



รายงานวิจัยฉบับสมบูรณ์

โครงการ ผลกระทบของการเปลี่ยนแปลงฤดูกาลของภาวะสารอินทรีย์และ
ไนโตรเจนและระยะเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์ต่อกระบวนการบำบัดน้ำเสีย

IFAS

รองศาสตราจารย์ ดร. ธงชัย ศรีวิริยรัตน์

โครงการวิจัยประเภทงบประมาณเงินรายได้
จากเงินอุดหนุนรัฐบาล (งบประมาณแผ่นดิน) ประจำปีงบประมาณ พ.ศ. 2559
มหาวิทยาลัยบูรพา

รหัสโครงการ 181622
สัญญาเลขที่ 145/2559

รายงานวิจัยฉบับสมบูรณ์

โครงการ ผลกระทบของการเปลี่ยนแปลงฤดูกาลของภาวะสารอินทรีย์และ
ไนโตรเจนและระยะเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์ต่อกระบวนการบำบัดน้ำเสีย

IFAS

รองศาสตราจารย์ ดร. ธงชัย ศรีวิริยรัตน์
คณะวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยบูรพา

มิถุนายน 2562

กิตติกรรมประกาศ

งานวิจัยนี้ได้รับทุนสนับสนุนการวิจัยจากงบประมาณเงินรายได้จากเงินอุดหนุนรัฐบาล (งบประมาณแผ่นดิน) ประจำปีงบประมาณ พ.ศ. 2559 มหาวิทยาลัยบูรพา ผ่านสำนักงานคณะกรรมการการวิจัยแห่งชาติ เลขที่สัญญา 145/2559

บทคัดย่อ

ระบบบำบัดน้ำเสียในประเทศไทยเป็นแบบบ่อรวมระหว่างน้ำเสียและน้ำฝน ความเข้มข้นสารอินทรีย์และธาตุอาหารไนโตรเจนถูกเจือจางในช่วงหน้าฝน ระยะเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์ของระบบบำบัดน้ำเสียลดลงเนื่องจากอัตราการไหลน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบสูงขึ้น ระบบบำบัดน้ำเสียแบบ Integrated Fixed Film Activated Sludge (IFAS) เป็นระบบที่มีการติดตั้งตัวกลางในถังเติมอากาศเพื่อเพิ่มศักยภาพและเสถียรภาพของระบบบำบัดน้ำเสียแบบแอกทิเวเตดสลัดจ์สำหรับการกำจัดสารอินทรีย์และธาตุอาหารไนโตรเจน ระบบ IFAS อาจได้รับผลกระทบจากการเปลี่ยนแปลงตามฤดูกาลนี้ การศึกษานี้มีวัตถุประสงค์เพื่อประเมินผลกระทบของการเปลี่ยนแปลงระยะเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์ซึ่งทำให้เกิดการเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นของสารอินทรีย์และธาตุอาหารไนโตรเจนและปริมาณน้ำเสียต่อเสถียรภาพของระบบบำบัดน้ำเสีย IFAS การทดลองดำเนินการที่ระยะเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์เท่ากับ 8, 6 และ 4 ชั่วโมง โดยมีการติดตั้งตัวกลางในถังปฏิกรณ์เติมอากาศของระบบ IFAS จำนวน 2 ระบบ ที่มีปริมาตรตัวกลางเท่ากับ 34.5% และ 18.3% โดยปริมาตร เรียกว่า ระบบ IFAS-1 และ IFAS-2 นอกจากนี้ ยังมีระบบบำบัดน้ำเสียแบบแอกทิเวเตดสลัดจ์ทั่วไปซึ่งทำงานคู่ขนานกัน เรียกว่า ระบบ AS ซึ่งเป็นระบบที่ไม่มีการติดตั้งตัวกลางในถังเติมอากาศ เพื่อใช้ในการเปรียบเทียบประสิทธิภาพระหว่างระบบ ระบบทั้งหมดถูกควบคุมอายุสลัดจ์เท่ากับ 8 วัน และเดินระบบที่อุณหภูมิเท่ากับ 28 องศาเซลเซียส ผลการทดลอง พบว่า ระยะเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์ 8 และ 6 ชั่วโมง ไม่มีผลกระทบต่อประสิทธิภาพของระบบ AS, IFAS-1 และ IFAS-2 สำหรับการกำจัดสารอินทรีย์บ่งชี้ด้วยค่าซีโอดีและธาตุอาหารไนโตรเจนเนื่องจากระบบทำงานที่อายุสลัดจ์ 8 วัน และอุณหภูมิสูง แต่เมื่อระยะเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์ลดลงเหลือ 4 ชั่วโมง สลัดจ์ในระบบ AS ถูกชะล้างออกจากระบบทำให้อายุสลัดจ์ลดลงเหลือ 6.3 วัน เนื่องจากถังตกตะกอนมีระยะเวลาตกตะกอนไม่เพียงพอ ส่งผลให้ประสิทธิภาพของระบบ AS ในการกำจัดสารอินทรีย์บ่งชี้ด้วยค่าซีโอดีและธาตุอาหารไนโตรเจนลดลง ส่วนระบบ IFAS-1 และ IFAS-2 สามารถควบคุมอายุสลัดจ์ได้เช่นเดิม อย่างไรก็ตาม พบว่า ระบบ IFAS-1 มีประสิทธิภาพการกำจัดธาตุอาหารไนโตรเจนลดลงอย่างมากเนื่องจากความหนาของชั้นไบโอฟิล์มที่เพิ่มสูงขึ้น เพราะว่ามีปริมาณสลัดจ์ในระบบ IFAS-1 เพิ่มสูงขึ้นตามระยะเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์ที่ลดลงเนื่องจากอัตราการไหลที่เพิ่มสูงขึ้นและปริมาตรของเหลวเนื่องจากการแทนที่น้ำของตัวกลางจำนวนมาก ความหนาของชั้นไบโอฟิล์มทำให้ความต้านทานถ่ายโอนมวลสารในชั้นไบโอฟิล์มเพิ่มสูงขึ้น ส่วนระบบ IFAS-2 นั้นมีประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์และธาตุอาหารไนโตรเจนสูงขึ้น แสดงให้เห็นว่า การติดตั้งปริมาณตัวกลางที่เหมาะสมสำหรับระบบบำบัดน้ำเสีย IFAS-2 ทำให้ประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์และธาตุอาหารไนโตรเจนเพิ่มสูงขึ้นได้ โดยไม่ได้รับผลกระทบจากระยะเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์เท่ากับ 4 ชั่วโมง

Abstract

In Thailand, the combined sewer containing both stormwater and wastewater is employed as a primary wastewater collection system. During the raining season, rainwater contributes higher wastewater flowrate in the sewer than the dry weather season, resulting in lower both concentrations of organic matters and nitrogen in the wastewater and hydraulic retention time (HRT) of wastewater treatment system. Integrated Fixed Film Activated Sludge (IFAS) wastewater treatment system installed with fixed film media in the aerobic zone as an alternative to increase capacity and stability of activated sludge system could experience this seasonal variations. This study was to evaluate the impacts of HRT variations resulting in variations of organic matters and nitrogen concentrations and wastewater flowrates on the stability of IFAS systems. The experiments were conducted at different HRTs of 8, 6 and 4 hours in two IFAS systems containing Bioweb media at the amounts of 34.5% and 18.3% by volume called as IFAS-1 and IFAS-2 system. Another activated sludge (AS) system without any media installed in the aeration basin was operated in parallel as a control system. All systems were operated at the solid retention time (SRT) of 8 days and at the operating temperature of 28 °C. The experimental results revealed that the HRTs of 8 and 6 hours did not have any effects on the AS, IFAS-1 and IFAS-2 systems for COD and nitrogen removals as the results of operating SRT of 8 days and moderate high temperature. However, it was found that the biomass in the AS system was washout at the HRT of 4 hours, reducing the SRT from 8 days to 6.3 days due to insufficient retention time for settling, while the mixed culture bacteria could be maintained in the IFAS-1 and IFAS-2 systems; thereby, maintaining the same SRT in both systems. However, as the HRTs decreased from 8 hours to 4 hours, the suspended biomass concentrations and biofilm thickness increased in the IFAS-1 system resulting from the reductions of HRTs and bulk liquid volumes. The nitrogen removal efficiencies decreased as a result of higher mass transfer resistances in the biofilm layers. In contrast, the COD and nitrogen removal efficiencies increased in the IFAS-2 system at the HRT of 4 hours, suggesting that the optimum amount of fixed film media is suggested to maintain the COD and nitrogen removal efficiencies at the HRT of 4 hours.

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 ระบบบำบัดน้ำเสียจำลองและการควบคุมการทำงาน	5
2.2 คุณลักษณะของน้ำเสีย	10
2.3 หัวเชื้อแบคทีเรียผสม	11
2.4 การเก็บตัวอย่างและการวิเคราะห์ตัวอย่างน้ำเสีย	11
2.5 การศึกษาอัตราการเกิดไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชัน	12
2.6 การวิเคราะห์ทางสถิติ	13
2.7 การทำสมดวลมวลสารของสารอินทรีย์และธาตุอาหารไนโตรเจน	13
ผลการวิจัยและอภิปราย	14
3.1 คุณลักษณะของน้ำเสีย	14
3.2 ประสิทธิภาพของระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพเพื่อการกำจัดสารอินทรีย์และธาตุอาหารไนโตรเจนที่ระยะเวลาเก็บกักทางคลศาสตร์ต่างๆ กัน	14
3.3 ปริมาณแบคทีเรียผสมในระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพ	24
3.4 อัตราการเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชัน	27
สรุปผลการทดลองและข้อเสนอแนะ	44
4.1 สรุปผลการทดลอง	44
4.2 ข้อเสนอแนะ	44
ผลผลิต	45
รายงานสรุปการเงิน	46

บรรณานุกรม
ประวัตินักวิจัย

47

49

สารบัญตาราง

	หน้า
ตารางที่ 2.1 ปริมาณตัวกลาง Bioweb ที่ติดตั้งในระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพจำลอง	10
ตารางที่ 2.2 สารเคมีที่ใช้ในการเตรียมน้ำเสียสังเคราะห์สำหรับการทดลองระยะที่ 1, 2 และ 3	10
ตารางที่ 2.3 สารเคมีที่ใช้ในการเตรียมน้ำเสีย Stock ธาตุอาหารรองที่เติมในน้ำกลั่นปริมาตร 1 ลิตร	11
ตารางที่ 3.1 ค่าเฉลี่ยและค่าเบี่ยงเบนมาตรฐานของคุณลักษณะน้ำเสียสังเคราะห์ช่วงการทดลองที่ 1, 2 และ 3	14
ตารางที่ 3.2 ความเข้มข้น MLSS และ MLVSS ในระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพ AS, IFAS-1 และ IFAS-2 ที่ระยะเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์ 8 ชั่วโมง	25
ตารางที่ 3.3 ความเข้มข้น MLSS และ MLVSS ในระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพ AS, IFAS-1 และ IFAS-2 ที่ระยะเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์ 6 ชั่วโมง	25
ตารางที่ 3.4 ความเข้มข้น MLSS และ MLVSS ในระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพ AS, IFAS-1 และ IFAS-2 ที่ระยะเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์ 4 ชั่วโมง	26
ตารางที่ 3.5 อัตราการเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นแอมโมเนียม ไนไตรท์ และไนเตรทไนโตรเจนในสภาวะเต็มอากาศที่ระยะเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์ 8 ชั่วโมง	29
ตารางที่ 3.6 อัตราการเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นสารอินทรีย์ ไนไตรท์ และไนเตรทไนโตรเจนภายใต้สภาวะแอนน็อกซิกที่ระยะเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์ 8 ชั่วโมง	32
ตารางที่ 3.7 อัตราการเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นแอมโมเนียม ไนไตรท์ และไนเตรทไนโตรเจนในสภาวะเต็มอากาศที่ระยะเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์ 6 ชั่วโมง	34
ตารางที่ 3.8 อัตราการเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นสารอินทรีย์ ไนไตรท์ และไนเตรทไนโตรเจนภายใต้สภาวะแอนน็อกซิกที่ระยะเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์ 6 ชั่วโมง	36
ตารางที่ 3.9 อัตราการเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นแอมโมเนียม ไนไตรท์ และไนเตรทไนโตรเจนในสภาวะเต็มอากาศที่ระยะเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์ 4 ชั่วโมง	39
ตารางที่ 3.10 อัตราการเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นสารอินทรีย์ ไนไตรท์ และไนเตรทไนโตรเจนภายใต้สภาวะแอนน็อกซิกที่ระยะเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์ 4 ชั่วโมง	42

สารบัญภาพ

	หน้า
ภาพที่ 2.1 แผนภาพระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพแบบ Modified Ludzack-Ettinger (MLE).....	6
ภาพที่ 2.2 ระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพจำลองแบบ Modified Ludzack-Ettinger (MLE).....	7
ภาพที่ 2.3 ถังปฏิกริยาแอนนอกซิกของระบบ IFAS-1 และ IFAS-2.....	8
ภาพที่ 2.4 ถังปฏิกริยาแอนนอกซิกของระบบ (ก) IFAS-1 และ (ข) IFAS-2.....	8
ภาพที่ 2.5 ถังตกตะกอนของระบบ (ก) AS (ข) IFAS-1 และ (ค) IFAS-2	9
ภาพที่ 2.6 ลักษณะของตัวกลาง Bioweb ที่ติดตั้งในถังปฏิกริยาเติมอากาศของระบบ IFAS-1 และ IFAS-2 ...	9
ภาพที่ 3.1 การเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นสารอินทรีย์บ่งชี้ด้วยค่าซีโอดีของระบบบำบัดน้ำเสีย AS, IFAS-1 และ IFAS-2 ที่ระยะเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์เท่ากับ 8 ชั่วโมง	15
ภาพที่ 3.2 การเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นสารอินทรีย์บ่งชี้ด้วยค่าซีโอดีของระบบบำบัดน้ำเสีย AS, IFAS-1 และ IFAS-2 ที่ระยะเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์เท่ากับ 6 ชั่วโมง	16
ภาพที่ 3.3 การเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นสารอินทรีย์บ่งชี้ด้วยค่าซีโอดีของระบบบำบัดน้ำเสีย AS, IFAS-1 และ IFAS-2 ที่ระยะเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์เท่ากับ 4 ชั่วโมง	17
ภาพที่ 3.4 การเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นแอมโมเนียมไนโตรเจนของระบบบำบัดน้ำเสีย AS, IFAS-1 และ IFAS-2 ที่ระยะเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์เท่ากับ 8 ชั่วโมง	18
ภาพที่ 3.5 การเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นไนโตรที่ไนโตรเจนของระบบบำบัดน้ำเสีย AS, IFAS-1 และ IFAS-2 ที่ระยะเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์เท่ากับ 8 ชั่วโมง	19
ภาพที่ 3.6 การเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นไนเตรทไนโตรเจนของระบบบำบัดน้ำเสีย AS, IFAS-1 และ IFAS-2 ที่ระยะเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์เท่ากับ 8 ชั่วโมง	19
ภาพที่ 3.7 การเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นแอมโมเนียมไนโตรเจนของระบบบำบัดน้ำเสีย AS, IFAS-1 และ IFAS-2 ที่ระยะเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์เท่ากับ 6 ชั่วโมง	20
ภาพที่ 3.8 การเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นไนโตรที่ไนโตรเจนของระบบบำบัดน้ำเสีย AS, IFAS-1 และ IFAS-2 ที่ระยะเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์เท่ากับ 6 ชั่วโมง	21
ภาพที่ 3.9 การเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นไนเตรทไนโตรเจนของระบบบำบัดน้ำเสีย AS, IFAS-1 และ IFAS-2 ที่ระยะเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์เท่ากับ 6 ชั่วโมง	21
ภาพที่ 3.10 การเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นแอมโมเนียมไนโตรเจนของระบบบำบัดน้ำเสีย AS, IFAS-1 และ IFAS-2 ที่ระยะเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์เท่ากับ 4 ชั่วโมง	22
ภาพที่ 3.11 การเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นไนโตรที่ไนโตรเจนของระบบบำบัดน้ำเสีย AS, IFAS-1 และ IFAS-2 ที่ระยะเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์เท่ากับ 4 ชั่วโมง.....	23
ภาพที่ 3.12 การเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นไนเตรทไนโตรเจนของระบบบำบัดน้ำเสีย AS, IFAS-1 และ IFAS-2 ที่ระยะเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์เท่ากับ 4 ชั่วโมง.....	23
ภาพที่ 3.13 การเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นแอมโมเนียมไนโตรเจนของระบบบำบัดน้ำเสีย AS, IFAS-1 และ IFAS-2 ในถังปฏิกริยาแบบกะที่ระยะเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์เท่ากับ 8 ชั่วโมง เพื่อศึกษาปฏิกริยาไนตริฟิเคชัน	28

ภาพที่ 3.26 การเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นไนโตรเจนไนโตรเจนของระบบบำบัดน้ำเสีย AS, IFAS-1 และ IFAS-2 ในถังปฏิกรณ์แบบกะที่ระยะเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์เท่ากับ 4 ชั่วโมง เพื่อศึกษาปฏิกริยาไนโตรฟิเคชัน39

ภาพที่ 3.27 การเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นไนโตรเจนไนโตรเจนของระบบบำบัดน้ำเสีย AS, IFAS-1 และ IFAS-2 ในถังปฏิกรณ์แบบกะที่ระยะเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์เท่ากับ 4 ชั่วโมง เพื่อศึกษาปฏิกริยาไนโตรฟิเคชัน40

ภาพที่ 3.28 การเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นสารอินทรีย์ของระบบบำบัดน้ำเสีย AS, IFAS-1 และ IFAS-2 ในถังปฏิกรณ์แบบกะที่ระยะเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์เท่ากับ 4 ชั่วโมง เพื่อศึกษาปฏิกริยาดีไนตริฟิเคชัน41

ภาพที่ 3.29 การเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นไนโตรเจนไนโตรเจนของระบบบำบัดน้ำเสีย AS, IFAS-1 และ IFAS-2 ในถังปฏิกรณ์แบบกะที่ระยะเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์เท่ากับ 4 ชั่วโมง เพื่อศึกษาปฏิกริยาดีไนตริฟิเคชัน41

ภาพที่ 3.30 การเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นไนโตรเจนไนโตรเจนของระบบบำบัดน้ำเสีย AS, IFAS-1 และ IFAS-2 ในถังปฏิกรณ์แบบกะที่ระยะเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์เท่ากับ 4 ชั่วโมง เพื่อศึกษาปฏิกริยาดีไนตริฟิเคชัน42

บทนำ

1.1 ความสำคัญและที่มาของปัญหา

เทคโนโลยีบำบัดน้ำเสียที่เรียกว่า Integrated Fixed Film Activated Sludge (IFAS) เป็นระบบบำบัดน้ำเสียที่นำมาใช้เพิ่มประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์และธาตุอาหารไนโตรเจนเมื่อระบบบำบัดน้ำเสียแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ประสบปัญหา เช่น เพิ่มประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์และธาตุอาหารไนโตรเจนแก่ระบบบำบัดน้ำเสียแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ที่ประสบปัญหาการเดินระบบที่มีอุณหภูมิต่ำ (Randall & Sen, 1996, Sen & Randall, 1994) หรือต้องการเพิ่มศักยภาพของระบบบำบัดน้ำเสียเดิมให้สูงขึ้นสามารถรองรับน้ำเสียที่มีปริมาณมากขึ้นหรือความเข้มข้นสูงขึ้น (Sriwiryarat et al., 2008b) โดยปกติ การเพิ่มประสิทธิภาพของระบบบำบัดน้ำเสียแอกทิเวเต็ดสลัดจ์นั้นทำได้โดยการเพิ่มอายุสลัดจ์หรือค่า Solid Retention Time (SRT) ส่งผลให้ปริมาณจุลินทรีย์ในระบบเพิ่มสูงขึ้น อย่างไรก็ตาม หากถังตกตะกอนไม่ได้ถูกออกแบบไว้รองรับหรือพื้นที่ที่ต้องใช้ในการขยายขนาดถังเติมอากาศหรือถังตกตะกอนมีจำกัด ทำให้ไม่สามารถรองรับปริมาณจุลินทรีย์ที่เพิ่มขึ้นได้ ส่งผลทำให้เกิดปัญหาต่อประสิทธิภาพของถังตกตะกอนและคุณภาพน้ำทิ้งได้ ระบบบำบัดน้ำเสีย IFAS นั้นเป็นระบบผสมผสานระหว่างระบบบำบัดน้ำเสียแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ที่มีจุลินทรีย์แขวนลอยในถังเติมอากาศและระบบไบโอฟิล์มที่จุลินทรีย์ยึดเกาะอยู่กับผิวตัวกลาง (Media) โดยระบบบำบัดน้ำเสีย IFAS มีการติดตั้งตัวกลางลงในถังเติมอากาศของระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ระบบไบโอฟิล์มที่ผสมผสานเข้ามาในถังเติมอากาศ ทำให้มีจุลินทรีย์เพิ่มปริมาณสูงขึ้นได้เพราะจุลินทรีย์ยึดเกาะอยู่บนผิวตัวกลางมีความหนาแน่นสูง ทำให้อายุสลัดจ์ของจุลินทรีย์บนผิวตัวกลางมีค่าสูง จุลินทรีย์ที่เพิ่มขึ้นไม่ได้ถูกตกตะกอนในถังตกตะกอนจึงไม่เป็นภาระต่อถังตกตะกอน

ปัจจุบัน ระบบบำบัดน้ำเสีย IFAS กำลังเป็นที่นิยมอย่างแพร่หลายในประเทศสหรัฐอเมริกา กลุ่มประเทศยุโรปและประเทศในเอเชียหลายๆ ประเทศ โดย Tsuno และคณะฯ (1992). พบว่า โพลียูรีเทนขนาด 8 ลูกบาศก์เซนติเมตร ที่เติมลงในถังเติมอากาศปริมาณ 10% และ 20% ของปริมาตรถังเติมอากาศเพื่อบำบัดน้ำเสียชุมชนทำให้มีอัตราการเกิดไนตริฟิเคชัน เท่ากับ 0.33 มิลลิกรัมต่อชั่วโมงต่อชิ้นโฟมที่อุณหภูมิ 15 องศาเซลเซียส ผลการทดลองสอดคล้องกับผลการทดลองของ Kondo และคณะฯ (1992) ที่มีการเติมตัวกลางเป็นชิ้นโฟมโพลียูรีเทนขนาดเล็กจำนวนมากลงในถังเติมอากาศถึง 30% แต่มีการเติมอากาศสลักกับการหยุดเติมอากาศ เพื่อให้เกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชันพร้อมกันในถังปฏิกิริยา พบว่า ระบบสามารถกำจัดสารบีโอดีและไนโตรเจนให้เหลือ 20 และ 15 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ ที่อุณหภูมิ 13-30 องศาเซลเซียส ส่วน Morper และ Wildmoser (1989) ได้เติมตัวกลาง คือ Linpor-N ที่มีลักษณะคล้ายฟองน้ำชิ้นเล็กๆ ลงในถังปฏิกิริยาส่วนสุดท้ายลำดับต่อจากถังตกตะกอนขั้นที่สองของระบบบำบัดน้ำเสียโดยไม่มีการติดตั้งถังตกตะกอนเพิ่มสามารถกำจัดไนโตรเจนได้ถึง 50% ที่อุณหภูมิ 10 องศาเซลเซียส ต่อมา มีการใช้ตัวกลางที่มีลักษณะคล้ายเส้นเชือกที่มีการเพิ่มพื้นที่ผิว เรียกว่า Ringlace ในระบบบำบัดน้ำเสียชุมชนที่เมือง Geiselbullach เพื่อปรับปรุงระบบบำบัดน้ำเสีย พบว่า สามารถทำให้ระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดสารไนโตรเจนได้ดี (Lessel, 1991; Lessel, 1993) เช่นเดียวกัน Golla และคณะฯ (1993) ได้ติดตั้งตัวกลางที่เป็นฟองน้ำขนาดเล็กที่เรียกว่า Captor ในระบบบำบัดน้ำเสียที่เมือง Moundsville รัฐเวอร์จิเนียตะวันตก ประเทศสหรัฐอเมริกา เพื่อเพิ่มประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจน ผลการทดลองพบว่า ระบบบำบัดน้ำเสียสามารถกำจัดไนโตรเจนได้ถึง 70-75% ทำให้แอมโมเนียในน้ำทิ้งเหลือเพียง 5.4 มิลลิกรัมต่อลิตร นอกจากนี้ยังได้มีการนำตัวกลาง Ringlace มาติดตั้งในระบบบำบัดน้ำเสีย รูปแบบ Modified Ludzack Ettinger (MLE)

และ Step Feed ที่เมือง Annapolis รัฐแมริแลนด์ และเปรียบเทียบกับระบบที่ไม่มีการเติมตัวกลาง พบว่าระบบบำบัดน้ำเสียที่มีการเติมตัวกลางลงในถังเติมอากาศมีประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนสูงกว่าระบบที่ไม่มีตัวกลางถึง 3 เท่า และผลการทดลองยังพบว่า มีดีไนโตรฟิเคชันเกิดขึ้นในถังเติมอากาศที่มีการเติมตัวกลางด้วย (Sen et al., 1993; Sen & Randall, 1994; Randall & Sen, 1996; Randall, 1997) สำหรับประเทศไทยนั้น มีรายงานการวิจัยว่าระบบบำบัดน้ำเสียแบบ IFAS นั้นสามารถนำมาเพิ่มประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์และธาตุอาหารไนโตรเจนได้ (Sriwiriyarat et al., 2008a, Sriwiriyarat et al., 2008b)

ระบบท่อระบายน้ำเสียชุมชนในประเทศไทยส่วนใหญ่เป็นระบบท่อระบายน้ำเสียรวม ซึ่งรองรับทั้งน้ำเสียและน้ำฝน น้ำฝนที่ไหลเข้าสู่ระบบท่อระบายน้ำเสียรวมในช่วงฤดูฝนจะทำให้เกิดการเจือจางของน้ำเสียแต่กลับทำให้ปริมาณน้ำเสียเพิ่มสูงขึ้น ส่งผลให้ความเข้มข้นของน้ำเสียและระยะเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์ของระบบบำบัดน้ำเสียชุมชนลดลง การเปลี่ยนแปลงปริมาณและความเข้มข้นของน้ำเสียตามฤดูกาลมักมีผลกระทบต่อการทำงานของระบบบำบัดน้ำเสียแอกทิเวเตดสลัดจ์ กล่าวคือ ระบบอาจมีประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียที่ดีในช่วงฤดูแล้ง แต่มีประสิทธิผลลดลงในช่วงฤดูฝนเนื่องจากการชะล้างจุลินทรีย์ออกจากระบบในช่วงฤดูฝนจากระยะเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์ที่ลดต่ำลง ระยะเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์ (Hydraulic Retention Time, HRT) เป็นพารามิเตอร์หนึ่งที่สำคัญต่อการออกแบบและเดินระบบบำบัดน้ำเสียแอกทิเวเตดสลัดจ์ โดยปกติ ระบบบำบัดน้ำเสียแอกทิเวเตดสลัดจ์มักถูกออกแบบให้มีค่า HRT ระหว่าง 4-8 ชั่วโมง

(Tchobanoglous et al., 2003) หรือสูงกว่าหากต้องการเน้นการกำจัดธาตุอาหารไนโตรเจนและฟอสฟอรัสทางชีวภาพ ทั้งนี้ หากค่า HRT ลดต่ำลงเนื่องจากปริมาณน้ำเสียที่ไหลเข้าสู่ระบบมีมากขึ้นก็จะมีผลกระทบต่อปฏิกิริยากำจัดสารอินทรีย์และธาตุอาหารไนโตรเจนเนื่องจากระยะเวลาในการกำจัดสารอินทรีย์และธาตุอาหารไนโตรเจนลดน้อยลง Grady และคณะฯ (1999) ระบุวิธีการแก้ปัญหาดังกล่าวว่าควรปรับเปลี่ยนรูปแบบของระบบบำบัดน้ำเสียแอกทิเวเตดสลัดจ์จาก Conventional Activated Sludge (CAS) ในช่วงฤดูแล้งเป็นรูปแบบ Step-feed Activated Sludge (SFAS) หรือ Contact Stabilization Activated Sludge (CSAS) สำหรับการเดินระบบในช่วงฤดูฝน ทั้งนี้ ไม่จำเป็นต้องกังวลต่อคุณภาพของน้ำทิ้งมากนักเนื่องจากความเข้มข้นที่ลดลงของน้ำเสียที่ไหลเข้าสู่ระบบ อย่างไรก็ตาม การปรับเปลี่ยนรูปแบบของระบบบำบัดน้ำเสียแอกทิเวเตดสลัดจ์จาก CAS เป็น SFAS หรือ CSAS จำเป็นต้องมีการปรับปรุงโครงสร้างของระบบ ต้องอาศัยผู้เชี่ยวชาญเกี่ยวกับระบบทั้งสามรูปแบบจึงเป็นเรื่องยากต่อการดำเนินการ นอกจากนี้ ผลกระทบดังกล่าวยังอาจมีผลกระทบต่อระบบบำบัดน้ำเสีย IFAS ได้เพราะอาจทำให้เกิดชั้นไบโอฟิล์มลดลงและเกิดการหลุดลอกของชั้นไบโอฟิล์มมากขึ้นในช่วงฤดูฝน ทำให้ประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์และธาตุอาหารไนโตรเจนลดลงได้ อย่างไรก็ตาม ระบบบำบัดน้ำเสีย IFAS อาจมีประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์และธาตุอาหารไนโตรเจนสูงกว่าระบบบำบัดน้ำเสียแอกทิเวเตดสลัดจ์ได้ ทำให้ไม่จำเป็นต้องมีการปรับเปลี่ยนรูปแบบของระบบตามที่ได้เสนอโดย Grady และคณะฯ (1999) โดยคาดว่า ระบบบำบัดน้ำเสีย IFAS จะมีศักยภาพในการรองรับการเปลี่ยนแปลงตามฤดูกาลของความเข้มข้นของสารอินทรีย์และธาตุอาหารไนโตรเจน และปริมาณน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบดีกว่าระบบบำบัดน้ำเสียแอกทิเวเตดสลัดจ์ธรรมดา โดยการเปลี่ยนแปลงตามฤดูกาลอาจทำให้ปริมาณของจุลินทรีย์ในระบบบำบัดน้ำเสียทั้งสองประเภทลดลง Andreotola และคณะฯ (2003) พบว่า การเพิ่มตัวกลางที่เป็นพลาสติกลงในระบบบำบัดน้ำเสีย Moving Bed Biofilm Reactor (MBBR) ที่มีค่า HRT เท่ากับ 5.5-7.0 ชั่วโมง ทำให้สามารถกำจัดสารอินทรีย์และธาตุอาหารไนโตรเจนได้เท่ากับ 88% และ 90% ตามลำดับ ส่วน Liu และคณะฯ (1996) พบว่า ระบบบำบัดน้ำเสียที่มีการติดตั้งตัวกลางในถังปฏิกรณ์แอนอนอกซิกเพียงอย่างเดียวเรียกว่าระบบ Submerged Biofilm Activated Sludge (SBF-AS) ที่มีภาระบรรทุกสารอินทรีย์และไนโตรเจนสูง แต่มีค่า HRT ต่ำสามารถกำจัดสารแอมโมเนียไนโตรเจนได้สูงถึง 94.0-99.9% และกำจัด

สารอินทรีย์ได้สูงถึง 80-95% ส่วน Trapani และคณะ (2011) ทดลองเดินระบบบำบัดน้ำเสีย IFAS ที่มี HRT เท่ากับ 3.5 และ 4.5 ชั่วโมง และ SRT เท่ากับ 5.7 วัน ที่อุณหภูมิเท่ากับ 11.5 องศาเซลเซียส ผลการทดลองยืนยันว่า ระบบบำบัดน้ำเสีย IFAS สามารถเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันได้ดีที่สภาวะการทดลองดังกล่าว ส่วน Sriwiryarat และคณะ (2008b) พบว่า ระบบ IFAS ยังคงกำจัดสารอินทรีย์และธาตุอาหารไนโตรเจนได้ดีขึ้นนั้นอยู่กับค่า SRT และ HRT โดยระบบมีประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์และธาตุอาหารไนโตรเจนลดต่ำลงเมื่อค่า HRT เท่ากับ 6 ชั่วโมง โดยมีค่า SRT เท่ากับ 4 วัน เมื่อเปรียบเทียบกับระบบบำบัดน้ำเสียแบบแอกทิเวเตดสลัดจ์ทั่วไปที่ล้มเหลวเมื่อมีการลดค่า HRT ลง อย่างไรก็ตาม การทดลองไม่ได้มีการเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นของสารอินทรีย์และธาตุอาหารไนโตรเจน ดังนั้น ถึงแม้ว่า การลดค่า HRT ให้ต่ำลง แต่ทำให้การกำจัดสารอินทรีย์และธาตุอาหารไนโตรเจนที่เข้าสู่ระบบเพิ่มสูงขึ้น จุลินทรีย์มีสารอาหารเพียงพอที่จะไม่ทำให้จุลินทรีย์ถูกชะล้างออกไปจนหมด นอกจากนั้น ยังมีได้ทดสอบการเปลี่ยนแปลงของ HRT และความเข้มข้นของน้ำเสียที่ลดลงจากการเปลี่ยนแปลงตามฤดูกาลดังที่กล่าวมาข้างต้น

เมื่อนำเทคโนโลยีบำบัดน้ำเสีย IFAS มาประยุกต์ใช้ในประเทศไทย หากคุณลักษณะของน้ำเสียและปริมาณน้ำเสียมีการเปลี่ยนแปลงตามฤดูกาล ระบบอาจมีประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียที่ดีในช่วงฤดูแล้ง แต่อาจมีผลกระทบต่อ การเกิดชั้นไบโอฟิล์มและการหลุดลอกของชั้นไบโอฟิล์มในช่วงฤดูฝน อาจทำให้ประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์และธาตุอาหารไนโตรเจนลดลงได้ อย่างไรก็ตาม ระบบบำบัดน้ำเสีย IFAS ปกติมีประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์และธาตุอาหารไนโตรเจนสูงกว่าระบบบำบัดน้ำเสียแอกทิเวเตดสลัดจ์ จึงอาจไม่จำเป็นต้องมีการปรับเปลี่ยนรูปแบบของระบบตามที่ได้เสนอโดย Grady และคณะ (1999) อย่างไรก็ตาม มีความจำเป็นต้องศึกษาผลกระทบของการเปลี่ยนแปลงทางฤดูกาลดังกล่าวที่มีต่อระบบบำบัดน้ำเสีย IFAS

1.2 วัตถุประสงค์ของโครงการ

เพื่อประเมินผลกระทบของการเปลี่ยนแปลงตามฤดูกาลของภาระสารอินทรีย์และธาตุอาหารไนโตรเจน ตลอดจนระยะเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์ที่มีต่อระบบบำบัดน้ำเสีย Integrated Fixed Film Activated Sludge (IFAS) และเพื่อเปรียบเทียบศักยภาพของระบบบำบัดน้ำเสีย IFAS กับระบบบำบัดน้ำเสียแอกทิเวเตดสลัดจ์ในการรองรับการเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นของสารอินทรีย์และธาตุอาหารไนโตรเจน ตลอดจนปริมาณน้ำเสียตามฤดูกาลที่เกิดขึ้น โดยมีวัตถุประสงค์เฉพาะ ดังนี้

1. เพื่อศึกษาผลกระทบของความเข้มข้นสารอินทรีย์และธาตุอาหารไนโตรเจนต่อเสถียรภาพของระบบบำบัดน้ำเสียแอกทิเวเตดสลัดจ์และระบบบำบัดน้ำเสีย IFAS
2. เพื่อศึกษาผลกระทบของระยะเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์ต่อเสถียรภาพของระบบบำบัดน้ำเสียแอกทิเวเตดสลัดจ์และระบบบำบัดน้ำเสีย IFAS
3. เพื่อศึกษาปริมาณตัวกลางที่เหมาะสมสำหรับระบบบำบัดน้ำเสีย IFAS ที่มีระยะเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์และความเข้มข้นของสารอินทรีย์และธาตุอาหารไนโตรเจนทางชีวภาพต่ำ

1.3 ขอบเขตของโครงการวิจัย

โครงการวิจัยนี้ศึกษาการเปรียบเทียบประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์และธาตุอาหารไนโตรเจนทางชีวภาพของระบบบำบัดน้ำเสียแอกทิเวเตดสลัดจ์และระบบบำบัดน้ำเสีย Integrated Fixed Film Activated Sludge (IFAS) ในสภาวะที่มีการเปลี่ยนแปลงภาระสารอินทรีย์และไนโตรเจน ปริมาณน้ำเสีย และสัดส่วนปริมาณตัวกลางในถังเติมอากาศ

1. น้ำเสียที่ใช้เป็นน้ำเสียสังเคราะห์จากการเตรียมโดยใช้สารเคมีที่ป้อนเข้าสู่ระบบ
2. ตัวกลางที่ใช้ติดตั้งภายในช่วงระยะเวลาเต็มอากาศเป็นประเภทอยู่กับที่ (Fixed Media) คือ Bioweb
3. การทดลองดำเนินการโดยใช้ระบบบำบัดน้ำเสียประเภท Modified Ludzack-Ettinger (MLE) จำนวน 2 ระบบ ระบบหนึ่งมีการติดตั้งตัวกลางในถังเต็มอากาศ เรียกว่า ระบบบำบัดน้ำเสีย IFAS ส่วนอีกระบบไม่มีการติดตั้งตัวกลางในถังเต็มอากาศเรียกว่า ระบบบำบัดน้ำเสีย AS
4. การทดลองดำเนินการที่อุณหภูมิห้อง ($\sim 28\text{ }^{\circ}\text{C}$)

1.4 ประโยชน์ที่คาดว่าจะได้รับ

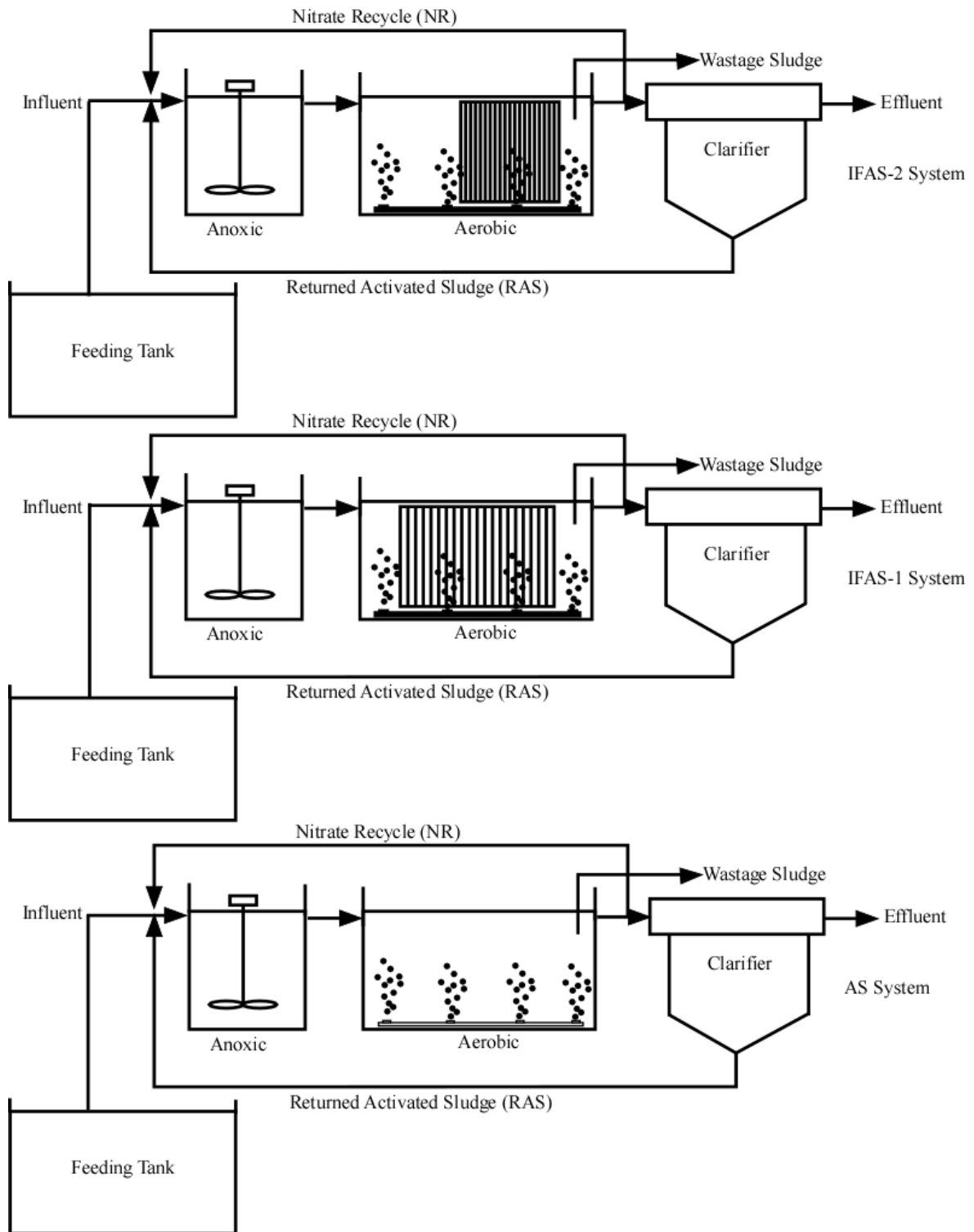
หลังสิ้นสุดโครงการวิจัยและพัฒนา จะมีผลการทดลองที่สามารถยืนยันได้ว่าระบบบำบัดน้ำเสียแบบ IFAS นั้นสามารถนำไปใช้ในการแก้ไขปัญหาของระบบบำบัดน้ำเสียชุมชนที่ระบบมักล้มเหลวในช่วงฤดูฝน เนื่องจากความเข้มข้นของสารอินทรีย์และไนโตรเจนที่เข้าสู่ระบบลดต่ำลง และปริมาณน้ำเสียที่เพิ่มสูงขึ้นหรือระยะเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์ลดต่ำลงจนไม่สามารถรักษาจุลินทรีย์ให้อยู่ในระบบต่อไปได้ หน่วยงานที่สามารถนำไปใช้ประโยชน์ได้ เช่น องค์กรจัดการน้ำเสีย หน่วยงานปกครองส่วนท้องถิ่น หรือภาคอุตสาหกรรมที่มีระบบบำบัดน้ำเสียแอกทิเวเตดสลัดจ์ที่มีปริมาณและความเข้มข้นของน้ำเสียเปลี่ยนแปลงตามกระบวนการผลิต

วิธีการดำเนินการวิจัย

โครงการวิจัยนี้ดำเนินการในห้องปฏิบัติการวิศวกรรมสิ่งแวดล้อมของภาควิชาวิศวกรรมเคมี คณะวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยบูรพา เพื่อประเมินผลกระทบของการเปลี่ยนแปลงตามฤดูกาลของภาระสารอินทรีย์และธาตุอาหารไนโตรเจน ตลอดจนระยะเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์ที่มีต่อระบบบำบัดน้ำเสีย Integrated Fixed Film Activated Sludge (IFAS) และเพื่อเปรียบเทียบศักยภาพของระบบบำบัดน้ำเสีย IFAS กับระบบบำบัดน้ำเสียแอกทิเวตเต็ดสลัดจ์ในการรองรับการเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นของสารอินทรีย์และธาตุอาหารไนโตรเจน ตลอดจนปริมาณน้ำเสียตามฤดูกาลที่เกิดขึ้น นอกจากนี้ ยังศึกษาปริมาณตัวกลางที่เหมาะสมสำหรับระบบบำบัดน้ำเสีย IFAS ที่มีระยะเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์และความเข้มข้นของสารอินทรีย์และธาตุอาหารไนโตรเจนทางชีวภาพต่ำ แผนการทดลองแบ่งออกเป็น 3 ระยะตามระยะเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์ โดยระบบบำบัดน้ำเสียมีการควบคุมให้มีอัตราการไหลเข้าเพื่อให้ระบบบำบัดน้ำเสียทั้ง 3 ระบบมีระยะเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์ (Hydraulic Retention Time, HRT) เท่ากับ 8, 6, และ 4 ชั่วโมง ตามลำดับ โดยมีการลดความเข้มข้นของสารอินทรีย์บ่งชี้ด้วยค่าซีโอดี เท่ากับ 400, 300, และ 200 มิลลิกรัมซีโอดีต่อลิตรตามลำดับ

2.1 ระบบบำบัดน้ำเสียจำลองและการควบคุมการทำงาน

โครงการวิจัยนี้สร้างระบบบำบัดน้ำเสียชีวภาพจำลองในรูปแบบ Modified Ludzak-Ettinger (MLE) หรือเรียกอีกชื่อหนึ่งว่า Anoxic/Oxic (AO) จำนวน 3 ระบบ ดังภาพที่ 2.1 และ 2.2 ตามลำดับ โดยระบบที่ 1 เป็นระบบที่ไม่มีการติดตั้งตัวกลางในถังปฏิริยาเติมอากาศ ซึ่งเป็นตัวแทนของระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพแบบแอกทิเวตเต็ดสลัดจ์ทั่วไป เรียกขานกันว่า ระบบ AS ส่วนระบบที่ 2 เรียกว่า ระบบ IFAS-1 ที่มีการติดตั้งตัวกลางในถังปฏิริยาเติมอากาศ ส่วนอีกระบบนั้นเรียกว่า ระบบ IFAS-2 มีการติดตั้งตัวกลางในถังปฏิริยาเติมอากาศเช่นเดียวกัน แต่มีปริมาณน้อยกว่าระบบ IFAS-1 ระบบทั้ง 3 ระบบถูกควบคุมการทำงานจากระบบที่อุณหภูมิห้องประมาณ 28 องศาเซลเซียส ด้วยค่าอายุสลัดจ์ (Solid Retention Time, SRT) เท่ากับ 8.0 วัน และระยะเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์เท่ากับ 8, 6 และ 4 ชั่วโมง ตามลำดับ แบ่งเป็นระยะเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์ภายในถังปฏิริยาแอนน็อกซิกและถังปฏิริยาเติมอากาศ เท่ากับ 2.5 ชั่วโมง และ 6.5 ชั่วโมง ตามลำดับ ทั้งนี้มีการรักษาปริมาณออกซิเจนที่ละลายน้ำ (Dissolved Oxygen, DO) ในถังปฏิริยาเติมอากาศให้อยู่ที่ประมาณ 4-5 มิลลิกรัมต่อลิตร ระบบทั้ง 3 ระบบมีอัตราส่วนการหมุนเวียนตะกอนจุลินทรีย์กลับจากถังปฏิริยาเติมอากาศเข้าสู่ถังปฏิริยาแอนน็อกซิก (Nitrate Recycle, NR) และอัตราส่วน คือ 100%, อัตราการไหลของน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบ หรือ 1.0Q เพื่อหมุนเวียนตะกอนจุลินทรีย์กลับจากถังปฏิริยาเติมอากาศไปยังถังปฏิริยาแอนน็อกซิกเพื่อเพิ่มปริมาณไนโตรเจนและไนเตรทไนโตรเจนสำหรับปฏิริยาดีไนตริฟิเคชันในถังปฏิริยาแอนน็อกซิก นอกจากนี้ ทั้ง 3 ระบบมีการสูบตะกอนจุลินทรีย์กลับจากถังตกตะกอนเข้าสู่ถังปฏิริยาแอนน็อกซิก (Returned Activated Sludge, RAS) ด้วยอัตราการไหลเท่ากับ 1.0Q



ภาพที่ 2.1 แผนภาพระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพแบบ Modified Ludzack-Ettinger (MLE)



ภาพที่ 2.2 ระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพจำลองแบบ Modified Ludzack-Ettinger (MLE)

สำหรับถังปฏิกริยาแอนน็อกซิกนั้นทำด้วยวัสดุที่เป็นอะคริลิกรูปสี่เหลี่ยมผืนผ้า มีปริมาตรของสลัดจ์เท่ากับ 7.9 ลิตร ดังภาพที่ 2.3 ระบบมีการติดตั้งใบกวนแบบ Turbine ประเภท 4 ใบพัด เส้นผ่านศูนย์กลางเท่ากับ 13 เซนติเมตร จัดทำขึ้นจากวัสดุสแตนเลสเพื่อให้ทนต่อการกัดกร่อนของน้ำเสีย ใบกวนติดตั้งอยู่ในแนวตั้งต่อเชื่อมกับมอเตอร์ด้วยแกนหมุนสแตนเลส มอเตอร์ที่ใช้ในระบบ IFAS-1 และ IFAS-2 มีขนาด 50 รอบต่อนาที ตามลำดับ ถังปฏิกริยาแอนน็อกซิกมีน้ำเสีย ตะกอนจุลินทรีย์ที่สุบกลับจากถังตกตะกอน และตะกอนจุลินทรีย์ที่สุบกลับจากถังปฏิกริยาเติมอากาศไหลเข้าสู่ถังปฏิกริยาด้วยอัตราการไหล 100% ของอัตราการไหลของน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบ

ส่วนถังปฏิกริยาเติมอากาศนั้นทำด้วยวัสดุที่เป็นอะคริลิกรูปสี่เหลี่ยมผืนผ้าเช่นเดียวกัน โดยมีปริมาตรของสลัดจ์ในถังปฏิกริยาเติมอากาศเท่ากับ 21.6 ลิตร ดังภาพที่ 2.4 แต่ละถังปฏิกริยามีการติดตั้งหัวทรายเพื่อเติมอากาศจำนวน 3 หัว ที่ต่อเชื่อมกับปั๊มเติมอากาศ จำนวน 2 เครื่อง เพื่อเติมอากาศและเพื่อให้จุลินทรีย์สามารถแขวนลอยอยู่ในถังปฏิกริยาได้ ทั้งระบบ IFAS-1 และ IFAS-2 มีการติดตั้งตัวกลาง

สำหรับถังตกตะกอนของแต่ละระบบจัดทำขึ้นด้วยวัสดุสแตนเลสที่มีปริมาตรสุทธิเท่ากับ 3.5 ลิตร ถังตกตะกอนมีใบกวาดตะกอนทำด้วยวัสดุสแตนเลสต่อเชื่อมอยู่กับมอเตอร์ที่หมุนด้วยความเร็วรอบ 5 รอบต่อนาที เพื่อกวาดตะกอนลงสู่ก้นถังตกตะกอนเพื่อการสุบกลับเข้าสู่ถังปฏิกริยาแอนน็อกซิกต่อไป ถังตกตะกอนแสดงดังภาพที่ 2.5

เมื่อรวมปริมาตรเฉพาะถังปฏิกริยาแอนน็อกซิกและถังปฏิกริยาเติมอากาศ ทำให้มีปริมาตรรวมทั้งหมดของแต่ละระบบเท่ากับ 29.5 ลิตร



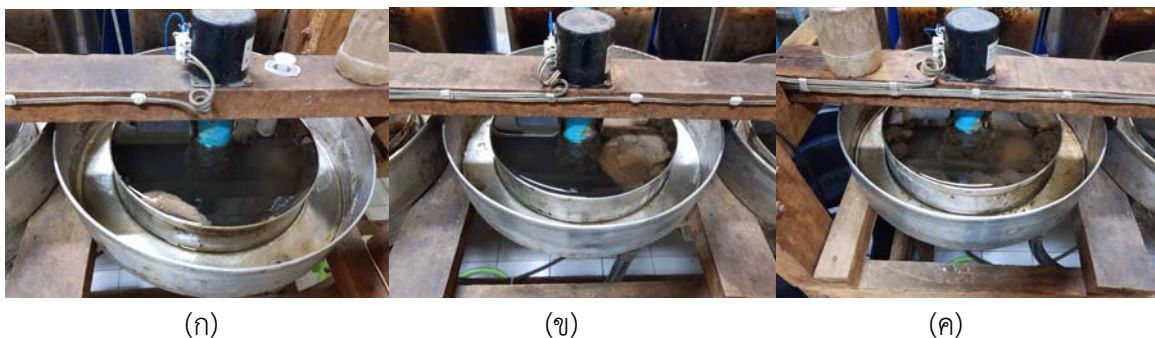
ภาพที่ 2.3 ถังปฏิบัติการภายนอกของระบบ IFAS-1 และ IFAS-2



(ก)

(ข)

ภาพที่ 2.4 ถังปฏิบัติการภายนอกของระบบ (ก) IFAS-1 และ (ข) IFAS-2



ภาพที่ 2.5 ถังตกตะกอนของระบบ (ก) AS (ข) IFAS-1 และ (ค) IFAS-2

สำหรับตัวกลางที่ใช้ในถังปฏิกรณ์เติมอากาศ คือ Bioweb ซึ่งนำเข้ามาจากประเทศสหรัฐอเมริกา ผลิตโดยบริษัท Entex Technologies ดังรูปที่ 2.6 ด้านหนึ่งของตัวกลาง Bioweb มีลักษณะเป็นวง ผลิตจากด้ายถักผิวเรียบ ส่วนอีกด้านประกอบด้วยด้ายวงเล็กๆ เพื่อให้จุลินทรีย์ยึดเกาะได้ดี ตัวกลาง Bioweb พื้นที่ 1 ตารางเมตร มีจำนวนวงทั้งสิ้น 711 วง แต่ละวงเมื่อนำมาขยายเป็นเส้นตรงจะได้ความยาว 14 เซนติเมตรต่อวง ตัวกลางเหล่านี้ถูกขึงยึดติดกับกรอบสแตนเลสและอยู่ในถังปฏิกรณ์เติมอากาศของระบบ IFAS-1 และ IFAS-2 ดังแสดงในตารางที่ 2.1 โดยมีพื้นที่แต่ละแผ่นที่จุ่มในน้ำเสียเท่ากับ 20 ซม. x 22 ซม. = 440 ตารางเซนติเมตร หรือ 0.044 m² ต่อแผ่น โดยระบบ IFAS-1 มีการติดตั้งตัวกลางจำนวน 9 แผ่น ทำให้มีพื้นที่ทั้งหมดเท่ากับ 0.396 ตารางเมตร ส่วนระบบ IFAS-2 มีการติดตั้งตัวกลางจำนวน 5 แผ่น ทำให้มีพื้นที่ทั้งหมดเท่ากับ 0.220 ตารางเมตร ดังนั้น จึงมีความยาวรวมของเส้นเชือก Bioweb เท่ากับ 39.4 และ 21.9 เมตร ในระบบ IFAS-1 และ IFAS-2 ตามลำดับ



ภาพที่ 2.6 ลักษณะของตัวกลาง Bioweb ที่ติดตั้งในถังปฏิกรณ์เติมอากาศของระบบ IFAS-1 และ IFAS-2

ทั้งนี้ ตัวกลาง Bioweb แต่ละแผ่นถูกนำมาเรียงไว้ในถังปฏิกรณ์เติมอากาศโดยมีระยะห่างระหว่างแผ่น Bioweb เท่าๆ กัน ทำให้ความยาวรวมของตัวกลางในถังปฏิกรณ์เติมอากาศของระบบ IFAS-1 และ IFAS-2 เท่ากับ 17 ซม. และ 9 ซม. ตามลำดับ ทำให้มีปริมาตรของตัวกลางในถังปฏิกรณ์เติมอากาศของระบบ IFAS-1 และ IFAS-2 เท่ากับ 7.48 และ 3.96 ลิตร ตามลำดับ คิดเป็นร้อยละของปริมาตรตัวกลางเท่ากับ 34.5% และ 18.3% ตามลำดับ

ตารางที่ 2.1 ปริมาณตัวกลาง Bioweb ที่ติดตั้งในระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพจำลอง

ระบบบำบัดน้ำเสีย	พื้นที่ตัวกลาง	ปริมาตรตัวกลาง
AS	-	-
IFAS-1	0.044 m ² /แผ่น x 9 แผ่น = 0.396 m ²	0.044 m ² x 0.17 m = 7.48x10 ⁻³ m ³
IFAS-2	0.044 m ² /แผ่น x 5 แผ่น = 0.220 m ²	0.044 m ² x 0.09 m = 3.96x10 ⁻³ m ³

2.2 คุณลักษณะของน้ำเสีย

น้ำเสียที่ป้อนเข้าสู่ระบบบำบัดน้ำเสียจำลองทั้ง 3 ระบบ เป็นน้ำเสียสังเคราะห์ที่มีลักษณะคล้ายน้ำเสียชุมชน ถูกเตรียมจากการใช้สารเคมีต่างๆ ดังแสดงตารางที่ 2.2 ละลายลงในน้ำประปาปริมาณ 100, 130 และ 200 ลิตรต่อวัน เพื่อป้อนเข้าสู่ระบบบำบัดน้ำเสียทั้ง 3 ระบบด้วยอัตราการไหลเท่ากับ 87.5, 118.0 และ 174.5 ลิตรต่อวัน สำหรับการทดลองในระยะที่ 1, 2, และ 3 ตามลำดับ ทำให้ความเข้มข้นสารอินทรีย์และธาตุอาหารไนโตรเจนลดลงจาก 100%, 75% และ 50% ตามลำดับ สารเคมีส่วนใหญ่เป็นสารเคมีที่ใช้ทางการค้า เพื่อลดค่าใช้จ่ายในการเตรียมน้ำเสียสังเคราะห์ที่ป้อนเข้าสู่ระบบ

ตารางที่ 2.2 สารเคมีที่ใช้ในการเตรียมน้ำเสียสังเคราะห์สำหรับการทดลองระยะที่ 1, 2 และ 3

ประเภทสารเคมี	มวลของสารเคมี		
	ระยะที่ 1	ระยะที่ 2	ระยะที่ 3
Sodium acetate (CH ₃ COONa)	34.0	32.1	32.0
Sodium bicarbonate (NaHCO ₃)	39.1	39.1	39.1
Ammonium chloride (NH ₄ Cl)	25.0	24.3	25.0
Dipotassium hydrogen phosphate (K ₂ HPO ₄)	10.8	10.8	10.8
Magnesium sulfate (MgSO ₄)	10.5	10.5	10.5
Calcium chloride (CaCl ₂)	0.6	0.6	0.6
Manganese sulfate (MnSO ₄)	0.4	0.4	0.4
Yeast extract	6.3	5.1	6.3
Dried milk	35.0	34.1	35.0

ทั้งนี้ มีการเติมแร่ธาตุรองอื่นๆ เพิ่มเติมในน้ำเสียสังเคราะห์เพื่อเป็นสารอาหารเพิ่มเติมแก่จุลินทรีย์ ได้แก่ เหล็ก โคบอลต์ ทองแดง โมลิบเดนท แมงกานีส และสังกะสี ปริมาตร 2 มิลลิกรัมต่อวันต่อน้ำเสียสังเคราะห์ทั้งหมด โดยธาตุอาหารรองเตรียมจากสารเคมีดังตารางที่ 2.3 ละลายลงในน้ำกลั่นปริมาณ 1 ลิตร

เนื่องจาก น้ำประปาที่ใช้ในการเตรียมน้ำเสียสังเคราะห์แต่ละวันมีความเป็นกรดต่างที่แตกต่างกัน ดังนั้น น้ำเสียที่เตรียมได้จะมีการปรับ pH ให้อยู่ประมาณ pH 7.5 ตลอดระยะเวลาของการทดลองด้วยการเติมกรดซัลฟูริก (H₂SO₄) และโซเดียมไฮดรอกไซด์ (NaOH) ที่มีความเข้มข้นเท่ากับ 1 N

2.3 หัวเชื้อแบคทีเรียผสม

เพื่อเริ่มต้นเดินระบบบำบัดน้ำเสียทั้ง 3 ระบบ หัวเชื้อแบคทีเรียผสมถูกนำมาจากโรงปรับปรุงคุณภาพน้ำจังหวัดชลบุรี ซึ่งตั้งอยู่ที่ 112/500 หมู่ที่ 1 ถ. พระยาเส็จจา อ.เมือง จ.ชลบุรี ซึ่งเป็นระบบบำบัดน้ำเสียแบบแอกทีเวเต็ดสลัดจ์ที่สามารถรองรับน้ำเสียได้ 22,500 ลูกบาศก์เมตรต่อวัน หัวเชื้อแบคทีเรียผสมถูกป้อนเข้าสู่ระบบบำบัดน้ำเสียจำลองทั้ง 3 ระบบ ในปริมาณที่เท่าๆ กัน และเริ่มป้อนน้ำเสียสังเคราะห์ในปริมาณน้อยๆ เพื่อให้แบคทีเรียผสมได้ปรับสภาพกับน้ำเสียใหม่ เมื่อแบคทีเรียผสมปรับสภาพกับน้ำเสียสังเคราะห์ใหม่เรียบร้อยแล้วจึงป้อนน้ำเสียที่มีคุณลักษณะของน้ำเสียตามระยะการทดลองที่ 1

ตารางที่ 2.3 สารเคมีที่ใช้ในการเตรียม Stock ธาตุอาหารรองที่เติมในน้ำกลั่นปริมาตร 1 ลิตร

สารเคมี	มวล (g)
ZnSO ₄ .7H ₂ O	50
(NH ₄) ₆ Mo7O ₂₄	10
CoCl ₂ .6H ₂ O	10
CuSO ₄ .5H ₂ O	10
FeSO ₄ .7H ₂ O	10

2.4 การเก็บตัวอย่างและการวิเคราะห์ตัวอย่างน้ำเสีย

หลังจากเริ่มต้นการเดินระบบบำบัดน้ำเสียจำลองด้วยการป้อนน้ำเสียสังเคราะห์ที่มีหัวเชื้อแบคทีเรียผสมแล้ว การทดลองมีการเก็บตัวอย่างของน้ำเสียสังเคราะห์ที่ป้อนเข้าสู่ระบบ ตัวอย่างจากถังปฏิกิริยาแอนน็อกซิก ถึงปฏิกิริยาเติมอากาศ และน้ำใสที่อยู่ในถังตกตะกอน เพื่อตรวจวัดพารามิเตอร์ต่างๆ เป็นระยะ ดังนี้

1. Total Chemical Oxygen Demand (TCOD) ตรวจวัดตามวิธีการของ Standard Methods (APHA, 1995)
2. Soluble Chemical Oxygen Demand (SCOD) ตรวจวัดตามวิธีการของ Standard Methods (APHA, 1995)
3. Total Kjeldahl Nitrogen (TKN) ตรวจวัดตามวิธีการของ Standard Methods (APHA, 1995)
4. Mixed Liquor Volatile Suspended Solids (MLVSS) ตรวจวัดตามวิธีการของ Standard Methods (APHA, 1995)
5. Mixed Liquor Suspended Solids (MLSS) ตรวจวัดตามวิธีการของ Standard Methods (APHA, 1995)
6. Sludge Volume Index (SVI) ตรวจวัดตามวิธีการของ Standard Methods (APHA, 1995)
7. pH ตรวจวัดตามวิธีการของ Standard Methods (APHA, 1995) โดยใช้เครื่อง CyberScan pH 510
8. Dissolved Oxygen (DO) ตรวจวัดตามวิธีการของ Standard Methods (APHA, 1995) โดยใช้เครื่อง YSI รุ่น Pro20i
9. Nitrate Nitrogen (NO₃⁻-N) ตรวจวัดตามวิธีการ Brucine Method (APHA, 1995)

10. Nitrite Nitrogen (NO_2^- -N) ตรวจวัดตามวิธีการ Colorimetric Method (APHA, 1995)

11. Ammonium Nitrogen (NH_4^+ -N) ตรวจวัดตามวิธีการ Phenate Method (APHA, 1995)

การตรวจวัดพารามิเตอร์ในรูปละลายน้ำ (Soluble) เช่น SCOD, NH_4^+ -N, NO_2^- -N, และ NO_3^- -N ทำโดยการกรองตัวอย่างน้ำเสียด้วยกระดาษกรองที่มีความพรุน 0.45 ไมโครเมตร พารามิเตอร์ที่ตรวจวัดได้ในน้ำใส (Filtrate) ที่ได้จากการกรองอยู่ในรูปละลายน้ำ

เมื่อพบว่าระบบบำบัดน้ำเสียทั้งสองเข้าสู่สภาวะคงที่แล้ว ทำการเก็บตัวอย่างเพื่อตรวจวัดค่าพารามิเตอร์ต่างๆ ดังที่กล่าวมาแล้ว โดยทำการเก็บตัวอย่างจำนวน 34 ครั้ง แต่ละครั้งห่างกัน 2 วัน เมื่อได้ข้อมูลแล้วจึงนำข้อมูลไปวิเคราะห์ทางสถิติ ได้แก่ ค่าเฉลี่ยและค่าเบี่ยงเบนมาตรฐาน ต่อไป เมื่อสิ้นสุดการทดลอง ตัวกลาง 2-3 วง ถูกนำมาจากแต่ละถังปฏิกิริยามาตรวจวัดปริมาณจุลินทรีย์ที่เจริญเติบโตอยู่บนตัวกลางโดยใช้หลอดฉีดยาขนาด 15 มิลลิลิตร นำมาเชื่อมต่อกับสายยางขนาดเล็กที่มีปลายสายยางต่อเชื่อมกับ Pipette Tip ซึ่งมีขนาดเล็กกว่าระดับไมโครลิตร ทำให้น้ำที่ผ่านออกจากหลอดฉีดยามีแรงดันสูง แบคทีเรียผสมที่หลุดออกจากตัวกลางถูกนำไปตรวจวัดค่า MLSS และ MLVSS เทียบเท่าต่อไป

2.5 การศึกษาอัตราการเกิดไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชัน

การทดลองมีการศึกษาอัตราการเกิดไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชันของระบบบำบัดน้ำเสีย AS, IFAS-1, และ IFAS-2 โดยนำแบคทีเรียผสมจากระบบบำบัดน้ำเสียจำลองที่สภาวะคงตัวหลังจากเก็บตัวอย่างเสร็จสิ้นในแต่ละระยะการทดลองมาดำเนินการดังต่อไปนี้

2.5.1 การศึกษาอัตราการเกิดไนตริฟิเคชัน

การศึกษานำแบคทีเรียผสมจากระบบบำบัดน้ำเสียจำลองทั้ง 3 ระบบ ระบบละ 2 ลิตร มาใส่ถังปฏิกิริยาย่อยขนาด 3.5 ลิตร หลังจากนั้น จึงเติมอากาศอย่างต่อเนื่องนาน 15 นาที จึงเก็บตัวอย่างมาตรวจวิเคราะห์ปริมาณ COD ในน้ำเสียเริ่มต้น หลังจากนั้น จึงเติมแอมโมเนียมไนโตรเจนประมาณ 100 มิลลิกรัมต่อลิตร หลังจากเติมอากาศนาน 1-2 นาที จึงเริ่มเก็บตัวอย่างทุกๆ 30 นาที นาน 360 นาที เพื่อไปวิเคราะห์ NH_4^+ -N, NO_2^- -N, และ NO_3^- -N สำหรับนาที่ที่ 0 และ 360 นาที มีการวิเคราะห์พารามิเตอร์เพิ่มเติม ได้แก่ pH, DO, COD, MLSS และ MLVSS

2.5.2 การศึกษาอัตราการเกิดดีไนตริฟิเคชัน

การศึกษารวบรวมการเกิดดีไนตริฟิเคชันเริ่มต้นโดยการนำแบคทีเรียผสมจากระบบบำบัดน้ำเสียจำลองทั้ง 3 ระบบ ปริมาตร 2 ลิตร มาใส่บีกเกอร์ขนาด 2 ลิตร หลังจากนั้น ติดตั้งในชุดอุปกรณ์ Jar Test ทำการกวนอย่างช้าและต่อเนื่องนาน 15 นาที ทำการตรวจวัดออกซิเจนละลายน้ำให้ได้ 0 มิลลิกรัมต่อลิตร หลังจากนั้น จึงเติมโซเดียมอะซิเตตที่มีความเข้มข้นประมาณ 1000 มิลลิกรัมซีโอดีต่อลิตร พร้อมทั้งเติมสารไนเตรตไนโตรเจนและแอมโมเนียมไนโตรเจนประมาณ 30 และ 20 มิลลิกรัมไนโตรเจนต่อลิตร ตามลำดับ หลังจากกวนผสมนาน 1-2 นาที จึงเริ่มเก็บตัวอย่างทุกๆ 30 นาที นาน 360 นาที เพื่อไปวิเคราะห์ COD, NH_4^+ -N, NO_2^- -N, และ NO_3^- -N สำหรับนาที่ที่ 0 และ 360 นาที มีการวิเคราะห์พารามิเตอร์เพิ่มเติม ได้แก่ pH, DO, MLSS และ MLVSS

2.6 การวิเคราะห์ทางสถิติ

การทดลองมีการเก็บตัวอย่างจากตำแหน่งต่างๆ ของระบบบำบัดน้ำเสียจำลอง ได้แก่ น้ำเสียเข้าสู่ระบบ ถังปฏิกริยาแอนน็อกซิก ถังปฏิกริยาเติมอากาศ และน้ำใสจากตกตะกอน โดยแต่ละช่วงการทดลองมีการเก็บตัวอย่าง 3-4 ครั้ง ห่างกันครั้งละ 2 วัน พารามิเตอร์ที่นำมาวิเคราะห์ทางสถิติ คือ ค่าเฉลี่ยและค่าเบี่ยงเบนมาตรฐาน คือ TCOD, SCOD, TKN, $\text{NH}_4^+\text{-N}$, $\text{NO}_3^-\text{-N}$, $\text{NO}_2^-\text{-N}$, MLVSS, MLSS, pH, DO, และ SVI

2.7 การทำสมดุลมวลสารของสารอินทรีย์และธาตุอาหารไนโตรเจน

แต่ละช่วงของการทดลองนั้น มวลของสารอินทรีย์บ่งชี้ในรูปของ COD และธาตุอาหารไนโตรเจน ได้แก่ $\text{NH}_4^+\text{-N}$, $\text{NO}_3^-\text{-N}$, $\text{NO}_2^-\text{-N}$ ถูกนำมาทำสมดุลของมวลสารเพื่อวิเคราะห์ความถูกต้องของข้อมูลและเพื่อระบุกระบวนการต่างๆ ที่เกิดขึ้นในระบบ โดยวิธีการทำสมดุลมวลสารเป็นไปตามวิธีการที่ระบุโดย Barker & Dold (1995).

ผลการวิจัยและอภิปราย

3.1 คุณลักษณะของน้ำเสีย

คุณลักษณะของน้ำเสียสังเคราะห์ที่ป้อนเข้าสู่ระบบบำบัดน้ำเสีย AS, IFAS-1 และ IFAS-2 ที่ถูกควบคุมให้ทำงานคู่ขนานกันตลอดเวลาในช่วงระยะการทดลองที่ 1, 2, และ 3 แสดงดังตารางที่ 3.1 พบว่า น้ำเสียสังเคราะห์มีความเข้มข้นสารอินทรีย์ลดลงตามระยะการทดลองที่มีระยะเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์เท่ากับ 8, 6 และ 4 ชั่วโมง ตามลำดับ ทำให้มีอัตราส่วนสารอินทรีย์ต่อไนโตรเจน (C/N Ratio) เท่ากับ 7.0 ซึ่งเป็นอัตราส่วนที่ทำให้ระบบบำบัดน้ำเสีย IFAS มีประสิทธิภาพการกำจัดธาตุอาหารไนโตรเจนอย่างมีประสิทธิภาพ ด้วยกระบวนการไนตริฟิเคชัน (Sriwiryarat et al., 2008b) ทั้งนี้ พบว่า อัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์ (COD Loading Rate) และอัตราภาระบรรทุกไนโตรเจน (Nitrogen Loading Rate) มีค่าใกล้เคียงกันตลอดระยะการทดลอง เพราะความเข้มข้นลดลงแต่อัตราการไหลเพิ่มขึ้นจึงทำให้ภาระบรรทุกเท่าเดิม อย่างไรก็ตาม ความเข้มข้นของไนโตรเจนในระยะการทดลองที่ 2 นั้นต่ำกว่าความเข้มข้นที่กำหนดไว้เล็กน้อย (TKN เท่ากับ ~45 mg N/L) เนื่องจากข้อผิดพลาดในการเตรียมน้ำเสียสังเคราะห์ซึ่งส่วนใหญ่เป็นสารเคมีประเภทที่ใช้ในการค้า (Commerical Grade) สำหรับค่า pH นั้น พบว่า ต่ำกว่า 7 เล็กน้อยเนื่องจากน้ำเสียมีโซเดียมอะซิเตดเป็นองค์ประกอบหลัก ซึ่งเมื่อละลายน้ำแล้วได้กรดอะซิติก อย่างไรก็ตาม เมื่อป้อนเข้าสู่ระบบ พบว่า pH อยู่ในช่วงที่เหมาะสมสำหรับการเจริญเติบโตของแบคทีเรียผสมในระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพ

ตารางที่ 3.1 ค่าเฉลี่ยและค่าเบี่ยงเบนมาตรฐานของคุณลักษณะน้ำเสียสังเคราะห์ช่วงการทดลองที่ 1, 2 และ 3

พารามิเตอร์	ระยะเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์ (HRT)		
	8 hrs	6 hrs	4 hrs
Total Chemical Oxygen Demand (TCOD), mg COD/L	418±21	313±18	224±17
Total Kjeldahl Nitrogen (TKN), mg N/L	60.3±3.1	40.8±1.0	31.3±0.5
Ammonium Nitrogen, mg N/L	34.3±1.2	37.6±2.5	27.0±1.1
pH	5.98±0.03	6.03±0.06	6.02±0.03
Total COD/TKN (C/N Ratio), mg COD/mg N	6.9±0.2	7.7±0.2	7.1±0.1
COD Loading, g/day	37.2±2.0	36.6	39.0±0.5
Nitrogen Loading, g/day	5.3	4.8	5.5

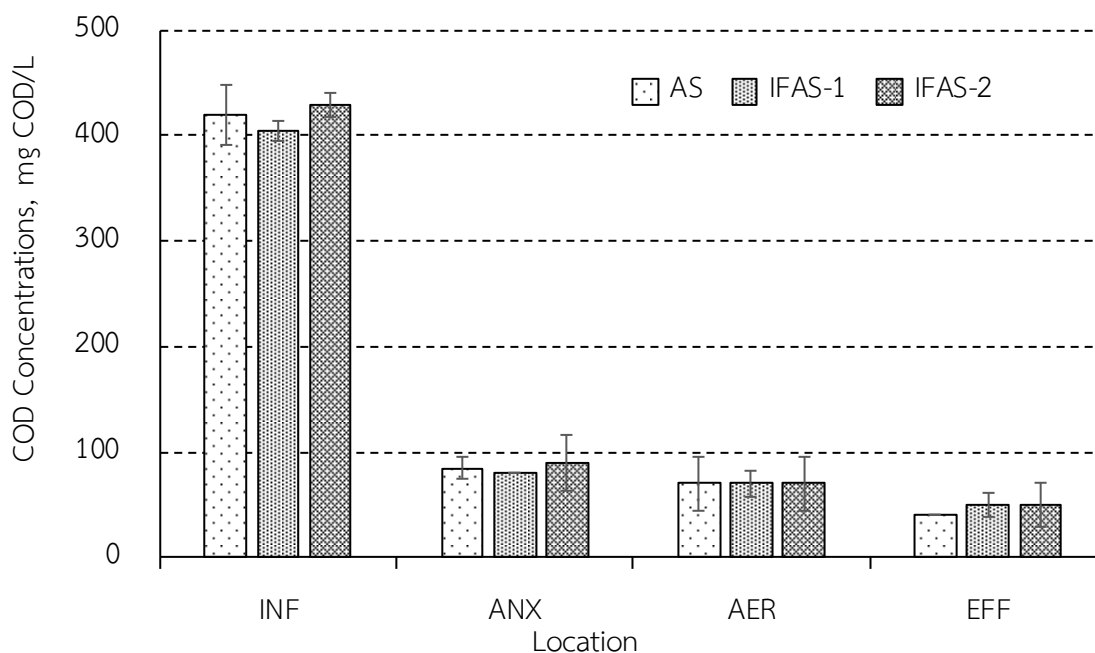
3.2 ประสิทธิภาพของระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพเพื่อการกำจัดสารอินทรีย์และธาตุอาหารไนโตรเจนที่ระยะเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์ต่างๆ กัน

หลังจากควบคุมระบบบำบัดน้ำเสียชีวภาพ AS, IFAS-1 และ IFAS-2 เพื่อการกำจัดสารอินทรีย์และธาตุอาหารไนโตรเจนทางชีวภาพที่ทำงานคู่ขนานกันจนทั้ง 3 ระบบเข้าสู่สภาวะคงตัวภายใต้ตัวแปรควบคุมเดียวกันในห้องปฏิบัติการวิศวกรรมสิ่งแวดล้อมที่อุณหภูมิห้อง 28±2 องศาเซลเซียสแล้ว ตัวอย่างน้ำเสีย

สังเคราะห์ที่ป้อนเข้าสู่ระบบ ตัวอย่างจากถังปฏิบัติการแอนน็อกซิกและถังปฏิบัติการเติมอากาศ และตัวอย่างจากน้ำใสจากถังตกตะกอนถูกนำมาวิเคราะห์พารามิเตอร์ต่างๆ ได้แก่ TCOD, SCOD, TKN, $\text{NH}_4^+\text{-N}$, $\text{NO}_3^-\text{-N}$, $\text{NO}_2^-\text{-N}$, MLVSS, MLSS, pH, DO, และ SVI เพื่อประเมินประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์และธาตุอาหารไนโตรเจนของระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพ AS, IFAS-1 และ IFAS-2

3.2.1 ประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ที่ระยะเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์ต่างๆ กัน

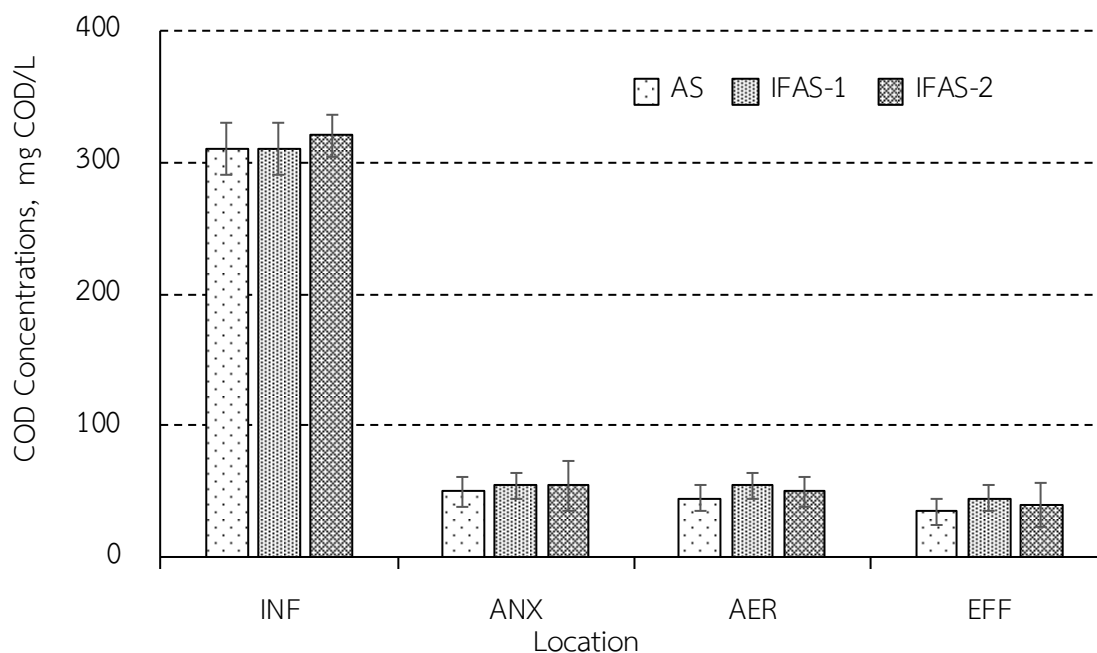
จากผลการทดลอง พบว่า ระบบบำบัดน้ำเสีย AS, IFAS-1 และ IFAS-2 มีประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์เท่ากับ $90.4 \pm 0.6\%$, $87.6 \pm 3.0\%$ และ $88.3 \pm 4.9\%$ ทำให้เหลือสารอินทรีย์บ่งชี้ด้วยค่าซีโอดีในน้ำทิ้งเท่ากับ 40 ± 0 , 55 ± 10 และ 50 ± 20 mg COD/L ตามลำดับ แสดงดังภาพที่ 3.1 ที่ระยะเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์เท่ากับ 8 ชั่วโมง ผลการทดลอง พบว่า ประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์บ่งชี้ด้วยค่าซีโอดีของระบบบำบัดน้ำเสียแบบ AS, IFAS-1 และ IFAS-2 ไม่มีความแตกต่างกันนัก ทั้งนี้ เป็นเพราะว่าระบบทำงานที่อายุสลัดจ์ เท่ากับ 8 วัน ซึ่งเป็นอายุสลัดจ์ที่สูงกว่าอายุสลัดจ์ขั้นต่ำ (Minimum SRT) มากสำหรับแบคทีเรียกลุ่มเฮเทอโรโทรฟที่ใช้สารอินทรีย์เป็นแหล่งคาร์บอนและแหล่งพลังงาน นอกจากนี้ ระบบบำบัดทั้ง 3 ระบบทำงานที่อุณหภูมิ 28 ± 2 องศาเซลเซียส ซึ่งเป็นอุณหภูมิที่ทำให้แบคทีเรียกลุ่มนี้เจริญเติบโตได้ดี จากภาพที่ 3.1 สารอินทรีย์บ่งชี้ด้วยค่าซีโอดีในน้ำเสียนี้อาจมีความเข้มข้นลดลงอย่างมากในถังปฏิบัติการแอนน็อกซิกเนื่องจากการเจือจางของการสูบกลับสลัดจ์จากกันถังตะกอนและถังปฏิบัติการเติมอากาศที่มีความเข้มข้นสารอินทรีย์บ่งชี้ด้วยค่าซีโอดีต่ำจากการย่อยสลายด้วยแบคทีเรียกลุ่มเฮเทอโรโทรฟ



ภาพที่ 3.1 การเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นสารอินทรีย์บ่งชี้ด้วยค่าซีโอดีของระบบบำบัดน้ำเสีย AS, IFAS-1 และ IFAS-2 ที่ระยะเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์เท่ากับ 8 ชั่วโมง

ต่อมา เมื่อปรับลดระยะเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์เท่ากับ 6 ชั่วโมง พบว่า ประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์บ่งชี้ด้วยค่าซีโอดีของระบบบำบัดน้ำเสีย AS, IFAS-1 และ IFAS-2 เท่ากับ $88.7 \pm 3.2\%$, $85.4 \pm 3.7\%$ และ

87.6±5.0% ทำให้ความเข้มข้นสารอินทรีย์บ่งชี้ด้วยค่าซีโอดีที่เหลืออยู่ในน้ำทิ้งเท่ากับ 35±10, 45±10 และ 40±16 mg COD/L ดังภาพที่ 3.2 ตามลำดับ



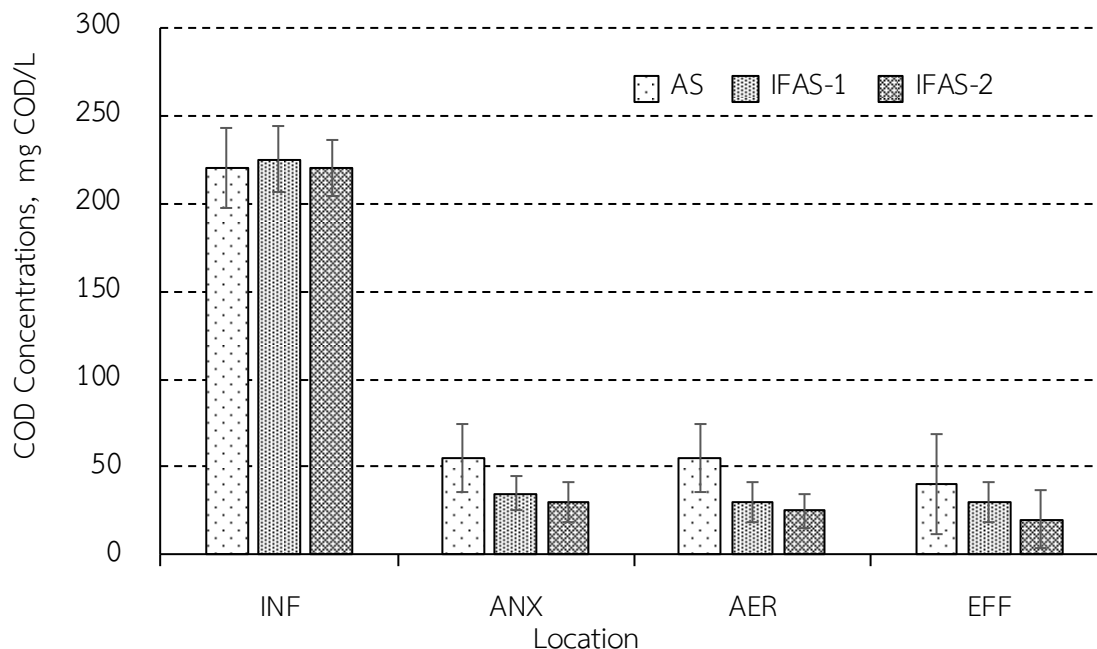
ภาพที่ 3.2 การเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นสารอินทรีย์บ่งชี้ด้วยค่าซีโอดีของระบบบำบัดน้ำเสีย AS, IFAS-1 และ IFAS-2 ที่ระยะเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์เท่ากับ 6 ชั่วโมง

ผลการทดลองจากการลดระยะเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์เหลือ 6 ชั่วโมง พบว่า ไม่มีความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญสำหรับการกำจัดสารอินทรีย์จากระบบบำบัดน้ำเสียทั้ง 3 ระบบ ที่ระยะเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์เท่ากับ 8 ชั่วโมง แสดงว่า ระยะเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์ที่ลดลงจากอัตราการไหลน้ำเสียที่เพิ่มสูงขึ้นนั้นไม่มีผลกระทบต่อประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ของระบบบำบัดน้ำเสียทั้ง AS, IFAS-1 และ IFAS-2 ทั้งนี้ เป็นได้ว่า ระบบบำบัดน้ำเสียทั้ง 3 ระบบ มีแบคทีเรียผสมอยู่จำนวนมากเพราะถูกควบคุมการทำงานที่อายุสลัดจ์เท่ากับ 8 วัน และทำงานที่อุณหภูมิค่อนข้างสูงทำให้แบคทีเรียกลุ่มเฮเทอทรอฟิกแบคทีเรียที่ใช้สารอินทรีย์เป็นแหล่งคาร์บอนและแหล่งพลังงานสามารถเจริญเติบโตได้ดี

ต่อมา เมื่อลดระยะเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์เหลือ 4 ชั่วโมง ซึ่งเป็นระยะเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์น้อยที่สุดสำหรับโครงการวิจัยนี้ พบว่า ประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์บ่งชี้ด้วยค่าซีโอดีของระบบบำบัดน้ำเสีย AS, IFAS-1 และ IFAS-2 เท่ากับ 84.2±10.2%, 87.7±4.8% และ 91.0±6.5% ทำให้น้ำทิ้งมีสารอินทรีย์บ่งชี้ด้วยค่าซีโอดีคงเหลือเท่ากับ 40±28, 30±11.4, และ 20±16 mg COD/L ตามลำดับ ดังภาพที่ 3.3 ปรากฏว่า ประสิทธิภาพของระบบบำบัดน้ำเสีย AS เพื่อการกำจัดสารอินทรีย์บ่งชี้ด้วยค่าซีโอดีลดลงอย่างมากเมื่อเทียบกับระบบ IFAS-1 และ IFAS-2 ส่วนระบบ IFAS-1 และ IFAS-2 นั้นไม่มีการเปลี่ยนแปลงอย่างมีนัยสำคัญที่ระยะเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์เท่ากับ 8, 6, และ 4 ชั่วโมง ตามลำดับ ทั้งนี้ เป็นไปได้ว่า แบคทีเรียผสมในระบบ AS ถูกชะล้างออกเป็นจำนวนมากกว่าระบบ IFAS-1 และ IFAS-2 ส่งผลให้อายุสลัดจ์ของระบบ AS ลดต่ำกว่าระบบ IFAS-1 และ IFAS-2

จากการคำนวณอายุสลัดจ์ที่ระยะเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์เท่ากับ 4 ชั่วโมง พบว่า ระบบ AS มีอายุสลัดจ์เหลือเท่ากับ 6.3 วัน ซึ่งลดลงกว่า 8 วัน อย่างมาก ทำให้ประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ลดลงใน

ระบบ AS เมื่อเทียบกับระบบ IFAS-1 และ IFAS-2 ที่ระยะเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์เท่ากับ 4 ชั่วโมง ขณะที่ระบบ IFAS-1 และ IFAS-2 ยังสามารถควบคุมอายุสลัดจ์ให้ใกล้เคียงกับ 8 วัน เช่นเดิม อายุสลัดจ์จริงของระบบ IFAS-1 และ IFAS-2 เท่ากับ 7.3 และ 8.3 วัน ตามลำดับ

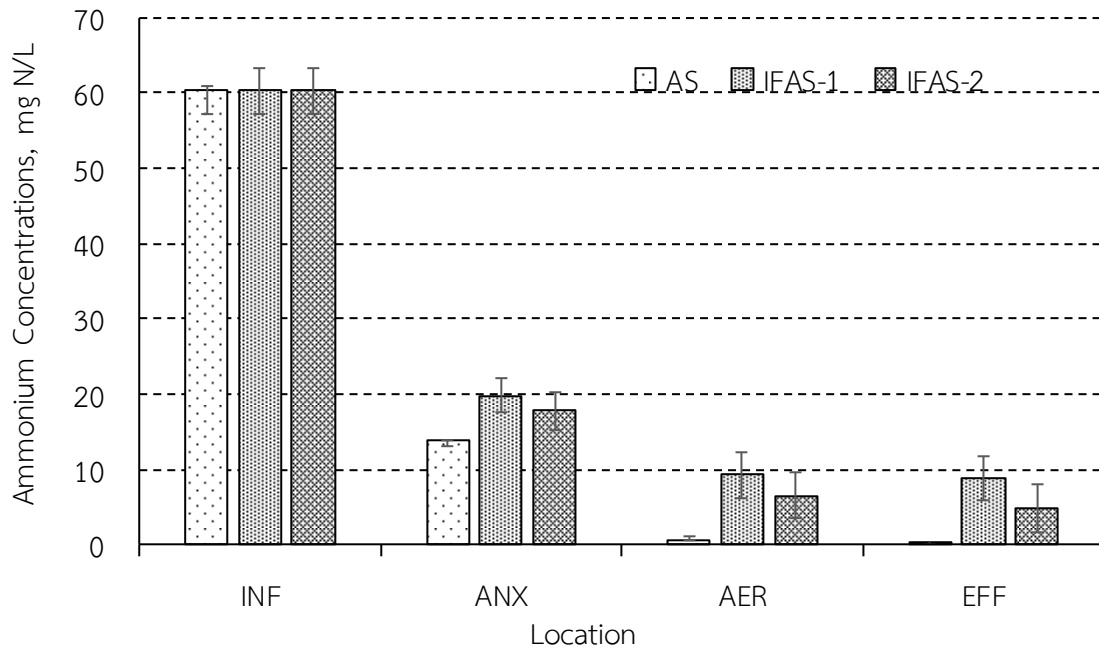


ภาพที่ 3.3 การเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นสารอินทรีย์บ่งชี้ด้วยค่าซีโอดีของระบบบำบัดน้ำเสีย AS, IFAS-1 และ IFAS-2 ที่ระยะเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์เท่ากับ 4 ชั่วโมง

3.2.2 ประสิทธิภาพการกำจัดธาตุอาหารไนโตรเจนที่ระยะเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์ต่างๆ กัน

หลังจากควบคุมระบบบำบัดน้ำเสียชีวภาพ AS, IFAS-1 และ IFAS-2 เข้าสู่ภาวะคงตัวแล้ว ผลการวิเคราะห์ TKN ในน้ำเสียและปริมาณแอมโมเนียมในน้ำทิ้งทั้ง 3 ระบบ พบว่า ระบบ AS, IFAS-1 และ IFAS-2 มีประสิทธิภาพการกำจัดแอมโมเนียมหรือไนตริฟิเคชันเท่ากับ $99.2 \pm 0.5\%$, $85.1 \pm 5.61\%$ และ $91.6 \pm 5.6\%$ ตามลำดับ ที่ระยะเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์เท่ากับ 8 ชั่วโมง ส่งผลให้ความเข้มข้นของแอมโมเนียมในน้ำทิ้งเท่ากับ 0.5 ± 0.3 , 8.9 ± 3.0 และ 5.0 ± 3.2 mg N/L ตามลำดับ ดังแสดงในภาพที่ 3.4

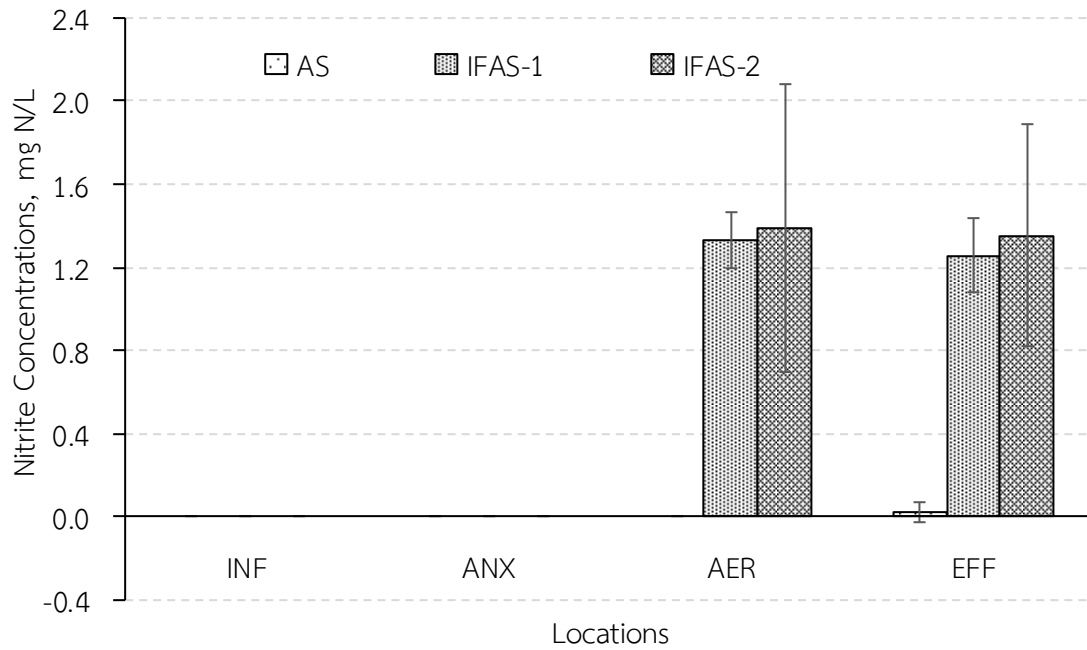
จากภาพที่ 3.4 แสดงให้เห็นว่า ระบบบำบัดน้ำเสียแบบ AS มีประสิทธิภาพการกำจัดแอมโมเนียมสูงสุดเมื่อเทียบกับระบบ IFAS-1 และ IFAS-2 และมีประสิทธิภาพสูงกว่าระบบบำบัดน้ำเสียแบบ IFAS-1 และ IFAS-2 นอกจากนั้น เมื่อมีการเติมตัวกลางเพิ่มสูงขึ้นในถังเติมอากาศของระบบ IFAS-1 ทำให้ประสิทธิภาพการกำจัดแอมโมเนียมลดลงเมื่อเทียบกับระบบ IFAS-2 ที่มีปริมาณตัวกลางน้อยกว่า เป็นไปได้ว่า แบคทีเรียกลุ่มออโทรโทรฟิค (Autotrophic Bacteria) แบบแขวนลอยมีการเจริญเติบโตได้ดีกว่าแบคทีเรียกลุ่มออโทรโทรฟิคที่ถูกตรึงในชั้นไบโอฟิล์ม เพราะสามารถเข้าถึงธาตุอาหารอาหารไนโตรเจนได้ดีกว่าเมื่อเทียบกับแบคทีเรียกลุ่มออโทรโทรฟิคที่ถูกตรึงในชั้นไบโอฟิล์มที่ต้องอาศัยกระบวนการแพร่ผ่านชั้นไบโอฟิล์ม ซึ่งมีความต้านทานการถ่ายโอนมวลสาร (Mass Transport Resistances) ในชั้นไบโอฟิล์ม ทำให้ความเข้มข้นของธาตุอาหารไนโตรเจนลดลงเมื่อแพร่เข้าสู่ชั้นไบโอฟิล์ม ทั้งนี้ ระบบบำบัดน้ำเสียแบบ AS ยังสามารถงประสิทธิภาพได้เนื่องจากการควบคุมให้มีอายุสลัดจ์เท่ากับ 8 วัน ทำให้ระบบมีแบคทีเรียกลุ่มออโทรโทรฟิคมิปริมาณเพียงพอ นอกเหนือจากการมีอุณหภูมิสูงถึง 28 องศาเซลเซียส ทำให้แบคทีเรียกลุ่มนี้เจริญเติบโตได้ดี



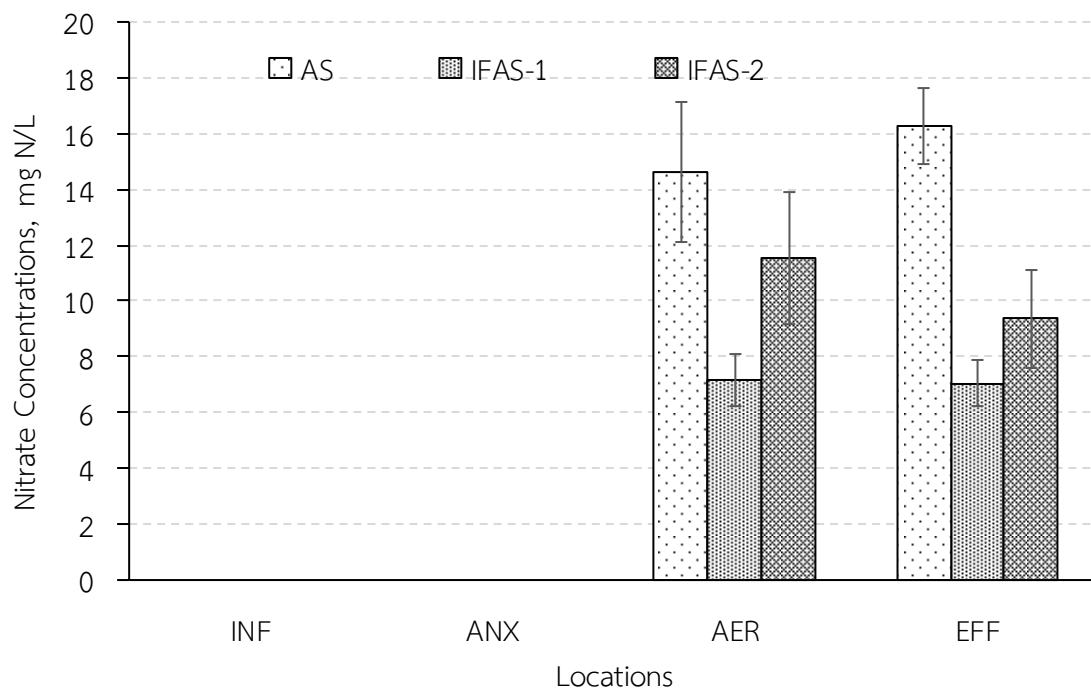
ภาพที่ 3.4 การเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นแอมโมเนียมไนโตรเจนของระบบบำบัดน้ำเสีย AS, IFAS-1 และ IFAS-2 ที่ระยะเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์เท่ากับ 8 ชั่วโมง

ภาพที่ 3.5 แสดงการเปลี่ยนแปลงไนโตรเจนจากระบบบำบัดน้ำเสีย AS, IFAS-1 และ IFAS-2 จากภาพที่ 3.5 ไม่พบการสะสมของไนโตรเจนภายในถังปฏิกรณ์แอนน็อกซิกของทั้ง 3 ระบบเนื่องจากไนโตรเจนที่สูกลับจากถังเติมอากาศและถังตกตะกอนนั้นมีเพียงเล็กน้อยเท่านั้น และบางส่วนถูกดีไนตริไฟด์ทั้งหมดภายในถังปฏิกรณ์แอนน็อกซิก สำหรับระบบ AS นั้น ไม่พบการสะสมไนโตรเจนภายในถังเติมอากาศและถังตกตะกอนอีกด้วย เนื่องจากไนโตรเจนถูกเปลี่ยนเป็นไนเตรตภายในถังปฏิกรณ์เติมอากาศ ดังแสดงในภาพที่ 3.6 ส่วนระบบ IFAS-1 และ IFAS-2 มีการสะสมของไนโตรเจนเพียงเล็กน้อยเนื่องจากไนโตรเจนที่เกิดขึ้นจากกระบวนการไนตริฟิเคชันถูกเปลี่ยนไปเป็นไนเตรตไนโตรเจน

จากภาพที่ 3.6 ระบุว่า ไม่พบการสะสมไนเตรตในถังปฏิกรณ์แอนน็อกซิกของทั้งระบบ AS, IFAS-1 และ IFAS-2 แสดงให้เห็นว่าไนเตรตถูกดีไนตริไฟด์ทั้งหมดในถังปฏิกรณ์แอนน็อกซิก นอกจากนี้ ยังพบไนเตรตภายในถังปฏิกรณ์เติมอากาศของระบบ AS สูงสุด เนื่องจากระบบ AS มีประสิทธิภาพการกำจัดแอมโมเนียมสูงสุด ดังภาพที่ 3.4 สำหรับไนเตรตในถังปฏิกรณ์เติมอากาศของระบบ IFAS-1 และ IFAS-2 มีปริมาณน้อยกว่า โดยระบบ IFAS-2 นั้นมีปริมาณน้อยที่สุด ซึ่งปริมาณไนเตรตในถังปฏิกรณ์เติมอากาศสอดคล้องกับไนตริฟิเคชันจากภาพที่ 3.4 ทำให้สามารถสรุปได้ว่า ระบบ AS ยังคงมีประสิทธิภาพการกำจัดธาตุอาหารไนโตรเจนที่ระยะเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์ 8 ชั่วโมง โดยมีประสิทธิภาพสูงกว่า IFAS-1 และ IFAS-2 ทั้งนี้ IFAS-1 มีประสิทธิภาพต่ำสุด แสดงให้เห็นว่า การติดตั้งตัวกลางจำนวนมากในระบบไม่สามารถเพิ่มประสิทธิภาพของการกำจัดแอมโมเนียมไนโตรเจนที่อายุสลัดจ์ 8 วัน และระยะเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์ 8 ชั่วโมง จากการทำสมดุลของมวลไนโตรเจนตามวิธีการของ Barker & Dold (1995) พบว่า ดีไนตริฟิเคชันที่เกิดขึ้นทั้งหมดของระบบ AS, IFAS-1 และ IFAS-2 เท่ากับ 3.15, 3.11 และ 2.79 g/day ตามลำดับ ซึ่งสอดคล้องกับไนตริฟิเคชันที่เกิดขึ้นในระบบทั้ง 3 ระบบ



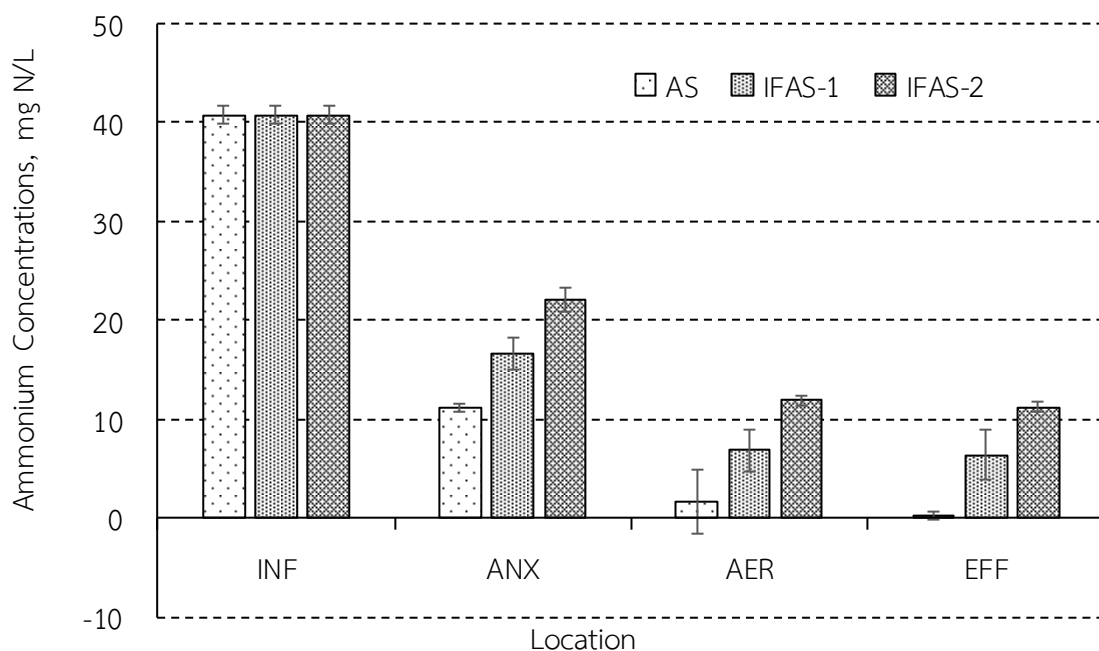
ภาพที่ 3.5 การเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นไนไตรท์ไนโตรเจนของระบบบำบัดน้ำเสีย AS, IFAS-1 และ IFAS-2 ที่ระยะเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์เท่ากับ 8 ชั่วโมง



ภาพที่ 3.6 การเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นไนเตรทไนโตรเจนของระบบบำบัดน้ำเสีย AS, IFAS-1 และ IFAS-2 ที่ระยะเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์เท่ากับ 8 ชั่วโมง

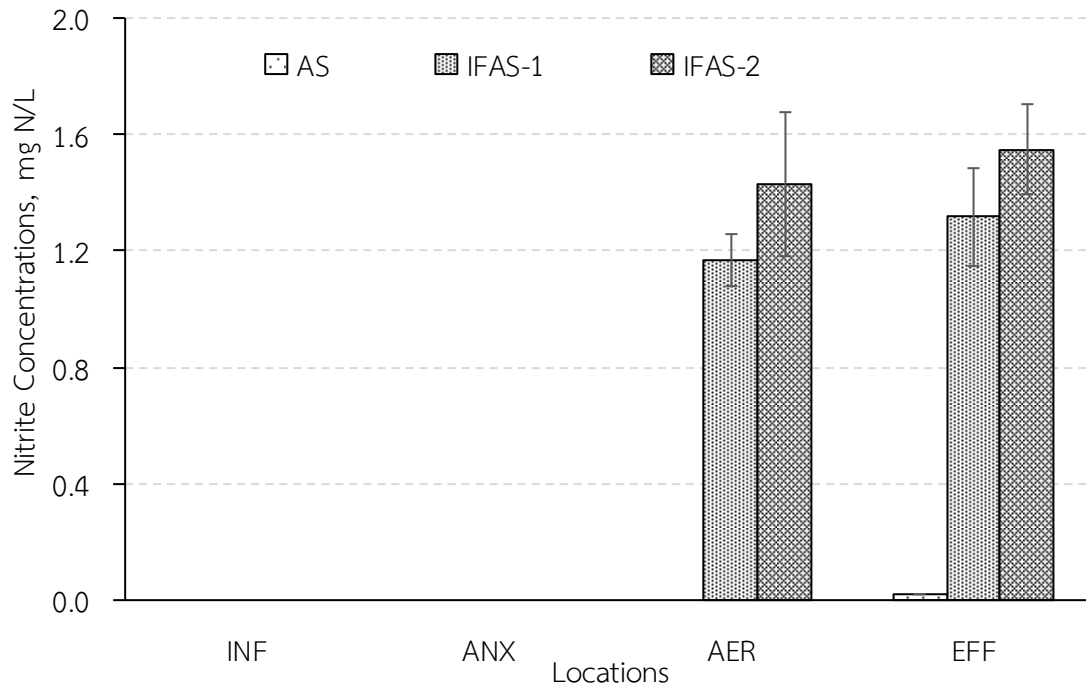
ต่อมา เมื่อลดระยะเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์ลดเหลือ 6 ชั่วโมง โดยเพิ่มอัตราการไหลเข้าสู่ระบบให้สูงขึ้น ส่งผลให้ความเข้มข้นของน้ำเสียดลดลงร้อยละ 25 แต่อัตราการระบรทุกไนโตรเจนยังคงเช่นเดิม พบว่าประสิทธิภาพการกำจัดแอมโมเนียมของระบบ AS, IFAS-1 และ IFAS-2 เท่ากับ $99.4 \pm 1.1\%$, $84.3 \pm 6.6\%$

และ $74 \pm 1.6\%$ ตามลำดับ ทำให้มีแอมโมเนียมเหลือในน้ำทิ้งเท่ากับ 0.22 ± 0.45 , 6.4 ± 2.6 และ 11.2 ± 0.5 mg N/L ตามลำดับ ดังแสดงในภาพที่ 3.7 จากข้อมูลดังกล่าว ระบบบำบัดน้ำเสีย AS และ IFAS-1 ยังคงประสิทธิภาพเช่นเดิม โดยระบบบำบัดน้ำเสีย AS สามารถไนตริฟายด์แอมโมเนียมได้ดีกว่าระบบ IFAS-1 แสดงให้เห็นว่าการลดระยะเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์นั้นสามารถทำได้ในระบบ AS และ IFAS-1 โดยไม่ส่งผลกระทบต่อประสิทธิภาพการกำจัดธาตุอาหารไนโตรเจน ทำให้สามารถลดขนาดของระบบบำบัดน้ำเสีย ส่งผลให้ลดค่าใช้จ่ายในการก่อสร้างและการเดินระบบบำบัดน้ำเสีย AS และ IFAS-1 ได้ อย่างไรก็ตาม ผลการทดลองพบว่า ระบบ IFAS-2 ไม่สามารถกำจัดแอมโมเนียมให้มีประสิทธิภาพเท่าเดิมได้ ประสิทธิภาพการกำจัดลดลงร้อยละ 19.2 เป็นไปได้ว่า การลดระยะเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์ทำให้แบคทีเรียกลุ่มออกโทรทรอฟิกมีปริมาณลดลงหรือทำให้แบคทีเรียกลุ่มออกโทรทรอฟิกไม่สามารถไนตริฟายด์แอมโมเนียมไนโตรเจนได้อย่างมีประสิทธิภาพได้

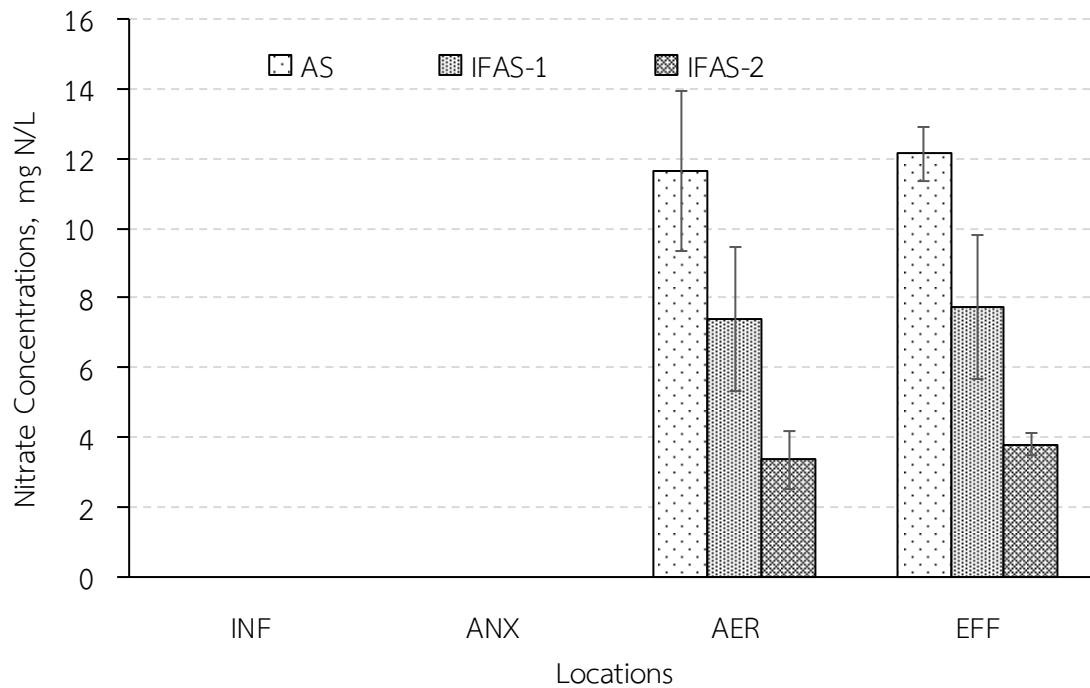


ภาพที่ 3.7 การเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นแอมโมเนียมไนโตรเจนของระบบบำบัดน้ำเสีย AS, IFAS-1 และ IFAS-2 ที่ระยะเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์เท่ากับ 6 ชั่วโมง

เมื่อพิจารณาภาพที่ 3.8 พบว่า ไนโตรที่ที่เกิดจากกระบวนการไนตริฟิเคชันนั้นไม่สะสมอยู่ในระบบ AS ซึ่งระบบ AS สามารถกำจัดแอมโมเนียมได้อย่างสมบูรณ์ ดังนั้น ไนโตรที่จึงถูกไนตริฟายด์ต่อไปเป็นไนเตรท ดังภาพที่ 3.9 ซึ่งเป็นการยืนยันว่ากระบวนการไนตริฟิเคชันในระบบ AS นั้นสมบูรณ์และไม่ได้รับผลกระทบจากการลดระยะเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์ อย่างไรก็ตาม พบการสะสมของไนโตรที่ในระบบ IFAS-1 และ IFAS-2 ในปริมาณที่ใกล้เคียงกัน และยังทำให้ปริมาณไนเตรทลดลงอีกด้วยเพราะไนโตรที่ไม่สามารถถูกไนตริฟายด์เป็นไนเตรทได้หมด ซึ่งพบว่า IFAS-1 มีการสะสมไนโตรที่น้อยกว่า IFAS-2 และผลิตไนเตรทมากกว่า IFAS-2 แสดงให้เห็นว่า กระบวนการไนตริฟิเคชันของระบบ IFAS-1 สมบูรณ์มากกว่าระบบ IFAS-2 เป็นไปได้ว่า การลดระยะเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์ลง ทำให้ระบบ IFAS-2 ที่มีตัวกลางที่น้อยกว่าไม่สามารถไนตริฟายด์ได้ภายในระยะเวลาที่กำหนด



ภาพที่ 3.8 การเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นไนไตรท์ไนโตรเจนของระบบบำบัดน้ำเสีย AS, IFAS-1 และ IFAS-2 ที่ระยะเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์เท่ากับ 6 ชั่วโมง

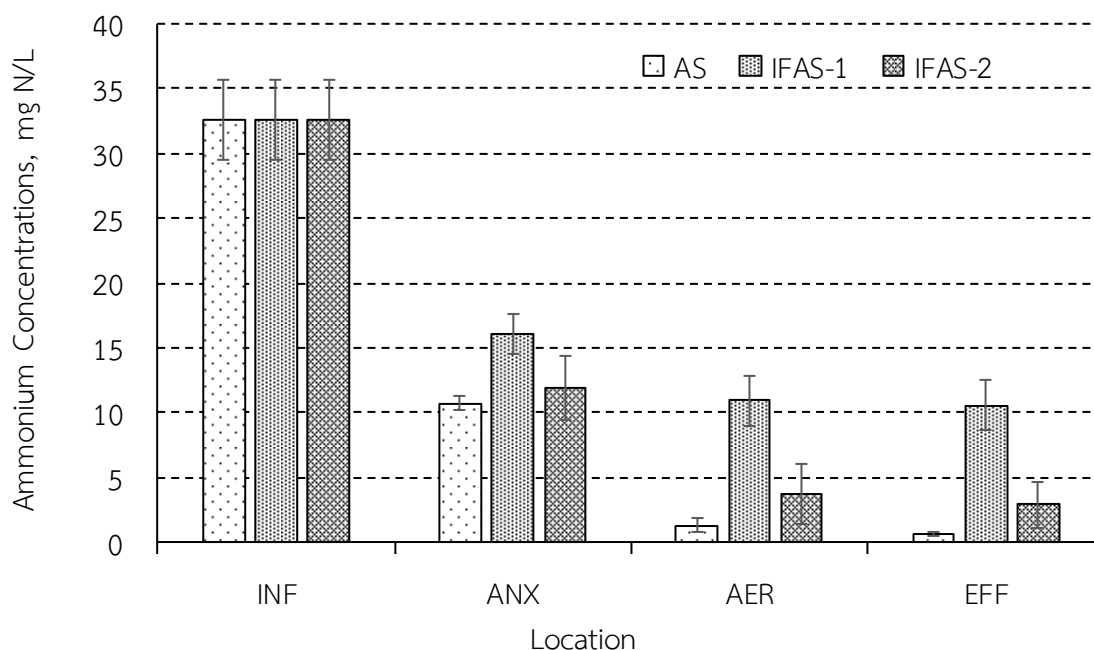


ภาพที่ 3.9 การเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นไนเตรทไนโตรเจนของระบบบำบัดน้ำเสีย AS, IFAS-1 และ IFAS-2 ที่ระยะเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์เท่ากับ 6 ชั่วโมง

ทั้งนี้ ไม่พบการสะสมของไนไตรท์และไนเตรทในถังปฏิกรณ์แอนน็อกซิกของทั้งระบบ AS, IFAS-1 และ IFAS-2 ดังแสดงในภาพที่ 3.8 และ 3.9 แสดงให้เห็นว่ากระบวนการดีไนตริฟิเคชันนั้นเกิดโดยสมบูรณ์จากการทำสมดุลของมวลไนโตรเจน พบว่า ดีไนตริฟิเคชันทั้งหมดของระบบ AS, IFAS-1 และ IFAS-2 เท่ากับ

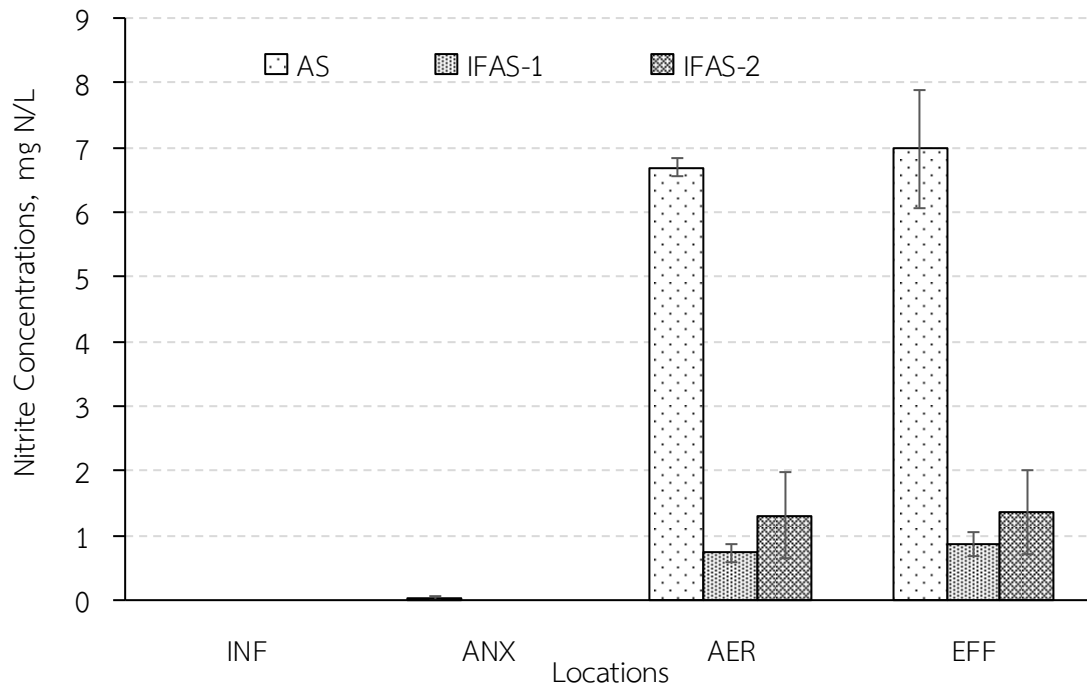
2.79, 1.92 และ 1.90 g/day แสดงให้เห็นว่า ระบบ AS สามารถกำจัดธาตุอาหารไนโตรเจนได้ดีกว่าระบบ IFAS-1 และ IFAS-2

เมื่อลดระยะเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์ลงเหลือ 4 ชั่วโมง พบว่า ระบบ AS, IFAS-1 และ IFAS-2 มีประสิทธิภาพการกำจัดแอมโมเนียมเท่ากับ $97.9 \pm 0.5\%$, $67.5 \pm 5.6\%$ และ $90.5 \pm 5.6\%$ ตามลำดับ ทำให้มีความเข้มข้นแอมโมเนียมในน้ำทิ้งเท่ากับ 1.3 ± 0.6 , 10.9 ± 1.5 และ 2.9 ± 1.7 mg N/L ตามลำดับ แสดงถึงภาพที่ 3.10 จากผลการทดลองนี้ พบว่า ระบบ AS มีประสิทธิภาพกำจัดธาตุอาหารไนโตรเจนได้น้อยลงเมื่อเทียบกับผลการทดลองระยะที่ 1 และ 2 ที่ระยะเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์เท่ากับ 8 และ 6 วัน ซึ่งผลการทดลองยังแสดงว่า ระบบ IFAS-1 ได้รับผลกระทบจากการลดระยะเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์อย่างมากต่อการกำจัดแอมโมเนียม ซึ่งพบว่ามี ความเกี่ยวข้องกับปริมาณตัวกลางที่อยู่ในถังปฏิกรณ์เติมอากาศ ซึ่งอาจสรุปได้ว่า ปริมาณตัวกลางที่มากขึ้นทำให้ประสิทธิภาพการกำจัดแอมโมเนียมลดลงได้ที่ระยะเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์เท่ากับ 4 ชั่วโมง

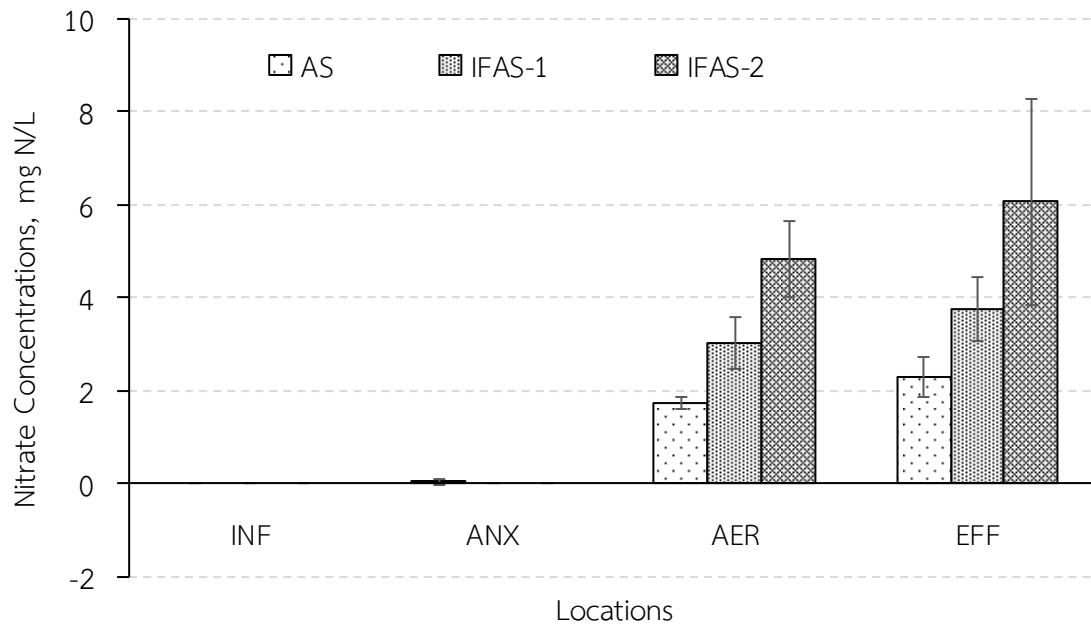


ภาพที่ 3.10 การเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นแอมโมเนียมไนโตรเจนของระบบบำบัดน้ำเสีย AS, IFAS-1 และ IFAS-2 ที่ระยะเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์เท่ากับ 4 ชั่วโมง

ภาพที่ 3.11 และ 3.12 แสดงการเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นของไนโตรต์และไนเตรทในถังปฏิกรณ์แอนน็อกซิกและถังปฏิกรณ์เติมอากาศ ผลการทดลองระบุว่า ไม่พบการสะสมของไนโตรต์และไนเตรทภายในถังปฏิกรณ์แอนน็อกซิกเนื่องจากไนโตรต์และไนเตรทถูกดีไนตริฟายด์ทั้งหมดภายในถังปฏิกรณ์ อย่างไรก็ตาม การลดระยะเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์ทำให้เกิดการสะสมของไนโตรต์ภายในถังเติมอากาศจำนวนมาก ไนโตรต์ไม่สามารถถูกเปลี่ยนเป็นไนเตรทไนโตรเจนที่ระยะเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์เท่ากับ 4 ชั่วโมง ส่งผลให้พบปริมาณไนเตรทไนโตรเจนในระบบน้อยลงเมื่อเทียบกับผลการทดลองที่ระยะเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์เท่ากับ 8 และ 6 ชั่วโมง แสดงให้เห็นว่า ที่ระยะเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์มีผลต่อการไนตริฟายด์ของแบคทีเรียกลุ่ม *Nitrosomonas spp.* ที่ทำหน้าที่เปลี่ยนไนโตรต์เป็นไนเตรท



ภาพที่ 3.11 การเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นไนไตรท์ไนโตรเจนของระบบบำบัดน้ำเสีย AS, IFAS-1 และ IFAS-2 ที่ระยะเวลาเก็บกักทางชีวศาสตร์เท่ากับ 4 ชั่วโมง



ภาพที่ 3.12 การเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นไนเตรทไนโตรเจนของระบบบำบัดน้ำเสีย AS, IFAS-1 และ IFAS-2 ที่ระยะเวลาเก็บกักทางชีวศาสตร์เท่ากับ 4 ชั่วโมง

ในทางตรงกันข้าม พบว่า ไนไตรท์มีการสะสมน้อยมากในระบบบำบัดน้ำเสีย IFAS-1 และ IFAS-2 ซึ่งแสดงว่า ไนไตรท์ที่เกิดขึ้นถูกเปลี่ยนเป็นไนเตรทไนโตรเจนได้หมด ทำให้ไม่ได้รับผลกระทบมากนักจากการลดระยะเวลาเก็บกักทางชีวศาสตร์ เนื่องจากมีแบคทีเรียกลุ่ม *Nitrosomonas spp.* ในชั้นไบโอฟิล์ม เมื่อ

พิจารณาไนโตรเจน พบว่า ระบบ IFAS-1 และ IFAS-2 มีผลที่สอดคล้องกับผลการเปลี่ยนแปลงแอมโมเนียมตามรูปที่ 3.10 แสดงให้เห็นว่า ระบบ IFAS-2 มีประสิทธิภาพการกำจัดแอมโมเนียมมากกว่าระบบ IFAS-1 แต่ยังคงมีประสิทธิภาบน้อยกว่าระบบ AS ที่มีเพียงแบคทีเรียผสมแบบแขวนลอยเพียงอย่างเดียว เมื่อทำสมดุลของมวลไนโตรเจน พบว่า ดีไนตริฟิเคชันทั้งหมดของระบบ AS, IFAS-1 และ IFAS-2 เท่ากับ 2.84, 1.52 และ 2.74 g/day ตามลำดับ

3.3 ปริมาณแบคทีเรียผสมในระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพ

ตารางที่ 3.2, 3.3 และ 3.4 แสดงความเข้มข้น MLSS และ MLVSS และปริมาณแบคทีเรียผสมบนผิวตัวกลางของระบบบำบัดน้ำเสียแบบ AS, IFAS-1 และ IFAS-2 ที่ระยะเวลาเก็บกักทางชีวศาสตร์เท่ากับ 8, 6 และ 4 ชั่วโมง ตามลำดับ ที่อายุสลัดจ์เท่ากับ 8 วัน โดยทั่วไป พบว่า ระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพแบบ AS นั้นมีความเข้มข้น MLSS และ MLVSS ต่ำกว่าระบบบำบัดน้ำเสียแบบ IFAS-1 และ IFAS-2 ที่ระยะเวลาเก็บกักทางชีวศาสตร์เท่ากัน อธิบายได้ว่า เมื่อระบบบำบัดน้ำเสีย IFAS-1 และ IFAS-2 ถูกติดตั้งตัวกลางในถังปฏิกรณ์เติมอากาศแล้ว ทำให้เกิดการแทนที่น้ำของตัวกลาง Bioweb ส่งผลให้ปริมาตรประสิทธิผล (Effective Volume) ของน้ำเสียในถังปฏิกรณ์เติมอากาศลดลงในระบบ IFAS-1 และ IFAS-2 โดยปริมาตรประสิทธิผลของระบบ IFAS-1 และ IFAS-2 เท่ากับ 19.8 และ 21.2 ลิตร ตามลำดับ เมื่อเทียบกับปริมาตรของถังปฏิกรณ์เติมอากาศ พบว่า ปริมาณลดลง 8.3% และ 2.1% ตามลำดับ Grady et al (1999) ระบุว่า ถึงปฏิกรณ์ที่มีขนาดเล็กจะมีปริมาณแบคทีเรียผสมในถังปฏิกรณ์มากกว่าถังปฏิกรณ์ที่มีขนาดใหญ่กว่าที่อายุสลัดจ์ อัตราการไหล และปริมาณซับสเตรตที่ถูกกำจัดต่อหน่วยเวลาที่เท่ากัน ในการทดลองนี้ มีการควบคุมอายุสลัดจ์ให้คงที่เท่ากับ 8 วัน ตลอดระยะเวลาการทดลอง

เมื่อพิจารณาปริมาณแบคทีเรียผสมที่ระยะเวลาเก็บกักทางชีวศาสตร์ต่างๆ กัน ของระบบ AS, IFAS-1 และ IFAS-2 พบว่า ปริมาณแบคทีเรียแขวนลอยบ่งชี้ด้วยค่า MLVSS ในระบบ AS นั้นมีค่าใกล้เคียงกัน ทั้งนี้ Grady et al. (1999) ระบุว่า ความเข้มข้นของแบคทีเรียผสมต้องเพิ่มขึ้นเมื่อระยะเวลาเก็บกักทางชีวศาสตร์ลดลง โดยปริมาตรถังปฏิกรณ์และอายุสลัดจ์คงที่เพื่อให้สอดคล้องกับซับสเตรตที่ถูกกำจัดภายในระบบบำบัดน้ำเสีย AS อย่างไรก็ตาม เมื่อระยะเวลาเก็บกักทางชีวศาสตร์ให้ลดลง พบว่า ปริมาณตะกอนหลุดไปกับน้ำที่เพิ่มสูงขึ้นดังแสดงในตารางที่ 3.2, 3.3 และ 3.4 เป็นเพราะว่าระยะเวลาในการจมตัวของตะกอนของแข็งแขวนลอยในถังตกตะกอนไม่เพียงพอ ส่งผลให้ปริมาณแบคทีเรียผสมลดลง และทำให้อายุสลัดจ์ลดลงและประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์และธาตุอาหารไนโตรเจนลดลง จากการคำนวณอายุสลัดจ์จริงของระบบ AS พบว่า อายุสลัดจ์ของระบบ AS เท่ากับ 7.9, 8.0 และ 6.3 วัน ที่ระยะเวลาเก็บกักทางชีวศาสตร์เท่ากับ 8, 6 และ 4 ชั่วโมง ตามลำดับ

สำหรับระบบบำบัด IFAS-1 และ IFAS-2 พบว่า ความเข้มข้น MLSS และ MLVSS เพิ่มสูงขึ้นตามระยะเวลาเก็บกักทางชีวศาสตร์ที่ลดลง เป็นไปได้ว่า เมื่อระยะเวลาเก็บกักทางชีวศาสตร์ลดลงเพราะอัตราการไหลที่เพิ่มสูงขึ้น ความเข้มข้นของแบคทีเรียผสมต้องเพิ่มสูงขึ้นเพื่อทำให้สามารถกำจัดสารอินทรีย์และธาตุอาหารไนโตรเจนได้เท่าเดิม Grady et al. (1999) นอกจากนั้น จากการแทนที่น้ำของตัวกลาง Bioweb ส่งผลให้ปริมาตรของถังปฏิกรณ์ลดลง ส่งผลให้ผลกระทบของระยะเวลาเก็บกักทางชีวศาสตร์เพิ่มสูงขึ้น ทำให้ปริมาณของแข็งแขวนลอยและแบคทีเรียผสมเพิ่มสูงขึ้นอย่างมาก โดยระยะเวลาเก็บกักทางชีวศาสตร์จริงของระบบ IFAS-1 เท่ากับ 7.6, 5.6 และ 3.8 ชั่วโมง ที่ระยะเวลาเก็บกักทางชีวศาสตร์ที่ออกแบบ เท่ากับ 8, 6 และ 4 ชั่วโมง ตามลำดับ และระยะเวลาเก็บกักทางชีวศาสตร์จริงของระบบ IFAS-2 เท่ากับ 8, 5.9 และ 4 ชั่วโมง ที่ระยะเวลาเก็บกักทางชีวศาสตร์ที่ออกแบบ เท่ากับ 8, 6 และ 4 ชั่วโมง ตามลำดับ

ตารางที่ 3.2 ความเข้มข้น MLSS และ MLVSS ในระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพ AS, IFAS-1 และ IFAS-2 ที่ระยะเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์ 8 ชั่วโมง

Location	MLSS (mg/L)			MLVSS (mg/L)			Biofilm MLVSS (g/m ²)		MLVSS Equiv. (mg/L)		Total MLVSS (mg/L)	
	AS	IFAS-1	IFAS-2	AS	IFAS-1	IFAS-2	IFAS-1	IFAS-2	IFAS-1	IFAS-2	IFAS-1	IFAS-2
Anoxic	1860±226	1903±76	2338±343	1765±136	1893±76	2283±291	-	-	-	-	-	-
Aerobic	1888±294	1845±33	2490±191	1760±188	1835±33	2353±153	77.7	83.0	1425	845	3260	3198
Clarifier	8±3	13±6	27±5	8±3	13±6	27±5	-	-	-	-	-	-

หมายเหตุ: MLVSS Equiv.= MLVSS Equivalent; Total MLVSS =MLVSS + MLVSS Equivalent

ตารางที่ 3.3 ความเข้มข้น MLSS และ MLVSS ในระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพ AS, IFAS-1 และ IFAS-2 ที่ระยะเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์ 6 ชั่วโมง

Location	MLSS (mg/L)			MLVSS (mg/L)			Biofilm MLVSS (g/m ²)		MLVSS Equiv. (mg/L)		Total MLVSS (mg/L)	
	AS	IFAS-1	IFAS-2	AS	IFAS-1	IFAS-2	IFAS-1	IFAS-2	IFAS-1	IFAS-2	IFAS-1	IFAS-2
Anoxic	1533±69	2355±62	2170±143	1533±73	2333±63	2160±143	-	-	-	-	-	-
Aerobic	1563±43	2368±277	2193±199	1525±49	2335±266	2183±199	120.5	130.4	2209	1328	4544	3511
Clarifier	15±4	22±9	21±5	15±4	22±9	21±5	-	-	-	-	-	-

หมายเหตุ: MLVSS Equiv.= MLVSS Equivalent; Total MLVSS =MLVSS + MLVSS Equivalent

ตารางที่ 3.4 ความเข้มข้น MLSS และ MLVSS ในระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพ AS, IFAS-1 และ IFAS-2 ที่ระยะเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์ 4 ชั่วโมง

Location	MLSS (mg/L)			MLVSS (mg/L)			Biofilm MLVSS (g/m ²)		MLVSS Equiv. (mg/L)		Total MLVSS (mg/L)	
	AS	IFAS-1	IFAS-2	AS	IFAS-1	IFAS-2	IFAS-1	IFAS-2	IFAS-1	IFAS-2	IFAS-1	IFAS-2
Anoxic	1678±389	2984±793	2718±527	1642±374	2814±719	2514±484	-	-	-	-	-	-
Aerobic	1826±378	2970±778	2618±535	1770±338	2786±707	2426±473	162.3	116.1	2976	1183	5762	3609
Clarifier	44±16	58±7	38±10	44±16	58±7	38±10	-	-	-	-	-	-

หมายเหตุ: MLVSS Equiv.= MLVSS Equivalent; Total MLVSS =MLVSS + MLVSS Equivalent

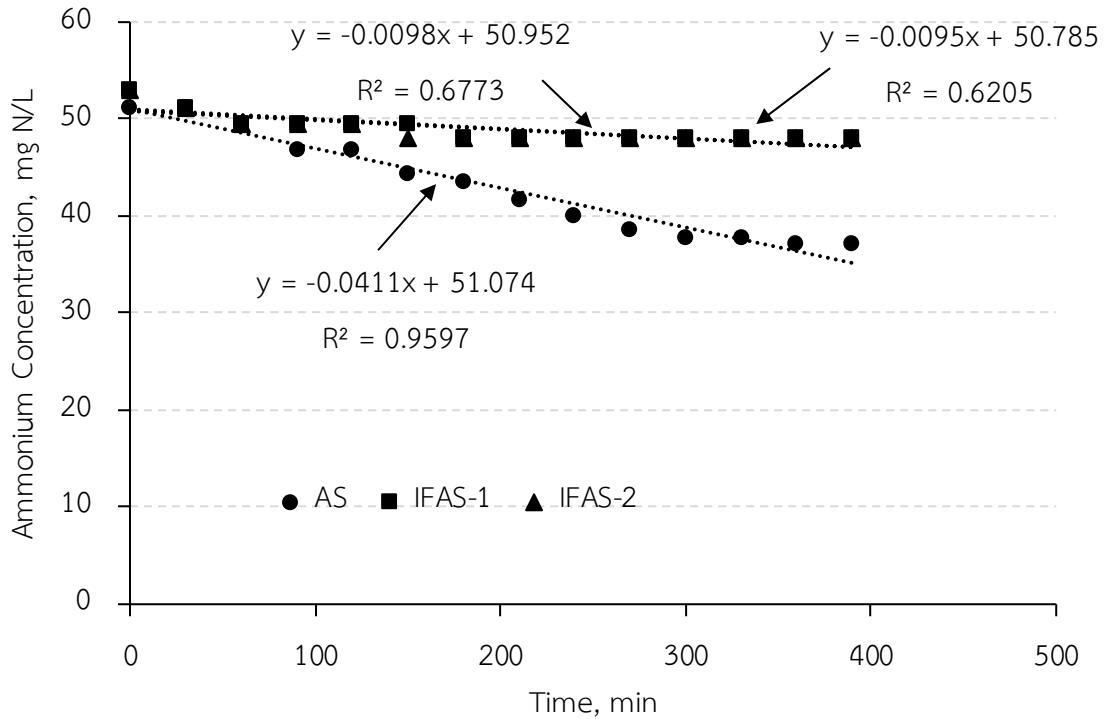
ตารางที่ 3.2, 3.3 และ 3.4 ยังแสดงปริมาณของแบคทีเรียผสมที่ถูกต้องในชั้นไบโอฟิล์มของระบบ IFAS-1 และ IFAS-2 พบว่า ปริมาณแบคทีเรียผสมที่ตรงในชั้นไบโอฟิล์มของระบบ IFAS-1 เพิ่มขึ้นตามระยะเวลาเก็บกักทางชีวศาสตร์ แต่ปริมาณแบคทีเรียผสมที่ตรงในชั้นไบโอฟิล์มของระบบ IFAS-2 เพิ่มขึ้นเมื่อระยะเวลาเก็บกักทางชีวศาสตร์ลดจาก 8 ชั่วโมง เหลือ 6 ชั่วโมง หลังจากนั้น ปริมาณแบคทีเรียผสมที่ตรงในชั้นไบโอฟิล์มลดลงเล็กน้อย แสดงให้เห็นว่า แรงเฉือนจากอัตราการไหลที่สูงขึ้นและระยะเวลาเก็บกักทางชีวศาสตร์ที่น้อยลงเท่ากับ 4 ชั่วโมง ทำให้ความหนาของชั้นไบโอฟิล์มลดลงในระบบ IFAS-2 ในทางตรงกันข้าม ระบบ IFAS-1 แรงเฉือนจากอัตราการไหลที่สูงขึ้นไม่ส่งผลต่อความหนาของชั้นไบโอฟิล์มเพราะแรงเฉือนจากอัตราการไหลลดลงในแผ่นตัวกลางที่เรียงตัวกัน จากตารางที่ 3.2, 3.3 และ 3.4 เมื่อแปลงปริมาณไบโอฟิล์มเป็น MLVSS เทียบเท่าแล้วนำไปรวมกับปริมาณ MLVSS แชนลอย พบว่า ระบบ IFAS-2 มีปริมาณแบคทีเรียผสมในระบบสูงขึ้นอย่างมาก

กล่าวโดยสรุป การลดลงของปริมาตรประสิทธิผลของถังปฏิกริยาเติมอากาศและการเพิ่มขึ้นของอัตราการไหลน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบ ทำให้ประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์และธาตุอาหารไนโตรเจนของระบบ IFAS-1 และ IFAS-2 ต่ำกว่าระบบ AS เพราะปริมาณแบคทีเรียผสมแบบแชนลอยในระบบ AS สามารถเข้าถึงสารอินทรีย์และแอมโมเนียมไนโตรเจนได้ดีกว่าแบคทีเรียผสมที่ถูกต้องในชั้นไบโอฟิล์ม เมื่อชั้นไบโอฟิล์มบนผิวตัวกลางมีความหนาเพิ่มขึ้น ส่งผลให้ความต้านทานการแพร่ของสารอินทรีย์และธาตุอาหารไนโตรเจนเข้าไปในชั้นไบโอฟิล์มสูงขึ้นและส่งผลให้ประสิทธิภาพการกำจัดลดลง

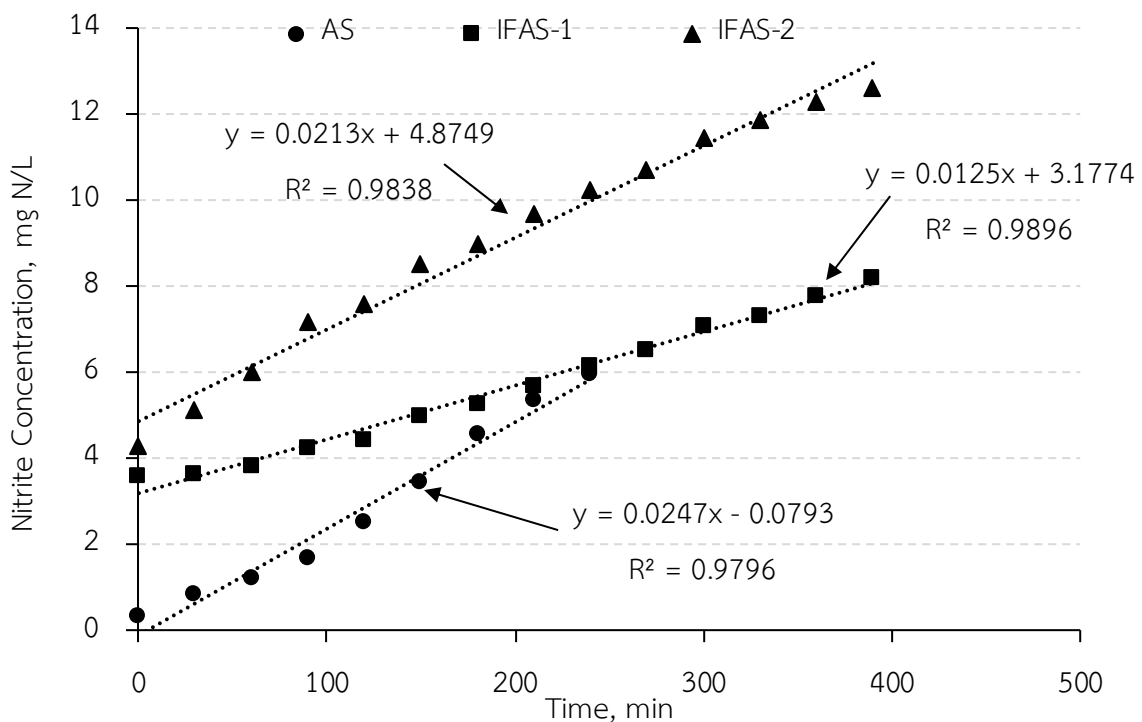
3.4 อัตราการเกิดปฏิกริยาไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชัน

การทดลองแบบกะเพื่อศึกษาอัตราการเกิดปฏิกริยาไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชันของแบคทีเรียผสมแบบแชนลอยในถังปฏิกริยาเติมอากาศดำเนินการที่สภาวะเติมอากาศและไม่เติมอากาศแต่มีการเติมไนโตรเจนไนโตรเจนเพื่อการหายใจแทน ภาพที่ 3.13, 3.14 และ 3.15 แสดงการเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นแอมโมเนียมไนโตรเจน และไนเตรทเมื่อเทียบกับเวลาภายในถังปฏิกริยาแบบกะของระบบบำบัดน้ำเสีย AS, IFAS-1 และ IFAS-2 ตามลำดับ พบว่า แอมโมเนียมลดลงเมื่อเทียบกับเวลาหรืออัตราการเกิดไนตริฟิเคชัน (Nitrification Rate) ในระบบ AS ด้วยอัตรา 0.04 mg N/L-min สำหรับแบคทีเรียผสมจากระบบบำบัดน้ำเสีย IFAS-1 และ IFAS-2 มีลักษณะการเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นของแอมโมเนียมหรือไนตริฟิเคชันคล้ายคลึงกันโดยลดลงเพียงเล็กน้อยด้วยอัตรา 0.01 mg N/L-min ดังแสดงในตารางที่ 3.5 เมื่อคำนวณอัตราการเกิดไนตริฟิเคชันจำเพาะ (Specific Nitrification Rate, SNR) ของระบบ AS, IFAS-1 และ IFAS-2 โดยนำอัตราการเกิดไนตริฟิเคชันมาหารด้วยความเข้มข้นของแบคทีเรียผสมบ่งชี้ด้วย MLVSS พบว่า อัตราการเกิดไนตริฟิเคชันของแบคทีเรียผสมแบบแชนลอยเท่านั้นเท่ากับ 0.03, 0.01 และ 0.01 g N/g MLVSS/day ตามลำดับ โดยที่ความเข้มข้น MLVSS ของระบบ AS, IFAS-1 และ IFAS-2 เท่ากับ 2150, 1820 และ 2200 mg MLVSS/L ตามลำดับ

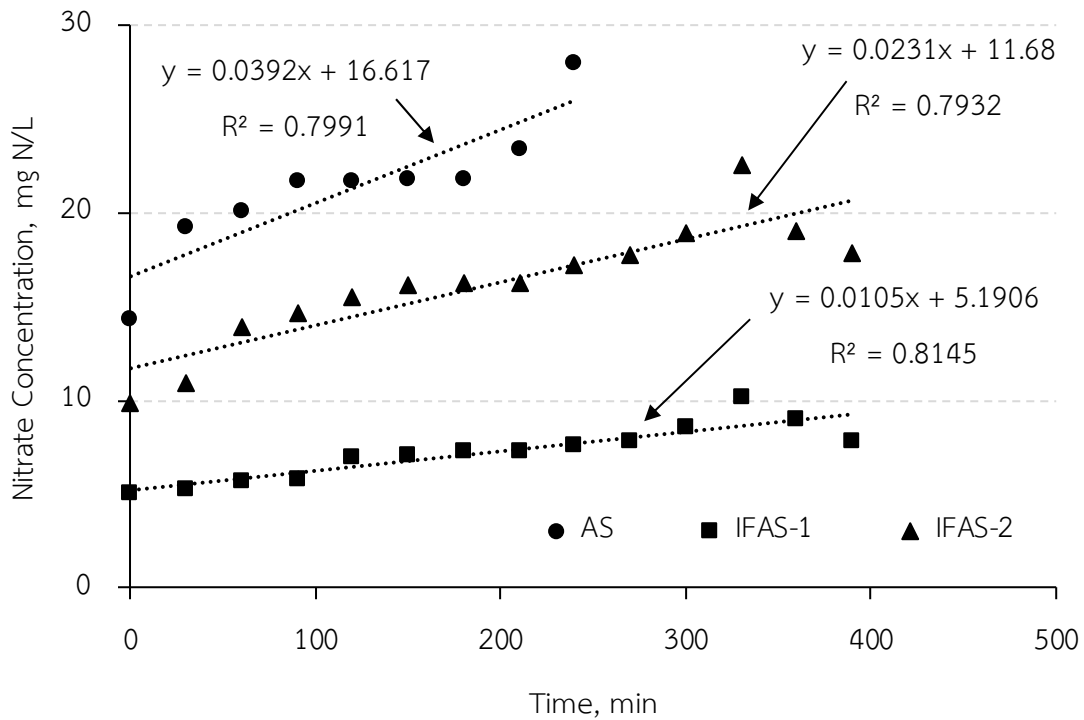
เมื่อพิจารณาอัตราการผลิตไนโตรเจนและไนเตรทไนโตรเจนซึ่งเกิดขึ้นจากกระบวนการไนตริฟิเคชันจากภาพที่ 3.14 และ 3.15 พบว่า ไนโตรเจนและไนเตรทไนโตรเจนเพิ่มสูงขึ้นจากกระบวนการไนตริฟิเคชัน โดยไนโตรเจนจากระบบ AS เพิ่มสูงขึ้นอย่างรวดเร็วด้วยอัตราการผลิตไนโตรเจนเท่ากับ 0.025 mg N/L-min ซึ่งใกล้เคียงกับระบบ IFAS-2 ที่ถูกผลิตขึ้นด้วยอัตราการผลิตไนโตรเจนเท่ากับ 0.021 mg N/L-min ส่วนระบบ IFAS-1 นั้นมีอัตราการผลิตไนโตรเจนต่ำสุดด้วยอัตรา เท่ากับ 0.013 mg N/L-min สำหรับไนเตรทนั้น ระบบ AS, IFAS-1 และ IFAS-2 มีอัตราการผลิตไนเตรทไนโตรเจนเท่ากับ 0.039, 0.011 และ 0.023 mg N/L-min ตามลำดับ ตารางที่ 3.5 พบว่า การผลิตไนโตรเจนและไนเตรทไนโตรเจนถูกผลิตขึ้นด้วยอัตราที่สอดคล้องกับอัตราการเกิดไนตริฟิเคชัน



ภาพที่ 3.13 การเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นแอมโมเนียมไนโตรเจนของระบบบำบัดน้ำเสีย AS, IFAS-1 และ IFAS-2 ในถังปฏิกรณ์แบบกะที่ระยะเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์เท่ากับ 8 ชั่วโมง เพื่อศึกษาปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน



ภาพที่ 3.14 การเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นไนตริที่ไนโตรเจนของระบบบำบัดน้ำเสีย AS, IFAS-1 และ IFAS-2 ในถังปฏิกรณ์แบบกะที่ระยะเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์เท่ากับ 8 ชั่วโมง เพื่อศึกษาปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน



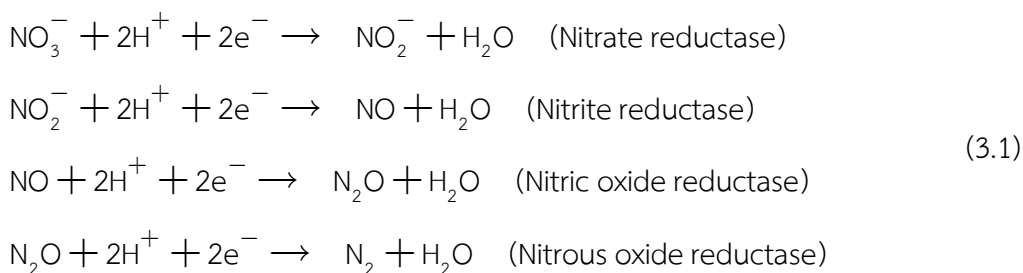
ภาพที่ 3.15 การเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นไนเตรทไนโตรเจนของระบบบำบัดน้ำเสีย AS, IFAS-1 และ IFAS-2 ในถังปฏิกรณ์แบบกะที่ระยะเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์เท่ากับ 8 ชั่วโมง เพื่อศึกษาปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน

ผลการทดลองสามารถสรุปได้ว่า แบคทีเรียผสมแบบแขวนลอยมีอัตราการเกิดไนตริฟิเคชันต่ำกว่าระบบ AS มากที่ระยะเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์เท่ากับ 8 ชั่วโมง เป็นไปได้ว่า แบคทีเรียผสมในระบบ IFAS-1 และ IFAS-2 อาจเป็นไปได้ว่า แบคทีเรียผสมมีสัดส่วนของแบคทีเรียกลุ่มออโทรโทรฟิกันน้อยกว่าระบบ AS

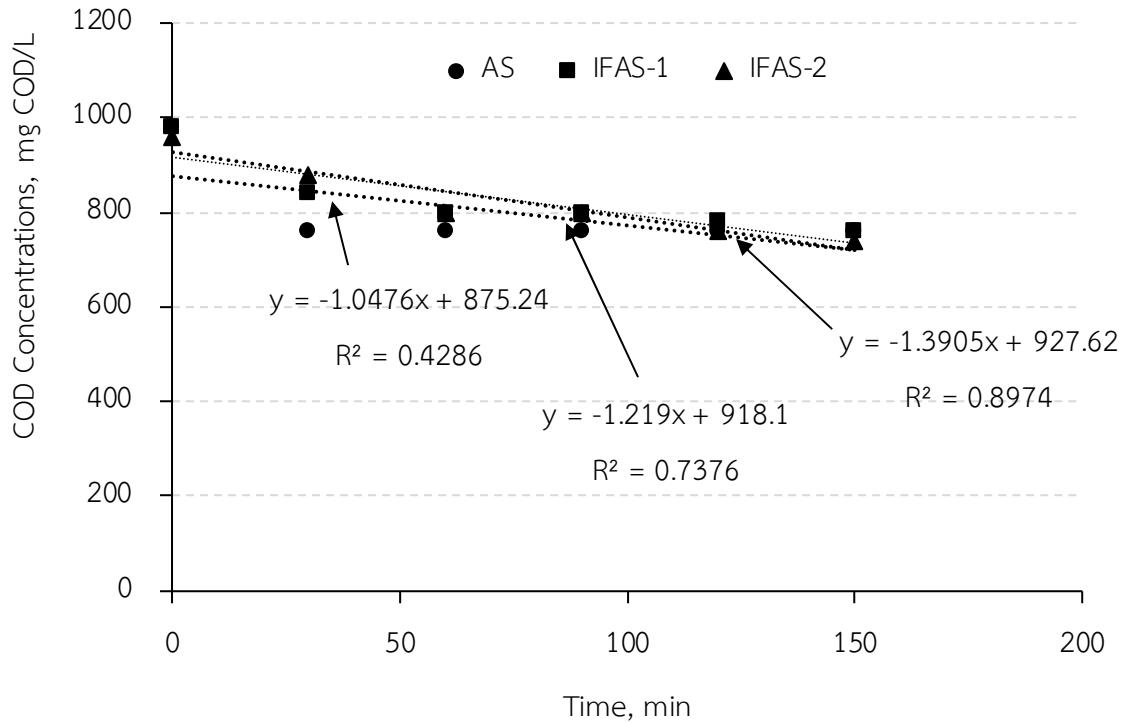
ตารางที่ 3.5 อัตราการเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นแอมโมเนียม ไนไตรท์ และไนเตรทไนโตรเจนในสภาวะเต็มอากาศที่ระยะเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์ 8 ชั่วโมง

สารประกอบ	ระบบ	อัตราการเกิดปฏิกิริยา		R ²
		mg/L/min	g N/g MLVSS/day	
แอมโมเนียไนโตรเจน	AS	-0.04	-0.03	0.960
	IFAS-1	-0.01	-0.01	0.677
	IFAS-2	-0.01	-0.01	0.621
ไนไตรท์ไนโตรเจน	AS	+0.02	+0.02	0.980
	IFAS-1	+0.01	+0.01	0.990
	IFAS-2	+0.02	+0.02	0.984
ไนเตรทไนโตรเจน	AS	+0.04	+0.03	0.799
	IFAS-1	+0.01	+0.01	0.815
	IFAS 2	+0.02	+0.01	0.793

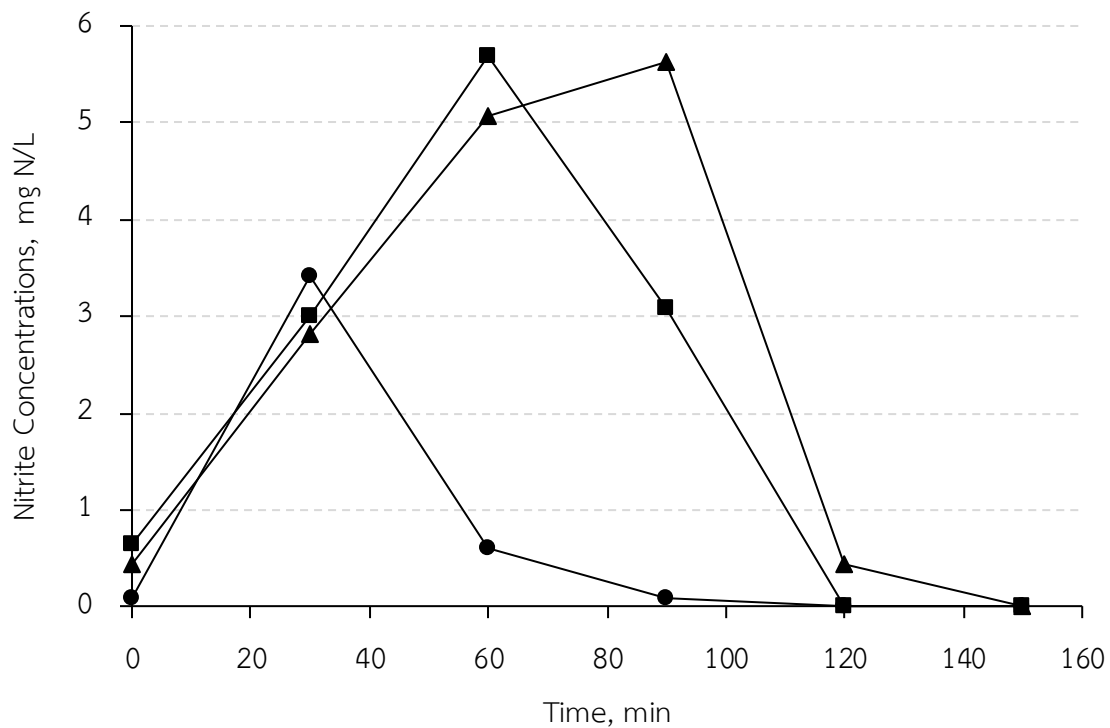
สำหรับปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน ภาพที่ 3.16, 3.17 และ 3.18 แสดงการเปลี่ยนแปลงของสารอินทรีย์ไนโตรเจนและไนเตรทเมื่อเทียบกับเวลาในถังปฏิกรณ์แบบกะของแบคทีเรียผสมจากถังปฏิกรณ์ของระบบ AS, IFAS-1 และ IFAS-2 ตามลำดับ พบว่า อัตราลดลงของสารอินทรีย์ของระบบ AS, IFAS-1 และ IFAS-2 มีลักษณะคล้ายคลึงกัน ตารางที่ 3.6 แสดงอัตราการกำจัดสารอินทรีย์และไนเตรทของระบบ AS, IFAS-1 และ IFAS-2 โดยสารอินทรีย์ถูกกำจัดโดยแบคทีเรียผสมภายใต้สภาวะที่ไร้อากาศแต่มีไนเตรทไนโตรเจนเป็นตัวรับอิเล็กตรอนเพื่อการหายใจ พบว่า แบคทีเรียผสมจากทั้ง 3 ระบบ สามารถดีไนตริฟายด์สารอินทรีย์ได้โดยใช้ไนเตรทไนโตรเจน โดยระบบ IFAS-2 สามารถกำจัดสารอินทรีย์ได้ด้วยอัตราสูงสุด รองลงมา คือ ระบบ IFAS-1 และระบบ AS ตามลำดับ โดยมีอัตราการกำจัดสารอินทรีย์เท่ากับ 0.71, 1.09 และ 1.58 g COD/g VSS/day ตามลำดับ จากภาพที่ 3.17 พบว่า ไนโตรเจนเพิ่มขึ้นในช่วงแรกและถูกกำจัดไปหลังจากระยะเวลา 30, 60 และ 90 นาที โดยแบคทีเรียผสมจากระบบ AS, IFAS-1 และ IFAS-2 ตามลำดับ เนื่องจากแบคทีเรียกลุ่มดีไนตริฟายเออร์ (Denitrifiers) ได้เปลี่ยนไนเตรตเป็นไนโตรเจนด้วยเอนไซม์ไนเตรตรีดักเทส (Nitrate Reductase) และต่อมาไนโตรเจนถูกเปลี่ยนเป็นไนตริกออกไซด์ด้วยเอนไซม์ไนเตรตรีดักเทส (Nitrite Reductase) และภายหลังไนตริกออกไซด์ถูกเปลี่ยนเป็นไนตรัสออกไซด์ด้วยเอนไซม์ไนตริกออกไซด์รีดักเทส (Nitric Oxide Reductase) สุดท้ายไนตรัสออกไซด์ถูกเปลี่ยนเป็นก๊าซไนโตรเจนด้วยเอนไซม์ไนตรัสออกไซด์รีดักเทส (Nitrous Oxide Reductase) ดังปฏิกิริยาที่ 3.1 (Wikipedia contributors, 2019)



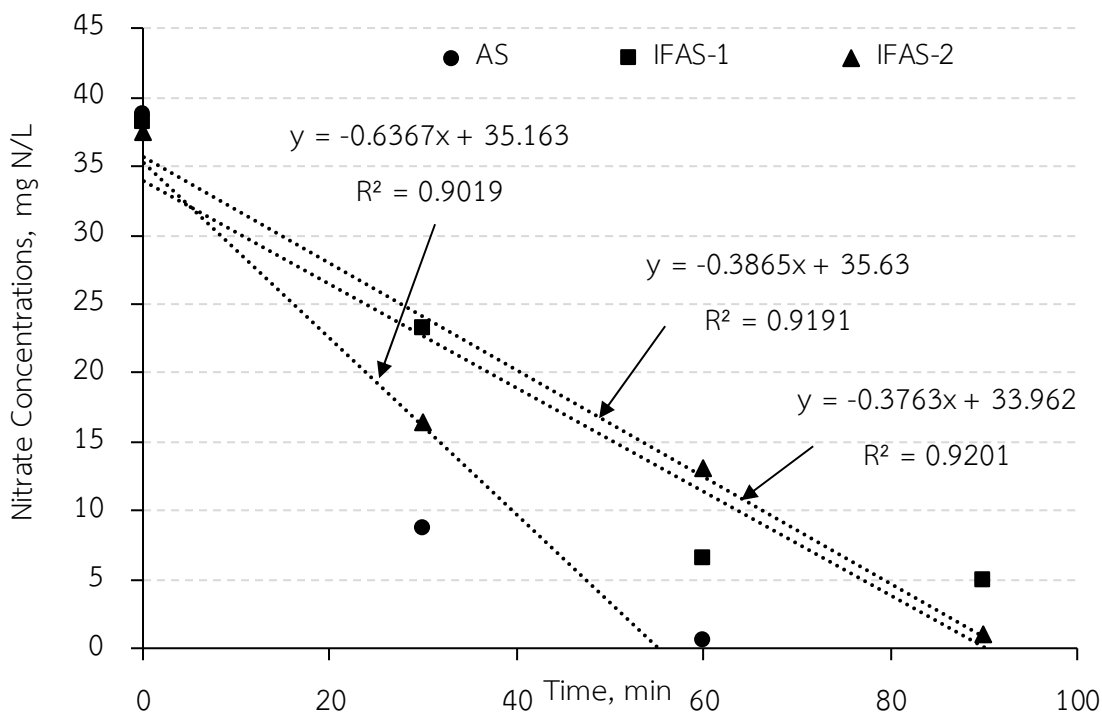
ส่วนอัตราการลดลงของความเข้มข้นของไนเตรทเมื่อเทียบกับเวลาหรืออัตราการเกิดดีไนตริฟิเคชันจำเพาะ (Specific Denitrification Rate, SDNR) นั้น พบว่า ระบบ AS และ IFAS-2 มีอัตราการเกิดดีไนตริฟิเคชันจำเพาะเท่ากัน และระบบ IFAS-1 มีอัตราการเกิดดีไนตริฟิเคชันจำเพาะต่ำสุด แสดงให้เห็นว่า ระบบ IFAS-1 ซึ่งมีตัวกลางปริมาณมากที่สุด ทำให้แบคทีเรียผสมมีอัตราการเกิดดีไนตริฟิเคชันจำเพาะลดลง ทั้งนี้ ความเข้มข้น MLVSS ของระบบ AS, IFAS-1 และ IFAS-2 เท่ากับ 2110, 1610 และ 1270 mg MLVSS/L ตามลำดับ เมื่อคำนวณอัตราส่วนสารอินทรีย์บ่งชี้ด้วยซีโอดีต่อไนเตรทไนโตรเจน (COD/NO₃⁻) พบว่า COD/NO₃⁻ ของระบบ AS, IFAS-1 และ IFAS-2 เท่ากับ 1.65, 3.11 และ 3.67 g COD/g NO₃⁻-day แสดงว่า ระบบ IFAS-1 และ IFAS-2 มีการใช้สารอินทรีย์จำนวนมากเพื่อให้เกิดกระบวนการดีไนตริฟิเคชันอย่างสมบูรณ์มากกว่าระบบ AS ซึ่งเป็นผลดีในการกำจัดสารอินทรีย์จากน้ำเสีย



ภาพที่ 3.16 การเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นสารอินทรีย์ของระบบบำบัดน้ำเสีย AS, IFAS-1 และ IFAS-2 ในถังปฏิกรณ์แบบกะที่ระยะเวลาเก็บกักทางชีวศาสตร์เท่ากับ 8 ชั่วโมง เพื่อศึกษาปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน



ภาพที่ 3.17 การเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นไนโตรเจนไนไตรต์ของระบบบำบัดน้ำเสีย AS, IFAS-1 และ IFAS-2 ในถังปฏิกรณ์แบบกะที่ระยะเวลาเก็บกักทางชีวศาสตร์เท่ากับ 8 ชั่วโมง เพื่อศึกษาปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน



ภาพที่ 3.18 การเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นไนเตรทไนโตรเจนของระบบบำบัดน้ำเสีย AS, IFAS-1 และ IFAS-2 ในถังปฏิกรณ์แบบกะที่ระยะเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์เท่ากับ 8 ชั่วโมง เพื่อศึกษาปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน

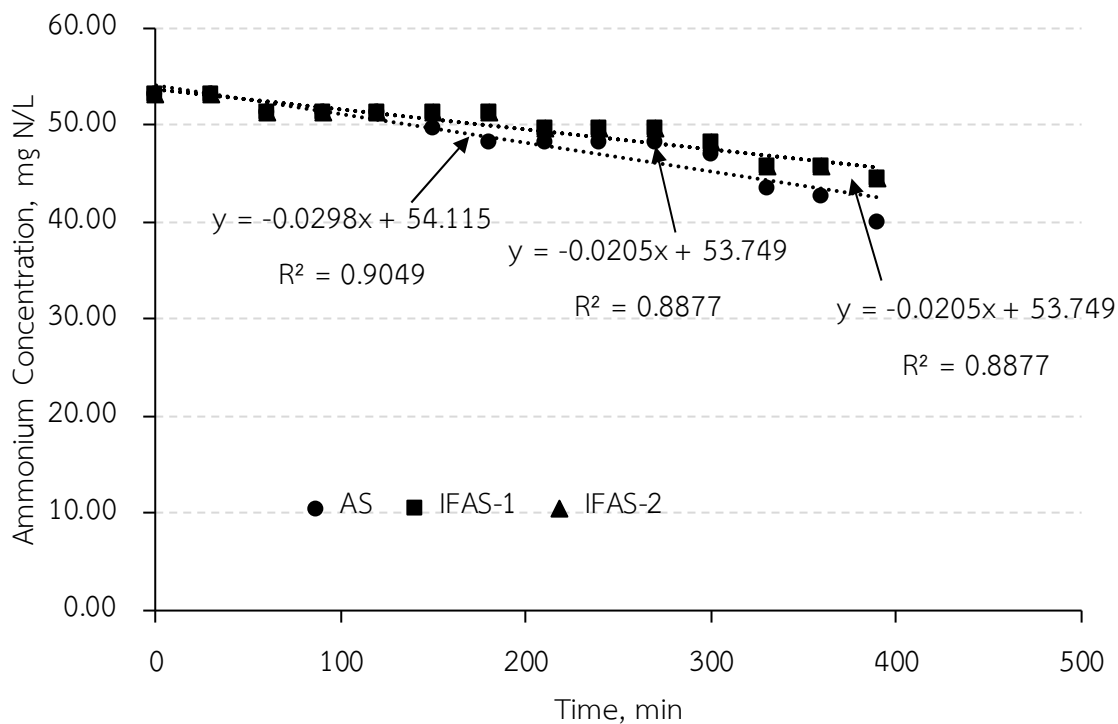
ตารางที่ 3.6 อัตราการเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นสารอินทรีย์ ไนโตรท และไนเตรทไนโตรเจนภายใต้สภาวะแอนอนอกซิกที่ระยะเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์ 8 ชั่วโมง

สารประกอบ	ระบบ	อัตราการเกิดปฏิกิริยา		R ²
		mg/L/min	g N/g MLVSS/day	
สารอินทรีย์	AS	-1.048	-0.71	0.429
	IFAS-1	-1.219	-1.09	0.738
	IFAS-2	-1.391	-1.58	0.897
ไนเตรทไนโตรเจน	AS	-0.637	-0.43	0.902
	IFAS-1	-0.387	-0.35	0.919
	IFAS 2	-0.376	-0.43	0.920

เมื่อลดระยะเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์เหลือ 6 ชั่วโมง พบว่า อัตราการเกิดไนตริฟิเคชันของระบบ AS สูงกว่าระบบ IFAS-1 และ IFAS-2 เล็กน้อย และระบบ IFAS-1 และ IFAS-2 มีอัตราการกำจัดแอมโมเนียไนโตรเจนค่าใกล้เคียงกัน ดังภาพที่ 3.19 พบว่า อัตราการเกิดไนตริฟิเคชันเท่ากับ 0.030, 0.021 และ 0.021 mg N/L-min เมื่อนำความเข้มข้นของ MLVSS ของระบบ AS, IFAS-1 และ IFAS-2 ซึ่งเท่ากับ 1190, 1480 และ 2110 mg MLVSS/L มาคำนวณอัตราการเกิดไนตริฟิเคชันจำเพาะ ได้เท่ากับ 0.03, 0.01 และ 0.01 g N/g MLVSS/day พบว่า แบคทีเรียผสมของระบบ AS สามารถไนตริฟายด์แอมโมเนียได้ดีกว่าระบบ IFAS-1

และ IFAS-2 ทั้งนี้ อัตราการเกิดไนตริฟิเคชันจำเพาะของระบบ IFAS-1 และ IFAS-2 มีค่าเท่ากัน แสดงให้เห็นว่าการเติมตัวกลางลงในถังปฏิกรณ์เติมอากาศ ทำให้ประสิทธิภาพของแบคทีเรียผสมแบบแขวนลอยสำหรับกระบวนการไนตริฟิเคชันลดลง

เมื่อพิจารณาอัตราการผลิตไนโตรเจน พบว่า ระบบ AS มีอัตราการผลิตไนโตรเจนน้อยมาก ดังภาพที่ 3.20 อธิบายได้ว่า แบคทีเรียผสมของระบบ AS มีแบคทีเรียกลุ่ม *Nitrosomonas spp* จำนวนมากและปริมาณออกซิเจนเพียงพอ ($DO \sim 5-6 \text{ mg O}_2/\text{L}$) สามารถเปลี่ยนไนโตรเจนเป็นไนเตรตได้จนหมดทำให้มีอัตราการผลิตไนเตรตสูงมาก ดังแสดงในตารางที่ 3.7 ในขณะที่ระบบ IFAS-1 และ IFAS-2 พบว่า มีอัตราการผลิตไนโตรเจนสูงมาก โดยเฉพาะ IFAS-2 ส่งผลทำให้อัตราการผลิตไนเตรตต่ำ แสดงให้เห็นว่า ระบบ IFAS-1 และ IFAS-2 นั้นมีส่วนแบคทีเรียกลุ่ม *Nitrosomonas spp* น้อยกว่าระบบ AS

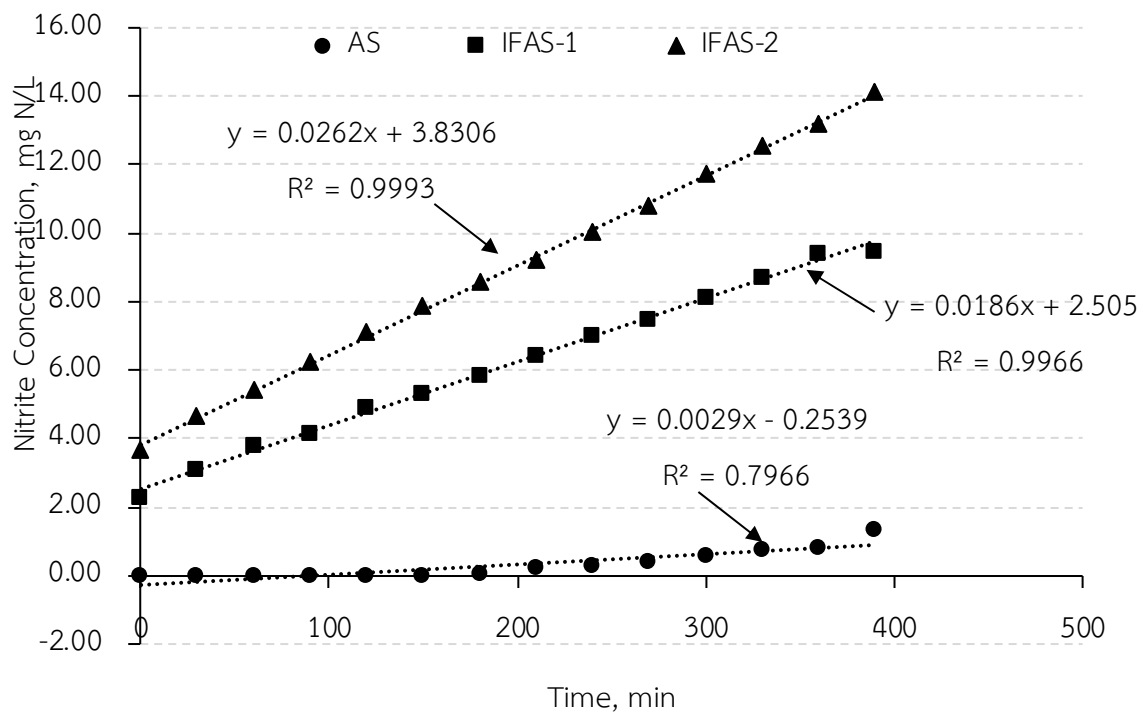


ภาพที่ 3.19 การเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นแอมโมเนียมไนโตรเจนของระบบบำบัดน้ำเสีย AS, IFAS-1 และ IFAS-2 ในถังปฏิกรณ์แบบกะที่ระยะเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์เท่ากับ 6 ชั่วโมง เพื่อศึกษาปฏิกริยาไนตริฟิเคชัน

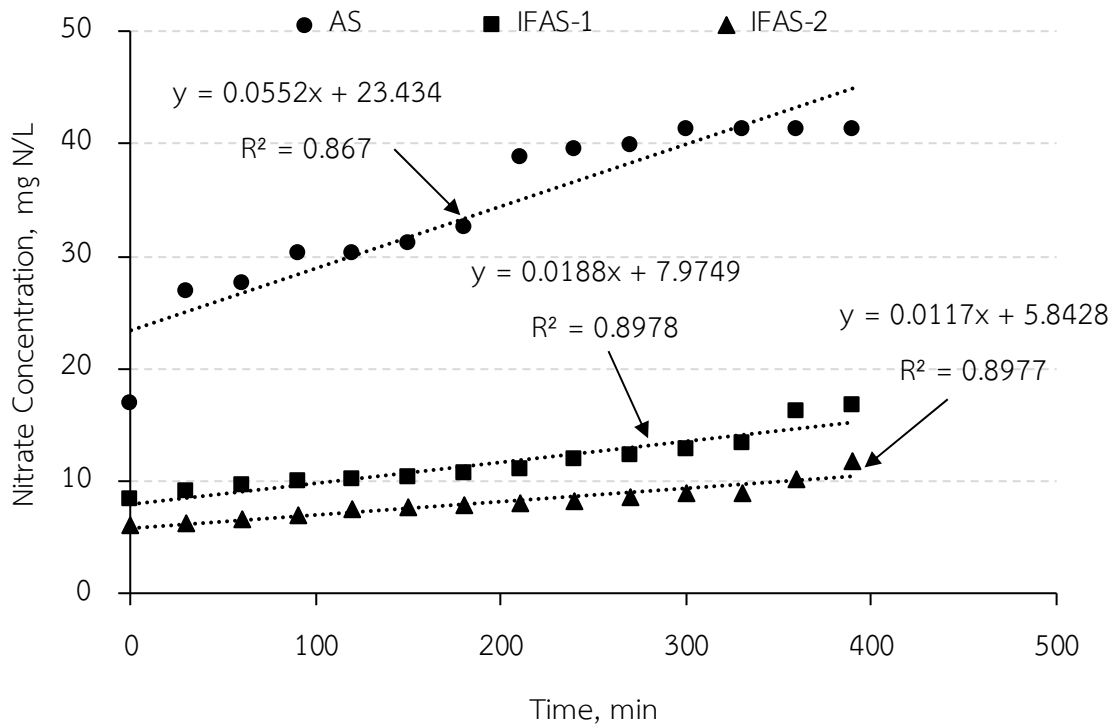
สำหรับการศึกษาอัตราการเกิดดีไนตริฟิเคชันของระบบ AS, IFAS-1 และ IFAS-2 พบว่า แบคทีเรียผสมจากทั้ง 3 ระบบ มีอัตราการกำจัดสารอินทรีย์โดยใช้ไนโตรเจนหรือไนเตรตเพื่อการหายใจใกล้เคียงกัน ดังภาพที่ 3.22 และตารางที่ 3.8 อย่างไรก็ตาม เมื่อคำนวณหาอัตรากำจัดสารอินทรีย์จำเพาะจากตารางที่ 3.8 พบว่า แบคทีเรียผสมจากระบบ AS นั้นมีอัตราการกำจัดสารอินทรีย์ต่ำสุด แต่ระบบ IFAS-2 มีประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์สูงกว่าระบบ IFAS-1 แสดงว่า แบคทีเรียผสมจากระบบ IFAS-1 และ IFAS-2 สามารถกำจัดสารอินทรีย์โดยใช้ไนโตรเจนและไนเตรตได้ดีกว่าระบบ AS

ตารางที่ 3.7 อัตราการเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นแอมโมเนียม ไนไตรท์ และไนเตรทไนโตรเจนในสภาวะเต็ม อากาศที่ระยะเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์ 6 ชั่วโมง

สารประกอบ	ระบบ	อัตราการเกิดปฏิกิริยา		R ²
		mg/L/min	g N/g MLVSS/day	
แอมโมเนียไนโตรเจน	AS	-0.03	-0.03	0.905
	IFAS-1	-0.02	-0.01	0.888
	IFAS-2	-0.02	-0.01	0.888
ไนไตรท์ไนโตรเจน	AS	+0.00	+0.00	0.797
	IFAS-1	+0.02	+0.01	0.997
	IFAS-2	+0.03	+0.02	0.999
ไนเตรทไนโตรเจน	AS	+0.06	+0.06	0.867
	IFAS-1	+0.02	+0.01	0.898
	IFAS 2	+0.01	+0.01	0.898

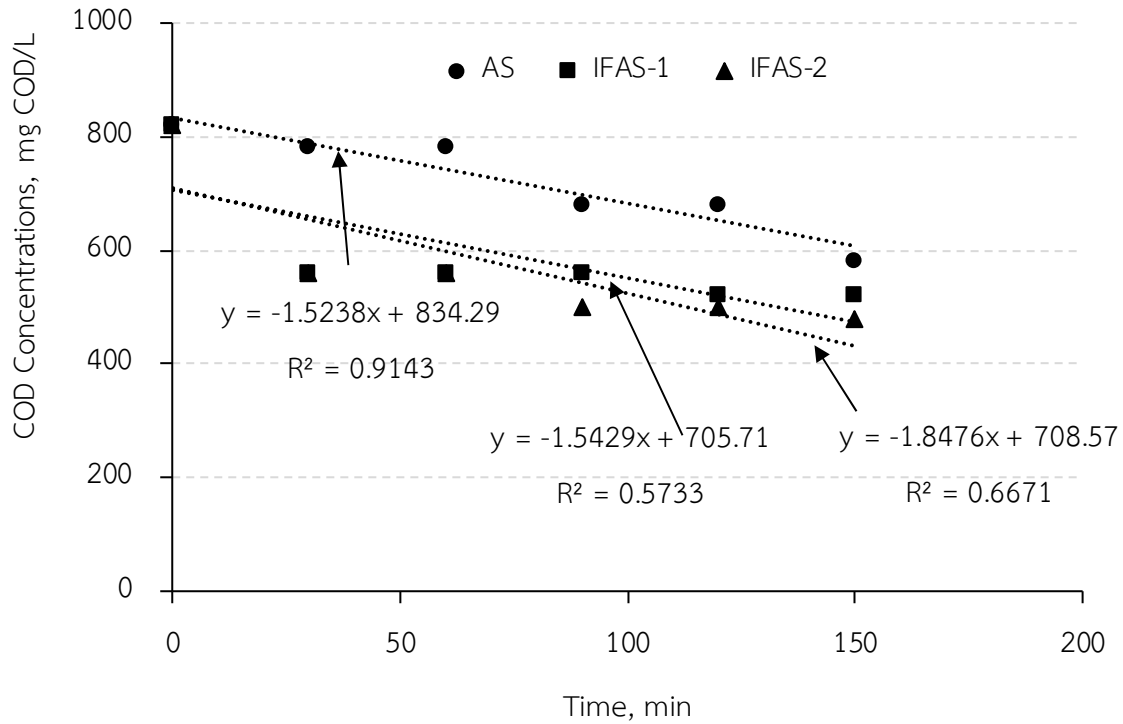


ภาพที่ 3.20 การเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นไนไตรท์ไนโตรเจนของระบบบำบัดน้ำเสีย AS, IFAS-1 และ IFAS-2 ในถังปฏิกรณ์แบบกะที่ระยะเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์เท่ากับ 6 ชั่วโมง เพื่อศึกษาปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน



ภาพที่ 3.21 การเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นไนเตรทไนโตรเจนของระบบบำบัดน้ำเสีย AS, IFAS-1 และ IFAS-2 ในถังปฏิกรณ์แบบกะที่ระยะเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์เท่ากับ 6 ชั่วโมง เพื่อศึกษาปฏิกริยาไนตริฟิเคชัน

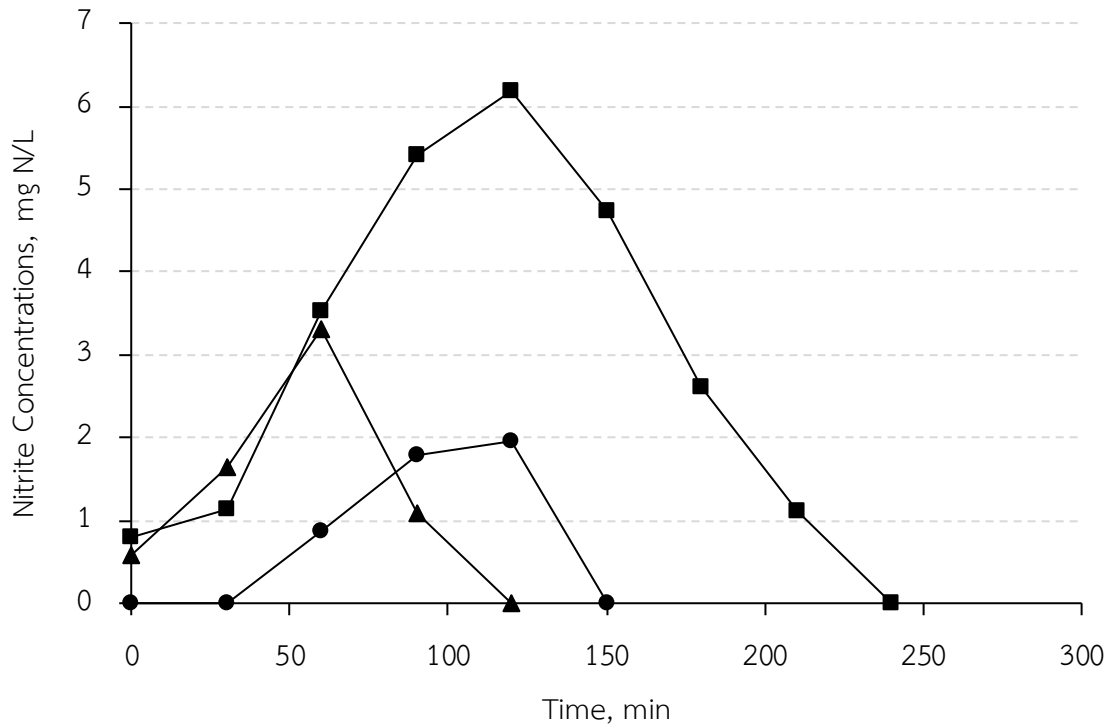
ภาพที่ 3.23 แสดงการเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นของไนโตรทไนถึงปฏิกริยาแบบกะ พบว่า ไนโตรทเพิ่มสูงขึ้นในช่วงแรกและถูกกำจัดไปหลังจากระยะเวลา 90, 90 และ 60 นาที โดยแบบที่เรียผสมจากระบบ AS, IFAS-1 และ IFAS-2 ตามลำดับ เนื่องจากกระบวนการดีไนตริฟิเคชันที่เปลี่ยนไนเตรตเป็นก๊าซไนโตรเจน เมื่อพิจารณาอัตราการเกิดดีไนตริฟิเคชันจำเพาะในตารางที่ 3.8 พบว่า ระบบ AS และ IFAS-2 มีอัตราการเกิดดีไนตริฟิเคชันจำเพาะเท่ากัน และระบบ IFAS-1 มีอัตราการเกิดดีไนตริฟิเคชันจำเพาะต่ำสุด โดยอัตราการเกิดดีไนตริฟิเคชันลดลงเมื่อเทียบกับผลการทดลองในระยะเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์เท่ากับ 8 ชั่วโมง เมื่อคำนวณอัตราส่วนสารอินทรีย์บ่งชี้ด้วยซีโอดีต่อไนเตรทไนโตรเจน (COD/NO_3^-) พบว่า COD/NO_3^- ของระบบ AS, IFAS-1 และ IFAS-2 เท่ากับ 1.97, 5.45 และ 5.27 g $COD/g NO_3^-$ -day แสดงว่า ระบบ IFAS-1 และ IFAS-2 มีแนวโน้มการใช้สารอินทรีย์ในกระบวนการดีไนตริฟิเคชันได้ดีกว่าระบบ AS เช่นเดียวกับระยะเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์เท่ากับ 8 ชั่วโมง โดยอัตราส่วน COD/NO_3^- ของระบบ IFAS-1 และ IFAS-2 สูงกว่าอัตราส่วนที่ระยะเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์เท่ากับ 8 ชั่วโมง ทำให้เกิดการสิ้นเปลืองสารอินทรีย์มากขึ้นสำหรับกระบวนการดีไนตริฟิเคชันหากสารอินทรีย์นั้นไม่เพียงพอและต้องเติมสารอินทรีย์เพิ่มเติมลงในระบบ ในทางตรงกันข้าม หากเป็นสารอินทรีย์ในน้ำเสีย กระบวนการดีไนตริฟิเคชันในระบบ IFAS-1 และ IFAS-2 นั้นสามารถกำจัดสารอินทรีย์โดยไม่ใช้อากาศได้มากขึ้น



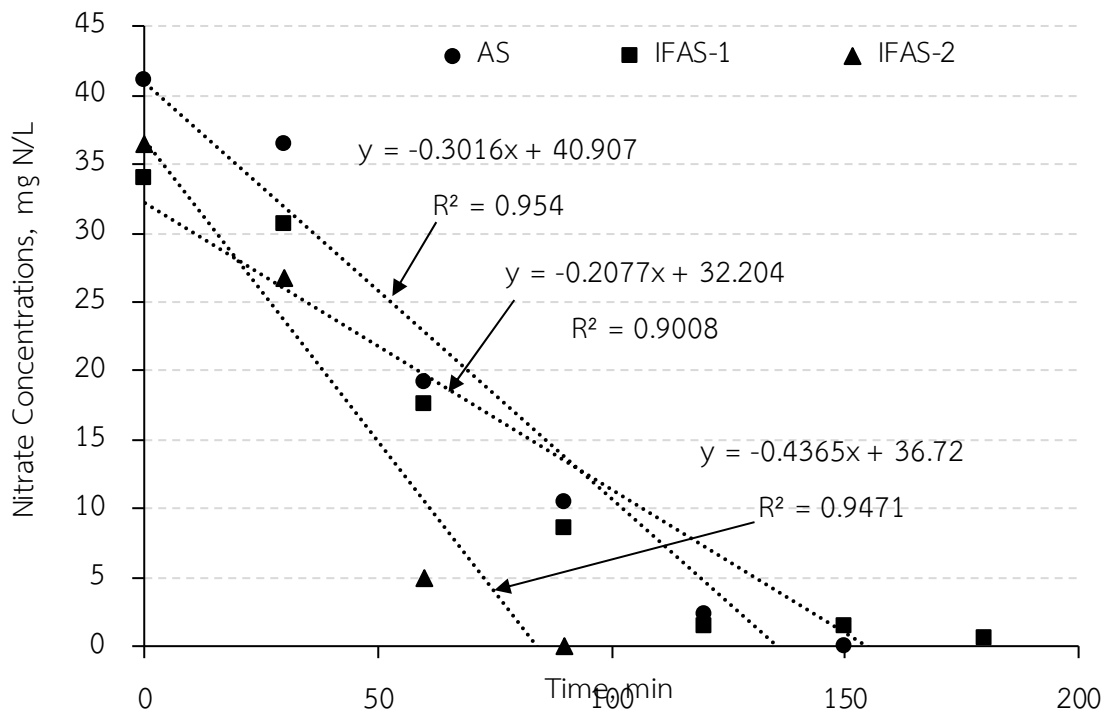
ภาพที่ 3.22 การเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นสารอินทรีย์ของระบบบำบัดน้ำเสีย AS, IFAS-1 และ IFAS-2 ในถังปฏิกรณ์แบบกะที่ระยะเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์เท่ากับ 6 ชั่วโมง เพื่อศึกษาปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน

ตารางที่ 3.8 อัตราการเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นสารอินทรีย์ ไนโตรท์ และไนเตรทไนโตรเจนภายใต้สภาวะแอนน็อกซิกที่ระยะเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์ 6 ชั่วโมง

สารประกอบ	ระบบ	อัตราการเกิดปฏิกิริยา		R ²
		mg/L/min	g N/g MLVSS/day	
สารอินทรีย์	AS	-1.524	-0.71	0.914
	IFAS-1	-1.543	-1.09	0.573
	IFAS-2	-1.848	-1.58	0.667
ไนเตรทไนโตรเจน	AS	-0.302	-0.36	0.954
	IFAS-1	-0.208	-0.20	0.901
	IFAS 2	-0.437	-0.30	0.947

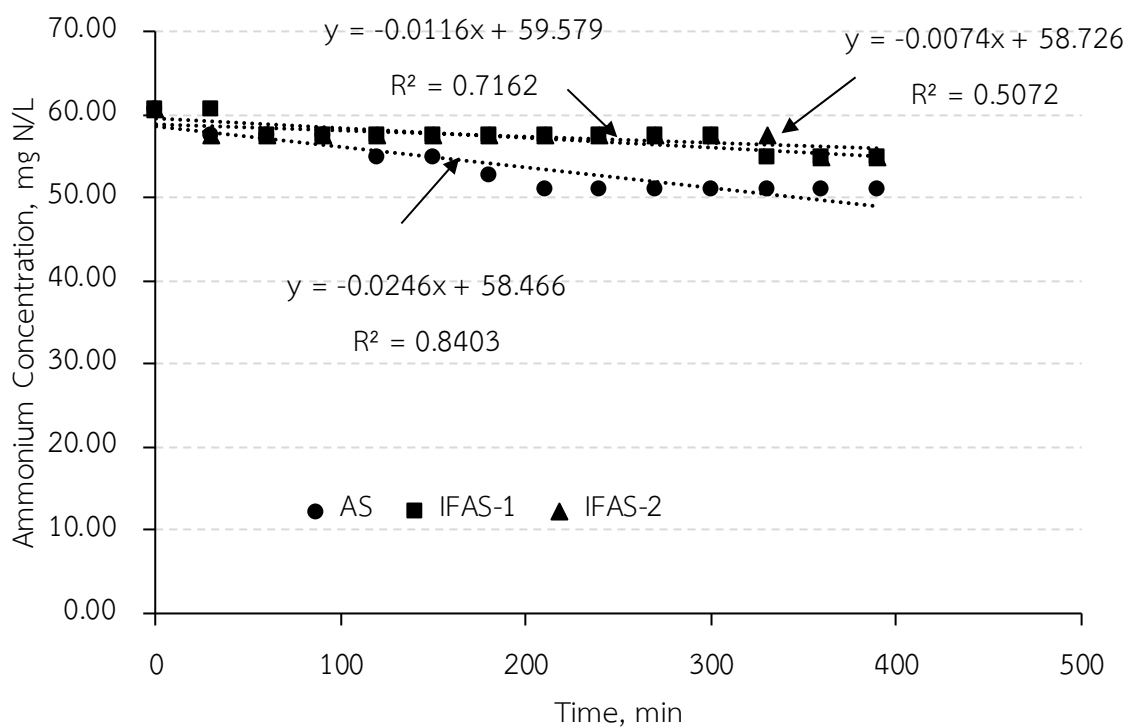


ภาพที่ 3.23 การเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นไนไตรท์ในไนโตรเจนของระบบบำบัดน้ำเสีย AS, IFAS-1 และ IFAS-2 ในถังปฏิกรณ์แบบกะที่ระยะเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์เท่ากับ 6 ชั่วโมง เพื่อศึกษาปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน



ภาพที่ 3.24 การเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นไนเตรทในไนโตรเจนของระบบบำบัดน้ำเสีย AS, IFAS-1 และ IFAS-2 ในถังปฏิกรณ์แบบกะที่ระยะเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์เท่ากับ 6 ชั่วโมง เพื่อศึกษาปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน

เมื่อลดระยะเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์เหลือ 4 ชั่วโมง พบว่า อัตราการเกิดไนตริฟิเคชันของระบบ AS ยังคงสูงกว่าระบบ IFAS-1 และ IFAS-2 โดย ระบบ IFAS-1 และ IFAS-2 มีอัตราการกำจัดแอมโมเนียใกล้เคียงกัน ดังแสดงในภาพที่ 3.25 เมื่อคำนวณอัตราการเกิดไนตริฟิเคชัน พบว่า อัตราการเกิดไนตริฟิเคชันเท่ากับ 0.025, 0.021 และ 0.007 mg N/L-min ดังแสดงในตารางที่ 3.9 เมื่อนำความเข้มข้นของ MLVSS ของระบบ AS, IFAS-1 และ IFAS-2 ซึ่งเท่ากับ 1680, 3220 และ 1980 mg MLVSS/L มาคำนวณอัตราการเกิดไนตริฟิเคชันจำเพาะ ได้เท่ากับ 0.02, 0.01 และ 0.01 g N/g MLVSS/day พบว่า แบคทีเรียผสมของระบบ AS สามารถไนตริฟายด์แอมโมเนียได้ดีกว่าระบบ IFAS-1 และ IFAS-2 ทั้งนี้ อัตราการเกิดไนตริฟิเคชันจำเพาะของระบบ IFAS-1 และ IFAS-2 มีค่าเท่ากัน แสดงให้เห็นว่า การเติมตัวกลางลงในถังปฏิกรณ์เติมอากาศทำให้ประสิทธิภาพของแบคทีเรียผสมแบบแขวนลอยสำหรับกระบวนการไนตริฟิเคชันลดลง

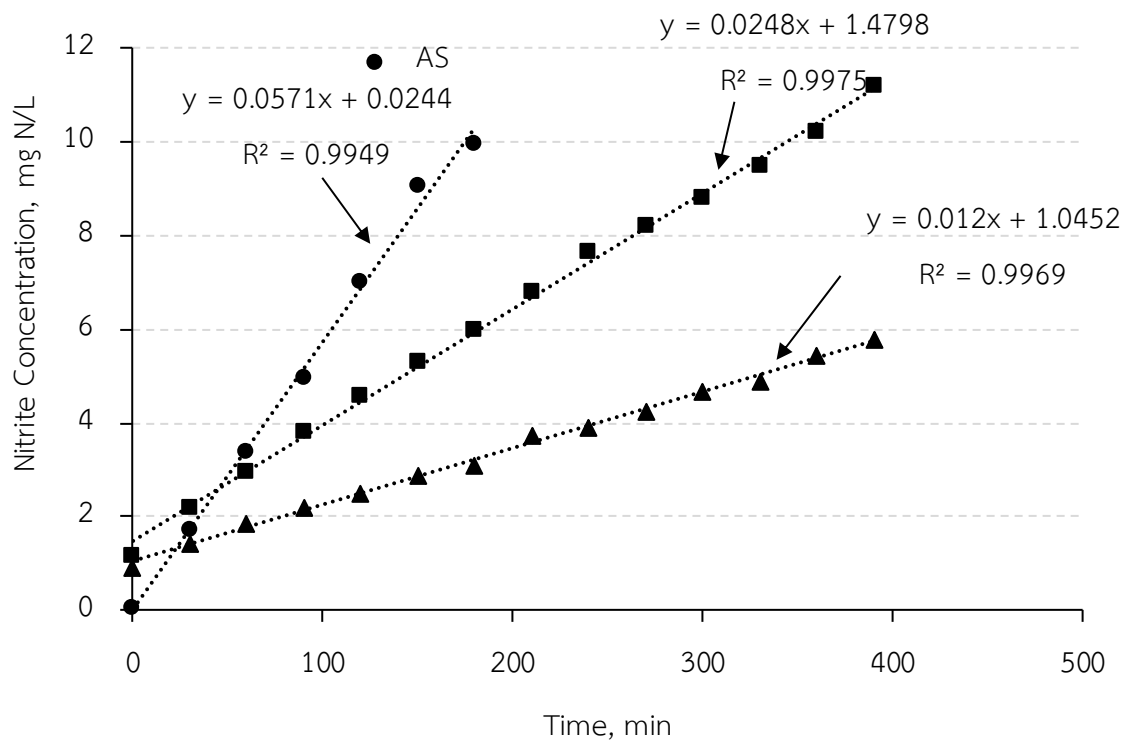


ภาพที่ 3.25 การเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นแอมโมเนียไนโตรเจนของระบบบำบัดน้ำเสีย AS, IFAS-1 และ IFAS-2 ในถังปฏิกรณ์แบบกะที่ระยะเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์เท่ากับ 4 ชั่วโมง เพื่อศึกษาปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน

เมื่อพิจารณาอัตราการผลิตไนโตรเจน พบว่า ระบบ AS มีอัตราการผลิตไนโตรเจนสูงมากเท่ากับ 0.057 mg N/L-min ดังภาพที่ 3.26 แสดงว่าแบคทีเรียผสมของระบบ AS ในระยะการทดลองนี้มีแบคทีเรียกลุ่ม *Nitrosomonas spp* น้อยมาก ทำให้ไม่สามารถเปลี่ยนไนโตรเจนเป็นไนเตรทได้หมด ทำให้มีอัตราการผลิตไนเตรทต่ำ ดังแสดงในตารางที่ 3.9 ในขณะที่ระบบ IFAS-1 มีอัตราการผลิตไนโตรเจนและไนเตรทสูงมาก แต่ระบบ IFAS-2 มีอัตราการผลิตไนโตรเจนและไนเตรทต่ำ แสดงให้เห็นว่า ระบบ IFAS-1 และ IFAS-2 นั้นมีส่วนแบคทีเรียกลุ่ม *Nitrosomonas spp* สูงขึ้นในช่วงระยะการทดลองนี้

ตารางที่ 3.9 อัตราการเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นแอมโมเนียม ไนไตรท์ และไนเตรทไนโตรเจนในสภาวะเต็ม อากาศที่ระยะเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์ 4 ชั่วโมง

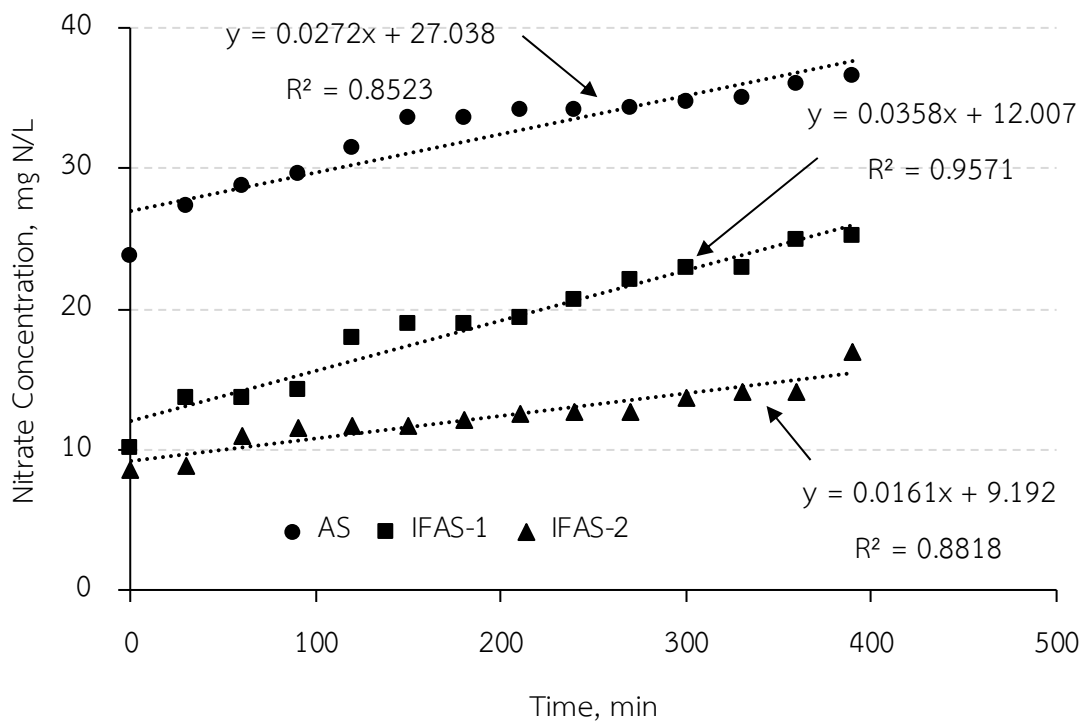
สารประกอบ	ระบบ	อัตราการเกิดปฏิกิริยา		R ²
		mg/L/min	g N/g MLVSS/day	
แอมโมเนียไนโตรเจน	AS	-0.025	-0.02	0.840
	IFAS-1	-0.012	-0.01	0.716
	IFAS-2	-0.007	-0.01	0.507
ไนไตรท์ไนโตรเจน	AS	+0.057	+0.05	0.995
	IFAS-1	+0.025	+0.01	0.998
	IFAS-2	+0.012	+0.01	0.997
ไนเตรทไนโตรเจน	AS	+0.027	+0.02	0.852
	IFAS-1	+0.036	+0.02	0.957
	IFAS 2	+0.0016	+0.01	0.882



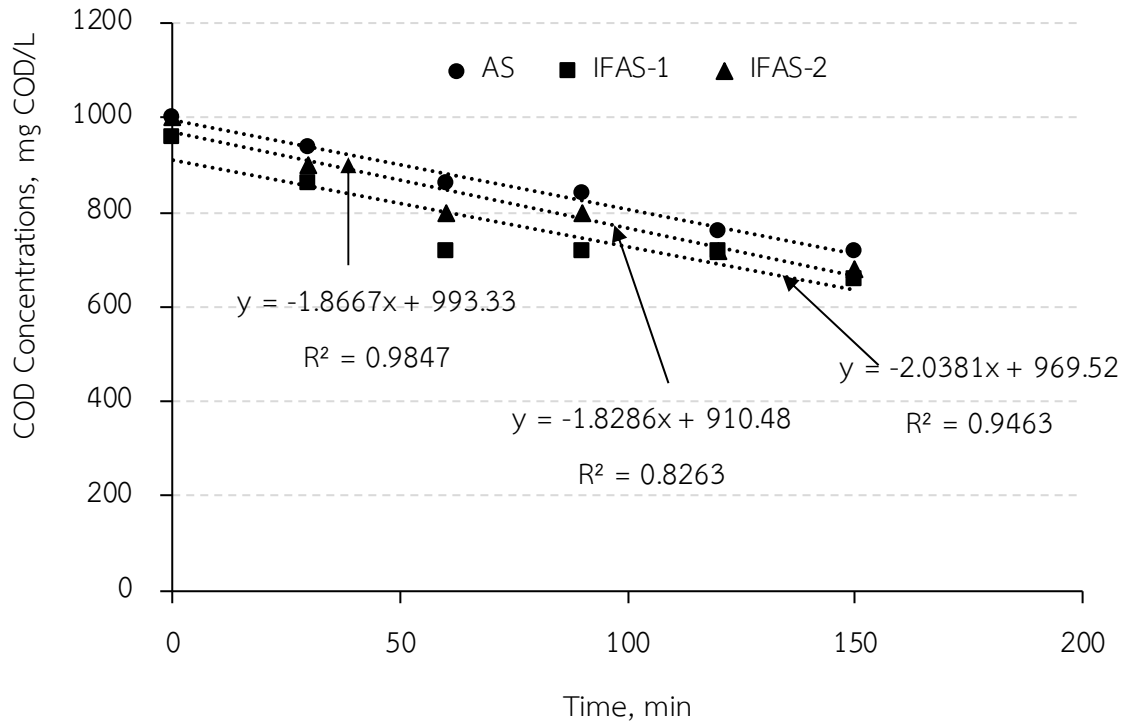
ภาพที่ 3.26 การเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นไนไตรท์ไนโตรเจนของระบบบำบัดน้ำเสีย AS, IFAS-1 และ IFAS-2 ในถังปฏิกรณ์แบบกะที่ระยะเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์เท่ากับ 4 ชั่วโมง เพื่อศึกษาปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน

สำหรับการศึกษาอัตราการเกิดดีไนตริฟิเคชันของระบบ AS, IFAS-1 และ IFAS-2 พบว่า แบคทีเรียผสมจากทั้ง 3 ระบบ มีอัตราการกำจัดสารอินทรีย์โดยใช้ไนไตรท์หรือไนเตรทเพื่อการหายใจใกล้เคียงกัน ดังภาพที่ 3.28 และตารางที่ 3.10 อย่างไรก็ตาม เมื่อดำเนินการหาอัตรากำจัดสารอินทรีย์จำเพาะจากตารางที่ 3.10

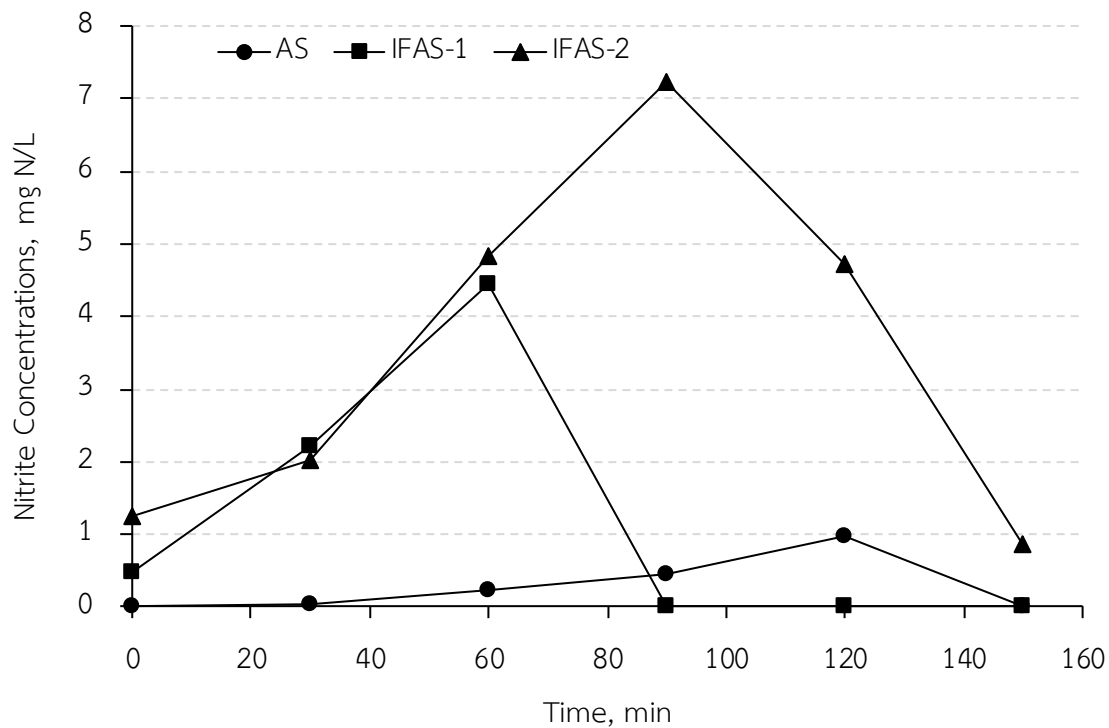
พบว่า แบคทีเรียผสมจากระบบ IFAS-1 มีอัตราการกำจัดสารอินทรีย์ต่ำสุด แต่ระบบ AS มีประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์เทียบเท่ากับระบบ AS ภาพที่ 3.29 แสดงการเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นของไนโตรเจนในถังปฏิกรณ์แบบกะ พบว่า ไนโตรเจนที่ไนโตรเจนเพิ่มสูงขึ้นในช่วงแรกและถูกกำจัดไปหลังจากระยะเวลา 120, 60 และ 90 นาที โดยแบคทีเรียผสมจากระบบ AS, IFAS-1 และ IFAS-2 ตามลำดับ เนื่องจากกระบวนการดีไนตริฟิเคชันที่เปลี่ยนไนเตรตเป็นก๊าซไนโตรเจน เมื่อพิจารณาอัตราการเกิดดีไนตริฟิเคชันจำเพาะในตารางที่ 3.10 พบว่า แบคทีเรียผสมจากทั้ง 3 ระบบมีอัตราการเกิดดีไนตริฟิเคชันจำเพาะใกล้เคียงกัน คือ 0.21, 0.20 และ 0.20 เมื่อคำนวณอัตราส่วนสารอินทรีย์บ่งชี้ด้วยซีโอดีต่อไนเตรตไนโตรเจน (COD/NO_3^-) พบว่า COD/NO_3^- ของระบบ AS, IFAS-1 และ IFAS-2 เท่ากับ 6.20, 4.95 และ 8.25 g $COD/g NO_3^-$ -day แสดงว่า ระบบ AS และ IFAS-2 มีแนวโน้มการใช้สารอินทรีย์สำหรับกระบวนการดีไนตริฟิเคชันมากกว่าระบบ AS แสดงว่า ระบบ AS มีประสิทธิภาพน้อยลงเมื่อเทียบกับระบบ AS ที่ระยะเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์เท่ากับ 8 และ 6 ชั่วโมงตามลำดับ



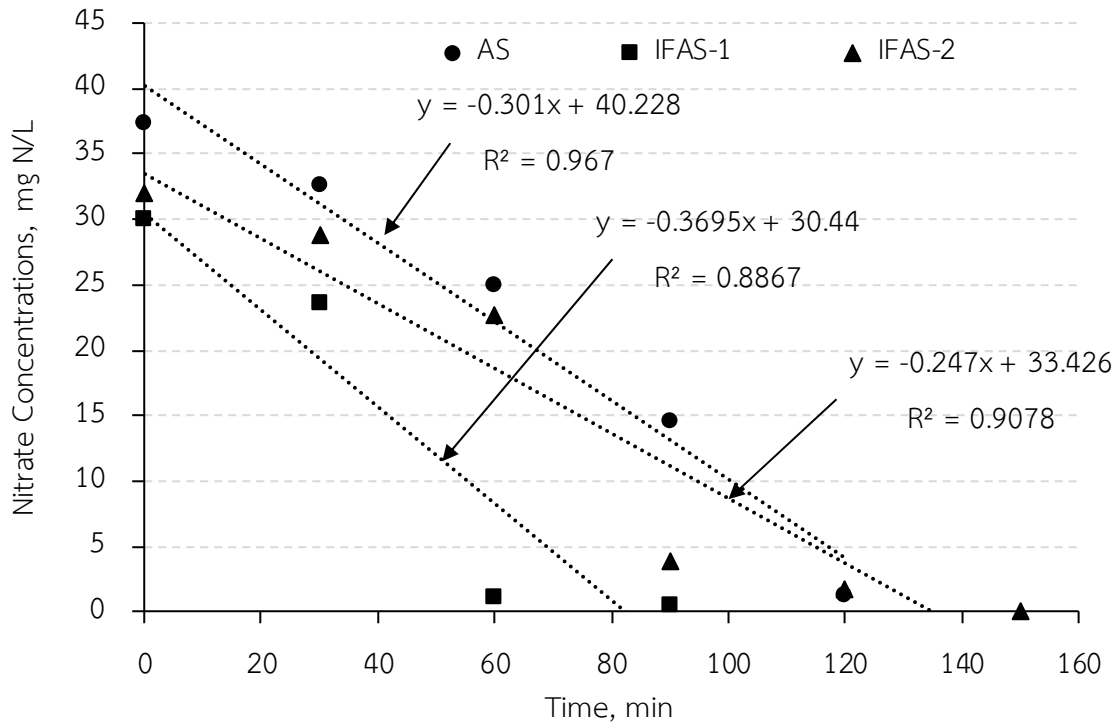
ภาพที่ 3.27 การเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นไนเตรตไนโตรเจนของระบบบำบัดน้ำเสีย AS, IFAS-1 และ IFAS-2 ในถังปฏิกรณ์แบบกะที่ระยะเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์เท่ากับ 4 ชั่วโมง เพื่อศึกษาปฏิกรณ์ไนตริฟิเคชัน



ภาพที่ 3.28 การเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นสารอินทรีย์ของระบบบำบัดน้ำเสีย AS, IFAS-1 และ IFAS-2 ในถังปฏิกรณ์แบบกะที่ระยะเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์เท่ากับ 4 ชั่วโมง เพื่อศึกษาปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน



ภาพที่ 3.29 การเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นไนโตรเจนไนโตรเจนของระบบบำบัดน้ำเสีย AS, IFAS-1 และ IFAS-2 ในถังปฏิกรณ์แบบกะที่ระยะเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์เท่ากับ 4 ชั่วโมง เพื่อศึกษาปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน



ภาพที่ 3.30 การเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นไนเตรทไนโตรเจนของระบบบำบัดน้ำเสีย AS, IFAS-1 และ IFAS-2 ในถังปฏิกรณ์แบบกะที่ระยะเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์เท่ากับ 4 ชั่วโมง เพื่อศึกษาปฏิกริยาดีไนตริฟิเคชัน

ตารางที่ 3.10 อัตราการเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นสารอินทรีย์ ไนโตรท์ และไนเตรทไนโตรเจนภายใต้สภาวะแอนน็อกซิกที่ระยะเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์ 4 ชั่วโมง

สารประกอบ	ระบบ	อัตราการเกิดปฏิกริยา		R ²
		mg/L/min	g N/g MLVSS/day	
สารอินทรีย์	AS	-1.867	-1.31	0.985
	IFAS-1	-1.829	-0.77	0.826
	IFAS-2	-2.038	-1.42	0.946
ไนเตรทไนโตรเจน	AS	-0.301	-0.21	0.967
	IFAS-1	-0.370	-0.16	0.887
	IFAS 2	-0.247	-0.17	0.908

การศึกษาอัตราการเกิดไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชันในถังปฏิกรณ์แบบกะของแบคทีเรียผสมแบบแขวนลอยจากระบบบำบัดน้ำเสีย AS, IFAS-1 และ IFAS-2 ผลการทดลองสามารถสรุปได้ว่า ระบบบำบัดน้ำเสียแบบ AS มีประสิทธิภาพในการไนตริฟายด์แอมโมเนียได้ดีกว่าระบบบำบัดน้ำเสีย IFAS-1 และ IFAS-2 อธิบายได้ว่า ระบบ AS มีแบคทีเรียผสมแบบแขวนลอยที่มีสัดส่วนของแบคทีเรียกลุ่มออโททรอฟิกมากกว่าแบคทีเรียผสมจากระบบ IFAS-1 และ IFAS-2 เนื่องจากระบบ IFAS-1 และ IFAS-2 มีแบคทีเรียส่วนหนึ่งอยู่ในชั้นไบโอฟิล์ม ทำให้มีสัดส่วนของแบคทีเรียกลุ่มออโททรอฟิกน้อยกว่าแบคทีเรียผสมแบบแขวนลอยในระบบ

AS และระยะเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์ 8 และ 6 ชั่วโมง ไม่มีผลต่ออัตราการเกิดไนตริฟิเคชันของทั้งระบบ AS, IFAS-1 และ IFAS-2 แต่เมื่อระยะเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์ลดลงเหลือ 4 ชั่วโมง อัตราการเกิดไนตริฟิเคชันลดต่ำลง เนื่องจากการชะของแบคทีเรียกลุ่มออกโททรอฟิกออกจากระบบ

นอกจากนั้น ยังพบว่าอัตราการเกิดดีไนตริฟิเคชันจำเพาะของแบคทีเรียผสมจากระบบ AS นั้นใกล้เคียงกับระบบ IFAS-2 โดยแบคทีเรียผสมจากระบบ IFAS-1 นั้นมีอัตราการเกิดดีไนตริฟิเคชันจำเพาะต่ำสุดที่ระยะเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์เท่ากับ 8 ชั่วโมง เมื่อระยะเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์ลดลงเหลือ 6 และ 4 ชั่วโมง ตามลำดับ ระยะเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์ส่งผลกระทบต่ออัตราการเกิดดีไนตริฟิเคชันจำเพาะโดยลดอัตราการเกิดดีไนตริฟิเคชันจำเพาะของทั้ง 3 ระบบ

สรุปผลการทดลองและข้อเสนอแนะ

4.1 สรุปผลการทดลอง

โครงการวิจัยนี้ประเมินผลกระทบของการเปลี่ยนแปลงตามฤดูกาลของภาระสารอินทรีย์และธาตุอาหารไนโตรเจนตลอดจนระยะเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์ที่มีต่อระบบบำบัดน้ำเสีย Integrated Fixed Film Activated Sludge (IFAS) โดยเปรียบเทียบศักยภาพของระบบบำบัดน้ำเสีย IFAS กับระบบบำบัดน้ำเสีย แอคติเวเตดสลัดจ์ (AS) ในการรองรับการเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นของสารอินทรีย์และธาตุอาหารไนโตรเจนตลอดจนปริมาณน้ำเสียตามฤดูกาลที่เกิดขึ้น การทดลองดำเนินการแบ่งเป็น 3 ระยะเวลาทดลอง โดยใช้ระยะเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์จำแนกระยะเวลาการทดลอง คือ 8, 6 และ 4 ชั่วโมง ตามลำดับ โดยมีการติดตั้งตัวกลางปริมาณแตกต่างกันในถังปฏิกรณ์เติมอากาศของระบบ IFAS จำนวน 2 ระบบ ที่มีปริมาตรตัวกลางเท่ากับ 34.5% และ 18.3% โดยปริมาตร เรียกว่า ระบบ IFAS-1 และ IFAS-2 ผลการทดลองสามารถสรุปได้ว่า

จากการเปลี่ยนแปลงตามฤดูกาล ทำให้มีปริมาณน้ำฝนเข้าสู่ระบบรวบรวมน้ำเสียมากขึ้น ส่งผลให้ความเข้มข้นสารอินทรีย์และธาตุอาหารไนโตรเจนลดลง อย่างไรก็ตาม หากสามารถควบคุมอายุสลัดจ์ได้ ผลการทดลอง พบว่า การลดลงของความเข้มข้นสารอินทรีย์และธาตุอาหารไนโตรเจนไม่ส่งผลกระทบต่อเสถียรภาพของระบบบำบัดน้ำเสียแอคติเวเตดสลัดจ์และระบบบำบัดน้ำเสีย IFAS 1 เนื่องจากความเข้มข้นที่ลดลงแต่อัตราการไหลที่สูงขึ้นทำให้ภาระบรรทุกทุกสารอินทรีย์และธาตุอาหารไนโตรเจนคงเช่นเดิม

จากผลการทดลองสามารถสรุปได้ว่า ระบบ AS, IFAS-1 และ IFAS-2 มีประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์บ่งชี้ด้วยค่าซีโอดีและธาตุอาหารไนโตรเจนใกล้เคียงกันที่ระยะเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์ 8 และ 6 ชั่วโมง เนื่องจากระบบทำงานที่อายุสลัดจ์ 8 วัน แต่เมื่อระยะเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์ลดลงเหลือ 4 ชั่วโมง ระบบ AS เกิดการชะล้างตะกอนออกจากระบบส่งผลให้อายุสลัดจ์ลดลงเหลือ 6.3 วัน เนื่องจากถังตกตะกอนมีระยะเวลาการตกตะกอนไม่เพียงพอ ทำให้ระบบ AS มีประสิทธิภาพการกำจัดธาตุอาหารไนโตรเจนลดลง เนื่องจากการชะล้างสลัดจ์ออกจากระบบ อย่างไรก็ตาม พบว่า ระบบ IFAS-1 และ IFAS-2 สามารถควบคุมอายุสลัดจ์ได้เช่นเดิม ทำให้มีประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์เท่าเดิม แต่กลับพบว่าประสิทธิภาพการกำจัดธาตุอาหารไนโตรเจนลดลงอย่างมากเนื่องจากความหนาของชั้นไบโอฟิล์มที่เพิ่มสูงขึ้นเพราะความเข้มข้นของแบคทีเรียผสมแบบแขวนลอยที่มากขึ้นจากการลดระยะเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์และการลดปริมาตรของเหลวเนื่องจากการแทนที่น้ำของตัวกลางจำนวนมาก ส่วนระบบ IFAS-2 พบว่า ประสิทธิภาพเพิ่มสูงขึ้นจากการมีแบคทีเรียผสมแบบแขวนลอยและแบบตรึงบนผิวตัวกลางที่เพิ่มสูงขึ้นเนื่องจากชั้นไบโอฟิล์มไม่หนาเกินไป ทำให้สามารถสรุปได้ว่า การลดระยะเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์ ทำให้มีมวลของแบคทีเรียผสมเพิ่มสูงขึ้นในระบบ การมีปริมาณตัวกลางที่มากเกินไป เช่น ระบบ IFAS-1 ทำให้ประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์และธาตุอาหารไนโตรเจนลดลง การติดตั้งปริมาณตัวกลางที่เหมาะสมสำหรับระบบบำบัดน้ำเสีย IFAS เช่น ระบบ IFAS-2 ทำให้ประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์และธาตุอาหารไนโตรเจนเพิ่มสูงขึ้นได้

4.2 ข้อเสนอแนะ

ควรมีการศึกษาผลกระทบของระยะเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์ที่อายุสลัดจ์ต่างๆ กัน โดยประสิทธิภาพของระบบบำบัดน้ำเสีย IFAS อาจสูงกว่าระบบบำบัดน้ำเสียแบบแอคติเวเตดสลัดจ์ที่อายุสลัดจ์ต่ำๆ ที่ระยะเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์ต่ำๆ ได้

ผลผลิต

โครงการวิจัยนี้จะถูกนำเสนอเพื่อตีพิมพ์เผยแพร่ในวารสารวิชาการระดับชาติที่อยู่ในฐานข้อมูล TCI กลุ่ม 1 หรือ 2 หรือในวารสารวิชาการระดับนานาชาติที่อยู่ในฐานข้อมูลสากล SCIMAGO หรือ ISI

รายงานสรุปการเงิน

เลขที่โครงการระบบบริหารงานวิจัย (NRMS 13 หลัก) 2559A10802041 สัญญาเลขที่ 145/2559

โครงการวิจัยประเภทงบประมาณเงินรายได้จากเงินอุดหนุนรัฐบาล (งบประมาณแผ่นดิน)

ประจำปีงบประมาณ พ.ศ. 2559

มหาวิทยาลัยบูรพา

ชื่อโครงการ ผลกระทบของการเปลี่ยนแปลงฤดูกาลของภาระสารอินทรีย์และไนโตรเจนและระยะเวลาเก็บกักทางศาสตร์ต่อกระบวนการบำบัดน้ำเสีย IFAS

ชื่อหัวหน้าโครงการวิจัยผู้รับทุน รองศาสตราจารย์ ดร. ธงชัย ศรีวิริยรัตน์

รายงานในช่วงตั้งแต่วันที่ 1 ตุลาคม พ.ศ. 2558 ถึงวันที่ 30 มิถุนายน พ.ศ. 2562

ระยะเวลาดำเนินการ 3 ปี 9 เดือน ตั้งแต่วันที่ 1 ตุลาคม พ.ศ. 2558

รายรับ

จำนวนเงินที่ได้รับ

งวดที่ 1 (50%)	481,250.00	เมื่อวันที่ 4 ธันวาคม พ.ศ. 2558
งวดที่ 2 (40%)	385,000.00	เมื่อวันที่ 17 สิงหาคม พ.ศ. 2560
งวดที่ 3 (10%)	96,250.00	เมื่อวันที่ 15 กรกฎาคม พ.ศ. 2562
รวม	962,500 บาท	

รายจ่าย

รายการ	งบประมาณที่ตั้งไว้	งบประมาณที่ใช้จริง	จำนวนเงินคงเหลือ/เกิน
1. ค่าตอบแทน	85,000.00	85,000.00	-
2. ค่าจ้าง	180,000.00	180,000.00	-
3. ค่าวัสดุ	395,000.00	395,481.67	-353.27
4. ค่าใช้สอย	206,250.00	206,833.90	-583.90
5. ค่าครุภัณฑ์	-	-	-
6. ค่าใช้จ่ายอื่นๆ	96,250.00	96,250.00	-
6.1 ค่าธรรมเนียมที่จ่ายแก่มหาวิทยาลัยบูรพา (10%)			
รวม	962,500.00	963,565.57	-1,065.57



(รองศาสตราจารย์ ดร.ธงชัย ศรีวิริยรัตน์)

หัวหน้าโครงการวิจัยผู้รับทุน

บรรณานุกรม

1. Andreotola G., Foladori, P, Gatti, G., Nardelli, P., Pettena, M. & Ragazzi, M. (2003). Upgrading of a small overloaded activated sludge plant using a MBBR system. *Journal of Environmental Science and Health, Part A-Toxic/Hazardous Substances & Environmental Engineering*, 38(10), 2317-2328.
2. APHA, AWWA, and WEF, *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 20th ed. Washington D.C., 1998.
3. Barker, P.S. & Dold, P.L. (1995). COD and nitrogen mass balances in activated sludge systems. *Water Research*, 29(2), 633-643.
4. Golla, P.S., Reddy, M.P., Simms, M.K. & Laken, T.J. (1993). Three years of full scale Captor process operation at Moundville, WWTP". Proc. 2nd International Conference on Biofilm Reactors, IAWQ, Paris, France, 239-245.
5. 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.
6. Kondo, M. Hozo, S. & Inamori, Y. (1992). Simultaneous removal of BOD and nitrogen with anoxic/oxic porous biomass support system. *Water Science and Technology*, 26(9-11), 2003-2006.
7. Lessel, T.H. (1991). First practical experience with submerged rope type (Ringlace) biofilm Reactors for upgrading and nitrification. *Water Science and Technology*, 23, 825-834.
8. 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.
9. Liu, J., Wang, B. Li, W., Jin, C., Cao, X. & Wang, L. (1996). Removal of nitrogen from coal gasification and coke plant wastewaters in A/O submerged biofilm-activated sludge (SBF-AS) hybrid system. *Water Science and Technology*, 34(10), 17-24.
10. Morper, M. & Wildmoser, A. (1989). Improvement of existing wastewater treatment plants efficiencies without enlargement of tankage by application of the Linpor-Process– Case studies. Proc. Upgrading of Wastewater treatment plants. IAWPRC, International Specialized Conference, Munich, Germany, 3-7.
11. Randall, C.W. & Sen, D. (1996). Full-scale evaluation of an integrated fixed-film activated sludge (IFAS) process for enhanced nitrogen removal. *Water Science and Technology*, 33(12), 155-161.
12. Randall, C.W. (1997). Activated sludge: Latest developments and a look into the future” CIWEM Conference: Activated sludge into the 21st century. Manchester, England, 17-18 September 1997.

13. Sen, D., Farren, G.D., Copithorn, R.R. & Randall, C.W., (1993). Full scale evaluation of nitrification and denitrification on fixed film media (Ringlece) for design of single sludge system. Proc: Water Environment Federal, 66th Annual Conference, Volume 3-Liquid Treatment Symposium, 137-148, Anaheim, CA.
14. 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.
15. Sriwiriyarat, 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.
16. Sriwiriyarat, T., Ungkurarate, 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.
17. Tchobanoglous, G.; Burton, F.L.; Stensel, H.D. (2003). Suspended growth biological treatment processes. In *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse*, 4th Ed.; Metcalf & Eddy, Inc: New York.
18. Trapani, D.D., Christensso, M. & Odegaard, H. (2011). Hybrid activated sludge/biofilm process for the treatment of municipal wastewater in a cold climate region: a case study. *Water Science and Technology*, 63(6), 1121-1129.
19. Tsuno, H., Somiya, I., Matsumoto, N. & Sasai, S. (1992). Attached growth reactor for BOD removal and nitrification with polyurethane foam medium. *Water Science and Technology*, 26(9/11). 2035-2038.
20. Wikipedia contributors. (2019, April 28). Denitrification. In Wikipedia, The Free Encyclopedia. Retrieved 00:25, June 15, 2019, from <https://en.wikipedia.org/w/index.php?title=Denitrification&oldid=894615018>