

รหัสโครงการ SUT3-304-48-24-28



รายงานการวิจัย

การพัฒนาระบบกำจัดธาตุอาหารทางชีวภาพโดยใช้แหล่งคาร์บอนภายใน (Development of Biological Nutrient Removal System by Using Internal Carbon Sources)

ได้รับทุนอุดหนุนการวิจัยจาก
มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

ผลงานวิจัยเป็นความรับผิดชอบของหัวหน้าโครงการวิจัยแต่เพียงผู้เดียว



รายงานการวิจัย

การพัฒนาระบบกำจัดธาตุอาหารทางชีวภาพโดยใช้แหล่งคาร์บอนภายใน (Development of Biological Nutrient Removal System by Using Internal Carbon Sources)

คณะผู้วิจัย

หัวหน้าโครงการ

ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.สุนทร กาญจนทวิ

สาขาวิชาเทคโนโลยีชีวภาพ

สำนักวิชาเทคโนโลยีการเกษตร

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

ผู้ร่วมวิจัย

นายปฏิกรณ์ แสนสิง

ได้รับทุนอุดหนุนการวิจัยจากมหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี ปีงบประมาณ พ.ศ. 2548

ผลงานวิจัยเป็นความรับผิดชอบของหัวหน้าโครงการวิจัยแต่เพียงผู้เดียว

เมษายน 2554

กิตติกรรมประกาศ

การวิจัยครั้งนี้ได้รับทุนอุดหนุนการวิจัยจากมหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี งบประมาณ พ.ศ. 2548 และคณะผู้วิจัยขอขอบคุณ คุณมานพ จร โลกกรวด ตลอดจนเจ้าหน้าที่ห้องปฏิบัติการ วิศวกรรมสิ่งแวดล้อมทุกท่านที่เอื้ออำนวยความสะดวกในการทำงานทุกอย่างให้สำเร็จไปได้ด้วยดี

ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร. สุนทร กาญจนทวี

การพัฒนาระบบกำจัดธาตุอาหารทางชีวภาพโดยใช้แหล่งคาร์บอนภายใน
Development of Biological Nutrient Removal System
by Using Internal Carbon Sources

สุนทร กาญจนทวี

สาขาวิชาเทคโนโลยีชีวภาพ สำนักวิชาเทคโนโลยีการเกษตร มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

บทคัดย่อ

การวิจัยนี้มีวัตถุประสงค์เพื่อพัฒนารูปแบบกระบวนการกำจัดธาตุอาหารทางชีวภาพโดยใช้แหล่งคาร์บอนและไนโตรเจนภายใน เทคนิควิธีการวัดการหายใจและการประมาณค่าพารามิเตอร์จลนศาสตร์ของจุลินทรีย์ที่สำคัญด้วยข้อมูลจากการวัดอัตราการหายใจ ระบบบำบัดน้ำเสียนำร่องกระบวนการสายหลักและกระบวนการสายรองใช้รูปแบบกระบวนการ MLE แต่มีทิศทางการไหลตรงกันข้าม ขั้นตอนแรกศึกษาประสิทธิภาพและการตอบสนองของระบบเฉพาะในกระบวนการสายหลักและหลังจากนั้นศึกษาการตอบสนองของระบบที่มีการเพิ่มพูนจุลินทรีย์จากกระบวนการสายรองโดยใช้น้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์แบบแอนแอโรบิกเป็นแหล่งคาร์บอนและไนโตรเจน โดยจำลองการเดินระบบภายใต้สภาวะคงที่และผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์ในรอบวันเพื่อบำบัดน้ำเสียชุมชนสังเคราะห์ความเข้มข้นซีโอดี ทีเคเอ็น และฟอสฟอรัสเฉลี่ย 239, 32.5 และ 4.4 มิลลิกรัม/ลิตร ตามลำดับ เก็บรวบรวมข้อมูลการทดลองและตัวอย่างน้ำทิ้งออกทุก 2 ชม. ในช่วงระยะเวลา 24 ชม.

รูปแบบกระบวนการที่พัฒนาขึ้นสามารถเพิ่มประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนภายใต้สภาวะผันแปรของภาระบรรทุกขึ้นจากร้อยละ 79.9 เป็นร้อยละ 98.8 เปรียบเทียบกับการเดินระบบแบบพื้นฐานที่อายุสลัดจ์ระบบเฉลี่ย 5 วัน เท่ากัน ปริมาตรถังปฏิกรณ์สำหรับเพิ่มพูนจุลินทรีย์ร้อยละ 4.5 เปรียบเทียบกับกระบวนการสายหลัก การเพิ่มพูนจุลินทรีย์ช่วยทำให้กระบวนการแอกทิเวเต็ดสลัดจ์มีประสิทธิภาพธาตุอาหารสูงขึ้นอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติและมีศักยภาพในการลดการแปรปรวนของค่าไนโตรเจนในน้ำทิ้งออกจากระบบได้อย่างมีประสิทธิภาพ

ค่าสัมประสิทธิ์พารามิเตอร์จลนศาสตร์ Y_H , K_S , b_H และ $\mu_{\max H}$ มีค่าเฉลี่ย 0.69 มิลลิกรัม/มิลลิกรัม 19.1 มิลลิกรัม/ลิตร 0.3 วัน⁻¹ และ 2.2 วัน⁻¹ ตามลำดับ และค่าสัมประสิทธิ์พารามิเตอร์จลนศาสตร์ Y_{AOB} , K_{NH} , b_A และ $\mu_{\max AOB}$ มีค่าเฉลี่ย 0.22 มิลลิกรัม/มิลลิกรัม 0.35 มิลลิกรัม/ลิตร 0.21 วัน⁻¹ และ 0.9 วัน⁻¹ ตามลำดับ และพบว่าผลการทดลองมีค่าใกล้เคียงกับค่าอ้างอิงในแบบจำลองทางคณิตศาสตร์กระบวนการแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ที่ 1 (ASM1) และนักวิจัยคนอื่น ๆ แสดงให้เห็นว่าเทคนิควิธีการทดลองและการแปลผลจากข้อมูลวัดอัตราการใช้ออกซิเจนมีความถูกต้อง เชื่อถือได้

Development of Biological Nutrient Removal System by Using Internal Carbon Sources

Sunthorn Kanchanatawee

School of Biotechnology, Institute of Agricultural Technology
Suranaree University of Technology

This research aims to development the new configuration of biological nutrients removal process by using internal carbon and nitrogen sources and the methodology to estimate the essential kinetic parameters of activated sludge based on respirometric measurement. The configuration of main-stream and side-stream of pilot wastewater treatment plant using Modified Ludzack-Ettinger (MLE) process with cross hydraulic flow. The first step only main-stream process response was investigated and then combined main-stream process with bio-augmentation in side-stream process was evaluated. The side-stream process was use internal carbon and nitrogen from supernatant of anaerobic digester. The pilot plant was operated under conditions of constant and diurnal variation of organic loading. The experimental set-up was fed with municipal synthetic wastewater. The concentration of COD, TKN and TP were 239, 32.5 and 4.4 mg/L respectively. The experimental data and effluent samples were collected every 2 hr period for 24 hrs.

The nitrogen removal efficiency of a new process under diurnal variation of organic loading of main-stream with basic operation strategy compared to bio-augmentation operation strategy were 79.9% and 98.8% based on 5 days average sludge age are equal. The volume of bio-augmentation reactor was 4.5% compared with volume of main-stream process. There is a statistically significant of bio-augmentation process to enhance nitrogen removal efficiency and it has a potential to reduce the variance of nitrogen in effluent effectively.

The coefficient of kinetic parameters Y_H , K_S , b_H and $\mu_{\max H}$ were 0.69 mg/mg, 19.1 mg/L, 0.31 d⁻¹ and 2.2 day⁻¹ respectively. The coefficient of kinetic parameters Y_{AOB} , K_{NH} , b_A and $\mu_{\max AOB}$ were 0.22 mg/mg, 0.35 mg/L, 0.21 d⁻¹ and 0.9 day⁻¹ respectively. The results kinetic parameters were close to the default values in Activated Sludge Model no.1 and other researcher. These results show that the respirometric experimental methodology is correct and reliable.

Keywords: activated sludge; bio-augmentation; kinetic; nutrient; respirometric

สารบัญ

หน้า

กิตติกรรมประกาศ.....	ก
บทคัดย่อ (ภาษาไทย)	ค
บทคัดย่อ (ภาษาอังกฤษ).....	จ
สารบัญ.....	ช
สารบัญตาราง	ฐ
สารบัญรูป	ฒ
คำอธิบายสัญลักษณ์และคำย่อ	ณ
บทที่	
1 บทนำ.....	1
1.1 ความเป็นมาและความสำคัญของปัญหา	1
1.2 วัตถุประสงค์การวิจัย.....	4
1.3 ขอบเขตของการวิจัย.....	4
1.4 ประโยชน์ที่ได้รับจากการวิจัย	5
2 ปรัชญ่วรรณกรรมและงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง	7
2.1 การกำจัดไนโตรเจนทางชีวภาพ	7
2.2 รูปแบบกระบวนการสำหรับกำจัดไนโตรเจนทางชีวภาพ	8
2.3 การผันแปรของปริมาณการไหลและลักษณะน้ำเสียในรอบวัน	9
2.4 การตอบสนองของกระบวนการแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ภายใต้สภาวะผันแปรของ ปริมาณการไหลและภาระบรรทุกสารอินทรีย์ที่เกิดขึ้นในรอบวัน	9
2.5 ผลกระทบของสภาวะการผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์ ต่อกระบวนการไนตริฟิเคชัน	12
2.6 การเพิ่มประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนโดยใช้กระบวนการ เพิ่มพูนจุลินทรีย์ (Bio-Augmentation).....	12
2.7 แหล่งของสารอาหารสำหรับกระบวนการเพิ่มพูนจุลินทรีย์.....	13

สารบัญ (ต่อ)

หน้า

2.8	การเพิ่มจำนวนของออคโทรอฟิกแบคทีเรียในกระบวนสายรอง	14
2.9	กระบวนกร BABE (Bio-Augmentation Batch Enhanced).....	15
2.10	การเพิ่มศักยภาพการกำจัดไนโตรเจนในกระบวนกรแอกทีเวเต็ดสตั๊ดจ์ ภายใต้สภาวะผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์.....	18
2.11	พารามิเตอร์จลนศาสตร์ของจุลินทรีย์ในกระบวนกรแอกทีเวเต็ดสตั๊ดจ์.....	19
2.12	เครื่องวัดอัตราการหายใจแบบไฮบริด (Hybrid respirometer)	21
2.13	หลักการวัดด้วยเครื่องวัดอัตราการหายใจแบบไฮบริด	22
2.14	กราฟแสดงอัตราการหายใจ (Respirogram)	23
2.15	การประมาณค่าพารามิเตอร์จลนศาสตร์ของเฮเทอโรโทรอฟิกแบคทีเรีย	25
2.15.1	การประมาณค่าสัมประสิทธิ์ผลได้หรือยี่ลด์ของเฮเทอโรโทรอฟิก แบคทีเรีย (Y_H).....	25
2.15.2	การประมาณค่าคงที่อิ่มตัวสำหรับสารอาหารของเฮเทอโรโทรอฟิก แบคทีเรีย (K_S).....	26
2.15.3	การประมาณค่าสัมประสิทธิ์การนำเป็ยของเฮเทอโรโทรอฟิก แบคทีเรีย (b_H)	27
2.15.4	การประมาณค่าสัมประสิทธิ์อัตราการเจริญเติบโตจำเพาะสูงสุด ของเฮเทอโรโทรอฟิกแบคทีเรีย (μ_{maxH}).....	29
2.16	การประมาณค่าพารามิเตอร์จลนศาสตร์ของออคโทรอฟิกแบคทีเรีย.....	31
2.16.1	การประมาณค่าสัมประสิทธิ์ผลได้หรือยี่ลด์ของออคโทรอฟิก แบคทีเรีย (Y_A).....	31
2.16.2	การประมาณค่าสัมประสิทธิ์ค่าคงที่อิ่มตัวสำหรับสารอาหารของ แอมโมเนียมออกซิไดซิงแบคทีเรีย (K_{NH}).....	33
2.16.3	การประมาณค่าสัมประสิทธิ์การนำเป็ยของแอมโมเนียม ออกซิไดซิงแบคทีเรีย (b_A)	33
2.16.4	การประมาณค่าสัมประสิทธิ์อัตราการเจริญเติบโตจำเพาะสูงสุดของ แอมโมเนียมออกซิไดซิงแบคทีเรีย (μ_{maxAOB})	34

สารบัญ (ต่อ)

	หน้า
2.17 สรุป.....	36
3 วิธีดำเนินการวิจัย.....	39
3.1 ขั้นตอนการวิจัย.....	39
3.2 รูปแบบวิธีการและอุปกรณ์การทดลอง.....	40
3.2.1 การเริ่มเดินระบบและพารามิเตอร์ควบคุมการทำงาน.....	41
3.2.2 การเตรียมน้ำเสียชุมชนสังเคราะห์ความเข้มข้นสูง.....	42
3.2.3 การป้อนน้ำเสียเข้าระบบบำบัดน้ำเสียนำร่อง.....	42
3.2.4 การทดลองหาอายุสลัดจ์ของระบบที่ตอบสนองต่อสภาวะ ผันแปรของภาระบรรทุกไนโตรเจน.....	44
3.2.5 การทดลองการตอบสนองของระบบกรณีหมุนเวียนน้ำทิ้งจากการ บำบัดสลัดจ์กลับเข้ามาบำบัดรวมในกระบวนการสายหลักโดยตรง.....	45
3.2.6 การทดลองการเพิ่มประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนของกระบวนการ การแยกที่เวตเต็ดสลัดจ์ด้วยกระบวนการเพิ่มพูนจุลินทรีย์.....	45
3.2.7 การทดลองวัดอัตราการใช้ออกซิเจนของตัวอย่างสลัดจ์ในระบบ.....	46
3.2.8 การเตรียมตัวอย่างสลัดจ์.....	47
3.2.9 การเตรียมสารอาหารสำหรับเติมให้กับตัวอย่างสลัดจ์.....	47
3.3 การเก็บรวบรวมและวิเคราะห์ข้อมูลผลการทดลอง.....	48
3.4 เครื่องมือสำหรับการทำวิจัย.....	48
3.5 สถานที่ทำการวิจัย.....	48
3.6 สรุป.....	49
4 ผลการทดลองและอภิปรายผล.....	51
4.1 การทดลองหาอายุสลัดจ์ของระบบที่ตอบสนองต่อสภาวะผันแปร ของภาระบรรทุกไนโตรเจน.....	51
4.2 การทดลองหมุนเวียนน้ำทิ้งจากบำบัดสลัดจ์กลับมาบำบัดรวม ในกระบวนการสายหลักโดยตรง.....	57

สารบัญ (ต่อ)

หน้า

4.3	การทดลองการเพิ่มประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนในกระบวนการ แอกทิเวเต็ดสลัดจ์ด้วยกระบวนการเพิ่มพูนจุลินทรีย์.....	62
4.3.1	การทดลองการเพิ่มพูนจุลินทรีย์ในสัดส่วนสลัดจ์ต่อน้ำทิ้ง จากการบำบัดสลัดจ์ 0.2 : 1 (Bio0.2:1).....	65
4.3.2	การทดลองการเพิ่มพูนจุลินทรีย์ในสัดส่วนสลัดจ์ต่อน้ำทิ้ง จากการบำบัดสลัดจ์ 1 : 1 (Bio1:1).....	67
4.3.3	การทดลองการเพิ่มพูนจุลินทรีย์ในสัดส่วนสลัดจ์ต่อน้ำทิ้ง จากการบำบัดสลัดจ์ 3 : 1 (Bio3:1).....	69
4.3.4	การทดลองการเพิ่มพูนจุลินทรีย์ในสัดส่วนสลัดจ์ต่อน้ำทิ้ง จากการบำบัดสลัดจ์ 5 : 1 (Bio5:1).....	73
4.4	การประเมินประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนของระบบ.....	75
4.5	การประเมินประสิทธิภาพถึงปฏิกิริยาสำหรับเพิ่มพูนจุลินทรีย์	79
4.6	การประยุกต์กระบวนการเพิ่มพูนจุลินทรีย์.....	80
4.7	การประมาณค่าพารามิเตอร์จลนศาสตร์ของเฮเทอโรทรอฟิกแบคทีเรีย (X_{BH}).....	82
4.7.1	การประมาณค่าสัมประสิทธิ์ผลได้หรือยี่ลัดของเฮเทอโรทรอฟิก แบคทีเรีย (Y_H).....	82
4.7.2	การประมาณค่าคงที่อิ่มตัวสำหรับสารอาหารของเฮเทอโรทรอฟิก แบคทีเรีย (K_S).....	83
4.7.3	การประมาณค่าสัมประสิทธิ์การเน่าเปื่อยของเฮเทอโรทรอฟิก แบคทีเรีย (b_H).....	84
4.7.4	การประมาณค่าสัมประสิทธิ์อัตราการเจริญเติบโตจำเพาะสูงสุด ของเฮเทอโรทรอฟิกแบคทีเรีย (μ_{maxH}).....	87
4.8	การประมาณค่าพารามิเตอร์จลนศาสตร์ของแอมโมเนียออกซิไดซิง แบคทีเรีย (X_{AOB}).....	88
4.8.1	การประมาณค่าสัมประสิทธิ์ผลได้หรือยี่ลัดของแอมโมเนีย ออกซิไดซิงแบคทีเรีย (Y_{AOB}).....	88

สารบัญ (ต่อ)

หน้า

4.8.2	การประมาณค่าสัมประสิทธิ์ค่าคงที่อิมตัวสำหรับสารอาหาร ของแอมโมเนียมออกไซด์ซึ่งแบคทีเรีย (K_{NH}).....	90
4.8.3	การประมาณค่าสัมประสิทธิ์การเนาเปื่อยของแอมโมเนียม ออกไซด์ซึ่งแบคทีเรีย (b_A).....	91
4.8.4	การประมาณค่าสัมประสิทธิ์อัตราการเจริญเติบโตจำเพาะสูงสุด ของแอมโมเนียมออกไซด์ซึ่งแบคทีเรีย (μ_{maxAOB}).....	92
4.9	สรุปผลการทดลอง.....	94
5	สรุปผลการวิจัย.....	97
5.1	กระบวนการกำจัดธาตุอาหาร (ไนโตรเจน) รูปแบบใหม่.....	97
5.2	เทคนิควิธีการวัด แผลผลและการประมาณค่าพารามิเตอร์จลนศาสตร์ ของจุลินทรีย์โดยใช้เทคนิคการวัดอัตราการหายใจ.....	99
5.3	ข้อจำกัดของการวิจัย.....	100
5.4	สภาพปัญหาและแนวทางการแก้ไขปัญหา.....	101
5.5	การประยุกต์ผลการวิจัย.....	102
5.6	ข้อเสนอแนะในการวิจัยต่อไป.....	103
	บรรณานุกรม.....	105
	ภาคผนวก	
	ภาคผนวก ก. แบบจำลองทางคณิตศาสตร์กระบวนการแยกทิวเด็คสลัดจ์ที่ 1 (ASM1).....	111
	ภาคผนวก ข. องค์ประกอบน้ำเสียชุมชนสังเคราะห์ความเข้มข้นสูง.....	117
	ภาคผนวก ค. วิธีการทดลองวัดอัตราการใช้ออกซิเจนโดยเครื่องวัดอัตราการหายใจ.....	121
	ภาคผนวก ง. ผลการเปรียบเทียบข้อมูลทางสถิติโดยใช้ t-test.....	137
	ประวัตินักวิจัย.....	141

สารบัญตาราง

ตารางที่	หน้า
2.1	เปรียบเทียบการปรับปรุงกระบวนการแยกทิวเต็ดสลัดจ์ด้วยวิธีการบำบัดแบบ ธรรมดาและกระบวนการเพิ่มพูนจุลินทรีย์..... 17
2.2	พารามิเตอร์จลนศาสตร์กระบวนการแยกทิวเต็ดสลัดจ์ที่ 1 20
2.3	เปรียบเทียบข้อดีและข้อด้อยของเครื่องวัดอัตราการหายใจ 22
2.4	กระบวนการเจริญเติบโตและการนำเป็ยของเฮเทอโรโทรฟิกแบคทีเรีย 25
2.5	กระบวนการเจริญเติบโตและการนำเป็ยของออโตโทรฟิกแบคทีเรีย 31
3.1	รายละเอียดการออกแบบระบบบำบัดน้ำเสียนำร่องกระบวนการสายหลักและ กระบวนการสายรอง 41
3.2	พารามิเตอร์สำหรับควบคุมการเดินระบบ 42
3.3	การทดลองการเพิ่มพูนจุลินทรีย์..... 46
3.4	วิธีการทดลองและข้อมูลสำหรับการแปลผลเพื่อประมาณค่าพารามิเตอร์จลนศาสตร์ ของตัวอย่างสลัดจ์ 47
4.1	การเก็บรวบรวมข้อมูลการทดลองและตัวอย่างน้ำทิ้งจากการทดลองการเดินระบบ ในรูปแบบพื้นฐาน 52
4.2	รายละเอียดการทดลองหมุนเวียนน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์กลับมาบำบัดรวมใน กระบวนการสายหลักโดยตรง..... 58
4.3	รายละเอียดการทดลองการเพิ่มพูนจุลินทรีย์..... 64
4.4	ลักษณะน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์ส่วนเกินแบบแอนแอโรบิก..... 64
4.5	ค่าการออกแบบถึงปฏิบัติการสำหรับเพิ่มพูนจุลินทรีย์ 65
4.6	พารามิเตอร์ควบคุมการเดินระบบถึงปฏิบัติการสำหรับการเพิ่มพูนจุลินทรีย์..... 65
4.7	เปรียบเทียบประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนของกระบวนการสายหลักของ ทุกการทดลอง 76
4.8	เปรียบเทียบประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนในถึงปฏิบัติการสำหรับเพิ่มพูนจุลินทรีย์..... 79
4.9	สรุปค่าสัมประสิทธิ์พารามิเตอร์จลนศาสตร์ของเฮเทอโรโทรฟิกแบคทีเรีย (X_{BH}) และ แอมโมเนียออกซิไดซิงแบคทีเรีย (X_{AOB})..... 94

สารบัญรูป

รูปที่	หน้า
1.1	ลักษณะการผันแปรปริมาณการไหลของน้ำเสียเข้าระบบบำบัดน้ำเสียจริงในช่วง 4 วันที่มีแนวโน้มคล้ายคลึงกัน 1
1.2	เปรียบเทียบลักษณะการผันแปรของปริมาณการไหลของน้ำเสียเข้าระบบบำบัดน้ำเสียในรอบวันที่ไม่ผ่านและผ่านถึงปรับสภาพการไหล 2
2.1	กระบวนการ Pre-denitrification..... 8
2.2	กระบวนการ Post-denitrification 9
2.3	ลักษณะการผันแปรของปริมาณการไหลของน้ำเสียชุมชนในรอบวันหรือในช่วงระยะเวลา 24 ชม. วันที่ 20 ธันวาคม ค.ศ. 1999 10
2.4	เปรียบเทียบลักษณะแนวโน้มการผันแปรของปริมาณการไหลน้ำเสียชุมชนระหว่างวันทำการและวันหยุดทำการในช่วงระยะเวลา 1 สัปดาห์ 10
2.5	รูปแบบกระบวนการ BABE 16
2.6	รูปแบบเครื่องวัดอัตราการหายใจแบบไฮบริด..... 21
2.7	ตำแหน่งขั้ววัดออกซิเจนเครื่องวัดอัตราการหายใจไฮบริดแบบธรรมดา (เส้นประ) และเครื่องวัดอัตราการหายใจแบบอัลติเมทไฮบริด (เส้นทึบ)..... 23
2.8	กราฟแสดงอัตราการหายใจ (Respirogram)..... 24
2.9	รูปแบบการเกิดยีสต์ของเฮเทอโรโทรฟิกแบคทีเรีย 26
2.10	แนวความคิดการนำเปื่อยแบบดั้งเดิมที่ไม่รวมการใช้สารอาหารจากการนำเปื่อย..... 28
2.11	แนวความคิดการนำเปื่อยแบบ Death-regeneration..... 28
2.12	รูปแบบการเกิดยีสต์ของออโตโทรฟิกแบคทีเรีย 32
3.1	ขั้นตอนการดำเนินการทดลอง..... 39
3.2	รูปแบบกระบวนการบำบัดน้ำเสียนำร่องที่รวมกระบวนการสายหลักและกระบวนการสาขารอง 40
3.3	แนวโน้มการผันแปรความเข้มข้นของซีโอดีในน้ำเสียเข้าทุก 15 นาที ที่ป้อนเข้ากระบวนการสายหลักด้วยโปรแกรมคอมพิวเตอร์ (ข้อมูลได้จากการคำนวณ) 43

สารบัญรูป (ต่อ)

รูปที่	หน้า
3.4 แนวโน้มการผันแปรความเข้มข้นของทีเคเอ็นในน้ำเสียเข้าทุก 15 นาที ที่ป้อนเข้ากระบวนการสายหลักด้วยโปรแกรมคอมพิวเตอร์ (ข้อมูลได้จากการคำนวณ)	44
3.5 แนวโน้มการผันแปรความเข้มข้นของฟอสฟอรัสในน้ำเสียเข้าทุก 15 นาที ที่ป้อนเข้ากระบวนการสายหลักด้วยโปรแกรมคอมพิวเตอร์ (ข้อมูลได้จากการคำนวณ)	44
4.1 รูปแบบระบบบำบัดน้ำเสียนำร่องและรายละเอียดทางศาสตร์ของกระบวนการสายหลัก (กระบวนการ MLE).....	51
4.2 แนวโน้มค่าซีโอดีการทดลองภายใต้สภาวะคงที่ของภาระบรรทุกสารอินทรีย์อายุสลัดจ์ระบบ 5 และ 7 วัน เคนระบบในรูปแบบพื้นฐาน	53
4.3 แนวโน้มของค่าซีโอดีการทดลองภายใต้สภาวะผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์อายุสลัดจ์ระบบ 5 และ 7 วัน เคนระบบในรูปแบบพื้นฐาน	53
4.4 แนวโน้มของค่าทีเคเอ็นการทดลองภายใต้สภาวะคงที่ของภาระบรรทุกสารอินทรีย์อายุสลัดจ์ระบบ 5 และ 7 วัน เคนระบบในรูปแบบพื้นฐาน	54
4.5 แนวโน้มของค่าทีเคเอ็นการทดลองภายใต้สภาวะผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์อายุสลัดจ์ระบบ 5 และ 7 วัน เคนระบบในรูปแบบพื้นฐาน	54
4.6 แนวโน้มของค่าฟอสฟอรัสการทดลองภายใต้สภาวะคงที่ของภาระบรรทุกสารอินทรีย์อายุสลัดจ์ระบบ 5 และ 7 วัน เคนระบบในรูปแบบพื้นฐาน	55
4.7 แนวโน้มของค่าฟอสฟอรัสการทดลองภายใต้สภาวะผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์อายุสลัดจ์ระบบ 5 และ 7 วัน เคนระบบในรูปแบบพื้นฐาน	55
4.8 รูปแบบระบบบำบัดน้ำเสียนำร่องที่มีการหมุนเวียนน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์กลับมาบำบัดรวมในกระบวนการสายหลักโดยตรง	58
4.9 เปรียบเทียบแนวโน้มของค่าซีโอดีภายใต้สภาวะคงที่ของภาระบรรทุกสารอินทรีย์ระหว่างการเดินระบบแบบพื้นฐานและการหมุนเวียนน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์กลับมาบำบัดรวมในกระบวนการสายหลักโดยตรง.....	59
4.10 เปรียบเทียบแนวโน้มของค่าซีโอดีภายใต้สภาวะผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์ระหว่างการเดินระบบแบบพื้นฐานและการหมุนเวียนน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์กลับมาบำบัดรวมในกระบวนการสายหลักโดยตรง.....	59

สารบัญรูป (ต่อ)

รูปที่	หน้า	
4.11	เปรียบเทียบแนวโน้มของค่าไนโตรเจนภายใต้สภาวะคงที่ของภาระบรรทุก สารอินทรีย์ระหว่างการเดินระบบแบบพื้นฐานและการหมุนเวียนน้ำทิ้งจาก การบำบัดสลัดจ์กลับมาบำบัดรวมในกระบวนการสายหลักโดยตรง.....	60
4.12	เปรียบเทียบแนวโน้มของค่าไนโตรเจนภายใต้สภาวะผันแปรของภาระบรรทุก สารอินทรีย์ระหว่างการเดินระบบแบบพื้นฐานและการหมุนเวียนน้ำทิ้งจาก การบำบัดสลัดจ์กลับมาบำบัดรวมในกระบวนการสายหลักโดยตรง.....	61
4.13	รูปแบบระบบบำบัดน้ำเสียนำร่องที่รวมกระบวนการสายหลักเข้ากับกระบวนการ สายรอง.....	63
4.14	แนวโน้มค่าซีโอดีการทดลอง Bio0.2:1	66
4.15	แนวโน้มค่าไนโตรเจนการทดลอง Bio0.2:1.....	66
4.16	แนวโน้มค่าซีโอดีการทดลอง Bio1:1	67
4.17	แนวโน้มค่าไนโตรเจนการทดลอง Bio1:1.....	68
4.18	แนวโน้มค่าซีโอดีการทดลอง Bio3:1	69
4.19	แนวโน้มค่าไนโตรเจนการทดลอง Bio3:1.....	70
4.20	แนวโน้มค่าซีโอดีการทดลอง Bio3:1-2TKN.....	71
4.21	แนวโน้มค่าไนโตรเจนการทดลอง Bio3:1-2TKN.....	71
4.22	แนวโน้มค่าซีโอดีการทดลอง Bio3:1-syn	72
4.23	แนวโน้มค่าไนโตรเจนการทดลอง Bio3:1-syn.....	73
4.24	แนวโน้มค่าซีโอดีการทดลอง Bio5:1	74
4.25	แนวโน้มค่าไนโตรเจนการทดลอง Bio5:1.....	74
4.26	เปรียบเทียบแนวโน้มค่าไนโตรเจนในน้ำทิ้งออกจากการเดินระบบภายใต้ สภาวะผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์การทดลอง 5d-SRT, 5d-SRT-Ana และ Bio3:1.....	77
4.27	เปรียบเทียบประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนการทดลองการเพิ่มพูนจุลินทรีย์	78
4.28	แนวโน้มอัตราการใช้ออกซิเจนการทดลองสำหรับประมาณค่า Y_H	83
4.29	กราฟความสัมพันธ์เชิงเส้นตรงระหว่าง OC และความเข้มข้นของค่าซีโอดี.....	83

สารบัญรูป (ต่อ)

รูปที่	หน้า
4.30	กราฟแสดงผลการจำลองสถานการณ์การประมาณค่า K_s 84
4.31	แนวโน้มการลดลงของอัตราการใช้ออกซิเจนสูงสุดในช่วงเวลา 9 วัน ของ เฮเทอโรโทรฟิคแบคทีเรีย 85
4.32	การลดลงของปริมาณ MLVSS ในช่วงระยะเวลา 9 วัน 85
4.33	กราฟความสัมพันธ์เชิงเส้นตรงระหว่าง $\ln OUR_{end}$ และเวลาของเฮเทอโรโทรฟิค แบคทีเรีย 86
4.34	กราฟความสัมพันธ์เชิงเส้นตรงระหว่าง $\ln OUR_{max}$ และของเฮเทอโรโทรฟิค แบคทีเรีย 86
4.35	แนวโน้มอัตราการใช้ออกซิเจนการทดลองสำหรับประมาณค่า μ_{maxH} 87
4.36	กราฟความสัมพันธ์เชิงเส้นตรงระหว่าง $\ln OUR$ และเวลาสำหรับประมาณค่า μ_{maxH} 88
4.37	แนวโน้มอัตราการใช้ออกซิเจนสำหรับประมาณค่า Y_{AOB} 89
4.38	กราฟความสัมพันธ์ระหว่าง OC และค่าความเข้มข้นของแอมโมเนียม 89
4.39	กราฟแสดงผลการจำลองสถานการณ์การประมาณค่า K_{NH} 90
4.40	กราฟอัตราการใช้ออกซิเจนสูงสุดในช่วงระยะเวลา 9 วันของแอมโมเนียม ออกซิไดซิงแบคทีเรีย 91
4.41	กราฟความสัมพันธ์เชิงเส้นตรงระหว่าง $\ln OUR_{max}$ และเวลาของแอมโมเนียม ออกซิไดซิงแบคทีเรีย 92
4.42	การทดลองวัดอัตราการใช้ออกซิเจนสำหรับประมาณค่า μ_{maxAOB} 93
4.43	กราฟความสัมพันธ์เชิงเส้นตรงระหว่าง $\ln OUR$ และเวลาสำหรับประมาณค่า μ_{maxAOB} 93
5.1	กระบวนการแยกทีเวเต็คสลัดจ์สำหรับกำจัดธาตุอาหารรูปแบบใหม่ 98

คำอธิบายสัญลักษณ์และคำย่อ

a	=	Slope
b	=	y intercept
b	=	Decay rate (d^{-1})
b_A	=	Autotrophic decay coefficient (d^{-1})
b_H	=	Heterotrophic decay coefficient (d^{-1})
CHO_3^-	=	Bicarbonate ion
$C_5H_7O_2N$	=	Cell molecule
CO_2	=	Carbondioxide
f_P	=	Inert particulate fraction of the biomass
i	=	Component
i_{XB}	=	Nitrogen content of the biomass (mg N/mg COD) in biomass
i_{XP}	=	Nitrogen content of the biomass (mg N/mg COD) in products from biomass
j	=	Process
K	=	Saturation constant for substrate (mg/L)
k_a	=	Ammonification rate constant (L.COD/mg.d)
k_h	=	Hydrolysis constant (mg slowly biodeg. COD/mg cell COD)
$K_L a$	=	Mass transfer coefficient
K_{NH}	=	Saturation constant for ammonium (mg NH_4 -N/L)
K_{NO_2}	=	Saturation constant for nitrite (mg NO_2 -N/L)
K_{NO_3}	=	Saturation constant for nitrate (mg NO_3 -N/L)
K_{OA}	=	Switch function (mg O_2 /L)

คำอธิบายสัญลักษณ์และคำย่อ (ต่อ)

K_{OH}	=	Switch function (mg O ₂ /L)
K_S	=	Saturation constant for substrate (mg COD/L)
k_X	=	Hydrolysis constant (mg slowly biodeg. COD/mg cell COD)
NH ₄ Cl	=	Ammonium chloride
NH ₄ ⁺ -N	=	Ammonium nitrogen ion
(NH ₄) ₂ SO ₄	=	Diammonium sulfate
NO ₂ ⁻ -N	=	Nitrite nitrogen ion
NO ₃ ⁻ -N	=	Nitrate nitrogen ion
μ_H	=	Specific growth rate of heterotrophic bacteria (d ⁻¹)
μ_{max}	=	Maximum specific growth rate (d ⁻¹)
μ_{maxAOB}	=	Maximum specific growth rate of ammonium oxidizing bacteria (d ⁻¹)
μ_{maxH}	=	Maximum specific growth rate of heterotrophic bacteria (d ⁻¹)
μ_{maxNOB}	=	Maximum specific growth rate of nitrite oxidizing bacteria (d ⁻¹)
η	=	Correction factor for anoxic growth and hydrolysis
O ₂	=	Oxygen
OUR _{ex}	=	Exogenous oxygen uptake rate (mg O ₂ /L.min)
OUR _{end}	=	Endogenous oxygen uptake rate (mg O ₂ /L.min)
OUR _{max}	=	Maximum oxygen uptake rate (mg O ₂ /L.min)
Q	=	Liquid flow rate (L/min)
Q _{Ave}	=	Average liquid flow rate (L/min)
Q _{feed}	=	Concentrate synthetic wastewater flow rate (mL/min)
Q _{tap}	=	Tap water flow rate (L/min)
ρ	=	Process rate
S _{ND}	=	Organic nitrogen (mg/L)
S _{NH}	=	Ammonium substrate (mg/L)
S _{NO}	=	Nitrite substrate (mg/L)
S _O	=	Oxygen substrate (mg O ₂ /L)
S _S	=	Readily biodegradable substrate (COD) (mg/L)

คำอธิบายสัญลักษณ์และคำย่อ (ต่อ)

t	=	Time
V	=	Volume (L)
X_{AOB}	=	Ammonium oxidizing bacteria (mg/L)
X_{BA}	=	Autotrophic bacteria (mg/L)
X_{BH}	=	Heterotrophic bacteria (mg/L)
X_{ND}	=	Slowly biodegradable organic nitrogen (mg/L)
X_{NOB}	=	Nitrite oxidizing bacteria (mg/L)
X_P	=	Produced inert suspended organic matter (mg/L)
X_S	=	Slowly biodegradable substrate (mg/L)
Y	=	Yield coefficient (mg/mg)
Y_H	=	Yield coefficient of heterotrophic (mg/mg)
Y_A	=	Yield coefficient of autotrophic (mg/mg)
Y_{AOB}	=	Yield coefficient of ammonium oxidizing bacteria (mg/mg)
Y_{NOB}	=	Yield coefficient of nitrite oxidizing bacteria (mg/mg)
5d-SRT	=	5 days solids retention time experimental
5d-SRT-Ana	=	5 days solids retention time experimental with return reject water
7d-SRT	=	7 days solids retention time experimental
A/D	=	Analog to digital
Ana	=	Aanaerobic supernatant
AOB	=	Ammonium oxidizing bacteria
ASM	=	Activated sludge model
ASM1	=	Activated sludge model no.1
ASM3	=	Activated sludge model no.3
BABE	=	Bio-Augmentation Batch Enhanced
Bio0.2:1	=	Bio-augmentation experimental; return sludge to reject water ratio 0.2 : 1
Bio1:1	=	Bio-augmentation experimental; return sludge to reject water ratio 1 : 1
Bio3:1	=	Bio-augmentation experimental; return sludge to reject water ratio 3 : 1

คำอธิบายสัญลักษณ์และคำย่อ (ต่อ)

Bio3:1-2TKN	=	Bio-augmentation experimental; return sludge to reject water ratio 3 : 1 with 2 time TKN concentration of influent
Bio3:1-sys	=	Bio-augmentation experimental; return sludge to reject water ratio 3 : 1 with synthetic reject water
Bio5:1	=	Bio-augmentation experimental; return sludge to reject water ratio 5 : 1
BOD	=	Biological oxygen demand
COD	=	Chemical oxygen demand (mg/L)
DAQ	=	Data acquisition
DNB	=	Denitrifying bacteria
DO	=	Dissolved oxygen (mg/L)
Dyn	=	Dynamic or variation condition
EQ	=	Equalizing tank
HCl	=	Hydrochloric acid
hr	=	Time (hour)
HRT	=	Hydraulic retention time (hrs)
I/O	=	Input/output port
IWA	=	International Water Association
LabVIEW	=	Laboratory Virtual Instrument Engineering Work Bench
ln	=	Natural logarithm
mg	=	Weight (milligram)
min	=	Time (minute)
MLE	=	Modified Ludzack-Ettinger
MLSS	=	Mixed liquor suspended solids (mg/L)
MLVSS	=	Mixed liquor volatile suspended solids (mg/L)
mol	=	Molar
N ₂	=	Nitrogen gas
N ₂ O	=	Nitrus oxide

คำอธิบายสัญลักษณ์และคำย่อ (ต่อ)

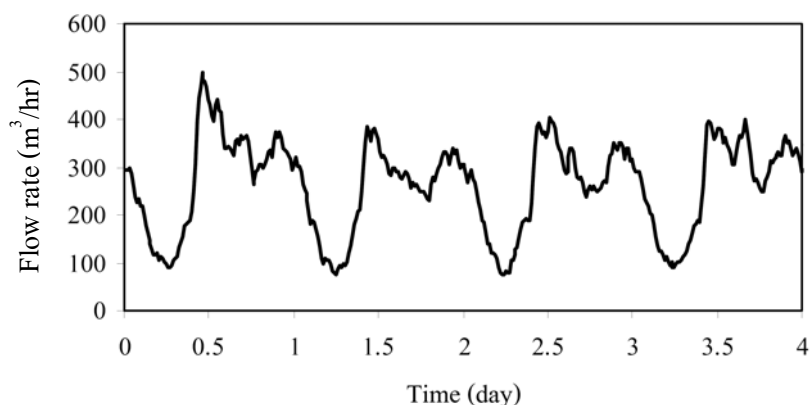
NaOH	=	Sodium hydroxide
NO_2^-	=	Nitrite (mg/L)
NO_3^-	=	Nitrate (mg/L)
NOB	=	Nitrite oxidizing bacteria
OC	=	Oxygen consume (mg/L)
OUR	=	Oxygen uptake rate (mg O_2 /L.min)
PC	=	Personal computer
Pre-DN	=	Pre-denitrification
Post-DN	=	Post-denitrification
rbCOD	=	Readily biodegradable COD (mg/L)
sec	=	Time (second)
SHARON	=	Single Reactor High Ammonium Removal Over Nitrite
SRT	=	Solid retention time (day)
ss	=	Steady state condition
TKN	=	Total Kjeldahl Nitrogen (mg/L)
TN	=	Total nitrogen
TP	=	Total phosphorus (mg/L)
UASB	=	Upflow anaerobic sludge blanket
USB	=	Universal serial bus
VDC	=	Direct current voltage
VSS	=	Volatile suspended solids

บทที่ 1

บทนำ

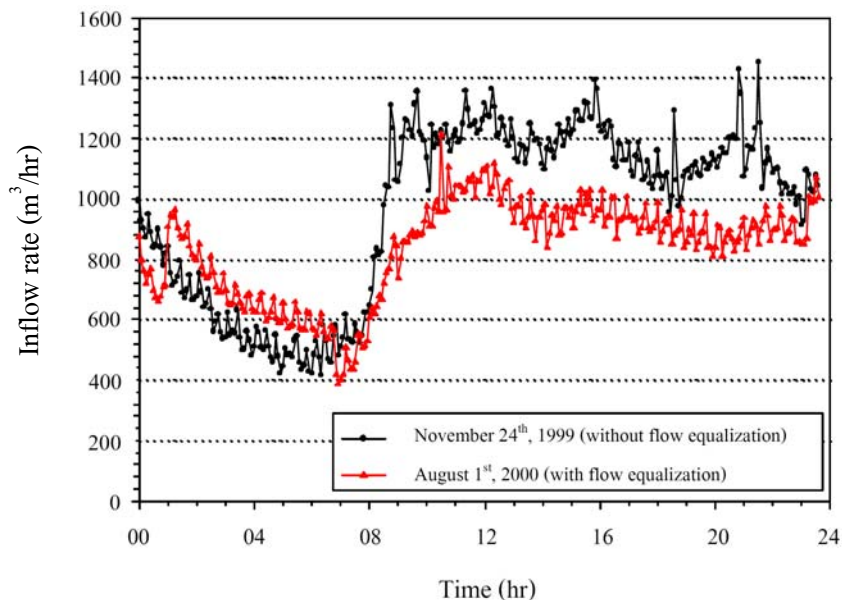
1.1 ความเป็นมาและความสำคัญของปัญหา

ปัจจัยสำคัญที่ส่งผลให้ประสิทธิภาพการกำจัดธาตุอาหารในระบบบำบัดน้ำเสียแบบแอกทีว เต็ดสตัคต์ลดลงคือ สภาพการผันแปรของปริมาณการไหลและภาระบรรทุกสารอินทรีย์ของน้ำเสีย เข้าระบบที่เกิดขึ้นในรอบวันหรือในช่วงระยะเวลา 24 ชม. รูปที่ 1.1 แสดงแนวโน้มการผันแปรของ ปริมาณการไหลในช่วงระยะเวลา 4 วัน ปริมาณการไหลของน้ำเสียจะลดลงต่ำสุดในช่วง 05.00 น. – 06.00 น. และจะเพิ่มขึ้นสูงสุดอีกครั้งในช่วงเวลาประมาณ 11.00 น. – 12.00 น. ปริมาณการไหลจะ ผันแปรขึ้นลงในลักษณะนี้อีกครั้ง ในช่วงเวลา 12.00 น. – 22.00 น. แต่เกิดขึ้นแคบกว่าการผันแปรใน ช่วงแรกและพบว่าลักษณะการผันแปรของปริมาณการไหลในแต่ละวันมีแนวโน้มที่คล้ายคลึง กัน (Grady, Daigger, and Lim, 1999; Sin, 2004) และในขณะเดียวกันภาระบรรทุกสารอินทรีย์ในน้ำ เสียก็มีลักษณะแนวโน้มการผันแปรเช่นเดียวกับการผันแปรของปริมาณการไหล (Grady *et al.*, 1999; Petersen, 2000; Metcalf and Eddy, 2003; Water Environment Federation (WEF) and American Society of Civil Engineers (ASCE)/Environmental and Water Resource Institute (EWRI), 2006) ในบางช่วงเวลาระบบบำบัดน้ำเสียขนาดเล็กมีความแตกต่างระหว่างค่าภาระบรรทุกต่ำสุดและสูงสุด ประมาณ 10 – 16 เท่า ขณะที่ระบบบำบัดน้ำเสียขนาดใหญ่มีความแตกต่างประมาณ 3 – 5 เท่า (Qasim, 1999; Metcalf and Eddy, 2003; WEF and ASCE/EWRI, 2006)



รูปที่ 1.1 ลักษณะการผันแปรปริมาณการไหลของน้ำเสียเข้าระบบบำบัดน้ำเสียจริง ในช่วง 4 วันที่มีแนวโน้มคล้ายคลึงกัน (Sin, 2004)

วิธีปฏิบัติโดยทั่วไปเพื่อลดการผันแปรของปริมาณการไหลและภาระบรรทุกคือการติดตั้งถังปรับสภาพการไหล (Equalization tank, EQ) มาเก็บพักน้ำเสียก่อนที่จะทำการปล่อยน้ำเสียเข้าสู่กระบวนการบำบัดทางชีวภาพ แต่อย่างไรก็ตามถังปรับสภาพการไหลก็ยังไม่สามารถทำให้การผันแปรของปริมาณการไหลและลักษณะน้ำเสียหมดไปได้ (WEF and ASCE/EWRI, 2006) ดังแสดงในรูปที่ 1.2 ซึ่งชี้ให้เห็นว่าถังปรับสภาพการไหลยังมีข้อจำกัดในการใช้งานในภาคสนามจริงรวมถึงวิธีการควบคุมเครื่องสูบน้ำเสียและอุปกรณ์ที่ติดตั้งในถังปรับสภาพการไหล การเพิ่มปริมาตรถังปรับสภาพการไหลให้สูงขึ้นเพื่อที่จะเดินระบบให้ได้ตามทฤษฎีจึงเป็นข้อจำกัดทางด้านเศรษฐศาสตร์มากกว่าข้อจำกัดทางด้านวิศวกรรมและไม่สามารถเป็นไปได้ในทางปฏิบัติ ดังนั้นในการเดินระบบบำบัดน้ำเสียจริงจึงยังคงมีสถานะผันแปรเกิดขึ้นตลอดเวลาและไม่สามารถหลีกเลี่ยงได้



รูปที่ 1.2 เปรียบเทียบลักษณะการผันแปรของปริมาณการไหลของน้ำเสียในระบบบำบัดน้ำเสียในรอบวันที่ไม่ผ่านและผ่านถังปรับสภาพการไหล (Comas matas, 2000)

การผันแปรของปริมาณการไหลส่งผลกระทบต่อสถานะทางจุลชีววิทยาของระบบ แต่การผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์ในน้ำเสียซึ่งประกอบไปด้วย อินทรีย์คาร์บอน อินทรีย์ไนโตรเจน และฟอสฟอรัส โดยเฉพาะการผันแปรของภาระบรรทุกอินทรีย์ไนโตรเจนจะส่งผลโดยตรงต่อกระบวนการทางชีววิทยาของระบบ (WEF and ASCE/EWRI, 2006) เนื่องจากออโตโทรฟิกแบคทีเรีย (Autotrophic bacteria, X_{BA}) หรือไนตริฟายอิงแบคทีเรียที่มีบทบาทในกระบวนการไนตริฟิเคชัน (Nitrification) (กระบวนการกำจัดไนโตรเจน) มีอัตราการเจริญเติบโตต่ำ โดยมีช่วง

ระยะเวลาการแบ่งตัวประมาณ 2 – 3 วัน (Gerardi, 2002) ซึ่งนานกว่าช่วงระยะการผันแปรของภาระบรรทุกไนโตรเจนที่เกิดขึ้นในรอบ 24 ชม. การเพิ่มขึ้นของไนโตรเจนในน้ำเสียเข้าเร็วกว่าระยะเวลาการแบ่งตัวในขณะที่ออกโทรฟิเคแบคทีเรียที่อยู่ในระบบมีปริมาณต่ำเพียงร้อยละ 3 – 10 เท่านั้น (Gerardi, 2002) จึงไม่สามารถรองรับการเปลี่ยนแปลงและกำจัดไนโตรเจนได้ทัน ดังนั้นจึงส่งผลให้ความเข้มข้นของไนโตรเจนในน้ำที่ออกเพิ่มสูงขึ้นตามไปด้วยและมีแนวโน้มเหมือนกับลักษณะการผันแปรของความเข้มข้นในน้ำเสียเข้า (Petersen, 2000; Viraj de Silva and Rittmann, 2000; Sin, 2004)

การบำบัดน้ำเสียโดยทั่วไปจะให้ความสำคัญเฉพาะการกำจัดอินทรีย์คาร์บอนเท่านั้น ดังนั้นน้ำทิ้งที่ผ่านการบำบัดยังคงมีปริมาณสารประกอบของไนโตรเจนและฟอสฟอรัสอยู่ในปริมาณที่สูง ส่งผลให้เกิดการเพิ่มปริมาณของสาหร่ายอย่างรวดเร็วในแหล่งน้ำและยังคงทำให้แหล่งน้ำเน่าเสียอย่างต่อเนื่อง ปรากฏการณ์ดังกล่าวเริ่มปรากฏให้เห็นมากขึ้นพร้อมกับการเติบโตของเมืองและอุตสาหกรรมจนยากที่จะแก้ไขได้ภายในเวลาอันสั้น ทำให้ปัญหาเรื่องมลภาวะทางน้ำของประเทศยังไม่สามารถแก้ไขได้อย่างจริงจังและสัมฤทธิ์ผลเนื่องจากต้นเหตุของปัญหาของน้ำเสียยังไม่ถูกลดทอนลงไป ตลอดจนการขาดเทคโนโลยีการบำบัดน้ำเสียที่เหมาะสมและเข้ากันได้ดีกับสภาพสิ่งแวดล้อมภายในประเทศ

วิธีการเพิ่มประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนในระบบแอกทิเวเตดสลัดจ์ ได้แก่ การเพิ่มปริมาตรถังปฏิกรณ์ การเพิ่มอายุสลัดจ์ของระบบ และการเพิ่มจำนวนถังปฏิกรณ์ ซึ่งวิธีดังกล่าวล้วนแต่เป็นวิธีการที่มีค่าใช้จ่ายสูงเนื่องจากต้องก่อสร้างและขยายขนาดของถังปฏิกรณ์และอาจจะมีข้อจำกัดถ้าเป็นการปรับปรุงระบบบำบัดน้ำเสียเดิมที่มีประสิทธิภาพต่ำและเดินระบบมาก่อนแล้ว จากข้อมูลเปรียบเทียบการปรับปรุงเพื่อเพิ่มประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนของกระบวนการแอกทิเวเตดสลัดจ์แบบธรรมดาเพื่อให้ระดับความเข้มข้นของไนโตรเจนทั้งหมดในน้ำที่ออกมีค่าต่ำกว่า 10 มิลลิกรัม/ลิตร พบว่าการปรับปรุงประสิทธิภาพระบบด้วยรูปแบบกระบวนการกำจัดไนโตรเจนแบบธรรมดาต้องเพิ่มปริมาตรของระบบทั้งหมดขึ้นประมาณ 2.3 เท่า ในขณะที่การปรับปรุงประสิทธิภาพระบบด้วยกระบวนการเพิ่มพูนจุลินทรีย์ (Bio-Augmentation) ต้องเพิ่มปริมาตรของระบบทั้งหมดขึ้นเพียง 0.8 เท่า เท่านั้น (Salem, Barends, Heijnen, and van Loosdrecht, 2002)

Salem, Barends, van Loosdrecht, and Heijnen (2003) ได้ประสบความสำเร็จในการเพิ่มประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนในกระบวนการแอกทิเวเตดสลัดจ์ที่อายุสลัดจ์ของระบบต่ำเพียง 3.3 วัน ซึ่งต่ำกว่าค่าอายุสลัดจ์ที่กำหนดต่ำสุดในการเดินระบบสำหรับกระบวนการไนตริฟิเคชันร้อยละ 50 โดยใช้เทคนิคการเพิ่มพูนจุลินทรีย์ในกระบวนการสาหร่าย (Side-stream) ของระบบโดยได้แบ่งสลัดจ์จากระบบหมุนเวียนประมาณร้อยละ 0.5 – 10 มาทำการเพิ่มจำนวนของออกโทรฟิเคแบคทีเรียในถังปฏิกรณ์เฉพาะโดยใช้น้ำทิ้งจากระบบบำบัดสลัดจ์แบบแอนแอโรบิกเป็นแหล่งคาร์บอนสำหรับการเจริญเติบโตของเฮเทอโรโทรฟิเคแบคทีเรียและไนโตรเจนสำหรับการเจริญเติบโต

ของอโตทรอฟิกแบคทีเรีย หลังจากนั้นจึงป้อนสลัดจ์กลับเข้าสู่กระบวนการสายหลัก (Mainstream) ซึ่งเรียกกระบวนการเพิ่มจำนวนของแบคทีเรียในระบบบำบัดน้ำเสียนี้ว่า กระบวนการเพิ่มพูนจุลินทรีย์ (Bio-Augmentation Batch Enhanced, BABE)

จากผลศึกษาดังกล่าวจึงมีความเป็นไปได้ในการพัฒนารูปแบบของกระบวนการกำจัดธาตุอาหารทางชีวภาพขึ้นใหม่ให้มีศักยภาพสูงยิ่งขึ้นและนำข้อดีของกระบวนการเพิ่มพูนจุลินทรีย์มาประยุกต์ใช้เพื่อแก้ปัญหาเกี่ยวกับกระบวนการแยกที่เวเตคัลต์ที่ประสิทธิภาพในการกำจัดธาตุอาหารต่ำ โดยเฉพาะสารประกอบไนโตรเจนจากสภาวะการผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์ที่เกิดขึ้นในรอบวัน และนำเอาแหล่งคาร์บอนและไนโตรเจนภายในระบบที่เกิดขึ้นจากกระบวนการย่อยสลัดจ์ส่วนเกินแบบแอนแอโรบิกมาช่วยทำให้ระบบบำบัดมีศักยภาพในการกำจัดธาตุอาหารสูงขึ้นแทนที่จะเป็นการเพิ่มภาระให้กับระบบบำบัด เพราะกระบวนการเพิ่มพูนจุลินทรีย์ทำให้มีสัดส่วนของอโตทรอฟิกแบคทีเรียในระบบสูงขึ้นและสามารถเดินระบบที่ค่าอายุสลัดจ์ต่ำเพื่อให้ระบบมีปริมาณจุลินทรีย์ไวงาน (Active biomass) เพิ่มมากขึ้นโดยที่ระบบยังมีความสามารถในการกำจัดไนโตรเจนได้เหมือนกับการเดินระบบที่อายุสลัดจ์สูง นอกจากนี้ยังเป็นการเพิ่มระดับความสามารถของกระบวนการแยกที่เวเตคัลต์เพื่อรองรับกับสภาวะผันแปรของภาระบรรทุกไนโตรเจนได้ซึ่งจะช่วยทำให้ค่าไนโตรเจนในน้ำทิ้งออกคงที่แม้ว่าจะเกิดการผันแปรของปริมาณไนโตรเจนในน้ำเสียเข้าก็ตาม

1.2 วัตถุประสงค์การวิจัย

1.2.1 เพื่อพัฒนารูปแบบและศึกษาประสิทธิภาพการกำจัดธาตุอาหารของกระบวนการบำบัดน้ำเสียสำหรับกำจัดธาตุอาหารทางชีวภาพที่ใช้แหล่งคาร์บอนและไนโตรเจนภายใน

1.2.2 เพื่อพัฒนาเทคนิคการวัดอัตราการหายใจและประมาณค่าพารามิเตอร์จลนศาสตร์ของจุลินทรีย์ในระบบกำจัดธาตุอาหารทางชีวภาพที่สำคัญจากข้อมูลอัตราการหายใจ ได้แก่ ยิลด์ (Yield, Y) ค่าคงที่อิ่มตัวสำหรับสารอาหาร (Saturation constant for substrate, K) อัตราการเน่าเปื่อย (Decay rate, b) และอัตราการเจริญเติบโตจำเพาะสูงสุด (Maximum specific growth rate, μ_{max})

1.3 ขอบเขตของการวิจัย

1.3.1 การทดลองและการเก็บรวบรวมข้อมูลการเดินระบบบำบัดน้ำเสียแยกที่เวเตคัลต์ นำร่องโดยใช้กระบวนการเอ็มแอลอี (Modified Ludzack-Ettinger, MLE) ซึ่งเป็นกระบวนการสำหรับกำจัดไนโตรเจนทางชีวภาพทั้งในกระบวนการสายหลักและกระบวนการสายรอง ทำการบำบัดน้ำเสียชุมชนสังเคราะห์ที่มีความเข้มข้นเฉลี่ยของซีโอดี (COD) ที่เคเอ็น (TKN) และฟอสฟอรัสทั้งหมด (TP) เท่ากับ 239, 32.5 และ 4.4 มิลลิกรัม/ลิตร ตามลำดับ

1.3.2 การศึกษานี้พิจารณาการตอบสนองของระบบเฉพาะซีโอดี (คาร์บอน) และไนโตรเจนเท่านั้น

1.3.3 อัตราการใช้ออกซิเจนของตัวอย่างสลัดจ์ทำการวัดโดยใช้เครื่องวัดอัตราการหายใจแบบอัลติเมทไฮบริด และการประมาณค่าพารามิเตอร์จลนศาสตร์ของเฮเทอโรโทรฟิคแบคทีเรียและแอมโมเนียออกซิไดซิงแบคทีเรียจากข้อมูลอัตราการใช้ออกซิเจนและแปลผลแบบเชิงเส้นตรงบนพื้นฐานของแบบจำลองทางคณิตศาสตร์กระบวนการแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ที่ 1 (Activated Sludge Model no. 1, ASM1) (ดูรายละเอียดในภาคผนวก ก)

1.4 ประโยชน์ที่ได้รับจากการวิจัย

1.4.1 กระบวนการกำจัดธาตุอาหาร (ไนโตรเจน) รูปแบบใหม่

การวิจัยนี้ได้ศึกษาและทดลองเพื่อหาแนวทางอันเหมาะสมในการเพิ่มศักยภาพระบบบำบัดน้ำเสียชนิดแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ซึ่งเป็นระบบบำบัดน้ำเสียชุมชนที่มีมากกว่าร้อยละ 50 ของระบบบำบัดน้ำเสียที่ได้ก่อสร้างและเดินระบบแล้วในประเทศ โดยได้เลือกใช้กระบวนการ MLE (Modified Ludzack-Ettinger) ซึ่งเป็นกระบวนการกำจัดไนโตรเจนทางชีวภาพแบบพื้นฐานและมีรูปแบบที่ไม่ซับซ้อน กล่าวคือสามารถที่จะปรับปรุงกระบวนการแอกทิเวเต็ดสลัดจ์แบบธรรมดา (Conventional activated sludge) ที่ได้ก่อสร้างและเดินระบบมาก่อนแล้วได้ในทันที

กระบวนการ MLE เป็น Pre-denitrification กล่าวคือไนเตรทที่เกิดขึ้นในถังเติมอากาศจะหมุนเวียนกลับมายังถังแอนอกซิกและใช้คาร์บอนจากน้ำเสีย (คาร์บอนจากแหล่งภายนอก) เป็นตัวให้อิเล็กตรอนซึ่งจะเกิดขึ้นในกระบวนการสายหลัก ส่วนในกระบวนการสายรองระบบจะได้คาร์บอนและไนโตรเจนจากน้ำทิ้งการบำบัดสลัดจ์ส่วนเกินและการหายใจแบบอื่นโคจีนัสของจุลินทรีย์ในระบบหมุนเวียนสลัดจ์ ดังนั้นระบบบำบัดน้ำเสียรูปแบบที่ได้พัฒนาขึ้นนี้จึงเป็นการนำเอาคาร์บอนและไนโตรเจนจากแหล่งภายในมาใช้ประโยชน์ได้อย่างเหมาะสม

รูปแบบกระบวนการบำบัดน้ำเสียที่พัฒนาขึ้นได้นำเอาเทคนิคการเพิ่มพูนจุลินทรีย์ (Bio-Augmentation) เข้ามาช่วยทำให้กระบวนการกำจัดไนโตรเจนทางชีวภาพแบบธรรมดามีศักยภาพในการกำจัดไนโตรเจนสูงขึ้นโดยได้เลือกเอาแหล่งอาหารสำหรับการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ในระบบทั้งกลุ่มเฮเทอโรโทรฟิคแบคทีเรียและออโตโทรฟิคแบคทีเรียจากน้ำทิ้งของระบบย่อยสลัดจ์ส่วนเกินแบบแอนแอโรบิก ซึ่งถือว่าเป็นแหล่งคาร์บอนและไนโตรเจนภายในที่สำคัญและมักจะถูกมองข้ามเพราะโดยทั่วไปจะถือว่าเป็นภาระมากกว่าประโยชน์ต่อระบบบำบัดน้ำเสีย

ข้อดีที่สำคัญอีกประการคือ สามารถเดินระบบที่อายุสลัดจ์ต่ำได้โดยที่ประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนยังคงเดิม (โดยทั่วไปแล้วการกำจัดคาร์บอนจะเพิ่มขึ้นเมื่อลดอายุสลัดจ์ของระบบลงแต่ในทางตรงกันข้ามประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนจะลดลง) รูปแบบระบบที่พัฒนาขึ้น

สามารถรองรับกับสภาวะผันแปรของภาระบรรทุกของไนโตรเจนที่เกิดขึ้นอย่างรวดเร็วในรอบวันได้อย่างมีประสิทธิภาพ รูปแบบของถังปฏิกิริยาสำหรับเพิ่มพูนจุลินทรีย์ได้ถูกออกแบบใหม่ให้มีความสามารถเพิ่มสูงขึ้นและมีปริมาตรต่ำเพียงร้อยละ 4.5 เมื่อเปรียบเทียบกับปริมาตรถังปฏิกิริยาในกระบวนการสายหลักของระบบ

การเพิ่มศักยภาพในการกำจัดไนโตรเจนด้วยการเพิ่มพูนจุลินทรีย์เป็นกระบวนการที่ยังคงอาศัยจุลินทรีย์กลุ่มเดิมกับกระบวนการสายหลัก ดังนั้นจึงสามารถมั่นใจได้ว่าระบบมีเสถียรภาพสูงและง่ายต่อการบำรุงดูแลรักษาในระยะยาว และมีความเหมาะสมอย่างมากที่จะนำไปใช้สำหรับการก่อสร้างระบบบำบัดน้ำเสียใหม่หรือนำไปใช้สำหรับปรับปรุงกระบวนการแอกทิเวเต็ดสลัดจ์แบบธรรมดาที่เดินระบบอยู่ก่อนแล้วที่มีประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนต่ำ โดยเฉพาะอย่างยิ่งระบบบำบัดเดิมที่มีระบบสำหรับบำบัดสลัดจ์ส่วนเกินแบบแอนแอโรบิกอยู่ก่อนแล้ว จะยังทำให้ต้นทุนในการก่อสร้างถูกลงมากยิ่งขึ้น ซึ่งในรายละเอียดจะนำเสนอต่อไป

1.4.2 ค่าพารามิเตอร์จลนศาสตร์ของจุลินทรีย์ที่สำคัญสำหรับการออกแบบระบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์

เป็นที่ทราบกันโดยทั่วไปว่าข้อมูลการออกแบบระบบบำบัดน้ำเสียที่ใช้ในประเทศในปัจจุบันนำมาจากข้อกำหนดหรือพารามิเตอร์ที่อ้างอิงจากคู่มือหรือรายงานการวิจัยของต่างประเทศ ดังนั้นเป็นปัญหาส่วนหนึ่งที่ใช้เทคโนโลยีการบำบัดน้ำเสียจากต่างประเทศไม่ประสบความสำเร็จตามที่ต้องการ เนื่องจากข้อมูลการออกแบบก่อสร้างระบบบำบัดน้ำเสียโดยเฉพาะข้อมูลพารามิเตอร์จลนศาสตร์ของจุลินทรีย์ในระบบไม่ใช่ค่าเดียวกันกับค่าที่ใช้สำหรับการออกแบบก่อสร้าง เพราะพารามิเตอร์ดังกล่าวเปลี่ยนแปลงไปตามสภาวะสิ่งแวดล้อมตลอดจนเงื่อนไขของกระบวนการเดินระบบ ค่าพารามิเตอร์จลนศาสตร์สำคัญที่แปรผลจากข้อมูลอัตราการหายใจมีค่าอยู่ในช่วงที่อ้างอิงซึ่งแสดงให้เห็นว่าข้อมูลการทดลองมีความน่าเชื่อถือได้

เทคนิควิธีการวัดอัตราการหายใจได้ปรับปรุงรูปแบบการติดตั้งหัววัดออกซิเจนใหม่จากที่เคยติดตั้งที่ถังเดิมอากาศและภาชนะวัดอัตราการหายใจ ซึ่งเป็นรูปแบบเดิมที่เรียกว่า “Hybrid respirometer” เพื่อแก้ปัญหาการรบกวนจากคลื่นของกระแสและความดันที่กระทำต่อหัววัดออกซิเจน ตลอดจนลดความแตกต่างของอุณหภูมิภายในระบบอุปกรณ์วัดอัตราการหายใจโดยการติดตั้งอุปกรณ์ในอ่างน้ำควบคุมอุณหภูมิ เครื่องวัดอัตราการหายใจที่ได้พัฒนาขึ้นเองเรียก “เครื่องวัดอัตราการหายใจแบบอัลติเมทไฮบริด (Ultimate hybrid respirometer)” เครื่องวัดอัตราการหายใจชนิดนี้ถูกออกแบบให้มีความสามารถในการวัดที่รวดเร็ว ทำการวัดแบบต่อเนื่องและมีประสิทธิภาพสูง ดังนั้นการทำงานในส่วนนี้จึงช่วยประหยัดเวลาและค่าใช้จ่ายลงได้มาก ตลอดจนลดปริมาณงานในส่วนการวิเคราะห์ในห้องปฏิบัติการ

บทที่ 2

การทบทวนวรรณกรรมและงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

2.1 การกำจัดไนโตรเจนทางชีวภาพ

เนื่องจากคำว่า “นิวเทรียนท์ (Nutrient)” ตรงกับคำว่า “ธาตุอาหาร” ซึ่งหมายรวมถึงทั้งไนโตรเจนและฟอสฟอรัส ดังนั้นระบบบีเอ็นอาร์ (Biological nutrient removal, BNR) จึงใช้สำหรับกำจัดธาตุอาหารทั้งไนโตรเจนและฟอสฟอรัสไปพร้อมกัน น้ำเสียชุมชนมีไนโตรเจนในรูปอินทรีย์และแอมโมเนียมเป็นส่วนใหญ่ ซึ่งเรียกรวมกันว่า ไนโตรเจนทั้งหมด (Total nitrogen, TN) ไนโตรเจนเหล่านี้เป็นของเสียจากเมตาบอลิซึม (Metabolism) ของโปรตีนในร่างกายมนุษย์ และเมื่อปล่อยระบายออกมารวมกับน้ำเสียจะอยู่ในรูปอินทรีย์ไนโตรเจน (Organic nitrogen) และแอมโมเนียม (NH_4^+ -N) ประมาณร้อยละ 40 และ 60 ตามลำดับ ส่วนไนโตรเจนในรูปออกซิไดซ์ (Oxidized) มีอยู่น้อยกว่าร้อยละ 1 (Henze, Harremoes, Jansen, and Arvin, 2002)

ในสภาวะแอโรบิก (Aerobic) แบคทีเรียสามารถใช้ออกซิเจนมาออกซิไดซ์อินทรีย์คาร์บอนให้กลายเป็นแก๊สคาร์บอนไดออกไซด์ (CO_2) กับน้ำ (H_2O) โดยอินทรีย์คาร์บอนเป็นสารให้อิเล็กตรอนขณะที่ออกซิเจนเป็นสารรับอิเล็กตรอนสุดท้าย แต่สารอินทรีย์ไนโตรเจนนั้นจะต้องผ่านกระบวนการแอมโมนิฟิเคชัน (Ammonification) เพื่อเปลี่ยนรูปให้กลายเป็นแอมโมเนียมในรูปต่าง ๆ เช่น แอมโมเนียมคลอไรด์ (NH_4Cl) แอมโมเนียมซัลเฟต ($(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$) หรือแอมโมเนียอิสระ (NH_3) เสียก่อนจึงจะถูกออกซิไดซ์โดยออโตโทรฟิแบคทีเรีย (Autotrophic bacteria, X_{BA}) ได้ (ชื่ออื่นที่นิยมเรียก ได้แก่ ไนตริไฟเออร์ (Nitrifier) หรือไนตริไฟอิงแบคทีเรีย (Nitrifying bacteria))

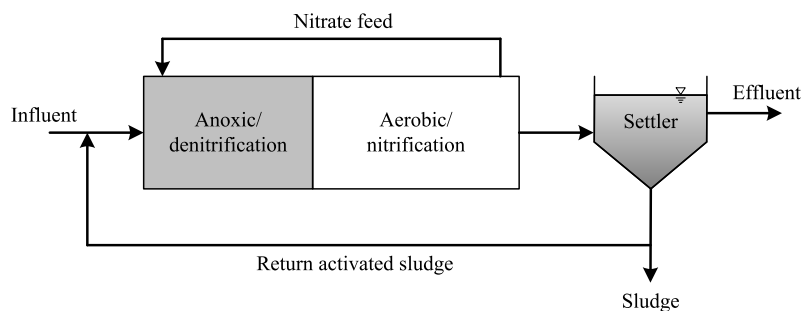
ปกติแล้วน้ำเสียจะมีไนโตรเจนทั้งในรูปของอินทรีย์ไนโตรเจนและแอมโมเนียมซึ่งทั้งสองจะถูกออกซิไดซ์ไปเป็นไนไตรท์ (NO_2^- -N) และไนเตรท (NO_3^- -N) ได้ในสภาวะแอโรบิก แต่กระบวนการนี้จะเป็นเพียงแค่การเปลี่ยนรูปของไนโตรเจนในสภาพรีดิวซ์ (Reduce) ไปเป็นไนโตรเจนในสภาพออกซิไดซ์ แต่การกำจัดหรือลดไนโตรเจนยังไม่เกิดขึ้น ยกเว้นไนโตรเจนส่วนที่นำไปสร้างเซลล์ของแบคทีเรียซึ่งเป็นปริมาณน้อยมาก ทั้งนี้ไนโตรเจนในรูปออกซิไดซ์จะต้องถูกนำไปรีดิวซ์อีกครั้งโดยเฮเทอโรโทรฟิแบคทีเรีย (X_{BH}) ในสภาวะที่มีคาร์บอนเป็นสารให้อิเล็กตรอนให้ไนเตรทกลายเป็นแก๊สไนโตรเจน และถูกปล่อยระบายออกสู่บรรยากาศซึ่งมีลักษณะเดียวกับแก๊สคาร์บอนไดออกไซด์จากการกำจัดอินทรีย์คาร์บอนจึงจะกำจัดไนโตรเจนได้

วัตถุประสงค์ของการไนตริฟิเคชันเพื่อลดผลกระทบของแหล่งรองรับน้ำจากแอมโมเนียในรูปของความต้องการออกซิเจนและความเป็นพิษ ลดปริมาณธาตุอาหารที่เป็นสาเหตุของยูโทรฟิเคชัน (Eutrophication) และควบคุมปริมาณไนโตรเจนสำหรับการนำน้ำกลับมาใช้ใหม่โดยการเปลี่ยนรูปแอมโมเนียให้กลายเป็นไนเตรท ในขณะที่การดีไนตริฟิเคชันเป็นการลดปริมาณไนเตรทให้กลายเป็นไนไตรท์ แก๊สไนตริกออกไซด์ และแก๊สไนโตรเจน เมื่อเปรียบเทียบการกำจัดไนโตรเจนโดยวิธีอื่น เช่น การเติมครอรีน การแลกเปลี่ยนไอออน และการไล่แอมโมเนีย พบว่ากระบวนการไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชันเป็นวิธีที่ประหยัดและนำมาใช้งานอย่างแพร่หลาย (Metcalf and Eddy, 2003)

2.2 รูปแบบกระบวนการสำหรับกำจัดไนโตรเจนทางชีวภาพ

รูปแบบเบื้องต้นของกระบวนการกำจัดไนโตรเจนทางชีวภาพที่ประยุกต์ใช้งานโดยทั่วไปสำหรับการบำบัดน้ำเสียชุมชน แบ่งได้ 2 ลักษณะ ได้แก่ 프리-ดีไนตริฟิเคชัน (Pre-denitrification, Pre-DN) และโพสต์-ดีไนตริฟิเคชัน (Post-denitrification, Post-DN)

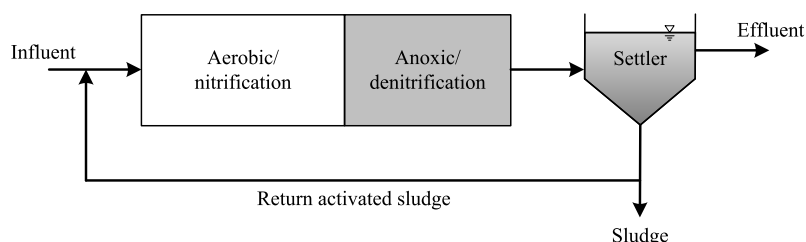
รูปแบบกระบวนการฟรี-ดีไนตริฟิเคชันประกอบด้วยถังแอนอ็อกซิกในตอนแรกและตามด้วยถังเติมอากาศซึ่งจะเกิดการไนตริฟิเคชันในส่วนนี้ รูปแบบกระบวนการนี้เรียกว่า กระบวนการเอ็มแอลอี (Modified Ludzack-Ettinger, MLE) (รูปที่ 2.1) ไนเตรทที่เกิดขึ้นในถังเติมอากาศจะหมุนเวียนกลับมายังถังแอนอ็อกซิกและใช้คาร์บอนจากน้ำเสียเป็นตัวให้อิเล็กตรอนในปฏิกิริยาออกซิเดชัน-รีดักชัน (Metcalf and Eddy, 2003)



รูปที่ 2.1 กระบวนการ Pre-denitrification (Metcalf and Eddy, 2003)

รูปแบบกระบวนการโพสต์-ดีไนตริฟิเคชัน (รูปที่ 2.2) การดีไนตริฟิเคชันจะเกิดหลังจากการไนตริฟิเคชันแล้ว และใช้คาร์บอนจากการเน่าเปื่อยของสลัดจ์ (Endogenous decay) เนื่องจากบีโอดี (Biological oxygen demand, BOD) ถูกใช้จนหมดในขั้นตอนไนตริฟิเคชันจึงไม่เหลือมาก

พอที่จะทำให้เกิดการลดไนเตรทได้ (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2544) และปฏิกิริยาจะเกิดขึ้นช้ากว่ากระบวนการฟรี-ดีไนตริฟิเคชัน ซึ่งสามารถแก้ปัญหาได้โดยการเติมคาร์บอนจากภายนอก ได้แก่ เมธานอล เอทานอล อะเซติก กลูโคส โมลาส น้ำเสีย และน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์ (Reject water) (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2544; Gerardi, 2002; Metcalf and Eddy, 2003)

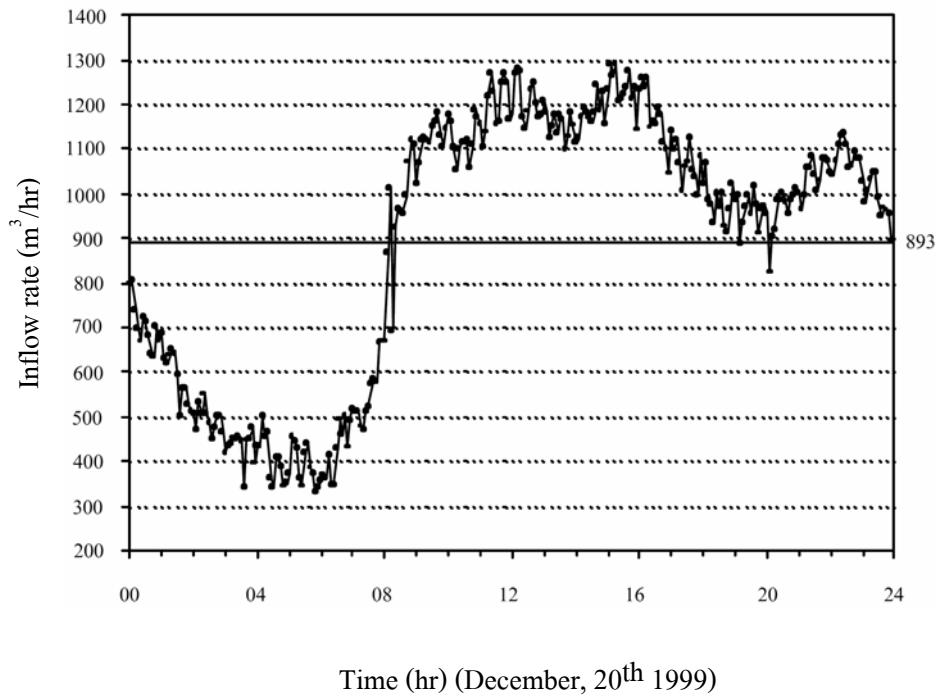


รูปที่ 2.2 กระบวนการ Post-denitrification (Metcalf and Eddy, 2003)

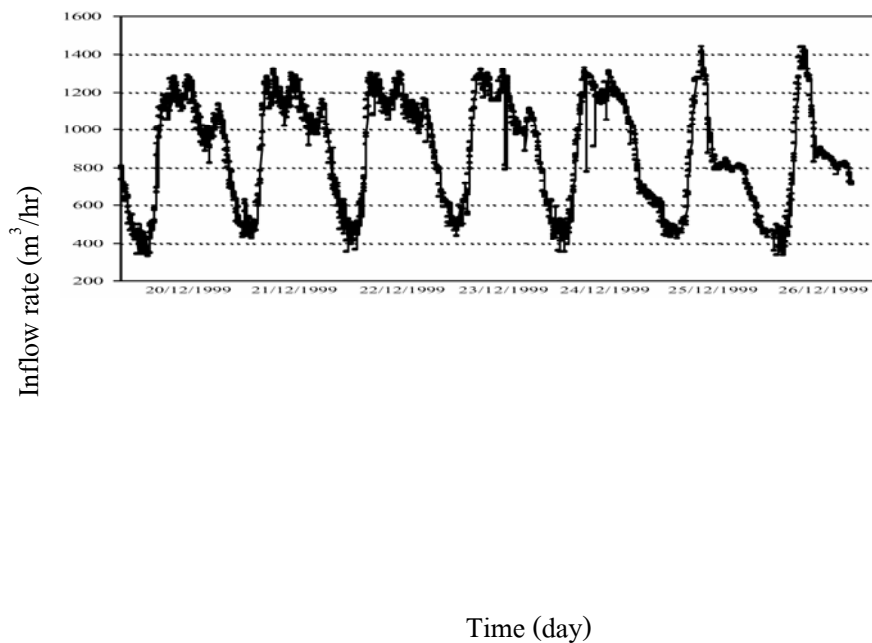
2.3 การผันแปรของปริมาณการไหลและลักษณะน้ำเสียในรอบวัน

การพิจารณาและให้ความสนใจเฉพาะประสิทธิภาพระบบในระยะยาวหรืออยู่บนสมมุติฐานระบบบำบัดน้ำเสียทำงานอยู่ภายใต้สภาวะคงที่ตลอดเวลาทำให้ขาดข้อมูลและความเข้าใจสภาวะหรือปรากฏการณ์ที่เกิดขึ้นกับระบบบำบัดน้ำเสียจริง รูปที่ 2.3 แสดงลักษณะการผันแปรของปริมาณการไหลที่เกิดขึ้นจริงในโรงงานระบบบำบัดน้ำเสียชุมชนในช่วงระยะเวลา 24 ชม. ที่มีขนาดสมมูลกับประชากร 130,000 คน (Comas matas, 2000) ปริมาณการไหลของน้ำเสียดลดลงต่ำสุดในช่วงเวลา 05.00 น. – 0.6.00 น. และจะเพิ่มขึ้นสูงสุดในช่วงเวลา 11.00 น. – 12.00 น. หลังจากนั้นจะลดลงในช่วงบ่ายและจะเพิ่มสูงขึ้นอีกครั้งในช่วงเวลาประมาณ 22.00 น. ค่าสูงสุดของปริมาณการไหลในรอบวันสูงกว่าค่าอัตราการไหลเฉลี่ย ประมาณ 0.4 เท่า หรืออาจสูงถึง 1.7 เท่าในบางวัน (Comas matas, 2000)

รูปที่ 2.4 แสดงปริมาณการไหลของน้ำเสียชุมชนในช่วงระยะเวลา 1 สัปดาห์ ซึ่งพบว่าลักษณะการไหลในวันทำการ (วันที่ 20 – 24 ธันวาคม ค.ศ. 1999) มีลักษณะแนวโน้มการผันแปรที่คล้ายคลึงกัน และปริมาณการไหลในวันหยุดทำการ (วันที่ 25 – 26 ธันวาคม ค.ศ. 1999) จะมีค่าอัตราการไหลของน้ำเสียสูงสุดสูงกว่าในวันทำการ (Comas matas, 2000 ในทำนองเดียวกันการผันแปรของลักษณะน้ำเสีย เช่น ภาระบรรทุกสารอินทรีย์ ของแข็งแขวนลอยก็มีแนวโน้มไปในทิศทางเดียวกันกับแนวโน้มการผันแปรของปริมาณการไหล (Grady *et al.*, 1999; Henze *et al.*, 2002; Metcalf and Eddy, 2003)



รูปที่ 2.3 ลักษณะการผันแปรของปริมาณการไหลของน้ำเสียชุมชนในรอบวันหรือในช่วงระยะเวลา 24 ชม. วันที่ 20 ธันวาคม ค.ศ. 1999 (Comas matas, 2000)



รูปที่ 2.4 เปรียบเทียบลักษณะแนวโน้มการผันแปรของปริมาณการไหลน้ำเสียชุมชนระหว่างวันทำการและวันหยุดทำการในช่วงระยะเวลา 1 สัปดาห์ (Comas matas, 2000)

สภาวะการผันแปรของปริมาณการไหลและการผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์ที่เกิดขึ้นในรอบวันหรือในช่วงระยะเวลา 24 ชม. ย่อมส่งผลกระทบต่อประสิทธิภาพของกระบวนการแยกทิวเต็ดสลัดจ์ที่ออกแบบมาสำหรับการกำจัดธาตุอาหาร (ไนโตรเจนและฟอสฟอรัส) และต้องการความมีเสถียรภาพหรือสภาวะคงตัวของระบบที่สูงกว่าการกำจัดเฉพาะสารอินทรีย์คาร์บอนหรือซีโอดี (Chemical oxygen demand, COD) เท่านั้น ดังนั้นหากเกิดการเปลี่ยนแปลงขึ้นกับหน่วยปฏิบัติการใด หน่วยปฏิบัติการหนึ่งย่อมส่งผลกระทบต่อประสิทธิภาพการทำงานทั้งหมดของระบบ (Metcalf and Eddy, 2003)

2.4 การตอบสนองของกระบวนการแยกทิวเต็ดสลัดจ์ภายใต้สภาวะผันแปรของปริมาณการไหลและภาระบรรทุกสารอินทรีย์ที่เกิดขึ้นในรอบวัน

โดยทั่วไปพบว่ากระบวนการแยกทิวเต็ดสลัดจ์เดินระบบภายใต้สภาวะสิ่งแวดล้อมที่มีการเปลี่ยนแปลง (Stentrom and Andrews, 1979) การผันแปรของปริมาณการไหลและลักษณะน้ำเสียส่งผลกระทบต่อ การออกแบบ การเดินระบบ การควบคุมและประสิทธิภาพของระบบ (Henze *et al.*, 2002; Metcalf and Eddy, 2003) ลักษณะการผันแปรดังกล่าวมักถูกมองข้ามในระยะสั้น (Short-term) เช่น สภาวะผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์ในรอบวันหรือในรอบสัปดาห์ โดยทั่วไปจะพิจารณาหรือให้ความสนใจต่อประสิทธิภาพของระบบในระยะยาว (Long-term) แต่ในขณะเดียวกัน พารามิเตอร์ควบคุมที่ใช้ในการเดินระบบนิยามกำหนดให้เป็นค่าคงที่ ซึ่งเป็นการควบคุมระบบที่ไม่เหมาะสมมากนักเพราะค่าพารามิเตอร์ควบคุมบางตัวใช้ได้เฉพาะในกรณีระบบอยู่ภายใต้สภาวะคงที่เท่านั้น

การเปลี่ยนแปลงมวลของสารอาหารที่เข้าสู่ถึงปฏิกริยา ส่งผลทำให้อัตราการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์เปลี่ยนแปลงตลอดเวลาด้วยเช่นกัน แม้ว่าจะควบคุมอายุสลัดจ์ของระบบให้คงที่ก็ตาม อัตราการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์จะไม่สามารถแยกวิเคราะห์โดยใช้เฉพาะค่าอายุสลัดจ์เพียงลำพังภายใต้สภาวะการเปลี่ยนแปลง ทั้งนี้ความเข้มข้นของสารอาหารในน้ำที่ออกภายใต้สภาวะการเปลี่ยนแปลงจะมีค่าเฉลี่ยสูงกว่าความเข้มข้นของสารอาหารภายใต้สภาวะคงที่ (Grady *et al.*, 1999) และกรณีที่เกิดการเพิ่มขึ้นอย่างรวดเร็วของไนโตรเจนในน้ำเสียเข้า ออโตทรอปิกแบคทีเรียจะตอบสนองต่อการเปลี่ยนแปลงของสารอาหาร ได้ช้ากว่าเฮเทอโรทรอปิกแบคทีเรียส่งผลทำให้มีแอมโมเนียในน้ำที่ออกเพิ่มสูงขึ้นในช่วงแรกของการเปลี่ยนแปลง (Viraj de Silva and Rittmann, 2000)

2.5 ผลกระทบของสภาวะการผันแปรของภาวะบรรทุกลำอินทรีย์ต่อกระบวนการไนตริฟิเคชัน

กระบวนการไนตริฟิเคชันเป็นการเปลี่ยนรูปแอมโมเนียมไปเป็นไนเตรทโดยอาศัยออกซิเจนจากฟอกแบคทีเรียหรือไนตริฟายอิงแบคทีเรีย ซึ่งโดยธรรมชาติของออกซิเจนจากฟอกแบคทีเรียจะมีอัตราการเจริญเติบโตต่ำกว่าเฮเทอโรโทรฟฟอกแบคทีเรียและมีสัดส่วนเพียงร้อยละ 3 – 10 ของปริมาณจุลินทรีย์ทั้งหมดภายในระบบ (Gerardi, 2002) ดังนั้นจึงจำเป็นต้องเดินระบบที่อายุสลัดจ์สูงเพื่อป้องกันการพัดพาเอาออกซิเจนจากฟอกแบคทีเรียออกไปจากระบบและควรเลือกอายุสลัดจ์ที่ระบบสามารถกำจัดทั้งอินทรีย์คาร์บอนและไนโตรเจนได้พร้อมกัน

โดยส่วนใหญ่การผันแปรของภาวะบรรทุกลำของอินทรีย์คาร์บอน ไนโตรเจนและฟอสฟอรัส จะมีแนวโน้มไปในทิศทางเดียวกัน แต่การออกซิไดซ์แอมโมเนียมให้กลายเป็นไนไตรท์และไนเตรทนั้นไม่ได้เป็นไปอย่างตรงไปตรงมาแม้ระบบบำบัดจะอยู่ในภาวะแอโรบิกและมีค่าออกซิเจนสูงถึง 7 – 8 มิลลิกรัม/ลิตร ก็ตาม ทั้งนี้เนื่องจากออกซิเจนจากฟอกแบคทีเรียเจริญเติบโตสู่เฮเทอโรโทรฟฟอกแบคทีเรียไม่ได้และจะไม่เจริญเติบโตจนมีปริมาณที่มีนัยสำคัญในสลัดจ์ที่ระบบยังมีความเข้มข้นของอินทรีย์คาร์บอนสูงอยู่ (ชงชัย พรรณสวัสดิ์, 2544)

ออกซิเจนจากฟอกแบคทีเรียมีความอ่อนไหวต่อสภาวะที่อุณหภูมิและความเข้มข้นของออกซิเจนมีค่าต่ำ และออกซิเจนจากฟอกแบคทีเรียมีสัมประสิทธิ์ค่าคงที่อิ่มตัวสำหรับสารอาหารต่ำ ($K_{NH} = 1$ มิลลิกรัม/ลิตร) สัมประสิทธิ์ค่าคงที่อิ่มตัวสำหรับสารอาหารบ่งบอกให้ทราบถึงความสามารถของออกซิเจนจากฟอกแบคทีเรียในการเจริญเติบโตที่ครั้งหนึ่งของอัตราการเจริญเติบโตสูงสุด กล่าวคือ ในถึงปฏิกิริยาแบบไหลต่อเนื่องที่มีออกซิเจนจากฟอกแบคทีเรียอาศัยอยู่จะต้องมีความเข้มข้นของแอมโมเนียมต่ำออกซิเจนจากฟอกแบคทีเรียจึงจะสามารถเจริญเติบโตได้เร็วและยังความเข้มข้นของแอมโมเนียมยิ่งต่ำมากเท่าใด การเจริญเติบโตของออกซิเจนจากฟอกแบคทีเรียก็จะมีความสูงมากยิ่งขึ้น (Grady *et al.*, 1999) ปัจจัยที่ส่งผลต่อประสิทธิภาพการบำบัดไนตริฟิเคชันที่สำคัญอีกประการหนึ่งก็คือ อุณหภูมิของน้ำเสีย เนื่องจากอุณหภูมิส่งผลต่ออัตราการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ ดังนั้นที่อุณหภูมิต่ำกระบวนการไนตริฟิเคชันจะเกิดขึ้นได้ช้ากว่าที่อุณหภูมิสูง และเพื่อที่จะชดเชยการลดลงของอุณหภูมิจำเป็นจะต้องเพิ่มอายุสลัดจ์สำหรับการเดินระบบให้สูงขึ้นอย่างมาก

2.6 การเพิ่มประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนโดยใช้กระบวนการเพิ่มพูนจุลินทรีย์ (Bio-Augmentation)

การเพิ่มพูนจุลินทรีย์ ถือได้ว่าเป็นวิธีการหนึ่งที่จะช่วยเพิ่มประสิทธิภาพของระบบบำบัดน้ำเสีย ซึ่งเป็นแนวความคิดการเพิ่มจำนวนจุลินทรีย์ที่เฉพาะเจาะจงกับสารอาหารหรือสภาวะสิ่งแวดล้อม แต่เนื่องจากการกำจัดสารอินทรีย์ในน้ำเสียจำเป็นต้องอาศัยชนิดของจุลินทรีย์หลากหลายชนิดเพราะ

จุลินทรีย์แต่ละกลุ่มมีความสามารถหรือมีความเฉพาะเจาะจงกับสารอาหารต่างชนิดกัน ดังนั้นวัตถุประสงค์การเพิ่มพูนจุลินทรีย์ในระบบบำบัดน้ำเสียเพื่อเพิ่มจำนวนกลุ่มจุลินทรีย์ที่มีความสามารถจำเพาะต่อสารอาหารหรือมลพิษที่สนใจเท่านั้น ไม่ได้หมายถึงการเพิ่มจำนวนเพื่อแทนที่จุลินทรีย์ที่อยู่ในระบบทั้งหมด การดำเนินการจะต้องควบคุมปัจจัยที่เอื้ออำนวยต่อการเจริญเติบโตและความสามารถของจุลินทรีย์กลุ่มดังกล่าว ตลอดจนสัดส่วนที่เหมาะสมของกลุ่มจุลินทรีย์ในระบบทั้งหมด ทั้งนี้สัดส่วนที่เหมาะสมระหว่างกลุ่มจุลินทรีย์สามารถเปลี่ยนแปลงไปตามสภาวะสิ่งแวดล้อมและสถานที่ตั้งของระบบบำบัดน้ำเสีย (Foster and Whiteman, 2006) โดยทั่วไปจุลินทรีย์สามารถทำงานได้ดีและมีประสิทธิภาพถ้าสามารถเดินระบบให้อยู่ในสภาวะคงที่ได้ แต่อย่างไรก็ตามแทบไม่มีระบบบำบัดน้ำเสียจริงสามารถรักษาสภาวะคงที่นี้ได้ เพราะลักษณะน้ำเสียผันแปรขึ้นลงตลอดเวลาและแตกต่างกันไปตามลักษณะของวัน สัปดาห์ หรือฤดูกาล (Grady *et al.*, 1999; Foster and Whiteman, 2006)

การเพิ่มพูนจุลินทรีย์ มีข้อดีหลายประการ ได้แก่ ช่วยเพิ่มขีดความสามารถระบบบำบัดน้ำเสียในการกำจัดบีโอดีหรือซีโอดีให้สูงขึ้น ช่วยให้การแยกสลัดจ์ในถังตกตะกอนได้ดีขึ้น ช่วยลดการลงทุนก่อสร้างสำหรับปรับปรุงระบบบำบัดน้ำเสียเดิมที่ประสิทธิภาพต่ำ ช่วยให้ระบบสามารถรองรับกับสภาวะเกินภาระบรรทุก ช่วยให้ระบบฟื้นตัวจากการหยุดชะงักของจุลินทรีย์ที่ได้รับสารพิษได้รวดเร็วขึ้น และสามารถเพิ่มประสิทธิภาพกระบวนการไนตริฟิเคชันให้เพิ่มสูงขึ้นได้ (Foster and Whiteman, 2006) การเพิ่มประสิทธิภาพกระบวนการไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชันมีหลายวิธีด้วยกัน เช่น การเพิ่มปริมาตรถังปฏิกรณ์ การเพิ่มอายุสลัดจ์ของระบบ และการเพิ่มจำนวนถังปฏิกรณ์ แต่การเพิ่มประสิทธิภาพโดยที่ไม่จำเป็นต้องเพิ่มขนาดถังปฏิกรณ์น่าจะเป็นทางออกสำหรับปัญหาดังกล่าว โดยเฉพาะการปรับปรุงระบบบำบัดน้ำเสียเดิมที่มีประสิทธิภาพต่ำและมีการผันแปรของไนโตรเจนในกระแสเข้าเกิดขึ้นอย่างต่อเนื่อง

2.7 แหล่งของสารอาหารสำหรับกระบวนการเพิ่มพูนจุลินทรีย์

น้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์ (Reject water) ได้แก่ น้ำทิ้งจากการแยกน้ำจากสลัดจ์และน้ำล้นจากระบบย่อยสลัดจ์แบบแอนแอโรบิก ซึ่งมีภาระบรรทุกไนโตรเจนประมาณร้อยละ 10 – 25 เมื่อเปรียบเทียบกับภาระบรรทุกของกระบวนการสายหลัก (Main-stream) หรือในบางกรณีอาจสูงถึงร้อยละ 30 และมีสัดส่วนปริมาตรเพียงประมาณร้อยละ 2 เท่านั้น (Janus and van de Robest, 1997; Hellinga, Schellen, Mulder, van Loosdrecht, and Heijnen, 1998; Fux, Boehler, Huber, Brunner, and Siegrist, 2002; van Kempen, Mulder, Uijterlinde, and van Loosdrecht, 2001) ซึ่งอาจกล่าวได้ว่าน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์เป็นแหล่งคาร์บอนและไนโตรเจนความเข้มข้นสูงที่เกิดขึ้นในกระบวนการสายรอง (Side-stream) ของระบบ

น้ำที่จากการบำบัดสลัดจ์สามารถหมุนเวียนกลับเข้าสู่กระบวนการสายหลักเพื่อบำบัดรวมกับน้ำเสียเข้าได้อีกครั้ง แต่ในกรณีที่ระบบบำบัดน้ำเสียเดิม ได้ออกแบบไว้เฉพาะการกำจัดอินทรีย์คาร์บอนเท่านั้น การหมุนเวียนน้ำที่จากการบำบัดสลัดจ์กลับเข้าสู่กระบวนการสายหลักอาจทำให้ระบบการเติมอากาศไม่เพียงพอสำหรับการออกซิไดซ์แอมโมเนียมที่เพิ่มเข้ามา และเนื่องจากปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันเกิดขึ้นได้ช้ากว่าปฏิกิริยาการกำจัดอินทรีย์คาร์บอน ดังนั้นอายุสลัดจ์ในการเดินระบบจะต้องนานมากพอ ส่งผลทำให้ต้องก่อสร้างถังปฏิกิริยาให้มีขนาดใหญ่ขึ้น ถ้าในกรณีที่ระบบได้ออกแบบไว้เฉพาะกระบวนการไนตริฟิเคชันจำเป็นต้องเพิ่มถังแอนอกซิกที่ใหญ่มากพอ หรืออาจจำเป็นต้องเติมอินทรีย์คาร์บอนจากภายนอกเพิ่มเข้าไปในระบบ

รูปแบบการบำบัดน้ำที่จากการบำบัดสลัดจ์สามารถใช้กระบวนการทางฟิสิกส์-เคมี หรือกระบวนการทางชีววิทยา การบำบัดน้ำที่จากการบำบัดสลัดจ์โดยใช้กระบวนการทางชีววิทยาจะมีค่าใช้จ่ายต่ำกว่าการบำบัดโดยใช้กระบวนการทางฟิสิกส์-เคมี การบำบัดสลัดจ์โดยใช้กระบวนการย่อยแบบแอนแอโรบิกได้รับความสนใจนำมาใช้ในโรงงานบำบัดน้ำเสียชนิดแยกทิวเต็ดสลัดจ์เพิ่มมากขึ้น แต่ก็ยังมีคำถามถึงความเหมาะสมเนื่องจากน้ำที่จากการบำบัดสลัดจ์มีความเข้มข้นของแอมโมเนียมสูง แม้ว่าวิธีการหมุนเวียนกลับมาบำบัดในกระบวนการสายหลักโดยตรงอีกครั้งจะเป็นวิธีที่ยอมรับโดยทั่วไป แต่การแยกบำบัดน้ำจะเป็นวิธีหรือทางเลือกที่ดีกว่า (Volcke, 2006)

2.8 การเพิ่มจำนวนของออโตทรอฟิกแบคทีเรียในกระบวนการสายรอง

จากแนวคิดการเพิ่มพูนจุลินทรีย์สามารถนำมาประยุกต์ใช้ในกระบวนการกำจัดไนโตรเจนได้เป็นอย่างดี เนื่องจากออโตทรอฟิกแบคทีเรียที่มีบทบาทหลักในกระบวนการไนตริฟิเคชันมีอัตราการเจริญเติบโตต่ำ การเพิ่มพูนจุลินทรีย์สามารถช่วยทำให้ระบบบำบัดน้ำเสียมีปริมาณของออโตทรอฟิกแบคทีเรียในสัดส่วนที่เพิ่มสูงขึ้นย่อมส่งผลทำให้ระบบมีประสิทธิภาพกระบวนการไนตริฟิเคชันเพิ่มมากขึ้นตามไปด้วย

การเพิ่มจำนวนออโตทรอฟิกแบคทีเรียในกระบวนการสายรอง เป็นวิธีการหนึ่งที่สามารถนำไปประยุกต์ใช้ประสบความสำเร็จกับโรงงานบำบัดน้ำเสียจริง โดยหลักการนี้ยังคงใช้วิธีการเปลี่ยนรูปของแอมโมเนียมด้วยกระบวนการไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชันแบบธรรมดา ซึ่งอาศัยแอมโมเนียมออกซิไดซิงแบคทีเรียและไนโตรทออกซิไดซิงแบคทีเรียจากระบบหมุนเวียนสลัดจ์และใช้ในโตรเจนในน้ำที่จากการบำบัดสลัดจ์แบบแอนแอโรบิกหรือไนโตรเจนจากแหล่งภายนอกสำหรับการเจริญเติบโตของออโตทรอฟิกแบคทีเรีย โดยที่ออโตทรอฟิกแบคทีเรียจะเจริญเติบโตบนฟล็อก (Flocs) และจะถูกหมุนเวียนกลับไปยังกระบวนการสายหลักของระบบบำบัดน้ำเสียอีกครั้ง (Volcke, 2006) ทั้งนี้ปฏิกิริยาในกระบวนการสายรองของระบบจะต้องทำให้เกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันอย่างสมบูรณ์ (การเปลี่ยนแอมโมเนียมไปเป็นไนเตรท) ถ้ามีการเจริญเติบโตเฉพาะ

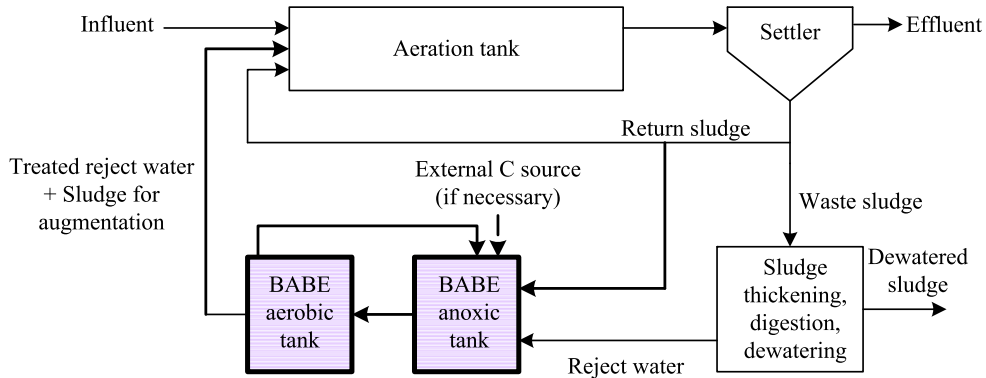
แอมโมเนียมออกไซด์ซึ่งแบคทีเรียอาจทำให้เกิดการสะสมของไนโตรเจนในน้ำที่ออกเพิ่มสูงขึ้นได้ (van Loosdrecht and Salem, 2006)

ภายใต้สภาวะสิ่งแวดล้อมที่มีอุณหภูมิต่ำ กระบวนการไนตริฟิเคชันจะเกิดขึ้นได้ช้าลง การแก้ไขปัญหาดังกล่าวสามารถทำได้โดยการเพิ่มปริมาณถึงปฏิกิริยาและเพิ่มอายุสลัดจ์ของระบบ หรือการเติมออกซิโตรอฟิกแบคทีเรียเข้าสู่ระบบ หลักการเพิ่มพูนออกซิโตรอฟิกแบคทีเรียเป็นวิธีหนึ่งที่ประยุกต์ใช้ได้ผลดีทั้งการออกแบบก่อสร้างระบบบำบัดน้ำเสียใหม่และปรับปรุงระบบบำบัดน้ำเสียเดิมที่ประสิทธิภาพกระบวนการไนตริฟิเคชันต่ำ ซึ่งสามารถลดขนาดถังปฏิกิริยาและลดอายุสลัดจ์ของระบบลงได้เมื่อเปรียบเทียบกับหลักการออกแบบหรือการปรับปรุงด้วยกระบวนการไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชันแบบธรรมดาที่รับภาระบรรทุกเท่ากัน (Yuan, Bogaert, Leten, and Verstraete, 2000; Plaza, Trela, and Hultman, 2001; Volcke, 2006)

การป้อนสลัดจ์จากระบบหมุนเวียนเข้าสู่กระบวนการเพิ่มพูนจุลินทรีย์โดยใช้น้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์ซึ่งมีสัดส่วนคาร์บอนต่อไนโตรเจนต่ำ อาจจะไม่มีความจำเป็นต้องเติมคาร์บอนเข้าสู่ระบบหรืออาจต้องเติมในปริมาณที่น้อยลง เพราะแหล่งคาร์บอนภายในส่วนหนึ่งที่ต้องการสำหรับการดีไนตริฟิเคชันส่วนหนึ่งมาจากการหายใจแบบแอนโดจีเนียสของสลัดจ์ (Barends, Salem, van der Roest, and van Loosdrecht, 2005) หรือที่เรียกกระบวนการนี้ว่า โปสต์-ดีเอ็น (Post-DN) ความเข้มข้นของสลัดจ์ที่ป้อนเข้าสู่กระบวนการเพิ่มพูนจุลินทรีย์ยังมีค่าสูงจะยิ่งทำให้มีคาร์บอนเพิ่มสูงขึ้นด้วย การเพิ่มประสิทธิภาพการไนตริฟิเคชันโดยอาศัยแนวคิดการเพิ่มพูนจุลินทรีย์ ได้แก่ กระบวนการ InNitri (Inexpensive Nitrification) (Kos, 1998) กระบวนการ BABE (Bio-Augmentation Batch Enhanced) (Salem *et al.*, 2003) และกระบวนการ ScanDeNi (Scanronment Denitrification) (Rosen and Huijbregsen, 2003) โดยที่กระบวนการดังกล่าวได้ถูกนำไปจดสิทธิบัตรเป็นที่เรียบร้อยแล้วซึ่งจะกล่าวโดยสรุปเฉพาะที่เกี่ยวข้องกับการวิจัยดังต่อไปนี้

2.9 กระบวนการ BABE (Bio-Augmentation Batch Enhanced)

กระบวนการ BABE เป็นกระบวนการเพิ่มพูนจุลินทรีย์ที่มีลักษณะการเดินระบบแบบขนานกับกระบวนการสายหลัก ซึ่งในกระบวนการสายหลักเป็นกระบวนการไนตริฟิเคชันและกระบวนการสายรองเป็นกระบวนการดีไนตริฟิเคชันเพื่อควบคุมค่า pH ของระบบและเพิ่มจำนวนออกซิโตรอฟิกแบคทีเรียจากสลัดจ์ในระบบหมุนเวียน กระบวนการ BABE สามารถเดินระบบเป็นแบบถังปฏิกิริยาเดี่ยวหรือถังปฏิกิริยาหมู่แบบอนุกรมก็ได้ (รูปที่ 2.5)



รูปที่ 2.5 รูปแบบกระบวนการ BABE (Salem *et al.*, 2002)

การเดินระบบกระบวนการ BABE ในถังปฏิกริยาตู้แบบอนุกรม ซึ่งประกอบด้วยถังแอนอซิกและตามด้วยถังแอโรบิก และหมุนเวียนสลัดจ์จากถังแอโรบิกกลับบางส่วน จะใช้น้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์ที่ป้อนเข้าถังแอนอซิกสำหรับเป็นแหล่งคาร์บอนในปฏิกริยาดีไนตริฟิเคชัน ถ้าน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์มีปริมาณคาร์บอนต่ำเกินไปอาจจำเป็นต้องเติมคาร์บอนจากแหล่งภายนอกเพื่อช่วยให้ปฏิกริยาดีไนตริฟิเคชันเกิดได้สมบูรณ์ ทั้งนี้เนื่องจากกระบวนการ BABE เป็นรูปแบบกระบวนการในตรีฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชันแบบธรรมดา ดังนั้นอาจมีไนเตรทหลงเหลืออยู่ในสลัดจ์ การหมุนเวียนสลัดจ์ที่มีไนเตรทสูงกลับเข้าสู่กระบวนการสายหลักอาจเป็นการเพิ่มภาระให้กับกระบวนการสายหลักได้ถ้ากระบวนการสายหลักของระบบไม่มีถังปฏิกริยาหรือคาร์บอนสำหรับการดีไนตริฟิเคชันที่เพียงพอและความแตกต่างของอุณหภูมิระหว่างถังปฏิกริยาส่งผลทำให้เกิดการชะงักการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ทั้งออโตโทรฟิกแบคทีเรียและเฮเทอโรโทรฟิกแบคทีเรียได้ (Head and Oleszkiewicz, 2004, 2005)

แนวคิดการเพิ่มพูนจุลินทรีย์ในกระบวนการสายรองเป็นการใช้ประโยชน์จากน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์ที่มีค่าอุณหภูมิสูงซึ่งจะส่งผลทำให้จุลินทรีย์มีระดับกิจกรรมสูงขึ้นและเปรียบเสมือนกับการบำบัดน้ำทิ้งไปพร้อมกัน กระบวนการ BABE ได้รวมการบำบัดน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์และการเพิ่มปริมาณออโตโทรฟิกแบคทีเรียในสถานะเย็น โดจินัสเข้าไว้ด้วยกัน (Salem *et al.*, 2002; 2003) เนื่องจากในถังปฏิกริยาสำหรับเพิ่มพูนจุลินทรีย์เป็นการผสมระหว่างสลัดจ์จากระบบหมุนเวียนซึ่งมีอุณหภูมิตามสภาวะสิ่งแวดล้อมที่กำลังเดินระบบกับน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์แบบแอนแอโรบิกซึ่งมีอุณหภูมิสูง (อุณหภูมิของถังย่อยสลัดจ์แบบแอนแอโรบิก ประมาณ 30 – 37°C) กล่าวคืออุณหภูมิในถังปฏิกริยาสำหรับเพิ่มพูนจุลินทรีย์จะเพิ่มสูงขึ้นถ้าสัดส่วนของสลัดจ์จากระบบหมุนเวียนมีค่าลดลง

อายุสลัดจ์ที่เหมาะสมสำหรับการเพิ่มพูนจุลินทรีย์ในกระบวนการสายรองต้องพิจารณาถึงความเหมาะสมและประสิทธิภาพสูงสุดของระบบโดยรวมทั้งหมด แม้ว่าการเพิ่มอายุสลัดจ์ในการเดิน

ระบบจะส่งผลให้ประสิทธิภาพกระบวนการไนตริฟิเคชันเพิ่มสูงขึ้นก็ตามแต่ตรงกันข้ามกลับทำให้ อัตราการเน่าเปื่อยของจุลินทรีย์เพิ่มสูงขึ้นตามไปด้วยย่อมส่งผลทำให้ปริมาณจุลินทรีย์ที่ไวงานมี จำนวนลดลง (Salem *et al.*, 2003; Barends *et al.*, 2005)

การประยุกต์การเพิ่มพูนจุลินทรีย์ในกระบวนการแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ทำให้สามารถเดินระบบที่ อายุสลัดจ์ต่ำกว่าค่าวิกฤติร้อยละ 50 (Salem *et al.*, 2003) วิธีการเพิ่มประสิทธิภาพกระบวนการไนตริ ฟิเคชันด้วยกระบวนการ BABE สามารถใช้งานได้ดีกับระบบบำบัดน้ำเสียจริงจากผลการจำลองโดยใช้ โปรแกรมคอมพิวเตอร์และศึกษาในระบบบำบัดน้ำเสียจริงพบว่า กระบวนการ BABE ช่วยทำให้ กระบวนการแอกทิเวเต็ดสลัดจ์มีความสามารถในการรองรับภาระบรรทุกและประสิทธิภาพของ กระบวนการไนตริฟิเคชันเพิ่มสูงขึ้น ช่วยเพิ่มศักยภาพกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน นอกจากนี้การ ปรับปรุงกระบวนการแอกทิเวเต็ดสลัดจ์เดิมที่ประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนต่ำให้น้ำทิ้งออกมี ค่าไนโตรเจนทั้งหมดไม่เกิน 10 มิลลิกรัม/ลิตรโดยใช้กระบวนการไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชัน แบบธรรมชาติต้องเพิ่มขนาดถังปฏิกิริยาโดยรวมประมาณ 2.3 เท่า เปรียบเทียบกับปริมาตรระบบบำบัด น้ำเสียเดิม แต่ในขณะที่การปรับปรุงประสิทธิภาพระบบด้วยกระบวนการ BABE ต้องเพิ่มขนาดถัง ปฏิกิริยาโดยรวมทั้งหมดขึ้นเพียง 0.8 เท่า และสามารถประหยัดพื้นที่สำหรับการก่อสร้างได้ประมาณ ร้อยละ 50 (Salem *et al.*, 2002) แสดงรายละเอียดในตารางที่ 2.1

ตารางที่ 2.1 เปรียบเทียบการปรับปรุงกระบวนการแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ด้วยวิธีการบำบัดแบบธรรมชาติ และกระบวนการเพิ่มพูนจุลินทรีย์ (Salem *et al.*, 2002)

รายละเอียด	เพิ่มขึ้นร้อยละ (ปริมาตรที่เพิ่ม/ปริมาตรเดิม)	
	ปรับปรุงด้วยกระบวนการ บำบัดแบบธรรมชาติ	ปรับปรุงด้วยกระบวนการ เพิ่มพูนจุลินทรีย์
ปริมาตรถังเดิมอากาศ	88	22
ปริมาตรถังแอนอกซิก	1,300	370
ปริมาตรกระบวนการสายรอง	0	14
ปริมาตรรวมทั้งหมด	225	75

2.10 การเพิ่มศักยภาพการกำจัดไนโตรเจนในกระบวนการแยกทิวเต็ดสตัดจ์ภายใต้ สถานะผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์

วิธีการเพิ่มประสิทธิภาพและศักยภาพของกระบวนการแยกทิวเต็ดสตัดจ์ให้สามารถรองรับต่อสถานะผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์ที่เกิดขึ้นในรอบวันนั้นมีหลายวิธีด้วยกัน เช่น การเพิ่มอายุสตัดจ์ของระบบ การเพิ่มขนาดและจำนวนถังปฏิกริยา ซึ่งวิธีการดังกล่าวมักจะมีต้นทุนในการก่อสร้างสูง โดยเฉพาะโรงงานระบบบำบัดน้ำเสียเดิมที่ได้ก่อสร้างและเดินระบบมาก่อนแล้ว ทางเลือกสำหรับการปรับปรุงและเพิ่มประสิทธิภาพอาจจะมีให้เลือกไม่มากนัก วิธีการเพิ่มประสิทธิภาพระบบนั้นควรพิจารณาและคำนึงถึงการใช้ประโยชน์จากทรัพยากรที่มีอยู่แล้วในระบบ เช่น แหล่งแหล่งคาร์บอนและไนโตรเจนความเข้มข้นสูง และอุณหภูมิของน้ำทิ้ง โดยเฉพาะกระบวนการแยกทิวเต็ดสตัดจ์เดิมที่มีกระบวนการบำบัดสตัดจ์แบบแอนแอโรบิกอยู่ก่อนแล้วยังคงมีความเหมาะสมที่จะนำกระบวนการบำบัดในสายรองมาประยุกต์ใช้เพราะไม่ต้องก่อสร้างระบบเพิ่มทั้งหมด

การเพิ่มศักยภาพกระบวนการแยกทิวเต็ดสตัดจ์ให้สามารถรองรับกับสถานะผันแปรภาระบรรทุกไนโตรเจนที่เกิดขึ้นในรอบวันได้นั้น ระบบจะต้องมีปริมาณออกซิโตรอฟิกแบคทีเรียในสัดส่วนที่สูงมากพอ กล่าวคือจะต้องมีกระบวนการสำหรับเพิ่มจำนวนออกซิโตรอฟิกแบคทีเรียโดยเฉพาะและแหล่งไนโตรเจนที่สำคัญก็คือน้ำทิ้งจากระบบบำบัดสตัดจ์แบบแอนแอโรบิกที่เกิดขึ้นภายในระบบ เนื่องจากน้ำทิ้งจากแหล่งดังกล่าวมีค่าความเข้มข้นของไนโตรเจนสูงซึ่งเหมาะสมสำหรับการเจริญเติบโตของออกซิโตรอฟิกแบคทีเรียมากกว่าน้ำเสียปกติ

เมื่อเปรียบเทียบในลักษณะที่สำคัญของกระบวนการบำบัดน้ำเสียในกระบวนการสายรองและลักษณะการผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์ที่เกิดขึ้นในรอบวันแล้วจะพบว่า กลุ่มของจุลินทรีย์ที่ต้องทำการเพิ่มจำนวนในกระบวนการสายรองนั้นจะต้องมีอัตราการเจริญเติบโตที่รวดเร็วเพื่อให้ทันต่อสถานะการผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์ในรอบวันและมีสถานะการทำงานที่เหมือนกับกระบวนการสายหลักเพื่อร่นระยะเวลาในการปรับตัวของจุลินทรีย์หลังจากหมุนเวียนกลับเข้าสู่กระบวนการสายหลัก ดังนั้นกระบวนการเพิ่มพูนจุลินทรีย์จึงเป็นกระบวนการที่เหมาะสมและเข้ากันได้เป็นอย่างดีกับกระบวนการสายหลัก

การเลือกกระบวนการบำบัดในสายรองจะต้องพิจารณาความเป็นไปได้ที่สำคัญดังต่อไปนี้ ควรมีรูปแบบกระบวนการเหมือนกับกระบวนการสายหลักซึ่งจุลินทรีย์ไม่ต้องใช้เวลาในการปรับตัวมากนัก จุลินทรีย์สามารถทำงานได้ทันทีเมื่อถูกหมุนเวียนกลับเข้าสู่กระบวนการสายหลักอีกครั้ง รูปแบบกระบวนการควรจะต้องใช้เวลาเก็บกักน้อยเพราะถังปฏิกริยาจะได้มีขนาดเล็กเพื่อเป็นการประหยัดทั้งค่าก่อสร้างและค่าดำเนินการ และจะต้องไม่ทำให้กระบวนการสายหลักรับภาระบรรทุกเพิ่มสูงขึ้น

2.11 พารามิเตอร์จลนศาสตร์ของจุลินทรีย์ในกระบวนการแอกทิเวเตดสลัดจ์

แบบจำลองทางคณิตศาสตร์กระบวนการแอกทิเวเตดสลัดจ์ (Activated Sludge Models, ASMs) ที่ได้นำเสนอไว้โดยสมาคมน้ำนานาชาติ (International Water Association, IWA) ได้แก่ ASM No.1 (ASM1) เป็นแบบจำลองทางคณิตศาสตร์การกำจัดชีโอดีและไนโตรเจนทางชีวภาพ ASM No.2, 2d (ASM2, ASM2d) แบบจำลองทางคณิตศาสตร์การกำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัสทางชีวภาพที่มีสภาวะแอนแอโรบิกในระบบ และ ASM No.3 (ASM3) แบบจำลองทางคณิตศาสตร์การกำจัดชีโอดีและไนโตรเจนทางชีวภาพที่พัฒนามาจาก ASM1 ซึ่งได้รวมการสะสมของโพลิเมอร์ชีวภาพในช่วงเกิดการเปลี่ยนแปลงเข้าไว้ด้วย (Henze, Grady, Gujer, Marais, and Matsuo, 2000) ปัจจุบันแบบจำลองทางคณิตศาสตร์เป็นเครื่องมือที่จำเป็นสำหรับการจำลองสถานการณ์ (Simulation) กระบวนการแอกทิเวเตดสลัดจ์ซึ่งมีข้อดีที่สำคัญ ได้แก่ เป็นเครื่องมือสำหรับการวิจัยที่ต้องการรายละเอียดสูง การออกแบบระบบบำบัดน้ำเสียและการประเมินศักยภาพระบบบำบัดน้ำเสีย (Henze *et al.*, 2002)

พารามิเตอร์จลนศาสตร์กระบวนการไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชันขึ้นอยู่กับลักษณะน้ำเสียและสิ่งแวดล้อม ดังนั้นค่าพารามิเตอร์จลนศาสตร์ของจุลินทรีย์จึงมีค่าไม่แน่นอนด้วยและในทำนองเดียวกันการผันแปรของปริมาณการไหลและลักษณะของน้ำเสียที่เกิดขึ้นในรอบวันย่อมมีผลทำให้ค่าพารามิเตอร์จลนศาสตร์ของจุลินทรีย์เปลี่ยนแปลงไปด้วยเช่นกัน ค่าพารามิเตอร์ปริมาณสารสัมพันธ์และค่าพารามิเตอร์จลนศาสตร์ของเฮเทอโรโทรฟิคแบคทีเรียและออโตโทรฟิคแบคทีเรียที่กำหนดไว้ในแบบจำลองทางคณิตศาสตร์กระบวนการแอกทิเวเตดสลัดจ์ที่ 1 (Activated Sludge Model No.1, ASM1) แสดงรายละเอียดในตารางที่ 2.2 (Jeppsson, 1996)

พารามิเตอร์จลนศาสตร์ของจุลินทรีย์ในกระบวนการแอกทิเวเตดสลัดจ์ถือได้ว่าเป็นตัวบ่งชี้ที่สำคัญและมีความสัมพันธ์กับประสิทธิภาพของระบบ ค่าพารามิเตอร์จลนศาสตร์เป็นข้อมูลในเชิงลึกสำหรับนำมาใช้ในการออกแบบ ควบคุมการทำงาน และตรวจสอบติดตามการทำงานของระบบบำบัดน้ำเสีย (Spanjers, Vanrolleghem, Olsson, and Dold, 1998) และค่าพารามิเตอร์จลนศาสตร์ของจุลินทรีย์ขึ้นอยู่กับลักษณะน้ำเสีย สภาพสิ่งแวดล้อม และรูปแบบการเดินระบบ (Henze *et al.*, 2002) พารามิเตอร์จลนศาสตร์ของจุลินทรีย์ที่มีผลต่อประสิทธิภาพของระบบ ได้แก่ อัตราการเจริญเติบโตจำเพาะสูงสุด (Maximum specific growth rate, μ_{max}) อัตราการเน่าเปื่อย (Decay rate, b) ค่าคงที่อิ่มตัวสำหรับสารอาหาร (Saturation constant for substrate, K) ค่าสัมประสิทธิ์ผลได้ (ยิลด์) (Yield, Y)

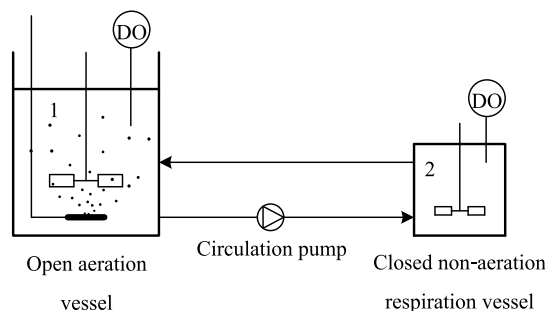
ตารางที่ 2.2 พารามิเตอร์จลนศาสตร์กระบวนการแยกที่เวเต็ดสลิคจ์ที่ 1 (Jeppsson, 1996)

พารามิเตอร์	สัญลักษณ์	หน่วย	20°C	10°C	ช่วงค่า อ้างอิง
<i>Stoichiometric Parameters</i>					
Heterotrophic yield	Y_H	g cell COD formed (g COD oxidized) ⁻¹	0.67	0.67	0.38-0.75
Autotrophic yield	Y_A	g cell COD formed (g N oxidized) ⁻¹	0.24	0.24	0.07-0.28
Fraction of biomass yielding particulate products	f_p	dimensionless	0.08	0.08	–
Mass N/Mass COD in biomass	i_{XB}	g N (g COD) ⁻¹ in biomass	0.086	0.086	–
Mass N/Mass COD in products from biomass	i_{XP}	g N (gCOD) ⁻¹ in endogenous mass	0.06	0.06	–
<i>Kinetic Parameters</i>					
Heterotrophic max. specific growth rate	μ_{maxH}	day ⁻¹	6.0	3.0	0.6-13.2
Heterotrophic decay rate	b_H	day ⁻¹	0.62	0.20	0.05-1.6
Saturation constant for substrate (SCS) of heterotrophs	K_S	g COD m ⁻³	20	20	5-225
Oxygen SCS for heterotrophs	K_{OH}	g O ₂ m ⁻³	0.20	0.20	0.01-0.20
Nitrate SCS for denitrifying heterotrophs	K_{NO}	g NO ₃ -N m ⁻³	0.50	0.50	0.1-0.5
Autotrophic max. specific growth rate	μ_{maxA}	day ⁻¹	0.80	0.30	0.2-1.0
Autotrophic decay rate	b_A	day ⁻¹	0.20	0.10	0.05-0.2
Oxygen SCS for autotrophs	K_{OA}	g O ₂ m ⁻³	0.4	0.4	0.4-2.0
Ammonia SCS of autotrophs	K_{NH}	g NH ₃ -N m ⁻³	1.0	1.0	–
Correction factor for anoxic growth of heterotrophs	η_g	dimensionless	0.8	0.8	0.6-1.0
Ammonification rate	k_a	m ³ (g COD day) ⁻¹	0.08	0.04	–
Max. specific hydrolysis rate	k_h	g slowly biodeg. COD (g cell COD day) ⁻¹	3.0	1.0	–
HSC for hydrolysis of slowly biodeg. substrate	K_X	g slowly biodeg. COD (g cell COD) ⁻¹	0.03	0.01	–
Correction factor for anoxic hydrolysis	η_h	dimensionless	0.4	0.4	–

ปัจจุบันเทคนิคการวัดอัตราการหายใจหรืออัตราการใช้ออกซิเจน (Oxygen uptake rate, OUR) ถูกนำมาใช้สำหรับประมาณค่าพารามิเตอร์จลนศาสตร์ของจุลินทรีย์ในกระบวนการกำจัดไนโตรเจนทางชีวภาพอย่างแพร่หลาย เนื่องจากมีความแม่นยำในการวัดสูง เมื่อเปรียบเทียบกับการวัดโดยใช้เครื่องมือวิเคราะห์ราคาแพง (Gapes and Keller, 2001) เทคนิคการวัดอัตราการใช้ออกซิเจนให้ผลการทดลองที่รวดเร็ว โดยใช้เวลาในการทดลองเพียง 1 - 1.5 ชม. ก็สามารถจำแนกหรือบ่งชี้ค่าพารามิเตอร์จลนศาสตร์ของสลัดจ์ได้โดยไม่ต้องวิเคราะห์ความเข้มข้นสารอาหารในห้องปฏิบัติการ (Spanjers and Vanrolleghem, 1995; Ficara, Musumeci, and Rozzi, 2000) เป็นเครื่องมือสำหรับการวิจัยที่ต้องการรายละเอียดสูง ใช้สำหรับการออกแบบระบบบำบัดน้ำเสียและการประเมินศักยภาพระบบบำบัดน้ำเสีย (Petersen, 2000; Baetens, 2001; Henze *et al.*, 2002) อย่างไรก็ตามการวัดการหายใจก็มีความคลาดเคลื่อนอยู่บ้างเนื่องมาจากปัจจัยของการออกแบบเครื่องมือและปัจจัยสิ่งแวดล้อมภายนอก (Marsili-Libelli and Tabani, 2002)

2.12 เครื่องวัดอัตราการหายใจแบบไฮบริด (Hybrid respirometer)

การวัดอัตราการหายใจเป็นการวัดและแปลผลจากข้อมูลอัตราการใช้ออกซิเจนของสลัดจ์ตัวอย่าง หมายถึง ปริมาณออกซิเจนที่จุลินทรีย์ในสลัดจ์ตัวอย่างนำไปใช้ต่อหน่วยปริมาตรและเวลา และนิยมนำมาใช้เป็นเครื่องมือสำหรับการจำแนกลักษณะน้ำเสียและพารามิเตอร์จลนศาสตร์ของจุลินทรีย์ หลักการวัดอัตราการหายใจได้มีการพัฒนาอย่างต่อเนื่องและสามารถจำแนกหลักการวัดที่สำคัญได้ 2 ลักษณะ ได้แก่ การวัดออกซิเจนเฉพาะในวัฏภาคของเหลวหรือแก๊สและการวัดทั้งสองวัฏภาคที่เคลื่อนตัวหรือหยุดนิ่ง (Spanjers *et al.*, 1998) ทฤษฎีการวัดโดยเครื่องวัดอัตราการหายใจแบบไฮบริดนี้ได้เสนอไว้โดย Vanrolleghem and Spanjers (1998) การทำงานของเครื่องวัดอัตราการหายใจแบบไฮบริดได้รวมเอาหลักการเครื่องวัดอัตราการหายใจแบบแก๊สไหลผ่าน-ของเหลวสถิตย์ (Flowing gas-static liquid, LFS) และหลักการเครื่องวัดอัตราการหายใจแบบแก๊สสถิตย์-ของเหลวไหลผ่าน (Static gas-flowing liquid, LSF) เข้าไว้ด้วยกัน (รูปที่ 2.6)



รูปที่ 2.6 รูปแบบเครื่องวัดอัตราการหายใจแบบไฮบริด (Vanrolleghem and Spanjers, 1998)

ระบบเครื่องวัดอัตราการหายใจชนิดนี้ประกอบด้วยภาชนะเปิดสำหรับการเติมอากาศ (Aeration vessel) และภาชนะปิดสำหรับวัดอัตราการหายใจ (Respiration vessel) และมีการติดตั้งขั้ววัดออกซิเจน (DO probe) ที่ภาชนะทั้งสอง ในขณะที่กำลังทำการทดลองจะสูบลมเวียนสลับอย่างต่อเนื่องระหว่างภาชนะเติมอากาศและภาชนะวัดอัตราการหายใจ รายละเอียดเกี่ยวกับชนิดของเครื่องวัดอัตราการหายใจสามารถค้นคว้าเพิ่มเติมได้จาก Spanjers *et al.* (1998)

การรวมข้อดีของเครื่องวัดการหายใจ 2 ชนิดเข้าด้วยกันทำให้เครื่องวัดอัตราการหายใจแบบไฮบริดมีความสามารถสูงและยืดหยุ่นมากยิ่งขึ้น ข้อดีและข้อด้อยของหลักการวัดอัตราการหายใจแต่ละชนิดแสดงในตารางที่ 2.3 การใช้ขั้ววัดออกซิเจนสองอันทำให้สามารถเพิ่มความถี่ในการเก็บข้อมูลอัตราการใช้ออกซิเจนได้สูงขึ้นในเครื่องวัดอัตราการหายใจแบบแก๊สไหลผ่าน-ของเหลวสถิตย์ (LFS) (หมายเลข 1) ในขณะที่เดียวกันอัตราการใช้ออกซิเจนสามารถคำนวณได้โดยอาศัยหลักการของเครื่องวัดอัตราการหายใจแบบแก๊สสถิตย์-ของเหลวไหลผ่าน (LSF) (หมายเลข 2)

ตารางที่ 2.3 เปรียบเทียบข้อดีและข้อด้อยของเครื่องวัดอัตราการหายใจ (Petersen, 2000)

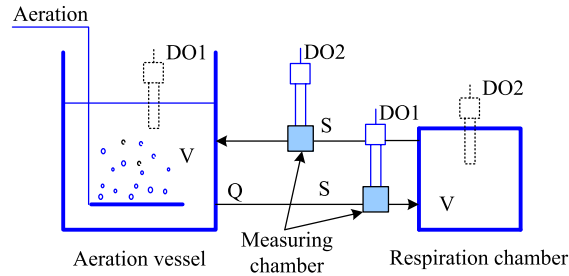
ชนิดเครื่องวัด อัตราการหายใจ	ข้อดี	ข้อด้อย
Static gas-static liquid (LSS)	ใช้งานง่าย	มีปริมาณออกซิเจนจำกัด ความถี่ในการวัด OUR ต่ำ
Flowing gas-static liquid (LFS)	ความถี่ในการวัด OUR สูง	ต้องการค่า K_{La} สำหรับการ คำนวณ OUR
Static gas-flowing liquid (LSF)	ไม่ต้องการค่า K_{La} สำหรับการ คำนวณ OUR	ความถี่ในการวัด OUR ต่ำ
Hybrid respirometer (LFS + LSF)	ไม่ต้องการค่า K_{La} สำหรับการ คำนวณ OUR ความถี่ในการวัด OUR สูง	ใช้ขั้ววัดออกซิเจน 2 ขั้ววัด

หมายเหตุ : K_{La} = Mass transfer coefficient

2.13 หลักการวัดด้วยเครื่องวัดอัตราการหายใจแบบอัลติเมทไฮบริด

เครื่องวัดอัตราการหายใจแบบอัลติเมทไฮบริดได้ทำการติดตั้งขั้ววัดออกซิเจน (DO) ก่อนและหลังภาชนะวัดอัตราการหายใจ (รูปที่ 2.7) (รูปแบบเครื่องวัดอัตราการหายใจไฮบริดแบบพื้นฐานจะติดตั้งขั้ววัดออกซิเจนที่ภาชนะเติมอากาศและภาชนะวัดอัตราการหายใจ) โดยออกซิเจนที่ไหล

เข้า ($S_{O,1}$) และไหลออกจากภาชนะวัดอัตราการหายใจ ($S_{O,2}$) จะถูกอ่านด้วยขั้ววัดออกซิเจน DO1 และ DO2



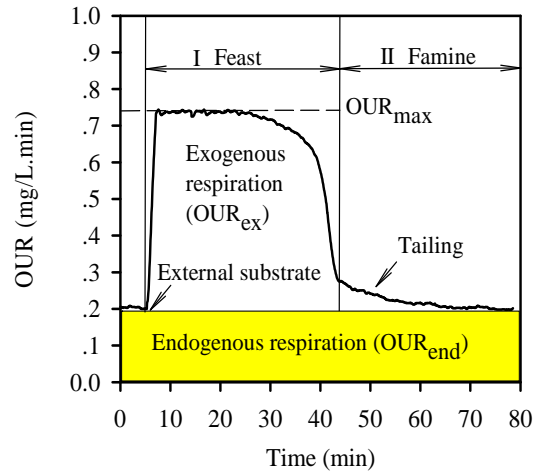
รูปที่ 2.7 ตำแหน่งขั้ววัดออกซิเจนเครื่องวัดอัตราการหายใจไฮบริดแบบธรรมดา (เส้นประ) และเครื่องวัดอัตราการหายใจแบบอัลติเมทไฮบริด (เส้นทึบ)

อัตราการใช้ออกซิเจน (Oxygen uptake rate, OUR) สามารถคำนวณได้จากการสมดุลมวลรอบภาชนะวัดอัตราการหายใจ ตามสมการที่ (2.1) (Vanrolleghem and Spanjers, 1998) โดยที่ OUR คือ อัตราการใช้ออกซิเจน (มิลลิกรัม/ลิตร.นาท) Q คือ อัตราการไหลเวียนสลัดจ์ (ลิตร/นาท) และ V_2 คือ ปริมาตรภาชนะวัดอัตราการหายใจ (ลิตร)

$$\text{OUR} = - \frac{dS_{O,2}}{dt} + \frac{Q}{V_2} (S_{O,1} - S_{O,2}) \quad (2.1)$$

2.14 กราฟแสดงอัตราการหายใจ (Respirogram)

ปัจจุบันอัตราการหายใจหรืออัตราการใช้ออกซิเจนของจุลินทรีย์ทำการวัดโดยใช้เครื่องวัดอัตราการหายใจ ซึ่งอาจกล่าวได้ว่าเป็นเครื่องมือมาตรฐานสำหรับการประมาณค่าพารามิเตอร์จลนศาสตร์ของจุลินทรีย์ในกระบวนการแยกทิวเต็ดสลัดจ์ กราฟแสดงอัตราการหายใจ (รูปที่ 2.8) เป็นข้อมูลอัตราการใช้ออกซิเจน (OUR) ที่ได้จากเครื่องวัดอัตราการหายใจซึ่งสามารถแปลความหมายได้ดังต่อไปนี้



รูปที่ 2.8 กราฟแสดงอัตราการหายใจ (Respirogram)

จุลินทรีย์ในตัวอย่างสลัดจ์จะใช้ออกซิเจนสำหรับการหายใจแบบเอ็นโดจีนัส (Endogenous respiration, OUR_{end}) ซึ่งเป็นการหายใจของจุลินทรีย์ภายใต้สภาวะที่ไม่มีสารอาหารจากภายนอก แต่ในแบบจำลองทางคณิตศาสตร์กระบวนการแยกที่เวตต์สลัดจ์ที่ 1 จะพิจารณาว่าการหายใจแบบเอ็นโดจีนัสมีการใช้สารอาหารส่วนหนึ่งที่เกิดจากการเน่าเปื่อยของจุลินทรีย์หรือที่เรียกหลักการนี้ว่า Death-regeneration จากรูปที่ 2.8 จะเป็นพื้นที่ส่วนล่างของกราฟอัตราการใช้ออกซิเจน และหลังจากเติมสารอาหารที่ย่อยได้ง่าย เช่น อะซิเตทหรือแอมโมเนียมให้กับตัวอย่างสลัดจ์ อัตราการใช้ออกซิเจนจะเพิ่มขึ้นอย่างรวดเร็วจนถึงระดับอัตราการใช้ออกซิเจนสูงสุด (Maximum respiration rate, OUR_{max})

ตำแหน่งสูงสุดของ OUR_{max} จะสัมพันธ์กับปริมาณของจุลินทรีย์ที่มีอยู่ในสลัดจ์ในช่วงแรก (I) นี้เรียกว่า ช่วงมีสารอาหาร (Feast) ถ้าปริมาณสารอาหารมากเกินไประดับ OUR_{max} จะคงที่ไปจนกว่าสารอาหารจะถูกใช้จนหมดและหลังจากนั้นค่าอัตราการใช้ออกซิเจนจะลดลงอย่างรวดเร็ว การหายใจของจุลินทรีย์ที่เกิดขึ้นในช่วงนี้เรียกว่าการหายใจแบบเอกโซจีนัส (Exogenous respiration, OUR_{ex}) ช่วงถัดไป (II) เป็นระยะการขาดสารอาหาร (Famine) ค่าอัตราการใช้ออกซิเจนจะยังไม่ลดลงเท่ากับค่าอัตราการใช้ออกซิเจนก่อนการเติมสารอาหารให้กับตัวอย่างสลัดจ์ ค่าอัตราการใช้ออกซิเจนจะค่อยๆ ลดต่ำลงซึ่งกราฟส่วนนี้เรียกว่า Tailing สาเหตุเนื่องมาจากจุลินทรีย์จะใช้สารอาหารที่ถูกเก็บไว้ในรูปของสารพอลิเมอร์โดยจะถูกดึงนำกลับมาใช้และอัตราการใช้ออกซิเจนของจุลินทรีย์ก็จะลดลงไปที่ระดับเดิมก่อนทำการทดลอง

2.15 การประมาณค่าพารามิเตอร์จลนศาสตร์ของเฮเทอโรโทรฟิแบคทีเรีย

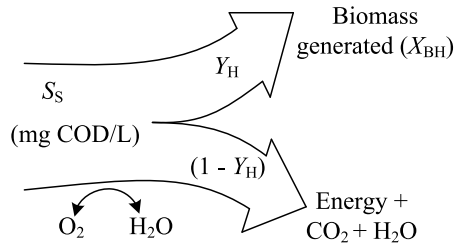
ตารางที่ 2.4 แสดงความสัมพันธ์ของการเจริญเติบโตและการนำเปื่อยของเฮเทอโรโทรฟิแบคทีเรีย (X_{BH}) การเจริญเติบโตและการใช้ออกซิเจนของจุลินทรีย์จะมีรูปแบบตามสมการ โมโนด (Monod) ซึ่งจะพบว่ามีความเกี่ยวข้องกับการใช้ออกซิเจนทั้งอัตราการเจริญเติบโตและอัตราการนำเปื่อย กราฟอัตราการหายใจจึงเป็นข้อมูลที่รวมเอาพารามิเตอร์ในสมการ โมโนดเข้าไว้ด้วยกัน ดังนั้นจึงสามารถใช้มูลดังกล่าวเพื่อแปลผลหาพารามิเตอร์ที่สำคัญได้แก่ ค่าสัมประสิทธิ์ผลได้หรือยิลด์ (Yield, Y_H) ค่าคงที่อิ่มตัวสำหรับสารอาหาร (Saturation constant for substrate, K_S) อัตราการนำเปื่อย (Decay rate, b_H) และอัตราการเจริญเติบโตจำเพาะสูงสุด (Maximum specific growth rate, μ_{maxH})

ตารางที่ 2.4 กระบวนการเจริญเติบโตและการนำเปื่อยของเฮเทอโรโทรฟิแบคทีเรีย

Component		$i \rightarrow$	1	2	3	4	Process rate, ρ_j
j	Process ↓		S_S	X_{BH}	S_O	S_{NH}	
1	Aerobic growth of heterotrophs		$-\frac{1}{Y_H}$	1	$-\frac{1 - Y_H}{Y_H}$	$-i_{XB}$	$\mu_{maxH} \frac{S_S}{K_S + S_S} \frac{S_O}{K_{OH} + S_O} X_{BH}$
2	Decay of heterotrophs			-1	1		$b_H X_{BH}$

2.15.1 การประมาณค่าสัมประสิทธิ์ผลได้ (ยิลด์) ของเฮเทอโรโทรฟิแบคทีเรีย (Y_H)

ในกระบวนการแยกที่เวเต็คสลัดจ์ ยิลด์เป็นค่าที่บ่งบอกถึงการสร้างมวลจุลินทรีย์จากการย่อยสลายสารอาหารและการใช้ออกซิเจน ยิลด์ของเฮเทอโรโทรฟิแบคทีเรีย (Y_H) หมายถึงปริมาณของจุลินทรีย์ที่เพิ่มขึ้นจากเดิมต่อหน่วยของอินทรีย์คาร์บอนที่ถูกใช้ไปสำหรับการเจริญเติบโต ลักษณะการสร้างเซลล์จากสารอาหารจำพวกอินทรีย์คาร์บอนของเฮเทอโรโทรฟิแบคทีเรียแสดงในรูปที่ 2.9 ซึ่งมีหน่วย มิลลิกรัมเซลล์ (ซีไออดี)/มิลลิกรัมซีไออดี ในเบื้องต้นค่ายิลด์ของเฮเทอโรโทรฟิแบคทีเรียมีผลต่อพารามิเตอร์อื่นที่ต้องใช้ค่ายิลด์ประกอบในการคำนวณ ดังนั้นความถูกต้องในการประมาณค่ายิลด์จึงมีความสำคัญทั้งในการวิเคราะห์ปริมาณสลัดจ์ที่จะเกิดขึ้นและการวิเคราะห์ปริมาณการใช้ออกซิเจนในระบบบำบัดน้ำเสีย ตลอดจนความถูกต้องของพารามิเตอร์ที่เกี่ยวข้อง



รูปที่ 2.9 รูปแบบการเกิดยีสต์ของเฮเทอโรโทรฟิคแบคทีเรีย

จากตารางที่ 2.4 จะพบว่าอัตราการใช้ออกซิเจนของเฮเทอโรโทรฟิคแบคทีเรียและอัตราการกำจัดสารอาหารในรูปของซีโอดี สามารถแสดงด้วยสมการที่ (2.2) และ (2.3) และเมื่อหารสมการที่ (2.2) ด้วยสมการที่ (2.3) จะได้ความสัมพันธ์ดังสมการที่ (2.4) แสดงให้เห็นว่าพื้นที่ใต้กราฟอัตราการใช้ออกซิเจนภายใต้สภาวะการหายใจแบบเอกโซจีนัสมีความสัมพันธ์กันกับปริมาณสารอาหาร (S_S) ที่เติมลงไป ดังนั้นการสร้างกราฟความสัมพันธ์ระหว่างปริมาณออกซิเจนที่ถูกใช้ไป (Oxygen consumed, OC_{ex}) กับปริมาณสารอาหารที่เติม ค่าความชัน (Slope) ที่ได้จะมีค่าเท่ากับ $(1 - Y_H)$ ดังสมการที่ (2.5)

$$OUR_{ex} = - \frac{dS_O}{dt} = \frac{(1 - Y_H)}{Y_H} \mu_{maxH} \frac{S_S}{K_S + S_S} \frac{S_O}{K_{OH} + S_O} X_{BH} \quad (2.2)$$

$$\frac{dS_S}{dt} = - \frac{1}{Y_H} \mu_{maxH} \frac{S_S}{K_S + S_S} \frac{S_O}{K_{OH} + S_O} X_{BH} \quad (2.3)$$

$$\int OUR_{ex} dt = - (1 - Y_H) \int dS_S \quad (2.4)$$

$$OC_{ex} = (1 - Y_H) S_S \quad (2.5)$$

2.15.2 การประมาณค่าคงที่อิ่มตัวสำหรับสารอาหารของเฮเทอโรโทรฟิคแบคทีเรีย (K_S)

แบบจำลองทางคณิตศาสตร์กระบวนการแยกที่เวเต็ดสตัดจ์ในตารางที่ 2.4 การเจริญเติบโตของจุลินทรีย์สามารถอธิบายได้ด้วยสมการโมโนด (Monod) ซึ่งเป็นความสัมพันธ์ระหว่างอัตราการเจริญเติบโตจำเพาะสูงสุด (μ_{maxH}) ความเข้มข้นสารอาหาร (S_S) และค่าคงที่อิ่มตัวสำหรับ

สารอาหาร (K_S) ดังนั้นการประมาณค่าพารามิเตอร์ดังกล่าวกับชนิดของสารอาหารสามารถแสดงความสัมพันธ์ได้ดังสมการที่ (2.6)

$$\frac{dX_{BH}}{dt} = \mu_{\max H} \frac{S_S}{K_S + S_S} X_{BH} \quad (2.6)$$

การทดลองได้ดำเนินการตามขั้นตอนที่เสนอไว้โดย Cech, Chudoba, and Grau (1984) ซึ่งวิธีการนี้เป็นการวัดผลต่างระหว่างอัตราการใช้ออกซิเจนสูงสุดและอัตราการใช้ออกซิเจนที่สภาวะการหายใจแบบเอ็นโดจีนนี้ดังสมการที่ (2.7) อัตราการใช้ออกซิเจนของจุลินทรีย์ในสลัดจ์จะเพิ่มขึ้นเมื่อระดับของสารอาหารเพิ่มสูงขึ้นจนถึงระดับอัตราการใช้ออกซิเจนสูงสุด แม้ว่าจะเพิ่มสารอาหารให้กับสลัดจ์ในปริมาณที่สูงขึ้นก็ตามแต่อัตราการใช้ออกซิเจนสูงสุด (OUR_{\max}) จะยังคงมีค่าเท่าเดิม ทั้งนี้เพราะอัตราการใช้สารอาหารจะเป็นสัดส่วนกับปริมาณจุลินทรีย์ในสลัดจ์ตามสมการที่ (2.8) และ (2.9) ข้อมูล OUR_{\max} ของแต่ละการทดลองจะหารด้วยค่า OUR_{\max} สูงสุดในชุดการทดลองนั้นเพื่อปรับเปลี่ยนให้อยู่ในรูปความสัมพันธ์ $\mu_H/\mu_{\max H}$ สูงสุดเท่ากับ 1

$$OUR_{ex} = OUR_{\max} - OUR_{end} \quad (2.7)$$

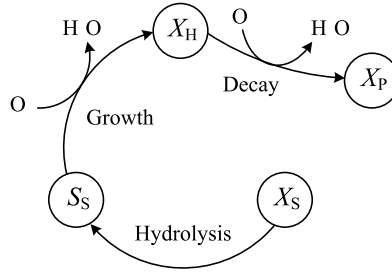
$$\mu_H = \frac{Y_H}{(1 - Y_H)} \frac{OUR_{ex}}{X_{BH}} \quad (2.8)$$

$$\mu_H = \mu_{\max H} \frac{S_S}{(K_S + S_S)} \quad (2.9)$$

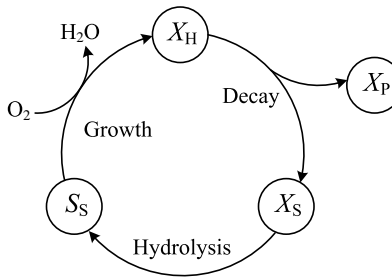
2.15.3 การประมาณค่าสัมประสิทธิ์อัตราการนำเปื่อยของเฮเทอโรทรอฟิกแบคทีเรีย (b_H)

อัตราการนำเปื่อยของเฮเทอโรทรอฟิกแบคทีเรียสามารถวิเคราะห์ในลักษณะการนำเปื่อยแบบเชิงเส้นตรง (Lineal-death) สมมุติฐานของแนวคิดนี้จะพิจารณาว่าการใช้ออกซิเจนของจุลินทรีย์ภายใต้สภาวะไม่มีสารอาหารจะสัมพันธ์กับการลดลงของปริมาณจุลินทรีย์เพียงเท่านั้น (รูปที่ 2.10) แต่สมมุติฐานตามแนวคิด Death-regeneration ที่นำมาใช้ใน ASM1 จะพิจารณารวมไปถึงการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ที่ใช้สารอาหารที่เกิดจากการย่อยสลายของเซลล์จุลินทรีย์ที่นำเปื่อยเข้า

ไปด้วย (รูปที่ 2.11) แต่ทั้งนี้อัตราการเจริญเติบโตโดยรวมจะมีค่าน้อยกว่าอัตราการเน่าเปื่อย (Spanjers *et al.*, 1998)



รูปที่ 2.10 แนวคิดการเน่าเปื่อยแบบดั้งเดิมที่ไม่รวมการใช้สารอาหารจากการเน่าเปื่อย



รูปที่ 2.11 แนวคิดการเน่าเปื่อยแบบ Death-regeneration

จากตารางที่ 2.4 การลดลงของปริมาณจุลินทรีย์จะสัมพันธ์กับการใช้ออกซิเจน สมการที่ (2.10) สามารถนำมาใช้ในการประมาณค่าอัตราการใช้ออกซิเจนของจุลินทรีย์ตลอดช่วงการทดลอง และสมการที่ (2.11) แสดงถึงการเปลี่ยนแปลงของปริมาณจุลินทรีย์ เมื่อรวมสมการทั้ง 2 เข้าด้วยกัน จะได้ความสัมพันธ์สุดท้ายดังสมการที่ (2.13) ดังนั้นการสร้างกราฟความสัมพันธ์ระหว่าง $\ln OUR$ กับเวลาจะได้กราฟเส้นตรงดังสมการที่ (2.14) และค่าความชัน (Slope) ที่ได้คือค่าสัมประสิทธิ์อัตราการเน่าเปื่อยของเฮเทอโรโทรฟิคแบคทีเรียแบบเชิงเส้นตรง ($b_H^{Linear-death}$) ทั้งนี้ค่าคงที่อัตราการเน่าเปื่อยแบบเชิงเส้นตรงดังกล่าวจะต้องแปลงไปเป็นค่าคงที่อัตราการเน่าเปื่อยในแบบจำลอง Death-regeneration โดยใช้สมการที่ (2.15) (Orhon and Artan, 1994) โดยที่ f_p คือค่าสัดส่วนของสารเหลือแวนลอยของจุลินทรีย์มีค่าเฉลี่ย 0.08

$$OUR_{end} = - \frac{dS_o}{dt} = b_H X_{BH} \tag{ 2 .10}$$

$$\frac{dX_{BH}}{dt} = -b_H X_{BH} \quad (2.11)$$

$$X_{BH} = X_{BH}^0 e^{-b_H t} \quad (2.12)$$

$$OUR_{end} = b_H X_{BH}^0 e^{b_H t} \quad (2.13)$$

$$\ln OUR_{end} = \ln(b_H X_{BH}^0) - b_H t \quad (2.14)$$

$$b_H^{Death-regeneration} = \frac{b_H^{Lineal-death}}{(1 - Y_H (1 - f_p))} \quad (2.15)$$

2.15.4 การประมาณค่าสัมประสิทธิ์อัตราการเจริญเติบโตจำเพาะสูงสุด ของเฮเทอโรทรอฟิกแบคทีเรีย (μ_{maxH})

อัตราการเจริญเติบโตจำเพาะสูงสุดของเฮเทอโรทรอฟิกแบคทีเรีย เป็นพารามิเตอร์ จลนศาสตร์ที่มาคู่กันกับค่าคงที่อิมิตัวสำหรับสารอาหาร (K_s) และเป็นพารามิเตอร์จลนศาสตร์ที่มีความสำคัญต่อการวิเคราะห์ความสามารถในการกำจัดสารอาหารในรูปอินทรีย์คาร์บอนและการเพิ่มขึ้นของปริมาณจุลินทรีย์ในกระบวนการแยกที่เวเต็ดสลัดจ์ วิธีการทดลองที่เสนอ โดย Kappeler and Gujer (1992) เป็นการเติมสารอาหารที่ข่อยง่าย ความเข้มข้นสูงให้กับสลัดจ์ในสถานะที่มีปริมาณออกซิเจนมากเกินพอ การเติมสารอาหารที่มีความเข้มข้นสูงลงในสลัดจ์ความเข้มข้นต่ำเพื่อให้เกิดความมั่นใจว่าจะมีการเจริญเติบโตเป็นแบบทวีคูณ (Exponential growth) ของเฮเทอโรทรอฟิกแบคทีเรียในสถานะที่มีสารอาหารมากเกินพอ

จากแบบจำลองทางคณิตศาสตร์ในตารางที่ 2.4 การเจริญเติบโตและการเปลี่ยนแปลงปริมาณของเฮเทอโรทรอฟิกแบคทีเรียจะมีความสัมพันธ์กับการใช้ออกซิเจนตามสมการที่ (2.16) และสมการที่ (2.19) ในสถานะที่มีปริมาณสารอาหารและออกซิเจนมากเกินพอ สามารถปรับลดพารามิเตอร์และหาความสัมพันธ์เชิงเส้นตรงได้ตามสมการที่ (2.24) และประมาณค่า ($\mu_{maxH} - b_H$) ได้จากค่าความชัน (Slope) ของกราฟความสัมพันธ์ระหว่าง $\ln OUR$ และเวลา

$$\text{OUR} = - \frac{dS_o}{dt} = \frac{(1 - Y_H)}{Y_H} \mu_{\max H} \frac{S_s}{K_s + S_s} \frac{S_o}{K_{OH} + S_o} X_{BH} + b_H X_{BH} \quad (2.16)$$

$$\text{if } S_s \gg K_s \rightarrow \frac{S_s}{K_s + S_s} \approx 1 \quad (2.17)$$

$$\text{if } S_o \gg K_{OH} \rightarrow \frac{S_o}{K_{OH} + S_o} \approx 1 \quad (2.18)$$

$$\text{OUR} = \frac{(1 - Y_H)}{Y_H} \mu_{\max H} X_{BH} + b_H X_{BH} \quad (2.19)$$

$$\frac{dX_{BH}}{dt} = \mu_{\max H} \frac{S_s}{K_s + S_s} \frac{S_o}{K_{OH} + S_o} X_{BH} - b_H X_{BH} \quad (2.20)$$

$$\frac{dX_{BH}}{dt} = (\mu_{\max H} - b_H) X_{BH} \quad (2.21)$$

$$X_{BH} = X_{BH}^0 e^{(\mu_{\max H} - b_H)t} \quad (2.22)$$

$$\text{OUR} = \frac{(1 - Y_H)}{Y_H} (\mu_{\max H} + b_H) X_{BH}^0 e^{(\mu_{\max H} - b_H)t} \quad (2.23)$$

$$\ln \text{OUR} = \ln \left(\frac{(1 - Y_H)}{Y_H} (\mu_{\max H} + b_H) X_{BH}^0 \right) + (\mu_{\max H} - b_H)t \quad (2.24)$$

2.16 การประมาณค่าพารามิเตอร์จลนศาสตร์ของอโอโทรฟิแกแบคทีเรีย

2.16.1 การประมาณค่าสัมประสิทธิ์ผลได้ (ยิลด์) ของอโอโทรฟิแกแบคทีเรีย (Y_A)

ในแบบจำลองทางคณิตศาสตร์กระบวนการแยกที่เวเต็ดสลัดจ์ที่ 1 กระบวนการไนตริฟิเคชันจะพิจารณาเป็นเพียงขั้นตอนเดียว กล่าวคือ แอมโมเนียจะถูกเปลี่ยนรูปไปเป็นไนเตรทโดยตรง ค่ายิลด์ของอโอโทรฟิแกแบคทีเรีย (Y_A) เท่ากับปริมาณของจุลินทรีย์ที่เกิดขึ้นต่อปริมาณแอมโมเนียที่ถูกใช้ไป ทั้งนี้กระบวนการไนตริฟิเคชันอาจจะพิจารณาละเอียดเป็นสองขั้นตอน (ตารางที่ 2.5) ได้แก่ กระบวนการแอมโมนิฟิเคชัน (Ammonification) และไนไตรติฟิเคชัน (Nitritification) ซึ่งแอมโมเนียจะถูกเปลี่ยนรูปไปเป็นไนไตรท์ก่อนโดยอาศัยแอมโมเนียออกซิไดซิงแบคทีเรีย (Ammonium oxidizing bacteria, X_{AOB}) จากนั้นจะถูกเปลี่ยนรูปเป็นไนเตรทด้วยไนไตรท์ออกซิไดซิงแบคทีเรีย (Nitrite oxidizing bacteria, X_{NOB})

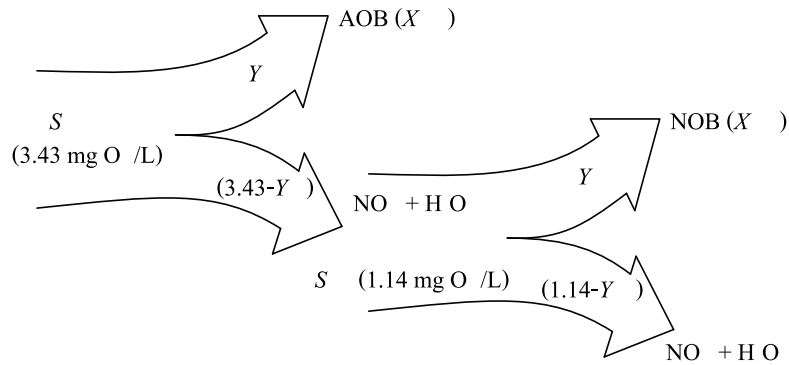
ตารางที่ 2.5 กระบวนการเจริญเติบโตและการนำเป็อยของอโอโทรฟิแกแบคทีเรีย

Component		$i \rightarrow$					
j	Process ↓	1	2	3	4	5	6
		X_{AOB}	X_{NOB}	S_O	S_{NH}	S_{NO2}	S_{NO3}
1	Aerobic growth of AOB	1		$-\left(\frac{3.43 - Y_{AOB}}{Y_{AOB}}\right)$	$-\frac{1}{Y_{AOB}}$	$\frac{1}{Y_{AOB}}$	
2	Aerobic growth of NOB		1	$-\left(\frac{1.14 - Y_{NOB}}{Y_{NOB}}\right)$		$-\frac{1}{Y_{NOB}}$	$\frac{1}{Y_{NOB}}$
3	Decay of AOB	-1		-1			
4	Decay of NOB		-1	-1			

ตารางที่ 2.5 กระบวนการเจริญเติบโตและการนำเป็อยของอโอโทรฟิแกแบคทีเรีย (ต่อ)

Component		$i \rightarrow$
j	Process ↓	Process rate, ρ_j
1	Aerobic growth of AOB	$\mu_{\max AOB} \frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} \frac{S_O}{K_{O, AOB} + S_O} X_{AOB}$
2	Aerobic growth of NOB	$\mu_{\max NOB} \frac{S_{NO2}}{K_{NO2} + S_{NO2}} \frac{S_O}{K_{O, NOB} + S_O} X_{NOB}$
3	Decay of AOB	$b_A X_{AOB}$
4	Decay of NOB	$b_A X_{NOB}$

ดังนั้นยิลด์ของออโตทรอฟิกแบคทีเรียทั้งหมด (Y_A) จึงเท่ากับผลรวมยิลด์ของแอมโมเนียมออกซิไดซิงแบคทีเรียและไนโตรที่ออกซิไดซิงแบคทีเรีย ($Y_{AOB} + Y_{NOB}$) กล่าวคือ Y_{AOB} จะมีค่าเท่ากับปริมาณของจุลินทรีย์ที่เกิดขึ้นต่อปริมาณแอมโมเนียมที่ถูกใช้ไปในขั้นตอนการไนโตรเตชัน และ Y_{NOB} จะมีค่าเท่ากับปริมาณของจุลินทรีย์ที่เกิดขึ้นต่อปริมาณไนโตรที่ถูกใช้ไปในขั้นตอนการไนเตรตเตชัน (รูปที่ 2.12)



รูปที่ 2.12 รูปแบบการเกิดยิลด์ของออโตทรอฟิกแบคทีเรีย

การแปลผลการทดลองเพื่อประมาณค่าสัมประสิทธิ์ผลได้ (ยิลด์) ของออโตทรอฟิกแบคทีเรียมีลักษณะคล้ายคลึงกับการแปลผลจากการทดลองสำหรับการประมาณค่าสัมประสิทธิ์ผลได้ของเฮเทอโรทรอฟิกแบคทีเรีย ซึ่งดำเนินการทดลองด้วยวิธีวัดอัตราการหายใจแบบกะในตัวอย่างสลัดจ์ภายใต้สภาวะการหายใจแบบเอ็นโดจีนัส โดยเติมสารอาหารแอมโมเนียมให้กับสลัดจ์ตัวอย่าง อัตราการใช้ออกซิเจนของแอมโมเนียมออกซิไดซิงแบคทีเรีย แสดงในสมการที่ (2.25) และอัตราการใช้แอมโมเนียมในสมการที่ (2.26) และเมื่อหารสมการที่ (2.25) ด้วยสมการที่ (2.26) จะได้สมการที่ (2.27) และ (2.28) สร้างกราฟความสัมพันธ์เชิงเส้นตรงระหว่างปริมาณออกซิเจนที่ถูกใช้ไปกับปริมาณแอมโมเนียมที่เดิม ความชัน (Slope) ที่ได้มีค่าเท่ากับ $(3.43 - Y_{AOB})$

$$OUR_{ex} = -\frac{dS_O}{dt} = \frac{(3.43 - Y_{AOB})}{Y_{AOB}} \mu_{maxAOB} \frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} \frac{S_O}{K_{O, AOB} + S_O} X_{AOB} \quad (2.25)$$

$$AUR = \frac{dS_{NH}}{dt} = -\frac{1}{Y_{AOB}} \mu_{maxAOB} \frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} \frac{S_O}{K_{O, AOB} + S_O} X_{AOB} \quad (2.26)$$

$$\int \text{OUR}_{\text{ex}} dt = - (3.43 - Y_{\text{AOB}}) \int dS_{\text{NH}} \quad (2.27)$$

$$\text{OC}_{\text{ex}} = (3.43 - Y_{\text{AOB}}) S_{\text{NH}} \quad (2.28)$$

2.16.2 การประมาณค่าสัมประสิทธิ์ค่าคงที่อิมตัวสำหรับสารอาหารของแอมโมเนียม

ออกซิไดซิงแบคทีเรีย (K_{NH})

จากตารางที่ 2.5 พารามิเตอร์ค่าคงที่อิมตัวสำหรับสารอาหารของแอมโมเนียมออกซิไดซิงแบคทีเรีย (K_{NH}) จะมีความสัมพันธ์กับพารามิเตอร์อัตราการเจริญเติบโตจำเพาะสูงสุด (μ_{maxAOB}) และความเข้มข้นสารอาหาร (S_{NH}) ซึ่งสามารถอธิบายได้ด้วยสมการโมนอดั้งสมการที่ (2.29)

$$\mu_{\text{AOB}} = \mu_{\text{maxAOB}} \frac{S_{\text{NH}}}{K_{\text{NH}} + S_{\text{NH}}} \quad (2.29)$$

การทดลองได้ดำเนินการตามขั้นตอนที่เสนอไว้โดย Cech *et al.* (1984) ซึ่งวิธีการนี้เป็นการวัดผลต่างระหว่างอัตราการใช้ออกซิเจนสูงสุดและอัตราการใช้ออกซิเจนที่สภาวะการหายใจแบบเอ็นโดจีนัส การทดลองดำเนินการในลักษณะเดียวกันกับการทดลองเพื่อประมาณค่าสัมประสิทธิ์ค่าคงที่อิมตัวสำหรับสารอาหารของเฮเทอโรโทรฟิแบคทีเรีย

2.16.3 การประมาณค่าสัมประสิทธิ์อัตราการเน่าเปื่อยของแอมโมเนียมออกซิไดซิง

แบคทีเรีย (b_A)

ค่าสัมประสิทธิ์อัตราการเน่าเปื่อยของแอมโมเนียมออกซิไดซิงแบคทีเรียสามารถประมาณค่าในลักษณะเดียวกับการเน่าเปื่อยแบบเชิงเส้นตรงเช่นเดียวกับการประมาณค่าสัมประสิทธิ์อัตราการเน่าเปื่อยของเฮเทอโรโทรฟิแบคทีเรีย จากตารางที่ 2.5 การลดลงของจุลินทรีย์จะสัมพันธ์กับอัตราการใช้ออกซิเจน สมการที่ (2.30) สามารถนำมาใช้ในการประมาณค่าอัตราการใช้ออกซิเจนของจุลินทรีย์ตลอดช่วงระยะที่ทำการทดลอง และสมการที่ (2.31) แสดงถึงการเปลี่ยนแปลงของปริมาณจุลินทรีย์ เมื่อรวมสมการทั้ง 2 เข้าด้วยกันจะได้ความสัมพันธ์สุดท้าย ดังสมการที่ (2.33) ดังนั้นการสร้างกราฟความสัมพันธ์ระหว่าง $\ln \text{OUR}$ กับเวลาจะได้กราฟเส้นตรง ดังสมการที่ (2.34) และค่าความชัน (Slope) ของกราฟคือ อัตราการเน่าเปื่อยของแอมโมเนียมออกซิไดซิงแบคทีเรีย

$$\text{OUR}_{\text{end}} = - \frac{dS_{\text{O}}}{dt} = b_{\text{A}} X_{\text{AOB}} \quad (2.30)$$

$$\frac{dX_{\text{AOB}}}{dt} = - b_{\text{A}} X_{\text{AOB}} \quad (2.31)$$

$$X_{\text{AOB}} = X_{\text{AOB}}^0 e^{-b_{\text{A}} t} \quad (2.32)$$

$$\text{OUR}_{\text{end}} = b_{\text{A}} X_{\text{AOB}}^0 e^{b_{\text{A}} t} \quad (2.33)$$

$$\ln \text{OUR}_{\text{end}} = \ln(b_{\text{A}} X_{\text{AOB}}^0) - b_{\text{A}} t \quad (2.34)$$

2.16.4 การประมาณค่าสัมประสิทธิ์อัตราการเจริญเติบโตจำเพาะสูงสุดของแอมโมเนียม

ออกซิไดซิงแบคทีเรีย (μ_{maxAOB})

การประมาณค่าสัมประสิทธิ์อัตราการเจริญเติบโตจำเพาะสูงสุดของแอมโมเนียมออกซิไดซิงแบคทีเรียสามารถทำการทดลองตามวิธีที่ได้นำเสนอไว้โดย Kappeler and Gujer (1992) ในตารางที่ 2.5 เป็นแบบจำลองทางคณิตศาสตร์ที่แสดงความสัมพันธ์การเจริญเติบโตของออโตทรอฟิกแบคทีเรียกับการใช้ออกซิเจนซึ่งแบ่งเป็น 2 ขั้นตอน ได้แก่ ขั้นตอนแรกเป็นกระบวนการไนไตรเตชันเป็นการเปลี่ยนรูปแอมโมเนียมไปเป็นไนไตรท์โดยอาศัยแอมโมเนียมออกซิไดซิงแบคทีเรียและขั้นตอนถัดไปเป็นกระบวนการไนเตรตเตชันซึ่งเป็นขั้นตอนการเปลี่ยนไนไตรท์ไปเป็นไนเตรตโดยอาศัยไนไตรท์ออกซิไดซิงแบคทีเรีย

จากแบบจำลองทางคณิตศาสตร์ในตารางที่ 2.5 การเจริญเติบโตและการเปลี่ยนแปลงปริมาณของแอมโมเนียมออกซิไดซิงแบคทีเรียจะมีความสัมพันธ์กับการใช้ออกซิเจนตามสมการที่ (2.35) และสมการที่ (2.36) ในสภาวะที่มีปริมาณสารอาหารและออกซิเจนมากเกินไป สามารถปรับลดพารามิเตอร์และหาความสัมพันธ์เชิงเส้นตรงได้ตามสมการที่ (2.43) ซึ่งสามารถที่จะประมาณค่า ($\mu_{\text{maxAOB}} - b_{\text{A}}$) ได้จากค่าความชันของกราฟความสัมพันธ์ระหว่าง $\ln \text{OUR}$ และเวลาในการศึกษานี้ จะแปลผลข้อมูลการทดลองบนพื้นฐานกระบวนการไนไตรเตชันเพื่อประมาณพารามิเตอร์เฉพาะค่าสัมประสิทธิ์อัตราการเจริญเติบโตจำเพาะของแอมโมเนียมออกซิไดซิงแบคทีเรียเท่านั้น

$$\text{OUR} = -\frac{dS_o}{dt} = \frac{(3.43 - Y_{\text{AOB}})}{Y_{\text{AOB}}} \mu_{\text{maxAOB}} \frac{S_{\text{NH}}}{K_{\text{NH}} + S_{\text{NH}}} \frac{S_o}{K_{\text{O,AOB}} + S_o} X_{\text{AOB}} + b_A X_{\text{AOB}} \quad (2.35)$$

$$\text{if } S_{\text{NH}} \gg K_{\text{NH}} \rightarrow \frac{S_{\text{NH}}}{K_{\text{NH}} + S_{\text{NH}}} \approx 1 \quad (2.36)$$

$$\text{if } S_o \gg K_{\text{O,AOB}} \rightarrow \frac{S_o}{K_{\text{O,AOB}} + S_o} \approx 1 \quad (2.37)$$

$$\text{OUR} = \frac{(3.43 - Y_{\text{AOB}})}{Y_{\text{AOB}}} \mu_{\text{maxAOB}} X_{\text{AOB}} + b_A X_{\text{AOB}} \quad (2.38)$$

$$\frac{dX_{\text{AOB}}}{dt} = \mu_{\text{maxAOB}} \frac{S_{\text{NH}}}{K_{\text{NH}} + S_{\text{NH}}} \frac{S_o}{K_{\text{O,AOB}} + S_o} X_{\text{AOB}} - b_A X_{\text{AOB}} \quad (2.39)$$

$$\frac{dX_{\text{AOB}}}{dt} = (\mu_{\text{maxAOB}} - b_A) X_{\text{AOB}} \quad (2.40)$$

$$X_{\text{AOB}} = X_{\text{AOB}}^0 e^{(\mu_{\text{maxAOB}} - b_A)t} \quad (2.41)$$

$$\text{OUR} = \frac{(3.43 - Y_{\text{AOB}})}{Y_{\text{AOB}}} (\mu_{\text{maxAOB}} + b_A) X_{\text{AOB}}^0 e^{(\mu_{\text{maxAOB}} - b_A)t} \quad (2.42)$$

$$\ln \text{OUR} = \ln \left(\frac{(3.43 - Y_{\text{AOB}})}{Y_{\text{AOB}}} (\mu_{\text{maxAOB}} + b_A) X_{\text{AOB}}^0 \right) + (\mu_{\text{maxAOB}} - b_A)t \quad (2.43)$$

2.17 สรุป

กระบวนการไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชันเป็นกระบวนการกำจัดไนโตรเจนทางชีวภาพ โดยแอมโมเนียที่อยู่ในน้ำเสียจะถูกเปลี่ยนรูปไปเป็นไนโตรทและแก๊สไนโตรเจนตามลำดับ กระบวนการนี้อาศัยจุลินทรีย์กลุ่มออกโตทรอฟิกแบคทีเรียซึ่งมีจำนวนเพียงร้อยละ 3 – 10 ของจุลินทรีย์ภายในระบบแอกทิเวเตดสลัดจ์และสัดส่วนนี้ขึ้นอยู่กับลักษณะน้ำเสียและการเดินระบบ รูปแบบกระบวนการเอ็มแอลอี (Modified Ludzack-Ettinger, MLE) เป็นกระบวนการกำจัดไนโตรเจนทางชีวภาพแบบพื้นฐานที่นิยมนำมาประยุกต์ใช้งานอย่างกว้างขวางเนื่องจากเป็นกระบวนการที่ไม่ซับซ้อนซึ่งง่ายต่อการเดินระบบและบำรุงรักษา โดยถึงแรกเป็นแอนอกซิกและตามด้วยถังแอโรบิก หรือเรียกว่าเป็นกระบวนการแบบพรี-ดีไนตริฟิเคชัน (Pre-denitrification) ซึ่งการกำจัดไนโตรเจนจะใช้น้ำเสียเป็นแหล่งคาร์บอน

สาเหตุที่ส่งผลให้ประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนของกระบวนการแอกทิเวเตดสลัดจ์ลดต่ำลงเนื่องจากปัจจัยรบกวนสำคัญและถูกมองข้ามไปคือ สภาพแวดล้อมของปริมาณการไหลและภาระบรรทุกไนโตรเจนที่เกิดขึ้นอย่างรวดเร็วในรอบวัน ระบบบำบัดน้ำเสียขนาดเล็กจะเกิดสภาวะการผันแปรของปริมาณการไหลและภาระบรรทุกมากกว่าระบบบำบัดน้ำเสียขนาดใหญ่

อัตราการเจริญเติบโตหรือระยะเวลาการแบ่งตัวของออกโตทรอฟิกแบคทีเรียมีค่าประมาณ 2 – 3 วัน ซึ่งช้ากว่าช่วงเวลาของการผันแปรที่เกิดขึ้นในรอบวัน ดังนั้นถ้าหากค่าไนโตรเจนเพิ่มขึ้นสูงกว่าระดับความสามารถสูงสุดของออกโตทรอฟิกแบคทีเรียจะกำจัดได้จึงเป็นผลให้มีไนโตรเจนหลุดออกมากับน้ำทิ้งเพิ่มสูงขึ้นตามลักษณะการผันแปรที่เกิดขึ้นดังกล่าว สภาพปัญหานี้จะพบมากขึ้นในกรณีที่เดินระบบภายใต้สภาวะที่อุณหภูมิและอายุสลัดจ์ของระบบต่ำ การเพิ่มประสิทธิภาพ ในการกำจัดไนโตรเจนในกระบวนการแอกทิเวเตดสลัดจ์มีหลายวิธีด้วยกัน เช่น การเพิ่มอายุสลัดจ์ การเพิ่มขนาดและจำนวนถังปฏิกรณ์ แต่วิธีการดังกล่าวล้วนจำเป็นต้องเพิ่มขนาดของถังปฏิกรณ์และต้องการพื้นที่สำหรับก่อสร้างอย่างหลีกเลี่ยงไม่ได้ ดังนั้นการเพิ่มประสิทธิภาพระบบ โดยที่ไม่ต้องเพิ่มจำนวนถังปฏิกรณ์น่าจะเป็นทางออกที่ดีกว่า

การเพิ่มประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนต้องเพิ่มจำนวนของออกโตทรอฟิกแบคทีเรียที่มีบทบาทในการกำจัดไนโตรเจนให้มีมากขึ้น ซึ่งใช้เทคนิคการเพิ่มพูนจุลินทรีย์ในกระบวนการสายรองของระบบแล้วป้อนกลับเข้ามากระบวนการสายหลักอีกครั้ง วิธีนี้เรียกว่า กระบวนการ BABE (Bio-Augmentation Batch Enhanced) กระบวนการ BABE เป็นการเพิ่มพูนจุลินทรีย์ในสายรองของระบบ โดยใช้น้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์เป็นแหล่งคาร์บอนและไนโตรเจนสำหรับการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ น้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์จะมีความเข้มข้นของไนโตรเจนสูงแต่ความเข้มข้นของซีโอดีต่ำ และมีอุณหภูมิสูงประมาณ 30 – 35°C ซึ่งเหมาะสำหรับการเจริญเติบโตของออกโตทรอฟิกแบคทีเรียมากกว่าน้ำเสียชุมชน จากข้อมูลการประเมินการปรับปรุงระบบบำบัดน้ำเสียเดิมที่มีประสิทธิภาพใน

การกำจัดไนโตรเจนทำให้สามารถกำจัดไนโตรเจนได้สูงขึ้นโดยมีค่าไนโตรเจนทั้งหมดในน้ำที่ออกน้อยกว่า 10 มิลลิกรัม/ลิตร ถ้าการปรับปรุงด้วยกระบวนการกำจัดไนโตรเจนแบบธรรมดาต้องเพิ่มปริมาณโดยรวมขึ้น 2.3 เท่า ของปริมาณเดิม ขณะที่การปรับปรุงด้วยกระบวนการ BABE ต้องเพิ่มปริมาณเพียง 0.8 เท่า ของปริมาณเดิมและประหยัดพื้นที่ก่อสร้างร้อยละ 50

จากข้อดีของกระบวนการ BABE จึงมีความเป็นไปได้ที่จะนำไปประยุกต์ใช้สำหรับเพิ่มศักยภาพการกำจัดไนโตรเจนของกระบวนการแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ภายใต้สภาวะผันแปรของภาระบรรทุกอินทรีย์ที่เกิดขึ้นในรอบวัน โดยออกแบบถึงปฏิกิริยาสำหรับเพิ่มพูนจุลินทรีย์ให้สามารถที่จะกำจัดไนโตรเจนได้โดยใช้คาร์บอนจากแหล่งภายใน ได้แก่ คาร์บอนจากการย่อยสลัดจ์แบบแอนแอโรบิกและคาร์บอนจากการหายใจแบบเอ็นโดจีนัสของสลัดจ์จากระบบหมุนเวียนด้วยการออกแบบให้มีถังแอนอ็อกซิเจนตอนแรกและตามด้วยถังแอโรบิกเพื่อเป็นการลดภาระบรรทุกไนโตรเจนให้กับกระบวนการสายหลัก เมื่อเปรียบเทียบกับลักษณะที่สำคัญกระบวนการบำบัดน้ำเสียและการเพิ่มพูนจุลินทรีย์ในกระบวนการสายรองและลักษณะการผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์ที่เกิดขึ้นในรอบวันแล้วจะพบว่า กลุ่มของจุลินทรีย์ที่ต้องทำการเพิ่มจำนวนในกระบวนการสายรองนั้นจะต้องมีอัตราการเจริญเติบโตที่รวดเร็วเพื่อให้ทันต่อสภาวะผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์ในรอบวัน และมีสภาวะการทำงานที่เหมือนกับกระบวนการสายหลักเพื่อร่นระยะเวลาในการปรับตัวของจุลินทรีย์หลังจากหมุนเวียนกลับเข้าสู่กระบวนการสายหลัก ดังนั้นกระบวนการเพิ่มพูนจุลินทรีย์จึงเป็นกระบวนการที่เหมาะสมและเข้ากันได้อย่างลงตัวกับกระบวนการสายหลัก

การเลือกกระบวนการบำบัดในสายรองต้องพิจารณาความเป็นไปได้ที่สำคัญดังต่อไปนี้ควรมีรูปแบบกระบวนการเหมือนกับกระบวนการสายหลักซึ่งจุลินทรีย์ไม่ต้องใช้เวลาในการปรับตัวมากนัก จุลินทรีย์สามารถทำงานได้ทันทีเมื่อถูกหมุนเวียนกลับเข้าสู่กระบวนการสายหลักอีกครั้ง รูปแบบกระบวนการควรต้องใช้เวลาเก็บกักน้อยเพราะถึงปฏิกิริยาจะได้มีขนาดเล็กเพื่อเป็นการประหยัดทั้งค่าก่อสร้างและค่าดำเนินการ และต้องไม่ทำให้กระบวนการสายหลักรับภาระบรรทุกเพิ่มสูงขึ้น

ค่าพารามิเตอร์จลนศาสตร์เป็นตัวแปรที่บ่งบอกถึงระดับของปฏิกิริยาหรือระดับความสามารถในการย่อยสลายสารอาหารของจุลินทรีย์ ซึ่งจุลินทรีย์แต่ละชนิดจะมีลักษณะจำเพาะต่อสารอาหารแตกต่างกัน จุลินทรีย์ที่มีบทบาทในกระบวนการแอกทิเวเต็ดสลัดจ์สำหรับกำจัดอินทรีย์คาร์บอนและไนโตรเจน ได้แก่ เฮเทอโรโทรฟิคแบคทีเรีย (X_{BH}) ซึ่งทำหน้าที่หลักในการกำจัดอินทรีย์คาร์บอนหรือซีโอดี และออโตโทรฟิคแบคทีเรีย (X_{BA}) ทำหน้าที่หลักในการกำจัดไนโตรเจน และในส่วนของออโตโทรฟิคแบคทีเรียสามารถแบ่งย่อยได้อีกตามชนิดและขั้นตอนของการเกิดปฏิกิริยาในตรึงฟิเคชัน ได้แก่ แอมโมเนียออกซิไดซิงแบคทีเรีย (X_{AOB}) และไนโตรที่ออกซิไดซิงแบคทีเรีย (X_{NOB}) ค่าพารามิเตอร์จลนศาสตร์จึงเป็นข้อมูลที่มีความสำคัญต่อการออกแบบโรงงานระบบแอกทิเวเต็ด

สลัดจ์ การตรวจสอบติดตามการทำงานและการควบคุมระบบ ให้มีความถูกต้องและมีประสิทธิภาพมากกว่าการใช้เฉพาะข้อมูลเชิงปริมาณเพียงอย่างเดียว เช่น ซีโอดี ทีเคเอ็น ฟอสฟอรัส และ MLVSS

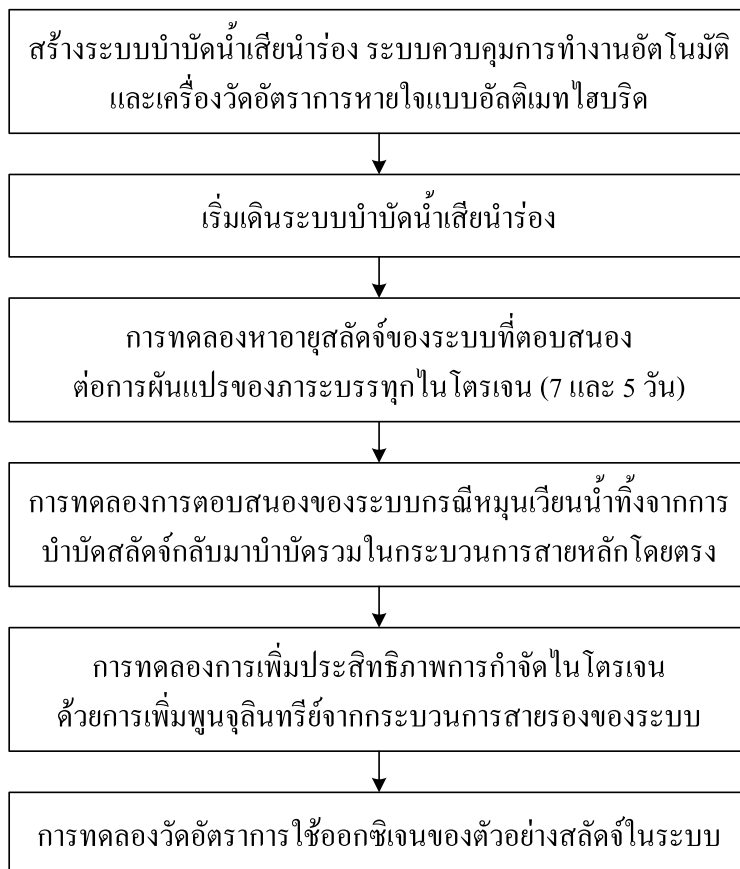
พารามิเตอร์จลนศาสตร์ของจุลินทรีย์ในกระบวนการแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ถือได้ว่าเป็นตัวบ่งชี้ที่สำคัญและมีความสัมพันธ์กับประสิทธิภาพของระบบ พารามิเตอร์จลนศาสตร์ของจุลินทรีย์ที่มีผลต่อประสิทธิภาพของระบบ ได้แก่ ค่าสัมประสิทธิ์ผล (ยิลด์) (Yield, Y) ค่าคงที่อิ่มตัวสำหรับสารอาหาร (Saturation constant for substrate, K) อัตราการเน่าเปื่อย (Decay rate, b) และอัตราการเจริญเติบโตจำเพาะสูงสุด (Maximum specific growth rate, μ_{\max}) โดยพารามิเตอร์ดังกล่าวสามารถประมาณค่าได้จากข้อมูลอัตราการหายใจที่ความละเอียดสูงจากเครื่องวัดอัตราการหายใจแบบไฮบริด

บทที่ 3

วิธีดำเนินการวิจัย

3.1 ขั้นตอนการวิจัย

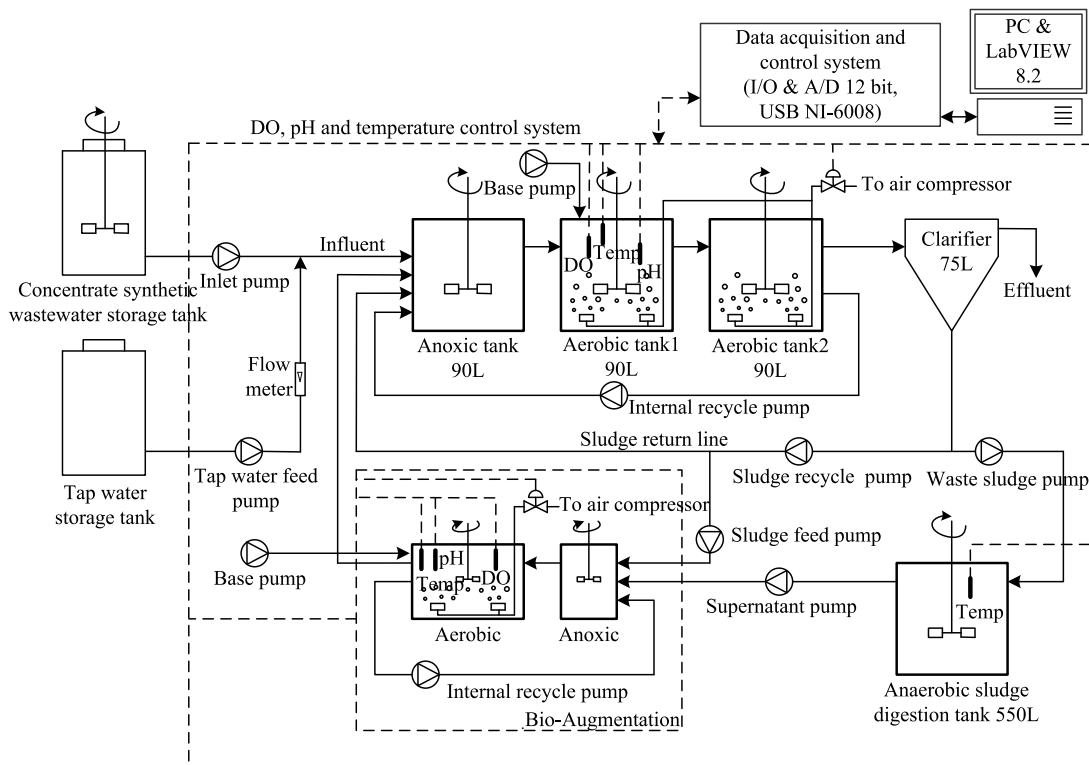
การวิจัยเป็นการวิจัยเชิงทดลอง (Experimental research) เพื่อศึกษาการตอบสนองของกระบวนการแยกทิวเต็ดสัจต่อการผันแปรของภาระบรรทุกทุกในระยะสั้น (Short-term) หรือภายในระยะเวลา 24 ชม. โดยการจำลองสถานการณ์ที่จะเกิดขึ้นในระบบบำบัดน้ำเสีย 2 ลักษณะ ได้แก่ สถานะคงที่และสถานะผันแปรของภาระบรรทุกทุกสารอินทรีย์ และในขั้นตอนสุดท้ายเป็นการทดลองวัดอัตราการใช้ออกซิเจนของจุลินทรีย์ในระบบ ขั้นตอนการดำเนินการทดลอง แสดงรายละเอียดในรูปที่ 3.1



รูปที่ 3.1 ขั้นตอนการดำเนินการทดลอง

3.2 รูปแบบวิธีการและอุปกรณ์การทดลอง

การทดลองเป็นการศึกษาการตอบสนองของระบบภายใต้สภาวะการผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์ในรอบ 24 ชม. โดยทำการทดลองในระบบบำบัดน้ำเสียแบบไหลต่อเนื่องเพื่อให้เหมือนกับระบบบำบัดน้ำเสียจริง น้ำเสียชุมชนสังเคราะห์ที่เตรียมไว้จะถูกป้อนระบบบำบัดน้ำเสียนำร่องชนิดเอกทีเวต์คัลต์ซึ่งประกอบไปด้วย กระบวนการสายหลัก (Main-stream) โดยใช้รูปแบบกระบวนการ MLE (Modified Ludzack-Ettinger) และกระบวนการสาขารอง (Side-stream) ประกอบไปด้วย ถังย่อยสลายแบบแอนแอโรบิกและถังปฏิกิริยาสำหรับเพิ่มพูนจุลินทรีย์ โดยที่ถังปฏิกิริยาสำหรับเพิ่มพูนจุลินทรีย์ใช้รูปแบบกระบวนการ MLE เช่นเดียวกับกระบวนการสายหลักแต่มีทิศทางการไหลตรงกันข้าม (รูปที่ 3.2)



รูปที่ 3.2 รูปแบบกระบวนการบำบัดน้ำเสียนำร่องที่รวมกระบวนการสายหลัก และกระบวนการสาขารอง

การทำงานของอุปกรณ์ในระบบถูกควบคุมด้วยโปรแกรมควบคุมอัตโนมัติที่พัฒนาขึ้นจากโปรแกรมสำเร็จรูป LabVIEW 8.2 (Student edition, National instruments) ซึ่งพารามิเตอร์ที่ใช้ในการควบคุมการทำงานหรือเดินระบบ ได้แก่ ออกซิเจน อุณหภูมิ และ pH โดยเชื่อมต่อขั้ววัดกับอุปกรณ์

แปลงจากสัญญาณระบบอนาล็อก (Analog) เป็นสัญญาณระบบดิจิทัล (Digital) ด้วย USB NI-6008 (I/O, A/D 12 bit USB-DAQ, National instruments) รายละเอียดการออกแบบถึงปฏิภานระบบบำบัดน้ำเสียนำร่องแสดงในตารางที่ 3.1 (Metcalf and Eddy, 2003)

ตารางที่ 3.1 รายละเอียดการออกแบบระบบบำบัดน้ำเสียนำร่องกระบวนการสายหลักและกระบวนการสายรอง

รายละเอียด	ค่าการออกแบบ	
	กระบวนการสายหลัก	กระบวนการสายรอง
อัตราไหลน้ำเสียเข้า (ลิตร/นาท)	0.75	ขึ้นกับการทดลอง
ปริมาตรถังแอนอกซิก (ลิตร)	90	ขึ้นกับการทดลอง
ปริมาตรถังแเอโรบิก (ลิตร)	180	ขึ้นกับการทดลอง
ปริมาตรถังตกตะกอน (ลิตร)	75	ขึ้นกับการทดลอง
อัตราส่วนแอนอกซิก/แเอโรบิก	1/3	1/3
เวลาเก็บกักถังแอนอกซิก (ชม.)	2	2
เวลาเก็บกักถังแเอโรบิก (ชม.)	4	4
เวลาเก็บกักถังตกตะกอน (ชม.)	1	-
ปริมาตรถังย่อยสลัดจ์แบบแอนแเอโรบิก (ลิตร)	-	550
เวลาเก็บกักถังย่อยสลัดจ์แบบแอนแเอโรบิก (วัน)	-	45

3.2.1 การเริ่มเดินระบบและพารามิเตอร์ควบคุมการทำงาน

การเริ่มเดินระบบ (Start up) กระบวนการสายหลักโดยได้นำสลัดจ์เริ่มต้นมาจากระบบบำบัดน้ำเสียชนิดคลองวนเวียน (Oxidation ditch) ของโรงพยาบาลส่งเสริมสุขภาพ ศูนย์อนามัยที่ 5 ตำบลโคกกรวด อำเภอเมือง จังหวัดนครราชสีมา การเริ่มเดินระบบกระบวนการสายหลักโดยการป้อนน้ำเสียเข้าระบบด้วยความเข้มข้นต่ำกว่าค่าเฉลี่ยร้อยละ 50 เป็นระยะเวลา 5 – 7 วัน โดยไม่มีการทิ้งสลัดจ์ส่วนเกินออกจากระบบ การทำงานของระบบในช่วงนี้เป็นช่วงการปรับตัวของจุลินทรีย์กับสิ่งแวดล้อมใหม่ เช่น อาหารชนิดใหม่ที่เป็นน้ำเสียชุมชนสังเคราะห์และอุณหภูมิประมาณ 28°C ซึ่งเป็นค่าอุณหภูมิเฉลี่ยของน้ำคลองในประเทศ พ.ศ. 2545 – 2548 (กรุงเทพมหานคร, สำนักการระบายน้ำ, 2549) หลังจากนั้นเดินระบบตามค่าพารามิเตอร์ที่ได้กำหนดไว้จนกระทั่งระบบปรับตัวเข้าสู่สภาวะคงที่ซึ่งใช้เวลาประมาณ 3 – 4 เท่าของอายุสลัดจ์ของระบบ (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2544) โดยพารามิเตอร์ที่ใช้ในการควบคุมการเดินระบบแสดงรายละเอียด ในตารางที่ 3.2

ตารางที่ 3.2 พารามิเตอร์สำหรับควบคุมการเดินระบบ

พารามิเตอร์	ค่าเฉลี่ยพารามิเตอร์	
	กระบวนการสายหลัก	กระบวนการสายรอง
อุณหภูมิ (°C)	28 ± 0.5	34 ± 1.3
pH	7.5 ± 0.1	7.6 ± 0.2
ออกซิเจนละลาย (มิลลิกรัม/ลิตร)	2.4 ± 0.4	2.5 ± 0.4
อายุสลัดจ์ (วัน)	5 และ 7	0.4
อัตราหมุนเวียนภายใน (ร้อยละ)	100	100
อัตราหมุนเวียนสลัดจ์ (ร้อยละ)	100	-

ในส่วนถังย่อยสลัดจ์ส่วนเกินแบบแอนแอโรบิกได้นำสลัดจ์เริ่มต้นมาจากระบบบำบัดน้ำเสียของโรงงานแป้งมันสำปะหลังซึ่งเป็นระบบบำบัดน้ำเสียแบบ UASB (Upflow anaerobic sludge blanket) การเริ่มเดินระบบของถังย่อยสลัดจ์แบบแอนแอโรบิกนี้ได้ดำเนินการพร้อมกับกระบวนการสายหลักเนื่องจากต้องทิ้งสลัดจ์ส่วนเกินบางส่วนออกจากระบบ อุณหภูมิในถังย่อยสลัดจ์เฉลี่ย 35°C

3.2.2 การเตรียมน้ำเสียชุมชนสังเคราะห์ความเข้มข้นสูง

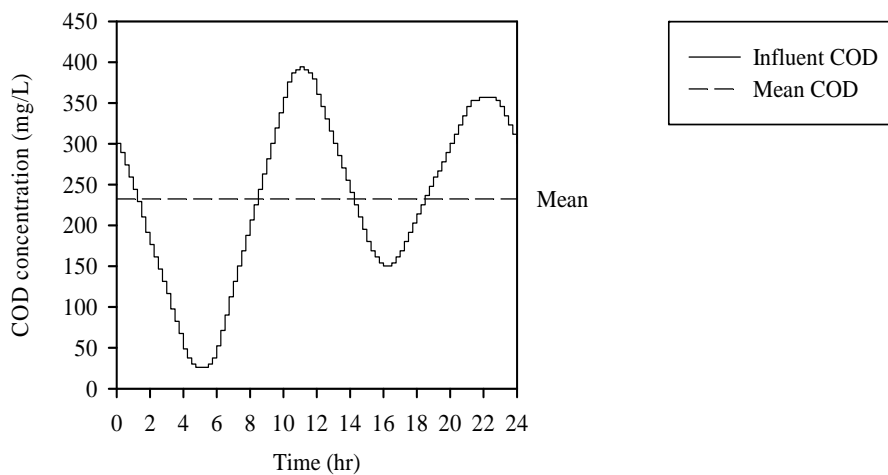
เพื่อลดภาระการทำงานให้น้อยลงได้ทำการสังเคราะห์น้ำเสียที่ใช้ในการทดลองให้มีความเข้มข้นสูง โดยมีองค์ประกอบหลักในน้ำเสียซึ่งมีค่าความเข้มข้นซีโอดี (COD) ที่เคเอ็น (TKN) และฟอสฟอรัส (TP) เฉลี่ยเท่ากับ 4,415, 570 และ 76 มิลลิกรัม/ลิตร ตามลำดับ และหลังจากเจือจางด้วยน้ำประปาแล้วมีค่าความเข้มข้นของ COD, TKN และ TP เฉลี่ยเท่ากับ 239, 32.5 และ 4.4 มิลลิกรัม/ลิตร ตามลำดับ ซึ่งมีลักษณะที่ใกล้เคียงกับลักษณะของน้ำเสียชุมชนจริง (ชงชัย พรรณสวัสดิ์, 2544; กรมควบคุมมลพิษ และ สมาคมวิศวกรรมสิ่งแวดล้อมแห่งประเทศไทย, 2546; Nopens, Capalozza, and Vanrolleghem, 2001; Henz *et al.*, 2002; Metcalf and Eddy, 2003) ส่วนธาตุอาหารจำเป็นที่ใช้ในปริมาณน้อยจะเติมในสัดส่วนที่จำเป็นต่อการสร้างเซลล์เท่านั้น (ดูรายละเอียดองค์ประกอบน้ำเสียสังเคราะห์ในภาคผนวก ข) น้ำเสียสังเคราะห์ถูกเตรียมขึ้นใหม่และเริ่มต้นป้อนเข้าสู่ระบบที่เวลา 0.00 น. ของทุกวันใหม่

3.2.3 การป้อนน้ำเสียเข้าระบบบำบัดน้ำเสียนำร่อง

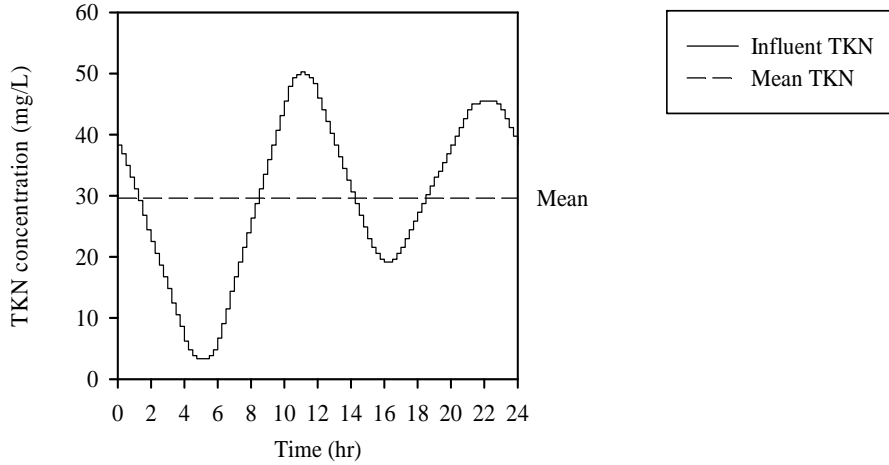
การทดลองได้ออกแบบสถานการณ์การผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์ที่เกิดขึ้นในรอบวันให้มีแนวโน้มการผันแปรเหมือนกับการผันแปรของปริมาณการไหล (Grady *et al.*, 1999; Comas matas, 2000; Metcalf and Eddy, 2003; WEF and ASCE/EWRI, 2006)

และได้ออกแบบให้มีอัตราส่วนความเข้มข้นสูงสุด/ความเข้มข้นเฉลี่ย อัตราส่วนความเข้มข้นต่ำสุด/ความเข้มข้นเฉลี่ย และอัตราส่วนความเข้มข้นสูงสุด/ความเข้มข้นต่ำสุดเท่ากับ 1.8, 0.1 และ 26.2 ตามลำดับ

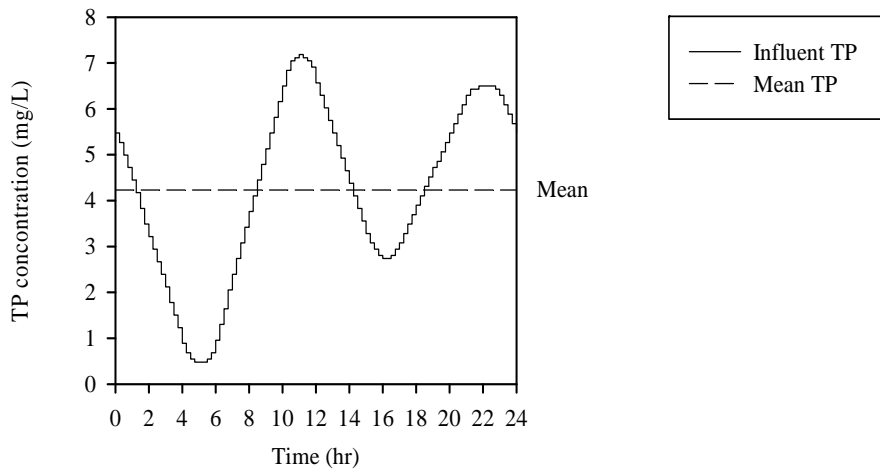
เนื่องจากการทดลองได้กำหนดให้มีการผันแปรเฉพาะในส่วนของภาระบรรทุกสารอินทรีย์ ดังนั้นเพื่อไม่ให้เกิดการป้อนน้ำเสียส่งผลกระทบต่อระยะเวลาเก็บกัก (HRT) ของระบบการป้อนน้ำเสียเข้าระบบได้แบ่งออกเป็น 2 ส่วนคือ ส่วนแรกเป็นการป้อนน้ำเจือจาง (น้ำประปา) ด้วยอัตราการไหลคงที่เฉลี่ย 0.71 ลิตร/นาที่ และในส่วนที่ 2 เป็นการป้อนน้ำเสียหมุนวนสังเคราะห์ความเข้มข้นสูงด้วยเครื่องสูบลูกโป่งทำงานเป็นห้วง (Pulse) โดยที่ความถี่ของห้วงขึ้นอยู่กับระดับความเข้มข้นของน้ำเสียที่กำหนดไว้ในโปรแกรมคอมพิวเตอร์และเปลี่ยนระดับความเข้มข้นทุก 15 นาที จนกระทั่งครบ 24 ชม (รูปที่ 3.3 - 3.5) การทดลองภายใต้สภาวะคงที่ของภาระบรรทุกสารอินทรีย์เครื่องสูบน้ำเสียสังเคราะห์มีอัตราการไหลเฉลี่ย 40 มิลลิลิตร/นาที่ และการทดลองภายใต้สภาวะผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์เครื่องสูบน้ำเสียสังเคราะห์ความเข้มข้นสูงมีอัตราการไหลเฉลี่ย 45 มิลลิลิตร/นาที่ และมีช่วงอัตราการไหลต่ำสุด - สูงสุดอยู่ระหว่าง 5 - 75 มิลลิลิตร/นาที่ การทดลองภายใต้สภาวะผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์อัตราการไหลของน้ำเสียเข้าระบบรวมทั้งหมดมีการผันแปรเกิดขึ้นน้อยกว่าร้อยละ 4.7 ของค่าอัตราการไหลเฉลี่ย



รูปที่ 3.3 แนวโน้มการผันแปรความเข้มข้นของซีโอดีในน้ำเสียเข้าทุก 15 นาที ที่ป้อนเข้ากระบวนการสายหลักด้วยโปรแกรมคอมพิวเตอร์ (ข้อมูลได้จากการคำนวณ)



รูปที่ 3.4 แนวโน้มการผันแปรความเข้มข้นของทีเคเอ็นในน้ำเสียเข้าทุก 15 นาที ที่ป้อนเข้ากระบวนการสายหลักด้วยโปรแกรมคอมพิวเตอร์ (ข้อมูลได้จากการคำนวณ)



รูปที่ 3.5 แนวโน้มการผันแปรความเข้มข้นของฟอสฟอรัสในน้ำเสียเข้าทุก 15 นาที ที่ป้อนเข้ากระบวนการสายหลักด้วยโปรแกรมคอมพิวเตอร์ (ข้อมูลได้จากการคำนวณ)

3.2.4 การทดลองหาอายุสลัดจ์ของระบบที่ตอบสนองต่อสภาวะผันแปรของภาระบรรทุกไนโตรเจน

ขั้นตอนนี้เป็น การทดลองเพื่อหาอายุสลัดจ์ของระบบที่ตอบสนองต่อสภาวะผันแปรของภาระบรรทุกไนโตรเจนที่มีรูปแบบการเดินระบบแบบพื้นฐานเฉพาะกระบวนการสายหลักซึ่งเป็นรูปแบบการเดินระบบพื้นฐานที่ยอมรับโดยทั่วไป โดยเริ่มทำการทดลองที่ค่าอายุสลัดจ์ของระบบเฉลี่ย 7 วัน (ค่าอายุสลัดจ์ที่กำหนดขึ้นครั้งแรกในการเริ่มเดินระบบ) เก็บรวบรวมข้อมูลการทดลองและตัวอย่างน้ำที่ออกจาก 2 สภาวะการทดลอง ได้แก่ การทดลองภายใต้สภาวะคงที่ของภาระบรรทุก

สารอินทรีย์และหลังจากนั้นเป็นการทดลองภายใต้สภาวะผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์ ซึ่งในแต่ละเงื่อนไขการทดลองเก็บรวบรวมตัวอย่างน้ำที่ออกทุก 2 ชม. ต่อเนื่องเป็นระยะเวลา 3 วัน (36 ตัวอย่าง) และหลังจากนั้นลดอายุสัปดาห์ของระบบลงไปที่เฉลี่ย 5 วัน โดยเก็บรวบรวมข้อมูลการทดลองและตัวอย่างน้ำที่ออกในลักษณะเดียวกันกับการทดลองที่อายุสัปดาห์ 7 วัน

การเปลี่ยนเงื่อนไขการทดลองจากสภาวะคงที่ของภาระบรรทุกสารอินทรีย์ไปเป็นการทดลองภายใต้สภาวะผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์ได้เว้นระยะเวลา 1 วัน เพื่อให้ระบบเปลี่ยนถ่ายเข้าสู่สภาวะการทดลองใหม่และครบรอบของสภาวะผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์ที่ได้ตั้งค่าไว้ในโปรแกรมคอมพิวเตอร์ ส่วนการทดลองที่ต้องปรับเปลี่ยนอายุสัปดาห์ของระบบได้ทำการเดินระบบต่อเนื่องอย่างน้อย 2 เท่าของอายุสัปดาห์เพื่อให้ระบบปรับตัวเข้ากับเงื่อนไขของการทดลองใหม่ก่อนทำการเก็บรวบรวมข้อมูลการทดลองและตัวอย่างน้ำที่ออกจากระบบ

3.2.5 การทดลองการตอบสนองของระบบกรณีหมุนเวียนน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์กลับเข้ามาบำบัดรวมในกระบวนการสายหลักโดยตรง

หลังจากได้ค่าอายุสัปดาห์ของระบบที่ตอบสนองต่อสภาวะผันแปรของภาระบรรทุกในโตรเจนจากการทดลองในหัวข้อที่ 3.2.4 แล้ว ได้ทำการทดลองเพื่อศึกษาประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนและผลกระทบจากการหมุนเวียนน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์ส่วนเกินแบบแอนแอโรบิกกลับมาบำบัดรวมในกระบวนการสายหลักโดยตรง ซึ่งเป็นรูปแบบการเดินระบบอีกรูปแบบหนึ่งที่นิยมและยอมรับกันโดยทั่วไปสำหรับการบำบัดน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์ส่วนเกินที่เกิดขึ้นภายในระบบบำบัดน้ำเสียชนิดแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ โดยเปรียบเทียบกับการเดินระบบในรูปแบบพื้นฐานเฉพาะกระบวนการสายหลักในการทดลองข้อ 3.2.4 การเดินระบบในขั้นตอนนี้ได้ทำการทดลองใน 2 สภาวะ ได้แก่ การทดลองภายใต้สภาวะคงที่ของภาระบรรทุกสารอินทรีย์และหลังจากนั้นเป็นการทดลองภายใต้สภาวะผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์ และเก็บรวบรวมตัวอย่างน้ำที่ออกจากระบบทุก 2 ชม. ต่อเนื่องเป็นระยะเวลา 3 วัน (36 ตัวอย่าง) เช่นเดียวกับการทดลองในหัวข้อ 3.2.4

3.2.6 การทดลองการเพิ่มประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนของกระบวนการ

แอกทิเวเต็ดสลัดจ์ด้วยกระบวนการเพิ่มพูนจุลินทรีย์

ในขั้นตอนนี้เป็นทดลองเพื่อศึกษาการเพิ่มประสิทธิภาพและศักยภาพของกระบวนการแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ด้วยกระบวนการเพิ่มพูนจุลินทรีย์ และสัดส่วนที่เหมาะสมของสลัดจ์จากระบบหมุนเวียนต่อน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์ในถังปฏิกริยาสำหรับเพิ่มพูนจุลินทรีย์โดยเดินระบบพร้อมกันทั้งกระบวนการสายหลักและกระบวนการสายรอง การทดลองนี้แบ่งสลัดจ์ 1.7 – 42.5 มิลลิลิตร/นาที่ จากสายท่อหมุนเวียนสลัดจ์ (Sludge return line) ของกระบวนการสายหลักป้อนเข้าถังปฏิกริยาสำหรับเพิ่มพูนจุลินทรีย์ (รูปที่ 3.2) เพื่อรวมกับน้ำทิ้งจากถังย่อยสลัดจ์แบบแอนแอโรบิกซึ่งมีอัตราการไหลเข้าสู่ถังปฏิกริยาสำหรับเพิ่มพูนจุลินทรีย์คงที่เฉลี่ย 8.5 มิลลิลิตร/นาที่ การทดลองใน

ขั้นตอนนี้ศึกษาใน 2 สภาวะ ได้แก่ การทดลองภายใต้สภาวะคงที่ของภาวะบรรทุksารอินทรีย์และหลังจากนั้นเป็นการทดลองภายใต้สภาวะผันแปรของภาวะบรรทุksารอินทรีย์เช่นเดียวกับการทดลองในหัวข้อ 3.2.4 และ 3.2.5

การเก็บรวบรวมข้อมูลการทดลองและตัวอย่างน้ำที่ออกจากการทดลองภายใต้สภาวะคงที่ของภาวะบรรทุksารอินทรีย์ลดลงเหลือ 1 วัน (12 ตัวอย่าง) และการทดลองภายใต้สภาวะผันแปรของภาวะบรรทุksารอินทรีย์ลดลงเหลือ 2 วัน (24 ตัวอย่าง) การเปลี่ยนเงื่อนไขการทดลองในสัดส่วนสลักซ์ต่อน้ำเสียใหม่ได้ทำการเดินระบบต่อเนื่องเป็นระยะเวลาอย่างน้อยเท่ากับค่าอายุสลักซ์ที่ใช้ในการเดินระบบก่อนทำการเก็บรวบรวมข้อมูลและตัวอย่างน้ำที่ออกจากกระบบ รายละเอียดการทดลองในขั้นตอนนี้แสดงในตารางที่ 3.3

ตารางที่ 3.3 การทดลองการเพิ่มพูนจุลินทรีย์

การทดลอง	สัดส่วน สลักซ์ : น้ำทิ้งจากการบำบัดสลักซ์	การเก็บรวบรวมข้อมูลการทดลอง	
		ภายใต้สภาวะคงที่	ภายใต้สภาวะผันแปร
Bio0.2:1	0.2 : 1	x*	x
Bio1:1	1 : 1	x*	x
Bio3:1	3 : 1	x*	x
Bio3:1- 2TKN	3 : 1 (ความเข้มข้นของไนโตรเจน ในน้ำเสียเข้าเพิ่มขึ้น 2 เท่า)	-	x*
Bio3:1-syn	3 : 1 (น้ำทิ้งจากการบำบัดสลักซ์ สังเคราะห์)	-	x*
Bio5:1	5 : 1	x*	x

หมายเหตุ : * เก็บรวบรวมข้อมูลการทดลองและตัวอย่างน้ำที่ออก 1 วัน (12 ตัวอย่าง)

3.2.7 การทดลองวัดอัตราการใช้ออกซิเจนของตัวอย่างสลักซ์ในระบบ

การวัดอัตราการหายใจหรืออัตราการใช้ออกซิเจน (Oxygen uptake rate, OUR) ดำเนินการโดยใช้เครื่องวัดอัตราการหายใจแบบอัลติเมทไฮบริด (ดูรายละเอียดของเครื่องวัดอัตราการหายใจแบบอัลติเมทไฮบริดในภาคผนวก ก) การทดลองวัดอัตราการใช้ออกซิเจนเริ่มต้นด้วยการเติมตัวอย่างสลักซ์ลงในเครื่องวัดอัตราการหายใจและเติมอากาศจนกระทั่งตัวอย่างสลักซ์เข้าสู่สภาวะการหายใจแบบเอ็นโดจีนัส และหลังจากนั้นเติมสารอาหารที่ย่อยได้ง่ายให้กับตัวอย่างสลักซ์ เช่น อะซิเตทเพื่อวัดอัตราการใช้ออกซิเจนของเฮเทอโรโทรฟิกแบคทีเรียหรือแอมโมเนียมเพื่อวัด

อัตราการใช้ออกซิเจนของแอมโมเนียออกซิไดซิงแบคทีเรีย ขณะทำการทดลองควบคุมอุณหภูมิตัวอย่างสลัดจ์เฉลี่ย 28°C และค่า pH อยู่ระหว่าง 7.5 – 7.8 รายละเอียดการทดลองและพารามิเตอร์จลนศาสตร์ของจุลินทรีย์ที่แปลผลจากข้อมูลอัตราการใช้ออกซิเจนแสดงในตารางที่ 3.4 (ขั้นตอนการทดลองและตัวอย่างการแปลผลข้อมูลการทดลองโดยละเอียดดูในภาคผนวก ก)

ตารางที่ 3.4 วิธีการทดลองและข้อมูลสำหรับการแปลผลเพื่อประมาณค่าพารามิเตอร์จลนศาสตร์ของตัวอย่างสลัดจ์

พารามิเตอร์	แหล่งข้อมูล	อ้างอิงวิธีการทดลอง
อัตราการเจริญเติบโตจำเพาะสูงสุด ($\mu_{\max\text{H}}$ และ $\mu_{\max\text{AOB}}$)	OUR	Kappeler and Gujer (1992)
อัตราการเน่าเปื่อย (b_{H} และ b_{A})	OUR	Spanjers and Vanrolleghem (1995)
สัมประสิทธิ์ผลได้หรือยิลด์ (Y_{H} และ Y_{AOB})	OUR	Muller, Wentzel, and Ekama (2004) Jubany (2007)
ค่าคงที่อิ่มตัวสำหรับสารอาหาร (K_{S} และ K_{NH})	OUR	Cech <i>et al.</i> (1984)

3.2.8 การเตรียมตัวอย่างสลัดจ์

การเตรียมตัวอย่างสลัดจ์ก่อนนำไปวัดอัตราการการใช้ออกซิเจนโดยการเติมอากาศให้กับตัวอย่างสลัดจ์ทิ้งไว้อย่างน้อย 24 ชม. และควบคุมอุณหภูมิเฉลี่ย 28°C เพื่อให้สลัดจ์อยู่ในสภาวะการหายใจแบบแอโรบิกและไม่มีสารอาหารตกค้างในสลัดจ์ และก่อนนำตัวอย่างสลัดจ์ไปทำการทดลองวัดอัตราการใช้ออกซิเจนได้ทำการล้างด้วยน้ำสะอาด 2 ครั้ง และน้ำกลั่น 1 ครั้ง เพื่อลดการรบกวนจากสารเคมีที่ตกค้างในสลัดจ์ (Artiga, Gonzalez, Mosquera-Corral, Campos, Garrido, Ficara, and Mendez, 2005)

3.2.9 การเตรียมสารอาหารสำหรับเติมให้กับตัวอย่างสลัดจ์

การทดลองวัดอัตราการใช้ออกซิเจนใช้สารอาหาร 2 ชนิด ได้แก่ สารอาหารที่มีค่าความเข้มข้นซีโอดี 13 กรัม/ลิตร (ละลายโซเดียมอะซิเตท 20 กรัมในน้ำกลั่น 1 ลิตร) และสารอาหารที่มีค่าความเข้มข้นของแอมโมเนีย 1 กรัม/ลิตร (ละลายแอมโมเนียมคลอไรด์ 2.97 กรัม ในน้ำกลั่น 1 ลิตร) ก่อนการเติมสารละลายให้กับตัวอย่างสลัดจ์ได้ปรับอุณหภูมิให้เท่ากับอุณหภูมิที่กำหนดสำหรับการทดลอง (28°C) เพื่อป้องกันไม่ให้เกิดการเปลี่ยนแปลงของอุณหภูมิในตัวอย่างสลัดจ์อย่างฉับพลันซึ่งจะส่งผลต่อการอ่านค่าของขั้ววัดออกซิเจนได้

3.3 การเก็บรวบรวมและวิเคราะห์ข้อมูลผลการทดลอง

เนื่องจากการทดลองและศึกษาการตอบสนองของระบบในระยะสั้น (Short-term) หรือภายในระยะเวลา 24 ชม. โดยได้ทำการเก็บรวบรวมข้อมูลพารามิเตอร์ควบคุมการเดินระบบและตัวอย่างน้ำที่ออกจากระบบบำบัดน้ำเสียร่องทุก 2 ชม. (12 ตัวอย่าง/วัน) ต่อเนื่องเป็นระยะเวลา 3 วัน (ขึ้นอยู่กับสถานะและเงื่อนไขของการทดลอง) เพื่อนำไปวิเคราะห์หาค่าซีไอดี (COD) ทีเคเอ็น (TKN) และฟอสฟอรัส (TP) ส่วนลักษณะน้ำเสียเข้าและของแข็งแขวนลอย (MLSS) ในระบบเก็บตัวอย่างวันละ 1 ครั้ง และทำการวิเคราะห์ตัวอย่างด้วยวิธีวิเคราะห์มาตรฐาน (American Public Health Association (APHA), 2005) ข้อมูลจากการทดลองวัดอัตราการใช้ออกซิเจนโดยใช้เครื่องวัดการหายใจแบบอัลติเมทไฮบริดถูกเก็บบันทึกด้วยโปรแกรมคอมพิวเตอร์ทุก 3 วินาที

ข้อมูลที่ได้จากการทดลองนำมาแปลผลและเปรียบเทียบทางสถิติโดยใช้โปรแกรม Microsoft Excel และโปรแกรมวิเคราะห์ข้อมูลทางสถิติ ได้แก่ โปรแกรม Origin Pro และโปรแกรม SigmaPlot การประมาณค่าพารามิเตอร์จลนศาสตร์ของจุลินทรีย์แปลผลจากข้อมูลอัตราการใช้ออกซิเจนโดยใช้หลักการสมดุลมวลและสมการเชิงเส้นตรงบนพื้นฐานของแบบจำลองทางคณิตศาสตร์กระบวนการแยกที่เวตต์เซลล์ที่ 1 (ASM1) (Henze *et al.*, 2000)

3.4 เครื่องมือสำหรับการทำวิจัย

- 3.4.1 ชุดเครื่องมือวิเคราะห์ซีไอดี
- 3.4.2 ชุดเครื่องมือวิเคราะห์ไนโตรเจน
- 3.4.3 ชุดเครื่องมือวิเคราะห์ฟอสฟอรัส
- 3.4.4 ชุดเครื่องมือวิเคราะห์ของแข็งแขวนลอยและของแข็งระเหย
- 3.4.5 เครื่องเติมอากาศชนิดอัดความดัน
- 3.4.6 ชุดเครื่องวัดอัตราการหายใจแบบอัลติเมทไฮบริด
- 3.4.7 คอมพิวเตอร์ส่วนบุคคล

3.5 สถานที่ทำการวิจัย

การวิจัยดำเนินการทดลองที่อาคารศูนย์เครื่องมือวิทยาศาสตร์และเทคโนโลยี 4 และ 5 มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี ตำบลสุรนารี อำเภอเมือง จังหวัดนครราชสีมา 30000

3.6 สรุป

การทดลองได้ออกแบบให้อยู่บนพื้นฐานความต้องการและเพื่อให้เกิดความมั่นใจที่จะสามารถนำรูปแบบกระบวนการไปประยุกต์ใช้งานได้จริง โดยออกแบบระบบบำบัดน้ำเสียนำร่องโดยใช้รูปแบบกระบวนการกำจัดในโตรเจนพื้นฐานที่มีลักษณะเหมือนกับกระบวนการแอกทิเวเต็ดสลัดจ์แบบธรรมดาและออกแบบให้มีขนาดใหญ่ขึ้นเพื่อให้สามารถจำลองสถานการณ์การทำงานของระบบบำบัดน้ำเสียจริงได้ครบทุกส่วน รูปแบบกระบวนการที่ออกแบบขึ้นมาสำหรับการทดลองช่วยให้มองเห็นถึงความเชื่อมโยงของแต่ละหน่วยปฏิบัติการได้เป็นอย่างดี พร้อมกันนี้ ได้เพิ่มระบบควบคุมแบบอัตโนมัติ ได้แก่ การควบคุมค่าออกซิเจนละลาย ค่าอุณหภูมิ และค่า pH เพื่อให้ระบบทำงานอยู่ภายใต้สภาวะหรือเงื่อนไขที่เหมือนกัน ซึ่งส่งผลให้ผลการทดลองมีความถูกต้องและมีความน่าเชื่อถือมากยิ่งขึ้น

การทดลองแบ่งออกเป็น 4 ขั้นตอน ได้แก่ ขั้นตอนแรกเป็นการทดลองเพื่อหาอายุสลัดจ์ของระบบที่ตอบสนองต่อสภาวะผันแปรของภาระบรรทุกในโตรเจนที่มีรูปแบบการเดินระบบแบบพื้นฐานเฉพาะกระบวนการสายหลัก ขั้นตอนที่ 2 เป็นการทดลองเพื่อศึกษาการตอบสนองของระบบกรณีหมุนเวียนน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์แบบแอนโรบิกกลับมาบำบัดรวมในกระบวนการสายหลักโดยตรง ขั้นตอนที่ 3 เป็นการทดลองเพื่อเพิ่มศักยภาพการกำจัดในโตรเจนภายใต้สภาวะผันแปรของภาระบรรทุกด้วยวิธีการเพิ่มพูนจุลินทรีย์ การทดลองทั้งหมดได้ทำการทดลองเปรียบเทียบการตอบสนองของระบบใน 2 ลักษณะคือ การเดินระบบภายใต้สภาวะคงที่และภายใต้สภาวะผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์ ขั้นตอนสุดท้าย เป็นการทดลองวัดอัตราการใช้ออกซิเจนของตัวอย่างสลัดจ์ในระบบบำบัดน้ำเสียนำร่อง

อุปกรณ์การทดลองเป็นระบบบำบัดน้ำเสียแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ที่มีรูปแบบกระบวนการ MLE ซึ่งเป็นกระบวนการสำหรับกำจัดในโตรเจนทางชีวภาพ ระบบบำบัดน้ำเสียนำร่องแบ่งย่อยออกเป็น 2 กระบวนการได้แก่กระบวนการสายหลักและกระบวนการสายรองโดยที่กระบวนการสายหลักจะประกอบด้วยถังแอนอกซิก ถังแอโรบิกและถังตกตะกอนปริมาตร 90, 180 และ 75 ลิตรตามลำดับ และมีเวลาเก็บกักเฉลี่ย 2, 4 และ 1 ชม. ตามลำดับกระบวนการสายรองประกอบด้วยถังย่อยสลัดจ์ส่วนเกินแบบแอนแอโรบิกปริมาตร 550 ลิตร เวลาเก็บกักเฉลี่ย 45 วัน และถังปฏิกริยาสำหรับเพิ่มพูนจุลินทรีย์ได้กำหนดเวลาเก็บกักถังแอนอกซิกและถังแอโรบิกเท่ากับ 2 และ 4 ชม. ปริมาตรของถังปฏิกริยาขึ้นอยู่กับสัดส่วนผสมระหว่างสลัดจ์จากระบบหมุนเวียนและน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์แบบแอนแอโรบิก

ระบบบำบัดน้ำเสียนำร่องควบคุมการทำงานด้วยระบบควบคุมอัตโนมัติ โปรแกรมคอมพิวเตอร์สำหรับควบคุมและตรวจสอบติดตามการทำงานของระบบพัฒนาขึ้นมาจากโปรแกรมสำเร็จรูป LabVIEW 8.2 (Student edition) พารามิเตอร์ควบคุมการเดินระบบกระบวนการสายหลัก

ได้แก่ อุณหภูมิ 28°C ค่า pH 7.5 และออกซิเจนละลาย 2.4 มิลลิกรัม/ลิตร และพารามิเตอร์ควบคุมการเดินระบบกระบวนการสายรอง ได้แก่ อุณหภูมิ 34°C ค่า pH 7.6 และออกซิเจนละลาย 2.5 มิลลิกรัม/ลิตร

การทดลองวัดอัตราการใช้ออกซิเจนของจุลินทรีย์ในระบบได้แบ่งการทดลองออกเป็น 2 ลักษณะตามชนิดของจุลินทรีย์ในระบบบำบัดน้ำเสียชนิดแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ ได้แก่ การทดลองวัดอัตราการใช้ออกซิเจนของเฮเทอโรโทรฟิคแบคทีเรีย (X_{BH}) และการทดลองวัดอัตราการใช้ออกซิเจนของแอมโมเนียออกซิไดซิงแบคทีเรีย (X_{AOB}) พารามิเตอร์จลนศาสตร์สำคัญที่สามารถแปลผลได้จากข้อมูลอัตราการใช้ออกซิเจน ได้แก่ ค่าสัมประสิทธิ์ผลได้หรือยิลด์ (Y) ค่าคงที่อิ่มตัวสำหรับสารอาหาร (K) อัตราการเน่าเปื่อย (b) และอัตราการเจริญเติบโตจำเพาะสูงสุด (μ_{max}) โดยในขั้นตอนการทดลองได้ควบคุมพารามิเตอร์ให้เหมือนกับพารามิเตอร์ควบคุมการเดินระบบ ในระบบบำบัดน้ำเสียนำร่อง เช่น ค่า pH 7.5 และอุณหภูมิ 28°C

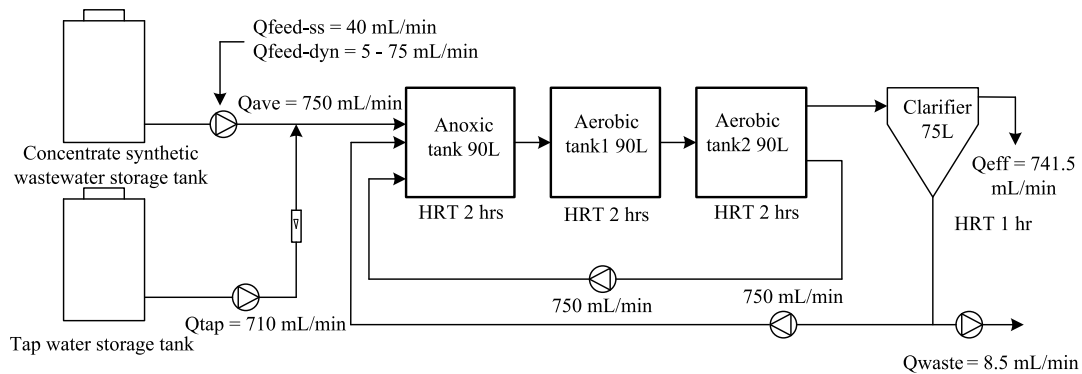
เครื่องวัดอัตราการหายใจที่ใช้ในการทดลองได้พัฒนาขึ้นมาสำหรับการวิจัยโดยเฉพาะ เรียกว่า เครื่องวัดอัตราการหายใจแบบอัลติเมทไฮบริด เครื่องมือวัดชนิดนี้มีข้อดีที่สำคัญ ได้แก่ สามารถทำการทดลองได้ต่อเนื่องและเก็บรวบรวมข้อมูลการทดลองได้ละเอียดทุก 3 วินาที ซึ่งช่วยทำให้ความถูกต้องการวัดเพิ่มสูงขึ้น การทดลองใช้เวลาสั้นลงและเป็นเครื่องวัดอัตราการหายใจที่ดีกว่าเครื่องวัดอัตราการหายใจที่มีอยู่ทั่วไปในปัจจุบัน

บทที่ 4

ผลการทดลองและอภิปรายผล

4.1 การทดลองหาอายุสลัดจ์ของระบบที่ตอบสนองต่อสภาวะผันแปรของภาระบรรทุกในโทรเจน

ประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนของกระบวนการแอกทีเวเต็ดสลัดจ์ขึ้นอยู่กับอายุของจุลินทรีย์ในระบบ กล่าวคือ ประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนของระบบจะเพิ่มขึ้นเมื่ออายุสลัดจ์ของระบบมากขึ้น อายุสลัดจ์ที่แนะนำสำหรับเดินระบบกระบวนการกำจัดไนโตรเจนทางชีวภาพ เช่น กระบวนการเอ็มแอลอี (MLE) อยู่ระหว่าง 7 – 20 วัน (Geradi, 2002; Metcalf and Eddy, 2003) การเดินระบบที่อายุสลัดจ์น้อยกว่าค่าอายุสลัดจ์ต่ำสุดที่กำหนดไว้จะส่งผลให้ออกโทรอฟิกแบคทีเรียที่มีบทบาทในการกำจัดไนโตรเจนถูกพัดพาทิ้งออกจากระบบจนหมด การเดินระบบในสภาวะเช่นนี้จะไม่มีกำจัดไนโตรเจนเกิดขึ้น ยกเว้นไนโตรเจนบางส่วนที่นำไปสร้างเซลล์ของจุลินทรีย์ประมาณร้อยละ 25 – 30 เท่านั้น (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2542) รูปแบบและรายละเอียดทางลศาสตร์กระบวนการสายหลักแสดงในรูปที่ 4.1



รูปที่ 4.1 รูปแบบระบบบำบัดน้ำเสียนำร่องและรายละเอียดทางลศาสตร์ของกระบวนการสายหลัก (กระบวนการ MLE)

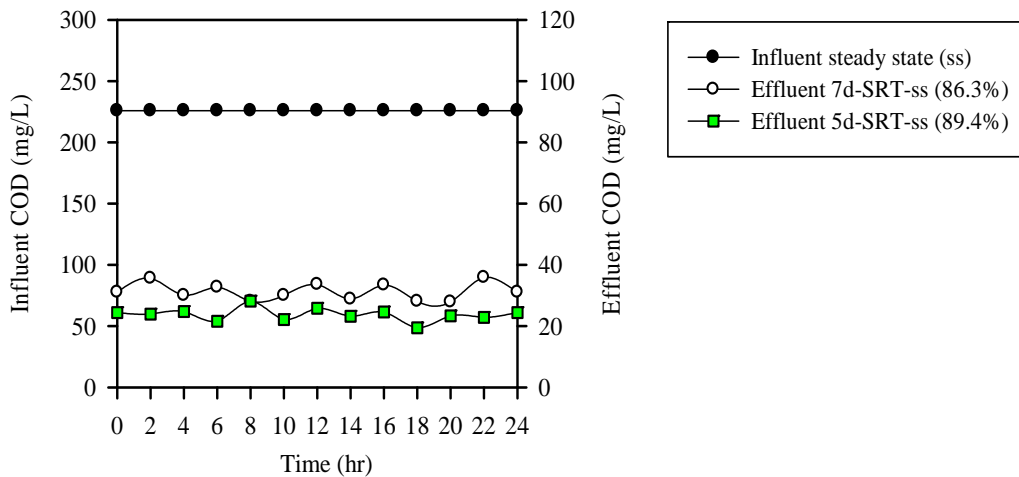
การทดลองในขั้นตอนแรกนี้มีวัตถุประสงค์เพื่อศึกษาประสิทธิภาพการกำจัดในโตรเจนและการตอบสนองของระบบภายใต้สภาวะการะบบทุกครั้งที่ (Steady state, ss) และภายใต้สภาวะการะบบทุกผันแปร (Dynamic, dyn) ของสารอินทรีย์ในกรณีการเดินระบบที่อายุสลัดจ์ต่ำกว่าอายุสลัดจ์ที่แนะนำสำหรับการเดินระบบโดยทั่วไป โดยเริ่มทำการทดลองที่อายุสลัดจ์เฉลี่ยระบบ 7 วัน และหลังจากนั้นลดอายุสลัดจ์เฉลี่ยระบบลงไปที่ 5 วัน และเดินระบบในรูปแบบพื้นฐาน การเก็บรวบรวมข้อมูลการทดลองและตัวอย่างน้ำที่ออกจากระบบ แสดงในตารางที่ 4.1

ตารางที่ 4.1 การเก็บรวบรวมข้อมูลการทดลองและตัวอย่างน้ำที่ออก การทดลองการเดินระบบ
ในรูปแบบพื้นฐาน

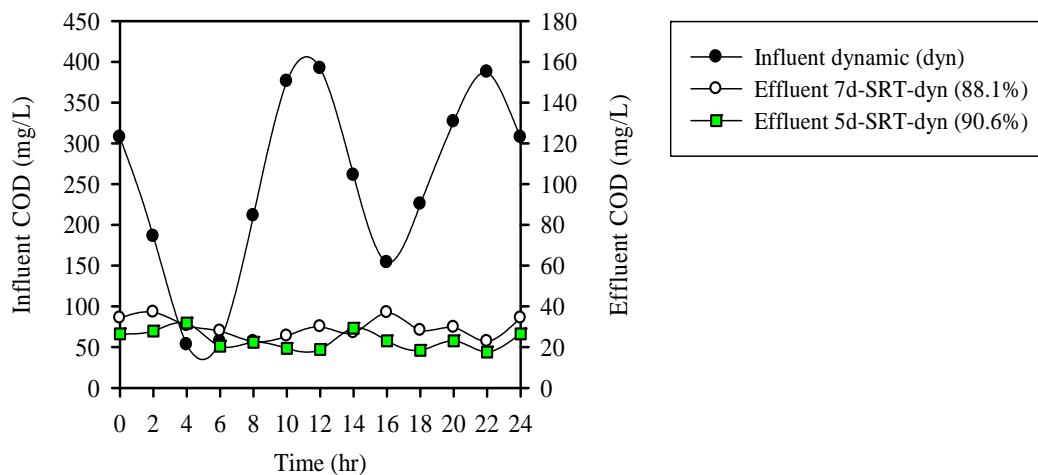
การทดลอง	อายุสลัดจ์ระบบ (วัน)	การเก็บรวบรวมข้อมูลการทดลอง	
		ภายใต้สภาวะคงที่	ภายใต้สภาวะผันแปร
7d-SRT	7	3 วัน (36 ตัวอย่าง)	3 วัน (36 ตัวอย่าง)
5d-SRT	5	3 วัน (36 ตัวอย่าง)	3 วัน (36 ตัวอย่าง)

จากผลการทดลองประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีภายใต้สภาวะคงที่ของการะบบทุกสารอินทรีย์อายุสลัดจ์ระบบเฉลี่ย 7 (7d-SRT-ss) และ 5 วัน (5d-SRT-ss) มีค่าเฉลี่ยร้อยละ 86.3 และ 89.4 (รูปที่ 4.2) (ข้อมูลการทดลองที่แสดงในกราฟเป็นข้อมูลเฉลี่ยของการทดลองในช่วงระยะเวลา 3 วัน) และประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีภายใต้สภาวะผันแปรของการะบบทุกสารอินทรีย์อายุสลัดจ์ระบบเฉลี่ย 7 วัน (7d-SRT-dyn) และ 5 วัน (5d-SRT-dyn) มีค่าเฉลี่ยร้อยละ 88.1 และ 90.6 (รูปที่ 4.3)

การเดินระบบที่อายุสลัดจ์ 5 วัน ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีมีค่าสูงกว่าการเดินระบบที่อายุสลัดจ์ระบบ 7 วัน อย่างมีนัยสำคัญทางสถิติที่ระดับความเชื่อมั่นร้อยละ 95 (ดูรายละเอียดในภาคผนวก ง) และแนวโน้มของค่าซีโอดีในน้ำที่ออกมีลักษณะคงที่เช่นเดียวกับแนวโน้มของค่าซีโอดีในน้ำเสียเข้า การทดลองนี้แสดงให้เห็นถึงข้อดีของการเดินระบบที่อายุสลัดจ์ต่ำซึ่งจะทำให้จุลินทรีย์ในระบบไวงาน (Active) สูงกว่าการเดินระบบที่ค่าอายุสลัดจ์สูง



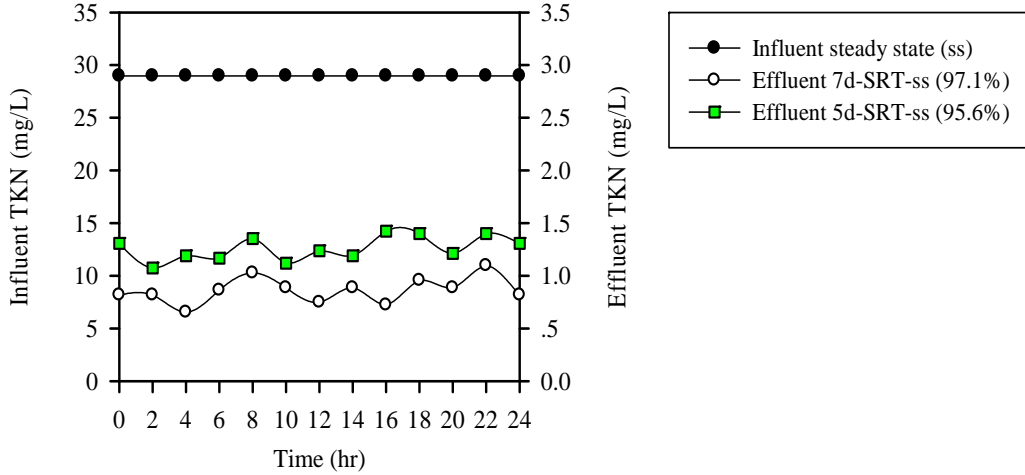
รูปที่ 4.2 แนวโน้มค่าซีโอดีการทดลองภายใต้สภาวะคงที่ของภาวะบรรทุกสารอินทรีย์ อายุสัปดาห์ระบบ 5 และ 7 วัน เคนระบบในรูปแบบพื้นฐาน



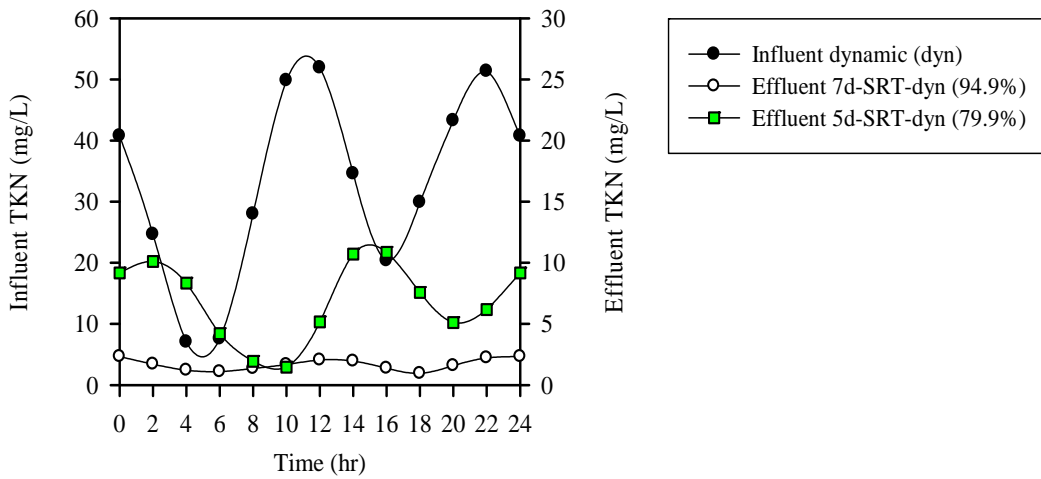
รูปที่ 4.3 แนวโน้มค่าซีโอดีการทดลองภายใต้สภาวะผันแปรของภาวะบรรทุกสารอินทรีย์ อายุสัปดาห์ระบบ 5 และ 7 วัน เคนระบบในรูปแบบพื้นฐาน

ในทางตรงกันข้ามเมื่อลดอายุสัปดาห์ระบบจาก 7 วัน เป็น 5 วัน ประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนของระบบภายใต้สภาวะคงที่ของภาวะบรรทุกสารอินทรีย์ลดลงจากร้อยละ 97.1 เหลือร้อยละ 95.6 (รูปที่ 4.4) และในทำนองเดียวกันภายใต้สภาวะผันแปรของภาวะบรรทุกสารอินทรีย์ ประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนลดลงจากร้อยละ 94.9 เหลือร้อยละ 79.9 (รูปที่ 4.5) ในโตรเจนในน้ำที่ออกมีค่าเฉลี่ย 1.6 มิลลิกรัม/ลิตร ที่อายุสัปดาห์ระบบ 7 วัน และ 6.4 มิลลิกรัม/ลิตร ที่อายุสัปดาห์ระบบ 5 วัน และมีค่าสูงสุดประมาณ 11.5 มิลลิกรัม/ลิตร ประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนการเดิน

ระบบที่อายุสลักจระบบ 5 วัน มีค่าต่ำกว่าที่อายุสลักจระบบ 7 วัน อย่างมีนัยสำคัญทางสถิติที่ระดับความเชื่อมั่นร้อยละ 95



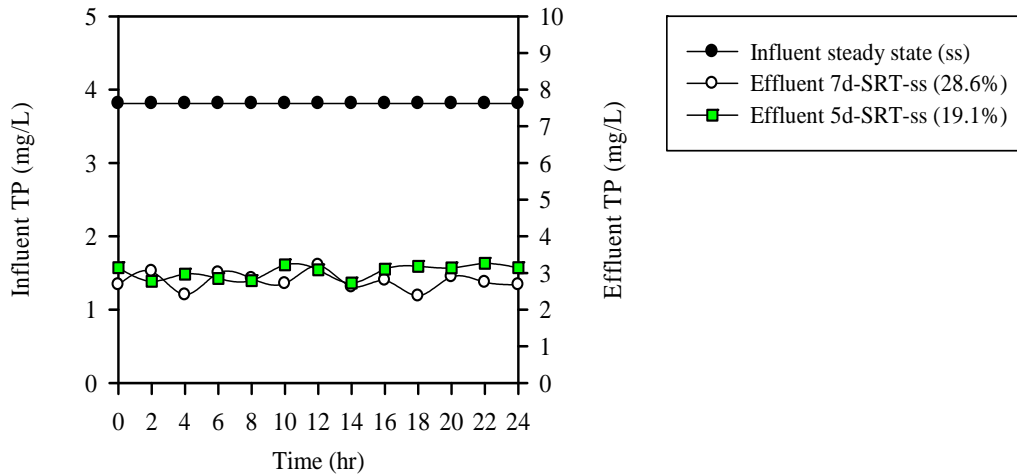
รูปที่ 4.4 แนวโน้มค่าที่เคเอนการทดลองภายใต้สภาวะคงที่ของภาระบรรทุกสารอินทรีย์ อายุสลักจระบบ 5 และ 7 วัน เคนระบบในรูปแบบพื้นฐาน



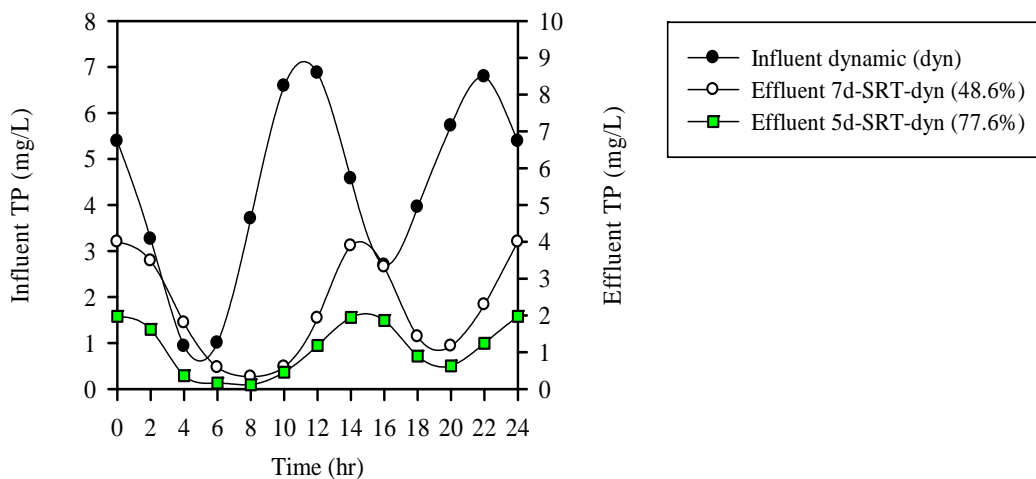
รูปที่ 4.5 แนวโน้มค่าที่เคเอนการทดลองภายใต้สภาวะผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์ อายุสลักจระบบ 5 และ 7 วัน เคนระบบในรูปแบบพื้นฐาน

ประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสเมื่อลดอายุสลักจระบบลงจาก 7 วัน เป็น 5 วัน การทดลองภายใต้สภาวะคงที่ของภาระบรรทุกสารอินทรีย์พบว่าแนวโน้มลดลงเช่นเดียวกับไนโตรเจนจากร้อย

ละ 28.6 เหลือร้อยละ 19.1 (รูปที่ 4.6) ส่วนประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสของระบบภายใต้สภาวะผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์กลับมีค่าเพิ่มสูงขึ้นจากร้อยละ 48.6 เป็นร้อยละ 77.6 (รูปที่ 4.7)



รูปที่ 4.6 แนวโน้มค่าฟอสฟอรัสการทดลองภายใต้สภาวะคงที่ของภาระบรรทุกสารอินทรีย์อายุสลัดจ์ระบบ 5 และ 7 วัน เตินระบบในรูปแบบพื้นฐาน



รูปที่ 4.7 แนวโน้มค่าฟอสฟอรัสการทดลองภายใต้สภาวะผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์อายุสลัดจ์ระบบ 5 และ 7 วัน เตินระบบในรูปแบบพื้นฐาน

จากผลการทดลองที่ผ่านมาจะพบว่า การกำจัดซีโอดีไม่ได้รับผลกระทบจากอายุสลัดจ์ของระบบ เนื่องจากการเดินระบบที่อายุสลัดจ์ต่ำจุลินทรีย์จะมีระดับกิจกรรมสูงกว่าการเดินระบบที่อายุสลัดจ์สูง ดังนั้นค่าซีโอดีในน้ำที่ออกจึงค่อนข้างคงที่แม้ว่าจะเกิดการผันแปรของค่าซีโอดีในน้ำเสีย

เข้าก็ตาม เมื่อพิจารณาระยะเวลาแบ่งตัวของจุลินทรีย์ที่กำจัดอินทรีย์คาร์บอนมีช่วงเวลา 15 – 30 นาที (Geradi, 2002) เปรียบเทียบกับระยะเวลาการเปลี่ยนแปลงระดับความเข้มข้นที่ป้อนเข้าสู่ระบบ ทุก 15 นาที พบว่าจุลินทรีย์สามารถปรับตัวและทำการย่อยสลายอินทรีย์คาร์บอนที่เพิ่มขึ้นได้ในทันที ดังนั้นน้ำที่ออกจึงมีค่าซีโอดีไม่เปลี่ยนแปลงตามลักษณะการผันแปรของค่าซีโอดีในน้ำเสียเข้า

ในขณะเดียวกันเมื่อเปรียบเทียบกับช่วงระยะเวลาแบ่งตัว 2 – 3 วัน (Geradi, 2002) ของอโรโทรฟิแบคทีเรียซึ่งมีบทบาทสำคัญในการกำจัดไนโตรเจนพบว่า การผันแปรของไนโตรเจนเกิดขึ้นเร็วกว่าระยะเวลาแบ่งตัว ขณะที่ปริมาณจุลินทรีย์มีค่าคงที่จะมีอัตราการกำจัดไนโตรเจนจำเพาะสูงสุดคงที่และเมื่อเกิดการเพิ่มขึ้นของไนโตรเจนในน้ำเสียเข้าเร็วกว่าช่วงระยะเวลาแบ่งตัวจึงทำให้ไนโตรเจนหลงเหลือในน้ำที่ออกสูงขึ้นไปด้วยและมีลักษณะการผันแปรหรือแนวโน้มเหมือนกับไนโตรเจนในน้ำเสียเข้า ค่าไนโตรเจนในน้ำที่ออกสูงสุดจะเพิ่มสูงขึ้นเมื่อลดอายุสัปดาห์ของระบบลง จากผลการทดลองในขั้นตอนนี้สามารถสรุปได้ว่าที่อายุสัปดาห์ระบบ 5 วัน ระบบตอบสนองต่อการผันแปรของภาระบรรทุกมากกว่าอายุสัปดาห์ระบบ 7 วัน

เมื่อพิจารณาประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสการทดลองภายใต้สภาวะผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์ซึ่งให้ผลตรงกันข้ามกับการทดลองภายใต้สภาวะคงที่ของภาระบรรทุกสารอินทรีย์ เนื่องจากระบบบำบัดน้ำเสียนำร่อง (กระบวนการ MLE) ซึ่งเป็นกระบวนการที่ออกแบบสำหรับการกำจัดไนโตรเจนทางชีวภาพ ดังนั้นการกำจัดฟอสฟอรัสส่วนใหญ่จึงถูกนำไปใช้สำหรับการสร้างเซลล์โดยเฮเทอโรโทรฟิแบคทีเรียเท่านั้น

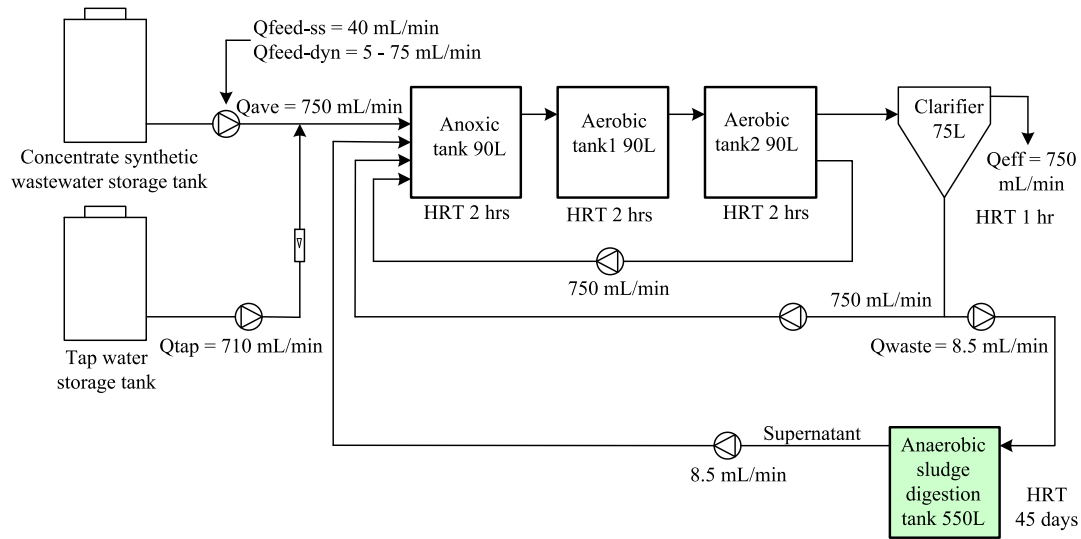
เมื่อเปรียบเทียบค่าความเข้มข้นของของแข็งแขวนลอย (Mixed liquor suspended solids, MLSS) การทดลองที่อายุสัปดาห์ 7 วัน มีค่าเฉลี่ย 3,906 มิลลิกรัม/ลิตร พบว่ามีค่าสูงกว่าการทดลองที่อายุสัปดาห์ 5 วัน ซึ่งมีค่า MLSS เฉลี่ย 3,032 มิลลิกรัม/ลิตร แต่มีประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสสูงกว่าเนื่องมาจากการทดลองที่อายุสัปดาห์เฉลี่ย 5 วัน มีปริมาณจุลินทรีย์ที่ไวงานมากกว่า (Grady *et al.*, 1999) และมีปริมาณซีโอดีเข้าระบบเฉลี่ยสูงกว่าการเดินระบบภายใต้สภาวะคงที่ซึ่งสอดคล้องกับประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีของระบบ (รูปที่ 4.3)

จากรูปที่ 4.5 และ 4.7 พบว่าตำแหน่งสูงสุดของภาระบรรทุกสารอินทรีย์ในน้ำเสียเข้าอยู่ที่เวลาประมาณ 11.00 น. และในขณะเดียวกันตำแหน่งสูงสุดค่าความเข้มข้นในน้ำที่ออกอยู่ที่เวลาประมาณ 15.00 น. ซึ่งมีช่วงระยะล่าช้าหรือเกิดการหน่วงประมาณ 4 ชม. เกิดเนื่องมาจากระยะเวลาเก็บกักจริงของระบบทั้งหมดของถังปฏิกรณ์ชีวภาพแบบไหลต่อเนื่องและมีการหมุนเวียนสลัดจ์กลับไปยังต้นทางของกระบวนการ จากรูปที่ 4.1 ค่าออกแบบระยะเวลาเก็บกักของถังแอนอกซิก 2 ชม. และถังเติมอากาศ 4 ชม. รวมเวลาเก็บกัก 6 ชม.

จากพารามิเตอร์เดินระบบที่กำหนดอัตราการหมุนเวียนสลัดจ์ร้อยละ 100 ของอัตราการไหลน้ำเสียเข้าเฉลี่ย ส่งผลให้อัตราการไหลภายในระบบจริงเพิ่มขึ้นเป็น 2 เท่า ถึงปฏิกิริยาในส่วนนี้จึงมีเวลาเก็บกักจริงประมาณ 3 ชม. ดังตกตะกอนมีค่าออกแบบเวลาเก็บกัก 1.7 ชม. ปริมาตรสำรองสำหรับพักสลัดจ์ให้มีการอัดตัวที่ก้นถังตกตะกอนประมาณ 1 ใน 3 ส่วน ดังนั้นจึงเหลือปริมาตรที่ใช้ทำงานจริงประมาณ 2 ใน 3 ส่วน หรือประมาณ 1 ชม. รวมระยะเวลาเก็บกักทั้งระบบจริงประมาณ 4 ชม. จากข้อมูลผลการทดลองที่แนวโน้มการผันแปรในน้ำที่ออกเกิดขึ้นล่าช้าหรือเกิดการหน่วงขึ้นหลังจากป้อนน้ำเสียเข้าต้นทางของระบบบำบัดน้ำเสียนำร่องประมาณ 4 ชม. สามารถอธิบายได้จากพฤติกรรมที่เกิดขึ้นจริงดังที่กล่าวมาแล้วข้างต้น

4.2 การทดลองหมุนเวียนน้ำทิ้งจากบำบัดสลัดจ์กลับมาบำบัดรวมในกระบวนการสายหลักโดยตรง

การทดลองในขั้นตอนนี้มีวัตถุประสงค์เพื่อศึกษาประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนและการตอบสนองของระบบในสภาวะคงที่และสภาวะผันแปรของภาระบรรทุกทุกไนโตรเจนในกรณีหมุนเวียนน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์กลับมาบำบัดรวมในกระบวนการสายหลักโดยตรง (รูปแบบและรายละเอียดทางศาสตร์ของระบบบำบัดน้ำเสียนำร่องแสดงในรูปที่ 4.8) การบำบัดน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์ตามวิธีนี้ถือว่าเป็นวิธีพื้นฐานและยอมรับโดยทั่วไป น้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์มีค่าซีโอดี ทีเคเอ็น และฟอสฟอรัสเฉลี่ย 406, 356 และ 82.5 มิลลิกรัม/ลิตร ตามลำดับ และทำการทดลองที่อายุสลัดจ์ระบบเฉลี่ย 5 วัน ซึ่งเป็นค่าอายุสลัดจ์ที่ได้จากผลการทดลองในข้อที่ 4.1 โดยทดลองเดินระบบใน 2 สภาวะ ได้แก่ การเดินระบบภายใต้สภาวะคงที่และภายใต้สภาวะผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์ รายละเอียดการทดลองแสดงในตารางที่ 4.2

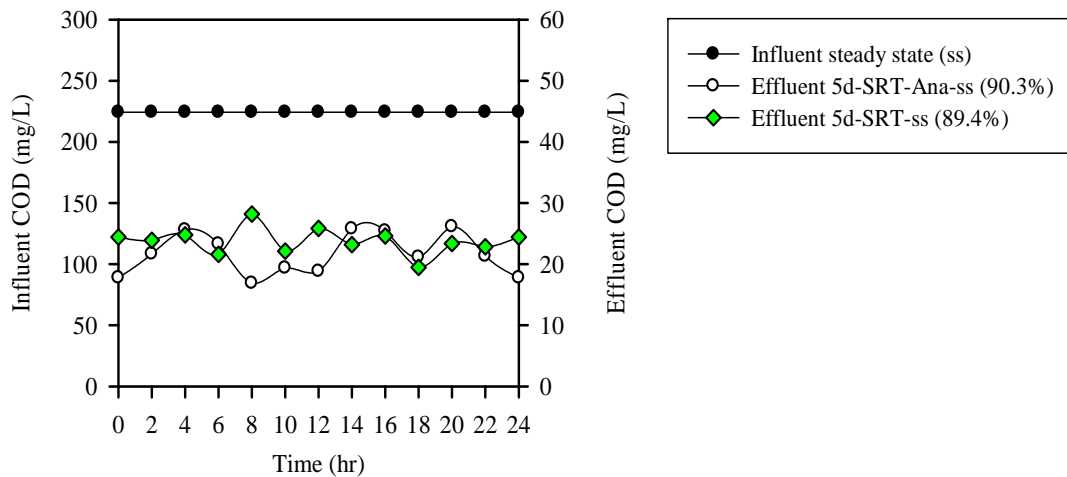


รูปที่ 4.8 รูปแบบระบบบำบัดน้ำเสียนำร่องที่มีการหมุนเวียนน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์กลับมาบำบัดรวมในกระบวนการสายหลักโดยตรง

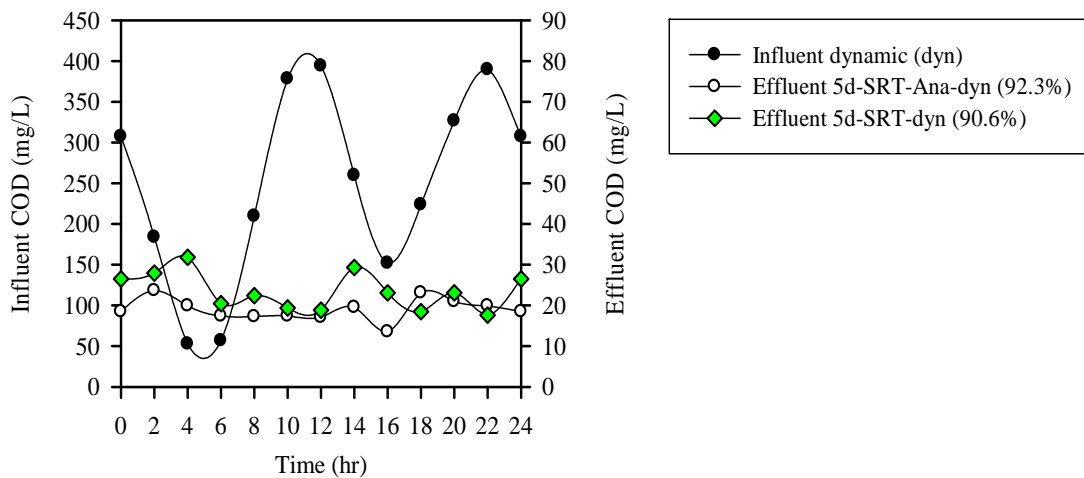
ตารางที่ 4.2 รายละเอียดการทดลองหมุนเวียนน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์กลับมาบำบัดรวมในกระบวนการสายหลักโดยตรง

การทดลอง	อายุสลัดจ์ระบบ (วัน)	การเก็บรวบรวมข้อมูลการทดลอง	
		ภายใต้สภาวะคงที่	ภายใต้สภาวะผันแปร
5d-SRT-Ana	5	3 วัน (36 ตัวอย่าง)	3 วัน (36 ตัวอย่าง)

จากผลการทดลองพบว่า ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีภายใต้สภาวะคงที่ของภาระบรรทุกสารอินทรีย์มีค่าเฉลี่ยร้อยละ 90.3 เปรียบเทียบกับประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีการทดลองที่อายุสลัดจ์ระบบ 5 วัน เท่ากัน และมีรูปแบบการเดินระบบแบบพื้นฐานซึ่งมีค่าเฉลี่ยร้อยละ 89.4 (รูปที่ 4.9) และไม่มีมีความแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ที่ระดับความเชื่อมั่นร้อยละ 95 และประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีภายใต้สภาวะผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์มีค่าเฉลี่ยร้อยละ 92.3 (รูปที่ 4.10) ซึ่งสูงกว่าการเดินระบบแบบพื้นฐานอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ



รูปที่ 4.9 เปรียบเทียบแนวโน้มค่าซีโอดีภายใต้สภาวะคงที่ของภาระบรรทุกสารอินทรีย์ระหว่างการเดินระบบแบบพื้นฐานและการหมุนเวียนน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์กลับมาบำบัดรวมในกระบวนการสายหลักโดยตรง

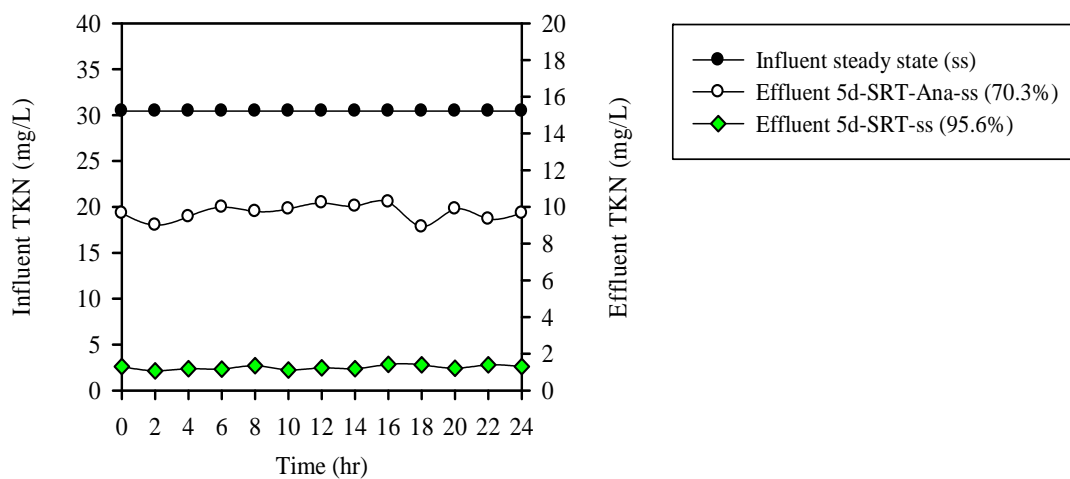


รูปที่ 4.10 เปรียบเทียบแนวโน้มค่าซีโอดีภายใต้สภาวะผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์ระหว่างการเดินระบบแบบพื้นฐานและการหมุนเวียนน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์กลับมาบำบัดรวมในกระบวนการสายหลักโดยตรง

ผลการทดลองภายใต้สภาวะคงที่ของภาระบรรทุกสารอินทรีย์ประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนของระบบลดลงเหลือเพียงร้อยละ 70.3 (รูปที่ 4.11) ไนโตรเจนในน้ำทิ้งออกมีค่าเฉลี่ย 9.7 มิลลิกรัม/ลิตร ซึ่งสูงกว่าค่าไนโตรเจนในน้ำทิ้งออกการเดินระบบแบบพื้นฐานที่อายุสลัดจ์ 5 วัน

เท่ากัน ซึ่งมีค่าเฉลี่ย 1.3 มิลลิกรัม/ลิตร แนวโน้มของค่าซีโอดีในน้ำทิ้งออกมีลักษณะคงที่เหมือนกับแนวโน้มค่าไนโตรเจนในน้ำเสียเข้า

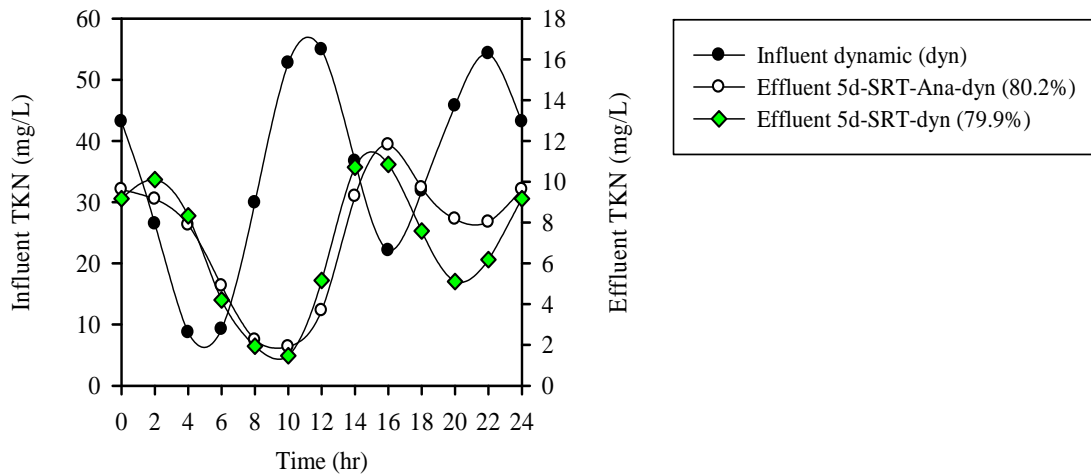
ผลการทดลองนี้ชี้ให้เห็นว่า การหมุนเวียนน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์กลับเข้ามาบำบัดรวมในกระบวนการสายหลักโดยตรงซึ่งเป็นวิธีที่นิยมปฏิบัติและยอมรับโดยทั่วไปไม่ได้เป็นการช่วยทำให้กระบวนการสายหลักมีประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนเพิ่มสูงขึ้นแม้ว่าจะเป็นการนำคาร์บอนที่เกิดจากการย่อยสลัดจ์ส่วนเกินแบบแอนแอโรบิกมาเติมให้กับกระบวนการสายหลักก็ตาม สาเหตุอาจเนื่องมาจากการทดลองภายใต้สภาวะคงที่ของภาระบรรทุกสารอินทรีย์มีปริมาณคาร์บอนไม่เพียงพอสำหรับกระบวนการดีไนตริฟิเคชันจึงทำให้มีไนโตรเจนเหลือออกมากับน้ำทิ้งเพิ่มสูงขึ้นตามไปด้วย การทดลองเดินระบบในรูปแบบพื้นฐานและหมุนเวียนน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์กลับเข้ามาบำบัดรวมในกระบวนการสายหลักโดยตรง น้ำเสียเข้ามีค่าซีโอดีเฉลี่ย 222 และ 225 มิลลิกรัม/ลิตร ไนโตรเจนมีค่าเฉลี่ย 28.2 และ 32.7 มิลลิกรัม/ลิตร



รูปที่ 4.11 เปรียบเทียบแนวโน้มค่าไนโตรเจนภายใต้สภาวะคงที่ของภาระบรรทุกสารอินทรีย์ ระหว่างการเดินระบบแบบพื้นฐานและการหมุนเวียนน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์กลับมาบำบัดรวมในกระบวนการสายหลักโดยตรง

ผลการทดลองภายใต้สภาวะผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์ ประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนของระบบมีค่าเฉลี่ยร้อยละ 80.2 (รูปที่ 4.12) เมื่อเปรียบเทียบกับการเดินระบบแบบพื้นฐานที่อายุสลัดจ์ 5 วัน เท่ากันพบว่าประสิทธิภาพไม่แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติที่ระดับความเชื่อมั่นร้อยละ 95 ไนโตรเจนในน้ำทิ้งออกมีค่าเฉลี่ย 7.2 มิลลิกรัม/ลิตร และมีค่าสูงสุดประมาณ 11.8 มิลลิกรัม/ลิตร ซึ่งสูงกว่าค่าไนโตรเจนในน้ำทิ้งออกของการเดินระบบแบบพื้นฐานที่อายุสลัดจ์ 5 วัน เท่ากัน โดยไนโตรเจนในน้ำทิ้งออกมีค่าเฉลี่ย 6.4 มิลลิกรัม/ลิตร และมีค่าสูงสุด

ประมาณ 11.5 มิลลิกรัม/ลิตร การทดลองเดินระบบในรูปแบบพื้นฐานและการทดลองหมุนเวียนน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์กลับเข้ามาบำบัดรวมในกระบวนการสายหลักโดยตรง น้ำเสียเข้ามีค่าซีไอดีเฉลี่ย 247 และ 246 มิลลิกรัม/ลิตร ไนโตรเจนมีค่าเฉลี่ย 33.4 และ 36.4 มิลลิกรัม/ลิตร



รูปที่ 4.12 เปรียบเทียบแนวโน้มค่าไนโตรเจนภายใต้สภาวะผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์ระหว่างการเดินระบบแบบพื้นฐานและการหมุนเวียนน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์กลับเข้ามาบำบัดรวมในกระบวนการสายหลักโดยตรง

จากข้อมูลการทดลองพบว่าการเดินระบบภายใต้สภาวะผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์ส่งผลให้ระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนสูงกว่าการเดินระบบภายใต้สภาวะคงที่ของภาระบรรทุกสารอินทรีย์อย่างมีนัยสำคัญทางสถิติที่ระดับความเชื่อมั่นร้อยละ 95 สาเหตุเนื่องมาจากการทดลองภายใต้สภาวะผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์มีปริมาณคาร์บอนเพิ่มสูงขึ้นตามไปด้วยจึงส่งผลให้กระบวนการดีไนตริฟิเคชันเกิดได้สมบูรณ์มากยิ่งขึ้น แต่อย่างไรก็ตาม น้ำทิ้งออกจากระบบยังคงมีค่าไนโตรเจนสูงและยังคงมีแนวโน้มการผันแปรเกิดขึ้นในลักษณะเช่นเดียวกับการเดินระบบในรูปแบบพื้นฐานตามรูปแบบกระบวนการที่ได้แสดงไว้ในรูปที่ 4.1

การเดินระบบกระบวนการแอกทิเวเต็ดสลัดจ์สำหรับการกำจัดไนโตรเจนทางชีวภาพ (กระบวนการ MLE) ที่อายุสลัดจ์ต่ำกว่าช่วงที่แนะนำ 7 – 20 วัน (Geradi, 2002; Metcalf and Eddy, 2003) มีผลทำให้ระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนลดลงและเกิดการผันแปรของค่าไนโตรเจนในน้ำทิ้งออกเหมือนกับลักษณะการผันแปรของไนโตรเจนในน้ำเสียเข้า สาเหตุเนื่องมาจากออกโตทรอฟิกแบคทีเรียที่มีบทบาทในการกำจัดไนโตรเจนมีจำนวนลดลงจากการเดินระบบที่อายุสลัดจ์ต่ำและมีค่าเข้าใกล้เคียงกับค่าอายุสลัดจ์ต่ำสุดที่จะเกิดการพัดพาเอาออกโตทรอฟิกแบคทีเรียทิ้ง

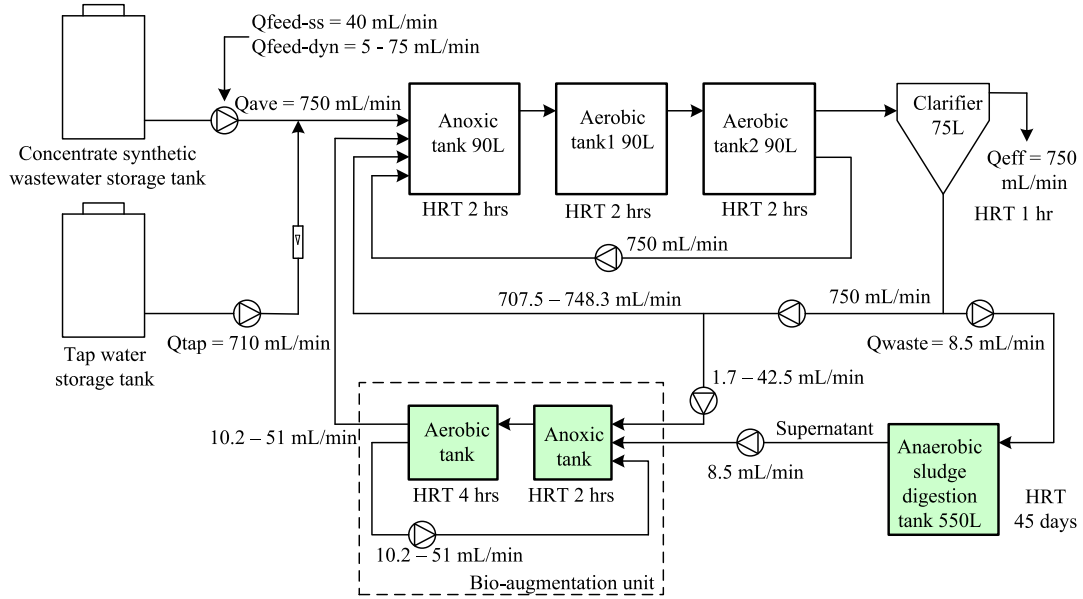
ออกไปจากระบบจนหมดซึ่งมีความเสี่ยงที่จะเกิดความล้มเหลวในการเดินระบบสำหรับกำจัดไนโตรเจนได้

แต่อย่างไรก็ตาม การเดินระบบที่อายุสัปดาห์ต่ำกลับพบว่าจุลินทรีย์ไวงานในระบบมีสัดส่วนที่เพิ่มสูงขึ้นและลดความต้องการออกซิเจนของระบบเนื่องจากปริมาณออกซิเจนที่ใช้สำหรับการย่อยสลายจุลินทรีย์ที่ตายหรือเน่าเปื่อยลดลง (Grady *et al.*, 1999) การเดินระบบที่อายุสัปดาห์ต่ำเฮเทอโรโทรฟิแบคทีเรียจะเป็นจุลินทรีย์กลุ่มเด่นในระบบ และเนื่องจากอโตโทรฟิแบคทีเรียเจริญเติบโตสู่เฮเทอโรโทรฟิแบคทีเรียไม่ได้และจะไม่เจริญเติบโตจนมีปริมาณที่มีนัยสำคัญในสลัดจ์ทราบได้ที่ระบบยังมีความเข้มข้นของอินทรีย์คาร์บอนสูงอยู่ (ชงชัย พรรณสวัสดิ์, 2544)

จากเหตุผลดังกล่าวจึงเป็นข้อจำกัดที่สำคัญในการเพิ่มประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนในกระบวนการแยกที่เวตต์สลัดจ์ที่เดินระบบที่อายุสัปดาห์ต่ำ โดยเฉพาะสิ่งแวดล้อมที่ไม่เอื้ออำนวยต่อการเจริญเติบโตของอโตโทรฟิแบคทีเรียในกระบวนการสายหลัก เช่น น้ำเสียชุมชนที่มีค่าซีโอดีสูงแต่มีค่าไนโตรเจนต่ำ ดังนั้นเพื่อให้ระบบสามารถกำจัดไนโตรเจนได้สูงขึ้นและมีศักยภาพเพียงพอที่จะรองรับการผันแปรของภาระบรรทุกไนโตรเจนในรอบวันได้จำเป็นต้องเพิ่มจำนวนหรือสัดส่วนของอโตโทรฟิแบคทีเรียในกระบวนการสายหลักให้มากขึ้นด้วยการเพิ่มพูนจุลินทรีย์จากกระบวนการสายรองของระบบซึ่งใช้น้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์เป็นแหล่งไนโตรเจนสำหรับการเจริญเติบโตของอโตโทรฟิแบคทีเรียเนื่องจากน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์มีความเข้มข้นของไนโตรเจนสูงแต่มีความเข้มข้นของอินทรีย์คาร์บอนหรือซีโอดีต่ำและมีอุณหภูมิสูงซึ่งเหมาะสมสำหรับการเจริญเติบโตของอโตโทรฟิแบคทีเรียมากกว่าน้ำเสียชุมชน

4.3 การทดลองการเพิ่มประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนในกระบวนการแยกที่เวตต์สลัดจ์ด้วยกระบวนการเพิ่มพูนจุลินทรีย์

การทดลองหาอายุสัปดาห์ของระบบที่ตอบสนองต่อสถานะผันแปรของภาระบรรทุกไนโตรเจนและการทดลองหมุนเวียนน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์กลับมาบำบัดรวมในกระบวนการสายหลักโดยตรง ซึ่งเป็นการทดลองอ้างอิงที่สำคัญ ทั้งนี้เนื่องจากเป็นรูปแบบการเดินระบบที่เป็นมาตรฐานและเป็นที่ยอมรับโดยทั่วไป การทดลองในขั้นตอนนี้มีวัตถุประสงค์เพื่อเพิ่มประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนในกระบวนการแยกที่เวตต์สลัดจ์ด้วยกระบวนการเพิ่มพูนจุลินทรีย์ตลอดจนสัดส่วนของสลัดจ์ต่อน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์ในถึงปฏิบัติการสำหรับการเพิ่มพูนจุลินทรีย์ที่เหมาะสม ซึ่งได้รวมการเดินระบบทั้งกระบวนการสายหลักและกระบวนการสายรองไปพร้อมกันและเดินระบบที่อายุสัปดาห์เฉลี่ย 5 วัน รูปแบบกระบวนการและรายละเอียดทางพลศาสตร์ของระบบบำบัดน้ำเสียนำเสนอแสดงในรูปที่ 4.13



รูปที่ 4.13 รูปแบบระบบบำบัดน้ำเสียนำร่องที่รวมกระบวนการสายหลักเข้ากับกระบวนการสาขรอง

การทดลองในขั้นตอนนี้ได้ลดจำนวนการเก็บรวบรวมข้อมูลและตัวอย่างน้ำทิ้งออกลง เพื่อให้สามารถทำการทดลองได้รวดเร็วขึ้นและลดการทำงานที่ไม่จำเป็นลง การทดลองภายใต้สภาวะคงที่ของภาระบรรทุกสารอินทรีย์ใช้เวลาในการเก็บรวบรวมข้อมูลการทดลองและตัวอย่างน้ำทิ้งออก 1 วัน และการทดลองภายใต้สภาวะผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์ใช้เวลาในการเก็บรวบรวมข้อมูลการทดลองและตัวอย่างน้ำทิ้งออก 2 วัน และเดินระบบต่อเนื่องอย่างน้อย 10 วัน (2 เท่าของอายุสัจจระบบ) ก่อนทำการเก็บรวบรวมข้อมูลในแต่ละเงื่อนไขการทดลองรายละเอียดการทดลองในขั้นตอนนี้แสดงในตารางที่ 4.3

เนื่องจากได้ออกแบบระยะเวลาเก็บกักของถังปฏิกริยาสำหรับเพิ่มพูนจุลินทรีย์ไว้ที่ 6 ชม. (ระยะเวลาเก็บกักถังแอนอกซิกและถังแอโรบิกเท่ากับ 2 และ 4 ชม.) ซึ่งเท่ากับระยะเวลาเก็บกักของถังแอนอกซิกและถังแอโรบิกในกระบวนการสายหลัก การเปลี่ยนสัดส่วนของสัจจค่อน้ำทิ้งจากการบำบัดสัจจในแต่ละการทดลองจะทำให้ปริมาณรวมของถังปฏิกริยาเพิ่มขึ้น เนื่องจากการทดลองได้กำหนดให้อัตราการไหลของน้ำทิ้งจากการบำบัดสัจจคงที่เฉลี่ย 8.5 มิลลิลิตร/นาที่ ลักษณะของน้ำทิ้งจากการบำบัดสัจจส่วนเกินแบบแอนแอโรบิกแสดงในตารางที่ 4.4

ตารางที่ 4.3 รายละเอียดการทดลองการเพิ่มพูนจุลินทรีย์

การทดลอง	สัดส่วน สลัดจ์ : น้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์	การเก็บรวบรวมข้อมูลการทดลอง	
		ภายใต้ สภาวะคงที่	ภายใต้ สภาวะผันแปร
Bio0.2:1	0.2 : 1	1 วัน (12 ตัวอย่าง)	2 วัน (24 ตัวอย่าง)
Bio1:1	1 : 1	1 วัน (12 ตัวอย่าง)	2 วัน (24 ตัวอย่าง)
Bio3:1	3 : 1	1 วัน (12 ตัวอย่าง)	2 วัน (24 ตัวอย่าง)
Bio3:1- 2TKN	3 : 1 (ความเข้มข้นของไนโตรเจน ในน้ำเสียเข้าเพิ่มขึ้น 2 เท่า)	-	1 วัน (12 ตัวอย่าง)
Bio3:1-syn	3 : 1 (น้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์ สังเคราะห์)	-	1 วัน (12 ตัวอย่าง)
Bio5:1	5 : 1	1 วัน (12 ตัวอย่าง)	2 วัน (24 ตัวอย่าง)

ตารางที่ 4.4 ลักษณะน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์ส่วนเกินแบบแอนแอโรบิก

พารามิเตอร์	ค่าเฉลี่ย
ซีไอดี (มิลลิกรัม/ลิตร)	178
ทีเคเอ็น (มิลลิกรัม/ลิตร)	492
ฟอสฟอรัส (มิลลิกรัม/ลิตร)	65
MLSS (มิลลิกรัม/ลิตร)	94

การปรับเปลี่ยนสัดส่วนของสลัดจ์ต่อน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์ใหม่จำเป็นต้องปรับเพิ่มปริมาณของถังปฏิกริยาสำหรับการเพิ่มพูนจุลินทรีย์ด้วยเพื่อให้ระยะเวลาเก็บกักมีค่าเฉลี่ยเท่ากันทุกการทดลอง รายละเอียดแสดงในตารางที่ 4.5 และพารามิเตอร์การควบคุมการทำงานของถังปฏิกริยาสำหรับเพิ่มพูนจุลินทรีย์แสดงในตารางที่ 4.6

ตารางที่ 4.5 ค่าการออกแบบถังปฏิกริยาสำหรับเพิ่มพูนจุลินทรีย์

การทดลอง	ปริมาตรรวมถังแอนอกซิกและถังแอโรบิก (ลิตร)	สัดส่วนปริมาตรต่อกระบวนการสายหลัก (ร้อยละ)	อัตราการป้อนสลัดจ์จากระบบหมุนเวียน (มิลลิลิตร/นาที่)
Bio0.2:1	3.7	1.4	1.7
Bio1:1	6.2	2.3	8.5
Bio3:1	12.3	4.5	25.5
Bio5:1	18.4	6.8	42.5

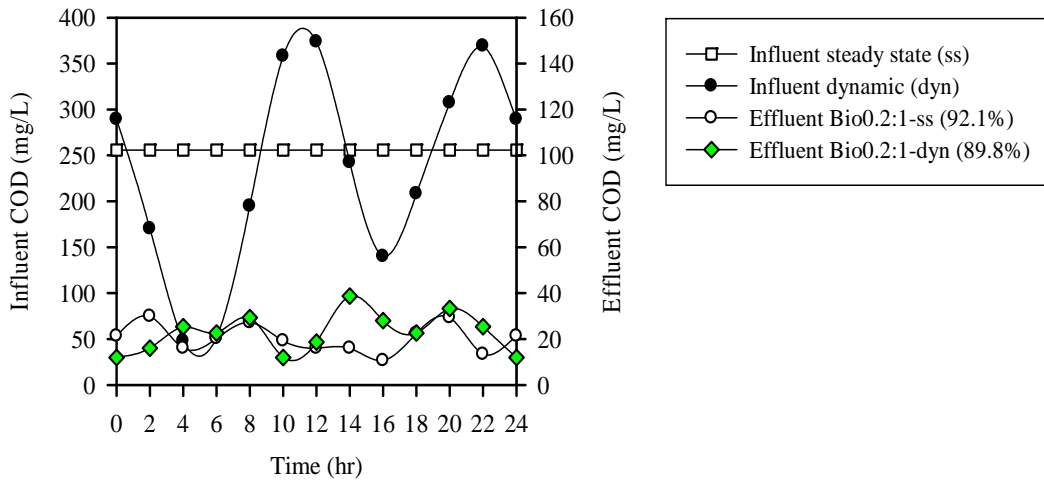
ตารางที่ 4.6 พารามิเตอร์ควบคุมการเดินระบบถังปฏิกริยาสำหรับการเพิ่มพูนจุลินทรีย์

พารามิเตอร์ควบคุมการเดินระบบ	ค่าเฉลี่ยพารามิเตอร์
อุณหภูมิ (°C)	34 ± 1.3
พีเอช	7.6 ± 0.2
ออกซิเจนละลาย (มิลลิกรัม/ลิตร)	2.5 ± 0.4
อัตราหมุนเวียนสลัดจ์ภายใน (ร้อยละ)	100

4.3.1 การทดลองการเพิ่มพูนจุลินทรีย์ในสัดส่วนสลัดจ์ต่อน้ำทิ้งจากการบำบัด

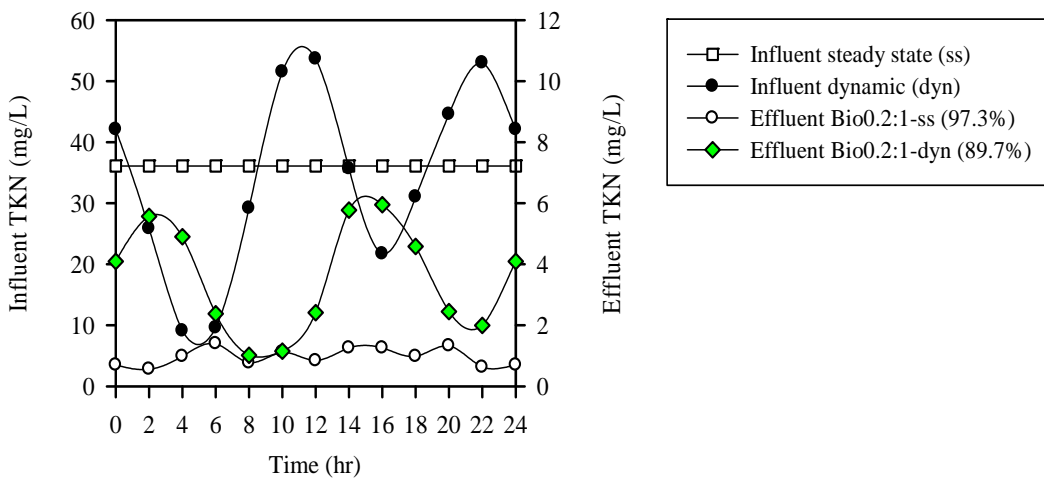
สลัดจ์ 0.2 : 1 (Bio0.2:1)

การทดลองได้เริ่มจากสัดส่วนผสมระหว่างสลัดจ์จากระบบหมุนเวียนและน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์ในถังปฏิกริยาสำหรับการเพิ่มพูนจุลินทรีย์ในสัดส่วนต่ำสุดเท่ากับ 0.2 : 1 ซึ่งสัดส่วนนี้ได้ทดลองโดย Salem *et al.* (2003) ในระบบบำบัดน้ำเสียจริง ผลจากการทดลองพบว่า แนวโน้มการเปลี่ยนแปลงของซีโอดีในน้ำทิ้งออกมีลักษณะค่อนข้างคงที่และไม่แตกต่างอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติที่ระดับความเชื่อมั่นร้อยละ 95 ระหว่างค่าซีโอดีในน้ำทิ้งออกในการทดลองภายใต้สภาวะคงที่และการทดลองภายใต้สภาวะผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์ และมีประสิทธิภาพกำจัดซีโอดีเฉลี่ยร้อยละ 92.1 และ 89.8 โดยแนวโน้มค่าซีโอดีในน้ำทิ้งออกมีลักษณะค่อนข้างคงที่เหมือนกับการทดลองที่ผ่านมา (รูปที่ 4.14)



รูปที่ 4.14 แนวโน้มค่าซีโอดีการทดลอง Bio0.2:1

การทดลองภายใต้สภาวะคงที่และการทดลองภายใต้สภาวะผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์ประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนเฉลี่ยร้อยละ 97.3 และ 89.7 ค่าไนโตรเจนเฉลี่ยในน้ำทิ้งออกในการทดลองภายใต้สภาวะคงที่และการทดลองภายใต้สภาวะผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์ 1 และ 3.5 มิลลิกรัม/ลิตร และค่าไนโตรเจนยังคงมีแนวโน้มและลักษณะผันแปรเช่นเดียวกับลักษณะแนวโน้มของไนโตรเจนในน้ำเสียเข้า (รูปที่ 4.15)



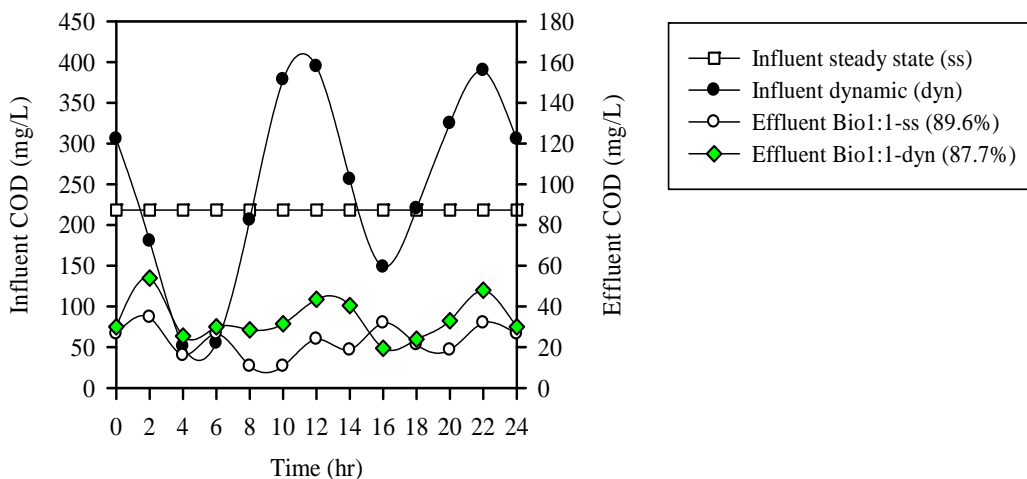
รูปที่ 4.15 แนวโน้มค่าไนโตรเจนการทดลอง Bio0.2:1

การทดลองภายใต้สภาวะผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์ ค่าเบี่ยงเบนมาตรฐานของไนโตรเจนในน้ำออกเป็นค่าที่บ่งชี้ระดับความแปรปรวนของไนโตรเจน จากผลการทดลองหมุนเวียนน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์กลับเข้ามาบำบัดรวมในกระบวนการสายหลักโดยตรงไนโตรเจนในน้ำทิ้งออกมีค่าเท่ากับ 7.2 ± 3.2 มิลลิกรัม/ลิตร (ค่าเฉลี่ย \pm ค่าเบี่ยงเบนมาตรฐาน) และมีค่าไนโตรเจนสูงสุดประมาณ 11.8 มิลลิกรัม/ลิตร (รูปที่ 4.12) และในการทดลอง Bio0.2:1 ไนโตรเจนในน้ำทิ้งออกมีค่าเท่ากับ 3.5 ± 1.8 มิลลิกรัม/ลิตร และมีค่าไนโตรเจนสูงสุดประมาณ 6.3 มิลลิกรัม/ลิตร จากผลการทดลองพบว่าประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนของระบบมีค่าเพิ่มสูงขึ้นและระดับความแปรปรวนของค่าไนโตรเจนในน้ำทิ้งออกแคบลง ผลจากการทดลองในสัดส่วนนี้ถือว่าระบบยังไม่มีศักยภาพเพียงพอที่จะรองรับต่อสภาวะผันแปรของภาระบรรทุกไนโตรเจนได้ เพราะไนโตรเจนในน้ำทิ้งออกยังมีค่าสูงและมีแนวโน้มเหมือนกับการผันแปรในน้ำเสียเข้า

4.3.2 การทดลองการเพิ่มพูนจุลินทรีย์ในสัดส่วนสลัดจ์ต่อน้ำทิ้งจากการบำบัด

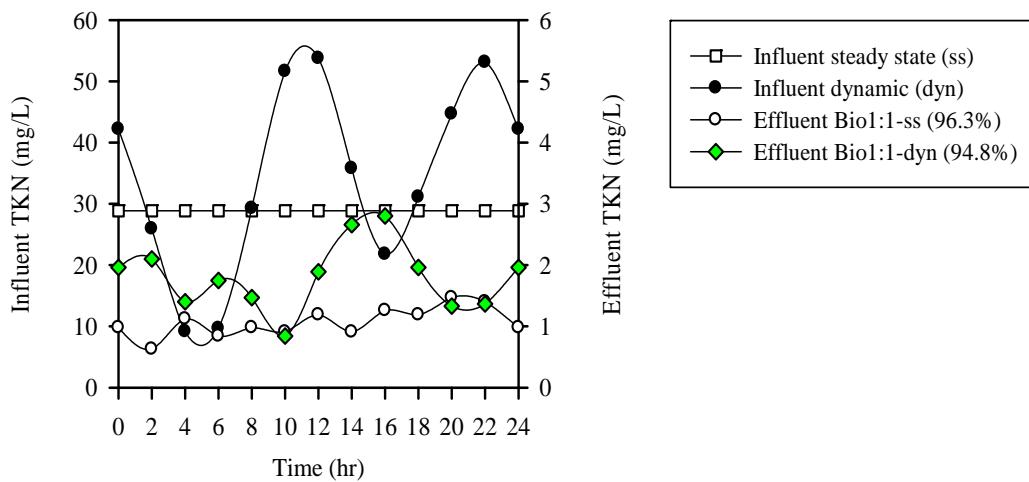
สลัดจ์ 1 : 1 (Bio1:1)

การทดลองนี้ได้ศึกษาไว้โดย Salem *et al.* (2003) แนวโน้มของค่าซีโอดีภายใต้สภาวะคงที่และภายใต้สภาวะผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์มีลักษณะค่อนข้างคงที่เหมือนผลการทดลอง Bio0.2:1 ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีเฉลี่ยร้อยละ 89.6 และ 87.7 (รูปที่ 4.16) ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีการทดลองภายใต้สภาวะคงที่สูงกว่าการทดลองภายใต้สภาวะผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์อย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ที่ระดับความเชื่อมั่นร้อยละ 95



รูปที่ 4.16 แนวโน้มค่าซีโอดีการทดลอง Bio1:1

ประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนภายใต้สภาวะคงที่และภายใต้สภาวะผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์มีค่าเฉลี่ยร้อยละ 96.3 และ 94.8 ประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนการทดลองภายใต้สภาวะคงที่สูงกว่าการทดลองภายใต้สภาวะผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์อย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ (รูปที่ 4.17) การเพิ่มสัดส่วนผสมระหว่างสลัดจ์จากระบบหมุนเวียนต่อน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์ในถังปฏิกรณ์สำหรับการเพิ่มพูนจุลินทรีย์ให้สูงขึ้นเป็น 1 : 1 ช่วยทำให้ระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนภายใต้สภาวะผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์สูงมากขึ้น



รูปที่ 4.17 แนวโน้มค่าไนโตรเจนการทดลอง Bio1:1

การทดลองภายใต้สภาวะผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์ในโตรเจนในน้ำทิ้งออกมีค่าเท่ากับ 1.8 ± 0.6 มิลลิกรัม/ลิตรและมีค่าไนโตรเจนสูงสุดประมาณ 2.9 มิลลิกรัม/ลิตร และค่าไนโตรเจนในน้ำทิ้งออกยังปรากฏให้เห็นแนวโน้มลักษณะการผันแปรเช่นเดียวกับแนวโน้มในน้ำเสียเข้า การเพิ่มสัดส่วนของสลัดจ์ต่อน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์ให้สูงขึ้นนอกจากจะช่วยทำให้ระบบมีประสิทธิภาพสูงขึ้นยังช่วยให้ไนโตรเจนในน้ำทิ้งออกมีค่าความแปรปรวนลดลง (ค่าเบี่ยงเบนมาตรฐานมีค่าลดลง) แต่อย่างไรก็ตามค่าไนโตรเจนในน้ำทิ้งออกยังพบว่าการผันแปรขึ้นลงตามลักษณะของไนโตรเจนในน้ำเสียเข้าซึ่งเห็นได้อย่างชัดเจน ผลการทดลองในสัดส่วนนี้ถือว่าระบบยังไม่มีศักยภาพเพียงพอที่จะรองรับต่อสภาวะผันแปรของภาระบรรทุกไนโตรเจนได้

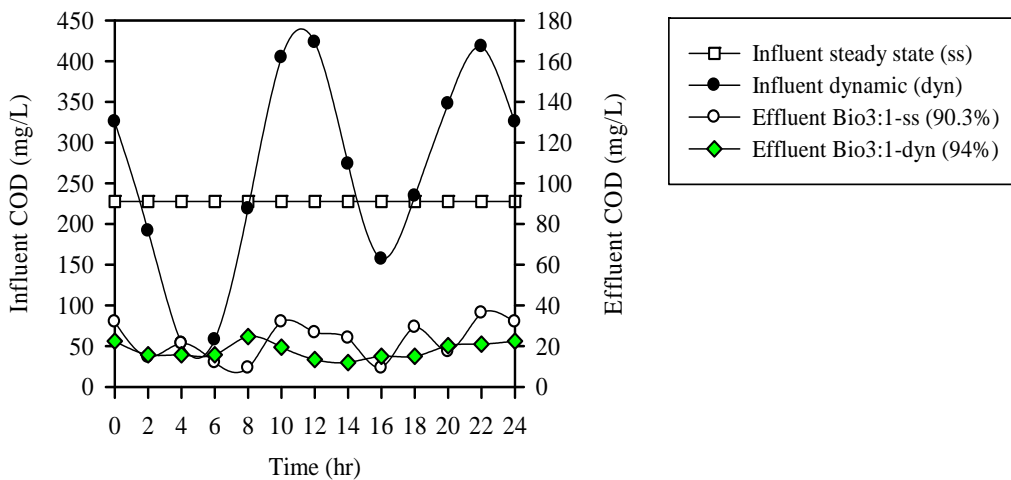
หลังจากที่ได้ทดลองในสัดส่วนสลัดจ์ต่อน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์ที่ 0.2 : 1 และสัดส่วนที่ 1 : 1 ซึ่งเป็นสัดส่วนที่ได้มีการศึกษาไว้โดย Salem *et al.* (2003) ผลการทดลองพบว่าประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนภายใต้สภาวะคงที่ของภาระบรรทุกสารอินทรีย์มีแนวโน้มเพิ่มสูงขึ้นเมื่อเปรียบเทียบกับกรณีที่มีการหมุนเวียนน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์กลับมาบำบัดใน

กระบวนการสายหลักโดยตรง แต่อย่างไรก็ตามระบบยังไม่มีศักยภาพสูงเพียงพอที่จะรองรับต่อสภาวะผันแปรของไนโตรเจนได้ กล่าวคือค่าไนโตรเจนในน้ำที่ออกยังมีลักษณะแนวโน้มการผันแปรเหมือนในน้ำเสียเข้า

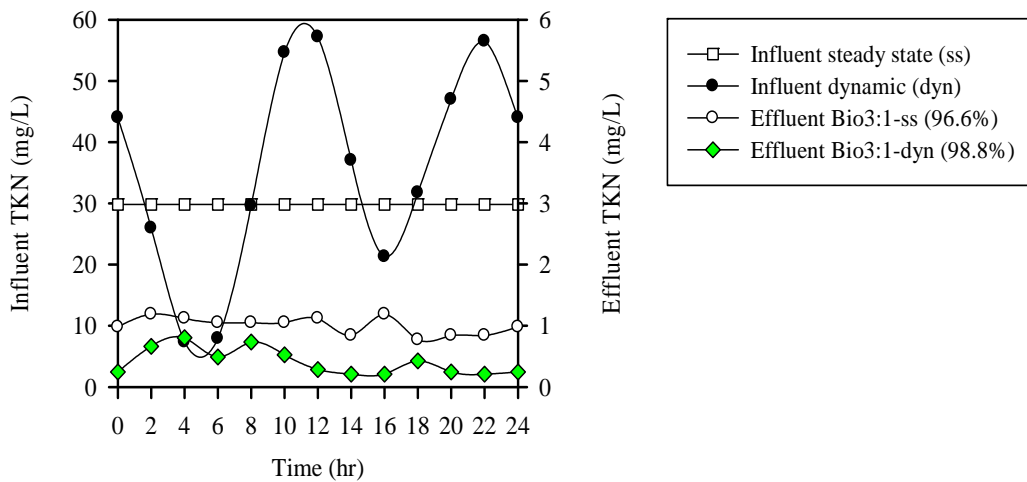
4.3.3 การทดลองการเพิ่มพูนจุลินทรีย์ในสัดส่วนสลัดจ์ต่อน้ำทิ้งจากการบำบัด

สลัดจ์ 3 : 1 (Bio3:1)

แนวโน้มของค่าซีโอดีและไนโตรเจนภายใต้สภาวะคงที่และภายใต้สภาวะผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์มีลักษณะค่อนข้างคงที่ ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีเฉลี่ยร้อยละ 90.3 และ 94 (รูปที่ 4.18) และประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนเฉลี่ยร้อยละ 96.6 และ 98.8 ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีและไนโตรเจนการทดลองภายใต้สภาวะผันแปรสูงกว่าการทดลองภายใต้สภาวะคงที่ของภาระบรรทุกสารอินทรีย์อย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ที่ระดับความเชื่อมั่นร้อยละ 95 การเพิ่มสัดส่วนของสลัดจ์ต่อน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์ขึ้นเป็น 3 : 1 พบว่าแนวโน้มของค่าซีโอดีในน้ำทิ้งออกทั้งสองสภาวะการทดลองมีลักษณะค่อนข้างคงที่ และมีค่าไนโตรเจนในน้ำทิ้งออกภายใต้สภาวะคงที่และภายใต้สภาวะผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์มีค่าเท่ากับ 1 ± 0.2 และ 0.4 ± 0.2 มิลลิกรัม/ลิตร (รูปที่ 4.19)



รูปที่ 4.18 แนวโน้มค่าซีโอดีการทดลอง Bio3:1



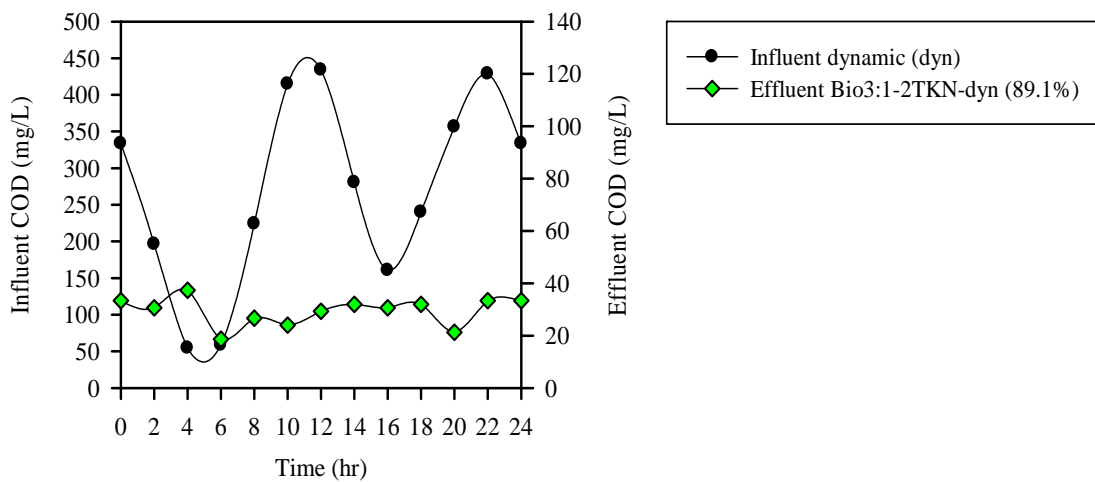
รูปที่ 4.19 แนวโน้มค่าไนโตรเจนการทดลอง Bio3:1

ผลการทดลองที่น่าสนใจมากก็คือ การทดลองภายใต้สภาวะผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์ซึ่งพบว่าค่าไนโตรเจนในน้ำที่ออกไปไม่เกิดการผันแปรในลักษณะเหมือนกับการผันแปรในน้ำเสียเข้า กราฟแนวโน้มของไนโตรเจนมีลักษณะราบเรียบและอยู่ในระดับที่ต่ำกว่าการเดินระบบภายใต้สภาวะคงที่ของภาระบรรทุกสารอินทรีย์ ค่าเบี่ยงเบนมาตรฐานของค่าไนโตรเจนในน้ำที่ออกมีค่าต่ำกว่าการทดลอง Bio0.2:1 และ Bio1:1 ผลการทดลองนี้ชี้ให้เห็นว่า การเพิ่มสัดส่วนสลัดจ์ต่อน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์ขึ้นเป็น 3 : 1 ส่งผลทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนของกระบวนการสายหลักมีศักยภาพสูงขึ้นในระดับที่เพียงพอที่จะรองรับต่อสภาวะผันแปรของภาระบรรทุกไนโตรเจนในน้ำเสียเข้าได้เป็นอย่างดี

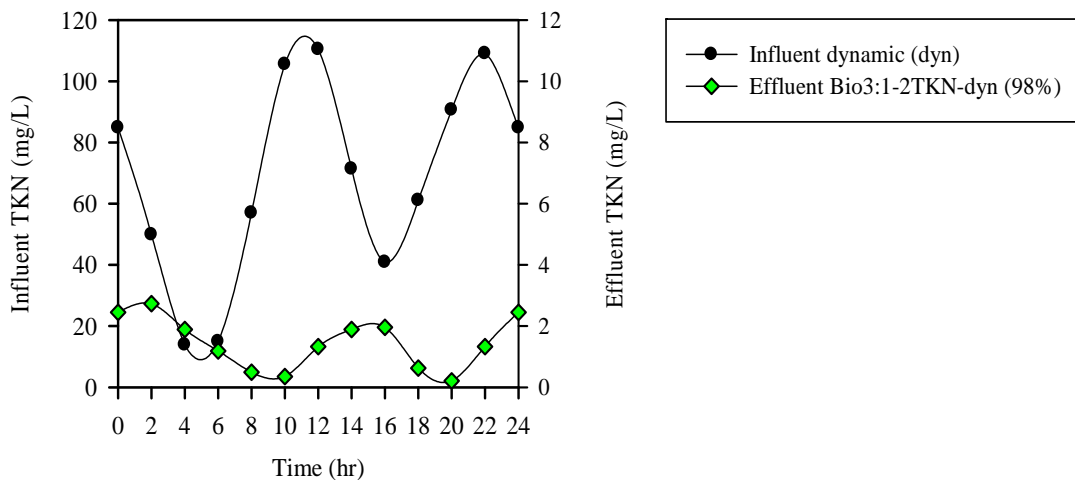
พร้อมกันนี้ได้ทำการทดลองที่ค่าสัดส่วนสลัดจ์ต่อน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์ 3 : 1 เพิ่มอีกใน 2 ลักษณะ ได้แก่ การทดลองเพิ่มความเข้มข้นของไนโตรเจนในน้ำเสียเข้าขึ้น 2 เท่าของความเข้มข้นน้ำเสียเข้าปกติ (Bio3:1-2TKN) และการทดลองใช้น้ำเสียสังเคราะห์แทนน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์แบบแอนแอโรบิก (Bio3:1-syn) เพื่อประเมินความสามารถของระบบในการรองรับภาระบรรทุกที่เพิ่มสูงขึ้นมากกว่าเดิมทั้งในด้านของน้ำเสียเข้าและน้ำเสียที่ป้อนให้กับกระบวนการเพิ่มพูนจุลินทรีย์

การทดลองแรกเป็นการทดลองเฉพาะภายใต้สภาวะผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์และเก็บรวบรวมข้อมูลการทดลองในช่วงระยะเวลา 1 วัน โดยเพิ่มระดับความเข้มข้นของไนโตรเจนในน้ำเสียเข้าจากความเข้มข้นปกติเฉลี่ย 35.5 มิลลิกรัม/ลิตร เป็นความเข้มข้นเฉลี่ย 68 มิลลิกรัม/ลิตร และมีช่วงค่าต่ำสุดและสูงสุดอยู่ระหว่าง 7.5 – 119 มิลลิกรัม/ลิตรความเข้มข้นของซีโอไซด์และฟอสฟอรัสมีค่าเฉลี่ย 267 และ 5.1 มิลลิกรัม/ลิตร

จากผลการทดลองพบว่า ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีมีค่าลดลงเหลือเพียงร้อยละ 89.1 ลักษณะแนวโน้มของค่าซีโอดีในน้ำที่ออกก่อนข้างคองที่ (รูปที่ 4.20) ประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนเฉลี่ยร้อยละ 98 ส่วนค่าไนโตรเจนในน้ำที่ออกมีลักษณะแนวโน้มการผันแปรเหมือนกับการผันแปรในน้ำเสียเข้า (รูปที่ 4.21) น้ำที่ออกมีค่าไนโตรเจนเท่ากับ 1.4 ± 0.8 มิลลิกรัม/ลิตร และมีค่าสูงสุดประมาณ 2.7 มิลลิกรัม/ลิตร ประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนลดลงเมื่อเปรียบเทียบกับ การทดลอง Bio3:1 อย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ที่ระดับความเชื่อมั่นร้อยละ 95



รูปที่ 4.20 แนวโน้มค่าซีโอดีการทดลอง Bio3:1-2TKN

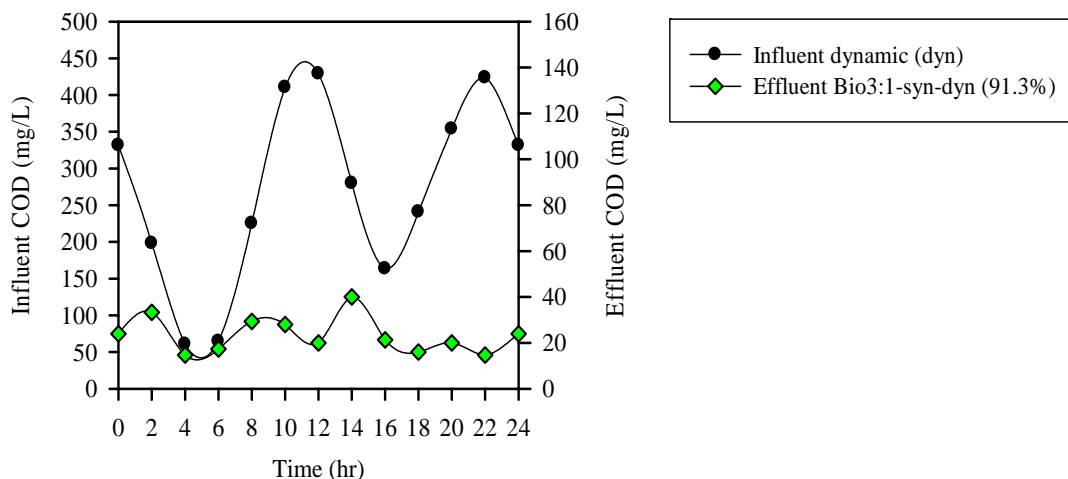


รูปที่ 4.21 แนวโน้มค่าไนโตรเจนการทดลอง Bio3:1-2TKN

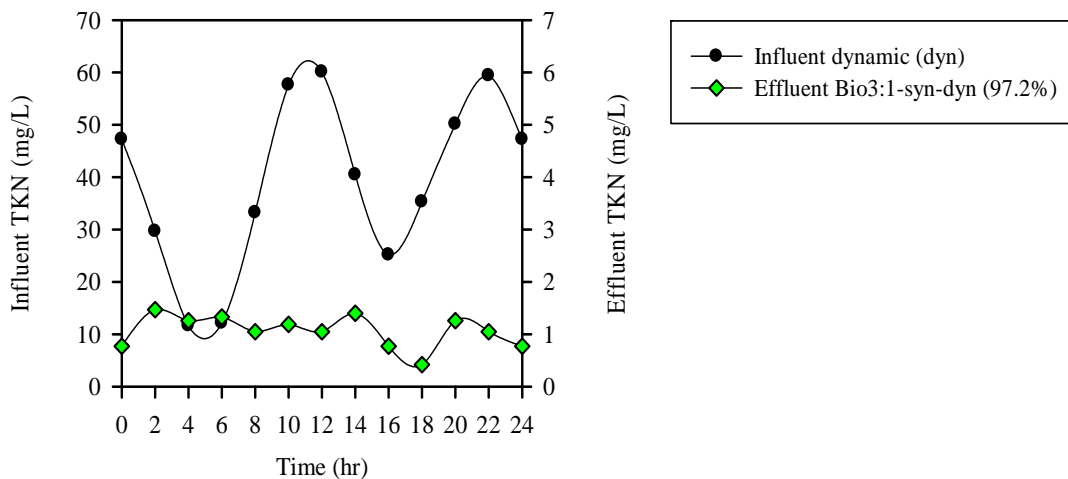
แต่อย่างไรก็ตามผลการทดลองนี้แสดงให้เห็นว่า สัดส่วนระหว่างสลัดจ์ต่อน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์ที่ 3 : 1 สามารถทำให้กระบวนการสายหลักมีศักยภาพสูงเพียงพอที่จะรองรับการผันแปรของไนโตรเจนที่เพิ่มขึ้นเท่าตัวได้ แม้ว่าค่าไนโตรเจนในน้ำทิ้งออกจะมีค่าเฉลี่ยสูงขึ้นและมีแนวโน้มการผันแปรเหมือนค่าไนโตรเจนในน้ำเสียเข้าก็ตาม แต่ค่าไนโตรเจนในน้ำทิ้งออกต่ำกว่าการทดลอง Bio1:1

ในส่วนการทดลองที่ใช้ น้ำเสียสังเคราะห์แทนน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์ (Bio3:1-syn) น้ำเสียสังเคราะห์นี้เตรียมให้มีลักษณะที่คล้ายคลึงกับน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์ที่ได้รายงานไว้โดย Gut (2006) ซึ่งน้ำเสียสังเคราะห์นี้มีค่าความเข้มข้นของซีโอดี ทีเคเอ็น และฟอสฟอรัสเฉลี่ย 1,653, 931 และ 77.8 มิลลิกรัม/ลิตร ตามลำดับ ส่วนน้ำเสียเข้ามีค่าความเข้มข้นใกล้เคียงกับการทดลอง Bio3:1 ซึ่งเป็นน้ำเสียชุมชนสังเคราะห์ปกติ การทดลองนี้ป้อนน้ำเสียสังเคราะห์เข้าถังปฏิกิริยาสำหรับการเพิ่มพูนจุลินทรีย์ด้วยอัตราไหลคงที่ 8.5 มิลลิลิตร/นาที่ อัตราการไหลของสลัดจ์ 25.5 มิลลิลิตร/นาที่ เก็บรวบรวมข้อมูลการทดลองและตัวอย่างน้ำทิ้งออกเป็นระยะเวลา 1 วัน (12 ตัวอย่าง) ทำการทดลองเฉพาะสภาวะผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์

ผลการทดลองพบว่า ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีและไนโตรเจนของระบบเฉลี่ยร้อยละ 91.3 และ 97.2 (รูปที่ 4.22 และ 4.23) ไนโตรเจนในน้ำทิ้งออกมีค่าเท่ากับ 1.1 ± 0.3 มิลลิกรัม/ลิตร แนวโน้มของค่าไนโตรเจนในน้ำทิ้งออกมีลักษณะค่อนข้างคงที่เหมือนกับผลการทดลอง Bio3:1 ประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนไม่แตกต่างกันระหว่างการทดลอง Bio3:1-2TKN และการทดลอง Bio3:1-syn อย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ที่ระดับความเชื่อมั่นร้อยละ 95



รูปที่ 4.22 แนวโน้มค่าซีโอดีการทดลอง Bio3:1-syn



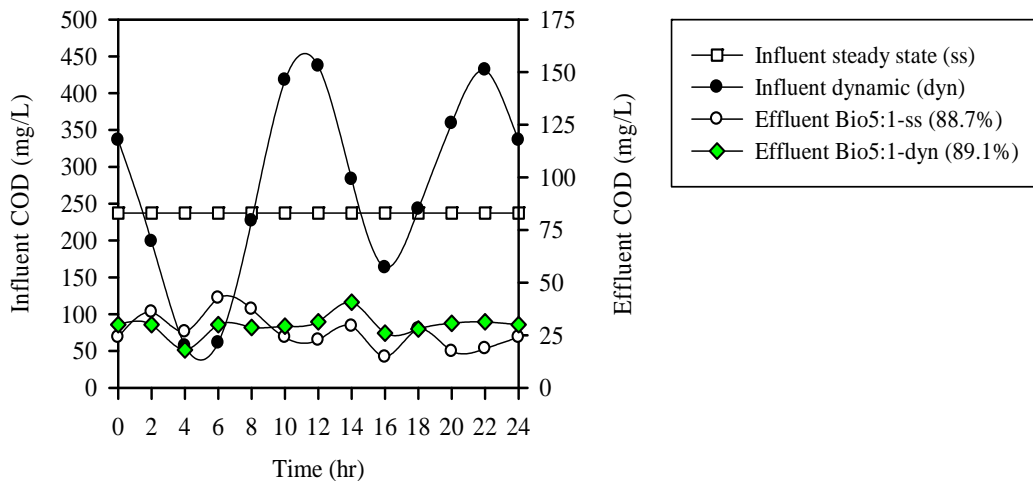
รูปที่ 4.23 แนวโน้มค่าไนโตรเจนการทดลอง Bio3:1-syn

ผลการทดลองที่ผ่านมาแสดงให้เห็นว่า สัดส่วนสลัดจ์ต่อน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์ 3 : 1 ทำให้กระบวนการสายหลักมีประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนสูงขึ้นและมีศักยภาพที่จะรองรับการผันแปรของภาระบรทุกไนโตรเจนที่เกิดขึ้นในรอบวันได้อย่างมีประสิทธิภาพ กล่าวคือ ค่าไนโตรเจนในน้ำทิ้งออกมีลักษณะค่อนข้างคงที่แม้ว่าระบบจะทำงานอยู่ภายใต้สภาวะผันแปรก็ตาม

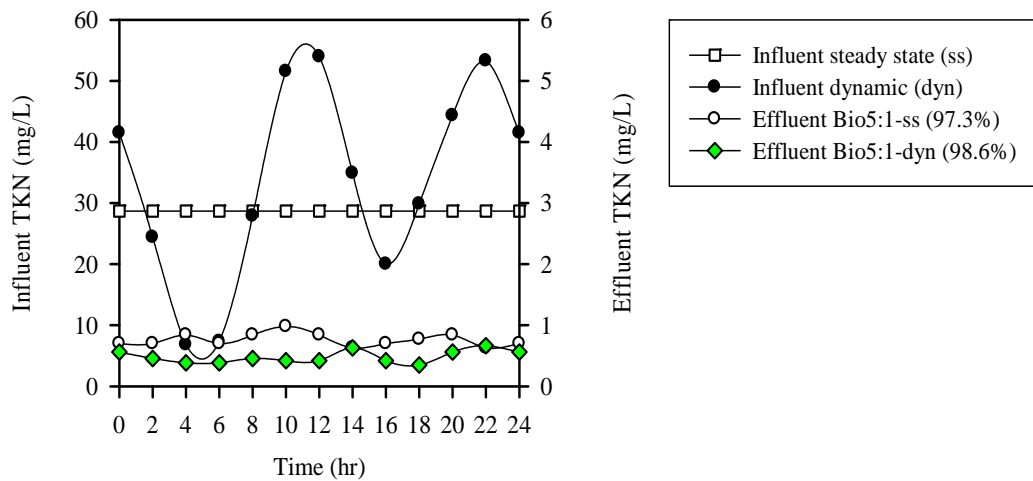
4.3.4 การทดลองการเพิ่มพูนจุลินทรีย์ในสัดส่วนสลัดจ์ต่อน้ำทิ้งจากการบำบัด

สลัดจ์ 5 : 1 (Bio5:1)

การทดลองในขั้นตอนนี้ ถึงปฏิบัติการสำหรับการเพิ่มพูนจุลินทรีย์กลับมาใช้น้ำทิ้งจากระบบย่อยสลัดจ์ส่วนเกินแบบแอนแอโรบิกตามปกติเหมือนกับการทดลอง Bio0.2:1, Bio1:1 และ Bio3:1 ที่ผ่านมา แนวโน้มของค่าซีโอดีและไนโตรเจนในน้ำทิ้งออกภายใต้สภาวะคงที่และภายใต้สภาวะผันแปรของภาระบรทุกสารอินทรีย์มีลักษณะค่อนข้างคงที่ ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีเฉลี่ยร้อยละ 88.7 และ 89.1 (รูปที่ 4.24) และประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนเฉลี่ยร้อยละ 97.3 และ 98.6 ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีการทดลองภายใต้สภาวะคงที่เท่ากับการทดลองภายใต้สภาวะผันแปรของภาระบรทุกสารอินทรีย์อย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ที่ระดับความเชื่อมั่นร้อยละ 95 และประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนการทดลองภายใต้สภาวะคงที่ต่ำกว่าการทดลองภายใต้สภาวะผันแปรของภาระบรทุกสารอินทรีย์อย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ค่าไนโตรเจนในน้ำทิ้งออกภายใต้สภาวะคงที่และภายใต้สภาวะผันแปรของภาระบรทุกสารอินทรีย์มีค่าเท่ากับ 0.8 ± 0.1 และ 0.5 ± 0.1 มิลลิกรัม/ลิตร (รูปที่ 4.25)



รูปที่ 4.24 แนวโน้มค่าซีโอดีการทดลอง Bio5:1



รูปที่ 4.25 แนวโน้มค่าไนโตรเจนการทดลอง Bio5:1

การทดลองภายใต้สภาวะผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์ การเพิ่มสัดส่วนของสลัดจ์ให้สูงขึ้นจาก 3 ส่วนเป็น 5 ส่วนไม่ได้ส่งผลให้ระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนสูงขึ้นอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ เนื่องจากค่าไนโตรเจนในน้ำทิ้งออกอยู่ในระดับที่ต่ำมากอยู่แล้ว แต่เมื่อพิจารณาค่าเบี่ยงเบนมาตรฐานของค่าไนโตรเจนในน้ำทิ้งออกเปรียบเทียบกับผลการทดลอง Bio0.2:1, Bio1:1 และ Bio3:1 ที่ผ่านจะพบว่าแนวโน้มลดลงอย่างต่อเนื่อง ซึ่งแสดงให้เห็นว่า การเพิ่มสัดส่วนของสลัดจ์ต่อน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์นอกจากจะทำให้ประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนโดยรวมของระบบสูงขึ้นแล้วยังช่วยลดความแปรปรวนของค่าไนโตรเจนในน้ำทิ้ง

ออกได้อีกด้วยแม้ว่าไนโตรเจนในน้ำเสียเข้าจะมีการผันแปรขึ้นลงก็ตามแต่ค่าไนโตรเจนในน้ำที่ออกยังคงมีลักษณะคงที่

4.4 การประเมินประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนของระบบ

การศึกษาการเพิ่มพูนจุลินทรีย์ในส่วนนี้มีวัตถุประสงค์หลักเพื่อเพิ่มจำนวนออกโทรฟิกรแบคทีเรียที่มีบทบาทในการกำจัดไนโตรเจน โดยใช้น้ำทิ้งจากกระบวนการย่อยสลายแบบแอนแอโรบิกเป็นแหล่งอาหารสำหรับการเจริญเติบโตและเนื่องจากเป็นน้ำทิ้งที่มีความเข้มข้นของไนโตรเจนสูง แต่ความเข้มข้นของคาร์บอนต่ำ จากผลการทดลองเปรียบเทียบระหว่างการเดินระบบภายใต้สภาวะคงที่และภายใต้สภาวะผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์จะพบว่า อายุสัปดาห์ของระบบจะส่งผลต่อประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนมากกว่าประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดี

เนื่องจากการศึกษานี้เป็นการมุ่งเน้นวิเคราะห์การตอบสนองของระบบในระยะสั้นหรือภายในระยะเวลา 24 ชม. ดังนั้นข้อมูลการทดลองที่ได้จึงเป็นการอธิบายในรายละเอียดพฤติกรรมของระบบซึ่งมักจะถูกมองข้ามไป แต่โดยแท้จริงแล้วสภาวะที่เกิดขึ้นกับระบบบำบัดน้ำเสียจริงจะมีลักษณะการผันแปรขึ้นลงของทั้งปริมาณการไหลและระดับความเข้มข้นของสารอาหาร และจากการศึกษานี้ให้ความสำคัญต่อประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจน ดังนั้นการวิเคราะห์ระบบจึงให้ความสำคัญต่อข้อมูลของไนโตรเจนมากกว่าข้อมูลของ ซีโอดีและฟอสฟอรัส

แต่โดยพื้นฐานแล้วกระบวนการแยกที่เวเตคัลล์มีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีสูงกว่าไนโตรเจนและฟอสฟอรัส และเมื่อพิจารณาประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีในกระบวนการสายหลักโดยภาพรวมพบว่า ประสิทธิภาพค่อนข้างคงที่โดยมีค่าเฉลี่ยร้อยละ 89.9 ทั้งการทดลองภายใต้สภาวะคงที่และภายใต้สภาวะผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์ ซึ่งถือว่าระบบมีเสถียรภาพในการกำจัดซีโอดีสูงและคงที่ในทุกสภาวะการทดลอง ส่วนประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนค่อนข้างมีความแตกต่างกันอย่างชัดเจน โดยเฉพาะเมื่อเปลี่ยนแปลงเงื่อนไขการทดลองและลดอายุสัปดาห์ระบบลงน้อยกว่า 7 วัน ประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนการทดลองที่ผ่านมาทั้งหมดแสดงในตารางที่ 4.7

การทดลองภายใต้สภาวะคงที่ของภาระบรรทุกสารอินทรีย์ประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนของระบบลดลงจากเฉลี่ยร้อยละ 97.1 เหลือร้อยละ 95.6 เมื่อลดอายุสัปดาห์ของระบบจาก 7 วัน ลงมาที่ 5 วัน (การเดินระบบในรูปแบบพื้นฐาน) และที่อายุสัปดาห์ 5 วัน เท่ากันเปรียบเทียบกับผลการเดินระบบที่หมุนเวียนน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์กลับมาบำบัดรวมในกระบวนการสายหลักโดยตรงกลับพบว่า ประสิทธิภาพของระบบลดลงอย่างมากเหลือเพียงร้อยละ 70.3 เท่านั้น และประสิทธิภาพของระบบเพิ่มสูงขึ้นอย่างมากเมื่อมีการเติมจุลินทรีย์จากกระบวนการสายรองของระบบ แต่อย่างไรก็ตามในการทดลองการเพิ่มพูนจุลินทรีย์แม้ว่าปริมาณ MLSS ในระบบจะมีแนวโน้มเพิ่มสูงขึ้นอย่างต่อเนื่องแต่ประสิทธิภาพของระบบไม่ได้เพิ่มขึ้นอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนโดย

เฉลี่ยร้อยละ 96.9 แสดงให้เห็นว่า ภายใต้สภาวะคงที่ของภาระบรรทุกของสารอินทรีย์ การเพิ่มสัดส่วนสลัดจ์ต่อน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์ให้สูงขึ้นส่งผลต่อประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนโดยรวมของระบบไม่มากนัก

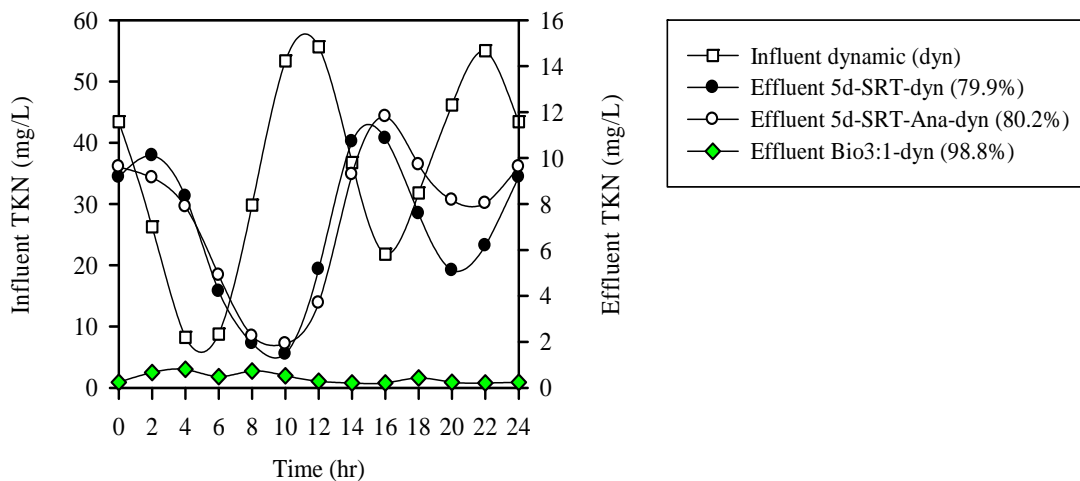
ตารางที่ 4.7 เปรียบเทียบประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนของกระบวนการสายหลัก
ของการทดลอง

การทดลอง	การทดลองภายใต้สภาวะคงที่		การทดลองภายใต้สภาวะผันแปร	
	ประสิทธิภาพ (ร้อยละ)	ความเข้มข้นเฉลี่ย MLSS ในระบบ (มิลลิกรัม/ลิตร)	ประสิทธิภาพ (ร้อยละ)	ความเข้มข้นเฉลี่ย MLSS ในระบบ (มิลลิกรัม/ลิตร)
7d-SRT	97.1	3,722	94.9	3,906
5d-SRT	95.6	3,122	79.9	3,032
5d-SRT-Ana	70.3	3,492	80.2	3,585
Bio0.2:1	97.3	3,613	89.7	3,733
Bio1:1	96.3	4,130	94.8	3,492
Bio3:1	96.6	4,460	98.8	4,643
Bio3:1-2TKN	-	-	98.0	4,633
Bio3:1-syn	-	-	97.2	4,776
Bio5:1	97.3	4,520	98.6	4,603

การทดลองภายใต้สภาวะผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์ประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนของระบบลดลงจากเฉลี่ยร้อยละ 94.9 เหลือร้อยละ 79.9 เมื่อลดอายุสลัดจ์ของระบบจาก 7 วัน ลงมาที่ 5 วัน เปรียบเทียบกับการเดินระบบที่หมุนเวียนน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์กลับมาบำบัดรวมในกระบวนการสายหลักโดยตรงประสิทธิภาพของระบบลดลงเหลือเพียงร้อยละ 80.2 ประสิทธิภาพของระบบจะสูงขึ้นอย่างต่อเนื่องเมื่อมีการเพิ่มพูนจุลินทรีย์จากกระบวนการสายรองของระบบและเพิ่มสัดส่วนของสลัดจ์ต่อน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์ ปริมาณ MLSS ในระบบมีแนวโน้มเพิ่มสูงขึ้นอย่างต่อเนื่องเหมือนกับการทดลองภายใต้สภาวะคงที่ของภาระบรรทุกสารอินทรีย์ ภายใต้สภาวะผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์การเพิ่มพูนจุลินทรีย์ส่งผลต่อประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนโดยรวมของระบบสูงกว่าการเดินระบบภายใต้สภาวะคงที่ของภาระบรรทุกสารอินทรีย์ โดยมีประสิทธิภาพสูงสุดเฉลี่ยร้อยละ 98.8 ที่สัดส่วนสลัดจ์ต่อน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์ 3 : 1

รูปที่ 4.26 เปรียบเทียบค่าไนโตรเจนในน้ำที่ออกจากการเดินระบบ 3 ลักษณะภายใต้สภาวะผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์ที่อายุสลัดจ์ 5 วัน เท่ากัน ได้แก่ การเดินระบบตามรูปแบบพื้นฐาน (5d-SRT-dyn) การเดินระบบที่หมุนเวียนน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์กลับมาบำบัดรวมในกระบวนการสายหลักโดยตรง (5d-SRT-Ana-dyn) และการเดินระบบที่เพิ่มกระบวนการเพิ่มพูนจุลินทรีย์ในสายรองของระบบในสัดส่วนสลัดจ์ต่อน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์ที่ 3 : 1 (Bio3:1-dyn) การเดินระบบใน 2 รูปแบบแรกนั้นประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนเฉลี่ยร้อยละ 79.7 และ 80.3 ซึ่งไม่แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ และค่าไนโตรเจนในน้ำทิ้งออกมีลักษณะแนวโน้มการผันแปรเหมือนลักษณะของไนโตรเจนในน้ำเสียเข้า ผลจากการทดลอง 5d-SRT-dyn และ 5d-SRT-Ana-dyn ไนโตรเจนในน้ำทิ้งออกมีค่าเท่ากับ 6.4 ± 3.3 และ 7.2 ± 3.2 มิลลิกรัม/ลิตร

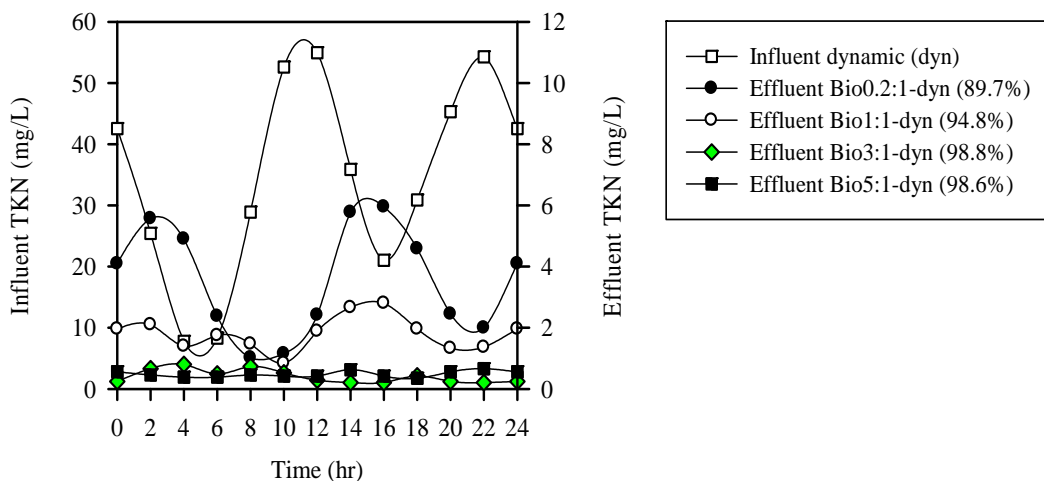
การรวมกระบวนการเพิ่มพูนจุลินทรีย์เข้ากับกระบวนการสายหลัก นอกจากจะช่วยทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนสูงขึ้นเฉลี่ยร้อยละ 98.8 (การทดลอง Bio3:1) ยังส่งผลให้ค่าไนโตรเจนในน้ำทิ้งออกมีลักษณะคงที่เช่นเดียวกับค่าไนโตรเจนในน้ำทิ้งออกที่เกิดจากการเดินระบบภายใต้สภาวะคงที่ ค่าไนโตรเจนในน้ำทิ้งออกมีค่าเท่ากับ 0.4 ± 0.2 มิลลิกรัม/ลิตร ซึ่งแสดงให้เห็นว่ากระบวนการเพิ่มพูนจุลินทรีย์สามารถช่วยลดระดับความแปรปรวนของไนโตรเจนในน้ำทิ้งออกได้อย่างมีประสิทธิภาพ (เปรียบเทียบค่าเบี่ยงเบนมาตรฐานที่ลดลง)



รูปที่ 4.26 เปรียบเทียบแนวโน้มค่าไนโตรเจนในน้ำที่ออกจากการเดินระบบภายใต้สภาวะผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์การทดลอง 5d-SRT, 5d-SRT-Ana และ Bio3:1

รูปที่ 4.27 เป็นการเปรียบเทียบประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนของกระบวนการสายหลักภายใต้สภาวะผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์รวมเข้ากับกระบวนการเพิ่มพูนจุลินทรีย์ จากผลการทดลองแสดงให้เห็นว่าสัดส่วนระหว่างสลัดจ์ต่อน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์จะเป็นตัวแปรที่สำคัญต่อประสิทธิภาพและศักยภาพของระบบที่จะรองรับต่อสภาวะการผันแปรของภาระบรรทุกไนโตรเจนที่เกิดขึ้นในรอบวัน การทดลองเดินระบบในสัดส่วนสลัดจ์ต่อน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์ที่ 0.2 : 1 (Bio0.2:1-dyn) และ 1 : 1 (Bio1:1-dyn) พบว่าค่าไนโตรเจนในน้ำทิ้งออกยังมีแนวโน้มการผันแปรที่เห็นได้อย่างชัดเจน โดยไนโตรเจนในน้ำทิ้งออกมีค่าเท่ากับ 3.5 ± 1.8 และ 1.8 ± 0.56 มิลลิกรัม/ลิตร

เมื่อเพิ่มสัดส่วนของสลัดจ์ต่อน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์ขึ้นเป็น 3 : 1 (Bio3:1-dyn) แนวโน้มการผันแปรของค่าไนโตรเจนในน้ำทิ้งออกกลับไม่ปรากฏให้เห็นอย่างชัดเจนและมีลักษณะคงที่เหมือนกับผลการทดลองภายใต้สภาวะคงที่ของภาระบรรทุกสารอินทรีย์ ค่าไนโตรเจนในน้ำทิ้งออกมีค่าเท่ากับ 0.4 ± 0.2 มิลลิกรัม/ลิตร และในทำนองเดียวกันการเพิ่มสัดส่วนสลัดจ์ต่อน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์เป็น 5 : 1 (Bio5:1-dyn) แนวโน้มการผันแปรของค่าไนโตรเจนในน้ำทิ้งออกก็มีแนวโน้มในลักษณะเดียวกับการทดลอง Bio3:1-dyn ค่าไนโตรเจนในน้ำทิ้งออกมีค่าเท่ากับ 0.5 ± 0.1 มิลลิกรัม/ลิตร จากผลการทดลองแสดงให้เห็นว่านอกจากประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนจะเพิ่มสูงขึ้นแล้วระดับของความแปรปรวนของค่าไนโตรเจนในน้ำทิ้งออกยังลดลงตามสัดส่วนของสลัดจ์จากระบบหมุนเวียนที่เพิ่มขึ้นด้วย (เปรียบเทียบค่าเบี่ยงเบนมาตรฐาน)



รูปที่ 4.27 เปรียบเทียบประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนการทดลองการเพิ่มพูนจุลินทรีย์

4.5 การประเมินประสิทธิภาพถังปฏิกริยาสำหรับเพิ่มพูนจุลินทรีย์

กระบวนการเพิ่มพูนจุลินทรีย์ซึ่งถือว่าเป็นกระบวนการที่มีบทบาทสำคัญที่ส่งผลให้ประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนของกระบวนการสายหลักเพิ่มสูงขึ้นเป็นลำดับ จากผลการทดลองพบว่าประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนในถังปฏิกริยาสำหรับเพิ่มพูนจุลินทรีย์เพิ่มขึ้นตามสัดส่วนของสลัดจ์ที่เพิ่มขึ้น ความเข้มข้นของของแข็งแขวนลอย (MLSS) ในถังปฏิกริยาอยู่ระหว่าง 2,225 – 10,880 มิลลิกรัม/ลิตร และประสิทธิภาพจะเพิ่มขึ้นสูงสุดอยู่ที่สัดส่วนสลัดจ์ต่อน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์ 5 : 1 ประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนภายใต้สภาวะคงที่และภายใต้สภาวะผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์มีค่าเฉลี่ยเท่ากันร้อยละ 98.1 สรุปประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนของถังปฏิกริยาสำหรับเพิ่มพูนจุลินทรีย์ แสดงในตารางที่ 4.8

ตารางที่ 4.8 เปรียบเทียบประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนในถังปฏิกริยาสำหรับเพิ่มพูนจุลินทรีย์

การทดลอง	การทดลองภายใต้สภาวะคงที่		การทดลองภายใต้สภาวะผันแปร	
	ประสิทธิภาพ (ร้อยละ)	ความเข้มข้นเฉลี่ย MLSS (มิลลิกรัม/ลิตร)	ประสิทธิภาพ (ร้อยละ)	ความเข้มข้นเฉลี่ย MLSS (มิลลิกรัม/ลิตร)
Bio0.2:1	31.6	2,225	46.8	2,270
Bio1:1	62.9	5,805	57.1	5,855
Bio3:1	83.3	10,430	96.1	9,830
Bio3:1-2TKN	-	-	98.9	10,050
Bio3:1-Syn	-	-	52.8	10,240
Bio5:1	98.1	9,810	98.1	10,880

การทดลองการเพิ่มพูนจุลินทรีย์ในสัดส่วนสลัดจ์ต่อน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์ตั้งแต่ 3 : 1 – 5 : 1 สามารถช่วยให้กระบวนการสายหลักมีประสิทธิภาพสูงขึ้นและมีศักยภาพสูงเพียงพอที่จะรองรับต่อการผันแปรของภาระบรรทุกไนโตรเจนในรอบวันได้ และปริมาณสลัดจ์ที่ป้อนเข้าถังปฏิกริยาสำหรับเพิ่มพูนจุลินทรีย์มีค่าร้อยละ 3.4 – 5.7 ของสลัดจ์จากระบบหมุนเวียน รูปแบบถังปฏิกริยาสำหรับเพิ่มพูนจุลินทรีย์ได้ออกแบบและปรับปรุงใหม่ให้มีรูปแบบกระบวนการเหมือนกับกระบวนการสายหลัก (กระบวนการ MLE) นอกจากจะช่วยให้จุลินทรีย์ปรับตัวได้อย่างรวดเร็วกับสิ่งแวดล้อมใหม่แล้วยังนำอินทรีย์คาร์บอนเกิดขึ้นภายในระบบและจากการหายใจในสภาวะเอ็นโด

จีนัสของสตัคจ์ในระบบหมุนเวียนมาช่วยให้กระบวนการดีในตรีฟิเคชันเกิดขึ้นได้สมบูรณ์ยิ่งขึ้นซึ่งช่วยลดปริมาณในเตรทที่จะกลายไปเป็นภาระของกระบวนการสายหลักลงได้ด้วย

จากผลการทดลองสามารถสรุปได้ว่า สัดส่วนของสตัคจ์ต่อน้ำทิ้งจากการบำบัดสตัคจ์ที่เหมาะสมมีค่าเท่ากับ 3 : 1 เมื่อเปรียบเทียบสัดส่วนปริมาตรของถังปฏิกิริยาสำหรับเพิ่มพูนจุลินทรีย์ สัดส่วนสตัคจ์ต่อน้ำทิ้งจากการบำบัดสตัคจ์ที่ 3 : 1 ต่อปริมาตรของกระบวนการสายหลักมีค่าร้อยละ 4.5 (เปรียบเทียบเฉพาะสัดส่วนของปริมาตรถังแอนอกซิกและถังแอโรบิก) ซึ่งเป็นสัดส่วนปริมาตรถังปฏิกิริยาน้อยกว่าสัดส่วนที่เสนอไว้โดย Salem *et al.* (2003) ประมาณร้อยละ 10 (เปรียบเทียบเฉพาะปริมาตรถังแอโรบิก) แต่ทั้งนี้รูปแบบกระบวนการและอุณหภูมิที่ทำการศึกษามีความแตกต่างกัน กล่าวคือ รูปแบบกระบวนการที่ได้ทำการศึกษโดย Salem *et al.* (2003) เป็นรูปแบบกระบวนการแยกทีเวเต็ดสตัคจ์แบบธรรมดาและอุณหภูมิอยู่ระหว่าง 15 - 21°C แต่ในการศึกษานี้ใช้รูปแบบกระบวนการ MLE ซึ่งเป็นกระบวนการสำหรับการกำจัดไนโตรเจนทางชีวภาพและเดินระบบที่อุณหภูมิเฉลี่ย 28°C

4.6 การประยุกต์ใช้งานกระบวนการเพิ่มพูนจุลินทรีย์

จากผลการทดลองที่ผ่านมาทั้งหมดทำให้มองเห็นถึงแนวทางในการแก้ไขปัญหาการเดินระบบที่ยังคงประสบอยู่จนทุกวันนี้เกี่ยวกับความไม่มีเสถียรภาพในการทำงานของกระบวนการแยกทีเวเต็ดสตัคจ์ โดยเฉพาะระบบบำบัดน้ำเสียจริงที่สภาวะคงที่ของภาระบรรทุสารอินทรีย์แทบไม่มีโอกาสเกิดขึ้น การผันแปรของภาระบรรทุสารอินทรีย์ที่เกิดขึ้นในรอบวันจึงยังคงเป็นปัญหาที่ยังไม่สามารถแก้ไขได้อย่างมีประสิทธิภาพและมีเหตุผลที่เหมาะสมทางเศรษฐศาสตร์ กล่าวคือระบบบำบัดน้ำเสียต้องมีถึงปรับสภาพการไหลที่สามารถเก็บพักน้ำเสียได้มากกว่า 1 วัน และมีระบบควบคุมการสูบน้ำเสียเข้าระบบบำบัดน้ำเสียอย่างมีประสิทธิภาพและคงที่ตามค่าการออกแบบในทฤษฎีตลอดเวลา ซึ่งเป็นไปไม่ได้ในทางปฏิบัติ

การผันแปรของปริมาณการไหลที่เกิดขึ้นในรอบวันจึงยังคงเป็นปัญหาที่ไม่สามารถหลีกเลี่ยงได้ และการผันแปรของภาระบรรทุไนโตรเจนส่งผลกระทบต่อประสิทธิภาพของระบบมากกว่าการผันแปรของภาระบรรทุอินทรีย์คาร์บอนหรือซีโอดีเนื่องจากอโตทรอฟิกแบคทีเรียมีอัตราการเจริญเติบโตต่ำหรือมีระยะเวลาการแบ่งตัว 2 - 3 วัน ซึ่งนานกว่าช่วงระยะเวลาการผันแปร ที่เกิดขึ้นในรอบ 1 วัน และมีปริมาณเพียงร้อยละ 3 - 10 ของจุลินทรีย์ในระบบแยกทีเวเต็ดสตัคจ์ทั้งหมด (Geradi, 2002) โดยสัดส่วนของอโตทรอฟิกแบคทีเรียในระบบขึ้นอยู่กับลักษณะน้ำเสีย กล่าวคือ ถ้าความเข้มข้นของไนโตรเจนในน้ำเสียมีก่าสูงจะทำให้มีอโตทรอฟิกแบคทีเรียในสัดส่วนที่เพิ่มสูงขึ้น แต่ปฏิกิริยาในตรีฟิเคชันนั้นไม่ได้เป็นไปอย่างตรงไปตรงมาแม้ว่าระบบบำบัดจะอยู่ในภาวะแอโรบิกและมีค่าออกซิเจนสูงถึง 7 - 8 มิลลิกรัม/ลิตร ก็ตาม ทั้งนี้เนื่องจากธรรมชาติของ

ออโตทรอปิกแบคทีเรียเจริญเติบโตสู่เฮเทอโรทรอปิกแบคทีเรียที่มีบทบาทในการกำจัดอินทรีย์คาร์บอนไม่ได้และจะไม่เจริญเติบโตจนมีปริมาณที่มีนัยสำคัญในสลัดจ์ดรายไคที่ระบบยังมีความเข้มข้นของอินทรีย์คาร์บอนสูงอยู่ (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2544)

ข้อดีของกระบวนการเพิ่มพูนจุลินทรีย์ที่สำคัญ ได้แก่ ใช้เวลาเก็บกักและค่าอายุสลัดจ์ระบบต่ำทำให้ลดค่าใช้จ่ายในการก่อสร้างและการเดินระบบ มีความยืดหยุ่นในการเดินระบบสูง เพราะมีรูปแบบและพารามิเตอร์ในการเดินระบบเหมือนกับกระบวนการสายหลัก จุลินทรีย์เป็นกลุ่มเดียวกับกระบวนการสายหลักทำให้จุลินทรีย์ไม่ต้องปรับตัวกับสิ่งแวดล้อมใหม่ เป็นกระบวนการที่เชื่อถือได้ เพราะเป็นกระบวนการไนตริฟิเคชัน/ดีไนตริฟิเคชันพื้นฐาน และเป็นกระบวนการที่สามารถนำอินทรีย์คาร์บอนที่เกิดขึ้นภายในระบบ ได้แก่ อินทรีย์คาร์บอนจากการหายใจแบบเอนโดจีนัสของสลัดจ์ในระบบหมุนเวียนและคาร์บอนจากการย่อยสลัดจ์ส่วนเกินมาใช้ประโยชน์เพื่อเพิ่มประสิทธิภาพกระบวนการดีไนตริฟิเคชันและเพื่อชดเชยค่าในระบบ

กระบวนการเพิ่มพูนจุลินทรีย์เป็นกระบวนการบำบัดในสายรองอีกรูปแบบหนึ่งสำหรับบำบัดน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์ที่มีความเข้มข้นของไนโตรเจนสูงแต่มีความเข้มข้นของอินทรีย์คาร์บอนต่ำ และมีอุณหภูมิสูง ซึ่งเป็นสิ่งแวดล้อมที่เอื้ออำนวยต่อการเจริญเติบโตของออโตทรอปิกแบคทีเรียมากกว่าน้ำเสียชุมชน และการเพิ่มประสิทธิภาพของระบบไม่จำเป็นต้องสร้างโรงงานบำบัดน้ำเสียขึ้นมาใหม่ทั้งหมด โดยเฉพาะโรงงานบำบัดน้ำเสียเดิมที่มีกระบวนการบำบัดสลัดจ์ส่วนเกินแบบแอนแอโรบิกอยู่ก่อนแล้วย่อมเป็นการลดต้นทุนการก่อสร้างได้มากขึ้น และควรหลีกเลี่ยงวิธีการบำบัดน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์แบบดั้งเดิมที่นิยมปฏิบัติกันมานานเพราะผลการทดลองได้ชี้ให้เห็นว่าวิธีการหมุนเวียนน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์กลับเข้ามาบำบัดรวมในกระบวนการสายหลักโดยตรงทำให้ระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนต่ำกว่าการบำบัดในสายรองด้วยกระบวนการเพิ่มพูนจุลินทรีย์

พร้อมกันนี้ยังพบว่า การเพิ่มภาระบรรทุกในโตรเจนขึ้น 2 เท่า ไม่ได้ส่งผลให้ค่าไนโตรเจนในน้ำทิ้งออกของกระบวนการสายหลักมีค่าแตกต่างจากการเดินระบบในสภาวะผันแปรปกติมาก บ่งบอกให้ทราบว่า การเพิ่มพูนจุลินทรีย์ทำให้กระบวนการแยกที่เวเต็ดสลัดจ์มีศักยภาพสูงขึ้นอย่างชัดเจน ภายใต้สภาวะผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์ และมีความเป็นไปได้สูงที่จะนำมาประยุกต์ใช้แก้ปัญหาได้ในทันที เพราะเป็นกระบวนการที่เหมือนกันและเข้ากันได้กับกระบวนการสายหลักเดิมที่มีอยู่ก่อนแล้ว และปริมาตรของถังปฏิกรณ์สำหรับเพิ่มพูนจุลินทรีย์ร้อยละ 4.5 และแบ่งสลัดจ์จากระบบหมุนเวียนร้อยละ 3.4 (อัตราการหมุนเวียนสลัดจ์ของระบบร้อยละ 100 ของอัตราไหลน้ำเสียเข้า) จากข้อมูลการเปรียบเทียบการเพิ่มประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนของกระบวนการแยกที่เวเต็ดสลัดจ์แบบธรรมดาให้ไนโตรเจนในน้ำทิ้งออกต่ำกว่า 10 มิลลิกรัม/ลิตร การปรับปรุงประสิทธิภาพระบบด้วยกระบวนการธรรมดาและกระบวนการเพิ่มพูนจุลินทรีย์จะต้องเพิ่มปริมาตร

ระบบขึ้นทั้งหมด 2.3 และ 0.8 เท่า และกระบวนการเพิ่มพูนจุลินทรีย์สามารถประหยัดพื้นที่สำหรับก่อสร้างได้ประมาณร้อยละ 50 (Salem *et al.*, 2002) ซึ่งแสดงให้เห็นถึงข้อดีของการนำกระบวนการเพิ่มพูนจุลินทรีย์ไปประยุกต์ใช้เพื่อเพิ่มประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนในกระบวนการแยกที่เวเต็ดสลัดจ์

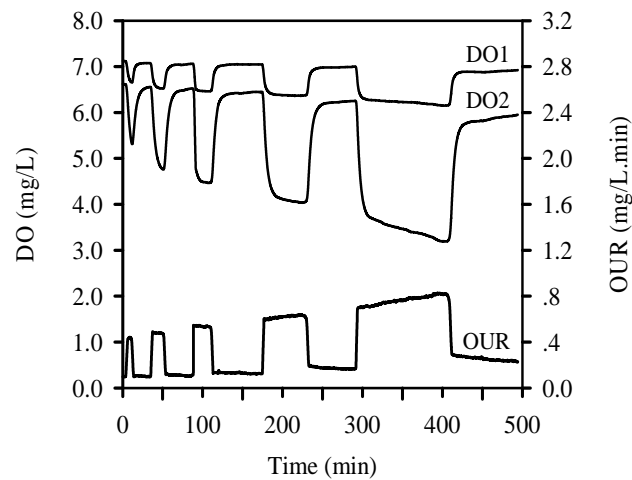
กระบวนการบำบัดน้ำเสียแยกที่เวเต็ดสลัดจ์แบบธรรมดาหรือกระบวนการกำจัดไนโตรเจนทางชีวภาพที่ปัจจุบันมีประสิทธิภาพต่ำ ตลอดจนกระบวนการแยกที่เวเต็ดสลัดจ์เดิมที่มีระบบย่อยสลัดจ์แบบแอนแอโรบิกอยู่แล้ว สามารถที่จะนำเทคนิคการเพิ่มพูนจุลินทรีย์ไปประยุกต์ใช้ได้ทันทีและมีค่าใช้จ่ายต่ำกว่าการสร้างระบบบำบัดน้ำเสียขึ้นมาใหม่ การเลือกสัดส่วนระหว่างสลัดจ์ต่อน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์ที่เหมาะสมนั้นต้องพิจารณาจากลักษณะการผันแปรของไนโตรเจนในน้ำเสียเข้าและลักษณะการเดินระบบในปัจจุบัน ตลอดจนคุณภาพน้ำทิ้งที่ต้องการ

4.7 การประมาณค่าพารามิเตอร์จลนศาสตร์ของเฮเทอโรทรอฟิกแบคทีเรีย (X_{BH})

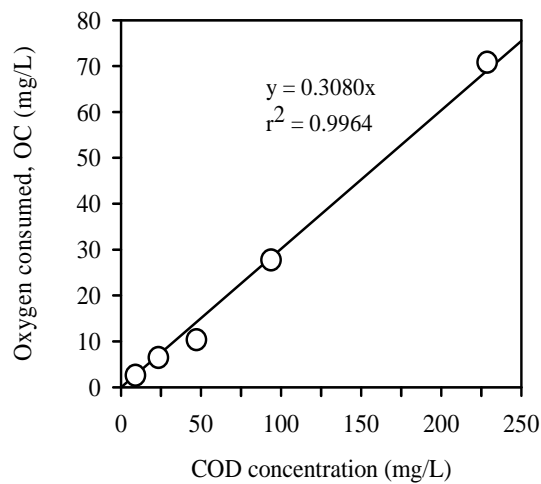
4.7.1 การประมาณค่าสัมประสิทธิ์ผลได้ (ยิลด์) ของเฮเทอโรทรอฟิกแบคทีเรีย (Y_H)

ยิลด์ของเฮเทอโรทรอฟิกแบคทีเรียสามารถประมาณค่าได้จากทดลองวัดอัตราการหายใจแบบกะ (Batch) การทดลองนี้ใช้ตัวอย่างสลัดจ์จากระบบบำบัดน้ำเสียนำร่องความเข้มข้นเฉลี่ย 1,200 มิลลิกรัม/ลิตร และใช้สารละลายโซเดียมอะซิเตทซึ่งเป็นสารอาหารในรูปของซีโอดีที่ย่อยสลายง่าย (Readily biodegradable COD, rbCOD) เดิมให้กับตัวอย่างสลัดจ์จำนวน 5 ครั้งต่อเนื่องกัน ความเข้มข้นของค่าซีโอดีอยู่ในช่วงระหว่าง 9.6 – 229.4 มิลลิกรัม/ลิตร กราฟแนวโน้มของค่าออกซิเจนและอัตราการใช้ออกซิเจนแสดงในรูปที่ 4.28 ความสัมพันธ์ระหว่างปริมาณออกซิเจนที่ถูกใช้ไปต่อปริมาณสารอาหารที่เติม (พื้นที่ใต้กราฟ) แสดงในรูปที่ 4.29 และมีค่าความชัน (Slope) เท่ากับ 0.31 จากความสัมพันธ์ $Slope = (1 - Y_H)$ จะได้ค่ายิลด์ 0.69 มิลลิกรัมเซลล์ (ซีโอดี)/มิลลิกรัมซีโอดี (ขั้นตอนการแปลผลการทดลองโดยละเอียดดูในภาคผนวก ก)

ค่ายิลด์ที่อ้างอิงในแบบจำลองทางคณิตศาสตร์กระบวนการแยกที่เวเต็ดสลัดจ์ที่ 1 (ASM1) ได้ระบุค่ายิลด์เท่ากับ 0.67 มิลลิกรัมเซลล์ (ซีโอดี)/มิลลิกรัมซีโอดี ที่อุณหภูมิมาตรฐาน 20°C (Henze *et al.*, 2000) ผลการทดลองอื่นๆ และใช้อะซิเตทเป็นสารอาหารที่ศึกษาโดย Muller *et al.* (2004) ซึ่งใช้ตัวอย่างสลัดจ์จากระบบบำบัดน้ำเสียนำร่องกระบวนการ MLE ได้ค่ายิลด์เท่ากับ 0.69 มิลลิกรัมเซลล์ (ซีโอดี)/มิลลิกรัมซีโอดี และจากรายงานที่ศึกษาโดย Dricks, Pind, Mosback, and Henze, 1999) ได้ค่ายิลด์เท่ากับ 0.71 มิลลิกรัมเซลล์ (ซีโอดี)/มิลลิกรัมซีโอดี โดยทั่วไปยิลด์น้ำเสียชุมชนมีค่าอยู่ระหว่าง 0.38 – 0.75 มิลลิกรัมเซลล์ (ซีโอดี)/มิลลิกรัมซีโอดี (Jeppsson, 1996)



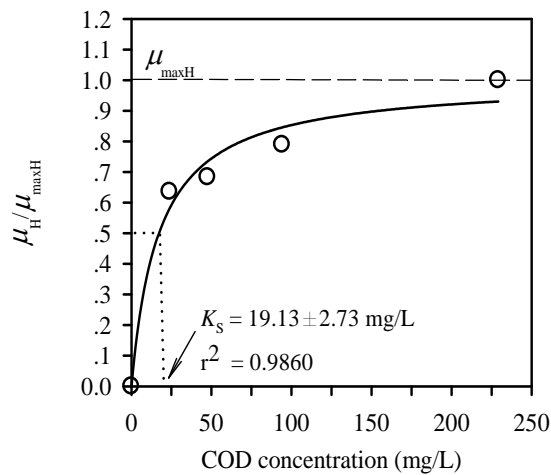
รูปที่ 4.28 แนวโน้มอัตราการใช้ออกซิเจนการทดลองสำหรับประมาณค่า Y_H



รูปที่ 4.29 กราฟความสัมพันธ์เชิงเส้นตรงระหว่าง OC และความเข้มข้นของค่าซีไอดี

4.7.2 การประมาณค่าคงที่อิ่มตัวสำหรับสารอาหารของเฮเทอโรโทรฟิกแบคทีเรีย (K_S)

การประมาณค่าคงที่อิ่มตัวสำหรับสารอาหารของเฮเทอโรโทรฟิกแบคทีเรียจะใช้ชุดข้อมูลจากการทดลองสำหรับการประมาณค่ายิลด์ (Y_H) จำนวน 4 ชุดข้อมูล ความเข้มข้นของซีไอดีอยู่ในช่วงระหว่าง 25 – 229.3 มิลลิกรัม/ลิตร ผลจากการจำลองสถานการณ์แบบไม่เชิงเส้นตรง (Nonlinear) โดยใช้ความสัมพันธ์ของพารามิเตอร์ตามสมการที่ (2.9) ค่าคงที่อิ่มตัวสำหรับสารอาหาร (K_S) มีค่าเท่ากับ 19.1 มิลลิกรัม/ลิตร (รูปที่ 4.30)

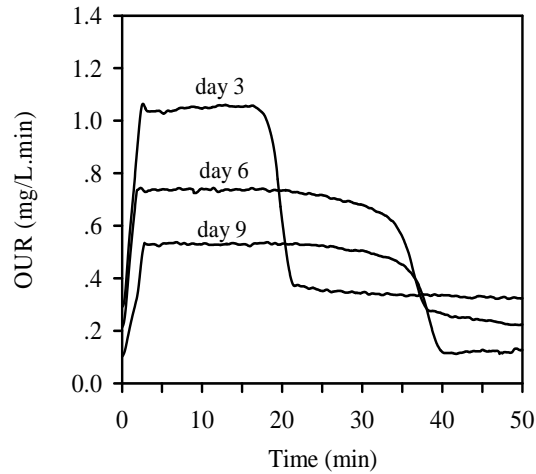


รูปที่ 4.30 กราฟแสดงผลการจำลองสถานการณ์การประมาณค่า K_s

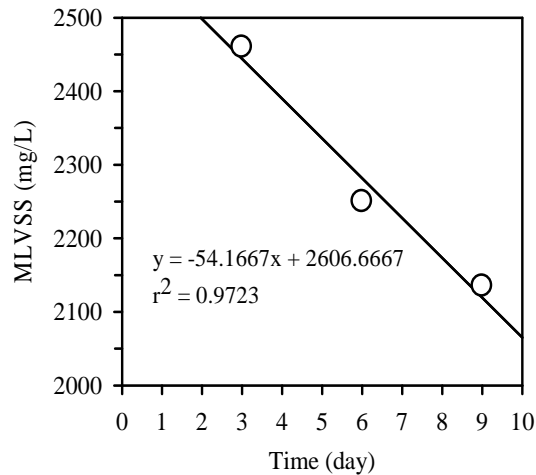
ในแบบจำลองทางคณิตศาสตร์กระบวนการแอกทีฟที่เต็มสัดจ์ที่ 1 (ASM1) ได้ระบุค่าคงที่อิ่มตัวสำหรับสารอาหารเท่ากับ 20 มิลลิกรัม/ลิตร ที่อุณหภูมิมาตรฐาน 20°C (Henze *et al.*, 2000) จากรายงานที่ศึกษาโดย Penya-Roja, Seco, Ferrer, and Serralta, 2002) ที่อุณหภูมิ 20°C ค่าคงที่อิ่มตัวสำหรับสารอาหารเท่ากับ 20.4 มิลลิกรัม/ลิตร และจากรายงานการศึกษาที่อุณหภูมิ 30°C โดย Dosta (2007) ค่าคงที่อิ่มตัวสำหรับสารอาหารเท่ากับ 15 มิลลิกรัม/ลิตร โดยทั่วไปค่าคงที่อิ่มตัวสำหรับสารอาหารน้ำเสียชุมชนมีค่าอยู่ระหว่าง 5 – 30 มิลลิกรัม/ลิตร (Jeppsson, 1996)

4.7.3 การประมาณค่าสัมประสิทธิ์อัตราการเน่าเปื่อยของเฮเทอร์โทรฟิกลแบคทีเรีย (b_H)

การทดลองได้ดำเนินการตามวิธีที่เสนอไว้โดย Spanjers and Vanrolleghem (1995) โดยวัดอัตราการใช้ออกซิเจนสูงสุด (OUR_{\max}) ของสัดจ์หลังจากเติมสารอาหารจำพวกอินทรีย์คาร์บอน (โซเดียมอะซิเตท) ความเข้มข้นซีโอดีเฉลี่ย 46.8 มิลลิกรัม/ลิตร และนำสัดจ์มาทำการวัดอัตราการใช้ออกซิเจนซ้ำในลักษณะเดียวกันจำนวน 3 ครั้งตลอดช่วงระยะเวลา 9 วัน ในระหว่างนี้ได้เติมเฉพาะอากาศและไม่ให้อาหารกับสัดจ์ จากผลการทดลองพบว่าอัตราการใช้ออกซิเจนสูงสุดมีแนวโน้มลดลงเช่นเดียวกับปริมาณ MLVSS (รูปที่ 4.31 และ 4.32) ทั้งนี้เพราะอัตราการใช้ออกซิเจนสูงสุดมีความสัมพันธ์กับปริมาณจุลินทรีย์ที่มีชีวิตอยู่ (Spanjers and Vanrolleghem, 1995)

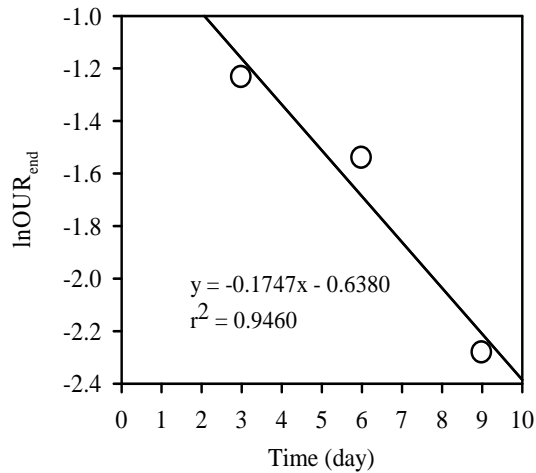


รูปที่ 4.31 แนวโน้มการลดลงของอัตราการใช้ออกซิเจนสูงสุดในช่วงเวลา 9 วัน
ของเฮเทอโรทรอปิกแบคทีเรีย

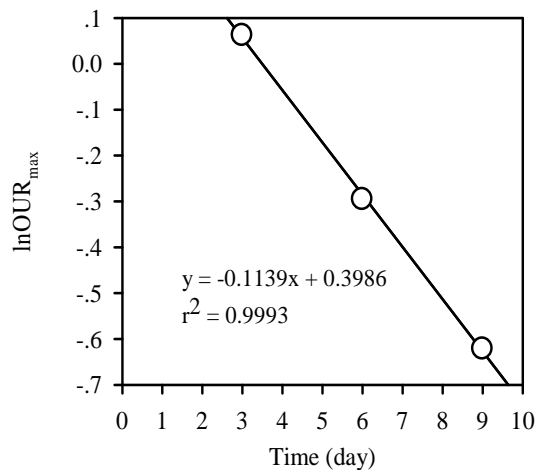


รูปที่ 4.32 การลดลงของปริมาณ MLVSS ในช่วงระยะเวลา 9 วัน

เมื่อเปรียบเทียบระหว่างข้อมูลอัตราการหายใจของจุลินทรีย์ในสถานะเอ็นโดจีนัส (OUR_{end}) ตามความสัมพันธ์ในสมการที่ (2.14) (รูปที่ 4.33) และอัตราการใช้ออกซิเจนสูงสุด (OUR_{max}) พบว่าข้อมูล OUR_{max} มีความสัมพันธ์เชิงเส้นตรงสูงกว่าข้อมูล OUR_{end} (รูปที่ 4.34) ค่าความชัน ($b_H^{Linear-death}$) มีค่าเท่ากับ 0.11 วัน^{-1} และเมื่อแทนค่าลงในสมการที่ (2.15) โดยใช้ค่ายึดจากผลการทดลองที่ผ่านมา ($Y_H = 0.69$) จะได้ค่า $b_H^{Death-regeneration}$ เท่ากับ 0.31 วัน^{-1}



รูปที่ 4.33 กราฟความสัมพันธ์เชิงเส้นตรงระหว่าง $\ln\text{OUR}_{\text{end}}$ และเวลาของเฮเทอโรโทรฟิกแบคทีเรีย



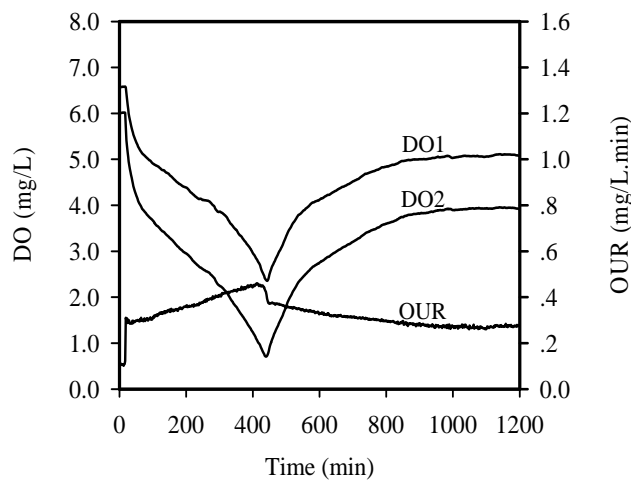
รูปที่ 4.34 กราฟความสัมพันธ์เชิงเส้นตรงระหว่าง $\ln\text{OUR}_{\text{max}}$ และเวลาของเฮเทอโรโทรฟิกแบคทีเรีย

แบบจำลองทางคณิตศาสตร์กระบวนการแอกทีเวตเต็ดสลัดจ์ที่ 1 (ASM1) ได้ระบุค่าสัมประสิทธิ์อัตราการเน่าเปื่อยเท่ากับ 0.62 วัน^{-1} ที่อุณหภูมิมาตรฐาน 20°C (Henze *et al.*, 2000) จากรายงานผลการศึกษาโดย Manser, Gujer, and Siegrist (2006) อัตราการเน่าเปื่อยมีค่าเท่ากับ 0.28 วัน^{-1} ที่อุณหภูมิ 20°C และจากรายงานการศึกษาที่อุณหภูมิ 30°C โดย Dosta (2007) อัตราการเน่าเปื่อยมีค่าเท่ากับ 0.04 วัน^{-1} โดยทั่วไปอัตราการเน่าเปื่อยมีค่าอยู่ระหว่าง $0.05 - 1.6 \text{ วัน}^{-1}$ (Jeppsson, 1996)

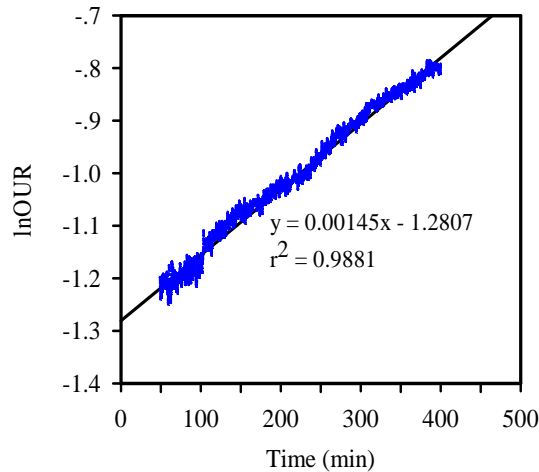
4.7.4 การประมาณค่าสัมประสิทธิ์อัตราการเจริญเติบโตจำเพาะสูงสุดของเฮเทอโรทรอฟิกแบคทีเรีย ($\mu_{\max H}$)

การทดลองได้ดำเนินการตามวิธีที่เสนอไว้โดย Kappeler and Gujer (1992) โดยตัวอย่างสลัดจ์มีความเข้มข้นเฉลี่ย 720 มิลลิกรัม/ลิตร หลังจากเติมสารอาหารอินทรีย์คาร์บอน (โซเดียมอะซิเตท) ความเข้มข้นซีโอดีเฉลี่ย 1,403 มิลลิกรัม/ลิตร แนวโน้มอัตราการใช้ออกซิเจน แสดงในรูปที่ 4.35 และการแปลผลนำเฉพาะช่วงข้อมูลที่อัตราการใช้ออกซิเจนเพิ่มขึ้นเป็นเชิงเส้นตรงจนกระทั่งเวลาประมาณ 400 นาที ความชันที่ได้มีค่าเท่ากับ 0.00145 นาที⁻¹ (รูปที่ 4.36) อัตราการเจริญเติบโตจำเพาะสูงสุดมีค่าเท่ากับ 2.2 วัน⁻¹ (แทนค่า $b_H = 0.11$ วัน⁻¹)

แบบจำลองทางคณิตศาสตร์กระบวนการแอกทีฟที่เด็ดสลัดจ์ที่ 1 (ASM1) ได้ระบุค่าสัมประสิทธิ์อัตราการเจริญเติบโตจำเพาะสูงสุด ($\mu_{\max H}$) เท่ากับ 6 วัน⁻¹ ที่อุณหภูมิ 20°C (Henze *et al.*, 2000) ผลการศึกษาที่รายงานไว้โดย Guisasola (2005) มีค่าเท่ากับ 1.68 วัน⁻¹ ที่อุณหภูมิ 25°C โดยทั่วไปอัตราการเจริญเติบโตจำเพาะสูงสุดมีค่าอยู่ระหว่าง 0.6 – 13.2 วัน⁻¹ (Jeppsson, 1996)



รูปที่ 4.35 แนวโน้มอัตราการใช้ออกซิเจนการทดลอง
สำหรับประมาณค่า $\mu_{\max H}$



รูปที่ 4.36 กราฟความสัมพันธ์เชิงเส้นตรงระหว่าง lnOUR และเวลา
สำหรับประมาณค่า $\mu_{\max H}$

4.8 การประมาณค่าพารามิเตอร์จลนศาสตร์ของแอมโมเนียมออกไซด์เชิง

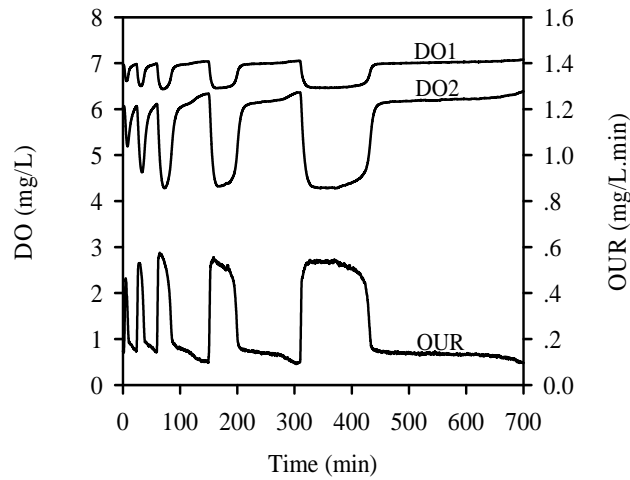
แบคทีเรีย (X_{AOB})

4.8.1 การประมาณค่าสัมประสิทธิ์ผลได้ (ยิลด์) ของแอมโมเนียมออกไซด์เชิง

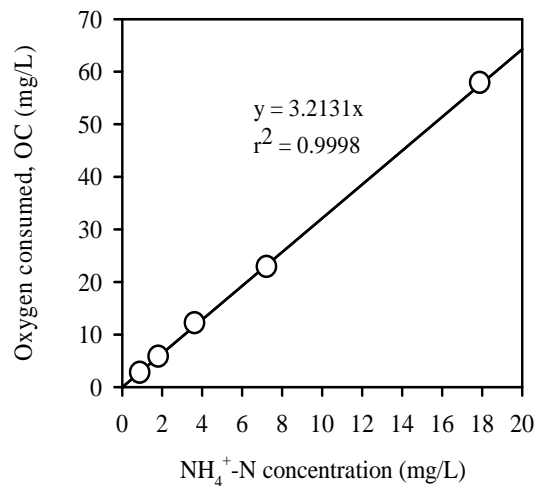
แบคทีเรีย (Y_{AOB})

การทดลองใช้ตัวอย่างสลัดจ์ความเข้มข้นเฉลี่ย 835 มิลลิกรัม/ลิตร และใช้สารอาหารที่มีความเข้มข้นของแอมโมเนียมอยู่ในช่วงระหว่าง 0.9 – 17.9 มิลลิกรัม/ลิตร เติมน้ำให้กับตัวอย่างสลัดจ์จำนวน 5 ครั้งติดต่อกัน กราฟแนวโน้มของค่าออกซิเจนและอัตราการใช้ออกซิเจนแสดงในรูปที่ 4.37 ความสัมพันธ์ระหว่างปริมาณออกซิเจนที่ถูกใช้ไปต่อปริมาณสารอาหารที่เติม (พื้นที่ใต้กราฟ) แสดงในรูปที่ 4.38 และกราฟมีค่าความชัน (Slope) เท่ากับ 3.21 จากความสัมพันธ์ $Slope = (3.43 - Y_{AOB})$ จะได้ค่ายิลด์เท่ากับ 0.22 มิลลิกรัมเซลล์ (ซีโอดี)/มิลลิกรัมแอมโมเนียม

จากผลการศึกษาที่รายงานไว้โดย Dosta (2007) ที่อุณหภูมิการทดลอง 30°C ได้ระบุค่ายิลด์เท่ากับ 0.22 มิลลิกรัมเซลล์ (ซีโอดี)/มิลลิกรัมแอมโมเนียม และผลการศึกษาที่รายงานโดย Marsili-Libelli and Tabani (2002) ที่อุณหภูมิ 20°C และ Guisaaola (2005) ที่อุณหภูมิ 25°C ได้ระบุค่ายิลด์เท่ากับ 0.21 มิลลิกรัมเซลล์ (ซีโอดี)/มิลลิกรัมแอมโมเนียม และผลการศึกษาที่รายงานโดย Jubany (2007) ระบุค่ายิลด์เท่ากับ 0.18 มิลลิกรัมเซลล์ (ซีโอดี)/มิลลิกรัมแอมโมเนียม ที่อุณหภูมิ 25°C



รูปที่ 4.37 แนวโน้มอัตราการใช้ออกซิเจนสำหรับประมาณค่า Y_{AOB}



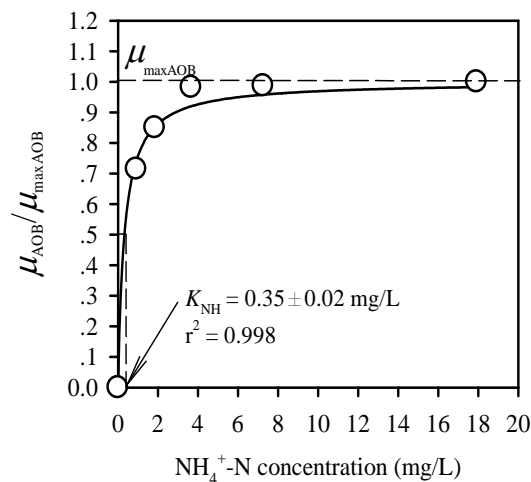
รูปที่ 4.38 กราฟความสัมพันธ์ระหว่าง OC และค่าความเข้มข้นของแอมโมเนียม

แบบจำลองทางคณิตศาสตร์กระบวนการแอกทีเวตเต็ดสลัดจ์ที่ 1 (ASM1) ได้ระบุค่า yield (Y_A) เท่ากับ 0.24 (Henze *et al.*, 2000) ซึ่งเป็นผลรวมระหว่าง yield ของแอมโมเนียม ออกซิไดซิงแบคทีเรียและไนไตรท์ออกซิไดซิงแบคทีเรีย ($Y_{AOB} + Y_{NOB}$) โดยที่ Y_{NOB} มีค่าอ้างอิงเท่ากับ 0.08 มิลลิกรัมเซลล์ (ซีโอดี)/มิลลิกรัมไนไตรท์ (Marsili-Libelli and Tabani, 2002; Guisasaola, 2005; Jubany, 2007) โดยทั่วไปค่า yield (Y_A) มีค่าอยู่ระหว่าง 0.07-0.28 มิลลิกรัมเซลล์ (ซีโอดี)/มิลลิกรัมแอมโมเนียม (Jeppsson, 1996)

4.8.2 การประมาณค่าสัมประสิทธิ์ค่าคงที่อิมิตัวสำหรับสารอาหารของแอมโมเนียมออกไซด์เชิงแบคทีเรีย (K_{NH})

การแปลผลการทดลองใช้ข้อมูลจากการทดลองสำหรับการประมาณค่าขีดของแอมโมเนียมออกไซด์เชิงแบคทีเรีย จำนวน 5 ชุดข้อมูล ความเข้มข้นของแอมโมเนียมอยู่ระหว่าง 0.9 – 17.2 มิลลิกรัม/ลิตร ผลจากการจำลองสถานการณ์แบบไม่เชิงเส้นตรง (Nonlinear) โดยใช้ความสัมพันธ์ของพารามิเตอร์ตามสมการที่ (2.29) ค่าคงที่อิมิตัวสำหรับสารอาหาร (K_{NH}) มีค่าเท่ากับ 0.35 มิลลิกรัม/ลิตร (รูปที่ 4.39)

แบบจำลองทางคณิตศาสตร์กระบวนการแยกที่เวเต็ดสตัดจ์ที่ 1 (ASM1) ระบุค่าคงที่อิมิตัวสำหรับสารอาหาร (K_{NH}) เท่ากับ 1 มิลลิกรัม/ลิตร ที่อุณหภูมิ 20°C (Henze *et al.*, 2000) ผลการศึกษาที่รายงานโดย Jubany (2007) ได้ระบุค่าคงที่อิมิตัวสำหรับสารอาหารเท่ากับ 0.34 มิลลิกรัม/ลิตร ที่อุณหภูมิ 25°C และจากผลการศึกษาที่รายงานโดย Marsili-Libelli and Tabani (2002) และ Penya-roja *et al.* (2002) ระบุค่าคงที่อิมิตัวสำหรับสารอาหารเท่ากับ 0.24 และ 0.25 มิลลิกรัม/ลิตร ที่อุณหภูมิ 20°C และผลการศึกษาที่รายงานโดย Dosta (2007) ที่อุณหภูมิ 30°C ค่าคงที่อิมิตัวสำหรับสารอาหารเท่ากับ 1.27 มิลลิกรัม/ลิตร

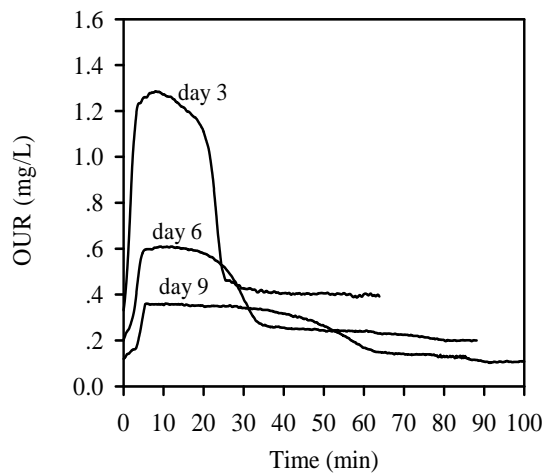


รูปที่ 4.39 กราฟแสดงผลการจำลองสถานการณ์การประมาณค่า K_{NH}

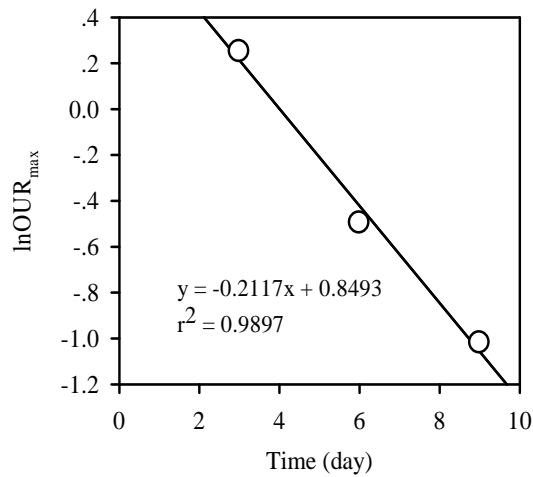
4.8.3 การประมาณค่าสัมประสิทธิ์อัตราการนำเปื้อยของแอมโมเนียมออกซิไดซิงแบคทีเรีย (b_A)

การทดลองได้ดำเนินการตามวิธีที่เสนอไว้โดย Spanjers and Vanrolleghem (1995) โดยวัดอัตราการใช้ออกซิเจนสูงสุด (OUR_{max}) ของสลัดจ์เมื่อเติมแอมโมเนียมความเข้มข้นเฉลี่ย 7.2 มิลลิกรัม/ลิตร การทดลองใช้ตัวอย่างสลัดจ์เดียวกันกับสลัดจ์ที่นำมาวิเคราะห์หาอัตราการนำเปื้อยของเฮเทอโรโทรฟิคแบคทีเรีย ทำการทดลองจำนวน 3 ครั้งในช่วงระยะเวลา 9 วัน อัตราการใช้ออกซิเจนสูงสุดของสลัดจ์ลดลงอย่างต่อเนื่อง (รูปที่ 4.40) และความสัมพันธ์ในเชิงเส้นตรงระหว่าง OUR_{max} กับเวลา ค่าความชันคืออัตราการนำเปื้อยของแอมโมเนียมออกซิไดซิงแบคทีเรียมีค่าเท่ากับ 0.21 วัน^{-1} (รูปที่ 4.41)

แบบจำลองทางคณิตศาสตร์กระบวนการแยกที่เวเต็ดสลัดจ์ที่ 1 (ASM1) ไม่ได้ระบุค่าอ้างอิงอัตราการนำเปื้อยของแอมโมเนียมออกซิไดซิงแบคทีเรียไว้ จากการศึกษาที่รายงานไว้โดย Dosta (2007) ทำการทดลองที่อุณหภูมิ 30°C และ Jubany (2007) ที่อุณหภูมิ 25°C ได้ระบุค่าอัตราการนำเปื้อยของแอมโมเนียมออกซิไดซิงแบคทีเรียเท่ากับ 0.2 วัน^{-1}



รูปที่ 4.40 กราฟอัตราการใช้ออกซิเจนสูงสุดในช่วงระยะเวลา 9 วันของแอมโมเนียมออกซิไดซิงแบคทีเรีย

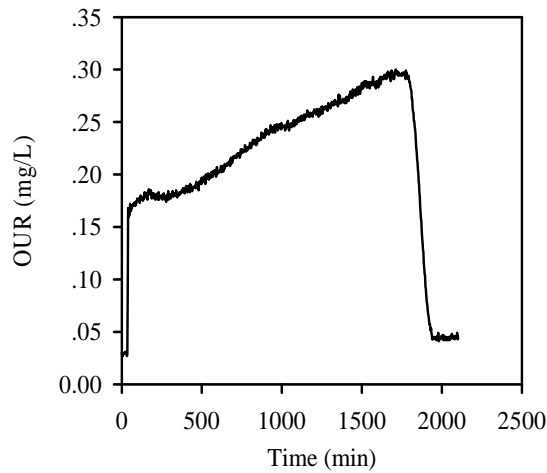


รูปที่ 4.41 กราฟความสัมพันธ์เชิงเส้นตรงระหว่าง $\ln\text{OUR}_{\max}$ และเวลาของแอมโมเนียออกซิไดซิงแบคทีเรีย

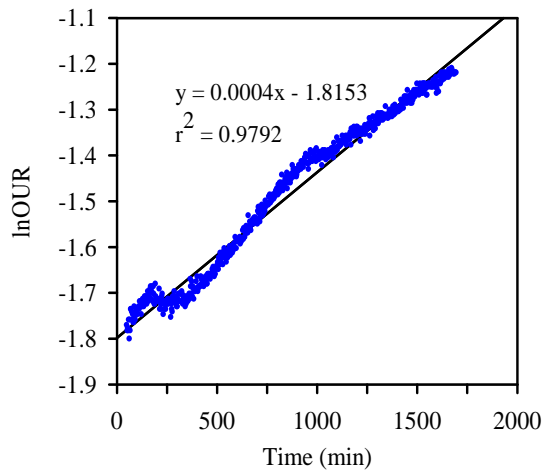
4.8.4 การประมาณค่าสัมประสิทธิ์อัตราการเจริญเติบโตจำเพาะสูงสุดของแอมโมเนียออกซิไดซิงแบคทีเรีย ($\mu_{\max\text{AOB}}$)

การทดลองใช้ตัวอย่างสลัดจ์ความเข้มข้นเฉลี่ย 65 มิลลิกรัม/ลิตร และสารอาหารแอมโมเนียความเข้มข้นเฉลี่ย 37.1 มิลลิกรัม/ลิตร กราฟอัตราการใช้ออกซิเจน แสดงในรูปที่ 4.42 และการแปลผลนำเฉพาะช่วงข้อมูลที่อัตราการใช้ออกซิเจนเพิ่มขึ้นเป็นเชิงเส้นตรงจนกระทั่งเวลาประมาณ 1,600 นาที ค่าความชันที่ได้เท่ากับ 0.0004 นาที^{-1} (รูปที่ 4.43) อัตราการเจริญเติบโตจำเพาะสูงสุดมีค่าเท่ากับ 0.9 วัน^{-1} (แทนค่า $b_A = 0.21 \text{ วัน}^{-1}$)

แบบจำลองทางคณิตศาสตร์กระบวนการแยกแวกเวตส์คัลด์จ์ที่ 1 (ASM1) ระบุค่าอัตราการเจริญเติบโตจำเพาะสูงสุดเท่ากับ 0.8 วัน^{-1} ที่อุณหภูมิ 20°C จากผลการทดลองที่รายงานโดย Jubany (2007) ที่อุณหภูมิ 25°C และ Dosta (2007) ที่อุณหภูมิ 30°C อัตราการเจริญเติบโตจำเพาะสูงสุดเท่ากับ 1.2 วัน^{-1} และจากผลการทดลองที่รายงานโดย Guisasola (2005) ที่อุณหภูมิ 25°C อัตราการเจริญเติบโตจำเพาะสูงสุดเท่ากับ 1.27 วัน^{-1}



รูปที่ 4.42 การทดลองวัดอัตราการใช้ออกซิเจนสำหรับประมาณค่า $\mu_{\max\text{AOB}}$



รูปที่ 4.43 กราฟความสัมพันธ์เชิงเส้นตรงระหว่าง lnOUR และเวลาสำหรับประมาณค่า $\mu_{\max\text{AOB}}$

ผลการทดลองประมาณค่าสัมประสิทธิ์พารามิเตอร์จลนศาสตร์ของเฮเทอโรโทรฟิกแบบที่เรียและแอมโมเนียออกซิไดซิงแบคทีเรียที่สำคัญ ได้แก่ ค่าสัมประสิทธิ์ผลได้หรือยิลด์ (Y) ค่าคงที่อิ่มตัวสำหรับสารอาหาร (K) ค่าสัมประสิทธิ์อัตราการเน่าเปื่อย (b) และค่าสัมประสิทธิ์อัตราการเจริญเติบโตจำเพาะสูงสุด (μ_{\max}) โดยวิธีวัดอัตราการหายใจและแปลผลข้อมูลพารามิเตอร์จากความสัมพันธ์สมการโมโนดและบนพื้นฐานของแบบจำลองทางคณิตศาสตร์กระบวนการแยกทิวเต็ดสตัคจ์ที่ 1 (ASM1) สรุปผลการทดลองในตารางที่ 4.9

ตารางที่ 4.9 สรุปค่าสัมประสิทธิ์พารามิเตอร์จลนศาสตร์ของเฮเทอโรโทรฟิแบคทีเรีย (X_{BH}) และแอมโมเนียออกซิไดซิงแบคทีเรีย (X_{AOB})

พารามิเตอร์	สัญลักษณ์	ค่าสัมประสิทธิ์ (28°C)	ASM1/ ASM3 (20°C)	ช่วงค่าอ้างอิง
เฮเทอโรโทรฟิแบคทีเรีย	X_{BH}			
Yield coefficient (mg/mg)	Y_H	0.69	0.67/0.85	0.38 - 0.75
Max. spec. growth rate (day ⁻¹)	μ_{maxH}	2.20	6/2	0.6 - 13.2
Saturation constant for COD (mg/L)	K_S	19.13	20/2	5 - 30
Decay rate (day ⁻¹)	b_H	0.31	0.62/0.2	0.05 - 1.6
แอมโมเนียออกซิไดซิงแบคทีเรีย	X_{AOB}			
Yield coefficient (mg/mg)	Y_{AOB}	0.22	0.24/0.24	0.07 - 0.28
Max. spec. growth rate (day ⁻¹)	μ_{maxAOB}	0.90	0.80/1	0.3 - 0.7
Saturation constant for NH ₄ ⁺ (mg/L)	K_{NH}	0.35	1.0/0.01	0.2 - 1.0
Decay rate (day ⁻¹)	b_A	0.21	-/0.15	0.05 - 0.2

4.9 สรุปผลการทดลอง

4.9.1 การทดลองการเดินระบบในรูปแบบพื้นฐาน เมื่อทำการปรับลดอายุสลัดจ์ของระบบจาก 7 วันเหลือ 5 วัน ประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนภายใต้สภาวะคงที่ของภาระบรรทุกสารอินทรีย์จะลดลงจากร้อยละ 97.1 เหลือร้อยละ 95.6 แต่การทดลองภายใต้สภาวะผันแปรของภาระบรรทุกประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนลดลงจากร้อยละ 94.9 เหลือเพียงร้อยละ 79.9 และค่าไนโตรเจนในน้ำทิ้งออกมีแนวโน้มการผันแปรในลักษณะเดียวกับไนโตรเจนในน้ำเสียเข้า ในโตรเจนในน้ำทิ้งออกมีค่าสูงสุด 11.5 มิลลิกรัม/ลิตร แต่ในขณะที่เดียวกันการเดินระบบภายใต้สภาวะผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอไซด์จะมีค่าเฉลี่ยสูงกว่าการเดินระบบภายใต้สภาวะคงที่ทั้ง 2 ค่าอายุสลัดจ์ และพบว่าประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอไซด์มีแนวโน้มเพิ่มสูงขึ้นเมื่อปรับลดอายุสลัดจ์ของระบบจาก 7 วันเหลือ 5 วัน โดยมีประสิทธิภาพร้อยละ 88.1 และ 90.6 ค่าซีโอไซด์ในน้ำทิ้งออกในการทดลองทั้ง 2 สภาวะมีลักษณะค่อนข้างคงที่ชี้ให้เห็นว่าการผันแปรของภาระบรรทุกของอินทรีย์คาร์บอนไม่ได้ส่งผลกระทบต่อประสิทธิภาพและการทำงานของระบบโดยรวม

4.9.2 การทดลองหมุนเวียนน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์ส่วนเกินแบบแอนแอโรบิกกลับมาบำบัดในกระบวนการสายหลักโดยตรงและอายุสลัดจ์ระบบ 5 วัน น้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์มีค่าซีโอไซด์และทีเคเอ็นเฉลี่ย 406 และ 356 มิลลิกรัม/ลิตร โดยเปรียบเทียบกับ การเดินระบบในรูปแบบพื้นฐานที่อายุสลัดจ์ 5 วัน เท่ากัน การทดลองภายใต้สภาวะภาระบรรทุกสารอินทรีย์คงที่พบว่า ประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนลดลงเหลือเพียงร้อยละ 70.3 และประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนภายใต้สภาวะ

ผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์ร้อยละ 80.3 ขณะที่ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีภายใต้สภาวะคงที่และภายใต้สภาวะผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์มีค่าร้อยละ 90.3 และ 92.3 ซึ่งประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีของระบบโดยรวมยังถือว่าคงที่และมีศักยภาพสูง

4.9.3 การทดลองหมุนเวียนน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์กลับมาบำบัดในกระบวนการสายหลักโดยตรง ค่าไนโตรเจนในน้ำทิ้งออกยังคงมีลักษณะและแนวโน้มการผันแปรเหมือนกับค่าไนโตรเจนในน้ำเสียเข้า ในโตรเจนในน้ำทิ้งออกมีค่าสูงสุด 11.8 มิลลิกรัม/ลิตร ผลการทดลองในขั้นตอนนี้ชี้ให้เห็นว่า การหมุนเวียนน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์กลับมาบำบัดในกระบวนการสายหลักโดยตรงเป็นวิธีการที่มีประสิทธิภาพต่ำ ดังนั้นจึงควรทำการบำบัดด้วยกระบวนการที่เหมาะสมก่อนหมุนเวียนกลับเข้าสู่กระบวนการสายหลักอีกครั้ง

4.9.4 ถึงปฏิบัติการสำหรับการเพิ่มพูนจุลินทรีย์มีเวลาเก็บกักในถังแอนอ็อกซิกและถังแอโรบิกเท่ากับ 2 และ 4 ชม. ซึ่งเท่ากับเวลาเก็บกักของกระบวนการสายหลักแต่มีทิศทางการไหลตรงกันข้าม การทดลองได้แบ่งย่อยออกเป็น 4 ลักษณะตามอัตราส่วนการผสมระหว่างสลัดจ์จากระบบหมุนเวียนต่อน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์ส่วนเกินแบบแอนแอโรบิก ซึ่งได้แก่ อัตราส่วน 0.2 : 1, 1 : 1, 3 : 1 และ 5 : 1 การทดลองได้ทำการเปรียบเทียบประสิทธิภาพการเดินระบบใน 2 ลักษณะคือการเดินระบบภายใต้สภาวะคงที่และภายใต้สภาวะผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์ ผลการทดลองในส่วนนี้พบว่าค่าซีโอดีในน้ำทิ้งออกมีแนวโน้มค่อนข้างคงที่ในทุกอัตราส่วนการทดลองและประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีทุกการทดลองค่าเฉลี่ยร้อยละ 89.9 แต่ประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนของระบบจะมีความแตกต่างกันอย่างชัดเจน การทดลองสัดส่วนสลัดจ์จากระบบหมุนเวียนต่อน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์ที่ 3 : 1 ภายใต้สภาวะผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์นอกจากประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนมีค่าสูงสุดร้อยละ 98.8 ยังพบว่าค่าไนโตรเจนในน้ำทิ้งออกภายใต้สภาวะผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์มีแนวโน้มค่อนข้างคงที่เหมือนกับผลการทดลองภายใต้สภาวะคงที่ของภาระบรรทุกสารอินทรีย์ การเพิ่มสัดส่วนของสลัดจ์หมุนเวียนต่อน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์ให้สูงขึ้นเป็น 5 : 1 ก็ได้ผลการทดลองในลักษณะเดียวกัน ซึ่งแสดงให้เห็นว่านอกจากจะทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนของระบบสูงขึ้นแล้วยังสามารถช่วยทำให้ระบบมีศักยภาพในการรองรับต่อสภาวะผันแปรของภาระบรรทุกได้

4.9.5 การเพิ่มภาระบรรทุกให้กับกระบวนการสายหลักและถึงปฏิบัติการสำหรับการเพิ่มพูนจุลินทรีย์ขึ้นประมาณ 2 เท่า ในสัดส่วนการทดลองสัดส่วนสลัดจ์หมุนเวียนต่อน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์ที่ 3 : 1 ภายใต้สภาวะผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์ยังคงพบว่าประสิทธิภาพของระบบไม่เปลี่ยนแปลงมากโดยมีค่าร้อยละ 98 และ 97.2 แม้ว่าประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนของถังปฏิบัติการสำหรับการเพิ่มพูนจุลินทรีย์ลดลงจากสภาวะผันแปรปกติอยู่ระหว่างร้อยละ 96.1 – 98.9 เหลือเพียงร้อยละ 52.8 แต่ปริมาณไนโตรเจนในน้ำทิ้งออกมีการผันแปรในช่วงแคบระหว่าง 0.5 – 2.8

มิลลิกรัม/ลิตร เท่านั้น ในขณะที่การทดลองภายใต้สภาวะการผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์ปกติค่าไนโตรเจนในน้ำทิ้งออกมีการผันแปรอยู่ในช่วง 0.2 – 0.8 มิลลิกรัม/ลิตร

4.9.6 สัดส่วนของสลัดจ์จากระบบหมุนเวียนต่อน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์ที่เหมาะสมอยู่ที่ 3 : 1 เมื่อเปรียบเทียบสัดส่วนปริมาตรของถังปฏิริยาสำหรับเพิ่มพูนจุลินทรีย์ต่อปริมาตรของกระบวนการสายหลักร้อยละ 4.5 (เปรียบเทียบเฉพาะสัดส่วนของปริมาตรถังแอนอกซิกและถังแเอโรบิก) ซึ่งมีค่าต่ำกว่าสัดส่วนที่ได้รายงานไว้โดย Salem *et al.* (2003) ประมาณร้อยละ 10 (เปรียบเทียบเฉพาะสัดส่วนของปริมาตรถังแเอโรบิก) และสัดส่วนของปริมาณสลัดจ์ในระบบหมุนเวียนร้อยละ 3.4 ซึ่งสูงกว่าสัดส่วนที่ได้รายงานไว้โดย Salem *et al.* (2003) ประมาณร้อยละ 0.5 แต่ทั้งนี้รูปแบบกระบวนการและอุณหภูมิที่ทำการศึกษามีความแตกต่างกัน กล่าวคือ รูปแบบกระบวนการที่ศึกษาโดย Salem *et al.* (2003) เป็นรูปแบบกระบวนการแอกทิเวเต็ดสลัดจ์แบบธรรมดาและอุณหภูมิประมาณ 14 - 21°C แต่ในการศึกษานี้ใช้รูปแบบกระบวนการ MLE ซึ่งเป็นกระบวนการสำหรับการกำจัดไนโตรเจนและอุณหภูมิเฉลี่ย 28°C

4.9.7 กระบวนการสำหรับการเพิ่มพูนจุลินทรีย์ซึ่งถือว่าเป็นกระบวนการบำบัดในสายรองของระบบ เป็นกระบวนการที่มีบทบาทสำคัญที่ส่งผลต่อประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนของกระบวนการสายหลักให้เพิ่มสูงขึ้นเป็นลำดับ โดยที่ประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนจะเพิ่มขึ้นตามสัดส่วนของสลัดจ์จากระบบหมุนเวียน การทดลองในสัดส่วนสลัดจ์หมุนเวียนต่อน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์ที่ 0.2 : 1, 1 : 1, 3 : 1 และ 5 : 1 (ภายใต้สภาวะผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์) ประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนร้อยละ 46.8, 57.1, 96.1 และ 98.1 ตามลำดับ

4.9.8 การประมาณค่าพารามิเตอร์จลนศาสตร์ของเฮเทอโรโทรฟิคแบคทีเรีย (X_{BH}) ได้แก่ ค่าสัมประสิทธิ์ผลได้ (ยิลด์) (Y_H) ค่าคงที่อิ่มตัวสำหรับสารอาหาร (K_S) อัตราการนำเปื้อน (b_H) และอัตราการเจริญเติบโตจำเพาะสูงสุด (μ_{maxH}) ซึ่งมีค่าเท่ากับ 0.69 มิลลิกรัม/มิลลิกรัม 19.1 มิลลิกรัม/ลิตร 0.31 วัน⁻¹ และ 2.2 วัน⁻¹ ตามลำดับ

4.9.9 การประมาณค่าพารามิเตอร์จลนศาสตร์ของแอมโมเนียออกซิไดซิงแบคทีเรีย (X_{AOB}) ได้แก่ ค่าสัมประสิทธิ์ผลได้ (ยิลด์) (Y_{AOB}) ค่าคงที่อิ่มตัวสำหรับสารอาหาร (K_{NH}) อัตราการนำเปื้อน (b_A) และอัตราการเจริญเติบโตจำเพาะสูงสุด (μ_{maxAOB}) ซึ่งมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 0.22 มิลลิกรัม/มิลลิกรัม 0.35 มิลลิกรัม/ลิตร 0.21 วัน⁻¹ และ 0.9 วัน⁻¹ ตามลำดับ

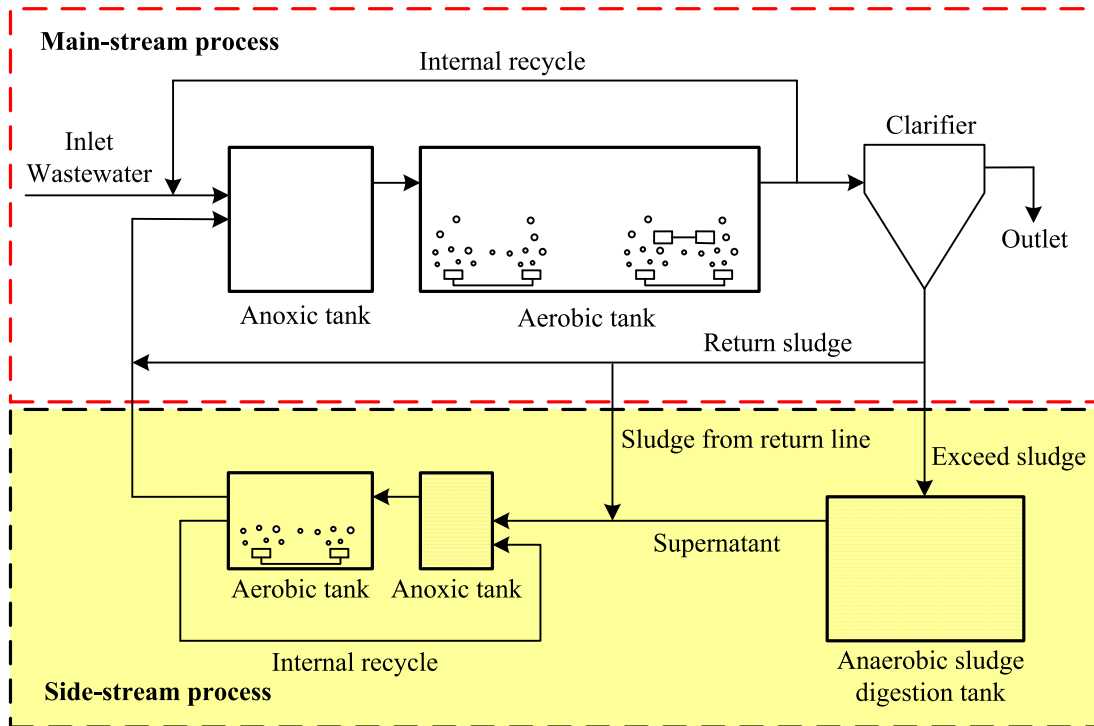
บทที่ 5

สรุปผลการวิจัย

งานวิจัยนี้ได้บรรลุวัตถุประสงค์สำคัญที่ตั้งไว้ 2 ประการ ได้แก่ สามารถพัฒนากระบวนการกำจัดไนโตรเจนรูปแบบใหม่ที่สามารถกำจัดไนโตรเจนได้ดีแม้ว่าจะเดินระบบที่ค่าอายุสลัดจ์ต่ำและเกิดการแปรปรวนของภาระบรรทุกอินทรีย์ในน้ำเสียเข้าในรอบวันได้อย่างมีประสิทธิภาพ และเทคนิควิธีการวัดอัตราการหายใจ การแปลผลข้อมูล ตลอดจนการประมาณค่าพารามิเตอร์จลนศาสตร์ของจุลินทรีย์ที่สำคัญในระบบโดยใช้เทคนิคที่เรียกว่า “การวัดอัตราการหายใจ (Respirometric measurement)” ด้วยเครื่องวัดอัตราการหายใจแบบอัลติเมทไฮบริด (Ultimate hybrid respirometer) ซึ่งเป็นเครื่องมือที่พัฒนาขึ้นมาเพื่อใช้สำหรับประมาณค่าพารามิเตอร์จลนศาสตร์ของจุลินทรีย์ในระบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์โดยเฉพาะ ค่าสัมประสิทธิ์ของพารามิเตอร์ที่ได้มีค่าอยู่ระหว่างช่วงค่าอ้างอิงในแบบจำลองทางคณิตศาสตร์กระบวนการแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ที่ 1 (ASM1) และมีค่าใกล้เคียงกับผลการทดลองที่รายงานโดยนักวิจัยคนอื่น ๆ ที่ใช้เทคนิคการวัดแบบเดียวกัน ซึ่งเป็นสิ่งที่แสดงให้เห็นว่าเทคนิควิธีการทดลอง การแปลผลการทดลอง ตลอดจนเครื่องมือวัดที่นำมาใช้มีความเที่ยงตรงและเชื่อถือได้

5.1 กระบวนการกำจัดธาตุอาหาร (ไนโตรเจน) รูปแบบใหม่

ระบบบำบัดน้ำเสียบรูปแบบใหม่นี้พัฒนาจากกระบวนการกำจัดไนโตรเจนพื้นฐานที่เรียกว่า กระบวนการ MLE (Modified Ludzake-Ettinger) ทั้งกระบวนการบำบัดสายหลักและกระบวนการบำบัดสายรอง แต่มีทิศทางการไหลของน้ำเสียตรงกันข้าม (รูปที่ 5.1) โดยหลักการของกระบวนการ MLE จะใช้อินทรีย์คาร์บอนหรือซีโอดีจากน้ำเสียซึ่งเป็นคาร์บอนจากแหล่งภายนอกเป็นสารให้อิเล็กตรอนเพื่อเปลี่ยนไนเตรทให้กลายเป็นแก๊สไนโตรเจนในขั้นตอนการดีไนตริฟิเคชัน แต่กระบวนการบำบัดในสายรองจะใช้อินทรีย์คาร์บอนจากน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์และอินทรีย์คาร์บอนจากการหายใจแบบเอ็นโดจีนัสของสลัดจ์ในระบบหมุนเวียนซึ่งเป็นอินทรีย์คาร์บอนจากแหล่งภายในเป็นสารให้อิเล็กตรอนเพื่อเปลี่ยนไนเตรทให้กลายเป็นแก๊สไนโตรเจน กล่าวคือ กระบวนการกำจัดไนโตรเจนรูปแบบใหม่ที่พัฒนาขึ้นจะใช้ประโยชน์จากทั้งแหล่งคาร์บอนภายนอกและภายในเพื่อเพิ่มประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนให้สูงขึ้น



รูปที่ 5.1 กระบวนการแยกที่เวเต็ดสลัดจ์สำหรับกำจัดอาหารรูปแบบใหม่

บทบาทของกระบวนการบำบัดสายหลักคือ การกำจัดอินทรีย์คาร์บอน (ซีโอดี) และไนโตรเจนในน้ำเสียที่ถูกป้อนเข้าระบบและกำจัดไนโตรเจนโดยใช้คาร์บอนจากน้ำเสียเป็นหลัก แต่ในส่วนของกระบวนการบำบัดสายรอง นอกจากจะทำหน้าที่กำจัดอินทรีย์คาร์บอนและไนโตรเจนเหมือนกับกระบวนการสายหลักแล้ว ยังมีบทบาทที่สำคัญคือ การเพิ่มจำนวนออโตโทรฟิคแบคทีเรีย ซึ่งเป็นกลุ่มจุลินทรีย์ที่มีบทบาทในการกำจัดไนโตรเจนและใช้น้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์เป็นแหล่งไนโตรเจนสำหรับการเจริญเติบโตแล้วไหลเวียนกับเข้าสู่กระบวนการสายหลักอีกครั้ง

เหตุผลการเลือกนำสลัดจ์จากระบบหมุนเวียนป้อนเข้าสู่กระบวนการเพิ่มพูนจุลินทรีย์ เนื่องจากมีความเข้มข้นสูงกว่าสลัดจ์ในถังเติมอากาศประมาณ 3 เท่า (ค่า MLSS ประมาณ 12,000 มิลลิกรัม/ลิตร) สลัดจ์อยู่ในสภาวะที่ขาดอาหารและอยู่ในช่วงการหายใจแบบเอ็นโดจีนัส สลัดจ์จากระบบหมุนเวียนมีความเข้มข้นสูงดังนั้นสัดส่วนของออโตโทรฟิคแบคทีเรียจึงสูงตามไปด้วย สัดส่วนจุลินทรีย์เริ่มต้นสูงย่อมส่งผลให้การเพิ่มจำนวนจุลินทรีย์เป็นไปได้อย่างรวดเร็วยิ่งขึ้น

กระบวนการกำจัดไนโตรเจนรูปแบบใหม่นี้สามารถกำจัดไนโตรเจนได้ขณะเดินระบบที่ค่าอายุสลัดจ์ต่ำเพียง 5 วัน เท่านั้น ที่อุณหภูมิเฉลี่ย 28°C (ค่าแนะนำ 7–20 วัน) และพบว่าระบบมีความสามารถลดความแปรปรวนของค่าไนโตรเจนในน้ำทิ้งออกได้อย่างมีประสิทธิภาพ ค่าไนโตรเจนในน้ำทิ้งออกจากระบบมีลักษณะราบเรียบและคงที่ แม้ว่าค่าไนโตรเจนในน้ำเสียเข้าจะผันแปรขึ้นลง

ตลอดเวลาที่ตาม ขณะที่กระบวนการแยกทิวเต็ดสลัดจ์แบบธรรมดาไม่สามารถรองรับกับสภาวะดังกล่าวได้ เช่น สภาวะการผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์หรือไนโตรเจนในรอบวัน ซึ่งในสภาวะดังกล่าวแนวโน้มค่าไนโตรเจนในน้ำทิ้งออกจะมีลักษณะเหมือนกับแนวโน้มของค่าไนโตรเจนในน้ำเสียเข้าและผลกระทบจะยิ่งรุนแรงขึ้นเมื่อค่าอายุสลัดจ์ของระบบต่ำลง

จากผลการวิจัยนี้ทำให้มองเห็นแนวทางที่ชัดเจนขึ้นในการนำเทคโนโลยีที่ถูกพัฒนาขึ้นภายในประเทศมาช่วยแก้ปัญหาอย่างเหมาะสมกับระบบแยกทิวเต็ดสลัดจ์ที่มีประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนต่ำ หรือกระบวนการแยกทิวเต็ดสลัดจ์ที่ประสบปัญหาความไม่สม่ำเสมอของปริมาณการไหลและภาระบรรทุกสารอินทรีย์หรือไนโตรเจนในรอบวัน เนื่องจากกระบวนการนี้ได้พิจารณาถึงความเป็นไปได้และความมีเสถียรภาพของระบบ ไม่ใช่การก้าวกระโดดของเทคโนโลยีจนขาดการเชื่อมโยงกับความรู้ของระบบแยกทิวเต็ดสลัดจ์เดิมที่มีอยู่ก่อนแล้ว

ในกรณีที่ต้องการสร้างใหม่ขึ้นทั้งระบบก็ถือว่าเป็นการเริ่มต้นที่สมเหตุผลทั้งทางเทคโนโลยีและเศรษฐศาสตร์ แต่ถ้าต้องการปรับปรุงระบบบำบัดน้ำเสียเดิมก็ไม่จำเป็นต้องก่อสร้างระบบบำบัดน้ำเสียใหม่ทั้งระบบ เพราะส่วนที่เพิ่มเติมเข้ามา มี 2 ส่วน ได้แก่ ถังย่อยสลัดจ์ส่วนเกินแบบแอนแอโรบิกและถังปฏิกริยาสำหรับเพิ่มพูนจุลินทรีย์ โดยส่วนใหญ่โรงงานระบบบำบัดน้ำเสียแยกทิวเต็ดสลัดจ์จะมีระบบย่อยสลัดจ์ส่วนเกินแบบแอนแอโรบิกอยู่แล้วจึงจะเป็นการประหยัดค่าก่อสร้างลงได้อีก เพราะจะเหลือเพียงส่วนของการก่อสร้างปรับรูปแบบกระบวนการสายหลักเดิมให้เป็นกระบวนการ MLE และก่อสร้างถังปฏิกริยาสำหรับเพิ่มพูนจุลินทรีย์เท่านั้น เมื่อเปรียบเทียบปริมาณกับกระบวนการสายหลัก ถังปฏิกริยาสำหรับเพิ่มพูน จุลินทรีย์มีปริมาตรเพียงร้อยละ 4.5 เท่านั้น การเดินระบบก็ไม่ยุ่งยากซับซ้อนมากและไม่ต้องการผู้เชี่ยวชาญมาดูแลระบบเป็นพิเศษ

5.2 เทคนิควิธีการวัด แปลผลและการประมาณค่าพารามิเตอร์จลนศาสตร์ของ

จุลินทรีย์โดยใช้เทคนิคการวัดอัตราการหายใจ

ในปัจจุบันการประมาณค่าพารามิเตอร์จลนศาสตร์ของจุลินทรีย์ด้วยวิธีการวัดการหายใจถือได้ว่าเป็นวิธีที่ได้รับความนิยมอย่างกว้างขวางและแพร่หลายเพิ่มมากขึ้นเรื่อยๆ เนื่องจากมีความแม่นยำสูง ใช้เวลาน้อย พารามิเตอร์จลนศาสตร์ของจุลินทรีย์ในกระบวนการแยกทิวเต็ดสลัดจ์ถือได้ว่าเป็นตัวบ่งชี้ที่สำคัญและมีความสัมพันธ์กับประสิทธิภาพของระบบ ค่าพารามิเตอร์จลนศาสตร์เป็นข้อมูลเชิงลึกสำหรับนำมาใช้ในการออกแบบ ควบคุมการทำงาน และตรวจสอบติดตามการทำงานของระบบบำบัดน้ำเสีย แบบจำลองทางคณิตศาสตร์กระบวนการแยกทิวเต็ดสลัดจ์ (Activated Sludge Models, ASMs) ที่ได้นำเสนอไว้โดยสมาคมนานาชาติ (International Water Association, IWA) ค่าสัมประสิทธิ์พารามิเตอร์ส่วนใหญ่แปลผลจากข้อมูลวัดอัตราการหายใจ

จากผลการทดลอง ค่าสัมประสิทธิ์พารามิเตอร์จลนศาสตร์ของตัวอย่างสลัดจ์ที่แปดผลได้อยู่ในช่วงค่าอ้างอิงและใกล้เคียงกับนักวิจัยอื่น ๆ ที่ใช้เทคนิคการวัดและแปดผลด้วยวิธีวัดอัตราการหายใจเหมือนกัน แต่อาจแตกต่างกันที่ชนิดของเครื่องวัดอัตราการหายใจที่นำมาใช้งาน แสดงให้เห็นว่าเทคนิควิธีการทดลอง การแปดผลข้อมูลและเครื่องวัดอัตราการหายใจที่พัฒนาขึ้นสามารถให้ข้อมูลที่เที่ยงตรงและเชื่อถือได้ ซึ่งการทดลองของนักวิจัยแต่ละคนมีความคลาดเคลื่อนเกิดขึ้นทั้งนั้นและผลการทดลองที่ได้ย่อมมีความแตกต่างกันไปตามสภาวะสิ่งแวดล้อมของแหล่งที่มาของตัวอย่างสลัดจ์สารอาหารที่ใช้และระยะเวลาการทดลอง ตลอดจนเครื่องมือที่นำมาใช้สำหรับการแปดผลการทดลอง

เครื่องวัดอัตราการหายใจแบบอัลติเมทไฮบริดนี้เป็นจุดเริ่มต้นที่จะทำให้นักวิจัยในประเทศมองเห็นโอกาสในการเพิ่มคุณภาพงานวิจัยของตนเองได้อย่างเท่าเทียมกับนักวิจัยในต่างประเทศ เนื่องจากไม่ได้ถูกจำกัดด้วยเครื่องมืออีกต่อไป และเครื่องวัดอัตราการหายใจชนิดนี้เป็นเครื่องมือที่ถือว่ามีความสมบัติที่ดีกว่าเครื่องวัดการหายใจชนิดอื่น ๆ เพราะนอกจากจะมีความคล่องตัวสูงแล้วยังสามารถทำการทดลองได้อย่างต่อเนื่องและสามารถเก็บรวบรวมข้อมูลการทดลองได้ดีมากขึ้น ปัจจุบันสามารถเก็บรวบรวมข้อมูลการทดลองและสามารถคำนวณอัตราการใช้ออกซิเจนได้ละเอียดทุก 3 วินาที

5.3 ข้อจำกัดของการวิจัย

5.3.1 เนื่องจากการวิจัยนี้จำกัดขอบเขตการทดลองเฉพาะการผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์และถือว่าภาระทางชลศาสตร์ของระบบคงที่ เนื่องจากการทดลองได้แบ่งการป้อนน้ำเสียเข้าเป็น 2 ส่วน คือ การป้อนน้ำเจือจางอัตราไหลคงที่ 0.71 ลิตร/นาท และน้ำเสียสังเคราะห์ความเข้มข้นสูงโดยมีอัตราการไหลช่วงระหว่าง 5 – 75 มิลลิลิตร/นาท การเดินระบบในสภาวะการทดลองนี้จะทำให้เกิดความคลาดเคลื่อนของอัตราการไหลจากค่าเฉลี่ยน้อยกว่าร้อยละ 4.7 ดังนั้นการตอบสนองของระบบจึงไม่ได้รวมปัจจัยสภาวะทางชลศาสตร์ของระบบเข้าไปด้วย

5.3.2 การศึกษาในครั้งนี้เป็นการทดลองในห้องปฏิบัติการโดยใช้ระบบบำบัดน้ำเสียนำร่องและสังเคราะห์น้ำเสียขึ้นมาแทนน้ำเสียชุมชนจริง น้ำเสียสังเคราะห์ที่มีสัดส่วนขององค์ประกอบคงที่ตลอดระยะเวลาที่ทำการทดลองซึ่งต่างจากน้ำเสียที่เกิดขึ้นจริงในชุมชน และการตอบสนองของระบบที่ใช้ น้ำเสียสังเคราะห์จะเกิดขึ้นเร็วกว่าน้ำเสียจริง ตลอดจนการเลือกเดินระบบที่อายุสลัดจ์ต่ำกว่าค่าที่แนะนำในการเดินระบบสำหรับกำจัดไนโตรเจนทางชีวภาพโดยทั่วไป ดังนั้นการตอบสนองของระบบกรณีเดินระบบที่อายุสลัดจ์สูงอาจต่ำกว่าผลการทดลองที่ได้ในการทดลองนี้

5.3.3 การศึกษาและประมาณพารามิเตอร์ยังคงเป็นการศึกษาตัวอย่างจากจุลินทรีย์ที่บำบัดน้ำเสียชุมชนสังเคราะห์ ไม่ได้เปรียบเทียบกับตัวอย่างสลัดจ์จากระบบบำบัดน้ำเสียจริงหรือใช้ทดลองโดย

ใช้น้ำเสียชุมชนจริง ดังนั้นข้อมูลการทดลองจึงไม่ใช่ตัวแทนของจุลินทรีย์จากระบบบำบัดชนิดแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ที่บำบัดน้ำเสียชุมชนจริง

5.4 สภาพปัญหาและแนวทางการแก้ไขปัญหา

5.4.1 ระบบบำบัดน้ำเสียนำร่องที่ใช้สำหรับการทดลองมีขนาดใหญ่ และประสบปัญหาเรื่องการควบคุมอุณหภูมิของระบบ โดยเฉพาะการทดลองที่ใช้เวลานานอุณหภูมิของสิ่งแวดล้อมส่งผลต่อการควบคุมอุณหภูมิของระบบเป็นอย่างมาก และพบอุปสรรคมากในการทดลองช่วงฤดูหนาวที่อุณหภูมิของอากาศต่ำประมาณ 15°C แต่การทดลองกำหนดอุณหภูมิเฉลี่ย 28°C ทำให้เกิดความแตกต่างระหว่างอุณหภูมิระหว่างถึงปฏิริยามากขึ้นตามไปด้วย เช่น อุณหภูมิของถังตกตะกอนจะมีค่าต่ำกว่าถังอื่น

5.4.2 เนื่องจากพารามิเตอร์ในการเดินระบบ เช่น อุณหภูมิ pH และออกซิเจนละลายถูกควบคุมด้วยโปรแกรมคอมพิวเตอร์โดยเครื่องคอมพิวเตอร์ต้องทำงาน 24 ชม. ซึ่งมีความเสี่ยงต่อสถานะที่เครื่องคอมพิวเตอร์หยุดทำงานหรือกระแสไฟฟ้าตก สภาพปัญหานี้จำเป็นต้องเริ่มเดินระบบใหม่ เพราะถ้าระบบขาดออกซิเจนเกินกว่า 4 ชม. ย่อมทำให้สูญเสียเวลาโดยไม่มีผลจำเป็น การแก้ปัญหานี้สามารถทำได้โดยมีระบบสำรองไฟฟ้าที่เพียงพอ และแยกการเดินท่ออากาศส่วนหนึ่งไปยังถังเดิมอากาศโดยตรงโดยไม่ผ่านระบบควบคุม วิธีดังกล่าวจะช่วยแก้ปัญหาระบบขาดอากาศได้ในระดับหนึ่งแม้ว่าระบบควบคุมอัตโนมัติจะไม่ทำงานก็ตาม

5.4.3 การทำงานกับระบบควบคุมอัตโนมัติจะพบปัญหาที่สำคัญอีกประการก็คือ การทำงานล้มเหลวของขั้ววัดและการรบกวนจากระบบไฟฟ้าในระบบบำบัดน้ำเสียนำร่อง ในบางกรณีพบว่าค่าที่อ่านได้ไม่ตรงกับค่าจริง เช่น ขั้ววัดออกซิเจนอ่านค่าได้สูงกว่าค่าที่กำหนด 2 มิลลิกรัม/ลิตร เป็นผลให้ระบบควบคุมไม่เติมอากาศให้กับระบบ ซึ่งจะทำให้ระบบขาดออกซิเจนได้ ดังนั้นการทำงานกับระบบควบคุมอัตโนมัติต้องเพิ่มความระมัดระวังและตรวจสอบการทำงาน และทำความสะอาดขั้ววัดอย่างสม่ำเสมอตลอดจนทำการสอบเทียบขั้ววัดให้ถี่ขึ้น

5.4.4 ถังตกตะกอนเป็นส่วนสำคัญที่ช่วยทำให้สลัดจ์ในระบบหมุนเวียนมีความเข้มข้นสูง และมีค่าคงที่ ตลอดจนมีการหมุนเวียนถ่ายเทอย่างต่อเนื่องและสม่ำเสมอ ระดับความลาดเอียงของก้นถังตกตะกอนประมาณ 60° ไม่เพียงพอที่จะทำให้การหมุนเวียนตะกอนเป็นไปอย่างสม่ำเสมอ เนื่องจากสลัดจ์ที่เกิดจากการใช้น้ำเสียสังเคราะห์จะเกิดคราบเมือกเหนียวติดกับผนังก้นถังตกตะกอนได้ดีกว่าสลัดจ์ที่เกิดจากน้ำเสียจริง สถานะดังกล่าวทำให้สลัดจ์ติดค้างที่ผนังก้นถังและไม่เคลื่อนตัวลงไปตามแรงโน้มถ่วง การแก้ปัญหานี้ต้องออกแบบก้นถังตกตะกอนให้มีความลาดเอียงไม่ต่ำกว่า 70° ซึ่งพบว่าปัญหาการติดค้างของสลัดจ์หมดไป

5.5 การประยุกต์ผลการวิจัย

5.5.1 กระบวนการกำจัดไนโตรเจนรูปแบบใหม่ที่ได้พัฒนาขึ้นสามารถนำไปใช้สำหรับแก้ปัญหาประสิทธิภาพในการทำงานต่ำของกระบวนการแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ ทั้งในลักษณะการก่อสร้างระบบบำบัดน้ำเสียใหม่และปรับปรุงระบบบำบัดน้ำเสียเดิมที่มีประสิทธิภาพต่ำ หรือการนำหลักการเพิ่มพูนจุลินทรีย์ไปใช้เฉพาะส่วนก็สามารถทำได้ โดยเฉพาะระบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์แบบธรรมดาที่ออกแบบไว้สำหรับการกำจัดเฉพาะบีโอดีหรือซีโอดีเท่านั้น การเพิ่มประสิทธิภาพระบบให้สามารถกำจัดไนโตรเจนได้ต้องมีค่าการลงทุนสูงมากเพราะต้องออกแบบให้ระบบมีขนาดใหญ่ขึ้นและสามารถเดินระบบที่ค่าอายุสลัดจ์สูงได้ การเพิ่มประสิทธิภาพด้วยกระบวนการเพิ่มพูนจุลินทรีย์จะมีความคุ้มค่าที่ต่ำกว่าวิธีการข้างต้น

5.5.2 ระบบบำบัดน้ำเสียชนิดแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ที่ประสบปัญหาเรื่องการผันแปรของปริมาณการไหลและการผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์หรือไนโตรเจนอย่างรวดเร็ว หรือกับโรงงานอุตสาหกรรมบางชนิดที่มีถึงปรับสภาพการไหลไม่เพียงพอต่อการเก็บพักน้ำเสีย สามารถนำหลักการหรือรูปแบบของกระบวนการนี้ไปประยุกต์ใช้ได้ เนื่องจากได้ผ่านการทดสอบแล้วว่าระบบสามารถรองรับกับสภาวะการผันแปรที่เกิดขึ้นในรอบวันได้อย่างมีประสิทธิภาพ

5.5.3 ระบบบำบัดน้ำเสียชนิดแอกทิเวเต็ดสลัดจ์เดิมที่มีการหมุนเวียนน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์ส่วนเกินกลับมาบำบัดรวมในกระบวนการสายหลักโดยตรง ผลการทดลองได้แสดงให้เห็นแล้วว่าวิธีบำบัดแบบดั้งเดิมที่เคยปฏิบัติกันมามีประสิทธิภาพต่ำกว่าการแยกบำบัด และถ้ามีระบบย่อยสลัดจ์อยู่แล้วจะเป็นการประหยัดค่าก่อสร้างได้มากขึ้นและประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนของระบบก็สูงกว่าวิธีการบำบัดแบบดั้งเดิม

5.5.4 เครื่องวัดอัตราการหายใจแบบอัลติเมทไฮบริดเป็นเครื่องมือที่พัฒนาขึ้นสำหรับใช้ในการวิจัยเป็นหลัก แต่เครื่องมือนี้เป็นประโยชน์อย่างมากสำหรับวิศวกรที่ออกแบบก่อสร้างและควบคุมดูแลการเดินระบบ เพราะสามารถนำเครื่องมือชนิดนี้ไปทดลองและวิเคราะห์พารามิเตอร์ที่จำเป็น มาใช้ในการออกแบบก่อสร้างต่อไป ตลอดจนผู้ควบคุมระบบสามารถใช้ข้อมูลพารามิเตอร์ที่เป็นจริงสำหรับการตัดสินใจเลือกพารามิเตอร์การเดินระบบที่เหมาะสม

5.5.5 เครื่องวัดอัตราการหายใจสามารถใช้วิเคราะห์พารามิเตอร์ได้มากกว่าที่ได้นำเสนอในบทที่ 4 ดังนั้นเพื่อให้มีฐานข้อมูลพารามิเตอร์จลนศาสตร์ของจุลินทรีย์ในระบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์เพื่อใช้ในประเทศและเป็นมาตรฐานสำหรับการออกแบบ เครื่องวัดอัตราการหายใจสามารถนำไปใช้งานได้โดยตรงซึ่งจะเป็นประโยชน์อย่างมากสำหรับนักวิจัยหรือผู้ที่มีส่วนเกี่ยวข้องกับทุกฝ่าย

5.6 ข้อเสนอแนะในการวิจัยต่อไป

5.6.1 จากผลการศึกษาทำให้ทราบว่า กระบวนการเพิ่มพูนจุลินทรีย์สามารถช่วยทำให้กระบวนการสายหลักมีศักยภาพสูงขึ้นสามารถรองรับต่อสถานะผันแปรของภาระบรรทุกที่เกิดขึ้นในรอบวันได้ และการศึกษาในครั้งนี้ใช้เพียงน้ำเสียชุมชนสังเคราะห์เท่านั้น ดังนั้นการศึกษาในขั้นต่อไปควรเป็นการประยุกต์กับโรงงานบำบัดน้ำเสียจริง ทั้งในน้ำเสียจากอุตสาหกรรมและน้ำเสียชุมชน โดยเฉพาะกระบวนการแยกทิวเต็ดสลัดจ์ที่ยังคงประสบปัญหาเกี่ยวกับปริมาณการไหลไม่คงที่และมีสถานะผันแปรของภาระบรรทุกต่ำหรือเกินกว่าค่าที่ออกแบบไว้

5.6.2 รูปแบบกระบวนการ SHARON เป็นวิธีการบำบัดน้ำเสียที่มีความเข้มข้นของไนโตรเจนสูงอีกรูปแบบหนึ่งที่น่าจะนำมาใช้แทนกระบวนการเพิ่มพูนจุลินทรีย์ได้เนื่องจากจุลินทรีย์ที่มีบทบาทในการกำจัดไนโตรเจนยังคงเป็นกลุ่มเดียวกันกับกระบวนการสายหลัก

5.6.3 ผลการเดินระบบที่อายุสลัดจ์ต่ำทำให้ประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสลดลง รูปแบบกระบวนการที่ศึกษาในครั้งนี้มีประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัสต่ำ ดังนั้นการศึกษาในครั้งต่อไปควรศึกษาหรือปรับปรุงรูปแบบกระบวนการในสายรองให้มีความสามารถในการกำจัดฟอสฟอรัสให้สูงขึ้นมากกว่าปัจจุบัน

5.6.4 ทำการศึกษาและทดลองเพื่อประมาณค่าพารามิเตอร์จลนศาสตร์ของจุลินทรีย์ในกระบวนการแยกทิวเต็ดสลัดจ์ที่บำบัดน้ำเสียจริงและทำเป็นฐานข้อมูลที่สามารถนำไปใช้ประโยชน์ในการวิจัยและการพัฒนาระบบบำบัดน้ำเสียชนิดแยกทิวเต็ดสลัดจ์ที่มีอยู่ในประเทศต่อไป

บรรณานุกรม

- กรุงเทพมหานคร, สำนักการระบายน้ำ. (2549). คุณภาพน้ำคลองปี พ.ศ. 2545 - 2548 [ออนไลน์]. ใต้
จาก: http://dds.bma.go.th/News_dds/information/WQMO_service1.htm
- กรมควบคุมมลพิษ และ สมาคมวิศวกรรมสิ่งแวดล้อมแห่งประเทศไทย. (2546). เล่ม 2 รายละเอียด
สนับสนุนเกณฑ์แนะนำการออกแบบระบบรวบรวมน้ำเสียและโรงปรับปรุงคุณภาพน้ำของ
ชุมชน. (พิมพ์ครั้งที่ 1). กรุงเทพฯ: สมาคมวิศวกรรมสิ่งแวดล้อมแห่งประเทศไทย.
- ธงชัย พรรณสวัสดิ์. (2544). การกำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัสทางชีวภาพ. (พิมพ์ครั้งที่ 1).
กรุงเทพฯ: สมาคมวิศวกรรมสิ่งแวดล้อมแห่งประเทศไทย.
- American Public Health Association (APHA). (2005). Standard Methods for the examination
of water and wastewater. (21th ed.). APHA-AWWA-WEF. Washington D.C.
- Artiga, P., Gonzalez, F., Mosquera-Corral, A., Campos, J. L., Garrido, J. M., Ficara, E., and
Mendez, R. (2005). Multiple analysis reprogrammable titration analyser for the kinetic
characterization of nitrifying and autotrophic denitrifying biomass. J. Biochem. Eng.
26: 176-183.
- Baetens, D. (2001). Enhanced biological phosphorus removal: Modeling and experimental
design. Ph.D. Thesis, Faculty of Bioscience Engineering, Ghent University, Belgium.
- Barends, D. H. J. G., Salem, S., van der Roest, H. F., and van Loosdrecht, M. C. M. (2005).
Boosting nitrification with the BABE technology. Water Sci. Technol. 52(4): 63-70.
- Cech, J. S., Chudoba, J., and Grau, P. (1984). Determination of kinetic constants of activated
sludge microorganisms. Water Sci. Technol. 17: 259-272.
- Comas matas, J. (2000). Development, implementation and evaluation of an activated sludge
supervisory system for the Granoller WWTP. Ph.D. Thesis, Department of Chemical
and Agricultural Engineering and Agrifood Technology, University of Girona, Spain.
- Dosta, J. (2007). Operation and model description of advanced biological nitrogen removal
treatments of highly ammonium loaded wastewater. Ph.D. Thesis, Department
d'Enginyeria Quimica, Universitat Autònoma de Barcelona, Spain.

- Dricks, K., Pind, P. f., Mosbaek, H., and Henze, M. (1999). Yield determination by respirometry- The possible influence of storage under aerobic conditions in activated sludge. Water SA. 25(1): 69-74.
- Ficara, E., Musumeci, A., and Rozzi, A. (2000). Comparison and combination of titrimetric and respirometric techniques to estimate nitrification kinetics parameters Water SA. 26(2): 217-224.
- Foster, M. H., and Whiteman, R. (2006). Bioaugmentation aids wastewater systems [On-line]. Available: <http://www.winddriven.com/bioaug.html>
- Fux, C., Boehler, M., Huber, P., Brunner, I., and Siegrist, H. (2002). Biological treatment of ammonium-rich wastewater by partial nitrification and subsequent anaerobic ammonium oxidation (anammox) in a pilot plant. J. of Biotechnology. 99: 295-306.
- Gapes, D., and Keller, J. (2001). Analysis of biological wastewater treatment processes using multicomponent gas phase mass balancing. Biotechnol. Bioeng. 76: 361-375.
- Gerardi, M. H. (2002). Nitrification and denitrification in the activated sludge process. New York: John Wiley & Sons.
- Grady, C. P. L., Daigger, G. T., and Lim, H. C. (1999). Biological wastewater treatment. (2nd ed.). New York: Marcel Dekker.
- Guisasola A. (2005). Modelling biological organic matter and nutrient removal processes from wastewater using respirometric and titrimetric techniques. Ph.D. Thesis, Department d'Enginyeria Quimica, Universitat Autònoma de Barcelona, Spain.
- Gut, L. (2006). Assessment of a partial nitrification/Anammox system for nitrogen removal. Ph.D. Thesis, Department of Land and Water Resource Engineering, KTH-Royal Institute of Technology, Sweden.
- Head, M. A., and Oleszkiewicz, J. A. (2004). Bioaugmentation for nitrification at cold temperatures. Wat. Res. 38: 523-530.
- Head, M. A., and Oleszkiewicz, J. A. (2005). Bioaugmentation with nitrifying bacteria acclimated to different temperatures. J. Environ. Eng. 131(7): 1046-1051.
- Hellinga, C., Schellen, A. A. J. C., Mulder, J. W., van Loosdrecht, M. C. M., and Heijnen, J. J. (1998). The Sharon process: An innovative method for nitrogen removal from ammonium-rich wastewater. Wat. Sci. Technol. 37(9): 135-142.

- Henze, M., Grady, C.P.L., Gujer, W., Marais, G.V.R., and Matsuo, T. (2000). Activated sludge models: ASM1, ASM2, ASM2d and ASM3. IWA Scientific and Technical Reports No. 9. London: TJ International.
- Henze, M., Harremoës, P., Jansen, J. C., and Arvin, E. (2002). Wastewater treatment: Biological and chemical processes. (3th ed.). Berlin: Springer.
- Jeppsson, U. (1996). Modelling aspects of wastewater treatment process. Ph.D. Thesis, Department of Industrial Electrical Engineering and Automation, Lund Institute of Technology, Sweden.
- Janus, H.M., and van der Roest, H.F. (1997). Don't reject the idea of treating reject water. Water Sci. Technol. 35(10): 27-34.
- Jubany, I. (2007). Operation, modelling and automatic control of complete and partial nitrification of highly concentrated ammonium wastewater. Ph.D. Thesis, Department d'Enginyeria Química, Universitat Autònoma de Barcelona, Spain.
- Kappeler, J., and Gujer, W. (1992). Estimation of kinetic parameters of heterotrophic biomass under aerobic conditions and characterization of wastewater for activated sludge modelling. Water Sci. Technol. 25(6): 125-139.
- Kos, P. (1998). Short SRT (solids retention time) nitrification process/flowsheet. Water Sci. Technol. 38(1): 23-29.
- Manser, R., Gujer, W., and Siegrist, H. (2006). Decay processes of nitrifying bacteria in Biological wastewater treatment system. Wat. Res. 40: 2416-2426.
- Marsili-Libelli, S., and Tabani, F. (2002). Accuracy analysis of a respirometer for activated sludge dynamic modelling. Wat. Res. 36: 1181-1192.
- Metcalf, and Eddy. (2003). Wastewater Engineering: Treatment and Reuse. (4th ed.). Boston: McGraw-Hill.
- Muller, A. W., Wentzel, M. C. and Ekama, G. A. (2004). Experimental determination of the heterotroph anoxic yield in anoxic-aerobic activated sludge systems treating municipal wastewater. Water SA. 30(5):7-12.
- Nopens, I., Capalozza, C., and Vanrolleghem, P. (2001). Stability analysis of a synthetic municipal wastewater. Technical report. Faculty of Bioscience Engineering. Ghent University. Belgium [On-line]. Available: <http://www.biomath.ugent.be/~peter/ftp/pvr334.pdf>

- Orhon, D. and Artan, N. (1994). Modelling of activated sludge systems. Pennsylvania: Technomic.
- Penya-Roja, J. M., Seco, A., Ferrer, J., and Serralta, J. (2002). Calibration and validation of activated sludge model no. 2d for Spanish municipal wastewater. Environmental Technology. 23: 849–862.
- Petersen, B. (2000). Calibration, identifiability and optimal experimental design of activated sludge models. Ph.D. Thesis, Faculty of Bioscience Engineering, Ghent University, Belgium.
- Plaza, E., Trela, J., and Hultman, B. (2001). Impact of seeding with nitrifying bacteria on nitrification process efficiency. Water Sci. Technol. 43(1): 155-164.
- Qasim, S. R. (1999). Wastewater treatment plants: Planning, design and operation. Lancaster: Technomic.
- Rosen, B., and Huijbregsen, C. (2003). The ScanDeNi process could turn an existing under-performing activated sludge plant into an asset. Water Sci. Technol. 47(11): 31-36.
- Salem, S., Berends, D., Heijnen, J. J., and van Loosdrecht, M. C. M. (2002). Model-based evaluation of a new upgrading concept for N-removal. Water Sci. Technol. 45(6): 169-176.
- Salem, S., Berends, D. H. J. G., van Loosdrecht, M. C. M., and Heijnen, J. J. (2003). Bio-augmentation by nitrification with return sludge. Wat. Res. 37: 1794-1804.
- Sin, G. (2004). Systematic calibration of activated sludge models. Ph.D. Thesis, Faculty of Bioscience Engineering, Ghent University, Belgium.
- Spanjers, H., and Vanrolleghem (1995). Respirometry as a tool for rapid characterization of wastewater and activated sludge. Water Sci. Technol. 31(2): 105-114.
- Spanjers, H., Vanrolleghem, P.A., Olsson, G., and Dold, P.L. (1998). Respirometry in control of the activated sludge process: Principles. IAWQ Scientific and Technical Report No. 7. London: J.W. Arrowsmith.
- Stenstrom, M. K., and Andrews, J. F. (1979). Real-time control of activated sludge process. J. the Environ. Eng. Division. 105(E2): 245-260.
- Water Environment Federation (WEF), and American Society of Civil Engineers (ASCE)/ Environmental and Water Resource Institute (EWRI). (2006). Biological nutrient removal (BNR) operation in wastewater treatment plants. New York: McGraw-Hill.

- van Kempen, R., Mulder, J. W., Uijterlinde, C. A., and van Loosdrecht, M. C. M. (2001). Overview: full scale experience of the SHARON-process treatment of rejection water of digested sludge dewatering. Water Sci. Technol. 44(1): 145-152.
- van Loosdrecht, M. C. M., and Salem, S. (2006). Biological treatment of sludge digester liquids. Water Sci. Technol. 53(12): 10-20.
- Viraj de Silva, D. G., and Rittman, B. E. (2000). Interpreting the response to loading changes in a mixed-culture completely stirred tank reactor. Water Environ. Res. 72(5): 566-573.
- Vanrolleghem, P. A., and Spanjers, H. (1998). A hybrid respirometric method for more reliable assessment of activated sludge model parameters. Water Sci. Technol. 37(12): 237-246.
- Volcke, E. I. P. (2006). Modelling, analysis and control of partial nitrification in a SHARON reactor. Ph.D. Thesis, Faculty of Bioscience Engineering, Ghent University, Belgium.
- Yuan, Z., Bogaert, H., Leten, J., and Verstraete, W. (2000). Reducing the size of a nitrogen removal activated sludge plant by shortening the retention time of inert solids via sludge storage. Wat. Res. 34(2): 539-549.

ภาคผนวก ก

แบบจำลองทางคณิตศาสตร์กระบวนการแยกทิวทัศน์ลำดับที่ 1 (ASM1)

ตารางที่ ก1 แบบจำลองทางคณิตศาสตร์กระบวนการแยกที่เวเต็ดสัจที่ 1 (Henze *et al.*, 2000)

Component		$i \rightarrow$	1	2	3	4
j	Process \downarrow		S_i	S_s	X_I	X_S
1	Aerobic growth of heterotrophs			$-\frac{1}{Y_H}$		
2	Anoxic growth of heterotrophs			$-\frac{1}{Y_H}$		
3	Aerobic growth of autotrophs					
4	Decay of heterotrophs					$1-f_p$
5	Decay of autotrophs					$1-f_p$
6	Ammonification of soluble organic nitrogen					
7	Hydrolysis of slowly biodegradable substrate			1		-1
8	Hydrolysis of organic nitrogen					
Observed Conversion rate ($ML^{-3}T^{-1}$)		$r_i = \sum_j v_{ij} \rho_j$				
Stoichiometric Parameter: Heterotrophic yield: Y_H Autotrophic yield: Y_A Fraction of biomass yielding particulate products: f_p Mass N/Mass COD in biomass: i_{XB} Mass N/Mass COD in products from biomass: i_{XP}		Soluble inert organic matter ($M(COD)L^{-3}$)	Readily biodegradable substrate ($M(COD)L^{-3}$)	Particulate inert organic matter ($M(COD)L^{-3}$)	Slowly biodegradable substrate ($M(COD)L^{-3}$)	

ตารางที่ ก1 แบบจำลองทางคณิตศาสตร์กระบวนการแยกที่เวเต็ดสัจที่ 1 (Henze *et al.*, 2000)

(ต่อ)

Component		$i \rightarrow$	5	6	7	8
j	Process ↓		X_{BH}	X_{BA}	X_P	S_O
1	Aerobic growth of heterotrophs		1			$-\frac{1 - Y_H}{Y_H}$
2	Anoxic growth of heterotrophs		1			
3	Aerobic growth of autotrophs			1		$-\frac{4.57 - Y_A}{Y_A}$
4	Decay of heterotrophs		-1		f_p	
5	Decay of autotrophs			-1	f_p	
6	Ammonification of soluble organic nitrogen					
7	Hydrolysis of slowly biodegradable substrate					
8	Hydrolysis of organic nitrogen					
Observed Conversion rate ($ML^{-3}T^{-1}$)		$r_i = \sum_j v_{ij} \rho_j$				
Stoichiometric Parameter: Heterotrophic yield: Y_H Autotrophic yield: Y_A Fraction of biomass yielding particulate products: f_p Mass N/Mass COD in biomass: i_{XB} Mass N/Mass COD in products from biomass: i_{XP}		Active heterotrophic biomass ($M(COD)L^{-3}$)	Active autotrophic biomass ($M(COD)L^{-3}$)	Particulate products arising from biomass decay ($M(COD)L^{-3}$)	Oxygen (negative COD) ($M(-COD)L^{-3}$)	

ตารางที่ ก1 แบบจำลองทางคณิตศาสตร์กระบวนการแยกที่เวเต็ดสัจที่ 1 (Henze *et al.*, 2000)

(ต่อ)

Component		$i \rightarrow$	9	10	11	12	13
j	Process ↓		S_{NO}	S_{NH}	S_{ND}	X_{ND}	S_{ALK}
1	Aerobic growth of heterotrophs			$-i_{XB}$			$-\frac{i_{XB}}{14}$
2	Anoxic growth of heterotrophs	$-\frac{1 - Y_H}{2.86Y_H}$		$-i_{XB}$			$\frac{1 - Y_H}{14 \cdot 2.86Y_H} - \frac{i_{XB}}{14}$
3	Aerobic growth of autotrophs	$-\frac{1}{Y_A}$		$-i_{XB} - \frac{1}{Y_A}$			$-\frac{i_{XB}}{14} - \frac{1}{7Y_A}$
4	Decay of heterotrophs					$i_{XB} f_P i_{XP}$	
5	Decay of autotrophs					$i_{XB} f_P i_{XP}$	
6	Ammonification of soluble organic nitrogen			1	-1		$\frac{1}{14}$
7	Hydrolysis of slowly biodegradable substrate						
8	Hydrolysis of organic nitrogen				1	-1	
Observed Conversion rate ($ML^{-3}T^{-1}$)			$r_i = \sum_j v_{ij} \rho_j$				
Stoichiometric Parameter: Heterotrophic yield: Y_H Autotrophic yield: Y_A Fraction of biomass yielding particulate products: f_P Mass N/Mass COD in biomass: i_{XB} Mass N/Mass COD in products from biomass: i_{XP}			Nitrate and nitrite nitrogen ($M(N)L^{-3}$)	$NH_4^+ + NH_3$ nitrogen ($M(N)L^{-3}$)	Soluble biodegradable organic nitrogen ($M(N)L^{-3}$)	Particulate biodegradable organic nitrogen $M(N)L^{-3}$)	Alkaline-Molar units

ตารางที่ ก1 แบบจำลองทางคณิตศาสตร์กระบวนการแยกที่เวเต็ดสัจจ์ที่ 1 (Henze *et al.*, 2000)

(ต่อ)

Component		$i \rightarrow$	Process rate, ρ_j
j	Process \downarrow		
1	Aerobic growth of heterotrophs		$\mu_{\max H} \frac{S_S}{K_S + S_S} \frac{S_O}{K_S + S_O} X_{BH}$
2	Anoxic growth of heterotrophs		$\eta_g \mu_{\max H} \frac{S_S}{K_S + S_S} \frac{K_{OH}}{K_{OH} + S_O} \frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} X_{BH}$
3	Aerobic growth of autotrophs		$\mu_{\max A} \frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} \frac{S_O}{K_{OA} + S_O} X_{BA}$
4	Decay of heterotrophs		$b_H X_{BH}$
5	Decay of autotrophs		$b_A X_{BA}$
6	Ammonification of soluble organic nitrogen		$k_a S_{ND} X_{BH}$
7	Hydrolysis of slowly biodegradable substrate		$k_h \frac{(X_S / X_{BH})}{K_X + (X_S / X_{BH})} X_{XB}$ $\left[\frac{S_O}{K_{OH} + S_O} + \eta_h \frac{K_{OH}}{K_{OH} + S_O} \frac{S_{NO}}{K_{OH} + S_{NO}} \right]$
8	Hydrolysis of organic nitrogen		$\rho_7(X_{ND}, X_S)$
Observed Conversion rate (ML ⁻³ T ⁻¹)			
Stoichiometric Parameter: Heterotrophic yield: Y_H Autotrophic yield: Y_A Fraction of biomass yielding particulate products: f_p Mass N/Mass COD in biomass: i_{XB} Mass N/Mass COD in products from biomass: i_{XP}			Kinetic parameters: Heterotrophic growth and decay: $\mu_{\max H}, K_S, K_{OH}, K_{NO}, b_H$ Autotrophic growth and decay: $\mu_{\max A}, K_{NH}, K_{OA}, b_A$ Correction factor for anoxic growth of heterotrophs: η_g Ammonification: k_a Hydrolysis: k_h, K_X Correction factor for anoxic hydrolysis: η_h

ภาคผนวก ข

องค์ประกอบน้ำเสียชุมชนตั้งเคราะห์ความเข้มข้นสูง

ตารางที่ ข1 องค์ประกอบน้ำเลี้ยงชุมชนสังเคราะห์ความเข้มข้นสูง

รายการ	น้ำหนัก (มิลลิกรัม/ลิตร)
โซเดียมอะซิเตท ($C_2H_3NaO_2$)	1,450
กลูโคส ($C_6H_{12}O_6$)	800
แอมโมเนียมคลอไรด์ (NH_4Cl)	1,250
โปแตสเซียมไดไฮโดรเจนฟอสเฟต (KH_2PO_4)	350
ยูเรีย ($CO(NH_2)_2$)	450
โซเดียมไบคาร์บอเนต ($NaHCO_3$)	2,200
แคลเซียมคาร์บอเนต ($CaCO_3$)	400
แมกนีเซียมซัลเฟต ($MgSO_4$)	120
นมผง (Milk powder)	300
แป้งข้าวเจ้า (Rice powder)	2,200
นมสด (Fresh milk)	145
น้ำมันพืช (Soy oil)	22
สารละลายธาตุที่จำเป็น (Trace elements)	2 mL/L
ความเข้มข้นของซีโอดีเจเนี่ย (COD)	4,415
ความเข้มข้นของทีเคเอ็นเจเนี่ย (TKN)	570
ความเข้มข้นของฟอสฟอรัสเจเนี่ย (TP)	76

ตารางที่ ข2 องค์ประกอบสารละลายธาตุที่จำเป็น

รายการ	น้ำหนัก (มิลลิกรัม/ลิตร)
เฟอร์ริกคลอไรด์ ($FeCl_3$)	50
กรดบอริก (H_3BO_3)	45
คอปเปอร์ซัลเฟต ($CuSO_4$)	10
โปแตสเซียมไอโอไดน์ (KI)	10
แมงกานีสคลอไรด์ ($MnCl_2$)	30
ซิงค์คลอไรด์ ($ZnCl_2$)	30
โคบอลต์คลอไรด์ ($CoCl_2$)	90
นิกเกิลคลอไรด์ ($NiCl_2$)	10

ภาคผนวก ค

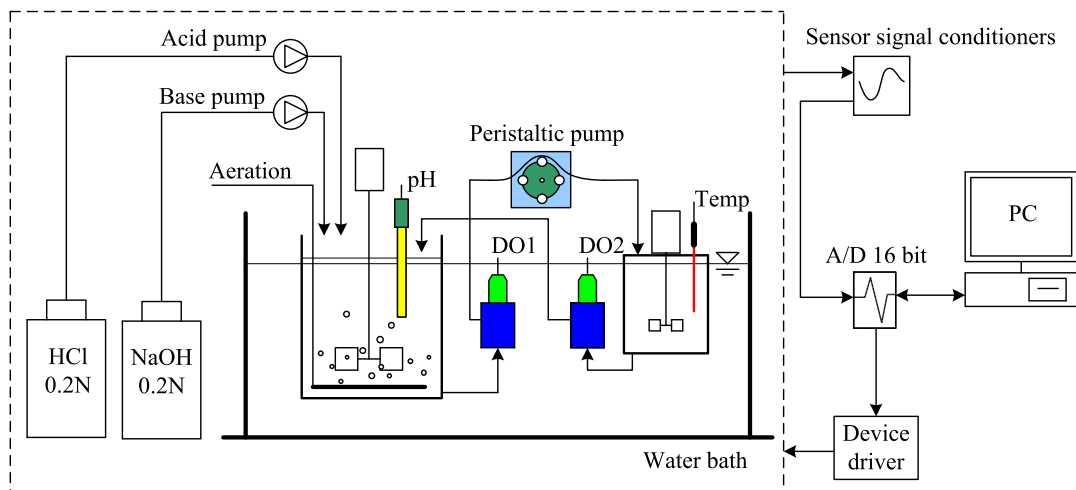
วิธีการทดลองวัดอัตราการใช้ออกซิเจนโดยเครื่องวัดอัตราการหายใจ

วิธีการทดลองวัดอัตราการใช้ออกซิเจนโดยเครื่องวัดอัตราการหายใจ

ค1. รูปแบบอุปกรณ์

เครื่องวัดอัตราการใช้ออกซิเจนที่ใช้ในการทดลอง เรียกว่า เครื่องวัดอัตราการหายใจแบบอัลติเมทไฮบริด (Ultimate hybrid respirometer) (รูปที่ ค1) ประกอบด้วยภาชนะเดิมอากาศและภาชนะวัดอัตราการหายใจปริมาตร 1.86 และ 0.84 ลิตร โดยที่ภาชนะวัดอัตราการหายใจจะปิดสนิทเพื่อป้องกันการซึมผ่านของอากาศจากภายนอกเพราะอาจจะส่งผลให้เกิดความผิดพลาดต่อการวัดอัตราการใช้ออกซิเจนของจุลินทรีย์ในสลัดจ์ได้

เพื่อให้เกิดการผสมที่เพียงพอและทั่วถึงจึงได้มีการติดตั้งเครื่องกวนที่สามารถปรับค่าความเร็วใบพัดได้ทั้งสองภาชนะ เครื่องสูบลมวนเวียนสลัดจ์ระหว่างภาชนะเดิมอากาศและภาชนะวัดอัตราการหายใจเป็นชนิดเพอร์ริสตาลติก เครื่องเติมกรดและด่างเป็นชนิดไดอะแฟรม ภาชนะเดิมอากาศ ภาชนะวัดการหายใจ และท่อส่งสลัดจ์ ติดตั้งอยู่ในอ่างน้ำควบคุมอุณหภูมิที่ 28°C เพื่อลดความแตกต่างของอุณหภูมิระหว่างภาชนะเดิมอากาศและภาชนะวัดอัตราการหายใจ



รูปที่ ค1 รูปแบบเครื่องวัดอัตราการหายใจแบบอัลติเมทไฮบริด

ข้าววัดออกซิเจนจำนวน 2 ข้าววัด เป็นชนิดโพลาริกราฟิกร การควบคุมค่า pH ของระบบได้ติดตั้งข้าววัด pH ที่ภาชนะเดิมอากาศกำหนดค่า pH ในภาชนะเดิมอากาศเท่ากับ 7.5 ± 0.03 (ค่า pH สำหรับการเดินระบบบำบัดน้ำเสียนำร่อง) ค่า pH สำหรับการทดลองสามารถเลือกกำหนดช่วงระหว่าง 7.5 - 8.3 ซึ่งเป็นช่วงของค่า pH ที่ปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันเกิดขึ้นได้ดีที่สุดในขณะทำการทดลอง ถ้าค่า pH อยู่นอกช่วงค่าที่กำหนด เครื่องเติมสารเคมีจะเติมสารละลายกรด HCl (0.2N) หรือด่าง NaOH (0.2N) เพื่อรักษาระดับค่า pH ให้คงที่

การทดลองวัดอัตราการใช้ออกซิเจนเริ่มต้นด้วยการเติมตัวอย่างสลัดจ์ลงไปเครื่องวัดอัตราการหายใจ ปริมาตร 2.7 ลิตร และเติมอากาศจนกระทั่งสลัดจ์เข้าสู่สภาวะการหายใจแบบเอ็นโดจีนัส ในระหว่างนั้นเติมสารอาหารที่ย่อยได้ง่ายให้กับตัวอย่างสลัดจ์ เช่น อะซิเตทหรือแอมโมเนียม พร้อมกับทำการบันทึกค่าออกซิเจน ค่า pH และอัตราการใช้ออกซิเจนทุก 3 วินาที จนกระทั่งสิ้นสุดการทดลอง

ค2. การสอบเทียบข้าววัด

ค2.1 การสอบเทียบข้าววัดอุณหภูมิ

ข้าววัดอุณหภูมิเป็นข้าววัดชนิดแรกที่ต้องทำการสอบเทียบ เนื่องจากการสอบเทียบข้าววัด ได้แก่ ข้าววัดออกซิเจน และข้าววัดพีเอช ต้องดำเนินการภายใต้อุณหภูมิของน้ำที่กำหนดไว้สำหรับควบคุมการทดลอง (28°C) หรืออุณหภูมิมาตรฐานที่อ้างอิงตามข้อกำหนดไว้ในสารละลายมาตรฐานที่ใช้สำหรับการสอบเทียบข้าววัด ดังนั้นการสอบเทียบข้าววัดอุณหภูมิจึงถือได้ว่าเป็นมีความสำคัญอย่างยิ่งและเป็นการสอบเทียบอันดับแรกที่จะส่งผลต่อค่าความถูกต้องของข้าววัดอื่นที่เหลือที่ต้องใช้อุณหภูมิเป็นค่าอ้างอิงหรือเป็นตัวแปรในการคำนวณ ข้าววัดอุณหภูมิที่ใช้ในชุดเครื่องมือดังกล่าวมีทั้งหมด 2 ข้าววัด ได้แก่ ข้าววัดอุณหภูมิน้ำซึ่งเป็นข้าววัดชนิดแพลตตินัม 100 โอห์ม (Pt-100) และข้าววัดอุณหภูมิอากาศซึ่งเป็นชนิดเซมิคอนดักเตอร์และใช้ข้อมูลอ้างอิงอุณหภูมิจากโรงงานผู้ผลิตข้าววัดชนิดดังกล่าว

การดำเนินการสอบเทียบข้าววัดอุณหภูมิน้ำได้กำหนดตำแหน่งอุณหภูมิอ้างอิง 3 ตำแหน่ง ช่วงระหว่าง $0 - 50^{\circ}\text{C}$ การกำหนดช่วงการสอบเทียบแคบเพื่อลดความผิดพลาดจากการวัดได้มากขึ้น เช่น อุณหภูมิที่ใช้สำหรับการทดลอง 28°C ได้กำหนดตำแหน่งสำหรับการสอบเทียบทั้งหมด 3 ค่า ได้แก่ $20, 30$ และ 40°C โดยเครื่องวัดอุณหภูมิน้ำนำมาใช้อ้างอิงในการสอบเทียบเป็นเครื่องวัดอุณหภูมิน้ำที่ได้มาตรฐานจากห้องปฏิบัติการ

ก2.2 การสอบเทียบขั้ววัดออกซิเจน

ขั้ววัดออกซิเจนที่ใช้ในเครื่องวัดอัตราการหายใจมีทั้งหมด 2 ขั้ววัด ติดตั้งในตำแหน่งก่อนเข้าและออกจากภาชนะวัดอัตราการหายใจขั้ววัดออกซิเจนเป็นชนิดโพลาโรกราฟิก การสอบเทียบขั้ววัดออกซิเจนต้องอาศัยข้อมูลสภาพแวดล้อมอื่น ได้แก่ อุณหภูมิอากาศ อุณหภูมิของน้ำที่ทำการสอบเทียบ ความดันบรรยากาศ ซึ่งในระบบเครื่องวัดการหายใจมีขั้ววัดดังกล่าวติดตั้งไว้แล้ว การสอบเทียบขั้ววัดออกซิเจนได้กำหนดตำแหน่งขั้ววัดออกซิเจนอ้างอิง 2 ตำแหน่ง คือ ที่ตำแหน่งจุดอิ่มตัวของออกซิเจนสูงสุด ณ อุณหภูมิน้ำ 28°C และที่ตำแหน่งระดับออกซิเจนเท่ากับศูนย์ (0.0)

ก2.3 การสอบเทียบขั้ววัดพีเอช

ขั้ววัดพีเอช เป็นอีกขั้ววัดหนึ่งที่มีความสำคัญไม่น้อยไปกว่าขั้ววัดอุณหภูมิและขั้ววัดออกซิเจน ขั้ววัดพีเอชได้ถูกออกแบบให้มีการชดเชยค่าพีเอชจากการเปลี่ยนแปลงของอุณหภูมิเอาไว้ด้วย ดังนั้นจึงต้องใช้ข้อมูลจากอุณหภูมิของน้ำสำหรับการแปลผล ทั้งนี้การสอบเทียบขั้ววัดพีเอชได้กำหนดตำแหน่งพีเอชอ้างอิงไว้ทั้งหมด 3 ตำแหน่ง ได้แก่ 4.0, 7.0 และ 10.0 โดยใช้สารละลายมาตรฐาน ที่อุณหภูมิ 25°C การสอบเทียบที่อุณหภูมิมาตรฐานทำให้ผลการวัดมีความถูกต้องสูงกว่า แต่การทดลองได้กำหนดอุณหภูมิไว้ที่ 28°C หลังจากทำการสอบเทียบขั้ววัดแล้วเสร็จระบบจะทำการชดเชยอุณหภูมิให้โดยอัตโนมัติ

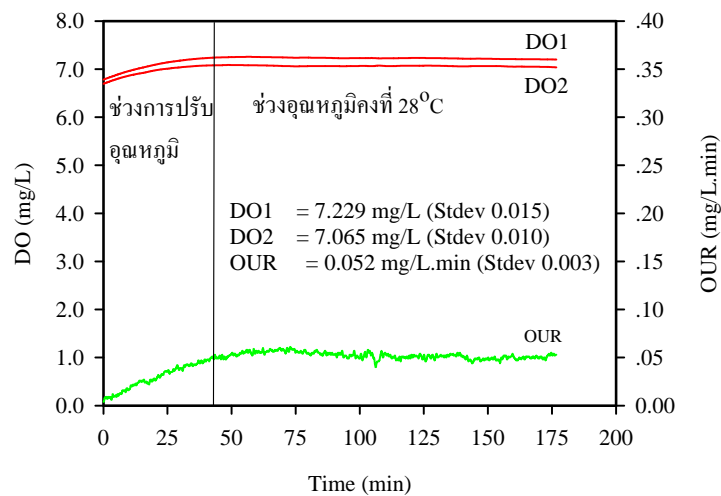
ก3. การสอบเทียบเครื่องวัดอัตราการหายใจ

ก่อนการทดลองวัดอัตราการใช้ออกซิเจนในแต่ละครั้งได้ทำการสอบเทียบเครื่องวัดอัตราการหายใจด้วยน้ำบริสุทธิ์ที่อุณหภูมิเฉลี่ย 28°C และทำการสอบเทียบขั้ววัดออกซิเจนก่อนทำการทดลองทุกครั้ง เมื่อพบว่ามีการเลื่อนของสัญญาณเกิดขึ้นต้องทำการสอบเทียบขั้ววัดออกซิเจนใหม่ใน 2 ตำแหน่ง ได้แก่ ที่ระดับออกซิเจนอิ่มตัวในน้ำบริสุทธิ์ ซึ่งมีค่าประมาณ 7.4 มิลลิกรัม/ลิตร ที่ความสูงจากระดับน้ำทะเลประมาณ 400 เมตร และอุณหภูมิของน้ำ 28°C โดยการเดินระบบเครื่องวัดอัตราการหายใจด้วยน้ำบริสุทธิ์ที่อุณหภูมิเฉลี่ย 28°C และเติมอากาศจนถึงจุดอิ่มตัว บันทึกค่าออกซิเจนที่อ่านได้จากทั้งสองขั้ววัด และหลังจากนั้นทำการสอบเทียบขั้ววัดที่ระดับออกซิเจนเท่ากับศูนย์โดยหยุดเติมอากาศให้กับระบบและเติมด้วยสารละลาย Na_2SO_2 (ความเข้มข้นร้อยละ 10) และ CoCl_2 (ความเข้มข้นร้อยละ 1) จนกระทั่งระดับออกซิเจนลดลงเท่ากับศูนย์เท่ากับทั้งสองขั้ววัดแล้วบันทึกค่าออกซิเจนที่อ่านได้ และหลังจากนั้นถ่ายน้ำที่ใช้ในการสอบเทียบทิ้งออกและทำความสะอาดภาชนะด้วยน้ำสะอาด

การทดสอบผลการสอบเทียบขั้ววัดออกซิเจนทำได้โดยการเติมด้วยน้ำสะอาดปริมาตร 2.7 ลิตร เดินระบบเครื่องวัดอัตราการหายใจและเติมอากาศจนกระทั่งระดับออกซิเจนถึงค่าจุดอิ่มตัวและเมื่ออุณหภูมิได้ตามที่กำหนด 28°C ระดับค่าออกซิเจนจะคงที่ทั้ง 2 ขั้ววัด และขั้ววัดออกซิเจน

ที่ 1 จะต้องอ่านค่าได้สูงกว่าหรือเท่ากับชีววัดออกซิเจนที่ 2 เท่านั้นจึงจะยอมรับได้ว่าการสอบเทียบเครื่องมือมีความถูกต้อง และถ้าชีววัดออกซิเจนที่ 1 อ่านค่าได้น้อยกว่าชีววัดออกซิเจนที่ 2 ต้องดำเนินการสอบเทียบใหม่อีกครั้ง

ผลการสอบเทียบเครื่องวัดอัตราการหายใจโดยใช้น้ำสะอาดแทนตัวอย่างสลัดจ์มีค่าอัตราการใช้ออกซิเจนเท่ากับ 0.052 ± 0.003 มิลลิกรัม/ลิตร.นาทิจ (รูปที่ ค2) จากข้อมูลค่าเบี่ยงเบนมาตรฐาน อาจกล่าวได้ว่าการคำนวณอัตราการใช้ออกซิเจนมีความเที่ยงตรงสูงมากพอและสามารถยอมรับได้ และนำค่าอัตราการใช้ออกซิเจนนี้ไปลบออกจากค่าอัตราการใช้ออกซิเจนการทดลองในตัวอย่างสลัดจ์จริง



รูปที่ ค2 ผลการสอบเทียบเครื่องวัดอัตราการหายใจด้วยน้ำสะอาด

ค4. การเตรียมการทดลอง

ตัวอย่างสลัดจ์จากระบบบำบัดน้ำเสียก่อนนำมาวิเคราะห์โดยใช้เครื่องวัดอัตราการหายใจต้องเตรียมตัวอย่างสลัดจ์ให้อยู่ในสภาวะการหายใจแบบเอ็นโดจีนัส ทั้งนี้ตัวอย่างสลัดจ์ที่นำมาจากระบบบำบัดน้ำเสียจริงจำเป็นต้องกรองแยกสลัดจ์ด้วยผ้าหรือตะแกรงร้อนที่มีรูขนาดเล็กกว่า 200 ไมครอน เนื่องจากสลัดจ์จากระบบบำบัดน้ำเสียจริงมีปริมาณของแข็งที่มีขนาดใหญ่เจือปนเป็นจำนวนมาก การเติมสลัดจ์เข้าเครื่องวัดอัตราการหายใจโดยตรงอาจส่งผลให้ระบบเครื่องมือวัดเกิดการอุดตันได้ นอกจากนี้ยังจะทำให้การวิเคราะห์ปริมาณ MLSS และ MLVSS สูงกว่าค่าความเป็นจริง ขั้นตอนการเตรียมการทดลองถือว่าเป็นขั้นตอนแรกที่จะส่งผลต่อความถูกต้องและระดับความน่าเชื่อถือของข้อมูลที่ได้จากการวัดในแต่ละการทดลอง ซึ่งจะต้องมีความระมัดระวังเป็นพิเศษ ขั้นตอนการเตรียมตัวอย่างสลัดจ์มีรายละเอียดดังต่อไปนี้

ค4.1 เติมอากาศให้กับสลัดจ์ที่ผ่านการกรองทิ้งไว้ประมาณ 12 – 24 ชม. ในกรณีที่นำสลัดจ์มาจากระบบบำบัดน้ำเสียจริง ควรเติมอากาศนานขึ้นหรือมากกว่า 24 ชม. เพื่อให้เกิดความมั่นใจว่ามีการใช้สารอาหารที่ตกค้างในน้ำสลัดจ์ไปจนหมด ทั้งนี้เพื่อให้ร่นระยะเวลาการเติมอากาศให้สั้นลงควรล้างสลัดจ์ด้วยน้ำกลั่น (หรือน้ำสะอาดที่ไม่มีคลอรีน) 3 – 4 ครั้ง แล้วเติมอากาศจนกระทั่งสลัดจ์เข้าสู่สภาวะเอ็นโดจีนซึ่งอาจใช้ระยะเวลาประมาณ 2 ชม. ก่อนเริ่มทำการทดลองในขั้นต่อไปได้

ค4.2 นำสลัดจ์ที่เติมอากาศจนกระทั่งสลัดจ์เข้าสู่สภาวะเอ็นโดจีนลงไปในภาชนะเครื่องวัดอัตราการหายใจปริมาตรรวมทั้งหมด 2.7 ลิตร โดยระดับความเข้มข้นของตัวอย่างสลัดจ์ขึ้นอยู่กับวัตถุประสงค์ของการทดลอง

ค4.3 เปิดสวิทช์ของอุปกรณ์เครื่องวัดอัตราการหายใจต่อไปนี้ให้ทำงานไปพร้อมกัน ได้แก่ เครื่องกวนที่ภาชนะเติมอากาศและภาชนะวัดอัตราการหายใจ ป้อนหมุนเวียนสลัดจ์โดยอุปกรณ์ดังกล่าวต้องทำงานที่สภาวะเดียวกันกับสภาวะที่ทำการสอบเทียบเครื่องวัดอัตราการหายใจในขั้นตอนก่อนการทดลอง

ค4.4 ควบคุมการเติมอากาศให้ระดับออกซิเจนที่ภาชนะเติมอากาศมีค่าอยู่ในช่วง 6 – 7 มิลลิกรัม/ลิตร ควรปรับค่าออกซิเจนให้ต่ำกว่าค่าอิ่มตัวของออกซิเจนในน้ำประมาณ 7.4 มิลลิกรัม/ลิตร กล่าวคือ การเติมออกซิเจนควรน้อยกว่าอัตราการใช้ออกซิเจนสูงสุดของตัวอย่างสลัดจ์ในเครื่องวัดอัตราการหายใจจึงจะทำให้ค่าออกซิเจนลดต่ำลงและสามารถคำนวณอัตราการใช้ออกซิเจนได้ แต่ตรงกันข้ามถ้ามีการเติมออกซิเจนมากกว่าอัตราการใช้ออกซิเจนสูงสุดของตัวอย่างสลัดจ์ในเครื่องวัดอัตราการหายใจ ออกซิเจนที่เติมเข้าไปจะไปทดแทนออกซิเจนที่ถูกใช้ไปได้หมด ดังนั้นระดับออกซิเจนในเครื่องวัดอัตราการหายใจจึงคงที่และเป็นผลให้ไม่สามารถคำนวณอัตราการใช้ออกซิเจนได้ (การปรับระดับการเติมอากาศขึ้นอยู่กับการทดลองต้องปรับเปลี่ยนไปตามพารามิเตอร์การทดลอง เช่น ความเข้มข้นของสลัดจ์ ความเข้มข้นของสารอาหาร และสัดส่วนของอาหารต่อสลัดจ์ เป็นต้น)

ค4.5 กำหนดค่าพารามิเตอร์ควบคุมการทดลองที่โปรแกรมคอมพิวเตอร์ ดังต่อไปนี้

ค4.5.1 อุณหภูมิ 28°C และช่วงค่าความผิดพลาด 0.2°C

ค4.5.2 ปริมาตรของภาชนะวัดการหายใจ 0.84 ลิตร

ค4.5.3 อัตราการหมุนเวียนสลัดจ์ภายใน 0.245 ลิตร/นาที

ค4.5.4 พีเอช 7.5 และช่วงค่าความผิดพลาด 0.05

ค4.5.5 ช่วงระยะเวลาสำหรับการตรวจสอบค่า pH 5 – 10 วินาที สำหรับการควบคุมการเติมกรดหรือด่าง (ควรทำการทดลองเบื้องต้นเพื่อให้แน่ใจว่าช่วงระยะเวลาที่เหมาะสมอยู่ในช่วงใด)

ค4.6 หลังจากเริ่มเดินระบบเครื่องวัดอัตราการหายใจแล้ว ระบบควบคุมจะปรับอุณหภูมิและพีเอช ตัวอย่างสลัดจ์ในระบบเครื่องวัดอัตราการหายใจให้เท่ากับค่าที่กำหนดไว้ในข้อ ค4.4.1 และ ค4.4.4 จนกว่าพีเอชของตัวอย่างจะมีค่าเท่ากับหรืออยู่ในช่วงค่าที่กำหนด ขณะเดียวกันที่หน้าจอแสดงผลค่าพีเอชจะสว่างขึ้นเพื่อแจ้งให้ทราบว่าระบบพร้อมสำหรับการบันทึกข้อมูลของพีเอช แต่ทั้งนี้ต้องตรวจสอบว่าอุณหภูมิของตัวอย่างสลัดจ์ได้ตามที่กำหนดหรือไม่ ซึ่งต้องรอให้พารามิเตอร์ควบคุม ได้แก่ อุณหภูมิ และ พีเอช ได้ตามที่กำหนดจึงจะสามารถเริ่มทำการทดลองในขั้นต่อไปได้

ค4.7 ทำการปรับอุณหภูมิของสารละลายสารอาหารที่จะเติมให้กับตัวอย่างสลัดจ์ (สารละลายโซเดียมอะซิเตทและสารละลายแอมโมเนียมคลอไรด์) ให้เท่ากับ 28°C เพื่อลดผลกระทบการเปลี่ยนแปลงของอุณหภูมิอย่างฉับพลันในตัวอย่างสลัดจ์ซึ่งจะส่งผลให้ขั้ววัดออกซิเจนอ่านค่าคลาดเคลื่อนได้ สภาพปัญหานี้จะเกิดขึ้นในสถานะที่อุณหภูมิสิ่งแวดล้อมต่างจากอุณหภูมิที่กำหนดสำหรับการทดลองมาก เช่น การทดลองในช่วงฤดูหนาวที่อุณหภูมิน้ำโดยทั่วไปประมาณ $16 - 18^{\circ}\text{C}$

ค5. ขั้นตอนการทดลองวัดอัตราการใช้ออกซิเจนสำหรับประมาณค่าyield (Y_{μ}) และค่าคงที่อิ่มตัวสำหรับสารอาหาร (K_s) ของเฮเทอโรทรอฟิกแบคทีเรีย

ค5.1 นำสลัดจ์ที่เติมอากาศจนกระทั่งสลัดจ์เข้าสู่สถานะเอน โดจีนัสมาเจือจางสลัดจ์ให้มีความเข้มข้นประมาณ 1,000 - 2,000 มิลลิกรัม/ลิตร เติมนลงในเครื่องวัดอัตราการหายใจและดำเนินการตามขั้นตอนการเตรียมการทดลองในข้อที่ ค4.2 – ค4.5

ค5.2 เมื่อระดับอุณหภูมิและพีเอชอยู่ในช่วงที่กำหนดแล้ว ให้กดปุ่มบันทึกข้อมูลพารามิเตอร์การทดลองในโปรแกรมคอมพิวเตอร์

ค5.3 เติมสารละลายโซเดียมอะซิเตท 5 มิลลิลิตร (สารอาหารมีค่าเท่ากับ 13 มิลลิกรัม COD/มิลลิลิตร) ลงในภาชนะเติมอากาศ (Aeration chamber) ของเครื่องวัดอัตราการหายใจ หลังจากนั้นค่าอัตราการใช้ออกซิเจนจะเพิ่มสูงขึ้นจนถึงค่าสูงสุดและจะคงที่ไประยะหนึ่งและจะลดลงเมื่อสารอาหารถูกใช้ไปจนหมด ค่าอัตราการใช้ออกซิเจนที่แสดงผลบนหน้าจอคอมพิวเตอร์จะลดลงมาอยู่ในระดับเดิมหรือใกล้เคียงกับอัตราการใช้ออกซิเจนก่อนทำการเติมสารอาหาร (ถ้าต้องการทำการทดลองซ้ำต้องรอประมาณ 10 – 20 นาที ก่อนเริ่มทำการทดลองใหม่)

ค5.4 ทดลองซ้ำในลักษณะเดียวกับการทดลองในข้อ ค5.3 โดยเพิ่มปริมาตรของสารอาหาร (สารละลายโซเดียมอะซิเตท) เป็น 10, 25, 50 และ 75 มิลลิลิตร ตามลำดับ

ค5.5 นำตัวอย่างสลัดจ์ไปวิเคราะห์ MLSS และ MLVSS

ค6. ขั้นตอนการทดลองวัดอัตราการใช้ออกซิเจนสำหรับประมาณค่าyield (Y_{AOB}) และค่าคงที่อิ่มตัวสำหรับสารอาหาร (K_{NH}) ของแอมโมเนียออกซิไดซิงแบคทีเรีย

ค6.1 นำสลัดจ์ที่เติมอากาศจนกระทั่งสลัดจ์เข้าสู่สภาวะเอนโดจีนนี้สมาเจือจางสลัดจ์ให้มีความเข้มข้นประมาณ 1,000 - 2,000 มิลลิกรัม/ลิตร เติมนลงในเครื่องวัดอัตราการหายใจและดำเนินการตามขั้นตอนการเตรียมการทดลองในข้อที่ ค4.2 – ค4.5

ค6.2 เมื่อระดับอุณหภูมิและพีเอชอยู่ในช่วงที่กำหนดแล้ว ให้กดปุ่มบันทึกข้อมูลพารามิเตอร์การทดลองในโปรแกรมคอมพิวเตอร์

ค6.3 เติมน้ำละลายแอมโมเนียครอไรด์ 2.5 มิลลิลิตร (สารอาหารมีค่าเท่ากับ 1 มิลลิกรัม NH_4^+ /มิลลิลิตร) ลงในภาชนะเติมอากาศ (Aeration chamber) ของเครื่องวัดอัตราการหายใจ หลังจากนั้นค่าอัตราการใช้ออกซิเจนจะเพิ่มสูงขึ้นจนถึงค่าสูงสุดและจะคงที่ไประยะหนึ่งและจะลดลงเมื่อสารอาหารถูกใช้ไปจนหมด ค่าอัตราการใช้ออกซิเจนที่แสดงผลบนหน้าจอคอมพิวเตอร์จะลดลงอยู่ในระดับเดิมหรือใกล้เคียงกับอัตราการใช้ออกซิเจนก่อนทำการเติมน้ำ (ถ้าต้องการทำการทดลองซ้ำ ต้องรอประมาณ 10 – 20 นาที ก่อนเริ่มทำการทดลองใหม่)

ค6.4 ทดลองซ้ำในลักษณะเดียวกับการทดลองในข้อ ค6.3 โดยเพิ่มปริมาณของสารอาหาร (สารละลายแอมโมเนียครอไรด์) เป็น 5, 10, 25 และ 50 มิลลิลิตร ตามลำดับ

ค6.5 นำตัวอย่างสลัดจ์ไปวิเคราะห์ MLSS และ MLVSS

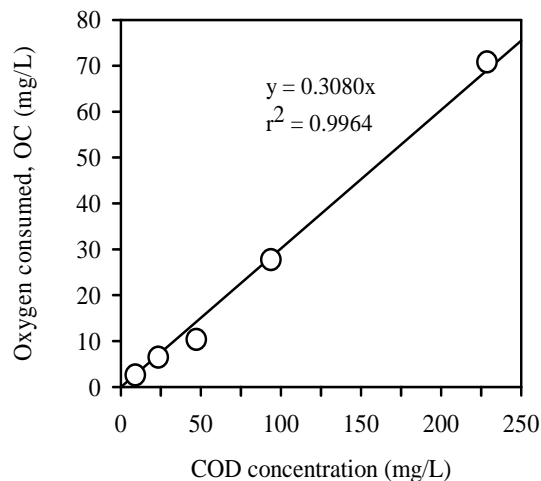
ค7. ขั้นตอนการการแปลผลข้อมูลและประมาณค่าyield (Y) และค่าคงที่อิ่มตัวสำหรับสารอาหาร (K) ของเฮเทอโรทรอปิกแบคทีเรียและแอมโมเนียออกซิไดซิงแบคทีเรีย

ค7.1 ปริมาตรของตัวอย่างสลัดจ์เริ่มต้น 2.7 ลิตร เมื่อเติมน้ำครั้งแรก 10 มิลลิลิตร ปริมาตรสุดท้ายเท่ากับ 2.71 ลิตร ดังนั้นการคำนวณความเข้มข้นจริงของแต่ละการทดลองจึงต้องรวมปริมาตรสะสมทุกครั้ง เช่น เมื่อเติมน้ำ 10 มิลลิลิตร (13 มิลลิกรัม COD/มิลลิลิตร) ความเข้มข้นของค่า COD การทดลองนี้จะเท่ากับ $(10 \times 13)/2.71 = 130/2.71 = 47.97$ มิลลิกรัม/ลิตร

ค7.2 ข้อมูลอัตราการใช้ออกซิเจนที่ได้จากการทดลองจะต้องนำไปคำนวณพื้นที่ใต้กราฟ โดยนับเริ่มต้น (t_0) ที่ตำแหน่งเวลาเติมน้ำลงไปและสิ้นสุด (t_p) ที่เวลาอัตราการใช้ออกซิเจนลดลงต่ำสุดโดยพิจารณาเฉพาะช่วงมีสารอาหาร (Feast) เท่านั้น (รูปที่ 2.7) กรณีที่ทำการทดลองต่อเนื่องต้องแยกข้อมูลเพื่อการประมวลผลในแต่ละการทดลอง การหาปริมาณออกซิเจนที่ถูกใช้ไป (Oxygen consumed, OC_{ex}) จะนำข้อมูลไปคำนวณพื้นที่ใต้กราฟโดยใช้โปรแกรม Microsoft Excel หรือ Origin Pro ซึ่งมีฟังก์ชันการใช้งานที่ง่ายและสะดวก (ฟังก์ชัน Integration)

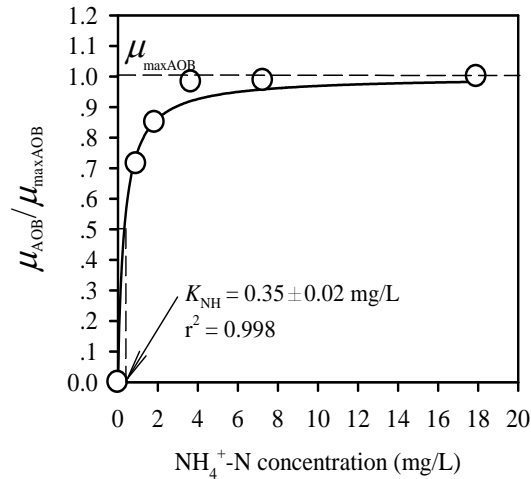
แต่เนื่องจากกราฟอัตราการใช้ออกซิเจนได้รวมปริมาณออกซิเจนที่ใช้สำหรับการหายใจแบบแอโรบิกไว้ด้วย ดังนั้นจะต้องลบพื้นที่ตรงนี้ออกไปซึ่งคำนวณโดยใช้สมการหาพื้นที่สี่เหลี่ยมพื้นฐาน ค่าที่เหลือจึงเป็นปริมาณออกซิเจนที่ใช้ไปสำหรับการย่อยสลายสารอาหารที่เติมลงไปหรือที่เรียกว่า การหายใจแบบแอโรบิก

ค7.3 นำข้อมูลความเข้มข้นสารอาหารที่เติมในแต่ละครั้ง (ข้อ ค5.3) และข้อมูลค่า OC_{ex} ไปสร้างกราฟจะได้ความสัมพันธ์เชิงเส้นตรง ($y = ax + b$) ซึ่งค่าความชัน (Slope) หรือค่า a มีค่าเท่ากับ $(1 - Y_H)$ ในกรณีการแปลผลการทดลองของเฮเทอโรโทรฟิกแบคทีเรียหรือ a มีค่าเท่ากับ $(3.43 - Y_{AOB})$ ในกรณีการแปลผลการทดลองของแอมโมเนียออกซิไดซิงแบคทีเรีย ตัวอย่างเช่น จากรูปที่ ค3. ความชันจากกราฟมีค่าเท่ากับ 0.31 ซึ่งเท่ากับ $(1 - Y_H)$ ดังนั้นค่า $Y_H = (1 - 0.31) = 0.69$ มิลลิกรัมเซลล์ (COD)/มิลลิกรัมชีโอดี และในกรณีการแปลผลข้อมูลของแอมโมเนียออกซิไดซิงแบคทีเรียก็สามารถแปลผลได้ในลักษณะเดียวกัน



รูปที่ ค3 กราฟความสัมพันธ์เชิงเส้นตรงระหว่าง OC_{ex} และความเข้มข้นของค่าชีโอดี

ค7.4 ให้นำค่าอัตราการใช้ออกซิเจนสูงสุดของแต่ละการทดลองมาเรียงลำดับตามความเข้มข้นของสารอาหารที่เติม จากนั้นเอาค่าอัตราการใช้ออกซิเจนสูงสุดใน 5 การทดลองหารค่าอัตราการใช้ออกซิเจนทั้งหมด (รวมค่าตัวของมันเองด้วย) ซึ่งค่าที่ได้จะมีค่าสูงสุดเท่ากับ 1 หลังจากนั้นให้นำข้อมูลไปสร้างกราฟความสัมพันธ์ระหว่างความเข้มข้นสารอาหารที่เติม (แกน x) และค่าผลหารที่ได้ (แกน y) ดังตัวอย่างในรูปที่ ค4 (สร้างกราฟโดยใช้โปรแกรม SigmaPlot)



รูปที่ ๓4 กราฟแสดงผลการจำลองสถานการณ์การประมาณค่า K_{NH}

๓7.5 หลังจากได้กราฟตามรูปที่ ๓4 แล้วให้ใช้ฟังก์ชัน Dynamic Fit ในโปรแกรม SigmaPlot (เลือกฟังก์ชันย่อย Ligand binding และ One site saturation ตามลำดับ) โดยกำหนดค่า $\mu_{max} = 1$ ซึ่งการแปลผลการทดลองของเฮเทอโรโทรฟิกและแอมโมเนียออกซิไดซิงแบคทีเรียสามารถแปลผลได้ในลักษณะเดียวกัน

๓8. ขั้นตอนการทดลองวัดอัตราการใช้ออกซิเจนสำหรับประมาณค่าอัตราการ เนาเปื่อยของเฮเทอโรโทรฟิกแบคทีเรีย (b_H) และแอมโมเนีย ออกซิไดซิงแบคทีเรีย (b_A)

๓8.1 นำสลักที่เตรียมไว้เติมลงในเครื่องวัดอัตราการหายใจโดยไม่ต้องทำการเจือจางและดำเนินการตามขั้นตอนการเตรียมการทดลองในข้อที่ ๓4.2 – ๓4.5

๓8.2 เมื่อระดับอุณหภูมิและพีเอชอยู่ในช่วงที่กำหนดแล้ว ให้กดปุ่มบันทึกข้อมูลพารามิเตอร์การทดลองในโปรแกรมคอมพิวเตอร์

๓8.3 เติมน้ำละลายโซเดียมอะซิเตท 10 มิลลิลิตร และหลังจากค่าอัตราการใช้ออกซิเจนที่แสดงผลบนหน้าจอคอมพิวเตอร์ลดลงมาอยู่ในระดับเดิมให้เว้นระยะเวลาประมาณ 10 – 15 นาที

๓8.4 เติมน้ำละลายแอมโมเนียครอไรด์ 10 มิลลิลิตร และหลังจากค่าอัตราการใช้ออกซิเจนที่แสดงผลบนหน้าจอคอมพิวเตอร์ลดลงมาอยู่ในระดับเดิมให้เว้นระยะเวลาประมาณ 10 – 15 นาที จึงหยุดการทดลอง

๓8.5 นำตัวอย่างสลักไปวิเคราะห์ MLSS และ MLVSS

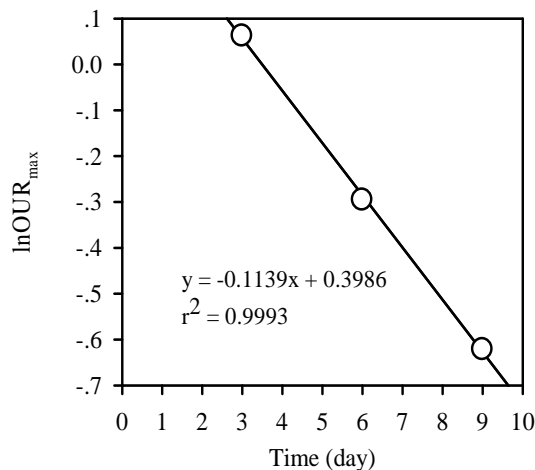
ค8.6 ทดลองซ้ำในข้อ ค8.3 – ค8.5 จำนวนอย่างน้อย 3 ครั้ง อาจดำเนินการทดลองทุกวัน หรือเว้นช่วงเวลา 1 – 2 วัน ก็ได้

ค8.7 การทดลองอาจรวมข้อ ค8.3 และ ค8.4 ก็ได้ โดยรวมสารอาหารที่ต้องเติมเข้าด้วยกัน กราฟแสดงอัตราการหายใจจะแสดงค่าสูงสุดอยู่ 2 ตำแหน่ง ตำแหน่งแรกเป็นข้อมูลของเฮเทอโรโทรฟิกแบคทีเรียและตำแหน่งที่ 2 เป็นข้อมูลของแอมโมเนียออกซิไดซิงแบคทีเรีย

ค9. ขั้นตอนการแปลผลข้อมูลและประมาณค่าอัตราการเน่าเปื่อยของเฮเทอโรโทรฟิกแบคทีเรียและแอมโมเนียออกซิไดซิงแบคทีเรีย

ค9.1 การแปลผลข้อมูลสามารถใช้ข้อมูลอัตราการใช้ออกซิเจนได้ 2 ชนิด โดยเลือกใช้ค่าอัตราการใช้ออกซิเจนในสภาวะการหายใจแบบเอ็นโดจีนัส (OUR_{end}) หรือค่าอัตราการใช้ออกซิเจนในสภาวะการหายใจแบบเอ็กโซจีนัส (OUR_{ex}) กรณีใช้ค่าอัตราการหายใจแบบเอ็กโซจีนัสจะใช้ค่าอัตราการใช้ออกซิเจนสูงสุด (OUR_{max})

ค9.2 ให้นำค่าสูงสุดของข้อมูลอัตราการใช้ออกซิเจนที่ได้ในแต่ละวันมาหาค่า $\ln OUR_{max}$ และสร้างกราฟความสัมพันธ์ระหว่างเวลา (วัน) ในแกน x และ $\ln OUR_{max}$ ในแกน y จากนั้นให้หาความสัมพันธ์เชิงเส้นตรง ($y = ax + b$) โดยค่าความชันของกราฟหรือ a คือค่าอัตราการเน่าเปื่อยแบบเชิงเส้นตรง ($b_H^{Linear\ death}$) ดังตัวอย่างในรูป ค5



รูปที่ ค5 กราฟความสัมพันธ์เชิงเส้นตรงระหว่าง $\ln OUR_{max}$ และเวลาของเฮเทอโรโทรฟิกแบคทีเรีย

ค9.3 จากตัวอย่างในกราฟให้นำค่า $a = 0.11$ ที่ได้ไปแทนค่าในสมการที่ (2.15) โดยแทนค่า $Y_H = 0.69$ (ผลการทดลองที่ผ่านมา) และค่า $f_p = 0.08$ (ค่าคงที่) จะได้ค่าอัตราการนำเปื่อย (b_H) ในแบบจำลอง ASM1 = 0.31 วัน^{-1}

ค9.4 ส่วนการแปลผลการทดลองของแอมโมเนียออกซิไดซิงแบคทีเรียจะทำเฉพาะตามขั้นตอนในข้อ ค9.2 เท่านั้น

ค10. ขั้นตอนการทดลองวัดอัตราการใช้ออกซิเจนสำหรับประมาณค่าอัตราการ

เจริญเติบโตจำเพาะสูงสุดของเฮเทอโรโทรฟิกแบคทีเรีย ($\mu_{\max H}$)

และแอมโมเนียออกซิไดซิงแบคทีเรีย ($\mu_{\max A}$)

ค10.1 นำสลัดจ์ที่เติมอากาศจนกระทั่งสลัดจ์เข้าสู่สภาวะเอนโดจีนัสมาเจือจางให้มีความเข้มข้นประมาณ 200 - 1,000 มิลลิกรัม/ลิตร เติมนลงในเครื่องวัดอัตราการหายใจและดำเนินการตามขั้นตอนการเตรียมการทดลองในข้อที่ ค4.2 - ค4.5

ค10.2 เมื่อระดับอุณหภูมิและพีเอชอยู่ในช่วงที่กำหนดแล้ว ให้กดปุ่มบันทึกข้อมูลพารามิเตอร์การทดลองในโปรแกรมคอมพิวเตอร์

ค10.3 เติมน้ำละลายโซเดียมอะซิเตท 300 มิลลิลิตร (สารอาหารมีค่าเท่ากับ 13 มิลลิกรัม COD/มิลลิลิตร) และรอนจนกระทั่งจุลินทรีย์ใช้อาหารที่เติมนลงไปจนหมดซึ่งอาจใช้เวลาประมาณ 8 - 12 ชม. (ระยะเวลาขึ้นอยู่กับความเข้มข้นของสลัดจ์และสารอาหารที่เติม)

ค10.4 นำตัวอย่างสลัดจ์ไปวิเคราะห์ MLSS และ MLVSS

ค10.5 เติมน้ำละลายแอมโมเนียมครอไรด์ 20 มิลลิลิตร (การทดลองนี้เพื่อวัดอัตราการเจริญเติบโตจำเพาะสูงสุดของแอมโมเนียออกซิไดซิงแบคทีเรีย ก่อนทำการทดลองต้องปรับปริมาตรของตัวอย่างสลัดจ์ให้เท่ากับ 2.7 ลิตร กรณีใช้ตัวอย่างสลัดจ์เดิม หรืออาจเปลี่ยนตัวอย่างสลัดจ์ใหม่ก็ได้) การทดลองนี้ใช้เวลานานเช่นเดียวกับการทดลองในข้อ ค10.3

ค10.6 นำตัวอย่างสลัดจ์ไปวิเคราะห์ MLSS และ MLVSS

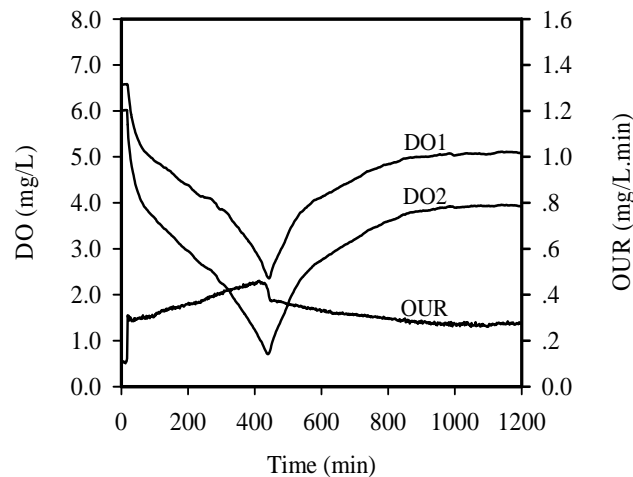
ค10.7 การทดลองนี้ค่อนข้างจะมีความยุ่งยากและมีโอกาสผิดพลาดสูงเนื่องจากการเติมอาหารที่มีความเข้มข้นสูงจะส่งผลให้เกิดการยับยั้งของปฏิกิริยาขึ้น การทดลองวัดอัตราการใช้ออกซิเจนของแอมโมเนียออกซิไดซิงแบคทีเรียมีโอกาสผิดพลาดหรือล้มเหลวมากกว่าการทดลองวัดอัตราการใช้ออกซิเจนของเฮเทอโรโทรฟิกแบคทีเรีย)

**ค11. ขั้นตอนการแปลผลข้อมูลและประมาณค่าอัตราการเจริญเติบโตจำเพาะสูงสุดของ
เฮเทอโรทรอฟิกแบคทีเรียและแอมโมเนียมออกซิไดซิงแบคทีเรีย**

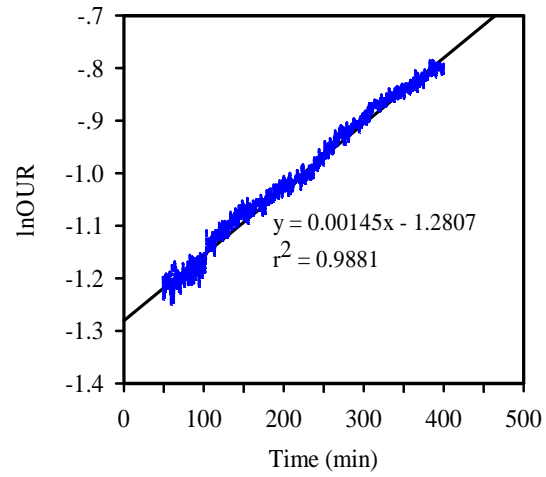
ค11.1 นำข้อมูลอัตราการใช้ออกซิเจนเฉพาะส่วนที่เพิ่มขึ้นอย่างต่อเนื่องและเป็นเชิงเส้นตรงไปหาค่า $\ln OUR$ ตัวอย่างในรูปที่ ค6 ช่วงที่อัตราการเพิ่มขึ้นเป็นเชิงเส้นตรงเริ่มตั้งแต่วันที่ 50 จนถึงประมาณวันที่ 400

ค11.2 สร้างกราฟความสัมพันธ์ระหว่างค่า $\ln OUR$ กับ เวลาจะให้ความสัมพันธ์เชิงเส้นตรง ($y = ax + b$) โดยค่าความชันของกราฟหรือค่า a คือค่าอัตราการเจริญเติบโตจำเพาะสูงสุดของจุลินทรีย์ที่ทำการทดลอง ตัวอย่างในรูปที่ ค7 ค่า $a = 0.00145 \text{ นาที่}^{-1}$ ต้องปรับค่าให้มีหน่วยเป็นต่อวัน $= 0.00145 \times 1440 = 2.1$ ซึ่งมีค่าเท่ากับ $(\mu_{\max H} - b_H)$ เมื่อแทนค่า $b_H = 0.11 \text{ วัน}^{-1}$ (ค่าที่ได้จากการทดลอง) จะได้ $(\mu_{\max H} - 0.11) = 2.1$ ดังนั้นค่า $\mu_{\max H}$ จะเท่ากับ $2.1 + 0.11 = 2.2 \text{ วัน}^{-1}$

ค11.3 การแปลผลการทดลองของเฮเทอโรทรอฟิกแบคทีเรียจะมีขั้นตอนในลักษณะเดียวกับการแปลผลการทดลองของแอมโมเนียมออกซิไดซิงแบคทีเรีย



รูปที่ ค6 แนวโน้มอัตราการใช้ออกซิเจนการทดลอง
สำหรับประมาณค่า $\mu_{\max H}$



รูปที่ ค7 กราฟความสัมพันธ์เชิงเส้นตรงระหว่าง lnOUR และเวลา
สำหรับประมาณค่า ($\mu_{\max H}$)

ภาคผนวก ง

ผลการเปรียบเทียบข้อมูลทางสถิติโดยใช้ t-test

ตารางที่ 31 ผลการเปรียบเทียบข้อมูลทางสถิติน้ำทิ้งออกโดยใช้สถิติ t-test (ที่ระดับความเชื่อมั่นร้อยละ 95)

เปรียบเทียบผลการทดลอง	ผลการทดสอบทางสถิติ (t-test)		
	ค่า COD	ค่า TKN	ค่า TP
7d-SRT-ss และ 5d-SRT-ss	$P \leq 0.001$	$P \leq 0.001$	$P = 0.013$
7d-SRT-dyn และ 5d-SRT-dyn	$P = 0.004$	$P \leq 0.001$	$P = 0.027$
5d-SRT-dyn และ 5d-SRT-ss	$P = 0.761^*$	$P \leq 0.001$	$P \leq 0.001$
5d-SRT-ss และ 5d-SRT-Ana-ss	$P = 0.138^*$	$P \leq 0.001$	-
5d-SRT-dyn และ 5d-SRT-Ana-dyn	$P = 0.014$	$P = 0.728^*$	-
Bio0.2:1-ss และ Bio0.2:1-dyn	$P = 0.245^*$	$P \leq 0.001$	-
Bio3:1-ss และ Bio3:1-dyn	$P = 0.038$	$P \leq 0.001$	-
Bio3:1-ss และ Bio3:1-2TKN-dyn	$P = 0.035$	$P = 0.147^*$	-
Bio3:1-ss และ Bio3:1-syn-dyn	$P = 0.740^*$	$P = 0.413$	-
Bio5:1-ss และ Bio5:1-dyn	$P = 0.350^*$	$P \leq 0.001$	-
Bio3:1-dyn และ Bio5:1-dyn	$P \leq 0.001$	$P = 0.447^*$	-
Bio3:1-ss และ Bio0.2:1-dyn	$P = 0.653^*$	$P \leq 0.001$	-
Bio3:1-dyn และ Bio0.2:1-dyn	$P = 0.005$	$P \leq 0.001$	-
Bio3:1-ss และ Bio1:1-ss	$P = 0.859^*$	$P = 0.403^*$	-
Bio0.2:1-ss และ Bio1:1-ss	$P = 0.398^*$	$P = 0.430^*$	-
Bio0.2:1-ss และ Bio3:1-ss	$P = 0.568^*$	$P = 0.853^*$	-
Bio0.2:1-ss และ Bio5:1-ss	$P = 0.039$	$P = 0.020$	-
Bio3:1-dyn และ Bio3:1-2TKN-dyn	$P \leq 0.001$	$P \leq 0.001$	-
Bio3:1-dyn และ Bio3:1-syn-dyn	$P = 0.006$	$P \leq 0.001$	-
Bio3:1-2TKN-dyn และ Bio3:1-syn-dyn	$P = 0.047$	$P = 0.277^*$	-

หมายเหตุ : * P value มากกว่าหรือเท่ากับ 0.05 หมายถึงข้อมูลไม่มีความแตกต่างกัน

อย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ที่ระดับความเชื่อมั่นร้อยละ 95

ประวัตินักวิจัย

ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.สุนทร กาญจนทวี ปัจจุบันดำรงตำแหน่งอาจารย์ประจำ สาขาวิชาเทคโนโลยีชีวภาพ สำนักวิชาเทคโนโลยีการเกษตร มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี เลขที่ 111 ถนน มหาวิทยาลัย ตำบลสุรนารี อำเภอเมือง จังหวัดนครราชสีมา 30000 โทรศัพท์ 044-224745 โทรสาร 044-224750 (E-mail: sunthorn@sut.ac.th)

ประวัติการศึกษา จบปริญญาตรีสาขาวิชาอุตสาหกรรมเกษตร มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ จังหวัดสงขลา ปี พ.ศ. 2525 ปริญญาโทสาขาวิชา Agricultural Engineering (Food Process Engineering) จากสถาบัน AIT (Asian Institute of Technology) จังหวัดปทุมธานี ปี พ.ศ. 2528 และปริญญาเอก (Ph.D.) สาขาวิชา Biotechnology (Bioprocessing) จากมหาวิทยาลัย Massey University ประเทศ New Zealand ปี พ.ศ. 2533

ประสบการณ์ที่เกี่ยวข้องกับการบริหารงานวิจัย ผู้อำนวยการแผนงานวิจัย “การคัดเลือกเชื้อแบคทีเรียกรดซักซินิก และการแยก และการทำให้บริสุทธิ์กรดซักซินิก”และหัวหน้าโครงการวิจัย “การผลิตกรดแลคติกจากแป้งมันสำปะหลังโดยเชื้อ *Lactococcus lactis* เสริมด้วยสารสกัดยีสต์เหลือทิ้งจากโรงงานผลิตเบียร์” และ “การผลิตอะซิโตนบิวทานอลและเอทานอลจากกากน้ำตาลอ้อยโดยเชื้อ *Clostridium acetobutylicum* P262” และ “Evaluation of the performance of the microbial pellet under aerobic condition: investigation into the effect of growth enhances used in microbial pellet. (ทำเสร็จแล้ว ตีพิมพ์ใน Annual Reports of IC Biotech Vol. 20 ปี 1997)” และ “An Establishment method for viability test of blue-green algae (*Microcystis viridis*) treated by ultrasonic sound. (ทำเสร็จแล้ว ตีพิมพ์ใน Annual Reports of IC Biotech Vol. 21 ปี 1998)”

งานวิจัยที่ทำเสร็จแล้วเรื่อง “Characteristic of hydrogen sulfide removal in a carrier-packed biological decolorization system. ตีพิมพ์ปี ค.ศ. 2000 ใน Biochemical Engineering Journal Vol. 5 หน้า 209-217.” และ “การผลิตกรดแลคติกจากแป้งมันสำปะหลังโดยเชื้อ *Lactococcus lactis* เสริมด้วยสารสกัดยีสต์เหลือทิ้งจากโรงงานผลิตเบียร์ ตีพิมพ์ปี ค.ศ. 2011 ใน Biochemical Engineering Journal (Article accepted)”

ประวัติผู้ช่วยนักวิจัย

นายปฏิกรณ์ แสนสิ่ง ที่อยู่ปัจจุบันเลขที่ 115/8 หมู่ 4 ตำบล สูงเนิน อำเภอสูงเนิน จังหวัด นครราชสีมา 30170 โทรศัพท์ 044-216605, 086-6525024 (E-mail: h_patikorn@hotmail.com) สำเร็จ การศึกษาระดับปริญญาตรีที่คณะสาธารณสุขศาสตร์ มหาวิทยาลัยขอนแก่นจังหวัดขอนแก่น เมื่อ ปี พ.ศ. 2537 และหลังจากสำเร็จการศึกษาได้เข้าทำงานกับ บริษัท เค. เอส. พี. เอ็นวายเทค จำกัด จังหวัดขอนแก่น จนกระทั่งปี พ.ศ.2543 เป็นระยะเวลา 5 ปี เข้าศึกษาต่อในระดับปริญญาโทสาขาวิชา วิศวกรรมสิ่งแวดล้อม สำนักวิชาวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี ใน ปี พ.ศ. 2543 และสำเร็จการศึกษาในปี พ.ศ. 2546 วิทยานิพนธ์เรื่อง การศึกษาประสิทธิภาพการผสม สำหรับการสร้างฟล็อกโดยใช้ตาข่ายร่วมกับไบพดรัชทอนเทอร์ไบน์ 2 ชั้น

ปี พ.ศ. 2552 สำเร็จการศึกษาในระดับปริญญาเอก (Ph.D. Environmental Engineering) สาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม สำนักวิชาวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี วิทยานิพนธ์เรื่อง การเพิ่มพูนจุลินทรีย์ในกระบวนการแยกที่เวเต็ดสลัดจ์เพื่อเพิ่มศักยภาพการกำจัด ไนโตรเจนภายใต้สภาวะผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์ในรอบวัน

ปัจจุบันทำธุรกิจส่วนตัว บริษัท ออริจิน อินสทรูमेंท์ จำกัด เลขที่ 115/8 หมู่ 4 ตำบลสูงเนิน อำเภอสูงเนิน จังหวัดนครราชสีมา 30170 โทร. 044-216605, 086-3551960 (E-mail: origin.model@gmail.com) บริษัทที่ปรึกษาด้านวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม การบำบัดน้ำเสีย ผลิตภัณฑ์มือ วิทยาศาสตร์และอุปกรณ์สำหรับการทำวิจัยด้านสิ่งแวดล้อม