional biomass in the BioPortz media.

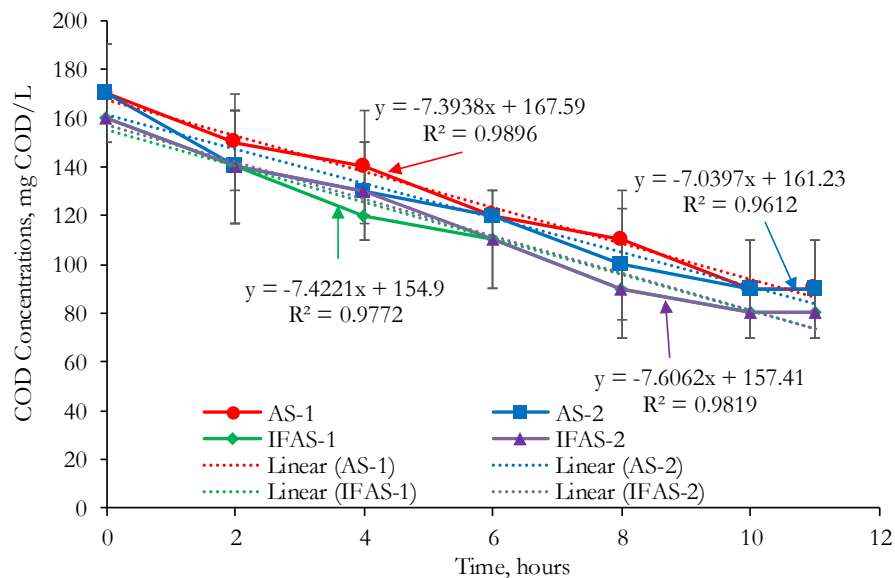


Fig. 2. COD concentration-time profiles of *E. aerogenes* and mixed culture bacteria in the AS and IFAS systems.

3.3. Heterotrophic nitrification of *E. aerogenes* and autotrophic nitrification of mixed culture bacteria

After running several months until the quasi-steady state conditions were achieved in all SBR systems for dataset I, it was found that ammonium removal efficiencies of AS-1 and AS-2 systems were 67.8% and 68.2%, respectively. As illustrated by Fig. 3(a), it appears that the ammonium removals stopped after the reacting period of 6 hours in both AS-1 and AS-2 systems even though the ammonium in the wastewater was not completely exhausted. Figure 4 illustrates the nitrite and nitrate concentrations, resulting from the heterotrophic nitrification of *E. aerogenes* and autotrophic nitrification of mixed culture bacteria in the AS and IFAS systems. As illustrated by Figs 4(a) and 4(b), the nitrite and nitrate concentrations of both microbes in the AS-1 and AS-2 systems were accumulated minimally in the systems as compared with the ammonium removal efficiencies of about 68%. It was found that the total nitrogen (TN) removal efficiencies of AS-1 and AS-2 systems were 59.3% and 51.2%, respectively. Therefore, it is likely that ammonium nitrogens in both AS-1 and AS-2 systems were not solely removed by heterotrophic and autotrophic nitrifications, respectively. To verify this assumption, the nitrogen mass balances in the AS-1

and AS-2 systems were calculated and the results are illustrated in Fig. 5. The equations for calculating the nitrogen mass balance in the SBR systems were referred to the methodology of Lee et al. [23] with the nitrogen fraction in the waste sludge of 0.1 g N/g VSS. The total nitrification in the SBR systems was also determined from the mass balance calculations. It was found that the nitrogen mass balances obtained in the AS-1 and AS-2 systems were about 67.3 and 75.6%, respectively. It is evident that certain amounts of nitrogen were lost from the systems. From the calculations, the total ammonium removed from the AS-1 and AS-2 systems were 0.08 g N/cycle, but the oxidized nitrogen (nitrite and nitrate) leaving the AS-1 and AS-2 systems via effluent were only 0.02 and 0.03 g N/cycle or about 25.0 or 37.5%, respectively. It is unlikely to have denitrification in the aerobic zones of both systems in this study because the DO concentrations of about 6-7 mg O₂/L were maintained. Furthermore, *E. aerogenes* has not been reported to denitrify aerobically the oxidized nitrogen. According to the results from the mass balance analysis, it is clear that *E. aerogenes* in the AS-1 system and mixed culture bacteria in the AS-2 system minimally heterotrophically and autotrophically nitrified ammonium nitrogen. It is confirmed that the heterotrophic and autotrophic nitrifications were inhibited. After the investigations, the causes could not be identified. It is presumed that the growths of all bacteria were limited as indicated by low biomass concentrations due to the wastewater characteristics as discussed previously.

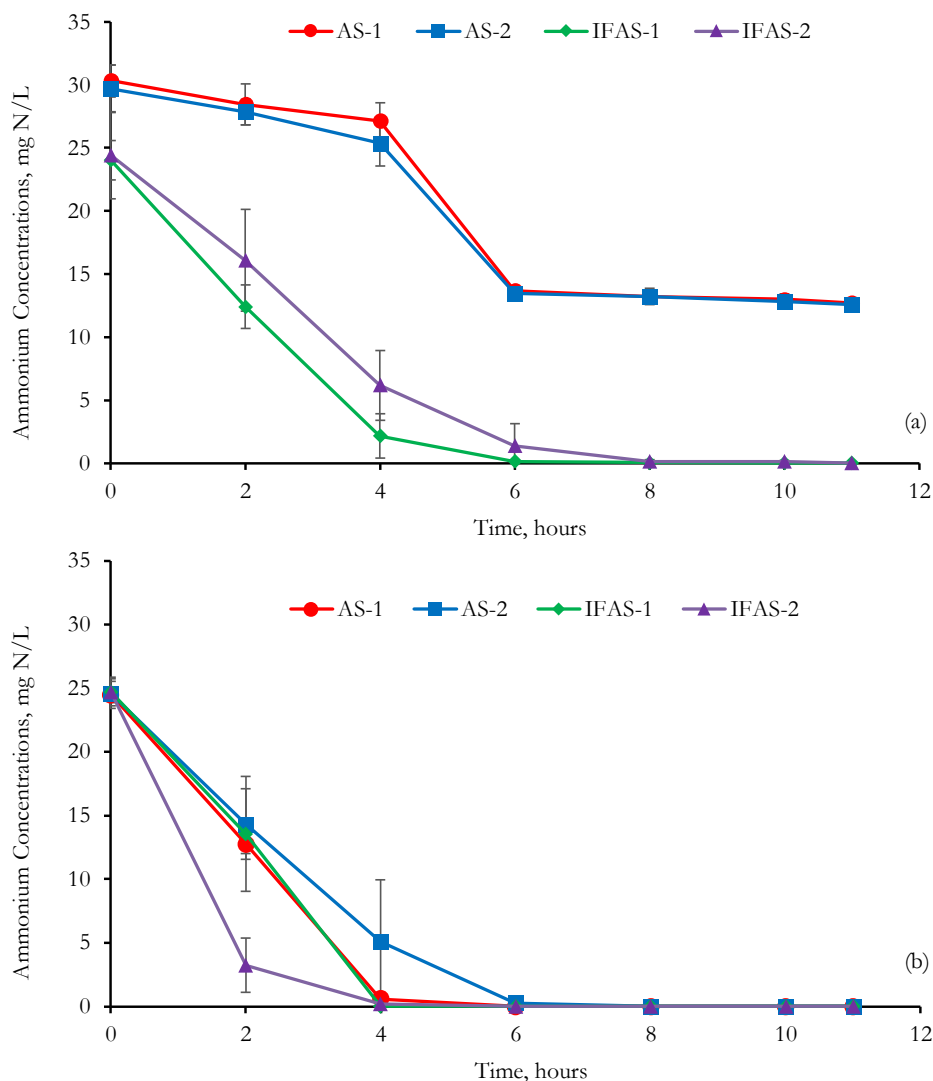


Fig. 3. Profiles of ammonium concentrations versus time of *E. aerogenes* and mixed culture bacteria in the AS and IFAS systems of (a) datasets I and (b) II.

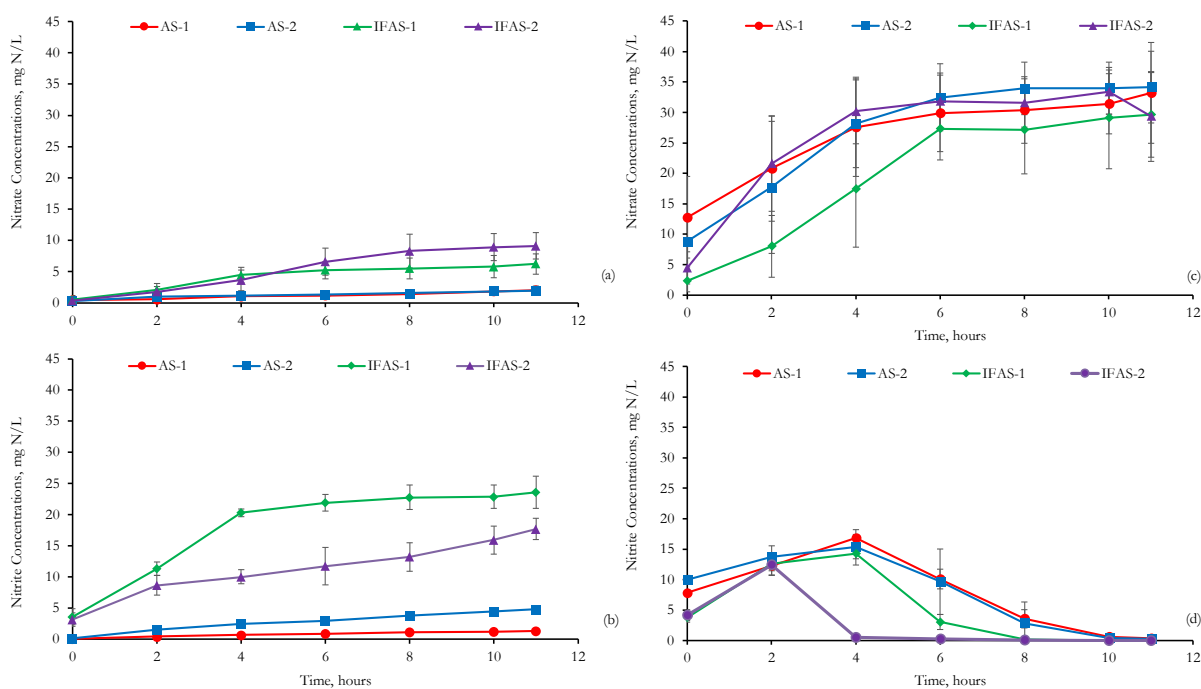


Fig. 4. (a) Nitrate and (b) nitrite concentrations of dataset I and (c) nitrate and (d) nitrite of dataset II of heterotrophic nitrification of *E. aerogenes* and autotrophic nitrification of mixed culture bacteria in the AS and IFAS systems.

Consequently, it was hypothesized that ammonia was removed from both AS-1 and AS-2 systems by using an ammonia-stripping process. According to US.EPA [24], the un-ionized ammonia is about 10.01% of total ammonia species (ammonium and ammonia) at the temperature of 28 °C and pH of 8.20. The pH of wastewater rose from 7.20 to 8.20 due to the failure of nitrification (no acid produced from nitrification) and the stripping of carbon dioxide (CO₂). According to the Henry constants of CO₂ and FAN, CO₂ is stripped faster than the FAN [21]; thus, promoting the raise of pH and resulting in the stripping of free ammonia nitrogen. Therefore, it is reasonable to presume that ammonium nitrogen was stripped out from the solution due to the moderate temperature of about 28 °C, pH of about 8.2, and turbulence of mixing in the systems [21, 25].

In contrast to the AS-1 and AS-2 systems, both IFAS-1 and IFAS-2 systems completely removed ammonium in the wastewater (100% removal efficiencies) during the reacting period of about 6 hours (Fig. 3(a)), suggesting that both heterotrophic and autotrophic nitrifications of *E. aerogenes* and mixed culture bacteria were enhanced in the IFAS-1 and IFAS-2 systems as a result of additional biomass in the BioPortz media. The TN removal efficiencies of IFAS-1 and IFAS-2 systems were 24.6% and 32.3%, respectively, due to the accumulation of oxidized nitrogen. It confirms that *E. aerogenes* was capable of nitrifying ammonium in the biological wastewater treatment systems to nitrite and nitrate nitrogens, respectively [1,3]. In fact, the heterotrophic nitrification rate was greater than the autotrophic nitrification, possibly due to the fact that only *E. aerogenes* was grown in the BioPortz media of the IFAS-1 system whereas the BioPortz media in the IFAS-2 system contained both heterotrophic and autotrophic bacteria. It is generally known that there is a competition between heterotrophs and autotrophs for oxygen. However, the nitrification process, which converts nitrite to nitrate, of *E. aerogenes* in the IFAS-1 system as illustrated in Figs 4(a) and 4(b) could not be successfully converted, indicating available energy was likely limited. In addition, it is also possible that oxygen diffusions into the biofilm of IFAS-1 and IFAS-2 systems were limited.

With the assistance of nitrogen mass balance calculations, the total ammonium removals in the IFAS-1 and IFAS-2 systems were 0.16 g N/cycle. It was found that the oxidized nitrogen in the effluent were 0.15 and 0.13 g N/cycle in the IFAS-1 and IFAS-2 systems, respectively. The oxidized nitrogens in the effluents were less than the total ammonium removed from both systems. As indicated by unidentified nitrogen fractions in Figure 5, it is possible that denitrification in the aerobic zones, resulting from the anoxic zone inside the biofilm, occurred in the IFAS-1 and IFAS-2 systems. However, the denitrification in the aerobic zone of IFAS-1 was lesser extent than the IFAS-2 as shown in Fig. 5. It is generally known that oxidized nitrogen could be denitrified in the aerobic zone of IFAS systems [13-14] although the DO

concentrations were high. The denitrification in the aerobic zone could take place in the BioPortz media containing heterotrophic denitrifiers and oxidized nitrogens. The COD concentrations of IFAS-1 and IFAS-2 systems were lower than the AS-1 and AS-2 systems as shown in Fig. 2, indicating that more COD was utilized due to the denitrification in the aerobic zone. It was of interest to consider the variations in ammonium, nitrite, and nitrate concentrations in the IFAS-1 and IFAS-2 systems as indicated by the standard deviations in Figs. 3(a), 4(a), and 4(b). It is possible that ammonia stripping occurred in the IFAS-1 and IFAS-2 systems, but would be minimal. The pH values of 7.96 and 7.93 in IFAS-1 and IFAS-2 systems were not as high as the AS-1 and AS-2 systems because of acid produced from the nitrification. The amounts of FAN available for ammonia stripping were only 6.01 and 5.64% at these pH values and the temperature of 28 °C [21]. In addition, the mixing was not vigorously found in the IFAS reactors due to the media suspending in the systems. The findings indicated that ammonium stripping minimally involved in the ammonia removal process of both IFAS systems with complete nitrifications.

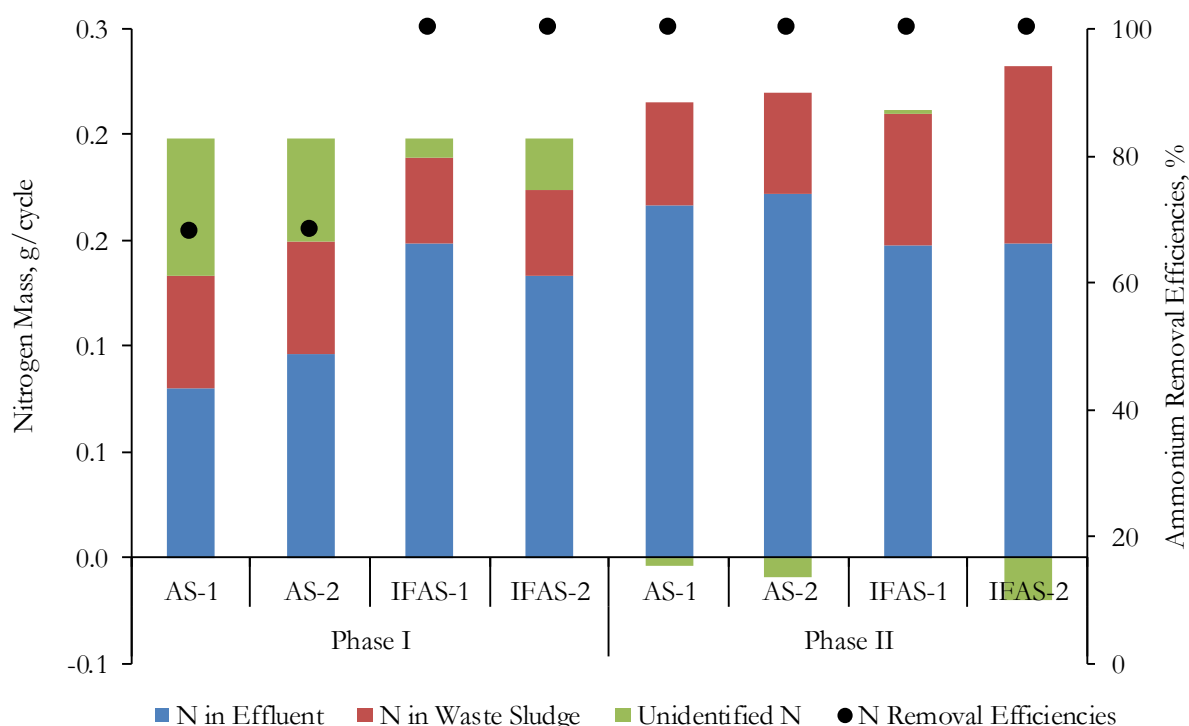


Fig. 5. Nitrogen mass balances and ammonium removal efficiencies of *E. aerogenes* and mixed culture bacteria of datasets I and II in the AS and IFAS systems.

For dataset II, it is interesting to observe that the heterotrophic nitrifications in the AS-1 and AS-2 systems as illustrated in Fig. 3(b) were completed with the ammonium removal efficiencies of about 100% during the reacting periods of 4-6 hours. The TN removal efficiencies of AS-1 and AS-2 systems were 20.4% and 18.5%, respectively. It is suggested that *E. aerogenes* could perform heterotrophic nitrification in equivalent with the autotrophic nitrification of mixed culture bacteria if the system was operated properly and allowed sufficient operating time to achieve the quasi-steady state conditions. From these experimental data, it is possible to postulate that microbial community structure in the AS-1 system might be changed due to the cross-contaminations even though the attempts to avoid the cross-contamination were made in this study by separating all cleaning and operating utilities as well as keeping the systems apart at a certain distance to separate the systems. The microbial structure was not analyzed; however, different in sludge colors were observed between *E. aerogenes* and mixed culture bacteria. *E. aerogenes* was much lighter yellow than the mixed culture bacteria for both datasets. In addition, *E. aerogenes* in the continuous biological wastewater treatment system at the quasi-steady state condition was evaluated so that the possibility to employ *E. aerogenes* in non-axenic conditions of continuous and open biological wastewater treatment system is known.

As illustrated in Figs. 4(c) and 4(d), both nitrite and nitrate nitrogens in both systems increased significantly during the first 4 hours of reacting period, indicating that heterotrophic and autotrophic

nitrifications took place in the systems. Subsequently, nitrite in both systems disappeared because ammonium was completely removed during the first 4 hours in both systems and then nitrite was converted to nitrate nitrogen. The variations in ammonium, nitrite and nitrate concentrations were possibly the result of ammonia stripping. The nitrogen mass balances around the AS-1 and AS-2 systems were 101.7 and 104.2%, respectively. The effluent oxidized nitrogen of AS-1 and AS-2 systems were 0.17 g N/cycle, which were approximately equal to the total ammonia removals of 0.164 g N/cycle. The oxidized nitrogen was a little greater than the total ammonia removal because of possible variations in nitrite and nitrate concentrations. It indicates that ammonia stripping was not a significant process when the nitrification was completed even though the pH values were increased to 8.37 and 8.48 in the AS-1 and AS-2 systems, respectively.

During this phase of experiments, it was found that both IFAS-1 and IFAS-2 systems removed ammonium equally as the AS-1 and AS-2 systems due to the relative high SRT and temperature. The TN removal efficiencies of IFAS-1 and IFAS-2 systems were 30.0% and 30.6%, respectively. As a result of limitation of ammonium in the influent, the benefits of IFAS media could not be evaluated during this period. However, it is expected that the benefits of BioPortz media would be minimal in both IFAS systems because both IFAS systems experience the clogging of calcium carbonate precipitates in the BioPortz media. Figures 6(a) and 6(b) reveal the scale deposits in the BioPortz media and in the washed water after cleaning with acid, respectively. It appears that denitrifications in aerobic zone of IFAS-1 and IFAS-2 systems were not observed because of clogging.

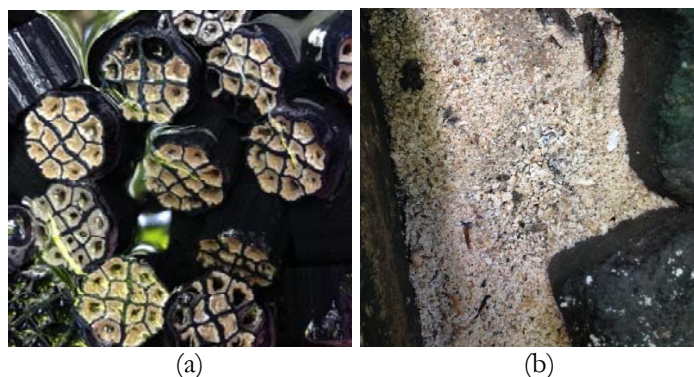


Fig. 6. (a) BioPortz media containing calcium carbonate precipitates after removing biomass from sludge; (b) scale deposits in washed water from BioPortz media after washing with acid

4. Conclusion

In this study, *E. aerogenes*, which was reported to heterotrophically nitrify the ammonium, was enhanced with IFAS technology to increase its capacity for the heterotrophic nitrification. BioPortz as a moving media was selected to enhance biomass in the IFAS system. The results were compared with autotrophic nitrification of mixed culture bacteria in both conventional activated sludge and IFAS processes. After a long period of system operation, there was no significant difference in the COD removals between IFAS and AS systems containing either mixed culture bacteria or *E. aerogenes* because all systems were operated at the suspended-growth SRT of about 9 days, which was much higher than the minimum suspended-growth SRT for COD removal. In the beginning, both *E. aerogenes* and mixed culture bacteria in the AS systems could not nitrify ammonium at the suspended-growth SRT of about 9 days, whereas the IFAS systems containing both microbes could remove all ammonium in the wastewater, suggesting that heterotrophic nitrification of *E. aerogenes* could be enhanced with IFAS technology. It was found that ammonia stripping occurred in the AS systems when nitrification was failed and CO₂ was simultaneously stripped out, causing the raise of pH. Mixing vigorously with air diffusers could also promote the ammonia stripping. In contrast, BioPortz sustained in the IFAS systems could prevent the ammonia stripping as the results of complete nitrification and reduction of turbulences from mixing. When the AS system containing *E. aerogenes* was operated properly, the heterotrophic nitrification of *E. aerogenes* in the conventional AS system could be completely accomplished and the microbe performed in equivalent with the autotrophic nitrification. In this study, we firstly reported the clogging problems of BioPortz media in the IFAS system operating at the moderate temperature and hardness due to the precipitation of calcium carbonate.

Acknowledgement

This work is supported by the Research Fund of Burapha University through National Research Council of Thailand (Grant No. 121/2558) and the Ph.D. scholarship of the Office of the Higher Education Commission (OHEC), Ministry of Education, Thailand.

References

- [1] Y.M. Lin, J.H. Tay, Y. Liu, Y.T. Hung, "Biological nitrification and denitrification process" in *Biological Treatment Processes*, New York: Humana Press, 2009 pp. 569-570.
- [2] G. Braker, R. Conrad, "Diversity, structure, and size of N₂O-producing microbial communities in soils-what matters for their functioning?," *Adv Appl Microbiol*, 2011, pp. 33-70.
- [3] G.P. Robertson, P.M. Groffman, "Nitrogen transformations," in *Soil Microbiology, Ecology and Biochemistry*, 3rd ed. Academic Press, Massachusetts, 2007, pp. 352.
- [4] Y. Wen, C.H. Wei, "Heterotrophic nitrification and aerobic denitrification bacterium isolated from anaerobic/anoxic/oxic treatment system," *Afr J Biotechnol*, vol. 10, no. 36, pp. 6985-6990, 2011.
- [5] J.G. Kuenen, L.A. Robertson. "Combined nitrification-denitrification processes," *FEMS Microbiol Rev*, vol. 15, no. 2-3, pp. 109-117, 1994.
- [6] E.W.J. van Niel, P.A.M. Arts, B.J. Wesselink, L.A. Robertson, J.G. Kuenen, "Competition between heterotrophic and autotrophic nitrifiers for ammonia in chemostat cultures," *FEMS Microbiol Ecol*, vol. 102, no. 2, pp. 109-118, 1993.
- [7] N. Asadi, H. Zilouei, "Optimization of organosolv pretreatment of rice straw for enhanced biohydrogen production using *Enterobacter aerogenes*," *Bioresour Technol*, vol. 227, pp. 335-344, 2017.
- [8] E. Hormaeche, and P.R. Edwards, "A proposed genus *Enterobacter*," *Int B Bact Nomencl T*, vol. 10, no. 2, pp.71-74, 1960.
- [9] US. Environmental Protection Agency, "Toxicological Review of Acrylamide", EPA/635/R-07/009F, Washington D.C., 2010.
- [10] K. Buranasilp, J. Charoenpanich, "Biodegradation of acrylamide by *Enterobacter aerogenes* isolated from wastewater in Thailand," *J Environ Sci-China*, vol. 23, no. 3, pp. 396-403, 2011.
- [11] S. Jangkorn, J. Charoenpanich, and Sriwiriyarat, T., "Comparative study between *Enterobacter aerogenes* and mixed culture bacteria for acrylamide biodegradation in sequencing batch reactor (SBR) wastewater treatment systems," *J Environ Eng-ASCE*, vol. 144, no. 3, 10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0001335, 04017112, 2018.
- [12] F.M. Harold, "Inorganic polyphosphates in biology: structure, metabolism, and function," *Microbiol. Mol Biol Rev*, vol. 30, no. 4, pp. 772-794, 1966.
- [13] C.W. Randall, D. Sen, "Full-scale evaluation of an integrated fixed-film activated sludge (IFAS) process for enhanced nitrogen removal," *Water Sci Technol*, vol. 33, no. 12, pp. 155-161, 1996.
- [14] D. Sen, P. Mitta, C.W. Randall, "Performance of fixed film media integrated in the activated sludge reactors to enhance nitrogen removal," *Water Sci Technol*, vol. 30, no. 11, pp. 13-24, 1994.
- [15] T. Sriwiriyarat, K. Pittayakool, P. Fongsatitkul, S. Chinwetkitvanich, "Stability and capacity enhancements of activated sludge process by IFAS technology," *J Environ Sci Heal A*, vol. 43, no. 11, pp. 1318-1324, 2011.
- [16] H. Kim, A.J. Schuler, C.K. Gunsch, R. Pei, J. Gellner, J.P. Boltz, R.G. Freudenberg, R. Dodson, "Comparison of conventional and integrated fixed-film activated sludge systems: attached- and suspended-growth functions and quantitative polymerase chain reaction measurements," *Water Environ Res*, vol. 83, no. 7, pp. 627-635, 2011.
- [17] K. Kimbara, T. Hashimoto, M. Fukuda, T. Koana, M. Takagi, M. Oishi, K. Yano, "Cloning and sequencing of two tandem genes involved in degradation of 2,3-dihydroxybiphenyl to benzoic acid in the polychlorinated biphenyl-degrading soil bacterium *Pseudomonas* sp. strain KKS102," *J Bacteriol*, vol. 171, no. 5, pp. 2740-2747, 1989.
- [18] J. McFarland, "Nephelometer: an instrument for estimating the number of bacteria in suspensions used for calculating the opsonic index and for vaccines," *J Am Med Assoc*, vol. 14, pp. 1176-1178, 1907.
- [19] APHA, AWWA, and WEF, *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 20th ed. Washington D.C., 1998.
- [20] J. Vymazal, L. Kröpfungová, "Nitrogen transformation," in *Wastewater Treatment in Constructed Wetlands with Horizontal Sub-surface Flow*, Springer, Netherlands, 2008, pp.31.

- [21] J.C. Campos, D. Moura, A.P. Costa, L. Yokoyama, F.V. Araujo, M.C. Cammarota, Cardillo L. Evaluation of pH, alkalinity and temperature during air stripping process for ammonia removal from landfill leachate,” *J Environ Sci Health A Tox Hazard Subst Environ Eng*,48(9):1105-13, 2013.
- [22] C.P.L. Grady, G.T. Daigger, H.C. Lim, “Aerobic growth of heterotrophs in a single continuous stirred tank reactor receiving soluble substrate” in *Biological Wastewater Treatment*, New York: Marcel Dekker, Inc., 1999 pp 153.
- [23] J.K Lee, C.K. Choi, K.H Lee, S.B. Yim, “Mass balance of nitrogen, and estimates of COD, nitrogen and phosphorus used in microbial synthesis as a function of sludge retention time in a sequencing batch reactor system,” *Bioresource Technol*, vol. 99, pp. 7788-7796, 2008.
- [24] US. Environmental Protection Agency, “Aqueous Ammonia Equilibrium-Tabulation of Percent Un-ionized Ammonia”, EPA-600/3-79-091, Washington D.C., 1979.
- [25] S. Guštin, R.M. Logar, “Effect of pH, temperature and air flow rate on the continuous ammonia stripping of the anaerobic digestion effluent,” *Process Saf Environ*, vol. 89, no. 1, pp 61-66, 2011.